

「雪霸國家公園生態評估模式之建立 -以災害崩塌潛勢與地景干擾為例」

受委託者：逢甲大學

研究主持人：雷祖強

研 究 員：劉盈序

白弘杰

陳慧欣

內政部營建署雪霸國家公園管理處

保育研究報告

中華民國九十五年十二月

雪霸國家公園生態評估模式之建立
-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例

內政部營建署雪霸國家公園管理處

保育研究報告

目次

表次	III
圖次	V
摘要	VIII
第一章 緒論	1
第一節 研究緣起與背景	1
第二節 計畫目標	2
第二章 文獻回顧	3
第一節 崩塌地定義	3
第二節 遙測於崩塌地之判釋應用	3
第三節 崩塌地潛勢因子整理與分析	5
第四節 地景生態學	9
第五節 森林生態系經營決策支援系統	11
第三章 研究地區與資料概述	16
第一節 研究區介紹	16
第二節 研究資料	17
第四章 研究方法	22
第一節 景觀生態分析	24
第二節 崩塌潛勢分析	28

第三節 生態系統評估模式建立	40
第五章 成果與討論	46
第一節 地景干擾效應評估	46
第二節 山崩潛勢分析	53
第三節 崩塌土方量推估	70
第四節 生態系統評估模式建立	79
第六章 結論與建議	88
第一節 結論	88
第二節 建議	89
附錄一	90
附錄二	97
附錄三	106
附錄四	107
參考文獻	108

表次

表 3-1 研究材料來源	17
表 3-2 衛星影像基本資料	18
表 4-1 坡度因子評分	31
表 4-2 坡向因子分級表	32
表 4-3 高程因子分級表	32
表 4-4 岩性因子分級表	33
表 4-5 土壤厚度分級評分表	33
表 4-6 土地利用分級評分	34
表 4-7 距河系距離分級評分表	35
表 4-8 距道路距離分級評分表	35
表 4-9 EMDS 模糊邏輯結果分級表	45
表 5-1 各集水區地景結構指標（第三次林務調查資料）	49
表 5-2 各集水區地景結構指標（加入 2004 年崩塌地資訊）	50
表 5-3 修正前各集水區地景干擾指標（第三次林務調查資料）	52
表 5-4 修正後各集水區地景干擾指標（加入 2004 年崩塌地資訊）	52
表 5-5 各集水區地景干擾值變化	53
表 5-6 坡度因子評分表	54
表 5-7 坡向因子評分表	54
表 5-8 高程因子評分表	55
表 5-9 岩性因子評分表	57
表 5-10 土壤厚度因子評分表	58
表 5-11 土地利用因子評分	59
表 5-12 距河系距離因子評分表	61
表 5-13 距道路距離因子評分表	62
表 5-14 山崩潛勢因子權重值表	65
表 5-15 子集水區崩塌比例表	68
表 5-16 大安溪集水區檢核表	68
表 5-17 谷關調整池集水區檢核表	68

表 5-18 鹿林道檢核表.....	69
表 5-19 影像資訊	71
表 5-20 三維定位均方根誤差表.....	74
表 5-21 控制點座標	76
表 5-22 土方量	79
表 5-23 子集水區崩塌面積及比例.....	81
表 5-24 比壽潭山集水區生態敏感地面積及比例	82
表 5-25 南坑溪集水區生態敏感地面積及比例	83
表 5-26 馬達拉溪集水區生態敏感地面積及比例	84
表 5-27 七家灣溪流域生態敏感地面積及比例	85
表 5-28 大鹿林道東線生態敏感地面積及比例	86

圖次

圖 2-1 嵌塊體特徵、干擾程度與植群社會特徵三者間之關係.....	10
圖 2-2 以物件為基礎之知識庫階層式網路架構圖	12
圖 2-3 EMDS 評估架構之流程圖.....	13
圖 2-4 道路系統對環境潛在衝擊性.....	14
圖 2-5 Tahoe 國家森林區路網分析圖.....	15
圖 3-1 雪霸國家公園地理位置圖.....	16
圖 3-2 各時期之 SPOT 衛星影像.....	19
圖 3-3 各時期之崩塌地主題圖.....	19
圖 3-4 研究地區地景干擾指標分析基本圖層.....	20
圖 3-5 研究地區山崩潛勢分析基本圖層.....	21
圖 4-1 研究流程圖.....	23
圖 4-2 坡度因子分級圖.....	36
圖 4-3 坡向因子分級圖.....	36
圖 4-4 高程因子分級圖.....	37
圖 4-5 岩性因子分級圖.....	37
圖 4-6 土壤厚度因子分級圖.....	38
圖 4-7 土地利用因子分級圖.....	38
圖 4-8 距河流距離因子分級圖.....	39
圖 4-9 距道路距離因子分級圖.....	39
圖 4-10 知識庫架構操作介面.....	41
圖 4-11 生態敏感地分級知識庫架構.....	42
圖 4-12 生態敏感性選擇因子之模糊隸屬函數.....	44
圖 4-13 EMDS 執行介面.....	45
圖 5-1 嵌塊體面積與嵌塊體密度之關係.....	46

圖 5-2 形狀指標機之關係.....	47
圖 5-3 地景多樣性指標之關係.....	48
圖 5-4 嚴重地景結構干擾子集水區分布圖.....	51
圖 5-5 各坡度分級之崩塌百分比直方圖.....	54
圖 5-6 各坡向分級之崩塌百分比直方圖.....	56
圖 5-7 各高程分級之崩塌百分比直方圖.....	57
圖 5-8 各岩性分級之崩塌百分比直方圖.....	59
圖 5-9 各土壤厚度分級之崩塌百分比直方圖.....	60
圖 5-10 各土地利用分級之崩塌百分比直方圖.....	61
圖 5-11 距河系距離分級之崩塌百分比直方圖.....	63
圖 5-12 距道路距離分級之崩塌百分比直方圖.....	64
圖 5-13 雪霸國家公園山崩潛勢圖.....	66
圖 5-14 雪霸國家公園山崩潛勢比例圖.....	66
圖 5-15 嚴重崩塌子集水區分布圖.....	67
圖 5-16 原始異軌立體像對影像.....	71
圖 5-17 崩塌土方量推估流程圖.....	72
圖 5-18 控制點.....	73
圖 5-19 萃取所得 DTM 影像.....	75
圖 5-20 控制點選取 (大鹿林道東線).....	76
圖 5-21 控制點選取 (七家灣溪流域).....	77
圖 5-22 大鹿林道東線崩塌地分佈圖.....	78
圖 5-23 七家灣溪流域崩塌地分佈圖.....	78
圖 5-24 生態敏感地分級圖.....	80
圖 5-25 重點區域及集水區分佈圖.....	80
圖 5-26 比壽潭山生態敏感地分級圖.....	81
圖 5-27 南坑溪集水區生態敏感地分級圖.....	82

圖 5-28 馬達拉溪集水區生態敏感地分級圖	83
圖 5-29 七家灣溪流域生態敏感地分級圖	85
圖 5-30 大鹿林道東線生態敏感地分級圖	87
圖 5-31 大鹿林道東線敏感路段分級圖	87

摘要

一、研究緣起

根據歷年來雪霸國家公園研究計畫顯示，其歷經921地震以及敏督利、艾利颱風等災害侵襲之後，地震過後除在山區誘發萬餘處大小不等之山崩、地滑與走山等災害外，更造成土石的鬆動，若遇豪雨極易形成土石流造成地震災後之二次災害，地震、颱風與暴雨對地表或土地所造成之擾動，對園區產生相當嚴重的災害，其中包含崩塌地發生、多處道路坍方、水土流失、國土地表改變、林相和物種變遷等破壞，不但造成自然生態的破壞，危害到各保護區內物種生存環境，更直接與間接衝擊國家公園內之自然景觀與生物資源。

此外，災害對環境的衝擊不僅造成地景破碎化、嵌塊體增加等，對生態系亦造成強烈干擾效應。因此對於森林生態系管理者而言，如何維持生態系平衡、防範災害侵襲、降低災害所造成的損失等，目前最重要的一門課題就是發展一套能整合多元化的生態資源空間資訊，並符合森林生態系之評估模式，以達永續性發展。

二、研究方法及過程

本研究主要目的為建立生態系評估模式之雛形，由於在生態環境管理中，又以崩塌問題對於園區生態管理影響最大，因此，在此前提下，研究中將建立：(1) 園區內山崩潛勢分析圖、(2) 評估園區內地景結構特性與所受干擾效應、(3) 以及利用美國林務署所開發的生態系經營決策支援系統 (Ecosystem Management Decision Support, EMDS) 為工具，將建立模糊邏輯形式之空間生態決策知識庫，並整合生態資源資訊到地理資訊系統架構中，利用其能在不同尺度與經營者不同需求下，進行符合森林生態系之評估模式，建立起多元化生態系決策支援系統，提供給經營管理者在規劃管理上的決策依據。

研究方法共分為三大部分：先以崩塌干擾因子與地景結構干擾因子兩部分進行探討，萃取崩塌地空間資訊進行山崩潛勢分析，以及量化地景結構指標評估各

集水區之干擾效應，最後以生態系經營決策支援系統整合上述因子，進行生態功能區域劃分。其研究流程圖如圖 4-1 所示：

(一) 山崩潛勢分析

使用雪霸國家公園管理處 93 年度委託研究計畫之多時段法國 SPOT 衛星影像判釋成果，以邏輯模型萃取新增崩塌地分佈的區域範圍，再利用不安定指數法（簡李濱，1992）進行山崩潛勢分析，此方法可清楚定義崩塌地與潛勢因子間的關係，此為統計的分析方法，較能客觀量化各潛勢因子間的權重。各因子經過正規化計算，並將各項山崩潛勢因子之進行分級、評分與權重計算得到各網格之山崩潛勢值，經由疊圖分析後，劃分各崩塌潛勢區域，針對子集水區探討其主要崩塌好發地之特性，瞭解其崩塌敏感性程度，探討其背後山崩影響程度。然而山崩潛勢圖的建立，不但可提供經營者於災前防護工作與規劃管理上的資料參考依據，亦能了解哪些高崩塌潛勢區可再加強戒備與監測，以維護園區各生態資源之平衡。

(二) 景觀生態分析

使用 2004 年崩塌地主題圖資訊修正第三次森林資源調查資料，求算各集水區各項地景指標，並透過指標的加權平均值求出代表一地所受到的干擾指標值，探討其所受到干擾的背後因素，進而比對崩塌地對於不同時期地景改變的敏感性程度。

(三) 生態系統評估模式建立

以 100m×100m 網格為分析單元，整合山崩潛勢與景觀生態分析等重要因子，建立符合生態評估模式之知識庫，透過模糊邏輯運算機制劃分雪霸國家公園生態敏感區域。

三、重要發現

1. 經由景觀生態分析之結果顯示；研究中偵測出三處地景干擾指標較高之子集水區分別為：大安溪、頭前溪、谷關調整池，且透過前述崩塌干擾與地景結構干擾二因子的評估後，可得知大安溪與谷關調整池二集水區

包含大範圍高崩塌潛勢區，亦為地景高干擾區，管理單位可針對此二區密切注意災害前防護工作、加強此區域內生態監測結果。

2. 八項山崩影響因子之影響程度由大至小依次為坡度>土壤厚度>高程>土地利用>岩性>距河流距離>距道路距離>坡向，可供災害防護工作先後順序之參考。
3. 生態敏感地劃分結果顯示：七家灣溪上游主要有高敏感地分佈、且大鹿林道東線道路兩側則多為中敏感區，未來可針對高敏感區域設立長期監測站，以掌握環境變遷資訊與維護。
4. 應用根據生態系經營決策支援系統(EMDS)為基礎，以模糊邏輯理論為輔於雪霸國家公園生態評估之環境敏感區分析較傳統的方法更符合生態系經營的需求、人力、時間及效率。

四、主要建議事項

1. 本研究在山崩潛勢因子採用部份僅就潛因進行討論，建議後續相關研究可嘗試再加入誘因部份，並可對因子間之相關性進行分析，將可使整體模式之考量更為完整，若能繼續蒐集更多資料，應可提高模式判釋的正確性，獲得更好之成果。
2. 本研究在資料蒐集建置的圖檔比例尺不一致，若能以相同比例尺之圖層進行相關研究，對研究成果之精確度提升方面將大有助益。
3. 以生態系經營決策支援系統(EMDS)進行分析時，使用者可依其需要納入其他生態環境影響因子（如植群因子、氣候條件因子等等）以進行分析、改變評估範圍的大小、增減或改進知識庫的內容，做動態的調整。
4. 在大鹿林道東線（觀霧地區至大壩尖山登山口）從 0K~0K+500m、1K+500m~5K、7K+500m~15K、15K+300m~19K，此幾條路段為中敏感性路段，環境生態較為脆弱，容易發生邊坡崩塌之危險，亦為容易受損路段，必須加強防護工作以及設置警戒標誌以提醒登山客注意此路段行走安全。

關鍵字：雪霸國家公園、山崩潛勢圖、地景結構指標、生態系經營決策支援系統。

ABSTRACT

The main purpose of this research is to develop the model of the ecological management system of Shei-Pa National Park, because of in ecological environmental management, the question most influential to the ecological management of landslide, In the point of view, This research is going to: (1) landslide susceptibility analysis map , (2)evaluate the impact of environmental disturbances ,(3)set up multi-ecosystem management decision system to offer manager to decision.

In this studying, we will use SPOT image and vector data, etc. find out landslide factors by image identifying and overlap. Besides, according to quantity way of D_{total} Value to draw landslide susceptibility analysis maps to analysis the characteristic of landslide. Additional, The landscape structure index was calculated based on the fourth forest inventory land-use type map to evaluate the degree of environmental disturbances. Finally, we will use EMDS to integration above-mentioned to set up a ecosystem management decision model to offer a policymaker decision basis in medium and long term of Shei-Pa National Park.

Keywords: Shei-Pa National Park, Landscape Structure Index, D_{total} , Ecosystem Management Decision Support

第一章 緒論

第一節 研究緣起與背景

台灣地區位處於菲律賓海板塊與歐亞大陸板塊碰撞交界處，地質年代屬於較年輕的褶皺地帶，地質構造脆弱，加上造山運動頻繁，使得斷層、褶皺、破裂面等現象極為多見。然而加上地殼抬升迅速，河流的下切與側蝕作用強烈，使台灣成為山峻水湍的地形。因為如此的水文、地質環境等條件，每逢颱風、暴雨，甚至是遇到雨量偏多的季節，就會發生崩塌、地滑、土石流、淹水等災害，危及人民生命財產安全。因此如何達到災害的防範及降低災害影響程度，乃需要精確掌握災害現況才能有更適宜的決策。

雪霸國家公園位於台灣本島中北部，屬於高山型國家公園，園區內地形錯綜複雜，景色變化萬千，高峰溪流景觀壯麗，提供多元化的服務，具有維生的、生態的、科學的、遊憩的、文化的、教育的、以及經濟等永續經營的價值，其蘊涵了非常豐富的生態資源，實為台灣境內一個極為重要的生態教育典範區。

根據歷年來雪霸國家公園研究計畫顯示，其歷經921地震以及敏督利、艾利颱風等災害侵襲之後，地震過後除在山區誘發萬餘處大小不等之山崩、地滑與走山等災害外，更造成土石的鬆動，若遇豪雨極易形成土石流造成地震災後之二次災害，地震、颱風與暴雨對地表或土地所造成之擾動，對園區產生相當嚴重的災害，其中包含崩塌地發生、多處道路坍方、水土流失、國土地表改變、林相和物種變遷等破壞，不但造成自然生態的破壞，危害到各保護區內物種生存環境，更直接與間接衝擊國家公園內之自然景觀與生物資源。此外，災害對環境的衝擊不僅造成地景破碎化、嵌塊體增加等，對生態系亦造成強烈干擾效應。

因此對於森林生態系管理者而言，如何維持生態系平衡、防範災害侵襲、降低災害所造成的損失等，目前最重要的一門課題就是發展一套能整合多元化的生態資源空間資訊，並符合森林生態系之評估模式，以達永續性發展。

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

第二節 計畫目標

雪霸國家公園已有完整的生態資源資訊，但目前卻缺乏一套能整合其生態空間資訊的生態管理模式，以提供經營管理者多元化的評估與資訊使用，因此本計畫欲利用美國林務署所開發的 EMDS 為工具，發展一套多尺度的生態評估模式，協助經營管理者決策依據與經營評估。

本研究主要目的為發展雪霸國家公園生態管理模式之雛型，在此雛型下，必須先進行崩塌干擾與地景結構干擾因子分析，建立園區內崩塌潛勢分析圖以及評估園區地景結構因子，以干擾效應為重點，繪製地景干擾潛勢圖。進而探討其主要崩塌好發地之特性、潛勢因子與評估園區內地景結構特性以及所受災害干擾程度。

透過園區內崩塌潛勢圖與環境干擾潛勢圖的建立，對於園區內崩塌危險度與地景干擾的等級劃分，有助於土地利用之規劃及與災害來臨前的預警。未來可透過多元化生態系決策支援系統整合分析，整合分析哪些為環境敏感性較高之地區，如道路分段敏感等級劃分，可立即提供與管理者、遊客不同層面上的參考資訊。其資訊亦可提供決策者在園區中長期規劃時，針對高崩塌敏感區與高干擾程度區加強防護等之決策依據，提供經營者災前的管理整治，並針對不同危險性之區域，實施不同程度之預警措施，以降低災害所造成之危害程度，以維持各生態系的正常運作。

第二章 文獻回顧

本研究針對以下幾個主題進行相關之文獻回顧：崩塌地定義、崩塌地衛星影像判釋、崩塌地潛勢因子整理與分析、地景生態學。

第一節 崩塌地定義

廣義的來說，山崩指的是邊坡上的材料(岩屑、岩塊、土壤等),受到重力作用沿斜面快速向下移動,稱為山崩(Landslide)或塊體運動(Mass Movement)或斜坡運動(Slope Movement) (陳凱榮, 2000)。快速的斜坡運動統稱為山崩 (Landslide)，落石 (Rockfall) 則是其中崩落速度最快的一種。而發生山崩的力學機制一般可說是應力增加或剪力強度減小之結果。山崩該名詞並包含了落石(Rock Falls)、傾倒(Topples)、滑動(Slides)、側落(Spreads)和流動(Flows)等現象。狹義的來說，山崩指的是淺層崩塌，亦即滑動深度小於5公尺的山崩。

崩塌(又稱崩落、垮塌或塌方)是從較陡斜坡上的岩、土體在重力作用下突然脫離山體崩落、滾動，堆積在坡腳(或溝谷)的地質現象。崩塌是坡地主要的災害類型之一，並且可能引發其他相關的災害，其對坡地災害具有指標性的意義，如何掌握崩塌的面積及位置，在整個坡地防災系統上，是不可忽視的一環(高玉惠, 2004)。Bell (1999) 研究指出，崩塌發生之位置具有災害再發之特性，新崩塌地常發生於舊有的崩塌地範圍之內，故對於現有崩塌地位置之監測為防治崩塌地災害之重點。

第二節 遙測於崩塌地之判釋應用

以衛星影像進行崩塌區位判釋，可節省大區域傳統調查上所需之人力、時間及經費。在崩塌地衛星影像判釋之相關研究甚多，遙測相關技術為一經濟且有效率的崩塌地判釋調查方法：劉進金 (1987) 提出在光譜回應圖譜上，可見光的部分，裸土比植生的反射率更高，但是近紅外光部分，植生的反射率高於裸土；李森吉 (1992) 以法蘭西SPOT衛星影像研究中橫公路附近崩塌地判釋方法發現：

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

1.非監督式分類法可以很容易區分出：(1)崩塌地以及與其影像上相近之非崩塌區。(2)其他大區域非崩塌區。2.利用高通濾波模式加強處理，即可凸顯岩屑流與土石流等沖蝕溝位置。3.大型塊體運動與地表剝落現象，可用直方圖的均一化拉伸，並配合輔助資料利用人工工作判斷是比較快速和直接的模式；鄭嘉盈(1999)使用兩張不同時期的SPOT衛星影像，經由常態化差異植生指數(Normalized Difference Vegetation Index, NDVI)的計算配合影像相減法(Image Difference Method)，求取植生指數變化大於某特定值的區域，將之判定為崩塌地；廖軒吾(2000)採用分類後比較的模式，將地震前衛星影像判釋沒有山崩，而在地震後之衛星影像中判釋出山崩位置以及震後崩塌地判釋結果範圍大於地震前崩塌地範圍之位置，劃定為因地震誘發之山崩，藉以避免將人為建築物及開墾地誤判為崩塌地；劉守恆(2002)利用坡度因子的概念，加入坡度資料後的SPOT衛星影像判釋結果較未使用前有顯著改善效果，表示坡度資料對於崩塌地的判釋工作而言是一項重要的輔助因子；陳駿賢(2003)以陳有蘭溪流域為研究範圍，利用多時段SPOT衛星影像進行分類，藉由數值地表模型探討坡度與面積的變化，最後選取坡度因子21度，作為區隔崩塌地與河谷/裸露地之門檻值，達有效分離結果；蕭國鑫等人(2003)利用SPOT資料，結合影像自動分類、綠度(Greenness)與亮度(Brightness)指數，初步研判台灣中、北部的崩塌地區分佈，其結果對於較大型崩塌或需要快速得知災後崩塌資訊者，可提供最迅速的崩塌資料。衛星影像及遙測技術除了可判釋崩塌地外，同時可獲得即時地表災害資訊；黃凱易(2003)利用921地震前、後及桃芝颱風過境後的多時期SPOT衛星影像，結合DTM及GIS資料，偵測信義鄉潭南與地利兩村、雲林古坑華山地區及台中縣烏石坑地區的崩塌與土石流分佈，並評估崩塌地自然植生狀態，以作為農政單位對坡地超限利用管理及崩塌地實施植生復育之基準；李易儒(2005)以河道平均坡度23度為門檻值，將分類後影像河道及崩塌地與坡度門檻值進行套疊分析，亦有效分離兩者。由以上論述證實加入適合的輔助資訊的確能夠提升判釋成果之精準度。

第三節 崩塌地潛勢因子整理與分析

一、崩塌地潛勢因子選取

影響山崩的因子很多，其潛在因子可歸納為地質和地形兩類，而其誘發因子可歸納為地震和氣候兩類。李三畏（1984）指出崩塌潛勢因子大致可分為誘因及潛因，誘因是指直接引發山崩的環境因子，如降雨、地震等，潛因則是指坡地本身具有潛在造成山崩的因子，如岩性、褶皺；鄭元振（1992）利用裸露地、侵蝕溝影響區、岩性、坡度等四因子，根據坡度、坡向所套疊得之最小邊坡單元為單位，求得各因子間對山崩潛勢的影響程度繪製山崩潛勢圖，認為坡度為崩塌主要控制因素；張石角（1994）指出坡度、地表作用、岩質、坡面地質構造與土壤濃度等五因子為潛在敏感區主要潛在因子；蘇苗彬（1998）以地形、地質、區位因子為坡地安定評估因子；楊佳勛（2001）將地質構造、岩性、坡度、坡向、坡高、降雨、地下水、河岸或海岸侵蝕、地震、坡趾或坡面開挖、上方加重、水庫蓄水列為影響因子；羅佳明（2002）採用了地形、地質、植被情形、土壤、氣候、土地利用；盧育聘（2003）則挑選了植被情形、材料強度、坡度、坡向、坡高、降雨，來做為影響破壞的因子；曾志豪（2004）則是將地層種類、岩性、坡度、坡向、坡高、坡型、風化土層視作因子；黃崇賢（2004）用坡度、降雨、距河川距離、距道路距離，做為因子；施政璋（2005）則是選了地層種類、岩性、植被情形、坡度、坡向、坡高、降雨、氣溫、風速、風向、溼度、風化土層厚度，來做為影響邊坡破壞的因子；溫振宇（2005）選擇（1）地質—岩性、與構造距離（2）地形—坡度、坡向、高程（3）環境—PGA、累積雨量、與溪溝距離、土壤種類、土地利用共十項因子以航照產製之5m×5m DTM和不安定指數法加以評估並建立模式。

在許多相關的崩塌地判釋研究中可以看到坡地穩定因子常被用來做崩塌地判釋的直接或間接輔助資料（楊智堯，1998；周晏勤，1999；鄭嘉盈，1999；蘇

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

容瑩，2000；鄭貴卿，2001），這些用來分析坡地穩定度的因子不僅是分析崩塌潛勢重要元素，亦是判釋崩塌地的重要資料來源。然而，這些因子有許多是無法量化的，且要以大量的因子作分析研究是相當困難的，所以如何將具代表性的因子定量化，以類比複雜的崩塌機制為此類分析的重點。

綜合上述文獻山崩潛勢因子選取結果顯示，造成山崩發生之影響因子很多，故本研究在潛感因子之選擇上採用蘇苗彬（1998）分類模式分為潛因與誘因兩大類，以其提出三大因子作為潛感因子，本研究歸納整理分為地形因子（坡度、坡向、高程）、地質因子（岩性、土壤厚度）、區位因子（土地利用、距河系距離、距道路距離）進行山崩潛勢分析。

（一）地形因子

a. 坡度

坡度為最直接影響邊坡力學穩定性的地形條件，坡度越陡，越容易發生崩塌，亦為前人研究中必然納入的研究因子，本研究將坡度納為考量發生山崩的因子之一，游中榮（1996）於北橫地區進行山崩潛勢研究成果顯示，坡度與山崩發生成高度的相關性。

b. 坡向

邊坡的穩定性亦受其季節季風、日照及岩層走向等影響，因此亦將坡向納為山崩潛勢評估模式因子之一。

c. 高程

在不同的海拔高度除了可以觀察到不同的林相之外，亦可發現因為氣溫的變化造成對岩性及土壤的內部應力發生變化，由此變化進而推測、預估其影響邊坡破壞的程度。

（二）地質因子

a. 岩性

岩性為影響邊坡崩塌的重要因子之一，岩性會影響岩層或土壤硬度、強度與

抗風化能力。岩性不同，不但直接影響邊坡崩塌，也間接控制崩塌形式。若為膠結良好及抗風化侵蝕能力好的岩石材料所構成的斜坡其穩定性較好，該邊坡較不易發生破壞，反之，則發生破壞的機率將大為增加(胡麟吉，1987);廖軒吾(2000)統計，於九二一集集地震後，台灣地區在不同岩層中，崩壞程度差異大。

b. 土壤厚度

台灣地區之土壤以崩積土占最大的比例，崩積土的組織極不規則，性質變化極大又難以測定。其內部組織甚為疏松易聚集流水，其表面因風化及植物之生長難於透水，因此易於產生高水壓，不利於邊坡之穩定。土層越厚，其不穩定性也越高(張石角，1980)。

(三) 區位因子

a. 土地利用

當地的土地利用型態可以間接反映出土地覆蓋、植被覆蓋以及人為開發的情形，不同土地利用類型亦會影響邊坡之穩定性。(陳蕙華，2005)

b. 距河系距離

由於河流會對地表進行切割，特別是在台灣山地坡陡流急，河流的下切作用將愈加最顯，且河流在轉向處，面對水流的坡面亦會因水流方向快速改變而受到沖蝕，對邊坡的穩定性造成不良的影響。

c. 距道路距離

道路的開發常需進行挖填，上邊坡會因為坡腳被破壞而喪失其原有的穩定性，特別是在順向坡坡腳被移除後，擋土牆常會抵擋不住上邊坡強大的重力而破壞，造成邊坡的崩塌。下邊坡亦會因填方不若原來邊坡扎實而產生崩壞，因此道路的開發對於坡地常造成不良的後果。

二、崩塌地潛勢分析方法

然而崩塌潛勢相關研究之分析方法，以因子型態可分為定性、定量分析法。定性方法系由專家學人針對實際情形進行評定，再予以給分，此法雖與現地調查

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

之結果相符合，但由於因子的給分皆為人為給定，使得評分太過主觀；而定量方法則是利用統計分析模式進行分析，計算因子的評分與權重，此法的確較為客觀。一般而言，前者所用之分析方法，多以個別因子與崩塌特性做次數分發分析或以各因子線性組合後所獲得之崩塌潛感；而後者為較複雜之多變量統計方法。

在國內外皆有多位學人採用定量統計方法分析區域山坡地穩定分析，結果相當豐碩，如下所述：

簡李濱(1992)將研究區域劃分為網格，並以不安定指數法進行區域性山坡穩定評估；蘇苗彬等人(1998)所提出之不安定指數法可由快速的由網格中表達出坡地的安定性；林書毅(1999)以網格化的模式將坡度、坡向、岩性、地表覆蓋、距侵蝕溝距離、距道路距離及距斷層距離等因子以不安定指數法及主成份分析法加以檢核；陳凱榮(2000)利用不安定指數法分析山崩潛感地區預測崩塌地，其準確率良好；高嘉隆(2003)利用利用 GIS 空間分析功能，求出崩塌潛勢之影響因子，並以崩壞百分比的離散情形計算各因子的權重值，將公路沿線的山崩潛感程度，分為六級潛感，其研究結果發現，坡度與高程兩因子對本研究區域邊坡穩定影響最大。檢核結果顯示：不安定指數法預測崩塌地準確率良好；簡世宏(2004)以 SPOT 衛星遙測影像結合 DEM 分析技術並運用 Mashimo 模式理念劃定崩塌潛勢區位，支援崩塌地處理之空間決策分析以減少災害之產生；陳紫娥(2004)指出不安定指數法之因子分級，可視各因子資料分佈情形做調整，且分級因子給分的模式是依據崩塌趨勢值運算後所獲得之不安定指數值，並無須主觀判定；陳蕙華(2005)亦使用不安定指數法之計量模式，計算各因子等級之不安定指數，由因子等級之災害發生密度百分率離散情形，訂定各因子權重值，最後依照崩塌敏感程度繪製公路沿線之山崩潛感圖，以提供日後道路周邊開發危險性以及工法選擇上的參考依據。因此本研究之山崩潛感因子量化過程亦根據不安定指數法來建立山崩潛勢圖。

第四節 地景生態學

地景生態學 (Landscape Ecology, 或稱景觀生態學) 是由德國生物地理學家 Troll 於 1930 年代所提出, 其結合地理學上與生態學概念, 將空間與時間的概念運用研究某一地區不同空間單元中, 自然環境與生物物種間的相互關係, 其要素會受到生物及非生物因子的影響, 造成大小、形狀、數目、類型和空間排列的不同, 產生不同的地景架構。

景觀生態學所探討的是景觀要素之間物種、能量、物質和干擾的流動和移轉, 及景觀架構的生態功能和意義, 而這些景觀組成之單元要素, 按其形狀和作用可分為嵌塊體 (Patch)、廊道 (Corridor) 和基質 (Matrix) 三種類型。嵌塊體是景觀空間尺度上所能見到的最小均質單元, 而能與周遭地區呈現不同性質, 許多景觀生態學人皆以嵌塊體為景觀生態研究之基本單元。廊道則是具有通道或屏障功能的線狀或帶狀嵌塊體, 具有聯繫、阻礙與棲地之功能。基質是相對面積高於景觀中其它任何嵌塊體類型的要素, 其最具連續性且往往形成景觀的背景。

近年來許多生態學家指出景觀生態方面由於道路開闢、河堤修築、森林砍伐等干擾, 造成地景架構與功能的改變, 對其造成影響。國外學人如: Reed et al. (1996) 以美國落磯山地區進行研究, 當地因為森林砍伐、鐵路及道路等干擾, 自 1950 年至 1993 年, 地景破碎度呈現逐年增加的趨勢; Ravan and Roy (1997) 針對印度國家公園的森林地景干擾程度研究顯示, 當干擾程度越高時, 其嵌塊體密度、數量、形狀越高, 物種多樣性與植群生物量則相對降低 (如圖 2.1 所示); Roy and Tomar (2000) 利用嵌塊體的數量、大小、形狀及破碎度綜合分析印度地區所受到的干擾情況, 即地景架構是由許多小而較接近長條形的嵌塊體所組成, 代表該地區所受到的干擾程度最大。Saunders et al. (2002) 在北美五大湖地區所進行的研究發現, 道路開闢將造成嵌塊體數量及嵌塊體密度的增加, 降低嵌塊體大小、最大嵌塊體指標、碎形維度指標及平均形狀指標。

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

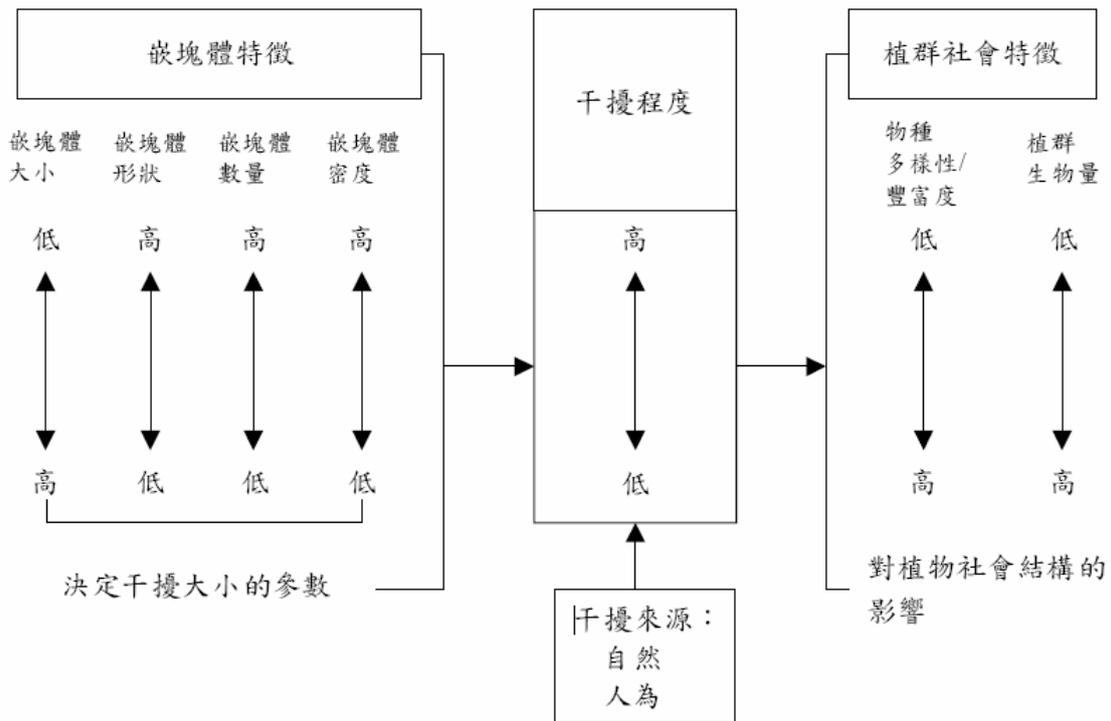


圖 2-1 嵌塊體特徵、干擾程度與植群社會特徵三者間之關係

(Ravan & Roy, 1997)

至於國內之相關研究，則有鄭祈全(1999)對林業試驗所六龜生態經營區之地景變遷研究，指出森林砍伐與林道的開闢會增加嵌塊體數目、嵌塊體種類及地景多樣性，地景均勻度則為增加、減少或相等；馮豐隆、黃志成(1997)在惠蓀林場地區的研究則發現，隨著干擾程度的增加，當地之地景破碎化程度有逐年增加的趨勢，其嵌塊體周長、形狀指標及內緣比(邊緣/面積) 逐年增加，而嵌塊體大小則逐年減少；陳正華(2001)針對南仁山生態保護區之研究結果顯示，當人為干擾趨緩後，地景多樣性、地景均勻度及碎形維度均逐漸下降；陳誼(2001)指出干擾會改變嵌塊體大小、密度、形狀、碎形維度、邊緣長度、地景多樣性及地景多樣性等地景架構特性，且地景架構、功能和變遷三者是互相影響的，地景架構若發生變化，將造成地景功能的改變及地景的變遷，而地景功能及地景變遷的情形，也可透過對地景架構的描述而加以了解，因此可由地景架構的角度，評估某一地區受到的干擾程度。

由前人研究可知，干擾會導致地景架構的改變，增加地景的破碎化，使嵌塊體數量增多，如道路的穿越、開闢與森林的砍伐、地震、颱風等災害皆會影響地景內生物的授粉、遷移、繁殖及活動，干擾植物社會的物種豐富度、生物量等，因此可由地景架構的角度評估某一地區受到的干擾程度，透過大尺度之地景生態學，監測保護區之地景架構變化情形，以評估保護區所受到之干擾程度。由於園區內的動植物會遭受到不同干擾因子的影響，而人為活動及自然干擾會造成不同的地景架構，因此，本研究將以地景生態學的角度來探討有關干擾的問題。故本研究將進行園區內集水區地景指標之量化計算，將地景指標標準化之後，進行干擾指標之計算，以評估區內所受干擾程度。

經由上述文獻之回顧，我們可以了解到，遙感探測技術適合應用於森林資源之大範圍調查與生態監測，且藉由回顧前人研究亦可助本研究歸納主要崩塌潛勢因子，加以進行探討分析之。除了探討崩塌潛勢特性外，本研究擬採用景觀生態分析技術及地理資訊系統中的空間分析方法，量化地景干擾程度，期望藉由上述之分析方法來探討地景架構與其干擾程度之關聯性。

第五節 森林生態系經營決策支援系統

一、森林生態系經營決策支援系統

森林生態系經營決策支援系統(Ecosystem Management Decision Support ; EMDS)為美國林務署於1998年所發展出的一套生態系決策支援系統，主要以知識庫的建立作為生態系經營決策評估的基礎。可依不同的經營目的或不同尺度的生態議題，視實際需要隨時調整評估區域的範圍或增減相關因子或改變評估準則，迅速、有效、動態地評估林地的適宜性，除了可降低林地分級工作之困難度之外，亦可整合林地分級與不同管理階層間的經營模式，成為民眾、規劃者、管理者、和決策者間之有效的溝通工具(Reynolds,1998)。

其知識庫軟體NetWeaver，其理論基礎為應用模糊邏輯理論的物件導向網路，於1965年Zadehg首先提出模糊集合理論，克服了傳統1或0的二分法。此法不

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

僅更擴展數學非此即彼的特性，更解決具有不確定性的概念，可應用於適宜性分析上（陳峰盛，2004）。

EMDS的評估主要是透過知識庫的建立將所關切的問題具體化，它提供一個相依網路之層級架構（圖2-2），用以連結使用者和推論機制(Inference engine)，但本身並不進行運算。知識庫本身和推論機制是知識庫系統中二個重要的部份，知識庫本身定義了問題領域的實體，包括它們之間的關係和狀態，而推論機制則在知識庫中連結外界資料執行運作並對系統狀態下結論，以EMDS 所搭配的 Netweaver 知識庫為例，使用者在Netweaver 描述問題的狀態及之間的關連性，執行運算評估則在推論機制中進行，如圖2-3所示(王素芬，2001)。

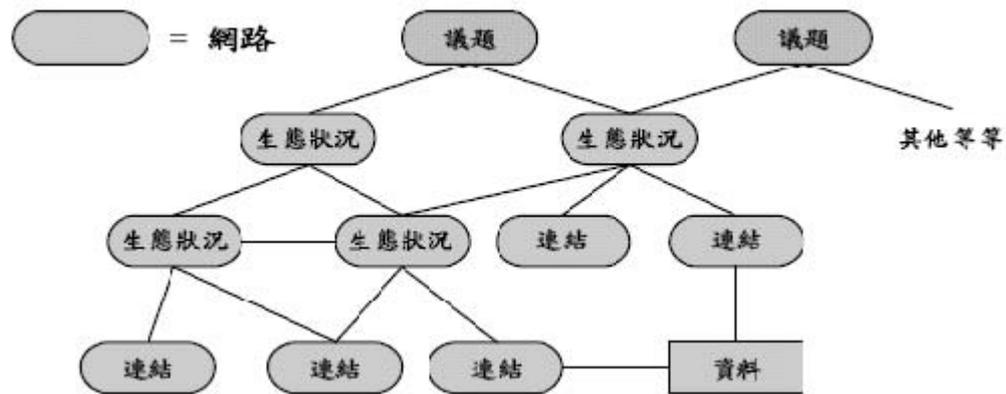


圖2-2 以物件為基礎之知識庫階層式網路架構圖(仿Reynolds, 1998)

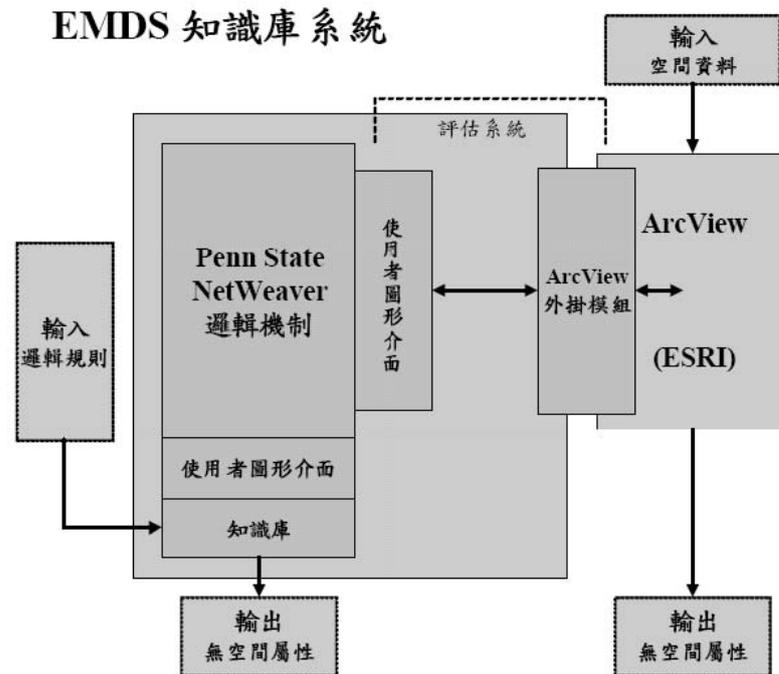


圖2-3 EMDS 評估架構之流程圖(仿Reynolds, 1998)

二、EMDS 相關應用

其應用領域很廣，如林地分級、動物棲息地、樹種生長適宜地、路網分析等領域，相關研究如下：

Girvetz & Shilling (2003) 透過EMDS整合評估Tahoe國家森林道路系統對環境潛在衝擊性（如圖2-4所示：A為陸棲環境潛在衝擊性；B為水棲環境潛在衝擊性；C為總環境潛在衝擊性），再配合其他因子進而分析產生Tahoe國家森林區路網分析圖（如圖2-3所示），以提供經營管理者評估路網該如何規劃去符合生態效益，對生態環境衝擊性降至最低；Dai & Lorenzato (2003)亦透過EMDS針對集水區沈積物整合評估分析其對魚類棲地衝擊性，產生南加州Noyo 流域分析圖，了解其流域內鮭魚生長環境特性，針對經營者需要，迅速有效地進行規劃魚類生長適宜地，以達保育魚類棲地之最終目的；陳鋒盛(2004)透過EMDS將生物因子與環境因子進行嘉義林區使用最適化分區，供未來森林資源經營規劃之參考；王素芬(2004)利用EMDS工具整合分析六龜試驗林，建立符合生態系之林地

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

分級，以提供林地相關資訊，並評估林區內台灣杉生長適宜地分布圖，了解台灣樹種生長特性、分布狀況、適宜地等，評估林區潛力，針對不同管理階層之經營需要，迅速有效地進行林地規劃；王素芬(2004)亦EMDS整合分析，建立六龜扇平地區野生動物棲地分布模式，透過分析圖可了解台灣野生動物生長環境特性，可提供經營者對野生動物棲地環境監測和森林生態系經營棲地保護之參考，有效進行生態區劃定；吳欣瑾（2006）應用EMDS於嘉義林區造林樹種之適宜性分析等等。

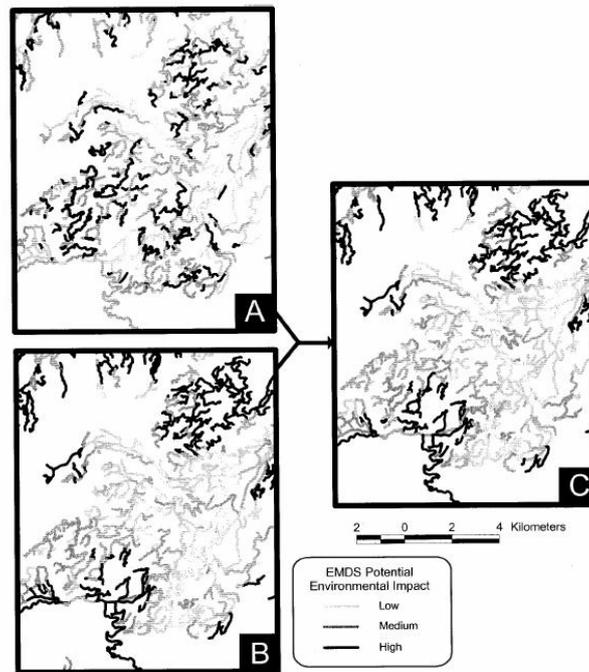


圖 2-4 道路系統對環境潛在衝擊性 (Girvetz & Shilling, 2003)

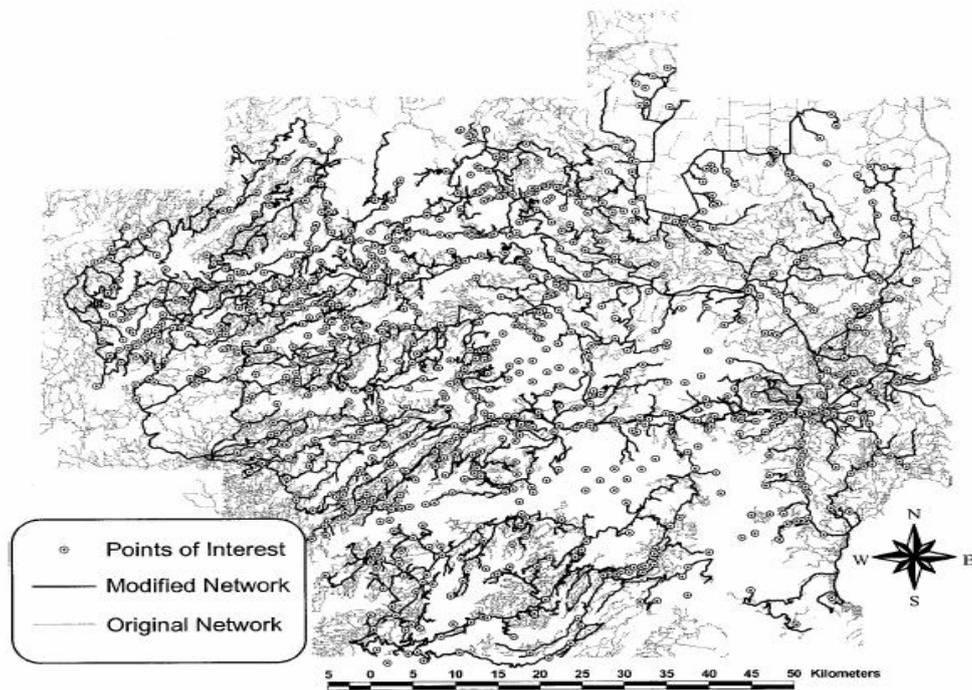


圖 2-5 Tahoe 國家森林區路網分析圖 (Girvetz & Shilling, 2003)

經由上述文獻之回顧，我們可以了解到，遙感探測技術適合應用於森林資源之大範圍調查與生態監測，且藉由回顧前人研究亦可助本研究歸納主要崩塌潛勢因子，加以進行探討分析之。除了探討崩塌潛勢特性外，本研究擬採用景觀生態分析技術及地理資訊系統中的空間分析方法，量化地景干擾程度，期望藉由上述之分析方法來探討地景結構不同與其干擾程度之關聯性。

且就雪霸國家公園而言，目前缺乏像 EMDS 整合評估模式的開發，故本研究就目前兩項評估結果而言，崩塌潛勢與干擾尺度之組合，因此需要利用 EMDS 模糊化功能去表達其中的關係，亦能依不同的經營目的、尺度的生態議題，彈性調整評估區域的範圍或增減相關因子或改變評估準則，迅速、有效、動態地評估一區域的適宜性之特性進行決策。因此，我們了解到發展此一模式可整合評估雪霸國家公園的生態資訊，而最終研究成果將可作為相關後續管理者之管理規劃重要決策參考依據。

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

第三章 研究地區與資料概述

第一節 研究區介紹

雪霸國家公園位於台灣本島中北部，於民國八十一年七月一日成立，為台灣第五座國家公園，總面積達76,850公頃，涵括新竹縣五峰鄉、尖石鄉、苗栗縣泰安鄉、台中縣和平鄉，其地理位置如下圖3-1所示，屬於高山型國家公園。其境內高山林立，地形錯綜複雜，景色氣象萬千，高峰溪流景觀雄偉壯麗，同時蘊涵完整豐富的動植物及人文等生態資源，具有維生的、生態的、科學的、遊憩的、文化的、教育的、以及經濟等永續經營的價值，且為重要的生態教育典範區。

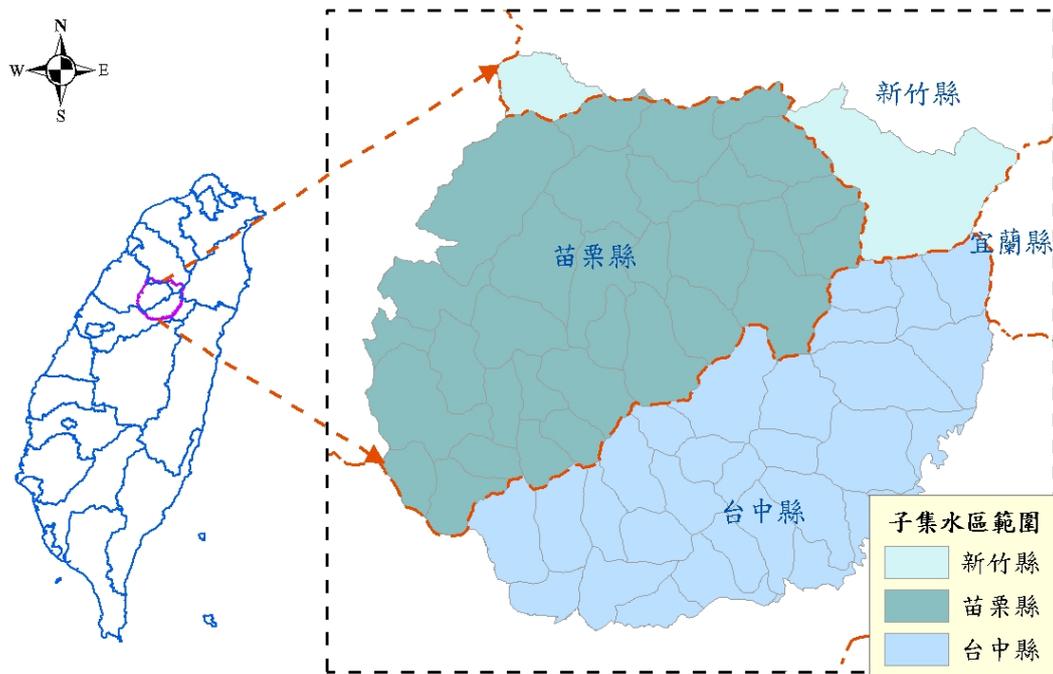


圖 3-1 雪霸國家公園地理位置圖

第二節 研究資料

遙測技術之發展，提供具空間、時間、光譜特性之資料，適於大範圍面積的監測，而本研究所使用之研究材料項目，分述如表3-1：

表3-1 研究材料來源

資料項目	資料來源	比例尺	資料型態
SPOT衛星影像	中央大學太空及	解析力	網格式
	遙測研究中心	12.5m×12.5m	
數值地形圖	林務農林航測所	40m×40m	網格式
地質圖	經濟部中央地質調查所	1/250,000	向量式
土壤厚度圖	林務農林航測所	1/10,000	向量式
土地利用圖	林務農林航測所	1/10,000	向量式
河系圖	雪霸國家公園管理處	1/10,000	向量式
道路圖	雪霸國家公園管理處	1/10,000	向量式
集水區範圍圖	林務農林航測所	1/10,000	向量式

一、衛星影像資料

本研究所採用之逢甲大學 GIS 中心 93 年度研究計畫所購買之之法國 SPOT 衛星影像，為四個不同時期之 SPOT 多波段(XS)衛星影像資料，像元大小為 12.5 公尺*12.5 公尺，且經過完整輻射校正及幾何校正處理程序之等級三(level 10)影像。實證區原始影像大小為 2680*3040 Pixels，其各時期影像基本資料如表 5-1、圖 5-2 所示，選用三個時期所包含之雪霸國家公園範圍，經過影像切割後所採用之影像大小為 2391*2694 Pixels。

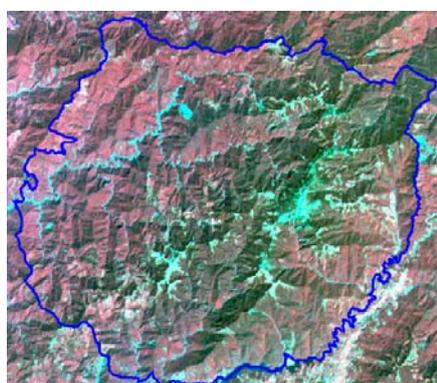
研究中所蒐集之多時段影像分別有所代表之意義，此四張影像分別為地震、颱風災害前後之四個重要時期：雪霸國家公園成立於民國 81 年(1992 年)，

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

故 1994 年 9 月之影像所代表之意涵即是雪霸國家公園剛成立時，為原始或是最不受到干擾情形之結果；而 1999 年 10 月之影像為發生 921 集集大地震後之影像，因此該時期所代表之意義為受到重大震災後之狀態，也就是自然干擾力最為嚴重之結果；而 2002 年七月之影像則是歷經重大災害後，自然環境恢復之時期，也就是環境恢復力之結果；最後本研究也蒐集到 2004 年 12 月之影像，以作為評估歷經敏督利及艾莉風災後之情形，本研究藉由蒐集此四個分別代表不同意涵之影像，利用邏輯模式萃取 1994-1999-2002 年間新增崩塌地主題圖，進行山崩潛勢分析，藉由崩塌敏感性分析及景觀干擾分析與後續 EMDS 進行之整合評估，期望能探討出崩塌影響因子與雪霸國家公園境內地景之關聯性，並依經營者不同需求下，利用 EMDS 決策評估工具依不同準則訂定之下，分析出不同尺度的成果，其成果將可作為決策者在管理規劃時的重要參考依據。

表 3-2 衛星影像基本資料

拍攝日期	衛星名稱	太陽高度角 (Elevation)	方位角 (Azimuth)
1994 年 9 月 26 日	SPOT 2	60.6	146.3
1999 年 10 月 12 日	SPOT 1	56.6	157.4
2002 年 7 月 26 日	SPOT 2	70.7	103.1
2004 年 12 月 26 日	SPOT 2	38.5	155.4



(a) 1994/9/26



(b) 1999/10/12

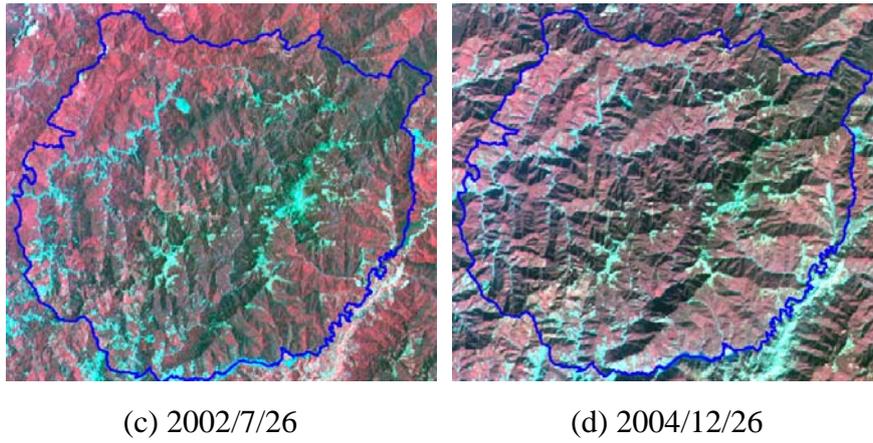


圖 3-2 各時期之 SPOT 衛星影像

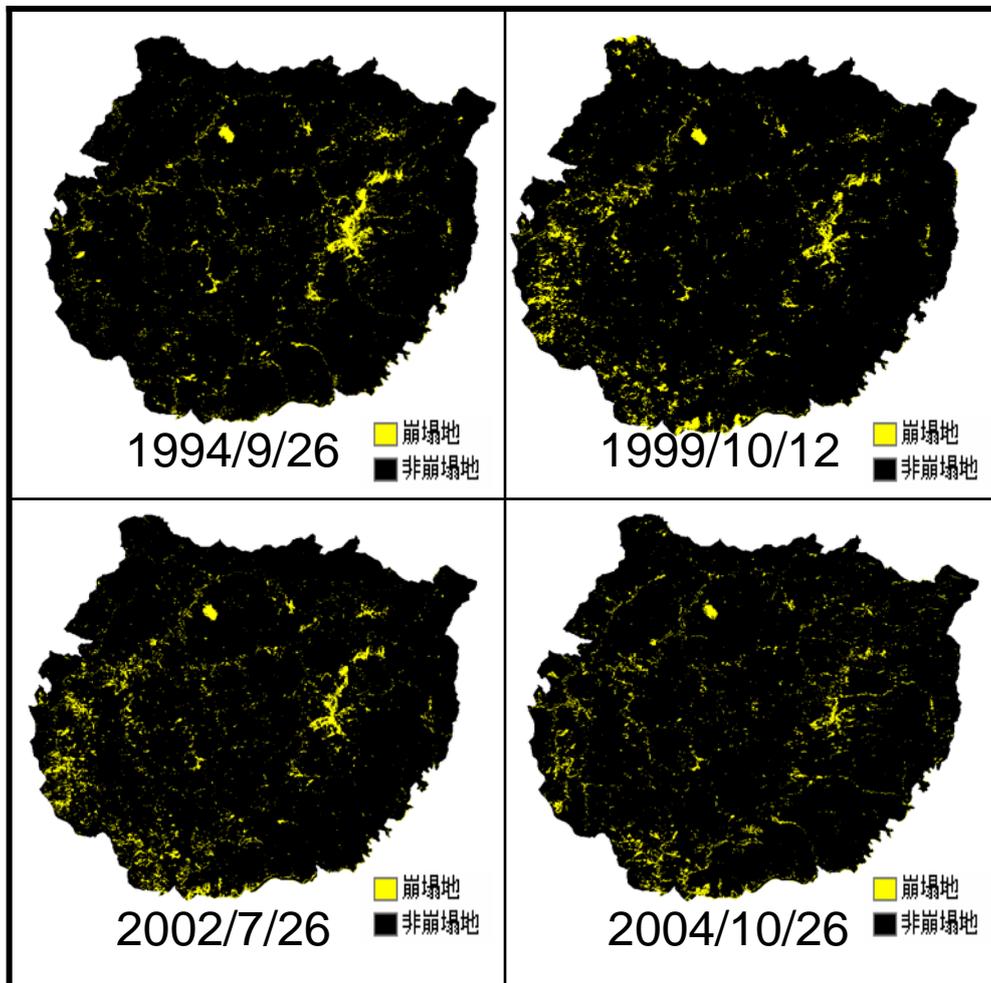


圖 3-3 各時期之崩塌地主題圖

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

二、GIS 圖檔

本研究擬以子集水區為單位，並利用第三次林務森林調查資料進行地景干擾指標分析，建立雪霸國家公園子集水區地景干擾程度資料(如圖 3-4 所示)並蒐集雪霸國家公園現有之地理資料，包括 DEM、地質圖、土壤圖、土地利用圖、河系圖、道路圖等 GIS 基本圖層進行山崩潛勢分析(如圖 3-5 所示)。

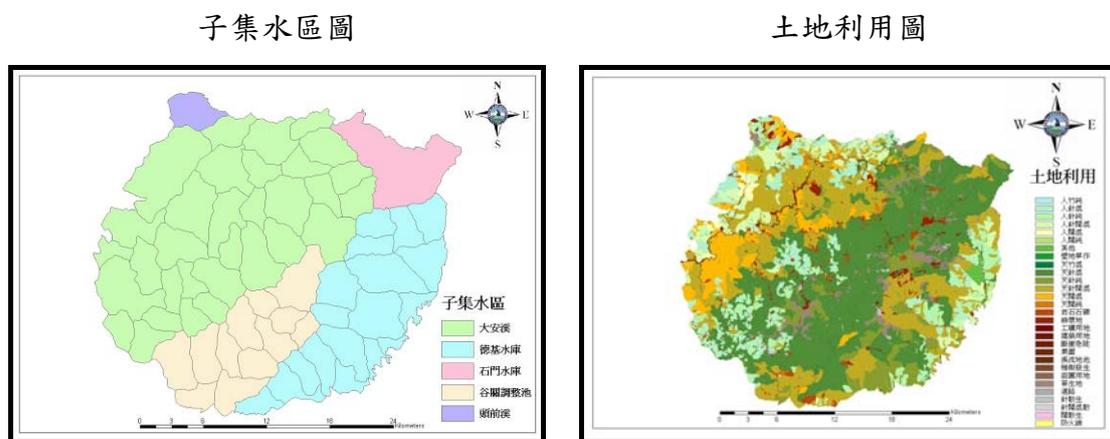
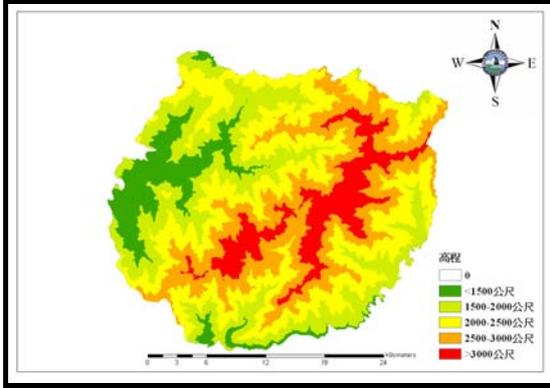
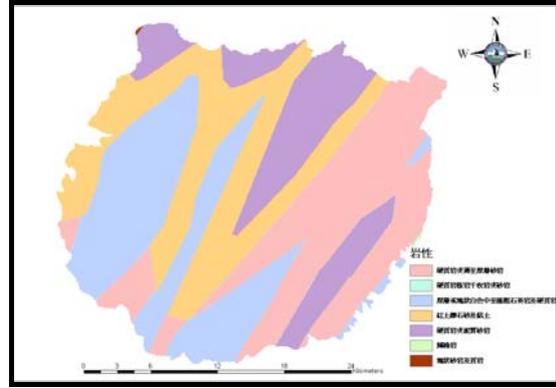


圖 3-4 研究地區地景干擾指標分析基本圖層

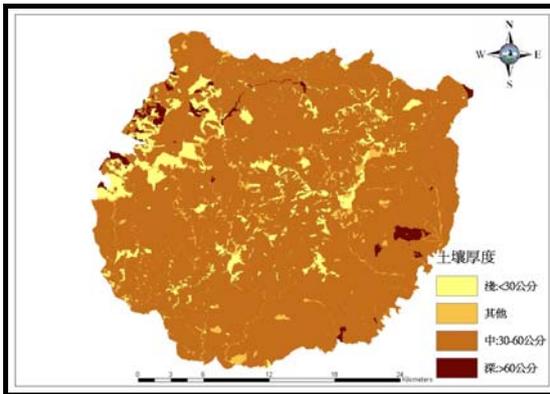
DEM



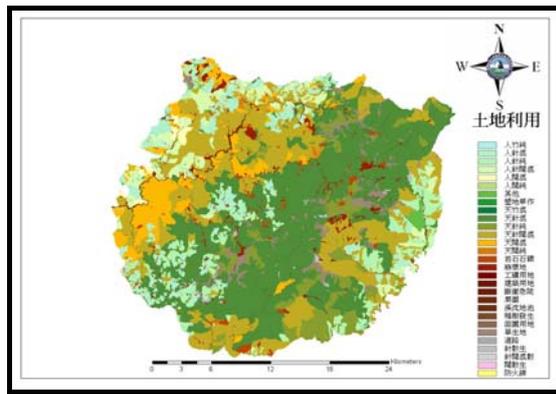
地質圖



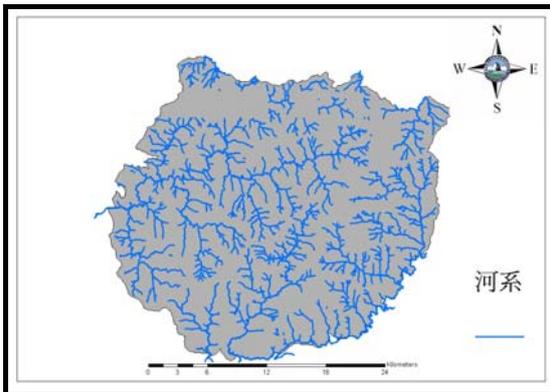
土壤厚度圖



土地利用圖



河系圖



道路圖

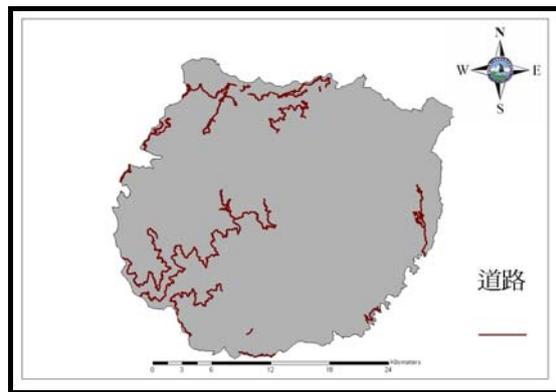


圖 3-5 研究地區山崩潛勢分析基本圖層

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

第四章 研究方法

本研究主要目的為建立生態系評估模式之雛形，在此前提下，先以地景結構干擾因子與崩塌干擾因子兩部分進行探討，量化地景結構指標評估各集水區之干擾效應，以及萃取崩塌地空間資訊進行山崩潛勢分析，最後以生態系經營決策支援系統整合上述因子，進行生態功能區域劃分。其研究流程圖如圖 4-1 所示：

研究方法共分為三大部分：

一、景觀生態分析

使用 2004 年崩塌地主題圖資訊修正第三次森林資源調查資料，求算各集水區各項地景指標，並透過指標的加權平均值求出代表一地所受到的干擾指標值，探討其所受到干擾的背後因素，進而比對崩塌地對於不同時期地景改變的敏感性程度。

二、山崩潛勢分析

使用雪霸國家公園管理處 93 年度委託研究計畫之多時段法國 SPOT 衛星影像判釋成果，以邏輯模型萃取新增崩塌地分佈的區域範圍，再利用不安定指數法（簡李濱，1992）進行山崩潛勢分析，此方法可清楚定義崩塌地與潛勢因子間的關係，此為統計的分析方法，較能客觀量化各潛勢因子間的權重。各因子經過正規化計算，並將各項山崩潛勢因子之進行分級、評分與權重計算得到各網格之山崩潛勢值，經由疊圖分析後，劃分各崩塌潛勢區域，針對子集水區探討其主要崩塌好發地之特性，瞭解其崩塌敏感性程度，探討其背後山崩影響程度。然而山崩潛勢圖的建立，不但可提供經營者於災前防護工作與規劃管理上的資料參考依據，亦能了解哪些高崩塌潛勢區可再加強戒備與監測，以維護園區各生態資源之平衡。

三、生態系統評估模式建立

本計畫以 100m×100m 網格為分析單元，整合山崩潛勢與景觀生態分析等重

要因子，建立符合生態評估模式之知識庫，透過模糊邏輯運算機制劃分雪霸國家公園生態敏感區域。

本研究流程如下：

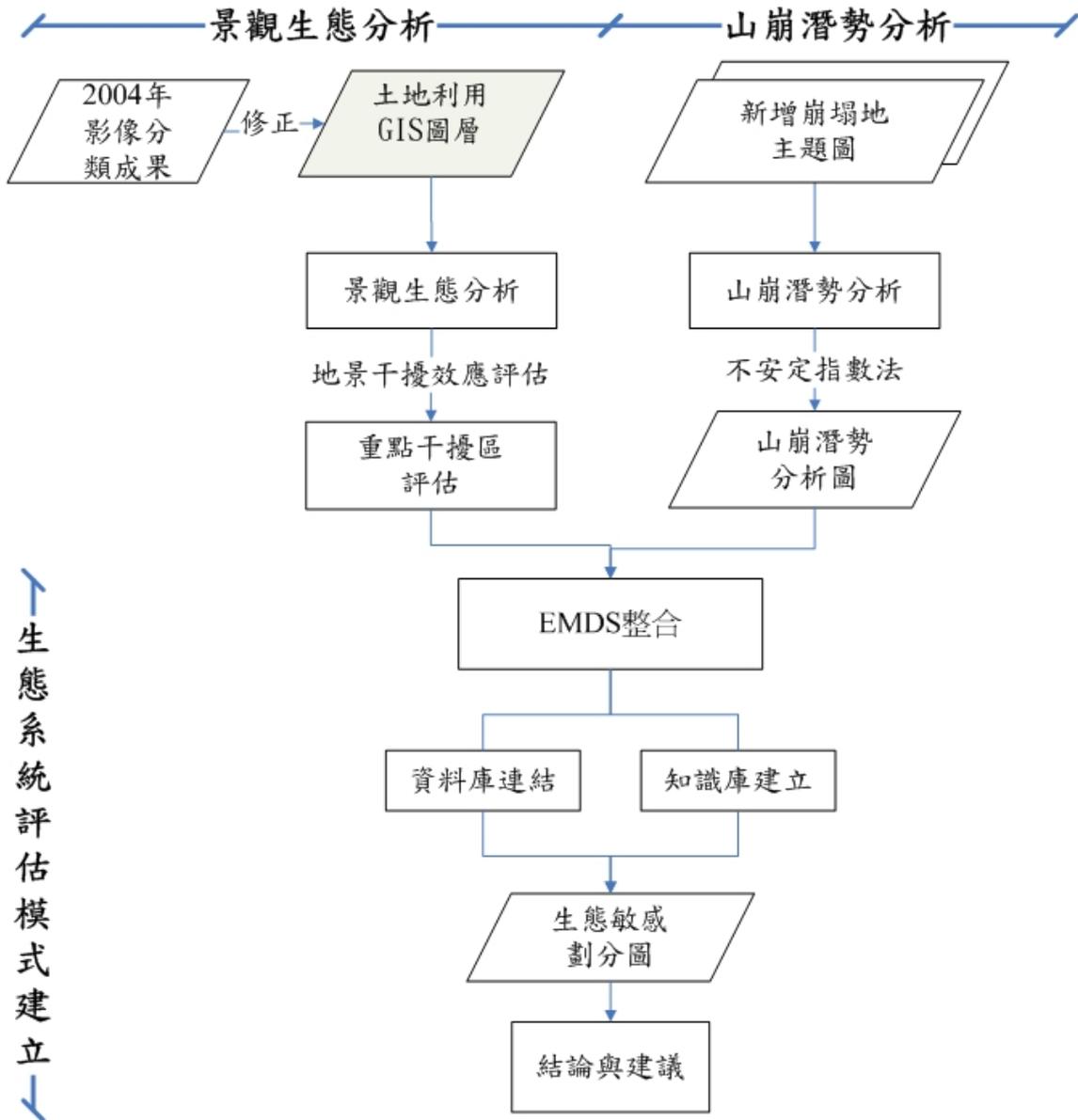


圖 4-1 研究流程圖

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

第一節 景觀生態分析

地景生態學主要是探討地景要素間的空間關係，地景要素會受到生物及非生物因子的影響，造成大小、形狀、數目、類型和空間排列的不同，產生不同的地景結構；其中的動物、植物及生物量等，在不同的地景要素間形成不同的地景功能；地景結構及功能由於受到人為活動或自然環境的干擾，會隨著時空的變化而造成地景變遷。因此，地景生態學的主要研究方向，即在瞭解地景要素之間的結構、功能和變遷。利用計算景觀的結構指標可分析其在生態學上所代表之意涵，可了解該地區景觀的空間結構、內部功能及各部分之間的關係。本研究利用林務局第三次森林資源調查及森林調查簿所記錄之土地利用型，包含區內地景結構量化、地景結構分類及干擾程度評估，以評估其干擾變化程度。

一、修正第四次森林調查資料

另外，為檢視其GIS圖檔的正確性，本研究以雪霸國家公園為研究區，以2004年之SPOT衛星崩塌地分類影像為基礎資料進行修正第三次林務調查之土地利用型圖，再次進行地景干擾程度評估，以比對崩塌地對於不同時期地景改變的敏感性程度。

二、地景結構指標量化

地景生態學者為了量化地景結構，發展了許多不同的地景指標。本研究利用FRAGSTATS程式集之向量式資料模式求算各項地景結構指標，包含：

1. 嵌塊體密度(Patch Density, PD)：

$$PD = \frac{N}{A}(10000)(100) \quad \text{【4.1】}$$

變域： $PD > 0$ ，無上限

單位：嵌塊體個數/100ha

N ：嵌塊體總數目

A ：地景總面積(m^2)

2. 平均嵌塊體面積(Mean patch Size, MPS；簡稱嵌塊體面積)

$$MPS = \frac{A}{N} \left(\frac{1}{10000} \right) \quad \text{【4.2】}$$

變域： $MPS > 0$ ，無上限

單位：ha

N ：嵌塊體總數目

A ：地景總面積(m^2)

3. 邊緣密度(Edge Density, ED)

邊緣密度可表示保護區單位面積內具有多少邊緣環境，值越大時，表示此地區具有較多的邊緣環境，對邊緣種較為有利，反之則有利於核心物種生存。

$$ED = \frac{E}{A} (10000) \quad \text{【4.3】}$$

變域： $ED \geq 0$ ，無上限

單位：m/ha

E ：地景內嵌塊體邊緣長度總和(m)

A ：地景總面積(m^2)

4. 面積加權之平均形狀指標(Area-Weighted Mean Shape Index, AWMSI；簡稱形狀指標)

形狀指標表示地景內的嵌塊體形狀為圓形或長條形，其值越小代表嵌塊體越接近圓形。

$$AWMSI = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left[\left(\frac{P_{ij}}{2\sqrt{\pi \times a_{ij}}} \right) \left(\frac{a_{ij}}{A} \right) \right] \quad \text{【4.4】}$$

$$ED = \frac{E}{A} (10000)$$

變域： $AWMSI \geq 1$ ，無上限

單位：無

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

P_{ij} ：某一類嵌塊體周長(m)

a_{ij} ：某一類嵌塊體面積(m²)

A：地景總面積(m²)

5. 面積加權之權之碎形維度值(Area-Weighted Mean Patch Fractal Dimension, AWMPFD；簡稱碎形維度)

碎形維度值可表示嵌塊體邊緣的平滑性或彎曲性，其值越大代表嵌塊體邊緣越複雜。

$$AWMPFD = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left[\left(\frac{2Inp_{ij}}{Ina_{ij}} \right) \left(\frac{a_{ij}}{A} \right) \right] \quad \text{【4.5】}$$

變域：1 ≤ WMPFD ≤ 2

單位：無

P_{ij} ：某一類嵌塊體周長(m)

a_{ij} ：某一類嵌塊體面積(m²)

A：地景總面積(m²)

6. Shannon's地景多樣性指標(Shannon's Diversity Index, SHDI；簡稱地景多樣性)

Shannon's地景多樣性指標表示各保護區土地利用型的多樣性程度，和保護區面積有關，當保護區面積越大時，因為包含較多的環境變異，造成土地利用型的種類增加，故其地景多樣性指標越大。

$$SHDI = - \sum_{i=1}^m (p_i \ln p_i) \quad \text{【4.6】}$$

變域：SHDI ≥ 0，無上限

單位：無

P_j ：i地景類型在整個地景中所佔之比例

7. Shannon's均勻度指標(Shannon's Evenness Index, SHEI；簡稱地景均勻度)

Shannon's均勻度指數是計算地景內嵌塊體是否為均質體的指數，理想的均質體是指一範圍內的組成分子均相同，當指數趨近於0時，表示整個地景的組成不均一，若指數趨近於1時，表示整個地景組成均勻，各類地景要素所佔有之面積比例相當。

$$SHEI = \frac{-\sum_{i=1}^m (p_i \ln p_i)}{\ln m} \quad 【4.7】$$

變域：SHE ≥ 0 ，無上限

單位：無

P_j ：i地景類型在整個地景中所佔之比例

m：嵌塊體類型

由於各項指標之變域不同，為便於比較及說明，將保護區之地景結構指標依下列公式予以標準化，使其變域界於0~1之間。

$$Gb = \frac{Gb - \text{MinGb}}{\text{MaxGb} - \text{MinGb}} \quad 【4.8】$$

Gb ：保護區某一指標之標準值

Gb_n ：保護區之地景結構指標或干擾指標

MaxGb ：指標之最大值

MinGb ：指標之最小值

三、地景干擾效應評估

依據前人研究 (Ravan and Roy, 1997; Saunders *et al*, 2002; 陳正華, 2001) 指出，當一個地區的嵌塊體密度、邊緣密度、形狀指標、碎形維度與地景多樣性指標越大時，通常代表該地區所受到的干擾程度越大，因此本研究利用地景結構指標中之嵌塊體密度(PD)、邊緣密度(ED)、面積加權之平均形狀指標 (AWMSI)、面積加權之碎形維度值 (AWMPFD)與地景多樣性指標(SHDI)為變數，綜合評估

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

一區域之干擾程度(陳誼, 2001)。

$$DI = \frac{PD + ED + AWMSI + AWMPFD + SHDI}{5} \quad \text{【4.9】}$$

DI：干擾指標 (Disturbance Index)

當干擾指標越大時，代表其地區所受到的干擾程度越大。

第二節 山崩潛勢分析

一、空間分析

此部份將運用 GIS 軟體所提供之模組進行分析，本研究將會運用到疊圖(Overlay)分析與空間分析(Spatial Analysis)等功能。期望經由上述之分析方法，初步檢視各崩塌地分佈特性與關係。

二、不安定指數法(Dangerous Value Method)

本研究採用不安定指數法(簡李濱, 1992)進行資料的量化與模式的分析，其為針對邊坡崩塌潛勢分級所發展出來的分析方法，其透過因子的指數運算，獲得邊坡的崩塌潛勢值。在各崩塌潛勢因子分級圖層建立完成後，將研究區內崩塌地圖層與各影響因子分級圖層進行疊合分析，以量化各山崩影響因子與崩塌地間的關係。而整個分析步驟包括因子的分級、因子評分、因子彼此之間的權重、及不安定指數法的疊加，分述如下：

1. 山崩潛勢因子分級

每個崩塌潛勢因子皆代表了研究區域之狀況，與崩塌潛在因素有很大的關係，因此針對各因子特性分級，產生各因子分級圖。

2. 山崩潛勢因子評分

因子評分是利用發生災害密度做衡量的基準。而災害密度值可由崩壞網格密度(S)表示，計算方式如下：

$$G_i = \frac{G_{\text{landslide}}}{G_{\text{total}}} \quad \text{【4.10】}$$

其中 G_i 為第 i 級崩壞網格密度， $G_{landslide}$ 為該分級崩壞網格數， G_{total} 則表該分級網格總數。

為比較不同因子間崩塌地分布的特性，將崩壞網格密度 G 依4.11式進行正規化，並定義為崩壞百分比 S 。

$$S_i = \frac{G_i}{\sum G_i} \quad 【4.11】$$

其中 S_i 為第 i 級崩壞百分比， G_i 為該分級崩壞網格密度， $\sum G_i$ 則表崩壞網格密度的和。

求出各因子分級崩壞百分比後，再依4.12式進行正規化(Normalize)計算將各分級之崩壞百分比對應至1~10 之間，即可求得各因子之評分值。

$$D = \frac{9(S_i - S_{\min})}{(S_{\max} - S_{\min})} + 1 \quad 【4.12】$$

其中 D 為因子之評分值， S_i 表崩壞網格密度， S_{\max} 、 S_{\min} 則分別表示因子分類中崩壞網格密度或百分比最大與最小者。

3. 山崩潛勢因子權重計算

權重值是用以描述所有因子組合後，各因子對山崩潛勢值(D_{total})之影響程度，權重之計算可分為兩個步驟：

(1) 各因子權重比較值之計算

利用分區統計而得崩壞個數所佔有百分比的變異係數(Coefficient of Variation)，代表因子分類(級)發生崩壞機率的靈敏度，當變異係數較小時，各分類(級)發生崩壞機率相近，表示此因子之分類無法將崩壞機率高地區決定出來；反之，若變異係數較大者，則可利用此因子分類而決定出較清楚的坡地安定等級，故可利用變異係數之計算做為各因子權重的比較值。

$$V = \frac{\sigma}{X} \times 100(\%) \quad 【4.13】$$

其中 V 為變異係數， σ 為標準偏差(Standard Deviation)， X 為平均值。

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

(2) 權重值之計算

利用各因子間所計算出之變異係數，除以全部變異係數值之總和即可得該因子之權重值。

$$\text{權重值} \quad W_i = \frac{V_i}{V_1+V_2+V_3+\dots+V_n} \quad \text{【4.14】}$$

其中 W_i 表第 i 個因子之權重值， V_i 表第 i 個因子之變異係數。而權重值 ($W_1、W_2\dots W_n$) 則為因子間對坡地安定之影響程度指標值，其範圍介於 0~1 之間，且和為 1。

本研究計算因子之評分時引入有效因子之觀念，當坡度小於 15%(8.53°) 時設定其評分為零，則不論其他各項因子評分與權重值為何，求出之山崩潛勢值皆為零，即假設平坦之地形面上各項因子並無導致崩塌發生之潛在可能性。此做法可使山崩潛勢值更符合現地之情況。

4. 不安定指數法疊加

過程中對影響因子加以分級、量化，最後定義不安定指數值 (D_{total})，以獲得發生山崩的風險度，值越高代表發生山崩的可能性較大，反之則較小。其可描述單一因子的影響程度，亦可是因子綜合計算後對坡地評估的指標數值，其數學關係如下：

$$D = D_1^{W_1} \times D_2^{W_2} \times D_3^{W_3} \times \dots \times D_n^{W_n} \quad \text{【4.15】}$$

其中 $D_1、D_2 \dots D_n$ 代表各評估因子之不安定指數值，如坡度因子、岩性因子...等， $W_1、W_2\dots W_n$ 則代表因子之權重值，而 D_{total} 則為該區域各項因子綜合表現之山崩潛勢值。

三、山崩潛勢因子之萃取與分級

造成山崩發生之影響因子很多，本研究區潛勢因子的選取，主要採用蘇苗彬（1998）所提出分類方式中的潛因作為潛感因子：（1）地形因子(坡度、坡向、高程)；（2）地質因子(岩性)並加上土壤厚度因子（張石角，1980）及；（3）區位因子(土地利用、距水系距離、距道路距離)，總共八個潛勢因子進行不安定指數分析。詳述如下：

（一）地形因子分級

地形因子代表了研究區域的地形狀況，與崩塌潛在因素有很大的關係，本研究選擇坡度、坡向、高程因子進行分析。由數值高程模型(DEM)資料經Arc GIS 的空間分析模組換算可得坡度與坡向之網格資料。

1. 坡度：此坡度之分級方式，係依照水土保持技術規範第二十三條規定來進行，按照小於5%以下，5%~<15%，15%~<30%，30%~<40%，40%~<55%，55%~<100%，以及大於100%以上等七級將研究區域內坡度分類為以下七個等級。

表4-1坡度分級表

分級	坡度
一	<5% (<2.86°)
二	5%~<15% (2.86°~8.53°)
三	15%~<30% (8.53°~16.70°)
四	30%~<40% (16.70°~21.80°)
五	40%~<55% (21.80°~28.81°)
六	55%~<100% (28.81°~45°)
七	>100% (>45°)

圖 4-2 為根據地形坡度所繪製之坡度因子分級圖，其中綠色部份為研究區域之穩定區塊，未來計算各因子之崩壞百分比時，需將穩定區域面積剔除，使崩壞百分

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

比不會因為無效面積的多寡而受影響。

2. 坡向：坡向是指邊坡的坡面傾向，此因素受季節氣候及風向等所影響，本研究將坡向因子，依360°等分為八個方向(類)如圖4-3示：

表4-2 坡向分級表

分級	坡向
一	北方 (337.5°~22.5°)
二	東北方 (22.5°~67.5°)
三	東方 (67.5°~112.5°)
四	東南方 (112.5°~157.5°)
五	南方 (157.5°~202.5°)
六	西南方 (202.5°~247.5°)

3. 高程：坡高越高下滑的驅動力也越大，且接近山脊位置受雨水沖刷影響大。另外，黏性土壤之凝聚力大小影響自立高度（高嘉隆，2003）。這個因子也有許多專家學者將之提出討論，本研究依高程500m為一單位，將高程分成小於1500 公尺、1500~2000公尺、2000~2500公尺、2500~3000公尺、>3000公尺等三個等級，如圖4-4示

表4-3 高程分級表

分級	高程
一	<1500公尺
二	1500-2000 公尺
三	2000-2500 公尺
四	2500-3000 公尺
五	>3000公尺

(二) 地質因子分級

4. 岩性：地質因子為山崩重要影響因子之一，其影響基岩強度、崩塌之型態、植生覆蓋等重要因素，由台灣地質圖中得知研究區域內地質因子分佈可分為七類，其分佈情形如圖4-5示：

表4-4 岩性分級表

分級	岩性
一	硬頁岩夾薄至厚層砂岩
二	硬頁岩板岩千枚岩夾砂岩
三	厚層或塊狀白色中至極粗石英岩及硬頁岩
四	紅土礫石砂及黏土
五	硬頁岩夾泥質砂岩
六	輝綠岩
七	塊狀砂岩及頁岩

5. 土壤厚度：土壤因子性質不同，其組織若屬於不規則，內部組織又甚為疏鬆易聚集流水，其表面因風化及植物之生長難於透水，因此易於產生高水壓，不利於邊坡之穩定，土壤厚度越淺，其邊坡越不穩定。其分佈情形如圖4-6示：

表4-5 土壤厚度分級表

分級	土壤厚度
一	淺:< 30 公分
二	中: 30-60 公分
三	深:> 60 公分

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

(三) 區位因子分級

區位因子不同於地形和地質因子，其扮演著誘因發生在空間上分布的機率情形，而把影響坡地安定之時間性的誘因，轉換成在空間上發生機率的分布因子。主要包括地下水的影響性、地質構造及人為開發所造成的影響等，本研究選擇了距侵蝕溝、道路、褶皺和斷層距離作為區位因子進行分析。

6. 土地利用：坡地間的穩定性，除了坡度以外，仍包括土壤水份、土壤、礫石以及植物間的平衡，但假設這些因素間原有的平衡消失，可能會趨使坡地產生變動。本研究根據研究區域內的土地利用圖，將區域內土地利用型態分類為以下六類，其分佈情形如圖4-7 所示

表4-6 土地利用分級表

分級	土地利用
一	林地
二	人為開發用地
三	露岩
四	河流
五	草生地
六	其他

7. 距河系距離：由於侵蝕作用所發生的崩塌多沿著水系而行，或是緊鄰河系，離水系越遠，所發生崩塌情形越少，本研究在影響因子決定時即考量到此特點，將此因子列入考量，並參考高嘉隆(2003)研究中對於此因子之分級方法，但由於河流對於坡地之影響範圍多沿水系而行，因此僅評估至1000公尺範圍，研究中以200 公尺為一評估單位，共分為以下六類，其分佈情形如圖4-8 所示

表4-7 距河系距離分級表

分級	距河系距離
一	<200 公尺
二	200-400 公尺
三	400-600 公尺
四	600-800 公尺
五	800-1000 公尺
六	>1000 公尺

8. 距道路距離：一般道路邊坡受到人為開發之後，其對於大自然的擾動也會相對增加，較易受影響而發生崩塌，但是道路對於崩塌實際影響範圍並不會太大，因此在本研究之中參考高嘉隆(2003)所設定的環域範圍，以40公尺為一單元進行環域分析，共分為以下六類，其分佈情形如圖4-9所示：

表4-8 距道路距離分級表

分級	距道路距離
一	0-40 公尺
二	40-80 公尺
三	80-120 公尺
四	120-160 公尺
五	160-200 公尺
六	200-240 公尺
七	>240 公尺

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

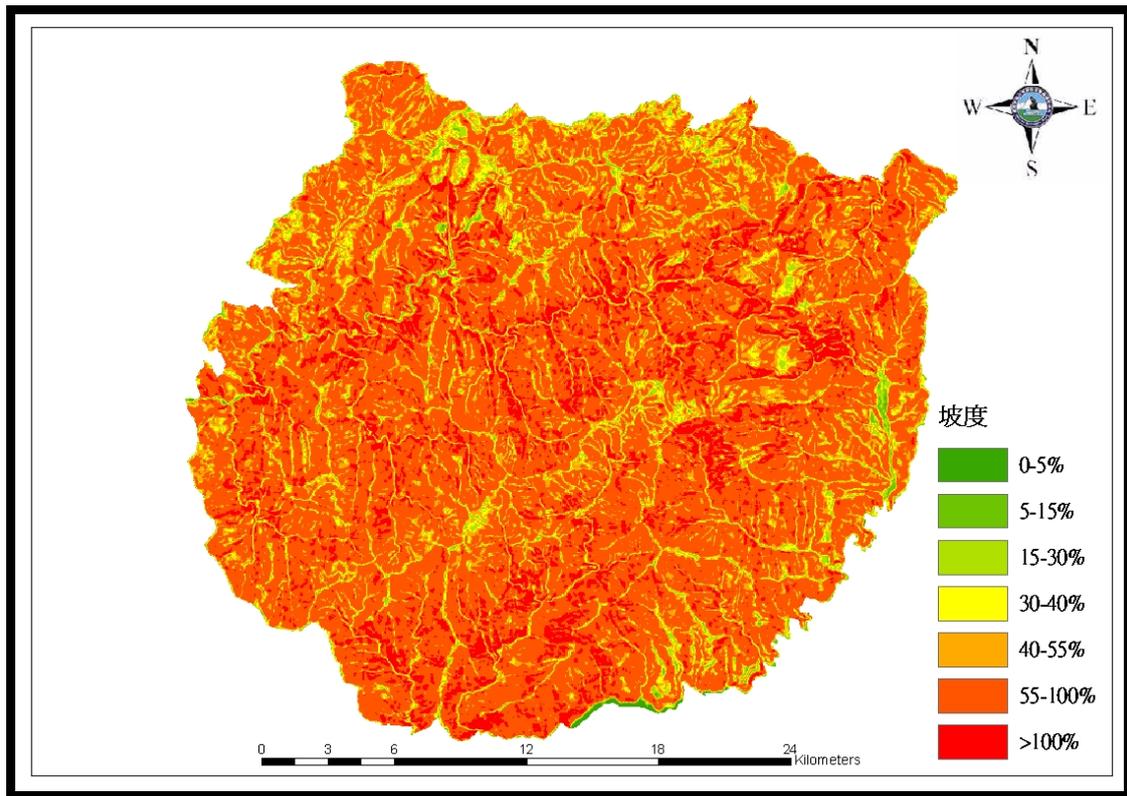


圖 4-2 坡度因子分級圖

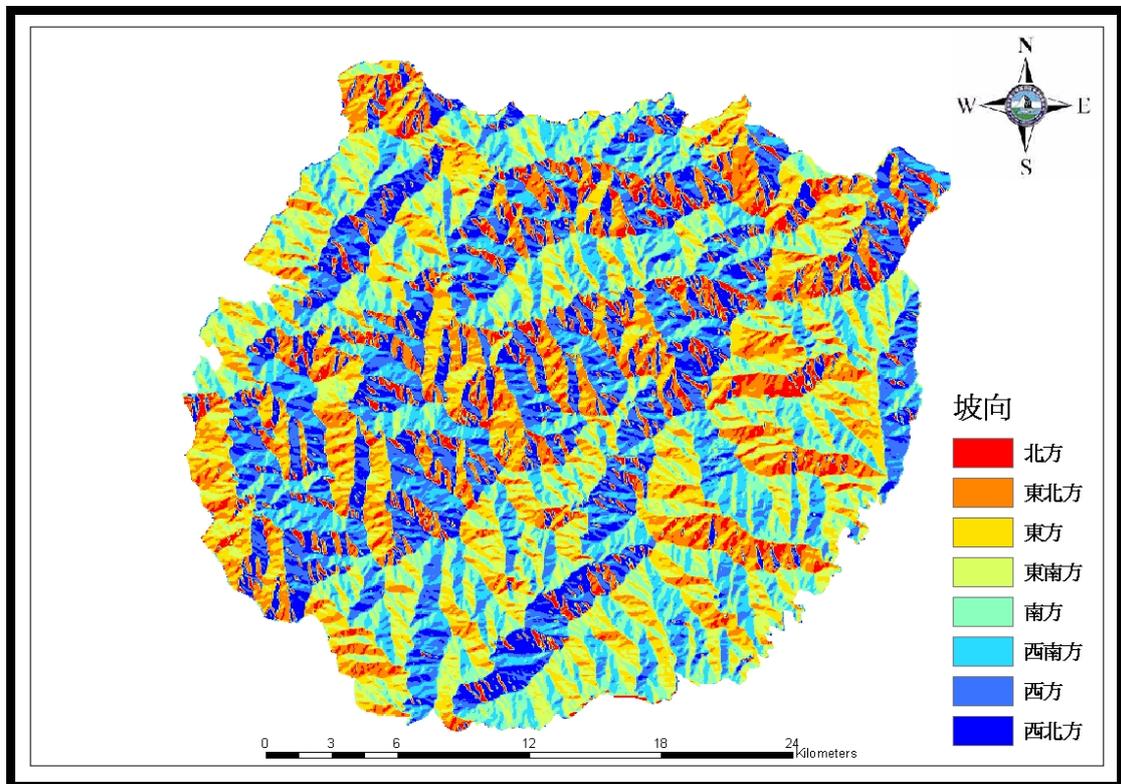


圖 4-3 坡向因子分級圖

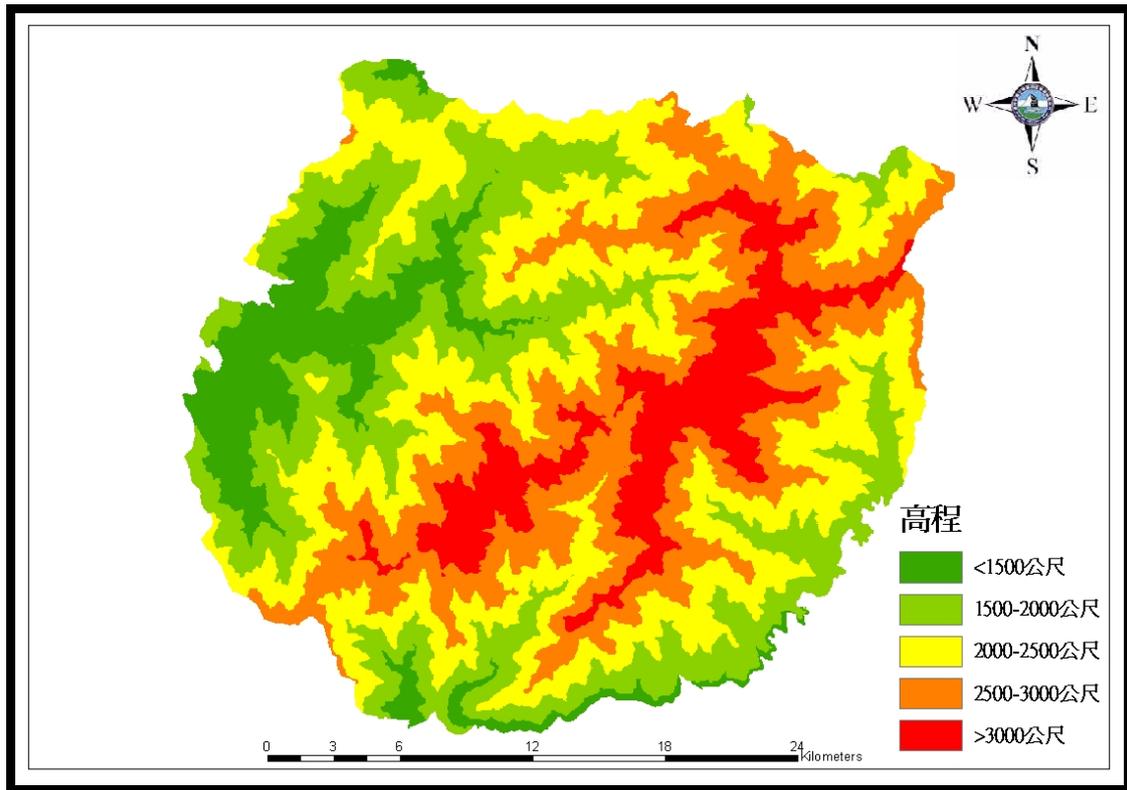


圖 4-4 高程因子分級圖

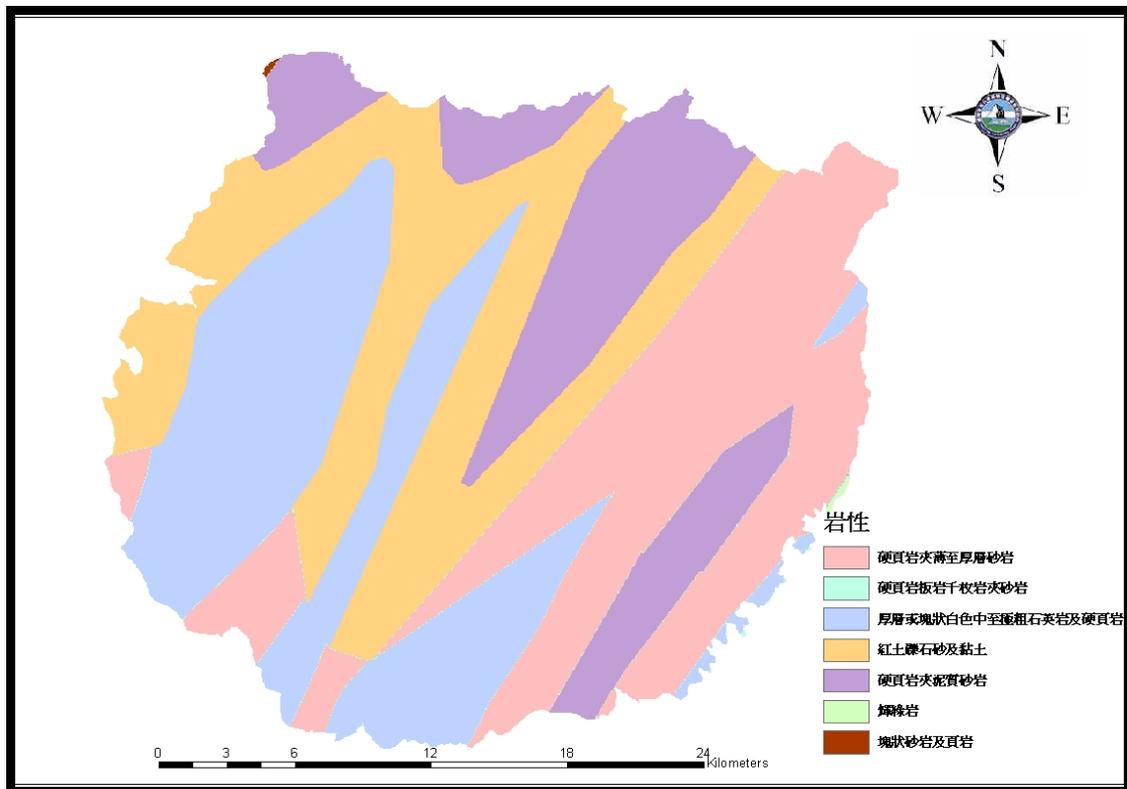


圖 4-5 岩性因子分級圖

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

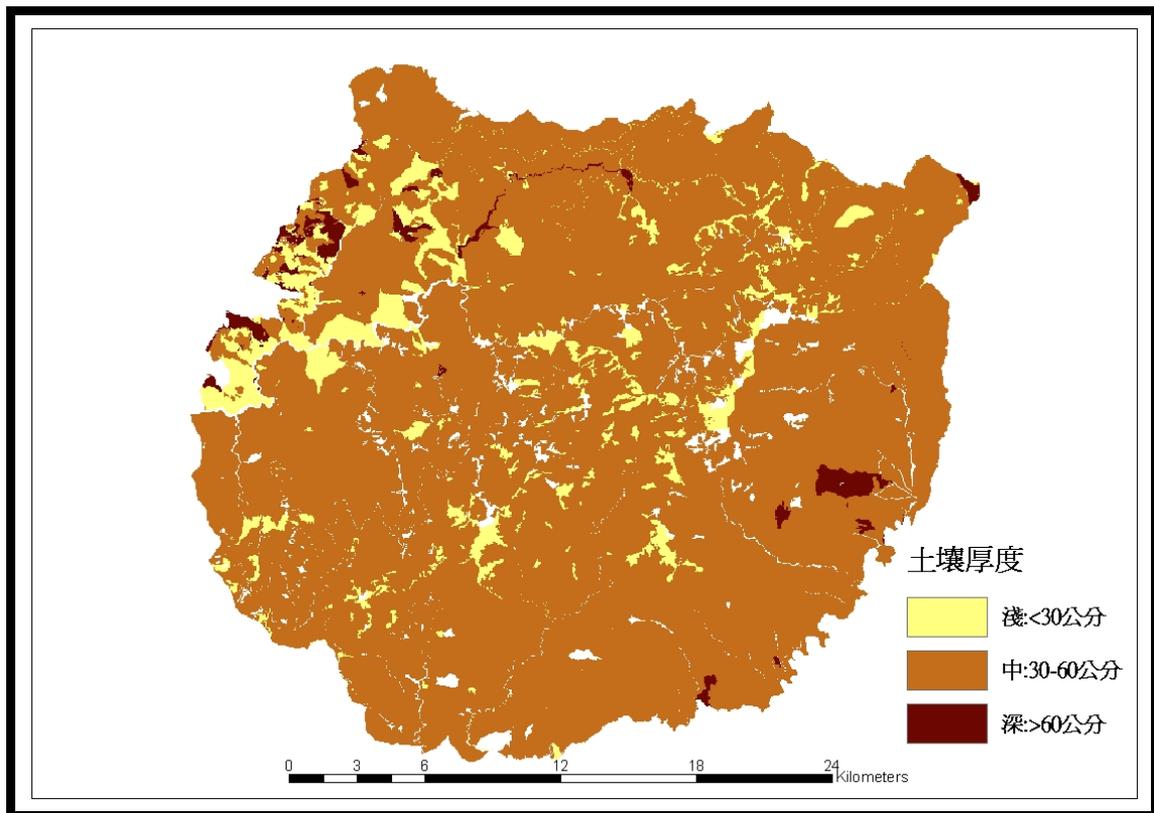


圖 4-6 土壤厚度因子分級圖

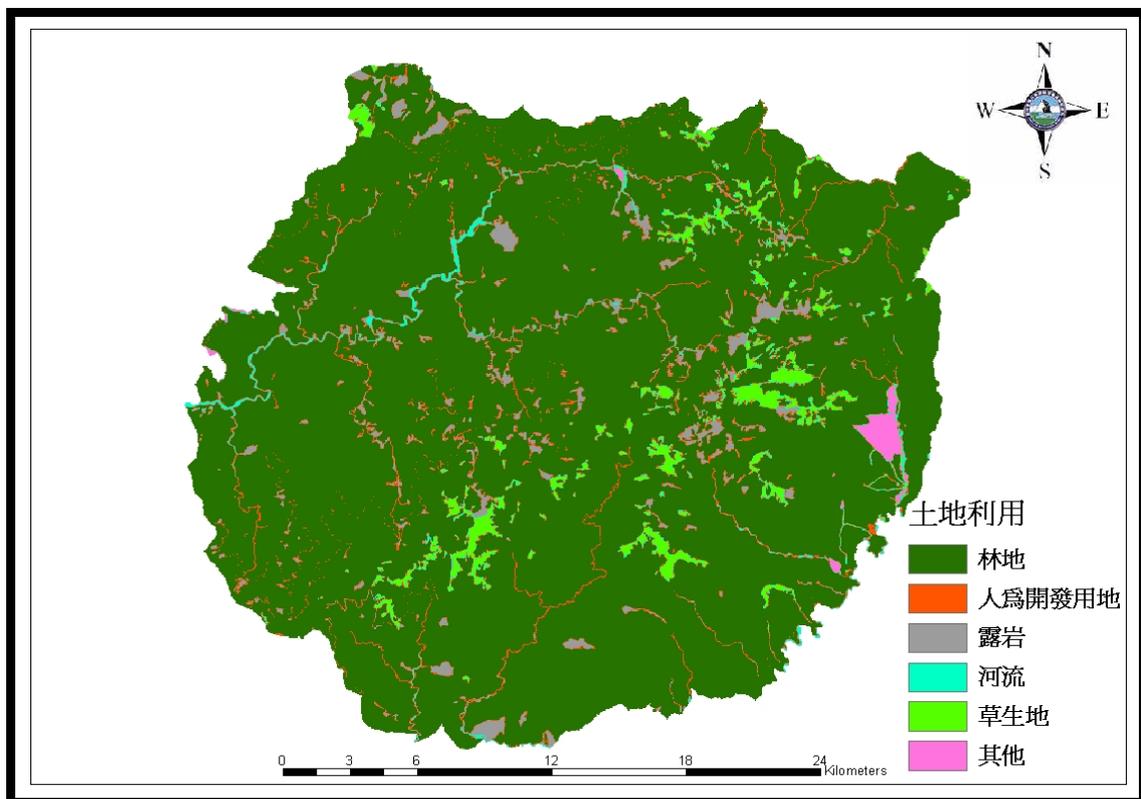


圖 4-7 土地利用因子分級圖

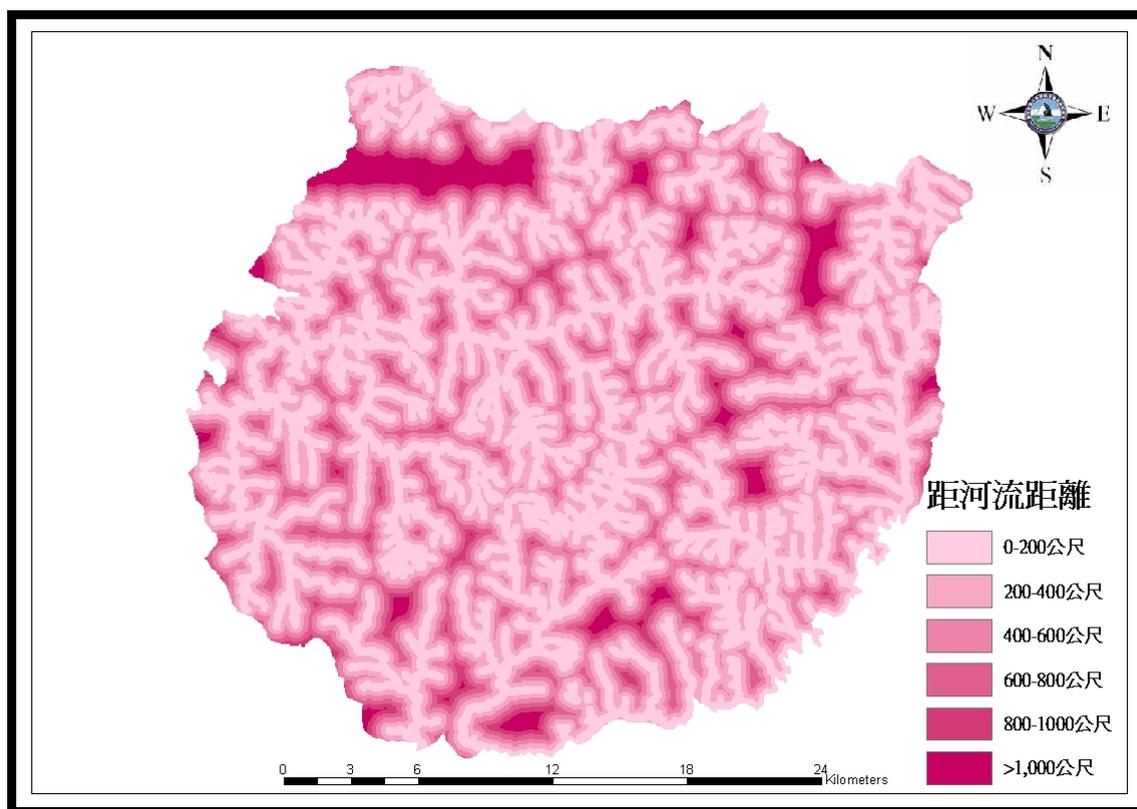


圖 4-8 距河流距離因子分級圖

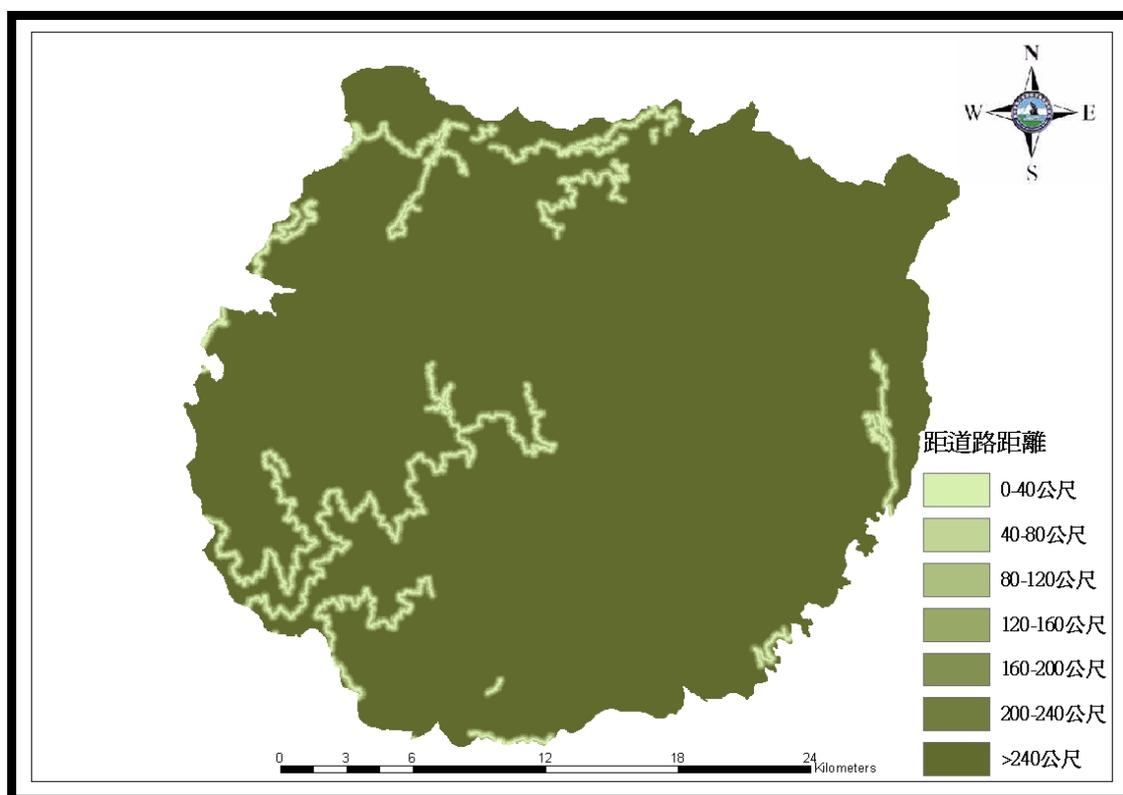


圖 4-9 距道路距離因子分級圖

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

第三節 生態系統評估模式建立

本研究中針對地景干擾與山崩潛勢等因子來劃分生態敏感區，但以往在劃分區域上是以定性的描述來表示，其是會缺乏評估的模式，因此以生態系經營決策支援系統(Ecosystem Management Decision Support ; EMDS)為評估模式工具，建構一符合生態敏感區域分析模式，其系統係以模糊邏輯為準則的基本原則，將資料整合到GIS 環境中，其最大的優點在於可以在不同尺度下同時進行評估。其評估主要是透過知識庫將所關切的問題具體化，來改進在評估上的不確定性，以提高在決策上的優勢。

一、資料庫建置

山崩潛勢因子之萃取與分級

在資料庫方面，為建立完整的生態評估模式資料庫，本研究將不同來源及不同格式的地理資料加以整合，其中包括基本圖層、向量圖層、網格圖層及衛星影像資料等四大類，本研究在分級單元之選取上，乃以網格為主，以100m×100m為分析單元，其不但兼具集水區生態單元的意義，其更能不失精確性能有效評估每個網格背後屬性特徵。在分析因子方面則納入山崩潛勢分析潛勢值、集水區地景干擾效應指標、以及三個重要影響山崩之代表因子（坡度、高程、土壤厚度）作為本評估模式之分析資料單元。

二、知識庫建立

知識庫是決策支援系統中用來評估問題的主要部份，也是影響評估結果良窳的關鍵，使用者在這部份具有主觀的決定權，評估及分析的結果會依不同的使用者而有不同的結果。大致而言，知識庫建立及評估問題的過程中，每一個處理程序都包含決策者的主觀意識在內，這也是決策支援系統不能取代決策者做決策的主要原因。

(一) 因子選取

在建立知識庫的過程中，首先必需選擇生態敏感區分級之影響因子，並確定其評估準則。故在研究中係以EMDS 所提供的NetWeaver 作為知識庫，以相依網路(dependency network)和資料連結(data link)等二種物件為基礎，利用模糊化的準則，並在地理資訊系統的架構下，將生態敏感相關因子（地景干擾變化值、山崩潛勢分級值與坡度、高程、土壤厚度）和評估準則予以結合，將其資料庫做一連結予以評估分析（如圖4-10），其可以解決其量化過程中的不確定性，更能呈現複雜且抽象的生態問題，以提供生態決策評估。

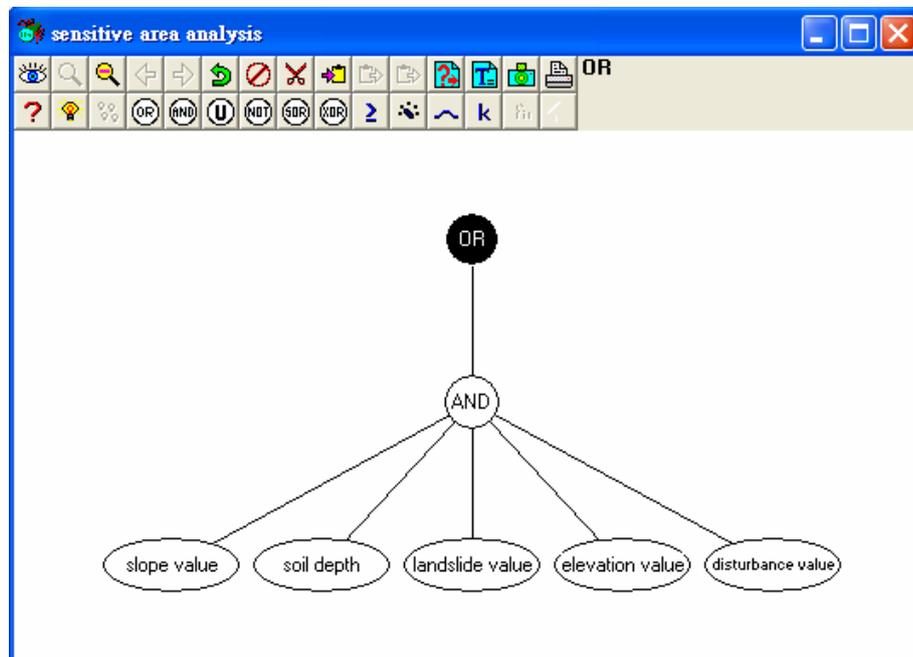


圖4-10 知識庫架構操作介面

由於NetWeaver 是一個層級架構的相依網路，每一個網路和評估系統中的分析主題，具有一對一的關係，因此本論文在知識庫的建立上，亦以物件為基礎，將生態敏感地分級相關因子和準則以及其中的關連性以網路架構的方式表現出來，如圖4-11 所示。

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

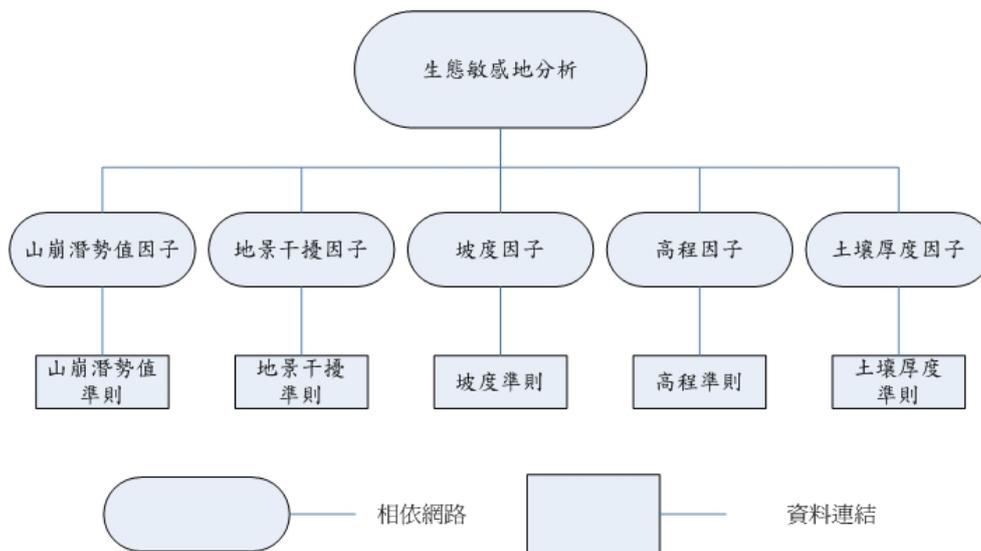


圖4-11 生態敏感地分級知識庫架構

(二) 因子準則訂定

1. 模糊邏輯法 (模糊推論機制)

模糊邏輯法主要是利用隸屬函數的指定，對問題做出評估，在Netweaver 的知識庫中，只要指定準則的關鍵值(-1, 0, 1)，知識庫就會依這些關鍵值之間的線性關係，自動產生評估所需的隸屬函數。這一組-1到1之間的數，在系統中稱為真值(true value)。指定評估準則的關鍵值，需考慮其合理性，首先考慮幾組可能的情形，逐一進行測試，並選擇最合理的評估準則。知識庫的評估過程係以模糊推論機制進行推論，模糊推論機制主要以近似推理為方法，根據知識庫中的預備知識進行模糊推論得出結果。近似推理衍生自模糊邏輯，其主要的邏輯運算雖然也使用AND、OR、NOT 等，但相較於傳統二值運算 (Binary Computing) 的結果只有1 (邏輯真值True)、0 (邏輯假值False) 兩種情況，模糊邏輯運算結果介於0~1 之間，代表著不同程度的真偽，可提供生態特性一個更合理的運算方式 (王素芬，2001)。其分析在知識庫中的每個物件都以模糊運算子加以結合，在此所使用的模糊運算值是Fuzzy AND node 的運算值，其數學式為：

$$AND(t) = \frac{\min(t) + [average(t) - \min(t)] \times [\min(t) + 1]}{2}$$

2. 隸屬函數設定 (圖4-12所示)

(a) 山崩潛感分級值：根據前人研究(簡李濱，1992)其山崩潛感值越高，其生態敏感性則越高，本研究地區之山崩潛感分級值介於1~3之間。

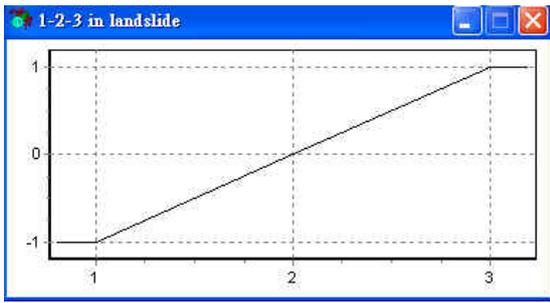
(b) 地景干擾變化值：當干擾指標越大時，代表其地區所受到的干擾程度越大 (陳誼，2001)，其干擾變化值介於-0.2~0.2之間。

(c) 坡度：根據實地調查 (張石角，2000) 崩塌大多發生於大於100% (45度) 以上而以60度為主，且根據林書毅(1999)當坡度小於15度時其崩塌發生率假設為穩定區。因此，指定15度以下者，對於作為生態敏感性的適合度隸屬函數為遞減；坡度在15度到45度之間為容易發生崩塌之地區，其隸屬函數從0 升到1；在坡度60度以上時，崩塌居多對生態造成威脅性因此其隸屬函數由0 至1 遞升。

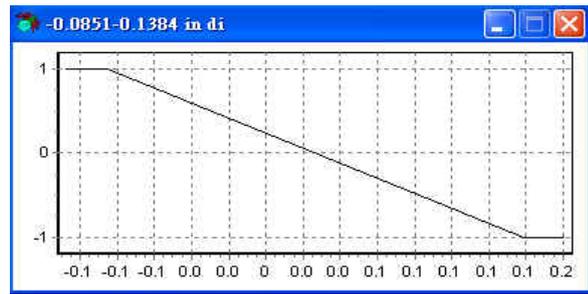
(d) 高程：由山崩潛勢分析之崩塌災害密度結果得知，發現此區域之崩塌主要分佈於<1500公尺，崩壞百分比為最大，崩塌主要分佈於<1500公尺，主要集中在人們所涉及較為頻繁活動且密集之處，次高者為1500-2000公尺分級，故指定1000公尺以上發生崩塌之地區，其隸屬函數從0 升到1；在1500公尺隸屬函數為1。

(e) 土壤厚度：山崩潛勢分析之崩塌災害密度結果得知，其結果符合土壤厚度越淺，其邊坡越不穩定，故指定60公分以下之地區，其隸屬函數從遞減到1。

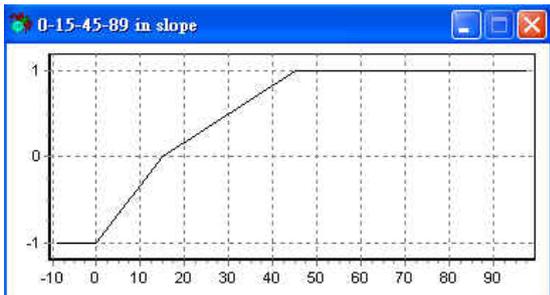
(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)



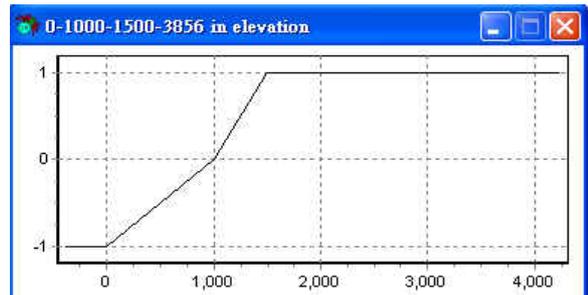
(a) 山崩潛感分級值



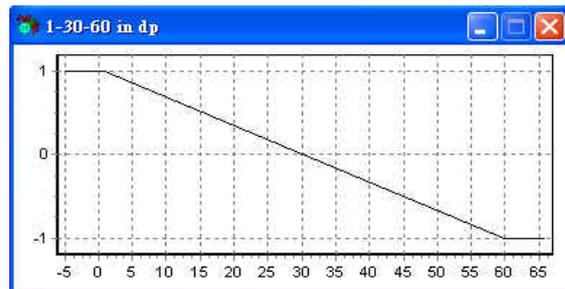
(b) 地景干擾變化值



(c) 坡度



(d) 高程



(e) 土壤厚度

圖4-12 生態敏感性選擇因子之模糊隸屬函數

三、生態敏感地劃分析

EMDS 為一具層級架構的系統，其在處理不同尺度的問題時，可採用單一規劃或多規劃的方式進行，本計畫以山崩潛感分級值、地景干擾變化值、高程因子、坡度因子、土壤厚度因子與準則建立進而與相依網路資料連結適宜性之分析。在EMDS 的架構下，為配合評估準則資料的連結與讀取，其屬性表之欄位名稱需相同，而一個評估需對應一組分析單元，以利管理與分析。此外，EMDS 之評估區域大小可依使用者之需求進行調整，但每一個評估只能針對指定的區域進行分析。

本文應用生態系決策支援系統配合所建立的生態敏感地資料進行敏感地劃分之分析，以模糊邏輯法分析各項因子之適合度，其分析結果之適合度介於1~-1之間，-1 表示完全不適合，1 表示完全適合，-1~1 共分成七個級別，如表4-9而出現0 的情況有兩種，分別為無資料或無法判釋。

表4-9 EMDS模糊邏輯結果分級表（本研究整理歸納）

真值	EMDS 圖層分級
“-1”	穩定區
“-0.99 to -0.50”	低敏感區
“-0.49 to -0.01”	中低敏感區
“0”	無法判釋/無資料
“-0.01 to 0.49”	中敏感區
“-0.49 to 0.99”	中高敏感區
“1”	高敏感區

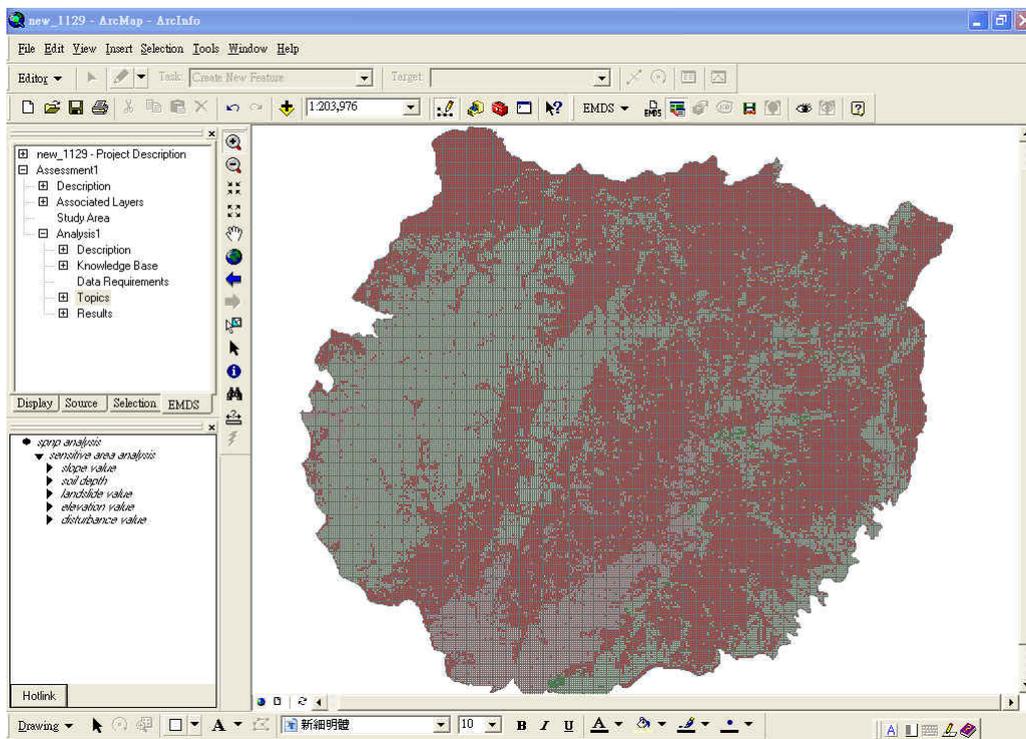


圖4-13 EMDS執行介面

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

第五章 成果與討論

第一節 地景干擾效應評估

一、集水區地景結構指標量化

地景結構的形成是受到自然、人為的干擾及環境的綜合影響，其大小、形狀、數目等特徵皆有特殊的生態意義，是地景生態學研究的基礎。本研究利用第三次森林資源調查之土地利用型圖，配合FRAGSTATS程式集，以求算各項地景結構指標。另外有又透過GIS圖檔的修正結果進行指標計算，以檢視其干擾值的分佈趨勢。各集水區地景結構指標之計算結果如表5-1、表5-2。

地景結構指標包括一般性指標、形狀性指標及地景多樣性指標三大類：

(一) 一般性指標

由圖5-1可知，在相同面積下，嵌塊體密度越低則嵌塊體面積越大，可提供大面積的內部生育地（如谷關調整池），有利於核心物種生存；反之，如頭前溪其嵌塊體密度相對應其嵌塊體面積高許多，則代表此地區有許多小面積的嵌塊體，整體之地景結構較為破碎且較多邊緣環境，有利於邊緣種的生存。

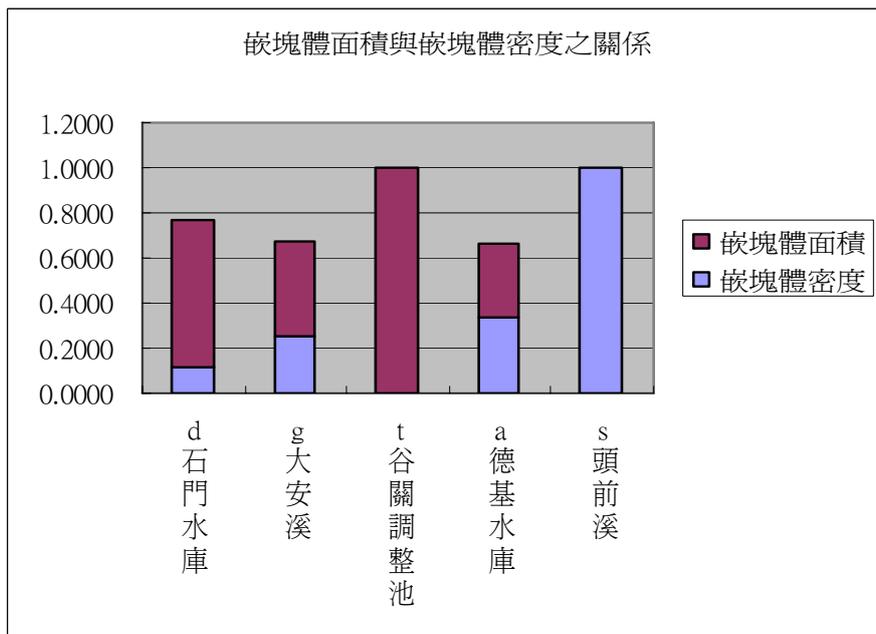


圖 5-1 嵌塊體面積與嵌塊體密度之關係

(二) 形狀指標

形狀性指標為敘述組成份子圖形的複雜程度，包括邊緣密度、面積加權之平均形狀指標及面積加權之碎形維度值。由圖5-2 可知大安溪集水區的三項指標皆居最高，代表其具有較多的邊緣環境，對邊緣種較為有利，不適合核心物種生存適合。

所有集水區中形狀指標較大的有大安溪、谷關調整池及頭前溪三個集水區，觀察其土地利用型圖可知其區內有許多溪流，溪流所表現出來的地景結構特性為形狀指標極大，雖然溪流本身在整個地景中所佔的面積不大，對面積加權後的平均指標造成的影響有限，但因為許多溪流並未將原本大面積的嵌塊體切割成二個嵌塊體，造成包含溪流的大面積嵌塊體的邊長增加許多，因此所計算出來的形狀指標亦隨之增加。由於溪流會切割地形地貌，使原來連續的植群分離，且造成溫度、濕度的改變，因此亦可將溪流視為干擾來源的一種，但此種干擾對生物的生存通常是有利的。

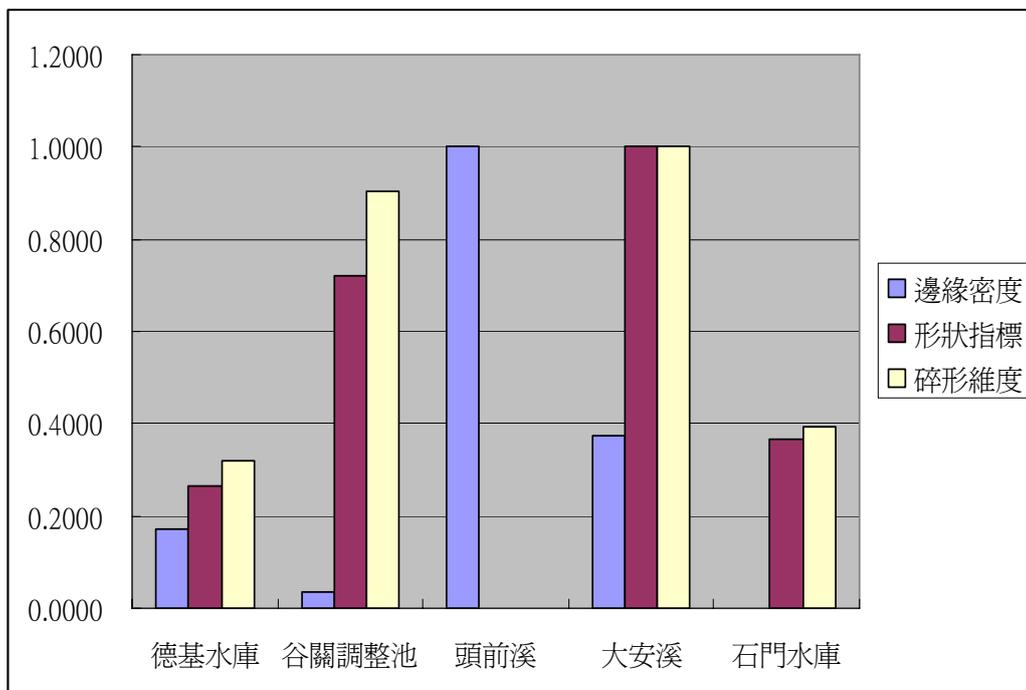


圖 5-2 形狀指標間之關係

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

(三) 地景多樣性指標

地景多樣性指標為敘述地景組成份子複雜度的情形，地景多樣性指標為敘述地景組成份子複雜度的情形，包括Shannon's 地景多樣性指標及Shannon's 均勻度指標。

由圖5-3 可得知頭前溪集水區包含較多的環境變異，造成土地利用型的種類增加，不同的土地利用型之間才可能有邊緣環境的存在，故邊緣密度增加，其地景多樣性指標亦隨之上升其地景破碎複雜，不利於核心物種生存。

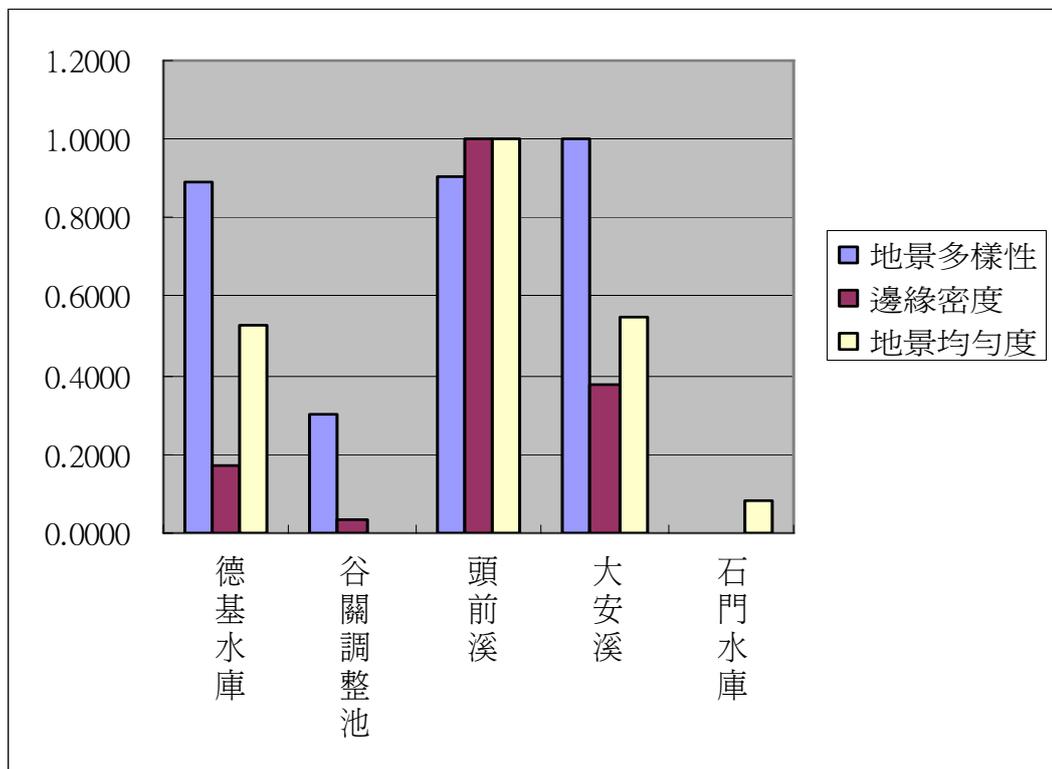


圖5-3 地景多樣性指標之關係

表 5-1 各集水區地景結構指標 (第三次林務調查資料)

集水區	地景總面積 (ha)	嵌塊體密度	平均嵌塊體面積	邊緣密度 (m/ha)	形狀指標	碎形維度	地景 多樣性	地景 均勻度
大安溪	715.8438	0.1456347	0.381208453	0.242151366	0.491524169	0.557142857	0	0
德基水庫	330.375	0.043863854	0.278499057	0.542802882	1	1	0	0
頭前溪	221.1406	0	0	1	0.062402843	0	0	0
石門水庫	13.3125	1	1	0	0	0.242857143	0	0
谷關調整池	38.3438	0.536890892	0.694527161	0.044879192	0.109556592	0.325974026	0	0

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

表 5-2 各集水區地景結構指標 (加入 2004 年崩塌地資訊)

集水區	地景總面積 (ha)	嵌塊體密度	平均嵌塊體面積	邊緣密度 (m/ha)	形狀指標	碎形維度	地景 多樣性	地景 均勻度
大安溪	1496	0.169019725	0.226354638	1.017	0.54843412	0.730375427	0	0
德基水庫	628.2188	0.130558963	0	1.0666	0.862785667	0.903299204	0	0
頭前溪	18.5625	0.520156209	0.234390609	0.7139	0	0	0	0
石門水庫	110.0938	1	1	0.5073	0.075707702	0.242320819	0	0
谷關調整池	644.1875	0	0.107367081	1.2781	1	1	0	0

二、地景干擾效應評估

本研究以子集水區為單元進行分析，根據干擾指標計算成果中，選擇干擾指標較高之三處子集水區與山崩潛勢進行驗綜合評估，各地區干擾指標整理如表5-3、表5-4，且透過修正GIS圖層後，所計算之干擾值與未修正前干擾值計算，其差值如表5-5結果顯示，雪霸國家公園境內以頭前溪、谷關調整池、大安溪三集水區地景干擾值變化為最大，顯示崩塌地對集水區有明顯干擾效應（圖5-4）。

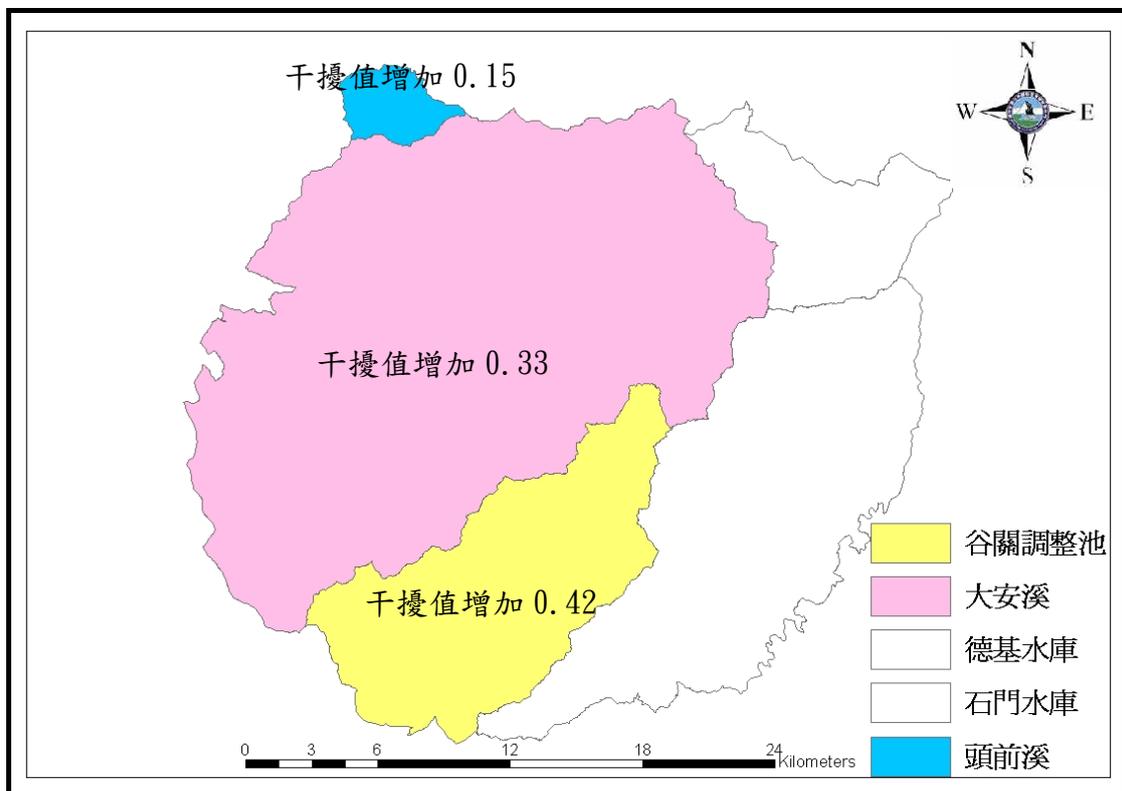


圖 5-4 嚴重地景結構干擾子集水區分布圖

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

表 5-3 修正前各集水區地景干擾指標 (第三次林務調查資料)

集水區	干擾指標(DI)	排序
頭前溪	0.012	1
谷關調整池	0.333	2
大安溪	0.315	3
石門水庫	0.448	4
德基水庫	0.464	5

表 5-4 修正後各集水區地景干擾指標 (加入 2004 年崩塌地資訊)

集水區	干擾指標(DI)	排序
頭前溪	0.15	1
谷關調整池	0.421	2
大安溪	0.334	3
石門水庫	0.463	4
德基水庫	0.379	5

表 5-5 各集水區地景干擾值變化 (加入 2004 年崩塌地資訊)

集水區	DI1(修正前)	DI2(修正後)	差值(DI2- DI1)	干擾值 變化	差值排序
頭前溪	0.012	0.15	0.15	干擾增加	1
谷關 調整池	0.333	0.421	0.421	干擾增加	2
大安溪	0.315	0.334	0.334	干擾增加	3
石門水庫	0.448	0.463	0.463	干擾增加	4
德基水庫	0.464	0.379	0.379	干擾減少	5

第二節 山崩潛勢分析

一、不安定指數法分析結果

(一) 山崩潛勢因子評分

1. 地形因子

a. 坡度：

坡度因子在許多山崩相關研究中，皆指向此因子與山崩發生性有極大的相關性，當坡度越大時，發生山崩的可能性就越大。由表 5-6 及圖 5-5 可發現到，在坡度大於 100% (45 度) 分級中，其崩壞百分比達 44%。當坡度大於 100% (45°) 時發生崩塌的可能性，相較其他坡度分級顯的高出許多。而此因子離散係數高 94.46，即表示此因子分級對於山崩發生之辨識度相對較高，經權重計算得到權重值為 0.192，是九個因子中最高的，即對潛感值的影響最大，坡度因子為最影響雪霸國家公園山崩發生的最重要因子。

在這個因子計算因子評分和權重值時引入有效因子的觀念，當坡度小於 15% (8.53°) 時評分值定為零 (林書毅，1999)，不論其他各項因子評分和權重值為

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

何，經公式計算後將其潛感值強制設定皆為零，因在此平緩坡度之下，不論其他影響因子為何，事實上均不可能發生崩塌，故將潛感值設定為零。

表 5-6 坡度因子評分

分級	坡度(%)	分級網格數	崩塌網格數	崩塌百分比(%)	評分	評分修正
一	0-5	13022	216	5.35	1.00	0.00
二	5-15	62273	2238	11.59	2.44	0.00
三	15-30	239391	7355	9.91	2.05	1.49
四	30-40	317033	8158	8.30	1.68	1.09
五	40-55	807365	19839	7.93	1.59	1.00
六	55-100	3061429	119003	12.54	2.66	2.14
七	>100	430561	59252	44.39	10.00	10.00
總和		4931074	216061	100.00		
變異係數	94.46					
權重值	0.198					

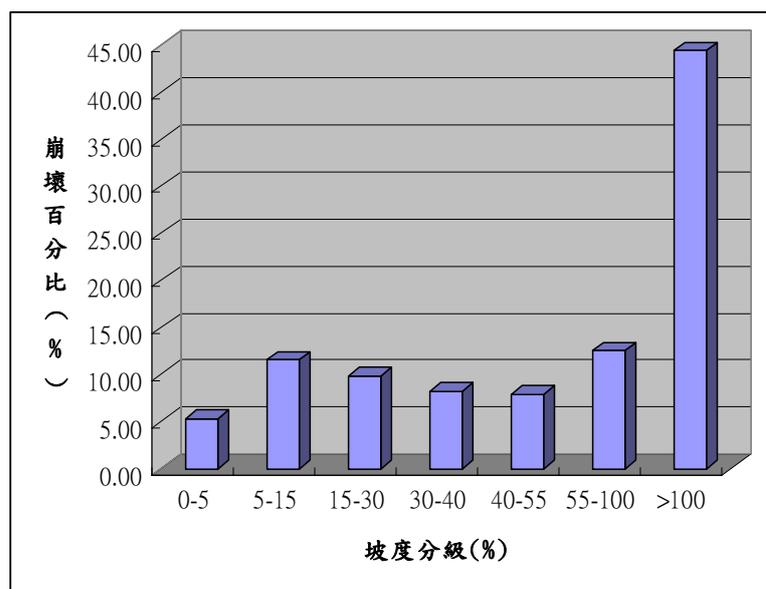


圖 5-5 各坡度分級之崩塌百分比直方圖

b.坡向：由表5-7及圖5-6可知在坡向向北(N)崩壞百分比為15.24%為分類(級)裡最高者。即在研究範圍內此因子中對崩塌影響最大。但相對的，其他坡向分級在此因子之影響相對顯的較不明顯，崩塌百分比皆差不多。此因子的離散係數為18.10，經權重計算得到權重值為0.037，在所有因子裡最小，代表坡向因子在相對於山崩發生性影響不大。

表 5-7 坡向因子評分表

分級	坡向(%)	分級網格數	崩塌網格數	崩壞百分比(%)	評分
一	北方	531361	28543	15.24	9.99
二	東北方	612941	30770	14.24	8.45
三	東方	671173	29100	12.30	5.43
四	東南方	641871	24564	10.85	3.19
五	南方	598128	26952	12.78	6.18
六	西南方	626664	20855	9.44	1.00
七	西方	630288	22258	10.02	1.89
八	西北方	618648	33019	15.14	9.84
總和		4931074	216061	100.00	
變異係數	18.10				
權重值	0.039				

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

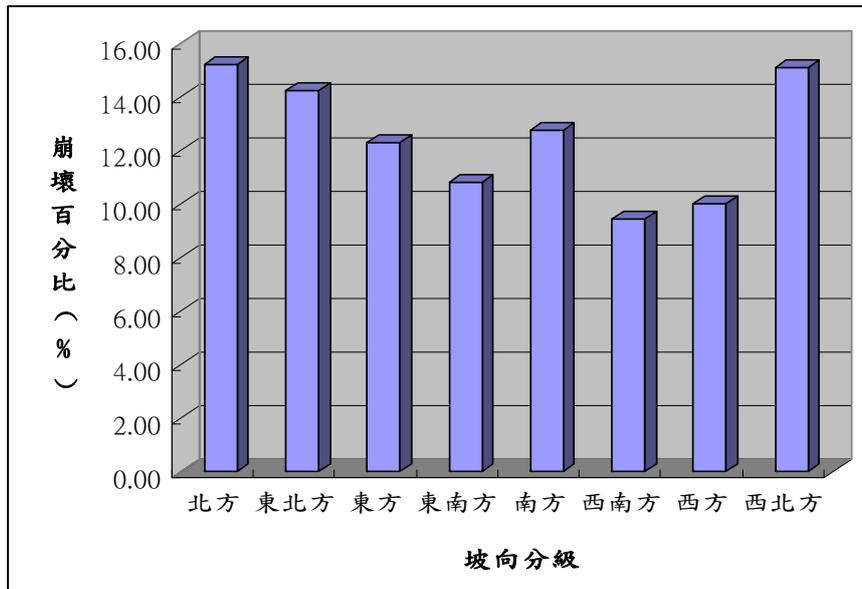


圖 5-6 各坡向分級之崩塌百分比直方圖

c.高程：由表5-8中可得知，高程<1500公尺分級時崩塌百分比48.14%為最大，次高者為1500-2000公尺分級，崩塌百分比為21.06%，另外由圖5-7中可以發現此區域之崩塌主要分佈於<1500公尺，其他高程之差異並不十分明顯。推論其崩塌所分佈之高程主要集中在人們所涉及較為頻繁活動且密集之處，因此在此即肯定，人們的行為對於崩塌之影響性。此高程因子之離散係數為83.86，權重值為0.171，其為八個評估因子中對於崩塌影響權重中第三高之因子。

表5-8 高程因子評分表

分級	高程(公尺)	分級網格數	崩塌網格數	崩壞百分比(%)	評分
一	<1500	507131	66548	48.14	10.00
二	1500-2000	1216035	69818	21.06	4.23
三	2000-2500	1525619	38645	9.29	1.72
四	2500-3000	1154989	18656	5.93	1.00
五	>3000	527300	22394	15.58	3.06
總和		4931074	216061	100.00	
變異係數	83.86				
權重值	0.176				

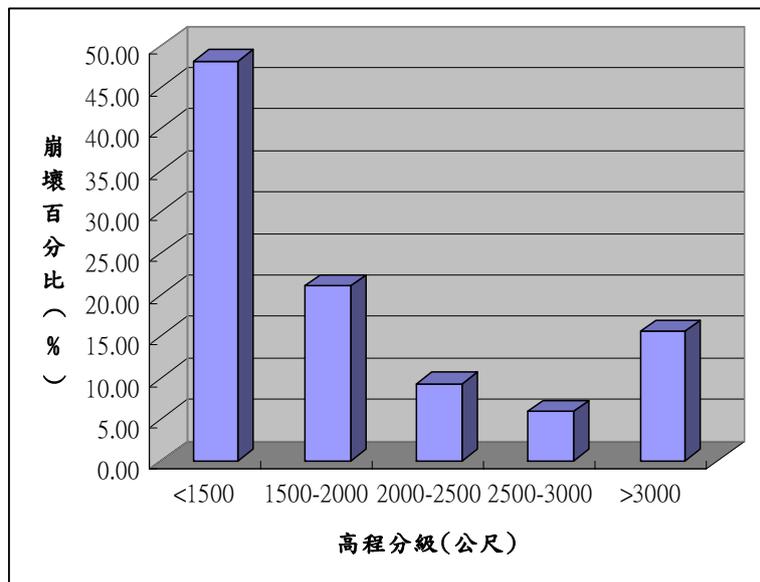


圖 5-7 各高程分級之崩塌百分比直方圖

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

2.地質因子

a.岩性：由表5-9中可得知，此研究區域中，以硬頁岩板岩千枚岩夾砂岩與石英岩及硬頁岩所佔之崩壞百分比為最多，其分別為34.71%以及20.23%，其他地質崩壞百分比分佈則如圖5-8 所示。

表 5-9 岩性因子評分表

分級	岩性	分級網格數	崩塌網格數	崩壞百分比(%)	評分
一	硬頁岩夾層砂岩	1403661	46565	7.60	1.90
二	硬頁岩板岩 千枚岩夾砂岩	416	63	34.71	10.00
三	石英岩及硬頁岩	1340048	118267	20.23	5.67
四	紅土礫石砂 及黏土	1312075	33186	5.80	1.36
五	硬頁岩夾 泥質砂岩	865652	17384	4.60	1.00
六	輝綠岩	2602	133	11.72	3.13
七	塊狀砂岩及頁岩	1195	80	15.34	4.21
總和		4931074	216061	100.00	
變異係數	74.04				
權重值	0.155				

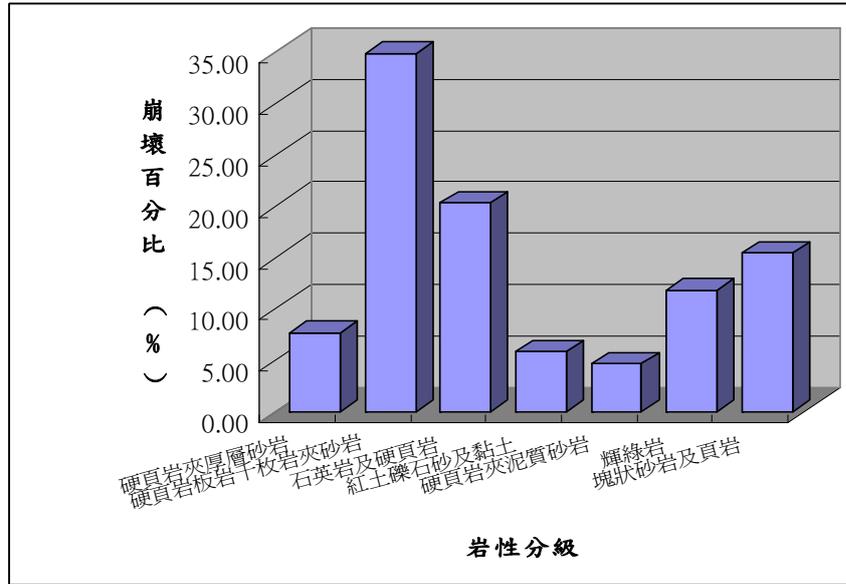


圖 5-8 各岩性分級之崩塌百分比直方圖

b.土壤厚度：由表 5-10 可得知，此研究區域中，土壤厚度是以淺:<30 公分崩塌百分比佔最高，達 60.38%，其符合了土壤厚度越淺，其邊坡越不穩定。

表 5-10 土壤厚度因子評分表

分級	土壤厚度 (cm)	分級網格數	崩塌網格數	崩塌百分比 (%)	評分
一	淺:<30	363002	27292	0.08	60.38
二	中:30-60	4318856	162284	0.04	30.18
三	深:>60	80930	951	0.01	9.44
總和		4762788	190527	0.12	100.00
變異係數	76.87				
權重值	0.161				

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

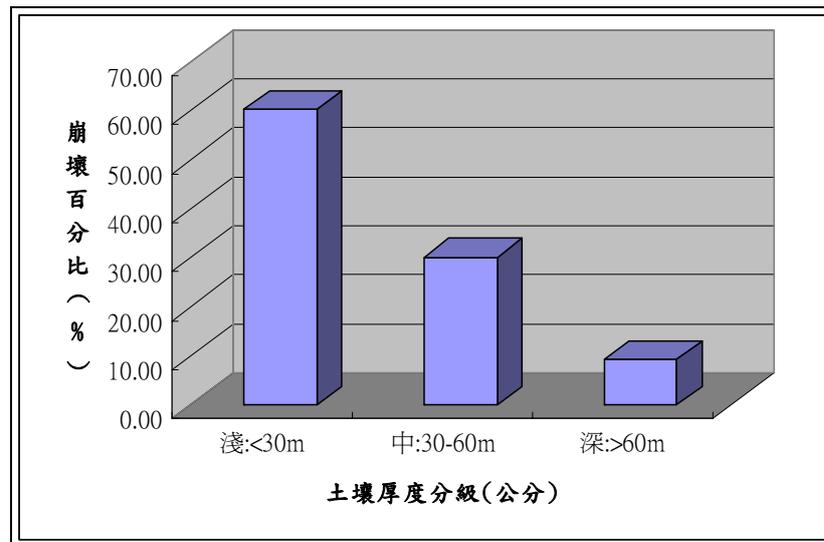


圖 5-9 各土壤厚度分級之崩塌百分比直方圖

3. 區位因子

a. 土地利用：由表5-11及圖5-10中可以發現，在土地利用因子當中，崩塌百分比分佈主要分佈在露岩以及人為開發用地中，其崩塌百分比分別為34.44%以及16.92%。此兩種土地利用型態由於高程與坡度皆較緩，位於河川兩旁，因沖積而成之土地，另外有進行果園種植之利用，在大量雨水來臨時，一方面由於其種植之植生遭沖毀，另一方面經由開採過程中使得土質鬆軟，在突然降下大量雨量後，水量突然暴增，河岸邊之坡地，因而發生崩塌。土地利用因子之離散係數值為76.04，權重值為0.155，其權重值為所有因子權重之排名第四者，表示該因子對於崩塌之影響性有一定影響程度在。

表 5-11 土地利用因子評分

分級	土地利用	分級網格數	崩塌網格數	崩壞百分比(%)	評分
一	林地	4522672	173324	7.19	1.00
二	人為開發用地	11230	1012	16.92	4.21
三	露岩	141547	25964	34.44	10.00
四	河流	48829	4127	15.87	3.87
五	草生地	153108	7241	8.88	1.56
六	其他	32541	2895	16.70	4.14
總和		4931074	216061	100.00	
變異係數	76.04				
權重值	0.159				

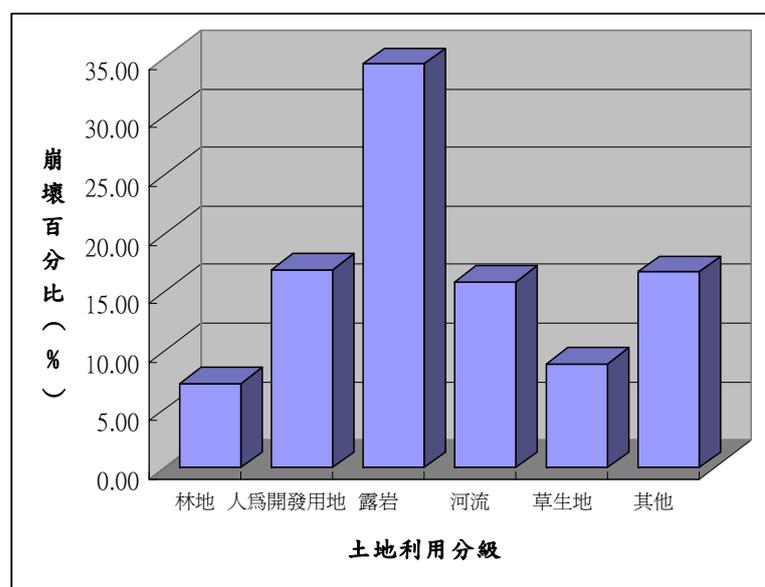


圖 5-10 各土地利用分級之崩塌百分比直方圖

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

b. 距河系距離：由表5-12中可以得知，崩壞百分比最高者為距離河系距離0-200公尺之分類等級，其崩壞百分比為25.59%，崩壞百分比分佈情形隨著距離河系距離越遠，其所發生之崩壞情形隨之減少之特性。說明雪霸國家公園內道路沿線，未來在道路周邊土地開發以及道路修護上，除了要考量道路本身以外，亦要將河川水流可能發生之影響程度納入規劃參考之中。

表 5-12 距河系距離因子評分表

分級	距河系距離 (公尺)	分級網格數	崩塌網格數	崩壞百分比(%)	評分
一	0-200	2013715	109793	25.59	10.00
二	200-400	1423144	57582	18.99	5.88
三	400-600	828051	29241	16.57	4.37
四	600-800	373059	11246	14.15	2.86
五	800-1000	152363	4391	13.53	2.47
六	>1000	135317	3221	11.17	1.00
總和		4931074	216061	100.00	
變異係數	30.75				
權重值	0.065				

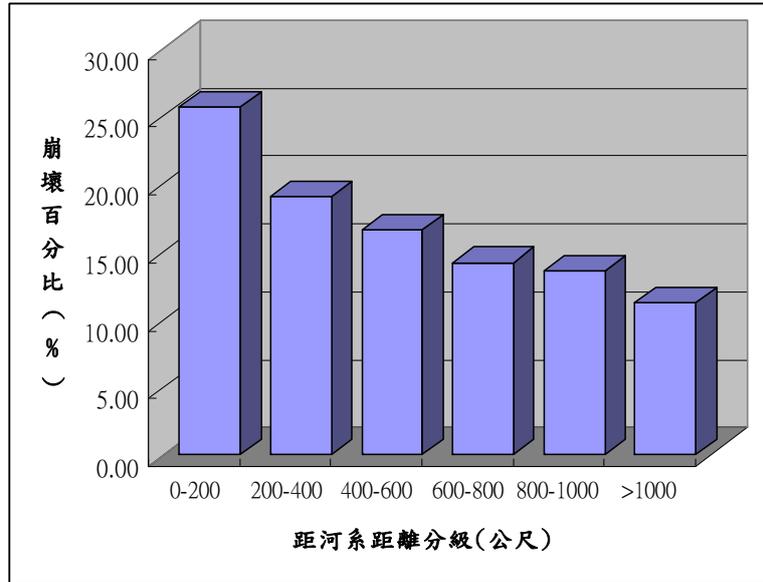


圖 5-11 距河系距離分級之崩塌百分比直方圖

a. 距道路距離：道路距離因子對於邊坡災害之影響程度，可由表5-13中得知，以距離道路0-40公尺時，其發生崩塌之情形最多，其崩塌百分比為21.07%，距離道路越近，遭受人為開發以及破壞之程度越高，且於開發過程中有意、無意的破壞了坡地間原有的穩定性，致使當降雨來臨時，即有可能誘發災害發生。

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

表 5-13 距道路距離因子評分表

分級	距道路距離 (公尺)	分級網格數	崩塌網格數	崩塌百分比(%)	評分
一	0-40	110419	8662	21.07	10.00
二	40-80	91620	5120	15.01	4.39
三	80-120	83117	3947	12.76	2.29
四	120-160	77282	3680	12.79	2.33
五	160-200	73431	3779	13.83	3.29
六	200-240	69682	3419	13.18	2.69
七	>240	4420098	186867	11.36	1.00
總和		4931074	216061	100.00	
變異係數	22.36				
權重值	0.047				

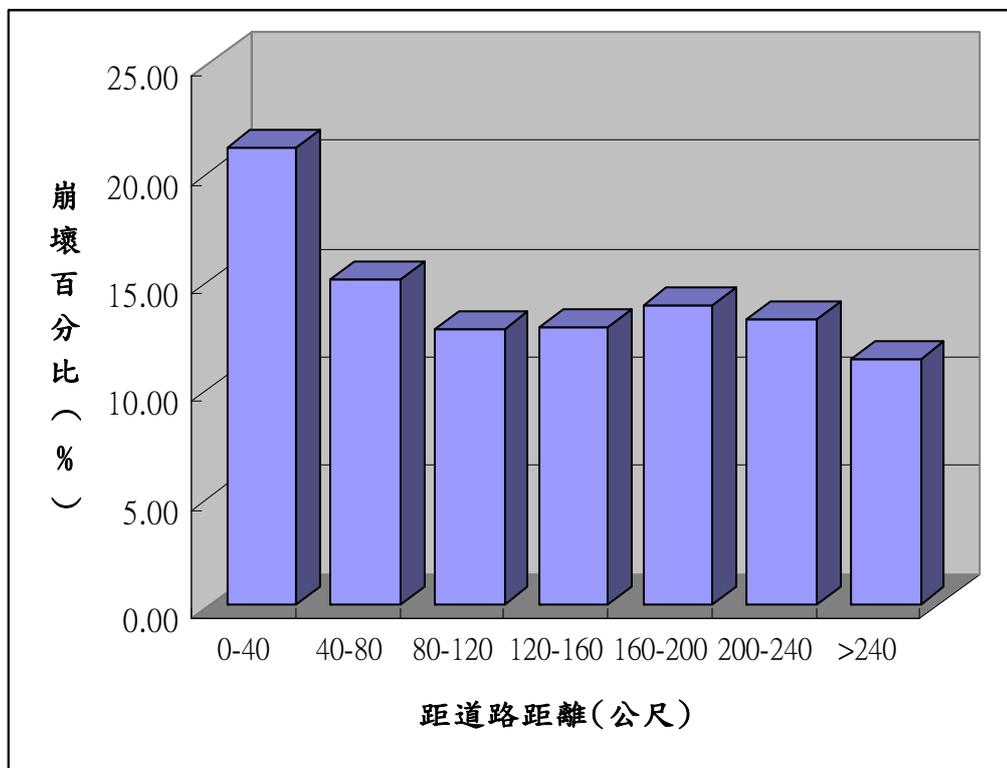


圖 5-12 距道路距離分級之崩塌百分比直方圖

(二) 山崩潛勢因子權重值之比較

各山崩潛勢因子間的權重決定，主要以崩壞筆的變異係數計算之，將各潛感因子之變異數和權重值列表如表5-14 所示，各因子之權重值大小依序為：坡度>土壤厚度>高程>土地利用>岩性>距河流距離>距道路距離>坡向。依各潛感因子之權重值大小關係，從表5-14中可得知坡度、高程和土壤厚度這三個因子對於崩塌的影響最大，三個權重加起來佔了超過全部權重之半為0.55，所以幾乎可以說在本研究範圍內，坡度越陡、土壤度越淺以及高程越高越有可能發生崩塌。

表5-14 山崩潛勢因子權重值表

因子	變異係數	權重值	排序
坡度	94.46	0.198	1
高程	83.86	0.176	2
土壤厚度	76.87	0.161	3
土地利用	76.04	0.159	4
岩性	74.04	0.155	5
距河流距離	30.75	0.065	6
距道路距離	22.36	0.047	7
坡向	18.10	0.039	8
總和	476.48	1	

(三) 山崩潛勢圖建立

經由八個影響因子間的潛感值疊加運算，利用崩塌網格數與潛感值間的關係，劃分為低潛勢區、中潛勢區以及高潛勢區的山崩潛勢圖（圖 5-13）。求出兩者間的疊合程度。從圖可看出高潛感區主要分佈於園區內西半部與南部，其包含了大安集水區與谷關調整池，中、高潛勢區範圍則佔了全區六成以上面積，其分佈狀況大致沿河系（南北坑溪、馬達拉溪、大雪溪）兩側往外擴散，越靠近河

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

流，崩塌發生率則越高，尤以大安溪集水區區遭受衝擊越大。

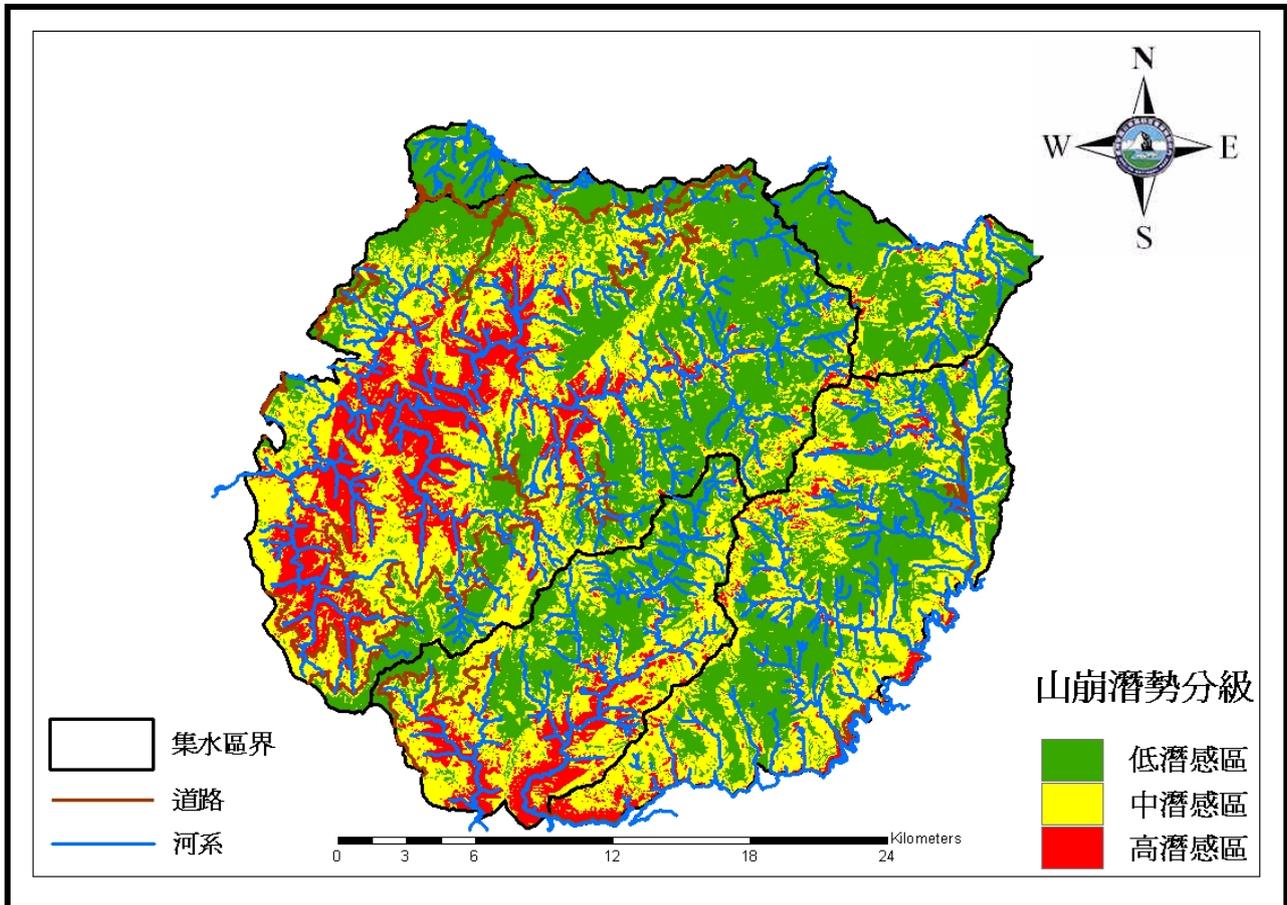


圖5-13 雪霸國家公園山崩潛勢圖

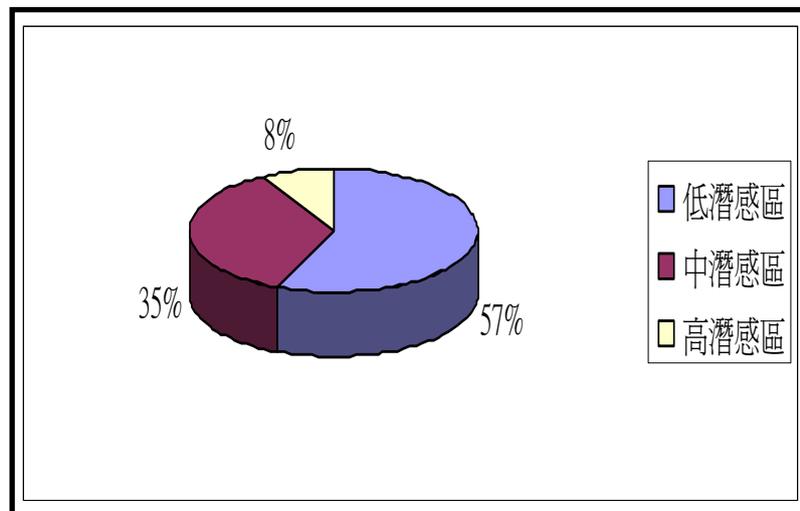


圖5-14 雪霸國家公園山崩潛勢比例圖

(四) 山崩潛勢圖檢核

為了評估崩塌潛勢模式之實際應用情形，本研究根據2002年與2004年間影像判釋成果中，選擇新增崩塌地崩塌百分比率較高之二處子集水區進行驗證分析，藉以確認模式所評估出之崩塌機率分布與影像判釋結果是否相符，分別為：頭前溪集水、谷關調整池，其位置分布如圖5-15，各地區崩塌面積整理如表5-15。

針對建立之山崩潛勢分析模式準確與否，必須經由檢核的動作來加以驗證，同時對模式進行修正。多數研究的驗證方法通常是經由與研究區航空像片或衛星影像上崩塌地對照的方式來進行，將山崩潛勢分析圖之結果與影像判釋出的崩塌地作疊合，結果如表5-16、表5-17所示，高潛勢區域佔全區面積約8%，即可偵測出約8成以上的崩塌地資訊。

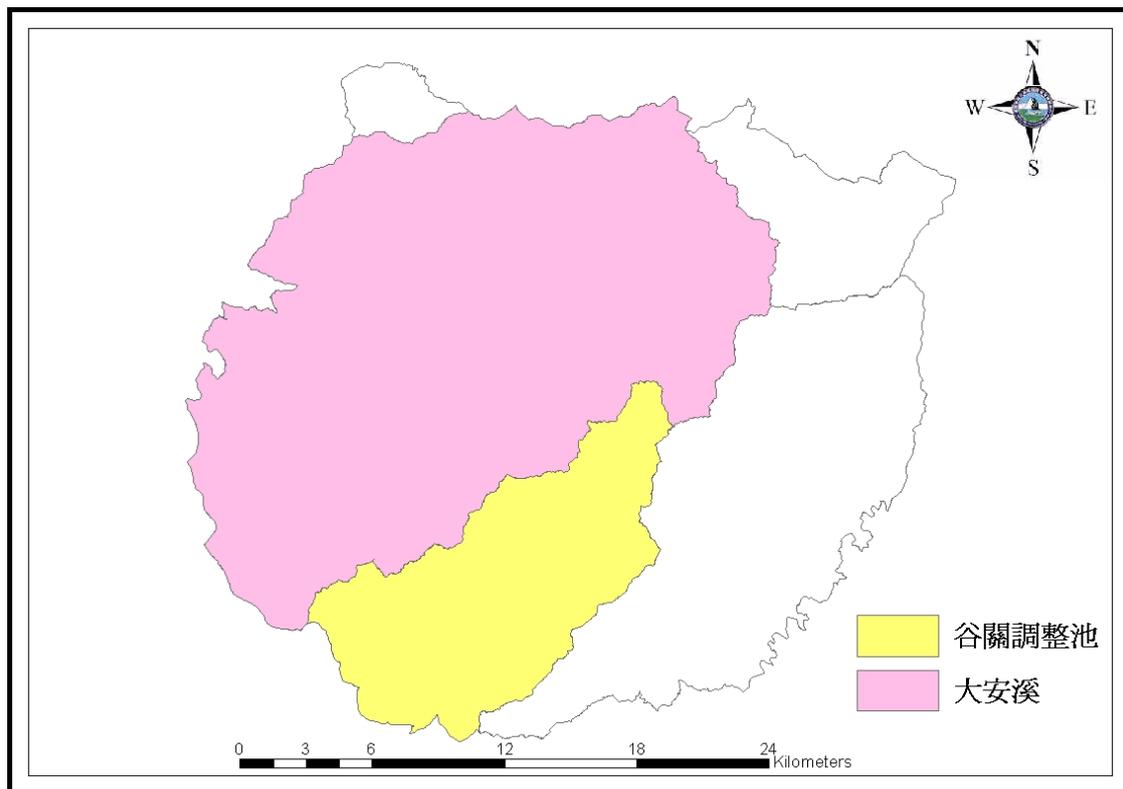


圖5-15 嚴重崩塌子集水區分布圖

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

表5-15 子集水區崩塌比例

項目 名稱	全區網格數	崩塌地網格數	崩塌百分比(%)
德基水庫	1162211	33812	2.91
谷關調整池	793557	68707	8.66
頭前溪	85929	6436	7.49
大安溪	24271348	2121358	8.74
石門水庫	343309	4375	1.27

表5-16 大安溪集水區檢核表

	潛勢區網格數	2002-2004 新增崩塌網格數	崩壞百分比 (%)	發生率 (%)
低潛勢區	2773647	16392	0.59	3.44
中潛勢區	1741365	50949	2.92	16.98
高潛勢區	392810	53868	13.72	79.58
總和	4907822	121209	17.23	100

表5-17 谷關調整池集水區檢核表

	潛勢區網格數	2002-2004 新增崩塌網格數	崩壞百分比 (%)	發生率 (%)
低潛勢區	2773647	27953	1.00	9.91
中潛勢區	1741365	38751	2.23	21.87
高潛勢區	392810	27259	6.94	68.22
總和	4907822	93963	10.17	100

另外，本研究分別採用2002年與2004年間的雪霸國家公園全區SPOT衛星影像，萃取出期間新增的崩塌地空間資訊以及利用2005年大鹿林道Quick Bird衛星影像所數化的崩塌地分佈圖，分別來進行山崩分析模式之驗證，希望藉由實際山崩資料的輔助，提高整體分析模式的準確性。結果如表5-18所示，中、高潛勢區域佔全區面積約55.5%，即可偵測出70%左右的崩塌地資訊，其證明此山崩潛勢分析模式預測性良好，且山崩潛勢圖之資訊有一定程度的參考價值，可供管理單位於土地利用規劃或災害防治上之參考依據，在後續研究中將其納入生態評估模式之因子之一。

表5-18 大鹿林道檢核表二

	潛勢區網格數	2005崩塌網格數	崩壞百分比 (%)	發生率 (%)
低潛勢區	2773647	257	0.01	27.72
中潛勢區	1741365	577	0.03	62.25
高潛勢區	392810	93	0.01	10.03
總和	4907822	927	0.05	100

(五) 綜合討論

透過前述崩塌干擾與地景結構干擾二因子的評估後，可得知大安溪與谷關調整池二集水區包含大範圍高崩塌潛勢區，亦為地景高干擾區。大安溪包括佳仁山生態保護區、台灣擦樹生態保護區與觀霧、雪見地區；大鹿林道附近造成許多零星的崩塌地及小面積的人針純、人針混和林，並有小面積的造林地，故整體之地景結構呈現較破碎的狀態，是屬於自然干擾大於人為干擾的地區。

谷關調整池集水區有公路貫穿，且周圍大部份並非鄰接國有林班地，因此人為干擾情形較嚴重，地形陡峭，造成許多小面積的裸露地、草生地及灌木林，故

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

其干擾是人為及自然干擾共同作用下的結果。

另外櫻花鉤吻鮭保護區內因為有著名的觀光景點且交通方便，保護區受到的遊憩壓力極大，開發行為嚴重，有許多人為開墾造成的蔬菜地、果園、建地及開墾地，且保護區容易發生火災，造成許多零星的裸露地、箭竹地及草生地，再加上位處高海拔，有許多冷杉、鐵杉、雲杉、檜木、松類等小面積的天然針葉樹純林，並有許多面積大小不等的人工造林地，由於此保護區的人為干擾及自然干擾均很嚴重，故干擾程度最大；至於觀霧保護區的設立，是因林地處分後之伐木跡地發現大量台灣檫樹幼苗生長，才將本區設立為保護區，因此區內大部份由不同種類的小面積人工林所組成，故其干擾程度亦較高。

第三節 崩塌土方量推估

計算土方量必須有高程差值，才能進行崩塌體積計算，在此前提之下，本研究欲萃取DTM以獲取前後兩時期數值地形模型之高程差。

一般數值地形模型的產生有三種主要方法：1.實地調查—利用測量儀器至現場量測高程及座標，並將其轉換成數值地形模型。此法適合小面積區域，其精確度較高，尤其近年來全球定位系統(GPS)的不斷改良，可利用DGPS 或RTK 的測量技術使得高程及座標之量測方便也更精確許多；2.數化地形圖—利用數化儀器設備如地理資訊系統或掃描器等，數化地形圖上之等高線或地形特殊之處如山頂、河谷等，並將其轉換成數值地形模型。此法常受地形圖及數化儀器之精確度所影響；此外，數化方式又可分為人工數化、半自動及全自動數化等，而以全自動數化誤差較小；3.由航空像片或衛星影像資料判釋而得透過立體影像分析，數值地形模型可由特定適合之航空像片或衛星影像資料中獲得，此法可應用於大面積區域，其精確度與航高與影像判釋儀器種類密切相關；此外，此法亦可應用於繪製地形圖；目前許多數值地形模型與地形圖均用此法製作，雖然儀器設備較為昂貴，卻較快速。

故本研究考慮時間、人力及金錢成本，欲使用SPOT衛星影像之異軌立體對影像萃取DTM影像，以供後續土方量推估分析之用。

一、立體像對自動化產生 DTM

本研究採用構成立體像對條件(視角需大於 30 度)之 SPOT 衛星影像(如圖 5-16)進行 DTM 萃取。

表 5-19 影像資訊

影像類別	拍攝時間	視角	解析度
SPOT5 (全色態)	2004/10/07	26.565971	5m×5m
SPOT5 (全色態)	2004/11/01	6.856499	5m×5m

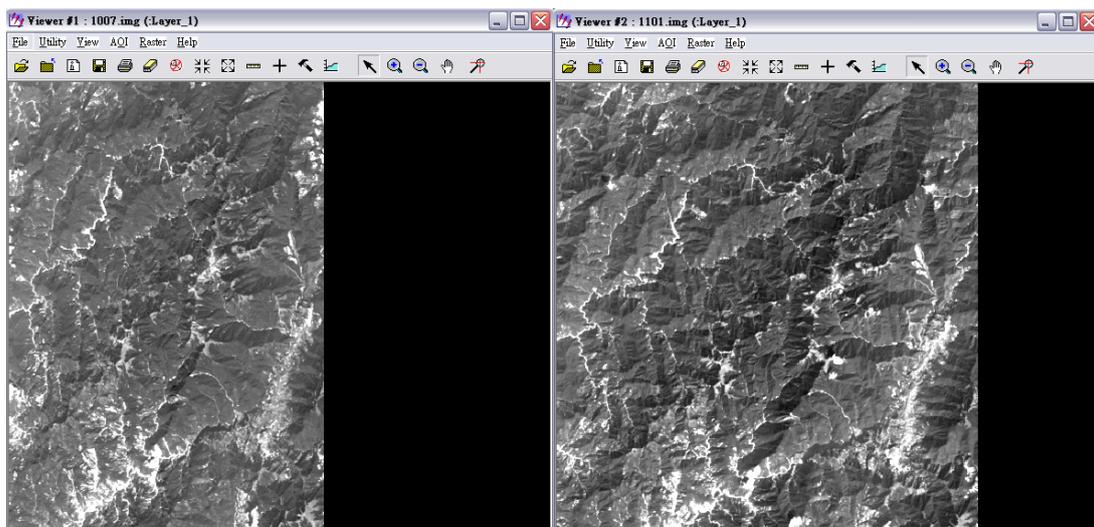


圖 5-16 原始異軌立體像對影像
(左為 2004/10/07，右為 2004/11/01)

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

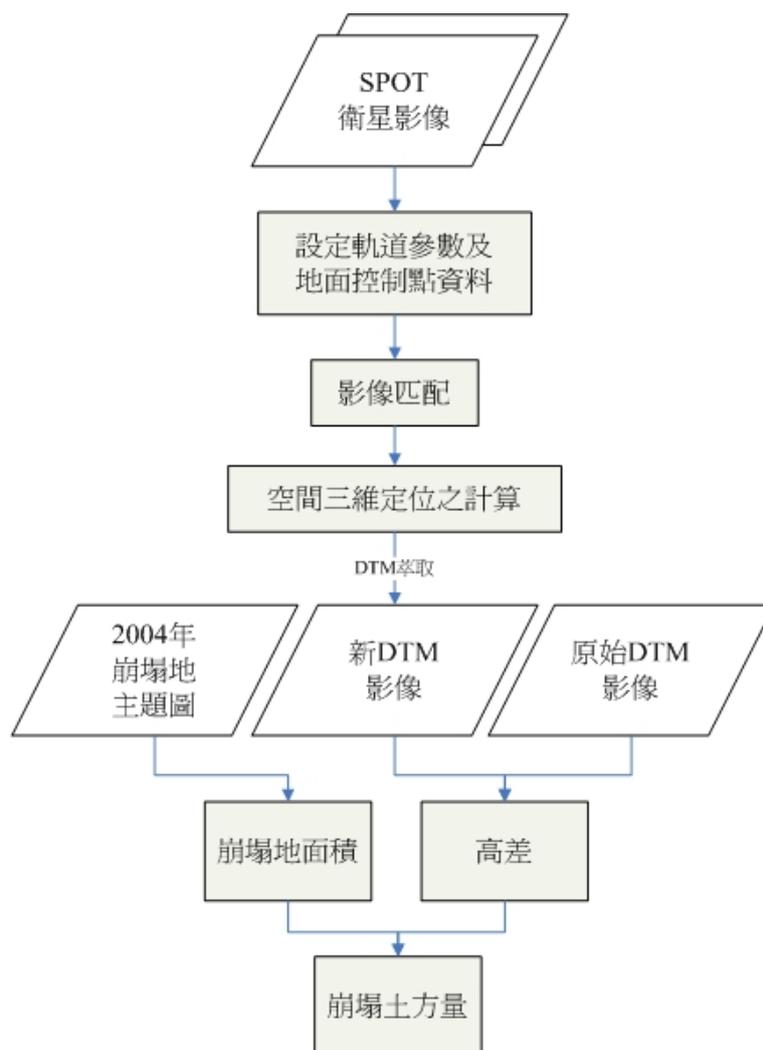


圖 5-17 崩塌土方量推估流程圖

(一) DTM 萃取流程

- (1) 衛星軌道與參數設定：由DIMAP與已知衛星參數進行內方位設定。
- (2) 地面控制點選取：由農林航空測量所產製正射SPOT衛星影像（解析度為6.25m）作為平面坐標參考來源，以農林航空測量所內差12.5m DTM作為高程Z值參考（如圖5-18）。

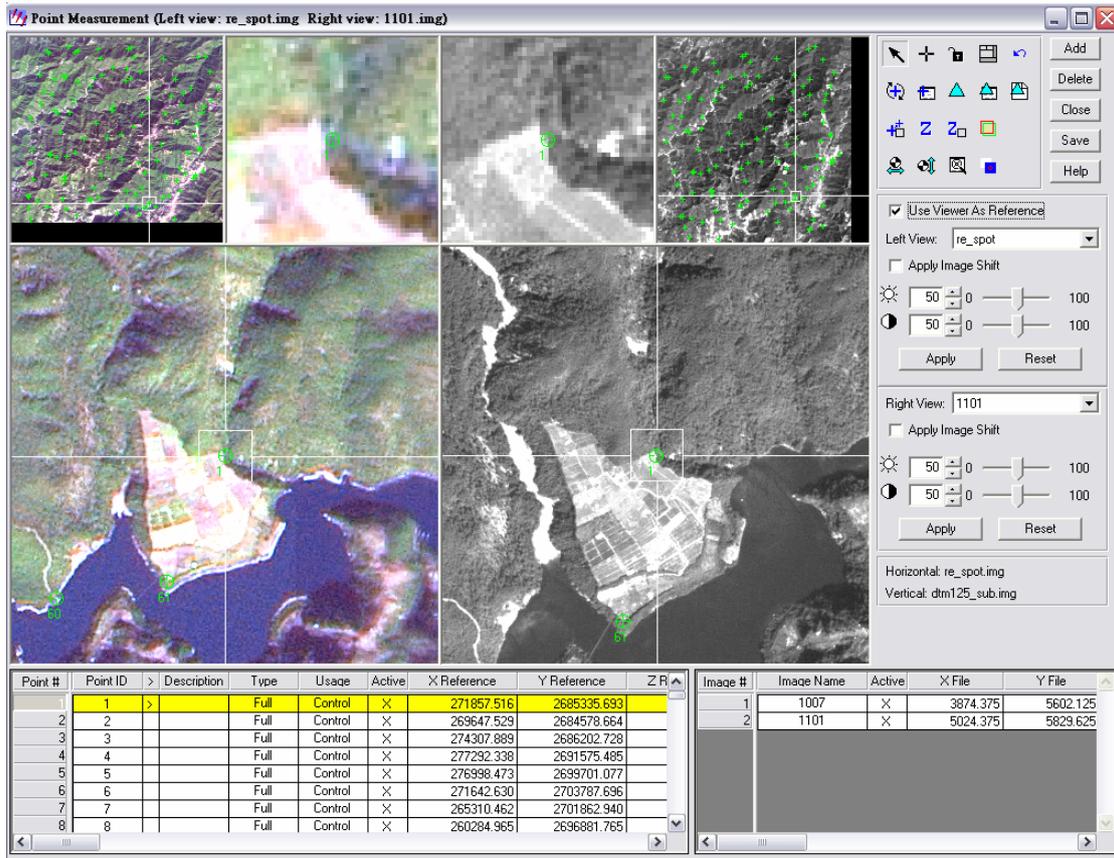


圖 5-18 控制點選取

(3)影像匹配：自動化影像匹配之目的在運用數位影像處理技術，自動找尋立體對影像中共軛點，減少傳統人工辨識共軛點之龐大人力，以減低生產成本。然而，數位影像技術有其限制，不可能百分之百成功及正確，因此如何得到正確可靠之成果有賴正確之匹配策略。相關影像匹配技術在電腦視覺領域已經是相當成熟的技術，然而面對高解析力衛星影像仍有許多研究改善之空間，本研究採用之影像匹配方法，利用影像金字塔以減低視差大小並提高匹配之可靠度與成功率，並由粗至細(Coarse-to-fine)方式逐層進行影像匹配，進而增進所產生之數值地表模型之精細程度與準確度。

在自動化選取控制點的過程中，兩張影像上的共軛點位置並不可知，一般皆用座標預估方式，取得影像共軛點大略位置，而後使用影像匹配，求得更加精準之點位。研究中使用標準化互相關係數法(Normalized Cross Correlation Coefficient Method)及最小二乘匹配法(Least Squares Matching, LSM)進行自動化匹配，先利

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

用NCC匹配共軛點概略位置，再用LSM匹配共軛點精確位置。NCC乃利用兩視窗之相對位置上，各像元灰度值的相似程度而做的一種匹配方式。由於NCC僅考慮灰度值的相似程度，當兩張影像拍攝條件不一時，一張往前拍另一張往後拍，即使兩張匹配影像在相同地區，仍很有可能匹配到錯誤的點位或是根本匹配不到點位。故此NCC本研究中乃屬預估點位之作用，因最小二乘匹配須有準確的起始位置，方能匹配成功。LSM利用兩個灰度值的平移和尺度參數，加上六個幾何校正參數，一同匹配特徵點位置。而唯有在兩張影像只存在尺度差異而旋轉不大，方能有效。故使用NCC 為粗略預估點位，之後再利用LSM 得到更加精準的匹配點位。

(4) 空間三維定位計算：三維定位分析目的為驗證幾何校正之精確度，即比較三維定位所得之結果與真值的差異。立體對前後影像分別使用104個地面控制點進幾何校正，利用另外12 個檢核點應用在三維定位模式之精確度分析上，計算每一組檢核點共軛影像點相對應之地面座標，把檢核點之原始地面座標視為真值，檢核點原始地面座標與三維定位所得地面座標進行比較，最後得到在X/Y/Z 三軸之均方根誤差(Root Mean Square Error)分別為0.0159/ 0.0981/ 0.0024公尺，研究結果顯示使用125個地面控制點進軌道修正，其三維定位精度可達1 個像元內之精確度。

表5-20 三維定位均方根誤差表

地面控制點	三維定位		
	RMSE X	RMSE Y	RMSE Z
地面控制點	0.0159	0.0981	0.0024
檢核點	0.0003	0.0005	0.0001

(5) DTM萃取：將立體像對進行參數與控制點選取後，藉軟體可萃取重疊區中DTM，結果如圖5-19所示。

利用上述控制點成果進行DTM萃取，DTM以12.5m空間解析度為輸出，其萃取出DTM高度分部由695m至3974m。

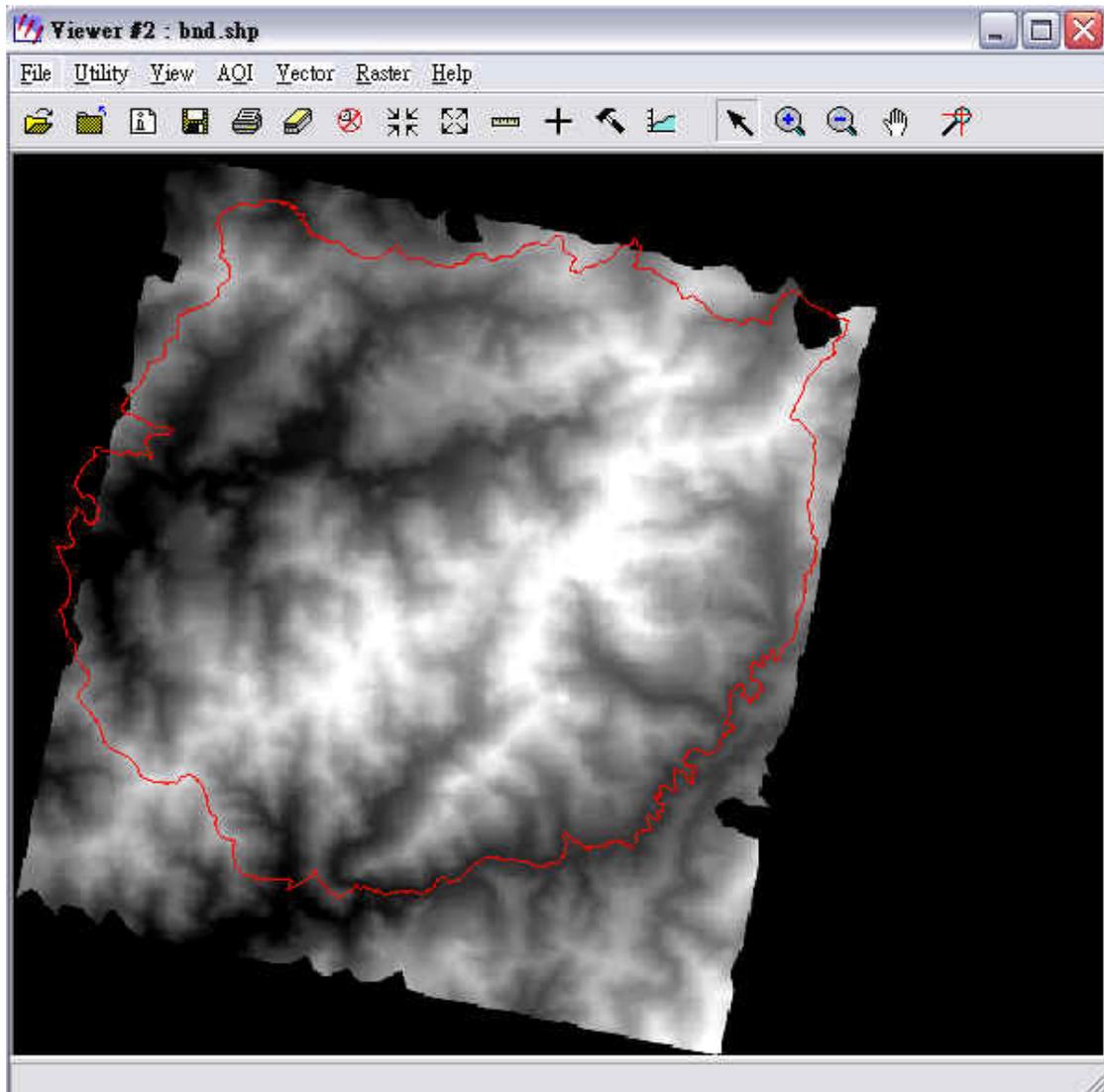


圖 5-19 萃取所得 DTM 影像

二、崩塌土方量計算

本研究將結合遙測判釋(RS)技術及地理資訊(GIS)技術萃取集水區流域中之坡地土壤流失量與崩塌地崩塌量。

本推估研究包含三個重點：

(一) 萃取流域內崩塌地深度(高程差)

由於萃取出的 DTM 影像其會有一定誤差存在，故本研究針對欲探討二重點區域（圖 2-20、圖 2-21）之 DTM 影像進行控制點選取，控制點選取乃依據不變動區域，與原始 DTM 影像進行比對，取其高程差值平均值做新 DTM 之平移量，

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

以修正其高程誤差，結果如下表：

表5-21 控制點座標

名稱	控制點座標
大鹿林道東線	A(265409.35, 2709424.28)
	B(270251.51, 2708543.88)
七家灣溪流域	C(280356.79, 2699395.33)
	D(280741.97, 2694773.22)

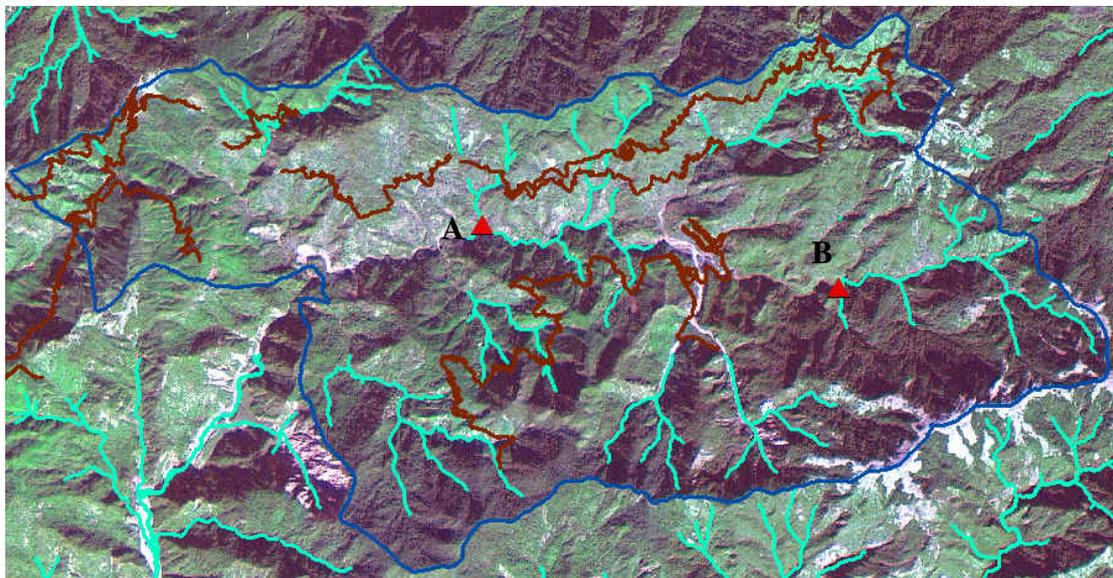


圖 5-20 控制點選取 (大鹿林道東線)

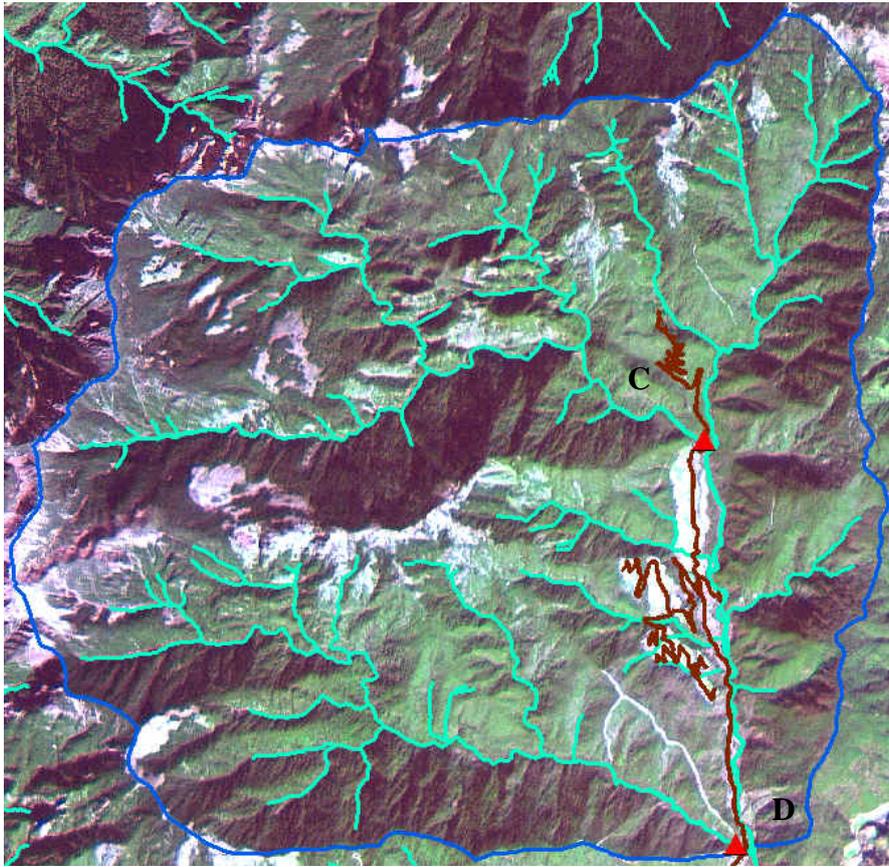


圖 5-21 控制點選取 (七家灣溪流域)

經由平移修正後之 DTM 高程資料，計算得出大鹿林道東線崩塌地之平均深度為 4.17 公尺，七家灣溪流域之平均深度為 6.35 公尺。

(二) 萃取流域內崩塌地面積

本研究利用衛星影像自動化判釋所獲得之大鹿林道東線、七家灣溪流域之土地覆蓋判釋成果圖並配合數值地形模型(DTM)、坡度圖以及次集水區分佈圖進行流域內崩塌地之萃取，透過邏輯計算以獲得崩塌地實際面積，藉由新增崩塌地面積以達到瞭解實地之崩塌量。

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

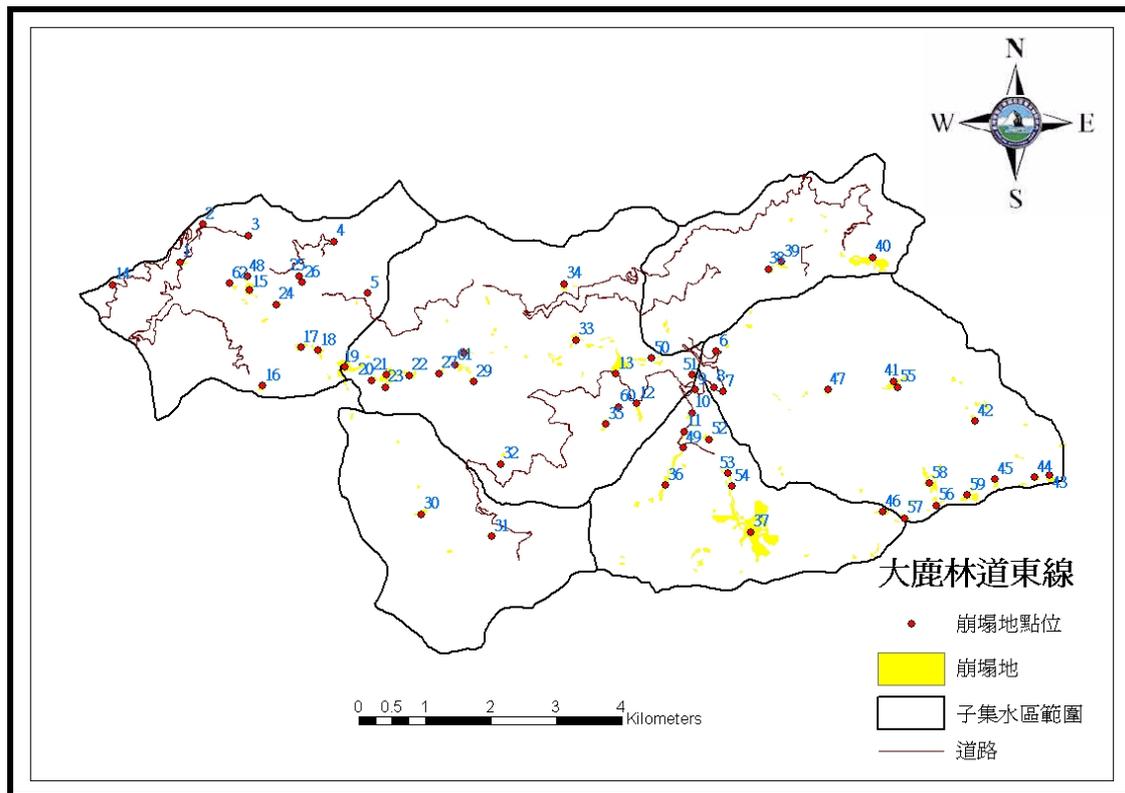


圖 5-22 大鹿林道東線崩塌地分佈圖

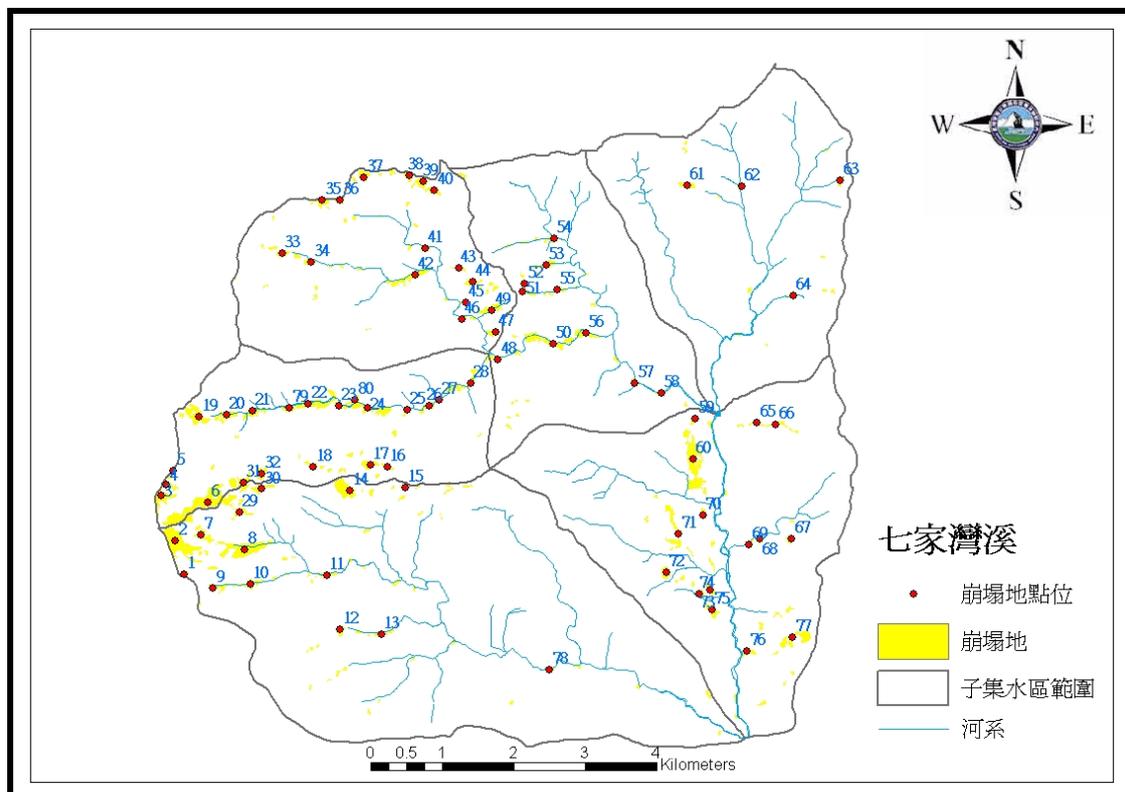


圖 5-23 七家灣溪流域崩塌地分佈圖

(三) 萃取大鹿林道東線及七家灣溪流流域內崩塌土方量

崩塌地崩塌量由崩塌地面積乘於崩塌地平均深度所得，其研究結果顯示大鹿林道東線約有 488 萬立方公尺崩塌土方量，而在七家灣溪流流域則有約 1312 萬立方公尺崩塌土方量產生，其不但影響林道交通癱瘓、更造成生物棲息地之嚴重破壞與衝擊。研究中顯示七家灣溪流流域之崩塌地大部分崩塌地皆集中在中上游地區之緊鄰河道或是溪流源頭的地方，故建議該地區以工程方法進行流域河道輸砂問題之整治。

表 5-22 土方量 (單位:m³)

名稱	網格數	崩塌地面積 (m ²)	平均高差(m)	崩塌土方量 (m ³)
大鹿林道東線	7489	1,170,156.25	4.17	4,879,551.56
七家灣溪流流域	13228	2066875.00	6.35	13,124,656.25

另外附錄一、附錄二為大鹿林道東線及七家灣溪流流域內崩塌地統計表，從表中可得知崩塌地點位座標（小於 30 個網格之崩塌地，約 4600 m²，則不納入計算）、崩塌土方量等資訊，能有效掌握崩塌地範圍及災害點詳細地理位置，以供後續工程整頓、防護工作之施行。

第四節 生態系統評估模式建立

一、生態敏感地劃分分析

透過生態敏感相關因子（地景干擾變化值、山崩潛勢分級值與坡度、高程、土壤厚度）綜合評估後，雪霸國家公園生態敏感地劃分結果而依 EMDS 模糊邏輯分級表分成七個區域：穩定區、低敏感區、中低敏感區、中敏感區、中高敏感區、高敏感區以及無法判釋區。如圖 5-24 所示：

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

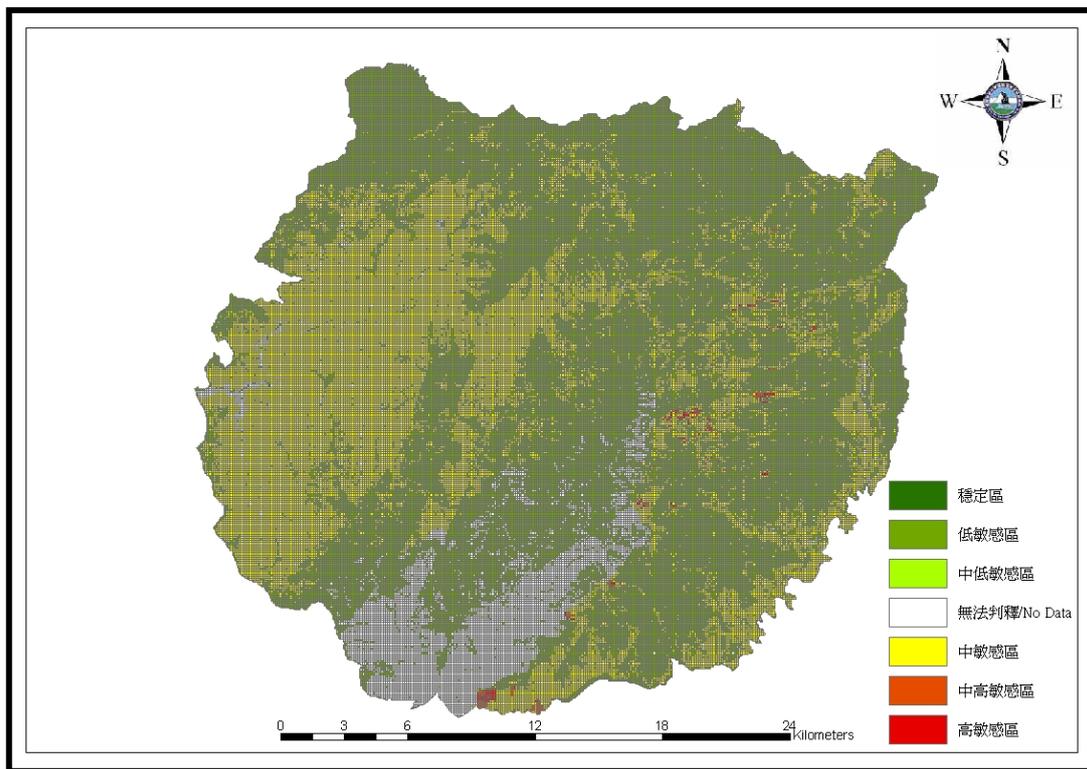


圖 5-24 生態敏感地分級圖

本研究選取兩大重點區域（七家灣河流域、大鹿林道東線）以及 2004 年中崩塌面積比例最高之子集水區進行結果分析與討論

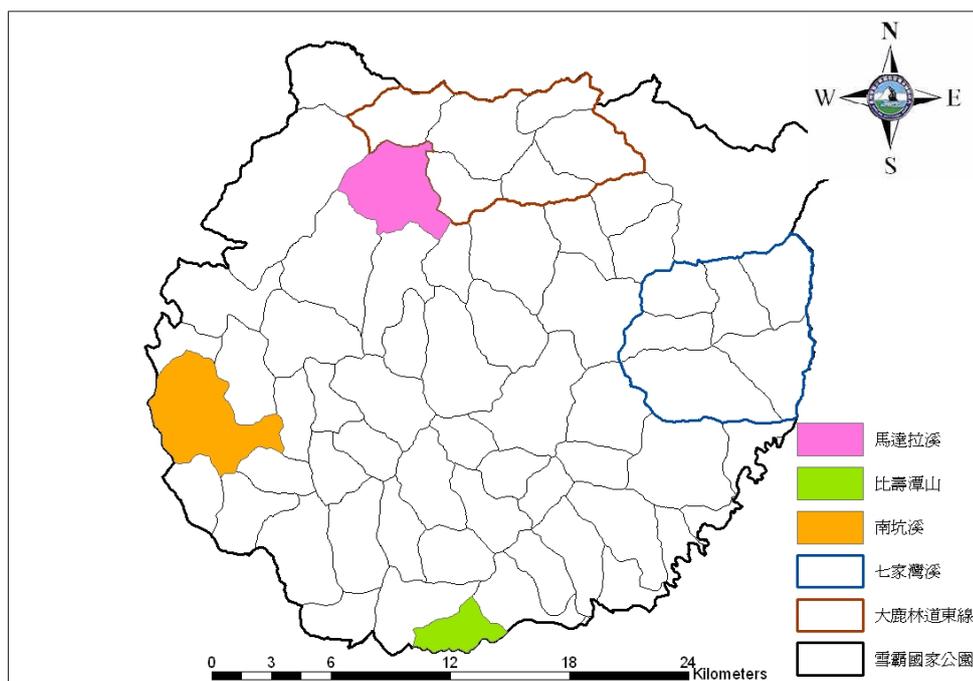


圖 5-25 重點區域及集水區分佈圖

表 5-23 子集水區崩塌面積及比例

項目 名稱	2004 年崩塌面積(ha)	占集水區面積百分比(%)
比壽潭山	112	16.2
南坑溪	171	7.5
馬達拉溪	128	7.5
雪霸全區	2920	3.8

1. 比壽潭山

總面積約740萬平方公尺，其生態敏感區劃分結果：穩定區占22.43%、中敏感區占65.14%、中高敏感區占7.43、高敏感區占5.00%，其中高敏感地之平均坡度高達52.78度、平均土壤厚度<30cm，造成敏感區崩塌機率值偏高，因此本研究推論該區環境條件較為脆弱且容易發生崩塌。

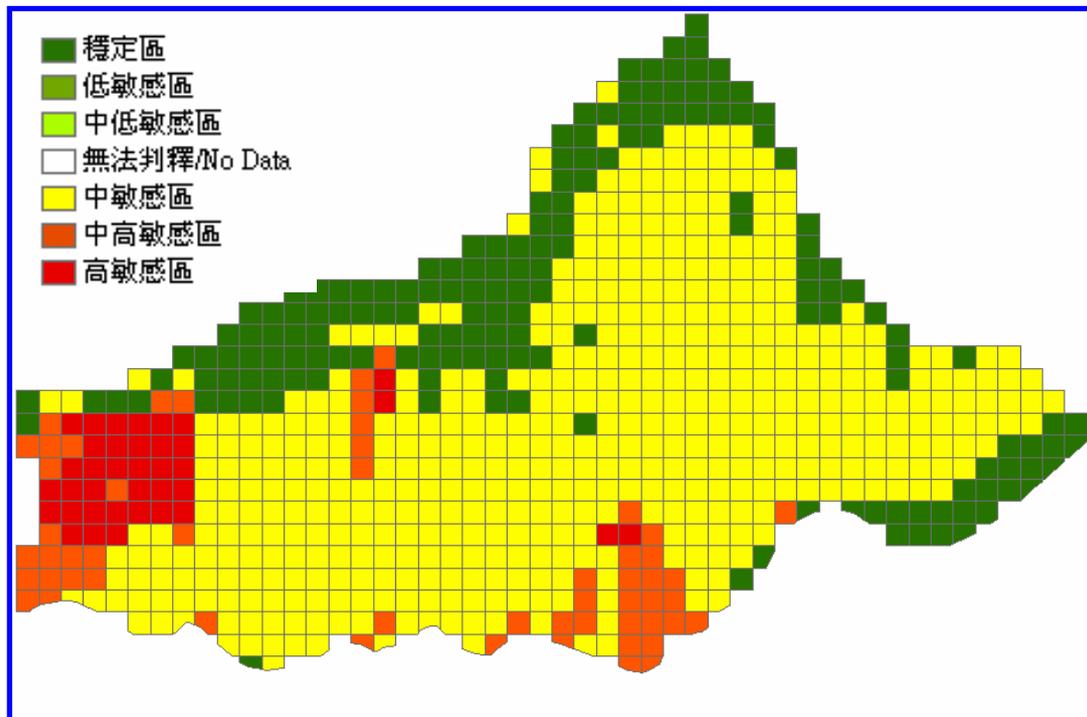


圖 5-26 比壽潭山生態敏感地分級圖

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

表 5-24 比壽潭山集水區生態敏感地面積及比例

分級	面積	面積比例 (%)
穩定區	166	22.43
低敏感區	0	0.00
中低敏感區	0	0.00
無法判釋/No Data	0	0.00
中敏感區	482	65.14
中高敏感區	55	7.43
高敏感區	37	5.00
總面積 (萬平方公尺)	740	100.00

2. 南坑溪

總面積約2410萬平方公尺，其生態敏感區劃分結果：穩定區占14.73%、低敏感區占0.21%、中低敏感區占3.90%、中敏感區高達81%，其中敏感地之平均坡度為34.78度、平均土壤厚度30-60cm，平均高程為1537.14公尺。

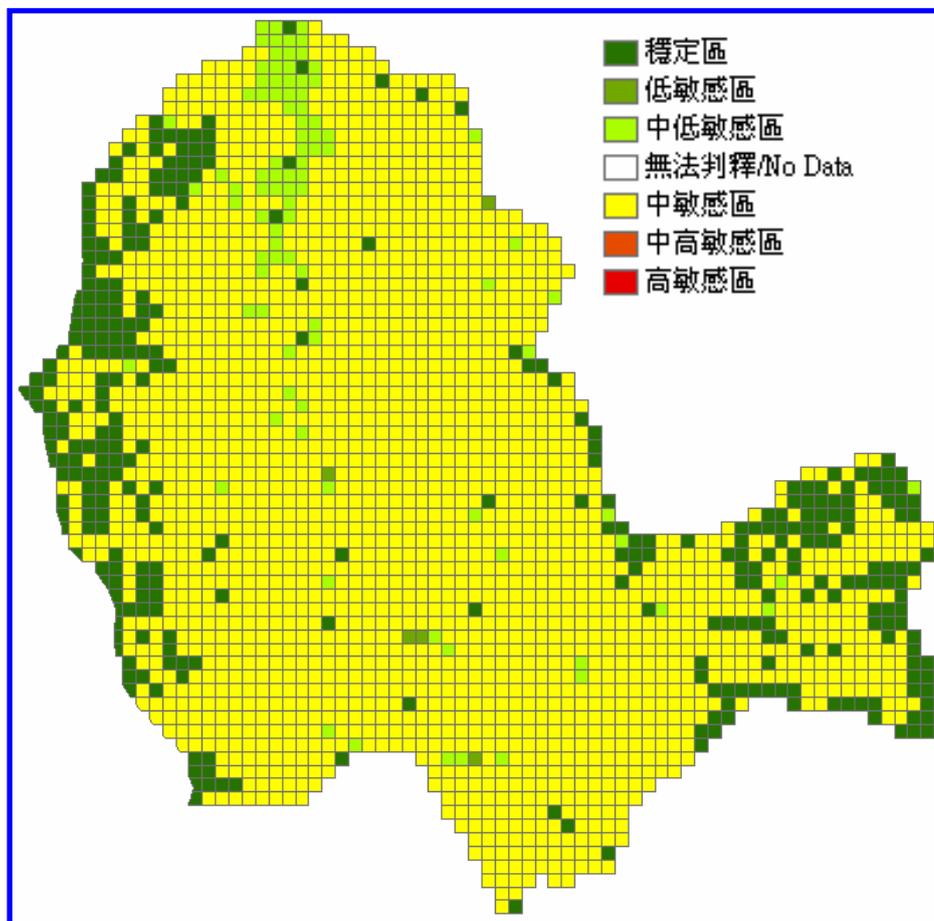


圖 5-27 南坑溪集水區生態敏感地分級圖

表 5-25 南坑溪集水區生態敏感地面積及比例

分級	面積	面積比例 (%)
穩定區	355	14.73
低敏感區	5	0.21
中低敏感區	94	3.90
無法判釋/No Data	0	0.00
中敏感區	1976	81.99
中高敏感區	0	0.00
高敏感區	0	0.00
總面積 (萬平方公尺)	2410	100.00

3. 馬達拉溪

總面積約 1833 萬平方公尺，其生態敏感區劃分結果：穩定區占 36.99%、低敏感區占 0.16%、中低敏感區占 1.64%、中敏感區占 61%，其中敏感地之平均坡度為 36.22 度、平均土壤厚度 < 30cm，平均高程為 1579.13 公尺。

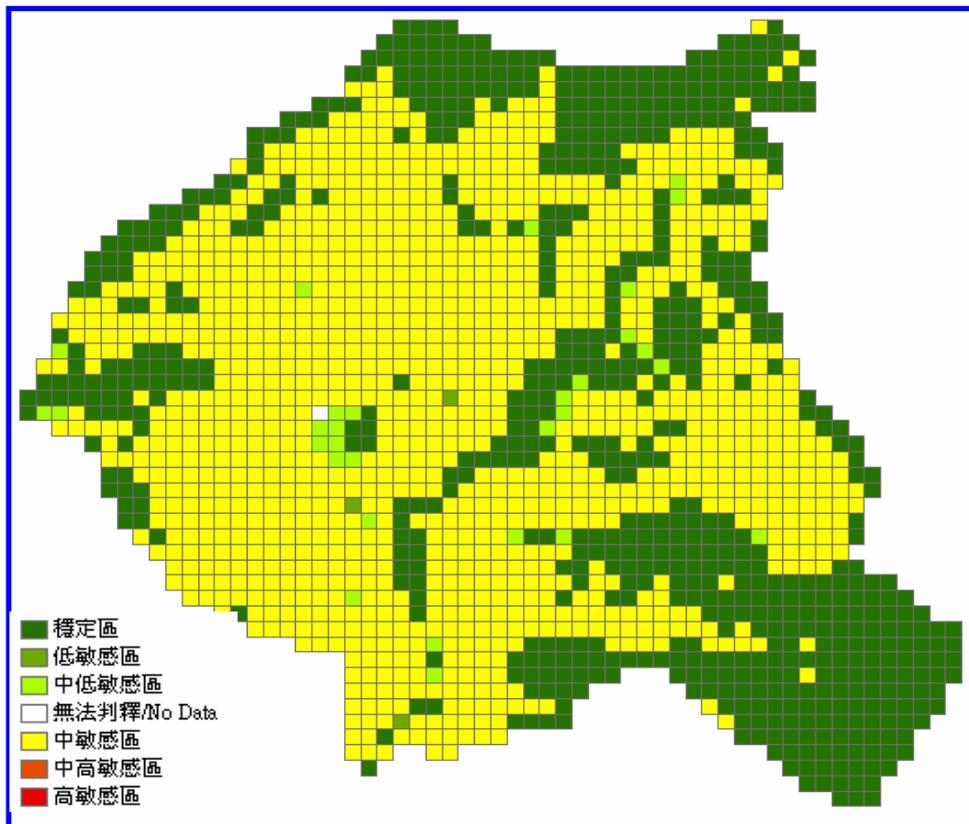


圖 5-28 馬達拉溪集水區生態敏感地分級圖

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

表 5-26 馬達拉溪集水區生態敏感地面積及比例

分級	面積	面積比例 (%)
穩定區	678	36.99
低敏感區	3	0.16
中低敏感區	30	1.64
無法判釋/No Data	1	0.05
中敏感區	1121	61.16
中高敏感區	0	0.00
高敏感區	0	0.00
總面積 (萬平方公尺)	1833	100.00

4. 七家灣溪流域

總面積約 10043 萬平方公尺，其生態敏感區劃分結果：穩定區占 74.51%、低敏感區占 0.06%、中低敏感區占 0.83%、中敏感區達 26.85%，中高敏感區占 0.25%、高敏感區占 0.47，其中，高敏感地主要分佈於上游地區，其平均坡度為 36.6 度、平均高程為 2433.24 公尺。

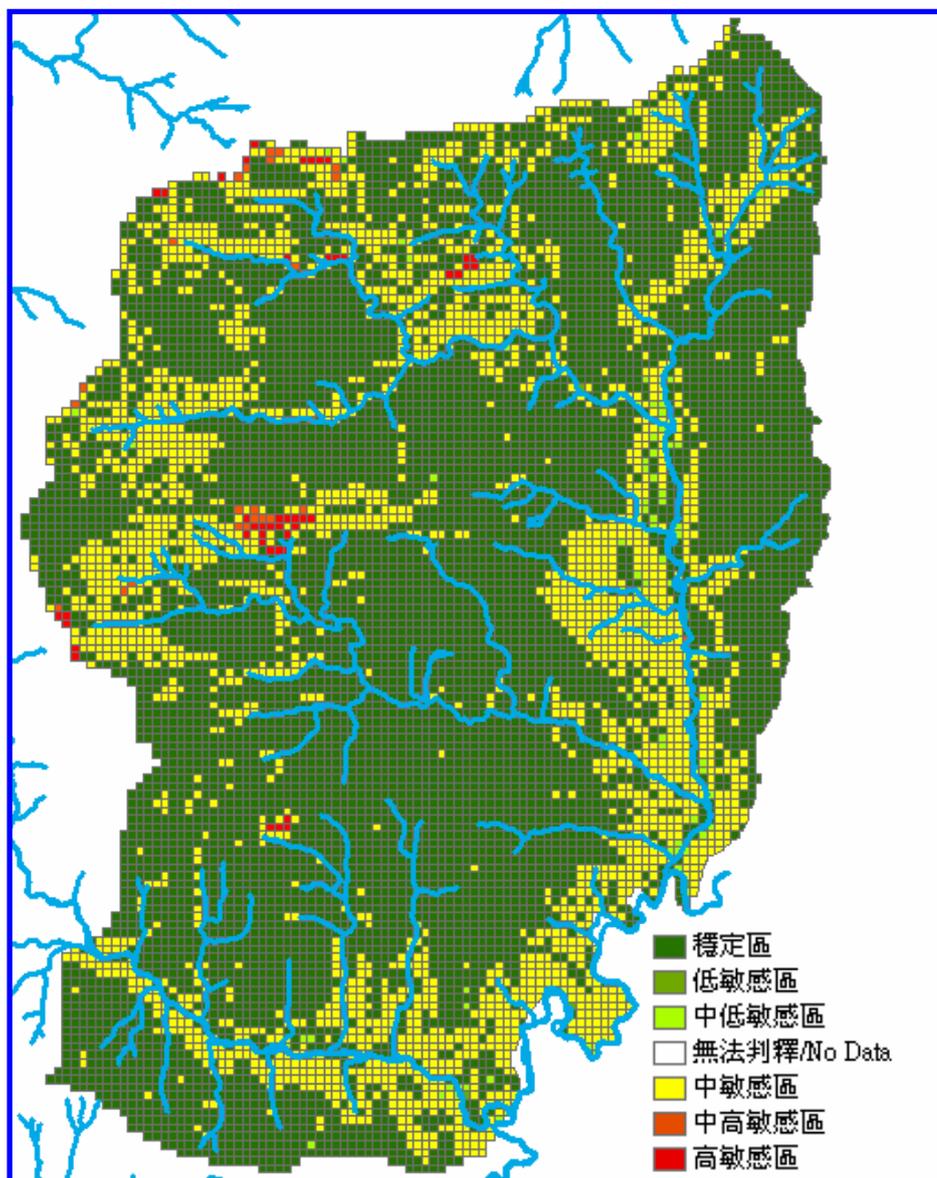


圖 5-29 七家灣溪流域生態敏感地分級圖

表 5-27 七家灣溪流域生態敏感地面積及比例

分級	面積	面積比例 (%)
穩定區	7185	71.54
低敏感區	6	0.06
中低敏感區	83	0.83
無法判釋/No Data	0	0.00
中敏感區	2697	26.85
中高敏感區	25	0.25
高敏感區	47	0.47
總面積 (萬平方公尺)	10043	100.00

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

5. 大鹿林道東線

總面積約 8297 萬平方公尺，其生態敏感區劃分結果：穩定區占 76.69%、低敏感區占 0.06%、中低敏感區占 0.63%、中敏感區達 22.61%，其中敏感地主要分佈於道路兩側與河系兩旁，其平均坡度為 35.23 度、平均高程為 1851.19 公尺、平均土壤厚度 < 30cm。且從圖 5-31 可得知在大鹿林道東線（觀霧地區至大壩尖山登山口）中敏感性路段為從 0K~0K+500m、1K+500m~5K、7K+500m~15K、15K+300m~19K，此幾條路段為環境生態較為脆弱，容易發生邊坡崩塌之危險，亦為容易受損路段，必須加強防護工作以及設置警戒標誌以提醒登山客注意此路段行走安全。

表 5-28 大鹿林道東線生態敏感地面積及比例

分級	面積	面積比例 (%)
穩定區	6363	76.69
低敏感區	5	0.06
中低敏感區	52	0.63
無法判釋/No Data	1	0.01
中敏感區	1876	22.61
中高敏感區	0	0.00
高敏感區	0	0.00
總面積 (萬平方公尺)	8297	100.00

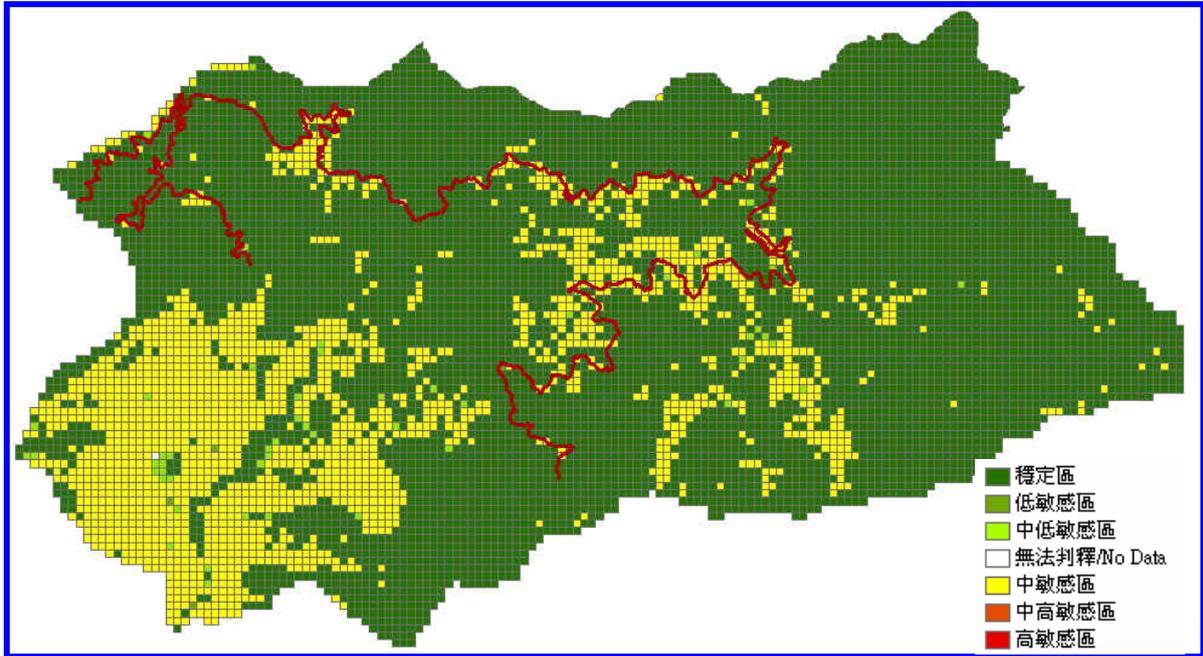


圖 5-30 大鹿林道東線生態敏感地分級圖

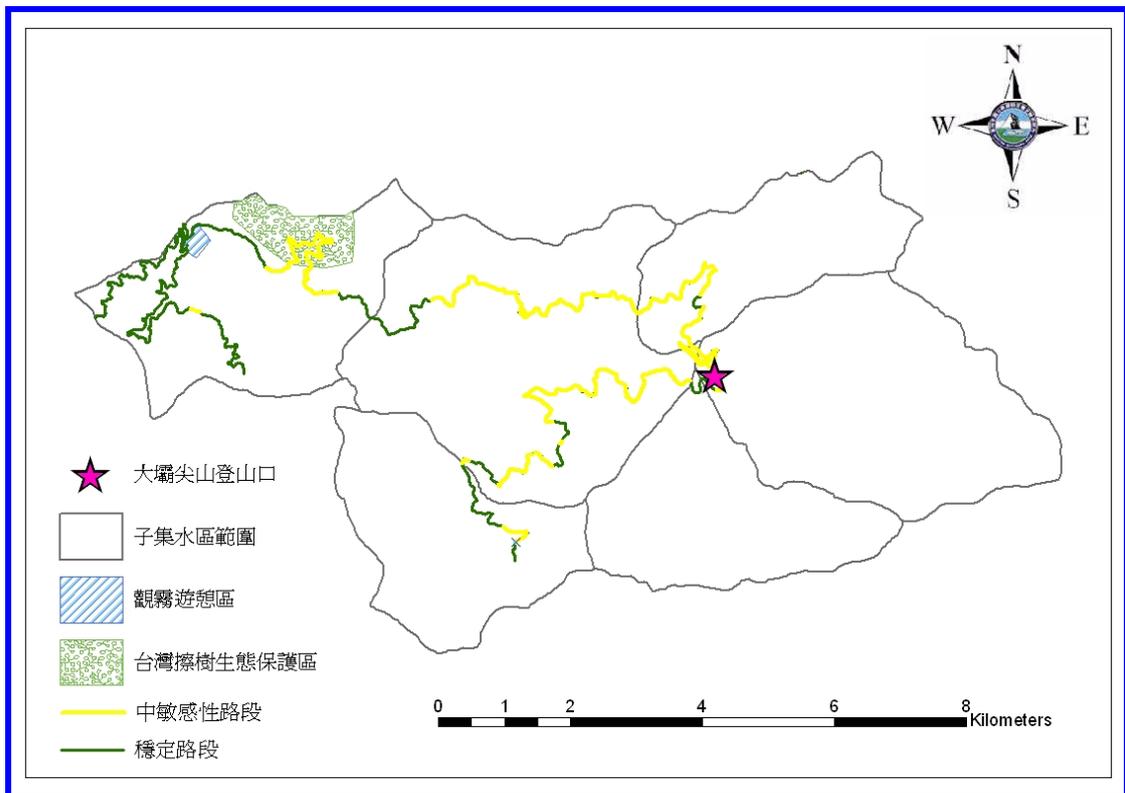


圖 5-31 大鹿林道東線敏感路段分級圖

第六章 結論與建議

第一節 結論

本研究之最終目的在於透過多時遙測影像掌握雪霸國家公園境內之災害所引起崩塌地情況，並配合不安定指數法與地景生態分析技術，度量地景結構變化，以供後續作為評估因子，建立一符合森林生態系之評估模式。故本研究提出下列幾點結論：

1. 經由景觀生態分析之結果顯示；研究中偵測出三處地景干擾指標較高之子集水區分別為：大安溪、頭前溪、谷關調整池，且透過前述崩塌干擾與地景結構干擾二因子的評估後，可得知大安溪與谷關調整池二集水區包含大範圍高崩塌潛勢區，亦為地景高干擾區，管理單位可針對此二區密切注意災害前防護工作、加強此區域內生態監測結果。
2. 透過山崩潛勢分析分析之結果顯示：八項山崩重要潛勢因子之影響程度由大至小依次為坡度>高程 >土壤厚度>土地利用>岩性>距河流距離>距道路距離>坡向，其可納入未來生態評估重要因子參考依據。
3. 山崩高潛感區主要分佈於園區內西半部與南部，其包含了大安集水區與谷關調整池，中、高潛勢區範圍則佔了全區六成以上面積，其分佈狀況大致沿河系（南北坑溪、馬達拉溪、大雪溪）兩側往外擴散，越靠近河流，崩塌發生率則越高，尤以大安集水區遭受衝擊越大。
4. 由山崩潛勢分析檢核之結果顯示，高潛勢區域（約占8%），即可掌握八成左右絕大部分之崩塌地資訊，其他崩塌地資訊可由中潛勢區所偵測出來，其精確度高達九成以上，顯示此分析模式準確性良好。
5. 本研究利用 EMDS 模糊邏輯推論機制，進行雪霸國家公園生態評估模式之建立，能有效解決傳統二分法評估中的不確定性，使本模式能更精確掌握園

區內生態敏感地之特性，本模式未來能提供森林經營者運用不同生態評估因子進行森林資源區劃時的依據。

6. 生態敏感地劃分結果顯示：七家灣溪上游主要有高敏感地分佈、且大鹿林道東線道路兩側則多為中敏感區，未來可針對高敏感區域設立長期監測站，以掌握環境變遷資訊與維護。
7. 利用遙測資料與 GIS 資料有助經營者針對園區內高危險度區域偵測，透過不同程度之土地規劃或經營管理策略上，可降低災害所造成之危害程度，以維持各生態系的正常運作。

第二節 建議

1. 本研究在山崩潛勢因子採用部份僅就潛因進行討論，建議後續相關研究可嘗試再加入誘因部份，並可對因子間之相關性進行分析，將可使整體模式之考量更為完整，若能繼續蒐集更多資料，應可提高模式判釋的正確性，獲得更好之成果。
2. 以 EMDS 進行生態評估時，使用者可再依其需要納入其他生態環境影響因子（如植群因子、氣候條件因子等等）以進行分析、改變評估範圍的大小、增減或改進知識庫的內容，做動態的調整，符合回饋和即時修正的便利性。
3. 在大鹿林道東線（觀霧地區至大壩尖山登山口）從 0K~0K+500m、1K+500m~5K、7K+500m~15K、15K+300m~19K，此幾條路段為中敏感性路段，環境生態較為脆弱，容易發生邊坡崩塌之危險，亦為容易受損路段，必須加強防護工作以及設置警戒標誌以提醒登山客注意此路段行走安全。

附錄一 大鹿林道東線崩塌地統計表

崩塌地 編號	座標		裸露地面積 (m ³)	備註
	X	Y		
1	260507.80	2710660.95	39745.31	
2	260858.07	2711247.08	7818.75	0K (生態中敏感路段)
3	261546.51	2711067.61	14334.38	0K+500m (生態中敏感路段)
4	262842.11	2710978.89	12379.69	3K+300m (生態中敏感路段)
5	263352.92	2710187.94	14985.94	5K (生態中敏感路段)
6	268660.32	2709296.51	10425	17K (生態中敏感路段)
7	268753.64	2708682.11	17592.19	18K+900m (生態中敏感路段)
8	268616.95	2708749.36	7818.75	
9	268338.92	2708706.92	6515.625	
10	268294.74	2708353.82	38442.19	

附錄一 大鹿林道東線崩塌地統計表 (續)

崩塌地 編號	座標		崩塌地土方量 (m ³)	備註
	X	Y		
11	268168.41	2708066.44	16940.63	
12	267451.40	2708497.49	48867.19	
13	267130.21	2708951.95	171360.9	
14	259483.52	2710317.86	13682.81	
15	261566.31	2710238.53	77535.94	
16	261758.61	2708766.41	41048.44	
17	262342.16	2709356.59	40396.88	
18	262600.77	2709310.17	56034.38	
19	263011.91	2709051.55	217621.9	
20	263423.04	2708852.62	20198.44	

附錄一 大鹿林道東線崩塌地統計表（續）

崩塌地 編號	座標		裸露地面積 (m^3)	備註
	X	Y		
21	263641.87	2708932.19	119235.9	
22	263999.95	2708925.56	67110.94	
23	263628.61	2708746.52	26062.5	
24	261977.44	2710013.07	24759.38	
25	262315.63	2710450.73	16940.63	
26	262368.68	2710351.26	7818.75	
27	264450.87	2708958.72	26714.06	
28	264822.22	2709277.01	43654.69	
29	264968.11	2708826.09	24759.38	
30	264172.36	2706803.58	46912.5	

附錄一 大鹿林道東線崩塌地統計表 (續)

崩塌地 編號	座標		裸露地面積 (m ³)	備註
	X	Y		
31	265246.61	2706465.39	31275	
32	265385.87	2707572.80	28017.19	
33	266533.06	2709469.32	49518.75	
34	266340.76	2710331.37	30623.44	
35	266977.35	2708182.87	36487.5	
36	267879.19	2707247.87	71671.88	
37	269185.54	2706531.70	1058789	
38	269450.78	2710556.83	20850	
39	269656.35	2710669.56	45609.38	
40	271035.63	2710735.87	260625	

附錄一 大鹿林道東線崩塌地統計表（續）

崩塌地 編號	座標		裸露地面積 (m^3)	備註
	X	Y		
41	271347.30	2708839.35	54731.25	
42	272587.33	2708222.66	43654.69	
43	273721.26	2707407.02	50170.31	
44	273495.80	2707367.23	24759.38	
45	272899.00	2707334.08	26714.06	
46	271188.15	2706836.74	35184.38	
47	270352.62	2708713.36	26062.5	
48	261526.71	2710440.07	20198.44	
49	268152.34	2707823.59	58640.63	
50	267679.12	2709191.61	20850	

附錄一 大鹿林道東線崩塌地統計表（續）

崩塌地 編號	座標		裸露地面積 (m^3)	備註
	X	Y		
51	268294.30	2708933.49	31926.56	
52	268548.12	2707948.34	51473.44	
53	268840.65	2707423.50	38442.19	
54	268896.58	2707229.91	23456.25	
55	271408.93	2708748.51	39745.31	
56	272006.90	2706937.38	21501.56	
57	271520.78	2706739.49	24759.38	
58	271899.35	2707277.24	134873.4	
59	272475.82	2707092.25	89915.63	
60	267169.23	2708447.07	33881.25	

附錄一 大鹿林道東線崩塌地統計表（續）

崩塌地 編號	座標		裸露地面積 (m^3)	備註
	X	Y		
61	264683.84	2709082.08	27365.63	
62	261269.84	2710338.43	21501.56	
合計			3810989.06	

附錄二 七家灣溪流域崩塌地統計表 (續)

崩塌地 編號	座標		裸露地面積 (m^3)	備註
	X	Y		
1	273035.98	2697022.07	46632.81	
2	272904.14	2697498.17	680640.6	
3	272706.37	2698135.42	263921.9	
4	272779.62	2698289.24	125015.6	
5	272882.16	2698487.01	35718.75	
6	273365.59	2698047.53	1016992	
7	273270.37	2697586.07	138906.3	
8	273885.65	2697366.33	547687.5	
9	273438.84	2696831.63	33734.38	
10	273958.89	2696890.22	128984.4	

附錄二 七家灣溪流域崩塌地統計表（續）

崩塌地 編號	座標		裸露地面積 (m^3)	備註
	X	Y		
11	275028.30	2697007.42	88304.69	
12	275218.74	2696245.65	55562.5	
13	275797.39	2696179.73	40679.69	
14	275357.91	2698201.34	326429.7	
15	276127.00	2698245.29	31750	
16	275877.96	2698538.28	48617.19	
17	275643.57	2698574.90	111125	
18	274845.18	2698545.60	52585.94	
19	273241.07	2699256.10	281781.3	
20	273621.96	2699278.07	163710.9	

附錄二 七家灣溪流域崩塌地統計表 (續)

崩塌地 編號	座標		裸露地面積 (m^3)	備註
	X	Y		
21	273988.19	2699329.35	136921.9	
22	274771.93	2699424.57	266898.4	
23	275196.76	2699409.92	63500	
24	275599.62	2699380.62	286742.2	
25	276156.30	2699344.00	41671.88	
26	276463.94	2699409.92	166687.5	
27	276603.10	2699490.49	44648.44	
28	277042.59	2699717.55	110132.8	
29	273805.07	2697908.36	133945.3	
30	274120.04	2698237.97	115093.8	

附錄二 七家灣溪流域崩塌地統計表（續）

崩塌地 編號	座標		裸露地面積 (m^3)	備註
	X	Y		
31	273863.67	2698318.54	158750	
32	274120.04	2698443.06	121046.9	
33	274405.70	2701563.38	79375	
34	274815.88	2701431.53	75406.25	
35	274969.70	2702303.17	107156.3	
36	275218.74	2702310.49	46632.81	
37	275548.35	2702632.78	117078.1	
38	276185.60	2702654.75	87312.5	
39	276383.36	2702566.86	114101.6	
40	276537.18	2702449.66	93265.63	

附錄二 七家灣溪流域崩塌地統計表（續）

崩塌地 編號	座標		裸露地面積 (m^3)	備註
	X	Y		
41	276405.34	2701629.30	43656.25	
42	276266.17	2701255.74	235148.4	
43	276881.44	2701343.63	41671.88	
44	277071.88	2701160.52	71437.5	
45	276976.66	2700867.53	33734.38	
46	276918.07	2700633.14	47625	
47	277394.17	2700442.70	81359.38	
48	277430.79	2700054.49	73421.88	
49	277342.90	2700757.66	170656.3	
50	278199.89	2700281.56	272851.6	

附錄二 七家灣溪流域崩塌地統計表（續）

崩塌地 編號	座標		裸露地面積 (m^3)	備註
	X	Y		
51	277775.05	2701021.35	78382.81	
52	277804.35	2701123.89	40679.69	
53	278104.67	2701387.58	118070.3	
54	278214.54	2701768.47	43656.25	
55	278258.48	2701043.32	30757.81	
56	278661.34	2700428.05	122039.1	
57	279349.86	2699717.55	37703.13	
58	279716.10	2699585.71	36710.94	
59	280192.20	2699219.48	52585.94	
60	280162.90	2698648.15	711398.4	

附錄二 七家灣溪流域崩塌地統計表（續）

崩塌地 編號	座標		裸露地面積 (m^3)	備註
	X	Y		
61	280075.01	2702522.91	81359.38	
62	280844.10	2702500.94	58539.06	
63	282228.46	2702588.83	45640.63	
64	281561.92	2700962.75	32742.19	
65	281056.51	2699160.88	42664.06	
66	281320.20	2699138.90	62507.81	
67	281539.94	2697527.47	35718.75	
68	281093.14	2697527.47	31750	
69	280946.64	2697446.90	45640.63	
70	280302.07	2697864.41	40679.69	

附錄二 七家灣溪流域崩塌地統計表 (續)

崩塌地 編號	座標		裸露地面積 (m^3)	備註
	X	Y		
71	279957.81	2697600.72	228203.1	
72	279782.02	2697051.37	96242.19	
73	280404.62	2696809.65	100210.9	
74	280250.80	2696743.73	46632.81	
75	280426.59	2696523.99	147835.9	
76	280917.35	2695945.34	66476.56	
77	281554.59	2696135.78	254000	
78	278148.61	2695681.65	41671.88	
79	274509.36	2699370.28	81359.38	
80	275427.28	2699480.87	48617.19	

附錄二 七家灣溪流流域崩塌地統計表（續）

崩塌地 編號	座標		裸露地面積 (m^3)	備註
	X	Y		
合計			10517187.50	

附錄三 子集水區生態敏感地特性表

區域	分級	平均坡度 (度)	平均高程 (公尺)	平均土壤厚度 (公分)
比壽潭山集水區	穩定區	30.45	2150.56	30-60
	低敏感區	**	**	**
	中低敏感區	**	**	**
	無法判釋/No Data	**	**	**
	中敏感區	39.27	1766.35	30-60
	中高敏感區	40.49	1507.41	30-60
	高敏感區	52.78	1805.43	<30
南坑溪集水區	穩定區	24.51	1808.51	30-60
	低敏感區	4.2	1226.40	30-60
	中低敏感區	19.79	1091.79	30-60
	無法判釋/No Data	**	**	**
	中敏感區	34.78	1537.14	30-60
	中高敏感區	**	**	**
	高敏感區	**	**	**
馬達拉溪集水區	穩定區	26.16	1960.33	30-60
	低敏感區	4.99	1412.66	30-60
	中低敏感區	10.23	1579.13	30-60
	無法判釋/No Data	**	**	**
	中敏感區	36.22	1579.13	<30
	中高敏感區	**	**	**
	高敏感區	**	**	**

附錄四 七家灣溪流域、大鹿林道東線生態敏感地特性表

區域	分級	平均坡度 (度)	平均高程 (公尺)	平均土壤厚度 (公分)
七家灣溪流域	穩定區	30.05	2505.16	30-60
	低敏感區	3.5	1730.66	30-60
	中低敏感區	9.25	2001.25	30-60
	無法判釋/No Data	**	**	**
	中敏感區	36.6	2433.24	30-60
	中高敏感區	37.92	3147.72	30-60
	高敏感區	51.42	3033.74	30-60
大鹿林道東線	穩定區	27.09	2215.96	30-60
	低敏感區	4.2	1682.00	30-60
	中低敏感區	9.92	1730.38	30-60
	無法判釋/No Data	**	**	**
	中敏感區	35.23	1851.19	<30
	中高敏感區	**	**	**
	高敏感區	**	**	**

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

參考文獻

1. 王素芬，2001，森林生態系經營決策支援系統-以六龜試驗林為例，臺大森林所博士論文。
2. 王素芬、陳永寬、鄭祈全，1999，地理資訊系統和碎形維度於森林地景空間變化上之應用，航測及遙測學刊。
3. 王素芬、鄭祈全、張哲彰，2004，應用生態系經營決策支援系統於野生動物棲地適宜性之評估，台大實驗林研究報告，19（1）：69-76。
4. 吳欣瑾，2006，利用 GIS 技術評選嘉義林區造林樹種之研究，國立嘉義大學林業暨自然資源研究所碩士論文。
5. 李三畏，1984，台灣崩塌問題探討，地工技術，第 7 期，43-49 頁。
6. 李森吉，1992，使用衛星影像作山區中大規模崩塌地之辨識，國立成功大學資源工程系碩士論文。
7. 李易儒，2005，運用空間資訊技術建立崩塌地發生機率模式之研究—以雪霸國家公園為例。
8. 周晏勤，1999，以遙感探測方法探討南橫公路邊坡破壞的重要因子，國立成功大學資源工程系碩士論文。
9. 林書毅，1999，區域性山坡穩定評估方法探討-以林口台地為例，國立中央大學應用地質研究所碩士論文。
10. 邱美鈴，1987，檜木林分之影像增揚與分類，國立中興大學森林研究所碩士論文。
11. 高玉惠，2004，小波轉換應用於影像自動判釋崩塌地分析，國立成功大學地球科學研究所碩士論文。
12. 高嘉隆，2003，台十四省道 31~75K 沿線邊坡山崩潛感分析，朝陽科技大學，營建工程系碩士論文。
13. 許琦，1989，模糊集理論在山崩潛感性分析之應用，大地工程學術研究討論會，23-33 頁。

14. 陳正華，2001，南仁山生態保護區地景變遷之研究，國立屏東科技大學森林研究所碩士論文。
15. 陳永寬，2002，結合航測資訊與地景指標指數探討南仁山生態保護區之干擾因子，航測及遙測期刊 第七卷 第二期 3-22 頁。
16. 陳峰盛，2004，遙測與地理資訊系統在林地使用最適化分區上應用之研究-以嘉義林區國有林為例，國立嘉義大學林業暨自然資源研究所碩士論文。
17. 陳凱榮，2000，中橫公路山崩潛感分級之研究-以東勢-德基為例，國立中央大學應用地質研究所碩士論文。
18. 陳誼，2001，以地景尺度評估自然保護區之干擾效應。國立屏東科技大學森林研究所碩士論文。
19. 陳蕙華，2005，遙測衛星影像於崩塌地潛感分析之應用—以竹東至松本段為例，2005 台灣地理資訊學會年會暨學術研討會。
20. 楊智堯，1998，類神經網路於邊坡破壞潛能分析之應用研究，國立成功大學土木工程學系碩士論文。
21. 鄭元振，1992，地理資訊系統在區域邊坡穩定分析之應用-中橫公路天祥至太魯閣段，國立成功大學礦冶及材料科學研究所碩士論文。
22. 鄭祈全，1999，森林地景變遷之監測研究，台灣林業科學 14 (4) : 493-507。
23. 鄭嘉盈，1999，遙測在坡地災害評估之應用研究，國立成功大學土木工程研究所碩士論文。
24. 簡世宏，2004，SPOT 衛星遙測影像與 DEM 應用於崩塌地潛勢分析之研究-以清水集水區為例，國立中興大學水土保持學系碩士論文。
25. 簡李濱，1992，應用地理資訊系統建立坡地安定評估之計量方法，國立中興大學土木工程研究所碩士論文。
26. 魏曉萍，2003，QuickBird 衛星影像探討分類方法之研究，中華大學土木工程學研究所碩士論文。

(雪霸國家公園生態評估模式之建立-以災害崩塌潛勢與地景干擾為例)

27. 蘇容瑩，2000，利用 SPOT 衛星影像及數值地形模型做地層分類－以旗山地區為例，國立成功大學資源工程學系碩士論文。
28. 蘇苗彬、蔡顯修、簡李濱，1998，集水區坡地安定評估之計量分析方法，水土保持學報 第二十九卷 第二期 105-114 頁。
29. Dai, J.J. and Lorenzato, S., 2004, Environmental Modeling & Software, NO.19, p.423-433.
30. Grivetz, E. and Shilling F., 2003, Decision Support for Road System Analysis and Modification on the Tahoe National Forest, Environmental Management, Vol. 32, NO .2, p.218-233 .
31. Marceau , 1990 , Evaluation of the Grey-Level Co-Occurrence Matrix Method For Land-Cover Classification Using SPOT Imagery , IEEE TRANSACTIONS ON GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING , Vol . 28 , NO .4 , p.513-519 .
32. Reynolds K.M., 1998, EMDS User's Guide (Version2.0): Knowledge-based decision support for ecological assessment, Draft user guide, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, p.61.
33. Ravan, S. A. and P. S. Roy ,1997, Satellite remote sensing for ecological analysis of forested landscape. Plant Ecology , Vol .131, p.129-141.
34. Reed, R. A., J. Johnson-Barmard and W. L. Baker , 1996, Fragmentation of a forested Rocky Mountain landscape, 1950-1993. Biological Conservation, Vol .75, p. 267-277.
35. Saunders, S. C., M. R. Mislivets, J. Chen and D. T. Cleland , 2002, Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes, USA. Biological Conservation Vol .103, p. 209-225.