

保育研究報告第 111 號

墾丁國家公園陸域野生哺乳類動物調查研究
(第二年)

Study on Terrestrial Mammals in the Kenting National Park
(II)

受委託者：國立屏東科技大學

研究主持人：裴家騏

研究人員：陳貞志、邱春火、陳美汀、
郭耀臨、劉彥芳

內政部營建署墾丁國家公園管理處委託研究

民國九十一年二月二十五日

目 次

表 次	I
圖 次	II
摘 要	IV
第一章 前言	1
第二章 研究方法	3
第三章 結果與討論	7
第四章 參考文獻	20
附 錄	
附錄一 本研究於 2001 年在國家公園內架設自動照相設備的座標	53
附錄二 本研究在北區（港口溪以北）各自動照相設備拍攝到各物種 的數量	54
附錄三 本研究在中區（港口溪以南、台 26 號公路以北）各自動照相 設備拍攝到各物種的數量	55

表 次

附表一 本研究在墾丁國家公園內所架設的自動照相設備及各樣 點的拍攝工作時數·····	27
附表二 墾丁國家公園各區 ¹ 各哺乳動物出現頻度 ² 之比較·····	28
附表三 墾丁國家公園各區各哺乳動物出現頻度之比較。線段的 粗細代表相對數量的多少·····	29

圖 次

附圖一	本研究在墾丁國家公園內社頂地帶和南仁山地帶所設置的 45 台自動照相機及 9 台在龍坑地區所設樣點 (孫元勳、 裴家騏, 1998) 的位置分布圖.....	30
附圖二	鬼鼠在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布 圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年.....	31
附圖三	刺鼠及鬼鼠在墾丁國家公園龍坑地區的日活動模式。 資料涵蓋時間為 1998-2001 年.....	32
附圖四	刺鼠在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布 圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年.....	33
附圖五	小黃腹鼠在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分 布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年.....	34
附圖六	赤腹松鼠在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分 布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年.....	35
附圖七	赤腹松鼠在墾丁國家公園內的日活動模式。在墾丁國家公 園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 2000-2001 年.....	36
附圖八	臺灣獼猴在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分 布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年.....	37
附圖九	附臺灣獼猴在墾丁國家公園內的日活動模式。在墾丁國 家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時 間 2000-2001 年.....	38
附圖十	臺灣野兔在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分 布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年.....	39
附圖十一	穿山甲在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布 圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年.....	40
附圖十二	野貓在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。 資料涵蓋時間為 1998-2001 年.....	41
附圖十三	鼬獾在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。 資料涵蓋時間為 1998-20 年.....	42
附圖十四	鼬獾在墾丁國家公園內的日活動模式。資料涵蓋時間為 1998-2001 年.....	43

附圖十五	白鼻心在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年.....	44
附圖十六	白鼻心在墾丁國家公園內的日活動模式。資料涵蓋時間為 1998-2001 年.....	45
附圖十七	食蟹獐在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年.....	46
附圖十八	犬隻在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年.....	47
附圖十九	臺灣野豬在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年.....	48
附圖二十	家羊在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年.....	49
附圖二十一	水牛在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年.....	50
附圖二十二	梅花鹿在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年.....	51
附圖二十三	台灣山羌在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年.....	52

墾丁國家公園陸域野生哺乳類動物調查研究計畫

(第二年)

國立屏東科技大學野生動物保育系

裴家騏

摘 要

關鍵詞：相對數量、空間分布、日活動模式、自動照相設備、社頂、龍坑、南仁山區

本研究於 2000 年的 1 月到 2002 年 2 月在墾丁國家公園內恆春~永靖以東和恆春~鵝鑾鼻以北之範圍內進行陸域哺乳動物之調查。截至目前為止，在墾丁國家公園內以 45 台自動照相機共進行了接近 60,000 個小時的資料收集以及現場觀察，總共記錄到哺乳動物（除翼手目以外）22 種，其中包括有林間放牧的家羊、水牛，和自由活動的貓和犬。在相對的數量來看，台灣鼬獾的數量最多，其次才是靈長目的台灣獼猴和啮齒目的刺鼠、鬼鼠和赤腹松鼠。就分布範圍來看，臭鼬、小麝鼬、刺鼠、赤腹松鼠、台灣鼬獾、台灣白鼻心和犬隻等七種動物均為全區或各種環境都有紀錄，為普遍分布的物種；而田鼯鼠、小黃腹鼠、鬼鼠、家貓、穿山甲、台灣梅花鹿、台灣鼯鼠、大赤鼯鼠、食蟹獾和台灣山羌等十種動物則僅在一個地區或一種環境中有紀錄，為侷限分布的物種。資料也顯示，不同的區域間，哺乳動物相也有相當的差異，其中，北區（南仁山區）紀錄到 15 種的哺乳類為最多，中區（社頂一帶）紀錄到 13 種次之，而南區（龍坑地區）只紀錄到 12 種最少，且擁有許多小型物

種（佔 50%）。南仁山區，除了有限的地區有放牧的家羊外，野生家犬的數量也非常少，因此是未來梅花鹿極佳的族群擴散環境。在哺乳動物的整體密度方面，則以中區最高，南區次之，北區的哺乳動物密度則最低。除了梅花鹿以外，大赤鼯鼠、穿山甲、食蟹獾和山羌等物種目前的分布情形均有待改善，可優先作為未來園區內保育工作的目標物種，至於園區內自由活動的犬隻和家羊則有待更積極的族群控制方案。

Study on Terrestrial Mammals in the Kenting National Park (II)

Abstract

Key words: Relative abundance, Spatial distribution, Daily activity pattern, Auto-trigger camera, Cheting, Longkeng, Nanrenshan.

Terrestrial mammal was surveyed within the southeastern and northern part of the Kenting National Park from Jan. 2000 to Feb. 2002. Close to 60,000 working hours were undertaken by 45 auto-trigger cameras and on-site survey. Except bats, a total of 22 mammalian species was recorded including 4 human-introduced species, namely domestic goats, buffalos, feral cats and free-ranging dogs. The Formosan ferret-badger was the most abundant species, which followed by the Formosan macaque, spinous country rat, bandicoot rat and the red-bellied tree squirrel. On the other hand, the house shrew, *Crocidura sadalis*, spinous country rat, red-bellied tree squirrel, Formosan ferret badger, Formosan gem-faced civet and the free-ranging dog were species most widely distributed, while the field mouse, Brown country rat, bandicoot rat, feral cat, pangolin, Formosan sika deer, Formosan blind mole, giant flying squirrel, crab-eating mongoose and the Formosan Reeves' are of conservation interest due to the unexpected restricted distribution within the park. On the other hand, a more intensive program concerning the management and population control of the free-living dogs and domestic goats within the park should also be considered.

第一章、前言

墾丁國家公園位於台灣的最南端，區內除了有綿延的沿海水域，為國內最重要的沿岸生態保育地區外，亦涵蓋有大面積的低海拔熱帶原始森林及其他典型的環境，同時，園區內還包括了恆春地區地質年代最古老之石灰岩台地，也是國內現存唯一的高位珊瑚礁原始森林，雖然日據時代曾在這塊高位珊瑚礁區域內進行過台東漆的造林，以及過去間或有小規模的農耕開墾活動，但絕大部分的區域仍保持的相當完整，其中的138公頃也已經被林業試驗所於民國83年劃設為「墾丁高位珊瑚礁自然保留區」。因此，墾丁國家公園內陸域野生動物的群聚為相當具代表

性的熱帶台灣低海拔動物相。

任何自然生態的保護均應進行持續且全面性的生態系統經營與管理，而詳細且持續的生物族群資料則為經營與管理之重要參考依據；其中，野生動物族群的監測和族群的分布模式（distribution pattern）及豐富程度（abundance）即為重要的資料。各物種在保護區內分布模式及豐富程度的建立，除有助於確認區域內野生動物歧異度高的重要環境，並可了解各物種對棲息地的選擇性，或影響分布的環境因子，亦可進一步評估環境變遷對族群分布和數量之影響。

為強化墾丁國家公園內，陸域哺乳動物之保育及經營管理，本研究擬以三年的時間，詳細調查國家公園範圍內之物種名錄、研究各種類之分布現況、分布模式、棲地選擇及豐富程度，並建立族群長期監測的方法。調查研究工作將採逐年增加調查區域的方式進行。在第一（2000）年中，本研究已調查的範圍涵蓋恆春~永靖以東、永靖~佳樂水以南、恆春~鵝鑾鼻以北之地區（裴家騏，2000）。第二（2001）年度的調查範圍涵蓋恆春~永靖~佳樂水以北地

區。本報告將涵蓋第一及第二年的調查結果，而為了包括更大的地區範圍及更多的棲地型態，本文亦將另一項先前在墾丁國家公園內龍坑地區所進行的研究（孫元勳、裴家騏，1998），一併納入比較及探討。

第二章、研究方法

一、動物相資料的收集

由於在地形地貌複雜的地方，行進困難，若以目擊、耳聞、誘捕及搜尋痕跡（包括：巢穴、足跡、抓痕、掘痕、食痕、糞便和屍體）等直接觀察或捕捉的方式，來進行哺乳動物相關之研究，不但耗時費力，且適用之物種有限。根據近年之研究，自動照像設備因為可自動感應並拍攝記錄過往之動物，可長時間在人員不易到達之山區，在無人干擾的狀況下收集資料，不但所需經費及人力較少，且資料品質較統一，適合在本省採用（裴家騏，1993, 1994, 1997, 1998, 2001, 2002；陳朝圳，1994；林宗穎，1996；裴家騏、孫元勳，1997, 1998 a, b, 1999；裴家騏等，1997；孫元勳、裴家騏，1998；Pei，1995, 1998；McCullough et al., 2000）。同時，在野生動物研究上至少具備以下之功效：(1) 可有效的偵測到稀有或不易見到之物種，增加物種調查之正確性及完整性；(2) 可同時收集多種物種之資料；(3) 可確認動物棲息、活動之位置及環境，並進而研究野生動物棲地選擇及空間分布之模式；以及(4) 配合無線電追蹤進行族群估計。另外，由於自動照相設備具備定點資料收集之特點，適合進行長期野生動物族群之監測；同時，其可同時收集多種物種的特性，亦可在短時間內有效的建立共棲物種的資料，以及探討野生動物群聚（community）之結構，將顯著的增加目前生態系統經營管理之基礎（Pei, 1999）。本研究使用自行研發之自動照相設備（滕民強，1994），該設備係採用被動式紅外線感應系統，連接一台自動對焦照相機。根據實際的比較，這種以被動紅外線感應的方式所得的效果較佳、比較適合在台灣這種朝夕多變且高溫、高溼之環境下使用（裴家騏，2001b）。研究期間，每月一至兩次至各樣點收集已拍攝完畢之底片卷、更換底片及照相機或紅外線感應器之電池，並記錄相機之拍攝狀況。

二、 環境分類

本研究截至目前為止，共架設了 45 個地點進行長時間的資料收集（圖一），總共的資料收集時間已超過 45,000 小時（表一）。架設地點涵蓋墾丁國家公園的大尖山、社頂公園、社頂梅花鹿復育區及週邊、墾丁森林遊樂區第三區、高位珊瑚礁保護區、南仁山、鹿寮溪、港口溪、萬里得山、佳樂水等區域（附錄一）。另外，亦包括龍坑地區的資料（9 個樣點，約 14,000 小時的資料收集；孫元勳、裴家騏，1998）。為比較國家公園內不同地區的哺乳動物相，本文在資料處理上，將自動照相樣點區分為：南區（即台 26 號公路以南的龍坑地區）、中區（介於台 26 號公路及港口溪之間的地區）和北區（即港口溪以北的南仁山區）等三個地區。

植群方面，南區的相機設置樣點可概分為樹青（*Pouteria obovata*）型及草生地兩種環境；其中樹青型環境中主要的植物為青楊梅（*Myrica adenophora*）、蚊母樹（*Distylium racemosum*）和樹青，而草生地環境中則以林投（*Pandanus tectorius*）、黃荊（*Vitex negundo*）、乾溝飄拂草（*Fimbristylis cymosa*）、長穗木（*Stachytarpheta jamaicensis*）、香附子（*Cyperus rotundus*）、狗牙根（*Cynodon dactylon*）、牛筋草（*Eleusine indica*）、小馬唐（*Digitaria radicata*）、杜虹花（*Callicarpa formosana*）等植物為多（葉慶龍，1994；吳秋燕，2000）。中區的相機設置樣點可概分為相思樹（*Acacia confusa*）林型和澀葉榕（*Ficus gibbosa*）—茄苳（*Bischofia javanica*）林型、及高位珊瑚礁等三種環境；其中相思樹林型中，除了相思樹為優勢樹種外，還有蟲屎（*Mallotus molluccanus*）、月橘（*Murraya paniculata*）和黃荊（*Vitex negundo*），澀葉榕—茄苳林型中，則還有數量不少的咬人狗（*Laportea pterostigma*）（葉慶龍，1994；吳秋燕，2000）；而高位珊瑚礁區的植物組成除射葉椰子（*Ptychosperma angustifolium*）為單子葉植物外，絕大多數為雙子葉植物，其中

以大戟科所佔的種數最多，其次則為桑科、樟科和茜草科等，就樹種而言，黃心柿 (*Diospyros maritima*) 是樣區內最優勢樹種，其次為茄苳 (*Bischofia javanica*)、皮孫木 (*Pisonia umbellifer*)、白榕 (*Ficus benjamina*)、大葉山欖 (*Palaquium formosanum*)、鐵色 (*Drypetes littoralis*)、咬人狗 (*Laportea pterostigma*)、紅柴 (*Aglaia formosana*)、蟲屎 (*Melanolepis multiglandulosa*) 等 (林試所恆春分所，未發表資料)。至於北區的南仁山區，由於其位置偏僻，除極少部份地區遭濫墾或種植人造林外，多為濃密原始林所覆蓋，迎風面的植被組成，以殼斗科、茶科、冬青科和八角茴香科為主，屬於亞熱帶或溫帶常綠闊葉森；背風區，則以茜草科、大戟科及桑科等植物為主，具熱帶雨林的特徵 (墾丁國家公園，未發表資料)。

三、物種在各區的出現頻度及相對數量之比較

物種在各種地區出現程度的高低，係以各地區中的自動照相設備在每 1,000 個工作小時中所拍得的照片數【= 出現指數 (Occurrence Index; OI)】來估計，其假設前提為：在族群數量越多的地區中，該物種被自動照相設備拍攝到的機會也越高。同時，雖然龍坑地區的資料均來自於 1998 年的研究，不過在 2001 年的四到七月間，本文作者在龍坑地區進行「阿瑪斯號貨輪重油污染事件調查—墾丁國家公園陸域野生脊椎動物之影響評估」時，當地的條件並未有明顯的改變，所見物種仍以小型哺乳類居多，也沒有記錄到新的物種，因此，在探討地區間哺乳動物相的差異時，應該仍具代表性。

四、動物日活動模式的建立

部份常見物種【包括：台灣獼猴 (*Macaca cyclopis*)、刺鼠 (*Niviventer coxingi*)、鬼鼠 (*Bandicota indica*)、赤腹松鼠 (*Callosciurus erythraeus*)、鼬獾 (*Melogale moschata subaurantiaca*) 和白鼻心 (*Paguma larvata taivana*)】

所獲得的自動照相資料較多，足以分析其日活動模式，本研究因此將前述各物種所獲得照片的拍攝時間整理後，得到前述六種動物各個小時的活動指標【Occurrence Index；=（各小時所拍到個體數／該小時的照相機有效工作時數）×1000】，再以活動指標在一天 24 個小時的分佈來產生在各動物的日活動模式。以各小時的活動指標來架構動物的日活動模式，乃根據以下之假設：在自動照相機於一天中的每一時段的有效工作時數均相等的前提下，動物若在某一時段的活動（或移動）程度越高，則該時段中被自動照相機拍攝到的個體（或照片）數也會越多（裴家騏，1998）。

第三章、結果與討論

一、動物相的組成

截至目前為止（含龍坑地區），在墾丁國家公園內以自動照相機共進行了接近 60,000 個小時的資料收集，總共記錄到哺乳動物（除翼手目以外）20 種（附錄二、附錄三），再加上目擊和痕跡記錄 2 種，在墾丁國家公園範圍內的自然環境中，共記錄到 22 種的哺乳動物，其中包括有林間放牧的家羊、水牛，和自由活動的貓和犬（表二）。墾丁地區自由活動的貓和犬都包括當地民眾飼養的家貓、家犬和遭棄養的流浪貓和流浪狗。除了前述四種因人為所產生的物種外，還紀錄到食蟲目的臭鼩(*Suncus murinus*)、小麝鼩(*Crocidura horsfieldi*)和台灣鼩鼠(*Talpa micrura*)；嚙齒目的田鼯鼠(*Mus formosanus*)、小黃腹鼠(*Rattus losea*)、鬼鼠(*Bandicota indica*)、刺鼠(*Niviventer coxingi*)、赤腹松鼠(*Callosciurus erythraeus*)和大赤鼯鼠(*Petaurista petaurista graudis*)；兔形目的臺灣野兔(*Lepus sinensis formosanus*)；鱗甲目的穿山甲(*Manis pentadactyla pentadactyla*)；靈長目的臺灣獼猴(*Macaca cyclopis*)；食肉目的台灣鼬獾(*Melogale moschata subaurantiaca*)、台灣白鼻心(*Paguma larvata taivana*)、食蟹獾(*Herpestes urva*)；和偶蹄目的台灣山羌(*Muntiacus reevesi micrurus*)、台灣梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*)和台灣野豬(*Sus scrofa taivanus*)等台灣原產的野生哺乳類。

就保育等級而言，其中的穿山甲、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「珍貴稀有保育類動物」；另外，雖然台灣梅花鹿曾經在台灣野外絕跡過，並因此而未被列入保育類動物的名錄，但因為近年來在綠島及墾丁國家公園內已有穩定且緩慢上升的野生族群存在（裴家騏、李佩珍，1999；裴家騏，2001c），而且，無論是比對粒線體 DNA 中的 cytochrome *b* (Cook *et al.*, 1999)，或細胞核中的微衛星

DNA (Wilson, 2000)，都顯示墾丁國家公園及綠島兩地梅花鹿群具備同一基因型，且與蘇俄、日本、華北、華南及越南等地的梅花鹿族群有明顯的差異，因此他們極有可能就是台灣的特有亞種。無論是就物種保存、族群復育，或是生態系統重建的角度來看，這些梅花鹿群未來的發展都值得重視，因此也有建議應該至少將本種列入「珍貴稀有保育類動物」(裴家騏, 2002)。

在相對的數量來看，墾丁國家公園內以台灣鼬獾的數量最多 (OI-值總和為 16.86)，其次才是靈長目的台灣獼猴 (總 OI-值為 8.61) 和啮齒目的刺鼠 (總 OI-值為 7.92)、鬼鼠 (總 OI-值為 7.62) 和赤腹松鼠 (總 OI-值為 6.48) (表二)。整體而言，目前已調查過的墾丁地區的小型啮齒目和食蟲目動物都相當的少，甚至台灣中低海拔森林中唯一優勢的刺鼠 (裴家騏, 1993, 1994, 1997; 林宗穎, 1996) 亦不例外，值得進一步探討。雖然自由活動的貓隻及犬隻可能是造成這種現象的重要原因，不過，由於類似時常可見自由活動的貓和犬的現象也同樣出現在香港的郊野公園 (Country Parks and Natural Reserve) 內，但香港的郊野公園中並不乏小型的哺乳動物 (裴家騏, 2001a)，因此，其他尚未探討的環境因素 (例如：土質、植被、演替階段...等) 或許也有重要的影響。

就分布範圍來看，臭鼬、小麝鼬、刺鼠、赤腹松鼠、台灣鼬獾、台灣白鼻心和犬隻等七種動物均為全區或各種環境都有紀錄，為普遍分布的物種；而田鼯鼠、小黃腹鼠、鬼鼠、家貓、穿山甲、台灣梅花鹿、台灣鼯鼠、大赤鼯鼠、食蟹獾和台灣山羌等十種動物則僅在一個地區或一種環境中有紀錄，為侷限分布的物種 (表三)。

資料也顯示，不同的區域間，哺乳動物相也有相當的差異，其中，北區 (南仁山區) 紀錄到 15 種的哺乳類為最多，中區 (社頂一帶) 紀錄到 13 種次之，而南區 (龍坑地區) 只紀錄到 12 種最少 (表二)。在南區的哺乳動物相中，很明顯的擁有許多小型物種 (佔 50%)，這種現象應該與龍坑地區多

草生地，因此齧齒目動物的種類最多，僅人為放牧的水牛體型較大；反觀中區和北區，則因為都有大面積的森林，因此具有體型較大的物種，尤其是在中區，梅花鹿、野豬和家羊等大型動物的數量最高（表二）。值得一提的是，南仁山區，除了有限的地區有放牧的家羊外，野生家犬的數量也非常少，因此是未來梅花鹿極佳的族群擴散環境（裴家騏，2001）。在哺乳動物的整體密度方面，則以中區最高（總照片數=679 張；哺乳類總 OI 值=27.12），南區次之（總照片數=250 張；哺乳類總 OI 值=17.65），北區的哺乳動物密度則最低（總照片數=284 張；哺乳類總 OI 值=13.89）。

二、物種個論

各物種在國家公園內的現況分述如下：

鬼鼠 族群僅出現在環境較開闊的沿海樹青型及草生地（圖二），且為樹青型及草生地中最為優勢的物種（裴家騏，2000）。雖然其主要的活動時間是在夜間，但在日間也會出現少量的活動，尤其，其每日的夜間活動是由傍晚前的 16:00 到 17:00 就開始；同時，在其每日主要（夜間）的活動期中，也會出現有數個明顯的活動量起伏的現象（圖三）。

刺鼠 本種為全區分布的物種（圖四），不過，在環境開闊的南區的數量較其他兩個森林環境區中都要高，而同樣式森林環境，在南仁山區又比社頂地區要多一些（表三）。由於刺鼠是台灣中低海拔森林中的優勢鼠科動物（裴家騏，1993, 1994, 1997；林宗穎，1996），因此牠們在社頂地區的森林中數量如此的少就值得進一步探討。與過去在森林地帶的研究結果一樣（Pei, 1995；林宗穎，1996），刺鼠在墾丁同樣表現出標準的夜行性活動模式，在入夜時的 18:00 開始活動，而在日出時的 06:00 停止活動（圖三）。

小黃腹鼠 整體而言，在調查範圍內小黃腹鼠都很少，僅在沿海草生地中有紀錄且數量較多，在森林環境中的數量則接近 0（圖五；裴家騏，2000）。

月鼠 與小黃腹鼠一樣，數量極少，僅在沿海開闊環境中有 1 隻的照片記錄，沒有捕獲記錄（裴家騏，2000）。

赤腹松鼠 應該是受到樹棲習性的影響，赤腹松鼠廣泛出現在園區內森林環境中（圖六），不過，在園區內相思樹林中的數量也明顯的高於澀葉榕－茄苳林型中的數量，本種是相思樹林中最優勢的物種（裴家騏，2000）。同樣的，在兩個森林性分區中，又中區的數量明顯的較人為干擾較少的北區要多了許多，顯示其對人為干擾環境的選擇性及適應性（表三）。其活動模式在北區和中區間也有明顯的差異，其中，在中區（包括社頂樣區和林試所的高位珊瑚礁保護區）較趨向於在清晨和黃昏出現有活動高峰，其他日間時間的活動程度則較低，夜間則完全沒有活動，而在北部、人為干擾較少的南仁山區中，赤腹松鼠則呈現白日分散且較無活動高峰的活動模式（圖七），這種現象可能與南仁山區的族群密度較低有關。

大赤鼯鼠 本種目前僅在南仁山區有少量眼見紀錄，分布侷限（表二）。在中區的原始樹林中為何沒有分布，原因並不清楚，該區缺乏主要食物殼斗科樹種可能是重要的因素，不過，由於大赤鼯鼠和白鼻心的食性類似，而白鼻心在中區的樹林內數量並不少（見後段），因此，應該還有其他的原因存在（例如族群太小），有待研究。本種未來在港口溪以南地區的族群復育，可作為增進區域物種多樣性的指標。

小麝鼩 其族群僅出現在環境較開闊的樹青型及草生地相嵌的濱海岸地區，數量都不多，僅有目擊屍體的紀錄，不過其族群應該是沿著海岸呈連續的分

布。

臭鼬 和月鼠一樣，在野外環境中數量少，且僅在樹青型和草生地環境中分別有過照片和捕捉的記錄，至於為何在森林或森林邊緣的環境中完全沒有出現的記錄，則仍然值得進一步研究。

台灣鼯鼠 數量不多，僅在北區（南仁山區）有紀錄過地道的痕跡。中區目前尚未有紀錄，可能與樣區多為珊瑚礁地質，不適合生活有關；至於南區怎可能因為數量極少而不易發現，至於是否與龍坑地區頻繁的火災有關，則有待研究。

台灣獼猴 本種廣泛的出現在一般的闊葉森林環境中（圖八），不過在相思樹林中沒有分部，應該與食物的提供有密切的關係。本種為相當常見的物種，在中區其數量僅次於鼯獾和赤腹松鼠，在北區則為最常見的物種（表二），北區的數量也較中區多了許多（表三）。本種為標準的日型性活動動物，不過，在中區和北區之間出現活動模式的差異（圖九）。根據自動照相設備所獲得的資料分析，台灣獼猴在社頂地區有兩個明顯的活動高峰分別出現在早上的 6:00 到 7:00 之間和中午的 13:00 到 14:00 之間（圖五）。這項結果與 Wu and Lin（1993）在同一地區的研究所得之結果有相當的差異；該項研究顯示獼猴在早晨 5:00 到 8:00 間有一個位移高峰期，之後位移行為就很少記錄，直到傍晚的 18:00 時，才再出現第二個略頻繁的位移時段。如此差別的原因，應該是因為自動照相所得的是獼猴在地面移動時的資料，而 Wu and Lin（1993）則是收集在樹冠層活動的資料（裴家騏，1998）。組合兩者資料應該才是社頂地區獼猴群的正確表現，換句話說，社頂地區的獼猴群應該在清晨、中午和入夜前各有一個較明顯的位移高峰，而以入夜前的位移程度較低。在人為干擾較少的北區則不同，台灣獼猴除了在早上和下午各一個活動高峰

外，且呈現活動時間較長的現象（圖九），其原因待了解。

野兔 本區內的數量不多，且僅在沿海開闊環境中有記錄（圖十）。和小麝鼩類似，本種雖然因為調查樣區多在森林環境中，實際的紀錄因此不多，但在園區內應該是沿著海岸呈連續的分布。

穿山甲 本園區內的數量不多，且似乎僅僅侷限在社頂一帶有少量個體（圖十一；表二）。顯示墾丁的穿山甲即使仍然維持一個極小規模的族群，仍然很可能已經與恆春以北的野生族群隔離許久；同時，根據了解，這些被紀錄到的個體，也有可能為過去園區內曾經野放的個體或其後代。至於，究竟是過去自然殘存的區域性小族群，亦或為野放的個體，以及是否仍有族群存在，則可進一步進行穿山甲族群普查，以及與恆春以北的野生族群進行遺傳物質的比對。至於是否可以藉由較精緻的微棲息地營造（例如提供巢穴）的手段，增加本區的穿山甲族群量，並進而引導其擴散進入南仁山區，將目前不連續或無分布地區的空隙彌補起來，則是未來可以考慮的保育作為。

野貓 數量不多，且明顯的僅出現在沿海開闊環境中（圖十二；表二），這種分佈現象可能與那些地區的開闊環境中才有較多的小型動物可供捕食有關。因此，野貓對小型野生哺乳類的掠食現象亟待了解，同時，在研究資料充足之前，也應該有適度針對國家公園內及週邊的野貓的處理或管理辦法。

鼬獾 鼬獾為全區分佈的物種（圖十三），顯示其對環境廣泛的適應力，鼬獾不但在中區的數量最多也是該區數量最為優勢的物種（表三）；不過在相思樹林的環境中數量較少，數量其次的是草生地，而樹青型的環境則密度最低（裴家騏，2000）。由於鼬獾係以土壤表層的無脊椎動物和植物體為主要的食物（Chian and Sheng 1976; Long and Killingley 1983; Ewer 1985; Neal 1986;

Chuang and Lee 1997)，前述在不同棲地類型中族群密度的差異很可能正反映了各環境中的土壤發育情形及食物量供應的差別。在活動模式方面，無論是在樹林中或是在開闊環境中，鼬獾均表現出明確的夜行性行為模式，且除了在高位珊瑚礁環境以外，均呈現入夜後活動量立即達到高峰，然後稍微降低，並在日出前達到另一個高峰後活動量快速的減少，且在日出時完全停止活動；高位珊瑚礁環境中則呈現整夜間斷但程度差異不大的活動模式（圖十四）。這樣的活動模式與在幾乎沒有人為干擾的中海拔原始林中所獲得的模式有所差異；在台灣南部中海拔的原始林中，鼬獾於入夜後開始活動，但其活動量則是逐漸的增加，直到日出前才快速的減少並完全的停止活動（裴家騏，1998）。這兩者間活動模式差異的原因目前並不清楚，有待進一步研究。另外，有趣的是夜行性的鼬獾在中區的每日活動時間比龍坑和南仁山區多了 2-3 個小時之多（圖十四），

白鼻心 本種同樣是一種普遍分佈的物種（圖十五），且在不同的環境和區域間數量差異不大（表三）。白鼻心也是典型的夜行性動物，不過，目前的資料顯示本種在夜間會有數個活動週期，而其中又以午夜前後出現的活動高峰持續的時間最長，同時，其前半夜的活動量也可能比後半夜要高（圖十六）。

食蟹獾 本種僅在南仁山區有少量的紀錄（圖十七），為侷限分布物種（表二）。由於食蟹獾並不一定需要在水邊生活（裴家騏、孫元勳。1998b；裴家騏、孫元勳。1999），且在港口溪以南的地區，也有不少的陸蟹、蛇類和其他無脊椎動物可供取食，沒有食蟹獾分布的原因有待了解，並且和大赤鼯鼠一樣，也可作為未來物種復育和增進區域物種多樣性的目標物種。

犬 雖然在全區都有出現（圖十八），但與貓不太一樣，狗較傾向在樹林環境中出現，且以中區為多（表二）。這種現象可能係因為野狗常成群活動，

並可以獵捕體型較大的物種為食，因此較常活動於中大型動物較多的樹林環境中；研究人員就曾目睹 3 隻野狗共同追捕一隻成年的雌性梅花鹿，而對於這些中大型動物的新生兒的威脅應該更大。在南仁山區內稀少的野犬數量將有利於梅花鹿的存活率及族群的增加（裴家騏，2001c）。後續應可進一步針對墾丁地區犬隻的族群生態學進行研究，以確定當地犬隻族群的組成、食性、活動模式，以及可能的季節性變化，並著手規劃墾丁國家公園內家犬管理及流浪狗族群控制的作法及方案，以減少其對野生動物族群負面的影響。不過，在國家公園內，對於會傷害有價值動、植物的外來野生動物進行族群控制或甚至清除族群的作為，雖然大都會獲得一般民眾的支持，但往往也將會是一項漫長、昂貴且不一定會有效的工作，有時甚至還會引起動物福利和動物權上的爭議（Wright, 1992）。由於流浪狗的問題也同樣存在於國內其它的國家公園內（例如：林曜松、周蓮香、林健洲，2000），因此建議國家公園主管機構能夠從不同的角度去擬定一個兼顧預算、效果及人道的流浪狗族群控制方案。

台灣野豬 除沿海地帶，本種在全園區分布（圖十九），數量不多，且僅均勻的分佈在樹林環境中（表三）。至於野豬的存在，以及牠們與其他野生偶蹄類動物（如梅花鹿）間的關係為何，有必要進一步研究確認。在前蘇聯位於遠東地區的 Lazovsky Reserve 內所作的長期研究顯示，雖然當地的野生梅花鹿一樣會遭受野犬及大山貓（*Felis lynx*）的獵捕，但鹿群最大的天敵則是老虎（*Panthera tigris*），而當地野豬族群則是老虎次要的食物來源，當梅花鹿族群量少的時候，老虎會轉而著重在野豬的獵捕（Makovkin, 1999）。在這種狀況下，野豬因為與梅花鹿有共同的天敵，可以視為是梅花鹿的緩衝物種（Bolen and Robinson, 1995）。但類似的關係是否也適用於墾丁地區，則因為本研究中的梅花鹿族群的主要掠食獸很可能只是犬隻，而犬隻是否有能

力獵捕野豬或以新生小野豬為食，將有待對犬隻食性有所了解後，才能判斷。另外，雖然野化的家豬有可能會去獵捕新生的白尾鹿（*Odocoileus virginianus*）（Pavlov, 1981），但是體型明顯小很多的野豬即使有機會捕獲新生梅花鹿，但相信也不會是牠們重要的或常態性的食物。

家羊 本種主要分布在港口溪以南的地帶（圖二十），且以中區的樹林內有較多的記錄（表三）。根據食性來看，家羊及梅花鹿均屬於食性廣泛的物種，兼有食草及食葉性（Hofmann and Stewart, 1972; Hofmann, 1982，王穎等，1997），因此，鹿-羊之間可能會出現對食物的競爭。一項在綠島進行的野生梅花鹿研究中，亦呈現梅花鹿不使用高密度放牧家羊的區域（裴家騏、李佩珍，1999）；雖然該項研究尚無法確認兩者間的排擠關係，但家羊與梅花鹿之間潛在的食物競爭關係則不可忽視，再加上放牧的羊隻並不怕人，更使得羊隻有較高的競爭能力。在本園區的研究也顯示梅花鹿在澀葉榕—茄苳林中的平均數量略少（但尚不顯著）於相思樹林內的數量（裴家騏，2001）。類似的家畜排擠野生動物的現象也在非洲（Verlinden, 1997）和美國許多國家公園內發生。美國許多國家公園在引進的驢子（*Equus asinus*）和原生的大角羊（*Ovis canadensis*）之間，並曾經因此而明顯的影響到大角羊的分佈（Blong and Pollard, 1968; Carothers *et al.*, 1976; Grand Canyon National Park, 1980; Gennett, 1982, cited in Wright, 1992; Dunn, 1984, cited in Wright, 1992）。同時，因為他們對區內的植群也會有一定程度的影響，未來若能積極的對國家公園樹林內自由活動的家羊進行管理或數量的控制，除了可加惠於野生動物外，也可能對區內植群發展有利。根據了解，目前在林間自由活動的家羊多為過去林間放牧殘留個體以及牠們在自然條件下所繁衍出來的後代，因此，可以考慮以捕捉的方式快速且大量的移除家羊，來達到家羊族群數量減少甚至完全移除的目的，而每年設定的移除量應該至少達到族群年生產量的 30-40%以

上 (Bodmer *et al.*, 1994)，才有可能逐年減少家羊在國家公園內的數量。

水牛 雖然自動照相的紀錄不多，但水牛在港口溪以南各地均為常見的動物（圖二十一）。不過，或許由於本地水牛的活動受到人為設施（例如：圍籬、壕溝）及人為管理的影響較大，其分布並不均勻。根據研究（裴家騏、李佩珍，1999），適度的牛隻放牧，若未破壞鹿隻棲地的品質，則有可能增加鹿隻的食物量；同時，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。因此，深入研究水牛對墾丁國家公園內棲地型態的影響，將有助於對其族群以及環境的管理。

台灣梅花鹿 目前僅在社頂地區有記錄（圖二十二），且不同樹林型間並沒有族群密度的差異，但相思樹林內有數量較多的傾向，和穿山甲一樣，未來的經營管理是否能營造出有利梅花鹿族群擴大的條件，對這個目前台灣本島唯一的野生梅花鹿族群未來是否能繼續的發展並擺脫小族群的威脅，將息息相關。根據第一年的研究（裴家騏，2001），以自動照相設備估計目前在社頂復育區外的野生鹿群密度約為每百公頃 27.6 隻，總數大約在 55.3~82.9 隻之間；不過，此估計量僅為預測值（即：128.2~179.4 隻）的 30.8~64.7%。預測值係根據圈養族群的繁殖能力及野放成年個體的死亡率所獲得。族群分佈的資料顯示，梅花鹿在社頂一帶可能受到當地林間放牧家羊的排擠，使得野生台灣梅花鹿有較集中使用品質較差的相思樹林的趨勢，野生雌梅花鹿營養的攝取因此很可能較圈養環境下要差了許多，並且極可能是一種長期的現象。長期的營養缺乏會延遲雌鹿的性成熟年齡（Clutton-Brock *et al.*, 1985a; Jorgenson *et al.*, 1993; Festa-Bianchet *et al.*, 1994），並可能因而全面降低雌鹿的生殖率（Clutton-Brock *et al.*, 1985a）。

同時，營養不良的雌鹿也會因為無法提供胎兒充分發育所需的營養，而使得新生兒因為體能虛弱而容易夭折（Verme, 1962, 1977; Murphy and Coates, 1966; Logan, 1973; Carroll and Brown, 1977; Clutton-Brock *et al.*, 1985b, 1987; Dusek *et al.*, 1989）；甚至還可能因為雌鹿不理想的健康狀況而削弱了抗體經由初乳傳遞給新生兒的功能（Blecha and Kelley, 1981; Blecha *et al.*, 1983; Burton *et al.*, 1984; Sams *et al.*, 1995），並因而減低了幼鹿的免疫能力及存活率（Hartsook *et al.*, 1975; Parkinson *et al.*, 1982）。資料也顯示，當地犬隻的捕殺則可能是目前該族群（尤其是對幼年個體）重要的死亡原因。因此，未來應該加強研究墾丁地區家羊和犬隻對梅花鹿的影響，並尋找經營管理上可行的做法。至於，稀少的族群密度是否也會影響本種的生殖行為（例如配對比例），並因而更加減緩族群成長的速度，以及是否有因為疾病而造成高死亡率的現象，則是另外兩項值得研究的課題。

同時，該研究也顯示，很可能因為目前野生族群的密度不高，減弱了持續向外擴散的動力，使得族群分佈仍然侷限在復育區的週邊，因此建議可以由受較嚴格保護的復育區內經常性的釋放成年個體加入野生族群，此舉除可明顯增加存活率較高且具生殖能力的個體在野生族群中之數量，使其持續增加以達到安全的族群數量外，也將可望加速野生台灣梅花鹿群的擴散（裴家騏，2001）。在經營管理上，或可考慮以常設且具選擇性的走廊或缺口（例如採用踏板式機關以體重為選擇條件），持續的由復育區內引導成年鹿隻個體加入野生族群，以在短時間內達到內、外族群間常態性的聯繫。尤其，如前所述，由於社頂復育區內的鹿群受到較嚴格的保護，其族群繁殖的能力及數量增加的速度應該都很理想，且可能非常接近梅花鹿這個物種的生物潛能，具備「來源（source）族群」的條件；而由野放出來的個體所形成的野生族群的生殖能力及存活率均不夠高，相當於是一個「外漏（sink）族群」。由來源族群常態性的釋放出成年個體將可持續的提供或補充個體，形同對漏

出族群產生救援效應 (Brown and Kodric-Brown, 1977; Harrison, 1991) ; 此舉不但可以快速的增加存活率較高且具生殖能力的個體在野生族群中之數量及比例, 並可因而增加野放族群的數量達到較安全的族群數標準 (McCullough and Severinghaus, 1998; Short and Turner, 2000) 。此項工作可作為下一階段梅花鹿復育工作的目標。

在數量方面, 雖然 McCullough and Severinghaus (1998) 曾經建議可以 500 隻作為一個安全的族群數量。事實上, 這個數字的產生僅根據在小的圈養族群時 (例如: 50 隻個體時), 每隔一代, 估計大約會有 1% 遺傳歧異度的損失, 而當族邊的數量為 500 隻時, 這個損失量將有可能由自然發生的突變現象所彌補 (Franklin, 1980) 。不過, 如果再納入克服未來不確定災難所需額外的保育安全係數 (Conservation safety factor), 以及能有效進行繁殖的個體通常僅為族群的 1/4、以及物種間 (甚至同一物種的族群間) 的差異等因素的考量, 則最好能夠將安全的族群數量設定在數千隻之譜 (Forman, 1998) 。當然, 如果能夠常態性的引進綠島或台北動物園的個體, 使得墾丁國家公園內的梅花鹿族群不至於處於完全孤立的狀況, 則數百隻的族群數量或許仍然可以維持 (Forman, 1998) 。根據估計, 每年從其他族群引進一、兩隻個體的數量, 大概就可以彌補因為隨機的原因所造成族群遺傳歧異度逐漸減少的現象 (Lacy, 1987) 。

台灣山羌 在墾丁國家公園內目前僅在南仁山區有少許分布的紀錄 (圖二十三) 。由於山羌是一種適應力強、廣分布, 且並不會刻意排斥有人為干擾的環境 (裴家騏, 2001a), 因此目前在港口溪以南缺乏分布的現象, 除了可能和南仁山區的族群密度不高有關外, 食物 (尤其是蕨類和水分含量較高的草本植物) 的供應也可能有不足或季節性缺乏的情形, 值得研究。本種也可以是未來國家公園內著重復育的物種之一, 且短程的工作目標應該設定在如何

能夠使得在南仁山區的山羌族群增加數量，並自然擴散到港口溪或園區內其他地方。

整體而言，由於部分野生哺乳動物，有些目前僅分布於港口溪以南（例如：台灣梅花鹿、穿山甲），有些僅分布於港口溪以北（例如：台灣山羌、食蟹獾、大赤鼯鼠等）。若能在未來於港口溪的兩岸地帶進行有效的棲息地經營和管理，創造有利這些動物遷移的條件，同時，深入了解他們目前分布不均勻的原因，則將有助於墾丁國家公園內野生哺乳類動物物種整體豐富度的增加。

第四章、參考文獻

- 吳秋燕。2000。台灣南部社頂放牧草原演替 1987 年及 1998 年之比較分析。國立屏東科技大學熱帶農業研究所碩士論文。
- 林曜松、周蓮香、林健洲。2000。陽明山國家公園龍鳳谷遊憩區流浪犬之社會結構與行為互動。內政部營建署陽明山國家公園管理處。28 頁。
- 林宗穎。1996。霧頭山保護區刺鼠 (*Niviventer coxingi*) 活動模式之研究。國立中山大學生命科學研究所碩士論文。37 頁。
- 孫元勳、裴家騏。1998。野火對台灣森林野生動物生態的影響。台灣省農林廳林務局。23 頁。
- 陳朝圳。1994。模糊地理資訊系統應用於台灣山羌棲習地分析。第九屆全國技術及職業教育研討會論文集 1-12。
- 葉慶龍。1994。恆春半島山地植群生態及其保育評估。國立台灣大學森林學研究所博士論文。
- 裴家騏。1993。臺東海岸山脈闊葉林自然保護區動物相之調查。農林廳林務局保育研究系列 82-05。
- 裴家騏。1994。臺東海岸山脈闊葉林自然保護區動物相之調查 (2)。農林廳林務局保育研究系列。
- 裴家騏，1997。臺灣穗花杉 (*Amentotaxus formosana*) 自然保留區之鳥類及哺乳動物相。中華林學季刊 30 (2) : 131-150。
- 裴家騏。1998。利用自動照相設備記錄野生動物活動模式之評估。台灣林業科學13(4): 289-296。
- 裴家騏。2001a。香港的非飛行哺乳動物的現況及分布。野生動物保護基金會 (編)，『香港野生動植物現況與保育』研習會論文集119-144頁。野生動物保護基金會。

- 裴家騏。2001b。使用現代技術來確認傳統的野生動物知識。裴家騏、楊南聰、李秋芳（編），把人找回來-在地參與自然資源管理205-216頁。內政部營建署太魯閣國家公園管理處。
- 裴家騏。2001c。墾丁國家公園內野放台灣梅花鹿（*Cervus nippon taiouanus*）的現況。中華林學季刊 34 (4): 427-440。
- 裴家騏。2002。「野生動物保育法」保育類動物名錄製定標準。野生動物保護基金會（編），『瀕臨絕種生物的保育生物學』研習會論文集131-144頁。野生動物保護基金會。
- 裴家騏、李佩珍。1999。梅花鹿對綠島外緣開闢草生地的利用。中華林學季刊32(4): 425-440。
- 裴家騏、孫元勳。1997。南大武山及北大武山動物之調查研究。台灣省農林廳林務局保育研究。25頁。
- 裴家騏、孫元勳。1998a。地景對森林鳥類群聚組成影響初探。中華林學季刊 31(4)：209-225。
- 裴家騏、孫元勳。1998b。雙鬼湖自然保護區（台東林管處轄區）動物相調查研究（一）。台灣省農林廳林務局保育研究系列 86-1 號。36 頁。
- 裴家騏、孫元勳。1999。雙鬼湖自然保護區（台東林管處轄區）動物相調查研究（二）。台灣省政府農林廳林務局保育研究系列 87-1 號。76 頁。
- 裴家騏、陳朝圳、吳守從、滕民強。1997。利用自動照相設備與地理資訊系統研究森林野生動物族群之空間分布。中華林學季刊 30 (3)：279-289。
- 滕民強。1994。自動照相設備之改良。野生動物保育彙報及通訊 2(3): 11-12。
- Albon, S. D., B. Mitchell and B. W. Staines (1983) Fertility and body weight in female red deer: a density-dependent relationship. J. Anim. Ecol. 52: 969-980.
- Blecha, F. and K. W. Kelley (1981) Effects of cold and weaning stressors on the antibody-mediated immune response of pig. J. Anim. Sci. 53: 439-447.

- Blecha, F., D. S. Ploomann and D. A. Nichols (1983) Weaning pigs at an early age decreases cellular immunity. *J. Anim. Sci.* 56: 396-400.
- Blong, B. and W. Pollard (1968) Summer water requirements of desert bighorn sheep in Santa Rosa Mountains, California in 1965. *California Fish and Game* 54(4): 289-296.
- Bodmer, R. E., T. G. Fang, I. L. Moya. and R. Gill. 1994. Manageing wildlife to conservation Amazonian forest: population biology and economic conservations of game hunting. *Biol. Cons.* 67: 29-35.
- Bolen, E. G. and W. L. Robinson (1995) *Wildlife ecology and management*. Prentice Hall, Inc. 620pp.
- Brown, J. H. and A. Kodric-Brown (1977) Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology* 58: 445-449.
- Burton, J. H., A. A. Hosein, I. Mcmillan, D. G. Grieve and B. N. Wilkie (1984) Immunoglobulin absorption in calves as influenced by dietary protein intakes of their dams. *Can. J. Anim. Sci.* 64: 185-186.
- Carothers, S. W., M. E. Stitt, and R. R. Johnson (1976) Feral asses on public lands: an analysis of biotic impact. legal consideration, and management alternatives. *Trans. North Am. Wildl. Nat. Res. Conf.* 41: 396-405.
- Carroll, B. K. and D. L. Brown (1977) Factors affecting neonatal fawn survival in Southern-Central Texas. *J. Wildl. Manage.* 41: 63-69.
- Caughley, G. (1970) Eruption of ungulate population, with emphasis on Himalayan thar in New Zealand. *Ecology* 51: 53-72.
- Clutton-Brock, T. H., M. Major and F. E. Guinness (1985a) Population regulation in male and female red deer. *J. Anim. Ecol.* 54: 831-846.
- Clutton-Brock, T. H., S. D. Albon and F. E. Guinness (1985b) Parental investment and sex differences in juvenile mortality in birds and mammals. *Nature (London)* 313: 131-133.
- Clutton-Brock, T. H., S. D. Albon and F. E. Guinness (1987) Interaction between

- population density and maternal characteristics affecting fecundity and juvenile survival in red deer. *J. Anim. Ecol.* 56: 857-871.
- Clutton-Brock, T. H., O. F. Price, S. D. Albon and P. A. Jewell (1992) Early development and population fluctuations in Soay sheep. *J. Anim. Ecol.* 61: 381-396.
- Cole, L. C. (1954) The population consequences of life history phenomena. *Q. Rev. Biol.* 29: 103-137.
- Cook, C. E., Y. Wang and G. Sensabaugh (1999) A mitochondrial control region and cytochrome *b* phylogeny of sika deer (*Cervus nippon*) and report of tandem repeats in the control region. *Mol. Phyl. Evol.* 12(1): 47-56.
- Dunn, W. C. (1984) Ecological relationships between desert bighorn and feral burros in Death Vally National Monument, California. Univ. Nevada Coop. Park Studies Unit Contribution no. 006/32.
- Dusek, G. L., R. J. Mackie, J. D. Herriges, Jr. and B. B. Compton (1989) Population ecology of white-tailed deer along the lower Yellowstone River. *Wildl. Monogr. No. 104.* pp. 1-68.
- Festa-Bianchet, M., M. Urquhart and K. G. Smith (1994) Mountain goat recruitment: kid production and survival to breeding age. *Can. J. Zool.* 72: 22-27.
- Forman, R. T. T. 1998. Land mosaics- the ecology of landscapes and regions. Cambridge Uni. Press, Cambridge, UK. 632 p.
- Franklin, I. R. 1980. Evolutionary change in small population. Pp. 135-149 In: M.E. Soulé & B. A. Wilcox, eds. *Conservation Biology- ecological perspective.* Sinauer Asso., Sunderland, Mass., USA.
- Gennett, T. F. (1982) Comparative feeding ecology of feral burros and desert bighorn sheep in Death Vally National Monument, California. Univ. Nevada Coop. Park Studies Unit Contribution no. 26.

- Grand Canyon National Park (1980) Proposed feral burro management and ecosystem restoration plan and final environmental statement. Final Report, Grand Canyon National Park.
- Harrison, S. (1991) Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biological Journal of the Linnean Society* 42:73-88.
- Hartsook, E. W., J. B. Whelan and M. A. Ondik (1975) Changes in blood proteins of deer during gestation and suckling. *J. Wildl. Manage.* 39: 346-354.
- Hoefs, M. and M. Bayer (1983) Demographic characteristics of an unhunted Dall sheep (*Ovis dalli*) population in southwest Yukon, Canada. *Can J. Zool.* 61: 1346-1357.
- Hofmann, R. R. (1982) Morphological classification of sika deer within the comparative system of ruminant feeding types. *Deer* 5:352-353.
- Hofmann, R. R. and D. R. M. Stewart (1972) Grazer or browser: a classification based on the stomach structure and feeding habits of East African ruminants. *Mammalia* 36: 226-240.
- Jorgenson, J. T., M. Festa-Bianchet, M. Lucherini and W. D. Wishart (1993) Effects of body size, population density, and maternal characteristics on age at first reproduction in bighorn ewes. *Can. J. Zool.* 71: 2509-2517.
- Layce, R. C. 1987. Loss of genetic diversity from managed population: interacting effects of drift, mutation, immigration, selection, and population subdivision. *Cons. Biol.* 1: 143-158.
- Logan, T. (1973) Study of white-tailed deer fawn mortality on Cookson Hills deer refuge, eastern Oklahoma. pp. 27-39 *In* A. L. Mitchell ed. *Proceeding of the 26th Annual Conference of the Southeastern Association of Game Fish Commissioners*. Hot Spring, Ark.
- McCullough, D. R. and L. L. Severinghaus (1998) Recovery program for the endangered Taiwan sika deer. P. 177-184 *In* Z. Zomborszky ed. *Proceedings of the 4th International Deer Biology Congress: Advances in*

- deer biology. Tipo-Express Ltd., Kaposvár, Hungary.
- McCullough, D. R., K. C. J. Pei, and Y. Wang (2000) Home range, activity patterns, and habitat relations of Reeves' muntjacs in Taiwan. *Journal Wildlife Management* 64(2):430-441.
- Murphy, D. A. and J. A. Coates (1966) Effects of dietary protein on deer. *Trans. N. Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.* 31: 129-139.
- Owen-Smith, N. (1990) Demography of a large herbivore, the greater kudu *Tragelaphus strepsiceros*, in relation to rainfall. *J. Anim. Ecol.* 59: 893-913.
- Parkinson, D. E., R. P. Ellis and L. D. Lewis. (1982) Colostrum deficiency in mule deer fawns: identification, treatment and influence on neonatal mortality. *J. Wildl. Dis.* 18: 17-28.
- Pavlov, P. M. (1981) Feral pigs – ungulate predators. *New Zealand J. Ecology* 4: 132-133.
- Pei, K. 1995 Activity rhythm of the Spinnous country rat in Taiwan. *Zool. Studies* 34(1): 55-58.
- Pei, K. 1999. Spatial Distribution Patterns of the Red-bellied Tree Squirrel and Owston's Long-nosed Tree Squirrel in Natural Forest in Southern Taiwan. *Mammalian Sci.* 39(1): 193-196. (in Japanese)
- Sams, M. G. (1994) The relationship between maternal condition and fawn survival in an overpopulated white-tailed deer herd in northeastern Oklahoma. M.S. Thesis, Oklahoma State Univ., Stillwater.
- Sams, M. G., R. L. Lochmiller, E. C. Hellgren, M. E. Payton and L. W. Varner (1995) Physiological responses of neonatal white-tailed deer reflective of maternal dietary protein intake. *Can. J. Zool.* 73: 1928-1936.
- Short, J. and B. Turner (2000) Reintroduction of the burrowing bettong *Bettongia lesueur* (Marsupialia: Potoroidae) to mainland Australia. *Biol. Cons.* 96: 185-196.

- Skogland, T. (1990) Density dependence in a fluctuating wild reindeer herd: maternal vs. offspring effects. *Oecologia* 84: 442-450.
- Stearns, S. C. (1992) The evolution of life histories. Oxford Univ. Press, Oxford.
- Verlinden, A. 1997. Human settlements and wildlife distribution in the southern Kalahari of Botswana. *Biol. Cons.* 82: 129-136.
- Verme, L. J. (1962) Mortality of white-tailed deer fawns in relation to nutrition. Pp. 15-38. *In* Proceedings of the national white-tailed deer disease symposium, Vol. 1.
- Verme, L. J. (1977) Assessment of natal mortality in upper Michigan deer. *J. Wildl. Manage.* 41: 700-708.
- Wehausen, J. D., V. C. Bleich, B. Blong and T. L. Russi (1987) Recruitment dynamics in a southern California mountain sheep population. *J. Wildl. Manage.* 51: 86-98.
- Wilson, R. L. (2000) An investigation into the phylogeography of sika deer (*Cervus nippon*) using microsatellite markers. M.S. Thesis, Univ. of Edinburgh, Edinburgh. 128 pp.
- Wright, R. G. (1992) Wildlife research and management in the National Parks. Univ. of Illinois Press, Urbana. 224 pp.

表一、本研究在墾丁國家公園內所架設的自動照相設備及各樣點的拍攝工作時數。

樣點編號	總工作 小時數	樣點編號	總工作 小時數	樣點編號	總工作 小時數
NL2	1604.18	NL24	2534.95	KT14	687.14
NL3	2350.69	NL25	266.12	KT15	1300.21
NL4	600.61	NL26	336.07	KT1	834.36
NL5	1221.69	NL27	475.37	KT2	1540.95
NL6	1367.31	NL28	223.30	KT3	1309.31
NL7	224.63	NL29	368.70	KT4	609.09
NL9	1595.51	NL30	410.78	KT5	617.90
NL10	147.20	NL32	396.62	KT6	644.85
NL14	365.40	KTF1	394.33	KT7	2460.87
NL17	334.22	KTF2	12.83	KT8	1053.48
NL18	1713.94	KTF7	330.55	KT9	2190.27
NL20	1348.04	KTF8	1045.43	KT10	1714.29
NL21	933.57	KTF11	499.10	KT11	1644.23
NL22	298.93	KTF12	340.50	NL12	1723.63
NL23	1334.28	KT13	1989.97	NL13	2117.48

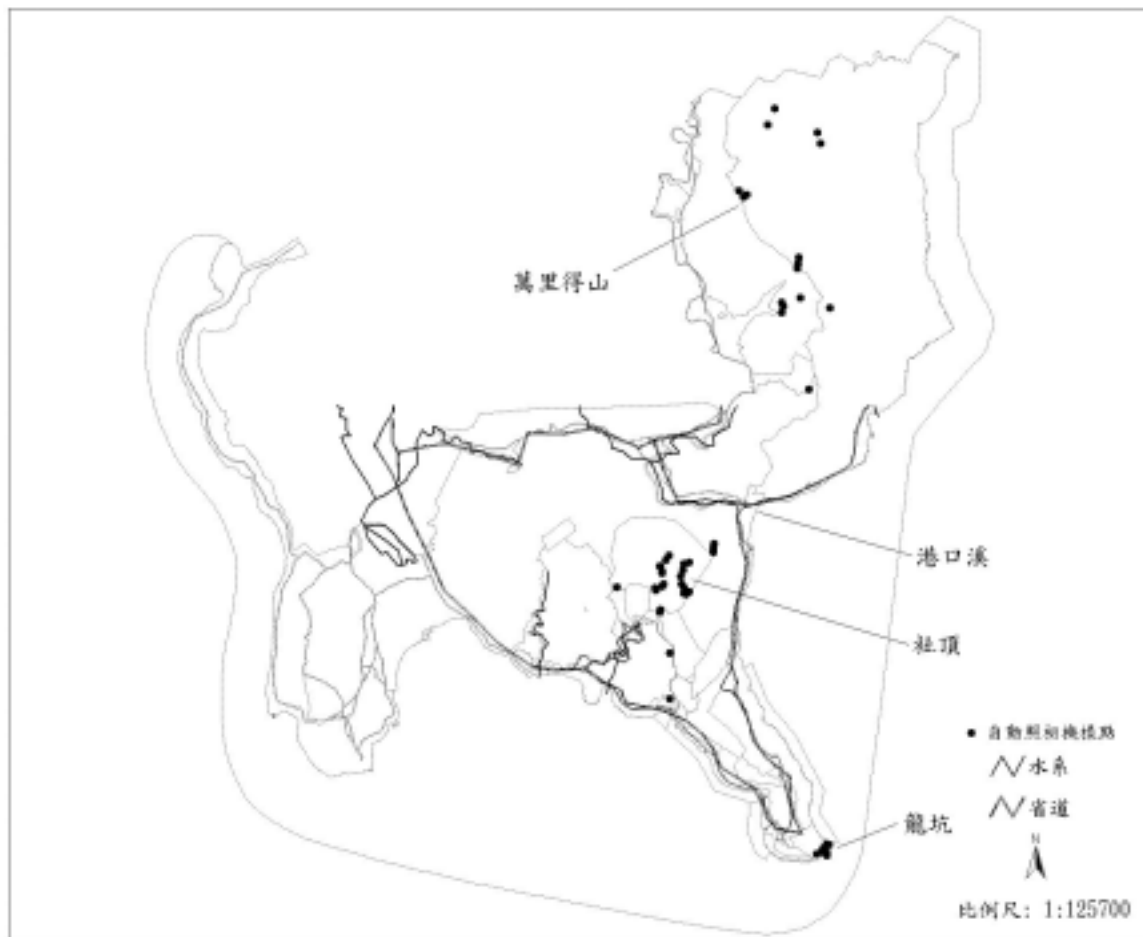
表二、墾丁國家公園各區¹各哺乳動物出現頻度²之比較。

	南區 (N=9)	中區 (N=22)	北區 (N=24)
總工作時	14,166.40	25,033.81	20,452.11
臭鼬	0.20	V ³	V
小麝鼩	0.07	V	V
台灣鼯鼠	0	0	V
田鼯鼠	0.07	0	0
小黃腹鼠	0.78	0	0
鬼鼠	7.62	0	0
刺鼠	4.87	0.56	2.49
赤腹松鼠	0.07	5.19	1.22
大赤鼯鼠	0	0	V
臺灣野兔	0.14	0	0.18
穿山甲	0	0.04	0
臺灣獼猴	0	2.60	6.01
鼬獾	1.98	12.78	2.10
白鼻心	1.34	1.28	1.08
食蟹獾	0	0	0.29
家犬	0.1	0.32	0.05
家貓	0.92	0	0
山羌	0	0	0.15
梅花鹿	0	1.44	0
台灣野豬	0	0.48	0.24
家羊	0	2.20	0.05
水牛	V	0.24	0

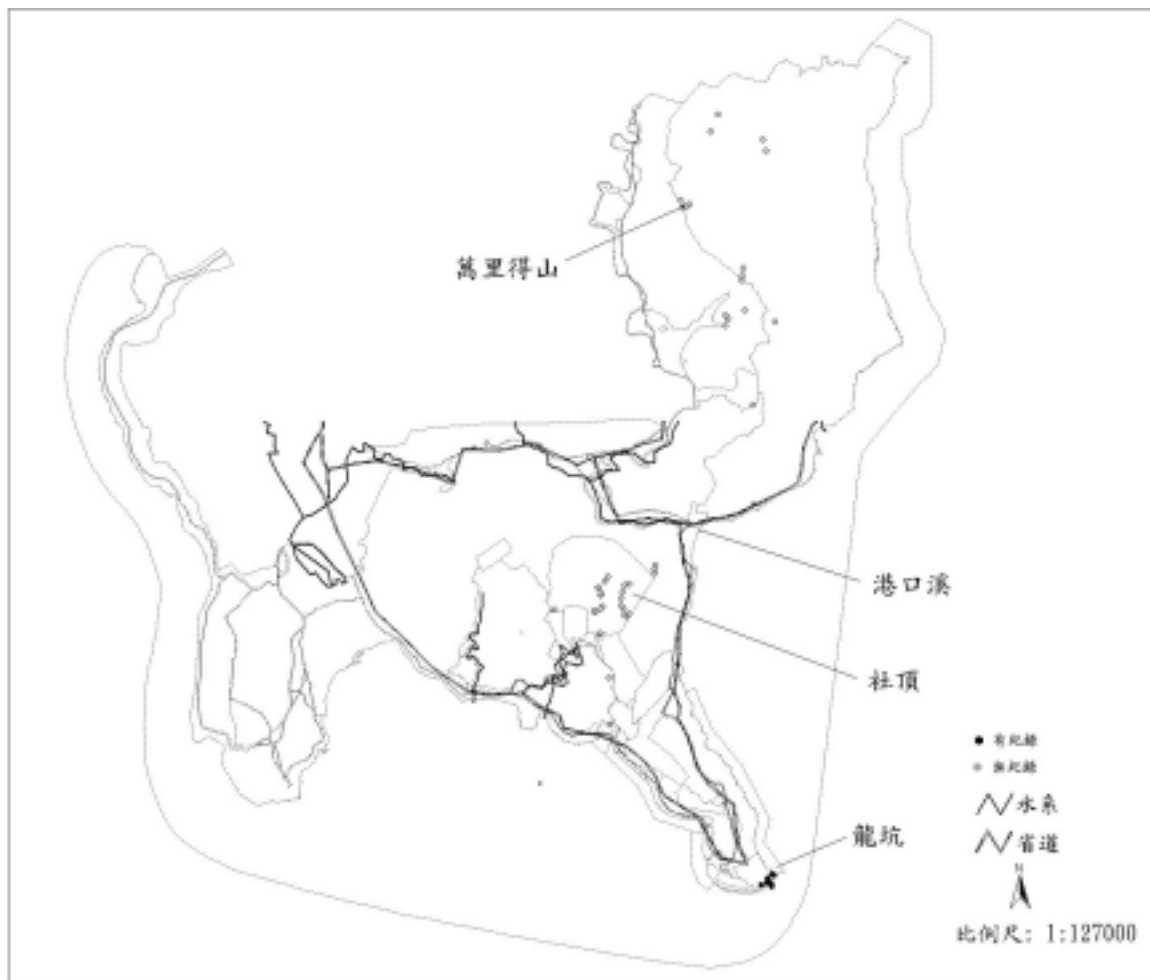
1. 南區為台 26 號公路以南的龍坑地區；中區為台 26 號公路以北、港口溪以南的社頂、大尖山、林試所實驗林地區；北區為港口溪以北的南仁山地區。
2. 出現頻度 = (自動照相設備所獲照片張數/總工作小時)×1,000。
3. V：表示為目擊或痕跡之資料。

表三、墾丁國家公園各區各哺乳動物出現頻度之比較。線段的粗細代表相對數量的多少。

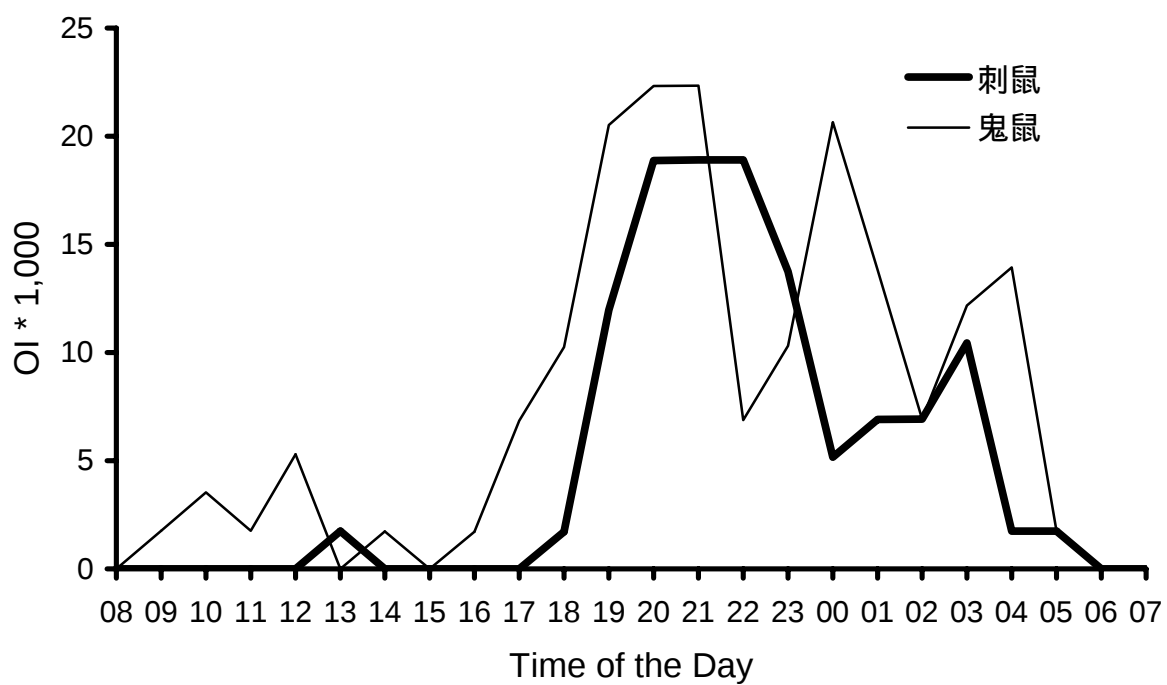




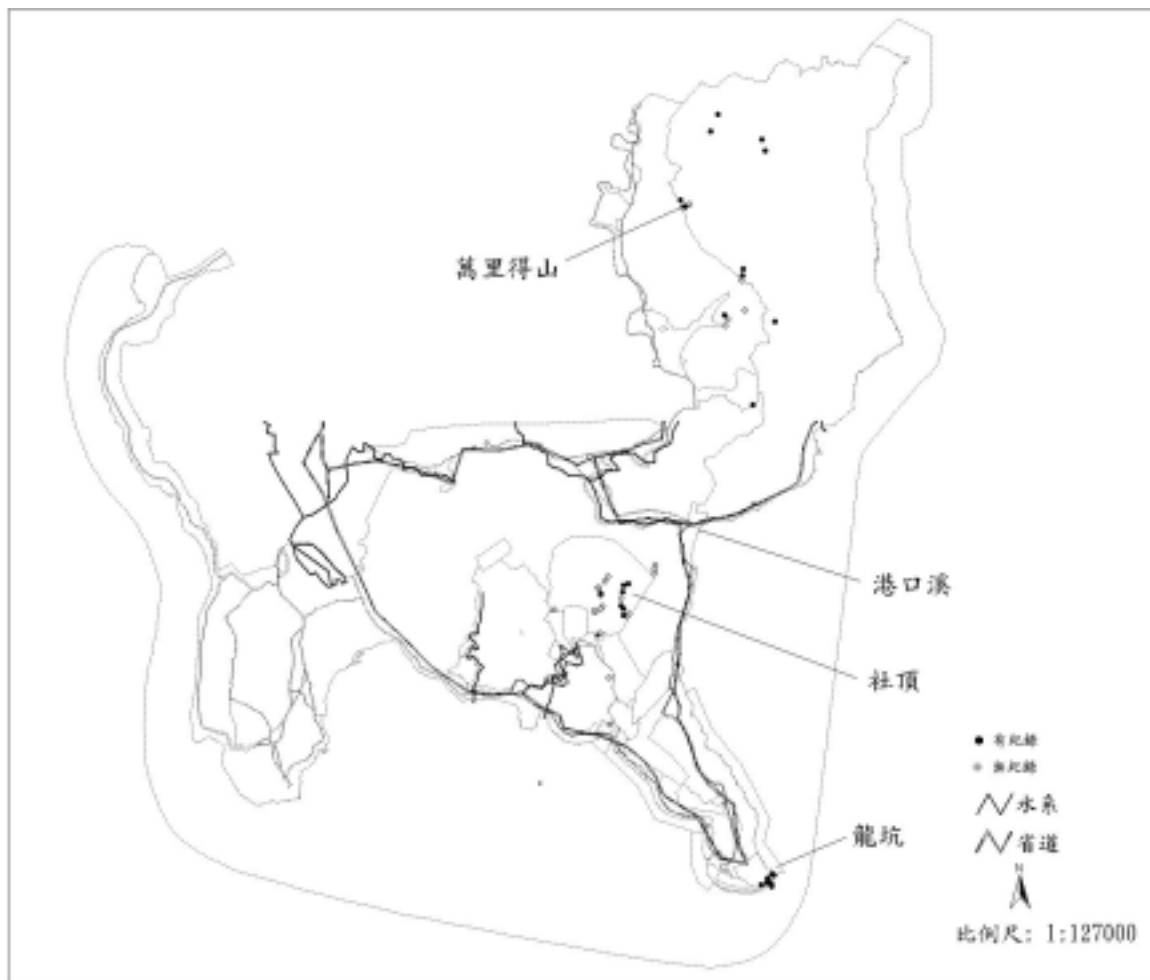
圖一、本研究在墾丁國家公園內社頂地帶和南仁山地帶所設置的 45 台自動照相機及 9 台在龍坑地區所設樣點（孫元勳、裴家騏，1998）的位置分布圖。



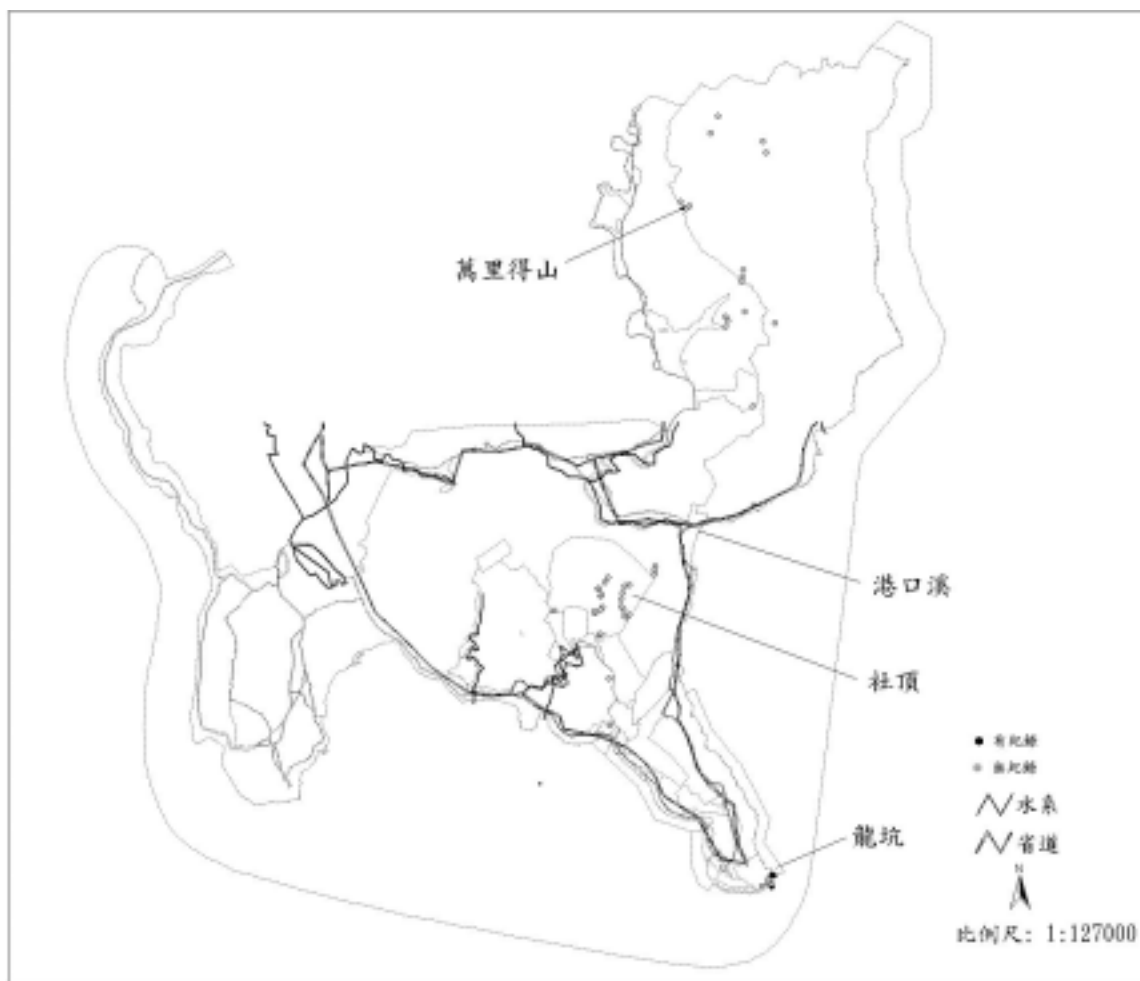
圖二、鬼鼠在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年。



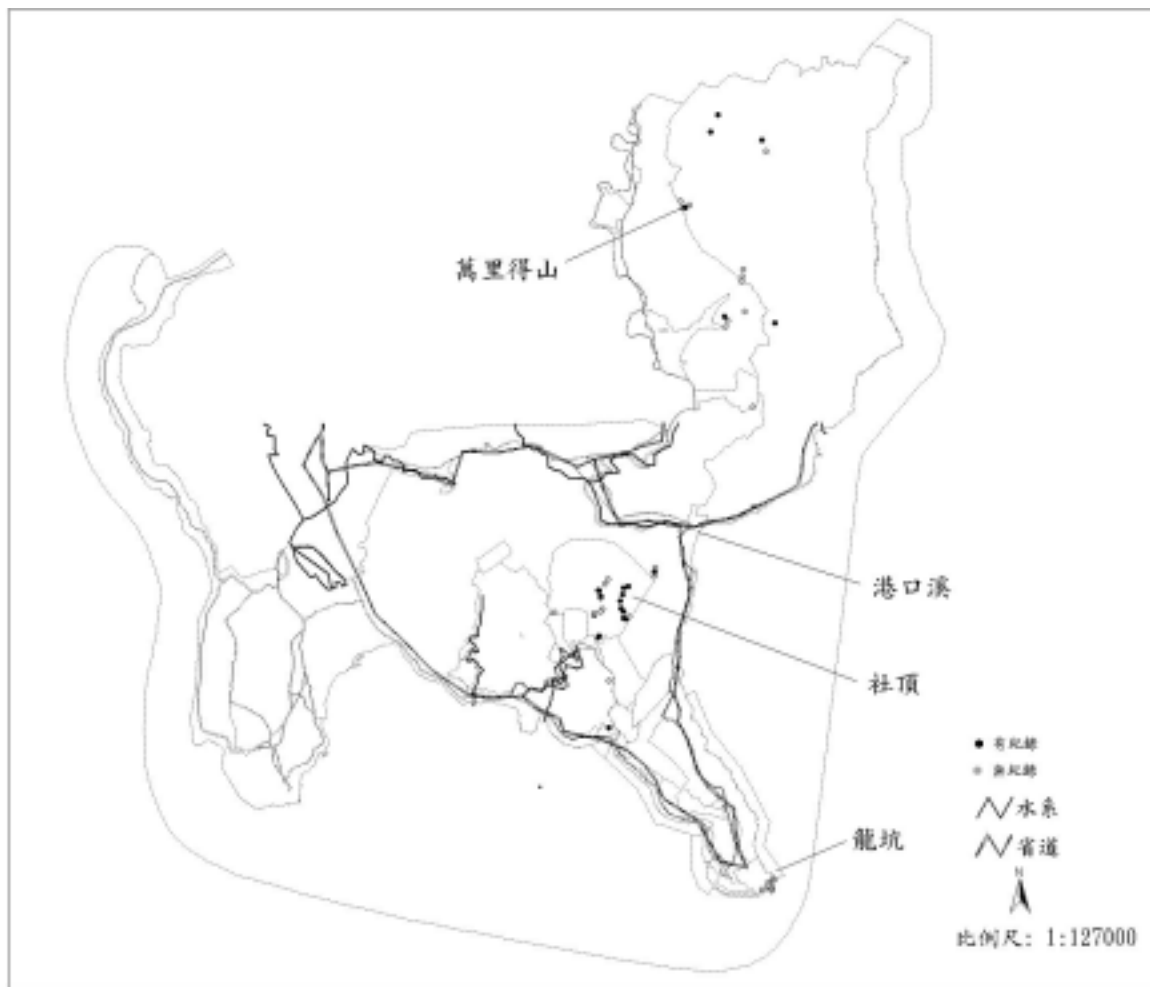
圖三、刺鼠及鬼鼠在墾丁國家公園龍坑地區的日活動模式。資料涵蓋時間為1998-2001年。



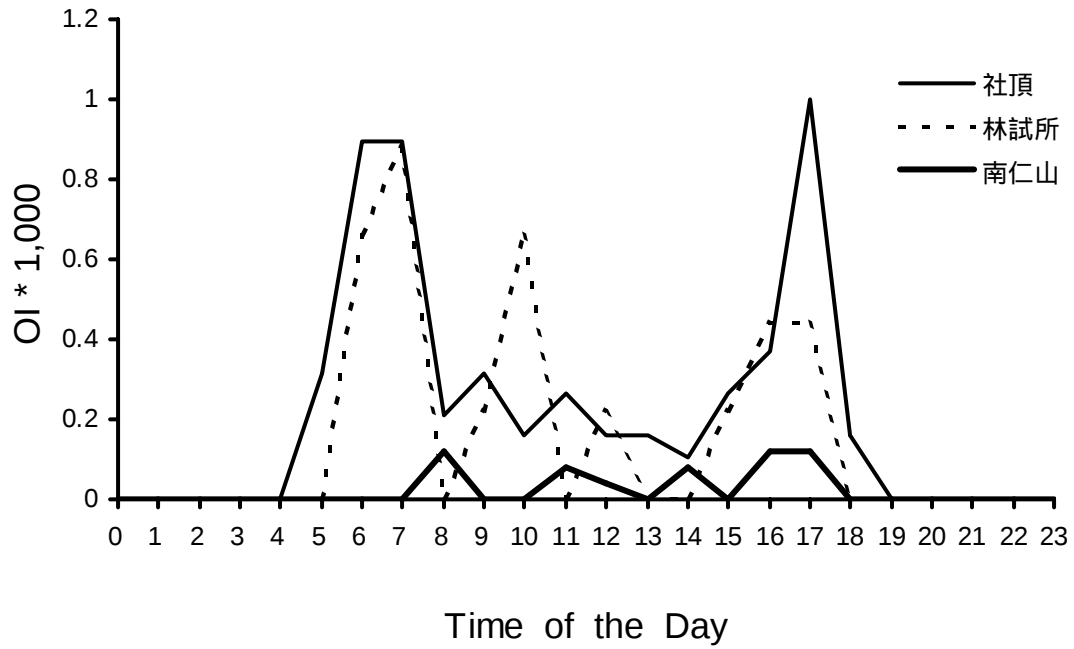
圖四、刺鼠在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年。



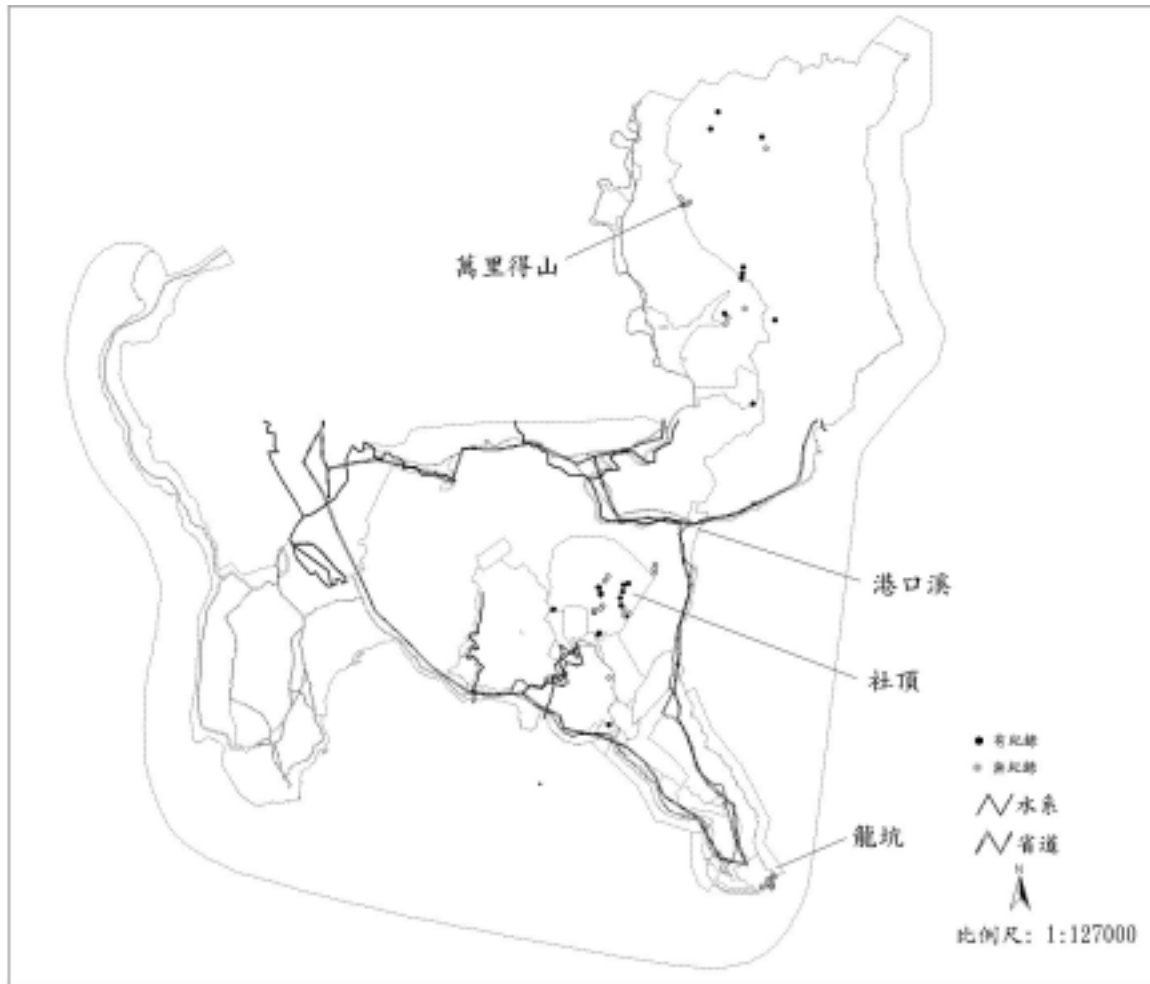
圖五、小黃腹鼠在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年。



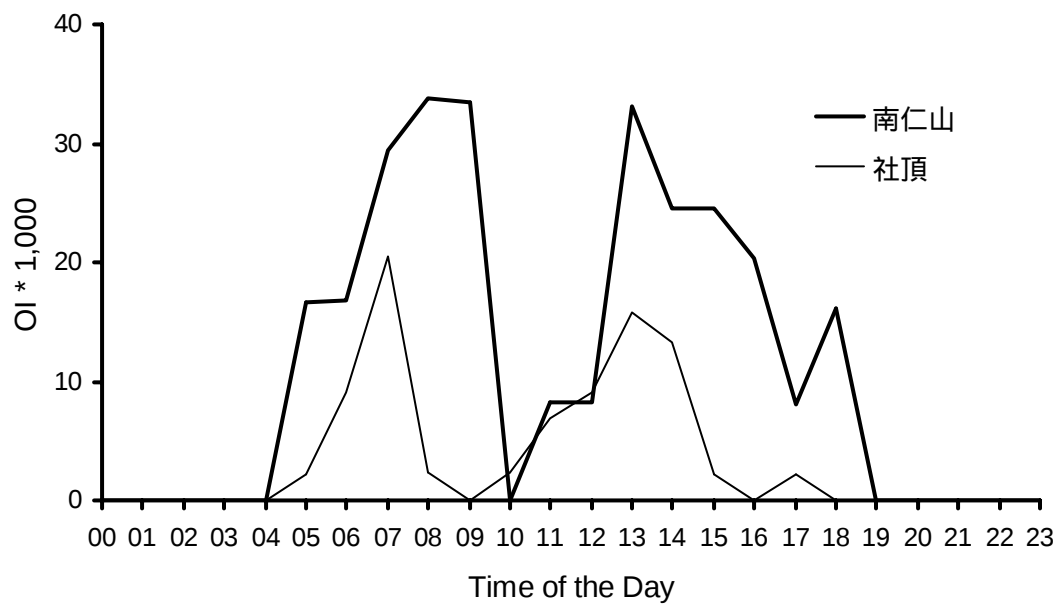
圖六、赤腹松鼠在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年。



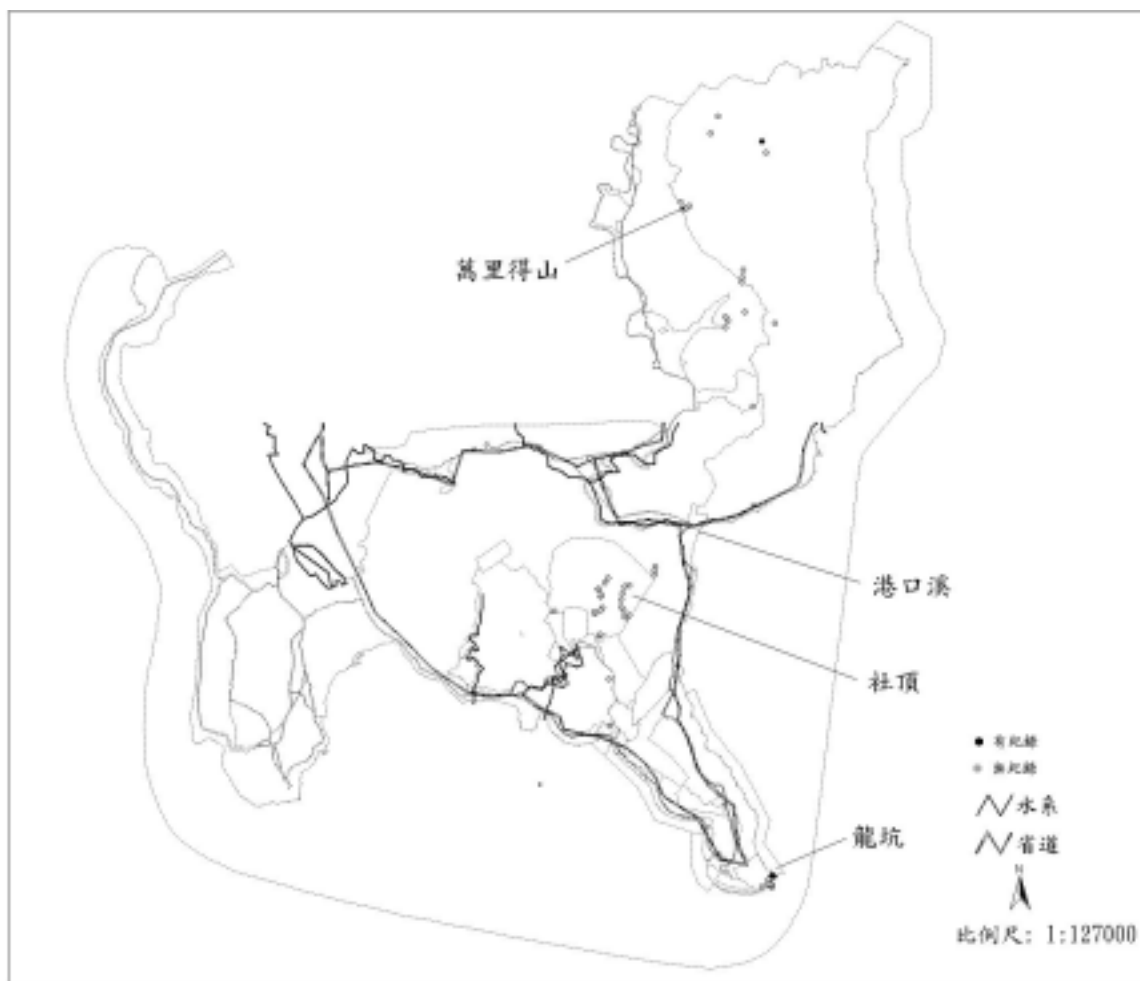
圖七、赤腹松鼠在墾丁國家公園內的日活動模式。在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 2000-2001 年。



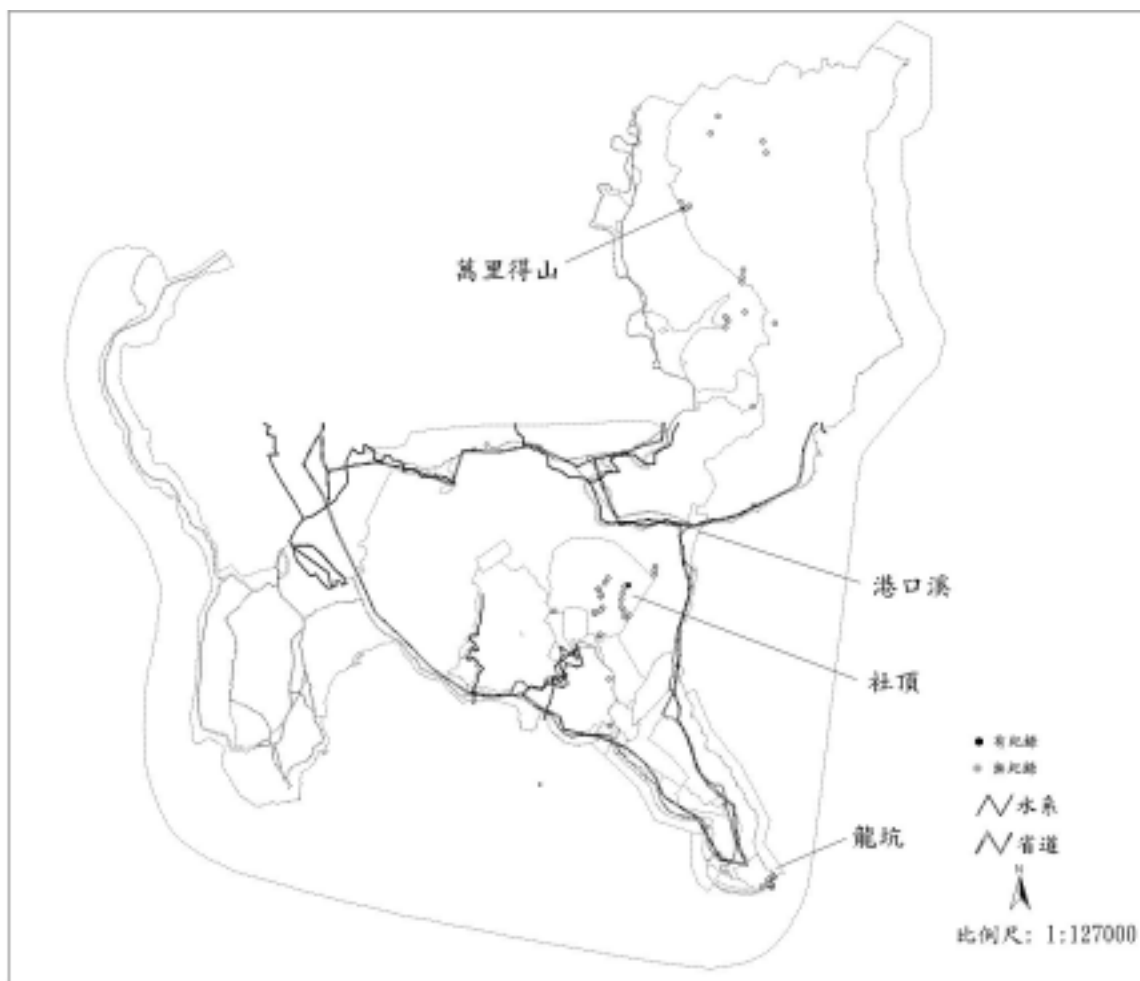
圖八、臺灣獼猴在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年。



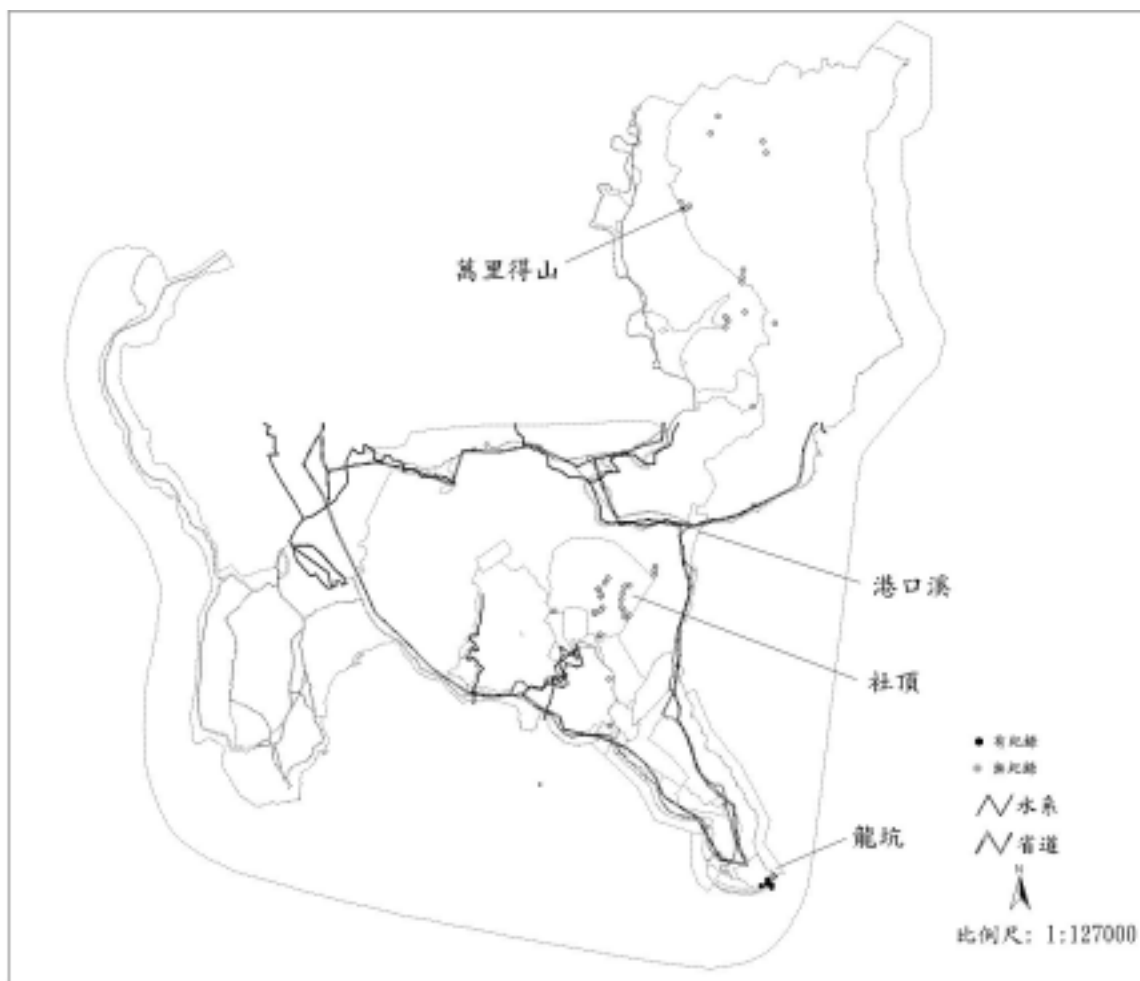
圖九、台灣獼猴在墾丁國家公園內的日活動模式。在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 2000-2001 年。



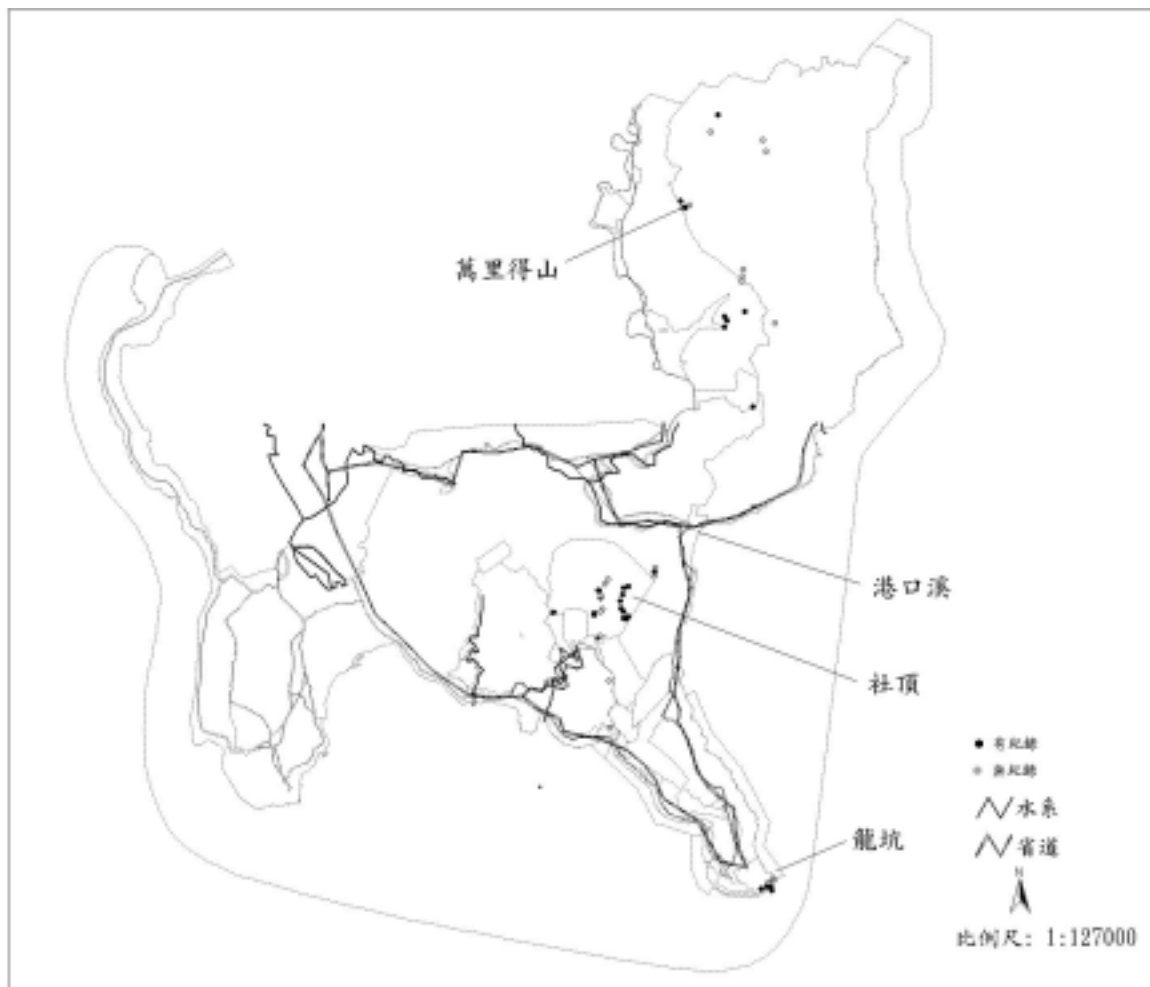
圖十、臺灣野兔在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年。



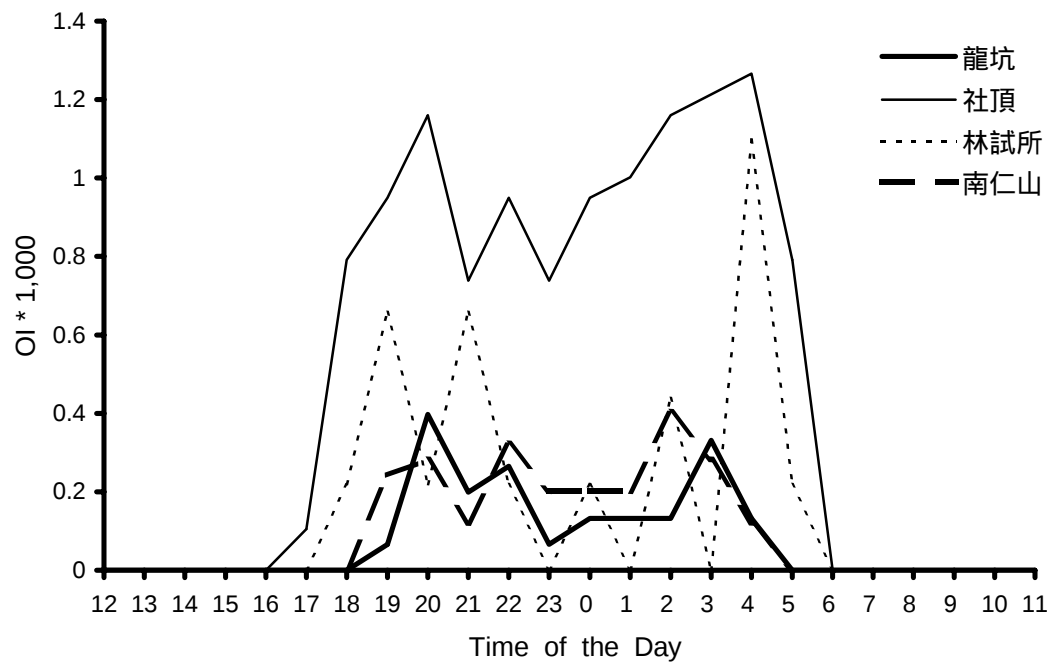
圖十一、穿山甲在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年。



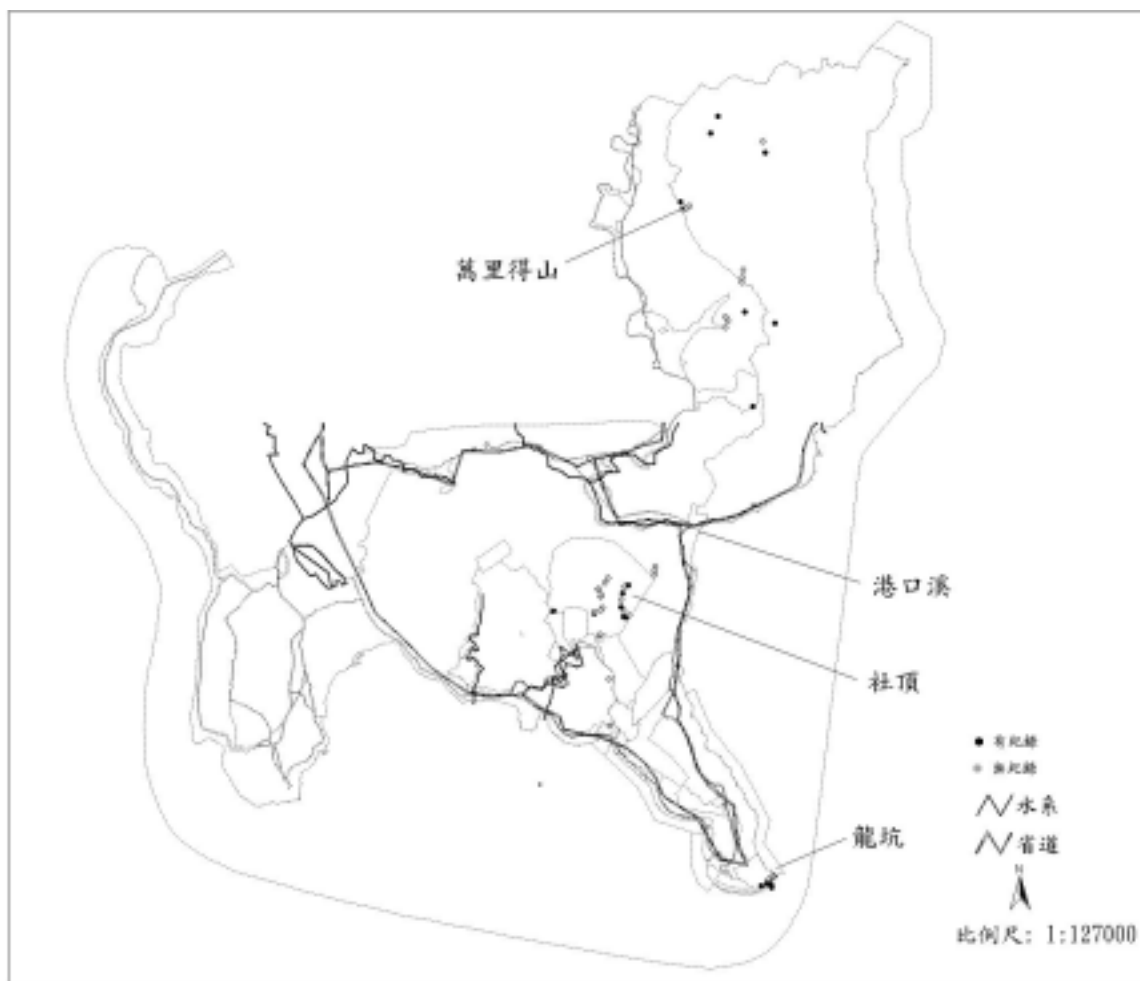
圖十二、野貓在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年。



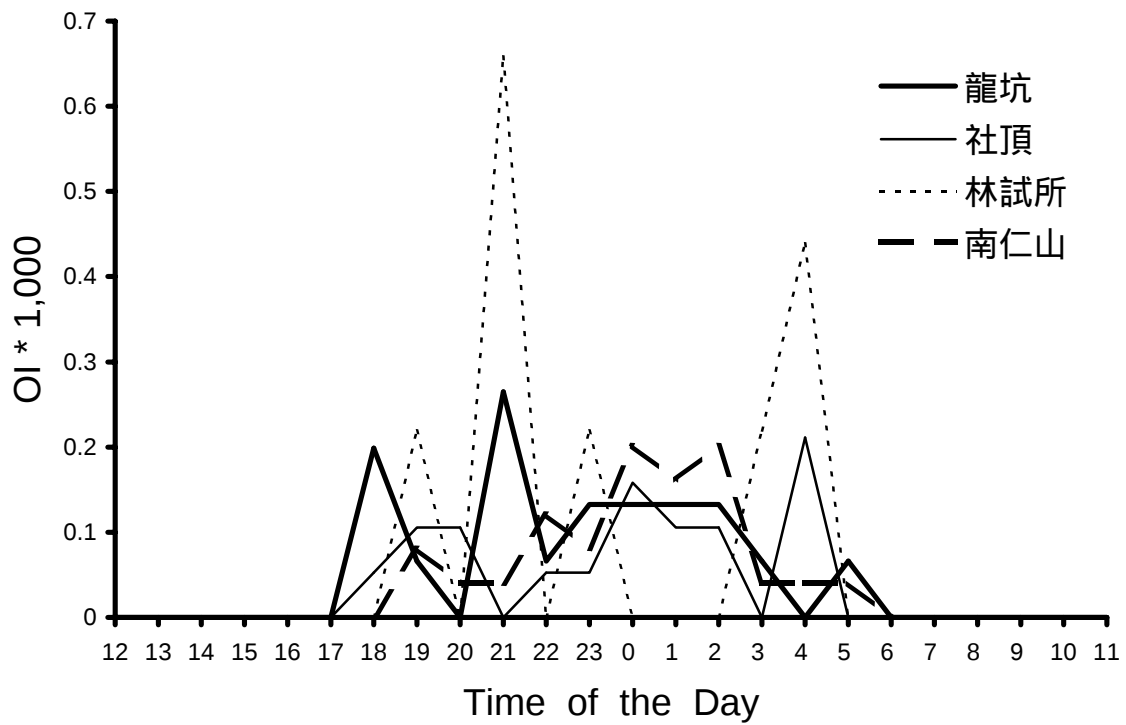
圖十三、鼬獾在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年。



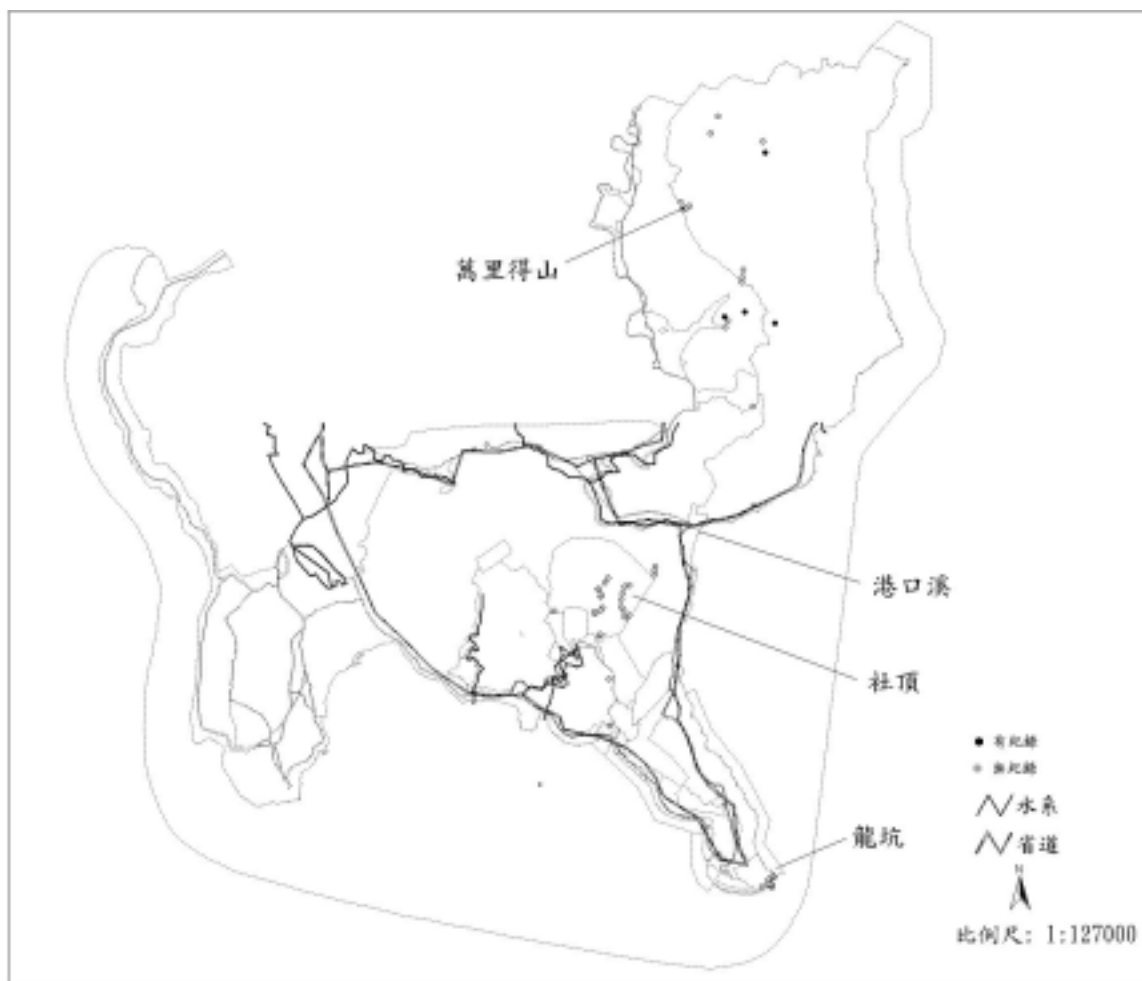
圖十四、鼬獾在墾丁國家公園內的日活動模式。資料涵蓋時間為 1998-2001 年。



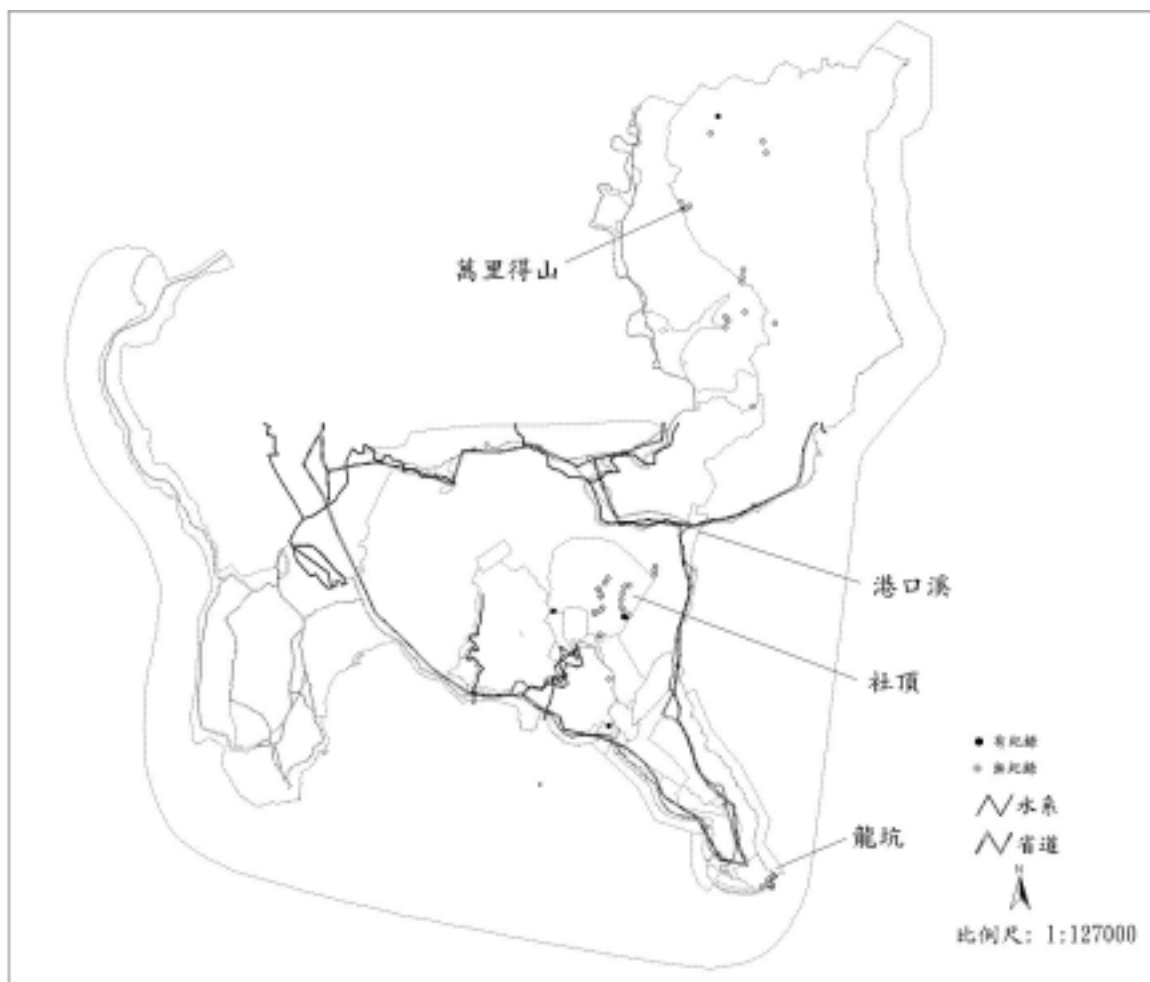
圖十五、白鼻心在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年。



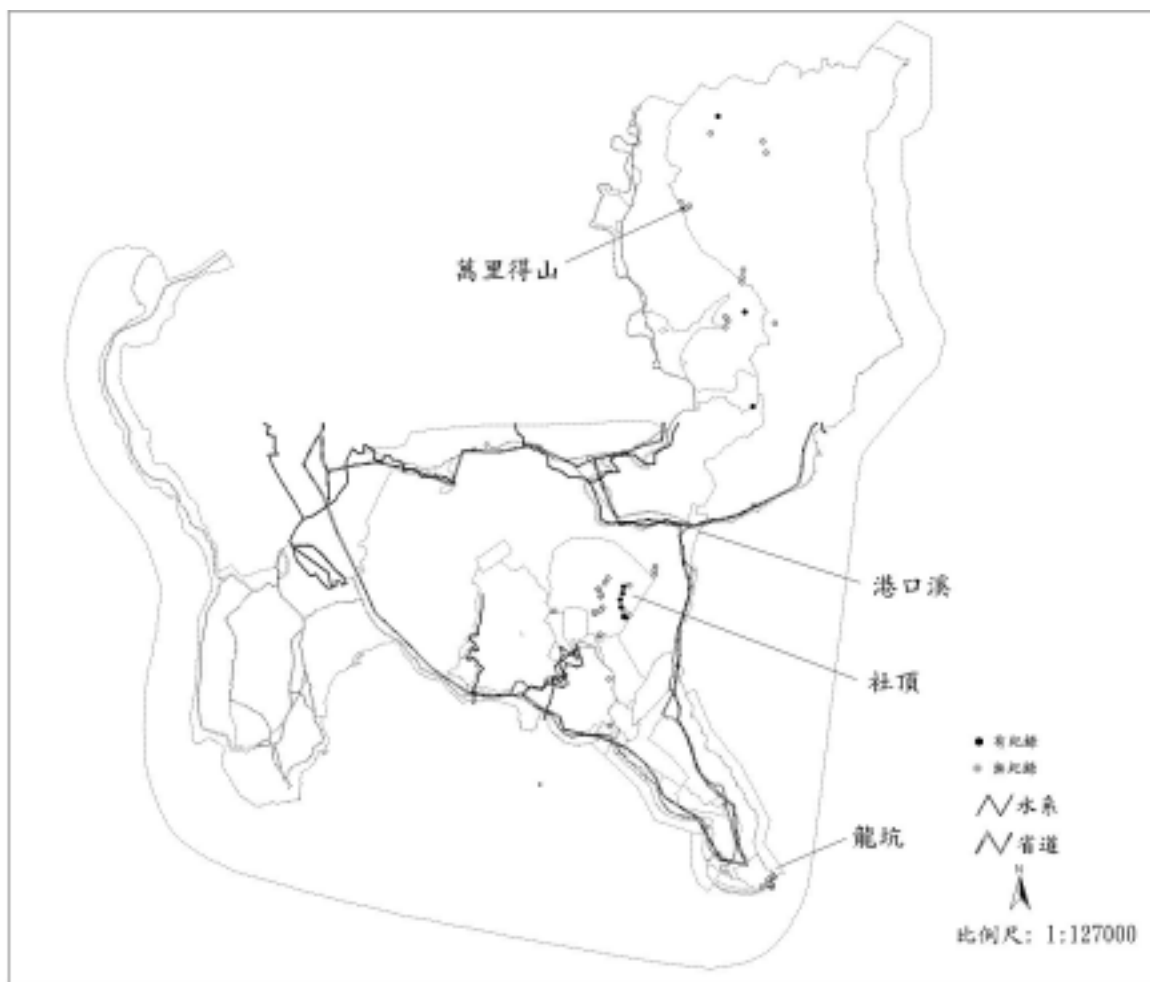
圖十六、白鼻心在墾丁國家公園內的日活動模式。資料涵蓋時間為 1998-2001 年。



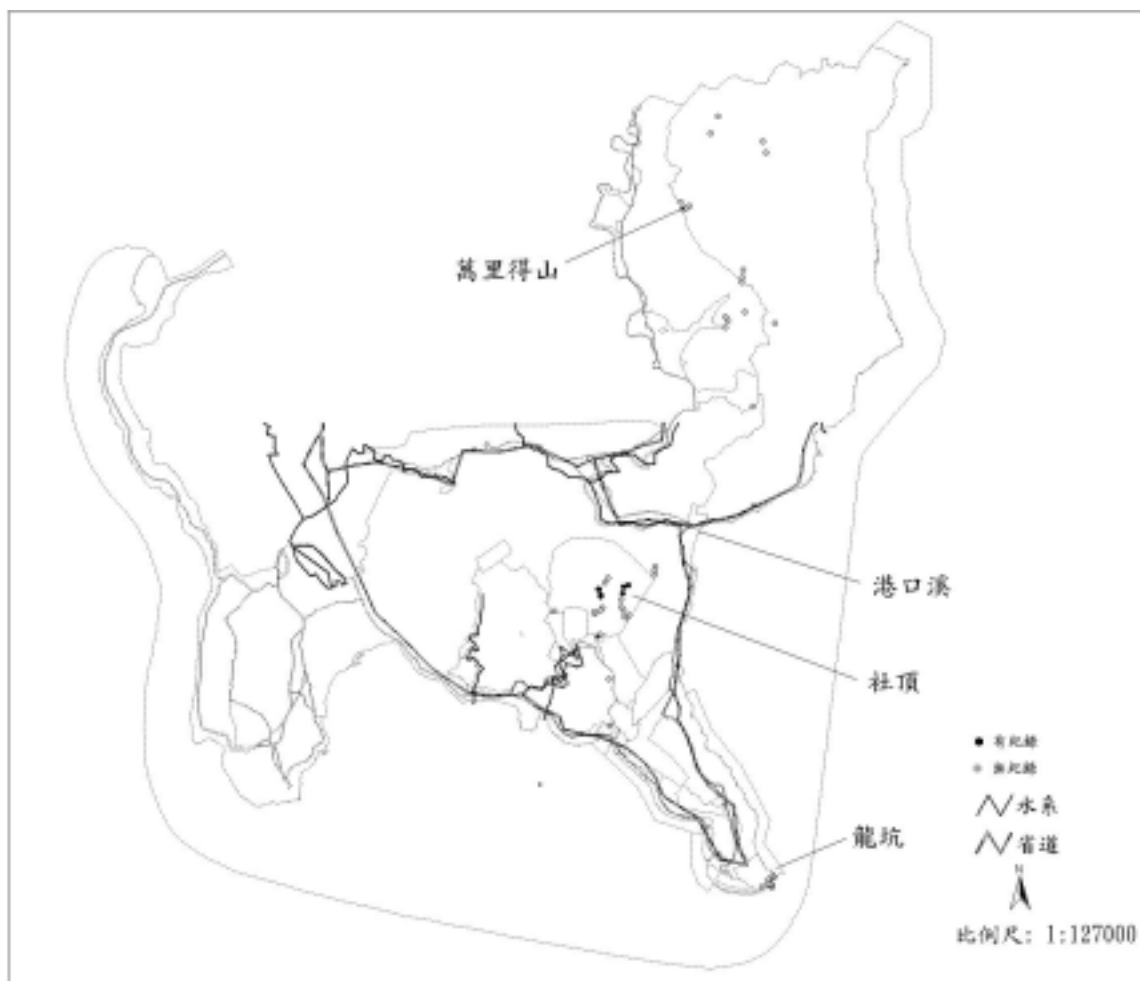
圖十七、食蟹獾在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年。



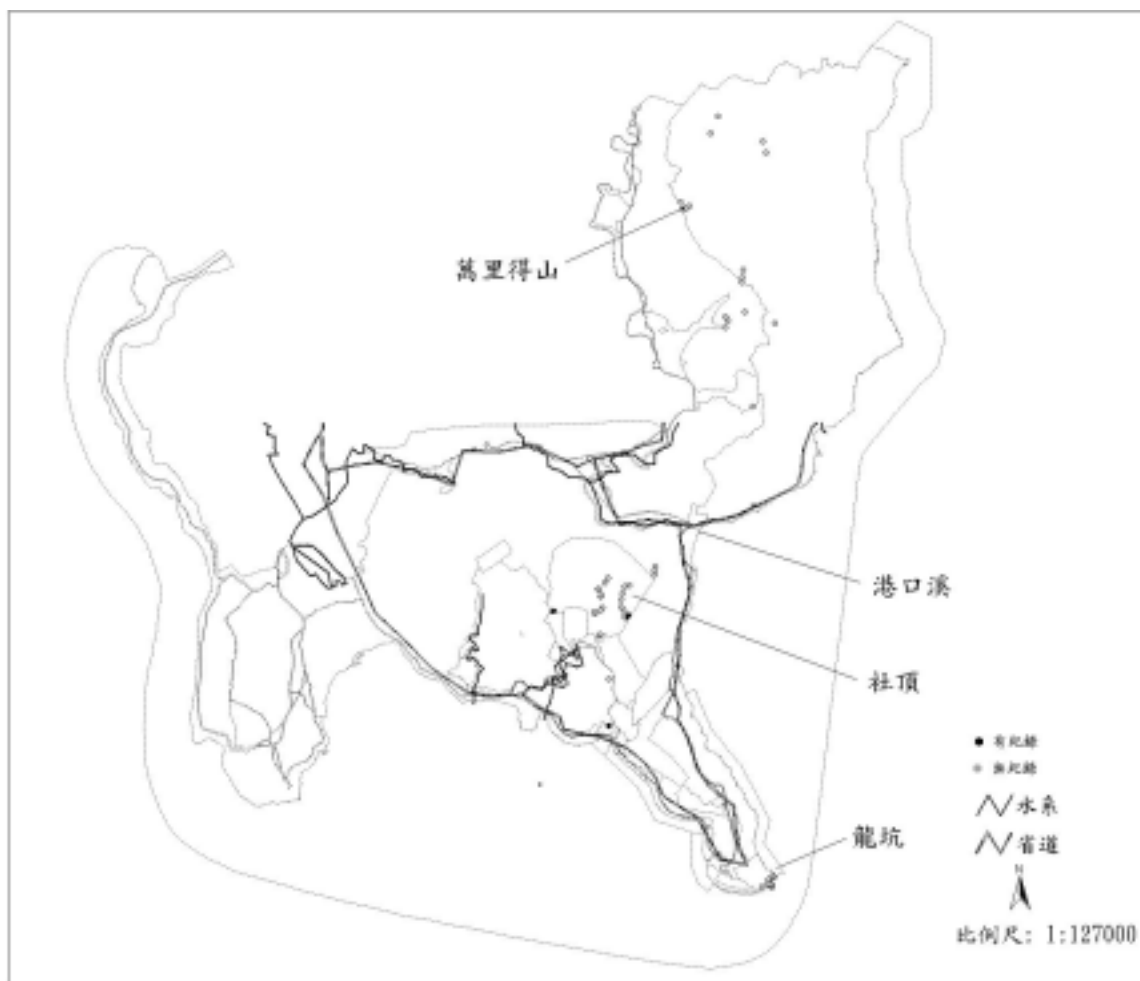
圖十八、犬隻在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年。



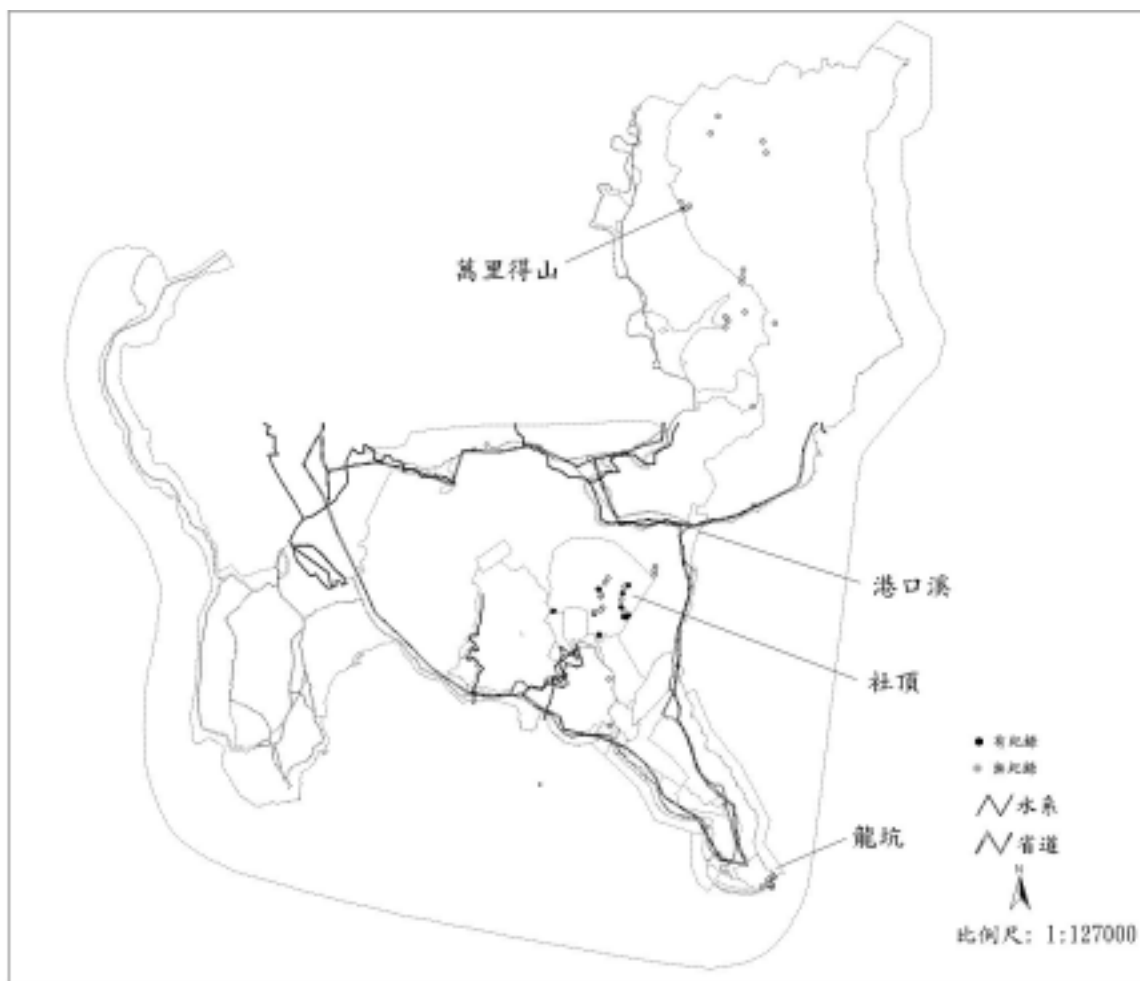
圖十九、臺灣野豬在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年。



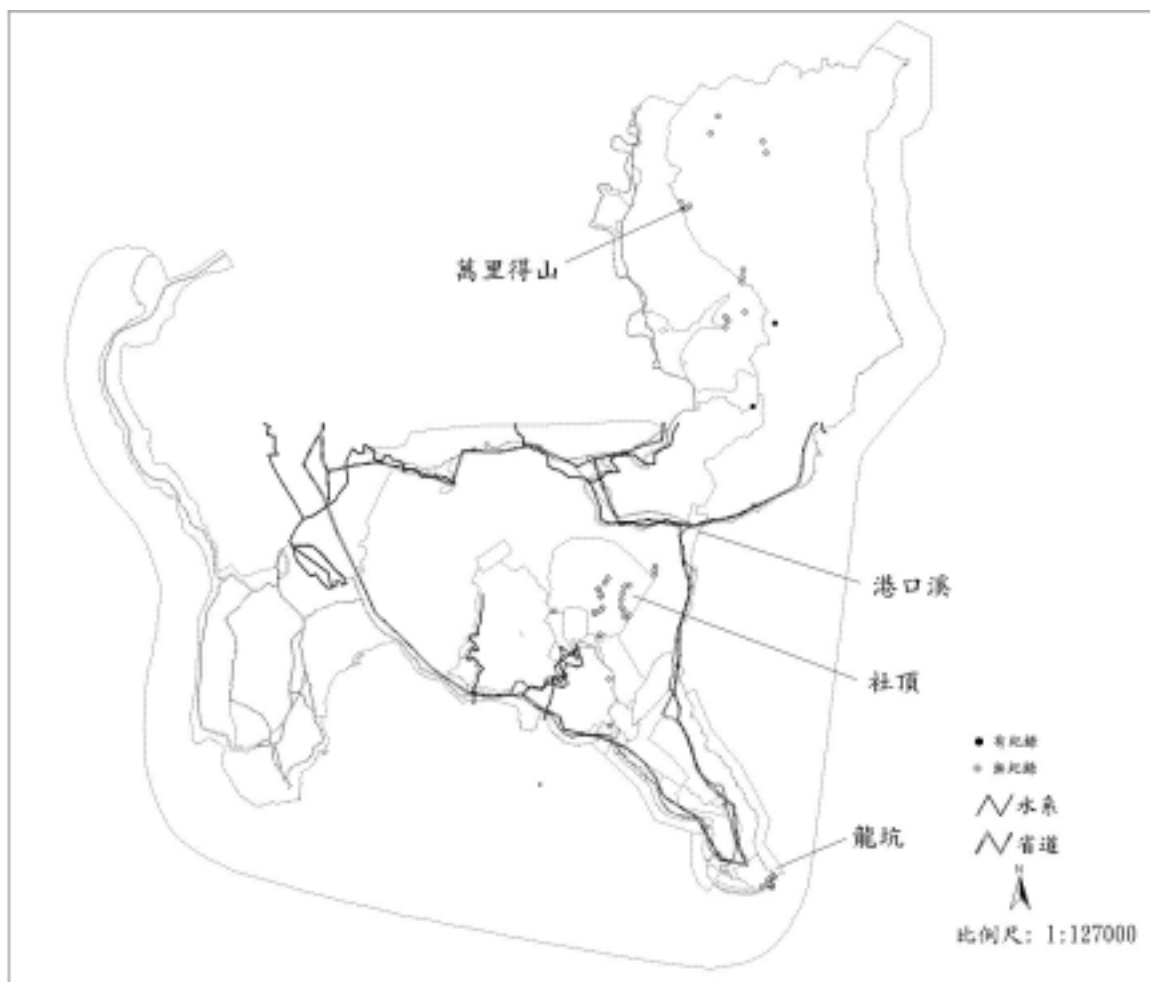
圖二十、家羊在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年。



圖二十一、水牛在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年。



圖二十二、梅花鹿在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年。



圖二十三、台灣山羌在墾丁國家公園內被自動照相設備紀錄過樣點的分布圖。資料涵蓋時間為 1998-2001 年。

附錄一、本研究於 2001 年在國家公園內架設自動照相設備的座標。

樣點	座標		樣點	座標	
NL3	233800.00	2443853.00	NL30	232916.40	2441300.77
NL4	233600.00	2443382.00	NL31	232999.91	2441372.34
NL6	235020.00	2443154.00	NL32	232770.71	2441485.08
NL12	232042.81	2431142.64	KT13	231276.660	2429954.214
NL13	232056.10	2431385.39	KT14	231347.313	2430024.065
NL18	234765.00	2435813.00	KT15	229283.976	2430142.074
NL20	234451.00	2439259.00	KT16	230793.903	2428261.844
NL21	235105.76	2442846.46	KTF2	230389.370	2430121.417
NL22	234538.00	2438437.00	KTF7	230508.099	2430744.712
NL23	235369.00	2438128.00	KTF8	230525.830	2430743.628
NL24	233989.25	2438290.82	KTF9	230616.802	2430235.309
NL25	234472.00	2439405.00	KTF10	230574.193	2430165.424
NL26	234491.00	2439587.00	KTF11	230568.911	2430549.086
NL27	234050.64	2438186.84	KTF12	230579.188	2430587.525
NL28	233987.00	2438008.00	KTF13	230679.850	2430925.612
NL29	232050.00	2431254.00	KTF14	230776.572	2431062.097

附錄二、本研究在北區（港口溪以北）各自動照相設備拍攝到各物種的數量。

樣點 編號	赤腹 刺鼠	臺灣 松鼠	臺灣 獼猴	臺灣 野兔	白鼻 鼬獾	白鼻 心	食蟹 獾	梅花 鹿	臺灣 山羌	臺灣 野豬	家羊	家牛	家犬
NL2	5	2	3	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0
NL3	11	1	3	0	10	2	0	0	0	1	0	0	1
NL4	6	2	7	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
NL5	1	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
NL6	4	4	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NL7	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
NL9	2	5	8	0	1	8	1	0	0	0	0	0	0
NL1 0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NL1 4	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
NL1 7	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
NL1 8	5	0	57	0	9	6	0	0	1	2	0	0	0
NL2 0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NL2 1	2	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
NL2 2	0	0	0	0	2	1	1	0	0	2	0	0	0
NL2 3	1	2	1	0	0	1	1	0	2	0	0	0	0
NL2	7	3	2	0	6	0	2	0	0	0	0	0	0

4													
NL2													
5	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NL2													
6	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NL2													
7	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
NL2													
8	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
NL2													
9	0	5	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
NL3													
0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
NL3													
2	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0

附錄三、本研究在中區（港口溪以南、台 26 號公路以北）各自動照相設備拍攝到各物種的數量。

樣點 編號	赤腹			臺灣			台灣				
	刺鼠	松鼠	穿山甲	鼬獾	白鼻心	野豬	梅花鹿	獼猴	家牛	家羊	家犬
KTF1	0	9	0	18	8	0	1	2	0	0	0
KTF2	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
KTF7	0	0	0	1	0	0	0	0	0	13	0
KTF8	0	10	0	5	0	0	2	7	0	7	0
KTF11	0	0	0	2	0	0	0	3	0	18	0
KTF12	2	3	0	0	0	0	0	3	0	2	0
KT13	0	1	0	33	1	2	13	6	2	0	2
KT14	0	0	0	8	0	0	6	0	1	0	0
KT15	0	0	0	23	5	0	2	4	1	0	1
KT1	1	16	0	6	1	0	4	0	0	0	0
KT2	1	9	0	13	1	1	1	0	0	0	4
KT3	1	19	0	13	0	0	0	0	0	0	0
KT4	1	7	0	7	0	0	0	3	0	3	0
KT5	0	2	0	0	0	0	2	1	0	0	0
KT6	0	6	0	0	0	0	0	1	2	0	1
KT7	3	24	0	42	3	3	2	1	0	0	0
KT8	0	1	0	25	0	2	0	5	0	0	0
KT9	1	10	0	55	3	2	1	17	0	4	0
KT10	1	1	0	19	0	2	0	3	0	7	0
KT11	1	10	1	6	3	0	1	8	0	1	0
NL12	2	2	0	23	3	0	0	0	0	0	0
NL13	0	0	0	17	4	0	0	1	0	0	0