

## 目次

表次	III
圖次	V
中文摘要	VII
英文摘要	VIII
第一章 緒論	1
第一節 研究緣起與背景	1
第二節 計畫工作項目	8
第二章 研究方法及過程	11
第一節 研究地區	11
第二節 青剛櫟果實豐富度之監測	12
第三節 監測台灣黑熊之相對豐富度	13
第四節 野外台灣黑熊遺傳樣本收集及分析	14
第五節 高山型國家公園台灣黑熊族群概況	25
第三章 結果	31
第一節 大分地區氣象監測	31
第二節 青剛櫟果實豐富度之監測	33
第三節 台灣黑熊之相對豐富度	38
第四節 野外台灣黑熊遺傳分析	45
第五節 高山型國家公園台灣黑熊族群概況	60
第四章 討論	75
第一節 青剛櫟果實豐富度與台灣黑熊活動情況	75
第二節 玉山國家公園台灣黑熊族群遺傳研究	79
第三節 高山型國家公園台灣黑熊族群概況	84
第五章 結論及建議	89
謝誌	93

附錄一、台灣黑熊野外食物列表	95
附錄二、玉山、太魯閣及雪霸三個高山型國家公園調查樣帶的自然環境 及人為因素狀況	97
附錄三、玉山、太魯閣及雪霸三個高山型國家公園調查樣帶發現黑熊及 四種偶蹄目動物痕跡之豐富度狀況	101
附錄四、利用 Occupancy 模式分析，玉山、太魯閣及雪霸三個高山型國 家公園其樣帶對應之樣點網格(4 km*4 km)的環境因素資訊	104
附錄五、跨域整合計畫調查樣區環境照	105
附錄六、調查樣區發現之動物痕跡與人類活動	107
附錄七、2013 年 11 月玉山國家公園鄰近村落，獵人於陷阱上發現誤中 山豬陷阱，自殘留下的熊斷趾	109
附錄八、「玉山國家公園臺灣黑熊族群生態及遺傳狀況評估研究(4/4)」 (跨域整合)委託研究案期中審查會議紀錄	110
附錄九、「玉山國家公園臺灣黑熊族群生態及遺傳狀況評估研究(4/4)」 (跨域整合)委託研究案期末審查會議紀錄	112
參考書目	115

## 表次

表 3-2.1	2012 年 10 月至 2013 年 2 月大分青剛櫟結果季期間，青剛櫟森林中地面區塊(n=100)和種子陷阱(n=197)各月所收集青剛櫟完整果實的數量	37
表 3-3.1	2012 年青剛櫟結果季大分及賽柯地區各樣帶黑熊痕跡之調查結果	39
表 3-3.2	2006-2012 年青剛櫟結果季大分地區台灣黑熊痕跡之調查結果	40
表 3-3.3	2006 年 10 月至 2013 年 1 月，玉山國家公園東部園區的台灣黑熊排遺樣本中，各食物類別的出現次數、出現頻度 FO(%)和相對重要性(%)	42
表 3-4.1	臺灣黑熊微衛星標記之引子序列資訊、Tm 值與螢光團標定	45
表 3-4.2	2009-2012 年大分地區青剛櫟結果季，每個月份黑熊排遺收集資訊狀況以及 D-loop 初步分析結果	46
表 3-4.3	大分地區 2009-2012 年台灣黑熊排遺 DNA 萃取數量與 D-loop 全長 DNA 擴增分析統計結果	46
表 3-4.4	大分地區台灣黑熊排遺樣本(2009-2012 年)之各微衛星歧異度	47
表 3-4.5	2009-2012 年青剛櫟季，台灣黑熊野外排遺 DNA 微衛星基因座增幅分析初步結果	49
表 3-4.6	利用 BOTTLENECK 軟體檢測 73 頭哈溫平衡下期望異型合子頻率( $H_E$ )與在突變與基因漂流平衡條件下期望異型合子頻率( $H_{eq}$ )	54
表 3-4.7	2009-2012 年大分青剛櫟結果季臺灣黑熊出現之年份及重複情況	56
表 3-4.8	15 個圈養黑熊排遺樣本之 8 組微衛星基因座基因型(盲測結	

	果) . . . . .	59
表 3-5.1	高山型國家公園黑熊調查區域、樣區及各項調查之相關資料 .	61
表 3-5.2	台灣黑熊棲地佔據率之模式選擇結果 . . . . .	73

## 圖次

圖 2-1.1	大分研究樣區長期調查樣線及樣點的分布，包括青剛櫟調查樣線、年度熊痕跡調查樣線和熊毛陷阱	15
圖 2-4.1	擴增台灣黑熊 D-loop DNA 序列之引子示意圖	18
圖 2-4.2	台灣黑熊個體鑑別之技術建立過程圖	20
圖 2-4.3	野外台灣黑熊個體鑑別流程圖	21
圖 2-5.1	三個國家公園園區於不同海拔梯度之分布情形	26
圖 3-1.1	大分地區的(a)月均溫、(b)相對濕度和(c)累積降雨量氣象資料	32
圖 3-2.1	2013 年目視法調查大分地區青剛櫟落果前的結果量	34
圖 3-2.2	2006-2012 年利用兩種目調查法，調查大分地區 青剛櫟落果前的樹上結果量	34
圖 3-2.3	2012 年大分地區青剛櫟結果季(10 月至次年 2 月)，平均每個種子陷阱收集青剛櫟落果及受損果實比例之情況	36
圖 3-2.4	2006-2012 年大分地區青剛櫟產季(10 月至次年 2 月)，平均每個種子陷阱收集青剛櫟落果及受損果實比例之情況	36
圖 3-3.1	2012 年青剛櫟結果季，大分青剛櫟樣樹上出現台灣黑熊不同痕跡之情況	39
圖 3-3.2	大分地區，2006-2012 年，利用種子陷阱估計該年青剛櫟季青剛櫟結果量，以及黑熊活動該區爬樹留下爪痕之情況	48
圖 3-4.1	期望個體鑑別率及親屬個體鑑別率與微衛星標記數目的關係	49
圖 3-4.2	2009-2012 年辨識出的黑熊個體數量(Y 軸)與排遺數量(X 軸)間的關係	50
圖 3-4.3	大分地區，2009-2012 年，利用種子陷阱估計該年青剛櫟季青剛櫟結果量，以及臺灣黑熊個體鑑別出的個體數	51
圖 3-4.4	以 Structure 軟體計算分析 2009 至 2012 年大分青剛櫟結果季 73 頭熊的最可能遺傳分群 Ln(P)值(A)及 Delta K 值(B)	52

圖 3-4.5	以 Structure 分析所得之 2009 至 2012 年大分青剛櫟結果季所聚集黑熊的族群遺傳結構圖	53
圖 3-4.6	根據 Population 軟體估算遺傳距離建構之親緣關係樹	55
圖 3-4.7	2009-2012 每一年所辨識出之黑熊個體與重複出現之個體數	58
圖 3-5.1	雪霸國家公園內調查 5 樣區之行走路線及樣帶、發現之熊痕跡之網格 (1 Km* 1 Km) 分布圖	62
圖 3-5.2	太魯閣國家公園內調查 4 樣區之行走路線及樣帶、發現之熊痕跡之網格分布圖	63
圖 3-5.3	玉山國家公園內調查行走所經路線及調查樣帶、發現熊痕跡之網格 (1 Km* 1 Km) 分布圖	64
圖 3-5.4	三國家公園的調查樣帶數量(n=61)，以及樣帶有無發現熊痕跡的記錄	65
圖 3-5.5	三國家公園發現台灣黑熊痕跡之新舊程度情形	65
圖 3-5.6	三個國家公園調查樣帶 (A)，以及發現有熊的調查樣帶 (柱狀圖) 和記錄熊痕跡總數於不同海拔梯度之分布情形 (B)	67
圖 3-5.7	三國家公園的調查樣帶 (A)，以及記錄到有熊痕跡樣帶 (B) 於不同植被類型的分布的情況	68
圖 3-5.8	三個國家公園調查樣帶發現不同新舊程度的狩獵痕跡記錄	70
圖 3-5.9	步行抵達調查樣帶所需時間，以及該樣區發現狩獵痕跡之情況	70
圖 3-5.10	三個國家公園熊類及四種偶蹄目 (草食獸) 動物之豐富度指數	72

## 摘 要

關鍵詞：台灣黑熊、青剛櫟、櫟實產量、遺傳、族群監測、國家公園、瀕臨絕種

### 一、研究緣起

有鑑於保育瀕危物種的迫切性以及長期生態研究對於野生動物經營管理之重要性，本計畫延續前期於玉山國家公園進行之台灣黑熊(*Ursus thibetanus formosanus*)生態研究，持續長期的資料收集及累積，增加我們對於此物種於野外的生態習性、族群遺傳特性的瞭解，並提供具體的經營管理建議，以作為成功保育該物種的依據。園區東側的大分地區為瀕危台灣黑熊重要的棲息地，該地殼斗科植物—青剛櫟(*Cyclobalanopsis glauca*)的物候週期及結果變動，影響台灣黑熊的活動模式和族群變動。本研究除持續第8年監測當地殼斗科森林的結果量變動，以探討與黑熊活動和豐富度變化之關係，並利用分生技術估計樣區台灣黑熊的族群數量、遺傳結構和多樣性、近親交配指數，並提供相關之經營管理建議，以期確保此物種之族群永續力。另為評估整個國家公園系統對於台灣黑熊之保育狀況，本計畫擴大調查研究範圍至太魯閣國家公園及雪霸國家公園地區，利用穿越帶調查法調查這些地區黑熊的相對豐富度和棲地環境條件，以探討可能影響其分布之天然環境和人為活動等因子。

### 二、研究方法及過程

本研究於玉山國家公園大分地區青剛櫟集中分布的區域，設定長期的調查樣點和樣線(總計5.2 km長)，以測量青剛櫟果實產量。於青剛櫟開落果前(約十月中旬)，以目視法估算該季的結果豐度指標。同時於結果季期間，每隔50 m設置種子陷阱(0.85\*0.85 cm<sup>2</sup>, n = 197)，每月定期收集落果，估算該季青剛櫟果實生產量。另為瞭解掉落至地面的櫟實的留存狀況，以及野生動物對地面櫟實的利用程度，同時監測地面上落果的留存狀況和數量。沿調查樣線

每隔 50 m 挑選一棵種子陷阱的樣樹，設置並標記 1 m<sup>2</sup> 的地面區塊(ground plot)，總共 100 個。每月例行調查計數殘存於各區塊較飽滿或內果徑大於 8.5 mm 的完整櫟實數量

為了解青剛櫟果實豐富度與台灣黑熊活動之關係，於結果季結束後(2月)，沿著調查樣線(共約 9.5 km) 計數兩側各 3 m 內的所有黑熊痕跡，作為該季黑熊活動的相對指標。為收集黑熊遺傳樣本，每次調查期間皆在調查樣線和行進路線附近搜尋、採集黑熊排遺。延續前期計畫，本計畫將 2009 至 2012 年於大分地區收集的臺灣黑熊排遺樣本，較新鮮的 429 份排遺經增幅粒線體 DNA 確認品質後，篩選出 166 個有效 DNA 樣本，以 8 組微衛星基因座（整體個體鑑別率<0.01)分析後，選擇成功獲得 6 組以上的微衛星基因座擴增的樣本進行基因座分析。

另為瞭解台灣黑熊於太魯閣及雪霸二個國家公園之族群和分布概況，本研究將以長期監測黑熊族群動態的玉山國家公園東側園區為比較基準，利用穿越帶痕跡調查法，調查樣帶單位長度為 500 m，寬度 6 m，分區調查樣帶黑熊及大型哺乳動物的相對豐富度，以及紀錄各項自然環境及人為活動因素。

### 三、重要發現

目視法估計 2013 年青剛櫟結果狀況顯示，Graves'修正指數平均值和 30 秒內計數青剛櫟果實數量分別為  $1.2 \pm 1.03 (\pm SD)$  和  $23.6 \pm 35.2$  顆/棵。今年結果狀況是 2006 年以來最低的一季，樹上沒有觀察到任何堅果的比例高達 30.6%。八年的結果監測顯示，利用 30 秒內計數與 Graves'修正指數兩種方法所估算的平均結果趨變化一致。

2012 年青剛櫟結果季每個種子陷阱各月所收集之平均完整果實以 11 月 ( $8.2 \pm 11$ ) 顆為最高，其次分別為 10 月 ( $3.3 \pm 5.1$  顆)，12 月 ( $2.6 \pm 6.4$ ) 顆，其中 1 月時 ( $0.1 \pm 0.22$  顆)，種子陷阱上已鮮少發現的完整果實並以 1 月最低。從 2006 ~ 2011 年間，果實產量在年間有所差異 (One-way anova,  $F=11.7$ ,  $df=6$ ,  $p<0.01$ )。至今以 2008 年為 61 顆/m<sup>2</sup> 最高，2006 年和 2009 年為 28 顆/m<sup>2</sup>、21 顆/m<sup>2</sup> 最



低。利用事後檢定 Scheff's 法顯示 2008、2010 年為果實產量較好的年分，與其他年有所差異。利用地面區塊計數 2012 年青剛櫟果實於地面之留存狀況，發現平均落果留存量從 9 月最低  $0.08 \pm 0.34$  顆/m<sup>2</sup> 漸增至 10 月  $1.6 \pm 2.6$  顆/m<sup>2</sup> 最高，隨後 11 月  $1.2 \pm 1.4$  顆/m<sup>2</sup> 次之。

黑熊的兩種活動痕跡指標顯示該年熊爪痕樹為 1-42 棵不等，其值與平均 1 km 內的熊痕跡單位數相同，皆為  $14.7 \pm 15.8$  棵爪痕樹/km (mean $\pm$ SD, n = 9 條)。大分調查樣線內的林木中，發現有熊痕跡的林木(皆為青剛櫟)的比例以 T4 最高(19.1%)，其次為 T6 和 T2 分別為 9.1%、6.2%，並以 T5 最低(0.5%)。2006-2012 年記錄到黑熊在大分地區的爪痕樹，從最低的 2009 年 26 棵到最高的 2008 年 423 棵。調查樣帶內青剛櫟樹上出現熊爪痕比例同樣的也以 2008 年的 23.4% 為最高，2009 年 1.3% 為最低。另從痕跡密度來看，2008 年 83.4 痕跡/公頃為最高，2010 年為 78.1 痕跡/公頃次之，依序為 2011 年 36.9 痕跡/公頃、2012 年 21.3 痕跡/公頃、2007 年 16.6 痕跡/公頃、2006 年 11.4 痕跡/公頃和最低的 2009 年 5.1 痕跡/公頃。

2006 年 10 月至 2013 年 1 月，在玉山國家公園東部園區(南安至大分地區)共發現 948 坨台灣黑熊排遺，大部分在大分地區所收集(95.4%)。885 坨的排遺內含物分析顯示，堅果類出現頻度最高(96.7%)，其次依序為哺乳動物(3.6%)、昆蟲(3.5%)、漿果(3.4%)、莖葉類(2.3%)。哺乳動物中水鹿(1.5%)最常見，其次為山羊(1.2%)和山羌(0.8%)。

排遺樣本 DNA 成功增幅粒線體 DNA 之 D-loop 序列這有 166 個樣本，經由 GeneCap 軟體分析，辨識出 73 頭不同個體，其中有 13.6% (10/73) 的個體有重複回到樣區的情況，其中包括有 1 個體連續 4 年皆重複出現。平均對偶基因座數目為 7.6 個，多態信息量(polymorphism information content)為 0.691，顯示此 8 組微衛星基因座保有高多態性。觀測異質度(observed heterozygosity)為 0.692；近親交配指數  $F_{IS}$  值為 0.0341，顯示臺灣黑熊還保有一定異型合子數量。

根據 Population 軟體計算個體間遺傳距離、STRUCTURE 軟體分析對偶

基因型與其頻率結果顯示，這些熊個體依基因型相似度與遺傳距離皆可分為三個遺傳類群。本研究顯示 2009 至 2012 年大分地區青剛櫟結果季聚集之臺灣黑熊尚保有遺傳多樣性，並對日後野外黑熊族群遺傳研究有奠基之作用。開放族群的 Jolly-Seber Model 適合度檢定顯示符合 Full Model，經模式估算 2011 年大分地區黑熊族群數量為 93 隻。唯再捕獲率偏低(2011 年 0.15，2012 年 0.26)，導致較高的標準偏差(95% Conf. interval: 0-296)。

在玉山、太魯閣及雪霸三個國家公園的黑熊相對族群豐富度調查分別涵蓋 2、4、5 個樣區，共計 8、21、32 段調查樣帶。在調查樣內發現的熊痕跡總計 22 個，記錄頻度及數量呈現地區性差異。樣帶上出現熊痕跡比例以玉山國家公園最高(88%, n=8)，僅有 1 段樣帶內無發現熊痕跡，共記錄 16 個熊痕跡。其次為雪霸國家公園，其中 4 段有發現熊痕跡(13%, n=32)，共計 6 個熊痕跡。從樣帶上所發現的熊痕跡來看，痕跡密度以玉山國家公園為最高(6.7 筆/公頃，n=16)，雪霸國家公園次之(0.62 筆/公頃，n=6)。然影響黑熊於各區之差異分布仍有待進一步資料收集和探討。

#### 四、主要建議事項

1. 立即可行之建議：持續台灣黑熊核心族群之監測及研究。

主辦機構：內政部營建署玉山國家公園管理處

協辦機構：國科會、農委會林務局、大專院校等學術機構

2. 中長期性建議：強化長期生態監測及跨域性研究計畫整合。

主辦機構：內政部營建署國家公園管理處

協辦機構：農委會林務局、國科會、各國家公園管理處、大專院校等學術機構

3. 立即可行之建議：強化遺傳技術平台建置，以及族群估精準度和效能。

主辦機構：內政部營建署玉山國家公園管理處

協辦機構：國科會、特有生物保育研究中心、各國家公園管理處、大專院校等學術機構

4. 立即可行之建議：防範未然之人熊衝突的經營管理及通報系統。  
主辦機構：內政部營建署玉山國家公園管理處  
協辦機構：農委會林務局、大專院校等學術機構、民間相關生態保育團體
5. 中長期性建議：加強棲息地保護。  
主辦機構：農委會林務局、內政部營建署國家公園管理處  
協辦機構：各國家公園管理處、林務局各林區管理處、大專院校等學術機構
6. 中長期性建議：提升瀕危物種及生物多樣性保育教育，強化社會落實在地的保育行動。  
主辦機構：內政部營建署國家公園管理處  
協辦機構：教育部、環保署、文建會、農委會林務局、各國家公園管理處、大專院校等學術機構或民間相關生態保育團體

## 英文摘要

The eastern part of the Yushan National Park (YNP), especially in Dafen, is a critical habitat for locally endangered Formosan black bears (*Ursus thibetanus formosanus*). The phenology and acorn production of the dominant ring-cupped oaks (*Cyclobalanopsis glauca*) potentially influence the temporal and spatial movement, activity and abundance of black bears. The objective was to continue to monitor the dynamics of acorn production of ring-cupped oaks, and bear activity and their relationship in the Dafen oak forest. Besides, the study was designed to estimate the population size and genetic variation of the bears and to provide guidelines for representative data sampling and conservation application. For further understanding of black bears in other mountainous national park, we also used sign transect survey to investigate the relative abundance of bears in the Hsueh-Pa and Taroko national parks.

In Dafen, the 2013 visual survey of Graves' index average and 30 seconds counting method result was  $1.2 \pm 1.03$  ( $\pm$  SD) and  $23.6 \pm 35.2$  acorns/per tree, representatively. Both visual survey results indicated a consistent change of acorn production trough years, and also conceded with results driven from seed traps. Acorn production varied among years ( $F=11.7$ ,  $df=6$ ,  $p<0.01$ ), with a masting season in 2008( $61$  acorns/ $m^2$ ) but the poorest season in 2009( $21$  acorns/ $m^2$ ). The amount of fallen acorns on ground generally concentrated November and December, followed by October and January. The bear activity index indicated  $14.7 \pm 15.8$  claw-mark-tree/km, i.e., 5.4% of the oak trees with bear signs. The bear sign densities, ranging from 5.1 signs/ha in 2009 to 83.4 signs/ha in 2008, varied by years and were highly related the acorn production of ring-cupped oaks.

Based on 166 fecal DNA samples with D-loop sequence successfully amplified, 73 bear individuals were identified during 2009-2012, including 10 individuals revisiting Dafen in different years. The mean allele number was 7.6 for the 8 microsatellite locus, and the polymorphism information content  $>0.691$ , indicating a high level of genetic polymorphism. The observed heterozygosity was 0.692 and the inbreeding coefficient ( $F_{IS}$ ) was 0.0341, indicating the maintenance of high heterozygosity. According to the clustering analysis with STRUCTURE and Population software, the result showed 3 clusters, but further studies about individual movement and behavior would be helpful. Based on the genetic capture-recapture result in Dafen, the Jolly-Seber model estimated 93 individuals in 2011. However, because of the low recapture rate, there was a high standard error (i.e., 95% Conf. interval: 0-296).

For sign transect surveys, we investigated 2, 4 and 5 areas within the Yushan, Taroko and Shei-Pa national park, respectively, including 8, 21 and 32 transects. Among 22 bear signs found within 6-m wide transects, the relative abundance of bears varied by the national parks. The occurrence frequency and amount of bear signs found in transects both were the highest in the Yushan national park (88%,  $n=8$ ; a total of 16 sign recorded). Then, there were 4 transects with 6 bear sign found in the Shei-Pa national park (13%,  $n=32$ ). However, no bear sign was found in the Taroko national park. Further data collection and analysis are suggested for explaining the effects of natural and anthropological factors on bear distribution or relative abundance in protected areas.

**Key words:** *Ursus thibetanus formosanus*, *Cyclobalanopsis glauca*, acorn production, genetic, population monitoring, national parks, endangered

## 第一章 緒論

### 第一節 計畫緣起及目的

台灣黑熊(*Ursus thibetanus formosanus* Swinhoe, 1864)是台灣唯一原產的熊類，屬亞洲黑熊的種群之一。由於近幾十年來台灣自然環境過度開發及人為活動頻繁，使得該物種的分布範圍大幅縮減，目前黑熊多侷限於地形較崎嶇陡峭或高海拔、人為活動較少的山區，其族群也處於受威脅的狀態(Wang 1999, Hwang and Wang 2006)，為「瀕臨絕種」的保育類動物。此物種也被列為世界自然保育聯盟(IUCN)紅皮書上的易危物種(VU, Vulnerable)(IUCN 2009)。雖然黑熊為國內保育類野生動物，然而獵殺或販賣黑熊的新聞或消息仍是偶有所聞(Hwang 2003)，凸顯出積極採取保護此物種存續的行動的重要性及迫切性。

成功的黑熊保育不僅依賴人們對於野生動物經營管理上的認識，包括社會、經濟、行政、組織的因素，更有賴研究及經營管理單位對於熊類生基本物學資訊的累積(Peyton et al. 1999)。瀕危物種的保育及經營管理，除了需要了解該物種的生態及行為等資訊外，還需具備其遺傳多樣性及族群遺傳結構等分子遺傳的基礎資料，方可擬定有效的保育單位(Frankham et al. 2002)。有鑑於保育瀕危物種的迫切性，以及長期生態研究對於野生動物經營管理之必要性，本計畫將接續過去於玉山國家公園所進行之台灣黑熊生態研究，擬定另一階段延續性的長期研究計畫。藉由四年(2006–2009)的長期資料收集及累積，增加我們對於此物種於野外的行為和棲地利用等生態習性，以及族群和遺傳特性的瞭解。另為了進一步瞭解國家公園系統對於保育此物種的效能，本計畫擬依據「國家公園台灣黑熊跨域整合研究計畫」，擴大調查研究範圍至太魯閣國家公園及雪霸國家公園之園區，藉由訪查和痕跡調查等方法，初步瞭解這些地區黑熊族群概況和面臨的潛在威脅等，以提供相關經營管理單位實質的保育建議，作為成功保育該物種的依據。

#### 一、台灣黑熊與櫟實之關係

台灣黑熊除了野外數量稀少、動物習性隱蔽且機警之外，台灣山區的植群林相複雜、遮蔽度高、地形崎嶇、交通不便，皆使野外研究黑熊的族群及生態習性的作業十分困難。玉山國家公園大分地區為台灣黑熊生態研究的重要根據地，1998至2002年期間，玉山國家公園管理處與研究者(黃美秀、吳煜慧、王穎等)密切合作，在園區進行捕捉繫放和無線電追蹤黑熊等各項相關研究，累積相當多的寶貴資料(王穎及黃美秀 1999; 2000, 王穎及吳煜慧 2001, Hwang et al. 2002,

Hwang 2003, 吳煜慧 2004)。為接續過去(1998 - 2002)於玉山國家公園東部園區進行台灣黑熊捕捉繫放和無線電追蹤的研究，2006-2009 年即針對大分地區，長期監測台灣黑熊等大型哺乳動物的豐富度，以及該區殼斗科青剛櫟 (*Cyclobalanopsis glauca*) 森林的物候和結果量變動，並探討二者之關係。

玉山國家公園東側的重要黑熊棲息地一大分地區，主要的殼斗科植物為青剛櫟，其果實是許多動物的食物來源，包括鳥類、齧齒類、大型草食動物和黑熊等，不同物種對青剛櫟果實的利用方式和程度則有所差異。殼斗科(Fagaceae)植物的堅果為熊類以及許多其他野生動物在秋冬季或入冬前的重要食物來源。櫟樹在森林中的組成和數量，以及季節性的結果和其果實產量的差異，會造成食物資源的可得性和豐富度變動，而影響野生動物群落的組成(Koenig and Knops 2005, McShea et al. 2007)和族群動態(Wentworth et al. 1992, Elkinton et al. 1996, McShea 2000, Greenberg and Parresol 2002)。

櫟實是營養豐富的食物資源，擁有高含量的脂質和碳水化合物，加上容易消化和高代謝能的特性，櫟實可視為高度濃縮形式的食物能源(Pekins and Mautz 1987, Kirkpatrick and Pekins 2002)。因此，櫟實的生產和動物的覓食行為對大型哺乳動物的許多生態層面都有直接或間接的重要影響，包括繁殖、生存、活動和生長(Vaughan 2002)。對美洲黑熊(*U. americanus*)的研究發現，其分布狀況、族群動態、活動範圍、移動距離、活動模式、繁殖速率、繁殖成功率、食性、棲地利用和冬眠行為等都會受櫟實生產影響(Garshelis and Pelton 1981, Rogers 1987, Eiler et al. 1989, Smith and Pelton 1990, Noyce and Garshelis 1997, Powell et al. 1997, Vander Wall 2001, Vaughan 2002)。

在許多有殼斗科植物分布的地理區，森林性的熊類(如美洲黑熊及亞洲黑熊)與殼斗科森林之間，有密不可分的關係(Hwang et al. 2002, Vaughan 2002, McDonald and Fuller 2005)。這些地區的黑熊，包括台灣黑熊，於秋冬季，值堅果大量結果時，會出現大量覓食堅果的現象(reviewed by Hwang et al. 2002, Kirkpatrick and Pekins 2002)，此時期的覓食活動和秋季堅果的產量對於黑熊的移動、活動範圍、食性組成、營養、母熊生殖率、幼熊存活狀況亦有直接或間接的影響，甚至影響黑熊被人類獵捕或是人熊衝突的程度(Mattson 1998, Vaughan 2002, Costello et al. 2003, Hashimoto et al. 2003)。

過去研究者於玉山國家公園東側園區的長期野外調查(Hwang 2003, 林冠甫 2009)發現，大分地區為台灣黑熊於秋冬季出沒較頻繁的地區，且青剛櫟結果量

的變動對於台灣黑熊的活動有決定性的影響，不同種類的殼斗科櫟實於秋冬季的結果量有逐年波動的現象，且黑熊於此季節的食性和活動模式也隨之變動。

2006-2009 年於大分地區進行台灣黑熊族群相對豐富度和青剛櫟果實產量的監測，透過自動照相機和痕跡調查的資料皆發現，台灣黑熊的相對豐富度於各年之青剛櫟結果季皆顯著大於非青剛櫟結果季，且青剛櫟結果季時，黑熊會增加夜間活動的頻度。此外，青剛櫟的結果狀況有明顯的年間差異，而黑熊豐富度的年間變動亦與結果量的多寡一致，熊毛陷阱記錄的相對豐富度同樣呈現相同的季節和年間趨勢(Hwang and Garshelis 2007, 黃美秀等 2009a)。然前期的調查方法，卻僅限於台灣黑熊相對豐富度的監測，若進一步透過分子技術的應用，將可協助推估園區台灣黑熊的族群數量。

## 二、分子技術於保育遺傳上的運用

台灣黑熊在野外所需的活動範圍十分廣大，可超過 100 km<sup>2</sup> (Hwang 2003)，因此個體的活動領域很容易受人為開發造成的棲地破碎化所阻隔，使族群間的基因交流降低或完全隔離，造成小族群自交、基因同質化等問題。這對現有族群數量已經稀有的台灣黑熊而言，可能會造成更嚴重的威脅。目前野外威脅台灣黑熊的因素持續存在之餘，黑熊於全島各地族群的遺傳多樣性、結構現況，以及有效族群究竟為何，則成為擬定有效的保育策略的重要議題。

瀕危物種的保育及經營管理，除了需要了解該物種的生態及行為等資訊外，還需具備其遺傳多樣性及族群遺傳結構等分子遺傳的基礎資料，方可擬定有效的保育單位(Frankham et al. 2002)。成功的監測及管理瀕危物種取決於正確的族群結構及數量資訊(Sloane et al. 2000)，但在傳統的樣本採樣上，對於野外數量稀少、動物習性隱蔽且機警的動物而言，台灣山林林相複雜、遮蔽度高、地形崎嶇與交通不便，更使野外研究黑熊的族群及生態習性的作業十分困難。在近年來分子技術發展快速，利用聚合酶連鎖反應(polymerase chain reaction, PCR)為基礎而開發技術被用以區分及鑑定不同的物種、族群、個體層次之研究，可提供更準確的遺傳資訊，以利回答多項族群結構問題，並輔助傳統的鑑定方法。這些技術包含微衛星 PCR (microsatellite PCR)(Baleiras Couto et al. 1996)、粒線體 PCR (mitochondria PCR)(Kohn et al. 1995)、核 DNA PCR(nuclear DNA PCR)(Flagstad et al. 1999)等。分子演化所透露的遺傳訊息能顯現出物種的遺傳結構，透過這些分子技術也可了解母系遺傳及父系遺傳、棲地破碎化程度、親緣關係(phylogeny)、



有效族群量、族群結構(population structure)、基因轉殖(gene transfer)、基因交流(gene flow)及等問題(Kirmaier et al. 2009)。

微衛星 DNA(Microsatellite DNA)，又稱短串重複序列(short tandem repeat, STR)，由 1-6 個鹼基重複組成(Tautz 1989)，長度約為 60-1000 bp，重複單元的數目及重複的程度，都可以造成微衛星 DNA 片段的長度差異(Ashley and Dow 1994)。微衛星 DNA 屬父系與母系遺傳，由於這是在基因序列上一段沒有控制任何性狀的片段，故較不受的天擇的篩選，所有保留了所有突變的記錄，因其演化速度較快，相對短的時間內就產生了個體差異，遂可當做辨識個體的標記，通常使用於族群層次及個體辨識之研究(Woodruff 1993)。因此，利用微衛星(microsatellite)可當做是捕捉標放再捕捉法(capture-mark-recapture)中的標記，以估計族群量，並能鑑定個體間的親緣關係，估算有效繁殖族群。

微衛星具有以下的優點，適合用在個體辨識、物種判別與確認親緣上的確認。(1)廣泛存在於真核生物體中。(2)多型性(Polymorphism)：微衛星基因座有高度的遺傳變異，有些基因座可能包含了十多種等位基因(allele, O'Connell et al. 1998)，相對其他 DNA 指紋技術此方法的鑑定力高出數十倍。(3)共顯性遺傳(Codominant)：父、母系的微衛星基因座可以在子代同時被表現，此為共顯性遺傳，遵循孟德爾遺傳定律。(4)中性遺傳(Neutral genetic)：重複片段的 DNA 不會被轉錄或轉譯，不影響生物的表現型，故不受天擇或人擇的影響。(5)保守性：相似的物種具有類似重複片段 DNA 指紋。

微衛星 DNA 技術是用螢光物質標記在核酸引子，利用標記過的引子進行 PCR 增幅 DNA 樣品特定的微衛星基因座片段，之後以毛細管電泳或是其他方式偵測帶有螢光的 PCR 產物，以判定其片段大小與鑑定其基因型(李俊億及謝幸媚 2008)。此技術因所需 DNA 樣本較少，再現性高，容易判定基因型、多態性高、片段短容易複製(Goodwin et al. 2007)，而成為鑑識個體及親子關係，以及微量證據的舉證之最主要工具。因為所需要的 DNA 量不需要很高，因此可以利用個體的毛髮或排遺等低含量的 DNA 樣本，萃取出實驗所需的 DNA 量。

### 三、非侵入式的採樣方法(noninvasive genetic sampling)

在野生動物研究上鼓勵使用替代辦法(Woodruff 1993)，因為對於有些目標物種，捕捉和處理程序有時可能具破壞性，或者在某些情況下並不適當，或是不被允許(Chu et al. 2006)。藉由採集動物的排遺、毛髮、蛻皮、尿液、精液等樣本獲

得到基因資訊來分辨個體，如同透過生理標記來分辨個體的功能，無需捕捉處理或標記動物，屬於非侵入式的採樣方法(noninvasive genetic sampling, Pearse et al. 2001)。非侵入性採樣方式之最大優點為不需直接接觸目標動物，減少了取樣上的限制，並降低對動物的可能干擾，採樣時也無取樣數量的顧慮，在需要保育之物種研究上提供相當大的幫助(Chu et al. 2006)。

藉由毛髮陷阱取樣及收集排遺可在不干擾動物行為的情況下，可以增加樣本數(Taberlet et al. 1999, Waits and Paetkau 2005)。二者也是近年來研究熊類族群遺傳訊息的主要技術，毛髮分析的長處包括：(1)可取得具有代表性的樣本。(2)研究範圍可涵蓋廣大地區，並找出稀有且隱密的動物。(3)可區別近似種、個體或是性別。(4)基因分析可計算多個族群。(5)可應用在各種棲地型態。(6)可收集一種以上的物種樣本。(7)裝設器材較輕也較便宜。(8)可合併使用誘餌及被動方法以增進採樣品質並降低偏差(Kendall and McKelvey 2008)。利用排遺進行研究的優點為(1)可從 DNA 中，可得知此物種的數量，分佈和性別比例。(2)萃取出來的 DNA 量較高(與毛髮比較)。(3)可以提供食性、內分泌、內寄生蟲等資料(Wasser et al. 2004)。

在捕捉標放再捕捉的調查方法上，當動物的重複捕捉率愈高，則可增加估計動物的豐富度之準確性。由於利用排遺內之 DNA 資訊來判定個體，可視為重複捕捉。偵測犬與研究者相比，可減少找尋樣本的偏差，例如不會受限於步道上，也可應用於各種不同的棲地類型；牠們也可發現小量而隱蔽的排遺，且可有效率地搜尋遼闊的範圍，故當尋獲的排遺量愈多時，則重複捕捉率也隨之提高(MacKay et al. 2008)。偵測犬可同時尋找不同物種之排遺，有人訓練偵測犬成功地同時尋找到美洲黑熊、棕熊(*Ursus arctos*)、美洲獅(cougar, *Puma concolor*)、灰狼(gray wolf, *Canis lupus*)四種不同動物之排遺(Beckmann 2006)。其他研究發現偵測犬偵測到樣區中美洲黑熊和魚貂(fisher)的成功率高達 86%和 95%，而且偵測率幾乎不受地形崎嶇度、植被密度、當地氣候(如溫度和濕度)，可以十分有效地偵測森林性食肉動物(Long et al. 2007)。

為了瞭解動物的出現及地理分布狀況，Harrison (2006)進一步比較偵測犬及三種傳統調查技術如毛髮陷阱、自動照相機及氣味站，評估偵測大山貓(*Bobcat*, *Lynx rufus*)的效益，發現雖然偵測犬較為昂貴，也需要較長的野外調查時間，但是在偵測大山貓的出現率上，卻是其他三種方法加總的十倍。另在研究北美洲棕熊密度時，利用微衛星 DNA 分析收集樣本並鑑定個體，顯示利用偵測犬搜尋排

遺所偵測出研究樣區內的個體數量為 28 隻，結果是毛髮陷阱結果的五倍(Wasser et al. 2004)。

#### 四、台灣黑熊族群遺傳學

目前在玉山國家公園以外的地區，針對台灣黑熊進行分子遺傳變異的研究在有三起。由於野生黑熊組織樣本取得不易，其中的兩項研究的樣本多來自於圈養個體，可確認來源之野生個體樣本太少(儲瑞華等 2000，陳元龍及楊吉宗 2002)；另一篇利用野外黑熊樣本的研究則是比較台灣與其他地區的黑熊在遺傳的變異性(Tsai 2009)。此三篇都利用粒線體 DNA (Mitochondrial DNA)去探討黑熊於大尺度空間上的族群差異。因此對於台灣野生黑熊的族群遺傳結構及個體間的遺傳多樣性上，尚無法提供充足的資訊。

台灣黑熊為台灣唯一原產之熊科動物。在過去研究多是以粒線體 DNA 針對大分類群進行研究(儲瑞華等 2000，陳元龍及楊吉宗 2002)，目前已經完成了台灣黑熊之粒線體 DNA 完整定序，全長為 17,044bp，其中包含 13 個 protein coding genes、22 個 tRNA genes 及 2 個 rRNA genes (Tsai et al. 2009)。另石芝菁等人(2009)研究粒線體 DNA 之控制區(control region)的變異，嘗試解析出台灣黑熊於亞洲黑熊的亞種地位。但石芝菁等人(2009)發現台灣黑熊支序群內的遺傳變異極小，利用粒線體 DNA 恐不能解釋台灣島內是否會因為地理隔離等因素，造成亞族群(subpopulation)的現象。

相較於粒線體 DNA 適用於探討大尺度的遺傳分類問題，若欲探討小尺度的族群遺傳問題，微衛星 DNA 則較適合**錯誤! 找不到參照來源。**。微衛星 DNA 微衛星適合用在個體辨識、物種判別，以及親緣的確認，並且具有以下特色及優點：(1)廣泛存在於真核生物體中。(2)多型性(polymorphism)：微衛星基因座有高度的遺傳變異，有些基因座可能包含了十多種等位基因**錯誤! 找不到參照來源。**，相對其他 DNA 指紋技術此方法的鑑定力高出數十倍。(3)共顯性遺傳(codominant)：父、母系的微衛星基因座可以在子代同時被表現，此為共顯性遺傳，遵循孟德爾遺傳定律。(4)中性遺傳(neutral genetic)：重複片段的 DNA 不會被轉錄或轉譯，不影響生物的表現型，故不受天擇或人擇的影響。(5)保守性：相似的物種具有類似重複片段 DNA 指紋。

針對野外台灣黑熊的族群遺傳研究，目前僅於玉山國家公園在 2008 年大分地區的研究，微衛星 DNA 的分析結果顯示在樣區收集的排遺樣本源自 69 隻個

體，且集中出沒在 11、12 月的青剛櫟結果季(黃美秀等 2009a)。在同時進行的長期(2006~2009 年)青剛櫟結果量監測調查中也發現，2008 年的結果量明顯地高於前 3 年，同年樣區紀錄的黑熊痕跡也最多。過去於大分地區的研究發現，當青剛櫟果實盛產時，會吸引較多的黑熊個體聚集，同時觀察到較多的個體間的衝突，體型較小的母熊和亞成體則會避開食物較多而成體公熊集中覓食的地點(Hwang et al. 2002, Hwang and Garshelis 2007)。因此，2008 年在大分地區紀錄的黑熊數量除了可能會比其他年度多之外，這些個體是否來自於國家公園以外的範圍則尚不清楚。

就瀕危物種的經營管理而言，除了有必要發展族群估計族群豐富的基礎，提供未來監測的規劃之外，也需要建立長期的遺傳資料庫，以期估計玉山國家公園內台灣黑熊的族群數量、遺傳多樣性、近親交配指數、族群結構，以及雌性間的遺傳相似度與季節出現的性別差異等。此外，道路系統或狩獵相關的人為干擾是否可能會導致族群破碎化，尤其播遷能力較弱的雌熊可能因受阻於各種人為干擾，而被侷限於隔離的保護區內，則是檢視保護此物種和保護區效能的關鍵之一。因為棲地或族群破碎化除了會導致物種的族群量降低，也會降低了區塊之間基因交流，而導致基因多樣性降低、近親交配及滅絕風險提升等不良的影響(Frankham et al. 2002)。

本研究擬利用微衛星標記之多態性，進行 2009 年到 2012 年所蒐集之玉山國家公園大分地區青剛櫟季台灣黑熊野外排遺樣本，進行排遺中 DNA 純化分析，探討與鑑別各年度青剛櫟季時大分地區所聚集的黑熊個體數與親緣關係。並藉由微衛星基因座對偶基因型與頻率，估算大分地區聚集黑熊的遺傳多樣性、近親交配指數與族群結構。此外，本研究也擬建立野外台灣黑熊微衛星多樣性檢驗平台，首先進行野外排遺粒線體 D-loop DNA 的擴增與定序，以確定排遺樣本是否為台灣黑熊所有，DNA 品質是否適合繼續進行微衛星基因座擴增；微衛星之研究技術已被運用在美洲黑熊以及北美或歐洲棕熊、日本與韓國亞洲黑熊的研究上；台灣黑熊的研究過去只在開發台灣黑熊的微衛星標記，過去並無運用在野外台灣黑熊個體鑑別的研究上。因此臺灣相關的微衛星標記研究也只侷限在圈養黑熊個體的實驗，還未完全運用於野外台灣黑熊個體鑑別的研究上。過去四年透過本計畫純化萃取玉山國家公園大分青剛櫟季野外黑熊排遺，建立野外台灣黑熊個體鑑別流程，期望可以針對排遺樣本分析方面更加有系統性的整合，以利減少不必要的分析時間與費用，提高實驗結果的準確度與再現性，降低過去對於野外遺

傳研究的困難度並增加研究效率。若能推廣此標準化的實驗流程，對往後的跨域整合的臺灣黑熊遺傳研究會有實質的幫助。

### 五、高山型國家公園之台灣黑熊族群概況

保護區系統之於活動廣泛的台灣黑熊的重要性，除了玉山國家公園十年有餘的持續研究調查之外，其他地區則缺乏詳盡的族群和相關生態習性的科學資訊。有關台灣黑熊全島的初步分布狀況調查，1988年至1993年所收集的黑熊痕跡及目擊記錄顯示，野外目擊台灣黑熊的頻度十分低(約每天0.064%)，主要分布於中央山脈地區，集中於三個高山型國家公園和二個自然保留區的範圍，顯示保護區對黑熊殘存族群的重要性(Wang 1999)。

目前有關台灣黑熊分布的最新資料乃根據林務局於2006-2011年收集的全島台灣黑熊出沒紀錄(黃美秀等2008a, 2010b)，顯示近年來有熊出沒的點位紀錄的最低海拔為270 m，於玉山國家公園東南方外側2 km的拉庫拉庫溪鹿鳴橋下發現熊腳印；最高紀錄為3,700 m，亦為玉山國家公園圓峰附近的目擊紀錄，這也是唯一一筆直接觀測黑熊出現於>3,500 m的紀錄。雖說近年來的有熊紀錄主要出現於1,000-3,000 m的中海拔山區(86%)，但太魯閣和雪霸國家公園近二十年的有熊格(1 km\* 1 km)紀錄分別僅佔其園區面積之2.1%和5.6%，遠低於玉山國家公園之黑熊分布情況。此差異是否反映實際的黑熊族群表現，抑或受限於調查技術和密集程度的差異，則亟需進一步釐清。而有關台灣黑熊於北部二個國家公園的生態習性資訊，也有待實地深入的調查。

因此，為了瞭解國家公園系統對於保育此物種的效能，本計畫擬依據「國家公園台灣黑熊跨域整合研究計畫」，擴大調查研究範圍至太魯閣國家公園及雪霸國家公園之園區，藉由訪查和痕跡調查等方法，加強對此區台灣黑熊生態習性的瞭解，以及初步探究此物種於這些地區的族群概況和面臨的潛在威脅等，以提供相關的經營管理單位實質的保育建議，作為成功保育該物種的依據。

### 第二節 第四年(2013年)計畫工作項目

1. 持續監測大分地區永久樣區第8年秋冬季節殼斗科堅果的年產量，瞭解其結果週期變動。
2. 持續監測東部園區台灣黑熊的食性和活動模式，以及與潛在重要潛在資源豐富度之關係。

3. 持續收集園內台灣黑熊遺傳物質，並建立資料庫，並估計玉山國家公園台灣黑熊有效族群量、遺傳多樣性、近親交配指數、族群結構，以及族群間可能的基因交流程度及族群結構。

4. 探討園區台灣黑熊族群與周邊地區的台灣黑熊之地理親緣關係。

5. 依據「國家公園台灣黑熊跨域整合研究計畫」，擴大調查研究範圍至太魯閣國家公園及雪霸國家公園之園區，利用穿越線調查法調查不同地區黑熊的出現有無及其痕跡相對密度，以瞭解黑熊的相對豐富度，以及可能影響黑熊分布的天然環境和人為活動等因子。



## 第二章 研究方法及過程

### 第一節 玉山國家公園研究地區

大分地區位於花蓮縣卓溪鄉拉庫拉庫河流域(北緯 23°22' 25" 47, 東經 121°05' 21" 49), 地處中央山脈, 屬於玉山國家公園東側園區, 該區海拔約由闊闊斯溪溪床 1,100 m 至大分山 2,000 m。由南安管理站附近的山風登山口入山, 單程需步行 40 km, 耗費三日。此區原為布農族南投郡社群東遷的第一個據點, 長久來為布農族傳統的活動領域。至日治台期間, 也是八通關越嶺道路上的一段, 日本政府並在此區設置大分駐在所, 爾後因教化撫育和集團移住的政策實施下, 將原住民陸續搬遷至平地。因此, 大分地區有著相當豐富的人文史蹟(林一宏 2005)。

自 1998 年開始, 大分地區成為台灣黑熊生態研究的重要根據地(Hwang 2003, 吳煜慧 2004)。秋冬季時, 當大分地區的櫟樹大量結果時, 黑熊會聚集到此食用櫟實, 顯示大分地區是台灣黑熊非常重要的棲息地(Hwang 2003)。前期研究(2006-2009 年)為調查大分地區青剛櫟果實豐富度與台灣黑熊等大型哺乳動物豐富度和活動關係, 在大分地區青剛櫟分布的主要區域進行(258000E, 2585500N; 260000E, 2588500N, TWD-67), 樣區海拔 1,100-1,700 m, 範圍約 5 km<sup>2</sup>。

大分地區優勢林型為細葉饅頭果-青剛櫟型(*Glochidion rubrum*-*C. glauca*), 並可細分為台灣肉桂-青剛櫟(*Cinnamomum insulari-montanum*-*C. glauca*)及金毛杜鵑-台灣二葉松(*Rhododendron oldhamii*-*Pinus taiwanensis*)二亞型(黃美秀等 2009b)。青剛櫟為該區非常優勢的喬木層組成樹種, 出現頻度和出現密度皆最高, 分別為 67% 和 24.7 棵/100 m<sup>2</sup>; 優勢度則是台灣二葉松(33.5 cm<sup>2</sup>/m<sup>2</sup>)和青剛櫟(22.7 cm<sup>2</sup>/m<sup>2</sup>)最高。喬木樹種的相對重要值(important value index, IVI)以青剛櫟最高(27.5%), 台灣二葉松次之(20%), 其餘樹種皆小於 11%。為了檢視青剛櫟果實生產對於該區野生動物的影響, 根據青剛櫟的結果物候和果實豐富度的月份變化, 將每年資料分為 2 個季節: 青剛櫟結果季(10 月-次年 1 月)和非青剛櫟結果季(2-9 月, 林冠甫 2009)。



## 第二節 青剛櫟果實豐富度之監測

### 一、目視估計(Visual survey)

延續前期使用的調查樣線，約 5 km(圖 2)，在每隔 20 m 的兩側，挑選並標記 2 棵胸高直徑大於 10 cm 的青剛櫟樹木，並於開始落果前(通常 10 月中旬)，以同樣的目視法(visual counts)估算該年青剛櫟結果季的相對結果豐富度指標。我們採用兩種目視估計法：Koenig 法(Koenig et al. 1994)乃觀測者針對標記的樹木，利用望遠鏡任意選擇樹冠上的枝條，15 秒內所計數到的果實，再移至該樹的另一側，另 15 秒內所計數到的果實。二筆結果相加，即代表該樹於 30 秒內所得的結果豐富度指標。另一為 Grave 修正指數(Graves' modified scale, cited in Koenig et al. 1994)，乃主觀將該樹之整體結果量界定為四種等級：0=沒有觀察到堅果，1=仔細搜尋後可發現少量堅果，2=有一些堅果，3=堅果產量不錯，4=堅果產量十分豐盛。

### 二、種子陷阱(Seed trap)

為瞭解每年結果季青剛櫟果實產量的變動，我們將沿樣線每隔 50 m 的兩側，延續前期標記的樣樹，總計 195 棵(黃美秀等 2009a)。於開始落果前(10 月中旬)至結果結束(次年 2 月底)，將 0.85 m\*0.85 m 的蘭花網作為種子陷阱，置於樹冠下離地面約 1 m 的高度，每月上山調查期間收集陷阱內的掉落物，下山烘乾後，分類、測量及記錄櫟實完好狀況、數量，計算不同月份的相對出現量。

依據青剛櫟果實狀況，將櫟實先分為完整果實與受損果實。完整果僅計算成熟果實或果徑烘乾後大於 7 mm 者。受損果乃是櫟實經動物食用，破碎的果皮和部分果肉，在評估碎片的大小和數量後，估計每個種子陷阱上的受損果代表之累計櫟實數量(單位等級：0.25、0.5、0.75、1 顆)。

### 三、地面落果區塊(Ground plot)

為了瞭解掉落至地面的櫟實的留存狀況，以及野生動物對地面櫟實的利用程度，研究者監測地面上落果的留存狀況和數量。自 2009 年起，沿穿越線並間隔約 50 m，挑選一棵已標記為種子陷阱的青剛櫟樣樹，於樹冠層下地勢較平緩的地面上，且避開種子陷阱所投射至地面的範圍，設置並標記 1 m<sup>2</sup> 的地面區塊(ground plot)，總共 100 個。青剛櫟季每月例行調查時，計數殘存於各區塊較飽

滿或內果徑大於 8.5 mm 的完整櫟實數量，之後在放回原處。選擇果徑大於 8.5 mm 的原因，乃參考過去研究者採拾成熟、新鮮的青剛櫟餵食圈養黑熊，隨機選取測量 100 顆果實，其中果徑最小者為 8.5 mm(鍾雨岑，私人通訊)，故本研究以此為標準，方便野外現場調查時比對大小。

由於每次調查日期大多集中於每個月的月初，故種子陷阱中的掉落物和地面區塊的殘存櫟實皆為上個月的累積量，故在資料呈現上，遂以調查期的上個月份表示，並計算各月的果實累積總量。此外，為瞭解地面上櫟實被移除的數量和速率，我們比較同一月份種子陷阱和地面區塊的果實累積情形，計算 2 種方法於單位面積(1 m<sup>2</sup>)上所收集之完整果實數量，種子陷阱乃以調查期間各月果實總數除以該月陷阱數量後，再除以 0.7225(m<sup>2</sup>)；地面區塊面積為 1 m<sup>2</sup>，故直接將累計的果實總數除以 100(區塊數)。

### 第三節 監測大分地區台灣黑熊相對豐富度

#### 一、台灣黑熊於青剛櫟結果季之活動痕跡年度調查

為了監測台灣黑熊於整個青剛櫟結果期間對於樣區堅果的利用狀況，我們於各年青剛櫟結果季結束後，即次年 2 月，沿著調查青剛櫟果實的 8 條樣線(T1-T8, 5.2 km，圖 2)。調查由 2 位有經驗的調查者分別檢視兩側 3 m 內所有胸高徑大於 10 cm 的青剛櫟樹木，計數樹幹上該季黑熊留下爪痕或折枝痕的樹木。今年僅以二種指標來評估該結果季黑熊的相對活動程度，分別為 1 km 內的所有熊爪痕樹的棵數、以及 1 km 內的熊痕跡單位(5 m 內的所有熊痕跡，皆視為同一筆熊痕跡單位)的數量。

為了增加該季黑熊活動(痕跡)指標的調查範圍，另加入鄰近區域的二條樣線：一為大分山屋至塔達芬崩壁的日據古道，約 3.25 km，另一為大分南側，沿闊闊斯溪西岸至賽柯的古道，長 1.8 km(圖 2)。另為了解黑熊對於不同樣線利用櫟實的情況，我們於 2012 年結果季計數調查樣線兩側 3 m 內所有胸高直徑大於 5 cm 的青剛櫟樹的數量，以計算樣線內青剛櫟樹出現熊痕跡的比例。

#### 二、台灣黑熊食性分析

野外調查期間，研究者逢機收集所發現的黑熊排遺，一般多在步道、調查樣線上，搜尋範圍通常是路徑二側各 1-5 m 處。然若發現附近有黑熊破壞的折枝，

研究者亦會主動前往探究，並尋找相關熊痕跡(包括排遺)。發現排遺後，紀錄日期、時間、地點、植被型態、排遺排放處，另編號紀錄大致的排遺內容物和新舊程度。新舊程度乃依照排遺當時的色澤、濕度、分解狀況來評估，並將排遺排放至採樣時間分為五級：(1)新鮮(0-2 天)；(2)3-7 天；(3)1-2 週；(4) 3-4 週；(5)1 個月以上。同時以全球定位系統(Global Positioning system, GPS；機型：GARMIN GPSmap 60CSx)紀錄位置座標。之後裝入封口袋，帶回實驗室，利用 0.7 mm 孔徑的篩網沖水過濾後，以肉眼及解剖顯微鏡檢視內含物類別。排遺內含物分析將內含物分為六大類，包括堅果、漿果、昆蟲、莖葉、哺乳動物及其他。我們分析各類食物的出現頻度(frequency of occurrence, FO)和相對重要性(或相對體積，relative volume, RV)，計算方式參考 Hwang et al. (2002)。出現頻度計算公式為  $FO_i(\%) = (n_i/N) * 100$ ，其中 N 為總排遺數， $n_i$  為含有 i 食物的排遺數。相對重要性計算方式為  $RV_i(\%) = \sum V_i/N$ ，其中 N 為總排遺數， $\sum V_i$  為 i 食物在每堆排遺中所佔體積百分比的總和。

#### 第四節 野外台灣黑熊遺傳資料收集和分析

##### 一、收集野外台灣黑熊排遺

野外調查期間，研究者逢機收集所發現的黑熊排遺，一般多在調查樣線上，以及其他所經之處，搜尋範圍通常是路徑二側各 1-5 m 處。然若發現附近有黑熊破壞的折枝，研究者亦會主動前往探究，並尋找相關熊痕跡(包括排遺)。發現排遺後，紀錄日期、相對位置，以相機拍照紀錄，以及全球定位系統(Global Positioning system, GPS；機型：GARMIN GPSmap 60CSx)紀錄位置座標。另並編號紀錄大致的排遺內容物和新舊程度，其中新舊程度乃依照排遺當時的色澤、濕度、分解狀況來評估，並將排遺排放至採樣時間分為五級：(1)新鮮(0-2 天)；(2)3-7 天；(3)1-2 週；(4) 3-4 週；(5)1 個月以上。

黑熊排遺採樣時，將樣本分裝於 A、B 兩管。A 管為內含 10 ml 酒精的 15 ml 離心管，以棉棒刮取排遺表面，目的為了刮取熊腸黏膜細胞，取樣排遺體積約 1 ml，此管後續存放於-20°C 之環境。B 管則為內含 3 ml 酒精的 5 ml 抗凍管，取樣排遺體積約為 1 ml，後續存放於-80°C 之冰箱，以為備份之用。



圖 2-2.1、大分研究樣區長期調查樣線及樣點的分布，包括青剛櫟調查樣線、年度熊痕跡調查樣線、熊毛陷阱等。(座標系統：TWD-67)

## 二、遺傳分析

### 1. 排遺 DNA 萃取方法

本研究黑熊排遺樣本的 DNA 萃取主要依據 (Hung et al. 2004) 的方法進行排遺 DNA 萃取。在取樣本處理方法部分略做修改後進行。

取樣方法乃取 2 g 排遺樣本裝入 15 ml 離心管中，加入 99% 酒精至 8 ml 處，充分混勻後靜置冰上 5 分鐘，離心 3300 rpm、4°C、10 分鐘。用滅菌滴管吸取上清液與上層灰白色泥質裝入新的 15 ml 離心管，於 4°C 離心 3500 rpm、20 分鐘。再用滅菌滴管吸去上清液丟棄，留下沉澱物。

在含有沉澱物的離心管中加入 1.8 ml 之 2 X CTAB 緩衝液 (2% Hexadecyltrimethylammonium bromide, 1.4M NaCl, 20mM EDTA, 100mM Tris-HCl, Parsons et al. 1999) 沖洗及懸浮沉澱物，於室溫搖晃兩小時後，以 3500 rpm 離心 20 分鐘、4°C。取 1.8 ml 上清液，加入同體積之氯仿 (Chloroform)，均勻搖晃後以 13000 rpm 離心 5 分鐘、24°C。取 1.6 ml 上清液，加入同體積之氯仿，均勻搖晃後以 13000 rpm 離心 5 分鐘、24°C。取 1.4 ml 上清液，加入同體積之異丙醇 (Isopropanol)，放入 -20°C 10 分鐘，取出後室溫搖晃 30 分鐘。以 13000 rpm 離心 5 分鐘、4°C。倒去液體，加入 1ml 70% 酒精，以 13000 rpm 離心 4 分鐘、4°C。將殘餘酒精吸去後倒置風乾，依照 QIAGEN DNeasy® Tissue kit 之說明書，以此套組進行 DNA 純化 (Purification)，再以套組所附之 AE buffer (QIAGEN) 回溶 100µl 之 DNA，存放於 -20°C。

### 2. 粒線體 D-loop 序列聚合酶連鎖反應增幅 D-loop 片段

本研究利用針對台灣黑熊所設計之 D-loop 引子(圖 2-4.1)進行聚合酶連鎖反應 (polymerase chain reaction, PCR)，反應總體積為 25 µl，包含滅菌去離子水 15 µl，引子(Forward 端，10µM)1 µl，引子(Reversed 端，10 µM)1 µl，dNTP(2.5 mM each)2 µl，10 倍的 PCR 緩衝液 2.5 µl，Taq 聚合酶 0.5 µl，與排遺萃取出 DNA 3µl。

在溫度循環機 (Applied Biosystems Veriti™ Thermal Cycler) 中進行 40 次的聚合酶連鎖反應，反應條件為：步驟一，94°C、5 分鐘；步驟二、94°C、30 秒，56°C-63°C、30 秒，68°C、2 分鐘，步驟二進行 40 cycle。步驟三，72°C、10 分鐘。

反應完畢後，將標準液 (Thermo 100 bp DNA ladder) 加入瓊脂膠片最左邊的孔，取 PCR 產物 2 µl，以 0.5 倍 TBE 緩衝液進行 1% 的瓊脂糖凝膠電泳 (Agarose gel

electrophoresis)，條件為電壓 100 伏特、時間 35 分鐘，檢視結果。實驗中使用的正控制組)為一雌性圈養黑熊個體的組織樣本(來源自屏東科技大學野生動物收容中心)。與一個負控制組以 ddH<sub>2</sub>O 替代 DNA template，確保實驗過程無污染的疑慮。未成功增幅 D-loop 片段之樣本，即不繼續進行性別鑑定與微衛星基因座分析之實驗，重新由排遺萃取 DNA 與 D-loop 片段擴增。擴增成功之 DNA 片段，擴增成功之 DNA 片段，以本研究所研發的定序引子(SF1、SF2 以及 SR1)(圖 2-4.1)，經 Sanger 方法，螢光標定 DNA 序列後利用 ABI3730 序列分析儀進行 DNA 序列分析。確定排遺 DNA 序列後，以 DNA star 軟體，進行 alignment 確定是否為台灣黑熊 DNA 序列(排遺)。

### 3. 聚合酶連鎖反應增幅微衛星基因座(microsatellite loci)片段

本研究利用石芝菁等人(Shih et al. 2009)針對台灣黑熊所篩選之 10 組微衛星基因座(microsatellite loci)引子(UT1、UT3、UT4、UT23、UT25、UT29、UT31、UT35、UT36、UT38)進行聚合酶連鎖反應(Polymerase chain reaction: PCR)。10 十條 Forward 引子，為配合使用之毛細管電泳機器(ABI 3730 DNA Analyzer)，皆由 ABI 公司重新合成，同時分別標定帶有藍、綠、紅色 三種不同螢光的引子。反應總體積為 10  $\mu$ l，包含滅菌水 5.2  $\mu$ l，引子(Forward 端，10  $\mu$ M)0.4  $\mu$ l，引子(Reversed 端，10  $\mu$ M)0.4  $\mu$ l，dNTP(2.5 mM each)0.8  $\mu$ l，10 倍的 PCR 緩衝液 1  $\mu$ l，Taq 聚合酶 0.2  $\mu$ l，與排遺萃取出 DNA 2  $\mu$ l。

在溫度循環機(Applied Biosystems Veriti™ Thermal Cycler)中進行 42 次的聚合酶連鎖反應，反應條件為：步驟一，94°C、5 分鐘；步驟二、94°C、30 秒，60°C、30 秒，68°C、25 秒，步驟二進行 42 cycle。步驟三，68°C、7 分鐘。反應完畢後，將標準液(Thermo 100 bp DNA ladder)加入膠片最左邊的孔，取 PCR 產物 2  $\mu$ l，以 0.5 倍 TBE 緩衝液進行 2%的瓊脂糖凝膠電泳(agarose gel electrophoresis)，確定是否有擴增到微衛星基因座之電壓為 100 伏特、時間 35 分鐘，檢視結果。實驗中擴增微衛星基因座使用的正控制組為一雌性圈養黑熊個體的血液樣本(來源自屏東科技大學野生動物收容中心)；負控制組以滅菌去離子水替代 DNA template，確保實驗無污染的疑慮。

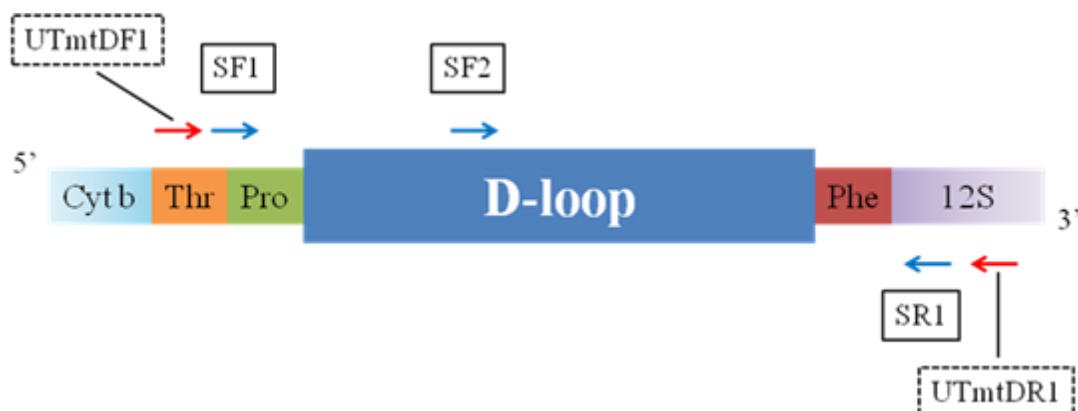


圖 2-4.1、擴增台灣黑熊粒線體 D-loop DNA 序列全長之引子示意圖。紅色箭頭代表引子位置以及複製方向，正向端引子(Forward primer)：UTmtDF1，反向端引子(Rreverse primer)：UTmtDR1。藍色箭頭代表定序引子位置以及定序方向，正向端引子：SF1 及 SF2，反向端引子：SR1。Thr 代表羧丁胺酸轉運 RNA(Threonine)；Pro 代表脯胺酸轉運 RNA(Proline)；Phe 代表：苯基丙胺酸轉運 RNA(Phenylalanine)；Cyt b 代表色素細胞 b 基因(cytochrome b)；12S 代表：12S 核糖體 RNA(12S ribosomal RNA)。

#### 4. 台灣黑熊個體鑑別之流程

利用圈養台灣黑熊的血液樣本與排遺樣本建立個體鑑別流程之技術（如圖 2-4.2），分成兩個部分，圖左邊部分為以台灣黑熊血液 DNA 進行實驗，而右邊部分為以台灣黑熊排遺 DNA 進行實驗。其中實線箭頭 1a：從圈養黑熊之血液樣本抽取 DNA，做為技術標準化的依據。實線箭頭 1b：從圈養黑熊排遺樣本抽取 DNA，做為該技術套用在野外樣本的依據。實線箭頭 2：針對台灣黑熊設計可擴增 D-loop 全長的引子，並以台灣黑熊的血液 DNA 做為模板，調整出最適擴增（PCR）條件。實線箭頭 3：挑選適用於台灣黑熊的微衛星標記，並以台灣黑熊的血液 DNA 作為模板，調整出最適擴增（PCR）條件，若無法成功擴增的微衛星標記則不予採用。實線箭頭 4：利用螢光標定微衛星標記與毛細管電泳技術，經過自動定序儀（ABI PRISM 3730 DNA Analyzer）分析後，進行基因型判讀，若有判讀困難的微衛星標記則不予採用。實線箭頭 5：台灣黑熊排遺 DNA 確認可以判定微衛星基因型後，進行圈養黑熊個體鑑別的盲測。虛線箭頭 1：以台灣黑熊的排遺 DNA 做為模板，調整出最適擴增（PCR）D-loop 序列之條件，並以此做為檢視排遺 DNA 品質的依據。虛線箭頭 2：以台灣黑熊的排遺 DNA 做為模板，調整出最適擴增（PCR）微衛星標記之條件。最後經過個體鑑別的盲測，依

盲測結果的準確性，決定所篩選出的微衛星基因座組合是否適用在台灣黑熊個體鑑別上。

在建立一個台灣黑熊個體鑑別流程之前，要先測試實驗條件以及建立適用的技術方法，如圖 2-4.2。技術方法以及實驗條件確認後，即可建立出一個適用野外台灣黑熊的個體鑑別流程，如圖 2-4.3。

台灣黑熊個體鑑別之相關技術建立後，設計出一個野外台灣黑熊個體鑑別流程（如圖 2-4.3）。方法為從野外採集台灣黑熊排遺樣本後，再經過一系列的實驗流程。其中實線箭頭 1：將新鮮度在 2 週內的排遺進行 DNA 萃取。實線箭頭 2：萃取後的 DNA 進行 D-loop 序列的擴增。實線箭頭 3：成功擴增 D-loop 序列的樣本進行第一次的多組微衛星基因座擴增。實線箭頭 4：有半數以上的微衛星基因座在第一次擴增有成功的樣本，則進行多次的多組微衛星基因座擴增與基因型判定。實線箭頭 5：有半數以上的微衛星基因座之基因型是明確的樣本，則採用此多組基因型資料進行個體鑑別分析。虛線箭頭 1：新鮮程度超過 2 周的排遺則捨棄。虛線箭頭 2：擴增 D-loop 序列失敗的樣本，則重新萃取 DNA，再進行後續實驗。虛線箭頭 3：超過半數的微衛星基因座在第一次擴增時失敗的樣本，則重新萃取 DNA，再進行後續實驗。虛線箭頭 4：超過半數的微衛星基因座之基因型是無法確認的樣本，則捨棄不予分析。設計好的台灣黑熊個體鑑別流程，實際使用在野外台灣黑熊排遺樣本上時，採用的樣本是來自玉山國家公園大分地區自 2009 到 2012 年間，4 年的青剛櫟結果季所採集的台灣黑熊排遺。



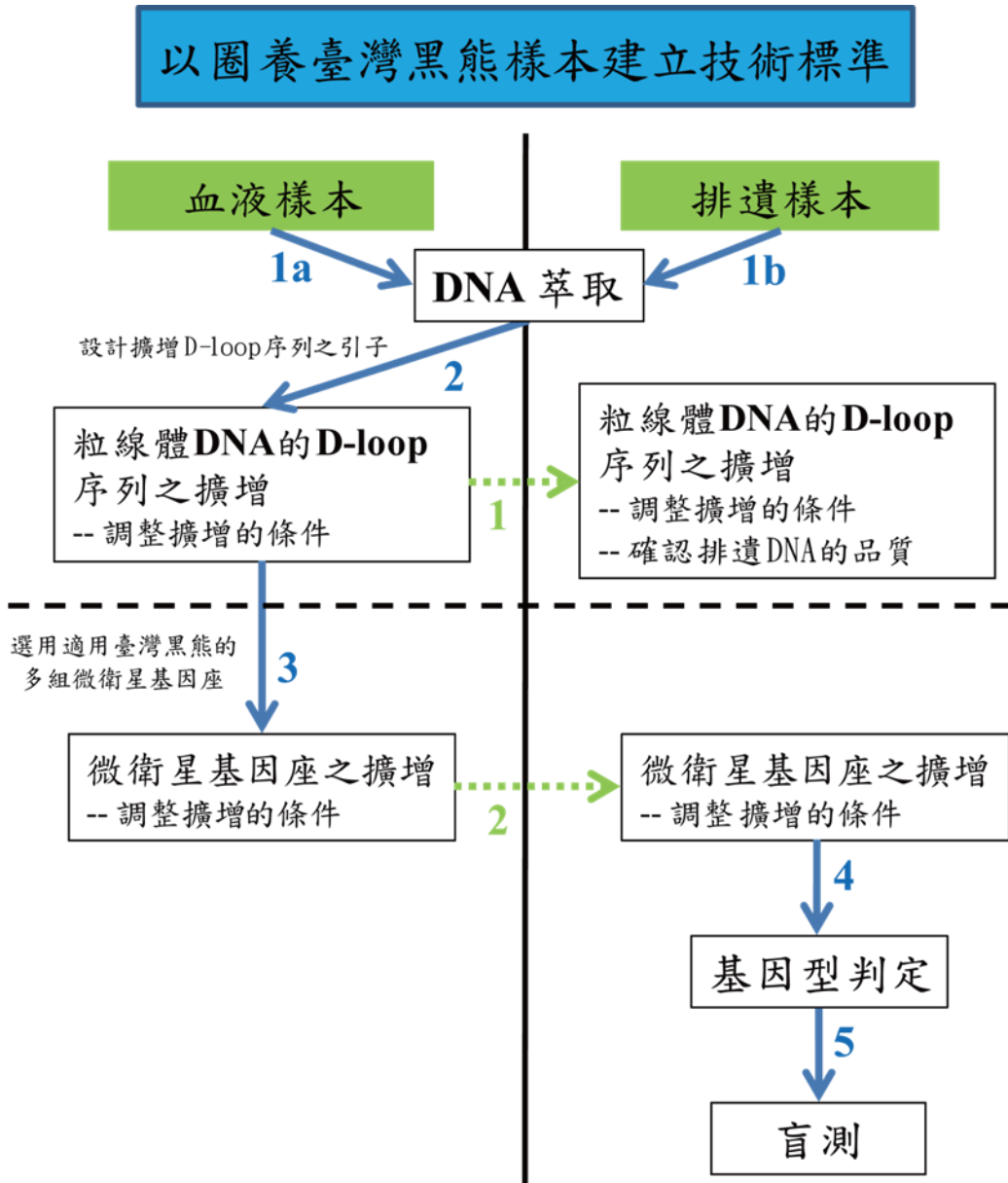


圖 2-4.2、台灣黑熊個體鑑別之技術建立過程圖。實線箭頭代表每個技術建立成功後進到下一個階段。虛線箭頭代表以血液 DNA 樣本調整好的實驗條件，再以排遺 DNA 測試之並做調整。

## 野外臺灣黑熊排遺樣本

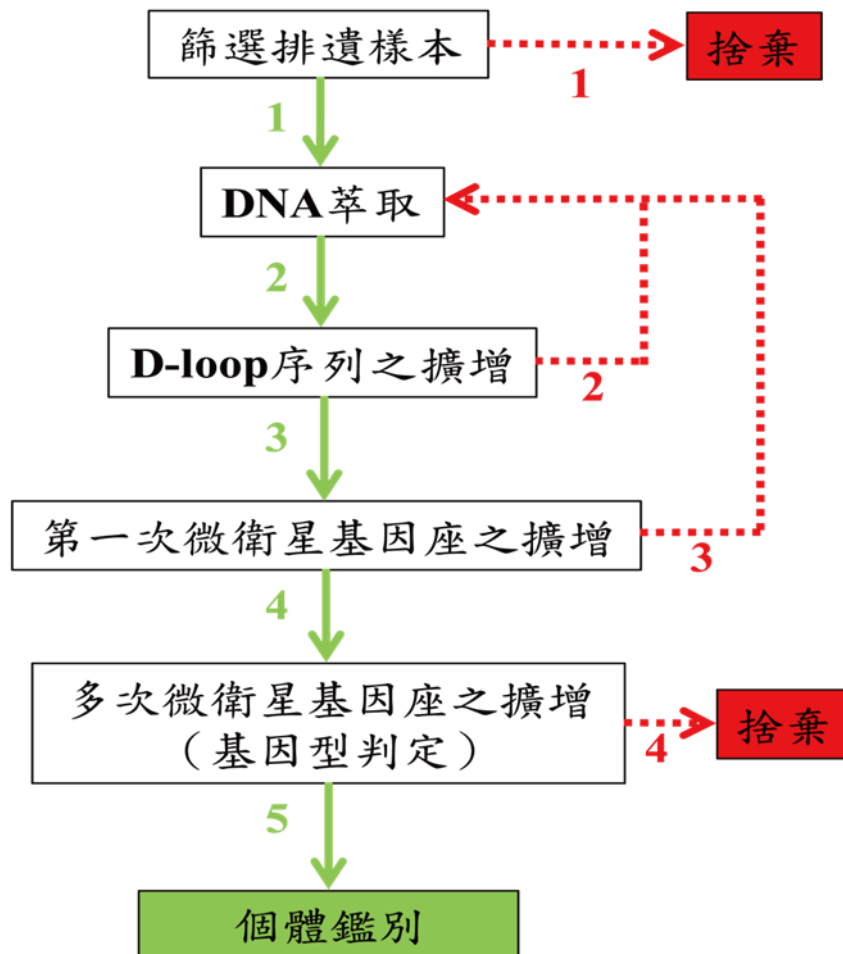


圖 2-4.3、台灣黑熊個體鑑別之技術建立過程圖。實線箭頭代表每個技術建立成功後進到下一個階段。虛線箭頭代表以血液 DNA 樣本調整好的實驗條件，再以排遺 DNA 測試之並做調整。

### 5. 圈養黑熊排遺樣本的個體鑑別之盲測

分別從屏東科技大學保育類野生動物收容中心（2 個體：PC1、PC2）、特有生物研究保育中心（7 個體：TE1~TE5、TE8、TE9）、台北市立動物園（1 個體：TZ1），以及壽山動物園（3 個體：SZ1~SZ3）的圈養單位採集黑熊個體的排遺樣本。每一個體採集 2 至 3 份獨立的排遺樣本，採集後交由他人挑選出 15 個待受測的排遺樣本（但個體數實驗操作者未知），並新設盲測樣本代號（BT1~BT15），再交由實驗操作者將之進行多次微衛星基因座擴增法（multiple tubes approach）來判定基因型（Hung et al. 2004, Taberlet et al. 1996）。將各樣本之各微衛星基因座

判定出來的基因型以 Genecap 進行個體鑑別，並檢視鑑別出個體的數目是否與實際的結果相符。

## 6. 基因型判定

聚合酶連鎖反應的產物置於 96 孔盤中，以 LIS-500 作為校正標準，並以 ABI PRISM 3730 DNA Analyzer 自動定序儀及 Peak Scanner Software v1.0 軟體進行基因型 (genotyping) 判讀。為了避免等位基因遺漏 (allelic dropout) 及假性等位基因 (false allele) 造成誤判基因型及假性個體的機會，以重複多次 PCR 的方式減少假性等位基因出現 (Taberlet et al. 1996)。

基因型判定流程，參考 Hung 等人於 2004 發表的多次微衛星基因座擴增法 (Multiple tubes approach)，並做適度的修改與調整。

(1) 各 DNA 樣本經過一次所有基因座的擴增。若超過一半的基因作擴增失敗的樣本，則重新從排遺樣本抽取 DNA，重新進行實驗。若有一半以上的基因型擴增成功，則進到下一個判定步驟。

(2) 判定樣本各基因座的基因型，大至分 3 類：

(a) 異型合子，且波型清楚明確，則可判定基因型。

(b) 同型合子，且波型清楚明確，則需要再進行 2 至 5 次的序列擴增，進入下一個判定步驟。

(c) 擴增失敗或是波型不清楚明確，則需要再進行 3 至 5 次的序列擴增，進入下一個判定步驟。

(3) 經過 2 至 5 次的序列擴增，判定樣本各基因座的基因型，大至分 3 類：

(a) 其中一次基因型判定中，判定為異型合子，且波型清楚明確，則可判定基因型。

(b) 有 3 次基因型判定中，判定為同型合子，且波型清楚明確，則可判定基因型。

(c) 經過 5 次基因型判定，依然無法判定其基因型，則此樣本的基因座設為缺值，若此樣本超過一半的基因座為缺值，則捨棄該樣本，不予分析。

## 7. 初步資料分析

經過毛細管電泳所得到的基因型，使用 GENE CAP 軟體 (Wilberg and Dreher 2004) 判讀及計算個體鑑別率 (probability of identity:  $P_{(ID)}$ )，此為「族群內兩個

不同個體進基因座基因分型時，具有同樣的基因型的機率」。一般建議該數值必須小於 0.01，實驗方具有鑑別力(Miller et al. 2002)。同時利用此軟體檢視有無重複的基因型，如果出現兩樣本的基因型只有 1-2 個基因座，則為不同的基因型 (mismatch-pairs)，且若原始數據難以判別，則再對兩樣本此基因座進行一次微衛星基因座擴增 PCR，確認基因型是否正確。在共顯性遺傳的分子標記上，單一基因座之  $P_{(ID)}$  計算方式如下(Waits et al. 2001)，其中的  $p_i$  與  $p_j$ ，分別為基因座上第  $i, j$  個交替基因頻率。

$$P_{(ID)} = \sum_{i=1}^n P_i^4 + 4 \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^{n-1} P_i^2 P_j^2$$

個體鑑別率是代表一個遺傳標記對於個體鑑別的解析力，其定義為從一族群中隨機挑選出 2 個個體，其擁有相同的多組基因座 (multiple loci) 之基因型的機率(Waits et al. 2001)。依照不同的假設有不同的定義及計算方式，本研究中會計算兩種個體鑑別率：第一，期望個體鑑別率 ( $P_{(ID)HW}$ )，假設族群是符合哈溫平衡，提供一個理論值之下限(Paetkau et al. 1998)，公式如下：

$$P_{(ID)HW} = \frac{n^3(2a_2^2 - a_4) - 2n^2(a_3 + 2a_2) + n(9a_2 + 2) - 6}{(n-1)(n-2)(n-3)}$$

$n$  代表樣本數， $a_i$  代表基因座中各對偶基因頻率的總和。

第二，親屬個體鑑別率 ( $P_{(ID)sib}$ )，假設族群中互相皆為親屬關係，提供一個理論值之上限(Woods et al. 1999)，公式如下：

$$P_{(ID)sib} = 0.25 + (0.5 \sum p_i^2) + [0.5(\sum p_i^2)^2] - (0.25 \sum p_i^4)$$

$p_i$  代表基因座中某一對偶基因的頻率。基因座的個體鑑別率各別算出後，再統計整體的多組基因座 (multiple loci) 之個體鑑別率，統計方式是將各基因座的個體鑑別率相乘積(Waits et al. 2001)。此外我們會以個體鑑別率的值，排列出最佳且有足夠的個體鑑別度的微衛星基因座組合。

除了利用判讀出的遺傳訊息辨別出個體數及出現的頻率之外，同時使用軟體 CERVUS (Kalinowski et al. 2007) 計算每個基因座的觀測異質度 (Observed heterozygosity, HO) 與理論異質度 (Expected heterozygosity, HE)。在假設每一青剛櫟季 (每年 10 月至隔年 2 月) 在玉山國家公園大分地區所採集之台灣黑熊為

同一族群下，另以 Genepop (Raymond and Rousset 1995) 分析這些基因座的對偶基因是否符合哈溫平衡 (Hardy-Weinberg equilibrium, HWE)，並採用費氏精確測驗法 (Fisher's exact test) 來評估有無偏離哈溫平衡。另以 FSTAT 軟體計算 FIS 值，再檢定其 95% 信賴區間 (confidence interval) (Goudet 1995)。FIS 值的意義是用來評估族群是否偏離哈溫平衡。當 FIS > 0 時，表示族群可能有近親交配的現象；反之，FIS < 0 時，則表示可能有遠親交配的情況產生。FIS 的計算公式定義如下 (Wright 1978)：

$$F_{IS} = 1 - \frac{H_O}{H_E}$$

## 8. 資料整合與分析

利用已獲得之 2010-2011 年之遺傳資料，與 2012-2013 年於大分地區青剛櫟季所收集的台灣黑熊基因型資料，進行彙整分析。將四個不同青剛櫟季於玉山國家公園內大分地區的台灣黑熊視為一個大族群或不同族群，以 STRUCTURE 2.3.3 (Pritchard et al. 2000) 軟體分析。此軟體分析的前提為同一分群中各基因座的基因型頻度符合哈溫平衡，且處於連鎖平衡狀態 (Linkage equilibrium)。軟體分析原理為：先以貝氏統計法 (Bayesian methods) 將個體以預設的分群數 (k) 分群，再以馬可夫鏈法 (Markov Chain Monte Carlo, MCMC) 進行亂數隨機抽樣重複分群，統計每個個體分配到各群的機率後，再由演算結果推估最可能的分群數。推估方式為利用 STRUCTURE HARVESTER 找出最適合的分群模式，以探討大分地區不同年份之青剛櫟季活動的台灣黑熊是否有數個小族群遺傳結構關係存在之現象。並以 Population 軟體計算個體間的遺傳距離，繪製親緣關係樹 (Neighbor-joining tree)。

另為了評估大分地區的台灣黑熊族群是否經歷瓶頸效應，以 BOTTLENECK 軟體進行檢測。此軟體之用途為檢測一族群在近期是否經歷瓶頸效應，檢測原則為：若一符合哈溫平衡之族群中具有過高的異型合子比例，即期望異質度 ( $H_E$ ) 顯著高於原本應具有的異型合子比例 ( $H_{eq}$ ) 時，即被視為經歷瓶頸效應 (Cristescu et al. 2010)。在進行檢測時，參照前人建議採用二階段突變模式 (Two phase model, TPM) 的模式，並將逐步突變模式 (Stepwise mutation model, SMM) 的比例設為 90%。重複運算 1000 次後，再以 Wilcoxon test 檢測異型合子是否過量 (Garza and Williamson. 2001)。

### 9. 玉山國家公園青剛櫟季進出大分地區之台灣黑熊數量估算

綜合四年所得之有效排遺樣本數量、以 GeneCap 估算出之個體數與重複樣本之個體數，將以上分析所得之數據代入 Saber (1982) 提出之「捕捉-標記-再捕捉」(Capture-Mark-Recapture, CMR)之公式，估算四個青剛櫟季以來玉山國家公園進出大分地區之台灣黑熊數量。其原理為將有效排遺樣本視為一次捕捉，辨識出的個體視為標記個體，重複樣本數的個體視為重複捕捉到的個體來估算。估算公式如下：

$$N=(C+1)(M+1)-1/R+1$$

C 為估算出的個體數，M 為有效樣本之數量，R 為在此地區重複出現的個體。將分析數據代入後可得到一估計值，可視為四年來在玉山國家公園大分地區所出現過的台灣黑熊數量。

## 第五節 高山型國家公園黑熊豐富度調查

### 一、調查地區之選擇

為瞭解台灣黑熊於太魯閣及雪霸二個國家公園之族群和分布概況，本研究將以長期監測黑熊族群動態的玉山國家公園東側園區為比較基準，同時利用穿越帶痕跡調查法，調查不同地區黑熊的出現有無及其痕跡相對密度，以瞭解黑熊於該區之相對豐富度，以及可能影響黑熊分布的天然環境和人為活動等因子。

太魯閣及雪霸二個國家公園調查樣區的選擇依據主要有以下三項。

- (1) 歷年黑熊出沒位置：此依據黃美秀等人(2010)所收集的 1990-2010 年黑熊出現點位，挑選熊出現點位較多的地區進行調查，乃希望藉由過去的分佈記錄上，從較有可能有熊活動的地區著手調查，以能有效率的釐清園區內黑熊分佈和痕跡密度的資訊。但若該區域為研究團隊過去執行林務局黑熊全島分佈計畫之調查路線(2007-2009 年)，就不再重複前往，因使用類似的(沿線)痕跡調查法。
- (2) 地理位置：為使樣區具有地理區上的代表性，國家公園範圍內東西南北方位各至少挑選一樣區。由於過去有熊點位的記錄與人於各山區活動頻率有關，也就是資料收集努力量其實並不相同，故為避免選擇的樣區集中於同一範圍，我們也會考量選擇某些熊記錄看似稀少的地區。
- (3) 海拔區段：在東南亞和台灣，爪痕為野外黑熊最容易觀察到的痕跡類型，比例從 60%~90% (Fredriksson and Steinmetz 2007, 蔡幸蓓 2011)。台灣高海拔

山區 3,000 m 以上的植被中，常見的優勢物種為高山箭竹(*Yushania niitakayamensis*)、柏科(Cupressaceae)、松科(Pinaceae)與杜鵑花科(Ericaceae)等植物 (邱祈榮等 2010)，此類型環境一般缺乏提供黑熊重要食物資源的環境 (黃美秀等 2012)，故本調查區域主要鎖定海拔 3,000 m 以下的山區。

三個國家公園範圍的平均海拔若以 1x1 km<sup>2</sup> 網格來計算，玉山國家公園 1,500-2,000 m、2,000-2,500 m 和 2,500-3,000 m 海拔區段分別占 22%、29%和 26%(n=1151)，>3,000 m 的海拔區段面積為三國家公園中最高約為 123 km<sup>2</sup>，1,500 m 以下的海拔區段比例不超過 15%。太魯閣 1,500 m 以下的海拔區段面積為三國家公園中最多約 285 km<sup>2</sup>(26%，n=1093)，>3,000 m 的海拔區段面積為最少約 59 km<sup>2</sup>(5.4%)。雪霸則為其中平均海拔較高的國家公園，1,500 m 以下的海拔區段只占 9%(n=854)，1,500-2,000 m、2,000-2,500 m 和 2,500-3,000 m 海拔區段分別 27%、33%和 22%(圖 3-3.5)。

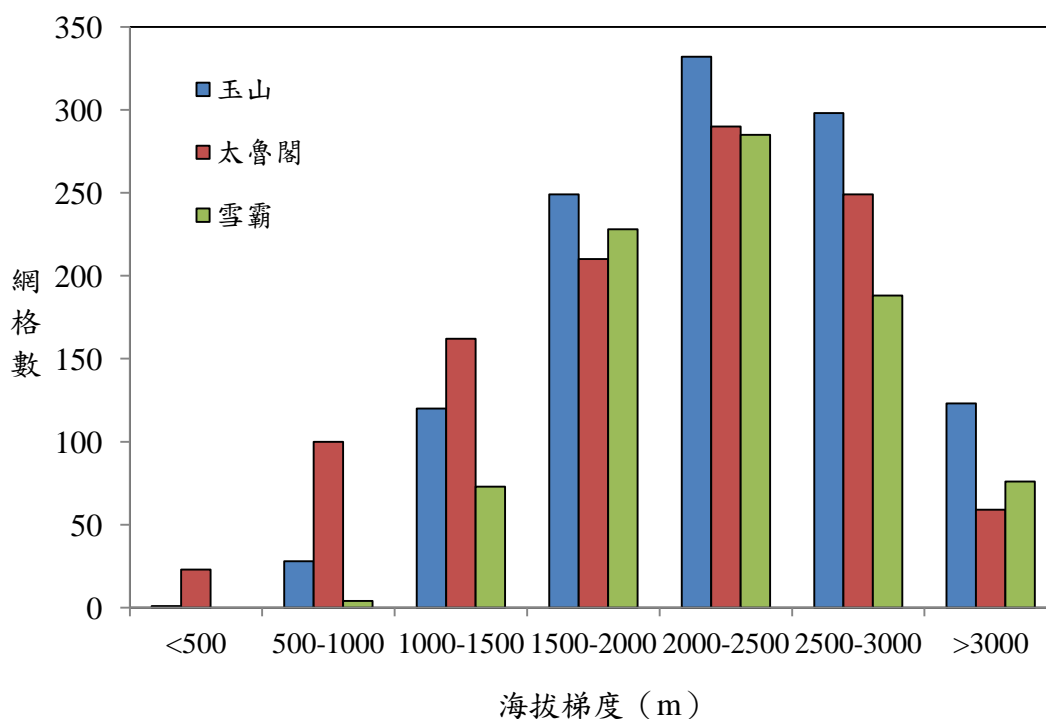


圖 2-5.1、三個國家公園園區於不同海拔梯度之分布情形。網格以 1x1 km<sup>2</sup> 來計算。

## 二、穿越帶調查

### 1. 調查樣帶選取原則

本研究的調查樣帶長度為 500 m(即一分析單位)(劉芳 2009, Lorrain 2013)。由於研究樣區的地形複雜且植被茂密，考量野外調查時效和方便性，每一個樣區原則上至少選擇 5 條以上樣帶進行調查。

樣帶的選擇依據：(1)為了有效尋找黑熊的爪痕，樣帶主要會挑選在樹木較多的森林環境之中進行調查。除了盡可能的涵蓋該區各種不同森林的棲地環境，亦考量樣帶間的彼此距離和空間分布情況，即每條調查樣帶之間的距離需至少 1 km。(2)儘量選擇非開放使用的登山步道或林道區域，以避免頻繁的人為活動低估該區黑熊的利用情況。(3)樣帶儘量遠離熱門步道為主，至少會離開步道 20-50 m 才開始進行樣帶調查，並因應地形走向或當地植被狀況，挑選合適的稜線或人可以行走的地區調查。(4)如果該地區無合適環境進行調查，樣帶無法避免的位在步道附近，則會儘量避開在林道或步道上觀測，而在附近的林間，原則以調查者所在地無法直接看見步道，約略平行步道而行。(5)實際調查中會時會受限地形等環境因素，而無法一次完成一條樣帶 500 m 的調查，則視情況於鄰近(1 km 內)相似環境棲地，再把剩餘調查距離補完，將兩條調查樣帶合併為 500 m。

## 2. 樣帶痕跡調查方法

現場的調查技術和記錄方式，將參考過去全島黑熊調查(黃美秀等 2010b)，以及前期於與於玉山國家公園區內的監測調查，以利後續跨區域間的資料比較。

每次調查團隊為 4-5 人，分工觀測寬度為 6 m 的調查樣帶內的黑熊與大型哺乳動物痕跡及紀錄環境因素。從調查樣帶起始點開始，一人先運用指北針確認前進方向的方位角，再使用 50m 長的尼龍繩或量尺往該方位直線前進，拉繩者需儘量沿該方位角直線前進，如途中遇到倒木、灌叢或其他不利直線前進的因素，則可視情況稍微偏離方向，走完 50 m 之後，在視迂迴情況再往前走數公尺，彌補途中繞行之距離，直到 500 m 止。

另兩名調查者需熟韻黑熊等動物痕跡，則分別左右詳細搜尋樣帶兩側各 3 m 內每棵胸高徑 > 10 cm 的樹木上的熊爪痕或上樹痕跡，以及地面上的任何黑熊活動痕跡(腳印、食痕、熊窩或排遺)。黑熊爬樹能力強，上樹時鋒利的爪子會在樹幹上留下較深的印記。爪印在樹上留存時間取決於爪印的深度(越深保留越久)、樹皮的特性(樹皮越粗糙、越易自然剝落，則爪印越快消失)、爪印的朝向(爪印在樹的向上面上保留時間更久)及天氣(爪印於潮濕時消失較快，而乾燥處則保留較久)等(劉芳 2009)。熊於樹幹上的爪印一般可留存 1-3 年，但我們發現有時在較乾燥的地方(如玉山國家公園大分地區)，超過 5 年的爪痕能可清晰辨識。當熊爬



到樹上取食果實時，會將樹枝折斷，並形成一個“鳥巢狀”的平台，直徑可達 1-2 m 以上，可留存 1-3 年。

黑熊為雜食性動物，糞便一般不超過 3 個月，然在乾燥處少數卻可保存超過一年以上。其他常見的熊痕跡除腳印之外，便是其他食痕，包括黑熊翻動大石塊，或挖掘地面，及啃咬樹幹(內常有蜂窩)的痕跡，以及動物被啃食後殘留的痕跡。透過這些野外痕跡，我們可以確認黑熊近年來(約 10 年以內)曾出現於某地區。另為瞭解台灣黑熊潛在的獵物資源和各種人為活動對黑熊的影響，同時輔以一名調查者沿著樣帶搜尋有無發現大型哺乳動物與人為活動的情況，並同時記錄樣帶及附近的棲地環境資料。

### 3. 調查記錄項目

動物痕跡調查的記錄方式乃是在 500 m 的調查樣帶之中，每隔 100 m 便紀錄有無發現的黑熊和偶蹄類動物的痕跡，常見的痕跡類型之於前、後者分別以爪痕和排遺為主。在該段樣帶長度範圍內，若痕跡出現於樣帶之外，則記錄該 100 m 內有該動物之活動記錄。就此，我們分析每段樣帶各種動物的相對出現頻度或作為豐度指數(積分：0-5)。

就台灣黑熊而言，若調查過程中發現任何其痕跡，則紀錄痕跡類型和數量、痕跡新舊程度、位於樣帶內或外，並利用 GPS 記錄發現地點。根據玉山國家公園區內的黑熊監測調查之方法(黃美秀等 2012)，我們計數樣帶內所有的熊痕跡數量，以進一步估算不同地區或環境之熊痕跡密度(個/公頃)。若這些痕跡是同時期新舊程度相當且疑似為同一個體所留，並位於半徑 5 m 以內，則於後續分析中合併為一筆獨立的黑熊出沒資料。若痕跡為上樹覓食，則記錄其樹種和該樹的胸高徑(於樹高 120 cm 處量測)。

四種偶蹄類動物，包括水鹿(*Cervus unicolor*)、山羌(*Muntiacus reevesi*)、長鬃山羊(*Naemorhedus swinhoei*)、野豬(*Sus scrofa*)，皆為黑熊潛在的獵物(Hwang 2003)。我們記錄這些動物目擊，或其排遺、足印、叫聲或屍骸在每 100 m 內出現的有無。

調查樣帶的環境因素包括以下幾個項次：

- (1) 棲息地的物理環境：地形為樣帶所處之稜線、坡面或谷地。坡度為該調查樣帶坡度，分為 5 個等級：10 度以下、10-30 度、30-50 度、50-70 度、70-90 度。
- (2) 植生狀況：植被類型分為原始林、人造林、次生林、草生地或裸岩。森林則另配合優勢樹種的類型，包括針葉林、闊葉林、針闊混合林等。

- (3) 樹冠鬱閉度及林下底層遮蔽度：5 個等級分別為<20%、20-40%、40-60%、60-80%、>80%。
- (4) 道路系統：道路類型分為(a)林道、產業道路、古道，(b)登山步道，(c)無路徑，(d)獵徑。道路使用分為(a)四輪車，(b)摩托車，(c)僅步行三項。
- (5) 人為活動情況：人為活動類型包含登山遊憩、狩獵、施工、研究等。如有發現狩獵活動，則記錄狩獵的時間(近期一年內，或超過一年者)，以及狩獵類型(如陷阱、彈殼、獵寮、獵徑、狩獵殘骸、砍痕)，或遇見獵人等。

### 三、野外黑熊偵測率、佔據率及影響因素評估

針對我們進行11次野外黑熊分布調查樣現，以 $4 \times 4 \text{ km}^2$ 網格為一樣點(plot)，範圍內的每500 m調查樣帶作為一次調查記錄或重複。利用GIS (ArcGIS9.3 版)將野外調查穿越帶的點位與全台 $4 \times 4 \text{ km}^2$  (大小接近台灣黑熊最小的活動範圍，Hwang et al. 2010)網格圖層套疊，以軟體中selection by location 的功能選取出點位所對應的網格，如此可對照出每網格內500 m調查樣帶的數量，每段調查樣帶即視為同一小樣區的重複調查。

列入的模式分析的資料條件有二：(1) 500 m的調查樣帶必須完全在同一小樣區 ( $4 \times 4 \text{ km}^2$ ) 內，除非樣帶不滿500 m 便已偵測至熊痕跡。(2) 為增加模式的預測力，僅將調查小樣區內涵蓋 $\geq 2$  條調查樣帶者列入分析；但若偵測到熊，則不受此限。每500 m內調查樣帶，若偵測到任何一黑熊痕跡，視為1；反之，沒有偵測到任何黑熊痕跡，則視為0，以建立偵測有無(1/0)之二元資料庫。符合此條件者，共涵蓋15個樣點的調查資料 (即各物種有/無出現)，其中每一樣點最多進行6次調查，以各物種在每次調查中是否被發現做為該小樣區的調查歷史 (survey history)。

最後，利用PRESENCE軟體(Version 4.0, Hines and MacKenzie 2008)估算黑熊的棲地佔有率(occupancy rate,  $\psi$ )與偵測率(detection probability,  $p$ )。我們將全部的野外調查當成一個調查季，在單季調查的模式 (single-season model) 下運作，分別估算其棲地佔有率與偵測率，並以模式選擇 (model selection) 的方式來挑選出最佳的估算模式。

為瞭解環境因素對於樣區內黑熊的分布程度以及偵測到黑熊痕跡的機率之影響，遂此挑選幾項環境因素作為佔據率共變因 (covariate)。各項環境因素條件如下：

(1)海拔：將海拔分為成4個等級，<1,000 m、1,000 m~2,000 m、2,000 m~3,000 m，以及>3,000 m。以該4x4 km<sup>2</sup>內每一平方公里(n=16)的總海拔平均。

(2)人為可及程度：是從四輪驅動車無法行駛後，研究團隊開始步行抵達該調查樣點所需的最短時間。分成三類：1 天之內、2 天、3 天或以上的時間。

(3)區域：分成玉山、太魯閣與雪霸國家公園三區，來評估區域間之佔據率。

(4)草食獸豐富度指數，樣點內500 m調查樣帶內四種草食獸豐富度指數（每種動物為0-5）（範圍0-20），之後分類為四級代表該樣點的草食獸豐富度指數，其中0-5為指數1，5-10為指數2，10-15為指數3，15-20為指數4，再計算指數之平均值。

(5)狩獵有無：樣點分為兩類有發現狩獵痕跡及無發現，若該樣點內不管在調查樣帶內外，若發現狩獵痕跡，則該樣點即分類為有發現狩獵痕跡，來評估狩獵對佔據率的影響。

### 第三章 結果

#### 第一節 大分地區氣象監測

本研究自 2010 年 1 月開始，玉管處委託民間公司在大分駐在所架設微氣象站，目前氣象資料累積至 2012 年 5 月。然其間因架設氣象站的公司所聘僱的人員，現場操作不當，造成氣象站資料無法寫入儲存的記憶卡，共計 6 個月份沒有氣象資料(2010 年 4 月至 6 月；2011 年 9 月至 11 月)，3 個月份各只有一天氣象資料(2010 年 3 月和 7 月、2011 年 8 月)。

初步收集的氣象資料顯示，大分地區年平均溫度為  $13.2\pm 4.1^{\circ}\text{C}$ ，月均溫以 5 月至 9 月較高，溫度在  $16.9\text{-}19.6^{\circ}\text{C}$  間。冬季月均溫皆小於  $15.5^{\circ}\text{C}$ (圖 3-1.1.a)。各月平均相對濕度為 71.2% 至 88.3%，年平均相對濕度為  $79.6\pm 4.6\%$ (圖 3-1.1.b)。累積降雨量在 2010 年 9、10 月最高分別達 529 mm、259 mm，其中 9 月雨量為目前大分地區氣象站記錄到的最高雨量記錄。2011 年 5 月至 7 月雨量為 106 至 186 mm 間較高。2012 年降雨量最高為 5 月 132.5 mm。其他月份降雨量皆在 100 mm 以下(圖 3-1.1.c)。以單日累積降雨量來看，2010/9/19 的 257 mm 為最高，依序為 2011/6/21 的 100.7 mm 和 2010/10/22 的 96 mm，此三日豐沛降雨量皆因颱風所造成(2010/9/19-20 凡那比颱風，2010/10/21-22 梅姬颱風，2011/6/21 海馬颱風)。其他單日累積降雨量皆在 75 mm 以下。

由於持續性的氣象資料因人為疏失，而導致監測性的數據缺失，包括缺乏 2013 年氣象資料，對於欲長期觀察樣區的季節性及年間氣象變化，實在缺憾。由於架設氣象站的該公司表示，記憶卡能存取約 1 年半的資料，故只需固定半年或一年前往樣區進行更換，故建議日後能由於該區從事研究的特定團隊或適當人選進行記憶卡存取的工作，並達節省人事成本之效。

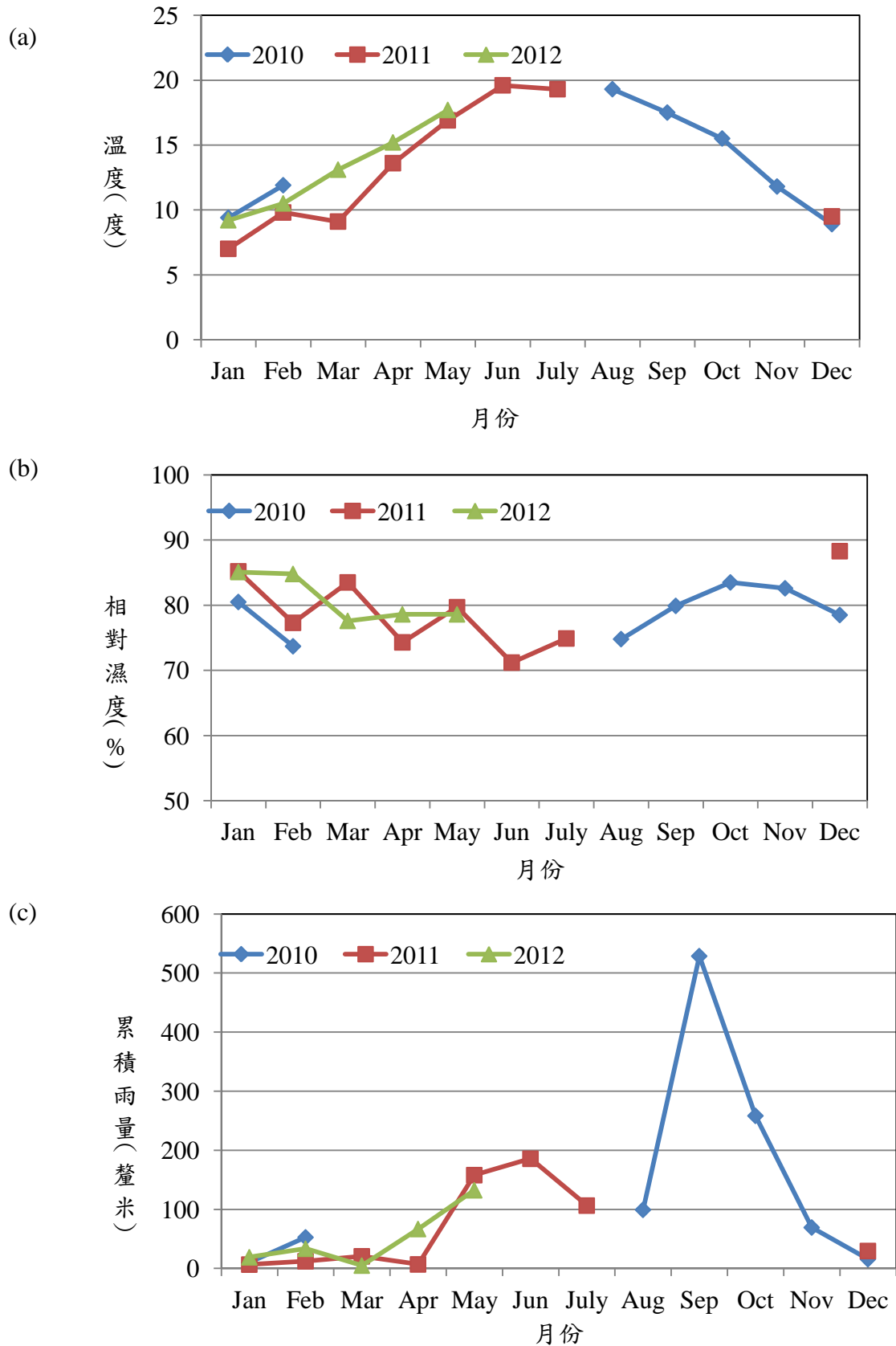


圖 3-1.1、2010 年 1 月至 2012 年 5 月大分地區之氣象情況：(a)月均溫、(b)相對濕度，以及(c)累積降雨量。

## 第二節 青剛櫟果實豐富度之監測

### 一、青剛櫟目視估計

本研究於 2013 年 10 月 29 日至 11 月 1 日，利用望遠鏡目視掃描 346 棵青剛櫟果實監測永久樣樹，30 秒結果豐富度指標平均為  $23.6 \pm 35.2$  顆。另以 Graves' 修正指數估算青剛櫟結果季的結果量，結果指數之平均等級為  $1.2 \pm 1.03 (\pm SD)$ ，其中指數 1 為僅有少量堅果者最多，佔 33%，而樹上沒有觀察到任何果實者(指數 0)也高達 30.6%，其次依序為樹上有一些結果者(指數 2)佔 27.5%，堅果產量不錯者(指數 3)佔 6.4%，和堅果產量十分豐盛者(指數 4)佔 2.9%(圖 3-2.1)。

就過去八年持續的監測結果來看，以 Graves' 修正指數而言，2013 年的青剛櫟結果狀況是歷年來最低的一季(圖 3-2.2)，樹上沒有觀察到任何堅果的比例(指標 1)高達 30.6%，也是歷年來最高的(5.8~16.6%)。雖然 30 秒指數平均略較 2006 年高，但可能因為以下因素而導致偏差：(1)因今年天兔颱風侵襲，園區對外封鎖，導致研究人員例行性進入大分時間延後，和往年皆在 10 月初進行目視調查相較，青剛櫟果實可能因較成熟而較好觀察計數到，導致果實顆數計數可能偏高的現象。(2)雖然研究項目皆由同一研究者進行觀察，但第一年初次計數櫟實速差度較緩慢，可能導致 30 秒計數結果偏低。基於上述無法避免或人為的偏差，整體而論，今年的青剛櫟結果情況可屬歷年最差者。

歷年來看，青剛櫟 Graves' 修正指數較高的年份為 2008 年( $2.2 \pm 1.15$ )、2010 年( $20.3 \pm 1.02$ )和 2011 年( $1.9 \pm 0.98$ )年，居次為 2012 年( $1.75 \pm 1.01$ )、2007 年( $1.69 \pm 1.15$ )、2009 年( $1.57 \pm 0.94$ )、2006 年( $1.53 \pm 1.08$ )和 2013 年( $1.2 \pm 1.03$ )為最低(圖 3-2.2)。故除第一年之監測結果之外，其他各年之 Graves' 修正指數與 30 秒計數結果的變化趨勢一致，顯示青剛櫟結果有豐欠年的變化。

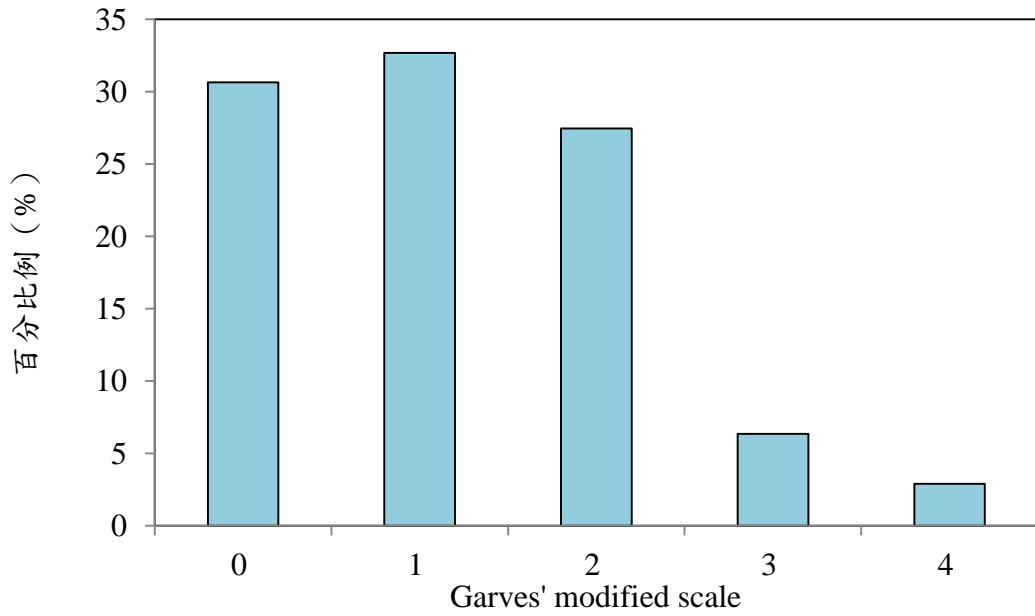


圖 3-2.1、2013 年目視法調查大分地區青剛櫟落果前的結果量(Graves' modified scales: 0=沒有觀察到堅果, 1=仔細搜尋後可發現少量, 2=有一些, 3=產量不錯, 4=產量極豐富)。

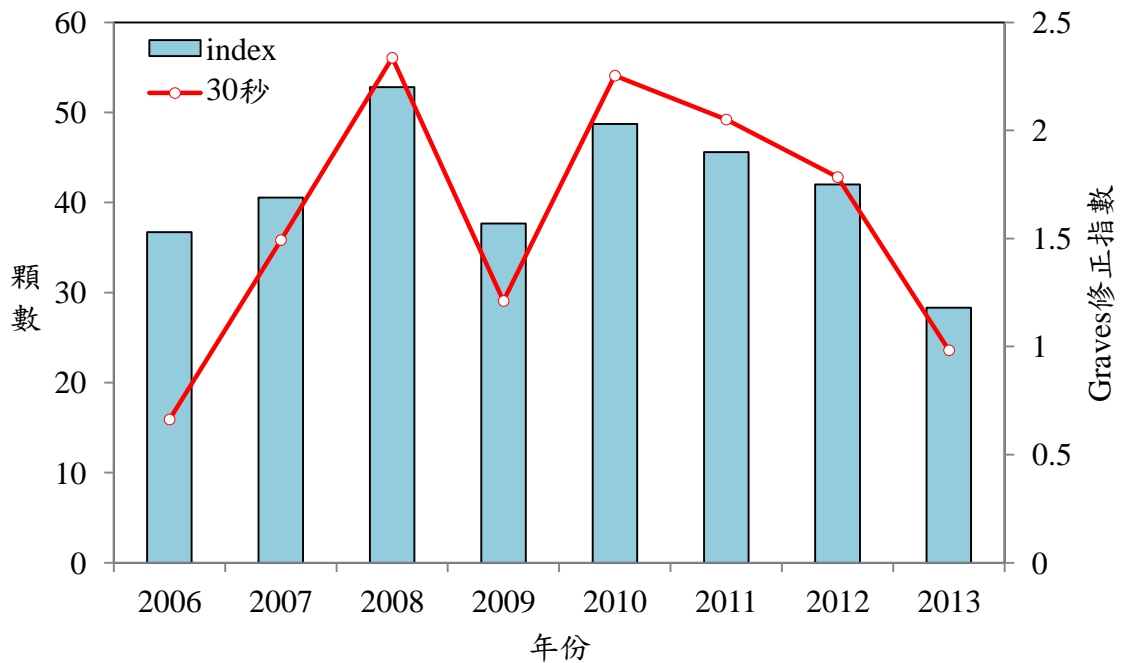


圖 3-2.2、2006-2012 年利用兩種目調查法，調查大分地區 青剛櫟落果前的樹上結果量。綠色為 30 秒計數法，紅色為 Graves'修正指數。

## 二、種子陷阱

本研究自 2012 年 10 月 12 日至 2013 年 2 月 24 日架設種子陷阱(n=197)，歷時約 135 天。扣除該月動物破壞種子陷阱的情況，每月有效種子陷阱數為 188-194 個不等。

2012 年青剛櫟結果季每個種子陷阱各月所收集之平均完整果實以 11 月(8.2±11)顆為最高，其次分別為 10 月(3.3±5.1 顆)，12 月(2.6±6.4)顆，其中 1 月時(0.1±0.22 顆)，種子陷阱上已鮮少發現的完整果實並以 1 月最低(圖 3-2.3)。受損果比例 1 月最高為 87.7%，12 月 49.3%次之，10 月 35.7%，11 月 25.9%最低。若將整季陷阱所收集的果實量轉換成每平方公尺單位面積的果實量，則 2012 年大分青剛櫟季的落果估計量為 30 顆/m<sup>2</sup>，包括完整果 19.5 顆/m<sup>2</sup>，以及受損果 10.5 顆/m<sup>2</sup>。

2012 年青剛櫟季的各月變化趨勢與往年的趨勢大致相同，大多以 11 月或 12 月來到落果的高峰，其中較特別的現象是 12 月的果實產量和 10 月的果實產量相同，顯示 2012 年青剛櫟季的落果時間較為集中(圖 3-2.4)。往年 11 月和 12 月的果實產量差距並不明顯，且都是高於 10 月的，也就是落果高峰的時間約有 1.5 個月~2 個月。

大分青剛櫟果實產量(完整及破損果)從最高的 2008 年(61 顆/m<sup>2</sup>)至最低的 2009 年(21 顆/m<sup>2</sup>)，2006~2012 年的果實產量在年間有顯著的差異(One-way Anova, F=11.7, df=6, p<0.01)。利用事後檢定 Scheff's 法哪些年間有差異，結果顯示 2006、2007、2009、2011 及 2012 年都與 2008 年有顯著差異(p<0.05)，其中又以 2009 年差異最大。而 2008 年與 2010 年間果實產量無差異。顯示 2008、2010 年為果實產量較好的年分，與其他年有所差異。種子陷阱所顯示結果的年間變化與前述二種目測法之估計結果一致(Spearman test, P<0.001, r=0.964、0.964)。本研究初步結果週期推測約為 3-4 年，然詳細情況仍需累積較長時間監測方可較為明確掌握。



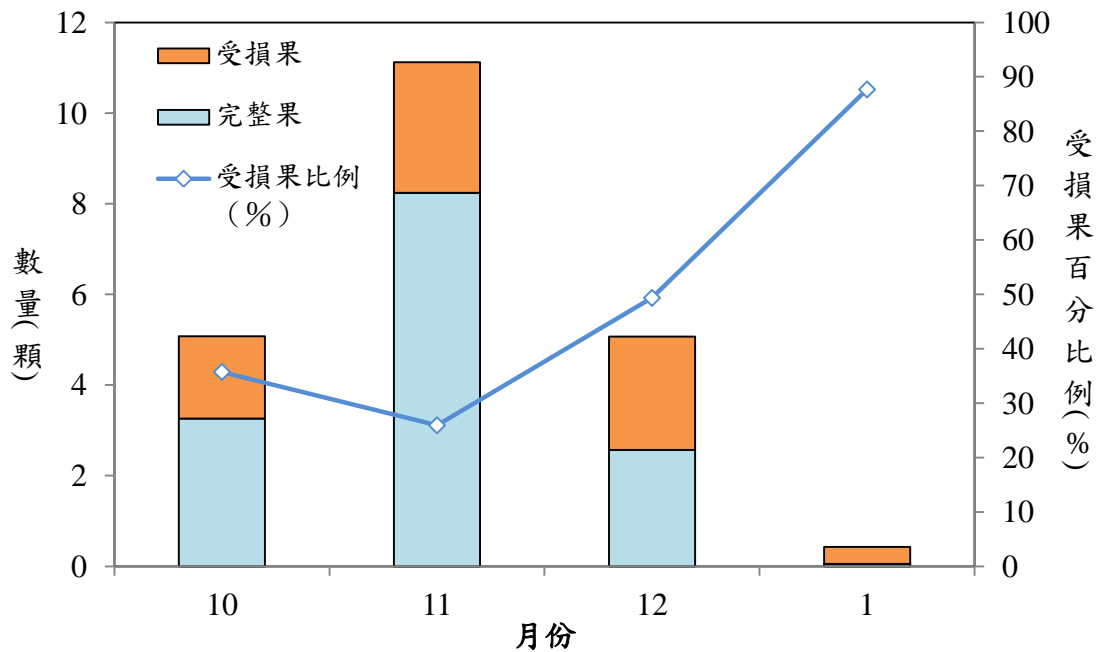


圖 3-2.3、2012 年大分地區青剛櫟結果季(10 月至次年 2 月)，平均每個種子陷阱收集青剛櫟落果及受損果實比例之情況。

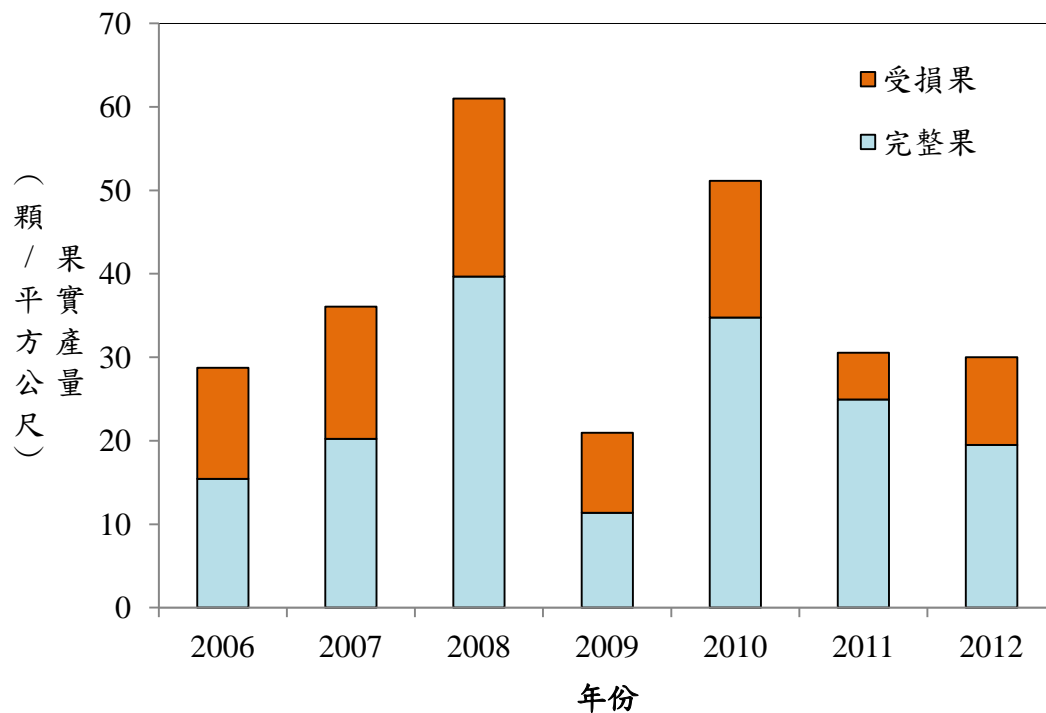


圖 3-2.4、2006-2012 年大分地區青剛櫟產季(10 月至次年 2 月)，平均每個種子陷阱收集青剛櫟落果及受損果實比例之情況。

## 三、地面區塊青剛櫟果實於地面之留存狀況

利用地面區塊(Ground plot)計數 2012 年青剛櫟果實於地面之留存狀況，發現平均落果留存量從 9 月最低  $0.08 \pm 0.34$  顆/ $m^2$  漸增至 10 月  $1.6 \pm 2.6$  顆/ $m^2$  最高，隨後 11 月  $1.2 \pm 1.4$  顆/ $m^2$  次之，而至 12 月、1 月，地面可發現的落果已極稀疏，分別為  $0.2 \pm 0.57$ 、 $0.33 \pm 0.59$  顆/ $m^2$ (表 3-2.1)。

地面掉落果實被移除量以 11 月為最高 11.8 顆數/ $m^2$ ，12 月 4.6 顆數/ $m^2$  次之，1 月的果實移除量則下降至 0.01 顆數/ $m^2$ 。地面果實被除的百分比 11 月與 12 月都高達 90% 以上。也就是說，在大分地區，雖說落果以 11 月最多(圖 3-2.3)，但地上可發現到的青剛櫟落果以 10 月最明顯，11 月次之，此乃受 11 月地面果實被動物移除量遠高於其他月份所致(表 3-2.1)。

表 3-2.1、2012 年 10 月至 2013 年 2 月大分青剛櫟結果季期間，青剛櫟森林中地面區塊(n=100)和種子陷阱(n=197)各月所收集青剛櫟完整果實的數量。

年份	月份	地面區塊*		種子陷阱*	地面果實 被移除量 (顆數/ $m^2$ )	地面果實 被移除百 分比例
		果實量 (顆數/ $m^2$ )	出現果實 之百分比 例(%)	果實量 (顆數/ $m^2$ )		
2011	Sep	0.08	6			
	Oct	1.6	33	4.5	3.0	65%
	Nov	1.2	57	11.4	11.8	91%
	Dec	0.2	19	3.6	4.6	95%
2012	Jan(-Feb)	0.33	28	0.1	0.01	3%

\*地面區塊面積為  $1 \times 1 m^2$ ；種子陷阱面積為  $0.85 \times 0.85 m^2$ 。

### 第三節 大分地區台灣黑熊活動

#### 一、青剛櫟結果季黑熊活動痕跡的年度調查

2013年2月底，在大分地區和南側之賽柯地區進行2012年青剛櫟結果季的年度黑熊活動痕跡調查，分別包括9條和1條調查樣線。賽柯地區的林木並無發現任何該年熊活動的痕跡。反之，在大分地區各樣線內皆有發現熊痕跡，熊爪痕樹為1-42棵不等，其值與平均1 km內的熊痕跡單位數相同，皆為 $14.7 \pm 15.8$  棵爪痕樹/km ( $n = 9$ ) (表 3-3.1)。

大分調查樣線內的林木中，發現有熊痕跡的林木(皆為青剛櫟)的比例以T4最高(19.1%)，其次為T6和T2分別為9.1%、6.2%，並以T5最低(0.5%)。

與歷年調查結果相較之下，今年調查樣帶林木出現有熊痕跡的比例偏低，其結果與年間青剛櫟結果的豐富度趨勢相當一致。

2013年2月針對青剛櫟樣樹( $n=341$ )檢視本結果季黑熊的利用情況，發現85%的樣樹沒有任何黑熊上樹的痕跡，6.5%樣樹則有熊爪痕，7.3%樣樹樹上有熊折枝，而有大量熊折枝或所致的平台的樣樹僅佔1.2%(圖 3-3.1)。

2006~2012年記錄到黑熊在大分地區的爪痕樹，從最低的2009年26棵到最高的2008年423棵(表 3-3.2)。樣帶兩側各3 m的青剛櫟有爪痕比例同樣的也以2008年的23.4%為最高，2009年1.3%為最低(表 3-3.2)。另從痕跡密度來看，2008年83.4 痕跡/公頃為最高，2010年為78.1 痕跡/公頃次之，依序為2011年36.9 痕跡/公頃、2012年21.3 痕跡/公頃、2007年16.6 痕跡/公頃、2006年11.4 痕跡/公頃和最低的2009年5.1 痕跡/公頃。

過去7年(2006-2012)的資料顯示，大分地區黑熊爬樹留下爪痕該數量，與該年青剛櫟季結果狀況，無論是利用種子陷阱估計(完整及破損果)(圖 3-2.2)，或是利用兩種目視法估計所得，皆與呈現顯著相關(Spearman test,  $P < 0.001$ ,  $r = 0.964$ 、1.0)。

表 3-3.1、2012 年青剛櫟結果季大分(T1-T8, DN)及賽柯地區各樣帶黑熊痕跡之調查結果。

樣區 及樣帶	熊痕跡 (n=108)	熊痕跡 單位 <sup>a</sup>	穿越線 長度(m)	每公里內 之熊爪痕 樹	樣樹 (棵)	熊爪痕 樹之比例 (%)
賽柯	0	0	1800	0	186	0
大分 T1	2	2	500	4	150	1.3
T2	4	4	200	20	65	6.2
T3	8	8	500	16	209	3.8
T4	42	42	850	50	220	19.1
T5	1	1	800	1.3	215	0.5
T6	26	26	1000	26	286	9.1
T7	3	3	750	5.3	250	1.2
T8	2	2	600	3.3	46	4.3
DN <sup>b</sup>	20	20	3250	6.2	611	3.3
<b>大分平均±SD)</b>				<b>14.7±15.8</b>		<b>5.4</b>

<sup>a</sup>5 m 內所發現之所有新鮮度相同之熊痕跡皆計數為同一單位。

<sup>b</sup>DN 為拉古拉樣帶為大分山屋至塔達芬崩壁的日據古道，約 3.25 km。

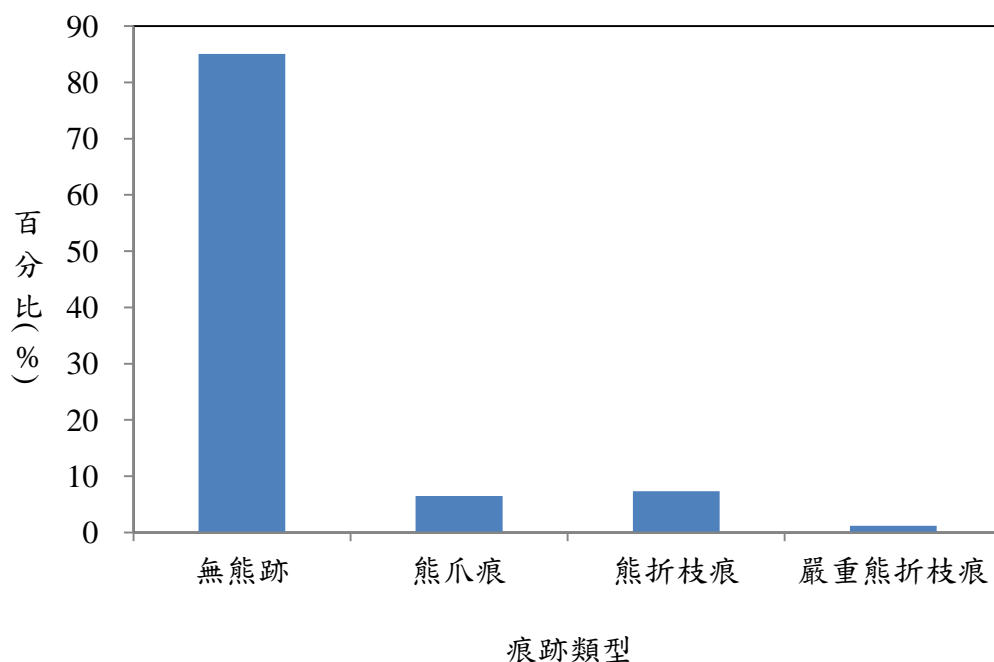


圖 3-3.1、2012 年青剛櫟結果季，大分青剛櫟樣樹上出現台灣黑熊不同痕跡之情況。

表 3-3.2、2006-2012 年青剛櫟結果季大分地區台灣黑熊痕跡之調查結果。

年	熊痕跡 樹(棵)	熊痕跡 單位 <sup>a</sup>	熊爪痕樹 比例(%) <sup>b</sup>	痕跡密度 (signs/ha)
2006	58	46	4.0	11.4
2007	84	70	4.6	16.6
2008	423	-	23.4	83.4
2009	26	25	1.3	5.1
2010	396	359	21.3	78.1
2011	187	186	8.7	36.9
2012	108	108	5.4	21.3

<sup>a</sup> 5 m 內所發現之所有新鮮度相同之熊痕跡皆計數為同一單位。

<sup>b</sup> 樣線上熊爪樹之於所有胸高徑大於 10 公分的樹之比例。

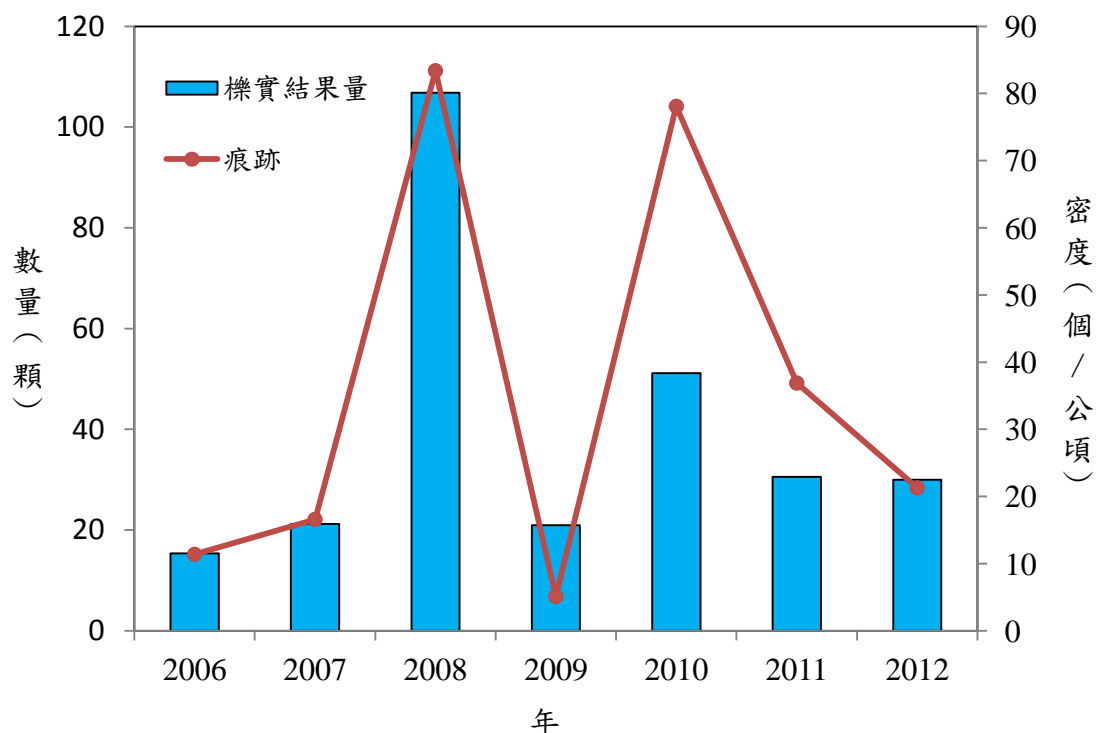


圖 3-3.2、大分地區，2006-2012 年，利用種子陷阱估計該年青剛櫟季青剛櫟結果量，以及黑熊活動該區爬樹留下爪痕之情況。

## 二、排遺食性分析

2006年10月至2013年1月，在玉山國家公園東部園區(南安至大分地區)共發現948坨台灣黑熊排遺，大部分在大分地區所收集(95.4%)，賽柯地區(2.4%)居次，瓦拉米-抱崖段1.1%、抱崖-多美麗段0.8%、登山口-瓦拉米0.3%。檢獲排遺的季節以青剛櫟季為主(83%)，其中12月37.5%為最高，1月35%、2月19.3%、11月3.8%、10月2.7%依序次之。青剛櫟季以外的其他月份發現的排遺量，總計16坨(17%)。

我們總共分析885坨排遺，整體7年資料來看，堅果類出現頻度最高(96.7%)，其次依序為哺乳動物(3.6%)、昆蟲(3.5%)、漿果(3.4%)、莖葉類(2.3%)。其中排遺內堅果類出現頻度最高為青剛櫟(96.3%，n=884)；漿果類中最常發現的為呂宋莢蒾(2.3%)，其次為台灣蘋果(0.8%)。哺乳動物中最多為水鹿(1.5%)、山羊(1.2%)、山羌(0.8%)次之(表3-3.3)。

整體相對重要性同樣以堅果類96.1%為最高，依序為漿果類(2%)、莖葉類(1.1%)、哺乳動物(0.5%)、昆蟲類(0.3%)(表3-3.3)。

歷年青剛櫟季也都以青剛櫟出現頻度為最高(78~99.7%)，相對重要性也為最高(78~99%)。2010~2012年的調查主要是針對10~2月的青剛櫟結果季，所以非青剛櫟結果季的排遺數量並不多。非青剛櫟季時，漿果、莖葉類和哺乳動物出現的比例較多，除了2009年的非青剛櫟季(青剛櫟出現頻度達100%)。

表 3-3.3、2006 年 10 月至 2013 年 1 月，玉山國家公園東部園區的台灣黑熊排遺樣本中，各食物類別的出現次數、出現頻度 FO(%) 和相對重要性(%)。

食物類別 種類	學名	2006 年 青剛櫟季(n=67)			2007 年 青剛櫟季(n=88)			2008 年					
								非青剛櫟季(n=3)			青剛櫟季(n=307)		
		N	FO	RV	N	FO	RV	N	FO	RV	N	FO	RV
<b>莖葉</b>		<b>1</b>	<b>1.5</b>	<b>0.01</b>	<b>1</b>	<b>1.1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>33.3</b>	<b>33</b>	<b>5</b>	<b>1.6</b>	<b>0.03</b>
		1	1.5	0.01	1	1.1	1	1	33.3	33.3	5	1.6	0.03
<b>堅果</b>		<b>66</b>	<b>98.5</b>	<b>97</b>	<b>87</b>	<b>98.9</b>	<b>99</b>				<b>305</b>	<b>99.7</b>	<b>99</b>
	青剛櫟 <i>Cyclobalanopsis glauca</i>	62	92.5	91.1	87	98.9	99				305	99.7	99
	台灣胡桃 <i>Juglans cathayensis</i>	4	6	5.9									
<b>漿果</b>		<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>1.1</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>66.7</b>	<b>67</b>	<b>7</b>	<b>2.3</b>	<b>0.5</b>
	呂宋英蓀 <i>Viburnum luzonicum</i>							1	50	16.6	7	2.3	0.39
	台灣蘋果 <i>Malus formosana</i>				1	1.1	0	1	50	16.6	1	0.3	0.11
	台灣肉桂 <i>Cinnamomum osmophloeum</i>												
	山櫻花 <i>Prunus campanulata</i>							1	50	33.3			
	木僵子 <i>Litsea</i>												
	山柿 <i>Diospyros japonica</i>												
<b>昆蟲</b>		<b>5</b>	<b>7.5</b>	<b>3</b>	<b>6</b>	<b>6.8</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>18</b>	<b>5.9</b>	<b>0.2</b>
	蟻科 <i>Formicidae</i>				1	1.1	0				3	0.98	0
	蜂類(細腰亞目) <i>Apocrita</i>	3 <sup>c</sup>	4.5								1	0.3	0
	鞘翅目 <i>Coleoptera</i>	1	1.5		4	4.5	0				15	4.9	0.2
	其它昆蟲	1	1.5		1	1.1	0				1	0.3	0
<b>哺乳動物</b>		<b>2</b>	<b>9.3</b>	<b>0.3</b>	<b>2</b>	<b>2.3</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>13</b>	<b>4.2</b>	<b>0.18</b>
	山羌 <i>Muntiacus reevesi</i>				2	2.3	0				3	0.98	0.13
	台灣野山羊 <i>Naemorhedus swinhoei</i>										6	11.7	0.05
	台灣水鹿 <i>Cervus unicolor</i>	2	3	0.3							4	1.3	
	刺鼠 <i>Niviventer coxingi</i>												

<sup>b</sup> 確認為毛茛科(Ranunculaceae)；<sup>c</sup> 其中一筆確認為胡蜂(Vespidae)。

表 3-3.3(續)、2006 年 10 月至 2013 年 1 月，玉山國家公園東部園區的台灣黑熊排遺樣本中，各食物類別的出現次數、出現頻度 FO(%) 和相對重要性(%)。

食物類別 種類	學名	2009 年						2010 年			2011 年		
		非青剛櫟季(n=7)			青剛櫟季(n=9)			青剛櫟季(n=227)			青剛櫟季(n=143)		
		N	FO	RV	N	FO	RV	N	FO	RV	N	FO	RV
<b>莖葉</b>		<b>1</b>	<b>14.3</b>	<b>1</b>	<b>2<sup>b</sup></b>	<b>22.2</b>	<b>12</b>	<b>4</b>	<b>1.8</b>	<b>1.2</b>	<b>3</b>	<b>2.1</b>	<b>1.1</b>
未知								<b>3</b>	<b>1.3</b>	<b>0.76</b>	<b>3</b>	<b>2.1</b>	1.1
咬人貓	<i>Urtica thunbergiana</i>							<b>1<sup>d</sup></b>	<b>0.4</b>	<b>0.44</b>			
<b>堅果</b>		<b>7</b>	<b>100</b>	<b>96</b>	<b>7</b>	<b>77.8</b>	<b>78</b>	<b>214</b>	<b>94.3</b>	<b>94.4</b>	<b>140</b>	<b>97.9</b>	<b>97.3</b>
青剛櫟	<i>Cyclobalanopsis glauca</i>	7	100	96	7	77.8	78	214	94.3	94.4	140	97.9	97.3
台灣胡桃	<i>Juglans cathayensis</i>												
<b>漿果</b>		<b>1</b>	<b>14.3</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>22.2</b>	<b>8</b>	<b>11</b>	<b>4.8</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>2.8</b>	<b>1.2</b>
呂宋莢蒾	<i>Viburnum luzonicum</i>	1	14.3	1				9	4	3.74	2	1.4	0.26
台灣蘋果	<i>Malus formosana</i>				1	22.2	4	2	0.9	0.26			
台灣肉桂	<i>Cinnamomum osmophloeum</i>				1	22.2	4						
山櫻花	<i>Prunus campanulata</i>												
山柿	<i>Diospyros japonica</i>										2	1.4	0.94
<b>昆蟲</b>		<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>22.2</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
蟻科	<i>Formicidae</i>												
蜂類(細腰亞目)	<i>Apocrita</i>												
鞘翅目	<i>Coleoptera</i>				2	22.2	2						
其它昆蟲													
<b>哺乳動物</b>		<b>2</b>	<b>28.6</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>7</b>	<b>3</b>	<b>0.3</b>	<b>3</b>	<b>2.1</b>	<b>0.4</b>
山羌	<i>Muntiacus reevesi</i>	1	28.6	2				1	0.4	0.08			
台灣野山羊	<i>Naemorhedus swinhoei</i>	1									1	0.7	0.09
台灣水鹿	<i>Cervus unicolor</i>							5	2.2	0.18	2	1.4	0.31
刺鼠	<i>Niviventer coxingi</i>							1	0.4	0.04			

<sup>b</sup> 確認為毛茛科(Ranunculaceae)；<sup>c</sup> 其中一筆確認為胡蜂(Vespidae)；<sup>d</sup> 目擊黑熊現地取食咬人貓(*Urtica thunbergiana*)。



表 3-3.3(續)、2006 年 10 月至 2013 年 1 月，玉山國家公園東部園區的台灣黑熊排遺樣本中，各食物類別的出現次數、出現頻度 FO(%) 和相對重要性(%)。

食物類別 種類	學名	2012 年						總和(=885)		
		青剛櫟季(n=32)			非青剛櫟季(n=3) <sup>a</sup>			N	FO	RV
		N	FO	RV	N	FO	RV			
<b>莖葉</b>		<b>3</b>	<b>9.4</b>	<b>7.2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>21</b>	<b>2.4</b>	<b>1.1</b>
								21	2.4	1.1
<b>堅果</b>		<b>30</b>	<b>93.8</b>	<b>89.7</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>856</b>	<b>96.7</b>	<b>96.1</b>
	青剛櫟 <i>Cyclobalanopsis glauca</i>	29	90.6	86.6				851	96.2	95.5
	台灣胡桃 <i>Juglans cathayensis</i>							4	0.45	0.45
	鬼石櫟 <i>Lithocarpus castanopsisifolius</i>	1	3.1	3.1				1	0.11	0.11
<b>漿果</b>		<b>1</b>	<b>3.1</b>	<b>2.8</b>	<b>1</b>	<b>33.3</b>	<b>33</b>	<b>30</b>	<b>3.4</b>	<b>2</b>
	呂宋英蓀 <i>Viburnum luzonicum</i>							20	2.3	1.17
	台灣蘋果 <i>Malus formosana</i>	1	3.1	2.8				7	0.79	0.37
	台灣肉桂 <i>Cinnamomum osmophloeum</i>							1	0.11	0.09
	山櫻花 <i>Prunus campanulata</i>							1	0.11	0.11
	木薑子 <i>Litsea spp.</i>				1	33.3	33	1	0.11	0.11
	山柿 <i>Diospyros japonica</i>							2	0.22	0.15
<b>昆蟲</b>		<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>31</b>	<b>3.5</b>	<b>0.3</b>
	蟻科 <i>Formicidae</i>							4	0.45	0
	蜂類(細腰亞目) <i>Apocrita</i>							4	0.45	0
	鞘翅目 <i>Coleoptera</i>							22	2.48	0.3
	其它昆蟲							3	0.34	0
<b>哺乳動物</b>		<b>1</b>	<b>3.1</b>	<b>0.3</b>	<b>2</b>	<b>66.7</b>	<b>67</b>	<b>32</b>	<b>3.6</b>	<b>0.5</b>
	山羌 <i>Muntiacus reevesi</i>							7	0.8	0.27
	台灣野山羊 <i>Naemorhedus swinhoei</i>	1	3.1	0.3	2	66.7	67	11	1.2	0.089
	台灣水鹿 <i>Cervus unicolor</i>							13	1.5	0.13
	刺鼠 <i>Niviventer coxingi</i>							1	0.11	0.011

#### 第四節 台灣黑熊遺傳分析

##### 一、微衛星基因座分析

##### 1. 微衛星基因座引子之檢測

本研究利用石芝菁等人(Shih et al. 2009b)針對台灣黑熊所篩選出的 10 組微衛星中的其中 8 組微衛星基因座進行分析 (表 3-4.1)。2008 至 2009 年的計劃分析的微衛星基因座原為 10 組(UT1、UT3、UT4、UT23、UT25、UT29、UT31、UT35、UT38)，2012 年分析時選擇再現性較高的 UT1、UT4、UT25、UT29、UT35 與 UT38 此 6 組基因座進行個體辨識實驗。為了增加個體鑑別的正確性，於 2013 年的實驗加入其餘 3 組微衛星基因座 UT3、UT23 與 UT31(表 3-4.1)。捨棄的兩組，在以圈養排遺為 DNA 來源的實驗中，毛細管分析後基因型 (波形波峰) 難以判定與再現性差，故予以排除。

表 3-4.1、臺灣黑熊微衛星標記之引子序列資訊、T<sub>m</sub> 值與螢光團 (Fluorophore) 標定。

微衛星基因座	引子序列(Forward 端, 5'-3')	T <sub>m</sub> (°C)	<sup>d</sup> Allele size (bp)	<sup>e</sup> Ex. (nm)	<sup>f</sup> Em. (nm)
UT1	<sup>a</sup> PET-AGCAACTCTTCTCAGATGTTCAAAA	62	160 ~ 176	558	595
UT3	<sup>c</sup> VIC-AAGACATACAGAAGCCAAGACTAG	56	240 ~ 266	538	554
UT4	PET-GAGTTATTGGCACTAAAATCTAATG	60	139 ~ 164	558	595
UT23	PET-GCTGGATACATCATCCTGGCTC	64	331 ~ 364	558	595
UT25	<sup>b</sup> 6-FAM-GCTCAGGGCGTGATCCCAGAG	62	296 ~ 315	494	518
UT29	VIC- GACATTGCCTTTTACAGAGCAG	60	188 ~ 220	538	554
UT31	PET-AATAAACTGATGCAGCCATACTAG	62	299 ~ 353	558	595
UT35	6-FAM-ACTCCCTAGTAAGTAGAAAGCACAC	60	202 ~ 231	494	518
UT38	VIC- ATTATTGATGAGCAGGGACAG	62	178 ~ 214	538	554

T<sub>m</sub> 值表 melting temperature。<sup>a</sup>螢光標記的一種，在毛細管電泳中被雷射激發後發出紅色螢光。<sup>b</sup>螢光標記的一種，在毛細管電泳中被雷射激發後發出藍色螢光。<sup>c</sup>螢光標記的一種，在毛細管電泳中被雷射激發後發出綠色螢光。<sup>d</sup>對偶基因序列長度。<sup>e</sup>激發光波長(Ex)，可接受能量達到激發狀態的波長，單位是奈米。<sup>f</sup>散色光波長(Em)，在激發狀態下發射能量的波長。

## 2. 大分青剛櫟結果季臺灣黑熊遺傳資料與抽取 DNA 品質分析

將 2009 年 10 月至 2012 年 1 月於大分地區收集之黑熊排遺樣本全數萃取 DNA，各年度收集之排遺樣本數、DNA 萃取數量與成功增幅 D-loop 序列之樣本列於表 3-4.2。從 2009 年至 2012 年大分青剛櫟季共收集 345 個樣本。以 2010 年與 2011 年大分青剛櫟季獲得樣本數最多，2009 年最少。平均成功增幅 D-loop 約 47%。排遺樣本數資訊、D-loop 序列增幅成功數與 D-loop 序列增幅成功率列於表 3-4.2 與表 3-4.3。

表 3-4.2、2009-2012 年大分地區青剛櫟結果季，每個月份黑熊排遺收集資訊狀況以及 D-loop 初步分析結果。

年度	2009					2010					2011				2012			
月份	Oct	Nov	Dec	Jan <sup>a</sup>	Feb <sup>a</sup>	Oct	Nov	Dec	Jan <sup>a</sup>	Feb <sup>a</sup>	Oct	Nov	Dec	Jan <sup>a</sup>	Oct	Nov	Dec	Jan <sup>a</sup>
樣本數	2	0	2	8	15	10	11	116	93	21	1	2	22	96	2	2	20	6
DNA 萃取數	0	0	0	8	9	7	10	93	60	6	1	2	22	96	2	2	20	6
D-loop 序列 增幅成功數	0	0	0	4	0	2	8	49	23	1	0	0	13	46	2	2	16	0
D-loop 序列增 幅成功率(%)	0	0	0	50	0	29	16	53	38	17	0	0	59	48	100	100	80	0

<sup>a</sup> 隔年之月份。

表 3-4.3、大分地區 2009-2012 年台灣黑熊排遺 DNA 萃取數量與 D-loop 全長 DNA 擴增分析統計結果。

年	2009	2010	<sup>b</sup> 2011	<sup>b</sup> 2012	總計
DNA 樣本數	17	95 ( <sup>a</sup> 176)	<sup>a</sup> 121	<sup>a</sup> 30	345
D-loop 序列增幅成功數	4	83	59	20	166
D-loop 序列增幅成功率(%)	24	87	49	67	47

<sup>a</sup> 為實際獲得之樣本數。<sup>b</sup> 未進行性別測定，直接進行粒線體 DNA 之 D-loop 增幅。

## 3. 微衛星標記在 2009-2012 大分青剛櫟結果季黑熊之遺傳多型性分析

各微衛星標記(基因座)之遺傳多樣性列於表 3-4.4, 以成功鑑別的 73 頭個體來計算與分析每個基因座所攜帶的遺傳多態信息 (polymorphism information content, PIC)、2009 至 2012 年青剛櫟結果季黑熊的遺傳多樣性分析與近親指數 ( $F_{IS}$ )。8 個基因座中最多有 14 個對偶基因(UT31), 最少有 3 個對偶基因(UT1), 平均為 7.6 個對偶基因。各基因座的有效對偶基因數 ( $N_e$ ), 介於 1.8 至 8.6 皆小於實際獲得對偶基因數 ( $k$ , 介於 3 與 14) 且多態信息量(PIC)皆大於 0.25, 顯示這 8 個微衛星標記可做為分析 2009 至 2012 年青剛櫟結果季黑熊的遺傳親緣結構。8 組微衛星基因座的平均個體鑑別率(P(ID))小於 0.01。觀測異質度( $H_o$ )介於 0.472 (UT1) 至 0.849 (UT38) 間, 平均為 0.692; 有 4 個觀測異質度大於預期異質度 ( $H_E$ )。  $F_{IS}$  值為近親交配指數, 若數值大於 0 則代表有近親的可能, 數值小於 0 則代表遠親或不同族群基因交流的可能, 等於或接近 0 時, 表示趨向隨機交配的可能。本研究中的各微衛星基因座  $F_{IS}$  值均接近 0。8 個微衛星基因座僅 UT29 與 UT35 顯著偏離哈溫平衡, 顯示 2009 至 2012 年青剛櫟結果季所聚集黑熊個體仍保有相當遺傳歧異度。

表 3-4.4、大分地區台灣黑熊排遺樣本(2009-2012 年)之各微衛星歧異度。

Locus	N	k	$N_e$	$H_o$	$H_E$	PIC	P(ID)	$F_{IS}$	HW
UT1	72	3	1.8	0.472	0.437	0.346	0.409	-0.088	NS
UT3	71	8	3.8	0.676	0.742	0.699	0.107	0.082	NS
UT4	73	7	2.9	0.671	0.654	0.595	0.178	-0.0335	NS
UT25	69	6	3.1	0.652	0.683	0.632	0.15	0.0383	NS
UT29	73	8	5.1	0.822	0.809	0.777	0.065	-0.023	*
UT31	70	14	8.6	0.8	0.89	0.874	0.024	0.0951	NS
UT35	72	7	5.4	0.694	0.822	0.79	0.06	0.1488	**
UT38	73	8	6.1	0.849	0.841	0.815	0.048	-0.0171	NS
平均	73	7.6	4.6	0.692	0.734	0.691		0.0341	NS
總和							$5.25 \times 10^{-9}$		

\*\*\*P-Value<0.001。 \*\*P-Value<0.01。 \*P-Value<0.05。

Locus: 基因座; N: 判別成功樣本數; k: 對偶基因數目;  $N_e$ : 有效對偶基因數;  $H_o$ : 觀測異質度;  $H_E$ : 理論異質度; PIC: 多態信息量; P(ID): 個體鑑別率;  $F_{IS}$ : 近親交配指數, Inbreeding coefficient; HW: 哈溫平衡顯著性(P-value)。

3. 微衛星座之個體鑑別率(probability of identity: P(ID))估算

4. 微衛星座之個體鑑別率(probability of identity: P(ID))估算

2009 年至 2012 年的大分地區之臺灣黑熊遺傳樣本，分析 8 組微衛星基因座之對偶基因型與基因頻率後，鑑別出 4 年來臺灣黑熊個體之個體鑑別率為  $5.25 \times 10^{-9}$ (P(ID)HW)以及  $7.68 \times 10^{-4}$ (P(ID)sib)(表 3-4.4)。在國外的研究指出，若要可以運用在估算野外族群量估算的微衛星遺傳標記，其個體鑑別率需要小於 0.01(Mills et al. 2000, Taberlet and Luikart 1999)，不論是 P(ID)HW 或是 P(ID)sib 皆小於 0.01，因此本研究採用的 8 組微衛星基因座是適合用來分析大分地區黑熊族群量估算的遺傳標記。

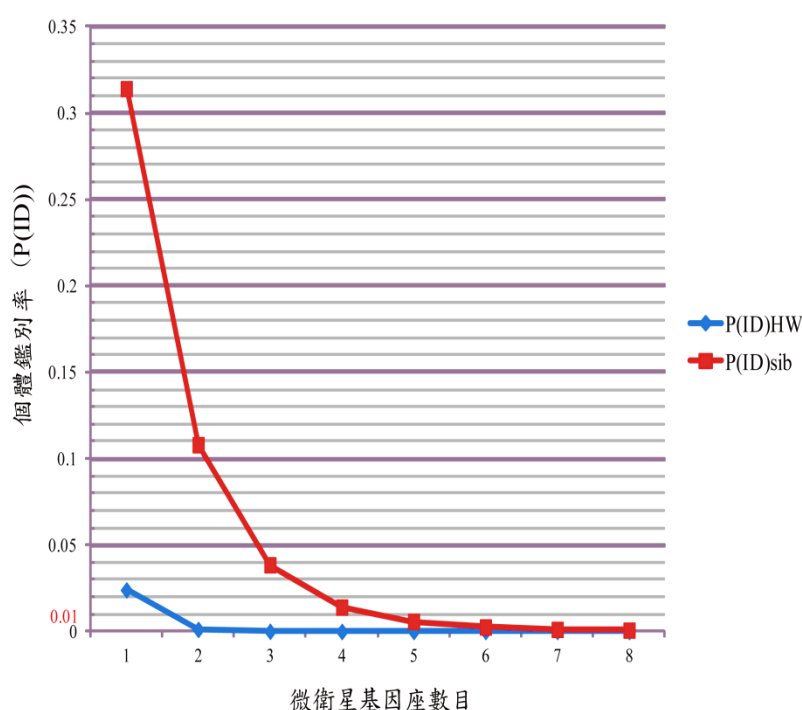


圖 3-4.1、期望個體鑑別率及親屬個體鑑別率與微衛星標記數目的關係(計算時依每個微衛星基因座之期望異質度(HE)由大到小排列)。P(ID)HW 是期望個體鑑別率。P(ID)sib)是親屬個體鑑別率。(P(ID))是個體鑑別率。橫座標 (X 軸) 代表所用微衛星標記的數目。

在此 8 個微衛星基因座中，個體鑑別率的計算，依每個微衛星基因座之期望異質度( $H_E$ )由大到小排列，再依此順序將各基因座的個體鑑別率逐一乘積起來，將加入計算的基因座數目從 1 到 8 的個體鑑別率各別計算出來，並製成一個折線圖(圖 3-4.2)，發現 P(ID)HW 在前 2 個基因座組合所算出的個體鑑別率值為 0.001，即可達到低於 0.01；而 P(ID)sib 則是在前 5 個基因座組合所算出的個體鑑別率值

為  $5.743 \times 10^{-3}$ ，亦可達到低於 0.01 的建議標準(圖 3-4.2)。因為 P(ID)sib 普遍比 P(ID)HW 高，因此需要較多基因座的組合方可有較低的個體鑑別率。此外，不管是 P(ID)HW 或是 P(ID)sib 在各微衛星基因座中的數值由低排到高皆是 UT31、UT35、UT38、UT29、UT3、UT25、UT4、UT1，其排序剛好就是各基因座的期望異質度( $H_E$ )由大到小的順序。依據 P(ID)值，挑選 P(ID)值較小的微衛星基因座的組合，來進行個體鑑別，所獲得的個體鑑別率就越小(亦即鑑別正確性越好)。

#### 5. 大分青剛櫟結果季臺灣黑熊個體鑑別

從 2009 到 2012 年已純化的 DNA 樣本中，成功增幅粒線體 DNA 之 D-loop 序列的樣本為 166 個，以 8 組微衛星基因座分析後，所有樣本皆成功擴增至至少 6 組以上的微衛星擴增，擴增失敗之基因座不一，皆設為缺值。利用這 6-8 組微衛星標記，經由 GeneCap 分析，結果從 2009 到 2012 年大分青剛櫟結果季，總共辨識出 73 頭個體(表 3-4.5)，其中有 35 個個體的排遺樣本在四年青剛櫟結果季中有重複出現(重複被拾獲)。各年度所採集的排遺樣本經 6-8 組微衛星基因座鑑別出的個體數分別為 2009 年 4 頭，2010 年 35 頭、2011 年 34 頭以及 2012 年的 13 頭(表 3-4.5)。其中有 1 頭個體連續 4 年重複出現在大分青剛櫟季、1 頭個體在 2010 與 2012 年重複出現，8 頭個體於 2010 和 2011 年重複出現。

表 3-4.5、2009-2012 年青剛櫟季，台灣黑熊野外排遺 DNA 微衛星基因座增幅分析初步結果。

	2009	2010	2011	2012	總計
已純化 DNA 樣本數	17	176	120	30	343
已經過性別鑑定篩選	4	95	-- <sup>a</sup>	-- <sup>a</sup>	99
D-loop 序列增幅成功樣本數 <sup>b</sup>	4	83	59	20	166
微衛星基因座判讀成功樣本數	4	83	59	20	166
判別個體數(重複樣本個體數) <sup>c</sup>	3(2)	35(19)	34(12)	13(4)	73(35)
前一年重複出現之個體 (相隔 2 年或以上之重複個體) <sup>d e</sup>	-- <sup>a</sup>	1	8(1) <sup>d</sup>	(1) <sup>d</sup> (1) <sup>e</sup>	

<sup>a</sup> 未進行該項檢定 <sup>b</sup> 成功判讀 6 個以上微衛星基因座 <sup>c</sup> 該年有重複樣本的個體數

<sup>d</sup> 四年皆有重複樣本之個體 <sup>e</sup> 於 2010 年有重複樣本之個體

每一個體與其排遺數量間的關係如圖 3-4.1。圖中可看出有 38 隻個體只有一份排遺樣本，13 隻個體有重複的排遺樣本(n=2)，最高有 12 份排遺樣本屬於同 1 隻個體。以 4 年平均來看，每辨識一隻個體需分析  $2.27 \pm 2.04$  份排遺(SD=2.036)。

$$(SD = \sqrt{\frac{\text{平均差平方總和}}{n-1}})$$

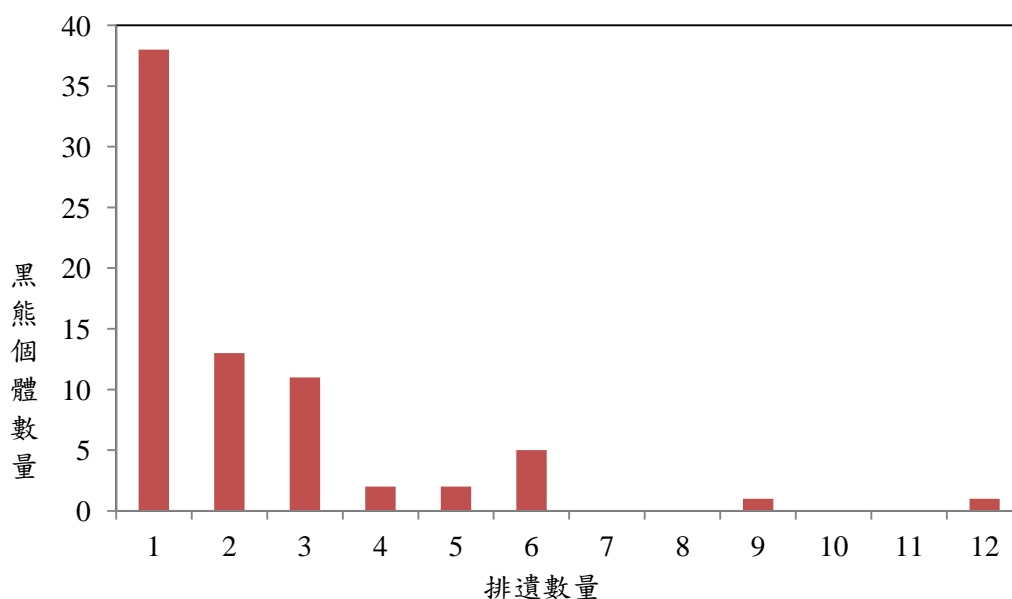


圖 3-4.2、2009-2012 年辨識出的黑熊個體數量(Y 軸)與排遺數量(X 軸)間的關係。

由過去 4 年 (2009-2012) 的資料顯示，利用 8 組微衛星標記 (UT1、UT3、UT4、UT25、UT29、UT31、UT35、UT38) 所鑑別出每年大分地區臺灣黑熊個體數，與該年利用種子陷阱估計(完整及破損果)的青剛櫟季結果狀況(圖 3-4.3)，呈現顯著相關 (Spearman test,  $P < 0.001$ ,  $r = 1.0$ )。

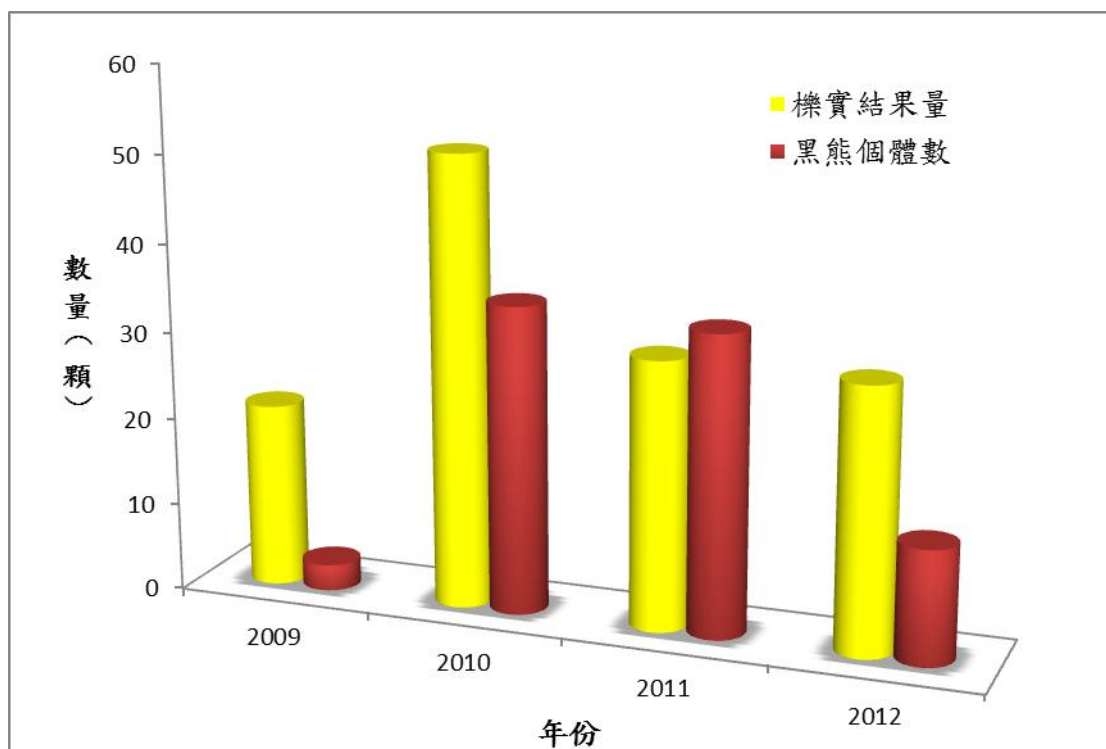


圖 3-4.3、大分地區，2009-2012 年，利用種子陷阱估計該年青剛櫟季青剛櫟結果量，以及臺灣黑熊個體鑑別出的個體數。

#### 6. 玉山國家公園台灣黑熊之遺傳結構及瓶頸效應檢測

為了解 2009 至 2012 年玉山國家公園大分青剛櫟結果季所聚集黑熊的族群遺傳結構，以 Structure 2.3.3 軟體將所鑑別出的 73 頭個體進行遺傳分析，預設分群數(k)為 1-6 群，每一群重複運算 10 次。設定以貝氏統計進行 250,000 次歸納，並以馬可夫鍊法 (Marko chain Monte Carlo Chains) 進行 500,000 次隨機抽樣演算，最後收集演算的結果。將結果以 STRUCTURE HARVESTER 軟體分析，分群選擇標準為 Ln(P)值最大或 Delta K 最高者為最可信之分群。以此條件選擇，得到最可能的分群結果為 3 群(圖 3-4.4)。得出最可能的分群數為 3 群，命名為 cluster A、cluster B 與 cluster C。經 Structure 軟體計算得知每一個體的可能被分派至 cluster A、B 或 C 的百分比(圖 3-4.5)。橫軸為每個個體編號，每一長條代表一頭個體，並以不同顏色代表每個個體最可能被分配至每個遺傳分群 (cluster) 的可能性。



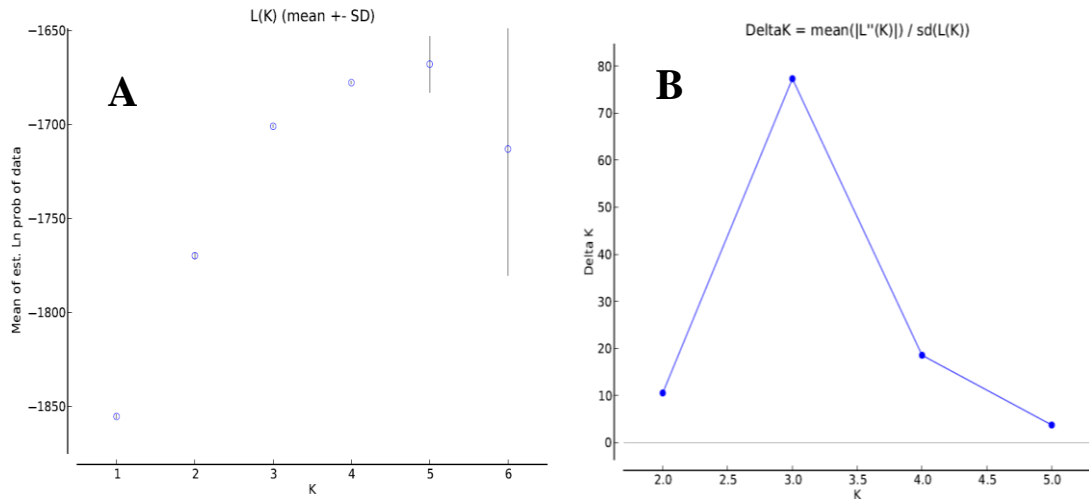


圖 3-4.4、以 Structure 軟體計算分析 2009 至 2012 年大分青剛櫟結果季 73 頭熊的最可能遺傳分群 Ln(P)值(A)及 Delta K 值(B)。橫軸為預設之分群數(1-6 群)，縱軸為經由 Structure Haverster 軟體分析所得出不同分群之 Ln(P)值(A)及 Delta K 值(B)。

另將 73 個體以 Population 軟體估算遺傳距離，並繪製親緣關係樹 (Neighbor-joining tree, 圖 3-4.6)。可看出個體之間的遺傳距離，並也可明顯看出 73 頭個體依照彼此間的遺傳距離分為三個主要類群 (major clade)

#### 6. 玉山國家公園 2009-2012 年青剛櫟季進出大分地區之臺灣黑熊數量估算

由於 2009 年僅鑑定出 3 隻熊個體，個體數太少，不足以做為族群量估算的依據。因此我們利用 2010-2012 年檢定出的個體資料，以 JOLLY 分析軟體

(<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/jolly.html>) 進行族群估算。開放族群的 Jolly-Seber Model 模式適合度檢定顯示 Full Model，即 A 模式符合，存活率及捕獲率因時而異。模式估算顯示，2011 年大分地區黑熊族群數量為 93 隻，為實際檢定出個體之 2.6 倍。由於重複拾獲相同個體排遺機率低 (2011 年 0.15，2012 年 0.26)，故族群估算之 95% 信賴區間內所估算的個體數相差很大 (95% Conf. interval: 0-296)。

從個體判讀結果發現，2010 年有 1 隻在 2009 年出現過的個體，2011 年有 8 隻 2010 年出現過的個體，2012 年則有 1 隻在 2010 年出現過的個體(圖 3-4.7)。1 隻連續三年(2009- 2011)出現的個體，1 隻連續 4 年(2009-2012)出現的個體(表 3-4.7)。

以 BOTTLENECK 軟體在 TPM 及 SMM 模式下分別檢測 8 個微衛星基因座之哈溫 (Hardy-Weinberg) 平衡下期望異型合子頻率(H<sub>E</sub>)與在突變與基因漂流平

衡 (mutation-drift balance) 條件下所獲得期望異型合子頻率 ( $H_{eq}$ ) 結果如表 3-4.7。另以假設 2009 至 2012 年玉山國家公園大分青剛櫟結果季所聚集 73 頭黑熊為一族群，以 Wilcoxon test 進行是否經歷過瓶頸效益 (bottleneck) 檢測，於 TPM 及 SMM 模式下， $H_E$  皆未顯著高於  $H_{eq}$ ，統計結果顯示  $H_E$  與  $H_{eq}$  亦無顯著差異，顯示在近期內此族群並未經歷瓶頸效應或此族群是由許多次族群所構成。

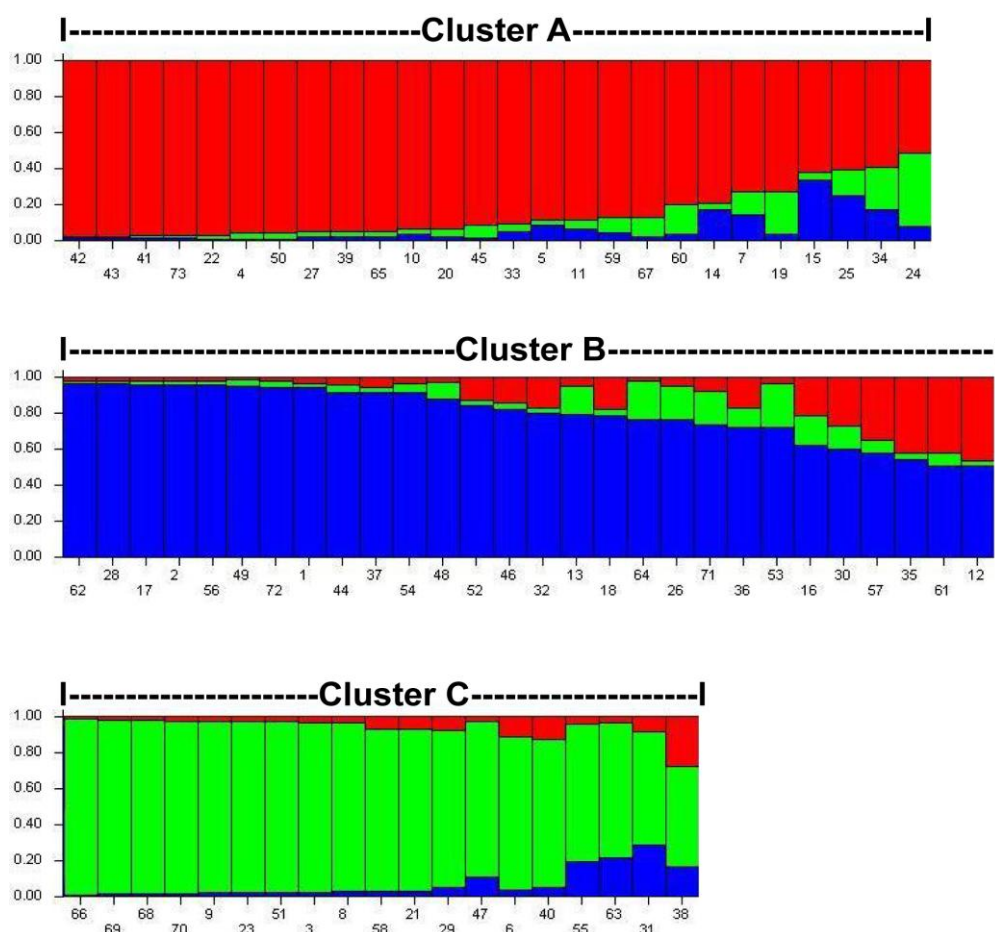


圖 3-4.5、以 Structure 分析所得之 2009 至 2012 年大分青剛櫟結果季所聚集黑熊的族群遺傳結構圖。縱軸為每個個體分派至 3 個遺傳類群的可能性(以百分比顯示)，橫軸的數字為個體編號，每一直條代表一頭個體。紅、藍與綠色分別代表 3 個類群。

表 3-4.6、利用 BOTTLENECK 軟體檢測 73 頭哈溫平衡下期望異型合子頻率( $H_E$ )  
與在突變與基因漂流平衡條件下期望異型合子頻率( $H_{eq}$ )

Locus	$H_E$	TPM		SMM	
		$H_{eq}$	P-Value	$H_{eq}$	P-Value
UT1	0.437	0.416	0.454	0.444	0.376
UT3	0.742	0.767	0.269	0.794	0.122
UT4	0.654	0.734	0.134	0.759	0.072
UT25	0.683	0.691	0.362	0.72	0.229
UT29	0.809	0.769	0.272	0.796	0.466
UT31	0.89	0.875	0.33	0.888	0.476
UT35	0.822	0.733	0.043	0.759	0.08
UT38	0.841	0.771	0.058	0.791	0.109
Wilcoxon Test			0.875	0.421	

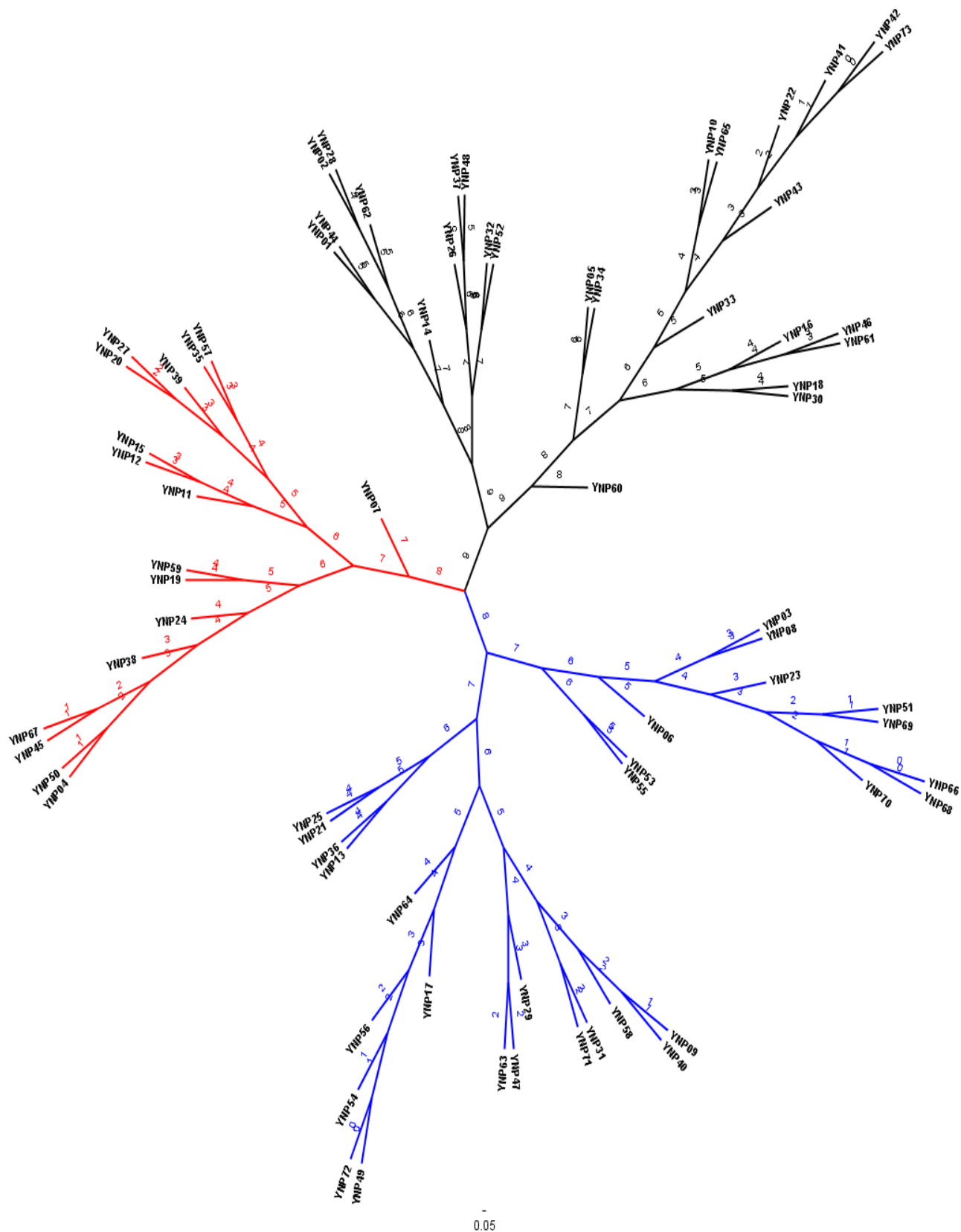


圖 3-4.6、根據 Population 軟體估算遺傳距離建構之親緣關係樹(Neighbor-joining tree)，每一個分支末段代表一頭個體，數字為分歧順序，分歧時間早晚由大→小。

表 3-4.7、2009-2012 年大分青剛櫟結果季臺灣黑熊出現之年份及重複情況。

個體 ID	2009 年	2010 年	2011 年	2012 年	累計出現 年數
1	1				1
2	1				1
3		1			1
4		1	1		2
5		1	1		2
6		1	1		2
7		1			1
8		1			1
9		1			1
10		1			1
11		1			1
12		1			1
13		1			1
14		1			1
15		1			1
16		1	1		2
17		1			1
18		1	1		2
19		1	1		2
20		1			1
21		1			1
22		1			1
23		1			1
24		1			1
25		1			1
26		1			1
27		1		1	2
28	1	1	1	1	4
29		1			1
30		1			1
31		1			1
32		1			1
33		1			1
34		1			1
35		1	1		2
36		1	1		2
37		1			1
38			1		1

\*1 表示個體在該年有出現。

表 3-4.7(續)、2009-2012 年大分青剛櫟結果季臺灣黑熊出現之年份及重複情況。

個體 ID	2009 年	2010 年	2011 年	2012 年	累計出現 年數
39			1		1
40			1		1
41			1		1
42			1		1
43			1		1
44			1		1
45			1		1
46			1		1
47			1		1
48			1		1
49			1		1
50			1		1
51			1		1
52			1		1
53			1		1
54			1		1
55			1		1
56			1		1
57			1		1
58			1		1
59			1		1
60			1		1
61			1		1
62			1		1
63				1	1
64				1	1
65				1	1
66				1	1
67				1	1
68				1	1
69				1	1
70				1	1
71				1	1
72				1	1
73				1	1
總個體數	3	35	34	13	

\*1 表示個體在該年有出現。

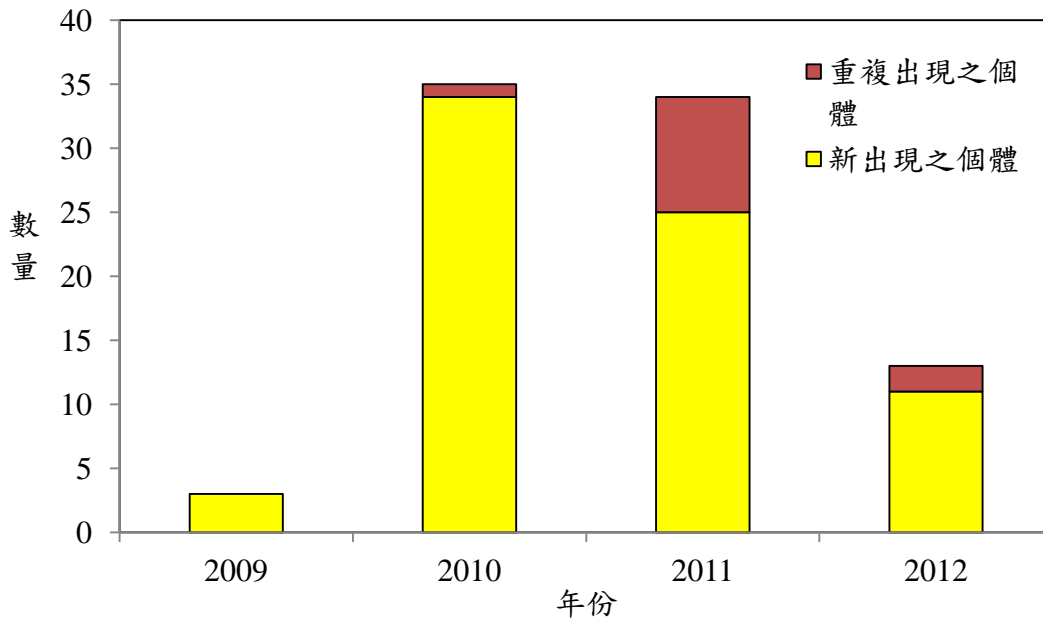


圖 3-4.7、2009-2012 每一年所辨識出之黑熊個體與重複出現之個體數。

## 二、圈養黑熊排遺樣本的個體鑑別之盲測結果

為了驗證所使用的 8 組微衛星標記的穩定性與正確性，同時也檢驗方法正確性與技術上的穩定性，利用盲測去檢定上述事項。我們從 7 頭已知的圈養黑熊個體，收集 15 個排遺（因此有重複收集的排遺），進行了 3 次獨立的個體鑑別之盲測。實驗結果鑑定為 8 隻個體，實際的正確結果則是 7 隻個體，盲測的結果與實際的有一隻個體的誤差。測試的基因型資料如表一，在鑑別出 8 隻個體(A~H)中有 6 隻個體(A~F)是完全正確的，其餘 2 隻個體(G~H)原應該是相同的個體，卻錯判成相異的個體。進一步檢驗基因型原始資料發現，2 個錯判的樣本(BT4 與 BT15)，其微衛星基因座 UT3 與 UT31 是相異的，因此分析軟體(Genecap)判斷 BT4 與 BT15 為不同的個體(表 3-4.8)。BT4 與 BT15 的 UT3 基因座的基因型分別為 249, 253 與 245, 253，兩者皆異型合子，雖然有相同的 253 此對偶基因，但卻有相異的 249 與 245 對偶基因。假設此個體真實的基因型有 253 對偶基因，則 249 與 245 兩對偶基因中很可能有一個是假的，是在基因座擴增中隨機增幅出來的假訊號，此情況被稱為假對偶基因(False alleles)(Taberlet et al. 1996)。又，BT4 與 BT15 的 UT31 基因座的基因型分別為 320, 320 與 296, 320，一為同型合子，另一為異型合子，而且皆有 320 此對偶基因，則很可能 BT4 在擴增 UT31 時，296 此對偶基因沒有被增幅出來，此情況被稱為對偶基因丟失(allelic dropout)(Taberlet et al. 1996)。盲測顯示，UT3 與 UT31，專一性較差，導致個體鑑別錯誤，若捨

棄這兩組微衛星標記或增加其他較高專一性微衛星標記，可以增加正確性。

表 3-4.8、15 個圈養黑熊排遺樣本之 8 組微衛星基因座基因型(盲測結果)。

圈養黑熊 個體代號 <sup>a</sup>	盲測樣本 代號 <sup>b</sup>	UT1	UT3	UT4	UT25	UT29	UT31	UT35	UT38	盲測結果 <sup>c</sup>
PC1	BT2	170,170	241,257	139,153	298,298	189,205	-99,-99 <sup>d</sup>	204,220	183,207	A
	BT6	170,170	241,257	139,153	298,298	189,205	340,340	204,220	183,207	
	BT10	170,170	241,257	139,153	298,298	189,205	340,340	204,220	183,207	
PC2	BT9	170,174	237,241	-99,-99	-99,-99	189,205	340,340	204,204	183,207	B
	BT11	170,174	237,241	139,139	-99,-99	189,205	340,340	204,204	183,207	
TE5	BT13	170,214	257,261	137,139	290,322	177,197	376,376	188,196	183,183	C
	BT5	170,214	257,261	137,139	290,322	177,197	376,376	188,196	183,183	
SZ3	BT3	170,174	249,249	149,153	302,302	189,189	340,344	220,220	207,211	D
	BT14	170,174	249,249	149,153	302,302	189,189	340,344	220,220	207,211	
TE1	BT8	214,226	261,261	139,141	290,292	177,201	274,274	196,216	191,191	E
	BT12	214,226	261,261	139,141	290,292	177,201	274,274	196,216	191,191	
TE2	BT1	170,170	249,253	145,153	298,302	189,201	320,348	228,228	191,195	F
	BT7	170,170	249,253	145,153	298,302	189,201	-99,-99	228,228	191,195	
TE8	BT4	170,214	249,253	137,153	290,298	197,201	320,320	204,228	183,195	G
	BT15	170,214	245,253	137,153	-99,-99	197,201	296,320	-99,-99	183,195	

<sup>a</sup>真實圈養黑熊個體的代號(PC1、PC2、TE1~TE3、TE5 以及 SZ3)。<sup>b</sup>盲測時所設的排遺樣本之代稱(BT1~BT15)。<sup>c</sup>盲測後所鑑定出個體之代號(A~H)。<sup>d</sup>代表缺值，此外表中的 3 位數字則代表各樣本之微衛星基因座之基因型。



### 第五節 高山型國家公園台灣黑熊族群概況

高山型國家公園的黑熊相對族群豐富度調查於2013年4月開始進行，本研究設計乃以長期從事台灣黑熊生態監測之玉山國家東境為參考基準，藉以比較北部高山型二個國家公園的黑熊相對豐富度狀況。調查樣區包含玉山國家公園(YNP)佳心-抱崖、多美麗二個地區；太魯閣國家公園(TK)祖輪-朝敦山區、清水山區、塔山山區和耳無河流域四個地區；雪霸國家公園(SP)北坑溪-佳仁山區、大小劍山區和大霸四秀山區、匹亞桑流域和無名-老松山區五個地區，總計11處樣區(表3-5.1，圖3-5.1-3)。

除了祖輪-朝敦山區和多美麗山區之外，各樣區分別調查了5-10段不等的樣帶，各區實際調查費時3-7天不等，共花費43天，總計170人天。海拔涵蓋560-3,400 m不等，樣帶累計調查長度為274.6 km，整個調查期間步行所經之路線長度為347.1 km(表3-5.1)。

調查樣帶的選擇經常受限於每區域適合進行痕跡調查的腹地大小影響，因為山區地勢崎嶇，植被茂密，或人為開發干擾程度不一，符合樣帶單位長度(500 m)的地區並不易發現。因此，扣除不滿500 m(樣帶單位)之調查樣帶後，共計61個有效樣帶列入分析，在玉山、太魯閣及雪霸國家公園，分別涵蓋8、21、32段調查樣帶。在山區一天的步行路程內，最多只能執行3段樣帶的調查，所以各區樣帶調查長度，以及樣帶數量及比例於各區域皆有所不同。每段樣帶調查需要平均費時 $77\pm 29$ 分鐘(0.5-3小時不等， $n=61$ ) (表3-5.1)。

我們於整個調查路線上(包括調查樣帶以外區域)總共發現46個熊痕跡，皆為樹幹上爪痕或折枝，包括玉山國家公園( $n=29$ )，以及雪霸國家公園之北坑溪-佳仁山、大小劍山樣區和匹亞桑溪流( $n=17$ )。但於太魯閣國家公園的調查樣帶( $n=21$ )上，則未發現任何黑熊活動痕跡(圖3-5.4)。

在調查樣內發現的熊痕跡總計22個，記錄頻度及數量呈現地區性差異。樣帶上出現熊痕跡比例以玉山國家公園最高(88%， $n=8$ )，僅有1段樣帶內無發現熊痕跡，共記錄16個熊痕跡。其次為雪霸國家公園，其中4段有發現熊痕跡(13%， $n=32$ )，共計6個熊痕跡。從樣帶上所發現的熊痕跡來看，痕跡密度以玉山國家公園為最高(6.7筆/公頃， $n=16$ )，雪霸次之(0.62筆/公頃， $n=6$ )。

記錄到的熊痕跡的新舊大多為一年或以上(83%， $n=46$ )，一年內者僅佔17%，其中包括6月於玉山佳心樣區記錄到1筆1星期內新鮮的香楠折枝(圖3-3.5)。就較近期的熊痕跡(估計一年以內)而言，玉山國家公園有8筆，為雪霸國家公園樣區之8倍，顯示前者地區黑熊有較為頻繁持續的利用(圖3-5.5)。

表 3-5.1、高山型國家公園黑熊調查區域、樣區及各項調查之相關資料。

區域 (國家公園)	樣區 名稱	樣區 代碼	調查樣 帶數 <sup>a</sup>	調查 天數	調查日期 <sup>b</sup>	調查 人數	海拔範圍 (m)	調查長度 (km) <sup>c</sup>
玉山	佳心-抱崖山區	YP1	7	4	2013/5/21-5/24	5	851-1893	34
玉山	多美麗山區	YP2	1	1	2013/10/20	4	2082-2112	35
太魯閣	祖輪-朝敦山區	TK1	4.4	3	2013/4/17-4/19	4	1249-2249	11
太魯閣	清水山區	TK2	5	4	2013/4/21-4/24	5	1230-1840	28.5
太魯閣	塔山山區	TK3	5	3	2013/6/18-6/20	4	559-2413	10.2
太魯閣	耳無溪流域	TK4	4	4	2013/7/5-7/8	4	2450-3113	45
太魯閣	耳無溪流域	TK4	3	3	2013/9/26-9/28	3	1920-2621	13
雪霸	北坑溪-佳仁山區	SP1	8.2	3	2013/3/30-4/1	4	1287-2133	33.8
雪霸	大小劍山區	SP2	5	4	2013/5/7-5/10	4	1600-3314	15.6
雪霸	大小劍山區	SP2	1	1	2013/9/29	3	2050-2114	5.7
雪霸	大霸四秀山區	SP3	10	7	2013/6/5-6/11	4	1811-3398	61.6
雪霸	匹亞桑溪流域	SP4	4	3	2013/8/5-8/7	3	1704-2633	26.7
雪霸	無名-老松山區	SP5	4	3	2013/9/-9/10	3	2080-2496	27
總計			61	43			559-3398	274.6

<sup>a</sup>樣帶單位長度 500 m，未滿 500 m 的樣帶後續並不列入分析。<sup>b</sup>調查日期並不包含交通天。<sup>c</sup>樣區步行路線所經單程距離。

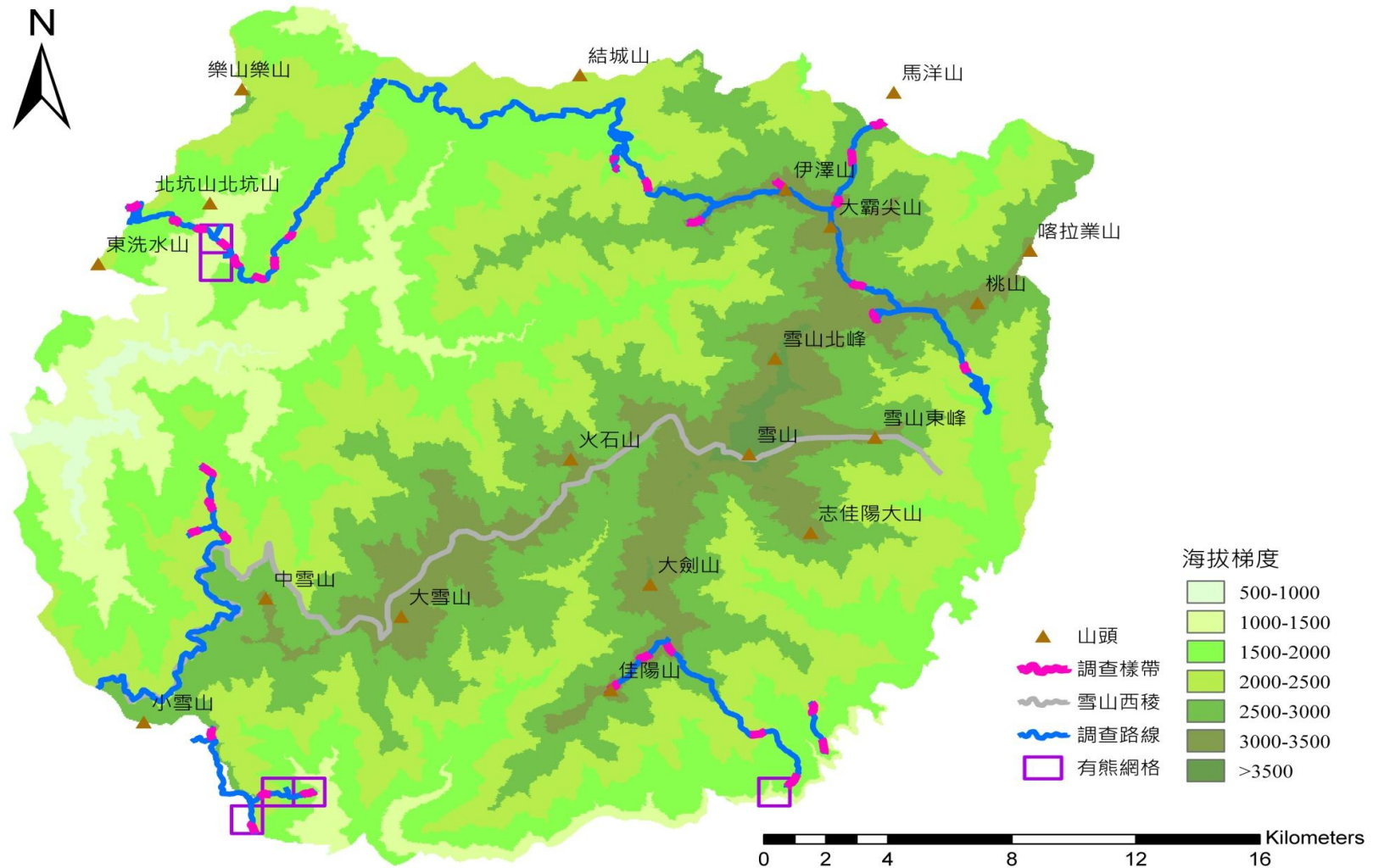


圖 3-5.1、雪霸國家公園內調查 5 樣區之行走路線及樣帶、發現之熊痕跡之網格(1 Km\* 1 Km)分布圖。雪山西稜(灰色線條)為過去全島黑熊分布調查時所走的路線(黃美秀等 2010)。

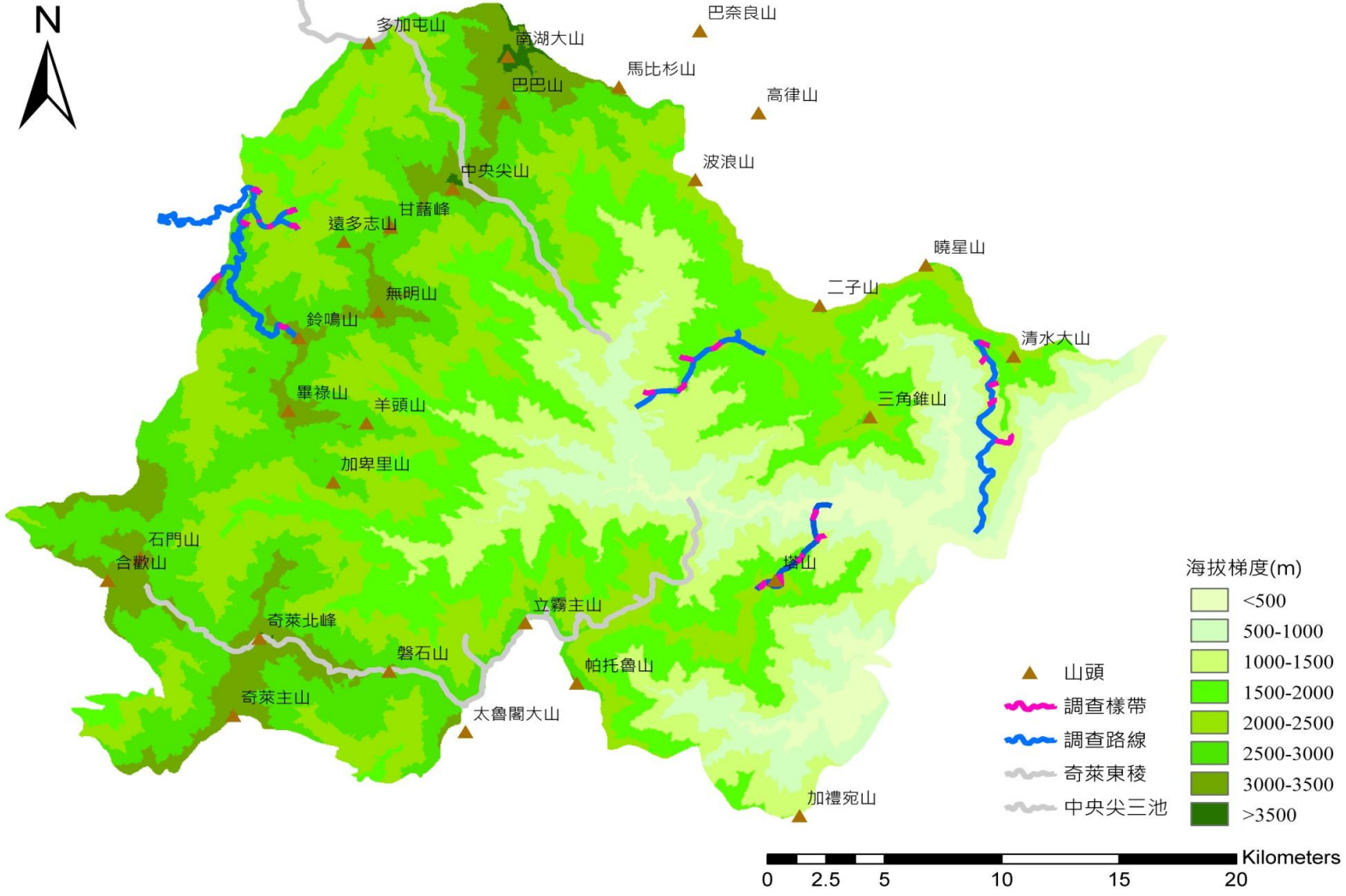


圖 3-5.2、太魯閣國家公園內調查 4 樣區之行走路線及樣帶、發現之熊痕跡之網格分布圖。中央尖山-三池山、奇萊東稜(灰色線條)為過去全島黑熊分布調查時所走之三段路線(黃美秀等 2010)。

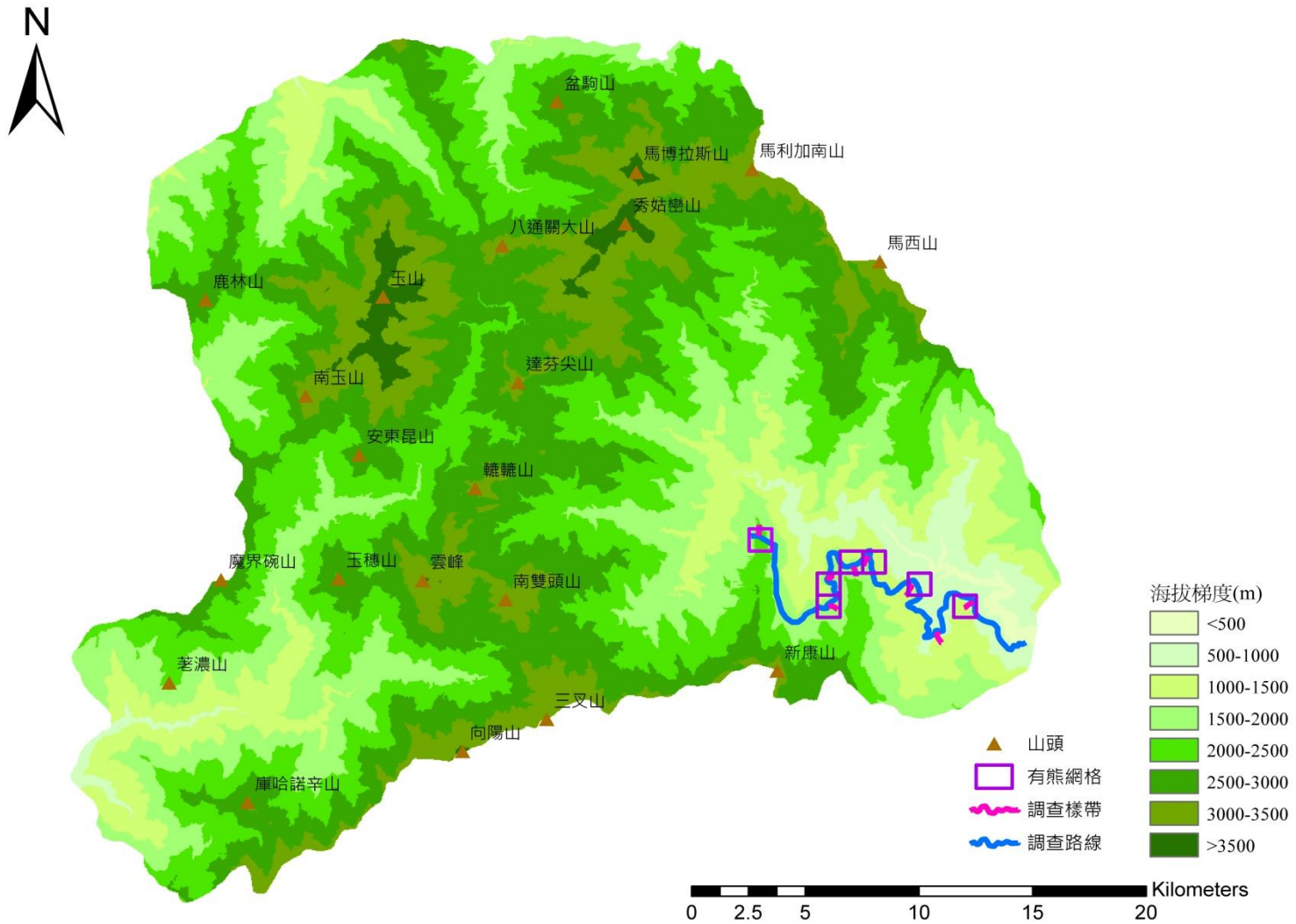


圖 3-5.3、玉山國家公園內調查行走所經路線及調查樣帶、發現熊痕跡之網格(1 Km\* 1 Km)分布圖。

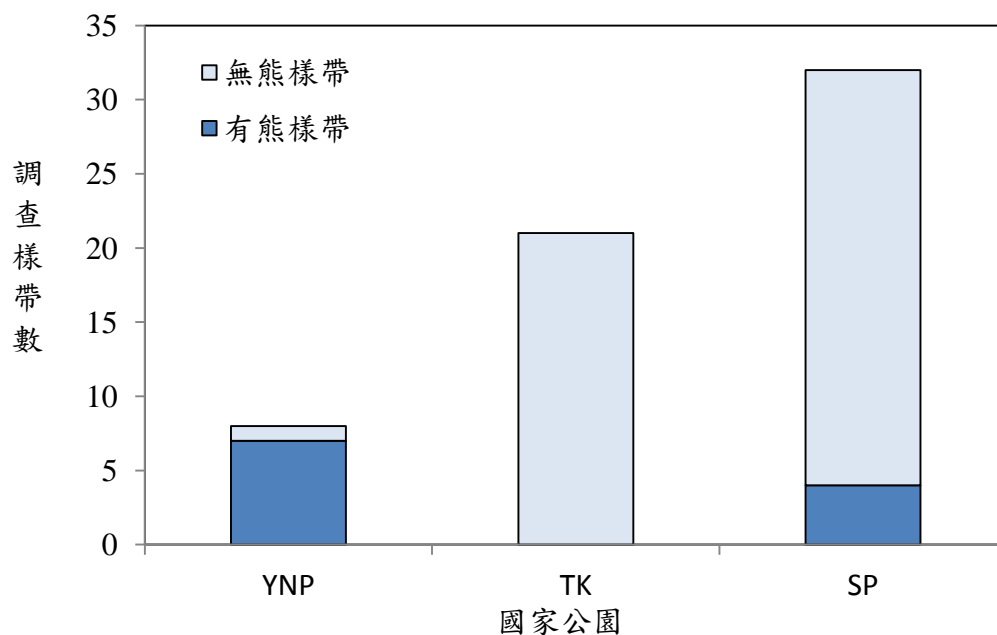


圖 3-5.4、三國家公園的調查樣帶數量(n=61)，以及樣帶有無發現熊痕跡的記錄。YNP 為玉山國家公園，TK 為太魯閣國家公園，SP 為雪霸國家公園。

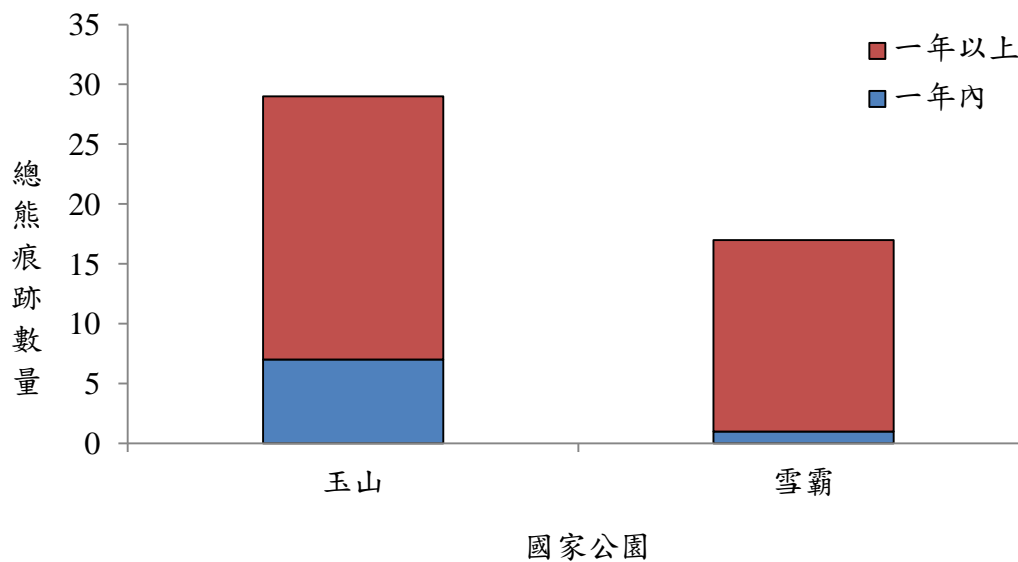


圖 3-5.5、三國家公園發現台灣黑熊痕跡之新舊程度情形。

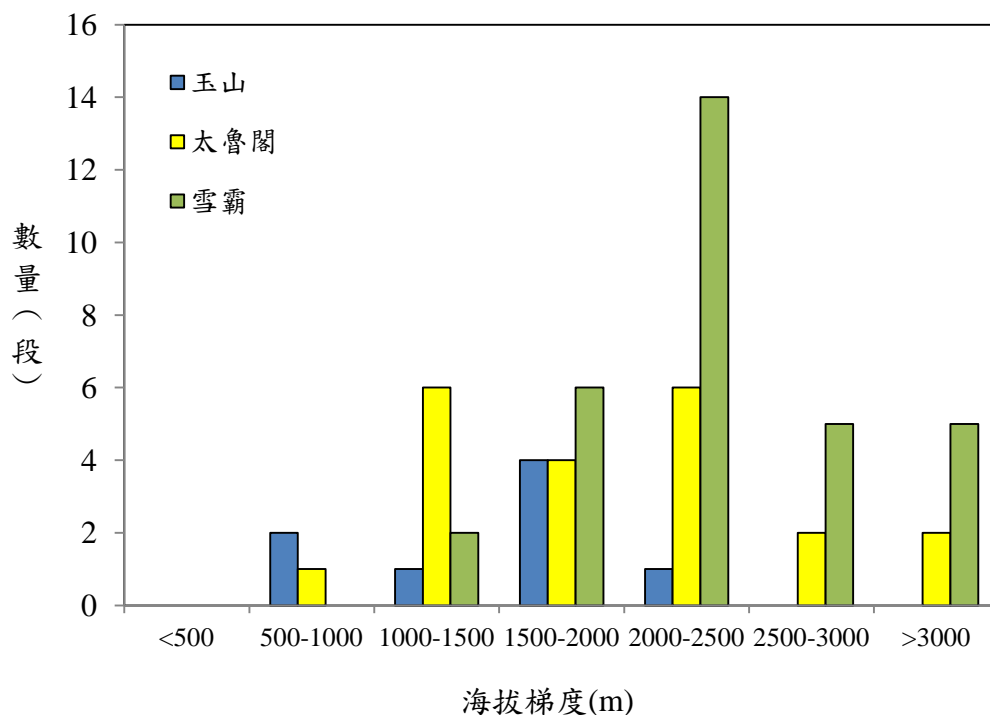
調查樣帶的平均海拔為 800-3,400 m 不等，海拔梯度的分布比例以 2,000-2,500 m 為最多(30%，n=61)，其次為 1,500-2,000 m 和 1,000-1,500 m，各佔 23%、14.5%；較高海拔之 2,500-3,000 m 和 3,000-3,500 m 則各佔 11.5%，低海拔之 500-1,000 m 為 5%。各國家公園的樣帶均含括海拔 1,000-2,500 m 的梯度範圍，且分別佔半數以上(玉山 75%，太魯閣 76%，雪霸 69%)。其中 YNP 的樣帶皆在海拔 2,500 m 以下，與太魯閣樣帶分布於 500-2,500 m 低中海拔間相似；反之，雪霸樣帶則分布於較高海拔(圖 3-5.6)。

有熊記錄於玉山國家公園不同低中海拔梯度的樣帶皆有發現，雖然調查樣帶數量有限(n=8)，然僅低海拔樣帶發現熊為 50%(n=2)，其餘皆達 100%(n=6)。於雪霸國家公園(n=32)，有熊記錄僅出現於中海拔 1,500-2,500 m，於 1,500-2,000 m 的樣帶上發現熊痕跡為 50%(n=6)，但 2,000-2,500 m 則降為 7%(n=14)。

目前發現的 11 段有熊樣帶皆分布於低中海拔之 500-2,500 m 範圍，並以海拔 1,500-2,000 m 為主(64%，n=11)，累計 17 筆熊痕跡；其次為 2,000-2,500 m(18%)，累計 3 筆熊痕跡；另為 500-1,000 m 及 1,000-1,500 m(分別 9%，圖 3-3.6)，各累計 1 筆熊痕跡。2,500 m 以上的中高海拔尚未發現熊痕跡(圖 3-5.6)。由此可見，中海拔山區不僅發現熊的頻度最高，痕跡密度亦是。此與從整體熊痕跡數量(包含樣帶外的痕跡)之分布結果一致，發現熊痕跡的海拔梯度以 1,500-2,000 m 最多(65%，n=46)，其次為 1,000-1,500 m(17%)、2,000-2,500 m(13%)(圖 3-5.6)。

調查樣帶所屬的植被以闊葉林為最多，佔 38%(n=61)，其次為針闊葉混合林 30%，針葉林和人造林各佔 15%、13%，而草地/箭竹林最低為 5%。樣區植被狀況依調查區而略異，其中玉山及太魯閣國家公園的樣帶皆以闊葉林為主，然雪霸國家公園則因樣區涵蓋海拔梯度高，調查樣帶植被較其他區多樣，並以針闊混合林和針葉林為主(圖 3-5.7)。然有熊樣帶最多位於闊葉林(45%，n=11)，其餘則為針闊混合林(17%)和人造林內(27%)。其中雪霸國家公園的 4 個有熊樣帶分別位於為人造林和針闊葉混合林內(圖 3-5.7)，但其間人造林已有部分闊葉樹長成，故所發現的 5 個熊爪痕皆為青剛櫟樹。

(A) 國家公園調查樣線



(B) 發現有熊的調查樣帶，以及記錄熊痕跡

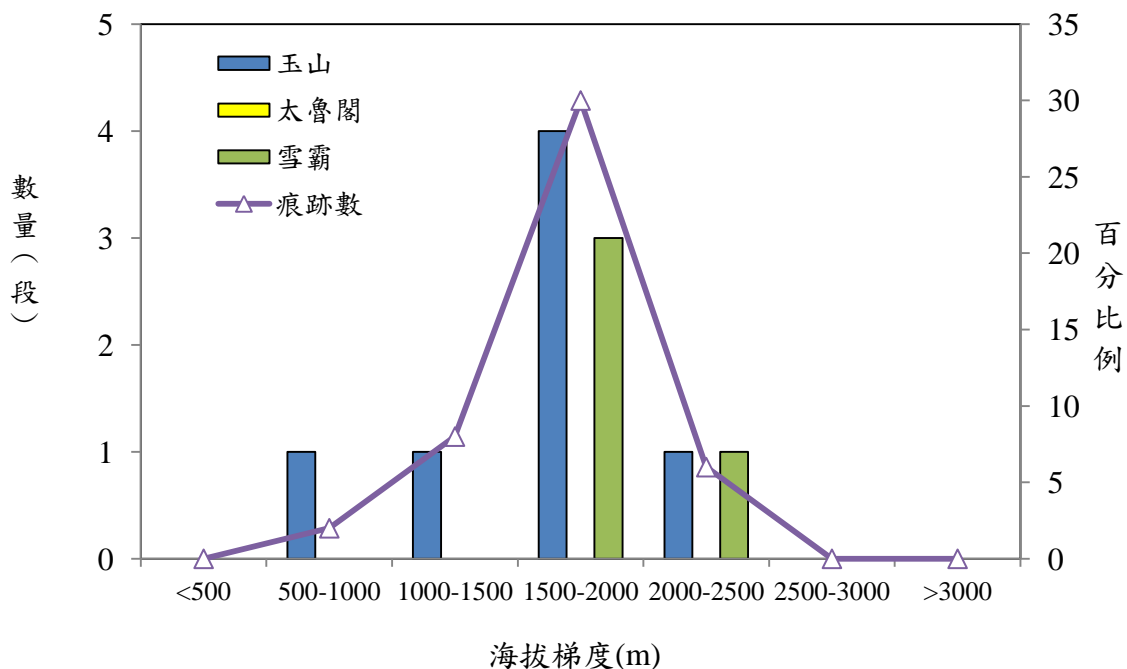
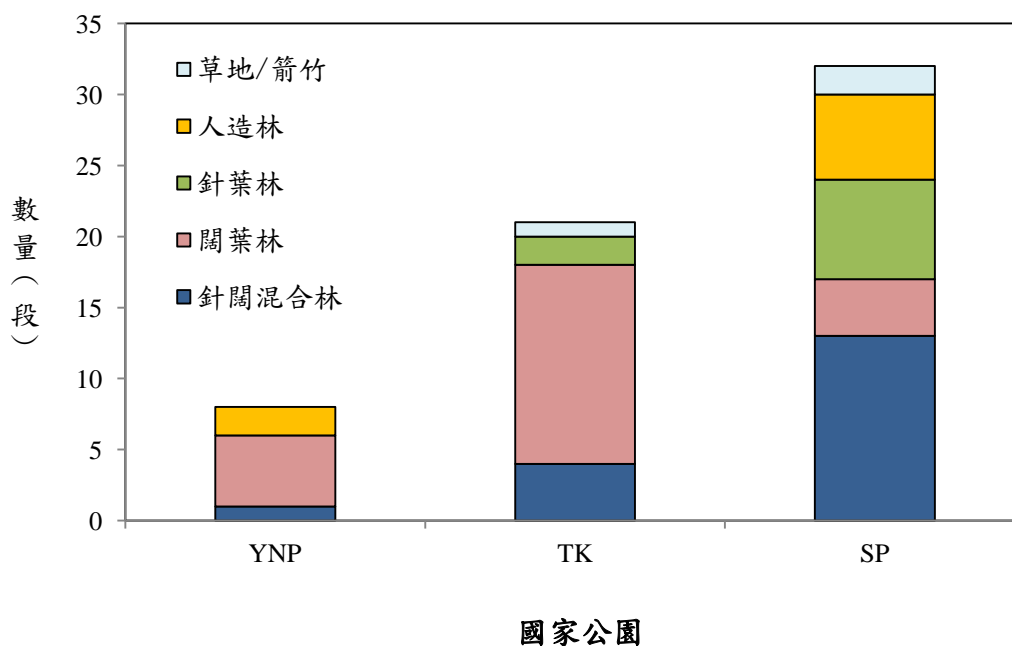


圖 3-5.6、三個國家公園調查樣帶(A)，以及發現有熊的調查樣帶(柱狀圖)和記錄熊痕跡總數於不同海拔梯度之分布情形(B)。



(A) 國家公園樣區



(B) 記錄有熊痕跡樣帶

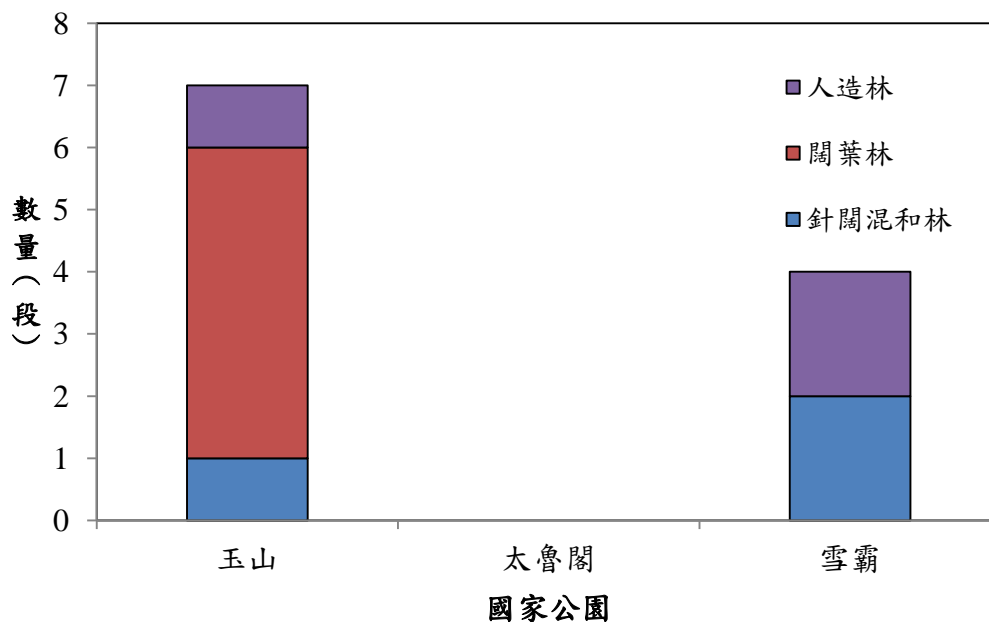


圖 3-5.7、三國家公園的調查樣帶(A)，以及記錄到有熊痕跡樣帶(B)於不同植被類型的分布的情況。

發現的 46 棵熊爪樹中只有一棵為針葉樹，即柳杉(*Cryptomeria japonica*)，是黑熊扒抓和啃咬柳杉樹幹內的蜂巢留下的痕跡，其他皆為闊葉樹。這些樹木種類除 9 種無法鑑定的樹種之外，75% 為殼斗科，包括錐果櫟(*Cyclobalanopsis longinux*, n=9)、青剛櫟(*Cyclobalanopsis glauca*, n=6)、銳葉高山櫟(*Quercus tatakaensis* Tomiya, n=3)、鬼櫟(*Lithocarpus lepidocarpus*, n=3)、大葉石櫟(*Lithocarpus kawakamii*, n=3)、狹葉櫟(*Cyclobalanopsis stenophylloides*, n=1)、杏葉石櫟(*Lithocarpus amygdalifolius*, n=2)。其他樹種包括山枇杷(*Eriobotrya deflexa*, n=2)、薯豆(*Elaeocarpus kobanmochi*, n=2)、山櫻花(*Prunus campanulata*, n=1)、霧社槿楠(*Machilus mushaensis*, n=1)、香楠(*Machilus zuihensis* Hayata, n=1)、木荷(*Schima noronhae*, n=1)、細葉饅頭果(*Glochidion rubrum*, n=1)。這些樹木種類應該與黑熊取食有密切相關，因為我們時常可在留有爪痕的樹冠上發現黑熊上樹取食果實的折枝。

除了自然條件之外，人活動因素亦是影響黑熊活動的重要因素，有時可能甚於自然環境。所有調查樣帶中有 23%(n=61)發現到曾有新舊不一的狩獵跡象，其中 8% 的痕跡估計為近期一年內的。除了在 YNP 的調查樣帶上並未發現任何狩獵痕跡之外，太魯閣及雪霸國家公園的樣帶皆有記錄到近期的狩獵痕跡，分別為該區樣帶之 6%(n=32)和 14%(n=21，圖 3-5.8)。

在太魯閣國家公園，4 個樣區都有發現狩獵痕跡，33% 樣帶皆有發現(附錄二)。其中清水山區因為部落位於國家公園內，現場發現啟用中的陷阱，顯示持續的些許的狩獵活動。即使是熱門的百岳路線北二段，在耳無溪匯流口附近的河階地上，也發現了散彈槍的彈殼(附錄五)。

雪霸國家公園共有 2 個樣區有發現狩獵痕跡，出現於 22% 之樣帶上(附錄二)。這些狩獵痕跡主要都發現於北坑溪-佳仁山區。例如，在此區調查當天，我們在林道上遇見騎摩托車的原住民大哥帶著一隻狗，大哥表示來此處找靈芝。我們在北坑山步道岔出的樣帶發現了 8 個以塑膠繩做成的腳吊陷阱，以及從北坑溪駐在所下切至北坑溪時，河岸平台上就有 2 個獵寮有山豬頭骨及藍腹鷗尾羽。河床上亦發現 2 支用石頭壓住的釣竿，據聞附近部落(天狗、梅園)也會利用水路(大安溪)，一天就可以進入到雪見河流域以內的地方。另外在匹亞桑河流域現場觀察到一些山老鼠盜伐森林的痕跡。從林務局釘在木頭上的處理鐵牌時間約在民國 100-101 年，顯示近年還是有人為活動的干擾，可能包括非法狩獵活動。

從我們行走至調查樣帶所需來天數來看，位於步行一天內可抵達處現場發現

狩獵痕跡的比例為 38% (n=24)。步行費時兩天可抵達處，發現狩獵痕跡的比例為 17% (n=29)；步行需 2 天以上方可抵達的調查樣帶，則未發現狩獵痕跡(n=8，圖 3-5.9)。就紀錄到狩獵痕跡的樣帶(n=14)來看，所發現痕跡類型的出現頻度以砍痕比例為最高 64%(n=14)，其次吊索陷阱(Y仔索)佔 43%(數量共 14 個)，獵徑 29%，彈殼 7%。

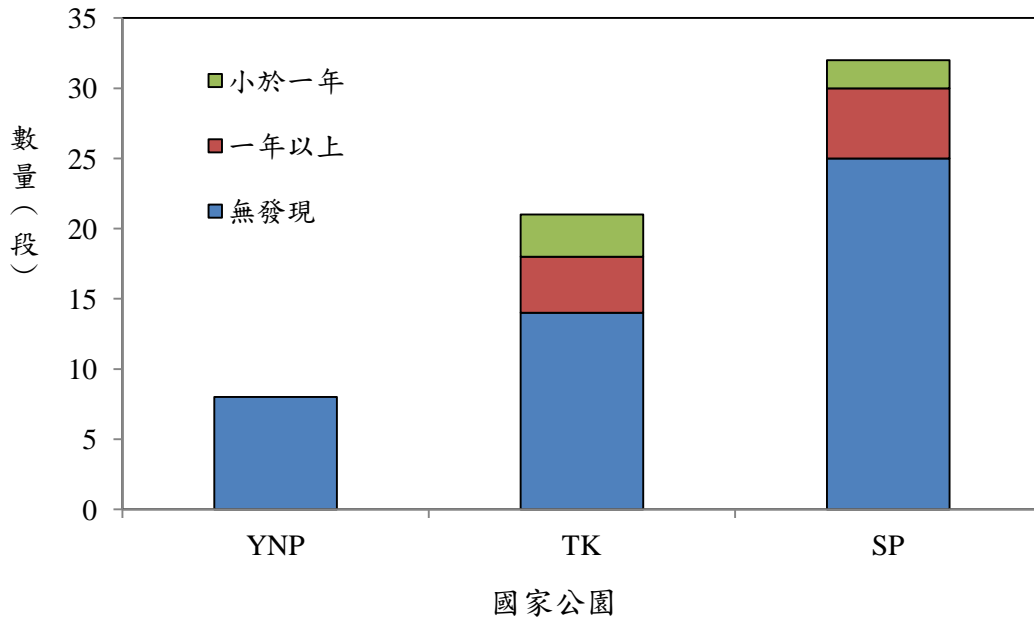


圖 3-5.8、三個國家公園調查樣帶發現不同新舊程度的狩獵痕跡記錄。YNP 為玉山國家公園，TK 為太魯閣國家公園，SP 為雪霸國家公園。

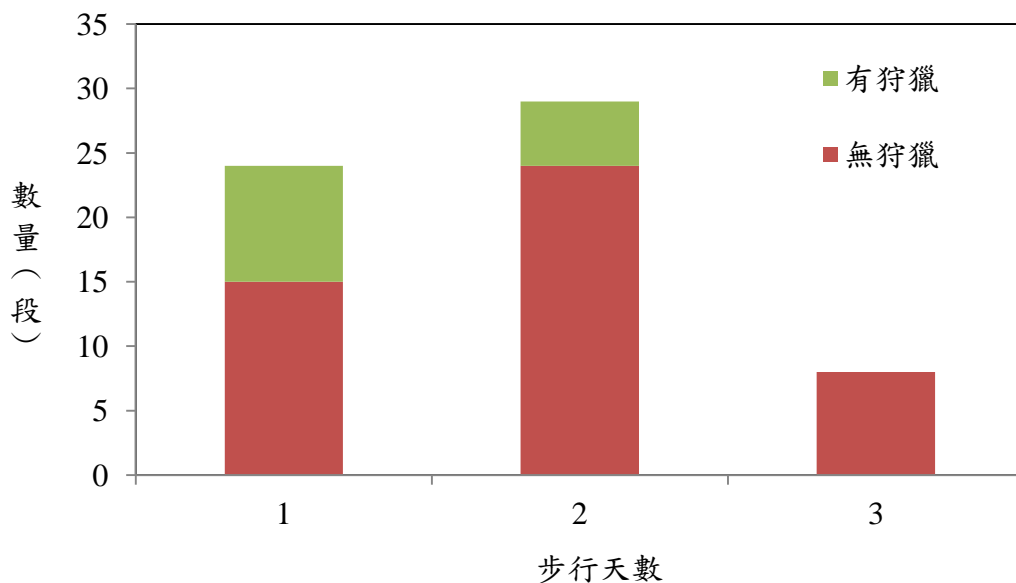


圖 3-5.9、步行抵達調查樣帶所需時間，以及該樣區發現狩獵痕跡之情況。

為了分析潛在獵物或共域物種的豐富度與黑熊分布之關係，我們分析各區樣帶上發現黑熊紀錄與偶蹄類動物相對豐富度之關係。根據過往野外黑熊食性之分析結果，山羌、山羊、水鹿及野豬皆為黑熊之潛在獵物，其中又以前三者最普遍(Hwang 2003, 黃美秀等 2009)。每 1 調查樣帶由 5 段 100 m 之次單位所組成，每一 100 m 樣帶內或附近區域都會搜尋並記錄目標物種的各種痕跡(排遺為主，或為腳印等)的有無，所以 1 個樣帶的目標物種的豐富度最高為 5，最低為 0。各國家公園之偶蹄類動物分布情況不同，整體豐富度指數以玉山樣區最高( $2.5 \pm 1.5$ )，太魯閣樣區次之( $2 \pm 1.4$ )，雪霸樣區則最低( $1.1 \pm 0.8$ )，數值僅約為前二區之一半。三區的樣帶上皆有記錄到四種偶蹄類動物。其中山羌和山羊的豐富度指數以太魯閣樣區最高，分別為  $3.2 \pm 1.3$  和  $3 \pm 1.1$ ；然水鹿和山豬則以玉山樣區最高，分別為  $4.6 \pm 0.5$  和  $2.4 \pm 1.5$ ，且在其他二個國家公園樣區則明顯偏低，僅 0.7-0.8。水鹿普遍的出現在玉山國家公園的樣帶中，而在另兩個國家公園只分別在大霸四秀山區的較高海拔樣帶、耳無溪流域(包含往門山、鈴鳴山以及耳無溪)。相對於台灣黑熊於各區樣帶上的豐富度指數，玉山樣區為 2.3，顯著高於其他二個國家公園樣區(One-way Anova,  $F=45.8$ ,  $p<0.01$ )。初步分析顯示，各區黑熊的相對豐富度似乎與該區之偶蹄類動物似乎無明顯關係(圖 3-5.10，附錄三)。

比較三個國家公園間草食獸的豐富度，山羌的豐富度在 3 個國家公園中沒有顯著差異(One-way Anova,  $F=0.29$ ,  $p=0.58$ )。山羊豐富度在國家公園間有顯著差異(One-way Anova,  $F=5.9$ ,  $p=0.05$ )，事後檢定 Scheffs 法顯示玉山顯著低於另 2 個國家公園( $p<0.05$ )。山豬豐富度在 3 個國家公園中有顯著差異(One-way Anova,  $F=4.6$ ,  $p=0.014$ )，以玉山顯著高於太魯閣及雪霸( $p<0.05$ )。水鹿豐富度在 3 個國家公園中有顯著差異(One-way anova,  $F=50.6$ ,  $p<0.001$ )，玉山與太魯閣顯著的高於雪霸( $p<0.01$ )，且玉山又顯著高於太魯閣( $p<0.01$ )。

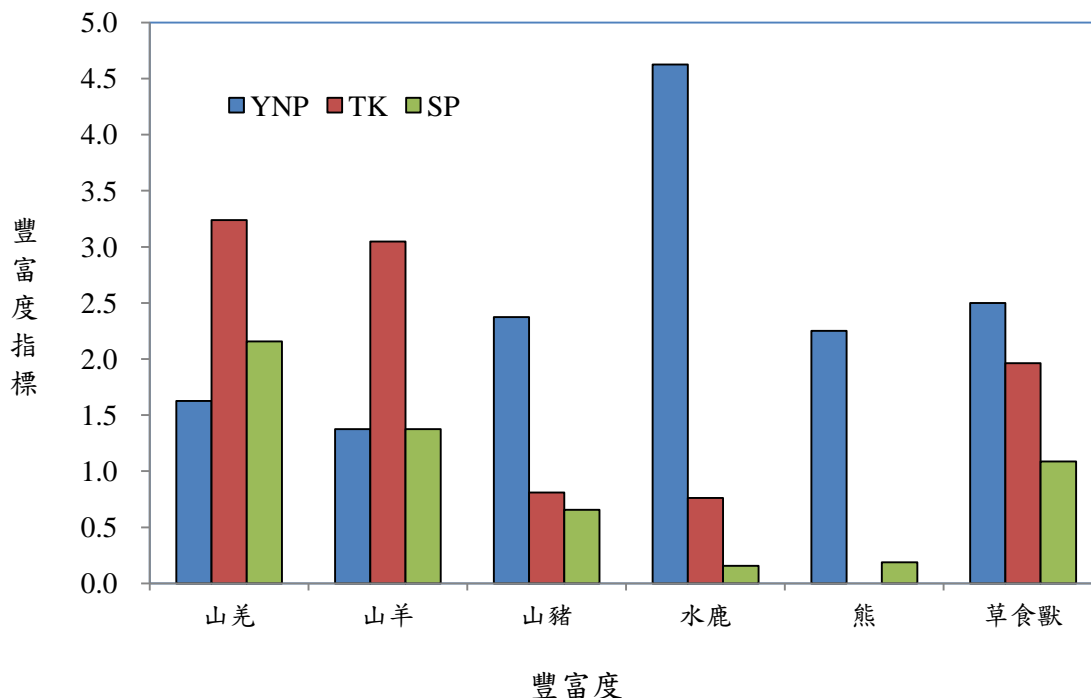


圖 3-5.10、三個國家公園熊類及四種偶蹄目(草食獸)動物之豐富度指數。在一調查樣帶上，每隔 100 m 記錄該次樣帶內及其附近各種動物痕跡之有無情況，有為 1，無則 0，故 500 m 樣帶累計總積分為 0-5 不等，表該物種豐富度指數。

我們合併雪霸雪霸、太魯閣和玉山國家公園調查黑熊分布的資料，在 11 個樣區裡有 6 個樣區沒有發現任何熊痕跡，包括祖輪-朝敦、塔山、清水大山、大霸四秀和無名-老松山區等。為了分析野外黑熊的偵測度，將調查樣帶對應至 4\*4 km<sup>2</sup> 之網格，共對應到 32 個網格。扣除不滿一完整 500 m 穿越樣帶的網格、以及只有一段樣帶的網格，則有效調查網格數為 15 個(附錄四)。

本研究樣區之佔據率原始估計值為 0.4(naïve estimate，及調查樣點中記錄到目標物種之比例)。在單季模式下，我們估算黑熊的棲地佔有率( $\psi$ )和偵測率( $p$ )。在模式的選擇上，考量國家公園地區、狩獵活動有無、人為可及程度(步行需時天數)、海拔、偶蹄類動物豐富度指數等因素，結果以  $\psi(\text{area+hunting}), p()$  最合適，AIC wgt(權重)為 0.5(表 3-5.2)。也就是說，在此最佳模式下，黑熊痕跡之偵測率為 0.6，在玉山、雪霸和太魯閣國家公園三區之佔據率分別是 1、0.19 和 0，顯示出於三個地區紀錄黑熊活動狀況之差異。而在無狩獵狀況下的佔據率為 1，然於有狩獵狀況下的佔據率，則僅為 0.000096，顯示狩獵活動對於發現黑熊活動紀錄的顯著影響。

表 3-5.2、台灣黑熊棲地佔據率之模式選擇結果。

Model <sup>a</sup>	AIC <sup>b</sup>	$\Delta$ AIC <sup>c</sup>	$\omega$ <sup>d</sup>	Likelihood	N <sup>e</sup>	-2*LogLike
$\psi(\text{area+hunting}),p()$	39.2	0	0.5	1	5	29.21
$\psi(\text{area+day}),p()$	41.45	2.24	0.16	0.33	7	27.45
$\psi(\text{area}),p()$	41.85	2.64	0.13	0.26	4	33.85
$\psi(\text{area+hunting+day}),p()$	42.49	3.28	0.09	0.19	8	26.49
$\psi(\text{area+hunting+ele}),p()$	44.49	5.28	0.04	0.07	9	26.49
$\psi(\text{area+mammal}),p()$	45.92	6.71	0.017	0.034	7	31.91
$\psi(\text{hunting}),p()$	46.66	7.45	0.012	0.024	2	42.66
$\psi(),p()$	46.97	7.76	0.01	0.02	2	42.97
$\psi(\text{area+ele}),p()$	47.44	8.23	0.0082	0.016	8	31.4
$\psi(\text{day}),p()$	48.46	9.25	0.0049	0.0098	4	40.46
$\psi(\text{hunting+day}),p()$	49.21	10	0.0034	0.0067	5	39.21
$\psi(\text{ele}),p()$	50.35	11.14	0.0019	0.0038	5	40.35
$\psi(\text{hunting+mammal}),p()$	50.96	11.75	0.0014	0.0028	5	40.96
$\psi(\text{mammal}),p()$	51.08	11.87	0.0013	0.0026	5	41.08
$\psi(\text{day+mammal}),p()$	51.29	12.08	0.0012	0.0024	8	35.29
$\psi(\text{hunting+ele}),p()$	51.76	12.55	0.0009	0.0019	6	39.76
$\psi(\text{are+day+ele+hunting+mammal}),p()$	54.06	14.85	0.0003	0.0006	15	24.06
$\psi(\text{day+ele}),p()$	54.44	15.23	0.0002	0.0005	8	38.44

<sup>a</sup> $\psi(), p()$ ：棲地佔有率與偵測率在不同樣點或時間均為一固定值。其中變因area、hunting、day、ele、mammal分別表示國家公園三地區、樣區網格上是否有發現狩獵痕跡。人為可及程度(步行需時天數)、海拔、偶蹄類動物豐富度指數。

<sup>b</sup>AIC：Akaike's Information Criterion。

<sup>c</sup> $\Delta$ AIC：該模式AIC值和第一個模式相較所之差值。

<sup>d</sup> $\omega$ ：Akaike's Information Criterion 加權指數。

<sup>e</sup>N：模式估算中的參數個數。



## 第四章 討論

### 第一節 青剛櫟果實豐富度與台灣黑熊活動情況

殼斗科(Fagaceae)植物在全世界主要分布在北半球的溫帶和亞熱帶地區，其果實是堅果，提供生活於這些地區的熊類以及許多其他野生動物的秋冬季或入冬前的重要食物來源。櫟樹在森林中的組成、數量和分布，以及季節性的結果和其果實產量的差異，遂造成食物資源的可得性和豐富度於時空上的變動，從而影響野生動物群落的組成(Koenig and Knops 2005, McShea et al. 2007)和族群動態(Wentworth et al. 1992, Elkinton et al. 1996, McShea 2000, Greenberg and Parresol 2002)。因此，部分學者甚至建議，將櫟實的功能視為影響森林群落動態和動植物交互作用的關鍵資源(keystone resource; Wolff 1996, McShea and Healy 2002)。

櫟樹的果實產量具有相當的變異程度，從櫟樹個體間、族群間、同種間到年間(Koenig et al. 1994, Koenig and Knops 2002)，其年間的果實產量變化又與環境因素有密切相關(Johson et al. 2002)。櫟樹的結果現象和結果量也受很多因素影響，包括遺傳、植株空間分布、氣候、動物活動、疾病及微棲地條件等(Greenberg and Parresol 2002, Koenig and Knops 2002, Lusk et al. 2007)。本研究大分地區於研究期間有設置氣象站，本想透過長期的氣象資料收集，探討其與該地青剛櫟結果狀況之關係，然因人為下載資料的誤差，導致無法累積長期性的持續資料，影響對於當地青剛櫟結果物候變化的詮釋。雖然年降水量、氣溫等氣候因素對青剛櫟果實產量和結果物候的影響需更長時間的監測資料方能釐清，但我們也發現越接近果熟期的颱風季的強風、豪雨，例如今年的9月20日的天兔強颱，對玉山國家公園造成森林及土石之嚴重破壞，同時也造成果實大量掉落，降低該年產果量，此與前期之觀察結果相似(黃美秀等 2009)。加上有鑑於全球氣候變遷於保育議題上的重要性，本研究建議持續加強此區的氣象資料和青剛櫟結果之持續收集作業，作為探討及監測玉山國家公園地區台灣黑熊族群之重要因素。

植物生長現象的發生和持續時間受環境因素影響，如光照、溫度、降水及相對濕度等，以及與部分生物因子的交互作用(李昭宗 2003, 李權裕等 2004, Justiniano and Fredericksen 2000)。在美國東北部，研究者回顧1939-2003年的文獻，針對7種殼斗科、14種非殼斗科植物，時間尺度涵蓋3-39年，探討物種生命史特徵對果實產量年間變化的影響，發現當殼斗科樹種間的物候現象相似度越高，果實產量的結果也越接近。因此，就森林經營者對野生動物的策略而言，應該是試圖增加樹種的多樣性，以避免全面性的果實產量低落，而造成對野生動物的負面



影響(Lusk et al. 2007)。

在台灣，殼斗科與樟科植物構成台灣中海拔主要之林帶。依台灣植物誌(Flora of Taiwan)，殼斗科植物共59種，分為栗屬(*Castanea*)、水青岡屬或山毛櫸屬(*Fagus*)、栲屬或苦槠屬(*Castanopsis*)、稠屬(*Cyclobalanopsis*)、石櫸屬(*Lithocarpus*)、槲屬(*Limlia*)、柯屬(*Pasania*)、櫸屬(*Quercus*)共8屬(Liao 1996)，但若扣除部分引進種和變異種，則原生的殼斗科植物共7屬，40餘種。本研究及過去的究資料一致，顯示台灣黑熊會普遍利用的殼斗科果實(附錄一)，然綜觀各地區的野外紀錄發現，青剛櫸仍為最常見的樹種。這除了與其廣佈的特性之外，即從海平面到兩千公尺的中低海拔山區(柳楷 1968)，應該也與黑熊對其選擇性有關，因為有些常見的種類仍鮮少發現其食用的痕跡，如大葉校櫸(*Pasania kawakamii*)、三斗石櫸(*Lithocarpus hancei*)等。

歷年來由種子陷阱收集落果的情形可知，大分地區10月至隔年1月為青剛櫸結果主要時期，自11月始有較成熟且大量的青剛櫸果實生產，11月和12月則為果實生物量和動物利用的高峰，但動物的利用可持續至1月，而2月則不論是果實數量或重量皆大幅下降。故11月和12月果季為影響本區野生動物覓食的關鍵時期(林冠甫 2008)。櫸實被動物掠食是限制櫸林的更新的重要因素之一(Chambers and MacMahon 1994, Sun et al. 2004)。現場觀察發現，落地的果實通常很快便被動物移除，或被昆蟲蛀蝕，或發霉腐朽，導致有效的種子庫存量大減，地上落果至次年2月不及0.1顆/m<sup>2</sup>。此與在其他溫帶及熱帶的櫸林的觀察相似，這些森林櫸實被動物掠食的壓力通常很大，有時甚至幾近移除了該年生產的全部櫸實(Chambers and MacMahon 1994, Sun et al. 2004)。因此，就大分的青剛櫸而言，藉由種子雨及土壤種子庫的機制而達到族群更新的程度可能相當低，此與現場難得見到獨立幼苗或幼樹的情況相符。由於大分地處乾燥，土質鬆動易崩，自然或動物活動的擾動頻繁，加上青剛櫸萌蘗(sprout seedling)力強，因此短期內大分地區的青剛櫸優勢森林的植群社會應該可以維持。

除了發現台灣黑熊利用的新紀錄樹種(如銳葉高山櫸、大葉石櫸、杏葉石櫸)之外，本研究顯示殼斗科植物對於黑熊的普遍重要性(Hwang et al. 2001, 黃美秀等 2010b)。在許多有殼斗科植物分布的地理區，森林性的熊類(如美洲黑熊[*U. americanus*]及亞洲黑熊)與殼斗科森林之間有密不可分的關係(Vaughan 2002, Hwang et al. 2002, McDonald and Fuller 2005)。這些地區的黑熊，包括台灣黑熊，於秋冬季，值堅果大量結果時，會出現大量覓食堅果的現象(reviewed by Hwang et

al. 2002, Kirkpatrick and Pekins 2002)。此時期的覓食活動和秋季堅果的產量對於黑熊的移動、活動範圍、食性組成、營養、母熊生殖率、幼熊存活狀況有亦皆有直接或間接的影響，甚至影響黑熊被人類獵捕或是人熊衝突的程度(Hashimoto et al. 2003, Mattson 1998, Vaughan 2002, Costello et al. 2003)。例如，在日本，當黑熊主要食物的堅果產量低時，熊會大量集中到農田鄰近區域，可能導致人熊衝突，在管理上遂導致對熊做出致死性的處理(Doby et al. 2005, Sato and Endo 2006)。

大分青剛櫟的產量、結果時間會影響造訪此區黑熊的數量，以及熊隻停留的時間(Hwang 2003, 林冠甫 2009)。但是黑熊活動範圍較大、移動距離較長，對於大分的利用情況遂可能受大尺度地景下的食物資源狀況所影響(Carlock et al. 1993, Ryan et al. 2004)。例如，2012年，玉山國家公園東境土多滾至多美麗地區鬼櫟大量結果，廣泛出現黑熊上樹取食果實的折枝。但同一時期於大分地區發現黑熊的活動痕跡，則相對地稀少。由於目前我們尚未對其他黑熊的食物資源進行長期監測，故若逢大分青剛櫟欠年或整個區域性食物資源短缺時，就可能缺乏足夠的資訊而無法提出適當地預防性的應變管理策略。對於台灣黑熊這樣的小族群，任何的非自然個體死亡對於整個族群延續性上都是相當大的考驗(林容安 2012)。因此，持續及擴大重要殼斗科果實的監測，以及強化大尺度和區域性食物棲地特徵的釐清，對於黑熊的行為模式、族群及棲地經營管理益顯其重要性(Oka et al. 2004, Ryan et al. 2007, Koike 2010, Ngoprasert et al. 2011, Kozakai et al. 2013)。

一般大型哺乳動物具有較為廣泛的食性，會因應食物資源的可得性而改變牠們的資源利用和食物組成，故食性常呈現出季節性或區域性的差異(Feldhamer 2002, Davis et al. 2006)。同時，牠們也會改變移動、活動範圍和空間利用型式，以配合環境中資源的時空變動性，因而使得動物族群的分布和相對數量產生時間或空間性的變化(Mauritzen et al. 2001, Edwards et al. 2009)。例如，美洲黑熊於秋季會因櫟實的生產，而離開其春、夏季活動的區域，移動並聚集到有豐富櫟實來源的地區(Garshelis and Pelton 1981, Vaughan 2002)。日本的亞洲黑熊在夏季則會利用高海拔地區(2,100-2,300 m)，但到了秋季，則會下降到中、低海拔地區(1,000-1,500 m)，覓食堅果和尋找冬眠的窩巢(Izumiyama and Shiraishi 2004)。

台灣黑熊的相對豐富度於大分青剛櫟季的年間變化，與青剛櫟果實產量的年間變化相符，亦與過去捕捉繫放和無線電追蹤的結果一致(Hwang 2003; Hwang et al. 2010)。在青剛櫟結果季時，尤其是堅果盛產時，如 2008 年，除了可能吸引較

多的台灣黑熊個體移動到大分的青剛櫟林內覓食櫟實之外，牠們全日的活動程度也隨之提高，停留在大分地區的時間也會因櫟實產量豐富而延長(Hwang 2003, Hwang and Garshelis 2007)。這些狀況皆會導致大分地區於青剛櫟結果季，尤其是豐年，有顯著較高的台灣黑熊相對豐富度，包括痕跡或 OI 值。

和台灣其他區域的黑熊痕跡密度比較，即使是較高密度的中南部山區：關東松轆轤山區平均每公頃3.8個痕跡為最高，玉穗山區(3.1)、內本鹿(2.5)、伊加之蕃(1.9)、中平林道(1.5)、卑南橫斷(1.3)(蔡幸蓆 2011)，都是遠遠低於大分地區的痕跡密度。另從局部樣區的尺度來看，大分地區之樣帶T4歷年來為黑熊活動痕跡較高比例的樣線，或許與T4為稜線地形較常被動物利用，及其地理位置位於河流旁，可能為熊隻往來不同山系稜線的途徑。此結果與當地經常活動山林的原住民的描述一致。

台灣黑熊為雜食性動物，食物來源包括植物性食物、昆蟲和哺乳類動物等；排遺分析發現有99%的排遺含有植物性食物，食性在春夏季以草本植物和漿果類為主，秋冬季則以堅果為主，其中殼斗科植物的果實更是主要的食物來源(Hwang et al. 2002)。長期記錄動物的食性能幫助釐清其棲地狀況的變動，特別是那些需要迅速保育方針的低密度或瀕危族群(Nave et al. 2006, Koike et al. 2013)。然關於亞熱帶熊類的食物及其環境變動的相關研究並不多，在日本丹呷(Tanzawa)山區，Koike等人(Koike et al. 2013)以熊排遺分析、毛髮同位素等方法分析過去40年的食性資料，發現此區黑熊的食性組成上有著年代間的差異，2000年之後的熊食性顯示取食了較多的肉類。在台灣，先期研究台灣黑熊的結果顯示，大分地區青剛櫟結果季時，大量的青剛櫟樹上出現爪痕和折枝痕跡，櫟實在排遺的出現頻度超過90%，但在1999年和2000年分別佔排遺相對重要性(relative volume)的76%和95%(Hwang et al. 2002)。本研究累計7年的結果也顯示青剛櫟結果季時，青剛櫟的出現頻度與相對重要性皆超過90%，但青剛櫟堅果於黑熊的食性組成比例於年間的變異程度較前期的觀測值低。這或許也反映出樣區哺乳動物獵物豐富度的相對變化，因為根據研究團隊長期於樣區的觀察結果發現，水鹿目前為樣區豐富度最高的大型哺乳動物，與早期為山羌略異，而後者為黑熊最常見的獵物。故當青剛櫟結果不佳時，與其獵捕山羌，黑熊轉而成功捕食水鹿的機會也偏低，不僅會影響黑熊的食性，也可能會縮減黑熊停留大分地區的時間。

中國和日本的亞洲黑熊食性研究也有相似的發現，黑熊在秋冬季皆以櫟實等堅果類為主(Schaller et al. 1989, Reid et al. 1991, Huygens and Hayashi 2001,

Hashimoto 2002, Hashimoto et al. 2003)。日本中部山區(Misaka Mountains)的亞洲黑熊研究顯示(Koike 2010)，堅果類的相對重要性為26-61%，漿果類為31-50%。本研究的漿果類平均出現頻度與相對重要性僅為3.4%、2%，此差異可能與取樣的代表性有關，因為我們調查涵蓋的區域不及10 km<sup>2</sup>，多在青剛櫟優勢林下，無法整體性的代表黑熊在大尺度(如玉山國家公園)的食性狀況。另外排遺多集中在秋冬季檢獲，造成無法瞭解黑熊於其他季節食性的情況。目前野外記錄台灣黑熊食用的植物性食物共有78種(附錄一)，亦顯示出本研究的食性僅能代表大分地區秋冬季黑熊的食性。長期研究熊類的主要覓食食物類別及其食物棲地的可得性，對於未來要瞭解熊的覓食生態，以及證明哪些因素會影響他們的行為是相當重要的(Koike 2010)。由於動物食性組成的改變也可以釐清植物社會結構、分布及物候因為全球化及人為活動，或某些生物族群過度增長的影響 (Bowyer et al. 2003, Sato et al. 2004, Côté 2005, Dérocher et al. 2004, Laidre and Jameson 2006, Rodríguez et al. 2007)。因此未來的研究仍有必要持續監測台灣黑熊的食性變化，以期釐清其與族群趨勢之間的關係。

本研究期間所收集到的排遺，樣本主要集中於青剛櫟結果季，而且此季節收集的樣本多在大分的青剛櫟森林中發現，大部分排遺內含物為青剛櫟果實，這應該與研究者調查活動密度於空間和時間的分布不一有關，此無疑將導致研究資料僅能反映出台灣黑熊於青剛櫟結果季時在大分地區的食性特性，而無法全面性地代表此物種於玉山國家公園全年性的食性，亦不足以有效地解釋整個台灣黑熊食性於季節上的差異。因此，為充分瞭解野外台灣黑熊的食性，本研究建議黑熊排遺樣本的收集應該增加大分以外的其他地區，以及於非青剛櫟結果季進行，同時應該考量配合其他調查方法如覓食痕跡，或是穩定同位性分析目標物種毛髮 (Robbins et al. 2004)，以期完整呈現台灣黑熊的覓食習性。

## 第二節 玉山國家公園台灣黑熊族群遺傳研究

### 一、野外台灣黑熊遺傳檢測技術平台及微衛星基因座之個體鑑別率

野外獲得黑熊排遺樣本中DNA品質不一，為了提升效率，先扣除不新鮮排遺樣本。進而以擴增黑熊排遺中粒線體DNA的D-loop序列，做為判斷萃取野外黑熊排遺DNA成功與否與品質的依據。粒線體DNA在哺乳類動物細胞中副本數(copy number)有數百個甚至數千個，遠高於如微衛星基因座的核DNA(一個細胞中只有2-4套)，PCR擴增粒線體DNA相對容易。因此，若無法成功擴增粒線體

D-loop序列的排遺樣本，就可忽略並捨棄微衛星基因座的擴增。如表3-4.5所示，通過D-loop測試的排遺DNA皆能成功增幅至少6個以上的微衛星基因座。因此，建立黑熊排遺新鮮度與利用粒線體DNA擴增成功與否來判斷排遺DNA萃取純化成功率，可提升微衛星基因座的擴增效率。

本研究利用Shih等人(2009)從台灣黑熊基因體中所篩選出的10組微衛星基因座中的其中8組進行分析。若利用血液所純化DNA，則原10組微衛星基因座 (UT1、UT3、UT4、UT23、UT25、UT29、UT31、UT35、UT38) PCR擴增再現性高，但若從排遺中(尤其野外獲得排遺)萃取純化DNA為模板，特定微衛星基因座擴增再現性變差。去年以UT1、UT4、UT25、UT29、UT35與UT38此6組基因座進行個體辨識。今年研究再加入其餘3組微衛星基因座UT3、UT23與UT31以增加個體個別鑑定之正確性。不選用UT36的原因為此微衛星基因座的引子在PCR擴增野外黑熊排遺的成功率偏低，無法有效的鑑別標記。另，UT23微衛星基因座雖能成功進行PCR擴增，但其毛細管電泳的波形圖訊號過於雜亂，無法有效辨別其正確基因座波形與片段之長度，因此將這2組引子從十組中剔除，共使用8組微衛星基因座進行分析。

本研究以8組微衛星基因座分析2009-2012共166個有效排遺樣本，經由GeneCap軟體鑑別出73頭個體。以73頭個體，分析8組微衛星基因座之對偶基因型與基因頻率後，鑑別出4年來台灣黑熊個體之個體鑑別率為 $5.25 \times 10^{-9}$ (P(ID)HW)以及 $7.68 \times 10^{-4}$ (P(ID)sib)(表3-4.4)。顯示若利用本研究所採用8組微衛星標記其鑑別力足夠做為族群估算的工具。若依各基因座的期望異質度(HE)由大到小(亦既P(ID)HW或是P(ID)sib在各微衛星基因座中的數值由低排到高)的順序UT31、UT35、UT38、UT29、UT3、UT25、UT4、UT1進行個體鑑別率的計算，發現而P(ID)sib則是在前5個基因座組合所算出的個體鑑別率值為 $5.743 \times 10^{-3}$ ( $< 0.01$ )(圖3-4.2)。

個體鑑別率(P(ID)HW)其實是以整個族群的基因型頻率所統計出來的期望值，是指族群中隨機兩相異的個體卻享有相同的基因型的機率，其中期望個體鑑別率(P(ID)HW)的假設是符合哈溫平衡下的族群，或是另一個解釋是族群中的個體間皆不互為有親屬關係，因此兩隨機個體擁有相同的基因型的機率是非常低的，個體鑑別率絕對比實際情況還要低，通常以此當做個體鑑別率最寬鬆的數值。而親屬個體鑑別率(P(ID)sib)則是較為保守的假設而得到的數據(Waits et al. 2001)，因為其假設是族群中的個體間皆互有親屬關係，因為有親緣關係的個體有較高的

基因型相似度，所以有較高的機率是兩不同個體擁有相同的基因型組合之情形，個體鑑別率絕對比實際情況還要高，通常以此當做個體鑑別率最保守的數值。因此我們就以最保守的親屬個體鑑別率來看，只要選出其中5個微衛星基因座，即可達到低於0.01的建議標準，又其中5個基因座的組合中，以UT31、UT35、UT38、UT29、UT3的組合擁有最低的個體鑑別率。我們建議若要分析野外台灣黑熊的族群量，可以利用上述的5個微衛星基因座之組合來進行估算，即可在減少實驗成本與時間的情況下，可有效進行族群量估算。

## 二、大分青剛櫟結果季台灣黑熊遺傳多樣性

本研究之8組微衛星基因座每個基因座的對偶基因數目(k)為3-14個，以UT1最少，UT31最多，平均為7.6個。所檢驗73頭台灣黑熊個體中的有效對偶基因( $N_e$ ，即在分析族群遺傳親緣時具有影響力的對偶基因數目)數目，從1.8至8.6個，也是UT1最少，UT31最多，平均4.6個。平均實際對偶基因數高於有效對偶基因數，顯示每個基因座的實際對偶基因數足夠來分析2009-2012年大分青剛櫟結果季黑熊族群的遺傳結構。另外，8組微衛星基因座各基因座的多態信息量(PIC)皆大於0.25，平均PIC值為0.691，表示各基因座的遺傳訊息多型性適合分析其遺傳多樣性、台灣黑熊親緣關係與遺傳結構(表3-4.4)。

在分析大分青剛櫟結果季黑熊的遺傳多樣性方面，理論異質度(HE)的部分，由結果可知，除了UT1(0.437)、UT4(0.654)及UT25(0.683)基因座之理論異質度小於0.7之外，其餘微衛星基因座的理論異質度皆大於0.7，平均為0.734。依照Paetkau(2003)利用5-7個基因座調查21個熊科族群(包含棕熊、美洲黑熊與懶熊)所得到的遺傳資訊指出，避免遺傳資料錯估，遺傳平均理論異質度的範圍最好落在0.7-0.8之間，本研究的理論異質度平均正好介於這個範圍之內。若要從大而連續的族群來看，Paetkau等人(1998年)以8個微衛星基因座，分別針對北美洲不同地區的美洲黑熊、棕熊與北極熊族群檢測出的理論異質度範圍分別為0.428-0.819、0.265-0.762與0.61-0.643。該作者指出同一物種的理論異質度範圍正好反映了不同地區遺傳多樣性與遺傳交流程度的差異性，如居住在科達克島(Kodiak Island)上的棕熊族群，其理論異質度只有0.265；不同地區的北極熊族群平均理論異質度皆略低，但差異不像美洲黑熊和棕熊一般大，顯示北極熊較無被隔離族群的可能；美洲黑熊族群中較多偏高的理論異質度反映出其族群的大小。整體來說，美洲黑熊的數量為三種熊之冠，其次為棕熊，最後為北極熊(Paetkau et al 1998)。另

就亞洲黑熊來看，日本不同地區的亞洲黑熊族群，使用6微衛星基因座檢測所得理論異質度為0.66 (Iwate，本州岩手縣，Saitoh et al. 2001)、0.702 (Kinki，近畿)和0.737 (Honshu，本州中部，Ohnishi et al. 2007)。南韓智異山國家公園 (Jirisan National Park)中於2004年重新引入的24隻來自北韓與俄羅斯的亞洲黑熊，以16組微衛星基因座檢測出其理論異質度分別為0.676與0.648 (Kim et al. 2011)。若以被隔離的族群來看，日本四國(Chugoku)西部的3個黑熊族群，以6微衛星基因座檢測出的理論異質度為0.229-0.311(Saitoh et al. 2001)或0.545-0.630(Ohnishi et al. 2007)。

將本研究所得出之理論異質度與以上不同地區及熊類族群相比，台灣黑熊的理論異質度較接近連續性族群，並明顯高於被隔離之族群。另外，大分地區所檢測到觀測異質度( $H_o$ )，除UT3、UT25、UT31與UT35外，均高於理論異質度( $H_E$ )，顯示台灣黑熊目前尚維持著合理範圍內的遺傳多樣性。除此之外，FIS值為近親交配指數，若數值大於0則代表有近親交配的可能，數值小於0則代表遠親交配的可能，等於或接近0時，表示趨向隨機交配的可能。本研究中的各微衛星基因座FIS值均接近0，平均(0.0341)也接近0，代表玉山國家公園的台灣黑熊族群尚無近親衰退問題。綜合以上結果，顯示玉山國家公園大分地區在青剛櫟季所聚集的台灣黑熊仍保有相當的遺傳歧異度。

### 三、玉山國家公園大分青剛櫟結果季台灣黑熊族群結構

由2009-2012年大分地區所收集排遺，經確定黑熊個體後，以STRUCTURE軟體分析大分地區台灣黑熊之遺傳分群狀況。STRUCTURE的分群原理為分派法(assignment)，將每一個體依基因型與基因型頻率進行分群(assign)歸類，最後由K最大值為最可能的分群。K指的是分群的每個分群間遺傳差異值，當K到達高點時，表示在此分群數時，群與群間的遺傳差異是最大，因此可以最為分群依據。本研究結果顯示73頭個體分成三群時K最大(圖3-4.4)。因此，我們將2009-2012年玉山國家公園大分青剛櫟結果季台灣黑熊族群分成3群，建立起個體間族群遺傳結構(圖3-4.5)。此外，我們也利用Population軟體建構每個個體之親緣關係樹，其原理為分別計算個體之間的遺傳距離矩陣，將個體依照距離的遠近繪成親緣關係樹，結果如圖3-4.6。檢測出的73個熊個體被分派至3個大類群(clade)中。此結果與STRUCTURE分析一致。但這樣的遺傳分群，與大分地區青剛櫟季所聚集黑熊之遷徙行為、棲地與地理間的關係，尚待更進一步研究。

Itoh(2012)與Straka(2012)等人將日本北海道與喀爾巴阡山脈的棕熊族群以此軟體進行分群檢測，得出之最佳分群數皆小於實際的地理觀測結果。亦即，在北海道東部，因天然與人為障礙將此地區劃分為6個區塊，而以STRUCTURE檢測得出的最佳分群數為3群，此分群結果可證實不同區塊的熊之間不受地理限制的影響，進而有基因交流的現象。喀爾巴阡山脈的棕熊族群經STRUCTURE檢測分群結果分為東、西2群，也與原先地理區隔出的4群有所差異。以熊類而言，公熊會進行長距離播遷，雌熊則偏向留在原棲地。從STRUCTURE檢測的結果搭配地理上的觀測，就可以看出基因交流的模式。因此，遺傳分群結果若能搭配實際地理資訊與遷徙觀測結果，將能更能解釋遺傳分群意義。

本研究中的排遺樣本皆採自大分地區，大分為冬季青剛櫟季時黑熊出現的熱點，來自不同地區的黑熊會在此暫時停留，因此我們無法得知此處的黑熊從何而來，又回哪裡去。STRUCTURE的分群結果只能得知聚集個體的遺傳結構，若要得知更進一步的資訊，需搭配個體無線電追蹤，以及擴大遺傳樣本收集的範圍至其他山區，分析其遺傳資訊後才能瞭解遺傳分群意義。

#### 四、玉山國家公園大分青剛櫟結果量與台灣黑熊個體關係

在2010與2011年大分青剛櫟結果季有較多重複出現的個體，而此兩年所拾獲的排遺樣本數也較2009(n=17)與2012(n=30)為多，因此若以2010與2011的結果來看，34頭個體當中有8頭在青剛櫟季時回到大分，對照前兩年的青剛櫟結實狀況顯示此兩年的青剛櫟產量僅次於2008年(Hwang et al. 2012)。因此可以推論此8隻台灣黑熊個體可能是受到豐富的食物量吸引而重複前來。其中有一隻個體(YNP28)連續四年都出現在大分地區，是少數無論欠年豐年都造訪大分的黑熊，或是大分是YNP28常年棲地；另外一隻個體(YNP27)則是跳過了結果量還算豐盛的2011年，在結果量較不佳的2012年重複出現。早期的無線電研究顯示，台灣黑熊的活動範圍變異很大，有超出玉山國家公園範圍的個體，也有持續待在國家公園境內的個體(Hwang et al, 2010)。將YNP27與YNP28的重複出現模式與先前的研究結果比對，可以推測YNP27有可能在2010年的青剛櫟季結束後就離開玉山國家公園的範圍，而YNP28則有可能持續在國家公園境內走動。之後若有進一步的無線電追蹤研究，應能獲得更多的資料，搭配遺傳所得的數據，將可呈現玉山國家公園台灣黑熊行為的更多樣貌。

本研究於2009-2012年間，透過大分地區青剛櫟季撿拾的熊排遺，檢測出73



隻不同個體，然年間青剛櫟季個體的數量隨當地青剛櫟果實的生產量而變異很大，個體數從3至35隻不等。開放性的族群估計模式顯示活動大分地區的黑熊有93隻，但也因再捕獲率偏低(2011年0.15, 2012年0.26)，導致較高值之標準偏差(95% Conf. interval: 0-296)。本研究利用遺傳所檢定出的個體數量，或後續利用重複獲得相同個體(capture and recapture)所估計的族群數量，並非指長期滯留大分地區的族群數量。因為大分取樣的範圍不及5 km<sup>2</sup>，黑熊為取食當地的櫟實而移入大分地區，造成時間上區域性黑熊相對數量的變動。因此，此數值的意義在於玉山國家公園地區在青剛櫟結果季會利用大分地區的潛在黑熊數量。如果有些轄區內有些黑熊個體終其一生都不會利用大分地區，則此數值將為一個低估的情況。欲釐清此差距，除有必要瞭解玉山國家公園黑熊族群個體間對於利用大分地區的差異性之外，族群動態的掌握仍須瞭解這些個體於國家公園地區，包括對於大分地區以外的棲地利用情況。

### 第三節 高山型國家公園之台灣黑熊族群概況

痕跡調查法是一種相對較為便宜有效率的監測方法，尤其對於族群數量稀少，生性隱蔽的物種，許多熊類研究利用此種痕跡調查來證實熊分布由無的常用的簡便方法(Clevenger and Purroy, 1996; Cuesta et al., 2003; Augeri, 2005; Rios-Uzeda et al., 2006; Karamanlidis et al., 2007; Liu et al., 2009)。泰國、馬來西亞、寮國和緬甸等亞洲國家也利用痕跡調查來瞭解及監測亞洲黑熊、馬來熊的豐富度，以釐清哪些因素會影響熊類對棲地的選擇，然而對於此種可應用在監測黑熊族群豐富度變化的工具，未來在應用上依舊會有一些挑戰(Augeri 2005, Steinmetz 2009, Steinmetz et al. 2011, Fredriksson 2012, Scotson 2013)。Steinmetz and Garshelis (2008)強調從痕跡豐富度的資料，要十分謹慎的推論族群數量在時間上或空間上的差異，因為痕跡的產生會有差異不僅是因為熊數量的變化，也與他們的覓食行為有所關連，但雖非絕對。

為了解台灣黑熊於全島的分布情況，2006-2008年我們也曾在於全島進行了20個鮮少黑熊出沒記錄之樣區的進行穿越線痕跡調查，結果顯示北台灣樣區(丹大保護區以北，10個樣區)僅發現11筆熊痕跡，而南台灣樣區(玉山國家公園以南至內本鹿樣區，5個樣區)則佔了整體痕跡的91%(n=236)，其中痕跡類型也有包含新鮮的排遺、腳印、熊窩和爪痕等覓食痕跡，顯示玉山國家公園以南至內本鹿此區塊是持續地有黑熊在活動(黃美秀等 2010b)。太魯閣與雪霸國家公園從過

往的結果顯示各國家公園發現熊的記錄頻度來看，玉山國家公園的單位面積的有熊記錄(0.396 筆/km<sup>2</sup>)分別是雪霸(0.074 筆/km<sup>2</sup>)及太魯閣(0.032 筆/km<sup>2</sup>)國家公園的 5.4 倍和 12.4(黃美秀等 2010b)。雖然各國家公園的調查努力量可能不同，但某種程度還是可以顯示出玉山國家公園的黑熊豐富度是較其他兩個國家公園高的。此結果與本研究記錄三個國家公園各區黑熊的相對豐富度狀況一致。

相較於鄰近的東南亞各國黑熊密度，在泰國保護區的山地常綠林(其植被組成以殼斗科和樟科為主，與台灣中低海拔森林組成類似)亞洲黑熊痕跡密度(僅計算一年內的痕跡)約為16筆/公頃(Steinmetz 2009)。假設共域的馬來熊與亞洲黑熊的痕跡數量相似，則寮國黑熊痕跡密度從10-13筆/公頃(Scotson 2013)，除了在寮國南邊低地的Xe Pian國家保護區，此區受到嚴重的狩獵壓力及人為相關的棲地干擾，而此區的熊痕跡密度為2.5筆/公頃(Scotson 2010)。本研究即便是目前黑熊豐富度較高的玉山國家公園，其痕跡密度(6.7筆/公頃)與東南亞的黑熊痕跡密度相較仍是有偏低的情況，更何況前者外國研究主要是針對近期的新鮮熊活動痕跡。至於雪霸和太魯閣兩個國家公園的熊密度則顯然比預期的要低很多，值得特別關切，值得進行密切族群監測。此現象雖可能受熊的生活習性及環境資源影響，但考量國家公園植被良好、環境合適的條件下，人為因素應該是最為關鍵的，推測台灣目前黑熊的族群密度可能處偏低的狀況。

目前發現的有熊樣帶皆分布於低中海拔之 500-2,500 m 範圍，本結果與前人於全島實地調查黑熊分布的結果比較(蔡幸蓂 2011)，有熊痕跡出現於海拔 1,000-3,000 m 地區，而同樣地在海拔超過 3,000 m 的區域都沒有發現熊痕跡。惟不同於前人研究，本研究在 500-1,000 m 海拔梯段有發現熊痕跡，推測因此次調查範圍位於黑熊出沒較為頻繁的玉山國家公園東境有關，此區的有熊紀錄也是目前全國分布海拔最低者(300 m 以下)，應與良好的植被環境，加上相較較少的人為干擾有關(黃美秀等 2010b)。

黑熊爪痕存留也是最容易發現的熊痕跡類型，時間可達 1-5 年甚或更久。本調查於各國家公園地區所發現的 46 個熊痕跡皆為樹幹上的爪痕，有時也可發現樹冠上的折枝，並沒有發現排遺、腳印等存留時間較短的痕跡。相較於在泰國保護區，亞洲黑熊痕跡調查結果亦顯示爪痕佔所有記錄痕跡的 60-90% (Steinmetz 2009)。相似的結果也見於寮國，保護區黑熊樹上爪痕占整體痕跡 81%。本調查樣區涵蓋各種不同的海拔梯度和棲地類型，然目前尚未發現其他類型熊痕跡，而且熊爪痕多數為超過一年以上的舊痕跡，這也是另一個值得我們懷疑整個樣區的

黑熊密度偏低的理由。雖說現有的台灣黑熊活動記錄海拔可達 3,700 m，但本研究在海拔 2,500 m 以上地區，並未發現任何熊痕跡，顯示黑熊對於高海拔偏低的利用程度，此與過往之記錄一致(黃美秀 等 2010b) 然。此情況是否與高海拔地區缺乏重要性的季節性植物性食物資源，亦或黑熊對於植物性和動物性食物選擇上的覓食策略有關，則有待進一步研究及探討。

本研究和過去研究皆發現，台灣黑熊較少利用中高海拔以針葉林較多的環境。美洲黑熊雖然有取食毬果松子的記錄，但台灣黑熊至今尚無類似記錄。由於國內原生毬果松子形小，我們亦推測台灣黑熊覓食毬果松子的機率不大，故可能導致黑熊對於針葉樹的利用偏低，樹幹上熊留下爪痕的機率遂偏低。然而，有些針葉樹的樹皮疏鬆粗糙，如鐵杉或二葉松，熊爪痕似乎較不容易發現，則或也可能造成部分針葉樹為主的植被環境的偵測率較低，但以我們檢視爪痕的經驗和過程來看，低估程度應該十分有限。這需要未來進行黑熊的捕抓繫放的研究，累積熊的更多生態資訊，瞭解他們在不同季節、海拔的活動區域及主要食物資源。

本研究佔據率模式(occupancy model)結果顯示三個高山型國家公園與狩獵是主要影響黑熊有無的重要因素，其中雪霸與太魯閣國家公園的黑熊佔據率明顯低於玉山國家公園。此三個國家公園區域性的差異，從地理位置來看，太魯閣與雪霸國家公園都位在丹大保護區以北，北台灣的人口數量(光是台北市、新北市與桃園縣人口約 860 萬人佔台灣 1/3 人口)所連帶的各項經濟活動、遊憩壓力都應會高於南部，例如台 7 甲縣道梨山至南山路段兩旁農作物田地是隨處可見。另外太魯閣國家公園內還有台 8 縣道路所穿越。道路容易破壞森林的連續性，造成棲地破碎化，可能會減少容許黑熊生存的空間，也可能使得黑熊因此容易出現在森林邊緣的果園或農田，被人當作麻煩或獵物而遭獵殺，或是更容易接觸到獵人或陷阱。

相較之下，位於南部的玉山國家公園擁有較大面積完整的棲地(包含了更南邊的關山野生動物重要棲息地)。雖然本研究在太魯閣國家公園內調查並無發現熊痕跡，但綜觀歷年太魯閣地區的黑熊活動記錄，園區內近年仍是有目擊或其他痕跡記錄，但仍顯示台灣黑熊於此區的活動為三個高山型國家公園中最低者。雖然野外調查發現該區有相對較高的人為干擾因素，如狩獵，或於清水山區和塔山地區附近便有部落，而祖輪-朝敦山區蓮花池區域以前為榮民種植果樹等人為活動，但該區在太魯閣國家公園，甚或雪霸國家公園地區整體的較大型哺乳動物豐富度卻沒有特別低的情況(圖 3-5.10)，因此人為干擾，尤其是狩獵活動，對於國

家公園境內台灣黑熊的影響，仍有必要進一步觀察和評估，故建議增加熊痕跡調查樣本，以及深入瞭解這些地區人為活動的情況，以期釐清二者之關係。

狩獵對於野生動物棲地利用的程度及行為反應有明顯影響(Laurance et al. 2006, Reynolds-Hogland and Mitchell 2007)。狩獵也為目前台灣黑熊族群存續之首要威脅因素(黃美秀等 2012b, 林容安 2013)。非法狩獵的壓力因地而異，但普遍發生於多數人們可及的地區，現今的狩獵活動大多發生於村落附近，交通方便或一、二日可到達的地方(Hwang 2003) (黃美秀等 2010b)。本研究及之前的全島性的熊痕跡調查顯示，調查樣區普遍有紀錄程度不一的非法狩獵的跡。尤其台灣黑熊的活動範圍廣大，大於上百平方公里，而無線電追蹤的熊也有半數活動於國家公園以外的範圍(Hwang et al. 2010)。這樣同時可解釋，在走路費時3天方可抵達的大分樣區，雖沒有非法狩獵活動，但黑熊仍有高比例因陷阱所致的傷殘。雖說台灣黑熊通常不是獵人偏好的狩獵物種，然逢機式，或陷阱所致的非選擇性的狩獵，皆可能無意造成台灣黑熊的死傷(Hwang 2003)。研究期間，根據可靠的消息，我們得知玉山國家公園鄰近村落位於卓溪鄉的獵人，約於三年前，便因黑熊陷阱陷阱，獵人於擒拿熊的過程中受傷。今年十一月，信義鄉一名獵人也在其欲捕捉山豬的陷阱上物誤捕黑熊，而於陷阱上發現熊自殘而後逃離現場所留下的兩根趾頭(附錄七)。對於狩獵物種，一般獵人傾向於看到就打，即“看到可以射擊的動物，就開槍”，鮮有性別、生殖情況、年紀、數量或保育等級的限制(林玉珮 2007)。故若動物數量若越多，被狩獵的機率越高。對於瀕臨絕種的動物而言，存續壓力可能會隨這些沒有選擇性的狩獵活動的增加而增加，或是在狩獵頻繁的地區，維持相當低密度的族群。

台灣黑熊為法定的I級保育類野生動物，嚴格禁止非法獵殺，但是非法獵殺或販賣黑熊的消息仍偶有所聞。雖說在一般情況下，人們通常不會刻意地搜捕黑熊，但是獵捕黑熊的誘因或動機依仍然存在(Hwang 2003)。因此，我們認為台灣黑熊所面臨的潛在獵捕壓力不容忽視，尤其是在道路系統相對較為方便的地區，如較低海拔或道路附近。在面臨現今社會、經濟背景及文化價值急遽變化之際，由於諸多變數及不確定性，我們恐難確定黑熊的狩獵壓力將在短期內降低。這些因素包括狩獵行為和技術的轉變，黑熊產製品的市場需求和價格，進入黑熊棲息地的道路增加，傳統文化對狩獵行為的限制式微，加上人們對熊的恐懼仍然存在。這些因素都將增加預測台灣黑熊未來命運的複雜性。

雖然非法狩獵黑熊的程度在國家公園有遞減的趨勢(Hwang 2003)，但於全島

的情況，或對台灣黑熊族群可能產生的衝擊仍不明朗。黑熊並非一般狩獵的目標物種，然本研究於部落訪查時仍有所聞，大部分的野外調查地區也皆發現程度不一的非法狩獵活動痕跡（黃美秀等 2010b）。為此，建議有關單位應該加強執法效能，查緝非法狩獵和買賣。然有鑑於山區交通不便，恐提高有效執法的困難度，故建議應該配合其他策略和作法，以有效遏止非法狩獵黑熊的任何活動。

對於上述人為活動對於玉山國家公園地區台灣黑熊的潛在威脅，本研究提出相關建議：(1)提出獎勵辦法，鼓勵民眾或管理相關人員報告遭誤捕的黑熊，以及警察取締偷獵。(2)除進行例行性自然資源監測之外，在人為活動頻繁的黑熊潛在分布地區，適時加強管理轄區的巡邏，尤其是狩獵活動較為活躍的秋、冬季節(Hwang 2003)。(3)執法單位加強不定期抽查非法營運之山產店，並鼓勵民眾檢舉非法買賣野生動物活動，以達遏止非法買賣之效。(4)獎勵當地居民參與黑熊保育或研究計畫，並協助發展或鼓勵非消耗性資源使用的社區發展計畫，例如結合野生動物體驗的生態旅遊等。(5)建議加強建立保育或管理單位與部落社區夥伴關係，進行野生動物保育宣導和意見交流，整合社區經驗和文化，並獲得社區認同，從而善用在地資源與力量，遏止非法狩獵和貿易，以達資源共管的雙贏成效。

## 第五章 結論與建議

台灣黑熊(*U. t. formosanus* Swinhoe, 1864)是亞洲黑熊分布於台灣的特有亞種。不僅攸關此物種於本島的保存，就在熱帶或亞熱帶森林具有高生物多樣性的地區而言，則能影響更大尺度的生物多樣性保護，具有庇護效應(umbrella effect)。因此，成功地保育此受威脅物種不僅關係著能否有效地保護該物種的野外族群，同時也保護到台灣全島大範圍的生態系及所屬生物多樣性。

目前台灣唯一長期進行台灣黑熊野外族群監測的研究計畫位於玉山國家公園，自 1998 年起長期於進行台灣黑熊之研究，這也是國內黑熊生態習性及保育科研資料累積最豐富的樣區，且為唯一進行捕捉繫放和無線電追蹤者。全島性的台灣黑熊分布調查及預測模式亦發現，玉山國家公園確認為目前唯一代表台灣黑熊族群之高密度樣區(high-density benchmark)。因此，此區黑熊族群可謂全島台灣黑熊之核心族群，對於維繫全島黑熊族群的存續力具有深遠的影響。

本研究於玉山國家公園東部園區持續八年的監測及研究結果顯示，大分地區為瀕危台灣黑熊及許多中大型哺乳動物之重要棲息地，該地優勢的殼斗科植物——青剛櫟的物候週期及結果變動，影響許多動物的活動模式、區域性的移動和季節性的豐富度變動。該地青剛櫟果實除了提供台灣黑熊及當地許多動物重要的季節性食物資源之外，對於監測園區台灣黑熊的族群動態及遺傳結構亦扮演著重要角色。為持續提升保育及研究台灣黑熊之成效，本研究建議如下：

### 1. 立即可行之建議：持續台灣黑熊核心族群之監測及研究

主辦機構：內政部營建署玉山國家公園管理處

協辦機構：大專院校等學術機構

大分地區為監測玉山國家公園台灣黑熊族群變動的重要樣區，具有代表性的指標意義。當地大分地區的青剛櫟堅果產量高時，台灣黑熊於秋冬季會有較多個體聚集至大分地區大量取食堅果的現象，且停留時間也較久，但於堅果產量不佳時，聚集於大分的黑熊個體或停留時間均較少。園區內大分以外的地區的重要食物資源的分布，亦會影響園區台灣黑熊的移動，以及區域性黑熊族群的相對豐富度變化，故建議進一步釐清其他可能影響台灣黑熊族群變動或個體移動模式的關鍵因素或地點，以協助經營管理及保育策略之擬定。

繼 1998-2001 年第一期的無線電追蹤台灣黑熊之研究計畫之後，我們亦建議進行第二階段之捕捉繫放，並利用人造衛星無線電技術追蹤台灣黑熊，以深入瞭

解野外台灣黑熊之季節性活動和移動模式，以及對棲息環境的利用模式。此不僅有助於深入了解野外台灣黑熊之生態習性，同時可藉此技術探究可能威脅族群之因素和壓力(如死亡率、非法狩獵程度)，以及棲地劣質化的區域，以瞭解該物種目前於園區之族群保育現況。

族群的數量和結構，以及遺傳多樣性是保育瀕危物種的必要且重要資訊。為有效釐清玉山國家公園台灣黑熊之族群和遺傳資訊，本研究建議以已建置之分子標誌分析平台為基礎，遺傳樣本的取樣區域除了大分之外，進一步擴大取樣的地理範圍，並增加不同季節的樣本來源。同時有必要欲進一步釐清台灣黑熊於本島之整個族群遺傳結構及空間分布狀況，則另需增加於玉山國家公園以外地區的樣本收集，此資訊將助益全島性的有效保育單位和相關保育策略之擬定。

## 2. 中長期性建議：強化長期生態監測及跨域性研究計畫整合

主辦機構：內政部營建署玉山國家公園管理處

協辦機構：大專院校等學術機構

大分地處偏遠，玉山國家公園成立以來，該區人為干擾活動稀少，許多野生動物族群有增加的趨勢，包括台灣黑熊。除了大分地區之外，園區內重要的黑熊食物資源的分布和豐度，以及各種潛在人為干擾的持續性監測皆是瞭解黑熊活動，或甚人熊衝突的關鍵因素，建議強化大尺度的跨域或跨學科之整合研究。

大分地區是一個生態及氣候環境獨特的地方，有鑑於氣象因子對於當地植物的社會組成和物候有相當的影響，加上近年來全球氣候變遷儼然已成一受各界關注的議題，故有必要長期監測該地的氣候變化，以協助評估對於該區生態環境之可能影響，包括該區森林生態系植物社會的更新過程的影響。由於大分已有架設氣象站，前期陸續因有人為疏失造成資料遺漏，建議未來可與委託研究單位合作，或有系統地請人上山檢視及下載氣象資料(最少半年收集一次資料)。

本研究佔據率模式指出地區及人為干擾，尤其是狩獵活動，對於國家公園境內台灣黑熊分布有關鍵性的影響，但由於各區較大型哺乳動物之整體相對豐富度似乎沒有明顯差異，因此建議持續並增加熊痕跡調查樣本，以及深入瞭解這些地區人為活動的情況，以期釐清二者之關係。

## 3. 立即可行之建議：強化遺傳技術平台建置及族群估精準度

主辦機構：內政部營建署玉山國家公園管理處

協辦機構：大專院校等學術機構

野外黑熊排遺 DNA 萃取純化步驟，建議先判定排遺新鮮程度，再來需通過

粒線體 DNA 純化與核 DNA 公母鑑別，以提高微衛星基因座 PCR 擴增成功率。野外黑熊排遺 DNA 微衛星多型性較不適合以含 M13/CAG 與無螢光標定專一性引子(經濟型，含三種引子)進行研究分析。本研究所利用之 6 個微衛星 DNA 標記，分析野外台灣黑熊具多型性資訊，適合進行分析野外台灣黑熊族群遺傳研究。玉山大分台灣黑熊族群仍具遺傳多樣性，唯較精確族群數量估算仍需累積更多遺傳、行為、分布遷移與生活史研究資料。為此，有必要利用人造衛星之無線電追蹤系統進一步瞭解個體的移動行為和活動範圍，以深入解釋遺傳資訊所代表的生態意涵。

#### 4. 立即可行之建議：防範未然之人熊衝突之經營管理及通報系統

主辦機構：內政部營建署玉山國家公園管理處

協辦機構：大專院校等學術機構

在國外如日本、美國及加拿大等地，人熊關係的發展已得到許多自然資源經營管理單位及研究者的重視。人熊衝突(human-bear conflict)是指野生熊隻(令人不快地)使用或損害人類的財產，傷害到人類，或者人們視熊為其財產或安全的直接威脅，也包括人類進行不當或違法的活動，例如非法狩獵、誤捕，造成熊隻個體受傷或死亡。人熊衝突有可能導致人們對熊產生負面態度，對熊採取報復，在在都會對保育的努力形成阻力。根本來說，人熊衝突來自於人類跟熊相互競爭空間和自然資源，或者熊被人類所種植或管理的食物產品所吸引。

近年來於園區玉山國家公園東側園區目擊台灣黑熊的報導似乎有增加的趨勢，且出現地點更接近園區較外圍的區域，如離登山口約 4 K 的佳心。各國家公園目前雖鮮有人熊衝突的問題發生，為有效全面推展台灣黑熊之保育工作，建議管理單位採取防範未然之經營管理方式，建立有系統但簡易的監測計畫。以各管理站為基點，建立一套資訊通報和紀錄的監測網路，掌握園區內及鄰近地區台灣黑熊的出沒狀況，以長期地監測人熊關係，並擬定相關的因應對策。

#### 5. 中長期性建議：加強棲息地保護

主辦機構：內政部營建署玉山國家公園管理處

協辦機構：大專院校等學術機構

身為地景物種(landscape species)，台灣黑熊活動範圍廣泛，利用多變且多樣性的棲息環境，以滿足生存和繁殖所需。研究資料顯示預測 99% 的黑熊主要分布於國有林範圍，其中多數位於中央山脈的保護區系統內，對於 1,000 m 以下有偏低的利用程度，而偏好針闊葉混生林、山地闊葉林，高山型國家公園扮演重要角



色。因此，建議應該加強連續大面積的棲息地保護，相關策略建議如下：(1)加強法規以保護海拔 1,000 m 以上山地，限制人為不當開發利用，包括道路系統。(2)我們亦建議應該於台灣黑熊潛在分布範圍內的保護區系統，徹底執行設置緩衝區(至少 10 km)，嚴禁各種土地開發及資源利用，必要時則需透過環境影響評估之審查機制，以減輕其影響。(3)基於農委會林務局完成「中央山脈保育軸」生態廊道之政策目標，規劃從南到北長達三百公里的「中央山脈生態廊道」，涵蓋高山林地、自然保護區及國家公園等約佔台灣六分之一的面積，故建議有效經營管理以提供黑熊等大型野生動物完整且安全的棲息環境，以確保能夠建構種群永續發展的有效族群。

#### 6. 中長期性建議：提升保育教育及社會參與

主辦機構：內政部營建署玉山國家公園管理處

協辦機構：大專院校等學術機構或民間相關生態保育團體

由於一般受訪者皆認為保護黑熊有其必要性，並強調加強黑熊保育宣導之重要性(Hwang 2003, 黃美秀 等 2006)，故單位應該積極有效地整合社會資源，多方面著手以提高民眾對於瀕危黑熊的關心及保育意識，達到保育黑熊之終極目標。落實台灣黑熊的保育需要從供、需二方面著手，然有鑑於國人對於黑熊和保育的認知普遍不足，甚至有誤解的情況下，建議需針對不同的城鄉地區及對象(如原住民獵人、學童，或一般社會大眾等)，設計不同的台灣黑熊保育教育宣導方案，以增加國人對該物種生態習性及保育現況的瞭解，並降低恐懼感；同時，向民眾傳達正確的中醫藥及食療觀念，以降低熊膽及其他製品的使用。

另為提升研究及保育台灣黑熊之整體效益，並促進社會關心及積極參與相關的保育事務，亦建議藉由長期的台灣黑熊研究及監測計畫，妥善發展長期志工或保育種子教師之培訓，有系統地協助黑熊研究調查(如協助青剛櫟果實及熊毛陷阱之樣本收集等例行性作業)，或參與各項保育教育宣導活動。

## 誌謝

本研究承蒙內政部營建署玉山國家公園管理處長期提供經費補助及各項行政上的協助，以及東華大學夏禹九教授慷慨借予氣象監測儀一套，許富雄、楊吉宗委員對於本研究提供諸多寶貴建議。

野外繁重調查工作特別感謝歷年來的志工：郭彥仁、林冠甫、林淵源、楊富強、潘怡如、林可欣、高嘉孜、李圓恩、胡憲雄、吳禎祺、賴彥成、陳怡如、黃揚傑、林容安、巫國志、黃淑惠、何謙、王君娣、陳進翔、王淑雲、段玉祥、林育秀、楊宗憲、林志忠、黃建陸、蔡榕、陳邦光、李彩玉、高嘉孜、朱汶偵、陳長泉、段玉祥、林育秀、陳愉佑、陳淑梅、黃俊維、楊宗憲、李圓恩、毛威仁、呂家麒、陳昱斌、李香秀、秦庭妮、陳昇衛、賴智恩、蔡蕙雯、陳正忠、魯增勇、黃鏗達、秦庭妮、賴智恩、李文瑄、白欽源、陳詩佳、陳常鈞、黃秉鈞、彭漢華、林佳慧、方泉景、侯沛玟、吳盟慧、簡淑瑩、邱一新、房兆屏、林容安、黃俊明、蔡其芯、陳君瑞、張簡宗逸、王詳恒、林恩締、李庭楷、曾信翰、林好謙、吳元誠、汪仁傑、鄭丞歲等人之熱情協助。

此外，同時感謝東華大學吳海音教授研究團隊提供野外收集的部分樣本，台北市立動物園分生實驗室的侯宣伊、台灣師範大學李壽先教授實驗室葉佳芬，以及屏東科技大學錢曉薇等人協助分析遺傳樣本。台北市立動物園石芝菁、可文亞博士、呂岳錚、侯宣伊、謝裕禎等人撥冗協助指導相關遺傳樣本的分析技術，以及資料的分析和詮釋。遺傳分析亦感謝台灣大學朱有田副教授研究室之研究生和助理們(李一泓、黃瀨瑩、龔明祥、李冠逸、洪千億、張郁琦)，以及李壽先、翁國精、陳添喜博士等人，撥冗協助指導相關遺傳樣本的分析技術，以及資料的分析和詮釋；並感謝中央研究院國家基因體研究中心提供毛細管電泳分析的幫忙。另感謝潘怡如小姐對種子陷阱所收集的青剛櫟果實進行持續的分類和分析，以及林宜靜博士協助相關資料的分析，並提供寶貴意見。



附錄一、台灣黑熊野外食物列表。

種類	中文名	學名	方法 <sup>a</sup>
堅果類	青剛櫟	<i>Cyclobalanopsis glauca</i>	SFI
	鬼櫟	<i>Lithocarpus castanopsisifolius</i>	SFI
	子彈石櫟	<i>Pasania glabra</i>	I
	長尾尖葉櫟	<i>Castanopsis carlesii</i>	I
	狹葉櫟	<i>Quercus stenophylloides</i>	SFI
	赤柯	<i>Quercus morii</i>	I
	太魯閣櫟	<i>Quercus tatakoensis</i>	SFI
	野核桃	<i>Juglans cathayensis</i>	SFI
	錐果櫟	<i>Cyclobalanopsis longinux</i>	FI
	銳葉高山櫟	<i>Quercus tatakaensis Tomiya</i>	F
	杏葉石櫟	<i>Lithocarpus amygdalifolius</i>	F
	大葉石櫟	<i>Lithocarpus kawakamii</i>	F
	森氏櫟	<i>Cyclobalanopsis morii</i>	F
	三斗石櫟	<i>Lithocarpus hancei</i>	F
	台灣胡桃	<i>Eriobotrya deflexa</i>	SFI
漿果類	槲楠屬	<i>Machilus spp.</i>	SFI
	台灣蘋果	<i>Malus formosana</i>	SFI
	台灣肉桂	<i>Cinnamomum osmophloeum</i>	SFI
	蘭嶼姑婆芋	<i>Alocasia macrorrhizos</i>	I
	俄氏柿	<i>Diospyros oldhamii</i>	FI
	山柿	<i>Diospyros japonica</i>	S
	西番蓮	<i>Passiflora edulis</i>	I
	山櫻花樹	<i>Prunus campanulata</i>	SFI
	硬齒獼猴桃	<i>Actinidia callosa</i>	I
	呂宋莢蒾	<i>Viburnum luzonicum</i>	SFI
	山紅柿	<i>Diospyros sasakii</i>	I
	木薑子屬	<i>Litsea spp.</i>	SFI
	長葉木薑子	<i>Litsae acuminata</i>	F
	香楠	<i>Machilus zuihensis</i>	F
	霧社槲楠	<i>Machilus mushaensis Lu</i>	F
	豬腳楠	<i>Machilus thunbergii</i>	F
	瓊楠	<i>Beilschmiedia erythrophloia</i>	F
	薯豆	<i>Elaeocarpus kobanmochi Koidz</i>	F
	細葉饅頭果	<i>Glochidion rubrum Blume</i>	F
	木荷	<i>Schima noronhae</i>	F
	山枇杷	<i>Eriobotrya deflexa</i>	F
	砂糖椰子	<i>Arenga pinnata</i>	I

<sup>a</sup>.S 為排遺分析；F 為覓食痕跡，如樹上折枝、爪痕；I 為訪談。文獻資料來源：Hwang et al. 2003，黃美秀等 2008，黃美秀等 2010。

## 附錄一(續)、台灣黑熊野外食物列表。

種類	中文名	學名	方法 <sup>a</sup>	
漿果類	閉鞘薑(絹毛鳶尾)	<i>Alpinia speciosa</i>	I	
	台灣雅楠	<i>Phoebe formosana</i>	FI	
	鄧氏胡頹子	<i>Elaeagnus thunbergii</i>	I	
	茄苳	<i>Bischofia trifoliata</i>	I	
	野芒果	<i>Mangifera indica</i>	I	
	白珠樹	<i>Gaultheria cumingiana</i>	I	
	懸鉤子	<i>Rubus spp.</i>	I	
	薔薇屬	<i>Rosa spp.</i>	I	
	五掌楠	<i>Neolitsea konishii</i>	I	
	薜荔	<i>Ficus pumila</i>	I	
	桑樹	<i>Morus acidosa</i>	I	
	巒大越橘	<i>Vaccinium donianum</i>	F	
	無患子	<i>Sapindus mukorossi</i>	F	
	朴樹	<i>Celtis sinensis</i>	S	
	密花白飯樹	<i>Securinega virosa</i>	S	
	高山莢蒾	<i>Viburnum propinquum</i>	S	
	山欖	<i>Planchonella obovata</i>	S	
	其他植物	咬人貓	<i>Urtica thunbergiana</i>	I
		玉山箭竹	<i>Yushania niitakayamensis</i>	I
五節芒		<i>Miscanthus floridulus</i>	I	
台灣青芋		<i>Colocasia formosana</i>	I	
大葛藤		<i>Pueraria lobata</i>	I	
腎厥		<i>Nephrolepis auriculata</i>	I	
蘭科		<i>Orchidaceae</i>	I	
台灣芭蕉		<i>Musa formosana</i>	I	
厥類		<i>Pteridophyta spp.</i>	I	
山蘇		<i>Asplenium nidus</i>	I	
大屯尖葉槭		<i>Acer insulare</i>	F	
台灣赤楊		<i>Alnus formosana</i>	F	
台灣杉		<i>Taiwania cryptomerioides</i>	F	
山黃麻		<i>Trema orientalis</i>	F	
川上氏槭		<i>Acer morrisonense</i>	F	
紅檜		<i>Chamaecyparis formosensis</i>	F	
柳杉		<i>Cryptomeria japonica</i>	F	
毛茛屬		<i>Ranunculaceae spp</i>	S	

<sup>a</sup>.S 為排遺分析；F 為覓食痕跡，如樹上折枝、爪痕；I 為訪談。

文獻資料來源：Hwang et al. 2003，黃美秀等 2008，黃美秀等 2010。

附錄二、玉山、太魯閣及雪霸三個高山型國家公園之調查樣帶的自然環境及人為因素狀況<sup>a</sup>。

調查區域 (國家公園)	樣區	500 m 樣帶	海拔 (m)	地形	坡度	道路 類型	道路 使用	林下底 層遮蔽	鬱密 度	植被 類型	狩獵 記錄	人為活 動類型
玉山	佳心-抱崖山區	YP1-1	851	1	2	C	C	4	5	1B	1	4
		YP1-2	1178	2	2	C	C	4	4	2A	1	4
		YP1-3	1503	1	2	C	C	4	4	1B	1	4
		YP1-4	1688	2	2	C	C	3	5	1B	1	1
		YP1-5	1735	2	2	C	C	2	5	1B	1	4
		YP1-6	1719	2	1	C	C	3	4	1B	1	4
		YP1-7	926	2	2	C	C	5	5	2C	1	4
		YP2-1	2082	1	1	C	C	2	5	1A	1	4
太魯閣	祖輪-朝敦山區	TK1-1	1249	1	2	B	C	1	4	1B	1	1
		TK1-2	1613	1	1	B	C	3	4	1B	1	1
		TK1-3	1844	1	2	C	C	4	4	1B	1	4
		TK1-4	2071	1	2	B	C	3	5	1B	1	1
	清水山區	TK2-1	1367	1	1	B	C	4	5	1B	3	1
		TK2-2	1230	2	2	C	C	5	5	1B	2	4
		TK2-3	1643	1	2	B	C	1	4	1B	1	1
		TK2-4	1491	2	3	C	C	3	5	1B	1	4
		TK2-5	1321	1	2	C	C	3	5	1B	2	4
	塔山山區	TK3-1	559	1	3	D	C	4	4	1B	3	4
TK3-2		1233	1	2	B	C	4	5	1B	3	4	

地形：1.稜線(50m以內)、2.坡面、3.谷地。坡度：1.<=10°、2.10°-30°、3.30°-50°、4.50-70°、5.>70°。道路類型：A林道、產業道路、B登山步道、C無路徑、D獵徑。道路使用：A四輪車、B摩托車、C僅步行。林下遮蔽與鬱密度：1.<=20%、2.21%-40%、3.41%-60%、4.61%-80%、5.>=81%。植被：1.原始林、2.人造林、3.次生林 & A.針闊葉混生林、B.闊葉林、C.針葉林、D.草生地、E.裸岩等。狩獵紀錄：1.沒發現、2.前期(半年以上)活動、3.最近活動<半年。人活動類型：1.登山、2.施工、3.研究、4.無發現

附錄二(續)、玉山、太魯閣及雪霸三個高山型國家公園之調查樣帶的自然環境及人為因素狀況<sup>a</sup>。

調查區域 (國家公園)	樣區	500 m 樣帶	海拔 (m)	地形	坡度	道路 類型	道路 使用	林下底 層遮蔽	鬱密 度	植被 類型	狩獵 記錄	人為活 動類型
太魯閣	塔山山區	TK3-3	2286	2	1	C	C	1	5	1B	1	4
		TK3-4	2413	1	2	C	C	5	5	1A	1	4
		TK3-5	1741	1	1	B	C	5	5	1B	1	1
	耳無溪流域	TK4-1	2541	2	1	C	C	1	4	1A	1	4
		TK4-2	2635	2	2	C	C	5	5	1C	1	4
		TK4-3	3113	1	2	B	C	5	2	1D	1	1
		TK4-4	3024	1	2	B	C	5	3	1C	1	1
		TK4-5	2375	2	1	C	C	1	5	1B	2	4
		TK4-6	2040	2	2	C	C	2	5	1A	2	4
雪霸	北坑溪-佳仁山區	TK4-7	2063	1	2	B	C	1	5	1A	1	1
		SP1-1	2051	1	2	C	C	1	5	1A	2	4
		SP1-2	1845	2	2	B	C	1	5	2C	1	1
		SP1-3	1555	1	2	C	C	1	5	2C	2	2
		SP1-4	1287	1	2	C	C	1	5	1A	3	2
		SP1-5	1491	1	2	C	C	1	5	1B	1	4
		SP1-7	2004	1	2	C	C	1	5	1A	2	4
		SP1-8	2041	1	2	C	C	1	5	1A	1	4

地形：1.稜線(50m以內)、2.坡面、3.谷地。坡度：1.<=10°、2.10°-30°、3.30°-50°、4.50-70°、5.>70°。道路類型：A林道、產業道路、B登山步道、C無路徑、D獵徑。道路使用：A四輪車、B摩托車、C僅步行。林下遮蔽與鬱密度：1.<=20%、2.21%-40%、3.41%-60%、4.61%-80%、5.>=81%。植被：1.原始林、2.人造林、3.次生林 & A.針闊葉混生林、B.闊葉林、C.針葉林、D.草生地、E.裸岩等。狩獵紀錄：1.沒發現、2.前期(半年以上)活動、3.最近活動<半年。人活動類型：1.登山、2.施工、3.研究、4.無發現

附錄二(續)、玉山、太魯閣及雪霸三個高山型國家公園調查樣帶的自然環境及人為因素狀況<sup>a</sup>。

調查區域 (國家公園)	樣區	500 m 樣帶	海拔 (m)	地形	坡度	道路 類型	道路 使用	林下底 層遮蔽	鬱密 度	植被 類型	狩獵 記錄	人為活 動類型
雪霸	北坑溪-佳仁山區	SP1-9	2044	2	1	C	C	1	5	1B	2	4
		大小劍山區	SP2-1	1628	1	2	B	C	2	5	1B	1
		SP2-2	1573	3	1	A	C	4	4	2A	1	1
		SP2-3	2285	1	1	B	C	5	5	1A	1	1
		SP2-4	3282	1	2	B	C	5	4	1C	1	1
		SP2-5	2999	1	3	B	C	5	4	1C	1	1
		SP2-7	2106	1	1	B	C	5	4	1A	1	1
	大霸四秀山區	SP3-1	1811	3	1	C	C	3	5	1B	1	4
		SP3-2	2334	2	2	B	C	4	4	1A	1	1
		SP3-3	3079	1	2	B	C	5	1	D	1	1
		SP3-4	3277	1	2	C	C	5	2	1C	1	1
		SP3-5	3301	2	2	B	C	5	4	1C	1	1
		SP3-6	2833	1	1	B	C	5	3	D	1	1
		SP3-7	2931	1	2	B	C	5	5	1C	1	1
		SP3-8	2992	2	1	B	C	5	4	1C	1	1
		SP3-9	3397	1	1	C	C	5	4	1C	1	1
		SP3-10	2504	2	2	B	C	5	4	1A	1	1

<sup>a</sup> 地形：1.稜線(50m以內)、2.坡面、3.谷地。坡度：1.<=10°、2.10°-30°、3.30°-50°、4.50-70°、5.>70°。道路類型：A林道、產業道路、B登山步道、C無路徑、D獵徑。道路使用：A四輪車、B摩托車、C僅步行。草本遮蔽與鬱密度：1.<=20%、2.21%-40%、3.41%-60%、4.61%-80%、5.>=81%。植被：1.原始林、2.人造林、3.次生林 & A.針闊葉混生林、B.闊葉林、C.針葉林、D.草生地、E.裸岩等。狩獵紀錄：1.沒發現、2.前期(半年以上)活動、3.最近活動<半年。人活動類型：1.登山、2.施工、3.研究、4.無發現



附錄二(續)、玉山、太魯閣及雪霸三個高山型國家公園調查樣帶的自然環境及人為因素狀況<sup>a</sup>。

調查區域 (國家公園)	樣區	500 m 樣帶	海拔 (m)	地形	坡度	道路 類型	道路 使用	林下底 層遮蔽	鬱密 度	植被 類型	狩獵 記錄	人為活 動類型
雪霸	匹亞桑溪流域	SP4-1	2455	1	2	C	C	3	5	2A	1	4
		SP4-2	2461	2	2	C	C	1	5	2A	3	5
		SP4-3	1859	2	2	C	C	1	5	1A	2	5
		SP4-4	2419	1	2	B	C	4	5	1A	1	5
	無名-老松山區	SP5-1	2449	2	1	B	C	1	5	1A	1	1
		SP5-2	2418	1	2	C	C	1	5	1A	1	1
		SP5-3	2171	1	2	B	C	2	5	1A	1	1
		SP5-4	2429	1	2	B	C	1	5	2A	1	1

<sup>a</sup> 地形：1.稜線(50m以內)、2.坡面、3.谷地。坡度：1.<=10°、2.10°-30°、3.30°-50°、4.50-70°、5.>70°。道路類型：A林道、產業道路,B登山步道,C無路徑,D獵徑。道路使用：A四輪車,B摩托車,C僅步行。草本遮蔽與鬱密度：1.<=20%、2.21%-40%、3.41%-60%、4.61%-80%、5.>=81%。植被：1.原始林、2.人造林、3.次生林 & A.針闊葉混生林、B.闊葉林、C.針葉林、D.草生地、E.裸岩等。狩獵紀錄：1.沒發現,2.前期(半年以上)活動,3.最近活動<半年。人活動類型：1.登山、2.施工、3.研究、4.無發現

附錄三、玉山、太魯閣及雪霸三個高山型國家公園調查樣帶發現黑熊及四種偶蹄目動物痕跡之豐富度狀況。在一調查樣帶上，每隔 100 m 記錄該次樣帶內及其附近各種動物痕跡之有無情況，有為 1，無則 0，故 500 m 樣帶累計總積分為 0-5 不等，代表該物種豐富度指數。

調查區域 (國家公園)	樣區	500 m 樣帶	羌	羊	豬	鹿	各區偶蹄目 豐富度(mean±SD)	熊
玉山	佳心-抱崖山區	YP1-1	4	0	3	5	2.6±1.9	2
		YP1-2	1	1	5	4		2
		YP1-3	1	0	2	5		2
		YP1-4	0	4	3	4		2
		YP1-5	2	5	1	5		4
		YP1-6	0	0	3	5		3
		YP1-7	5	1	0	4		0
		YP2-1	5	0	2	5		3
太魯閣	祖輪-朝敦山區	TK1-1	4	2	0	0	1.9±1.7	0
		TK1-2	4	4	0	0		0
		TK1-3	2	4	2	0		0
		TK1-4	3	4	1	0		0
	清水山區	TK2-1	3	3	0	0	2.3±2.4	0
		TK2-2	5	5	0	0		0
		TK2-3	4	5	0	0		0
		TK2-4	5	5	0	0		0
		TK2-5	5	5	0	0		0
	塔山山區	TK3-1	0	4	0	0	2.2±2.3	0
		TK3-2	5	4	0	0		0
		TK3-3	5	5	0	0		2.2±2.3

附錄三(續)、玉山、太魯閣及雪霸三個高山型國家公園調查樣帶發現黑熊及四種偶蹄目動物痕跡之豐富度狀況。在一調查樣帶上，每隔100 m 記錄該次樣帶內及其附近各種動物痕跡之有無情況，有為1，無則0，故500 m 樣帶累計總積分為0-5不等，代表該物種豐富度指數。

調查區域 (國家公園)	樣區	500 m 樣帶	羌	羊	豬	鹿	各區偶蹄目 豐富度 mean±SD)	熊
太魯閣	塔山山區	TK3-4	5	5	0	0		0
		TK3-5	4	4	2	0		0
	耳無溪流域	TK4-1	5	2	4	5	1.7±1.8	0
		TK4-2	5	0	4	5		0
		TK4-3	1	0	0	0		0
		TK4-4	0	0	0	0		0
		TK4-5	1	1	3	3		0
		TK4-6	1	1	1	3		0
雪霸	北坑溪-佳仁山區	TK4-7	1	1	0	0		0
		SP1-1	5	3	0	0	1.2±1.9	0
		SP1-2	1	0	0	0		0
		SP1-3	1	0	0	0		1
		SP1-4	4	2	0	0		0
		SP1-5	5	0	0	0		0
		SP1-7	4	0	0	0		0
		SP1-8	5	0	1	0		0
		SP1-9	5	2	0	0		0
	大小劍山區	SP2-1	4	0	5	0	1.6±2.1	0
	SP2-2	5	0	5	0		1	
	SP2-3	5	4	1	0		0	

附錄三(續)、玉山、太魯閣及雪霸三個高山型國家公園調查樣帶發現黑熊及四種偶蹄目動物痕跡之豐富度狀況。在一調查樣帶上，每隔100 m 記錄該次樣帶內及其附近各種動物痕跡之有無情況，有為1，無則0，故500 m 樣帶累計總積分為0-5不等，代表該物種豐富度指數。

調查區域 (國家公園)	樣區	500 m 樣帶	羌	羊	豬	鹿	各區偶蹄目 豐富度 mean±SD)	熊
雪霸	大小劍山區	SP2-4	0	2	0	0		0
		SP2-5	0	1	0	0		0
	大霸四秀山區	SP3-1	3	2	0	0	0.83±1.4	0
		SP3-2	0	0	0	0		0
		SP3-3	1	4	0	0		0
		SP3-4	0	5	0	4		0
		SP3-5	0	2	0	0		0
		SP3-6	0	0	0	1		0
		SP3-7	2	1	1	0		0
		SP3-8	0	0	0	0		0
	匹亞桑流域	SP3-9	1	5	0	0		0
		SP3-10	1	0	0	0		0
		SP4-1	3	5	0	0	0.8±1.4	0
		SP4-2	0	1	0	0		0
		SP4-3	1	1	0	0		3
		SP4-4	1	0	1	0		1
	無名-老松山區	SP5-1	3	3	0	0	0.94±1.2	0
		SP5-2	3	0	2	0		0
		SP5-3	2	1	0	0		0
		SP5-4	1	0	0	0		0

附錄四、利用 Occupancy 模式分析，玉山、太魯閣及雪霸三個高山型國家公園  
其樣帶對應之樣點網格(4 km\*4 km)的環境因素資訊。

樣點	ID	國家 公園	500m 樣帶數	地區	可達 天數	海拔 (m)	草食獸 豐富度 <sup>a</sup>	狩 獵 <sup>b</sup>	熊 痕跡
Site1	550	雪霸	6	北坑溪-佳仁山	1	1000-2000	1	1	1
Site2	686	雪霸	3	大小劍山區	1	1000-2000	2	0	1
Site3	651	雪霸	2	大小劍山區	2	2000-3000	1	0	0
Site4	520	雪霸	2	大霸四秀山區	1	1000-2000	1	0	0
Site5	522	雪霸	3	大霸四秀山區	2	2000-3000	1	0	0
Site6	555	雪霸	2	大霸四秀山區	3	2000-3000	1	0	0
Site7	716	雪霸	3	匹亞桑溪流域	1	2000-3000	1	1	1
Site8	615	雪霸	3	無名老松山	2	2000-3000	1	0	0
Site9	761	太魯 閣	4	祖輪-朝敦山	1	1000-2000	2	1	0
Site10	764	太魯 閣	3	清水山區	2	1000-2000	2	1	0
Site11	828	太魯 閣	3	塔山山區	2	1000-2000	3	1	0
Site12	689	太魯 閣	3	耳無溪流域	1	2000-3000	2	1	0
Site13	1618	玉山	2	山陰瓦拉米區	1	1000-2000	2	0	1
Site14	1617	玉山	4	山陰瓦拉米區	2	1000-2000	3	0	1
Site15	1616	玉山	1	多美麗山區	3	1000-2000	2	0	1

<sup>a</sup> 草食獸豐富度指標：index1 (0-5)、index2 (5-10)、index3 (10-15)、index4 (15-20)。

<sup>b</sup> 狩獵、熊痕跡：1.有、2.無。

附錄五、跨域整合計畫調查樣區環境照。

一、雪霸國家公園



北坑溪-佳仁山



大小劍山區



大霸四秀山區



無名老松山



匹亞桑河流域

附錄五(續)、跨域整合計畫調查樣區環境照。

二、太魯閣國家公園



祖輪-朝敦山



清水山區



塔山山區



耳無河流域

三、玉山國家公園



山陰瓦拉米區



多美麗山區

附錄六、調查樣區發現之熊痕跡與人類活動。



熊爪痕(大小劍山區)



熊爪痕(匹亞桑溪流域)



熊爪痕(匹亞桑溪流域)



盜砍木材(匹亞桑溪流域)



熊爪痕(瓦拉米山區)



熊爪痕(瓦拉米山區)



附錄六(續)、調查樣區發現之動物痕跡與人類活動。



熊挖樹幹找蜂蜜(瓦拉米)



熊爪痕(瓦拉米)



狩獵痕跡(清水山區)



狩獵痕跡(耳無溪流域)

附錄七、2013年11月玉山國家公園鄰近村落，獵人於陷阱上發現誤中山豬陷阱，  
自殘留下的熊斷趾。



## 附錄八、「玉山國家公園台灣黑熊族群生態及遺傳狀況評估研究(4/4)」(跨域整合)委託研究案期中審查會議紀錄

一、時間：中華民國 102 年 7 月 11 日 (星期四) 下午 3 時 45 分

二、地點：本處 3 樓第 1 會議室

三、主持人：吳祥堅副處長

四、列席單位及人員：詳附件

五、承辦單位報告：略

六、受託機構報告：國立屏東科技大學(黃副教授美秀)略

七、審查意見：

(一)建議提供其他國家針對亞洲黑熊遺傳分析、努力量、族群數量等相關研究與玉山國家公園相比較。

(二)關於契約內容住民訪談部分是否需要補充？茲於台灣黑熊數量調查樣區設置托搏闊、陶賽樣區較祖輪-朝敦山及清水山區較佳，惟調查人員須注意路況及自身安全，量力而為。

(三)關於偶蹄類動物分布情況，其豐富度指數 0-5 係依據何種指標評分？

(四)雪霸園區黑熊痕跡調查，因山友於黑森林-北峰有目擊黑熊出沒，建議可於黑森林-北峰設置樣區。

八、審查結論：

(一) 審查會議經之審查及本處業務單位之查核，本計畫之工作進度及項目，與委託案契約書所訂相符，期中審查通過。請依契約書之規定，函送 貴校會計報告表及收據辦理第二期款撥付事宜。

(二) 請計畫執行單位就審查意見，於契約書工作要求範圍內作必要之補充及修正，並就上述各項意見提出對應之處理情形，列表納入期末報告書之附錄中。

## 九、散會(下午 5 時 05 分)

### 對於審查意見與會議決議之回應及辦理情形

#### (一)遵照辦理

(二)由於 2007-2010 年執行林務局“臺灣黑熊分布預測模式及保育行動綱領之建立(1)“、台灣黑熊南台灣分布調查等計畫，在 3 個高山型國家公園的周圍部落有進行過訪談。調查樣區的選擇及出發注意事項都會十分注意路況等與安全相關問題。

(三)偶蹄類的豐富度指標 0-5 是將每段 500 m 中每 100 m 當做一記錄單位，若一段 500 m 中每一段 100 m 都有出現水鹿，則該段 500 m 水鹿的豐富度指標就為 5。

(四)本研究室曾在 2008 年雪霸國家公園內的雪山西稜路段進行黑熊痕跡穿越線調查，其中包含了黑森林至雪山主峰。

## 附錄九、「玉山國家公園臺灣黑熊族群生態及遺傳狀況評估研究(4/4)」(跨域整合)委託研究案期末審查會議紀錄

三、時間：中華民國 102 年 12 月 11 日 (星期三) 下午 2 時

四、地點：本處 3 樓第 1 會議室

三、主持人：游處長登良

四、列席單位及人員：詳附件

五、承辦單位報告：略

六、受託機構報告：國立屏東科技大學(黃副教授美秀)略

七、審查意見：

- (一)排遺成份分析所得之各種水鹿、山羌等動物含量是屬於定性或定量分析？
- (二)關於本計畫以微衛星標記之遺傳多樣性分析成功鑑別 73 頭個體，而 3 年前之研究結果鑑別個體數為 100 頭，其間之差別原因為何？
- (三)在玉山、太魯閣、雪霸國家公園調查之臺灣黑熊痕跡資料是否可以與過去全臺灣調查結果做比較，現在與過去之結果是否有相同趨勢？
- (四)研究團隊是否有針對太魯閣及雪霸地區之青剛櫟(或殼斗科植物)做豐度調查，臺灣黑熊在太魯閣及雪霸出現之痕跡很少與青剛櫟(主食)之分布是否有關連？而地區模式之影響力遠大於狩獵之影響力，會不會地區性之差異才是這 3 個國家公園臺灣黑熊數量差異之最主要原因，而地區因子尚涵蓋哪些影響因子？而不應僅限於青剛櫟之狀況。
- (五)於雪霸國家公園發現之臺灣黑熊痕跡很少、新調查到之紀錄也少，針對這樣的狀況，研究團隊是否有保育策略上或研究方向上之建議。
- (六)關於報告書中之結論與建議，請就業務單位可推動之範疇做出建議，以符合實際政策執行上之作為。

- (七)臺灣黑熊為臺灣具代表性的保育類物種，需要有專業研究人員持續進行監測蒐集相關生態資料，並進而進行個體鑑別，皆是重要之工作項目。
- (八)本計畫遺傳分析材料皆來自大分地區，未來可盡量蒐集其他地區之排遺以獲得更精確完整之分析結果。

#### 八、審查結論：

- (一) 審查會議經之審查及本處業務單位之查核，本計畫之工作進度及項目，與委託案契約書所訂相符，期末審查通過。請依契約書之規定，函送各項成果文件、貴校會計報告表及收據辦理第三期款撥付事宜。
- (二) 請計畫執行單位就審查意見，於契約書工作要求範圍內作必要之補充及修正，並就上述各項意見提出對應之處理情形，列表納入研究報告書之附錄中。

#### 九、散會(下午 3 時 20 分)

##### 對於審查意見與會議決議之回應及辦理情形

- (一)排遺分析屬於定性分析，其體積比例是由研究者所評估。
- (二) 3 年前使用的微衛星基因座為經濟型螢光引子，其原理為將螢光標記額外添加於反應中，而不是像傳統型螢光引子直接將螢光接在引子前端。經濟型螢光引子可使用於組織與血液 DNA 以節省成本。但排遺 DNA 成分較為複雜，DNA 品質不穩定，若將經濟型引子使用在排遺 DNA 上，易出現假訊號及 PCR 失敗的結果。假訊號則會被認定為新的基因型，進而造成新個體的誤判，也就是鑑別出的個體數會增加，因此 3 年前的數據為 100 頭個體，但此結果在經過重新修正後，已改為 48 頭個體。詳情可參照何冠助(2010)之碩士論文。
- (三)此跨域計畫與之前全島調查雖然同樣使用穿越線調查法，但在樣區選擇、穿越線取樣方法學上有些不同。如全島調查的穿越線間間隔只有 500 m，且沿行走路線（有時包含了林道、登山步道等）持續調查。與高山型國家公園的

痕跡調查取樣考量略有不同(可詳見第二章方法內文的說明)。但在大區域的地理位置來說，丹大保護區以北痕跡密度確實是較低於南部的區域，這與全島調查的趨勢雷同。

(四)我們並沒有針對太魯閣、雪霸國家公園地區的青剛櫟或其他殼斗科植物進行豐富度調查。食物資源確實是影響動物移動、利用棲息地的一大因素，但除了青剛櫟之外，各樣區內都有分布著不同的殼斗科、樟科等黑熊的食物資源樹種，所以單一樹種(青剛櫟)的分佈應該不會是主要影響黑熊在太魯閣及雪霸國家公園出現的因素。其他地區性的差異將在內文中討論。

(五)遏止非法狩獵及買賣，建議有關單位應該加強執法效能，查緝非法狩獵和買賣。研究方向上可以設置熊毛陷阱、自動相機，了解釐清黑熊在園區內的族群數量、相對豐富度等資訊。

(六)遵照辦理

(七)遵照辦理

(八)遵照辦理。但其他區域可能無法像大分地區收集排遺的高效率，所以要了解其他區域黑熊的食性與季節性食物狀況需要長期的資料累積。另外可以搭配熊毛陷阱利用同位素分析來釐清黑熊食性，因會更有效率。

## 參考書目

- Ashley, M. V. and B. D. Dow. 1994. The use of microsatellite analysis in population biology: background, methods and potential applications. *Molecular Ecology* 69:185-201.
- Augeri, D. M. 2005. On the biogeographic ecology of the Malayan sun bear, Dissertation, University of Cambridge, London, UK.
- Baleiras Couto, M. M., B. Eijmsa, H. Hofstra, J. H. J. Huis in't Veld, and J. M. B. M. van der Vossen. 1996. Evaluation of molecular typing techniques to assign genetic diversity among *Saccharomyces cerevisiae* strains. *Applied and Environmental Microbiology* 62:41-46.
- Beckmann, J. P. 2006. Carnivore conservation and search dogs: the value of a novel, non-invasive technique in the Greater Yellowstone Ecosystem. Pages 20-26 in A. Wondrak Biel, ed., *Greater Yellowstone Public Lands: a century of discovery, hard lessons, and bright prospects*. Proceedings of the 8th Biennial Scientific Conference on the Greater Yellowstone Ecosystem.
- Bellemain, E. V. A., J. E. Swenson, D. Tallmon, S. Brunberg, and P. Taberlet. 2005. Estimating population size of elusive animals with DNA from hunter-collected feces: four methods for brown bears. *Conservation Biology* 19(1):150-161.
- Calvino-Cancela, M. 2007. Seed and microsite limitations of recruitment and the impacts of post-dispersal seed predation at the within population level. *Plant Ecology* 192:35-44.
- Carlock, D. M., K. E. Kammermeyer, L. E. McSwain, and E. J. Wentworth. 1993. Deer movements in relation to food supplies in the Southern 59 Appalachians. Pages 16-23 in *Proceedings of the Annual Conference Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies*.
- Chu, J. H., Y. S. Lin, and H. Y. Wu. 2006. Applicability of non-invasive sampling in population genetic study of Taiwanese Macaques (*Macaca cyclopis*). *Taiwania* 51:258-265.
- Clevenger, A. and F. Purroy. 1996. Sign surveys for estimating trend of a remnant brown bear *Ursus arctos* population in northern Spain. *Wildlife Biology* 2(4):275-281.
- Costello, C. M., D. E. Jones, R. M. Inman, K. H. Inman, B. C. Thompson, and H. B. Quigley. 2003. Relationship of variable mast production to american black bear reproductive parameters in New Mexico. *Ursus* 14:1-16.
- Côté, S. D., T. P. Roonet, J-P. Tremblay, C. Dussault, and D. M. Waller. 2004. Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35:113-147.
- Cuesta, F., M. F. Peralvo, and F. T. van Manen. 2003. Andean bear habitat use in the Oyacachi River Basin, Ecuador. *Ursus* 14(2):198-209.



- DeMattia, E., B. Rathcke, L. Curran, R. Aguilar, and O. Vargas. 2005. Effects of small rodent and large mammal exclusion on seedling recruitment in Costa Rica. *Biotropica* 38:196-202.
- Dobey, S., Masters, D. V., Scheick, B. K., Clark, J. D., Pelton, M. R. Sunquist, M. E., 2005. Ecology of Florida black bears in the Okefenokee-Osceola ecosystem. *Wildlife Monographs*. 158:1-41.
- Edwards, M. A., J. A. Nagy, and A. E. Derocher. 2009. Low site fidelity and home range drift in a wide-ranging, large Arctic omnivore. *Animal Behaviour* 77:23-28.
- Eiler, J. H., W. G. Wathen, and M. R. Pelton. 1989. Reproduction in black bears in the Southern Appalachian Mountains. *The Journal of Wildlife Management* 53:353-360.
- Elkinton, J. S., W. M. Healy, J. P. Buonaccorsi, G. H. Boettner, A. M. Hazzard, and H. R. Smith. 1996. Interactions among gypsy moths, white-footed mice, and acorns. *Ecology* 77:2332-2342.
- Evanno, G., S. Regnaut, and J. Goudet. 2005. Detecting the number of clusters of individuals using the software STRUCTURE: a simulation study. *Molecular ecology* 14(8):2611-2620.
- Flagstad, O., K. Roed, J. E. Stacy, and K. S. Jakobsen. 1999. Reliable noninvasive genotyping based on excremental PCR of nuclear DNA purified with a magnetic bead protocol. *Molecular Ecology* 8:879-883.
- Frankham, R., J. D. Ballou, and D. A. Briscoe. 2002. *Introduction to Conservation Genetics*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 617pp.
- Fredriksson, G. M. 2012. Effects of El Niño and large-scale forest fires on the ecology and conservation of Malayan sun bears (*Helarctos malayanus*) in East Kalimantan, Indonesian Borneo. University of Amsterdam Press, Amsterdam, Netherland.
- Garshelis, D. L. and M. R. Pelton. 1981. Movements of black bears in the Great Smoky Mountains National Park. *The Journal of Wildlife Management* 45:912-925.
- Garza, J. C. and E. G. Williamson. 2001. Detection of reduction in population size using data from microsatellite loci. *Molecular ecology*, 10(2), 305-318.
- Goldstein, D. B. and C. Schlötterer. 1999. *Microsatellites: evolution and applications*. Oxford University Press, London, UK.
- Goodwin, W., A. Linacre, and S. Hadi. 2007. *An introduction to forensic genetics*. John Wiley and Sons. 151pp.
- Goudet, J. 1995. FSTAT (version 1.2): a computer program to calculate F-statistics. *Journal of Heredity* 86:485-486.
- Greenberg, C. H. and B. R. Parresol. 2002. Dynamics of acorn production by five species of Southern Appalachian oaks. Pages 149-172 in W. J. McShea, and W. M. Healy, eds. *Oak forest ecosystems: ecology and management for wildlife*.

- Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, USA.
- Haas, J. P. and E. J. Heske. 2005. Experimental study of the effects of mammalian acorn predators on red oak acorn survival and germination. *Journal of Mammalogy*:1015-1021.
- Harrison, R. L. 2006. A comparison of survey methods for detecting bobcats. *Wildlife Society Bulletin* 34:548-552.
- Hashimoto, Y. 2002. Seasonal food habits of the Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in the Chichibu Mountains, Japan. *Mammal Study* 27:65-72.
- Hashimoto, Y., M. Kaji, H. Sawada, and S. Takatsuki. 2003. Five-year study on the autumn food habits of the Asiatic black bear in relation to nut production. *Ecological Research* 18:485-492.
- Hung, C. M., S. H. Li, and L. L. Lee. 2004. Faecal DNA typing to determine the abundance and spatial organization of otters (*Lutra lutra*) along two stream systems in Kinmen. *Animal Conservation* 7: 301-311.
- Huygens, O. C. and H. Hayashi. 2001. Use of stone pine seeds and oak acorns by Asiatic black bears in central Japan. *Ursus* 12:47-50.
- Hwang, M. H. 2003. Ecology of Asiatic black bear (*Ursus thibetanus formosanus*) and people-bear interactions in Yushan National Park, Taiwan. Dissertation, University of Minnesota, Twin Cities, Minnesota.
- Hwang, M. H., and D. L. Garshelis. 2007. Activity patterns of Asiatic black bears (*Ursus thibetanus*) in the Central Mountains of Taiwan. *Journal of Zoology* 271:203-209.
- Hwang, M. H., and Y. Wang. 2006. The status and management of Asiatic black bears in Taiwan. Pages 107-110 in K. Yamazaki, ed. *Understanding Asian Bears to Secure Their Future*. Japan Bear Network Press, Japan.
- Hwang, M. H., D. L. Garshelis, and Y. Wang. 2002. Diets of Asiatic black bears in Taiwan, with methodological and geographical comparisons. *Ursus* 13:111-125.
- Itoh, T., Sato, Y., Mano, T., and Iwata, R. 2009. Estimating a suitable microsatellite marker set for individual identification and parentage tests of brown bear (*Ursus arctos*) in the Akan-Shiranuka Region, eastern Hokkaido, Japan. *Journal of Forest Research*, 14(2): 117-122.
- IUCN. 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Accessed 1 July 2009.
- Izumiyama, S., and T. Shiraishi. 2004. Seasonal changes in elevation and habitat use of the Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in the Northern Japan Alps. *Mammal Study* 29:1-8.
- Johnson, P. S., Shifley, S. R., Rogers, R. 2002. *The Ecology and Silviculture of Oaks*. CABI Publishing, New York.
- Justiniano, M. J., and T. S. Fredericksen. 2000. Phenology of tree species in Bolivian dry forests. *Biotropica* 32:276-281.
- Kalinowski S. T., M. L. Taper, and T.C. Marshall. 2007. Revising how the computer

- program cervus accommodates genotyping error increases success in paternity assignment. *Molecular Ecology* 16:1099-1106.
- Karamanlidis, A. A., D. Youlatos, S. Sgardelis, and Z. Scouras. 2007. Using sign at power poles to document presence of bears in Greece. *Ursus* 18(1): 54-61.
- Kendall, K. C., and K. S. McKelvey. 2008. Hair collection. Pages 183-222 in R. A. Long, P. MacKay, W. J. Zielinski, and J. C. Ray, eds. *Noninvasive survey methods for carnivores*. Island Press, Washington, DC.
- Kim, Y. K., Y. J. Hong, M. S. Min, K. S. Kim, Y. J. Kim, I. Voloshina, and H. Lee. 2011. Genetic status of Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) reintroduced into South Korea based on mitochondrial DNA and microsatellite loci analysis. *Journal of Heredity* 102(2):165-174.
- Kirkpatrick, R. L. and P. J. Pekins. 2002. Nutritional value of acorns for wildlife. Pages 173-181 in W. J. McShea, and W. M. Healy, eds. *Oak forest ecosystems: ecology and management for wildlife*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, USA.
- Kirmaier, A., W. Diehl, and W. E. Johnson. 2009. Acquisition and processing of nonhuman primate samples for genetic and phylogenetic analyses. *Methods* 49:5-10.
- Kitamura, S., T. Yumoto, P. Poonswad, S. Suzuki, and P. Wohandee. 2008. Rare seed-predating mammals determine seed fate of *Canarium euphyllum*, a large-seeded tree species in a moist evergreen forest. Thailand. *Ecological Research* 23:169-177.
- Kocher, T. D., W. K. Thomas, A. Meyer, S. V. Edwards, S. Pääbo, F. X. Villablanca, and A. C. Wilson. 1989. Dynamics of mitochondrial DNA evolution in animals: amplification and sequencing with conserved primers. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 86:6196-6220.
- Koenig, W. D. and J. M. H. Knops. 2002. The behavioral ecology of masting in oaks. Pages 129-148 in W. J. McShea and W. M. Healy, eds. *Oak forest ecosystems : ecology and management for wildlife*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, USA.
- Koenig, W. D. and J. M. H. Knops. 2005. The mystery of masting in trees. *American Scientist* 93:340-347.
- Koenig, W. D., J. M. H. Knops, W. J. Carmen, M. T. Stanback, and R. L. Mumme. 1994. Estimating acorn crops using visual surveys. *Canadian Journal of Forest Research* 24:2105-2112.
- Kohn, M. H., E. C. York, D. A. Kamradt, G. Haugt, R. M. Sauvajot, and R. K. Wayne. 1999. Estimating population size by genotyping faeces. *Proceedings of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences* 266:657-663.
- Kohn, M., F. Knauer, A. Stoffella, W. Schroder, and S. Paabo. 1995. Conservation genetics of the European brown bear-a study using excremental PCR of nuclear and mitochondrial sequences. *Molecular Ecology* 4:95-103.

- Koike, S. 2010. Long-term trends in food habits of Asiatic black bears in the Misaka Mountains on the Pacific coast of central Japan. *Mammalian Biology* 75:17-28.
- Koike, S., R. Nakashita, K. Naganawa, M. Koyama, and A. Tamura. 2013. Changes in diet of a small, isolated bear population over time. *Journal of Mammalogy* 94:361-368.
- Koike, S., R. Nakashita, K. Naganawa, M. Koyama, and A. Tamura. 2013. Changes in diet of a small, isolated bear population over time. *Journal of Mammalogy* 94(2):361-368
- Kovach, A. I. and Powell, R. A. 2003. Effects of body size on male mating tactics and paternity in black bears, *Ursus americanus*. *Canadian Journal of Zoology* 81(7):1257-1268.
- Kozakai, C., K. Yamazaki, Y. U. I. Nemoto, A. M. I. Nakajima, Y. Umemura, S. Koike, Y. Goto, S. Kasai, S. Abe, T. Masaki, and K. Kaji. 2013. Fluctuation of daily activity time budgets of Japanese black bears: relationship to sex, reproductive status, and hard-mast availability. *Journal of Mammalogy* 94(2):351-360.
- Liu, F, W. McShea, D. L. Garshelis, X. Zhu, D. Wang, J. Gong, and Y. Chen. 2009. Spatial distribution as a measure of conservation needs: an example with Asiatic black bears in south-western China. *Diversity and Distributions* 15:649-659.
- Long, R. A., P. MacKay, W. J. Zielinski, and J. C. Ray. 2008. Noninvasive survey methods for carnivores. Island Press, Washington, DC, USA. 385pp.
- Long, R. A., T. M. Donovan, P. Mackay, W. J. Zielinski, and J. S. Buzas. 2007. Effectiveness of scat detection dogs for detecting forest carnivores. *Journal of Wildlife Management* 71:2007-2017.
- Lusk, J. J., R. K. Swihart, and J. R. Goheen. 2007. Correlates of interspecific synchrony and interannual variation in seed production by deciduous trees. *Forest Ecology and Management* 242:656-670.
- Marshall, T. C., J. Slate, L. E. B. Kruuk, and J. M. Pemberton. 1998. Statistical confidence for likelihood-based paternity inference in natural populations. *Molecular Ecology* 7:639-655.
- Mattson, D. J. 1998. Diet and morphology of extant and recently extinct northern bears. *Ursus* 10:479-496.
- Mauritzen, M., A. E. Derocher, and O. Wiig. 2001. Space-use strategies of female polar bears in a dynamic sea ice habitat. *Canadian Journal of Zoology* 79:1704-1713.
- McDonald, J. E. and T. K. Fuller. 2005. Effects of spring acorn availability on black bear diet, milk composition, and cub survival. *Journal of Mammalogy* 86:1022-1028.
- McShea, W. J. 2000. The influence of acorn crops on annual variation in rodent and bird populations. *Ecology* 81:228-238.
- McShea, W. J. and W. M. Healy. 2002. Oaks and acorns as a foundation for ecosystem management. Pages 1-9 *in* W. J. McShea and W. M. Healy, eds. *Oak*

- forest ecosystems: ecology and management for wildlife. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, USA.
- McShea, W. J., W. M. Healy, P. Devers, T. Fearer, F. H. Koch, D. Stauffer, and J. Waldon. 2007. Forestry matters: decline of oaks will impact wildlife in hardwood forests. *Journal of Wildlife Management* 71:1717-1728.
- Méndez, M., Tella, J. L., and Godoy, J. A. 2011. Restricted gene flow and genetic drift in recently fragmented populations of an endangered steppe bird. *Biological Conservation* 144(11):2615-2622.
- Miller, C. R., P. Joyce, and L. P. Waits. 2002. Assessing allelic dropout and genotype reliability using maximum likelihood. *Genetics* 160:357.
- Mills, L.S., L.J. J. Citta, K. P. Lair, M. K. Schwartz, and D. A. Tallmon. 2000. Estimating animal abundance using noninvasive sampling: promise and pitfalls. *Ecological Applications* 10: 283-294.
- Moore, J. and R. Swihart. 2008. Factors affecting the relationship between seed removal and seed mortality. *Canadian Journal of Zoology* 86:378-385.
- Naves, J., A. Fernandez-Gil, C. Rodriguez, and M. Delibes. 2006. Brown bear food habits at the border of its range: a long-term study. *Journal of Mammalogy* 87:899-908.
- Ngoprasert, D., R. Steinmetz, D. H. Reed, T. Savini, G. A. Gale, and McCorquodale. 2011. Influence of fruit on habitat selection of Asian bears in a tropical forest. *The Journal of Wildlife Management* 75(3):588-595.
- Noyce, K. V., and D. L. Garshelis. 1997. Influence of natural food abundance on black bear harvests in Minnesota. *The Journal of Wildlife Management* 61:1067-1074.
- O'Connell, M., M. Dillon, and J. Wright. 1998. Development of primers for polymorphic microsatellite loci in the Pacific herring (*Clupea harengus pallasi*). *Molecular Ecology* 7:358-360.
- Ohnishi, N., T. Saitoh, Y. Ishibashi, and T. Oi. 2007. Low genetic diversities in isolated populations of the Asian black bear (*Ursus thibetanus*) in Japan, in comparison with large stable populations. *Conservation Genetics* 8:1331-1337.
- Oka, T., S. Miura, T. Masaki, W. Suzuki, K. Osumi, and S. Saitoh. 2004. Relationship between changes in beechnut production and Asiatic black bears in northern Japan. *The Journal of Wildlife Management*. 68:979-986.
- Paetkau D, Waits LP, Clarkson PL, Craighead L, Vyse E, Ward R, Strobeck C. 1998. Variation in Genetic Diversity across the Range of North American Brown Bears. *Conservation Biology* 12: 418-429.
- Paetkau, D. 2003. An empirical exploration of data quality in DNA-based population inventories. *Molecular Ecology* 12:1375-1387.
- Paetkau, D. and Strobeck, C. 1998. Ecological genetic studies of bears using microsatellite analysis. *Ursus* 10:299-306.

- Pagès, M., C. Maudet, E. Bellemain, P. Taberlet, S. Hughes, and C. Hänni. 2009. A system for sex determination from degraded DNA: a useful tool for palaeogenetics and conservation genetics of ursids. *Conservation Genetics* 10:897-907.
- Paine, C. and H. Beck. 2007. Seed predation by neotropical rain forest mammals increases diversity in seedling recruitment. *Ecology* 88:3076-3087.
- Pearse, D. E., C. M. Eckerman, F. J. Janzen, and J. C. Avise. 2001. A genetic analogue of 'mark-recapture' methods for estimating population size: an approach based on molecular parentage assessments. *Molecular Ecology* 10:2711-2718.
- Pekins, P. J. and W. W. Mautz. 1987. Acorn usage by deer: significance of oak management. *Northern Journal of Applied Forestry* 4:124-128.
- Peyton, B., C. Servheen, and S. Herrero. 1999. An overview of bear conservation planning and implementation. Pages 8-24 in C. Servheen, S. Herrero, and B. Peyton, eds. *Bears: status survey and conservation action plan*. IUCN/SSC Bear and Polar Bear Specialist Groups, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Piry, S., A. Alapetite, J. M. Cornuet, D. Paetkau, L. Baudouin, and A. Estoup. 2004. GENECLASS2: a software for genetic assignment and first-generation migrant detection. *Journal of Heredity* 95(6):536-539.
- Piry, S., G. Luikart, and J. M. Cornuet. 1999. Bottleneck: a computer program for detecting recent reductions in the effective population size using allele frequency data. *Journal of Heredity* 90:502-503.
- Powell, R. A., J. W. Zimmerman, and D. E. Seaman. 1997. *Ecology and behaviour of North American black bears : home ranges, habitat, and social organization*. Chapman and Hall, New York.
- Pritchard, J. K., M. Stephens, and P. Donnelly. 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* 155(2):945-959.
- Raymond M. and F. Rousset. 1995. Genepop (version-1.2) Population genetics software for exact Tests and ecumenism. *Journal of Heredity* 86: 248-249.
- Reid, D., M. Jiang, Q. Teng, Z. Qin, and J. Hu. 1991. Ecology of the Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in Sichuan, China. *Mammalia* 55:221-237.
- Rios-Uzeda, B., H. Gomez, and R. Wallace. 2006. Habitat preferences of the Andean bear (*Tremarctos ornatus*) in the Bolivian Andes. *Journal of Zoology* 268(3):271-278.
- Ritland, K. 2005. Multilocus estimation of pairwise relatedness with dominant markers. *Molecular Ecology* 14:3157-3165.
- Rogers, L. L. 1987. Effects of food-supply and kinship on social-behavior, movements, and population-growth of black bears in northeastern Minnesota. *Wildlife Monographs*:1-72.
- Roon, D., L. Waits, and K. Kendall. 2003. A quantitative evaluation of two methods for preserving hair samples. *Molecular Ecology Notes* 3:163-166.

- Ryan, C. W., J. C. Pack, W. K. Igo, and A. Billings. 2007. Influence of mast production on black bear non-hunting mortalities in West Virginia. *Ursus* 18(1):46-53.
- Ryan, C. W., J. C. Pack, W. K. Igo, J. C. Rieffenberger, and A. B. Billings. 2004. Relationship of mast production to big-game harvests in West Virginia. *Wildlife Society Bulletin* 32:786-794.
- Saber, G. A. A. F. 1982. The estimation of animal abundance and related parameters. 2nd edition. Macmillan, New York.
- Saitoh, T., Y. Ishibashi, H. Kanamori, and E. Kitahara. 2001. Genetic status of fragmented populations of the Asian black bear (*Ursus thibetanus*) in western Japan. *Population Ecology* 43:221-227.
- Sato, Y. and M. Endo. 2006. Relationship between crop use by brown bears and *Quercus crispula* acorn production in Furano, central Hokkaido, Japan. *Mammal Study* 31:93-104
- Schaller, G. B., T. Qitao, K. G. Johnson, W. Xiaoming, S. Heming, and H. Jinchu. 1989. The feeding ecology of giant pandas and Asiatic blackbears in the Tangjiahe reserve, China. Pages 212-241 in J. L. Gittleman, ed. *Carnivore behavior, ecology, and evolution*. Cornell University Press, NY.
- Schupp, E. 1990. Annual variation in seedfall, postdispersal predation, and recruitment of a neotropical tree. *Ecology* 71:504-515.
- Scotson, L. 2010. The distribution and status of Asiatic black bear *Ursus thibetanus* and Malayan sun bear *Helarctos malayanus* in Nam Et Phou Louey National Protected Area, Lao PDR.
- Scotson, L. 2013. The distribution and status of Asiatic black bears *Ursus thibetanus* and sun bears *Helarctos Malayanus* in the Nam Kan National Protected Area, Gnot Namthi Provincial Protected Area and Sam Meaung Product Forest, Lao PDR.
- Shih, C.-C., S.-H. Li, M.-H. Hwang, and L.-L. Lee. 2009. Ten novel tetranucleotide microsatellite DNA markers from Asiatic black bear, *Ursus thibetanus*. *Conservation Genetics*:1-3.
- Sloane, M. A., P. Sunnucks, D. Alpers, L. B. Beheregaray, and A. C. Taylor. 2000. Highly reliable genetic identification of individual northern hairy-nosed wombats from single remotely collected hairs: a feasible censusing method. *Molecular Ecology* 9:1233-1240.
- Smith, T. R., and M. R. Pelton. 1990. Home ranges and movements of black bears in a bottomland hardwood forest in Arkansas. Pages 213-218 in *International Conference on Bear Research and Management*.
- Steinmetz, R. and D. L. Garshelis. 2008. Distinguishing Asiatic black bears and sun bears by claw marks on climbed trees. *Journal of Wildlife Management*. 72:814-821.
- Steinmetz, R. G. 2009. Ecological overlap of sympatric sun bears and Asiatic black bears in tropical forest, Thailand. Dissertation, University of Minnesota, Twin

- cities, Minnesota, USA.
- Steinmetz, R., D. L. Garshelis, W. Chutipong, and N. Seuaturien. 2011. The Shared Preference Niche of Sympatric Asiatic Black Bears and Sun Bears in a Tropical Forest Mosaic. *PLoS ONE* 6(1): e14509.
- Støen, O.-G., E. Bellemain, S. Sæbø, and J. Swenson. 2005. Kin-related spatial structure in brown bears *Ursus arctos*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 59:191-197.
- Straka, M., L. Paule, O. Ionescu, J. Štofik, and M. Adamec. 2012. Microsatellite diversity and structure of Carpathian brown bears (*Ursus arctos*): consequences of human caused fragmentation. *Conservation genetics* 13(1):153-164.
- Sun, S., X. Gao, and L. Chen. 2004. High acorn predation prevents the regeneration of *Quercus liaotungensis* in the Dongling Mountain Region of North China. *Restoration Ecology* 12:335-342.
- Taberlet, P. and G. Luikart. 1999. Non-invasive genetic sampling and individual identification. *Biological Journal of the Linnean Society* 68: 41-55
- Taberlet, P., L. P. Waits, and G. Luikart. 1999. Noninvasive genetic sampling: look before you leap. *Trends in Ecology & Evolution* 14:323-327.
- Taberlet, P., S. Griffin, B. Goossens, S. Questiau, V. Manceau, N. Escaravage, L. P. Waits, and J. Bouvet. 1996. Reliable genotyping of samples with very low DNA quantities using PCR. *Nucleic Acids Research* 24:3189-3194.
- Tautz, D. 1989. Hypervariability of simple sequences as a general source for polymorphic DNA markers. *Nucleic Acids Research* 17:6463-6471.
- Tsai, C. L., Y. C. Chou, C. C. Shih, H. C. Cheng, C. C. Yang., and H. W. Kao. 2009. The complete mitochondrial genome of the Formosan black bear (*Ursus thibetanus formosanus*). *Zootaxa* 1971:50-58.
- Vander Wall, S. B. 2001. The evolutionary ecology of nut dispersal. *Botanical Review* 67:74-117.
- Vaughan, M. R. 2002. Oak trees, acorns, and bears. Pages 224-240 in W. J. McShea, and W. M. Healy, eds. *Oak forest ecosystems: ecology and management for wildlife*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, USA.
- Waits, L. P. and D. Paetkau. 2005. Noninvasive genetic sampling tools for wildlife biologists: a review of applications and recommendations for accurate data collection. *Journal of Wildlife Management* 69:1419-1433.
- Waits, L. P., G. Luikart, and P. Taberlet. 2001. Estimating the probability of identity among genotypes in natural populations: cautions and guidelines. *Molecular Ecology* 10:249-256.
- Wang, Y. 1999. Status and management of the Asiatic black bear in Taiwan. Pages 213-215 in C. Servheen, C. Herrero, and B. Peyton, eds. *Bears: status survey and conservation action plan*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Wasser, S. K., B. Davenport, E. R. Ramage, K. E. Hunt, M. Parker, C. Clarke, and G.



- Stenhouse. 2004. Scat detection dogs in wildlife research and management: application to grizzly and black bears in the Yellowhead Ecosystem, Alberta, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 82:475-492.
- Wentworth, J. M., A. S. Johnson, P. E. Hale, and K. E. Kammermeyer. 1992. Relationships of acorn abundance and deer herd characteristics in the Southern Appalachians. *Southern Journal of Applied Forestry* 16:5-8.
- Wilberg, M. J. and B. P. Dreher. 2004. Genecap: a program for analysis of multilocus genotype data for non-invasive sampling and capture-recapture population estimation. *Molecular Ecology Notes* 4:783-785.
- Woodruff, D. S. 1993. Non-invasive genotyping of primates. *Primates* 34:333-346.
- Woods, J. G., D. Patkau, D. Lewis, B. N. McLellan, M. Proctor, and C. Strobeck. 1999. Genetic tagging of free-ranging black and brown bears. *Wildlife Society Bulletin* 27:616-627.
- Wright, S. 1978. *Evolution and the Genetics of Populations*. vol. 4. Variability Within and Among Natural Populations. University of Chicago Press, Chicago, MI, USA.
- 王冠邦。1990。臺灣黑熊之生態學研究-分布、棲地及動物園行為。國立台灣師範大學。
- 王穎、王冠邦。1990。臺灣黑熊之生態調查及其經營管理策略(I)。行政院農委會林務局 79 年生態研究地 010 號。
- 王穎、吳煜慧。2001。玉山國家公園台灣黑熊之生態及人熊關係之研究(三)。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 王穎、黃美秀。1999。玉山國家公園台灣黑熊之生態及人熊關係之研究(一)。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 王穎、黃美秀。2000。玉山國家公園台灣黑熊之生態及人熊關係之研究(二)。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 何冠助。2012。玉山國家公園大分地區臺灣黑熊遺傳多樣性之初探。碩士論文。國立屏東科技大學。
- 吳煜慧。2004。玉山國家公園台灣黑熊之生態學研究。碩士論文。國立東華大學自然資源管理研究所。
- 李俊億、謝幸媚。2008。親子鑑定的演算邏輯。臺大出版中心，台北市。209 頁。
- 李昭宗。2003。恆春地區銀合歡入侵及擴散之研究。碩士論文。屏東科技大學森林所。
- 李權裕、陳明義，2004。關刀溪森林生態系殼斗科植物之物候週期。特有生物研究 6:95-110。
- 林一宏。2005。八二籽一四五米【八通關越道路東段史話】。內政部營建署玉山國家公園管理處。

- 林玉珮。丹大地區布農族狩獵現況之調查研究。碩士論文。國立台灣師範生命科學研究所。
- 林冠甫。2009。玉山國家公園大分地區櫟實結果對於大型哺乳動物豐富度之影響。碩士論文。國立屏東科技大學野生動物保育研究所。
- 林容安。2012。台灣黑熊族群存續力分析。碩士論文。國立屏東科技大學野生動物保育研究所。
- 陳元龍、楊吉宗。2002。台灣地區野生及圈飼黑熊遺傳變異之初探。特有生物研究，4:73-77。
- 鹿野忠雄。1929。台灣產哺乳動物的分布及習性。動物學雜誌 41: 332-340。
- 黃美秀、王穎、劉曼儀。2008a。臺灣黑熊於南臺灣之分布及棲地利用調查。行政院農業委員會林務局保育研究系列第 96-00-8-02 號。
- 黃美秀、朱有田、蔡幸蒨、陳昇衛、蔡蕙雯。2012。玉山國家公園台灣黑熊族群生態及遺傳狀況評估研究(3/4)。內政部營建署玉山國公園管理處。
- 黃美秀、林冠甫、何冠助。2010a。玉山國家公園台灣黑熊族群生態及遺傳狀況評估研究(1/4)。內政部營建署玉山國公園管理處。
- 黃美秀、林冠甫、張書德、何冠助、葉炯章。2009。玉山國家公園台灣黑熊族群生態學及保育研究(4/4)。內政部營建署玉山國公園管理處。
- 黃美秀、林冠甫、賴秀芬。2008b。玉山國家公園台灣黑熊族群生態學及保育研究(3/4)。玉山國家公園管理處。
- 黃美秀、林冠甫。2007。玉山國家公園台灣黑熊族群生態學及保育研究(2/4)。玉山國家公園管理處。
- 黃美秀、祁偉廉。2006。玉山國家公園台灣黑熊族群生態學及保育研究(1/4)。玉山國家公園管理處。
- 黃美秀、姚中翎、王穎、李培芬。2006。臺灣黑熊的分布圖繪製及保育現狀之探討。行政院農業委員會林務局。
- 黃美秀、潘怡如、林容安。2012。臺灣黑熊分布預測模式及保育行動綱領之建立(2)。行政院農業委員會林務局保育研究系列第 100-14 號。
- 黃美秀、潘怡如、蔡幸蒨、郭彥仁、林冠甫。2010b。臺灣黑熊分布預測模式及保育行動綱領之建立(1)。行政院農業委員會林務局保育研究系列第 98-23 號。
- 黃美秀、蔡幸蒨、郭彥仁、林冠甫、何冠助、陳昇衛。2011。玉山國家公園台灣黑熊族群生態及遺傳狀況評估研究(2/4)。內政部營建署玉山國公園管理處。
- 黃美秀、賴秀芬、林冠甫、葉慶龍。2009。玉山國家公園台灣黑熊重要棲息地-大分地區之植群生態及森林更新。國家公園學報，19:62-82。

劉秀晶。2008。台灣特有種鳥類金翼白眉之微衛星序列選殖及族群遺傳結構探討。碩士論文。國立成功大學。

劉芳。2009。四川省亞洲黑熊(*Ursus thibetanus*)空間分布及人-熊關係研究。北京大學博士論文。

蔡幸蒨。2011。臺灣黑熊(*Ursus thibetanus formosanus*)族群相對豐富度及分布預測模式。碩士論文，國立屏東科技大學。

儲瑞華、吳海音、林曜松。2000。台灣黑熊(*Selenarctos thibetanus formosanus*)的DNA鑑定初探。動物園學報，12:25-34。