

玉山國家公園新康山區暨南二段 中大型哺乳動物調查計畫

Monitoring of Large Mammals in Singkang
Mountain and the Second Section of Southern
Central Ridge Trail in Yushan National Park



玉山國家公園管理處

553 南投縣水里鄉中山路一段 515 號

網址：<http://www.ysnp.gov.tw/>

無障礙環境：電子信箱：tmc@ysnp.gov.tw

電話：(049) 2348237

總機：(049) 2773121 (代表)

傳真：(049) 2774846

玉山國家公園叢刊編號：1183

玉山國家公園新康山區暨南二段中大型哺乳動物調查計畫

玉山國家公園管理處



玉山國家公園管理處
中華民國 98 年 12 月

該研究報告非本處立場、僅供參考

玉山國家公園新康山區暨南二段
中大型哺乳動物調查計畫
**Monitoring of Large Mammals in
Singkang Mountain and the Second Section
of Southern Central Ridge Trail in
Yushan National Park**

中華民國自然生態保育協會

計畫主持人：翁國精

協同主持人：林宗以

計畫助理：蔡及文

玉山國家公園管理處

中華民國九十八年十二月

玉山國家公園新康山區暨南二段中大型哺乳動物調查計畫

謝 誌

本計劃承蒙玉山國家公園管理處之經費支持，特有生物研究保育中心動物組提供研究上與器材之協助。臺灣師範大學生命科學系 王穎教授及特有生物研究保育中心 楊吉宗副主任擔任計劃審查委員並提供寶貴意見；林務局台東林管處向陽國家森林遊樂區及台東縣警察局向陽派出所等單位之諸位先生、女士在行政或器材之支援；屏東科技大學野生動物保育研究所哺乳類生態研究室、鳥類研究室、靈長類研究室等協助相機照片之物種辨識，賴鈞銘、范震華、施凱傑、路蕙宇等同學協助資料處理。而野外資料之收集則有賴山友 明豫輝、賴明佑、陳俊宏、陳雪濤、林華韋、許光輔、南澳金洋村 蔡振光等不辭辛勞全力的協助，方能使得本計劃得以順利完成，特此表達萬分之感謝。

玉山國家公園新康山區暨南二段中大型哺乳動物調查計畫

目次

摘要	VII
Abstract	IX
第一章 前言	1
第二章 材料與方法	5
第一節 研究樣區	5
第二節 研究方法	6
第三節 紅外線相機運用在族群估算可行性評估	11
第三章 結果與討論	17
第一節 新康橫斷中大型哺乳動物相	17
第二節 中央山脈南二段中大型哺乳動物相	25
第三節 台灣水鹿啃食樹皮或磨角現況與長期監測樣區劃設	27
第四節 運用紅外線自動相機進行族群數量估算可行性評估	36
第四章 結論與建議	69
第一節 結論	69
第二節 建議	70
參考書目	75
附錄一 期初評選會議委員意見及回覆情形	81
附錄二 期中審查委員意見及回覆情形	83
附錄三 期末審查委員意見及回覆情形	85

玉山國家公園新康山區暨南二段中大型哺乳動物調查計畫

表 次

表 2-1	新康橫斷山區及各路段一公里緩衝帶內植被類型面積比例統計表。.....	12
表 2-2	新康橫斷各路段登山步道穿越植被類型長度比例統計表。.....	12
表 2-3	南二段山區及各路段一公里緩衝帶內植被類型面積比例統計表。.....	13
表 2-4	南二段全線各路段登山步道穿越植被類型長度比例統計表。.....	13
表 3-1	2009 年三月至十一月新康橫斷中大型哺乳動物痕跡分布密度（痕跡數/公里） 及數量統計表。.....	39
表 3-2	2009 年三至十一月新康橫斷沿線各棲地類型紅外線自動相機中大型哺乳類拍 攝張數及平均出現指數(Occurrence Index, OI 值)統計表。.....	40
表 3-3	新康橫斷與南安到大分長期監測樣區自動相機平均出現指數比較表。.....	41
表 3-4	2009 年十一月南二段中大型哺乳動物痕跡分布密度（痕跡數/公里）及數量統 計表。.....	42
表 3-5	南二段轆轤段至嘉明段 2009 年與 2007 年痕跡調查結果(痕跡數量/調查次數) 比較表。.....	43
表 3-6	2009 年新康橫斷沿線水鹿啃食樹皮或磨角樹種及各路段分布數量統計表。...	44
表 3-7	玉山主峰線到南二段沿線 2009 年下半年新增水鹿啃食樹皮或磨角樹種及各路 段分布數量統計表。.....	46
表 3-8	2009 年新康橫斷各森林相機樣點水鹿平均出現指數及穿越帶（50 公尺 x10 公 尺 x3 條）內樹木數量、水鹿啃食樹皮或磨角比例比較表。.....	47
表 3-9	2009 年新康橫斷松類針葉林相機樣點水鹿平均出現指數及 50 公尺 x2 公尺穿 越帶內樹木種類、數量、水鹿啃食樹皮或磨角比例比較表。.....	48
表 3-10	2009 年南二段各森林輻射穿越帶（50 公尺 x10 公尺 x3 條）內樹木種類、數 量、水鹿啃食樹皮及磨角比例比較表。.....	49

表 3-11	2009 年南二段松類針葉林及其他針葉林輻射穿越帶內森林冠層植物種類、數量、及遭水鹿啃食樹皮及磨角比例比較表。.....	52
表 3-12	2009 年南二段松類針葉林及其他針葉林輻射穿越帶內森林灌木植物種類、數量、及遭水鹿啃食樹皮及磨角比例比較表。.....	53
表 3-13	2009 年新康橫斷水鹿活動對森林影響長期監測樣區（10 公尺×10 公尺）調查結果。.....	54
表 3-14	2009 年南二段水鹿活動對森林影響長期監測樣區（20 公尺×20 公尺）調查結果。.....	55
表 3-15	2009 年新康橫斷（10 公尺×10 公尺，n=4）暨南二段（20 公尺×20 公尺，n=5）水鹿活動對森林影響長期監測樣區調查結果。.....	56
表 3-16	運用紅外線自動相機進行族群數量估算方法整理比較表。.....	57

圖 次

圖 2-1	玉山國家公園新康橫斷與南二段步道路線圖。	14
圖 2-2	新康橫斷路線分段圖及沿線一公里範圍內地面植被類型分佈圖。	15
圖 2-3	南二段路線分段圖及沿線一公里範圍內地面植被類型分佈圖。	16
圖 3-1	2009 年三月至十一月新康橫斷各路段台灣水鹿每公里痕跡數量累計 圖。	58
圖 3-2	2009 年三月至十一月新康橫斷各植被類型台灣水鹿每公里痕跡數量累 計圖。	58
圖 3-3	2009 年三月至十一月新康橫斷各路段偶蹄目動物每公里痕跡數量累計 圖。	59
圖 3-4	2009 年三月至十一月新康橫斷各植被類型偶蹄目動物每公里痕跡數量 累計圖。	59
圖 3-5	2009 年三月至十一月新康橫斷各路段台灣獼猴每公里痕跡數量累計 圖。	60
圖 3-6	2009 年三月至十一月新康橫斷沿線各植被類型台灣獼猴每公里痕跡數 量累計圖。	60
圖 3-7	2009 年三月至十一月新康橫斷各路段食肉目動物每公里痕跡數量累計 圖。	61
圖 3-8	2009 年三月至十一月新康橫斷沿線各植被類型食肉目動物每公里痕跡 數量累計圖。	61
圖 3-9	2009 年三月至十一月新康橫斷沿線台灣獼猴出現地點（包含自動相機 與痕跡資料）海拔分布圖。	62

圖 3-10	2009 年三月至十一月新康橫斷紅外線自動相機拍攝台灣水鹿時段百分比。	62
圖 3-11	2009 年三月至十一月新康橫斷紅外線自動相機拍攝山羌時段百分比。	63
圖 3-12	2009 年三月至十一月新康橫斷紅外線自動相機拍攝台灣長鬃山羊時段百分比。	63
圖 3-13	2009 年三月至十一月新康橫斷紅外線自動相機拍攝台灣獼猴時段百分比。	64
圖 3-14	新康橫斷與南安到大分長期監測樣區自動相機平均出現指數比較圖。	64
圖 3-15	2009 年十一月南二段各植被類型台灣水鹿每公里痕跡數量累計圖。	65
圖 3-16	2009 年十一月南二段各植被類型台灣長鬃山羊每公里痕跡數量累計圖。	65
圖 3-17	2009 年十一月南二段各植被類型台灣獼猴每公里痕跡數量累計圖。	66
圖 3-18	新康橫斷森林相機樣點水鹿平均出現指數與輻射穿越帶(50 公尺 x10 公尺 x3 條)內之樹木被水鹿啃食或磨角平均比例關係圖。	66
圖 3-19	南二段其他針葉林及松類針葉林輻射穿越帶內森林冠層樹種及灌木樹種被水鹿啃食及磨角比例比較圖。	67
圖 3-20	新康橫斷及南二段長期樣區內各胸高直徑徑級樹種遭啃食或磨角數量統計圖。	67

摘 要

一、研究緣起及方法

近年來台灣水鹿族群增加，對玉山園區高山生態系產生影響，然而以往高海拔動物的調查並不多，缺少可供定量監測比較的資料，無法了解族群變動的機制。本計畫之目的是為了取得高海拔地區中大型哺乳動物相對豐度等資訊，並監測水鹿對於高山生態系的影響機制與強度，以健全玉山國家公園高海拔生物多樣性保育的基礎資料，作為國家公園經營管理策略的參考。本計畫利用沿線痕跡調查法及紅外線自動相機監測法調查新康山區的中大型哺乳動物組成、分布、相對豐富度、及棲地利用概況，並進行南二段地區森林被啃食狀況的年度監測，及劃設適合進行長期監測的高海拔樣區，同時評估應用自動相機在野生動物族群估算之可行性。

二、重要發現

自 2009 年三月至十一月期間，共記錄到中大型哺乳動物 8 科 14 種，以台灣水鹿在本區域的相對豐度最高，不論沿線痕跡調查及紅外線自動相機的出現指數均以台灣水鹿最高。某些物種對不同棲地的利用程度有所不同。本區域的台灣獼猴可能有季節性海拔垂直遷移的行為，值得後續追蹤研究。

新康橫斷步道沿線遭水鹿啃食樹皮與磨角的樹種，以台灣鐵杉及台灣冷杉最多，約佔 85.2%。本年度南二段步道沿線平均每公里新增加 17.9 棵水鹿啃食樹皮及磨角痕跡，明顯較新康橫斷平均每公里新增加 3.5 棵為多，兩地區均以台灣鐵杉新增的棵數最多。其中南二段轆轤山區有大量台灣二葉松成樹被啃食，為往年所未見，值得密切注意。

紅外線自動相機應用在野生動物族群估算模式主要可以區分為捕捉-再捕捉模式、邏輯回歸模式及自由氣體碰撞模式，其中以利用野生動物形態上的自然特徵進行個體辨識，再以捕捉-再捕捉模式進行族群估算的方式，最適合應用在目前國家公園的監測上。

三、主要建議事項

1. 建議國家公園管理處主動取得國家植群多樣性調查與製圖計畫所製作的最新天然林份土地利用圖層，提供監測與相關計畫使用。
2. 以本計畫為起點，在研究人員的協助下逐年分區建置國家公園全區野生動物紅外線自動相機監測樣點，本計畫研究人員將提供協助建置新康橫斷山列的監測樣點。
3. 以本計畫結果為基礎，選擇適當樣區建置水鹿對亞高山針葉森林更新與結構影響的大型監測樣區，並結合地面調查與遙測技術進行整合監測。
4. 應加速了解台灣水鹿族群密度變化趨勢及其對森林或草地生態系群聚結構與功能動態的關係，為未來需要進行適應性水鹿族群管理所需的生物面資訊與可能面臨的社會面問題預作準備，以適時適地採取適當因應措施。

Abstract

The increase of the Formosan sambar population in recent decades has influenced the alpine ecosystem inside Yushan National Park. However, there is no quantitative analysis to understand the mechanism of population dynamics due to the lack of wildlife study in alpine areas.

The purposes of this study are a.) to estimate the relative abundance of large mammals in alpine area, b.) to investigate the mechanism and intensity of the impact of Formosan sambar on alpine ecosystem, and c.) to provide data necessary for the environmental management of Yushan National Park.

Tracks and signs of large mammals were surveyed along the hiking trails and infrared-triggered cameras were set up to monitor the composition, distribution, relative abundance and habitat use of large mammals in Shinkang mountain areas. The annual monitoring of large mammals was conducted in the Second-section of Southern Central Ridge Trail (SSCRT). We also established several long-term monitoring sites of alpine ecosystem and evaluated the feasibility of using infrared-triggered cameras to estimate animal population density.

From March to November 2009, fourteen species of large mammals were recorded in this study. Both results from trail survey and camera trapping suggest that Formosan sambar is the most abundant species in this area. Some species showed difference in habitat use. Formosan macaque in this area may exhibit altitudinal migration seasonally.

About 85.2% of the bark-stripping and antler rubs was found on Taiwan Hemlock

(*Tsuga chinensis*) and Taiwan Firs (*Abies kawakamii*) along Shinkang hiking trails. The number of trees damaged by bark-stripping or antler rubs by Formosan sambar this year on SSCRT is 17.9 per kilometer, which is higher increase than that in Shinkang area (3.5 per kilometer). Besides, it's worth noting that the bark of *Pinus taiwanensis* was largely stripped by Formosan sambar on the section of Lulu in SSCRT.

There are three major methods using infrared-triggered cameras to estimate animal population density, including capture-recapture model, logistic regression model and ideal gas model. The capture-recapture model is the most applicable approach for monitoring large mammals in the Yushan National Park.

第一章 前言

玉山國家公園地處台灣中心位置，海拔 250~3952 公尺，海拔跨幅大，山勢陡峭峻拔，涵蓋多種植被類型，提供野生動物相當多樣且異質的棲地類型。早期台灣的野生動物面臨嚴重狩獵壓力，使得當時台灣水鹿 (*Rusa unicolor swinhoii*) 等大型哺乳動物僅於花蓮鄰近中央山脈的區域才較易發現 (王穎, 1988)，這些地方正是目前玉山國家公園及丹大野生動物重要棲息環境的高海拔核心區域。70 年代中期玉山國家公園成立，有效降低園區內的狩獵壓力，至今 23 年來，玉山國家公園已成為野生動物重要的避難所之一，讓許多中大型哺乳動物得以喘息並逐漸恢復以往的生息。例如以往極其稀少的台灣黑熊 (*Ursus thibetanus formosanus*)、黃喉貂 (*Martes flavigula chrysospila*) 與台灣水鹿等 (王穎, 1988；于名振及林良恭, 1989；周蓮香, 1991)，近年的發現記錄有增加的趨勢，分布範圍也有擴展的跡象 (吳海音, 2003；吳海音及吳煜慧, 2005；陳怡君等, 2002；黃美秀及簡榮芸, 2004；李玲玲等, 2007)，為國家公園境內重要的生物資源。

這樣的趨勢固然可喜，但某些野生動物的增加卻可能對生態系統的平衡帶來危害。例如李玲玲等 (2007) 針對南二段中大型哺乳動物的調查中，發現部分地區水鹿族群密度高，使得該地區台灣鐵杉 (*Tsuga chinensis* (Franchet) Pritz. ex Diels var. *formosana* (Hayata) Li & Keng)、台灣冷杉 (*Abies kawakamii* (Hayata) Ito) 樹皮遭水鹿大量啃食，導致樹木環狀剝皮而死亡，並對這些溫帶針葉樹種的更新機制產生顯著影響 (林宗以等, 2006；李玲玲等, 2007；林宗以, 2008)。由於其他山區台灣水鹿族群亦有增加的現象 (李玲玲及林宗以, 2006、裴家騏及姜博仁 2004)，牠們對於森林、草地等植物社會更新、組成與結構的影響程度勢必跟著提高，並進一步影響其他共域的動物，例如地棲小獸類、鳥類和昆蟲的生物多樣性等，而產生一連串的連鎖反應與瀑布效應 (Cascading effect) (Oswald and

Sinclair, 1997；Côté *et al.*, 2004)。因此，在經營管理上，國家公園應該選擇適當樣區，長期監測台灣水鹿的族群變動及牠們對於高山生態系的影響機制與強度，以適時提供因應對策，維持國家公園高海拔山區的生物多樣性與生態系平衡。

近幾年來，玉山國家公園透過逐步建立的野生動物長期監測計畫，對於園區內的中大型哺乳動物現況的了解與監測建立良好的基礎，其中尤以對台灣黑熊的保育研究與貢獻最多（王穎及黃美秀，1999；王穎及吳煜慧，2001；黃美秀等，2006）。然而，園區內海拔 2500 公尺以上的山區，受到交通不便，路程遙遠的影響，除了早期一系列於玉山山塊及關山地區關於台灣長鬃山羊（*Capricornis swinhoei*）的生態研究外（黃郁文，1988；呂光洋等，1989；陳月玲，1990），近年則僅有南二段向陽山到轆轤山為期一年的監測調查（李玲玲等，2007），以及於八通關日據越嶺道（黃美秀，2005）及南二段全線（林宗以，2008）各進行一次全線的哺乳動物痕跡調查，其餘大部分研究計畫都集中在幾處相對容易抵達的中、低海拔區域，其他高海拔區域相關資料仍舊缺乏（吳海音等，2004），例如園區東南部由三叉山以東至新康山及八通關越嶺道的新康橫斷山列，迄今仍缺乏基礎的中大型哺乳動物資源調查。此外，各研究計畫之間亦無定量資料的比較，造成園區內整體動物資源的空間分佈無法完整呈現。

中大型哺乳動物活動隱密，掌握牠們在高海拔的分布與豐度資訊相對困難，尤其要獲得動物豐度資訊更是耗時耗力。所幸近年來數位紅外線自動相機等監測工具進展快速，在電力持久性與資料記錄容量均大大提升，架設地點上的限制也大大縮小（李玲玲等，2007），有利於野外試驗設計及提高稀有物種的偵測機率，並可提供更為豐富的動物生活史資訊；此外，近年來自動相機運用在動物群聚與族群監測等相關統計分析方法也逐漸完善，例如 Tobler *et al.* (2008) 對於取樣累積時間長短與記錄物種數關係的探討。這些進展都使得紅外線自動相機對於偏遠交通不便，且地形崎嶇的深山區域動物群聚組成、族群估算與動態監測，提供一

個相對低勞力、非入侵性及對環境干擾最小的有效工具（Silveira *et al.*, 2003）。

基於此，本計畫擬利用沿線痕跡調查法及紅外線自動相機監測法，完成下列工作項目：

1. 建立三叉山至新康山沿線的中大型哺乳動物組成、分布、活動模式、相對豐度指標及棲地利用概況，並紀錄森林遭水鹿啃食及磨角的狀況，及其對於森林更新的影響。

2. 執行中央山脈南二段中大型哺乳動物相及森林被水鹿啃食狀況的年度監測，以了解高海拔森林因草食獸啃食、磨角所造成的損害。

3. 於新康橫斷及南二段山區劃設適合納入玉山國家公園森林生態系長期監測網的永久樣區。

4. 透過國外文獻整理，評估紅外線相機運用在台灣水鹿及其他中大型哺乳動物族群估算及動態監測的可行性，提供未來設置永久相機監測地點的規劃與建議。

5. 將本計畫樣區內之調查結果，與相鄰之南安到大分長期監測樣區之調查結果比較，建立玉山國家公園東部園區中大型哺乳動物的海拔分布、相對豐度及棲地使用上的完整資訊，並提供東部園區生物多樣性經營管理策略的建議。

第二章 材料與方法

第一節 研究樣區

一、新康橫斷山列

新康橫斷山列登山道登山口和中央山脈南二段一樣，均為南橫向陽（2312 公尺）起登，經向陽山（3602 公尺）、三叉山（3496 公尺）之後，於三叉山東鞍（3300 公尺）向東叉出，經布新三叉路口（3200 公尺）、連理山西峰（3161 公尺）、連理山（3136 公尺）、新仙山（3124 公尺）抵新康山（3331 公尺）後，自新仙山北稜陡下稜線接日據八通關越嶺古道新康山登山口（1850 公尺），再沿古道經瓦拉米出南安，沿線山勢陡峭，海拔起伏落差極大（圖 2-1）。本計劃研究範圍自新康橫斷與南二段叉路口到日據八通關越嶺古道新康山登山口，海拔幅跨 1800~3331 公尺，並與南安到大分長期監測（吳海音，2003；吳海音等，2004；吳海音及吳煜慧，2005；吳海音及施金德，2006、2007）樣區接軌。沿線植被類型涵蓋亞高山天然植生帶（冷杉林帶）、上部山地天然植生帶（鐵杉林帶）及山地天然植生帶（櫟林帶）（謝長富，私人通訊），包括箭竹草地、冷杉林、鐵杉林、二葉松林、針闊葉混淆林、闊葉混淆林等林相，類型眾多極富變化，提供中大型哺乳動物多樣的棲所。

二、中央山脈南二段

中央山脈南二段北自南投縣東埔（1137 公尺）起登，藉由日據八通關越嶺道經八通關草原（2800 公尺）、中央金礦（2823 公尺）、白洋金礦（3388 公尺）、秀姑坪（3500 公尺）上抵中央山脈最高峰秀姑巒山（3805 公尺），之後，大抵沿著中央山脈主脊曲折往南，沿途依序通過大水窟山（3642 公尺）、南大水窟山

(3380 公尺)、達芬尖山(3208 公尺)、塔芬山(3090 公尺)、塔芬池(2940 公尺)、轆轤山(3279 公尺)、雲峰(3564 公尺)、南雙頭山(3356 公尺)、三叉山及向陽山後再離開主稜陡下南橫向陽，海拔幅跨 1137~3805 公尺，為玉山國家公園的核心區域(圖 2-1)。沿線植被涵蓋高山天然植生帶(高山灌叢及高山草原)、亞高山天然植生帶(冷杉林帶)、上部山地天然植生帶(鐵杉林帶)、山地天然植生帶(櫟林帶)及下部山地天然植生帶(楠櫟林帶)(謝長富，私人通訊)，包含岩屑地草本植群、玉山圓柏(*Juniperus squamata* Buch.-Ham. apud Lamb.)、玉山杜鵑(*Rhododendron pseudochrysanthum* Hayata)等高山灌叢、玉山箭竹(*Yushania niitakayamensis* (Hayata) Keng f.)、或玉山箭竹-紅毛杜鵑-台灣馬醉木為主的大面積灌叢草地、冷杉林、鐵杉林、鐵杉雲杉混淆林、二葉松林、赤楊林、針葉混淆林、針闊葉混淆林、闊葉混淆林及小面積開墾地等，其中主稜沿線有多處平緩優美，鑲嵌亞高山針葉林與箭竹灌叢草地的高山準隆起平原及谷地，成為中大型草食獸最佳的棲地，是目前最容易目睹台灣水鹿的縱走路線之一，而本區沿線歷年來共記錄有 6 目 15 科 39 種哺乳動物(林曜松及李培芬，1982；于名振及林良恭，1989；林曜松等，1990；李玲玲等，2007；林良恭及喬雅玲，2007、2008；林宗以，2008；黃美秀，2008)。然而，高密度草食獸也讓本區域的植被啃食壓力較其他區域為高，其中尤以台灣鐵杉、台灣冷杉等森林冠層樹種的幼樹被啃食環剝死亡的狀況最為顯著(李玲玲等，2007；林宗以，2008)。

第二節 研究方法

一、新康橫斷山列中大型哺乳動物相調查

利用沿線痕跡調查法及紅外線自動相機監測法調查並分析哺乳動物的群聚組成、活動模式、相對豐度、棲地利用概況。哺乳動物以食肉目、靈長目、偶蹄目、兔形目、鱗甲目及齧齒目松鼠科等中大型哺乳動物為主要調查對象，但期間

所發現之小獸類亦一併記錄。調查頻度每兩個月進行一次。

棲地類型參考國家植群生物多樣性調查及製圖計畫結果(謝長富,私人通訊)以及李玲玲等(2007)的分類方法,將棲地類型區分為箭竹草地(包括箭竹草原、草生地、灌叢等)、松類針葉林、其他針葉林(包括冷杉林、鐵杉林、雲杉林等)及針闊混淆林(包括紅檜 *Chamaecyparis formosensis* Matsum.、台灣鐵杉、台灣華山松 *Pinus armandii* Franchet var. *masteriana* Hayata 等林下有闊葉喬木及灌叢生長之地區,及闊葉林等)四種不同林型(圖 2-2)。並以新康橫斷登山道一公里緩衝帶為本計畫研究範圍,四種棲地類型所佔的面積比例,分別為箭竹草地 19.5%、松類針葉林 17.2%、其他針葉林 42.1%、針闊混淆林 17.8%(表 2-1)。

調查範圍內步道總長約 17 公里,為呈現動物在新康橫斷不同區段的空間分布狀況,將本區域分成布新段(新康橫斷與南二段叉路口至布新營地,長度 4.0 公里,海拔 3110 ~ 3340 公尺)、桃源段(布新營地至桃源營地,長度 5.5 公里,海拔 2745 ~ 3260 公尺)、新康段(桃源營地至新康山,長度 4.5 公里,海拔 2745 ~ 3331 公尺)及新仙段(新仙山營地至八通關日越嶺道新康山登山口,長度 3.0 公里,海拔 1850 ~ 3124 公尺)。各路段登山步道穿越四種棲地類型的長度比例如表 2-2 所示。

新康登山口經抱崖、瓦拉米到山風路段,雖非本計畫調查範圍,但為求能減少跨研究間比較人員差異所造成的誤差,若在天候、行程狀況均許可下,亦進行痕跡記錄但不移除痕跡,以免影響其他研究團隊的記錄,並藉此呈現東部園區中大型哺乳動物在海拔分佈上差異。

1. 沿線痕跡調查法

研究人員以緩慢步行的方式,分別以目視、聲音、排遺、足跡、食痕、耙痕、拱痕、泥浴打滾痕、屍骸等跡象,蒐集並紀錄哺乳動物痕跡出現地點的 GPS 座標(Garmin 60CSX 手持式 GPS,座標系統採用 TW97 二度分帶座標系統)、海

拔高度及棲地類型等資料。將目視、聲音及屍骸合併為見聞記錄，排遺、足跡、扒掘痕等其它類型之痕跡合併為痕跡記錄。動物痕跡出現的頻度依照路段及棲地類型區分，計算每公里步道的痕跡數量，以呈現動物分佈的地理資訊，並比較 4 種棲地中每公里步道長度動物痕跡的數量差異。此外，記錄步道兩側 10 公尺內遭台灣水鹿啃食樹皮或磨角的植種及數量，其中第一次調查不分新舊痕跡均詳實記錄，第二次之後則僅記錄新的啃食樹皮痕跡或磨角痕跡，此部分不併入其它水鹿痕跡的數量計算，而予以單獨比較，藉以了解本區域水鹿啃食樹皮及磨角的季節變化，並評估此現象對森林的影響。

2. 紅外線自動相機監測法

於樣區步道兩側，選擇哺乳類動物獸徑交會處或是水池旁，架設數位型紅外線自動相機 (Non Typical, Inc.)，所使用的機型包括有 Cuddeback Expert 及 Cuddeback Capture 兩種，兩者均為水平架設並向下略為傾斜，夜間光源均為閃光燈，但前者白天時段可以設定錄影 (10-60 秒)，後者僅有照相功能。架設高度依地形而有所調整，以能夠偵測小獸類以上的動物為標準，距離地面約 30~100 公分不等，Expert 的錄影時間設定為 15 秒。相機每兩個月更換一次電池及記憶卡，研究期間除電池或記憶卡耗盡之外，相機均隨時保持在工作狀態。

在箭竹草地、松類針葉林、其他針葉林，及針闊葉混合林四種棲地類型中，每種棲地選擇至少五個架設樣點，並依調查範圍內各類型棲地所佔之棲地面積比例進行調整，架設樣點之間相隔 500 公尺以上。各架設樣點位置利用手持式衛星定位儀進行定位。

各個相機架設樣點的動物相對豐度將以出現指數 (Occurrence Index, OI 值，裴家騏及姜博仁，2004) 來表示，出現指數之計算方式為：

$$\text{出現指數} = (\text{物種在該樣點的有效照片數} / \text{該樣點總工作時數}) * 1000 \text{ 小時}$$

其中，樣點工作時數是指相機開機測試時間與最後一張照片顯示時間的間隔，以小時為計算單位，樣點總工作時數則為各次工作時數的加總；有效照片是指有攝得動物的照片，但若在半小時內，連續拍得同種動物，且無法區別個體時，將之視為同一筆記錄；而同一張照片若記錄有一隻以上的個體或一種以上的動物，則每隻個體均視為單一筆記錄。台灣獼猴（*Macaca cyclopis*）為群居性的動物，自動相機記錄成群比例高。因此本研究沿用裴家騏及姜博仁（2004）的方式，將台灣獼猴的有效照片數以群次為單位來計算。

紅外線自動相機所取得之資料，將用於分析中大型哺乳動物相、棲地利用概況及活動模式。其中棲地利用概況以 Kruskal-Wallis test 比較各棲地間出現指數之差異。活動模式將選取有效照片張數 100 張以上之物種進行分析，以小時為單位，統計該物種各小時之照片拍攝張數佔全部照片張數之百分比，以代表其一天中活動時段分佈之情形。

同時，為了評估自動相機所記錄的水鹿平均出現指數與水鹿啃食或磨角痕跡的關係，我們以自動相機架設點為中心，先隨機選取一角度，以 50 公尺皮尺劃設長 50 公尺寬 10 公尺的穿越帶，並以此定點與第一條穿越帶每隔 120 度角劃設 1 條 50 公尺寬 10 公尺的穿越帶，總計劃設 3 條長 50 公尺寬 10 公尺固定方向的穿越帶。調查時由兩位研究人員沿中心線兩側前進，記錄沿線兩側 5 公尺內的樹木與灌木數量、被水鹿啃食樹皮或磨角的數量等，藉以分析各相機架設點附近被水鹿啃食或磨角的比例，並和相機樣點的平均出現指數進行比較，藉以了解水鹿的平均出現指數與水鹿啃食樹皮及磨角痕跡數量上的關係。

二、南二段沿線中大型哺乳動物相暨森林遭水鹿啃食現況年度調查

本計畫原規劃自東埔經觀高地區進入南二段山區，但東埔路段因受 98 年 8 月莫拉克風災影響，造成多處坍方，為安全因素考量及順利完成調查，本團隊另

規劃由玉山登山步道經荖濃溪上游進入南二段八通關山區，並往南沿線調查至向陽。並將南二段登山道區分為八通關段（塔塔加登山口至中央金礦山屋，長度 18.7 公里）、大水窟段（中央金礦山屋至南大水窟山，長度 8 公里）、達芬尖段（南大水窟山至塔芬谷山屋，長度 6.8 公里）、塔芬段（塔芬谷山屋至轆轤谷山屋，長度 6.6 公里）、轆轤段（轆轤谷山屋到雲峰東峰下三叉營地，長度 4.1 公里）、南雙頭段（雲峰東峰下三叉營地至拉庫音山屋，長度 5.5 公里）、拉庫音段（拉庫音山屋至嘉明湖，長度 4 公里）、嘉明段（嘉明湖至向陽登山口，長度 10.4 公里）等 8 個區段（圖 2-3）。南二段全區 4 種棲地類型所佔的面積比例，分別為箭竹草地 26.2%、松類針葉林 21.0%、其他針葉林 49.6%、裸露地 3.2%（表 2-3），各路段登山步道穿越 4 種棲地類型的長度比例如表 2-4 所示。

調查方法是沿步道兩側，由研究人員以緩慢步行的方式，以沿線痕跡調查法進行哺乳動物相普查，由於自轆轤段至嘉明段分段方式與李玲玲等(2007)相同，痕跡調查之結果將與其調查結果進行比較。並記錄沿線兩側 10 公尺範圍內森林樹種被水鹿啃食樹皮或磨角的樹種、棵數、遭環剝死亡的棵數。調查時僅記錄新的啃食樹皮或磨角的痕跡。由於水鹿啃食樹皮或磨角時，會以門牙或鹿角將樹皮咬開或是戳開，若為啃食樹皮，會將最外層乾的樹皮棄置在地上，僅吃食韌皮部組織，因此新鮮的啃食痕底下常可以見到散落地上成塊狀的外層樹皮食餘；而磨角時，則會以鹿角戳樹，而將樹皮、韌皮部等部位移除，此時樹幹上常會殘留不規則絲狀的樹皮纖維，地上也會殘留新鮮呈現長條狀的樹皮纖維。而樹木被攻擊受傷之後，受傷部位的水分會逐漸喪失，有時亦會進一步感染黴菌，而使得樹皮由剛被攻擊受傷時充滿水分、淡而發亮的色澤逐漸呈現黯淡乾枯、或是斑駁的色澤。雖然樹木被攻擊後受傷部位色澤的變化速度可能會隨著樹種、胸徑大小、環境微氣候而有所差異，但本研究所記錄的新鮮啃食樹皮痕跡及磨角痕跡，依實際野外觀察，均為 3~6 個月內被啃食樹皮或磨角的痕跡。

為調查不同植被棲地內不同樹種被水鹿啃食或磨角的比例，於沿途選擇松類針葉林及其他針葉林各 5 處，以隨機取樣的方式，先隨機選取一定點為起點，再隨機選取一角度，以 50 公尺皮尺劃設長 50 公尺寬 10 公尺的穿越帶，並以此定點與第一條穿越帶每隔 120 度劃設 1 條 50 公尺寬 10 公尺的穿越帶，總計劃設 3 條長 50 公尺寬 10 公尺固定方向的穿越帶。調查時由兩位研究人員沿中心線兩側前進，記錄沿線兩側 5 公尺內的樹木與灌木種類、數量、被水鹿啃食樹皮或磨角的植物種類、數量等。

三、森林生態系長期監測網永久樣區劃設及調查

依不同棲地，以隨機取樣的方式於新康橫斷（圖 2-2）及南二段山區（圖 2-3）的步道兩側，選擇至少五個森林區塊（10 公尺 x10 公尺）設置永久監測樣區，進行詳細調查，記錄樣區中心 GPS 座標、植被類型、植種、胸高直徑、冠層與地被覆蓋度、被啃食或磨角樹種、棵數、是否環剝致死、是否被重複啃食或磨角等。藉以計算不同棲地內各植種遭水鹿啃食及致死比例。

第三節 紅外線相機運用在族群估算可行性評估

收集並整理關於運用紅外線相機進行族群豐度或密度估算等國內、外重要期刊文獻，評估其運用在台灣偏遠山區進行台灣水鹿及其他中大型哺乳動物族群估算的可行性，提出可能需要解決的問題及相關研究，做為未來實際運用於野外試驗及調查的參考。

表 2-1 新康橫斷山區及各路段一公里緩衝帶內植被類型面積比例統計表。各路段分段方式見內文及圖 2-2。

植被類型	新康橫斷全區	布新段	桃源段	新康段	新仙段
箭竹草地	19.5%	58.1%	19.1%	7.2%	2.4%
松類針葉林	17.2%	2.3%	23.2%	22.8%	9.3%
其他針葉林	42.1%	33.9%	52.6%	66.6%	31.1%
針闊混淆林	17.8%	0%	1.4%	0.2%	54.6%
裸露地	3.4%	5.7%	3.7%	3.2%	2.6%

表 2-2 新康橫斷各路段登山步道穿越植被類型長度比例統計表。各路段分段方式見內文及圖 2-2。

植被類型	新康橫斷全線	布新段	桃源段	新康段	新仙段
箭竹草地	47.0%	100%	57.3%	26.4%	0.6%
松類針葉林	2.2%	0%	1.8%	0%	7.8%
其他針葉林	36.8%	0%	40.9%	66.5%	34.5%
針闊混淆林	12.2%	0%	0%	0%	57.1%
裸露地	1.8%	0%	0%	7.1%	0%

表 2-3 南二段山區及各路段一公里緩衝帶內植被類型面積比例統計表。各路段分段方式見內文及圖 2-3。

植被類型	南二段全區	八通關段	大水窟段	達芬尖段	塔芬段	轆轤段	南雙頭段	拉庫音段	嘉明段
箭竹草地	26.2%	11.7%	38.4%	23.6%	9.0%	13.1%	45.1%	60.7%	31.8%
松類針葉林	21.0%	28.3%	26.4%	29.7%	30.7%	22.8%	4.4%	5.1%	9.1%
其他針葉林	49.6%	55.7%	29.9%	43.0%	57.1%	63.6%	48.9%	31.8%	56.7%
裸露地	3.2%	4.2%	5.3%	3.7%	3.1%	0.6%	1.7%	2.4%	2.4%

表 2-4 南二段全線各路段登山步道穿越植被類型長度比例統計表。各路段分段方式見內文及圖 2-3。

植被類型	南二段全線	八通關段	大水窟段	達芬尖段	塔芬段	轆轤段	南雙頭段	拉庫音段	嘉明段
箭竹草地	27.3%	12.0%	54.9%	67.2%	49.2%	11.5%	15.3%	33.7%	3.4%
松類針葉林	18.8%	30.5%	22.4%	1.3%	0.0%	22.3%	22.9%	6.9%	19.1%
其他針葉林	49.9%	52.1%	19.5%	29.8%	50.8%	65.7%	47.3%	57.5%	77.5%
裸露地	4.0%	5.3%	3.3%	1.7%	0.0%	0.6%	14.5%	1.9%	0.0%

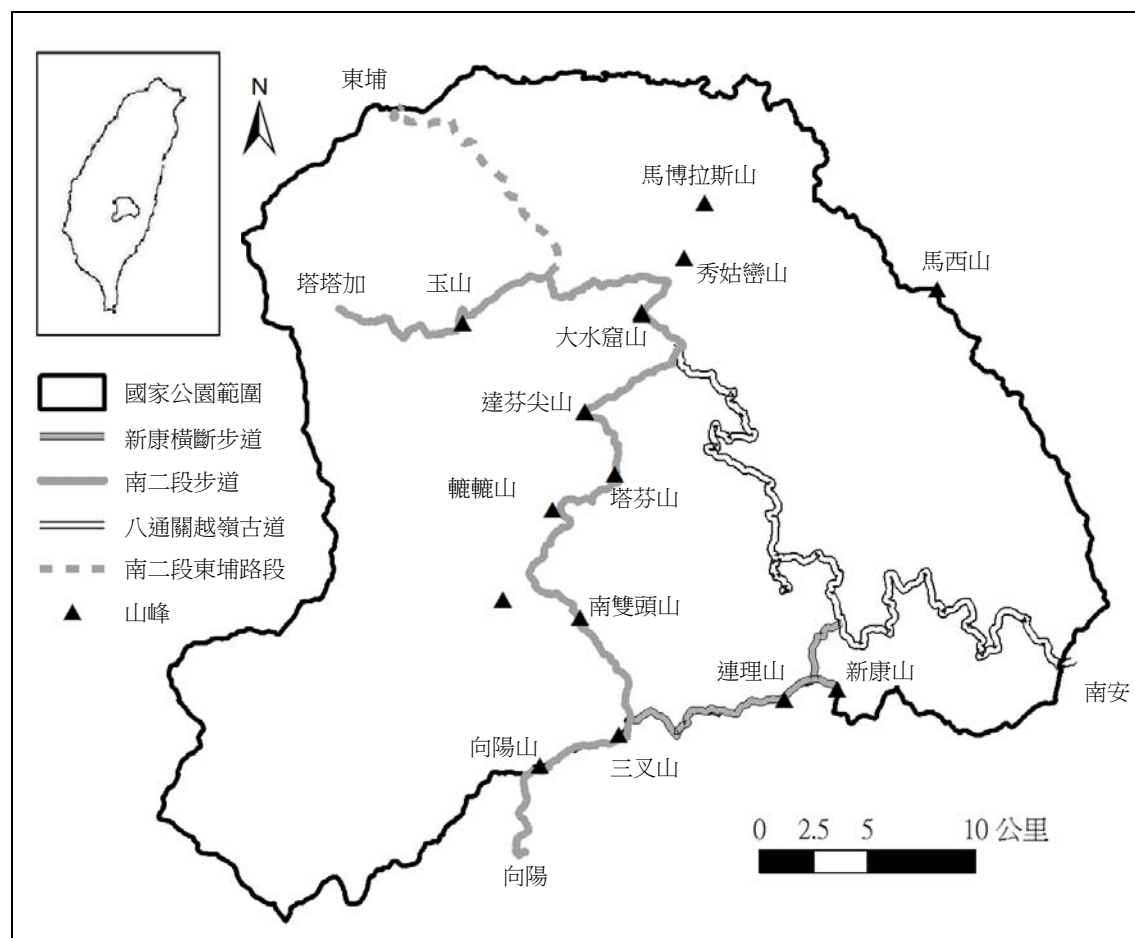


圖 2-1 玉山國家公園新康橫斷與南二段步道路線圖。

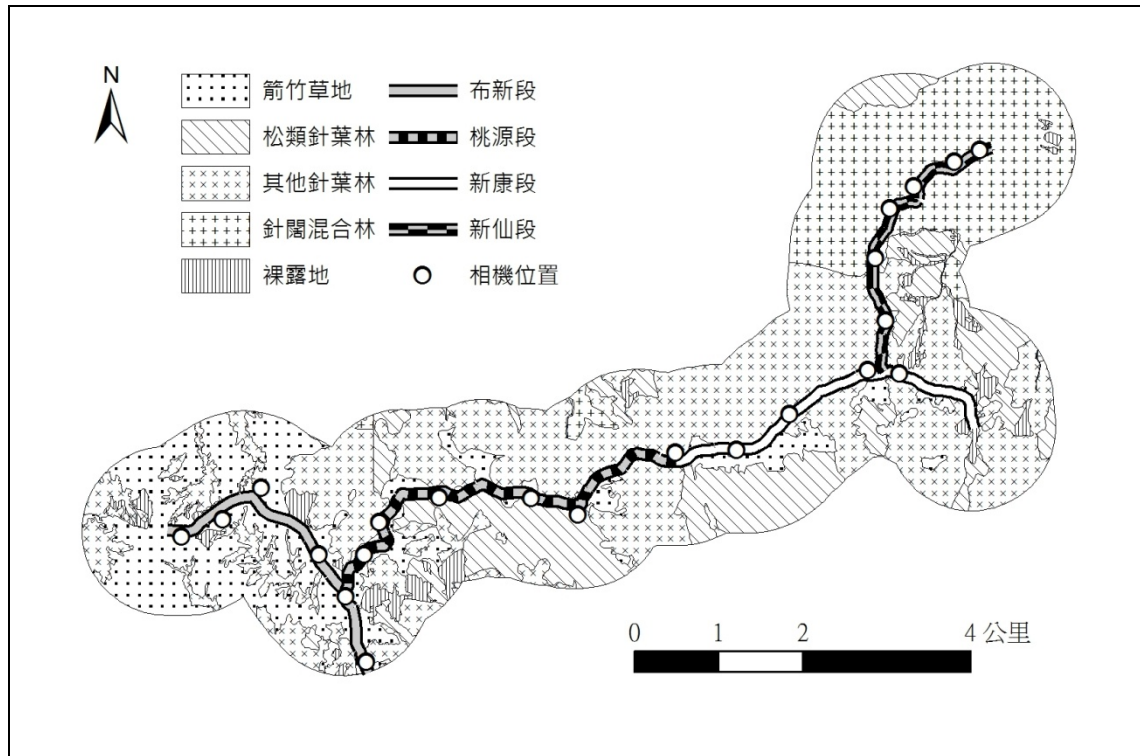


圖 2-2 新康橫斷路線分段圖及沿線一公里範圍內地植被類型分佈圖。

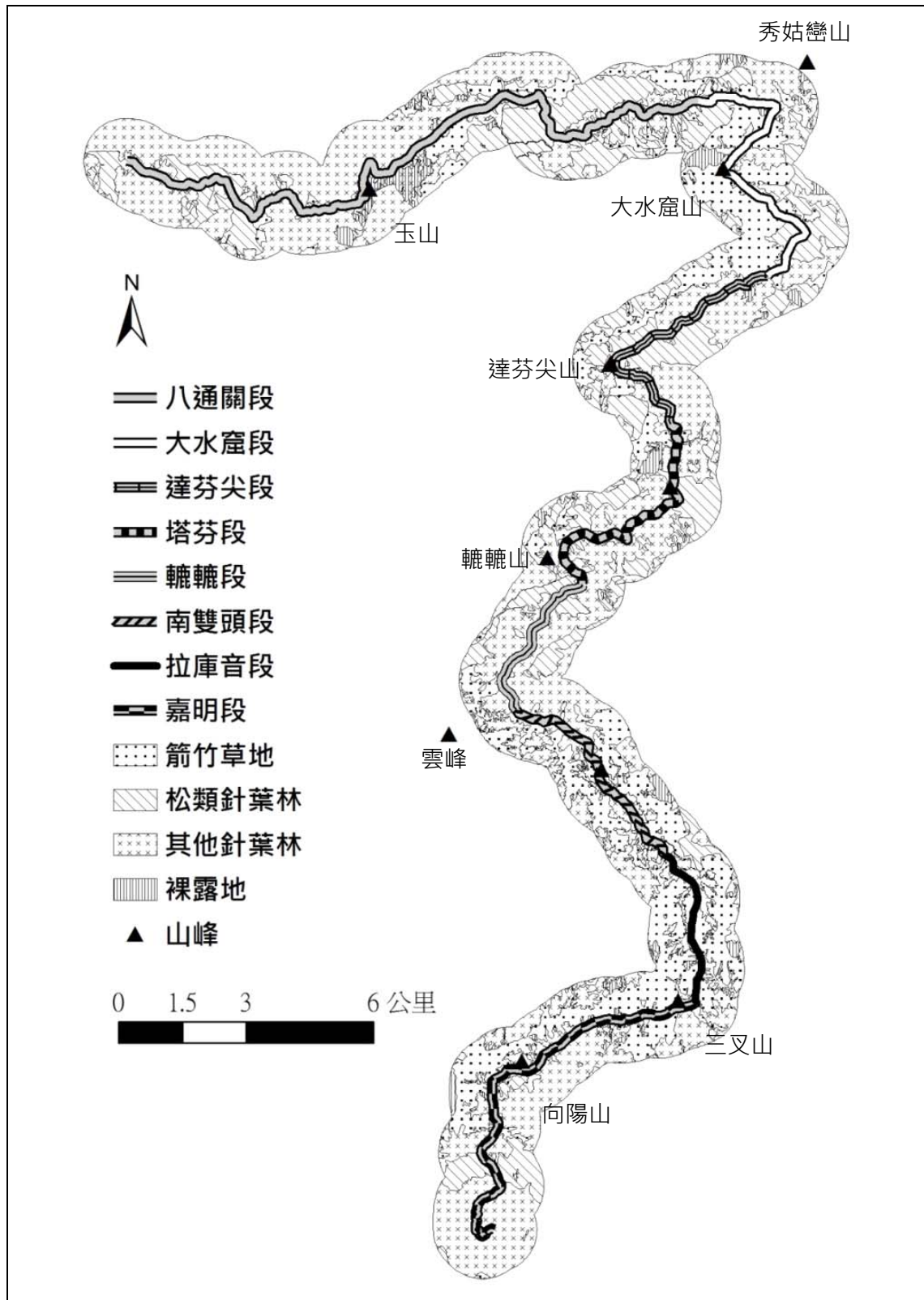


圖 2-3 南二段路線分段圖及沿線一公里範圍內地面植被類型分佈圖。

第三章 結果與討論

本年度分別於 2009 年三月、五月、七月、九月、十一月完成五次新康橫斷沿線哺乳動物相普查，並完成此段期間紅外線自動相機監測工作。南二段之沿線哺乳動物相普查於 2009 年十一月進行。

第一節 新康橫斷中大型哺乳動物相

上半年度共記錄中大型哺乳類動物 4 目 8 科 14 種，分別為台灣水鹿、山羌 (*Muntiacus reevesi micrurus*)、台灣長鬃山羊、台灣野豬 (*Sus scrofa taivanus*)、台灣獼猴 (*Macaca cyclopis*)、台灣黑熊 (*Ursus thibetanus formosanus*)、華南鼬鼠 (*Mustela sibirica taivana*)、黃喉貂 (*Martes flavigula chrysospila*)、鼬獾 (*Melogale moschata subaurantiaca*)、食蟹獾 (*Herpestes urva formosanus*)、長吻松鼠 (*Dremomys pernyi owstoni*)、赤腹松鼠 (*Callosciurus erythraeus taiwanensis*)、條紋松鼠 (*Tamias maritimus*) 及白面鼯鼠 (*Petaurista alborufus lena*)，其中台灣黑熊、食蟹獾及長吻松鼠僅於紅外線自動相機記錄，未於沿線痕跡調查記錄。此外，亦記錄有台灣森鼠 (*Apodemus semotus*)、高山白腹鼠 (*Niviventer culturatus*)、高山田鼠 (*Microtus kikuchii*) 等小型哺乳動物共 1 目 1 科 3 種。

一、沿線痕跡調查結果

沿線哺乳動物相調查在研究範圍內共紀錄到中大型哺乳類動物總計 4 目 6 科 9 種 (表 3-1)，分別為台灣水鹿、山羌、台灣長鬃山羊、野豬、台灣獼猴、華南鼬鼠、黃喉貂、鼬獾及白面鼯鼠，另外亦記錄到台灣森鼠。9 種中大型哺乳動物中，台灣水鹿見聞隻次及痕跡發現數量均為最多 (表 3-1)，在各區段均有記錄，是本區域紀錄頻率最高的物種。其它記錄量較多的物種依序為台灣獼猴、鼬獾、華南鼬鼠、台灣長鬃山羊，在四個區段均有記錄。

將各物種痕跡按其分布路段長度及分布棲地之步道長度計算其痕跡分布密度，本區 1 公里緩衝帶內松類針葉林之比例為 17.2%，然而步道穿越松類針葉林之長度僅有 0.4 公里，佔步道全線 2.2%，因此步道之痕跡密度可能無法代表松類針葉林內的痕跡密度，尤其在該物種實際痕跡密度低時，可能會因步道穿越長度太短而過度放大其痕跡密度。若要排除穿越路段長度對於不同棲地類型調查結果之影響，未來使用痕跡調查法時應搭配穿越線法進行。

偶蹄目

台灣水鹿見聞記錄與痕跡主要出現在布新段（圖 3-1）。布新營地夜間有時可目擊 10~20 隻的水鹿聚集覓食，為本路段最容易目擊水鹿的地點。而各植被類型記錄痕跡量以松類針葉林及箭竹草地類型為最多（圖 3-2）。Yamada *et al.* (2006) 提出水鹿棲地的適宜度指數，與森林邊緣的距離、與溪谷的距離、平均太陽輻射量等有關係，並藉此預測水鹿棲地利用模式。其中與森林邊緣距離，在森林外部適宜度隨著距離的增加而下降的幅度顯著大於森林內部；同時，森林外部的適宜度隨距離呈現持續下降的趨勢，先快速下降然後趨緩，而森林內部在離開邊緣一段距離後適宜度指數就不再下降，在台灣透過排遺計數調查亦有類似的趨勢（李玲玲及林宗以 2006），說明了水鹿在棲地利用上具有偏向森林性的特色。檢視本計畫的調查路線，4 個區段各有特色，布新段地勢最為平緩，為鐵、冷杉林與箭竹草地鑲嵌的地景，類似南二段主稜有較大面積比例的草地（見圖 2-2 及圖 2-3），但以散生灌木、針葉樹幼樹及小區塊林地的草地為主，距離森林較遠較為空曠的草地不多，屬於火災干擾過後植被次生演替初期的類型；桃源段及新康段植被地景類似，在稜線附近零散分布有小區塊的箭竹草地，南北兩坡面為覆蓋良好的連續性森林，北向坡為大面積的鐵杉、雲杉、冷杉林，南向坡以松類針葉林為主，鐵杉、雲杉、冷杉林的面積也不小（圖 2-2）。兩者差異在於桃源段登山道經過較長的邊緣地帶，且略較新康段平緩。而新康段登山道則以連續性森林為主，雖亦

有經過邊緣類型，但大多鄰近陡峭之處；新仙段登山道則全為連續性森林，2600公尺以上以鐵杉、雲杉、冷杉林為主，2600公尺以下則為針闊葉混淆林（圖 2-2）。因此，由各區段的地景棲地結構、坡度及登山道穿越邊緣地帶的長度可以說明何以布新段水鹿記錄量最多。除此之外，此路段向北正好銜接嘉明湖至拉庫音溪山屋之山區，李玲玲等（2007）曾報導此區為南二段中水鹿密度最高之區域，與本調查布新段水鹿痕跡出現最頻繁可能有空間上的相關。同時，由於登山道穿越箭竹草地之處，除了布新段前半段為距離森林較遠較為空曠的草地外，其餘大多為鄰近森林與草地邊緣地帶，或是散生有針葉樹幼樹的疏樹草地，此種地景結構同時提供水鹿覓食與隱蔽的需求，水鹿活動較為頻繁，痕跡密度自然較高。

台灣長鬃山羊痕跡於各路段均有紀錄（圖 3-3），而在松類針葉林之痕跡密度較高（圖 3-4）。山羌及台灣野豬在本區域的痕跡密度很低，以海拔較低的新仙段痕跡略多（圖 3-3），出現棲地以針闊葉混淆林為主（圖 3-4），且均出現在隱蔽度相對較佳的森林內。

靈長目

台灣獼猴痕跡以排遺為主，以布新段（圖 3-5）及松類針葉林的痕跡密度最高，其次為箭竹草地及裸露地（圖 3-6），出現地點多在森林邊緣及灌木鑲嵌的步道旁，或是陡峭地形附近的石頭上。

食肉目

黃喉貂於各路段均有發現痕跡（圖 3-7），於松類針葉林的痕跡密度最高（圖 3-8），記錄痕跡型態以排遺為主，於桃源營地及新仙段各有一筆目擊記錄。華南鼬鼠痕跡以排遺為主，並以西半部的布新段及桃源段較多（圖 3-7），在松類針葉林的痕跡密度也是最高（圖 3-8）；鼬獾痕跡主要分佈在東半部的桃源、新康、新仙等路段（圖 3-7），以找尋食物的扒掘痕為主。

二、紅外線自動相機監測結果與物種分布模式

本年度共設置紅外線自動相機共 22 台次(圖 2-2),總工作時數 96,063 小時,各棲地類型自動相機設置之數量與工作時數詳如表 3-2 所示。

紅外線自動相機共拍攝到 14 種中大型哺乳動物,包括台灣水鹿、山羌、台灣長鬃山羊、台灣野豬、台灣獼猴、台灣黑熊、黃喉貂、華南鼬鼠、鼬獾、食蟹獾、白面鼬鼠、赤腹松鼠、長吻松鼠及條紋松鼠,較痕跡調查發現種類為多,其中台灣黑熊、食蟹獾、赤腹松鼠、長吻松鼠及條紋松鼠等並未於痕跡調查時被發現,各物種於不同植被類型的有效拍攝張數詳見表 3-2。除中大型哺乳動物外,自動相機亦拍攝到高山白腹鼠及白尾鴿(*Cinclidium leucurum*)、栗背林鴿(*Luscinia johnstoniae*)、紫嘯鶇(*Myiophoneus insularis*)、虎鶇(*Zoothera dauma*)、金翼白眉(*Garrulax morrisoniarus*)、黃胸薺眉(*Liocichla steerii*)、星鴉(*Nucifraga caryocatactes owstoni*)、黑長尾雉(*Syrnaticus mikado*)、藍腹鵲(*Lophura swinhoii*)、灰林鴉(*Strix aluco*)、深山竹雞(*Arborophila crudigularis*)等鳥類。

各物種之出現指數(OI 值)以台灣水鹿 15.2 為最高(表 3-2),其次為台灣獼猴(4.45),台灣長鬃山羊及山羌次之(分別為 1.54 與 1.18)。Kruskal-Wallis 檢定結果顯示台灣水鹿、山羌、台灣野豬、台灣獼猴、鼬獾等物種在不同棲地類型間的出現指數有顯著差異,顯示這些物種在不同類型棲地間的利用程度可能存在差異(表 3-2)。

偶蹄目

台灣水鹿在松類針葉林內的出現指數高於箭竹草地,此和沿線痕跡調查的結果相同,說明水鹿確實為偏向森林性的鹿種,有單獨活動的傾向,亦和 Yamada *et al.* (2006) 的結果相同。但是必須特別注意的是,本計畫棲地類型的劃分與相機樣點的取樣,受限於植被圖層、相機數量、地形及研究時程上的諸多限制,並未將兩種棲地類型交會帶獨立出來,而是以現有植群圖依 4 種棲地類型整合來進行

分層取樣，所能呈現的棲地利用模式屬於較大尺度的結果，而動物對於棲地的選擇利用實乃綜合不同尺度環境因子的選擇結果，必須累積較多樣本數方足以呈現棲地利用的全貌。

山羌之出現指數集中於中低海拔之針闊混淆林，此與裴家騏及姜博仁(2004)之調查結果一致。台灣野豬於本區之痕跡數及相機拍攝記錄均少，但仍以松類及針闊混淆林數量較多，顯示其可能為森林性之物種。

台灣長鬃山羊之出現指數在 4 種棲地間無顯著差異，這與痕跡密度分布的結果大致相同。在許多研究中均指出，台灣長鬃山羊在地勢陡峭區域出現率較高(于名振等，1988；裴家騏及姜博仁，2004；李玲玲等，2007)，而本區除布新營地一帶地勢較平緩外，其餘地區均為山勢險峻之地區(張石角，1988)，可能是本區台灣長鬃山羊分布棲地異質性不顯著之原因。

靈長目

台灣獼猴之出現指數在 4 種棲地間有顯著差異，最高為其他針葉林，其次為針闊混淆林，然而痕跡密度分布最高為松類針葉林及箭竹草地(圖 3-6)。台灣獼猴雖然會利用地面活動，但仍主要為樹棲性之動物，箭竹草地所架設之自動相機均距森林邊緣 50 公尺以上(除箭草 3 號為 10 公尺)，較難拍攝到在森林邊緣活動之台灣獼猴，可能造成箭竹草地內台灣獼猴之出現指數被低估。因此在台灣獼猴族群的監測上，我們認為痕跡調查法是較為適用的方法。

此外，台灣獼猴的痕跡於三月份調查時於研究範圍內並未有任何見聞或痕跡記錄，但在研究範圍外的八通關越嶺古道抱崖至南安段卻記錄到多筆排遺與見聞記錄，而五月份的調查中始於本調查樣區中記錄，統計其三月到十一月痕跡調查及相機監測之海拔分布最高與最低界限(圖 3-9)，發現五月份之後台灣獼猴海拔分佈範圍較三月份為高且廣。在 2009 年四月中旬之前，台灣獼猴僅出現於海拔 2650 公尺以下針闊葉混淆林的相機樣點，四月中旬後才出現於其他針葉林的相機樣

點，這和大武山自然保留區（姜博仁 2009，準備中資料，私人通訊）及南二段（李玲玲及林宗以 2009，準備中資料，私人通訊）的自動相機的結果相一致，顯示高海拔地區的台灣獼猴可能有季節性的海拔遷移行為，十二月時可能會陸續往較中低海拔降遷。

引發動物遷移的因素包括有氣溫、食物資源的改變以及繁殖交配等，對於台灣獼猴而言，每年的十月到隔年一月為發情交配季節，母猴懷孕期約為五個半月，而冬季到春初（十二月中旬~四月中旬）猴群中大部份母猴處於懷孕狀態，對於營養的需求大增。然而，此時台灣高海拔地區缺乏嫩葉與果實，可供獼猴食用的食物資源較為缺乏且氣溫亦較低，不利於猴群的營養需求，可能因而使得原本在高海拔活動的台灣獼猴，往下遷移到中海拔的針闊葉混淆林帶；直到四月中旬高海拔地區氣溫回暖，許多森林冠層植被諸如台灣冷杉、台灣鐵杉、台灣雲杉（*Picea morrisonicola* Hayata）、台灣華山松等針葉樹種的新葉開始大量萌發，許多灌木及地被植物的新芽漸次冒出，尤其是優勢地被植物玉山箭竹新筍也漸入萌發的高峰，食物資源可及性快速上升，吸引台灣獼猴重新出現高海拔地區覓食活動。而棲息於台灣中低海拔的福山植物園中的台灣獼猴族群並未觀察到有季節性海拔遷移的行為（蘇秀慧 2009，私人通訊），對於高海拔區域台灣獼猴的的季節性遷移行為及其原因探討、垂直遷移海拔範圍、冬季往較低海拔遷移是否會引起不同猴群間的競爭、他們是如何減輕或避免競爭壓力以及此項行為對於台灣獼猴族群間基因交流的影響，都將是未來值得進一步探討的問題。

食肉目

黃喉貂與華南鼬鼠在 4 種棲地類型的出現指數均無顯著差異，與痕跡調查的結果一致（圖 3-8）。然若檢視其痕跡分布路段，則可發現前者之痕跡分佈在新康段及新仙段的比例較高，後者則在布新段及桃源段比例較高，進一步檢視個別相機點位之黃喉貂與華南鼬鼠之拍攝記錄，發現除了箭草 4 號、針葉 6 號及針闊 2

號等 3 台相機之外，其餘相機均未曾在同一段期間（2 個月）中同時拍攝過黃喉貂與華南鼬鼠。因此，儘管此兩種貂科動物在棲地類型的選擇上呈現一致的模式，在分布地域上可能仍存在區隔的現象。

鼬獾之出現指數顯示其喜好在其他針葉林的環境中活動，調查人員在研究期間亦曾在一處鐵杉、冷杉混淆林中發現一處鼬獾使用的洞穴。然而痕跡調查的結果，卻以松類針葉林之鼬獾痕跡密度最高（圖 3-8）。在松類針葉林之地表多為松針披覆之落葉層，而其他針葉林之地表多顏色暗褐之腐殖土，或是為箭竹所覆蓋；由於鼬獾之痕跡多為找尋食物之扒掘痕或排遺，因此在松類針葉林留下的痕跡較容易被發現，而在其他針葉林中則有被低估的可能。

三、物種活動模式

統計自動相機之拍攝時間，並剔除相機受潮而導致拍攝時間誤差之相片，計算有效拍攝數高於 100 張的台灣水鹿、山羌（略少於 100 張）、台灣長鬃山羊及台灣獼猴之拍攝時間分布於 24 小時內之的百分比，分析其活動模式，並與其他相關報告進行比較。

台灣水鹿有效拍攝隻次為 1507 隻次，其活動模式呈現雙峰型，活動高峰為 14 時至 19 時，另外 5 時活動比例亦高於平均活動比例（圖 3-10）；夜間（18 時-6 時）活動比例（50.5%）略高於日間（6 時-18 時）活動比例。此活動模式與李玲玲等（2007）（ $n=1444$ ）所報導之台灣水鹿活動模式為日夜活動比例相近但偏晨昏且呈現雙峰的模式相似，然與裴家騏及姜博仁（2004）（ $n=192$ ）報導內容呈現多峰型的趨勢有所不同，此一差異可能為分析的資料量不一致之結果。

山羌有效隻數為 96 隻次，活動模式呈現多峰型（圖 3-11），夜間活動比例為 66.67%，活動高峰為天亮前的 4 時至 6 時及天黑時的 17 時至 18 時，然而在入夜後 0 時至 2 時及 22 時亦有活動高峰。此與裴家騏及姜博仁（2004）（ $n=2147$ ）及 McCullough *et al.*（2000）以無線電追蹤所報導山羌屬偏日行性活動之物種的結

果相左。本研究的有效樣本數低，因此結果可能有所誤差。

台灣長鬃山羊的有效拍攝隻數為 141 隻次，其日間活動比例為 60.28%，且屬多峰型（圖 3-12），活動高峰為 5 時至 9 時，11 時至 15 時以及 17 時，在 22 時之活動比例亦超過平均值。此結果與裴家騏及姜博仁（2004）（ $n=601$ ）以及觀察動物園圈養個體全日移動量的結果（陳月玲，1990）均一致。

台灣獼猴有效群數為 394 群，日間活動比例為 96.19%，活動高峰在 6 時至 14 時，而在中午時活動比例略微下降（圖 3-13）。裴家騏及姜博仁（2004）（ $n=606$ ）報導台灣獼猴屬典型日行性動物，而自動相機僅能代表其在地面活動之時間分布，無法得知其利用樹木移動的確切時間分布情形。但自動相機所觀察到的活動模式仍與行為觀察所得之結果一致（Wu and Lin 1993，尤仲妮 2000）。

三、新康橫斷與南安到大分長期監測樣區中大型哺乳動物相之比較

將本研究調查結果與本年度南安到大分長期監測樣區自動相機之調查結果整理比較（不含嚙齒目）。大分地區之調查為國立屏東科技大學黃美秀團隊所進行，調查區域為八通關越嶺古道自多美麗駐在所至大分山屋，以及大分山屋附近山區，海拔範圍 1100~2100 公尺（黃美秀等，2009）；另國立東華大學吳海音團隊則是進行八通關越嶺古道南安至大分之調查（吳海音，2009），為求比較方便，茲區分為南安至抱崖段（海拔範圍 500~1800 公尺）及抱崖至大分段（海拔範圍 1800~2100 公尺），詳見表 3-3。

在資料處理方面，本研究與黃美秀等（2009）對於有效照片之定義均沿用裴家騏及姜博仁（2004）之定義，將 30 分鐘內連續拍攝且無法辨認個體之照片視為同一張有效照片；而吳海音（2009）則將 10 分鐘內連續拍攝之照片視為同一張有效照片，若超出 10 分鐘則視為另一張有效照片。此外，本研究與吳海音（2009）對平均出現指數之計算方式是先計算各台相機個別之出現指數，再除以

相機數；而黃美秀等（2009）之計算方式則為先將各相機之有效張數及拍攝時數加總，再統一計算其出現指數。

新康橫斷與南安到大分長期監測樣區之比較結果如表 3-3 所示。各研究團隊調查所得之物種數均為 10 種，但物種有所差異。新康橫斷未曾拍攝到白鼻心（*Paguma larvata taivana*）；黃美秀等（2009）在大分地區並未紀錄到華南鼬鼠，而吳海音（2009）在抱崖至大分段並未記錄到台灣黑熊；南安至抱崖段則是未記錄到華南鼬鼠。綜合黃美秀等（2009）及吳海音（2009）之結果，大分山區應是玉山國家公園東部園區內中大型哺乳類物種種數最多之區域，共有 11 種之多，而東部園區內其他區域物種種數亦屬不少。

進一步檢視各物種在不同區域間出現指數的差異（圖 3-14）。台灣水鹿之出現指數大致沿海拔梯度降低而減少，而山羌則呈現相反之趨勢；台灣長鬃山羊在不同海拔區域間的出現指數差異不大；台灣野豬在大分山區之出現指數明顯高於新康橫斷及南安至抱崖段；台灣獼猴在八通關越嶺古道全線之出現指數均高於新康橫斷。食肉目動物除南安至抱崖段之食蟹獾出現指數較高之外，其餘物種在各區域之間差異並不大。

第二節 中央山脈南二段中大型哺乳動物相

沿線哺乳動物相調查在研究範圍內共紀錄到中大型哺乳類動物 3 目 5 科 8 種，依其痕跡數量多寡排列依次為分別為台灣水鹿、台灣長鬃山羊、台灣獼猴、鼬獾、黃喉貂、台灣野豬、華南鼬鼠及山羌（表 3-4）。

偶蹄目

台灣水鹿痕跡於各段均有出現，且在松類針葉林的痕跡密度較高（圖 3-15），

此與新康橫斷痕跡調查及紅外線自動相機監測之結果雷同。山羌在本區活動少，僅於八通關段發現一筆見聞記錄。台灣長鬃山羊的痕跡集中在八通關段至達芬尖段，而自塔芬段至拉庫音段則沒有發現，主要分布之棲地類型為裸露地（圖 3-16），此與大部分對台灣長鬃山羊分布模式的描述一致，於地勢陡峭區域出現率較高（于名振等 1988，裴家騏及姜博仁 2004；李玲玲等 2007）。

靈長目及食肉目

台灣獼猴、黃喉貂、華南鼬鼠及鼬獾在本區分布廣泛，幾乎在所有路段都可以發現牠們的痕跡。值得注意的是台灣獼猴除了在箭竹草地痕跡密度較高之外，其他針葉林及裸露地亦發現不少痕跡（圖 3-17），其痕跡密度發現最多的路段為以箭竹草地為主的嘉明段及大水窟段，顯示其在高海拔地區可能偏好利用此類棲地，此結果與新康橫斷痕跡調查之結果一致。

南二段地區年間比較

進一步將轆轤段至嘉明段之痕跡調查資料與李玲玲等（2007）於南二段所調查之結果比較（表 3-5），除了 2009 年未曾調查到山羌、台灣野豬、松鼠科及鼠科等小獸類之外，兩個年度所調查到之物種數大致相同。2009 年轆轤段、南雙頭段及嘉明段之水鹿痕跡數量較 2007 年平均每次調查數量為高，其餘物種之調查結果大致相同。由南二段地區本年度與 2007 年的比較，以及與新康橫斷全年度痕跡調查之結果比較可知，沿線痕跡調查法確實可在短期內迅速蒐集保護區內物種分布之重要訊息，但對小獸類動物之調查並不適用。然而動物之痕跡出現與否及其在環境中活動的時間長短常因動物特性、生活史、天候、調查努力量等等因素影響，使得痕跡數量缺乏可標準化的比較基礎，因此較不適宜作為棲地間或季節間之比較指標。

第三節 台灣水鹿啃食樹皮或磨角現況與長期監測樣區劃設

一、沿線調查結果

新康橫斷

全年共計進行 5 次調查，三月份第一次調查結果總計新康橫斷步道沿線兩側 10 公尺內水鹿啃食樹皮及磨角的個體數有 16 科 41 種 2179 棵（表 3-6），共記錄到 1642 棵樹木被水鹿啃食樹皮，以台灣鐵杉被啃食 838 棵最多，佔被啃總數的 51.0%，其次為台灣冷杉 419 棵，台灣雲杉 97 棵；而被水鹿磨角的樹種共計有 537 棵，以台灣冷杉 318 棵最多，佔被磨總數的 51.0%，其次為台灣鐵杉 65 棵、台灣雲杉 32 棵、台灣二葉松（*Pinus taiwanensis* Hayata）30 棵。總計新康橫斷沿線以台灣鐵杉、台灣冷杉等被啃食與磨角的棵數最多，兩者合計佔了記錄棵數的 85.2%，其餘被啃或被磨總量較多的樹種依序為台灣雲杉（啃食較多）、台灣華山松（啃食較多）、台灣鵝掌柴（*Schefflera taiwaniana* (Nakai) Kanehira）（啃食）、假皂莢（*Prinsepia scandens* Hayata）（啃食為主）、厚葉柃木（*Eurya glaberrima* Hayata）（啃食較多）、台灣二葉松（磨角為主，鮮有啃食）、刺柏（*Juniperus formosana* Hayata）（磨角為主）、苗栗冬青（*Ilex bioritsensis* Hayata）（啃食為主）、褐毛柳（*Salix fulvopubescens* Hayata）（啃食）及玉山假沙梨（*Photinia niitakayamensis* Hayata）（啃食為主）等（表 3-6）。在分布路段上以桃源段平均每公里被啃食的棵數最多，達 211.5 棵，新康段次之。

而自五月份起僅記錄新的啃食或磨角痕跡。其中，五月份全線只有紀錄到 2 棵台灣二葉松、1 棵台灣冷杉有新的磨角痕跡、及 1 棵台灣華山松、3 棵台灣二葉松有新的啃食痕跡。七月份調查全線共記錄 19 棵台灣鐵杉、2 棵台灣華山松、1 棵台灣鵝掌柴等共計 22 棵有新的磨角痕跡，及 19 棵台灣鐵杉、9 棵台灣雲杉、

2 棵台灣冷杉等共計 30 棵有新的啃食樹皮痕跡。九月及十一月份則均未發現新的啃食樹皮或磨角痕跡。五月及七月份調查新增加的痕跡除了新康段各有 1 筆外，其餘均位於桃源段。

這樣的結果顯示新康地區的台灣水鹿較常於五月下旬到七月下旬取食樹皮，而三月下旬到五月下旬、七月下旬到十一月下旬則鮮少取食樹皮；而在磨角痕跡上大抵跟公鹿的不同鹿角周期的行為有關，大部分的公水鹿於一月中旬到三月下旬解角（李玲玲等，2007），五月份所記錄之磨角痕跡可能為三月下旬到四月上旬少數較晚解角的公鹿在解角前所造成的痕跡；而七月份調查沿線記錄有 22 棵的磨角痕跡，亦即五月下旬到七月下旬有較多的磨角痕跡。李玲玲等(2007)由紅外線自動相機所攝得的相片指出六月中旬到八月中旬為公水鹿茸角硬化完成的時期，此時的公水鹿會磨除鹿角表層枯萎茸皮，因而在環境中留下許多磨角的痕跡。李玲玲及林宗以（2004）在太平溪源的研究指出，此時期的磨角痕跡常見於胸徑小於 15 公分的幼樹發生地，被利用來磨角的樹胸高直徑平均為 7.02 公分（SD=5.98 公分，n=46），而磨角痕中心所在位置的胸徑平均為 4.97 公分（SD=3.32 公分，n=38），本研究的調查結果均與這些研究相符合。

玉山主峰線到南二段地區

本路線於 2009 年 11 月進行 1 次全線調查，調查時僅記錄 3~6 個月內新的水鹿啃食及磨角痕跡。結果顯示玉山主峰線到南二段步道沿線兩側 10 公尺內 2009 年下半年新增的水鹿啃食樹皮及磨角的個體共計有 10 科 17 種 1146 棵(表 3-7)。包括新增 821 棵樹木被水鹿啃食樹皮，以台灣鐵杉被啃食 406 棵最多，佔被啃總數的 49.5%，其次為台灣二葉松 183 棵、台灣冷杉 125 棵、台灣華山松 74 棵（表 3-7）。值得注意的是台灣二葉松被啃食的痕跡除了 1 棵分布於塔芬段外，其餘 182 棵均位於轆轤段，並以距離轆轤谷約 2.0~2.2 公里附近的二葉松林被啃食最為嚴

重，短短 200 公尺的範圍內就有 157 棵台灣二葉松被水鹿啃食樹皮，其餘各路段並未有台灣二葉松被啃食的情形。而新增被水鹿磨角的樹種共計有 325 棵，以台灣二葉松 130 棵最多，佔被磨總數的 40.0%，其次為台灣冷杉 73 棵、刺柏 52 棵、台灣華山松 41 棵（表 3-7）。總計南二段沿線 2009 年下半年新增的水鹿啃食樹皮及磨角的樹種以台灣鐵杉、台灣二葉松、台灣冷杉等的棵數最多，三者合計佔了記錄棵數的 81.2%，其餘被啃食或磨角總量較多的樹種依序為台灣華山松、刺柏及高山櫟等（表 3-7）。

新康橫斷沿線主要被啃食樹種與林宗以（2008）於南二段沿線的調查一致，均以台灣鐵杉、台灣冷杉被啃食的量最多，同屬松科的台灣二葉松於南二段沿線僅有被磨角的記錄（林宗以，2008），而新康橫斷沿線亦僅有 4 棵幼樹被啃食的記錄，其餘均為磨角痕跡。而比較本年度新康橫斷及南二段新增的水鹿啃食樹皮痕跡數量，發現南二段平均每公里新增加 12.8 棵，明顯較新康橫斷平均每公里增加 3.5 棵高出許多，顯示南二段水鹿的族群密度應較新康橫斷為多。兩地新增啃食之樹種均以台灣鐵杉為最多。

比較值得注意的是，本年度於南二段的沿線調查結果發現 2009 年下半年新增 183 棵台灣二葉松被水鹿啃食痕跡，其中有 182 棵記錄於轆轤谷到雲峰東峰下營地間，林宗以（2008）的調查並未發現有台灣二葉松被啃食的記錄，林宗以等（2006）亦指出亞高山及上部山地針葉林帶的台灣水鹿有避免啃食台灣二葉松樹皮的趨勢，這可能與台灣二葉松樹皮較厚且被啃食時會分泌大量松脂而變得難以取食有關，而此種行為有利於台灣二葉松的競爭優勢。而轆轤谷到雲峰東峰下營地間主要為火災過後的台灣二葉松過渡群叢，台灣鐵杉、台灣冷杉僅小面積殘存於少數凹溝附近，本年度調查顯示此路段沿線的台灣鐵杉、台灣冷杉除了少數胸徑較大或萌播枝幹較多的個體仍然存活外，其餘沿線範圍內的個體被啃食相當嚴重，大部分的個體均以被環剝或是因黴菌致死。由於本年度所發現的台灣二葉松

啃食痕跡，均為二個月內遭啃食的新鮮痕跡，因此，我們認為此路段台灣水鹿大量啃食台灣二葉松的行為，為該地區台灣水鹿本年度新發展出的啃食行為，顯示出此地區台灣水鹿的族群密度已經對原本殘留於凹溝附近的鐵杉林、冷杉林等其他針葉林及原本入侵擴殖到二葉松林的台灣鐵杉、台灣冷杉產生嚴重的破壞，使得這些其他針葉樹種因大量死亡而變得稀少，因而使得台灣水鹿轉而利用樹皮較厚且松脂較多的台灣二葉松樹皮。目前台灣水鹿啃食台灣二葉松的行為，僅見於轆轤段，未來隨著台灣水鹿族群的持續增加，勢必會擴及其他路段，值得管理單位密切注意。

Gill (1992) 回顧鹿隻對溫帶森林破壞的研究，指出鹿隻啃食樹皮或磨角與植種、樹齡、胸徑大小、樹幹形態等有關，較厚的樹皮、較多的萌播枝幹與或是具有較低側枝都會阻礙鹿隻啃食或磨角，進而降低傷害程度。由於台灣鐵杉通常較台灣冷杉有更多的萌播枝幹與低矮側枝，在面臨水鹿啃食的影響下，應該會比台灣冷杉有較低的死亡比率。而冷杉林為台灣分布最高的天然林，賴國祥 (1992) 於合歡山研究冷杉林與箭竹草地推移帶之動態結構及冷杉種子的萌發，認為玉山箭竹的覆蓋有利於冷杉種苗的保水，能夠增加其存活率。同時指出冷杉林推移帶的形成屬於間斷發生型，每次推移間隔平均 36 年，每次 9 公尺，利用此一機制估計每百年可以往上推移約 30 公尺，然而受到火災的影響，實際測量的距離僅有 19 公尺。由本計畫及南二段的調查顯示台灣水鹿對台灣冷杉的啃食或磨角以幼樹為主，常常造成幼樹樹皮環剝而死亡，加上玉山箭竹為高海拔地區台灣水鹿最主要的食草（李玲玲及林宗以，2003），當水鹿密度增加時會大大降低冷杉林邊緣箭竹草地的覆蓋度，不利於幼苗的存活，這些都顯示高密度的水鹿族群將對冷杉林推移帶有抑制的作用，影響台灣冷杉族群的擴展，在全球暖化趨勢下可能會加速壓縮冷杉林帶的生境。

在歐、美、日等溫帶地區關於鹿隻啃食樹皮的報導與研究相當多，大多發生

於冬季雪期食草較為缺乏的時期，因此被認為跟冬季雪期食物缺乏轉而啃食樹皮有關。在台灣高海拔地區雪期不長，位於台灣中南部的玉山國家公園園區除了玉山連峰有一~兩個月的積雪期之外，其餘積雪大多兩星期之內就會溶化，食草可及性高，並未有北方溫帶針葉林冬季食草資源缺乏的問題。唯高海拔地區近年來水鹿族群密度增加，部分區域已屬於高密度的區域，可能會對棲地造成過度啃食因而降低食草的單位養份品質含量，使得食草中的氮含量不足以供應水鹿的成長所需，可能因而使得水鹿啃食冠層樹種的樹皮，來補充所需的養分，但這些都需未來進一步設計試驗來驗證。

目前由本計畫三月下旬到十一月下旬每兩個月一次於新康橫斷沿線調查的結果顯示，三月下旬到七月下旬水鹿有取食樹皮的情形，並以五月下旬到七月下旬較多，七月下旬到十一月下旬則未有取食樹皮的新鮮痕跡被記錄，十一月下旬到三月下旬秋、冬兩季的取食狀況則未有調查資料。由於三月下旬到七月下旬為公水鹿主要處於茸角發育成長期，母水鹿則為懷孕的中期到末期，此時期高海拔水鹿主要的食草玉山箭竹、高山芒及紅毛杜鵑（李玲玲及林宗以，2004）正處於成長期間，加上許多一年生的植物亦大量冒出成長，水鹿從這些食草中應能獲得足夠的成長所需之氮元素。因此，這段期間取食樹皮的目地，應和國外鹿科動物於冬季食草缺乏期間轉而取食樹皮來補充所需的蛋白質有所不同，是否為獲取成長所需的微量元素如鈉、磷、鉀等，則有待後續分析樹皮成分及植物所在地的土壤來釐清。此外，未來在此議題上應加強秋、冬兩季的啃食量變化的調查，如此方能和水鹿的生活史週期相比較，並藉此來評估除了食物資源缺乏或食物品質不足等因素外，是否另有其他與生活史特定階段營養需求有關的因素，以提供未來進一步探討水鹿啃食樹皮原因、其對亞高山及上部山地針葉林更新的影響，並進而尋求減緩之道等相關研究的基礎資訊。

而在磨角痕跡上，由本計畫三月下旬到十一月下旬每兩個月一次的沿線調查

所紀錄新的磨角痕跡顯示，推測此時期各月份新康地區所增加的磨角痕跡跟公水鹿在不同角周期階段特有的行為有關。當公水鹿茸角硬化完成，也就是每年的六月中旬到八月中旬（李玲玲等，2007）有較多新增的磨角痕跡；一月中旬到三月下旬公水鹿解角期間（李玲玲等，2007）則亦會有少數新增的磨角痕跡；硬角期間雖然公水鹿亦會有磨角標示所造成的磨角痕跡（李玲玲及林宗以，2004），但這些痕跡似乎較少出現在人類使用頻繁的登山步道兩側，因而本研究於沿線調查並未於硬角期間記錄任何磨角痕跡。

二、穿越線調查結果

新康橫斷

新康橫斷配合森林內紅外線自動相機樣點，共計調查 16 組輻射狀穿越帶(3 條夾角為 120 度，50 公尺×10 公尺的穿越帶)，來評估水鹿啃食樹皮及磨角痕跡比例與水鹿平均出現指數的關係。初步結果顯示水鹿平均出現指數越高，則輻射穿越帶內樹木被水鹿啃食樹皮或磨角的比例也就越高，特別是在其他針葉林及針闊葉混淆林內（表 3-8、圖 3-13），說明水鹿啃食樹皮或磨角痕跡的比例未來可以發展用來代表不同地區的水鹿相對族群豐度指標。

為了解松類針葉林中樹種組成是否會影響，研究人員於 11 月時針對松類針葉林之相機樣點進行一次快速穿越帶複查，結果如表 3-9 所示。松林 4 及松林 5 所在的松類針葉林中，並未包含水鹿偏好的台灣鐵杉、台灣冷杉等樹種，因而此兩地點雖有極高的 OI 值（分別為 69.13 及 36.25，代表水鹿的相對族群量或相對活動量），但被啃食或磨角比例卻偏低（表 3-8）。松林 2 及松林 3 雖然 OI 值低於松林 5（表 3-8），但樹種組成包含台灣鐵杉，且被啃食比例相當高（表 3-9），因此平均被啃食與磨角比例高於松林 5。而松林 1 的 50 公尺 x2 公尺穿越帶調查中雖僅有台灣二葉松，但其中僅有一棵被啃食（表 3-9），此與輻射穿越帶的調查

結果差異頗大（表 3-8），推測是取樣方式不同所致。因此，松林 4 與松林 5 兩個相機樣點是屬於較單純的松類針葉林，造成 OI 值與啃食及磨角痕跡數量未成正比。除去此兩樣點，則所有棲地類型中 OI 值與啃食及磨角痕跡數量呈顯著的線性關係（ $R^2 = 0.42$ ，圖 3-18），顯示啃食與磨角痕跡能在單純的松類針葉林之外的森林棲地，反應森林中的水鹿相對數量。此項發現顯示啃食與磨角痕跡可應用於自動相機未能涵蓋的森林棲地，以評估水鹿的相對數量，惟該區域應有自動相機與啃食及磨角痕跡之調查資料以供對照。

南二段

南二段共計調查 10 組輻射狀穿越帶來評估水鹿啃食樹皮及磨角行為對森林結構與更新的影響，包括 5 處松類針葉林樣區及 5 處其他針葉林樣區，各樣區調查結果及綜合結果如表 3-10 至表 3-12 所示。整體而言，其他針葉林內平均被水鹿啃食樹皮比例，不論森林冠層樹種或是灌木樹種均遠較松類針葉林為高，而森林冠層樹種平均被磨角的比例其他針葉林較松類針葉林為低，灌木樹種平均被磨角的比例則以其他針葉林較高（見圖 3-19，表 3-11，表 3-12）。而進一步就樹種而言，5 種高海拔森林冠層樹種中，平均被啃食的比例以台灣鐵杉最高，且不論在松類針葉林還是其他針葉林內均超過 65%，而台灣二葉松在穿越帶調查中未發現有被啃食的記錄；平均被磨角的比例則以台灣華山松、台灣雲杉較高，台灣冷杉次之（表 3-11）。在灌木樹種上，被啃食樹皮比例較高的樹種有高山櫟（*Quercus spinosa* A. David ex Fr.）、苗栗冬青、小葉雲南冬青（*Ilex yunnanensis* Fr. var. *parvifolia* (Hayata) S. Y. Hu）、厚葉柃木、小葉英迷（*Viburnum parvifolium* Hayata）、樺葉英迷（*Viburnum betulifolium* Batal.）及玉山假沙梨；平均被磨角的比例較高的有刺柏、苗栗冬青及玉山圓柏（表 3-12）。

三、長期監測樣區劃設

新康橫斷

本年度共計於新康橫斷劃設 4 處 10 公尺×10 公尺的長期監測樣區，結果如表 3-13。樣區 SK I 位於稜線旁，為鐵杉林緣幼樹發生地，主要組成樹種為台灣鐵杉，其中胸徑小於 20 公分的幼樹約佔 90%，約有 70% 個體曾遭水鹿啃食或磨角。樣區內樹木死亡率約為 26%，死亡個體主要為胸高直徑徑級<10 公分之台灣鐵杉，其中約有 50% 曾遭水鹿啃食或磨角；樣區 SK II 為次生的二葉松過渡群叢，主要組成樹種為台灣二葉松，並已經有台灣鐵杉及台灣冷杉幼樹入侵。樹木死亡率及遭水鹿啃食、磨角的比例均低，但入侵的兩棵台灣鐵杉已有一棵被啃食致死，而唯一的台灣冷杉亦有被啃食的痕跡；樣區 SK III 距離森林邊緣較遠，主要組成樹種亦為台灣鐵杉，且以胸高直徑大於 20 公分的成樹為主，相較於 SK I 幼樹密度極低。樹木死亡率及遭水鹿啃食及磨角的比例不高，僅有 1 棵鐵杉幼樹遭水鹿啃食致死；樣區 SK IV 鄰近鐵杉雲杉混淆林邊緣，主要組成樹種為台灣鐵杉、台灣雲杉，胸高直徑大於 20 公分的成樹有 7 棵約佔 18%，其餘皆為幼樹或亞成樹。有 74% 的冠層樹種被水鹿啃食樹皮或磨角，包括 3 棵台灣鐵杉及 2 棵台灣雲杉的成樹，並有 7 棵台灣鐵杉幼樹及 1 棵台灣冷杉亞成樹因被水鹿啃食樹皮或磨角而死亡；而台灣二葉松有 1 棵有水鹿磨角痕（表 3-13）。

南二段

本年度共計於南二段劃設 5 處 20 公尺×20 公尺的長期監測樣區，包括 3 處二葉松林樣區及 2 處鐵杉林、冷杉林等其他針葉林樣區，結果如表 3-14。樣區 N2 I 位於八通關大山山腰，為火災過後次生演替的二葉松林，以胸高直徑超過 20 公分二葉松成樹及 10~20 公分的亞成樹為主，佔 88%。僅有 1 棵幼樹及亞成樹有水鹿磨角痕跡；N2 II 樣區為台灣鐵杉成熟純林，9 成以上均為胸徑大於 20 公分的成樹，僅有約 17% 的台灣鐵杉有水鹿啃食的痕跡，未有樹木死亡。N2 III 及 N2 IV 樣區均為為次生的二葉松過渡群叢，並有台灣鐵杉、台灣冷杉等入侵，

其中 N2 III 樣區的 5 棵台灣鐵杉及 3 棵台灣冷杉均有水鹿啃食樹皮的痕跡，其中台灣鐵杉全部都被水鹿啃食環剝致死，台灣冷杉亦有 1 棵幼樹被啃食致死。而台灣二葉松則僅少數個體有磨角痕，未有死亡的個體。N2 IV 樣區僅有 1 棵台灣鐵杉未被水鹿啃食或磨角，其餘均已被水鹿啃食致死，同樣地，台灣二葉松則僅少數個體有磨角痕，未有死亡的個體；N2 V 樣區位於轆轤谷南方約 2.2 公里處的平緩山坡上，附近有水鹿泥浴打滾池，為台灣二葉松成熟林，3 棵入侵的台灣鐵杉已有 2 棵被水鹿啃食樹皮環剝死亡，另有約 55% 的台灣二葉松被磨角或啃食樹皮。比較特殊的是 11 棵胸徑大於 20 公分的台灣二葉松中有 3 棵被水鹿大面積地啃食樹皮，樣區附近亦有相當多棵的台灣二葉松成樹被大面積啃食樹皮，這是以往未曾發現的現象，值得持續監測期發展。

目前長期樣區劃設的結果顯示水鹿啃食或磨角的對象主要是台灣鐵杉、台灣雲杉及台灣冷杉，尤以胸高直徑在 20 公分以下的幼樹為甚（圖 3-20）；又死亡之台灣鐵杉苗木個體中有 69% 發現有啃食或磨角痕跡，顯示水鹿啃食或磨角可能對台灣鐵杉苗木的存活帶來一定程度的影響，不利於鐵杉林的更新與擴展。而水鹿對於啃食樹皮樹種的選擇性，會對火災過後森林演替方向產生干擾與抑制作用，使得二葉松林更加純林化（林宗以等，2006），是否因此會增加天然森林火災發生的頻度值得後續研究關注。

此外，本次調查亦發現當環境中台灣鐵杉、台灣冷杉等其他針葉樹的數量減少後，水鹿在南二段部分地區已經有開始轉而啃食台灣二葉松成樹的現象，由於，往年的調查顯示台灣二葉松可能因為樹皮厚度較厚、受傷後會分泌大量的松脂，水鹿往往會避開台灣二葉松，而使得二葉松林更加純林化。南二段轆轤地區水鹿開始大量啃食台灣二葉松成樹的樹皮，究竟是因該地區水鹿族群密度過高，亦或是水鹿為了攝取部分成長所需的微量元素所新開發的覓食對象，有待日後分析各種遭啃食樹皮樹種的成分及並同時監測該地的水鹿族群動態來加以釐清。然

而不論原因為何，如果此種啃食行為擴及國家公園其他地區，長久之後則勢必對高海拔森林生態產生全面性的影響。

第四節 運用紅外線自動相機進行族群數量估算可行性評估

運用紅外線自動相機進行野生動物實際族群量估算是近十幾年來逐漸興起的動物族群估算方法，主要應用在中大型或行蹤隱蔽的物種。目前主要估計模式有三類（見表 3-16）：

（一）捕捉-再捕捉模型（capture-recapture model）

捕捉-再捕捉模式為目前最為廣泛使用的方法，透過動物形態上的自然特徵（natural markings）區分個體，並以捕捉-再捕捉模式來計算相機有效涵蓋範圍內一些活動隱密、族群密度低動物的族群密度(Heilbrun *et al.* 2006, Jackson *et al.* 2006, Karanth 1995, Karanth & Nichols 1998, Karanth *et al.* 2006, Kelly *et al.* 2008, Maffei *et al.* 2004, Noss *et al.* 2003, Silver 2004, Silver *et al.* 2004, Soisaloa & Cavalcanti 2006, Trolle & Kéry 2003, Trolle & Kéry 2005, Wallace *et al.* 2003, Wegge *et al.* 2004)。

此一方法是目前應用自動相機估算動物族群數量／密度可行性最高的方法，唯僅適用於外表形態上具有可資辨識之特徵的物種。例如台灣水鹿雄性個體可以利用鹿角形狀、大小、角週期、耳朵破損位置、大小等特徵，結合體型、毛色、耳斑等次要特徵進行綜合判斷，雌性個體可供個體辨識之特徵雖然較少，耳朵鮮少有破損狀況，但仍然可以利用次要特徵來嘗試進行判別個體，唯這部分之特徵是否穩定，尚需進一步開發並確認。此外，為有效估計中大型哺乳動物族群數量，研究樣區之面積不可太小，相機架設樣點需盡量均勻散布在樣區之中，且相機之間的距離不可太大，以免超出動物的活動領域範圍，造成過多在其中活動

的個體沒有被相機偵測到而增加族群估算的誤差。台灣山區許多地點地形崎嶇，難以到達，必須以人力背負器材，加上後勤補給不易以及上述的各項條件限制，大大增加大範圍野生動物族群估算的所需之人力、經費與困難度。

（二）迴歸分析模型（regression model）

Carbone *et al.* (2001) 及 O'Brien *et al.* (2003) 指出動物的被拍攝率（camera trapping rate）跟動物族群豐度有顯著相關，透過估算被拍攝率及當地實際族群數量，並建立兩者間之迴歸模式關係，即可將此迴歸模式推展應用至其他環境相近的區域。然而估計當地實際族群數量仍需要其他調查方法之輔助，如前項之捕捉-再捕捉模式，或是傳統調查方法，如無線電追蹤、痕跡估計法、捉放法等。此外為使模式估計準確，亦需要投入大量的資料來建立模式參數，而每個研究區域所建立的參數，可能具有棲地異質性，僅適用於該研究區域，或與該研究區域自然環境相似的地區，因此每次研究所建立的模式應用範圍有其限制，也會大量提高野外工作量。

（三）自由氣體碰撞模型（ideal gas model）

Rowcliffe *et al.* (2008) 運用物理學中自由氣體粒子碰撞模型的概念，發展出一個描述動物在空間中活動與自動相機感應範圍的接觸率模式，透過動物每日平均移動距離、平均結群大小、相機感應器有效偵測距離、角度及動物被拍攝率來估算動物族群，並發現此一模式可以準確地估算動物族群密度。

然而此一模式之模擬環境是平坦地形，且前提是物種在其中的活動模式是隨機的，即其活動方向及距離不受地形、地物及其他個體之影響，這些條件與山區環境及動物的實際行為差異甚大。山區地勢起伏，物種活動往往受限於峭壁、溪流、稜線等地景因子，且個體之間也可能存在交互作用而互相吸引或排斥，均會導致物種活動模式不呈隨機，而影響估計結果。

綜合而言，以捕捉-再捕捉模式估計中大型哺乳動物之族群數量所需突破的技術差距較小（個體辨識），需求資源（紅外線自動相機、人力等）可得性較高，是目前較可行之方案，但必須有完善之樣區規劃，且可進行調查之物種也有其限制存在。迴歸分析模式仍須輔以其他傳統調查方法，在調查技術及資源的需求較多，工作量也較高。自由氣體碰撞模型需解決野外實際情況與其前提假設不符之問題，例如將環境地景因子及個體間交互作用等效應一併納入模型之中。

表 3-1 2009 年三月至十一月新康橫斷中大型哺乳動物痕跡分布密度（痕跡數/公里）及數量統計表。

路線長度（公里）	痕跡分布密度									痕跡數量	
	布新段	桃源段	新康段	新仙段	箭竹	松類	其他	針闊	裸露地	見聞 ^a 記錄	痕跡 ^b 記錄
					草地	針葉林	針葉林	混淆林			
	4	5.5	4.5	3	8	0.4	6.3	2.1	0.3		
台灣水鹿	34	8.5	4.7	6.3	22.3	25	4.4	3.3	0	76	147
山羌	0	0	0.2	2	0	5	0.2	1.9	0	0	7
台灣長鬃山羊	2.5	3.5	1.6	4.3	3.3	5	1.4	5.2	3.3	2	47
台灣野豬	0	0.4	0.2	1.7	0.1	2.5	0.6	1	0	0	8
台灣獼猴	9	7.8	8.7	7.7	10.5	35	5.7	2.4	6.7	7	134
黃喉貂	1	1.5	2.2	2	1.5	7.5	1.4	1.9	0	2	26
華南鼬鼠	5.8	3.6	2	1	4	20	2.1	1	0	0	55
鼬獾	0.5	8.5	3.1	4.7	4	40	3.7	2.9	0	0	77
白面鼬鼠	0	0	1.6	0	0	0	1.1	0	0	7	0
台灣森鼠	0	0	0.4	0	0	0	0.3	0	0	2	0

^a 包括目擊、叫聲、屍體^b 包括排遺、足跡、扒掘痕、拱痕

表 3-2 2009 年三至十一月新康橫斷沿線各棲地類型紅外線自動相機中大型哺乳類拍攝張數及平均出現指數(Occurrence Index, OI 值)統計表。

植被類型	有效拍攝張數 / 平均 OI 值±S.D.					棲地間 OI 值比較 (Kruskal-Wallis test)
	箭竹草地	松類針葉林	其他針葉林	針闊混淆林	總計	
相機數	5	5	7	5	22	
總工作時數(小時)	20799	24410	29992	20862	96062	<i>p</i> -value
台灣水鹿	352 / 16.3±9.6	852 / 32.98±24.2	245 / 8.54±7.1	78 / 3.49±4.1	1527 / 15.2±17.2	<0.01
山羌	0	2 / 0.07±0.3	43 / 1.36±2.7	60 / 3.49±7.6	105 / 1.18±4	<0.01
台灣長鬃山羊	28 / 1.82±4.3	18 / 0.67±0.8	50 / 1.78±1.7	47 / 1.87±1.8	143 / 1.54±2.5	0.05
台灣野豬	2 / 0.07±0.3	11 / 0.38±0.8	1 / 0.03±0.1	4 / 0.17±0.6	18 / 0.15±0.5	0.04
台灣獼猴	60 / 3.02±4.7	70 / 2.82±3.9	204 / 6.34±7.5	98 / 5.2±4.2	432 / 4.45±5.6	0.03
台灣黑熊	4 / 0.16±0.7	3 / 0.21±0.8	0	1 / 0.04±0.2	8 / 0.1±0.5	0.48
黃喉貂	4 / 0.16±0.7	4 / 0.14±0.4	12 / 0.41±0.9	6 / 0.23±0.8	26 / 0.25±0.7	0.47
華南鼬鼠	5 / 0.17±0.5	4 / 0.14±0.3	5 / 0.23±0.5	8 / 0.37±0.9	22 / 0.22±0.6	0.94
鼬獾	6 / 0.2±0.7	6 / 0.2±0.4	29 / 0.86±1.3	3 / 0.25±0.8	44 / 0.41±0.9	0.04
食蟹獾	0	0	0	1 / 0.04±0.2	1 / 0.01±0.1	0.31

表 3-3 新康橫斷與南安到大分長期監測樣區自動相機平均出現指數比較表。

地區	新康橫斷	大分地區 ^a	抱崖-大分 ^b	南安-抱崖 ^b
調查時間	2009 年 3 月~11 月	2009 年 1 月~10 月	2009 年 4 月~11 月	2009 年 4 月~11 月
相機數	22	15	8	10
總拍攝小時數	96062	44386	21977	38784
海拔範圍(m)	1800~3300	1100~2100	1300~2100	500~1800
台灣水鹿	15.20	13.99	4.05	3.12
山羌	1.18	9.17	10.12	14.82
台灣長鬃山羊	1.54	2.25	1.91	1.62
台灣野豬	0.15	1.62	1.03	0.29
台灣獼猴	4.45	7.12	7.83	7.43
台灣黑熊	0.10	0.29	0.00	0.16
黃喉貂	0.25	0.74	0.24	0.43
華南鼬鼠	0.22	0.00	0.05	0.00
鼬獾	0.41	0.27	0.48	0.70
食蟹獾	0.01	0.20	0.20	1.28
白鼻心	0.00	0.79	0.67	0.97
物種數	10	10	10	10

^a資料取自黃美秀等（2009）；^b資料取自吳海音（2009）

表 3-4 2009 年十一月南二段中大型哺乳動物痕跡分布密度（痕跡數/公里）及數量統計表。

	痕跡分布密度												痕跡數	
	八通 關段	大水 窟段	達芬 尖段	塔芬 段	轆轤 段	南雙 頭段	拉庫 音段	嘉明 段	箭竹 草地	松類 針葉林	其他 針葉林	裸露地	見聞 ^a 記錄	痕跡 ^b 記錄
路線長度（公里）	18.7	8	6.8	6.6	4.1	5.5	4	10.4	17.5	12	32	2.6		
台灣水鹿	2.3	3.3	5.9	5.8	3.9	3.3	2	1.7	2.9	4.8	2.9	1.9	20	187
山羌	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
台灣長鬃山羊	2.4	0.8	0.4	0	0	0	0	0.4	0.4	0.9	1	2.3	0	57
台灣野豬	0.1	0	0.4	0	0	0	0	0	0	0.3	0.1	0	0	5
台灣獼猴	0.1	1.3	0.3	0.3	0.2	0.4	0	2.2	0.9	0.4	0.6	0.8	2	40
黃喉貂	0.2	0.4	1.5	1.2	1	0.4	0.3	0.2	0.2	1	0.5	0.8	0	34
華南鼬鼠	0.4	0.5	0.4	0.5	0.7	1.6	0.8	0.1	0.5	0.3	0.6	0.4	0	33
鼬獾	0.4	0.1	0.9	0.8	1	2.4	1	0	0.3	1.2	0.7	0	0	40

^a 包括目擊、叫聲、屍體

^b 包括排遺、足跡、扒掘痕、拱痕

表 3-5 南二段轆轤段至嘉明段 2009 年與 2007 年痕跡調查結果（痕跡數量/調查次數）比較表。

路段	轆轤段		南雙頭段		拉庫音段		嘉明段	
調查年度	2009	2007 ^a	2009	2007	2009	2007	2009	2007
調查次數	n=1	n=5	n=1	n=6	n=1	n=7	n=1	n=7
台灣水鹿	16	5.2	18	15.8	8	15.9	18	1.9
山羌	0	0	0	0.17	0	0.29	0	0.29
台灣長鬃山羊	0	1.2	0	0.17	0	0.14	4	3.4
台灣野豬	0	0.6	0	0	0	0.7	0	0.14
台灣獼猴	1	1	2	2.8	0	0.7	23	2.6
黃喉貂	4	0.8	2	1	1	1.7	2	1.9
華南鼬鼠	3	5.6	9	5.8	3	7.7	1	5.1
鼬獾	4	2.4	13	7.7	4	4.3	0	0.7
長吻松鼠	0	0	0	0	0	0	0	0.14
條紋松鼠	0	0	0	0	0	0.14	0	0.14
白面鼬鼠	0	0	0	0.17	0	0	0	0.4
高山白腹鼠	0	0	0	0	0	0.7	0	0
台灣田鼠	0	0	0	0	0	0	0	0.14
台灣森鼠	0	0	0	0	0	0.29	0	0
台灣長尾鮑	0	0	0	0	0	0.14	0	0.14

a 資料取自李玲玲等（2007）

表 3-6 2009 年新康橫斷沿線水鹿啃食樹皮或磨角樹種及各路段分布數量統計表。

樹種	痕跡種類		小計	分布路段				
	啃食	磨角		布新	桃源	新康	新仙	抱崖
台灣鐵杉	838	65	903	17	787	53	46	0
台灣冷杉	419	318	737	0	89	581	67	0
台灣雲杉	97	32	129	0	75	19	35	0
台灣二葉松	1	30	31	1	28	2	0	0
台灣華山松	37	18	55	0	36	10	9	0
紅檜	4	9	13	0	0	0	13	0
刺柏	4	25	29	0	12	16	1	0
台灣鵝掌柴	43	0	43	0	19	0	24	0
台灣樹參	2	0	2	0	0	0	0	2
三斗石櫟	3	1	4	0	0	0	4	0
毛柱楊桐	0	2	2	0	0	0	2	0
厚皮香	1	0	1	0	0	0	1	0
厚葉柃木	24	10	34	0	19	6	9	0
細枝柃木	1	1	2	0	0	0	2	0
台灣紅榨槭	1	0	1	0	0	0	1	0
玉山木薑子	1	0	1	0	0	0	1	0
長葉木薑子	0	1	1	0	0	0	1	0
高山新木薑子	6	3	9	0	0	0	9	0
假長葉楠	4	0	4	0	0	0	0	4
台灣蘋果	2	0	2	0	0	0	1	1
假皂莢	38	1	39	0	21	8	10	0
玉山假沙梨	22	1	23	0	23	0	0	0
山枇杷	2	0	2	0	0	0	0	2

表 3-6(續) 2009 年新康橫斷沿線水鹿啃食樹皮或磨角樹種及各路段分布數量統計表。

樹種	痕跡種類		小計	分布路段				
	啃食	磨角		布新	桃源	新康	新仙	抱崖
台東莢迷	1	0	1	0	1	0	0	0
樺葉莢迷	5	0	5	0	0	0	5	0
小葉莢迷	1	0	1	0	0	0	1	0
呂宋莢迷	1	0	1	0	0	0	0	1
薄葉虎皮楠	1	1	2	0	0	1	1	0
蘭邯千金榆	1	0	1	0	0	0	0	1
雲南冬青	4	0	4	0	1	0	3	0
圓葉冬青	3	0	3	0	0	0	3	0
苗栗冬青	19	6	25	0	12	1	12	0
異葉木犀	1	0	1	0	0	0	1	0
褐毛柳	24	0	24	0	24	0	0	0
台灣馬醉木	0	11	11	0	7	4	0	0
玉山杜鵑	16	0	16	1	9	6	0	0
米飯花	1	0	1	0	0	0	0	1
西施花	0	2	2	0	0	0	2	0
南燭	3	0	3	0	0	0	3	0
大枝掛繡球	6	0	6	0	0	0	6	0
大葉溲疏	5	0	5	0	0	0	5	0
小計	1642	537	2179	19	1163	707	278	12
平均(棵/km)	49.0	16.0	65.0	4.8	211.5	157.1	92.7	0.7

表 3-7 玉山主峰線到南二段沿線 2009 年下半年新增水鹿啃食樹皮或磨角樹種及各路段分布數量統計表。

樹種	痕跡種類		小計	分布路段							
	啃食	磨角		八通關	大水窟	達芬尖	塔 芬	轆 轆	南雙頭	拉庫音	嘉 明
台灣鐵杉	406	13	419	28	19	122	91	14	90	46	9
台灣冷杉	125	73	198	12	0	30	63	5	52	12	24
台灣雲杉	2	5	7	0	0	0	6	0	1	0	0
台灣二葉松	183	130	313	7	0	5	70	221	1	3	6
台灣華山松	74	41	115	0	0	34	44	21	3	9	4
刺柏	8	52	60	1	2	6	14	8	11	16	2
玉山圓柏	1	3	4	1	0	0	0	0	2	0	1
厚葉柃木	5	2	7	1	2	0	4	0	0	0	0
假皂莢	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
玉山假沙梨	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
玉山胡頹子	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	2
苗栗冬青	4	0	4	0	0	0	0	0	0	0	4
高山櫟	8	3	11	0	0	11	0	0	0	0	0
紅毛杜鵑	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
台灣馬醉木	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0
褐毛柳	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1
樺葉英迷	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1
小計	821	325	1146	50	23	208	293	270	161	86	55
平均(棵/km)	12.8	5.1	17.9	2.7	2.9	30.6	44.4	65.9	29.3	21.5	5.3

表 3-8 2009 年新康橫斷各森林相機樣點水鹿平均出現指數及穿越帶（50 公尺 x10 公尺 x3 條）內樹木數量、水鹿啃食樹皮或磨角比例比較表。

植被類型	相機樣點	平均 OI 值	樹木數量	被啃食或磨角比例
松類針葉林	松林 1	20.05	64	39.9%
松類針葉林	松林 2	19.45	130	35.6%
松類針葉林	松林 3	20.93	73	10.3%
松類針葉林	松林 4	64.73	188	18.9%
松類針葉林	松林 5	39.75	255	8.6%
其他針葉林	針葉 1	6.52	272	22.0%
其他針葉林	針葉 2	11.56	350	17.9%
其他針葉林	針葉 3	5.92	133	3.9%
其他針葉林	針葉 4	3.97	157	4.9%
其他針葉林	針葉 5	13.36	115	10.8%
其他針葉林	針葉 7	2.33	103	11.5%
針闊混淆林	針闊 1	2.14	91	12.5%
針闊混淆林	針闊 2	7.17	122	21.5%
針闊混淆林	針闊 3	2.25	105	8.7%
針闊混淆林	針闊 4	0.72	184	4.3%
針闊混淆林	針闊 5	6.81	223	9.1%

表 3-9 2009 年新康橫斷松類針葉林相機樣點水鹿平均出現指數及 50 公尺 x2 公尺穿越帶內樹木種類、數量、水鹿啃食樹皮或磨角比例比較表。

相機 樣點	平均 OI 值	樹種	數量	被啃食 比例(%)	被磨角 比例(%)
松林 1	17.25	台灣二葉松	5	20.0	20.0
		刺柏	21	0	0
		台灣馬醉木	38	0	0
		紅毛杜鵑	20	0	0
		小計	84	1.2	1.2
松林 2	16.72	台灣二葉松	6	16.7	16.7
		台灣鐵杉	14	21.4	7.1
		台灣冷杉	1	0	0
		刺柏	8	0	12.5
		台灣馬醉木	31	0	6.5
		紅毛杜鵑	1	0	0
		小計	61	6.6	8.2
松林 3	25.58	台灣二葉松	5	0	0
		台灣鐵杉	11	27.3	0
		刺柏	4	0	25.0
		台灣馬醉木	5	0	0
		小計	25	12.0	4.0
松林 4	69.13	台灣二葉松	11	9.1	9.1
		刺柏	5	0	0
		台灣馬醉木	49	0	0
		紅毛杜鵑	27	0	0
		小計	92	1.1	1.1
松林 5	36.25	台灣二葉松	20	5.0	25.0
		台灣馬醉木	12	0	0
		紅毛杜鵑	1	0	0
		小計	33	3.0	15.2

表 3-10 2009 年南二段各森林輻射穿越帶(50 公尺 x10 公尺 x3 條)內樹木種類、數量、水鹿啃食樹皮及磨角比例比較表。

樣區 編號	樹種	數量	平均被啃食 比例(%)	平均被磨角 比例(%)
松類針葉林 1	台灣二葉松	221	0	7.3
	台灣馬醉木	3	0	0
	紅毛杜鵑	4	0	0
	小計	228	0	7.0
松類針葉林 2	台灣二葉松	22	0	14.4
	台灣華山松	3	33.3	0
	台灣鐵杉	1	0	0
	台灣冷杉	1	100	0
	刺柏	34	0	0
	高山櫟	7	85.7	0
	台灣馬醉木	150	0	0
	紅毛杜鵑	143	0	0
	小計	361	2.4	0.9
松類針葉林 3	台灣二葉松	31	0	0
	台灣華山松	1	0	100
	台灣鐵杉	26	86.6	0
	台灣冷杉	54	52.5	2.8
	刺柏	22	11.8	18.8
	高山櫟	72	55.3	0.8
	厚葉柃木	39	7.7	0
	台灣馬醉木	84	0	0.5
	紅毛杜鵑	138	0	0
	高山小蘗	1	0	0
	小計	468	30.8	2.0
松類針葉林 4	台灣二葉松	93	0	4.7
	台灣華山松	1	0	0
	台灣雲杉	5	83.3	16.7
	小葉莢迷	3	66.7	0
	苗栗冬青	1	100	0

表 3-10(續) 2009 年南二段各森林輻射穿越帶內樹木種類、數量、水鹿啃食樹皮及磨角比例比較表。

樣區 編號	樹種	數量	平均被啃食 比例(%)	平均被磨角 比例(%)
松類針葉林 4	小葉雲南冬青	1	0	0
	台灣馬醉木	54	0	8.9
	紅毛杜鵑	2	0	0
	高山薔薇	1	0	0
	小計	161	4.1	7.0
松類針葉林 5	台灣二葉松	52	0	3.7
	刺柏	67	0	0
	台灣馬醉木	20	0	0
	小計	139	0	0.6
其他針葉 1	台灣二葉松	16	0	7.7
	台灣鐵杉	95	68.5	0
	台灣雲杉	1	0	0
	刺柏	3	0	33.3
	厚葉柃木	32	31.3	0
	台灣馬醉木	60	0	2.5
	紅毛杜鵑	12	4.6	0
	玉山杜鵑	23	42.9	4.8
	小計	242	37.2	1.5
其他針葉 2	台灣鐵杉	1	0	0
	台灣冷杉	320	39.6	2.7
	玉山圓柏	4	0	16.7
	刺柏	20	0	32.1
	台灣馬醉木	7	0	0
	紅毛杜鵑	12	0	0
	玉山杜鵑	88	19.0	0.6
	小計	452	33.4	6.2
其他針葉 3	台灣二葉松	47	0	1.2
	台灣華山松	4	75.0	0
	台灣雲杉	9	80.0	0

表 3-10(續) 2009 年南二段各森林輻射穿越帶內樹木種類、數量、水鹿啃食樹皮及磨角比例比較表。

樣區 編號	樹種	數量	平均被啃食 比例(%)	平均被磨角 比例(%)
其他針葉 3	台灣冷杉	9	5.6	0
	台灣鐵杉	87	80.5	0.65
	小葉雲南冬青	1	100	0
	台灣馬醉木	59	0	1.0
	紅毛杜鵑	1	0	0
	厚葉柃木	53	77.6	6.7
	苗栗冬青	1	0	0
	小計	271	49.0	3.1
其他針葉 4	台灣鐵杉	152	85.2	2.6
	厚葉柃木	12	38.9	0
	苗栗冬青	3	0	50.0
	小葉雲南冬青	9	11.1	0
	玉山假沙梨	4	100	0
	樺葉莢迷	3	100	0
	畢礫山鼠李	1	0	0
	台灣馬醉木	132	12.5	0
	紅毛杜鵑	3	0	0
	台灣小蘗	9	0	0
	小計	328	53.4	3.3
其他針葉 5	台灣冷杉	72	10.2	5.0
	刺柏	2	0	0
	台灣馬醉木	21	0	4.2
	小計	95	7.5	4.9

表 3-11 2009 年南二段松類針葉林及其他針葉林輻射穿越帶內森林冠層植物種類、數量、及遭水鹿啃食樹皮及磨角比例比較表。

植被類型	樹種	數量	平均被啃食 比例(%)	平均被磨角 比例(%)
松類針葉林	台灣二葉松	419	0	6.0
	台灣華山松	5	11.1	33.3
	台灣鐵杉	27	65.0	0
	台灣雲杉	5	83.3	16.7
	台灣冷杉	55	64.4	2.1
	小計	511	10.6	6.4
其他針葉林	台灣二葉松	63	0	4.5
	台灣華山松	4	75.0	0
	台灣鐵杉	335	70.3	1.0
	台灣雲杉	10	53.3	0
	台灣冷杉	401	18.5	2.6
	小計	813	50.0	2.5

表 3-12 2009 年南二段松類針葉林及其他針葉林輻射穿越帶內森林灌木植物種類、數量、及遭水鹿啃食樹皮及磨角比例比較表。

植被類型	樹種	數量	平均被啃食 比例(%)	平均被磨角 比例(%)
松類針葉林	刺柏	123	2.9	4.7
	苗栗冬青	1	100	0
	小葉雲南冬青	1	0	0
	高山櫟	79	62.9	0.6
	厚葉柃木	39	7.7	0
	小葉莢迷	3	66.7	0
	台灣馬醉木	311	0.2	1.4
	紅毛杜鵑	287	0	0
	高山小蘗	1	0	0
	高山薔薇	1	0	0
	小計	846	6.4	1.4
其他針葉林	玉山圓柏	4	0	16.7
	刺柏	25	0	24.4
	苗栗冬青	4	0	33.3
	小葉雲南冬青	10	55.6	0
	厚葉柃木	97	50.6	2.5
	樺葉莢迷	3	100	0
	玉山假沙梨	4	100	0
	台灣馬醉木	279	2.1	1.7
	紅毛杜鵑	28	1.3	0
	玉山杜鵑	111	23.5	2.0
	畢礫山鼠李	1	0	0
	台灣小蘗	9	0	0
	小計	575	16.5	4.0

表 3-13 2009 年新康橫斷水鹿活動對森林影響長期監測樣區 (10 公尺×10 公尺) 調查結果。

樣區編號 (經緯度)	樹種	胸高直徑 徑級(公分)	數量	死亡個 體數	遭啃食與 磨角數	遭啃食與磨 角死亡數
SK I (N 23° 18' 32.5" E121° 5' 4.9")	台灣鐵杉	<10	25	11	15	5
	台灣鐵杉	10~20	12	0	12	0
	台灣鐵杉	>20	2	1	2	1
	台灣二葉松	>20	2	0	0	0
	台灣雲杉	<10	1	0	1	0
	台灣雲杉	10~20	1	0	1	0
	紅毛杜鵑	<10	1	0	0	0
	台灣馬醉木	<10	3	0	2	0
	總計		47	12	33	6
SK II (N 23° 18' 26.6" E121° 3' 58")	台灣鐵杉	<10	2	1	1	1
	台灣二葉松	<10	1	0	0	0
	台灣二葉松	10~20	2	0	0	0
	台灣二葉松	>20	3	0	0	0
	台灣冷杉	10~20	1	1	1	0
	刺柏	<10	2	0	0	0
	台灣馬醉木	<10	5	0	0	0
	總計		16	2	2	1
SK III (N 23° 18' 42.5" E121° 6' 0.8")	台灣鐵杉	<10	2	1	1	1
	台灣鐵杉	10~20	1	0	0	0
	台灣鐵杉	>20	5	0	0	0
	台灣冷杉	>20	1	0	0	0
	苗栗冬青	<10	1	0	0	0
	總計		10	1	1	1
SK IV (N 23° 17' 29.9" E121° 3' 21.5")	台灣鐵杉	<10	18	9	15	7
	台灣鐵杉	10~20	5	0	4	0
	台灣鐵杉	>20	5	0	3	0
	台灣二葉松	<10	1	0	1	0
	台灣二葉松	10~20	3	0	0	0
	華山松	10~20	1	0	0	0
	台灣冷杉	10~20	2	1	2	1
	台灣雲杉	<10	1	0	1	0
	台灣雲杉	10~20	1	0	1	0
	台灣雲杉	>20	2	0	2	0
	台灣馬醉木	<10	2	0	0	0
	總計		41	10	29	8

表 3-14 2009 年南二段水鹿活動對森林影響長期監測樣區 (20 公尺×20 公尺)
調查結果。

樣區編號 (經緯度)	樹種	胸高直徑 徑級(公分)	數量	死亡個 體數	遭啃食與 磨角數	遭啃食與磨 角死亡數
N2 I (N 23° 28' 51.1" E120° 59' 58.6")	台灣二葉松	<10	2	0	1	0
	台灣二葉松	10~20	28	1	1	1
	台灣二葉松	>20	18	0	0	0
	高山櫟	<10	1	0	0	0
	高山櫟	10~20	1	0	0	0
	高山櫟	>20	1	0	0	0
	紅毛杜鵑	<10	1	0	0	0
	總計		52	1	2	1
N2 II (N23° 29' 16" E120° 59' 58.6")	台灣鐵杉	10~20	2	0	0	0
	台灣鐵杉	>20	21	0	4	0
	紅毛杜鵑	<10	7	0	3	0
	厚葉柃木	<10	2	0	1	0
	台灣馬醉木	<10	4	0	1	0
	總計		36	0	9	0
N2 III (N23° 26' 39.8" E121° 2' 2.4")	台灣二葉松	<10	8	0	2	0
	台灣二葉松	10~20	6	1	0	0
	台灣二葉松	>20	7	1	1	0
	華山松	10~20	1	0	1	0
	華山松	>20	1	0	1	0
	台灣鐵杉	<10	2	2	2	2
	台灣鐵杉	10~20	2	2	2	2
	台灣鐵杉	>20	1	1	1	1
	台灣冷杉	<10	2	1	2	1
	台灣冷杉	>20	1	0	1	0
	刺柏	<10	7	0	3	0
	紅毛杜鵑	<10	3	0	1	0
	台灣馬醉木	<10	6	0	0	0
	總計		47	8	17	6
N2IV (N23° 25' 47.8" E121° 1' 9.4")	台灣二葉松	<10	1	0	1	0
	台灣二葉松	10~20	5	0	0	0
	台灣二葉松	>20	9	0	0	0
	台灣鐵杉	<10	2	2	2	2
	台灣鐵杉	10~20	2	1	1	0
	台灣鐵杉	>20	2	1	2	1
	高山櫟	<10	1	0	1	0
	高山櫟	10~20	1	0	1	0
	台灣馬醉木	<10	4	0	0	0
	總計		27	4	8	3
N2 V (N23° 22' 22.9" E120° 59' 41")	台灣二葉松	<10	7	0	5	0
	台灣二葉松	10~20	1	0	1	0
	台灣二葉松	>20	11	0	4	0
	台灣鐵杉	<10	2	1	2	1
	台灣鐵杉	10~20	1	1	1	1
	刺柏	<10	3	0	3	0
	總計		25	2	16	2

表 3-15 2009 年新康橫斷(10 公尺×10 公尺, n=4)暨南二段(20 公尺×20 公尺, n=5)水鹿活動對森林影響長期監測樣區調查結果。

地區別	樹種	胸高直徑 徑級(公分)	數量	死亡個 體數	遭啃食與 磨角數	遭啃食與磨 角死亡數
新康橫斷	台灣二葉松	<10	2	0	1	0
	台灣二葉松	10~20	5	0	0	0
	台灣二葉松	>20	5	0	0	0
	台灣華山松	10~20	1	0	0	0
	台灣鐵杉	<10	47	22	32	14
	台灣鐵杉	10~20	18	0	16	0
	台灣鐵杉	>20	12	1	5	1
	台灣雲杉	<10	2	0	2	0
	台灣雲杉	10~20	2	0	2	0
	台灣雲杉	>20	2	0	2	0
	台灣冷杉	10~20	3	2	3	1
	台灣冷杉	>20	1	0	0	0
	刺柏	<10	2	0	0	0
	苗栗冬青	<10	1	0	0	0
	台灣馬醉木	<10	10	0	2	0
	紅毛杜鵑	<10	1	0	0	0
	總計		114	25	65	16
南二段	台灣二葉松	<10	18	0	9	0
	台灣二葉松	10~20	40	2	2	1
	台灣二葉松	>20	34	1	1	0
	台灣華山松	10~20	1	0	1	0
	台灣華山松	>20	1	0	1	0
	台灣鐵杉	<10	6	5	6	5
	台灣鐵杉	10~20	7	4	4	3
	台灣鐵杉	>20	24	2	7	2
	台灣冷杉	<10	2	1	2	1
	台灣冷杉	>20	1	0	1	0
	刺柏	<10	10	0	6	0
	高山櫟	<10	2	0	1	0
	高山櫟	10~20	2	0	1	0
	高山櫟	>20	1	0	0	0
	厚葉柃木	<10	2	0	1	0
	台灣馬醉木	<10	14	0	1	0
	紅毛杜鵑	<10	11	0	4	0
	總計		187	15	52	12

表 3-16 運用紅外線自動相機進行族群數量估算方法整理比較表。

方法名稱	捕捉-再捕捉模型 (capture-recapture model)		迴歸分析模型 (regression model)		自由氣體模型 (ideal gas model)	
內容	描述	國家公園 現況評估	描述	國家公園 現況評估	描述	國家公園 現況評估
前提假設	1.動物隨機或均勻分佈於棲地內 2.調查期間族群數量無變動 3.相機位置需均勻分佈在樣區內且點位之間的距離不可過大	適用	1.物種被拍攝率與族群密度呈高度相關 2.樣區內棲地是均質的,甲地的估計可以推展到乙地	適用	1.動物在樣區內移動模式是隨機且獨立的 2.調查期間族群數量無變動 3.動物與相機(拍照事件)間是獨立的	不適用,動物移動模式非隨機且不獨立。
估計參數	1.個體捕捉歷史 2.絕對族群量	適用	1.物種被拍攝率 2.動物實際密度	適用	1.物種被拍攝率 2.相機最大拍攝距離 3.相機拍攝角度 4.動物每日移動距離	不適用,動物每日移動距離難以估計。
方法描述	以動物自然特徵進行個體辨識,並利用捕捉-再捕捉模式估計族群數量	僅適用具明顯可辨自然特徵之物種	估計樣區內物種被拍攝率及物種實際密度,並建立迴歸模型,再推展至其他區域。	適用,但實際密度估算不易	利用自由氣體碰撞概念,以動物每日平均移動距離、相機感應器有效偵測距離、角度及動物被拍攝率來估算動物族群	不適用。
適用環境	均可	適用	均質棲地	僅適用在相同棲地類型間之估算	平坦、均質棲地	不適用,區內地形崎嶇海拔落差大
參考文獻	Heilbrun <i>et al.</i> 2006, Jackson <i>et al.</i> 2006, Karanth 1995, Karanth & Nichols 1998, Karanth <i>et al.</i> 2006, Kelly <i>et al.</i> 2008, Maffei <i>et al.</i> 2004, Noss <i>et al.</i> 2003, Silver 2004, Silver <i>et al.</i> 2004, Soisalo & Cavalcanti 2006, Trolle & Kéry 2003, Trolle & Kéry 2005, Wallace <i>et al.</i> 2003, Wegge <i>et al.</i> 2004			Carbone <i>et al.</i> 2001, O'Brien <i>et al.</i> 2003		Rowcliffe <i>et al.</i> 2008

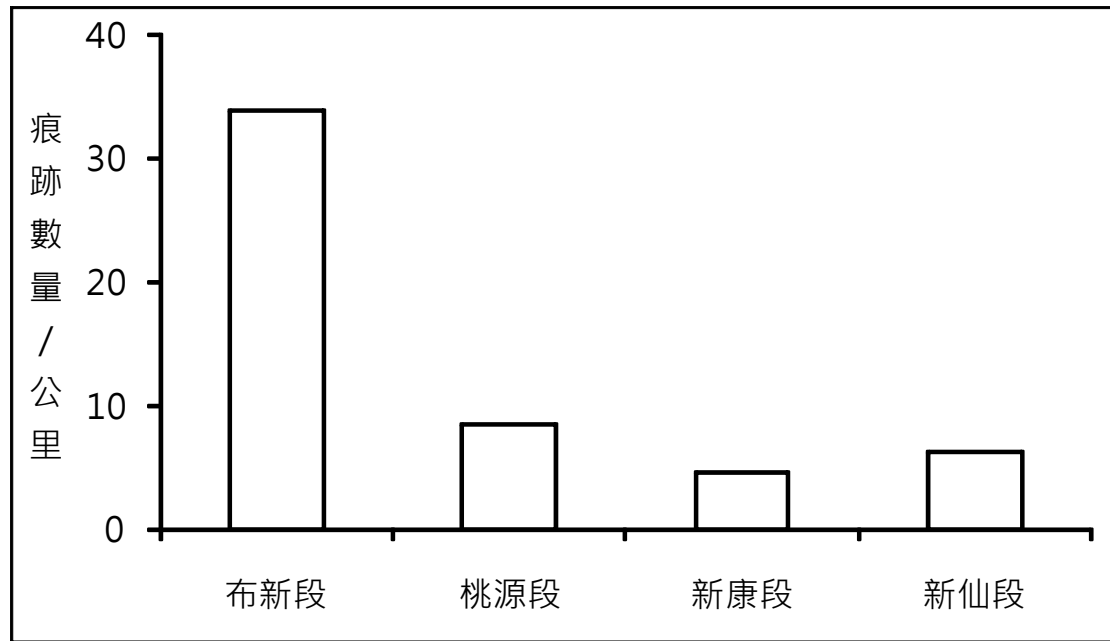


圖 3-1 2009 年三月至十一月新康橫斷各路段台灣水鹿每公里痕跡數量累計圖。

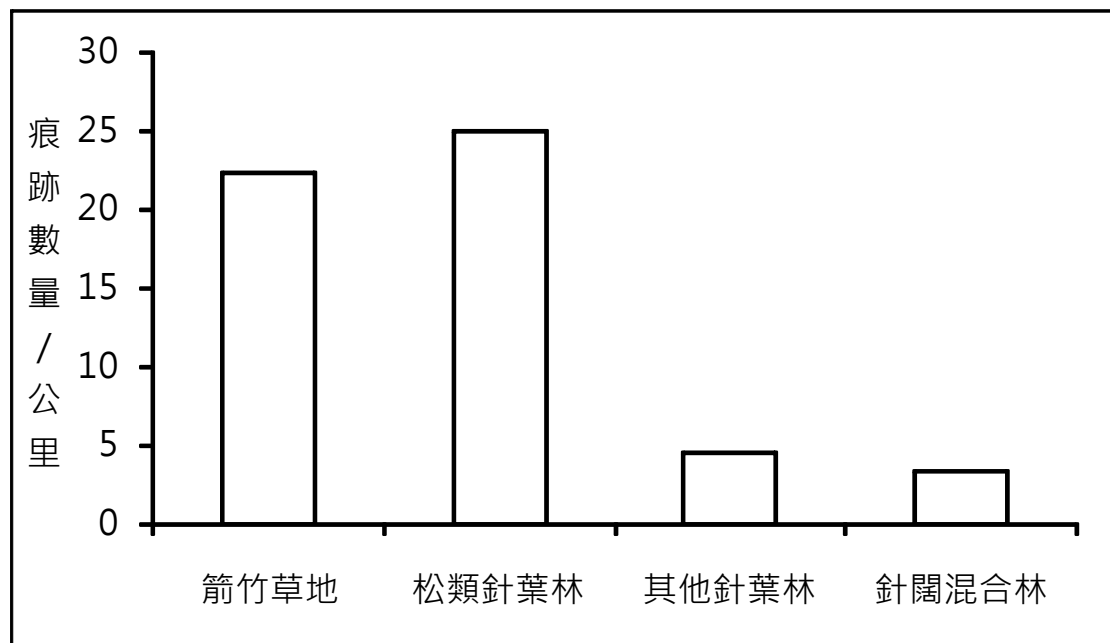


圖 3-2 2009 年三月至十一月新康橫斷各植被類型台灣水鹿每公里痕跡數量累計圖。

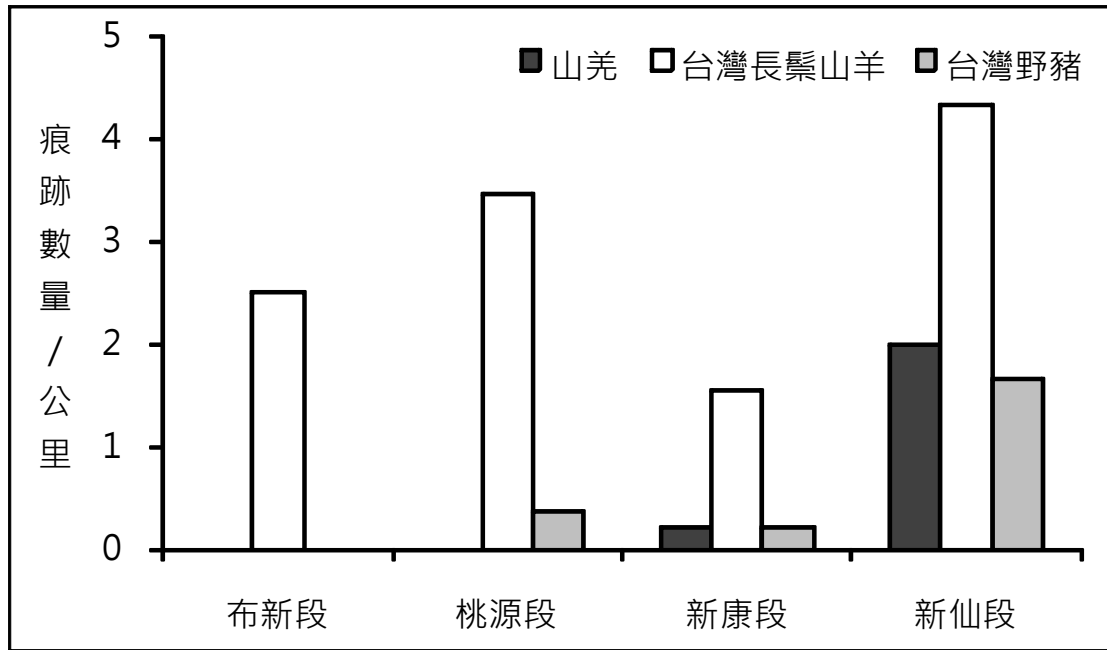


圖 3-3 2009 年三月至十一月新康橫斷各路段偶蹄目動物每公里痕跡數量累計圖。

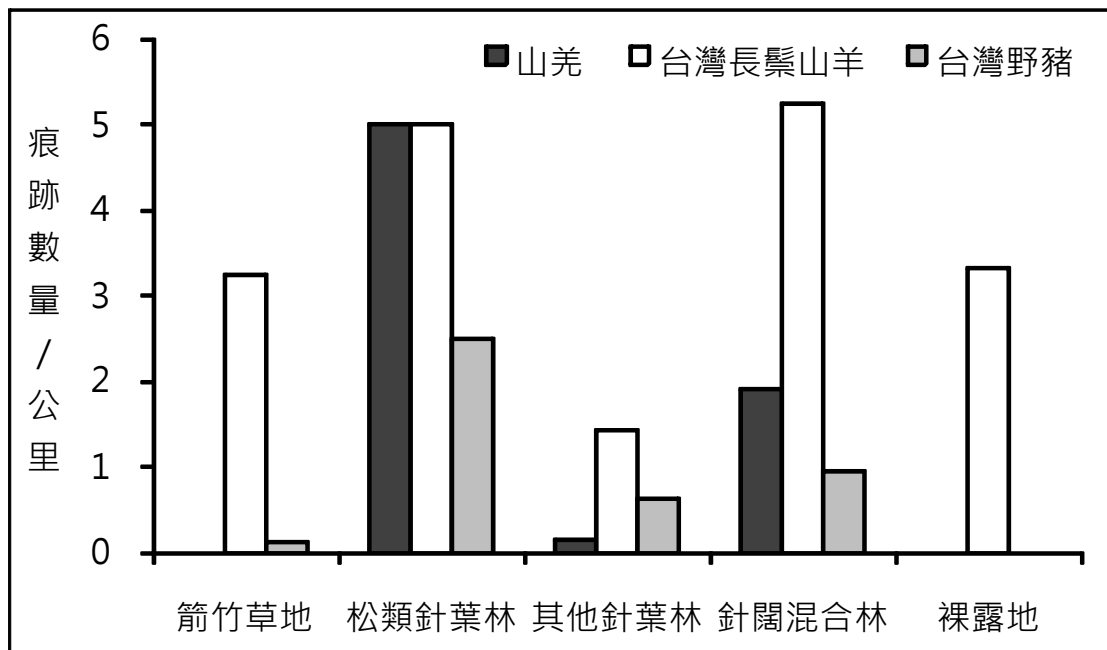


圖 3-4 2009 年三月至十一月新康橫斷各植被類型偶蹄目動物每公里痕跡數量累計圖。

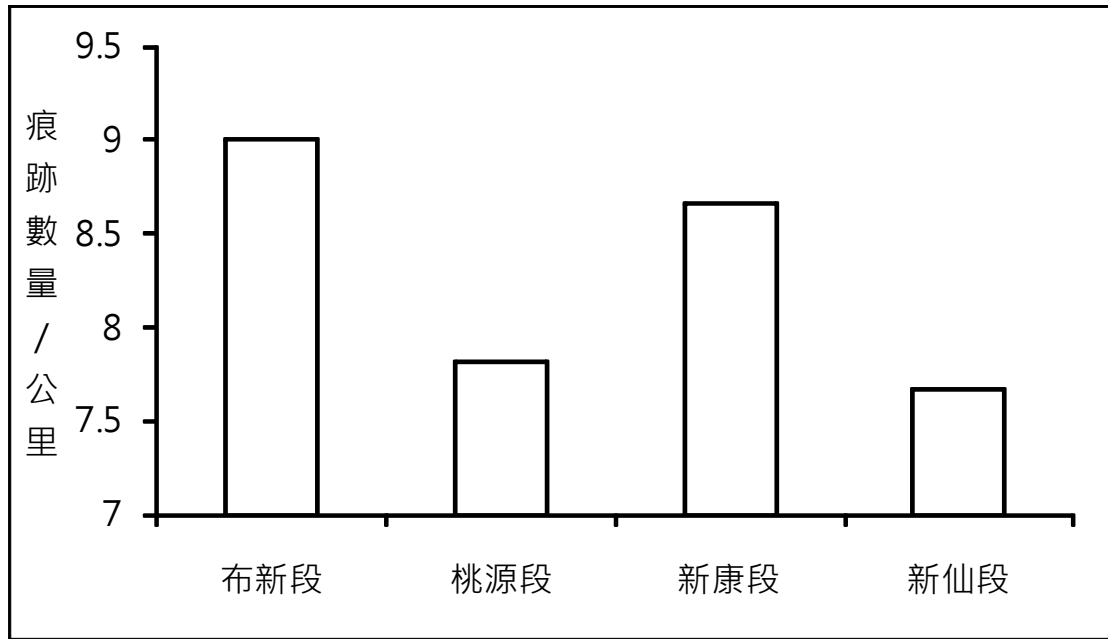


圖 3-5 2009 年三月至十一月新康橫斷各路段台灣獼猴每公里痕跡數量累計圖。

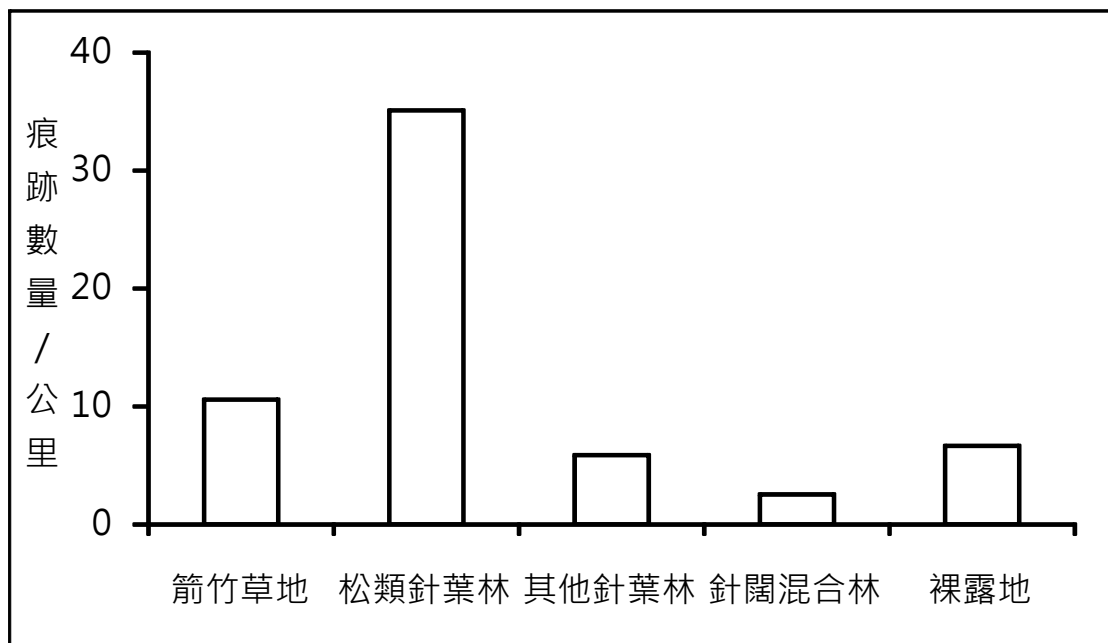


圖 3-6 2009 年三月至十一月新康橫斷沿線各植被類型台灣獼猴每公里痕跡數量累計圖。

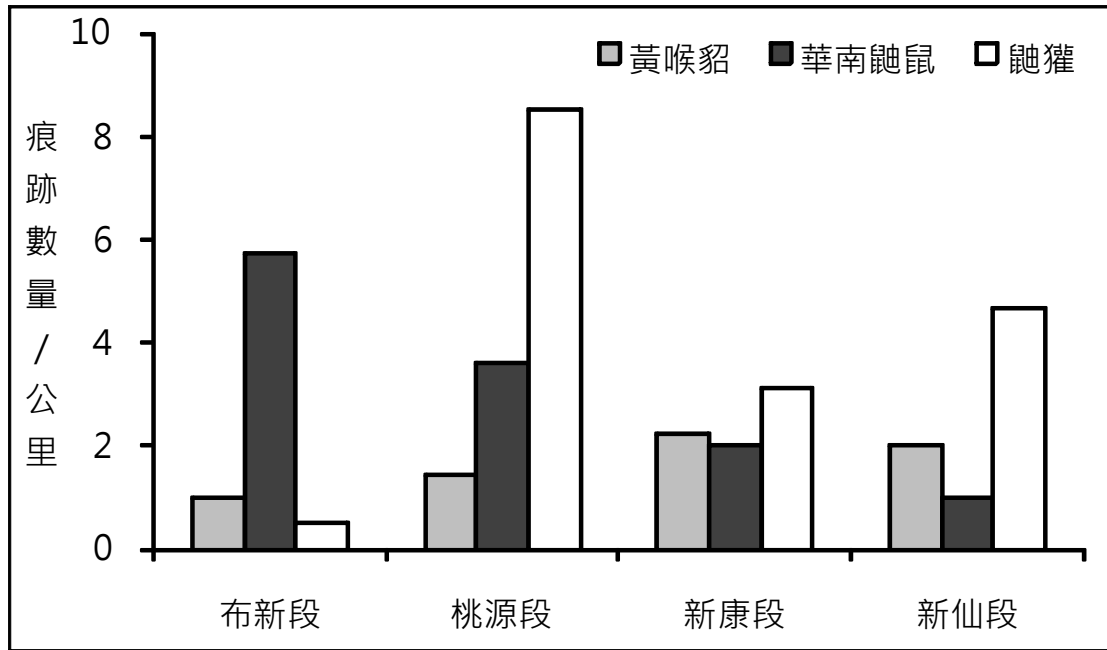


圖 3-7 2009 年三月至十一月新康橫斷各路段食肉目動物每公里痕跡數量累計圖。

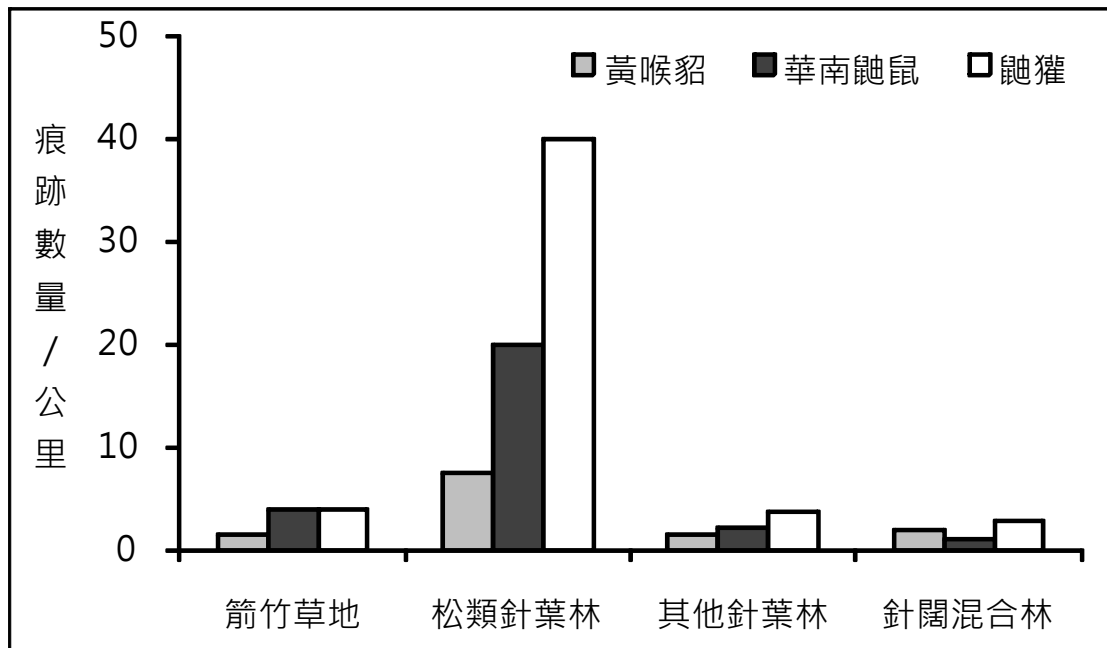


圖 3-8 2009 年三月至十一月新康橫斷沿線各植被類型食肉目動物每公里痕跡數量累計圖。

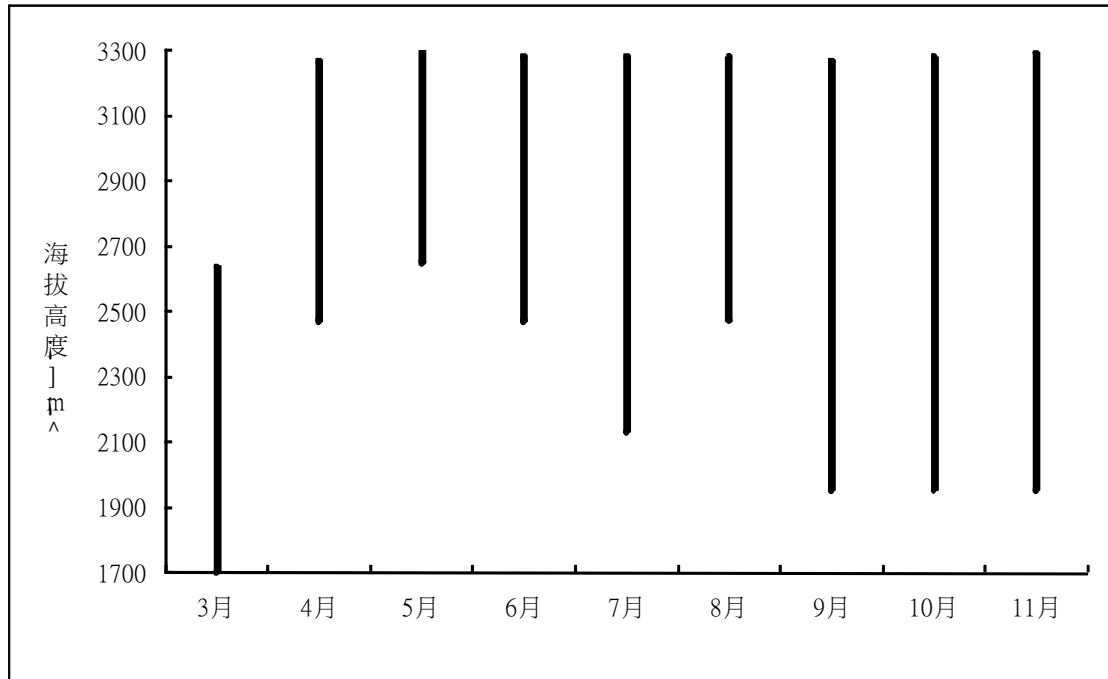


圖 3-9 2009 年三月至十一月新康橫斷沿線台灣獼猴出現地點（包含自動相機與痕跡資料）海拔分布圖。

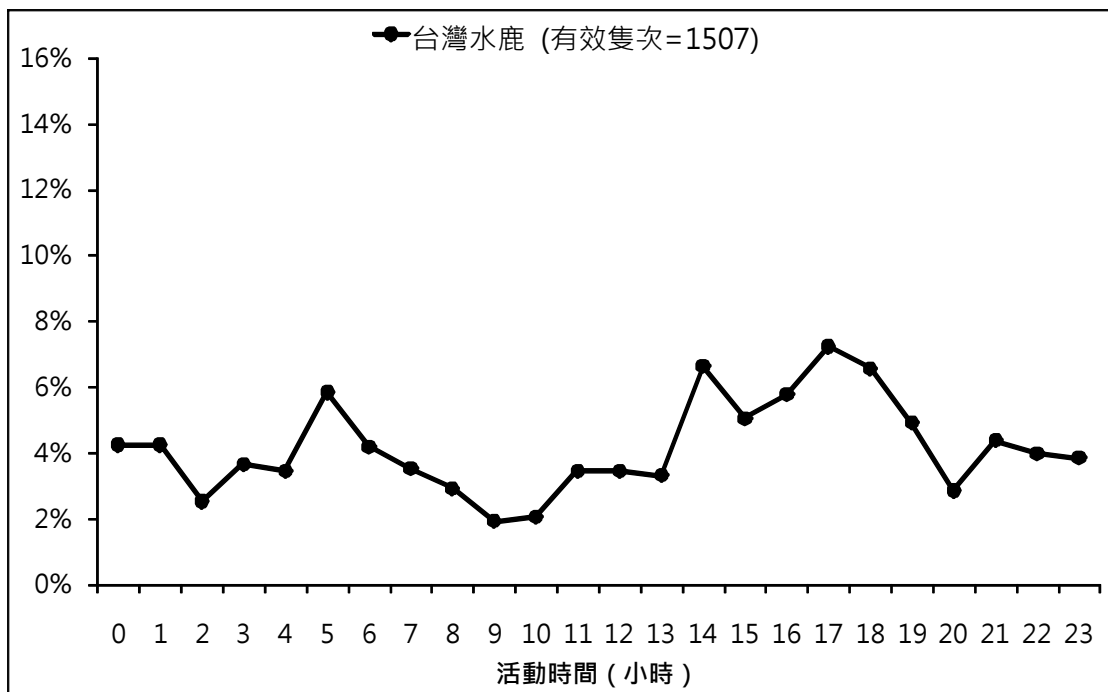


圖 3-10 2009 年三月至十一月新康橫斷紅外線自動相機拍攝台灣水鹿時段百分比。

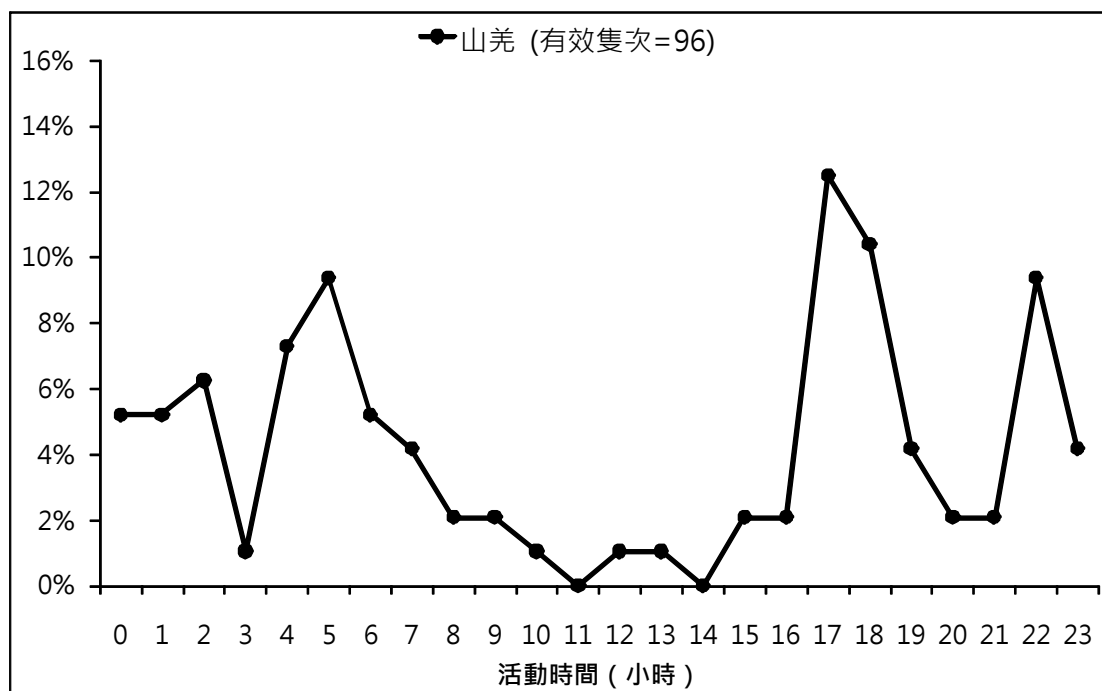


圖 3-11 2009 年三月至十一月新康橫斷紅外線自動相機拍攝山羌時段百分比。

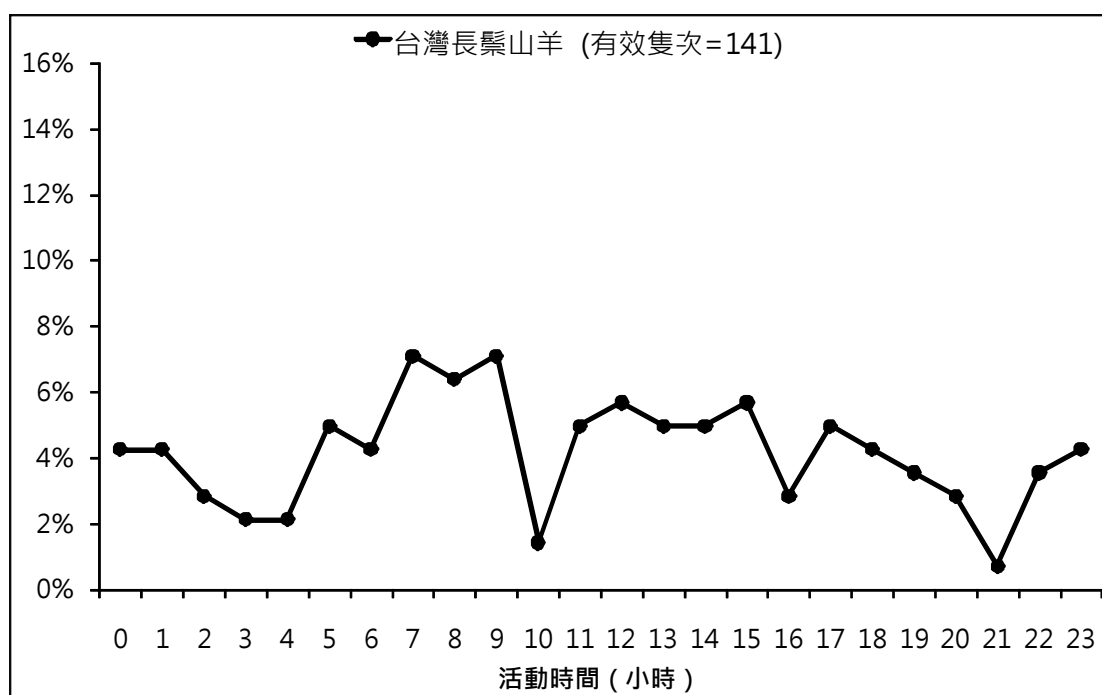


圖 3-12 2009 年三月至十一月新康橫斷紅外線自動相機拍攝台灣長鬃山羊時段百分比。

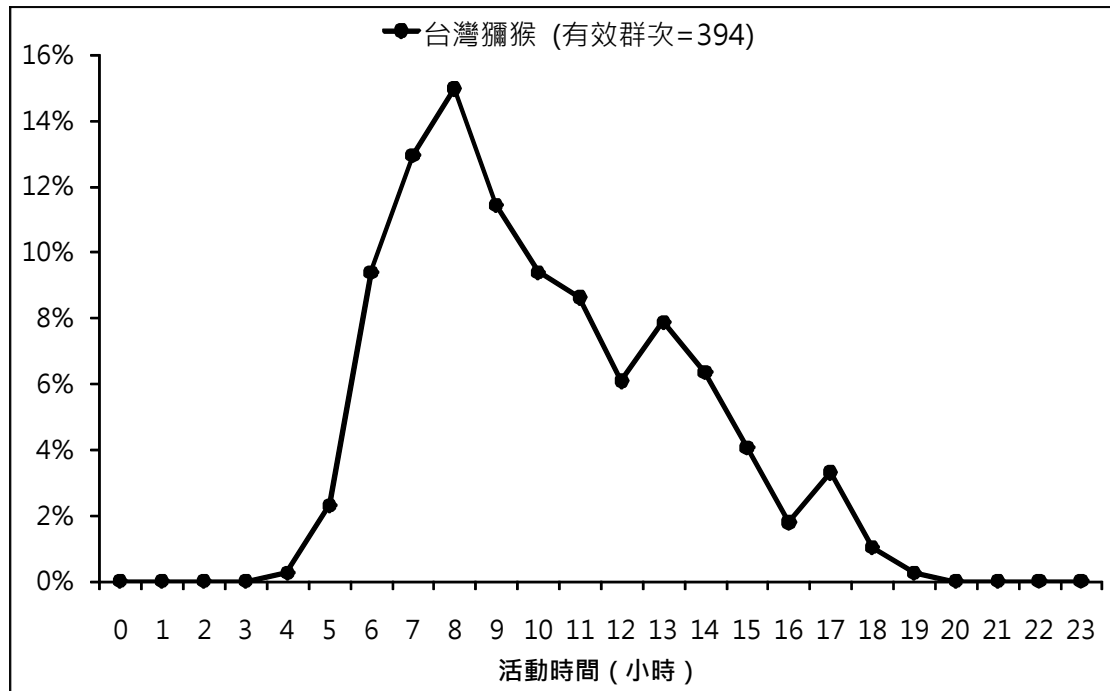


圖 3-13 2009 年三月至十一月新康橫斷紅外線自動相機拍攝台灣獼猴時段百分比。

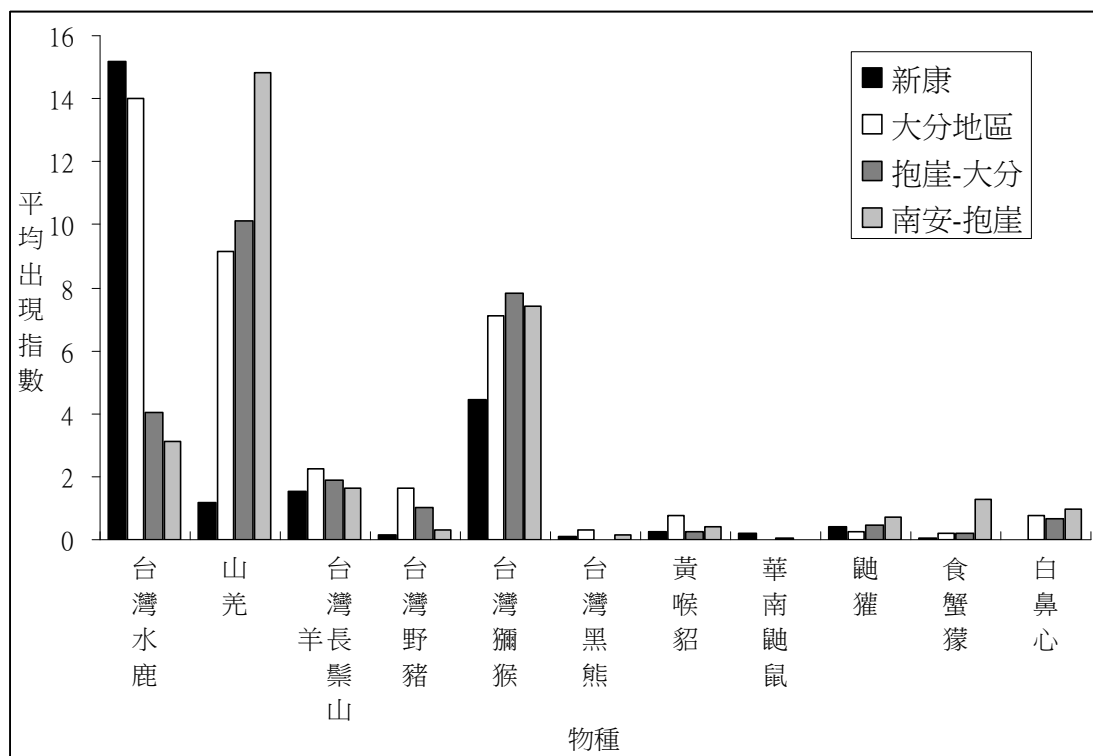


圖 3-14 新康橫斷與南安到大分長期監測樣區自動相機平均出現指數比較圖。各樣區敘述見內文及表 3-3。

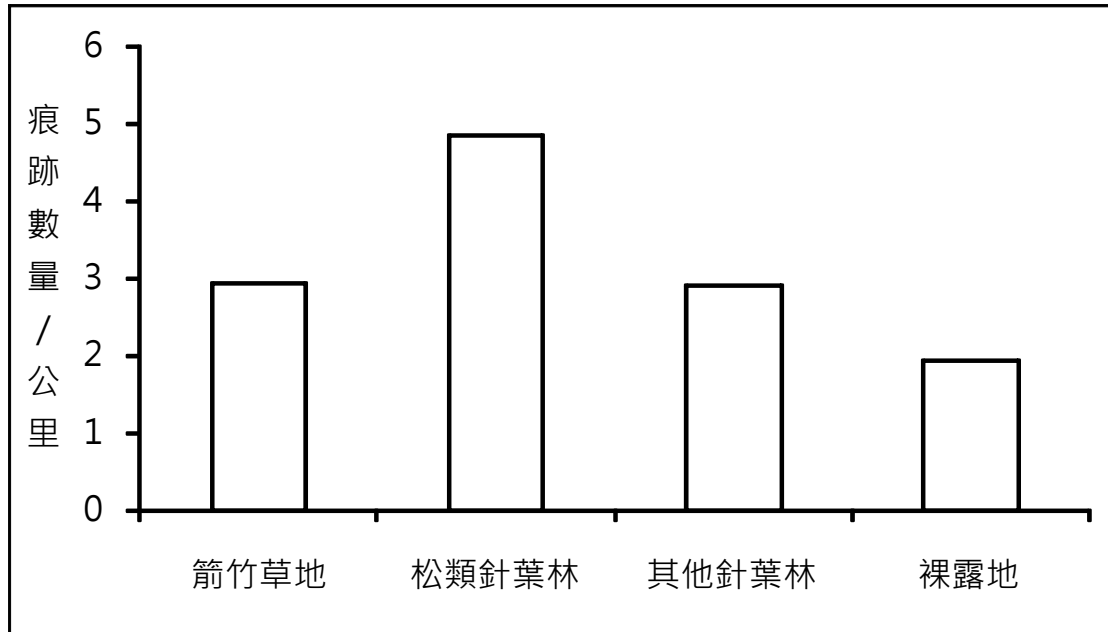


圖 3-15 2009 年十一月南二段各植被類型台灣水鹿每公里痕跡數量累計圖。

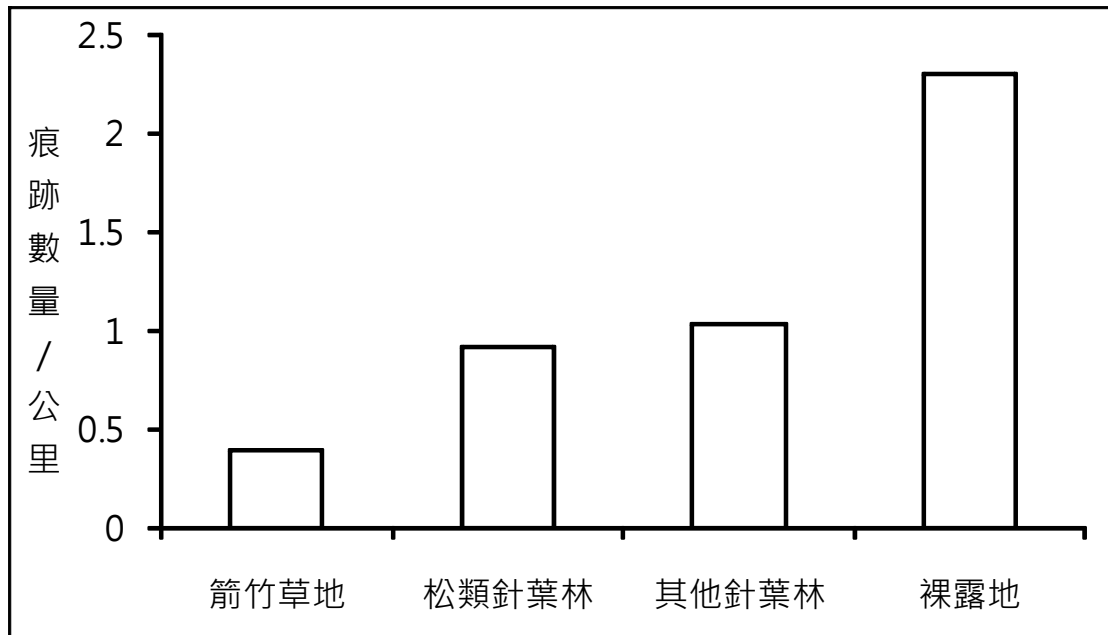


圖 3-16 2009 年十一月南二段各植被類型台灣長鬃山羊每公里痕跡數量累計圖。

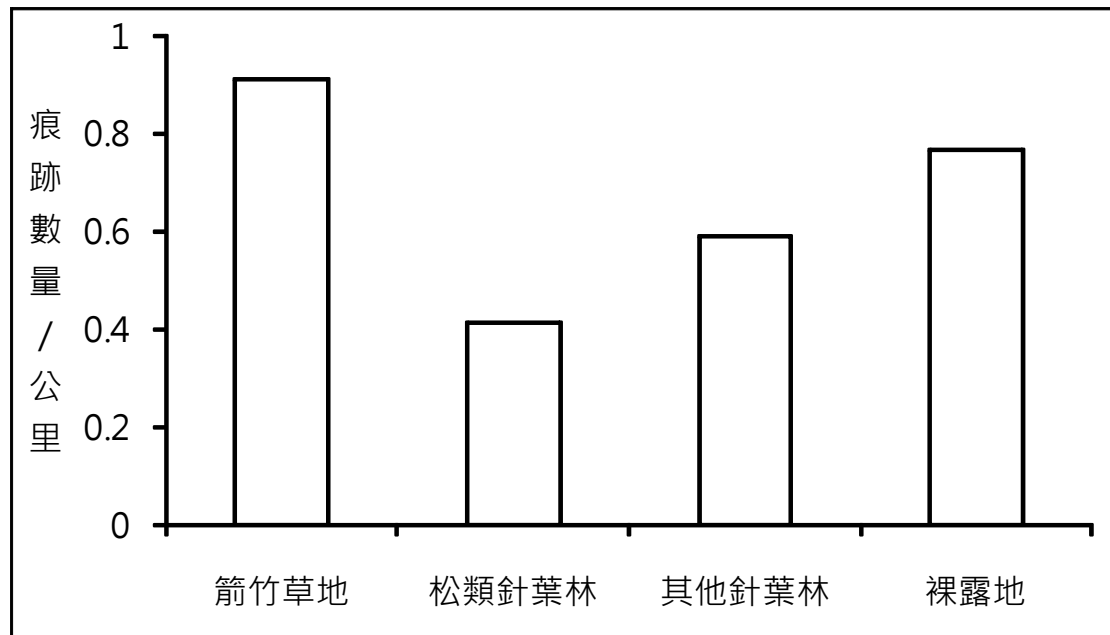


圖 3-17 2009 年十一月南二段各植被類型台灣獼猴每公里痕跡數量累計圖。

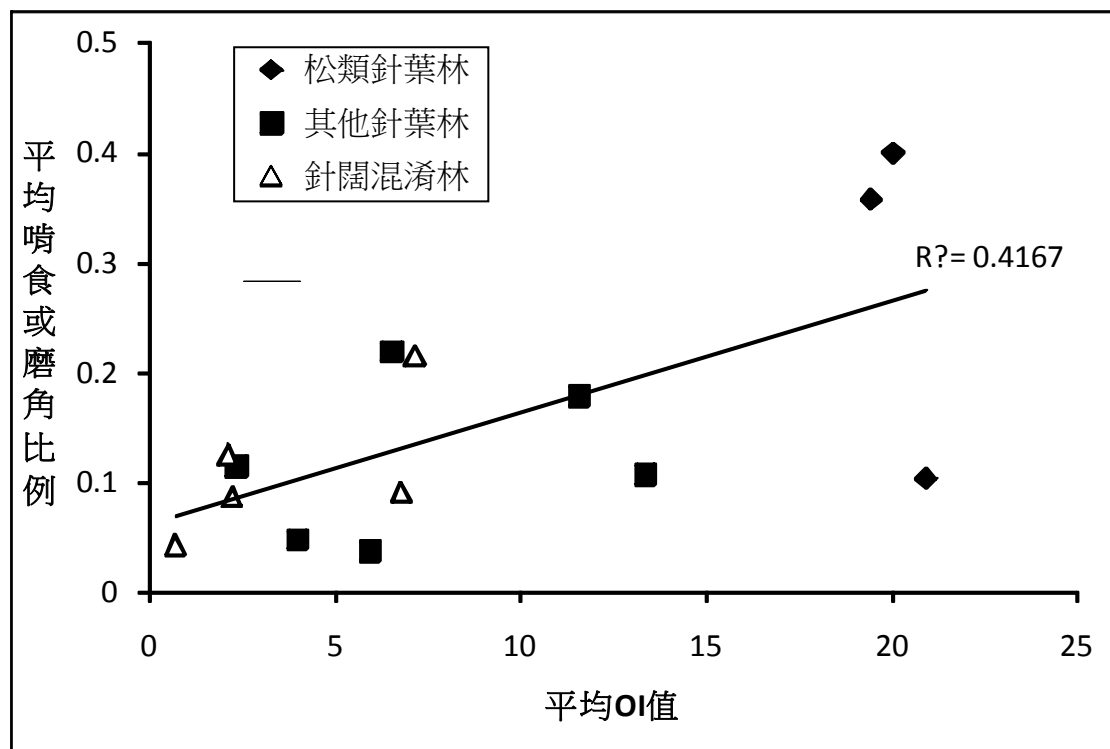


圖 3-18 新康橫斷森林相機樣點水鹿平均出現指數與輻射穿越帶（50 公尺 x10 公尺 x3 條）內之樹木被水鹿啃食或磨角平均比例關係圖。

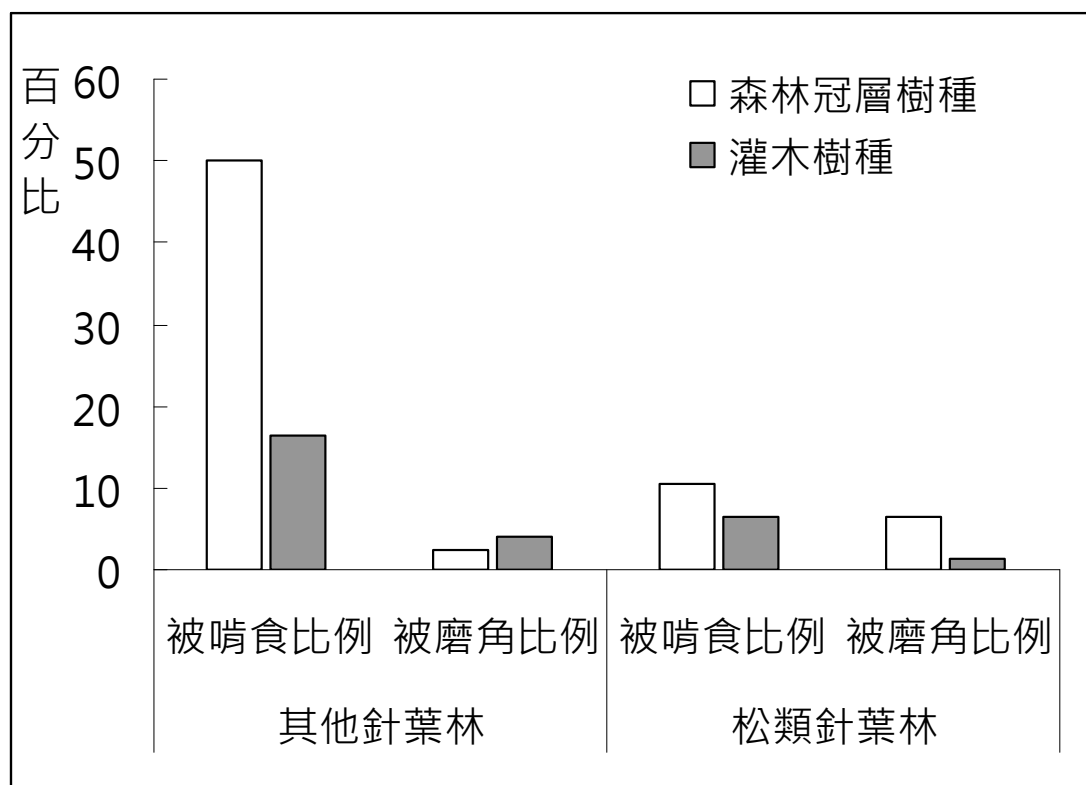


圖 3-19 南二段其他針葉林及松類針葉林輻射穿越帶內森林冠層樹種及灌木樹種被水鹿啃食及磨角比例比較圖。

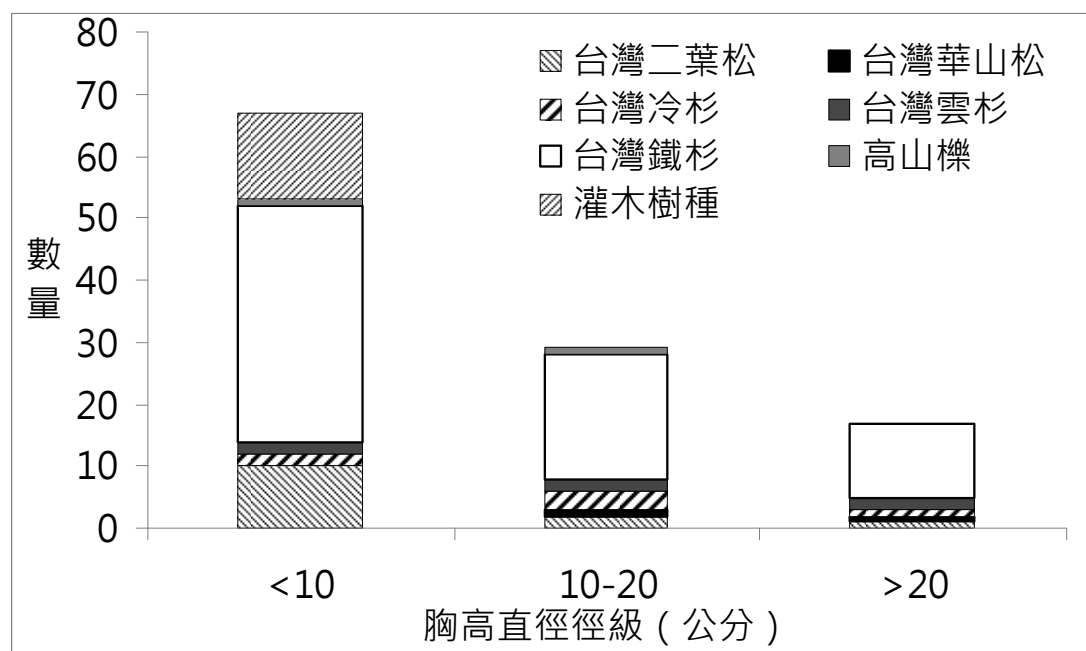


圖 3-20 新康橫斷及南二段長期樣區內各胸高直徑徑級樹種遭啃食或磨角數量統計圖。

第四章 結論與建議

第一節 結論

一、新康橫斷中大型哺乳動物相

本計畫期間共記錄中大型哺乳動物 8 科 14 種，以台灣水鹿在本區域的相對豐度最高，不論沿線痕跡調查及紅外線自動相機的出現指數均為最高。台灣水鹿、山羌、台灣野豬、台灣獼猴、鼬獾等物種在不同棲地類型間的出現指數有顯著差異，顯示這些物種在不同類型棲地間的分布可能存在差異。此外，亦記錄有小型哺乳類有 1 科 3 種。而本區域高海拔地區的台灣獼猴可能有季節性垂直遷移的行為，值得後續追蹤探討其機制與原因。

二、南二段中大型哺乳動物相

本計畫於南二段沿線的動物痕跡調查，共記錄中大型哺乳動物 5 科 8 種，依其痕跡數量多寡排列依次為台灣水鹿、台灣長鬃山羊、台灣獼猴、鼬獾、黃喉貂、野豬、華南鼬鼠及山羌。

三、水鹿啃食樹皮或磨角行為對森林植被的影響

新康橫斷步道沿線兩側 10 公尺內被水鹿啃食樹皮及磨角的種類共計有 16 科 41 種，以台灣鐵杉、台灣冷杉等被啃食與磨角的棵數最多，佔 85.2%。沿線記錄顯示台灣水鹿較常於五月下旬到七月下旬取食樹皮，而三月下旬到五月下旬、七月下旬到十一月下旬則鮮少取食樹皮；而磨角痕跡增加量大抵跟公鹿不同鹿角周期的行為有關。未來應加強秋、冬季節台灣水鹿啃食樹皮頻度與強度的調查。

玉山主峰線到南二段步道沿線兩側 10 公尺內 2009 年下半年新增的水鹿啃食樹皮及磨角的個體共計有 10 科 17 種 1146 棵，轆轤谷到雲峰東峰下營地間的台灣二葉松本年度下半年被水鹿大量啃食樹皮，為往年所未見，值得後續持續監測追蹤。

新康橫斷輻射狀穿越帶痕跡調查初步結果顯示水鹿平均 OI 值越高與穿越帶內樹木被水鹿啃食樹皮或磨角的比例也就越高。樹木被水鹿啃食或磨角的比例有用來評估與監測水鹿的相對族群豐度變化之潛力。而南二段輻射狀穿越帶調查的結果則顯示森林植被類型、結構與樹種組成會影響該區塊樹木被水鹿啃食的比例。5 種高海拔森林冠層樹種中，平均被啃食的比例以台灣鐵杉最高，而台灣二葉松在穿越帶調查中未有被啃食的記錄。而長期樣區劃設的結果顯示水鹿啃食或磨角的對象以台灣鐵杉、台灣雲杉及台灣冷杉為主，尤以胸高直徑在 20 公分以下的幼樹受影響最大。

四、運用紅外線自動相機進行族群數量估算可行性評估

本研究評估捕捉-再捕捉模型、迴歸分析模型、自由氣體碰撞模型等 3 種不同模式運用在紅外線自動相機進行族群數量估算的可行性，以捕捉-再捕捉模式估計中大型哺乳動物之族群數量所需突破的技術差距較小（個體辨識），需求資源（紅外線自動相機、人力等）可得性較高，是目前較可行之方案。

第二節 建議

建議一、立即可行建議

主辦機關：玉山國家公園管理處

協辦機關：農委會林務局

本研究目前使用之土地利用圖為第三次森林資源及土地利用調查之圖層，然其中許多區域均與國家植群多樣性調查與製圖計畫的圖層及現場實地勘查結果不一，使得無法正確反應動物棲地利用狀況，並造成分析上之誤差而必須加以修正。由於國家植群多樣性調查計畫已於 2008 年完成，並預定於今年完成並出版新的土地利用圖層，建議國家公園管理處可主動取得國家公園範圍及其邊界 5 公里緩衝區內所涵蓋的圖層，做為監測國家公園境內棲地改變的依據，並提供給相關研究使用，以提高研究結果之正確性。

建議二、中長期建議

主辦機關：玉山國家公園管理處

協辦機關：各受委託研究單位

數位紅外線照相機具有工時長、儲存能力佳等優點，為偏遠山區調查與監測之利器。近年來已陸續應用於貴處轄管委託監測計畫，並獲得優異的成果，建置野生動物數位自動化監測網路將成為未來野生動物保育監測的趨勢。新康山區地處偏遠，動物相豐富，然過往哺乳動物資料闕如。為能延續本調查計畫之執行成果，並逐步建置完善的野生動物數位監測網路，建議管理處可利用數位紅外線照相機，建置新康山區永久監測樣點，以長期監測區內野生動物之動態。並以本研究為起點，在委託計畫研究人員的協助下，分年分區逐步規劃全園區野生動物的監測網路，並訓練保育巡查人員進行資料收集與相機維護。以求未來可以全面地掌握玉山園區內野生動物的現況，提供作為建置野生動物棲地預測模式及野生動物族群估算的後盾，並進而掌握園區內野生動物族群波動狀況及其對於森林棲地與生態系的影響，提供野生動物及生態系經營管理策略調整的依據。

建議三、中長期建議

主辦機關：玉山國家公園管理處

協辦機關：受委託研究單位

長期監測樣區調查結果顯示水鹿啃食樹皮及磨角行為對台灣鐵杉、台灣冷杉等針葉樹種之幼樹與苗木存活產生影響，可能會影響亞高山及上部山地針葉林推移帶形成的速度，進而影響森林更新與擴充，甚至造成森林線的下退。同時，本年度下半年於南二段地區轆轤地區發現有台灣二葉松被水鹿大量啃食樹皮的情形，此為往年所未見，顯示南二段台灣水鹿對於高山森林植被的影響正在快速加劇，有必要加速這方面的監測與研究，探討其原因及對高山森林生態系可能的衝擊。希冀以本研究的結果為基礎，選擇玉山園區目前受影響較大，如南二段拉庫音溪流域所涵蓋的區域（轆轤谷到嘉明湖段），以及潛在受影響的區段，如新中橫塔塔加地區、楠梓仙溪林道等地劃設較大範圍的長期監測樣區，並選擇部分樣區建置大型的永久試驗性圍籬，以隔絕水鹿等草食獸的啃食壓力來進行對照比較，探討水鹿等中大型草食獸對於高山森林生態系群聚動態與功能的影響。這些樣區除了進行每木標誌與量測外，亦同時配合航空或衛星影像等遙測比對方式，分別以現地調查監測及遙測技術來監測水鹿對於森林更新與擴展的影響，以求能即時掌握與因應。

建議四、中長期建議

主辦機關：玉山國家公園管理處

協辦機關：林務局、阿里山國家風景管理處、受委託研究單位

近年來的資料均顯示台灣水鹿在玉山國家公園園區的族群數量與分布有擴張的跡象，許多位於玉山國家公園邊界的橫貫公路兩旁，如南橫與塔塔加地區，近年來陸續有水鹿被目擊或拍攝的記錄，這些地區的原生與人造森林植種均已發現有被水鹿啃食或磨角的現象；而位於國家公園核心區域的高海拔生態保護區水鹿族群密度大多達到高密度的等級，對當地森林植被影響速度逐漸加快，這樣的趨勢可能會使得台灣水鹿未來兼具保育類動物與有害動物的雙重角色。建議國家公園應加速了解台灣水鹿族群密度變化趨勢及其對森林或草地生態系群聚結構與功能動態的關係，並利用國家公園周邊地區，如塔塔加地區、南橫地區，帶領遊客認識台灣水鹿生態及其對周遭生態系的可能影響，讓一般民眾能更加了解台灣水鹿族群動態與森林動態的關係，為未來需要進行適應性水鹿族群管理所需的生物面資訊與可能面臨的社會面問題預作準備，以求能適時適地採取適當措施來因應。

參考書目

- Carbone, C., Christie, S., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J. R., Griffiths, M., Holden, J., Kawanishi, K., Kinnaird, M. F., Laidlaw, R., Lynam, A., Macdonald, D. W., Martyr, D., McDougal, C., Nath, L., O'Brien, T., Seidensticker, J., Smith, D. J. L., Sunquist, M., Tilson, R. and Wan Shahrudin, W. N. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation*, 4: 75-79.
- Côté, S. D., Rooney T. P., Tremblay J. P., Dussault C., and Waller D. M. 2004. Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 113-147.
- Gill, R. M. A. 1992. A review of damage by mammals in North Temperate forests: 1. Deer. *Forestry* 65(2): 145-167.
- Heilbrun, R. D., Silvy, N. J., Peterson, M. J. and Tewes, M. E. 2006. Estimating bobcat abundance using automatically triggered cameras. *Wildlife Society Bulletin* 34: 69-73.
- Jackson, R. M., Roe, J. D., Wangchuk, R. and Hunter, D. O. 2006. Estimating snow leopard population abundance using photography and capture-recapture techniques. *Wildlife Society Bulletin* 34: 772-781.
- Karanth, K. U. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation* 71: 333-338.
- Karanth, K. U. and Nichols, J. D. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*, 79: 2852-2862.
- Karanth, K. U., Nichols, J. D., Kumar, N. S. and Hines, J. E. 2006. Assessing tiger population dynamics using photographic capture-recapture sampling. *Ecology* 87: 2925-2937.
- Kelly, M. J., Noss, A. J., Bitetti, M. N. S. D., Maffei, L., Arispe, R. L., Paviolo, A., Angelo, C. D. D. and Blanco, Y. E. D. 2008. Estimating puma densities from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, and Belize. *Journal of Mammalogy* 89: 408-418.

- Maffei, L., Cuéllar, E. and Noss, A. 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *Journal of Zoology* 262: 295-304.
- McCullough, D.R., K.C.J. Pei and Y. Wang. 2000. Home range, activity patterns, and habitat relations of Reeves' Muntjacs in Taiwan. *Journal of Wildlife Management* 64(2): 430-441.
- Noss, A. J., Cuéllar, R. L., Barrientos, J., Maffei, L., Cuéllar, E., Arispe, R., Rómiz, D. and Rivero, K. 2003. A Camera trapping and radio telemetry study of lowland tapri (*Tapirus terrestris*) in Bolivian Dry Forest. *Tapir Conservation*. Newsletter of the IUCN/SSC Tapir Specialist Group 12: 24-32.
- O'Brien, T. G., Kinnaird, M. F. and Wibisono, H. T. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation*, 6:131-139.
- Oswald, J. S. and Sinclair, A. R. E. 1997. Rethinking the role of deer in forest ecosystem dynamics. In *The science of overabundance: deer ecology and population management*. Smithsonian Institution Press, Washington. Pages 201-223.
- Rowcliffe, J. M., Field J., Turvey, S. T. and Carbone, C. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1228-1236.
- Silveira, L., Jacomo, A. T. A. and Diniz, J. A. F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*, 114: 351-355.
- Silver, S. 2004. Assessing jaguar abundance using remotely triggered cameras. Jaguar Conservation Program. Wildlife Conservation Society.
- Silver, S. C., Ostro, L. E. T., Marsh, L. K., Maffei, L., Noss, A. J., Kelly, M. J., Wallace, R. B., Gómez, H. and Ayala, G. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38: 148-154.
- Soisaloa, M. K. and Cavalcanti, S. M. C. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture-recapture

- sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation* 129: 487-496.
- Tobler, M. W., Carrillo-Percegué, S. E., Leite Pitman, R., Mares, R. and Powell, G. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, 11:169-178.
- Trolle, M. and Kéry, M. 2003. Estimation of ocelot density in the pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of Mammalogy* 84: 607-614.
- Trolle, M. and Kéry, M. 2005. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia* 69: 409-416.
- Wallace, R. B., Gomez, H., Ayala, G. and Espinoza, F. 2003. Camera trapping for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley, Bolivia. *Journal of Neotropical Mammalogy* 10: 133-139.
- Wegge, P., Pokheral, C. P. and Jnawali, S. R. 2004. Effects of trapping effort and trap shyness on estimates of tiger abundance from camera trap studies. *Animal Conservation* 7: 251-256.
- Wu, H. Y. and Lin, Y. S. 1993. Seasonal variation of the activity and range use patterns of a wild troop of Formosan Macaque in Kengting, Taiwan. *Bulletin of Institute of Zoology, Academia Sinica* 32(4): 242-252.
- Yamada, K., Elith, J., McCarthy, M., and Zenger, A. 2003. Eliciting and integrating expert knowledge for wildlife habitat modeling. *Ecological Modelling* 165: 251-264.
- 于名振、林良恭、歐保羅，1988。玉山國家公園東埔區哺乳動物調查報告(一)，內政部營建署玉山國家公園管理處，62 頁。
- 于名振、林良恭，1989。玉山國家公園東埔區哺乳類動物調查報告(二)。內政部營建署玉山國家公園管理處，61 頁。
- 尤仲妮，2000。恆春熱帶植物園台灣獼猴生活模式與食性。台灣大學動物學研究所，碩士論文。
- 王穎，1988。台灣地區山產店對野生動物資源利用調查（Ⅲ）。行政院農業委員會生態研究第 017 號，62 頁。

- 王穎、吳煜慧。2001。玉山國家公園台灣黑熊之生態及人熊關係之研究（三）。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 王穎、黃美秀。1999。玉山國家公園台灣黑熊之生態及人熊關係之研究（一）。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 吳海音，2003。玉山國家公園東部園區大型哺乳動物監測計畫。內政部營建署玉山國家公園管理處。81 頁。
- 吳海音、吳世鴻、吳煜慧，2004。太魯閣國家公園高山地區動物資源基礎調查。內政部營建署太魯閣國家公園管理處。66 頁。
- 吳海音、吳煜慧，2005。玉山國家公園東部園區台灣黑熊及偶蹄目動物群聚研究。內政部營建署玉山國家公園管理處。68 頁。
- 吳海音、施金德，2006。玉山國家公園東部園區偶蹄目動物監測計畫。內政部營建署玉山國家公園管理處。71 頁。
- 吳海音、施金德，2007。玉山國家公園東部園區中大型哺乳動物監測計畫（二）。內政部營建署玉山國家公園管理處。84 頁。
- 吳海音，2009。玉山國家公園東部園區偶蹄目監測與中小型食肉目動物分布調查。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 呂光洋、葉冠群、徐開宇、陳宜隆、陳賜隆、林政彥、陳玉松.，1989，玉山國家公園關山區哺乳調查及解說規劃，玉山國家公園管理處，內政部營建署，60 頁。
- 李玲玲、林宗以，2006。台灣水鹿的食性暨玉里野生動物保護區水鹿族群生態研究（三）。行政院農業委員會林務局保育研究系列第 93-2 號。64 頁。
- 李玲玲、林宗以、池文傑，2007。玉山國家公園南二段地區中大型哺乳動物調查暨台灣水鹿族群監測計畫。內政部營建署玉山國家公園管理處，70 頁。
- 周蓮香，1991。玉山國家公園新康區動物相調查。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 林良恭、喬雅玲，2007。玉山國家公園生態系結構功能評析-樂樂地區生物多樣性調查(二)。內政部營建署玉山國家公園管理處。46 頁。
- 林良恭、喬雅玲，2008。樂樂地區鳥類及哺乳動物監測調查暨生態教育宣導。內政部營建署玉山國家公園管理處。67 頁。

- 林宗以，2008。玉山國家公園南二段東埔至向陽哺乳動物相普查。內政部營建署玉山國家公園管理處。9 頁。
- 林宗以、楊國楨、李玲玲，2006。台灣水鹿啃食樹皮行為對高海拔森林影響初探。2006 動物行為與生態暨中國生物學會聯合學術年會論文集。第 148 頁。
- 林曜松、李培芬，1982。玉山國家公園動物生態景觀資源調查報告。內政部營建署。54 頁。
- 林曜松、郭城孟、李玲玲、巴瞻明(James L. Patton)、于宏燦。1990。小型哺乳類動物與植物間關係之研究。內政部營建署玉山國家公園管理處。49 頁。
- 陳月玲。1990。台灣長鬃山羊 (*Capricornis crispus swinhoei*) 棲地及行為之研究。國立臺灣師範大學生物研究所碩士論文。
- 陳怡君、吳海音、吳煜慧，2002。玉山國家公園大分至南安地區野生哺乳動物之相對豐富度調查。內政部營建署玉山國家公園管理處。29 頁。
- 黃美秀，2005。玉山國家公園八通關日據越道動物調查報告。內政部營建署玉山國家公園管理處，13 頁。
- 黃美秀、簡熒芸，2004。玉山國家公園楠梓仙溪地區中大型哺乳動物之族群監測。內政部營建署玉山國家公園管理處，69 頁。
- 黃美秀、林冠甫、張書德、何冠助、葉炯章，2009。玉山國家公園族群生態學及保育研究 (4/4)。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 黃郁文，1988，臺灣長鬃山羊生物學之研究：族群估算和年齡判斷，國立臺灣師範大學生物研究所碩士論文，62 頁。
- 張石角，1988，新康山區地質調查研究。內政部營建署玉山國家公園管理處，60 頁。
- 裴家騏、姜博仁，2004。大武山自然保留區及其周邊地區雲豹及其他中大型動物之現況與保育研究(三)。行政院農委會林務局保育研究 92-2 號。159 頁。
- 賴國祥，1992。臺灣亞高山針葉林與草生地間推移帶動態結構之探討。中興大學植物學研究所博士論文。

附錄一 期初評選會議委員意見及回覆情形

委員意見	回覆情形
計畫所調查之動物種類，應與東部計畫統一。樣區設置及單位努力力量應承接與整合。	1.本計畫採用之沿線痕跡調查法與紅外線自動相機監測與陳怡君及吳海音(2002)及吳海音(2004)於東部園區之調查方法一致。 2.樣區設置方法將參考上述兩計畫之方法，因此資料之比較應無問題。
南二段沿線之普查，建議為長期監測樣區，有何預期？	南二段長期監測樣區目標為監測水鹿活動對高海拔森林的影響，將與新康橫斷的監測樣區結合，短期希望瞭解水鹿對高海拔不同植群更新的影響程度與速率。中長期希望能逐步擴展到對森林生態系功能影響的監測。
全球暖化之探討，本計畫欲以何種方式呈現，以解釋是否有暖化現象？	全球暖化之探討並非本計畫目標，但在暖化趨勢下高山生態系勢將首當其衝，而高密度的草食獸亦會影響高山植被的演替與生存，累積此區域可供比較分析的生態資料變成相當迫切。本計畫將藉由整合南安到大分之研究，呈現動物分布海拔的現況，並規劃長期監測樣區，監測高密度草食獸對植被棲地之改變，並希望以本研究為起點，累積長期資訊並得出結論，以供未來國家公園監測並因應全球暖化趨勢下高密度草食獸對高山植被存續影響之參考。
如要針對暖化現象，應包括小型物種之監測，比較可以呈現。	1.全球暖化之探討並非本計畫目標，但希望以本計畫為起點，累積長期監測資訊並得出結論。 2.本計畫以中大型哺乳動物為主，在人力物力及時間上，實難以再負荷小型物種之調查，因此僅能就現有資源做適當工作分配。 3.本計畫期以本次調查為起點，建立長期監測樣區、方法及步驟，以供國家公園參考，並將建議未來之監測納入小型物種之調查。

委員意見	回覆情形
新康線之調查頻度為每兩個月一次，建議可採三個月一次較為省時省力。	兩個月一次主要是配合自動相機電池壽命與記憶卡容量。另外，兩個月一次的調查方式，每季將有兩次的調查紀錄，在資料的統計分析上較有利。
計畫內容與全球暖化之議題少有相關，如何呈現？氣象與微棲地資料要如何收集？	1.本計畫提出全球暖化議題之目的，是希望呼籲國家公園重視此議題，並列入未來的調查計畫之中。因為全球暖化所造成的影響必須有長期資料佐證，本計畫並不預期一年的時間能夠呈現全球暖化的影響，但希望以本計畫為起點，開始累積長期資料，未來才能夠呈現生態系變化的趨勢。2.本計畫期望以生態系的變動來討論全球暖化的影響，而非以氣溫或其他氣象資料的改變來討論，且玉山園區內已有氣象、水文資訊的長期監測體系，因此本計畫並未考慮氣象資料的收集。
可考慮使用小型氣象收集器以收集氣象資料。	感謝委員建議，但玉山園區內已有氣象、水文資訊的長期監測體系，因此本計畫並未考慮氣象資料的收集。
新康線之調查為何要劃分四種林相？	四種林相之劃分乃參考李玲玲等(2007)建議之棲地劃分方式。此規劃方式可適度表現高海拔地區棲地類型之差異，亦不致因種類太多而使工作量和相機需求量超出一般計畫的負荷，並可與南二段樣區過去資料整合分析，故規劃新康線之調查將分為箭竹草原、松類針葉林、其他針葉林、針闊葉混合林等四種林相。

附錄二 期中審查委員意見及回覆情形

委員意見	回覆情形
期中報告已獲得相當多的資料，且作了初步分析，值得肯定。	感謝委員肯定。
下列各項請於期末報告時予以補充或修正： （一）相機用於族群估算的可行性評估，其「文獻蒐集」是一種手段，似不必列於標題中。 （二）時間的表示以 24 小時制，勿以午後 19-21 時表示，可刪除「午後」一詞。 （三）本計畫調查結果與南安大分，其比較基礎應予敘明。	（一）已刪除第二章第三節及第三章第四節標題「文獻蒐集」字樣。 （二）已刪除「午後」一詞，時間表示方法以 24 小時制 （三）已於第三章第一節內文及表 3-3 說明比較之基礎。
水鹿過度啃食林木的原因，請參考下列： （一）食草品質有季節上的差異，單位品質之含量降低似可不需強調，重點是 carrying capacity 的問題。 （二）水鹿喜好啃食林木，建議可從樹齡、樹種等所含成分不同而異去探討，主要在於木質素、微量元素及揮發性脂肪的含量。（本項僅提供未來規劃研究之參考）	（一）當啃食壓力過大時，棲地食草會被過度啃食，環境土壤裡的營養元素來不及補充，會使得食草單位品質的含量降低，可能使得水鹿因成長所需的氮元素攝取不足，轉而尋找其他替代的食物資源。 （二）感謝委員指導。

附錄三 期末審查委員意見及回覆情形

委員意見	回覆情形
一、調查路線被遊客及獵人使用情形如何？如有紀錄宜加入說明並可探討人為行動與動物痕跡分布的關係。	本區人為活動頻度不高，未曾於本區發現獵人活動之跡象，僅有登山遊客會進入本區活動，頻度大約為每月 10 人次，且自八月份莫拉克風災後國家公園已暫停受理入園申請，因此我們認為人為活動對於動物痕跡分布應無影響。
二、缺乏冬季的資料，未來如有可能宜有補充。	本計畫受招標時程之限制，自九十八年三月份開始調查。目前紅外線自動相機仍未撤除，本團隊將於計畫結束後持續上山收集冬季資料，並於未來提供給國家公園管理處參考。
三、請列出目擊的資料，與人為活動進行比較。	由於動物之目擊資料筆數不多，因此與動物叫聲合併為見聞記錄，詳見表 3-1 及表 3-4。本區人為活動頻度原就不高，因此我們認為人為活動對於動物目擊資料應無影響。
四、未來水鹿針對啃食的危害如何防治，宜提出具體建議。	由於長期樣區僅有一年之調查資料，目前仍無法確定水鹿啃食對森林之危害為何，宜持續對長期樣區進行監測，以瞭解水鹿啃食對森林演替更新之影響及機制。若證實水鹿啃食會不利於森林更新，建議國家公園可針對其族群數量進行控制。

委員意見	回覆情形
五、宜說明相機位置之選擇，對各種動物 OI 值之測定有無影響。	相機架設地點大多以獸徑交會處為主，根據拍攝之結果，我們認為各種動物均會使用這些獸徑，對於 OI 值之測定應無偏頗。惟箭竹草地上相機架設地點具森林邊緣之遠近可能會影響偏好森林邊緣活動物種之 OI 值（如台灣水鹿、台灣獼猴等），未來可考慮將「森林邊緣」獨立為一種棲地類型進行監測。
六、水鹿啃食是否有特定樹種或大小？	水鹿啃食對象以台灣鐵杉、台灣冷杉為主，在南二段地區則發現對台灣二葉松亦有啃食之現象；而其啃食大小多以胸高直徑在 20 公分以下者較多（詳見表 3-15）。



森林邊緣地帶常可見台灣水鹿活動



台灣水鹿主要茸角期約在三月至六月



母鹿攜帶仔鹿活動之畫面常見於夏季



台灣水鹿進行泥浴打滾



台灣獼猴經常成群活動



高山水池是動物重要的飲水來源



台灣獼猴哺乳之畫面



本年度之調查常見山羌於夜間活動



水鹿啃食常會留下平行之齒痕



黃喉貂排遺呈扭曲長條狀



研究人員測量森林被啃食情形



研究人員架設自動相機



在箭竹草地活動之台灣黑熊



華南鼬鼠捕食高山白腹鼠畫面



鐵杉林中活動之黃喉貂



冷杉林中活動之鼬獾