

研究報告

# 關刀溪森林生態系地震崩場地土壤種子庫 及小苗組成之研究<sup>1</sup>

陳明義<sup>2</sup> 陳志煌<sup>3</sup> 林勝國<sup>3</sup>

**【摘要】**藉由土壤種子庫與小苗動態的研究，可進一步瞭解關刀溪森林生態系九二一地震崩塌後植群之天然更新狀況。從四處崩場地長期監測中發現，崩場地原表土層之存留及新表土層之穩定度，對崩場地之種子庫及小苗密度有所影響，其中以保有部分原表土層之崩場地（L4）密度較大（55.5株 /m<sup>2</sup>）。分析土壤種子庫及小苗組成物種之分布，陽性植物之種子與小苗在崩場地與非崩場地均佔重要比例，推測是陽性植物多產生較輕小之種子，可藉由風力傳播（昭和草、青楓、木荷及白匏子）或鳥類傳播（山胡椒），並以持續性種子庫的方式，累積留存在種子庫內。在四類生活型小苗（喬木、灌木、藤本及草本）中，在各崩場地及其對照樣區均以喬木種所佔的比例較大。且喬木種小苗的死亡率亦低於其他三類型小苗，推測是喬木種小苗之根系較其他三類型小苗發達，可以在表土層淺薄且含水力較差之崩場地生長。

**【關鍵字】**關刀溪森林生態系、地震崩場地、植群監測、土壤種子庫、小苗

Research paper

## The Composition of Soil Seed Bank and Seedlings in the Earthquake Landslide Sites of Guandaoshi Forest Ecosystem<sup>1</sup>

Ming-Yih Chen<sup>2</sup> Chih-Huang Chen<sup>3</sup> Sheng-Kuo Lin<sup>3</sup>

**【Abstract】** Soil seed bank and seedling density in the landslide sites of Guandaoshi forest ecosystem following 921 earthquake were monitored. Based on the inventory at 4 landslide plots, seedling density was related to the existence of the original topsoil and also to the stability of newly formed topsoil. Seedling density was highest ( 55.5 seedling / m<sup>2</sup> ) at the plot (L4) with partial original topsoil. Most seedlings are shade-intolerant species with relatively small seeds which are easily to be dispersed by wind (*Crassocephalum rabens*, *Acer serrulatus*, *Schima superba* and *Mallotus paniculatus* ) or by birds ( *Litsea*

1. 本研究承行政院國科會計畫 NSC 89-2621-B-005-026-A10 及 NSC 90-2621-B-005-002-A10 補助，僅此致謝

2. 國立中興大學生命科學系教授（通訊作者）

Professor, Dept. of Life Sciences, NCHU. (corresponding author)

3. 國立中興大學植物學系研究生

Graduate student, Dept. of Botany, NCHU.

*cubeba* ). Among the life forms ( tree, shrub, vine and herb ), the density of tree species was the highest and the mortality rate of tree species was the lowest. Seedlings of tree species are more abundant and seem to be more adaptable to landslide sites.

**【Key words】** Gaundaushi forest ecosystem, earthquake landslide site, vegetation monitoring, soil seed bank, seedling

## 一、前言

干擾 (disturbance) 是指由於自然或人為因素，對生態系、生物群落或族群結構造成破壞，並使生物相或生育地環境改變的事件。森林生態系受到干擾破壞後，土壤種子庫 (soil seed bank) 與小苗庫 (seedling bank) 是森林動態變化的起點，爾後並逐漸影響到生育地環境、植物社會結構及植群分布。藉由土壤種子庫與小苗動態的研究，可進一步瞭解干擾之影響、植群演替方向及樹種之天然更新現象。

1999 年 9 月 21 日發生在台灣中部的九二一大地震，在關刀溪森林生態系中造成許多處崩塌地，本研究就地震造成之崩塌地設置永久樣區，進行土壤種子庫調查及小苗消長監測，試就崩塌地之天然更新機制加以探討，以瞭解森林生態系在地震干擾後之動態變化過程。

## 二、研究地區與方法

### (一) 研究地區

關刀溪森林生態系位於台灣中部惠蓀林場第三林班，海拔高 700 公尺至 1,700 公尺，區內之植群包括天然闊葉林、次生闊葉林以及杉木人工林，天然林主要為楠櫟林帶 (*Machilus-Castanopsis* zone) (呂等, 1996)。以第三林班氣象站1998年所得的資料，本區年平均溫度為 17.5 °C，平均相對濕度為 96.5 %，年雨量為 3,262 mm。本研究於 1999 年 9 月 21 日大地震後，選定關刀溪長期生態研究區及其鄰近地區之崩塌地設置樣區 (圖 1)，長期監測其種子庫與小苗動態。

L1 為崩塌地樣區，位於往第 4、5 林班之林道 3.3 K 處之人工杉木林邊坡，東北坡向，

坡度 30 至 40 度，海拔高約 1,060 公尺，地表完全裸露；LC1 為 L1 之非裸露對照樣區，位於 L1 側方未受干擾林地內。L2 位於林道 3.4 K 處之次生林邊坡，東北坡向，坡度 40 至 50 度，海拔高約 1,070 公尺，地表完全裸露；LC2 為 L2 之對照樣區，位於 L2 側方未受干擾林地內。L3 位於水源地下方之天然林內，西南坡向，坡度 40 至 50 度，海拔高約 1,105 公尺，於九二一大地震後崩塌，地表完全裸露；LC3 為 L3 之對照樣區，位於 L3 側方未崩塌林地內。L4 位於水源地上方之次生林內，東北坡向，坡度 30 至 40 度，海拔高約 1,400 公尺，地震後有多株香桂、木荷及錐果櫟等上木根拔倒伏，地被仍留存部分植被；LC4 為 L4 之對照樣區，位於 L4 側方之未崩塌林地內。

### (二) 研究方法

#### 1. 土壤種子庫調查

本研究是採用幼苗發芽法 (Simpson *et al.*, 1989)。自 2000 年 2 月至 2001 年 3 月，每 3 個月由所有崩塌地樣區各逢機挖取長 20 公分、寬 20 公分、深 5 公分的表土 2 包，帶回網室進行發芽試驗。在長 38 公分、寬 27 公分、高 7 公分的發芽盤內鋪細紗網，先置入厚度約 3 公分由泥炭土和蛭石以 5:1 比例混合的培養土，再將所取回之土樣，分別平鋪於發芽盤內，厚度約 2 公分，並在發芽盤上加蓋細紗網，防止外來種子進入。每日澆水保持濕潤，每星期鑑定並記錄發芽的物種及數量一次，無法鑑定者待其成長至可鑑定後再加以記錄並拔除。

#### 2. 小苗調查

L1、L2 各設置 1 個 6 m × 4 m 的方區；

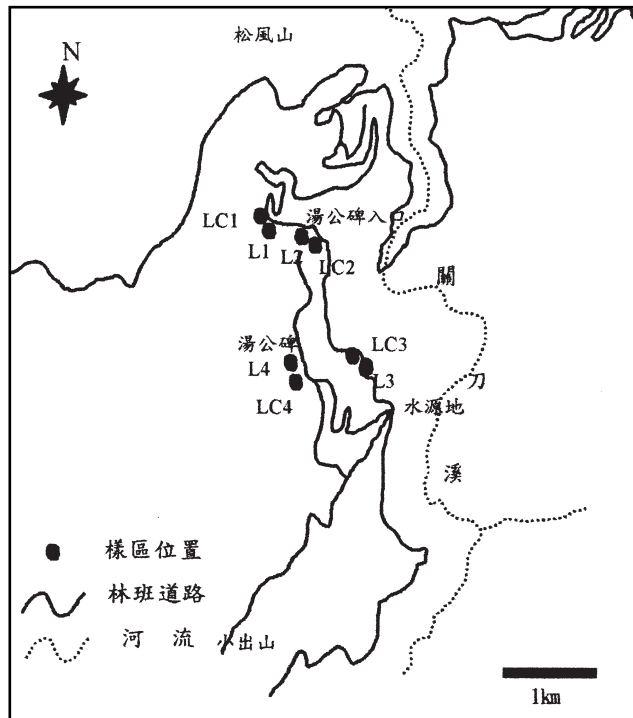


圖 1. 關刀溪森林生態系崩塌地研究樣區位置圖 (L : 崩塌地樣區 ; LC : 未崩塌對照樣區)

Fig. 1. The locations of landslide plots in Gaundaoshi forest ecosystem. ( L : landslide plots ; LC : control plots )

L3 設置 1 個 4 m × 4 m ; L4 設置 1 個 2 m × 2 m 的樣區 ; 各崩塌地之對照樣區分別設置 1 個 2 m × 2 m 的方區。就樣區內喬木與灌木植株高低於 1 公尺、藤本萌芽後 2 年內以及草本萌芽後 1 年內之小苗，每二個月監測一次，以塑膠牌標定樣區內所有小苗，並記錄小苗的種類、株數及覆蓋度。

### 3. 資料分析

以 Shannon 歧異度指數 (Shannon index of diversity) 分析各樣區土壤種子庫之歧異度，公式如下 (Magurran, 1988) :

$$H = - \sum ni / N \times \log_2 ni / N$$

H : Shannon 歧異度指數

ni : 第 i 種植物的個體數

N : 所有植物種個體數總和

## 三、結果與討論

### (一) 土壤種子庫

#### 1. 土壤種子庫密度

自 2000 年 2 月至 2001 年 3 月間，以幼苗發芽法調查種子庫之組成，各期土樣經四個月發芽試驗，並以土樣內種子萌芽數代表種子庫密度 (粒/0.08 m<sup>2</sup>)。各樣區不同期間土壤種子庫密度列於表 1。L4 樣區土壤種子庫之平均密度大於 L1、L2 與 L3，推測崩塌地原表土層之存留及新表土層之穩定度，對崩塌地之種子庫密度有所影響。在不留存原表土層之崩塌地 (L1、L2 及 L3) 多為礫石組成，土壤內原先留存的種子大多已隨表土層震落或雨水沖刷而流失。L4 因保有部分原表土層，且較少受到降雨及餘震的干擾，種子

表 1. 崩塌地樣區及其對照樣區不同期間之土壤種子庫密度 (粒 / 0.08 m<sup>2</sup>) (L : 崩塌地樣區 ; LC : 未崩塌對照樣區)

Table 1. The density of soil seed bank at landslide plots. ( L : landslide plots ; LC : control plots )

樣區 代號	2000年			2001年	
	2~6月	7~9月	10~11月	1~3月	平均密度
L1	5	2	3	12	5.5 ± 4.5
LC1	181	82	89	117	117.3 ± 45.1
L2	25	1	4	7	9.8 ± 10.6
LC2	131	345	90	80	208.5 ± 116.2
L3	8	8	3	1	5.0 ± 3.6
LC3	142	79	44	88	88.3 ± 40.5
L4	49	29	32	23	33.3 ± 11.1
LC4	57	69	64	44	58.5 ± 10.9

留存在土壤中的機會增多。

未受崩塌樣區土壤種子庫之平均密度為 1,213 粒/m<sup>2</sup>，此與張 (1996) 在福山地區之研究結果 (1,053 粒/m<sup>2</sup>) 相近。比較崩塌地與對照樣區之種子庫密度，崩塌地之種子庫密度均小於其對照樣區。不留存原表土層之崩塌地 (L1、L2 與 L3)，在崩塌後 5 個月之種子庫平均密度為 12.6 粒/0.08 m<sup>2</sup>，為其對照樣區 (151.3 粒/0.08 m<sup>2</sup>) 的 8%。Guariguata (1990) 研究波多黎各 Luquillo 實驗林內崩塌地之森林更新，發現崩塌地形成 4 個月後之種子庫平均密度，為鄰近未崩塌林地的 5%。

## 2. 土壤種子庫組成

在 96 個土樣中累計萌發 2,926 株小苗，鑑定出 2,680 株，分屬 38 科 71 種，另有 82 株在觀察期間死亡，其部分結果列於表 2。在崩塌地樣區鑑定出 24 科 35 種植物，以薔薇科較多，其次為茶科及菊科，其種子來源主要來自當地植群。在不同崩塌地間主要物種組成有所差異，L1 樣區以山黃麻及倒地蜈蚣為主；L2 樣區以薯豆為主；L3 以木荷及酢醬

草為主；L4 以懸鉤子屬、柃木屬及昭和草為主。

在未崩塌對照樣區方面，鑑定出 34 科 60 種，以野牡丹科較多。主要物種組成，在 LC1 及 LC2 以野牡丹及柏拉木為主，LC3 以長梗紫麻及玉葉金花為主，LC4 以裡白饅頭果及硬齒獼猴桃為主。對照樣區內主要的冠層樹種，如殼斗科、山龍眼科及樟科植物，其種子在種子庫內所佔數量相當少。

比較各樣區土壤種子庫物種組成之 Shannon 歧異度指數 (圖 2)，表土層多次受到干擾而崩落之崩塌地 (L1 與 L3)，其歧異度指數均低於其他樣區，推測土壤種子庫物種組成之歧異度，與表土層之穩定度有關。表土層不穩定之林地，土壤種子庫經常受到干擾，減少留存在林床上之種子種類及數量。

分析土壤種子庫組成物種之分布，陽性植物 (如裡白椴木、裡白饅頭果、白孢子、懸鉤子屬及火炭母草等) 之種子普遍分布在崩塌地與非崩塌地，推測是陽性植物多產生較輕小之種子，可藉由風力傳播 (昭和草、

表 2. 崩場地及其對照樣區土壤種子庫之組成 (L : 崩場地 ; LC : 未崩場對照樣區)  
 Table 2. Main component of soil seed bank at landslide plots. ( L : landslide plots ; LC : control plots )

植物種類	種子數量 (單位: 粒)							
	L1	L2	L3	L4	LC1	LC2	LC3	LC4
白匏子 (T)*		1			2	7	5	7
裡白饅頭果 (T)		2		2	4	10	10	33
山胡椒 (T)	1			2	6	11	2	5
裡白榕木 (T)				3		3		9
三叉虎 (T)					8	5		
山黃麻 (T)	5	1			2	22	5	
朱紅水木 (T)		1	1	5	5	34	10	7
柃木屬 (T)		2		15	38	12	17	7
野牡丹 (S)	1	1		1	75	57	16	
柏拉木 (S)					106	441	17	
台灣厚距花 (S)		3				56	3	1
臺灣山桂花 (S)				3	8	9	8	9
紅腺懸鉤子 (S)				7	5	3	2	8
變葉懸鉤子 (S)		2		8	4	13	22	12
苦懸鉤子 (S)				8	1	1	2	2
玉葉金花 (S)	3	1		12	29	25	39	8
長梗紫麻 (S)							85	
硬齒彌猴桃 (L)				6	4	2	6	28
倒地蜈蚣 (H)	4	4			33	10	2	
昭和草 (H)		2	2	11	21	28	9	17
加拿大蓬 (H)		1		1	6	1		3
火炭母草 (H)				1	1	10	7	16
竹葉草 (H)					19	1		

\* 括弧內之代號為生活型。T : 喬木 ; S : 灌木 ; L : 藤本 ; H : 草本。

青楓、木荷及白匏子) 或鳥類傳播 (山胡椒), 並以持續性種子庫的方式, 累積留存在種子庫內。林下耐陰灌木及藤本的種子, 分布在仍留存表土層之崩場地與非崩場地, 以非崩場地為主。張等 (1998) 亦歸納前人的研究指

出, 森林中的土壤種子庫主要是由先驅樹種及一些極耐陰之次冠層植物的種子組成, 此與本調查結果相似。

### 3. 土壤種子庫之消長

崩場地及其對照樣區之土壤種子庫密度隨

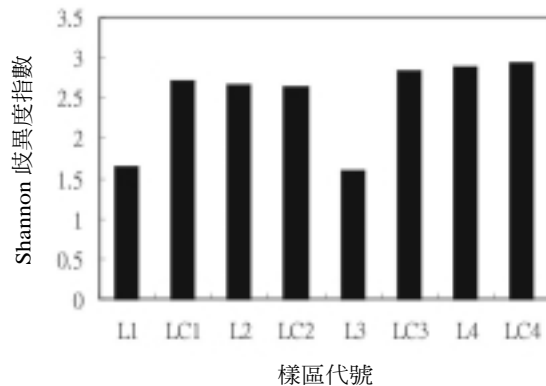


圖 2. 各樣區土壤種子庫物種組成之 Shannon 歧異度指數

(L : 崩塌地樣區 ; LC : 未崩塌對照樣區)

Fig. 2. The Shannon diversity index of soil seed bank at landslide plots.

(L : landslide plots ; LC : control plots)

時間之變化如圖 3、4。2000 年 9 月以前各崩塌地土壤種子庫之密度有下降之趨勢，推測與新表土層穩定度及種子萌發有關。不留原表土層之崩塌地（L1、L2 與 L3）在 2000 年 9 月以前，受到餘震及豪雨干擾，新表土層多次再崩落，種子庫內之種子流失及死亡機會增大。保留原表土層之崩塌地（L4），在 2000 年 8 月間則有大量山胡椒種子萌發。2000 年 9 月以後，各崩塌地種子庫密度變化趨勢不一致，崩塌時間愈久，種子密度是否隨著增加，有待更進一步監測。各樣區土壤種子庫密度之變化呈現波動現象，推測與植物結實物候有關，但須進一步研究證實。

## (二) 小苗組成與消長

### 1. 小苗密度

自 2000 年 1 月起自 2002 年 3 月止，各樣區不同時期之小苗密度列於表 3。保留原表土層之崩塌地（L4），其小苗平均密度大於不留原表土層之崩塌地（L1、L2 與 L3）；新表土層穩定度高之崩塌地（L2、L3），其小苗平均密度大於新表土層穩定度低之崩塌地

（L1）。推測崩塌地之小苗密度與崩塌後原表土層之有無、新表土層的穩定度以及崩塌面積大小有關。留存原表土層之崩塌地（L4）可保留土壤種子庫內之種子，且地表受到降雨沖蝕的干擾較小，增加了種子萌發及小苗存活之機會。而原表土層已崩落之崩塌地（L1）多次因餘震、豪雨沖刷及碧利絲颱風（2000 年 8 月）之影響而再崩落，使萌發小苗之生長及建立受到干擾。

各崩塌地與其對照樣區比較時，除具表土層之崩塌地（L4）大於其對照樣區外，其餘各崩塌地之小苗平均密度均明顯小於對照樣區。

### 2. 小苗組成

崩塌地樣區小苗已鑑定出 25 科 40 種植物，小苗數以樟科較多（35.8 %），其次為槭樹科及茶科，其部分結果列於表 4；主要物種在不同崩塌地間有所差異，L1 及 L4 樣區以山胡椒為主；L2 以青楓、火炭母草及山胡椒為主；L3 以木荷為主。未崩塌對照樣區記錄了 21 科 31 種，以桃金娘科較多；LC1、

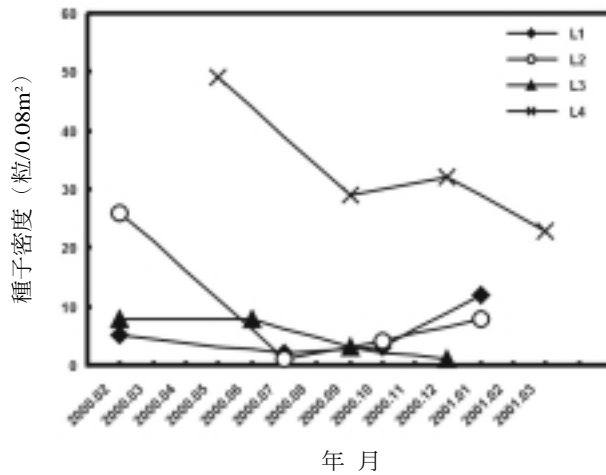


圖 3. 崩場地樣區土壤種子庫密度變化

Fig. 3. Change of density of soil seed bank at landslide plots.

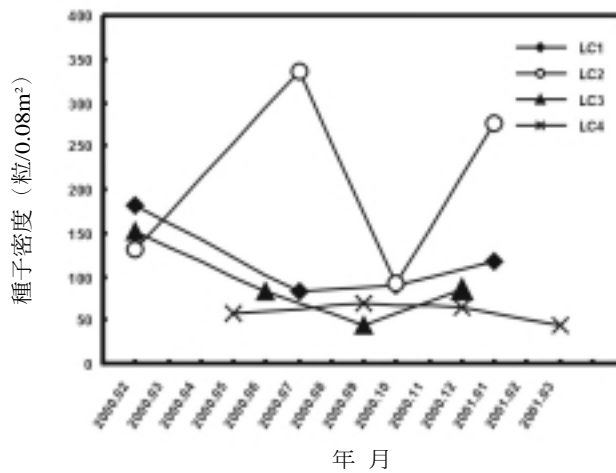


圖 4. 未崩塌對照樣區土壤種子庫密度變化

Fig. 4. Change of density of soil seed bank at control plots.

LC2、LC3 與 LC4 主要物種分別為台灣菝葜、倒卵葉山龍眼、薯豆與小葉赤楠。一些陽性植物，包括木本（如木荷及裡白饅頭果）及草本（如昭和草），在對照樣區亦可見。Garwood 等（1979）研究熱帶森林之崩場地，指出先驅物種在崩塌後初期入侵並佔有優勢，可增加崩塌

地所在森林內植物種類之歧異度。

將小苗依喬木、灌木、藤本及草本四類生活型加以區分，各樣區四類生活型之小苗數如圖 5。小苗數在各崩場地及其對照樣區樣區均以喬木種所佔的比例較大。

### 3. 小苗之消長

表 3. 崩場地及其對照樣區不同期間之小苗密度 (株 / m<sup>2</sup>) (L : 崩場地樣區 ; LC : 未崩塌對照樣區)

Table 3. The seedling density at landslide plots ( L : landslide plots ; LC : control plots )

樣區代號	2000年					2000年12月					2001年12月			平均密度
	1月	4-5月	6-7月	8-9月	10-11月	2001年1月	1月	4-5月	6-7月	8-9月	10-11月	2002年1月	2-3月	
L1	0.7	0.6	0.5	0.3	0.4	0.4	0.3	0.8		0.6	0.7	0.8	0.8	0.6 ± 0.2
LC1					9.5	10.3	11.3	11.3	13.8	20.3	22.0	20.8	19.0	15.4 ± 8.5
L2	0.4	4.1	23.0	1.4	21.0	3.2	3.5	3.9		28.0	4.5	6.2	10.6	3.7 ± 2.6
LC2					16.3	16.8	17.0	17.3	21.5	23.3	27.8	30.5	29.0	22.2 ± 10.3
L3		0.9	3.6	3.1	3.3	3.1	3.0	29	3.3	27.0	28	29	28.0	29.0 ± 1.0
LC3			10.5	12.0	11.5	10.5	9.8	13.8		15.0	15.3	14.8	13.5	12.7 ± 5.3
L4			26.8	59.0	54.3	51.0	48.5	46.0		24.5	23.3	18.8	18.5	37.1 ± 20.5
LC4			8.3	17.5	19.8	21.5	23.0	23.3		44.3	43.5	42.5	39.0	28.3 ± 16.0

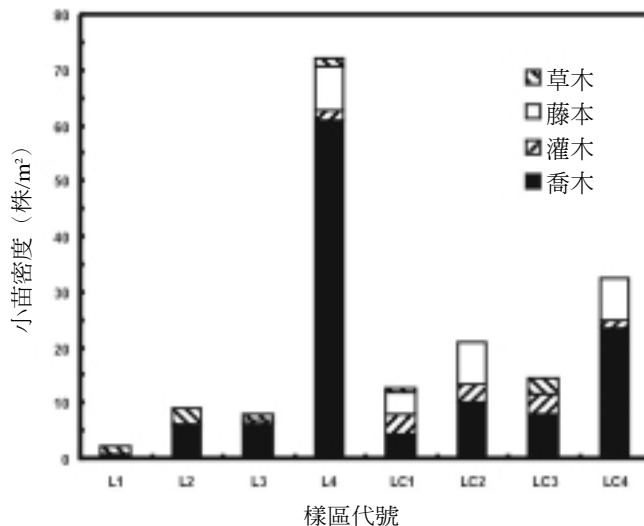


圖 5. 崩場地及其對照樣區四類生活型植物之小苗密度

Fig. 5. The density of four life-form types of seedlings at landslide plots.

各崩場地及對照樣區小苗密度之變化情形如表 3。L1 樣區之小苗密度在 2000 年 9 月之前呈下降趨勢，主要是受到餘震、豪雨及颱風之影響而經常崩落，使小苗密度逐漸減少，日後則隨崩場地的穩定，小苗密度逐漸提升，最後趨於穩定。L2 在 2000 年 4 月小苗密度大量

增加，主要是有大量的青楓小苗萌發所致；在 2000 年 9 月以前，由於青楓小苗逐漸死亡以及碧利絲颱風造成該樣區崩塌之影響，小苗密度大幅降低；之後，由於崩場地已趨穩定，使小苗密度又逐漸增加，最後趨於穩定。由此推論崩場地小苗密度消長與崩場地穩定度及種子萌



表 4. 崩場地及其對照樣區小苗之組成 (單位: 株) (L: 崩場地; LC: 未崩塌對照樣區)

Table 4. Main component and density of seedlings at landslide plots.

(L: landslide plots; LC: control plots)

植物種類	L1	L2	L3	L4	LC1	LC2	LC3	LC4
白匏子 (T)*	2	2	1	24		2	1	
裡白饅頭果 (T)		3		12	4	1	1	
山胡椒 (T)	11	27	2	198		2		19
長葉木薑子 (T)			1			2	1	1
木荷 (T)		4	86	1			1	7
青楓 (T)	1	93						
薯豆 (T)		5	4	1	11	7	11	1
小葉赤楠 (T)						1	4	57
倒卵葉山龍眼 (T)						17		
大丁黃 (S)			7			2	10	
琉球雞屎樹 (S)				1			4	6
柏拉木 (S)					9	6		
台灣厚距花 (S)					4	2		
毛雞屎藤 (L)				3	2	5		5
賽山椒 (L)			1	7	1	1		5
百香果 (L)		1		7				
台灣菝葜 (L)	1	3		9	12	23		20
昭和草 (H)	5	3	12			2		1
火炭母草 (H)	15	43		5				3
倒地蜈蚣 (H)	1	1			2			
茶匙癩 (H)		19						
五節芒 (H)	10							

\* 括弧內之代號為生活型 T: 喬木; S: 灌木; L: 藤本; H: 草本

發有關。L3 在 2000 年 6 月因大量木荷小苗萌發而密度大增，日後則逐漸趨於穩定。L4 在 2000 年 8 月山胡椒小苗大量萌發而密度大增，在 2001 年 5~8 月，因許多小苗長大（超過 1 公尺），不在小苗調查範圍，故小苗密度驟減。在未崩塌對照樣區方面，大致處於穩定狀態，2001 年 7、8 月因雨量充沛，各區小苗大量萌發，其中又以 LC4 之山胡椒小苗最多。Myster 等（1995）研究波多黎各崩場地之空間梯度及區塊結構，指出穩定度及土壤養分高之崩場地，較有利於大型草本、灌木及先驅

樹種之迅速拓殖與生長。

崩場地及其對照樣區小苗死亡率（兩次調查期間小苗死亡株數 / 前次調查時小苗總株數）之變化如圖 6、7。在 2000 年 9 月以前受餘震及豪雨的干擾，表土層多次受到沖蝕及再崩落，各樣區小苗死亡率較高。之後，餘震及豪雨的干擾減少，表土層逐漸穩定，降低了小苗因土石流失造成之死亡率。2001 年 4~6 月，因天候乾燥，而使得各樣區小苗死亡率增加。但 L4 樣區小苗之死亡率較其他三個崩場地低，推測是因 L4 崩場地仍保留部分表土

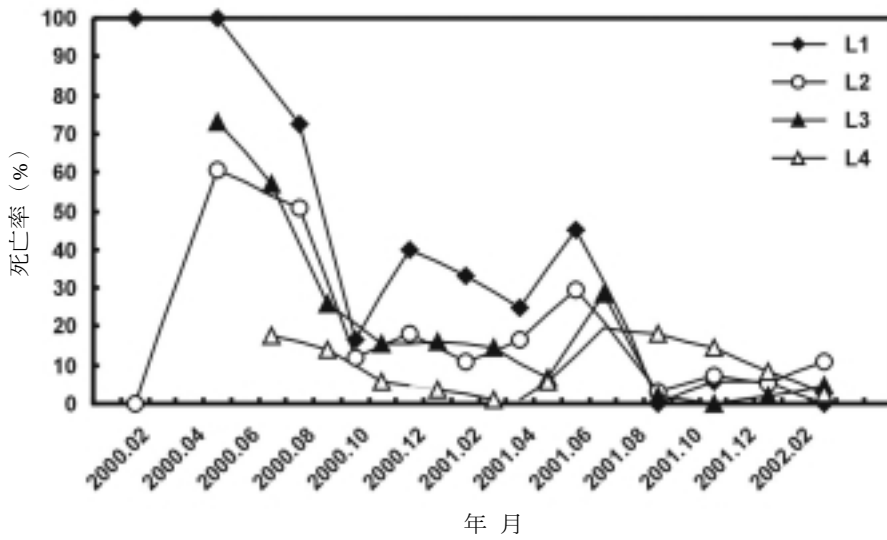


圖 6. 崩塌地樣區小苗死亡率之變化

Fig. 6. The mortality of seedlings at landslide plots.

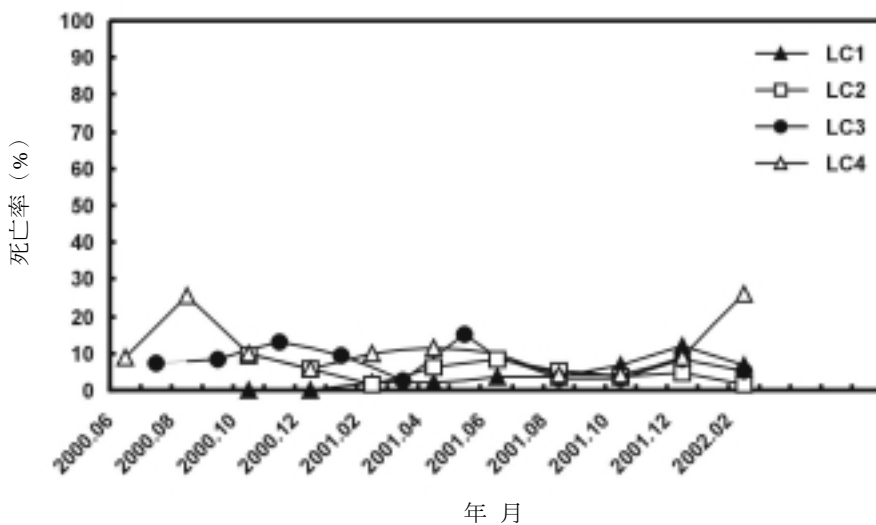


圖 7. 未崩塌對照樣區小苗死亡率之變化

Fig. 7. The mortality of seedlings at control plots.

層，可減少外力干擾之強度，小苗之生長狀況亦較佳。Walker 等（1996）研究加勒比海附近山區之崩塌地，指出土壤穩定度低之崩塌地維管束植物不易生長，且會受到沖蝕而流失死亡。Dalling 等（1995）研究牙買加山地雨林之

崩塌地更新，指出崩塌地之土壤養分含量低於未受干擾地，崩塌地內小苗的生長則受到養分含量的限制。由調查結果，推測小苗死亡率的高低及變動情形，與崩塌地原表土層之有無、小苗生長情形及崩塌地穩定與否有關。

崩塌地樣區四類生活型小苗死亡率之變化均以喬木種小苗的死亡率較低，且有下降之趨勢，其他三類型小苗之死亡率較大且變動幅度大。初步推測是喬木種小苗之根系較其他三類型小苗發達，可以在表土層淺薄且含水量較差之崩塌地生長。

#### 四、結論

崩塌地種子庫密度的消長與崩塌地穩定度、種子萌發及崩塌地形成時間有關。崩塌後若原表土層流失，新表土層較易受到雨水沖蝕及再崩落的干擾，種子庫內的種子流失或死亡的機會增大。而保留原表土層之干擾地，除可留存原表土層內之種子外，其種子庫內之種子數亦較少受到雨水沖蝕及再崩落的影響而減少。崩塌地之土壤種子庫在崩塌後初期，受到新表土層不穩定性及陽性植物（山胡椒、青楓及木荷）種子萌發之影響，使種子密度下降。陽性植物之種子落入崩塌地之種子庫後，崩塌地具大面積的裸露地，可提供足夠的光度，較有利陽性植物種子萌發；而未崩塌對照樣區，由於進入林下之光度較少，對陽性植物種子的萌發有所影響。

比較各崩塌地之小苗密度，推測崩塌地小苗密度消長及死亡率變化，與原表土層之有無、崩塌地穩定度、種子萌發及小苗生長情形有關。仍保留原表土層及新表土層穩定度高之崩塌地，受雨水沖蝕及再崩落之干擾較小，小苗萌發後較少受外力干擾而死亡。調查不同時期之小苗密度及死亡率，崩塌地樣區小苗密度在初期因陽性植物小苗萌發而明顯增加，以後受到餘震、豪雨及颱風之影響，小苗密度下降，死亡率高；崩塌地穩定後小苗密度增加，死亡率降低。各崩塌地四類生活型（喬木、灌木、藤本及草本）小苗之數量，以喬木型植物種佔較大的比例，且喬木型植物之小苗死亡率較低並呈下降趨勢。推論陽性之喬木型植物小苗較能適應崩

塌後初期之生育地環境。

#### 五、參考文獻

- 呂金誠、歐辰雄（1996）關刀溪長期生態研究區森林植群之初期研究。中興大學實驗林研究彙刊 18(1)：77-108。
- 周先葉、李鳴光、王伯蓀、鮑啓杰（2000）廣東黑石頂自然保護區森林次生演替不同階段土壤種子庫的研究。植物生態學報 24(2)：222-230。
- 張乃航、馬復京、游漢明、許原瑞（1998）福山地區次生闊葉林土壤種子庫及幼苗動態。台灣林業科學 13(4)：279-289。
- 張和明（1996）台灣北部福山地區天然闊葉林土壤種子庫與樹種更新之研究。國立台灣大學植物學研究所碩士論文。
- 陳明義、呂金誠、林昭遠（1989）野火對惠蓀林場杜鵑嶺植群之初期影響。中興大學實驗林研究報告 10：11-28。
- 陳明義、周文鄧、蔡進來（2000）關刀溪森林生態系之倒木孔隙更新。中興大學實驗林林業研究季刊 22(1)：23-32。
- Dalling, J. W. and E. V. J. Tanner（1995）An experimental study of regeneration on landslides in montane rain forest in Jamaica. *J. Ecol.* 83:5-64.
- Garwood, N. C., D. P. Janos and N. Brokaw（1979）Earthquake-caused landslides: a major disturbance to tropical forests. *Science* 205:997-999.
- Magurran, A. E.（1988）*Ecological Diversity and Its Measurement*. Chapman and Hall, London. 179pp.
- McGee, A. and M. C. Feller（1993）Seed banks of forested and disturbed soils in Southwestern British Columbia. *Can. J. Bot.* 71:1574-1583.
- Miller, P. M.（1999）Effect of deforestation on

- seed banks in a tropical deciduous forest of western Mexico. *J. Trop. Ecol.* 15:179-188.
- Myster, R. W. and D. S. Fernandez (1995) Spatial gradients and patch structure on two Puerto Rican landslides. *Biotropica* 27:149-159.
- Simpson, L. R. , M. A. Leck and V. T. Parker (1989) Seed banks: general concepts and methodological issues. pp.3-8. In: Leck, M. A., V. T. Parker and R. L. Simpson (eds). *Ecology of Soil Seed Banks*. Academic Press, San Diego, California.
- Sörensen, T. (1948) A method of establishing group of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. *Det. Kong Danske Vidensk. Selsk. Biol. Skr.* (Copenhagen) 5:1-34.
- Walker, L. R. , D. J. Zarin, R. W. Myster and A. H. Johnson (1996) Ecosystem development and plant succession on landslides in the Caribbean. *Biotropica* 28 (4a):566-576.
- Whitmore, T. C. (1989) Canopy gaps and two major groups of forest trees. *Ecology* 70 (3):536-538.
- Whitmore, T. C. (1996) A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestions for further enquiry. pp.3-30. In: Swain, M. D. (ed). *Ecology of Tropical Forest Tree Seedlings* UNESCO/Parthenon, Paris/Carnforth.