

國立臺灣大學生命科學院生態學與演化生物學研究所

碩士論文

Institute of Ecology and Evolutionary Biology

College of Life Science

National Taiwan University

Master Thesis

玉里野生動物保護區臺灣水鹿(*Rusa unicolor swinhoii*)

棲地利用與密度估算

Habitat Use and Density Estimation of Formosan sambar

(*Rusa unicolor swinhoii*) in Yuli Wildlife Refuge

林宗以

Chung-Yi Lin

指導教授：李玲玲 博士

Advisor: Ling-Ling Lee, Ph.D.

中華民國 100 年 8 月

Aug., 2011

謝 誌

感謝李玲玲老師十多年來對我的支持與耐心，讓我從一個純粹喜歡登山與野生動物的門外漢，經過這幾年來踏實的學習已經讓我真正踏入野生動物學與生態學的領域。雖然一路走來辛苦，也未能達成自己的目標以及你的期待，但這一切歷程已經內化成我生命的一部分。王穎老師總是在歷次計畫審查對我的研究提供相當多寶貴的建議，尤其是在鹿科動物研究領域上的相互討論、競爭與切磋，成為我精進的一個源頭。吳海音老師一直以來彷彿是我的大姊般的親切，不僅在野外調查期間熱情的招待，也循序漸進地讓我知道科學研究與論文寫作所需的嚴謹度。謝長富老師在植物生態及辨識上提供最大的支援，讓我解決非常多植物辨識上的困擾，透過老師對植群的熱情也讓我漸漸跨入動植物交互作用的研究領域。李培芬老師親切的態度、明快的作風及在資料分析上的意見，讓我在論文正確性上獲益良多，這幾年提供的工作機會也適時解決了我研究期間拮据的經濟。感謝趙榮台老師在口試期間及口試後提供非常多寶貴的意見及鼓勵，讓我對自己重新充滿信心。

研究期間承蒙農委會林務局、玉山國家公園管理處及李進興先生提供研究經費，使得辛苦的野外工作得以進行，也讓我有機會可以深入水鹿的山林世界。本研究室李筠筠小姐、林務局夏榮生科長、管立豪組長、方國運組長、花蓮林區管理處楊昭男技正、玉山國家公園管理處張慧玲小姐等人提供許多行政上的幫助與支持，東華大學自然資源研究所李琬琪、李佩珍、溫華霞等人在住宿與接送上的協助，在此表達萬分謝意。

引領我進入生態學領域的清華大學生命科學系曾晴賢老師，那份積極的野外工作態度、能力與令人難以置信的民間親和力是我學習的榜

樣，研究期間更不時主動關注我的近況與經濟並提供適時支援，我深感於心。清華大學統計所趙蓮菊老師、邱春火博士及屏東科技大學野生動物保育研究所翁國精老師及姜博仁博士等好友在分析上諸多的幫助與討論，讓我見識到統計分析與試驗設計在研究上的威力與簡潔，將是我日後精進與學習的對象。

花蓮玉里李元富先生，不僅是我研究期間不可或缺的一員，任何林道障礙您老人家總是能夠輕輕鬆鬆地化解並通過，那份智慧與巧勁讓我佩服。花蓮卓溪鄉布農原住民老高-高阿章大哥、林淵源大哥、老魏-魏友仁大哥及宜蘭南澳金洋泰雅原住民老蔡-蔡振光大哥，這些與我在南三段出生入死的原住民山野老將，你們無法定價的山野知識、經驗及那份以台灣山林為家的自在情懷，對我的研究及生命觀影響重大，也是我山野調查活動最大的安全保障。能跟你們這些接近國寶級的原住民大哥上山學習是旁人難以體會的幸運與幸福。雖然老高你已經離我而去，但跟你那份情同兄弟的山野情感永難忘懷，希望有朝一日我能夠帶領你的孩子重回山林。

特別感謝生態演化所聖傑、均雅、浚鎰、保元、小苗、茂倫、王光玉、高美芳等多位好友，森林所五木-李靜峰、師大生命科學研究所kaku-郭福麟及巴布-林世杰不厭其煩地協助植種辨識及備亟辛苦的野外植被調查，特別是吳聖傑先生及林均雅小姐總是滿懷熱情地提供各種植物的專業知識與協助，那份熱情與友誼我會銘記在心。而生態演化所文傑長期在圖層製作上的協助，讓本份研究得以呈現精美且合適的地圖。

研究期間野外工作龐大的幫手群，博子、正雄、小蕙、志弘、文傑、彥廷、小連、一菁、皓捷、五木、咪咪、2位阿寶-佩蓉及玉芬、小P、若詩、春火、宗億、及文、書平、靜紋、永暉、斐悅、孟孟、建擘、逸

華、孟雪、施金德、劉美均、許譽騰、王彥彬、江育民、陳淑梅、鍾笙嘉、黃立人、王嘉輝、章台保、黃惟嶺、羅永松、莊金盛、張誠重、張慧紋、許永暉、林志融、呂盈潔、張雅斐、吳建龍、楊宗穎、呂易聰、馬世聰、吳家進、方偉、陳鵬光、林貞好、簡毓群、徐嘉姝、彭映淳、葉其蓁、詹雅玲、李亦賢、何紋靈、田寶塗、賴興成…等朋友不怕死地跟我闖蕩山林，不辭辛勞的上山協助樣線的劃設、調查與野外資料的收集，沒有你們這些非常棒的夥伴協助，這份研究不可能完成。

小蕙，謝謝妳在研究期間全力的支持與包容，默默地承受我的一切，不僅協助我野外資料的收集，更在我陷入低潮時督促我遠離低潮，尤其是在論文寫作期間的協助、討論、支持與鼓勵，對我有莫大的幫助，這份情我會永遠記在心裡面。謝謝我的老爸及弟妹們這麼多年的支持，雖然你們一直不明瞭為何我要經常往山裡面跑，到底在追求甚麼？我也不是一位聽話的小孩，但你們在抱怨後還是選擇支持我，容忍我去追求自己的成就與理想。還有我最敬愛的媽媽，雖然您已經看不到我這份小小成果，但您一直是我獨自行走山林最大的心理支柱，願將這本論文獻給我所愛的家人，謝謝你們長久的支持與包容。

最後，感謝美麗的臺灣深山林野所帶給我的一切，那裡一直是我內心家的依歸，總是吸引我一再地回去探索那未知迷人的原野世界。是的！我很快就會再回來，神秘迷人的福爾摩沙森林！

中文摘要

建立大型鹿科動物合適且標準化的密度估算方法，以獲得牠們的密度、變化趨勢，並分析牠們對棲地的選擇模式，為大型鹿科動物經營管理上最迫切需要的資訊。臺灣水鹿為臺灣最大型的草食獸，廣泛棲息於海拔 150 ~ 3800 m 的山區，然而對於牠們在臺灣的密度及棲地利用模式所知相當有限。本研究於 2003 - 2005 年以糞堆累積速率計數法透過設置固定寬度的穿越帶，對不同棲地類型進行糞堆密度調查，來估算玉里野生動物保護區臺灣水鹿的族群密度，並以 forward stepwise selection 複迴歸分析穿越帶的水鹿密度指標與各種棲地因子的關係，來獲得水鹿的棲地利用模式。

2003-2005 年玉里野生動物保護區臺灣水鹿的平均密度為 10.60 隻 / km² (SE = 2.26 隻 / km²)，數量為 1210 隻 (SE = 258 隻)。其中位於高海拔的太平谷-馬布谷的密度為 21.81 隻 / km² (SE = 3.76 隻 / km²)，密度相當高。玉里野生動物保護區周邊地區雄鹿比例顯著較保護區核心區域高，推測這些地區的水鹿族群可能為新近重新再建立的族群。水鹿棲地利用的模式包含 4 個棲地因子，整體模式達顯著 ($F_{4,58} = 48.43$, $p < 0.001$)，且解釋了 75.3% 的密度變異。4 個棲地因子分別為是否為森草交界類型 (係數為 0.157 隻 / ha)、是否為松類森林 (係數為 0.115 隻 / ha)、非玉山箭竹的禾草類覆蓋度 (係數為 0.171 隻 / ha) 及樹葉類的物種數 (係數為 -0.002 隻 / ha) 等，常數為 0.109 隻 / ha。4 個棲地因子係數都顯著不為 0 (前二者 $p < 0.001$ ，後二者 $p = 0.001$)。模式顯示在玉里野生動物保護區，以位於松林與箭竹草原交界的環境、非玉山箭竹的禾草類覆蓋度較高且樹葉類物種數較少的環境，為水鹿利用率最高的環境。本研究顯示玉里野生動物保護區高海

拔地區水鹿族群密度相當高，應留意高密度族群對於森林植被更新與演替的效應。同時臺灣水鹿的糞堆分解速率在海拔、植被間差異明顯，進行糞堆計數及以糞堆當作棲地利用指標時，需要納入考量。

關鍵字：臺灣水鹿；糞堆累積速率法；密度估算；棲地使用；性別比例；糞堆分解速率。



Abstract

Standardized method of estimating population density in large cervids provides information for long-term monitoring, habitat use, etc and is urgently needed in the forest management. Formosan sambar (*Rusa unicolor swinhoii*) is the largest herbivore in Taiwan, which widely inhabits the mountains ranged from 150 to 3800m in elevation; however, the population size and habitat preference of this species is still unclear. We estimated the population density of sambar in Yuli Wildlife Refuge using faecal accumulation rate method (FAR) and dung counts with fixed-width strip transect sampling. The habitat use model was then constructed using multiple regression with forward stepwise selection, where habitat characteristics were regressed against density index of sambar.

The average density of sambar in Yuli Wildlife Refuge is 10.6/km² (SE = 2.26) during 2003-2005 and the population size is around 1,210 (SE = 258). The highest density in the study region is 21.81/ km² (SE = 3.76) in the Taipin Valley-Mabu Valley. The habitat model explained a significant amount of variation (75.3%), where four habitat characteristics were included (forest-grassland edge, pine forest, non-bamboo grass coverage and diversity of forbs). Sambar prefers the edge of pine forest and bamboo grassland (coefficient: 0.157/ ha, $P < 0.001$), pine forest (coefficient: 0.115/ ha, $P < 0.001$), high coverage of non-bamboo grass (coefficient: 0.171/ha, $P = 0.001$), and low diversity of forbs (coefficient: -0.002/ha, $P = 0.001$). Our results showed that decomposition rates of Formosan sambar's dung differed significantly

among altitudes and vegetation types, and should be considered when using pellet group count as a measure of habitat use. The high population density of sambar in Yuli Wildlife Refuge can potentially effect on forest renewal and succession and the intense monitoring plan is suggested.

Keywords: Formosan sambar; *Rusa unicolor swinhoii*; faecal accumulation rate; density estimation; habitat use; sex ratio; faecal decomposition rate.



目 錄

口試委員會審定書.....	I
誌謝.....	II
中文摘要.....	V
英文摘要.....	VII
一、前言.....	1
二、研究樣區.....	6
2.1 研究樣區概述.....	6
2.2 植被類型與海拔分帶分布比例.....	7
三、研究方法.....	9
3.1 野外取樣.....	9
3.1.1 穿越帶設置.....	9
3.1.2 糞堆計數.....	13
3.1.3 糞堆分解試驗.....	15
3.2 族群密度估算.....	16
3.2.1 密度指標估算.....	16
3.2.2 各棲地類型面積.....	17
3.2.3 族群數量與密度估算.....	18
3.2.3.1 南北 2 大樣區密度估算.....	18
3.2.3.2 玉里野生動物保護區族群數量與密度估算.....	18
3.3 棲地利用分析.....	18
3.3.1 巨觀因子.....	19
3.3.2 微棲地因子.....	20
3.3.3 其他因子.....	21
3.3.4 統計分析.....	21

四、結果.....	22
4.1 糞堆計數.....	22
4.2 糞堆分解試驗.....	22
4.3 族群密度估算.....	22
4.3.1 棲地類型密度指標.....	22
4.3.2 棲地類型有效面積.....	23
4.3.3 數量與密度估算.....	24
4.3.4 性別與成幼比例.....	24
4.4 棲地利用.....	25
五、討論.....	26
5.1 玉里野生動物保護區水鹿密度.....	26
5.2 水鹿族群增加的原因分析.....	27
5.3 應用糞堆計數法估算大型草食獸密度的建議.....	28
5.4 玉里野生動物保護區水鹿性別、成幼比例.....	30
5.5 玉里野生動物保護區臺灣水鹿棲地利用.....	32
5.6 結論與經營管理上的建議.....	33
六、參考文獻.....	36
圖.....	45
表.....	51
附錄 1.....	63
附錄 2.....	67

圖目錄

- 圖 1. 研究範圍與玉里野生動物保護區重要地標示意圖及糞堆計數穿越帶設置分布。.....42
- 圖 2. 玉里野生動物保護區及周邊樣區植被類型分布、研究樣區與糞堆計數穿越帶位置圖，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來。.....43
- 圖 3. 四種地景類型定義示意圖。.....44
- 圖 4. 利用地理資訊系統 (ESRI ArcGIS 9.3) 界定各棲地類型範圍與面積計算流程圖。.....45
- 圖 5. 以穿越帶為中心往外取 1km 半徑緩衝區所形成的南北兩大樣區 (北邊為太平溪北支流樣區，南邊為太平谷-馬布谷樣區)範圍內植被類型分布圖。.....46
- 圖 6. 臺灣水鹿的糞粒形態具有二型性，可以依此區分性別，圖右邊糞堆為雌鹿所排放，左邊及上方糞堆為雄鹿所排放，雌、雄鹿糞粒形態描述參見內文 3.1.2 節。.....47

表目錄

- 表 1. 玉里野生動物保護區及週邊地區估算水鹿密度所設置的 63 條固定寬度穿越帶基本資料。穿越帶所屬樣區若為太平谷-馬布谷樣區以”南”表示；太平溪北支流樣區則以”北”表示。地景類型及植被類型定義參見內文 3.1.1 節。.....48
- 表 2. 玉里野生動物保護區及其周邊地區各穿越帶糞堆計數（糞堆累積速率法）調查日期(年份.月份)、調查間隔天數(日)。.....50
- 表 3. 棲地分析時將 4 種地景類型以 3 個 dummy variables (landscape1 - landscape3) 表示。地景類型定義參見內文 3.1.1 節。.....52
- 表 4. 棲地分析時將 6 種植被類型(原檜木造林及柳杉造林 2 種植被類型合併為人造林類型)以 5 個 dummy variables (cover1 - cover5) 表示。植被類型定義參見內文 3.1.1 節。.....52
- 表 5. 玉里野生動物保護區及其周邊地區各穿越帶糞堆密度（堆/公頃；第一次未事先移除排遺，第二、三次有事先移除排遺）與水鹿密度指標（隻/km²）。臺灣水鹿平均排糞率以 13 堆/日計。各次複查調查間隔參見表 3-2。其中，密度指標為 2 次估算的平均。.....53
- 表 6. 高海拔及中海拔區域不同植被類型臺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。.....55
- 表 7. 玉里野生動物保護區各棲地類型臺灣水鹿平均密度指標（隻/km²）。取樣方法為 FAR 固定穿越帶取樣法，臺灣水鹿的平均排糞率為 13 堆/日。S.E.表示標準誤差(Stand error)。.....56

表 8. 玉里野生動物保護區太平谷-馬布谷及太平溪北支流兩大樣區中各棲地類型（地景類型-植被類型）之有效面積與水鹿密度指標比較表。密度指標以 FAR 穿越帶糞堆計數法估算所得。.....	57
表 9. 玉里野生動物保護區各棲地類型有效面積（km ² ）及比例 ^a 。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 9.3 計算所得。.....	58
表 10. 利用 FAR 糞堆計數法所獲得的玉里野生動物保護區及其周邊各小樣區臺灣水鹿性別與成幼比例(以每百隻雌鹿，雄鹿與幼鹿的數量表示)，其中太平溪源、馬布谷及太平谷為兩次複查結果相加後的比例。.....	59
表 11. 影響玉里野生動物保護區水鹿棲地利用的主要棲地因子。自變數為以 FAR 穿越帶糞堆計數法估算所得之水鹿密度指標，並以前進逐步回歸法(forward stepwise regression)分析棲地因子與水鹿密度指標的關係。.....	59

一、前言

全世界鹿科動物的族群數量，面臨兩種截然不同的狀況。北美和歐洲的大型鹿科動物在過去幾十年間，因為掠食獸的減少與消失、土地利用的改變以及一些社會性因素等，數量急遽增加而造成許多經營管理上的問題(Fuller and Gill 2001, Côté et al. 2004)，包括過度啃食造成森林(Gill 1992a, Gill 1992b, Putman 1996, Stromayer and Warren 1997, Gill and Morgan 2010)、造林地與農作物的破壞(Welch et al. 1992, Putman and Moore 1998)、保護區內稀有物種的滅絕 (Côté et al. 2004, Martin 2007)、提高人畜共通傳染病(如萊姆病)的播散(Gray et al. 1992, Rand et al. 2003, Côté et al. 2004)等，產生經濟上的重大損失(Putman and Moore 1998)。監測與調控族群成長趨勢，降低牠們對經濟、健康與生態功能的負面影響，成了經營管理策略上重要的議題。相反地，在南美或是南亞等地區，卻有許多鹿科動物由於外來種引進、畜牧業的擴張所引發的食物資源上的競爭、盜獵、森林開發等棲地破壞以及天然演替引發的棲地改變，使得族群數量呈現下滑的趨勢(Oliver et al. 1991, Oliver 1993, Hill et al. 2003, Demarúa et al. 2004, Timmins et al. 2008)，部分物種甚至瀕臨滅絕。控制盜獵壓力、家畜數量及減緩或是阻絕棲地破壞，並定期監測族群變化，作為評估經營管理策略對族群復育的效用以及造成族群下降的因素，為保育這些區域鹿科動物族群重要的手段。因此對大型鹿科動物建立合適且標準化的族群監測方法，了解族群的年間變化趨勢，不論是族群過多或持續下滑的鹿種而言，都是經營管理所需最迫切且基礎的資料。

水鹿 (*Rusa unicolor*) 廣泛分布於南亞及東南亞，為此區域體型最大的鹿科動物(Leslie 2011)，全世界目前共有 7 個亞種被認可(Grubb

2005)。其中臺灣水鹿 (*Rusa unicolor swinhoii*) 為位於水鹿分布範圍東北端的特有亞種(Leslie 2011)，廣泛分布於臺灣海拔 150-3500m 以上的區域(Timmins et al. 2008)，雖然其鹿角及體型均為所有亞種中最小的，但仍為臺灣最大型的草食獸，然而過去對於臺灣水鹿的生態瞭解卻相當有限，除了郭 (2004)於磐石山區對於臺灣水鹿的日間行為及社群數量與組成進行研究，及 Chaing (2007)曾對大武山區臺灣水鹿的棲地利用、日活動模式等進行研究外，僅有一些普查資料可供參考。在牠們的分布與族群數量上，過去曾有學者透過山產店與獵人的訪問，對臺灣水鹿分布進行初步了解，發現水鹿在長期狩獵壓力下，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，因而被列為珍貴稀有保育類動物(王及林 1987, 王穎 1988)。然而近年一些相關的保育措施，如禁獵、野生動物保育法的施行、保護區陸續劃設及中央保育廊道的設置等，臺灣水鹿數量有逐年恢復並往低海拔擴散的趨勢 (李及林 2004, Chiang 2007)。部分高海拔地區，也陸續發現有臺灣鐵杉 (*Tsuga chinensis* (Franchet) Pritz. ex Diels var. *formosana* (Hayata) Li & Keng)、臺灣冷杉 (*Abies kawakamii* (Hayata) Ito) 等樹種遭水鹿啃食而致死(李 2007, 翁等 2009)，在少數中海拔山區林下植被也有被臺灣水鹿大量啃食的情形(楠溪林道，個人觀察)。於臺灣水鹿數量增加早期建立標準化的族群估算方法，並進行族群數量監測，對日後經營管理的策略擬定有重要的意義。

估算鹿科族群數量的方法主要分為直接與間接計數法。直接計數包括空中計數法(aerial census)、穿越線調查法(line transect census)、驅趕調查法(drive counts)、捕捉標放法(capture-mark-recapture)、捕捉移除法(capture-removal)及自動相機捕捉再捕捉法(camera

traps-capture-recapture)等。空中計數及穿越線調查法在臺灣山區的陡峭地形執行上困難度過高，森林的覆蓋也降低動物偵測率及增加其變異，使得精確度不高；驅趕調查法適合在地勢較為平緩的地形，且耗費人力大，在陡峭的臺灣山區執行不易且危險度高；捕捉標放法耗費人力成本大，能擴及的調查範圍有限；捕捉移除法經常需要犧牲動物，不適合用在保育類物種的估算；自動相機捕捉再捕捉法，利用動物自然特徵辨識動物個體來代替捕捉，雖然大量成功使用在大型貓科動物的調查(Karanth 1995, Karanth et al. 2011)，但鹿科動物可供辨識的自然特徵遠較大型貓科動物少，在應用上挑戰性很高(Rovero and Marshall 2009)。間接調查法以糞堆計數法(pellet group count)最常被使用，利用反芻動物糞堆計數，配合排糞率(defecation rate)及糞堆分解速率(dung decay rate)，來推估族群數量與密度。此方法具有簡單且成本較低，受地形、動物行為及植被覆蓋度影響較小的優點，對於棲息於濃密森林環境中的森林性鹿種特別適合，且可同時獲得動物棲地利用的資料，特別是當需要獲得較大尺度地理範圍密度估算時。雖然在正確性與精確度上有些爭議(Fuller 1991, Fuller 1992, White 1992)，然而此方法簡單、成本低的優點，加上許多研究亦證明糞堆計數法所得到的密度估算跟其他方法得到的密度估算具有高度相關(White 1992, Mayle et al. 2000, Forsyth et al. 2007)。相對於其他方法，糞堆計數更適合用在調查大範圍濃密森林的鹿隻密度，因此被普遍使用在森林性鹿科動物族群的估算上(Neff 1968, Ngampongsai 1987, Mayle 1996, Mayle et al. 1999, Campbell et al. 2004)。

糞堆計數法估算族群密度的方式分成糞堆累積速率法(Faecal accumulation rate, FAR)及糞堆收成法(Faecal standing crop, FSC)，前者需要進行兩次的調查，第一次移除穿越帶或樣方內的所有排遺，間隔

一段時間再度調查，藉由測量調查期間糞堆的平均日累積速率來估算動物族群密度。後者則僅進行一次調查，由穿越帶或樣方內的糞堆總密度來估計動物密度。兩者均需要知道動物每天的平均排糞率，後者更必須測量糞堆的平均分解速率(Campbell et al. 2004)。Campbell et al. (2004) 比較兩者在正確性、精確度及效率的差異，發現若考慮進行糞堆分解速率試驗所需的時間、經費、人力，FAR 在花費、效率及整體的精確度上均優於 FSC，同時 FAR 潛在誤差也較 FSC 小，因此建議在鬱閉的棲地中應該優先採用 FAR。

水鹿雖然廣泛分布於南亞及東南亞，且為此區域體型最大的鹿科動物(Leslie 2011)，但由於水鹿為此區域許多大型食肉目(例如老虎、豹、印度野狗等)的主要獵物之一(Sankar and Johnsingh 2002, Borah et al. 2009, Wang and Macdonald 2009)，因此，過去對於水鹿的關注集中在利用水鹿族群密度來評估這些大型食肉目棲地的適合度及牠們的族群保育策略(Bagchi et al. 2003, Jathanna et al. 2003a, Chiang 2007, Wang 2010)，對水鹿生態的了解仍然相當有限(Leslie 2011)。少數關於水鹿棲地利用的研究主要來自於引進水鹿的地區，Yamada et al.(2003)以專家訪談及文獻整理的方式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。Lewis et al. (1990)在美國佛羅里達州的一個近岸島嶼利用無線電發報器定位的結果，發現水鹿的棲地利用在性別上有顯著差異，雌鹿偏好濃密有地被植物的森林棲地，雄鹿避免使用低矮灌木狀的橡樹林(Scrub oak)但偏好較為高大的常綠橡樹與低矮橡樹的混合林(mixed live/scrub oak)，但兩性皆偏好在淡水域附近活動，避免近海岸的鹽澤地。而 Chiang (2007) 在大武山區利用自動相機研究臺灣雲豹潛在獵物的棲地利用模式，指出臺灣水鹿在海拔高於 2500m 的出現率較低，但在海拔 2500m 以下的出現率則沒

有顯著差異；在棲地選擇上臺灣水鹿在接近陡峭地形及杜鵑純林內的出現率相當低，並偏好樹冠覆蓋度較低但草本及灌叢覆蓋度較高、靠近溪流的环境，並避免過於濃密的高灌叢。整體而言，水鹿偏好接近水域、森林邊緣、樹冠層鬱閉度較低、草本層覆蓋度高的環境。在臺灣，雖然 Chiang (2007) 的研究對臺灣水鹿的棲地利用有詳盡的了解，但大武山區海拔 2500m 以上所佔的面積比例相當小，對於臺灣水鹿在高海拔的棲地利用模式可能會有所偏差，必須加以釐清。

為建立臺灣水鹿的族群監測方法，並估算族群數量，本研究於玉里野生動物保護區，採用 FAR 方法，利用固定寬度穿越帶糞堆計數法，於不同海拔植被帶設置穿越帶，估算各棲地類型的平均密度指標，並以地理資訊系統的植被圖層，進行水鹿族群的數量估算。同時，分析穿越帶密度指標與棲地因子間的關係，以探討水鹿對於不同棲地類型的利用偏好。此外，雖然 FAR 法不需進行糞堆分解試驗，但考量本研究為臺灣首度有系統地使用糞堆計數於較大地理範圍進行密度估算，且臺灣海拔氣候植被帶變化劇烈，可能造成糞堆分解速率在海拔上極大的變異(Neff 1968)，加上並無臺灣水鹿糞堆分解的資訊可供參考，因此，為評估本研究使用的兩次糞堆計數間隔是否合適(取樣間隔時間內沒有糞堆分解)，也在研究中後期增加水鹿糞堆分解試驗，並依結果提供日後進行糞堆計數試驗設計上的建議。

二、研究樣區

2.1 研究樣區概述

本研究的調查範圍位於花蓮縣卓溪鄉境內之玉里野生動物保護區及周邊區域，包含瑞穗林道兩側、太平谷、馬布谷、哈伊拉漏溪南北源谷地(哈溪南源及哈溪北源)等(圖 1)。保護區面積約為 11,414.58 公頃，海拔高度從 900 至 3,443 m。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、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。全區為秀姑巒溪支流豐坪溪上游太平溪的集水區，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，分別為哈溪南源谷地、哈溪北源谷地、太平溪北支流東源谷地(太平溪源)、西源谷地(國勝工寮)、太平谷及馬布谷等(圖 1)。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棲息環境。

全區橫越數個植被帶(圖 2)，海拔 3,000 m 以上為亞高山針葉林帶(冷杉林帶)，往下則過渡到上部山地針葉林帶(鐵杉林帶)(邱等 2009)，地被主要由玉山箭竹 (*Yushania niitakayamensis* (Hayata) Keng f.) 組成；部分高處沿著溪谷兩岸 1~2m 的範圍內則形成特殊的玉山圓柏 (*Juniperus squamata* Buch.-Ham. apud Lamb.)、苗栗冬青 (*Ilex bioritsensis* Hayata)、假皂莢 (*Prinsepia scandens* Hayata) 灌叢植物社會；2,400 m 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 (*Plagiogyria* spp.)，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臺灣二葉松（*Pinus taiwanensis* Hayata）、臺灣華山松（*Pinus armandii* Franchet var. *masteriana* Hayata）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。

全區依交通動線可以分成南北 2 個大樣區，分別為太平谷-馬布谷樣區及太平溪北支流樣區（圖 1、5）。其中太平谷-馬布谷樣區為利用中平林道及馬博橫斷東段山徑為交通動線，涵蓋太平溪南支流的源頭谷地太平谷、馬嘎次托溪源頭谷地馬布谷、喀西帕南山、馬西山及布千山，海拔範圍 2500 - 3443 m。太平溪北支流樣區則為利用瑞穗林道及南三段東段山徑為交通動線，涵蓋整個太平溪北支流整個流域，包括瑞穗林道兩側、太平溪北支流兩側、內嶺爾山及丹大山等，海拔範圍 900 - 3240 m。

2.2 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。而面積達 665.1 公頃的玉山箭竹及高山芒草地，主要鑲嵌分布在高海拔溫帶針葉森林間（圖 2）。此外，為了取樣設計上的方便，讓各海拔分區的穿越帶取樣比例約略等於所佔面積比例，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（圖 1），分別是 900-1900 m 的中海拔闊葉林帶、1900-2500 m 中海拔針闊葉混合林帶及 2500-3443 m 的高海拔溫帶針葉林帶。各海拔分帶所佔有的面積及比例，利用 20 m × 20 m 的 DTM 網格圖層以 GIS 軟體（ESRI ArcGIS 9.3）計算來獲得，分別為 900-1900 m 的海拔帶面積為 1925.1 公頃佔 16.9 %、1900-2500 m 的海拔帶面積為 4006.5 公頃佔 35.1 %、2500-3443 m 的海拔帶面積為 5477.0 公頃佔 48 %。



三、研究方法

3.1 野外取樣

本研究採用固定寬度穿越帶糞堆計數法 (dung counts with fixed-width strip transect sampling) (Mayle et al. 2000)，以精確度及效率較高的 FAR 進行水鹿糞堆密度累積速率的估算，再依各穿越帶的取樣間隔，來估算穿越帶之水鹿密度指標。並於各棲地類型進行糞堆分解試驗，以釐清取樣間隔期間是否會有糞堆分解發生，並依此提供未來進行 FAR 糞堆計數調查時，合適的取樣間隔建議。此外，本研究於 2005、2006 年 6 月至 9 月於每一條穿越帶所穿越的區塊設置植被調查樣方，測量穿越帶的微棲地因子；並利用數值地形模型 (Digital Terrain Model, DTM) 網格圖層 (林務局農林航測所)，以 ESRI ArcGIS 9.3 軟體計算穿越帶涵蓋地區的平均坡度、與溪流距離、太陽輻射量等巨觀因子數值。其中平均坡度所使用的圖層網格解析度為 $20\text{ m} \times 20\text{ m}$ ，其餘因子使用的圖層網格解析度為 $40\text{ m} \times 40\text{ m}$ ，太陽輻射量計算時則先將 $40\text{ m} \times 40\text{ m}$ DTM 網格圖層經 ESRI ArcGIS 9.3 重新取樣成 $100\text{ m} \times 100\text{ m}$ 的網格後進行計算。並納入穿越帶所屬的地景類型及植被類型等因子，分析各穿越帶的水鹿密度指標與各棲地因子的關係，來呈現臺灣水鹿的棲地利用。

3.1.1 穿越帶設置

穿越帶之設置採用分層隨機取樣，分層取樣乃依照不同地景類型與植被類型 (各類型定義詳見本節第 3、4 段) 區分，並參考各海拔分帶所佔的面積比例，進行穿越帶劃設 (表 1、圖 2)。每條穿越帶長 200 m (部分長度為 250 m)，寬 4 m (左右各寬 2 m)，劃設時隨機選取角度，以指北針定位設置，並於起點及每隔 50 m 的位置以 60~80 cm 長的鋁

管固定於地面，鋁管頂端以黃色標示膠帶纏繞進行標記，做為分站標記。劃設時若遇到過度陡峭地形(大於 75 度)，且無法高繞以維持同一方向時，則視穿越帶已劃設長度進行調整。當穿越帶已經達 100 m 時，先自原起點往反方向(即跟原方向相差 180 度)劃設使得穿越帶長得以達到 200 m，並須符合預定之取樣類型;如果此種方式會造成穿越帶部分區段不符合預定之取樣類型，則從 150m 處依地形調整方向使得穿越帶長度得以達到 200 m 及符合預設的棲地類型;如果此種方式依舊無法達到 200 m，則改從 100 m 處以垂直原方向的角度補足剩下的 50 m(需要符合預定之棲地類型);而對於穿越帶劃設長度未達 100m 者，則重新選擇方向進行取樣。63 條穿越帶中有 3 條曾經調整前進方向，其餘 60 條均維持同一方向(表 1)。每次調查前以營釘固定長 50 m 的黃色尼龍繩，明確標示中心線位置。在植被濃密的棲地，僅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，以降低干擾的影響。

於南北 2 大樣區，在人力可及之區域，於不同地景類型與植被類型進行穿越帶設置與採樣，太平谷-馬布谷樣區共計設置穿越帶 17 條，太平溪北支流樣區則設置穿越帶 46 條(圖 1、2)。63 條穿越帶總長 12,650 m，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%。而穿越帶在 3 個海拔分帶的分布數量比例約略等於各海拔分帶的面積比例。

地景類型依據試驗前的觀察，發現鄰近森林邊緣的水鹿糞堆累積量較森林內部或是草原中心為高;並參考 Yamada et al. (2003)的研究指出森林邊緣推移帶水鹿出現率最高，且其出現率在進入森林內後隨著與邊緣距離的增加而下降，但達到一定距離後，出現率趨於一致等結果來進行劃分。共定義 4 種地景類型：草地、森林與草地交界(森草交界)、鄰近草地之森林(近草森林)與連續森林。4 種地景類型是以森

林與草地原本的邊界(森草邊界)為劃分依據(圖3、4)，定義如下：

- (1) 草地：距離森草邊界 100m 以上的草地始定義為草地。
- (2) 森草交界：以森草邊界為中心線，往森林及草地各 100 m 的環帶範圍視為獨立的地景類型，定義為森草交界。
- (3) 近草森林：距離森草邊界 100-500m 的森林所形成的環帶，定義為近草森林。
- (4) 連續森林：距離森草邊界 500 m 以上的森林，定義為連續森林。

植被類型則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進行區分，共分成 7 種植被類型，定義於后：

- (1) 箭竹草地：將第三次森林資源調查土地利用型圖層的天然草地（土地利用代碼 611）及箭竹地（代碼 612）定義為箭竹草地，實際包括玉山箭竹草地、玉山箭竹-高山芒（*Miscanthus sinensis* Andersson）草地、高山芒-玉山箭竹草地及高山芒草地等草地植物社會。
- (2) 松類森林：將第三次森林資源調查土地利用型圖層的松類天針（代碼 014）定義為松類森林。實際包括二葉松林、臺灣二葉松-臺灣冷杉混淆林、臺灣二葉松-臺灣鐵杉混淆林、臺灣二葉松-臺灣華山松混淆林、臺灣二葉松-闊葉樹混淆林等森林植物社會。
- (3) 鐵冷杉林：將第三次森林資源調查土地利用型圖層的冷杉天針（代碼 011）、鐵杉天針（代碼 012）、雲杉天針（代碼 015）、其他天針（代碼 019）等類型定義為鐵冷杉林。實際包括鐵杉林、冷杉林、臺灣鐵杉（*Tsuga chinensis* (Franchet) Pritz. ex Diels var. *formosana* (Hayata) Li &

Keng)-臺灣冷杉(*Abies kawakamii* (Hayata) Ito)混淆林、臺灣冷杉-臺灣鐵杉混淆林、雲杉林、臺灣鐵杉-臺灣雲杉(*Picea morrisonicola* Hayata)混淆林等森林植物社會。

- (4) 檜木林:將第三次森林資源調查土地利用型圖層的檜木天針(代碼 013)、天針闊混(代碼 030)定義為檜木林。實際包含檜木林、紅檜-臺灣鐵杉-臺灣杉(*Taiwania cryptomerioides* Hayata)混淆林、紅檜-臺灣五葉松(*Pinus morrisonicola* Hayata)-臺灣鐵杉混淆林、紅檜-臺灣鐵杉混淆林及紅檜、臺灣鐵杉與闊葉樹種的混淆林等森林植物社會。
- (5) 闊葉林:將第三次森林資源調查土地利用型圖層的天闊純(代碼 040)及天闊混(代碼 050)定義為闊葉林。實際植物社會為以殼斗科及樟科等闊葉樹為主的森林。
- (6) 檜木造林:將第三次森林資源調查土地利用型圖層的檜木造林(代碼 040)、杉木類造林(代碼 113)及台灣杉造林(代碼 114)定義為檜木造林。
- (7) 柳杉造林:將第三次森林資源調查土地利用型圖層的柳杉造林(代碼 115)定義為柳杉造林。

此外,本研究將水鹿的棲地類型定義為地景類型及植被類型的組合,則依此定義本研究樣區的棲地類型,共計有 11 種(表 1),11 種棲地類型及各類型的取樣穿越帶數量為草地-箭竹草地($n = 8$)、森草交界-松類森林($n = 6$)、森草交界-鐵冷杉林($n = 6$)、近草森林-松類森林($n = 3$)、近草森林-鐵冷杉林($n = 5$)、連續森林-松類森林($n = 5$)、連續森林-鐵冷杉林($n = 3$)、連續森林-檜木林($n = 13$)、連續森林-闊葉林($n = 5$)、連續森林-檜木造林($n = 4$)、連續森林-柳林造林(n

= 5) 等。

3.1.2 糞堆計數

本研究以 FAR 固定寬度穿越帶糞堆計數法進行水鹿密度估算取樣，每條穿越帶需進行至少 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；相隔約 2~8 個月後進行移除後的複查，記錄調查間隔期間穿越帶所累積的糞堆數量後將其移除，並計算各穿越帶在取樣期間的糞堆密度(糞堆數量除以穿越帶面積)。其中 24 條高海拔區域的穿越帶，另於相隔約 6~8 個月後再進行第二次移除後複查，並計算第二次取樣期間的糞堆密度，這些穿越帶的取樣糞堆密度為 2 次複查糞堆密度的平均值。各穿越帶糞堆取樣日期(年份及月份)及間隔如表 2 所示。

每次調查人力為 2 至 4 人，分別於穿越帶中心線兩旁以 S 形緩慢的步行或蹲行，尋覓並記錄穿越內的排遺堆數、每堆糞粒數、性別成幼、排糞方式及新鮮等級。水鹿排糞方式分成一次排糞及邊移動邊排糞兩種方式，一次排糞的方式會使得糞粒成堆集中於一處，但邊移動邊排糞的方式，糞粒會呈現長條帶狀分布，或是部份成堆部分散置的情形。因此，糞堆計數時若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，亦不列入記錄而僅進行移除。為避免少數遺漏移除的糞粒造成重複計數，複查時糞堆糞粒數少於 15 粒者，僅將糞粒移除，不列入記錄。同時，複查時若由糞堆新鮮等級判斷為前一次調查所遺漏之糞堆，則歸為前一次未移除前的計數，不列入複查的記錄中。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。此時參考先前野外觀察水鹿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。性別成幼以糞粒的形狀、大小等特徵區分之。

許多大型鹿科動物，如駝鹿 (*Alces americanus*, MacCracken and Van Ballenberge 1987)、北美紅鹿 (*Cervus elaphus*, Bubenik 1982, Cook 2002)、騾鹿 (*Odocoileus hemionus*, Sánchez Rojas et al. 2004) 等，牠們糞粒的長寬比、體積及重量等形態特徵可以用來區分性別及年齡。本研究先期觀察也發現臺灣水鹿雌雄兩性的糞粒形態具有明顯差異，雄性的糞粒較為方圓或尖圓，長寬比接近 1，末端通常會具有凹陷 (圖 6)；雌性的糞粒較為長尖或成長橢圓體，長寬比明顯大於 1，糞粒末端不會有凹陷 (圖 6)。因此，本研究依此形態特徵來判別性別，並依此計算糞堆計數所得的雌雄兩性糞堆性別比例，來代表玉里野生動物保護區臺灣水鹿族群的性別比例。而成鹿與幼鹿的區分，則是以糞粒大小作為區分依據，對於糞粒大小明顯小於成鹿糞粒，且其大小僅達或略大於台灣長鬃山羊糞粒大小的水鹿糞堆，記錄為幼鹿的糞堆，其餘則為成鹿的糞堆。

糞堆的新鮮等級依現場觀察及參考糞堆分解試驗的結果，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，部分糞堆呈現褐色光澤，通常為 1~7 天前排放的糞堆，依海拔、植被類型而有所差異；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，在森林內則具有烏黑色光澤但無新鮮糞堆之味道、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，在森林內則略具光澤但表面略粗糙的黑色，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，顏色淡呈現淡褐色、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，糞齡通常為 1~6 個月；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或已經碎裂，糞齡通常達 4 個月~1 年以上。

3.1.3 糞堆分解試驗

為了評估適當的調查間隔，於不同海拔與植被類型之穿越帶進行糞堆分解試驗，依據試驗得到的分解速率，來估算不同海拔與植被類型糞堆可能的分解天數。將糞堆計數調查同時所收集的臺灣水鹿新鮮糞堆 10~20 堆（新鮮等級為 A，糞齡在 2 天內），放置在穿越帶外但鄰近穿越帶的相同植被類型環境下，以小型蘭花牌或是黃色標示帶進行置放位置標示，並同時於標示牌上及記錄本上記錄新鮮等級、糞粒數量、植被類型、置放日期等資料。再於糞堆計數複查時，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。對於糞堆糞粒遭落葉完全掩蓋、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均視為自然分解，只要糞堆可以察覺的糞粒數少於 15 粒時，即將該堆排遺視為已經分解。

由每次複查時所記錄之每堆排遺糞粒數，計算每次複查間隔期間的平均糞粒分解速率（粒/日），並以調查所得的水鹿每堆排遺平均糞粒數為糞堆分解起始值，推估各植被類型臺灣水鹿糞堆達到分解標準（糞粒低於 15 粒）所需的平均天數。由於糞堆分解初期受到生物分解者聚集及棲地微氣象的影響，速率較快且變化較大，分解後期速率漸趨平緩且穩定。因此，對於在試驗期間糞堆仍未達分解標準的糞堆，以最後一次複查間隔所推算的平均分解速率代表剩餘糞粒未來的平均分解速率，再利用外插法來估算剩餘糞粒所需的分解天數，來獲得總分解天數；對於複查時糞堆已經達到分解標準但仍未完全分解的糞堆，則以最後一次複查間隔的平均糞堆分解速率，以內插法回推每一堆糞堆達到

分解標準所需的天數。而對於複查時大部分糞堆糞粒均完全消失的情況，其平均糞堆分解速率則以複查時該植被類型仍留存的糞粒總數除以試驗開始時的總糞粒數來計算，並依此推估分解天數。

3.2 族群密度估算

本研究使用 FAR(Campbell et al. 2004)進行各穿越帶之水鹿密度指標估算，再計算 11 種棲地類型之平均密度指標，其後利用 GIS 軟體 (ESRI ArcGIS 9.3) 以林務局第三次資源調查土地利用圖層估算調查樣區內 11 種棲地類型所佔的有效面積 (原棲地類型所佔面積扣除坡度大於 45 度陡峭地形所佔面積，參見 3.2.2 節)，進行全區水鹿族群密度估算。

3.2.1 密度指標估算

糞堆計數法中的 FAR 法，乃先移除穿越帶上之糞堆，在糞堆未達分解標準的時間內 (也就是取樣時間內穿越帶內的所有糞堆均未分解)，且糞堆平均日累積速率漸趨一致時，進行複查。因此不用獲得糞堆分解天數，僅需考慮平均排糞率，即能將穿越帶的糞堆密度轉換成動物的密度指標。在本研究中，僅 1 次取樣的穿越帶 (39 條) 以該次取樣的糞堆密度進行密度指標估算，對於有 2 次取樣資料的穿越帶 (24 條) 則以 2 次的平均糞堆密度進行估算。各棲地類型的平均密度指標，則為各棲地類型取樣穿越帶水鹿密度指標的平均值。密度指標估算公式如下 (Mayle et al. 2000):

水鹿密度指標(D)(隻/公頃)= 每公頃糞堆數 / (調查間隔日數 × 每日的平均排糞率)

平均排糞率是估算一隻動物一天排糞的次數(堆/日/隻)，因人力物力考量，本研究參考國外文獻所建議的大型鹿科動物排糞率，依據臺灣水鹿體型相似且同屬的北美紅鹿排糞率為 12.52 ± 1.38 堆/日(Neff et al. 1965)，以 13 堆/日做為臺灣水鹿族群估算的排糞率，並假設臺灣水鹿的排糞率在性別間及月份間沒有差異。郭(2005)於盤石山區實際觀察高山草地臺灣水鹿所推估的每日排糞率約為 8.16~13.92 回/日，亦支持本研究對水鹿平均排糞率的設定。

3.2.2 各棲地類型面積

玉里野生動物保護區依據本研究地景與植被類型定義劃分，共分為 11 種棲地類型。地景類型的範圍界定，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，並根據現場調查比對做適度的圖層校正後，利用 ESRI Arc GIS 9.3 軟體，以土地利用圖層中森林與草地界線為中心，依定義製作出草地、森草交界、近草森林與連續森林的圖層，再分別計算出各棲地類型的面積及有效面積(圖 3、4)。考量坡度亦為影響水鹿棲地利用之重要因子(Yamada et al. 2003)，本研究所設置的穿越帶雖然有跨越坡度達 75 度的地形，但各穿越帶的平均坡度均小於 45 度，而由現場糞堆計數也發現坡度過於陡峭的區段極少發現水鹿的排遺。由於本研究為採用糞堆來估算水鹿密度指標，因此，將坡度大於 45 度的地形定義為陡峭地，並將這些地形的水鹿糞堆密度以零來計算。實際野外觀察也發現水鹿雖然會在平均坡度大於 45 度的地形活動，但其行為以穿越為主，極少在陡峭地形處停留覓食。因此，本研究將各棲地類型的有效面積定義為扣除陡峭地後各棲地類型所佔的面積，並依此來估算全區的水鹿數量，再除以全區面積獲得玉里野生動物保護區水鹿的平均密度。穿越帶平均坡度為利用 20 m × 20 m DTM 網格圖層計算各穿越帶之坡度，以每單位距離上升的百分比

(%) 來表示，並計算平均坡度位於 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，並依定義計算出各棲地類型的有效面積。同時，崩壞地及水域的水鹿糞堆密度亦以零來計算。

3.2.3 族群數量與密度估算

利用所得的各棲地類型水鹿平均密度指標分別估算 1) 南北 2 大樣區水鹿的平均密度及 2) 玉里野生動物保護區全區水鹿的平均密度。

3.2.3.1 南北 2 大樣區水鹿的密度估算

估算野生動物族群密度時，除了需要估算動物的族群數量外，也必須估算有效的涵蓋範圍，如此方能得到較為正確的密度。有效涵蓋範圍的估算方式，包括以每日最大移動距離或平均活動範圍來估算。本研究採用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(Lewis et al. 1990)，利用 ESRI Arc GIS 9.3 軟體，以穿越帶為中心往外取 1 km 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，計算出南北 2 大樣區(太平谷-馬布谷樣區及太平溪北支流樣區)有效取樣範圍的面積及各棲地類型的有效面積(圖 5)。再由各棲地類型的密度指標求得 2 大樣區的水鹿數量後，再除以 2 大樣區有效取樣範圍的面積來獲得水鹿的密度估算。

3.2.3.2 玉里野生動物保護區族群數量與密度估算

根據不同棲地類型所求得的臺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的有效面積，來進一步推估玉里野生動物保護區全區臺灣水鹿的族群數量與平均密度。

3.3 棲地利用分析

以糞堆計數法得到的各穿越帶水鹿密度指標為應變數，微棲地測量所得的微棲地因子及以 ESRI Arc GIS 9.3 軟體所獲得的巨觀因子資料為自變數，分析巨觀和微觀棲地因子對於玉里野生動物保護區臺灣水鹿在棲地使用上之的效應。各因子定義與測量分別描述於後。

3.3.1 巨觀因子

巨觀因子主要考量可能會影響動物食物可及性、遮蔽、飲水需求等較大尺度的相關因子，各因子定義及計算方式描述如下。

(1)地景類型：分成草地、森林交界、近草森林、連續森草等四大類型，各類型定義參見圖 3-3 及 3.1.1 節。分析時以 3 個 dummy variable (landscape1 - landscape3) 來表示 4 個地景類型 (表 3)。

(2)植被類型：分成箭竹草地、松類森林、鐵冷杉林、檜木林、闊葉林、人造林(合併柳杉造林、檜木造林)等 6 種植被類型，其中地景被歸為森草交界者以森林類型為分類依據(箭竹-鐵冷杉歸為森草交界地景類別下的鐵冷杉植被類型；箭竹-松林歸為森草交界地景類別下的松林植被類型)。分析時以 5 個 dummy variable (landscape1 - landscape3) 來表示 6 個植被類型 (表 4)。

(3)平均坡度：穿越帶內平均坡度，以百分比表示，平均坡度計算方式參見 3.2.2 節。

(4)距離溪流距離：以 40 m × 40 m DTM 網格圖層 (林務局農林航測所)，使用 ESRI Arc GIS 9.3 軟體的 hydrology 工具模組，計算每一網格之集水面積 (flow accumulation)，大於 500 者 (相當於集水面積 0.8 km²) 定義為有水，經由計算出的溪流網格，與實際在調查樣區觀察到有水之溪谷大致吻合。再使用 ESRI Arc GIS 9.3 軟體計算每條穿越帶中心點距離溪流之最近距離 (m)。

(5)太陽輻射量 (Solar radiation): 以 100mX100m DTM 網格圖層 (以

林務局農林航測所 40m × 40m DTM 網格圖層為底圖，利用 ESRI Arc GIS 9.3 軟體的 resample 工具模組重新取樣獲得)，使用 ESRI Arc GIS 9.3 軟體的 solar radiation 工具模組，考量坡向、坡度、緯度及周遭地形遮蔽，計算每條穿越帶中心點一整年的太陽輻射量（2005 年）。因採用 100 m × 100 m 尺度計算，應能代表該穿越帶周遭環境的太陽輻射量。

3.3.2 微棲地因子

本研究微棲地因子的部份則僅考量會影響動物食物可及性及遮蔽的相關因子，包括非玉山箭竹的禾草類(包括所有非玉山箭竹的禾本科、莎草科及燈心草科等禾草，以 grasses_not_Yn 表示)、闊葉草(包括所有非禾草類的單子葉草花及雙子葉草花，以 forbs 表示)、樹葉類(包括所有木本植物，以 browse 表示)、蕨類(包括所有蕨類植物，以 ferns 表示)等食物類別的物種數、覆蓋度、玉山箭竹(以 Yn 表示)的覆蓋度，及跟遮蔽有關的草本植物高度、灌木高度等因子。並參考水鹿體型及野外觀察發現臺灣水鹿啃食線最高可達 2 m，因此，各項微棲地因子的測量時僅將低於 2 m 的各種食草類別納入計算。

本研究於 63 條穿越帶，分別設置植被調查樣方進行植被測量，各樣方大小、數量依穿越帶類型及變異而定，森林樣區為 1 個 20 m × 20 m 或 2 個 10 m × 20 m 的植被調查樣方；草地樣區為 2 個 10 m × 10 m 植被調查樣方；森林交接類型如果穿越帶跨越森林與草地，則分別森林內及草地各設置 1 個 20 m × 20 m 及 10 m × 10 m 的調查樣方。調查時量測樣方內所有胸高直徑(DBH)大於 1 cm 的木本植物的 DBH、高度、覆蓋度、草本(包含闊葉草類及禾草類)種類及覆蓋度，覆蓋度為現場由調查人員中資深植被調查人員以目視估算，同時每個樣方隨機測量至少 60 棵的草本高度，並依草本覆蓋度而增加取樣數，以求得平均草高。

因此，穿越帶各食草類別覆蓋度、草本高度及灌木高度為該穿越帶內植被樣方取樣結果的平均值，各食草類別物種數則為穿越帶內各植被樣方中該類別的總物種數。

3.3.3 其他因子

季節也可能影響水鹿使用棲地之類型，因此分析因子納入排遺調查季節，共分成乾季(每年 11-4 月)、溼季(每年 5-10 月)、乾溼季(表示糞堆計數取樣間隔跨越乾、溼季)。

由於植被類型與海拔呈現相關(櫟林-檜木林-鐵杉-冷杉-箭竹草原)，在 Chiang (2007)的研究中，亦發現海拔因子對水鹿的分布沒有顯著影響，因此僅以植被類型來代表海拔的變異。而坡向所代表的生態意義主要為水分梯度，可以太陽輻射涵蓋之，故未納入分析。

3.3.4 統計分析

使用複迴歸 (multiple regression) 分析，應變數為水鹿密度，自變數為以上之棲地及季節因子。因棲地因子較多，為求得最簡單模式，採用 forward stepwise selection 逐一加入最顯著因子，因子加入的門檻 p 值為 0.05，移出門檻 p 值則為 0.1(移出門檻值必須高於加入門檻值)，以求出最佳之簡單模式 (解釋因子)。

四、結果

4.1 糞堆計數

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 2、5。

各次糞堆計數結果分別為：第一次糞堆計數(未移除排遺)各穿越帶的糞堆密度為 25 ~ 11737.5 堆/公頃；第二次糞堆計數 (FAR 法) 各穿越帶的糞堆密度為 0 ~ 1575 堆/公頃；第三次糞堆計數 (FAR 法) 各穿越帶的糞堆密度為 12.5 ~ 1662.5 堆/公頃 (表 5)。各穿越帶間糞堆密度差異顯著。

4.2 糞堆分解試驗

糞堆分解試驗結果顯示糞堆分解速率在海拔、植被類型間具有明顯差異。由各次糞堆分解情形以最後一次複查時的分解速率(表 6)，以外插法或內插法粗估得高海拔區域各植被類型臺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。中海拔區域各植被類型臺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。

4.3 族群密度估算

4.3.1 棲地類型密度指標

以 FAR 法計算得各穿越帶臺灣水鹿密度指標為 0 ~ 55.11 隻/ km²。在 11 種棲地類型中，以森草交界-松類森林類型 45.77 ± 2.70 隻/ km² (mean ± S.E.; S.E.表示標準誤差) 最高，近草森林-松類森林類型 (22.64 ± 7.04 隻/ km²) 及森草交界-鐵冷杉林類型 (21.50 ± 3.01 隻/

km²)次之，最低則為連續森林-闊葉林類型(0.12 ± 0.12 隻 / km²)(表 7)。水鹿平均密度指標在地景類型間 (Kruskal - Wallis test; P < 0.01) 及棲地類型間 (Kruskal - Wallis test; P < 0.01) 有顯著的差異，其中在地景類型間，森草交界類型、草地類型的水鹿密度指標均顯著大於連續森林類型 (Dunn test; P < 0.01)。而在棲地類型間，森草交界-松類森林類型的平均密度指標顯著大於連續森林-檜木林、闊葉林及柳杉造林等類型 (Dunn test; P < 0.01); 森草交界-鐵冷杉林類型、草地-箭竹草地類型亦顯著大於連續森林-闊葉林類型 (Dunn test; P < 0.01); 其餘棲地類型間的差異不顯著 (Dunn test; P > 0.05)。而個別比較各地景類型下的植被類型間的差異，在森草交界類型中，松類森林的平均密度指標顯著大於鐵冷杉林 (Mann-Whitney U test; P < 0.01); 在近草森林類型中，鐵冷杉林與松類森林間的水鹿平均密度指標沒有顯著差異 (Mann-Whitney U test; P = 0.18); 在連續森林類型，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闊葉林 (Dunn test; P < 0.01 及 0.05)。

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% (表 1)。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，各坡度等級的臺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 度的穿越帶的平均密度指標顯著大於平均坡度 30~45 度的穿越帶 (Dunn test; P < 0.05)。

4.3.2 棲地類型有效面積

太平谷_馬布谷樣區及太平溪北支流樣區總面積分別為 45.81 km² 及 22.47 km² (圖 5)，南北兩大樣區各棲地類型、裸露崩壞地、溪流水域及陡峭地形的有效面積如表 8 所示。在太平溪北支流樣區以連續森

林-檜木林類型的有效面積最大，連續森林檜木造林的有效面積最小；在太平谷-馬布谷樣區則以森草交界-松類森林類型的有效面積最大(表 8)。

而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 9 所示，以連續森林-檜木林類型有效面積佔 20.5% 最多，連續森林-松類森林類型有效面積次之，而臺灣水鹿族群密度指標最高的森草交界-松類森林類型有效面積僅佔 4.7% (表 9)。

4.3.3 數量與密度估算

依 2 大樣區各棲地類型有效面積及水鹿密度指標 (表 8)，得到太平溪北支流樣區約有水鹿 428 隻 (SE=100 隻)，平均密度為 9.34 隻 / km² (SE=2.17 隻 / km²)；馬布谷-太平谷樣區則約有水鹿 490 隻 (SE = 84 隻)，平均密度為 21.81 隻 / km² (SE=3.76 隻 / km²)。

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(表 9)，分別乘以各棲地類型水鹿密度指標 (表 7)，並將其加總後，得到本保護區約有 1,210 隻 (95%信賴區間為 705 - 1715 隻) 水鹿，平均密度為 10.60 隻 / km² (95%信賴區間為 6.18 - 15.03 隻 / km²)。在分布上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水鹿密度最高。而隨著海拔的降低則進入連續森林的地景，水鹿的密度隨之降低。

4.3.4 性別與成幼比例

由 FAR 穿越帶糞堆計數中的糞粒形態特徵，獲得玉里野生動物保護區臺灣水鹿性別成幼比例如表 10 所示。全區雄雌性比為 24.3 : 100，幼鹿與雌鹿比例為 7.3 : 100；其中，太平北溪支流樣區雄雌性比為 30.0 : 100，幼鹿與雌鹿比例為 6.7 : 100；太平谷-馬布谷樣區雄雌性比為 17.6 :

100，幼鹿與雌鹿比例為 8.1:100。可以發現在距離林道較遠的高海拔地區，如太平溪源、雙溪口等雄鹿比例較低，但在距離林道較近、海拔較低的地區，雄鹿比例較高，並以海拔最低的瑞穗林道 26K 支線雄鹿比例最高，其次為海拔次低的瑞穗林道主線。而在幼鹿比例上在海拔較低的地區除了瑞穗林道 26K 支線未發現幼鹿排遺外，其餘地區幼鹿的比例高於海拔較高的地區。

4.4 棲地利用

水鹿棲地利用模式包含 4 個棲地因子，整體模式達顯著 ($F_{4,58}=48.43$, $p < 0.001$)，且此模式解釋了 75.3% 的密度變異。4 個棲地因子分別為是否為森草交界類型 (係數為 0.157 隻/ha)、是否為松類森林 (係數為 0.115 隻/ha)、非玉山箭竹的禾草類覆蓋度 (係數為 0.171 隻/ha) 及樹葉類的物種數 (係數為 -0.002 隻/ha) 等，常數為 0.109 隻/ha (表 11)。4 個棲地因子係數都顯著不為 0 (前二者 $p < 0.001$ ，後二者 $p = 0.001$)。在森草交界的地景類別則密度會增加 0.157 隻/ha，若為松類森林的植被類型，則密度會增加 0.115 隻/ha，換句話說，若是屬於森草交界-松類森林的棲地類型，則密度會增加 0.272 隻/ha。另外，與屬於微棲地因子的非玉山箭竹的禾草類覆蓋度呈現顯著正相關的關係，與樹葉類的物種數則為負相關(表 11)，但與玉山箭竹覆蓋度無顯著相關。

整體而言，在玉里野生動物保護區，以位於松林與箭竹草原交界、非玉山箭竹的禾草類覆蓋度較高且樹葉類物種數較少的環境，為水鹿族群利用率最高的環境。

五、討論

5.1 玉里野生動物保護區水鹿密度

印度亞種水鹿以沿路距離取樣法、穿越線距離取樣法所獲得的密度為 0.9~17.2 隻/ km² (Karanth and Sunquist 1992, Khan et al. 1996, Ahrestani 1999, Kumar 2000, Biswas and Sankar 2002, Bagchi et al. 2003, Jathanna et al. 2003b); 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所得水鹿的年平均密度為 3.6 隻/ km²，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，玉里野生動物保護區臺灣水鹿的密度為屬於中到高密度的地區。而在有平緩谷地及松類森林與箭竹草地鑲嵌的玉里野生動物保護區高海拔山區，如太平谷-馬布谷樣區密度更達到 21.81 隻/ km²，對大型鹿科動物而言，此密度已經超過會顯著影響森林植被的密度閾值，也顯示臺灣水鹿經過十數年的保護措施，族群回復非常快速。近年來在臺灣高海拔山區以紅外線自動相機所得的水鹿 OI 值亦發現在水鹿族群密度相當高(李等 2007, 翁等 2009, 翁等 2010)。原為台灣山區 3 種偶蹄目數量最稀少的臺灣水鹿 (王 1988)，有機會成為目前臺灣中南部高山型保護區內高海拔地區豐度最高的草食獸。而保護區內接近林道及海拔較低的地區雖然密度不高，但相較於早期本區的動物相調查並未在林道附近及低海拔山區發現水鹿的蹤跡(呂等 1990)，以及本研究由糞堆計數所得的性別比例趨勢，在這些水鹿曾經消失的在中低海拔山區雄鹿的比例均明顯較遠離林道與部落的高海拔山區為高，這樣的趨勢可能也間接顯示保護區中低海拔山區的水鹿族群為新近重新拓殖建立的族群(參見 5.3 節說明)，此外由保護區密度分布呈現高海拔地區較中低海拔地區為高的現象，推測本保護區水鹿族群有恢復及往低

海拔擴展的跡象。

5.2 水鹿族群增加的原因分析

本研究的結果發現玉里野生動物保護區的臺灣水鹿族群已接近高密度的等級，在部分高海拔山區(如馬布谷-太平谷樣區)族群密度更已經超過會顯著影響植被的密度(Tilghman 1989, Gill and Morgan 2010)，顯示臺灣水鹿族群在近十幾年來恢復狀況良好。分析其原因，除了充分顯示臺灣自 1984 年以後在野生動物保育的努力，包括野生動物保育法、中央山脈保育廊道的建置、深入學校社區的保育宣導教育、定期的強力取締盜獵等等措施已經有效地減緩或阻隔對水鹿的狩獵壓力及棲息地的破壞速度外，也可能跟以下因素有所關聯，包括 1.臺灣缺乏大型貓科動物等水鹿主要捕食性天敵。雖然臺灣黑熊及黃喉貂亦有少數捕食水鹿的跡象被發現(李等 2007)，但牠們成功捕食的例子幾乎均為幼鹿，無法如大型貓科動物經常可以成功獵殺成體水鹿，因此，牠們限制水鹿族群成長的效應相當有限。2.水鹿本身恢復力高。雖然水鹿一年僅一胎一隻，但是，一雄多雌婚配制度的繁殖策略，每一隻雄鹿一個繁殖季可以跟 3~5 隻的雌鹿交配(Geist 1998)，因此，只要雌鹿個體數足夠，其族群本身的恢復力高。McCullough (1974)亦認為臺灣水鹿族群恢復速度快，僅需加強禁獵措施及棲地保育一段時間，即可恢復並評估配合經營管理措施進行適度利用。3. 1987 年養殖鹿類動物結核病事件。1987 年臺灣發生養殖水鹿、梅花鹿的鹿類結核病事件(馬及楊 1996)，導致當時鹿茸價格急遽下滑，加上當時臺灣經濟發展良好，工資頗高等因素，降低獵人獵捕水鹿的誘因。4.臺灣林道系統的逐漸毀壞。早期因為伐木事業而深入山區的林道系統，有多條深入海拔近 3000 m 的中央山脈主脊山腰，例如郡大林道、丹大林道、中平林道、瑞穗

林道等，只需不到一天的步程即可抵達中央山脈主脊，提供盜獵者方便的交通。而近二十年來，臺灣林道受到颱風、地震的影響，通車距離大大縮短，一般僅能到達海拔 1000~2000 m 的山區，林道的阻隔限制獵人深入山區的距離及運補效能，減緩中高海拔水鹿的獵捕壓力。這些原因均使得臺灣水鹿在有效的保育後，族群恢復良好。

2008 年 IUCN 紅皮書重新檢討並調整全球哺乳動物的保育等級，水鹿因為受到嚴重獵捕壓力、經濟發展所引發的棲地破壞及戰爭的影響，在大多數地區其族群密度在近 30 年呈現嚴重下滑的趨勢(Timmins et al. 2008)，使得其保育等級被提升到易危(Vulnerable)等級。唯獨臺灣的保護區及印度、泰國、尼泊爾等地少數保護區呈現增加或是穩定的狀態，由於水鹿的保育除了本身的價值外，還關係到許多瀕危大型貓科動物的保育，因而深受重視。臺灣水鹿在臺灣的保育成效及原因，除了可以提供其他國家如何增加區域內水鹿族群的參考外，臺灣水鹿族群增加後對於植被棲地及生物多樣性的效應等相關研究經驗，亦可做為其他國家在水鹿復育後期族群與棲地經營管理上的重要參考。

5.3 應用糞堆計數法估算大型草食獸密度的建議

臺灣為一海拔落差近 4000 m 的高山島嶼，森林植被覆蓋度高，且地形和許多溫帶地區相比相對陡峭，在如此陡峭鬱閉的山區要估算棲息於森林中且生性隱蔽的大型鹿科動物密度，為一相當困難的工作。許多國外經常採用的直接計數法，如穿越線距離取樣法、沿路距離取樣法、夜間探照燈穿越線距離取樣法、驅趕計數法等在台灣山區都會面臨偵測率過低的問題，更有安全上疑慮。因此本研究首次運用 FAR 糞堆計數法 (Campbell et al. 2004) 透過固定寬度穿越帶取樣方式成功估算玉里野生動物保護區的水鹿密度，顯示利用糞堆計數法可間接、

全面大範圍地估算與監測水鹿的族群密度，只要透過合適的試驗設計就可以獲得精確度與正確性高的族群密度估算(Neff 1968, Campbell et al. 2004)。因此，在面臨臺灣水鹿族群持續增加，以效率、精確度與正確度均高的量化估算方法來建立長期的族群密度波動指標已經非常迫切，由本研究實際的執行經驗顯示 FAR 固定穿越帶糞堆計數法為一可以應用於臺灣山區的密度估算方法。

FAR 糞堆計數法必須要獲得動物的平均排糞率，並選擇適當的季節與調查間隔，方能提高精確度與正確性(Neff 1968, Campbell et al. 2004)。雖然 FAR 法不需要進行糞堆分解試驗，但仍然必須考量糞堆分解速率以決定適當調查間隔及取樣季節，以符合調查間隔內穿越帶內累積的糞堆完全留存的假設。本研究糞堆分解試驗雖然在樣本數、取樣涵蓋的海拔及植被類型上仍屬不足，但已初步顯示臺灣水鹿糞堆分解速率在海拔及植被間差異明顯，在中海拔連續森林遠高於高海拔。由本研究資料建議在臺灣高海拔地區調查間隔可以達到 6 個月以上，但在中海拔霧林帶調查間隔宜在 2 個月內，並且應該要避免在豪大雨發生機率較高的溼季進行取樣，以避免鹿科動物的糞堆在雨季會因突然的豪雨而流失或是加速分解 (Shrestha 2004)。因此，本研究建議在臺灣山區以 FAR 糞堆計數法的取樣時間以每年 11-4 月之乾季進行最為合適，可以減少因濕度過高排遺分解速率過快所產生的低估問題。間隔時間的設定則以 2-4 個月為佳，時間太短則平均糞堆累積速率可能尚未趨於一致，時間太長則會減少取樣的效率及增加人為誤差及部分糞堆分解發生的可能性。此外，雖然本研究並未對穿越帶取樣長度與密度估算的精確度與正確性進行比較，但由實際野外執行的經驗，建議穿越帶長度在密度較高且分解速率很慢的高海拔山區，以 50 - 100 m 長 2 m 寬即可獲得足夠的樣本數，較短且窄的取樣範圍在糞堆密度較

高的地區也有助於降低人為誤差及增加取樣效率。但在低密度且糞堆分解速率較快的地區，建議仍以 200 m 長 2 m 寬(或 4 m 寬)的穿越帶進行取樣，可避免過多穿越帶計數結果為零所造成的偏差，並依分解速率適度縮短調查間隔以減少誤差。

另一方面，本研究糞堆分解試驗僅為初步粗略的試驗，針對臺灣 4 種偶蹄目糞堆分解在海拔及季節的變異進行較為精確的研究，在經營管理上變得迫切。此外，雖然有少數野外觀察(郭 2005)的結果證實本研究採用臺灣水鹿排糞率的合理性，且目前以糞堆計數法估算大型鹿科動物密度大多數均採用此一排糞率(Neff 1968, Compbell et al. 2004)。然而，許多研究也發現鹿科動物的排糞率會受到季節、性別、成幼及食性的影響(Neff 1968)，為求提高族群估算的準確性，有必要針對臺灣水鹿及其他草食獸的排糞率在季節、性別、成幼上的差異進行更精確的研究。

5.4 玉里野生動物保護區水鹿性別、成幼比例

性別比例對於了解族群結構的健康度和族群動態很重要，本研究利用排遺推估玉里野生動物保護區內之水鹿性別比例為每百隻雌鹿平均約有雄鹿 24.3 隻，幼鹿 7.3 隻。同時，也發現玉里野生動物保護區外圍鄰近林道的中低海拔山區雄鹿的比例明顯較保護區核心區域的高海拔山區為高，且大致有越外圍雄性比例越高的趨勢。比較早期的調查資料發現這些雄鹿比例偏高的地區，如瑞穗林道及瑞穗林道 26 km 支線兩側早期均未發現有水鹿的蹤跡(呂等 1990)，因此，這些地區的水鹿應該是近十數年從保護區核心區擴散並新近建立的族群，由於水鹿雄性成鹿在發情季節的活動範圍較雌鹿大(Lewis et al. 1990, Leslie 2011)，且雄性仔鹿通常在出生一年內就會擴散出去(Leslie

2011)，而雌鹿的活動範圍較小且通常會在母鹿原有活動範圍內或附近建立領域 (Mathews et al. 1997)，雌性仔鹿跟隨母鹿活動的時間也較雄性仔鹿長 (Leslie 2011)。因此，當因保育措施使得水鹿在曾經族群消失的地區後重新建立族群的初期，族群內雄性個體的比例應該會較核心區域為高。此外，在族群重新建立初期，由於資源競爭較少，可能也會降低因同性打鬥所造成的傷亡。推測玉里野生動物保護區中低海拔區域水鹿族群雄性個體比例偏高的原因，可能跟鹿科動物雄性個體的活動範圍較大及雄性擴散的生活使特徵及此地區為水鹿新近重新建立的族群等因素有關，預測當這些地區族群逐漸增加時雄性個體的比例應該會降低。而由幼鹿的比例上來看，在距離核心區域最遠的瑞穗林道 26K 支線，未發現幼鹿的排遺；糞堆計數結果亦發現此地區穿越帶的水鹿糞堆密度為所有穿越帶中最低，由這些結果推測水鹿擴散到此地區為新近發生的事，整個族群尚在建立中。而瑞穗林道兩側及食祿間山（保護區內但鄰近邊界）幼鹿比例較高海拔為高，可能跟族群的密度效應有關，這些均值得未來以糞堆計數法或其他更精確的方式持續監測水鹿族群密度與族群結構的變化及交互關係。

Leslie(2011)彙整關於水鹿性比的研究也指出水鹿成體的性別比例顯著偏向雌鹿。但亦有部分地區雌雄性比偏向雄鹿，例如裴及姜(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，和本研究差異頗大。Leslie(2011)認為在水鹿的主要天敵-大型食肉目稀少或缺乏的地區，雄鹿的數量似乎會比較高，雌雄比達 0.81(Eisenburg and Lockhart 1972，轉引自 Leslie 2011)，甚至略微超過雌鹿，但僅有一個案例。在本研究中，不論中、高海拔地區均為大型食肉目稀少或缺乏的地區，因此，本研究水鹿性別比例在地區上的差異不符合 Leslie(2011)的推測，我認為應該是跟上述原因有關。而裴及

姜(2004)的結果可能是因自動相機架設的位置非隨機取樣，且架設於泥浴池之相機，在雄鹿硬角期間較易拍到雄性個體(李等 2007)等等因素產生的誤差，唯其確切原因仍需進一步研究。

5.5 玉里野生動物保護區臺灣水鹿棲地利用

本研究複迴歸分析發現在玉里野生動物保護區，臺灣水鹿在棲地利用上偏好松林與箭竹草原交界、非玉山箭竹的禾草覆蓋度較高及樹葉類物種數較低的環境，並以前三者對水鹿密度的變異影響較大。檢視玉里野生動物保護區的植被形態，可以發現這類的環境大都集中在高海拔有火災干擾過的地區，推測水鹿在棲地利用上有偏好演替初期社會的趨勢。而從各棲地類型糞堆密度的比較也發現水鹿對松林的利用高於鐵冷杉等演替後期的森林，亦顯示此一趨勢。臺灣水鹿食性研究顯示玉山箭竹雖然為高海拔臺灣水鹿食性中取食量最大的植種，但其取食量卻低於環境中的覆蓋度(李及林 2003)，說明玉山箭竹雖然為臺灣水鹿的主要食草但並對其食用量可能有一定閾值，相對的，在高海拔水鹿對高山芒及其他禾草類的取食選擇性高於預期。這樣的趨勢似乎也從棲地利用分析顯示出來。玉山箭竹的覆蓋度跟水鹿密度無顯著影響，但是非玉山箭竹的禾草類覆蓋度高的環境，水鹿密度會增加，顯示水鹿的棲地利用模式可能會受到水鹿食性選擇偏好的影響。

玉里野生動物保護區臺灣水鹿的棲地選擇和先前研究發現水鹿偏好接近水域、森林邊緣、樹冠層鬱閉度較低、草本層覆蓋度高的環境(Lewis et al. 1990, Yamada et al. 2003, Chiang 2007)相比，大致符合。但與溪流的距離則無顯著差異，根據在奇萊山區無線電追蹤的結果發現，臺灣水鹿可以在一天之內從高海拔稜線地區下降到中海拔溪谷(下降約1700m，顏士清，私人通訊)，顯示臺灣水鹿移動能力強，可以快速到

達溪谷，加上臺灣雨量充足且山區稜線與森林內亦散佈有許多零散的小水池，僅以與溪流的距離可能無法區分對於水域的利用程度。

5.6 結論與經營管理上的建議

本研究利用 FAR 法及固定寬度穿越帶取樣方式獲得玉里野生動物保護區臺灣水鹿的密度估算、性別比例在地區上的變異及棲地利用模式，結果顯示玉里野生動物保護區臺灣水鹿恢復狀況良好，全區密度已接近高密度等級，在高海拔地區的密度更已經超過大型鹿科動物會顯著影響森林植被與生態的閾值，而鄰近保護區外圍地區也已經有水鹿重新建立族群，雖然由性別比例及雌鹿幼鹿比例結構推測研究區域最外圍的地區的水鹿族群可能為 2005 年才建立不久的族群，但較接近保護區的瑞穗林道及位於保護區內但接近邊界的地區水鹿幼鹿比例較高的現象，可以預期臺灣水鹿在這些地區的族群有持續成長的潛力。然而，高海拔地區水鹿幼鹿及雄鹿的比例有偏低的情形，推測可能為族群密度效應(density dependent effects)所造成的結果，預期高海拔的族群密度增加的趨勢可能會逐漸趨緩。持續以本研究所使用之方法及改善建議進行本保護區及臺灣其他地區水鹿族群密度的估算與長期監測，並進一步獲得各項族群因子，如出生率、雌鹿幼鹿比例、死亡率，乃至於遷入遷出比率等隨會影響水鹿密度及會與密度共變的因子的量化資訊，不僅有助於釐清這些效應，也可以依照這些因子建構對臺灣水鹿族群波動的預測模式，將有助於擬定玉里野生動物保護區水鹿族群經營管理策略及利用模式預測並檢視各項管理措施對於族群波動的影響。相關經驗對於臺灣野生動物經營管理將會是一大進展。

而高密度的鹿科動物族群，可能透過選擇性啃食嫩枝嫩葉、啃食樹皮、取食落果、磨角、踐踏及排糞等行為，對棲地植被的更新、演替、

分布，森林共域動物群聚及生態系生物多樣性乃至養份循環等產生影響(Gill 1992a, Fuller and Gill 2001, Gill and Beardall 2001, Rooney 2001, Rooney and Waller 2003, Côté et al. 2004, Post and Pedersen 2008, Gill and Morgan 2010)。研究人員也已經於研究區域觀察到幾種臺灣水鹿的主要食草(李及林 2004)，如玉山箭竹、高山芒及紅毛杜鵑等，被啃食的程度均相當大。造成原本一整片連續濃密高大的玉山箭竹草地或是高山芒，在啃食後形成一叢叢分離的且植株高度變小的特殊景觀。部分啃食壓力較大的區塊，也發現玉山箭竹的覆蓋度明顯較低，甚至僅存草桿。而裴家騏(私人通訊，未發表)分析位於本保護區高海拔的太平溪源所收集的臺灣水鹿糞堆所含的氮元素，則發現此一區域的食草品質較低，造成部分月份糞氮量低於鹿科動物維持成長所需的水平，推測太平溪源植物可能長期遭受高度的啃食壓力，使得植物葉片所含的氮元素降低。同時，部分高海拔樹種如臺灣鐵杉、臺灣冷杉等也開始有被水鹿啃食樹皮及磨角的情形。這些觀察都顯示玉里野生動物保護區高海拔地區臺灣水鹿的族群對植被生態效應逐漸顯現。

Tilghman(1989)利用圍籬試驗針對 5 個不同密度的白尾鹿群對植被影響進行了 5 年的研究，發現白尾鹿喜歡啃食的植種豐富度及幼苗歧異度隨白尾鹿密度增加而減少。同時，當白尾鹿密度低於 15.5 隻/km²時，對森林植被更新影響輕微，但密度超過 15.5 隻/km²時影響程度變得顯著；Gill and Morgan (2010)的研究也指出當鹿科動物的密度大於 14 隻/km²會造成英國低海拔林地無法充足更新的情況，這些研究都顯示出當大型鹿科動物族群密度超過一個閾值，可能就會對當地植被產生顯著的影響。而近年的研究(Martin et al. 2010)更指出當大型鹿科動物在逃離大型天敵及狩獵壓力的影響時，僅需十數年就會對當地植被產生顯著性的負面影響，會讓當地植被的多樣性朝向簡單化的方向改

變，並進而影響當地共域的脊椎動物與無脊椎動物的群聚結構。因此，建議未來除了持續在玉里野生動物保護區以本研究的尤法及建議持續監測水鹿密度變化外，也應同時於高密度水鹿的地區，設置長期植被樣區並以圍籬試驗的方式來監測並釐清臺灣水鹿對森林植被更新、演替的效應，以釐清臺灣水鹿在臺灣森林生態系中的角色扮演。尤其是在全球暖化臺灣山區植被帶在部分山區已經被發現有上升趨勢的氛圍下，臺灣水鹿等大型草食獸密度持續上升所造成的高度啃食壓力，對於植被帶上移速率及分布的效應值得關切與重視。



六、參考文獻

- Ahrestani F.S. 1999. Population density estimates for mammalian herbivores in Bhadra Wildlife Sanctuary, South India. 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.
- Borah J., Deka K., Dookia S. and Gupta R.P. 2009. Food habits of dholes (*Cuon alpinus*) in Satpura Tiger Reserve, Madhya Pradesh, India. *Mammalia* 73: 85-88.
- Bubenik R.A. 1982. Physiology. In: Thomas J. W. and Toweill D. E. (eds), *Elk of North America. Ecology and management*. Stackpole Books, Harrisburg, PA. pp. 125-179.
- Cook J.G. 2002. Nutrition and food. In: Toweill D. E. and Thomas J. W. (eds), *North America Elk: Ecology and Management*. Smithsonian Institution Press, Washington and London, pp. 259-349.
- 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.
- Campbell D., Swanson G.M. and Sales J. 2004. Comparing the precision and cost-effectiveness of faecal pellet group count methods. *Journal of Applied Ecology* 41: 1185-1196.

- Chiang P.-J. 2007. Ecology and conservation of Formosan clouded leopard, its prey, and other sympatric carnivores in southern Taiwan. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia, U.S.A., p. 249.
- Demaría M.R., McShea W.J., Koy K. and Maceira N.O. 2004. Pampas deer conservation with respect to habitat loss and protected area considerations in San Luis, Argentina. *Biological Conservation* 115: 121-130.
- Eisenburg J.F. and Lockhart M. 1972. An ecological reconnaissance of Wilpattu National Park, Ceylon. *Smithsonian Contribution to Zoology* 101: 1-118.
- Forsyth D.M., Barker R.J., Morriss G. and Scroggie M.P. 2007. Modeling the relationship between fecal pellet indices and deer density. *Journal of Wildlife Management* 71: 964-970.
- 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.
- Fuller T.K. 1992. Do pellet counts index white-tailed deer numbers and population change - a reply. *Journal of Wildlife Management* 56: 613-613.
- Geist V. 1998. *Deer of the world: their evolution, behaviour, and ecology.* Stackpole Books.
- Gill R.M.A. 1992a. A review of damage by mammals in north temperate forests .3. impact on trees and forests. *Forestry* 65: 363-388.

- Gill R.M.A. 1992b. A review of damage by mammals in north temperate forests: 1. deer. *Forestry* 65: 145.
- Gill R.M.A. and Beardall V. 2001. The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. *Forestry* 74: 209-218.
- Gill R.M.A. and Morgan G. 2010. The effects of varying deer density on natural regeneration in woodlands in lowland Britain. *Forestry* 83: 53-63.
- Gray J.S., Kahl O., Janetzki C. and Stein J. 1992. Studies on the ecology of lyme disease in a deer forest in County Galway, Ireland. *Journal of Medical Entomology* 29: 915-920.
- Hill K., McMillan G. and Fariña R. 2003. Hunting-related changes in game encounter rates from 1994 to 2001 in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. *Conservation Biology* 17: 1312.
- Jathanna D., Karanth K.U. and Johnsingh A.J.T. 2003a. Estimation of large herbivore densities in the tropical forests of southern India using distance sampling. *Journal of Zoology* 261: 285-290.
- Jathanna D., Karanth K.U. and Johnsingh A.J.T. 2003b. Estimation of large herbivore densities in the tropical forests of southern India using distance sampling. *Journal of Zoology* 261: 285-290.
- Karanth K.U. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation* 71: 333-338.
- Karanth K.U., Nichols J.D. and Kumar N.S. 2011. Estimating tiger abundance from camera trap data: field surveys and analytical issues.

- In: O'Connell A. F., Nichols J. D. and Karanth K. U. (eds), Camera Traps in Animal Ecology. Springer Japan, pp. 97-117.
- 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.
- Khan J.A., Chellam R., Rodgers W.A. and 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.
- Kumar N.S. 2000. Ungulate density and biomass in the tropical semi-arid forest of Ranthambore, India. Pondicherry University.
- Leslie D.M., Jr. 2011. *Rusa unicolor* (Artiodactyla: Cervidae). *Mammalian Species* 43: 1-30.
- Lewis J.C., Flynn L.B., Marchinton R.L., Shea S.M. and Marchinton E.M. 1990. Ecology of sambar deer on St. Vincent National Wildlife Refuge, Florida, USA. *Bulletin of Tall Timbers Research Station* 25: 1-107.
- MacCracken J.G. and Van Ballenberge V. 1987. Age-and sex-related differences in fecal pellet dimensions of moose. *The Journal of Wildlife Management* 51: 360-364.
- Martin J.-L., Stockton S., Allombert S. and Gaston A. 2010. Top-down and bottom-up consequences of unchecked ungulate browsing on plant and animal diversity in temperate forests: lessons from a deer introduction. *Biological Invasions* 12: 353-371.
- Martin T.E. 2007. Climate correlates of 20 years of trophic changes in a high-elevation riparian system. *Ecology* 88: 367-380.

- Mathews N., DeWoody A., Porter W., Skow L. and Honeycutt R. 1997. Genetic variation as a predictor of social structure. In: McShea W. J., Underwood H. B. and Rappole J. H. (eds), *The Science of Overabundance: Deer Ecology and Population Management*. Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 99-119.
- Mayle B.A. 1996. Progress in predictive management of deer populations in British woodlands. *Forest Ecology and Management* 88: 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. 1974. Status of larger animals in Taiwan. Tourist Bureau Taipei. Taiwan, ROC.
- 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: 406-407.
- Ngampongsai C. 1987. Habitat use by the sambar *Cervus unicolor* in Thailand- a case study for Khao Yai National Park. In: Wemmer C. M. (ed), *Biology and Management of the Cervidae*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., USA, pp. 289-298.
- Oliver W.L.R. 1993. Threatened endemic Artiodactyls of the Philippines: status and future priorities. *International Zoo Yearbook* 32: 131-144.

- Oliver W.L.R., Cox C.R. and Dolar L.L. 1991. The Philippine spotted deer conservation project. *Oryx* 25: 199-205.
- Post E. and Pedersen C. 2008. Opposing plant community responses to warming with and without herbivores. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105: 12353-12358.
- Putman R.J. 1996. Ungulates in temperate forest ecosystems: perspectives and recommendations for future research. *Forest Ecology and Management* 88: 205-214.
- Putman R.J. and Moore N.P. 1998. Impact of deer in lowland Britain on agriculture, forestry and conservation habitats. *Mammal Review* 28: 141-164.
- Rand P.W., Lubelczyk C., Lavigne G.R., Elias S., Holman M.S., Lacombe E.H. and Smith R.P. 2003. Deer density and the abundance of *Ixodes scapularis* (Acari: Ixodidae). *Journal of Medical Entomology* 40: 179-184.
- Rooney T.P. 2001. Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective. *Forestry* 74: 201.
- Rooney T.P. and Waller D.M. 2003. Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 181: 165-176.
- Rovero F. and Marshall A.R. 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology* 46: 1011-1017.
- Sánchez Rojas G., Gallina S. and Equihua M. 2004. Pellet morphometry as a tool to distinguish age and sex in the mule deer. *Zoo Biology* 23:

139-146.

- Sankar K. and Johnsingh A.J.T. 2002. Food habits of tiger (*Panthera tigris*) and leopard (*Panthera pardus*) in Sariska Tiger Reserve, Rajasthan, India, as shown by scat analysis. *Mammalia* 66: 285-289.
- Shrestha M.K. 2004. Relative ungulate abundance in a fragmented landscape: implications for tiger conservation. University of Minnesota.
- Stromayer K.A.K. and Warren R.J. 1997. Are overabundant deer herds in the eastern United States creating alternate stable states in forest plant communities? *Wildlife Society Bulletin* 25: 227-234.
- Tilghman N.G. 1989. Impacts of white-Tailed deer on forest regeneration in northwestern Pennsylvania. *The Journal of Wildlife Management* 53: 524-532.
- Timmins R.J., Steinmetz R., Sagar Baral H., Samba Kumar N., Duckworth J.W., Anwarul Islam M.d., Gimán B., Hedges S., Lynam A.J., Fellowes J., Chan B.P.L. and Evans T. 2008. *Rusa unicolor*. IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.1. [23 April 2011 cited]. Available from: www.iucnredlist.org
- Wang S.W. 2010. Estimating population densities and biomass of ungulates in the temperate ecosystem of Bhutan. *Oryx* 44: 376-382.
- Wang S.W. and Macdonald D.W. 2009. Feeding habits and niche partitioning in a predator guild composed of tigers, leopards and dholes in a temperate ecosystem in central Bhutan. *Journal of Zoology* 277: 275-283.
- Welch D., Staines B.W., Scott D. and French D.D. 1992. Leader browsing

by red and roe deer on young sitka spruce trees in western Scotland.

II. effects on growth and tree form. *Forestry* 65: 309-330.

White G.C. 1992. Do pellet counts index white-tailed deer numbers and population change?: a comment. *Journal of Wildlife Management* 56: 611-612.

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

王穎、林文昌。1987。臺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。

王穎。1988。臺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。

呂光洋、張巍薩、花炳榮。1990。玉里野生動物保護區動物相調查。臺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93-2號。

李玲玲、林宗以。2004。臺灣水鹿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。

李玲玲、林宗以、池文傑。2007。玉山國家公園南二段地區中大型哺乳動物調查暨臺灣水鹿族群間監測計畫。內政部營建署玉山國家公園管理處。

邱祈榮、陳子英、劉和義、王震哲、葉慶龍、謝長富。2009。臺灣現生天然植群圖集。行政院農業委員會林務局。

翁國精、林宗以、蔡及文。2009。玉山國家公園新康山區暨南二段中

大型哺乳動物調查計畫。玉山國家公園管理處。

翁國精、林宗以、張書德、范震華。2010。玉山國家公園新康山區中

大型哺乳動物監測暨水鹿族群生態調查。玉山國家公園管理處。

馬春祥、楊錫坤。1996。養鹿學。國立編譯館。

郭正彥。2004。磐石山區高地草原臺灣水鹿之日間行為。國立臺灣師

範大學生命科學研究所碩士論文。

裴家騏、姜博仁。2004。大武山自然保留區及其周邊地區雲豹及其他

中大型動物之現況與保育研究(三)。行政院農委會林務局保育研究

92-2 號。





圖 1. 研究範圍與玉里野生動物保護區重要地標示意圖及糞堆計數穿越帶設置分布。

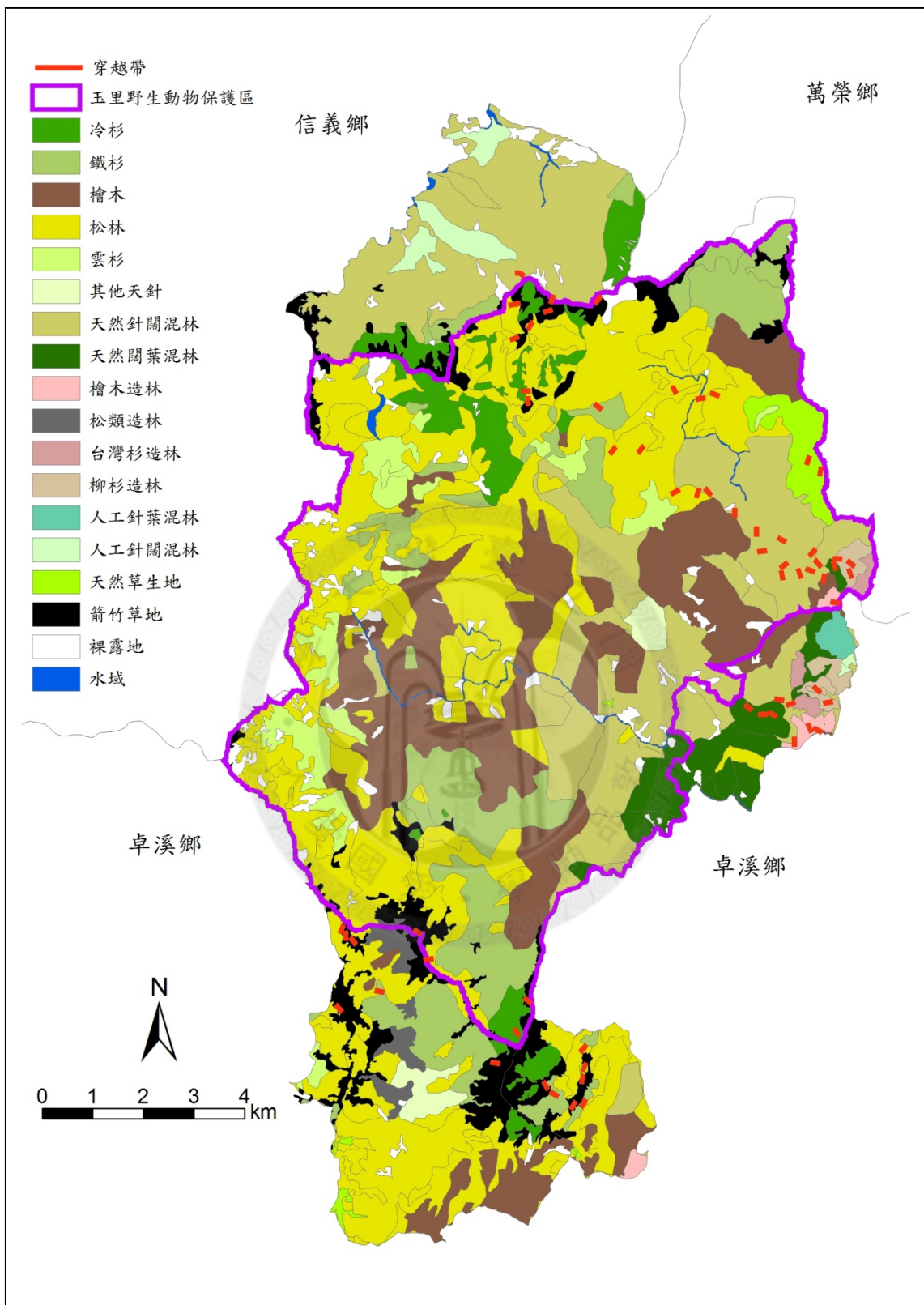


圖 2. 玉里野生動物保護區及周邊樣區植被類型分布、研究樣區與糞堆計數穿越帶位置圖，本圖根據林務局第三次資源調查土地利用圖層、五千分之一林班基本圖配合部分現場調查修改而來。

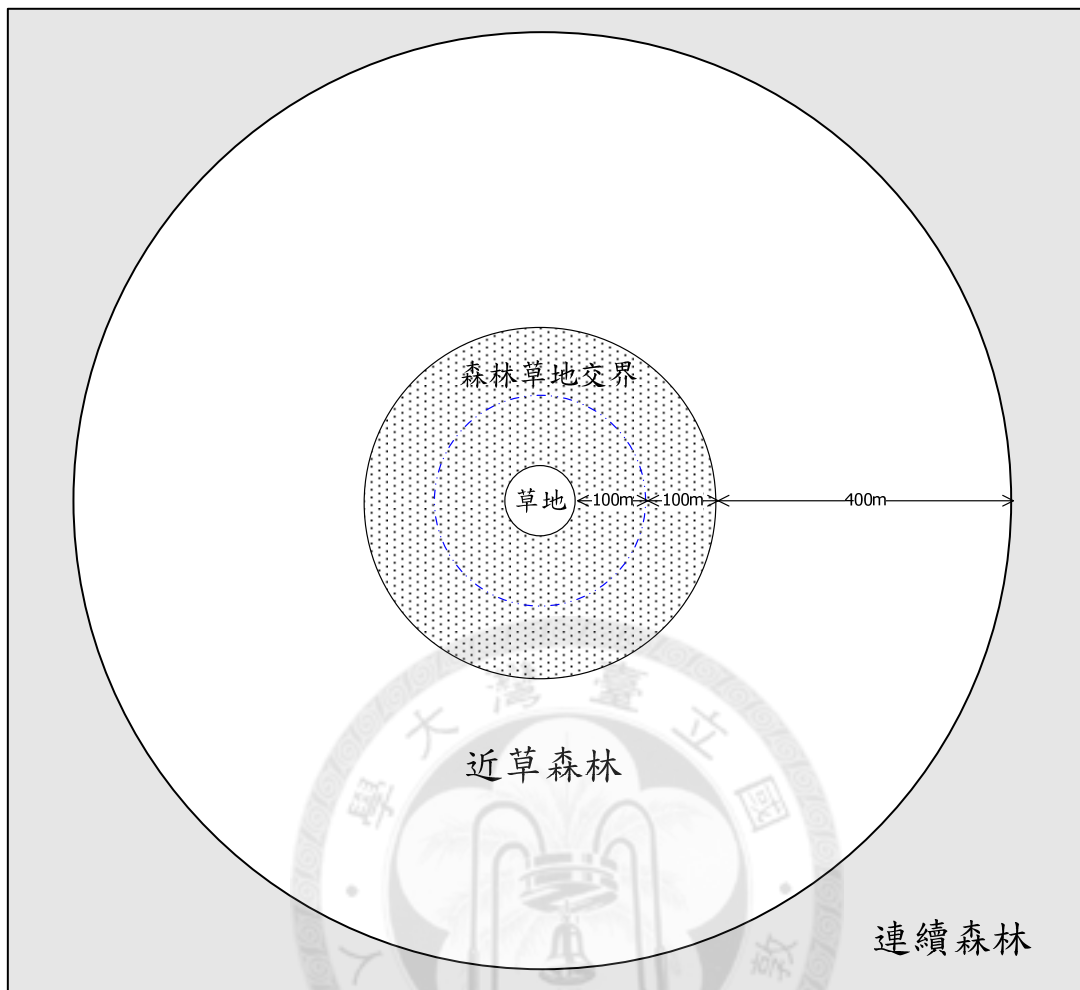


圖 3. 四種地景類型定義示意圖。

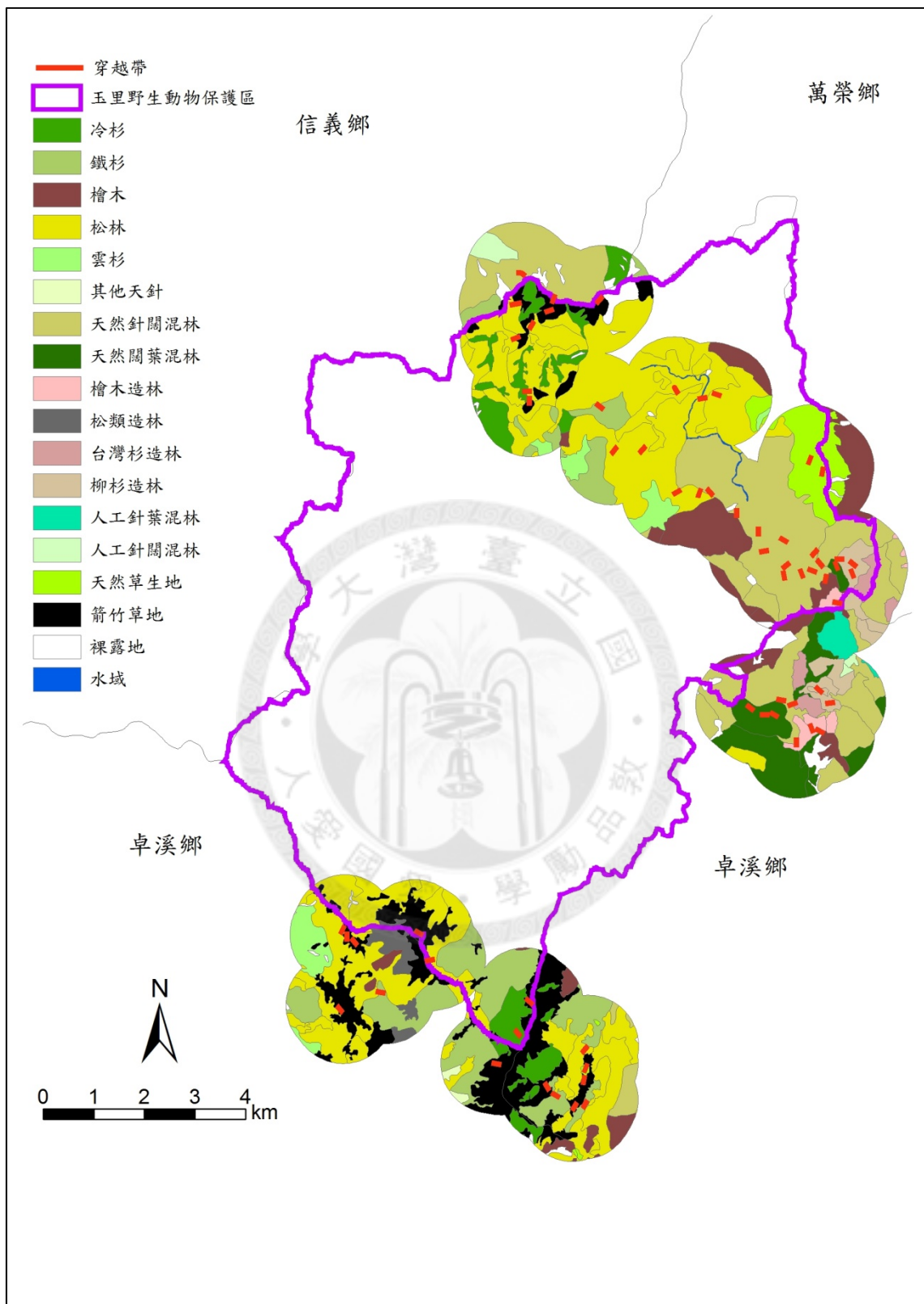


圖 5. 以穿越帶為中心往外取 1km 半徑緩衝區所形成的南北兩大樣區 (北邊為太平溪北支流樣區，南邊為太平谷-馬布谷樣區) 範圍內植被類型分布圖。



圖 6. 臺灣水鹿的糞粒形態具有二型性，可以依此區分性別，圖右邊糞堆為雌鹿所排放，左邊及上方糞堆為雄鹿所排放，雌、雄鹿糞粒形態描述參見內文 3.1.2 節。

表 1. 玉里野生動物保護區及週邊地區估算水鹿密度所設置的 63 條固定寬度穿越帶基本資料。穿越帶所屬樣區若為太平谷-馬布谷樣區以”南”表示；太平溪北支流樣區則以”北”表示。地景類型及植被類型定義參見內文 3.1.1 節。

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	南	2718	30	200	72.1	3	上坡面	近草森林	鐵冷杉林
2	南	2752	120	200	32.8	2	谷地	近草森林	鐵冷杉林
3	南	3140	140	200	46.6	2	上坡面	近草森林	鐵冷杉林
4	南	2705	220	200	79.7	3	下坡面	近草森林	松類森林
5	南	3175	130	200	47.1	2	上坡面	森草交界	鐵冷杉林
6	南	2656	210	200	32.2	2	谷地	森草交界	鐵冷杉林
7	南	2650	200	200	10.0	1	谷地	森草交界	松類森林
8	南	2647	190	200	14.9	1	谷地	草地	箭竹草地
9	南	2710	330	200	34.9	2	谷地	森草交界	鐵冷杉林
10	南	3113	280	200	50.4	2	上坡面	草地	箭竹草地
11	南	2845	280	200	52.2	2	下坡面	連續森林	鐵冷杉林
12	南	3204	260	200	71.8	3	上坡面	近草森林	鐵冷杉林
13	南	3258	140	200	35.3	2	上坡面	森草交界	鐵冷杉林
14	南	3008	205	200	31.6	2	谷地	森草交界	松類森林
15	南	3019	0	200	26.3	1	谷地	森草交界	松類森林
16	南	3000	320	200	3.6	1	谷地	森草交界	松類森林
17	南	3443	300	200	16.0	1	上坡面	草地	箭竹草地
18	北	2805	310	200	74.3	3	下坡面	連續森林	鐵冷杉林
19	北	2885	90/130	200	56.6	2	上坡面	近草森林	鐵冷杉林
20	北	2928	30	200	66.4	3	下坡面	近草森林	松類森林
21	北	3230	270	200	44.7	2	上坡面	森草交界	鐵冷杉林
22	北	3164	20	200	56.7	2	上坡面	森草交界	鐵冷杉林
23	北	2935	260	250	57.8	3	谷地	森草交界	松類森林
24	北	2886	250	200	55.8	2	谷地	森草交界	松類森林
25	北	3096	40	200	31.2	2	谷地	草地	箭竹草地
26	北	3220	180	200	40.4	2	上坡面	草地	箭竹草地
27	北	3114	70	200	35.7	2	上坡面	草地	箭竹草地
28	北	2516	110	200	54.8	2	上坡面	連續森林	松類森林
29	北	2546	150	200	69.0	3	上坡面	連續森林	檜木林
30	北	2310	80	200	83.4	3	下坡面	連續森林	檜木林

表 1. (續)

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	北	2674	20	200	55.5	2	谷地	草地	箭竹草地
32	北	2671	10	200	27.3	2	谷地	草地	箭竹草地
33	北	1995	160	200	43.9	2	下坡面	連續森林	柳杉造林
34	北	2126	130	200	38.8	2	上坡面	連續森林	柳杉造林
35	北	2258	340	200	46.2	2	上坡面	連續森林	柳杉造林
36	北	2234	100	200	26.5	1	上坡面	連續森林	檜木造林
37	北	2112	190	200	54.1	2	上坡面	連續森林	檜木林
38	北	1978	90	200	49.1	2	下坡面	連續森林	檜木林
39	北	1936	140	200	64.5	3	下坡面	連續森林	檜木林
40	北	1870	40	200	67.1	3	下坡面	連續森林	檜木林
41	北	1881	110	200	92.6	3	下坡面	連續森林	檜木林
42	北	1865	110	200	84.6	3	下坡面	連續森林	檜木林
43	北	1865	50	200	61.1	3	下坡面	連續森林	檜木林
44	北	1862	170	200	73.2	3	下坡面	連續森林	檜木林
45	北	1908	80	200	81.8	3	上坡面	連續森林	檜木林
46	北	1820	180	200	66.1	3	下坡面	連續森林	檜木林
47	北	1788	120/210	200	47.2	2	下坡面	連續森林	檜木林
48	北	2116	180	200	73.7	3	上坡面	連續森林	松類森林
49	北	2468	320	200	74.5	3	上坡面	連續森林	松類森林
50	北	2694	60	200	46.5	2	上坡面	連續森林	松類森林
51	北	2539	10/20	200	80.4	3	上坡面	連續森林	松類森林
52	北	2828	40	200	49.1	2	上坡面	近草森林	松類森林
53	北	2776	220	200	42.8	2	上坡面	連續森林	鐵冷杉林
54	北	1873	80	200	67.8	3	上坡面	連續森林	柳杉造林
55	北	1857	130	200	49.8	2	上坡面	連續森林	柳杉造林
56	北	1826	180	200	42.1	2	上坡面	連續森林	檜木造林
57	北	1828	120	200	50.5	2	上坡面	連續森林	檜木造林
58	北	1784	160	200	44.6	2	上坡面	連續森林	檜木造林
59	北	1514	120	200	32.0	2	下坡面	連續森林	闊葉林
60	北	1315	130	200	46.2	2	下坡面	連續森林	闊葉林
61	北	1434	90	200	48.7	2	下坡面	連續森林	闊葉林
62	北	1433	100	200	54.1	2	下坡面	連續森林	闊葉林
63	北	1586	70	200	53.7	2	下坡面	連續森林	闊葉林

*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 2. 玉里野生動物保護區及其周邊地區各穿越帶糞堆計數（糞堆累積速率法）調查日期(年份.月份)、調查間隔天數(日)。

穿越帶	所屬樣區	移除月份	複查月份(年.月)		調查間隔(日)	
			第一次	第二次	第一次	第二次
1	南	2003.07	2003.11	2004.07	135	241
2	南	2003.08	2003.12	2004.07	117	242
3	南	2003.12	2004.01	2004.07	34	199
4	南	2003.07	2003.11	2004.07	121	244
5	南	2004.01	2004.08	-	206	-
6	南	2003.07	2003.11	2004.07	136	242
7	南	2003.07	2003.11	2004.07	137	242
8	南	2003.07	2003.11	2004.07	136	242
9	南	2003.08	2003.12	2004.07	115	243
10	南	2003.12	2004.01	2004.08	36	206
11	南	2004.01	2004.08	-	202	-
12	南	2004.01	2004.08	-	203	-
13	南	2003.09	2004.01	2004.08	107	205
14	南	2003.09	2004.01	2004.08	109	206
15	南	2003.08	2004.01	2004.08	136	206
16	南	2003.08	2004.01	2004.08	139	206
17	南	2003.09	2004.01	2004.08	109	204
18	北	2003.12	2004.02	2004.09	38	219
19	北	2003.11	2004.02	2004.09	89	212
20	北	2003.12	2004.02	2004.09	42	216
21	北	2003.11	2004.02	2004.08	97	193
22	北	2003.12	2004.02	2004.09	47	209
23	北	2003.11	2004.02	2004.09	91	211
24	北	2003.11	2004.02	2004.09	92	215
25	北	2003.12	2004.02	2004.08	50	196
26	北	2003.11	2004.02	2004.08	97	194
27	北	2003.12	2004.02	2004.09	51	209
28	北	2004.09	2005.03	-	199	-
29	北	2004.09	2005.03	-	200	-
30	北	2004.09	2005.03	-	199	-

表 2.(續)

穿越帶	所屬樣區	移除月份	複查月份(年.月)		調查間隔(日)	
			第一次	第二次	第一次	第二次
31	北	2004.10	2005.03	-	165	-
32	北	2004.10	2005.03	-	163	-
33	北	2004.11	2005.07	-	244	-
34	北	2004.10	2005.03	-	145	-
35	北	2004.10	2005.03	-	149	-
36	北	2004.10	2005.03	-	148	-
37	北	2004.10	2005.03	-	148	-
38	北	2004.10	2005.03	-	147	-
39	北	2004.11	2005.07	-	247	-
40	北	2004.11	2005.07	-	249	-
41	北	2004.11	2005.07	-	251	-
42	北	2004.11	2005.07	-	229	-
43	北	2004.11	2005.07	-	230	-
44	北	2004.11	2005.07	-	231	-
45	北	2005.02	2005.07	-	177	-
46	北	2005.01	2005.07	-	180	-
47	北	2005.02	2005.07	-	174	-
48	北	2005.03	2005.09	-	168	-
49	北	2005.03	2005.09	-	169	-
50	北	2005.03	2005.09	-	167	-
51	北	2005.03	2005.09	-	166	-
52	北	2005.03	2005.07	-	126	-
53	北	2005.03	2005.09	-	163	-
54	北	2005.01	2005.06	-	145	-
55	北	2005.01	2005.06	-	142	-
56	北	2005.01	2005.06	-	156	-
57	北	2005.01	2005.06	-	155	-
58	北	2005.01	2005.06	-	155	-
59	北	2005.01	2005.06	-	156	-
60	北	2005.01	2005.06	-	153	-
61	北	2005.01	2005.06	-	153	-
62	北	2005.01	2005.06	-	155	-
63	北	2005.01	2005.06	-	154	-

“-”：表示無調查資料。

表 3. 棲地分析時將 4 種地景類型以 3 個 dummy variables (landscape1 - landscape3) 表示。地景類型定義參見內文 3.1.1 節。

	landscape1	landscape2	landscape3
草地	0	0	1
森草交界	0	1	0
近草森林	1	0	0
連續森林	0	0	0

表 4. 棲地分析時將 6 種植被類型(原檜木造林及柳杉造林 2 種植被類型合併為人造林類型)以 5 個 dummy variables (cover1 - cover5) 表示。植被類型定義參見內文 3.1.1 節。

	cover1	cover2	cover3	cover4	cover5
箭竹草地	0	0	0	1	0
松類森林	0	0	0	0	1
鐵冷杉林	0	0	1	0	0
檜木林	0	1	0	0	0
闊葉林	1	0	0	0	0
人造林	0	0	0	0	0

表 5. 玉里野生動物保護區及其周邊地區各穿越帶糞堆密度 (堆/公頃; 第一次未事先移除排遺, 第二、三次有事先移除排遺) 與水鹿密度指標 (隻/km²)。臺灣水鹿平均排糞率以 13 堆/日計。各次複查調查間隔參見表 3-2。其中, 密度指標為 2 次估算的平均。

穿越帶	所屬樣區	糞堆密度 (堆/公頃)			密度指標 (隻/km ²)
		第一次	第二次	第三次	
1	南	375	87.5	137.5	4.60
2	南	625	187.5	212.5	8.57
3	南	225	12.5	12.5	0.83
4	南	1387.5	37.5	375	8.69
5	南	1175	687.5	-	25.67
6	南	1075	387.5	787.5	23.91
7	南	1387.5	850	1662.5	50.99 ^{h2}
8	南	425	275	462.5	15.01
9	南	700	462.5	650	23.90
10	南	450	125	537.5	21.06
11	南	975	362.5	-	13.80
12	南	537.5	125	-	4.74
13	南	3000	262.5	450	17.57
14	南	8387.5 ^{h2}	1050	725	43.35
15	南	11737.5 ^{h1}	1575	875	55.11 ^{h1}
16	南	4425	625	1075	37.90
17	南	2862.5	450	437.5	21.81
18	北	1575	150	212.5	10.85
19	北	1137.5	387.5	925	33.54
20	北	3012.5	625	312.5	27.95
21	北	2387.5	137.5	187.5	8.62
22	北	2737.5	375	600	29.30
23	北	3300	700	1087.5	39.99
24	北	5562.5 ^{h3}	575	1312.5	47.29 ^{h3}
25	北	2650	425	287.5	22.28
26	北	1187.5	125	125	6.61
27	北	1912.5	250	350	17.75
28	北	750	650	-	25.13
29	北	450	237.5	-	9.13
30	北	600	437.5	-	16.91
31	北	1050	375	-	17.48

表 5.(續)

穿越帶	所屬樣區	糞堆密度 (堆/公頃)			密度指標 (隻/ km ²)
		第一次	第二次	第三次	
32	北	1237.5	312.5	-	14.75
33	北	300	37.5	-	1.18
34	北	87.5	87.5	-	4.64
35	北	25 ¹¹	37.5	-	1.94
36	北	125	12.5	-	0.65 ¹³
37	北	87.5	12.5	-	0.65 ¹³
38	北	125	137.5	-	7.20
39	北	37.5 ¹²	0	-	0.00 ¹¹
40	北	112.5	0	-	0.00 ¹¹
41	北	225	0	-	0.00 ¹¹
42	北	200	87.5	-	2.94
43	北	287.5	125	-	4.18
44	北	162.5	25	-	0.83
45	北	212.5	50	-	2.17
46	北	50	0	-	0.00 ¹¹
47	北	375	162.5	-	7.18
48	北	662.5	187.5	-	8.59
49	北	562.5	250	-	11.38
50	北	837.5	412.5	-	19.00
51	北	762.5	350	-	16.22
52	北	2787.5	512.5	-	31.29
53	北	1450	212.5	-	10.03
54	北	100	37.5	-	1.99
55	北	100	25	-	1.35
56	北	100	312.5	-	15.41
57	北	112.5	137.5	-	6.82
58	北	37.5 ¹²	37.5	-	1.86
59	北	125	0	-	0.00 ¹¹
60	北	50	0	-	0.00 ¹¹
61	北	162.5	0	-	0.00 ¹¹
62	北	362.5	12.5	-	0.62 ¹²
63	北	187.5	0	-	0.00 ¹¹

h1~h3：依序為兩次糞堆計數水鹿糞堆密度最高的穿越帶。

11~13：依序為兩次糞堆計數水鹿糞堆密度最低的穿越帶。“-”：表示尚無調查資料

表 6. 高海拔及中海拔區域不同植被類型臺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。

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 (%)			已分解 堆數		
				1 / 複查間隔(日)*	2	3	1	2	3
高海拔				1	2	3	1	2	3
冷杉林	7	85.4	2003/09	94/A	62/E	38/G	0	1	1
短草地	16	80	2003/09	96/A	65/E	40/G	0	2	7
箭竹草地	33	84.5	2003/09	97/A	87/E	77/G	0	0	0
二葉松林	6	73.3	2005/03	88/B	-	-	0	-	-
鐵杉林	21	79.3	2004/01	94/C	70/F	-	0	2	-
鐵杉林	4	75.8	2005/03	56/D	-	-	0	-	-
小計(平均)	85	81.3	-	-	-	-	-	-	-
中海拔				1			1		
櫟林	12	67.3	2005/01	9/155			11		
檜木林	5	73.8	2005/02	26/174			1		
檜木林	1	84	2004/11	18/244			0		
檜木林	2	68	2004/10	61/147			0		
柳杉造林	1	46	2005/01	0/145			1		
檜木造林	1	149	2005/01	13/155			0		
小計(平均)	22	72.4					-		

*：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。

表 7. 玉里野生動物保護區各棲地類型臺灣水鹿族群平均密度指標(隻/ km^2)。取樣方法為 FAR 固定穿越帶取樣法，臺灣水鹿的平均排糞率為 13 堆/日。S.E.表示標準誤差(Stand error)。

地景類型	植被類型	穿越帶 數量	平均密度 (隻/ km^2)	S.E. (隻/ km^2)	密度範圍(隻/ km^2) (95%信賴區間)
草地	箭竹草地	8	17.09	1.82	13.53 - 20.66
森草交界	松類森林	6	45.77	2.70	40.49 - 51.05
森草交界	鐵冷杉林	6	21.50	3.01	15.60 - 27.39
近草森林	松類森林	3	22.64	7.04	8.84 - 36.45
近草森林	鐵冷杉林	5	10.46	5.90	0.00 - 22.02
連續森林	松類森林	5	16.06	2.90	10.37 - 21.75
連續森林	鐵冷杉林	3	11.56	1.15	9.31 - 13.81
連續森林	檜木林	13	3.94	1.39	1.21 - 6.67
連續森林	闊葉林	5	0.12	0.12	0.00 - 0.37
連續森林	檜木造林	4	6.19	3.35	0.00 - 12.76
連續森林	柳杉造林	5	1.95	0.76	0.45 - 3.45

表 8. 玉里野生動物保護區太平谷-馬布谷及太平溪北支流兩大樣區中各棲地類型(地景類型-植被類型)之有效面積與水鹿密度指標比較表。密度指標以 FAR 穿越帶糞堆計數法估算所得。

樣區	地景類型	植被類型	有效面積* (km ²)	密度指標 (Mean±SE)
太平溪北支流	草地	箭竹草地	1.23	17.09 ± 1.82
	森草交界	松類森林	1.75	45.77 ± 2.70
	森草交界	鐵冷杉林	1.78	21.50 ± 3.01
	近草森林	松類森林	3.90	22.64 ± 7.04
	近草森林	鐵冷杉林	3.82	10.46 ± 5.90
	連續森林	松類森林	5.35	16.06 ± 2.90
	連續森林	鐵冷杉林	2.13	11.56 ± 1.15
	連續森林	檜木林	9.68	3.94 ± 1.39
	連續森林	闊葉林	2.33	0.12 ± 0.12
	連續森林	檜木造林	1.16	6.19 ± 3.35
	連續森林	柳杉造林	2.23	1.95 ± 0.76
	崩壞裸露地	崩壞裸露地	0.64	0
	溪流水域	溪流水域	0.08	0
	陡峭地*	陡峭地	9.72	0
太平谷-馬布谷	草地	箭竹草地	0.71	17.09 ± 1.82
	森草交界	松類森林	5.38	45.77 ± 2.70
	森草交界	鐵冷杉林	3.62	21.50 ± 3.01
	近草森林	松類森林	4.22	22.64 ± 7.04
	近草森林	鐵冷杉林	4.38	10.46 ± 5.90
	連續森林	松類森林	0.42	16.06 ± 2.90
	連續森林	鐵冷杉林	0.33	11.56 ± 1.15
	連續森林	檜木林	0.50	3.94 ± 1.39
	崩壞裸露地	崩壞裸露地	0.01	0
	溪流水域	溪流水域	0	0
	陡峭地	陡峭地	2.91	0

* 將 20 m × 20 m DTM 網格圖層中平均坡度大於 45 度的網格視為陡峭地，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陡峭地之面積。

表 9. 玉里野生動物保護區各棲地類型有效面積 (km²) 及比例^a。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 9.3 計算所得。

地景類型	植被類型	有效面積 (km ²)	佔有比例
草地	箭竹草地	1.6283	1.4%
森草交界	松類森林	5.3416	4.7%
森草交界	鐵冷杉林	4.0303	3.5%
近草森林	松類森林	10.2271	9.0%
近草森林	鐵冷杉林	9.3766	8.2%
連續森林	松類森林	18.5573	16.3%
連續森林	鐵冷杉林	11.0986	9.7%
連續森林	檜木林	23.4175	20.5%
連續森林	闊葉林	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 ^b	26.4036	23.1%

- a. 面積計算使用玉里野生動物保護區邊界圖層計算所得，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. 將 20 m × 20 m DTM 網格圖層中平均坡度大於 45 度的網格視為陡峭地，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陡峭地之面積。

表 10. 利用 FAR 糞堆計數法所獲得的玉里野生動物保護區及其周邊各小樣區臺灣水鹿性別與成幼比例(以每百隻雌鹿，雄鹿與幼鹿的數量表示)，其中太平溪源、馬布谷及太平谷為兩次複查結果相加後的比例。

樣區	小樣區	雄鹿(隻)	雌鹿(隻)	幼鹿(隻)
太平溪北支流	太平溪源	19.4	100	7.6
	雙溪口	14.3	100	2.1
	沙武巒池	38.5	100	2.5
	食祿間山	48.6	100	10.2
	瑞穗林道	61.2	100	11.2
	26K 支線	79.2	100	0
	小計	30.0	100	6.7
太平谷-馬布谷	太平谷	21.8	100	8.7
	馬布谷	14.7	100	8.1
	小計	17.6	100	8.1
全區		24.3	100	7.3

表 11. 影響玉里野生動物保護區水鹿棲地利用之主要棲地因子。以 FAR 穿越帶糞堆計數法估算水鹿密度指標，並利用前進逐步回歸法(forward stepwise regression)分析棲地因子與水鹿密度指標的關係。

棲地因子	係數	S.E.	t 值	p 值	95%信賴區間	
森草交界帶	0.157	0.025	6.24	<0.001	0.107	0.208
松林	0.115	0.023	4.91	<0.001	0.068	0.162
非箭竹禾草覆蓋度	0.171	0.047	3.67	0.001	0.078	0.265
樹葉類物種數	-0.002	0.001	-3.59	0.001	-0.003	-0.001
常數	0.109	0.020	5.59	<0.001	0.070	0.148

附錄 1. 玉里野生動物保護區取樣穿越帶密度指標及各棲地因子資料表(一)。

穿 越 帶	密度 (隻/ha)	取樣季節		坡度 (%)	地景類型			植被類型					與溪流距離 (m)	太陽輻射量 2005 年
		乾季	溼季		landscape1	landscape2	landscape3	cover1	cover2	cover3	cover4	cover5		
1	0.046	0	0	72.1	0	0	1	0	0	1	0	0	74.0	1943910.1
2	0.086	0	0	32.8	0	0	1	0	0	1	0	0	13.3	2058931.5
3	0.008	0	0	46.6	0	0	1	0	0	1	0	0	812.0	1914672.4
4	0.087	0	0	79.7	0	0	1	0	0	0	0	1	280.5	1982334.5
5	0.257	0	0	47.1	0	1	0	0	0	1	0	0	582.2	1922540.7
6	0.239	0	0	32.2	0	1	0	0	0	1	0	0	15.6	1873304.4
7	0.510	0	0	10.0	0	1	0	0	0	0	1	0	9.4	1936223.4
8	0.150	0	0	14.9	1	0	0	0	0	0	1	0	28.4	1837816.1
9	0.239	0	0	34.9	0	1	0	0	0	0	1	0	137.2	2046927.9
10	0.211	0	0	50.4	1	0	0	0	0	0	1	0	1031.5	1983981.0
11	0.138	0	0	52.2	0	0	0	0	0	1	0	0	18.6	2007688.5
12	0.047	0	0	71.8	0	0	1	0	0	1	0	0	1023.5	1889409.0
13	0.176	0	0	35.3	0	1	0	0	0	1	0	0	885.0	2154105.6
14	0.433	0	0	31.6	0	1	0	0	0	0	0	1	561.8	1980884.9
15	0.551	0	0	26.3	0	1	0	0	0	0	0	1	672.9	2053609.4
16	0.379	0	0	3.6	0	1	0	0	0	0	1	0	587.3	2174438.0
17	0.218	0	0	16.0	1	0	0	0	0	0	1	0	1208.7	2211714.6
18	0.109	0	0	74.3	0	0	0	0	0	1	0	0	384.2	1991948.2
19	0.335	0	0	56.6	0	0	1	0	0	1	0	0	935.9	1959654.5

附錄 1(續)

穿 越 帶	密度 (隻/ha)	取樣季節		坡度 (%)	地景類型			植被類型					與溪流距離 (m)	太陽輻射量 2005 年
		乾季	溼季		landscape1	landscape2	landscape3	cover1	cover2	cover3	cover4	cover5		
20	0.280	0	0	66.4	0	0	1	0	0	0	0	1	220.5	1965582.3
21	0.086	0	0	44.7	0	1	0	0	0	1	0	0	867.4	1830657.8
22	0.293	0	0	56.7	0	1	0	0	0	1	0	0	880.4	1987194.8
23	0.400	0	0	57.8	0	1	0	0	0	0	0	1	547.9	1983978.6
24	0.473	0	0	55.8	0	1	0	0	0	0	0	1	65.2	1916315.7
25	0.223	0	0	31.2	1	0	0	0	0	0	1	0	901.8	2117200.5
26	0.066	0	0	40.4	1	0	0	0	0	0	1	0	1037.3	1950347.2
27	0.178	0	0	35.7	1	0	0	0	0	0	1	0	644.6	2066091.3
28	0.251	1	0	54.8	0	0	0	0	0	0	0	1	241.1	1595992.6
29	0.091	1	0	69.0	0	0	0	0	1	0	0	0	245.2	1438484.9
30	0.169	1	0	83.4	0	0	0	0	1	0	0	0	28.6	1910565.6
31	0.175	1	0	55.5	1	0	0	0	0	0	1	0	1164.7	2168168.1
32	0.147	1	0	27.3	1	0	0	0	0	0	1	0	1157.6	2149062.8
33	0.012	0	0	43.9	0	0	0	0	0	0	0	0	147.7	1650893.0
34	0.046	1	0	38.8	0	0	0	0	0	0	0	0	328.7	1783184.0
35	0.019	1	0	46.2	0	0	0	0	0	0	0	0	55.0	1805807.2
36	0.006	1	0	26.5	0	0	0	0	0	0	0	0	856.1	1936296.5
37	0.006	1	0	54.1	0	0	0	0	1	0	0	0	363.9	1825141.2
38	0.072	1	0	49.1	0	0	0	0	1	0	0	0	77.1	1750683.8

附錄 1(續)

穿 越 帶	密度 (隻/ha)	取樣季節		坡度 (%)	地景類型			植被類型					與溪流距離 (m)	太陽輻射量 2005 年
		乾季	溼季		landscape1	landscape2	landscape3	cover1	cover2	cover3	cover4	cover5		
39	0.000	0	0	64.5	0	0	0	0	1	0	0	0	51.2	1660771.1
40	0.000	0	0	67.1	0	0	0	0	1	0	0	0	120.7	1923309.6
41	0.000	0	0	92.6	0	0	0	0	1	0	0	0	52.0	1614309.3
42	0.029	0	0	84.6	0	0	0	0	1	0	0	0	42.2	1805807.2
43	0.042	0	0	61.1	0	0	0	0	1	0	0	0	104.3	1784737.4
44	0.008	0	0	73.2	0	0	0	0	1	0	0	0	88.5	1471979.4
45	0.022	0	0	81.8	0	0	0	0	1	0	0	0	297.4	1962020.0
46	0.000	0	0	66.1	0	0	0	0	1	0	0	0	140.7	1153996.2
47	0.072	0	0	47.2	0	0	0	0	1	0	0	0	64.1	1767157.3
48	0.086	0	1	73.7	0	0	0	0	0	0	0	1	296.8	1604742.7
49	0.114	0	1	74.5	0	0	0	0	0	0	0	1	465.6	1638267.7
50	0.190	0	1	46.5	0	0	0	0	0	0	0	1	1020.7	2163397.4
51	0.162	0	1	80.4	0	0	0	0	0	0	0	1	671.2	2045408.9
52	0.313	0	1	49.1	0	0	0	0	0	0	0	1	884.2	1844109.8
53	0.100	0	1	42.8	0	0	0	0	0	1	0	0	809.4	1991739.8
54	0.020	0	0	67.9	0	0	0	0	0	0	0	0	1078.1	1901319.1
55	0.000	0	0	49.8	0	0	0	0	0	0	0	0	742.8	1723939.0
56	0.154	0	0	42.1	0	0	0	0	0	0	0	0	978.2	1583997.4
57	0.068	0	0	50.5	0	0	0	0	0	0	0	0	1108.6	1742004.4

附錄 1(續)

穿 越 帶	密度 (隻/ha)	取樣季節		坡度 (%)	地景類型			植被類型					與溪流 距離(m)	太陽輻射量 2005 年	
		乾季	溼季		landscape1	landscape2	landscape3	cover1	cover2	cover3	cover4	cover5			
58	0.019	0	0	44.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	952.2	1663080.7
59	0.000	0	0	32.0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	321.2	1618005.4
60	0.000	0	0	46.2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	177.8	1576551.1
61	0.000	0	0	48.7	0	0	0	1	0	0	0	0	0	322.0	1632889.4
62	0.006	0	0	54.1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	148.2	1739056.5
63	0.000	0	0	53.7	0	0	0	1	0	0	0	0	0	388.4	1764728.9

附錄 2. 玉里野生動物保護區取樣穿越帶密度指標及各棲地因子資料表(二)。

穿 越 帶	密度 (隻/ha)	物種數				覆蓋度 (%)					草高 (cm)	灌木高 (m)
		grass	forbs	browse	ferns	forbs	fern	grass_ non_Yn	Yn	browse		
1	0.046	5	26	24	21	6.3	3.5	20.3	35.8	8.6	110.8	1.0
2	0.086	2	10	9	10	0.9	0.5	0.0	41.3	0.7	355.5	0.8
3	0.008	2	3	1	5	0.6	0.2	0.1	76.3	0.0	307.3	0.0
4	0.087	4	5	12	4	0.0	0.4	9.5	74.3	29.7	120.5	1.7
5	0.257	12	32	16	10	11.0	2.3	20.0	75.7	18.5	72.1	0.8
6	0.239	15	41	16	12	8.6	0.3	9.7	65.0	3.3	211.4	1.6
7	0.510	15	19	0	4	31.0	0.0	77.2	0.8	0.0	17.7	0.0
8	0.150	12	25	0	1	17.2	1.0	15.0	72.5	0.0	95.4	0.0
9	0.239	10	21	15	9	6.1	6.0	36.3	55.0	6.8	161.5	1.4
10	0.211	10	23	8	5	13.6	1.6	41.5	47.5	12.9	61.1	0.7
11	0.138	5	15	12	8	13.3	1.6	0.9	47.0	3.7	183.4	1.7
12	0.047	1	1	7	0	0.3	0.0	0.0	90.0	10.0	163.4	1.0
13	0.176	8	10	8	2	6.1	4.6	13.6	48.7	25.1	45.9	0.7
14	0.433	10	20	7	3	13.5	0.1	28.0	64.7	21.1	88.9	1.3
15	0.551	7	13	3	2	8.9	1.9	65.8	36.0	1.0	37.7	1.2
16	0.379	9	24	1	0	19.9	0.0	71.9	11.0	4.3	11.3	0.0
17	0.218	8	11	4	3	8.8	8.5	43.5	58.0	1.5	39.3	1.0
18	0.109	1	1	5	4	0.0	0.1	0.0	86.3	0.5	114.2	2.0
19	0.335	1	7	9	3	0.8	0.2	0.0	80.0	3.4	80.7	2.5
20	0.280	3	6	7	3	1.8	0.2	0.2	33.8	63.3	52.2	1.9
21	0.086	8	11	11	2	0.4	0.4	0.5	61.0	58.9	53.3	1.1
22	0.293	9	15	7	3	0.5	0.2	2.0	70.0	2.1	92.6	0.8
23	0.400	6	16	10	4	1.0	0.1	6.1	68.8	25.1	47.5	2.1
24	0.473	7	12	6	5	0.6	0.8	11.1	65.0	30.0	41.0	0.9
25	0.223	5	14	10	3	1.2	7.5	19.5	72.5	12.1	55.8	0.7
26	0.066	5	7	2	2	8.6	1.5	4.0	90.0	7.0	42.9	0.8
27	0.178	9	14	9	3	1.9	2.5	9.8	60.0	28.0	39.7	0.5
28	0.251	3	6	15	8	0.6	0.5	11.7	43.8	3.8	95.9	1.6
29	0.091	1	4	17	11	1.2	5.3	0.0	35.0	1.8	103.7	1.6
30	0.169	2	29	24	28	32.0	38.3	4.5	12.5	12.4	69.7	2.3
31	0.175	3	3	7	3	0.5	6.5	90.1	0.3	0.3	149.8	0.0
32	0.147	5	16	12	3	23.1	3.6	70.6	0.0	5.6	80.3	1.7

附錄 2.(續)

穿 越 帶	密度 (隻/ha)	物種數				覆蓋度 (%)					草高 (cm)	灌木高 (m)
		grass	forbs	browse	ferns	forbs	fern	grass_ non_Yn	Yn	browse		
33	0.012	2	29	53	49	27.4	31.0	0.0	0.0	31.9	33.7	1.9
34	0.046	1	9	40	22	0.1	6.2	0.1	0.0	9.7	25.8	1.7
35	0.019	0	20	35	37	1.5	9.7	0.0	0.0	11.2	24.8	1.8
36	0.006	0	4	39	12	0.1	69.2	0.0	0.0	51.9	55.6	2.1
37	0.006	0	8	39	19	0.9	69.4	0.0	0.0	11.4	62.6	1.9
38	0.072	2	26	47	43	44.7	14.7	0.1	0.0	10.4	26.0	1.5
39	0.000	3	42	55	51	42.4	16.9	0.3	0.0	45.7	25.5	1.8
40	0.000	3	51	55	56	56.2	20.6	0.1	0.0	25.3	36.1	2.0
41	0.000	1	35	53	48	56.4	17.1	0.0	0.0	9.0	28.8	2.0
42	0.029	3	23	80	32	1.4	55.5	0.8	0.0	24.3	60.7	1.8
43	0.042	0	20	39	15	19.8	46.3	0.0	0.0	21.1	50.2	2.3
44	0.008	1	24	55	33	67.9	72.1	0.3	0.0	48.6	47.5	2.1
45	0.022	2	14	32	31	4.3	5.1	0.1	0.0	14.3	25.3	2.3
46	0.000	0	19	23	43	59.7	38.5	0.0	0.0	7.5	43.5	2.1
47	0.072	2	20	19	43	79.6	23.4	0.0	0.0	6.6	51.0	2.2
48	0.086	3	13	27	7	1.3	5.4	33.3	4.8	8.0	50.9	2.5
49	0.114	3	16	29	14	1.9	2.7	5.6	1.8	3.8	16.4	2.1
50	0.190	3	0	6	3	0.0	0.1	0.3	41.8	1.0	68.1	2.5
51	0.162	3	5	16	8	0.2	0.7	10.9	5.0	4.2	50.4	2.5
52	0.313	2	0	4	1	0.0	0.0	0.3	81.3	3.7	101.2	2.2
53	0.100	1	1	4	5	0.1	0.5	0.0	73.8	1.0	111.3	2.4
54	0.020	3	25	40	32	37.1	41.1	0.5	0.0	20.0	56.4	2.0
55	0.000	3	22	49	25	8.5	22.5	0.7	0.0	16.6	73.4	1.8
56	0.154	3	19	32	28	47.8	6.8	10.0	0.0	13.2	42.5	1.6
57	0.068	1	23	30	34	54.1	8.7	0.1	0.0	21.4	38.0	1.7
58	0.019	3	21	43	35	37.9	44.9	0.1	0.0	33.6	29.3	1.9
59	0.000	1	15	18	29	82.4	6.8	0.2	0.0	1.2	70.6	2.4
60	0.000	0	8	16	24	94.5	3.6	0.0	0.0	1.4	93.1	3.0
61	0.000	1	20	24	32	68.8	6.6	0.0	0.0	4.3	88.4	2.4
62	0.006	2	18	38	31	19.4	8.1	0.4	0.0	11.6	51.4	2.2
63	0.000	2	17	32	27	2.3	9.4	0.1	0.0	6.7	44.5	2.2