

# 臺灣南部香蕉灣熱帶海岸林樹木組成與結構動態

徐國士<sup>1</sup>，洪州玄<sup>2</sup>，田玉娟<sup>3</sup>，王相華<sup>3,4</sup>

<sup>1</sup>東華大學自然資源研究所；<sup>2</sup>林業試驗所恆春研究中心；<sup>3</sup>林業試驗所福山研究中心；<sup>4</sup>通訊作者  
E-mail: hhwang@tfri.gov.tw

**[摘要]** 香蕉灣海岸林是臺灣唯一的熱帶海岸林生態保護區。林業試驗所曾於 1974 年在公路西側鄰海區塊之殘存海岸林內設置 1.458 ha (270 m × 54 m) 樣區，調查樹木種類、位置及胸徑，並於 2005 年進行複查，目的在探討邊緣效應對此一狹長殘存海岸林結構及組成之影響。樣區木本植株 (dbh ≥ 4cm) 之密度及胸高斷面積在 31 年後皆顯著增加，密度由 1974 年的 507 trees ha<sup>-1</sup> 增加為 2005 年的 1158 trees ha<sup>-1</sup>，胸高斷面積由 1974 年的 38.9 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> 增加為 2005 年的 53.5 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>。樣區增加的多為中、小徑級植株，主要包括先驅樹種血桐和蟲屎、外來入侵樹種銀合歡、次冠層樹種紅柴及黃槿。先驅及入侵樹種是由道路邊緣往海岸林核心區域擴展，而紅柴與黃槿則分別在核心及鄰海區域增生，是造成林分密度與胸高斷面積增加的主要原因。冠層老熟樹種蓮葉桐與棋盤腳在 31 年後其密度略下降，胸高斷面積合計則約維持在 30 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>，族群結構往大徑級方向移動，唯少有小徑級稚樹，顯示老熟樹更新不良；老熟樹種成株雖多數存活，但樹勢逐漸衰退。此一狹長形殘存海岸林之結構與組成明顯往劣化方向演變，人為介入之經營管理有其必要。

**關鍵字：**邊緣效應、海岸林、森林動態、先驅種、外來種、老熟種

## Tree Composition and Structure Dynamics of a Tropical Coast Forest in Southern Taiwan

Kuo-Shih Hsu<sup>1</sup>, Chou-Hsuan Horng<sup>2</sup>, Yu-Chuang Tien<sup>3</sup> and Hsiang-Hua Wang<sup>3,4</sup>

<sup>1</sup>Institute of Natural Resource, National Dong Hwa University; <sup>2</sup>Hengchun Research Center, Taiwan Forestry Research Institute; <sup>3</sup>Fushan Research Center, Taiwan Forestry Research Institute; <sup>4</sup>Corresponding author E-mail: hhwang@tfri.gov.tw

**ABSTRACT** Banana Bay Coast Forest Reserve is the only tropical coast forest reserve in Taiwan. Taiwan Forestry Research Institute set up a 1.458 ha (270 m × 54 m) plot and inventories in 1974 and re-inventoried in 2005, for monitoring the tree species (dbh ≥ 4 cm) dynamics during a period of 31 years. The purpose of this study was to clarify how edge effects affected the tree species composition in this linear coast forest remnant. Both density and basal area of tree increased in 2005. The density in 1974 was 507 trees ha<sup>-1</sup> and increased to 1,158 trees ha<sup>-1</sup> in 2005, while the basal area in 1974 was 38.9 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> and increased to 53.5 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> in 2005. Most of the recruited trees were small in dbh. Pioneer trees, *Macaranga tanarius* and *Melanolepis multiglandulosa*, and *Leucaena leucocephala*, an alien species expanded their population and penetrated from road edge to the forest core area. The *Hibiscus tiliaceus*, a sub-canopy tree species, expanded its population along sea edge, and *Aglaia formosana* expanded its population

in forest core area; which all contributed to the increasing density and basal area in the 2005 record. *Hernandia nymphiifolia* and *Barringtonia asiatica*, are old growth trees, decreased slightly in density, but their basal area remained around  $30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ . The regeneration of old growth trees seemed to be poor, since fewer small dbh old growth trees were recorded in 2005 than in 1974. Furthermore, most of the large dbh old growth trees still survived, but their vigor seemed to be declining. Based on the composition change on temporal and spatial scales, this remnant coast forest seemed to be gradually deteriorating, making management enforcement necessary for sustainability.

**Keywords:** edge effect, coast forest, forest dynamics, pioneer species, alien species, old growth species

## 前言

森林破碎化 (forest fragmentation) 對森林結構、組成及生物多樣性保育之影響是全球生態之重要議題 (Laurance and Bierregaard 1997, Bierregaard *et al.* 2001)。森林破碎化可能肇因於道路開闢、林木砍伐、牧場開闢等不同緣由，致使殘留森林的周遭環境基質有多樣的變化，進而引發殘存森林產生異質性的動態變化過程 (Stouffer and Bierregaard 1995, Gascon *et al.* 1999, Mesquita *et al.* 1999, Laurance *et al.* 2001)。受到邊緣效應之影響，光度、濕度、溫度、風速等物理環境因子在森林邊緣與森林內部間會產生梯度變化，例如：破碎的森林邊緣會較乾旱、森林外部物種的進入 (recruitment) 機會提高以及可獲得光量的增加，致使植物生長及樹種轉換率 (turnover rate) 提高 (Laurance *et al.* 1998a、2006, Laurance 2002)。因此，邊緣效應被認為是造成破碎化森林植被變遷的重要原因。在亞馬遜熱帶雨林長達約 32 年的破碎化森林研究中指出 (Laurance *et al.* 1998a、2006、2011)，邊緣死亡率的增加可能是熱帶森林發生破碎時的最重要過程之一，由實證結果發現在破碎化森林其邊緣約 100 m 範圍內的樹種死亡率會大幅提高，尤其是大樹更為脆弱 (Laurance *et al.* 1998a、2000)。樹種組成的改變會因樹種的生態特性而異，演替後期 (late successional) 樹種的豐富度 (abundance) 會降低，而破碎化森林對演替早期樹種 (early successional species and r-selected species) 有利 (Laurance *et al.*

2006)。Laurance 等人 (2001) 在執行「破碎森林生物動態計畫」 (Biological Dynamics of Forest Fragant Project, BDFFP) 的亞馬遜熱帶雨林中發現，殘存的破碎森林在 22 年間先驅樹種 *Cecropia sciadophylla* 的數量增加了 33 倍。Brothers and Spingarn (1992) 指出有許多外來植物入侵破碎化老熟森林，亦有諸多研究結果說明邊緣效應會引發森林結構及組成的改變 (Fox *et al.* 1997, Oliveira-Filho *et al.* 1997, Laurance *et al.* 1998a, b)。

受人類密集開發之影響，全球海岸林普遍受到嚴重的破壞，臺灣海岸植被除極少部分仍維持天然原生狀態外，多數已遭破壞或干擾 (陳明義 1995)。香蕉灣海岸林是臺灣少數受到保護之海岸林，在海岸林生態保育上具有重要意義與價值。林業試驗所曾於 1974 年在屏鵝公路 (台 26 線) 西側，鄰海之香蕉灣海岸林內設置 1.458 ha 之樣區，進行林木結構及組成調查，復於 2005 年採用與 1974 年相同之調查方式，進行此一樣區之樹種組成及分布複查，主要目的在釐清下列問題：一、此一殘存海岸林受道路邊緣效應之影響幅度及範圍多大？二、不同功能群植物對邊緣效應的反應有何差異？本文除了學術論述外，亦探討研究成果在經營管理上的應用。

## 材料與方法

### 一、試驗地概述

恆春半島之海岸林早在日據時代 (1933 年) 即被劃定為「天然紀念物」，當時自鵝鑾鼻

到墾丁一帶長達 10 餘公里皆分佈著茂密的海岸林 (日比野信一 1932、1935, 張惠珠等 1985)。二次世界大戰末期至臺灣光復初期, 因舊有行政管理體系崩解, 以及新管理系統尚未完整建立, 此一海岸林陸續遭受到當地居民的屯墾。民國 40~60 年代恆春半島推廣之瓊麻栽植產業, 更使此一海岸林遭受嚴重之破壞 (龔新通, 個人聯繫)。民國 68 年政府為發展觀光及興建核能三廠, 將恆春地區原本狹窄的屏鵝公路拓寬為約 20 m 寬之四線道, 使原生海岸林更顯單薄脆弱。民國 62 年林業試驗所與林務局為保護此一僅存的珍貴自然資源, 將香蕉灣一帶殘存之海岸林劃為自然保護區。民國 71 年墾丁國家公園管理處成立, 則依國家公園法將之劃定為生態保護區。目前殘存之香蕉灣海岸林生態保護區全長約 1150 m, 寬約 250 m, 面積約 28 ha (張惠珠等 1985) (圖 1)。此一海岸林保護區被屏鵝公路切割為東、西兩塊, 西側鄰海, 東側面山, 均呈狹長形, 寬度各約 100 m。

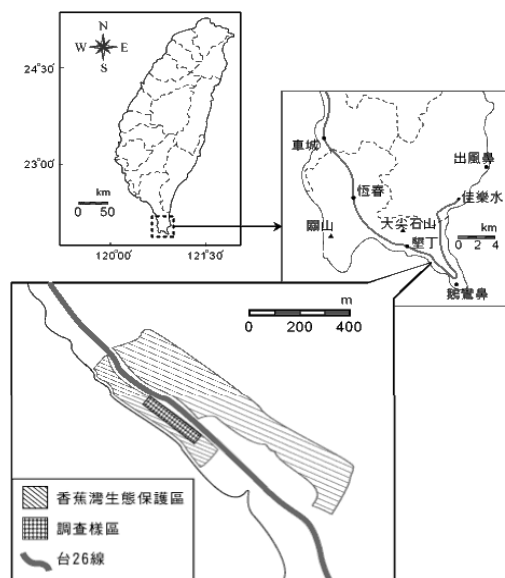


圖 1. 香蕉灣海岸林生態保護區及調查樣區位置

依據中央氣象局恆春氣象站 1981~2010 年的氣象統計資料, 恆春地區年平均降雨量為 2022 mm, 平均氣溫為 25.1°C, 相對溼度為

75.2%。雨量主要集中在 5~10 月, 約佔全年度降雨的 91%, 11~4 月為旱季, 雨量約為全年度的 9%; 氣溫以 6~9 月較高, 平均約為 28°C, 12~2 月較低, 平均約為 21°C, 差異不大。

香蕉灣生態保護區內約聚生 200 餘種維管束植物, 包括蕨類及顯花植物中的喬木、灌木、藤木、草本 (張惠珠等 1985)。因受氣候及海洋的影響, 其植物組成具有典型的熱帶海岸植物形相特徵, 例如板根與幹生花等特性的植物 (張惠珠等 1985)。林內分布許多海漂傳播的植物, 可經由黑潮洋流由馬來西亞、菲律賓北上, 傳播至恆春海岸, 故海岸林內部分植物是經由海漂傳播而來 (耿煊 1951, 張慶恩 1960, 黃星凡等 1997)。日據時代以來, 許多學者曾從事恆春熱帶海岸林之調查與研究, 並與鄰近之植物區系組成進行分析比較 (山田金治 1932, 王仁禮 1948, 陳玉峰 1985, Li and Keng 1950, Li 1953, Hu 1961, Wang 1975)。香蕉灣海岸林的木本植物約 115 種, 與菲律賓共通分佈種約有 57%, 與馬來西亞約有 48% 共通分佈種 (張慶恩 1960), 顯示此一海岸林在植物地理上與太平洋熱帶島嶼間有密切關聯性。

## 二、調查及分析方法

林業試驗所曾於 1974 年在屏鵝公路 (台 26 線) 西側之香蕉灣生態保護區內設立長 270 m、寬 54 m 的長方形樣區, 面積為 1.458 ha (張惠珠等 1985) (圖 1)。為方便調查及樣木定位, 將樣區再細分為 45 個 18 m × 18 m 的小樣區。樣區內調查並標定所有胸徑  $\geq 4$  cm 的樹種, 記錄其種類、胸高直徑 (樹高 1.3 m 處), 並標示植株在樣區內之相對位置。2005 年 1~3 月間, 研究團隊將 1974 年之調查資料及單株分布手繪圖輸入個人電腦, 建立檔案資料; 2005 年 4~6 月期間進行樣區複查, 調查前先至現場查對 1974 年之大徑木位置資料, 並在曾參與 1974 年調查的人員帶領下進行樣區之定位及測量, 調查方式與 1974 年一致。

將樣區調查資料建檔, 並採用 PC-ORD 植

群分析軟體 (McCune and Mefford 1999) 計算每個樹種之密度及胸高斷面積 (basal area, BA)。樹種分布圖之建立採用林奐宇 (2001, 未出版) 設計之「樣區植株空間點資料輸入及分析程式」軟體。為說明樹種空間分布情形, 將 270 m × 54 m 之樣區劃分為 3 條 270 m × 18 m 之平行樣帶, 分別稱之為鄰海樣帶、中間樣帶及鄰路樣帶, 以便說明樹種在空間分布上的變化。為便於分析、比較, 本研究依香蕉灣海岸林主要組成樹種的生態生理特性, 將其區分為三類功能群, 分別為(1)冠層老熟樹種 (old growth species): 例如棋盤腳與蓮葉桐, (2)次冠層樹種 (sub-canopy species): 例如紅柴與黃槿, (3)先驅及入侵樹種 (pioneer and invasive species): 例如血桐、蟲屎及入侵種銀合歡。

## 結果

### 一、林分組成與結構變化

在 1974~2005 年的 31 年期間, 樹種由 41 種增加為 51 種 (表 1), 有 9 種樹種消失, 該 9 種除欖仁舅 (*Neonauclea reticulata*) 原有 7 株外, 其它樹種原有株數皆不超過 3 株。新增的樹種有 19 種, 其中銀合歡 (*Leucaena leucocephala*) 有 110 株, 臺灣海桐 (*Pittosporum pentandrum*) 有 6 株, 棍棒椰子 (*Hyophorbe verschaffeltii*) 有 4 株, 其餘種類新增株數皆不超過 3 株, 意即除了銀合歡外, 多數新增及消失的樹種在樣區內的族群數量都不大。植株密度由 1974 年的 507 trees ha<sup>-1</sup> 增加為 2005 年的 1158 trees ha<sup>-1</sup>, 在 31 年間約劇增 1 倍。胸高斷面積亦由 1974 年的 38.9 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> 增加為 2005 年的 53.5 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, 增加量約有三分之一, 但單株平均胸高斷面積由 1974 年的 0.077 m<sup>2</sup> tree<sup>-1</sup> 減少為 2005 年的 0.046 m<sup>2</sup> tree<sup>-1</sup> (表 1)。

就徑級結構而言, 在 1974~2005 年間增加的植株集中於中、小徑級 (4~18 cm), 由原本各徑級約 200 trees ha<sup>-1</sup> 增加為 400~450 trees ha<sup>-1</sup> (圖 2); 徑級 18~72 cm 間的植株亦略為增加; 徑級 72 cm 以上的巨大植株則略減少 (圖

2)。就樣帶區域空間變化而言, 植株密度在 3 個樣帶皆有增加, 但以鄰海樣帶增加比例最高 (約 3.0 倍), 鄰路樣帶次之 (約 2.2 倍), 中間樣帶最低 (1.8 倍) (表 2)。每公頃之胸高斷面積在鄰路及鄰海樣帶約增加 1.7~1.8 倍, 在中間樣帶則維持平穩。鄰路樣帶在 1974 年的單株平均胸徑就不大, 在 2005 年又略減; 中間樣帶在 1974 年分布許多較大徑級的單株, 但在 2005 年新增許多小徑級植株; 鄰海樣帶在 2005 年增加的多為小徑級的植株。

表 1. 香蕉灣海岸林 1974 年及 2005 年之本木植物種數、密度及胸高斷面積

	1974	2005
Species	41	51
Density (trees ha <sup>-1</sup> )	506.9	1157.8
Basal area (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	38.90	53.53
Basal area (m <sup>2</sup> tree <sup>-1</sup> )	0.077	0.046

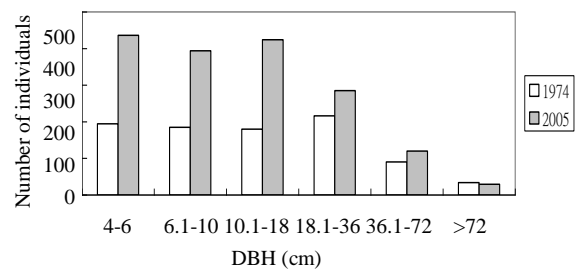


圖 2. 香蕉灣海岸林 1974 年及 2005 年木本植物之徑級結構

### 二、不同功能群樹種之介量變化

蓮葉桐與棋盤腳是海岸林的優勢冠層老熟樹種, 其胸高斷面積總和在 1974 年與 2005 年均接近 30 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (表 3), 但密度在 2005 年皆有略下降的趨勢, 而欖仁、毛柿及茄苳的胸高斷面積和密度都有增加的趨勢。次冠層優勢樹種紅柴與黃槿的胸高斷面積及密度在 2005 年均大幅增加為原來的 3~5 倍, 葛塔德木密度的增加幅度更高達 24 倍, 其餘的種類變化幅度不大。許多先驅樹種在 31 年間大量增加, 包括蟲屎、大冇榕、臭娘子、血桐等, 咬人

表 2. 香蕉灣海岸林 1974 年及 2005 年在鄰路樣帶、中間樣帶及鄰海樣帶之植群結構變化

	Density (tree ha <sup>-1</sup> )		Basal area (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )		Basal area (m <sup>2</sup> tree <sup>-1</sup> )	
	1974	2005	1974	2005	1974	2005
Road-transect	650.2	1423.9	31.6	57.7	0.049	0.041
Mid-transect	502.0	928.0	60.5	60.3	0.121	0.065
Sea-transect	368.3	1121.4	24.5	42.6	0.067	0.038

表 3. 香蕉灣海岸林主要組成樹種在 1974 及 2005 年的密度和胸高斷面積比較

Species	Density (trees ha <sup>-1</sup> )		Basal area (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	
	1974	2005	1974	2005
<b>冠層老熟樹種</b>				
<i>Hernandia nymphiifolia</i> 蓮葉桐	126.20	101.51	8.24	9.39
<i>Barringtonia asiatica</i> 棋盤腳	49.38	37.04	22.12	20.13
<i>Terminalia catappa</i> 欖仁	9.60	15.78	1.06	2.00
<i>Diospyros philippensis</i> 毛柿	7.54	15.78	0.29	0.80
<i>Bischofia javanica</i> 茄苳	5.49	6.17	0.72	1.45
<b>次冠層樹種</b>				
<i>Murraya paniculata</i> 月橘	49.38	39.78	0.32	0.29
<i>Aglaia formosana</i> 紅柴	43.21	136.49	0.45	1.41
<i>Millettia pinnata</i> 水黃皮	32.92	47.33	0.69	1.20
<i>Hibiscus tiliaceus</i> 黃槿	30.86	174.90	0.49	2.60
<i>Planchonella obovata</i> 山欖	8.23	10.29	0.08	0.55
<i>Guettarda speciosa</i> 葛塔德木	2.06	51.44	0.04	0.64
<b>先驅及入侵樹種</b>				
<i>Melanolepis multiglandulosa</i> 蟲屎	16.46	58.30	0.50	0.87
<i>Ficus septica</i> 大有榕	9.60	38.41	0.08	1.24
<i>Dendrocnide meyeniana</i> 咬人狗	6.86	12.35	0.37	0.70
<i>Premna serratifolia</i> 臭娘子	6.86	43.90	0.25	0.62
<i>Ficus virgata</i> 白肉榕	4.80	4.80	1.19	0.37
<i>Macaranga tanarius</i> 血桐	2.74	163.92	0.03	4.12
<i>Ficus caulocarpa</i> 大葉雀榕	1.37	2.74	0.20	1.74
<i>Leucaena leucocephala</i> 銀合歡	-	75.45	-	0.32
Others	93.30	121.47	1.80	3.12
Total	506.86	1157.75	38.90	53.53

及榕屬植物的數量增加幅度較少；其中血桐的密度由 1974 年的 2.7 trees ha<sup>-1</sup> 增加為 2005 年的 163.9 trees ha<sup>-1</sup>，胸高斷面積由 0.03 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> 增加為 4.12 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>，為數量與胸高斷面積增加最多的樹種。入侵種銀合歡在 1974 年並未於樣區內出現，2005 年的密度已高達 75.5 trees ha<sup>-1</sup> (表 3)。

在 1974~2005 年期間，冠層老熟樹種蓮葉桐和棋盤腳之胸徑級結構往大徑級方向移動 (圖 3)，36 cm 以下的中小徑級植株減少，而 36 cm 以上的大徑級植株則增加。次冠層優勢樹種紅柴與黃槿在各徑級的數量都普遍增加 (圖 4)。先驅樹種血桐增加植株之徑級集中於 10~36 cm，10 cm 以下的小徑級植株並不多 (圖

5A)；相對的，先驅樹種蟲屎在 2005 年增加了許多小徑級 (4~10 cm) 稚樹 (圖 5B)。入侵種銀合歡在 1974 年尚未出現於樣區中，至 2005 年時數量已高達 239 株，徑級多集中於 4~10 cm，而 10 cm 以上僅有 2 株 (圖 5C)。

### 三、不同功能群植物之空間分布變化

樣區可區分為鄰海樣帶、中間樣帶及鄰路樣帶共 3 條樣帶。冠層老熟樹種蓮葉桐和棋盤腳在 1974 年與 2005 年的分布無明顯變化 (圖 6)。然而，蓮葉桐的分布較集中於中間及鄰路樣帶，較少分布於鄰海樣帶 (圖 6A)；棋盤腳多數集中於鄰海樣帶，部分出現在中間樣帶，僅少數出現在鄰路樣帶，其空間分布趨勢與蓮

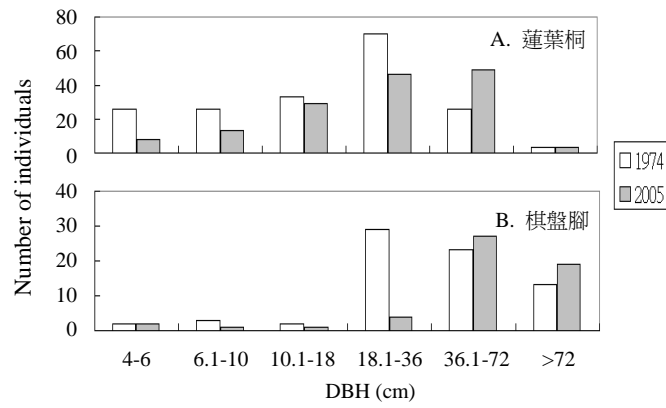


圖 3. 優勢冠層老熟樹種在 1974 及 2005 年之胸徑級結構比較

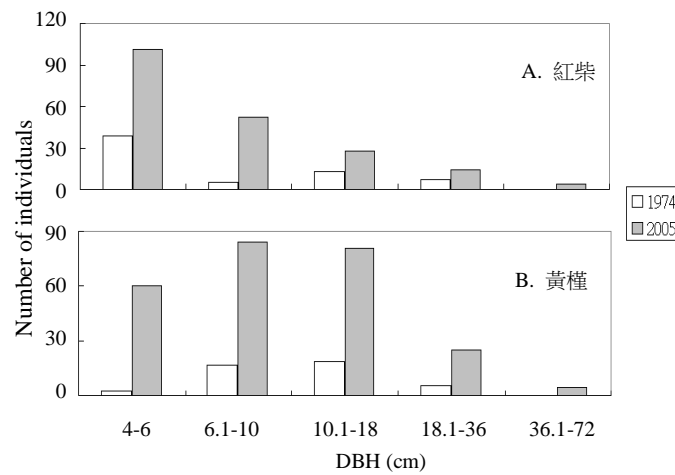


圖 4. 優勢次冠層樹種在 1974 及 2005 年之胸徑級結構比較

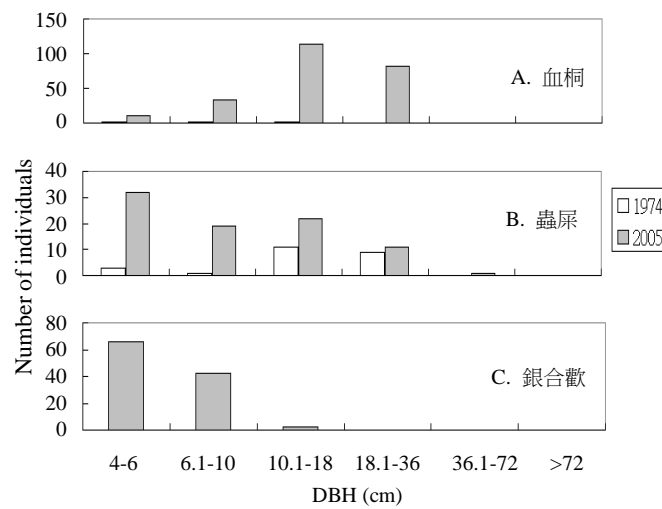


圖 5. 優勢先驅樹種與入侵種銀合歡在 1974 及 2005 年之胸徑級結構比較

葉桐相反 (圖 6B)。相較於 1974 年，次冠層樹種紅柴與黃槿之單株，於 2005 年分別在中間樣帶及鄰海樣帶大量增加 (圖 7)。先驅樹種血桐與蟲屎在 1974 年僅零星分布於鄰路及中間樣帶，在 2005 年數量大增，亦集中在鄰路及中間樣帶 (圖 8A, B)，就比例而言，鄰路樣帶的數量多於中間樣帶，鄰海樣帶僅有零星分布。銀合歡在 1974 年沒有分布紀錄，在 2005 年則大量集中在鄰路樣帶的右上角區域，但亦有少數分布於鄰海樣帶 (圖 8C)。

## 討論

道路開闢是造成森林破碎化的重要原因之一。受到邊緣效應之影響，道路開闢之擾動範圍不限於道路所占的面積，其影響範圍可沿著森林邊緣深入至林內數公尺至數百公尺 (Trombulak and Frissell 1999, Laurance *et al.* 2001)。Reed 等人 (1996) 在洛磯山脈的研究指出，洛磯山脈 Dudley Creek 及 Blackhall Mountain 地區之國家森林內有約 3% 區域為道路所覆蓋，但若以道路的邊緣效應影響範圍深入林內 100 m 計算，約有 30% 面積為受到道路邊緣效應所影響之區域，可見道路開闢是森林破碎化的重要成因。

若以邊緣效應影響範圍為 100 m 的標準來看，分布於屏鵝公路兩側的狹長帶形香蕉灣海岸林，幾乎皆落在道路邊緣效應的影響範圍內；然而，邊緣效應對不同物理環境因子及生物種類 (或生物類群) 分布的影響範圍及強度並不相同。以 1979 年開始在亞馬遜河地區進行的破碎森林動態整合性研究—「破碎森林生物動態計畫」 (Biological Dynamics of Forest Fraganant Project, BDFFP) 之發現為例，強風干擾及樹木死亡率提昇現象可深入破碎森林內 300~400 m (Lewis 1998, Laurance *et al.* 1998a、2000)，光合作用有效輻射 (photosynthetically active radiation)、溫度及濕度變化可深入林內 30~50 m (Kapos 1989)，干擾適應性之蝶類及甲蟲類的入侵現象可深入

林內 200~300 m (Didham 1997)，干擾適應性植物 (disturbance-adapted species) 之入侵現象可深入林內 12~30 m (Bierrgaard *et al.* 1992, Sizer and Tanner 1999)。通常物理環境變化會導致生物組成的改變，而動物對環境改變所產生的反應通常較植物快速且明顯，大型脊椎動物又較小型脊椎動物敏感 (Laurance and Bierregaard 1997, Bierregaard *et al.* 2001)。

在香蕉灣樣區設置 31 年後 (道路拓寬後 26 年)，入侵種銀合歡多數出現於靠近道路的樣區邊緣，且呈塊狀聚集 (圖 8C)，並未入侵海岸林核心區域。Luken 及 Goessling (1995) 研究忍冬科外來種 *Lonicera maackii* 在破碎森林的分布時，發現該植物分布集中在林緣而非林冠孔隙 (canopy gap)，其分布與銀合歡目前於香蕉灣海岸林的狀況類似。相對的，大多數先驅樹種不僅分布在鄰海樣帶，亦入侵中間樣帶，且在其分布區域內呈現近似隨機分布型式 (圖 8)，顯示先驅樹種不僅可在林緣光度較高處更新，亦可利用颱風等干擾所引發森林孔隙的時機，往海岸林內部入侵。蟲屎在 1974 年的密度高於血桐，但在 2005 年血桐數量明顯超過蟲屎，似乎表示血桐在狹長的殘存海岸林內，較蟲屎具有更佳的適應性及入侵性。在鄰海區域，先驅樹種及外來入侵樹種目前尚未出現明顯入侵的現象，倒是海岸林第一線樹種黃槿 (圖 7A) 已在此大量增加。上述結果顯示，香蕉灣海岸林之邊緣效應來自鄰路及鄰海兩側。依照推理，上述邊緣效應於樣區兩側引發不同類群木本植物擴增之現象，應使海岸林冠層老熟樹種蓮葉桐及棋盤腳的生存空間受到限縮，然而調查結果顯示此兩樹種之數量僅略為減少，且胸高斷面積變化不明顯 (表 3)，僅稚樹之數量明顯減少 (圖 3)。此結果顯示，冠層老熟樹種的稚樹在更新上，確實遭受到其它增生樹種的競爭與排擠，但多數大徑級之老熟植株並未死亡。曾經參與 1974 及 2005 年兩次調查之人員指出，冠層老熟樹種之大徑木在 2005 年已經呈現樹勢衰退現象 (潘健忠等，個人敘述)。此外，次冠層樹種紅柴及上述先驅

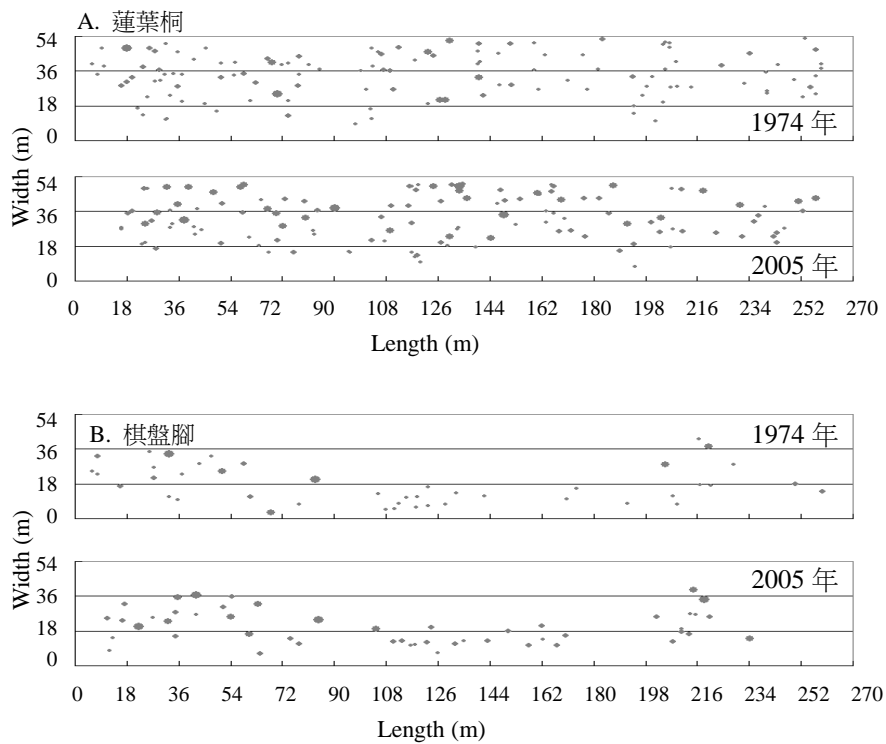


圖 6. 優勢冠層老熟樹種在 1974 年及 2005 年於香蕉灣海岸林樣區之空間分布。圖上方之長條樣帶為鄰路樣帶，中央為中間樣帶，下方為鄰海樣帶。圖中圓點大小代表該單株徑級大小。

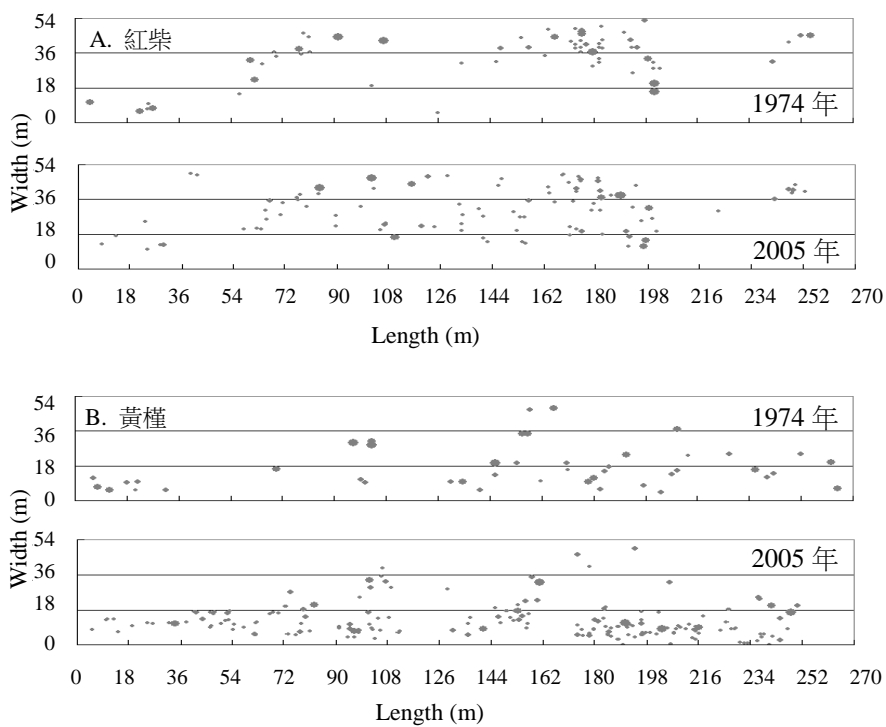


圖 7. 優勢次冠層樹種在 1974 年及 2005 年於香蕉灣海岸林樣區之空間分布



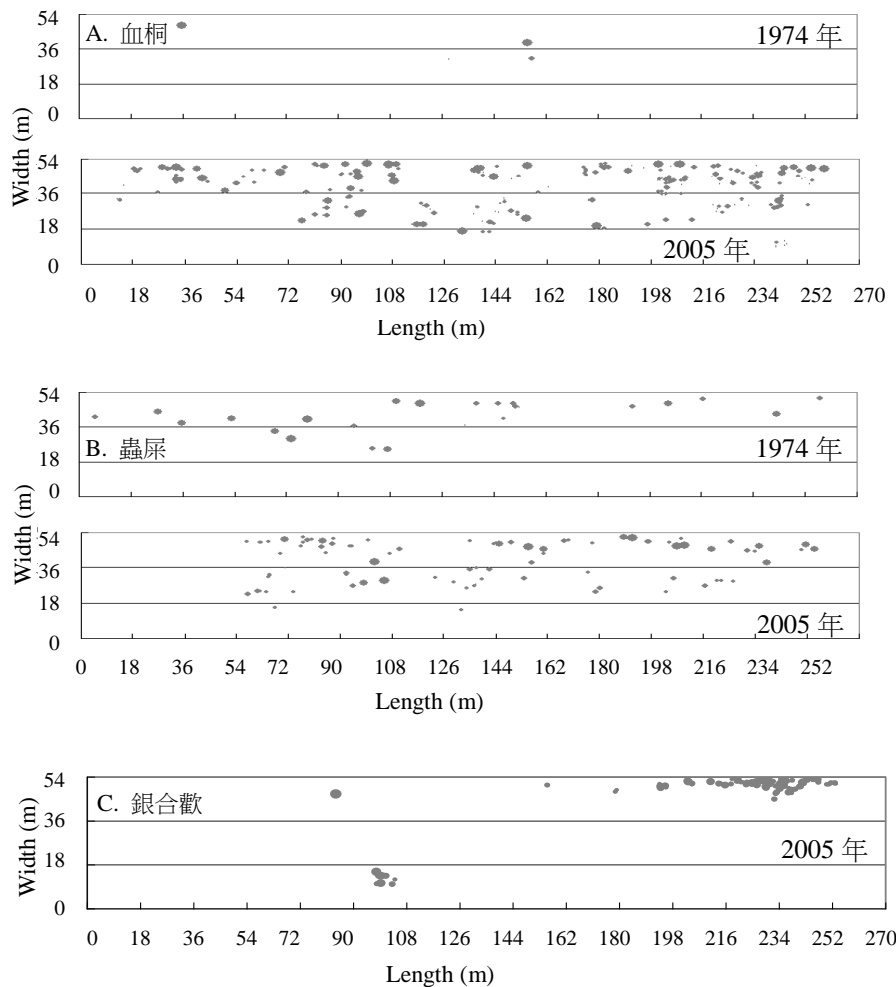


圖 8. 優勢先驅樹種與入侵種銀合歡在 1974 年及 2005 年於香蕉灣海岸林樣區之空間分布

樹種與海岸第一線樹種黃槿大量增加，表示原來大徑級冠層優勢樹之樹冠遮蔽區域有逐漸縮減的現象。就絕對數量（密度）與優勢度（胸高斷面積）而言，冠層老熟樹種蓮葉桐和棋盤腳在 1974 年及 2005 年並無明顯變化；但相較於 1974 年，樣區之植株密度與胸高斷面積在 2005 年均有顯著增加，故就相對數量與優勢度而言，冠層老熟樹種蓮葉桐及棋盤腳的相對數量在 2005 年皆有明顯下降。

位於屏鵝公路西側之香蕉灣海岸林保護區平均寬度約 100 m，扣除海邊約 30 m 之黃槿、林投灌木帶，海岸森林之實際寬度平均約僅 70 m。若以前述 BDFFP 研究結果為基準，即光合作用有效輻射、溫度及濕度變化可由林

緣深入林內 30~50 m，干擾適應性植物之入侵現象可深入林內 12~30 m，則公路西側之海岸林應該仍有小部分核心森林區域可免於先驅或外來植物之入侵。但事實上，不同地區有關破碎森林邊緣效應影響範圍之研究結果都不盡相同 (Chen and Franklin 1992, MacDougall and Kellman 1992, Vaillancoury 1995, Laurance *et al.* 1998a, Laurance *et al.* 2001)，影響範圍可能由數公尺至數百公尺，差異頗大，可能導因於地區性氣候條件、殘存森林周邊基質條件或森林本身結構上之差異，也有可能與研究設計和調查內容有關。

恆春海岸地區是颱風干擾盛行區域，林冠孔隙發生機率頗高，有可能助長邊緣效應影響

的範圍及速度。就研究結果觀之，此一殘存海岸林在 1974~2005 年間可說是受到邊緣效應的全面影響。由時間和空間上的變化趨勢判斷，此一海岸林似乎有持續往劣化方向發展之趨勢，在經營管理上應適當調整目前保護不動之方式，給予必要的人為管理措施。香蕉灣海岸林未來之動態變化方向有必要進行長期監測，除了在公路西側鄰海區域外，公路東側之靠山區塊的海岸林建議也一併辦理。除了全盤掌握整個生態保護區之動態變化外，亦可進行公路兩側海岸林動態變化之差異性比較分析。除此之外，建議經營單位儘速擬定適當的保育措施，在生態及林業專家協助下，進行與保護區復舊有關之管理與試驗操作，主要工作包括：一、加強巡查及宣導，禁止入內採集原生海岸樹種之種子及苗木；二、擬訂先驅及外來樹種之族群控制計畫，防止其持續蠶食殘存之海岸林；三、保護香蕉灣及其周邊海岸林原生老熟樹種及稀有樹種之遺傳資源並增加其族群數量。上述措施之主要目的在建立可行的殘存海岸林生態復舊 (ecological restoration) 模式、保育珍貴自然資源，維繫其永續存在。

森林破碎化導致全球遍布許多殘存的小面積熱帶森林，致使熱帶森林之物種轉換率提昇 (Philips and Gentry 1994)，但即使是小面積的殘存熱帶森林在生態保育上亦有其重要價值 (Tunner and Corlett 1996)，因為許多物種能夠維持存在數十或數百年 (例如棋盤腳、蓮葉桐等長壽命之樹木)，而保留在殘存森林之族群及基因，是爾後進行生態系復舊及物種保育工作時的材料來源 (Tunner and Corlett 1996, Tunner *et al.* 1996)。狹長的線狀或帶狀殘存森林經常出現在海岸及溪流地區，即使此類殘存森林易受到邊緣效應之影響，但在原生森林嚴重破碎化的地區，仍有其保育價值 (Masaki 2004, Lima and Gascon *et al.* 1999)。

## 結論

恆春熱帶海岸林生態保護區被屏鵝公路

切割為東、西兩側，面積約 28 ha，西側臨海區域，全長約 1,150 m、寬約 100 m。受邊緣效應之影響，此一西側之殘存狹長海岸林呈現冠層老熟樹種更新不良，次冠層樹種、先驅樹種及入侵種大量增加之現象，幾乎全區的結構、組成都受到影響，但以鄰路區域受到的影響幅度較大。研究結果顯示，狹長型的小面積區域，不足以長期保護熱帶海岸林生態系及植物群聚，建議管理單位應循行政程序擴大保護區之範圍，並輔以人為管理，補充熱帶海岸林老熟樹種之幼樹 (苗)，減少次冠層樹種、先驅樹種及入侵種之數量。

## 引用文獻

- 山田金治。1932。恆春半島の海岸林木。臺灣山林會報 69:12-20。(日文)
- 日比野信一。1932。天然紀念物指定物件說明書。臺北市：臺灣總督府內務局，p.7-8。(日文)
- 日比野信一。1935。恆春半島，殊に鵝鑾鼻附近の植物景觀。科學の台灣 3(3/4): 17-25。(日文)
- 王仁禮。1948。鵝鑾鼻的海岸林。林試所通訊 25-26。
- 耿煊。1951。恆春半島在植物地理上之位置。林產月刊 11:12。
- 陳玉峰。1985。香蕉灣海岸林的植物社會。大自然 6:82-86。
- 陳明義。1995。台灣海岸林生態系之經營。林業試驗所百週年慶學術研討論文集。p. 221-226。
- 張慶恩。1960。香蕉灣海岸原生林之植物。屏東農專學報 2:1-14。
- 張惠珠、徐國士、邱文良、呂勝由、徐成本、范發輝。1985。香蕉灣海岸林生態保護區植物社會調查報告。墾丁國家公園保育研究報告第 5 號，78 頁。
- 黃星凡、黃增泉、楊國禎、陳香君。1997。墾丁國家公園與鄰近地區之豆科植物區系

關係。國家公園學報 7(1-2):1-16。

- Bierregaard RO, Jr C Gascon, TE Lovejoy and R Mesquita (eds.) 2001. *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press.
- Bierregaard RO, TE Lovejoy, V Kapos, A dos Santos and RW Hutchings. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience* 42:859-866.
- Brothers TS and A Spingarn. 1992. Forest fragmentation and Alien plant invasion of central Indiana old-growth forests. *Conservation Biology* 6(1):91-100.
- Chen J and JF Franklin. 1992. Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 2(4):387-396.
- Didham RK. 1997. An overview of invertebrate responses to habitat fragmentation. pp.303-320. In *Watt AD, NE Stork and MD Hunter(eds.), Forests and insects*. Chapman and Hall, London.
- Fox BJ, JE Taylor, MD Fox and C Williams. 1997. Vegetation changes across edges of rainforest remnants. *Biological Conservation* 82:1-13.
- Gascon C, TE Lovejoy, RO Bierregaard, JR Malcolm, PC Stouffer, HL Vasconcelos, WF Laurance, B Zimmerman, M Tocher and S Borges. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91:223-229.
- Hu CH. 1961. Floral composition difference between the communities occurring on the western and eastern coasts on the tip of Hengchun Peninsula. *Botanical Bulletin of Academia Sinica* 2:119-142.
- Kapos V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5:147-153.
- Laurance WF. 2002. Hyperdynamism in fragmented habitats. *Journal of Vegetation Science* 13(4):595-602.
- Laurance WF and RO Jr Bierregaard (eds). 1997. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press. Chicago USA, 616 pp.
- Laurance WF, JLC Camargo, RCC Luizao, SG Laurance, SL Pimm, EM Bruna, PC Stouffer, GB Williamson, J Benitez-Malvido, HL Vasconcelos, KS Van Houtan, CE Zartman, SA Boyle, RK Didham, A Andrade and TE Lovejoy. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. *Biological Conservation* 144:56-67.
- Laurance WF, P Delamonica, SG Laurance, HL Vasconcelos and TE Lovejoy. 2000. Rain forest fragmentation kills big trees. *Nature* 404:836.
- Laurance WF, LV Ferreira and JM Rankin-de-Merona. 1998a. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79(6):2032-2040.
- Laurance WF, LV Ferreira, JM Rankin-de-Merona, SG Laurance, RW Hutchings and TE Ovejov. 1998b. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology* 12(2):460-464.
- Laurance WF, HEM Nascimento, SG Laurance, A Andrade, JELS Ribeiro, JP Giraldo, TE Lovejoy, R Condit, J Chave, KE Harms and S D'Angelo. 2006. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103:19010-19014.
- Laurance WF, D Pérez-Salicrup, P Delamônica, PM Fearnside, S D'Angelo, A Jerzolinski, L Pohl and TE Lovejoy. 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology* 82(1):105-116.
- Lewis S. 1998. Treefall gap and regeneration: a comparison of continuous forest and fragmented forest in central Amazonia. Ph. D. thesis. University of Cambridge, Cambridge, United Kingdom.
- Li HL. 1953. Floristic interchanges between Formosa and the Philippines. *Pacific Science* 7:179-186.
- Li HL and H Keng. 1950. Phytogeographical affinities of southern Taiwan. *Taiwania* 1:103-128.
- Lima MG and C Gascon. 1999. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation* 91:241-247.
- Luken JO and N Goessling. 1995. Seedling distribution and potential persistence of the exotic shrub *Lonicera maackii* in fragmented forests. *The American Midland Naturalist* 133(1):124-130.
- MacDougall A and M Kellman. 1992. The understorey light regime and patterns of tree seedlings in tropical riparian forest patches. *Journal of Biogeography* 19:667-675.
- Masaki T. 2004. Effect of the shape of forest fragments on tree population dynamics. *Plant Ecology* 172:275-286.
- McCune B and MJ Mefford. 1999. PC-ORD Multi-variate analysis of ecological data, vers. 4. Glenden Beach, OR: MjM Software Design. 237 p.
- Mesquita RCG, P Delamonica and WF Laurance. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91:129-134.
- Oliveira-Filho AT, JM Mello and JRS Scolforo. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecology* 131:45-66.
- Phillips OL and AH Gentry. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science* 263:954-958.
- Reed RA, J Johnson-Barnard and WL Baker. 1996. Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10(4):1098-1106.

- Sizer N and EVJ Tanner. 1999. Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. *Biological Conservation* 91:135-142.
- Stoffer PC and RO Bierregaad. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory hummingbirds. *Ecology* 76:2429-2445.
- Trombulak SC and CA Frissell. 1999. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14(1):18-30.
- Turner IM, KS Chua, JSY Ong, BC Soong and HTW Tan. 1996. A century of plant species loss from an isolated fragment of lowland tropical rain forest. *Conservation Biology* 10(4):1229-1244.
- Turner IM and RT Corlett. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trees* 11(8):330-333.
- Vaillancoury DA. 1995. Structural and microclimatic edge effects associated with clearcutting in Rocky Mountain forest. Master's thesis, Department of Geography and Recreation, University of Wyoming, Laramie.
- Wang CK. 1975. Ecological study of the tropical strand forest of Hengchun Peninsula. *Biological Bulletin, Tunghai University* 41:1-28.