

# 烏石坑地區受天然災害引起之地景變遷分析

## Analysis of landscape change after natural disasters in the Wu-Shyr-Keng area of Taiwan

呂明倫\* 何健銘

Ming-Lun Lu\* and Jen-Zon Ho

行政院農業委員會特有生物研究保育中心 55244 南投縣集集镇民生東路1號

Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantou, Taiwan

\*通訊作者：alan@tesri.gov.tw

\*Corresponding author: alan@tesri.gov.tw

### 摘要

監測自然地景的長期變遷有助於野生物棲息地保育工作的推動。本研究以烏石坑地區為研究區域，利用多時期的*Satellite Pour L'observation de la Terre*衛星遙測資料與影像分類方法，建構不同年份的基本圖資，用於監測地景之變遷過程。1995、2001、2006與2012年等4期之影像分類結果發現，總體準確度均可達90%左右，而各時期的地景變化中，1995至2001年間，受天然災害之影響，森林的面積大幅減少，並轉變為裸露區，另從野生物棲息地的地景結構分析可知，特有生物研究保育中心低海拔試驗站轄管範圍及其周圍鄰近區域歷經災害干擾後，造成地景有出現缺口與破碎化的現象，至2012年已有回復的趨勢，未來仍值得持續觀察是否會對野生物的族群造成其他影響。

### Abstract

Understanding the long-term process underlying natural landscape changes is central to drive the conservation efforts of wildlife habitats. We produced multi-temporal land cover maps for monitoring landscape change in the Wu-Shyr-Keng area of Taiwan, using remote sensing data and image classifications from *Satellite Pour L'observation de la Terre*. The results show that overall accuracies of

classification maps for 1995, 2001, 2006 and 2012 are around 90%. The spatial distribution of forest declined sharply, and forests were replaced by bare area between 1995 and 2001 because of natural disasters. Then we analyzed landscape structures across managed range and the surrounding areas at a low altitude experimental station of Endemic Species Research Institute. Our results suggest that although forest covers have restored in 2012, wildlife habitats may suffer from damages and fragmentation. Hence, a sustained research is necessary to observe disturbance effects for wildlife populations.

**關鍵字：**野生物棲息地、遙測、地景結構、低海拔試驗站、破碎化

**Keywords：**wildlife habitat, remote sensing, landscape structure, low altitude experimental station, fragmentation

收件日期：2013年07月23日

接受日期：2013年11月08日

Received: July 23, 2013

Accepted: November 08, 2013

## 前 言

現今放眼全球，各國受到氣候變遷的影響，極端天氣事件的頻率急遽攀升，所導致的天然災害規模，更是超出以往人類的認知範圍，當環境受到衝擊時，無論自然生態或社會經濟所造成的影響程度，均會相當巨大而深遠。台灣原屬於高災害風險區位，近代國內發生的重大天然災害至今仍記憶猶新，舉凡1999年9月21日發生的集集大地震(芮氏規模7.3)，以及後續的強颱、豪雨等極端天氣事件，使中部山區出現大面積的崩場地，自然環境嚴重受創(黃 2002；陳 2005；壽等 2010)，並且亦影響到野生物族群的分布及組成(林等 2003)。

地景(landscape)係一塊具有明顯可辨之特徵土地，特別視為某些自然作用下的產物(何 2009)，而地景生態學(landscape ecology)則著重於探討環境與生物間之相互關係，因地景於

空間上的大小、種類、排列與配置等結構特徵，與生物族群的活動、覓食、棲息與遷移等，存有密切的相關性，為創造生物多樣性的重要基礎(Forman 1995)。一般而言，地景的變遷反應係具有其特殊之方向性，如地震與颱風的侵襲使原本覆蓋完整的森林植被轉變為裸露地，因此，唯有透過不同時間尺度的地景變遷監測，才能理解其中的變化機制(Antrop 1998)，進一步亦可釐清環境受衝擊的區域、程度與原因為何(Griffiths and Mather 2000)，以及評估地景變遷對生物可能造成的影響(Moseley 2006; Falcucci *et al.* 2007)。

遙測(remote sensing)技術的應用中，常見利用人造資源衛星獲取大尺度的地表資訊，尤其衛星光學影像的分類方法，可依照使用者需求，辨別各種型態的地景特徵，並製作其空間分布圖資，另豐富的歷史影像資料庫，完整記錄地景變遷之演變經過，故已廣泛地被應用於

研究森林植被的分布狀態(陳等 2005; 呂與鍾 2007);天然災害過後,林地的崩塌情形(劉與林 2004; 衛 2006; 壽等 2010)及植被復育的成效(林等 2006);且亦為監測地景變遷過程與量化地景結構特徵(陳等 2005; 鍾與呂 2005)之重要利器。

特有生物研究保育中心低海拔試驗站位於中部烏石坑地區,1993年9月20日設立,所轄試驗地具台灣低海拔生態系之代表性,並受到良好的制度保護,因此,動、植物資源相當豐富(楊等 2011),試驗站本身更負有供台灣特有及珍稀物種飼養、培育、繁殖、種原保存、復育及生態教育等試驗研究之責,然而,誠如前文所述,中部山區受災害干擾後,勢必也將改變試驗站管轄地之地景原貌,以及影響野生生物的棲息。有鑑於此,本研究利用衛星遙測影像作為材料,探討921集集大地震前、後至近期,烏石坑地區之地景變遷過程,期研究結果能提供生物多樣性保育工作之參考。

本研究區位於台中市和平區自由村烏石坑境內,地理位置如圖1所示,所轄試驗地為國有林大安溪事業區第122林班,面積約382 ha,地形大多以陡峭高山為主,海拔介於670~1,834 m,區內以東南方之山椒山為區內最高山,主要水系為大安溪流域的烏石坑溪支系,與另一支系乾溪構成大安溪集水區。氣候方面,年均溫約18°C,最高溫約35°C,最低溫約-0.3°C,平均相對濕度約89%,平均降雨量達2,600 mm以上。土地覆蓋以森林植被為主要的自然背景,具優勢的原生植物社會,由樟科、殼斗科與桑科榕屬組成,為典型的台灣低海拔闊葉林相。

因某一受保護的地區,其核心區周邊環境的發展易牽動到整體地景未來的動態方向,參考有關保護區的地景監測研究,通常會劃設周邊緩衝區進行比較(Southworth *et al.* 2004; Townsend *et al.* 2009; Sieber *et al.* 2013),因此,除低海拔試驗站管轄範圍外,本研究另劃設周邊範圍,即距離管轄範圍0~1 km及1~2 km之緩衝帶(圖1),用以比較3種地景監測範圍受天然災害後之變遷情形。

## 材料與方法

### 一、研究區概述

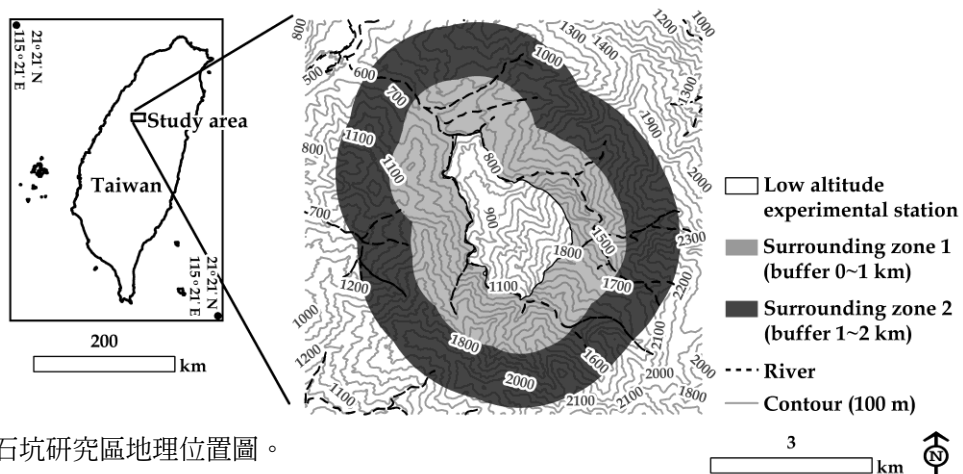


圖 1. 烏石坑研究區地理位置圖。

Fig. 1. General geographical features of this study site in Wu-Shyr-Keng area.

## 二、研究方法

### (一) 衛星影像處理

由中央大學太空及遙測中心選購清晰、雲霧少及已完成幾何糾正(level 3)之 *Satellite Pour L'observation de la Terre* (SPOT) 衛星影像，年份包含發生集集大地震前之 1995 年，地震後之 2001、2006 與 2012 年，皆為冬季影像(表 1)，以最近相鄰法(nearest neighbor assignment)重取樣，使所有影像資料統一為

20×20 m 的空間解析力(spatial resolution)，利用暗值像元去除法(dark-object subtraction)減少大氣散射的干擾(Chavez 1988)，並以超圓方向餘弦轉換法(hyperspherical direction cosine transformation, HDCT)降低地形效應之影響，本法可消除部份地形變異與大氣散射之雜訊，太陽角度效應及散射雜訊在 HDCT 轉換中以簡單的徑向計算(radial measure)加以消除(謝及鄭 1995)。

表 1. 本研究使用之 *Satellite Pour L'observation de la Terre* (SPOT) 衛星影像

Table 1. *Satellite Pour L'observation de la Terre* (SPOT) images used in this study

Sensor	Acquisition dates	Correction levels
SPOT 2	21 <sup>th</sup> October 1995	Level 3
SPOT 1	20 <sup>th</sup> November 2001	Level 3
SPOT 4	7 <sup>th</sup> December 2006	Level 3
SPOT 5	13 <sup>th</sup> December 2012	Level 3

### (二) 地景分類

首先預設研究區之地景類型為森林、裸露區與其他土地使用類型(如建地、農地及水體)，蒐集與表 1 影像日期相近之地面真實參考資料，其中 1995 年參考林務局第 3 次森林資源調查之土地使用圖，2001 年從農林航空測量所蒐集彩色航空正射影像，2006 及 2012 年則參考瑞竣科技公司之雲端服務平台(RiChi GIS Cloud)，所供應的 Formosat 2 融合影像(2×2 m)，並以全球衛星定位系統(global positioning system)進行現地勘查。地景分類係以 ERDAS IMAGINE 8.4 軟體進行操作，方法採混合式分類法(hybrid classification)，即先以非監督性(unsupervise)之 ISODATA 法粗分 20 種地景類型，再參考這些類型之區域配合各年份的地真實資料，建立森林、裸露區、建地、農地及水體之訓練樣區(training set)，每一類型建立 10~50

個不等，進行監督性(supervise)之最大概似分類法(maximum likelihood classification)演算，由於裸露區與建地、部分農地與森林均有相似的光譜反射特徵，因此，分類完畢後，參考各年份之地面真實參考資料加以判釋，並以手動數化方式區隔這些容易混淆的類型，最終，將建地、農地及水體合併為其他土地使用類型，以森林、裸露區與其他土地使用等 3 種地景類型呈現。

分類後之準確度評估工作，依各地景類型分類結果，利用分層逢機法抽取 450 個檢核樣點，每一樣點參考所蒐集之各年份地面真實參考資料，逐點比對分類正確或錯誤，並產生誤差矩陣表(error matrix)，進而計算生產者準確度(producer's accuracy, PA)、使用者準確度(user's accuracy, UA)及總體準確度(overall accuracy, OA)，演算式如下所述(Congalton 1991)：

$$PA_i = \sum_{i=1}^N X_{ii} / \sum_{i=1}^N X_{i+}$$

$$UA_i = \sum_{i=1}^N X_{ii} / \sum_{i=1}^N X_{i+}$$

$$OA = \sum_{i=1}^N X_{ii} / N$$

式中  $N$  為檢核樣點數， $r$  為誤差矩陣表中之行數， $X_{ii}$  為誤差矩陣表中第  $i$  行  $i$  列地景類型之樣點數， $X_{i+}$  為誤差矩陣表中第  $i$  行之樣點數總和， $X_{+i}$  為誤差矩陣表中第  $i$  列之樣點數總和，當  $PA$ 、 $UA$  及  $OA$  統計值愈高，代表地景分類後的準確度愈高。

### (三) 地景結構分析

森林為野生物棲息之重要環境，為分析其地景結構之變化，將 1995、2001、2006 與 2012 年地景類型中的森林視為地景中的嵌塊體(patch)，利用套裝軟體 Fragstats 3.3 計算 3 種監測範圍(圖 1)之地景指標，其中地景百分比(proportion of landscape, PLAND)、平均嵌塊體大小(mean patch size, MPS)、嵌塊體密度(patch density, PD)與邊緣密度(edge density, ED)等，有利於解釋嵌塊體於空間的排列與散布狀態等特徵，各指標演算式如下 (McGarigal and Marks 1995)：

$$PLAND = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$$

式中  $a_{ij}$  為第  $i$  類型中第  $j$  個嵌塊體之面積， $A$  為所有類型嵌塊體之總面積 ( $m^2$ )， $0 < PLAND \leq 100$ ，單位為 %。

$$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \left( \frac{1}{10,000} \right)$$

式中  $n_i$  為第  $i$  類型嵌塊體總數目， $MPS > 0$ ，單位為 ha。

$$PD = \frac{n_i}{A} (10,000)(100)$$

式中  $PD > 0$ ，單位為  $N/100$  ha，當  $PD$  愈小時，表示嵌塊體於空間上的分布愈單一；愈大時，代表愈破碎。

$$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10,000)$$

式中  $e_{ik}$  為第  $i$  類型中第  $k$  個嵌塊體之邊緣長度， $ED \geq 0$ ，單位為 m/ha，當  $ED$  愈小時，表示嵌塊體之總邊緣長度短；愈大時，代表總邊緣長度長。

## 結 果

### 一、地景分類準確度

1995、2001、2006 與 2012 年 SPOT 影像分類後產生森林、裸露區與其他土地使用等 3 種地景類型，分類後圖資之準確度評估結果如表 2 所示，總體來看，各年度  $OA$  均達 90% 左右，以各別地景類型而言，森林準確度最佳 ( $PA$  與  $UA$  皆高於 90%)，其次為裸露區 ( $PA$  與  $UA$  皆高於 88%)，其他土地使用為所有類型中準確度相對較低者 ( $PA$  與  $UA$  皆未高於 90%)，為誤差之主要來源。

### 二、地景變遷

本研究之重點乃探討烏石坑經天然災害後，自然地景之演變情形，因此，為排除人為干擾的介入，各年度的分類結果中，其他土地使用類型因含有人為成分居多的建地與農地，因此，將該類型範圍進行遮罩，包括轉變為其他類型的範圍，如其他土地使用轉變為森林及裸露區，或者森林及裸露區轉變為其他土地使用。各年度的地景分類結果如圖 2 所示，

大體觀之，烏石坑地區之地景配置以森林為主，由不同的時間尺度來看，裸露區顯現出不同的變化，1995 年時期，僅有一些零星的裸露區(圖 2a)，然而，2001 年以後，溪流的河床及周邊地帶出現了為數可觀的裸露區分布，特別

是愈靠近河道處，崩塌情形愈明顯，相較於 1995 年的狀態，地景的配置受到明顯的改變，並可發現 2001 及 2006 年類似，皆有大量的裸露區分布(圖 2b、c)，2012 年裸露區才有變少的現象(圖 2d)。

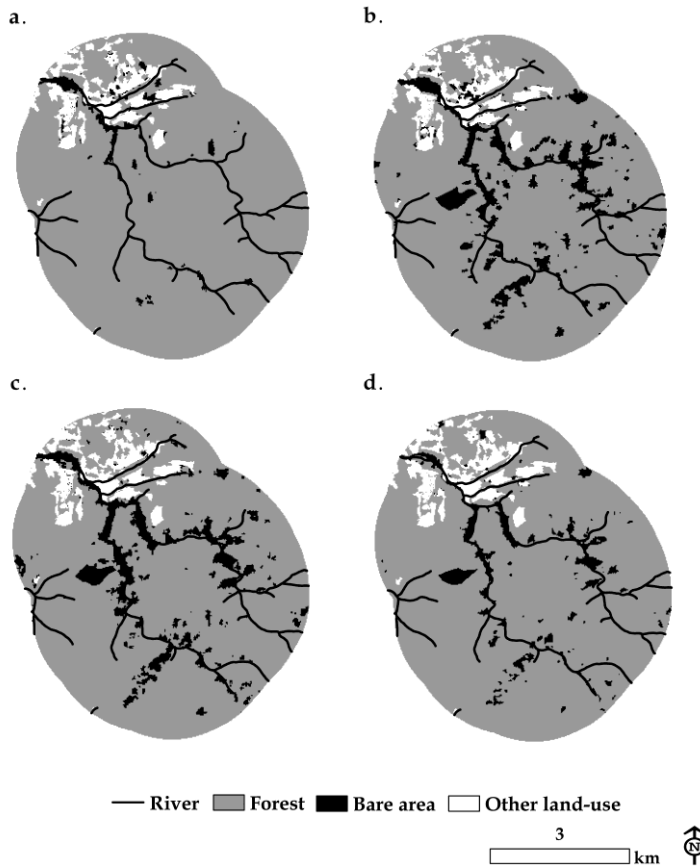


圖 2. 影像分類結果，(a) 1995、(b) 2001、(c) 2006 與(d) 2012 年。

Fig. 2. Post-classification maps for (a) 1995, (b) 2001, (c) 2006, and (d) 2012.

森林與裸露區面積經計算後可知，1995~2001 年森林的面積從 3,097 ha 減少為 2,870 ha 左右，相對裸露區則由 77 ha 擴增至 305 ha 左右，2006 年以後，地景的變遷逐漸趨緩，直至 2012 年呈現反向推進，即森林的植

被有恢復的趨勢(增加約 140 ha)，裸露區面積則縮減(減少約 139 ha)，該現象可能顯示，烏石坑地區的地景已漸趨復原。

### 三、野生物棲息地之地景結構

森林為野生物棲息之重要環境，利用 PLAND、MPS、PD 與 ED 等 4 種地景指標，量化低海拔試驗站轄範圍 (Zone 1)、距離管轄範圍 0~1 km 及 1~2 km 之緩衝帶 (分別為 Zone 2 及 Zone 3) 於 1995、2001、2006 與 2012 年，森林嵌塊體之地景結構，3 種監測範圍於各年度之比較如圖 3 所示，PLAND 最低者為 Zone 2，其次為 Zone 1，尤其於 Zone 2 於 1995~2001 年，下降的幅度最大，約 12% (圖 3a)，2001 年以後，3 種地景監測範圍皆呈現平穩且回復的趨勢，而從 MPS 來看，Zone 1 的森林嵌塊體較其他兩種地景監測範圍大而完

整，但值得注意的是，2001~2006 年減少情形較明顯，由原本的 340 ha 減少至 170 ha 左右 (圖 3b)，搭配 PD 的變化發現，Zone 1 於 2001~2006 年為增加之狀態，由 0.26 上升至 0.52，Zone 2 與 Zone 3 於各年度的變化則漸趨下降 (圖 3c)，由此顯示，2001~2006 年 Zone 1 的森林面積雖無巨幅的變化，空間上卻出現小而破碎的嵌塊體，至於從 ED 的計算結果可知，各地景監測範圍之曲線分布形態相似，恰與 PLAND 呈現反向的趨勢 (圖 3a)，即森林的面積減少後，產生許多缺口與邊緣環境，直至 2012 年因森林的面積回復，遂使 ED 下降 (圖 3d)。

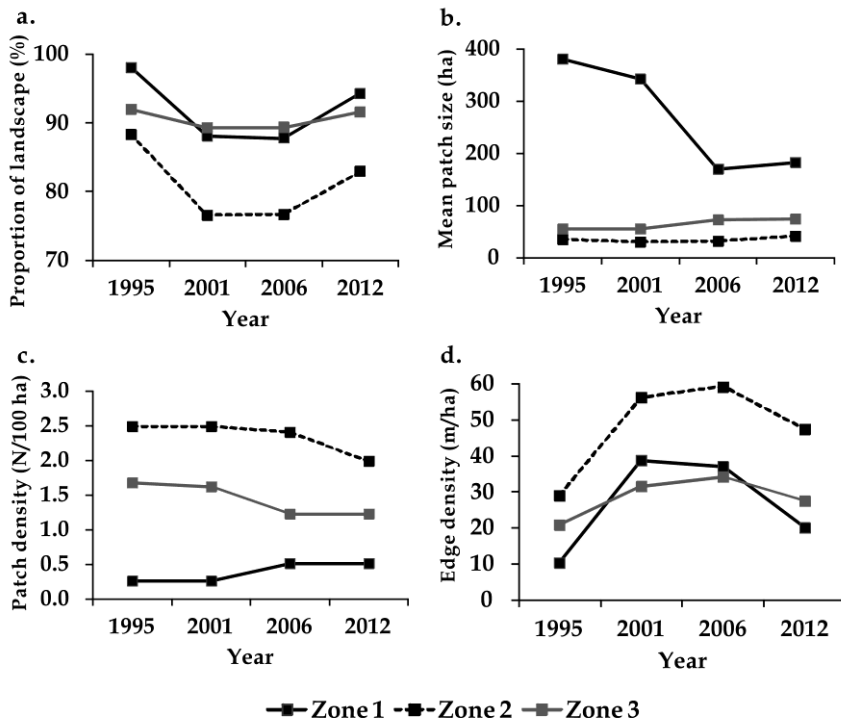


圖 3. 1995~2012 年 3 種範圍內野生物棲息地之地景結構，Zone 1 為低海拔試驗站轄管範圍，Zone 2 及 Zone 3 分別為距離管轄範圍 1 km 及 2 km 之緩衝帶 (參見圖 1)。

Fig. 3. Landscape structures for wildlife habitats in the three zones during 1995~2012. Low altitude experimental station (LAES) is expressed as zone 1 and the buffer 0~1 km and 1~2 km for LAES are denoted as zone 2 and zone 3, respectively (See Fig. 1).

## 討 論

以SPOT衛星影像進行不同年度的地景分類，各年度分類後之總體準確度約在90%左右，由單一類型而言，森林、裸露區與其他土地使用之生產者與使用者準確度均高於81%以上(表2)，相較於前人研究所建議之衛星影像分類準確度，已達理想之標準(Thomlinson *et al.* 1999; Foody 2002)，另參考與地景變遷監測的相關研究，本研究之分類結果亦足夠進行後續的應用(Bresee *et al.* 2004; Arroyo-Mora *et al.*

2005; Nagendra *et al.* 2006)。由於衛星影像中，森林與裸露地之光譜反射特徵有極大的差異，可準確地區別兩種地物，至於其他土地使用類型尚包含多種地物，其中建地易與裸露區產生混淆，農地中的部分旱作物則會誤判為森林，因此，皆為分類結果之誤差來源。本研究因著重於自然環境的變遷監測，參考地面真實參考資料將人為成分為主的其他土地使用類型判釋並遮罩後，主要誤差像元亦同時被排除，後續的地景結構分析結果相對可提升可信度。

表 2. 1995、2001、2006 與 2012 年影像分類後之準確度評估

Table 2. Accuracy assessment for the image classifications from 1995 to 2012

Classified class	1995		2001		2006		2012	
	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA
Forest	93.51	92.31	91.78	93.49	94.29	90.83	94.79	91.74
Bare area	89.01	88.04	90.74	88.29	91.82	90.99	92.52	90.83
Other land-use	83.59	86.29	84.55	83.87	81.54	87.60	83.33	89.43
OA		89.78		89.56		90.00		90.89

PA=producer's accuracy (%); UA=user's accuracy (%); OA=overall accuracy (%)

烏石坑地區的地景變遷發現，1995~2001年間裸露區於空間的分布遽增(圖2a、b)，此乃因這段期間中部山區歷經1999年的921大地震，除造成大規模的山坡地崩塌外，地質不穩定及土石鬆動的結果，再經颱風與豪雨侵襲，如2001年7月底災情較嚴重的桃芝颱風及其挾帶的豪雨，使多處原本森林覆蓋良好的地景，受土石流和洪水沖蝕轉變為裸露的脆弱區位(林等 2004；陳 2005)，尤其是本研究區溪流周邊屬陡峭山區，加上地形引起的局部性氣候，易使崩塌率提高。爾後至2006年間，裸露區雖無持續擴張，惟仍存在相當的面積(圖

2c、表3)，參考有關監測921集集大地震後之植生變遷的研究結果指出，地震造成的崩塌或裸露地同樣逐漸呈現穩定狀態，植生亦有恢復的情形(黃等 2002；林等 2006；衛 2006)，然而，後續颱風事件，如2004年7月初的敏督莉颱風造成中部山區豪雨成災，仍會使地景系統再次受創(陳 2006；壽等 2010)，直至2012年，裸露區的分布與面積已有部分被森林所取代(圖2d、表3)，近幾年(2012年止)，中部山區受颱風的擾動已較往年緩和，有利先驅性植物入侵裸露區，因此，應為本研究區自然植被恢復之原因。

表 3. 研究區森林與裸露區之面積統計(單位: ha)

Table 3. Areas of forest and bare area types in this study site (unit: ha)

Classified class	1995	2001	2006	2012
Forest	3097.32	2870.16	2870.60	3010.36
Bare area	77.88	305.32	304.80	165.80

野生物棲息地之地景結構分析結果可知, Zone 1、Zone 2及Zone 3等3種地景監測範圍中, Zone 2受天然災害影響最大, 除植被面積大幅減少外(圖3a), 原本完整性良好的地景創造出許多缺口與邊緣環境(圖3d), 另一方面, Zone 1棲息地受到的衝擊雖不若Zone 2嚴重, 但2001~2006年間的颱風干擾, 使地景中衍生出許多小而零碎的嵌塊體(圖3b、c), 以往的研究中常提及, 棲息地的喪失、邊緣環境與破碎化效應常會使生物多樣性受影響, 當某一棲息地形成局部性的缺口時, 太陽輻射為生態系帶來能量, 促使生態幅度廣、繁殖力強的邊緣或外來物種入侵(Watkins *et al.* 2003; Duguay *et al.* 2007), 初期雖會使物種的多樣性程度增加, 惟由於這些具入侵性的物種本身繁殖力與散播力強, 長久下來, 便會與其他物種發生競爭, 並逐漸佔據棲息地, 嚴重者將導致原生物種的多樣性衰退(Fahrig 2003; Hill and Curran 2003; Echeverría *et al.* 2007)。綜合以上討論可知, 低海拔試驗站轄管範圍與其周圍鄰近區域受天然災害的影響, 野生物棲息地的地景結構確實有所改變, 至於這些改變是否會對當地的野生物族群造成負面影響, 未來可利用遙測技術搭配地面動、植物調查方法, 進行更深入的探討。此外, Zone 3為所有範圍中, 地景系統較為穩定者, 主要原因乃該範圍內的水系分布均為零散的分流, 且地景受到切割的情形較少, 相對棲息地的植被覆蓋性亦較其他範圍良

好。

## 結 論

SPOT衛星影像可準確地建置烏石坑地區不同時期的地景類型圖資, 並記錄地景的變遷經過。由本研究的結果可知, 1995~2006年間, 受921集集大地震、颱風與豪雨等天然災害干擾, 使地景浮現大量的裸露區, 直至2012年, 森林面積才有回復的傾向, 另從觀察野生物棲息地的地景結構來看, 低海拔試驗站轄管範圍經過干擾後, 地景有呈現破碎化的現象, 且其周圍鄰近區域受到衝擊最明顯。由此顯示, 烏石坑地區歷經天然災害後, 地景已逐漸穩定且走向回復的趨勢, 本研究未來將會持續觀察地景變遷與野生物的族群大小、組成與分布間的關係, 以及可能造成的影響。

## 引用文獻

- 何立德。2009。地景多樣性與地景保育。科學發展 439: 22-29。
- 呂明倫、鍾玉龍。2007。墾丁國家公園銀合歡空間分布特徵之研究。特有生物研究 9: 7-18。
- 林文賜、黃碧慧、林昭遠、周文杰。2004。921震災崩塌地特性分析及變遷監測之研究。中華水土保持學報 35: 141-149。

- 林昭遠、王祥帆、莊智璋。2006。應用生態指標探討九份二山崩場地植生復育變遷之研究。水土保持學報 38: 279-286。
- 林瑞興、許富雄、姚正得、艾台霖。2003。九二一地震後台灣九九峰鳥類組成變化與植被回復之關係。特有生物研究 5: 47-59。
- 陳添水。2005。九九峰地區九二一地震崩塌植生指數變遷分析。特有生物研究 7: 63-75。
- 陳添水。2006。桃芝與敏督利颱風對濁水溪植被面積變遷之影響-以濁水溪下游西濱至中沙大橋河段及清水溪南雲至龍門大橋河段為例。特有生物研究 8: 57-72。
- 陳朝圳、鍾玉龍、吳守從。2005。應用 SPOT 衛星影像探討墾丁國家公園地景層級之植群變遷。國家公園學報 15: 79-98。
- 黃凱易。2002。九九峰自然保留區地覆變遷之監測與分析。林業研究季刊 24: 35-48。
- 楊育昌、何健鎔、何東輯、黃朝卿、張仕緯、林斯正、劉敏慧、程忠智、胡景瀚。2011。特有生物研究保育中心低海拔試驗站長期生態監測之研究：野生動物普查與氣象因子監測。臺大實驗林研究報告 25: 1-23。
- 壽克堅、吳秋靜、許惠瑛。2010。以 SPOT 衛星影像探討 1999 集集地震後之崩塌行為。航測及遙測學刊 15: 17-28。
- 劉守恆、林慶偉。2004。SPOT 衛星影像之崩塌地自動分類研究。航測及遙測學刊 9: 9-22。
- 衛強。2006。以多期遙測衛星影像監測臺大實驗林溪頭營林區三處崩塌地災害。臺大實驗林研究報告 20: 1-14。
- 謝漢欽、鄭祈全。1994。福山地區 SPOT 多期影像植生綠度分析。林業試驗所研究報告季刊 10: 105-120。
- 鍾玉龍、呂明倫。2005。利用衛星遙測影像探討保安林地景結構之研究。航測及遙測學刊 4: 315-326。
- Antrop, M. 1998. Landscape change: Plan or chaos? *Landscape and Urban Planning* 41: 155-161.
- Arroyo-Mora, J. P., G. A. Sánchez-Azofeifa, B. Rivard, J. C. Calvo and D. H. Janzen. 2005. Dynamics in landscape structure and composition for the Chorotega region, Costa Rica from 1960 to 2000. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 106: 27-39.
- Bresee, M. K., J. Le Moine, S. Mather, K. D. Brosfokske, J. Chen, T. R. Crow and J. Rademacher. 2004. Disturbance and landscape dynamics in the Chequamegon National Forest Wisconsin, USA, from 1972 to 2001. *Landscape Ecology* 19: 291-309.
- Chavez Jr., P. S. 1988. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sensing of Environment* 24: 459-479.
- Congalton, R. G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* 37: 35-46.
- Duguay, S., F. Eigenbrod and L. Fahrig. 2007. Effects of surrounding urbanization on non-native flora in small forest patches. *Landscape Ecology* 22: 589-599.
- Echeverría, C., A. C. Newton, A. Lara, J. M. R. Benayas and D. A. Coomes. 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the

- temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography* 16: 426-439.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic* 34: 487-515.
- Falcucci, A., L. Maiorano and L. Boitani. 2007. Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecology* 22: 617-631.
- Foody, G. M. 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment* 80: 185-201.
- Forman, R. T. T. 1995. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Griffiths, G. S. and P. M. Mather. 2000. Remote sensing and landscape ecology: Landscape patterns and landscape change. *International Journal of Remote Sensing* 21: 2537-2539.
- Hill, J. L. and P. J. Curran. 2003. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. *Journal of Biogeography* 30: 1391-1403.
- McGarigal, K. and B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. General Technical Report PNW-GTR-351, Portland.
- Moseley, R. K. 2006. Historical landscape change in Northwestern Yunnan China using repeat photography to assess the perceptions and realities of biodiversity loss. *Mountain Research and Development* 26: 214-219.
- Nagendra, H., S. Pareeth and R. Ghate. 2006. People within parks: forest villages and fragmentation in the Tadoba-Andhari Tiger Reserve, India. *Applied Geography* 26: 96-112.
- Sieber, A., T. Kuemmerle, A. V. Prishchepov, K. J. Wendland, M. Baumann, V. C. Radeloff, L. M. Baskin and P. Hostert. 2013. Landsat-based mapping of post-Soviet land-use change to assess the effectiveness of the Oksky and Mordovsky protected areas in European Russia. *Remote Sensing of Environment* 133: 38-51.
- Southworth, J., H. Nagendra, L. A. Carlson and C. Tucker. 2004. Assessing the impact of Celaque National Park on forest fragmentation in western Honduras. *Applied Geography* 24: 303-322.
- Thomlinson, J. R., P. V. Bolstad and W. B. Cohen. 1999. Coordinating methodologies for scaling landcover classifications from sitespecific to global: steps towards validating global map products. *Remote Sensing of the Environment* 70: 16-28.
- Townsend, P. A., T. R. Lookingbill and C. C. Kingdon. 2009. Spatial pattern analysis for monitoring protected areas. *Remote Sensing of Environment* 113: 1410-1420.
- Watkins, R. Z., J. Chen, J. Pickens and K. D. Brosofske. 2003. Effects of forest roads on understory plants in a managed hardwood landscape. *Conservation Biology* 17: 411-419.

