

研究報告

玉山國家公園楠溪林道較大型哺乳動物之監測

黃美秀^{1,2)} 簡熒芸¹⁾

摘要

鑑於長期監測對於野生動物經營管理的重要，本研究於2004年利用痕跡調查法和自動相機照相系統於玉山國家公園楠溪林道地區進行動物族群之監測，以期瞭解該區較大型哺乳動物之相對豐富度及分布現況，並與王穎1995~1996年之調查結果比較，以評估該區動物族群於此期間的變動。研究總共記錄20種非飛行性的哺乳動物，包括瀕臨絕種保育類台灣黑熊、前期未曾發現的麝香貓及五種齧齒類動物，但本研究則未發現前期曾記錄之台灣野兔。初步比較結果顯示，該地常見的中大型哺乳動物的豐富度和分布似乎有增加的趨勢。本研究建議長期監測野生動物族群變化應使用簡便且系統性、一致性、標準化的方法。

關鍵詞：哺乳動物監測、豐富度指數、痕跡調查法、自動照相機系統。

黃美秀、簡熒芸。2007。玉山國家公園楠溪林道較大型哺乳動物之監測。台灣林業科學22(2):135-47。

Research paper

Monitoring Larger Mammals in the Nanzihshian Logging Road Area, Yushan National Park, Taiwan

Mei-Hsiu Hwang,^{1,2)} Yin-Yun Chian¹⁾

【 Summary 】

Considering the importance of continuous monitoring programs for wildlife management, we adopted sign count and camera trapping methods to evaluate the abundances and distributions of large mammals along the Nanzihshian logging road of Yushan National Park, south-central Taiwan in 2004. To monitor changes in mammal populations over time, we compared my data with a study conducted in the same area by Prof. Ying Wang in 1995~1996. We identified 20 species of mammals, including the endangered Formosan black bear (*Ursus thibetanus formosanus*), small Chinese civet (*Viverricula indica*), and 5 rodent species not recorded in the previous study, but we did not record the once-occurring Formosan hare (*Lepus sinensis*). Our preliminary data suggest that the abundances and distributions of locally common larger mammals seemed to have increased and

¹⁾ 國立屏東科技大學野生動物保育研究所，91201屏東縣內埔鄉學府路1號 Institute of Wildlife Conservation, National Pingtung University of Science and Technology, 1 Hseuh-Fu Road, Neipu, Pingtung 91201, Taiwan.

²⁾ 通訊作者 Corresponding author, e-mail:hwangmh@mail.npust.edu.tw

2006年3月送審 2007年2月通過 Received March 2006, Accepted February 2007.

expanded. An easy, systematic, consistent, and standardized method for long-term monitoring programs of wildlife population changes is suggested.

Key words: mammal monitoring, abundance index, sign survey, camera trapping.

Hwang MH, Chian YY. 2007. Monitoring larger mammals in the Nanzhishian logging road area, Yushan National Park, Taiwan. *Taiwan J For Sci* 22(2):135-47.

緒言

維護生態景觀和生物資源的永續性，以及保障國民育樂和研究，是國家公園設立之重要目標。台灣的國家公園系統迄今已超過二十年，涵蓋台灣9%之土地面積，但是國內國家公園至今仍缺乏有系統的生物普查與監測之管理方式，且不夠重視相關的基礎生物研究(Chao 2001, Lee 2003)。畢竟瞭解生態系的組成、樣式和過程為生物多樣性保育的基礎架構，而缺乏野生動物族群的變化及趨勢的資料，也將限制保護區之適應性經營(adaptive management)效能。這些生物資訊的獲得則仰賴一套標準化的調查方法，以及持續的研究、監測、成果發表。

台灣山區由於地形及交通的限制，此區生物研究相較於平地少。加以大型哺乳動物族群隨環境變化而變動的速度一般較小型動物緩慢，生態習性研究困難，此情況在台灣和其他高生物多樣性的熱帶地區相似，因為這些森林性動物習性多隱蔽、對人為活動敏感，且大型動物活動範圍廣大，多分布於人為干擾少的偏遠山區，而這些地區則多地形崎嶇、地貌複雜、植被茂密、交通不便(Carrillo et al. 2000, McCullough et al. 2000, Hwang 2003)。這些生物和地理環境上的限制皆使得野外研究工作難以持續進行，從而造成本土較大型野生動物的資訊不足。

累積野生動物資料之另一限制，則源於調查技術的應用。若以傳統的目擊、聽聞、誘捕、搜尋痕跡(如巢穴、足跡、抓痕、掘痕、食痕、糞便)等直接或間接的方式來進行哺乳動物的野外研究，不僅耗時費力或所費不貲，通常適用的物種也有限(Wilson and Delahay 2001)。這些方法在野外應用上有著不同的瓶頸，調查

數據最後在反映實際的動物多樣性及時空分布時，很容易出現不同程度的偏差(Smallwood and Schonewald 1998, Stander 1998, Moruzzi et al. 2002, Silveira et al. 2003, Smart et al. 2004)。因此近年來國內、外學者利用自動照相設備在人可及性低的地區，或是針對行跡隱密的動物，進行動物多樣性和活動習性之研究漸成一股風潮，因為此技術具有克服上述傳統調查方法限制的諸多優點(Pei et al. 1997, Pei 1998, 2004, McCullough et al. 2000, Claridge et al. 2004, Srbek-Araujo and Chiarello 2005)。

由於許多森林性的大型哺乳動物對人類活動敏感，瞭解這些動物在人為活動頻繁或遊憩壓力大的地區之分布和豐富度的時空變化，有其經營管理上之迫切及重要性。玉山國家公園西側的玉山主峰步道(塔塔加-玉山主峰)是國內熱門的登山路線之一(Lin 1999)，而鄰近此區域的大型哺乳動物調查，則僅限於王穎1995年8月至次年5月於楠溪林道進行(Wang 1996)。本研究藉由最普遍的動物目擊和痕跡調查法，配合自動相機技術，利用豐富度指數(abundance indices)監測楠溪林道較大型哺乳動物的豐富度及分布現況，並和前期調查結果比較，以評估該地動物於此段期間之族群變動情形。

材料與方法

玉山國家公園西界的楠梓仙溪上游地區屬於一般管制區，海拔由溪谷的1500至3950 m(玉山)。楠溪林道位於玉山群峰以南，貫穿此區域(23°22'~29'N, 120°52'~55'E)，全長約34 km，海拔1700 m(14 K)~2740 m(梅蘭鞍部)。研究樣區附近的阿里山氣象站(23°31'N, 120°48'E，

海拔2406 m)的氣象資料顯示，研究期間該年的月均溫為5°C (1月)至15°C (8月)不等，年雨量4192 mm，降雨集中於5至8月，尤其是7月(1925 mm)和8月(1016 mm) (資料來源：中央氣象局)。

楠溪林道周邊之植被由天然針葉林、人造針葉林、天然闊葉林、次生林及少數草地鑲嵌組成(Chen 1989)；沿線依台灣植被垂直分帶則可劃分為闊葉林帶、檜木林帶、鐵杉雲杉林帶(Yang et al. 2002)。該林道為台灣光復後為伐木作業所開鑿，過去皆伐作業後的再造林樹種以柳杉和紅檜為主，並有少量臺灣雲杉；造林地如經撫育則為整齊單一的純林，但因林務單位已撤離此林區多年，多無管理而夾雜次生闊葉樹林，形成混淆林。沿途的崩落地植被，則以次生的臺灣赤楊林為主(Yang et al. 2002)。

本研究採用動物痕跡調查法(sighting and sign counts)和紅外線自動照相機監測法(camera trapping)，於2004年4月至12月調查楠溪林道沿線地區哺乳動物之分布及豐富度。為了瞭解樣區內人為活動的情況，研究者亦記錄調查期間所遭遇的人和其從事活動，包括陷阱、生火餘燼、彈殼、垃圾等痕跡。

一、動物目擊及痕跡調查法

痕跡調查法每個月進行一次(3~5天)，一至二名觀測人員白天(06:00~18:00)從楠溪工作站(11.2 K)沿林道步行，速度為1~2 km h⁻¹，記錄沿途所觀察到的任何哺乳動物出沒狀況。共設置三段調查樣線，每段4 km長，分別位於林道15~19 K (I)、21~25 K (II)、27~31 K (III)的里程位置，各區段植被類型分別為闊葉林/台灣赤楊林、天然及人造針闊葉混合林、天然及人造針葉林(Yang et al. 2002)，海拔從1750 m緩升至2700 m。

除了目擊動物之外，主要記錄的動物活動痕跡包括排遺、叫聲、屍骸，同時記錄發現之時間、地點、植被環境等資料。動物被目擊時，若同時發出叫聲，則只視為一筆目擊紀錄。由於台灣獼猴(*Macaca cyclopis*)為群居性，故目擊資料以群為記錄單位。水鹿(*Cervus*

unicolor)、山羌(*Muntiacus reevesi*)、長鬃山羊(*Naemorhedus swinhoei*)的排遺，係以一堆顆粒數量大於5個，方視為一筆有效的樣本記錄。由於動物有時邊走邊排糞而使糞便顆粒沒有集中，不易分辨是否為同一堆排遺，故將散落於5 m內、新鮮度相同的顆粒，視為一獨立樣本紀錄。排遺於每次調查後隨即移除，避免重複計數。至於動物的腳印和拱地等痕跡，因其保存易受不同地面質地和天候影響，且不容易鑑定獨立的樣本，故僅記錄物種，但不列入本文之定量分析。

為了彌補痕跡調查法之限制與不足(Silveira et al. 2003)，研究者於痕跡調查期間並選擇二天定點監測偶蹄類動物的叫聲，分別於清晨(05:00~08:00)及黃昏(17:00~20:00)的時段內，選取連續的2 h進行監聽。同一物種於半小時內從同一方位發出強度相當的叫聲，視為同一筆資料；若聲音的方位、強度、遠近可明顯辨別為不同個體者，則視為不同的樣本單位。監測地點為研究者經常使用的紮營地，位於里程17~25 K之間的林道上，多為闊葉林或針闊葉混生林的環境。

二、紅外線自動照相機監測法

沿著楠溪林道7.5~29 K，總共架設25台被動式紅外線感應的自動照相設備(Wildlife Two Camera Trapper, Hong Kong, 電力改裝為1.5 V×6)，底片感光度100或200。每個月至樣點收集已拍攝之底片，並更換新底片卷和相機電池。

自動照相機樣點之選擇乃沿著林道每隔約1 km里程的間隔，再深入林道兩側的森林尋找適當的架設樣點，並盡量讓相鄰機點間的直線距離為1 km。為了避免人為干擾，故挑選遠離有人活動的小徑，並將相機架於獸徑交會點附近，增加拍攝到動物的機會。相機設置於茂密的樹冠層底下，以降低相機因光照變化而造成空拍的機率，並置於離地約1.5~2 m的樹幹上，以約45°俯角架設。為了避免因動物利用同一行進路線而造成同一相機地點重複拍攝該動物，將10個定點架設超過5個月的相機，移置附近約50~100 m的其他位置。

沖洗的照片經物種鑑定後，提供出沒於該地的動物種類、相對數量，以及活動時間。為方便和其他研究結果比較，本研究參考裴家騏等人(Pei et al. 1997)對於物種相對密度的定義和計算方式，即樣區中照相機在每1,000個工作小時中，所拍得的個體數或群體數(=出現指數；occurrence index, OI)。除非照片可明顯地分辨為不同個體(性別、體型)，方視為不同的有效照片紀錄，否則同一隻個體於半小時以內的連拍照片，只視為1張有效個體照片(individual photo)；對於群居性的台灣獼猴，則採用群體OI值計算。

本研究並針對照片資料較多的山羌，分析其一天24 h的相對出現頻度。各時段的相對活動百分比為該時段內所獲得的有效個體照片，除以該物種的全部累積的有效個體照片。

結果

一、動物痕跡調查

沿線動物痕跡調查總共記錄17種非飛行性的哺乳類動物，其中於三段調查樣線內發現者共13種，包括台灣獼猴、山羌、水鹿、長鬃山羊、台灣野豬(*Sus scrofa*)，黃鼠狼(*Mustela sibirica*)、黃喉貂(*Martes flavigula*)、麝香貓(*Viverricula indica*)、赤腹松鼠(*Callosciurus erythraeus*)、條紋松鼠(*Tamiops maritimus*)、長吻松鼠(*Dremomys pernyi*)、大赤鼯鼠(*Petaurista philippensis*)、白面鼯鼠(*Petaurista lena*)。於此調查樣線以外，另有記錄四種動物，包括台灣黑熊(*Selenarctos thibetanus*)、鼬獾(*Melogale moschata*)、白鼻心(*Paguma larvata*)、台灣天鵝絨鼠(*Eothenmys melanogaster*)。

痕跡調查法所收集到的樣本數，以排遺最高($n = 1951$ ，扣除17筆未知排遺；Table 1)，但三個調查區段所記錄的七種較大型動物的排遺，並無顯著差異(Wilcoxon test, $p = 0.18\sim 0.6$, $n = 7$)；其次為動物叫聲($n = 231$)、目擊紀錄($n = 46$)。分別就累計的排遺和吠叫資料而言，常見的較大型動物在樣區出現的相對頻度相似，依次為山羌、長鬃山羊、台灣獼猴、水鹿、台

灣野豬。不同痕跡(目擊、排遺、吠叫聲)的調查資料皆顯示台灣獼猴在I區的出現機率最高；但就四種偶蹄類動物而言，不同痕跡在三段樣線的調查結果則不盡相同。排遺和吠叫記錄最高者皆為山羌($n = 788$ and 159)。山羌的活動痕跡以排遺最常見，III區尤為頻繁(77%)，其次為II區(15%)、I區(8%)；但其吠叫頻度在三段樣線則頗相近(30~35%)；目擊紀錄僅出現於II、III區(總計5次)，只佔所有偶蹄類目擊紀錄之18%。目擊紀錄以長鬃山羊最高(50%, $n = 28$)，並以I區最頻繁，而III區則無紀錄；但山羊排遺和叫聲的出現頻度則皆以II區最高(44%, $n = 488$; 60%, $n = 30$)，III區最低。水鹿的吠聲和目擊紀錄零星($n = 3$ and 4)，排遺分布依次為III、II、I區，與山羌排遺的分布類似。

山羌和山羊之各類痕跡於本區皆較常見(Table 1)，於每公里里程調查所累計的目擊、排遺、叫聲紀錄次數上，山羌並無顯著相關(Spearman rank correlation, $r_s = 0.17\sim 0.47$, $p \geq 0.1$, $n = 12$)，顯示不同痕跡調查法對於偵測動物相對豐度之效度不一；但長鬃山羊於每公里所累計的目擊、排遺、吠叫聲紀錄數量，則呈顯著相關($r_s = 0.7\sim 0.81$, $p \leq 0.01$)。

調查樣線上所發現的食肉目動物痕跡以排遺為主，並無目擊和叫聲的紀錄；黃鼠狼的排遺紀錄最高($n = 59$)，三段調查樣線皆有出現。於III區，另有記錄到一黃喉貂的排遺，以及麝香貓的腳印(Table 1)。此外，於16.2 K工寮前的塑膠水箱內，我們發現4隻腐爛的黃鼠狼屍體，這些屍骸是否人為所致則不清楚。

本研究總計進行29次共54 h之定點監測動物的吠叫活動，除了記錄到松鼠科動物(赤腹松鼠、條紋松鼠、大赤鼯鼠、白面鼯鼠)之外，還有三種偶蹄目動物(山羌、水鹿、長鬃山羊)共92次的叫聲。平均各月晨、昏時段的吠叫頻度皆以山羌為最高，分別為1.4 (SD = 1.3)、1.8回合/小時(SD = 1.4)，其次為水鹿和山羊，皆小於0.13回合/小時(Table 2)。山羌吠叫頻度因時因日有很大變化，為0~4.5回合/小時不等，但同一月份於清晨和傍晚時段所記錄的吠叫頻度，並無顯著的相關($r_s = 0.34$, $p = 0.45$, $n = 7$)。

Table 1. Larger mammal species recorded by sign counts, including sightings, scat, vocalizations, and corpses, along the abandoned Nanzihshian River logging road in 2004

Sign type	Species (common name)	Survey sections			Total no. of records
		I (15~19 K)	II (21~25 K)	III (27~31 K)	
Sighting	Formosan macaque	5 ¹⁾			5 ¹⁾
	Muntjac		3	2	5
	Formosan serow	12	2		14
	Sambar deer	1	1	1	3
	Wild boar	3	2	1	6
	Sciuridae	12	1	0	13
	Total	33	10	4	46
Scat	Formosan macaque	194	29	109	332
	Muntjac	67	117	604	788
	Formosan serow	190	216	82	488
	Sambar deer	17	116	144	277
	Wild boar		1	4	5
	Golden weasel	20	11	28	59
	Yellow-throated marten			1	1
	Sciuridae	1			1
	Total	493	496	982	1,951
Vocalization	Formosan macaque ^a	15	12	3	30
	Muntjac	56	48	55	159
	Formosan serow	11	18	1	30
	Sambar deer	2	2		4
	Sciuridae	4	3	1	8
	Total	88	83	60	231
Corpse	Formosan serow	1			1
	Golden weasel	4			4
	Total	5			5

¹⁾ Number of groups.

二、紅外線自動照相機監測

研究期間總共架設自動照相機165月台(即相機每一工作回合的加總),運作正常的相機總工作時數為37,450小時(Table 3),總共拍攝2,700張含有動物出現的照片。扣除鳥類、半小時內連拍的動物、無法辨識物種的照片(蝙蝠3張及齧齒類16張),相機共拍攝到16種可辨識的哺乳動物,累計1,866隻/群有效照片個體。

相機拍攝到的小型動物包括刺鼠(*Niviventer coxingi*)、台灣森鼠(*Apodemus semotus*)、高山

白腹鼠(*Niviventer culturatus*);較大型的動物的相對出現頻度依次為山羌、台灣獼猴、水鹿、台灣野豬、鼬獾、長鬃山羊、赤腹松鼠、長吻松鼠、黃鼠狼、白鼻心、台灣黑熊、白面鼯鼠、黃喉貂。除了成群的台灣獼猴之外,相機記錄到動物兩兩同時出現的有山羌($n = 4$)、野豬($n = 3$),以及山羊、鼬獾各一次。

相機所拍攝的較大型哺乳動物於各月的OI值變動頗大(平均28.85, SD = 5.28),6月最高(36.11),4月最低(23.26)。較大型動物的各

Table 2. Vocalization frequency (number h⁻¹) of ungulates in the morning and evening in the Nanzhishian River Watershed Area, Yushan National Park in 2004

	Morning (05:00~08:00)				Evening (17:00~20:00)				Cumulative no. of vocalizations [no. of observation sessions ¹⁾]	Vocalization frequency ²⁾
	Muntjac	Sambar	Serow	No.	Muntjac	Sambar	Serow	No.		
May	1.25	0	0	1.25	2.50	0	0	2.50	15 (4)	1.875
June	3.25	0	0	3.25	0.75	0	0	0.75	16 (4)	2
August	1.5	0.5	0	2	4.50	0	0	4.50	13 (2)	3.25
September	0.83	0	0	0.83	0.50	0.63	0	1.13	14 (7)	1
October	0	0	0.25	0.25	1.75	0	0	1.75	8 (4)	1
November	3	0	0.25	3.25	2	0.25	0	2.25	22 (4)	2.75
December	0.25	0	0	0.25	0.5	0	0.25	0.75	4 (4)	0.5
Mean	1.44	0.07	0.07	1.58	1.79	0.13	0.04	1.95		
Standard deviation	1.27	0.19	0.12	1.29	1.43	0.24	0.09	1.32		
Cumulative no.	39	1	2		43	6	1		92 (29)	1.59

¹⁾ Continuously 2-h recordings in the morning or evening.

²⁾ Average number of calls recorded per hour.

月OI值皆以山羌最高(OI = 16.42, 各月OI值: 10.71~24.3), 台灣獼猴次之(OI = 3.90, 各月OI值: 1.55~6.84)。山羌整體OI值明顯的高於樣區內其他大型食草動物, 水鹿、野豬、長鬃山羊的整體OI值分別為1.82、1.44、0.99。食肉目動物的OI值則以鼬獾最高(OI = 1.12), 其次為黃鼠狼(OI = 0.59)、白鼻心(OI = 0.13)、台灣黑熊(OI = 0.08)、黃喉貂(OI = 0.05) (Table 3)。

各樣站於相機架設期間首次拍攝到的動物, 以山羌最多(45%, $n = 31$ 樣站), 其次為刺鼠(23%)、台灣獼猴(19%), 以及鼬獾和台灣森鼠(皆6%)。大部份樣站(84%)在相機架設後的三天內便可拍攝到哺乳動物, 最晚則出現在架設後的第6天和第12天, 皆為台灣獼猴。

將拍攝照片最多的山羌($n = 624$ 有效照片個體)的24 h活動模式, 分三個時期(4~6月、7~9月、10~12月)比較, 則三者皆呈顯著相關($r_s = 0.55\sim 0.69, p \leq 0.005$), 顯示季節間活動模式的一致性高。若進一步合併所有的山羌照片, 則其活動高峰出現於清晨、黃昏時段, 夜間雖有活動但相對頻度遠較白天低(Fig. 1)。山羌出現於一日各時段中單位小時的相對百分比為: 清晨7.2%, 白天4.2%, 黃昏為5.8%, 夜間2.6%。

討論

一、2004年與1995~1996年哺乳動物調查結果比較

本研究於2004年楠溪林道地區總共記錄20種非飛行性哺乳動物, 高於王穎於1995~1996年的記錄16種(Wang 1996, Table 4), 包括前期未曾發現的6種動物: 麝香貓、長吻松鼠, 以及四種鼠科動物(天鵝絨鼠、刺鼠、台灣森鼠、高山白腹鼠), 但未發現前期所記錄的台灣野兔(*Lepus sinensis*)和一疑似貓科的動物。

前期調查所記錄之物種名錄主要藉痕跡調查法獲得, 本研究以相同的方法另記錄到麝香貓、長吻松鼠、天鵝絨鼠。前期另使用捕捉標放法, 捕獲白鼻心和黃鼠狼, 但對捕獲的鼠類未予分類; 本研究自動照相機系統皆有這些紀錄, 並拍攝到刺鼠、台灣森鼠、高山白腹鼠(Table 4)。雖然前期也曾利用自動照相機, 但只有兩台相機, 樣本數(累計17張可辨識的照片)十分低, 故此法之調查結果難以提供兩時期之比較基礎。

前期另採用氣味站調查法, 於沙盤上發現野兔的腳印。本研究未採用此法, 但於研究

Table 3. Larger mammal species and occurrence index [OI values¹⁾] recorded by auto-camera systems in the Nanzihshian River Watershed Area, Yushan National Park in 2004

	Apr.	May	June	Aug.	Sept.	Oct.	Nov.	Dec.	Total			
									individual photos ²⁾	OI value	Mean SD	
Muntjac	10.71	21.99	18.88	16.43	13.01	15.86	24.27	14.44	615	16.42	16.95	4.55
Macaque ³⁾	3.65	3.11	6.84	2.80	1.55	5.47	6.59	2.78	146	3.90	4.10	1.95
Sambar	1.14	0.24	3.78	2.62	3.50	0.55	0.35	1.67	68	1.82	1.73	1.41
Wild boar	0.46	2.39	2.36	1.57	1.75	1.82	1.04	0.19	54	1.44	1.45	0.82
Ferret-badger	1.37	1.43	1.65	0.87	1.36	1.28	0.35	0.56	42	1.12	1.11	0.46
Serow	2.05	2.15	0.24	0.70	1.17	0.36	0.35	0.93	37	0.99	0.99	0.75
Tree squirrel	3.19	0.48	0.24	0.70	0.19	0.55	1.39	0.93	34	0.91	0.96	0.98
Long-nosed squirrel	0.46	1.43	0.94	0.35	0	0.36	0	1.67	25	0.67	0.65	0.63
Golden weasel	0.23	0	0.94	0.35	1.36	0.91	0.35	0.37	22	0.59	0.56	0.46
Gem-faced civet	0	0	0	0	0	0.18	0	0.74	5	0.13	0.12	0.26
Black bear	0	0	0.24	0.35	0	0	0	0	3	0.08	0.07	0.14
White-faced flying squirrel	0	0	0	0	0	0.18	0.35	0.19	3	0.08	0.09	0.13
Yellow-throated marten	0	0	0	0	0	0.18	0.35	0	2	0.05	0.07	0.13
Total OI	23.26	33.22	36.11	26.74	23.89	27.7	35.39	24.47			28.85	5.28
Camera hours (n = 37,450)	4387.4	484.3	4238.0	5722.4	5149.2	5485.2	2883.7	5399.9				

¹⁾ Number of pictures (groups) taken per 1000 camera working hours (Pei 1997).

²⁾ Individuals of the same species photographed within 0.5 h were calculated as 1 sample unit.

³⁾ Number of groups.

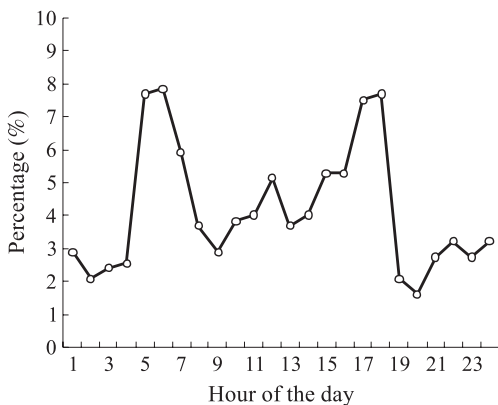


Fig. 1. Hourly distribution of individual photos (n = 624) derived from auto-triggered camera systems for Reeves's muntjac (*Muntiacus reevesi*) in the Nanzihshian River Watershed Area, Yushan National Park.

期間未曾發現野兔的排遺或其他活動的證據。Glen and Dickman (2003)指出沙盤上的痕跡容

易誤判，尤其砂粒過粗或過細都會導致痕跡呈現不清楚。故野兔記錄於前、後兩期之差異，是否可能源於誤判，或因兔腳掌多毛而使留在地上的腳印不易讓人辨識，或其相對豐富度減少，則有待進一步求證。前期另有一筆貓科動物的紀錄，是否為本研究發現之麝香貓(排遺及腳印紀錄)則不明。

為了評估該區較大型哺乳動物豐富度於先後兩次調查期間的變化，我們選擇較不容易受研究者專業經驗、天候、人力投資多寡等因素影響的資料，即排遺紀錄，並針對前期資料最詳盡的11月加以比較，該月也是樣區雨量較少 (< 100 mm)的乾季，故排遺保存程度較其他季節持久。我們比較六種常見動物(台灣獼猴、山羊、長鬃山羊、水鹿、野豬、黃鼠狼)的排遺，在本研究所劃定的三段調查樣線上的分布及累計數量。

於2004年和1995年11月同一調查區段上，本研究除了沒有記錄到台灣野豬的排遺之外，

Table 4. Comparison of the mammal richness recorded between this study (2004) and Wang (1996) in the Nanzihshian River Watershed Area, Yushan National Park

	Species	2004 (this study)		1996 ¹⁾ (Wang)	Endemic species (□) or subspecies (V)
		Sighting and sign counts	Camera trapping		
Cercopithecidae	Macaque	O	O	O	□
Cervidae	Muntjac	O	O	O	
	Sambar	O	O	O	V
Suidae	Wild boar	O	O	O	V
Bovidae	Serow	O	O	O	V
Ursidae	Black bear	O	O	O	V
Mustelidae	Yellow-throated marten	O	O	O	V
	Ferret-badger	O	O	O	V
	Golden weasel	O	O	O	V
Viverridae	Gem-faced civet	O	O	O	V
	Small Chinese civet	O			V
Leporidae	Wild hare			O	V
Muridae	Spinous country-rat		O		□
	Kikuchi's field vole		O		□
	White-bellied rat		O		□
Sciuridae	Black-bellied vole	O			
	Tree squirrel	O	O	O	
	Long-nosed squirrel	O	O		V
	White-faced flying squirrel	O	O	O	V
	Giant flying squirrel	O		O	V
	Striped squirrel	O		O	V
Species richness		20		15 ²⁾	19

¹⁾ Data were mainly collected by sightings and sign counts because only 2 cameras were used for 2 mon.

²⁾ Excluding 1 unidentified cat species.

其他五種動物的排遺量皆較1995年的紀錄高出一倍或以上(Fig. 2)，其中偶蹄類動物的總排遺數($n = 354$)為前期紀錄($n = 42$)的8倍。在前、後兩期的空間分布上，除了黃鼠狼排遺皆出現於三段調查樣線之外，前期山羌、長鬃山羊、水鹿、台灣獼猴的排遺皆可見於I、II、III區；但於後期，水鹿和山羊的排遺只出現於III區，而台灣獼猴和山羌的排遺僅出現於II、III區。此結果顯示這些動物分布似乎有從林道III區向I區擴展的趨勢。

本研究11月未記錄到野豬排遺，但全年的

目擊和排遺資料顯示三個調查樣線皆有蹤跡，自動照相機照片亦顯示野豬全年皆活動於該區，唯11和12月的活動頻度似乎偏低，總OI值(0.45)較他月份低。此或許與動物活動隨食物資源的豐度及分布隨季節或年間變化有關，野豬相對豐富度的變化則待進一步觀察。

長期研究園區東部山羌活動的結果(Chen 1992, 2001, Chen and Wang 2000)顯示，山羌吠叫行為與活動有關，且活動不受天候或季節影響，研究並建議山羌叫聲可作為比較同一地區族群相對豐富度變化的指標。我們遂比較兩個

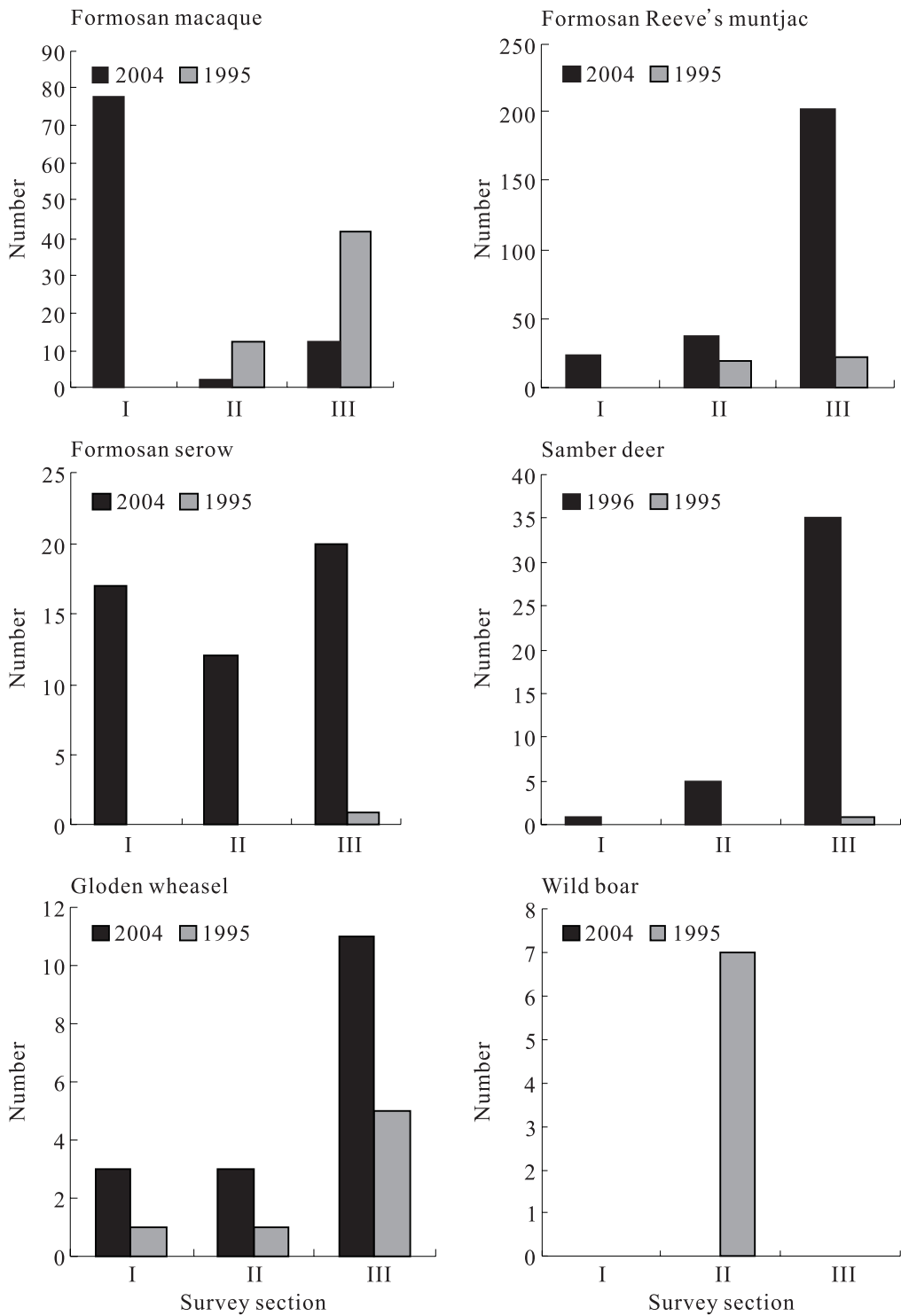


Fig. 2. Scat occurrences of common larger mammals collected in November of 2004 and 1995 (Wang 1996) in the Nanzihshian River Watershed Area, Yushan National Park.

調查時期的山羌吠叫紀錄。園區東部山羌的吠叫頻度(回合/小時)於清晨為0.80，白天0.44，黃昏為0.61，夜間為0.62，平均為0.54。由此可推測該地山羌於晨、昏的吠叫頻度約為白天的1.8及1.4倍。此結果與本研究利用自動照相機於一天不同時段拍攝到山羌的相對百分比相似：平均清晨7.2%，白天4.2%，黃昏為5.8%，夜間為2.6%；也可知山羌晨、昏的活動頻度約為白天的1.7及1.4倍。前期發現楠溪林道山羌於白晝之季節性吠叫頻度為0.44~0.55次/小時，我們依此比值推測同時期山羌於晨、昏時段的吠叫頻度可能高達0.94、0.77回合/小時，此估計值小於本研究之晨、昏觀察值，即1.4、1.79回合/小時，顯示樣區山羌活動或豐富度可能增加的趨勢。

比較2004年和1995年11月動物排遺資料和山羌吠叫頻度顯示，這些較大型哺乳動物(野豬除外)的豐富度及空間分布有增長或擴展之趨勢。此變化與該區人為干擾減少情況(Hwang and Chian 2004)相符，或許可反映國家公園於該區的经营管理成效。然而值得注意的是，熱帶地區哺乳動物豐富度和環境資源皆有逐年變化的現象(Carrillo et al. 2000)，因此僅利用一個月的資料來評估一地區動物豐富度於不同時期的變化，確實有推論上之限制。除非長期的監測的資料得以持續收集，否則此變化也可能僅是反映動物族群於年間甚至季節間的自然變動而已。

二、較大型哺乳動物相對豐富度之監測技術

本研究於利用兩個時期的調查資料比較上，凸顯了國內現有的動物相調查應用於長期監測動物資源變化的限制，這包含了技術使用和外部環境相關的誤差(Kendall et al. 1992, Wilson and Delahay 2001, Smart et al. 2004)。利用不同方法評估動物種內或種間的相對豐富度受很多因素影響，包括方法本身的限制、動物習性、調查時間和樣區環境特性等(Table 5)。換言之，不同調查技術的應用和分配，不僅影響調查結果本身，也限制數據可供研究間比較的程度。若欲達到長期監測一地區動物資源的目標，操作簡便、可標準化、不易受調查

者經驗影響的調查技術，是值得相關單位和研究者重視的(Moruzzi et al. 2002)。

痕跡調查法是動物資源調查技術中，最傳統、簡單、便宜的方法之一。然評估動物豐富的效度卻也取決於目標物種之行為生態、樣區大小、研究目標、研究資源等因素(Wilson and Delahay 2001)。與其他研究結果類似，本研究發現動物的行為和活動習性(例如隱密度、活動模式、排糞行為)，以及對棲息地的利用模式，皆可能影響目擊或痕跡的計數結果，導致不一致的物種豐富度指數(Stander 1998, Wilson and Delahay 2001)。例如，本研究之排遺數量顯示大型草食動物的相對豐富度依次為山羌、山羊、水鹿、野豬，吠叫紀錄亦顯示相似趨勢，但目擊結果則依次為山羊、野豬、山羌、水鹿。

本研究目擊大型草食動物的累計次數($n = 28$)偏低，推測無法有效地反映該區草食獸的相對豐富度，且明顯地少於排遺($n = 1558$)和叫聲($n = 193$)的紀錄。研究者於進行樣線痕跡調查法時，低頭尋找動物活動痕跡時，會有錯失觀察到附近逃逸動物的，尤其在動物排遺多及底層植被茂密的路段，更容易造成目擊紀錄偏低的情形。這或許可部分解釋為何山羊目擊紀錄較其他物種高，其目擊地點多是空曠的崩壁附近，而山羊於察覺人後，也常會出現駐足觀望人的行為；反之，山羌則多目擊於鬱密的森林底層，且見人後多無聲或吠叫地快速逃避。不同植被環境及動物行為會影響到研究者對動物的偵測程度(visibility)，但動物叫聲則較不受此因素限制。影響目擊結果的因子尚包括參與調的人力、觀察持續的時間和範圍、觀測者的專業經驗和能力等。在不造成干擾而驚退動物的前提下，參與的觀測者越多、觀察時間越久、調查範圍越大，則目擊動物的機率或累計數量通常越高，此情況在密林裡尤為明顯。

排遺量則受物種間、食性、甚至同種個體間不同排糞率(defecation rate)、分解率、動物排糞行為為左右(Campbell et al. 2004)。故夏天之高溫、多雨常使排遺紀錄數偏低。野豬排遺紀錄是本區食草動物最低者($n = 5$)，雖偶有目擊野豬($n = 6$)，但經常於該林道上或森林中發現

Table 5. Comparison of the applicability¹⁾ of monitoring techniques to a proposed monitoring program for protected areas in mountainous forests of Taiwan

	Sighting survey	Fecal count	Camera-trapping
Suitability of techniques to a series of habitats	+: applicable to open areas	++: more applicable to dry season or areas	++: limited to canopied area
Suitability of techniques to a range of species	+: large-bodied, diurnal, non-elusive species	++: defecation on ground	+++ : applicable to large- or intermediate-sized animals
Cost	+: low	+: low	+++ : especially in the program beginning stage
Ease of use	+: knowledge required for species identification	++: expertise needed to distinguish scats of species	+: skills needed for setting cameras
Applicability for a proposed long-term monitoring schedule in mountainous forests	++: limited to specific species and abundances	+++ : stratified sample can be used across habitats; expertise required	+++ : stratified sample can be used across landscapes and through time
Detection of rare species	+: very low	++: other track counts benefit	++: detection limited by cameras or camera-site used

¹⁾ +: low; ++: moderate; +++: high.

其拱痕，顯示其於此區的活動似乎遠比目擊和排遺紀錄高。由於無法量化及比較上述這些變因於本研究及前期調查的差異，故所收集的目擊資料不適於進一步的比較分析。因此，筆者建議於植被茂密之山區應用痕跡調查法時，至少應由二名調查者各司目擊及其他痕跡記錄，或是將目擊與痕跡搜尋的作業分開不同時進行，並注意同質性調查環境(路線、棲地環境、季節、時間)和人力投資情況。

痕跡調查法的限制、調查者間的調查方法和標準不一，皆可能使得調查資料的品質不均勻(Pei et al. 1997, Pei 1998, Stander 1998, Wilson and Delahay 2001, Silveira 2003, Table 5)。這雖是近年來自動照相系統逐漸成為監測野生動物多樣性及豐富度利器的主因，但我們也發現自動相機在潮濕的山區的故障率高，

器材昂貴導致樣本數無法提高，則大大地影響此系統之監測效能；同時相機的設置地點應避免人為活動頻繁處，以免器材招破壞或遺失。在棲地異質性高的環境，或取樣數量少或調查期間短的情況下，相機設置的數量、地點、期間，更可能左右調查結果(Wilson and Delahay 2001)。例如開闊的崩場地不利相機的架設，卻是山羊活動頻繁的環境之一，架設於森林中的相機若數量或樣點太少，OI值則可能低估山羊的相對豐度。

結論

大型動物族群的時空變化為保育和經營管理所必需的資訊，然而實際族群的計算(census)幾乎不可能，監測熱帶地區或森林性哺乳動

物族群變化的標準化方法，也幾近付之闕如 (Wilson et al. 1996)。雖然目擊及痕跡記錄法最大的問題之一，是其所獲得結果與動物絕對密度的關係缺乏驗證，但於較大區域和較長期的動物族群監測上，此法則被廣用於估算族群的豐富度及趨勢，尤其是同一地區同一季節的變化 (Smallwood and Schonewald 1998, Bonesi and Macdonald 2004, Sadlier et al. 2004)。本研究結果發現不同調查技術於研究哺乳動物相對豐度時，有截長補短之效果，遂建議於監測動物相對豐度和分布的變化時，除了需考量研究目標、物種行為生態、調查環境差異和尺度、樣本數之外，亦應儘量採用一種以上的調查方法，以增進豐富度指數與實際族群變化趨勢相關的信度 (Wilson and Delahay 2001)。

謝誌

本研究承蒙內政部營建署玉山國家公園管理處提供經費補助，許富雄和李亞夫博士提供研究建議，特予感謝。野外調查工作感謝游秀雲、鍾雨岑、邱昌宏、梁又仁、吳禎祺、熊伯卿、王拓民、王詠瑀、洪炎山、張書德、林岱蓉、林琮舜、陳青廣、莊尚益、連明偉、張育隆、胡文全、郭智筌、劉志偉、謝谷建等鼎力相助；陳美汀、姜博仁於資料分析及相機使用上的技術指正。同時，不具名審查者對本文提供寶貴之修正意見，特此一併感謝。

引用文獻

- Bonesi L, Macdonald DW. 2003.** Evaluation of sign surveys as a way to estimate the relative abundance of American mink (*Mustela vison*). *J Zool Lond* 262:65-72.
- Campbell D, Swanson GM, Sales J. 2004.** Comparing the precision and cost-effectiveness of faecal pellet group count methods. *J Appl Ecol* 4:1185-96.
- Carrillo E, Wong G, Cuarón AD. 2000.** Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Cons Biol* 14:1580-91.
- Chao JT. 2001.** The changing national park management. In: Lin YS, editor. Proceedings of the Symposium of Biodiversity Conservation Strategies. 2001 Sept 13-14; Taipei. p 55-67. [http://bc.zo.ntu.edu.tw/conf_200109/05.htm]. [in Chinese].
- Chen YF. 1989.** Report of vegetation survey in the long-term study sites in the Nan-tz-shian logging road of Yushan National Park (I). Nantou, Taiwan: Yushan National Park. Self Research Report. 81 p. [in Chinese with English abstract].
- Chen YJ. 1992.** The ecological study of Formosan muntjac (*Muntiacus reevesi micrurus*) [thesis]. Taipei, Taiwan: National Taiwan Normal University. 55 p. [in Chinese with English abstract].
- Chen YJ. 2001.** Activity and habitat of Formosan muntjac at Walami area [dissertation]. Taipei, Taiwan: National Taiwan Normal University. 121 p. [in Chinese with English abstract].
- Chen YJ, Wang Y. 2000.** Activity pattern of Formosan muntjac in Walami area. *Biol Bull Natl Taiwan Normal Univ* 35(2):145-55. [in Chinese].
- Claridge AW, Mifsud G, Dawson J, Saxon MJ. 2004.** Using of infrared digital cameras to investigate the behaviour of cryptic species. *Wildl Res* 31:645-50.
- Glen AS, Dickman CR. 2003.** Monitoring bait removal in vertebrate pest control: a comparison using track identification and remote photography. *Wildl Res* 30:29-33.
- Hwang MH. 2003.** Ecology of Asiatic black bears and people-bear interactions in Yushan National Park, Taiwan [dissertation]. Twin Cities, Minnesota: University of Minnesota.
- Hwang MH, Chian YY. 2004.** The population monitoring of larger mammals in the Nan-tz-shian River watershed area, Yushan National Park. Nantou, Taiwan: Yushan National Park, Research Report 1115. 69 p. [in Chinese with

English abstract].

Kendall KC, Metzgar LH, Patterson DA, Steele BM. 1992. Power of sign surveys to monitor population trends. *Ecol Appl* 2:422-30.

Lee LL. 2003. Establishing the evaluation guideline for national park conservation and management. Taipei, Taiwan: Construction and Planning Agency, Ministry of the Interior. [<http://np.cpami.gov.tw/paper/01-1.pdf>]. [in Chinese].

Lin WH. 1999. Report of carrying capacity of ecologically protected area in Yushan National Park. Nantou, Taiwan: Yushan National Park, Research Report. 36 p. [in Chinese].

McCullough DR, Pei KCJ, Wang Y. 2000. Home range, activity patterns, and habitat relations of Reeves' muntjacs in Taiwan. *J Wildl Manage* 64:430-41.

Moruzzi TL, Fuller TK, DeGraaf RM, Brooks RT, Li W. 2002. Assessing remotely triggered cameras for surveying carnivore distribution. *Wildl Soc Bull* 30:380-6.

Pei K. 1998. An evaluation of using auto-trigger cameras to record activity patterns of wild animals. *Taiwan J For Sci* 13(4):317-24. [in Chinese with English abstract].

Pei K. 2004. Present status of larger mammals in the Kenting National Park and their conservation concerns. *Taiwan J For Sci* 13(4):317-24. [in Chinese with English abstract].

Pei K, Chen CT, Wu ST, Teng MC. 1997. Use of auto-trigger camera and geographic information system to study spatial distribution of forest wildlife. *Q J Chin For* 30(3):279-89. [in Chinese with English abstract].

Sadlier LMJ, Webbon CC, Baker PJ, Harris S. 2004. Methods of monitoring red fox *Vulpes vulpes* and badger *Meles meles*: Are field signs the answer? *Mammal Rev* 34:75-98.

Silveira L, Jacomo ATA, Diniz-Filho JAF. 2003. Camera trap, line transect and track surveys: a comparative evaluation. *Biol Conserv* 114:351-5.

Smallwood KS, Schonewald C. 1998. Study design and interpretation of mammalian carnivore density estimates. *Oecologia* 113:474-91.

Smart JCR, Ward AI, White PCL. 2004. Monitoring woodland deer populations in the UK: an imprecise science. *Mammal Rev* 34:99-114.

Srbek-Araujo AC, Chiarello AG. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *J Trop Ecol* 21(1):121-5.

Stander PE. 1998. Spoor counts as indices of large carnivore populations: the relationship between spoor frequency, sampling effort and true density. *J Appl Ecol* 35:378-5.

Wang Y. 1996. Wildlife population study and monitoring at Nan-Tzy-Shian river watershed area. Nantou, Taiwan: Yushan National Park, Research Report 1161. 42 p. [in Chinese with English abstract].

Wilson DE, Russell F, Nichols JD, Rudran R, Foster M, editors. 1996. Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals. Washington, DC: Smithsonian Institution Press.

Wilson GJ, Delahay RJ. 2001. A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildl Res* 18:151-64.

Yang GJ, Chen YF, Jau WT. 2002. Plant resource investigation in Nantzuhsien creek watershed in Yushan National Park. Nantou, Taiwan: Yushan National Park, Research Report 1083. 149 p. [in Chinese with English abstract].

