

棲蘭野生動物重要棲息環境之脆弱度評估

Assessment of Environmental Vulnerability in Major Wildlife Habitats in Chilán, Taiwan

黃靜宜*

Jing-Yi Huang*

行政院農業委員會特有生物研究保育中心 55244 南投縣集集鎮民生東路 1 號

Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantou, Taiwan

*通訊作者: lily@tesri.gov.tw

* Corresponding author: lily@tesri.gov.tw

摘 要

本研究整合遙測及地理資訊系統(geographic information system)技術，並搭配模糊邏輯(fuzzy logic)理論與主成分分析(principal component analysis, PCA)，進行棲蘭野生動物重要棲息環境之脆弱度評估。首先，由 2001~2011 年地景變遷分析獲取植生退化區位，將其視為脆弱環境樣本，隨後與 13 項環境變數進行相對頻度分析並建立模糊隸屬函數，再以 PCA 縮減變數及分配各成分權重，藉以建立分析模式，推估脆弱度之空間分布。研究結果顯示，研究區有 12% 的地景受到改變，其中植生退化的脆弱環境占 4.3%，根據模式推估，區內脆弱度可分為輕微、次輕微、普通、次嚴重及嚴重等 5 個等級，嚴重等級主要分布於中高海拔、坡度陡峭且鄰近水系或崩塌地兩側之脆弱區位；輕微等級者，則多位處坡度平緩之中低海拔區位，植被穩定且遠離脆弱環境，抵禦干擾能力相對較佳。

Abstract

Vulnerability of major wildlife habitats in Chilan was analyzed using remote sensing, geographic information system, fuzzy logic theory, and principal component analysis (PCA). First, we obtained samples of vulnerability based on landscape change analysis from 2001 to 2011. Fuzzy membership functions were then defined for 13 environment factors using the relative frequency of vulnerability. We developed a vulnerability evaluation model through PCA, which reduced the number of environment factors and determined the weight of principal components. The results demonstrate that 12% of the landscape is dynamic and includes the degraded vegetation zone (4.3%). Vulnerability was classified into five levels: slight, light, medial, heavy and extreme level. According to spatial distribution of vulnerability, most areas classified as extreme level are located in relatively high altitude, steep terrain and vulnerable surrounding environment. The preferential place of slight level was found at low altitude, flat terrain, great anti-interference ability and areas largely covered by vegetation.

關鍵詞：天然災害、脆弱環境、地景變遷、模糊邏輯、主成分分析

Key words: natural disaster, vulnerable area, landscape change, fuzzy logic, PCA

收件日期：2015 年 09 月 02 日 接受日期：2015 年 10 月 30 日

Received: September 02, 2015 Accepted: October 30, 2015

緒 言

氣候變遷是一個極為複雜的全球性議題，其所衍生的不利影響與衝擊，不僅攸關人類生活福祉及公共健康，對生物多樣性而言，更可能造成物種組成結構的改變，迫使物種遷移原棲地，甚至導致物種滅絕(黃及葛 2011; Chou *et al.* 2011; Hwang and Koh 2013)。氣溫上升、降雨改變與海平面上升等氣候變遷現象，經常促使環境脆弱度(environment vulnerability)的提升，進而造成災害的衝擊或損失加劇(Brook *et al.* 2005; 洪

等 2014)。為此，聯合國跨國氣候變遷小組(Intergovernmental Panel on Climate Change)以及歐洲氣候變遷計畫(European Climate Change Programme, ECCP)均建議世界各國應及早建立脆弱度評估系統，以瞭解氣候變遷可能引發的災害風險，並制定相關的因應調適策略(ECCP 2006; Solomon *et al.* 2007)。我國行政院國家永續發展委員會也曾於 2013 年著手修正生物多樣性永續發展行動計畫，將陸域生態系脆弱度的評估列為績效指標之一，冀期減輕生物多樣性的直接壓力，並促進自然資源的永續利用。

有關脆弱度的概念，至今尚無明確定義，然而，因應氣候變遷之研究，專家學者們對於環境脆弱度一詞，似乎已逐漸達成共識(Berry *et al.* 2006)，脆弱度的內涵應包含環境的暴露性、敏感性及適應性(或恢復力)等，其中暴露性與敏感性可統稱為潛在衝擊性，係指某一環境系統暴露在人為或自然擾動下可能遭遇到的衝擊程度；適應性則表示當環境受到衝擊後，其系統功能復原之能力，當潛在衝擊性高且適應性低時，即呈現高脆弱的風險(Metzger *et al.* 2005; 2006)。就生態環境系統而言，通常著重探討天然災害對環境所帶來的潛在衝擊性(Li *et al.* 2006; Wang *et al.* 2008a; b; Huang *et al.* 2010)。臺灣位處菲律賓板塊及歐亞板塊交界帶，地理位置特殊，再加上地勢陡峭及地質複雜多變，本質上屬於高災害風險的脆弱環境系統，每每遭受颱風或強降雨侵襲時總是災害頻傳，這也使得生態環境脆弱度的研究逐漸受到關注(陳等 2010；呂及謝 2013)。

棲蘭野生動物重要棲息環境為臺灣中央山脈保育軸上的重要保護區之一，不僅保有全臺面積最大的原始檜木林，更孕育豐富而珍貴的野生物資源。在保護區設立後，颱風或強降雨等極端天氣成爲本區主要的干擾因子，回顧區內的相關文獻(邱等 1993；羅卓等 1997；王 2000b；魏及陳 2007；鍾等 2011；陳等 2015)，大多侷限於生物資源調查及監測工作，尚無針對環境脆弱度進行評估，對經營管理單位而言，如何掌握區內生態環境特性，建立長期監測及環境災害預警系統，乃降低天然災害干擾的一大重要課題。本研究結合遙測、地理資訊系統(geographic information

system, GIS)、模糊理論(fuzzy theory)與主成分分析(principal component analysis, PCA)，評估棲蘭野生動物重要棲息環境的脆弱度，可作爲保護區經營管理之參考。

材料與方法

一、研究區概述

研究區位處新北市、桃園市、宜蘭縣及新竹縣等 4 縣市行政區交界處，範圍涵蓋烏來、大溪、宜蘭及太平山事業區所轄國有林班(圖 1)，面積廣達 55,991 ha，因保有大面積原始檜木純林，2000 年 2 月 15 日經行政院農業委員會依野生動物保育法核定，公告爲野生動物重要棲息環境，類別爲森林生態系。全區地形極富變化，平均坡度約 29°，海拔介於 200~3,536 m 間，水系則分屬新店溪、石門水庫及蘭陽溪等 3 個集水區。以棲蘭山測站所測得之氣象資料顯示，該區年平均溫度約爲 12°C，區內降雨量豐沛，年雨量多在 2,500 mm 以上，集中在 7~10 月，全年雲霧瀰漫，無乾季，各月分相對濕度達 90% 以上，屬恆濕型氣候，爲臺灣典型山地盛行雲霧帶。地質屬於中央山脈西翼地質區內的雪山山脈帶北段，大多由變硬或變質的第三紀巨厚泥質沈積岩所組成(王 2000b)。土地覆蓋以森林爲主要，林相完整，臺灣扁柏(*Chamaecyparis obtusa* var. *formosana*)、紅檜(*Chamaecyparis formosensis*)、樟科(*Lauraceae*) (*Fagaceae*)及殼斗科等爲優勢物種，經調查被紀錄到的維管束植物有 1,347 種，其中屬臺灣特有者占 38.5%，稀有植物則至少有 62 種(王 2000a；朱 2004)。

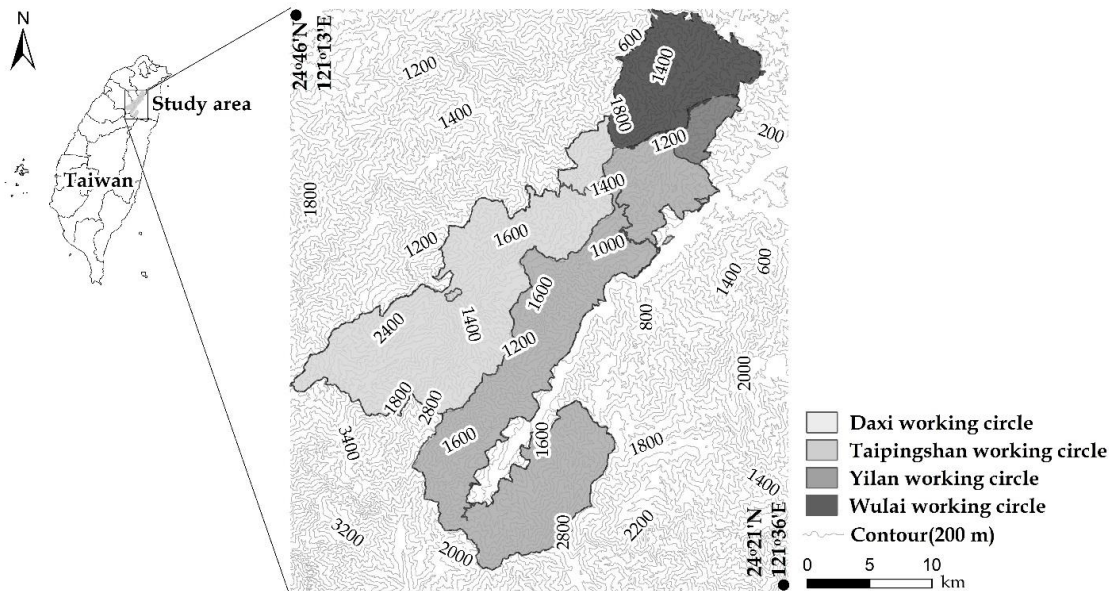


圖 1. 研究區地理位置圖。

Fig. 1. General geographical features of this study site in Cilan area.

二、地景變遷監測

(一) 影像前處理

自美國國家地質調查所(United States Geological Survey, USGS)網站(<http://earthexplorer.usgs.gov/>)下載清晰、雲霧少且完成幾何糾正(level 1T)之 Landsat 衛星影像，作為研究區脆弱環境偵測材料。選用之影像拍攝日期分別為 2001 年 12 月 3 日及 2011 年 2 月 6 日，每一像元符合地面取樣距離(ground sampling distance, GSD)30 m。為降低地形效應及大氣分子與浮懸物質的影響，在影像前處理過程，透過超圓方向餘弦轉換法(hyperspherical direction cosine)及偽恆定地物法(pseudo invariant features)進行校正或消弭(Warner and Chen 2001; 呂及鍾 2007)，研究過程中，所有遙測影像處理程序係利用 ERDAS IMAGINE 軟體執行。

(二) 地景分類

預設欲分類地景類型為密林、疏林、草原與裸露地等 4 種，並蒐集與兩期 Landsat 影像時間相近之地真(ground truth)資料，以利建立各類型分類用之訓練樣區(training set)與準確度評估時之檢核點，地真資料包含 2001 年農林航空測量所之彩色航空照片；瑞峻科技公司提供之 2011 年 Formosat 2 衛星影像(GSD=2 m)；另針對有疑義之處，輔以全球衛星定位儀進行現地查核。地景分類採用非監督性分類(unsupervised classification)與監督性分類(supervised classification)兩種方法組成之混合式分類法(hybrid classification)，先以非監督性分類法中的反覆自我組織資料分析法(iterative self-organizing data analysis techniques algorithm)，將研究區概略粗分為 20 種地景類型，隨後將光譜特徵相似之類型予以合併，

並參考其對應區域之地真資料，選取均質之訓練樣區，再以監督性分類之最大似法(maximum likelihood)進行分類演算，建立密林、疏林、草原與裸露地等 4 種地景類型，另將分類結果遭雲霧及雲影遮蔽之區位排除，不列入後續地景轉移分析範圍。

分類後準確度評估部分，係以分層逢機取樣，於各年份之分類影像，抽取 500 個檢核點，逐一與地真資料進行比對，判斷各樣點分類正確與否，最後藉由誤差矩陣(error matrix)，計算其生產者準確度(producer's accuracy)、使用者準確度(user's accuracy)、總體準確度(overall accuracy, OA)及 kappa 統計值，評估其分類準

確度(Congalton and Story 1986; Congalton 1991)。

(三) 地景轉移分析

經由地景分類所獲得之多時期地景類型，可提供有效的地景變遷量化資訊，透過分析地景類型在時間軸上的動態軌跡，有助於瞭解地景變遷與地景破碎化的情形(Southworth *et al.* 2004; Mondal and Southworth 2010)。為利後續環境脆弱度分析，將兩期分類結果依表 1 規則進行重組與歸類，簡化為 3 種變遷類型，分別為植生退化(vegetation degraded)、植生恢復(vegetation recovered)以及無變遷(unchanged)，並以植生退化的區域，作為評估環境脆弱度之依據。

表 1. 2001 與 2011 年地景變遷類型

Table 1. Landscape change categories for 2001 and 2011

| Landscape change categories | Change trajectory | |
|-----------------------------|-------------------|----------|
| | 2001 | 2011 |
| Unchanged | DF | DF |
| | OF | OF |
| | NF | NF |
| Vegetation degraded | DF | OF or NF |
| | OF | NF |
| Vegetation recovered | OF or NF | DF |
| | NF | OF |

DF=dense forest; OF=open forest; NF=bare soil or grass

三、建立脆弱度評估模式

(一) 環境資料蒐集

影響環境脆弱度的因子十分複雜，非單個或數個因子足以評估，因此，在脆弱度模式的推導部分，經文獻回顧(Li *et al.* 2006; Wang *et al.* 2008a; b) 及考量研究區特性，挑選坡度、坡向、海拔高、複合地形指標(compound

topographic index, CTI, Gessler *et al.* 1995)、熱負荷指標(heat load index, HLI, McCune and Keon 2002)、地質、土壤、距道路、水系、非森林、疏林等距離、年均溫及累積雨量等 13 項因子，作為後續模式建立採用之預測變數。

物理環境資料係由 USGS 網站下載之全球數值高程模型(digital elevation model)，以

ArcGIS 10.0 軟體推導坡度、坡向、海拔高、CTI 以及 HLI 等 5 個變數，每一像元 GSD 均為 30 m；地質及土壤型各取自經濟部地質調查所及行政院農業委員會林務局所提供之開放資料；有關距離的變數中，道路及水系係先參考瑞竣科技公司之雲端服務平臺(RiChi GIS Cloud)所提供之 2011 年 Formosat 2 衛星影像，數化道路與河流，疏林及非森林則是取自本研究地景分類結果之非森林及疏林，利用 ArcGIS 10.0 軟體計算全區離道路、河流、疏林與非森林之距離網格圖；氣象資料乃向臺灣氣候變遷推估與資訊平臺(Taiwan Climate Change Projection and Information Platform)申請 1960~2012 年間之年均溫與累積雨量兩變數(GSD=5 km)之圖資，再以普通克力金法(*ordinary kriging*)製作成 GSD 為 30 m 的圖資。

(二) 模糊邏輯分析

模糊邏輯(fuzzy logic)理論係由 Zadeh (1965)所提出，相較於傳統的二元邏輯(binary logic)，更適合應用於不確定性高的生態環境研究上(Gemitzi *et. al* 2011; Geri *et al.* 2011; Castillo Soto 2012)，模糊邏輯可將這些環境中的不確定性地帶，重新劃定成不同程度的集合，稱為模糊集合(fuzzy set)，基本數學式表示如下：

$$A = \left\{ (x, \mu_A(x)) \mid x \in X \right\} \quad (1)$$

式中 A 為模糊集合； $\mu_A(x)$ 為隸屬函數(membership function)，表示元素 x 屬於 X 集合的隸屬程度，以本研究為例， x 為某一預測變數的計量(如海拔高、坡度、坡向...等變數)； X 為環境脆弱度之集合；隸屬函數則用以表示脆弱度之程度，所產生之隸屬值介於 0~1 之間，愈趨近 1 代表環境愈趨脆弱，趨近 0 則相反。

由式 1 可知，隸屬函數係用於表達模糊集合之工具，因此，建立隸屬函數是模糊邏輯分

析的關鍵步驟，本研究利用頻度分析法(Gemitzi *et.al* 2011; Castillo Soto 2012)，建立各預測變數的隸屬函數。針對地景分類結果中的植生退化類型，萃取每一像元所對應的各環境資料，隨後進行各預測變數的相對頻度分析，另為符合模糊隸屬值 0~1 之標準，各相對頻度值均進行標準化，其演算公式如下：

$$y = \frac{x_i - x_{min}}{x_{max} - x_{min}} \quad (2)$$

式中 y 為標準化之結果， x_i 為第 i 個變數之原始值， x_{max} 與 x_{min} 分別為最大值及最小值。為建立每一預測變數之隸屬函數，分別於相對頻度分布曲線上設定隸屬函數之控制點，而控制點取自曲線高峰或低峰的轉折處，再運用 IDRISI Andes 軟體中的 Fuzzy 模組建立隸屬函數(Eastman 2006)，獲取每一預測變數之模糊隸屬值。

(三) 主成分分析

PCA 是縮減資料維度最常被使用的方法，作法是利用少數變數的線性組合，來解釋原始數據大部分的變異，亦可一併解決變數間共線性的問題。本研究將 13 個預測變數轉換為環境脆弱度之模糊集合，透過 IBM SPSS 20.0 統計軟體進行 PCA，各變數經由 PCA 整合並轉化成數個獨立的新成分後，以累積解釋變異量達 80% 水準做為標準，決定新成分的數目(林及陳 2003)，最後再利用迴歸分析法取得新成分的得點。為判定採用的資料是否適合進行 PCA，在完成分析後以 Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) 指標與 Bartlett 測驗做適合度檢測，若 KMO 小於 0.5 或 Bartlett 測驗未達顯著水準($p < 0.01$)，表示採用的資料不適用於 PCA(林及陳 2003)。

因 PCA 構成之統計模型具線性組合特性，可利用各成分之解釋變異量作為權重(Li *et al.*

2006; Hyandy *et al.* 2008; Shao *et al.* 2014; 黃及林 2014), 推估環境脆弱度, 其運算式如下:

$$EVI = \sum_{i=1}^n W_i P_i = W_1 P_1 + W_2 P_2 + \dots + W_n P_n \quad (3)$$

$$W_i = \frac{\lambda_i}{\sum_{i=1}^m \lambda_i} \quad (4)$$

式中 EVI 為環境脆弱度指標, P_i 為第 i 個新成分之得點, W_i 為第 i 個成分的解釋變異量(即權重), λ_i 為第 i 個成分的特徵值, 當某一像元之 EVI 值愈高, 代表該像元具有愈高的環境脆弱度, 反之則愈低。求得全區的 EVI 後, 採 Jenks 自然間斷分類法(Jenk natural break method)進行脆弱度分級, 自然間斷分類法是一種以數值分配為基礎的分類法, 主要透過統計的方式, 將分類後之各群組之組內差異降至最低, 而組間差異則達至最大(Jenks 1967), 許多相關研究均採用此方法進行脆弱度分級(Li *et al.* 2006; Wang *et al.* 2008a; Shao *et al.* 2014), 可使脆弱度之等級分配更客觀且合理地呈現。

結 果

一、2001 至 2011 年之地景變遷

2001 及 2011 年 Landsat 影像經分類後, 產生密林、疏林、草原及裸露地等 4 類地景, 經分類後的準確度評估如表 2, 兩年度 OA 均可達到 90% 以上, kappa 統計值則為 0.85 左右, 其中疏林及草原較易產生混淆, 為誤差主要來源。兩期影像變遷類型經表 1 簡化為 3 類, 結果如圖 2 所示, 由各類型面積統計可知, 研究區在 2001~2011 年間, 絕大部分地景維持穩定, 面積約為 49,272 ha, 約占全區面積 88%, 而植生恢復部分為 4,255 ha(7.6%), 植生

產生退化約 2,464 ha, 所占比例不及 5%。將林務局 2009 年所出版之臺灣現生天然植群圖與圖 2 套疊可以發現, 研究區內人工植生範圍約有 6,379 ha, 坐落其中之植生退化面積僅有 185 ha(3%), 而植生恢復面積約 745 ha(11.7%), 維持不變部分為 5,450 ha(85.4%), 由此顯示保護區不僅發揮了就地保育的功效, 透過人為撫育之植生範圍相較於未經撫育之原始林, 也具有較低的退化率及較高的恢復率。

二、環境變數與環境脆弱度之模糊隸屬關係

本研究將植生退化區位視為高脆弱環境, 依據相對頻度分布建立各預測變數之隸屬函數, 共產生 13 項預測變數之模糊集合, 其中, 舉海拔高、地質與距水系距離變數的分析結果為例說明(圖 3)。由圖 3a 海拔高變數可發現, 共有 5 個轉折處, 海拔 100 m 之脆弱環境分布最少, 隸屬函數控制點設定為 0, 隨海拔梯度攀升, 脆弱度亦逐漸提升, 至 1,900 m 達到最高, 表示該梯度隸屬於高脆弱環境的程度最高, 設定控制點為 1, 隨後逐漸下降至 2,700 m(控制點設 0.28), 再向上升至 3,200 左右達到次高點(控制點設 0.68), 最終下降止於 3,300 m(控制點設 0.29)。在圖 3b 地質變數的分析結果可知, 地質類別屬於廬山層及蘇樂層者, 出現相對頻度最高(10.3%), 設定控制點為 1; 其次的西村層與嘉陽層設 0.28; 大桶山層、乾溝層與水長流層設 0.13; 四稜砂岩、眉溪砂岩及白冷層等設 0.13; 而出現相對頻度最低的沖積層設 0。距水系距離變數依據曲線轉折設定 13 個控制點(圖 3c), 距離水系 100 m 以內脆弱環境最多, 設定控制點為 1, 隨後驟降至 300 m 趨於平緩, 300 至 1,900 m 控制點計有 10 處, 分別落在 0.1~0.4 間, 1,900 m 以後則不再出現脆弱環境(控制點設 0)。

表 2. 2001 與 2011 年影像分類後之準確度評估

Table 2. Accuracy assessment of land cover maps from 2001 and 2011

| Classified data | 2001 | | 2011 | |
|-----------------|-------|-------|-------|-------|
| | PA | UA | PA | UA |
| Dense forest | 93.43 | 94.81 | 94.53 | 94.18 |
| Open forest | 87.76 | 86.58 | 85.92 | 87.77 |
| Grass | 87.76 | 82.69 | 90.00 | 84.91 |
| Bare soil | 86.67 | 89.66 | 91.18 | 93.94 |
| OA | | 90.80 | | 91.40 |
| OK | | 0.85 | | 0.86 |

UA: user's accuracy (%); PA: producer's accuracy (%); OA: overall accuracy (%); OK: overall kappa value.

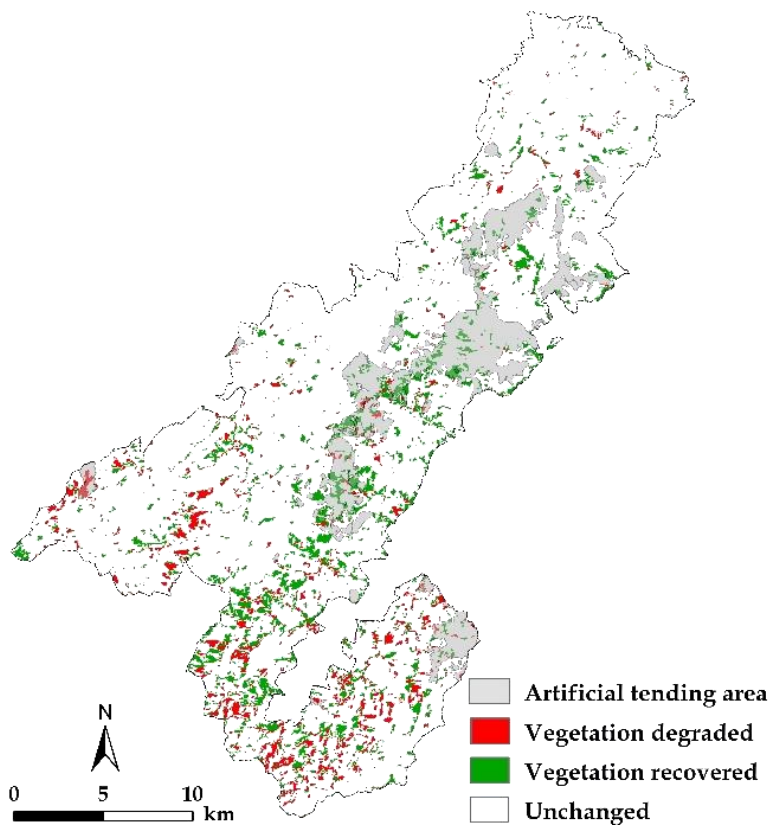
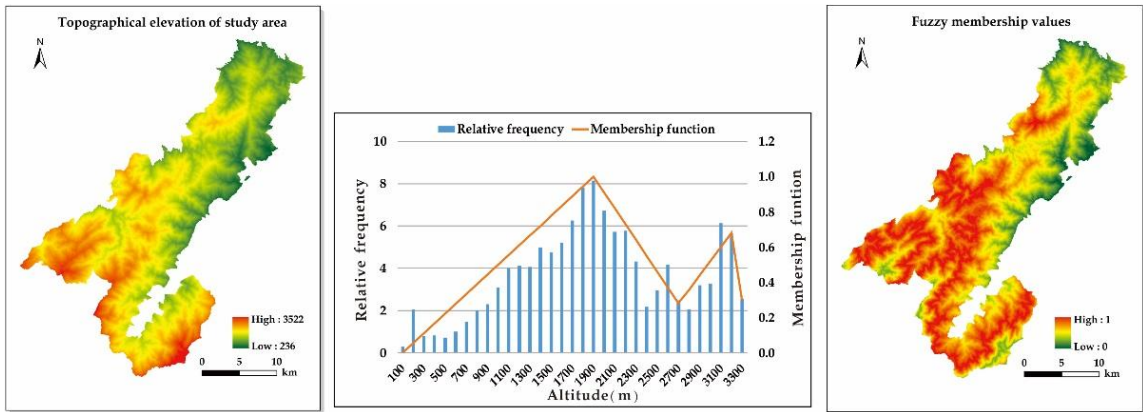


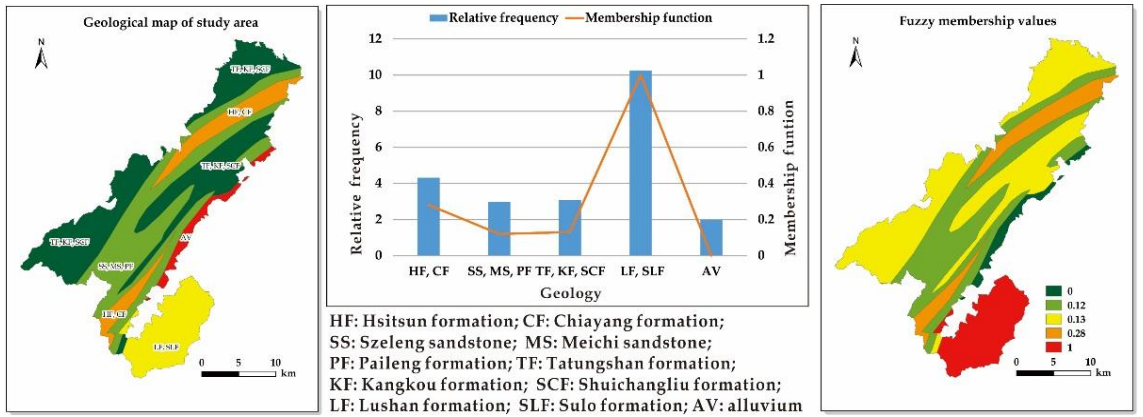
圖 2. 2001~2011 年間地景變遷結果。

Fig. 2. Landscape change trajectory for 2001~2011.

a.



b.



c.

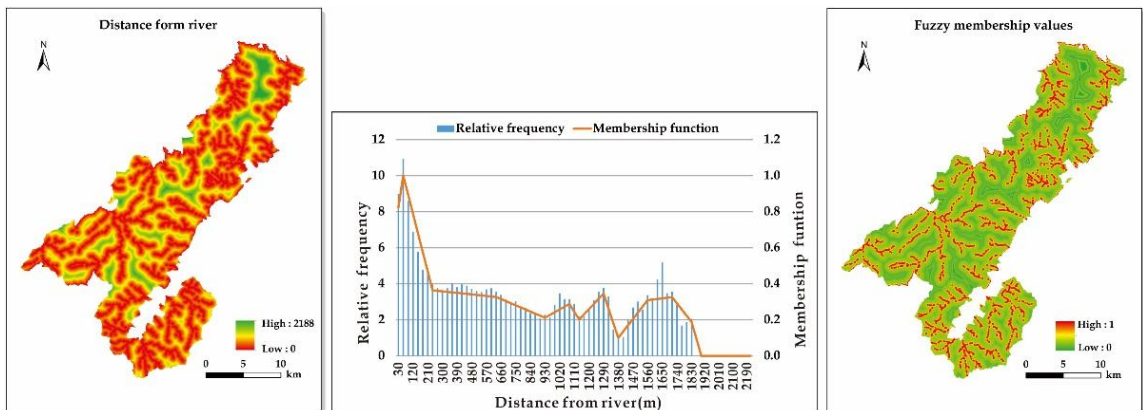


圖 3. 依據海拔高、地質與距水系距離資料獲取模糊隸屬度。

Fig. 3. Fuzzy membership values based on (a) altitude; (b) geology and (c) distance from river.

三、環境脆弱度分布

將13項預測變數之模糊集合進行PCA演算後，KMO值為0.691，Bartlett測驗達顯著水準($p < 0.01$)，表示本研究資料適合透過PCA達到縮減變數的目的(表3)。為使後續建立之推估模式更具解釋力，以累計解釋變異量達80%以上水準為新成分萃取標準，可從13個變數中萃取9個新成分，其整體解釋變異量為84.21%(表3)，再依式3建立研究區環境脆弱度分布推估模式。

經由推估模式獲得環境脆弱度分布，結果如圖4所示，其色澤愈趨近綠色者，其生態環

境愈趨穩定，不易受外界干擾所影響，反之，愈趨向紅色者，則生態環境愈顯脆弱。本研究採Jenks自然間斷分類法將全區脆弱度分布進行適度分級，分別為輕微、次輕微、普通、次嚴重與嚴重等5級，經計算各級面積及分配百分比(表4)可得知，普通級面積分布最廣，約有16,264 ha，占全區面積約30%左右，其次為次輕微及次嚴重級，所占比例分別為26%與23%，再者為輕微級，面積約6,795 ha(12%)，而嚴重級分布面積為全區最低，僅5,429，所占比例不及10%。各脆弱級區位與各環境資料套疊後，可將各級大致生態環境特性整理如表5。

表3. 主成分分析結果

Table 3. Results of principal component analysis

| Selected principal component | Eigenvalue λ_i | Variance (%) | Cumulative variance (%) |
|------------------------------|------------------------|--------------|-------------------------|
| I | 2.94 | 21.00 | 20.99 |
| II | 1.84 | 13.11 | 34.10 |
| III | 1.46 | 10.41 | 44.51 |
| IV | 1.07 | 7.60 | 52.11 |
| V | 1.02 | 7.30 | 59.42 |
| VI | 0.98 | 7.00 | 66.42 |
| VII | 0.91 | 6.50 | 72.92 |
| VIII | 0.80 | 5.72 | 78.63 |
| IX | 0.78 | 5.58 | 84.21 |

KMO: 0.691

Bartlett's test: $p < 0.01$

表4. 研究區之環境脆弱度等級面積與分配比例

Table 4. Area and proportion of each environmental vulnerability level within study area

| EVI level | Grid number | Area (ha) | Proportion (%) |
|-----------|-------------|-----------|----------------|
| Slight | 75,495 | 6,794.55 | 12.13 |
| Light | 162,536 | 14,628.24 | 26.13 |
| Moderate | 180,706 | 16,263.54 | 29.05 |
| Heavy | 143,068 | 12,876.12 | 23.00 |
| Extreme | 60,322 | 5,428.98 | 9.70 |

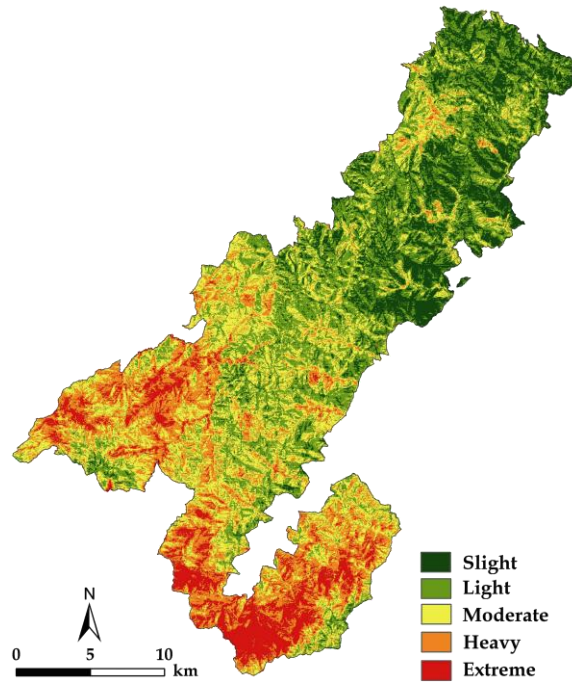


圖4. 環境脆弱度分布圖

Fig. 4. Distribution map of environment vulnerability.

表 5. 研究區各環境脆弱等級特性

Table 5. Environmental vulnerability with evaluation levels and characters in study area

| EVI level | EVI value range | Character description |
|-----------|-----------------|---|
| Slight | <-0.31 | Extremely stable ecosystem with great anti-interference ability, humid climate, relatively low altitude, flat terrain, great canopy density and away from the environment with opposed vegetation |
| Light | -0.31~-0.07 | Relatively stable ecosystem with high anti-interference ability, comparatively low altitude, and good canopy density |
| Moderate | -0.07~0.17 | Relatively unstable ecosystem with general anti-interference ability, comparatively high altitude, and general canopy density |
| Heavy | 0.17~0.46 | Unstable system with poor anti-interference ability, comparatively high altitude and weak canopy density |
| Extreme | >0.46 | Extremely unstable ecosystem with very poor anti-interference ability, relatively high altitude, arid climate, steep terrain, fragmentary vegetation and vulnerable surrounding environment |

討 論

棲蘭地區因位處高山霧林帶，氣候極適合檜木生長，在保護區設立前(1986~1998年間)，行政院退輔會榮民森林保育處曾針對區內檜木老熟林分，進行過兩期枯立倒木整理保育更新作業，並以自生苗保留、天然下種及人工栽植等方式以促進檜木更新(林世宗 2003)。由地景變遷分析可知(圖2)，劃設保護區以後，除少部分區位呈現植生退化外，區內絕大部分地景均穩定維持，甚至有不少區位出現植生恢復的情形，尤以曾經進行人工撫育作業之範圍成效更彰，顯見適度的擾動作業確實有助於提高林分內的透光量，利於天然下種及更新小苗的成長(羅卓等 1997；林等 2010b；魏及陳 2012)，並提升整體野生動物歧異度(袁等 2004；陳等 2015)。本研究推測在保育更新作業實施多年後，大部分整理區皆已更新成功，逐步恢復為原始天然林樣貌，有助生態系平衡及生物多樣性發展。

模糊邏輯分析有助於瞭解各環境變數與脆弱度之隸屬關係，本研究依據植生退化類型與各變數的相對頻度曲線，建立評估脆弱度之模糊隸屬函數，可直接反應出各種不同環境所呈現出來的脆弱度，例如觀察海拔高、地質及距水系距離變數可發現(圖3)，高脆弱度區位以中高海拔環境居多，乃因該些區位多屬地形陡峭，土層淺薄且貧瘠，一旦發生颱風或強降雨，崩塌發生率極高(郭及楊 2005；壽等 2010；謝等 2010)，易造成植被密度降低甚至退化，進而提升環境脆弱度；在地質變數中，高脆弱環境以廬山層的隸屬度最高，主要係因廬山層劈理發達，易沿劈理扭曲碎裂，國內重大的邊坡滑動災害，多以此板岩特性有關(林等 2010a)，另詹等(2015)的研究中，也明確指出

廬山層是臺灣東北部地區崩場地主要發生地質類別，位處相關地質區之邊坡為崩塌發生的高潛勢區；在距水系距離變數方面，則係因臺灣山區地形陡峭且河流短促，若遇強降雨，河床、河道兩側環境易遭水流沖蝕，其影響包含河岸掏刷及河谷解壓等，致使邊坡崩塌，因此，河岸兩側環境隸屬於脆弱環境程度最高，相關研究甚至指出國內崩塌環境主要為水系所控制，臺灣有高達98.5%的崩場地都發生在主要河道1km以內範圍(郭及楊 2005；陳及馮 2005)。

由脆弱度空間分布可發現(圖4)，脆弱程度由北向南逐漸提升，嚴重及次嚴重等級區位主要分布於大溪與太平山事業區南側，輕微及次輕微等級則多位處烏來、宜蘭事業區以及太平山事業區北側。對照各脆弱等級之環境特性來看(表5)，嚴重等級區位多係屬中高海拔、平均坡度達30°以上，且鄰近水系及裸露地兩側的脆弱環境，為臺灣典型的易崩塌地形，加上土壤淺薄，侵蝕較嚴重，在水分不易保存的情形下，明顯不利於森林的更新與恢復，該些區位未來發展不容忽視，建議進行長期植生監測工作，尤其太平山事業區53~56林班邊界緊鄰區外聚落(米磨登溪、馬當溪及逸久溪交匯處)，更須謹慎注意。值得慶幸的是，暫無發現這些區位與距道路距離存有相依性，顯示區內道路(含林道)開闢尚在環境承载力內，其影響未反應於脆弱度的分布上。而輕微及次輕微等級區位則多坐落於低海拔、坡度平緩、遠離水系及非森林的區位，這些區位不僅植被保存完整且擁有豐沛且分配均勻的降水量，不僅利於植生更新及恢復，其抵抗外在衝擊能力相對較佳，相關的研究(Wang *et al.* 2008b; Shao *et al.* 2014)，亦有相似的結果。

結 論

本研究以遙測及GIS技術進行棲蘭地區空間資訊的整合，並搭配模糊邏輯理論與PCA，發展脆弱度評估模式。研究成果可獲得以下重要結論：一、保護區內大部分地景(88%)均可穩定維持，在其餘12%的動態地景中，約有4.3%屬植生退化的脆弱地景，而相較於未經撫育之原始林，過去曾經人工撫育之植生在適度的擾動下，確實具有較少的脆弱環境，其植生恢復狀況也較佳；二、由所製作之脆弱度分布圖顯示，嚴重等級面積約占研究區9.7%，多分布於中高海拔、地形陡峭且鄰近水系或裸露地兩側之脆弱環境，明顯不利植生更新與恢復，未來應特別注意其地景轉移趨勢。除此之外，由於脆弱度並非一成不變，各脆弱等級可能因各種人為與自然因素的影響，隨之改變或轉移，因此，藉由長期的監測與評估計畫，持續探討脆弱度在空間與時間上的動態演變，瞭解其與環境間的相互關係，並適時的制訂因應策略，乃為經營管理必要之手段。

誌 謝

本研究承行政院農業委員會科技計畫(104農科-13.9.3-生-W3)經費補助，特此致謝。

引用文獻

- 王鎮哲。2000a。棲蘭山檜木林區植物資源調查研究。內政部營建署太魯閣國家公園管理處。
- 王鑫。2000b。棲蘭山檜木林區地質資源調查研究。內政部營建署太魯閣國家公園管理處。
- 朱恩良。2004。棲蘭野生動物重要棲息環境植群生態之研究。國立中興大學森林學系碩士論文。
- 呂明倫、謝漢欽。2013。鰲鼓海岸地區之生態環境脆弱度評估。作物、環境與生物資訊 10: 34-43。
- 呂明倫、鍾玉龍。2007。以 SPOT 衛星植生指標推估南仁山次生林之林分結構特徵。臺灣林業科學 22: 183-92。
- 林世宗。2003。棲蘭山林區天然檜木林生態系經營計畫(檜木保育更新作業成效調查)。行政院退輔會榮民森林保育事業管理處。
- 林俐玲、黃振全、顏呈仰、黃貞凱、鄭裕適、張益通。2010a。深層岩體潛移邊坡滑動行為研究-以廬山地滑為例。中華水土保持學報 42: 1-14。
- 林師模、陳苑欽。2003。多變量分析：管理上的應用。臺北：雙葉書廊。
- 林謙佑、邱志明、林世宗、鍾智昕、林進龍。2010b。棲蘭山地區柳杉人工林行列疏伐更新之研究。中華林學季刊 43: 233-247。
- 邱志明、羅卓振南、鍾旭和。1993。棲蘭山檜木天然更新林地林分結構之研究。林業試驗所研究報告季刊 8: 389-402。
- 洪鴻智、劉怡君、簡頌愷。2014。河川流域颱風災害損失死地區脆弱度-莫拉克颱風為例。地理學報 74: 87-106。
- 袁孝維、丁宗蘇、蔡若詩。2004。棲蘭山檜木林枯立倒木整理作業對鳥類群聚之影響。中華林學季刊 37: 29-36。
- 郭基賢、楊貴三。2005。臺灣地區大型崩塌地之地理特性研究。地圖：中華民國地圖學會會刊 15: 103-114。
- 陳一銘、何紋靈、翁瑞鴻、葛兆年。2015。棲蘭檜木林不同林地類型之野生動物群

- 聚。臺灣林業科學 30: 75-88。
- 陳桂嘉、吳守從、陳朝圳。2010。臺東地區土石災害之生態環境脆弱度評估。航測及遙測學刊 15: 51-64。
- 陳樹群、馮智偉。2005。應用 Logistic 迴歸繪製崩塌潛感圖—以濁水溪流域為例。中華水土保持學報 36: 191-201。
- 黃文伯、葛兆年。2011。哈盆自然保留區屍食性甲蟲物種生物多樣性監測與氣候變遷之關係。環境與生物學報 4: 17-34。
- 黃靜宜、林文和。2014。應用遙測技術評估玉山國家公園之植生退化潛勢。臺灣生物多樣性研究 16: 379-391。
- 詹勳全、張嘉琪、陳樹群、魏郁軒、王昭堡、李桃生。2015。臺灣山區淺層崩場地特性調查與分析。中華水土保持學報 16: 19-28。
- 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。
- 謝正倫、黃敏郎、蔡在宗、張維恕。2010。運用福衛二號影像進行莫拉克颱風崩場地判釋。中華防災學刊 2: 35-42。
- 鍾智昕、林世宗、邱志明、林進龍、林謙佑。2011。存活分析應用於棲蘭山檜木直播更新動態之研究。中華林學季刊 44: 413-424。
- 魏瑞廷、陳子英。2007。棲蘭山地區植群之研究。臺灣大學生物資源暨農學院實驗林研究報告 21: 133-145。
- 魏瑞廷、陳子英。2012。棲蘭山檜木林不同干擾強度下植物多樣性之研究。宜蘭大學生物資源學刊 8: 1-11。
- 羅卓振南、鍾旭和、邱志明、黃進睦。1997。棲蘭山林區柳杉人工林行列疏伐營造複層林之研究。臺灣林業科學 12: 459-465。
- Berry, P. M., M. D. A. Rounsevell, P. A. Harrison and E. Audsley. 2006. Assessing the vulnerability of agricultural land use and species to climate change and the role of policy in facilitating adaptation. *Environmental Science & Policy* 9: 189-204.
- Brooks, N., W. N. Adger and P. M. Kelly. 2005. The determinants of vulnerability and adaptive capacity at the national level and the implications for adaptation. *Global Environmental Change* 15: 151-163.
- Castillo Soto, M. E. 2012. The identification and assessment of areas at risk of forest fire using fuzzy Methodology. *Applied Geography* 35: 199-207.
- Chou, C. H., T. J. Huang, Y. P. Lee, C. Y. Chen, W. H. Hsu and C. H. Chen. 2011. Diversity of the alpine vegetation in central Taiwan is affected by climate change based on a century of floristic inventories. *Botanical Studies* 52: 503-516.
- Congalton, R. G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* 37: 35-46.
- Congalton, R. G. and M. Story. 1986. Accuracy assessment: A user's perspective. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 55: 1303-1309.
- Eastman, R. J. 2006. IDRISI Andes: Guide to GIS and image processing Clark laboratory. Worcester: Clark University.
- European Climate Change Programme (ECCP).

2006. Urban Planning and Construction Sector Report: ECCP WGII Impacts and Adaptation. European Commission.
- Gemitzi, A., G. Falalakis, P. Eskioglou and C. Petalas. 2011. Evaluating landslide susceptibility using environmental factors, fuzzy membership functions and GIS. *Global NEST Journal* 13: 28-40.
- Geri, F., V. Amici and D. Rocchini. 2011. Spatially-based accuracy assessment of forestation prediction in a Mediterranean landscape. *Applied Geography* 31: 881-890.
- Gessler, P. E., I. D. Moore, N. J. McKenzie and P. J. Ryan. 1995. Soil-landscape modeling and spatial prediction of soil attributes. *International Journal of Geographical Information Systems* 9: 421-432.
- Huang, P. H., J. S. Tsai and W. T. Lin. 2010. Using multiple-criteria decision-making techniques for eco-environmental vulnerability assessment: a case study on the Chi-Jia-Wan Stream watershed, Taiwan. *Environmental Monitoring and Assessment* 168: 141-158.
- Hwang, W. and C. N. Koh. 2013. Application of Necrophilous Beetles to Long-term Monitoring of a Forest Ecosystem Associated with Climatic Change. *Taiwan Journal of Forest Science* 28: 83-96.
- Hyandye, C., W. Tao and C. Z., Hua. 2008. *Evaluation of eco-environmental vulnerability using RS and GIS: case of Ma Keng iron mining area in Fu Jian Province, China.* *Environmental Research Journal* 2: 196-204.
- Jenks, G. 1967. The data model concept in statistical mapping. *International Yearbook of Cartography* 7: 186-190.
- Li, A. N., A. S. Wang, S. L. Liang and W. C. Zhou. 2006. Eco-environmental vulnerability evaluation in mountainous region using remote sensing and GIS, A case study in the upper reaches of Minjing River, China. *Ecological Modelling* 192: 175-187.
- McCune, B. and D. Keon. 2002. Equations for potential annual direct incident radiation and heat load index. *Journal of Vegetation Science* 13: 603-606.
- Metzger, M. J., M. D. A. Rounsevell, L. Acosta-Michlik, R. Leemans and D. Schröter. 2006. The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114: 69-85.
- Metzger, M. J., R. Leemans and D. Schröter. 2005. A multidisciplinary multi-scale framework for assessing vulnerabilities to global change. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 7: 253-267.
- Mondal, P. and J. Southworth. 2010. Protection vs. commercial management: Spatial and temporal analysis of land cover changes in the tropical forests of Central India. *Forest Ecology and Management* 259: 1009-1017.
- Shao, H., M. Liu, Q. Shao, X. Sun, J. Wu, Z. Xiang and W. Yang. 2014. Research on eco-environmental vulnerability evaluation of the Anning River Basin in the upper reaches of the Yangtze River. *Environmental*

Earth Sciences 72: 1555-1568.

Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M.

Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor and H. L. Miller. 2007. Climate change 2007: The physical science basis. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA, 996 pp.

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.

Wang, S. Y., J. S. Liu and C. J. Yang. 2008a. Eco-environmental vulnerability evaluation in the Yellow River Basin, China. *Pedosphere* 18: 171-182.

Wang, X. D., X. H. Zhong, S. Z. Liu, J. G. Liu, Z. Y. Wang and M. H. Li. 2008b. Regional assessment of environmental vulnerability in the Tibetan Plateau: Development and application of a new method. *Journal of Arid environments* 72: 1929-1939.

Warner, T. A. and X. Chen. 2001. Normalization of Landsat thermal imagery for the effects of solar heating and topography. *International Journal of Remote Sensing* 22: 773-788.

Zadeh, L. A. 1965. Fuzzy sets. *Information and Control* 8: 338-353.