

Spatial Distribution Pattern of *Leucaena leucocephala*
in the Kenting National Park

墾丁國家公園銀合歡空間分布特徵之研究

Ming-Lun Lu and Yuh-Lurng Chung

呂明倫 鍾玉龍

ENDEMIC SPECIES RESEARCH

Vol. 9, No. 2

July 2007

特有生物研究

第九卷第二期

中華民國九十六年七月

Published by Endemic Species Research Institute, Council of Agriculture
Jiji, Nantou, Taiwan, ROC

行政院農業委員會特有生物研究保育中心 編印
南投、集集



墾丁國家公園銀合歡空間分布特徵之研究

Spatial Distribution Pattern of *Leucaena leucocephala* in the Kenting National Park

呂明倫¹ 鍾玉龍^{2,*}

Ming-Lun Lu¹ and Yuh-Lurng Chung^{2,*}

¹ 國立屏東科技大學生物資源研究所 屏東縣內埔鄉學府路1號

² 國立屏東科技大學森林系 屏東縣內埔鄉學府路1號

¹ Graduate Institute of Bioresources, National Pingtung University of Science and Technology,
Pingtung, Taiwan

² Department of Forestry, National Pingtung University of Science and Technology, Pingtung,
Taiwan

* 通訊作者

*Corresponding author

摘 要

本研究利用 *Satellite Pour L'observation de la Terre* (SPOT)與 IKONOS 衛星遙測資料，繪製墾丁國家公園銀合歡與非銀合歡植群之空間分布圖，並依據研究區海拔高 0-100m、100-200m、200-300m 劃設 3 種區域範圍，依據距離道路 0-500m、500-1,000m、1,000-1,500m、1,500-2,000m 劃設 4 種區域範圍，用以瞭解兩種植群之空間分布特徵。經研究結果發現，銀合歡於海拔 0-100m 區域(約占 12.08%)，以及於距離道路 0-500m 區域所占面積最多(約占 11.69%)。另採用具多尺度概念之孔隙度指標分析兩者之空間分布型，研究結果顯示，銀合歡於海拔愈低、距離道路愈近之區域，其所占面積最多，且皆呈現均勻分布，這些區域人為干擾較明顯，可能助長銀合歡的入侵與擴散，因此有必要加強經營管理的工作。

Abstract

We mapped the spatial distributions of *Leucaena leucocephala* (*L. leucocephala*) and other plants in the Kenting National Park, using remote sensing data from *Satellite Pour L'observation de la Terre* (SPOT) and IKONOS. Their distribution patterns were compared among the three ranges of elevations (0-100m, 100-200m, 200-300m) and four ranges of distances from roads (0-500m, 500-1,000m, 1,000-1,500m, 1,500-2,000m). The results showed that *L. leucocephala* occupied 12.08% of the areas at the elevations of 0-100m, and 11.69% at distances of 0-500m from the roads. The lacunarity indices of the spatial patterns calculated with multi-scale method indicated that most of *L. leucocephala* were found in the critical zones, such as low elevations and proximity to the roads. As these critical zones were associated with human disturbed areas, it was more likely that the human disturbance promotes the invasion and spread of *L. leucocephala*. Therefore, enhancement was required for the *L. leucocephala* management program in the critical zones with a particular attention on human disturbed areas.

關鍵詞：外來入侵植物、遙測、空間分布型、孔隙度指標

Key words: alien invasive plant, remote sensing, spatial patterns, lacunarity index

收件日期：95 年 12 月 8 日

接受日期：96 年 4 月 10 日

Received: December 8, 2006

Accepted: April 10, 2007

緒 言

人類為追求社會經濟的進步與自然生態環境共存的全面需求，常蓄意或無意引入外來植物(alien plant)，俾利食用、藥用、觀賞、放牧…等目的，惟某些外來植物生長旺盛、繁殖極快，容易入侵到其他原生植群的生育地空間，嚴重影響到當地生態平衡，因而形成據有大面積的入侵植物(invasive plant) (嚴及洪 2003)。外來入侵植物的干擾易構成自然地景變遷，近代已被公認為危及全球生物多樣性的重要因子 (Vitousek *et al.* 1996; Wilcove *et al.* 1998)，其於空間的擴散能力強，防治成本與困難度會隨

擴散範圍增大而不斷增高，然管理方面需考慮實際已擴散程度來設定可行之目標與策略。對於小區域可將之完全滅絕，大區域應以防止或減緩其向區外擴散為管理之重點(蔣 2006)，因此瞭解外來入侵植物之空間分布特徵顯得格外重要，有助於確立優先控制之順序，強化對其之經營管理。

生態學中植物空間分布型(spatial pattern)大致可分為隨機(random)、群聚(clumped)與規則(regular) 3 種，一般常見學理大都探討植株個體間之空間變異，少數著重於地景層級的研究。在地景層級中亦有許多植物空間分布型之分析方法，如加權平均嵌塊體指標(weighted

mean patch size) (Li and Archer 1997)、鄰近度指標(proximity index) (Gustafson and Parker 1994)、孔隙度指標(lacunarity index) (Plotnick *et al.* 1993, 1996)。諸多方法中，孔隙度指標係以多尺度的概念瞭解地景系統中的空間變異，隨著觀察尺度的變化，同質性系統可能會轉變為異質性，分析過程中有利於評估地景要素之空間配置特徵，此種理論與演算模式亦曾被學者引用於自然環境的監測(Wu *et al.* 2000; Peralta and Mather 2000)。

環境的變異與植物的生長息息相關，而許多環境因子亦控制著外來入侵植物的擴散能力，常見如海拔高與道路(Knight *et al.* 2001; Pauchard and Alaback 2004; Song *et al.* 2005)，因此可藉由地理資訊系統(geographic information system, GIS)建立各因子之空間資訊，並量化

外來入侵植物於區域內之空間分布特徵。以往有關此方面的研究主要集中在歐美等國家，亞洲區域的研究比較薄弱。銀合歡(*Leucaena leucocephala*)生長旺盛、繁殖速度快，且威脅墾丁國家公園原生植群之問題已存在多年，本研究即以園區內之銀合歡入侵作為主題，應用遙測、GIS與空間分析型等相關研究方法，探討銀合歡之空間分布特徵，並從中探討對其他非銀合歡植群之影響，期為入侵管理提供參考依據。

材料與方法

一、研究區概述

墾丁國家公園地理位置如圖 1 所示，陸域面積約 18,083.50 ha，地形以低山與丘陵台地

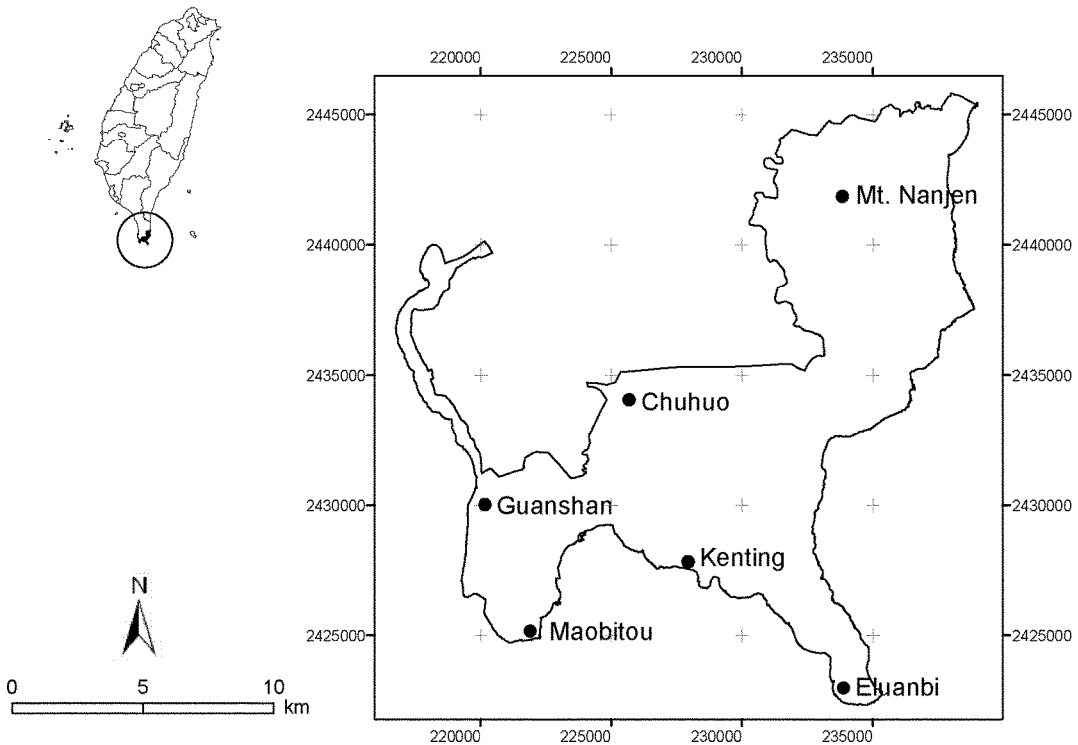


圖 1. 墾丁國家公園地理位置圖。

Fig. 1. General geographical features of the Kenting National Park.

為主，最高峰老佛山海拔高度為 674m。屬熱帶型氣候，年溫差不大，1月最冷，平均氣溫為 20.5°C；7月最熱，平均氣溫為 28.3°C。年降雨量 2,130 mm，主要分布於 6-10月，占全年降雨量 82%，11月至隔年 5月為乾季；平均相對溼度介於 73-87%。銀合歡生長快速且種子結實量大，並會分泌出抑制他種植物生長的含羞草素(mimosine)，目前墾丁國家公園範圍內，例如海岸地區、道路兩旁、核電三廠廠區一帶，皆可見到大面積的銀合歡純林，嚴重威脅到原生植群之生存。

二、研究方法

(一) 製作銀合歡與非銀合歡植群空間分布圖

墾丁地區 10月至翌年 4月東北季風盛行，銀合歡因受其影響大致分為落葉與常綠時期，大約 1-4月會出現落葉現象，至 5月份進入梅雨季，因雨量充足，開始長出新葉，花苞、開花數量逐月增加，至 10月份止，可謂銀合歡之常綠時期(李 2003)。國內中央大學太空遙測中心所接收之 *Satellite Pour L'observation de la Terre* (SPOT) 衛星影像具備完整的時間解析力，本研究藉由銀合歡於乾、濕季節所表現之生理及形相特性的差異選購 SPOT 衛星影像，以短紅外光波段與近紅外光比值運算，突顯銀合歡於不同季節之影像特徵，據以選取訓練樣區，進行監督性分類法中最常使用之最大概似法(maximum likelihood method)，獲取銀合歡空間分布圖。另準確度評估為影像分類後之必備工作，因此依據地面 GPS 定位與航空照片輔助，採用誤差矩陣關係表計算生產者精確度(producer's accuracy)與使用者精確度(user's accuracy)等分類準確度評估指標，詳細製作程序見鍾及呂(2006)。

為進一步瞭解銀合歡入侵對其他非銀合歡植群之影響，本研究以正射糾正後之 IKONOS 高解析力衛星影像，擬定影像所能判釋之植群型，其中包含海濱、乾燥林、季風雨林、相思

樹與混生林等植群型(陳及鍾 2003)，利用 GPS 定位各植群型之座標位置，作為影像判釋之地面參考，共定位 75 個地面樣區，並判釋植群類別與形相特徵，過程中則排除銀合歡分布區域，以螢幕數化方式製作墾丁國家公園非銀合歡植群圖。

(二) 建立環境因子之空間資訊

本研究所採用之環境因子為海拔高與道路，以 GIS 作為圖層資料建立之工具，其中海拔高係利用 1/10,000 像片基本圖為基圖，數化研究區內 10m 等高線，並以內插法產生符合 SPOT 衛星影像解析力之 DEM 資料(12.5m×12.5m)；道路係參考 2003 年出版的彩色航空照片，判釋研究區之主要道路，判釋之結果再經由 GIS 軟體進行數化與建檔。

海拔高與道路兩種環境因子之圖層建立完畢後，分別針對各個因子劃設 3 種不同等級之區域，其中海拔高依 0-100m、100-200m、200-300m 劃設 3 種區域範圍；距離道路依 0-500m、500-1,000m、1,000-1,500m、1,500-2,000m 劃設 4 種區域範圍，俾利於分析銀合歡與非銀合歡植群在不同區域之空間分布特徵。

(三) 空間分布型分析－Lacunarity index

空間分布型採用具異質性概念的孔隙度指標進行分析，其原理係將某一地景範圍劃分為網格式資料，其中的地景要素則以出現(1)或遺漏(0)的 2 位元格式儲存，藉由滑動窗格(gliding box)或稱移動視窗(moving window)取樣法，記錄窗格中含出現的網格(Plotnick *et al.* 1993, 1996)。本研究製作之銀合歡與非銀合歡植群圖為網格式資料，故藉由不同大小的滑動窗格，從研究區的左上角向右或向下取樣，各別記錄每次窗格內，兩種植群類別所出現的網格，樣本間則會有重疊的部分，至於窗格大小的取決，則需由小尺度至大尺度逐一運算。因所採用之銀合歡與非銀合歡植群圖，每一網格為 12.5m×12.5m，以 10 個網格距離作為間距，共取 1×1 (12.5m×12.5m)、10×10 (125m×125m)

...100×100 (1,250m×1,250m)，計有 11 種尺度的滑動窗格，經整個區域取樣完成後，各別計算兩種植群於每種尺度下的孔隙度指標，本研究藉由 Arcview 軟體之 Avenue 巨集語言加以撰寫運算程式。以銀合歡為例，其演算式如下所述(Sui and Zeng 2001)：

$$A(r) = Z^{(2)} / (Z^{(1)})^2$$

$$Z^{(1)} = \sum S(n(s,r) / N(r))$$

$$Z^{(2)} = \sum S^2(n(s,r) / N(r))$$

式中 $A(r)$ 為孔隙度指標， $Z^{(1)}$ 與 $Z^{(2)}$ 分別為第 1 次與第 2 次取樣完成時所得之參數， S 為銀合歡在滑動窗格中所出現的網格數目， r 為滑動窗格大小， $n(s,r)$ 為銀合歡占據 S 的窗格數目， $N(r)$ 為利用 $r \times r$ 滑動窗格完成整個區域取樣的窗格總數目。

上述公式中 $Z^{(1)}$ 與 $Z^{(2)}$ 可用以下之統計形式加以表達，進而推導 $A(r)$ 。

$$Z^{(1)} = \bar{S}(r)$$

$$Z^{(2)} = S_s^2(r) + \bar{S}^2(r)$$

$$A(r) = S_s^2(r) / \bar{S}^2(r) + 1$$

孔隙度指標能提供多尺度的訊息，隨著滑動窗格大小的變化趨勢，其中便蘊含了豐富的空間資訊，係用來研究地景異質性和整體空間結構的關鍵。例如低孔隙度趨勢係表示銀合歡分布較均勻，地景組成接近同質，空間分布型呈現變化平緩；反觀高孔隙度趨勢係表示銀合歡分布極端，地景組成的異質性高，空間分布型呈現急劇變化。

結 果

一、銀合歡與非銀合歡植群之空間分布現況

因本研究著重於銀合歡植群的空間分布，因此監督性最大概似法之影像分類過程中，訓練樣區選取銀合歡類型 50 個，以及非銀合歡類型 43 個，然為利用後續銀合歡空間分布特徵之探討，分類結果僅以銀合歡呈現，經統計結果可知分布面積約 1,565.20 ha。為評估準確度則依據地面 GPS 定位與航空照片輔助，逢機選取 350 個點進行檢核，結果顯示銀合歡類型所獲得之生產者精確度達 80.71%、使用者精確度達 82.48% (鍾及呂 2006)，以地景層級言之，應能符合實際經營之所需。非銀合歡植群圖係以地面樣區為基礎，進行 IKONOS 影像判釋後，以螢幕數化方式加以製作，後續研究因強調銀合歡對其他非銀合歡植群之影響，因此將各種植群型合併為 1 種並以網格式圖層建檔，其結果與銀合歡套疊如圖 2 所示。

銀合歡、非銀合歡植群與非森林覆蓋 3 種地景類型經面積統計可知其分布現況，由表 1 統計結果顯示，非銀合歡植群合計面積約墾丁國家公園陸域面積的 63.65%，顯現園區內包含相當豐富的自然資源，惟亦有 8.66% 的面積屬入侵性的銀合歡族群，值得管理單位重視。為瞭解銀合歡與非銀合歡植群於海拔高、道路因子之空間分布特徵，後續採用 GIS 之套疊分析進行個別探討。

表 1. 墾丁國家公園地景類型之面積統計

Table 1. Landscape types and areas in the Kenting National Park

Landscape types	Area	
	(ha)	(%)
<i>L. leucocephala</i>	1,565.21	8.66
Other plants	11,510.65	63.65
Non-forest	5,007.64	27.69
Total	18,083.50	100.00

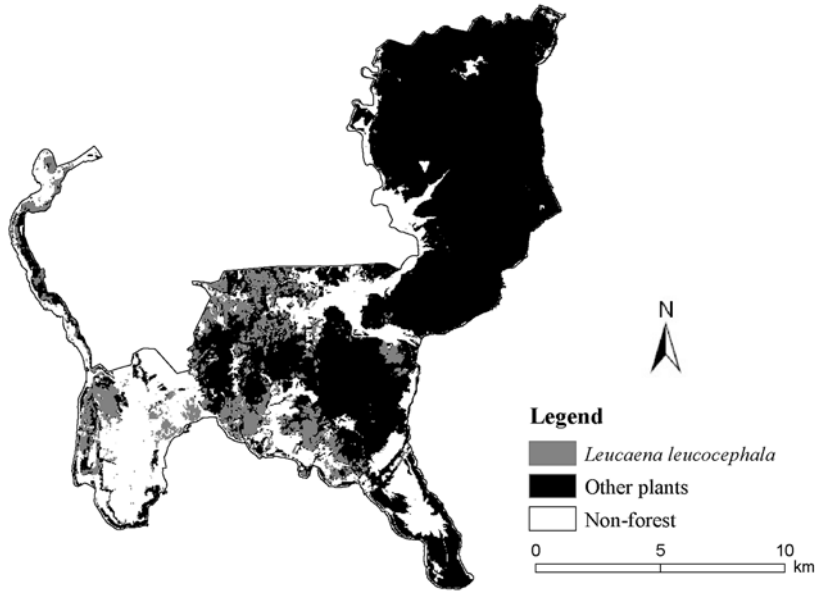


圖 2. 墾丁國家公園銀合歡與非銀合歡植群空間分布圖。

Fig. 2. Spatial distribution of *L. leucocephala* and other plants in the Kenting National Park.

二、銀合歡與非銀合歡植群於海拔高之空間分布特徵

本研究區之海拔高依據 0-100m、100-200m 與 200-300m 劃設 3 種區域，銀合歡與非銀合歡植群於各區域內之面積統計結果如表 2 所示，銀合歡於 0-100m 區域所占面積最多，約有 12.08%，其次 100-200m 約占 9.37%，隨著

海拔梯度上升，銀合歡分布逐漸減少。反觀非銀合歡植群則隨著海拔梯度的上升，分布逐漸增加，至 200-300m 之非銀合歡植群面積達 98.10%，而 300m 以上之區域因包含南仁山生態保護區之南仁湖，因此非銀合歡植群面積低於 200-300m 所占比例。

表 2. 銀合歡與非銀合歡植群於不同海拔高之分布情形

Table 2. Distributions of *L. leucocephala* and other plants in relation to elevations

Elevation ranges (m)	Areas (ha)	Areas of <i>L. leucocephala</i>		Areas of other plants		Areas for non-forest	
		(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
0-100	8,998.40	1,086.96	12.08	3,485.76	38.74	4425.68	49.18
100-200	4,724.64	442.49	9.37	3,836.61	81.20	445.54	9.43
200-300	2,735.36	35.76	1.31	2,583.52	98.10	16.08	0.59
>300	1,625.10	—	—	1,604.76	92.59	120.34	7.41

各滑動窗格之孔隙度指標運算結果如圖 3 所示，銀合歡於海拔高 0-100m 的空間分布型變化平緩(圖 3A)，100-200m 孔隙度雖有提升，惟空間分布型亦呈現平緩趨勢(圖 3B)，至 200-300m 開始有明顯的極端變化(圖 3C)，表示銀合歡面積少，僅分布於某些特定區域；非銀合歡植群方面，其於各種海拔梯度的空間分布型皆呈現變化平緩趨勢，由此可知海拔高 0-100m

與 100-200m 區域範圍內，銀合歡面積較多，且與非銀合歡植群於空間上皆呈現均勻配置，其中 0-100m 區域為銀合歡最有可能入侵之環境，亦最有可能影響非銀合歡植群的正常生長，然 200-300m 之區域範圍，銀合歡占據面積少，且於空間上之分布較極端，入侵與擴散可能性較低。

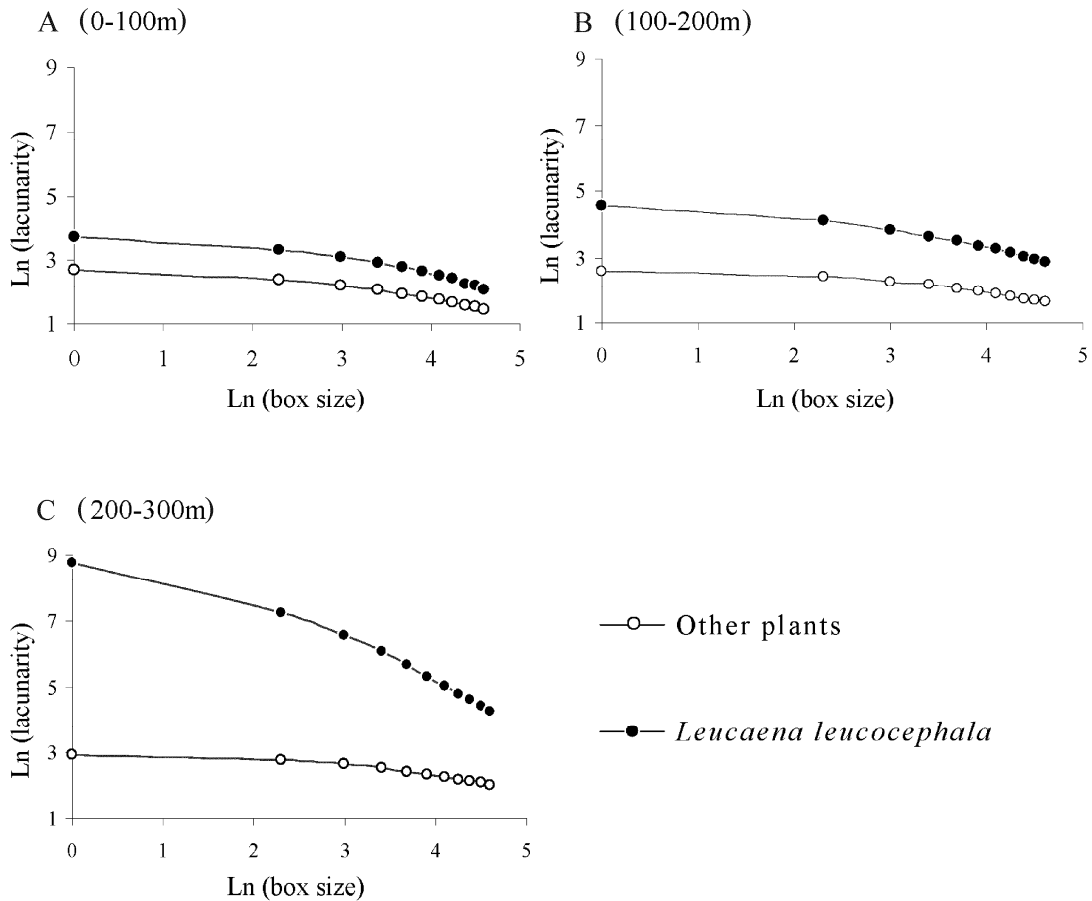


圖 3. 銀合歡與非銀合歡植群於不同海拔高之孔隙度指標曲線。

Fig. 3. Relationships between lacunarity indices and box sizes for *L. leucocephala* and other plants at the elevation ranges of 0-100m, 100-200m and 200-300m.

三、銀合歡與非銀合歡植群沿道路之空間分布特徵

道路因子依據距離道路 0-500m、500-1,000m、1,000-1,500m 與 1,500-2,000m 劃設 4 種區域，銀合歡與非銀合歡植群於各區域內之面積統計結果如表 3 所示，距離道路 0-500m 之銀合歡面積分布最廣(1,100.89 ha)，占該區

域之 11.69%，隨著距離道路愈遠，分布面積逐漸減少，至 1,500-2,000m 之銀合歡面積僅占 2.05%，至 2,000m 以上已無銀合歡的蹤跡。另非銀合歡植群方面則與銀合歡的面積分布相反，隨著距離道路愈遠，其所占面積逐漸提升，至 2,000m 以上之非銀合歡植群面積占 93.65%，恰與海拔的高低有相似情形。

表 3. 銀合歡與非銀合歡植群於離道路不同距離之分布情形

Table 3. Distribution of *L. leucocephala* and other plants at different distances from the road

Road buffer (m)	Areas (ha)	Areas of <i>L. leucocephala</i>		Areas of other plants		Areas for non-forest	
		(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
0-500	9,414.18	1,100.89	11.69	4,400.21	46.74	3,913.08	41.57
500-1,000	4,198.53	353.75	8.43	3,060.35	72.89	784.43	18.68
1,000-1,500	1,995.26	90.16	4.52	1,746.52	87.53	158.58	7.95
1,500-2,000	995.90	20.41	2.05	917.93	92.17	57.55	5.78
>2,000	1,479.63	—	—	1,385.64	93.65	93.99	6.35

各滑動窗格之孔隙度指標運算結果如圖 4 所示，銀合歡與非銀合歡植群皆有相似的空間分布型趨勢，隨著距離道路愈遠孔隙度愈高，表示兩種植群的空間配置情形逐漸呈現極端，惟銀合歡變化趨勢明顯高於非銀合歡植群，距離道路 0-500m 區域(圖 4A)兩者曲線差距並不

大，在距離愈遠的情形下，尤其以 1,500-2,000m 區域(圖 4D)，兩者的曲線差距最大，由此可知銀合歡於距離道路愈近處，所占面積最多，空間上的配置均勻，愈易影響到非銀合歡植群，然愈遠處所占面積減少，空間上的配置呈現極端，較不易入侵。

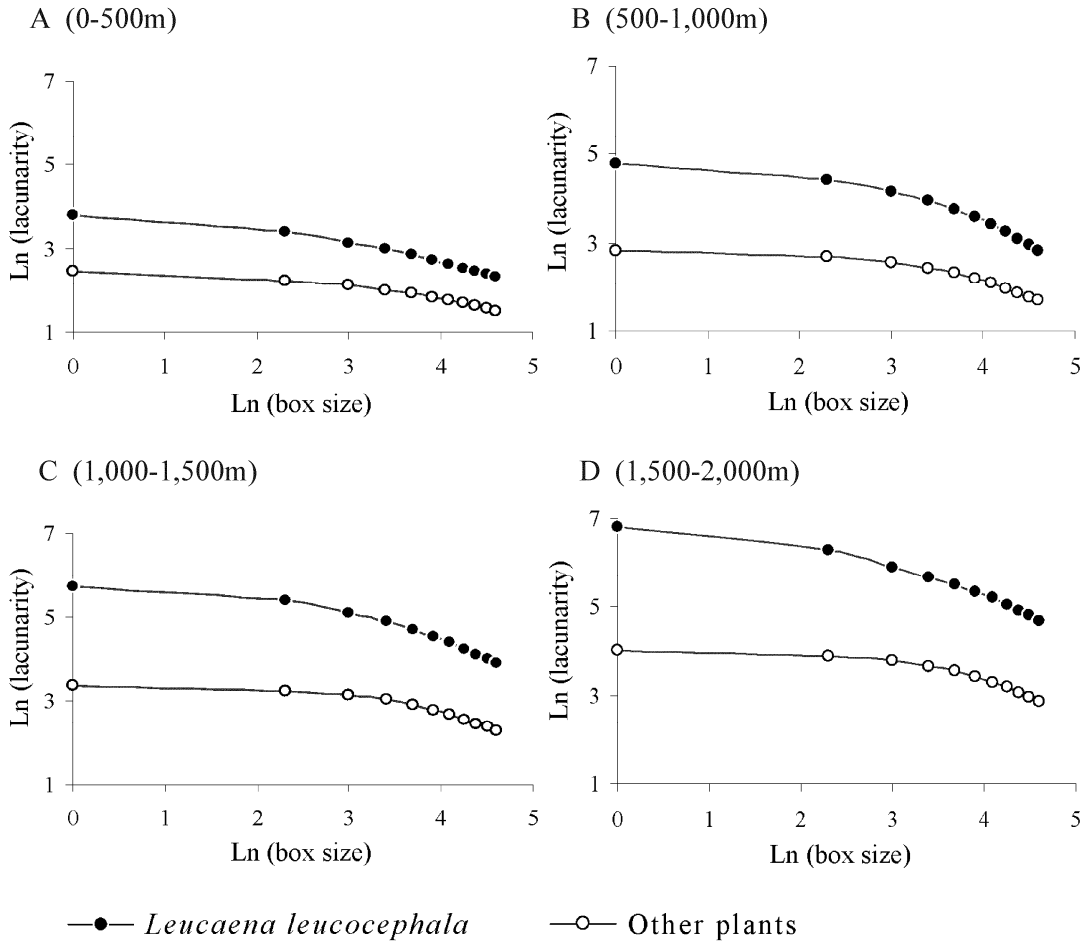


圖 4. 銀合歡與非銀合歡植群於離道路不同距離之孔隙度指標曲線。

Fig. 4. Relationships between lacunarity indices and box sizes for *L. leucocephala* and other plants at different distances from the road.

討 論

一、銀合歡與海拔高之關係

本研究採用海拔高因子探討銀合歡之空間分布特徵，分析結果得知，低海拔區域銀合歡較容易入侵，隨著海拔梯度的上升，銀合歡的分布愈不明顯。前人文獻中皆有與本研究相符之結果，例如 Sax (2002) 探討智利地區原生與

外來入侵植物之空間分布型，研究結果即驗證，外來入侵植物之物種豐富度與海拔高有極相關的顯著性；Underwood *et al.* (2004) 針對美國 Yosemite 國家公園之植物社會進行研究，調查結果亦發現，外來植物出現頻率最高之調查樣區多數位於低海拔之區域。低海拔之地景環境容易受人為干擾，進而導致的物種棲地喪失與地景破碎化現象，亦間接增加了引進外來植物入侵與擴散的機會(Baskent 1999; Hobbs

2000)，而高海拔環境因較難以抵達，且自然資源多受人為與天然屏障的保護，外來植物相對不易入侵(Noss and Cooperrider 1994)。墾丁國家公園海拔 0-100 m 之區域大都為人為活動明顯的一般管制區，因此無形間也可能成為銀合歡入侵與擴散的場所，另高海拔區域主要位處生態保護區，在管理單位嚴謹的經營下，該區域之銀合歡分布仍在控制之中(鍾及呂 2006)。

二、銀合歡與道路之關係

本研究採用另一因子為與道路之距離，經銀合歡空間分布特徵分析結果得知，距離道路愈近區域，銀合歡分布最為明顯，隨著距離愈遠，銀合歡分布則逐漸銳減。相關研究中，如 Gelbard and Belnap (2003) 針對美國猶他州南部的道路開發地區，調查外來入侵與原生植群的物種豐富度，研究結果顯示，道路邊緣的外來入侵植物豐富度明顯高於植群的核心地帶。近代亦有許多的生態學者提出道路因子與外來入侵植物相關的論點，如森林地景被道路切割之區域易產生孔隙，因有充足的光量照射，往往成為外來植物入侵之場所(Parendes and Jones 2000; Watkins *et al.* 2003)，此外道路為外來植物演變為入侵植物之主要途徑，尤其是生態幅度廣、生活週期短、繁殖力強的物種(Spellerberg 1998; Trombulak and Frissell 2000)。以上之觀點皆符合本研究所得之結果，因此除海拔分布外，墾丁國家公園之道路周圍亦為銀合歡入侵與擴散之另一重要場所。

綜合以上所述，本研究所探討之銀合歡於海拔愈低、距離道路愈近之區域分布較多，相對地這些區域人為干擾較明顯，然其他非銀合歡植群則多分布於海拔愈高、距離道路愈遠之自然環境。因此人為干擾仍為助長外來入侵植物生存之主因，若數量愈多且形成穩定的族群，會影響原生植物群落結構(Levine *et al.* 2003)，進而使生態系統的運行發生改變。

謝 誌

本研究承行政院農業委員會科技計畫「95 農科-11.5.1-務-e1」之部分經費補助，特此致謝。

引用文獻

- 李昭宗。2003。恆春地區銀合歡入侵及擴散之研究。國立屏東科技大學森林學研究所碩士論文。
- 陳朝圳、鍾玉龍。2003。應用 IKONOS 衛星影像於墾丁國家公園植群圖繪製之研究。國家公園學報 13: 85-102。
- 蔣慕琰。2006。外來入侵植物之管理與防治。林業試驗所專訊 13: 8-11。
- 鍾玉龍、呂明倫。2006。SPOT 衛星影像於墾丁國家公園銀合歡入侵分布之繪製。台灣林業科學 21: 167-177。
- 嚴新富、洪偉屏。2003。入侵種農園藝作物的清查及監測。入侵種生物管理研討會論文集 56-67 頁。
- Baskent, E. Z. 1999. Controlling spatial structure of forested landscapes: A case study towards landscape management. *Landscape Ecology* 14: 83-97.
- Gelbard, J. L. and J. Belnap. 2003. Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conservation Biology* 17: 420-432.
- Gustafson, E. J. and G. R. Parker. 1994. Using an index of habitat patch proximity for landscape design. *Landscape and Urban Planning* 29: 117-130.
- Hobbs, R. J. 2000. Land use changes and invasions. pp. 385-421. *In*: Mooney, H. A. and R. J. Hobbs (eds.). *Invasive species in a changing*

- world. Island Press, Washington, DC.
- Knight, D. H., W. L. Baker, O. Engelmark and C. Nilsson. 2001. A landscape perspective on the establishment of exotic tree plantations: Lodgepole pine (*Pinus contorta*) in Sweden. *Forest Ecology and Management* 141: 131-142.
- Levine, J. M., M. Vila, C. M. D'Antonio, J. S. Dukes, K. Grigulis and S. Lavorel. 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences* 270: 775-781.
- Li, B. and S. Archer. 1997. Weighted mean patch size: A robust index for quantifying landscape structure. *Ecological Modelling* 102: 353-361.
- Noss, R. F. and A. Y. Cooperrider. 1994. Saving nature's legacy: Protecting and restoring biodiversity. Island Press, Washington, DC.
- Parendes, L. A. and J. A. Jones. 2000. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H. J. Andrews Experimental Forest, Oregon. *Conservation Biology* 14: 64-75.
- Pauchard, A. and P. Alaback. 2004. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of south-central Chile. *Conservation Biology* 18: 238-248.
- Peralta, P. and P. Mather. 2000. An analysis of deforestation patterns in the extractive reserves of Acre, Amazonia from satellite imagery: A landscape ecological approach. *International Journal of Remote Sensing* 21: 2555-2570.
- Plotnick, R. E., R. H. Gardner and R. V. O'Neill. 1993. Lacunarity indices as measures of landscape texture. *Landscape Ecology* 8: 201-211.
- Plotnick, R. E., R. H. Gardner, W. W. Hargrove, K. Prestegard and M. Perlmutter. 1996. Lacunarity analysis: A general technique for the analysis of spatial patterns. *Physical Review E* 53: 5461-5468.
- Sax, D. F. 2002. Native and naturalized plant diversity are positively correlated in scrub communities of California and Chile. *Diversity and Distributions* 8: 193-210.
- Song, I. J., S. K. Hong, H. O. Kim, B. Byund and Y. Gin. 2005. The pattern of landscape patches and invasion of naturalized plants in developed areas of urban Seoul. *Landscape and Urban Planning* 70: 205-219.
- Spellerberg, I. F. 1998. Ecological effects of roads and traffic: A literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 317-333.
- Sui, D. Z. and H. Zeng. 2001. Modeling the dynamics of landscape structure in Asia's emerging desakota regions: A case study in Shenzhen. *Landscape and Urban Planning* 53: 37-52.
- Trombulak, S. C. and C. A. Frissell. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14: 18-30.
- Underwood, E. C., R. Klinger and P. E. Moore. 2004. Predicting patterns of non-native plant invasions in Yosemite National Park, California, USA. *Diversity and Distributions* 10: 447-459.
- Vitousek, P. M., C. M. D'Antonio, L. L. Loope and R. Westbrooks. 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* 84: 468-478.
- Watkins, R. Z., J. Chen, J. Pickens and K. D. Brosofske. 2003. Effects of forest roads on understory plants in a managed hardwood landscape. *Conservation Biology* 17: 411-419.
- Wilcove, D. S., D. Rothstein, D. Dubow, A. Phillips and E. Losos. 1998. Quantifying threats to

imperiled species in the United States.
BioScience 48: 607-615.

Wu, X. B., T. L. Thurow and S. G. Whisenant.
2000. Fragmentation and changes in hydrologic
function of tiger bush landscapes, south-west
Niger. Journal of Ecology 88: 790-800.