

墾丁國家公園管理處委託■研究□辦理計畫

108 年度墾丁國家公園社頂高位珊瑚 礁生態保護區森林更新調查計畫

墾丁國家公園管理處委託研究報告

中華民國 108 年 12 月

(本報告內容及建議，純屬研究小組意見，不代表本機關意見)

計畫編號：492-107-02-528

108 年度墾丁國家公園社頂高位珊瑚礁生態保護區森林更新調查計畫

受委託者：東海大學

研究主持人：林宜靜

研究助理：呂俊緯、宋立薇

墾丁國家公園管理處委託研究報告

中華民國 108 年 12 月

(本報告內容及建議，純屬研究小組意見，不代表本機關意見)

「108 年度墾丁國家公園社頂高位珊瑚礁生態保護區森林更新調查計畫」

成果報告基本資料

一、辦理單位	墾丁國家公園管理處		
二、受託單位	東海大學生命科學系		
三、年託單度	108 年度	計畫編號	492-107-02-528
四、計畫性質	委託研究		
五、計畫期間	108 年 1 月 21 日至 108 年 12 月 31 日		
六、本期期間	108 年 1 月 21 日至 108 年 12 月 31 日		
七、計畫經費	1200 仟元		
	資本支出	仟元	經常支出 1200 仟元
	土地建築	仟元	人事費 545.318 仟元
	儀器設備	仟元	報告印刷費 20 仟元
	其他	仟元	資料蒐集費 20 仟元
			差旅費 220 仟元
			材料費 82 仟元
			設備使用及維護費租金等 50 仟元
			其他經費 107.5 仟元
			雜支費 51.182 仟元
			行政管理費 104 仟元
八、摘要關鍵詞 (中英文各三筆)	高位珊瑚礁森林、梅花鹿啃食、棲地效應 Karst forest, deer herbivory, habitat associations		
九、參與計畫人力資料：			
參與計畫人員姓名	工作要項或撰稿章節	現職與簡要學經歷	計畫參與期程
林宜靜	計畫報告撰寫及資料分析	東海大學生命科學系教授	108 年 1 月 21 日至 108 年 12 月 31 日
呂俊緯	計畫報告撰寫及資料分析	東海大學生命科學系研究助理	108 年 1 月 21 日至 108 年 12 月 31 日
宋立薇	野外調查	東海大學生命科學系研究助理	108 年 1 月 21 日至 108 年 12 月 31 日
蘿珍塔	資料分析	東海大學生命科學系博士班學生	108 年 1 月 21 日至 108 年 12 月 31 日
蘇靖雅	野外調查	東海大學生命科學系大學部學生	108 年 1 月 21 日至 108 年 12 月 31 日
蒙彥蓁	野外調查	東海大學生命科學系大學部學生	108 年 1 月 21 日至 108 年 12 月 31 日

108 年度墾丁國家公園社頂高位珊瑚礁生態保護區森林更新調查計畫

參與計畫 人員姓名	工作要項或撰 稿章節	現職與簡要學經歷	計畫參與期程
張哲銓	野外調查	東海大學生命科學系 大學部學生	108 年 1 月 21 日至 108 年 12 月 31 日
郭翰叡	野外調查	東海大學生命科學系 大學部學生	108 年 1 月 21 日至 108 年 12 月 31 日
劉穎	野外調查	東海大學生命科學系 大學部學生	108 年 1 月 21 日至 108 年 12 月 31 日
何冠蓓	野外調查	東海大學生命科學系 大學部學生	108 年 1 月 21 日至 108 年 12 月 31 日
棕橋佳世	野外調查	東海大學生命科學系 大學部學生	108 年 1 月 21 日至 108 年 12 月 31 日

目次

目次.....	III
表次.....	V
圖次.....	VI
附錄.....	VII
摘要.....	1
ABSTRACT.....	3
第一章 緒論	5
第一節 研究緣起與背景	5
第二節 工作項目與內容	7
第三節 文獻資料蒐集	7
第二章 研究地區及調查方法	11
第一節 研究地區	11
第二節 棲地分類	13
第三節 樣區設置與植物調查	17
第四節 環境因子調查	20
第五節 資料分析	22

第三章 結果與討論	26
第一節 木本植物小苗群聚於不同類型棲地的多樣性與群聚組成	26
第二節 稚樹群聚於不同類型棲地的多樣性與組成	39
第三節 探討影響小苗群聚組成、存活與新增的環境因子	42
第四節 比較小苗與稚樹群聚結構	55
第五節 推估高位珊瑚礁森林的動態變化	57
第六節 梅花鹿圍籬對於自然植被恢復的效應	58
第四章 結論	61
第五章 建議事項	62
參考書目	95

表次

表 2-1	社頂高位珊瑚礁生態保護區三類棲地之地形特徵.....	16
表 3-1	社頂高位珊瑚礁生態保護區，2019 年 4 月及 9 月調查所得之木本植物小苗與稚樹數量表.....	29
表 3-2	於 2019 年 4 月與 9 月在社頂高位珊瑚礁生態保護區三類棲地調查所得之木本植物小苗數量與頻度.....	32
表 3-3	社頂高位珊瑚礁生態保護區三類棲地於 2019 年 5 月至 9 月以自動相機拍攝野生動物之出現頻度.....	44
表 3-4	以廣義線性模型分析 2019 年 4 月之小苗密度、物種豐富度和多樣性與環境因子關係.....	47
表 3-5	以廣義線性模型分析 2019 年 9 月之小苗密度、物種豐富度和多樣性與環境因子關係之結果.....	48
表 3-6	以冗餘分析評估 2019 年 4 月與 9 月小苗群聚組成和環境因子之關係.....	49
表 3-7	以廣義線性模型分析社頂高位珊瑚礁生態保護區環境因子與小苗新增與存活之關係.....	52
表 3-8	以廣義線性模型分析環境因子與 2019 年 6 月之稚樹密度、物種豐富度和多樣性之關係.....	53
表 3-9	以冗餘分析評估社頂高位珊瑚礁生態保護區環境因子與 2019 年 6 月稚樹群聚組成關係.....	54
表 3-10	2019 年 4 月與 10 月梅花鹿圍籬試驗調查之結果.....	60

圖次

圖 2-1 社頂高位珊瑚礁生態保護區位置圖.....	12
圖 2-2 森林動態樣區三類棲地分布圖.....	14
圖 2-3 本計畫於各類棲地的取樣點分布圖.....	17
圖 2-4 於社頂高位珊瑚礁生態保護區內所架設之自動相機.....	21
圖 3-1 2019 年 4 月三類棲地之小苗密度與有效物種.....	35
圖 3-2 2019 年 9 月三類棲地之小苗密度與有效物種數.....	36
圖 3-3 使用相似度分析比較 2019 年 4 月與 9 月三類棲地之小苗群聚組成之結果.....	37
圖 3-4 社頂高位珊瑚礁生態保護區內之紅柴小苗.....	38
圖 3-5 三類棲地之稚樹平均密度與有效物種數.....	40
圖 3-6 使用相似度分析比較三類棲地稚樹群聚.....	41
圖 3-7 社頂高位珊瑚礁生態保護區三類棲地於 2019 年 4 月之環境因子測量結果.....	43
圖 3-8 社頂高位珊瑚礁生態保護區 2019 年 4 月與 9 月小苗群聚之冗餘分析結果圖.....	50
圖 3-9 以相似度分析比較社頂高位珊瑚礁生態保護區小苗與稚樹群聚組成.....	56
圖 3-10 墾丁森林動態樣區內木本植物小苗於 2007 年 7 月至 2019 年 7 月之密度變化.....	58

附錄

附錄一	本研究調查所得之木本植物小苗名錄.....	63
附錄二	本研究調查所得之稚樹名錄.....	66
附錄三	2019年6月於三類棲地調查所得之稚樹數量與頻度.....	68
附錄四	社頂高位珊瑚礁生態保護區三類棲地之照片.....	70
附錄五	梅花鹿圍籬與自動相機所攝之梅花鹿.....	71
附錄六	2019年4月於小苗樣區之調查結果.....	72
附錄七	2019年9月於小苗樣區之調查結果.....	75
附錄八	期初評審會議審查委員提問及回應.....	78
附錄九	期中評審會議審查委員提問及回應.....	83
附錄十	期末評審會議審查委員提問及回應.....	88

摘要

關鍵字：高位珊瑚礁森林、梅花鹿啃食、棲地效應

一、計畫緣起

社頂高位珊瑚礁生態保護區，具有獨特的喀斯特地形，交錯的礁岩與經沖積的谷地，形成多樣的棲地。森林木本植物於小苗階段的生長與存活，與森林更新的過程息息相關，對於維繫森林的物種多樣性與生態系過程，具有持續且深遠的影響。瞭解森林更新的過程，為發展森林保育策略的重要基礎。本計畫評估社頂高位珊瑚礁生態保護區物種小苗與稚樹在不同棲地的多樣性、群聚組成、存活與更新，並分析環境因子與群聚組成的關係，進而鑑定高位珊瑚礁森林的重要棲地。除此之外，本計畫整合現有長期小苗監測資料，推估高位珊瑚礁森林的動態趨勢。

二、研究方法與過程

本團隊於 2019 年 3-4 月間，於 10 公頃的社頂高位珊瑚礁生態保護區的礁頂、過渡帶與谷地等三類型棲地，設立 45 個樣區。在 2019 年 4 月與九月，在每一個小苗樣區（3 m x 3 m）內，調查所有胸高徑小於 1 公分的木本植物，記錄物種、高度、存活狀態與位置。在 2019 年 6 月，則在稚樹樣區（10 m x 10 m）內，調查胸高徑介於 1-10 cm 之稚樹，記錄物種與胸高徑。除此之外，本團隊於 2019 年 4 月，記錄每個樣區內之礁岩覆蓋度、凋落物覆蓋度、林下光環境與梅花鹿排遺，並在每類棲地，選擇兩個樣區，架設自動相機，比較梅花鹿於三類棲地的活動。

三、重要發現

2019年4月與9月所進行的小苗調查，各發現木本植物小苗42種，1673株與2340株。在兩季的小苗調查中，紅柴為最優勢物種，廣泛分布於礁頂、過渡帶與谷地三類棲地。在2019年6月的稚樹調查，記錄

胸高徑介於1-10公分之稚樹725株，共34種，最優勢物種為黃心柿。無論小苗或稚樹，均在礁頂棲地之密度最高，過渡帶次之，谷地最低。小苗物種組成在三類棲地，呈現顯著差異，且與稚樹物種組成，顯著不同。小苗與稚樹於物種組成的差異，可能源自於小苗物種組成之改變。此種結果與小苗長期監測樣區所得之結果一致。自2007年7月至2019年7月，社頂高位珊瑚礁生態保護區木本植物小苗數量降低約45%，物種豐富度降低。優勢物種中，黃心柿的密度，大幅降低，而鐵色與樹杞之小苗密度，雖然呈現較大的年間波動，但近年來，小苗密度亦減少。

本研究顯示社頂高位珊瑚礁生態保護區，在過去十餘年間，小苗與稚樹之組成，呈現大幅改變。梅花鹿啃食，應為造成小苗與稚樹群聚組成改變的主要原因。

四、主要建議事項

建議一

監測梅花鹿圍籬植被復原狀況:立即可行建議

主辦單位：墾丁國家公園管理處

在社頂高位珊瑚礁生態保護區，梅花鹿活動於谷地棲地，最為頻繁，應為保育重點區域。目前墾管處，已於谷地棲地，建構梅花鹿圍籬，對於自然植被恢復，具有重要效果。建議針對梅花鹿圍籬之植被恢復，進行持續監測。

建議二

控制梅花鹿數量:中長期可行建議

主辦單位：墾丁國家公園管理處

梅花鹿啃食作用，為影響社頂高位珊瑚礁生態保護區小苗密度、物種多樣性與植物群聚組成的重要因素，建議適度控制梅花鹿數量，以降低梅花鹿對於社頂高位珊瑚礁生態保護區森林植被的影響。

ABSTRACT

Keywords: Karst forest, deer herbivory, habitat associations

The Shirding Uplifted Coral Reef Nature Reserve is associated with karst topography and characterized by limestone outcroppings interrupted by depressions of thick soils. Understanding the processes governing forest regeneration is critical for developing conservation strategies for forest ecosystems. This project studied species diversity and community composition of seedlings and saplings in different habitats in the Shirding Uplifted Coral Reef Nature Reserve. Relationships between environmental factors and community compositions were explored. In addition, this project incorporated existing long-term data to evaluate the patterns of forest dynamics in the Shirding Uplifted Coral Reef Nature Reserve.

We established 45 quadrats in three different habitats during March-April in 2019 in the Shirding Uplifted Coral Reef Nature Reserve. A 3 m x 3 m seedling plot was established within each quadrat. All woody seedlings with DBH smaller than 1 cm were identified, tagged and mapped in April and September, 2019. In June 2019, saplings with DBH of 1-10 cm within the 10 m x 10 m quadrats. Species identity and DBH were measured. In addition, we studied light environments, deer feces and coverages of limestone and litters in each quadrat. Two automatic cameras were established in each of the three habitats to quantify deer activities in the three habitats.

We identified 1673 and 2340 seedlings of 42 species in April and September 2019, respectively. *Aglaia formosana* is the most dominant species in both seedling censuses, widely distributed in the ridge, transition and valley habitats. In the sapling census in June 2019, we detected 725 saplings of 34 species. Density of both seedlings and saplings were highest

in the ridge habitat and lowest in the valley habitat. Species composition of seedlings differed significantly among the three habitats. Furthermore, species composition of seedlings and saplings varied significantly. Such differences may be attributed to temporal changes in species composition of seedlings. The findings of this study were consistent with a long-term study of seedling monitoring. Seedling abundance reduced by 45% and species richness decreased substantially during 2007-2019. Among the dominant species, seedling density of *Diospyros maritima* reduced greatly in the past 13 years. Meanwhile, density of *Ardisia sieboldii* and *Drypetes littoralis* decreased in the recent years despite temporal fluctuations in density during 2007-2019.

This study indicated that species composition of seedlings and saplings altered substantially in the past decade. Herbivory by Formosan sika deer was suggested to be the key factor driving temporal changes in species composition of seedlings and saplings. Based upon the findings of this study, we have two management suggestions. First, deer activities were concentrated in the valley habitat. Valleys should be the target areas for vegetation protection. The existing deer exclosure is critical for seedling conservation. Long-term monitoring of vegetation recovery in the deer exclosure is important. Second, deer herbivory cast significantly impacts on seedling density, species richness and diversity in the Shirding Uplifted Coral Reef Nature Reserve. Population controls of Formosan sika deer may be necessary for the conservation of forest vegetation.

第一章 緒論

第一節 研究緣起與背景

社頂高位珊瑚礁森林保護區，具備獨特的高位珊瑚礁地形，是台灣唯一的高位珊瑚礁森林保護區。社頂高位珊瑚礁森林，從植物組成、地形特徵、土壤特性，均有別於台灣典型以樟科與殼斗科樹種為主的低海拔常綠闊葉林（伍等 2011）。基於高位珊瑚礁森林生態系的獨特性，行政院農業委員會於1994年依據文資法，公告成立「墾丁高位珊瑚礁自然保留區」，成為重要的保育對象。

社頂高位珊瑚礁森林保護區緊鄰社頂公園和墾丁國家森林遊樂區，為喀斯特森林（karst forest）的一種。喀斯特森林孕育於喀斯特地形（karst topography），以交錯的礁岩與經沖積的谷地為特徵，乃經水長時間的溶蝕作用下，逐漸形成（Kelly 1986, Ford and Williams 2007）。墾丁高位珊瑚礁地形，屬於更新世石灰岩，經碳 14 測定估算，約有五十萬年歷史，土壤粘粒含量超過 30%，土壤 pH 介於 5.3-7.4 間（伍等 2011）。

森林木本植物於小苗階段的生長與存活，與森林更新的過程息息相關，對於維繫森林的物種多樣性與生態系過程，具有持續且深遠的影響。瞭解森林更新的過程，是發展森林保育與經營管理策略的重要基礎。小苗為植物生命史中的關鍵階段，在此階段，植物體積小而脆弱，易受各種生物與非生物因子影響，死亡率甚高。如此，小苗階段的篩選過程，對於長期森林動態，具有決定性的影響。一般而言，

熱帶森林樹種的小苗在空間上大多呈現聚集分布，此種聚集分布反應種子傳播與小苗建立的過程。小苗於空間上的聚集，可能與受到傳播限制與樹種棲地偏好，所共同決定 (Lin et al. 2011)。只有能夠傳播至適合棲地的種子，得以順利萌發、建立，長成小苗。一般認為，小苗的棲地偏好，是維繫森林多樣性的重要機制 (Wright 2002)。過去針對熱帶森林的研究發現，許多樹種的小苗，在不同的棲地的存活率，顯著不同 (Metz 2012)，並受到許多生物與非生物因子的影響，例如：光線、凋落物、土壤與地形等。

儘管喀斯特森林廣布於全球，但相關的森林生態學研究較少，尤其關於森林更新的相關研究，更為侷限。瞭解社頂高位珊瑚礁森林小苗動態，評估森林更新狀況，是保育高位珊瑚礁森林生態系，重要的工作。尤其，近年來社頂高位珊瑚礁生態保護區梅花鹿啃食壓力日增，台灣梅花鹿 (*Cervus nippon taiouanus*) 為台灣特有亞種，主要在分布於台灣低海拔，由於獵捕壓力，根據推估，梅花鹿於 1969 年左右於野外滅絕。1984 年，梅花鹿復育計畫啟動 1990 年代，陸續於恆春半島各地進行野放，經過二十年，梅花鹿蹤跡遍布恆春半島，但在社頂地區密度最高，以台 200 公路為分布北界，根據估算，目前恆春半島約有 1500 隻梅花鹿 (裴家麒 2017)。在現有梅花鹿啃食作用下，評估高位珊瑚礁森林更新現況，瞭解影響高位珊瑚礁森林的小苗多樣性的環境因子，將可做為未來保育高位珊瑚礁森林群聚根據。

第二節 工作項目與內容

本計畫將評估社頂高位珊瑚礁森林木本植物小苗與稚樹(胸高徑 1-10 cm) 在不同棲地的多樣性、群聚組成、存活與更新，並分析環境因子與森林小苗群聚的關係，進而鑑定社頂高位珊瑚礁森林的重要棲地，作為未來選取保育重點區域的參考。本計畫將進一步整合現有資料，推估社頂高位珊瑚礁森林的動態趨勢。最後，評估梅花鹿圍籬對於自然植被恢復的效應。

整體計畫目標為：

1. 評估高位珊瑚礁森林更新現況，瞭解木本植物小苗及稚樹群聚於不同類型棲地的多樣性與群聚組成。
2. 探討影響小苗群聚組成、存活與新增的環境因子。
3. 比較小苗與稚樹群聚結構。
4. 推估高位珊瑚礁森林的動態變化。
5. 評估梅花鹿圍籬對於自然植被恢復的效應。

第三節 文獻資料蒐集

過去針對社頂高位珊瑚礁森林保護區生態學的研究，大致可分為生態系生態學、植物生理生態學、森林動態與植物空間分布、種子傳播、動植物交互關係等主題，各項研究重點，分述如下：

社頂高位珊瑚礁森林生態系，具備獨特之土壤特性，許正一老師團隊研究社頂高位珊瑚礁森林之土壤化育與分類，分析五種類型土壤剖

面（許等 2004）。結果發現，社頂高位珊瑚礁生態保護區之土壤，黏粒含量較，在各種類型土壤含量，均超過 30%。礁底之土壤厚度較高，而礁頂土壤有機碳與碳酸鈣含量較高（許等 2004）。研究團隊進一步測量各類棲地之凋落物產量，結果發現凋落物年產量約為每公頃 6.98-9.13 Mg（Liao et al. 2006）。在台地與谷地之凋落物產量顯著不同，且各類棲地之凋落物產量呈現明顯季節變化，凋落物的鈣含量高（Liao et al. 2006）。

為瞭解社頂高位珊瑚礁森林原生樹種種子的萌芽條件，王等（1997）曾選取 20 種原生樹種種子，比較這些種子在三種光環境下的萌發情況，結果發現其中有 10 物種，在三種光環境中，萌發程度沒有顯著差異，但有 6 個物種，在鬱閉林下，無法萌發。為瞭解小苗階段的生理生態學特性，郭等（2007）曾探討不同林下光量，對於 6 種小苗生長的影響。Kuo and Tsai（2018）並比較礁岩與谷地物種，葉部耐旱特徵的差異，他們發現，生長於礁岩的物種，其比葉重（specific leaf weight, SLW）較谷地高，且在乾季黎明前的水勢低，顯示礁岩物種耐旱性強，可適應礁岩上強風缺水的環境（Kuo and Tsai 2018）。相對地，谷地的棲地環境，土壤厚且養分相對充足，坡度平緩而風力較弱。在此環境下，物種比葉面積大且葉厚度小（Kuo and Tsai 2018）。

為瞭解社頂高位珊瑚礁森林的動態，林業試驗所與當時任職東海大學的孫義方老師，於 1996 年於社頂高位珊瑚礁森林保護區內，建立 10 公頃的森林動態樣區，由東海大學團隊在 1999 年完成 6 公頃的每木調查（游 1999），隨後於林業試驗所團隊接手於 2001 年完成調查。林

業試驗所又於 2008 年、2013 年與 2018 年，完成 3 次複查。根據第一次每木調查資料，王相華等人(2004)將高位珊瑚礁森林植群分成四類。隨後，林業試驗所團隊根據前三次每木調查資料，發現自 2001-2013 年，森林動態樣區內，稚樹數量大幅下降（王等 2015）。而古（2013）與林（2011）則使用每木調查所得之樹木分布圖，進行社頂高位珊瑚礁森林，木本植物空間結構之分析（Lin et al. 2011）。

社頂高位珊瑚礁生態保護區具備獨特之樹種組成，尤其，榕屬植物之多樣性極高，多位研究人員，曾經於社頂高位珊瑚礁森林內，研究榕屬植物再生機制。例如：稜果榕與榕果小蜂之關係（胡 1998）、榕屬植物之更新限制（Padgett 2014）、鳥類和哺乳動物對於榕屬植物之種子傳播效應（宋 2005）。除榕屬植物，潘（1998）曾經研究社頂高位珊瑚礁森林毛柿之更新機制，劉（2010）曾探討台灣獼猴對於茄苳種子之傳播，而林（2011）則使用種子傳播模式，評估地形對於多種木本植物，種子傳播之影響。

本研究團隊，則在 2006 年於社頂高位珊瑚礁森林保護區內，設立 72 個種子網，並從 2007 年 7 月起，在每個種子網周圍設立 2 個小苗樣區，每季調查小苗，截至 2019 年，已持續 13 年監測小苗動態。在此期間，研究團隊探討環境因子、密度制約（Lin et al. 2017）與小苗功能特徵（陳 2013）對於小苗生長與存活的影響。本團隊並使用逆向模式方法（inverse modeling）建立不同傳播媒介物種之種子傳播模式（Lin et al. 2010）。

動植物交互關係，亦為社頂高位珊瑚礁森林保護區之研究重點。研究人員曾經探討食果鳥類與植物的交互作用（張 2010 林 2017）。除食果動物與植物的互動關係，復育的野生梅花鹿族群，對於高位珊瑚礁森林植物之植食作用，亦受到高度重視。過去研究顯示，梅花鹿在 2006 年左右，已經頻繁進入社頂高位珊瑚礁森林保護區活動，梅花鹿在高位珊瑚礁森林中的活動，又以乾季較雨季頻繁（吳 2007）。本研究團隊於 2015 年起，在社頂高位珊瑚礁森林保護區架設 15 座 6 m × 6 m 的圍籬，評估梅花鹿啃食效應（呂 2018）。根據 2015-2017 年的資料顯示，架設梅花鹿圍籬後，木本植物小苗的密度、豐富度與物種多樣性顯著增加。圍籬內的小苗密度與多樣性增加，可歸因於梅花鹿圍籬內新增小苗數量顯著增加，與小苗存活率之顯著提高。然而，在高位珊瑚礁森林之原生樹種中，紅柴存活率，在圍籬內並無顯著差異，顯示紅柴不受梅花鹿啃食影響。儘管圍籬實驗的結果顯示，梅花鹿啃食顯著顯影森林小苗的物種多樣性，但圍籬內外小苗的功能多樣性，則沒有顯著差異（呂 2018）。

第二章 研究地區及調查方法

第一節 研究地區

本研究於社頂高位珊瑚礁生態保護區（東經 120° 49' 07"，北緯 21° 57' 58"）內的森林動態樣區進行（圖 2-1），該樣區為孫義方博士團隊於 1996 年所設立，為一東西向長 400 公尺、南北向 250 公尺 10 公頃之樣區。該區海拔約為 250-300 公尺，具有高低起伏的喀斯特地形，年雨量約為 2000 公釐，乾季為 10 至隔年 4 月，長達 6 個月，年均溫為攝氏 25.4 度，土壤 pH 值則介於 5.3-7.4 間，周遭森林為常綠性闊葉林（伍等 2011）。

根據林業試驗所 2008 年的每木調查，樣區內共有喬木與灌木植物 95 種，主要植物為柿樹科（Ebenaceae）、大戟科（Euphorbiaceae）之樹種，重要值較高的優勢植物包含黃心柿（*Diospyros maritima* Blume）、茄苳（*Bischofia javanica* Blume）、紅柴（*Aglaia formosana* Hayata）、鐵色（*Drypetes littoralis* (C. B. Rob.) Merr.）與皮孫木（*Pisonia umbellifera* (Forst.) Seem.）等物種（伍等 2011）。

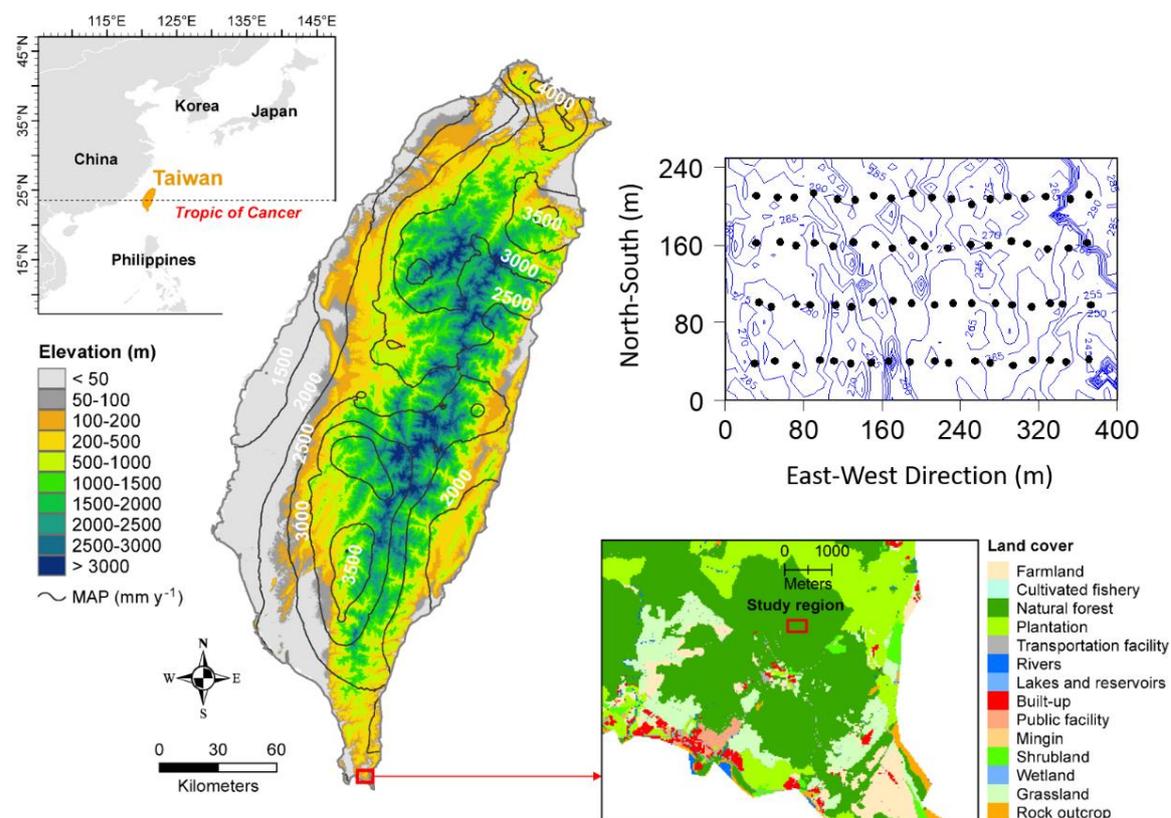


圖 2-1 社頂高位珊瑚礁生態保護區內，森林動態樣區位置圖，上圖黑點為長期監測的小苗研究點，在每個研究點周圍，設有兩個長期小苗監測樣區

第二節 棲地分類

研究團隊根據林業試驗所 2008 年的每木調查資料與 4 種環境因子，透過多變數迴歸樹(multivariate regression tree)將森林動態樣區，分成三種類型的棲地(蕭 2018, 圖 2-2)，分別為礁頂棲地(ridge)、過渡帶(transition)與谷地(valley)。

多變數迴歸樹之分析，先將 10 公頃之樣區，劃分為 1000 個 10 m×10 m 的樣方，每個樣方已在 1996 年由孫義方老師團隊，以經緯儀測量每個樣方 4 個角落的海拔高度(孫義方，未發表資料)。根據樣方四個角落之海拔高度，依照廣泛使用於森林動態樣區之方法，計算三個地形因子，分別為平均海拔(mean elevation)、凹凸度(convexity)與坡度(mean elevation)。平均海拔為該樣方 4 個角落之海拔高度平均值，凹凸度則為該樣方的平均海拔與周遭 8 個樣方平均海拔之平均值的差值(Harms et al. 2001, Lin et al. 2011)。坡度為樣方四邊，選取 3 邊，共可劃分出四個三角形，求取三角形之角度後，再予以平均(Harms et al. 2001, Lin et al. 2011)。除了由海拔高度計算之三個環境因子，林業試驗所之王巧萍博士與張勵婉博士，於 2016-2017 年，測量每個樣方西南角之土壤深度，共測量 1000 個樣點(王巧萍與張勵婉，未發表資料)。本研究團隊整合 2008 年的每木調查資料與四個環境因子(平均海拔、凹凸度、坡度與土壤深度)，將社頂高位珊瑚礁生態保護區，根據樣區的土壤厚度，分成礁頂、過渡與谷地三類棲地(蕭 2018, 圖 2-2)。

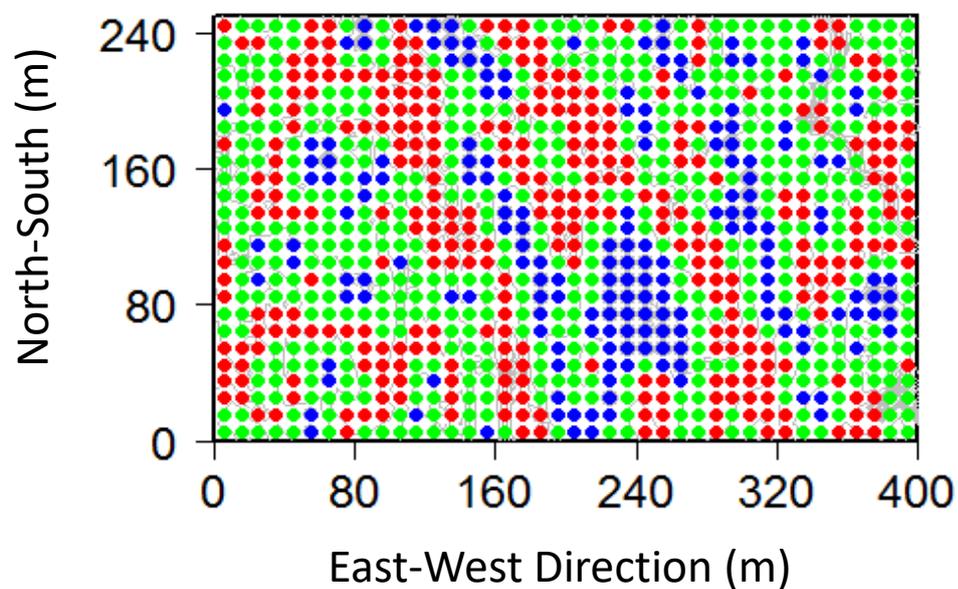


圖 2-2 森林動態樣區以多變數迴歸樹分析，所得之三類棲地分布圖，每個點代表一個 10 m x 10m 樣方，紅色代表礁頂棲地，綠色代表過渡帶棲地，而藍色則為谷地

此三類棲地，地形特徵各不相同（表 2-1）。其中，礁頂的凹凸度為正值，相對高度最高，坡度最陡，土壤最淺（表 2-1）。反之，谷地的凹凸度為負值，相對高度最低，且坡度最為平緩，土壤深（表 2-1）。而過渡帶的地形特徵，介於兩者間（表 2-1）。過渡帶通常具備較為破碎的珊瑚礁岩塊，但在礁岩間，可能具有平坦深厚的土壤。整體而言，社頂高位珊瑚礁生態保護區的地形的異質性極高，在相對短的水平距離，可能有極大的地形變化。三類棲地所經歷的自然干擾，亦有所差異。礁頂棲地的風最大，而谷地棲地在雨季時，樣區東南側，地勢較低區域可能淹水。

在三類棲地中，以過渡帶最為普遍，在動態樣區之總面積為 49,000 m²，谷地棲地面積最小（18,100 m²），而礁頂棲地之面積，則介於兩者之間（32,900 m²）。本團隊於 2007 年起，在動態樣區，設立 144 小苗樣區（圖 2-1），監測小苗動態，截至 2019 年，已累積 13 年小苗動態資料。

表 2-1 社頂高位珊瑚礁生態保護區，以多變數迴歸樹分析，所得三種不同類型棲地之地形特徵

棲地類型	礁頂	坡地	谷地
平均土壤深度 (cm)	13.59	44.32	78.98
平均相對高度 (m)	33.18	29.9	26.77
平均凹凸度 (m)	0.93	-0.33	-0.85
平均坡度	31.2	25.005	13.16

第三節 樣區設置與植物調查

本計畫執行期間，研究團隊於 2019 年 3-4 月間，在礁頂、過渡帶與谷地三類棲地，分別設置植物調查樣區 15 個，三類棲地共設置樣區 45 個（圖 2-3）。隨後，分別於 2019 年 4 月與 9 月，進行小苗調查，並在 2019 年 6 月進行稚樹調查。4 月與 9 月分別為社頂地區乾季與雨季末期，兩次小苗調查，可分別代表乾季與雨季之小苗群聚。

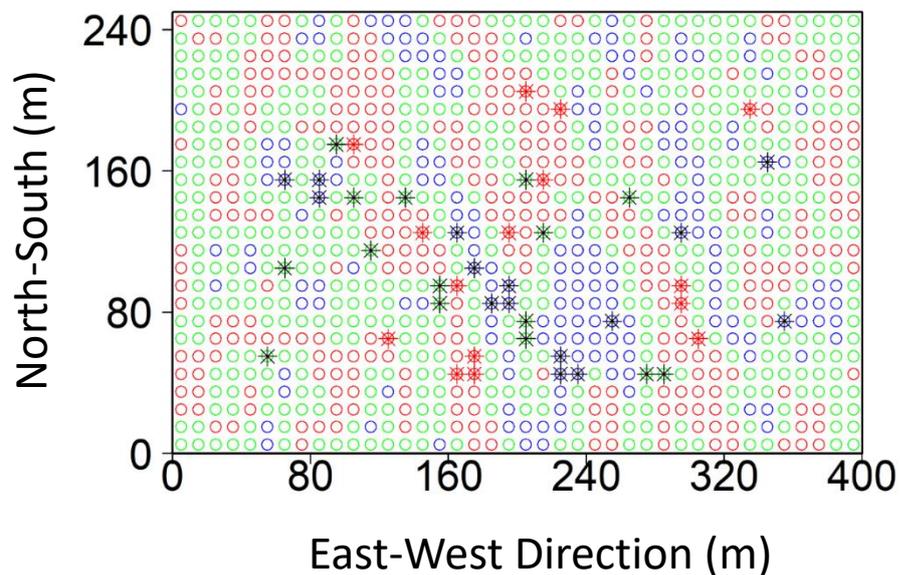


圖 2-3 各類棲地的取樣點分布圖，每個點代表一個 10 m x 10 m 樣方。紅色代表礁頂棲地，綠色為過渡帶棲地，而藍色則代表谷地棲地，三種顏色的米字號則代表各類棲地的取樣點

為達成在每種棲地類型，等面積取樣之目標，本研究團隊分別於每類棲地內，隨機選擇於目前未設有長期小苗監測樣區的 10 m x 10 m 的樣方 15 個，共 45 個樣區（圖 2-3）。在不同類型棲地內，均具有 1,500 m² 取樣面積，總取樣面積為 4,500 m²。每個 10 m x 10 m 樣方內，包含稚樹樣區（10 m x 10 m）與小苗樣區（3 m x 3 m）各一個。設置樣區時，若相鄰兩樣區，隸屬同類棲地，則另選取周遭

相同類型棲地之樣方，設置植物樣區，使得各植物樣區較為獨立。本計畫之取樣方法，雖未按照三類棲地的面積比例取樣，卻可以在相同基礎上，比較三類棲地小苗與稚樹之多樣性與物種組成。

我們於每個 10 m x 10 m 樣區內，進行稚樹調查，稚樹定義為胸高徑介於 1-10 cm 之木本植物。在稚樹樣區的中央，設立一個 3 m x 3 m 的小苗樣區，進行木本植物之小苗調查，小苗定義為胸高徑小於 1 cm 之木本植物。在礁岩設立小苗樣區時，為避免小苗樣區海拔高度落差過大，我們將小苗樣區內的礁岩高度落差，限制於 2 公尺之內。若樣區中央位置之海拔高度落差大於 2 公尺，無法將小苗樣區設於 10 m x 10 m 樣方之中央，我們適度在 10 m x 10 m 樣方內，調整小苗樣方的位置，但盡量距離樣方邊界一公尺以上。小苗與稚樹調查之詳細流程，分述於後。

(一) 小苗調查流程:

本團隊於 2019 年 4 月間，於每個小苗樣區內，記錄所有胸高徑小於 1cm 的木本植物，上標並鑑定種類。針對每一株小苗，測量下列形質：高度、頂芽狀態與個體在樣區內的位置。小苗複查於 2019 年 9 月進行。複查時，測量小苗高度，並檢視所有已上標個體之狀態（存活、消失或死亡）。被記錄為死亡之個體，死亡狀態，可透過植物標牌，予以確認。若有新增加的個體則予以上標，並測量基本形質。

(二) 稚樹調查流程:

本團隊於 2019 年 6 月間，在三類棲地共 45 個 10 m x 10 m 的樣方（圖 2-3），複查林業試驗所伍淑惠團隊於 2018 年所調查過木本植物。本樣區已經歷過 1996-2001、2008、2013 與 2018 等四次每木調查，調查時所有胸高徑大於 1cm 之木本植物均已上標。本團隊將沿用林業試驗所團隊之每木調查方法（伍等 2011），針對胸高徑介

於 1-10 cm 之稚樹，測量胸高徑，確認其存活狀態。若有新增個體，鑑定物種，測量胸高徑與記錄空間座標。

第四節 環境因子調查

本研究探討八個環境因子對小苗多樣性與組成的影響，這些環境因子可分為四大類：地形因子、土壤因子、微棲地因子與梅花鹿活動指標。地形因子有三個，分別為平均海拔高度、凹凸度與坡度，土壤因子則為土壤深度。微棲地因子包含礁岩覆蓋度、地表凋落物覆蓋度、林下光環境。最後，梅花鹿活動則以梅花鹿排遺數為指標，輔以自動相機之紀錄。

地形因子與土壤因子將使用現有的資料，地形因子根據孫義方老師團隊於 1996 年所測量之海拔高度計算（表 2-1），土壤深度由林業試驗所王巧萍與張勵婉博士於 2016-2017 年測量（表 2-1）。其他環境因子，包含礁岩覆蓋度、地表凋落物覆蓋度、林下光環境與梅花鹿排遺數量，則由本研究團隊於 2019 年 4 月測量。

微棲地因子的測量，以小苗樣區為對象。我們將 3 m x 3 m 的小苗樣區分為 4 個 1.5 m x 1.5 m 的小區，分別測量每一小區的礁岩覆蓋度及地表凋落物覆蓋度。覆蓋度分成六個等級估算，分別為 0%、20%、40%、60%、80% 與 100%。調查時，分別記錄 4 個小區的礁岩及地表凋落物覆蓋度後，求取四小區的覆蓋度級距中位數之平均值，作為此樣區之平均覆蓋度。林下光環境依照 3 m x 3 m 小苗樣區正上方之樹冠開闊的狀況進行評估。林下光環境分為三種等級，分別為林隙、林隙邊際及林下。若樣區正上方之樹冠間隙面積大於 50 cm x 50 cm，且周邊的樹高，大於 2 公尺，則定義該樣區位於林隙內。若樹冠間隙面積大於 50 cm x 50 cm，但不在樣區正上方，則定義為林隙邊際。若樣區位於鬱閉林下，則定義該區之光環境為林下。

梅花鹿排遺則以 10 m x 10 m 樣區為調查單位，調查樣區內排遺的堆數。調查人員在樣區內，進行地毯式搜索，記錄樣區內之排遺

堆數。當排遺堆散開為兩區，有判斷疑慮時以兩堆計算，若同一排遺堆中有明顯兩種大小不同排遺時，同樣當以兩堆計算。為評估梅花鹿排遺數與梅花鹿活動頻動的關係，2019年5月起，於三類棲地內，各選擇兩個10 m x 10 m的樣方，設立紅外線自動相機，共6台相機進行拍攝。本研究使用 Reconyx HC500 HyperFire 之自動相機。自2019年5月至2019年10月，使用自動相機記錄出現之野生動物。根據野生動物照片，估計個物種之出現頻度指數 (Occurrence Index, OI)。出現頻度指數之公式如下 (Pei 1995)：

$$OI = \frac{\text{單一物種於單一樣點之有效照片數}}{\text{該樣點之相機總工作時數}} \times 1000 \text{ 小時}$$

有效照片定義為單一野生動物物種，單一個體所被拍攝之照片數 (Pei 1995)。為避免重覆計算同一個體，以30分鐘作為區隔，30分鐘內若出現無法明確辨別為不同個體之照片，則視為同一個體，視為一張有效照片。若在30分鐘之內拍攝到不同個體，以及在同一照片中出現不同個體，則判定為不同有效照片 (Pei 1995)。



圖 2-4 社頂高位珊瑚礁生態保護區內，所架設之自動相機

第五節 資料分析

5.1 比較三類棲地小苗與稚樹之密度、物種多樣性與群聚組成

本計畫使用單因子變方分析 (analysis of variance, ANOVA) 比較三類棲地的小苗與稚樹之密度與多樣性，並使用相似度分析 (Analysis of similarity, ANOSIM) 比較三類棲地的群聚組成。使用變方分析時，利用杜凱確實差異檢定 (Tukey HSD test)，進行事後檢定。

本計畫使用有效物種數，估算三個棲地內小苗與稚樹的多樣性 (Chao et al. 2014)。有效物種數為整合性的物種多樣性估算方法 (Chao et al. 2014)，符合多樣性倍增原則 (Hill 1973)，即當具有相同物種豐富度結構且物種完全相異的 N 個群落，合併時，混合之群落的多樣性為單一群落多樣性之 N 倍。在此整合架構之下，隨著位階數 q 的上升 ($q=0, 1, 2$)，有效物種數即對應到不同的多樣性指標，而 q 的上升，也將提高優勢物種的權重。有效物種數之公式如下：

$${}^qD = \left(\sum_{i=1}^S p_i^q \right)^{\frac{1}{1-q}}$$

q 為 Hill 定義之位階數 (order)

qD 為有效物種數，隨著不同位階對應到不同多樣性指標

p_i 為第 i 個物種之豐富度

當 $q=0$ ，所有物種具有相同的權重，此時有效物種數指標即為物種豐富度 (species richness, S)，物種豐富度之公式如下：

$$S = \sum_{i=1}^S p_i^0$$

S 為物種數，即物種豐富度

p_i 為第 i 個物種之豐富度

當 $q=1$ 時，有效物種數等同於香儂-韋納多樣性指數 (Shannon-Weiner Diversity Index, H) 之自然指數 $\exp(H)$ 。香儂-韋納多樣性指數之公式如下：

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \log(p_i)$$

當 $q=2$ 時，有效物種數等同於辛普森指數 (Simpson Index, λ) 之倒數 (λ^{-1})，辛普森指數的公式如下：

$$\lambda = \sum_{i=1}^S p_i^2$$

5.2 植物群聚物種組成之比較

本計畫以相似性分析 (Analysis of Similarity, ANOSIM) 比較不同群聚之物種組成 (community composition)。根據計畫工作項目，我們進行三種比較。首先，以相似性分析分別比較 2019 年 4 月與 9 月三類棲地間，小苗群聚物種組成。接著，以相似性分析比較稚樹群聚物種組成。最後，進行三類棲地內，小苗與稚樹物種組成之比較。

相似性分析為一種無母數的分析方法，先計算群聚間的布雷-柯蒂斯不相似係數 (Bray-Curtis dissimilarity index)，公式如下：

$$d[jk] = \frac{(\text{sum } \text{abs}(x[ij] - x[ik]))}{(\text{sum } (x[ij] + x[ik]))}$$

$x[ij]$ 代表於物種數量矩陣中，第 i 物種於第 j 個樣區之數量

$d[jk]$ 代表於相異係數矩陣中，第 j 個樣區與第 k 個樣區之間的相異係數

將物種數量矩陣轉換為相異係數矩陣後，將此相異係數矩陣進行排序（ranking），並計算 R 值，其公式如下：

$$R = \frac{4 \times (\overline{R_B} - \overline{R_W})}{N(N-1)}$$

$\overline{R_B}$ 為三種棲地間等級（rank）差值的平均值

$\overline{R_W}$ 為三種棲地組內等級差值的平均值

N 為樣本數

R 值為一個 1 至 -1 間的係數，越接近 1，代表組間的差異越大；越接近 -1 則代表組間差異越小。爾後，將相異係數矩陣打亂後重新排序，並計算 R 值，此過程重複 999 次，即產生一個隨機分布，經由 R 值落在此分布的位置判定三種棲地間物種組成是否具有顯著差異。有效物種數及相似性分析將透過 R 軟體之 Vegan 套件，加以計算。

5.3 評估環境因子的效應

環境因子的效應，使用單變量與多變量兩種方式予以評估。單變量的分析，將用於估算 8 種環境因子對於小苗密度與有效物種數（ $q=0, 1, 2$ ）的效應。多變量的分析方法，則考量小苗的物種組成與相對數量，估計環境因子對於小苗組成的影響。

本計畫所使用的單變量分析方法為廣義線性模型（Generalized linear model），在此分析中，以小苗密度與有效物種數作為反應變數（response variable），將八個環境因子列為自變數（independent

variable)。建立起始模型後，將使用逐步選擇法 (stepwise selection)，選擇最適模式 (best-fit model)。本計畫使用廣義線性模型分析影響小苗新增與存活之環境因子。在新增模式中，以每個樣區新增小苗個體數，作為反應變數，以普瓦松分布 (Poisson distribution) 作為逢機誤差，並將八個環境因子列為自變數 (independent variable)。在存活模型中，使用 2019 年 9 月小苗之存活狀態 (存活或死亡)，作為反應變數 (response variable)，以二項式 (Binomial distribution) 分布，為逢機誤差分布。所有廣義線性模型，均以 R 軟體的 glm 函數進行。

本計畫所使用的多變量分析方法為冗餘分析 (Redundancy analysis, RDA)，冗餘分析為結合主成分分析與回歸的統計方法。冗餘分析的反應變數為小苗的物種矩陣，物種矩陣的每一列，為每一樣方內，個別小苗物種的數量。在建立小苗物種矩陣後，可估算樣方間的不相似係數 (dissimilarity index)，並以八個環境因子當作自變數，透過回歸方式，解釋樣方間的物種組成差異。我們使用 R 軟體 VEGAN 套件的 RDA 函數，進行冗餘分析。

第三章 結果與討論

本研究團隊於 2019 年 3-4 月間完成樣區設立，分別於 4 月與 9 月完成乾、雨季之小苗調查與環境因子測量，並於 2019 年 6 月間，完成稚樹調查。根據 2019 年 4 與 9 月所進行的小苗調查，共鑑定 2632 棵小苗，分屬 22 科 43 種（附錄一），其中台灣欒樹僅出現在 4 月，台灣赤楠僅出現在 9 月。在 2019 年 6 月的稚樹調查，則發現稚樹 725 株，共 20 科、34 種（附錄二）。林業試驗所葉定宏先生，於 2019 年 4 月與 10 月間，完成梅花鹿圍籬內，自然更新木本小苗之調查。在本報告中，各項調查結果分述於下列章節。

第一節 木本植物小苗群聚於不同類型棲地的多樣性與群聚組成

（一）2019 年 4 月與 9 月之小苗密度與多樣性

在 2019 年 4 月，發現 21 科 42 種小苗，共 1673 株（表 3-1），前五名的優勢物種，分別為紅柴（1016 株）、樹杞（178 株）、鐵色（56 株）、疏花魚藤（51 株）與黃心柿（44 株）（表 3-1）。在 2019 年 9 月則發現小苗 2340 株，屬於 21 科 42 種。在 2019 年 9 月，前五名的優勢物種，分別為紅柴（1049 株）、大葉楠（592 株）、樹杞（149 株）、亨利氏伊立基藤株（90）與鐵色（75 株）（表 3-1）。2019 年 4 月與 9 月之小苗調查，分別代表乾季與雨季之小苗群聚，4 月為乾季，9 月為雨季。

在三類不同棲地，小苗密度以礁頂棲地最高，過渡帶次之，谷地最低（圖 3-1、表 3-2）。紅柴於 2019 年 4 月，在三類棲地均為優勢種，在礁頂、過渡帶與谷地分別發現 648、242 與 126 株，佔該棲地小苗總數量之 75.8%、53.5% 與 34.4%（表 3-2），紅柴在礁頂棲地之相對數量較其他兩類棲地高。樹杞則在過渡帶數量最多，樹杞在礁頂、過渡帶與谷地三類棲地之株數，分別為 3、132 與 43 株。小苗總株

數位居第三名的鐵色，僅在礁頂棲地出現，並未於過渡帶與谷地棲地被發現。不管在哪一種棲地，高位珊瑚礁森林木本小苗之群聚結構相似，主要由少數物種為優勢種組成，其他物種相對數量偏低。而主要優勢種物種，均為梅花鹿不偏好之物種，例如：紅柴與樹杞，在梅花鹿選食實驗中，完全未被梅花鹿啃食(表 3-2)。以變方分析(Analysis of Variance, ANOVA)，比較 2019 年 4 月小苗密度於不同棲地之密度，結果發現小苗密度於三類棲地顯著不同 ($F_{2,42}=3.68, P=0.03$)，其中，礁頂與谷地之小苗密度，呈現顯著差異(圖 3-1)。但小苗物種豐富度與多樣性以有效物種數 ($q=1, 2, 3$) 估算，在三類棲地間並無顯著差異(圖 3-1)。

2019 年 9 月，木本植物小苗密度與優勢物種，和 2019 年 4 月類似。小苗總密度在礁頂棲地最高，過渡帶次之，谷地棲地最低(圖 3-1、表 3-2)。紅柴於 2019 年 9 月，亦為三類棲地之優勢種，小苗株數在礁頂、過渡帶與谷地之數量分別為 704、219 與 126 株，小苗總之相對數量為 57.5%、36.2%與 24.7.4%(表 3-2)，在各類棲地之相對數量，較 2019 年 4 月低(表 3-2)。2019 年 9 月大葉楠之數量大幅增加，成為小苗總數第二的優勢物種。在礁頂、過渡帶與谷地三類棲地，大葉楠的數量分別 285 株、190 株與 117 株。樹杞之總數量，在 2019 年 9 月排名第三，與 2019 年 4 月類似，在過渡帶數量最高(表 3-2)。以變方分析(Analysis of Variance, ANOVA)，分析 2019 年 9 月三類棲地之密度，結果發現小苗密度亦在礁頂棲地顯著較高(圖 3-2)。小苗的物種豐富度與多樣性，以有效物種數表達 ($q=0, 1, 2$)，在三類棲地，沒有顯著差異(圖 3-2)。

(二) 2019 年 4 月與 9 月之小苗群聚組成

以相似性分析 (Analysis of Similarity, ANOSIM)，比較 2019 年 4 月與 9 月，三種棲地之物種組成，結果顯示三類棲地的小苗組成，在兩次調查，均具有顯著差異 (4 月： $R=0.125, P=0.001$ ；9 月： $R=0.087, P=0.004$)。以 2019 年九月之小苗為例，相似性分析顯示，礁頂棲地之物種組成，和其他兩棲地較為不相似 (圖 3-3)。

無論在 2019 年 4 月或 9 月，主要優勢物種，包含紅柴、大葉楠與鐵色，在礁頂棲地的數量較其他兩種棲地高 (表 3-2)。僅有樹杞之數量並非在礁頂棲地最高，而在過渡帶最多 (表 3-2)。紅柴不但在數量上，最為優勢，亦廣泛分布於各樣區。紅柴在兩次調查，在礁頂棲地的出現頻度均為 100% (表 3-2)。大葉楠於 2019 年 9 月，在礁頂棲地之出現頻度亦為 100% (表 3-2)。

相較於其他喀斯特森林，社頂高位珊瑚礁生態保護區的棲地專一 (habitat specialist) 木本植物較少。例如：在中國廣西的喀斯特森林中，各類棲地群聚組成差異大，空間貝他多樣性高 (spatial beta diversity)，各類棲地各具有獨特物種組成 (Guo et al. 2018)。而在社頂高位珊瑚礁生態保護區，各類棲地的優勢物種相似，且大部分物種可能出現在三類棲地。以本研究為例，2019 年 4 月，調查所得之 42 個小苗物種，有 16 種，同時在三類棲地被發現，例如：紅柴、黃心柿、大葉楠、樹杞等物種 (表 3-2)；另有 10 個物種出現於兩類棲地，例如臺灣土沉香與菲律賓饅頭果等 (表 3-2)。另外，鐵色、土楠、山刈葉等 16 個物種僅在一類棲地被發現。

表 3-1 社頂高位珊瑚礁生態保護區，2019 年 4 月及 9 月調查所得之

木本植物小苗與稚樹數量表

中文名	4 月小苗株數	9 月小苗株數	稚樹株數	鹿隻喜好程度 ²
紅柴	1016	1049	55	e
大葉楠	11	592	0	e
樹杞	178	149	18	e
亨利氏伊立基藤	37	90	0	-
鐵色	56	75	103	c
黃心柿	44	53	397	b
疏花魚藤	51	49	0	-
台灣土沉香	31	34	0	e
稜果榕	44	34	1	a
爬森藤	27	27	0	-
石苓舅	7	22	4	e
菲律賓饅頭果	24	21	0	c
鷓鴣蔓	12	20	0	-
高士佛紫金牛	14	15	0	-
裏白巴豆	15	15	1	c
猿尾藤	13	15	0	-
長葉芋麻	8	11	0	b
毛柿	7	8	4	e
石朴	8	7	1	b
土楠	4	7	18	c
三葉崖爬藤	9	7	0	-
茄冬	12	4	0	c
山刈葉	4	4	1	c
翼核木	6	4	0	-
過山香	1	3	0	c
腺果藤	4	3	0	-
假菝葜	3	3	0	-
搭肉刺	4	2	0	-
小梗木薑子	3	2	0	c
絨毛芙蓉蘭	1	2	0	-
台灣赤楠	0	2	3	c

表 3-1 社頂高位珊瑚礁生態保護區，2019 年 4 月及 9 月調查所得之

木本植物小苗與稚樹數量表（續）

中文名	4 月小苗株數	9 月小苗株數	稚樹株數	鹿隻喜好程度 ²
瓊楠	1	1	5	b
老荊藤	1	1	0	-
咬人狗	1	1	5	a
軟毛柿	1	1	16	d
菲律賓榕	1	1	0	b
火筒樹	1	1	3	b
台灣假黃楊	1	1	5	b
蟲屎	1	1	15	b
小芽新木薑子	6	1	1	d
大葉山欖	1	1	1	b
絡石	3	1	0	-
枯里珍	0	0	15	a
小葉樹杞	0	0	2	c
山柚	0	0	24	b
番仔林投	0	0	5	b
恆春厚殼樹	0	0	3	-
山枇杷	0	0	0	b
白雞油	0	0	0	c
白樹仔	0	0	2	e
柿葉茶菜萹	0	0	1	c
台灣欒樹	1	0	0	b
白匏子	0	0	1	c
粗糠柴	0	0	6	e
月橘	0	0	0	b
山欖	0	0	4	c
皮孫木	0	0	1	b
山菜豆	0	0	0	c
魯花樹	0	0	1	c
烏柑仔	0	0	1	-
總計	1673	2340	725	-

¹物種學名分類參考 Lin and Chung (2017)，本表依照 2019 年 9 月小苗總數由多至少排序。

²鹿隻啃食偏好的分級標準參考梅花鹿選食研究（葉定宏 未發表資料），啃食率分為 a、b、c、d、e 五級。a 為啃食率達 100% 之物種，b 為啃食率 50-99 % 之物種，c 為啃食率 10-50% 物種，d 則為啃食率小於 10% 物種，e 則為完全未被啃食之物種。若物種喜好度資料缺乏，則以”-“表示。

表 3-2 於 2019 年 4 月與 9 月在社頂高位珊瑚礁生態保護區三類棲地調查所得之木本植物小苗數量與頻度

時間	4 月									9 月									鹿隻喜好程度 ²
	礁頂			過渡帶			谷地			礁頂			過渡帶			谷地			
棲地類型	數量	頻度	相對數量	數量	頻度	相對數量	數量	頻度	相對數量	數量	頻度	相對數量	數量	頻度	相對數量	數量	頻度	相對數量	
紅柴	648	100.0	75.8	242	93.3	53.5	126	93.3	34.4	704	100.0	57.5	219	93.3	36.2	126	93.3	24.7	e
大葉楠	4	26.7	0.5	5	20.0	1.1	2	13.3	0.5	285	100.0	23.3	190	93.3	31.4	117	80.0	22.9	e
樹杞	3	13.3	0.4	132	60.0	29.2	43	26.7	11.7	6	20.0	0.5	97	60.0	16.0	46	26.7	9.0	e
亨利氏伊立基藤	10	46.7	1.2	6	20.0	1.3	21	66.7	5.7	26	66.7	2.1	24	66.7	4.0	40	73.3	7.8	-
鐵色	56	33.3	6.5	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	75	46.7	6.1	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	c
黃心柿	29	46.7	3.4	14	40.0	3.1	1	6.7	0.3	32	60.0	2.6	16	46.7	2.6	5	26.7	1.0	b
疏花魚藤	38	26.7	4.4	12	53.3	2.7	1	6.7	0.3	33	26.7	2.7	16	53.3	2.6	0	6.7	0.0	-
臺灣土沉香	3	6.7	0.4	0	0.0	0.0	28	33.3	7.7	3	6.7	0.2	0	0.0	0.0	31	33.3	6.1	e
稜果榕	0	0.0	0.0	1	6.7	0.2	43	6.7	11.7	0	0.0	0.0	0	6.7	0.0	34	6.7	6.7	a
爬森藤	3	20.0	0.4	2	13.3	0.4	22	33.3	6.0	3	20.0	0.2	1	13.3	0.2	23	33.3	4.5	-
石苓舅	1	6.7	0.1	1	6.7	0.2	5	20.0	1.4	1	6.7	0.1	1	6.7	0.2	20	20.0	3.9	e
菲律賓饅頭果	0	0.0	0.0	1	6.7	0.2	23	20.0	6.3	0	0.0	0.0	0	6.7	0.0	21	20.0	4.1	c
鷓萆	6	26.7	0.7	4	6.7	0.9	2	13.3	0.5	6	26.7	0.5	8	20.0	1.3	6	20.0	1.2	-
高士佛紫金牛	5	6.7	0.6	0	0.0	0.0	9	20.0	2.5	7	6.7	0.6	0	0.0	0.0	8	20.0	1.6	-
猿尾藤	8	26.7	0.9	3	13.3	0.7	2	13.3	0.5	10	46.7	0.8	3	13.3	0.5	2	20.0	0.4	-
裏白巴豆	4	13.3	0.5	10	13.3	2.2	1	6.7	0.3	4	13.3	0.3	10	13.3	1.7	1	6.7	0.2	c
長葉芋麻	6	20.0	0.7	2	13.3	0.4	0	0.0	0.0	10	26.7	0.8	1	13.3	0.2	0	0.0	0.0	b

表 3-2 於 2019 年 4 月與 9 月在社頂高位珊瑚礁生態保護區三類棲地調查所得之木本植物小苗數量與頻度 (續)

時間	4 月									9 月									鹿隻喜好程度 ²
	礁頂			過渡帶			谷地			礁頂			過渡帶			谷地			
棲地類型	數量	頻度	相對數量	數量	頻度	相對數量	數量	頻度	相對數量	數量	頻度	相對數量	數量	頻度	相對數量	數量	頻度	相對數量	
物種 ¹																			
毛柿	3	6.7	0.4	2	13.3	0.4	2	13.3	0.5	3	6.7	0.2	3	20.0	0.5	2	13.3	0.4	e
三葉崖爬藤	2	6.7	0.2	0	0.0	0.0	7	6.7	1.9	1	6.7	0.1	0	0.0	0.0	6	6.7	1.2	-
土楠	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	4	6.7	1.1	0	0.0	0.0	3	6.7	0.5	4	6.7	0.8	c
石朴	4	20.0	0.5	2	13.3	0.4	2	13.3	0.5	3	20.0	0.2	2	13.3	0.3	2	13.3	0.4	b
山刈葉	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	4	20.0	1.1	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	4	20.0	0.8	c
茄冬	4	6.7	0.5	1	6.7	0.2	7	13.3	1.9	1	6.7	0.1	1	6.7	0.2	2	13.3	0.4	c
翼核木	2	13.3	0.2	1	6.7	0.2	3	6.7	0.8	1	13.3	0.1	0	6.7	0.0	3	6.7	0.6	-
假菝葜	1	6.7	0.1	2	13.3	0.4	0	0.0	0.0	1	6.7	0.1	2	13.3	0.3	0	0.0	0.0	-
腺果藤	3	20.0	0.4	0	0.0	0.0	1	6.7	0.3	2	20.0	0.2	0	0.0	0.0	1	6.7	0.2	-
過山香	0	0.0	0.0	1	6.7	0.2	0	0.0	0.0	1	6.7	0.1	1	6.7	0.2	1	6.7	0.2	c
小梗木薑子	0	0.0	0.0	3	13.3	0.7	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	2	13.3	0.3	0	0.0	0.0	c
臺灣赤楠	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	2	6.7	0.3	0	0.0	0.0	c
絨毛芙蓉蘭	1	6.7	0.1	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	2	13.3	0.2	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	-
搭肉刺	1	6.7	0.1	1	6.7	0.2	2	13.3	0.5	0	6.7	0.0	0	6.7	0.0	2	13.3	0.4	-
大葉山欖	1	6.7	0.1	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	1	6.7	0.1	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	b
小芽新木薑子	4	6.7	0.5	2	6.7	0.4	0	0.0	0.0	0	6.7	0.0	1	6.7	0.2	0	0.0	0.0	d
火筒樹	1	6.7	0.1	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	1	6.7	0.1	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	b

表 3-2 於 2019 年 4 月與 9 月在社頂高位珊瑚礁生態保護區三類棲地調查所得之木本植物小苗數量與頻度(續)

時間	4 月									9 月									鹿隻喜好程度 ²																	
	礁頂			過渡帶			谷地			礁頂			過渡帶			谷地																				
棲地類型	數量	頻度	相對數量	數量	頻度	相對數量	數量	頻度	相對數量	數量	頻度	相對數量	數量	頻度	相對數量	數量	頻度	相對數量																		
臺灣假黃楊	1	6.7	0.1	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	1	6.7	0.1	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	b																	
老荊藤	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	1	6.7	0.3	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	1	6.7	0.2	-																	
咬人狗	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	1	6.7	0.3	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	1	6.7	0.2	a																	
軟毛柿	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	1	6.7	0.3	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	1	6.7	0.2	d																	
絡石	1	6.7	0.1	0	0.0	0.0	2	13.3	0.5	1	6.7	0.1	0	0.0	0.0	0	13.3	0.0	-																	
菲律賓榕	0	0.0	0.0	1	6.7	0.2	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	1	6.7	0.2	0	0.0	0.0	b																	
蟲屎	1	6.7	0.1	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	1	6.7	0.1	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	b																	
瓊楠	0	0.0	0.0	1	6.7	0.2	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	1	6.7	0.2	0	0.0	0.0	b																	
臺灣樂樹	1	6.7	0.1	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	b																	
總數	855			100.0			452			100.0			366			100.0			1225			100.0			605			100.0			510			100.0		

¹ 物種學名分類參考 Lin and Chung (2017)，本表依照 2019 年 9 月小苗總數由多至少排序。

² 鹿隻啃食偏好的分級標準參考梅花鹿選食研究(葉定宏 未發表資料)，啃食率分為 a、b、c、d、e 五級。a 為啃食率達 100% 之物種，b 為啃食率 50-99 % 之物種，c 為啃食率 10-50% 物種，d 則為啃食率小於 10% 物種，e 則為完全未被啃食之物種。若物種喜好度資料缺乏，則以“-”表示。

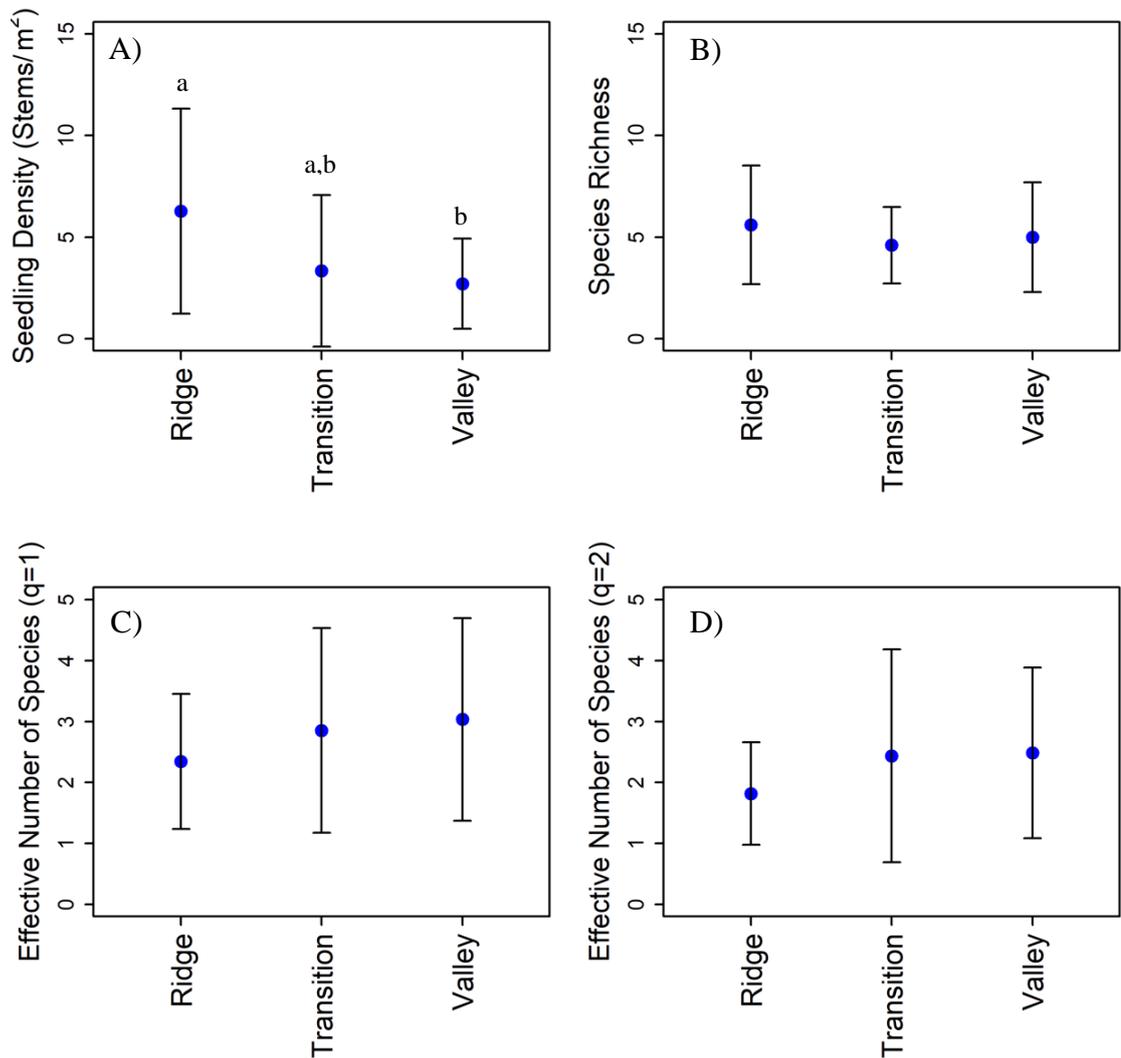


圖 3-1 社頂高位珊瑚礁生態保護區三類棲地小苗樣區，在 2019 年 4 月之平均小苗密度 (A) 與有效物種數(B, C, D)。其中，有效物種數 ($q=0$)，即為物種豐富度；當 $q=1$ ，有效物種數即等於香農多樣性指標之自然指數值；當 $q=2$ ，有效物種數即等於反辛普森多樣性指標。圖中誤差值為標準差 (standard deviation)，不同英文字母代表於杜凱確實差異檢定呈現顯著差異

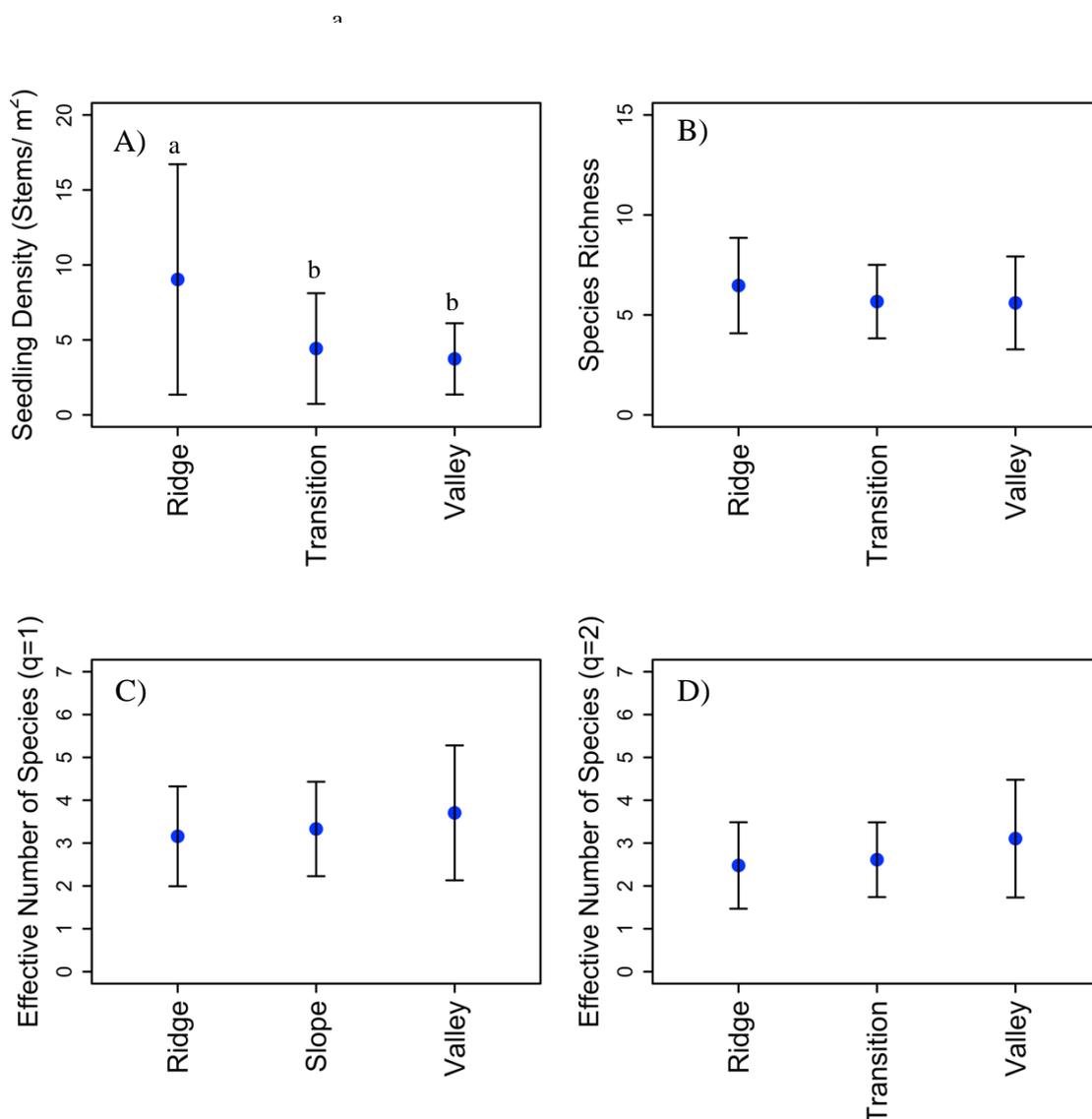
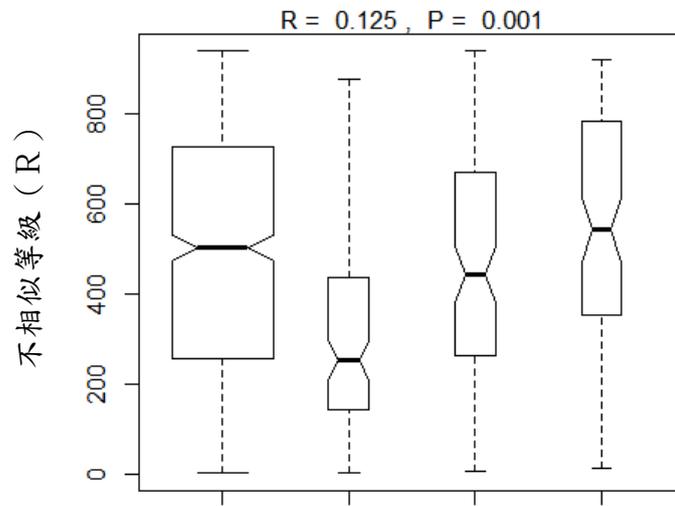


圖 3-2 社頂高位珊瑚礁生態保護區三類棲地小苗樣區，在 2019 年 9 月之平均小苗密度 (A) 與有效物種數 (B, C, D)。其中，有效物種數 (q=0)，即為物種豐富度；當 q=1, 有效物種數即等於香農多樣性指標之自然指數值；當 q=2, 有效物種數即等於反辛普森多樣性指標。圖中誤差值為標準差 (standard deviation)，不同英文字母代表於杜凱確實差異檢定呈現顯著差異

A) 4 月小苗



B) 9 月小苗

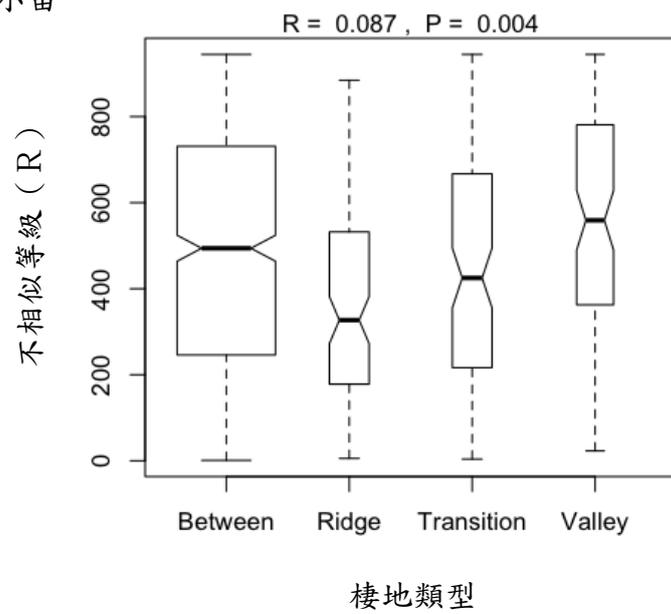


圖 3-3 使用相似度分析 (Analysis of Similarity, ANOSIM)，比較社頂高位珊瑚礁生態保護區 2019 年 4 月 (A) 與 9 月 (B) 三類棲地之小苗群聚組成

(三) 小苗之新增與死亡

2019 年 4 月標定之小苗，9 月份死亡 292 株，死亡率為 17.4%。三種棲地的死亡株樹分別為 151、95 與 46 株，三種棲地的死亡株樹分別為 161、101 與 55 株。死亡的個體，以紅柴數量最多（156 株），樹杞次之（43 株），其餘樹種之死亡株樹，均在 20 株以下，大致與樹種之優勢程度一致。新增的個體亦在礁頂棲地最多（521 株），過渡帶次之（248 株），谷地最少（190 株）。新增的個體以大葉楠最多，新增 583 株，紅柴新增 189 株，數量次之。新增數量第 3-5 名的物種，分別為亨利氏伊立基藤（58 株）、鐵色（33 株）與黃心柿（17 株）。社頂高位珊瑚礁生態保護區小苗新增與死亡，呈現明顯季節變化。在 4 月乾季將結束時，小苗數量偏低，但經過 4 月末至 9 月數個月雨季，小苗數量於 2019 年 9 月大幅增加。



圖 3-4 於 2019 年 9 月在社頂高位珊瑚礁生態保護區所發現紅柴小苗

第二節 稚樹群聚於不同類型棲地的多樣性與組成

2019年6月，在三類棲地的45個樣方（10 m x 10 m）內，共發現胸高徑介於1-10公分間之稚樹725株，共20科34種。最優勢的三個物種，分別為黃心柿（397株）、鐵色（103株）、紅柴（55株），其餘物種數量，均在30株以下（表3-1）。其中，黃心柿在三類棲地，均為最優勢物種，數量在過渡帶最高（附錄三）。鐵色與紅柴則為數量第二與第三物種，雖然鐵色與紅柴均在礁頂棲地數量最多，過渡帶次之，谷地最少（附錄三），但紅柴在過渡帶與谷地，數量稀少，均少於10株（附錄三）。

比較三類棲地的稚樹密度，結果發現稚樹的密度在礁頂棲地最高，谷地最低（圖3-5）。根據變方分析，稚樹密度在三類棲地顯著不同，而礁頂棲地之密度，顯著高於其他兩類棲地（圖3-5）。以有效物種數，估算不同棲地之物種豐富度與多樣性（ $q=0, 1, 2$ ），結果顯示礁頂棲地之物種豐富度與多樣性最高，谷地次之，且在過渡帶最低（圖3-5）。根據變方分析，三類棲地的物種豐富度與多樣性（有效物種數; $q=0, 1, 2$ ），顯著不同，經過事後檢定，結果發現，過渡帶之有效物種數，顯著低於其他兩類棲地（圖3-5）。

以相似性分析（Analysis of Similarity, ANOSIM），比較2019年6月三種棲地之稚樹物種組成，結果顯示三類棲地的物種組成，具有顯著差異（圖3-6; $R=0.14, P=0.001$ ）。相似性分析顯示，過渡帶棲地的物種組成，和其他兩棲地較為不相似（圖3-6）。

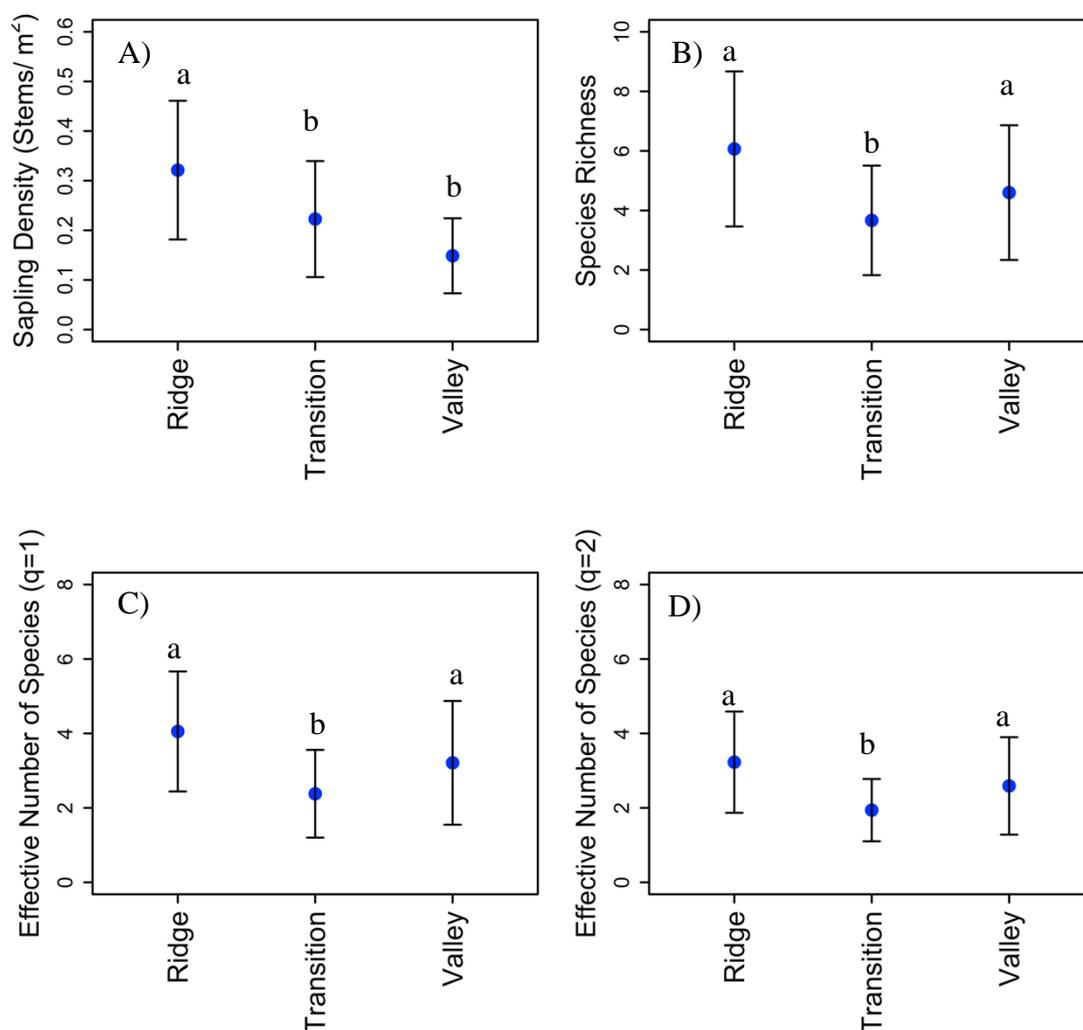


圖 3-5 社頂高位珊瑚礁生態保護區於 2019 年 6 月，三類棲地之稚樹樣區 (10 m x 10 m) 之平均稚樹密度 (A) 與有效物種數 (B, C, D)。其中，有效物種數 (q=0)，即為物種豐富度；當 q=1, 有效物種數即等於香農多樣性指標之自然指數值；當 q=2, 有效物種數即等於反辛普森多樣性指標。圖中誤差值為標準差 (standard deviation)，不同英文字母代表於杜凱確實差異檢定呈現顯著差異

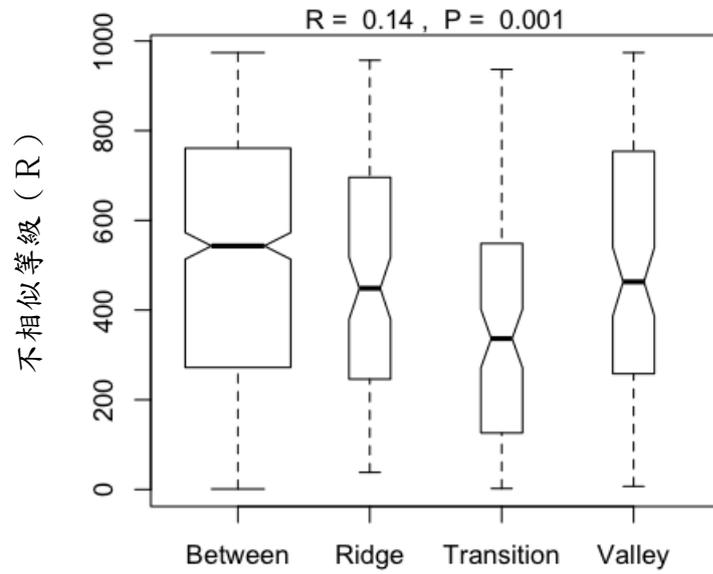


圖 3-6 使用相似度分析 (Analysis of Similarity, ANOSIM) , 比較社頂高位珊瑚礁生態保護區 2019 年 6 月三類棲地之稚樹群聚組成

第三節 探討影響小苗群聚組成、存活與新增的環境因子

(一) 三類棲地之環境因子

社頂高位珊瑚礁生態保護區礁頂、過渡帶與谷地等三類棲地之環境因子，呈現相當差異。礁頂棲地之平均海拔較高，凹凸度較大、坡度大且土壤較淺（表 2-1）。除以上地形與土壤因子，三類棲地在礁岩與凋落物覆蓋度、林下光環境和梅花鹿活動頻度，亦具有極大差異。

根據 2019 年 4 月的測量，礁頂棲地之礁岩覆蓋度高於過渡帶與谷地（圖 3-7）。在礁頂棲地，大多數樣區之礁岩覆蓋度超過 70%（圖 3-7），而在過渡帶棲地，礁岩覆蓋度平均為 39%（圖 3-7）。在谷地棲地，大部分樣區之礁岩覆蓋度小於 10%，但少數樣區之礁岩覆蓋度較高（圖 3-7）。凋落物的覆蓋度，則以過渡帶棲地最高，礁頂與谷地較低（圖 3-7）。梅花鹿排遺數量則在谷地最高，礁頂棲地最低（圖 3-7）。最後，比較三類棲地之林下環境，林隙於礁頂棲地所佔比例低於其他兩類棲地。

其中，梅花鹿排遺的數量與自動相機的結果一致（表 3-3）。自 2019 年 5 月至 9 月，梅花鹿之出現頻度在谷地棲地最高，過渡帶棲地次之，在礁頂棲地則無梅花鹿出現之紀錄（表 3-3）。其他出現於自動相機的野生動物包含：臺灣獼猴、白鼻心、臺灣野豬、赤腹松鼠等（表 3-3），但其出現頻度，遠低於梅花鹿（表 3-3）。

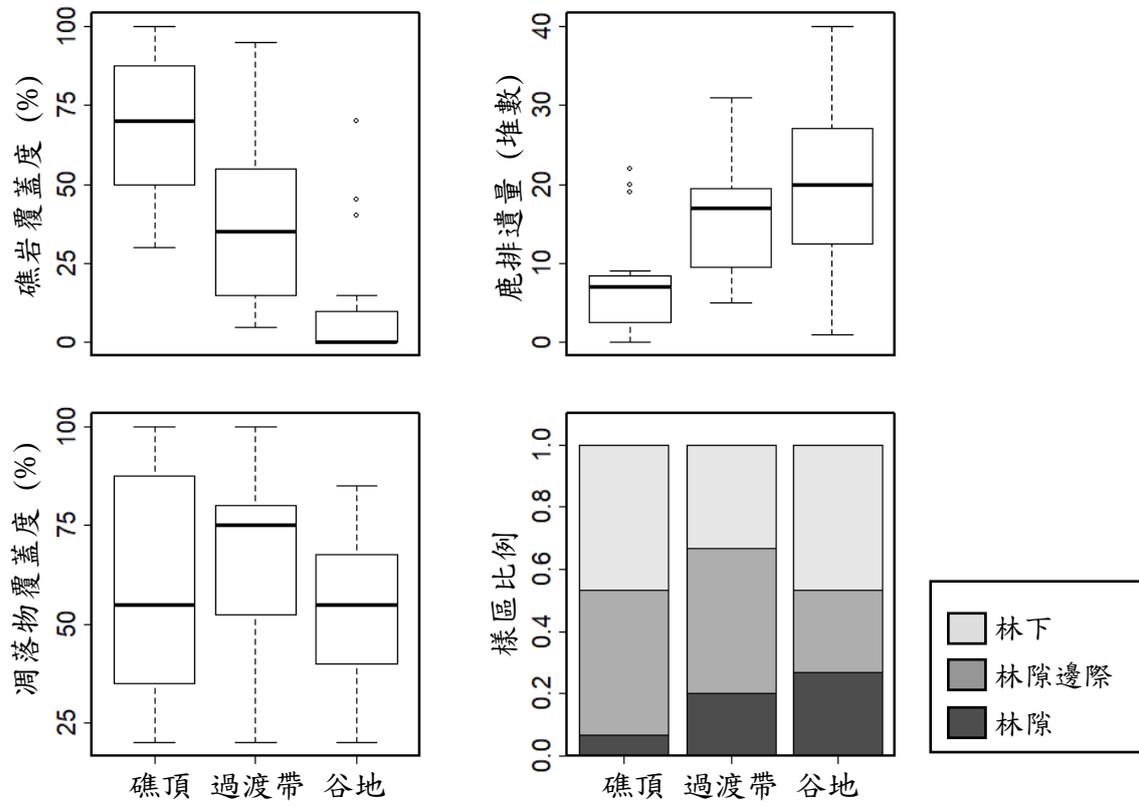


圖 3-7 社頂高位珊瑚礁生態保護區三類棲地於 2019 年 4 月之環境因子測量結果

表 3-3 社頂高位珊瑚礁生態保護區三類棲地，於 2019 年 5 月至 9 月，以自動相機拍攝野生動物，各種動物之出現頻度（Occurrence Index, OI）

物種	英文學名	礁頂	過渡帶	谷地	總和
臺灣梅花鹿	<i>Cervus nippon taiouanus</i>	0.00	54.20	193.46	126.49
臺灣獼猴	<i>Macaca cyclopis</i>	11.32	14.78	12.64	12.97
白鼻心	<i>Paguma larvata</i> subsp. <i>taivana</i>	2.54	3.66	4.78	3.43
野豬	<i>Sus scrofa</i> subsp. <i>taivanus</i>	0.00	4.17	1.39	2.78
赤腹松鼠	<i>Callosciurus erythraeus</i> subsp. <i>thaiwanensis</i>	0.00	16.13	1.39	2.56
鼠類	Muridae	2.27	0.00	1.39	1.96
逃逸家羊		1.61	2.08	0.00	1.87

(二) 影響小苗多樣性與群聚物種組成之環境因子

1) 2019 年 4 月與 9 月小苗多樣性與環境因子關係

使用廣義線性模型，分析環境因子與 2019 年 4 月與 9 月小苗密度、物種豐富度和多樣性的關係。結果發現，顯著影響小苗之環境因子，在 2019 年 4 月與 9 月類似，重要的環境因子包含凹凸度、礁岩覆蓋度與林下光環境。

2019 年 4 月小苗密度，經模式篩選，最適模式包含五個環境因子，分別為凹凸度、礁岩覆蓋度、凋落物覆蓋度、林隙邊緣與林下。小苗密度隨凹凸度與礁岩覆蓋度增加，而顯著增加（表 3-4），且林下小苗密度顯著較林隙為低（表 3-4）。在這五個環境因子中，凋落物覆蓋度與林隙邊緣，雖然被選入最適模式，但並未達到顯著水準。針對物種豐富度的分析（有效物種數， $q=0$ ），僅有礁岩覆蓋度與林下光環境被選入最佳模式中。小苗物種數，隨礁岩覆蓋度增加而顯著增加，林下與林隙邊緣之小苗物種豐富度則顯著低於林隙（表 3-4）。最後，針對物種多樣性（有效物種數， $q=1$ ）進行分析，有效物種數隨梅花鹿排遺數量增加而增加。

2019 年 9 月所得之最佳模式，與 2019 年 4 月類似（表 3-5），但呈現顯著效應之因子較少。在密度模式中，僅凹凸度與礁岩覆蓋度和小苗密度，具有顯著正相關（表 3-5）。物種豐富度（有效物種數， $q=0$ ），隨礁岩覆蓋度增加而顯著增加，林下與林隙邊緣之小苗物種豐富度顯著低於林隙（表 3-5）。在物種多樣性（有效物種數， $q=1$ ）之最佳模式，包含梅花鹿排遺數與林下光環境等因子，但沒有任何因子，具有顯著效應（表 3-5）。

2) 小苗群聚物種組成與環境因子之關係

以冗餘分析，評估 2019 年 4 月與 9 月小苗群聚組成與環境因子的關係（表 3-6 與圖 3-8）。在 2019 年 4 月，小苗之群聚組成，與坡度、土壤深度與光環境呈顯著相關（表 3-6）。小苗群聚最重要的物種為紅柴、臺灣土沉香與樹杞（圖 3-8）。紅柴數量隨坡度上升而增加，臺灣土沉香隨土壤深度與林隙增加而增加，樹杞則隨凋落物覆蓋度與梅花鹿排遺數而增加（圖 3-8）。

在 2019 年 9 月，小苗之群聚組成，與坡度和凋落物覆蓋度呈顯著相關（表 3-6）。最重要的物種為紅柴與樹杞（圖 3-8）。紅柴數量，隨平均海拔與坡度上升而增加，而樹杞則隨凋落物覆蓋度、梅花鹿排遺數與土壤深度而增加。

從冗餘分析之結果看來，小苗群聚與環境的關係，主要受到地形因子影響。無論在 2019 年 4 月或 9 月，小苗群聚組成，均顯著受到坡度影響。而相較於 9 月，土壤深度在 2019 年 4 月之重要性較高。此種結果，可能與社頂高位珊瑚礁森林季節變化有關。4 月為乾季末期，小苗在乾季的死亡率較高，土壤深度或與土壤保水能力相關。而 9 月為雨季末期，通常在雨季時，可發現大量當年萌芽的新增小苗，新增小苗的數量，可能與母樹的位置較為相關，而與其他環境因子關係較弱。其他環境因子，如：光環境、凋落物覆蓋度與梅花鹿排遺數，則可能依樹種之生物學特性，進一步影響小苗群聚之物種組成。

表 3-4 以廣義線性模型 (generalized linear model) 分析社頂高位珊瑚礁生態保護區，2019 年 4 月之小苗密度、物種豐富度和多樣性 (有效物種數, $q=0, 1$) 與環境因子關係

(A) 小苗密度 (Adjusted $R^2 = 0.262$)

環境因子 ¹	估計值	標準差	<i>t</i> 值	<i>P</i> 值
凹凸度	0.138	0.067	2.069	0.045*
礁岩覆蓋度	0.009	0.004	2.034	0.049*
凋落物覆蓋度	-0.010	0.006	-1.834	0.074
光環境: 林隙邊緣 ²	-0.794	0.398	-1.995	0.053
光環境: 林下 ²	-0.907	0.404	-2.246	0.030*

(B) 小苗物種豐富度 (Adjusted $R^2 = 0.201$)

環境因子 ¹	估計值	標準差	<i>t</i> 值	<i>P</i> 值
礁岩覆蓋度	0.024	0.010	2.830	0.007*
光環境: 林隙邊緣 ²	-2.467	0.961	-1.565	0.125
光環境: 林下 ²	-2.941	0.832	-2.474	0.018*

(C) 小苗物種多樣性 (Adjusted $R^2 = 0.076$)

環境因子 ¹	估計值	標準差	<i>t</i> 值	<i>P</i> 值
礁岩覆蓋度	0.006	0.003	1.681	0.100
梅花鹿排遺數	0.026	0.011	2.266	0.029*

¹ 由於反應變數未符合常態分布，經對數轉換後，進行分析。表中顯示經逐步選擇 (stepwise selection) 後，所得之最適模型參數估計值。

² 光環境為類別變數，分成林隙、林隙邊緣與林下三種類別，以林隙為比較基準。

*: $P < 0.05$

表 3-5 以廣義線性模型 (generalized linear model) 分析社頂高位珊瑚礁生態保護區，2019 年 9 月之小苗密度、物種豐富度和多樣性 (有效物種數, $q=0, 1$) 與環境因子關係。經逐步選擇 (stepwise selection) 後，所得之最適模型參數估計值

(A) 小苗密度 (Adjusted $R^2 = 0.263$)

環境因子	估計值	標準差	t 值	P 值
凹凸度	0.704	0.342	2.057	0.046*
礁岩覆蓋度	0.056	0.023	2.425	0.020*
凋落物覆蓋度	-0.053	0.030	-1.758	0.086

(B) 小苗物種豐富度 (Adjusted $R^2 = 0.188$)

環境因子	估計值	標準差	t 值	P 值
礁岩覆蓋度	0.025	0.009	2.335	0.025*
光環境: 林隙邊緣 ¹	-1.314	0.840	-2.567	0.014*
光環境: 林下 ¹	-2.057	0.951	-3.091	0.004*

(C) 小苗物種多樣性 (Adjusted $R^2 = 0.139$)

環境因子	估計值	標準差	t 值	P 值
梅花鹿排遺數	0.036	0.018	1.947	0.058
光環境: 林隙邊緣 ¹	-0.046	0.508	-0.091	0.928
光環境: 林下 ¹	-0.795	0.509	-1.560	0.126

¹ 光環境為類別變數，分成林隙、林隙邊緣與林下三種類別，以林隙為比較基準。

*: $P < 0.05$

表 3-6 以多變量之冗餘分析 (rudendency analysis, RDA)，評估社頂高位珊瑚礁生態保護區，環境因子與小苗群聚組成的關係

(A) 4 月小苗群聚 ($R^2=0.273$)

環境因子 ¹	自由度	變方	F 值	P 值
平均海拔	1	0.012	1.356	0.178
凹凸度	1	0.007	0.76	0.690
坡度	1	0.021	2.328	0.015*
土壤深度	1	0.016	1.753	0.050*
凋落物覆蓋度	1	0.006	0.684	0.783
礁岩覆蓋度	1	0.012	1.368	0.146
梅花鹿排遺數	1	0.013	1.391	0.169
光環境	2	0.032	1.78	0.018*
殘差	35	0.317		

(B) 9 月小苗群聚 ($R^2 = 0.27$)。

環境因子 ¹	自由度	變方	F 值	P 值
平均海拔	1	0.013	1.546	0.120
凹凸度	1	0.007	0.802	0.634
坡度	1	0.015	1.791	0.039*
土壤深度	1	0.012	1.479	0.123
凋落物覆蓋度	1	0.018	2.187	0.021*
礁岩覆蓋度	1	0.009	1.114	0.327
梅花鹿排遺數	1	0.009	1.130	0.304
光環境	2	0.023	1.436	0.075
殘差	35	0.284		

*: $P < 0.05$

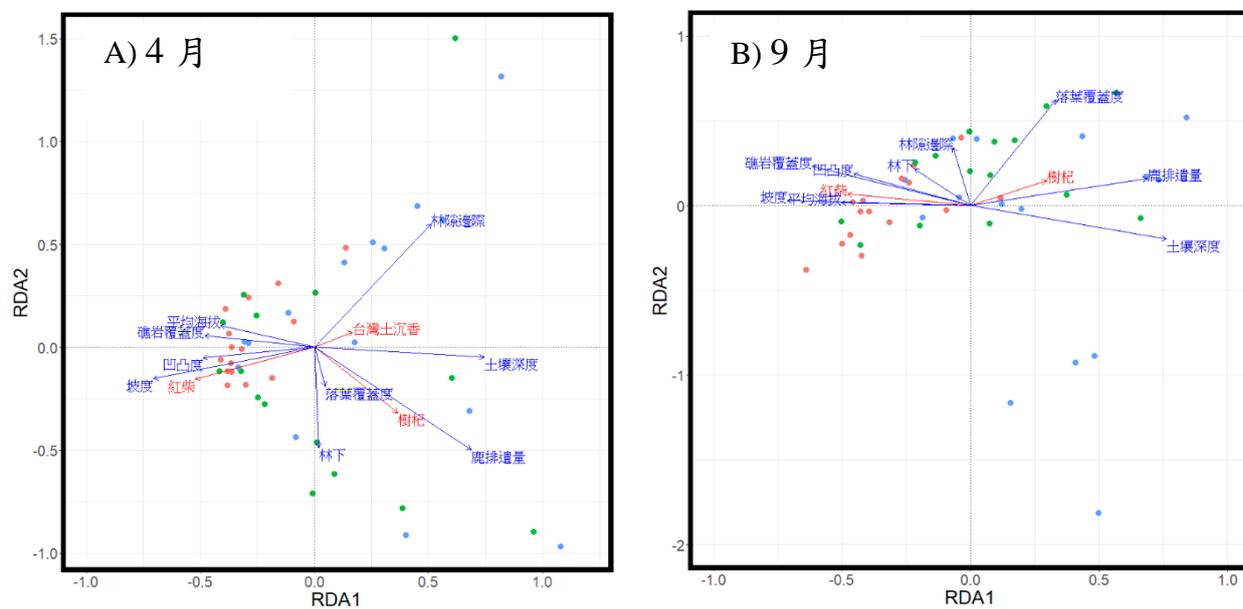


圖 3-8 社頂高位珊瑚礁生態保護區 2019 年 4 月 (A) 與 9 月 (B) 小苗群聚之冗餘分析圖

(二) 影響小苗新增與存活之環境因子

以廣義線性模型 (generalized linear model) 分析社頂高位珊瑚礁生態保護區，環境因子與小苗新增與存活之關係 (表 3-7)。在新增小苗的模式中，四個環境因子呈現顯著效應，分別為平均海拔、凹凸度、坡度與凋落物覆蓋度。其中，新增小苗數量隨平均海拔、凹凸度與凋落物覆蓋度增加而上升，但與坡度呈現負相關。而在小苗存活的模型中，僅與坡度呈現負相關 (表 3-7)。

(三) 影響稚樹密度、物種豐富度、多樣性與稚樹群聚組成之環境因子

影響稚樹密度與有效物種數之重要環境因子為凹凸度與光環境 (表 3-8)。在稚樹密度之最佳模型中，具有三個環境因子，分別為凹凸度、礁岩覆蓋度與光環境 (表 3-8)。其中，稚樹密度隨凹凸度與礁岩覆蓋度增加而上升 (表 3-8)。在物種豐富度與多樣性 (有效物種數, $q=0, 1$) 之最佳模式，則包含凹凸度、坡度、凋落物覆蓋度與光環境等因子 (表 3-8)。其中，物種豐富度與多樣性 (有效物種數, $q=0, 1$)，隨凹凸度增加而顯著上升 (表 3-8)。稚樹之物種豐富度與多樣性，在林下環境，顯著高於林隙環境 (表 3-8)。除此之外，物種多樣性 (有效物種數, $q=1$)，顯著與凋落物覆蓋度，呈現負相關 (表 3-8)。當考慮稚樹群聚物種組成時，稚樹群聚組成與平均海拔與凹凸度，具有顯著關係 (表 3-9)。相較於小苗，稚樹密度、豐富度與多樣性和環境因子的關係更為密切，稚樹模式的擬合度較小苗模式高 (以 adjusted R^2 評估)。

表 3-7 以廣義線性模型 (Generalized linear model) 分析社頂高位珊瑚礁生態保護區，環境因子與小苗新增與存活之關係

(A) 小苗新增

變數 ¹	估計值	標準差	t 值	P 值
平均海拔	0.0124	0.0062	1.9850	0.0472*
凹凸度	0.1586	0.0226	7.0090	< 0.0001*
坡度	-0.0080	0.0028	-2.8260	0.0047*
土壤深度	-0.0012	0.0025	-0.4700	0.6385
凋落物覆蓋度	0.0121	0.0016	7.4040	< 0.0001*
礁岩覆蓋度	0.0005	0.0015	0.3030	0.7616
梅花鹿排遺	0.0041	0.0046	0.8970	0.3696
光環境: 林隙邊緣 ²	0.1244	0.1099	1.1320	0.2576
光環境: 林下 ²	0.1893	0.1145	1.6530	0.0983

(B) 小苗存活

變數 ¹	估計值	標準差	t 值	P 值
平均海拔	0.0246	0.0127	1.9310	0.0535
凹凸度	0.0094	0.0390	0.2420	0.8088
坡度	-0.0142	0.0061	-2.3060	0.0211*
土壤深度	0.0035	0.0063	0.5650	0.5721
凋落物覆蓋度	-0.0023	0.0036	-0.6500	0.5158
礁岩覆蓋度	-0.0029	0.0032	-0.9000	0.3682
梅花鹿排遺	-0.0092	0.0104	-0.8840	0.3766
光環境: 林隙邊緣 ²	0.0865	0.1775	0.4870	0.6260
光環境: 林下 ²	0.1708	0.1769	0.9660	0.3342

1. 在廣義線性模型中，新增小苗之模型，誤差設為普瓦松分布，存活則為二項式分布。
2. 光環境為類別變數，分成林隙、林隙邊緣與林下三種類別，以林隙為比較基準。

*: $P < 0.05$

表 3-8 以廣義線性模型 (generalized linear model) 分析社頂高位珊瑚礁生態保護區，環境因子與 2019 年 6 月之稚樹密度、物種豐富度和多樣性 (有效物種數， $q=0, 1$) 關係。經逐步選擇 (stepwise selection) 後，所得之最適模型參數估計值

(A) 稚樹密度 (Adjusted $R^2 = 0.452$)

環境因子	估計值	標準差	t 值	P 值
凹凸度	0.023	0.007	3.272	0.002*
礁岩覆蓋度	0.001	0.001	3.069	0.004*
光環境: 林隙邊緣 ¹	0.085	0.043	1.991	0.053
光環境: 林下 ¹	0.065	0.043	1.490	0.144

(B) 稚樹物種豐富度 (Adjusted $R^2 = 0.227$)

環境因子	估計值	標準差	t 值	P 值
凹凸度	0.461	0.188	2.455	0.019*
坡度	-0.036	0.023	-1.522	0.136
礁岩覆蓋度	0.017	0.011	1.481	0.147
凋落物覆蓋度	-0.025	0.014	-1.798	0.080
光環境: 林隙邊緣 ¹	1.325	0.936	1.416	0.165
光環境: 林下 ¹	1.924	0.953	2.019	0.004*

C) 稚樹物種多樣性 (Adjusted $R^2 = 0.294$)

環境因子	估計值	標準差	t 值	P 值
凹凸度	0.480	0.190	2.526	0.016*
坡度	-0.023	0.022	-1.036	0.307
凋落物覆蓋度	-0.028	0.014	-2.024	0.049*
光環境: 林隙邊緣 ¹	1.423	0.948	1.502	0.141
光環境: 林下 ¹	1.982	0.967	2.050	0.047*

1. 光環境為類別變數，分成林隙、林隙邊緣與林下三種類別，以林隙為比較基準。

*: $P < 0.05$

表 3-9 以多變量之冗餘分析 (redundancy analysis, RDA)，評估社頂高位珊瑚礁生態保護區，環境因子與 2019 年 6 月稚樹群聚組成的關係 ($R^2=0.293$)

環境因子	自由度	變方	<i>F</i> 值	<i>P</i> 值
平均海拔	1	8.91	3.14	0.030*
凹凸度	1	10.85	3.83	0.005*
坡度	1	1.99	0.70	0.578
土壤深度	1	1.25	0.44	0.828
凋落物覆蓋度	1	3.79	1.34	0.254
礁岩覆蓋度	1	4.79	1.69	0.143
梅花鹿排遺數	1	0.98	0.34	0.892
光環境	2	8.62	1.52	0.153
殘差	35	99.26		

*: $P < 0.05$

第四節 比較小苗與稚樹群聚結構

小苗與稚樹之群聚組成，相當不同。黃心柿為稚樹群聚之優勢物種（表 3-1），其相對數量在各類棲地均超過 40%（附錄三）。然而，但黃心柿小苗數量較少，在各棲地的相對數量，均未超過 10%（表 3-2）。與黃心柿相似的物種為鐵色，雖然在稚樹群聚中，佔一定比例，小苗數量相對較少（表 3-1）。相對地，紅柴為小苗群聚的最優勢物種（表 3-1），紅柴小苗的相對數量，在各棲地均超過 30%（表 3-2）。但卻在稚樹群聚中，數量相對較少（附錄三）。另一小苗優勢種為大葉楠，其小苗數量雖多，但在本研究中，並未發現大葉楠稚樹（表 3-1）。

以相似性分析比較小苗與稚樹之組成（Analysis of Similarity, ANOSIM），無論是 4 月份或 9 月之小苗組成均與稚樹物種組成呈現顯著差異（圖 3-9, $R=0.782$ $P=0.01$ 與 0.842 $P=0.01$ ）。將三種棲地分開比較，小苗與稚樹之物種組成，在所有棲地均呈現顯著差異（礁頂： $R=0.640$, $P=0.001$ ；過渡帶 $R=0.859$ $P=0.001$ ；谷地 $R=0.894$, $P=0.01$ ）。在三類棲地中，谷地棲地之稚樹與小苗群聚，差異最大。礁頂棲地之群聚，差異較小。棲地間的差異，或許與三類棲地梅花鹿活動頻度差異有關。谷地的梅花鹿活動最為頻繁，可能造成谷地棲地小苗群聚的改變。

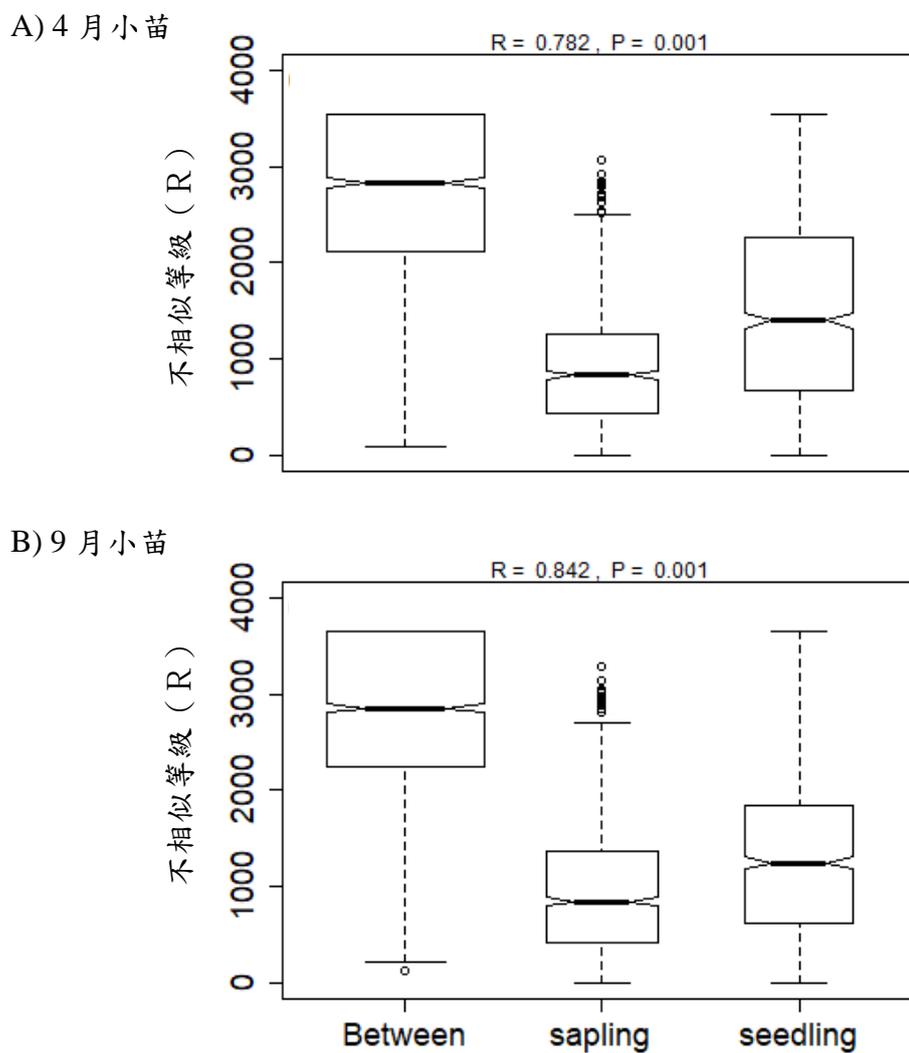


圖 3-9 使用相似度分析 (Analysis of Similarity, ANOSIM) ，比較社頂高位珊瑚礁生態保護區 2019 年 4 月 (A) 與 9 月 (B) 小苗與稚樹群聚組成

第五節 推估高位珊瑚礁森林的動態變化

根據本計畫小苗與稚樹群聚組成之差異，可推估過去十餘年間，社頂高位珊瑚礁生態保護區的小苗群聚組成，發生極大的變化，優勢種由黃心柿轉變為紅柴。而群聚改變的幅度，在三類棲地，並不一致，在谷地棲地的變化最大。此種改變，應可歸因於梅花鹿之啃食。

本計畫之結果，與本研究團隊在長期小苗監測樣區所得之結果相符。比較 2007 年 7 月與 2019 年 7 月長期小苗監測樣區內的小苗組成，2007 年 7 月共發現小苗 48 種 1873 株，前三名的優勢物種為黃心柿（573 株）、紅柴（503 株）與鐵色（103 株）。而 2019 年 7 月則發現小苗 35 種 973 株，前三名的優勢物種為紅柴（451 株）、大葉楠（214 株）與亨利氏伊立基藤（68 株）。在 13 年間，小苗數量下降 45.6%，物種豐富度下降，優勢物種亦發生改變。

自 2007 年 7 月至 2019 年 7 月，小苗密度逐年下降（圖 3-10），而下降趨勢，在三類棲地，大致相同（圖 3-10）。小苗密度在礁岩棲地最高，過渡帶次之，谷地最低（圖 3-10）。社頂高位珊瑚礁森林優勢樹種，自 2007 年至 2019 年，呈現不同之變化模式（圖 3-10）。紅柴密度雖具有季節波動，但密度穩定增加，尤其在礁岩棲地增加最多，而在過渡帶與谷地棲地，維持穩定（圖 3-10）。大葉楠的密度，呈現極大的季節變化，在 2014 年後的密度下降，至 2019 年才有所增加（圖 3-10）。大葉楠的密度，在 2013 年以前，在谷地棲地最高，隨後在三類棲地，密度相似（圖 3-10）。黃心柿的密度，則從 2007 年至 2019 年，在三類棲地，均大幅下降（圖 3-10）。樹杞的密度在 2007 年較低，在 2013 年達到高峰，隨後而逐年下降，至 2019 年才有所增加（圖 3-10）。鐵色密度自 2007 年至 2019 年，亦大幅下降，僅在 2016 年颱風後，才有所增加。

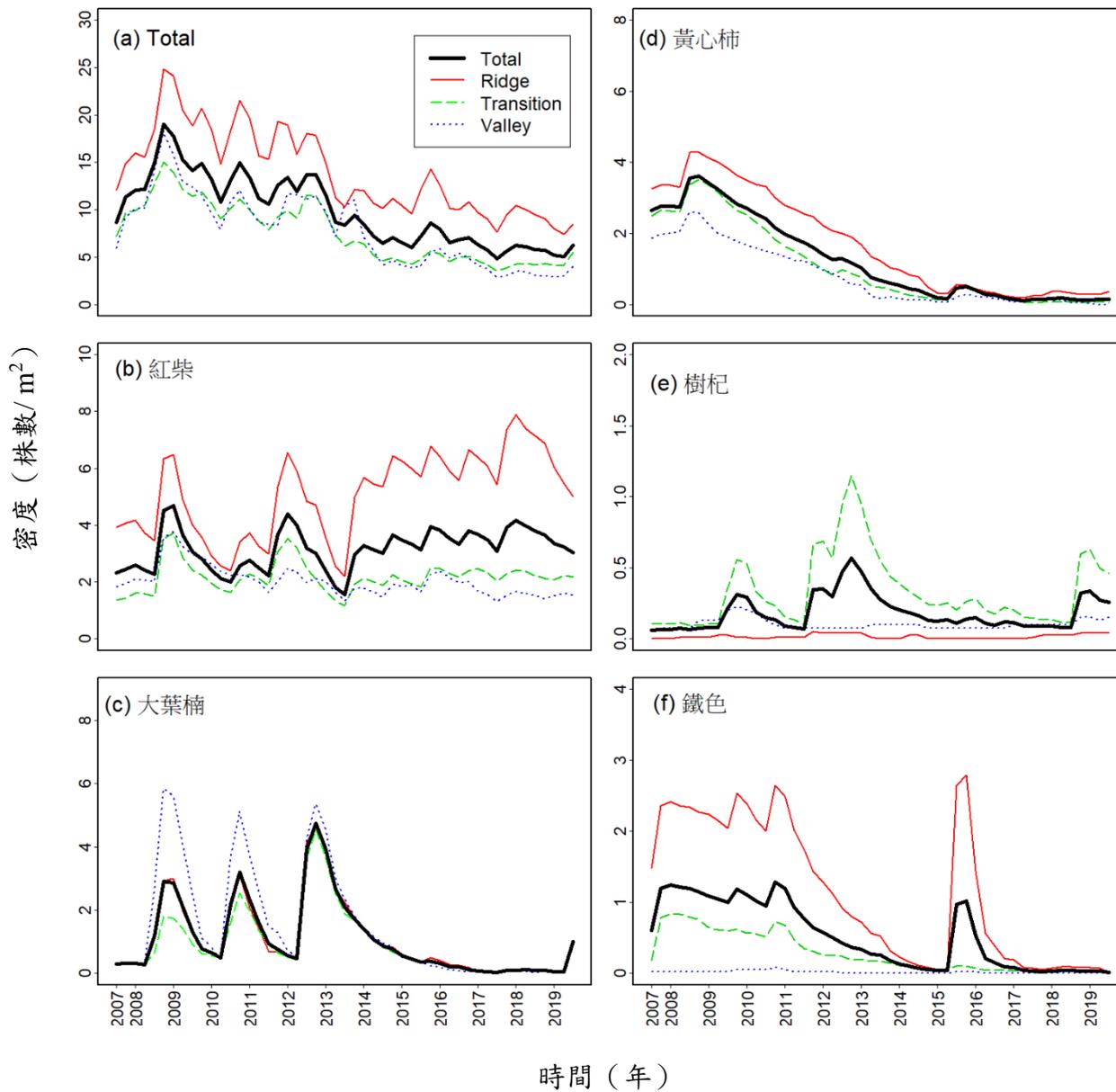


圖 3-10 社頂高位珊瑚礁生態保護區木本植物小苗於 2007 年 7 月至 2019 年 7 月之密度變化，小苗調查於每年之 1 月、4 月、7 月與 10 月進行

第六節 梅花鹿圍籬對於自然植被恢復的效應

為評估梅花鹿圍籬對於植被復原之效應，墾丁國家公園管理處於2018年間，於森林動態樣區內，設立一個面積約890 m²圍籬，高度約為2.5公尺。林業試驗所葉定宏先生於2019年4月與10月間，於圍籬內設置19條5公尺寬的樣帶，調查圍籬內高度大於10公分，而胸高徑小於1 cm的木本植物，所有個體以蘭花牌上標，繪製位置圖，測量植株高度。除此之外，亦在圍籬西北的谷地，以相同設計，設置對圍籬外樣區，面積約為850 m²。

調查結果顯示，無論在圍籬內外樣區，從2019年4月至10月，小苗數量下降，但在圍籬內物種豐富度上升，由38種上升至40種，但在圍籬外樣區的物種豐富度下降，由34種下降至29種（表3-10）。2019年10月於圍籬樣區數量前三名樹種分別為毛柿、紅柴與柿葉茶茱萸。而對照組樣區之前三名物種則為臺灣土沉香、毛柿與紅柴（表3-10）。顯示梅花鹿圍籬對於植被恢復，已有初步效應。

梅花鹿圍籬對於保護自然植被，具有重要效應。本研究團隊，曾於2015-2019年，在社頂高位珊瑚礁生態保護區，建構15座小型圍籬（6 m x 6 m）。小苗密度、物種豐富度與物種多樣性，在梅花鹿圍籬內顯著高於圍籬外樣區。且在梅花鹿圍籬內，小苗存活率與新增率，均顯著高於圍籬外樣區。

表3-10 社頂高位珊瑚礁生態保護區梅花鹿圍籬內與圍籬外樣區，於2019年4月與10月小苗調查之結果

物種	圍籬內樣區		圍籬外樣區	
	四月	十月	四月	十月
毛柿	123	123	117	113
紅柴	116	105	59	56
柿葉茶茱萸	64	55	0	0
臺灣土沉香	33	32	287	293
亨利氏伊利基藤	38	32	21	15
黃心柿	31	32	14	13
皮孫木	17	10	2	1
鐵色	9	10	0	0
茄冬	1	9	0	0
樹杞	7	9	35	33
大葉山欖	7	7	1	2
搭肉刺	12	7	6	3
大葉楠	6	6	17	16
山刈葉	6	5	11	10
山柚	4	5	7	7
石朴	5	5	5	3
稜果榕	1	5	2	2
咬人狗	2	4	2	2
菲律賓饅頭果	4	4	37	46
小芽新木薑子	5	3	4	4
臺灣假黃楊	2	3	0	0
拔契	3	3	0	0
大錦蘭	2	2	7	7
臺灣樂樹	4	2	11	3
石荳舅	2	2	26	27
印度鞭藤	1	2	0	0
老荊藤	4	2	2	0
血桐	1	2	0	0
番仔林投	0	2	0	0
樹青	3	2	1	0
蟲屎	2	2	1	0
土楠	1	1	8	7
大葉南蛇藤	3	1	1	0
小梗木薑子	1	1	3	2
山棕	0	1	0	0
軟毛柿	1	1	1	1
魚木	2	1	1	1
澀葉榕	0	1	4	2
瓊楠	2	1	2	2
鷓鴣	1	1	4	3
疏花魚藤	0	0	1	1
火筒樹	0	0	3	2
無患子	4	0	3	0
合計	530	501	706	677

第四章 結論

本研究的結果顯示，在社頂高位珊瑚礁生態保護區，三種類型棲地的小苗與稚樹之多樣性與物種組成，各有特色。其中，礁頂棲地的小苗與稚樹的密度，較其他兩類棲地高。小苗密度主要與凹凸度、礁岩覆蓋度與林下光環境相關，但小苗的物種組成，則與坡度、土壤深度與林下光環境相關。環境因子的分析結果顯示，棲地效應可能發生於多重空間尺度，同時受到地形與微棲地因子的影響。

本研究比較小苗與稚樹的多樣性與組成，結果顯示高位珊瑚礁森林各棲地內，小苗與稚樹的組成，並不一致。黃心柿為稚樹層級的優勢種，但在小苗層級，數量不多。相對地，紅柴為小苗階層的優勢種，相對數量在三類棲地內，均為最高。稚樹與小苗物種組成的差異，或許導因於梅花鹿的啃食作用。梅花鹿的活動頻度，在谷地最高，

綜合本調查小苗與稚樹比較，與本團隊長期監測樣區的小苗動態發現，小苗組成在過去十三年，具有明顯改變。原優勢物種黃心柿密度大幅下降，而紅柴密度上升。目前在三類棲地，為最優勢之小苗物種。而其他優勢物種，包含大葉楠、鐵色與樹杞的小苗密度，則呈現極大的年間變化，但在近幾年，密度偏低。

第五章 建議事項

針對社頂高位珊瑚礁生態保護區木本植物小苗與稚樹群聚改變，提出以下經營管理建議：

建議一

監測梅花鹿圍籬植被復原狀況:立即可行建議

主辦單位：墾丁國家公園管理處

在社頂高位珊瑚礁生態保護區，梅花鹿活動於谷地棲地，最為頻繁，應為保育重點區域。目前墾管處，已於谷地棲地，建構梅花鹿圍籬，對於自然植被恢復，具有重要效果。建議針對梅花鹿圍籬之植被恢復，進行持續監測。

建議二

控制梅花鹿數量:中長期可行建議

主辦單位：墾丁國家公園管理處

梅花鹿啃食作用，為影響社頂高位珊瑚礁生態保護區小苗密度、物種多樣性與植物群聚組成的重要因素，建議適度控制梅花鹿數量，以降低梅花鹿對於社頂高位珊瑚礁生態保護區森林植被的影響。

附錄一、社頂高位珊瑚礁生態保護區三類棲地調查所得木本小苗名錄

2019年4月與9月於社頂高位珊瑚礁生態保護區，調查木本植物小苗所得之名錄。本名錄中共有22科、43種，其中臺灣欒樹僅出現在4月，臺灣赤楠僅出現在9月。科名後括弧內為該科之物種總數。“#”代表特有種，“*”代表歸化種，“†”代表栽培種。中文名後面括號內的縮寫代表依照「臺灣維管束植物紅皮書初評名錄」中依照IUCN瀕危物種所評估等級，EX：滅絕、EW：野外滅絕、RE：區域性滅絕、CR：嚴重瀕臨滅絕、EN：瀕臨滅絕、VU：易受害、NT：接近威脅、DD：資料不足、LC：安全（Least concern）。

被子植物 Angiosperms

1. **Apocynaceae 夾竹桃科** (4)
 1. *Marsdenia tinctoria* R. Br. 絨毛芙蓉蘭 (LC)
 2. *Parsonsia laevigata* (Dennst.) Mabb. 爬森藤 (LC)
 3. *Trachelospermum jasminoides* (Lindl.) Lem. 絡石 (LC)
 4. *Tylophora ovata* (Lindl.) Hook. ex Steud. 鷓鴣蔓 (LC)
2. **Cannabaceae 大麻科** (1)
 5. *Celtis formosana* Hayata 石朴 # (LC)
3. **Convolvulaceae 旋花科** (1)
 6. *Erycibe henryi* Prain 亨利氏伊立基藤 (LC)
4. **Ebenaceae 柿樹科** (3)
 7. *Diospyros philippensis* (Desr.) Gurke 毛柿 (NT)
 8. *Diospyros eriantha* Champ. ex Benth. 軟毛柿 (LC)
 9. *Diospyros maritima* Blume 黃心柿 (LC)
5. **Euphorbiaceae 大戟科** (4)
 10. *Croton cascarilloides* Raeusch. 裏白巴豆 (LC)
 11. *Excoecaria cochinchinensis* Lour. 臺灣土沉香 (LC)
 12. *Liodendron formosanum* (Kanehira & Sasaki) Keng 臺灣假黃楊 # (NT)
 13. *Melanolepis multiglandulosa* (Reinw. ex Blume) Rchb. f. & Zoll. 蟲屎 (LC)
6. **Fabaceae 豆科** (3)
 14. *Caesalpinia crista* L. 搭肉刺 (LC)
 15. *Callerya reticulata* (Benth.) Schot 老荊藤 (LC)
 16. *Derris laxiflora* Benth. 疏花魚藤 # (LC)
7. **Lauraceae 樟科** (5)

17. *Beilschmiedia erythrophloia* Hayata 瓊楠 (LC)
18. *Cryptocarya concinna* Hance 土楠 (LC)
19. *Litsea hypophaea* Hayata 黃肉樹 (小梗木薑子) # (LC)
20. *Machilus japonica* Sieb. & Zucc. var. *kusanoi* (Hayata) J.C. Liao 大葉楠 # (LC)
21. *Neolitsea parvigemma* (Hayata) Kaneh. & Sasaki 小芽新木薑子 # (LC)
8. **Malpighiaceae 黃禱花科 (1)**
 22. *Hiptage benghalensis* (L.) Kurz 猿尾藤 (LC)
9. **Meliaceae 楝科 (1)**
 23. *Aglaiia formosana* (Hayata) Hayata 紅柴 (LC)
10. **Moraceae 桑科 (2)**
 24. *Ficus ampelos* Burm. f. 菲律賓榕 (LC)
 25. *Ficus septica* Burm. f. 稜果榕 (LC)
11. **Myrtaceae 桃金娘科 (1)**
 26. *Syzygium formosanum* (Hayata) Mori 臺灣赤楠 # (LC)
12. **Nyctaginaceae 紫茉莉科 (1)**
 27. *Pisonia aculeata* L. 腺果藤 (LC)
13. **Phyllanthaceae 葉下珠科 (2)**
 28. *Bischofia javanica* Blume 茄冬 (LC)
 29. *Glochidion philippicum* (Cav.) C.B. Rob. 菲律賓饅頭果 (LC)
14. **Primulaceae 報春花科 (2)**
 30. *Ardisia kusukuensis* Hayata 高士佛紫金牛 # (VU)
 31. *Ardisia sieboldii* Miq. 樹杞 (LC)
15. **Putranjivaceae 非洲核果木科 (1)**
 32. *Drypetes littoralis* (C.B. Rob.) Merr. 鐵色 (VU)
16. **Rhamnaceae 鼠李科 (1)**
 33. *Ventilago elegans* Hemsl. 翼核木 # (LC)
17. **Rutaceae 芸香科 (3)**
 34. *Clausena excavata* Burm. f. 過山香 (LC)
 35. *Glycosmis citrifolia* (Willd.) Lindl. 石苓舅 (LC)
 36. *Melicope semecarpifolia* (Merr.) T.G. Hartley 山刈葉 (LC)
18. **Sapindaceae 無患子科 (1)**
 37. *Koelreuteria henryi* Dümmer 臺灣欒樹 # (LC)

19. **Sapotaceae** 山欖科 (1)
 38. *Palaquium formosanum* Hayata 大葉山欖 (LC)
20. **Smilacaceae** 菝葜科 (1)
 39. *Smilax bracteata* Presl var. *bracteata* Presl 假菝葜 (LC)
21. **Urticaceae** 蕁麻科 (2)
 40. *Boehmeria wattersii* B.L.Shih & Y.P. Yang 長葉苧麻 # (LC)
 41. *Dendrocnide meyeniana* (Walp.) Chew 咬人狗 (LC)
22. **Vitaceae** 葡萄科 (2)
 42. *Leea guineensis* G. Don 火筒樹 (LC)
 43. *Tetrastigma formosanum* (Hemsl.) Gagnep. 三葉崖爬藤 # (LC)

附錄二、社頂高位珊瑚礁生態保護區三類棲地調查所得稚樹名錄

2019 年 6 月於社頂高位珊瑚礁生態保護區，調查稚樹所得之名錄。本名錄中共有 20 科、34 種，科名後括弧內為該科之物種總數。"#" 代表特有種，"*" 代表歸化種，"†" 代表栽培種。中文名後面括號內的縮寫代表依照「臺灣維管束植物紅皮書初評名錄」中依照 IUCN 瀕危物種所評估等級，EX：滅絕、EW：野外滅絕、RE：區域性滅絕、CR：嚴重瀕臨滅絕、EN：瀕臨滅絕、VU：易受害、NT：接近威脅、DD：資料不足、LC：安全（Least concern）。

被子植物 Angiosperms

1. **Asparagaceae 天門冬科 (1)**
 1. *Dracaena angustifolia* Roxb. 番仔林投 (VU)
2. **Cannabaceae 大麻科 (1)**
 2. *Celtis formosana* Hayata 石朴 # (LC)
3. **Cardiopteridaceae 心翼果科 (1)**
 3. *Gonocaryum calleryanum* (Baill.) Becc. 柿葉茶茱萸 (EN)
4. **Ebenaceae 柿樹科 (3)**
 4. *Diospyros philippensis* (Desr.) Gurke 毛柿 (NT)
 5. *Diospyros eriantha* Champ. ex Benth. 軟毛柿 (LC)
 6. *Diospyros maritima* Blume 黃心柿 (LC)
5. **Ehretiaceae 厚殼樹科 (1)**
 7. *Ehretia resinosa* Hance 恆春厚殼樹 (LC)
6. **Euphorbiaceae 大戟科 (6)**
 8. *Croton cascarilloides* Raeusch. 裏白巴豆 (LC)
 9. *Gelonium aequoreum* (Hance) Seem. 白樹仔 # (VU)
 10. *Liodendron formosanum* (Kanehira & Sasaki) Keng 臺灣假黃楊 # (NT)
 11. *Mallotus paniculatus* var. *paniculatus* (Lam.) Müll.Arg. 白匏子 (LC)
 12. *Mallotus philippensis* (Lam.) Müll. Arg. 粗糠柴 (LC)
 13. *Melanolepis multiglandulosa* (Reinw. ex Blume) Rchb. f. & Zoll. 蟲屎 (LC)
7. **Lauraceae 樟科 (3)**
 14. *Beilschmiedia erythrophloia* Hayata 瓊楠 (LC)
 15. *Cryptocarya concinna* Hance 土楠 (LC)
 16. *Neolitsea parvigemma* (Hayata) Kaneh. & Sasaki 小芽新木薑子 # (LC)
8. **Meliaceae 楝科 (1)**

17. *Aglaia formosana* (Hayata) Hayata 紅柴 (LC)
9. **Moraceae 桑科 (1)**
18. *Ficus septica* Burm. f. 稜果榕 (LC)
10. **Myrtaceae 桃金娘科 (1)**
19. *Syzygium formosanum* (Hayata) Mori 臺灣赤楠 # (LC)
11. **Nyctaginaceae 紫茉莉科 (1)**
20. *Pisonia umbellifera* (J.R. Forst. & G. Forst.) Seem. 皮孫木 (LC)
12. **Opiliaceae 山柚科 (1)**
21. *Champereia manillana* (Blume) Merr. 山柚 (LC)
13. **Phyllanthaceae 葉下珠科 (1)**
22. *Antidesma pentandrum* Siebold & Zucc. var. *barbatum* (C. Presl) Merr.. 枯里珍 (LC)
14. **Primulaceae 報春花科 (2)**
23. *Ardisia quinquegona* Blume 小葉樹杞 (LC)
24. *Ardisia sieboldii* Miq. 樹杞 (LC)
15. **Putranjivaceae 非洲核果木科 (1)**
25. *Drypetes littoralis* (C.B. Rob.) Merr. 鐵色 (VU)
16. **Rutaceae 芸香科 (4)**
26. *Glycosmis citrifolia* Lindl. 石苓舅 (LC)
27. *Melicope semecarpifolia* (Merr.) T.G. Hartley 山刈葉 (LC)
28. *Murraya exotica* L. 月橘 (LC)
29. *Severinia buxifolia* (Poir.) Ten. 烏柑仔 (LC)
17. **Salicaceae 楊柳科 (1)**
30. *Scolopia oldhamii* Hance 魯花樹 (LC)
18. **Sapotaceae 山欖科 (2)**
31. *Palaquium formosanum* Hayata 大葉山欖 (LC)
32. *Planchonella obovata* (R. Br.) Pierre 山欖 (LC)
19. **Urticaceae 蕁麻科 (1)**
33. *Dendrocnide meyeniana* (Walp.) Chew 咬人狗 (LC)
20. **Vitaceae 葡萄科 (1)**
34. *Leea guineensis* G. Don 火筒樹 (LC)

附錄三、2019 年 6 月社頂高位珊瑚礁生態保護區，三類棲地之稚樹數量與頻度

棲地類型 物種 ¹	礁頂			過渡帶			谷地		
	數量	頻度	相對數量	數量	頻度	相對數量	數量	頻度	相對數量
黃心柿	133	100.00	43.04	170	100.00	68	94	86.67	56.63
鐵色	66	93.33	21.36	25	46.67	10	12	33.33	7.23
紅柴	47	60.00	15.21	7	20.00	2.8	1	6.67	0.60
山柚	11	33.33	3.56	5	20.00	2	8	26.67	4.82
土楠	6	33.33	1.94	6	26.67	2.4	6	20.00	3.61
樹杞	2	6.67	0.65	15	20.00	6	1	6.67	0.60
軟毛柿	4	20.00	1.29	4	20.00	1.6	8	26.67	4.82
枯里珍	11	26.67	3.56	2	13.33	0.8	2	13.33	1.20
蟲屎	3	13.33	0.97	6	20.00	2.4	6	33.33	3.61
粗糠柴	1	6.67	0.32	0	0.00	0	5	20.00	3.01
台灣假黃楊	2	13.33	0.65	1	6.67	0.4	2	13.33	1.20
咬人狗	2	13.33	0.65	3	20.00	1.2	0	0.00	0.00
番仔林投	0	0.00	0.00	1	6.67	0.4	4	13.33	2.41
瓊楠	0	0.00	0.00	0	0.00	0	5	26.67	3.01
山欖	4	20.00	1.29	0	0.00	0	0	0.00	0.00
毛柿	3	13.33	0.97	1	6.67	0.4	0	0.00	0.00
石苓舅	2	13.33	0.65	0	0.00	0	2	13.33	1.20
火筒樹	1	6.67	0.32	1	6.67	0.4	1	6.67	0.60
台灣赤楠	0	0.00	0.00	0	0.00	0	3	13.33	1.81
恆春厚殼樹	2	13.33	0.65	0	0.00	0	1	6.67	0.60
小葉樹杞	0	0.00	0.00	2	6.67	0.8	0	0.00	0.00
月橘	1	6.67	0.32	1	6.67	0.4	0	0.00	0.00
白樹仔	2	13.33	0.65	0	0.00	0	0	0.00	0.00
大葉山欖	0	0.00	0.00	0	0.00	0	1	6.67	0.60
小芽新木薑子	1	6.67	0.32	0	0.00	0	0	0.00	0.00
山刈葉	0	0.00	0.00	0	0.00	0	1	6.67	0.60

附錄三、2019年6月社頂高位珊瑚礁生態保護區，三類棲地之稚樹數量與頻度（續）

棲地類型 物種 ¹	礁頂			過渡帶			谷地		
	數量	頻度	相對數量	數量	頻度	相對數量	數量	頻度	相對數量
白匏子	1	6.67	0.32	0	0.00	0	0	0.00	0.00
皮孫木	1	6.67	0.32	0	0.00	0	0	0.00	0.00
石朴	0	0.00	0.00	0	0.00	0	1	6.67	0.60
柿葉茶菜萹	0	0.00	0.00	0	0.00	0	1	6.67	0.60
烏柑仔	1	6.67	0.32	0	0.00	0	0	0.00	0.00
大有榕	0	0.00	0.00	0	0.00	0	1	6.67	0.60
裏白巴豆	1	6.67	0.32	0	0.00	0	0	0.00	0.00
魯花樹	1	6.67	0.32	0	0.00	0	0	0.00	0.00
總數	309		100.00	250		100	166		100.00

¹ 物種學名分類參考 Lin and Chung (2017)，並依照表 3-1 之稚樹總數由多至少排序。

附錄四、社頂高位珊瑚礁生態保護區三類棲地之照片

1) 礁頂棲地



2) 過渡帶棲地



3) 谷地棲地



附錄五、社頂高位珊瑚礁生態保護區梅花鹿圍籬與自動相機所得之梅

花鹿照片



附錄六、2019年4月於社頂高位珊瑚礁生態保護區小苗樣區之調查結果

樣區	三葉崖爬藤	土楠	大葉山欖	小芽新木薑子	山刈葉	毛柿	火筒樹	台灣土沉香	台灣假黃楊	台灣欒樹	石朴	石荳舅	老荊藤	亨利氏伊立基藤	爬森藤	長葉芋麻	咬人狗	紅柴	茄冬	高士佛紫金牛	假菝葜	疏花魚藤	軟毛柿	絨毛芙蓉蘭	絡石	菲律賓賓椏	菲律賓饅頭果	黃心柿	搭肉刺	猿尾藤	稜果榕	腺果藤	裏白巴豆	過山香	樹杞	翼核木	蟲屎	瓊楠	鐵色	鷓鴣				
礁岩 1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	44	0	
礁岩 2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
礁岩 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	74	0	5	0	0	0	0	0	0	0	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
礁岩 4	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	60	0	0	1	16	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
礁岩 5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
礁岩 6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
礁岩 7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	13	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
礁岩 8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
礁岩 9	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	4	143	0	0	0	0	0	1	0	0	0	11	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
礁岩 10	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	12	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
礁岩 11	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0	29	0	0	0	15	0	0	1	0	0	2	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	2	
礁岩 12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	110	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	9	1			
礁岩 13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	31	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2		
礁岩 14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	47	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
礁岩 15	0	0	0	0	4	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

附錄六、2019年4月於社頂高位珊瑚礁生態保護區小苗樣區之調查結果（續）

樣區	三葉崖爬藤	土楠	大葉山欖	大葉楠	小芽新木薑子	小梗木薑子	山刈葉	毛柿	火筒樹	台灣土沉香	台灣假黃楊	台灣欒樹	石朴	石荳舅	老荊藤	亨利氏伊立基藤	爬森藤	長葉芋麻	咬人狗	紅柴	茄冬	高士佛紫金牛	假菝葜	疏花魚藤	軟毛柿	絡石	絨毛芙蓉蘭	菲律賓賓榕	菲律賓饅頭果	黃心柿	搭肉刺	猿尾藤	稜果榕	腺果藤	裏白巴豆	過山香	樹杞	翼核木	蟲屎	瓊楠	鐵色	鷓鴣				
過渡帶 1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0				
過渡帶 2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	4				
過渡帶 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0				
過渡帶 4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
過渡帶 5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	4	0	0	0	75	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	2	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0			
過渡帶 6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	12	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
過渡帶 7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	1	12	0	0	0	0	0	0			
過渡帶 8	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0			
過渡帶 9	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
過渡帶 10	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0		
過渡帶 11	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
過渡帶 12	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	16	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	
過渡帶 13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	1	0	0	4	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	108	1	0	0	0	0	0	0		
過渡帶 14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	11	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
過渡帶 15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

附錄七、2019年9月於社頂高位珊瑚礁生態保護區小苗樣區之調查結果

樣區	三葉崖爬藤	土楠	大葉山欖	大葉楠	小芽新木薑子	小梗木薑子	山刈葉	毛柿	火筒樹	台灣土沉香	台灣假黃楊	台灣赤楠	石朴	石苓舅	老荊藤	亨利氏伊立基藤	爬森藤	長葉芋麻	咬人狗	紅柴	茄冬	高士佛紫金牛	假菝葜	疏花魚藤	軟毛柿	絨毛芙蓉蘭	絡石	菲律賓賓榕	菲律賓饅頭果	黃心柿	搭肉刺	猿尾藤	稜果榕	腺果藤	裏白巴豆	過山香	樹杞	翼核木	蟲屎	瓊楠	鐵色	鷓鴣			
礁岩 1	0	0	1	21	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35	0		
礁岩 2	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
礁岩 3	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	3	0	57	0	7	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
礁岩 4	1	0	0	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	77	0	0	1	12	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	26	0	
礁岩 5	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
礁岩 6	0	0	0	110	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	1	0	
礁岩 7	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	5	0	0	0	14	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
礁岩 8	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
礁岩 9	0	0	0	37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	6	0	148	0	0	0	0	0	1	0	0	13	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
礁岩 10	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	12	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
礁岩 11	0	0	0	6	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	29	0	0	0	17	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2
礁岩 12	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	161	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	8	1		
礁岩 13	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	29	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	
礁岩 14	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	51	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
礁岩 15	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

附錄七、2019年9月於社頂高位珊瑚礁生態保護區小苗樣區之調查結果 (續)

樣區	三葉崖爬藤	土楠	大葉山欖	大葉楠	小芽新木薑子	小梗木薑子	山刈葉	毛柿	火筒樹	台灣土沉香	台灣假黃楊	台灣赤楠	石朴	石荳舅	老荊藤	亨利氏伊立基藤	爬森藤	長葉芋麻	咬人狗	紅柴	茄冬	高士佛紫金牛	假菝葜	疏花魚藤	軟毛柿	絨毛芙蓉蘭	絡石	菲律賓賓榕	菲律賓饅頭果	黃心柿	搭肉刺	猿尾藤	稜果榕	腺果藤	裏白巴豆	過山香	樹杞	翼核木	蟲屎	瓊楠	鐵色	鷓鴣
過渡帶 1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
過渡帶 2	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	5
過渡帶 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
過渡帶 4	0	0	0	31	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
過渡帶 5	0	0	0	34	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	5	0	0	0	73	0	0	0	1	0	0	0	0	0	4	0	2	0	0	2	0	3	0	0	0	0	2	
過渡帶 6	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	10	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	
過渡帶 7	0	0	0	39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	13	0	0	0	0	0	
過渡帶 8	0	0	0	28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	23	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
過渡帶 9	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
過渡帶 10	0	0	0	8	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	
過渡帶 11	0	0	0	9	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
過渡帶 12	0	3	0	12	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	1	0	0	14	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
過渡帶 13	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1	0	0	7	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	71	0	0	0	0	0	
過渡帶 14	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	12	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
過渡帶 15	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

附錄八、期初評審會議審查委員提問及回應

提問人員	問題與意見	東海大學回應
郭委員耀綸	<p>一、該區木本植物或稚樹多年來已經被梅花鹿或山羊啃食，現存木本植物種類與數量能提供具代表性數據供回答本計畫提出的問題嗎?(重要棲地，更新熱點)。</p> <p>二、本計畫完成後可提供管理單位在實際經營管理的建議?更新熱點將來需特別注意保護措施，此為委託單位在經營管理可著力之重要事項。</p>	<p>一、本計畫呈現在現有梅花鹿與山羊啃食壓力下，木本植物種類、數量與棲地關係，並非完全由植物之生理特性決定。</p> <p>二、謝謝委員意見，未來對於結果的解釋，需要將有蹄類動物的啃食列入考慮。所能提供的經營管理建議，也需在此前提之下。</p>
陳委員朝圳	<p>一、邀標書委託辦理計畫應繳交計畫成果項目，應於委託研究內容中細明。</p> <p>二、所調查之資源依應繳交計畫成果應建立國家公園生物多樣性地理資訊資料庫作業要點辦理，本計畫如何進行應於計畫書加以敘明。</p> <p>三、本計畫調查方式依三類型棲地、每類型設置5個重複樣區研究，請問所採用的試驗設計為何?</p>	<p>一、將依邀標書項目，於期中報告時，說明科普相關項目的計畫。</p> <p>二、將依國家公園相關規定辦理。</p> <p>三、本計畫將採用分層取樣法，於三類型棲地內，分別取15個樣區，進行調查。</p> <p>四、依照本研究團隊過去經</p>

	<p>四、小苗樣區 2m*2m 亦為 15 個是否太少?請說明?</p>	<p>驗,小苗密度可能在局部地區極高。2m*2m 樣方,應可反映小苗的多樣性。</p>
<p>邱委員祈榮</p>	<p>一、針對動態變化建議納入氣候變遷及梅花鹿的干擾要如何處理?</p> <p>二、目前經費表列有紅外線照相機,但執行工作內容中委提及收集什麼?如何收集?資料如何分析?</p> <p>三、目前樣區預計設置於過去未設置小苗樣區的樣區,那未有過去小苗調查資料,如何建立比較基線,以比較其動態變化。</p> <p>四、小苗、稚樹及上木的空間關聯性應該予以討論。</p>	<p>一、本計畫將配合本團隊過去資料與恆春氣象資料,予以評估。</p> <p>二、將整合相機與梅花鹿排遺資料,估算梅花鹿排遺量與活動頻度的關係。</p> <p>三、本團隊將同時於現有的小苗樣區內進行調查,並透過同時在不同樣區的調查,做為比較基準。</p> <p>四、謝謝委員意見,本計畫將會討論小苗、稚樹及上木的空間關聯性。</p>
<p>管委員立豪</p>	<p>一、P10, 10 公頃大樣區之三種棲地之面積或比率是多少?是否有統計,另設計樣區是否依其面積(或比率大小)來分配是否比較適當。</p> <p>二、P11, 稚樹調查樣區是 2010 年所設置,當初設置方法是如何?請補充說明,另去年底完成大樣區調查資料比較分析。</p> <p>三、P11, 稚樹調查參考文</p>	<p>一、在三類棲地中,以坡地最為普遍(49,000 m²),谷地棲地較少(18,100 m²),礁岩棲地介於兩者之間(32,900 m²)。若依棲地面積比例分配,谷地棲地的取樣可能會不足。</p> <p>二、稚樹調查樣區將使用墾丁森林動態樣區的現有 10 m x 10 m 樣方,我們亦計畫使用部分 2018 的調查資料。</p> <p>三、伍等 2011 的文獻已列</p>

	<p>獻(伍等 2011)參考文獻，並沒有此篇文章，另 P12 (孫與王，未發表資料)，能否將兩位作者全名表示出來。</p> <p>四、 能否針對危害嚴重的區域提出防患建議，以供管理處經營管理依據。</p>	<p>於服務建議書第 16 頁，全名如下:伍淑惠、許正一、施郁庭、孫義方、王相華、沈勇強。2011。墾丁高位珊瑚礁森林動態樣區樹種特徵及分布模式。行政院農業委員會林業試驗所，台北。此外，P12 之孫與王，是指孫義方老師與王巧萍老師。</p> <p>四、 將在期中報告，加以補充。</p>
<p>林委員欽旭</p>	<p>一、 10m 樣方樣方樣區各設 15 個，故每一類棲地各設 15 個 10m 樣方樣區之總面積為 $100*15=1,500m^2$。如此之樣區數是否合適?另建議將三類棲地範圍或位置圖呈現，圖中也把各 15 個樣區之小範圍以不同顏色或不同線型顯示出來，也把前人已設置之小苗保護區或監測樣區繪出來。</p> <p>二、 10 m 樣方樣區有無圍網或圍籬之設計?或已有既成之圍籬或圍網?如無圍圍，可能會被梅花鹿啃食小苗，如此，對於本案就同範圍內樣本進行重複抽樣調查之存活度結果，會有何影響?是否可有人為干擾控制(設立圍籬等)之設計來穩定小苗</p>	<p>一、 本計畫將繪製地圖呈現樣區位置。</p> <p>二、 本計畫目前並無圍籬，而計畫目標之一，是瞭解在現有梅花鹿啃食壓力下，小苗群聚在各類棲地的現況，因而實驗將以自然觀察進行，不會有其他實驗操作。</p>

	<p>之正常存活狀態?</p> <p>三、工作小組會議紀錄有建議將本處 107 年所設之 190m*10m 小苗保護區及長久性圍籬內苗木納入調查範圍，請問服務團隊是否可以採納辦理?</p> <p>四、P11，小苗調查在 2019 年 1-3 月間，稚樹調查在 2017 年 7-9 月辦理，請問調查頻度（抽樣次數）應載明。又為何是 1-3 月及 7-9 月間辦理？其他月份不考慮？理由為何？</p>	<p>三、將依委員建議進行調查。</p> <p>四、2019 年將進行一次稚樹調查與兩次小苗調查。稚樹調查將複查 2018 年林業試驗所調查過之 45 個 10 m x 10m 樣區。針對小苗，我們將於 2019 年 1-3 月建立樣區，而於 2019 年七月以後進行複查，同樣區的兩次調查間隔至少六個月，已符合該樣區之乾雨季週期。</p>
<p>馬委員協群</p>	<p>一、環境因子是對 10m*10m 樣方或是 2m*2m 是針對上述哪類規格樣方分析？</p> <p>二、8 個環境因子中，有關梅花鹿排遺數，實驗設計及等級分析為何？</p> <p>三、先前所調查之永久樣區資料，固非本次調查，其資料之取得、利</p>	<p>一、環境因子主要針對 10m*10m 樣方試驗分析。</p> <p>二、梅花鹿的排遺調查，將依本團隊過去的方法，將在 10m*10m 樣方內，配合相機資料，進行系統性取樣。</p> <p>三、過去的資料，資料所有權為其他單位，本計畫</p>

	用等權利義務關係為何?是否能使用。	僅能使用部分相關資料。
陳委員玄武	<p>一、 先前所調查之永久樣區資料，固非本次調查，其資料之取得、利用等權利義務關係為何?是否能使用?</p> <p>二、 簡報中提到圍籬設施，其內部更新物種與上層林木之關係?是否有圍籬外之物種?</p> <p>三、 簡報中說明礁岩上有土壤深度?礁岩上為何有土壤深度? 請團隊說明?</p> <p>四、 10m*10m 樣區數，請說明或確認為 15 或 45 個?</p> <p>五、 以梅花鹿排遺作為環境因子是否恰當?可否再補充其他資訊?</p>	<p>一、 先前所調查永久樣區的資料，資料所有權為其他單位，本計畫僅能使用部分相關資料。</p> <p>二、 本團隊圍籬內外物種大致相似。</p> <p>三、 高位珊瑚礁森林內的礁岩樣式多樣，在許多礁岩上仍有土壤存在。</p> <p>四、 本計畫 10m*10m 樣區數為 45 個。</p> <p>五、 有關梅花鹿的排遺調查，將依本團隊過去的方法，在 10m*10m 樣方內，配合相機資料，進行系統性取樣。</p>
徐委員茂敬	<p>一、 根據日本京都學高柳敦教授去年底的現場勘查，森林遊樂區林木下方之磨痕多數應非梅花鹿造成?事實為何?</p> <p>二、 依據過去研究的現場勘查經驗，生態保護區全區周長約 11 公里，是否必要全圍起來?</p>	<p>一、 根據本團隊現有的自動相機資料，梅花鹿應為高位珊瑚礁森林的主要有蹄類植食動物。磨痕應是由梅花鹿造成。</p> <p>二、 由於保護區內，石灰岩林立，將保護區全面圍起來，效果應該不佳。建議建立多個 1-2 公頃圍籬，效果較佳。</p>

附錄九、期中評審會議審查委員提問及回應

提問人員	問題與意見	東海大學回應
陳委員朝圳	<ol style="list-style-type: none"> 1. P.II中文摘要建議列出重要研究成果，另建議全面檢查錯別字，例如：「在未來，將追蹤“以”上標個體」，應為“已”。 2. 全文之格式建議統一，例如單位建議全部改為公制（英文），例如公頃改為 ha，公分改為 cm 等。 3. 計畫緣由之部分內容可移至前人研究。 4. P.8 前人研究建議索尋國內外與本研究相關文獻並加以彙整補充。 5. P.10 研究地區建議增加地形、氣候、土壤、地質等相關資料之描述。 6. P.12 資料分析之統計方法極多樣性分析之公式或說明建議能更加明確。 7. P.15 在分析小苗群聚於不同類型棲地的多樣性與組成，建議針對同棲地不同樣區位置是否有所差異？ 	<p>1、2.謝謝委員指正，皆會修正於期末報告中。</p> <p>3、4、5.關於前人研究中，只是把較相關的列出，之後會再加入有關高位珊瑚礁的相關研究。</p> <p>6.取樣方法公式說明於期末報告時會再加入。</p> <p>7.動態變化屬長期過程，15個樣區的小苗存活與新增資料會在期末報告時加入。</p>
郭委員耀綸	<ol style="list-style-type: none"> 1. 宜增加說明研究結果可提供墾管處實際經營管理事項之建議。 2. 目前小苗植群組成為梅 	<p>謝謝委員意見，相關補充與修改照片與資料將會於期末報告時一併修改與附上。</p>

	<p>花鹿啃食壓力下之狀況，宜增加與過去梅花鹿啃食壓力未出現或壓力輕微時苗木植群組成、密度狀況之比對，由此瞭解目前苗木植群受影響之現狀及將來之動態。</p> <p>3. 圖 4 及圖 6 各 4 個小圖 3 處棲地之統計差異顯著性狀況應註明。圖 5 及圖 7 之統計結果應說明。</p> <p>4. 報告書請增加現地 3 處環境（礁頂、斜坡、谷地）之照片。</p> <p>5. 表 2 樹種請增加「是否易被梅花鹿取食（適口性）之等級」（偏好、中等、不吃）。</p> <p>6. 圖 5 及圖 7 之圖說請更正。</p> <p>7. 小苗與稚樹組成、密度與環境因子的關係，應增加其生態意義之說明。</p>	
<p>林委員欽旭</p>	<p>1. P.15 中提到，目前初步結果。2019 年 4 月之小苗調查，前三名的優勢樹種分別為紅柴、樹杞、疏花魚藤，在礁岩、斜坡、谷地之類棲地，小苗數量分別為 847、451、365 株，此 3 個數量無法明確對應 3 個物種及 3 個棲地類</p>	<p>1、2. 謝謝委員意見，將會在期末報告補充說明。</p>

	<p>型等 6 個變項，故在敘述上應更精準。</p> <p>2. 同一堆排遺中有明顯兩種大小不同的排遺時，以兩堆計算。此處「大小不同」似較籠統，無法標準化，會有分堆上的困擾與誤解，甚至影響結果。</p> <p>3. 棲地類型之地形特徵，平均土壤深度之結果，有實地挖掘去佐證嗎？如有，挖多少處？挖坑間距多大？</p> <p>4. 小苗數量會受到梅花鹿啃食的影響，而紅柴、樹杞之小苗數量仍很多，具有優勢，似不受梅花鹿啃食因素之影響，為何不受影響？</p>	<p>3. 平均土壤深度係依照林試所的作法，最深為 1 公尺，細節將在期末報告中加以補充。</p> <p>4. 梅花鹿啃食的部分會在期末報告時加入討論。</p>
馬委員協群	<p>1. 日後如何鑑定高位珊瑚礁森林的「重要棲地與更新熱點」？</p> <p>2. 排遺因子無顯著於小苗群聚，但又顯著於小苗有效物種數，兩者差異請說明，以釐清梅花鹿的影響。</p> <p>3. P.12 (三) 請說明“以相同設計，設置對照組樣區，面積約為 850m²”之相同設計為何意？</p>	<p>相關說明將會於期末報告中加以補充。</p>
徐委員茂敬	<p>1. 為何全區圍起來的效果不佳，請再說明。</p> <p>2. 研究目標五：「評估梅</p>	<p>1、2 將於期末報告中增加說明。</p>

	<p>花鹿圍籬對自然植被恢復後的效應」，於本次報告中並未說明，是否於期末報告補充？</p> <p>3. 期末報告應按本處標準格式撰寫。</p> <p>4. 本案為委託研究，後續需管考，期末報告所提建議應考量可行性。</p> <p>5. 文中所提是標準誤差或標準差？</p>	<p>3、4.相關格式與委員所提事項將會修正與列入報告撰寫的內容中。</p> <p>5.將於期末報告中修正。</p>
<p>謝約聘解說員桂禎</p>	<p>1. 報告的結果只看到做出來的數據資料，礁岩棲地最好，可否多做說明？</p> <p>2. P.18 中提到紅柴為優勢種，但無說明為何紅柴會最多？</p> <p>3. 研究成果要能提供管理處在經營管理上的建議，並且希望可以容易轉換成解說的材料，幫助非專業領域的閱讀者瞭解。</p>	<p>1. 四月恰好是小苗數量最少時期，因為乾季剛結束。若加入十月份的調查資料，應可以會看出差別。</p> <p>2. 根據觀察，紅柴為梅花鹿不喜食的樹種。</p> <p>3.將依照委員的建議辦理。</p>
<p>邱委員祈榮 (書面審查意見)</p>	<p>1. 表 3 中 R^2 值相當低，顯見能解釋的變異比例低，是否有可能遺漏哪些重要因子？另估計值正負符號亦應予解釋代表之生態意義？</p> <p>2. 表 4 分析結果有 4 個環境因子納入，亦應予解釋代表之生態意義？尤其海拔差異最為顯著。</p> <p>3. 建議提供整體研究架構或流程圖，以便說明探</p>	<p>1. 報告中的 R^2，相較於其他相關研究，並不算低。主要原因在於，小苗多樣性通常受多重環境因子影響，個別因子的影響較低。</p> <p>2.3.4 謝謝委員意見，將依委員意見，於期末報告補充說明。</p>

	<p>討哪些目的？執行哪些調查？進行哪些分析？分析結果如何對應哪些目的？以便釐清目前工作重點與方向是否正確。</p>	
<p>管委員立豪 (書面審查 意見)</p>	<ol style="list-style-type: none"> 1. 根據第 8 頁第三段敘述高位珊瑚礁保留區的每木調查從設立至完成調查是共花了五年時間才完成? 2. 第 18 頁討論與總結中第一段第 4 行礁岩棲地之「森林更新狀況較佳」是否正確?是否修正「稚樹生長狀況較佳」。 3. 同樣第四段第 2 行 此種結果顯示，具有礁岩的微棲地，可視為森林更新熱點，但是否僅是小苗與稚樹期間生長較快，但未來可否成林，亦值得探討。 4. 本案並未討論種子數量與稚樹更新的關係。 	<ol style="list-style-type: none"> 1. 墾丁森林動態樣區於 1996 年建立，建立之初，由孫義方老師帶領東海大學團隊進行調查，後續由林業試驗所團隊接手，共花了五年時間，才完成全部調查。 2. 將依委員意見修正。 3. 將依委員意見修正。 4. 將依委員意見修正。

附錄十、期末評審會議審查委員提問及回應

提問人員	問題與意見	東海大學回應
郭委員耀綸	<ol style="list-style-type: none"> 1、 報告書應雙面列印。 2、 參考書目應先中文文獻再英文文獻。 3、 摘要關鍵字應為關鍵詞，中文「高位珊瑚礁森林」英文不宜翻譯成 karst forest。此名詞在英文摘要並未出現。 4、 題目及緒論之「社頂高位珊瑚礁生態保護區」，與摘要「墾丁高位珊瑚礁森林保護區」、以及「墾丁高位珊瑚礁森林」、「墾丁高位珊瑚礁森林動態樣區」、「墾丁高位珊瑚礁自然保留區」各名詞要界定清楚。 5、 P.46 倒數第 4 行，礁頂應為谷地。 6、 物種「豐量」英文為 species abundance，指族群個體數量。物種「豐度」英文為 species richness，指物種數。中文「物種豐富量」不易區別是族群數量或物種數量。建議物種數量的中文寫為「物種豐度」。 	<ol style="list-style-type: none"> 1. 遵照相關格式規定修改。 2. 遵照委員意見修改。 3. 遵照委員意見修改。 4. 將統一使用本委託研究案名之名稱。 5. 遵照委員意見修改。 6. 報告之物種豐富度，乃指 species richness，即物種之種數，而非物種之數量 (species abundance)。 7. 表中上標個體數據是 4 月加 9 月，表 3-1 與 3-2 之相關數據會再檢視並修正。 8. 以密度做圖，並加入 Y 軸之單位。 9. 遵照委員建議，將做補充說明。 10. 遵照委員建議，將做補充說明。 11. 遵照委員建議，將做補充說明供管理處經營管理之參考。 12. 遵照委員建議。表 3-2 之物種排列是按照 9 月的總數量以多排到少，會再檢視排列方式是否合理。 13. 遵照委員意見，並將檢視臺灣土沉香數據有無的差異。 14. 感謝委員補充，另外依我們的觀察，紅柴有很大的能力在礁岩縫隙生長，而鐵色的死亡率也較高。

	<p>7、 表 3-1 中之小苗與稚樹數量是那個月份的數據應寫出。該表樹種排序的原則為何？表中小苗總數為三處棲地小苗數量加總，但有一半以上的樹種之數據不正確，例如黃心柿在三處分別有 36、20、5 株小苗，總數應為 61，但表中數據為 557。</p> <p>8、 圖 3-10 同一樹種在三棲地數量之年度間變化，因三棲地的樣區面積並不相同，應以密度取代數量，將面積標準化，三棲地同一年度的比較才有意義。此圖缺乏 Y 軸之項目說明。</p> <p>9、 第六節建議增加「圍籬對植被恢復略有效應，但效應仍十分有限」的說明。請敘述是依據表 3-10 的哪些數據？</p> <p>10、 立即可行的前二項建議，應敘述管理單位可行的操作方法。例如第一項要如何局部保護黃心柿與鐵色；第二項雨季時如何保護大量出現的小苗。</p> <p>11、 針對本研究獲得的數據，有哪些重要發現</p>	
--	--	--

	<p>可提供墾管處當做「減少梅花鹿族群數量，復育遭嚴重劣化森林生態系」經營管理的科學依據？</p> <p>12、表 3-1 可以拿掉，但表 3-2 物種排列之邏輯為何？</p> <p>13、表 3-10 中，對照組請改為未圍籬區，若不計臺灣土沉香，其結果如何？</p> <p>14、紅柴小苗在礁頂上較多是因其生活史，結果（種子）量多，局部地區有高密度，也是因有許多母樹貢獻所致。</p>	
<p>管委員立豪</p>	<p>1、建議小苗與稚樹定義可由第三節（P.18）移至第二節（P.7）；另表 3-1（P.31-33）之小樹，建議修正為稚樹。</p> <p>2、P.28 第三段第二行主要優勢物種中僅有樹杞之數量並非礁頂棲地最高，而在過度帶棲地數量較多，可否推測其原因？</p> <p>3、墾丁高位珊瑚礁自然保護區應是自然保留區？</p> <p>4、P.41 小苗之新增與死亡中，死亡一詞是否用減少較為妥適。</p>	<p>1. 遵照委員意見修正。</p> <p>2. 只有樹杞不同，看起來樹杞較需要土壤較厚的環境。</p> <p>3. 將統一依照本案名稱使用。</p> <p>4. 本研究採取保守死亡定義，已在修正報告說明。</p> <p>5. 遵照委員意見修改，礁頂棲地並未發現梅花鹿排遺。</p> <p>6. 小苗與稚樹數量變化會再多做解釋。</p> <p>7. 遵照委員意見將檢視樣區面積與小苗出現是否有關係。</p> <p>8. 已於修正報告刪除。</p>

	<p>5、 P.46 最後一段第二行梅花鹿之出現頻度在礁頂棲地最高，請修正為谷地。另圖 3-7 礁頂棲地是否有梅花鹿排遺出現？。</p> <p>6、 由小苗至稚樹之成活率的探討，亦是很有參考的價值。</p> <p>7、 不同棲地的面積比與其小苗出現數量比是否有差異？</p> <p>8、 P.34 表 3-2 小苗改變量係指 9 月份增加小苗的改變數量（即 9 月數量減 4 月數量）是否有特殊意義？</p>	
<p>林委員欽旭</p>	<p>1、 P.2 及 P.26 第 4 行「43 種 31 科」宜與 P.67 附錄一的「30 科 60 種」一致。另 2019 年 6 月稚樹 1038 株，有幾科？宜載明。以上連同摘要之中英文皆要修改。</p> <p>2、 P.26 第一節（一）小苗綜述：（1）首段的第 8 行「最不好喜好物種」宜改為「最不喜好物種」。（2）其第二段之前宜將 2019 年 4 月紅柴在礁頂、過度帶、谷地三種棲地的株樹分別為 648、242、126 株，以及這些株數佔三類棲地 43</p>	<p>1. 遵照委員意見將進行檢視與補充修正。</p> <p>2. 遵照委員意見修改與補充修正。</p> <p>3. 遵照委員意見修正。</p> <p>4. 將統一使用相對數量，並於報告中修正。</p> <p>5. 謝謝委員意見，由於各物種小苗個體數偏低，難以進行統計分析。在修正報告中，強調物種豐富度的變化，淡化單一物種影響。</p>

	<p>種小苗總株樹（1673 株）的比率（38.7%、14.4%、7.5%）。</p> <p>（3）原第二段原文前應加註「2019 年 9 月」。第 3 行的 58.7%、37%、25%應改為 30.7%、9.8%、5.2%（即 807/2632、259/2632、139/2632）</p> <p>3、 P.27 第 1 行大葉楠在谷地的株數應為 117 株。</p> <p>4、 P.34 起~P.37 表 3-2：2019 年 4 月的谷地出現「相對密度」，為何不是「相對數量」？</p> <p>5、 P.63 梅花鹿圍籬對於自然植物恢復的效應，結論是「效應仍十分有限」，就此： （1）查表 3-10 中，圍籬、對照兩組中株數互有消長，但圍籬組 2019 年 4 月、10 月都較對照組之總數少，減少主因在於「臺灣土沉香」，圍籬組少於對照組 254 株及 261 株，除此之外，兩組無明顯差異。為何上述物種會有此差異？（2）有無其他原因讓圍籬組內植物恢復不佳？應加</p>	
--	--	--

	予以說明。	
徐委員茂敬	<ol style="list-style-type: none"> 1、 P.63 本研究結果，圍籬對植被恢復之效果有限，但現有森林遊樂區林下小苗受梅花鹿嚴重破壞而圍起來不讓梅花鹿進入，結果卻無明顯幫助，令人難以理解。 2、 建議事項都非屬本處可以執行項目，可否加入“適度減低該區梅花鹿族群數量以減輕影響”。 3、 10月份在該區拍到一群山羊（家羊），本研究是否有拍到？ 4、 封面年份、月份請用阿拉伯數字表示，表次、圖次位置請調整。 	<ol style="list-style-type: none"> 1、 圍籬建置的時間過短應為主要原因，若長期監測，應可得到顯著結果。將在期末報告中，引用其他圍籬實驗結果，進行討論。 2、 遵照委員意見辦理。 3、 研究期間，拍攝到少數家羊，資料已呈現於表3-10。 4、 遵照委員意見辦理。
馬委員協群	<ol style="list-style-type: none"> 1、 P.17 圖 2-3 中「N↑」的用意？ 2、 P.17-18 最後一段的描述請修訂（為何 10M*10M 樣區內還有 10M*10M 樣區？）。 3、 P.30 表 3-1 中，小樹應改為稚樹。 4、 工作項目中梅花鹿僅佔一項，但重要性很大，但在此報告中很難呈現梅花鹿對小苗應新的影響，對日後管處經營管理應有更具體的建議。 	<ol style="list-style-type: none"> 1. 將在修正報告把圖 2-3 之「N↑」刪除。 2. 將檢視並進行修正。 3. 遵照委員意見修改。 4. 將補充更具體之說明與建議。

<p>陳技士信宏</p>	<p>1、 林試所葉定宏先生在本處新設圍籬中是否有發現新鮮的排遺或咬痕？</p>	<p>1. 目前在圍籬內皆無發現梅花鹿排遺與咬痕，圍籬效果良好。</p>
<p>許委員亞儒</p>	<p>1、 有關郭委員所提有關保護區之名稱請以本委託研究案名所列為主。 2、 報告書中多處圖表數字需修正與校正，圖表請多以科普化說明分析結果。 3、 請於 10 日內再次提送修改後報告書至處，由保育課進行書面複審。</p>	<p>1. 遵照委員意見修改。 2. 遵照委員意見辦理。 3. 遵照委員意見辦理。</p>

參考書目

- 王相華、伍淑惠、孫義方、陳可芳。2015。墾丁高位珊瑚礁森林之幼齡稚樹在 2001 至 2013 年間急遽減少。國家公園學報 25:17-23。
- 王相華、孫義方、簡慶德、潘富俊、郭紀凡、游孟雪、伍淑惠、古心蘭、鄭育斌、陳舜英、高瑞卿。2001。墾丁喀斯勒森林永久樣區之樹種組成及生育地類型。台灣林業科學 19:323-35。
- 王相華、郭耀綸、潘順勇。1997。墾丁高位珊瑚礁森林樹冠疏開對二十種樹木種子發芽的影響。臺灣林業科學 12: 299-307。
- 古皓東。2013。墾丁高位珊瑚礁森林新增樹苗之分布格局。國立嘉義大學碩士論文，嘉義。
- 伍淑惠、王相華、葉定宏。2014。野放梅花鹿族群對墾丁高位珊瑚礁森林之初步影響。林業研究專訊 21: 39-43。
- 伍淑惠、許正一、施郁庭、孫義方、王相華、沈勇強。2011。墾丁高位珊瑚礁森林動態樣區樹種特徵及分布模式。行政院農業委員會林業試驗所，台北。
- 吳郁娟。2007。台灣梅花鹿 (*Cervus nippon taiouanus*) 在墾丁高位珊瑚礁林中之棲地利用與對林下苗木啃食。國立東華大學碩士論文，花蓮。
- 呂俊緯。2018。熱帶森林中台灣梅花鹿 (*Cervus nippon taiouanus*) 啃食對原生木本小苗群聚組成之影響。東海大學碩士論文，台中。
- 宋馥珊。2005。墾丁高位珊瑚礁森林鳥類及哺乳動物對三種榕屬植物榕果之利用。國立東華大學碩士論文送，花蓮。
- 林彥瑾。2017。恆春熱帶植物園內結果植物與食果動物之間的互動與關係。國立成功大學碩士論文，台南。
- 林葭瑀。2011。地形變異對種子傳播及傳播限制之影響。國立台灣大學碩士論文，台北。
- 胡樹萱。1998。墾丁高位珊瑚礁森林稜果榕開花週期與榕果小蜂交互關

- 係之研究。東海大學碩士論文，台中。
- 張心怡。2010。五色鳥食物資源利用及其對種子傳播的影響。國立成功大學碩士論文，台南。
- 許正一、王相華、伍淑惠、張英琇。2004。墾丁高位珊瑚礁自然保留區土壤之化育作用與分類。台灣林業科學 19:153-64。
- 郭耀綸、尤國霖、楊月玲、王相華。2007。颱風擾動對台灣南部墾丁森林林下光量及六種樹苗生長的影響。台灣林業科學 22: 367-380。
- 陳玫如。2013。以功能特徵預測小苗存活與生長的種間差異。國立台灣師範大學碩士論文，台北。
- 游孟雪。1999。墾丁高位珊瑚礁森林的組成及結構分析。東海大學碩士論文，臺中。
- 裴家騏。2017。墾丁國家公園梅花鹿族群監測調查及族群管理策略研擬。墾丁國家公園管理處。
- 劉翠涵。2010。台灣獼猴對墾丁地區茄苳種子之分布模式與命運的影響。屏東科技大學碩士論文，屏東。
- 潘郁雯。1999。墾丁高位珊瑚礁森林毛柿族群更新之研究。東海大學碩士論文，台中。
- 蕭逸柔。2018。墾丁高位珊瑚礁森林動態樣區紅柴 (*Aglaia formosana*) 與黃心柿 (*Diospyros maritima*) 之棲地偏好。東海大學碩士論文，台中。
- Chao, A. N., C. H. Chiu, and L. Jost. 2014. Unifying species diversity, phylogenetic diversity, functional diversity, and related similarity and differentiation measures through Hill numbers. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 45: 297-324.
- Ford, D. C. and P. Williams. 2007. *Karst Hydrogeology and Geomorphology*. John Wiley & Sons, West Sussex, UK.

- Guo, Y., W. Xiang, B. Wang, D. LI, A. U. Mallik, H. Y. H. Chen, F. Huang, T. Ding, S. Wen, S. Lu, and X. Li. 2018. Partitioning beta diversity in a tropical karst seasonal rainforest in Southern China. *Scientific Reports* 8: 17408.
- Hill, M. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54:427-432.
- Kelly, D. L. 1986. Native forests on wet limestone in North-eastern Jamaica. Pages 31-42 in D. A. Thompson, P. K. Bretting, and M. Humphreys, editors. *Forests of Jamaica*. The Jamaican Society of Scientists and Technologists, Kingston, Jamaica.
- Kuo, Y.-L., and Tsai, K.-C. 2018. Physiological drought tolerance of tree species inhabiting the ridge of the Kenting Karst Forest. 2018. *Taiwan Journal of Forest Science* 33: 201-218.
- Lin, C.-T., and Chung, K.-F. 2017. Phylogenetic classification of seed plants of Taiwan. *Botanical Studies* 58: 52.
- Lin, Y.-C., L.-W. Chang, K.-C. Yang, H.-H. Wang, and I.-F. Sun. 2011. Point patterns of tree distribution determined by habitat heterogeneity and dispersal limitation. *Oecologia* 165:175-184.
- Liao, J. H., H. H. Wang, C. C. Tsai, and Z. Y. Hseu. 2006. Litter production, decomposition and nutrient return of uplifted coral reef tropical forest. *Forest Ecology and Management* 235:174-185.
- Lin, C.-Y., Lin, Y.-C., Lin, P.-J., Wang, H.-H., and Sun, I.-F. 2010. Development and evaluation of seed dispersal functions in the Kenting forest dynamics plot. *Taiwan Journal of Forestry Science* 25: 53-62.
- Lin, Y. C., L. S. Comita, D. J. Johnson, M. R. Chen, and S. H. Wu. 2017. Biotic vs abiotic drivers of seedling persistence in a tropical karst

- forest. *Journal of Vegetation Science* 28:206-217.
- Lin, Y.-C., Chang, L.-W., Yang, K.-C., Wang, H.-H, and Sun, I.-F. 2011. Point patterns of tree distribution determined by habitat heterogeneity and dispersal limitation. *Oecologia* 165: 175-184.
- Metz, M. R. 2012. Does habitat specialization by seedlings contribute to the high diversity of a lowland rain forest? *Journal of Ecology* 100:969-979.
- Padgett, T.C. 2014. An Assessment of Recruitment Limitation of *Ficus benjamina* var. *bracteata* (Moraceae) in a Seasonal Karst Forest in Southern Taiwan. Master's thesis, National Dong Hwa University, Hualien.
- Pei K. 1995. Activity rhythm of the spinous country rat (*Niviventer coxingi*) in Taiwan. *Zoological Studies* 34: 55-58
- Wright, S. J. 2002. Plant diversity in tropical forests: A review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia* 130:1-14.

歡迎蒞臨墾丁國家公園！ 旅遊時請注意自身安全及善用墾管處網頁裏面的旅遊安全資訊。對於墾管處典藏保存的文件影像等檔案，您如有需要抄錄、閱覽、複製或影印，也歡迎您前來申請喔！ 墾丁國家公園管理處關心您！