

墾丁國家公園生物多樣性指標監測 系統之規劃建置(一)

墾丁國家公園管理處委託辦理計畫報告

中華民國九十八年十二月

墾丁國家公園生物多樣性指標監測 系統之規劃建置(一)

受委託者：國立屏東科技大學野生動物保育所

國立屏東科技大學森林系

研究主持人：孫元勳

協同主持人：葉慶龍

研究助理：林可欣、錢亦新

墾丁國家公園管理處委託辦理計畫報告

中華民國九十八年十二月

目次

目次	I
表次	III
圖次	V
摘要	III
Abstract.....	VI
第一章 緒論	1
第一節 計畫緣起與背景	1
第二節 目的	4
第二章 材料方法	5
第一節 報告架構	5
第二節 其他國家公園生物多樣性指標系統建置.....	5
第三章 結果與討論	13
第一節 墾丁國家公園動植物資源與研究背景.....	13
第二節 墾丁國家公園生物多樣性監測指標建置之芻議.....	58
第四章 結論與建議	93
第一節 結論	93
第二節 建議	94
附錄一、評選會議紀錄	99
附錄二、期中報告審查會議紀錄	103
附錄三、期末報告審查會議紀錄	107
參考書目	115

墾丁國家公園生物多樣性
指標監測系統之規劃建置(一)

表次

表 1 恆春半島植群研究的主要文獻	3
-------------------------	---

墾丁國家公園生物多樣性
指標監測系統之規劃建置(一)

圖次

圖 1 高位珊瑚礁永久樣區位置圖	89
圖 2 墾丁國家公園內自動照相機樣點圖	89
圖 3 遷移鳥類的數量會隨著水生植物及底棲大型無脊椎動物 的豐度波動.....	91

墾丁國家公園生物多樣性
指標監測系統之規劃建置(一)

摘要

關鍵詞：墾丁國家公園、生物多樣性、監測、指標

一、緣起

本計畫的目的是提供墾丁國家公園建立一套陸域生物多樣性指標監測系統。方法是分析墾丁國家公園現有生物資源和監測計畫的現況，參考國內外國家公園的運作方式和成果，擬定初步方案後，經由過去曾在墾丁國家公園進行研究的學者專家們和管理處的意見，制定具體可行的指標監測系統，作為日後墾丁國家公園生態保育工作方向和評估績效的參考。

二、方法及過程

本報告彙集歷年墾管處委託學者、專家針對園區內的陸域動植物資源所進行的調查報告、學術論文、期刊發表，另外包括管理處自行研究與學者、專家自發性的調查研究。確認國家公園內生物多樣性的現況後，並參考加拿大凱吉姆庫吉克國家公園釐定的生物多樣性標監測系統的三個架構-生物多樣性、生態系統功能及壓力，提出初步的指標監測系統，過程中詢問專家學者討論修正後，釐定各指標的監測內容和方式以及監測頻率。

三、重要發現

擬定的三類攸關生物多樣性的監測指標系統：

- (一)生物多樣性監測指標包括監測：南仁山森林、高位珊瑚礁、稀有植物監測等 3 類植物多樣性，以及中大型哺乳類多樣性、蝙蝠多樣性、梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*)族群變動、遷移性鳥類、龍鑾潭雁鴨多樣性、南仁湖水鳥多樣性、陸蟹族群動態、溪流動物多樣性、昆蟲多樣性等 9 個。
- (二)、生態系功能監測指標：南仁山森林、香蕉灣海岸林、高位珊瑚礁、龍鑾潭雁鴨、南仁湖生態系等 5 個。
- (三)、壓力監測指標包括監測：狩獵活動、外來種空間分布、遊憩活動量、土地

利用型、水域污染、氣候變遷等6項。

四、主要建議事項

立即可行性建議：生物名錄的建立

尚無完整名錄的分類，特別是昆蟲及水域生物，需先行建立，再視特稀有性與對人為活動極度敏感的物種提出監測系統，同時進行探討影響族群變動因素的整合研究。

立即可行性建議：持續蒐集、監測並更新資料庫

逐步更新生物資料庫內容，將墾丁歷年累積的研究資料進行整合，詳盡的生物資料庫有助管理者對該地進行監測及管理規劃。

立即可行性建議：外來種監測與防治

外來入侵種會擾亂原本的穩定生態系，對本土動物產生負面衝擊，是造成生物多樣性降低的原因之一。而在墾丁國家公園內頻繁的人類活動及發達交通目前已知有多線南蜥、白頭翁、琵琶鼠、泰國鱧魚及螯蝦等外來種，都已出現在國家公園的陸域及水域中，甚至有些已成當地的優勢外來種。外來種的防治需在族群量小、族群結構鬆散時就進行防堵作業，才不會變的一發不可收拾之地步。

立即可行性建議：加強取締狩獵及盜採

關山高位珊瑚礁毛柿林內有稀有的囊桴竹，此地為其全台唯一生育地且株數尚不足10株，亦是台灣僅存之原始毛柿林分布，因鄰近道路有被盜採之虞，建議積極的加強動、植物生態資源(囊桴竹、恆春哥納香、淡綠葉衛矛等稀有物種)之研究調查及監測，並考慮將其提升為生態保護區之必要性。其它野生動物如園區內中大型哺乳動物、紅尾伯勞及灰面鵟鷹等鳥類，都依舊面臨盜獵壓力。目前需加強巡邏取締，以降低被盜採，及保育宣導，成立社區巡守隊等，以取得當地居民對保護自我家園的自然資源之共識。

中長期性之建議：實地驗證監測指標合理可行性

建議之監測指標尚須經過實地驗證，藉由長期監測資料整合，以了解生態運作狀況，藉由專家審查評估，進行管理程序的修正。

Abstract

Keywords: Kenting National Park, biodiversity, monitoring, indicator

The aim of this project is to develop a suit of biodiversity-monitoring indicators for the Kenting National Park (KNP). With that the KNP headquarter is capable of developing its conservation-oriented management.

This was completed by first reviewing the pass works conducted at the park, referring to that built by other National Parks, and finally with the advice of associated experts or researchers who have conducted study at the park.

The proposed three types, adopted from the Kejimikujik National Park, Canada, of suits of related biodiversity-monitoring indicators were as follows:

1. Biodiversity-This includes the monitoring of the diversity of Nanjenshan forest, uplifted coral reef, and rare plant, and that of large-medium mammals, bats, migratory birds, Longluantan waterfowl, Lake Nanjen waterbirds, stream animals, and insects, and the population dynamics of Formosan sika deer (*Cervus nippon taiouanus*) and land crabs.
2. Ecosystem function-This includes the monitoring the ecosystem process of Nanjenshan forest, Banana Bay Coast Forest Reserve, and uplifted coral reef, Longluantan waterfowl, and Lake Nanjen.
3. Stress-This includes poaching, spatial distribution of alien species, visitor's activity, land use type, water pollution, and weather change.

It is suggested that the proposed monitoring indices should be test in field to assess it plausibility and applicability for futhure use.

墾丁國家公園生物多樣性
指標監測系統之規劃建置(一)

第一章緒論

第一節 計畫緣起與背景

墾丁國家公園，是台灣最早成立的一座國家公園，成立於 1982 年。它位於恆春半島最南端，屬於熱帶型氣候。墾丁國家公園三面環海，東面太平洋，西鄰台灣海峽，南瀕巴士海峽，面積 33,268.65 ha，其中海域面積 15,185.15 ha (45.2%)，包括南灣海域及龜山，經貓鼻頭、鵝鑾鼻，北至南仁灣，距離海岸 1 km 內海域，海域內擁有豐富的海洋珊瑚礁生態資源(張崑雄 1986，張崑雄、邵廣昭 1986，張聖明 1986，戴昌鳳 1986，張崑雄、方力行 1986，張崑雄、戴昌鳳 1998，張崑雄、陳章波 1987，張崑雄、邵廣昭 1987，張崑雄、鄭明修 1997，張崑雄、鄭明修 1990，沈世傑、邵廣昭 1990，游祥平 1996)；陸域面積 18,083.50 ha (54.8%)，範圍東至太平洋岸，西則由龜山向南至紅柴之台地崖與海濱地帶，南部包括龍鑾潭南面之貓鼻頭、南灣、墾丁森林遊樂區、鵝鑾鼻，而北則至南仁山區。

墾丁國家公園地形以低山與丘陵台地為主，最高峰萬里得山海拔 520 m。墾丁國家公園地質為珊瑚生物岩，是菲律賓板塊及歐亞板塊地殼運動推升後，讓原本在海底石灰質礫石、石英碎屑、生物碎屑等堆積物以及覆蓋其上的大型塊狀珊瑚、桌狀珊瑚，隆起而構成陸地 (石再添 1989)。本區土壤可略分為紅棕色磚紅化土、黃棕色磚紅化土、沖積土、石積土及盤層土。因此，本區孕育特殊的熱帶海岸植物及特有植物(陳玉峯 1985a, b，張惠珠等 1985，2006，林介龍等 2006)，生長在高位珊瑚礁上的季風林植群、熱帶雨林及毛柿(*Diospyros discolor*)母樹林等生長在高位珊瑚礁石灰岩上，構成特殊的珊瑚礁森林生態系。

動物資源方面，墾丁國家公園內有許多鳥類(台北鳥會等 1985)、哺乳類(王穎、印莉敏 1992)、爬蟲類、兩棲類(1987)、昆蟲(朱耀沂等 1986；1988；楊平世等 1999)及蜘蛛(朱耀沂等 1988)等，生物資源豐沛多樣，同時也是候鳥的重要驛站(王穎 1985，1986，劉小如 1991)。

墾丁國家公園因區內有熱門旅遊景點—墾丁，每年有多達五百萬人次的遊客人數造訪，承受極大的遊憩活動及土地開發壓力(郭乃文 1997)。昔日研究顯示，過多遊客及開發已對墾丁國家公園海域生態環境帶來環境污染(郭坤銘 1996；鄒燦陽 1988；1989；孟培傑等 2004；2007；王維賢 2007)；內陸濕地生態環境可能步入劣化階段(蔡乙榮 1997)；陸蟹棲地遭受破壞及遷移路徑形成障礙(鍾奕霆 2004)。再

者，墾丁國家公園還須面對頻繁的海上交通可能帶來海域油污染危機(方力行 2002)、核三廠的溫排水以及氣候變遷問題，如全球暖化引起的海平面上升威脅。雪上加霜的，是人為大量引入外來生物，破壞原生海岸林生態(呂福原、陳民安 2000；王相華 2007)，掠食本土生物(裴家騏 2001a；2002)，污染本土鳥類基因(劉小如 2005；2006；許育誠 2007)。

為求園區內珍貴生物資源能永續為人類所享有，墾丁國家公園管理處成立至今，投入相當可觀的經費進行物種普查、地景資料建構、稀有物種族群調查與監測及復育，以期掌握區內生態資源的變動，有效管理及保育園區內的生物資源。海域生物多樣性監測研究有珊瑚和魚類(鄒燦陽 1990；1991；郭坤銘 1992；郭坤銘、莊正賢 1993；郭坤銘 1996；戴昌鳳 1998；1999)。陸域方面，資料比較完備者僅有南仁山的森林植物永久樣區(參見表 1)。動物監測方面，則集中在台灣梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*) (王穎 1996；1997；裴家騏 2001；陳順其等 1997；陳順其、王穎 2004)、遷移性猛禽(蔡乙榮等 2003；王誠之、孫元勳 2004；2005；陳世中、孫元勳 2006；2007；林文宏、陳世中 2008)及管理處自行調查的龍鑾潭雁鴨(蔡乙榮 2004)和新年鳥類調查。壓力方面的調查與監測不是起步太晚，就是執行時間較短，如外來植物的危害與控制(呂福原等 2002；郭耀綸等 2009)、烏頭翁(*Pycnonotus taivanus*)雜交現象(劉小如 2005；2006；許育誠 2007)、陸蟹棲地惡化(鍾奕霆 2004)、非法獵捕伯勞(邱良彥 1986)、梅花鹿野放對植群的影響(陳順其、王穎 2000)等。

「生物多樣性公約」是全球 188 個締約國為永續利用國家生物資源與促進人民福祉所簽定的條約，大會決議中，2010 年設定的目標之一是明顯減緩生物多樣性下降速率，為此大家發展一套可行的生物多樣性指標，以監測各國家生物多樣性的變化趨勢，並採取因應之道。生物多樣性指的是陸域、海洋等所有生態系中，涵蓋從基因、個體、族群、物種、生物群落、生態系到地景等，與環境之間隨著時間與空間相互作用，為在空間與時間上的動態變化，基本上可分為基因、物種及生態系等三種多樣性 (Wilson 1988)。

2001 年 8 月 15 日行政院第 2747 次會議核定通過「生物多樣性推動方案」，本計畫係配合行政院永續發展委員會生物多樣性小組推動方案的其中一個工作項目-健全生物資源監測系統，包括完成陸域生物多樣性監測系統之規劃，選擇國內重要

的保護區(含國家公園)進行生物多樣性監測指標之規劃工作，並藉此評估各保護區生態保育之管理成效。生物多樣性監測指標之建立將有助於國家公園管理處在有限人力、物力和財力的資源下，更有效率地掌握轄區內生物多樣性的變動情形，並透過整合性研究來找出影響生物多樣性下降的關鍵因子以及其和自然、人為壓力間的關聯。必要時重建和恢復已退化的生態系，讓自然資源達到永續保存與利用。

表1 恆春半島植群研究的主要文獻

研究地點	主要文獻
全區性	佐佐木舜一(1921；1933)、工藤祐舜(1931)、島田彌市(1932；1933 a、b；1934)、鈴木重良(1937)、柳樞(1968；1970)及蘇鴻傑(1984)、佐佐木舜一(1921)、邱文良(1982)、葉慶龍(1994)及劉啟斌(2003)。
地區性	黃增泉等(1980)、劉和義(1997)、蘇中原(1986)、陳玉峰、黃增泉(1986)、謝長富等(1990；1992；1993；1996；1997)、楊嘉政(1994)、廖啟政(1995)、趙偉村(1997)、吳珊樺(1998)及范素瑋(1999)、廖日京(1989)、邱文良(1991)、謝春萬(2007)、張慶恩(1960)、蘇鴻傑(1977)、黃增泉等(1980)、陳玉峰(1984；1985)、張惠珠等(1985)、徐國士等(1985)、徐志彥(1987)、廖日京(1989)、黃朝慶等(1992)、劉和義(1997)及王相華等(2007；2009)。
水生植物	陳擎霞等(1985)、吳首賢(2003)、張惠珠等(2004；2006)。
外來種	呂福原等(2002)、吳立心等(2008)、鍾玉龍(2009)、郭耀綸等(2009)

第二節 目的

本計畫之目的在替墾丁國家公園規劃適切可行的生物多樣性指標監測系統，包括指標種類、優先順序、監測內容和方式，作為日後管理處有效地掌握園區各生態系之健全度並適時擬定保育工作。

第二章 材料方法

第一節 報告架構

本報告彙集歷年來墾丁國家管理處委託學者、專家針對園區內的陸域動植物資源所進行的調查報告、學術論文、期刊發表，文獻另外包括管理處自行研究與學者、專家自發性的調查研究。在確認國家公園內生物多樣性的現況後，參考加拿大凱吉姆庫吉克國家公園擬定的生物多樣性指標監測系統的三個架構-生物多樣性、生態系統功能及壓力，提出初步的指標監測系統，過程中詢問專家學者討論修正後，釐定各指標的監測內容和方式以及監測頻率。

第二節 其他國家公園生物多樣性指標系統建置

國家公園擁有特殊自然資源，提供國民遊憩場所，人民可以透過國家公園了解自然演替過程，因為這樣，國家公園的生態系統的動態與人類活動也有密切互動，污染、外來種等問題於焉產生(Hawkey 2006)。國家公園的生態系無邊界，因此經由長期生態的監測，深入了解國家公園內外的生態系動態，以進行管理決策，將人類活動對生態系的威脅減至最小，才能維持現有狀況，並進一步地加以保存、甚至恢復提升國家公園的生態系統穩定及生物多樣性(Ure and Beazley 2004)。完整生態系的運作通常是錯綜複雜的，往往單一的研究沒辦法顯現出多樣又複雜的影響因子，而為了解彼此間的關聯，需要長期大規模的監測及基礎調查，預測生態系統在長時間下的演變，以利國家公園進行資源的管理(Ure and Beazley 2004；Hawkey 2006)。

整合式生態評估與長期監測與規劃是一項重要工作，藉由監測得到資訊，可提供執行者：(1)確立國家公園的生態指標物，以了解國家公園生態系現況與趨勢，提供管理者好的資訊以作出更有效率管理；(2)提供異常現象的發生之預警，以降低管理成本；(3)提供基礎資料，以了解公園生態系的動態，與提供導致環境改變的因素；(4)提供制定自然保護規範的資料及遊客所需資訊；(5)提供實行成果的評估(Fancy et al. 2008)。

在積極推動保育生物多樣性工作的過程中，生態監測是一個用來評估和了解生態系統關鍵的要素。監測健全生態系的目的是：(1)了解生態系統結構和功能；(2)檢測與評估生態條件於時空下的變化；(3)評估所獲得的資訊，實行保護目標；或(4)

直接確立適合的管理策略。生態評估和監測已從單一的具體目標轉變成由廣泛的生態系統來綜合評估，所以維持生態完整性及可成為一個目標，健全的生態系代表自然區域，包括本地物種的族群組成、生態系、與生態過程。

然而，為了為特定的生態系統選擇最有效和最適用的指標，需要透過不斷重複的評估、文獻審查、集結專家知識並審查、實地驗證、進行試驗性研究等工作才能確立，以達到三個目的：(1)盡量減少健全生態系的壓力；(2)維持生態過程和自然變異；(3)確保本土物種族群的存活與自然資源的豐富性和分布(Ure and Beazley 2004)。

例如，加拿大的克吉姆庫吉克國家公園(Kejimikujik National Park)即針對水域生態系的健全與否進行監測，共分大三類：(1)生物多樣性：包含物種豐度(外來種、大型無脊椎動物)、指標物種的族群動態，例如大型無脊椎動物、潛鳥、秋沙、溪紅點鮭(*Salvelinus fontinalis*)、青蛙、布蘭丁龜(*Emydoidea blandingii*)、河狸(*Castor canadensis*)、營養結構(大型無脊椎動物、魚的 IBI 指數、普通燕鷗)、棲息地的多樣性(如河岸植被)；(2)生態系功能：包含生產力(水鳥、葉綠素 a、水生植物、鱒魚產卵、沉積物)、養分貯留(如營養物質平衡、有機物湧入)、水質(如主要離子、微量元素、溫度、透明度)、水文週期；(3)壓力：包含人類土地使用的型態(棲地破碎化、公路密度、土地使用後的改變)、污染(如酸沉降、特殊污染物)、氣候、遊客活動、流域改變(如水溫、沉積物)、外來種(物種豐度)(Ure and Beazley 2004)。

阿拉斯加的狄奈利國家公園(Denali National Park)自 1992 年開始與美國國家公園管理署有長期的生態監測計畫，其目標是提供資訊給管理者，提供發揮預警的功能，並藉由生態監測來了解生態系的運作，達到國家公園保護及維持自然資源的目的。調查分 4 大類：(1)基礎的物理環境背景調查：氣象學、積雪、空氣品質、土壤、水文、冰川等；(2)將水域系統獨立出來，調查其基礎環境資料：水質、水文、冰川的環境，了解河岸的植被組成，以及水棲生物組成；(3)透過監測植群來了解什麼是影響植群結構的因子，如野火、林地木質殘體(倒木、樹木掉落的分枝)等；(4)野生動物，其中陸域的野生動物部分因為資金關係目前只分為六個監測系統，即有保護傘作用的物種：狼、熊、野兔、田鼠、紅松鼠、隼。另外，監測植群與野生動物間的關係，及人類對植群的衝擊，藉由監測可得知生態系統的變化是自然擾動結果(如火、洪水等)，或是人類活動所造成的壓力(過去的採礦活動、觀光、道路等)；調查

植群改變與動物活動間的關係，如莓果生產力與棕熊(*Ursus arctos*)的關係，及野生動物對植被所造成的衝擊(如啃食嫩芽等)導致長期下來植群的改變情形，最後並調查人類與動物之間的關係(如人類活動與熊的關係，包含人類步道與熊的活動、露營食物等)，調查道路開發帶來外來種等問題，將這些不同因子間的互動關係資訊利用在經營管理的發展上，可以幫助管理及了解整個生態系本身及生態系與人類活動運作過程(Oakley 2000)。

1979 年起，美國峽島國家公園 (Channel Islands National Park)對自然資源有綜合的管理(McEachern 2001)，自 1981 年起開始與美國國家公園管理署進行各島嶼的長期陸域及海域生態系統的監測，並與美國地質調查局進行長期的植群監測。要了解峽島國家公園群島的生態環境，需要知道包括生物資源(族群及族群)、環境條件(如氣候和洋流)、土地類型(如島嶼和海洋盆地)和管理策略等資訊，已進行長期的生態監測。長期生態系統動態的監測是為了解生態系統中個別因素(如生物族群、環境、時間與空間的變化)間是如何相互作用與影響(Davis 2005)。美國峽島國家公園監測的項目包括植群、哺乳動物、陸鳥、海鳥、兩棲爬蟲、岩岸潮間帶系統、海藻森林、海灘、沙岸瀉湖及天候狀況等，以提供良好的科學資訊，並將 5-15 年的研究計畫進行整合分析，目的是為了評估植群等監測計畫的履行程度、管理系統的達成度，增進管理者有系統地了解國家公園內的生態系運作狀況的能力，以助於建議修改管理程序，順應潮流所趨(McEachern 2001)。此外，2004 年美國生態保護局跟峽島國家公園開始利用監測個別的生物族群(如海藻林及海鳥的群聚)，建立受保護生態系的長期重建計畫，讓該公園長期以來所碰到的問題，有更完善的管理計畫，如入侵種監測、建立稀有生物資料庫、建立針對珍稀物種的監測等，要解決的問題包括：(1)過漁、放牧、觀光客干擾；(2)棲地破碎(如島嶼侵蝕)；(3)空氣和水的污染；(4)外來種(Davis 2005)。

美國奧林匹克國家公園(Olympic National Park) 自 1993 年開始，進行生態系各因子彼此相互牽連且共同影響的監測工作，針對基礎環境背景的監測，以及建立健全生態系指標(indicators of ecosystem integrity)，例如：生物地化指標(biogeochemical indicators)、已知的威脅指標(如山羊對植被的衝擊)、稀有物種指標，如瀕危的加拿大紅鹿(*Cervus canadensis roosevelti*)等(Jenkins et al. 2003)。奧林匹克國家公園內的監測總共有 16 個項目：

(一)、大氣和氣候：

為了解不同海拔與地理區的氣候現況，其監測：(1)各項氣象變量、雪的特性(如下雪的強度和時間、積雪深度和水含量、公園內積雪的範圍)；(2)紫外線輻射量：藉由紫外線輻射量，可以預測全球氣候變化，此變化對生物族群也是重要影響因子之一；(3)不同海拔及地理區的臭氧模式；(4)不同地理區的乾、濕沉積模式；(5)監測空氣中微粒物質的地理分布現況及能見度；(6)有無污染物、污染物的濃度與植被葉面之間的關係，與監測土壤化學和微生物；(7)湖泊與溪流水質；(8)空氣品質，並著重於人為活動頻繁地區的管理(附近道路與露營區)等。

(二)、人類活動：

本項監測：(1)遊客人數、旅遊目的、喜好等；訪問遊客對國家公園的期望、實際的經歷如何；(2)公園內設施的數量及設置評估，如監測飛機經過的數量及高低；(3)評估執法能力、非法事件的數量及金額；(4)那些地區會受到登山、露營等人類活動使用而改變；(5)國家公園內居民的居住設施、排水設施的狀況；(6)國家公園內的商業行為(遊憩設施、遊憩地點、頻率等)。

(三)、監測公園和周圍景觀的變化狀況

(1)利用衛星影像結合航照圖判讀和實地考察強風、洪水引起河道變化、資源的改變，以及蟲害、疾病等干擾事件發生的頻率及大小及分布；(2)植物物候、積雪、海岸線的改變程度；(3)在地景尺度下植被與土地利用的狀況，並了解植群結構組成(物種、氮循環、森林生產力、分解率等)。

(四)、生物地化循環(Biogeochemical cycles)：

(1)小流域的降水測量，監測降水量、氮與有機碳的溶解狀況、導電度等；(2)建立一個密集的監測站，廣泛的監測水質(懸浮粒子、導電度、溶氧量、簡單的生物評估等)；(3)監測海洋營養鹽的來源，了解迴游魚類是如何將海洋營養源帶入淡水生態系中，並如何影響水域、沿岸地區與低地森林。

(五)、污染物：

環境污染物的來源主要來自工業及農業，持久性的與半持久性的有機污染物(DDT、PCBs....等)會透過大氣沉降、河川等擴散，會產生環境中生物蓄積的

問題(鮭魚迴流產卵可能帶來從海洋累積的污染物)。故監測的項目有(1)空氣中污染物及沉降；(2)居留性魚類受污染物的生物蓄積程度；(3)迴游魚類所帶來的污染；(4)湖泊的污染程度、沉積物的污染程度等。

(六)、陸地植被：

指標包含(1)森林結構和組成：植被分布梯度、植被鬱閉度、土壤腐質層級有機物的動態、本來存在與外來疾病等；(2)森林循環演變：碳、氮循環、初級生產力、植群演替；(3)動物使用狀況。

(七)、特殊及具有重要影響力的植物物種(如稀有植物與外來種)：

(1)珍稀物種的族群量與分布地區、監測珍稀物種分布熱點。若直接監測珍稀物種所在地區的生態系統(如水域或湖泊系統等)，其包含範圍較大，可監測多種珍稀植物，比監測珍稀物種本身更快速有效率；(2)若是同種個別珍稀植物散佈在公園各處，則需要個別監測；(3)監測外來種分布，並加以管理、清除。

(八)、陸域動物：

監測內容包含(1)族群結構、陸地脊椎動物及無脊椎動物的相對豐度變化，又分為：(a)訂定本地指標性物種族群，如軟體動物、兩棲類、哺乳類、鳥類等；(b)選定的物種族群需要能反映此地生態系的變動，如監測鳥類、哺乳動物豐度及數量及監測蝙蝠的相對活動狀況；(2)還有密集監測特定族群及其族群結構變化，如監測鳥類族群的繁殖率、監測哺乳動物族群的繁殖率。

(九)、大型哺乳動物的族群量與族群關係

第一部份的指標在監測：(1)麋鹿族群、麋鹿群組成、其他鹿科族群量等；(2)麋鹿健康狀況是否影響其族群量：檢驗體內寄生蟲、糞便樣本的皮質類固醇激素；(3)關鍵性植物的豐度、覆蓋度、結果量等，及林下植物結構與動物使用之間的關係；(4)有蹄動物的掠食者：熊與美洲獅的族群量。第二部分的指標在監測：人與熊、美洲獅相遇的頻度，有關狩獵、有蹄動物、掠食動物、人類活動之間的相互作用關係。

(十)、監測特殊重要陸生野生動物族群

除建立國家公園內的基因多樣性，並監測如土撥鼠(*Marmota monax*)族群、班海雀(*Brachyramphus marmoratus*)族群、北美斑點鴉(*Strix occidentalis*)族群、山羊對植群的威脅、禿鷹族群及繁殖狀況等。

(十一)、土地的指標物的監測項目有：凍土、冰川變動、地下水不飽和區的化學作用、湖水的水平面(包括高山湖泊)、相對海平面、海岸線的位置、土壤和沉積物的侵蝕、溪流流動、河道形態、水域沉積物與承載量、地表水的水質、地下水化學作用、養分動態、濕地的範圍，結構和水文。

(十二)、水棲/河流生態環境

(1)利用航照衛星了解河岸植被類型、受干擾的地區與事件的大小；(2)監測在特定河流及湖泊的水質、河流及湖泊的物理性的變化、冰川大小的變化、河流及湖泊週遭的植被變化。

(十三)、水生生態系統

(1)監測湖泊中浮游生物的物種組成；(2)河流與溪澗的大型無脊椎動物的豐度；(3)水棲的兩棲動物的豐度；(4)魚類的豐度(調查鮭魚產卵的豐度與海洋性營養源與鮭魚的關係)；(5)溪流鳥類豐度；(6)藉此得知污染、疾病、氣候變化的影響程度。

(十四)、特殊重要魚類物種

(1)調查受威脅、稀有、非本地和某地特有的疾病。譬如，調查奧澤特湖的紅鮭(*Oncorhynchus nerka*)、公牛鱒(*Salvelinus confluentus*)等稀有魚類族群量及棲地狀況、相對豐度、遺傳多樣性、健康狀況等；(2)找出威脅因子。

(十五)、沿海環境

(1)調查潮間帶生物的環境是否改變，以潮間帶的無脊椎動物和海藻族群的組成、潮間帶魚類的物種組成及其豐度、並特別監測敏感的貝類的生態環境；(2)環境變化是受到怎樣的物理組成及化學組成的影響(海洋條件的變化)；(3)特別監測軟骨藻酸(domoic acid)，以了解沿海地區的各級毒素的變化。

(十六)、整合歷年來監測環境的成果

而調查完整生態系的運作是非常難的，奧林匹克國家公園監測於河流系統中與生態系中的關鍵的指標生物，是為了提供長期的基本資料，來判斷什麼是影響國家公園內資源變動的因子，提供提早預警的功能，且針對瀕危物種及明星物種的研究可更快速的了解國家公園內的生態系統的狀況，也有助於管理策略(Jenkins et al. 2003)以能做到環境保存及永續經營。國內的雪霸國家公園就以

瀕危的台灣櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou formosanus*)為指標生物，針對櫻花鉤吻鮭的族群做長期監測與動態分析，再將以結合水文與物理棲地研究、植群、昆蟲、鳥類群聚等來建立七家灣流域地區的長期的生態模式系統(林幸助 2007)。

墾丁國家公園生物多樣性
指標監測系統之規劃建置(一)

第三章 結果與討論

第一節 墾丁國家公園動植物資源與研究背景

壹、植物相文獻回顧

每個生態保護區都具有獨樹一格的景觀及自然資源。自1984年成立後，墾丁國家公園管理處就有許多針對園區內的自然資源的調查研究，另學術單位亦有自發性的調查研究。茲說明如后：

一、墾丁國家公園植物研究史

恆春半島相關植群生態研究分析頗多，但多偏重於交通較方便之處，如東半部山地的南仁山區、西半部的里龍山、墾丁國家公園及社頂自然公園等；另海岸林則以關山、香蕉灣及鵝鑾鼻等地區為主，從早期的研究資料顯示，多以定性與定量研究描述為主(張慶恩 1960；蘇鴻傑 1977；黃增泉等 1980；陳玉峰 1985；張惠珠等 1985；徐國士等 1985；蘇中原 1986；徐志彥 1987；劉和義 1997；廖日京 1989；邱文良 1991；賴明洲 2003)。

恆春半島植群的研究資料，可區分為全區性研究、地區性研究、水生植物與外來種植物入侵等四個部分，茲分述如下：

(一)、全區性研究

劉啟斌(2003)將恆春半島內各植群型整合成區域性之分類單位，以區域性尺度進行恆春半島天然植群分類系統的建置與命名。植群的分布主要受海拔、地形及冬季降雨量的影響，共計分出 6 個群級、8 個群集、11 個群團、15 個群叢。每一分類階層均有其特定的鑑別種群，並將群級與群集納入以形相為依據的分類單元，亦重新整合恆春半島山地植群之資料，並修正蘇鴻傑(1985)所劃之西南氣候區與東南氣候區界線。

楊國禎、陳玉峰(2000)整理歷年來恆春半島的植群報告，認為乾旱半落葉植群，以黃荊(*Vitex negundo*)及相思樹(*Acacia confusa*)為主要植群。而恆春半島熱帶植群可區分為 3 類，即距離海岸較遠的高位珊瑚礁、濱海珊瑚礁以及海岸灌叢。高位珊瑚礁或離海較遠者，植物以大葉山欖(*Palaquium formosanum*)、黃心柿(*Diospyros maritima*)及毛柿(*Diospyros discolor*)為代表，

另混生於楠榕林的白榕(*Ficus benjamina*)、茄冬(*Bischofia javanica*)及皮孫木(*Pisonia umbellifera*)等；濱海珊瑚礁植物以棋盤腳(*Barringtonia asiatica*)、蓮葉桐(*Hernandia nymphiifolia*)、欖仁(*Terminalia catappa*)、紅柴(*Aglaia formosana*)及樹青(*Planchonella obovata*)為主，也混生一些皮孫木與毛柿植物；海岸灌叢當中，強風或較惡劣生育地處，可見的植物有白水木(*Messerschmidia argentea*)、草海桐(*Scaevola taccada*)、林投(*Pandanus odoratissimus*)及黃槿(*Hibiscus tiliaceus*)等，形成低矮灌叢形相，在受風強勁的珊瑚礁突起處，山豬枷(*Ficus tinctoria*)、樹青、葛塔德木(*Guettarda speciosa*)、臭娘子(*Premna obtusifolia*)及烏柑仔(*Severinia buxifolia*)等，形成匍匐狀的灌叢；水芫花(*Pemphis acidula*)族群則分布於潮間帶上方之高位珊瑚礁石灰岩。

(二)、地區性研究

地區性研究區分為陸域植物、水生植物及外來植物等三項：

1. 陸域植物

蘇鴻傑(1977)為旅遊目的，依據植群形相將墾丁風景特定區的天然植群，分為海岸植物群落(Littoral plant community)、高位珊瑚礁灌叢群落(Scrub community on high level corallatoll)、台地或山麓草原(Grasslands on plateau foothill)、季風林群落(Monsoon forest community)、季風灌叢群落(Monsoon scrub community)與疏林群落(Savanna community)等 6 個植物群落。

蘇中原(1986)分析墾丁國家公園的植群，分成星刺桫(*Castanopsis fabri*)—港口木荷(*Schima superba* var. *kankaoensis*)型、大葉楠(*Machilus japonica* var. *kusanoi*)—江某(*Schefflera octophylla*)型、樹青—山柚型、黃心柿—白榕型、克蘭樹(*Kleinhovia hospita*)—黃豆樹(*Albizia procera*)型、內蓼子(*Lindera akoensis*)—土樟型及相思樹—黃荊型等 7 個植群型。並利用列表比較法，藉由生態種群的建立，區劃出各個環境梯度下的指標種。另蘇鴻傑、蘇中原(1988)在植物社會方面，恆春半島的植群包含熱帶海岸林及熱帶季風林之群系，將熱帶季風林植群歸類為黃心柿—白榕亞型，其組成除白榕及其他

榕屬(*Ficus*)外，另有大量的珊瑚礁岩生植物，如黃心柿、鐵色(*Drypetes littoralis*)、象牙樹(*Diospyros ferrea*)、毛柿、紅柴及大葉山欖等。受季節風之影響，生長在高位珊瑚礁石灰岩頂部的樹木，均呈低矮匍匐狀；相對的，在高位珊瑚礁石灰岩間谷地生長的樹木呈高大直立狀。保留區內永久樣區調查分析結果，可區分為 4 個生育地型植物社會：(1)皮孫木型分布於凹陷谷地；(2)茄冬—大葉山欖型分布於高位珊瑚礁台地；(3)紅柴—樹青—月橘型分布於高位珊瑚礁岩塊；(4)蟲屎—土楠型分布於早期人為干擾盛行之平坦谷地。生育地型植物社會之分布與微地貌間有明顯之相關性存在。

徐志彥(1987)及劉和義(1997)分別調查墾丁國家公園的自然植群，前者將海岸植物群落區分為臨海珊瑚礁植群、砂地草本植群、灌木植群、海岸林植群、高位珊瑚礁植群等 5 個植群。後者則把海濱植物群落區分為珊瑚礁植群、草本植群、灌木植群、海岸林植群等 4 個植群，兩者在認定海濱植物群落上略有差異。

邱文良(1991)調查恆春半島自然保護區之高位珊瑚礁植物社會，並區分為相思樹型、九芎(*Lagerstroemia subcostata*)—白雞油(*Fraxinus griffithii*)型、紅柴—樹青型、紅柴—黃心柿型及黃心柿—鐵色—毛柿型等 5 型，分屬不同的環境。並依各型組成與構造，討論主要植物社會之天然更新情形。且列出象牙樹與屏東擬肋毛蕨(*Ctenitopsis fuscipes*)2 種為瀕臨絕種、港口馬兜鈴(*Aristolochia zollingeriana*)及毛柿 2 種易受害，粗穗(琉球)蛇菰(*Balanophora fungosa*)、柿葉茶茱萸(*Gonocaryum calleryanum*)及恆春皂莢(*Gleditsia rolfei*)等稀有種，做為保育監測之參考。

謝長富等(1992)藉由雙向列表比較法(Tabular comparison)，將南仁山地區之植物社會分為 4 型：第一型係以江某、鏽葉野牡丹(*Astronia formosana*)、假赤楊(*Alniphyllum pterospermum*)、水金京(*Wendlandia formosana*)為優勢之溪谷型；第二型係以長尾柯(*Castanopsis cuspidata* var. *carlesii*)、革葉冬青(*Ilex cochinchinensis*)、江某、錐果欖(*Cyclobalanopsis longinux*)、烏來冬青(*Ilex uraiensis*)為優勢之背風型；第三型係以紅花八角(*Illicium arborescens*)、長尾柯、革葉冬青、奧氏虎皮楠(*Daphniphyllum glaucescens* subsp. *oldhamii* var. *oldhamii*)為優勢之緩風型；第四型係以紅花八角、嶺南青剛櫟

(*Cyclobalanopsis championii*)、長尾柯、光葉柃木(*Eurya nitida* var. *mitida*)、小葉赤楠(*Syzygium buxifolium*)為優勢之強風型。由前述研究可知，南仁山地區之植群應屬季風雨林之型態(楊勝任 1994；廖啟政 1995；趙偉村 1997；吳姍嬋 1998；范素瑋 1999)。

黃增泉等(1980)對墾丁國家公園植群生態資源之調查與規劃，依理想化海岸植物分布等，劃分為珊瑚礁植物帶、草本植物帶、灌木植物帶與海岸植物帶等 4 個帶。

陳玉峰(1984)針對鵝鑾鼻公園植物與植群調查中，描述面積僅約 0.2 km² 的 9 個植物社會單位，列舉 220 個分類群及 103 種圖譜，強調分類群之生態特性，但並未對海岸植物下嚴謹定義。

張慶恩(1960)及胡敬華(1961)等對恆春半島香蕉灣海岸林作詳細的敘述與比較。張邵曾(1962)並對海岸及海灘植群作詳細之介紹。張惠珠等(1985)對香蕉灣海岸林生態保護區植物社會調查報告中，提出此地的海岸植群可分為：

(1)臨海珊瑚礁植物帶

此植物帶的生長因受海風、鹽分及陽光之影響極大，以水芫花為主，全部呈匍匐狀態，其伴生植物有乾溝飄拂草(*Fimbristylis cymosa*)、印度鴨嘴草(*Ischaemum indicum*)及脈耳草(*Hedyotis coreana*)、白水木與山豬枷等植物。

(2)砂地草本植物帶

在珊瑚礁水芫花植物帶內側，有狹窄的砂灘，以典型的砂岸蔓性植物中之馬鞍藤(*Ipomoea pescaprae*)及蔓荊(*Vitex rotundifolia*)較多，濱刀豆(*Canavalia rosea*)、濱豇豆(*Vigna marina*)、無根藤(*Cassytha filiformis*)及雙花蟛蜞菊(*Wedelia biflora*)也伴生其中。

(3)臨海灌木植物帶

此群植物位於砂地草本帶內側，有時亦與水芫花灌叢帶相連，為海岸森林之林緣。此處受海潮之影響較小，生育環境較前兩帶為佳，然而，因位於森林前緣，受海水及海風之影響仍較森林主體為大，所以本帶植

物，除原為灌木者外，一般喬木樹種出現在本帶時，樹形及分枝亦低矮，最高約僅為 4 m，且常呈傾臥狀，因此，本帶於草本植物帶之後，形成一道天然的防風牆，其風剪所形成之曲線明顯可見。主要的樹種有白水木、草海桐、苦林盤(*Clerodendrum inerme*)、林投、毛苦參(*Sophora tomentosa*)、土沉香(*Excoecaria agallocha*)、黃槿、繖楊(*Thespesia populnea*)及臭娘子等。

(4)海岸林植物帶

緊連著臨海灌木植物帶，其內側屬海岸林。組成分子多為常綠闊葉樹，通常具有中大型葉，色澤鮮明且亮綠。林地有數條與海岸垂直的帶狀珊瑚礁岩，其間為較寬闊平坦的砂質地帶，以棋盤腳及蓮葉桐為主，以及所謂典型海岸林植物如水黃皮(*Pongamia pinnata*)、欖仁、黃槿、毛柿、銀葉樹(*Heritiera littoralis*)、皮孫木及瓊崖海棠(*Calophyllum inophyllum*)，另有茄冬、白榕、正榕及雀榕(*Ficus superba* var. *japonica*)等組成。越過公路之海岸林，原係與公路西側相連，因公路之闢建而分割，雖然種類組成稍有變化。此處以蓮葉桐及皮孫木為主，毛柿亦多，但並無棋盤腳，因離海岸較遠，受海洋的影響亦較西側小，其林相與墾丁森林遊樂區較為相似，為熱帶季風林。

賴明洲(2003)指出，恆春半島的海岸林，以棋盤腳及蓮葉桐為最優勢，喬木層為欖仁、銀葉樹、皮孫木、水黃皮、樹青、大葉山欖、大葉樹蘭、紅柴、白榕、黃槿、檄樹(*Morinda citrifolia*)、蟲屎(*Melanolepis multiglandulosa*)及稜果榕(*Ficus septica*)等，灌木層主要有止宮樹(*Allophylus timorensis*)、枯里珍(*Antidesma pentandrum* var. *barbatum*)及過山香(*Clausena excavata*)等。在此許多榕屬植物以幹生花及支柱根來點綴出類似熱帶雨林的景觀。

墾丁國家公園內設置多處生態保護區，各區亦有多篇前人研究報告(張長義等 1985；張惠珠 1985；張慶恩 1985；郭城孟 1990；陳玉峰 1984, 1985a, 1985b；陳玉峰等 1985；陳明義等 1991；楊冠政等 1985；戴昌鳳 1987；劉和義 1996；謝長富 1997)。

2.水生植物

張惠珠等(2004；2006)全面調查墾丁國家公園內的水生植物種類及分布。調查結果共記錄種數 131 種，41 科 77 屬。淡水水生植物中，以稗(*Echinochloa crus-galli*)與鋪地黍(*Panicum repens*)頻度較高；海域以單脈二藥草(*Halodule uninervis*)的頻度最高。依據國際自然及自然資源保育聯盟(IUCN)出版之紅皮書，評估物種稀有性，毛葉鹽藻(*Halophila decipiens*)及桃園藺(*Eleocharis acutangula*)為瀕危，水社柳(*Salix kusanoi*)、瓦氏水豬母乳(*Rotala wallichii*)、卵葉鹽藻(*Halophila ovalis*)、泰來草(*Thalassia hemprichii*)與單脈二藥草為易受害，鹵蕨(*Acrostichum aureum*)、大葉石龍尾(*Limnophila rugosa*)、瘤果簕草(*Blyxa aubertii*)、毛三稜(*Fuirena ciliaris*)為近受威脅。區域內生育地類型分為平原池塘、稻田、水田廢耕地、湖沼、溪流、河口、海域與其他，共 7 種。水生植物的生活型以葉挺水型最多。淡水水生植物中，出現頻度最高的前五種依序為稗、蓮子草(*Alternanthera sessilis*)、鋪地黍、水丁香(*Ludwigia octovalvis*)與鴨跖草(*Commelina communis*)。海生者以泰來草的頻度最高，單脈二藥草次之，毛葉鹽藻最小。物種多樣性以龍鑾潭及南仁山保護區內最高。

龍鑾潭與南仁湖為墾丁國家公園內二大水體，屬湖沼類型，兩水域中央均無水生植物，而水域邊緣有較多物種，超過 30 種。溪流與河口的物種多樣性因流速與兩岸沖積情形而不同。研究中指出，目前區域內稀有植物族群穩定存在，墾丁國家公園之設置確實為恆春半島水生植物保留良好的生育環境。

3.外來植物

呂福原等(2002)研究指出，墾丁國家公園之外來維管束植物計 116 科 254 屬 407 種。已馴化者有 41 科 87 屬 108 種，馴化比率約達 26.4%，顯示本區人為活動頻率超高，外來植物入侵衝擊強烈，原始植群保育不易。已達擴張性及侵佔性者有 13 科 30 屬 36 種。經調查確認，銀合歡(*Leucaena leucocephala*)應是最明顯具擴大擴散的一種。經文獻之整理、歸納，得知園區植群型，屬巨棲環境型態共分十大類 26 種，已有銀合歡入侵者八大類 9 種林型。其植

群結構與擴張狀況，以海拔 200 m 以下及園區西半部較為明顯。

郭耀綸等(2009)經實地調查後得知，目前國家公園內之外來種植物共有 47 科 115 屬 138 種，其中種數最多的科為菊科 19 種、豆科 15 種及禾本科 12 種，此三科佔所有外來物種之 32%，可發現菊科、豆科及禾本科皆為台灣地區外來物種數量最多的科(蔣慕等 2003；Wu et al. 2004；劉嘉卿等 2005)。

銀合歡自引進以來，即有植株矮化，提早開花結果現象。入侵之後，因具毒他性，可快速擴張形成優勢社會；為免除影響本處轄區內植物之基因社會，應可考慮以林相變更或林相改良之方式，對其做適當的處理，以保護本區在植物地理學上的獨特性。由於植物社會完整者，不易被銀合歡所入侵(鍾玉龍 2009)，故建議於園區內之未被入侵之原始林相，予以加強保育，減少人工干擾；被入侵之林型，可依其生育環境之不同及經營管理作業之需求，作適當之處理選擇。如於生育地條件較低劣之處，其原始林相本較低矮，宜對銀合歡作持續之砍伐試驗或進行適度生物防治作業(吳立心等 2008)；而在生育地條件良好者，即其原始林相較高之地帶，可選擇不同的密度的地方，考慮以鄉土樹種，實驗造林，培養新的原生植物社會，或可成功漸次的取代銀合歡而達國家公園經營管理目標。

綜觀恆春半島過去植群之研究，從早期單純的標本採集及種類鑑定的摸索階段，進入植群生態及植群演替趨勢等多元化的研究，均能提供許多後進研究者之重要參考依據(表 1)。

二、監測相關文獻回顧

本篇回顧生物多樣性指數、建立永久樣區、土壤種子庫調查、稀有植物與地景指標等不同監測方式，藉此了解各監測方式間不同特性，以供建立適當之監測系統之參考依據。

(一)、生物多樣性指數

生物社會是在一定地理區域內，生活在同一環境下的不同族群之集合體，生物社會內部存在極為複雜的相互關係，使得生物社會具有因組成物種

不同，而產生不同的靜態和動態的特徵。生物社會之多樣性主要係指社會之組成、結構與動態(包括演替及波動)方面之多樣化。從物種組成方面研究群落之組織或多樣化程度之研究已有較長歷史，方法亦較為成熟。不論怎樣定義多樣性，它都是將物種及均勻度結合起來的一個單一統計量。均勻度可以用不同物種個體數目之分布、生物量之分布或覆蓋度之分布來加以量測。目前提出之物種多樣性指數可分為三類，分別為 α 多樣性指數、 β 多樣性指數及 γ 多樣性指數。

在許多研究報告中，多樣性指數經常應用在植群調查中，並配合環境因子來解釋研究植群的情況。多樣性指數可依需要應用在植群研究中不同的面向，進而得到不同的解釋結果。以 α 多樣性指數來看演替階段間之差異，在研究中多樣性變化皆有類似之趨勢，Simpson 多樣性指數在演替中期階段小於天然林階段；Shannon 指數在演替中期階段 < 演替早期階段 < 天然林階段；均勻度指數在演替中期階段 < 演替早期階段 < 天然林階段(葉慶龍等 2004；張金屯等 2000；溫遠光等 1998；賀金生 1998；周本智等 2005)。於森林干擾後 α 多樣性指數亦可看出變化的趨勢，在研究文獻中，當森林受到干擾後所產生之林隙(Gap)能提高森林的物種豐富度，以 Shannon-Wiener 多樣性指數及均勻度指數來看以中期林隙指數最高，其次為早期林隙，晚期林隙稍有下降，而以非林隙為最低。生態優勢度則有早期林隙高、中晚期林隙低、非林隙林分高之趨勢。導致如此現象是因為早期林隙中以陽性物種佔有優勢，而非林隙林分則以耐陰物種居多而有優勢之情形的產生。因此森林受到干擾後所產生之林隙會提高森林物種豐富度，特別是中期林隙對物種多樣性維持更有相當之助益(龍翠玲等 2005；劉雲等 2005)。以不同生育地的角度看 α 多樣性指數亦呈現明顯之變化。隨著海拔升高，物種種數逐漸減少，物種多樣性亦隨之降低，進而影響到不同海拔生育地中之物種多樣性特徵。海拔對於不同生育地中植物社會的物種數目、多樣性指數、均勻度皆有顯著影響，隨著海拔升高，植物社會的物種數目、多樣性指數呈下降趨勢，物種均勻度指數則呈上升趨勢。當植物社會所處之海拔接近時，向陽坡生育地中植物社會的物種種類、個體總數明顯較背陽坡多(黃世國等 2001；鄭祈全等

2002;王國宏 2002)。葉慶龍等(2004)利用 5 種 β 多樣性指數,分別為 Whittaker 指數(β WS 指數)、Routledge 指數(β R 指數)、Wilson-Schmida(β T 指數)、Jaccard 指數及 Sørensen 指數,結果顯示南仁山山區相思樹人工林 3 個演替階段間之 β 多樣性。次生演替早期階段至演替中期階段之 β 多樣性與演替早期階段至天然林階段間並無明顯差異,而演替階段間 β 多樣性之最大值出現於演替中期階段至天然林階段。類似之結果亦存在於人工林中,森林隨著演替序列前進林分間物種組成相似性逐漸升高,天然林之植物大量進入柳杉林內生長導致林分內物種轉換有限, β 多樣性指數亦隨之下降,因此植物社會間愈接近極盛相者,其組成物種之共有種愈多, β 多樣性指數愈小(葉慶龍等 2004;陳益明 2002;溫遠光等 1998;林開敏等 2001)。

α 多樣性說明相思樹人工林各演替階段之物種多樣性及均勻度, β 多樣性指數則反應各演替階段間物種組成之相似性及物種轉換率,結合 α 、 β 多樣性指數即可說明相思樹人工林在演替序列物種組成之異質性。此結果將提供森林經營及保育重要資訊,藉由 β 多樣性指數可指出各演替階段之物種組成不同; α 多樣性指數則說明各演替階段皆具相當之物種多樣性。若要針對物種多樣性進行保育工作時,保育對象應含蓋演替序列上每一個演替階段之生育地,使物種多樣性到達最高以提升保育成效。

生物多樣性研究的理論主要是希望了解生物間的結構與功能,發現影響物種組成與結構的規律,並了解物種動態的內部機制。以實用方面而言,生物多樣性的研究可以對植物社會進行監測及保育,在生物多樣性的保育工作中,多樣性指數常被用來評估生物社會或生態系的狀況。如果生物社會之多樣性指數愈豐富,則此社會存在的價值也就愈大,以遺傳資源或基因多樣性的角度來看這是相當具有意義的。但如以生態學的角度卻不一定如此,由整理文獻可知在某些區域性的穩定社會,其多樣性指數往往是較之前的演替序列為低,但此社會卻是相當穩定且能良好適應當地環境,在生態意義上具有正向意義。因此,針對問題的需要而選擇適當之多樣性指數是進行生物多樣性研究時必要的前置作業。

以 α 多樣性指數的物種豐富度指數、物種相對優勢度模式、物種多樣性指數、物種均勻度指數等 4 種方式而言,選擇指數時可用多樣性指數對社會

間相異之比較能力、多樣性指數對樣區範圍大小的敏感程度、多樣性指數之內容主要著眼何種物種(優勢種或稀有種)、以及多樣性指數被利用與理解的廣泛程度等等來加以選擇，在文獻整理中最常被使用的多樣性指數，分別為物種豐富度指數、Simpson 指數、Shannon-Wiener 指數、Simpson 均勻度指數、Shannon-Wiener 均勻度指數等等。

1. Simpson 指數

Simpson 指數為測量社會集中或差異的程度，假設當社會中個體數不變時，逢機選取兩個體，此兩個體為同一物種的機率越大，即表示集中性越高，而多樣性程度越低。此指數又被稱為優勢度指數，為多樣性的集中性測量方法，其值介於 0 與 1 之間。當一樣區對物種數豐富度不敏感時，此指數對最高豐富度的物種有很強的加權傾向。其方程式如下：

$$\text{Simpson diversity} = 1 - \sum (n_i/N)^2$$

n_i 代表某樹種之重要值(種數)， N 代表所有組成植物族群之重要值(種數)之總和。

2. Shannon-Wiener 指數(H)

Shannon 指數為 Shannon 與 Wiener 氏導出的方程式。此指數為假設在個體數無限大的族群中亂數選取一個體，此物種一個體被選中之機率是逢機的，且物種數越多，則其不定性也越大。換言之，此指數受到個體數與種數的影響，即種數愈多，其多樣性也愈高。因機率之對數為負值，故前面再取一負號以轉為正值。當生物社會僅有一種物種組成時($n_i=N$ $S=1$)，此值為 0，即無多樣性可言，此值之最大值並不固定，種數愈多，個體分布愈平均，則 Shannon 多樣性指數愈高。Shannon-Wiener 多樣性指數數值大多在 1.5 至 3.5 之間，很少超過 4.5。(劉棠瑞、蘇鴻傑 1983)。其方程式如下：

$$\text{Shannon diversity (H)} = - \sum (n_i/N) \log(n_i/N)$$

n_i 代表某樹種之重要值(種數)， N 代表所有組成植物族群之重要值(種數)之總和。

多樣性指數皆為將物種豐富度以及均勻度以不同的方式結合起來之統計值，因此均勻度(Evenness)是社會多樣性研究中十分重要的觀念。均勻度係指社會中不同物種的豐富度(生物量、株數或其他介量)分布之均勻程度。

1. Simpson 均勻度指數

Simpson 均勻度指數是以 Simpson 指數作為基礎之均勻度計算方式。其方程式如下：

$$\text{Simpson 均勻度指數} = 1 - \sum (n_i/N)^2 / (1 - 1/S)$$

n_i 代表某樹種之重要值(種數)， N 代表所有組成植物族群之重要值(種數)之總和， S 為種數。

2. Shannon-Wiener 均勻度指數

Shannon-Wiener 均勻度指數是以 Shannon-Wiener 指數作為基礎之均勻度計算方式。其方程式如下：

$$\text{Shannon-Wiener 均勻度指數} = H/\log S;$$

H 為 Shannon-Wiener 多樣性指數， S 為種數。

而選擇何者為研究中較適宜之 β 多樣性指數時亦是進行社會多樣性研究時必要的前置作業。選擇 β 多樣性指數時亦可利用一些評估方式，如原始資料來源之形式、 β 多樣性指數是否具有可加性、 α 多樣性指數是否會影響 β 多樣性指數之結果、取樣範圍之大小是否會影響 β 多樣性指數之利用與結果、對於社會取代情形觀察程度之大小等等來選擇適宜的 β 多樣性指數，以確保未來研究之完整性。

(二)、土壤種子庫

森林植物的更新方式是影響植群演替的重要因素之一。Garwood (1989) 曾將森林植物的更新方式歸納為 5 種，即種子雨(seed rain)、幼苗庫(seedling bank)、稚樹庫(sapling bank)、土壤種子庫(soil seed bank)及萌蘖(sprouts)。在不同的環境及不同植群，各種更新方式均有其獨特性及重要性，即使同種植物亦可在不同環境條件下顯現不同的更新方式(Houle 1998)。先驅種多以種子雨及土壤種子庫為更新來源，非先驅種則可藉種子雨、幼苗庫、稚樹庫及萌

槲等多種方式更新。森林孔隙的形成將造成微環境資源的顯著變化，而此種改變亦是造成熱帶雨林植群變動的主要因子。因為環境資源的釋放將有利於不同更新機制樹種苗木的生長與發展，例如林下的幼苗庫、稚樹庫及土壤種子庫均因孔隙的形成而有不同的發展(Whitmore 1989)。

無論是熱帶雨林、溫帶林或及寒帶林，均有植物利用土壤種子庫為其更新機制(Garwood 1989; McGraw and Vavrek 1989)。這些土壤種子庫組成以草本植物及灌木居多，少有木本植物，且多屬先驅樹種，因此由土壤種子庫完成更新的植群，其組成多與演替後期森林以耐蔭樹種為主的組成不同(Depuy and Chazdon 1998; Tekle and Bekele 2000)。

在台灣福山、墾丁熱帶次生海岸林及關刀溪森林土壤種子庫的研究顯示，種子庫內物種生長型亦多屬草本及灌木(Chang et al. 1998)，而墾丁熱帶次生海岸林內有密度極高(234 株/m²)的原生先驅樹種土壤種子庫，可提供為森林更新之天然材料(王相華等 2009)。

藉由監測土壤種子庫物種組成，可了解森林植物更新機制及多樣性之變化，亦可加入環境資料了解彼此之關聯性；如此將有助於了解森林植群之演替狀況及生物多樣性變化，並可在經營作業上做為調控天然更新的依據。

(三)、建立永久樣區

永久樣區是指一個取樣單位在設置及記錄之後，可提供於相同位置，但是不同時間的狀態下對於發生的變化進行重覆的測量(IUFRO 1992)。永久樣區(長期動態樣區)調查的目的是藉由大型長期動態樣區之設置及週期性的重複調查，以了解某地區代表性森林內共同生存在一起的大量物種及植株的動態變化過程。設置永久樣區，進行長期監測以觀測林分生長，森林組成、結構、蓄積等動態變化和對不同林分處理反應之狀況，實為建立有效林分經營體系中不可或缺的一環。隨著長時間資料的累積，以及大量物種及植株的密度及空間變化的追蹤，藉此監測出該森林的動態模式。

永久樣區設立後，能成為許多相關研究的核心地點，這些研究包括植種數量組成、生物多樣性、族群結構、物種分布類型、生長的環境需求、苗木

更新狀態、生長及花果週期、凋落物及分解速率、營養鹽循環、林隙性質與森林更新之相關性、地被植物之組成與其在森林中之角色等(Bellingham et al. 2000)。

永久樣區調查所獲得的精確生長量資料，不論該物種具經濟效益與否，均可用於生物資源的永續經營，該資料亦可應用於估計碳的儲存量以及物種保育。因氣候變遷及人為干擾所導致的森林變動狀況，也可藉由永久樣區的調查來加以監測。此外對各物種及其族群的了解，也有助於生物資源之經營。

(四)、稀有植物文獻及其復育計畫

徐國士等(1985)、許書國等(1992)整理恆春半島被列為稀有植物的種類有217種，包括蕨類植物11科19種，裸子植物1科3種，雙子葉植物58科183種，單子葉植物10科42種。實地野外調查三星果藤、亞洲濱棗、恆春哥納香、鼠鞭草、緞葉野桐、繖楊及鵝鑾鼻鐵線蓮等七種稀有植物，發現其開花結實均佳，惟有遊客踐踏、人為採集或開墾之潛在危機。

陳玉峰(1985)指出，鵝鑾鼻野百合為前岸植物沙地指標種；不但生態幅度窄，且可作為植群分析上台南南端典型分化種；許多學者研究亦有類似的結論(劉崇瑞，劉儒淵 1977；楊勝任 1987；蘇鴻傑 1977；蘇鴻傑，蘇中原 1988；Hu 1961)。陳雲倩(1989)更進一步指出，鵝鑾鼻野百合主要位於卵形飄拂草—竹節草型之下的短禾草原之紫果馬唐—竹節草亞型植物社會，分布地區主要為強度放牧下所導致之低草原，而且位於動物放牧之聚集處，全天光空域值約在75-85%間之空曠多風處，特徵種除了鵝鑾鼻野百合，還有有紫果唐、其昌假蛇尾草、華野百合、藍豬耳等低矮草本植物。徐國士等人(1985)依據鵝鑾鼻野百合為台灣特有且分布狹隘之屬性，應列入稀有植物。黃增泉等人曾於1987-1988年在墾丁國家公園內進行豆科植物資源調查，指出鵝鑾鼻野百合分布範圍極狹隘，僅見於聯勤至風吹沙面海懸崖頂、貓鼻頭、社頂，強風沙地則零星分布，物種主要干擾因子為動物啃食，並認為族群數量穩定，不需要特別保護，其原因是全株被覆絨毛可減少水份蒸散，葉子緊密堆疊且伏地生長可降低機械傷害，不易遭受強風、人畜摧折，所以在東北季風盛行之下，亦可在龍磐草原發現其綻放著黃色的花朵(黃增泉等 1988)。然而，其

他學者卻認為該物種之生存已受到威脅，需要加以保護，如陳玉峰(1985)以該物種生態幅度窄，宜列為珍稀植物保育之。鄭元春(1984)也提到鵝鑾鼻野百合由於植株短小，覆蓋性不甚良好且野生個體不多，故有需要以人工助其散播。林介龍(1995)調查發現，鵝鑾鼻野百合由於生育地屢遭遊客踐踏衝擊再加上人工造林、牧草之栽植，造成該物種種子的散播受阻且生存環境日益窄化。儘管先前有多篇有關鵝鑾鼻野百合的相關報告，然對此一特定物種進行長期量化評估仍所欠缺。雖然鵝鑾鼻野百合分布範圍位在墾丁國家公園內，然而人工造林、遊客踐踏等衝擊不可避免，致使近二十幾年來分布地點更形縮減，需要人為力量介入進行復育工作。

園區內之稀有植物建議應先評估個別之稀有性、瀕危程度、野外現況及干擾狀況等項目，挑選出重要之物種並提出復育計畫，對瀕危物種進行族群生活史現況調查。

(五)、地景指標

Hobbs (1997)提及未來不論是土地使用計畫或生物多樣性保存皆需考慮到地景生態的觀點；生態系的變遷有其方向性，唯有透過監測較大比例尺之地景變遷時間序列，才能了解其變化的自然機制。地景研究可依研究目的自訂尺度，配合利用 3S(GIS、RS 及 Global Position Systems, GPS)工具研究地景組成、結構及功能。利用遙測資料，配合 GIS 之分析可得到植群圖、土地利用圖、動物棲地適宜區域圖、景觀變遷圖、景觀變遷之趨勢預測等資料。這些資料可以結合空間資訊做進一步之分析，如進行預測、生態模擬或建立生態模式。譬如利用遙測之分析可以得到一地區之景觀變遷圖，由於景觀乃是一地區之所有因子之整合，瞭解其改變與趨勢走向，將有助於決策判斷。因此，就國家公園經營者的角度而言，這些資料將可以應用於自然環境變遷之監測、工程開發之監控、火災之預防與監測，以及動物棲地變化之監測等要項；同時也可與生物調查之資料結合，探討生物與環境變化之關係，應用範圍非常廣泛。Rocchini et al.(2006)指出，結合遙測與地景指標的使用，對於研究生態系動態監測，是強而有力的方法。Lausch and Herzog (2002)指出，

可應用地景原理透過地景指標的量化，進行地景監測的研究，並研究德國 Saxony 西部地區採煤礦業對地景結構的變化，挑選 24 種地景指標計算 1912、1944、1973、1989 年四期的土地利用型圖，並且利用 Spearman's 相關係數及因素分析(Factor analysis)法，找出最後 8 種適合描述該地區之地景指標，包括平均嵌塊體大小、嵌塊體數目、最大嵌塊體指標、面積加權碎形維度、地景形狀指數、Simpson's 多樣性指數、嵌塊體豐富度和散佈性指數等資訊，將其用於監測該地區所造成的資源衝擊。Schindler et al.(2008)亦指出，為了強化森林管理，地景監測應當建立，以判定在地景結構上土地利用與經營管理的影響，藉此改善其經營策略。並研究希臘 Dadia 國家公園內生物多樣性之評估，分類 9 個土地覆蓋類型以 119 個指標變數透過因素分析選出具代表性之地景之指標，用以詮釋地景結構。由因素分析選出最大解釋能之指標包括 Simpson's 多樣性指數、邊緣平均指數、碎形維度及形狀指數。陳朝圳等(2005)以 1993、1997 及 2001 年之 SPOT 衛星影像為材料，進行不同時期之植群型分類，建立不同分區之植群型空間分布後，以地景生態指數探討各植群型於不同時期之變遷，並對墾丁國家公園之經營管理提出相關建議。由研究結果得知，墾丁國家公園區內各期間之地景層級植群型在多樣性、均勻性與排列性上均有日趨複雜之趨勢；而經由 Shannon's 多樣性指數之 t 值檢定結果顯示，地景層級之植群型變遷達顯著差異，顯現墾丁國家公園管理處在遊憩壓力與開發密度高之區域，有必要加強經營管理與生態監測工作，以確保維護生態系之穩定。

經由文獻可得知，由於遙感探測及地理資訊系統(Geographic Information System, GIS)的快速發展，對於地景生態的研究，逐漸成為重要的研究工具，尤其是在大的空間尺度上，更可獲得許多數據，而 GIS 則因具有龐大的計算與空間分析功能，對於空間數據以及地景指標的運算係為不可或缺的工具，亦可應用於自然資源經營管理上。

貳、動物文獻回顧

一、陸域動物相

(一)、南仁山森林生態系

墾丁國家公園內有不同生態系，除淡水生態系外，還包括森林及草原生態系。園區內森林生態系包括南仁山區、高位珊瑚礁、香蕉灣海岸林生態系，其中，又以南仁山森林生態系的動物相調查較多。茲分述如下：

1. 無脊椎動物

例如，徐芝敏(1997)利用碳與氮穩定同位素探討生物能量與食物網的動態關聯，她發現碳、氮同位素隨著營養階層高低而異，因此可藉此得知生產者、消費者及分解者在各營養階層的能量傳遞，而陸域營養階層較水域營養階層多，是因為陸域生物的食物鏈較水域更為複雜。

梁硯嘉(2002)調查森林底層的無脊椎動物相，發現主要成員是以分解者及初級消費者型態存活在落葉堆中的彈尾目(Collembola)、膜翅目(Hymenoptera)、等翅目(Isoptera)、纓翅目(Thysanoptera)及蜘蛛目(Araneae)等為。其中以膜翅目蟻類最多，等翅目白蟻隨著枯木的分布呈現不均勻狀態。落葉堆底層以彈尾目跳蟲，纓翅目薊馬、蟻類、蜚蠊及蜘蛛為主，落葉層中的碎屑可提供這些無脊椎動物有良好的食物來源，以及掩蔽、躲藏等生活空間；他表示，1-3月東北季風來襲期間，無脊椎動物的密度相對較低，6-7月雨季亦然。蟻類則例外地在6月較高，溫度上升跳蟲、薊馬族群量有上升趨勢，蜚蠊則與溫度呈負相關。颱風大雨的沖刷則讓各棲地不同族群的密度都有下降趨勢。

昆蟲數量龐大，種類多樣性也特別高。陳維壽(1985)在墾丁國家公園成立之初即針對南仁山的蝴蝶相進行調查，建立物種名錄。為了解昆蟲對南仁山的森林生態系結構的作用與功能，張念台與陳仁昭(1997；1998；1999；2000)白日利用掃網、敲擊法採集古湖樣區、溪谷樣區、欖仁溪樣區與次生林樣區的昆蟲相，並利用穿越線法調查蝶類數量消長，共計發現19目85科464種昆蟲，其中以鞘翅目、鱗翅目及蜻蛉目的種類最多。蝴蝶在溫度18-22度時較常出現，斑蝶科(Danainae)與粉蝶科(Pieridae)出現比例較高，出現頻度與降雨相關，東北季風對蝶類的影響不大，反而是夏季颱風

的影響較大。斑蝶類常出現於12-3月，粉蝶則多發生在4及7月間，其它如蛇目蝶、小灰蝶與鳳蝶亦是。夜行性昆蟲則利用燈光誘集法調查南仁山步道3.2 km處溪流附近蟲相，結果顯示，在2、3月誘集到的數量最多，以雙翅目為主，鱗翅目蛾類次之。而蛾類種類十分龐大，還需進行相關研究。南仁山區的螢火蟲種類約10種，而除了南仁山地區外，出風谷、滿洲、九棚地區、社頂地區都也有種數不少的螢火蟲，總計約有20種，約占全台的三分之一。螢火蟲大量出現的時間以春末與夏季為主，落山風與燈光干擾分布的因子。

張念台與陳仁昭(1997；1998；1999；2000)對田野調查樺斑蝶(*Anosia chrysippus chrysippus*)幼蟲與馬力筋交互作用發現，2月時，馬力筋(*JasAsclepias curassavica*)上無樺斑蝶幼蟲危害時，葉內奮心配醣體含量約0.23mg/g，而在6月時，馬力筋葉片上開始有樺斑蝶幼蟲時，葉內奮心配醣體平均含量降至0.17 mg/g，實驗發現受傷的馬力筋奮心配醣體含量達0.214 mg/g，若幼蟲取食後，會有發育受阻，羽化後成蟲翅殘缺不全。另外，研究優勢種稻蝗(*Oxya podisma*)對食草的取食量及在能量轉換上的功能，結果顯示：攝食食物的轉化效率約15%，消化後食物的轉化效率，雌雄分別為76.08%與80.92%，發現此蟲的生物量不大，卻在此區扮演的很重要的能量轉化角色。

張學文(1997；1998)在南仁山古湖樣區與溪谷森林樣區內進行蛛型綱動物群聚生態研究，二樣區共發現26種蛛型綱(*Arachnida*)。狼蛛(*Pardosa* sp.)在兩區皆普遍發現，數量最高，其次依序為草蛛(*Agelina* sp.)、盲蛛(*Leiobunum* sp.)與高腳蜘蛛(*Heteropoda* sp.)等。雖物種相似度高，但古湖森林樣區的個體數量及多樣性都較溪谷森林樣區高。可能是棲地類型的影響，古湖樣區靠近森林及溼地提供多樣的環境及食物，物種多樣性較高。張學文(2000)後續對古湖樣區的底棲生物研究也發現，在4個不同類型的棲地中，溪邊組多樣性最高，草原組最低。各區物種歧異度冬季比夏季低，天氣變化會影響各物種族群消長(張學文 1998)。又在東北季風盛行時，向風的古湖樣區多樣性會相近或低於溪谷樣區，強盛的東北季風會對蛛形綱的昆蟲群聚造成影響。而在夏天颱風季時，兩樣區的多樣性皆降低。

2.兩棲、爬蟲類

呂光洋(1985)對南仁山兩棲爬蟲進行廣泛調查，記錄到的兩棲類有14種，爬蟲類有24種，蜥蜴類有11種，其中半葉趾虎(*Hemiphyllodactylus typus typus*)是台灣新紀錄種，而百步蛇(*Agkistrodon acutus*)屬瀕危物種。侯平君(1996)以夜間目視調查法調查到有16種兩棲類及21種爬蟲類，蜥蜴以斯文豪攀蜥(*Japalura swinhonis*)最常見，長尾南蜥(*Mabuya longicaudata*)、印度挺蜥(*Sphenomorphus indicus*)次之，蛇類以赤尾青竹絲(*Trimeresurus stejnegeri stejnegeri*)最多，其他毒蛇數量則偏低。爬蟲季節性的變動為8月出現次數最高，12月最低。

南仁山擁有全台近半數的兩棲類，共有4科8屬18種。其中特有種有盤古蟾蜍(*Bufo bankorensis*)，狹口蛙屬的史丹吉氏小雨蛙(*Microhylella stejnegeri*)、溪樹蛙屬的褐樹蛙(*Buergeria robustus*)，樹蛙屬的莫氏樹蛙(*Rhacophorus moltrechti*)、橙腹樹蛙(*Rhacophorus aurantiventris*)。橙腹樹蛙及金線蛙(*Rana plancyi*)屬於保育類三級的兩棲類，黑眶蟾蜍(*Bufo melanostictus*)、腹斑蛙(*Rana adenopleura*)、白領樹蛙(*Polypedates megacephalus*)，莫氏樹蛙在夏季活動較少，其他種類則全年均有活動，在不同年間並在不同的棲地上，蛙種的數量比例及分布情況不盡相同(侯平君1996；1997)。在1998-2000年調查南仁湖及巴沙加魯溪谷的優勢兩棲類組成時空變化，發現拉都希氏赤蛙(*Rana latouchii*)、金線蛙、斯文豪氏赤蛙(*Rana swinhoana*)及盤古蟾蜍等4種優勢兩棲類。其中以拉都希氏赤蛙最常見，占出現總數的36%。再者，侯平君(2000)利用捕捉標放法進行拉都希氏赤蛙族群動態及其環境因子之間的探討。結果顯示，拉都希氏赤蛙會在繁殖季節，9-11月時聚集在南仁湖區一起求偶，大多是以雄蛙為主，此季節所出現的族群數量是最多的，曾多達1600隻的成蛙聚集，是非生殖高峰期的2-3倍之多。拉都希氏赤蛙成蛙存活率為0.62-1，生殖後的存活率較低。

對4種優勢蛙種的食性分析上，發現拉都希氏赤蛙及金線蛙其胃內含物大多是螞蟥、蜘蛛及鞘翅目的昆蟲。斯文豪氏赤蛙胃內含物最多的為蜚蠊，他所捕食的種類最少，僅23目40科。盤古蟾蜍捕食種類最多，食性最廣，

包含31目94科，但主要以螞蟥為主。研究也發現，拉都希氏赤蛙及斯文豪氏赤蛙在生殖求偶時，有可能把力氣都花在繁殖上，所以不會進食，空胃的比例較高。4種蛙類在季風時捕食蜘蛛的比例均比非季風季高，捕食蜚蠊(除金線蛙外)亦是如此，非季風季則以螞蟥較季風季高(除盤古蟾蜍外)。盤古蟾蜍的食物以螞蟥為主，食物均度最低，讓食物棲位寬度最窄(2.23)，金線蛙最寬(3.17)沒有特別的取食偏好。拉都希氏赤蛙、盤古蟾蜍及金線蛙食物棲位重疊度高，分別是0.83及0.88，而斯文豪氏赤蛙因為其食性主要以蜚蠊為主，所以與其他三者食物棲位重疊度小，分別為0.53-0.74之間。四種兩棲類的食性與東北季風、非東北季風時，環境中可利用食物種類不同，或不同季節的營養需求改變，讓其食性變化有差異。

侯平君(2008)在南仁山地區利用夜間目視遇測法、方格取樣法、自動錄音法，在森林底層、靜水域發現4科7屬17種的兩棲類，占全台兩棲類種數的59%(17/29)。她指出，多數物種全年皆有出現，在4-8月間森林底層的青蛙密度較高，4月份的青蛙密度最高(5.33隻/m²)。腹斑蛙、史丹吉氏小雨蛙、金線蛙與白領樹蛙主要在春夏活動，莫氏樹蛙則較常在冬季出沒，並在古湖地區的物種數為最高，且不論迎風或背風坡森林物種數都是較高的。在不同方法比較上，夜間目視遇測法共調查到13種兩棲類；方格取樣法共調查到9種兩棲類；利用自動錄音法共有16種兩棲類的叫聲被記錄。貢德氏赤蛙則是在1995-2000年的調查被記錄到，僅有1筆紀錄，而2008年的調查沒有發現，其是否存在於南仁山地區也有待查證。橙腹樹蛙與虎皮蛙的數量也較少，可能和族群量及生活習性隱蔽性有關。

3. 鳥類

南仁山鳥類相調查，早期有南仁湖邊的水鳥和陸鳥群聚調查(王穎1985；1986)。之後，孫元勳(2000)曾探討坡向與鳥相的關聯。他表示，季風影響坡向植被結構，進而影響鳥相。多數鳥類選擇背風坡原始林，迎風坡除少數的紅嘴黑鵯、白耳畫眉、繡眼畫眉外，沒有其他鳥類會利用。次生林的迎風坡或背風坡的鳥相無季節差異，可能是其被干擾後出現了許多咬人狗(*Dendrocnide meyeniana*)、白匏子(*Mallotus paniculatus*)及血桐(*Macaranga tanarius*)等會在冬季開花結果的植物；宮欽泰等(2001)和謝冠

育等(2002)發現，不同季節次生林的迎風坡或背風坡的食物量相近。再者，孫元勳 (2000)表示，南仁山的植物因東北季風盛行，而有特別的植被壓縮現象，但鳥類卻無此現象。

(二)、其他地區

動物會到處移動，隨著族群量增加而擴散，或是隨著食物分布而有不同大小的活動範圍，所以關於動物的研究調查常常不僅是侷限於單一區域，更多是跨越不同生態區域的調查。關於墾丁國家公園內的動物研究，除南仁山低海拔熱帶森林生態系外，更多研究的區域是涵蓋南仁山、社頂高位珊瑚礁和龍坑之間森林內的動物相組成。其中在社頂高位珊瑚礁、龍坑和香蕉灣海岸林內，大多是針對那一區特殊的植物相研究調查，動物相的調查除了香蕉灣海岸林有陸蟹調查，以及社頂高位珊瑚礁森林研究獼猴的族群動態外，其他動物相的研究則是依動物的習性特點而涵蓋不同的範圍。

1.無脊椎動物

(1)昆蟲

早期除了南仁山保護區外，在墾丁國家公園的其他地區也進行昆蟲(朱耀沂等 1986)、蜘蛛(朱耀沂等 1986)及陸貝(張文重 1985)的生態研究。朱耀沂等(1986)除建立昆蟲名錄外，還針對其生態習性逐一簡介。他們指出，墾丁國家公園內以鞘翅目及蛾類最多，昆蟲會隨著植物相及季節等生物與非生物因子而有不同的分布，如昆蟲大部分在春、秋出現，冬季最少。禾本科形成的大草原以直翅目昆蟲最多；津田氏大頭竹節蟲(*Megacrania tsudai*)生活在林投上；在南仁山因為有大片水域，所以蜻蛉目數量最多。南仁山地區有針對昆蟲與植物間的互利共生及能量轉換等食物鏈間的研究。而其他昆蟲在墾丁的生態系中所占的位置如何？昆蟲不同群落之間的交互作用，以及如何進行腐爛植物體，落葉屍體之分解還原作用等都是有趣的問題。

朱耀沂等(1986)指出，林下的爵床科(Acanthaceae)、野牡丹科(Melastomataceae)、冬青科(Aquifoliaceae)、鼠李科(Rhamnaceae)、蕨類

等植物提供給昆蟲食用。此地的昆蟲以蝶類為最多，其中南仁湖水域也讓許多蜻蛉目昆蟲在此生長，南仁湖水域週遭植被為水生、濕生、草原植被及森林植被組成，讓此區的昆蟲有多樣的生活環境。

朱耀沂等(1986)表示，津田氏大頭竹節蟲其具有孤雌生殖的特性，及將乳白色的防禦費洛蒙噴出等特殊行為，牠依賴著林投生存，但屬於熱帶海濱植物群落的林投常常因為海岸小徑或甚至道路的拓寬，捕捉、環境破壞及污染會嚴重影響到這個零星分布的物種，須要深入了解牠的族群量、族群結構等，以降低棲息地干擾效應。

而因為放牧活動讓港口馬兜鈴及戟葉馬兜鈴(*Aristolochia heterophylla*)大量減少，黃裳鳳蝶(*Troides aeacus kaguya*)幼蟲一度遭遇到無食物可吃的窘境。2006年謝桂禎(2008)在高位珊瑚礁保護區、社頂及鵝鑾鼻地區，進行黃裳鳳蝶幼蟲的食草植物-港口馬兜鈴的研究，該植物亦是黃裳鳳蝶、紅紋鳳蝶(*Pachliopta aristolochiae interpositus*)及大紅紋鳳蝶(*Byasa polyeuctes termessus*)的幼蟲食草。研究發現，現存港口馬兜鈴以早期受到保護的鵝鑾鼻公園珊瑚礁森林的分布密度最高，其它地方因人為活動而遭砍伐或因農牧業活動，有些已變成次生林等，港口馬兜鈴數量較少。黃裳鳳蝶對馬兜鈴的利用率達75.3%，紅紋鳳蝶達74.2%，但兩種蝶類選擇的棲地不相同，黃裳鳳蝶較常利用森林植株(100%)，對林間較開闊之小徑林緣類型的利用率最低(57.1%)，反之，紅紋鳳蝶對馬路邊的森林邊利用率較高(100%)，在森林棲地則較低(40%)。此外，兩種蝶的產卵位置及取食部位也不盡相同，黃裳鳳蝶選擇在林相鬱閉處的港口馬兜鈴(62%)比率比在林間開闊處的港口馬兜鈴高，而在林間開闊處生長的港口馬兜鈴受到的干擾會較大。

墾丁海岸林開發嚴重，僅存的鵝鑾鼻珊瑚礁森林及香蕉灣熱帶海岸林，屬海濱植物群落，分為臨海珊瑚礁植物帶，以水芫花為主、沙地草本植物帶，以馬鞍藤、蔓荊較多，臨海灌木植物帶，以白水草、草海桐、白花苦藍盤(*Clerodendron inerme*)、林投、土沉香等為主，海岸林植物帶以蓮葉桐為主。越過屏鵝公路之海岸林，以蓮葉桐、皮孫木為主。植食性昆蟲中較特殊者為現屬保育類昆蟲之津田氏大頭竹節蟲、叢蟋、以桑

科榕屬為食的各種擬捲葉蛾，及近年才被提升為獨立科的桑斑蛾(Phaudidae)和本島僅分布此區的日逐蛾(Heliodinidae)。棋盤腳、腺果藤(*Pisonia aculeata*)、爬森藤(*Parsonia laevigata*)及猿尾藤(*Hiptage benghalensis*)均為本區重要的蜜源植物。在盛開季節，常可見大量蛾類、金龜子、半翅類及膜翅目昆蟲聚集訪花。海岸林夏季以蟬最多，冬季則以蜻蜓類最多(朱耀沂等 1986)。

另外，於 2003 年時在香蕉灣海岸林發現新種天牛，寬叉紋黑天牛(*Euryclytosemia* sp.)，是台灣的新紀錄種，經過 5 年後，在社頂地區又有第二筆紀錄。2009 年又發現四紋蟻型天牛(*Myrmexocentrus quadrimaculatus*)，此種曾在 30 年前被日本學者採集到。另外，加藤巨顎天牛(*Anomophysis katoi* Gressitt)，數十年來僅在恆春半島被記錄。這些物種可能為侷限性分布物種，因為不了解牠們的習性，常常在物種普查會被遺漏。因此，需要藉由研究，在深入了解牠們的習性後，才能明瞭牠們需要特定的微棲地環境才能生存，這些生態區位狹窄的物種，更須趕緊的建立保護，以免因環境因子的改變，就會讓這些物種遭遇滅絕。而藉著昆蟲陸續發現新種，當地昆蟲物種似乎還有許多有待研究之處，因此，在沒有全盤明白前，以避免因為開發干擾而讓從未被發現的物種滅絕。

同樣的，在港口溪與佳樂水一帶也有發現一些特殊的天牛分布，港口溪以南地區，屬於高位珊瑚礁植群，榕屬植物居多，另外，還有相思樹人工造林地以及開闊的放牧用草生地。港口溪以北，則是由中央山脈延伸下來的低海拔熱帶闊葉林植群，為南仁山植群森林生態系的一部份。可能是港口溪位於兩種不同森林生態系交接處，讓此地的物種特殊，而究竟是什麼特別的地理環境因子所導致，也是值得去研究的。

社頂屬於高位珊瑚礁生態系，此區具有特殊的地質，珊瑚礁因板塊作用而推擠至陸地上，其珊瑚礁地質經風化作用而有許多植物生長在其中，此區稱為高位珊瑚礁植群，主要植物為毛柿以及桑科榕屬植物。在此區的昆蟲通常以芸香科(Rutaceae)、大戟科的茄苳(*Bischofia javanica*)、

刺杜密(*Bridelia balansae*)、蟲屎、鐵色等、馬鞭草科(*Verbenaceae*)、葡萄科(*Vitaceae*)、漆樹科(*Anacardiaceae*)、大風子科(*Flacourtiaceae*)、蘿藦科(*Asclepiadaceae*)、梧桐科(*Sterculiaceae*)為食。此外以桑科榕屬植物為食的擬燈蛾(*Asota* spp.)在本區極為常見。本區之蜜源植物以苦楝(*Melia azedarach*)、火筒樹(*Leea Guineensis*)、豬腳楠(*Machilus thunbergii*)、梭羅木(*Reevesia formosana*)、山枇杷(*Eriobotrya deflexa*)為主。社頂地區有大片的經人為墾植過的草原，長穗木(*Stachytarpheta jamaicensis*)與馬纓丹(*Lantana camara*)為此處提供蜜源。社頂公園區以蝶類及草原蝗蟲較具特色，而森林遊樂區以鞘翅目的甲蟲類最多。

(2) 腹足綱軟體動物

陸貝為陸生腹足綱軟體動物，活動與食性、溼度和光線均有關，活動範圍僅限陰涼、潮濕的地方，棲息在潮濕腐質的落葉堆裡，雨後活動特別頻繁(張文重 1985)。張文重對園區的陸貝進行調查，發現25種，有樹上型、岩石型及地上型，其中以地上型陸貝最多(占72%)。食性方面，除了台灣長蝸牛、斯文豪長蝸牛(*Dolichoeulota swinhoei*)及白高腰蝸牛(*Coniglobus albida insignis*)攝食樹幹上的苔蘚植物外，其他23種均攝食枯腐葉片。另外，非洲大蝸牛(*Achatina fulica* Bowsich)、球蝸牛(*Bradybaena similaris*)及扁蝸牛(*Bradybaena similaris*)也攝食嫩葉。陸貝活動明顯受到天氣影響，東北季風來襲，就縮進殼裡躲藏在落葉堆或枯幹下冬眠，此時會分泌一層薄膜或用口蓋蓋住殼口，以防止水分過度散失，球蝸牛及班卡拉蝸牛(*Camaena batanica pancala*)的變化最明顯。球蝸牛、班卡拉蝸牛等的繁殖季節選在多雨潮濕的5-6月及8-9月間，其他樹上型及地上型的陸貝則可能在晚上才進行生殖活動。研究另外也發現在螃蟹、螞蟻等蝸牛天敵出現的地方就不會有陸貝。張文重提到陸貝所遇到的問題，即當地居民會撿拾非洲大蝸牛出售食用，而採集過量後，轉而捕捉史因幅長蝸牛為食，造成其族群量下降。陸貝活動力低，容易被地理隔離，侷限在某個區域，而今日墾丁的環境已與當年大異其趣，需要了解一番。

(3) 甲殼類動物

墾丁國家公園擁有別處少見的陸蟹資源，台灣地蟹科共有4屬6種，

分別為較常出現在內陸的紫地蟹(*Gecarcoidea lalandii*)、毛足圓盤蟹(*Discoplax hirtipes*)、圓形圓盤蟹(*D. rotundum*)，較靠近海邊的橙螯隱蟹(*Epigrapsus notatus*)和*E. politus*、凶狠圓盤蟹(*Cardisoma carnifex*)。陸蟹所棲息的森林環境較接近海岸，調查發現毛足圓盤蟹在台灣的族群多分布在恆春半島的香蕉灣海岸林(鍾奕霆 2004)。李榮祥(2007)在墾丁後灣調查發現，後灣地區的中型仿相手蟹(*Sesarmops intermedium*)、字紋弓蟹(*Varuna litterata*)、印痕仿相手蟹(*Sesarmops impressum*)、凶狠圓盤蟹此四種最容易被觀察，另外還有中華沙蟹(*Ocypode sinensis*)、皺紋陸寄居蟹(灰白陸寄居蟹)(*Coenobita rugosus*)、短掌陸寄居蟹(短腕陸寄居蟹)(*Coenobita brevimanus*)。

在遊憩及開發等壓力下，其棲息地快速縮減，香蕉灣海岸林目前是陸蟹重要棲地。而現今墾丁地區的海岸林以香蕉灣海岸林受到的保護較多，其他海岸林較零碎。陸蟹的生態環境異於隨潮汐活動的蟹類，牠為高度適應陸地生活，能長時間離水活動，棲息的洞穴常位於海水淹不到的陸地，棲息在靠近山邊的海岸林，日常作息不受潮汐的支配。每年6-10月為陸蟹降海產卵。在後灣海生館附近還保留了一些陸蟹棲地，此區屬濕地類型，地下水位離地表很近，地下水常自然湧出，林下的枯枝落葉有利於陸蟹活動、躲藏及覓食，發現在整地前已自然演替為茂盛的海岸林相，有大量的奧氏後相手蟹(*Metasesarma aubryi*)與少數的毛足圓盤蟹(*Discoplax hirtipes*)，而棲地整地後，奧氏後相手蟹也隨之變為少，植被鬱閉度及落葉層的覆蓋度降低，也發現許多陸蟹乾死的情形。

許海龍(2002)開始針對陸蟹進行研究，研究發現大多數的陸蟹會選擇林相較密且落葉層厚的區域築洞營巢，其中容易在血桐、林投、稜果榕等樹種組成的地區發現螃蟹覓食，也常發現螃蟹會於此區築洞。另外，在一些礁岩所組成的開闊平原地形也可發現陸蟹築洞棲息，此區的螃蟹會以一些草本植物的根、莖、葉、果為食，如野莧菜(*Amaranthus viridis*)，及數種禾本科雜草碎片，如虎尾草(*Chloris virgata*)、狗牙根(*Cynodon dactylon*)等，螃蟹亦會食用一些無脊椎動物的屍體，如蜈蚣、沼蝦、蝗

蟲等，亦有啃食同類屍體之情勢。毛足圓盤蟹喜愛利用血桐等植物，而這些植物是屬於近幾十年來的海岸林入侵種，是否是陸蟹適應而轉變對樹種的利用，還是因為此樹種多了後，毛足圓盤蟹也多了起來，似乎須要先釐清此蟹的偏好，其他原生種的植物是否提供毛足圓盤蟹良好的生活環境。當海岸林進行血桐等外來種移除的工作時，毛足圓盤蟹的增多是否就可以反應海岸林的恢復，而蟹種歧異度增加，是否才代表海岸林的恢復？而在清除血桐等外來入侵植物時，需要評估當棲地改變太快時，會不會因此讓陸蟹等或其他生物無法立即的適應，造成族群量大量下降。而其他種類陸蟹的生活習性、棲地利用及族群量為何？依存海岸林的陸蟹有哪些種類？保護海岸林是否就可以保護眾多陸蟹的棲息地？在實施生態工法後陸蟹的數量是否增加？這些似乎是進行復育工作時需要考慮到生物適應性的問題。

除了香蕉灣的大型陸蟹外，陸寄居蟹屬及椰子蟹屬(*Birgus*)也是陸棲型甲殼類，主要分布於熱帶及亞熱帶沿岸，通常棲息於沿岸叢林或岩石旁，除了更換螺殼或產卵繁衍，較少返回大海。主要為植食性，但也亦肉食及腐食，都是夜間活動。其中還存在屬於珍貴稀有的椰子蟹(*Birgus latro*)。墾丁的地質特殊，是崩崖、珊瑚礁、石灰岩地形組成(石再添 1989)，並形成許多岩穴，岩穴內的生物項有著自成一格的天地。黃致遠(2000)在岩穴及隧道內發現墾丁地區稀有的椰子蟹蹤跡，岩穴內還有一些高腳蜘蛛(*Heteropoda venatoria*)、條紋米蝦、黃灰澤蟹、史丹吉氏小雨蛙、蝙蝠、白鼻心(*Paguma larvata taivana*)等23種物種。這些生物的多樣性與入口高度、面積，隧道長短、暗度及人為干擾等皆有關。岩穴也是本園區特有的生態群落，在岩穴生物相中特有種的比例就占了32%(7/23)，而螞蟥、蜈蚣、蚰蜒都只鑑別到屬，若能有更深入研究，了解在黑暗中捕食者與獵食者的競爭，各種生物之間互惠互利關係是有趣的議題，保存岩穴生態群落的完整性，除了保護在此地稀少的台灣特有種如椰子蟹、條紋米蝦、臺灣葉鼻蝠(*Hipposideros terasensis*)等物種，也是維持墾丁地區生物多樣性的方法之一。另外，設立具有教育目的解說區，也是讓民眾了解墾丁資源的與眾不同。

2. 鳥類

墾丁國家公園成立後隔年，1985 年台北鳥會與王穎等人針對墾丁國家公園內的鳥類相，出版了一本墾丁國家公園鳥類簡介。而後蔡乙榮(1996)也對國家公園內自 1985 年開始的歷年的研究報告及調查資料進行彙整，統計有 51 科 300 種鳥類，其中候鳥的種數是留鳥 2-3 倍之多，由此可知，候鳥肯定是墾丁國家公園的特色。

台灣是候鳥重要中繼站，又特別以墾丁所占的地理位置最為關鍵。恆春半島位於台灣最南端，三面環海，秋天從北方來的候鳥部份在此需補充能量後再挑戰長距離的大海，而春天飛越大海的候鳥則降落於此休息。過境的候鳥都會在墾丁先養精蓄銳後再繼續前往牠們的目的地。成千上萬的候鳥又以猛禽為墾丁地區最受大眾注目。墾丁地區最早為 1986 年因灰面鵟鷹的獵捕而有了第一份關注的研究報告(林世松、林孟雄 1986)。而後劉小如(1991)進行全面調查，發現墾丁地區有 3 科 16 種日行性猛禽，如大冠鵟(*Spilornis cheela*)、鳳頭蒼鷹(*Accipiter trivirgatus*)、松雀鷹(*Accipiter gularis*)、赫氏角鷹(*Spizaetus nipalensis fokiensis*)等留鳥。10 種候鳥數量又以赤腹鷹(*Accipiter soloensis*)最多、灰面鵟鷹次之；其他還有澤鵟(*Circus aeruginosus*)、北雀鷹(*Accipiter nisus*)等，蜂鷹有留鳥和過境鳥，灰面鵟鷹有度冬族群。以調查分布來看，東部的猛禽種類多於西部。秋季候鳥多由恆春半島的東半部出海南下，出進則多由西半部登入。蔡乙榮(1996)也針對過境猛禽進行調查，結果發現，墾丁地區有 20 種過境性猛禽。

除了在地面觀察遷移性候鳥之外，藍正裕(2003)利用氣象雷達來調查遷移性猛禽，此工具的原理是利用雷達所接收到的回波值與地面觀察的目擊資料，相互配合估算出鷹群的遷移量。利用雷達的方法讓我們可以了解目視不能及的現象。之後，4 年則有系統地利用雷達和地面觀察得到過境猛禽南往北返的數量及遷移模式(王誠之、孫元勳 2004；2005；陳世中、孫元勳 2006；陳世中、孫元勳 2007)；在此期間鄭育昇等(2006)及陳韻如等(2007)分別利用此法得知，赤腹鷹及灰面鵟鷹在恆春半島外海及台灣南島的飛行模式及遷移路徑，不論秋季南遷的赤腹鷹或春季北返的灰面鵟鷹

都會隨著地形及天氣而反映出不同的飛行模式。除猛禽外，林裕盛(2007)利用雷達和地面觀察調查鷺科的出海遷移，他發現，鷺科鳥類下午三時即開始往外海遷移，五點遷移達到高峰。而其他夜間遷移的鳥類大多要等到入夜時才開始遷移，夜間遷移鳥類的調查報告是利用月亮觀察配合雷達觀測，來研究秋季及春季夜間鳥類的遷移狀況，發現春季北返的數量只有秋季的一半不到(楊貽雯 2007；林可欣 2009)。這樣的現象在劉小如(1992)研究常見的紅尾伯勞(*Lanius cristatus*)在春秋季的數量時，也有類似發現。

本園區的留鳥研究有鳳頭蒼鷹(陳輝勝 1999)與 2005-2007 年的大冠鷲研究(周大慶 2007)。兩者的研究中皆提到，人為干擾及森林的破碎化會影響到猛禽的族群。大冠鷲的棲地通常位於溪谷和珊瑚礁週遭可以遮蔽東北季風的區域，所以建議管制棲地破碎。大冠鷲以蛇類和節肢動物的蜈蚣為主食，但也包括兩棲類、蜥蜴類、哺乳類等，食物不足時亦會以陸蟹為食。

3. 哺乳類

本區哺乳類的研究包括特定動物生態研究和哺乳類群聚調查：

(1) 特定動物

a. 梅花鹿

台灣梅花鹿為台灣特有亞種，由於受到狩獵及棲地破壞之威脅，早已在墾丁地區絕跡。為保存本種的固有品系，墾丁國家公園於1984年於社頂進行梅花鹿復育計畫，先藉由了解梅花鹿與早期台灣歷史間的關係研究，探勘選擇墾丁國家公園內適合梅花鹿生長的植群所在做復育區的地點，以及對梅花鹿的行為、鑑定年齡、遺傳特徵、攝食喜好、消化率、寄生蟲及疾病、血液學、植群的演替及養殖概況等事項進行研究及了解，經過多年的籌備後才進行放養野化訓練，在此期間針對梅花鹿的野外行為、食性、棲地利用及鹿隻對野外的適應狀況進行研究(王穎等 1992)，及原棲地的野放評估，了解現有的棲地環境狀況、獵捕壓力、民眾態度、追蹤監測等事項進行評估(王穎等 1993)。另外，還就DNA序列分析梅花鹿的族群結構，來分辨不同的梅花鹿亞種(谷喬、王穎 1992)，並建立野放梅花鹿後的疾病防治體系(吳永惠等 1992)。自1994分成三次在復育區內、外野放梅花鹿，1994-1997年在社頂復育區外野放50頭，2002-2003

年在龍鑾潭、出火、九鵬基地三區共野放102頭，並對野放後的梅花鹿進行生態學、族群量及棲地環境的研究(王穎等 1994；1996；1997；1998)及野放後的經營管理策略之探討(王穎等 1999)；另外，還有對鹿隻磨樹及啃剝樹皮的行為對當地林木之影響探討(陳順其、王穎 1999；2000)。

梅花鹿野放至今也已經有十多年時間。陳順其、王穎 (2004)利用穿越線痕跡調查、自動照相機調查、獵捕數量估算法等方法，來了解野外族群目前之數量及分布概況。研究發現，梅花鹿喜好在林地與草原相嵌地，因為有豐富食源和躲避場所，野放族群也有生殖紀錄。從鹿群密度之分布而言，其分布範圍仍然有限，且非均勻狀態，可能與鹿隻習性、棲地狀況、社區及犬隻分布有關；又其族群分布仍限於社頂一帶，目前野生族群的密度不高，故持續向外擴散的動力不高，族群分布仍然侷限在復育區的週邊，可能是因為原復育區承載量有限，所以野外族群擴散緩慢(陳怡君 2003)。但復育區周圍的植被被破壞之情況已超出承載，密度可能偏高，導致食物不足或食物品質降低，似有必要降低鹿隻密度或暫時趕出鹿隻使地表植物恢復後再放入，鹿隻過度使用同塊棲地會使得地表長期無法生長草皮或其他植物(陳順其、王穎 2004)。

陳順其等(2007)研究指出，社頂地區鹿群分布已逐漸擴大，北至大山母山、門馬羅山、白沙瀾山與港口溪，南至埔頂，範圍約4000 ha。以目擊法估算在社頂、龍鑾潭、出火及九鵬基地區約有343-714頭，以社頂族群量最多的，以自動照相機估算社頂地區介於500-1523頭，其他三區介於571-1668頭，而以陷阱數及族群量增減推測社頂南方及出火地區獵捕量較高。野放族群數量已緩慢增加。

b. 台灣獼猴

台灣獼猴在墾丁的研究主要集中在高位珊瑚礁地區。尤仲妮(2000)、楊子欣(2003)及范孟雯(2004)對墾丁高位珊瑚礁地區的台灣獼猴的食性及活動範圍進行研究。研究發現，牠們會利用60種以上的食物，包括51種植物和8類動物，多以果實、種子及莖葉為食，但以果實為主食(67.1%)，如6種榕屬植物。獼猴的活動範圍與主要的食物的時空分布和

過夜地點的分布有關。猴群在乾季的進食和休息活動都較濕季多，可能是因為此時猴群吃較多的成熟葉、嫩葉和種子，進食速度會較緩慢，若是取用黃心柿種子及銀合歡等種子和莖葉較多的季節，每日移動距離較小，而每日使用不同的路徑，可能和植物是否是呈現大量均勻分散如黃心柿果實的散落，取食過程的花費時間、力氣，以及莖葉的供應狀況及品質有關；取用榕屬和茄苳等果實較多的季節，移動距離較長。恆春半島冬季的季風及夏季的悶熱會影響過夜地點的選擇。東北季風強勁時，猴群躲在樹冠層下或珊瑚礁石的背風面休息，因此較少移動。

c. 中小型哺乳類

鼬獾廣泛分布在國家公園內，對環境適應性強，不同棲地中的族群差異可能反映了環境中的土壤發育情況和食物量供應的差別(裴家騏2002)。郭耀臨(2003)特別針對鼬獾進行研究，發現其主食為昆蟲、蜘蛛、蚯蚓，喜好出現在樹冠鬱閉度較低的環境，可能是在這樣的環境內可獲取較高的食物量，鼬獾喜歡在掩蔽處和枯立木較高的地方，可躲避天敵及減少熱緊迫，但排斥人為環境及棲地破碎化程度高的地方。

林良恭(1997)針對南仁山地區原始闊葉林帶的刺鼠族群動態及微棲地利用進行研究。他指出，刺鼠常在灌叢及草本植物地帶出現，灌叢則提供掩蔽與通路的作用，食性與當地可利用食物資源有關。就胃內含物來看，雌雄間食性無差，種子出現頻度最高(占50%)，其次為植物性植物(33%)，動物性植物(8.3%)。乾季對種子的取食頻度較高有72%，濕季則為28%。刺鼠族群變動明顯受到乾濕季影響，在1-2月時族群量最高峰，5-9月時族群量下降。小型哺乳動物的族群變動也緊密地關係高級消費者的動態。

劉彥芳(2003)觀察南仁山地區的赤腹松鼠(*Callosciurus erythraeus*)的棲地利用，發現赤腹松鼠傾向利用胸高直徑在15 cm以下的中、小徑木密度較高樹冠覆蓋度較高的棲地，而赤腹松鼠密度在相思樹/銀合歡林較天然闊葉林高。

2. 哺乳類相調查

最早有王穎及印莉敏(1992)的訪查研究。他們表示，人為活動對棲地環境的破壞及狩獵壓力過重讓穿山甲在的減少率達85%，台灣山羌達75%，石虎有71%，而減少高達51%以上的物種為長鬃山羊、麝香貓、食蟹獾。之後的調查引入新科技-自動相機。裴家騏(2004)1998年、2000-2002年利用自動相機調查哺乳動物，發現調查到10種中、大型野生哺乳動物，如赤腹松鼠、大赤鼯鼠(*Petaurista petaurista grandis*)、野兔(*Lepus sinensis formosus*)、臺灣獼猴(*Macaca cyclopis*)、台灣鼬獾(*Melogale moschata subaurantiaca*)、白鼻心(*Paguma larvata taivana*)、食蟹獾(*Herpestes urva formosanus*)、台灣山羌(*Muntiacus reevesi micrurus*)、台灣梅花鹿和台灣野豬(*Sus scrofa taivanus*)，而其中野狗(*Canis lupus familiaris*)和野貓(*Felis catus*)是人為引入的野化種。而王穎及印莉敏(1992)曾經透過訪查得知，墾丁地區過去曾有白面鼯鼠(*Petaurista alborufus lena*)、穿山甲(*Manis pentadactyla*)、石虎(*Prionailurus bengalensis chinensis*)、麝香貓(*Viverricula indica pallida*)、黃鼠狼(*Mustela sibirica taivana*)、水獺(*Lutra lutra chinensis*)和長鬃山羊(*Capricornis crispus swinhoei*)等物種，現在都已經區域性絕滅(裴家騏 2002)。

裴家騏(2000)針對墾丁地區內的兩種樹林環境(相思樹林及澀葉榕(*Ficus gibbosa*)-茄苳林)和兩種開闊環境(樹青型、草生地)等主要棲息地類型內的分布現況進行調查。其中發現澀葉榕-茄苳林內有10種哺乳類，是物種歧異度最高的地方，而相思樹林是物種出現最少的(僅7種)。在兩種樹林類型皆缺乏齧齒目(Rodentia)及食蟲目(Insectivora)等地棲型小型哺乳類動物，且刺鼠(*Rattus coxinga*)的數量意外地少，因刺鼠是台灣中低海拔極優勢的鼠科動物，其他小型哺乳類動物在社頂的數量也很少，都值得進一步探討。而龍坑等開闊環境的地區主要以小型哺乳類為主，大型哺乳類則因人為活動而很少見。小型哺乳動物扮演在初級生產者-植物和初級消費者-無脊椎動物與次級及高級消費者-蛇、鷹等食物鏈之間的能量傳遞角色。

大型哺乳動物多分布在墾丁國家公園北邊的闊葉林(裴家騏 2004)。穿

山甲、臺灣獼猴、台灣白鼻心、食蟹獾和台灣山羌均屬於目前野生動物保育法中所列名的「珍貴稀有類」。調查顯示，這些動物是侷限分布於墾丁地區，食蟹獾過去為全區分布的物種(王穎、印莉敏 1992)，現僅在南仁山一帶(裴家騏 2001)，而其他有河流、陸蟹等可供取食的無脊椎動物的地方，卻無分布。大赤鼯鼠與白鼻心的棲息環境類似，在一樣的棲息環境裏白鼻心數量不少，但大赤鼯鼠的數量則很少。山羌是一種適應力強、廣分布的物種，但山羌也僅在南仁山區有少許分布，可能和族群量太少無法擴散，以及環境中的食物有很大的關聯。這三種動物的分布情形均有待改善，可優先當作未來保育工作的目標物種(裴家騏 2001)。台灣獼猴、白鼻心、台灣鼬獾都是普遍分布的物種，族群量穩定；野豬雖然數量不多，但均勻分布在中北部的樹林之中。野兔在墾丁國家公園內的數量並不多，如在一些開闊環境，不過，適合的棲息地應該是沿著東部海岸及滿州公路呈連續性分布(馬協群 1996；裴家騏 2002)。

台灣蝙蝠有台灣大蹄鼻蝠(*Rhinolophus formosae*)、無尾葉鼻蝠(*Coelops frithi formosanus* Horikawa)、蝠川氏棕蝠(*Eptesicus serotinus horikawai*)、渡瀨氏鼠耳蝠(*Myotis formosus watasei*)和台灣鼠耳蝠(*Myotis taiwanensis*)等5種為台灣稀有的物種(林良恭等 1997)，無尾葉鼻蝠過去曾廣泛分布於全台各地，近年來則僅見於墾丁地區(鄭錫奇 1995)，另外，在國家公園內也發現台灣特有種臺灣葉鼻蝠 (鄭錫奇1995；林良恭等 1997)。裴家騏(2002)使用霧網捕捉到台灣葉鼻蝠及大蹄鼻蝠兩種蝙蝠。黃致遠(2000)在岩穴裡發現6種蝙蝠，其中台灣大蹄鼻蝠會獨自在洞穴裡棲息，而小蹄鼻蝠、台灣葉鼻蝠、無尾葉鼻蝠、台灣鼠耳蝠、摺耳蝠則都為群聚性物種。另外，在墾丁地區珊瑚礁岩洞內發現的部分白化臺灣葉鼻蝠，而此白化臺灣葉鼻蝠屬於世界僅有的白化個體(鄭錫奇、林良恭 2002)。近來，李亞夫(2004)深入探討墾丁蝙蝠的族群結構。初步顯示，共有11種蝙蝠出現在恆春半島，其中9種出現在森林地帶，又以摺翅蝠(*Miniopterus schreibersii*)、小蹄鼻蝠、台灣葉鼻蝠相對豐度較高，渡瀨氏鼠耳蝠及無尾葉鼻蝠則僅零星出現，在墾丁地區幾乎有一半的蝙蝠是屬於稀有種，並且還有少見的白化臺灣葉鼻蝠在墾丁地區出現，究竟是什麼樣的因子讓這群獨有的物種在墾丁出

現，似乎是更令人值得對墾丁地區的生物有更多的重視。

較大型哺乳類出現在南仁山較多，此區的物種豐富度也較高，因有較大面積的原始闊葉林，反觀在面積較小和較零碎的森林，以及人為活動較頻繁的地方哺乳動物則較少出現(裴家騏 2004)。部分哺乳動物多分布於港口溪以南，例如：台灣梅花鹿、穿山甲，部分僅分布於港口溪以北，如台灣山羌、食蟹獾、大赤鼯鼠等(裴家騏 2002)。而在墾丁地區許多物種的族群密度比北方低海拔闊葉林的族群密度低很多，如食蟹獾、山羌、大赤鼯鼠，可能是品質較低的造林取代原生樹種所致(裴家騏 2004)。因此，須要深入了解是何因素導致適合的棲地下卻無此物種分布或導致分布不均質，而如何恢復及創造有利環境，讓這些在墾丁地區少見的哺乳動物的豐富度增加，以維護永續族群，這些都是在進行經營管理前都需要先釐清的議題。鼬獾的研究發現，雖然鼬獾為廣布適應，其族群也因為道路的阻隔隔離了森林遊樂區南方及欖仁溪族群往北擴散。縣道200號以北，雖然多自然環境，但其內有國軍演訓用地，可能是鼬獾族群較少之因。日後需要了解軍事演習和東西向道路對野生動物的影響程度和因應對策，如生態廊道的設置或增設緩衝區來減少軍事訓練的干擾。另外，遊客干擾也是影響台灣獼猴夜棲點的因子之一(楊子欣 2003)。

二、水域生態系

(一)、南仁湖

墾丁國家公園最早期的研究集中在南仁山保護區內，對基礎的水域環境及水域週遭生態環境有完整性的調查。例如，呂光洋(1984)調查湖水的物理(水溫、濁度、水位高低)、化學(酸鹼值 pH、水中溶氧量 DO、生化需氧量 BOD)、生物(葉綠素 a、有機物質、浮游動、植物)及底泥等環境因子。結果發現，南仁湖水域中的磷酸鹽含量太多，水質屬於優養化和受污染的狀況。同樣地，王建平(1997) 調查南仁湖浮游生物，也發現優養化現象，藉由葉綠素 a 含量及生化需氧量得知水質屬未受污染及中度污染，會有這樣的差異是因為南仁湖水域受到乾、濕季影響大。在水深較深處，優養化及污染的程度不高，但在春、冬兩季水淺時，水域的一年生水生植物如李氏禾等植物腐爛分解，會

讓水中的有機質增加，並且放養的水牛及遷移季增加的候鳥其排泄物會增加水中的磷酸鹽，改變水中的酸鹼值進而影響溶養量，優養化的情況就會較嚴重(呂光洋 1984)。優氧化現象與地形、水量、水中植被密生與常在水域活動的水禽和其他的大型動物都有密切關係。雖然優養化的問題水牛也參與其中，但水牛對水域週遭的環境也有所助益，水牛的啃食有助於水域中李氏禾的控制，及其啃食水域四周草原，有助於維持水鳥的棲地環境，但沒有水牛，任由植物的滋長也對水域環境有所影響，過多的牛隻造成草地外圍灌木及原始林的破壞，所以對於水牛數量的控制與水鳥、水生植物之間需要找出平衡之道(呂光洋 1984)。

水域中的優氧化會讓藻類及微生物大量繁殖水中的有機物質過高，會提高水域中的生化需氧量，會使水中溶氧缺乏，水質環境隨之變化。王建平(1997)藉由研究南仁湖的初級生產力的藻類及具有次及生產力的浮游動物，與水質日週期變動的交互影響，以了解南仁湖穩定性或變遷的情況。結果顯示，藻類有藍綠藻、綠藻、裸藻(Euglenophyta)、甲藻(Pyrrophyta)、黃綠藻門(Chrysophyta)等約 472 種。浮游動物有原生動物、甲殼類、輪蟲等約 119 種。浮游植物有明顯的季節變化，且優勢族群的消長隨著時間有所變動。古南仁湖區的初級生產量不高，介於 $0-187.5\text{mg}/\text{m}^3/\text{day}$ 。而調查浮游動物的結果顯示，浮游動物垂直分布有分層現象，空間分布則受棲息地影響。

自然界的有機物的堆積及分解與微生物有關，微生物經由好氧及厭氧反應後，會產生甲烷及氮氧化物，而全球暖化與二氧化碳、甲烷及氮氧化物的排放量有關(曾怡禎 1997；1999)。曾怡禎在 1997-1999 年間，調查南仁湖古湖樣區內微生物在自然界中的碳、氮循環的過程，了解甲烷釋放與甲烷氧化活性及硝化菌含量之季節變化。他發現，甲烷氧化速度在 9 月最高，2 月最低，和季節性的降雨狀況所造成的水位變化有關。湖水與底泥之銨氧化菌與亞硝酸氮氧化菌的含量多寡是影響分解速度的因素之一，其與季節亦有相關，在 8、9 月時含量最高，1 月的含量最少，是因為在乾季轉替為濕季時，水中滋長植物又被淹沒，有大量的有機質出現，此時的甲烷釋出率就會較高(曾怡禎 1997；1999)。

水質好壞關乎了在水域中棲息的動、植物狀態。為了解南仁湖水域的生

物生態系，不僅僅只知道水質的狀況。陳維壽(1985)調查南仁山的溪流、沼澤、湖沼、人工水域(水田、水溝)等水域，發現南仁山水域的水棲昆蟲，有居住在水田、水溝、草叢、沙底、泥底等，有9目29科81種，具有不同性質與不同類別的水棲昆蟲。水棲昆蟲為生活始中有特定一段時期生活在水中者(楊平世等 1991)。水棲性昆蟲亦具有食肉、食蟲及雜食等不同食性，在水域複雜的食物鏈當中，許多的水棲昆蟲會被魚類捕食(陳維壽 1985)，除魚類外，也常在當地的蛙類胃內有發現各種水棲昆蟲殘肢，水棲昆蟲亦是水禽的食物之一(林曜松、曾晴賢 1985)。有些肉食性的水棲昆蟲如龍蚤(*Notera japonicus*)則捕食小魚或魚苗，水棲昆蟲不僅是初級消費者，也具次級消費者之能力(陳維壽 1985)，尤其有些水棲昆蟲對環境變化敏感，並喜歡在水質良好的環境中生存，可以當做水質污染指標，所以其水棲昆蟲在水域中占有一席之地。

蜉蝣(*Cloeon marginale*)以藻類或有機碎屑為食，亦是大肚魚(*Gambusia affinis*)的主要食物之一，豆娘及蜻蜓稚蟲亦是蜉蝣的天敵。蜉蝣連結了對初級生產者與次級消費者之間的能量傳遞的關係。彭仁君(1999；2000)探討南仁山溼地水生昆蟲沼緣蜉蝣稚蟲全年的密度、族群結構變動、水域昆蟲之生產量、族群消長與雨量、溫度、食物量與棲地環境之間都有關係。沼緣蜉蝣大量生長於水質良好的沼澤溼地，聚集在水域中李氏禾(*Leersia hexandra*)所分布的地方。在夏季6-9月的密度最低，雨量與沼緣蜉蝣的密度有關，夏季的大雨會沖散水中的有機碎屑和藻類，讓蜉蝣的食物短缺，在雨季結束後蜉蝣數量在10月又開始上升必於12月達到高峰，進入冬季後，低溫會影響藻類生長，蜉蝣也受到影響，族群密度明顯下滑(彭仁君 1999)。蜉蝣在夏季6月時為羽化高峰，接著豪雨秋季低溫，羽化數量因此下降，直至春天溫度回升羽化數量才又逐漸上升(彭仁君 2000)。

林曜松、曾晴賢 (1985) 調查南仁湖水域動物發現，有21種魚類、10種蝦類、5種蟹類與9種螺貝類，包括外來種的吳郭魚(*Oreochromis spp.*)、大肚魚，似乎是已是水域中的優勢種，有破壞穩定的水域生態系之虞。而水域中的外來物種對原生動、植物會產生影響，牠們與外來種之間的關係為何？

水域中還有哪些因外來種入侵讓消失原生種的現象?調查已過了將近十年的時間,現在水域中生物相變化為何?遷移鳥類、動物及人為干擾是否改變現在水質、水域環境及水生生態系,是否水域環境如當年或已經遭受污染?魚類、水棲昆蟲、兩棲爬蟲及鳥類之間的食物鏈關係為何?生物的族群變化狀況,似乎都是過了幾十年後的今日都是很值得探討的問題。

南仁山屬少見的熱帶季風林,為盆地地形,低陷之處匯集雨水而成許多的自然及半人工築成的小型湖泊及沼澤,是候鳥的重要驛站之一(王穎 1985; 1986, 劉小如 1991)。王穎(1985; 1986)在墾丁國家公園成立之初,在南仁山調查到 33 科 97 種鳥類。遷移季時,水域區有牛背鷺(*Bubulcus ibis coromandus*)、小白鷺(*Egretta garzetta*)、中白鷺(*Mesophoyx intermedia*)、蒼鷺(*Ardea cinerea*)、田鷺(*Gallinago gallinago*)、磯鷺(*Tringa hypoleucos*)等涉禽,占大多數;水禽則以小水鴨(*Anas crecca*)和綠頭鴨最多,草坡上的赤喉鵯(*Anthus cervinus*)也很常見,並還有發現稀有鳥類黑鸛(*Ciconia nigra*)及東方白鸛(*Ciconia boyciana*)。整體而言,候鳥約占 40%。非遷移季以五色鳥、台灣藍鵲(*Urocissa caerulea*)、樹鵲(*Dendrocitta formosae*)、繡眼畫眉、小彎嘴畫眉(*Pomatorhinus ruficollis*)、紅嘴黑鵯、烏頭翁及大冠鷺(*Spilornis cheela*)等山鳥終年可見,也可在繁殖期間發現五色鳥、樹鵲、台灣藍鵲、紅嘴黑鵯、烏頭翁、小鷺鷥(*Tachybaptus ruficollis*)、翠鳥(*Alcedo atthis*)等鳥類築巢繁殖。

南仁山植被為水生、濕生、草原植被及森林植被組成。而植被與鳥類是相互密切的,陳擎霞與王慶麟(1985)就針對南仁湖區的植物與水鳥間的關係進行研究。南仁山水域的水生植物有浸水性水生植物,其植株完全沉浸在水中繁殖,有小茨藻(*Najas minor*)、水綿(*Spirogyra*)、叉錢蘚及瓦氏水豬母乳(*Rotala wallichii*);漂浮性植物為植株完全漂浮於水面,如銀蓮花(*Nymphoides cristata*)、睡蓮(*Nymphaea lotus*)和滿江紅(*Azolla pinnata*);另一類為挺水性植物,其根埋於泥沼中,如荸薺(*Eleocharis dulcis*)、李氏禾(*Leersia hexandra*)和野慈姑(*Sagittaria sagittifolia*)等。濕生植被的樣區為淺水區或潮濕區,其中有雁鴨鳥類常食用的植物以瓦氏水豬母乳為主,還有水棉及水蕨(*Ceratopteris thalictroides*),另外,小葉燈心草(*Juncus wallichianus*)、明潭穀精草(*Eriocaulon nantoense*)、鴨舌草(*Monochoria*

vaginalis)等這些植物在雁鴨保護區內常見，成聚生狀到小群狀，由水生到濕生都有，另外，水澤中的魚類及矽藻、新月藻亦是雁鴨的食物。這些水棲植物裡棲息著有許多的田螺，除了植物之外，田螺也是為雁鴨的主要食物來源之一。

附近草地或淺澤區有許多無脊椎動物、田螺、蚯蚓、青蛙，水潭裡也有許多魚類供鳥類覓食，水域的深淺變化與鳥類的分布有很大的關聯(王穎 1985, 1986)。各種鳥類會在遷移季期間隨著不同水域面積及不同的淺水草澤和深水潭，而有不同的分布狀況。在遷移季，水鳥的比例更高達 71%，除了澤鳧(*Aythya fuligula*)和小驚鵪等潛泳性鳥類會在水深 50 公分至 2 公尺的中央水域活動外；驚鳥及鵲形目等涉禽類則會在草澤及深度 50 公分左右的水域中覓食魚類、青蛙等；綠頭鴨(*Anas platyrhynchos*)及小水鴨屬水面或翹尾覓食者，則會在淺水區與田埂的交會區，水深不超過 30 cm 的地帶活動，此處並有瓦氏水豬母乳、水蕨、水棉等穿插其中，田螺與魚類亦十分豐富供鳥類覓食(王穎 1985；1986)。

植被的種類、覆蓋度及高度會影響鳥類的分布(陳擎霞、王慶麟 1985)。植被以李氏禾的量最多，荳薺的植株最高，最受雁鴨的青睞，毛軸莎草(*Chinese Common Name*)和柳葉箬(*Isachne globosa*)雖然所占比例不大，但其有甚佳的隱避作用，田鵲屬(*Gallinago*)的水鳥常藏匿在其中，莎草科及禾本科植物，高度約在 20 cm 以上，此植物的生長區又介於淺水濕生區提供此處覓食的雁鴨隱蔽性，正好可以遮蔽到水鴨的身體，甚至讓厭鴨完全隱匿其中，也可讓雁鴨在隆起的草堆上休息。

南仁山區的珍貴及稀有植物有千屈菜科(*Lythraceae*)的瓦氏水豬母乳、鴨趾草科(*Commelinaceae*)的蔓囊荷(*Floscopa scandens*)、雨久花科(*Pontederiaceae*)的雨久花(*Eichhornia crassipes*)等。而李氏禾有過度覆蓋的現象，會危及到這些植物的生長空間，而因為有水牛的啃食，所以無蔓延情勢，可見水牛在南仁山地區有促進南仁山區湖沼循環作用，維持湖沼生態的平衡(陳擎霞、王慶麟 1985)。

蘇霸靄與呂森吉(1985a)對南仁山的水生的寄生蟲生態進行研究，並檢查

動物體內寄生蟲的幼蟲期的感染狀況，探究這些寄生蟲與常利用水域的雁鴨及梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*)之間的關係及其被感染的狀況。調查發現，除了台灣產牛羊肝吸蟲(*Fasciola hepatica*)於重度感染時可能會造成宿主死亡，其他如台北異型吸蟲、台灣異型吸蟲及外旋棘口吸蟲(*Echinostoma revolutum*)，一般而言，不會對雁鴨或梅花鹿造成影響。王俊秀等(1988; 1989)在社頂梅花鹿復育區內，進行寄生性生物及螺類的生態調查。他們指出，螺的身體內無寄生蟲，但在梅花鹿的糞便中，卻發現肝蛭的卵及疥癬蟲之成蟲與蟲卵，而雖然螺類沒有寄生蟲，但所調查到的類扁蝨屬(*Polypylis*)會對人及鹿有威脅的寄生蟲，如中華肝吸蟲(*Clonorchis sinensis*)、薑片蟲(*Fasciolopsis buski*)等。劉世賢等(1991)針對社頂復育區圈養的的梅花鹿及環頸雉(*Phasianus versicolor*)，野生的台灣獼猴(*Macaca cyclopis*)、水牛、羊隻進行調查，發現水牛感染寄生蟲的頻率最高，雖然社頂距離南仁湖有一段距離，但將來梅花鹿及環頸雉若擴散至此地，其寄生蟲在不同宿主感染，如捻轉胃蟲(*Haemonchus contortus*)、線蟲會在反芻獸之間互相感染。這些野生動物與圈養動物間互相感染疾病的問題，這是人為輸入自然界圈養的野生動物時，需要注意的。

(二)、龍鑾潭

除南仁湖外，龍鑾潭濕地是候鳥過境或度冬的重要的棲息地之一。龍鑾潭濕地有國內數量最多的潛鴨族群，也是本島廿幾萬鷺鳥過境休息的棲地(林裕盛 2007)。而關於龍鑾潭的研究，除了近年來林裕盛(2007)對鷺科鳥類的遷移研究外，僅陳鎮東(1991)對水質與鳥類之間的關係進行研究，發現水域中的葉綠素a及總磷過高可能會使龍鑾潭呈現優氧化。龍鑾潭水域在4月到9月較高溫時，其水質狀況未受影響，狀況良好，所以水溫以及水鳥的排泄物屬自然進入的過程，自然因素不是構成龍鑾潭優養化的原因。是外來的有機污染物為水鳥的排泄物以及靠近核三廠的民生廢水的排水溝渠所排放的廢水影響(陳鎮東 1991)。但近年水鳥的減少，其環境因子是否有改變，是值得探究的問題。

除南仁湖外，龍鑾潭濕地是候鳥過境或度冬的重要的棲息地之一。龍鑾

潭濕地有國內數量最多的潛鴨族群，也是本島廿幾萬鷺鷥科鳥類過境休息的棲地(林裕盛 2007)。關於龍鑾潭的研究在早期陳鎮東(1991)，對水質與鳥類之間的關係進行研究，發現水域中的葉綠素a及總磷過高可能會使龍鑾潭呈現優氧化。龍鑾潭水域在4月到9月較高溫時，其水質狀況未受影響，狀況良好，所以水溫以及水鳥的排泄物屬自然進入的過程，自然因素不是構成龍鑾潭優養化的原因。是外來的有機污染物為水鳥的排泄物以及靠近核三廠的民生廢水的排水溝渠所排放的廢水影響(陳鎮東 1991)。

除了許書國等(1996)針對龍鑾潭週邊的土地利用、水質及生物資源調查外，羅柳墀(2007)在10年後又再次對此地進行調查，有針對魚類、底棲生物、兩棲爬蟲及鳥類的生態資源調查，以及對景觀變遷及土地利用之環境變化評估，發現龍鑾潭週遭的土地利用型態已改變，可能會危及到龍鑾潭的生物多樣性，因此，需要針對龍鑾潭周圍棲地進行規劃，以避免生物多樣性的降低，另外，外來種多線南蜥(*Mabuya multifasciata*)也在此地被發現，須儘早移除，以避免危及到其他本土蜥蜴的生存。

而其他關於國家公園內環境調查報告有陳鎮東(1990)調查國家公園的水域，包括南仁湖、河水、海水及各聚落之排水道的水質，以分析溫度、鹽度、鹼度、溶氧量、溶氧飽和程度、葉綠素a等。結果顯示，各村落排水道的水質極端不佳，卻直接排入海域中。此問題不知是否已經有所解決，地下排水系統是否已完善，應該需要繼續的追蹤國家公園內各地區及各流域的水質狀況。

游祥平等(1996)調查龍鑾潭、南仁湖、網紗溪、港口溪、保力溪等溪流中的甲殼類生物相，一共記錄到有6科29種，以長臂蝦科(Palaemonidae)3屬11種最多(28%)，匙指蝦科(Atyidae)2屬8種次之(28%)，其它的為陸寄居蟹科(Coenobitidae)、地蟹科(Geocarcinidae)、溪蟹科(Potamidae)及華西蟹科(Sinopotamidae)等。其中條紋米蝦、黃灰澤蟹、銹色澤蟹(*G. ferruginea*)、拉氏清溪蟹(*Candidiopotamon rathbuni*)為台灣特有種。螯蝦(*Cambaroides*)和真蝦類(Caridea)的長臂蝦科(Palaemonidae)及匙指蝦科(Atyidae)是外來引入的，而現今在各處的淡水水域中已占大多數。這些在淡水域中的外來種對原生種所造成的威脅，有棲地的占取或食物的競爭，甚至侵略性的魚類會捕食本土

魚種的幼苗等等，都有可能讓本土種快速滅絕，水域生態因而失衡。

三、壓力(Stress)

在國家公園內的陸域生態系包含自然資源及居民的活動，隨著人類族群的增加，在食物、居住環境與遊憩休閒等需求下，逐漸開拓原始的自然棲地，棲地破壞、狩獵、人為活動以及引入的外來種等問題都可能會破壞當地動、植物的生態平衡，本土物種可能因此遭受面臨滅絕，如何維持自然生態與人類活動的需求，是重要的。狩獵及棲地的破壞是讓梅花鹿及環頸雉在恆春半島絕跡，因此，國家公園藉由再引入的方法讓牠們可以重新回到恆春半島。而在墾丁日益蓬勃的觀光發展下，需要注意遊客對野生動物的干擾程度。

(一)、狩獵

除了針對南仁山水域鳥類的調查外，在早期因為狩獵情況嚴重，也針對了紅尾伯勞及灰面鵟鷹 2 種鳥類進行調查。每年在過境期時，都有為數眾多的紅尾伯勞及灰面鵟鷹過境於恆春半島地區，此地的居民會捕捉紅尾伯勞及灰面鵟鷹來當作食物之一，在觀光的發展下，紅尾伯勞的捕捉風氣更盛，有更多的紅尾伯勞落入遊客的口腹之中，在這樣大量濫捕的期間，為了讓伯勞的族群得以繼續繁衍存活，開始有了針對伯勞的研究。蘇霏靄及呂森吉(1985b)發表了一篇關於伯勞鳥所帶來的體內及體外寄生蟲的研究，希望可以藉此有嚇阻的作用，減少遊客購買行為，以減低獵捕的壓力。研究顯示，伯勞的寄生蟲主要為體表的蟲、蹣，及頸部有線蟲(Nematode)寄生。171 隻的伯勞中有 52 隻鳥有蠕蟲寄生，其中有 25%的伯勞頸部的線蟲寄生，其他的有 5.9%膽管系統內有吸蟲類(Trematoda)寄生，4.7%體腔有條蟲類(tapeworms)幼蟲寄生，1.8%小腸有條蟲類成蟲寄生。調查 57 隻伯勞的血液抹片中，有 1 隻有微絲狀幼蟲。而是否這些寄生蟲會感染人類，人類與鳥類的分類血緣上關係較遠，在鳥類體內寄生蟲之一的假葉目幼蟲期之全尾成蟲，可能會寄生在脊椎動物的小腸中，若經吃下的幼蟲沒被胃酸殺死，則可能游走宿主的皮下、體腔、肌肉內引起弧蟲症(sparganosis)，不過在人體上是否也會感染，還須經過更多的查驗，並難以預料被生食的發展。

隔年邱良彥(1986)針對恆春半島伯勞鳥的生態及狩獵行為進行初步調

查，紅尾伯勞的研究顯示約在9月初落山風起時，伯勞就會陸續抵達恆春半島，9月底為伯勞大量過境之時，違獵的狀況與伯勞抵達的數量成相符的趨勢。其習性會停棲在草原、耕地寬闊之處的高枝、小灌叢頂端等，視野良好的地方尋找獵物，因而民間常在空曠地用鳥仔踏捕捉到伯勞鳥。

猛禽的研究以1986年林世松及林孟雄(1986)的灰面鵟鷹研究是最早的，因為當時的有獵捕過境候鳥的風氣，又以灰面鵟鷹是最醒目的，所以針對灰面鵟鷹進行研究，期能更了解灰面鵟鷹的習性，並帶起保育候鳥的風氣。除了實地調查外，也針對在地的居民進行問卷調查，了解一般居民對灰面鵟鷹過境及禁獵的觀感。研究顯示，灰面鵟鷹的過境時間大約都在10月間，與非法獵捕的頻率相關。灰面鵟鷹棲息的地方大多是距離離村落不遠處，不是因為他們喜歡人煙聚集區，而是因為人們也會選擇在避風良好的地區居住。

而在多年的宣導、解說及禁獵等保護候鳥的風氣之下，其查緝獵捕行為以及加強對居民及遊客宣導人們的觀念轉變為何，獵捕過境鳥的情況是否已經有所減少，過境候鳥的族群數量是否因此有增加的現象，是值得我們深入去探究禁獵與伯勞族群量之間的關係。非法狩獵現象不僅是在伯勞及灰面鵟鷹身上發生，雁鴨(王穎 1985；1986)，及大冠鵟(周大慶 2007)等其他鳥類也深受威脅，稀有的七里香(*Murraya paniculata*)、台灣海棗(*Phoenix hanceana*)及水芫花等植物的盜採；兩棲爬蟲(呂光洋 1985)、野豬及梅花鹿等哺乳類動物(裴家騏 2002；陳順其、王穎 2004；陳順其等 2007)的非法狩獵問題在墾丁國家公園內一直存在著。

(二)、居民活動及放養牛、羊等問題

國家公園是個開放式的場域，不能排除人類在境內的活動，但居民的農業活動以及當地居民所放養的牛、羊，犬隻與野貓的問題，對當地的野生動物族群的影響日益嚴重(王穎 1985；1986；裴家騏 2002)。

牛羊放養一直以來是墾丁國家公園討論的議題。牛隻的覓食有助於南仁湖李氏禾的控制，及水域四周草原的維持(王穎 1985，1986)，適度的牛隻放牧，適當的牛隻不會破壞鹿隻棲地的品質，反而可能增加梅花鹿隻的食物量。

反倒是放牧的家羊會和梅花鹿的食物之間有競爭，牛隻適度的啃食，可能有助於維持草地、灌叢、森林鑲嵌的狀態，有利於梅花鹿的使用，而牛隻在草生地上製造泥坑打滾的習性，正好為草生地創造了許多儲水池，提供草生地水源(裴家騏 2000)。但同樣的，過多的牛隻的放牧，大量啃食行為可能會對植生環境造成影響(王穎、印莉敏 1992)，密集的林間採集及牛羊放牧間接讓森林品質降低，但大大的影響野生動物對棲地利用。因此，深入研究牛、羊放牧對墾丁國家公園內棲地型態的影響，將有助於環境的管理(裴家騏 2002)。

家羊覓食的植物與梅花鹿的重疊性極高(王穎等 1997)。因此，在開闊地放牧的家羊與梅花鹿之間會有潛在食物的競爭，放牧的羊隻不怕人，有更高的競爭性，對區內的植群也會有一定程度的影響(王穎、印莉敏 1992；裴家騏 2002)。在墾丁地區的成熟闊葉林的食物品質較高，次生林次之，牧草地最差，利用糞氮含量了解野生梅花鹿在野外的食物品質是可以被滿足的(裴家騏、陳則仁 2004)。但放牧在林地的羊隻有可能會和鹿群競爭高品質的食物，使得野生梅花鹿長期的集中使用品質較差的相思樹次生林，導致營養攝取不足，讓野生族群繁殖力較圈養環境下差的情況發生(裴家騏，2001b)。而家羊確實透過管理處的努力已逐年減少數量(裴家騏 2004)。周大慶(2007)則擔心大型食草獸如牛及梅花鹿會有啃食及踐踏森林下層的苗木，影響小苗的更新情形，進而影響大冠鶯對巢位選擇及繁殖隱密性。

野狗是國家公園內的一大困擾。研究顯示，犬隻傾向在樹林環境活動，因成群獵食體型較大的物種為食，在 2001 年曾觀察到 3 隻犬隻共同捕捉一隻雌鹿，2002 年時，2 隻犬隻追逐 2 隻梅花鹿，由此可知，犬隻對中、大型哺乳動物及其新生小鹿具有威脅性，必須加以管控(裴家騏 2001)。其它研究也都證實犬隻攻擊及狩獵壓力是野生梅花鹿的死因之一(王穎等 2002；鄭筑云 2003；陳順其、王穎 2004)。陳順其、王穎(2004)也發現，狗會影響鹿隻分布，研究人員發現在九鵬地區，鹿隻全天活動範圍特別大，有可能是被狗追逐所致。調查也發現鹿隻往遠處移動，似乎在躲避狗之追擊。因此，犬隻對野生動物的活動概況的實質影響仍有了解的必要。

另外，在疾病方面，劉世賢等(1991)針對墾丁國家公園的野生動物作疾

病調查時也提到，在牛、羊、鹿之間可能會有結核菌(*Mycobacterium tuberculosis*)、布氏桿菌(*Brucella*)及腸毒血症(*Enterotoxemia*)互相傳染的問題。所以放養的動物，有可能也會為野生動物帶來的疾病，如犬瘟熱(*Canine distemper virus*)、心絲蟲(*Dirofilaria immitis*)等問題。2005年台灣南部高雄縣的六龜鄉、茂林鄉發現了第一起犬瘟熱的病例，證實了3隻鼬獾是死於犬瘟熱(Chen et. al. 2008)，並在高雄縣淺山部落調查發現，村落所飼養的犬隻約有40.9%呈陽性(陳芸詩 2009)，部落地區的犬隻常以放養的型態讓犬隻到處移動，即便不是直接的接觸口鼻分泌物所排出的病毒，當犬隻經過一個區域時，空氣中所留下的病毒，可能會讓在經過的野生動物受到感染(陳芸詩 2009)。放養的動物可能會造成野生動物有更多食物、空間上競爭，還有感染疾病的問題，因此，必須積極的對放養的牛、家羊及犬隻進行管理(裴家騏 2002)。

(三)、遊憩活動

國家公園內的人類遊憩活動，常常會對野生動物有不同程度的影響。王穎及印莉敏(1992)對墾丁地區食肉目及有蹄目的研究發現，各種動物在各個調查地點皆有減少的趨勢，在國家公園的狩獵行為較少，遊客干擾反而是造成公園內的中、大型哺乳動物比國家公園外動物少的原因(王穎、印莉敏 1992)。藉由歷年的研究報告可看出遊客遊憩行為不同程度的影響了墾丁國家內的生態系統。鳥類對於周遭環境的變動很敏感，除了掠食者等天然干擾因素外，遊客也亦會對雁鴨及鷺鳥產生干擾，陳擎霞及王慶麟(1985)的研究結果顯示，人為活動對南仁山水域鳥類以實際造成干擾，鳥類有明顯躲避的行為出現，有時干擾過久會讓鷺鳥不會回到原棲地過夜，且讓水鳥及雁鴨逃避的距離增加，往較內陸的地方棲息；人為干擾會降低巖穴內的生物多樣性(黃致遠 2000)；獼猴的活動行為如夜棲地的選擇，隨人為干擾而改變(楊子欣 2003)。密集的人為活動、道路系統的發達讓鼬獾、山羌、梅花鹿等動物棲地分隔，也因頻繁的交通也會造成動物們在擴散遷移的途中死亡，沒辦法擴散至其他地方，也讓此地動物的基因無法交流，這都是造成野生動物族群量無法上升的原因(裴家騏 2002)。

以遊憩所造成的影響來看，墾丁地區僅針對毛足圓盤蟹所面臨的衝擊有較完整的調查，毛足圓盤蟹為地蟹科，在台灣的族群多分布在恆春半島的海岸林。鍾奕霆與郭耀倫(2008)調查報告提及，在 2004-2007 年調查毛足圓盤蟹的數量，發現大型個體已明顯減少，並且在 4 年後數量已減少了 27%。族群下降與香蕉灣海岸林棲地的切割及棲地品質變糟有關，陸蟹的棲地自 2003 年的 3 年內又增設了 6 個遊憩設施，小型賽車場及露營區的增設，讓每一處至少有 400 m² 的林地被整地或水泥化。遊憩活動及開墾截斷水源及截取過多的淡水及地下水資源也是造成族群量下降的因素。另外，居民的撿拾也讓陸蟹降海產卵的時間改變，人為的濫捕會讓陸蟹的體型有變小的趨勢，甚至有商業行為的捕捉，這也是造成族群量下降的原因(鍾奕霆，2004)。棲地被公路的切割也是讓陸蟹族群量下降的原因之一，抱卵雌蟹在降海產卵的過程中，有 10% 的比例是穿越公路被車輛撞死(鍾奕霆、郭耀倫 2008)。近年來已為陸蟹開發生態廊道，以利陸蟹降海繁殖(許海龍 2002；鍾奕霆 2004)。鍾奕霆(2004)的調查另外也發現不僅是毛足圓盤蟹有過馬路死亡的危機，其可見砂島附近的馬路上有奧氏仿相手蟹的大量死亡現象，所以需要對其他地方棲息的陸蟹，更應加緊調查其族群量及棲息地的環境狀況。後灣的土地開發與排水溝的汙染也是讓蟹類數量下降的危機(李榮祥 2007)，所以海岸林的復育、減少土地開發及人為污染、規劃陸蟹的核心保護區，維持現有棲地環境，以及了解保護區週遭的動、植物動態是當務之急的工作(鍾奕霆、郭耀倫 2008)。

另外，2002 年阿瑪斯號漏油事件，造成龍坑生態保護區重大的生物浩劫，因此多方面學者對此地進行生物相調查，而在此之前並無任何的基礎生態資源的資料，以致於無法得知受損程度，無法獲得賠償，在油污事件後，也很少人能清楚的明白龍坑的生態受到衝擊的狀況，幾年後經由一些潮間帶無脊椎動物的調查才明白岸潮間帶的無脊椎動物已恢復到相當程度(趙世民 2007；2008)。水鳥會在剛開始油污污染嚴重時，避開受到重度污染的地區，雖然油污污染沒有對鳥類有如魚類般明顯受到影響(林雅惠、黃明俊 2002)。

(四)、外來種

外來入侵種會有改變生態系自然的過程，經過雜交改變基因庫等問題，是造成生物多樣性降低的原因之一。墾丁國家公園的西部地帶長期的受農耕、栽種瓊麻和公路的開拓等，許多外來物種隨著頻繁的人類活動及發達的交通系統而入侵，而有些種類即已有擴張性或侵占性者有如銀合歡。銀合歡引進以來，即有植株矮化，提早開花結果現象，因具毒性，可快速擴張形成優勢社會。在原始林較完整的地方，則發生入侵的狀況較少(王相華等 2007)。

外來種會對本土動物產生負面衝擊，目前已知有多線南蜥在龍鑾潭已出現蹤跡(羅柳墀等 2007)。外來動物的入侵通常源於寵物的交易，棄養及放生是牠們會擴散到各地的主因(劉小如 2000b)。侯平君(2006)研究發現，亞洲錦蛙(*Kaloula pulchra*)及沙氏變色蜥(*Anolis sagrei*)在南部的族群日益擴大，亞洲錦蛙原產於台灣以外的東南亞地區，可能因人為的引入讓牠們在台灣南部地區已有生殖族群，被發現在屏東縣內埔鄉、高雄縣美濃鎮與杉林鄉，也陸續在北高雄、屏東林邊及內埔等地發現，有可能會隨著發達道路系統擴散到恆春半島的墾丁國家公園內。其體型大又生長快速，亞洲錦蛙的皮膚具有毒性，會對當地捕食者有威脅，即便捕食者轉而不覓食，而族群量的擴張，其食性廣泛，與其他本土種如與他共域的本土兩棲類有小雨蛙、黑眶蟾蜍與澤蛙(*Fejervarya limnocharis*)等14種蛙類競爭食物。沙氏變色蜥原產於古巴及巴哈馬列島，雖然沙氏變色蜥線在嘉義三界埔苗圃為中心，呈現約3 km²處，高密度小範圍的分布，但沙氏變色蜥是具有高入侵風險的物種(侯平君 2006)。

劉小如(2000a)研究顯示，在1994-1999年間台灣就有75種的外來鳥種，占台灣總鳥種的48.7%，外來鳥種數居東亞之冠，椋鳥科(Sturnidae)、梅花雀科(Estrildidae)及鸚鵡，而梅花雀科鳥種有60%與寵物貿易有關(李崇禕、謝寶森 2005)。在恆春半島的4個地區(恆春、滿州、大光、墾丁)有外來種鳥類的紀錄，1994年墾丁國家公園境內尚無椋鳥，但到了1997已在墾丁及大光兩地區有繁殖紀錄，而現在已隔了10多年，椋鳥科鳥類的現況值得注意。

藉由許富雄等(2004)調查台灣南部地區鳥種組成與海拔分布，記錄到台灣南部有19種外來鳥類，屏東地區已有3種紀錄，家鴿(*Columba livia*)、家八

哥(*Acridotheres tristis*)、白尾八哥(*Acridotheres javanicus*)。外來的白尾八哥對農耕地的利用率有64%，台灣八哥(*Acridotheres cristatellus*)則對農耕地的利用率有35%，兩者分布的生態區位(niche)有重疊的狀況(劉小如 2000a)。另外，也有發現葵花鳳頭鸚鵡(*Cacatua galerita*)在屏東大定居的情況。外來動物此時在墾丁的族群量少，還看不出對當地的生物多樣性是否具有威脅，但當族群量達到一定程度，當地生態結構可能很快的就會被破壞，這是在外來動物擴張之前必須考量到問題，以免產生難以預料的後果(侯平君 2006)。

在墾丁地區物種所遭受的危機，除了棲地流失、棲地零碎化外，還有本土物種的基因被污染。大陸畫眉(*Garrulax canorus*)與台灣畫眉(*Garrulax canorus taewanus*)的雜交已使台灣畫眉的特有基因消失了，墾丁的環頸雉復育工作也是為了不讓台灣特有的環頸雉被大陸來的環頸雉亞種污染。不僅如此，烏頭翁、白頭翁(*Pycnonotus sinensis*)的雜交在墾丁地區也如野火般開始燎原。劉小如(2005)自2005年開始對烏頭翁、白頭翁在墾丁地區的雜交狀況及族群分布進行研究至許育誠(2007)針對用於偵測烏、白頭翁雜交個體的微衛星基因座開發都做了相當深入的研究(劉小如 2005；2006；許育誠 2007)。墾丁國家公園原先全是烏頭翁的分布，但近年來已經有部分白頭翁個體侵入，並與烏頭翁繁殖出雜交個體，烏頭翁與白頭翁是兩種親源關係很近的鶇科鳥類，其鳴叫、行為、生態需求都很相近，僅頭部羽色有差異。白頭翁為亞洲東部廣佈種，在台灣是北部及西部中海拔地區普遍的留鳥，而烏頭翁則分布於花東地區及屏東以南是台灣的特有種。白頭翁與烏頭翁分布區域重疊性越來越高，白頭翁的進入似乎讓僅烏頭翁分布的地區越來越小，兩種鳥類的棲地相似可能會有競爭與雜交問題，而雜交可能會讓本土鳥種烏頭翁特有的基因逐漸消失，就此失去本土鳥種的生物多樣性，而會有這樣問題產生，主要是近年來放生、棄養白頭翁，導致白頭翁零星散佈的結果劉小如(2005)。因此，劉小如(2005；2006)藉由繫放成、亞成鳥及巢內幼鳥以採集羽毛或血液來供判定性別之用，並經由套上色環與無線電發報器以獲得亞成鳥離巢後的擴散情形，了解烏、白頭翁的雜交、繁殖行為及了解亞成鳥離巢後的擴散模式做研究，並深入了解是什麼因素讓烏、白頭翁產生雜交行為。許育誠(2007)開發適用於烏、白頭翁的遺傳標記，以建立一套能區分烏、白頭翁的

微衛星基因座，並將之用於雜交個體的偵測，並試圖解析墾丁地區特有的『烏頭亞型』個體，是否為雜交所產生的後代。結果顯示，墾丁地區的雜交個體比例增高，且純種烏、白頭翁的比例減少，顯示雜交區內的烏、白型基因混雜程度較過去數年有所增加，這樣的情形可能導致烏頭翁的特有基因在當地逐漸減少或消失。恆春半島的新開與古華主要是白頭翁分布區，龍鑾潭主要是烏頭翁分布區，竹坑、楓港、枋山、內獅等地則有很高比例的雜交個體分布。繁殖時親鳥配對的組合，在新開全是白頭翁，龍鑾潭全是烏頭翁，但是在楓港、內獅等地則有各種配對組合，尤其內獅應該是位於雜交的核心地帶。墾丁地區的雜交個體數量已不少，需要禁止放生活動以減緩白頭翁再度被釋放至國家公園內，並且必須劃設保護區並積極的移除白頭翁，以減緩烏頭翁基因被污染、甚至消失(劉小如 2005；2006；許育誠 2007)。

早期南仁湖水域及即有吳郭魚、大肚魚等外來種，已成當地的優勢物種(林曜松、曾晴賢 1985)；羅柳墀等(2007)在龍鑾潭區調查到的外來種魚類另有琵琶鼠、泰國鱧魚、鯉魚等。游祥平等(1996)調查龍鑾潭、南仁湖、網紗溪、港口溪、保力溪等溪流中的甲殼類生物相，也記錄到螯蝦和真蝦類的長臂蝦科及匙指蝦科等外來物種。

第二節 墾丁國家公園生物多樣性監測指標建置之芻議

維持生物多樣性，重要的是維持棲地的健全性，保持環境結構多樣化是保持生物多樣化的基本，在積極推動保育生物多樣性工作的過程中，生態監測是一個用來評估和了解生態系統關鍵的要素。生態評估和監測已從單一的具體目標轉變成由廣泛的生態系統來綜合評估，所以維持生態完整性即可成為一個目標，健全的生態系代表自然區域，包括本地物種的族群組成、生態系、與生態過程，健全生態系的理想指標應包括所有的生態作用過程(成分、結構、功能)的層次結構的生態系統表(物種/族群，群落/生態系統，地景/區)(Ure and Beazley 2004)。而在人力、物力的限制下，沒辦法對每個生物作詳盡的監測下，常就設立監測的指標性物種來做為對生態系動態的掌控，常以(1)關鍵物種(keystone species)：此物種具有聯繫著此棲息地中整個生態系統的功能，此物種的存活關係著大多數的物種，並影響此區物種的多樣性；

(2)保護傘物種(umbrella species)：物種需要的棲地面積大，並且對環境品質要求高，如果給予足夠的保護，也可以連帶保護其它在這個棲地的物種；(3)旗艦物種(flagship species)：受歡迎、有魅力的物種，在此棲息地是具有象徵性的物種，讓大眾藉由關心明星物種時，同時也會注意到其他生物的保育；(4)瀕危物種：分布侷限的稀有物種，基因窄化，繁殖力低，存活極易受干擾而滅絕(Noss 1990)。

本報告依據上述相關研究配合墾丁國家公園資源特性及脆弱性，並參考加拿大的凱吉姆庫吉克國家公園針對生物多樣性所設定的架構，擬定生物多樣性、生態系功能及壓力等三項監測原則，為確保生態系統保持其原生生物多樣性和生態過程的完整，不會因過多的人類活動壓力而造成生物多樣性下降，建立在不同層面的指標，以期透過監測：(1)了解生態系統結構和功能；(2)監測和評估生態系的變化；(3)評估如何有效的達成目標；(4)擬定經營管理策略(Ure and Beazley 2004)。

壹、生物多樣性監測指標系統

一、植物多樣性

(一)、南仁山森林

A.背景說明

南仁山的植物社會受到地形與東北季風影響，造成生育地呈現高程度分化，在迎風區與背風溪谷區，森林組成與形相呈現不同的樣式(Hsieh et al. 2000)。在迎風區，樹木形態低矮、直徑偏小、密度偏高，樹種組成多屬亞熱帶或溫帶的樹種；而在地形遮蔽，受東北季風影響較小的背風溪谷區，樹型多高大且密度較低，為典型的熱帶植群(陳志遠等 2008)。

南仁山生態保護區位於恆春半島東側，東北季風直接吹襲，每年10月至翌年3月南仁山區皆有較多雨量，因此本區在冬季並無乾季；但恆春半島西岸在冬季即有明顯乾季，直接影響植群組成種類及森林結構。南仁山區內，因受風力影響差異程度，造就迎風和背風區不同棲息環境，提高其中組成物種、植群外觀及形相之多樣性。因此成為全台生物多樣性最高的熱點(Su 1994)。此區迎風生育地受季風直接影響，冬季溫度較低，存在較多耐風之溫帶物種，而背風區溫度較高則有較多熱帶樹種。南仁山區目前已記錄的植物有1,238種，木本植物包括喬木和灌木多達200種以上(謝長富等 1990；1992；1993；

1996)，其中有許多為台灣特有或稀有物種，如希蘭灰木、恆春山茶、恆春紅豆樹、恆春楨楠、恆春石班木、恆春紫珠、台灣柯、烏心石舅、細葉茶梨、小葉樟等。瞭解此區優勢種及稀有種之組成現況，將有助於增加對此區生物多樣性變化情形。

南仁山生態保護區過去研究計畫已設置欖仁溪樣區、溪谷樣區、樣帶及古湖樣區等永久樣區(謝長富等 1990；1992；1993；1996)。樣區以10×10 m為一小單位，可提供珍貴生物多樣性資訊。

1. 欖仁溪樣區：

於1989年設立，乃南仁山計畫最早設置之永久樣區。本樣區位於萬里得山東支稜的稜線上，海拔約330 m，面積6 ha (300×200 m)。

2. 溪谷樣區：

於1993年設立，位置在沙加巴魯溪谷附近，東西長150 m，南北寬140 m，面積2.1 ha。本樣區屬於熱帶環境，設立目的旨供為欖仁溪樣區(亞熱帶)做一個對照。

3. 樣帶：

於1995年設立，由溪谷樣區沿南仁山西北稜上南仁山頂後，向東北往下延伸約50 m。整個樣帶寬度在20~40 m之間，全長500 m，面積0.76 ha。樣帶的形狀為線形，與之前設置的矩形樣區不同，其目的主要是用做一個從熱帶過渡到亞熱帶環境的研究區，以了解過渡區域的生態資料。

4. 古湖樣區：

古湖樣區位在南仁湖西側。可與欖仁溪樣區做為一個比較，以了解亞熱帶雨林的均質性與重複性。

B. 監測內容和方法

南仁山保護區受到地形與東北季風影響，造成生育地呈現高度分化，在迎風區與背風溪谷區，森林組成與形相呈現不同的樣式。未來監測指標應規劃為：根據不同棲地環境監測各區物種組成變化情形，監測區內生物多樣性指數、稀有種、特有種以及固有種等項目之動態變化情形。監測方式可沿用謝長富等(1990；1992；1993；1996)之樣區並比較過去永久樣區資料，調查

保護區內物種數量組成、計算物種豐富度指數、Simpson指數、Shannon-Wiener指數、Simpson均勻度指數、Shannon-Wiener均勻度指數及物種族群結構等項目，藉此了解保護區內物種介量之動態變化。建議監測頻率：每5年進行調查。

(二)、高位珊瑚礁

A. 背景說明

墾丁高位珊瑚礁自然保留區於1994年1月10日保留區由行政院農業委員會依據文化資產法公告設立，面積為138 ha。此保留區為台灣唯一保存較為完整之高位珊瑚礁原始林。

高位珊瑚礁之正式地質學名稱應為喀斯勒地景(karst landscape)，是由數十萬年以上之石灰岩層積岩塊淋溶形成地景，該石灰岩塊是由早期在海底的珊瑚、有孔蟲、石灰藻、貝殼等生物所組成。高低起伏之嶙峋地形及石灰岩洞是喀斯勒地景之特徵，造就了墾丁高位珊瑚礁自然保留區特殊的鑲嵌式生育地分化，即由隆起岩塊、隆起台地、凹陷谷地及平坦谷地4種主要微地貌所組成。

永久樣區調查紀錄(王相華等 2004) dbh $\geq$ 1 cm的木本植物51,958株，分屬113種、88屬、36科。其中單子葉植物只有射葉椰子(*Ptychosperma angustifolium*)及番仔林投(*Dracaena angustifolia*)兩種，雙子葉植物種類以大戟科(Euphorbiaceae)最多(20種)，其次為桑科(Moraceae) (9種，榕屬植物占8種)、茜草科(Rubiaceae) (8種)、樟科(Lauraceae) (8種)、芸香科 (7種)等。就單株數量而言，以柿樹科(Ebenaceae) (27,889株, 53.7%)及大戟科(8,721株, 16.8%)較多。柿樹科、大戟科、榕屬植物均為典型熱帶森林的代表種類，因此可知墾丁高位珊瑚礁森林的組成較偏向熱帶森林。

永久樣區主要優勢木本組成中黃心柿之相對密度(50.3%)、優勢度(23.2%)及重要值(36.8%)均為全樣區最高者；其它優勢種包括茄苳、鐵色、皮孫木、咬人狗、紅柴及台灣膠木等，排名前5位。

B. 監測內容和方法

本項監測指標在了解保護區內隆起岩塊、隆起台地、凹陷谷地及平坦谷

地各生育環境上層特徵及優勢種(山豬枷、鵝鑾鼻蔓榕、樹青、紅柴、白榕、黃心柿、土楠等物種)動態更新，並計算物種豐富度指數、Simpson指數、Shannon-Wiener指數、Simpson均勻度指數及Shannon-Wiener均勻度指數，以瞭解物種組成變化。高位珊瑚礁具特殊的鑲嵌式生育地分化，物種組成十分特殊，樣區設置可參照王相華等(2004)之樣區資料(圖1)，持續監測永久樣區，並增加不同生育地取樣資料。建議監測頻率：每2年進行調查。

(三)、稀有植物監測

A. 背景說明

蘇鴻傑(1980)指出恆春半島之稀有植物有50種，僅次於最高的蘭嶼，可見本區稀有物種豐富程度。徐國士等(1985)、許書國等(1992)整理恆春半島被列為稀有植物的種類有217種，包括蕨類植物11科19種，裸子植物1科3種，雙子葉植物58科183種，單子葉植物10科42種。實地野外調查三星果藤(*Tristellateia australasiae*)、亞洲濱棗(*Colubrina asiatica*)、恆春哥納香(*Goniothalamus amuyon*)、鼠鞭草(*Hybanthus enneaspermus*)、椴葉野桐(*Mallotus tiliaefolius*)、繳楊及鵝鑾鼻鐵線蓮(*Clematis terniflora* DC. var. *garanbiensis*)等七種稀有植物，發現其開花結實均佳，惟有遊客踐踏、人為採集或開墾之潛在危機。

陳玉峰(1985)指出，鵝鑾鼻野百合為前岸植物沙地指標種；不但生態幅度窄，且可作為植群分析上台灣南端典型分化種；許多學者研究亦有類似的結論(劉崇瑞、劉儒淵 1977；楊勝任 1987；蘇鴻傑 1977；蘇鴻傑、蘇中原 1988；Hu 1961)。陳雲倩(1989)更進一步指出，鵝鑾鼻野百合主要位於卵形飄拂草(*Fimbristylis ovata*)—竹節草(*Chrysopogon aciculatus*)型之下的短禾草原之紫果馬唐(*Digitaria violascens*)—竹節草亞型植物社會，分布地區主要為強度放牧下所導致之低草原，而且位於動物放牧之聚集處，全天光空域值約在75-85%間之空曠多風處，特徵種除了鵝鑾鼻野百合，還有紫果馬唐、其昌假蛇尾草(*Thaumastochloa chenii*)、華野百合(*Crotalaria chinensis*)、藍豬耳(*Lindernia crustacea*)等低矮草本植物。徐國士等(1985)依據鵝鑾鼻野百合為台

灣特有且分布狹隘之屬性，應列入稀有植物。黃增泉等人曾於1987-1988年在墾丁國家公園內進行豆科植物資源調查，指出鵝鑾鼻野百合分布範圍極狹隘，僅見於聯勤至風吹沙面海懸崖頂、貓鼻頭、社頂，強風沙地則零星分布，為稀有植物，主要干擾因子為動物啃食，並認為族群數量穩定，不需要特別保護，其原因是全株被覆絨毛可減少水份蒸散，葉子緊密堆疊且伏地生長可降低機械傷害，不易遭受強風、人畜摧折，所以在東北季風盛行之下，亦可在龍磐草原發現其綻放著黃色的花朵(黃增泉等 1988)。然而，其他學者卻認為該物種之生存已受到威脅，需要加以保護，如陳玉峰(1985)以該物種生態幅度窄，宜列為珍稀植物保育之。鄭元春(1984)也提到，鵝鑾鼻野百合由於植株短小，覆蓋性不甚良好且野生個體不多，故有需要以人工助其散播。林介龍(1995)調查發現，鵝鑾鼻野百合由於生育地屢遭遊客踐踏衝擊再加上人工造林、牧草之栽植，造成該物種種子的散播受阻且生存環境日益窄化。儘管先前有多篇有關鵝鑾鼻野百合的相關報告，然對此一特定物種進行長期量化評估仍有所欠缺。雖然鵝鑾鼻野百合分布範圍位在墾丁國家公園內，然而人工造林、遊客踐踏等衝擊不可避免，致使近二十幾年來分布地點更形縮減，需要人為力量介入進行復育工作。

恆春台地關山毛柿林，其地質為更新世中期至晚期淺海環境的砂岩與高位珊瑚礁石灰岩所組成，中間形成一塊凹陷谷地，海拔高低落差約 40 m，較接近南北走向的地形，面積約為 3 ha。谷底有一條經過長期沖刷後寬約 3 m 的小溪流，此處南邊(小溪上半段)僅在夏季降雨量充沛時才可見水流，冬季則變為乾枯。溪谷之水源是從中段的珊瑚礁石灰岩縫滲出，出水量不多，但終年有水。在足夠的水資源及溼氣較重的環境下，使此區域之植群更為多樣性，也提供此地的生態環境更為豐富。關山毛柿原始林內有囊桴竹(*Leptaspis formosana*)、恆春哥納香(*Goniothalamus amuyon*)、南化摺唇蘭(*Tropidia nanhuaensis*)、恆春風藤(*Dioscorea doryphora*)、琉球蛇菰(*Balanophora fungosa*)、毛柿、土樟、鐵色、山柑(*Capparis sikkimensis* Kurz subsp. *formosana*)、山橙(*Melodinus angustifolius*)、恆春紅豆樹(*Ormosia hengchuniana*)、台灣假黃楊(*Liodendron formosanum*)及淡綠葉衛矛(*Euonymus pallidifolia*)等稀有植物。

恆春哥納香族群僅零星分布此區內，全部植株共有112株，能繁殖之成熟個體其胸高直徑達5 cm以上者，僅有12株，僅占約10%，最大胸高直徑者為11 cm，樹高約8 m，而剩下100株其胸高直徑小於4 cm以下，族群結構圖呈現反J型(謝春萬 2007)，恆春哥納香應屬於穩定的族群，樣區內如未干擾，應可維持且不至於絕滅。目前僅知本區為恆春哥納香族群量最多的唯一生育地，根據徐堉峰(1999)出版的台灣蝶圖鑑第一卷中提到，鳳蝶科中的綠斑鳳蝶(*Graphium agamemnon*)其幼蟲食草是木蘭科(Magnoliaceae)的烏心石與番荔枝科的恆春哥納香，如果恆春哥納香繼續的減少或絕滅，可能使得綠斑鳳蝶的量，相對的會減少。

淡綠葉衛矛為台灣特有植物，早田文藏在1913年發表，特產於恆春半島南端，亦是墾丁國家公園內之特有植物，在墾丁森林遊樂區北方約30株、大平頂、關山東側毛柿林約200~300株與貓鼻頭收費亭後小山一帶才有約12株，估計總族群數量約500株(徐國士等 1985)；呂勝由(1996)將其列為嚴重瀕臨絕滅。園區內已調查到623株(黃俊明 2008)，目前僅知關山毛柿林地為台灣淡綠葉衛矛族群量最多的唯一生育地。調查中發現能繁衍之成熟個體其胸高直徑>1 cm以上者，共有79株，最大胸高直徑者為6 cm，高約2.5 m，依樣區現有個體來判斷，有將近400株幼木正在穩定成長中。族群結構呈現為反J形，證明植群有良好的更新能力，應屬較廣泛分布的穩定型族群。

囊稈竹為許建昌於1971年發表之新種，採於台東縣知本相思樹林，此後學術界一直未見，謝春萬(2007)於關山毛柿原始林中再發現，但植株相當稀少，目前本研究調查未超過10株。囊稈竹生育地為毛柿原始林下，優勢種為毛柿、恆春哥納香等物種，林緣優勢種為恆春哥納香，冠層約有2層。其生長在珊瑚礁陷穴內之溪溝岸平緩下坡，地表有少量枯枝落葉、無地被植物或地被植物甚稀疏處。植株體會開花結果，但結果量稀少，小苗亦生於距母株約20-30 m無地被之緩坡上，生育地頗為特殊。本區為台灣殘存之毛柿老樹原始林，林內毛柿、恆春哥納香及恆春衛矛等物種更新狀況尚佳，但本區面積僅剩3 ha，邊緣效應影響大，距海較近，易受颱風危害；毛柿、恆春哥納香、淡綠葉衛矛、台灣假黃楊及月橘等物種皆有盜採壓力，因鄰近民宅、產業道

路，交通便利，盜採壓力大；周邊部分土地被外來樹種侵入嚴重。關山毛柿林範圍不大，但卻有多種稀有植物，值得予以高度肯定重視，應加以管制保護(謝春萬 2007)。

B. 監測內容和方法

可依不同分區調查區內之稀有植物種數，各稀有物種(鵝鑾鼻野百合、囊稈竹、淡綠葉衛矛等物種)建議先評估個別之稀有性、瀕危程度、野外現況及干擾狀況等項目，挑選出族群數量與分布範圍急劇縮減之物種進行族群生活史現況紀錄，以了解係何生活史階段為影響物種存活之主要因子，進而對此生活史階段進行保育作業(Schemske et al. 1994)。關山毛柿林建議以謝春萬(2007)及黃俊明(2008)之樣區為基準，將全林設置為永久樣區，監測區內稀有種(淡綠葉衛矛、恆春哥納香、南化摺唇蘭、囊稈竹、琉球蛇菰、毛柿、土樟、鐵色、山柑、山橙、恆春紅豆樹、台灣假黃楊等物種)組成、生活史現況及族群結構。建議監測頻率：每年進行調查，或視不同物種生活史階段調整調查時程。

(四)、香蕉灣海岸林

A. 背景說明

恆春半島之海岸林早在在日治時代(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km，全部分布著茂密的海岸林(張惠珠等 1985)。1973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，1982年墾丁國家公園成立，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位於船帆石與鵝鑾鼻之間，全長約1,150 m，寬約250 m，面積約28 ha (張惠珠等 1985)。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餘m，依其現況而言，可視為經開發後而倖存之原生海岸林。

香蕉灣生態保護區內聚生了維管束植物約200 餘種，包括了蕨類及顯花植物中的喬木、灌木、藤木、草本。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象特徵，例如板根、幹生花等特性的植物(張惠珠等

1985)；林內分布許多可經由海漂傳播之植物，經由黑潮洋流由馬來、菲律賓北上，傳播至恆春海岸，故海岸林內部分植物確定是經由海漂傳播(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 1985a)。香蕉灣海岸林的木本植物約115種，與菲律賓共通分布種約有57%，與馬來約有48%共通分布(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。

B. 監測內容和方法

香蕉灣海岸林面積狹小，棲地環境主要係由上層優勢物種控制，若上層大樹因故死亡形成孔隙，則會改變棲地環境，隨之改變伴生植物種類及生物多樣性，因此監測指標：為全區植物及上層優勢物種(棋盤腳、蓮葉桐等)。監測方式延續王相華等(2008；2009)樣區位置，設立全區為永久樣區，調查保護區內物種豐富度指數、Simpson 指數、Shannon-Wiener 指數、Simpson 均勻度指數、Shannon-Wiener 均勻度指數等項目。建議監測頻率：每年進行調查。

二、動物多樣性監測指標

(一)、中大型哺乳類多樣性

A. 背景說明

哺乳類調查已在墾丁國家公園內進行三年族群監測(裴家騏 2002；圖 2)，較大型哺乳類屬南仁山保護區的原始闊葉林區中的物種豐富度較高，初步已得知哺乳動物在墾丁國家公園內的族群組成、活動模式及棲地利用，而上次的調查距今已過七年，國家公園內非保護區的人類活動有些土地利用方式已經有所改變，為了深入了解哺乳動物在墾丁地區的現狀，持續並全面性的進行監測墾丁國家公園內哺乳動物族群組成、豐度、分布及棲地利用狀況，長期收集詳盡物種生態的資料，以供日後保育瀕危物種(如局部消失的石虎、穿山甲等)，並可評估環境變遷對此地哺乳動物的影響，了解頻繁的人為活動及面積較零碎森林對哺乳動物的干擾及影響，以提供在國家公園內人為活動及土地利用經營管理之依據。

B. 監測內容與方法

本項監測指標：中大型哺乳動物的種豐度、相對豐度和空間分布。監測方式參考裴家騏 (2004) 的研究，以紅外線自動相機設置在森林內(圖2)。另為了解銀合歡移除後的海岸林復育過程中動物相的改變，也可考慮增設樣站。建議本項監測頻率：每3年進行調查。

(二)、蝙蝠多樣性監測

A. 背景說明

墾丁國家公園有許多巖穴，適合蝙蝠棲息，因地形據調查，現有11種蝙蝠，許多出現在巖穴，而此特殊生物群落尚待探索，依前人研究發現，在巖穴及隧道內發現墾丁地區稀有的椰子蟹蹤跡，巖穴內還有許多昆蟲、兩棲爬蟲、哺乳類等生物(黃致遠2000)。保存巖穴生態群落的完整性，除了保護在此地稀少的台灣特有種，椰子蟹、條紋米蝦、臺灣葉鼻蝠等物種，也是維持墾丁地區生物多樣性的重點之一。

B. 監測內容與方法

本項監測指標：蝙蝠種類、數量和空間分布。監測方式可參考李亞夫 (2004)。建議監測頻率：每5年進行。

(三)、梅花鹿族群監測

A. 背景說明

梅花鹿已是本島野外絕種的鹿科動物，經由墾丁國家公園管理處多年來的復育和野放，開始徜徉於山野間，是台灣野生動物保育史的見證，稱得上是墾丁國家公園的旗鑑物種。梅花鹿族群現在分布在社頂、龍鑾潭、出火及九鵬基地等地，擴散速度緩慢，而各保護區間有道路區隔，因此，將來道路可能是影響梅花鹿族群擴散的原因之一。

然而，道路障礙明顯地會影響到野生動物族群 (Clevenger et al. 2001)。在美國野生動物與車輛碰撞率不斷增加，影響行車安全、財產的損失，影響野生動物族群生存率，而道路阻礙野生動物的交流，降低基因多樣性與遺傳變異，進而會讓當地動物有滅絕的危機(Donaldson 2006)。北美每年有將近

50 萬起交通意外是鹿隻跨越道路所引起的(Hubbard et al. 2000)。而在佛羅里達州，車禍是鹿隻死亡率的重要因子(Putman 1997)。陽明山國家公園因為每年約有上千隻脊椎動物(兩棲類、鳥類、哺乳動物)穿越道路被車輛撞死，設施涵洞微型生態廊道，並加裝紅外線感應自動照相機及動態錄影監測系統以記錄動物種類、數量、季節變化及行為等(黃光瀛 2006)。

B. 監測內容與方法

本項監測目標：梅花鹿數量和空間分布。監測方式：利用過去的族群調查(陳順其、王穎 2004)和已設置自動相機樣點進行資料收集(裴家騏 2002)。建議監測頻率：每3年進行調查。

(四)、候鳥族群監測

1. 日間遷移性猛禽

A. 背景說明

墾丁長年利用地面觀察的方式對日間遷移性猛禽進行觀察，已建立了良好且標準化的觀察方式，所累積的資料也具有研究價值，透過賞鷹活動也讓民眾了解生物多樣性及生態保育的意義。尤其 2004 年起台灣猛禽研究會提供較過去更多的人力，使得監測資料更具代表性。同時間雷達遙測的同步調查，可以讓我們了解外海的遷移數量和實際的數量。此一輔助工具可作為赤腹鷹數量的監測工具，10 月過境的灰面鵟鷹主要還得依賴地面，原因是該月份仍有近萬隻赤腹鷹混飛，無法由雷達區分。根據過去 4 年雷達調查發現赤腹鷹和灰面鵟鷹春返的路線多變，地面調查的困難度高，建議以雷達監測之。地面調查是否可行，端視即時雷達影像是否可立即導引足夠的人力分區記錄。

B. 監測內容與方法

本項監測指標：主要是針對所有過境猛禽的種類和數量進行地面和雷達監測。監測方式可參考(王誠之、孫元勳 2004；2005；陳世中、孫元勳 2006；2007；林文宏、陳世中 2008)。建議監測頻率：每年進行調查(地面)；每5年進行調查(雷達)。

2. 夜間遷移鳥類

A. 背景說明

墾丁國家公園因狹地半島地形，是廿幾萬鷺鳥和可能上百萬候鳥夜遷的主要通道，其數量變動未來可作為環境變遷的指標之一。國外利用雷達觀察與監測夜間遷移候鳥的研究已行之多年。例如，在北美與墨西哥利用154個雷達站進行長期同步監測，整合每個雷達站所記錄到的候鳥資訊，繪出候鳥的遷移路徑（Gauthreaux et al. 2003；Gauthreaux and Belser 2005）；或在以色列利用雷達掌控候鳥遷移模式，避開飛機起降時間，以維護飛航安全(Frumkin et al. 1995)。

B. 監測內容與方法

本項監測指標為包括鷺科鳥類的夜間鳥類遷移數量。監測方式可參考林裕盛(2007)、楊貽雯(2007)及林可欣(2009)的研究。建議監測頻率：每5年進行調查。

3. 紅尾伯勞

A. 背景說明

紅尾伯勞可算是本島常見的過境及度冬鳥，不僅是屏東縣縣鳥，同時是墾丁國家公園成立後，大力保育宣導並配合大力取締非法獵捕的重要鳥種，屬於旗鑑物種。

B. 監測內容與方法

本項監測指標：紅尾伯勞的數量。監測方式利用新年鳥類調查的7條路線於過境期及度冬期間(9月~2月)，每月進行1次調查，惟過往新年鳥類調查法，雖沿固定路線行進，但因調查時間和人員人數不一致，建議採用圓圈法(point count)，在部份樣線設置停留6分鐘的永久樣站(定出座標)，記錄可以聽見和看見的個體。由於風和雨等氣候因子會影響鳥類活動量，因此應在某個月份依氣象預報避開東北季風，選擇無雨和強風的日子調查。建立伯勞過境及度冬的資料，經過2~3年調查了解其過境及度冬數量是否呈現等比例之相同趨勢，若趨勢相同，即可改為僅利用新年鳥類調查。一旦系統式調查法建立，其它易辨識鳥類族群波動也可適用。建議監測頻率：每年1次。

4. 龍鑾潭雁鴨多樣性監測

A. 背景說明

早期龍鑾潭原為一低窪草澤溼地，因雨季洪泛管理，1948 年改建為水庫，屬於半人工的水澤濕地，潭面滿水深平均 3.5 m，面積廣達 170 ha。龍鑾潭與其潭區周遭的水澤、魚塢、農田、灌叢和次生林等不同型態的土地利用方式，組成良好的鳥類棲息環境，同時龍鑾潭的水澤環境蘊含豐富的水生動植物和昆蟲，更提供鳥類豐富食物來源。根據歷年調查累積發現的鳥類多達 200 種以上，七成以上是候鳥，光是雁鴨就有 20 餘種，尤其上千隻潛鴨是本島其他地區絕無僅有的資源，該處設有一個龍鑾潭自然中心，提供民眾近距離欣賞水鳥。

B. 監測內容與方法

本指標監測對象為在龍鑾潭度冬或過境的雁鴨種類和數量，監測方式延續現有調查。建議監測頻率：每年進行(配合現有調查)。

5. 南仁湖水鳥多樣性監測

A. 背景說明

南仁湖原是一處四周為群山環繞的窪地，經人工阻隔出水而形成 3 個人工湖埤，水域面積約 28 ha，為國家重要濕地之一。擁有豐富的水生動植物資源，此處水域深度較淺，草澤和水生植物較多，建議可與龍鑾潭的湖泊生態系區隔，為園區營造草澤型濕地，增加水生植物和蜻蛉的多樣性，提供黑鵲、東方白鵲等稀有大型鵲形目水鳥的度冬地。東方白鵲是國際瀕絕物種，數量僅三千多隻(Collar et al. 2001)。草澤型濕地也是浮鴨的主要棲地，可作為龍鑾潭日益稀少的浮鴨衛星棲地，以彌補墾丁國家公園內日益減少的濕地面積，並增加濕地生態系的多樣性。

B. 監測內容與方法

本指標監測指標：為南仁湖度冬或過境的水鳥種類和數量。監測方式可參考過去的調查(王穎 1985；1986)。建議監測頻率：每 3 年進行。

(五)、陸蟹族群動態監測

A. 背景說明

本監測指標為了解陸蟹棲地利用模式，文獻指出毛足圓盤蟹在血桐、黃槿、稜果榕及林頭組成的次森林出現頻率較高，並最容易發現黃槿、血桐及青莧有被成蟹啃食之痕跡(鍾奕霆、郭耀倫 2008)，而實際上陸蟹的對此類型的棲地偏好，是否原始林棲地不夠導致陸蟹轉而使用次森林，或是次森林提供給陸蟹較豐富的食物來源及良好的生活環境，還是需先釐清。除了原始海岸林保護區外，還需考慮將周邊次生林劃為陸蟹保護區，讓劃定陸蟹的保育核心區及緩衝區可以更清楚。而其他種類的陸蟹利用棲地的狀況則不明，因此，需監測不同族群的棲地利用模式。許海龍(2002)研究發現，毛足圓盤蟹也會利用天仙果、雀榕、海欖果、瓊崖海棠、台灣欖樹、欖仁、銀合歡、姑婆芋等植物，其中外來種銀合歡在香蕉灣海岸林積極的進行移除工作，因此，需監測及評估清除銀合歡等外來入侵植物時，蟹類族群動態的改變。陸蟹過馬路路死數目。

B. 監測內容與方法

本項監測指標：香蕉灣及後灣陸蟹數量和棲地類型、品質的關聯，以及陸蟹過馬路之數目和死亡率。監測方法參考鍾奕霆、郭耀倫 (2008)。建議監測頻率：每年進行。

(六)、溪流動物多樣性監測

A. 背景說明

在國際保育聯盟IUCN近期的報告中指出，淡水生態系的生物具有高度威脅，卻長久以來一直被忽視，水資源與當地居民的生活息息相關，而水域面積的受可能受到人為開發棲地縮減或被破壞、水質汙染、外來物種入侵等問題，另外，全球氣候變遷讓降水模式改變，進而影響水文環境的改變，這些問題是淡水生態系正面臨的急迫威脅(Darwall et al. 2009)。淡水生態系統的健康維持物種多樣性的關鍵，更是當地居民賴以維生的資源，因此，在進行水資源的管理之前必須先了解墾丁國家公園內淡水生態系統的生物多樣性。

而在墾丁國家公園內水域生物資料比較欠缺，有些地區還未曾被調查

過，有必要針對園區內水域生物進行普查工作。國家公園內水域環境除了南仁山及龍鑾潭，國家公園內還有許多獨立的小溪流，流入太平洋的小溪流-無水溪、萬丈坑溪、埤日溪、鹿寮溪與上游的拜律溪、溪仔口溪、港口溪、台子牛溪；港口溪支流的加都魯溪、林祿溪、白沙彌溪、良鑾溪；港口溪上游巴沙加魯溪、攬仁溪，連接南仁湖的紅土溪；連接巴士海峽的石牛溪；保力溪有一段在國家公園界內。

這些溪流都屬於短小、乾溼季分明的獨立小溪。雨季溪流水量豐沛時，會有許多迴游性魚類、蝦蟹，如鱸鰻、日本禿頭鯊、長臂大蝦、平額毛蟹等沿溪上溯(曾晴賢 1986)，另外還有特有種如豹鰕虎(*Lentipes armatus*)、新紀錄的宿霧黃瓜鰕虎(*S. cebuensis*) (可能是全球第六筆紀錄)，在港口溪另發現稀有的雙帶禿頭鯊、短指沼蝦。又還有微笑黃瓜鰕虎(*Sicyopus leprurus*)、恆春吻鰕虎(*Rhinogobius henchuenensis*)，塘鱧細鰕虎(*Stenogobius* sp.)、點帶米蝦(*Caridina* sp.)、平腳米蝦(*Caridina* sp.)，許多只分布在恆春半島的溪流中(林春吉 2007)。曾晴賢(1986)等。而除八律溪、港口溪及其上游攬仁溪等溪流，在早期因為河道攔砂壩工程有進行普查外(曾晴賢 1986)，園區內其他溪流尚待全面性普查，除建立名錄外也了解是否有瀕危物種存在。

B. 監測內容與方法

本項監測指標：溪流魚類、甲殼類多樣性。監測方式可先進行所有溪流的普查，方法參考溼地生態系生物多樣性監測系統標準作業程序。採樣無脊椎動物(水生昆蟲、螺貝類)與脊椎動物(主要為魚類)等時因生態棲地如急流、緩流、潭及水濱不同，採集所用工具也有差異(邱郁文 私人通訊)。建議監測頻率：每 5 年進行。

(七)、昆蟲多樣性監測

A. 背景說明

昆蟲是種類最多的動物，可能也是未被命名的種類數目最多的一類。物種豐富度常被當成生物多樣性指數的高度，但往往在還不清楚稀少物種的狀態，或是當有物種還沒被發現時，物種豐富度常常會被低估(Marc and Matthias

2007)。一物種消失代表種豐度跟著下降，故瀕危物種的族群監測、棲地需求調查皆是攸關其保育的重要工作(Kéry and Plattner 2007)。

B. 監測內容與方法

過去墾丁國家公園對昆蟲多樣性全區的調查，主要在森林遊樂區、社頂熱帶海岸林、香蕉灣、鵝鑾鼻遊樂區及南仁山區，沿旅遊步道進行調查(朱耀沂等 1986)，張念台(2000)在南仁山地區與朱耀沂等(1986)的調查區域相似，楊平世(1991)在南仁山又增加南仁湖周圍步道、出風谷步道、區內各林道步道。這些早期的調查大多以沿著步道當作穿越線進行調查，但由近幾年新發現的幾種天牛，可以說明園區昆蟲多樣性資料尚待建立，以往進行在不同生態系的昆蟲普查的路線不足以涵蓋，因此還需增加或重新規劃新的調查路線以及利用多樣的調查方法，或藉由有系統的針對特定分類群進行調查，以利完整的調查到園區內的所有物種。現階段可由監測已知的稀有物種著手，如黃裳鳳蝶，黃裳鳳蝶的監測方式可參考謝桂禎(2006；2008)的研究，另根據瑞士的蝴蝶監測計畫BDM，了解蝴蝶的豐富度及族群動態多是以穿越線調查法及捕捉標放進行調查(Kéry and Plattner 2007)。本項建議監測頻率：每5年進行調查。

貳、生態系功能監測指標

一、南仁山森林生態系功能監測

A. 背景說明

植物的更新是森林演替的一個重要因素，原有樹種能否在當地持續的佔有優勢，新樹種能否進入當地佔有一席之地，或取代當地的樹種，關鍵於每一樹種子代是否能在該地順利的建立。

植物後代的建立有幾個重要的時期：開花結果的物候分化、果實(種子)掉落與傳播、種子發芽，小苗存活與生長至成樹，每個時期都可能是一個重要階段。在這些一連串的生活史過程中，植群之形成受到許多外在因子影響。對許多物種而言，種子萌芽至建立階段，是植物族群對干擾和環境變化最敏感的時候，亦為植群最脆弱之階段。此時期不同樹種即產生多樣化之更新策略，使其在不同生育地的組成和分布產生了明顯的差異(郭耀綸 2005)。小苗

階段性的出生、死亡、與生長可能受到不同的生物因子和非生物因子的影響。生物因子中如高的小苗死亡率常與高的小苗密度或同種母樹的距離有相關。其它生物因子包含物候的分化、病原菌、草食動物的吃食，破壞生長點或小苗的根部、與地被層競爭等。非生物因子中有氣候變動造成的乾旱、干擾、光度等。雖然大部分的種子都可以在林下萌芽，但小苗的生長量與存活率經常是很低。只有在林隙產生，光度增加時才會生長較快，也會有較高的存活率。因此，在林下會影響小苗的豐富度、組成和分布的因素，都有可能影響到森林的動態和結構(郭耀綸 2006)。

南仁山生態保護區過去研究計畫已設置攬仁溪樣區、溪谷樣區、樣帶及古湖樣區等永久樣區(謝長富等 1990；1992；1993；1996)。森林動態變化除利用小苗及土壤種子庫監測外，亦可利用永久樣區來得到監測資料，藉以了解森林物種動態變化情況。利用南仁山攬仁溪樣區15年調查資料(葉定宏 2006)，可得到相當珍貴的森林動態變化資訊。攬仁溪樣區內四種生育地的植株數量及底面積均呈現減少，減少幅度以迎風區最大，依序向緩風區、背風區遞減，至溪谷區則變動幅度最小，株數僅減少5%，底面積有微幅的正成長。四種生育地，也都出現新增率下降、死亡率上升及生長速率趨緩的情形，變動幅度也都以迎風區最大，溪谷區最小。數量及底面積兩期的變動趨勢並不相同，而兩種介量都有轉變成負成長及負成長幅度加大的趨勢。以此資訊可觀察到森林的植株數量有所改變，這些森林之變化皆有各自不同的干擾機制。要對預測未來森林生物多樣性的動向，仍需進一步探討此區森林特殊的環境因子，以及環境因子變動下各樹種的生理表現。由此可知增設並延續永久樣區調查資料有其必要性。

B. 監測內容和方法

若要對南仁山保護區生態系的物理環境(包括氣象資料)與生物環境有所瞭解，而小苗更新動態及植物物候現象的觀察，將有助於瞭解森林的組成、功能、結構及演替過程。南仁山保護區受到地形與東北季風影響，造成生育地呈現高多樣性分化。其特殊環境孕育豐富物種，保護區內具有生物多樣性高、稀有植物種類多、植物種類特有性高及固有植物比率高特性(Su 1994)。

本項監測指標：保護區內小苗更新動態、土壤種子庫物種組成及植物物候現象的觀察等項目之動態變化情形。監測方式：延續過去永久樣區資料，持續調查保護區內小苗更新動態、土壤種子庫物種組成及植物物候現象等項目，藉此了解保護區內植群介量之動態變化。建議監測頻率：每5年進行調查。

二、香蕉灣海岸林生態系功能監測

A. 背景說明

香蕉灣海岸林中樹冠層林木以蓮葉桐、棋盤腳樹最佔優勢，此外尚有茄苳、大葉雀榕、白榕、欖仁、毛柿、大葉山欖等。部分樹種受庇蔭於樹冠層大喬木，形成第二層林木結構，其樹種如大有榕、皮孫木、檄樹(*Morinda citrifolia*)、咬人狗、紅柴、月橘等。這些樹幹上則常見拎樹藤、風藤(*Piper kadsura*)、三葉崖爬藤(*Tetrastigma formosanum*)等攀爬其間。最下層則以草本植物為主，常見的有長花九頭獅子草(*Peristrophe roxburghiana*)、賽山藍(*Blechnum pyramidatum*)、海岸擬蕨(*Phymatodes scolopendria*)等。香蕉灣海岸林的稀有植物有繖楊、棋盤腳樹、蓮葉桐、三星果藤等(陳玉峰 1986；劉和義 1996)，土樟及港口馬兜鈴更是恆春半島的特有種(徐國士等 1980)。

香蕉灣海岸林為狹長型之熱帶海岸林，邊緣效應影響十分劇烈，受颱風、遊客踐踏、撿拾棋盤腳及蓮葉桐果實等因素，影響上層優勢種之更新。此區土壤種子庫組成以雙子葉草本、灌木、喬木為主，乾季土壤樣本中大部份生活型植物的種類豐富度較濕季高。就可發芽種子之單位密度而言，喬木、灌木、藤本及單子葉草本皆以乾季之密度較高，喬木類在乾季可發芽之數量更高達234株/m²，然而，雙子葉草本於濕季之單位密度(215株/m²)略高於乾季(198株/m²)(王相華 2009)。

土壤種子庫內除紅柴外，甚少發現當地原生海岸優勢樹種，其中多為稜果榕、血桐、構樹等常出現於受干擾地或廢耕地之先驅樹種；上述物種雖有助於銀合歡移除後森林之二次演替，以及林木覆蓋之形成，但難以在短期內恢復原生熱帶海岸林之植被組成及多樣性。故復舊作業可考慮搭配栽植或於演替圖中撒播陰性植物、後期樹種，以提高多樣性，或採用二階段復舊作業方式，先用土壤種子庫中的大量原生先驅樹種儘速形成樹冠鬱閉，再栽種較

耐蔭之樹種。

B. 監測內容和方法

香蕉灣海岸林面積狹小，棲地環境主要係由上層優勢物種控制，若上層大樹因故死亡形成孔隙，則會改變棲地環境，隨之改變伴生植物種類及生物多樣性。目前海岸林內族群受颱風、遊客踐踏、撿拾果實等因素，影響上層優勢種之更新，因此監測指標：為全區植物及上層優勢物種(棋盤腳、蓮葉桐等)。監測方式延續王相華等(2008；2009)樣區位置，設立全區為永久樣區，調查保護區內上層優勢物種幼苗更新狀況、土壤種子庫物種組成及監控物種變動狀況等項目。建議監測頻率：每年進行調查。

三、高位珊瑚礁生態系功能監測

A. 背景說明

本區屬於潮濕季風林 (Su 1988)，氣候乾濕季明顯。依據中央氣象局恆春測候站1999~2009年間之資料，本區之平均降雨量約2,200 mm，因夏、秋季節易有颱風干擾，雨量多集中於5至9月，冬季及早春有俗稱落山風的東北季風影響；王相華等(2004)及將此區分為四個生育地型植物社會，鐵色-紅柴-樹青-月橘型分布於隆起岩塊，區內隆起岩塊曝露於較高位置，容易受到強風干擾，以山豬茄及鵝鸞鼻蔓榕等物種為優勢種；皮孫木型分布於凹陷谷地，凹陷谷地受到週遭地形屏障，受風勢干擾較小，土壤化育歷史較久，以黃心柿、毛柿及茄冬等為優勢種；茄苳-台灣膠木-柿葉茱萸型分布於隆起台地，隆起台地及平坦谷地受強風干擾程度則位於上述兩者之間。各生育地陽光入射量及土壤深度亦受到微地貌之影響，隆起岩塊之陽光入射量最大、受雨水沖刷影響土層最淺；凹陷谷地受地形遮蔽影響，陽光入射量最小，其承接隆起岩塊(或台地)沖刷下來之土壤，土層深厚；隆起台地及平坦谷地之陽光入射量及土壤深度則介於上述兩者之間。蟲屎-血桐-土楠型則分布於早期人為干擾盛行之平坦谷地。多樣化之生態環境提供植物生長所需之多樣化生育地條件Su(1988)。

高位珊瑚礁森林的特殊地質環境孕育質地特殊的土壤，其鈣、鎂等鹽基

性陽離子含量豐富，鹽基飽和度很高，甚至已達100%；土壤pH值在5-7之間，亦較一般森林高(Hseu et al. 2004)；恆春半島特有之落山風及經常性之颱風干擾對森林物種組成、族群結構及動態變化皆有重要的影響，而高低起伏之嶺岫地形則提供了樹冠層研究之絕佳環境。

針對此一森林之上述特性，未來研究重點可以歸納如下：(1) 植物生理適應性，尤其是樣區內佔有絕對優勢之柿樹科植物；(2) 颱風及季風對林分動態之影響；(3) 樹冠層研究，包括物候、授粉等繁殖生物學課題、樹冠層活動生物研究等。

B. 監測內容和方法

高位珊瑚礁特殊的鑲嵌式生育地分化，物種組成十分特殊，樣區設置可參照王相華等(2004)之樣區資料，持續以永久樣區作為監測方式，並增加不同生育地取樣資料。本項監測指標：保護區內隆起岩塊、隆起台地、凹陷谷地及平坦谷地各生育環境上層優勢種(山豬茄、鵝鸞鼻蔓榕、樹青、紅柴、白榕、黃心柿、土楠等物種)動態更新、土壤種子庫物種組成及生物多樣性變化。建議監測頻率：每5年進行調查。

四、龍鑾潭雁鴨生態系功能監測

A. 背景說明

每年春、秋季時都會有大量水鳥飛來龍鑾潭水域。根據長年研究的蔡乙榮對龍鑾潭潛鴨族群的觀察，發現潛鴨族群在 1985 年後每年數量呈持續增加現象，其中數量最多的鳳頭潛鴨(*Aythya fuligula*)有上千隻之多。過去，龍鑾潭雁鴨數量不多的時候，雁鴨主要棲息在北邊的澄清湖。康慧萍、曾淑娟(2001)藉由航照圖顯示，1976 年、1984 年、1994 年期間，澄清湖周邊土地利用型還有 19.9~31.6%的水稻田、0.8~1.1%魚塭和 1.12~1.85%的湖埤(如小貝湖、漲皮湖、觀音湖、內惟埤、金獅湖、撒子林埤)，那時還有 400 餘隻鳳頭潛鴨和 500 多隻浮鴨，如今澄清湖水質惡化，螺貝類消失，周邊可供覓食的棲地(如小貝湖、內惟埤)被填平，沒被填平的埤塘的棲地均也已惡化(如水泥坡岸取代濱水植物、周邊稻田消失)，目前僅有零星個體出現。蔡乙榮(1997)表示，在國家公園成立後恆春水利會已不再進行捕撈行為，雁鴨數量逐年遞

增，取代成為一處重要的雁鴨棲息地。龍鑾潭鳳頭潛鴨數量不及全盛期(兩千多隻)，是否代表周邊地景改變或水域環境污染已出現警訊，目前墾管處正在進行調查。

浮鴨類活動範圍很廣，如在法國度冬的小水鴨、綠頭鴨、尖尾鴨覓食地距離日宿處最遠可至 8 km (Legagneux et al. 2009)，但在北美尖尾鴨因食物分布而覓食地可遠至 40 多 km (Cox and Afton 1996)。活動範圍的調查可以讓我們了解到影響雁鴨族群的利用空間有哪些，南仁湖是否為其衛星棲地，因此監測雁鴨在此過境及度冬的棲地分布模式，對經營管理策略是很重要的參考資料。接著透過 GIS 的地景生態研究可以比較歷年雁鴨數量波動、活動模式和棲地變遷的關聯。

在水域生態系中，水鳥是水域的高階掠食者，許多的潛鴨鳥類都以螺貝類為主食(Nilsson 1972； Thompson 1973； Noordhuis 2002； Mac, et al. 1998)。而浮鴨類則較常以蜉蝣及植物為食(Nilsson 1972； Pehrsson 1984)。因此，調查國家公園內龍鑾潭、南仁湖以及溪流的淡水生物資源，可了解雁鴨覓食與棲地利用之間的關係。每年春秋兩季，有近 200 萬隻潛鴨遷徙至密西西比河流域的 Keokuk Pool 沿岸溼地。在密西西比河流域，過去曾有一些針對底棲生物、水生植物及水鳥的族群的研究。例如，Thompson(1973)針對水鳥的胃內含物進行調查，發現胃中大多是軟體動物-貝類(*Sphaerium transversum*)的腹足，貝類是小潛鴨(*A. affinis*)、環頸鴨(*A. collaris*)、帆背潛鴨(*A. valisineria*)、鵲鴨(*Bucephala clangula*)、棕硬尾鴨(*Oxyura jamaicensis*)的重要食物，總共占了 76%之多，另外 13%則是蜉蝣。潛鴨在此地秋季停留時期會消耗掉將近 25%的軟體動物，所以為了讓牠們每年都會來此地停留，維持豐富的軟體動物群是重要的工作；同樣的，安大略省的大湖區(Great Lakes region) 有豐富的斑馬貽貝，每年秋過境的紅頭潛鴨(*A. ferina*)、鳳頭潛鴨(*A. fuligula*)、白冠雞(*Fulica atra*)等都會在此覓食，此時貝類的生物量會減少 57%，但這些過境水鳥只在春、秋季短暫停留，所以不至衝擊到貝類的族群量，且潛鴨都選擇較中型貝類，少吃小型貝類，不至影響到貝類的族群結構。Hamilton (1994)也指出：潛鴨的族群量隨著貽貝的多寡而增減。在瑞典南方

的斯堪地那維亞(Scandinavia¹)沿海的研究發現，由於不同的豐富的食物和適合休息的棲地環境讓潛鴨在渡冬時有分布不均勻的狀況(Nilsson 1972)。

Noordhuis (2002)藉由研究發現，豐富的藻類及貝類提供遷移鳥類豐富的食物，尤其是食用輪藻(*Chara* spp.) 的天鵝和潛鴨之鳥類群落，與不同深度的生物量及水生植物量有很大的關係。水鳥依據潛水能力的差異會有不同的食性，通常潛鴨會至較深的地方覓食，可游至 5 m 深，有時可達到 9 m，鳳頭潛鴨可游至 7 m，長尾鴨(*Clangula hyemalis*)可潛至 22 m 處覓食，以覓食紫殼菜蛤(*Mytilus edulis*)為主，此研究特別說明，實際上長尾鴨無特別覓食紫殼菜蛤，只是因為紫殼菜蛤是此區的優勢種，牠們常常也會覓食經過的甲殼類動物和魚類等，而像是天鵝類的水鳥大多只在 2 m 的淺水區覓食植物，因此水域環境的豐富度也會提升鳥類豐富度(Nilsson, 1972)。在過境、度冬及繁殖時同樣地潛鴨族群也會有不同的食性，如紅頭潛鴨在繁殖時以植食性為主，覓食種子較多，16-17%為動物性食物，而在度冬地會覓食較多的軟體動物，如小型蝸牛(Kenow and Rusch 1996)。食性也會因為地區性而有所差異，到墨西哥灣海岸度冬的紅頭潛鴨，會食用海草及依附海藻生存的生物，其中淺灘藻(*Halodule wrightii*)是紅頭潛鴨的主要食物(74%)，有 96%是食用地下部分(根和根莖)和 4%的地上部分(葉，芽，和種子)，軟體動物次之(21%)，主要是貝類和蝸牛等軟體動物，動物食物的養分可以補充鈣和蛋白質，所以此地著重於海草生態系的保育是很重要的(Michot 2008)。Pehrsson (1984)也發現，瑞典的綠頭鴨(*Anas platyrhynchos*)的食物與繁殖的關係成鳥繁殖活動與昆蟲幼蟲豐度有關係，在昆蟲高峰期時，幼雛孵化的比例高，魚類會競爭昆蟲食物，但當這個階段過後，浮鴨的動物性蛋白質的需求降低，種子及食物可以滿足營養需求。

保護水域生態完整的生物棲息地，除水質外，常以大型的無脊椎動物當長期監測目標，利用生物監測可較容易了解生物群落間，及其與物理環境之間的關係，如蜉蝣及蛤蜊是密西西比河水生食物網的重要組成，水域中的蛤蜊密度與水中氮含量負相關(Sauer 1999)。因此，淡水生態系常以蜉蝣及貝類(*Sphaeriidae*)為指標生物，因牠們居住及攝食在底泥中，重金屬和有機污染物可能會被生物吃下肚或吸附在身體，並隨著食物鏈而傳遞到更高的營養階

層，因為牠們對污染敏感(Sandusky 1979；Steingraber 1995)。此外，密西西比河的長期生態監測，就針對蜉蝣及貝類進行調查，以了解水域生態系的健康程度(Sauer 1999)。

水域環境的健康與否也影響了鳥類的棲息狀況，水質是個可以簡單的反應水域健康與否的指標，當水域的環境變動造成到水鳥族群下降，顯示水域生態已發生問題。荷蘭的 Veluwemeer 湖是大量水鳥過境棲息的地方，在 1970~1980 年代水質受到污染，水體優氧化讓水生植物及貝類大量死亡，藻類滋生，潛鴨數量從 1965 年的 13,000 隻降至 1979 年的 3,000 隻，直到 1990 年代在增加污水處理系統及改善水質後，鳥類數量才在 1998 年又增加為 65,000 隻(Noordhuis 2002)。該研究另發現，水域中食物的供給與鳥類數量相關，如斑馬貽貝密度增多，潛鴨類的水鳥數量及停留時間也有增加趨勢。密西西比河的研究(Mac, et al. 1998)顯示，因乾旱而減少的水生植物及底棲大型無脊椎動物之豐度與遷移鳥類的數量有關(圖 3)。

在南仁山及龍鑾潭水域都有優養化的情況(陳鎮東 1991；王建平 1997)，優養化隨著季節變化。水質好壞關乎底棲生物、水棲昆蟲等生物的存活，水鳥較少到優氧化的水域覓食，因為優養化而水生生物較少，水鳥族群降低(Mac et al. 1998)，所以除了生物因子的監測，還需加以配合檢測水質(生物需氧量 BOD、化學需氧量 COD、葉綠素 a、懸浮固體等) 另外可再監測浮游植物以了解初級生產力，及浮游動物-初級消費者的季節性消長；以得知水域優養化及初級生產力；底泥中重金屬及有機污染物等物理、化學等環境因子。檢驗底泥則可以了解湖水中有機質及重金屬含量。懸浮微粒則和水的濁度有關，水鳥也會依據水的透明度而選擇是否停留，透明度較高，會較容易吸引植食性水鳥前來(Moreno-Ostos et al. 2008)；因此，監測水質再加以配合監測底棲動物及水鳥在此棲息的狀況，可容易了解哪裡出了問題。

B. 監測內容與方法

本項監測指標：影響雁鴨數量的關鍵因子，包括雁鴨活動範圍、食性與覓食地選擇、周邊可用利用棲地面積以及大型底棲性無脊椎動物、水生昆蟲、魚類、水質。監測方式參考。建議監測頻率：初期每年進行，待釐清影響雁

鴨族群動態的影響模式後，再調整為每 5 年進行。

五、南仁湖生態系功能監測

A. 背景說明

南仁湖早期是自然形成的小型湖泊還有兩片人工水域，這兩片水域原是沼澤及農田，經人工填土築堤而成的(呂光洋等 1985)。早期水域吸引許多水鳥涉禽來此度冬，當後來水域面積加大變深時，主要吸引的鳥類組成以雁鴨居多(陳擎霞、王慶麟 1985)。而現在的南仁湖因土壤逐漸被沖刷至湖裡，已由大而深的水域逐漸呈陸化的趨勢，水域面積越小且有越淺的狀況，主要的優勢植物為李氏禾，可能已排擠到其他珍貴及稀有的原生植物如瓦氏水豬姆乳、稗、蓮子草、鋪地黍、水丁香與鴨跖草等的生存。此地植物組成若趨近單一，會讓水域無脊椎動物與脊椎動物的多樣性也隨之降低。水域環境的變化會影響鳥類組成，而影響雁鴨族群分布的因子還有食物分布及夜棲地等，當國家公園內的農田及魚塭等土地利用型態已慢慢改變時，為了讓國家公園內的水域環境多樣化以增加度冬及過境水鳥的多樣性，可考慮將南仁湖當作龍鑾潭的衛星棲地。計畫改善南仁湖外來水生植物的優勢，利用水位調高抑制外來植物生長，再將水位降低讓原生植物得以有生長的空間，因此，本指標主要在監測經南仁湖水位調控後，草澤面積和水生植物組成的改變，並監測此一改變如何增加水鳥、水生植物和蛙類的多樣性，提供稀有物種，如東方白鸛、黑鸛、金線蛙。

B. 監測內容和方法

本項監測指標：水文週期、水生植物、蛙類、魚類、水生昆蟲和蜻蛉目的多樣性彼此間的關聯性。水生植物調查可參照吳首賢(2003)；魚類調查可參照(曾晴賢 1986，邱郁文 私人通訊)；兩棲類調查可參考林曜松(2007)及侯平君(2008)；蜻蛉目調查可參考楊平世等(1991)；水棲昆蟲調查可參考陳維壽(1985)。水質部份可參考龍鑾潭。建議監測頻率：初期每年進行，待釐清各參數間的互為影響的模式後，再調整為每 5 年進行。

參、壓力指標監測系統

一、盜獵壓力監測

A.背景說明

在國家公園區設置之前，原住民採集生物已是既有的生活方式。惟此一採集若涉及熱絡的商業交易，常使該資源漸趨減少。墾丁國家公園的紅尾伯勞、灰面鵟鷹就是一例，縱使在公權力大力執行的今天，盜獵活動仍未停歇。就連野放的梅花鹿也要面對區內獵人放設的吊子陷阱之威脅(陳怡君 2003)。調查區內獵人的狩獵活動，對了解保育這些動物的族群限制是有助益的。

B.監測內容和方法

本項監測指標：陷阱數目、獵戶入山人次。監測方式可參考王穎(2002)、陳怡君(2003)的調查。建議監測頻率： 每年進行。

二、外來種監測

(一)、外來植物銀合歡

A.背景說明

墾丁國家公園有400多種外來植物，已馴化者有108種，其中銀合歡是最主要的外來植物，在部份區域甚至已成為優勢植物(呂福原 2002)。銀合歡在1974年並未出現於香蕉灣海岸林，但在2005年時數量已高達110 株，多數集中在鄰路樣帶的角落，雖未明顯入侵海岸林的核心區域，但恐有有持續劣化之可能性。

B.監測內容和方法

本項監測指標：銀合歡空間分布。監測方式可參考呂福原(2002)的調查。建議監測頻率： 每3年進行。

(二)、外來動物監測

1. 外來哺乳類

A. 背景說明

墾丁國家公園的外來哺乳類主要有牛、羊、野貓和野犬。牛羊活動及啃食行為會讓森林品質降低，影響植物的生長(王穎、印莉敏 1992；Mysterud 2006)，並與野生動物產生競食(裴家騏 2002)，影響對野生動物對棲地的利用。園區內已有野貓與野狗進入森林，其中野狗會主動攻擊梅花鹿(裴家騏 2002；鄭筑云，2003)。野貓已列入全球百大入侵外來種，流浪貓或野貓對野生動物會造成嚴重威脅，甚至是某些地區物種族群數量下降和滅絕的主因(Dickman 1996；May and Norton 1996；Lepczyk et al. 2003)。

B. 監測方法與內容

本項監測指標：牛、羊、野貓和野犬的空間分布變遷。監測方式可使用自動照相機(裴家騏 2002)。因牛羊易留下大量排遺，故其分布監測也可考慮設置 0.5×0.5km 的網格法，記錄是否排遺出現。建議監測頻率：每 3 年進行。

2. 外來鳥類

A. 背景說明

以劉小如(1999)研究椋鳥科鳥類在國家公園的分布來看，1994 年墾丁國家公園境內還無椋鳥科鳥類，但到了 1997 年已在墾丁及大光兩地區有繁殖的紀錄，顯示墾丁國家公園已有一些外來鳥類入侵，是否排擠到本園區鳥類的生活空間，有必要進行監控，特別是入侵歷史短、範圍侷限的鳥種，應於第一時間反應處理，以免喪失先機。

B. 監測內容與方法

本項監測指標包括白頭翁、大陸畫眉、大陸藍鵲、白腰鵲鴿等可與本土鳥類雜交或競爭棲地的外來鳥種和數量。監測方式可藉用前述新年鳥類調查的路線和方法，記錄數量並標出座標。適時提供墾管處針對尚未失控且有入侵能力的外來種進行全面移除。建議監測頻率：每年進行(配合新年鳥類調查)；空間分布分析每 3 年進行。

3. 外來兩棲爬蟲類

A. 背景說明

外來種會對本土動物產生負面衝擊，目前已知有多線南蜥及巴西龜在墾丁已出現蹤跡，而多線南蜥、亞洲錦蛙等外來種兩棲類在屏東地區已經開始蔓延(陳元龍、林德恩 2004；侯平君 2006)。實際上國家公園對這些外來種的分布及族群數量都尚未掌握，因此，針對園區內外來種兩棲類及爬蟲類進行普查外，還需對已知的外來兩棲爬蟲進行監測與防制。

B. 監測內容與方法

根據不同物種的習性利用不同方法進行調查。目視遇測法、自動錄音法適合調查各區兩棲類(侯平君 2006)；夜間目視法對無尾兩棲類、守宮科蜥蜴、及蝮蛇科有良好的調查效率；導板式陷阱對蜥蜴科、石龍子科、蝙蝠蛇科和黃頰蛇科具有較好的效益(黃襄德 2006)，以密集的調查、監測及移除，有效率的控制在園區內的外來種族群。監測方式可考慮設置 0.5 km×0.5 km 的網格，記錄空間分布之變遷。建議監測頻率：每 2 年進行。

4. 外來水生動物監測

A. 背景說明

外來種問題在近年來越演越烈，淡水域不像陸域四通八達，外來種入侵的機會較小，但現今因為交通便利，又因為人們的了解不足，有放生、棄養等行為讓外來種遍佈在台灣各處水域，而外來種在同一水域較陸域容易傳播，且擴散速度比陸域快(Darwall et al. 2009)，對原本的生態系統造成干擾，甚至對原生物種具有威脅。早期南仁湖水域調查有發現外來種的吳郭魚、大肚魚，已演變成此地的優勢物種(林曜松、曾晴賢 1985)；游祥平等(1996)調查龍鑾潭、南仁湖、網紗溪、港口溪、保力溪等溪流中的甲殼類生物相，也記錄到螯蝦和真蝦類的長臂蝦科及匙指蝦科等外來種。許多的外來種吳郭魚，大肚魚，琵琶鼠，美洲螯蝦等生物會危及低海拔魚類，兩生類及水生植物，外來種魚類對原生魚類而言是

具有侵略性的，不僅會與原生魚類競爭食物與棲地，亦會捕食其卵及幼魚等情形(曾晴賢 2005)，因此，需建立龍鑾潭、南仁湖及國家公園內各溪流中外來種名錄，得知外來物種占園區內物種之比例。

B. 監測內容與方法

本項監測指標：水域生物外來種普查和空間分布的變遷。監測方式在龍鑾潭、南仁湖及國家公園內各溪流中進行調查，研究可參考林曜松、曾晴賢 (1985)、游祥平等(1996)。建議監測頻率：每 3 年進行。

5. 外來疾病犬貓瘟熱

A. 背景說明

傳染性疾病對於野生動物之族群量的影響非常大(Chen et. al. 2008；陳芸詩 2009)。在台灣，犬瘟熱等疾病問題因家犬或野狗與野生動物接觸，引入野生動物族群，對當地食肉目動物的影響可是需要關切的目標。國外也發現流浪貓也會將貓瘟熱傳染給美洲獅。

B. 監測內容與方法

本項監測對象為中小型食肉目動物，監測內容與方法可參考 Chen et. al. (2008)、陳芸詩 (2009)。建議監測頻率：每 3 年進行。

三、遊客活動監測

A. 背景說明

國家公園除保護特有及豐富的自然資源外，也提供人們休閒，但過度的遊憩活動也會對生態形成壓力。墾丁國家公園的稀有植物(鵝鑾鼻野百合)生育地屢遭遊客踐踏衝擊(林介龍 1995)。香蕉灣海岸林受遊客入侵踐踏與撿拾果實。另外，遊客活動會影響野生動物的行為模式(Lott and McCoy 1995)，而人類食物可能導致獼猴行為模式、覓食策略改變，增加猴群間競爭、衝突行為發生的機率(高千晴 2004；沈祥仁 2008)。此外，獼猴與人類都是靈長類動物，台灣獼猴 B 病毒，體內寄生蟲、登革熱、狂犬病、肺結核等其他傳染性疾病透過接觸與人類互相傳染可能性高(陳貞志、裴家騏 2005)。

Jenkins et al. (2003)指出，國家公園遊客活動須了解國家公園內每個地區的(1)遊客人數；(2)設施的數量及設置評估；(3)國家公園內居民的居住設施、

排水設施的狀況；(4)國家公園內的商業行為(遊憩設施、遊憩地點、頻率等)；
(5)調查那些地區會因遊憩行為有不同程度的改變等。

B. 監測內容與方法

本項監測指標：遊客造訪人數、遊客與動物的衝突事件、遊客入侵禁區與違法採集事件等，以及陸蟹遷移路段車流量和車速。遊客造訪人數可由交通部提供，遊客與動物的衝突、遊客入侵禁區與違法採集事件之監測，前者可透過宣導籲請民眾提供發生事件之資訊，管理處和警察隊可自行建檔；車流量和車速可在陸蟹遷移季調查。每3年進行調查與分析。

四、土地利用型監測

A. 背景說明

墾丁國家公園的自然生態不斷受到人類開發的影響。特別是在聚落、農牧用地，如龍鑾潭周邊的農田和魚塭並非都在保護區範圍內，面積較過去縮減許多。陸蟹棲地開發為遊憩設施。墾丁的觀光發展越興盛，棲地被破壞的壓力也加大。

B. 監測方法與內容

本項監測指標：園區土地利用型態變遷。監測方式可參考楊剛(2004)、陳朝圳等(2005)、郭昱君(2008)。建議監測頻率：每5年進行。

五、水域污染監測

A. 背景說明

本區空氣品質尚符合標準(環保署 <http://taqm.epa.gov.tw/>)，對生態的影響應該不大。舊有文獻顯示：水域污染的問題一般比較嚴重。在龍鑾潭四周的農田及魚塭的水文與龍鑾潭溼地是互通的，農耕時所使用的農藥或許隨著水流進入龍鑾潭溼地水域區，而水污染往往會影響水域生物的存活，農耕使用農藥及家庭污水排放是龍鑾潭地區主要的汙染來源。早期黃連棉等(1986)曾針對國家公園內滿州區、導航台區、龍鑾潭區、大光永泉區及後灣區進行農藥的使用方法、劑量、效果及使用季節的調查，現在作物及藥劑的使用與十

幾年的農耕可能已大不相同，因此，須針對國家公園內的農耕、漁塭等藥劑使用進行規範，嚴格把關，考慮輔導農民減低用量或轉為有機耕作。

B. 監測方法與內容

本項監測指標：龍鑾潭和南仁湖水質。監測方式參考陳鎮東(1990)及行政院環保署環境檢測局水質污染檢測方法。建議監測頻率：每年 5 年進行。

六、氣候變遷監測

A. 背景說明

氣候變遷為干擾生態系之間的相互作用，因而，水域生物族群動態隨著環境條件改變，如水溫的變化讓對水溫敏感的浮游植物及浮游動物群聚組成產生改變，而影響食物鏈的相互作用，進而影響了整個淡水生態系統(Winder and Schindler 2004)。以墾丁國家公園內的小溪流來看，氣候變遷也會讓水文週期，河川植被等棲地環境改變，生物的組成也隨著環境結構產生變化，許多的洄游性魚類受到的影響可能會較劇烈。因此，需要收集完整的生物資訊，並預測在氣候變遷下生物族群動態，以提早做出因應策略(Scott et al. 2002)。

自然的擾動(野火、洪水、乾旱、蟲害等)因氣候變遷逐漸越演越烈，而又加上人類對環境的擾動，土地利用、排放溫室氣體、污染、過度使用資源，人類活動加速的溫室效應和氣候變遷，導致物種組成、數量及分布變化。當地球的平均溫度若上升 2~3°C，陸域生態系的結構功能會有 25~40%的顯著改變，而當地球的平均溫度若上升 2~3°C，CO₂ 濃度增高，海洋和水域生態系結構功能也會有顯著改變(李玲玲 2008)。因此，可以說氣候變遷會為陸域生態系平衡帶來衝擊，例如降雨頻率改變，棲地環境產生變化，為了生存而要移動至其他地方找適合的棲地，但若生態棲位過窄的物種，特定棲地類型消失，該物種也會隨之消失，若再加上人為活動而改變土地利用、污染，會讓生物多樣性承受更大的壓力，而生物多樣性降低速度更快。氣象、環境及人為活動資料的收集，有利於與生物調查資料進行分析，預測全球暖化、異常天候(颱風)對生物族群動態影響，建立模式以預測生物與氣候之間的關係，做出經營管理策略上的應變，以降低氣候變遷對生物負面的衝擊。為了及早擬定因應氣候變遷的策略，需收集國家公園內淡水域的基礎生態資料，配合

國家公園內的氣象及環境資料，環境資料必須包括人類活動、土地利用模式、水資源的利用、外來種入侵等會對氣候變化有加乘效果影響因子(Meyer et al. 1999)，以了解現有保護區是否有足夠的資源維持淡水生態系統之生物多樣性。預測模式可參考白梅玲等(2006)氣候變遷對台灣淡水魚多樣性之衝擊評估，利用生物分布的預測模式與未來氣候變遷模式結合，模擬氣候對生態系統的衝擊。此項工具應也可以運用在其他淡水生物身上，因此，可藉由生物的分布及環境條件，代入氣候變遷的模式下可評估淡水域生物在氣候變遷下時空及空間的動態改變及變化幅度。

B. 監測內容與方法

本項監測指標：主要是針對氣溫和雨量分布。利用氣象局現有監測資料進行分析。確認監測氣候變遷和前述指標系統間的關聯性。建議監測頻率：每 10 年進行。

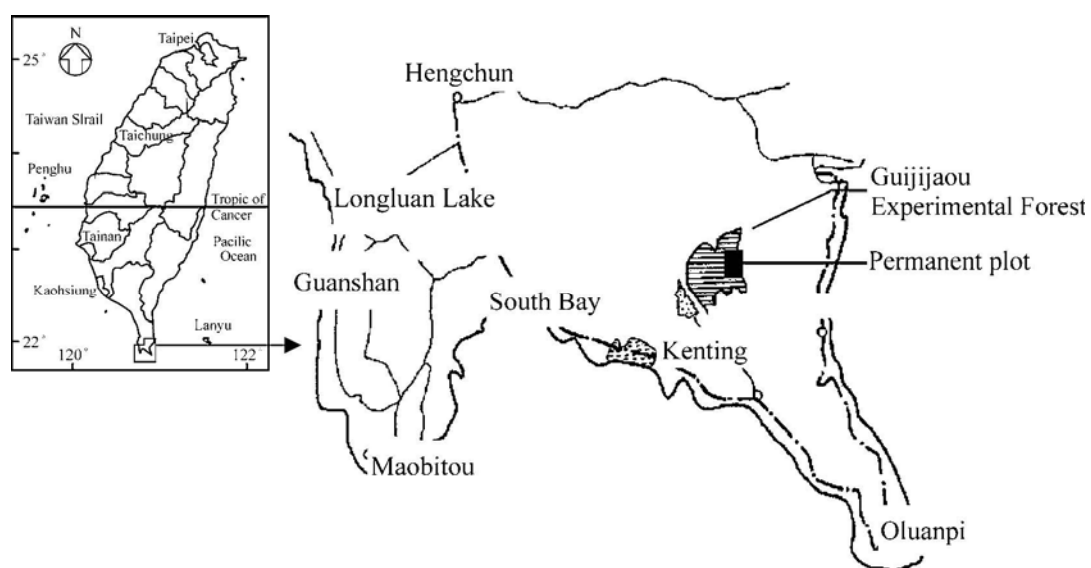


圖1 高位珊瑚礁永久樣區位置圖(取材自王相華 2004)



圖2 墾丁國家公園內自動照相機樣點圖(取材自裴家騏 2002)

墾丁國家公園生物多樣性
指標監測系統之規劃建置(一)

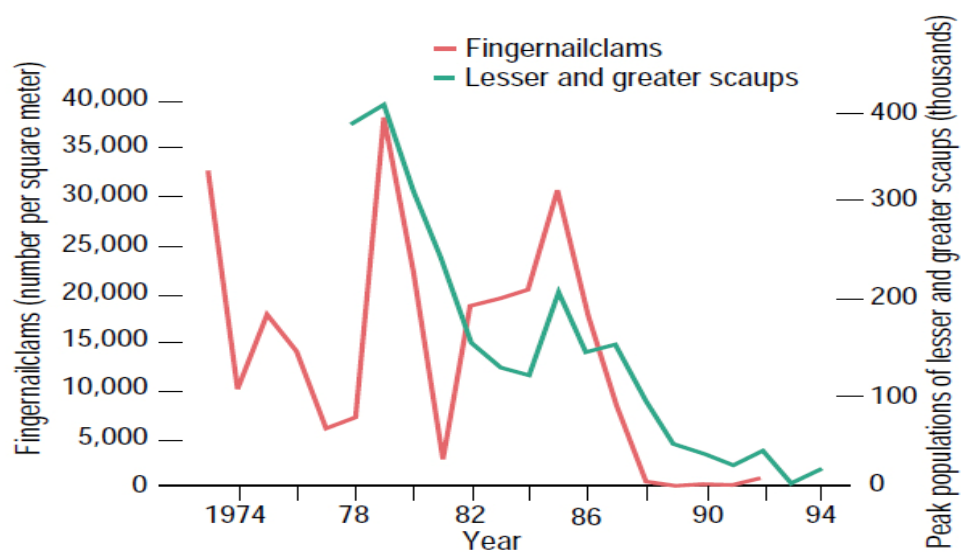


Fig. 19. Peak numbers of migrating lesser and greater scaups on Pool 19 during fall migrations are strongly linked to the abundance of fingernailclams, small mollusks important in the diet of scaup.

圖3 遷移鳥類的數量會隨著水生植物及底棲大型無脊椎動物的豐度波動(Mac et al. 1998)

墾丁國家公園生物多樣性
指標監測系統之規劃建置(一)

第四章 結論與建議

第一節 結論

本研究根據墾丁國家公園內的自然資源及歷年研究報告，及參考加拿大凱吉姆庫吉克國家公園擬定對生物多樣性指標監測系統的三大架構，而提出初步的監測指標：

一、生物多樣性監測：

在植物方面，根據不同棲地環境南仁山森林、高位珊瑚礁、香蕉灣海岸林三區的森林組成及形相非常不同，各區皆有迥異於台灣本島其他地區的自然資源，其中有許多稀有植物面臨遊客踐踏、人為採集或開墾之潛在危機。而恆春半島之稀有植物有50種，僅次於最高的蘭嶼(蘇鴻傑1980)，在這三個保護區外，在關山毛柿老樹原始林的保育急迫，此地不僅是恆春哥納香以及淡綠葉衛矛族群量最多的唯一生育地，且近年在關山毛柿林又再次發現的囊稈竹（謝春萬2007）最為稀有，而本區面積僅剩3 ha，邊緣效應影響大，盜採壓力，外來樹種情況侵入嚴重。需先評估個別物種的稀有性、瀕危程度、野外現況及干擾狀況進行監測及保育。而國家公園內的人類活動將森林綠地分隔開，頻繁的人類活動及面積零碎的森林對動物活動分布會有所干擾及影響，因此，主要著重在中大型哺乳動物、蝙蝠、梅花鹿族群變動、遷移性鳥類、龍鑾潭雁鴨、南仁湖水鳥、陸蟹、溪流動物、昆蟲等多樣性的監測，以了解園區內物種多樣性組成與棲地之間的關聯及物種族群的動態。另外對溪流及昆蟲還需做全面性普查才能擬定監測指標。

二、生態系功能監測：

為了了解什麼是影響生物多樣性降低的因子，怎麼做才能維持生物多樣性的平衡，就要需個別生態系中物種的族群結構及相互作用之功能，藉由整合性計畫，監測各生態系中的物理環境及生物因子間的相互作用，對個別生態系統綜合性的評估，才能得知哪個環節出了問題，因此，監測南仁山森林、香蕉灣海岸林、高位珊瑚礁生態系，藉由物理環境及生態環境多方面調查，有助於了解森林組成、功能、結構及演替過程。監測龍鑾潭雁鴨、南仁湖生態系功能以了解生物及非生物之間的交互作用，了解在生態系中自然過程及

動物族群動態在人類活動、土地利用型態改變之間的關聯及影響，對此進行經營管理，以維持生物族群永續存留。

三、壓力監測：

人為活動及土地利用型態對各物種不同程度的造成行為、狀態的改變，其中負面的干擾（盜獵、棲地破碎化等）及污染（外來種、人為排放污染等）是造成物種多樣性下降的因素，所以需針對園區內的狩獵盜採、外來種、遊憩活動、土地開發及污染等壓力進行監測，了解開發行為所造成的因子與氣候變遷在長時間下對生態系中自然過程的干擾程度，以擬定對策，避免對生物族群造成危害或過度使用國家公園內的自然資源。

第二節 建議

建議一

生物名錄建立：立即可行建議

尚無完整名錄的分類，特別是昆蟲，以近幾年國家公園陸續發現稀有的鞘翅目天牛看來，有些昆蟲的調查還尚嫌不足；在高位珊瑚礁地區的巖穴生物，還有許多尚待鑑定的種類；許多昆蟲都還是以區域性調查為主，可能需要針對不同科目的昆蟲，進行全區的調查；此外，淡水域生物的調查亦稍嫌不足。上述三項都應先行建立名錄，再視特稀有性與對人為活動極度敏感的物種提出監測系統，同時進行探討影響族群變動因素的整合研究。

外來種名錄也尚待建立，在進行外來種通報作業時，最重要的是辨識出哪些是外來種生物，動物會到處移動，當該棲地未調查到此物種的出現，可能只是剛好沒有調查到而已，而不是沒有此物種在此分布，且當外來種數量還少時，不是那麼容易被觀察到，常常由單一團隊每個1、2個月對全區進行的調查的努力量無法將所有外來種調查到，所以藉由名錄的建立及宣導，讓人人都成為外來種監測的小小尖兵，會使外來種通報率增加，讓外來種在國家公園內衍生的問題能快速的被解決。

建議二

更新及建立更完備的生物資料庫：立即可行建議

國家公園內已有朱子豪(1993；1994)墾丁國家公園地理資訊系統建立，包括總體來說，國家公園已建立了環境資源資料庫，包含生態研究調查資料庫(動植物分布及其稀有動植物分布等)人文景觀資料庫調查(史積、資然景觀、保育研究)；土地資料庫，包含行政區界圖、地籍資料、國家公園計畫、國家公園土地使用、保護區、其他事業區土地；建築公共設施資料庫；國家公園遊憩管理資料庫；自然環境基本資料庫，包含環境品質、氣候、氣象、水文、地質、土壤等；多媒體影像資料庫。

墾丁國家公園有生物資料庫查詢系統，但現有資料庫之的資料只是歷年資料的累積，資料庫中物種名單呈現無更新狀況，無法得知物種的現狀，如在這個區域已滅絕、現有的分布狀況，族群密度等族群動態，保育等級尚未更改，部份資料庫的引用有誤，如入侵外來種的琵琶鼠以及福壽螺被歸成原生種。在墾丁國家公園內也有累積不少生物研究資料，若能將這些物種的基礎資訊隨時更新，讓一般大眾對墾丁豐富的資源有更進一步的了解，民眾可以透過此資料庫了解墾丁國家公園的積極研究。

更進一步地，將墾丁歷年累積的研究資料進行整合，將現有的生物資料庫另闢一項研究者使用的空間，蒐集詳盡的資料，建立該空間的生物及非生物資源分布，可參考在台灣的大尺度生物資源資料庫，如行政院農委會林務局所設立的自然資源與生態資料庫 (<http://econgis.forest.gov.tw/>)、中央研究院生物多樣性研究中心所設立的台灣生物多樣性資訊入口網 (<http://www.taibif.org.tw/>)、國科會數位典藏國家型科技計畫所建立的國立台灣大學動物博物館 (<http://archive.zo.ntu.edu.tw/>) 等。而墾丁國家公園可將歷年文獻彙整及累積野外調查資料，建立詳盡的生物資料庫有助管理者對該地進行監測及管理規劃，或將該處的資料與其他資料庫合作，生物資源的合併更利於更高階管理者了解墾丁國家公園內資源在台灣生物多樣性中所佔的重要性，在推動全國性保育決策時給予更明確的決策的方向。這些野外調查資料往往是繁雜龐大的，為了有效整理及管理資料，以提供管理者或研究者查詢及利用，因此，

生物資料庫的建立是很重要的，現階段可蒐集歷年研究計畫中的全球定位系統(GPS)點位，並可請將來的研究案提供調查地點的點位資料，再藉由地理資訊系統整合生物分布訊息及環境資料，公開資源並提供更多研究所需的資訊，讓更多研究者有興趣投入研究，利用不一樣方法進行資料分析，提供管理者來用更多不同層面來了解墾丁的資源多樣性。

建議三

將關山高位珊瑚礁毛柿林劃定為保護區：立即可行建議

關山高位珊瑚礁毛柿林目前屬墾丁國家公園管轄範圍。地理位置西面臨台灣海峽(關山夕照台地)，北邊為檳榔坑(關山高山巖)，東接龍鑾潭縱谷平原(龍泉國小西側)，南接龍水里(王家莊附近)。總面積約為3ha，為一南北狹長型谷地，海拔介於34~76 m，屬高位珊瑚礁石灰岩地質。林地佔地面積雖小，但林內有囊稈竹、恆春哥納香、南化摺唇蘭、恆春風藤、琉球蛇菰、毛柿、土樟、鐵色、山柑、山橙、恆春紅豆樹、台灣假黃楊及淡綠葉衛矛等稀有植物生長，此區亦是台灣僅存之原始毛柿林分，其中之囊稈竹為消失近30年而再發現物種，為其全台唯一生育地且株數尚不足10株(謝春萬，2007)，具有學術研究及保育價值。此外，此處為恆春哥納香及淡綠葉衛矛目前國家公園內僅存株數最多之重要生育地。其中伴生之月橘、毛柿、淡綠葉衛矛、台灣假黃楊、恆春哥納香及土樟等樹種，因有園藝價值也鄰近道路而常被盜採，尤其是毛柿老樹植株市價更高達數十萬元。於現場訪談附近居民得知，亦有擬利用處理風災後妨礙交通之風倒木時，趁機盜取未受風災之樹木。

關山毛柿林之高位珊瑚礁特殊地形景觀與稀有植群生態環境，本研究建議對於此林，除應積極的加強動、植物生態資源(囊稈竹、恆春哥納香、淡綠葉衛矛等物種)之研究調查及監測，可增加對高位珊瑚礁生態系之組成及演替機制瞭解，使經營管理計畫之擬定有依據可循，並考慮未來於國家公園計畫檢討時，將其提升為生態保護區之必要性。一般人員要進入國家公園內之生態保護區，應經國家公園管理處之許可。並且在生態保護區內禁止採集標本、使用農藥及興建一切人工設施。經許可之學術研究，或為供公共安全及公園管理上特殊需要者不在此限，

若違反相關規定者，可依國家公園法移送法辦處以罰則或罰鍰。因關山毛柿林現屬國家公園之一般管制區，若要保育此區內特殊稀有之物種及生態環境，唯有將其列入生態保護區才能有效保育稀有資源，提升國家公園生物多樣性。

目前權宜之計，應先加鐵絲網圍籬，加強國家公園警察對此區之巡邏任務，以減少盜採，同時舉行保護區相關之保育宣導活動，取得鄰近民眾之保育認同，以增加民眾配合相關的保育法令之意願，此外對於颱風過後居民申請受災木清除時，應追蹤是否有人藉機盜運園景樹木。

建議四

南仁湖水位調控實驗：中長期建議

對南仁湖進行適度的經營管理，適時的擾動有助於改善環境單一化，建議將南仁湖規劃成大面積的淺澤水域，吸引浮鴨及涉禽等利用淺水草澤覓食的鳥類來此區，藉以減緩龍鑾潭周邊棲地快速喪失的壓力。並藉由水位調控以破壞外來水生植物的優勢，讓南仁湖的稀有水生植物得以有生長的空間，以增加湖區生物的多樣性。

建議五

監測指標修定：中長期建議

本報告建議目前所擬定的監測指標是否符合當地生態系的組成、運作，是否合理可行，尚須透過實地驗證來修定(Ure and Beazley 2004)。

墾丁國家公園生物多樣性
指標監測系統之規劃建置(一)

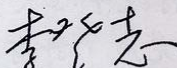
附錄一、評選會議紀錄

98 年度「墾丁國家公園生物多樣性指標監測系統之規劃建置(一)」委辦勞務
服務企畫書評選會議紀錄

壹、開會日期：中華民國 98 年 3 月 12 日上午 10 時

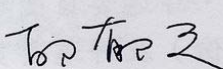
記錄：謝桂禎

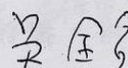
貳、開會地點：墾丁國家公園管理處行政中心大型會議室

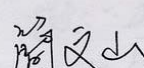
參、主持(召集)人：李委員登志 

肆、評審委員：

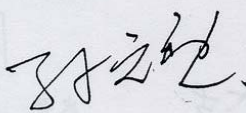
國立台南大學 薛委員怡珍 (請假)

高雄醫學大學 邱委員郁文 

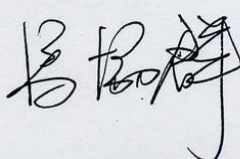
海洋國家公園管理處 吳委員全安 

墾丁國家公園管理處 簡委員文山 

伍、出席單位及人員：

服務廠商 

墾丁國家公園管理處

 謝桂禎 郭筱清
郭曉敏

陸、業務單位報告：

1. 本案已於 98 年 3 月 12 日上午完成資格審查，計有 1 家—國立屏東科技大學合格。
2. 本案評選委員計有外聘 3 位、內聘 2 位，共 5 位，會議中有外聘 2 位、內聘 2 位委員出席，符合採購評選委員會審議規則。

柒、參選單位簡報：屏東科技大學孫元勳老師簡報（詳如：服務企劃書）。

捌、會議討論：

李委員登志（召集人）：

1. 企劃書中提到整合型的生態系監測規劃為龍鑾潭，目前香蕉灣的監測林試所已經在做，南仁山的部分也很重要，是否該做？是不是還有其他項目？
2. 另外裴家騏教授曾提過墾丁國家公園大型哺乳類幾乎都沒有了，這方面是不是要做監測？在物種多樣性上面。

孫元勳老師回應：

1. 龍鑾潭的環境衝擊很大，人為干擾多，應該先做，如果管理處有能力、經費許可，可以再做南仁山或其他區域。龍鑾潭的雁鴨數量可以當做生態系的健康指標，可以讓管理單位知道生物多樣性降低的原因為何，以做為環境改善的依據。銀合歡也可當作生態系統的監測，設立永久樣站監測原生植被的復舊。
2. 墾丁地區的哺乳類動物，有可能是南迴公路造成動物移動的障礙，所以恒春半島的大型動物較少，但以往也沒有監測資料來支持此說。我在企劃書中有提到，梅花鹿可說是墾丁哺乳類動物的招牌，做為墾丁的大型哺乳類代表已經足夠，自動照像可以用來監測森林中梅花鹿及其他物種的變化。

邱委員郁文：

1. 首先我認為這個計畫真的很重要，很高興看到有這樣的基礎計畫。
2. 本想問南仁山為何沒有放進來，但剛才已經有了答案。若以急迫性而言，選擇可以說是墾丁大門面的龍鑾潭做為生態系監測指標是相當適合的，尤其此處淡水系生態極佳，生物量極高，有必要監控農業排放進入潭水中的物質，而在生態旅遊普遍發展之際，民宿會愈蓋愈多，更可以將周邊土地的利用做檢討來相結合。
3. 龍鑾潭的水泥堤岸是否可以建議改善為符合生物多樣性的堤岸？
4. 在物種監測上，除了受脅物種，我認為關鍵物種也需要做，關鍵種對生態系的維持影響很大，這樣方可說明各個不同生態系的物種。

吳委員全安：

1. 這個題目包括生物多樣性指標系統監測，我認為在重要生態系方面植物的部分比較少一點。
2. 國家公園特別重視原生種的「復原」，當地的物種、生態系，如陸蟹、大冠鷲、黃裳鳳蝶、珊瑚礁洞穴生態、溪流附近的地區等本地特色，都具指標性，應該做監測。南仁湖也是國家重要濕地，又為生態保護區，實在應該列入監測，否則會顯得有些欠缺。
3. 國家公園應較重視的是當地物種，梅花鹿對台灣的復育過程有重要的意義，但畢竟不是墾丁原有的物種，墾丁國家公園當年「受命」從事復育工作，雖然投入很多經費，但列入生物多樣性監測可能不適合，要放的話定位要很清楚。
4. 另外工作小組會議提到一點是滿好的，那就是生物多樣性是多元的，孫老師相當專業（鳥類），但工作團隊應該有其他專業學者加入較理想，希望能加一位其他領域的共同主持人，尤其這應該是長期性的計畫。

簡委員文山：沒有問題。

業務承辦人謝桂禎說明：

1. 本項委辦案主要是生物多樣性指標監測系統的整體規劃，孫老師不

用考慮到本處的經費問題，儘可能的為墾丁國家公園做一個完整的生物多樣性指標監測系統規劃。

2. 多加一位植物專長的協同主持人會較為完善。

孫元勳老師回應：

1. 先回答協同主持人的問題，原先有找植物專長的郭耀綸老師合作，但因為今年郭老師有接貴處計畫，所以可能不太方便再當協同主持人，會再洽詢意願，或再找其他植物專長的老師合作。
2. 其他委員們所提的意見與建議會接受，並做調整。

李委員登志（召集人）：

另外，工作小組針對企劃書提出一個車輛維護的問題，經費中編了5部車輛，請做說明。

孫元勳老師回應：

5部車是輪流使用，不是同時使用。

吳委員全安：

建議以租金計即可。

玖、會議結論：僅1家廠商參選，且評選分數平均達80分以上，經出席評選委員（過半數或全數）同意通過評選，符合議價資格。

拾、散會時間：98年3月12日下午13時45分。

附錄二、期中報告審查會議紀錄

98 年度「墾丁國家公園生物多樣性指標監測系統之規劃建置(一)」委辦勞務

期中報告審查會議紀錄

壹、開會日期：中華民國 98 年 7 月 23 日下午 2 時

記錄：謝桂禎

貳、開會地點：墾丁國家公園管理處行政中心大型會議室

參、主持人：林處長青

李登志代

肆、評審委員：

國立台南大學 薛委員怡珍 (請假)

高雄醫學大學 邱委員郁文

邱郁文

海洋國家公園管理處 吳委員全安

吳全安

墾丁國家公園管理處 李委員登志

李登志

伍、出席單位及人員：

國立屏東科技大學

孫文勉 葉皮龍 錢亦新

林可欣

墾丁國家公園管理處

王雪花

吳松輝

蔡信邦

蔡乙榮

吳松輝

陳政雄

張雪娟

陸、受委託單位簡報：屏東科技大學孫元勳老師及葉慶龍老師簡報(詳如期中報告書)。

柒、會議討論：

邱委員郁文：

1. 期中報告資料整理相當詳細，架構充足，但似乎未達到「生物多樣性指標監測系統之規劃建置」之主題，希望期末有清楚的指標呈現。
2. 針對報告中調降南仁湖水位的建議是否妥當？那將會影響整個生態系。
3. 龍鑾潭周邊有很多農田，水質監測是否加上監測殺蟲劑？
4. 龍鑾潭及南仁湖水域是否加入去人工化的建議？如改善為符合生物多樣性的堤岸。
5. 小苗是否可以加入森林生態系的監測內容。

孫元勳老師回應：

1. 針對「生物多樣性指標監測系統之規劃建置」，期末會做較完整的陳述。
2. 調降南仁湖水位是增加草澤棲地的一種方法，提供管理處參考，是否可行還是需再討論。
3. 龍鑾潭水質監測應該是以整合監測的概念進行，並定時持續監測，如此也可反映殺蟲劑問題。
4. 龍鑾潭及南仁湖水域去人工化是很好的建議，會加入。

葉慶龍老師回應：

小苗監測可以加入為香蕉灣海岸林的監測內容。

吳委員全安：

1. 動物多樣性監測指標中均列有監測頻率，建請植物部分亦能列出監測頻率。

2. 另建議就各項監測指標評估其可行性，並列出執行之優先順序。
3. P.1 第 2 段第 4 行園區內「最高峰老佛山」，請修正為「最高峰萬里得山（標高 520 公尺）」。
4. P.1 第 2 段倒數第 2 行「海浪侵蝕所形成的石灰岩洞穴」，石灰岩洞穴並非海浪侵蝕而成，請做文字修正。
5. P.1 第 4 段倒數第 4 行「核三廠的放射污染」，請修正為「核三廠溫排水造成的珊瑚白化」。
6. P.1 最末一行及 P.2 最上一行所述之 1985 年以後投入海域調查之專家學者應不止報告書所載而已，建請將 P.73 所列之參考文獻有關海域調查研究之專家學者也列上去。
7. P.7「一、地區性山地植群之研究」本小節內容中有部份段落係描述海岸植物，請將其調整至下一小節「二、熱帶海岸植群」內。
8. P.10「三、恆春半島西半部的植群結構」本小節內容經查係著重在恆春半島之整體描述，故建請將「西半部」三字刪除。
9. P.12 水生植物標號「貳」，請修正為「四」，外來種入侵標號「參」，請修正為「五」。
10. P.34 第 9 行「墾丁的新開與古華」，因「新開與古華」皆不在墾丁，故請刪除。

葉慶龍老師回應：

植物部分監測頻率有遺漏會補齊。

孫元勳老師回應：

1. 會針對各項監測指標評估可行性，及列出執行之優先順序。
2. 報告內容的細部缺失會再校正。

馬協群課長：

請問這個監測系統是朝委外還是管理處人員可自行監測設計？如果完全委外的話可能會有經費上的限制。

孫元勳老師回應：

委外或是管理處人員自行監測皆可，若經費不足則可以優先順序來執行。

捌、會議結論：

1. 本期中報告審查通過。
2. 生物多樣性指標監測系統建置請於期末提出更具體化之建議。

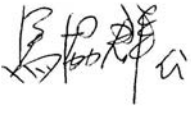
玖、散會時間：98 年 7 月 23 日下午 16 時 10 分。

附錄三、期末報告審查會議紀錄

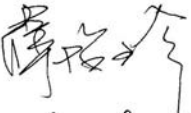
98 年度「墾丁國家公園生物多樣性指標監測系統之規劃建置(一)」委辦勞務 期末報告審查會議紀錄

壹、開會日期：中華民國 98 年 11 月 26 日下午 1 時 30 分 記錄：謝桂禎

貳、開會地點：墾丁國家公園管理處行政中心大型會議室

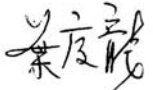
參、主持人：林處長青 

肆、評審委員：

國立台南大學 薛委員怡珍 
高雄醫學大學 邱委員郁文 
海洋國家公園管理處 吳委員全安 
墾丁國家公園管理處 李委員登志 (請假)

伍、出席單位及人員：

國立屏東科技大學

  林可欣 錢亦新

墾丁國家公園管理處

黃韻雯 蔡乙榮 謝桂禎
郭曉文 

陸、受委託單位簡報：屏東科技大學孫元勳老師及葉慶龍老師簡報（詳如期末報告書）。

柒、會議討論：

吳委員全安：

- 1、p.1 第一段第一行「墾丁國家公園成立於 1984....」，應修正為 1982 年。（墾丁國家公園管理處於 1984 年 1 月 1 日成立，但國家公園計畫係於 1982 年 9 月 1 日公告）。
- 2、p.1 第二段第一行「墾丁國家公園位於恆春半島南段，面積 18083.50ha（54.8%）...」，應修正為「墾丁國家公園陸域面積 18083.50ha（54.8%）...」。
- 3、p.8 最後一段，第二行「南仁山地區之植物社會分為 5 型」，但實際為「4」型，應加以修正。另本段內容之出處應為謝長富等（1992）之報告，而非第一行所述之（1996）。
- 4、p.11 第一段第三行提及「海域以單脈二藥藻（將藻修正為草，另有部分文字”藥”誤植為”葉”）的頻度最高」，惟本段倒數第三行卻又描述為「海生者以泰來草的頻度最高」，請予以查明。
- 5、p.23 第一段「溪古森林樣區」，古為錯別字，應修正為「谷」。
- 6、p.23 最後一段第一行「南仁山擁有全台近半數的兩棲類，共有 4 科 8 屬 18 種。而兩棲類有 8 科 25 屬 28 種」，前後不一致，請校訂。
- 7、p.26 第三段第一行「朱耀沂等（1986）表示，津田氏大頭竹節蟲及黃裳鳳蝶都是墾丁地區的特有種類」，惟近幾年之調查顯示該 2 種並不只分佈於墾丁地區，故建議不用強調其為墾丁地區特有種。
- 8、p.28 第二段倒數第 4 行「山琵琶」錯別字，應更正為「山枇杷」。
- 9、p.41「參、壓力」之章節內容包括動植物，且配合第五章之章節安排，建議調整為「第三節 壓力」。（另在目次頁中，第五章遺漏第二節，請補充）
- 10、p.46 第一段第八行「奧氏後相手蟹」錯別字，應更正為「奧氏仿相手蟹」。

- 11、p.48 倒數第五行「墾丁的新開與古華....」新開與古華位處楓港溪以北，並不在墾丁地區，請修正。
- 12、第五章第一節，植物多樣性監測建議增列「香蕉灣海岸林」。而第二節生態系功能監測指標一貳、香蕉灣海岸林生態系功能監測之部分監測項目，如物種豐富度指數、Simpson 指數、Shannon-Wiener 指數等 (p.74) 建議移至植物多樣性監測-香蕉灣海岸林項下。
- 13、p.63 第一段第三行，「園區內已調查到 623 株 (黃俊明 2008)，目前僅之本區為台灣淡綠葉衛矛族群量最多的唯一生育地」，其中「園區內」、「本區」所指為何應請述明。另本段 (黃俊明 2008) 於參考文獻中未列出，請補遺。
- 14、p.61 稀有植物監測背景說明中，有關鵝鑾鼻野百合部分之敘述，均未將出風鼻之族群加以描述，然就實地了解，出風鼻之鵝鑾鼻野百合有相當量之族群分佈，且其相對為人為干擾較少之區域，故若將鵝鑾鼻野百合列為監測物種，出風鼻亦應劃設樣區，可做為與龍磐公園之族群動態之比對。
- 15、p.63 最後一段有關稀有植物之監測項目中，部分監測物種 (如琉球蛇菰) 出現有明顯季節性，故監測時間應特別加以敘明。
- 16、p.67 有關紅尾伯勞監測內容及方法採用過往新年鳥類調查法，惟往年新年鳥類調查時間大都於 12 月份進行，該月份並非伯勞鳥主要過境時間，故本監測項目時段應加以調整。
- 17、p.71 有關昆蟲多樣性監測若僅以稀有物種為調查項目，將無助於昆蟲樣性資料之建立，應提出具代表性之調查路線供墾管處參考。
- 18、p.73 第二段第四行「1982 年墾丁國家公園管理處成立....」，「管理處」三字請刪除。
- 19、南仁山、香蕉灣、高位珊瑚礁等生態系功能監測建議頻率分別為每 5 年、每年及每 2 年，其中香蕉灣因人為干擾大，每年監測應屬合理，惟南仁山、高位珊瑚礁同屬人為干擾相對較低之區域，其監測頻率之差異是否有特殊

因素？

20、國科會於 2008 年推動「濕地生態系生物多樣性監測系統標準作業程序」的編撰計畫，並已於 2009 年 10 月完成。為使將來之監測資料能與全國接軌，在本案規劃之有關濕地之監測，建議參考該手冊之作業程序。

21、p.82 外來鳥類建議增加白頭翁之監測。

葉慶龍老師回應：

1. 報告書內容有錯誤之處會正。
2. 關於鵝鑾鼻野百合的部分，現在野外的族群真的有變少，我想還是應該做監測，族群較大的地方只有聯勤一帶變化也較大，有些學者提出的看法是，沒有放牧後草長高造成遮陰，對於長在裸地的陽性植物可能不利，等監測結果出來，為了保育稀有植物，我們可能會建議做些人為的管理，以一種實驗的方式。因生命週期較短，監測頻率建議為 2 年 1 次。
3. 香蕉灣、高位珊瑚礁等生態系功能監測頻率可統一為 3 年，每南仁山比較穩定還是維持 5 年。
4. 有關濕地之監測，整合型計畫在一開始就該把標準作業訂好，會參考該手冊之作業程序。

孫元勳老師回應：

1. 有關紅尾伯勞監測，吳處長的建議也很恰當，除了新年鳥調時做監測外，是可以在 9、10 月再增加幾個調查時間，如果兩者的結果相似，就可以以新年鳥調來做代表。
2. 外來種的部分，應該是有提到白頭翁要做監測。
3. 有關昆蟲的部分，我是建議普查要先建立，監測的部分因為還未有完整的名錄，一開始即做監測並不成熟。路線的部分我認為不需訂定，我會建議過去

沒去的地方應該要去。

薛委員怡珍：

1. 建議未來可依據生態系統、地景生態、群落、族群、個別物種的生物多樣性指標分層監測。
2. 建議未來數位資料庫可分層為生物資料庫、生態系統資料庫（包括生態系統服務功能）、地景生態／空間生態資料庫等建置。
3. 建議可於結論與建議中，說明監測的標準化方法、工作項目、調查頻度、計量方法及公式，以及前人的監測結果，如質化及量化的成果比較，以及監測的 check list 表。
4. 如監測系統建置在 ecosystem management 及 restoration ecology 的保育工作及成效上，建議可在結果與討論章節多闡述。
5. 建議可說明清楚那些工作項目是全區普查，那些是樣區監測調查。

孫元勳老師回應：

1. 謝謝委員的建議。
2. 對於每種監測的監測方法，原本想讓各領域的專家群來訂，但明年可以收集國內外的資料提供參考方法。
3. 地景生態的部分，或許可透過像南仁山生態系的整合計畫，由專人負責整合且做為平台，並提供各項資料統一的格式。

邱委員郁文：

1. 墾丁國家公園內為台灣唯一同時擁有海、陸資源的國家公園，可以完整的包含從森林、溪流水系到海洋上、中、下的生態系統，所以可以加強森林系統、水域環境、河口、海岸間的連結。

2. 量化的指標在各個子項目中重疊如何區分？是否有一個協調之機制在其中。
3. 遺傳多樣性的指標請以連結借用相關資訊。
4. p.71 水域調查法請參閱「濕地生態系生物多樣性監測系統標準作業程序」操作手冊。
5. p.76，p.80 功能監測請加入棲地評估及普查。
6. p.69 陸蟹監測系統設置區域為何。
7. p.80 附圖品質請改善。
8. p.89 資料庫及名錄項目請整合。
9. 請問水鳥及雁鴨的名稱選用不同的原因為何？

孫元勳老師回應：

1. 委員的意見會參考修正。
2. 水鳥包括水鴨與涉禽。龍鑾潭的環境比較接近潛鴨棲地，水比較深；南仁山的草澤可做為腳比較長的涉禽棲地。
3. 溪流動物的部分會依建議搜尋監測辦法。
4. 建議要合併的地方改過來。
5. 有錯字的地方會修正。

葉慶龍老師回應：

1. 有關稀有植物遺傳基因的資訊並無正式發表，但可以再問，讓資源共享。

郭曄嫩：

1. 建議明年度的報告可再增加本處 98 年度委託辦理之螢火蟲、陸蟹、台灣獼猴、梅花鹿等計畫果，將會更完整。

謝桂禎：

- 1.報告格式與規定不同，請依參考版本修正。

馬協群課長：

1. 這個計畫是一個指標監測系統的建置，最主要的目的是想瞭解園區內生物多樣性的狀況，在這個系統裡面最後會有一個量化的分析告訴我們區內的生物多樣性有下降嗎。
2. 針對行囊桴竹有無異地保護的建議。
3. 猛禽雷達監測系統應可每年做精確的科學分析，監測的方法是否做修正。

孫元勳老師回應：

1. 多樣性最簡單的是有多少種，看種有無下降就可做為一個指數。
2. 關於生態系的功能，每一個生態系都可以找出一個指標出來，以代表這個生態系。「系統」是有一套—很多的指標來做監測。
3. 一個物種數量在減少也代表多樣性在下降。
4. 整合性的計畫才能對經營管理較有幫助。
5. 雷達是一種監測的方式，地面資料也可以看出一個波動，如果兩者資料是吻合的，那地面資料就可以做監測了。

捌、會議結論：

- 1.請受託單位依各位委員的意見修正。
- 2.本案審查通過。

玖、散會時間：98 年 11 月 26 日下午 15 時 30 分。

墾丁國家公園生物多樣性
指標監測系統之規劃建置(一)

參考書目

- 山田金治，1932。恆春半島の海岸林木。臺灣山林會報 69：12-20。
- 方力行，2002。阿瑪斯號貨輪重油污染事件調查-墾丁國家公園海域生態之生物群聚變遷分析。保育研究報告 115 號。墾丁國家公園管理處。
- 尤仲妮，2000。恆春熱帶植物園台灣獼猴生活模式與食性。國立臺灣大學動物學研究所碩士論文。
- 王天明、王曉春、國慶喜、孫龍、桂國東，2005。黑龍江省森林景觀多樣性動態。生物多樣性 12(4):396-402。
- 王仁禮，1948。鵝鑾鼻的海岸林。林試所通訊 25-26。
- 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，2004。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(4)：323-335。
- 王相華、張慧珠、徐國士、洪州玄、高瑞卿，2007。先驅外來樹種入侵墾丁國家公園香蕉灣海岸林生態保護區。國家公園學報 17(5): 1-13。
- 王相華、田玉娟，2008。恆春半島次生熱帶海岸林之植群結構、組成。中華林學會 97 年度學術論文發表會論文集。
- 王相華、田玉娟，2009。墾丁熱帶次生海岸林之土壤種子庫組成。中華林學會 98 年度學術論文發表會論文集。
- 王建平、廖國嫻，1997。全球變遷：南仁山森林生態系研究—南仁湖浮游生物研究。國科會 86 年度研究計畫果報告：174-177 頁。
- 王俊秀、劉盛明、徐慶霖、董光中、李衛民、胡曼君，1988。台灣梅花鹿復育地內主要寄生性生物及螺類的生態研究，墾丁國家公園管理處台灣梅花鹿復育之研究七十七年度報告。保育研究報告第 56 號。墾丁國家公園管理處。
- 王俊秀、劉盛明、徐慶霖、董光中，1989。台灣梅花鹿復育地內主要寄生性生物之保蟲宿主之生態研究生態研究，墾丁國家公園管理處台灣梅花鹿復育之研究七十八年度報告。74-82 頁。
- 王國宏，2002。祁連山北坡中段植物群落多樣性的垂直分布格局。生物多樣性 10(1):

7-14。

王維賢，2007。墾丁國家公園海域長期生態研究計畫—人為活動對海域生態所造成之衝擊研究(七)與環境教育之應用(四)基本生態資料之建立(四)與環境生態資料庫資訊系統之建立(三)。保育研究報告第 960001 號。內政部營建署墾丁國家公園管理處。

王誠之、孫元勳，2004。九十三年度墾丁國家公園春季及秋季過境猛禽族群調查。內政部營建署墾丁國家公園管理處委託調查報告。

王誠之、孫元勳，2005。九十四年度墾丁國家公園春季及秋季過境猛禽族群調查。內政部營建署墾丁國家公園管理處委託調查報告。

王穎，1985。墾丁國家公園南仁山生態保護區水域鳥類生態研究。保育研究報告第2號。墾丁國家公園管理處。

王穎，1986。墾丁國家公園南仁山生態保護區水域鳥類生態研究(續)。保育研究報告第24號。墾丁國家公園管理處。

王穎、李志宏，1990。台灣特有亞種環頸雉之試放—無線電追蹤之研究。保育研究報告第 71 號。墾丁國家公園管理處。

王穎、黃怡君、高林助，1989。台灣特有亞種環頸雉的棲地調查報告。內政部營建署墾丁國家公園管理處保育研究報告第 62 號。

王穎、孫元勳、李水欽、蘇倩儀，1992。台灣特有亞種環頸雉現況之調查—野外現況及籠仔埔地區之野放。保育研究報告 81 號。墾丁國家公園管理處。

王穎、陳輝勝、吳幸如、蘇銘言，1992。台灣梅花鹿行為及棲地利用之研究。保育研究報告第 78 號。墾丁國家公園管理處。

王穎、陳順其、孫元勳、林政田、廖秀芬，1996。墾丁國家公園台灣梅花鹿野放後之生態學研究，保育研究報告第93號。墾丁國家公園管理處。

王穎、陳順其、林政田、詹世琛、張容瑱，1997。墾丁國家公園台灣梅花鹿野放後之族群監測及生態環境影響研究。保育研究報告第98號。內政部營建署墾丁國家公園管理處。

王穎、郭國偉、楊美玉，1993。台灣地區梅花鹿原野棲地調查及野放可行性之評估，保育研究報告第88號。墾丁國家公園管理處。

- 王穎、郭國偉、胡正恆、陳美汀，1994。台灣梅花鹿野放追蹤之研究。保育研究報告第91號。墾丁國家公園管理處。
- 王穎、詹世琛、陳順其、陳芬蕙，1998。墾丁國家公園台灣梅花鹿野放後族群之監測及生態環境影響評估-GIS系統之應用，內政部營建署墾丁國家公園管理處保育研究報告第100號。
- 王穎、詹世琛、陳順其，2002。墾丁國家公園台灣梅花鹿死因之探討，國家公園學報 12(1): 96-110。
- 王穎，2002。丹大地區野生動物重要棲息環境分區規劃及動物監測(2)。行政院農業委員會林務局南投林區管理處。
- 台北鳥會、王穎、李進興、蔡航椰，1985。墾丁國家公園鳥類簡介-墾丁國家公園解說教育叢書之四。
- 田志仁、吳承恩、黃顯宗、汪碧涵，2004。以水棲昆蟲為指標生物評估台北外雙溪水質。行政院農業委員會特有生物研究保育中心。自然保育季刊。38頁。
- 石再添、蔡文彩、許民陽，1989。墾丁國家公園地區的珊瑚礁定年及地形研究。內政部營建署墾丁國家公園管理處保育研究報告第57號。58頁。
- 朱子豪，1993。墾丁國家公園地理資訊系統建立(一)。保育研究報告第 26 號。墾丁國家公園管理處。
- 朱子豪，1994。墾丁國家公園地籍資料庫暨地形資料庫之建立。保育研究報告第 92 號。墾丁國家公園管理處。
- 朱宏達，2002。南部地區六種石龍子科蜥蜴棲地利用之研究。國立中山大學生物科學系碩士班碩士論文。
- 朱耀沂、楊平世、林美容，1986。墾丁國家公園公園區昆蟲相之研究。保育研究報告第 36 號。墾丁國家公園管理處。
- 朱耀沂、林美容、劉良德，1988。墾丁國家公園公園蜘蛛相與昆蟲相之研究。保育研究報告第 48 號。墾丁國家公園管理處。
- 白梅玲、李培芬、端木茂甯，2006。氣候變遷對台灣淡水魚多樣性之衝擊評估。全球變遷通訊雜誌第四十九期。
- 呂光洋，1985。南仁山區水域之湖沼學和兩棲爬蟲動物之調查。保育研究報告第 3-1

號。墾丁國家公園管理處。

呂福原、陳民安，2002。墾丁國家公園外來種植物對原生植群之影響以銀合歡為例。

保育研究報告第 112 號。墾丁國家公園管理處。

宋永昌，2001。植被生態學。華東師範大學出版社。673 頁。

佐佐木舜一，1921。恆春半島に於ける森林植物分布觀。台灣博物學會報第 11 卷第 52 號。1-38 頁。

佐佐木舜一，1933。鵝鸞鼻海岸林と其の特性に就て。台灣の山林第 88 號。1-13 頁。

佐佐木舜一，1933。鵝鸞鼻海岸林の特性。台灣の山林 85：1-13 頁。

李亞夫，2004。墾丁森林的蝙蝠。台灣的蝙蝠研究。2004 蝙蝠多樣性研討會。65-70。

李志宏，1991。環頸雉現況及飼養個體釋放後之無線電追蹤研究。碩士論文。88頁。

李玲玲、吳海音、張仕緯、徐芝敏、摩悌，2002。台灣獼猴現況調查。台灣獼猴保育與經營管理研討座談會成果報告。

李玲玲，2008。氣候變遷下生物多樣性研究的重要性及展望。林業研究專訊 115:2

李培芬，2003。動物生態評估技術之研究及評估模式之驗證期末報告。行政院環保署委託研究。

李崇禕、謝寶森，2005。台灣地區外來梅花雀科(Estrildidae) 鳥種販賣與野外分布之探討。特有生物研究 7(2)：1-12。

李榮祥，2007。墾丁國家公園後灣地區陸蟹棲地資源。墾丁國家公園管理處。

谷喬、王穎，1992。台灣梅花鹿品系之分析。保育研究報告第82號。墾丁國家公園管理處。

周大慶，2005。墾丁國家公園大冠鷲(*Spilornis cheela hoyi*)繁殖及棲地利用之調查研究。保育研究報告第 94001 號。墾丁國家公園管理處。

周大慶，2006。墾丁國家公園大冠鷲(*Spilornis cheela hoyi*)繁殖及棲地利用之調查研究(二)。保育研究報告第 95004 號。墾丁國家公園管理處。

周大慶，2007。墾丁國家公園大冠鷲(*Spilornis cheela hoyi*)繁殖及棲地利用之調查研究(三)。保育研究報告第 96002 號。墾丁國家公園管理處。

周本智、傅懋毅、李正才、謝錦忠、Manuel Ruiz Perez、Brian Belcher、楊校生、吳

- 名，2005。浙西北天然次生林群落物種多樣性研究。林業研究科學 18(4): 406-411。
- 沈世傑、邵廣昭，1990。墾丁國家公園海域魚類相之調查研究。墾丁國家公園管理處保育研究報告第 58 號。
- 沈祥仁，2008。人類食物對柴山台灣獼猴(*Macaca cyclopis*)取食模式之影響。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文。
- 林世松、林孟雄，1986。滿州地區獵捕灰面鵟之調查。保育研究報告第10號。墾丁國家公園管理處。
- 林介龍，1995。鵝鑾鼻野百合之植群分析。國立臺灣大學森林學研究所碩士論文。98 頁。
- 林可欣，2009。恆春半島春季的夜間遷移鳥類研究。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文。
- 林良恭，1997。全球變遷：南仁山森林生態系研究—鳥類及哺乳類族群生態(二)：南仁山地區刺鼠族群動態與微棲地利用關係。國科會 86 年度研究計畫果報告 178-198。
- 林良恭、李玲玲、鄭錫奇，1997。臺灣的蝙蝠。國立自然科學博物館。165 頁。
- 林良恭，1998。全球變遷：南仁山森林生態系研究—鳥類及哺乳類族群生態(三)：南仁山地區刺鼠族群動態與食性。國科會87年度研究計畫果報告 178-198
- 林幸助，2007。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立。內政部營建署雪霸國家公園管理處。27-36。
- 林幸助、薛美莉、何東輯、陳添水，2009。溼地生態系生物多樣性監測系統標準作業程序。行政院農委會特有生物保育中心。
- 林春吉，2007。台灣淡水魚蝦生態大圖鑑(下)。天下遠見出版股份有限公司。臺北市。
- 林裕盛，2007。恆春半島鵟科鳥類之遷移研究。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文。
- 林雅惠、黃明俊，2002。龍坑生態保護區油污對水鳥之影響。國立屏東科技大學野生動物保育系實務專題論文。

- 林開敏、黃寶龍，2001。杉木人工林下植物物種 β 多樣性的研究。生物多樣性。9(2): 157-161。
- 林曜松、曾晴賢，1985。墾丁國家公園南仁山生態保護區水域動物生態研究 二、南仁山淡水魚類及水生無脊椎動物簡說。保育研究報告第 3-2 號。墾丁國家公園管理處。
- 林曜松，2007。陽明山國家公園全區水生動物相普查。內政部營建署陽明山國家公園管理處委託研究報告。
- 邵廣昭、方力行、梁乃匡、孟培傑、鍾國南、李展榮、韓僑權，2002。墾丁國家公園海域長期生態研究-人為活動對海域生態衝擊之長期監測研究(I)。保育研究報告第 113 號。墾丁國家公園管理處。
- 范孟雯，2004。恆春熱帶植物園區台灣獼猴選果行為之研究。國立臺灣大學生態學與演化生物學研究所碩士論文。
- 范素瑋，1999。南仁山區亞熱帶低地雨林樹種組成、結構及分布類型。台大植物學研究所碩士論文。
- 柳楮，1968。台灣植物群落分類之研究(I)：台灣植物群系之分類。台灣省林業試驗所報告 166:1-25。
- 柳楮，1970。台灣植物群落分類之研究(III)：台灣闊葉樹林群系及熱帶疏林群系之研究。國科會年報 4(2):1-36。
- 邱良彥，1986。恆春地區伯勞鳥生態及狩獵現況之初步調查。保育研究報告第9號。墾丁國家公園管理處。
- 邱文良，1982。恆春半島天然林之群落生態研究。台灣省林業試驗所調查報告。127 頁。
- 邱文良，1991。恆春自然保護區植群之研究。林業試驗所研究報告 6(3)： 203-228。
- 吳立心、吳文哲、陳玄武、王巧萍，2008。以銀合歡豆象進行銀合歡生物防治可行性評估。台灣林業 34(4)：31-37。
- 吳永惠、劉世賢、林茂勇、張淑貞、蔡專福、林孫權，1992。台灣梅花鹿野放後疾病防治體系建立之研究。保育研究報告第84號。墾丁國家公園管理處。
- 吳珊樺，1998。南仁山亞熱帶雨林短期森林動態之研究。台大植物學研究所碩士論

- 文。90 頁。
- 吳首賢，2003。南仁湖水生植群生態之研究。國立屏東科技大學森林系碩士論文。103 頁。
- 侯平君，1996。全球變遷：南仁山森林生態系研究—兩棲爬蟲類動物群聚結構之研究。國科會 85 年度研究計畫成果報告。
- 侯平君，1998。全球變遷：南仁山森林生態系研究—優勢兩棲類捕食動態及能量流動模式(一)。國科會 87 年度研究計畫成果報告。
- 侯平君，1999。全球變遷：南仁山森林生態系研究—優勢兩棲類捕食動態及能量流動模式(二)。國科會 88 年度研究計畫成果報告。
- 侯平君，2000。全球變遷：南仁山森林生態系研究—優勢兩棲類捕食動態及能量流動模式(三)。國科會 89 學年度研究計畫成果報告。
- 侯平君，2005。入侵亞洲錦蛙與沙氏變色蜥之族群分布調查。保育研究系列 94-4 號。行政院農業委員會林務局。
- 侯平君，2008。南仁山生態保護區兩棲類族群之長期監測。保育研究報告第97002 號。內政部營建署墾丁國家公園管理處。
- 胡敬華，1961。恆春半島南端東海岸與西岸植物之差異。中央研究院植物學彙刊新編號 2(2):119-141。
- 胡智勝，2001。南仁山地區背風坡森林孔隙內果實量與鳥相之關係。國立屏東科技大學野生動物保育系實務專題論文。
- 宮欽泰、陳靜怡、楊長興，2001。南仁山林鳥類覓食行為。國立屏東科技大學野生動物保育系實務專題論文。
- 徐芝敏，1997。全球變遷：南仁山森林生態系研究—生物能量與食物網的動態關聯(二)。國科會 86 年度研究計畫果報告。207-214 頁。
- 徐志彥，1987。墾丁國家公園之植生研究。內政部營建署墾丁國家公園管理處。台灣植物資源與保育論文集。129-137 頁。
- 徐國士、呂勝由、林則桐、劉培槐，1983。恆春半島植物。台灣省政府教育廳。172 頁。
- 徐國士、林則桐、呂勝由、邱文良，1985。墾丁國家公園稀有植物調查報告第 5 號。

墾丁國家公園管理處。

馬克平，1993。試論生物多樣性的概念。生物多樣性 1(1): 20-22。

馬克平，1994。生物群落多樣性的測度方法 I α 多樣性的測度方法(上)。生物多樣性 2(3): 162-168。

馬克平、劉玉明，1994。生物群落多樣性的測度方法 I α 多樣性的測度方法(下)。生物多樣性 2(4): 231-239。

馬克平、劉燁然、劉玉明，1995。生物群落多樣性的測度方法 II β 多樣性的測度方法。生物多樣性 3(1): 38-43。

馬協群，1996。墾丁國家公園社頂復育區台灣野兔生態調查。自行研究報告 25 號。

墾丁國家公園管理處。

高千晴，2004。壽山地區人猴互動及遊客對棲地之衝擊，國立中山大學生物科學學系碩士論文。

耿煊，1951。恆春半島在植物地理上之位置。林產月刊 11: 12。

孫元勳，2000。全球變遷：南仁山森林生態系研究—南仁山植群對森林鳥類分布與結構之影響。國科會 89 學年度研究計畫成果報告。

梁硯嘉，2002。南仁山古湖森林底棲無脊椎動物族群消長。國立屏東科技大學野生動物保育系實務專題論文。

陳世中、孫元勳，2006。九十五年度墾丁國家公園春季及秋季過境猛禽族群調查。內政部營建署墾丁國家公園管理處委託調查報告。

陳世中、孫元勳，2007。九十六年度墾丁國家公園春季及秋季過境猛禽族群調查。內政部營建署墾丁國家公園管理處委託調查報告。

陳玉峰，1984。鵝鑾鼻公園植物與植被。墾丁國家公園管理處解說叢書之一。

陳玉峰，1985a。香蕉灣海岸林的植物社會。大自然第六期。82-86。

陳玉峰，1985b。墾丁國家公園海岸植被，墾丁國家公園管理處出版。恆春。264 頁。

陳玉峰，黃增泉，1986。南仁山之植被分析。省立博物館年刊 29: 189-258。

陳民本、謝英宗，1985。墾丁國家公園地區海域及海濱石灰質砂之調查研究。保育研究報告第 21 號。墾丁國家公園管理處。

陳志遠、郭耀綸，2008。南仁山迎風與背風分布樹種之光合作用對溫度的差異反應。

- 作物、環境與生物資訊 5： 93-102。
- 陳怡君，2003。墾丁國家公園及鄰近地區台灣梅花鹿追蹤調查研究。保育研究報告第124號。墾丁國家公園管理處。
- 陳明義、呂金誠、林昭遠，1991。墾丁國家公園主要植群火燒後消長之研究，墾丁國家公園管理處。
- 陳明義、洪丁興、沈秀維、呂金誠，1985。墾丁國家公園龍坑崩崖海岸植物社會調查。保育研究報告第4號。墾丁國家公園管理處。
- 陳貞志、裴家騏，2006。台灣首次發現野生食肉目動物感染犬瘟熱病毒-其威脅性及緊急對策。野生動物保育彙報及通訊 10(2)： 32-34。
- 陳貞志、裴家騏，2005。台灣獼猴 B 病毒之發生現況及人類暴露後之管理建議。野生動物保育彙報及通訊 9(2)： 16-23。
- 陳則仁，2003。墾丁國家公園內台灣梅花鹿的食物品質，國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文。
- 陳益明，2002。台灣北部大桶山區柳杉林下層植群恢復之研究。台大實驗林研究報告 15(2):121-141。
- 陳順其、王穎、林政田、詹世琛、張容瑱，1997。墾丁國家公園台灣梅花鹿野放後之族群監測及生態環境影響研究。保育研究報告第98號。墾丁國家公園管理處。
- 陳順其、王穎，2000。墾丁國家公園台灣梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*)啃剝樹皮及其對當地林木之影響。師大生物學報 35(1): 47-59。
- 陳順其、王穎，2004。墾丁國家公園臺灣梅花鹿之族群分布。國家公園學報 14: 81-102。
- 陳順其，2002。墾丁國家公園台灣梅花鹿活動模式及其對棲地之利用，國立台灣師範大學生物系博士論文。
- 陳順其、王穎，1999。墾丁國家公園臺灣梅花鹿(*Cervus Nippon taiouanus*)磨樹及其對當地林木之影響，師大生物學報 34(2): 151-162.
- 陳順其、王穎、顏士清，2007。墾丁國家公園及鄰近地區野放臺灣梅花鹿(*Cervus Nippon taiouanus*)之族群分布。國家公園學報 17(2): 43-70。

- 陳惠芬，1982。墾丁國家公園地質景觀簡介。內政部營建署墾丁國家公園管理處。
- 陳朝圳、鐘玉龍、楊剛，2003。應用遙感探測於墾丁國家公園計畫各分區長期植群生態變遷之調查與研究。保育研究報告第 120 號。墾丁國家公園管理處。
- 陳雲倩，1989。社頂地區植群分析及牛羊放牧影響之研究。臺大森林研究所碩士論文。
- 陳維壽，1985。南仁山區水棲昆蟲之初步調查報告。保育研究報告第 3-4 號。墾丁國家公園管理處。
- 陳維壽，1985。昆蟲的樂園-蝴蝶的故鄉(南仁山區的蝴蝶)。保育研究報告第 3-5 號。墾丁國家公園管理處。
- 陳輝勝，1999。棲地破碎化對墾丁國家公園鳳頭蒼鷹(*Accipiter trivirgatus formosae*)的影響及生物學研究/1999年度報告。野鳥 7： 9-24。
- 陳擎霞、王慶麟，1985。墾丁國家公園南仁山雁鴨保護區水生植物生態及棲息鳥類生態研究(二)水生植物生態。保育研究報告第 2-2 號。墾丁國家公園管理處。
- 陳韻如、孫元勳、鄧財文，2007。2005 年春季灰面鵟鷹(*Buteo indicus*)在中南部地區的北返遷移模式。台灣林業科學 22(2)： 205-213。
- 陳鎮東，1990。墾丁國家公園湖沼、溪流及沿岸水質調查研究。保育研究報告第69號。墾丁國家公園管理處。
- 陳鎮東、許德惇，1991。墾丁國家公園內湖沼、溪流及沿岸水質調查研究(二)龍鑾潭之水質底泥特性及沿岸水質監控。保育研究報告第74號。墾丁國家公園管理處。
- 陳靈芝、馬克平，2001。生物多樣性科學:原理與實踐。上海科學技術出版社。308 頁
- 島田彌市，1932。新竹海岸仙腳石原生林の植物 I。台灣博物學會報 22(122)： 372-386。
- 島田彌市， 1933a。新竹海岸仙腳石原生林の植物 II。台灣博物學會報 23(124)： 24-30。
- 島田彌市，1933b。新竹海岸仙腳石原生林の植物 III。台灣博物學會報 24(125)： 100-115。

- 島田彌市，1934。新竹海岸仙腳石原生林の植物IV。台灣博物學會報 24(130)：58-111。
- 莊正賢，1998。墾丁國家公園南灣海域懸浮物質通量研究。自行研究報告第23號。墾丁國家公園管理處。
- 許育誠，2007。墾丁國家公園烏、白頭翁擴散暨烏頭翁保護區劃設之可行性研究(三)。保育研究報告第96003號。墾丁國家公園管理處。
- 許海龍，2002。墾丁國家公園陸蟹產卵生態構法及保育技術探討。保育研究報告第119號。墾丁國家公園管理處。
- 許書國、黃朝慶、李昭宗、劉新明，1992。墾丁國家公園稀有植物追縱調查及復育之研究。內自行研究第11號。墾丁國家公園管理處。
- 許富雄、姚正得、林瑞興、楊吉宗、賴肅如，2004。台灣南部地區鳥種組成與海拔分布。特有生物研究 6(2)：41-66。
- 郭城孟，1990。墾丁國家公園既有路徑沿線植物生態基礎資料調查及其解說教育系統規劃研究。保育研究報告第70號。墾丁國家公園管理處。
- 郭乃文，1997。台灣地區非都市土地環境管理與永續發展：以國家公園規劃與經營為例，台灣大學環境工程學研究所碩士論文。
- 郭坤銘，1992。墾丁國家公園海域珊瑚及珊瑚礁底棲生物監測調查報告。自行研究報告第12號。墾丁國家公園管理處。
- 郭坤銘，1996。墾丁國家公園海域珊瑚之機械性破壞與復原情形調查。自行研究報告第27號。墾丁國家公園管理處。
- 郭坤銘、莊正賢，1993。墾丁國家公園海域珊瑚礁及珊瑚礁底棲生物監測調查報告。自行研究報告第20號。墾丁國家公園管理處。
- 郭耀臨，2003。墾丁國家公園鼬獾(*Melogale moschata subaurantiaca*)空間分布之探討。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文。
- 郭耀綸、葉慶龍，2009。墾丁國家公園區內外來植物種類及其入侵性調查。墾丁國家公園管理處。(計畫執行中)
- 郭昱君，2008。土地利用變遷對入侵植物分布之影響-以墾丁國家公園銀合歡為例。國立臺灣大學生命科學院生態學與演化生物學研究所碩士論文。

- 黃光瀛，2006。陽明山國家公園野生動物穿越道路涵洞微型生態廊道系統。2006生態工程博覽會生態廊道講習會。陽明山國家公園管理處。49-58頁。
- 黃致遠，2000。墾丁地區岩穴結構與岩穴生物多樣性。中山大學生物科學系碩士論文。
- 黃世國、林思祖、曹光球、吳淑芳、陳建宇，2001。不同生境中杉闊混交林物種多樣性特徵初步研究。生物多樣性 9(2): 162-167。
- 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。
- 黃增泉、郭城孟、鄭元春、陳玉峰、黃志林，1980。墾丁國家公園預定地區生態資源調查報告。墾丁國家公園管理處。
- 黃增泉、黃星凡、楊國禎、陳香君，1988。墾丁國家公園豆科植物資源之調查研究。保育研究報告第 55 號。墾丁國家公園管理處。
- 黃襄德、王佑軒、吳旻俞、毛俊傑，2006。兩棲爬蟲動物項調查方法之效率比較—以國立宜蘭大學附設大礁溪林場為例。2006 動物行為與生態研討會與中國生物學會聯合學術年會論文集。
- 黃俊明，2008。恆春半島淡綠葉衛矛族群生態之研究。國立屏東科技大學森林系碩士論文。
- 鄒燦陽，1988。墾丁國家公園海域帶排水對珊瑚種類敏感度。自行研究報告第1號。墾丁國家公園管理處。
- 鄒燦陽，1989。墾丁國家公園海域珊瑚白化調查分析。自行研究報告第2號。墾丁國家公園管理處。
- 鄒燦陽，1990。墾丁國家公園海域生態環境監測調查報告。自行研究報告第6號。墾丁國家公園管理處。
- 鄒燦陽，1991。墾丁國家公園海域底棲生物監測調查報告。自行研究報告第9號。墾丁國家公園管理處。
- 彭仁君，1999。全球變遷：南仁山森林生態系研究—南仁山濕地水生昆蟲沼緣蜉蝣族群動態研究。國科會 88 年度研究計畫成果報告。
- 彭仁君，2000。全球變遷：南仁山森林生態系研究—濕地水生昆蟲之生產量、族群

- 消長與食物鏈分析。國科會89學年度研究計畫成果報告。
- 賀金生、陳傳烈、李凌浩，1998。中國中亞熱帶東部常綠闊葉林主要類型的群落多樣性。植物生態學報 22(4): 303-311。
- 曾怡禎，1997。全球變遷：南仁山森林生態系研究—南仁湖底泥細菌的研究(二)。國科會86年度研究計畫果報告：215-218。
- 曾怡禎，1999。全球變遷：南仁山森林生態系研究—南仁山微生物生態之研究南仁湖之甲烷氧化與硝化作用。國科會88年度研究計畫成果報告。
- 曾晴賢，2005。外來種淡水生物對於台灣水域生態的衝擊與管制之建議。科經(研)094-007 號。17 頁。
- 曾晴賢，2008。砂卡礑溪水域生態復育影響因子調查監測計畫，太魯閣國家公園委託研究報告。
- 曾晴賢，2008。淡水魚類資源評估及保育類名錄建立機制之研究。保育研究系列 96-05號。行政院農業委員會林務局。
- 游祥平、鄭明修、陳天任、何平合、施志昀，1996。墾丁國家公園海域及陸域甲殼十足類生物相調查。保育研究報告95號。墾丁國家公園管理處。
- 溫遠光、元昌安、李信賢、和太平、賴家業，1998。大明山中山植被恢復過程植物物種多樣性的變化。植物生態學報 22(1): 33-40。
- 葉慶龍，1994。恒春半島山地植群生態及其保育研估，國立臺灣大學森林研究所博士論文。
- 葉慶龍、陳子英、宋梧魁，2004。南仁山區相思樹人工林於演替序列上物種多樣性之研究。台大實驗林研究報告 18(3): 229-246。
- 張文重，1985。墾丁國家公園陸貝之分布生態調查研究。保育研究報告第23號。墾丁國家公園管理處。
- 張金屯、柴寶峰、邱揚、陳廷貴，2000。普西呂梁山巖村流域荒地植物群落演替中的物種多樣性變化。生物多樣性 8(4): 378-384。
- 張邵曾，1962。台灣海埔地之地形變遷。台灣銀行季刊 13(2): 70-99。
- 張長義、姜蘭虹、王鑫，1985。墾丁國家公園解說系統規劃之研究。內政部營建署墾丁國家公園管理處委託報告。

- 張念台、陳仁昭，1997。全球變遷：南仁山森林生態系研究—昆蟲相及其生態角色的探討(二)。國科會 86 年度研究計畫果報告。
- 張念台、陳仁昭，1998。全球變遷：南仁山森林生態系研究—昆蟲相及其生態角色的探討(三)。國科會 87 年度研究計畫成果報告。
- 張念台、陳仁昭，1999。全球變遷：南仁山森林生態系研究—昆蟲相及其生態角色的探討(四)。國科會 88 學年度研究計畫成果報告。
- 張念台、陳仁昭，2000。全球變遷：南仁山森林生態系研究—昆蟲相及其生態角色的探討(五)。國科會 89 學年度研究計畫成果報告。
- 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。內政部營建署墾丁國家公園管理處。
- 張惠珠、楊遠波，2003。墾丁國家公園水生植物多樣性調查。內政部營建署墾丁國家公園管理處。95 頁
- 張惠珠、趙怡姍、柯智仁、楊遠波，2006。墾丁國家公園水生植物物種調查。國家公園學報 16(1)：19-31 頁。
- 張聖明，1986。墾丁國家公園南灣海域潮間帶無脊椎動物調查。自行研究報告第 24 號。墾丁國家公園管理處。
- 張崑雄，1986。墾丁國家公園海域珊瑚礁及海洋生物生態研究—海域之底棲脊椎動物之調查研究(續)。保育研究報告第 34-1 號。墾丁國家公園管理處。
- 張崑雄、邵廣昭，1986。墾丁國家公園海域珊瑚礁及海洋生物生態研究—魚類群聚之調查研究(續)。保育研究報告第 34-2 號。墾丁國家公園管理處。
- 張崑雄、方力行，1986。墾丁國家公園海域珊瑚礁及海洋生物生態研究—珊瑚保育及生理生態研究(續)。保育研究報告第34-6 號。墾丁國家公園管理處。
- 張崑雄、戴昌鳳，1987。墾丁國家公園海域珊瑚及海洋生物生態研究—海域珊瑚類的分布及群聚生態生態學之研究。保育研究報告第42-4 號。墾丁國家公園管理處。
- 張崑雄、陳章波，1987。墾丁國家公園海域珊瑚及海洋生物生態研究—海域之底棲無脊椎動物之調查研究(續)。保育研究報告第42-5 號。墾丁國家公園管理處。
- 張崑雄、邵廣昭，1987。墾丁國家公園海域珊瑚及海洋生物生態研究—魚類群聚之

- 調查研究。保育研究報告第42-6 號。墾丁國家公園管理處。
- 張崑雄、鄭明修，1989。墾丁國家公園海域軟體動物之生態研究。保育研究報告第60 號。墾丁國家公園管理處。
- 張崑雄、鄭明修，1990。墾丁國家公園海域尖枝列孔珊瑚及其共棲甲殼類之生態研究。保育研究報告第72 號。墾丁國家公園管理處。
- 張學文，1997。全球變遷：南仁山森林生態系研究—陸域非昆蟲無脊椎動物群聚生態研究。國科會 86 年度研究計畫果報告：203-206。
- 張學文，1998。全球變遷：南仁山森林生態系研究—陸域非昆蟲無脊椎動物群聚生態研究研究。國科會 87 年度研究計畫成果報告：136-137
- 張慶恩，1960。恆春香蕉灣海岸原生林之植物。農專學報第二輯。
- 張慶恩、葉慶龍、鍾玉龍，1985。墾丁國家公園社頂自然公園植被及景觀調查規劃報告。墾丁國家公園管理處。
- 鈴木重良，1937。台灣海岸植物一覽。季節風調查會誌 1： 108-179。
- 趙世民，2007。龍坑海岸潮間帶無脊椎動物多樣性之調查及監測研究。保育研究報告第96005號。墾丁國家公園管理處。
- 趙世民，2008。龍坑海岸潮間帶無脊椎動物多樣性之調查及監測研究(二)。保育研究報告第97003號。墾丁國家公園管理處。
- 趙偉村，1997。南仁山亞熱帶雨林樹種分布類型之研究，國立台灣大學植物學研究所碩士論文。
- 董景生，2008。金門昆蟲多樣性調查與名錄建立。金門國家公園管理處委託研究報告。
- 楊冠政、楊榮祥、呂光洋、石再添，1985。墾丁國家公園環境教育系統規劃期末報告。墾丁國家公園管理處。
- 楊國禎、陳玉峰，2000。恆春半島的植群。嚴新富編，植物園資源及經營管理。55-66 頁。
- 楊勝任，1994。茶茶牙頓山臺灣穗花杉保護區植群生態之調查研究。中華林學季刊 27(2)：3-17。
- 楊子欣，2003。恆春地區台灣獼猴活動範圍使用之研究。國立東華大學自然資源管

理研究所碩士論文。

楊平世等，1991。南仁山區之昆蟲及其生態研究。保育研究報告第 83 號。墾丁國家公園管理處。

楊貽雯，2007。探討台灣恆春半島秋季夜間鳥類的遷移活動。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文。

楊剛，2004。遙測資訊應用於墾丁國家公園地景生態變遷監測之研究。屏東科技大學森林系碩士論文。

裴家騏，2000。墾丁國家公園陸域野生哺乳類動物調查研究(一)。保育研究報告第 108 號。內政部營建署墾丁國家公園管理處。

裴家騏，2001a。墾丁國家公園陸域野生哺乳類動物調查研究(第二年)。保育研究報告第 111 號。內政部營建署墾丁國家公園管理處。

裴家騏，2001b。墾丁國家公園內野放台灣梅花鹿的現況。中華林學季刊 34:427-440。

裴家騏，2002。墾丁國家公園陸域野生哺乳類動物調查研究(第三年)。保育研究報告第 121 號。內政部營建署墾丁國家公園管理處。

裴家騏，2004。墾丁國家公園較大型哺乳類動物的現況及保育。台灣林業科學 19(3): 199-214。

裴家騏、陳則仁。2004。墾丁社頂地區台灣梅花鹿的食物品質。台灣林業科學 19(4): 353-62。

康慧萍、曾淑娟，2001。澄清湖雁鴨族群驟減原因之探討。屏東科技大學野生動物保育系實物專題論文。

蔡乙榮，1996。墾丁地區遷徙性猛禽族群調查資料研究。野鳥 5: 51-56。

蔡乙榮，1996。墾丁國家公園鳥類名錄彙整。自行研究報告第 30 號。內政部營建署墾丁國家公園管理處。

蔡乙榮，1997。從大貝湖到龍鑾潭。屏東縣野鳥學會會刊。

詹世琛、王穎、陳順其、陳芬蕙，1999。墾丁國家公園台灣梅花鹿野放追蹤調查研究-梅花鹿經營管理策略之探討。保育研究報告第 103 號。墾丁國家公園管理處。

劉小如，1991。墾丁國家公園日行性猛禽調查研究。保育研究報告第 64 號。墾丁國家公園管理處。

- 劉小如，1992。遷移性的灰面鵲與紅尾伯勞在台灣의現況與保育(上)。墾丁國家公園簡訊第16期。墾丁國家公園管理處。
- 劉小如，1992。遷移性的灰面鵲與紅尾伯勞在台灣의現況與保育(下)。墾丁國家公園簡訊第16期。墾丁國家公園管理處。
- 劉小如，2000a。台灣地區外來種鳥類之探討。野鳥 7: 45-58。
- 劉小如，2000b。台北地區民眾放生行為研究報告。野鳥 7: 59-64。
- 劉小如，2005。墾丁國家公園烏、白頭翁擴散暨烏頭翁保護區劃設之可行性研究(一)。保育研究報告第94004號。內政部營建署墾丁國家公園管理處。
- 劉小如，2006。墾丁國家公園烏、白頭翁擴散暨烏頭翁保護區劃設之可行性研究(二)。保育研究報告第95005號。內政部營建署墾丁國家公園管理處。
- 劉世賢、張聰洲、蔡專福、蔡信雄，1991。墾丁國家公園野生動物疾病調查及醫療保健計畫一八十年度報告。保育研究報告第79號。墾丁國家公園管理處。
- 劉良力、呂姿沂，2009。遊客動作幅度與獼猴反應之互動研究。野生動物保育彙報及通訊 13:2
- 劉和義，1996。墾丁國家公園植物生態簡介。墾丁國家公園管理處。
- 劉彥芳，2003。南仁山地區赤腹松鼠(*Callosciurus erythraeus*)族群和棲地利用之研究。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文。
- 劉新明、潘明雄，2001。以土雞代理孕母孵育臺灣環頸雉適應野外生活的實驗研究。自行研究報告34號。墾丁國家公園管理處。
- 劉啟斌，2003。恆春半島山地植群之分類。屏東科技大學森林系碩士學位論文。152頁。
- 劉崇瑞、蘇鴻傑，1986。森林植物生態學。台灣商務印書館。462頁。
- 劉崇瑞、劉儒淵，1977。臺灣天然林之群落生態研究(三)恆春半島南仁山區植群生態及植物區系之研究。臺灣省立博物館科學年刊 20: 51-150。
- 劉崇瑞、蘇鴻傑，1989。森林植物生態學。台灣商務印書館發行。462頁。
- 劉雲、侯世全、李明輝、潘存德，2005。天山雲杉林林冠干擾前後植物多樣性及其與環境的關係。林業研究科學 18(4):430-435。
- 劉嘉卿、王相華，2005。太魯閣國家公園外來植物分布。太魯閣國家公園管理處。

- 鄭元春，1984。臺灣的海濱植物。渡假出版有限公司。
- 鄭育昇、孫元勳、鄧財文，2006。利用氣象雷達探討 2005 年秋季赤腹鷹過境恆春半島之模式。台灣林業科學 21(4)：491-498。
- 鄭筑云，2003。墾丁國家公園內社頂地區自由活動犬隻對台灣梅花鹿的潛在衝擊，國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文。
- 鄭明修，1997。墾丁國家公園海域及陸域甲殼十足類生物相調查(第二年)海域甲殼十足類群聚調查研究。保育研究報告第96號。墾丁國家公園管理處。
- 鄭錫奇，1995。台灣蝙蝠記事II—墾丁地區蝙蝠洞初探。野生動物保育彙報與通訊 3(1)： 8-11。
- 鄭錫奇、林良恭，2002。部分白化臺灣葉鼻蝠(*Hipposideros terasensis* Kishida)的發現紀錄。特有生物研究 4(1)： 97-102。
- 錢亦新，2008。隘寮溪流域植群分析與製圖。國立屏東科技大學森林所碩士論文。
- 錢迎倩、馬克平，1994。生物多樣性研究的理論與方法。中國科學出版社。
- 賴明洲，2003。台灣的植物。晨星出版社，402 頁。
- 環境檢驗所。1995。環境檢測方法—環境生物檢測。行政院環保署。
- 龍翠玲、余世孝、熊志斌、魏魯明，2005。茂蘭喀斯特森林林隙的植物多樣性與更新。生物多樣性 13(1): 43-50。
- 廖日京，1989。鵝鸞鼻珊瑚礁公園木本植物相之研究。台大實驗林研究報告 3(3): 103-112。
- 廖啟政，1995。南仁山區亞熱帶雨林海拔梯度與植被組成、結構、歧異度及分布類型的關係。國立台灣大學植物學研究所碩士論文。
- 戴昌鳳，1986。墾丁國家公園海域珊瑚礁類分類學暨生態學之研究。保育研究報告第 30 號。墾丁國家公園管理處。
- 戴昌鳳，1987。珊瑚與珊瑚礁。墾丁國家公園管理處。14-28 頁。
- 戴昌鳳，1998。墾丁國家公園珊瑚群聚變遷之研究。保育研究報告第 99 號。墾丁國家公園管理處。
- 鍾奕霆、郭耀倫，2008。墾丁國家公園陸蟹 - 毛足圓盤蟹繁殖季行為及生活史。國家公園學報 18(1)。

- 鍾奕霆，2004。毛族圓盤蟹(*Discoplax hirtipes*)生活史特性並應用於生態工法。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文。
- 謝宗欣，1990。南仁山地區亞熱帶雨林樹種的組成和分布類型，國立台灣大學植物學研究所碩士論文。
- 謝長富，1997。全球變遷：南仁山森林生態系長期生態研究-南仁山樣帶植物組成之研究。國科會研究計畫成果報告。
- 謝長富、孫義方、王國雄、蘇夢淮，1993。墾丁國家公園亞熱帶雨林永久樣區之調查。保育研究報告第 87 號。墾丁國家公園管理處。
- 謝長富、陳尊賢、孫義方、謝宗欣、鄭育斌、王國雄、蘇夢淮、江斐瑜，1992。墾丁國家公園亞熱帶雨林永久樣區之調查。保育研究報告第 85 號。墾丁國家公園管理處。
- 謝長富、廖啟政、賴宜鈴，1996。墾丁國家公園熱帶雨林永久樣區之調查。保育研究報告第 94 號。墾丁國家公園管理處。
- 謝長富、謝宗欣，1990。南仁山區亞熱帶雨林樹種的組成和分布類型。臺灣省立博物館年刊 33: 121-146。
- 謝冠育、李晃銘、韓宇欣，2002。南仁山地區林鳥類覓食行為。國立屏東科技大學野生動物保育系實務專題論文。
- 謝桂禎，2006。港口馬兜鈴現存棲地及保育方法研究。自行研究報告第 9501 號。墾丁國家公園管理處。
- 藍正裕，2003。氣象雷達在墾丁地區赤腹鷹過境行為研究之應用。國立屏東科技大學森林系碩士論文。
- 羅柳墀，2007。墾丁國家公園龍鑾潭特別景觀區生態資源調查暨環境評估計畫。保育研究報告第97B06號。墾丁國家公園管理處。
- 蘇中原，1986。台灣南部墾丁國家公園森林植群之多變數分析。國立台灣大學森林學研究所碩士論文。
- 蘇鴻傑，1977。墾丁風景特定區植被景觀之調查與分析。觀光局委託臺大研究報告。
- 蘇鴻傑，1986。植群生態多變數分析法之研究 I.原始資料檔案之編製。中華林學季刊 19 (4): 87-103。

- 蘇鴻傑，1992。臺灣之植群:山地植群帶與地理氣候區。臺灣生物資源調查及資訊管理研習會論文集。中央研究院。中央研究院植物研究所專刊 11: 39-53。
- 蘇鴻傑、楊勝任、陳雲倩，1988。台灣梅花鹿對社頂地區植群影響效益之研究—社頂地區之植群生態與演替。墾丁國家公園管理處台灣梅花鹿復育之研究七十七年度報告。保育研究報告第56號。墾丁國家公園管理處。
- 蘇鴻傑，1996。植群生態多變數分析法之研究(IV)—植群分類法及相關環境因子之分析。台灣省立博物館年刊 39: 249-268。
- 蘇鴻傑，1977。墾丁風景特定區植被景觀之調查與分析。台灣大學與交通部觀光局合作研究報告 1-36。
- 蘇鴻傑、蘇中原，1988。墾丁國家公園植群之多變數分析。中華林學季刊 21(4): 17-32。
- 蘇霸靄、呂森吉，1985a。墾丁國家公園南仁山水域動物生態研究(二)南仁山水域動物性寄生蟲生態研究。保育研究報告第 3-3號。墾丁國家公園管理處。
- 蘇霸靄、呂森吉，1985b。紅尾伯勞鳥的寄生蟲研究。保育研究報告第1號。墾丁國家公園管理處。
- Banff-Bow Valley Study. 1996. Banff-bow valley: at the crossroads. summary report for the Banff-bow valley task force. Canadian Heritage, Ottawa, Ontario.
- Bellingham, P. J., S. K. Wiser, D. Coomes, and A. Dunningham. 2000. Review of permanent plots for long-term monitoring of New Zealand's indigenous forests. Science for Conservation 151. Department of Conservation, Wellington, N.Z.
- Braden, A. W., R. R. Lopez, C. W. Roberts, N. J. Silvy, C. B. Owen, P. A. Frank, and D. S. Davis. 2006. Evaluation of a highway improvement project on Florida key deer. Pages 489-494 in Irwin C. L., Garrett P., McDermott K. P (eds.) Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation, Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, N.C.
- Carignan, V., and M. A. Villard. 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. Environ. Monitoring Assessment 78: 45-61.
- Chang, S. H., P. F. Lee, and Y. S. Lin. 1998. Reproductive biology of

- Varicorhinus barbatulus* in Hapen Creek, Fushan, Taipei County, Taiwan. *Annu. Taiwan Mus.* 41: 53-69.
- Chen, C. C., K. J. C. Pei, M. H. Liao, and J. A. Mortenson. 2008. Canine distemper virus in wild ferret-badgers of taiwan. *Journal of Wildlife Disease* 44: 440-445
- Clevenger, A. P., B. Chruszcz, and K.E. Gunson. 2001. Highway mitigation fencing reduces wildlife–vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 29: 646–653.
- Collar, N. J., A. V. Andereev, S. Chan, M. J. Crosby, S. Subramannya, and J. A. Tobias. 2001. Threatened Birds of Asia. Pages 194-222 in Bird Life International (eds.) The bird life international red data book. Cambridge, UK.
- Cox, R. R, Jr., and A. D. Afton. 1996. Evening flights of female northern pintails from a major roost site. *Condor* 98: 810-819.
- Darwall, W., K. Smith, D. Allen, M. Seddon, G. McGregor Reid, V. Clausnitzer, and V. Kalkman. 2009. Freshwater biodiversity: a hidden resource under threat. Pages 43-54 in Vie, J. C., C. Hilton-Taylor, and S. N. Stuart (eds.) *Wildlife in a changing world – an analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Davis, G. E. 2005. National Park stewardship and 'vital signs' monitoring: a case study from Channel Islands National Park, California. *Aquatic conservation* 15: 71-87.
- De Leeuw, J. J. 1999. Food intake rates and habitat segregation of Tufted Duck *Aythya fuligula* and Scaup *Aythya marila* exploiting Zebra Mussels *Dreissena polymorpha*. *Ardea* 87: 15-31.
- Depuy, J. M., and R. L. Chazdon. 1998. Long-term effects of forest regrowth and selective logging on the seed bank of tropical forest in NE Costa Rica. *Biotropica* 30: 223-237.
- Dickman, C. R. 1996. Overview of the impact of feral cats on Australian native fauna. Australian nature Conservation Agency Press, Canberra, A.U.
- Donaldson. B. M. 2006. Use of highway underpasses by large mammals and other wildlife in Virginia and factors influencing their effectiveness. Pages 433-441 in

- Irwin C.L., Garrett P., McDermott K.P (eds.) Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, N.C.
- Fancy, G., J. E. Gross, and S. L. Carter. 2009. Monitoring the condition of natural resources in US National Parks. *Environmental Monitoring and Assessment* 151: 161-174.
- Gauthreaux, S. A. Jr., C. G. Belser, and D. V. Blaricom. 2003. Using a network of WSR-88D weather surveillance radars to define patterns of bird migration at large spatial scales. Pages 335-346 in P. Berthold, E. Gwinner, and E. Sonnenschein (eds.) *Avian Migration*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Gauthreaux, Sidney A., Jr., and Carroll G. Belser. 2005. Radar ornithology and the conservation of migratory birds. Pages 871-875 in C. John Ralph and Terrell D. Rich, (eds.) 2005. *Bird Conservation Implementation and Integration in the Americas: Proceedings of the Third International Partners in Flight Conference*. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191, California.
- Garwood, N. C. 1989. Tropical soil seed banks: a review. Pages 149-209 in Leck, M. A., V. T. Parker, and R. L. Simpson (eds.), *Ecology of soil seed bank*. Academic Press. San Diego, C.A.
- Giles, N. 1994. Tufted Duck (*Aythya fuligula*) habitat use and brood survival increases after fish removal from gravel pit lakes. *Hydrobiologia* 279-280: 587-592.
- Hamilton, D. J., C. D. Ankney, and R. C. Bailey. 1994. Predation of zebra mussels by diving ducks: an enclosure study. *Ecology* 75: 521-531.
- Hawkey, J. 2006. A conceptual basis for natural resource monitoring. National Park Service, U.S. Department of the Interior.
- Hilty, J., and A. Merenlender. 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation* 92: 185-197.
- Hobbs, R. 1997. Future landscapes and future of landscape ecology. *Landscape and Urban Planning* 37: 1-9.
- Houle, G. 1998. Seed dispersal and seedling recruitment of *Betula alleghaniensis*: spatial inconsistency in time. *Ecology* 79: 807-818.

- Hubbard, M. W., B. J. Danielson, and R. A. Schmitz. 2000. Factors influencing the location of deer-vehicle accidents in iowa. *Journal of Wildlife Management* 64: 707-713
- Hussell, D. J. T., and C. J. Ralph. 1998. Recommended methods for monitoring bird populations by counting and capture of migrants. Intensive Sites Technical Committee of the Migration Monitoring Council.
- Hsieh, C. F., I. F. Sun, and C. C. Yang. 2000. Species composition and vegetation pattern of a lowland rain forest at the Nanjenshan LTER site, southern taiwan. *Taiwania* 45: 107-119.
- IUFRO. 1992. IUFRO Guidelines for world forest mpnitoring.
- Jenkins, K., A. Woodward, and E. Schreiner. 2003. A framework for long-term ecological monitoring in Olympic National Park: prototype for the coniferous forest biome: U.S. Geological Survey, Biological Resources Discipline, Information and Technology Report, USGS/BRD/ITR-2003-0006. 150 p.
- Kenow, K. P., and D. H. Rusch. 1996. Food habits of redheads at the horicon marsh, Wisconsin. *Journal of Field Ornithology* 67: 649-659
- Kéry, M., and M. Plattner. 2007. Species richness estimation and determinants of species detectability in butterfly monitoring programmes. The Royal Entomological Society. *Ecological Entomology* 32: 53-61.
- Lausch, A., and F. Herzog. 2002 . Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scales, resolution and interpretability. *Ecological Indicators* 2: 3-15.
- Legagneux, P., C. Blaize, F. Latraube, J. Gautier, and V. Bretagnolle. 2009. Variation in home-range size and movements of wintering dabbling ducks. *Journal of Ornithology* 150: 61-73.
- Lenat, D. R., and M. T. Barbour. 1994. Using benthic macroinvertebrate community structure for rapid, cost-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. Pp. 187-215 *in* Biological monitoring of aquatic systems (Loeb SL and Spacie A) Lewis

- Publishers (CRC Press), Boca Raton, F.L.
- Lepczyk, C. A., A. G. Mertig, and J. Liu. 2003. Landowners and cat predation across rural-to-urban landscapes. *Biological Conservation* 115: 191-201.
- Lott, D., and M. McCoy. 1995. Asian rhinos *Rhinoceros unicornis* on the run? Impact of tourist visits on one population. *Biological Conservation*.73: 23-26.
- Mac, M.J., P. A. Opler, C. E. Puckett Haecker, and P. D. Doran. 1998. Status and trends of the Nation's biological resources. *Regional Trends of Biological Resources-Mississippi River*. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey, Reston.
- May, S. A., and T. W. Norton. 1996. Influence of fragmentation and disturbance on the potential impact of feral predators on native fauna in Australian forest ecosystem. *Wildlife Research* 23: 387-400.
- McEachern, K. 2001. Vegetation monitoring program review for Channel Islands National Park. Western Ecological Research Station, Biological Resources Division, U.S. Geological Survey.
- McGraw, J. B., and M. C. Vavrek. 1989. The role of buried viable seeds in arctic and alpine plant communities. p91-105. *in* Leck, M. A., V. T. Parker and R. L. Simpson (eds.), *Ecology of soil seed banks*. Academic Press. San Diego, C.A.
- Michot, T. C., M. C. Woodin, and A. J. Nault. 2008. Food habits of redheads (*Aythya americana*) wintering in seagrass beds of coastal Louisiana and Texas, USA. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 54: 235-246.
- Meyer, J. L., M. J. Sale, P. J. Mulholland, and N. L. R. Poff. 1999. Impacts of climate change on aquatic ecosystem functioning and health. *Journal of the American Water Resources Association* 35: 1373-1386.
- Moreno-Ostos, E., M. Paracuellos, I. de Vicente, J. C. Nevado, and L. Cruz-Pizarro. 2008. Response of waterbirds to alternating clear and turbid water phases in two shallow Mediterranean lakes. *Aquat Ecology* 42: 701-706.
- Mysterud, A. 2006. The concept of overgrazing and its role in management of large herbivores. *Wildlife Biology* 12: 129-141.

- Nabli, H., W. C. Bailey, and S. Necibi. 1999a. Responses of lepidoptera in central missouri to traps with different light sources. Journal of the Kansas Entomological Society 72: 8290.
- Nabli H., W. C. Bailey, and S. Necibi. 1999b. Beneficial insect attraction to light traps with different wavelengths. Biological Control 16: 185-188.
- Nelson, S. M., and R. A. Roline. 1993. Selection of the mayfly Rhithrogena hageni as an indicator of metal pollution in the upper Arkansas river. Journal of Freshwater Ecology 8: 111-119.
- Nilsson, L. 1972. Habitat selection, food choice, and feeding habits of diving ducks in coastal waters of south Sweden during the non-breeding season. Ornis Scandinavica 3: 55-78.
- Noordhuis, R., Van der Molen D. T., and M. S. Van den Berg. 2002. Response of herbivorous water-birds to the return of *Chara* in Lake Veluwemeer, The Netherlands. Aquatic Botany 72: 349-367
- Oakley, K. L., and S. L. Boudreau. 2000. Conceptual design of the long-term ecological monitoring program for Denali National Park and Preserve.
- Pehrsson, O. 1984. Relationships of food to spatial and temporal breeding strategies of mallards in Sweden. J. Wildl. Manage. 48: 322-339.
- Putman, R. J. 1997. Deer and road traffic accidents: options for management. Journal of Environmental Management 51: 43-57.
- Sauer, J. S. 1999. Mayflies (*Ephemeroptera*) and fingernail clams (*Sphaeriidae*) at selected sites in the upper mississippi river system. Upper Midwest Environmental Sciences Center, Onalaska, W.I.
- Sandusky, M. J., and R. E. Sparks. 1979. Investigations of declines in fingernail clam (*Musculium transversum*) populations in the illinois river and pool 19 of the mississippi river. The Bulletin of the American Malacological Union, Inc. 11-15.
- Schindler, S., P. Kostas, and W. Thomas. 2008. Towards a core set of landscape metrics for biodiversity assessments: A case study from Dadia National Park, Greece.

- Ecological Indicators 8: 502-514.
- Scott, D. J. R., and C. Lemieux. 2002. Climate change and modelled biome representation in Canada's National Park system: implications for system planning and park mandates. *Global Ecology and Biogeography* 11: 475-484.
- Steingraber, M. T., and J. G. Wiener. 1995. Bioassessment of contaminant transport and distribution in aquatic ecosystems by chemical analysis of burrowing mayflies (*Hexagenia*). *Regulated Rivers: Research & Management* 11: 201-209.
- Stenseth, N. C., and A. Mysterud. 2002. Climate, changing phenology, and other life history traits: nonlinearity and match-mismatch to the environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99: 13379-13381.
- Su, H. J. 1994. Species diversity of forest plants in taiwan. Pages 87-98 in C.I. Peng and C.H. Chou (eds.). *Biodiversity and terrestrial ecosystems*. Institute of Botany. Academia Sinica Monograph Series. 14: 87-98.
- Tekle, K., and T. Bekele. 2000. The role of soil seed banks in the rehabilitation of degraded hillslopes in southern Wello, Ethiopia. *Biotropica* 32: 23-32.
- Thompson, D. 1973. Feeding ecology of diving ducks on Keokuk Pool, Mississippi River. *Journal of Wildlife Management* 37: 367-81.
- Ure, D., and K. Beazley. 2004. Selecting indicators for monitoring aquatic integrity at Kejimikujik National Park and National Historic Site. In Munro N.W.P., T.B. Herman, K.F. Beazley, and P. Dearden (eds.). *Making ecosystem-based management work*. Proceedings of the 5th International Conference on Science and Management of Protected Areas, Victoria, BC, May, 2003. Wolfville, Nova Scotia: Science and Management of Protected Areas Association.
- Wang, S. P., T. P. Lin, and C. T. Chien. 1995. Classification of storage behavior of forest tree seeds. *Bull. Taiwan. Forest Research Institute New Series* 10: 255-76.
- Winder, M., and D. Schindler. 2004. Climate change uncouples trophic interactions in an aquatic ecosystem. *Ecology* 85: 2100-2106.

- Whitmore, T. C. 1989. Guidelines to avoid remeasurement problems in permanent sample plots in tropical rain forests. *Biotropica* 21: 282-283.
- Wu, S. H., C. F. Hsieh, and M. Rejmánek. 2004. Catalogue of the naturalized flora of Taiwan. *Taiwania* 49: 16-31.