

大武山自然保留區和周邊地區
雲豹及其他中大型哺乳動物之
現況與保育研究（二）

Present status and conservation of
Formosan clouded leopard
and other medium-to-large mammals
at Tawu Nature Reserve and vicinities (2)

裴家騏

姜博仁

Jai-Chyi Kurtis Pei

Po-Jen Chiang

研究助理：邱春火、林政翰、林傳輝、張星雯、陳中信、陳初雄、陳貞志



主辦機構：行政院農業委員會林務局

執行機構：國立屏東科技大學野生動物保育研究所

中華民國九十二年四月

目 錄

中文摘要-----	2
英文摘要-----	5
一、前言-----	10
二、調查區域-----	12
三、調查方法與資料分析-----	15
四、結果與討論-----	21
五、建議事項-----	40
六、致謝-----	43
七、參考文獻-----	44
圖表-----	48
附錄一、毛髮氣味站的位置座標一覽表-----	64
附錄二、彩色附圖-----	70

摘要

台灣雲豹為依照野生動物保育法公告的瀕臨絕種保育類動物，族群現況是未知而有爭議的。本年度延續去年的調查，繼續在大武山自然保留區及大鬼湖區，調查台灣雲豹的族群現況，並同時以自動照相設備進行其他中大型哺乳動物的活動模式、相對豐富度與分布模式的資料收集，以進一步了解雲豹獵物的狀況，提供作為雲豹保育的參考。

本年度主要調查區域在雙鬼湖區大鬼湖北側，以及大武山自然保留區的太麻里溪與知本溪流域，並加入金崙溪下游的調查。自 91 年 6 月起，到 92 年 3 月止，期間共計上山 11 次，總共 92 天的現地調查及資料收集。

調查方法主要使用毛髮氣味站與自動照相設備，並沿線觀察是否有疑似的雲豹痕跡。在 2001-2002 年間，總共架設了 232 個毛髮氣味站，其中萬山神池區有 26 站，大鬼湖區有 24 站，知本溪流域有 53 站，太麻里溪流域有 129 站，都沒有擷取到確定的雲豹毛髮。然而，毛髮氣味站受颱風、下雨、炎熱、螞蟻以及刺鼠、山羊與水鹿的啃食而效果不彰，未來將不再使用毛髮氣味站而改以配合自動照相設備的方式取代魔鬼氈。在自動照相設備調查雲豹部分，總共架設了 13 處特殊地點型（部分有配合誘餌），16 處 Trailmaster 型（其中 11 處有配合誘餌或毛髮氣味站），11 個樹上型，9 個回播型，85 處配合活雞、毛髮氣味站與其他吸引物的誘餌型，以及 144 處至少工作 360 小時以上的一般獸徑型，總共 9,672 個工作天，並未拍到雲豹。若以雲豹獵物比較豐富的 1,200m 以下的樣點，總共約 4,000 工作天的努力與馬來西亞與泰國的自動自相機調查所拍到的雲豹張數相比，顯示台灣雲豹在調查樣區的密度應該相當低。然而，架設方式、地形與台灣雲豹的樹棲行為差異，要拍到台灣雲豹需要至少多 5~10 倍以上的努力。而沿線觀察曾發現大型掠食動物的洞穴、食餘與爪痕，但是後續的自動照相機調查與現場線索，是台灣雲豹的可能性不大。

雖然尚未紀錄到台灣雲豹，但是經由自動照相設備總計紀錄到 5 目 11 科 21

種可辨識的哺乳類，包括野生動物保育法中所列之「瀕臨絕種哺乳類」黑熊 1 種，「珍貴稀有哺乳類」台灣獼猴、穿山甲、黃喉貂、白鼻心、食蟹獾、山羌、水鹿和長鬃山羊共 9 種。在 5,964 張有效照片中，以山羌拍的最多，台灣獼猴次之，長鬃山羊第三，與玉山及丹大一樣都是以山羌最多。與其他人為活動與棲地改變比較明顯的低海拔地區相比，顯示山羌是台灣中大型哺乳動物中在人為干擾較輕的中低海拔環境中最優勢的中大型哺乳動物，台灣獼猴則是適應力較強，比山羌更能廣泛分布在不同棲地類型與有人為干擾的地區，鼬獾則在人為干擾較頻繁的地區有比人為干擾輕的天然林有更高的出現頻度。

比較 4 個不同植被類型的海拔帶：200m~1,200m 的低海拔闊葉林、1,200m~1,900m 的中海拔闊葉林（霧林帶下層）、1,900m~2,500m 的中海拔針闊葉混合林（霧林帶上層）以及 2,500m~3,100m 的高海拔針葉林，發現海拔顯著影響許多中大型哺乳動物的分布，只有台灣獼猴、台灣野豬與鼬獾沒有海拔分布的顯著差異。山羌、白鼻心與食蟹獾隨海拔越高，出現頻度越低，黃鼠狼則相反地隨海拔越高，出現頻度越高。長鬃山羊與水鹿似乎有一些區隔，大武山自然保留區內的中高海拔以長鬃山羊最為優勢，水鹿則在主要在大武山區 2,000m 以下與雙鬼湖的中海拔有較高的出現頻度。黃喉貂則是在中海拔有較高的出現頻度，但是在不同海拔帶的分布差異不若其他動物顯著。

七個不同調查樣區的動物出現頻度也有顯著的差異，太麻里溪主流在種類與數量上都最為豐富，而以金崙溪最少。不同地區的差異除了因為涵蓋海拔範圍不同的影響之外，在海拔涵蓋範圍相當的不同樣區則顯示人為狩獵活動會減少動物的豐富度與改變動物種類的相對組成，本研究發現在金崙溪尤為明顯。

獵物的豐富度對大型貓科動物的生存相當重要，比較調查樣區中的台灣雲豹獵物與國外的雲豹獵物的出現頻度，大武山與雙鬼湖在 1,900m 以下的中低海拔闊葉林環境提供了台灣雲豹相當豐富的獵物，尤其以 1,200m 以下的獵物最為豐富。然而，過度的人為干擾與狩獵活動會大幅減少動物的豐富度，而大武山自然保留區低海拔環境因為接近村莊而有不小的狩獵與開發壓力，因此在大武山自然

保留區內的太麻里溪主流局部地區雖然雲豹獵物夠豐富，面積卻遠遠不足，實為台灣雲豹生存最大的隱憂。

大武山自然保留區保有台灣最大面積的低海拔闊葉林，並且應該是台灣水鹿最南與海拔分布最低的地區，而雙鬼湖野生動物重要棲息環境是目前台灣紀錄到黃喉貂最高出現頻度的地區，並且是分布在中低海拔的動物被中央山脈分隔成東西兩族群的基因交流廊道，其與大武山自然保留區合併更保有相當面積有豐富雲豹獵物的中低海拔環境，兩個保護區可以說是各有特色。為了有效的保育台灣雲豹，我們認為應該加強評估大武山自然保留區東半部因人為活動對雲豹獵物減少的影響，並且加強管制。而且，雙鬼湖野生動物重要棲息環境與大武山自然保留區更有不容分割的必要性，任何道路的修築，都將造成棲地的改變與破碎化，並且藉由交通方便引入更頻繁的狩獵活動而造成雲豹獵物的減少。然而，小鬼湖採礦道路剛好穿越雙鬼湖野生動物重要棲息環境與大武山自然保留區相連處，其中包括兩個保護區在境界山附近 1,600m~1,900m 的中央山脈兩側的相連廊道，建議對小鬼湖採礦道路沿線的狩獵活動影響，做進一步的評估與監測計劃，以了解對分布在中低海拔的動物在兩個保護區之間是否造成族群交流上的不良影響，而可能造成雲豹獵物分布上的分割與破碎化。

Abstract

The Formosan clouded leopard is listed as an “endangered” species under the Wildlife Conservation Law. Its present population status is unknown and controversial. We continue to survey the population status of Formosan clouded leopard in Tawu Nature Reserve and Big Ghost Lake area. Activity patterns, relative abundance and distribution model of other medium-to-large mammals are also studied to assess the prey status as a basis for the conservation of clouded leopards.

Major survey areas consist of Big Ghost Lake area, Taimali stream and Chiben stream. Chinlun stream was added this year. From June 2003 to March 2003, 11 field trips, 92 days in total, were conducted for investigation and data collection.

Methods include hair snare stations and camera trapping. In addition, clouded leopard signs are searched by field observations. During 2001 and 2002, 232 hair snare stations were set up. Of these, 26 are in Wanshan God Pond area, 24 are in Big Ghost Lake area, 53 are in Chiben stream and 129 are in Taimali stream. No confirmed clouded leopard hairs were found. However, hair snares did not work well because of typhoons, frequent heavy rains, hotness, ants and gnawing by spinous country rats, serows and sambar deer. Hair snares will no longer be used and camera traps will be used to replace velcro. Camera traps set up for clouded leopards included 13 special location sets (a few have lures), 16 Trailmaster sets (11 have lures or are with hair snares), 11 tree sets, 9 call box sets, 85 lure sets (live chickens, hair snares or other lures), and 144 trail sets which work at least 360 hours.

No clouded leopard was photographed in total 9,672 camera trap-days. Approximate 4,000 camera trap-days were in areas below 1,200m which have the most abundant prey. Comparison of the camera trapping effort with work in Malaysia and Thailand suggested that the Formosan clouded leopard has very low density in the study area. However, it may need 5 to 10 more effort to photograph a Formosan clouded leopard because of differences of the way of setting up camera traps, rugged terrain and more arboreal behavior in Taiwan. Suspected large predator signs including kills, caves and claw marks were found. But these are unlikely to be clouded leopards based on locality observations and results of follow-up camera trapping.

Although no confirmed occurrence evidence of clouded leopards is found, 21 mammalian species belonging to 5 orders/11 families were documented through camera trapping. Ten species are protected under the Wildlife Conservation law, including “endangered” Formosan black bears and “rare” Formosan macaques, Chinese pangolins, yellow-throated martens, Formosan gem-faced palm civets, small Chinese civets, crab-eating mongooses, Formosan Reeve’s muntjacs, Formosan sambar deer and Formosan serows. Of 5,964 effective photos, Formosan Reeve’s muntjacs are the most abundant animals, followed by Formosan macaques and Formosan serows. Similarly, muntjacs are also the most abundant in Yushan National Park and Danda Important Wildlife Area where there is minimum human encroachment. Comparing with other low-altitude areas with heavy human disturbance and obvious habitat changes, muntjacs are most predominant in low-to-medium altitude habitats having minimum human disturbances,

while Formosan macaques are more adaptive to human disturbance and different habitat types. In contrast, ferret badgers have higher occurrence frequency in heavily disturbed habitats.

Cover types are divided into 4 types according to altitude: low-altitude broad-leaved forest in 200m~1,200m, mid-altitude broad-leaved forest (lower zone of cloud forest) in 1,200m~1,900m, mid-altitude mixed broad-leaved-and-coniferous forest (upper zone of cloud forest) in 1,900m~2,500m, and high-altitude coniferous forest in 2,500m~3,100m. Results show that altitude significantly influences the distribution of many mammals except Formosan macaques, Formosan wild boars and ferret badgers. As altitude gets higher and higher, Siberian weasels occur more and more frequent. Conversely, Formosan Reeve's muntjacs, Formosan gem-faced palm civets, and crab-eating mongooses have lower occurrence indexes as altitude rises. Formosan serows and Formosan sambar deer seem to have certain degree of separation. Serows predominate in mid-to-high altitude areas of Tawu Nature Reserve, while sambar deer are more common in areas below 2,000m of Tawu Nature Reserve and mid-altitude of Twin Ghost Lake Protected area. Yellow-throated martens prefer mid-altitude and have less difference between different cover types.

Animal occurrence indexes also differ significantly between 7 survey areas. Taimali stream valley is the best in species richness and abundance, while Chinlun stream is the worst. In addition to the influences by differences of covered altitude range, results of areas with similar altitude range show that heavy hunting reduces the relative abundance and changes species composition. This could be seen in

Chinlun stream.

Abundant prey is crucial to the survival of big cats. Results of comparing prey occurrence index with study in Thailand showed that areas below 1,900m of Tawu Nature Reserve and Twin Ghost Lake Protected area provides comparably or even more abundant prey, especially areas below 1,200m. However, immoderate human disturbance and hunting activities greatly reduce prey availability. Low altitude of Tawu Nature Reserve is very close to tribal villages and experiences heavy pressure from hunting and human encroachment. Although Taimali stream valley provides sufficient prey for clouded leopards, the space is far beyond the minimum requirement and will be the most critical factor for the survival of Formosan clouded leopards.

Tawu Nature Reserve has the largest lowland primitive forest among all the protected areas in Taiwan. It is also the southernmost and lowest-altitude place with a healthy sambar deer population. Twin Ghost Lake Important Wildlife Area has the highest occurrence index of yellow-throated marten. It is also the corridor for animals living in low-to-mid altitude which are separated into east and west populations by the Central Mountain Range. These two protected areas have different valuable characteristics respectively and preserve a relatively large low-to-mid-altitude pristine forest in combination which hosts abundant clouded leopard prey. For more effective conservation of Formosan clouded leopards, decreases of prey availability due to hunting should be assessed in the eastern part of Tawu Nature Reserve, which is close to human inhabitation. Furthermore, these two reserves can not be separated. Any road construction will cause habitat change

and fragmentation and will introduce more frequent hunting activities with the help of the road which will eventually lead to the decrease of prey abundance. However, Little Ghost Lake mining road intersects where Tawu Nature Reserve and Twin Ghost Lake Important Wildlife Area join, including places between 1,600m and 1,900m which are an important corridor between eastern and western sides of the Central Mountain Range. We suggest the Forestry Bureau to conduct an assessment and monitor project along the Little Ghost Lake mining road to understand the effect of hunting, focusing on whether hunting has caused any separation or fragmentation of the prey of Formosan clouded leopards.

壹、前言

本計劃的目標在調查大武山自然保留區與周邊地區(含雙鬼湖野生動物重要棲息環境)台灣雲豹的族群現況與其他中大型哺乳動物的活動模式、棲地利用與分布模式。台灣的 17 種中大型哺乳動物(以靈長目、偶蹄目、食肉目、鱗甲目而言)當中,就有 13 種是瀕臨絕種或珍貴稀有的保育類動物,其中有許多種類更是台灣雲豹的主要獵物,而獵物的分布及豐富度對大型貓科動物的生存與保育是非常重要的(Karanth and Stith 1999),加上中大型哺乳動物比其他小型動物需要更大的生活空間,因此,針對中大型哺乳動物的保育與經營管理便益發顯得重要,而了解其棲息地的需求與分布模式是最基礎而必要的資訊。

然而,台灣的山區遼闊,不可能每個地方都親自到現場調查,因此利用地理資訊系統,架構野生動物的分布預測模式,是最經濟而有效的方法。此外,中大型哺乳動物多生性隱密不易觀察,而食肉目動物更是很少留下蹤跡。因此,我們使用自動照相機作為調查工具,透過在不同棲地類型的取樣調查,獲得標準化的動物相對豐富度指數,結合地理資訊系統上的棲地圖層資料,便能利用統計模式預測沒有調查區域的動物出現機率。同時我們也使用毛髮氣味站與配合誘餌的自動照相機,針對台灣雲豹加以調查。

第一年度主要的調查區域在雙鬼湖野生動物重要棲息環境的萬山神池與大鬼湖區域的中海拔湖泊區,以及大武山自然保留區的太麻里溪流域與知本溪流域的中低海拔溪谷。第一年度經由自動照相設備所調查到之哺乳類,共計 5 目 11

科 21 種。就保育等級而言，本區分布有野生動物保育法中所列之「瀕臨絕種哺乳類」黑熊 1 種，「珍貴稀有哺乳類」台灣獼猴、穿山甲、黃喉貂、白鼻心、食蟹獾、山羌、水鹿和長鬃山羊共 8 種。

在第一年度的結果，我們並討論了 12 種哺乳動物的活動模式，以及 11 種中大型哺乳動物在 2,500m 以下的海拔分布差異。然而，食肉目動物的資料明顯不足，而且在大武山自然保留區內的中高海拔環境以及 500m 以下低海拔的棲地類型幾乎沒有資料，為了完整的呈現中大型哺乳動物在大武山自然保留區內 200m 到 3,000m 的分布與棲地利用，並精確的進行分布預測，第二年度的調查即加強大武山自然保留區內各種海拔的不同棲地的調查工作，而以太麻里溪流域與知本溪流域為主。本年度針對尚缺乏資料的棲地類型與區域，增加 2,500m 以上的高海拔針葉林樣區，並在太麻里溪流域與知本溪流域持續調查的同時，增加中海拔稜線山坡的取樣。在台灣雲豹的調查方面，則繼續在未調查過的重點區域，以配合毛髮氣味站的自動照相機進行調查。

在最後一年的第三年度，預定結束太麻里溪與知本溪的調查，然後逐步拓展調查到其他未調查地區，並增加陡峭環境與海拔 500m 以下的取樣之後，能夠完成每個自動照相機樣點的微棲地測量與精確座標的定位，便能夠彙整大量資料以進行分析，完成中大型哺乳動物的棲地利用與分布預測模式的完整報告。此外，在進一步訪問原住民之後，嘗試探討台灣雲豹在大武山區的可能族群現況，並透過對雲豹可能獵物的分布模式分析結果，探討大武山區的雲豹適合棲地。

貳、調查區域

第一及第二年度的主要的調查區域在雙鬼湖野生動物重要棲息環境的萬山神池與大鬼湖附近的中海拔湖沼區，以及大武山自然保留區的太麻里溪流域與知本溪流域。

萬山神池自 90 年 3 月開始，經歷 1 年的調查，於 91 年 3 月結束調查；大鬼湖附近於 90 年 6 月開始，經歷 1 年的調查，於 91 年 7 月結束調查。因此，雙鬼湖野生動物重要棲息環境的中海拔湖沼區已經完成自動照相機樣點的微棲地測量與精確座標的定位工作。詳細路線說明請參考第一年度的報告（裴家騏與姜博仁 2002）。

大武山自然保留區的太麻里溪流域與知本溪流域則分別自 90 年 3 月及 9 月開始，於本年度持續調查，並在 92 年 1 月開始加入金崙溪下游的調查。

太麻里溪為大武山自然保留區內面積最大的流域，也是海拔涵蓋範圍最廣最完整的地區，海拔從 300m 一直到保留區內最高峰的北大武山 3,092m，因此為本調查最主要的調查樣區，以完整的涵蓋中大型哺乳動物在不同海拔的棲地利用與分布狀況。在太麻里溪流域內主要選定三條穿越線進行自動照相機的資料收集工作。

知本溪與太麻里溪相鄰，為大武山自然保留區內流域範圍僅次於太麻里溪的溪流，在知本溪則選定另一條穿越線以與太麻里溪的調查路線結合，方便調查行程的規劃。

金崙溪位在太麻里溪的南側，地形較為陡峭而與太麻里溪及知本溪的同海拔地區較為不同。此外，為了涵蓋海拔 400m 以下的環境，而在本年度末開始金崙溪下游的調查。

本年度的調查路線主要有 6 條：

一、雙鬼湖野生動物重要棲息環境（附圖一、二、三）：

1. 大鬼湖與藍湖：自多納林道上山，經歡喜山到大鬼湖再到北側的藍湖（圖一），原本預定自平野山東下鹿野溪由台東下山，調查雙鬼湖野生動物重要棲息環境的東側，但是因遇到颱風而原路撤回。本次主要目標在撤除大鬼湖到藍湖的調查樣線並完成自動照相機的微棲地測量與精確座標的定位工作。

二、大武山自然保留區太麻里流域（附圖五、七）：

2. 杷宇森稜線兩側：自包盛社溪床沿杷宇森山稜線，爬升到中央山脈主稜，到北大武山頂，海拔範圍自 400m 起，上升到 3,092m（圖二）。自動照相機架設乃根據海拔範圍，分層取樣，架設在稜線上及兩側山坡。主要的範圍涵蓋大武事業區第七及八林班。
3. 太麻里溪主流河谷沿線：自包盛社沿溪床上溯到海拔 900 公尺左右的溪段，自動照相機主要沿溪床及兩岸山坡架設，海拔範圍從 400m 到 1,000m（圖二）。主要的範圍涵蓋大武事業區第五、六、七及十林班。
4. 茶埔岩山東側：自太麻里溪海拔 900 公尺的溪段起，沿茶埔岩山往東南

延伸的稜線，上升到茶埔岩山附近，海拔範圍自 900m 到 2,100m(圖二)，自動照相機架設與把字森調查樣線相同，沿海拔範圍分層取樣，在稜線上與兩側山坡放置自動照相機。此調查樣線在海拔 1850m 左右接上太麻里溪與知本溪的分水嶺，並與知本溪的主要調查路線接在一起。主要的範圍涵蓋大武事業區第四及五林班。

三、大武山自然保留區知本河流域(附圖六):

5. 知本溪中上游：自屏東霧台鄉小鬼湖林道松山登山口，沿獵徑翻過松山西鞍，沿知本溪上游而下，然後以知本溪中游為中心，做放射狀調查，北至松山西鞍，東至知本大瀑布上游，南到斗里斗里山稜線，西到茶埔岩山，海拔範圍自 900m 到 2,000m，而與太麻里溪的茶埔岩山東側的調查路線連在一起(圖二)，此調查路線與部分舊好茶越嶺路段重疊。主要的範圍涵蓋台東事業區第四十六、四十七、四十八及四十九林班。

四、大武山自然保留區金崙河流域(附圖四):

6. 金崙溪下游：自台東歷坵村進入到金崙溪主匯流口附近，分別往不同的支流上溯，在兩側山坡架設自動照相機，目標在涵蓋海拔範圍 200m 到 400m 的環境(圖二)。主要的範圍涵蓋大武事業區第十四、十七、十八、十九及二十林班。

參、調查方法與資料分析

調查方法沿用第一年度，採用針對貓科動物的毛髮氣味站、廣泛調查用的自動照相設備與直接觀察（裴家騏和姜博仁 2002），遇到原住民則輔以訪問。

一、台灣雲豹的調查方法：

1. 直接觀察：

在調查過程中，沿河岸、沙地或泥地等易留下動物足跡的地方，尋找有無雲豹的腳印，此外並尋找疑似的排遺、爪痕或食餘，若有發現疑似的痕跡，則進一步在附近架設自動照相設備嘗試獲得更具體的照片證據。

2. 毛髮氣味站：

毛髮氣味站係參考 McDaniel *et al.* (2000)，略加以修改，主要用來針對貓科動物的調查。但是後來發現效果不佳，而且易遭動物啃食而停止使用，改以配合自動照相設備的方式代替原本的魔鬼氈取毛裝置，缺點是自動照相機數量有限，無法大量架設在不同的地方。

3. 自動照相設備：

延續去年以自動照相設備為主的調查方式，針對雲豹的調查，分別採用以下特殊的架設方式：

(a)特殊地點型：在可能棲息的洞穴（樹洞或石洞）、大石或利用的倒木

架設自動照相設備，視情況輔以誘餌。

(b)Trailmaster 型：Trailmaster 系統 (Goodson & Associates Inc., Kansas, U.S.) 採用遮斷式紅外線感應系統，具有可架設在空曠處及選擇性拍攝目標物種的優點，並且可設定延遲時間，以避免同一隻動物連續觸發浪費底片。Trailmaster 架設時亦視情況輔以誘餌或配合毛髮氣味站。

(c)樹上型：在雲豹可能棲息的大樹枝幹架設之。

(d)回播型：使用自製的定時器控制小型卡式收音機定時播放雲豹及其獵物如山羌及台灣獼猴的聲音以吸引雲豹靠近自動照相機。回播設備電力可持續 10 天左右。

(e)誘餌型：使用各種不同的誘餌吸引雲豹靠近自動照相機，包括活雞、反光板、雞翅膀、貓薄荷油及貓薄荷草、雲豹尿或排遺、鮭魚罐頭、魚油精、及數種美製狩獵貓科動物專用的特殊餌料等。此外，配合毛髮氣味站架設的自動照相機亦歸類為誘餌型。而在停止使用毛髮氣味站之後，仍使用毛髮氣味站相同吸引物的架設方式，只是不再使用魔鬼氈的取毛裝置而改以自動照相機代替，以克服動物的啃食、下雨的影響及毛髮不易辨認的缺點。

二、其他中大型哺乳動物的調查方法：

因為自動照相設備具有拍攝許多物種與日夜工作的優點，並能將動物的活動模式、分布、相對族群量與棲地選擇加以量化（裴家騏 1998，裴家騏等 1997，裴家騏和孫元勳 1999，裴家騏和姜博仁 2002，reviewed in Cutler and Swann 1999），能夠同時累積許多動物的生態資訊，而且也有機會拍攝到雲豹（Austin and Tewes 1999，Lynam *et al.* 2001）。因此延續去年度的調查方式，繼續使用自動照相設備為主要的調查方法。

然而，為了避免不同動物對吸引誘餌的不同反應，影響動物的出現頻度，因此針對其他中大型哺乳動物的自動照相設備架設方式為純粹的一般獸徑型，並未使用任何餌料或吸引物。

自動照相機樣點的選擇取樣方式，係在選定穿越線之後，以海拔分層取樣，各個海拔帶的自動照相機樣點數則根據研究樣區內各海拔帶的面積比例決定，在各海拔帶內實際自動相機樣點的選擇則以 Ad hoc sampling 方式主觀的選擇，以儘可能取樣到不同的棲地類型，如不同坡度、坡向及坡面位置等。我們不使用方格系統取樣或隨機取樣的原因在於因台灣地形變化劇烈，系統取樣或隨機取樣不一定能完整的涵蓋不同海拔及不同棲地類型，加上山區偏遠不易到達，每個隨機或系統取樣的地點，都會額外單獨需要 1~3 天才有可能完成架設與更換底片電池的工作，在使用超過 50 組自動照相設備的情形下，系統取樣或隨機取樣所需的時間與人力，我們並無法負荷。

在各種不同的海拔及棲地，選取自動照相設備架設地點的原則是以週遭動物皆會利用的明顯獸徑架設之，每 1-2 月將底片取回並換上新的底片與電池。除了誘餌型自動照相機持續架設較久的時間之外，每個一般獸徑型樣點於更換自動照相設備的底片電池時，若工作時數小於 500 小時則繼續架設，若判定工作超過 500 小時則撤除並另外尋找適合的地點重新架設以增加不同棲地的取樣。

為了配合地理資訊系統 (GIS) 的分析，每一個自動照相設備的樣點均利用 Trimble GeoExplorer III 衛星定位儀 (Trimble Navigation Limited, 645 North Mary Ave., Post Office Box 3642, Sunnyvale, CA 94088-3642, USA) 定出 TM 座標並做後續差分處理，差分用的基站資料使用屏東科技大學森林系架設的基站，該基站與研究樣區的直線距離在 40 公里以內。每個樣點至少接收 100 個位置 (每 5 秒接收一個位置) 而以平均值為自動照相機樣點座標，在後續差分處理時，最大 PDOP 值以 12 為過濾條件，若所收的座標資料精度不夠則於下次調查時再重收。除了以前述衛星定位儀 (GPS device) 來測定座標外，並測量微棲地因子以做微棲息地選擇分析。為了避免不同誘餌對不同動物的影響，針對其他中大型哺乳動物的棲地利用與分布模式分析將只使用一般獸徑型相機樣點，而且僅分析使用被動式紅外線自動照相機的樣點，不包括 Trailmaster 遮斷式自動照相機樣點。

自動照相機是用來獲得調查樣點的動物出現頻度。每卷底片都紀錄起始工作時間與結束工作時間，可以藉由此計算每卷底片的工作小時數，每個樣點的總工作時數為自該樣點收回的每卷底片的工作時數總和。某種動物在某樣點的出現頻度指數 (Occurrence Index, OI)，沿用裴家騏和姜博仁 (2002)，以如下公式計算：

$$OI = (\text{一物種在該樣點的有效照片數} / \text{該樣點的總工作時數}) * 1000 \text{ 小時}$$

Lynam *et al.* (2001) 則使用 photographic captures/100 trap-nights 來探討老虎及其他大型哺乳動物的相對豐富度，基本上與本報告使用的 OI 值是一

樣的，只是 Lynam *et al.* (2001) 使用 100 trap-nights 為基準，即相當於 2,400 工作小時，主要的原因應跟大型哺乳動物的族群密度低有關。而 Carbone *et al.* (2001) 則使用 camera trap-days per tiger photo 來作為老虎的族群密度指標，可以說是 OI 值或 Lynam *et al.* (2001) 所使用的出現頻度指數的倒數。然而 Carbone *et al.* (2001) 的方法有個缺點，對於沒有某動物出現的樣點即無法計算出現頻度，並不適合做棲地利用的分析，然而 Carbone *et al.* (2001) 係將某地區所有自動照相機樣點的工作天數加以總合，除以所有自動照相機樣點老虎照片的總張數以作為一個地區的老虎出現頻度的綜合指標來比較不同地區的老虎族群密度，並沒有將每個自動照相機樣點單獨計算老虎的出現頻度，因此比較沒有上面所說的問題。雖然不同研究人員以不同的方式計算自動照相機拍到動物的成功率來作為族群密度的指標，但都不影響統計上的分析，而為了與國內其他報告易於相互比較，我們則沿用裴家騏等(1997)所使用的 OI 值計算方式，以 1,000 小時為基準。

我們假設某一物種的 OI 值和該樣點所在環境中的族群量相關，而 Carbone *et al.* (2001) 透過電腦模擬也提議以自動照相機推導的出現頻度指數可以作為族群密度的指標。若以棲地選擇的角度來看，對該樣點棲地的喜好應也和 OI 值相關，即某一物種 OI 值越高的樣點，表示該物種利用此棲地的頻度越高，也就顯示了對該棲地的偏好。

因此，為了分析動物對棲地的喜好與利用情形，我們對每一個自動照相機樣

點進行微棲地的測量工作，測量的項目包括海拔，坡度，坡向，樹冠、草本與灌叢遮蔽度，地表崎嶇度，樹的密度、平均胸徑、樹高與枝下高、視覺掩蔽度、林型、倒木等等。另外，使用 GIS 的圖層資料能夠獲得全天光空域值、距離溪流水源距離、坡面位置、大尺度的地表崎嶇度、地景因子等等。因此，透過自動照相機的研究能夠比較動物對不同海拔、坡度等棲地環境因子的利用與喜好情形，並進一步使用迴歸統計建立動物出現機率的預測模式，做廣範圍的大面積預測動物在不同地點的出現機率與相對豐富度（賴玉菁等 2002）。

肆、結果與討論

第二年度自 91 年 6 月起，到 92 年 3 月止，期間共計上山 11 次，總共 92 天。目前已撤除了大鬼湖調查樣線的所有自動照相機樣點，並完成微棲地的測量與精確座標的定位工作，正式結束大鬼湖區域的一年調查工作。目前的主要調查區域在大武山自然保留區的太麻里溪、知本溪與金崙河流域，而以太麻里溪與知本河流域為主。

一、台灣雲豹的調查結果

針對台灣雲豹的調查，使用了毛髮氣味站、自動照相設備與直接觀察三種方式，截至目前為止，尚未發現任何確定的台灣雲豹出現證據。

毛髮氣味站部分，總共架設了 232 個毛髮氣味站，其中萬山神池區有 26 站，大鬼湖區有 24 站，知本河流域有 53 站，太麻里河流域有 129 站，雙鬼湖區內毛髮氣味站的架設地點如圖三，大武山自然保留區內毛髮氣味站的架設地點如圖四，各個毛髮氣味站的座標詳如附錄一。毛髮氣味站在每次檢查時皆繼續補充餌料，因此每個毛髮氣味站的有效工作時間因站而異。

91 年 5 月新架的近 100 處毛髮氣味站，在後來上山檢查時發現取毛裝置的魔鬼氈幾乎都被刺鼠、山羊或水鹿啃食掉（附圖八）。去年的梅雨季及颱風季節時因顧及下雨的影響而暫停使用毛髮氣味站，但在之後進一步考慮毛髮氣味站的效果不如預期，而且毛髮需使用分子生物技術才能夠比較可靠地鑑定（Weaver

1997, McDaniel *et al.* 2000), 而調查樣區偏遠且氣候炎熱, 即使擷取到的毛髮, 其 DNA 也可能都因時間過久而損害 (Beier 2002), 因此決定停止使用毛髮氣味站。然而毛髮氣味站所使用的吸引物架設方式在國外的貓科動物調查有其效果, 因此繼續沿用毛髮氣味站的架設方式, 但不再使用魔鬼氈的取毛裝置而改以自動照相機代替, 缺點是自動照相機數量有限, 無法大量的架設在不同地區。

在自動照相設備部分, 不計入尚未回收底片的樣點, 並扣除相機故障的樣點, 總共架設了 13 處特殊地點型 (部分有配合誘餌), 16 處 Trailmaster 型 (其中 11 處有配合誘餌或毛髮氣味站), 11 個樹上型, 9 個回播型, 85 處誘餌型, 每個樣點各回收了 1 到 5 卷不等的底片, 且有些地點的不同卷底片使用不同型的架設方式, 這些樣點的位置如圖五 (雙鬼湖野生動物重要棲息環境部分) 及圖六 (大武山自然保留區部分)。其中誘餌型自動照相機樣點有 5 個是配合活雞, 有兩個分別工作了 1 天及 3 天, 但是因遇到颱風而幾乎沒有作用, 另外 3 個 (每處使用 1 台 Trailmaster 及 1 台被動式紅外線共 2 部自動照相機) 則各工作了 10 天; 其他 80 個誘餌型中有 50 組是配合毛髮氣味站, 有 30 組是配合其他誘餌或以毛髮氣味站的吸引物架設方式但未使用魔鬼氈取毛裝置。雖然都有拍到其他中大型哺乳動物, 但是仍未拍到雲豹。

在調查過程中, 並未觀察到雲豹的腳印, 但是有發現三處疑似大型動物掠食的食餘以及一處疑似黑熊或雲豹的爪痕:

1. 在知本河流域發現一個大樹樹根形成的樹洞, 樹洞底部以山羌毛鋪滿

並有睡臥的痕跡，樹洞外面約 2 公尺處有一堆疑似吃剩的 3 隻山羌屍骸與屍骨，附近並有 2~3 堆的排遺，於發現後，對準樹洞架設了自動照相機，結果發現架設後的次日早上及第二天早上的相同時間（6 點左右）都有黃喉貂（附圖九），但之後就沒有再拍到黃喉貂。樹洞於剛發現時，似乎已接近使用末期或停止使用不久，現場在一個多月後再去則顯示已經很久不再使用。由自動照相機的結果、黃喉貂會獵食山羌的習性（高耀亭等 1987），台灣也有人目擊過黃喉貂追擊山羌（陳怡君私人通訊，鍾榮峰私人通訊），再加上考慮排遺的形狀，初步斷定應該是黃喉貂使用的洞穴。但是，使用解剖顯微鏡或分子生物的技術去鑑定排遺是否有可能是雲豹的，還有待尋求其他的協助做更進一步的確認。

2. 在太麻里溪的一支流溪邊發現一付長鬃山羊屍骸（附圖十），只剩皮及部分骨頭，約有一半沉在溪邊水中，頭骨已碎，腿骨及髖骨有被咬食的痕跡，推測是在 10 天內死亡。小型食肉目動物似乎很難對山羊的骨頭造成如此大的破壞，因此在附近架設誘餌型自動照相機，每次上山皆持續更換電池底片，但是迄今仍未拍到雲豹。現場 3 公里範圍內在調查時都沒有觀察過黑熊的蹤跡，自動照相機也沒有在太麻里溪流域拍過黑熊，因只剩皮及部分骨頭，很難斷定山羊是自然死亡或被獵殺而死，以及是被何種動物所吃食。野化的家豬（*Sus scrofa*，與

台灣野豬同種)會腐食或獵食包括偶蹄目等其他動物 (Pavlov 1981, Baber and Coblenz 1987, Choquenot *et al.* 1997, Eason *et al.* 1999, Rollins and Carroll 2001)。因此除了黑熊與雲豹之外,台灣野豬也有可能腐食自然死亡的動物而對動物屍體造成相當程度的破壞。

3. 在發現山羊屍骸的次日,離前述山羊屍骸直線距離約 1 公里的太麻里溪主流附近,發現一具剛被獵殺,臀部被啃食一部份的新鮮山羌屍體 (附圖十二),如果是雲豹所為,依據大型貓科動物及雲豹會返回未食用完獵物的習性 (Kano 1930, Selous and Banks 1935, Lekagul and McNeely 1977, Hazarika 1995),我們馬上架設了自動照相機,第三天早上我們前去檢查自動照相機,底片已拍完,山羌又再被啃食將近一半,整個身體下半部的皮已經外翻並包住身體的上半部及部分頭部,肋骨已露出,我們則再換上一卷新的底片。沖洗出來的底片顯示當天及當晚即有食蟹獾 (附圖十三)、白鼻心及台灣藍鵲前來分食,底片在 19 小時內即拍完,第二卷底片則在 2 小時內拍完,都是台灣藍鵲。一段時間之後再去現場時,已經只剩頭骨及部分肋骨,檢查頭骨並無任何雲豹的犬齒痕跡。我們並無法完全排除是雲豹獵殺山羌的可能性,但是,由現場附近其他相機有拍攝過黃喉貂,加上黃喉貂會獵食山羌,而山野經驗豐富的原住民也說過黃喉貂會自臀部吃食陷阱中的山羌,因此推測是黃喉貂的可能性比較大。由山羌被小型食肉目

啃食的狀況，顯示小型食肉目動物也有腐食的行為，並且對啃食的屍體有一定的破壞力，因此對於被啃食的屍體，最好小心求證，不要輕易下結論就是大型食肉目動物所為。

雲豹曾被觀察過將捕獲到的家羊拖到樹上待第二天才回來繼續食用 (Hazarika 1995)，而由小型食肉目動物能快速的發現山羌屍體的腐食行為，以及山豬也有腐食雲豹獵物的可能性，雲豹將未食用完的獵物儲存在樹上應該有助於避免其他動物的腐食與破壞。

4. 在上舊比魯社的半路，發現疑似黑熊或雲豹的爪痕，由大小推測應是黑熊的爪痕，只是在太麻里流域並未拍過黑熊，痕跡也極少觀察到，而原住民也表示太麻里很少黑熊，因此今年 3 月下旬上山時於附近架設誘餌型的自動照相機，但是底片尚未回收。

由後續自動照相機的追蹤結果以及現場的線索，以上痕跡是雲豹的可能性並不高。

截至目前為止，總計所有針對雲豹調查的特殊型以及針對其他中大型哺乳動物的一般獸徑型自動照相機樣點，全部樣點總共工作了至少 9,672 天以上（其中一般獸徑型自動照相機樣點工作了至少 5,760 天），迄今仍未拍到雲豹。由美國野生動物保育基金會在西馬執行的一項大型哺乳動物調查計劃，在他們 650 平方公里的研究樣區內，總共在 164 處地點架設了自動照相機，在 6,787 個工作天內總共拍到了 8 次雲豹 (Ruth Laidlaw 私人通訊)。而 Lynam *et al.* (2001) 則在

泰國約 200 平方公里的範圍內不規則地挑選明顯的獸徑、林道、乾河床或滲鹽處架設自動照相機，43 處自動照相機樣點總共工作了 612 個工作天，拍到了 6 次雲豹，他們並在同樣範圍內另外挑選 40 平方公里的區塊以 plot-based 的方式均勻地架設 24 處自動照相機樣點調查，在 1,274 個工作天內，總共拍到了 4 次雲豹，如果把此兩種取樣方式彙整，則在 1,886 個工作天內，總共拍到了 10 次雲豹。表一為大武山及雙鬼湖區，與西馬及泰國的自動照相機雲豹拍攝的比較，而西馬與泰國的調查多在低海拔的環境，因此表一也另外整理在大武山自然保留區 1,200m 以下的低海拔調查努力一起比較。

雖然在大武山區的自動照相機工作天數較多，但是我們的自動照相機架設方式跟國外的方式並不一樣。我們主要架在離地高約 2 公尺的樹上，以 40 到 60 度的俯角朝向獸徑，而國外多使用 Trailmaster 主動式紅外線或 Camtrakker 被動式紅外線自動照相機，架在離地高約 0.5m 的樹幹，以約 10 到 15 度的俯角，距離獸徑或林道約 3 到 4 公尺的距離拍攝整個路段，因此拍攝範圍比我們架設方式的感應範圍還要廣，拍攝面積的差距可以到我們的 3 倍甚至更多，因此相對的拍到大型動物的機率比較高。國外的架設方式主要是因為在平原森林調查環境，比較容易以水平的方式架設，並且在樣區中有不少的現有道路系統可以利用以快速的涵蓋大範圍的調查，而且這些人為干擾少的林道及平坦寬闊的大獸徑剛好是雲豹等大型貓科動物喜歡利用的路徑 (Rabinowitz *et al.* 1987, Karanth and Nichols 1998, Austin and Tewes 1999)，因此他們的架設方式在拍到大型貓科動物的機率

又相對提高了一些。當初我們以較大俯角向下來面對獸徑的方式架設主要是因為台灣較少大型動物，而且不易因較遠的動物觸發而看不清楚或被灌叢擋住，因此可辨別的照片成功率較高。然而，為了其他中大型哺乳動物在棲地分析的資料一致性，一般獸徑型的自動照相機樣點仍將繼續維持原來的方式，而誘餌型的自動照相機樣點將在地點環境許可，比較不會錯誤拍攝的情形下，將逐步嘗試水平型的架設方式以增加感應的範圍。

雲豹是非常擅長樹棲的貓科動物 (Nowell and Jackson 1996)，雲豹在不同環境下，在地上的時間可能因地區而有不同，而造成在地上被拍到的機率有所不同。Rabinowitz 比較在樹上的目擊紀錄比例，台灣雲豹(54%，Rabinowitz 1988)顯著地比婆羅洲(18%，Rabinowitz *et al.* 1987)的雲豹還高，因此除了感應面積的差距以外，台灣雲豹在台灣比較常待在樹上，會使得要在台灣拍到雲豹，需要比國外更多的自動照相機工作天數。綜合感應面積與樹棲行為的差距，在台灣可能需要比國外多 5~10 倍的努力。

此外，為了涵蓋不同的棲地類型，動物比較少的地方，我們也一樣是要架設自動照相機以了解何種棲地類型是動物比較少的，而國外多是刻意挑選大型哺乳動物比較會利用的路徑。雖然雙鬼湖野生動物重要棲息環境加上大武山自然保留區的面積有 950 平方公里，但是因山區偏遠，交通不便，在時間與人力的限制下，無法均勻的涵蓋所有地方，實際以自動照相機調查所能涵蓋的重點地區面積約在 60 到 80 平方公里之間。而由我們拍到台灣黑熊的相片數與地點來和台灣黑熊實

際分布的範圍相比，活動範圍廣大的大型食肉目動物需要做更大面積的長期均勻調查才比較不會遺漏，尤其是瀕臨絕種而族群密度很低的動物。在西馬 650 平方公里內 164 個樣點的自動照相機調查，絕大多數地點仍然是沒有拍到雲豹，若是在拍到雲豹的這些地點剛好沒有架設自動相機，在有雲豹分布的地方就有可能完全拍不到雲豹，因此，我們所涵蓋的調查範圍不到 100 平方公里，仍有努力的空間。

即使如此，由我們的自動照相機工作天數與架設地點數來看，台灣雲豹若仍有小族群存在，其族群密度與數量也是相當低，族群生存面臨著極大的隱憂。

二、其他中大型哺乳動物：

計劃自 90 年 6 月開始之後，總共進行了 1 年又 10 個月的調查，若再加上計劃開始前半年的自行先趨調查（90 年 1 月起），截至目前為止，總共回收底片 456 卷（不包括故障及沒拍到任何動物的底片）。所回收的 456 卷底片分屬 304 個不同的自動照相機樣點，扣除 Trailmaster 型、特殊地點型、樹上型、回播型與誘餌型的特殊樣點以及相機故障（舊型自動照相機有部分因老舊而無法顯示時間）與動物太多導致工作時太短的樣點，目前有 144 個樣點至少工作 15 天（360 小時）以上，可計算出各樣點的動物出現頻度，但若以 500 小時為標準，則只有 130 個樣點的一般獸徑型樣點。這些一般獸徑型的自動照相機樣點的位置如圖七（雙鬼湖野生動物重要棲息環境）及圖八（大武山自然保留區）。

在已回收的456卷底片當中，扣除連拍的可辨別有效照片總共有5,964張(有效照片的定義參照裴家騏與姜博仁 2002)，其中 92.64%為哺乳動物，與丹大地區的結果類似(王穎 2003)。不記入人以及無法辨識的蝙蝠與鮑鱉，總共拍到39種野生動物，其中有21種哺乳類，17種鳥類與1種爬蟲類(錦蛇，只有1張)，在17種中大型哺乳動物(以靈長目、偶蹄目、食肉目、鱗甲目而言，不計入梅花鹿)當中，雲豹、石虎、水獺、高山小黃鼠狼及麝香貓尚未拍到。就哺乳動物部份的保育等級而言，本區分布有野生動物保育法中所列之「瀕臨絕種哺乳類」黑熊1種，「珍貴稀有哺乳類」台灣獼猴、穿山甲、黃喉貂、白鼻心、食蟹獾、山羊、水鹿和長鬃山羊共8種。

表二為各種哺乳動物拍到的有效照片數比較，表三則為各種鳥類拍到的有效照片數比較。整個大武山區與雙鬼湖中海拔湖沼區，以山羊拍的最多，台灣獼猴次之，長鬃山羊第三，但是台灣獼猴筆數是以群為單位。玉山國家公園東側園區(陳怡君等 2002，有效照片數 296)與丹大野生動物重要棲息環境(王穎 2003，有效照片數 481)的自動照相機調查結果同樣的都是以山羊最多。不考慮嚙齒目動物，墾丁國家公園(裴家騏 2002)及高雄茂林(Chen 2002，陳美汀未發表資料)都是以鼬獾為最多，台灣獼猴次之，屏東好茶(陳美汀與裴家騏未發表資料)則是以台灣獼猴最多，雖然山羊在茂林有一些，但是墾丁、茂林及好茶地區的山羊不是很少就是沒有。因此，山羊是台灣中大型哺乳動物中在人為干擾較輕的中低海拔環境中最優勢的中大型哺乳動物，台灣獼猴則是適應力較強，比山羊更能

廣泛分布在不同棲地類型與有人為干擾的地區。大武山區、玉山東側園區與丹大地區的其他中大型哺乳動物拍到的多寡或有差異，應與玉山與丹大的有效照片樣本數比較少，及自動照相機樣點涵蓋的棲地類型不同（裴家騏與姜博仁 2002），加上本研究的自動照相機樣點選擇是不管動物多寡一律取樣做調查以了解棲地選擇的差異有關。

為了比較出不同棲地類型（尤其是海拔）對動物出現頻度的差異，我們將大武山及雙鬼湖區 200m 到 3,100m 的海拔範圍分成 4 個海拔帶，針對中大型哺乳動物的平均 OI 值進行比較，其中 4 個海拔帶分別是 200m~1,200m 的低海拔闊葉林、1,200m~1,900m 的中海拔闊葉林（霧林帶下層）、1,900m~2,500m 的中海拔針闊葉混合林（霧林帶上層）以及 2,500m~3,000m 的高海拔針葉林。

因為每個海拔帶的動物 OI 值有很多 0，在 OI 值的分布上屬於偏左分布，而非常態分布，加上也不是其他對稱性的分布，而使用 Levene's homogeneity of variance test 對每個動物在不同海拔帶 OI 值變異數（variance）加以檢定，發現除了台灣獼猴（ $p=0.144$ ）與台灣野豬（ $p=0.416$ ）之外，變異數在各個海拔帶之間並不相等（ p 皆小於 0.02），因此並不適合使用變方分析（ANOVA）及其他與 ANOVA 經常一起使用的 multiple range test 加以檢定。因此，我們使用無母數的 Kruskal-Wallis test 來測試是否在不同海拔帶的 OI 值有顯著的差異，並且也使用 Jonckheere-Terpstra test 來檢定是否有隨海拔梯度變化而有 OI 值漸高或漸低的趨勢。各個海拔帶的動物平均 OI 值與統計檢定結果如表四。

在 10 種資料較多的中大型哺乳動物中，除了台灣獼猴、山豬與鼬獾沒有統計上的顯著差異之外，其他則是在不同海拔帶的出現頻度有顯著差異 ($\alpha=0.05$ ，Kruskal-Wallis 檢定)，Jonckheere-Terpstra test 則顯示山羌 ($p<0.001$)、白鼻心 ($p=0.003$) 與食蟹獾 ($p=0.003$) 隨海拔越高，出現頻度越低，黃鼠狼 ($p<0.001$) 則相反地隨海拔越高，出現頻度越高。

長鬃山羊與水鹿的海拔分布差異主要來自高海拔樣點與其他海拔帶 OI 值的差異。在大武山區 2,500m~3,100m 的高海拔鐵杉針葉林環境，並沒有拍到任何水鹿，甚至連水鹿排遺都沒有發現，相反地，山羊排遺卻是隨處可見。山羊在 2,500m~3,100m 的地方 OI 值顯著的高於 1,900m~2,500m 的地方，但是卻與其他中低海拔闊葉林沒有顯著差異 (Mann-Whitney test with Bonferroni adjustment)。1,900m~2,500m 的自動照相機樣點主要都來自雙鬼湖區，只有 4 點來自大武山自然保留區。若是僅使用大武山自然保留區內 1,900m~2,500m 的 4 個樣點來計算山羊在此區的 OI 值，則是 3.99，明顯高於雙鬼湖同樣海拔的 0.87。雙鬼湖區的中海拔環境調查樣點主要集中在大鬼湖北側的平坦沼澤區與萬山神池附近，地勢較為平緩，離水源近，加上有水池、湖泊與箭竹的邊際效應，水鹿的 OI 值 (1.53) 在此區因而比較高，相對的大武山自然保留區內 1,900m~2,500m 的 4 個樣點都還沒拍到山羌與水鹿。大武山自然保留區 2,000m 以上的地方都是接近中央山脈的主稜，比較陡峭而缺乏邊際地帶與水源。因此，大武山區的中高海拔幾乎沒有水鹿與山羌，與台灣其他中高海拔山區不一樣的主要原因，

應在於大武山自然保留區的最高峰為 3,092m 的北大武山，2,000m 以上的山區幾乎都是在南北大武山附近兩側，範圍小、陡峭且缺乏水源，也沒有更高海拔的冷杉林與箭竹草原環境，造成大武山自然保留區內中高海拔以山羊為主，而缺乏山羊與水鹿的競爭也可能是山羊在大武山自然保留區高海拔的出現頻度高於其他海拔帶的原因。雖然水鹿在大武山自然保留區無法分布到很高，但是大武山自然保留區超過 90% 的海拔都是在 2,000m 以下，水鹿在保留區內的分布海拔可以低到 300m 甚至 200m 而且數量不是僅有零星紀錄，這是在台灣其他山區很難見到的現象，可以說是大武山自然保留區的特色。

雖然黃喉貂有在不同海拔帶有統計上的顯著差異，但是以 Mann-Whitney test with Bonferroni adjustment 兩兩比較不同海拔帶的 OI 值，卻沒有顯著差異。黃喉貂以 1,900m~2,500m 的中海拔針闊葉混合林的 OI 值最高，此海拔帶的紀錄都是在雙鬼湖區拍到，並且是台灣目前使用自動照相機調查中黃喉貂出現頻度最高的地方。雖然大武山保留區 1,900m~2,500m 內目前僅有的 4 個樣點都沒有拍過黃喉貂，但在保留區內 2,500m 以上的高海拔有拍到黃喉貂，因此大武山自然保留區內 1,900m~2,500m 內的自動照相機樣點還太少，需要進一步增加調查樣點以了解黃喉貂在保留區內中高海拔的分布狀況。

三種沒有海拔分布差異的動物中，只有台灣獼猴與第一年度的結果不同（裴家騏與姜博仁 2002），原因可能跟第一年度並非以群為單位以及包括一些配合毛髮氣味站的自動照相機樣點有關。然而，若以群為單位，OI 值應該比用個體來

計算還要低，但是綜合兩年的結果，在 1,200m 以下的 OI 值卻比第一年度的結果還要高。以 Mann-Whitney test 來比較 1,200m 以下一般獸徑型 (N=64) 與配合毛髮氣味站或誘餌的自動照相機樣點的 (N=24) 台灣獼猴 OI 值，發現一般獸徑型的 OI 值顯著地比配合毛髮氣味站或誘餌的樣點還要高 ($p=0.037$)。因此，台灣獼猴有可能避開配合誘餌或毛髮氣味站的自動照相機。另外，在第一年度因為較晚開始太麻里溪低海拔的取樣，尚無法涵蓋一整年的完整資料，如果台灣獼猴在不同季節有明顯的海拔移動或是因季節影響食物而在樹上與地上有不同的活動比例，也會對台灣獼猴在地上的 OI 值造成季節性的差異。

雖然本研究紀錄到的鼬獾最高分布海拔在 2,700m 左右，但是鼬獾的海拔可以高到 3,000m (林宗以私人通訊)，而由鼬獾在人為干擾與活動頻繁的環境，鼬獾仍然有相當族群，甚至有比天然林環境更高的出現頻度 (裴家騏 2002, Chen 2002)，顯示鼬獾適應廣泛，並且能在缺乏其他小型食肉目動物的競爭之下，有更高的族群密度。

沒有海拔分布差異的台灣獼猴、台灣野豬與鼬獾，在人為干擾及活動頻繁的地區，都能夠維持大約相同甚至更高的出現頻度 (裴家騏 2002, Chen 2002)，顯示適應力強，因此海拔所造成的棲地類型改變並沒有造成這三種動物 OI 值的差異，並且顯示對人為干擾的耐受力較強。然而，本研究紀錄的台灣野豬雖也是全日活動但卻有超過 90% 都是在白天活動，跟墾丁國家公園的台灣野豬以夜間活動為主恰好相反 (裴家騏 2002)。雖然野豬能夠適應人類活動造成的干擾及棲地

改變，但是卻會改變活動時間以避開人類活動，此也與山豬是非常敏感的動物的獵人經驗相符合。至於資料較少的穿山甲與 3 種松鼠，雖然無法以統計檢定是否有海拔分布上的差異，但是 OI 值的海拔平均變化則與觀察經驗相符。

水獺、石虎與麝香貓至今以現場觀察方式與自動照相機都尚未紀錄到。石虎與麝香貓在低海拔較接近人為活動的地方紀錄比較多（劉建男未發表資料，Chen 2002），而台東林管處大武工作站在大武山保留區的東南角落邊緣的自動照相機調查（王伯五未發表資料），在海拔 700 公尺左右則有拍過麝香貓，顯示麝香貓在大武山自然保留區的邊緣低海拔地區應該有麝香貓的族群，我們主要的自動照相機樣點多在保留區核心部分的原始林深處，在外側較接近人為干擾的低海拔地區於 92 年 3 月才陸續開始架設，應該是至今尚未紀錄到麝香貓的主要原因。至於水獺，仍然不清楚其族群現況，台灣水獺族群的消失可能跟電毒魚與抓毛蟹造成主要食物來源的大量減少有關。

在 2001-2002 年間，本研究總共涵蓋了 7 個主要的調查樣區，分別是萬山神池、大鬼湖、金崙溪、知本溪、太麻里溪主流、杷宇森山稜線及茶埔岩山東側。為了表現不同樣區的特色以供經營管理的參考，將各個動物的出現頻度（OI 值）分樣區整理，並且註明各樣區的調查樣點數與工作小時數，結果如表四。可以看出太麻里溪主流是在種類與數量上都相當豐富，金崙溪則最少，而大多數動物都有明顯的地區差異（Kruskal-Wallis test），應該跟不同樣區所涵蓋的海拔範圍不同有關。金崙溪的海拔主要涵蓋中低海拔，在動物種類與數量上都不如其他地

區低海拔環境來得豐富，應該跟調查樣點面臨來自屏東縣來義鄉與台東縣金峰鄉不分季節的狩獵壓力與溫泉遊客干擾有關，且跟其他人為干擾多的環境一樣是以鼬獾、刺鼠為優勢的動物（裴家騏 2002，Chen 2002，陳美汀未發表資料）。比較特殊的是金崙溪有最高的黃鼠狼 OI 值，此與之前結果黃鼠狼隨海拔變高而有越高的 OI 值不符，然而金崙溪的樣點數仍然太少，需要加強調查以進一步探討原因。萬山神池與大鬼湖在海拔與植被類型都比較相似，Mann-Whitney test 顯示此兩區在動物的 OI 值上並沒有顯著差異。但是萬山神池則有最高的黃喉貂 OI 值，但是黃鼠狼 OI 值卻比大鬼湖低，此兩種動物可能有部分的競爭。萬山神池的人為干擾比大鬼湖來的低，並且是拍到台灣黑熊最多的地方，然而越來越多的登山客與獵人藉由出雲山林道在兩三天內就可以來回萬山神池，對當地動物生態的影響值得注意。

由自動照相機的資料與研究人員的現場觀察資料整體來看，低海拔以山羌最為優勢，5 種食肉目以中海拔較多，而高海拔鐵杉針葉林區的中大型哺乳動物則以山羊、山豬、台灣獼猴為主。整體而言，1,900m 以下的闊葉林在動物的相對豐富度與種類都優於 1,900m 以上的山區，而太麻里溪流流域在動物的數量與種類上都豐富，可以說是大武山自然保留區的核心地區，尤應加強保護。

然而，我們在大武山自然保留區內的中海拔樣點還太少，還有待更多的調查做更精確的討論。另外，各動物的 OI 值在各個海拔帶中的變異很大，顯示有除了海拔之外的其他棲地因子影響動物的分布。然而，我們在不同棲地類型的取樣

資料上還不夠完整，也還沒完成所有樣點的微棲地與精確座標的測量，在微棲地選擇與以 GIS 進行分布模式預測的分析部分，將待第三年度資料收集完整後才一起對各種動物加以分析。

三、台灣雲豹及其獵物：

自動照相機所拍到的動物，以山羌、台灣獼猴及長鬃山羊最多，此三種剛好都是台灣雲豹主要的獵物，而雲豹又最喜獼猴（鹿野忠雄 1930）。豐富的獵物是大型貓科動物生存的必要條件（Karanth and Stith 1999），由自動照相機資料與研究人員的現場觀察，大武山區有數量豐富的台灣獼猴、山羌與山羊，顯示大武山區應是台灣雲豹的良好棲地。為了跟有雲豹的地區的獵物豐富度做比較，我們把 Lynam *et al.* (2001) 中的資料略加整理修改，然後根據以往的雲豹食性文獻紀錄（裴家騏與姜博仁 2002 所整理），挑出雲豹獵物並計算其 OI 值，跟台灣大武山保留區與雙鬼湖區的台灣雲豹獵物 OI 值相比較。台灣雲豹的獵物係根據文獻紀錄與體型推斷台灣雲豹的可能主要獵物（potential prey）應該以山羌、台灣獼猴、長鬃山羊、水鹿與雉科鳥類為主，分別對應到泰國的獵物類別為中小型鹿科動物、豬尾獼猴（*Macaca nemestrina*）、山羊、水鹿與雉科鳥類。然而不同體型的動物提供的生物量並不同，為了比較的一致性，依動物體型對 OI 值加以校正，其中泰國的中小型鹿科動物主要為赤鹿（*Muntiacus muntjac*），體型約為台灣山羌的 2~3 倍，另外也包括兩種小型的鼯鹿（*Tragulid spp.*），體型約為台灣山羌

的 1/4 與 1/2，因此將泰國赤鹿的 OI 值乘以 2.5，兩種麕鹿分別乘以 0.5 及 0.25，以與台灣山羌相比，另外台灣的雉科鳥類主要為藍腹鵒 (*Lophura swinhoii*) 與深山竹雞 (*Arborophila crudigularis*)，泰國的雉科鳥類體型則約與藍腹鵒相當，深山竹雞的體重約為藍腹鵒的 1/4 到 1/3，因此將台灣深山竹雞的 OI 值乘以 0.3 再與藍腹鵒的 OI 值相加作為台灣地區雉科鳥類的 OI 值，以與泰國相比較。Lynam *et al.* (2001) 的研究樣區海拔範圍在 540m~1,610m 之間而以 600~700m 為主，為比較不同海拔的狀況，把台灣的資料依植被類型的變化分做四帶，結果如表六。

由表六可以看出，除了高海拔地區之外，大武山區及雙鬼湖區的獵物豐富度都比泰國高，顯示低海拔是雲豹相當適合的棲地，此也與國外雲豹多分布在低海拔相符合（裴家騏與姜博仁 2002 所整理）。

Lynam *et al.* (2001) 的調查主要針對老虎，自動照相機主要架設在林道、大而明顯的獸徑及乾河床，這些老虎會使用的路徑，多比較寬闊，底層植被有可能比較不密，對於大型掠食動物的獵物而言，無法提供足夠的遮蔽，有可能是造成這些獵物 OI 值偏低的原因之一，而我們的一般獸徑型自動照相機樣點，都是針對森林中的獸徑，有可能獵物在使用時比較不會迴避像老虎等大型掠食動物經常使用的路徑，因此有可能造成台灣的雲豹獵物出現頻度明顯高於泰國有雲豹地區的偏差。即使如此，我們的自動照相機架設包含了動物較少的環境，加上 OI 值的明顯差異，仍然顯示大武山區，尤其是中低海拔闊葉林環境（1,900m 以下），提供了台灣雲豹相當豐富的食物來源。

Rabinowitz (1988) 針對台灣雲豹的訪問調查結果，認為大武山自然保留區與玉山國家公園是台灣雲豹最有可能還有族群分布的地方。把雙鬼湖野生動物重要棲息環境、大武山自然保留區與玉山國家公園在不同海拔帶的涵蓋面積加以比較(表七)，可以看出大武山自然保留區保有最大面積的 1,200m 以下闊葉林(約 265 平方公里)，遠多於玉山國家公園的 72 平方公里與雙鬼湖野生動物重要棲息環境的 75 平方公里，而 1,200m 以下的闊葉林又是雲豹獵物最豐富的环境。若以中低海拔闊葉林環境(1,900m 以下)來看，大武山自然保留區與雙鬼湖野生動物重要棲息環境總共涵蓋了約 760 平方公里，是玉山國家公園約 300 平方公里的兩倍多。以 1 隻雲豹約 40 平方公里的活動範圍(Austin and Tewes 1999)以及中低海拔闊葉林環境提供了台灣雲豹相當豐富的食物來源來看，大武山自然保留區與雙鬼湖野生動物重要棲息環境的合成棲地保護有其不容分割的必要性，而且大武山自然保留區更保有最大面積的 1,200m 以下雲豹獵物最豐富的天然闊葉林。

然而，我們在 1,200m 以下的自動照相機架設樣點多是在太麻里溪主流，此區是大武山自然保留區內人為干擾最少的地區。把一些在人為干擾或狩獵活動頻繁的地區自動照相機所獲得的雲豹獵物 OI 值結果來比較(墾丁國家公園，裴家騏 2002；高雄縣茂林與屏東縣好茶淺山地區，陳美汀與裴家騏未發表資料)，人為干擾大的地區雲豹獵物的豐富度都遠低於大武山保留區內未受干擾的地區，而王穎(2003)在丹大野生動物重要棲息環境的自動照相機結果亦顯示，山羌及水鹿的出現頻度在遠離林道的地區顯著地高於接近林道的地區。因此，人為干擾、

狩獵活動、道路的修築及棲地改變對雲豹獵物的豐富度有一定的影響。

太麻里溪主流 1,200m 以下的環境且很少人為干擾地區的實際面積約為 40 平方公里，約與 1 隻（或 1 對）雲豹的活動範圍相仿（Austin and Tewes 1999），即使以 1,900m 以下的闊葉林來看也只有 70 平方公里，面積明顯不足，而大武山自然保留區內其他的低海拔地區因為離村莊、道路較近，人為干擾與狩獵活動較為頻繁，動物的數量相對的比太麻里溪主流還要低，大武山自然保留區的低海拔環境的保護效果，以提供雲豹豐富獵物的角度而言，效果可能因人為干擾及狩獵活動而降低。因此局部地區雖然獵物豐富度足夠雲豹的生活，有豐富獵物的棲地面積卻不夠，實為台灣雲豹族群存續的最大隱憂。

伍、建議事項

太麻里溪主流的動物種類與數量都相當豐富，自動照相機調查的結果顯示，中低海拔地區有相當高的動物出現頻度，其中包括雲豹的主要獵物如山羌、山羊與台灣獼猴等，提供台灣雲豹非常好的棲地，尤其是海拔 1,200 公尺以下的低海拔天然闊葉林，更可能是台灣目前保有健康水鹿族群最南與海拔最低地區，是台灣地區非常特殊的低海拔森林生態系，對週遭面臨狩獵壓力與人為活動干擾的地區，更扮演著核心區對周圍野生動物族群補充與緩衝的角色。然而，在太麻里溪地區我們記錄到不少的山羌有營養不良以及疑似皮膚病變的現象（附圖十四），亦發現太麻里溪主流地區人為活動與狩獵有漸趨頻繁的現象，這些都會造成雲豹獵物的大量減少而應想台灣雲豹的生存，因此需要對太麻里溪主流地區加強經營管理的措施與管制。

在我們結束了雙鬼湖野生動物重要棲息環境中海拔湖泊區的調查之後，紀錄到黑熊、黃喉貂及水鹿等瀕臨絕種或珍貴稀有的保育類哺乳動物，並且與大武山自然保留區一起是目前台灣各地野生動物調查中已知紀錄到最多筆黃喉貂和以自動照相機所得黃喉貂出現頻度（OI 值）最高的地區。雙鬼湖野生動物重要棲息環境北與出雲山自然保留區相連，全境海拔除霧頭山附近，幾乎都在 2,500m 以下，主稜最低約 1,650m 左右是北大武山以北最低的地方，而自出雲山往北才逐漸自 2,700m 變高，綿延至台灣北部幾乎全都是 3,000m 以上。在我們的調查之中，鼬獾與白鼻心海拔上限在 2,700m 左右，食蟹獾則是 2,500m 左右，因此雙鬼

湖野生動物重要棲息環境可能是被中央山脈阻隔成東西兩族群的 3 種小型食肉目動物及穿山甲，在台灣南部主要的基因交流廊道。加上雙鬼湖野生動物重要棲息環境特殊的中海拔森林湖泊生態系，以及境內有檜木與台灣杉巨木，雙鬼湖野生動物重要棲息環境與大武山自然保留區相連，更能彌補大武山自然保留區內中海拔環境面積較小的不足，達成完整的海拔 200m 到 3,000m 的原始森林的棲地保護工作，尤其是保有相當大面積（近 8 萬公頃）的中低海拔闊葉林雲豹獵物相當豐富的環境。然而由於知本主山的採礦，藉由小鬼湖採礦道路的方便性，引進許多登山遊客、植物採集及動物狩獵，而小鬼湖採礦道路剛好又是穿越中央山脈在北大武山北側的最低點，也就是大武山自然保留區與雙鬼湖野生動物重要棲息環境在中低海拔闊葉林相連的廊道（圖九），小鬼湖採礦道路的沿線過多的狩獵活動及任何的棲地改變，都將對兩個保護區在完整保護有豐富雲豹獵物的中低海拔闊葉林，有很大的影響與威脅。因此，大武山自然保留區與雙鬼湖野生動物重要棲息環境有不可分割達成相連完整保護的必要性，尤其應該加強兩個保護區在境界山附近相連的生態廊道，然而此區卻剛好不在雙鬼湖野生動物重要棲息環境與大武山自然保留區的範圍之內，值得主管機關考慮納入保護區的系統之內。

大武山自然保留區與雙鬼湖野生動物重要棲息環境各有其特色，並且總共保有最大面積的中低海拔闊葉林環境，是台灣雲豹獵物最豐富的环境，也就是台灣雲豹的良好棲地。台灣雲豹需要很大的活動範圍，雖然獵物夠豐富，但是獵物豐富的低海拔面積不夠大應才是雲豹生存的威脅。因此，大武山自然保留區與雙鬼

湖野生動物重要棲息環境有不容分割的必要性，任何道路的修築，都將造成棲地的改變與破碎化，並且藉由交通方便引入更頻繁的狩獵活動而造成雲豹獵物的減少。

因此，我們建議：

1. 加強對太麻里溪主流的管制，避免狩獵活動影響大武山自然保留區內動物最豐富的核心地區。拆除包盛社的獵寮，與鬼門關峽谷的輔助渡河設施（附圖十八），減低進入保留區核心的方便性。
2. 評估保留區內知本溪中游與太麻里溪主流山羌的健康狀況以及皮膚病變的原因，尤其皮膚病變的原因是否因黴菌或體外寄生蟲等所造成，以及大規模傳染的可能性，以評估對野生族群的影響。
3. 因為大武山自然保留區保有最大面積的雲豹獵物最豐富的低海拔闊葉林環境，狩獵活動有可能減低雲豹獵物的豐富度，建議對大武山自然保留區東半部因靠近村落而有較多人為活動與狩獵的低海拔環境，建立長期的監測計劃，評估其對動物（尤其是雲豹的獵物部分）豐富度的影響，並且適度加以管制。
4. 評估因小鬼湖採礦道路的方便性，所引入一年四季無間斷的狩獵活動對附近動物相對豐富度的影響，尤其是扮演雙鬼湖野生動物重要棲息環境與大武山自然保留區中海拔闊葉林連接的境界山生態廊道地區。

陸、致謝

本調查承蒙行政院農委會林務局之經費支持（保育研究系列 91-20 號）。承蒙台東林管處及大武工作站支援行政、臨時工與公務車，對於研究人員在深山中的工作幫助極大，尤其是在上山頻繁且需要人力協助背負調查裝備的情形下，若沒有他們的幫忙，本計劃幾乎難以執行，在這裡我們特別感謝他們，並希望能夠繼續協助，本計劃才能順利執行。

感謝林務局、台東林管處及大武工作站諸位先生、女士在行政上的協助。大武工作站王伯五、杜春勝、林惠國以及協助聘請的臨時工陳中信、林傳輝、陳初雄等、屏科大野生動物保育研究所助理邱春火、張星雯、李靜峰、陳美汀、劉彥廷、林政翰、陳貞志、陳秀萍、楊梅惠、劉怡蘭等及潘怡如、黃永坤、郭耀臨、吳禎祺等諸多學生、特有生物保育研究中心劉建男、屏科大森林系陳朝圳教授實驗室、台北市立木柵動物園、田野文化事業鍾榮峰先生，以及其他朋友林宗以、吳煜慧、陳淑梅、朱惠菁，對於他們不辭辛勞的協助進行野外資料的收集，或提供人力、資料、器材、協調行政、擔任留守、司機等，特此表達萬分之謝意。

柒、參考文獻

- 王穎，2003。丹大地區野生動物重要棲息環境分區規劃及動物監測（第一年）。
行政院農業委員會林務局保育研究系列 91-12 號。
- 高耀亭等，1987。中國動物志獸綱第八卷（食肉目）。科學出版社。
新華書店北京發行所發行。
- 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
哺乳動物之相對豐度調查。內政部營建署玉山國家公園保育研
究報告。
- 鹿野忠雄，1930。台灣產哺乳類的分佈及習性（II）。動物學雜誌，
42(499):156-173。（日文）
- 裴家騏，2002。墾丁國家公園陸域野生哺乳類動物調查研究（第三
年）。內政部營建署墾丁國家公園保育研究報告第 121 號。68
頁。
- 裴家騏、姜博仁，2002。大武山自然保留區及其週邊地區雲豹及其他
中大型哺乳動物之現況與保育研究（一）。行政院農委會林務
局保育研究 90-6 號。60 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）。行政院農委會林務局保育研究系列 87-1 號。
78 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佈。中華林學季刊(Q.
Jour. Chin. For.) 30(3):279-289。
- 賴玉菁、裴家騏、姜博仁。2002。野生動物分布模式：整合棲地變數
與空間分析之多變值統計回歸分析。第三次野生動物研究與調

查方法研討會，第117-127頁。香港野生動物保護基金會出版。
台北，台灣。

Austin, S. and M. Tewes. 1999. Ecology of the clouded leopard in Khao Yai National Park, Thailand. *Cat News* 31, Cat Specialist Group, Bougy, Switzerland.

Baber, D. W. and B. E. Coblenz. 1987. Diet, Nutrituin, and conception in feral pigs on Santa Catalina island. *Journal of Wildlife Management* 51(2):306-317.

Beier, P. 2002. A hair snare survey design for documenting carnivore use of connective habitats among the Sky Islands. 35th Joint Annual Meeting of the Arizona/New Mexico Chapter of AFS and the Arizona and New Mexico Chapters of the Wildlife Society, February 7 - 9, 2002. Safford, AZ. Abstract only.

Carbone C., S. Christie, K. Conforti, T. Coulson¹, N. Franklin, J. R. Ginsberg⁶, M. Griffiths, J. Holden, K. Kawanishi, M. Kinnaird, R. Laidlaw, A. Lynam, D. W. Macdonald, D. Martyr, C. McDougal, L. Nath, T. O'Brien, J. Seidensticker, D. J. L. Smith, M. Sunquist, R. Tilson and W. N. Wan Shahrudin. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation* 4:75-79.

Chen, M. T. 2002. Activity patterns and habitat use of sympatric small carnivores at low elevations in southern Taiwan. Texas A&M University - Kingsville. Master thesis. 90 pp.

Choquenot, D., B. Lukins, and G. Curran. 1997. Assessing lamb predation by feral pigs in Australia's semi-arid rangelands. *Journal of Applied Ecology*,. 34(6): 1445-1454.

- Cutler, T. L. and D. E. Swann. 1999. Using remote photography in wildlife ecology: a review. *Wildl. Soc. Bull.* 27(3):571-581.
- Eason, C. T., L. Milne, M. Potts, G. Morriss, G. R. G. Wright, and O. R. W. Sutherland. 1999. Secondary and tertiary poisoning risks associated with brodifacoum. *New Zealand Journal of Ecology* 23(2): 219-224.
- Hazarika, A. A. 1995. Goat predation by clouded leopard (*Neofelis nebulosa*) in Kakoi Reserve Forest of Assam. *J. Bombay. Nat. Hist. Soc.* 93:584-585.
- Karanth, K. U. and J. D. Nichols. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79:2852-2862.
- Karanth, K. U. and B. M. Stith. 1999. Prey depletion as a critical determinant of tiger population viability. *In Riding the Tiger: Tiger Conservation in Human-dominated Landscapes*, ed. Seidensticker, J., S. Christie and P. Jackson, pp 100-113. Cambridge, Cambridge University Press.
- Lekagul, B. and McNeely, J. A. 1977. *Mammals of Thailand*. Association for the Conservation and Wildlife, Bangkok.
- Lynam, A. J., K. Kreetiyutanont and R. Mather. 2001. Conservation status and distribution of the Indochinese tiger (*Panthera tigris corbetti*) and other large mammals in a forest complex in northeastern Thailand. *The Natural History Bulletin of the Siam Society* 49:61-75.
- McDaniel, G. W., K. S. McKelvey, J. R. Squires, and L. F. Ruggiero. 2000. Efficacy of lures and hair snares to detect lynx. *Wildl. Soc. Bull.* 28(1):119-123.

- Nowell, K. and Jackson, P. 1996. Wild Cats. IUCN, Gland, Switzerland.
382pp.
- Pavlov, P. M. 1981. Feral pigs – ungulate predators. New Zealand J.
Ecology 4:132-133.
- Rabinowitz, A. 1988. The clouded leopard in Taiwan. Oryx 22(1):
46-47.
- Rabinowitz, A., P. Andau and P. P. K. Chai. 1987. The clouded leopard
in Malaysian Borneo. Oryx 21(2): 107-111.
- Rollins, D. and J. P. Carroll. 2001. Impacts of predation on northern bobwhite and
scaled quail. Wildlife Society Bulletin 29(1): 39-51.
- Selous, E.M. and Banks, E. 1935. The clouded leopard in Sarawak.
Sarawak Mus. J. 4(3):263-266.
- Weaver, J. L. 1997. Luring the lynx. Wildlife Conservation 100(6):10.

表一、台灣與國外(西馬及泰國)在使用自動照相機調查大型哺乳動物的研究中，雲豹拍攝結果的比較。

地區	大武山與雙鬼湖區		西馬 ^a	泰國 ^b	
架設方式	傾斜		水平 ^c	水平 Trail-based	水平 Plot-based
樣點挑選	兼顧各類環境， 包括動物少的地方。 部份相機針對雲豹調查 有配合誘餌		大型哺乳動物為主，包括大獸徑、稜 線、乾河床、林道、滲鹽處、水源等		
海拔範圍	200m~ 3,092m	大武山自 然保留區 <1,200m	0m~ 2,150m ^d	540m~1,610m 以 600~700m 為主	
調查面積 (km ²)	950 (實際<100)	實際<40	650	200	40
樣點數	304	122	164	43	24
工作天數	9,672	3,948 ^e	6,787	612	1,274
拍到雲豹張數	0	0	8	6	4

a Ruth Laidlaw, Wildlife Conservation Society 未發表資料

b 修改自 Lynam *et al.* 2001

c 水平架設的感應拍攝面積可以是傾斜架設的 3 倍以上

d 因資料缺乏，海拔範圍為馬來半島的海岸到最高峰，實際調查樣區海拔集中在較低海拔，雲豹拍到的海拔皆在 700m 以上。

e 若考慮一些因相機時間顯示故障而無法計算工作時的樣點，實際工作天數應該在 4,000 到 4,150 天之間

表二、自動照相機所拍到哺乳動物有效照片數比較表

動物名	有效照片數	百分比
山羌	2,486	45.00%
臺灣獼猴群 ^a	669	12.11%
長鬃山羊	447	8.09%
刺鼠	429	7.76%
鼬獾	264	4.78%
食蟹獾	230	4.16%
白鼻心	224	4.05%
水鹿	214	3.87%
黃喉貂	117	2.12%
黃鼠狼	112	2.03%
臺灣野豬	87	1.57%
高山白腹鼠	78	1.41%
赤腹松鼠	62	1.12%
臺灣森鼠	27	0.49%
白面鼯鼠	16	0.29%
不知名蝙蝠	14	0.25%
穿山甲	11	0.20%
長吻松鼠	10	0.18%
條紋松鼠	10	0.18%
臺灣田鼠	9	0.16%
臺灣黑熊	7	0.13%
大赤鼯鼠	1	0.02%
不知名鼯鼠	1	0.02%
總計	5,525	

a 台灣獼猴的有效照片數是以群為單位，同時間連拍的台灣獼猴即使是不同個體皆視為同 1 筆有效照片紀錄。

表三、自動照相機所拍到鳥類有效照片數比較表

動物名	有效照片數	百分比
藍腹鷓	142	32.42%
深山竹雞	101	23.06%
虎鶇	85	19.41%
紫嘯鶇	46	10.50%
金翼白眉	17	3.88%
山鶇	13	2.97%
台灣藍鶇	11	2.51%
灰林鶇	10	2.28%
黑冠麻鷲	3	0.68%
白眉鶇	2	0.46%
藪鳥	2	0.46%
大赤啄木	1	0.23%
大冠鷲	1	0.23%
白腹鶇	1	0.23%
栗背林鶇	1	0.23%
熊鷹	1	0.23%
翠翼鳩	1	0.23%
總計	438	

表四、大武山自然保留區與雙鬼湖野生動物重要棲息環境不同海拔帶的中大型哺

乳動物 OI 值 (Kruskal-Wallis Test)。

物種	平均 OI 值					分布 差異 p-值
	低海拔 闊葉林 200m 到 1200m N=62	中海拔 闊葉林 1200m 到 1900m N=30	中海拔 針闊葉 混合林 1900m 到 2500m N=38 ^c	高海拔 針葉林 2500m 到 3100m N=14	不分海拔 200m 到 3100m N=146	
山羌	24.70	10.43	5.82	0	14.34	<0.001 [*]
水鹿	1.27	1.09	1.41	0	1.15	0.013 [*]
長鬃山羊	2.97	2.68	1.16	4.37	2.56	0.002 [*]
台灣野豬	0.60	0.38	0.36	0.50	0.48	0.258
台灣獼猴群	3.15	3.25	2.40	1.48	2.81	0.299
鼬獾	1.24	1.74	0.75	2.06	1.29	0.933
白鼻心	1.59	0.79	0.34	0.051	0.94	0.024 [*]
食蟹獾	1.25	0.89	0.31	0.072	0.81	0.031 [*]
黃鼠狼	0.035	0.70	0.60	1.02	0.41	<0.001 [*]
黃喉貂	0.24	0.50	0.77	0.18	0.43	0.046 [*]
黑熊	0	0	0.032	0	0.0083	a
穿山甲	0.19	0.072	0	0	0.0970	a
赤腹松鼠	0.53	0.31	0	0	0.29	b
長吻松鼠	0.02	0.049	0.033	0.29	0.055	b
條紋松鼠	0	0	0.06	0.11	0.027	b

a 有效照片數太少，不予檢定

b 樹棲性松鼠，地面照片不多，不予檢定

c 4 點分布在大武山自然保留區內，其餘 34 點在雙鬼湖萬山神池及大鬼湖區

* 有顯著差異， $\alpha=0.05$

表五、本研究 2001-2002 年間在七個調查樣區以自動照相機獲得的動物平均 OI

值比較，平均 OI 值係將每個一般獸徑型樣點的 OI 值平均之，並非以樣區

內所有樣點的總照片數除以總工作時。

地區	大 鬼 湖	萬山 神池	金 崙 溪	知 本 溪	太麻 里溪 主流	杷 宇 森山 稜線	茶埔 岩山 東側	地區 差異 * p值
海拔範圍	1900m 2500m	1900m 2400m	200m 1400m	900m 1800m	400m 1000m	500m 3100m	1000m 1900m	
自動照相機 樣點平均架 設海拔	2258m	2098m	886m	1239m	755m	2280m	1610m	
樣點數	17	17	4	30	40	23	13	
總工作天數	794	822	111	951	1233	1107	461	
山羌	6.75	6.25	4.00	14.90	29.34	2.43	11.71	<0.001
台灣獼猴群	2.82	2.27	1.85	4.07	3.64	1.34	0.95	0.005
黃鼠狼	0.80	0.38	1.88	0.31	0.02	0.82	0.29	0.001
黃喉貂	0.37	1.03	0.00	0.43	0.13	0.47	0.69	0.175
鼬獾	1.26	0.30	5.95	1.60	0.88	1.63	1.16	0.027
白鼻心	0.41	0.31	0.38	1.38	1.72	0.23	0.52	0.355
食蟹獾	0.66	0.03	0.00	1.63	1.15	0.04	0.72	0.004
台灣野豬	0.56	0.25	0.00	0.16	0.85	0.30	0.76	0.196
水鹿	1.65	1.40	0.00	0.64	1.70	0.00	1.93	<0.001
山羊	0.59	1.14	0.00	2.98	3.24	4.04	2.53	<0.001
黑熊	0.00	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.280
穿山甲	0.00	0.00	0.00	0.07	0.30	0.00	0.00	0.120
刺鼠	0.00	0.20	6.01	4.50	2.68	0.50	4.59	<0.001
高山白腹鼠	0.61	0.74	0.00	0.00	0.00	0.66	0.11	<0.001
高山田鼠	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.15	0.00	0.102
台灣森鼠	0.06	0.70	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.140
赤腹松鼠	0.00	0.00	0.00	0.77	0.33	0.00	0.44	0.001
長吻松鼠	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.23	0.11	0.379
條紋松鼠	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.491

* Kruskal-Wallis test, $\alpha=0.05$

表六、比較大武山區與泰國的雲豹獵物 OI 值

獵物種類	泰國 ^a (原始 OI 值)	泰國 ^{a, b} (依據體型調整)	台灣大武山區及雙鬼湖中海拔區 依海拔分帶			
			200m 1, 200m	1, 200m 1, 900m	1, 900m 2, 500m	2, 500m 3, 100m
中小型 ^b 鹿科動物	3.07	6.86	24.70	10.43	5.82	0.00
獼猴 ^c	0.62	0.62	3.15	3.25	2.40	1.48
山羊	0.13	0.13	2.97	2.77	1.19	4.37
雉科鳥類 ^d	1.13	1.13	1.28	1.54	0.63	0.25
山豬	1.06	1.06	0.60	0.38	0.36	0.50
水鹿	0.22	0.22	1.27	1.12	1.37	0.00
豪豬	0.38	0.38	0.00	0.00	0.00	0.00
總計	6.61	10.39	33.97	18.94	11.67	6.60

a 修改自 Lynam *et al.* 2001。樣區海拔範圍為 540m~1,310m，但是主要的研究樣區為 700~800m。

b 調整過的 OI 值係將泰國赤鹿 OI 值乘以 2.5，兩種小型麕鹿 OI 值分別乘以 0.25 與 0.5，以與台灣山羌比較。

c 台灣獼猴係以群為單位，並非單隻。

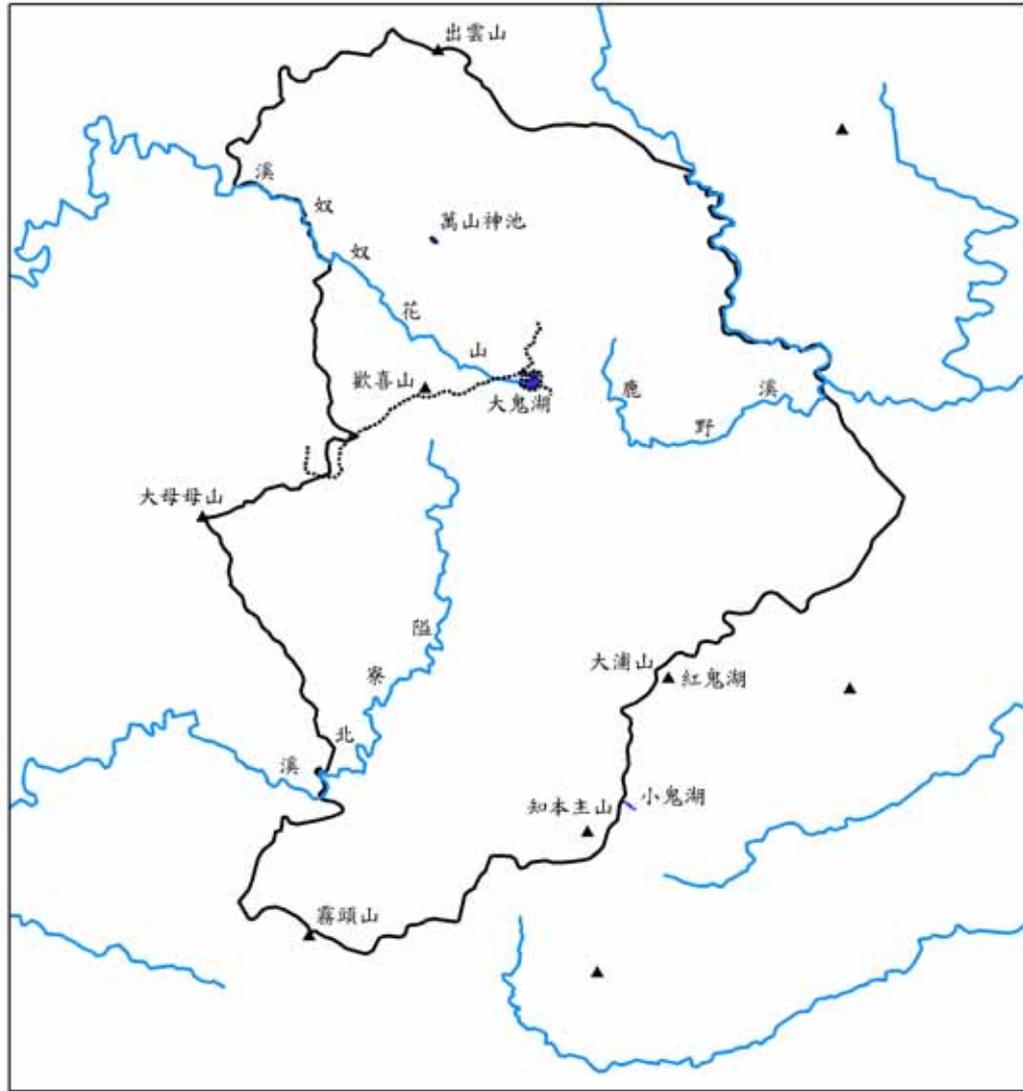
d 台灣部分的雉科鳥類 OI 值為把台灣深山竹雞 OI 值乘以 0.3 再與藍腹鵝相加以與泰國雉科鳥類比較。

表七、雙鬼湖野生動物棲息環境、大武山自然保留區與玉山國家公園在不同海拔

帶的保護面積比較。

保護區	各海拔帶涵蓋面積（平方公里）					全部 ^a
	200m 1,200m	1,200m 1,900m	1,900m 2,500m	2,500m 3,100m	3,100m 4,000m	
大武山自然保留區	265	170	40	5	0	480
雙鬼湖野生動物 重要棲息環境	75	250	124	2	0	451
玉山國家公園	72	231	340	318	94	1,055
大武山自然保留區 與雙鬼湖野生動物 重要棲息環境	340	420	164	7	0	931

a 面積係使用現有 GIS 保護區邊界圖層計算之，因數化過程的誤差，與實際公告面積有些微出入。



圖例

- 大鬼湖調查路線
- 湖泊
- 保護區界
- 溪流
- ▲ 山岳



圖一、第二年度雙鬼湖野生動物重要棲息環境的大鬼湖調查路線



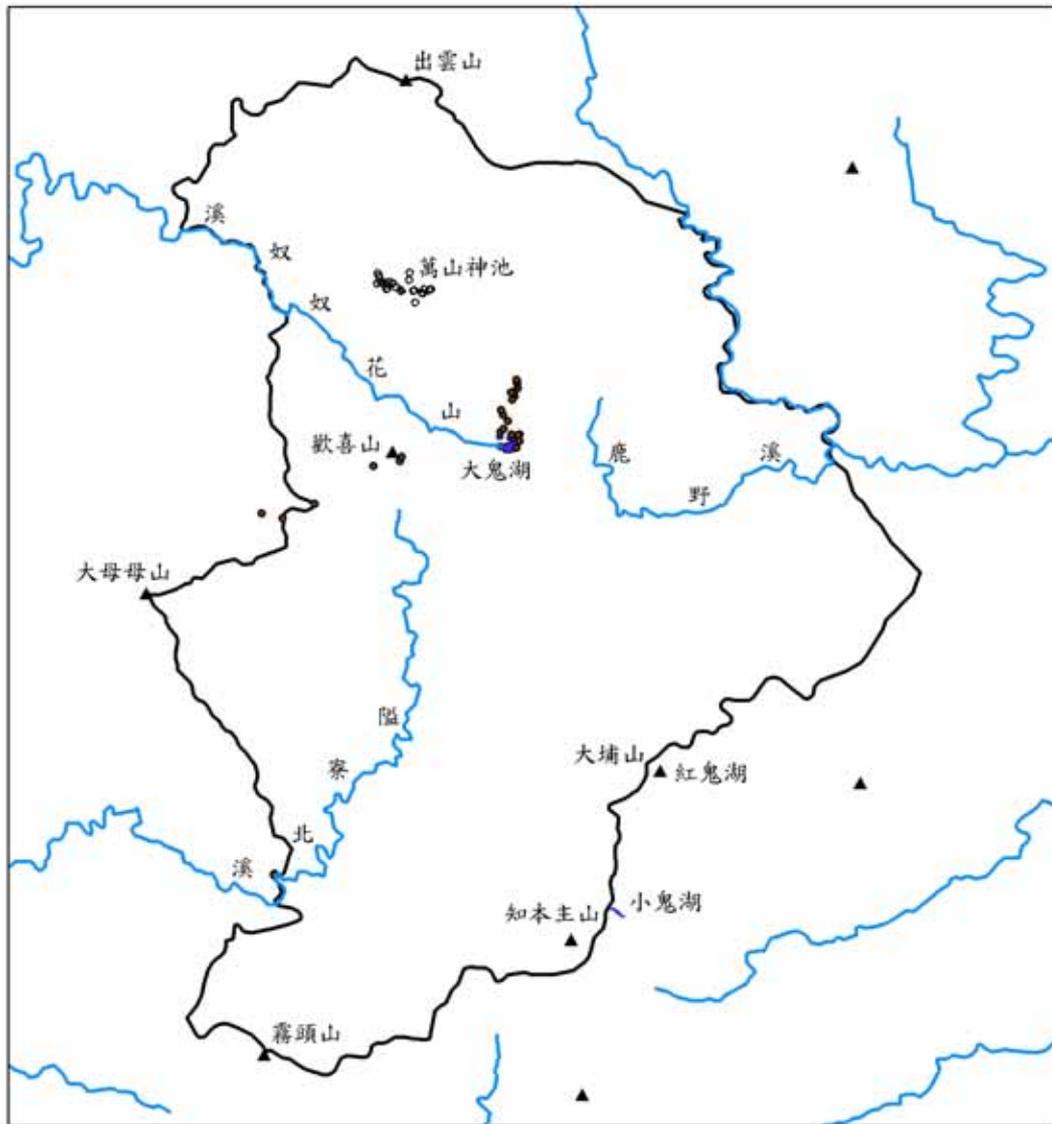
圖例

調查路線

- 杷字森調查路線
- 太麻里溪主流調查路線
- 茶埔岩山東側調查路線
- - - 知本溪中上游調查路線
- · - 金崙溪下游調查路線
- 比魯社越嶺步道
- ▬ 海岸線
- 溪流

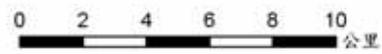


圖二、第二年度大武山自然保留區的5條調查路線

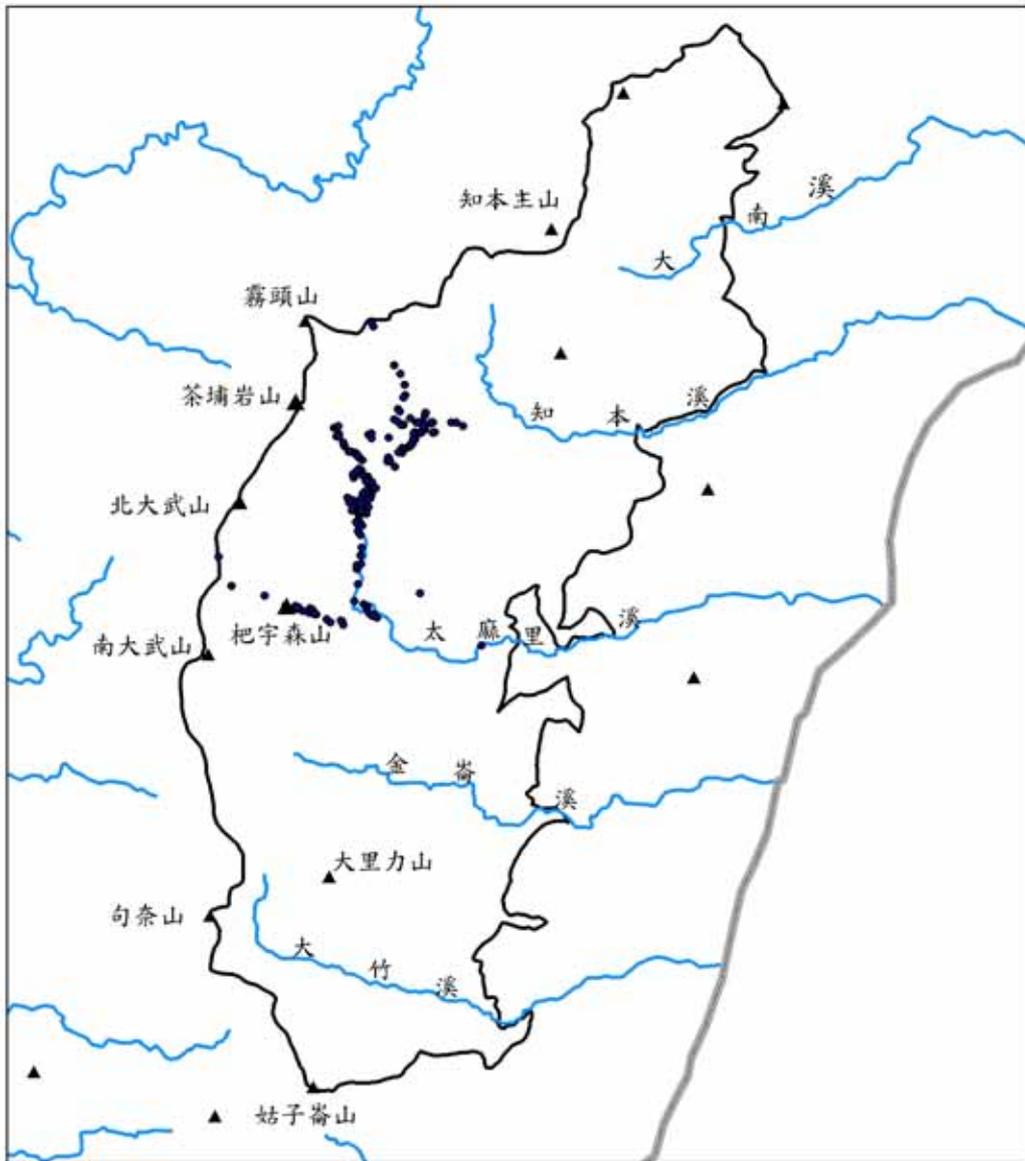


圖例

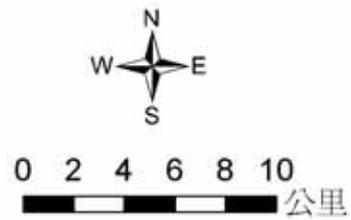
- 萬山神池調查路線毛髮氣味站
- 大鬼湖調查路線毛髮氣味站
- 湖泊
- 保護區界
- 溪流
- ▲ 山岳



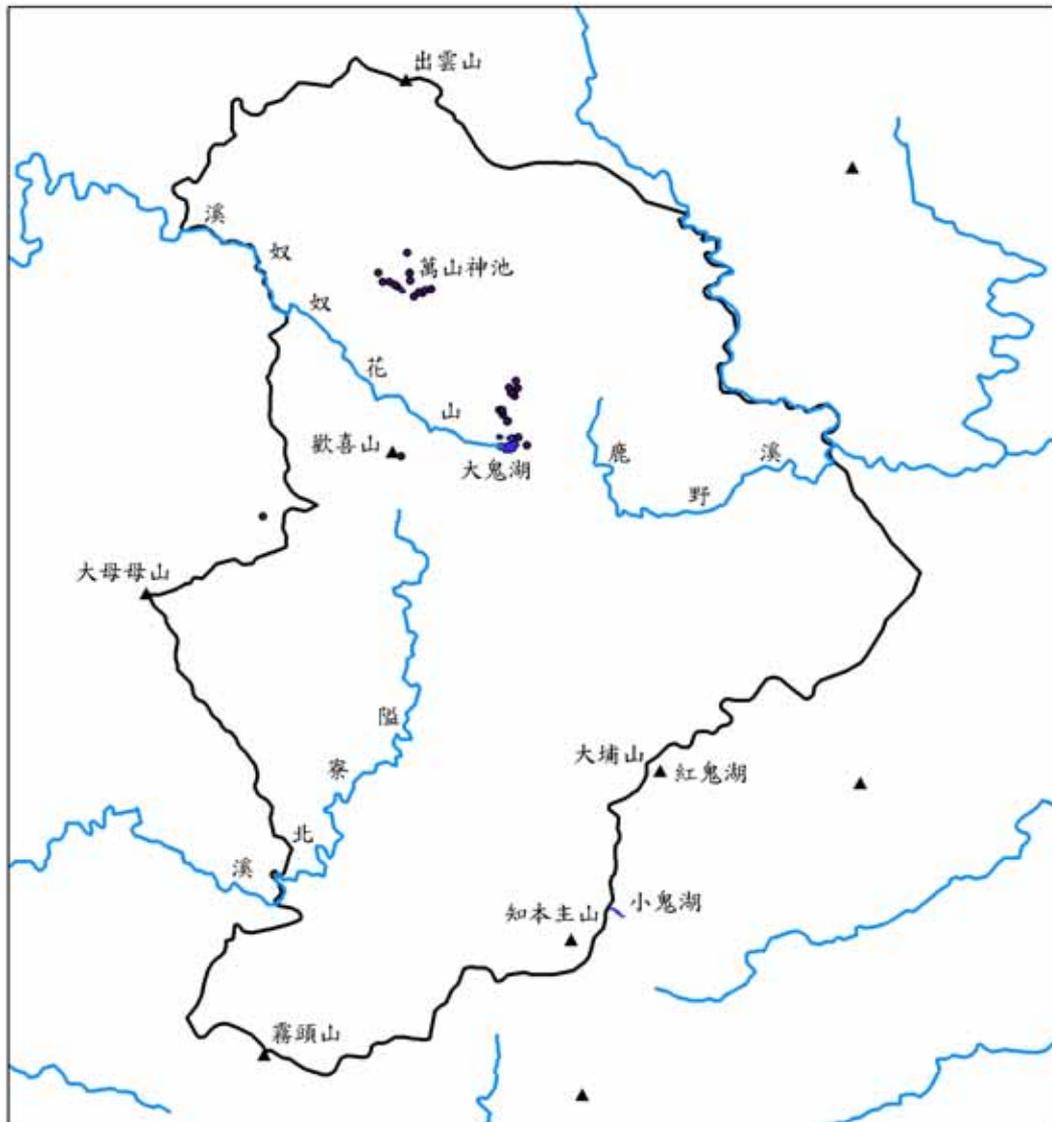
圖三、雙鬼湖野生動物重要棲息環境毛髮氣味站架設位置圖



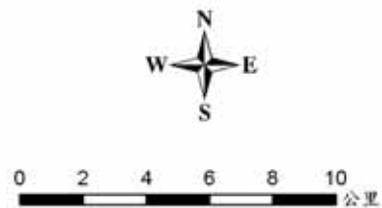
- 圖例
- 毛髮氣味站
 - 海岸線
 - 溪流
 - ▲ 山岳



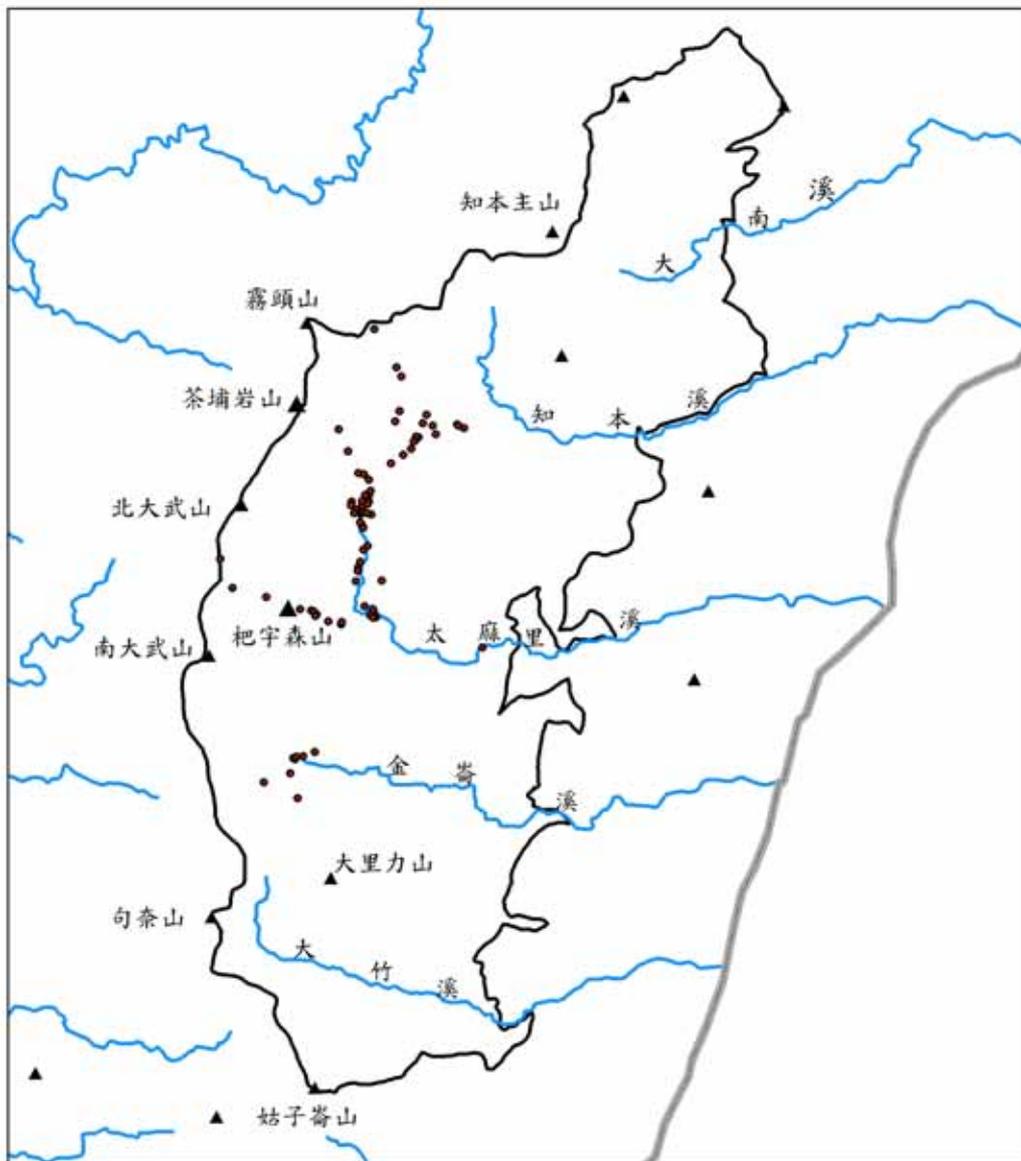
圖四、大武山自然保留區毛髮氣味站架設位置圖



- 圖例
- 自動照相機樣點
 - 湖泊
 - 保護區界
 - 溪流
 - ▲ 山岳



圖五、雙鬼湖野生動物重要棲息環境內針對雲豹調查所架設的特殊型及誘餌型自動照相機樣點位置圖

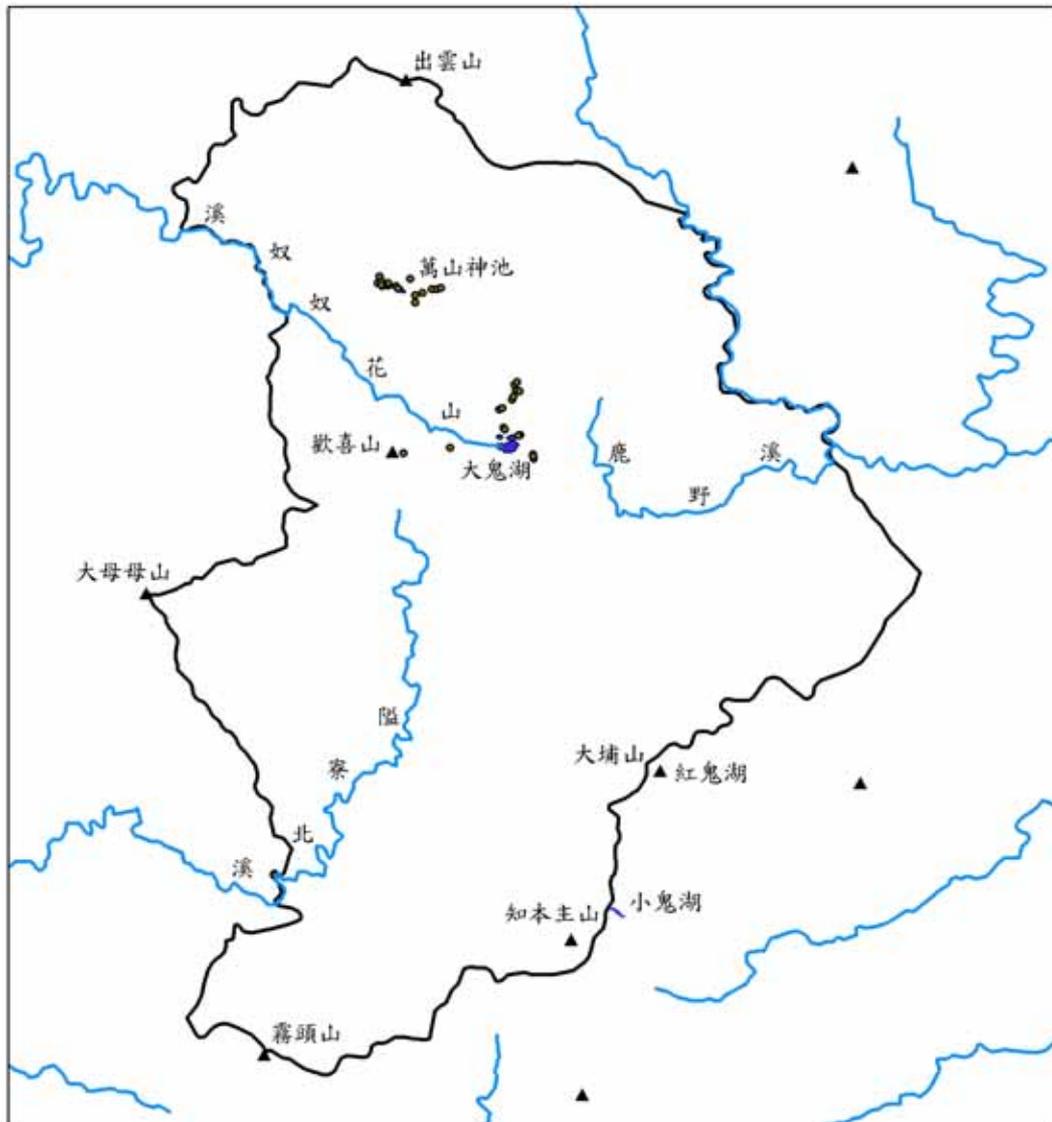


圖例

- 自動照相機樣點
- 海岸線
- 溪流

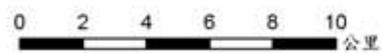


圖六、大武山自然保留區內針對雲豹調查所架設的特殊型及誘餌型自動照相機樣點位置圖

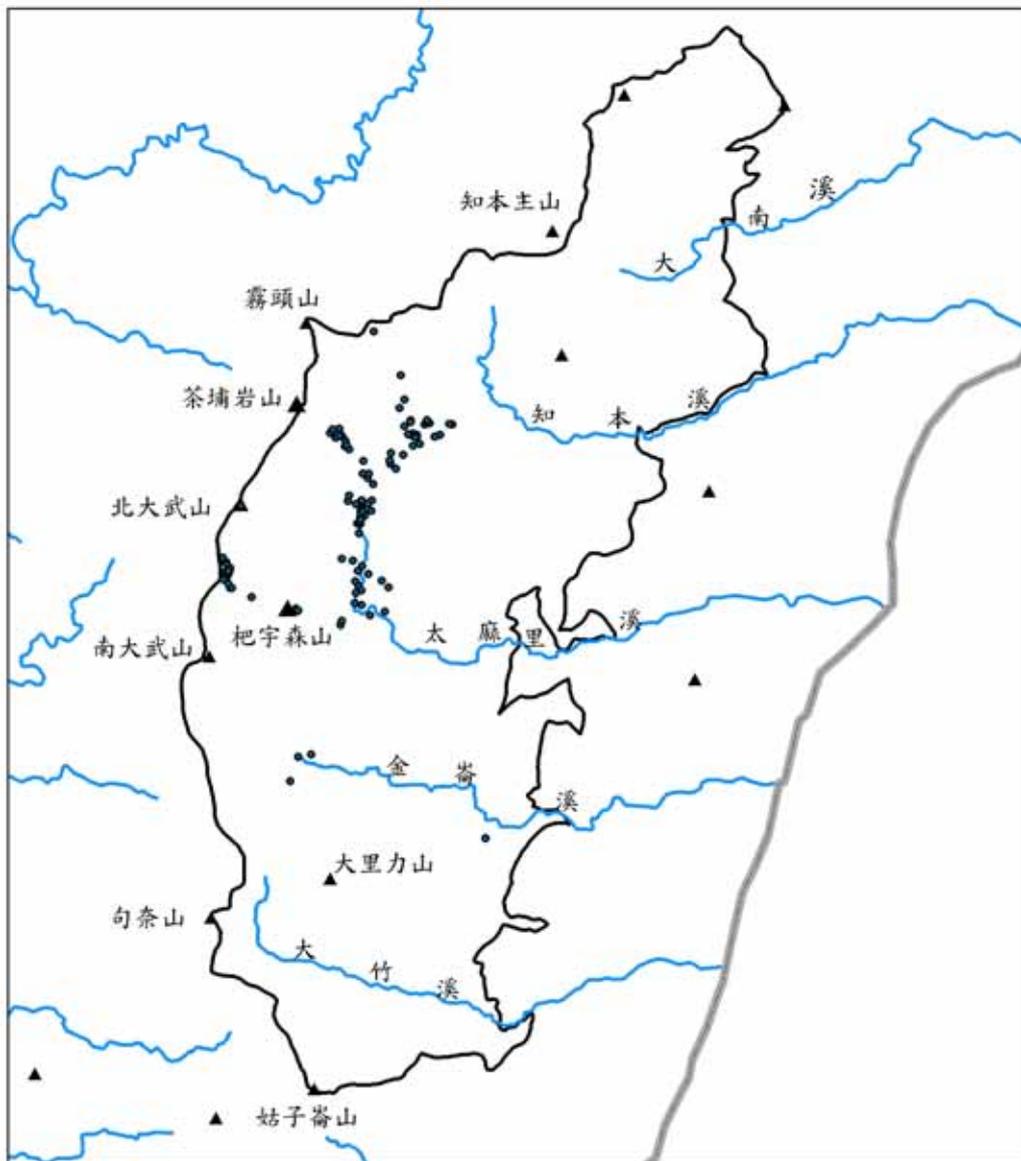


圖例

- 獸徑型自動照相機樣點相機
- 湖泊
- 保護區界
- 溪流
- ▲ 山岳



圖七、雙鬼湖野生動物重要棲息環境一般獸徑型自動照相機樣點架設位置圖

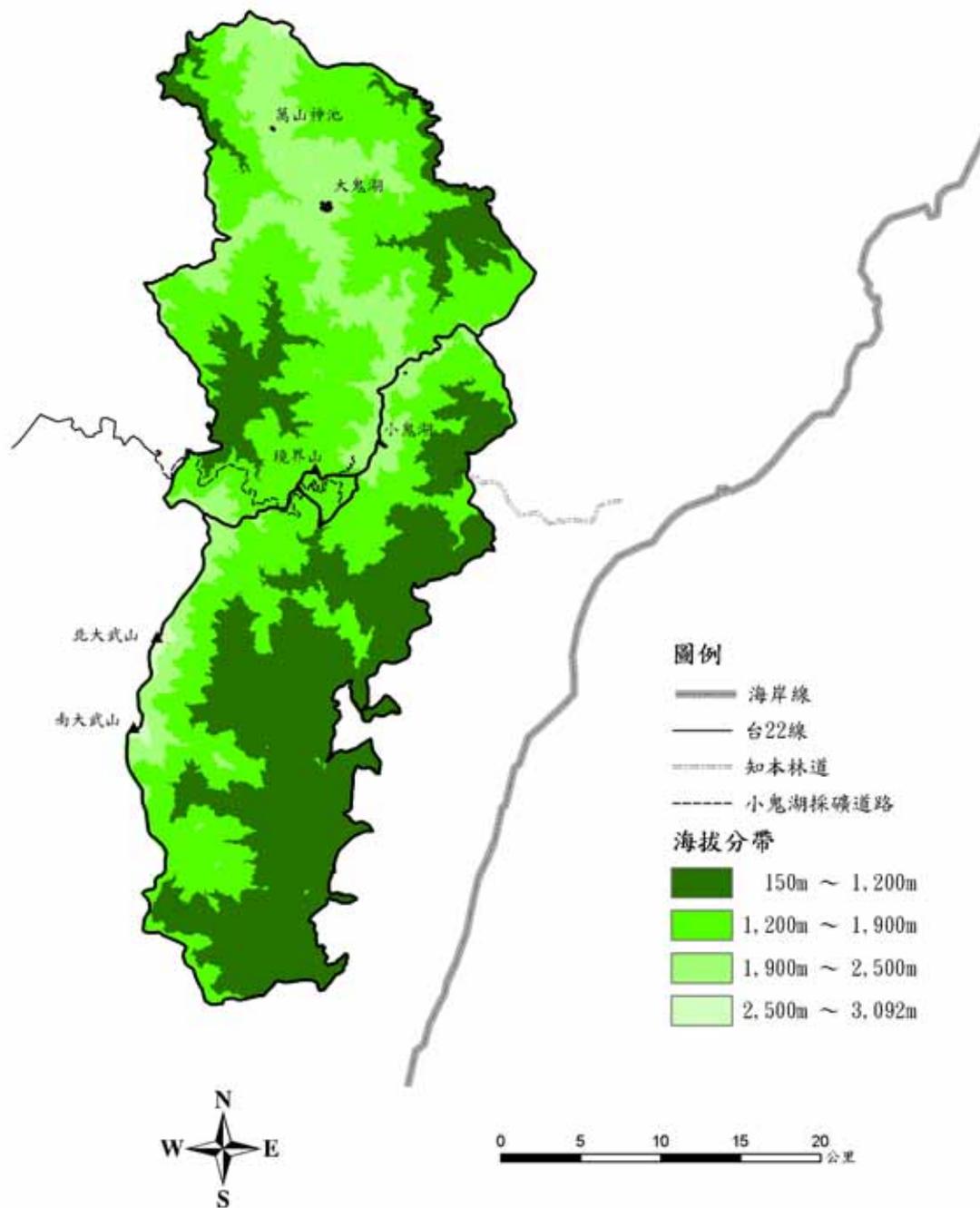


圖例

- 獸徑型自動照相機樣點
- 海岸線
- 溪流



圖八、大武山自然保留區一般獸徑型自動照相機樣點架設位置圖



圖九、雙鬼湖野生動物重要棲息環境與大武山自然保留區的海拔分帶圖。境界山附近的中央山脈主稜海拔降至 1,600m~1,900m 左右，為雙鬼湖野生動物重要棲息環境與大武山自然保留區中海拔闊葉林的相連廊道，對分布在中低海拔的動物而言，扮演著中央山脈兩側族群基因交流的重要角色。

附錄一、本研究於 2001-2002 年間於雙鬼湖野生動物重要棲息環境及大武山自然

保留區所架設毛髮氣味站的位置座標一覽表，座標係以 1967 台灣二度

分帶來表示。

地區	樣點編號	東距(m)	北距(m)	海拔(m)
雙鬼湖野生動物 重要棲息環境 萬山神池	HS001	231891	2535550	2428
	HS004	231248	2535253	2095
	HS005	231358	2535210	2120
	HS006	232280	2534900	2140
	HS007	232000	2534970	2150
	GPHS018	232058	2534591	2208
	GPHS019	232570	2535019	2059
	GPHS020	232310	2534892	2092
	GPHS021	232267	2534903	2140
	GPHS022	231235	2535254	2095
	GPHS023	231173	2535184	2150
	GPHS024	231464	2535086	2146
	GPHS025	231620	2534957	2211
	GPHS026	231864	2535309	2354
	GGHS027	231891	2535550	2428
	GPHS028	230871	2535520	1950
	GPHS029	230920	2535430	1930
	GPHS030	230960	2535260	2003
	GPHS031	231021	2535245	1991
	GPHS032	231068	2535198	2050
GPHS033	231191	2535031	2053	
GPHS034	230858	2535195	2024	
GPHS035	231145	2535010	2027	
GPHS036	232046	2534972	2160	
GPHS037	232515	2534973	2072	
GPHS038	232353	2535017	2126	
雙鬼湖野生動物 重要棲息環境 大鬼湖區	GGHS001	227190	2527849	1864
	GGHS002	227868	2527690	2382
	GGHS003	228878	2528146	2145
	GGHS004	230730	2529366	2156
	GGHS005	235367	2530376	2201
	GGHS006	235107	2530364	2160
	GGHS007	235328	2530361	2191
	GGHS008	234763	2530441	2253
	GGHS009	234863	2530544	2291
	GGHS010	235001	2530796	2361
	GGHS011	234848	2530998	2404

附錄一、(續 1)

地區	樣點編號	東距(m)	北距(m)	海拔(m)
雙鬼湖野生動物 重要棲息環境 大鬼湖區	GGHS012	234785	2531154	2430
	GGHS013	235310	2531846	2353
	GGHS014	235202	2531605	2392
	GGHS015	235192	2531727	2360
	GGHS016	235295	2532011	2412
	GGHS017	235296	2532068	2411
	GGHS028	235125	2531479	2381
	GGHS029	235276	2532130	2343
	GGHS030	235084	2531716	2351
	GGHS031	231572	2529507	2144
	GGHS032	231624	2529646	2159
	GGHS033	235370	2530151	2208
	GGHS034	235268	2529951	2160
	大武山自然保留區 杷字森山稜線	TMLB1-1	228723.0	2498516.4
TMLB1-2		228763.9	2498385.0	592.2
TMLB1-3		228664.6	2498564.5	601.4
BYS HS001		228250.4	2498487.2	889.0
BYS HS002		228116.7	2498607.9	949.3
BYS HS003		227708.0	2498795.0	1140.0
BYS HS004		227638.5	2498878.9	1161.2
BYS HS005		227407.0	2498872.0	1250.0
BYS HS006		227178.0	2498938.0	1365.0
BYS HS008		226952.0	2499016.2	1440.2
BYS HS010		226488.0	2499148.0	1570.0
BYS HS011		225663.4	2499559.1	1886.5
BYS HS013		224346.0	2499925.3	2358.5
BYS HS014		223852.1	2501104.7	2921.3
BYS HS020		226884.5	2499123.2	1412.1
BYS HS021		227006.2	2499096.5	1422.1
BYS HS022		227451.1	2499027.3	1194.9
BYS HS023		227592.0	2498907.0	1160.0
BYS HS024		227563.5	2498999.3	1148.5
BYS HS025		227615.1	2498828.9	1156.4
BYS HS026	226960.2	2499050.8	1442.2	
大武山自然保留區 太麻里溪主流	TML2-1	229711.0	2499123.9	427.7
	TML2-2	229716.0	2498980.8	421.1
	TML2-3	229780.4	2498845.2	427.3
	TML2-4	229970.2	2498784.4	436.4
	TML2-5	230111.1	2498668.4	419.8
	TMLHS001	234225.1	2497559.6	267.7
	TMLHS002	229909.7	2498745.3	418.0
	TMLHS003	229202.1	2499330.5	550.0

附錄一、(續 2)

地區	樣點編號	東距(m)	北距(m)	海拔(m)
大武山自然保留區 太麻里溪主流	TMLHS004	229349.7	2500020.2	544.2
	TMLHS005	229297.5	2500617.3	560.7
	TMLHS006	229450.0	2501150.0	575.0
	TMLHS007	229413.0	2502003.0	648.0
	TMLHS008	229272.7	2502486.7	685.1
	TMLHS009	229418.0	2502904.5	760.4
	TMLHS010	229423.4	2503129.2	757.1
	TMLHS011	229426.6	2503026.9	752.5
	TMLHS012	229532.1	2502957.0	788.3
	TMLHS013	229434.6	2502916.9	760.4
	TMLHS014	229464.9	2503243.0	761.3
	TMLHS015	229560.9	2499215.8	439.6
	TMLHS016	231808.6	2499644.6	692.0
	TMLHS017	229911.7	2504073.0	914.3
	TMLHS018	229616.0	2503677.0	804.3
	TMLHS019	229714.3	2504225.0	956.2
	TMLHS020	229719.0	2504270.3	981.1
	TMLHS021	229308.9	2504521.1	947.6
	TMLNHS001	229212.7	2503071.4	796.2
	TMLNHS002	229177.7	2503157.2	813.8
	TMLNHS003	229194.5	2503339.0	827.6
	TMLNHS004	229532.1	2502957.0	788.3
	TMLNHS005	229683.6	2502819.4	822.5
	TMLNHS006	229017.8	2503248.5	777.5
	TMLNHS007	229521.3	2502819.8	821.3
	TMLNHS008	229380.8	2502767.5	813.0
	TMLNHS009	229418.0	2502904.5	760.4
	TMLNHS010	229119.8	2502935.0	728.7
	TMLNHS011	229434.8	2502473.3	700.6
	TMLNHS012	229512.6	2502329.7	694.5
	TMLNHS013	229381.7	2502538.8	774.7
	TMLNHS014	229590.7	2503660.9	804.3
	TMLNHS015	229422.5	2503022.5	752.5
	TMLNHS016	229460.5	2502924.6	760.4
	TMLNHS017	229453.8	2501969.0	636.0
	TMLNHS018	229332.7	2502420.1	707.3
	TMLNHS019	229754.2	2503087.5	912.2
	TMLNHS020	229493.6	2503446.6	774.5
	TMLNHS021	229788.8	2503601.4	897.1
	TMLNHS022	229883.1	2503568.4	933.3
	TMLNHS023	229830.7	2503437.7	983.6
	TMLNHS024	229735.0	2503390.1	956.0

附錄一、(續 3)

地區	樣點編號	東距(m)	北距(m)	海拔(m)
大武山自然保留區 太麻里溪主流	TMLNHS025	229465.8	2503214.9	762.3
	TMLNHS026	229053.7	2503385.1	900.6
	TMLNHS027	228950.0	2503457.1	903.0
	TMLNHS028	229352.0	2502121.5	653.7
	TMLNHS029	229499.1	2501468.9	595.9
	TMLNHS030	229299.9	2500772.0	546.1
	TMLNHS031	229476.4	2500819.3	584.1
	TMLNHS032	229158.6	2503113.2	755.0
	TMLNHS033	229017.8	2503248.5	777.5
	TMLNHS034	229775.1	2503853.7	840.0
	TMLNHS035	229804.6	2503811.4	864.1
	TMLNHS036	229863.2	2503800.7	879.8
	TMLNHS037	229954.7	2503794.1	904.4
	TMLNHS038	230044.0	2503850.0	920.0
	TMLNHS039	229684.0	2503723.8	850.0
	TMLNHS040	229556.9	2503629.5	829.5
	TMLNHS041	229911.7	2504073.0	914.3
	TMLNHS042	229719.0	2504270.3	981.1
	TMLNHS043	229743.5	2504305.9	982.1
	TMLNHS044	229714.3	2504225.0	956.2
	TMLNHS045	229682.8	2504160.7	963.3
	TMLNHS046	229663.3	2504102.4	963.1
	TMLNHS047	229486.4	2504487.9	932.8
	TMLNHS048	229346.2	2504458.4	940.6
TMLNHS049	229178.9	2504261.0	934.3	
TMLNHS050	229152.5	2504409.2	909.6	
TMLNHS051	229463.3	2504571.3	941.2	
TMLNHS052	229399.2	2504619.3	1007.1	
TMLNHS053	229308.9	2504521.1	947.6	
TMLNHS054	229520.0	2504357.6	888.8	
大武山自然保留區 茶埔岩山東側	TMLNHS055	229512.3	2504953.5	1005.5
	TMLNHS056	229421.1	2505025.8	1026.1
	TMLNHS057	229382.1	2505094.3	1061.1
	TMLNHS058	229300.2	2505141.8	1088.8
	TMLNHS059	229294.2	2505208.4	1100.9
	TMLNHS060	229263.6	2505254.7	1126.6
	TMLNHS061	229195.8	2505255.5	1190.3
	TMLNHS062	229142.0	2505275.2	1210.6
	TMLNHS063	229073.3	2505291.1	1240.0
	TMLNHS064	228999.0	2505287.3	1278.2
	TMLNHS065	229346.3	2505107.6	1088.8
	TMLNHS066	228814.2	2505517.7	1423.3

附錄一、(續 4)

地區	樣點編號	東距(m)	北距(m)	海拔(m)
大武山自然保留區 茶埔岩山東側	TMLNHS067	228788.4	2505569.8	1441.8
	TMLNHS068	228801.0	2505552.0	1440.0
	TMLNHS069	228785.0	2505591.0	1460.0
	TMLNHS070	228759.3	2505659.3	1505.5
	TMLNHS071	228500.0	2505908.0	1695.0
	TMLNHS072	228530.0	2505910.0	1690.0
	TMLNHS073	228595.2	2505938.5	1705.4
	TMLNHS074	228600.0	2506000.0	1705.0
	TMLNHS075	228582.0	2505915.0	1700.0
	TMLNHS076	228416.9	2506236.1	1823.4
	TMLNHS077	228468.9	2506270.3	1814.2
	TMLNHS078	228533.8	2506280.3	1795.2
	TMLNHS079	228557.9	2506297.6	1791.6
TMLNHS080	228585.9	2506314.6	1782.1	
大武山自然保留區 知本溪流域	TMLNHS081	229794.0	2505942.0	1718.0
	TMLNHS082	229768.0	2505967.0	1711.0
	TMLNHS083	229892.0	2506013.0	1690.0
	TMLNHS084	229889.0	2505827.0	1693.0
	TMLNHS085	230504.7	2504898.0	1572.4
	TMLNHS086	230561.0	2505042.0	1580.0
	TMLNHS087	230570.0	2505864.0	1585.0
	TMLNHS088	230532.0	2505057.0	1550.0
	TMLNHS089	230606.4	2504910.5	1595.1
	STHS001	229881.0	2510452.0	1860.0
	STHS002	229949.3	2510285.5	1800.1
	STHS003	230789.0	2508731.0	1460.0
	STHS004	231020.0	2508412.3	1329.2
	STHS005	231205.0	2507961.0	1260.0
	STHS006	231213.3	2507564.3	1244.7
	STHS007	231137.2	2507451.9	1213.9
	STHS008	230938.8	2507006.1	1170.5
	STHS009	231002.0	2506907.0	1180.0
	STHS010	231402.0	2506631.0	1060.0
	STHS011	231651.0	2506460.0	1050.0
STHS012	231851.0	2506491.0	1050.0	
STHS013	232248.5	2506423.5	1045.2	
STHS014	231901.0	2506505.0	1040.0	
STHS015	232007.0	2506165.0	1185.0	
STHS016	231880.0	2506110.0	1170.0	
STHS017	231605.3	2505993.1	1194.0	
STHS018	231720.0	2506020.0	1180.0	
STHS019	231843.0	2506042.0	1175.0	

附錄一、(續 5)

地區	樣點編號	東距(m)	北距(m)	海拔(m)
大武山自然保留區 知本溪流域	STHS020	231631.4	2505961.5	1182.6
	STHS021	231618.0	2505902.0	1185.0
	STHS022	231584.0	2506085.0	1180.0
	STHS023	231611.0	2506062.0	1180.0
	STHS024	231548.0	2506035.0	1180.0
	STHS025	231612.0	2505774.0	1230.0
	STHS026	231950.0	2506310.0	1110.0
	STHS027	232307.0	2506040.0	1140.0
	STHS031	231533.4	2505806.2	1195.7
	STHS032	232382.5	2506079.3	1137.3
	STHS033	233499.8	2506321.6	939.8
	STHS034	233239.3	2506461.5	1037.3
	STHS035	233036.8	2506452.3	957.6
	STHS036	231484.8	2505593.5	1331.2
	STHS037	230795.6	2504680.3	1425.2
	STHS038	232302.0	2506471.0	1040.0
	STHS039	232227.0	2506470.0	1040.0
	STHS040	231154.0	2506352.0	1040.0
	STHS041	231721.0	2506462.0	1060.0
	STHS042	230775.1	2506590.7	1255.0
	STHS043	230901.0	2506510.0	1170.0
	STHS044	231150.0	2506382.0	1150.0
	STHS045	231042.0	2506352.0	1160.0
	STNHS001	231111.0	2505352.0	1450.0
	STNHS002	231108.0	2505442.0	1480.0
	STNHS003	231182.0	2505412.0	1430.0
	STNHS004	231093.5	2505254.6	1501.7
	STNHS005	230960.0	2505272.0	1520.0
	STNHS006	231330.0	2505472.0	1400.0
	STNHS007	231397.6	2505489.2	1382.4
	STNHS008	231401.0	2505547.0	1360.0
STNHS009	231451.0	2505602.0	1330.0	
STNHS010	232000.0	2506751.0	1230.0	
STNHS011	232011.4	2506859.6	1236.3	

附錄二、彩色附圖



附圖一、萬山神池，為調查樣區中有最多黑熊與黃喉貂的地方。
(攝影：姜博仁)



附圖四、金崙溪，溪谷較窄較陡，動物因狩獵而比較少。
(攝影：姜博仁)



附圖二、大鬼湖，魯凱族的聖地，自動照相機主要放置在北側及東側區域。(攝影：姜博仁)



附圖五、太麻里溪，大武山保留區內面積最大的流域，主流溪谷附近為樣區中動物數量最豐富的區域。
(攝影：姜博仁)



附圖三、大鬼湖北側湖沼區，平坦、邊際效應加上水源，附近有不少水鹿。(攝影：姜博仁)



附圖六、知本溪上游的操場森林，類似熱帶地區平坦的低地雨林，動物數量多，太麻里溪谷也有不少類似的平坦河階地。(攝影：姜博仁)

附錄二、彩色附圖（續 1）



附圖七、太麻里溪上游河階地，底層植被被偶蹄目動物啃食的很乾淨，顯示偶蹄目動物數量相當多。
（攝影：姜博仁）



附圖十、推測是黑熊所食，頭骨與腿骨多處被咬碎。（攝影：邱春火）



附圖八、毛髮氣味站的魔鬼氈被偶蹄目動物啃食，導致毛髮站效果不彰。



附圖十一、黑熊爪痕。
（攝影：姜博仁）



附圖九、推測是黃喉貂所利用的樹洞（左方），樹洞鋪滿山羌毛，洞外並有 3 具山羌的屍體食餘（圖外角落）。
（攝影：姜博仁）



附圖十二、推測是黃喉貂所掠食的山羌。山羌是樣區內拍攝頻度最高的動物，也是台灣雲豹最重要的獵物之一。（攝影：邱春火）

附錄二、彩色附圖（續 2）



附圖十三、上圖的山羌在架設自動照相機，發現食蟹獾、白鼻心與台灣藍鵲陸續前來食用。（攝影：姜博仁）



附圖十六、自動照相機紀錄了不少山豬的體型與色型的變化。（攝影：姜博仁）



附圖十四、營養不良及皮膚病變的山羌，需要進一步了解病因是否具傳染性，以免影響山羌族群，而導致雲豹獵物的減少。（攝影：姜博仁）



附圖十七、調查樣區偏遠，調查人員需要背負重裝，翻山越嶺，經常需要度過危險地形。（攝影：邱春火）



附圖十五、台灣獼猴，自動照相機拍攝頻度次高的動物，也是台灣雲豹的重要獵物之一。（攝影：姜博仁）



附圖十八、太麻里溪鬼門關峽谷的大石上獵人架設的輔助繩索（左上）與木梯（右下），只需簡單地拆除這些人工輔助設施，便能藉由峽谷地形有效地減少保留區內核心區的狩獵活動。（攝影：姜博仁）