

國立臺灣大學生命科學院生態學與演化生物學研究所

碩士論文

Institute of Ecology and Evolutionary Biology

College of Life Science

National Taiwan University

Master Thesis

土地利用變遷對入侵植物分布之影響

以墾丁國家公園銀合歡為例

Impact of Land-use Change on Distribution of Invasive *Leucaena*  
*leucocephala* in Kenting National Park, Taiwan

郭昱君

Yu-Jyun Kuo

指導教授：李培芬 博士

Advisor: Pei-Fen Lee, Ph.D.

中華民國 97 年 6 月

June, 2008

## 謝誌

從來沒有想過生態學課本裡某一頁的隨堂筆記，會是我進入空間生態實驗室奮鬥的主題，甚至還靠著它讓我成為郭碩士。那堂課的授課老師也就是我的指導老師李培芬，感謝您一步步帶領我踏進遙測與 GIS 的世界，給予研究的方向與信心，我永遠不會忘記老師帶著我們在墾丁大平頂冒險時那可靠的背影。林試所的王相華老師，感謝您提供資料和寶貴的建議。口試委員吳水吉、陳繼藩與蔡博文老師，謝謝您們在百忙中抽空批閱一份不成熟的論文，在口試時的指正也讓論文內容更為清楚完整。此外，謝謝師大生命科學系的吳姍樺老師，在過去研究所推甄時指導我撰寫論文計畫，建立我對本研究的初步構想。

空間生態實驗室是我的第三個家，學長姐的督促提醒和關照愛護，給了我前進的動力。感謝采諭姊姊、小柯學長和非常關心學弟妹的承恩學長，總是一針見血的指出架構和表達的問題；謝謝小耍學姊，沒有妳就沒有和老師一起出差的機會；謝謝英文老師曼瑜、第一個看完丟臉初稿的宛均、努力幫我順稿和提供娛樂的莊大爺、在我壓力大的時候借我妞妞的依紋、在軍中報效國家的忠翰和鈞毅，能遇到你們是這兩年最美好的回憶。當然，還有可靠的承天、幫我照顧魚缸的逸凡、對面的好伙伴育欣、棋王漢彰和取代我愛睡覺形象的可愛小學妹華湍。最重要的，一起奮鬥的恒佑，謝謝你在這些日子裡的陪伴與容忍，還好有你！

另外，謝謝我第二個家—伙食團，給我支持下去的力量，並體諒我暫時的離開。感謝老爹發現我的緊繃狀態和教我寫摘要的方式，還有陪我一起看日劇放鬆的姿奴、不時關心我的健印以及好多好多關心我的大家。

還有，我最親最親的家人。謝謝老妹忍受我在家裡的無所事事，願意和我分享彼此的生活。最後，感謝我的父母，讓我自由選擇未來，支持我的決定，作我永遠的避風港，這輩子能夠當您們的女兒，是很幸福的一件事。

墾丁滿山遍野的銀合歡，雖非美景，卻讓我獲得許多，謝謝！

# 目錄

摘要 .....	i
Abstract .....	ii
前言 .....	1
材料與方法 .....	4
研究區域 .....	4
研究物種 .....	4
網格系統 .....	5
資料分析 .....	9
結果 .....	13
銀合歡時空變遷 .....	13
檢定影響銀合歡分布因子 .....	13
棲地分類 .....	14
比較東西區與全區 .....	15
尺度放大效應 .....	16
討論 .....	18
銀合歡時空變遷 .....	18
人為干擾與地形因子對銀合歡分布的影響 .....	19
模式準確度的評估 .....	24
東西區與全區之比較 .....	24
尺度放大的適用性 .....	25
結論 .....	26
參考文獻 .....	28
圖 .....	35
表 .....	66
附錄 .....	81

## 圖目錄

Fig. 1	Map of the study area in Kenting National Park, southern Taiwan. ....	35
Fig. 2	Western and eastern regions of study area based on the boundary between SE and SW ecoregions proposed by Su (1985). ....	36
Fig. 3	Previous sisal plantation in Hengchun peninsula from 1952-1991 (Ding, 1986; Hu, 2002). ....	37
Fig. 4	Localities of <i>L. leucocephala</i> around Taiwan based on biodiversity invention records. ....	38
Fig. 5	Previous sisal plantation (polygons with green outline). Background is an orthophoto published in 1976. ....	39
Fig. 6	Distribution of sisal plantation in 1976. ....	40
Fig. 7	Patterns of road-effect factors used in this study, including (A) proximity to roads and (B) road engineering. ....	41
Fig. 8	Patterns of (A) strictness of management, one of land-management factors, derived from (B) management of National Park and (C) presence of National Forest. ....	42
Fig. 9	Distribution of public and private lands in the study area. ....	43
Fig. 10	Patterns of (A) elevation and (B) slope in the study area. ....	44
Fig. 11	Pattern of (A) aspect in study area, and its derivatives: (B) southness and (C) westness indexes. ....	45
Fig. 12	Flow chart of data analysis: (A) spatial-temporal distribution change of <i>L. leucocephala</i> , (B) hypothesis testing and building habitat classification model, (C) comparison of western and eastern regions with the whole region, and (D) investigating scale effect. ....	46
Fig. 13	Distribution of <i>L. leucocephala</i> at Hengchun peninsula in (A) 1976, (B) 1986, and (C) 1996 based on aerial photo interpretation by H. H. Wang. ....	47
Fig. 14	Distribution of <i>L. leucocephala</i> in Hengchun peninsula in 2007, based on 2003 color orthophoto interpretation and field work in 2005 and 2007. ....	48
Fig. 15	The time-course of the increase of <i>L. leucocephala</i> . <i>A</i> is the area of the invasion, and <i>T</i> is the time in years after 1976 ( $T = 0$ ). The equation of the regression line is: $A = 30.72e^{0.16T}$ ( $r = 0.98, p < 0.05$ ). ....	49
Fig. 16	Landscape change of <i>L. leucocephala</i> invasion from 1976 to 2007. The three classes of horizontal axis mean not changing (Invasion last), declining (Losses), and increasing (Gains) in area of <i>L. leucocephala</i> invasion between two successive years. ....	50
Fig. 17	Comparison of human disturbance factors with absence and presence of <i>L.</i>	

	<i>leucocephala</i> : (A) previous sisal plantation, (B) road engineering, (C) strictness of management, (D) land ownership, and (E) proximity to roads. ....	51
Fig. 18	Comparison of topographical factors with absence and presence of <i>L. leucocephala</i> : (A) elevation, (B) slope, (C) southness, and (D) westness.....	52
Fig. 19	(A) Classification results of the whole-region DFA model, and (B) predictive map of future potential area of <i>L. leucocephala</i> invasion based on the whole-region DFA model.....	53
Fig. 20	Comparison of human disturbance factors with absence and presence of <i>L. leucocephala</i> in the western region: (A) previous sisal plantation, (B) road engineering, (C) strictness of management, (D) land ownership, and (E) proximity to roads. ....	54
Fig. 21	Comparison of topographical factors with absence and presence of <i>L. leucocephala</i> in the western region: (A) elevation, (B) slope, (C) southness, and (D) westness.....	55
Fig. 22	Comparison of human disturbance factors with absence and presence of <i>L. leucocephala</i> in the eastern region: (A) previous sisal plantation, (B) road engineering, (C) strictness of management, (D) land ownership, and (E) proximity to roads. ....	56
Fig. 23	Comparison of topographical factors with absence and presence of <i>L. leucocephala</i> in the eastern region: (A) elevation, (B) slope, (C) southness, and (D) westness.....	57
Fig. 24	(A) Classification results of two sub-region DFA models, and (B) predictive map of future potential area of invasion by <i>L. leucocephala</i> based on the two sub-region DFA models. ....	58
Fig. 25	Comparison of human disturbance factors with absence and presence of <i>L. leucocephala</i> based on grid size 40 m × 40 m: (A) previous sisal plantation, (B) road engineering, (C) strictness of management, (D) land ownership, and (E) proximity to roads. ....	59
Fig. 26	Comparison of topographical factors with absence and presence of <i>L. leucocephala</i> based on grid size 40 m × 40 m: (A) elevation, (B) slope, (C) southness, and (D) westness. ....	60
Fig. 27	Comparison of human disturbance factors with absence and presence of <i>L. leucocephala</i> based on grid size 80 m × 80 m: (A) previous sisal plantation, (B) road engineering, (C) strictness of management, (D) land ownership, and (E) proximity to roads. ....	61
Fig. 28	Comparison of topographical factors with absence and presence of <i>L. leucocephala</i> based on grid size 80 m × 80 m: (A) elevation, (B) slope, (C) southness, and (D) westness. ....	62

- Fig. 29 Comparison of human disturbance factors with absence and presence of *L. leucocephala* based on 160 m × 160 m grid size: (A) previous sisal plantation, (B) road engineering, (C) strictness of management, (D) land ownership, and (E) proximity to roads. .... 63
- Fig. 30 Comparison of topographical factors with absence and presence of *L. leucocephala* based on 160 m × 160 m grid size: (A) elevation, (B) slope, (C) southness, and (D) westness. .... 64
- Fig. 31 Geographic information about Kenting National Park: (A) population density (people / km<sup>2</sup>) in 1994 and distribution of residence, and (B) road density (m / km<sup>2</sup>). .... 65



## 表目錄

Table 1	Road construction and maintenance schedule in Hengchun peninsula between 1981 and 2007. ....	66
Table 2	Terrestrial land management class in Kenting National Park. ....	67
Table 3	Structure of cross comparison table for change analysis between years <i>a</i> and <i>b</i> . $n_{ij}$ is the number of grids. ....	68
Table 4	A confusion matrix for predictive model. TP = true positives; FN = false negatives; FP = false positives; TN = true negatives. ....	69
Table 5	Area of <i>L. leucocephala</i> presence at Kenting National Park from 1976 to 2007. ....	70
Table 6	Proportion of expansion area at western and eastern regions from 1976 to 2007 and mean expansion rate between two successive years. ....	71
Table 7	Summary of <i>L. leucocephala</i> change between two successive years from 1976 to 2007. ....	72
Table 8	Characteristics of human disturbance and topographic variables at various spatial scales. ....	73
Table 9	Characteristics of human disturbance and topographic variables at the 20 m spatial scale for the western and eastern regions at Kenting National Park. ....	74
Table 10	Spearman rank correlation coefficients for variables need to examine the distribution pattern in Kenting National Park. No correlation is strong ( $r_s^2 > 0.75$ ) ....	75
Table 11	Spearman rank correlation coefficients for variables need to examine the pattern at western and eastern regions in Kenting National Park. No correlation is strong ( $r_s^2 > 0.75$ ). ....	76
Table 12	Discriminant function and canonical discriminant functions (standardized by within variance) for presence and absence of <i>L. leucocephala</i> . ....	77
Table 13	Discriminant function and canonical discriminant functions (standardized by within variance) for presence and absence of <i>L. leucocephala</i> for the western and eastern regions in Kenting National Park. ....	78
Table 14	Discriminant function and canonical discriminant functions (standardized by within variance) for presence and absence of <i>L. leucocephala</i> at three spatial scales in Kenting National Park. ....	79
Table 15	Summary of classification results for all combination of discriminant function models. ....	80

## 摘要

土地利用會改變原有地景，對環境、物種組成及生態系造成極大衝擊，增加生態系受到外來物種入侵的機會，使得生物多樣性受到威脅。本研究以墾丁國家公園的外來入侵植物銀合歡 (*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit) 為題材，利用 1976-2007 年間土地利用與土地覆蓋的改變，探討入侵物種分布的時空變遷，並驗證土地利用型態的改變與環境限制對其分布的影響。應用遙測技術，以 GIS 為平台，製作 1976、1986、1996 與 2007 年之銀合歡分布、1976 年之瓊麻栽植，以及道路影響、土地經營管理類型和地形因子的分布圖層，並以解析度 20 m × 20 m 的網格系統，進行判別分析 (discriminant functional analysis) 以綜合各項因子建立棲地分類模式。結果發現 1976 至 2007 年間，銀合歡多分布於西半部，且入侵面積呈指數增長；銀合歡新入侵及持續入侵的面積隨時間增加，而恢復原生植被或轉為其他用途的區域面積相對稀少。過去瓊麻的栽植以及道路開發、土地經營管理類型導致的人為干擾，對於現今銀合歡的分布有顯著影響。銀合歡棲地分類模式選入所有的土地利用及地形因子 (Wilks's  $\lambda=0.52$ ,  $df=9$ ,  $p<0.001$ )，整體正確率為 72.2%。但以蘇鴻傑生態分區劃分研究區域為東西區，東區模式中標準化典型判別係數之數值較大者與西區及全區模式有所差異，且東區模式準確度較高，整體正確率為 83.6%。本研究顯示影響墾丁國家公園銀合歡分布的主要因子為過去瓊麻栽植、道路距離、國家公園管理嚴格度及海拔。本研究支持「土地利用型態的改變導致棲地受到干擾，進而增加外來物種的入侵機會」。

關鍵字：空間分布、入侵植物、銀合歡、地理資訊系統、遙測、地景變遷、土地利用、判別分析、尺度效應



## Abstract

Land-use plays an important role in causing landscape and ecosystem changes. This impact alters abiotic conditions and species composition which increases the opportunities for species invasion and threatens biodiversity. I studied the land-use and land-cover change over the past 30 years to test the hypothesis that previous land-use has strongly influence on the invasion of *Leucaena leucocephala* in Kenting National Park, southern Taiwan. Using remote sensing and GIS datasets, I generated distribution maps of *Leucaena* in 1976, 1986, 1996, and 2007, sisal plantation in 1976, road-effect factors, land management types, and topographic factors. Data were analyzed by discriminant function analysis (DFA). The distribution maps from 1976 to 2007 suggested that *Leucaena* widespreaded in the western part of Kenting National Park and the invaded area increased exponentially. Previous sisal plantation and disturbance due to road development were strongly correlated with current *Leucaena* occurrence. The whole-region DFA model had 72.2% classification accuracy (Wilks's  $\lambda=0.52$ ,  $df=9$ ,  $p<0.001$ ). The eastern-region DFA model performed better than the western-region or the whole-region ones. Previous sisal plantation, proximity to roads, land management types, and elevation were the major factors in determining the distribution of *Leucaena*. This study supports the hypothesis that previous land-use has strong influence on the distribution of invasive species.

Keywords: spatial distribution, invasive plant, *Leucaena leucocephala*, GIS, remote sensing, landscape change, land-use history, discriminant analysis, scale effect

## 前言

過去的土地利用 (land-use) 改變了非生物環境與物種組成，對於生態系的結構造成極大的影響 (de Blois et al., 2001)；在熱帶地區，土地利用尤為影響生態環境的重要因素 (Colón and Lugo, 2006)。而土地利用變遷所導致之人為干擾 (anthropogenic disturbance) 對於某些物種有利，卻可能抑制了原來物種組成的復原 (Lunt and Spooner, 2005; Colón and Lugo, 2006)，增加外來物種建立族群的機會。此時，外來物種的入侵將成為環境隱憂，當地的生物多樣性 (biodiversity) 受到威脅，造成經營管理上人力、物力的耗費 (Sharma et al., 2005)。

人為活動改變既有干擾或是引入新的干擾，都可能改變生態系統而增加外來物種入侵的機會 (Hobbs and Huenneke, 1992)。因此，入侵植物多半分布在受干擾較為劇烈的棲地，尤其是廢棄的農作區與開墾過的土地 (Cramer et al., 2008)。González-Iturbe et al. (2002) 發現墨西哥北猶加敦半島之黃帶龍舌蘭 (*Agave fourcroydes* Lem.) 廢耕後，許多生長快速的豆科植物入侵廢耕地，進而建立族群。道路開發亦使生態環境受到劇烈干擾，移除了原生植被，導致土壤擾動、高光量、水文改變以及破壞原生植物種子庫 (seed bank)，造成物種的棲地流失與伴隨而來的土地利用與覆蓋變遷 (land-use and land-cover change, LULC change)，使得非本地物種提高建立族群的機會 (Angelsen and Kaimowitz, 1999; Trombulak and Frissell, 2000; Coffin, 2007; Theoharides and Dukes, 2007)。Flory and Clay (2006) 對於印第安納州東部落葉林之外來灌木進行研究，發現七種外來灌木中有四種隨著與道路距離的增加而密度下降。修築或拓寬道路也增加了外來物種向鄰近內部生態系入侵的管道 (Tyser and Worley, 1992; Forman, 1999)，導致外來植物的覆蓋增加 (Gelbard and Belnap, 2003)。此外，不同的土地經營管理類型亦造成干擾程度的差異。其中，保護區的設立使得干擾程度降低，而能減少外來物種成功建立族群的機會 (Pauchard and Shea, 2006)；另外，土地所有權屬的不同亦會影響土地覆蓋變遷的類型 (Turner et al., 1996)。因此，本研究依據前述原理與觀察，提出假說「土地利用型態的改變導致棲地受到干擾，進而增加外來物種的入侵機會」。

若以環境限制物種分布的角度切入，影響陸域植物分布的首要環境因子為氣候 (Franklin, 1995; Nielsen et al., 2008)，其他環境因子如地形、土壤特性、生物間交互作用則作用於較細的尺度 (Nielsen et al., 2008)。地形因子中，海拔會影響局部溫度的變化，可做為評估樣區微棲地的環境因子；坡度則與土壤的發育堆積有關，將會影響土壤的排水性及含水量，進而影響植物的生育；至於坡向的不同會形成迎風或背風的坡面，造成日照、溫度、濕度及土壤水分之差異，間接影響植物的分布 (余, 2007)。除此之外，地景異質性 (landscape heterogeneity) 亦會對於植物分布的棲地類型造成影響。

環境因子會在特定的尺度影響外來物種分布，造成尺度依賴性 (scale dependence) 的現象 (Nielsen et al., 2008)。Wills and Whittaker (2002) 指出地形可在地景 (landscape, 10-200 km) 與地方 (local, 1-10 km) 尺度影響物種分布；土地利用的型態則可在地方與樣區 (site, 10-1,000 m) 尺度造成影響。除了空間尺度，研究物種分布的限制因子也應考慮資料解析度 (Wiens, 1989; Collingham et al., 2000)，粗糙的資料解析度可能會稀釋環境因子對於物種分布的影響。

墾丁國家公園為臺灣保育熱帶生物多樣性及其生育環境之重鎮，如今卻可能因成立前後土地利用的變遷，而受到外來植物銀合歡 (*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit) 入侵的衝擊。雖然國家公園管理處自 2001 年起展開整治工作，並持續至今，但銀合歡仍大面積存在，效果不彰。過去對於墾丁國家公園銀合歡的研究，多著重於小尺度的入侵機制，其中李 (2003) 對於銀合歡的物候現象進行調查，並探討銀合歡分布與土質的關係；銀合歡的控制方式經 Kuo (2003) 測試，建議於乾季結束前一月施用殺草劑，且於移除後大量種植原生樹種；近期則發現銀合歡果莢有遭到銀合歡豆象蛀食的現象(王等, 2007)。Pauchard and Shea (2006) 認為在過去入侵植物的研究中，探討大尺度的模式 (model) 較少，未來研究應結合時間尺度，以時空交互作用的角度來分析過去空間資訊。相較於地面調查，近年來蓬勃發展之遙測 (Remote Sensing) 為一高效率的資源調查技術，可得到大面積的即時地面資訊 (李, 1993)。應用遙測技術取得不同年度的航空照片或衛星影像，使用地理資訊系統 (Geographic Information System, GIS) 以時間軸來比較大區域植被的差異，可對於特定土地利用形式或是植被覆蓋的演變進行監

測。近年來，許多研究者應用遙測技術於銀合歡分布圖的繪製（王相華，未發表資料；Tsai and Chou, 2006；鍾及呂，2006），並進一步探討空間分布的特性（李，2003；陳，2005；呂及鍾，2007）。然而，對於銀合歡分布模式的瞭解及土地利用扮演的角色，仍然處於渾沌不明的階段，導致研擬防治及管理措施上的困難。

土地利用型態的轉變會導致生態環境受到極大衝擊，因而提供生物入侵的機會（Weber, 2003; Waldner, 2008）。透過詳細陳述人為干擾歷史與植被組成的變遷，可為受到人為干擾之生態系擬訂合適的保育策略（Foster et al., 1998; Swetnam et al., 1999; Miller and Hobbs, 2002; Ross et al., 2002; Lunt and Spooner, 2005）。本研究以墾丁國家公園之銀合歡為題材，利用 1976-2007 年間土地利用與土地覆蓋的變遷，探討外來物種分布的時空變遷，並驗證土地利用型態的改變會影響外來物種分布之假說。本研究將著重於 (1) 1976-2007 年間銀合歡分布的時空變遷；(2) 由土地利用及環境限制的角度，探討過去植被、道路影響、土地經營管理類型與地形對銀合歡分布的影響，驗證假說並綜合各項因子建立棲地分類模式；(3) 劃分墾丁國家公園為東西區，藉由比較分區與全區之棲地分類模式，探討氣候及地景異質性對於銀合歡分布的影響；(4) 放大資料尺度，與原尺度比較並評估模式於不同尺度的適用性。

## 材料與方法

### 研究區域

墾丁國家公園於 1984 年成立，主要目的為保護國家特有之自然風景、野生生物及史蹟，並提供國民之育樂及研究。其位於臺灣最南端的恆春半島 (Fig. 1)，陸域面積 18,083.5 ha，海拔高度範圍為 0-521 m，西部平緩，中部為丘陵地形，最高點位於東北部南仁山生態保護區內之萬里得山。墾丁國家公園屬於熱帶氣候區，受到東北季風的影響，乾溼季各約半年，雨季集中在 5 月至 10 月間，其餘皆屬旱季。年均溫為 24 °C，年降雨量 2,200 mm。蘇鴻傑 (1985) 曾提及 20 世紀早期已有植物學家發現恆春半島東西部植被的差異，之後其利用降雨區域的變異與季節性分配，配合集水區、海拔高度作為基礎來建立臺灣生態氣候分區的架構，並參考東北季風對半島的影響來劃設生態氣候分區的界限，墾丁國家公園西半部至鵝鑾鼻位於西南區，東半部則位於東南區之範圍內 (Fig. 2)。

過去恆春半島之農作物以瓊麻 (*Agave sisalana*) 為主。瓊麻於 1901 年因工業用途引進臺灣，作為製繩的纖維材料 (黃, 1988)。極盛期時許多農田、海岸林地均改為栽植瓊麻，1965 年總栽植面積最高峰達 9,369.0 ha (Ding, 1986)。然而，1961 年塑膠尼龍繩問世，取代了傳統的製繩技術，導致栽植面積減少 (Fig. 3)，至 1991 年瓊麻栽植面積已迅速縮減至 149.8 ha (Hu, 2002)。過去數十年，瓊麻田隨著時間漸漸荒廢，但之後並未演替為過去的原生植被，其中最常見的植物是銀合歡 (呂及陳, 2002)。

### 研究物種

銀合歡原產於中美洲墨西哥海岸地區，於 1645 年隨荷蘭及西班牙船隊引進臺灣 (陳及胡, 1976)，作為畜牧飼料及薪碳材。1976 年林業試驗所亦曾引進巨型銀合歡以提供紙漿用材 (陳及范, 1989)。由於產業型態由農牧業轉型為工業，造紙的經濟價值也不如預期，放棄經營管理後大量逸出並散布於全島各地 (Fig. 4)，目前墾丁國家公園範圍內海岸地區、核三廠廠區、四之一道路旁以及屏

鵝公路旁，處處可見銀合歡，面積最大的銀合歡純林即在墾丁國家公園園區內，在許多內陸的丘陵地也有大面積分布，另外有些小區塊純林分散且遙遠。

銀合歡屬於豆科含羞草亞科，是臺灣歸化的外來植物中最大的科之一 (Wu et al., 2004)。長成後為直立灌木或喬木，高度為 5-20 m 不等。結果時，15-20 個扁平豆莢叢生於枝頭，每個豆莢有 15-25 顆種子。在目前認定的三個亞種中，有兩個已被引進臺灣，其一為偏向灌木型態的普遍型或夏威夷型 (*subsp. leucocephala*)；另一為偏向喬木型態的巨型或薩爾瓦多型 (*subsp. glabrata*)。前者因每年開花大量結果的特性，繁殖力強，在臺灣被視為「雜草樹種」(Huang et al., 1994)，目前在恆春半島和澎湖海岸地區生長的就屬於這一型；後者於恆春半島僅分布於墾丁國家公園轄區外太平頂一帶之丘陵地。

銀合歡名列世界百大入侵物種 (Lowe et al., 2004)，在全球許多熱帶地區形成單純茂密的林相，造成當地生物多樣性的單一化，其純林擁擠鬱蔽，其他物種的小苗幾乎無法生長，嚴重威脅原生物種的生存與森林自然更新演替的動態機制。Baker 於 1974 年提出理想雜草 (perfect weed) 的概念，銀合歡即符合多項條件，包括：開花結果期長達 12 個月、種子數量龐大、種子萌芽力強、生長速率快以及對於當地原生植物群集的毒他性 (allelopathy)。根據李 (2003) 估計銀合歡種子數量為  $15,000-20,000 \text{ m}^2 \text{ yr}^{-1}$ ，觀察發現生長初期僅藉斑光仍可萌芽，經過 6-12 個月即可測量胸高直徑。此外，銀合歡向外傳播的途徑之一為風力，恆春地區俗稱「落山風」之強勁東北季風，使銀合歡種子能利用風力對外散播。

## 網格系統

參考 Pueyo (2006) 取樣方式將墾丁國家公園範圍劃分為  $20 \text{ m} \times 20 \text{ m}$  網格系統，扣除內含水域或建物網格，其網格總數為 419,371 個。以地理資訊系統軟體 ArcGIS 9.2 處理，座標系統採用 TWD97，投影方式為橫麥卡托二度分帶投影 (TM2)，取得網格內之人為干擾因子、地形因子、東西分區及空間自相關。

## 人為干擾因子 Human disturbance factors

包括過去植被覆蓋、道路影響及土地經營管理三類別，共五個變數：瓊麻栽植、道路距離、道路工程、管理嚴格程度及土地所有權。

### **過去植被覆蓋 *Previous vegetation***

#### **瓊麻栽植 *Sisal plantation***

內政部於 1976-1982 年，以航空攝影測量正射投影方法測製臺灣地區像片基本圖，海拔 1,000 m 以下之平地及山坡地其比例尺為 1: 5,000。選擇 1976 年拍攝像片基本圖，人工判釋數化瓊麻栽植區域，其特色為灰粗白細相間條紋 (Fig. 5)，容易和其他農作區分，且常以不規則大面積種植。攝影年度恰屬瓊麻產業繁榮期 (1958-1979) (Hu, 2002)，足以代表研究區域內過去曾栽植瓊麻區域，此時瓊麻栽植區域多分布於墾丁及西海岸一帶，東半部較少 (Fig. 6)。網格內曾有瓊麻栽植設為 1，否則設為 0。

#### **道路影響 *Road effect***

包含道路距離與道路工程兩變數。

#### **道路距離 *Proximity to roads (m)***

道路圖層取自交通部運輸研究所建置臺灣地區交通路網數值地圖，擷取通過墾丁國家公園範圍路段，包括省道台 26 線、縣道屏 200 與屏 200 甲及鄉鎮道路屏 153 (恆春西海岸景觀道路)、屏 155、屏 157、屏 158、屏 160、屏 161、屏 165、屏 169、屏 174 等，多分布於海岸、墾丁及西南角。以 ArcGIS 近鄰分析之 Near 功能，計算網格中心點至最近道路距離，單位為公尺 (Fig. 7 A)。

#### **道路工程 *Road engineering***

根據墾丁國家公園計畫道路明細 (墾管處，1983) 與國家公園所在之鄉鎮志中紀錄 (Table 1)，1981-1999 年間進行修築及拓寬工程的路段位於縣道屏 200 與屏 200 甲、鄉鎮道路屏 153、屏 155、屏 158、屏 163、屏 165、屏 169 及其他週

邊道路。於道路圖層擷取所有曾進行道路工程的路段，以 ArcGIS 近鄰分析之 Buffer 功能，建立 300 m 緩衝區圖層。將道路工程對周邊區域的干擾以等級變數呈現，網格內有道路修築及拓寬緩衝區域設為 4，僅有道路修築緩衝區設為 3，僅有道路拓寬緩衝區設為 2，其餘為 1 (Fig. 7 B)。

### **土地經營管理 *Land management***

包含管理嚴格程度與土地所有權兩變數。

管理嚴格程度 *Strictness of management*

#### *國家公園管理 Management of National Park*

墾丁國家公園根據國家公園法第十二條之規定加以適當分區，將陸域範圍分為生態保護區、特別景觀區、史蹟保存區、遊憩區及一般管制區共計五個分區。營建署於 2004 年發佈墾丁國家公園計畫保護利用管制原則，依據其內文第四十一條附表「墾丁國家公園計畫各種分區、用地別容許使用項目表」，設立國家公園管理為一等級變數，呈現各分區受到嚴格保護及限制開發的程度 (Fig. 8 A, Table 2)。

#### *國有林地 National Forest*

為涵養水源、水土保持及維護天然景緻，設立國有林地。墾丁國家公園內國有林地屬於屏東林區，依林業法規加以管制保護。因此網格內有國有林地則設為 1，無國有林地則設為 0 (Fig. 8 B)。

由於國家公園經營管理與國有林地二參數間相關性高，國有林地必位於管理等級 3 之生態保護區、特別景觀區與史蹟保存區以及等級 2 之一般管制區中林業用地。故將二參數相加得一新的等級變數，依照經營管理的嚴格程度分為 1-4 級，依序遞增。其中，墾丁國家公園的生態保護區管理嚴格程度為等級 4，而墾丁森林遊樂區及鵝鑾鼻熱帶公園等遊憩區為等級 1 (Fig. 8 C)。



## 土地所有權 Land ownership

墾丁國家公園範圍內之土地所有權，以公有地為多 (66.6%)，主要為林班地、國有林區、保安林、試驗牧場用地、林業試驗所用地及未登錄之原野地等，但私有地亦不少 (33.4%) (墾管處，1983)。由臺灣地區地籍圖配合墾丁國家公園計畫書內土地權屬圖，研究範圍內之私有地佔 21.3%，位於西海岸、西南角及新庄滿州一帶 (Fig. 9)。網格內有私有地則設為 1，無私有地屬公有地者則設為 0。

## 地形因子 Topographic factors

選取海拔、坡度與坡向作為預測變數。

### 海拔 Elevation (m)

由解析度 20 m × 20 m 之臺灣地區數值地形模型 (Digital Terrain Model, DTM) 取得每一網格中心點之海拔高度，單位為公尺 (Fig. 10 A)。

### 坡度 Slope (°)

坡度資訊由數值地形模型經 ArcGIS 空間分析之 Surface Analysis 取得，單位為度。研究區域之坡度範圍為 0 至 65 度，西南角多平緩農地，南仁山保護區內較為陡峭 (Fig. 10 B)。

### 坡向 Aspect (°)

坡向此變數亦由數值地形模型經 ArcGIS 空間分析之 Surface Analysis 取得。由於坡向為一圓形變數，1 度和 360 度的差異僅為 1 度，並不同於數值顯示 (Fig. 11 A)。因此依據 Chang et al. (2004) 將坡向轉換為兩變數：南向 (southness) 與西向 (westness)。

$$\text{南向} = 180 - |\text{坡向} - 180|$$

經過轉換後，坡向正南的數值為 180，坡向正北的數值為 0 (Fig. 11 B)；

西向 =  $|180 - |\text{坡向} - 270||$

轉換後，坡向正西的數值為 180，坡向正東的數值為 0 (Fig. 11 C)。網格若坡度值為 0 度，則無坡向數值，記為-99。

### 空間自相關 Spatial autocorrelation

為考慮銀合歡分布的潛在自相關，取得每一網格之二級相鄰 (second-order neighbor) 網格中有分布的網格總數，並換算成比例 (Collingham et al., 2000)。使用 ERDAS IMAGINE 9.1 輔助 ArcGIS 軟體計算而得。

### 資料分析

包含銀合歡時空變遷、檢定影響分布因子及判別分析、比較東西區與全區與尺度效應等四大項 (Fig. 12)。

### 銀合歡時空變遷

由林業試驗所取得判釋 1976、1986 和 1996 年之航空照片所得銀合歡分布圖層 (王相華，未發表資料)，將銀合歡覆蓋度分為 0-25%、25-50%、50-75%與 75-100%四級。經對照原始航空照片，為避免判釋誤差僅將覆蓋度大於 50%區域視為有銀合歡分布。自行判釋 2003 年正射化影像，配合 2005 年 1 月與 2007 年 11、12 月之野外實地調查取得地真值 (ground truth)，繪製近期 2007 年的銀合歡分布圖。

將四個年度的銀合歡分布套疊至網格系統，若有銀合歡分布則設為 1，否則為 0。將各年度銀合歡入侵面積對時間進行迴歸分析。

### 地圖套疊分析

計算每時期銀合歡的平均擴張速率：

$$k = (n_a - n_b) \times \frac{1}{T} \times 100\%$$

( $k$  為平均擴張速率； $n_a$  為前一年度的銀合歡分布網格數； $n_b$  為後一年度的銀合歡分布網格數； $T$  為時間)

依照蘇鴻傑生態分區將墾丁國家公園分為西區與東區 (Fig. 2)，另外計算東西區銀合歡變化百分比來呈現銀合歡擴張的空間分布。

將圖層疊合計算時，由於銀合歡並非只增不減，計算每時期的增減變化(王，2007)。採用交叉分析法 (cross analysis)，建立銀合歡變遷分析表 (Table 3)，可得知年度間新入侵 ( $n_{01}$ )、恢復原生植被或轉為其他用途 ( $n_{10}$ ) 以及持續入侵 ( $n_{11}$ ) 與未入侵 ( $n_{00}$ ) 的網格數，並繪出各時期銀合歡分布變化圖。相鄰年度間銀合歡的變遷狀態則依據 Cherrill and McClean (1995) 以比例呈現。

### 檢定影響分布因子及判別分析

2007 年銀合歡分布共有 70,413 個網格，隨機選取其中 10% 網格和數目相近之未分布網格共 14,259 個 (7,129 個有分布，7,130 個未分布)，作為檢定影響分布因子的樣本。首先進行各項因子之敘述性統計，接著對所有因子進行假設檢定，檢定各項因子在 2007 年銀合歡分布的有無之間是否具有顯著差異，若遇缺值則不納入分析。卡方分析用於檢定等級變數， $t$  檢定則用於檢定數值變數。

以檢定影響分布因子的樣本進行判別分析以建置銀合歡棲地分類模式，推估其分布特性。首先將前述假設檢定有顯著貢獻於分辨銀合歡棲地的所有變數放入分析，再加入空間自相關以獲得兩組線性判別函數並比較之。為檢測變數之間的共線性，相關性強時 ( $r_s^2 > 0.75$ ,  $r_s$ : Spearman rank correlation coefficient) 僅取假設檢定結果較好者。

使用統計軟體 SAS 9.0 與 SPSS 13.0 進行判別分析 (discriminant functional analysis)，並執行典型判別分析 (canonical discriminant analysis) 來評估預測變數的貢獻度 (Lee et al., 2006；謝等，2007)，標準化典型判別係數的絕對值愈大，

判別能力愈強。為驗證判別分析結果的準確性，採用訓練測試法 (training-and-testing) (謝等, 2007)。另外隨機選取 2007 年 10% 有銀合歡分布的網格與數目相近之未分布網格，共 14,274 個網格 (7,127 個有分布，7,147 個未分布) 作為測試樣本，用來檢測模式的準確度，採用 Sensitivity、Specificity、整體正確率 (correct rate) 與 TSS (true skill statistic) 值評估 (Allouche et al., 2006)，數值的計算依據 confusion matrix (Table 4)，包含實際有分布且模式分類亦為有分布之網格數 (TP)、實際有分布但模式分類為未分布之網格數 (FN)、實際未分布但模式分類為有分布之網格數 (FP) 以及實際未分布且模式分類亦為未分布之網格數 (TN)，公式如下：

$$\text{Sensitivity} = \frac{TP}{TP + FN}$$

$$\text{Specificity} = \frac{TN}{TN + FP}$$

$$\text{Correct rate} = \frac{TN + TP}{TN + FN + TP + FP}$$

$$\text{TSS} = \text{Sensitivity} + \text{Specificity} - 1$$

TSS 介於 -1 至 1 之間，若其值小於 0 則表示模式預測效果遜於隨機。

### 比較東西區與全區

依照蘇鴻傑生態分區將墾丁國家公園分為西區與東區 (Fig. 2)，西區網格總數為 167,409 個，東區則為 251,962 個，分別抽樣西區 11,062 個網格 (5,503 個有分布，5,559 個未分布)、東區 3,197 個網格 (1,626 個有分布，1,571 個未分布)，分別進行檢定影響分布因子及判別分析以獲得東西分區棲地分類模式；另隨機選取西區 11,131 個網格 (5,582 個有分布，5,549 個未分布)、東區 3,143 個網格 (1,545 個有分布，1,598 個未分布) 用來檢測分區模式準確度。將東西分區分析結果與未分區所得結果進行比較。

## 尺度效應

將所有變數重取 (resampling) 為  $40\text{ m} \times 40\text{ m}$  網格系統，隨機取樣以檢定影響分布因子與建置模式，和  $20\text{ m} \times 20\text{ m}$  網格尺度比較其分析結果。若判別分析結果與原網格系統差異不大，則繼續放大尺度為  $80\text{ m} \times 80\text{ m}$ ，以此類推。本研究放大尺度至  $160\text{ m} \times 160\text{ m}$ ，各尺度之銀合歡分布與人為干擾、地形因子圖層詳見附錄。其中， $40\text{ m} \times 40\text{ m}$  網格系統之網格總數為 103,454 個，2007 年銀合歡分布於 16,978 個網格，共取樣 3,345 個網格(1,659 個有分布，1,686 個未分布)； $80\text{ m} \times 80\text{ m}$  網格系統之網格總數為 25,855 個，2007 年銀合歡分布於 4,271 個網格，共取樣 866 個網格 (429 個有分布，437 個未分布)； $160\text{ m} \times 160\text{ m}$  網格系統之網格總數為 6,485 個，2007 年銀合歡分布於 1,081 個網格，由於網格總數減少，故增加取樣比例為 30%，共取樣 564 個網格(284 個有分布，280 個未分布)；另隨機選取相同數目的網格以檢測各尺度之模式準確度。

為測試判別分析結果是否可用來推估不同解析度的分布特性，將放大尺度的網格資料套用至  $20\text{ m} \times 20\text{ m}$  網格系統之棲地分類模式，反之亦然 (Nielsen et al., 2008)。

## 結果

### 銀合歡時空變遷

將 1976、1986、1996 與 2007 年之銀合歡分布圖層 (Fig. 13, Fig. 14) 套疊至 20 m × 20 m 網格系統，銀合歡入侵面積由 21.5 ha 增至 2816.5 ha (Table 5)，其擴張呈指數迴歸模式 (Fig. 15)。於墾丁國家公園全區與西區，銀合歡每時期的平均擴張速率約呈 3 倍增加；其擴張初期以西區為主，但在 1996-2007 年間增加的面積中，位於東區者卻已達 25.3% (Table 6)。

1976-1986、1986-1996 與 1996-2007 各時期的持續入侵面積由 12.5 ha 增至 830.4 ha，新入侵面積亦由 202.4 ha 增至 1,986.2 ha，至於恢復原生植被或轉為其他用途的區域面積則均少於 100 ha (Fig. 16, Table 7)。銀合歡覆蓋的不變率在 1996-2007 年間最高，94.8% 的覆蓋面積在 11 年後仍持續受到入侵；流失率於 1996-2007 此時期下降為 5.2%，顯示 1996 年之銀合歡覆蓋恢復原生植被或轉為其他用途的比例明顯降低 (Table 7)。

### 檢定影響銀合歡分布因子

#### 人為干擾因子

過去植被覆蓋的部分，樣本中曾有瓊麻栽植之網格數目為 3,428，檢定結果顯示曾有瓊麻栽植的區域，銀合歡分布比例較未栽植區域高 ( $\chi^2$  test,  $df=1$ ,  $p<0.001$ , Fig. 17 A)。

道路影響中，銀合歡分布偏向與最近道路距離短的區域 (Welch's  $t$ -test,  $df=8290.5$ ,  $p<0.001$ , Fig. 17 E, Table 8)；此外，樣本中位於道路修築及拓寬緩衝區之網格有 214 個，位於道路修築緩衝區有 851 個，位於道路拓寬緩衝區則有 3,673 個網格，結果顯示道路工程對於現今銀合歡的分布有顯著正向影響 ( $\chi^2$  test,  $df=3$ ,  $p<0.001$ , Fig. 17 B)。

至於土地經營管理的部份，樣本中管理嚴格程度等級 1 者共 268 個，等級 2 者有 9,393 個網格為最，等級 3 者亦有 3,483 個網格，其餘為等級 4，國家公園管理嚴格程度對於銀合歡的分布有負向影響 ( $\chi^2$  test,  $df=3$ ,  $p<0.001$ , Fig. 17 C)；另外，取樣所得網格內有私有地者共 4,926 個，結果發現私有地有銀合歡分布的比例較公有地高 ( $\chi^2$  test,  $df=1$ ,  $p<0.001$ , Fig. 17 D)。

## 地形因子

銀合歡多分布於海拔較低位置 (Welch's  $t$ -test,  $df=10946.6$ ,  $p<0.001$ , Fig. 18 A, Table 8)；坡度之檢定結果顯示銀合歡偏好於坡度平緩的位置 (Welch's  $t$ -test,  $df=14086.3$ ,  $p<0.001$ , Fig. 18 B, Table 8)；坡向於樣本中有 16 筆缺值未納入統計檢定，銀合歡多分布於向南及向西之坡面 (southness: Welch's  $t$ -test,  $df=14225.5$ ,  $p<0.001$ , Fig. 18 C, Table 8; westness:  $t$ -test,  $df=14241$ ,  $p<0.001$ , Fig. 18 D, Table 8)。

本研究探討之人為干擾因子及地形因子皆具顯著差異性。銀合歡傾向分布於曾有瓊麻栽植、與最近道路距離短、道路工程緩衝區內、國家公園管理嚴格度低、私有地與低海拔、坡度平緩及西南向坡面之區域。

## 棲地分類

### 判別分析

將 5 個人為干擾因子（瓊麻栽植、道路距離、道路工程、國家公園管理嚴格度、土地所有權）及 4 個地形因子（海拔、坡度與坡面西向、南向）放入分析，因子間未有相關性強 ( $r_s^2 > 0.75$ ) 的情形發生 (Table 10)，最終模式仍使用全部因子，銀合歡有分布與沒有分布的棲地在人為干擾因子與地形因子上有明顯差異 (Wilks's  $\lambda=0.77$ ,  $df=9$ ,  $p<0.001$ )。瓊麻栽植的標準化典型判別係數絕對值為 0.49，判別效果最強，最近道路距離及海拔次之，坡度之係數絕對值亦有 0.29；依據各因子的判別能力排序，結果顯示曾有瓊麻栽植、與最近道路距離短、海拔低、坡度陡峭、300 m 範圍內曾進行道路工程、土地所有權為私有、國家公園管理嚴格度低與坡面西南向之區域傾向銀合歡分布 (Table 12)。納入空間自相關進行分析

會減少最終判別模式使用的變數(Wilks's  $\lambda=0.12$ ,  $df=4$ ,  $p<0.001$ )，僅使用 4 個因子，包括空間自相關、瓊麻栽植、海拔及土地所有權。空間自相關的標準化典型判別係數達 1.00，顯示銀合歡分布的空間自相關情形極為顯著；其餘因子之係數絕對值均於 0.05 以下，納入自相關對於篩選較具解釋度的影響分布因子並無幫助 (Table 12)。模式準確度的檢測結果中，整體正確率為 72.2%，TSS 值為 0.44；納入空間自相關於判別分析導致模式準確度大為提升 (Table 15)。

## 比較東西區與全區

### 分區檢定影響分布因子與建立模式

西區與東區之各影響分布因子皆具顯著差異性，樣本中南向與西向有 16 筆缺值未納入統計檢定。銀合歡傾向分布於西區曾有瓊麻栽植 ( $\chi^2$  test,  $df=1$ ,  $p<0.001$ , Fig. 20 A)、與最近道路距離短 (Welch's  $t$ -test,  $df=7771.9$ ,  $p<0.001$ , Fig. 20 E, Table 9)、道路工程緩衝區內 ( $\chi^2$  test,  $df=3$ ,  $p<0.001$ , Fig. 20 B)、國家公園管理嚴格度低 ( $\chi^2$  test,  $df=3$ ,  $p<0.001$ , Fig. 20 C)、土地所有權為私有 ( $\chi^2$  test,  $df=1$ ,  $p<0.001$ , Fig. 20 D) 與低海拔 (Welch's  $t$ -test,  $df=10195.1$ ,  $p<0.001$ , Fig. 21 A, Table 9)、坡度較陡 (Welch's  $t$ -test,  $df=10907.5$ ,  $p<0.001$ , Fig. 21 B, Table 9) 及西南向坡面之區域 (southness: Welch's  $t$ -test,  $df=11027.4$ ,  $p<0.001$ , Fig. 21 C, Table 9; westness:  $t$ -test,  $df=11044$ ,  $p<0.001$ , Fig. 21 D, Table 9)；東區銀合歡分布除了傾向坡度平緩之區域 (Welch's  $t$ -test,  $df=2622.6$ ,  $p<0.001$ , Fig. 23 B, Table 9)，其餘分布特性與西區類似 (Fig. 22, Fig. 23, Table 9)。

西區與東區檢定結果為顯著之因子間未有相關性強 ( $r_s^2 > 0.75$ ) 的情形發生 (Table 11)。西區最終判別模式共使用瓊麻栽植、道路距離、國家公園管理嚴格度與土地所有權等 4 個人為干擾因子及海拔、坡度、坡向西向與南向等 4 個地形因子 (Wilks's  $\lambda=0.77$ ,  $df=8$ ,  $p<0.001$ )；瓊麻栽植的標準化典型判別係數為 0.57，判別效果最強，最近道路距離及坡度次之，海拔判別係數絕對值亦達 0.33 (Table 13)。東區最終判別模式仍使用所有 9 個因子，包括瓊麻栽植、道路距離、道路工程、國家公園管理嚴格度、土地所有權、海拔、坡度與坡面西向、南向 (Wilks's  $\lambda=0.52$ ,  $df=9$ ,  $p<0.001$ )；海拔的標準化典型判別係數絕對值為 0.42，判別效果最



強，國家公園管理嚴格度及道路工程次之 (Table 13)。比較東西區與全區模式建置結果，西區與全區判別模式中解釋度較強之影響分布因子皆依序為瓊麻栽植、與道路最近距離及海拔，而東區則為海拔、國家公園管理嚴格度與道路工程 (Table 12, Table 13)。納入空間自相關進行分析，亦會減少西區與東區的判別模式所使用的因子(western region: Wilks's  $\lambda=0.12$ ,  $df=4$ ,  $p<0.001$ ; eastern region: Wilks's  $\lambda=0.10$ ,  $df=5$ ,  $p<0.001$ )；西區模式中空間自相關的標準化典型判別係數達 1.00，東區亦達 0.95，均顯現高度的空間自相關，使得其餘因子的判別效果極弱，但東區海拔與國家公園管理嚴格度的判別係數分別為-0.13 與-0.15，在最終模式中對於判別銀合歡的分布仍有些許貢獻 (Table 13)。另檢測分區判別模式之準確度，西區模式整體正確率為 71.5%，TSS 值為 0.43；而東區模式整體正確率為 83.6%，TSS 值為 0.68，顯示東區較適於以土地利用及環境限制的觀點將銀合歡的棲地分類；此外，納入空間自相關於分區判別模式均導致分類正確率大為提升 (Table 15)。

### 銀合歡潛在入侵區域

就分類正確率而言，採用分區各別分析略優於全區分析，TSS 值為 0.48 大於全區分析之 0.44 (Table 15)。若將分類為適合棲地卻還未有銀合歡分布者 (false positives)，視為以土地利用及環境限制考量之潛在入侵區域，套用全區模式至研究範圍，可發現潛在區域共 2,929.8 ha，多分布於已入侵區域的周邊及道路兩旁 (Fig. 19)；將東西分區各別套用分區模式，所得潛在區域共 3,635.9 ha，其分布位置亦與全區模式相近，但位於東區之潛在區域共 2,415.1 ha，明顯大於全區模式之 1,335.1 ha (Fig. 19 B, Fig. 24)。

### 尺度放大效應

#### 建立放大尺度模式

40 m × 40 m 網格系統之樣本中，南向與西向有 6 筆缺值未納入統計檢定，除了南向在銀合歡分布與未分布的區域未達顯著差異 ( $t$ -test,  $df=3337$ ,  $p=0.226$ )，其餘因子皆具顯著差異性 (Fig. 25, Fig. 26, Table 8)；80 m × 80 m 網格

系統及 160 m × 160 m 網格系統亦為如此 (Fig. 27, Fig. 28, Fig. 29, Fig. 30, Table 8)。放大尺度之銀合歡傾向分布區域與 20 m × 20 m 網格系統獲得結果相同 (Table 8)。

40 m × 40 m 網格系統、80 m × 80 m 網格系統及 160 m × 160 m 網格系統中，檢定結果為顯著之因子間未有相關性強 ( $r_s^2 > 0.75$ ) 的情形發生 (Table 10)。40 m × 40 m 網格系統最終判別模式仍使用所有 8 個因子，包括瓊麻栽植、道路距離、道路工程、國家公園管理嚴格度、土地所有權、海拔、坡度與西向坡面 (Wilks's  $\lambda=0.76$ ,  $df=8$ ,  $p<0.001$ )；80 m × 80 m 網格系統最終判別模式共使用 7 個因子，未納入西向此地形因子 (Wilks's  $\lambda=0.74$ ,  $df=7$ ,  $p<0.001$ )；160 m × 160 m 網格系統最終判別模式僅使用 5 個因子，未納入土地所有權與坡度、西向 (Wilks's  $\lambda=0.76$ ,  $df=5$ ,  $p<0.001$ )。當尺度由 20 m × 20 m 逐漸放大至 160 m × 160 m 時，對於人為干擾因子影響較小，而地形因子中坡向與坡度的影響依序被稀釋 (Table 14)。前述各網格系統之判別模式中，標準化典型判別係數絕對值最大者皆為瓊麻栽植，道路距離或海拔次之 (Table 14)。另檢測各個判別模式之準確度，當網格系統的尺度放大至 160 m × 160 m，模式準確度下降 (Table 15)，為確定此趨勢並非特定抽樣所致，抽樣三次建立放大尺度的模式亦於 160 m × 160 m 網格系統之模式呈現準確度下降的現象。

### 推估不同尺度的分布

為測試 20 m × 20 m 網格系統建置之判別模式能否推估放大尺度的銀合歡分布，以 40 m × 40 m、80 m × 80 m 與 160 m × 160 m 網格系統之取樣作為檢測模式準確度的樣本，模式整體分類效果均無明顯下降 (Table 15)，但使用 160 m × 160 m 網格系統取樣作為檢測樣本時有 Sensitivity 降低，Specificity 升高的現象。反之，測試放大尺度的網格系統建置之判別模式能否推估縮小尺度的銀合歡分布，以 20 m × 20 m 網格系統之取樣作為檢測樣本。40 m × 40 m 與 80 m × 80 m 網格系統之判別模式分類效果均無明顯下降，於 160 m × 160 m 網格系統模式時，Sensitivity 雖升高但 Specificity 下降至 60.1%，導致整體模式分類效果下降 (Table 15)。

## 討論

本研究發現 1976-2007 年間，銀合歡入侵面積呈指數增長，且多分布於墾丁國家公園西半部；套疊分析結果顯示銀合歡新入侵及持續入侵的面積隨時間增加，而恢復原生植被或轉為其他用途的區域則相對稀少。現今銀合歡傾向分布於過去曾栽植瓊麻以及受到道路開發、經營管理而導致劇烈人為干擾的棲地，支持土地利用型態的改變會影響外來物種分布之假說。綜合各項人為干擾及地形因子建立銀合歡棲地分類模式並與東西分區模式相較，西區與全區模式相似，而東區模式準確度較高，貢獻度較大的因子也與西區和全區模式有所差異。另探討尺度效應，坡向、坡度等判別效果較差的因子易被放大尺度的模式剔除；判別模式在推估不同尺度的分布特性時，可推估放大尺度的分布資訊，反之則模式分類效果差。以下就研究結果分為銀合歡時空變遷、人為干擾與地形因子對銀合歡分布的影響、模式準確度的評估、東西區與全區之比較和尺度放大的適用性做進一步討論。

### 銀合歡時空變遷

由各年銀合歡之分布圖層，發現入侵面積與時間呈指數迴歸模式。指數模式適用於入侵早期，適於物種入侵的區域仍多，因此擴散速率未受到空間的限制 (Losdale, 1993; Perrins et al., 1993; Pyšek and Prach, 1993; Higgins and Richardson, 1996)；但 2007 年入侵面積少於指數模式預測值，顯示族群的擴散可能已開始減緩。而李 (2003) 選定墾丁國家公園內三處研究樣區共 3.96 ha，發現 1992、1994、1996 與 1998 年之銀合歡分布面積呈二次曲線增加，因而推測銀合歡於樣區的入侵並非全面性，原先飄入積存於土壤種子庫的種子會陸續萌芽生長。由此可知，大尺度的時空變遷與樣區的短期擴散，其尺度的不同導致獲得的擴散模式有所差異，小尺度的研究僅擷取部份入侵資訊，以多重尺度監測入侵植物可預測其擴散速率與分布，有助於發展有效的經營管理策略 (Pauchard and Shea, 2006)。

銀合歡擴張初期以墾丁國家公園西區為主，銀合歡在東區入侵有較長的延遲時間 (lag time)，反映當地可能缺乏適合棲地與環境狀況惡劣 (Pyšek and Hulme,

2005; Theoharides and Dukes, 2007)。東北部之南仁山生態保護區林相完整，使得銀合歡擴散速率低。但銀合歡在 1996-2007 年間增加的面積中，位於東區者卻已達 25.3%，多分布於道路旁及過去瓊麻栽種位置，Rubino et al. (2002) 提出無法在完整天然棲地建立族群的外來植物，道路、小徑等干擾廊道 (disturbance corridors) 可能僅只是作為庇護所。

根據套疊分析結果，銀合歡新入侵及持續入侵的面積隨時間增加，不變率在 1996-2007 年間最高；而恢復原生植被或轉為其他用途的區域則相對稀少，流失率亦於此時期下降。入侵過程 (invasion process) 中，外來植物在新的棲地會面臨環境和個體數量變動產生的壓力，成功拓殖 (colonization) 多發生在受到干擾而減少原生物種與之競爭的有利環境；若外來物種為人類蓄意引入栽培，所面臨的生存壓力較小 (Mack, 2000; Theoharides and Dukes, 2007)。接下來，外來植物為建立族群 (establishment)，需自行繁衍與擴張，若移除草食動物，將會增加其生長速率與建立族群的機會 (Theoharides and Dukes, 2007)。恆春地區在國家公園成立後，禁止園區內牛羊之放牧，使得抑制銀合歡生長的效果降低 (李, 2003)。銀合歡於 300 餘年前引進作為畜牧飼料，近 30 年由於土地利用型態的轉變，銀合歡開始拓殖與建立穩定族群，使得流失率下降與不變率升高；進而擴張 (landscape spread) 至其他未入侵的區域，造成新入侵的面積增加。銀合歡覆蓋的地景變遷狀態顯示墾丁國家公園的族群由拓殖、建立族群至擴張的入侵過程。

## 人為干擾與地形因子對銀合歡分布的影響

### 土地利用變遷

Baudry (1991) 定義土地棄置 (land abandonment) 為土地利用轉變為較不密集的模式，或是完全終止對於土地的使用與管理，使土壤進行自然的演變。環境變遷以及產業轉型導致全球性土地棄置的增加，過去原生植被在人類的利用下改為農作物的栽植，農地廢棄後的演替可能有三種情形：(1) 以重複性的演替途徑恢復為過去的原生植被；(2) 透過新的途徑恢復或是以較慢的速度恢復為過去的原生植被；(3) 停留在持續劣化的狀態，停止恢復為過去原生植被，外來植物的入侵將成為維持此狀態的強力控制因子 (Cramer et al., 2008)。本研究中瓊麻田廢

耕後的演替，即處於前述第三種遭受外來植物入侵而停留在劣化狀態的情形。

恆春地區昔日以農為主，丘陵多平原少，山坡地土壤為珊瑚石灰岩，長達半年乾旱且飽受落山風侵襲，適合栽培的作物不多。瓊麻擁有可適應惡劣地質、落山風的環境和高經濟價值等特性，因此恆春半島的山坡地、旱田和沿海階地，凡不能種稻的貧瘠土地均被種植瓊麻，成為臺灣瓊麻的主要產地 (Hu, 2002)。滿州鄉道路屏 174 由永靖村進入呆風後稱作「麻裡農路」，推測為農民進入丘陵地種植瓊麻使用道路，由此可知過去種植盛況。然而塑膠尼龍繩問世，導致瓊麻絲過剩，價格跌落。1983 年恆春麻廠停止生產，為瓊麻產業劃下休止符 (林, 2003)。1976 年時瓊麻多分布於墾丁及西海岸一帶，東半部坡度較陡，多為林班地，林務局不允許開發種植瓊麻，且人口密度低、住家分布少，加上道路密度低 (Fig. 31) (李等, 1997)，導致可達性低而得以維持完整的原始林地 (Sluiter and de Jong, 2007)。瓊麻栽植對於現今銀合歡的分布最具貢獻，其於 20 m × 20 m 網格系統之判別模式中為判別效果最強的因子，即使在其他解析度下的判別模式中也是如此。蓋因過去農民焚燒原始林地改植瓊麻，導致土壤及原生植被的根系受損，林地受到嚴重的干擾 (González-Iturbe et al., 2002; Colón and Lugo, 2006)；之後瓊麻田的廢耕更改變了既有干擾的程度，導致銀合歡入侵，對於環境造成顯著的長期影響。

## 道路開發

道路可作為引入外來物種或加速其播遷的管道，且外來物種多能利用環境變化劇烈的路邊區域，因此道路常為外來動植物相成功入侵的主要因素 (Gelbard and Belnap, 2003; Coffin, 2007)。鍾及呂 (2006) 進行 SPOT 衛星影像分類取得 2003 年銀合歡分布，發現分布面積隨道路距離增加而逐漸減少，以距離道路 200-400 m 的分布最廣，至距離道路 2,000 m 以上的地區已無銀合歡蹤跡。2007 年銀合歡分布亦偏向道路距離短的區域，由 20 m × 20 m 網格系統取樣有銀合歡分布的網格平均道路距離為 169.6±169.0 m，最遠距離為 1,500 m 左右。Forman (1999) 指出當周圍有適合棲地，路邊外來植物的入侵可達道路距離 1,000 m 以上；即使周遭無較適合環境仍可達 200-1,000 m 遠。此外，道路距離在 20 m × 20

m 網格系統之判別模式中，貢獻度僅次於瓊麻栽植，且在其他解析度的判別模式中也有此趨勢，足見道路對於入侵植物的分布影響深遠。但道路影響區 (road-effect zone) 的大小仍視入侵過程及環境的敏感度而定，可向道路兩旁延伸其寬度或路邊區域的數倍，目前對於影響區的測量依舊是複雜而不精確的 (Forman and Deblinger, 2000; Rice et al., 2004; Coffin, 2007)。

本研究顯示墾丁國家公園現今的銀合歡，傾向分布於曾進行道路修築或拓寬工程的路邊區域。臺灣國道三號路邊植群研究則發現 2000 年通車之嘉義竹崎段及台南白河到高雄田寮間路段，銀合歡為優勢種 (余, 2007)。白茅 (cogon grass, *Imperata cylindrica*) 於 60 年代遭蓄意引入佛羅里達，而後此區大量修築道路；至 80 年代中期，白茅已被視為該區沿高速公路之有害雜草，廣佈於佛羅里達中北部與 Gainesville (Willard et al., 1990)。路邊易有入侵灌木分布的機制可能包括 (1) 光照充足、易獲得營養或水分，移除原生物種減少競爭而存活率高；(2) 播遷時種子密度隨道路距離增加而減少，故入侵物種多生長於路邊；(3) 外來物種入侵初期，由路邊向內部植群擴散 (Flory and Clay, 2006)。因此，為防止外來植物入侵及減緩路邊外來植物擴張，經營管理者應慎重進行修築新路與改善舊有道路工程的決策，將鄰近道路內部棲地的干擾降至最低 (Gelbard and Belnap, 2003)。

## 經營管理

墾丁國家公園雖為保育重鎮，仍受到銀合歡的高度入侵。在國外，某些自然保護區亦有被外來物種高度入侵的情形，如美國 Canyonlands 國家公園，外來物種旱雀麥 (*Bromus tectorum*) 於高度受干擾處為優勢草本植物，另外曾被引進作為家畜糧草的麥草 (*Agropyron desertorum*) 則為中海拔區域優勢種之一。此外，該國家公園之公有區域持續作多用途經營，包括放牧、戶外遊憩、採礦與開採石油、天然氣 (Gelbard and Belnap, 2003)，此點與墾丁國家公園類似。

墾丁國家公園銀合歡多分布於管理嚴格度低的區域，管理嚴格度與道路距離呈正相關，嚴格度高的區域多位於管理處劃設之生態保護區，林相保持完整 (謝等, 1992; 1996)。此區域所受干擾少，相對地人為經營管理的介入也較少。墾

丁國家公園計畫保護利用管制原則中，明令限制砍伐林木，導致銀合歡的生長受到保護，此舉可能成為銀合歡在恆春地區擴散的主要因素之一（李，2003）。但於野外實地調查時發現南仁山生態保護區內有移除銀合歡植株的現象，顯示已有人為經營管理的介入。在嚴格保護、限制開發和適度的經營管理下，可減少外來物種入侵的機會。

私有地中銀合歡分布比例較公有地高，私有地與道路距離呈負相關，所受干擾大，人為經營管理的介入也較多。依據 Tsai and Chou (2006) 之衛星影像分類結果，墾丁國家公園周圍遭受銀合歡入侵的區域，銀合歡覆蓋有受到地主移除的現象。但私有地主對土地的經營管理因私人因素而有不同決策，且並非所有私有地皆受到高度的人為經營管理，持續進行耕種的農地所受到的管理程度即高於丘陵地。私有地易受人為因素干擾，再加上公有地作多用途經營，導致土地所有權未能以經營管理的程度來區分銀合歡的棲地，在棲地分類模式中貢獻度低。

## 地形因子

鍾及呂 (2006) 的 2003 年 SPOT 衛星影像分類結果，顯示銀合歡面積多分布於海拔 0-100 m，隨著海拔梯度上升面積逐漸減少，至海拔 300 m 以上已無銀合歡族群分布。本研究 2007 年銀合歡分布亦偏向低海拔區域，有銀合歡分布的網格平均海拔高度為  $60.5 \pm 46.0$  m，最高海拔為 360 m 左右。海拔雖可影響局部溫度變化，一般而言，每上升 100 m，氣溫下降  $0.6^\circ\text{C}$ ；墾丁國家公園年均溫  $24^\circ\text{C}$ ，海拔最高僅約 520 m，地勢平坦。根據 Anthofer et al. (1997) 發現銀合歡在較寒冷的熱帶高地才有減少種子生產的現象，因此海拔對於墾丁國家公園銀合歡分布的影響，並非溫度下降造成。研究區域內海拔與道路距離呈正相關、與道路工程呈負相關，低海拔環境所受到的人為干擾，將間接增加外來植物入侵與擴散的機會 (Baskent, 1999; Hobbs, 2000)；墾丁國家公園低海拔區域大都為人為活動頻繁的一般管制區，海拔 300 m 以上區域則多位於生態保護區（鍾及呂，2006；呂及鍾，2007），因此推測海拔對於銀合歡分布的影響應與道路干擾及國家公園的經營管理有關。

Kuo (2003) 野外實際觀察發現陡坡處之銀合歡植株，樹高較為低矮，銀合

歡分布偏好坡度平緩的位置。但本研究不同解析度的判別模式中，銀合歡卻傾向分布於坡度數值大的區域。可能因為坡度平坦處雖為銀合歡適合棲地，但受到高度人為經營管理介入的農田亦分布於此；西半部丘陵地無法種稻而曾廣泛栽植瓊麻 (Hu, 2002)，廢耕後成為銀合歡適合棲地 (呂及陳, 2002)。除此之外，另一可能原因為銀合歡不適於生長在潮濕熱帶區域含飽和鋁離子的酸性土壤 (Kanmegne et al., 2000)，而土壤 pH 值低的萬里桐、紅柴坑、白沙海岸地帶及南端鵝鸞鼻一帶 (陳, 2005)，坡度恰好較為平緩。

銀合歡受強勁東北季風影響，多分布於向南及向西之背風坡面。坡向於 20 m × 20 m 網格系統判別模式之貢獻度欠佳，且在尺度放大至 80 m 時未被納入判別模式，推測 20 m 資料解析度可能對於坡向此影響植物微棲地的環境因子而言仍是太大。坡向對於銀合歡的分布影響較小，其影響主要反應在個體的生長情形，迎風面之銀合歡植株，樹高僅約 2-3 m (Kuo, 2003)。

### 銀合歡分布的空間自相關現象

外來植物在入侵過程中，與鄰近族群距離愈近，拓殖的機會就愈大，因此預期入侵物種的擴張分布將會有明顯的空間自相關現象 (Collingham et al., 2000)。本研究納入空間自相關及其他影響分布因子所得 20 m × 20 m 網格系統之判別模式中，空間自相關的標準化典型判別係數高達 1.00，其餘因子之係數絕對值均小於 0.05，顯示銀合歡分布的空間自相關情形極為顯著。空間自相關的尺度反應了入侵物種的播遷效率，自相關的空間尺度愈大則種子播遷效率愈好，且尺度愈細空間自相關愈為明顯 (Collingham et al., 2000)。銀合歡小苗的擴散距離可達 58.3 m (宗等, 2007)，為檢驗銀合歡分布的空間自相關尺度，於 160 m × 160 m 網格系統納入空間自相關進行分析，最終判別模式僅使用空間自相關、海拔與國家公園管理嚴格度共 3 個因子 (Wilks's  $\lambda=0.56$ ,  $df=3$ ,  $p<0.001$ )，空間自相關的標準化典型判別係數仍高達 0.87，顯示銀合歡分布的空間自相關依舊顯著，推測恆春地區強勁的落山風使銀合歡的擴散距離增加。另於 20 m × 20 m 網格系統，東區銀合歡分布自相關情形稍弱於西區及全區，顯示東半部的播遷效率稍差，墾丁國家公園東區與西區因其地景型態有所差異而影響播遷效率 (Theoharides and Dukes,



2007)。

## 模式準確度的評估

建置物種分布模式有一基本假設：物種應該和所處的環境達到平衡，若物種並未佔有所有適合棲地，模式中使用的變數將無法達到足夠的解釋能力使得預測效果減弱 (Franklin, 1995; Collingham et al., 2000)。即使環境因子擷取到物種分布的特性，模式將會預測尚未入侵的區域有物種存在。同理，對於土地利用的經營管理可能因私人因素而有不同決策，影響物種入侵的成功與否，將使土地經營管理變數無法達到足夠的解釋能力，降低模式準確度。

本研究以 TSS 值評估模式的準確度，比起 kappa 值較不受樣本分布與未分布資料的比例影響 (Allouche et al., 2006)。由於銀合歡分布網格僅佔總網格數 16.8%，取樣時為避免 Sensitivity 偏低，Specificity 偏高，而採分層隨機抽樣，抽取相近數目之分布與未分布網格作為測試樣本。在此種抽樣方式下，模式易產生太多被分類為適合棲地，但實際上還未分布的區域 (Fielding and Bell, 1997; Nielsen et al., 2008)。本研究中納入空間自相關之判別模式，TSS 值均高於 0.90，但對篩選影響分布因子並無幫助；未納入空間自相關之判別模式，除 160 m × 160 m 網格系統模式 TSS 值較低，其餘皆介於 0.40-0.70，模式準確度屬於普通及良好 (Prentice et al., 1992; Collingham et al., 2000)。即使模式準確度僅只是普通，但篩選出有顯著的環境因子確實可定性的 (qualitative) 描述物種棲地特徵 (Beerling and Perrins, 1993; Tiley et al., 1996; Collingham et al., 2000)。

## 東西區與全區之比較

### 東西分區與全區判別模式之差異

就最終判別模式使用的變數而言，西區與全區判別效果較強之影響分布因子皆為瓊麻栽植、道路距離、海拔及坡度，而東區則依序為海拔、國家公園管理嚴格度、道路工程與瓊麻栽植。因西區銀合歡分布面積佔全區 77.8%，使得全區分析所用樣本中有 77.6% 的資料位於西區，導致分區分析結果西區與全區相近。東

區主要影響因子為海拔、管理嚴格度，東半部高海拔區域多位於生態保護區，國家公園管理單位的經營甚為嚴格，人為干擾少，足見國家公園的保育成效。與西區相比，瓊麻栽植與道路距離在東區判別效果不大，因東半部瓊麻田少且道路密度低，故此二變數較無法呈現銀合歡分布位置的特性；而道路工程在東區判別效果較大，銀合歡多分布於內陸新修築與拓寬的道路邊，1979 年開闢的佳鵝公路旁為較不適宜銀合歡入侵的熱帶海岸林，因此劃設道路工程位址時需考慮入侵植物擴張的可能性。坡度對於銀合歡分布的影響隨區域不同，偏好分布於西區坡度陡峭處與東區坡度平坦處，因西區平坦處雖為銀合歡適合棲地，但多為農田，若有廢耕現象鄰近銀合歡族群將立即入侵。綜合而言，東西分區受到東北季風以及地景異質性的影響，造成土地利用的型態與經營管理程度的不同，因而影響人為干擾強度，使得東西分區模式中較具貢獻的因子有所差異；由於西區所受人為干擾的強度較東區為大，導致西區較多適於銀合歡分布的棲地。

### 潛在入侵區域

以土地利用及環境限制的觀點，將銀合歡的棲地分類較適於墾丁國家公園東區，模式準確度較高。本研究所選取之土地經營管理變數易受私人因素影響，而西區所受人為干擾的程度大於東區，導致模式準確度降低。採用分區各別分析略優於全區分析，且可獲得適於描述各分區銀合歡分布的環境因子。若將模式分類結果中，分類為適合棲地卻還未有銀合歡分布的位置視為潛在入侵區域，就全區模式而言，多分布於已入侵區域周邊及道路兩旁，東半部潛在區域位於永靖村一帶，野外實地調查發現此處多為農田，若放棄經營管理將受到鄰近銀合歡族群入侵。東西分區各別套用分區模式所得潛在入侵區域位置亦與全區模式相近，但位於東區之潛在區域明顯大於全區模式，乃因東區銀合歡分布網格僅佔總網格數 6.2%，抽取數目相近的分布與未分布網格建置模式，造成太多銀合歡未分布的網格被錯誤分類至有分布，改變樣本分布與未分布資料的比例應可解決。

### 尺度放大的適用性

當尺度逐漸放大，地形因子中坡向、坡度對於銀合歡分布的影響依序被稀釋，但人為干擾因子受尺度的影響卻較小，僅土地所有權於 160 m 網格系統未被

納入最終判別模式。坡向屬於影響微棲地的環境因子，放大尺度並不適用；坡度於資料解析度降低時變異程度減小，且坡度對於銀合歡分布的影響本就受到許多其他因素牽制，因而在尺度放大時失去解釋銀合歡分布的能力。另外，放大尺度時，原來判別效果較差的因子易被模式剔除，土地所有權在尺度放大至 160 m 時失去判別效果。

使用 160 m × 160 m 網格系統判別模式推估解析度 20 m 的銀合歡分布時，Sensitivity 升高，但 Specificity 大為下降，整體模式分類效果差，大尺度的判別模式太過粗糙而無法成功推估縮小尺度 (scale-down) 之銀合歡分布。反之，使用 20 m × 20 m 網格系統建置之模式推估放大尺度 (scale-up) 的銀合歡分布時，由於高解析度資料所建置模式已包含了在低解析度資料達到顯著判別效果的變數，整體模式分類效果無明顯差異，Collingham et al. (2000) 研究發現當地理範圍相同時，模式可推估放大尺度的分布資訊。然於 20 m × 20 m 網格系統判別模式推估解析度 160 m 的分布資料時，呈現 Sensitivity 降低、Specificity 升高的現象，顯示銀合歡分布位置的資訊在重取為較大尺度時無法完整保留而使 Sensitivity 降低。

依據結果中不同尺度之棲地分類模式的準確度，以解析度 80 m 以下之人為干擾與地形因子建立銀合歡分布模式較為適用。然而當經營管理入侵物種的資源有限，評估結果常較為粗糙，因此在不同尺度下建置物種分布模式有其重要性 (Ormerod and Watkinson, 2000; Collingham et al., 2000)。若使用大尺度資訊可評估小尺度的決策，則不需再進行野外全面調查或僅需調查小部分管理區域，以達資源的有效利用 (Nielsen et al., 2008)。

## 結論

土地利用造成地景的變遷，對環境及物種組成影響極大，使得生態系受到入侵的機會增加。墾丁國家公園於成立前後改變了許多土地利用的型態，經營管理的方式亦隨各分區之使用目的而異。本研究結果顯示銀合歡多分布於人為干擾大的區域，其特性為曾經種植瓊麻、鄰近道路、國家公園管理嚴格度低與低海拔，支持本研究提出的假說「土地利用型態的改變導致棲地受到干擾，進而增加外來

物種入侵的機會」。因此為減少經營管理的耗費，相關單位對於保育區之土地利用，應考慮其引來外來物種入侵或擴散的可能性。未來墾丁國家公園管理處或可使用解析度 80 m 以下之土地利用與地形因子，建立分區銀合歡分布模式，對於地景異質性大的東西部各別進行長期監測，並定期更新土地利用資訊以即時採行因應措施，才能真正有效率地控制銀合歡的擴散。此外，本研究結果亦可應用於其他入侵物種的經營管理，以土地利用及環境限制的觀點，建立一個簡便精準的監測系統，裨益相關單位的決策及防治。



## 參考文獻

- 中華綜合發展研究院應用史學研究所，1999。滿州鄉志。屏東縣政府滿州鄉公所，屏東縣。
- 內政部營建署墾丁國家公園管理處，1983。墾丁國家公園計畫書。內政部，臺北市。
- 王巧萍、吳立心、蘇德忠，2007。銀合歡物候與食種子昆蟲族群的動態。林業研究專訊。**14**: 30-33。
- 王翠華，2007。基隆河中上游流域聚落變遷型態之分析。國立臺灣大學地理環境資源研究所碩士論文。
- 余忠翰，2007。高速公路路邊植群之研究以國道三號為例。國立臺灣大學生態學與演化生物學研究所碩士論文。
- 呂明倫、鍾玉龍，2007。墾丁國家公園銀合歡空間分布特徵之研究。特有生物研究。**9**: 7-18。
- 呂福原、陳安民，2002。墾丁國家公園外來種植物對原生植群之影響：以銀合歡為例。保育研究報告第 112 號，墾丁國家公園管理處。
- 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。
- 李培芬，1993。遙測和地理資訊系統在生態學研究之應用。生物科學。**36**: 101-111。
- 李培芬、廖倩瑜、李玉琪、潘彥宏、傅維馨、陳宣汶，1997。臺灣地區生態與環境因子地理資訊資料庫。行政院農業委員會，臺北市。
- 宗亦臣、鄭勇奇、張川紅、段福文、王志和，2007。元謀乾熱河谷地區新銀合歡天然更新的初步調查。生態學雜誌。**26**: 135-138。
- 林瓊瑤，2003。半島今昔：恆春半島歷史影像回顧。墾丁國家公園管理處，屏東縣。
- 陳俊賓，2005。資料挖掘技術應用於外來植物研究（以恆春地區銀合歡為例），國立中央大學土木工程研究所碩士論文。
- 陳朝圳、范貴珠，1989。恆春地區巨型銀合歡生長與收穫之研究。屏東農專學報。**30**: 66-83。

- 陳德順、胡大維，1976。臺灣外來觀賞植物名錄。川流出版社，臺北市。
- 黃書禮，1988。墾丁國家公園瓊麻工業歷史示區之規劃研究報告。保育研究報告第 39 號，墾丁國家公園管理處。
- 謝長富、陳尊賢、孫義方、謝宗欣、鄭育斌、王國維、鄭夢淮、江斐瑜，1992。墾丁國家公園亞熱帶雨林永久樣區之調查研究。研究報告第 85 號，墾丁國家公園管理處。
- 謝長富、廖啟政、賴宜鈴，1996。墾丁國家公園南仁山熱帶雨林永久樣區之調查研究。保育研究報告第 94 號，墾丁國家公園管理處。
- 謝啟賢、蔡博文、張康聰，2007。養殖土地利用變遷預測模式之建立：個體施為取徑。地理學報。47: 1-18。
- 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。臺灣林業科學。21: 167-77。
- Allouche, O., A. Tsoar, and R. Kadmon. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43: 1223-1232.
- Angelsen, A. and D. Kaimowitz. 1999. Rethinking the causes of deforestation: lessons from economic models. *The World Bank Research Observer* 14: 73-98.
- Anthofer, J., J. Hanson, and S. C. Jultzi. 1997. Nitrogen mineralization pattern of agroforestry tree leaves under tropical highland conditions. *Journal of Agronomy and Crop Science* 179: 139-147.
- Baker, H.G. 1974 . The evolution of weeds. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5: 1-25.
- Baskent, E. Z. 1999. Controlling spatial structure of forested landscapes: a case study towards landscape management. *Landscape Ecology* 14: 83-97.
- Baudry, J. 1991. Ecological consequences of grazing, extensification and land abandonment: Role of interactions between environment, society and techniques. P. 13-19. In: Baudry, J and R. G. H. Bunce. (eds.) *Land Abandonment and its Role in Conservation*. CIHEAM, Paris, France.
- Beerling, D. J. and J. M. Perrins. 1993. *Impatiens glandulifera* Royle (*Impatiens roylei* Walp). *Journal of Ecology* 81: 367-382.
- de Blois, S., G. Domon, and A. Bouchard. 2001. Environmental, historical, and contextual determinants of vegetation cover: a landscape perspective. *Landscape*

- Ecology **16**: 421-436.
- Chang, C. R., P. F. Lee, M. L. Bai, and T. T. Lin. 2004. Predicting the geographical distribution of plant communities in complex terrain – a case study in Fushian Experimental Forest, northeastern Taiwan. *Ecography* **27**: 577-578.
- Cherrill, A., and C. McClean. 1995. An Investigation of uncertainty in field habitat mapping and the implications for detecting land cover change. *Landscape Ecology* **10**: 5-21.
- Coffin, A. W. 2007. From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* **15**: 396-406.
- Collingham, Y. C., R. A. Wadsworth, B. Huntley, and P. E. Hulme. 2000. Predicting the spatial distribution of non-indigenous riparian weeds: issues of spatial scale and extent. *Journal of Applied Ecology* **37** (Suppl. 1): 13-27.
- Colón, S. M. and A. E. Lugo. 2006. Recovery of a subtropical dry forest after abandonment of different land uses. *Biotropica* **38**: 354-364.
- Cramer, V. A., R. J. Hobbs, and R. J. Standish. 2008. What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in Ecology and Evolution* **23**: 104-112.
- Ding, S. C. 1986. Current condition and economic analysis of special agricultural crops in Hengchung area, Taiwan. Kengting National Park Administration Office, Pingtung, Taiwan. (In Chinese)
- Fielding, A. H. and J. F. Bell. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* **24**: 38-49.
- Flory, S. L. and K. Clay. 2006. Invasive shrub distribution varies with distance to roads and stand age in eastern deciduous forests in Indiana, USA. *Plant Ecology* **184**: 131-141.
- Forman, R. T. T. 1999. Horizontal process, roads, suburbs, societal objectives, and landscape ecology. p. 35-53. In: Klopatek, J. M. and R. H. Gardner. (eds.) *Landscape Ecological Analysis: Issues and Applications*. Springer, New York, USA.
- Forman, R. T. T. and R. D. Deblinger. 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (U.S.A.) suburban highway. *Conservation Biology* **14**: 36-46.
- Foster, D. R., G. Motzkin, and B. Slater. 1998. Land-use history as long-term broad-scale disturbance – regional forest dynamics in central New England.

- Ecosystems **1**: 96-119.
- Franklin, J. 1995. Predictive vegetation mapping: Geographic modelling of biospatial patterns in relation to environmental gradients. *Progress in Physical Geography* **19**: 474-499.
- Gelbard, J. L. and J. Belnap. 2003. Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conservation Biology* **17**: 420-432.
- González-Iturbe, J. A., I. Olmsted, and F. Tun-Dzul. 2002. Tropical dry forest recovery after long term Henequen (sisal, *Agave fourcroydes* Lem.) plantation in northern Yucatan, Mexico. *Forest Ecology and Management* **167**: 67-82.
- Higgins, S. I. and D. M. Richardson. 1996. A review of models of alien plant spread. *Ecological Modelling* **87**: 249-265.
- Hobbs R. J. and L. F. Huenneke. 1992. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* **6**: 324-337.
- Hobbs, R. J. 2000. Land use changes and invasions. P. 385-421. In: Mooney, H. A. and R. J. Hobbs. (eds.) *Invasive Species in a Changing World*. Island Press, Washington, DC.
- Hu, C. Y. 2002. History, transformation, and impact of the sisal industry in Hengchun area, Taiwan. *Journal of Ping-Tung History* **6**: 16-46. (In Chinese)
- Huang, T. C. and Editorial Committee of the Flora of Taiwan. (eds.) 1994. *Flora of Taiwan, Volume Three*. 2nd ed. Editorial Committee of the Flora of Taiwan, Department of Botany, National Taiwan University, Taipei, Taiwan.
- Kanmegne, J., L. A. Bayomock, B. Duguma, and D. O. Ladipo. 2000. Screening of 18 agroforestry species for highly acid and aluminum toxic soils of the humid tropics. *Agroforestry Systems* **49**: 31-39.
- Kuo, Y. L. 2003. Ecological characteristics of three invasive plants (*Leucaena leucocephala*, *Mikania micrantha*, and *Stachytarpheta urticaefolia*) in southern Taiwan. *Food and Fertilizer Technology Center Extension Bulletin* **541**: 1-11.
- Lee, P.F., K. Y. Lue, and S. H. Wu. 2006. Predictive distribution of hynobiid salamanders in Taiwan. *Zoological studies* **45**: 244-254.
- Lonsdale, W. M. 1993. Rates of spread of an invading species – *Mimosa pigra* in northern Australia. *Journal of Ecology* **81**: 513-521.
- Lowe, S., M. Browne, S. Boudjelas, and M. De Poorter. 2004. *100 of the World's Worst Invasive Alien Species*. ISSG, Auckland, New Zealand.
- Lunt, I. D. and P. G. Spooner. 2005. Using historical ecology to understand patterns



- of biodiversity in fragmented agricultural landscapes. *Journal of Biogeography* **32**: 1859-1873.
- Mack, R. 2000. Cultivation fosters plant naturalization by reducing environmental stochasticity. *Biological Invasions* **2**: 111-122.
- Miller, J. R. and R. Hobbs. 2002. Conservation where people live and work. *Conservation Biology* **16**:330-337.
- Nielsen, C., P. Hartvig, and J. Kollmann. 2008. Predicting the distribution of the invasive alien *Heracleum mantegazzianum* at two different spatial scales. *Diversity and Distributions* **14**: 307-317.
- Ormerod, S. J. and A. R. Watkinson. 2000. Large-scale ecology and hydrology: an introductory perspective from the editors of the *Journal of Applied Ecology*. *Journal of Applied Ecology* **37**: 1-5.
- Pauchard, A. and K. Shea. 2006. Integrating the study of non-native plant invasions across spatial scales. *Biological Invasions* **8**: 399-413.
- Perrins, J., A. Fitter, and M. Williamson. 1993. Population biology and rates of invasion of three introduced impatiens species in the British Isles. *Journal of Biogeography* **20**: 33-44.
- Prentice, I. C., W. Cramer, S. P. Harrison, R. Leemans, R. A. Monserud, and A. M. Solomon. 1992. A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. *Journal of Biogeography* **19**: 117-134.
- Pueyo, Y., C. L. Alados, and O. Barrantes. 2006. Determinants of land degradation and fragmentation in semiarid vegetation at landscape scale. *Biodiversity and Conservation* **15**: 939-956.
- Pyšek, P. and K. Prach. 1993. Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to Central Europe. *Journal of Biogeography* **20**: 413-420.
- Pyšek, P. and P. E. Hulme. 2005. Spatio-temporal dynamics of plant invasions: linking pattern to process. *Ecoscience* **12**: 302-315.
- Ries, L., R. J. Fletcher, J. Battin, and T. D. Sisk. 2004. Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **35**: 491-522.
- Ross, K. A., B. J. Fox, and M. D. Fox. 2002. Changes to plant species richness in forest fragments: fragment age, disturbance and fire history may be as important as area. *Journal of Biogeography* **29**: 749-765.

- Rubino, D. L., C. E. Williams, and W. J. Moriarity. 2002. Herbaceous layer contrast and alien plant occurrence in utility corridors and riparian forests of the Allegheny High Plateau. *Torrey Botanical Society* **129**: 125-135.
- Sharma, G. P., J. S. Singh, and A. S. Raghubanshi. 2005. Plant invasions: emerging trends and future implications. *Current Science* **88**: 726-734.
- Sluiter, R. and S. de Jong. 2007. Spatial patterns of Mediterranean land abandonment and related land cover transitions. *Landscape Ecology* **22**: 559-576.
- Su, H. J. 1985. Studies on the climate and vegetation types of the natural forest in Taiwan (III). A scheme of geographical climatic regions. *Quaternary Journal of Chinese Forest* **18**: 33-44.
- Swetnam, T. W., C. D. Allen, and J. L. Betancourt. 1999. Applied historical ecology: using the past to manage for the future. *Ecology Applications* **9**: 1189-1206.
- Theoharides, K. A. and J. S. Dukes. 2007. Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during four stages of invasion. *New Phytologist* **176**: 256-273.
- Tiley, G. E. D., F. S. Dodd, and P. M. Wade. 1996. *Heracleum mantegazzianum* Sommer and Levier. *Journal of Ecology* **84**: 297-319.
- Trombulak, S. C. and C. A. Frissell. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* **14**: 18-30.
- Tsai, F. A. and M. J. Chou. 2006. Texture augmented analysis of high resolution satellite imagery in detecting invasive plant species. *Journal of Chinese Institute of Engineers* **29**: 581-592.
- Turner, M. G., D. N. Wear, and R. O. Flamm. 1996. Land ownership and land-cover change in the southern Appalachian highlands and the Olympic peninsula. *Ecological Applications* **6**: 1150-1172.
- Tyser, R. W. and C. A. Worley. 1992. Alien flora in grasslands adjacent to road and trail corridors in Glacier National Park, Montana (U.S.A). *Conservation Biology* **6**: 253-262.
- Vilà, M. and J. Pujadas. 2001. Land-use and socio-economic correlates of plant invasions in European and North African countries. *Biological Conservation* **100**: 397-401.
- Waldner, L. S. 2008. The kudzu connection: Exploring the link between land use and invasive species. *Land Use Policy* **25**: 399-409.
- Weber, E. 2003. *Invasive Plant Species of the World: a Reference Guide to*

- Environment Weeds. CABI Publishing, Wallingford, UK.
- Wiens, J. A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* **3**: 385-397.
- Willard, T. R., D. W. Hall, D. G. Shilling, J. A. Lewis, and W. L. Currey. 1990. Cogongrass (*Imperata cylindrica*) distribution on Florida highway rights-of-way. *Weed Technology* **4**: 658-660.
- Willis, K. J. and R. J. Whittaker. 2002. Species diversity – scale matters. *Science* **295**: 1245-1248.
- Wu, S. H., C. H. Hsieh, and M. Rejmánek. 2004. Catalogue of the naturalized flora of Taiwan. *Taiwania* **49**: 16-31.



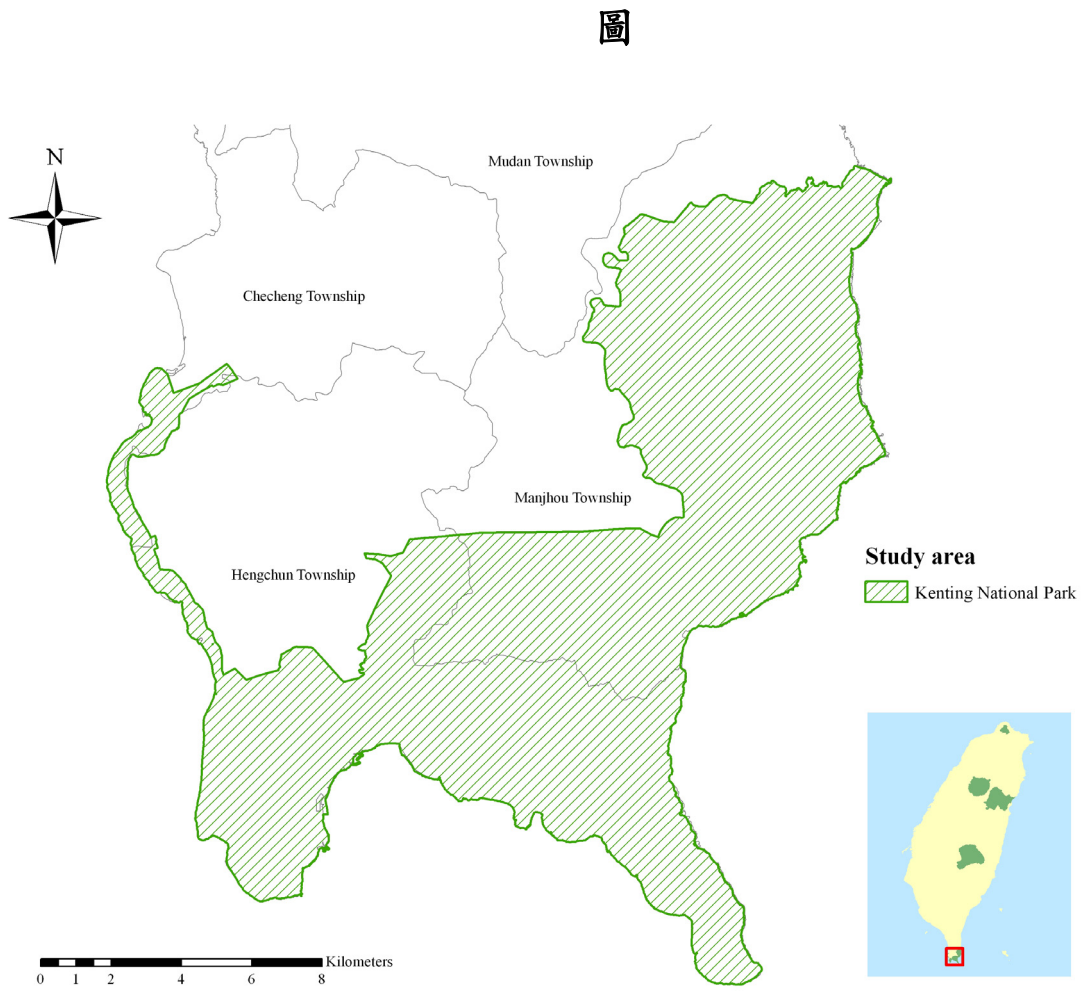


Fig. 1 Map of the study area in Kenting National Park, southern Taiwan.

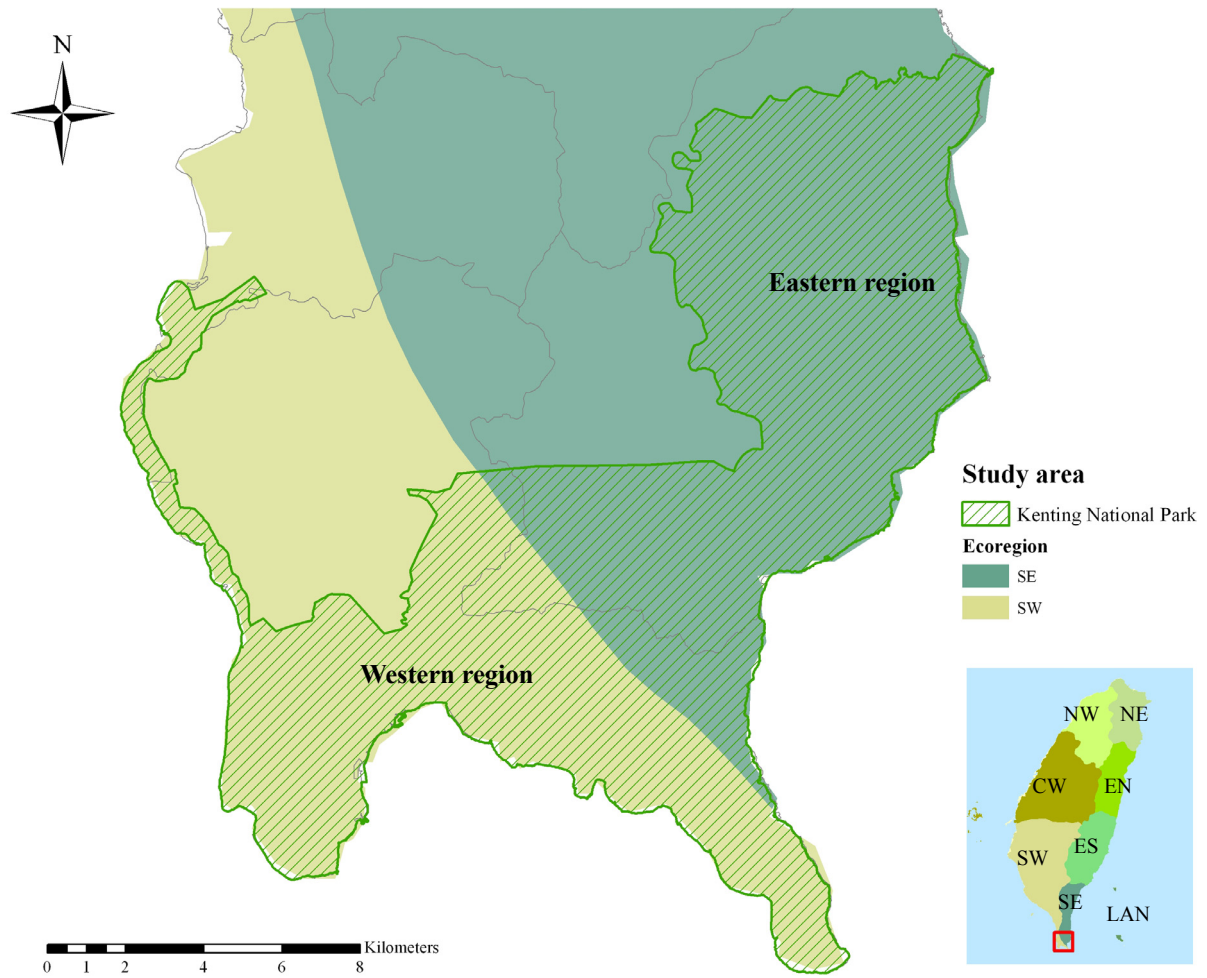


Fig. 2 Western and eastern regions of study area based on the boundary between SE and SW ecoregions proposed by Su (1985).

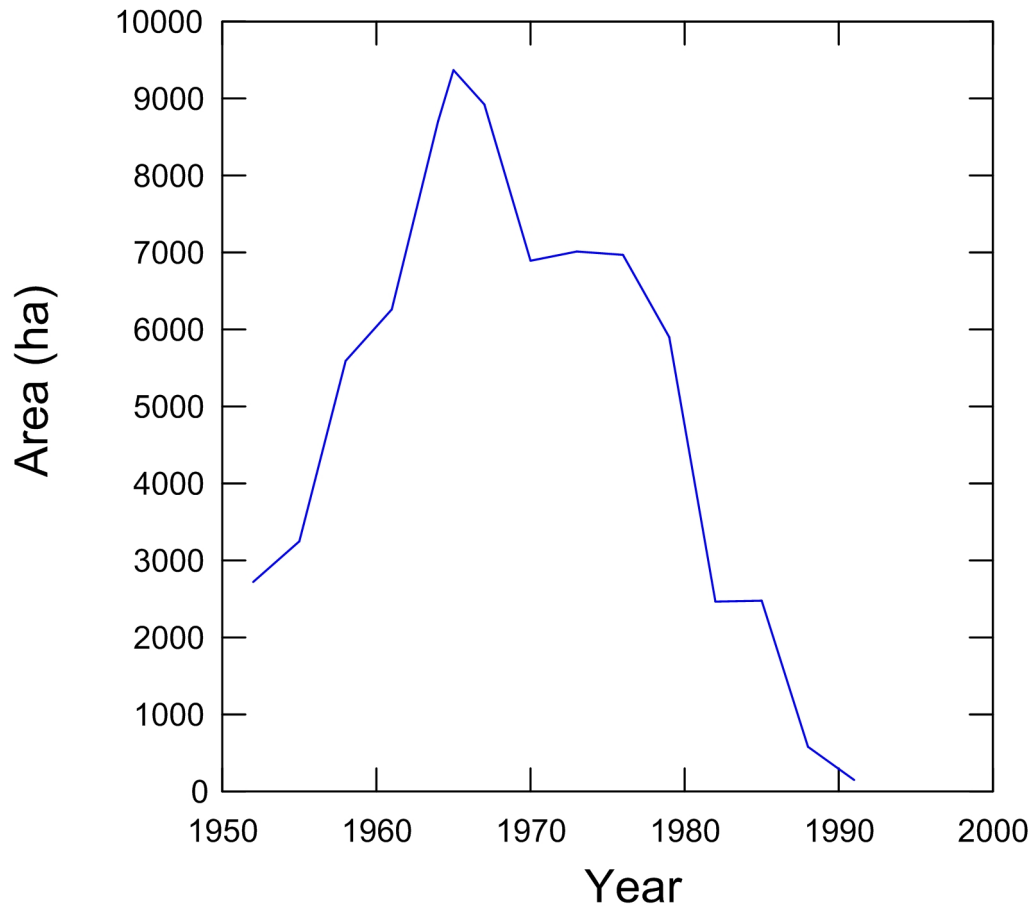


Fig. 3 Previous sisal plantation in Hengchun peninsula from 1952-1991 (Ding, 1986; Hu, 2002).



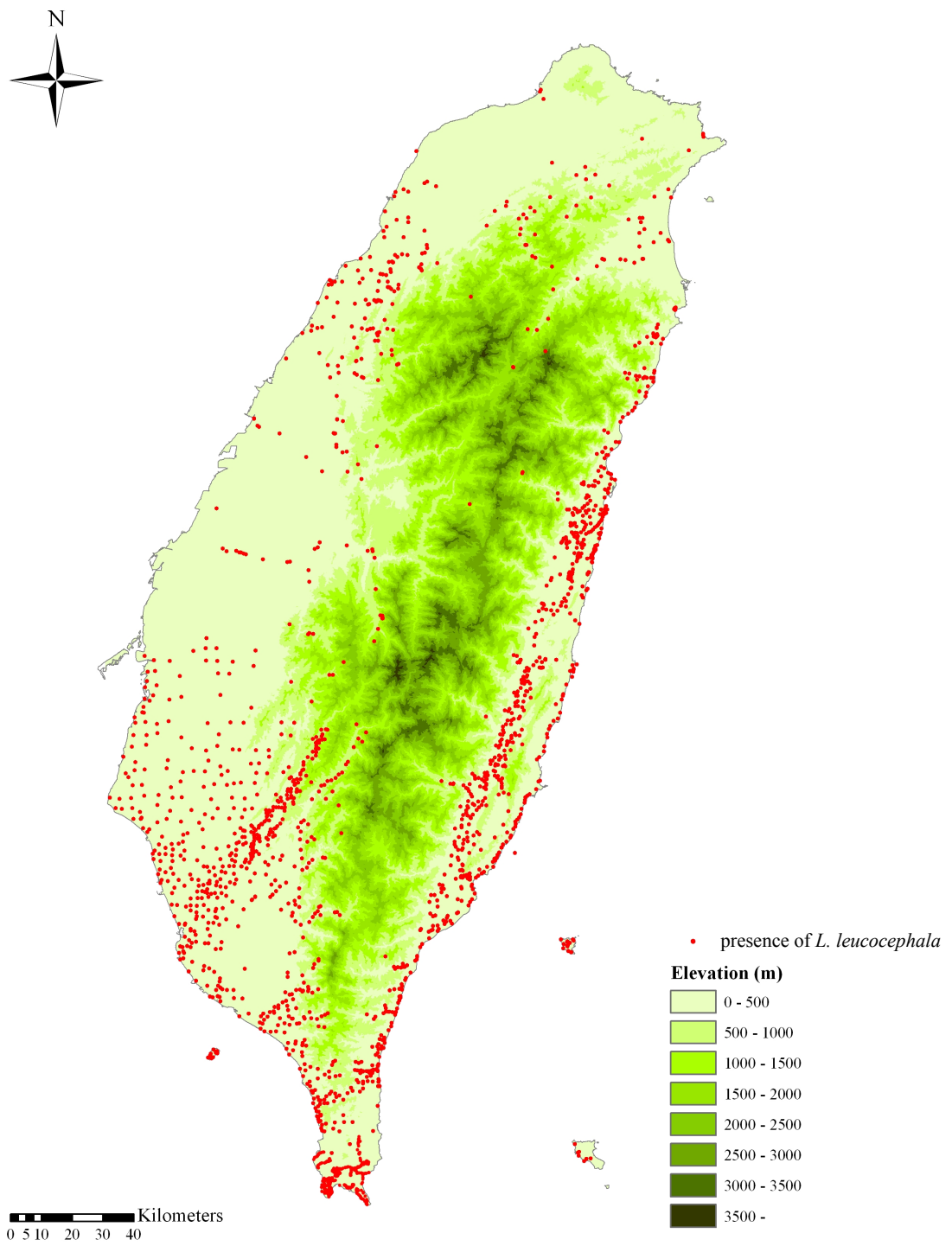


Fig. 4 Localities of *L. leucocephala* around Taiwan based on biodiversity invention records.

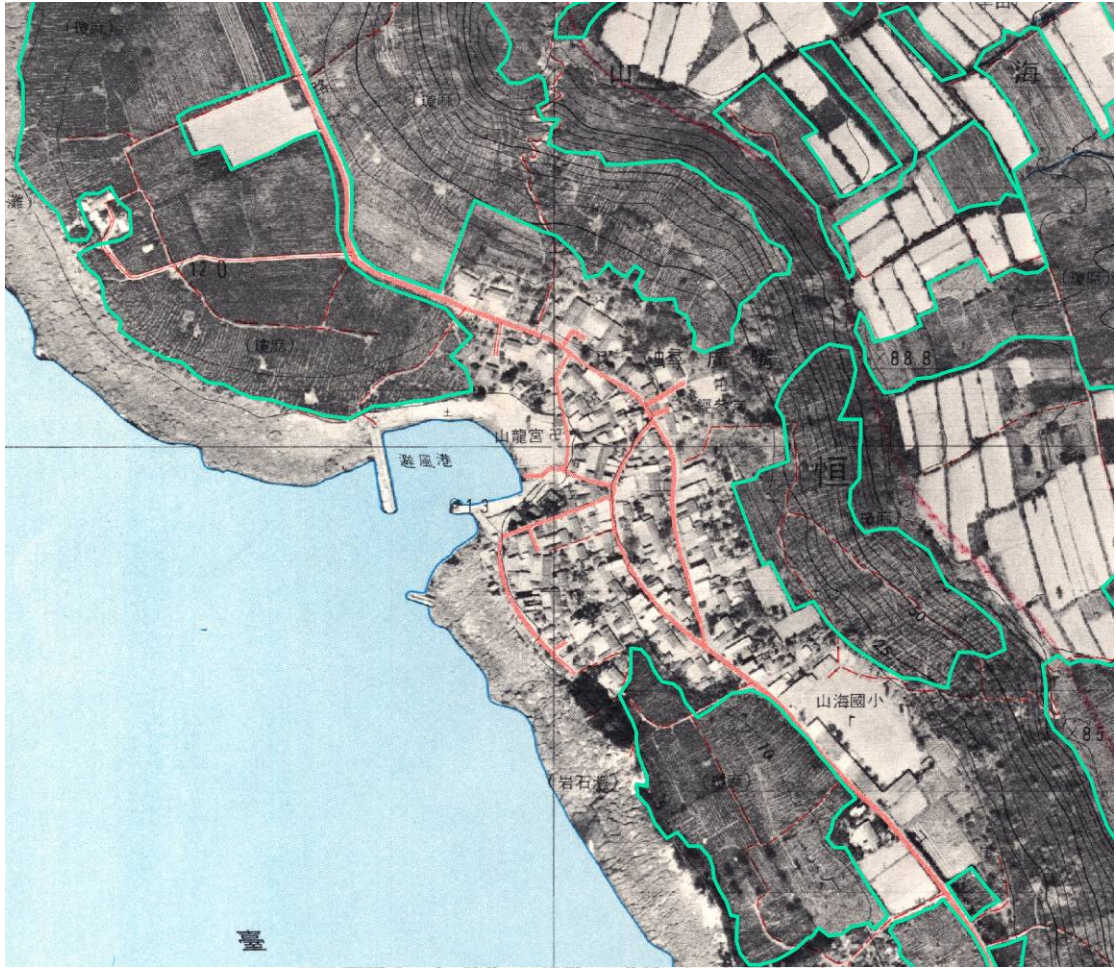


Fig. 5 Previous sisal plantation (polygons with green outline). Background is an orthophoto published in 1976.



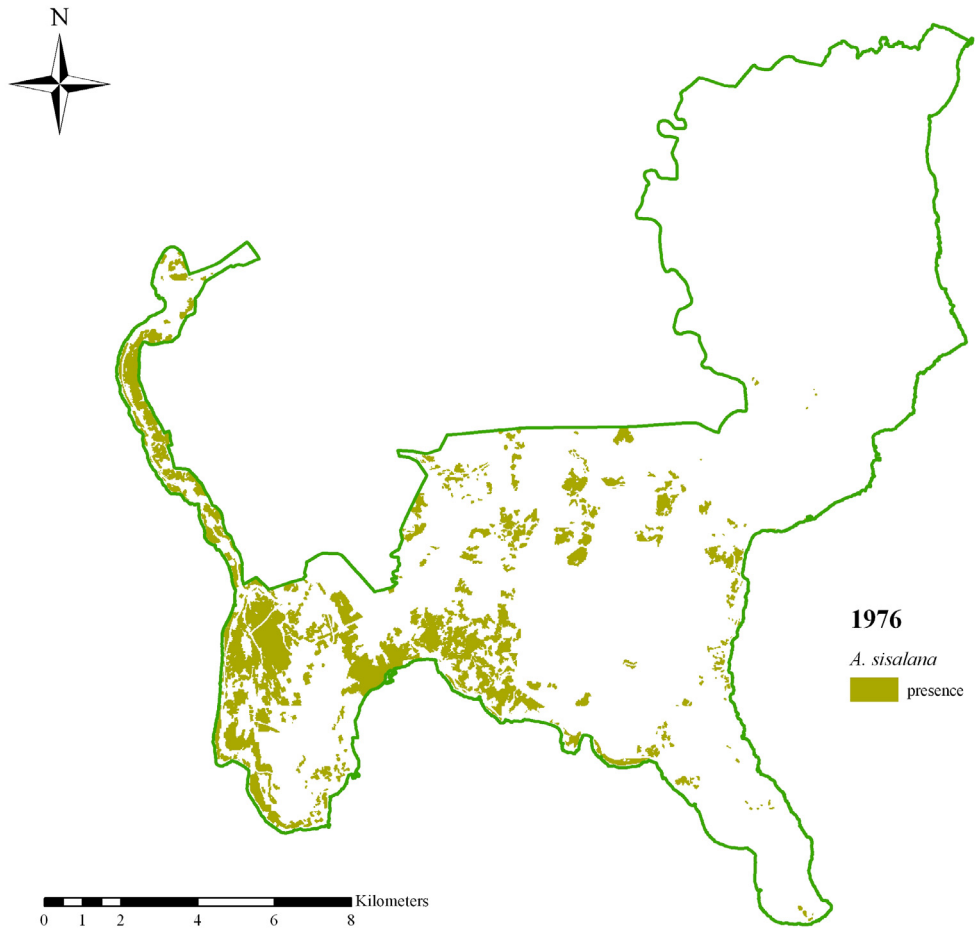


Fig. 6 Distribution of sisal plantation in 1976.



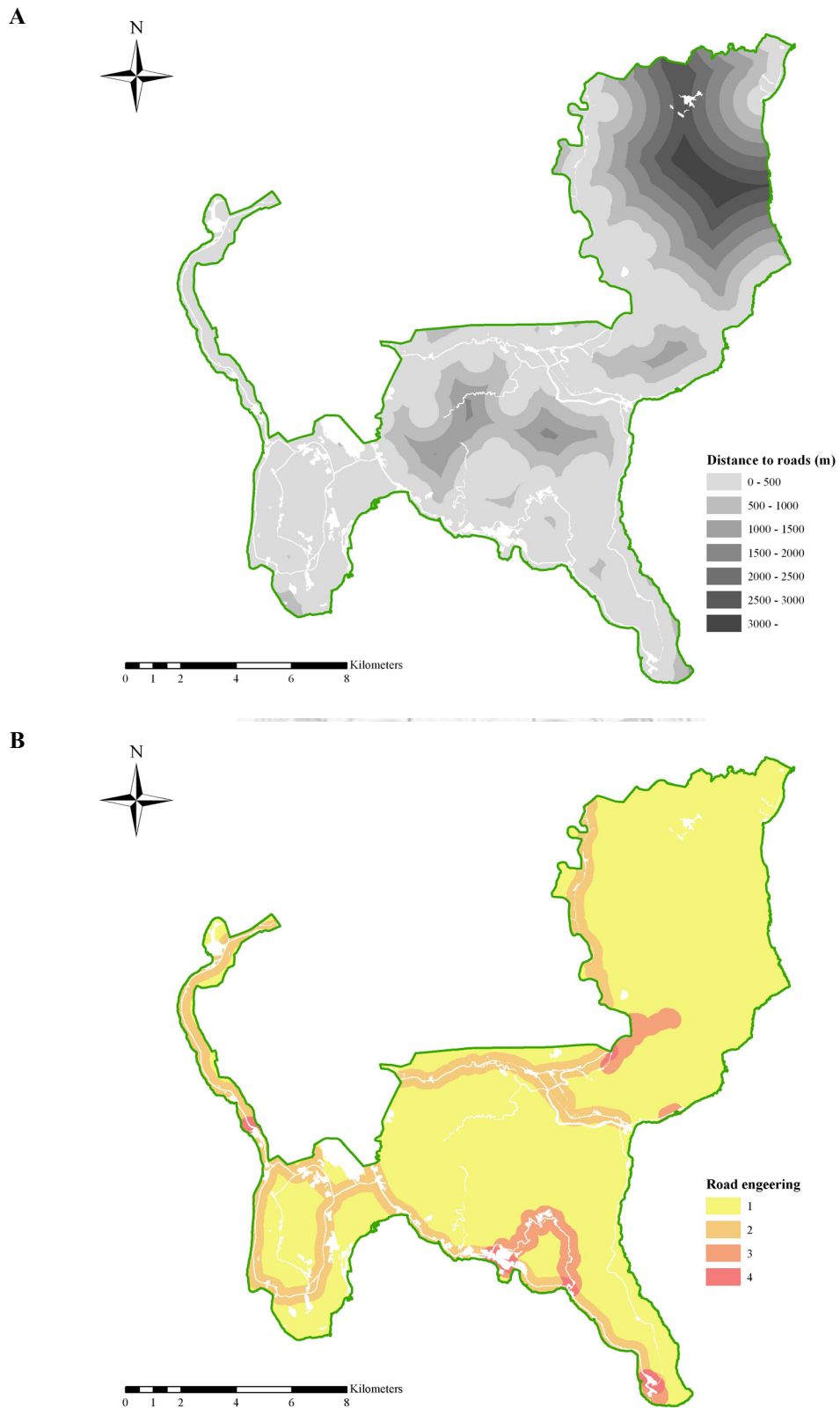


Fig. 7 Patterns of road-effect factors used in this study, including (A) proximity to roads and (B) road engineering.

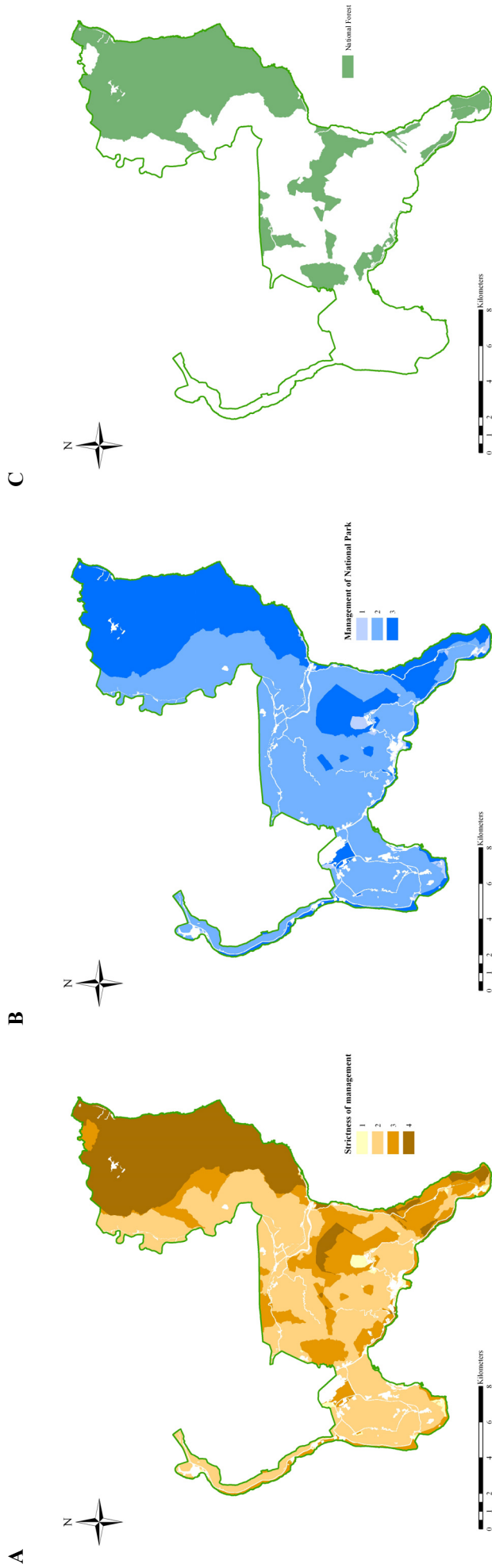


Fig. 8 Patterns of (A) strictness of management, one of land-management factors, derived from (B) management of National Park and (C) presence of National Forest.

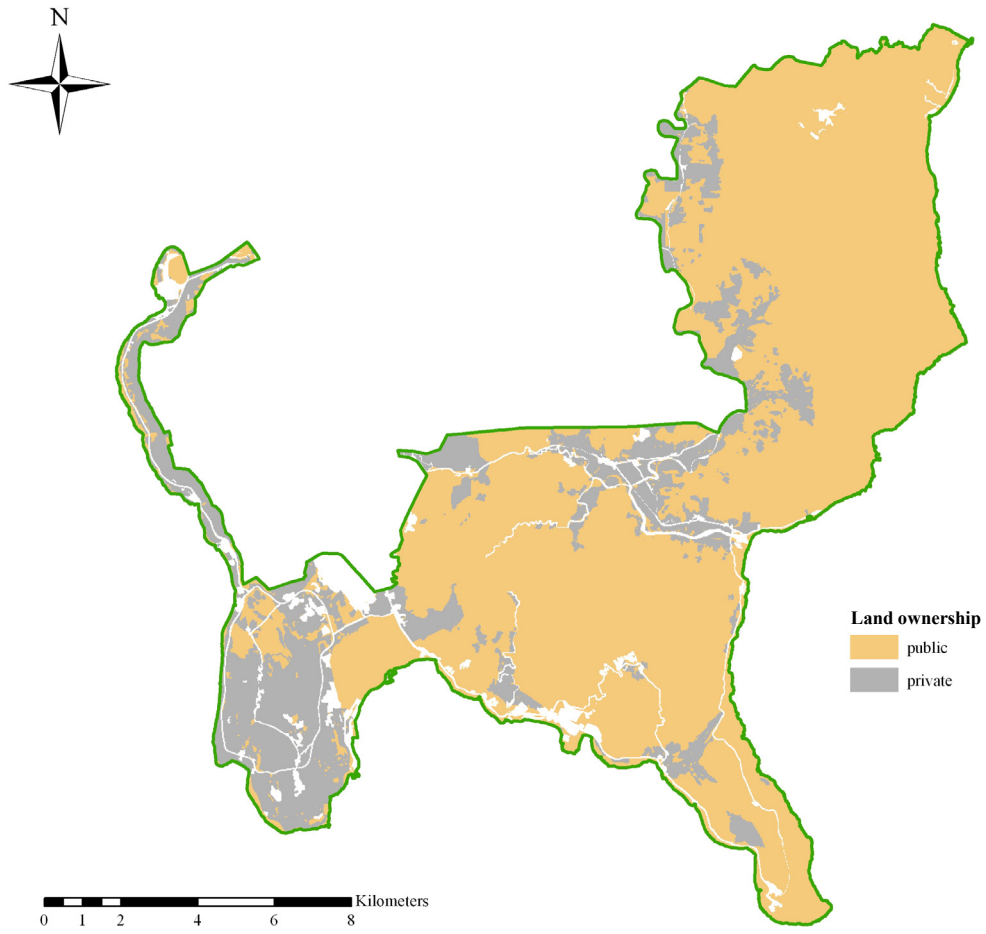


Fig. 9 Distribution of public and private lands in the study area.

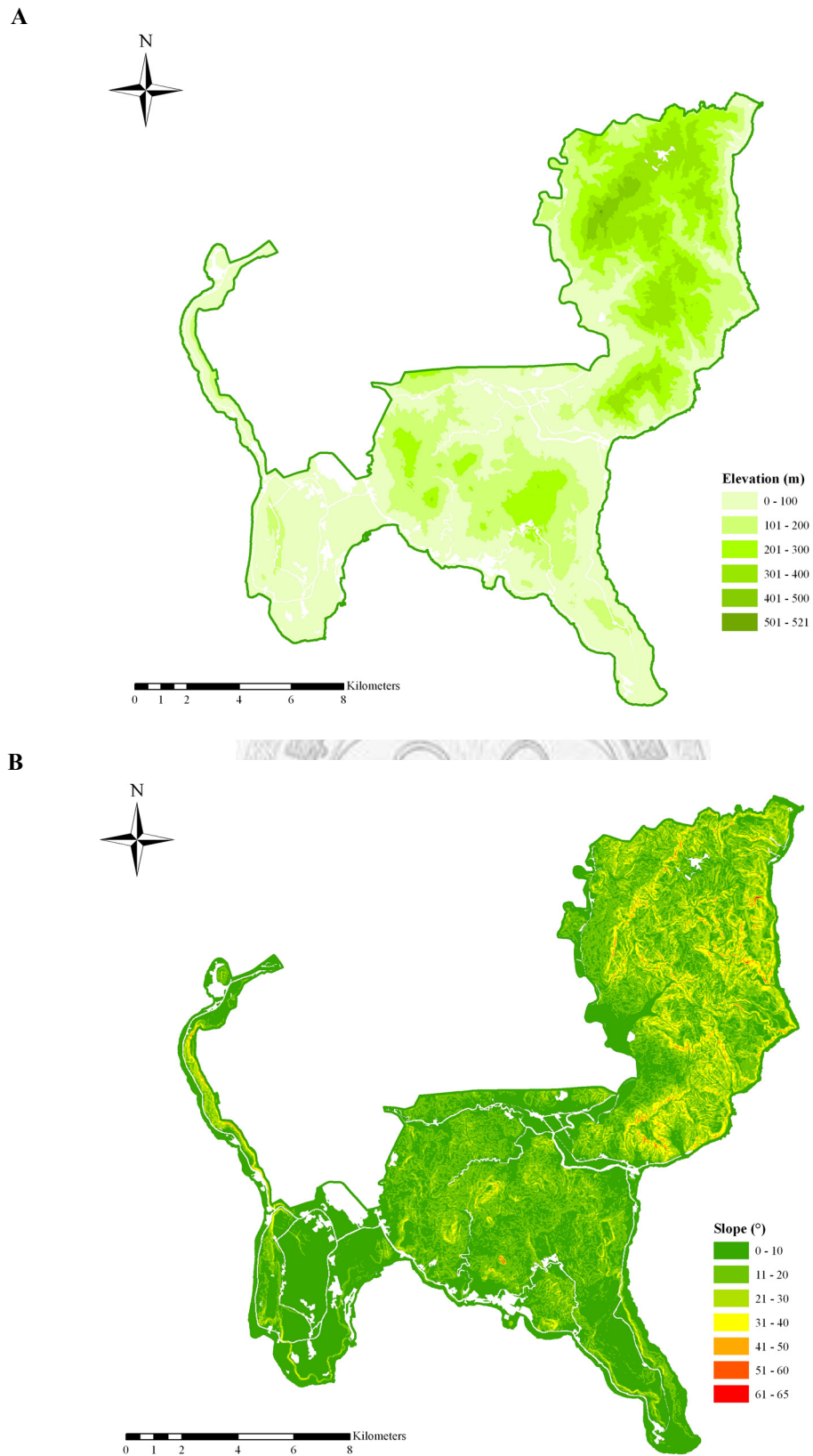


Fig. 10 Patterns of (A) elevation and (B) slope in the study area.

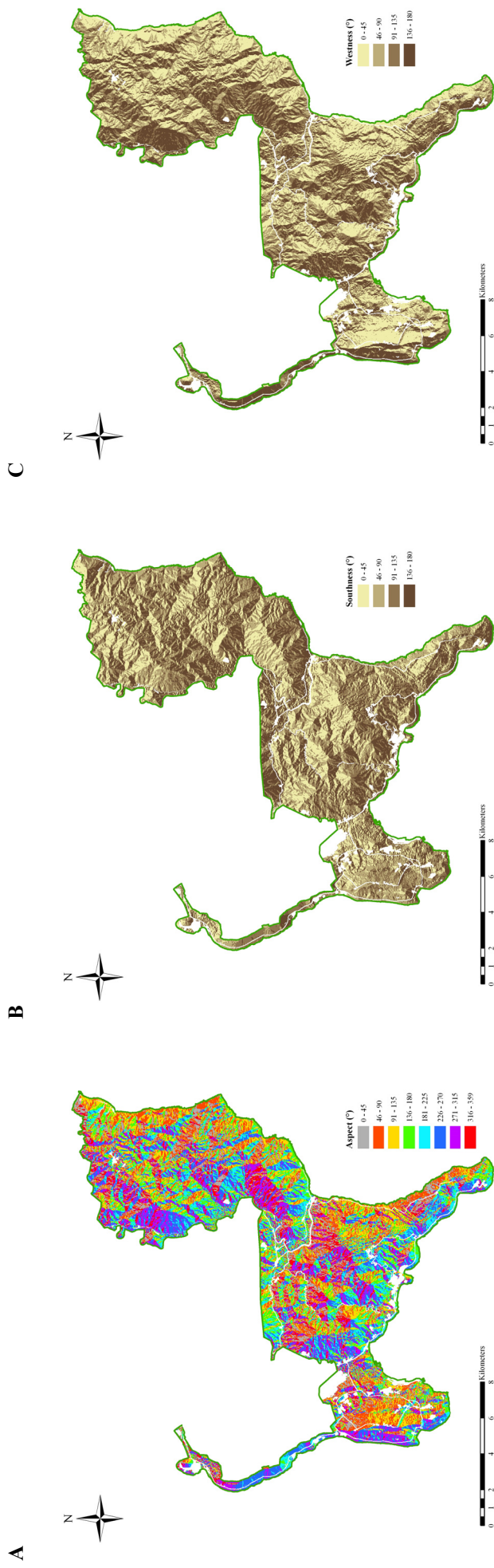


Fig. 11 Pattern of (A) aspect in study area, and its derivatives: (B) southness and (C) westness indexes.

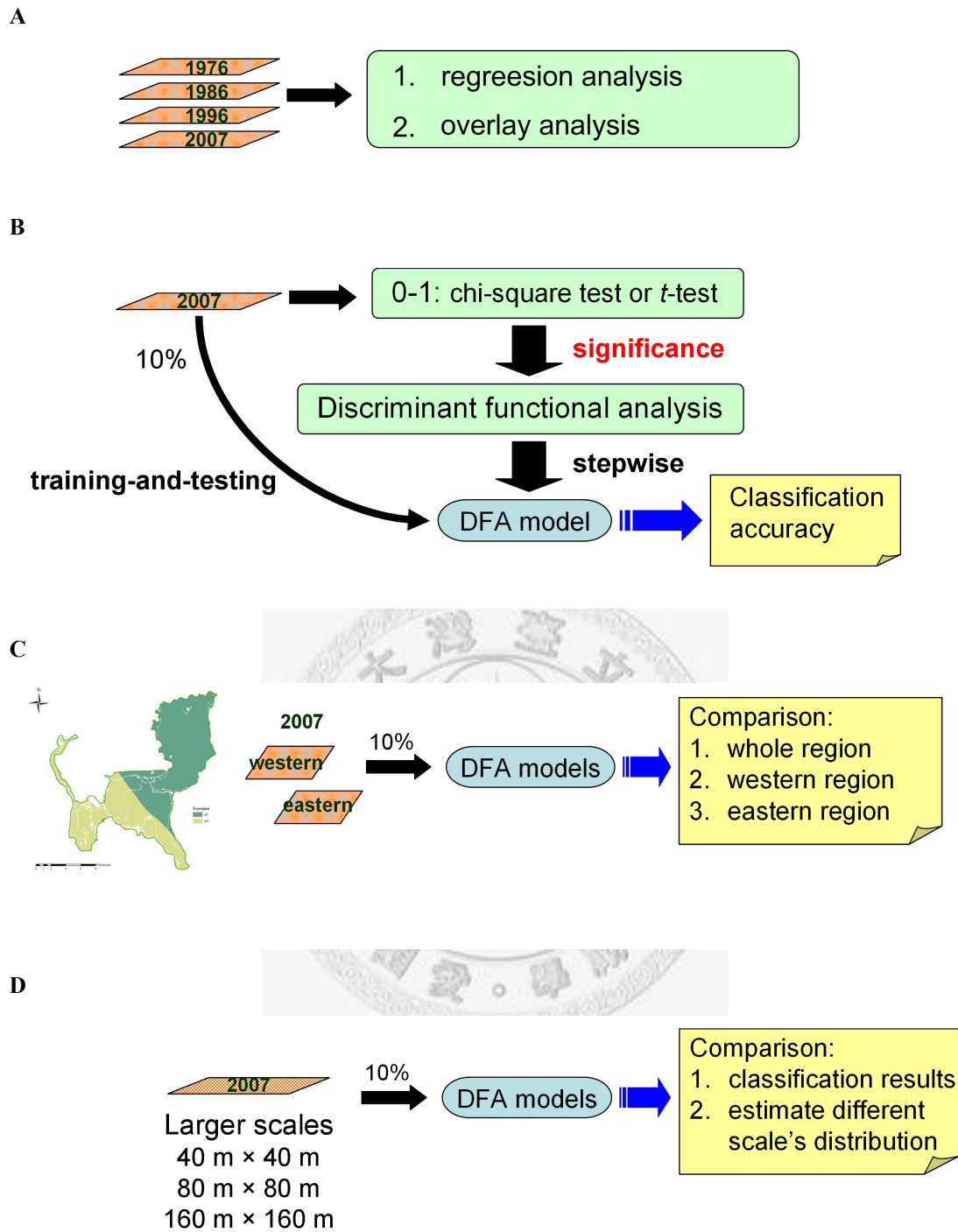


Fig. 12 Flow chart of data analysis: (A) spatial-temporal distribution change of *L. leucocephala*, (B) hypothesis testing and building habitat classification model, (C) comparison of western and eastern regions with the whole region, and (D) investigating scale effect.

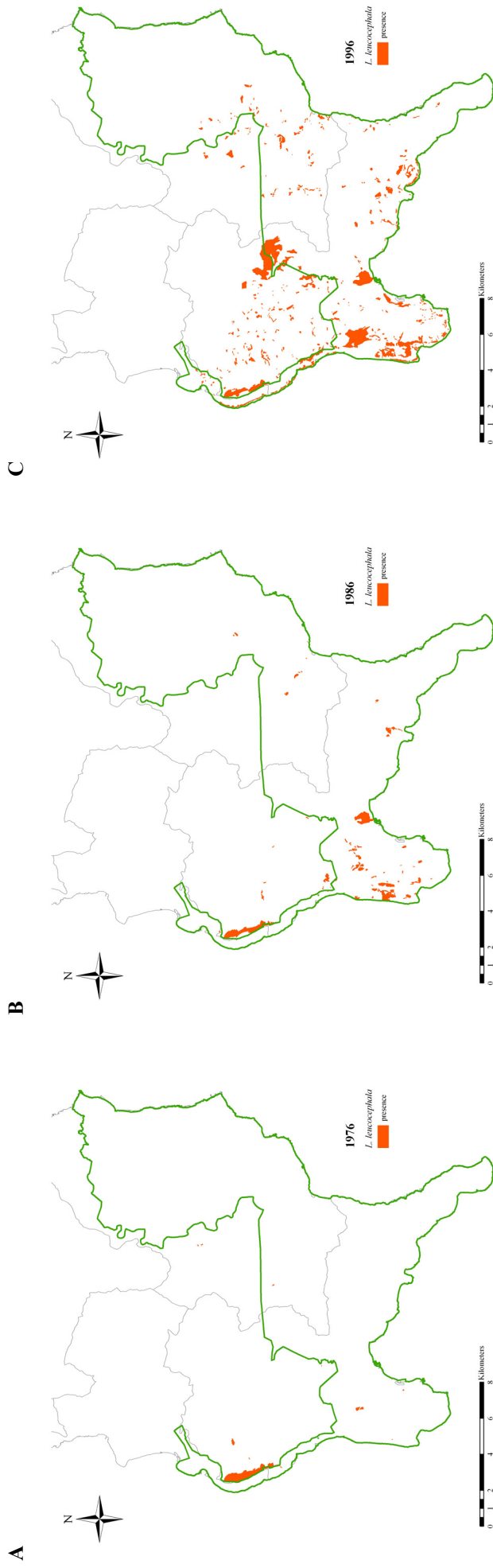


Fig. 13 Distribution of *L. leucocephala* at Hengchun peninsula in (A) 1976, (B) 1986, and (C) 1996 based on aerial photo interpretation by H. H. Wang.



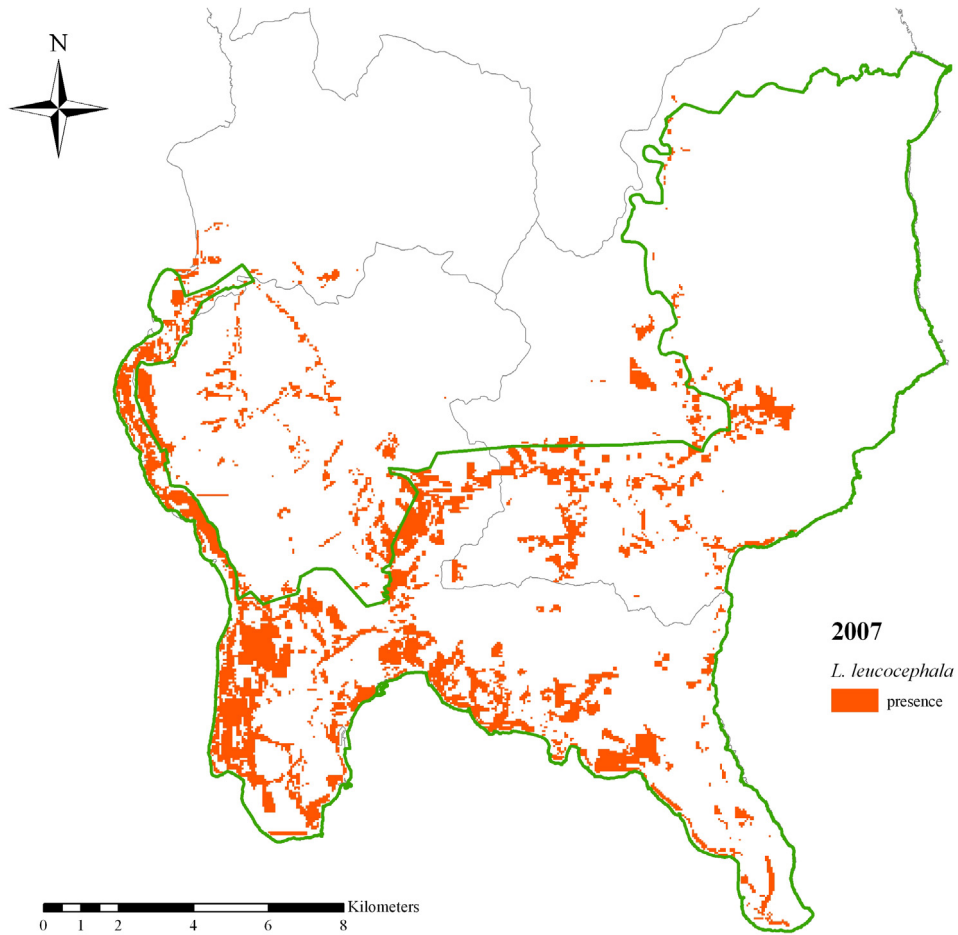


Fig. 14 Distribution of *L. leucocephala* in Hengchun peninsula in 2007, based on 2003 color orthophoto interpretation and field work in 2005 and 2007.

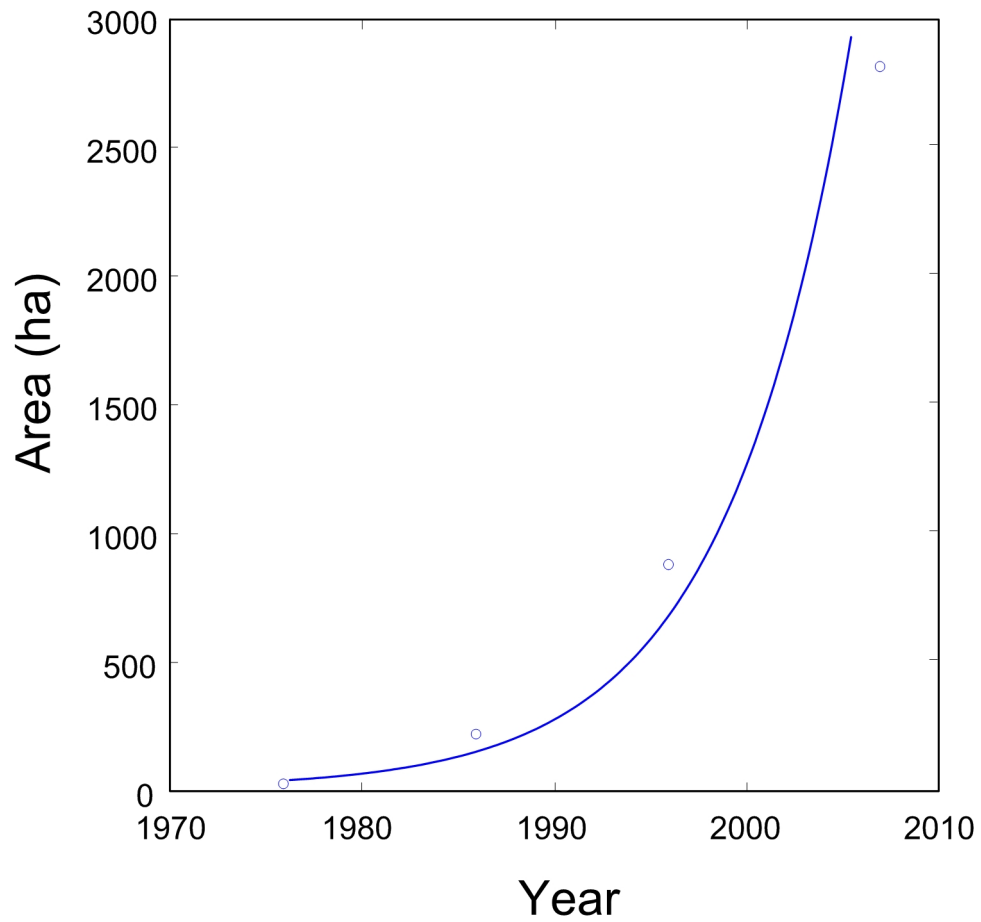


Fig. 15 The time-course of the increase of *L. leucocephala*.  $A$  is the area of the invasion, and  $T$  is the time in years after 1976 ( $T = 0$ ). The equation of the regression line is:  $A = 30.72e^{0.16T}$  ( $r = 0.98, p < 0.05$ ).

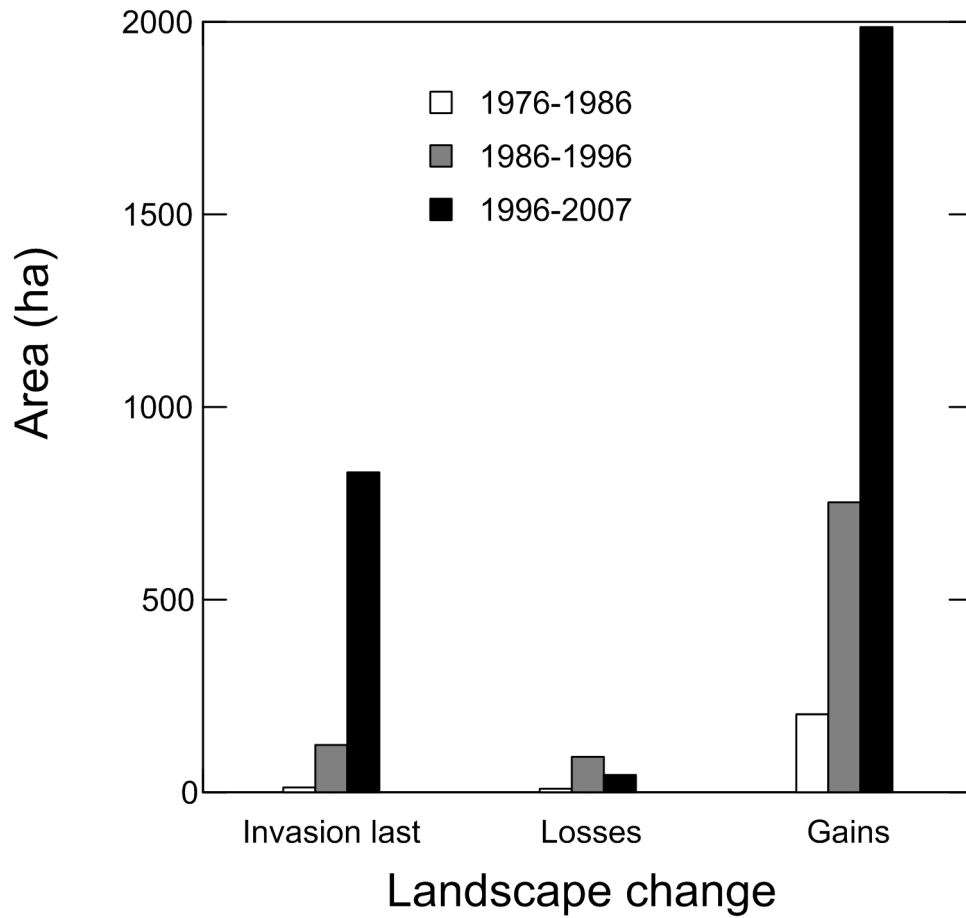


Fig. 16 Landscape change of *L. leucocephala* invasion from 1976 to 2007. The three classes of horizontal axis mean not changing (Invasion last), declining (Losses), and increasing (Gains) in area of *L. leucocephala* invasion between two successive years.

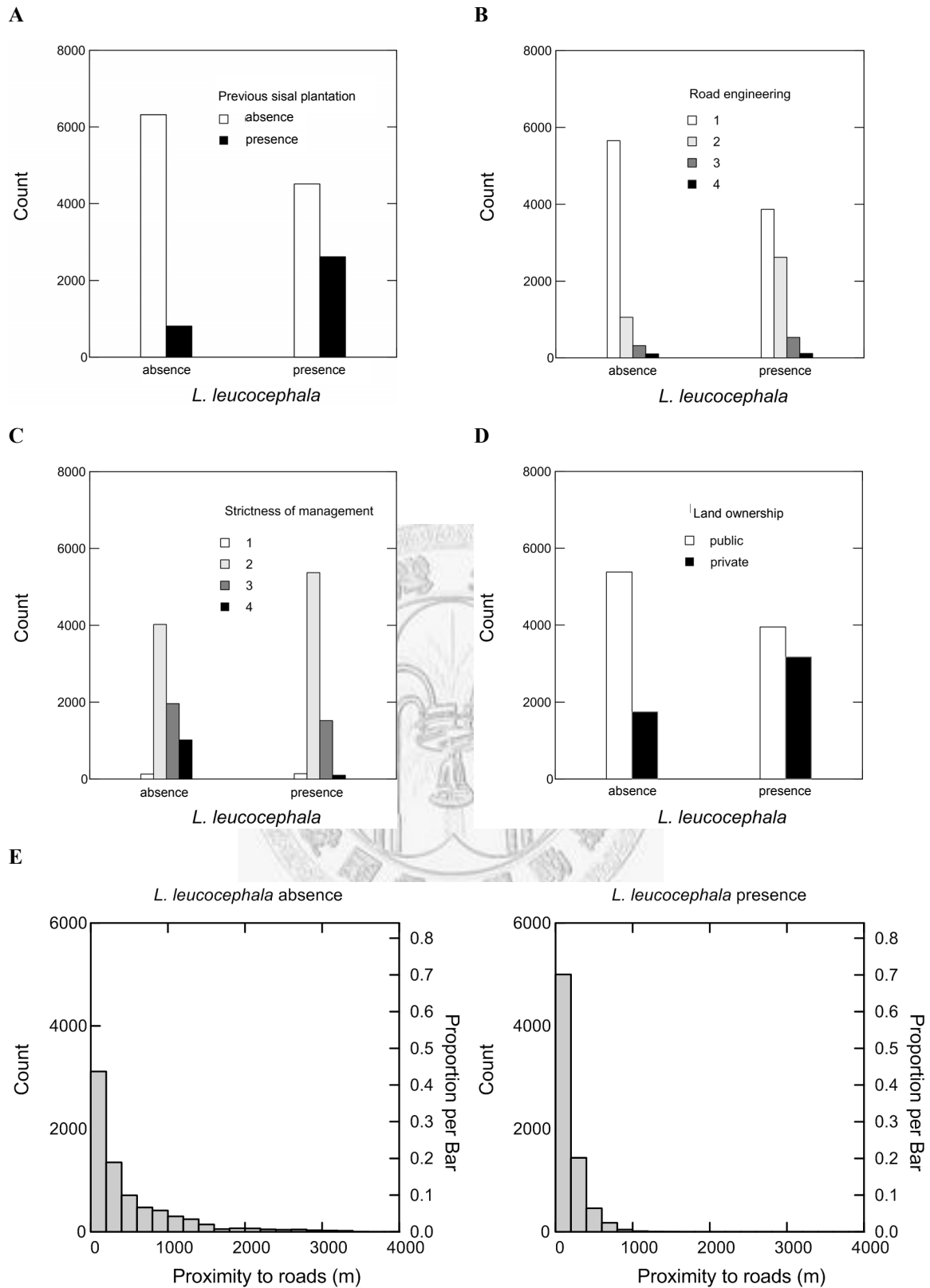


Fig. 17 Comparison of human disturbance factors with absence and presence of *L. leucocephala*: (A) previous sisal plantation, (B) road engineering, (C) strictness of management, (D) land ownership, and (E) proximity to roads.

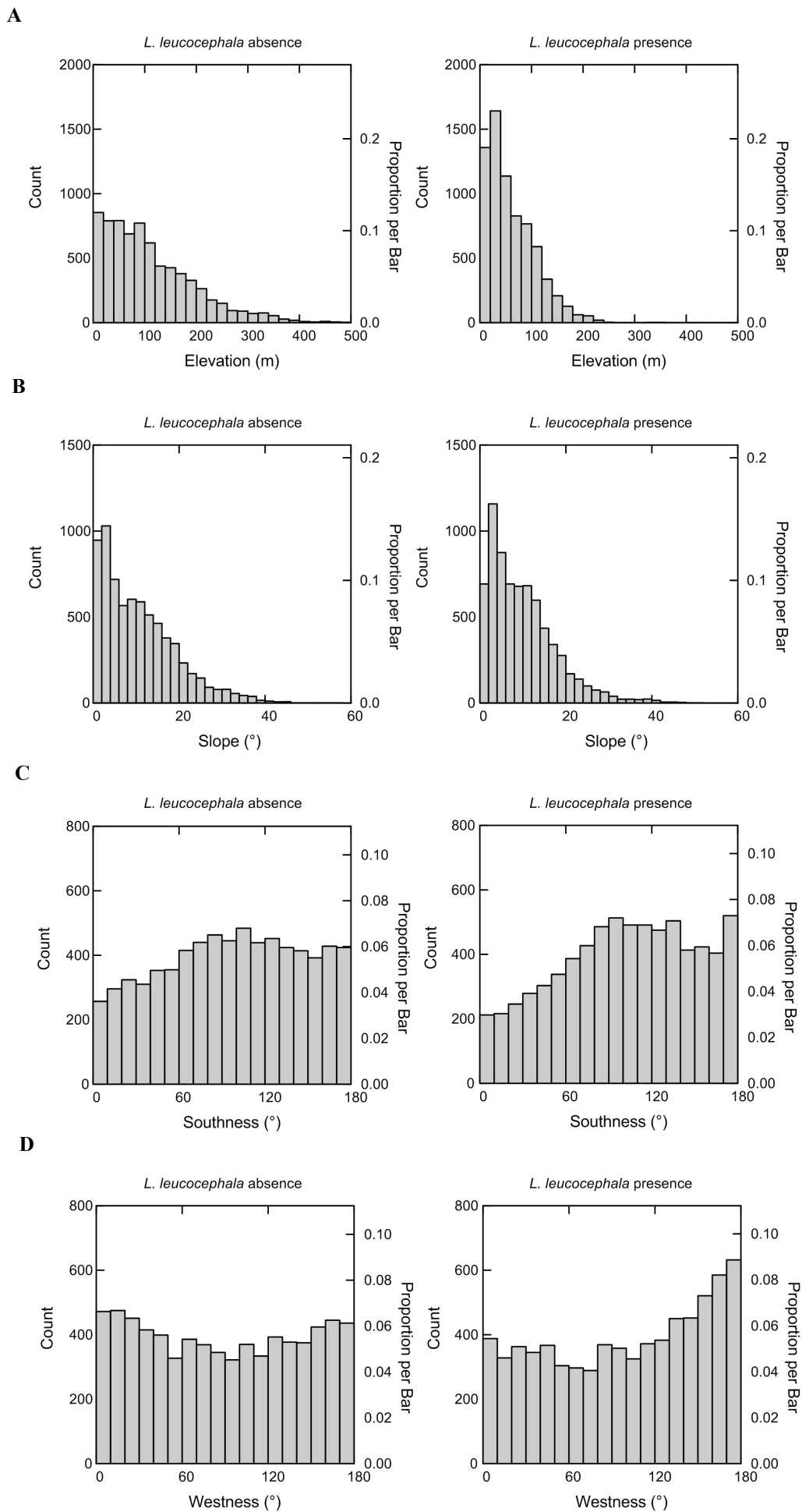


Fig. 18 Comparison of topographical factors with absence and presence of *L. leucocephala*: (A) elevation, (B) slope, (C) southness, and (D) westness.

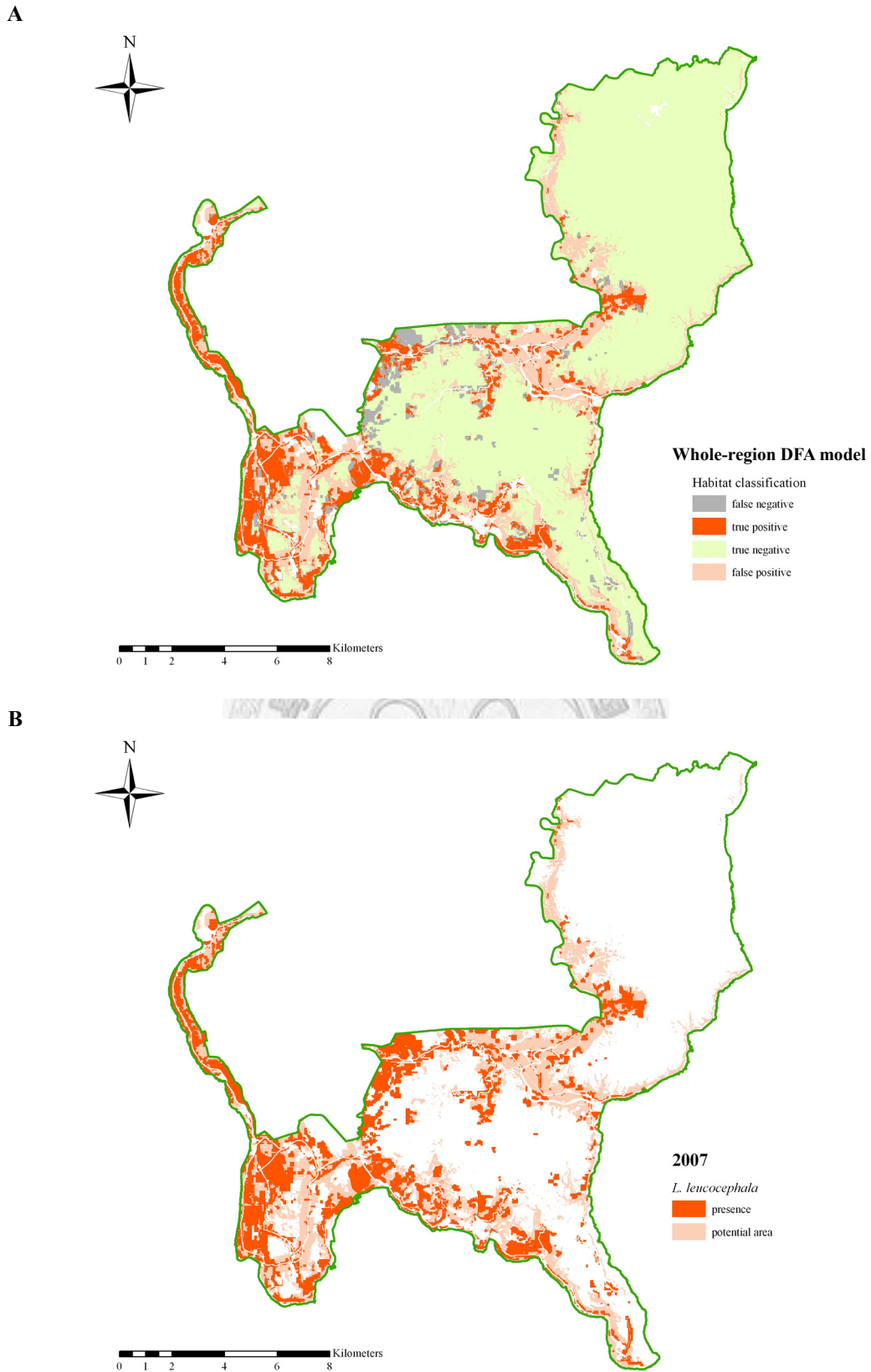


Fig. 19 (A) Classification results of the whole-region DFA model, and (B) predictive map of future potential area of *L. leucocephala* invasion based on the whole-region DFA model.

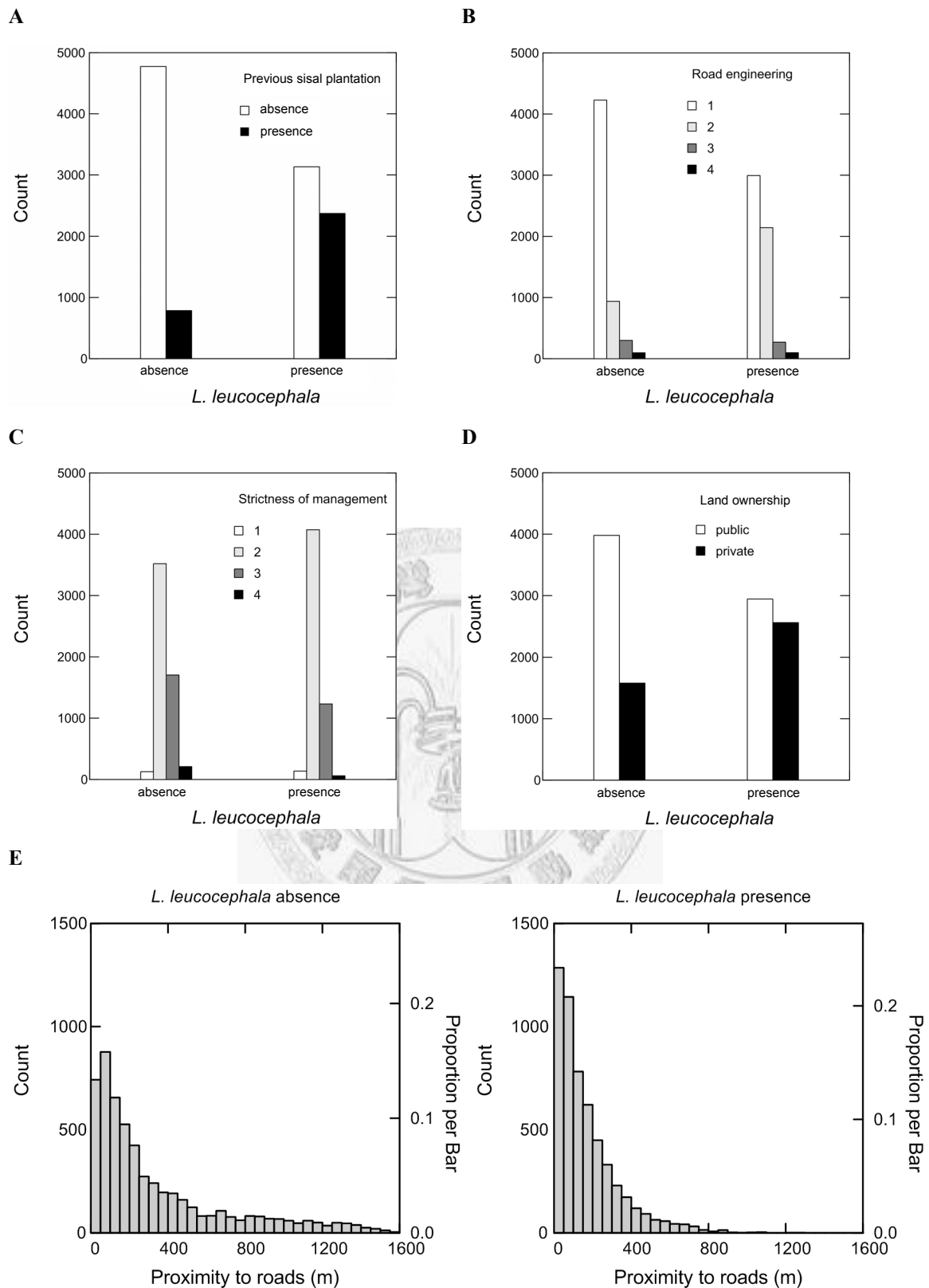


Fig. 20 Comparison of human disturbance factors with absence and presence of *L. leucocephala* in the western region: (A) previous sisal plantation, (B) road engineering, (C) strictness of management, (D) land ownership, and (E) proximity to roads.

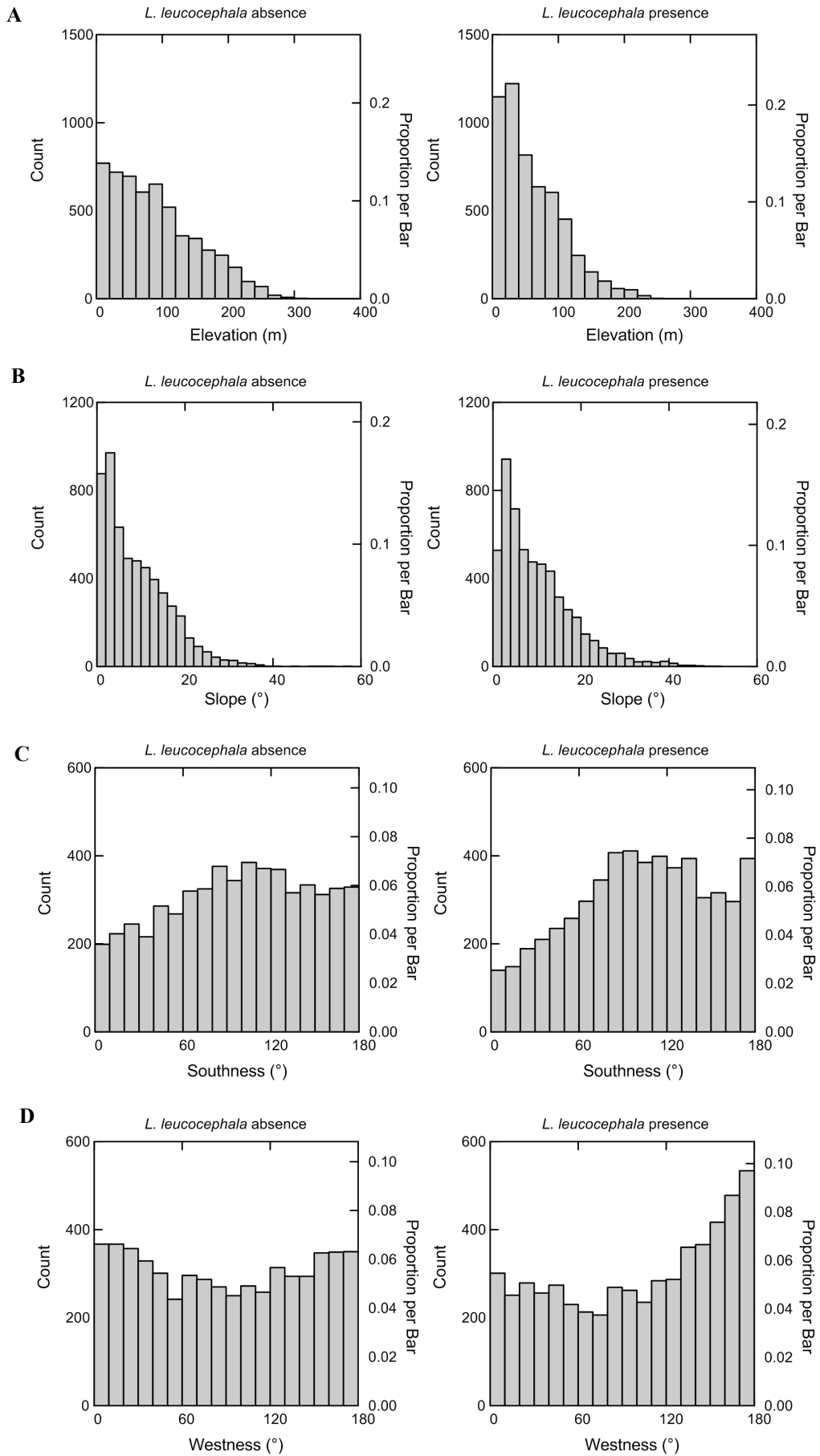


Fig. 21 Comparison of topographical factors with absence and presence of *L. leucocephala* in the western region: (A) elevation, (B) slope, (C) southness, and (D) westness.



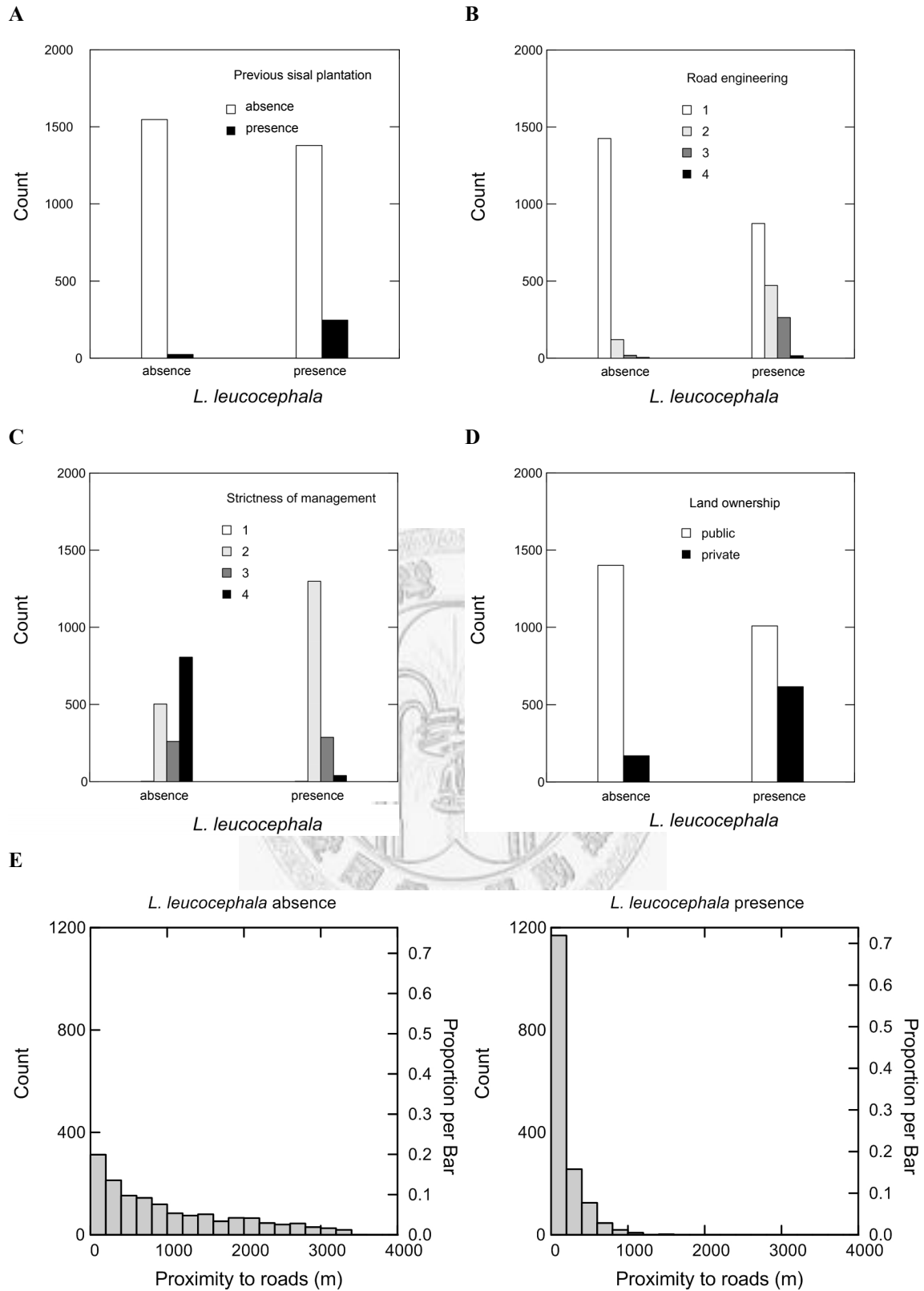


Fig. 22 Comparison of human disturbance factors with absence and presence of *L. leucocephala* in the eastern region: (A) previous sisal plantation, (B) road engineering, (C) strictness of management, (D) land ownership, and (E) proximity to roads.

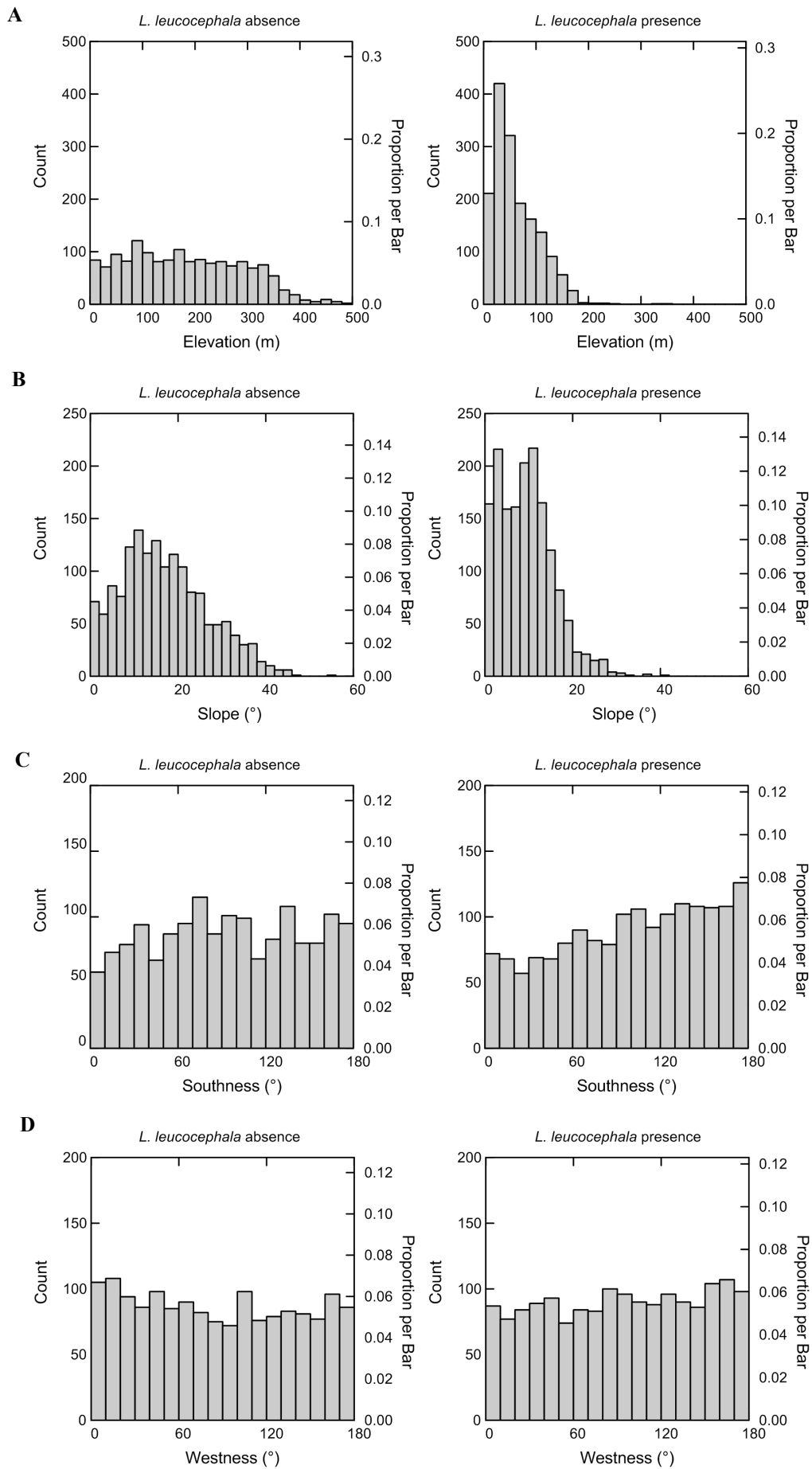


Fig. 23 Comparison of topographical factors with absence and presence of *L. leucocephala* in the eastern region: (A) elevation, (B) slope, (C) southness, and (D) westness.

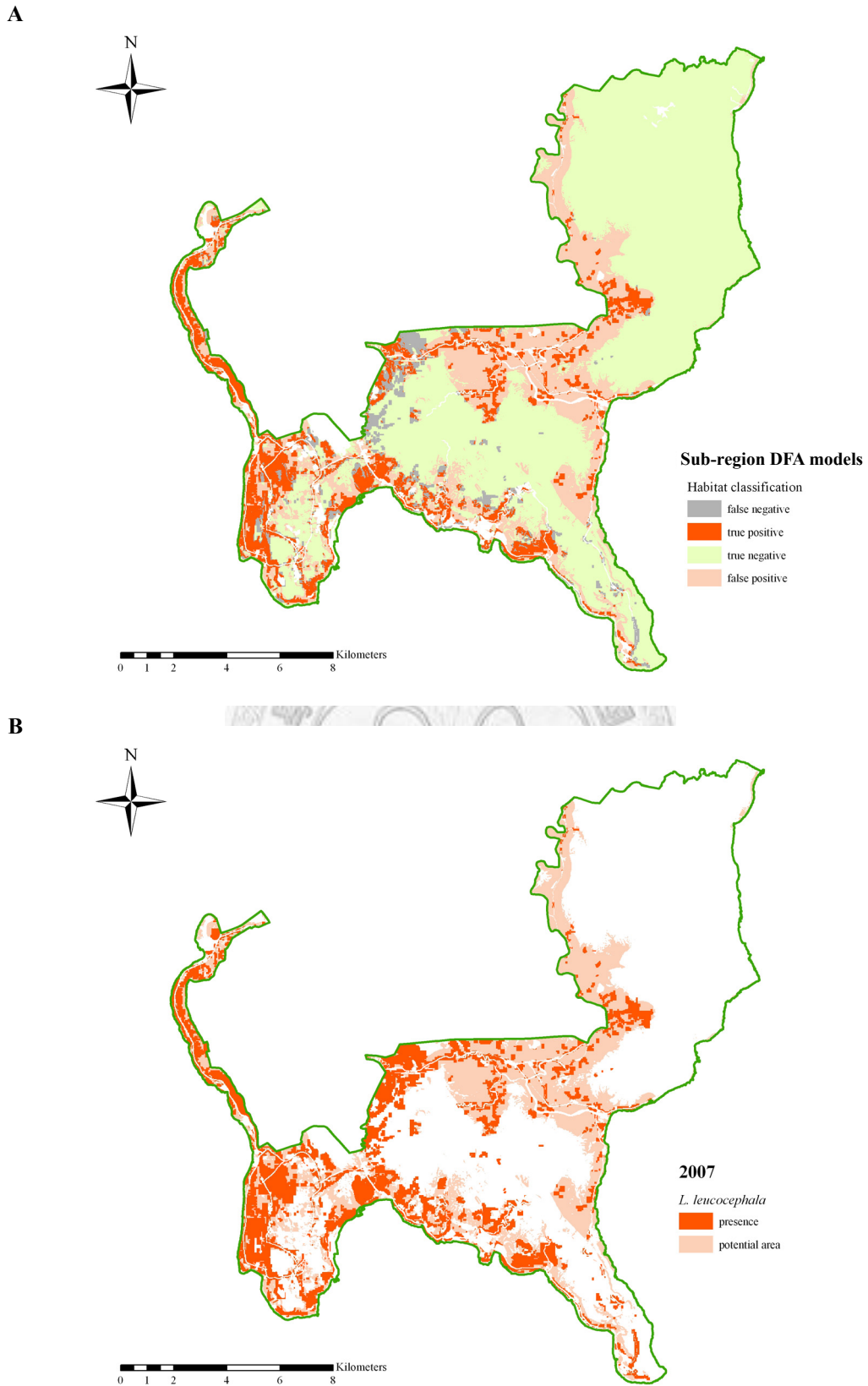


Fig. 24 (A) Classification results of two sub-region DFA models, and (B) predictive map of future potential area of invasion by *L. leucocephala* based on the two sub-region DFA models.

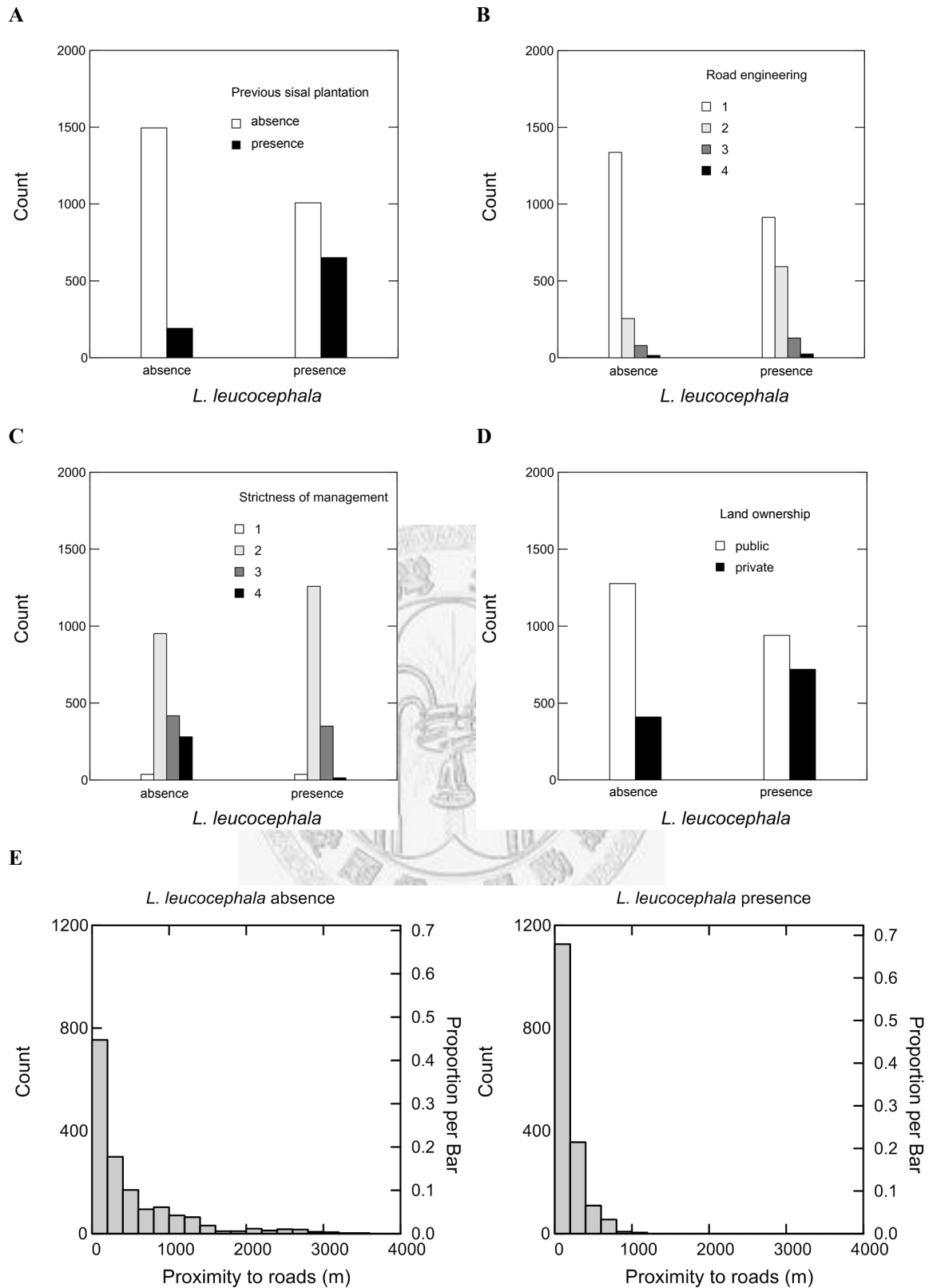


Fig. 25 Comparison of human disturbance factors with absence and presence of *L. leucocephala* based on grid size 40 m × 40 m: (A) previous sisal plantation, (B) road engineering, (C) strictness of management, (D) land ownership, and (E) proximity to roads.

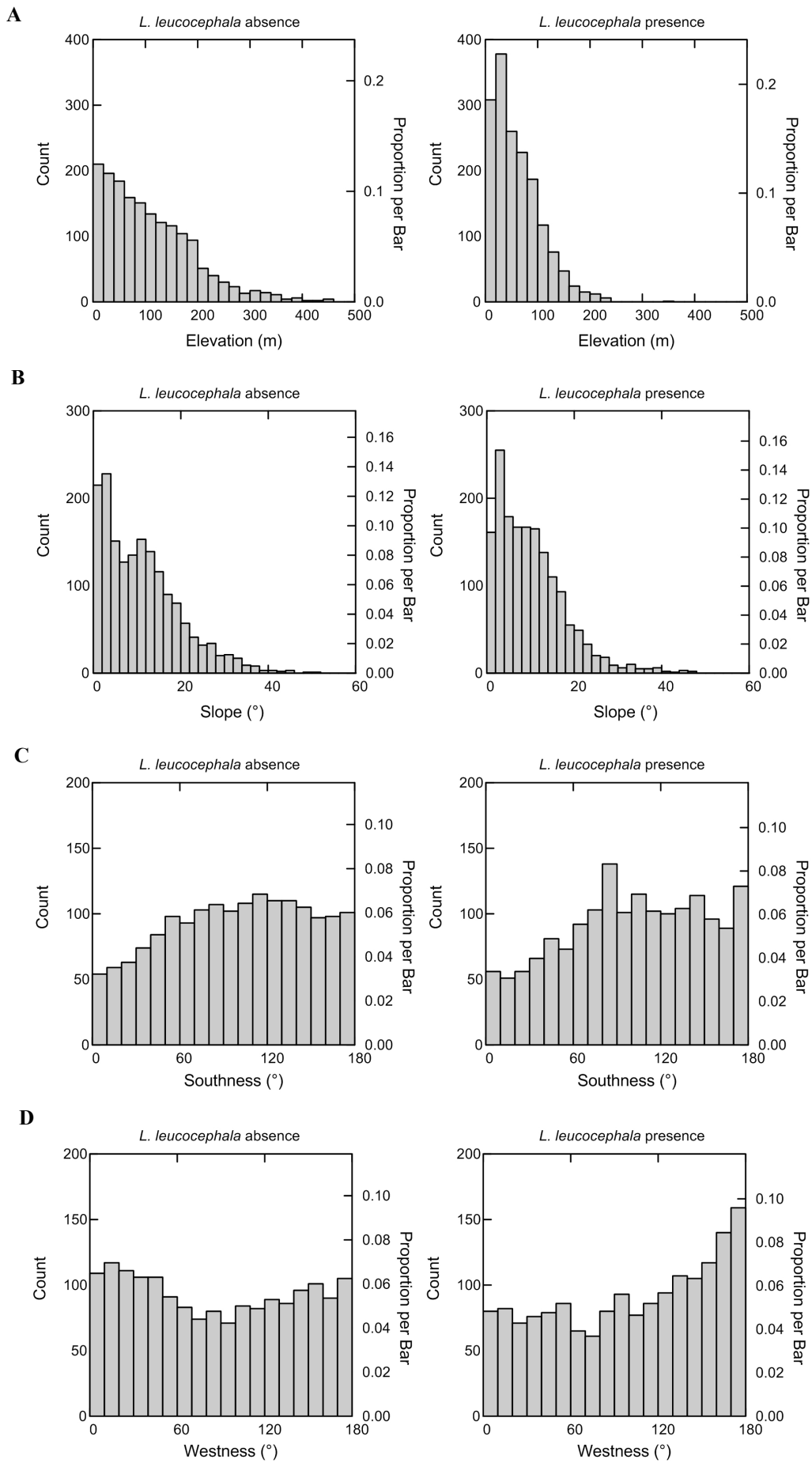


Fig. 26 Comparison of topographical factors with absence and presence of *L. leucocephala* based on grid size 40 m × 40 m: (A) elevation, (B) slope, (C) southness, and (D) westness.

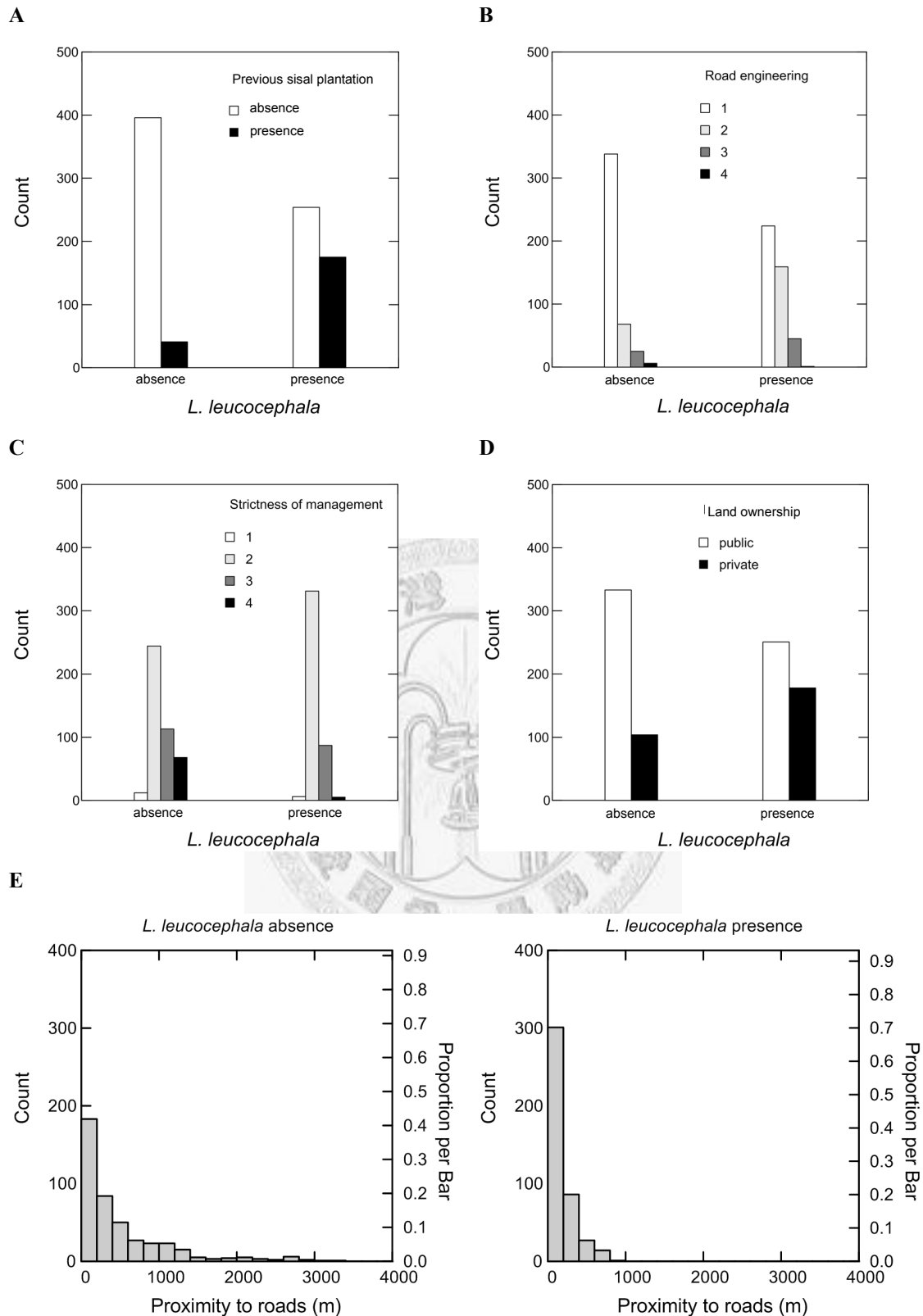


Fig. 27 Comparison of human disturbance factors with absence and presence of *L. leucocephala* based on grid size 80 m × 80 m: (A) previous sisal plantation, (B) road engineering, (C) strictness of management, (D) land ownership, and (E) proximity to roads.

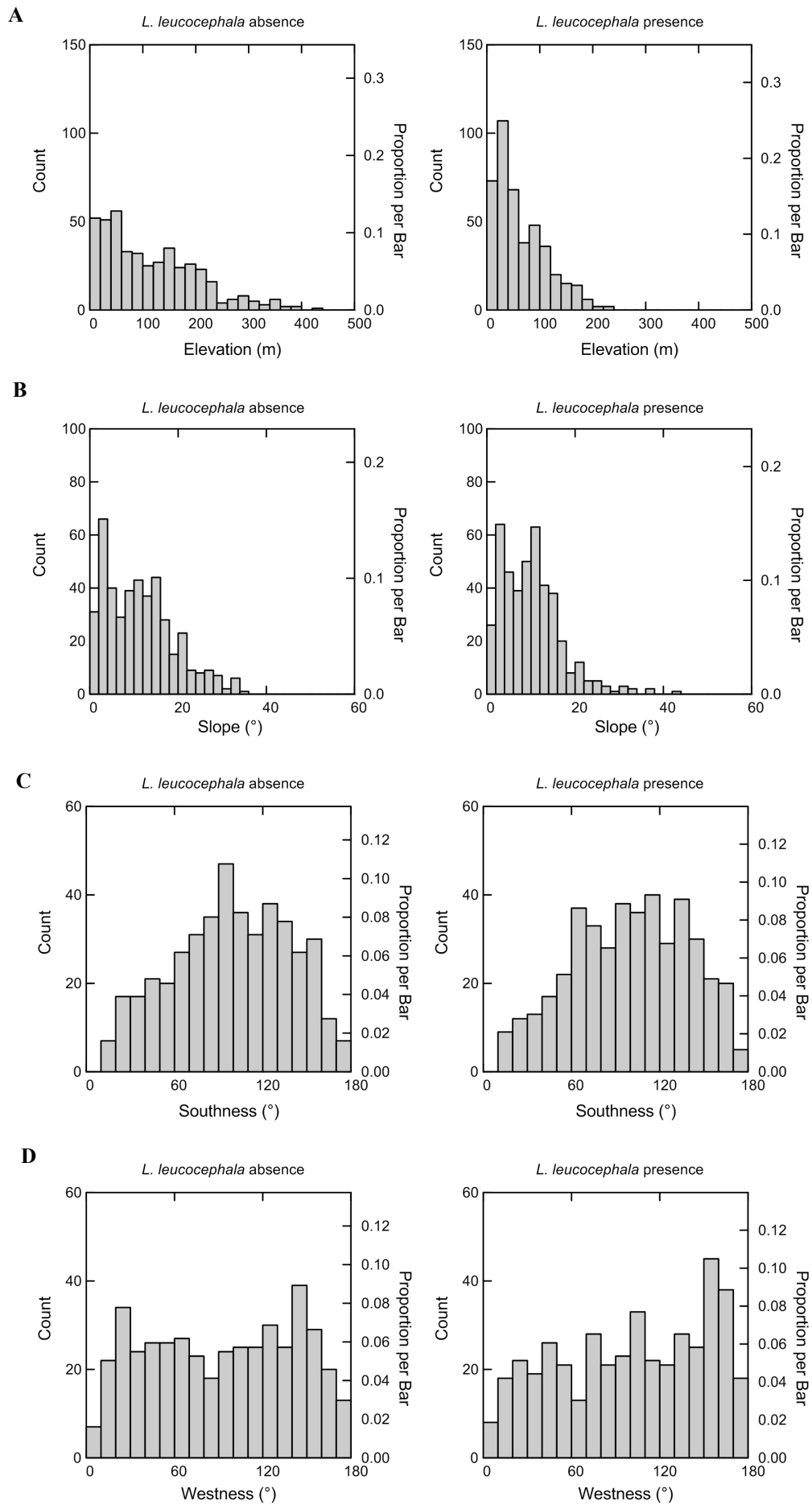


Fig. 28 Comparison of topographical factors with absence and presence of *L. leucocephala* based on grid size 80 m × 80 m: (A) elevation, (B) slope, (C) southness, and (D) westness.

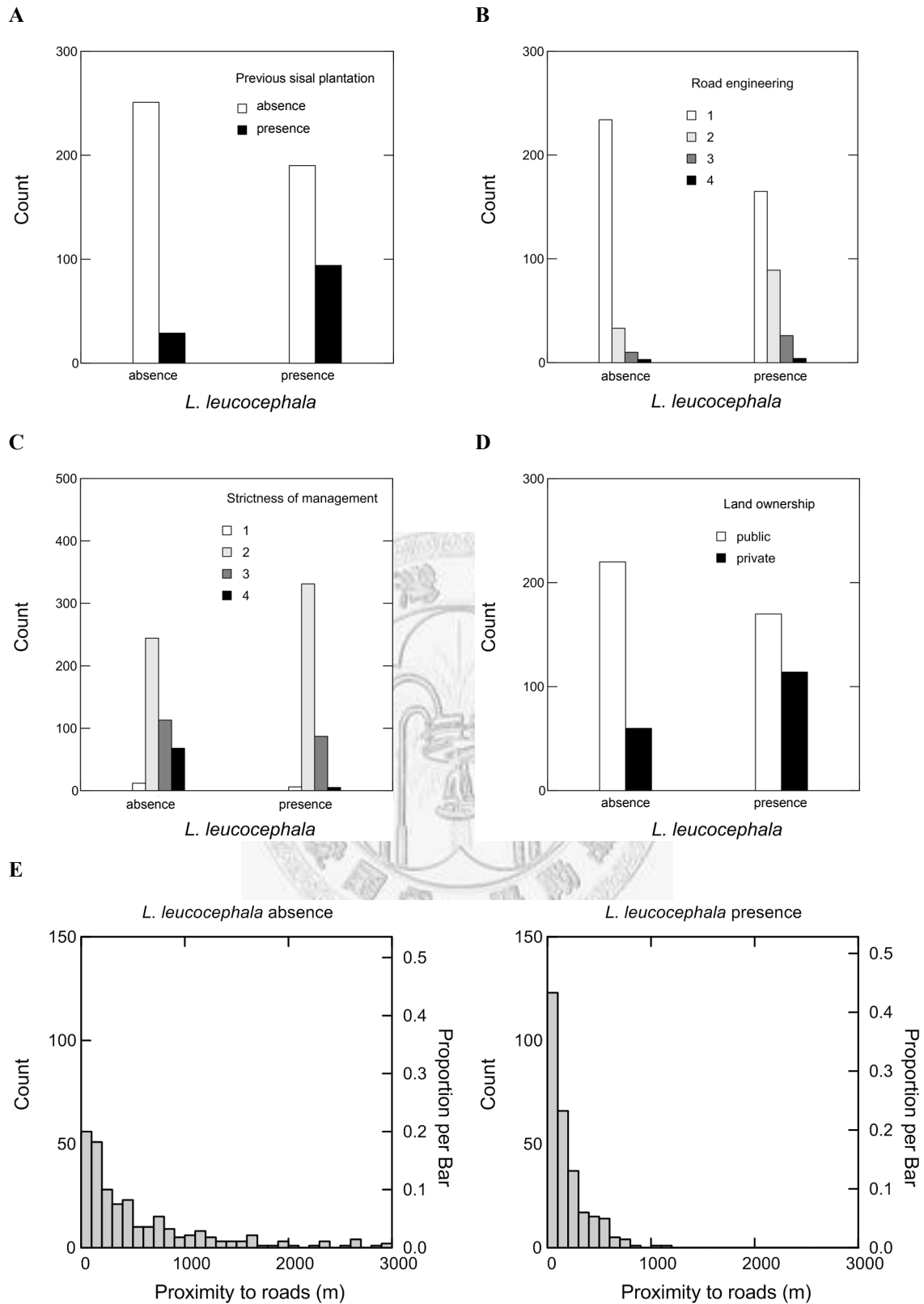


Fig. 29 Comparison of human disturbance factors with absence and presence of *L. leucocephala* based on 160 m × 160 m grid size: (A) previous sisal plantation, (B) road engineering, (C) strictness of management, (D) land ownership, and (E) proximity to roads.



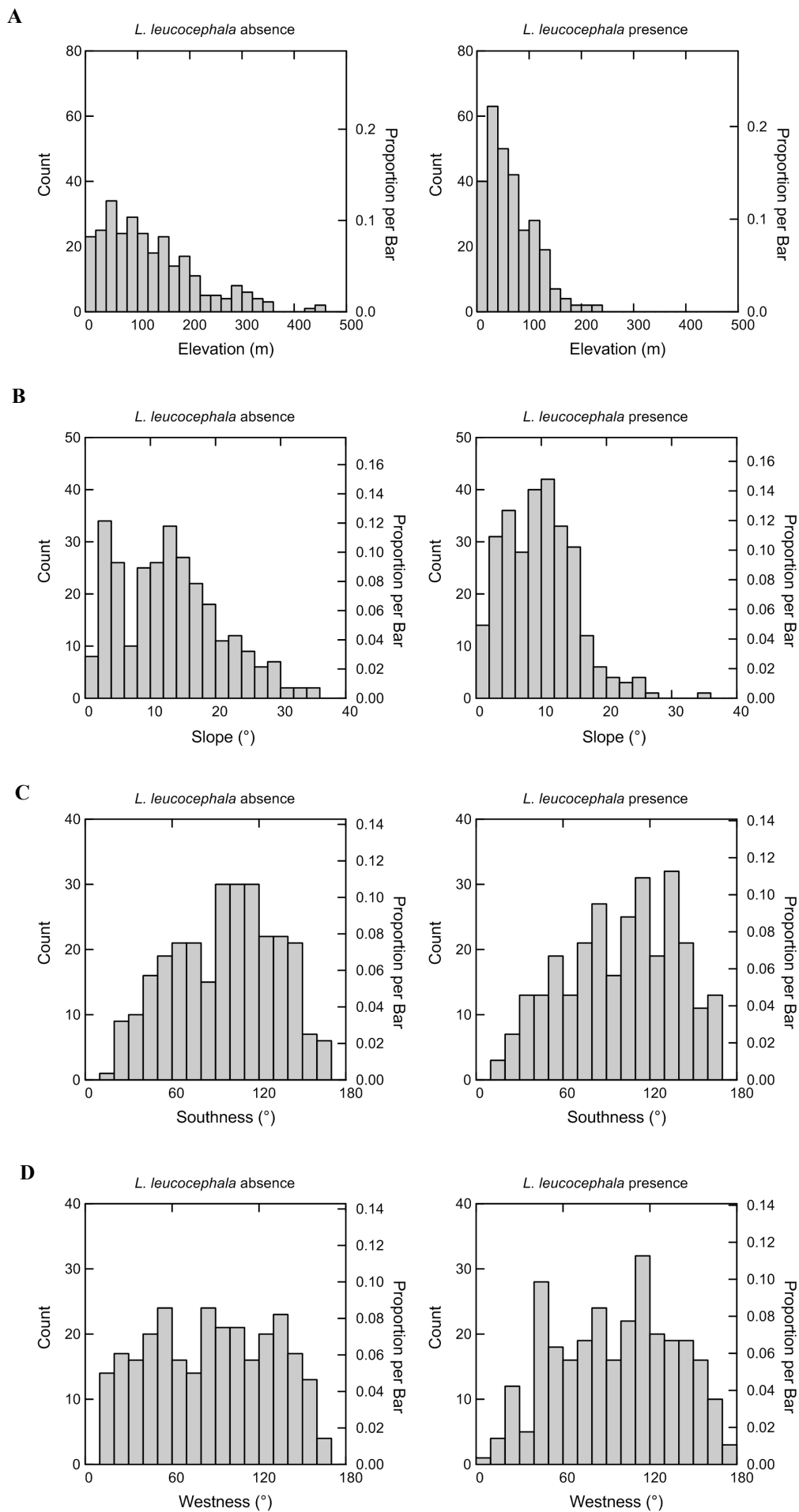
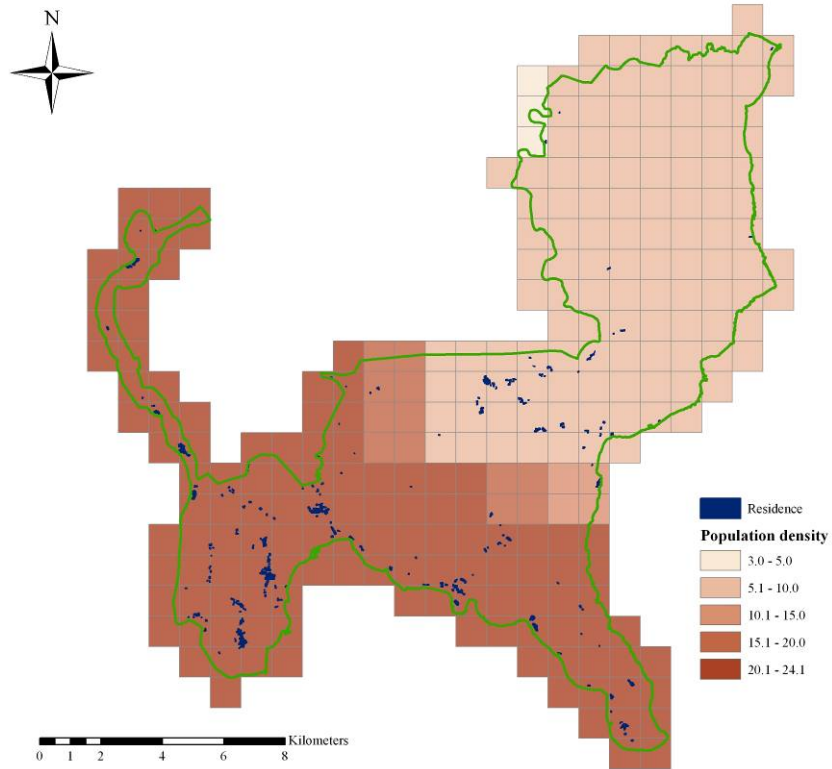


Fig. 30 Comparison of topographical factors with absence and presence of *L. leucocephala* based on  $160\text{ m} \times 160\text{ m}$  grid size: (A) elevation, (B) slope, (C) southness, and (D) westness.

A



B

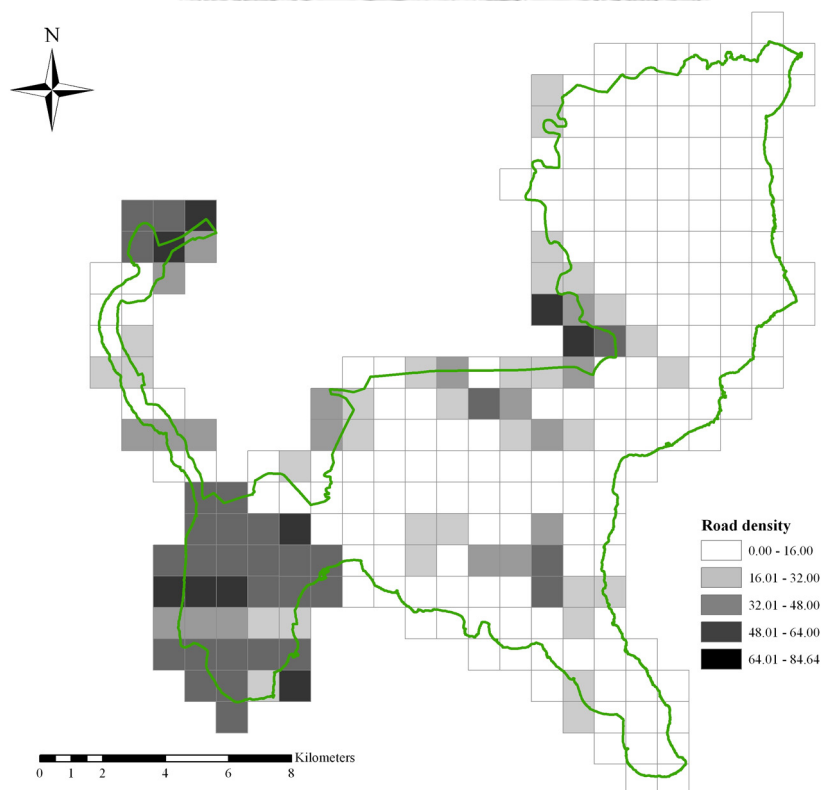


Fig. 31 Geographic information about Kenting National Park: (A) population density (people / km<sup>2</sup>) in 1994 and distribution of residence, and (B) road density (m / km<sup>2</sup>).

## 表

Table 1 Road construction and maintenance schedule in Hengchun peninsula between 1981 and 2007.

年代	道路工程	起訖點
1981-1986	修築	墾丁森林遊樂區至船帆石止 由台 26 線省道通入墾丁海濱之道路 通入山海之道路 由鵝鑾鼻至佳樂水之道路通往佳樂水遊憩區
	拓寬	馬鞍山北端計畫範圍界起經南灣至墾丁 墾丁起至鵝鑾鼻 由恆春市街東端計畫範圍界起經新庄至佳樂水止 由保力橋附近起經後灣、紅柴、白砂、貓鼻頭、後壁湖至馬鞍山止
1987-1991	修築	由台 26 線省道通入鵝鑾鼻碼頭之道路 由鵝鑾鼻廣場通入旅館區（旅乙三）之道路 鵝鑾鼻廣場經商店區（店六）至由鵝鑾鼻至佳樂水之道路 由鵝鑾鼻至佳樂水之道路通往龍坑之道路
	拓寬	由新庄起經滿州市街、長樂至計畫範圍界止之道路 由紅柴起經龍鑾潭至沙尾止 龍鑾潭向北至計畫範圍止 由永靖起至港口聚落北端止之道路
1999-	拓寬	滿州鄉里德村對外聯絡主要道路之里德、山頂路

Table 2 Terrestrial land management class in Kenting National Park.

管理等級	陸域分區	設置條件
3	生態保護區 特別景觀區 史蹟保存區	為供研究生態而予以嚴格保護之天然生物社會及其生育環境之地區，僅供學術研究，不對外開放 無法以人力再造之特殊天然景緻而嚴格限制開發行為之地區 保存重要史前遺跡，史後文化遺址及有價值之歷代古蹟而劃定之地區
2	一般管制區	國家公園區域內部署於其他任何分區之土地與水面，包括既有小村落，並准許原土地利用型態之地區（包括核三廠用地）
1	遊憩區	適合各種野外育樂活動，並准許興建適當育樂設施及有限度資源利用行為之地區

資料來源：墾丁國家公園計畫保護利用管制原則



Table 3 Structure of cross comparison table for change analysis between years  $a$  and  $b$ .  $n_{ij}$  is the number of grids.

Cover of <i>L. leucocephala</i>		Year $a$	
		presence	absence
Year $b$	presence	$n_{11}$	$n_{01}$
	absence	$n_{10}$	$n_{00}$



Table 4 A confusion matrix for predictive model. TP = true positives; FN = false negatives; FP = false positives; TN = true negatives.

		Actual	
		presence	absence
Predicted	presence	TP	FP
	absence	FN	TN



Table 5 Area of *L. leucocephala* presence at Kenting National Park from 1976 to 2007.

Region	Year			
	1976	1986	1996	2007
<i>Whole region</i>				
Number of grids	538	5372	21889	70413
Total area (ha)	21.5	214.9	875.6	2816.5
<i>Western region</i>				
Number of grids	509	5005	18538	54778
Total area (ha)	20.4	200.2	741.5	2191.1
<i>Eastern region</i>				
Number of grids	29	367	3351	15635
Total area (ha)	1.2	14.7	134.0	625.4



Table 6 Proportion of expansion area at western and eastern regions from 1976 to 2007 and mean expansion rate between two successive years.

Period	Western region			Eastern region			Whole region		
	Expansion area (ha)	%	Expansion rate (ha/yr)	Expansion area (ha)	%	Expansion rate (ha/yr)	Expansion area (ha)	Expansion rate (ha/yr)	
1976-1986	179.8	93.0	18.0	13.5	7.0	1.4	193.3	19.3	
1986-1996	541.3	81.9	54.1	119.4	18.1	11.9	660.7	66.1	
1996-2007	1449.6	74.7	131.8	491.4	25.3	44.7	1941.0	176.5	

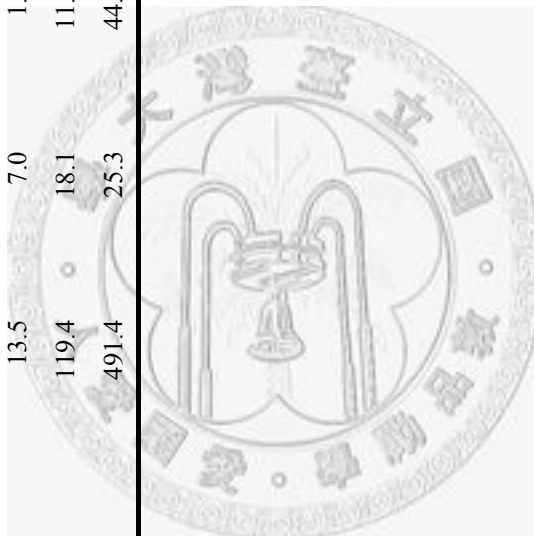




Table 7 Summary of *L. leucocephala* change between two successive years from 1976 to 2007.

Period	No change		Change status				Net (Gains—Losses)	
			Losses		Gains			
	Area (ha)	%	Area (ha)	%	Area (ha)	%	Area (ha)	%
1976-1986	12.5	58.2	9.0	41.8	202.4	940.3	193.4	898.5
1986-1996	123.0	57.2	91.9	42.8	752.6	350.2	660.7	307.5
1996-2007	830.4	94.8	45.2	5.2	1986.2	226.8	1941.0	221.7

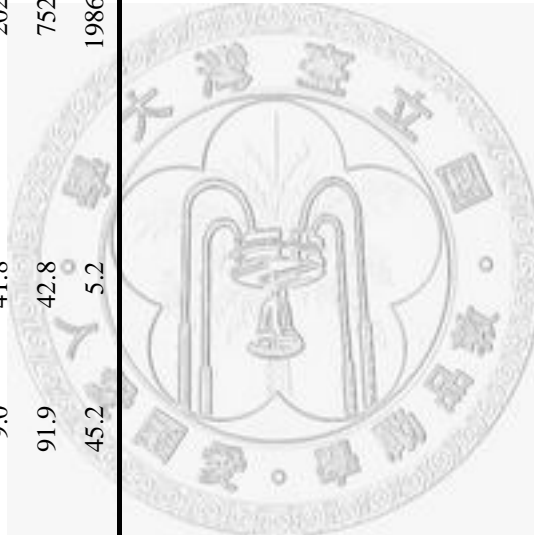


Table 8 Characteristics of human disturbance and topographic variables at various spatial scales.

Variables	Kenting National Park		Area where <i>L.leucocephala</i> found		Area where no cover of <i>L.leucocephala</i>		p
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	
<i>20 m × 20 m</i>	n=14259		n=7129		n=7130		
Human disturbance							
Proximity to roads (m)	328.8	462.3	169.6	169.0	488.0	590.1	***
Topography							
Elevation (m)	84.8	72.7	60.5	46.0	109.1	85.3	***
Slope (°)	9.8	8.1	9.5	7.7	10.2	8.5	***
Southness (°)	97.9	48.7	100.4	47.9	95.5	49.4	***
Westness (°)	93.5	54.7	98.7	54.6	88.2	54.3	***
<i>40 m × 40 m</i>	n=3345		n=1659		n=1686		
Human disturbance							
Proximity to roads (m)	338.4	480.0	178.3	173.7	496.0	614.4	***
Topography							
Elevation (m)	84.4	71.5	60.3	45.1	108.0	83.8	***
Slope (°)	10.2	8.3	9.7	7.7	10.7	8.8	***
Southness (°)	98.2	48.4	99.2	48.3	97.2	48.5	***
Westness (°)	93.6	54.8	100.5	54.2	86.9	54.5	***
<i>80 m × 80 m</i>	n=866		n=429		n=437		
Human disturbance							
Proximity to roads (m)	340.5	474.1	171.0	163.6	506.9	603.1	***
Topography							
Elevation (m)	89.3	76.4	63.0	48.6	115.1	88.9	***
Slope (°)	10.1	7.2	9.5	6.7	10.8	7.7	**
Southness (°)	98.6	39.6	99.0	39.6	98.3	39.6	
Westness (°)	95.8	49.4	100.0	49.7	91.7	48.9	*
<i>160 m × 160 m</i>	n=564		n=284		n=280		
Human disturbance							
Proximity to roads (m)	376.6	502.8	192.7	190.2	563.2	635.6	***
Topography							
Elevation (m)	93.8	77.4	62.0	45.6	122.9	91.0	***
Slope (°)	10.8	6.9	9.2	5.5	12.4	7.8	***
Southness (°)	97.2	37.3	99.1	38.4	95.3	36.1	
Westness (°)	90.9	41.8	95.5	40.8	86.2	42.4	**

\*\*\*:  $p < 0.001$ , \*\*:  $p < 0.01$ , \*:  $p < 0.05$

Table 9 Characteristics of human disturbance and topographic variables at the 20 m spatial scale for the western and eastern regions at Kenting National Park.

Variables	Kenting National Park		Area where <i>L.leucocephala</i> found		Area where no cover of <i>L.leucocephala</i>		<i>p</i>
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	
<i>Western region</i>	<i>n</i> =11062		<i>n</i> =5503		<i>n</i> =5559		
Human disturbance							
Proximity to roads (m)	254.3	287.5	168.7	160.2	339.1	353.0	***
Topography							
Elevation (m)	74.6	57.8	60.3	46.8	88.9	63.9	***
Slope (°)	9.0	7.6	9.6	8.0	8.4	7.2	***
Southness (°)	98.4	48.0	100.6	46.8	96.2	49.1	***
Westness (°)	94.6	55.2	100.4	55.2	88.8	54.6	***
<i>Eastern region</i>	<i>n</i> =3197		<i>n</i> =1626		<i>n</i> =1571		
Human disturbance							
Proximity to roads (m)	586.5	762.7	172.5	195.7	1014.9	885.1	***
Topography							
Elevation (m)	120.1	101.9	61.4	42.9	180.8	109.5	***
Slope (°)	12.7	9.0	9.0	6.2	16.5	9.9	***
Southness (°)	96.4	51.0	99.6	51.2	93.0	50.5	***
Westness (°)	89.6	52.9	92.8	52.2	86.4	53.4	***

\*\*\*:  $p < 0.001$

Table 10 Spearman rank correlation coefficients for variables need to examine the distribution pattern in Kenting National Park. No correlation is strong ( $r_s^2 > 0.75$ ).

Variables	Proximity to roads	Road engineering	Strictness of management	Private land ownership	Elevation	Slope	Southness	Westness
grid size = 20 m × 20 m								
Previous sisal plantation	-0.05**	0.06**	-0.14**	0.16**	-0.20**	-0.03**	0.00	0.01
Proximity to roads		-0.42**	0.29**	-0.25**	0.44**	0.37**	-0.03**	-0.07**
Road engineering			-0.14**	0.21**	-0.37**	-0.13**	0.11**	0.21**
Strictness of management				-0.32**	0.12**	0.13**	0.01	0.01
Private land ownership					-0.29**	-0.30**	0.03**	0.06**
Elevation						0.47**	0.00	-0.08**
Slope							0.02*	0.11**
Southness								0.02**
grid size = 40 m × 40 m								
Previous sisal plantation	-0.06**	0.06**	-0.15**	0.18**	-0.22**	-0.03*	-	0.03
Proximity to roads		-0.41**	0.34**	-0.26**	0.43**	0.37**	-	-0.08**
Road engineering			-0.15**	0.23**	-0.36**	-0.12**	-	0.19**
Strictness of management				-0.31**	0.15**	0.13**	-	0.01
Private land ownership					-0.31**	-0.30**	-	0.07**
Elevation						0.47**	-	-0.09**
Slope							-	0.14**
grid size = 80 m × 80 m								
Previous sisal plantation	-0.07**	0.05	-0.10**	0.12**	-0.23**	-0.07**	-	-0.00
Proximity to roads		-0.47**	0.31**	-0.22**	0.49**	0.41**	-	-0.09**
Road engineering			-0.14**	0.20**	-0.37**	-0.19**	-	0.17**
Strictness of management				-0.26**	0.12**	0.16**	-	0.00
Private land ownership					-0.29**	-0.32**	-	0.07**
Elevation						0.50**	-	-0.09**
Slope							-	0.16**
grid size = 160 m × 160 m								
Previous sisal plantation	-0.07	-0.02	-0.21**	0.14**	-0.22**	-0.11*	-	0.01
Proximity to roads		-0.45**	0.39**	-0.31**	0.50**	0.50**	-	-0.11*
Road engineering			-0.18**	0.29**	-0.35**	-0.22**	-	0.24**
Strictness of management				-0.40**	0.32**	0.36**	-	-0.04
Private land ownership					-0.29**	-0.40**	-	0.02
Elevation						0.61**	-	-0.07
Slope							-	0.06

\*\* : Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

\* : Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

Table 11 Spearman rank correlation coefficients for variables need to examine the pattern at western and eastern regions in Kenting National Park. No correlation is strong ( $r_s^2 > 0.75$ ).

Variables	Proximity to roads	Road engineering	Strictness of management	Private land ownership	Elevation	Slope	Southness	Westness
<i>Western region</i>								
Previous sisal plantation	-0.02*	0.07**	-0.10**	0.17**	-0.16**	0.02*	-0.00	0.00
Proximity to roads		-0.38**	0.17**	-0.20**	0.38**	0.33**	-0.01	-0.05**
Road engineering			-0.04**	0.15**	-0.39**	-0.07**	0.11**	0.22**
Strictness of management				-0.25**	-0.06**	0.01	0.02*	0.10**
Private land ownership					-0.24**	-0.24**	0.03**	0.02*
Elevation						0.41**	0.00	-0.12**
Slope							0.05**	0.15**
Southness								0.04**
<i>Eastern region</i>								
Previous sisal plantation	-0.06**	-0.06**	-0.17**	-0.00	-0.24**	-0.08**	-0.04*	-0.01
Proximity to roads		-0.53**	0.56**	-0.38**	0.59**	0.44**	-0.14**	-0.10**
Road engineering			-0.39**	0.40**	-0.33**	-0.33**	0.09**	0.17**
Strictness of management				-0.47**	0.51**	0.41**	-0.01	-0.21**
Private land ownership					-0.38**	-0.44**	0.02	0.20**
Elevation						0.57**	0.01	0.03
Slope							-0.06**	0.02
Southness								-0.02

\*\* : Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

\* : Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

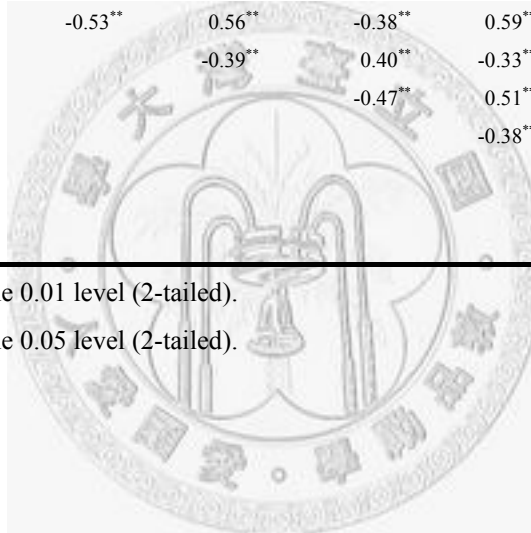


Table 12 Discriminant function and canonical discriminant functions (standardized by within variance) for presence and absence of *L. leucocephala*.

Variables	Without autocorrelation term				With autocorrelation term			
	Classification function coefficients		Standardized Canonical Discriminant function Coefficients		Classification function coefficients		Standardized Canonical Discriminant function Coefficients	
	Absence	Presence	Absence	Presence	Absence	Presence	Absence	Presence
Constant	-15.67	-15.79	-	-1.83	-17.85	-	-	-
Previous sisal plantation	2.16	3.49	0.49	0.93	0.31	-0.05	-0.05	-0.05
Proximity to roads (m)	0.00	0.00	-0.41	0.20				
Road engineering	3.29	3.62	0.20	-0.16				
Strictness of management	7.29	7.02	-0.16	0.17				
Private land ownership	3.85	4.25	0.17	1.99	2.25	0.02	0.02	0.02
Elevation (m)	0.03	0.02	-0.37	0.03	0.02	-0.05	-0.05	-0.05
Slope (°)	0.05	0.09	0.29					
Southness (°)	0.03	0.03	0.07					
Westness (°)	0.02	0.02	0.08					
Spatial autocorrelation	-	-	-	1.88	37.15	1.00	1.88	1.00

Table 13 Discriminant function and canonical discriminant functions (standardized by within variance) for presence and absence of *L. leucocephala* for the western and eastern regions in Kenting National Park.

Variables	Western region			Eastern region		
	Classification function coefficients		Standardized function Coefficients	Classification function coefficients		Standardized function Coefficients
	Absence	Presence		Absence	Presence	
<i>Without autocorrelation term</i>						
Constant	-16.29	-16.03	-	-20.30	-17.35	-
Previous sisal plantation	1.69	3.15	0.57	4.21	6.19	0.28
Proximity to roads (m)	0.00	-0.00	-0.55	-0.00	-0.00	-0.17
Road engineering				3.66	4.72	0.34
Strictness of management	8.94	8.62	-0.16	8.47	7.46	-0.38
Private land ownership	4.72	5.05	0.14	4.42	4.30	-0.03
Elevation (m)	0.04	0.04	-0.33	0.01	0.00	-0.42
Slope (°)	0.04	0.04	0.42	0.17	0.14	-0.16
Southness (°)	0.04	0.04	0.07	0.03	0.04	0.09
Westness (°)	0.02	0.02	0.13	0.04	0.04	-0.05
<i>With autocorrelation term</i>						
Constant	-1.90	-18.38	-	-15.31	-27.63	-
Spatial autocorrelation	2.30	37.26	1.00	0.61	38.22	0.95
Previous sisal plantation	0.32	0.03	-0.02			
Proximity to roads (m)	0.01	0.00	-0.02			
Road engineering				4.73	5.19	0.05
Strictness of management				6.41	5.31	-0.13
Private land ownership	1.76	2.01	0.02			
Elevation (m)				0.01	-0.00	-0.15
Slope (°)				0.14	0.11	-0.04

Table 14 Discriminant function and canonical discriminant functions (standardized by within variance) for presence and absence of *L. leucocephala* at three spatial scales in Kenting National Park.

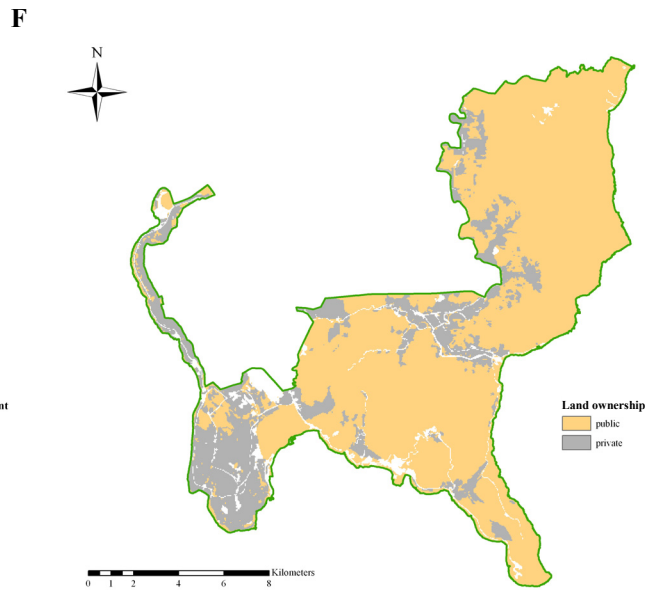
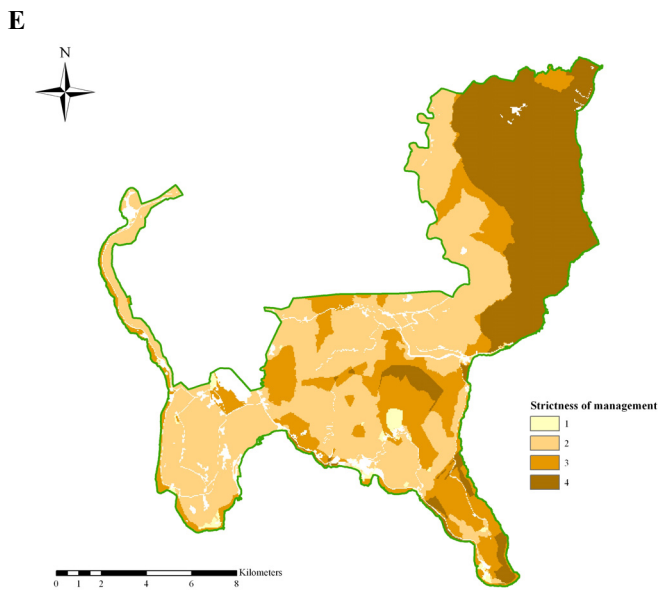
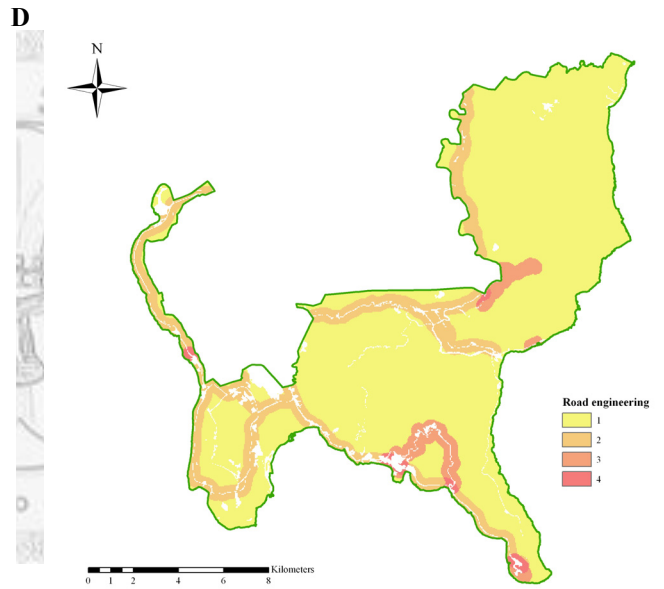
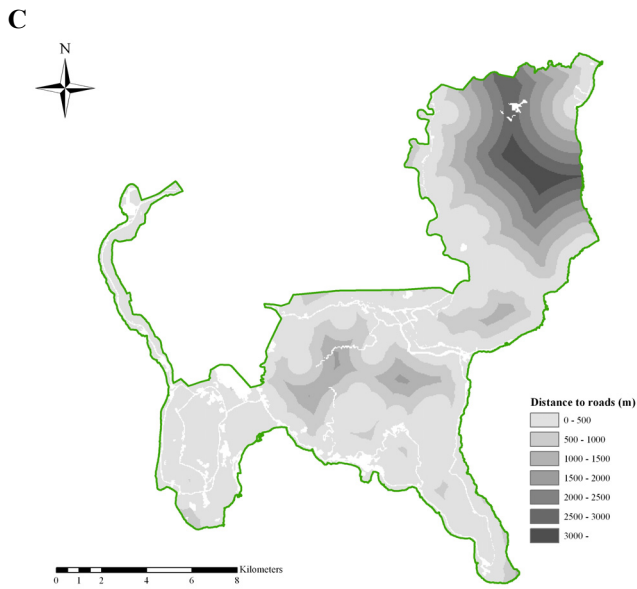
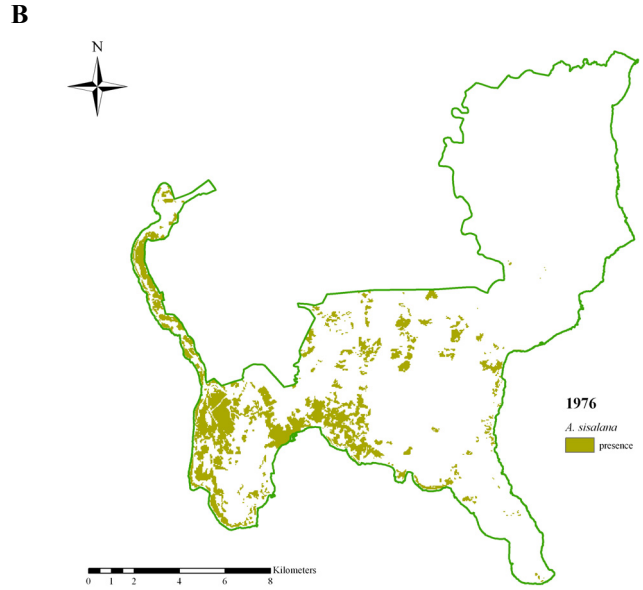
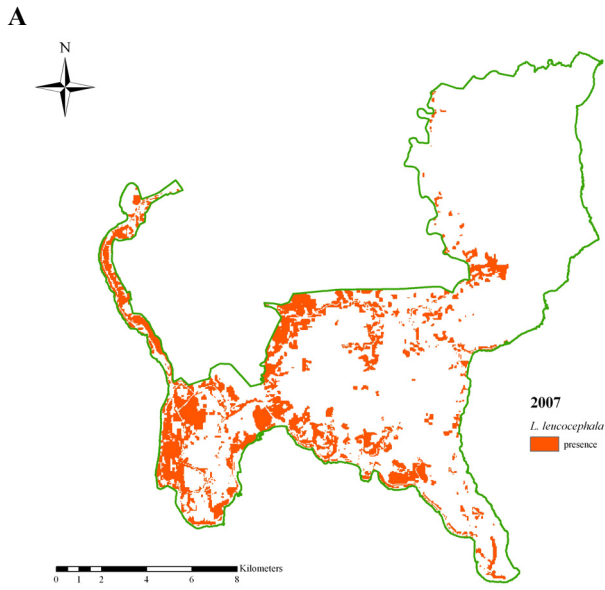
Variables	40 m × 40 m				80 m × 80 m				160 m × 160 m			
	Classification function coefficients		Standardized Canonical Discriminant function Coefficients		Classification function coefficients		Standardized Canonical Discriminant function Coefficients		Classification function coefficients		Standardized Canonical Discriminant function Coefficients	
	Absence	Presence	Absence	Presence	Absence	Presence	Absence	Presence	Absence	Presence	Absence	Presence
Constant	-14.27	-14.21	-	-13.83	-13.88	-	-11.77	-10.97	-	-	-	-
Previous sisal plantation	2.04	3.49	0.54	1.97	3.81	0.63	3.31	4.58	0.45	0.45	0.45	0.45
Proximity to roads (m)	0.00	0.00	-0.34	0.00	0.00	-0.40	0.00	0.00	0.00	-0.30	-0.30	-0.30
Road engineering	3.65	4.04	0.23	3.86	4.25	0.22	4.11	4.66	0.32	0.32	0.32	0.32
Strictness of management	7.15	6.79	-0.21	7.19	6.88	-0.17	6.18	5.75	-0.27	-0.27	-0.27	-0.27
Private land ownership	3.69	3.91	0.09	3.80	4.20	0.15	0.02	0.01	-0.32	-0.32	-0.32	-0.32
Elevation (m)	0.03	0.03	-0.35	0.03	0.03	-0.30	0.02	0.01	-0.32	-0.32	-0.32	-0.32
Slope (°)	0.05	0.08	0.20	0.13	0.17	0.27	0.02	0.01	-0.32	-0.32	-0.32	-0.32
Westness (°)	0.02	0.02	0.13	0.13	0.17	0.27	0.02	0.01	-0.32	-0.32	-0.32	-0.32



Table 15 Summary of classification results for all combination of discriminant function models.

Model	Sensitivity (%)	Specificity (%)	Correct rate (%)	TSS
20 m without autocorrelation term	74.5	70.0	72.2	0.44
20 m with autocorrelation term	95.7	98.0	96.8	0.94
20 m at western region	70.1	72.9	71.5	0.43
20 m at western region with autocorrelation term	96.2	97.6	96.9	0.94
20 m at eastern region	93.0	74.5	83.6	0.68
20 m at eastern region with autocorrelation term	95.9	99.4	97.6	0.95
20 m at western and eastern regions validated separately	75.1	73.3	74.2	0.48
20 m without autocorrelation term validated with 40 m data	73.8	68.5	71.2	0.42
20 m without autocorrelation term validated with 80 m data	74.4	68.7	71.5	0.43
20 m without autocorrelation term validated with 160 m data	69.0	73.6	71.3	0.43
40 m without autocorrelation term	70.8	70.1	70.5	0.41
40 m without autocorrelation term validated with 20 m data	69.2	71.6	70.4	0.41
80 m without autocorrelation term	66.4	74.1	70.3	0.41
80 m without autocorrelation term validated with 20 m data	66.1	74.2	70.2	0.40
160 m without autocorrelation term	74.7	63.6	69.2	0.38
160 m without autocorrelation term validated with 20 m data	77.4	60.1	68.7	0.37

# 附錄



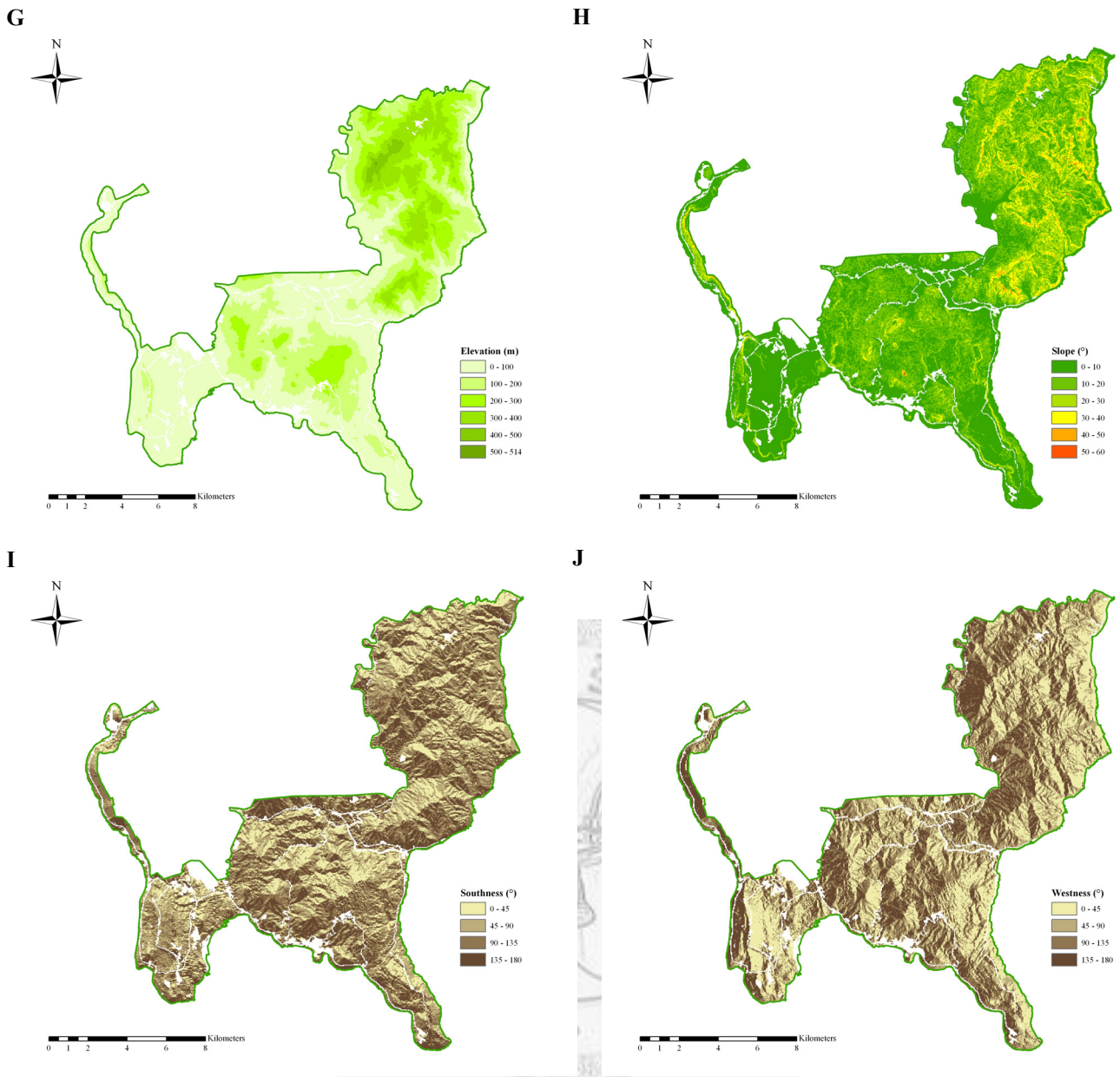
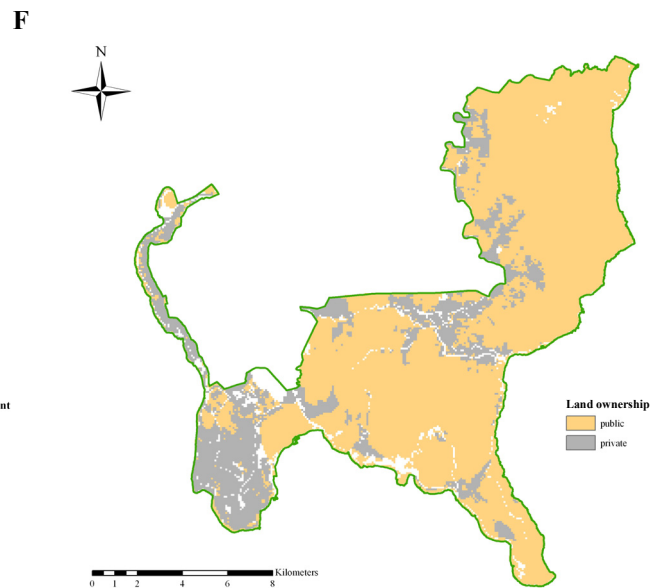
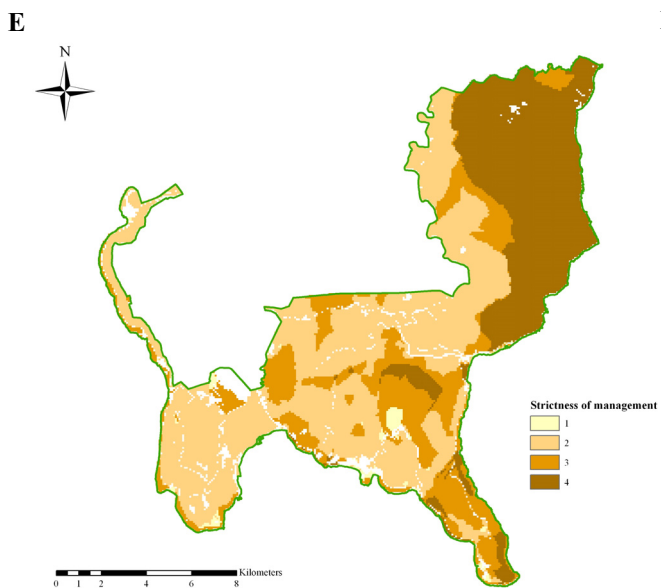
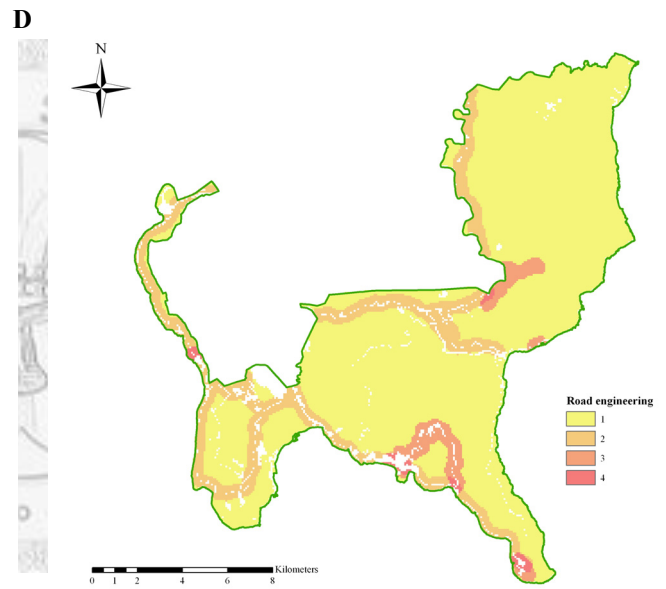
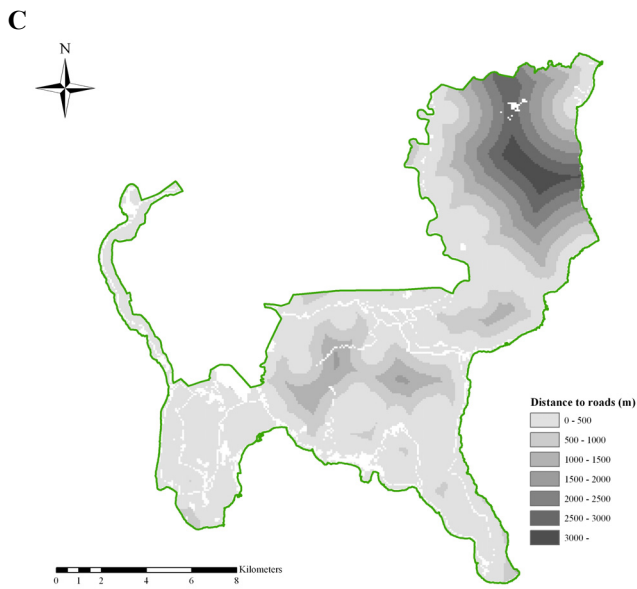
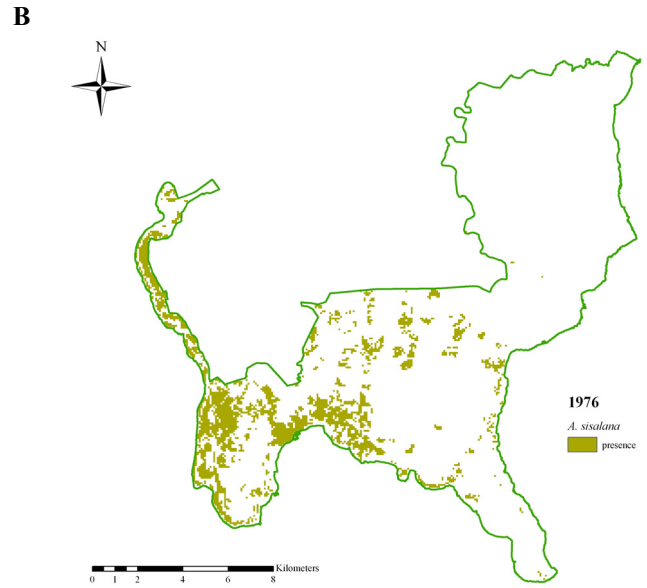
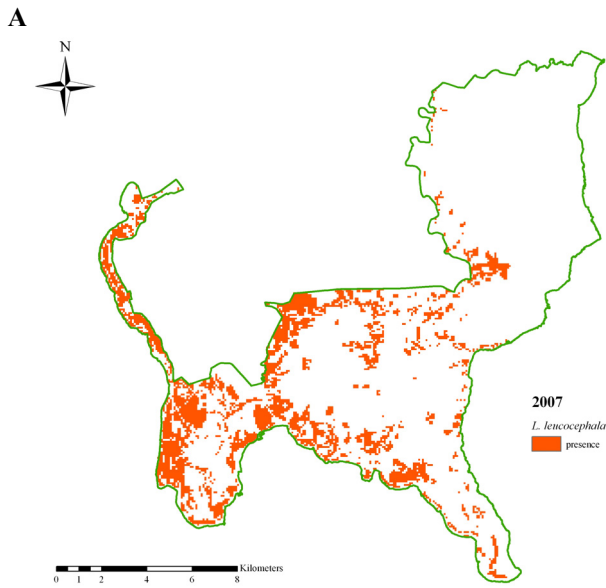


Fig. 1 (A) Distribution of *L. leucocephala*, and patterns of all human disturbance and topographic factors at  $40\text{ m} \times 40\text{ m}$  spatial scale: (B) previous sisal plantation, (C) proximity to roads, (D) road engineering, (E) strictness of management, (F) land ownership, (G) elevation, (H) slope, (I) southness, and (J) westness.



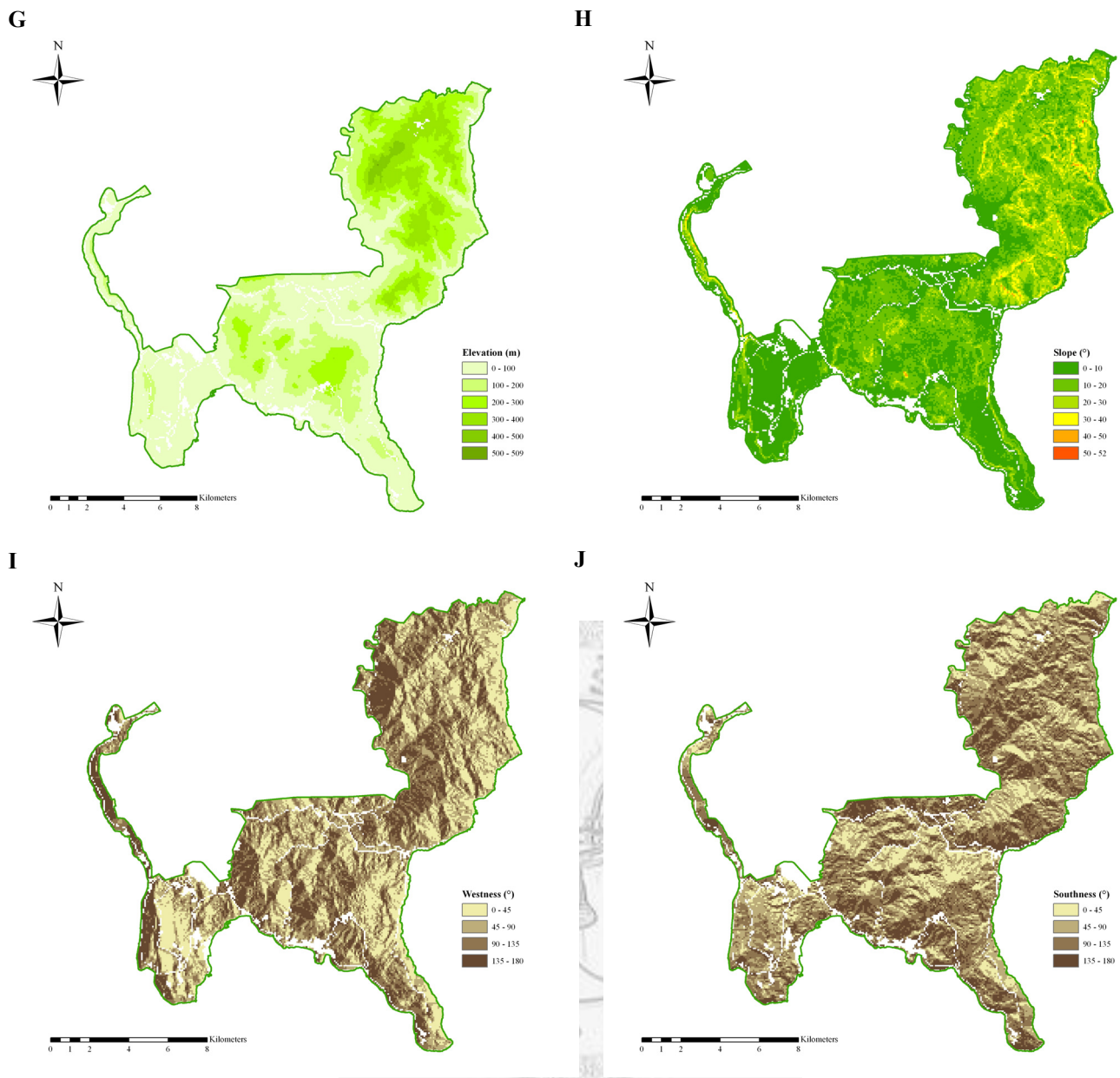
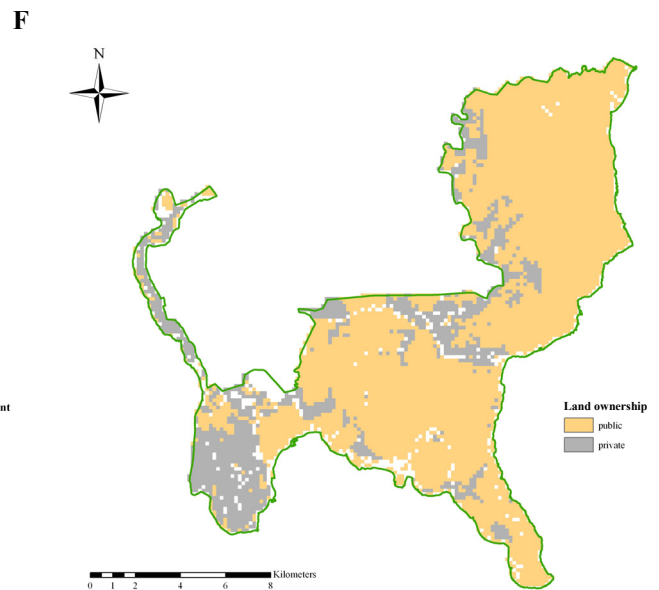
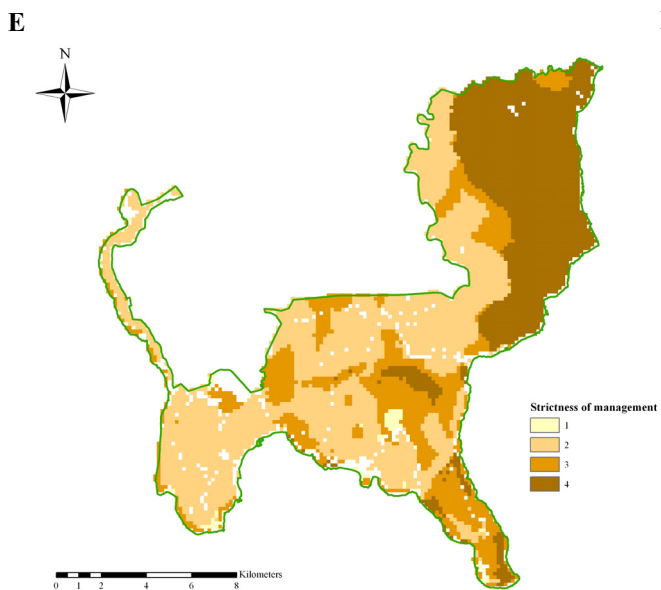
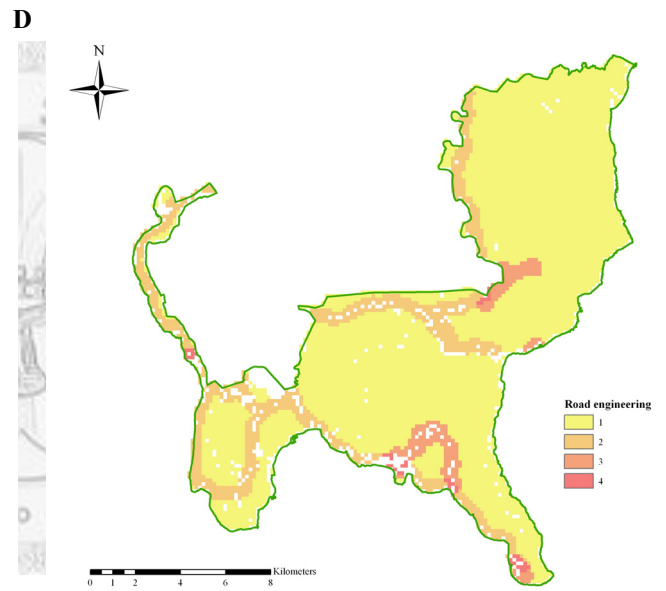
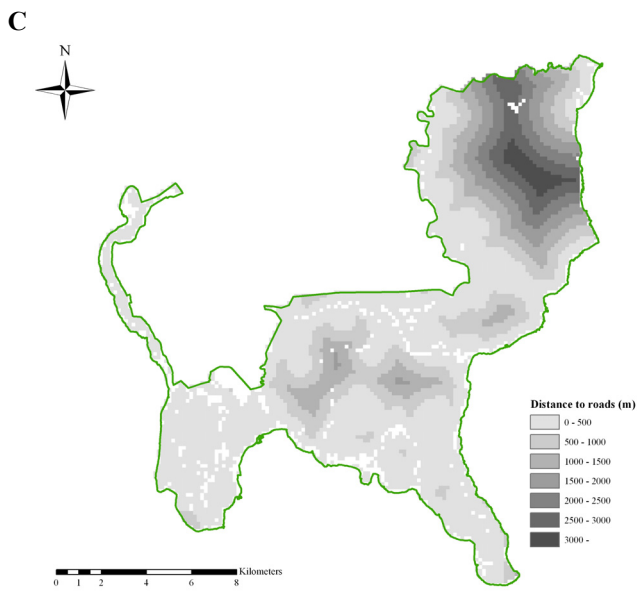
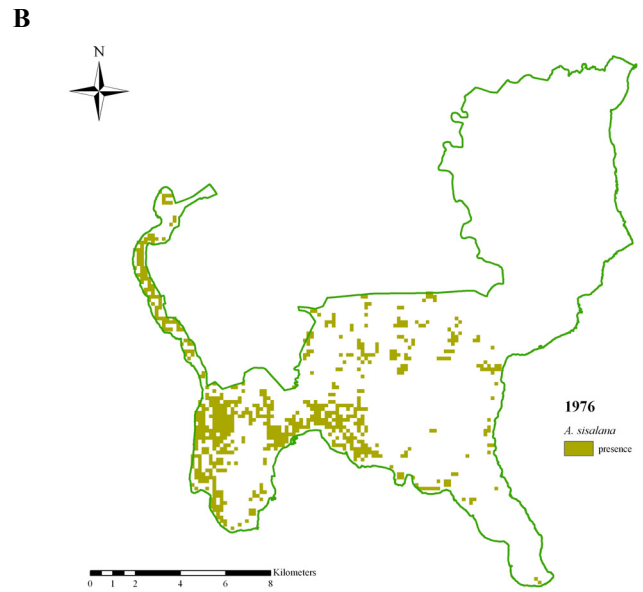
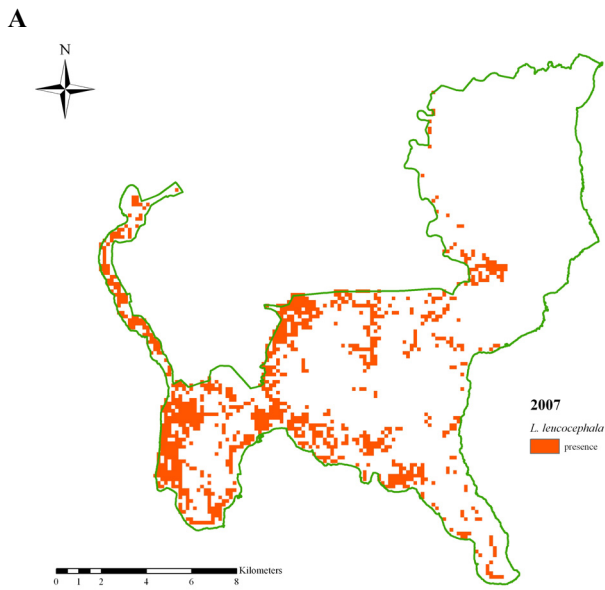


Fig. 2 (A) Distribution of *L. leucocephala*, and patterns of all human disturbance and topographic factors at  $80\text{ m} \times 80\text{ m}$  spatial scale: (B) previous sisal plantation, (C) proximity to roads, (D) road engineering, (E) strictness of management, (F) land ownership, (G) elevation, (H) slope, (I) southness, and (J) westness.



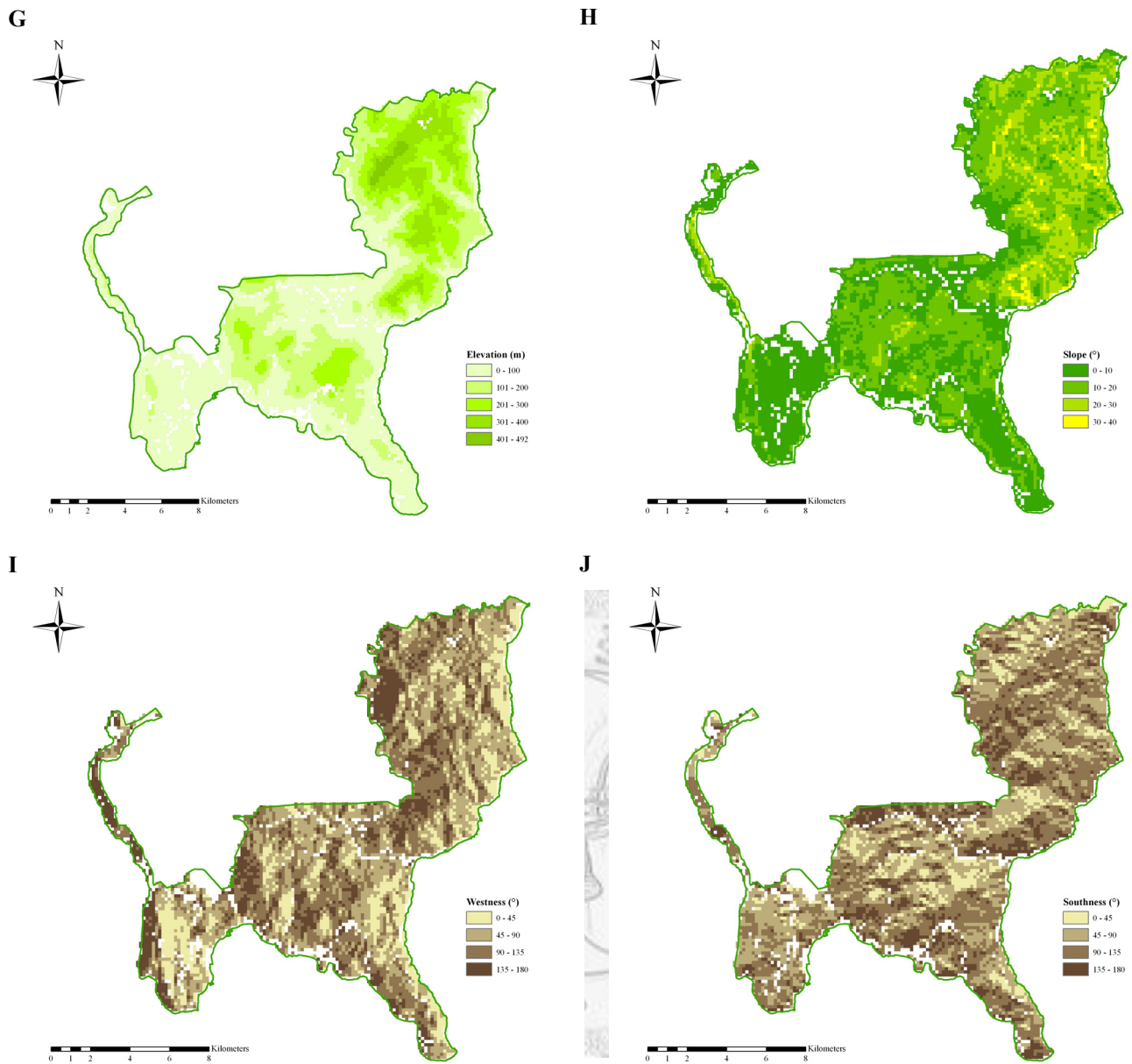


Fig. 3 (A) Distribution of *L. leucocephala*, and patterns of all human disturbance and topographic factors at  $160\text{ m} \times 160\text{ m}$  spatial scale: (B) previous sisal plantation, (C) proximity to roads, (D) road engineering, (E) strictness of management, (F) land ownership, (G) elevation, (H) slope, (I) southness, and (J) westness.