

行政院農業委員會林務局保育研究系列第 93-2 號

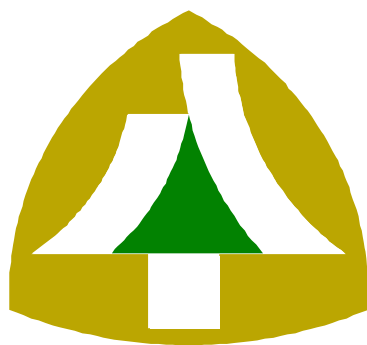
# 台灣水鹿食性暨玉里野生動物保護區 水鹿族群生態研究(三)

Food Habits and Population Ecology of  
Formosa Sambar Deer (*Cervus unicolor  
swinhoei*) at Yu-Li Wildlife Refuge (3)

主持人：李玲玲 Ling-Ling Lee

研究人員：林宗以 Chung-Yi Lin

研究助理：蔡振光 Zhen-Guang Cai



委託機關：行政院農業委員會林務局

執行機關：國立台灣大學生態學與演化生物學研究所

中華民國 九十五年 一 月

## 摘 要

本計畫共計三年，第一年以排遺顯微結構分析法進行玉里野生動物保護區太平溪源台灣水鹿食性組成、季節性變化與雌雄差異的研究。同時比較屬於中海拔針闊混生林的雙鬼湖野生動物重要棲息環境藍湖地區，及屬於中低海拔闊葉林的大武山自然保留區太麻里流域等不同植被帶，台灣水鹿食性組成的海拔差異。第二年及本年度則以穿越帶糞堆計數法調查玉里野生動物保護區及其周邊區域的台灣水鹿分布現況、族群密度、數量估算、棲地利用及狩獵壓力的評估，提供作為台灣水鹿族群生態與森林經營管理上的參考。

在食性部分，台灣水鹿的食性廣泛，會隨著不同海拔植被組成的改變而變動。在高海拔區域為以玉山箭竹、高山芒及紅毛杜鵑等優勢植種為主食的中間偏粗食者，季節、性別間的差異不明顯。而隨著海拔降低禾草類的比例下降，到了低海拔變成以樹葉類及闊葉草類（forbs）為主食的中間偏嫩食者。

兩年的分布概況普查結果，發現台灣水鹿廣泛分布於玉里野生動物保護區及其周邊區域，且近年來的分布範圍有擴張的趨勢。而玉里野生動物保護區台灣水鹿的平均族群密度約為 10.60 隻/平方公里（CI=6.41 隻/平方公里），總族群數量約為 1210 隻（CI=731 隻），屬於普通到多的等級。其中以高海拔區域箭竹草地與溫帶針葉林鑲嵌的地景類別密度最高，而中低海拔區域連續森林類別的檜木林與櫟林台灣水鹿密度很低，兩者差異顯著（Kruskal-Wallis test； $p < 0.01$ ）；而不同樣區、坡度間台灣水鹿的族群密度也有顯著差異。整體而言，台灣水鹿的棲地利用在巨觀上受到棲地地理位置差異、地景結構、植被類型、平均坡度，以及狩獵壓力的歷史與現況等因素影響。

台灣水鹿糞堆分解試驗顯示分解速率在不同海拔高度、植被類型間的差異相當明顯。由於糞堆在高海拔的分解速率緩慢，而在中、低海拔區域的分解速率極快，建議事先移除糞堆計數法的複查間隔，在高海拔區域以 6~8 個月，在中、低海拔區域則以不超過 2 個月為原則。

除了食性、分布現況、族群密度、數量估算及糞堆分解的研究結果外，本年度亦對雄性水鹿泥浴打滾行為、水鹿啃食樹皮的行為及本保護區的狩獵壓力現況進行定性的描述，並提供經營管理上的建議。

## Abstract

We studied Formosan sambar during 2003-2005. In the first year of the study, microhistological analysis of fecal pellets was used to determine and compare seasonal changes and sexual differences in the food habits of Formosan sambar at a drainage area of Tai-Pin stream in Yuli Wildlife Refuge. In addition, variation of food habits of Formosan sambar was compared between areas of different vegetation types, including Tai-Pin stream in Yuli Wildlife Refuge, Blue Lake in the Twin-Ghost-Lake Important Wildlife Area, and Taimali stream in the Tawu Mountain Nature Reserve. The main vegetation types at these three areas are mosaic of coniferous forest and arrow bamboo meadow, mixed coniferous and broad-leaved forest, and broadleaf forest, respectively. In the second and third years of the study, pellet-group-count along strip transects with previous removal of pellets was used to study the distribution, population density, population abundance, and habitat use of Formosa sambar at the Yuli Wildlife Refuge and surrounding area. Furthermore, we evaluated impact of poaching on this species. Results of the studies are expected to provide suggestion to management of Formosa sambar populations and forest ecosystem of the Refuge.

Diet analysis revealed that the food habits of Formosan sambar were very diverse and varied with altitude. At high altitude, the Formosan sambar were intermediate feeder with a tendency towards roughage grazing and *Yushania niitakayamensis*, *Miscanthus transmorrisonensis*, *Rhododendron rubropilosum*, which occurred in the greatest abundance, were the main forages of Formosan sambar in descending order. Monthly variation and sexual difference in sambar's diet was not significant at high altitude. However, the proportion of grass in the diet reduced and the proportion of browses and forbs increased as the altitude dropped, and the Formosan sambar became an intermediate feeder with a tendency towards selective browse at low to mid altitude.

After a two-year survey, we found that the Formosan sambar distributed extensively in the Yu-Li Wildlife Refuge and surrounding area, and the distribution range had a tendency to expand in recent years. Yu-Li Wildlife Refuge supported 1210 (CI = 731) Formosan sambar deer at an average density of 10.60 / km<sup>2</sup> (CI = 6.41 / km<sup>2</sup>). Density of Formosan sambar was the highest in the mosaic of arrow bamboo meadow and temperate zone evergreen coniferous forest at high altitude, and lowest in the continuous *Chamaecyparis* forest and the *Quercus* zone at mid-to-low altitude

(Kruskal -Wallis test,  $p < 0.01$ ). There were also significant difference in the density of Formosan sambar among 8 sampling sites, 11 vegetation types, and 3 classes of average slope. These results showed that habitat use of Formosan sambar is related to geographical location, landscape structure, vegetation type, and average slope. In addition, historical and present hunting pressure may also affect their distribution and density.

Decomposition rates of Formosan sambar's dung differed significantly among different altitude and vegetation type. It is much slower at high altitude than at mid-to-low altitude. Therefore, we recommend that the interval between clearing and counting dung of pellet-group count survey is 6~8 month at high altitude, but no more than 2 month at mid-to-low altitude.

In addition to the studies of Formosan sambar's feeding habit, distributing pattern, population density, and dung decomposition rate, wallow behavior by bucks, barking behavior of Formosan sambar, and poaching pressure at the Refuge were also reported. Based on above information, we provided recommendations on management of Formosan sambar population and forest ecosystem of the Refuge.

## 壹、前言

掌握族群變化趨勢及其原因是野生動物經營管理上最重要的基礎課題，而食物資源的豐富度與可及性、天敵、競爭、疾病、氣候變化及狩獵、棲地破壞等人為干擾則是影響族群變化的主要因子(Bolen 2003)。這些因子的收集，往往需要經由野外長期的調查與監測分析始可獲得。

而中大型草食獸的族群變化趨勢不僅對植物社會及生態系功能有深遠的影響(Knapp *et al.* 1999)，也對人類社會經濟(Gill 1992)、交通(Groot Bruinderink 1999)與健康(Telford III 2002)產生重大的影響。以北美、歐洲及日本等地的鹿科動物為例，如白尾鹿(*Odocoileus virginianus*)(Wright 1999, McShea *et al.* eds. 1997)、北美紅鹿(*Cervus elaphus canadensis*)(Raedeke *et al.* 2002)、紅鹿(*Cervus elaphus*)(Gill 1992, Wardle and Bardgett 2004)、英國引進歸化的山羌(*Muntiacus reevesi*)及梅花鹿(*Cervus nippon*)(Mayle 1996)等，雖然在19世紀由於受到過度獵捕，族群數量與分布範圍均大幅縮小。然而近三十年來，由於大型掠食獸的族群數量銳減或是消失(McCullough 1997)、保育政策、棲地改善及其他經濟活動所造成鹿科動物可及食物的增加(Fuller and Gill 2001)、選擇性狩獵雄鹿措施(Porter and Underwood 1999)、狩獵活動減少(Riley *et al.* 2003)等因素，使得族群數量急劇增加，而面臨族群過多的問題。造成包括林業、農業等人類經濟活動重大的損失、以鹿為中間宿主的傳染病問題、愈來愈嚴重的鹿科動物交通事故等社會經濟面的損失、以及影響植物體的生長、物候、繁衍、造成植被社會結構、組成、多樣性及演替方向的重大改變、促進許多珍貴稀有植種的瀕危及地區性滅絕、間接影響其他小獸類及鳥類的族群與繁衍及影響生態系功能的運作等生態面的問題(Côté *et al.* 2004)。如何控制族群數量的增加、限制其分布的擴充並降低族群過多所引發的負面影響，成了經營管理策略上重要的議題(Garrot *et al.* 1993)。

台灣水鹿(*Cervus unicolor swinhoei*)雖然是台灣最大型的草食性動物，然而長期以來我們對於水鹿族群數量及其變化趨勢的監測資料卻相對缺乏。早期僅能透過王及林(1987)、王(1988、1997)針對全省山產店與狩獵壓力的調查來了解族群分布概況，發現水鹿面臨強大的狩獵壓力，族群一度數量稀少且分布範圍侷限於花蓮地區鄰近中央山脈兩側的高海拔區域。近年則有王等(2003)針對中大型保育

類草食獸的全省分布與現況的普查，及各地利用紅外線自動相機的拍攝率來比較不同地區台灣水鹿相對豐度的資料（裴及姜 2004，王 2004），發現由於中央山脈生態廊道保育系統的建置、中大型食肉目的消失或是瀕臨滅絕及狩獵壓力的減輕，使得水鹿等大型草食獸的族群得以漸漸恢復。更難得的是，少部分交通不便或有季節性阻隔及管制良好的保護區或國家公園中低海拔區域，甚至漸漸再變成有台灣水鹿的分布（王等 1995，裴及姜 2003、2004，李及林 2004）。而少數高海拔區域，特別是玉山箭竹草地與溫帶針葉林鑲嵌的棲地環境，如南二段拉庫音溪至塔芬谷段及玉里野生動物保護區部份高海拔區域（林宗以，未發表資料），也被報導有鐵杉、冷杉等樹種遭水鹿啃食致死的情事發生。然而，對於各地族群數量與密度的評估及其影響因子仍舊闕如。未來不論是在野生動物保育、森林經營管理、永續觀光資源的維護或是開放狩獵區域的評估與經營管理上，都需要發展一套簡易且能夠掌握大型草食獸族群數量、密度與結構的評估指標，透過長期族群與狩獵壓力監測，來了解大型草食獸的族群動態及其對於森林生態系過程的影響。

因此，本研究利用將近三年半的時程，分別針對台灣水鹿的食性、棲地利用、族群數量與密度估算進行研究，以求掌握與建立水鹿族群變化趨勢長期監測最基礎的資訊。第一年度利用台灣水鹿的排遺為材料，來分析其食性組成。發現台灣水鹿的食性廣泛，在高海拔區域為以玉山箭竹、高山芒及紅毛杜鵑等環境優勢植種為主食的中間偏粗食者，而隨著海拔降低禾草類的比例下降，到了低海拔變成以樹葉類及闊葉草類（forbs）為主食的中間偏嫩食者（李及林 2003）。第二年度及本年度則藉由穿越帶糞堆計數法，以地景結構及植被類型為分層取樣之依據，分別於高海拔區域及中低海拔區域採多樣區的方式，大範圍的設置穿越帶與植被樣區進行糞堆計數取樣及棲地因子測量，來獲得台灣水鹿在各類棲地類型的平均密度指標。並利用林務局第三次資源調查土地利用圖層（林務局 1994），整合兩年的資料以地理資訊系統進行圖層分析，來估算玉里野生動物保護區台灣水鹿對各類型棲地的使用狀況、族群數量與平均密度，並評估狩獵壓力大小對台灣水鹿族群分布與數量的影響。結果除了可供本保護區台灣水鹿經營管理的基礎資料外，所建立的調查與分析模式亦可作為未來掌握全台灣中大型草食獸族群變化與棲地利用長期監測的重要參考。另外，也利用攝影機、紅外線自動照相機及一般的觀察來收集台灣水鹿的相關生態習性。一併提供作為保護區經營管理及台灣水鹿等中大型草食獸族群監測與保育的參考。

## 貳、研究區域

### 一、研究區域地理位置與植被概況

本研究的調查範圍除了玉里野生動物保護區外，尚包括其周邊區域，如瑞穗林道兩側、太平谷、馬布谷、哈伊拉漏溪南北源谷地等（圖一），涵蓋玉里事業區三十一至三十七及四十四林班、秀姑巒事業區七及十林班部分林小班及丹大事業區二十八林班。

玉里野生動物保護區位於花蓮縣卓溪鄉境內，涵蓋玉里事業區三十二至三十七林班，面積約為 11,414.58 公頃；海拔高度從 900 至 3443 公尺。保護區周邊則為俗稱中央山脈南三段及馬博橫斷東段稜脈所圍繞，周圍主要山峰包括丹大山、馬路巴拉讓山、義西請馬至山、烏妹浪胖山、僕落西擴山、烏可冬克山、馬利加南東峰、馬西山、喀西帕南山等，整區位於中央山脈主稜之心臟地帶。有郡大溪上游哈伊拉漏溪、豐坪溪上游太平溪及拉庫拉庫溪上游馬嘎次託溪等溪流的源頭谷地散佈其間，分別為哈伊拉漏溪南、北源谷地、太平谷、太平溪北支流東、西源谷地及馬布谷等（圖一、三）。由於本區登山路線難度高且路程遙遠，並非熱門登岳之山區，也因此少了人為干擾，而保留了一處野生動物極佳生境。

玉里野生動物保護區全區為秀姑巒溪支流豐坪溪上游太平溪的集水區，指狀的太平溪強橫的切割石英質含量高的硬頁岩，在短短 7、8 公里的水平距離內造就出 2500 公尺的落差，海拔範圍約 900 公尺至 3400 公尺（圖一、三），橫越數個植被帶（圖四）。海拔 3000 公尺以上為冷杉林帶，往下則過渡到鐵杉林帶，地被主要由玉山箭竹組成；部分高處沿著溪谷兩岸一至兩公尺的範圍內則形成特殊的玉山圓柏、苗栗冬青、假皂夾灌叢植物社會；2500 公尺以下沿溪谷兩側則為檜木林帶，雖部分區域曾受砍伐，但仍保留相當珍貴大面積之檜木林，稀有的蕨類及蘭科等附生植物在這潮溼的霧林中隨處可見，林下密佈瘤足蕨類，為本區植種豐富度最高之區域；海拔較低處則為以殼斗科、樟科為主要組成之櫟林；而火燒所造成的大面積玉山箭竹草生地，散佈於山稜線上，火燒後較久之區域則二葉松、華山松林逐漸成長，其他未受火焚的森林則鑲嵌式的存在於山凹處（吳聖傑，未發表資料）。多樣化的植被類型提供了豐富的食草及隱密棲地，使得本區成為草食

動物極佳的棲所。

## 二、植被類型與海拔分帶分布比例

根據林務局第三次森林資源調查結果的土地利用圖層、調查簿資料及部分現場實際調查進行比對校正的結果，玉里野生動物保護區各類型植被所占有的面積及比例，以松類森林 3878.3 公頃佔 34.0 % 最多，檜木林 2182.7 公頃佔 19.1 % 及針闊葉混合林 1825.8 公頃佔 16 % 次之（表二）。而面積達 665.1 公頃的箭竹及高山草地，主要鑲嵌分布在高海拔溫帶針葉森林間（圖四）。此外，為了取樣上的方便，大致依據海拔高度將玉里野生動物保護區分成三個不同的海拔帶，分別是 900-1900 公尺的中海拔闊葉林帶、1900-2500 公尺中海拔針闊葉混合林帶及 2500-3443 公尺的高海拔溫帶針葉林帶（圖三）。各海拔分帶所占有的面積及比例，利用 DTM 圖層以 GIS(ESRI ARC GIS 9.0)軟體計算來獲得，分別為 900-1900 公尺的海拔帶面積為 1925.1 公頃佔 16.9 %、1900-2500 公尺的海拔帶面積為 4006.5 公頃佔 35.1 %、2500-3443 公尺的海拔帶面積為 5477.0 公頃佔 48 %（表一）。

## 三、樣區位置與穿越帶配置

本研究採穿越帶分層取樣的方式，以植被類型及海拔分帶為分層依據，來調查玉里野生動物保護區及其周邊區域台灣水鹿的分布、棲地利用、族群數量及影響其分布與數量的因子。根據 92 年 6 月 20 日至 7 月 3 日由瑞穗林道入山，經由國勝工寮、丹大東峰、丹大主峰循中央山脈南三段主稜、經馬利加南東峰接馬博橫斷東段出中平林道（圖二），沿著玉里野生動物保護區周邊界線及後續沿著瑞穗林道主、支線下切太平溪主流的台灣水鹿普查探勘結果，考量研究時程、水源及步程等因素來設置樣區。

上一年度的主要調查區域為海拔 2500 公尺以上的太平溪源、太平谷及馬布谷等高海拔區域，於高山草地、高山草地與森林交界處、二葉松林、冷杉林及鐵杉林等植被類型，總計劃設 27 條穿越帶，並完成兩次的糞堆計數。對於本保護區及其週邊高海拔區域台灣水鹿的分布概況、棲地利用及族群密度有了初步的了解（李及林，2004）。

本年度除了針對高海拔區域的穿越帶進行二次複查外，主要



調查區域為海拔 1200~2900 公尺的太平溪主流及瑞穗林道兩側等中海拔區域，植被相以二葉松林、檜木林、針闊葉混淆林及殼斗科、樟科為主要組成之櫟林為主，並有柳杉、紅檜等人造林（圖四）。繼續採用穿越帶糞堆計數法，以分層取樣的方式來調查台灣水鹿於中海拔區域的棲地利用與族群密度。本年度計新增穿越帶 36 條，兩年總共劃設穿越帶 63 條（圖一、三、四）。其中保護區北邊沿著太平溪北支流集水區海拔 1300~3300 公尺共計 46 條穿越帶形成一跨越不同海拔的連續樣區（圖八）。

本年度新增之穿越帶主要位於六個地區（圖一、三、四）：

（一）瑞穗林道 26 公里以上的主線及支線兩側，海拔 1800~2300 公尺，主要以柳杉、紅檜等人造林為取樣目標。範圍涵蓋玉里事業區三十一及三十二林班，分屬於瑞穗林道樣區及 26 公里支線樣區。距離車行終點約 1 天的步程。

（二）瑞穗林道終點往沙武巒山的石礦探勘山徑兩側，海拔 2500~2700 公尺，主要以火災後的玉山箭竹及高山芒等高山草地為取樣目標。範圍為玉里事業區三十二林班，屬於沙武巒池樣區。距離車行終點約 1~2 天的步程。

（三）瑞穗林道 26 公里叉路近終點處下切太平溪主流，海拔 1200~1700 公尺，主要以紅檜、殼斗科及樟科為主要組成之櫟林帶為取樣目標。範圍為鄰近保護區的玉里事業區三十一林班，屬於 26 公里支線樣區。距離車行終點約 1.5~2 天的步程。

（四）瑞穗林道 29 公里叉路下切乾溝及太平溪主流，海拔 1700~2200 公尺，主要以紅檜、台灣杉為主要組成的檜木林為取樣目標。範圍涵蓋玉里事業區三十二及三十三林班，屬於瑞穗林道樣區。距離車行終點約 1.5~2.5 天的步程。

（五）食祿間山稜線兩側，海拔 2300~2900 公尺，主要以二葉松林、鐵杉林為取樣目標。範圍涵蓋玉里事業區三十二及三十三林班，屬於食祿間山樣區。距離車行終點約 2~2.5 天的步程。

（六）太平東源及西源匯流口的太平溪主流兩側，海拔 2300~2600 公尺，主要以紅檜、鐵杉、二葉松為主要組成的檜木林及二葉松林為取樣目標。範圍為玉里事業區三十二林班，屬於

雙溪口樣區。距離車行終點約 1.5~2.5 天的步程。

## 參、研究方法

### 一、分布概況：

水鹿分布概況的調查是沿著環繞玉里野生動物保護區邊境及週邊的暨有林道及登山步道，或是利用下切溪谷設置穿越帶的途中，記錄步道兩側台灣水鹿糞堆、足跡、獸徑、打滾痕或是磨角痕，來反應台灣水鹿在保護區內及其週邊區域的分布概況。本年度以瑞穗林道 24 公里以上的主線及支線兩側及太平溪北支流 1200~2900 公尺兩岸稜脈為主要調查路線，包括已經廢棄的瑞穗林道下切太平溪主流往食祿間山的舊山徑兩側。相對數量依據上一年度的標準區分為豐富、普通、少、極少等四個數量等級（李及林 2004）。

### 二、穿越帶調查

本研究採用穿越帶糞堆計數法，結合台灣水鹿的排糞率及糞堆分解速率的轉換，利用分層取樣的方式，來評估玉里野生動物保護區台灣水鹿的棲地利用及估算水鹿族群密度與數量。

#### （一）穿越帶配置與劃設：

由於先前的觀察，發現鄰近森林邊緣地帶的水鹿糞堆累積量較森林內部或是草地中心為高，同時谷地也較稜線區域來得高。因此穿越帶配置除了以不同類型的植被、地形位置等為主要的考量依據外，同時基於先前的觀察，分別將距離森林與草地界線左右各 100 公尺的範圍視為森林與草地交界帶、距離森林與草地界線 100~500 公尺範圍視為鄰近草地之森林區塊、及距離森林與草地界線 500 公尺以外的範圍視為連續森林區塊，而草地則專指距離森林與草地界線 100 公尺以上的草地區塊，四者分別獨立成不同的地景類別（圖五、六）。參考林務局五千分之一林班基本圖、第三次森林資源調查土地利用型圖層，考量海拔高度、坡度、谷地與否等因素，配合現場調查來設置穿越帶。每條穿越帶長 200 公尺（部分長度為 250 公尺），左右各寬 2 公尺。並於起點位置及每隔 50 公尺的位置以 60~80 公分長的鋁管（或塑膠管）固定於地面上，鋁管頂端以黃色標示膠帶纏繞進行標記。調查前則利用營釘固定長 50m 的黃色或白色尼龍繩，明確標示出中心線位

置。而在植被濃密的棲地，僅於穿越帶劃設時清除會影響中心線穿越的植物，並將砍下之枝條移出穿越帶外，並以不阻礙既有獸徑為原則，以降低干擾的影響。

## (二) 糞堆計數

每次調查人力為 2 至 4 人，分別於穿越帶中心線兩旁緩慢的步行或蹲行，尋覓並記錄位於中心線左右各 2 公尺內的台灣水鹿排遺堆數、每堆排遺糞粒數、排糞方式及新鮮等級。由於台灣水鹿有時會一邊移動一邊排糞，糞粒因此呈現長條帶狀分布或是部份成堆、部分散置的情形。為了避免對台灣水鹿一次排糞的情形產生重複記錄，及上一次移除所遺漏的糞粒可能造成重複計數的誤差，糞堆粒數小於 15 粒者視為已經分解，僅將糞粒移除，不列入記錄。而對於糞堆幾何中心超出預設取樣寬度者，即使有部分排遺位於取樣寬度內，亦不列入記錄僅進行移除。水鹿的排糞方式分成兩種，一為如上所述的邊移動邊排糞的方式，一為動物於不移動狀態下的排糞，糞粒呈現聚集成堆的現象。

每一條穿越帶分別進行至少 2 次的調查，第一次直接計算位於穿越帶內的糞堆數量並移除之，同時記錄調查日期；相隔約 2~8 個月後沿著先前已經移除舊排遺的樣帶進行複查，移除新記錄之排遺，並記錄調查日期。另於相隔約 6~8 個月後，於 24 條高海拔區域的穿越帶再進行一次複查，並記錄調查日期。同時，複查時可以藉由比對糞堆分解速率的實驗，由糞堆的新鮮等級來判斷是否為前一次調查遺漏的糞堆，將這些遺漏的糞堆歸算在前一次未移除前的計數，來避免因前一次調查遺漏所造成的誤差。糞堆的新鮮等級依主觀認定區分為 A~E 共 5 個等級，其中 A 等級表示糞堆非常新鮮，表面光亮且仍有氣味，呈現墨綠色光澤，通常為 1~7 天前排放的糞堆；B 等級排遺表面光滑但無氣味，在開闊地通常乾燥堅硬，呈現烏黑色或深咖啡色，通常為 2~14 天前排放的糞堆；C 等級排遺表面略粗糙，略具光澤或不具光澤，呈現黑色、褐色或淡褐色，在開闊地通常乾燥堅硬並有細小縱向裂紋，通常為 7~28 天前排放的糞堆；D 等級排遺表面乾燥粗糙，無光澤，顏色淡呈現白色或灰白色，常有黴菌滋生，在潮濕環境或森林底層糞粒經常鬆軟易碎，糞齡通常達一個月以上；E 等級排遺表面乾燥粗糙無光澤，顏色如同 D 等級，但大部分糞粒已經開始碎裂，糞齡通常達 4 個月以上。

計數時若遇有緊密靠在一起的糞堆，則依照糞粒的大小、形狀及新鮮等級來區分判定糞堆數量。如果以上方式仍無法區分的糞堆，則可能為同一個體或是不同個體於鄰近時間重複排糞的結果。此時則參考陳及侯（1989）對於台灣水鹿每回排糞糞粒數的調查結果：雄性成鹿為  $127.2 \pm 58.7$  粒、雌性成鹿為  $94.3 \pm 62.3$  粒、雄性幼鹿為  $95.4 \pm 51.3$  粒、雌性幼鹿為  $102.2 \pm 48.8$  粒，及先前野外觀察糞堆糞粒數的最大數量（240 粒），依糞粒數來判定堆數，當其總粒數超過 240 粒則將其視為不同的 2 堆處理。

### (三) 族群密度估算

#### 1. 排糞率

排糞率是估算一隻動物一天排糞的次數(堆/天/隻)，為利用糞堆計數來估算鹿科族群數量時所必須考慮的三個變數之一。估算排糞率的方法很多（請參考上一年度報告），但是限於人力、物力與經費上的考量，本研究參考 Neff（1968）所建議的大型鹿科動物排糞率為 12~14 堆，Neff *et al.*（1965）對和台灣水鹿體型相似且同屬的北美紅鹿排糞率的研究結果（ $12.52 \pm 1.38$  堆/日， $N=598$ ），以 13 堆/日的排糞率為基礎，來推估台灣水鹿的族群數量。另根據郭(2005)於盤石山區實際觀察高山草地台灣水鹿每小時排糞率所推估的每日排糞率約為 8.16~13.92 回/天，也進一步支持本研究對排糞率的假設。

#### 2. 糞堆分解速率

糞堆的分解速率是另外一個影響糞堆計數法族群估算結果的重要因子。Neff（1968）整理許多在溫帶區域的研究，發現除了因為遭受到激烈大雨沖刷或是食糞昆蟲活動頻繁的地區外，一般野外的糞堆可以保存達半年~3 年以上，時間長短受到糞堆糞粒數量、糞粒大小、棲地特性、降雨量、季節等因素的影響。而黃（1990）對於台灣長鬃山羊排遺分解之研究，利用細緻網目之網袋來隔絕食糞昆蟲取食對分解速率之影響，發現分解速率和相對濕度、平均溫度呈現正相關、而和海拔高度呈現負相關，顯示排遺分解速率會隨著海拔、棲地類型及地點而有所差異。同時，動物的踐踏、食糞昆蟲的取食、微生物的分解或是落葉的覆蓋等因素也影響糞堆的分解速率（Neff 1968）。這些都顯示糞堆自動物體排出後在不同時空下所遭遇的生命歷

程差異，也因此 Marques *et al.* (2001) 建議最佳的估算方式，為在糞堆計數開始之前就必須於研究地點先進行糞堆分解速率的實驗，提早的天數為糞堆預期最長的分解天數，每月標示新鮮糞堆的位置，一直到進行糞堆計數當天檢視所標示的糞堆是否存在。如此可以獲得不同月份的新鮮糞堆至糞堆計數時仍然存在的比例，藉此來推估糞堆在研究區域累積期間的平均分解速率。然而，這樣的理想狀況通常不易達成，尤其是在台灣受到複雜地形、交通可及性、經費等因素的影響之下，有其執行上的困難。因此，考量以上困難，並兼顧資料的可信，本研究僅能以大部分研究經常使用的方式來進行排遺分解速率的推估。

於糞堆計數調查的同時，收集台灣水鹿的新鮮糞堆，將其放置在鄰近穿越帶外相同棲地類型的環境下，每個樣區儘量於不同類型植被穿越帶外各標放 A 等級的新鮮糞堆 10~20 堆，記錄新鮮等級、糞粒數量、棲地類型、標放日期等資料。並於糞堆計數複查時，檢查所標放的糞堆狀況，記錄糞堆新鮮等級、糞粒數量、複查日期等資料。而不論糞粒消失的原因是被落葉所掩蓋、動物踐踏而碎裂分解、食糞昆蟲取食、雨水沖刷、太陽曝曬或是黴菌分解等，只要糞堆可以察覺的糞粒數少於 15 粒時，就視為已經分解。以此來推估不同時期的糞堆分解速率（粒/日），並進一步依據分解曲線的趨勢，以最後一次複查所推算的分解速率以內插或是外插法來估算糞堆分解天數，藉以獲得水鹿糞堆在不同植被棲地類型的平均分解天數。同時經由檢視糞堆新鮮等級的變化，判斷複查時所記錄的糞堆，是否為上一次調查時遺漏而未移除的糞堆。

### 3. 穿越帶密度估算

族群密度計算，乃將糞堆計數法得到的結果，依照不事先移除排遺與移除排遺等兩個不同狀況，透過排糞率及糞堆分解速率或調查間隔天數，來分別計算不同穿越帶內台灣水鹿的族群密度指標：

#### (1) 不事先移除排遺

由於不事先移除穿越帶內的糞堆，因此必須先獲得糞堆的平均分解天數，再配合平均排糞率來進行密度的轉換計

算。個別穿越帶每公頃的族群數量 (D) 可以由下式來求得 (Mayle *et al.* 2000) :

$$D = \text{每公頃糞堆數} / (\text{糞堆平均分解天數} \times \text{每日的平均排糞率})$$

其中台灣水鹿每日的排糞率採用 13 堆/日；而糞堆分解天數由糞堆分解曲線研究求得，依不同棲息環境糞堆分解所需的天數有所不同。

## (2) 事先移除排遺

只要兩次調查間隔小於糞堆的最低分解天數，在進行密度換算時，就可以不用估算糞堆的平均分解天數，直接將上面公式中的排遺分解天數改以調查間隔天數，就可以求得不同棲息環境台灣水鹿的族群密度。

## 4. 各棲地類型面積：

Yamada *et al.* (2003) 利用訪查專家及整理相關文獻，指出與森林邊界的距離、太陽輻射量及是否有溪溝存在是影響水鹿棲地利用的三個重要因素。而本研究先期的觀察亦支持這樣的推論，發現台灣水鹿的排遺密度在森林和草地交界邊緣最高，而在進入森林或是草地一段距離後密度有銳減的趨勢，同時在不同森林類別也存在顯著的差異 (李及林 2003)。因此，為了提高台灣水鹿族群密度估算的準確度，本研究依前面小節的定義，將棲地類型先粗分成(1)草地、(2)森林與草地交界、(3)鄰近草地的森林、及(4)連續森林等四大地景類別。

地景類別界線的界定方式，乃依據林務局五千分之一林班基本圖、第三次森林資源調查土地利用型圖層，並根據現場調查做適度的圖層校正後。利用 ESRI Arc GIS 9.0 軟體，以土地利用圖層中森林與草地界線為中心，先以緩衝區功能依定義分別界定出草地、森林與草地交接帶、近草森林及連續森林的新界線，再分別計算出各地景類別內各土地利用型的面積 (祥如圖五、六)。並以 20m\*20m 的 DTM 網格圖層分別計算平均坡度位於 0~15 度、15~30 度、30~45 度及大於 45 度等範圍之面積及穿越帶所跨越區域之平均坡度。

## 5. 族群數量估算

### (1) 取樣有效範圍族群密度估算

本研究以 Lewis *et al.* (1990) 於美國佛羅里達州利用無線電追蹤引進之水鹿印度亞種的年平均活動範圍為 312.4 公頃 (131.3~647.7 公頃) 為依據，利用 Arc GIS9.0 軟體，以穿越帶為中心往外取一公里半徑緩衝區所形成的集合視為穿越帶取樣的有效範圍，並套疊林務局第三次資源調查所得的土地利用圖層，計算範圍內各類型棲地所佔的面積 (圖八)，扣除平均坡度大於 45 度的陡峭或是崩壞地等台灣水鹿鮮少利用或無法利用的棲地面積，再分別乘以糞堆計數法所獲得的各棲地類型水鹿密度指標，來計算取樣範圍內的水鹿族群數量與平均密度。其中草地與森林鑲嵌類型的面積，為利用 Arc GIS9.0 軟體，以草地與森林邊界為中心往森林與草地各取 100 公尺緩衝區所得的集合來計算，草地類型面積則為扣除 100 公尺緩衝區後計算所得，與草地相鄰的森林類型及連續森林類型面積計算方式亦類似。

### (2) 玉里野生動物保護區水鹿族群數量估算

根據不同棲地類型所求得的台灣水鹿族群密度指數，配合地理資訊系統所計算的玉里野生動物保護區各種棲地類型所佔面積，扣除坡度陡峭 (平均坡度大於 45 度的網格) 或是崩壞地等台灣水鹿鮮少利用或無法利用的棲地面積，求得各棲地類型的有效面積，來進一步推估玉里野生動物保護區全區台灣水鹿的族群數量與平均密度。

### (四) 棲地利用調查

透過糞堆計數法的結果，我們利用 Kruskal-Wallis test 或是 Mann-Whitney U test 來比較不同樣區、地景結構、植被類型與坡度等棲地因子間的台灣水鹿族群密度的差異程度，來初步呈現台灣水鹿的棲地利用狀況。其中不事先移除排遺的方法，透過排遺分解速率差異的校正，可以呈現一地區台灣水鹿對於各類型棲地的平均使用情形。而事先移除排遺的方法，則僅能說明調查間隔期間動物的棲地利用情形。



### 三、一般習性調查

除了族群密度指標的建立與族群數量的估算外，本研究期間亦利用數位攝影機、紅外線自動照相機（圖九）配合現場調查，持續記錄觀察台灣水鹿的基礎生活史資料，諸如社群結構、毛色變化、避敵行為、泥浴打滾等及一些特殊的行為。並且也紀錄本區域遭水鹿啃食樹皮或磨角的樹種及磨痕或啃痕大小、是否造成樹皮環剝或樹木死亡等資訊。

### 四、保護區及其周邊狩獵壓力現況調查：

由前兩年的調查資料顯示，玉里野生動物保護區及其周邊的狩獵行為主要是沿著瑞穗林道與中平林道兩大交通動線為之（李及林 2003、2004）。本年度持續利用前往樣區時，留意經過區域的狩獵情形，找出現有狩獵行為的區域，並伺機檢視獵人所架設的陷阱種類、捕獲獵物（經由現場遺留痕跡判斷）及獵捕規模等資訊，提供保護區管制與執法上的參考與建議。

## 肆、結果與討論

### 一、瑞穗林道 24 公里以上主、支線及太平溪北支流 1200 ~ 2400 公尺兩岸水鹿分布概況

根據沿線普查，與後續糞堆計數結果，發現台灣水鹿廣泛分布於瑞穗林道 24 公里以上主支線及太平溪北支流 1200~2400 公尺兩岸，相對數量等級為極少至普通的等級。各區段的環境現況與台灣水鹿相對數量分述于后：

#### (一) 瑞穗林道主線 24 ~ 34 公里

本區段海拔高度為 1880 ~ 2600 公尺，全長 10 公里。瑞穗林道自從 89 年 8 月強烈颱風碧利斯過境之後，自 19.5 公里之後的林道即崩塌中斷近 3 年，直到 92 年底始進行修繕至 20.5 公里處。93 年 12 月又因為冬颶南瑪都造成 17 公里處坍方阻斷，緊接著 94 年 2 月花蓮林區管理處為防止盜伐於 10 公里處以大理石將林道封閉，目前僅能通行機車至 20.5 公里處。由於長期的交通的阻斷降低了人為干擾頻度與獵捕壓力，林道附近慢慢可以發現台灣水鹿活動的痕跡，甚至偶有目擊或拍攝記錄（李及林 2003、2004，劉及林 2002）。而隨著狩獵壓力的減少或是消失，林道上台灣水鹿的活動痕跡越來越明顯（秋末至冬末季節在林道水鹿活動的跡象較為明顯，其餘季節較難發現），分布範圍有往保護區外及低海拔擴張的趨勢，目前約於 24 公里以上可以發現台灣水鹿活動的痕跡，較上一年度往外擴充了 2 公里，海拔則下降了 160 公尺。雖然如此，由於本路線為主要的登山路徑，加上仍有極少數的狩獵行為，因此相對於保護區其他地區而言，台灣水鹿活動的痕跡仍屬極少的等級。

#### (二) 瑞穗林道 26 公里支線

本支線長度約 5 公里，海拔高度為 1800 ~ 2040 公尺，兩側為柳杉及紅檜的造林地。林道狀況良好，然而已經廢棄多年，除了偶有獵人利用外，少有人為活動痕跡。因此成為偶蹄目移動覓食的主要路徑，沿線台灣水鹿足跡、獸徑、磨角痕及打滾痕明顯，然而由排遺數量估算，本區相對數量屬於少的等級。而根據訪查造林工人發現本區段於 80 年左右並無發現台灣水鹿，顯示台灣

水鹿應是近 10 年才又重新移入本區域活動。而本區段最近一次的狩獵行為發生在 92 年 12 月至 93 年 1 月間，時值 19.5 ~ 20.5 公里林道整修工程期間，狩獵工具以吊索陷阱為主。由於獵人離開時未將吊索移除，因而造成多隻偶蹄目動物慘死。於 93 年 11 月底調查時，沿著林道兩旁總計發現包括有 2 隻母水鹿、5 隻台灣野山羊、1 隻公山羌及 1 隻台灣野豬的屍骨，約略可以得知此地偶蹄目動物的相對比例。

### (三) 瑞穗林道 26 公里支線終點下切太平溪主流

本段長度約 2 公里，海拔高度 1200 ~ 1800 公尺，林道附近為紅檜造林，往下則為以殼斗科及樟科為主的櫟林，間雜有少數的紅檜巨木。由於沒有任何登山步道經過，人為干擾極少，僅於接近林道，海拔約 1700 公尺處有一倒塌廢棄多年的獵寮及伐木的痕跡；另於海拔 1550 公尺附近有一條舊獵徑經過，並於附近發現兩付不鏽鋼材質的吊索，由遺留的砍痕判斷已經接近 10 年未利用。沿線台灣水鹿、台灣野山羊及山羌均有分布，水鹿相對數量屬於極少至少的等級。而由後續糞堆計數調查及現場水鹿痕跡的消長，發現本區台灣水鹿的排遺、獸徑、扒地及打滾等痕跡，在 94 年 1 月調查時均有相當數量並且明顯；然而，94 年 6 月複查時，5 條穿越帶僅發現 1 堆 D 等級的水鹿排遺，並且原有的水鹿獸徑、食痕、扒地及打滾痕跡等均為草本植物所覆蓋而消失，雖然排遺分解試驗顯示本區排遺分解速率極快（詳後文），然而由其他活動痕跡的消失，顯示台灣水鹿可能至少有 2~4 個月未在本區活動。雖然也有可能是複查時適逢本區地被植物快速生長期，而覆蓋活動痕跡及獸徑，然而由現場跡象，如植物啃食痕跡甚為稀少，且完全未發現任何水鹿的足跡等的判識，可能性不大。推測本區的台灣水鹿可能有季節性遷移的現象，於夏末自接近稜線處移入本區覓食活動，並於冬末春初移到海拔較高的地方。有待後續研究的證實。

### (四) 瑞穗林道 29 公里支線下切乾溝經太平溪主流上切食祿間山稜線

本區段海拔高度為 1700 ~ 2900 公尺，全長約 9 公里，本區段鄰近林道附近為紅檜與柳杉造林，其餘為紅檜、台灣杉、鐵杉、二葉松為主的檜木林、鐵杉林或是二葉松林，並混有少數的殼斗科及樟科植物，為早期林務局保留當作造林採種的母樹林，紅檜

巨木密度高，林相優美。有一登山步道經過，早期為經食祿間山及 2935 峰通往丹大山的登山路徑，然已經廢棄多年。由於本區域為玉里野生動物保護區的前身，相關的調查資料最為完整，然而早期的調查並未發現台灣水鹿（呂等 1990），於近年始又重新發現牠們的蹤跡（劉及林 2002，李及林 2003, 2004）。目前本區域台灣水鹿的密度為極少至普通的等級，其中，林道兩側屬於極少的等級；乾溝兩岸稜線為極少至普通的等級；太平溪主流兩岸為少至普通的等級，尤以近稜線處及稜線上平緩處的數量較為豐富，族群數量大抵隨著與林道距離的增加而增加。而由磨角痕跡的新舊、數量及排遺的新舊數量比例，推測乾溝及瑞穗林道的水鹿族群為自食祿間山稜線的族群擴散而來，並且部分個體可能在溪谷與稜線間有季節性遷移的現象。

整體而言，整合上一年度對玉里野生動物保護區高海拔區域、周邊林道、步道的沿線普查（李及林 2004），及本年度對保護區中海拔區域的普查，均有發現台灣水鹿的分布。雖然受限於地形及時間的限制，未能下切至保護區最低點，同時尚有廣大的區域未經調查。然而由於這些地方地處保護區核心區域，植被大多完整未經破壞，以往人為干擾及獵捕壓力並不大，目前更是幾無人為干擾，因此可以合理地推測這些區域有台灣水鹿的分布。也就是說，目前台灣水鹿廣泛分布於玉里野生動物保護區，並且已經擴散至鄰近保護區的林班地，如 31 及 44 林班地等，而部分台灣水鹿族群可能在溪谷與稜線間有季節性遷移的現象。同時，也發現一些早期調查未有台灣水鹿分布的地點，如今又可以發現牠們的蹤跡，如 31 林班地及 32 林班地部分林小班等。

比較一年半來的分布概況調查，發現在鄰近林道兩旁，特別是有獵徑分布的地區，水鹿活動跡象少甚至幾近於零；而中、高海拔連續大面積森林分布的地區，其相對密度也遠低於有大面積草地鑲嵌的高海拔森林地區，特別是幾處水源充足，並擁有大面積平緩箭竹草原的溪谷型草地，如太平西源谷地、太平東源谷地、丹大東峰、哈伊拉漏溪南北源谷地、馬布谷、太平谷等，水鹿族群數量都相當豐富。大致可以看出台灣水鹿的相對族群密度分布受到地景結構、森林型態、坡度、水源以及人為干擾或獵捕的影響較大。

## 二、穿越帶糞堆計數

### （一）穿越帶配置

本年度於中、高海拔區域新劃設 36 條穿越帶，連同上一年度總計八個樣區 63 條穿越帶。依照穿越帶與森林與草地交接線的距離來區分，分屬於四大地景類別（表三及圖四）：

1. 草地—共 8 條。包括高地溪谷型草地 4 條、高地稜線型草地（包含針葉樹散生地）4 條。
2. 森林與草地交界：共 12 條。包括冷杉林-箭竹草地 4 條（稜線型）、鐵杉林-高箭竹草地 1 條（谷地型）、鐵杉林-箭竹高山芒草地 1 條（谷地型）、二葉松林-箭竹草地（或箭竹與短草鑲嵌草地）6 條（谷地型）。
3. 鄰近草地的森林—共 8 條。包括鐵杉林 3 條、冷杉林 2 條、松林（二葉松林、二葉松華山松混合林）3 條。
4. 連續的森林：共 35 條。包括松林 5 條、鐵杉林 3 條、檜木林 13 條、櫟林 5 條、柳杉造林 5 條、紅檜造林 4 條。

八個樣區 63 條穿越帶，總長 12650 公尺，寬度 4 公尺，取樣面積 5.06 公頃，佔研究區域的比例為 0.03 %。若與玉里野生動物保護區的面積相比較，則佔了 0.04%。

## （二）糞堆計數結果

總計 63 條穿越帶，每條穿越帶總共進行 2 次的糞堆計數，其間隔天數為 34 日~251 日不等；另有 24 條位於高海拔區域的穿越帶另進行第三次的糞堆計數，其間隔天數為 193 ~ 244 日。各穿越帶各次糞堆計數的月份及間隔天數如表四所示。

各次糞堆計數結果分別為：第一次糞堆計數(未移除排遺法)各穿越帶的糞堆密度為 25 ~ 11737.5 堆/公頃；第二次糞堆計數（事先移除排遺法）各穿越帶的糞堆密度為 0 ~ 1575 堆/公頃；第三次糞堆計數（事先移除排遺法）各穿越帶的糞堆密度為 12.5 ~ 1662.5 堆/公頃（表五）。各樣區未移除排遺法及事先移除排遺法所得的台灣水鹿性別成幼如表六所示。其中未移除排遺法顯示雌性個體數量為雄性個體數量的 1.2 ~ 4.6 倍，而高海拔三個主要樣區的性別比例相似，雌性個體數量均約為雄性個體數量的 3

倍。而事先移除排遺法則顯示高海拔三個主要樣區雌性個體數量為雄性個體數量的 4.6~6.8 倍，明顯高於未移除排遺法所得到的結果。而在扣除重複拍攝的個體後，自動相機拍攝結果則顯示太平谷及太平溪源樣區雌性個體數量為雄性個體數量的 3 倍及 3.7 倍，和未事先移除排遺法所呈現的性別比例較為接近。此和裴及姜(2004)於大武山區自動相機拍攝結果顯示雌性個體數量為雄性個體數量的 0.6 倍差異頗大，可能和該研究自動相機架設的位置較易拍到雄性個體有關，或者是地區或海拔間族群結構的差異所致，也有可能是過往選擇性狩獵所造成的結果。而由於整個族群性比偏向雌性個體，有利於本保護區的台灣水鹿族群數量未來的成長。

### (三) 族群密度估算

#### 1. 排糞率

限於人力、物力與經費上的考量，比照上一年度的標準，採取參考相關文獻 (Neff 1968, Neff *et al.* 1965, 陳及侯 1989, 郭 2005) 以 13 堆/日的排糞率為基礎，來推估台灣水鹿的族群密度 (李及林 2004)。

#### 2. 糞堆分解試驗

##### (1) 高海拔區域

於馬布谷及食祿間樣區共計標定 85 堆台灣水鹿新鮮等級為 A 級的糞堆，包括 92 年 9 月標定冷杉林 7 堆、短草地 16 堆、箭竹草地 33 堆、93 年 1 月標定鐵杉林 19 堆及 94 年 3 月標定二葉松林 6 堆、鐵杉林 4 堆。每堆糞堆糞粒數從 30 粒至 148 粒不等，平均為 81.3 粒 (表七)。之後，分別於 93 年 1 月、8 月及 94 年 5 月進行檢視。發現冷杉林、短草地及箭竹草地的糞堆在經過 107~110 日之後，新鮮等級大多由 A 級轉變成 D 級，糞堆糞粒數量大多維持不變，平均約為原來糞粒數量的 97%，僅有少部分糞堆的糞粒已經開始有碎裂分解的跡象。二葉松林的糞堆在經過 126 日之後，新鮮等級變成 D~E 級，糞堆糞粒數量為原來的 88%。而海拔高度為 3204m 的鐵杉林下之糞堆在經過 203 天後，新鮮等級變成 C~D 級，糞堆糞粒數量為原來的 94%，顯示分解初期在高海

拔區域的植被類型間沒有顯著的差異。仔細觀察已經有糞粒分解的糞堆，主要因為曾經遭受食糞金龜的吃食，極少部分則為動物的踐踏所引起。然而，另一處海拔高度為 2776m 的鐵杉林下之糞堆在經過 163 天後，糞堆糞粒數量卻已經減為原來的 56%。這可能和該片鐵杉林較為潮濕有關。

觀察這些採食糞堆的食糞金龜，以小型的蜉金龜屬（Genus *Aphodius*）為主，大多出現在新鮮等級為 A 或 B 的糞堆。牠們會以大顎鑽入糞粒內取食或產卵，使得糞粒的結構逐漸鬆散分解。而當糞堆新鮮等級逐漸老舊，這些糞金龜便不再前來取食或產卵。因此，其對糞堆分解速率的影響主要取決於糞堆分解歷程的初期，前來取食的食糞金龜的數量，通常只有少部份的糞粒會受到影響。然而，在食糞金龜大發生時期可能會大大加速糞堆的分解速率（Neff 1968）。

而經過 312 ~ 314 天及 604~607 天之後，在短草地的糞堆新鮮等級皆已經變成 E 級，平均糞堆糞粒留存比例分別為原有的 65% 及 40%。並分別有 3 堆及 7 堆糞粒數量低於 15 粒或消失，達到分解完成的標準；在冷杉林則有 1 堆達到已分解的標準，平均糞堆糞粒留存比例分別為 62% 及 38%；在箭竹草地所有的糞堆均未達分解完成的標準，平均糞堆糞粒留存比例分別為 87% 及 77%。而鐵杉林下的糞堆在經過 498 天之後，有 2 堆達到已分解的標準，平均糞堆糞粒留存比例為 70%。結果顯示在分解中期以後分解速率在植被類型間的差異逐漸明顯。仔細觀察此時期的糞粒分解狀況，已經不再受到食糞昆蟲的影響，而轉為受到天候變化、溼度、覆蓋度及菌類的影響較大，少部分糞堆則因動物踩踏、覓食而消失。比較同樣屬於較為空曠但覆蓋程度不同的短草地及箭竹草地，箭竹草地上糞堆的分解速率就明顯緩慢許多。此結果可能與短草地糞堆缺乏覆蓋而直接暴露於日曬雨淋之下，受到天候變化的影響較大；以及短草地地形通常較為低窪，遇大雨容易積水，而使得糞堆較易分解有關。而冷杉林雖然覆蓋較前兩者大，然而常年平均溼度較空曠地為高，容易使糞粒軟化並滋生菌類，而加速其分解。

而藉由糞堆分解曲線以最後一次複查時的分解速率，以外插法來粗估高海拔區域各植被類型台灣水鹿糞堆的平均分解天數，分別為冷杉林 804 日、鐵杉林 1297 日、二葉松

林 830 日、箭竹草地 2206 日及短草地 833 日。

## (2) 中海拔區域

玉里野生動物保護區中海拔區域幾乎全為連續森林類型，由於糞堆密度低，新鮮糞堆不易收集。因此直接於第一次糞堆計數時，將穿越帶內所尋獲的台灣水鹿新鮮等級 A 級的糞堆，移至穿越帶外相類似環境標定之。於 93 年 10 月、11 月及 94 年 1 月共計標記 22 堆糞堆，包括柳杉造林地 1 堆、檜木造林地 1 堆、檜木林 8 堆及櫟林 12 堆。每堆糞堆糞粒數從 28 粒至 149 粒不等，平均為 72.4 粒(表八)。之後，分別於 94 年 3 月、6 月及 7 月進行檢視。發現柳杉造林地、檜木造林地及櫟林的糞堆在經過 145~155 日之後，新鮮等級全部轉變成 E 級，除了檜木造林及櫟林各 1 堆未達分解完成標準外，其餘均已分解完成，平均糞堆糞粒數僅為原來的 9%。而其餘放在不同檜木林下的糞堆分別經過 147 日、174 日及 244 日後，新鮮等級全部轉變成 E 級，除了有 1 堆已達分解完成標準外，其餘均未分解完成，平均糞堆糞粒數分別為原來的 61%、26% 及 18%。

而藉由糞堆分解曲線以複查時所推算的分解速率，利用內插法及外插法來粗估中海拔區域各植被類型台灣水鹿糞堆的平均分解天數，分別為人造林 70 日、檜木林 230 日、櫟林 116 日。

這樣的結果顯示中海拔連續森林地區台灣水鹿糞堆的分解速率遠高於高海拔區域。這和中海拔區域位於台灣的盛行雲霧帶中，林下常年多雨潮濕，使得糞粒一直處在潮濕柔軟的狀態，容易滋生菌類，以及森林地表腐質層深厚，食糞昆蟲及其他分解者種類繁多有關。另外，研究也顯示中低海拔區域台灣水鹿排遺內植物種類組成也和高海拔差異很大--禾草類比例減少，而較易分解的樹葉類或闊草類比例增加(李及林，2003)，加上平均氣溫也較高，這些都會加速糞堆的分解速率。而這樣顯著的差異，也提醒我們在利用糞堆數量來進行動物棲地利用狀況比較時，需要特別留意糞堆分解速率在海拔及棲地類型上差異所造成的影響。同時，利用事先移除排遺糞堆計數法進行動物族群估算時，複查間隔也應隨海拔或棲地有所調整，以中海拔區域為例，複查間隔應



以 2 個月內為佳，最長不應超過 3 個月。

### 3. 密度估算

本研究以事先移除排遺法所得之結果來估算玉里野生動物保護區台灣水鹿的族群密度。

#### (1) 各穿越帶密度指標

在移除穿越帶內所有的糞堆後，63 條穿越帶中有 24 條位於高海拔之穿越帶進行了兩次的糞堆計數複查，其密度指標估算以整合加總兩次複查糞堆計數結果及複查間隔來計算。其餘 39 條穿越帶密度指標則採用複查所得的結果來估算。各次調查時間、複查間隔、糞堆密度及水鹿密度指標估算結果參見表四及表五。

各穿越帶台灣水鹿族群密度指標為 0 ~ 55.1 隻/平方公里（表五）。密度指標最高者為位於馬布谷樣區緊鄰二葉松林的谷地型短箭竹穿越帶，次高的兩條為位於太平谷樣區的谷地型短草地穿越帶及太平溪源樣區的谷地型松林-箭竹穿越帶，皆屬於森林與草地交接帶範圍內的穿越帶。複查時未發現水鹿排遺的穿越帶共有 8 條，分別位於瑞穗林道樣區的 4 條檜木林穿越帶及位於 26K 支線樣區的櫟林穿越帶，皆屬於中海拔區域海拔 2000 公尺以下，且位於下坡面的連續森林穿越帶。

#### (2) 各棲地類型密度指標

透過四大地景結構類別及植被類型兩個層次，我們將 63 條穿越帶歸類為 11 種棲地類型，分別算出各種棲地類型台灣水鹿密度指標，來作為全區族群數量與平均密度估算的依據。各類型棲地穿越帶所獲得之台灣水鹿平均密度指標，以松類森林與草地交界 45.8 隻/平方公里（SD=6.6 隻/平方公里）最高，鄰近草地的松類森林 22.64 隻/平方公里（SD=12.2 隻/平方公里）及鐵杉、冷杉林與草地交界 21.5 隻/平方公里（SD=6.6 隻/平方公里）次之，其餘依次為箭竹或高山芒草地、松類連續森林，鐵杉、冷杉連續森林、鄰近草地的鐵杉、冷杉林、屬於連續森林的檜木造林、檜木林、

柳杉造林及櫟林（表九）。

### (3)各棲地類型有效面積

依照 11 種棲地類型的劃分計算面積，並扣除平均坡度大於 45 度的陡峭地形所佔的面積，求得各棲地類型的有效面積。玉里野生動物保護區 11 種棲地類型、裸露崩壞地、溪流水域及陡峭地形的有效面積及所佔比例如表十所示，以檜木連續森林(包含針闊混合連續森林)23.4 平方公里佔 20.5% 最多，松類連續森林 18.6 平方公里佔 16.3% 次之。而台灣水鹿族群密度指標最高的松類森林與草地交界面積僅為 5.3 平方公里佔 4.7%，族群密度指標次高的鄰近草地的松類森林面積則為 10.2 公頃佔 9.0%。而裸露崩壞地、溪流水域及平均坡度大於 45 度的陡峭地等則為 28.9 平方公里佔 25.4%。

### (4)玉里野生動物保護區台灣水鹿族群數量與密度估算

將所求得之玉里野生動物保護區 11 種棲地類型的有效面積，分別乘以糞堆計數法所獲得的各棲地類型台灣水鹿族群密度指標，並將其加總後，發現本保護區總計約有 1210 隻（CI=731 隻，Boferroni adjustment）台灣水鹿，平均密度為 10.60 隻/平方公里（CI=6.41 隻/平方公里，Boferroni adjustment）。在分布上則主要集中於幾處有較大面積箭竹草地與溫帶針葉林鑲嵌的高海拔區域，尤其是鄰近溪谷源頭的平緩谷地兩旁，族群密度最高。而隨著海拔的降低則進入連續森林的地景，台灣水鹿的族群密度隨之降低。此與裴及姜（2004）以紅外線自動相機調查發現於大武山區 2500m 以上很少有水鹿分布，而以 2500m 以下為主要分布區域的結果不同。這和大武山自然保留區 2500m 以上的區域為以鐵杉連續森林的地景構造為主，缺乏大面積平緩草地與溫帶森林鑲嵌的地景有關。

而在印度一些乾燥或是潮濕的落葉性森林中利用穿越線距離取樣法所獲得的族群密度為 0.9~17.2 隻/平方公里（Karant and Sunquist 1992, Khan *et al.* 1996, Ahrestani 1999, Kumar 2000, Karant and Nichols 2000, Biswas and Sankar 2002, Bagchi *et al.* 2003, Jathanna *et al.* 2003）。而在泰國的 Khao-Yai 國家公園 Ngampongsai（1987）分別於

傍晚時刻及夜晚時刻，以探照燈沿著一條長 10 公里的既定道路來進行水鹿的計數得到密度分別為 2.3 及 13 隻/平方公里。Lewis *et al.* (1990) 於美國佛羅里達州 St. Vincent 國家野生動物避難所以探照燈沿路距離取樣法獲得水鹿的年平均密度則為 3.6 隻/平方公里。和這些有水鹿分布的國家所做的族群密度估算結果相比較，顯示本保護區在經過十幾年適度的保護後，台灣水鹿的族群密度已經恢復，其平均族群密度與國外其他有水鹿分布的國家相比，為屬於普通到多的等級。而透過棲地類型台灣水鹿的族群密度指標，我們也發現在鄰近溪流源頭且有面積箭竹草地與森林鑲嵌的平緩谷地擁有高密度聚集的台灣水鹿族群，遠高於屬於連續森林類型的其他區域。這主要是因為這樣的棲地類型食物資源的豐富度與可及性均很高、水源充足且有良好的覆蓋與遮蔽提供台灣水鹿休息、避敵及繁殖之用，因而聚集了相當高密度的台灣水鹿群集。

而實際的目擊記錄也驗證了這樣的結果。93 年 8 月 2 日下午四點左右，當研究人員從馬西山抵達馬布谷的時候，實際目擊了 48 隻台灣水鹿聚集於平緩草地上活動覓食。馬布谷為馬嘎次託溪的源頭谷地，長約 700 公尺，寬約 150 ~ 250 公尺，面積僅約 14 公頃。且當時研究人員所在的位置僅能觀察到 2 / 3 的谷地範圍，顯示在這些保護良好的高山溪流源頭谷地，台灣水鹿的族群密度是相當高的，這樣的觀察直接驗證了糞堆計數所估算密度的可信度。當然，如此高密度的台灣水鹿族群，也對這些地區的植被產生一定的影響。尤其是幾種台灣水鹿的主要食草，如玉山箭竹、高山芒及紅毛杜鵑等，被啃食的程度均相當大。經常使得原本一整片連續的箭竹草地或是高山芒，形成一叢一叢分離的特殊景觀。部分啃食壓力較大的區塊，也可以發現玉山箭竹的葉面積明顯低落，有些甚至僅存草桿，因而釋出許多空間給近區域其他植種拓殖到本地區的機會。這些現象說明了高密度的台灣水鹿族群對於高山草地植物群聚的結構與演替可能會產生重要的影響。而裴家騏(私人通訊，未發表)分析太平溪源樣區所收集的台灣水鹿糞堆所含的氮元素，則發現這一些區域的食草品質低落，可能為長期遭受高度的啃食壓力所致。

#### (四) 棲地利用

本研究利用事先移除排遺糞堆計數法，藉由比較台灣水鹿於各類型棲地的密度指標來呈現台灣水鹿在玉里野生動物保護區的棲地利用狀況。以下分別就各穿越帶、樣區、地景結構、植被類型及不同坡度等級間來進行比較與探討。

## 1. 各穿越帶間的比較

在所有 63 條穿越帶中，水鹿密度指標最高的 3 條穿越帶分別位於馬布谷、太平谷及太平溪源樣區。分別為緊鄰二葉松林的谷地型短箭竹、短草穿越帶及谷地型的松林-箭竹穿越帶（表五）。這些穿越帶所經過的棲地類型為有大面積箭竹草地與森林相互鑲嵌的地景單元，且均為地勢平緩，水源充足之處，加上距離林道車行終點至少須再步行 2~3 天的步程，且沿途路況不佳，平常僅有頻度不高的登山遊憩壓力，極少或是全無狩獵的干擾，顯然提供台灣水鹿一個最佳的覓食與棲息場所。

而密度指標為 0 隻/平方公里的穿越帶共有 8 條，分別位於 26 公里支線及瑞穗林道樣區，包括檜木林及櫟林穿越帶各 4 條（表五），均為屬於連續森林的地景類別。這些穿越帶由於接近林道，距離車行終點僅需 0.5~1 天的步程，因此仍然偶有狩獵行為發生。特別是在每年冬季或是鄰近山區有相關工程進行時，往往承受短期卻高密度的狩獵壓力（李及林 2004）。也有可能是因為部分水鹿個體有季節性遷移的行為，或是本區域兩次複查間隔接近或是大於平均糞堆分解天數所造成的誤差。除此之外，其中有一條檜木林穿越帶，雖為檜木原始林，然而穿越帶所經之處，恰好因為多棵倒木產生的森林空隙，陽光較為充足，薔薇科等荊棘植物因而大量成長，形成一處錯綜交雜的密灌叢，加上樹洞石縫交錯，使得台灣水鹿難以通行所致。顯示台灣水鹿的棲地利用除了受到大環境的影響外，亦會因為微地形及植被因素阻礙通行，而降低了資源的可及性，造成較低的利用程度。

## 2. 樣區間的比較

各樣區穿越帶台灣水鹿平均密度指標以馬布谷樣區最高，瑞穗林道樣區最低。8 個樣區間穿越帶台灣水鹿平均密

度指標有明顯的差異 (Kruskal-Wallis test;  $P < 0.01$ )。其中太平溪源 (Dunn test;  $P < 0.01$ )、馬布谷 (Dunn test;  $P < 0.01$ ) 及太平谷 (Dunn test;  $P < 0.05$ ) 等 3 個樣區穿越帶台灣水鹿平均密度指標，明顯大於瑞穗林道及 26 公里支線等 2 個樣區；其餘兩兩樣區間則沒有明顯的差異 (Dunn test;  $P > 0.05$ )。

8 個樣區中以太平溪源及馬布谷樣區距離林道車行終點最遠，需要步行 2~3 天方可抵達，人為干擾最為輕微，狩獵壓力幾近於無。而瑞穗林道及 26 公里支線林道距離車行終點最近，僅需步行 0.5~1 天即可到達，於民國 89 年以前，更可直接驅車抵達。因此，不論瑞穗林道或是 26 公里支線皆曾經承受一定的狩獵壓力，使得這些區域在早期的動物相調查中並無台灣水鹿分布的記錄。而自民國 89 年碧利斯颱風造成林道中斷後，仍偶有狩獵行為發生。因此，成為保護區唯一承受狩獵壓力的區域。而其他 4 個樣區距離林道車行終點的距離則位於上述兩群之間，雖然均有發現以往狩獵的痕跡，諸如獵寮或是獵徑遺跡，然而近 5~10 年內均無再利用。

再就地理位置來看，太平溪源及馬布谷樣區地處中央山脈主稜附近，雙溪口、沙武巒池及太平谷與中央山脈的距離次之，瑞穗林道及 26 公里支線距離中央山脈主稜最遠。而根據王及林(1987)的調查，民國 70 幾年全台水鹿數量極為稀少，其族群數量減少的程度最為嚴重，而目擊記錄主要集中於花蓮境內接近中央山脈的地方，也就是說當時花蓮境內接近中央山脈主稜處為台灣水鹿主要的分布區域。因此，在狩獵壓力往外退卻之後，地理位置較接近花蓮境內中央山脈主稜的區域，其族群數量成長或是恢復自然較快，加上地景結構、植被型態、坡度、水源等其他棲地因子的交互作用，因而形成目前的族群分布的模式。

### 3. 地景類別間的比較

比較草地、鄰近草地的森林、連續森林及森林與草地交界處等 4 大地景類別穿越帶台灣水鹿平均密度指標，以森林與草地交界處最高，草地及鄰近草地的森林次之，最低為連續森林的穿越帶(表九)，且有顯著差異 (Kruskal-Wallis test;  $P < 0.01$ )。其中森林與草地交界處、草地類別的台灣水鹿平

均密度指標均顯著大於連續森林穿越帶 (Dunn test;  $P < 0.01$ )，然而鄰近草地的森林與連續森林之間，以及森林與草地交界處、草地、鄰近草地的森林穿越帶彼此間的平均糞堆密度則無顯著差異 (Dunn test;  $P > 0.05$ )。

這樣的結果顯示台灣水鹿對於草地及草地與森林鑲嵌的地景結構的利用程度遠高於連續森林。而在森林與草地交界、草地及鄰近草地的森林三者之間，雖然森林與草地交界的平均密度大於其他兩者，但差異卻不顯著。其原因可能是因為研究區域內缺乏面積大於一百公頃以上的草地，使得草地的穿越帶對於台灣水鹿而言仍然太過接近森林邊緣，而鄰近草地的森林穿越帶可能也面臨同樣的問題，而淡化了彼此間的差異。然而，從這些穿越帶的糞堆密度大致隨著與森林與草地交界處的距離增加而有減少的趨勢，及遠離草地的連續森林穿越帶的糞堆密度顯著低於其餘三種類型，可以推論台灣水鹿為屬於森林邊緣的物種。這和 Yamada *et al.* (2003) 分析專家及獵人對水鹿棲地利用的知識及整理相關文獻所得到的結果相一致，顯示台灣水鹿對於森林草地交界處的使用率最高。可能和森林與草地交界處不僅能夠提供豐富且多樣的食草，來滿足水鹿成長與繁殖的營養需求，同時也有適當的遮蔽可供水鹿躲避危險及滿足繁殖需求的緣故。

#### 4. 植被棲地類型間的比較

比較各植被棲地類型間台灣水鹿平均密度指標，在 11 類植被棲地類型中，以松類森林與草地交界 45.8 隻/平方公里 ( $n = 6$ ;  $SD = 6.6$  隻/平方公里) 最高，鄰近草地的松類森林及鐵杉、冷杉林與草地交界次之，最低則為櫟林 0.12 隻/平方公里 ( $n = 5$ ;  $SD = 0.28$  隻/平方公里)，且台灣水鹿平均密度指標在植被棲地類型間有顯著的差異 (Kruskal - Wallis test;  $P < 0.01$ ) (表九)。其中松類森林與草地交界的平均密度指標顯著大於檜木林、柳杉造林、櫟林等連續森林 (Dunn test;  $P < 0.01$ )；鐵、冷杉與箭竹交界、箭竹草地亦顯著大於櫟林 (Dunn test;  $P < 0.01$ )。其餘兩兩植被棲地類型間的差異不顯著 (Dunn test;  $P > 0.05$ )。這樣的結果和地景結構間的關係相符合。

而在地景類別下的細項棲地間，我們發現在鄰近草地的森林中，鐵、冷杉林與松類森林間台灣水鹿平均密度指標沒

有顯著差異 (Mann-Whitney U test;  $P = 0.18$ )。在連續森林穿越帶中，各類型森林有顯著差異 (Kruskal-Wallis test;  $P < 0.01$ )。其中松類森林及鐵、冷杉林顯著大於櫟林 (Dunn test;  $P < 0.01$  及  $0.05$ )。而在森林與草地交界中，松類森林與草地交界的平均密度指標顯著大於鐵、冷杉與草地交界 (Mann-Whitney U test;  $P < 0.01$ )。

由以上結果顯示台灣水鹿在植被棲地的選擇，有偏好演替初期植物社會的趨勢，其原因可能和主要食草的豐富度、可及性、熱量的保存等有關 (李及林 2004)。

### 5. 不同平均坡度等級間的比較

我們依據手持式衛星定位接收器 (GPS) 所測得的各穿越帶位置，套疊研究區域的坡度圖 (利用  $20\text{m} \times 20\text{m}$  DTM 圖層計算得來) 來擷取穿越帶跨越地區的平均坡度，並以每單位距離上升的百分比 (%) 來表示。結果顯示 63 條穿越帶的平均坡度皆小於  $100\%$  ( $45$  度)，最高為  $92.6\%$ ，最低為  $3.6\%$ 。如果將坡度以每  $15$  度分成 1 個坡度等級，則依序可以分成 1 ~ 3 等不同坡度等級，各包括有 6、37 及 20 條穿越帶。各坡度等級的台灣水鹿平均密度指標隨著坡度等級的增加而遞減，且三者間有顯著的差異 (Kruskal-Wallis test;  $P < 0.05$ )。其中平均坡度小於  $15$  度的地區的平均密度指標顯著大於平均坡度  $30 \sim 45$  度的地區 (Dunn test;  $P < 0.05$ )。

整體而言，台灣水鹿的棲地利用的棲地利用在巨觀受到棲地地理位置差異、狩獵壓力的歷史與現況、地景結構、植被類型、平均坡度的影響，而各因子的重要性與彼此的關聯及微棲地因子探討，仍有待進一步分析。

### 三、一般習性調查

李及林 (2003、2004) 曾對台灣水鹿的食性有詳細的分析，也針對台灣水鹿的體色、鹿角、角週期、繁殖期、社群組成、活動模式、休息處特徵、磨角痕跡、泥浴打滾痕跡、泥浴後的標示痕跡、耙痕、眶下腺標示痕、母鹿生產時所鋪築的巢窩等痕跡、敵對行為、遭遇危險的行為、舔食尿液的行為、雄性水鹿繁殖期的低吼聲等行為進行了定性的觀察、測量與描述。本年度透過架設於森林內水池的紅外線自

動相機，補充雄性台灣水鹿的泥浴打滾行為。同時也針對台灣水鹿啃食樹皮或磨角的行為對高海拔森林的影響進行定性描述。

### (一)泥浴打滾行為

92年8月29日上午07:24~07:29架設於鄰近盧利拉駱峰冷杉林內水池旁的自動相機，拍攝到一隻硬角期雄性水鹿的泥浴打滾行為，雖然因為底片的限制，我們無法精確地描述出整個泥浴打滾標示的連續行為序列，然而所拍攝到的照片已經可以大致呈現繁殖期雄性水鹿的特殊標示行為，描述於后：07:24該隻硬角期的雄性水鹿接近水池，並蹲伏於泥水池內，彎曲收縮前腿，開始左右側翻，側翻的同時並且噴灑尿液於體側及眶下腺體附近。之後，起身站立並連續兩次低頭以眶下腺體磨蹭池邊的玉山箭竹，接著揚起頭疑似發出繁殖期的低吼聲，緊接著連續三次低頭以眶下腺體磨蹭池邊的玉山箭竹。移動位置後又連續兩次低頭以眶下腺體磨蹭池邊的玉山箭竹，緊接著又再度蹲伏入泥池內泥浴打滾側翻，此時底片拍完無法描述後續行為。上述的泥浴打滾-噴尿-標示-低吼-標示-泥浴打滾的連續行為序列，推測可能為雄性水鹿發情期的展示與標示領域的行為。而打滾的同時噴灑尿液於體側及眶下腺體附近之後再以眶下腺體進行標示，推測可能有將尿液與眶下腺體分泌物混合以增加氣味的作用。

郭(2005)於盤石山區所觀察到的台灣水鹿泥浴行為( $n=10$ )，90%為雄性成體，僅有一次為幼體所為，且從未觀察到雌性個體有此行為。本研究架設於泥浴打滾池附近的相機也從未觀察過雌性水鹿有此行為，同時所拍攝到滿身泥水的個體( $n=3$ )也皆為雄性個體。郭(2005)的實際觀察也指出雄鹿會有在泥浴池噴灑自己尿域的行為，並會伴隨一系列的標示行為序列。李及林(2004)亦指出泥浴池附近經常可以發現扒地痕、磨角痕、泥浴後水鹿以身體磨樹幹所留下的泥痕及雙腳站立標示所留下的高位標示泥痕等痕跡，綜合這些觀察研判此行為應為雄性水鹿所獨有，可能有標示領域或展示的作用。而泥浴池附近可能為雄性個體求偶期間活動範圍內一個相當重要的場所。未來可以利用廣泛架設於水鹿泥浴打滾池或扒地標示痕跡附近的紅外線自動相機，並透過個體辨識來了解雄性水鹿求偶期的配對制度及領域行為。

### (二)水鹿啃食樹皮行為



研究期間在各樣區偶有發現樹木樹幹被水鹿啃食或磨角所留下的痕跡，前者可藉由是否留有齒痕、撕咬樹皮痕跡、殘留在地上的樹皮部位僅剩最外層死亡老化的部分及傷害的面積通常較大等資訊來和磨角痕區分。高海拔區域水鹿會啃食樹皮的樹種包括有冷杉、鐵杉、華山松、玉山圓柏、刺柏、厚葉柃木、高山櫟、台灣鵝掌柴、苗栗冬青等，但以鐵杉及台灣鵝掌柴樹皮被啃食較為嚴重，造成環剝致死的比例也較高，冷杉、華山松次之。會被啃食的樹木並不限於小徑級的個體，和磨角痕主要出現在徑級小於 15 公分的個體有所不同。而許多徑級達 50~70 公分的鐵杉或台灣鵝掌柴，會因台灣水鹿多年地重複啃食，造成環剝而枯死。這在幾處水鹿密度較高的地區，如太平谷、太平溪源已經可以發現此一現象。

現場觀察其吃食的部位，為位於形成層與韌皮部死亡細胞（樹皮的最外層）中間的皮層細胞部位，啃食的方式為利用鹿角或是門齒先將最外層的樹皮移除，再啃食中間活存的皮層細胞。因而一些有新鮮的啃食痕植株的根部周圍均可發現散落的樹皮，同時可以在被啃食的部位發現明顯的齒痕或部分磨角痕。而此部位一般為植物體快速輸送養分至根部的器官，是否因此提供水鹿較高的養分來源或是其他成長所需之稀有元素，有待進一步透過樹皮及土壤養分成分分析來探討。

玉山國家公園範圍內的南二段也有同樣的情形被報導，尤其是拉庫音溪源頭至塔芬谷沿線較為嚴重，雖然整體而言目前的影響面積仍不及 1%，尚屬輕微，然而部分小面積森林區塊死亡植株可達 70% 以上（林宗以，未發表資料）。而本保護區及其鄰近區域目前以僕落西擴山、盧利拉駱西峰、食祿間山至 2935 峰及盧利拉駱西峰附近及位於保護區外的太平谷被啃食的植株較多，然影響較南二段更為輕微。

由南二段區域被環剝啃咬致死的個體在整片森林的空間分布情形，主要是沿著林地邊緣或是林間隙地(gap)邊緣分布，並以幼樹為主，這可能是跟幼樹生長位置、本身較容易被環剝及死亡所致。位於中間的大樹樹幹亦有被大面積啃食的現象，然而由於大樹較不易被環剝及死亡較慢，因此在地景上不易呈現其受害程度，必須深入林內進行測量方能評估。而其影響的程度跟林地和草地交界長度和林地面積的比例有關，亦即長度/面積的值愈大死亡個體比例愈高（林宗以，未發表資料）。由這

樣的空間分布現象，推測水鹿啃食樹皮的行為有減緩或抑制高海拔區域森林面積擴充、更新的作用，相對對於高山區域草地面積的維持亦扮演著重要的角色。

#### 四、狩獵壓力現況

瑞穗林道及中平林道是玉里野生動物保護區的兩大交通動線，其中瑞穗林道更是直抵玉里野生動物保護區範圍內，交通的便利也增加狩獵的方便性與強度。目前，瑞穗林道僅通車至 10 公里處，機車可至 20.5 公里處，離保護區尚有約 8 ~ 18 公里的步程；中平林道則通車至 17.2 公里，離保護區尚有約 25 公里的步程。這樣的交通阻隔，限制了狩獵可及的範圍。比較上一年度的調查，本年度調查初期瑞穗林道僅可通行至 20.5 公里，之後的道路因崩塌、倒木及芒草叢生使得步行困難，加上工程已經結束近半年，因此並無新的狩獵跡象；然而，鄰近保護區的 26 公里叉路林道沿線，卻由於先前獵人未將吊索陷阱拆除，而使得許多動物誤中陷阱而死亡。而南端的中平林道，由於車行終點距離保護區較遠，狩獵壓力最遠止於 35 公里工寮附近，而較集中於 24 公里之前，未及保護區範圍。然而 92 年 8 月調查時適逢玉山國家公園管理處雇工整修馬博橫斷的山徑，沿路清理中平林道至馬布谷的芒草，對於狩獵壓力的影響仍需觀察。其他區域雖有零星發現獵徑及吊索陷阱，然而都至少接近十年未再利用，可以歸為無狩獵壓力的區域。

由上面的觀察，發現目前玉里野生動物保護區的狩獵壓力由於道路的阻斷已經幾近消失，只有偶而於瑞穗林道 28 公里至 31 公里兩旁約 200 公尺的範圍內有輕微的狩獵壓力。主要的狩獵壓力被導引至瑞穗林道 19.5 公里處的叉路，屬於保護區範圍之外。因此可以預見本保護區邊緣的台灣水鹿族群未來幾年應該有增加的趨勢，應該持續加強本區台灣水鹿族群的監測、擴散的方向與速度及其對植物社會與動物群聚的影響。

#### 五、大型草食獸族群及其對森林生態系影響長期監測建議

由本研究的結果顯示近年來台灣水鹿的分布範圍及族群數量有恢復與擴充的趨勢，部分族群密度較高的高海拔區域已經對當地森林植群的演替產生影響，因此建立一套能夠掌握大型草食獸的族群密度變化及其對森林生態系影響的長期監測體系是有其必要性與迫切性

的。在族群密度變化監測上，可依經營管理的需求參考本研究所採用的穿越帶糞堆計數法，透過適當的取樣設計來進行估算；或是利用捕捉標記法再輔以紅外線自動相機來進行族群估算。逐步建立並掌握台灣水鹿的族群數量分布概況與變化趨勢。而在台灣水鹿對森林生態系影響的長期監測體系，則可以配合目前林務單位長久以來已經建立的林木檢訂體系，採廣設永久樣區的方式來監測檢定森林植群隨時間的變化情形。亦即，於每次進行永久樣區檢定時，除了原有之測量與紀錄項目外，另外增加紀錄樣區內有水鹿磨角痕、啃食樹皮痕跡的樹種、啃食痕跡或磨角痕跡離地最高高度與最低高度、受害面積大小、是否造成樹木環剝致死，並描述樣區林下灌叢、地被植物遭水鹿啃食的情形等資訊。同時計數樣區內發現的台灣水鹿等大型草食獸的糞堆數量，作為水鹿族群相對密度的依據。以提供管理單位水鹿等大型草食獸族群數量與分布變化及其對當地森林生態系的影響程度評估，並適時提出相關因應之經營管理措施。

## 伍、結論與建議

- 一、 本研究顯示，台灣水鹿廣泛分布於玉里野生動物保護區及其周邊區域，且近年來分布範圍有擴張的跡象，但各地之相對豐富度受到棲地類型、人為干擾與狩獵壓力的影響相當大。位於中央山脈心臟地帶的保護區核心區域，及一些與玉山國家公園、丹大野生動物重要棲息環境接壤的幾處平緩溪流源頭谷地，諸如太平溪源、丹大東峰、哈伊拉漏溪源頭谷地及馬布谷等，台灣水鹿族群密度相當高。這些地處深山的森林與箭竹草原鑲嵌的源頭谷地，提供台灣水鹿豐富的食草與安全的避難所，是目前台灣少數幾處可以和台灣水鹿近距離接觸的區域。而鄰近瑞穗林道及中平林道的保護區邊緣區域，受到台灣水鹿棲地選擇、過往狩獵壓力、造林與開礦所帶來的人為干擾與破壞，以及目前部分地區仍然遭受狩獵干擾的影響，雖然也有發現台灣水鹿活動的跡象，但密度相當低。對於這些以往未有發現台灣水鹿而現在牠們又重新分布的地區，則應持續監測其族群成長與擴散的情形，以作為整個台灣水鹿族群或是森林經營管理的依據。
- 二、 據本研究估計，目前玉里野生動物保護區台灣水鹿的平均族群密度約為 10.60 隻/平方公里，總族群數量約為 1210 隻。此數值和世界其他有水鹿分布地區的族群密度相比，屬於普通到多的等級。其中台灣水鹿在高海拔區域箭竹草地與溫帶針葉林鑲嵌的和緩溪流源頭谷地密度最高，然而高密度的台灣水鹿族群可能會影響到高山植物群聚的結構、演替與更新。同時，台灣水鹿長期的高啃食壓力，也可能會使得食草品質低落，進而影響這些區域台灣水鹿族群的動態。因此，對於這些有高密度水鹿棲息的環境，應該要長期監測台灣水鹿與植物群聚間的互動關係，以瞭解台灣水鹿在這些區域調節森林與草地面積的實際影響。
- 三、 由野外的實際目擊紀錄顯示，透過適當的棲地分層與取樣，糞堆計數法能夠反映台灣水鹿在野外的族群密度，是監測與評估台灣水鹿等大型偶蹄目動物族群數量與密度的良好方法。而本研究對台灣水鹿糞堆分解試驗的結果，顯示分解速率在不同海

拔高度、植被類型間的差異相當明顯。在利用糞堆計數來進行族群估算或是棲地利用研究時，需特別留意此差異。本研究建議事先移除排遺糞堆計數法的複查間隔，在高海拔區域應以6~8個月較為合適，然而中、低海拔區域由於分解速率極快，以不超過2個月為原則。未來應有系統地加強排遺分解速率的試驗，了解不同海拔、棲地、季節的排遺的分解速率曲線及其影響因子。同時加強土地利用型圖及DTM高程圖等基礎圖層的校正，提高其正確性與精確度。並透過事前的圖層取樣作業及取樣後的圖層分析，來增加估算的準確度，以逐步建構中大型反芻類動物在台灣的密度分布模式。這將是未來擬定確實且效的動物、森林及狩獵等經營管理策略重要且關鍵的步驟。

四、玉里野生動物保護區及其鄰近區域擁有完整壯觀的檜木原始林、優美的高山溪流與源頭谷地以及豐富多樣的野生動物資源，更是台灣目前少處幾處可以目擊台灣水鹿群聚覓食的區域，而其週邊區域諸如瑞穗林道及中平林道更是目前台灣少數幾處蝙蝠種類多樣性極高的地區。雖然目前保護區的狩獵壓力主要來自瑞穗林道，然而由於林道的阻斷，保護區周邊的台灣水鹿族群及其他野生動物的狩獵壓力略微減輕。為了保護區的長久經營，除了要持續監測台灣水鹿等中大型哺乳動物族群變動、其對森林影響以及針對狩獵行為進行適當管制外，更重要的是應該要儘速加強本保護區生物多樣性的調查與研究，諸如蝙蝠分類與生態、陸域無脊椎動物的調查等，以求充分了解本區特色。一方面能夠掌握保護區的重要資源與干擾狀況，藉以採取適當的經營管理策略來因應；另一方面，也可以作為保護區生態教育及展示的最佳資源。因此，除了要加強保護區經營管理人員的訓練外，也應在生物多樣性研究與監測、林道通行狀況之管理與狩獵與盜伐的管制、以及生態解說教育、遊憩等方面進行綜合的評估與長期規劃，以求得最大的經濟及生態效益。

## 陸、誌謝

本調查承蒙行政院農委會林務局之經費支持；師範大學王穎教授、屏東科技大學裴家騏教授提供寶貴意見與指正；林務局保育組方國運組長、保育科劉瓊蓮科長、夏榮生技正暨全體同仁、調查科管立豪科長、花蓮林區管理處陳清香處長、楊昭南技正、玉里工作站蘇文記先生及台灣大學生態學與演化生物學研究所野生動物研究室的多方協助；台灣大學生態學與演化生物學研究所謝長富教授、吳聖傑、林均雅、吳浚鎰、陳保元、呂易聰及文化大學森林系林世杰、馬世聰等同學協助植物的鑑定分類與野外植群樣區的調查；清華大學曾晴賢教授提供攝影器材，東華大學自然資源研究所吳海音教授及姜博仁、劉思沂、郭正彥等先生提供與交換研究資訊；鄭蕙如、池文傑協助GIS圖層製作與相關分析；野生動物研究室李筠筠小姐協助行政工作，及花蓮玉里李元富先生長期支援山區險峻林道接送。南澳金洋村的蔡振光先生與花蓮卓溪的魏友仁先生長期協助野外工作與調查裝備的背負。林宗億、吳建龍、許永暉、楊宗穎等朋友不辭辛勞的上山協助穿越帶的劃設、調查與野外資料的收集，特此表達萬分之謝意。

## 柒、參考文獻

- 王穎，林文昌，1987。台灣地區山產店對野生動物資源利用調查(Ⅱ)。行政院農業委員會生態研究第 021 號，77 頁。
- 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、陳怡君、陳美汀、李欣宇，1995。玉山國家公園瓦拉米地區中大型野生哺乳動物之棲地、習性及族群動態之調查(三)。玉山國家公園研究叢刊 1057 號。47 頁。
- 王穎，1997。東部山區野生動物族群調查及當地居民對該資源之利用。行政院農業委員會。
- 王穎、王佳琪、郭正彥、吳幸如、陳順其、蔡佳淳，2003。台灣中大型保育類草食動物現況之調查(四)。行政院農業委員會。29 頁。
- 王穎，2004。丹大地區野生動物重要棲息環境分區規劃及動物監測(第二年)。行政院農業委員會林務局保育研究系列 92-11 號。
- 呂光洋、張巍薩、花炳榮，1990。玉里野生動物保護區動物相調查。台灣省林務局保育研究系列 79-02 號。
- 李玲玲、林宗以，2003。台灣水鹿的食性研究。行政院農業委員會林務局保育研究系列第 91-3 號。72 頁。
- 李玲玲、林宗以，2004。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(二)。行政院農業委員會林務局保育研究系列第 92-3 號。50 頁。
- 林務局，1994。第三次台灣森林資源及土地利用調查—野生動物資源調查。台灣省農林廳林務局。151 頁。
- 黃紹毅，1990。台灣長鬃山羊 (*Capricornis crispus swinhoei*) 排遺分解之研究。國立台灣師範大學生物研究所碩士論文。67 頁。
- 陳彥君、侯人榮，1989。台灣四種有蹄類動物糞粒測量和排糞率。動物園學報 1:159-172。
- 郭正彥，2005。盤石山區高地草原台灣水鹿之日間行為。國立台灣師範大學生命科學系碩士論文。68 頁。
- 堀川安市，1931。台灣哺乳動物圖說。水產出版社。109 頁。
- 裴家騏、姜博仁，2003。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(二)。行政院農委會林務局保育研究 91-20 號。72 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)期末報告初稿。行政院農委會林務局保育研究 92-2 號。86 頁。
- 歐辰雄，1994。玉里野生動物自然保護區植群生態之調查研究。台灣省農林廳林務局。42 頁。
- 劉建男、林宗以，2002。雲霧森林裡的精靈-玉里野生動物保護區哺乳動物簡介。自然保育季刊 39: 57-63。
- Ahrestani, F. S. 1999. *Population density estimates for mammalian herbivores in Bhadra Wildlife Sanctuary, South India*. MSc dissertation, Syracuse University, New York.
- Bagchi, S., Goyal, S.P., and Sankar, K. 2003. Prey abundance and prey selection by tigers (*Panthera tigris*) in a semi-arid, dry deciduous forest in western India. *Journal of Zoology* 260: 285-290.
- Biswas, S. and Sankar, K. 2002. Prey Abundance and Food Habit of Tigers (*Panthera Tigris Tigris*) in Pench National Park, Madhya Pradesh, India. *Journal of Zoology* 256: 411-420.
- Bolen, E. G. and Robinson, W. L. 2003. *Wildlife ecology and management*. Person Education, Inc. 634pp.
- 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.
- Fuller, R. J. and Gill R. M. A. 2001. Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. *Forestry* 74: 193-199.
- Fuller, T. K. 1991. Do pellet counts index white-tailed deer numbers and population-change. *Journal of Wildlife Management* 55: 393-396.
- Garrot, R. A., White P. J., and White C. A. V. 1993. Overabundance: an issue for conservation biologist? *Conservation Biology* 7: 946-949.
- Gill, R. M. A. 1992. A review of damage by mammals in North Temperate forests: 1. Deer. *Forestry* 65:145-169.
- Groot Bruinderink, G. W. T. A., Hazebroke E. 1996. Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology* 10:1059-1067.
- Jathanna, D., Karanth, K. U., Johnsingh, A. J. T. 2003. Estimation of large herbivore densities in the tropical forests of southern India using distance sampling. *Journal of Zoology* 261: 285-290.
- Karanth, K. U. and Sunquist, M. E. 1992. Population-structure, density and biomass of large herbivores in the tropical forests of Nagarahole India. *Journal of tropical Ecology* 8: 21-35.



- Karanth, K. U. & Nichols, J. D. 2000. *Ecological status and conservation of tigers in India*. Final technical report to the Division of International Conservation, US Fish and Wildlife Service, Washington DC and Wildlife Conservation Society, New York. Bangalore, India: Centre for Wildlife Studies.
- Khan, J. A., Chellam, R., Rodgers, W. A., & Johnsingh, A. J. T. 1996. Ungulate densities and biomass in the tropical dry deciduous forests of Gir, Gujarat, India. *Journal of Tropical Ecology* 12: 149-162.
- Knapp, A. K., Blair, J. M., Briggs, J. M., Collins, S. L., Hartnett, D. C., Johnson, L. C. and Towne, E. G. 1999. The keystone role of bison in north American tallgrass prairie- Bison increase habitat heterogeneity and alter a broad array of plant, community, and ecosystem processes. *BioScience* 49: 39-50.
- Kumar, N. S. 2000. *Ungulate density and biomass in the tropical semi-arid forest of Ranthambore, India*. MSc thesis, Pondicherry University.
- Laing, S. E., Buckland, S. T., Burn, R. W., and Lambie, D. 2003. Dung and nest surveys: estimating decay rates. *Journal of Applied Ecology* 40: 1102-1111.
- Lewis, J. C., Flynn, L. B., Marchinton, R. L., Shea, S. M., and Marchinton, E. N. 1990. Ecology of sambar deer on St. Vincent National Wildlife Refuge, Florida (USA). *Bulletin of Tall Timbers Research Station* 0(25): III-XIV, 1-107.
- Marque, F. F. C., Buckland, S. T., Goffin, D., Dixon, C. E., Borchers, D. L., Mayle, B. A., and Peace, A. J. 2001. Estimating deer abundance from line transect surveys of dung: sika deer in southern Scotland. *Journal of Applied Ecology* 38: 349-363.
- Mayle, B. A. 1996. Progress in predictive management of deer populations in British woodlands. *Forest Ecology and Management* 88(1-2): 187-198.
- Mayle, B. A., Peace, A. J., and Gill, R. M. A. 1999. *How Many Deer? A Field Guide to Estimating Deer Population Size*. Forestry Commission, Edinburgh.
- Mayle, B. A., Putman, R. J., and Wyllie I. 2000. The use of trackway counts to establish an index of deer presence. *Mammal Review* 30: 233-237.
- McCullough, D. R. 1979. *The George Reserve Deer Herd*. Univ. Michigan Press, Ann Arbor. 271pp.
- McCullough, D. R. 1997. Irruptive behavior in ungulates. In McShea *et al.* eds. *The Science of Overabundance: Deer Ecology and Population Management*. Washington, DC: Smithson. Inst. Press.

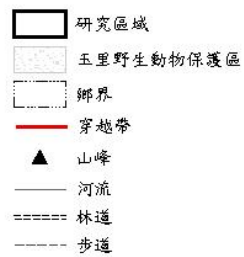
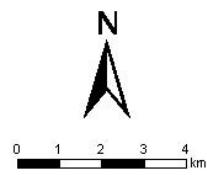
pp. 69-98.

- McIntosh, R., Burlton, F. W. E., and McReddie, G. 1995. Monitoring the density of a roe deer *Capreolus capreolus* population subjected to heavy hunting pressure. *Forest Ecology and Management* 79(1-2): 99-106.
- McShea, W. J., Underwood H. B., and Rappole J. H, eds. 1997. *The Science of Overabundance: Deer Ecology and Population Management*. Washington, DC: Smithsonian. Inst. Press. 402p.
- Neff, D. J. 1968. The pellet-group count technique for big game trend, census, and distribution: a review. *Journal of Wildlife Management* 32: 597-614.
- Neff, D. J., Wallmo, O. C., and Morrison, D. C. 1965. A determination of defecation rate for elk. *Journal of Wildlife Management* 29(2): 406-407.
- Ngampongsai, C. 1987. Habitat use by the sambar (*Cervus unicolor*) in Thailand: a case study for Khao-Yai National Park. In: *Biology and management of the Cervidae*. Washington: Smithsonian Institute. Pp. 289-298.
- Poter, W. F., and Underwood H. B. 1999. Of elephants and blind men: deer management in the U.S. national park. *Ecological Applications* 9: 3-9.
- Raedeke, K. J., Millspaugh, J. J., and Clark P. E. 2002. Population Characteristics. In: Toweill & Thomas eds. *North American elk ecology and management*. Washington and London: Smithsonian Institute, Pp. 449-491.
- Ratcliffe, P. R. 1987. Red deer population changes and the independent assessment of population size. *Symposia of the Zoological Society of London* 58:153-165.
- Riley, S. J., Decker D. J., Enck J. W., Curtis P. D., Lauber T. B., and Brown T. L. 2003. Deer populations up, hunter populations down: implications of interdependence of deer and hunter population dynamics on management. *Ecoscience* 10: 455-461.
- Smart, J. C. R., Ward, A. I., and White, P. C. L. 2004. Monitoring woodland deer populations in the UK: an imprecise science. *Mammal Review* 34(1): 99-114.
- Terford S. R. III. 2002. Deer tick-transmitted zoonose in eastern United States. In: Aguirre *et al.* eds. *Conservation Medicine: Ecological Health in Practice*. New York: Oxford University Press. pp. 310-324.
- Wardle, D. A., and Bardgett, R. D. 2004. Human-induced changes in large herbivorous mammal density: the consequences for decomposers. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2(3):

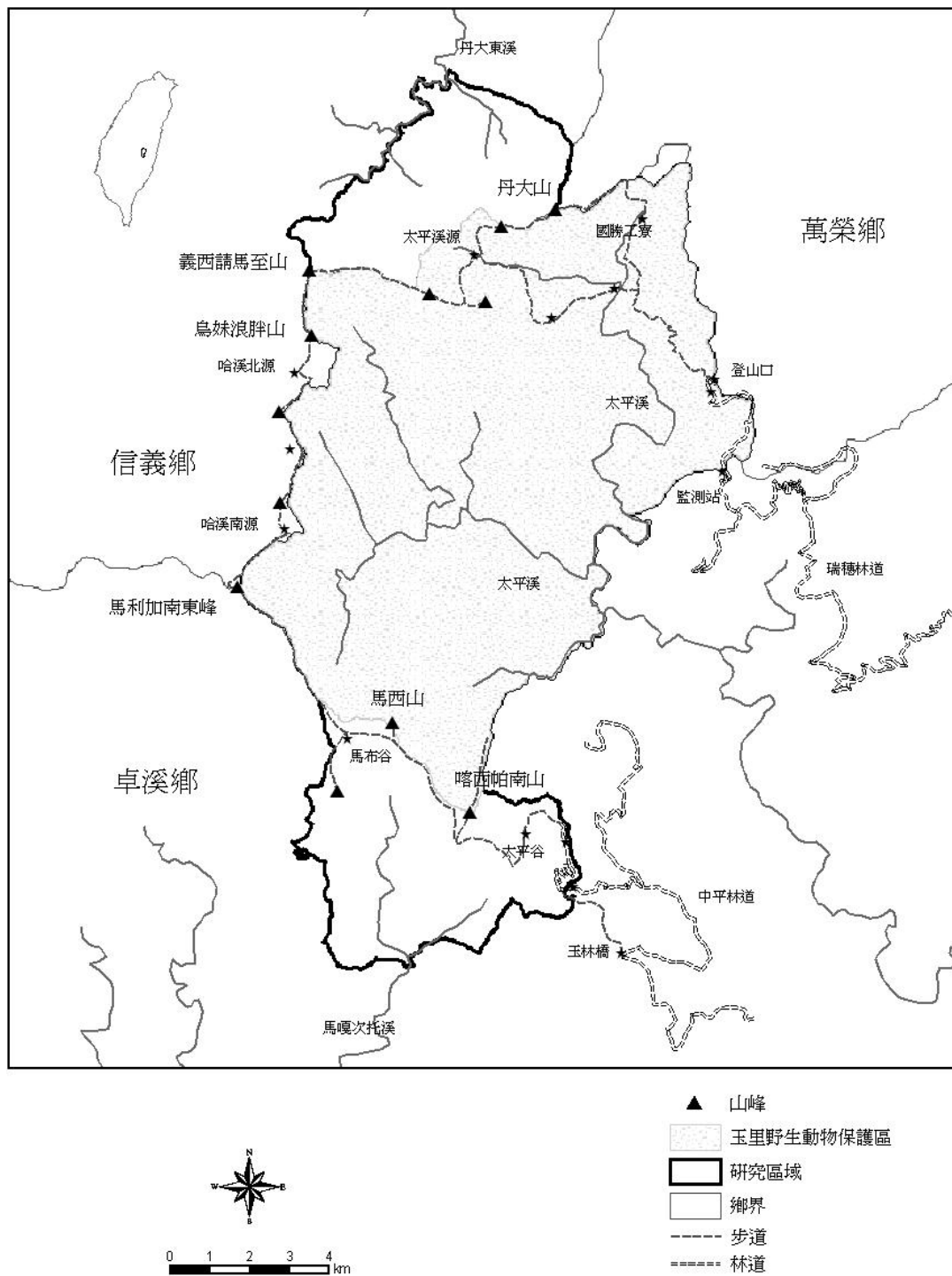
145-153.

Wright, R. G. 1999. Wildlife management in the national parks: Questions in search of answers. *Ecological Applications* 9(1): 30-36.

Yamada, K., Elith, J., McCarthy, M., and Zenger, A. 2003. Eliciting and integrating expert knowledge for wildlife habitat modeling. *Ecological Modelling* 165: 251-264.

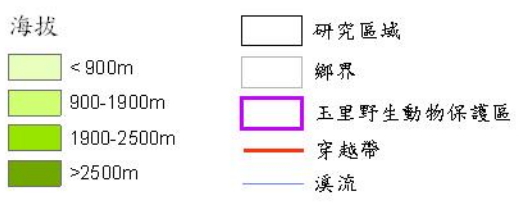
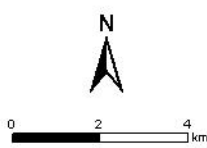
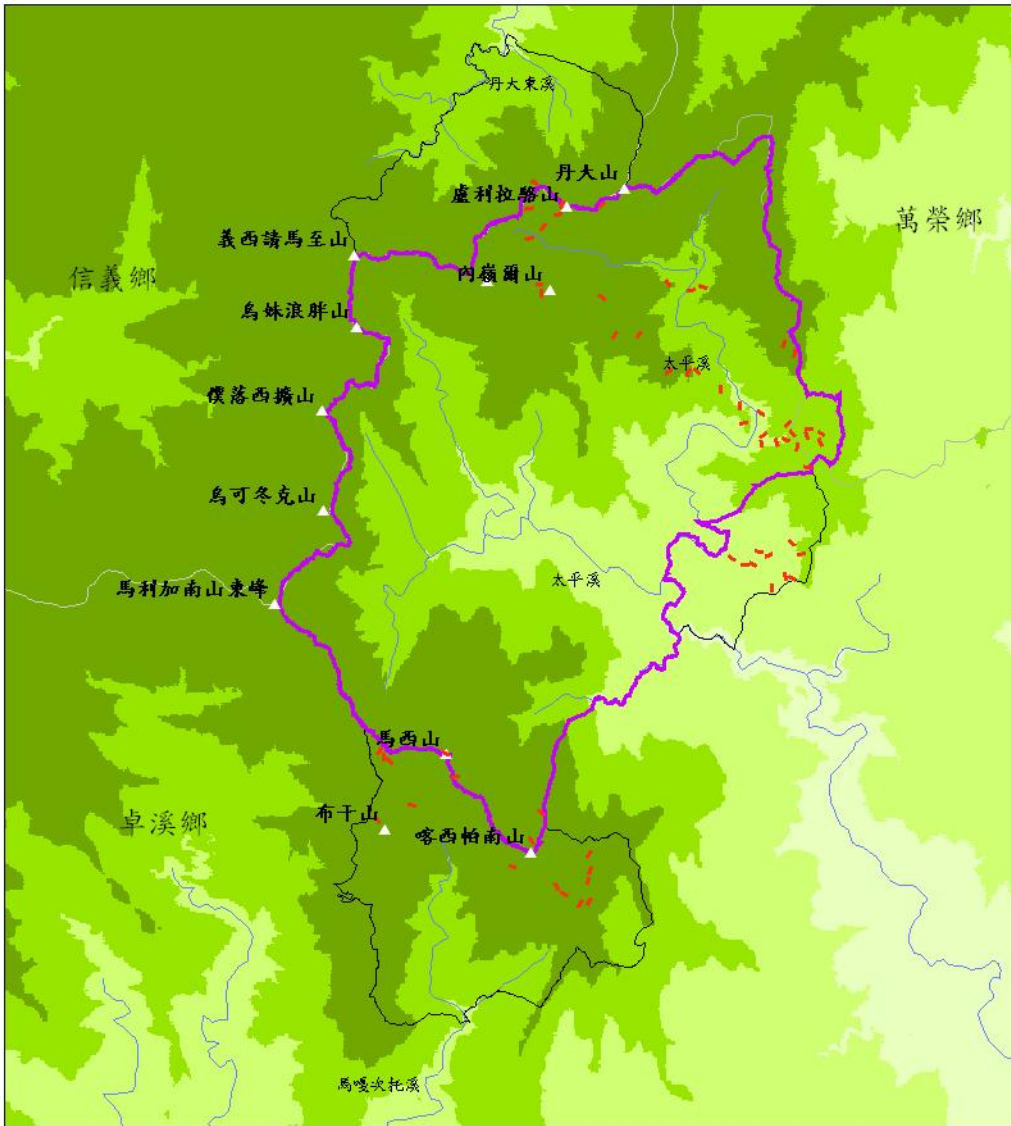


圖一、玉里野生動物保護區、研究樣區及取樣穿越帶位置圖。

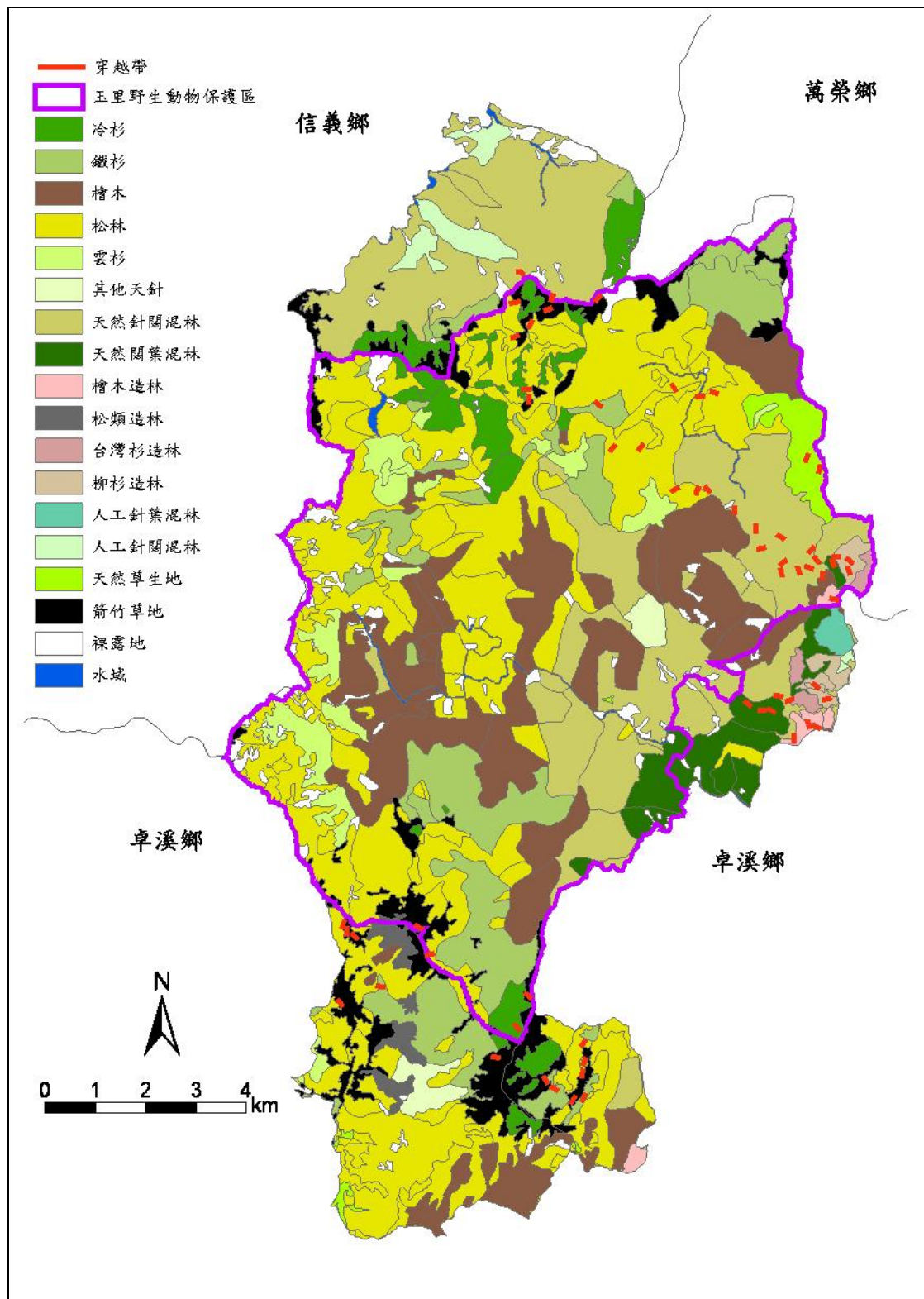


圖二、玉里野生動物保護區台灣水鹿沿線分布調查路線圖。

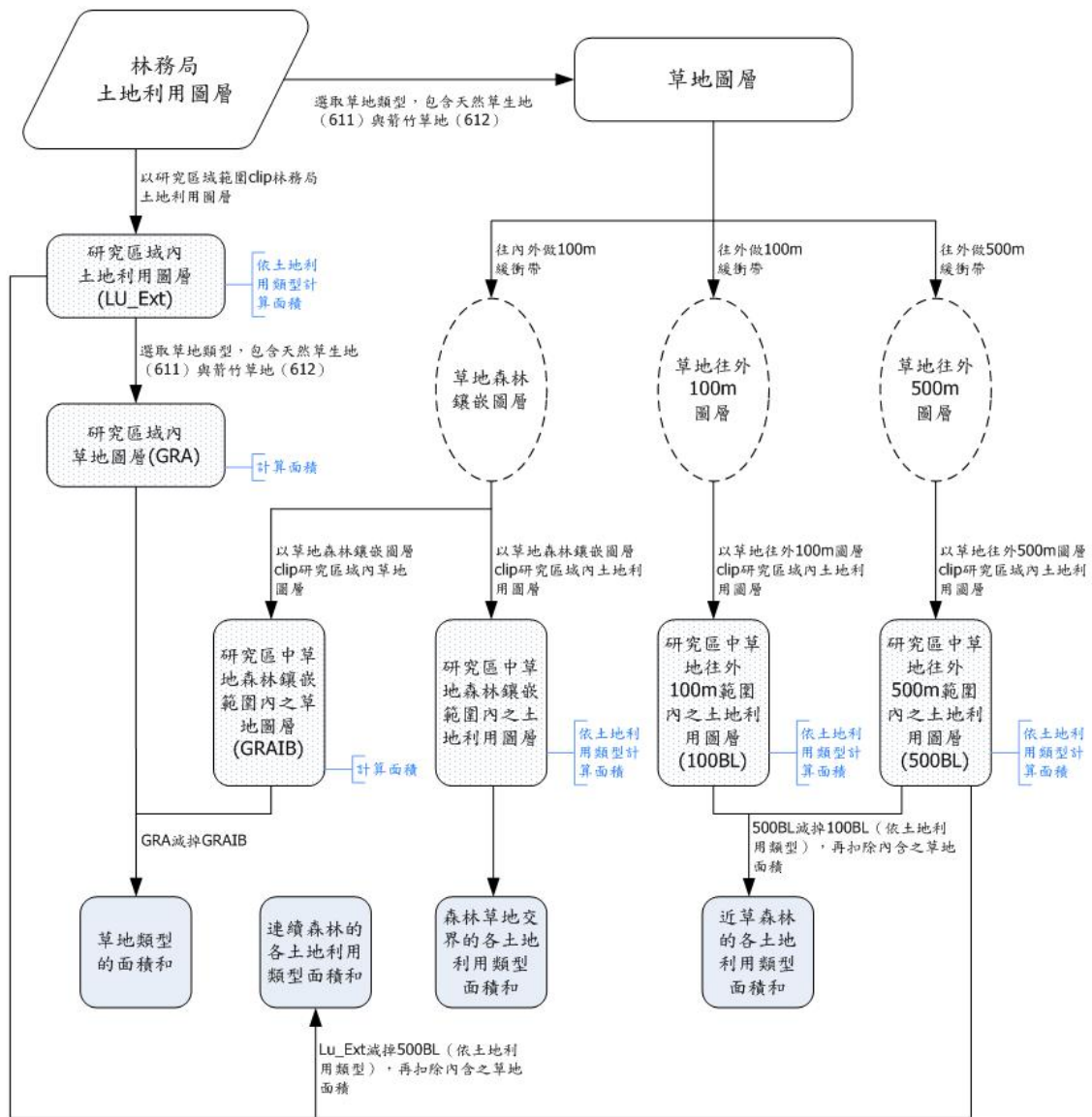
萬榮鄉



圖三、玉里野生動物保護區及周邊樣區海拔分帶圖。

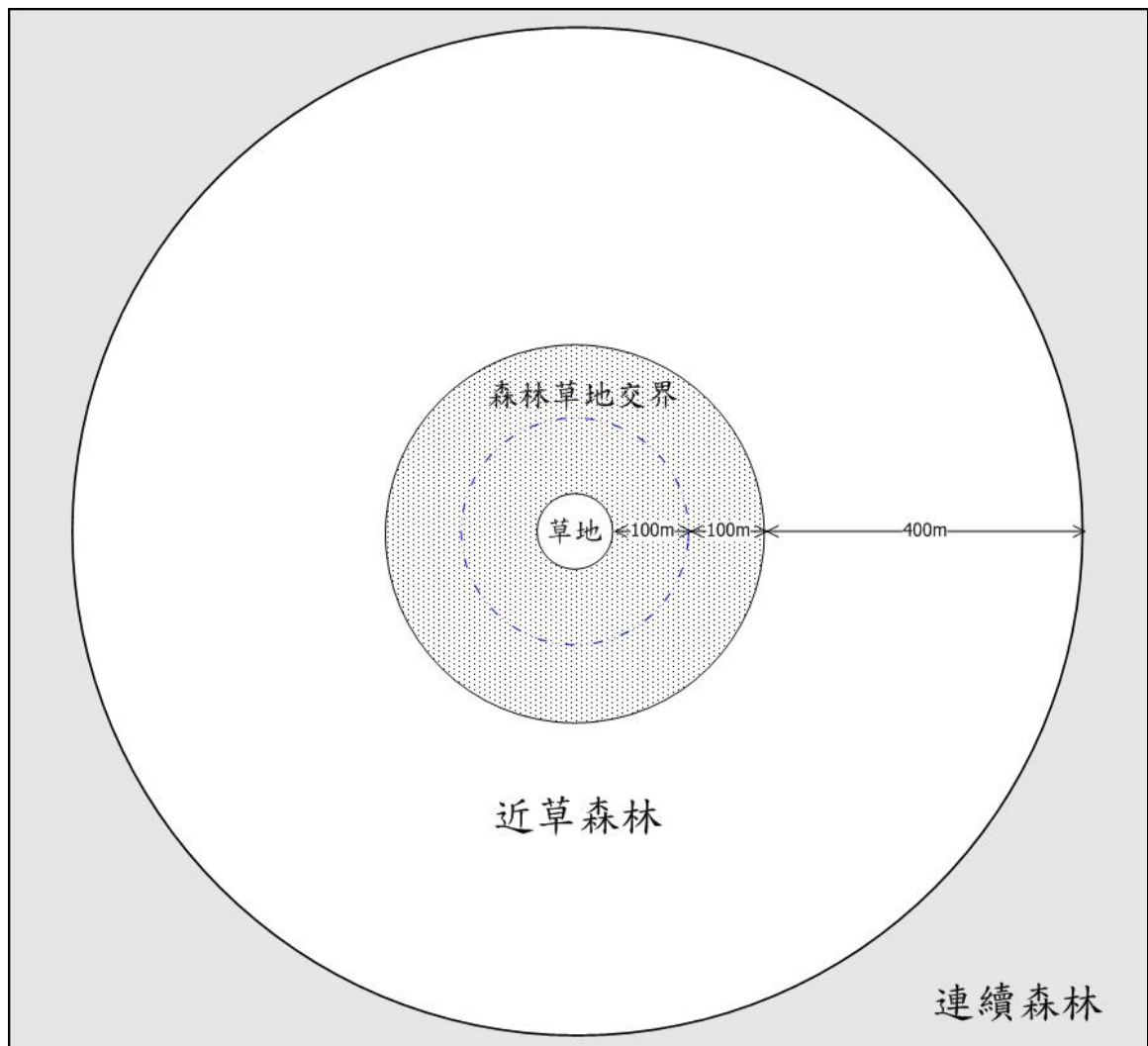


圖四、玉里野生動物保護區及周邊樣區植被類型分布、研究樣區與取樣穿越帶位置圖，本圖根據林務局第三次資源調查土地利用圖層、五千分之一林班基本圖配合部分現場調查修改而來。

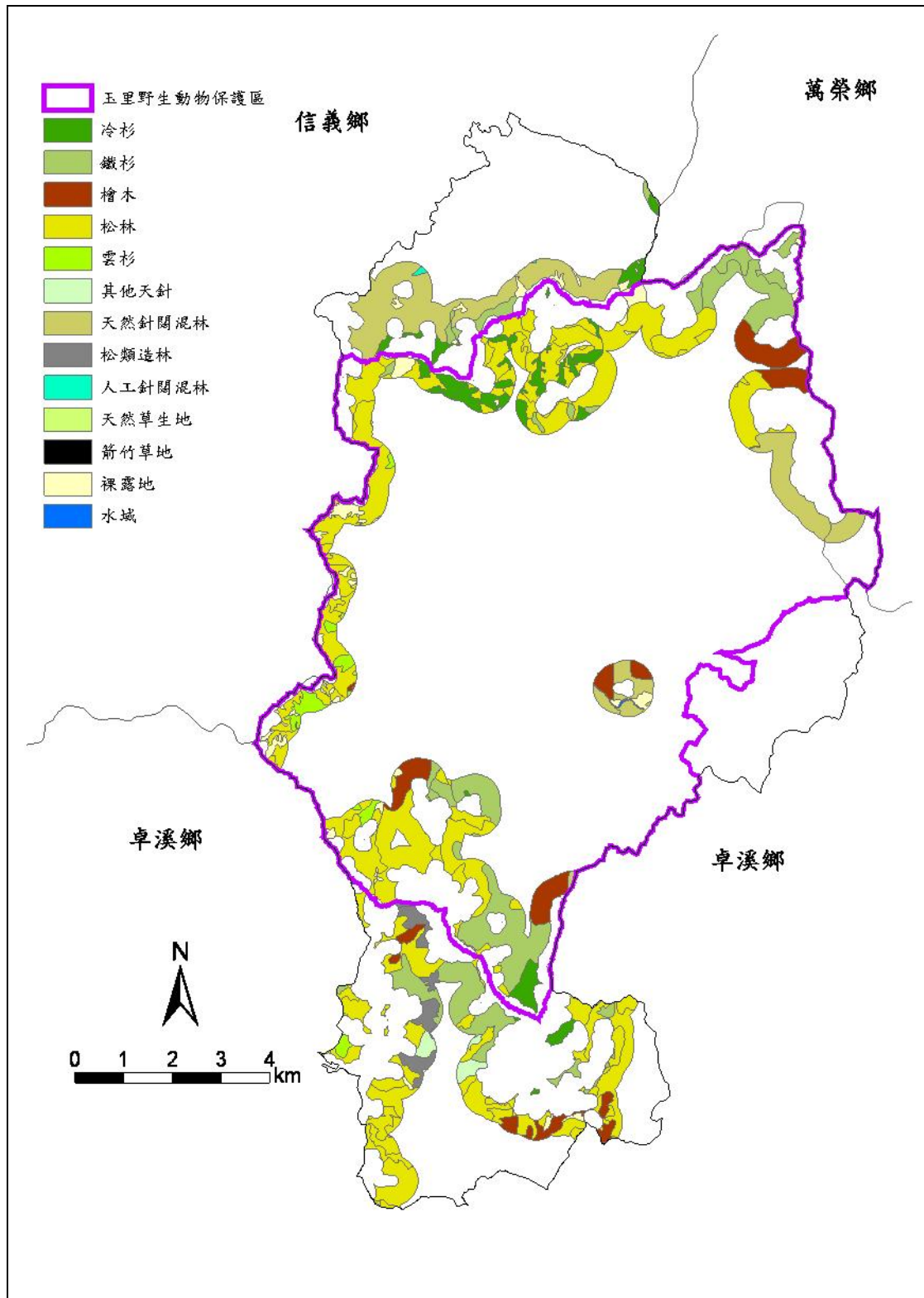


圖五:利用地理資訊系統界定各棲地類型範圍與面積計算流程圖。

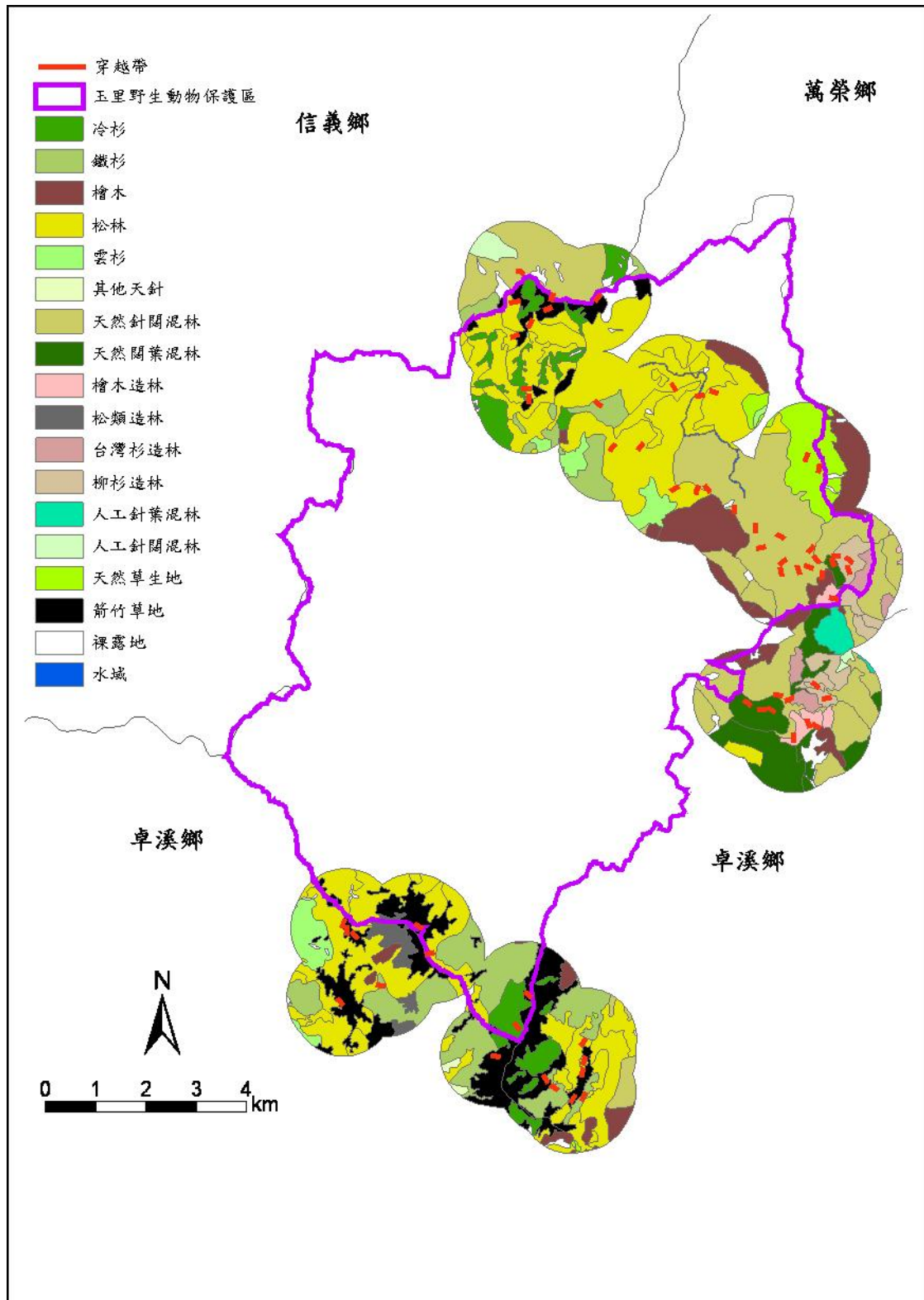




圖六、四大地景類別定義示意圖。



圖七、鄰近草地森林之土地利用類型與範圍圖。本圖以林務局第三次森林資源調查所得之土地利用圖程為底圖，利用 Arc GIS 9.0 軟體的緩衝區功能，擷取距離草地邊界 100 至 500 公尺範圍的森林區塊。



圖八、以穿越帶為中心往外取一公里半徑緩衝區所獲得的有效取樣範圍內植被類型分布圖。



圖九、玉里野生動物保護區及周邊樣區自動相機架設位置圖。

表一、玉里野生動物保護區及其周邊地區各海拔分帶面積與所佔比例

	玉里野生動物保護區		研究範圍	
	面積(公頃)	比例(%)	面積(公頃)	比例(%)
900-1900m	1925.1	16.9	1948.7	12.2
1900-2500m	4006.5	35.1	5443.0	33.9
2500-3443m	5447.0	48.0	8642.3	53.9
合計	11408.06	100	16024.1	100

a 面積計算使用現有玉里野生動物保護區 GIS 圖層邊界計算得來，因數化過程的誤差，與實際公告面積(11414.58 公頃)有些微差異。

b 研究樣區除了玉里野生動物保護區外，尚包括玉里事業區 44 林班、秀姑巒事業區 7 林班、10 林班部分林小班及丹大事業區 28 林班。

表二、玉里野生動物保護區各植被類型面積（公頃）及比例<sup>a</sup>。面積計算根據林務局第三次森林資源調查土地利用圖層、五千分之一林班基本圖配合部分現場調查校正後，以 GIS 圖層計算得來。

	佔有面積	佔有比例
冷杉林	390.2	3.4%
鐵杉林	1261	11.1%
松類	3878.3	34.0%
檜木林	2182.7	19.1%
雲杉林	488	4.3%
其他天然針葉林	62.1	0.5%
針闊葉混合林	1825.8	16%
闊葉混合林	179.2	1.6%
箭竹及天然草地	665.1	5.8%
崩壞裸露地	340.2	3.0%
溪流水域	53.3	0.5%

a.面積計算使用現有玉里野生動物保護區 GIS 圖層邊界計算得來，因數化過程的誤差，與實際公告面積(11414.58 公頃)有些微差異。

表三、玉里野生動物保護區及其週邊地區所設 63 條水鹿調查穿越帶基本資料。

編號	所屬樣區	海拔高度 (m)	穿越帶角度 (度)	穿越帶長度 (m)	平均* 坡度 (%)	坡度* 等級	地形位置	地景類型	植被類型
1	太平谷	2718	30	200	72.1	3	上坡面	近草森林	鐵杉林
2	太平谷	2752	120	200	32.8	2	谷地	近草森林	鐵杉林
3	太平谷	3140	140	200	46.6	2	上坡面	近草森林	冷杉林
4	太平谷	2705	220	200	79.7	3	下坡面	近草森林	二葉松林
5	太平谷	3175	130	200	47.1	2	上坡面	森草交接	短箭竹-冷杉林
6	太平谷	2656	210	200	32.2	2	谷地	森草交接	高箭竹-鐵杉林
7	太平谷	2650	200	200	10.0	1	谷地	森草交接	短草地
8	太平谷	2647	190	200	14.9	1	谷地	草地	箭竹草地
9	太平谷	2710	330	200	34.9	2	谷地	森草交接	箭竹草地
10	太平谷	3113	280	200	50.4	2	上坡面	草地	箭竹草地
11	馬布谷	2845	280	200	52.2	2	下坡面	連續森林	鐵杉林
12	馬布谷	3204	260	200	71.8	3	上坡面	近草森林	鐵杉林
13	馬布谷	3258	140	200	35.3	2	上坡面	森草交接	短箭竹-冷杉
14	馬布谷	3008	205	200	31.6	2	谷地	森草交接	短箭竹-松林
15	馬布谷	3019	0	200	26.3	1	谷地	森草交接	短箭竹
16	馬布谷	3000	320	200	3.6	1	谷地	森草交接	短草地
17	馬布谷	3443	300	200	16.0	1	上坡面	草地	箭竹草地
18	太平溪源	2805	310	200	74.3	3	下坡面	連續森林	鐵杉林
19	太平溪源	2885	90/130	200	56.6	2	上坡面	近草森林	冷杉林
20	太平溪源	2928	30	200	66.4	3	下坡面	近草森林	二葉松林
21	太平溪源	3230	270	200	44.7	2	上坡面	森草交接	短箭竹-冷杉
22	太平溪源	3164	20	200	56.7	2	上坡面	森草交接	短箭竹-冷杉
23	太平溪源	2935	260	250	57.8	3	谷地- 下坡面	森草交接	短箭竹-松林
24	太平溪源	2886	250	200	55.8	2	谷地- 下坡面	森草交接	短箭竹-松林
25	太平溪源	3096	40	200	31.2	2	谷地- 上坡面	草地	箭竹草地
26	太平溪源	3220	180	200	40.4	2	上坡面	草地	箭竹草地
27	太平溪源	3114	70	200	35.7	2	上坡面	草地	箭竹草地
28	雙溪口	2516	110	200	54.8	2	上坡面	連續森林	二葉松林
29	雙溪口	2546	150	200	69.0	3	上坡面	連續森林	檜木林
30	雙溪口	2310	80	200	83.4	3	下坡面	連續森林	檜木林

(續表三)

編 號	所 屬 樣 區	海拔 高度 (m)	穿越帶 角度 (度)	穿越帶 長度 (m)	平均* 坡度 (%)	坡度* 等級	地形 位置	地 景 類 型	植 被 類 型
31	沙武巒池	2674	20	200	55.5	2	谷地	草地	高山芒草地
32	沙武巒池	2671	10	200	27.3	2	谷地	草地	箭竹-高山芒草地
33	瑞穗林道	1995	160	200	43.9	2	下坡面	連續森林	柳杉造林
34	瑞穗林道	2126	130	200	38.8	2	上坡面	連續森林	柳杉造林
35	瑞穗林道	2258	340	200	46.2	2	上坡面	連續森林	柳杉造林
36	瑞穗林道	2234	100	200	26.5	1	上坡面	連續森林	檜木造林
37	瑞穗林道	2112	190	200	54.1	2	上坡面	連續森林	檜木林
38	瑞穗林道	1978	90	200	49.1	2	下坡面	連續森林	檜木林
39	瑞穗林道	1936	140	200	64.5	3	下坡面	連續森林	檜木林
40	瑞穗林道	1870	40	200	67.1	3	下坡面	連續森林	檜木林
41	瑞穗林道	1881	110	200	92.6	3	下坡面	連續森林	檜木林
42	瑞穗林道	1865	110	200	84.6	3	下坡面	連續森林	檜木林
43	瑞穗林道	1865	50	200	61.1	3	下坡面	連續森林	檜木林
44	瑞穗林道	1862	170	200	73.2	3	下坡面	連續森林	檜木林
45	瑞穗林道	1908	80	200	81.8	3	上坡面	連續森林	檜木林
46	瑞穗林道	1820	180	200	66.1	3	下坡面	連續森林	檜木林
47	瑞穗林道	1788	120/210	200	47.2	2	下坡面	連續森林	檜木林
48	食祿間山	2116	180	200	73.7	3	上坡面	連續森林	二葉松林
49	食祿間山	2468	320	200	74.5	3	上坡面	連續森林	二葉松林
50	食祿間山	2694	60	200	46.5	2	上坡面	連續森林	二葉松林
51	食祿間山	2539	10/20	200	80.4	3	上坡面	連續森林	二葉松林
52	食祿間山	2828	40	200	49.1	2	上坡面	近草森林	二葉松林
53	食祿間山	2776	220	200	42.8	2	上坡面	連續森林	鐵杉林
54	26K 支線	1873	80	200	67.8	3	上坡面	連續森林	柳杉造林
55	26K 支線	1857	130	200	49.8	2	上坡面	連續森林	柳杉造林
56	26K 支線	1826	180	200	42.1	2	上坡面	連續森林	檜木造林
57	26K 支線	1828	120	200	50.5	2	上坡面	連續森林	檜木造林
58	26K 支線	1784	160	200	44.6	2	上坡面	連續森林	檜木造林
59	26K 支線	1514	120	200	32.0	2	下坡面	連續森林	櫟林
60	26K 支線	1315	130	200	46.2	2	下坡面	連續森林	櫟林
61	26K 支線	1434	90	200	48.7	2	下坡面	連續森林	櫟林
62	26K 支線	1433	100	200	54.1	2	下坡面	連續森林	櫟林
63	26K 支線	1586	70	200	53.7	2	下坡面	連續森林	櫟林

\*平均坡度為利用 20m\*20m DTM 圖層計算所得，表示每單位水平距離所上升的高度。坡度等級則以每 15 度為分級標準，若換算成%表示則 1 級為 0-26.8%;2 級為 26.8-57.7%;3 級為 57.7-100%;4 級為 100% 以上。

表四、玉里野生動物保護區及其周邊地區各穿越帶糞堆計數（不事先移除排遺法及事先移除排遺法）調查日期、調查間隔天數。

穿越帶編號	所屬樣區	第一次調查日期	複查日期	第二次複查日期	複查間隔	第二次複查間隔
1	太平谷	92.07	92.11	93.07	135	241
2	太平谷	92.08	92.12	93.07	117	242
3	太平谷	92.12	93.01	93.07	34	199
4	太平谷	92.07	92.11	93.07	121	244
5	太平谷	93.01	93.08	-	206	-
6	太平谷	92.07	92.11	93.07	136	242
7	太平谷	92.07	92.11	93.07	137	242
8	太平谷	92.07	92.11	93.07	136	242
9	太平谷	92.08	92.12	93.07	115	243
10	太平谷	92.12	93.01	93.08	36	206
11	馬布谷	93.01	93.08	-	202	-
12	馬布谷	93.01	93.08	-	203	-
13	馬布谷	92.09	93.01	93.08	107	205
14	馬布谷	92.09	93.01	93.08	109	206
15	馬布谷	92.08	93.01	93.08	136	206
16	馬布谷	92.08	93.01	93.08	139	206
17	馬布谷	92.09	93.01	93.08	109	204
18	太平溪源	92.12	93.02	93.09	38	219
19	太平溪源	92.11	93.02	93.09	89	212
20	太平溪源	92.12	93.02	93.09	42	216
21	太平溪源	92.11	93.02	93.08	97	193
22	太平溪源	92.12	93.02	93.09	47	209
23	太平溪源	92.11	93.02	93.09	91	211
24	太平溪源	92.11	93.02	93.09	92	215
25	太平溪源	92.12	93.02	93.08	50	196
26	太平溪源	92.11	93.02	93.08	97	194
27	太平溪源	92.12	93.02	93.09	51	209
28	雙溪口	93.09	94.03	-	199	-
29	雙溪口	93.09	94.03	-	200	-
30	雙溪口	93.09	94.03	-	199	-



(續表四)

穿越帶編號	所屬樣區	第一次調查日期	複查日期	第二次複查日期	複查間隔	第二次複查間隔
31	沙武巒池	93.10	94.03	-	165	-
32	沙武巒池	93.10	94.03	-	163	-
33	瑞穗林道	93.11	94.07	-	244	-
34	瑞穗林道	93.10	94.03	-	145	-
35	瑞穗林道	93.10	94.03	-	149	-
36	瑞穗林道	93.10	94.03	-	148	-
37	瑞穗林道	93.10	94.03	-	148	-
38	瑞穗林道	93.10	94.03	-	147	-
39	瑞穗林道	93.11	94.07	-	247	-
40	瑞穗林道	93.11	94.07	-	249	-
41	瑞穗林道	93.11	94.07	-	251	-
42	瑞穗林道	93.11	94.07	-	229	-
43	瑞穗林道	93.11	94.07	-	230	-
44	瑞穗林道	93.11	94.07	-	231	-
45	瑞穗林道	94.02	94.07	-	177	-
46	瑞穗林道	94.01	94.07	-	180	-
47	瑞穗林道	94.02	94.07	-	174	-
48	食祿間山	94.03	94.09	-	168	-
49	食祿間山	94.03	94.09	-	169	-
50	食祿間山	94.03	94.09	-	167	-
51	食祿間山	94.03	94.09	-	166	-
52	食祿間山	94.03	94.09	-	163	-
53	食祿間山	94.03	94.07	-	126	-
54	26K 支線	94.01	94.06	-	145	-
55	26K 支線	94.01	94.06	-	142	-
56	26K 支線	94.01	94.06	-	156	-
57	26K 支線	94.01	94.06	-	155	-
58	26K 支線	94.01	94.06	-	155	-
59	26K 支線	94.01	94.06	-	156	-
60	26K 支線	94.01	94.06	-	153	-
61	26K 支線	94.01	94.06	-	153	-
62	26K 支線	94.01	94.06	-	155	-
63	26K 支線	94.01	94.06	-	154	-

“-“：表示尚無調查資料。

表五、玉里野生動物保護區及其周邊地區各穿越帶糞堆計數（不事先移除排遺法及事先移除排遺法）結果（堆/公頃）與事先移除排遺法估算之台灣水鹿密度（隻/平方公里）。台灣水鹿排糞率以 13 堆/日計。調查間隔及密度估算為加總兩次複查資料換算而來。

穿越帶編號	所屬樣區	第一次糞堆密度	第二次糞堆密度	第三次糞堆密度	調查間隔	估算密度
1	太平谷	375	87.5	137.5	373	4.60
2	太平谷	625	187.5	212.5	357	8.57
3	太平谷	225	12.5	12.5	231	0.83
4	太平谷	1387.5	37.5	375	363	8.69
5	太平谷	1175	687.5	-	205	25.67
6	太平谷	1075	387.5	787.5	375	23.91
7	太平谷	1387.5	850	1662.5	377	50.99 <sup>h2</sup>
8	太平谷	425	275	462.5	376	15.01
9	太平谷	700	462.5	650	355	23.90
10	太平谷	450	125	537.5	240	21.06
11	馬布谷	975	362.5	-	201	13.80
12	馬布谷	537.5	125	-	202	4.74
13	馬布谷	3000	262.5	450	310	17.57
14	馬布谷	8387.5 <sup>h2</sup>	1050	725	313	43.35
15	馬布谷	11737.5 <sup>h1</sup>	1575	875	341	55.11 <sup>h1</sup>
16	馬布谷	4425	625	1075	343	37.90
17	馬布谷	2862.5	450	437.5	311	21.81
18	太平溪源	1575	150	212.5	255	10.85
19	太平溪源	1137.5	387.5	925	299	33.54
20	太平溪源	3012.5	625	312.5	256	27.95
21	太平溪源	2387.5	137.5	187.5	287	8.62
22	太平溪源	2737.5	375	600	254	29.30
23	太平溪源	3300	700	1087.5	300	39.99
24	太平溪源	5562.5 <sup>h3</sup>	575	1312.5	305	47.29 <sup>h3</sup>
25	太平溪源	2650	425	287.5	244	22.28
26	太平溪源	1187.5	125	125	289	6.61
27	太平溪源	1912.5	250	350	257	17.75
28	雙溪口	750	650	-	199	25.13
29	雙溪口	450	237.5	-	200	9.13
30	雙溪口	600	437.5	-	199	16.91

(續表五)

穿越帶編號	所屬樣區	第一次 糞堆密度	第二次 糞堆密度	第三次 糞堆密度	調查間隔	估算密度
31	沙武巒池	1050	375	-	165	17.48
32	沙武巒池	1237.5	312.5	-	163	14.75
33	瑞穗林道	300	37.5	-	244	1.18
34	瑞穗林道	87.5	87.5	-	145	4.64
35	瑞穗林道	25 <sup>11</sup>	37.5	-	149	1.94
36	瑞穗林道	125	12.5	-	148	0.65 <sup>13</sup>
37	瑞穗林道	87.5	12.5	-	148	0.65 <sup>13</sup>
38	瑞穗林道	125	137.5	-	147	7.20
39	瑞穗林道	37.5 <sup>12</sup>	0	-	247	0.00 <sup>11</sup>
40	瑞穗林道	112.5	0	-	249	0.00 <sup>11</sup>
41	瑞穗林道	225	0	-	251	0.00 <sup>11</sup>
42	瑞穗林道	200	87.5	-	229	2.94
43	瑞穗林道	287.5	125	-	230	4.18
44	瑞穗林道	162.5	25	-	231	0.83
45	瑞穗林道	212.5	50	-	177	2.17
46	瑞穗林道	50	0	-	180	0.00 <sup>11</sup>
47	瑞穗林道	375	162.5	-	174	7.18
48	食祿間山	662.5	187.5	-	168	8.59
49	食祿間山	562.5	250	-	169	11.38
50	食祿間山	837.5	412.5	-	167	19.00
51	食祿間山	762.5	350	-	166	16.22
52	食祿間山	1450	212.5	-	163	10.03
53	食祿間山	2787.5	512.5	-	126	31.29
54	26K 支線	100	37.5	-	145	1.99
55	26K 支線	100	25	-	142	1.35
56	26K 支線	100	312.5	-	156	15.41
57	26K 支線	112.5	137.5	-	155	6.82
58	26K 支線	37.5 <sup>12</sup>	37.5	-	155	1.86
59	26K 支線	125	0	-	156	0.00 <sup>11</sup>
60	26K 支線	50	0	-	153	0.00 <sup>11</sup>
61	26K 支線	162.5	0	-	153	0.00 <sup>11</sup>
62	26K 支線	362.5	12.5	-	155	0.62 <sup>12</sup>
63	26K 支線	187.5	0	-	154	0.00 <sup>11</sup>

h1~h3：依序為兩次糞堆計數水鹿糞堆密度或族群密度最高的三條穿越帶。

l1~l3：依序為兩次糞堆計數水鹿糞堆密度或族群密度最低的幾條穿越帶。

“-”：表示尚無調查資料

表六、利用糞堆計數所獲得的玉里野生動物保護區及其周邊各樣區台灣水鹿性別與成幼比例，其中太平溪源、馬布谷及太平谷移除後複查性別與成幼比例為兩次複查結果相加後的比例。

樣區	移除前				移除後複查			
	雄鹿	雌鹿	幼鹿	無法區分	雄鹿	雌鹿	幼鹿	無法區分
太平谷	23.0	74.3	2.7	0	16.7	76.6	6.7	0
馬布谷	23.1	68.6	3.6	4.7	12.0	81.4	6.6	0
太平溪源	23.3	70.9	5.6	0.2	15.3	78.7	6.0	0
雙溪口	27.8	68.1	4.1	0	12.3	85.8	1.8	0
沙武巒池	18.6	79.8	1.6	0	27.3	70.9	1.8	0
瑞穗林道	28.0	71.5	0.5	0	35.5	58.0	6.5	0
食祿間山	17.0	79.1	3.9	0	30.6	63.0	6.4	0
26K 支線	45.8	54.2	0	0	44.2	55.8	0	0

表七、高海拔區域不同植被類型台灣水鹿糞堆分解試驗基本資料及分解狀況比較表，分解情形以複查時所記錄的糞堆糞粒留存比例來表示，比例愈高分解狀況愈差。當複查時糞堆糞粒少於 15 粒者，視為已經分解完成。複查次數以阿拉伯數字表示。複查間隔以大寫英文字母表示，分別為 A：107 ~ 109 日，B:126 日，C：203 日，D:163 日，E：312 ~ 314 日，F:498 日，G:604~607 日。

植被類型	糞堆數量 (n)	平均糞粒數量	開始日期(年/月)	糞堆糞粒留存比例 (%) / 複查間隔(日)			已分解堆數		
				1	2	3	1	2	3
冷杉林	7	85.4	92 / 09	94/A	62/E	38/G	0	1	1
短草地	16	80	92 / 09	96/A	65/E	40/G	0	2	7
箭竹草地	33	84.5	92 / 09	97/A	87/E	77/G	0	0	0
二葉松林	6	73.3	94 / 03	88/B	-	-	0	-	-
鐵杉林	21	79.3	93 / 01	94/C	70/F	-	0	2	-
鐵杉林	4	75.8	94 / 03	56/D	-	-	0	-	-
小計 (平均)	85	81.3	-	-	-	-	-	-	-

表八、中海拔區域不同植被類型台灣水鹿糞堆分解試驗基本資料及分解狀況比較表，分解情形以複查時所記錄的糞堆糞粒留存比例來表示，比例愈高分解狀況愈差。當複查時糞堆糞粒少於 15 粒者，視為已經分解完成。

植被類型	糞堆數量 (n)	平均糞粒數量	開始日期 (年/月)	糞堆糞粒留存比例 (%) / 複查間隔(日)	已分解堆數
櫟林	12	67.3	94/01	9 / 153~155	11
檜木林	5	73.8	94/02	26 / 174	1
檜木林	1	84	93/11	18 / 244	0
檜木林	2	68	93/10	61 / 147	0
柳杉造林	1	46	94/01	0 / 145	1
檜木造林	1	149	94/01	13 / 155	0
小計 (平均)	22	72.4		-	-

表九、玉里野生動物保護區各棲地類型台灣水鹿族群密度指標 (隻/平方公里)。估算方法為事先移除排遺穿越帶糞堆計數法，台灣水鹿的排糞率為 13 堆/日。

地景類型	植被類型	穿越帶數量(n)	平均密度	標準差	密度範圍
草地	箭竹及高山芒草地	8	17.09	5.14	6.61 ~ 22.28
森草交界	松林-箭草或短草	6	45.77	6.60	37.90 ~ 55.11
森草交界	鐵杉、冷杉林-箭草	6	21.50	7.36	8.62 ~ 29.30
近草森林	二葉松、華山松林	3	22.64	12.20	8.69 ~ 21.29
近草森林	鐵杉、冷杉林	5	10.46	13.19	0.83 ~ 33.54
連續森林	二葉松、華山松林	5	16.06	6.49	8.59 ~ 25.13
連續森林	鐵杉、冷杉林	3	11.56	1.99	10.03 ~ 13.80
連續森林	檜木林或針闊混合林	13	3.94	5.03	0.00 ~ 16.91
連續森林	櫟林或闊葉混合林	5	0.12	0.28	0.00 ~ 0.62
連續森林	檜木造林	4	6.19	6.70	0.65 ~ 15.41
連續森林	柳杉造林	5	1.95	1.71	0.00 ~ 4.64

表十、玉里野生動物保護區各棲地類型有效面積（平方公里）及比例<sup>a</sup>。面積計算根據林務局第三次森林資源調查土地利用圖層、五千分之一林班基本圖配合部分現場調查校正後，以 Arc GIS 9.0 計算得來。

地景類型	植被類型	佔有面積	佔有比例
草地	箭竹及高山芒草地	1.6283	1.4%
森草交界	松林-箭草或短草	5.3416	4.7%
森草交界	鐵杉、冷杉林-箭草	4.0303	3.5%
近草森林	二葉松、華山松林	10.2271	9.0%
近草森林	鐵杉、冷杉林	9.3766	8.2%
連續森林	二葉松、華山松林	18.5573	16.3%
連續森林	鐵杉、冷杉林	11.0986	9.7%
連續森林	檜木林或針闊混合林	23.4175	20.5%
連續森林	櫟林或闊葉混合林	0.7514	0.7%
連續森林	檜木造林	0.3501	0.3%
連續森林	柳杉造林	0.3979	0.3%
崩壞裸露地	崩壞裸露地	2.0930	1.8%
溪流水域	溪流水域	0.4517	0.4%
陡峭地	陡峭地 <sup>b</sup>	26.4036	23.1%

a. 面積計算使用現有玉里野生動物保護區 GIS 圖層邊界計算得來，因數化過程的誤差，與實際公告面積(11414.58 公頃)有些微差異。

b. 20m\*20m DTM 圖層網格平均坡度大於 45 度者視為陡峭地，各棲地類型有效面積為原棲地類型之面積扣除該棲地類型中屬於陡峭地之面積。



附圖一、玉里野生動物保護區海拔 900-3443m，橫跨數個植被帶。



附圖二、高海拔區域箭竹草地與溫帶針葉林鑲嵌的平緩溪流源頭谷地，台灣水鹿族群密度最高。



附圖三、松類森林是玉里野生動物保護區各類植群棲地中面積最大的。



附圖四、玉里野生動物保護區有大面積的檜木原始林。



附圖五、雄性台灣水鹿排遺。



附圖六、高海拔箭竹草地糞堆分解速率相當緩慢。



附圖七、沙武巒池樣區，海拔 2650m，為火災過後二葉松散生草地。



附圖八、乾溝及太平主流樣區，為檜木原始林樣區。



附圖九、瑞穗林道 26 公里支線下切之櫟林樣區，常年潮濕多霧，糞堆分解快速。



附圖十、食祿間山樣區，以松類森林為主。



附圖十一、雄性水鹿於發情季節常於水池泥浴打滾，並混合尿液與腺體分泌物進行標示。



附圖十二、森林中水鹿泥浴打滾池常成為其他野生動物重要的水源，圖為黃喉貂。





附圖十三、松類森林與箭竹草地交界的地景棲地是水鹿最喜愛的棲息環境。



附圖十四、水鹿對松類森林的利用程度顯著大於其他成熟林。



附圖十五、被水鹿啃咬樹皮環剝致死的台灣鐵杉。



附圖十六、被水鹿重複啃咬樹皮環剝致死的台灣鵝掌柴。



附圖十七、玉里野生動物保護區多樣的陸域無脊椎動物相調查有待加強。



附圖十八、玉里野生動物保護區週邊目前仍偶有極少數的狩獵情形發生。