

應用 SPOT 衛星影像探討墾丁國家公園地景層級之植群變遷

陳朝圳^{1,4}、鍾玉龍²、吳守從³

(收稿日期：2004 年 9 月 27 日；接受日期：2005 年 5 月 26 日)

摘 要

墾丁國家公園蘊藏相當豐富的生物資源及不同類型的生態系，而瞭解地景層級之植群變遷，為長期生態研究之基礎，亦為制定自然資源經營管理策略之重要依據。遙感探測可應用於大尺度自然資源研究、規劃及經營管理，其為探討地景層級植群變遷之良好工具。本研究以 1993、1997 及 2001 年之 SPOT 衛星影像為材料，進行不同時期之植群型分類，建立不同分區之植群型空間分布後，以地景生態指數探討各植群型於不同時期之變遷，並對墾丁國家公園之經營管理提出相關建議。由研究結果得知，以 10 月份生長季節之衛星影像，利用最大概似法進行植群型分類，可得較佳的分類結果，其 KAPPA 值達 0.74 以上；由地景變遷分析結果得知，墾丁國家公園區內各期間之地景層級植群型在多樣性、均勻性與排列性上均有日趨複雜之趨勢；而經由 Shannon's 多樣性指數之 t 值檢定結果顯示，地景層級之植群型變遷達顯著差異，顯現墾丁國家公園管理處在遊憩壓力與開發密度高之區域，有必要加強經營管理與生態監測工作，以確保維護生態系之穩定。

關鍵詞：地景變遷，地景層級，植群型，衛星遙測

一、前 言

永續維護生態環境資源為政府努力達成的目標，而「國家公園」之設置與管理為達成此目標所採取的重要手段之一。國家公園法第一條明訂國家公園設立的目的是在於「保護國家特有之自然風景、野生物及史蹟，並供國民之育樂及研究」，故每一個得以劃設為國家公園之區域，均是具有其特殊性或代表性的自然地區，亦為世人所必須加以保護的資源體系。為達成國家公園永續經營的目標，建立國家公園區內生態系之時空資料，並配合相關的研究方法與分析理論，

-
1. 國立屏東科技大學森林系教授。
 2. 國立屏東科技大學森林系副教授。
 3. 實踐大學觀光管理學系。
 4. 通訊作者。

探究土地利用變遷的過程與原因，進而預測未來環境資源的潛在變化，為研擬國家公園相關經營管理策略所不可或缺之重要工作。

「墾丁國家公園」於民國 71 年 9 月成立，是國內第一個國家公園，由於其地理位置適處於台灣南隅三面環海的恆春半島，不僅是國內唯一涵蓋陸域與海域之國家公園，也是台灣本島唯一的熱帶區域（墾丁國家公園管理處，1996），其區內之植物社會依海拔高度之不同，涵蓋海岸林植群及低海拔的亞熱帶闊葉林，而以地景層級探討各植群型之變遷，為瞭解區域內自然生態系所不可忽視的重要課題，亦為進行資源經營管理時之重要參考資訊。

自 1972 年大地衛星發射以來，由於遙測影像可定時重複提供大面積多光譜數值資料，藉由影像處理技術可萃取空間性之地面覆蓋資訊，長久以來已普遍應用於資源之監測與經營管理（Singh, 1989；Lowe, 1989），而近年來遙測技術與地理資訊系統的迅速發展，在作業環境有效的整合下，加強了各類型空間資料之可用性（Zhou, 1989；Nellis *et al.*, 1990），使得遙測影像被視為蒐集自然資源資料之有效方法，而在環境模擬或長期生態監測方面被視為重要的空間資料來源（Bolstad and Lillesand, 1991）。SPOT 衛星影像之接收與應用在國內已行之有年，目前不僅擁有大量影像資料可供作為研究素材，且以其進行植群變遷之探討亦證明可行。本研究結合多期 SPOT 衛星影像與地理資訊系統技術，建立墾丁國家公園各土地使用分區之植群型空間分布，以植群型之嵌塊體為基礎，分析不同時期地景層級之植群型變遷，藉以了解植群型之地景生態多樣性變異，並供管理單位在研擬經營管理計畫時參考。

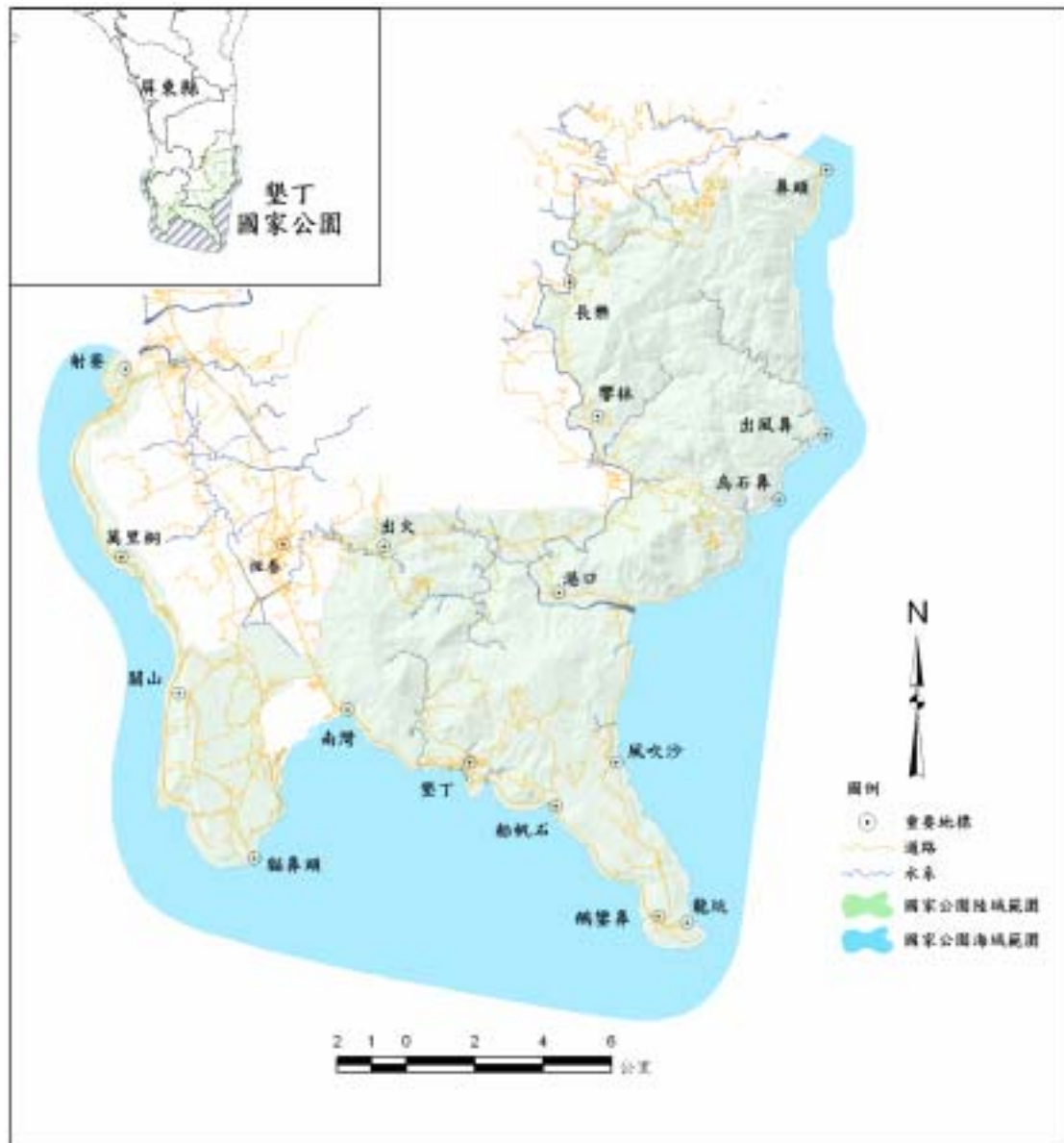
二、研究材料與方法

（一）研究區概述

墾丁國家公園東瀕太平洋，西鄰台灣海峽，南面巴士海峽，三面環海，範圍如圖一所示，其陸域面積共 18,083.5ha，海域面積 15,185.15ha，依國家公園法劃分為「一般管制區」、「遊憩區」、「特別景觀區」、「史跡保存區」、「生態保護區」等五種分區，而各分區亦依其資源特性分別加以管制經營中。區內以低山與丘陵台地為主，最高峰老佛山海拔高度為 674m；地質與土壤可區分為紅棕色磚紅化土、黃棕色磚紅化土、沖積土、石積土及盤層土（墾丁國家公園管理處，1996）。本區地屬熱帶性氣候，年溫差不大，1 月最冷平均氣溫為 20.5℃，7 月最熱平均氣溫 28.3℃；年降雨量 2,130mm，分布於 6 - 10 月，佔年降雨量 82%，11 月至隔年 5 月為乾季；平均相對溼度 73% - 87%，年平均風速 3.91m/sec，7 月至 9 月有颱風，10 月至隔年 3 月盛行東北季風，每秒達 10 - 17m，俗稱「落山風」。

（二）研究材料

本研究採用中央大學遙測中心所接收之 SPOT 多期衛星影像共 12 幅。



圖一、墾丁國家公園地理位置圖

(三) 研究方法

1. 不同時期墾丁國家公園植群型空間資料之建置

(1) 植群型之定義

本研究除參考前人對墾丁國家公園植群社會之研究成果、國家公園計畫書與林務局第三次資源調查報告（張惠珠等，1985；蘇鴻傑、蘇中原，1988；邱文良，1991；墾丁國家公園管理

處，1996；林務局，1995；蕭百齡，1999）外，並依據現場實地狀況，將全區之植群型類別定義如表一。

表一．本研究採用墾丁國家公園植群型類別

植群類別	說明
海濱植物群落	包括濱海的珊瑚礁植物及海岸林植物，其種類以棋盤腳、蓮葉桐、水黃皮、欖仁、皮孫木、瓊崖海棠等為優勢。
乾燥林植物群落	多植株低矮密集之灌叢或小喬木，其樹冠密度介於 30% - 60%間，以密生之銀合歡、山埔姜、草海桐、木麻黃、林投等為優勢樹種。
季風雨林植物群落	植株高大、林相完成、鬱閉度良好之天然闊葉樹植物群落，多數分布於海拔 100 公尺以上之山地，以樟科、殼斗科及桑科植物為主。其優勢樹種包括大葉楠、江某、星刺栲、港口木荷、樹青、大頭茶、白榕、茄冬、相思樹、內冬子、土樟、黃豆樹、克蘭樹、皮孫木、大葉山欖等多種，屬生物歧異度高之植物社會。
相思樹植物群落	以高大之相思樹為優勢樹種，可明顯加以區別。本類型植物群落以相思樹、黃荊、九芎為優勢。
混生林植物群落	分布於乾燥林植物群落、季風雨林植物群落與相思樹植物群落三者交界間推移帶上之混合植物群落，其形相約略含有上述三種植物群落之混合特徵，但無法由影像上明確將之歸類至上述三種植物群落之中的任一種，至於植物種類方面，亦表現出三種植物社會混合特性。
草生地	包括天然草生地、牧草地及廢耕草生地。
農耕地	以短生長週期之農作物為主。
建成地	包括人工建築物、設施及道路等。
水域	包括湖泊、水潭、河流、魚塢等。
裸露地	包括砂灘、裸岩及因開墾所形成之裸露地等。

(2) 各植群型地面訓練樣區之選取

利用全球衛星定位系統，進行各植群型樣點之實地定位調查，作為影像分類之訓練樣區，不同時期之訓練樣區取得方式，係先以 2001 年之高解析度 IKONOS 衛星影像，配合現場調查，確認各植群型之位置，再利用 1993、1997 年所拍攝之航空照片，判釋植群型是否發生變遷，選擇 3 個時期植生狀況未發生改變之區域作為影像分類之訓練樣區。

(3) 衛星影像之植群型分類

植群型分類工作，雖先依據前人研究成果與現場實地狀況，將其區分為海濱植物群落、乾燥林植物群落、季風雨林植物群落、相思樹植物群落、混生林植物群落、草生地、農耕地、建成地、水域、裸露地等 10 種類型，惟實際進行影像分類時，需考慮 SPOT 衛星影像之波譜解析力 (Spectral resolution) 與空間解析力 (Spatial resolution)，故以各植群型之波譜值空間分離度及轉移分歧度 (Transformed divergence, TD) (Jensen, 1996)，進行植群型合併之評估，以確保分類準確度，分離度及轉移分歧度之計算公式如下：

$$D_{ij} = \frac{1}{2} \text{tr}[(C_{i-c_j})(C_i^{-1} - C_j^{-1})] + \frac{1}{2} \text{tr}[(C_i^{-1} - C_j^{-1})(\mu_i - \mu_j)(\mu_i - \mu_j)^T] \dots \dots \dots (1)$$

$$TD_{ij} = 2000 \left[1 - \exp\left(\frac{-D_{ij}}{8}\right) \right] \dots \dots \dots (2)$$

式中 D_{ij} ：分離度； C_i ：共變異矩陣； μ_i ：平均向量；
tr：跡統計量（矩陣代數）； TD_{ij} ：轉移分歧度。

影像分類方面，係以實地定位調查之植群型位置，於每一類型之各期影像各切取 20 個 5×5 像元之訓練樣區，以供為各期植群型分類，由於不同分類法具有不同的分類準確度（林金樹，1997；陳繼藩等，1998；Benediktsson and Swain,1992；Bischof et al.；Hepner et al.；Jan,1997），本研究利用最大概似法（Maximum likelihood distance）、模糊集理論（Fuzzy classification）、類神經網路（Neural network classification）等不同分類法配合不同季節影像，進行影像分類準確度評估，以取得最佳分類準確度。而分類準確度評估係利用全影像總體準確度（Overall accuracy）及 KAPPA 值，分別檢測各分類別之分類準確度。其演算法分述如下：

A. 全影像分類準確度評估法（Congalton and Story, 1986）

$$OA = \sum_{i=1}^N X_{ii} / N \dots \dots \dots (3)$$

X_{ii} 誤差矩陣第 i 列第 i 行之值； N 評估像元總數； n 總分類組數。

B. KAPPA 值分類準確度評估法（Congalton, 1991）

$$\hat{K} = \left(N \sum_{i=1}^r X_{ii} - \sum_{i=1}^r (X_{i+} X_{+i}) \right) / \left(N^2 - \sum_{i=1}^r (X_{i+} X_{+i}) \right) \dots \dots \dots (4)$$

N ：觀測樣本數； r ：誤差矩陣之行數（row）；
 X_{ii} ：誤差矩陣第 i 行 i 列元素； X_{i+} ：誤差矩陣第 i 列之和；
 X_{+i} ：誤差矩陣第 i 行之和。

2. 各土地使用分區地景層級之植群型變遷

(1) 地景生態指標之計算

量化地景結構為研究地景功能與變遷之首要工作，就地景結構而言，一般可以分為地景組成與地景排列兩種（Dunning et al., 1992），其中前者係指地景內嵌塊體類型之變異與豐富度，後者係指地景內之嵌塊體分布或空間特性，兩者係以個別或組合方式影響生態過程（鄭祈全，1999）。建立一套地景生態系統的空間結構單元至少應包括個體單元空間形態、群體單元的空間組合狀況、單元間的空間關聯指數、結構的空間變化規律等方面，而針對各空間特徵，可以設計不同的量度指標（王仰麟等，1999）。

本研究為探討墾丁國家公園各土地使用分區之地景層級之植群型變遷，以地景生態學理論，將衛星影像之植群型分類結果視為地景嵌塊體，利用 McGarigal 和 Marks 所提供之 FRAGSTATS 程式集，求算 Shannon 多樣性指數 (SHDI)、Simpson 多樣性指數 (SIDI)、修正 Simpson 多樣性指數 (MSIDI)、Shannon 均勻度指數 (SHEI)、Simpson 均勻度指數 (SIEI)、修正 Simpson 均勻度指數 (MSIEI)、嵌塊體的平均碎形維度 (FDI)，以探討其地景組成及排列狀況 (McGarigal and Marks, 1995)。

各地景生態指標之計算公式如下：

$$SHDI = -\sum_{i=1}^m P_i \times \ln P_i ; SHDI \geq 0 \dots\dots\dots (5)$$

$$SIDI = 1 - \sum_{i=1}^m P_i^2 ; 0 \leq SIDI < 1 \dots\dots\dots (6)$$

$$MSIDI = -\ln \sum_{i=1}^m P_i^2 ; MSIDI \geq 0 \dots\dots\dots (7)$$

以上三式中 m 表區塊類型數目，Pi 表第 i 類型區塊面積佔總面積之百分比。

$$SHEI = \frac{-\sum_{i=1}^m P_i \times \ln P_i}{\ln m} ; 0 \leq SHEI \leq 1 \dots\dots\dots (8)$$

$$SIEI = \frac{1 - \sum_{i=1}^m P_i^2}{1 - \frac{1}{m}} = \frac{SIDI}{1 - \frac{1}{m}} ; 0 \leq SIEI \leq 1 \dots\dots\dots (9)$$

$$MSIEI = \frac{1 - \ln \sum_{i=1}^m P_i^2}{\ln m} = \frac{MSIDI}{\ln m} ; 0 \leq MSIEI \leq 1 \dots\dots\dots (10)$$

以上三式中 m 表區塊類型數目，Pi 表第 i 類型區塊面積佔總面積之百分比。

$$FDI = \frac{2 \ln(0.25 P_{ij})}{\ln a_{ij}} ; 1 \leq FDI \leq 2 \dots\dots\dots (11)$$

式中 Pij 表第 i 類第 j 個嵌塊體之周長，aij 表示第 i 類第 j 個嵌塊體之面積。

(2) 地景變遷分析

本研究採用 Magurran(1988)所提出之 t 檢定法測驗地景變遷之差異程度，此法由 Shannon's 多樣性指數推導而得。有關 t 檢定之計算式如下：

$$t = \frac{(H_1 - H_2)}{(VarH_1 + VarH_2)^{\frac{1}{2}}} \dots \dots \dots (12)$$

式中 Hi 為 i 地景或 i 時期之 Shannon's 多樣性指數，VarHi 為 Shannon's 多樣性指數之變異數，其計算式與自由度 (Degree of freedom, df) 分別為：

$$H_i = -\sum_{i=1}^m P_i \times \ln P_i - \frac{m_i - 1}{n_i} \dots \dots \dots (13)$$

$$VarH_i = \frac{\sum_{i=1}^m P_i (\ln P_i)^2 - \left(\sum_{i=1}^m P_i \times \ln P_i\right)^2}{n_i} + \frac{m_i - 1}{2n_i^2} \dots \dots \dots (14)$$

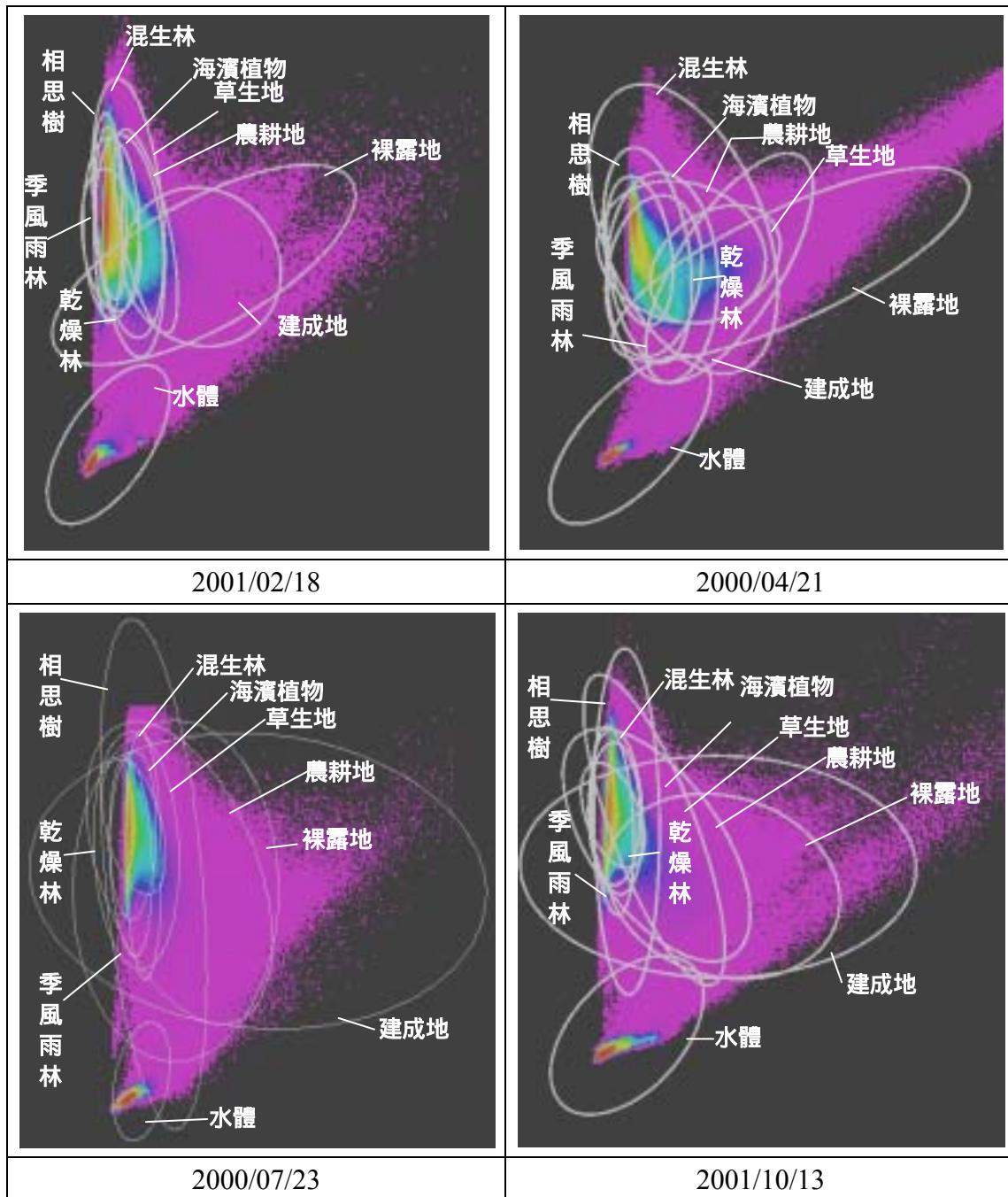
$$df = \frac{(VarH_1 - VarH_2)^2}{\frac{(VarH_1)^2}{n_1} + \frac{(VarH_2)^2}{n_2}} \dots \dots \dots (15)$$

三、結果與討論

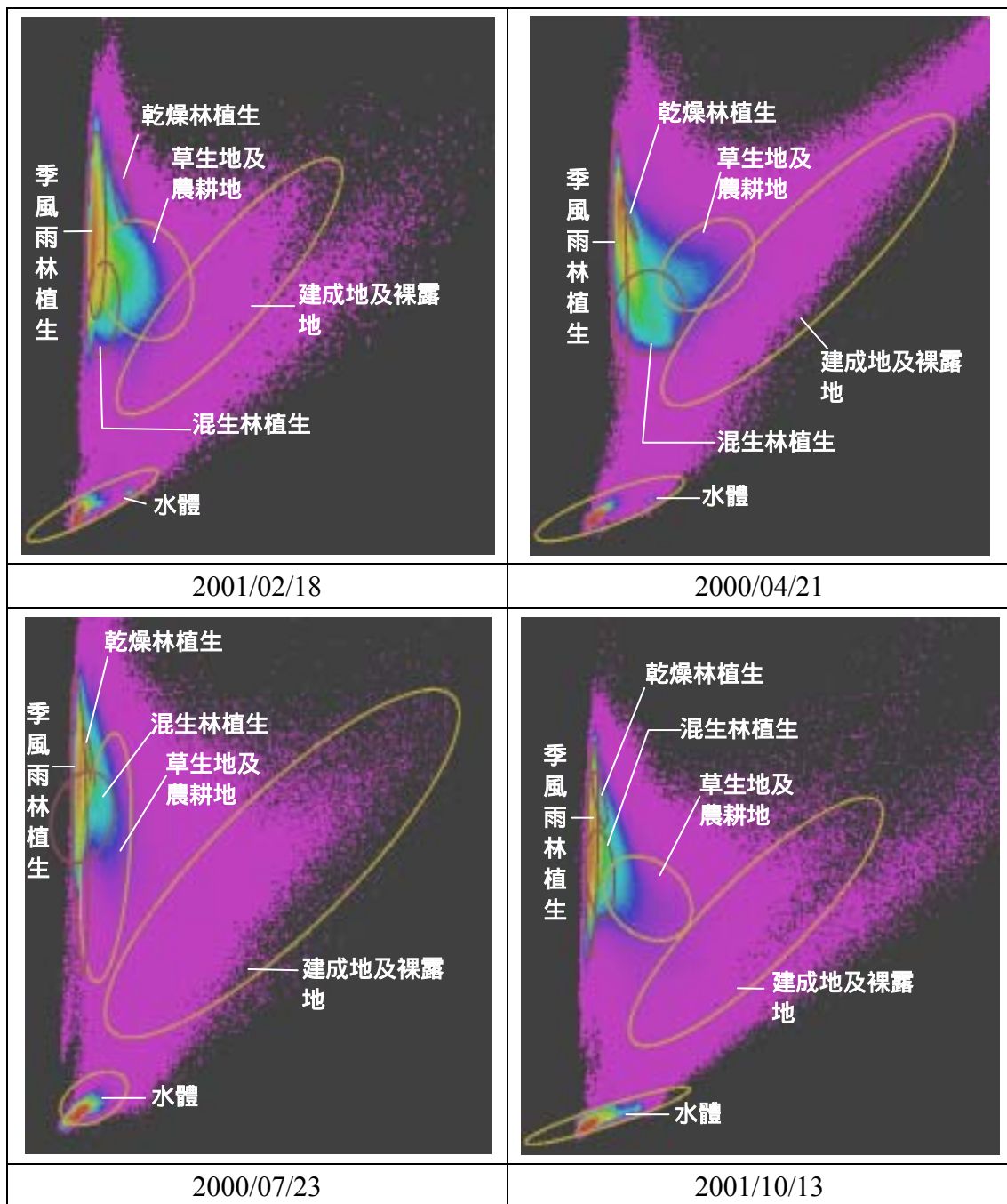
(一) 不同時期植群型之空間分佈

1. 衛星影像分類之可行性評估

本研究為探討 SPOT 衛星影像，在海濱植物群落、乾燥林植物群落、季風雨林植物群落、相思樹植物群落、混生林植物群落、草地、農耕地、建成地、水域、裸露地等 10 種類型波譜組合之分離程度，分別計算不同波段間波譜值之空間分離度，結果如圖二所示。由圖二可知以 10 種類別進行分類，SPOT 衛星影像之空間及波譜解析力，其分離度不佳，無法取得較佳準確度之影像分類結果，必須進行植群類型之整併，本研究依據蕭百齡 (1999) 針對墾丁國家公園之 SPOT 衛星影像之分類研究結果，並配合本研究之現場植生型現況調查，將海濱植物群落與乾燥林植物群落合併為乾燥林植生 (生育地環境較乾旱)；混生林植物群落歸類為混生林植生；季風雨林植物群落與相思樹植物群落合併為季風雨林植生 (生育地環境較濕潤)；草地與農耕地歸為一類；建成地及裸露地歸為一類；水域自成一類，重新分析其波譜值空間分離度，其結果示如圖三，顯示以上述 6 種植生型，進行分類其準確度將大幅提升。為進一步驗證前述結果之可信度，本研究利用式 (2) 計算兩種不同分類組別之轉移分歧度，其結果示如表二。由於 TD 值在 1700 以下表示分類結果「差」；1700 至 1900 表示分類結果「可接受」；至於 1900 以上表示分類結果「佳」(Jensen,1996)。由表二可知以六種類別之各不同時期衛星影像其植群型之轉移分歧度達 1900 以上，顯示分類結果佳。



圖二. 以十種植群類型進行分類時之分離度



圖三. 以六種植群型分類時之影像分離度

表二. 不同分類組別之轉移分歧度測驗結果

影像拍攝日期	TD 值 (十種分類別)	TD 值 (六種分類別)
2001/02/18	1618.90	1966.24
2000/04/21	1513.79	1978.67
2000/07/23	1560.26	1971.49
2001/10/13	1666.12	1960.83

2. 植群型影像分類與準確度評估

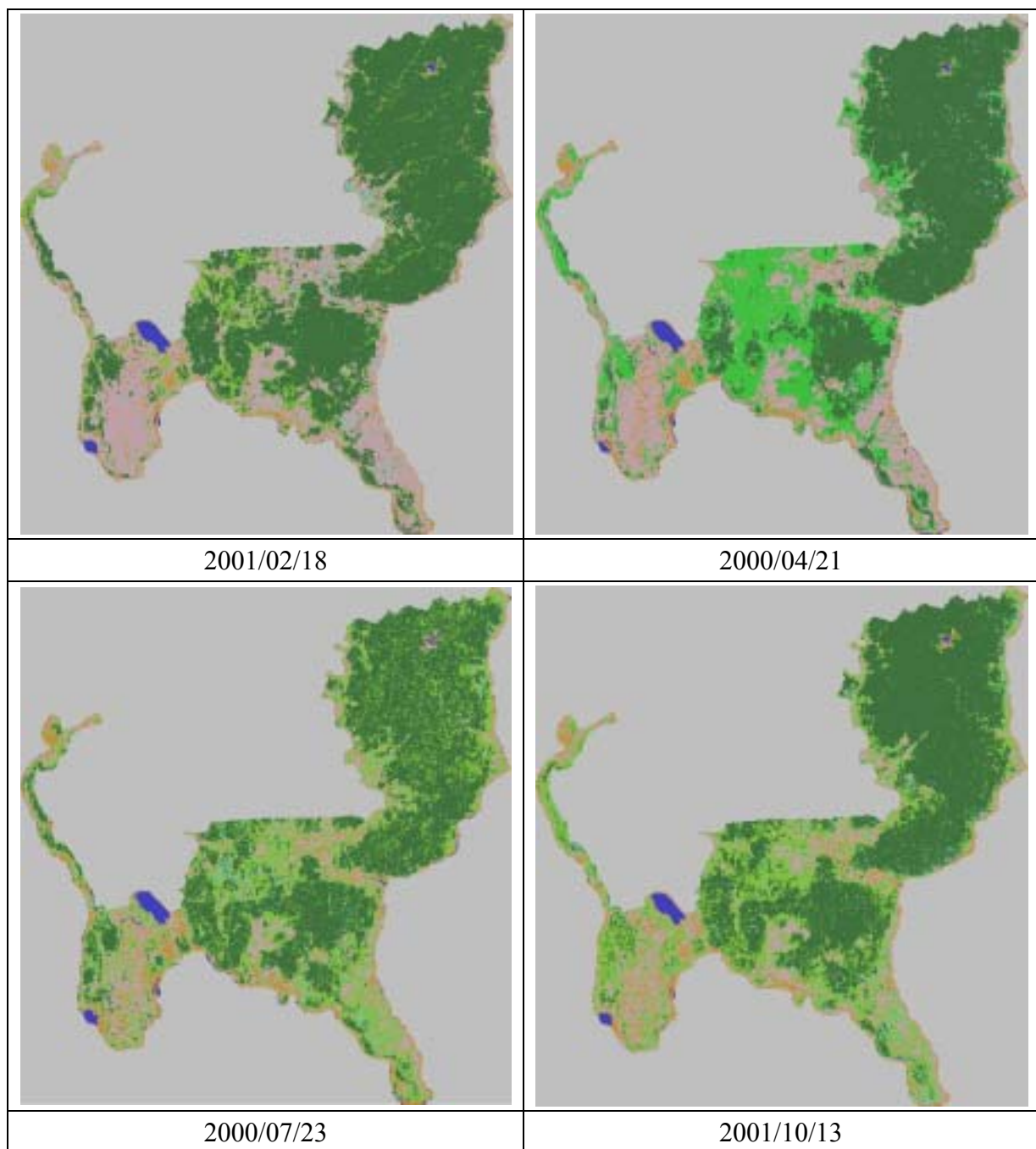
影響衛星影像分類準確度之因素相當多，其中不同季節所拍攝之衛星影像亦為影響因素之一，尤其以東北季風盛行之墾丁地區，其影響幅度更大，本研究為取得較佳之分類準確度，以利地景變遷之研究，以 2001/02/18、2000/04/11、2000/07/23、2001/10/13 四幅不同季節之衛星影像，代表不同生長季節之植生狀況，以最大概似法、模糊集理論與類神經網路等不同分類法進行影像分類，並利用 IKONOS 影像及航空照片選取檢核樣區如表三，以全影像總體準確度及 KAPPA 值，分別檢測分類準確度，其結果如表四。由表四之準確度評估結果可知，最大概似法對生長季節影像（10 月）之分類結果最佳，KAPPA 值達 0.74 以上，顯示不同季節各植群型所反射之影像波譜特性不同，其主要原因，除一部份為影像本身所導致外，另一部份係因研究區乾濕季雨量差異大，使得植生與農作在不同季節中呈現之波譜反射狀況不同所造成，如銀合歡於乾季時會被歸類為乾燥林植生，而濕季時則被歸類為混生林植生；農作物或草生地於乾季時容易被歸類為建成地或裸露地、混生林植生。本研究從 12 幅影像中選取 1993、1997 及 2001 年之生長季節影像資料，以 2001 年之 IKONOS 影像結合現場調查，確認其植生狀況（明確植生類別），再利用 1993、1997 年所拍攝之航空照片核對其植生類別是否發生改變，最後選擇三個時期植生狀況未發生改變之區域，供為各植群型之訓練樣區，建立 1993、1997、2001 年之植群型空間分布資料如圖四。各植群型之面積分布如表五。由表五可知，墾丁國家公園陸域範圍內，以季風雨林植生所佔面積最大（三期均超過 50%），顯見其內植群之保存狀態堪稱良好。

表三. 影像分類檢核樣區數

植群類別	檢核樣本數	所佔比例 (%)
乾燥林植生	720	12.31
混生林植生	1,130	19.32
季風雨林植生	1,660	28.38
草生地及農耕地	1,280	21.87
建成地及裸露地	560	9.57
水域	500	8.55
合計	5,850	100.00

表四. 不同生長季節與分類法之準確度評估

日期	1994/03/28		1994/05/12		1993/08/22		1993/10/29	
	KAPPA 值	全影像 總體準 確度	KAPPA 值	全影像 總體準 確度	KAPPA 值	全影像 總體準 確度	KAPPA 值	全影像 總體準 確度
最大概 似法	0.5213	68.63%	0.4855	65.65%	0.4963	65.82%	0.7459	81.39%
模糊集								
理論	0.4725	67.15%	0.5128	66.39%	0.5074	65.18%	0.7011	70.68%
類神經								
網路	0.4857	69.78%	0.4747	62.66%	0.4011	55.59%	0.3245	57.68%
日期	1997/03/18		1997/05/27		1997/07/22		1997/11/10	
	KAPPA 值	全影像 總體準 確度	KAPPA 值	全影像 總體準 確度	KAPPA 值	全影像 總體準 確度	KAPPA 值	全影像 總體準 確度
最大概 似法	0.4646	66.27%	0.4822	68.69%	0.5157	68.02%	0.7542	78.37%
模糊集								
理論	0.4789	61.58%	0.5111	66.44%	0.5058	67.42%	0.6845	68.42%
類神經								
網路	0.5236	63.49%	0.5050	65.16%	0.4029	61.36%	0.3013	52.88%
日期	2001/02/18		2000/04/21		2000/07/23		2001/10/13	
	KAPPA 值	全影像 總體準 確度	KAPPA 值	全影像 總體準 確度	KAPPA 值	全影像 總體準 確度	KAPPA 值	全影像 總體準 確度
最大概 似法	0.4810	65.27%	0.4901	64.66%	0.4704	63.92%	0.7669	83.74%
模糊集								
理論	0.4605	64.04%	0.5066	65.64%	0.4844	65.02%	0.6929	78.82%
類神經								
網路	0.4905	64.78%	0.4979	64.66%	0.3982	57.39%	0.2933	50.99%



圖例 乾燥林植生 泥生林植生 季風雨林植生
草生地及農耕地 建成地及裸露地 水域

圖四. 最大概似法之影像分類結果

表五. 墾丁國家公園不同時期之植群型面積分布

單位：ha.

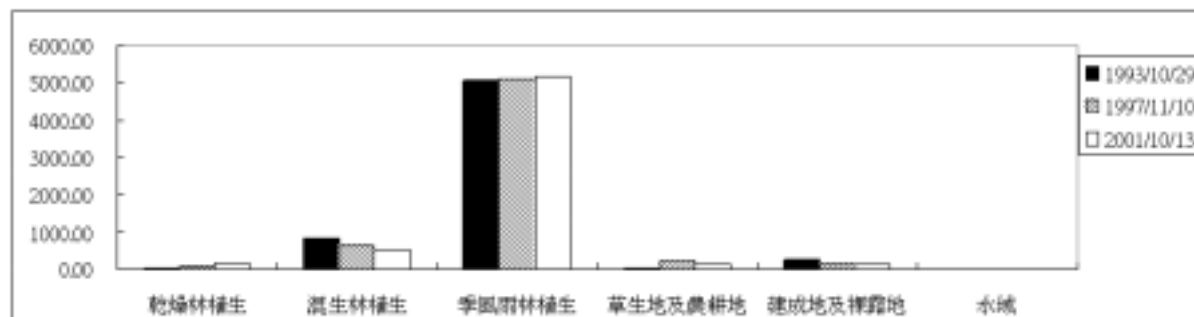
植群型	拍攝日期		
	(1993/10/29)	(1997/11/10)	(2001/10/13)
乾燥林植生	448.30	492.52	708.33
混生林植生	6577.60	4677.81	4622.98
季風雨林植生	9506.29	9064.61	9110.90
草地及農耕地	511.79	2882.07	2374.09
建成地及裸露地	879.84	788.40	1101.78
水域	159.67	178.09	165.41
合計	18083.50	18083.50	18083.50

(二) 墾丁國家公園地景層級之植群型變遷

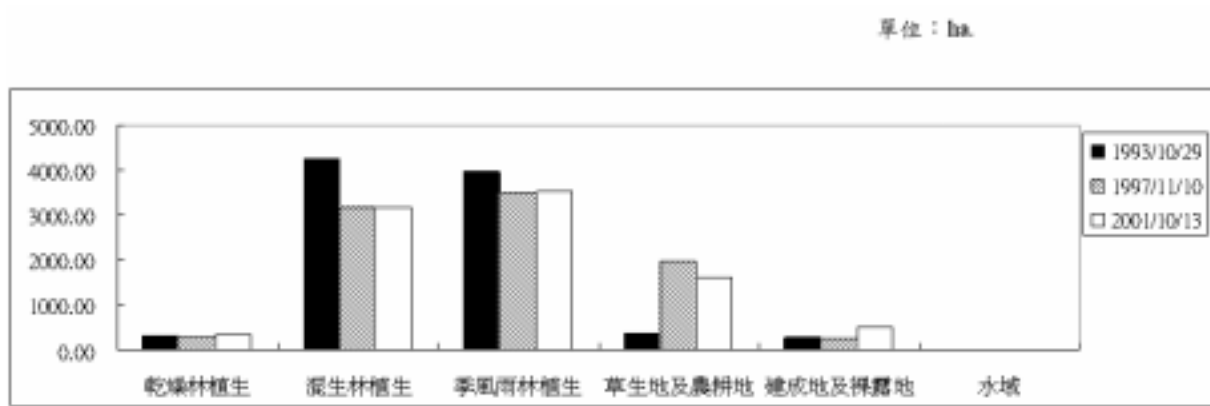
1. 不同土地使用分區之植群型空間分布

墾丁國家公園不同使用分區植群空間分布資料，係利用分類完成之影像，以墾丁國家公園不同使用分區界，以 GIS 進行套疊分析，產生各不同使用分區之植群型面積變遷如圖五至圖九。

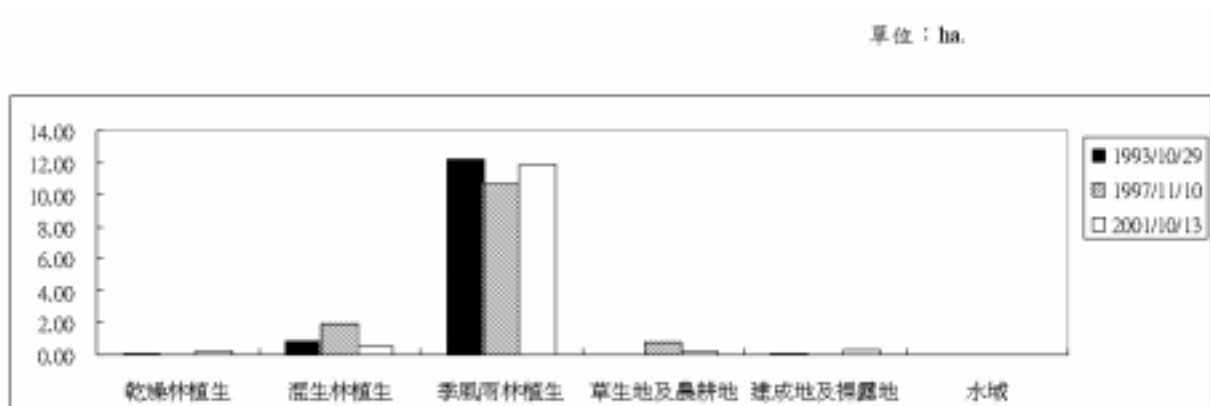
單位：ha.



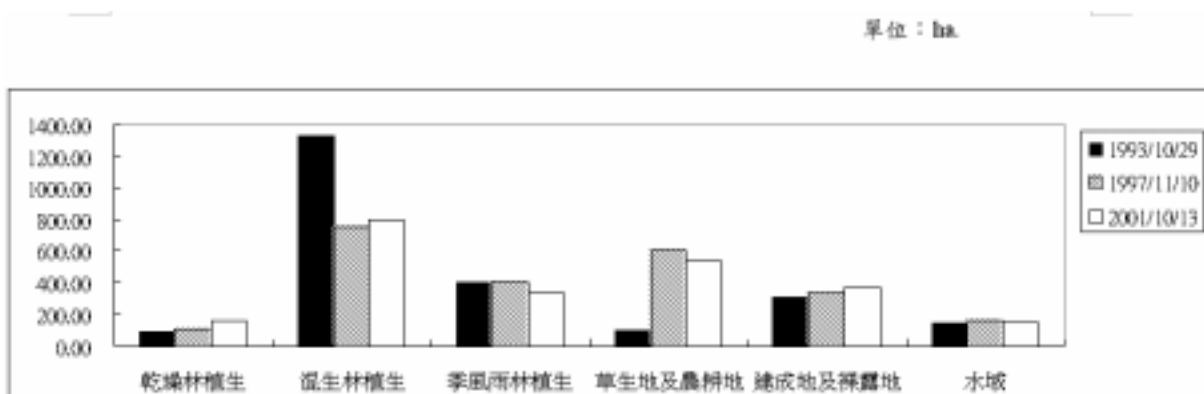
圖五、墾丁國家公園各分區植群型面積變化圖 (生態保護區)



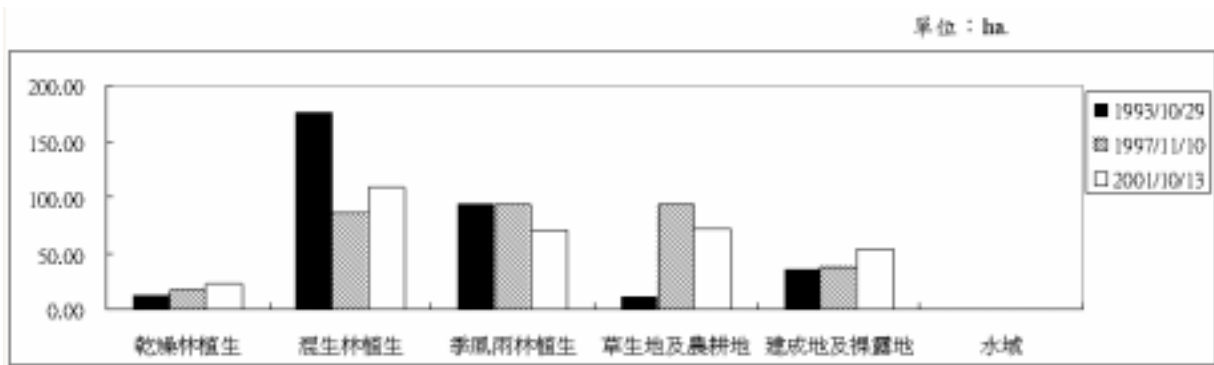
圖六、墾丁國家公園各分區植群型面積變化圖（一般管制區）



圖七、墾丁國家公園各分區植群型面積變化圖（史蹟保存區）



圖八、墾丁國家公園各分區植群型面積變化圖（特別景觀區）



圖九. 墾丁國家公園各分區植群型面積變化圖 (遊憩區)

國家公園法第十二條明白規定—「國家公園得按區域內現有土地利用型態及資源特性」，劃分為「一般管制區」、「遊憩區」、「史蹟保存區」、「特別景觀區」與「生態保護區」等五類，其中生態保護區係指「為供研究生態而應嚴格保護之天然生物社會及其生育環境之地區」(國家公園法第八條)。由圖五至圖九之結果顯示，各分區之天然植物群落多分布於生態保護區及一般管制區(生態保護區內之「季風雨林植生」面積最大)，顯見國家公園對於天然植群之保護提供相當良好的作用；而屬於人為作用較大之「草生地及農耕地」與「建成地及裸露地」則以一般管制區所佔面積最大，亦符合現況。特別景觀區或生態保護區內，為應特殊需要，經國家公園管理處之許可，不得引進外來動植物、採集標本、使用農藥(國家公園法第十七條)，惟由本研究之分類結果顯示，特別景觀區與遊憩區內天然植生(「混生林植生」與「季風雨林植生」)之面積似有下降趨勢，而「草生地及農耕地」與「建成地及裸露地」之面積則有上升趨勢，此結果應與近年來墾丁國家公園內高度之遊憩需求有關，因此如何導入遊憩容納量及規劃區域遊憩系統，以分散及降低遊憩壓力，將是墾丁國家公園區域管理必須面臨的課題。

2. 墾丁國家公園地景層級之植群型變遷

具有生態量化意義的地景指標，可有效的表示地景層級之植群狀況，更可利用不同時期間地景指標值的差異性，進行變遷分析，以了解時間的演變對於植群分布的影響，更可利用植群分布之變遷研究，進行生態系統的監測。本研究利用地景生態學所常用之地景指標，探討墾丁國家公園地景層級之植群型變遷，其各項地景指標之計算結果如表六。

表六. 墾丁國家公園不同時期之地景指標變遷

地景指數 日期	Shannon 多樣性 指數	Simpson 多樣性 指數	修正 Simpson 多樣性 指數	Shannon 均勻度 指數	Simpson 均勻度 指數	修正 Simpson 均勻度 指數	碎形維 度指數
1993/10/29	1.0972	0.5926	0.8978	0.6124	0.7111	0.5011	1.3844
1997/11/10	1.2812	0.6624	1.0860	0.7151	0.7949	0.6061	1.4419
2001/10/13	1.3106	0.6662	1.0972	0.7314	0.7995	0.6124	1.4621

(1) 地景層級之植群型多樣性

為反應植群類型的多寡及其所佔比例的變化,本研究以 Simpson 多樣性指數與修正 Simpson 多樣性指數,分析地景層級之植群型多樣性。當植群型嵌塊體類型僅有一種時,多樣性指數值為 0,表示該一地區之植群型均質而無多樣性;若地景是由兩個以上的植群型所構成,而各植群型所佔比例相等時,其地景的多樣性指數值最高,而當各植群型所佔比例差別增大時,則地景的多樣性指數值立即隨之下降(薛怡珍等,2002)。墾丁國家公園從 1993 年至 2001 年期間之植群型多樣性指數值,有逐期增加之趨勢(如表六),顯示區域內對於部份土地之利用,有朝向多樣化之趨勢,惟此等土地利用行為,並未造成各地景類型所佔比例有明顯差異,因此推測係屬小面積人為開發所帶來的影響。

(2) 地景之均勻性

均勻度指數是描述少數主要類型控制地景的程度。本研究以 Shannon 均勻度指數、Simpson 均勻度指數與修正 Simpson 均勻度指數進行地景均勻度探討。當地景區塊類型僅有一種時,上述三種地景指數值均為 0,這表示該一地區的地景均一;若地景是由兩個以上類型所構成,則區塊類型之分布越不均勻,則指數值越趨近於 0,而當分布呈均勻時,其值則趨近於 1(鄭祈全,1999)。表六之計算結果顯示,三種不同地景均勻度指數值均逐期增加,顯示墾丁國家公園之地景分布尚稱均勻,而目前該區域內仍以「季風雨林植生」為優勢區塊,顯示國家公園對於天然植群之維護具有一定之功能性。

(3) 地景之排列性

地景內嵌塊體碎形維度的平均值,可用以表示地景內植群型嵌塊體空間排列的複雜程度,因此本研究以碎形維度指數探討地景層級植群型之排列性。碎形維度指數值介於 1 和 2 之間,當碎形維度指數值越接近 1,表示地景嵌塊體之自我相似性越強,且嵌塊體形狀與排列亦越趨於規則而簡單(Turner,1993)。由表六之碎形維度結果顯示,墾丁國家公園之地景碎形維度指數逐期增加,顯示該區域內之地景排列狀況正日趨複雜化,推測與部份區域的小面積人為開發行為有關。

(4) 地景變遷檢定

Shannon's 多樣性指數值越高表示地景之組成越複雜,可指出地景之異質性,此指數無最大固定值,但地景中若有 m 種地景要素,而處於最大均勻分布條件時,每個要素之面積比為 $1/m$,此時多樣性指數稱為最大多樣性指數,因此檢定地景之 Shannon's 多樣性指數的變化,便能測驗研究區地景變遷之差異程度。本研究為檢測地景系統是否產生變化,採用 Shannon-Weaver 多樣性指數之 t 檢定,測驗墾丁國家公園地景之差異程度,其結果如表七所示。由表七之檢定結果可知,不同時期之地景多樣性已達 1% 的顯著差異水準,亦即表示墾丁國家公園內各期間之地景系統均有明顯變化,且有日趨複雜之趨勢,此一結果與針對南仁山生態保護區所做之地景變遷分析相互比較(陳朝圳等,2001),發現兩者呈現相反趨勢(南仁山生態保護區之地景系統漸趨單純;而墾丁國家公園陸域範圍之地景系統漸趨複雜),顯示國家公園管理處應加強保護區範圍外之管理工作,以防止墾丁國家公園內地景系統持續複雜化與破碎化。

表七. 墾丁國家公園不同時期之 Shannon's 多樣性指數之 t 檢定

時期	檢驗結果 (t 值)
1993-1997	9.41 ^{**}
1997-2001	20.63 ^{**}
1993-2001	26.73 ^{**}

註 - t 值：Shannon's 多樣性指數之 t 檢測值；**：達 1%顯著差異水準

由前述各項地景指標之運算結果發現，墾丁國家公園內各期間之地景系統，在多樣性、均勻性與排列性上均有日趨複雜之趨勢；而由 Shannon's 多樣性指數之 t 檢定結果，亦說明此等變化已達顯著差異，因此建議墾丁國家公園管理處在遊憩壓力與開發密度高之區域，有必要加強經營管理與生態監測工作，以確保維護生態系之設立宗旨。

四、結 論

國家公園為國家的重要資產，其經營管理必須兼顧保育、育樂與研究等面向，有鑑於此，本研究分析墾丁國家公園植群相關之文獻後，利用遙測影像分類技術，建立其植群型空間分布資訊，並以植群型之地景生態指標探討墾丁國家公園區域內之植群型變遷，研究結果分述如下：

本研究以全影像總體準確度及 KAPPA 值檢測分類準確度，結果以最大概似法對生長季節影像（10 月）之分類結果最佳，其 KAPPA 值達 0.74，全影像分類準確度平均達 80%，建議日後以 SPOT 衛星影像進行植群形監測時，以生長季節影像採用最大概似法進行分類效果最佳。由不同時期衛星影像之植群型分類得知，墾丁國家公園陸域範圍內之植群保存狀態堪稱良好（多分布於生態保護區及一般管制區），顯見國家公園對天然植群之保護提供良好作用；而屬於人為作用較大之「草生地及農耕地」與「建成地及裸露地」則以一般管制區營力所佔面積最大，亦符合現況；惟特別景觀區與遊憩區內天然植生（「混生林植生」與「季風雨林植生」）之面積似有下降趨勢，而「草生地及農耕地」與「建成地及裸露地」之面積則有上升情形，此結果與近年來墾丁國家公園內高度之遊憩需求有關，未來生態系統之發展，管理單位應建立空間性的監測體系。

墾丁國家公園內各期間之地景系統，在多樣性、均勻性與排列性上均有日趨複雜之趨勢；而由 Shannon's 多樣性指數之 t 檢定結果，亦說明此等變化已達顯著差異，因此建議墾丁國家公園管理處在遊憩壓力與開發密度高之區域，有必要加強經營管理與生態監測工作。

五、誌 謝

本研究承內政部營建署墾丁國家公園管理處補助研究經費（計畫編號：092-301020100G1-001），謹此致謝。

六、引用文獻

- 王仰麟、趙一斌、韓蕩，1999，景觀生態系統的空間結構：概念、指標與案例，*地球科學進展* 14 (3): 235-241。
- 邱文良，1991，恆春自然保護區植群之研究，*林業試驗所研究報告*，6 (3): 203-227。
- 林務局，1995，第三次台灣森林資源及土地利用調查，*台灣省林務局*，共 258 頁。
- 林金樹，1997，動態學習法則類神經網路法在闊葉林區土地利用型分類上之應用，*中華林學季刊*，30 (2): 151-164。
- 陳玉峰，1985a，香蕉灣海岸林的植物社會，*大自然*第六期，82-86。
- 陳玉峰，1985b，墾丁國家公園海岸植被，*墾丁國家公園管理處*，共 264 頁。
- 陳繼繁、徐守道、陳世旺，1998，應用非監督性類神經網路於 SPOT 衛星影像分類之研究，*航測及遙測學刊*，2 (1): 1-12。
- 陳朝圳、陳正華、吳守從，2001，人為干擾對南仁山生態保護區地景之影響，*林業研究季刊*，23 (2): 25-34。
- 章樂民，1967，恆春半島季風林生態之研究，*台灣省林業試驗所報告*第 145 號，1-23。
- 張惠珠、徐國士、邱文良、甘漢銑、朱成本，1985，香蕉灣海岸林生態保護區植物社會調查報告，*墾丁國家公園管理處*，共 78 頁。
- 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。
- 墾丁國家公園管理處，1996，*墾丁國家公園計畫書第一次通盤檢討*，*墾丁國家公園管理處*，共 225 頁。
- 薛怡珍、李國忠、邱祈榮、賴明洲、劉淑芬，2002，陳有蘭溪流域地景變遷之分析，*中華林學季刊*，35 (4): 375-386。
- 蕭百齡，1999，類神經網路與 SPOT 衛星影像分類之研究，*國立屏東科技大學熱帶農業研究所碩士論文*，共 92 頁。
- 蘇鴻傑、蘇中原，1988，墾丁國家公園植群之多變數分析，*中華林學季刊*，21(4): 7-32。
- Benediktsson, J. A., P. H. Swain, 1992, Consensus theoretic classification methods, *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics*, 28 : 540-552.
- Bischof H., W. Schneider, and A. J. Pinz, 1992, Multispectral classification of landsat-images using neural networks, *IEEE Transactions on Geoscience and remote sensing*, 30(3) : 482-490.
- Bolstad, P. V., T. M. Lillesand, 1991, Improved Classification of Forest Vegetation in Northern Wisconsin through a Rule-Based Combination of Soils, Terrain, and Landsat

- Thematic Mapper Data, *Forest Science*, 38(1):5-20.
- Congalton, R. G., M. Story, 1986, Accuracy assessment: a user's perspective, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 55 (9): 1303-1309.
- Congalton, R. G., 1991, A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data, *Remote Sensing of Environment*, 37: 35-46.
- Dunning, J. B., B. J. Danielson, and H. R. Pulliam, 1992, Ecological processes that affect populations in complex landscape, *Oikos* 65:169-175.
- Hepner, G. F., T. Logan, N. Ritter, and N. Bryant, 1990, Artificial neural network classification using a minimal training set: comparison to conventional supervised classification, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 56 (4): 469-473.
- Jan, J. F., 1997, Classification of remote sensing data using adaptive machine learning techniques, Dissertation of Doctor Degree, Colorado State University, Colorado.
- Jensen, J. R., 1996, *Introductory Digital Image Processing : A Remote Sensing Perspective*. Englewood cliffs, New Jersey : Prentice-Hall.
- Lowe, J. J., 1989, National Inventory and Monitoring of Changes for the Forest of Canada, *Global Natural Resource Monitoring and Assessments: Preparing for the 21st Century*, *Proceeding of the International Conference and Workshop*, 13:557-573.
- Magurran, A. E., 1988, *Ecological Diversity and Its Measurement*, London: Croom Helm. 179p.
- McGarigal, K., B. J. Marks, 1995, FRAGSTATS : Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure, General Technical Report PNW-GTR-351, 122p.
- Murai, H., S. Omatu, 1997, Remote sensing image analysis using a neural network and knowledge-based processing, *International Journal of Remote Sensing*, 18(4): 811-828.
- Nellis, M.D., K.Lulla, and J. Jensen, 1990, Interfacing Geographic Information Systems and Remote Sensing for Rural Land-Use Analysis, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 56(3):329-331.
- Robert, A. S., 1983, *Techniques for Image Processing and Classification in Remote Sensing*, Academic Press.
- Singh, K. D., 1989, The Conceptual Framework of FAO Forest Resources Assessment 1990. *Global Natural Resource Monitoring and Assessments: Preparing for the 21st Century*, *Proceeding of the International Conference and Workshop*, 13:517-535.
- Turner, M. G., 1993, Landscape change in nine rural counties in Georgia, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 56(3):379-386.
- Zhou, Q., 1989, A Method for Integrating Remote Sensing and Geographic Information Systems, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 55(5):591-596.

Using SPOT Satellite Images to Study the Vegetation Change of Landscape Level in Kenting National Park

Chaur-Tzuhn Chen^{1,4}, Yuh-Lurng Chung², and Shou-Tsung Wu³

(Manuscript received 27 September 2004 ; accepted 26 May 2005)

ABSTRACT : Kenting National Park contains the abundant plant resource and biodiversity. Therefore, to study on the vegetation components, species diversities, and ecosystem dynamics by the landscape level are the most important assignments for long-term research and forest management strategy making. Remote sensing technology can be applied to a large-scale natural resource research, planning, and management. In this study, we used three different periods SPOT satellite image data (1993, 1997, and 2001) to establish the spatial distributions of vegetation types that were used to estimate the indices of landscape structure and dynamics. The results of this study show that we can use the growth season image to build the vegetation distributions maps by the Maximum likelihood classification, the kappa values are over 0.74. According to the landscape change that the diversity, evenness, and arrangement of patch are complex more and more, the t test of Shannon's diversity index is significant differences in each period. For the purposes of protecting ecosystem, we suggest that to promote the ecological monitoring and management programs are necessary for Kenting National Park.

KEYWORDS : landscape change, landscape level, vegetation type, remote sensing

-
1. Professor, Department of Forestry, National Pingtung University of Science and Technology.
 2. Associate Professor, Department of Forestry, National Pingtung University of Science and Technology.
 3. Assistant Professor, Department of Tourism Management, Shih Chien University.
 4. Corresponding author.