

98-02-01
(1195)

PG9802-0603

098—301020200G1—001

玉山國家公園台灣黑熊族群生態學及 保育研究(4/4)

The Study of Population Ecology and the
Development of Conservation Plan for Formosan
Black Bears in Yushan National Park (4/4)

受委託者：國立屏東科技大學

研究主持人：黃美秀

研究助理：林冠甫、張書德、何冠助、葉炯章

玉山國家公園管理處委託研究報告

中華民國 98 年 12 月

目次

表次	III
圖次	IV
中文摘要	VII
英文摘要	X
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	6
第二章 研究方法及過程	7
第一節 研究地區及氣象監測	7
第二節 青剛櫟果實豐富度之監測	9
第三節 大型哺乳動物的豐富度及活動	10
第四節 台灣黑熊的活動	15
第五節 野外台灣黑熊遺傳資料收集及分析	17
第三章 結果	21
第一節 大分地區氣象監測	21
第二節 青剛櫟果實豐富度及落果情形	23
第三節 大型哺乳動物的豐富度及活動	32
第四節 台灣黑熊的活動	58
第五節 台灣黑熊之遺傳分析	67
第四章 討論	69
第一節 青剛櫟果實豐富度	69
第二節 中大型哺乳動物豐富度和活動模式	75
第三節 台灣黑熊遺傳分析	87
第五章 總結、建議及展望	91
謝誌	94
附錄一 2007 年 11 月 1 日至 2009 年 9 月 30 日大分地區氣象站紀錄之各月均溫、最高日均溫、最低日均溫、平均濕度和累積降水量	95

附錄二 2006 年-2009 年，大分地區青剛櫟結果季利用種子陷阱收集青剛櫟落果之情況	97
附錄三 2006 年 10 月至 2009 年 1 月，大分地區所有相機樣點紀錄之動物種類及出現指數 (OI 值)	99
附錄四 玉山國家公園管理處「玉山國家公園台灣黑熊族群生態學及保育研究 (4/4) 委託研究計畫」採購案評選會議紀錄	103
附錄五 「玉山國家公園台灣黑熊族群生態學及保育研究 (4/4)」委託研究計畫期中審查會議紀錄	107
附錄六 「玉山國家公園台灣黑熊族群生態學及保育研究 (4/4)」委託研究計畫期末審查會議紀錄	111
附錄七 玉山國家公園台灣黑熊暨中大型哺乳動物長期監測調查成果發表會及座談會報告	115
參考書目	121

表次

表 3-2.1	2006 年至 2008 年青剛櫟結果季，比較種子陷阱的完整果或受損果，與利用兩種目視法估計結果情況的 Pearson 相關係數．．	29
表 3-2.2	2007 年 10 月至 2008 年 2 月，青剛櫟結果期間地面區塊和種子陷阱各月收集青剛櫟完整果實的數量，以及樣點出現果實之百分比比例．．．．．	31
表 3-3.1	2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區 5.9 km 調查樣帶各月記錄 5 種大型哺乳動物之各類型痕跡及累計數量．．．．．	18
表 3-3.2	2006 年 10 月至 2009 年 1 月，大分地區各種動物於所有自動相機樣點之有效相片數和 OI 值．．．．．	40
表 3-3.3	2009 年 1 月至 5 月，傳統底片式自動相機記錄大分地區較大型哺乳動物之種類及整體 OI 值．．．．．	55
表 3-3.4	2009 年 1 月至 10 月中旬，數位自動照相機記錄大分地區較大型哺乳動物之種類及整體 OI 值．．．．．	56
表 3-4.1	2006 年 10 月至 2009 年 11 月，玉山國家公園東部園區的台灣黑熊排遺中紀錄之食物類別．．．．．	64
表 3-4.2	2006 年 10 月至 2009 年 11 月，玉山國家公園東部園區台灣黑熊排遺中，各食物類別於青剛櫟結果季及非結果季的出現頻度、相對重要性，以及校正後的相對重要性．．．．．	65
表 3-5.1	2008 年各月於大分地區，台灣黑熊排遺採樣數及基因型數．．	67
表 3-5.2	69 個台灣黑熊排遺樣本基因型之微衛星 DNA 基因歧異度，以及基因座個數和判別成功數．．．．．	68
表 4-3.1	目前常見應用非侵入(non-invasive)法於大型野生動物的取樣及遺傳分析技術上的優劣比較．．．．．	90

圖次

圖 1-1.1	成功的熊類保育計劃所應強調的議題及各種因素關係 . . .	6
圖 2-1.1	研究樣區一大分位於玉山國家公園東部園區內	8
圖 2-3.1	大分研究樣區長期青剛櫟、熊痕跡調查樣線及熊毛陷阱與自動相機樣點的分布	14
圖 3-1.1	2007 年 11 月至 2009 年 9 月大分地區的(1)月均溫和(2)降水量 .	22
圖 3-2.1	2007 年 5 月至 2008 年 5 月，大分地區 45 個種子陷阱每月收集之青剛櫟完整果實和受損果實	24
圖 3-2.2	2006-2009 年目視法調查大分地區青剛櫟落果前的結果量 (Graves' modified scales)	25
圖 3-2.3	以 Graves'修正指數估算大分地區 2006 年-2009 年青剛櫟的結果量	25
圖 3-2.4	2006 年-2009 年大分地區青剛櫟落果前，以 30 秒計數每棵樹冠的果實數量	26
圖 3-2.5	2006 年-2009 年，30 秒計數及 Graves'修正指數之 2 種目視法估算青剛櫟果實產量結果間的關係	27
圖 3-2.6	2006 年-2009 年，平均每個種子陷阱於青剛櫟結果季收集青剛櫟落果之情況	30
圖 3-3.1	2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區台灣黑熊各月的排遺及食痕累積率	34
圖 3-3.2	2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區台灣黑熊於青剛櫟結果季與非結果季之平均排遺及食痕累積率	34
圖 3-3.3	2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區山羌於青剛櫟結果季與非結果季之平均排遺累積率	35
圖 3-3.4	2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區台灣水鹿於青剛櫟結果季與非結果季之平均排遺累積率	36
圖 3-3.5	2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區台灣野山羊於青剛櫟結果季與非結果季之平均排遺累積率	37

圖 3-3.6	2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區台灣野豬於青剛櫟結果季與非結果季之平均排遺累積率	38
圖 3-3.7	2006 年 10 月至 2009 年 1 月，底片型相機於大分地區紀錄 5 種大型哺乳動物之各月總體 OI 值	42
圖 3-3.8	台灣黑熊在大分地區青剛櫟結果季與非結果季，相機記錄的平均各月之 OI 值	43
圖 3-3.9	山羌在大分地區青剛櫟結果季與非結果季，相機記錄的平均各月之 OI 值	44
圖 3-3.10	台灣水鹿在大分地區青剛櫟結果季與非結果季，相機記錄的平均各月之 OI 值	45
圖 3-3.11	台灣野山羊在大分地區青剛櫟結果季與非結果季，相機記錄的平均各月之 OI 值	46
圖 3-3.12	台灣野豬在大分地區青剛櫟結果季與非結果季，相機記錄的平均各月之 OI 值	47
圖 3-3.13	2006 年 10 月至 2009 年 1 月，大分地區台灣黑熊於青剛櫟結果季及非結果季之全日活動模式	48
圖 3-3.14	2006 年 10 月至 2009 年 1 月，大分地區山羌於青剛櫟結果季及非結果季之全日活動模式	49
圖 3-3.15	2006 年 10 月至 2009 年 1 月，大分地區台灣水鹿於青剛櫟結果季及非結果季之全日活動模式	49
圖 3-3.16	2006 年 10 月至 2009 年 1 月，大分地區台灣野山羊於青剛櫟結果季及非結果季之全日活動模式	50
圖 3-3.17	2006 年 10 月至 2009 年 1 月，大分地區台灣野豬於青剛櫟結果季及非結果季之全日活動模式	51
圖 3-3.18	2009 年 1 月至 5 月底於大分地區，傳統式片式相機和數位相機所拍攝哺乳動物之 OI 值結果比較	52
圖 3-3.19	大分地區於 2009 年 1 月至 5 月底，傳統底片式自動相機紀錄台灣黑熊和四種偶蹄目動物於各月份的 OI 值	54

圖 3-4.1	2006-2008 年於大分地區，紀錄台灣黑熊在該年青剛櫟結果季的活動痕跡總量。三種指標分別為(a)平均 1 km 內的所有熊爪痕跡的棵數，(b)熊痕跡單位（5 m 內的熊痕跡樹視為同一筆）之數量，以及(c)每 50 m 有無熊痕跡出現的百分比例．．．．	60
圖 3-4.2	2007 年 1 月至 2009 年 10 月大分地區，各月熊毛陷阱收集到熊毛之比例，以及平均每一陷阱所收集的熊毛撮數．．．．．	61
圖 3-4.3	2007 年 2 月至 2009 年 9 月大分地區，熊毛陷阱於青剛櫟結果季與非結果季之(a)平均每月出現熊毛比例，以及(b)平均每月每一陷阱收集的熊毛撮數．．．．．	62
圖 3-4.4	2006 年 10 月至 2009 年 11 月，玉山國家公園東部園區台灣黑熊排遺中，青剛櫟結果季與非結果季，各食物類別在各季節之(a)出現頻度、(b)相對重要性，以及(c)校正後的相對重要性．．	66
圖 4-1.1	2008 年(1)大分和(2)佳心地區的生態氣候圖．．．．．	71
圖 4-2.1	架設(a)傳統底片相機和(b)數位相機的方式．．．．．	85
圖 4-2.2	數位自動相機拍到台灣黑熊在大分地區吃人為放置於地面的青剛櫟果實．．．．．	87

摘要

關鍵詞：台灣黑熊、青剛櫟、櫟實產量、相對豐富度、遺傳、族群監測

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必要性，本計畫將延續過去(1998–2002)於玉山國家公園進行之台灣黑熊 (*Ursus thibetanus formosanus*) 生態研究，第二階段利用四年之調查探討黑熊棲息地利用、族群、該物種與生態環境之交互作用，以增加我們對此物種野外生態習性之瞭解，作為成功保育該物種的依據。玉山國家公園大分地區為瀕危台灣黑熊(*Ursus thibetanus formosanus*)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，潛在地影響台灣黑熊時空上的活動模式和族群變動。今年之研究目標主要在探討大分地區殼斗科森林之青剛櫟之結果物候、週期和產量，以及與台灣黑熊和其他大型哺乳動物之相對豐富度和活動之關係，並初步瞭解該園區台灣黑熊之族群遺傳特性。

二、研究方法及過程

本研究在大分地區青剛櫟分佈的主要區域，所設定的樣線及樣點，總計 5.2 公里長，作為青剛櫟和動物豐富度的固定調查樣線，動物痕跡調查樣線則多增設一條，共長 5.9 公里。

於青剛櫟開始落果前(九月底至十月中旬期間)，以目視法估算該季的相對結果豐度指標。同時於落果前至結束期間，每隔 50 公尺設置種子陷阱($n = 195$)，每隔約一個月定期收集，以計算該季青剛櫟果實生產量，並比較不同年間結果季的果實產量差異。同時於 2007 年 5 月至 2008 年 5 月，持續一年每月針對 45 個種子陷阱監測青剛櫟的結果物候。並利用痕跡調查(2007 年 2 月至 2008 年 12 月)和自動照相機(2006 年 10 月至 2009 年 10 月)監測大型哺乳動物相對豐富度。

為了解青剛櫟果實豐富度與台灣黑熊活動之關係，於青剛櫟結果結束

後，沿著青剛櫟果實調查樣線，計數樣線兩側各 3 公尺內的所有黑熊痕跡，作為該季黑熊出現的相對指標。並加入鄰近區域的兩條樣線，共約 9.5 公里，列入該季黑熊活動(痕跡)指標的調查樣線。此外，每次調查期間在調查樣線和行進路線旁搜尋、採集黑熊排遺，以進行後續的食性和遺傳分析，同時檢視熊毛陷阱及更新氣味劑，並收集毛髮，以利增加黑熊 DNA 樣本。

三、重要發現

大分地區青剛櫟樹的熟果期為 10 月至次年 2 月，但落果數量則以 11 月及 12 月為高峰期。利用兩種目視法估計各年青剛櫟結果狀況，顯示明顯的年間差異，產量以 2008 年明顯最高，其次為 2007 年，2006 年及 2009 年則結果最差。種子陷阱的前三年估計結果亦呈相似的年間變化趨勢，而且三種方法估算樣樹的結果於各年皆呈顯著相關。

每個種子陷阱(85 cm 見方, n=195)各月平均收集的完整堅果數、受損堅果數、或前二者總量，皆以 11 和 12 月最高，其次為 10 月和次年 1 月，2 月最低。2007-2008 年所估計之總青剛櫟落果量分別為 33、36、61 顆/m²。受損果實佔總收集量之比例為 35%-47%，比例隨青剛櫟的總收集量增加而略遞減。於 2007 年青剛櫟結果季，11 月至 12 月被移除的地面落果最高，為 7-8 顆/m²，10 月和次年 1 月則下降至不及一半（約 2-3 顆/m²），至 2 月堅果被移除的量則更低，僅 0.2 顆/m²。每個月落到地面的櫟實 83%-95%皆被移除，顯示動物對於本區青剛櫟落果的掠食壓力非常大。

痕跡調查和自動照相機的監測皆顯示，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。於青剛櫟結果季，黑熊會增加夜間活動的頻度，年間的豐富度變動亦與該年青剛櫟的結果量一致，如 2008 年結果季所記錄的黑熊痕跡相對量顯著大於 2006 年和 2007 年。另熊毛陷阱紀錄台灣黑熊的相對豐富度亦呈現季節和年間相同的趨勢。水鹿(*Rusa unicolor*)和台灣野豬(*Sus scrofa*)的豐富度亦呈現類似的季節性變動。

分析 2008 年於大分收集的 155 台灣黑熊排遺樣本，檢定出 69 個基因型，等位基因(allele)數目為 4-13 個（ 7.9 ± 2.56 ），平均觀測異質度(H_o)為 0.808，推測此族群可能沒有近親交配的現象。

四、主要建議事項

本研究於玉山國家公園東部園區四年的監測及研究結果顯示，大分地區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變化及遺傳結構亦扮演著重要角色，故有必要持續長期監測該地的氣候、青剛櫟果實產量的年間變動、鄰近地區的重要食物資源之時空分布、黑熊和各類動物間的交互作用，並建議進行第二階段的黑熊捕捉繫放，以深入瞭解野外台灣黑熊之生態習性，如季節性活動、移動模式和棲息地利用等，並協助評估玉山國家公園台灣黑熊族群的變化趨勢。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。本研究亦建議擴大遺傳取樣範圍和整合其他取樣技術，以有效地瞭解園區台灣黑熊之族群及遺傳結構。

長期生態研究對於野生動物之永續性經營管理具有十分重要的價值，尤其是針對瀕危物種。然而，由於玉山國家公園台灣黑熊的研究樣區地處偏遠，交通及補給十分困難，為台灣野外生態調查之極端，故建議相關單位積極地規劃及研擬長期的研究保育策略，以整合型研究計畫，充實有關台灣黑熊之保育研究資源，並發揮研究團隊合作之精神，以建立長期性研究資料收集的資料庫，以達事半功倍，此外，藉由培訓長期志工或保育種子教師，協助黑熊研究調查或教育宣導，更能促進社會參與和關懷，以及研究保育之最大效益。

此外，為了長期監測國家公園境內黑熊的時空活動，適當且及時地經營管理人熊關係，本研究建議玉山國家公園積極發展並建立一套「發現黑熊出沒的通報系統」，提供並鼓勵管理處員工及一般民眾隨時登錄園區及附近區域所發現的黑熊蹤跡，以長期累積玉山國家公園黑熊活動分佈之資料，監測人熊關係之變化，同時建立資料庫，提供經營管理所必需的參考資料。

英文摘要

Dafen of the Yushan National Park (YNP) 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 temporal and spatial movement and relative abundance of bears. The objective was to explore the fruiting phenology, dynamics and acorn production of ring-cupped oak, and the relationship between acorns and the relative abundance of black bears and other large mammals in Dafen oak forest. The study was further designed to examine the characteristics of population genetics of black bears in YNP.

We observed 45 ring-cupped oak trees with seed traps monthly for one year since June 2007. The acorn gradually ripened in late October until February, but most of the acorn fell off in November and December. The acorn production estimated by two visual survey methods indicated significant difference among years. The acorn production was greatest in 2008, followed by 2007, and was lowest in 2009 and 2006. Seed traps revealed the same pattern for the earlier three years. There were positive correlation relationships among the three methods of estimating acorn production.

The average amount of intact acorns, damaged acorns and total acorns collected by seed traps (85 cm* 85 cm, n=195) was highest in November and December, followed by October and January. The fallen acorns during the acorn season in 2006, 2007 and 2008 were 33, 36 and 61 acorns/m², respectively. The damaged acorns were 35-47% of the total acorns collected in seed traps, and its proportion decreased with the total amount of acorns. The acorn removal rate on ground was 7-8 acorns/m² in November and December, followed by 2-3 acorns/m² in October and January, and 0.2 acorns/m² in February. Most

(83%-95%) of the monthly fallen acorns were consumed, indicating the very high pressure of acorn predation by wildlife in Dafen.

The sign surveys and camera traps both showed that the relative abundance of Formosan black bears in acorn seasons was extensively greater than that in non-acorn seasons for all studied years. In the acorn season, bears increased their nocturnal activity, and their relative abundance coincided with the acorn production among years. The average amount of bear signs in 2008 was significantly higher than in 2007 and 2006. The record of hair traps showed the same pattern. The result of hair traps indicated the same seasonal and yearly changes in the relative abundance of bears. Besides, the relative abundance of sambar deer (*Rusa unicolor*) and wild boars (*Sus scrofa*) in the oak forest also revealed the similar seasonal patterns.

In 2008, we analyzed 155 bear scats collected in Dafen, and detected 69 genotypes. The number of allele ranged 4-13 (7.9 ± 2.56), with an average observed heterozygosity of 0.808. This suggested that inbreeding was likely not detected in the population. Overall, our result showed that the acorn in Dafen did not only provide seasonal food sources for black bears and many other animals, but also played a vital role for monitoring the population and genetic structure of bears in YNP. Moreover, we further suggested the necessities of enlarging the sampling area and incorporating other effective techniques to further understand the population and genetic structure of Formosan black bears.

Key words: *Ursus thibetanus formosanus*, *Cyclobalanopsis glauca*, acorn production, relative abundance, genetic, population monitoring

第一章 緒論

第一節 計畫緣起及目的

一、台灣黑熊之研究及保育概況

台灣黑熊(*Ursus thibetanus formosanus*)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 Wong 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。

保育永續的熊類種群有賴社會大眾和政府機關的認同和持續支持才能成功。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(圖 1-1.1, Peyton et al. 1999)。此方面資訊更是保育宣導教育的必要手段，也是最有效率、影響最深遠的方式之一。就瀕危的台灣黑熊而言，相關族群及生態習性資訊的不足，也往往造成相關單位及人士於積極推展保育行動時的限制與障礙。

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，並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。

除了台灣黑熊的野外數量稀少、以及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。事實上，這也是有關台灣其他大型的野生

哺乳動物，深入且長期的野外研究調查難以持續進行的主因。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，Hwang and Garshelis 2007）。然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，並接續過去(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，擬定另一階段的研究及監測計畫。

二、玉山國家公園大分地區－台灣黑熊及其他大型動物之重要棲息環境

殼斗科（Fagaceae）植物在全世界主要分佈在北半球的溫帶和亞熱帶地區，其堅果為野生動物的重要食物來源。提供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)。因此，有的學者甚至建議，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，其熱量是風媒種子（wind-dispersal seed）的 10-1,000 倍 (Vander Wall 2001)。在眾多植物性食物中，櫟實由於含有高比例的可消化成分（cell solubles, neutral detergent solubles），以及相對低比例不易消化的成份，因此具有較高的消化率（digestibility）和代謝能（metabolizable energy，Servello and Kirkpatrick 1987，Kirkpatrick and Pekins 2002）。高代謝能的食物可以有效的促進儲存和建構脂肪（Holter and Hayes 1977），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[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 (Hashimoto et al. 2003, Mattson 1998, Vaughan 2002, Costello et al. 2003)。

在台灣，殼斗科植物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)，台灣的殼斗科植物共 59 種，分為 8 屬，分別為栗屬 (*Castanea*)、水青岡屬或山毛櫸屬 (*Fagus*)、栲屬或苦槠屬 (*Castanopsis*)、櫟屬 (*Cyclobalanopsis*)、石櫟屬 (*Lithocarpus*)、櫟屬 (*Limlia*)、柯屬 (*Pasania*)、櫟屬 (*Quercus*) (Liao 1996)，扣除部分引進種和變異種，原生的殼斗科植物則共 7 屬，40 餘種。唯國內不僅對於殼斗科結果週期的研究甚少，對於野生哺乳類動物族群和環境食物資源之關係的研究為數也不多，且主要是針對小型食肉目 (Carnivora) 和齧齒目 (Rodentia) 動物，研究期間通常短暫，比如一季節或一年。其他地區性的中、大型哺乳動物的族群監測調查，則甚少深入探究動物與環境中食物資源變動的長期互動關係。唯獨針對櫟實生產對於大型哺乳動物的影響有較多著墨者，目前僅有玉山國家公園的台灣黑熊的相關研究，顯示黑熊的季節性移動、食性和活動模式都和櫟實的生產有密切關係(Hwang 2003, Hwang and Garshelis 2007)。

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 (*Cyclobalanopsis glauca*)，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也有所差異。青剛櫟為台灣殼斗科植物中分佈較為常見的一種，屬常綠性樹種，平地到中高海拔皆有分佈，但因人為活動和開發，普遍分佈在從喜馬拉雅山區到中國大陸、韓國、日本、琉球以及臺灣等地，在臺灣則分佈於從海平面到兩千公尺左右的中低海拔山區(柳楮 1968)。

過去研究者於玉山國家公園東側園區的長期野外調查發現，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，而且黑熊於此季節的食性和活動模式也隨之變動(Hwang 2003, Hwang and Garshelis 2007)。但有關殼斗科森林的物候及結果量如何影響台灣黑熊或其潛在獵物的活動或豐富度變化，以及野生動物與殼斗科森林間之交互作用等生態資訊，則仍是相當不足。因此，探討環境中食物資源，尤其是櫟實的分布和豐富度的時空變化，並同時監測台灣黑熊和其他大型動物（潛在獵物）的豐富度和活動的季節性和年間變化，將有助於探討這些動物對於環境資源的利用模式，釐清台灣黑熊的相對豐富度、活動及移動模式與環境之複雜關係，以及與其棲息生境內之動物群聚組成之交互作用。

三、野外台灣黑熊的遺傳資訊

台灣黑熊在野外所需的活動範圍十分廣大，可超過 100 km² (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是完全隔離，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。

目前分子資訊已被廣泛運用在界定疑難分類群，以及釐清族群遺傳結構與確定種內管理單元等保育研究上。國內針對台灣黑熊進行分子遺傳變異的研究則僅有二起（儲瑞華等 2000，陳元龍及楊吉宗 2002）。但由於野生黑熊組織樣本取得不易，這兩篇研究中的黑熊樣本多來自於圈養個體，可確認來源之野生個體樣本太少。因此，對於野生台灣黑熊的族群遺傳結構及多樣性，恐無法提供有效的保育資訊。就遺傳多樣性的觀點，實有必要進一步加強野外樣本的取得，以了解野外台灣黑熊的族群遺傳資訊。

微衛星 DNA (Microsatellite DNA)，又稱簡單重複序列 (simple sequence repeats, SSR)，由 1-6 個鹼基重複組成，廣泛分佈於真核生物的基因中。重複單元數目及重複的程度，都可以造成微衛星 DNA 片段的長度差異(Ashley and Dow 1994)。微衛星標記 (marker) 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聚合酶連鎖反應 (polymerase chain reaction: 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。此技術因所需 DNA 樣本較少，再現性高，容易判定基因型，多態性高而成為鑑識科學於個體及親子鑑定之最主要工具 (李俊億及謝幸媚 2008)。就因為所需要的 DNA 濃度不需要很高，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。

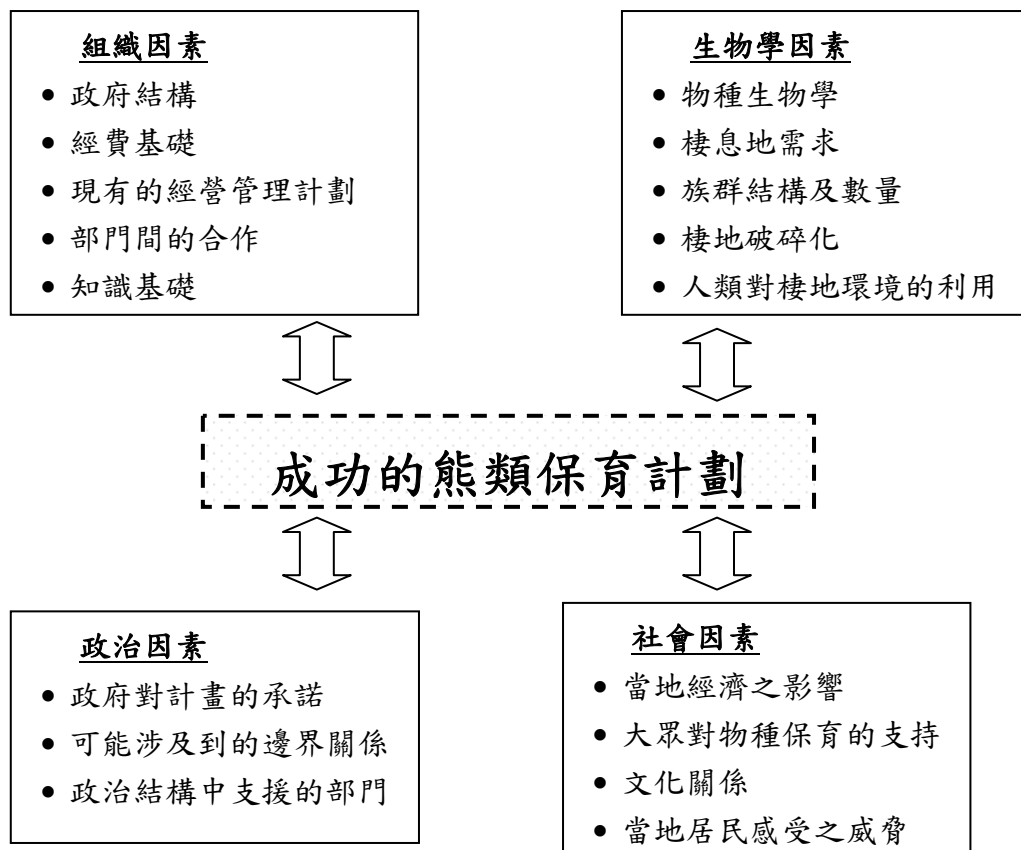
因此，可藉 DNA 含量較低的毛髮與排遺，進行標記，採集毛髮或排遺樣本取得遺傳物質，不與動物直接接觸，屬於非侵入式的採樣方法 (noninvasive genetic sampling)。台灣黑熊的分佈與活動範圍廣大 (王穎及黃美秀 1999, 2000, 王穎及吳煜慧 2001, Hwang 2003, 吳煜慧 2004)，採用個體捕捉繫放的方法需要耗費大量的人力、時間與金錢。相較之下，毛髮與排遺樣本的取得容易且成本較低，對動物個體本身的影響也較小。黑熊的棲息地都在地形崎嶇、植被茂密的山區，加上族群稀少、生性機警且活動隱密，野外研究或採集都是十分困難，因此有必要應用非侵入式的毛髮與排遺樣本採集法。

在台灣，有關台灣黑熊生態資訊最完整的地區首推玉山國家公園，園區東側的大分地區為台灣黑熊十分重要黑熊棲息地。雖然野外台灣黑熊相關的組織樣本稀少，收集困難，但由於持續地進行台灣黑熊有關的野外調查工作，有系統的台灣黑熊的排遺和毛髮等樣本，故提供了後續檢測遺傳樣本的來源，可以協助釐清玉山國家公園地區台灣黑熊的遺傳結構和多樣性、並藉由個體之檢測，可估計活動於大分地區台灣黑熊之族群數量，以及初步評估玉山國家公園台灣黑熊之有效族群量。這些資訊日後將成為未來擬定玉山國家公園保育台灣黑熊保育策略的重要依據。

第二節 第四年（2009 年）計畫工作項目

- (1) 持續監測大分地區秋冬季節殼斗科堅果的年產量。
- (2) 持續監測地分地區台灣黑熊及其他大型哺乳動物之相對豐富度。
- (3) 整合連續四年的堅果產量及動物活動資料，初步探討青剛櫟森林結果物候與台灣黑熊等大型野生動物之關係。
- (4) 持續收集野外台灣黑熊排遺及毛髮，建立第 4 年黑熊排遺及相關遺傳資料庫。
- (5) 利用遺傳分子生物學技術，初步評估國家公園內台灣黑熊族群遺傳結構，及其遺傳多樣性。

圖 1-1.1 成功的熊類保育計畫所應強調的議題及各種因素關係（資料來源：Peyton et al. 1999）



第二章 研究方法及過程

第一節 研究地區及氣象監測

大分地區位於花蓮縣卓溪鄉拉庫拉庫溪流域（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。

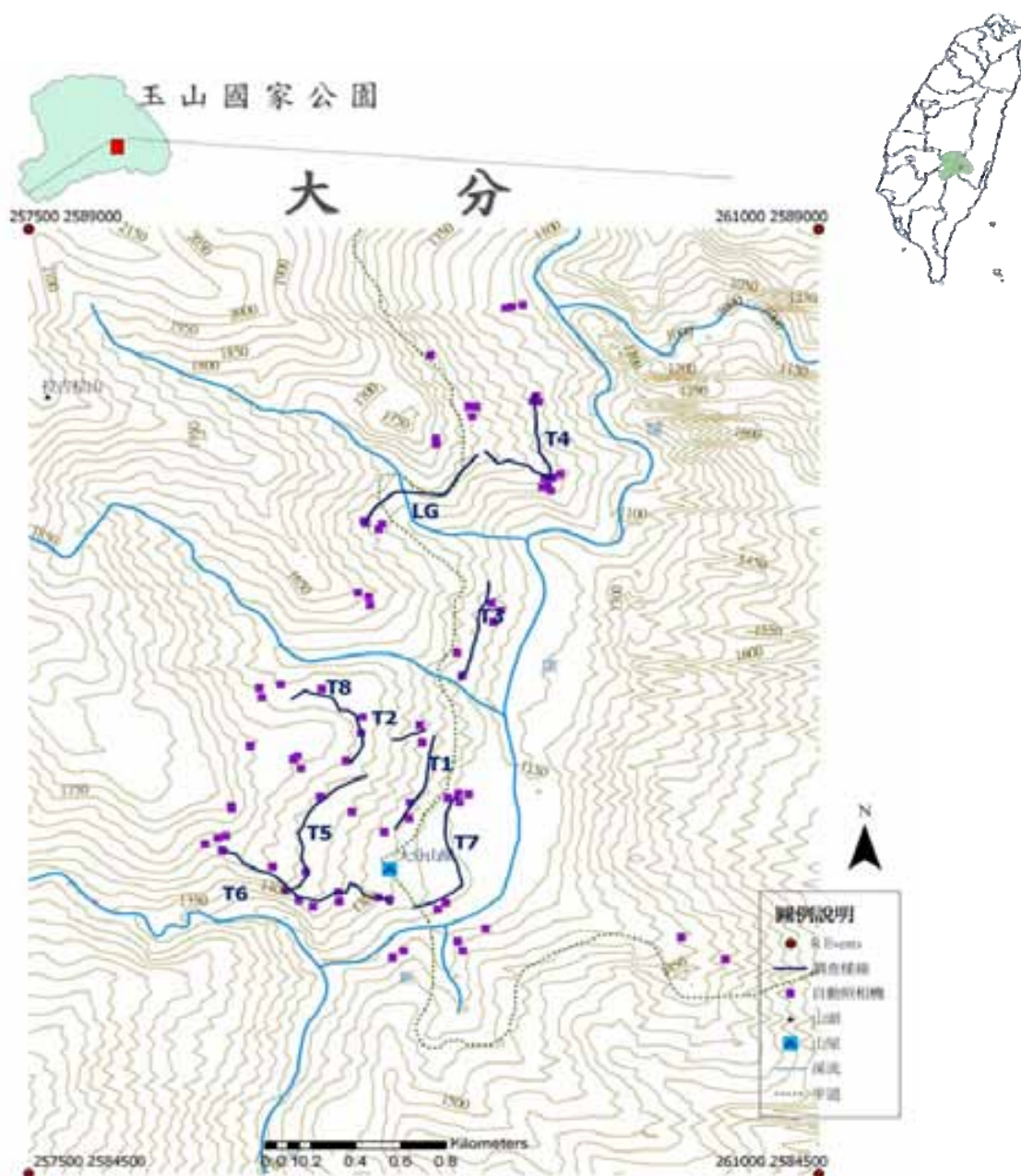
此區原為布農族南投郡社群東遷的第一個據點，長久來為布農族傳統的活動領域。至日治台期間，也是八通關越嶺道路上的一段，日本政府並在此區設置大分駐在所，爾後因教化撫育和集團移住的政策實施下，將原住民陸續搬遷至平地。因此，大分地區有著相當豐富的人文史蹟(林一宏 2005)。自 1998 年開始，大分地區成為台灣黑熊生態研究的重要根據地 (Hwang 2003, 吳煜慧 2004)。Hwang (2003)的研究指出，秋冬季時，當大分地區的櫟樹大量結果時，黑熊會聚集到此食用櫟實，顯示大分地區是台灣黑熊非常重要的棲息地。

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 2009)。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 m²；優勢度則是台灣二葉松(33.5 cm²/m²)和青剛櫟(22.7 cm²/m²)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%。

為調查大分地區青剛櫟果實豐富度、大型哺乳動物豐富度和台灣黑熊的活動，本研究在大分地區青剛櫟分布的主要區域進行(258000E, 2585500N; 260000E, 2588500N, TWD-67)。樣區範圍約 5 km²，海拔則為 1,100-1,700 m。同時考量不同的海拔高度和坡度，於樣區內設置 8 條穿越線，編號從 T1 到 T8 (圖 2-1.1)，包含 3 條稜線型和 5 條等高線型，作為物候及動物豐富度觀測樣線。每條調查樣線長度為 0.2~1 km 不等，總計 5.2 km 長；另外於動物痕跡調查樣線，再加上編號 LG 的樣線，總計 5.9 km 長。於每條穿越線的起

點和每隔 50 m 的位置綁色帶作標記。

圖 2-1.1、研究樣區一大分位於玉山國家公園東部園區內（座標系統為 TWD-67）。調查樣線包括 T1-T8 為青剛櫟調查樣線(5.2 km)，再加上 LG 則為動物痕跡調查樣線（5.9 km）；另架設自動照相機系統監測動物相對豐富度。



第二節 青剛櫟果實豐富度之監測

一、目視估計 (visual survey)

於調查樣線上 (圖 2-1.1)，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(通常十月中旬)，以目視法 (visual counts) 估算該年青剛櫟結果季的相對結果豐度指標。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，我們沿樣線每隔 50 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，總計 197 棵。於開始落果前至結果結束 (次年 1 月或 2 月)，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、數量和乾重，計算不同月份的相對出現量。此外，為完整呈現青剛櫟於整年的結果物候，另於 2007 年 5 月至 2008 年 5 月期間，自所有種子陷阱挑選 45 個種子陷阱 (每個間隔約 100 m) 持續架設達一整年，每月收集陷阱內的所有掉落物。

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，研究者監測落果的留存狀況和數量。沿穿越線並間隔約 50 m，於兩側選擇胸高徑大於 10 cm 的青剛櫟，於樹冠層下地勢較平緩的地面上設置並標記 1 m² 的地面區塊 (ground plot)，總共 100 個。於 2007 年 11 月至次年 3 月的每月例行調查時，計數殘存於各區塊較飽滿或內果徑大於 9 mm 的完整櫟實的數量，之後在放回原處。選擇果徑大於 9 mm 的原因，乃參考過去研究者採拾成熟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，故種子陷阱中的凋落物和地面區塊的殘存櫟實皆為上個月的累積量，資料呈現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，為反應地面上櫟實被移除的量和速率，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 種方法的單位面積 (1 m²) 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 (m²)，而地面區塊面積為 1 m²，故直接將累計的果實總數除以 100 (區塊數)。

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 月-9 月，林冠甫 2009)。

第三節 大型哺乳動物的豐富度及活動

一、動物目擊及痕跡調查法 (sighting and sign count)

自 2007 年 2 月至 2008 年 12 月，每個月進行一次痕跡調查，此時研究者沿穿越線，以固定速度 (約每小時 1 至 2 公里) 行走。除上述 8 條調查樣線外，再加上一條沿古道上設置的調查樣線 (編號 LG)，長 0.7 km，故痕跡調查樣線總計 5.9 km 長 (圖 2-1.1)。除了記錄的目擊動物之外，主要記錄的動物活動痕跡包括排遺、叫聲、屍骸、食痕、爪痕，並記錄發現之數量、時間、天氣等資料。地點的記錄方式以穿越線每 50 m 為區段單位。動物被目擊時，若同時發出叫聲，則只視為一筆目擊記錄。

排遺資料以寬 1 m 的穿越線逐月進行計數。水鹿、山羌和台灣野山羊三種反芻動物的排遺，以一堆顆粒數量大於 3 者，方視為一筆有效的樣本記錄；

當穿越線上的數量小於 3 顆，若排遺分散概似的幾何中心仍在穿越線上，則也視為一筆樣本記錄。山羌排遺顆粒數量較少（通常數十餘個），且有時因動物邊走邊排糞，而使顆粒沒有集中，故不易分辨是否為同一堆排遺。因此將散落於 5 m 內、新鮮程度相當的糞粒，視為一獨立樣本記錄。動物排遺計數使用移除法（clearance method），每次調查後，隨即移除，以避免下次調查重複計數。至於動物的腳印和拱地痕跡，因其保存易受不同地面質地和落葉層，以及天候影響，且不容易鑑定獨立的樣本，故僅記錄供物種辨識之用，不列入定量分析。

針對台灣黑熊，則記錄所有的黑熊覓食痕跡（包括於樹上的爪痕、折枝），以及排遺，但若這些痕跡是同時期且新舊程度相當，且皆位於半徑 5 m 內，則合併為一筆黑熊的痕跡資料（吳煜慧 2004）。同時在首次出現黑熊爪痕和折枝痕跡的樹上標記，供後續調查辨識痕跡出現時間，避免重複計數。因此，黑熊爪痕和折枝樹可區別出現之調查月份，故合併單獨的排遺資料做痕跡累積的分析。

由於排遺（包括食痕）為兩次調查間的累積量，因此月份資料為合併每次 9 條穿越線（5.9 km）調查之總痕跡累積量再除以其間兩次調查首日的間隔天數做標準化，以計算每月全部穿越線的日痕跡累積速率（痕跡數/日，以下簡稱痕跡累積率）。因每次調查日期都於每個月的月初，故每個月的痕跡累積率資料呈現以調查期的上個月份表示，即以痕跡累積的主要月份表示。

排遺在野外可保存的時間長短受到許多因素影響，包括糞粒數量、糞粒大小、棲地特性、降雨量、季節、相對濕度、平均溫度、海拔高度等。動物的踐踏、食糞昆蟲的取食、微生物的分解、落葉的覆蓋等生物因素也影響排遺的分解速率（Neff 1968，Wilson and Delahay 2001，Hemami and Dolman 2005）。為避免排遺計數的結果因排遺於調查間隔（約 1 個月）內由於上述因素而消失，使偵測度有所差異，造成動物相對豐富度估算的誤差，故使用林冠甫（2009）於大分測量的排遺消失率進一步校正偶蹄類動物的排遺累積率。

各季節的痕跡調查資料以穿越線為樣本單位（ $n=9$ ），先計算每條穿越線在各季節內所有月份的痕跡（除台灣黑熊之外，主要皆為排遺）累積總量，再除以季節總天數，遂為每一條穿越線在各季節的日痕跡累積率。由於每條穿越線長度不一，故以 1 km 為單位長度標準化，為避免數值過小，並方便呈現月份調查結果，統一乘以 30（日）得到每條穿越線在 1 km 長的月痕跡累積率（痕跡數/月*km）。各季節的痕跡累積率以 9 條穿越線的平均值±標準差

(mean±SD) 呈現，並以 Wilcoxon matched paired signed rank test 檢定單位長度之月痕跡累積率的季節間和年間差異，包括：(1) 跨年之整體的青剛櫟結果季和非青剛櫟結果季（合併不同年），(2) 同一年內的結果季和非結果季，(3) 不同年間（2007 年和 2008 年）的同一季節。

二、紅外線自動照相機監測法（camera trap）

本研究同時利用被動式紅外線感應的自動照相設備，監測哺乳類動物相對豐富度的變化。該設備由台製的紅外線被動式感應器（Heat-in-motion sensor）和自動對焦相機（Olympus μ II）所組成，當感應器感應到有溫差的移動時便會啟動照相機進行拍攝。於 2006 年 10 月至 2009 年 5 月，每個月至各樣點收集已拍攝之底片卷，同時更換底片、照相機和紅外線感應器之電池（圖 2-1.1）。

將相機架於獸徑的交會點附近，增加可能拍攝到動物的機會，同時將相機設置於茂密的樹冠層底下，以降低相機因光照變化而造成空拍的機率。相機置於離地約 1.5~2 m 的樹幹上，以約 45 度俯角架設。為了避免因動物利用同一行進路線而造成同一相機地點重複拍攝該動物的可能性，每一相機點有效運作時間最多於 7 個月後便更換樣點。

除傳統底片式自動相機之外，本研究自 2009 年 1 月起同時在大分地區陸續增設了 7 台可錄影之數位型自動相機（以紅外線為夜間光源的 No Flash Cuddeback）和 11 台無錄影簡易型數位相機（CAPTURE-1125）（圖 2-3.1）。此 2 種數位相機之架設高度約位在離地小於 1 m 的樹幹上，以接近水平的角度設置。無錄影簡易型數位相機在夜間是以閃光燈拍攝，每拍 1 張間隔 30 秒後再進行拍攝。此種相機以 SD 卡為記憶裝置，1 組電池約可拍攝 2000 張相片（CAPTURE-1125 使用說明書）。可錄影型之數位自動相機則沒有閃光燈，可以紅外線功能在夜間拍攝，每拍 1 張照片後，緊接著錄影 1 分鐘，每次錄影結束後，間隔 1 分鐘再進行拍攝，此種相機以 CF 卡為記憶裝置，可拍攝多達 1600 張相片（No Flash Cuddeback Model C-4300 使用說明書）。如果照相時沒有拍到動物，研究者會再看緊接在後那 1 分鐘影片內的動物來進行記錄和分析。

沖洗的照片經物種鑑定之後，提供分析出現於該地區的動物種類、相對數量，以及活動時間。為方便和其他研究結果比較，本研究參考裴家驊等

(1997, 2002)對於物種出現相對頻度的定義和計算方式，即樣區中自動照相設備在每 1,000 個工作小時中，所拍得的有效個體照片 (individual-photo) 數或群體數(= 出現指數; Occurrence Index, OI)，OI 值之公式為 (一物種的有效照片數/總工作時數) * 1000 小時。此指數的計算乃將同一種物種於半小時以內的連拍照片，皆只視為 1 張有效個體照片，除非照片可依據性別或體型明顯地分辨為不同個體，方視為不同的有效照片。如果一張照片同時拍到 2 隻以上的動物個體，則每隻個體皆記錄為 1 筆獨立的有效照片。

自動相機的資料同樣有涉及跨月的情形，但為配合痕跡調查的結果做比較，且每次收集和更換底片的日期仍集中在月初，因此 2006 年 10 月至 2009 年 1 月的傳統底片式自動相機資料以相機運作的主要月份表示，將每個月所有相機樣點之各物種的有效相片張數加總，再除以該月所有相機總工作時數，及乘以 1,000 小時，作為該月各物種的 OI 值。每個月的相機樣點有所差異，因此各季節的資料將以月份為樣本單位，分別平均各季節內所有月份的 OI 值，以平均值±標準差 (mean±SD) 表示，並以 Mann-Whitney U test 檢定 OI 值之季節間和年間差異。

2009 年 2 月後，由於並非例行性每個月皆上山收集資料，且數位型自動相機之運作時間可長達 2 個月之久，又無底片僅 36 張的限制，因此，自 2009 年 1 月起所增設的數位型自動相機所收集的資料，依相片所拍攝的日期做實際月份的切割，分別計算實際各月份的有效相片張數和相機工作時間後再換算成 OI 值。且為配合不同型式自動相機資料收集情形的比較，2009 年 1 月至 2009 年 5 月的傳統底片式自動相機也做相同方式的計算，即實際各月份的 OI 值。比較兩種相機在拍攝動物時功能表現上的差異時，本研究以 Wilcoxon matched paired signed rank test 檢定各種動物於兩種類別相機在同年 1-5 月間 (由於考慮到地點環境之差異性，此項僅分析設置在大分地區的 2 類相機) 的 OI 值是否有差異。

圖 2-3.1、大分研究樣區長期調查樣線及樣點的分布：青剛櫟調查樣線、年度熊痕跡調查樣線、熊毛陷阱，以及 2009 年 1 至 10 月所架設的自動相機分布位置：傳統底片式相機(n = 14)、可錄影型數位相機(n = 7)、簡易型數位相機(n = 11)。



三、日活動模式

假設動物在一天的某一時段，活動（或移動）的頻度越高，則在該時段被自動相機拍攝的機會越高(裴家騏 1998)。因此，自動照相機的資料中，動物於一日各時段所累積的有效照片張數，可視為動物在該時段的活動程度，將其轉換成佔全天 24 個小時總累積有效照片數的百分比，則可得到動物於全日各時段的相對活動程度。

計算方法參考裴家騏(1998)、裴家騏等(2002)，扣除每卷底片第一個不完整工作天（未滿 24 小時）所拍到的照片，亦即該卷底片的工作時數為 24 小時的倍數，使每個時段的工作小時數相等。此外，計算日活動模式的有效個體照片，除扣除連拍的個體外，並扣除同群的不同個體，即同張照片有 2 隻以上同種動物個體時，僅視為一筆紀錄。

第四節 台灣黑熊的活動

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，我們於青剛櫟結果結束後（次年 2 月），沿著青剛櫟果實調查樣線，至少二位調查者計數樣線兩側各 3 m 內的所有黑熊痕跡，檢視所有胸高徑大於 10 cm 的青剛櫟樹木，計數樹幹上留有該季黑熊留下爪痕或折枝痕的樹木，作為該結果季黑熊出現的相對指標。此外，我們另加入鄰近區域的兩條樣線，一為大分山屋至塔達芬崩壁的日據古道，約 1.85 km，另一為大分南側至賽柯長 1.8 km 的古道，列入該季黑熊活動(痕跡)指標的調查樣線（圖 2-3.1）。

二、熊毛陷阱

為增加台灣黑熊 DNA 樣本之收集，以及利用其他非侵入性方法監測台灣黑熊活動的時空變動，我們自 2006 年青剛櫟結果季結束後，啟用先前研究者吳煜慧於大分地區所設置的熊毛陷阱共 18 個，自 2007 年 1 月起開始運作。另於 2007 年 7 月增設 4 個熊毛陷阱，以及在 2009 年 8 月-10 月陸續在東部園區佳心至多美麗沿線間，遠離步道 100 m 外側加設 4 個熊毛陷阱(圖 2-3.1)。

熊毛陷阱依 Woods et al. (1999) 研發之方式架設，鐵絲圍籬中央懸掛兩

個黑熊構不到的底片盒或寶特瓶，高度至少 2m，裡面分別裝有沾浸不同氣味劑（如果實、肉類、蜂蜜口味）的棉花球，以吸引黑熊前來。黑熊於跨越或穿過圍籬時，一小撮的毛髮便會留在圍籬上的倒鉤上。大約每月檢視熊毛陷阱及更新氣味劑，並收集留在鉤刺上的毛髮，若有涉及跨月收集毛髮時，資料分析則以更新氣味劑後一個月內的主要月份作為毛髮收集的記錄月份。

三、台灣黑熊食性分析

（一）野外採樣

自 2006 年 10 月至 2009 年 10 月，於玉山國家公園東側園區採集台灣黑熊排遺。發現排遺後，記錄時間、地點、新舊程度、植被型態、排遺排放處，以及大致排遺內含物。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。

（二）實驗室分析

將排遺內含物分為六大類，包括堅果、漿果、昆蟲、莖葉、哺乳動物及其他，並就此六大類分析其出現頻度(frequency of occurrence, FO)與相對重要性(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合。由於利用排遺分析食性的方法中，各類食物消化後殘渣的量會受到該種動物對各種食物類別有不同消化率影響，故一般建議於呈現相對重要性時需加入校正係數(correction factor, Litvitis 2005)。故本研究亦依據陳亞萱(2009)以餵食圈養亞洲黑熊所測得之表面消化率和校正係數，使用沖洗校正係數(preymass presented, PMP；定義為進食乾重量/排遺沖洗後殘留物質乾重)校正原始的相對重要性。Corrected relative volume (CRV)計算方式為 $RV * CF_{PMP}(\%) = RV_i * CF_{PMP} / (\sum RV * CF_{PMP}) * 100$ ，其中 RV_i 為 i 食物的相對體積重要性，各大類的 PMP 校正係數分別為：堅果 7.1、漿果 9.2、昆蟲 32.7、莖葉 20.3、哺乳動物 11.4(陳亞萱 2009)。我們比較年間與季節（青剛櫟結果季及非青剛櫟結果季）間各類食物之出現頻度和相對重要性之變化。

第五節 野外台灣黑熊遺傳資料收集和分析

一、野外黑熊排遺採樣

目視採集新鮮排遺，在穿越線旁及步道與連接穿越線的路徑 1-5 m 處搜尋，發現排遺後，紀錄相對位置，以相機拍照紀錄，以全球定位系統 (Global Positioning system, GPS; 機型: GPSmap 60CSx) 定位。並編號紀錄其點位、排遺內容物、新舊程度與採集日期。帶回實驗室時，採樣一份排遺採 A、B 兩管。A 管以 15ml 離心管，內含物包含 10 ml 酒精，以棉棒刮取排遺表面，目的為了刮取熊腸黏膜細胞，取排遺體積約 1 ml 的量，此管存放在 -20°C 之環境待做實驗。B 管以 5ml 的抗凍管，內含物以 3 ml 的酒精，與以棉棒刮取排遺表面體積約 1 ml 的量，此管存放於 -80°C 之冰箱，作為備份。

二、實驗室遺傳分析

(一) 排遺 DNA 萃取

排遺樣本則依據(Hung et al. 2004)的方法進行排遺 DNA 萃取。去除排遺樣本中大顆粒物質與食物殘渣，以酒精離心 7 分鐘，倒去酒精，刮取最上層排遺泥質至另一離心管。加入 1.8 ml 的兩倍 CTAB buffer 入 2 ml 的離心管中，5 分鐘。之後取 1.5 ml 上清液至另一離心管，加 0.5 ml 氯仿(chloroform)，混搖均勻離心 5 分鐘。重複以上步驟，但改取上清液 1.3 ml。至另一離心管，加 0.6 ml 異丙醇。置 -20°C，10 分鐘。以 150 rpm 搖晃 30 分鐘，20°C 下 13,000 rpm 離心 5 分鐘。倒去液體，加 1ml 70% 酒精，20°C 下 13,000 rpm 離心 4 分鐘。吸取殘存酒精。至 55°C 加熱 30 分鐘，QIAGEN DNeasy® Tissue kit 純化 DNA，再以 AE buffer (QIAGEN) 溶解，並存放於 -20°C 環境中。

(二) 聚合酶連鎖反應增幅微衛星 DNA 片段

本研究利用 Shih 等人(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) 進行實驗。在進行聚合反應時，反應總體積為 10 μ L，包含滅菌水 6.85 μ L，引子 (Forward 端，1 μ M) 0.5 μ L，螢光物質 (FAM, HEX 或 TAMRA) 0.18 μ L，引子 (Reversed 端，10 μ M) 0.12 μ L，dNTP(2.5 mM) 0.4 μ L，10 倍的 PCR 緩衝液 1 μ L，MgCl₂ 0.4 μ L，Taq 聚合酶 0.05 μ L，與排遺萃取出的 DNA 物質 0.5 μ L。

在溫度循環控制儀(Thermal cycler)進行 40 次的聚合酶連鎖反應，循環條件及原理如下所示：

- (1) 94°C 30 秒，使雙股 DNA 變性打開(denaturing)。
- (2) Ta (黏合溫度；不同引子，有著不同的黏合溫度本實驗分別有64、62、56°C三種溫度) 30秒，使打開的雙股片段與引子煉合(annealing)。
- (3) 72°C 20秒，此時聚合酶進行延伸聚合反應(extension)。
- (4) 72°C 7 分鐘，讓反應不全的片段繼續反應完成。

(三) 基因型的測定

將聚合酶連鎖反應的產物置於 96 孔盤中，以 ET400 作為校正標準，並以 Megabase 500 自動定序儀及 Genetic profiler Version 1.5 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)。每組基因座進行重複且獨立的聚合酶連鎖反應，最少二次最多四次。每個基因座判斷基因型依據如下(Hung et al. 2004)：

- I. 每個樣本皆利用十個微衛星基因座進行第一次聚合酶連鎖反應。
- II. 每個樣本在第一次 PCR 之後，出現四個以上的基因座擴增失敗，此樣本即不予繼續分析。
- III. 在第二次 PCR 中通過的樣本，經過分析，每個基因座可能是異型合子 (heterozygous) 或是同型合子 (homozygous)。異形合子表示了在分析中具有明顯的兩波峰，代表了兩個等位基因。同形合子則可能是另一個等位基因在聚合酶連鎖反應失敗或是本來就是相同基因，必須增加另兩次的 PCR 去驗證此基因座。
- IV. 經過兩次獨立的 PCR 後，皆出現同樣的基因型，則判定為同一合子。如果樣本在異形合子出現一個或多個基因型，需多做幾次 PCR 確認基因型。
- V. 當樣本經過四次 PCR 後，還有未確認基因型四個以上。此樣本不進行後續分析。
- VI. 經確認有 7 個完整的基因座以上的樣本，進入後續數據分析。

(四) 資料分析

將使用 GENEAP 軟體(Wilberg and Dreher 2004)判讀計算個體鑑別率

(probability of identity: $P_{(ID)}$)， $P_{(ID)}$ 的定義為「族群內兩不同個體進基因座基因分型時，具有同樣的基因型的機率」，數值必需小於 0.01 (Miller et al. 2002)，此實驗才具有鑑別力後。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)：

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

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。

將判讀出之遺傳訊息辨別出個體數，出現的頻率。將使用 CERVUS 2.0 (Marshall et al. 1998)計算每個基因座的觀測異質度 (Observed heterozygosity, H_O)與理論異質度(Expected heterozygosity, H_E)、 H_O 常被用為做為族群內遺傳變異分析的依據。一般來說，較高的 H_E 值代表的是族群有較高的遺傳歧異度。另外使用 Genepop Version 4.0 軟體分析這些基因座的對偶基因是否符合哈溫平衡 (Hardy-Weinberg equilibrium, HWE)，採用費氏精確測驗法 (Fisher's exact test) 來評估有無偏離哈溫平衡。另外計算 F_{IS} 值再以 FSTAT 軟體作為檢定其 95%信賴區間(confidence interval)(Goudet 1995)， F_{IS} 值的意義用來評估族群是否偏離 HWE。當 $F_{IS} > 0$ 時，表示族群可能有近親交配的現象，反之 $F_{IS} < 0$ 時，則表示可能有遠親交配的情況產生。 F_{IS} 的計算定義如下(Wright 1978)：

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

第三章 結果

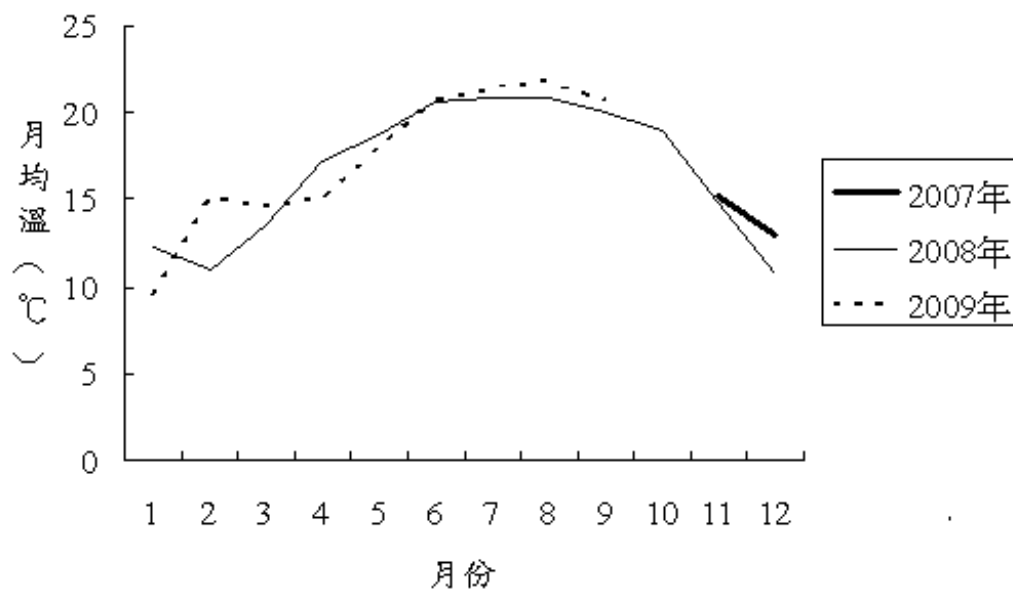
第一節 大分地區氣象監測

本研究延續使用自 2007 年 11 月起，在大分駐在所設置的簡易氣象觀測站。截至目前為止已收集的氣象資料顯示，大分地區年平均溫度為 $16.7\pm 3.8^{\circ}\text{C}$ ，月均溫皆以 6 月至 9 月較高，皆在 20°C 至 22°C 之間，而在冬季時的月均溫皆小於 15.1°C （圖 3-1.1，附錄一）。當月最高日均溫可達 23.8°C ，而當月最低日均溫度為 4.4°C （附錄一），月均溫曲線圖大致相似（圖 3-1.1）。各月平均相對濕度為 77.3% 至 92.3%，年平均相對濕度為 $85.6\pm 3.4\%$ （附錄一）。

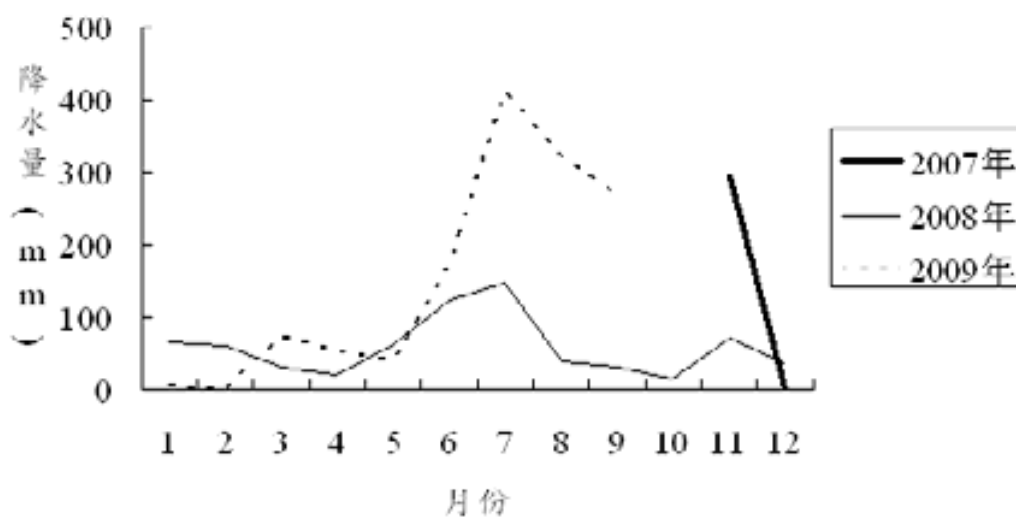
累積降水量在 2007 年 11 月高達 294 mm，在 2008 年則只有 6 月和 7 月有超過 100 mm（分別為 122 mm 和 146 mm）；在 2009 年，6 月至 9 月的累積降水量都有偏高的現象，尤其是在 7 月份的累積降水量高達 410.5 mm，為大分氣象觀測站設立至今最高的累積降水量，其次為 8 月的 322.5 mm、9 月的 267 mm 和 6 月的 174 mm，其他月份的累積降水量皆小於 100 mm（圖 3-1.1，附錄一）。就單日的累積降水量來看，以 2009/8/7 的 228.5 mm 為最高，其他高降水量者依序為 2009/7/17 的 214.5 mm、2007/11/26 的 191 mm、2009/10/5 的 158.5 mm 以及 2009/9/26 的 114.5 mm，其他的單日降雨量皆小於 90 mm。單日累積降水量超過 150 mm 者皆是因為受到颱風之影響所至，分別是 2007/11/26-27 的中度颱風米塔(MITAG)、2009/7/16-17 的輕度颱風莫拉菲(MOLAVE)、2009/8/5-10 的中度颱風莫拉克(MORAKOT)以及 2009/10/3-6 的中度颱風芭瑪(PARMA)（資料來源：中央氣象局）。

圖 3-1.1、2007 年 11 月至 2009 年 9 月大分地區的(1)月均溫和(2)降水量。

(1)月均溫



(2)降水量



第二節 青剛櫟果實豐富度及落果情形

一、青剛櫟結果物候

種子陷阱的資料自 2007 年 5 月收集至 2008 年 5 月，為方便做一整年及月份的探討，以下分析將以 2007 年 6 月至 2008 年 5 月共 12 個月作一年的比較。

2007 年 6 月、7 月和 2008 年 5 月沒有完整果實，而受損果實也少，僅 1-3.75 顆實，且多為堅硬果皮的碎片或殘缺的果肉，可能為上個結果季所殘存。累計完整果實和受損果實集為總落果數量，於 2007 年 8 月至 9 月的數量仍相當零星（1-16 顆），自 10 月方有較大量的出現（252 顆），並逐月遞增至 12 月（609 顆）最多，其次 11 月和 2008 年 1 月分別有 496 顆和 491 顆（圖 3-2.1）。

種子陷阱所收集之完整果實數量自 2007 年 10 月開始大量出現有 146 顆，遞增至 2007 年 12 月有 332 顆最多，和總落果數量的變動趨勢一致，其次為 11 月（271 顆）。受損果數量同樣自 10 月（106 顆）才開始大量出現，不同的是遞增至 2008 年 1 月（304 顆）達最高。隨著青剛櫟結果季進入尾聲，完整果和受損果的數量至 2 月皆大幅下降，分別僅剩 5 顆和 33 顆（圖 3-2.1）。完整果實和受損果實的數量皆有極顯著的月份差異（ $\chi^2 = 1291.3$, $df = 8$, $P < 0.01$; $\chi^2 = 1851.4$, $df = 11$, $P < 0.01$ ），顯示青剛櫟果實的可得性和動物的利用皆有顯著的月份間差異。

整體來看，2007 年 10 月至 2008 年 1 月的總落果數量（2,474 顆）佔全年總落果的 92.1%，其中完整果數量佔全年完整果量達 97.5%，受損果數量（968 顆）則佔全年受損果的 92.7%。本研究結果顯示飽熟的青剛櫟果實主要出現於在 10 月至隔年 1 月，並以 12 月為最高，而動物自 10 月起便出現較高程度的利用青剛櫟果實，利用數量至隔年 1 月達最高，此時受損果數量佔該月總落果數量超過半數（61.9%）。

二、目視法

2006 年至 2009 年每年的 10 月在青剛櫟成熟果實掉落前，利用望遠鏡目視掃描青剛櫟樣樹，以 Graves' 修正指數估計其結果量，各年內的結果情況是 2006 年和 2007 年均以仔細搜尋後可發現少量堅果者（指數 1）佔最高比例，分別為 38%（ $n = 518$ ）、31%（ $n = 529$ ），2008 年和 2009 年則是以有一些堅

果者（指數 2）為最高，分別為 34%（ $n = 523$ ）、40%（ $n = 346$ ）（圖 3-2.2）。各結果指數在 4 年的百分比例分布中，沒有觀察到任何堅果者（指數 0）和細搜尋後可發現少量堅果者均以 2008 年最低，堅果產量不錯（指數 3）和十分豐盛（指數 4）者則均以 2008 年最高（圖 3-2.2），顯示 2008 年的結果情形相對其他 3 年佳。

Graves'修正結果指數平均以 2008 年最高，2.20（ $SD = 1.15$ ），其他依次為 2007 年（ 1.69 ± 1.15 ）、2009 年（ 1.57 ± 0.94 ）和 2006 年（ 1.53 ± 1.08 ）（圖 3-2.3），且 2008 年顯著大其他三年（Paired-t test, $t = -12.684 \sim -8.325$, $P < 0.001$ ），2007 年也顯著大於 2006 年和 2009 年（ $t = -2.54, 3.06$, $df = 514, 345$, $P < 0.05$ ），僅 2006 年與 2009 年間則無顯著差異（ $t = -0.044$, $df = 336$, $P = 0.97$ ）。

圖 3-2.1、2007 年 5 月至 2008 年 5 月，大分地區 45 個種子陷阱每月收集之青剛櫟完整果實和受損果實。

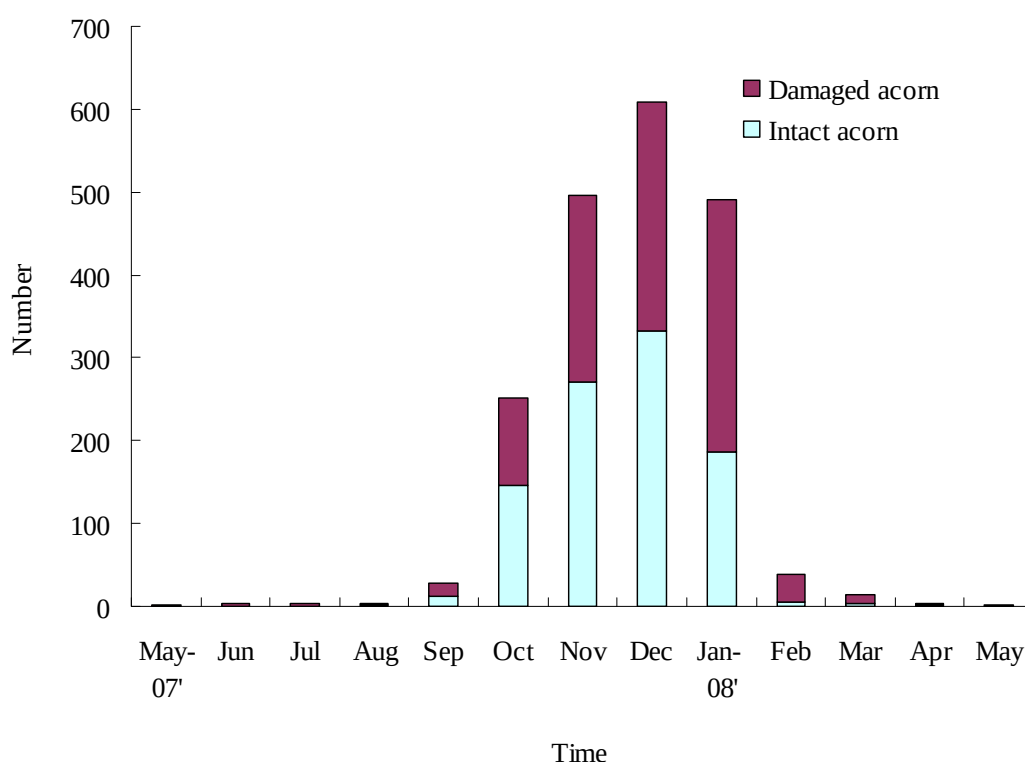


圖 3-2.2、2006-2009 年目視法調查大分地區青剛櫟落果前的結果量(Graves' modified scales: 0=沒有觀察到堅果，1=仔細搜尋後可發現少量，2=有一些，3=產量不錯，4=產量極豐盛)。

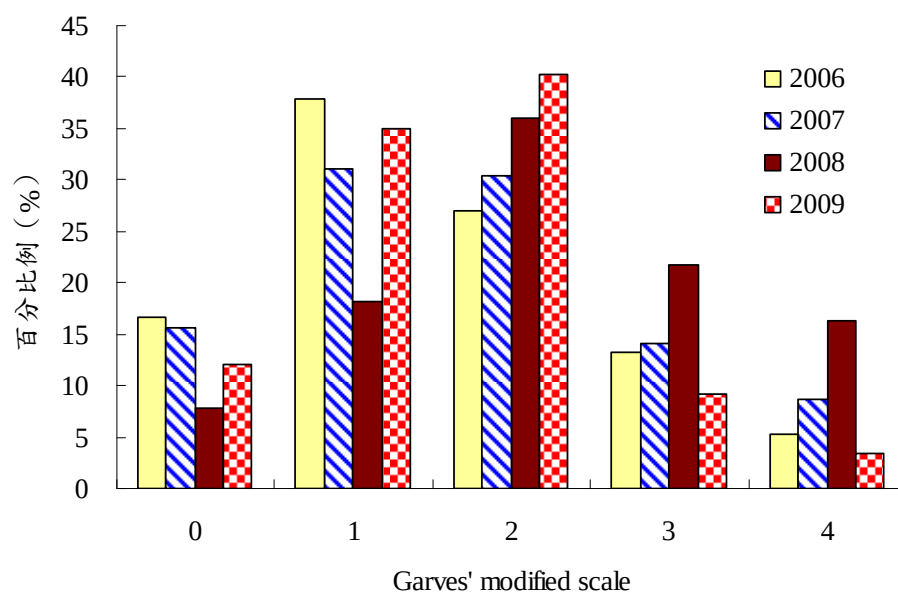
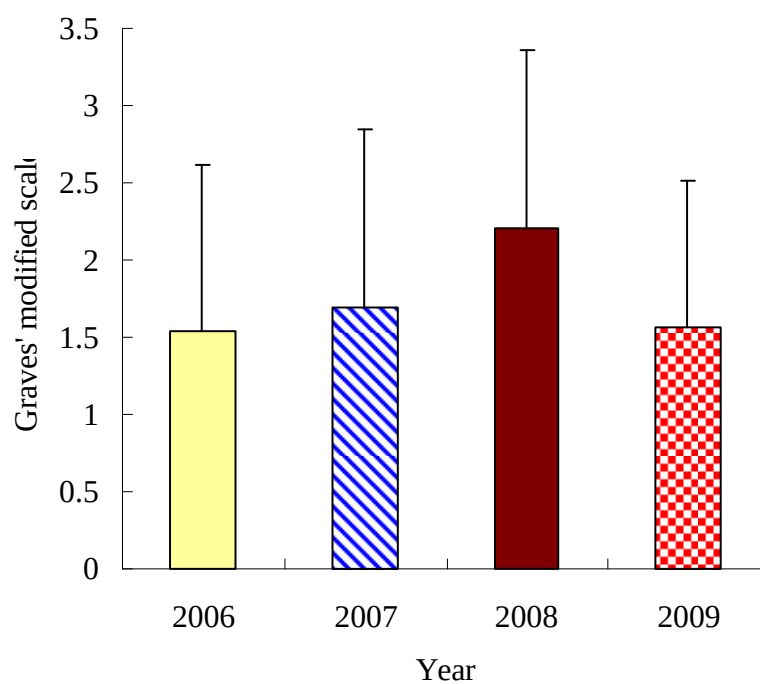
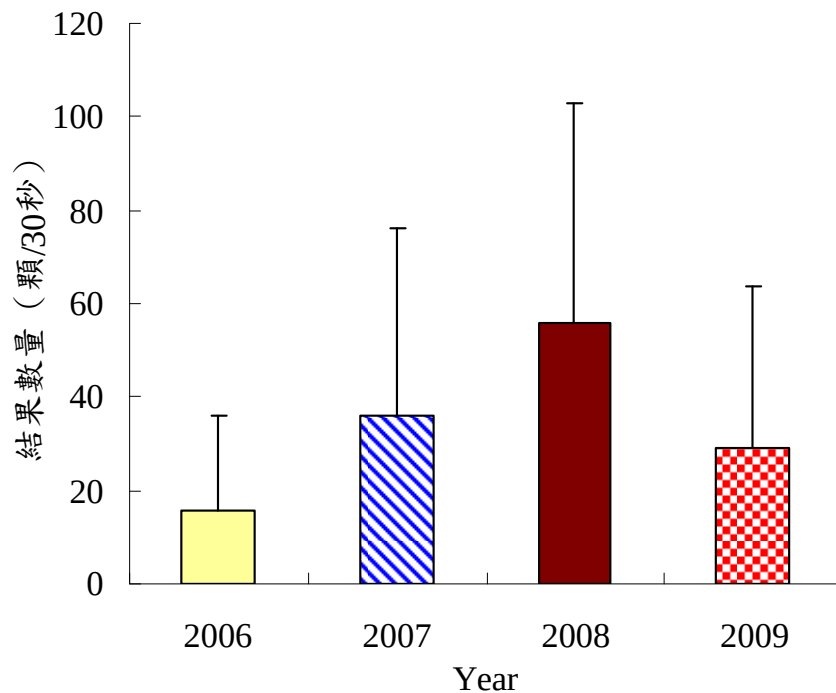


圖 3-2.3、以 Graves'修正指數估算大分地區 2006 年-2009 年青剛櫟的結果量 (mean±SD)。



另利用 30 秒內計數青剛櫟果實數量，不同年間皆呈顯著差異 (Paired-t test, $P < 0.001$)。2008 年最多，為 56.1 顆/棵 (SD = 46.9)，依序為 2007 年 (35.8 ± 40.1 顆/棵)、2009 年 (29.1 ± 34.4 顆/棵) 和 2006 年 (15.9 ± 19.9 顆/棵) (圖 3-2.4)。此年間結果量變化之趨勢，與 Graves'修正指數之估計結果相同。

圖 3-2.4、2006 年-2009 年大分地區青剛櫟落果前，以 30 秒計數每棵樹冠的果實數量 (mean $\pm$ SD)。

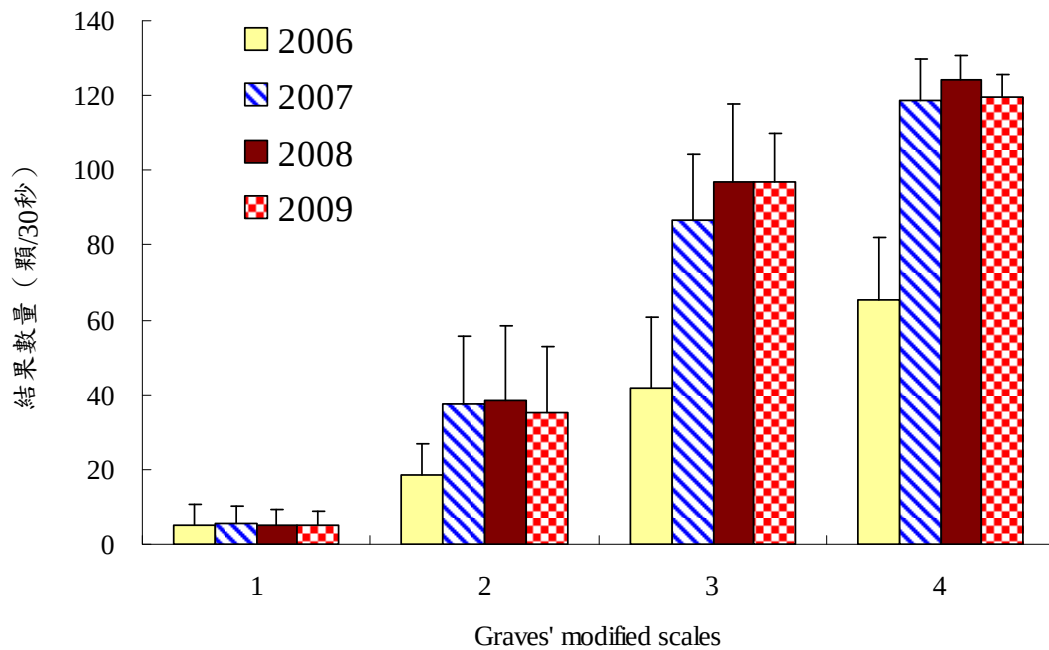


2006 年-2009 年以 2 種目視法估算果實豐富度的結果，各年皆呈顯著正相關 (Pearson correlation, $r = 0.831$ 、 0.913 、 0.912 、 0.872 , $P < 0.001$)，顯示代表果實產量的指數越高，於 30 秒計數果實數也越多。除沒觀察到堅果者所計數的果實數皆為 0 外，2006 年 Graves'修正指數在仔細搜尋後可發現少量堅果、有一些堅果、堅果產量不錯和堅果產量十分豐盛的平均 30 秒計數果實數 ($\pm$ SD) 分別為 5.10 ± 5.48 顆/棵、 18.6 ± 8.5 顆/棵、 41.6 ± 19.1 顆/棵、 65.4 ± 16.4 顆/棵；2007-2009 年則分別為 $5-5.7$ 顆/棵、 $35.4-38.5$ 顆/棵、 $86.9-97.1$ 顆/棵、 $118.5-124.2$ 顆/棵 (圖 3-2.5)。

樣樹的 Graves'評估指數值所對應的 30 秒計數果實數於各年皆有顯著不同 (ANOVA, $df = 4$, $F = 385.3$, 1210.1 , 1036.3 , 620.2 , $P < 0.001$)，顯示不同的

指數（1-4）可以適當地反映不同程度的結果量。然同一 Graves'修正指數所對應的平均 30 秒計數果實數之分布情形，不同年則有差異，除了 Graves'指數 1 在 4 年間的計數果實數無顯著差異外（ $df = 3, F = 0.818, P = 0.485$ ），其他的指數值所對應的計數果實數，即 2-4（有一些至產量十分豐盛），年間呈顯著差異（ $df = 3, F = 46.0, 138.4, 242.9, P < 0.001$ ；圖 3-2.5）。其中 2006 年的 Graves'指數 2-4，分別對應的計數果實數皆顯著地低於其他 3 年的計數結果，因此以 30 秒計數法所計數的結果數量於 2006 年可能會因調查員之因素而偏低。

圖 3-2.5、2006 年-2009 年，30 秒計數及 Graves'修正指數之 2 種目視法估算青剛櫟果實產量結果間的關係（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=產量極豐盛）。



三、種子陷阱

自 2006 年 9 月底至 2009 年 1 月含括三個青剛櫟結果季，每月有效的種子陷阱數 184 至 195 個不等，累計各月平均每個種子陷阱所收集的完整堅果總量，顯示 2008 年雖然僅收集至二月初，然該季每個陷阱所收集的數量（平均 44 顆），約為 2007 年、2006 年的近二倍，其中 2007 年並略高於 2006 年，該季每個陷阱分別收集 26 顆及 24 顆（圖 3-2.6）。2008 年青剛櫟結果季各月陷阱各月收集的完整堅果數、受損堅果數、或前二者的總量皆為其他二年之同月份的 2-3 倍。

若將陷阱（0.85 m 見方）所收集的青剛櫟果實轉換為密度，則前二年的估計生產量為 33、36 顆/m²，第三年為 61 顆/m²。陷阱所收集的完好堅果量對地面活動的動物而言，代表著落至地面的食物可得性，三年依次為 13 顆、15 顆、29 顆，密度分別為 18 顆、20 顆、40 顆。

分析樣樹於青剛櫟結果季利用種子陷阱所收集的青剛櫟果實，包括被動物取食破壞的果實數量、完整果實的數量，以及前二者之總量，分別與該年 10 月利用兩種目視法（即 Graves' 指數及 30 秒計數）值估計該樣樹的結果量指標的相關性發現，2006-2008 年的所有比較皆呈現顯著相關（Pearson correlation, $r = 0.399-0.587$, $P < 0.01$, $n = 169-195$ ；表 3-2.1），顯示青剛櫟果實成熟初期（10 月）所估計的堅果生產量越高，整個結果季（10-2 月）收集到被動物破壞的果實量和掉落於地面的完好果實都隨之增加。而且就各年結果季樣樹種子陷阱所收集的各種落果類型而言，其與 30 秒計數估計值的相關係數（ $r = 0.399-0.484$ ），各年皆大於與 Graves' 指數的相關係數（ $r = 0.455-0.587$ ），顯示目視法之 30 秒計數方式較 Graves' 指數更能反映實際青剛櫟結果多寡。

平均每個陷阱各月收集的完整堅果數、受損堅果數、或前二者的總量皆以 11 和 12 月最高，其次為 10 月和次年 1 月，2 月最低（圖 3-2.6）。各月完整果實的收集量皆以 11 月或 12（5-12 顆/陷阱）為高峰，單月皆為其他月份之約二倍，但除了 2006 年之外，其他二年皆以 12 月最高，11 月次之；各年其次依次為 10 月、1 月、2 月。前二年於 2 月所收集的完整堅果量便大幅下降，每個種子陷阱的收集量僅為 0.1-0.2 顆，顯示此時的堅果可得性已極微量。

受損果多為堅硬果皮的碎片或殘缺的果肉。2006 至 2008 年每年收集受損的堅果總量分別為每個陷阱為 11、11、15 顆，顯示果實產量多時，樹冠上被動物取食的量似乎也隨之增加；但受損的堅果佔總收集量之比例分別為 47%、44%、35%，此比例隨青剛櫟的總收集量而略微遞減。每年各月種子陷

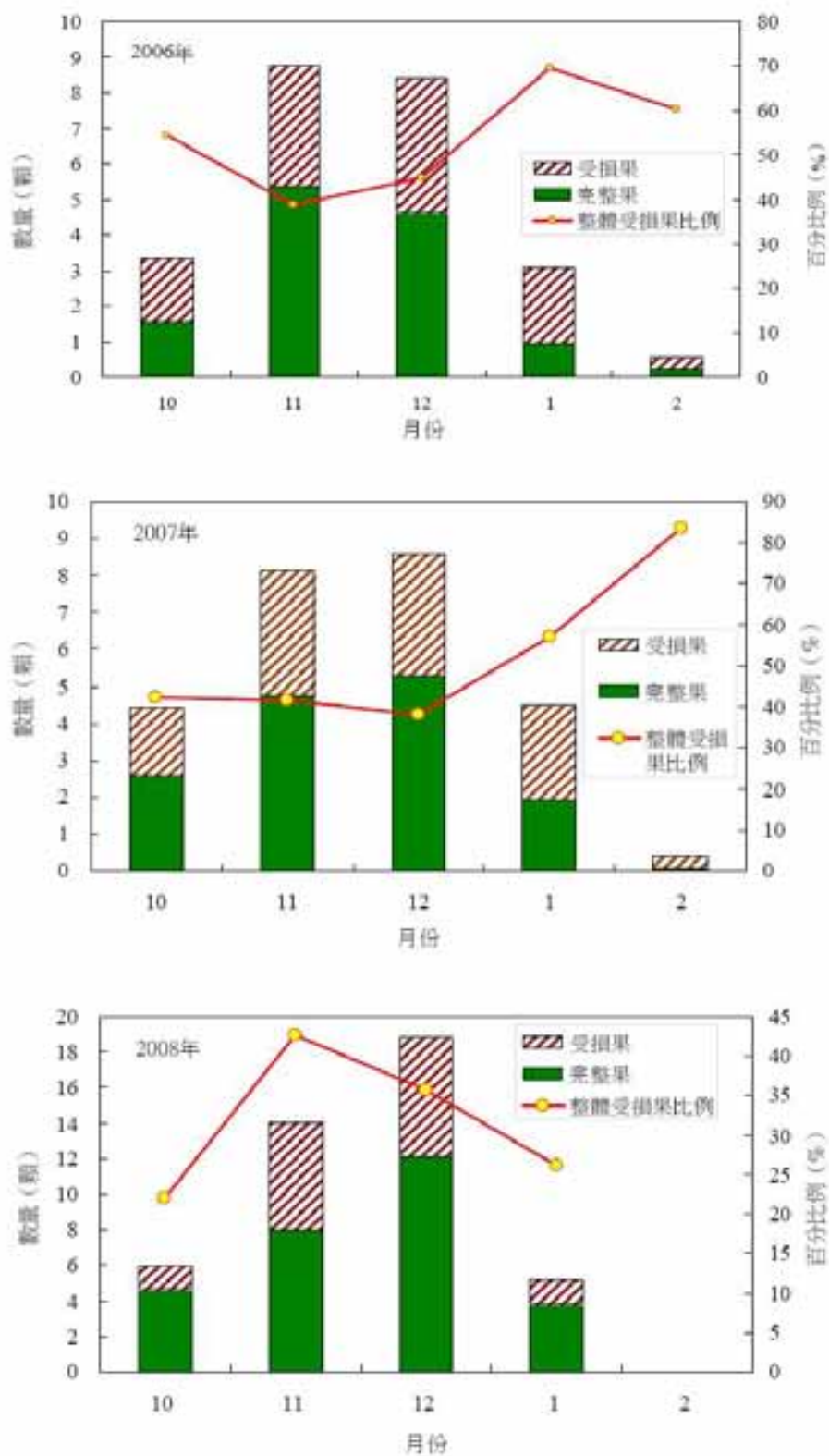
阱所收集的受損堅果總量亦以 11 月和 12 月最高，約為其他月份之二倍，其次為 10 月及 1 月，2 則最低（圖 3-2.6）。青剛櫟結果季期間，受損堅果佔該月總收集量的比例於 2006 年及 2007 年，於結果季後期（1 月和 2 月）似乎有增加的趨勢，各月變化為 38%-83% 之間，除 11 月之外，各月比例普遍高於堅果盛產的 2008 年，其各月值變化為 22%-43% 之間（圖 3-2.6）。

表 3-2.1、2006 年至 2008 年青剛櫟結果季，比較樣樹種子陷阱收集的完整或被動物啃食破壞的落果，與利用兩種目視法估計結果情況的 Pearson 相關係數（顯著性皆<0.01）。

調查方法	年份	完整果實	破壞果實	全數果實 ^a
Graves'修正指數	2006	0.429	0.399	0.466
	2007	0.560	0.420	0.526
	2008	0.455	0.401	0.484
30 秒計數	2006	0.430	0.467	0.512
	2007	0.587	0.461	0.563
	2008	0.465	0.455	0.522

^a 完整果實和破壞果實之總數

圖 3-2.6 2006 年-2009 年，平均每個種子陷阱 (0.85*0.85 m) 於青剛櫟結果季收集青剛櫟落果之情況。



四、地面青剛櫟果實的留存狀況

於 2007 年 10 月至 2008 年 2 月期間，計算地面區塊較飽熟(成熟或果徑 9 mm)且完整櫟實的數量，以及區塊上發現完整櫟實的比例，各月份間皆呈顯著差異 ($\chi^2 = 143.53, df = 4, P < 0.01$; $\chi^2 = 35.72, df = 4, P < 0.01$)；以 10 月最高 (1.0 顆/m²；37%)，並依時而遞減至 2008 年 2 月 (0.04 顆/m²；4%；表 3-2.2)。雖在 10 月調查到單一區塊最多有 10 顆櫟實，但平均果實數量僅有 1.03 ± 1.86 顆/區塊，顯示地面殘存完整果實量不高；且 10、11 月在發現有落果區塊之比例相近，分別為 37% 和 34%，顯示約三分之二的區塊沒有發現任何完整的果實。至 2008 年 4 月初，隨機抽查部分地面區塊，皆無發現完整的青剛櫟果實。

種子陷阱中的完整果實可視為該月落至地面的青剛櫟果實，也就是地面活動的動物潛在可利用的食物資源，故比較種子陷阱所收集的完整果實數量與同時期地面區塊所觀察的殘存果實，其差額可視為二次調查之間該期間地面動物移除或利用的數量。11 月至 12 月被移除的地面落果最高，為 6.9-7.6 顆/m²，10 月和隔年 1 月則下降到不及一半 (約 2.5-3 顆/m²)，至 2 月堅果被移除的量則更低，僅 0.2 顆/m² (表 3-2.2)。另從果實被移除的比例來看，從 11 月至隔年 2 月，每個月落到地面的櫟實之 83%-95% 皆被移除，顯示動物對於本研究地區青剛櫟落果的掠食壓力非常大，尤其值落果量之高峰期 (11 月和 12 月)。

表 3-2.2、2007 年 10 月至 2008 年 2 月在大分青剛櫟森林，青剛櫟結果期間地面區塊(n=45)和種子陷阱(n=194)各月收集青剛櫟完整果實的數量，以及樣點出現果實之百分比。

月份	地面區塊*		種子陷阱*		地面果實	地面果實
	平均果實數 (顆數/m ²)	出現果實之 百分比	平均果實數 (顆數/m ²)	出現果實之 百分比	被移除量 (顆數/m ²)	被移除 百分比
2007 Oct	1.0	37%	3.5	39%	2.5	71%
Nov	0.7	34%	6.6	62%	6.9	90%
2008 Dec	0.4	26%	7.3	64%	7.6	95%
Jan	0.1	12%	2.7	36%	3.0	95%
Feb	0.04	4%	0.1	6%	0.2	83%

*地面區塊大小 1*1 m；種子陷阱 0.85*0.85 m。

第三節 大型哺乳動物的豐富度及活動

一、穿越線痕跡調查

於 2007 年 2 月至 2009 年 1 月期間，除 2007 年 4 月未至樣區進行例行調查外，痕跡調查共計 22 個月次。5 種大型哺乳動物之痕跡數量多寡依序為台灣水鹿 ($n = 1,081$)、山羌 ($n = 734$)、台灣黑熊 ($n = 128$)、台灣野豬 ($n = 103$)、台灣野山羊 ($n = 76$)。活動痕跡數量以排遺記錄最多 ($n = 1,924$)，佔所有痕跡量的 90.7% ($n = 2,122$)、其次為叫聲 ($n = 94$, 4.4%)、目擊 ($n = 77$, 3.6%)、其他 ($n = 27$, 1.3%) (表 3-3.1)。

各種動物之排遺累積量次序則為，水鹿 ($n = 1,005$, 52.2%)、山羌 ($n = 665$, 34.6%)、黑熊 ($n = 101$, 5.2%)、野豬 ($n = 91$, 4.7%)、野山羊 ($n = 62$, 3.2%)。目擊同樣以水鹿 ($n = 34$, 44.2%) 和山羌 ($n = 26$, 33.8%) 最常見，其次為野豬 ($n = 12$, 15.6%)，野山羊有 4 次僅佔 5.2%，黑熊則只有一筆目擊紀錄。叫聲紀錄亦以水鹿和山羌最多，皆為 42 次，其次為野山羊 10 次，而野豬和黑熊則無叫聲紀錄。其他痕跡包括 1 筆山羌屍骸，以及 26 筆黑熊獨立的食痕紀錄 (爪痕或折枝) (表 3-3.1)。

表 3-3.1、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區 5.9 km 調查樣帶各月記錄 5 種大型哺乳動物之各類型痕跡及累計數量。

痕跡 類型	物種					總計
	台灣 黑熊	山羌	台灣 水鹿	台灣野 山羊	台灣 野豬	
排遺*	101	665	1,005	62	91	1,924
目擊	1	26	34	4	12	77
叫聲	0	42	42	10	0	94
其他	26	1	0	0	0	27
總計	128	734	1,081	76	103	2,122

*排遺累積量尚未以排遺消失率校正。

各月份的資料中，5 種大型哺乳動物的活動痕跡總量和排遺累積量皆以 2007 年 12 月 ($n = 235$, 208) 最多、2008 年 1 月 ($n = 198$, 188) 次之，最少則出現於 2008 年 6 月 ($n = 21$, 19)。目擊紀錄則以 2007 年 12 月、11 月、

2008 年 12 月最多，分別為 13、7、7 筆，2007 年 6 月、2008 年 1 月、6 月則無目擊的紀錄。叫聲紀錄最多為 2007 年 10 月、11 月，分別為 11、9 筆，2008 年 4 月和 9 月則皆無記錄到叫聲。

為了檢視青剛櫟果實生產對於大型哺乳動物的影響，根據青剛櫟的物候調查結果，將各年 10 月至隔年 1 月視為青剛櫟結果季，2 月至 9 月則為非青剛櫟結果季。根據痕跡調查的進行期間，資料涵蓋 2007、2008 年之非青剛櫟結果季（2 至 9 月），而青剛櫟結果季包括 2007 年（10 月至次年 1 月）及 2008 年（10 至 12 月）之 2 個結果季。

（一）台灣黑熊

研究期間記錄黑熊的排遺與食痕只出現於兩年的 1 月、2 月、4 月和 10-12 月。各月資料於兩年的青剛櫟結果季中，黑熊分別在 2007 年 12 月（0.96 痕跡數/日）和 2008 年 11 月（1.47 痕跡數/日）有最高值，2008 年 12 月也有 1.28 痕跡數/日，其他有記錄者的月份之痕跡累積率皆小於 0.3 痕跡數/日，同時在兩年的 10 月（0、0.03 排遺數/日）有最低值（圖 3-3.1），黑熊唯一一筆目擊紀錄則同時發生在排遺與食痕累積率最高的 2008 年 11 月。

各月資料在非青剛櫟結果季中，黑熊的排遺與食痕累積率最高僅 0.05 痕跡數/日出現在 2007 年 2 月，且總計 15 個月中達 73.3%沒有任何痕跡紀錄（圖 3-3.1）。黑熊於 11 月至次年 2 月的排遺及食痕累積量（ $n = 97$ ）佔研究期間總痕跡累積量的 96%，顯示於樣區的活動程度呈現明顯的季節變動。

以整體青剛櫟結果季與非青剛櫟結果季 2 個季節比較，黑熊在結果季的痕跡累積率（ 3.08 ± 1.63 痕跡數/月*km）顯著大於非結果季（ 0.09 ± 0.19 痕跡數/月*km； $n = 9$, $P = 0.008$ ）。且分別於 2007 年及 2008 年各年內皆是結果季大於非結果季，都達顯著差異（2007 年： $1.54 \pm 1.52 > 0.09 \pm 0.20$ 痕跡數/月*km, $n = 9$, $P = 0.025$ ；2008 年： $5.15 \pm 3.61 > 0.09 \pm 0.20$ 痕跡數/月*km, $n = 9$, $P = 0.012$ ）（圖 3-3.2）。

以各季節的年間變化來看，於青剛櫟結果季，2008 年記錄的黑熊平均排遺和食痕累積率大於 2007 年的結果季，年間差異雖僅接近顯著（ $n = 9$, $P = 0.051$ ），但平均值相差 3 倍以上（圖 3-3.2）。於非青剛櫟結果季，兩年的數值非常相近，未有顯著差異（ $n = 9$, $P = 1.00$ ）（圖 3-3.2）。

圖 3-3.1、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區台灣黑熊各月的排遺及食痕累積率（排遺數/日）。

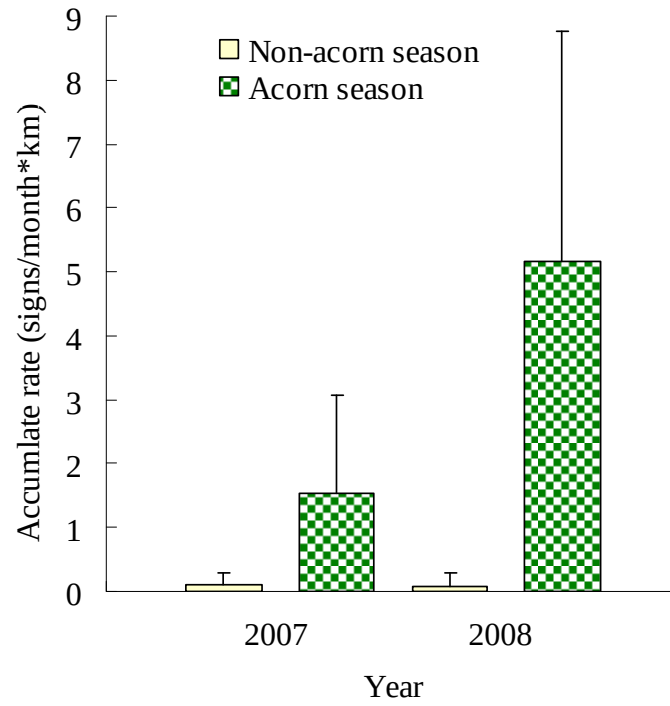
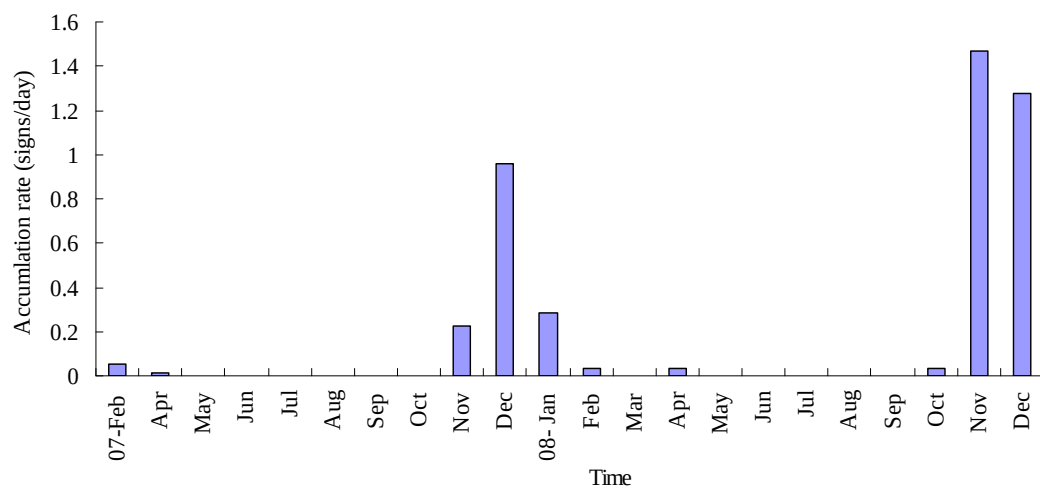


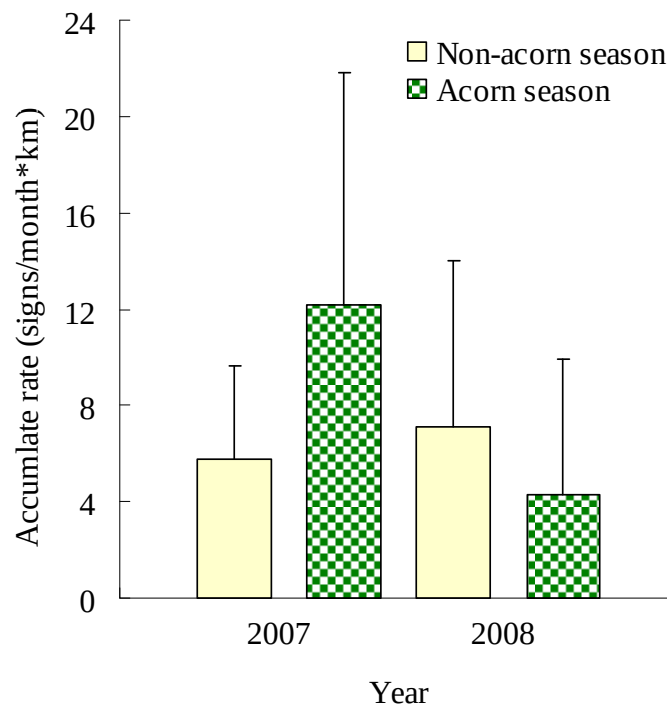
圖 3-3.2、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區台灣黑熊於青剛櫟結果季（10 月-隔年 1 月）與非青剛櫟結果季（2 月-9 月）之平均排遺及食痕累積率（痕跡數/月*km）。



(二) 山羌

山羌每月皆有排遺紀錄，排遺累積率雖以整體青剛櫟結果季 (8.81 ± 7.69 排遺數/月*km) 大於非青剛櫟結果季 (6.42 ± 5.25 排遺數/月*km)，但僅接近顯著差異 ($P = 0.051$)，而各年內的情形並不一致，在 2007 年是以結果季 (12.18 ± 9.61 排遺數/月*km) 顯著大於非結果季 (5.75 ± 3.92 排遺數/月*km, $P = 0.017$)，在 2008 年則以非結果季 (7.10 ± 6.93 排遺數/月*km) 顯著大於結果季 (4.28 ± 5.65 排遺數/月*km, $P = 0.015$) (圖 3-3.3)。在青剛櫟結果季的年間變化中，2007 年顯著大於 2008 年 ($P = 0.012$)，在非青剛櫟結果季時，兩年間則未有顯著差異 ($P = 0.515$) (圖 3-3.3)。

圖 3-3.3、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區山羌於青剛櫟結果季 (10 月-隔年 1 月) 與非青剛櫟結果季 (2 月-9 月) 之平均排遺累積率 (排遺數/月*km)。

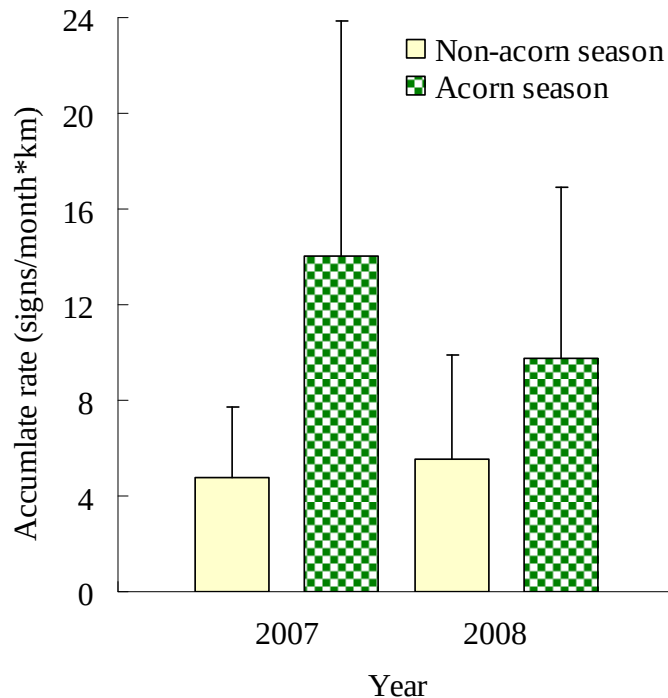


(三) 台灣水鹿

水鹿和山羌一樣每月皆有排遺紀錄，且此 2 種動物為所有動物於每月排遺計數量最多者，水鹿佔其中的 12 個月 (54.5%)，山羌則為其他 10 個月的最多者，顯示水鹿和山羌為主要活動於調查區域的 2 種大型哺乳動物。水鹿

的排遺累積率在整體青剛櫟結果季 (12.22 ± 8.03 排遺數/月*km) 顯著大於非青剛櫟結果季 (5.17 ± 3.51 排遺數/月*km, $P = 0.008$), 且在各年內也皆以結果季顯著大於非結果季 (2007 年: $14.04 \pm 9.85 > 4.79 \pm 2.94$ 排遺數/月*km, $P = 0.015$; 2008 年: $9.78 \pm 7.15 > 5.56 \pm 4.30$ 排遺數/月*km, $P = 0.011$) (圖 3-3.4)。水鹿排遺累積率在各季節的年間變化中, 2 個季節雖有不同的變化趨勢, 但皆未達顯著差異 ($P = 0.173$ 、 0.859), 其中以結果季的兩年數值相差較大 (圖 3-3.4)。

圖 3-3.4、2007 年 2 月至 2008 年 12 月, 大分地區台灣水鹿於青剛櫟結果季 (10 月-隔年 1 月) 與非青剛櫟結果季 (2 月-9 月) 之平均排遺累積率 (排遺數/月*km)。

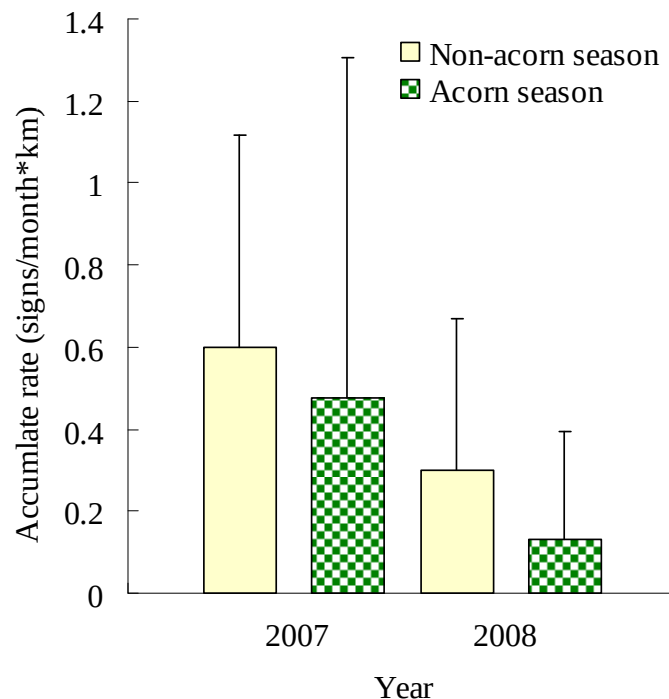


(四) 台灣野山羊

野山羊唯一沒有排遺紀錄的月份為 2008 年 11 月, 但野山羊的排遺累積率最高值出現在 2007 年 2 月, 仍僅 0.33 排遺數/日 (圖 3-3.5)。野山羊的排遺累積率於整體青剛櫟結果季 (0.33 ± 0.56 排遺數/月*km) 和非青剛櫟結果季 (0.45 ± 0.44 排遺數/月*km) 2 個季節, 未有顯著差異 ($P = 0.207$), 在 2007

年和 2008 年內也皆未達顯著的季節差異，分別為 2007 年結果季： 0.48 ± 0.83 ，非結果季： 0.60 ± 0.52 排遺數/月*km, $P = 0.397$ ；2008 年： 0.13 ± 0.26 、 0.30 ± 0.37 排遺數/月*km, $P = 0.128$)(圖 3-3.5)。排遺累積率在 2 個季節的年間變化中，結果季無顯著的年間差異 ($P = 0.138$)；非結果季則有顯著的年間差異 ($P = 0.018$) (圖 3-3.5)。

圖 3-3.5、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區台灣野山羊於青剛櫟結果季（10 月-隔年 1 月）與非青剛櫟結果季（2 月-9 月）之平均排遺累積率（排遺數/月*km）。



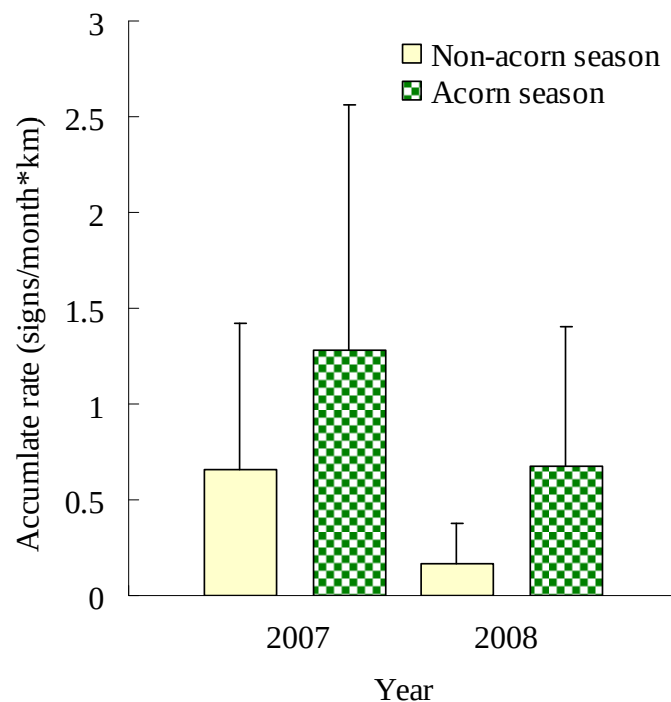
（五）台灣野豬

野豬排遺於各月間的出現變化是偶蹄類動物中最明顯的，於 2007 年 6 月，以及 2008 年 5 月及 7-9 月皆沒有任何紀錄，整體而言，5-10 月間於樣區的活動偏低，此段期間皆屬於非青剛櫟結果季，各月排遺累積率紀錄最高的月份為 2007 年 12 月，約為 1 排遺數/日，其次是同年 2 月（0.62 排遺數/日），其餘月份皆小於 0.3 排遺數/日。此外，野豬於 2008 年的排遺累積率皆較低，甚至有半數的月份沒有排遺的紀錄。與黑熊痕跡的季節性變動類似，野豬於 11 月至次年 2 月的排遺累積量 ($n = 67$) 佔於研究期間總排遺量的 74%，顯

示活動於樣區的時間呈現明顯的季節變動。

野豬的排遺累積率在整體 2 種季節以青剛櫟結果季 (1.02 ± 0.66 排遺數/月*km) 大於非青剛櫟結果季 (0.41 ± 0.41 排遺數/月*km)，且達顯著差異 ($P = 0.028$)，在各年內雖皆以結果季大於非結果季，但則都未達顯著差異 (2007 年： $1.28 \pm 1.28 > 0.66 \pm 0.76$ 排遺數/月*km， $P = 0.208$ ；2008 年： $0.67 \pm 0.73 > 0.16 \pm 0.22$ 排遺數/月*km， $P = 0.137$) (圖 3-3.6)，但平均相差均近 2 倍以上。在結果季和非結果季 2 種季節的年間變化中，呈現相同趨勢，但未有顯著的年間差異 ($P = 0.063$ 、 0.326) (圖 3-3.6)。

圖 3-3.6、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區台灣野豬於青剛櫟結果季 (10 月-隔年 1 月) 與非青剛櫟結果季 (2 月-9 月) 之平均排遺累積率 (排遺數/月*km)。



二、紅外線自動照相機監測

於 2006 年 10 月至 2009 年 1 月期間，除 2007 年 4 月未至樣區進行例行調查及更換底片和電池外，共架設自動照相機 420 月台（即每一相機工作回合的加總），運作正常的相機總工作時數為 199,577 小時，約為 8,316 個工作天。扣除於半小時內連拍動物的照片，以及少數無法辨識物種的照片，累計 6,696 張有效個體/群體照片，整體 OI 值為 33.55。其中哺乳動物有 5,370 張有效個體/群體照片，OI 值為 26.91（表 3-3.2）。

除了鼠類、食蟲目動物（共 1,528 張有效個體照片，OI 值為 7.66）和人類（15 張有效個體照片，OI 值為 0.08）之外，相機共拍攝到 15 種可辨識的哺乳動物，動物的相對出現頻度依次為山羌、水鹿、台灣獼猴（*Macaca cyclopis*）、台灣野豬、台灣野山羊、鼬獾（*Melogale moschata*）、台灣黑熊、白鼻心（*Paguma larvata*）、黃喉貂（*Martes flavigula*）、黃鼠狼（*Mustela sibirica*）、赤腹松鼠（*Callosciurus erythraeus*）、食蟹獾（*Herpestes urva*）、長吻松鼠（*Dremomys pernyi owstoni*）、條紋松鼠（*Tamiops maritimus*）、白面鼯鼠（*Petaurista alborufus lena*）（表 3-3.2）。

表 3-3.2、2006 年 10 月至 2009 年 1 月，大分地區各種動物於所有自動相機樣點之有效相片數和 OI 值。

	物種	有效相片數	OI 值
大型食肉目	台灣黑熊	144	0.72
靈長類	台灣獼猴	844	4.23
偶蹄類	台灣野豬	384	1.92
	山羌	1,524	7.64
	水鹿	939	4.70
	台灣野山羊	285	1.43
	小計	3,132	15.69
小型食肉目	黃喉貂	83	0.42
	黃鼠狼	81	0.41
	鼬獾	179	0.90
	白鼻心	112	0.56
	食蟹獾	23	0.12
	小計	478	2.40
松鼠與飛鼠	赤腹松鼠	62	0.31
	長吻松鼠	6	0.03
	條紋松鼠	4	0.02
	白面鼯鼠	1	0.01
	小計	73	0.37
小型鼠類與食蟲目		1,528	7.66
哺乳類小計		5,355	26.83
鳥類	深山竹雞	22	0.11
	藍腹鵲	363	1.82
	山鵲	6	0.03
	家鴿	4	0.02
	綠啄木	1	0.01
	松鴉	11	0.06
	白喉笑鸛	7	0.04
	紫嘯鸛	25	0.13
	虎鸛	43	0.22
	小計	482	2.42
其他	人	15	0.08
總計		6,696	33.55
相機工作時數		199,577	
有效工作相機數		420	

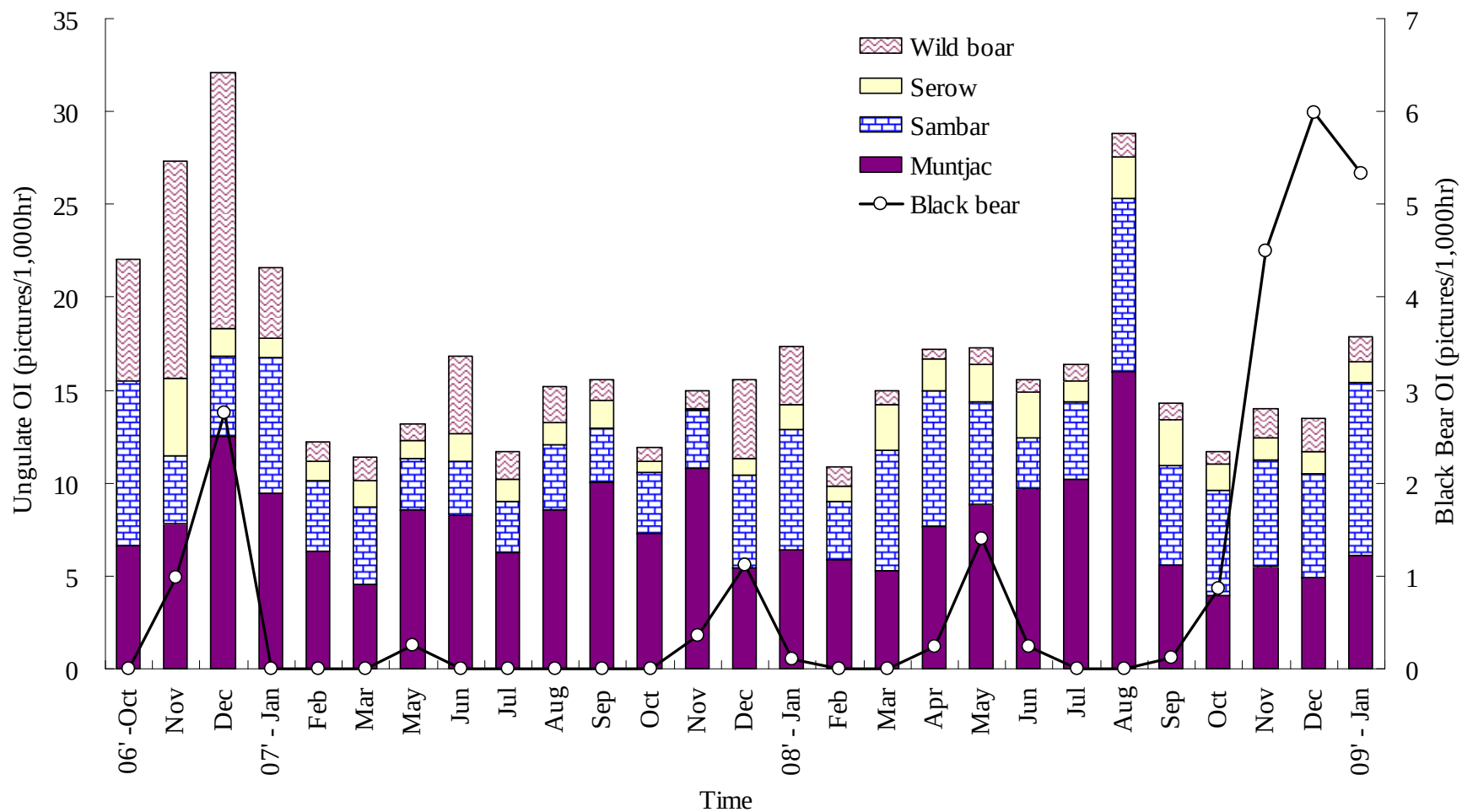
各類哺乳動物於樣區的出現頻度以偶蹄類動物最高，整體 OI 值為 15.69，其中 4 種動物的 OI 值分別以山羌的 7.64 最高，其次為水鹿 4.70、台灣野豬 1.92，以及台灣野山羊 1.43（表 3-3.2）。出現頻度次之動物類別為鼠類和食蟲目動物（OI = 7.66），依序為靈長類台灣獼猴（OI = 4.23），小型食肉目（OI = 2.40）。小型食肉目依次出現物種為鼬獾（OI = 0.90）、白鼻心（OI = 0.56）、黃喉貂（OI = 0.42）、黃鼠狼（OI = 0.41）、食蟹獾（OI = 0.12）（表 3-3.2）。

唯一大型食肉目的台灣黑熊之 OI 值為 0.72，總計有 144 張有效個體照片，以 2008 年 12 月最高（OI = 5.99），共 44 張有效個體照片，且該月是唯一一個月台灣黑熊為 5 種目標大型哺乳動物中出現頻度最高的物種（同月份的 4 種偶蹄類動物中最多是水鹿，OI 值為 5.58），其次為 2009 年 1 月（OI = 5.33），20 張有效個體相片。其他有拍攝到黑熊的月份為 2006 年 11 月、12 月，2007 年 5 月、11 月、12 月、2008 年 1 月、4 月、5 月、6 月、9 月、10 月、11 月、12 月和 2009 年 1 月，約佔所有相機監測月份的一半（51.9%, $n = 27$ ）（圖 3-3.7）。2006 年、2007 年和 2008 年皆有拍到的月份為 11 月和 12 月，且此 6 個月總計的有效相片數共 96 張，為所有的 66.7%，加上 2008 年和 2009 年的 1 月共 117 張則超過 80%，顯示黑熊於本研究樣區被自動相機拍到以 1 月、11 月和 12 月為主。

4 種偶蹄類動物中，除野山羊於調查期間的第一個月，2006 年 10 月完全沒有被拍攝到外，其餘每個月份皆有記錄到 4 種動物，其中山羌以 2008 年 8 月有最高 OI 值為 16.03，2006 年 12 月次之（OI = 12.53），且山羌為三分之二的調查月份中出現頻度最高的偶蹄類動物，水鹿最高同樣出現於 2008 年 8 月（OI = 9.33），2009 年 1 月次之（OI = 9.32），野山羊於 2006 年 11 月有最高 OI 值為 4.15，其餘月份皆小於 2.46，野豬以 2006 年 12 月最高（OI = 13.75），11 月次之（OI = 11.73），為該兩個月出現頻度最高的偶蹄類動物，且整個調查期間可發現 3 個明顯高峰，分別為 2006 年 10 月至 2007 年 1 月（OI = 3.78-13.75），2007 年 6 月（OI = 4.21）和 2007 年 12 月至 2008 年 1 月（OI = 3.10-4.23），其餘月份 OI 值均小於 2（圖 3-3.7）。

同樣為檢視青剛櫟果實生產對於大型哺乳動物的影響，根據青剛櫟的物候調查結果，自動照相機資料涵蓋 2007、2008（2 至 9 月）及 2009 年（2 至 5 月）之 3 個非青剛櫟結果季，以及 2007、2008 年之結果季（10 至次年 1 月）。

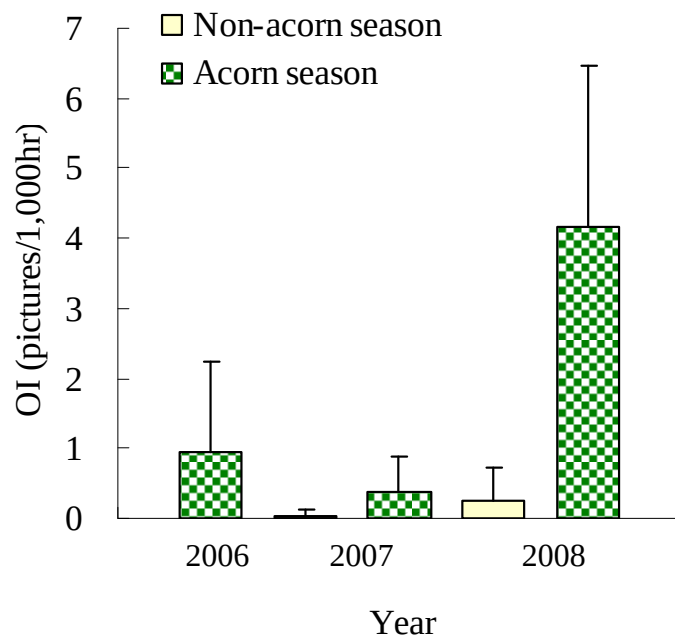
圖 3-3.7、2006 年 10 月至 2009 年 1 月，底片型相機於大分地區紀錄 5 種大型哺乳動物之各月總體 OI 值（有效相片數 /1,000 小時）。



(一) 台灣黑熊

各年的青剛櫟結果季的台灣黑熊 OI 值，以 2008 年最高為 4.17 ± 2.29 ，顯著高於 2006 年 (0.96 ± 1.03) 及 2007 年 (0.39 ± 0.50)，而後二者無顯著差異 ($P > 0.05$)。非青剛櫟結果季的黑熊 OI 值則以 2008 年最高 (0.25 ± 0.48 ， $n=7,0179$ 工作小時, 18 張熊照片)，其次為 2007 年 (0.04 ± 0.09 , $n=54,733$ 工作小時, 2 張熊照片)，年間並無顯著差異 (圖 3-3.8)。，而 2009 年則非結果季 (僅 2-5 月) 則未拍攝到任何熊照片 ($n=1,6169$ 工作小時)，三年皆未達顯著差異 (圖 15)。合併不同年同一季節的資料顯示，整體結果季各月平均的 OI 值為 1.83 ± 2.23 ($n=12$ 個月)，顯著大於非結果季的 OI 值 0.15 ± 0.36 ($n=15$ 個月， $P = 0.008$)，此顯著差異性亦存在於同一年 2007、2008 年不同季節之比較。

圖 3-3.8、台灣黑熊在大分地區青剛櫟結果季 (10 月-隔年 1 月) 與非青剛櫟結果季 (2 月-9 月)，相機所記錄的平均各月之 OI 值 (有效相片數/1,000 小時)。

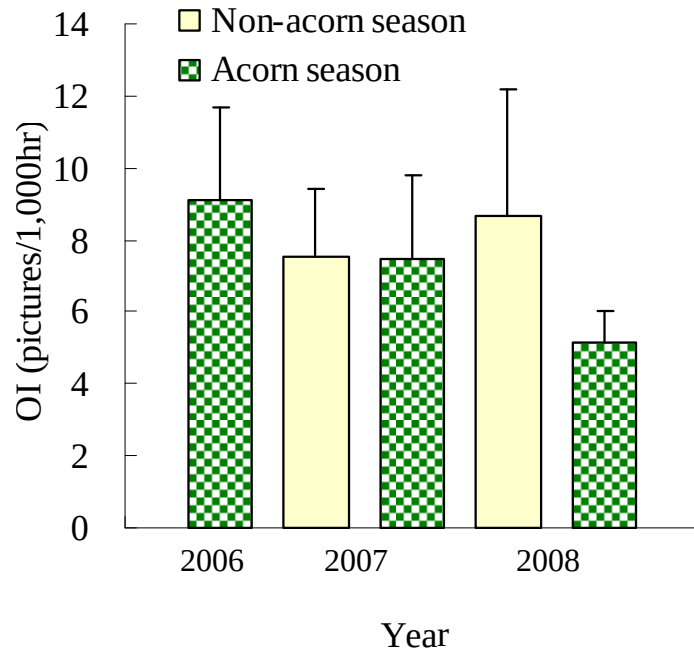


(二) 山羌

山羌 OI 值在各年的青剛櫟季中，以 2006 年最高為 9.11 ± 2.56 ，其次為 2007 年 7.49 ± 2.33 、2008 年 5.13 ± 0.93 。非青剛櫟結果季的山羌 OI 值則以 2008 年最高 8.65 ± 3.53 ，2007 年為 7.52 ± 1.86 次之 (圖 3-3.9)。合併不同年同一季

節的資料則顯示，整體結果季平均各月的 OI 值為 7.24 ± 2.53 ，低於非結果季的月平均 OI 值 8.13 ± 2.84 ，但未有顯著差異 ($P = 0.407$)。

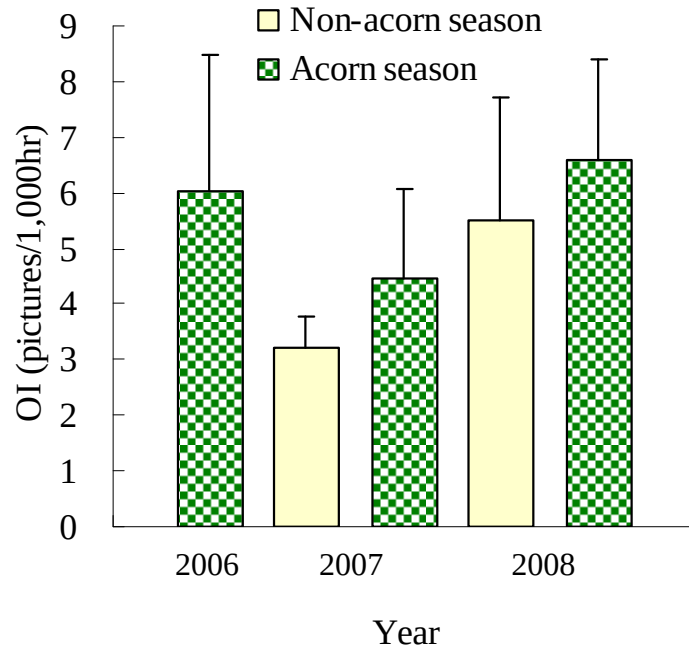
圖 3-3.9、山羌在大分地區青剛櫟結果季（10 月-隔年 1 月）與非青剛櫟結果季（2 月-9 月），相機所記錄的平均各月之 OI 值（有效相片數/1,000 小時）。



（三）台灣水鹿

各年青剛櫟結果季的台灣水鹿 OI 值，依序為 2008 年為 6.57 ± 1.83 最高、2006 年 6.02 ± 2.46 和 2007 年 4.48 ± 1.60 ，年間並無顯著差異 ($P > 0.05$)。非青剛櫟結果季的水鹿 OI 值同樣以 2008 年最高為 5.50 ± 2.21 、2007 年 3.23 ± 0.56 為所有季節中最低（圖 3-3.10）。合併不同年同一季節的平均月 OI 值則和黑熊的趨勢相同，以整體結果季 (5.69 ± 2.03) 大於整體非結果季 (4.44 ± 1.98)，僅接近顯著差異 ($P = 0.057$)，2007 年和 2008 年內也同樣皆以結果季大於非結果季。（圖 3-3.10）

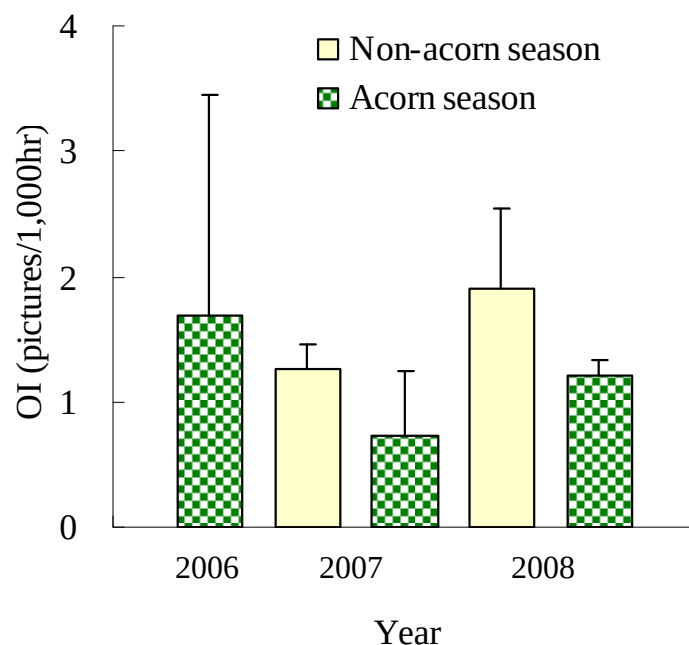
圖 3-3.10、台灣水鹿在大分地區青剛櫟結果季（10 月-隔年 1 月）與非青剛櫟結果季（2 月-9 月），相機所記錄的平均各月 OI 值（有效相片數/1,000 小時）。



（四）台灣野山羊

台灣野山羊在各年青剛櫟結果季的平均 OI 值，以 2006 年最高為 1.69 ± 1.76 ，其次為 2008 年 (1.21 ± 0.12)、2007 年 (0.73 ± 0.52)，年間並無顯著差異 ($P > 0.05$)。非青剛櫟結果季的野山羊 OI 值則以 2008 年最高為 1.90 ± 0.64 、2007 年次之 (1.26 ± 0.20) (圖 3-3.11)。合併不同年的整體非結果季的平均月 OI 值為 1.60 ± 0.58 大於整體結果季的 1.21 ± 1.05 ，在 2007 年和 2008 年各年內也皆以非結果季大於結果季，都未達顯著差異 ($P > 0.05$) (圖 3-3.11)。

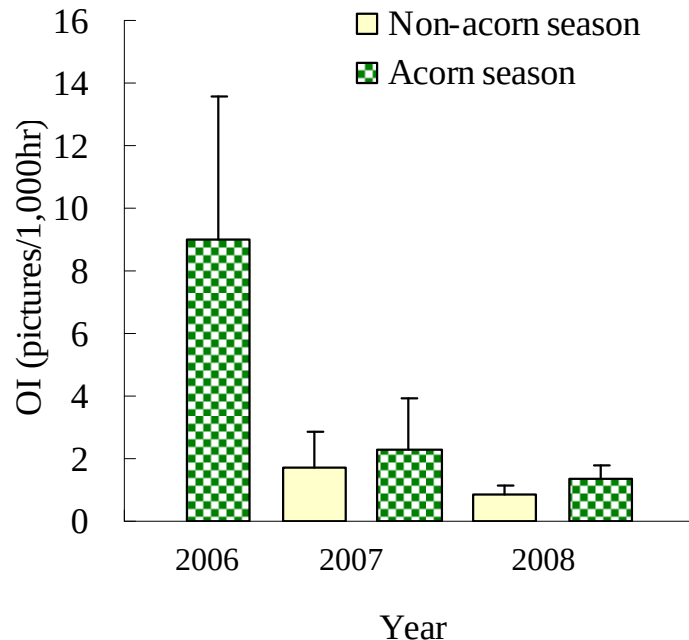
圖 3-3.11、台灣野山羊在大分地區青剛櫟結果季（10 月-隔年 1 月）與非青剛櫟結果季（2 月-9 月），相機所記錄的平均各月 OI 值（有效相片數/1,000 小時）。



（五）台灣野豬

台灣野豬在各年青剛櫟結果季的平均月 OI 值，以 2006 年最高為 8.97 ± 4.58 ，其次依序為 2007 年 (2.26 ± 1.69)、2008 年 (1.35 ± 0.44)。非青剛櫟結果季的月平均 OI 值則以 2007 年最高 (1.70 ± 1.16)，2008 年次之 (0.87 ± 0.24) (圖 3-3.12)。合併不同年的季節資料，野豬的平均月 OI 值以整體結果季 (4.19 ± 4.38) 顯著大於整體非結果季 (1.26 ± 0.89 , $P = 0.022$)，在各年內 (2007 年、2008 年) 也呈現相同趨勢皆以結果季大於非結果季 (圖 3-3.12)。

圖 3-3.12、台灣野豬在大分地區青剛櫟結果季（10 月-隔年 1 月）與非青剛櫟結果季（2 月-9 月），相機所記錄的平均各月 OI 值（有效相片數/1,000 小時）。

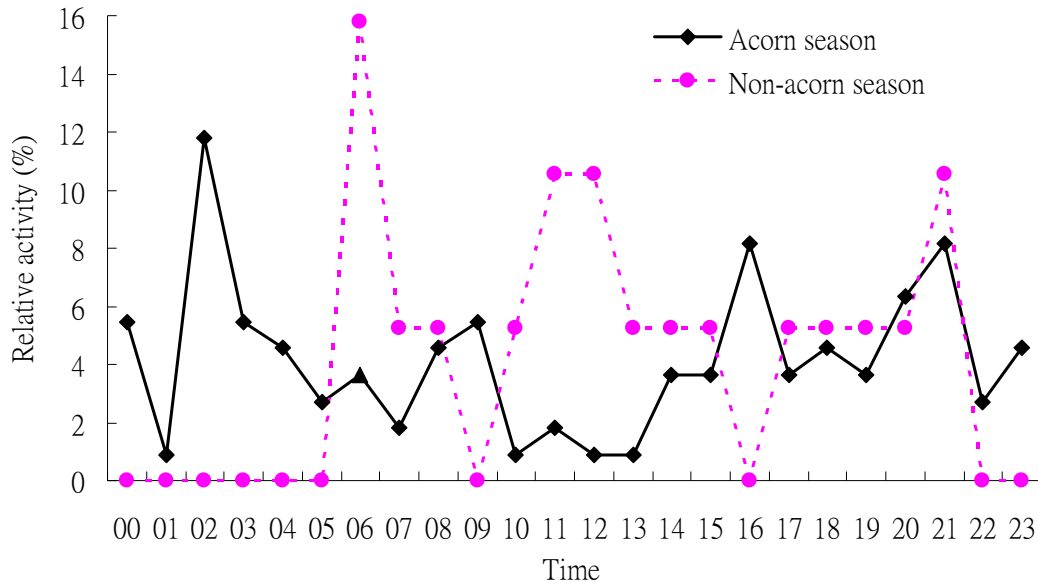


三、大型哺乳動物之日活動模式

（一）台灣黑熊

非青剛櫟結果季時，台灣黑熊雖然僅有 19 筆有時間紀錄的有效照片，但只分布於清晨 6 時至晚間 21 時，此段時間內僅上午 9 時和下午 16 時沒有紀錄，最高峰出現於上午 6 時（15.8%），而在晚間 22 時至隔天清晨 5 時（天亮）之深夜時間則完全沒有紀錄。但在青剛櫟結果季時，則 24 小時皆活動，且有增加夜間活動頻度之情形，以凌晨 2 時為最高峰（11.8%），下午 16 時和晚間 21 時次之（8.2%），午夜 1 時（0.9%）較低，而上午 10 時（0.9%）至午後 13 時（0.9%）之中午時間則為另一段活動量較低的期間（圖 3-3.13）。在非結果季沒有紀錄的時段，晚間 22 時至隔天清晨 5 時在結果季則共佔有 38.2%。黑熊在 2 種季節的日活動週期未達顯著相關（ $r = -0.312$, $P = 0.138$ ），顯示季節性的日活動模式並不一致。

圖 3-3.13、2006 年 10 月至 2009 年 1 月，大分地區台灣黑熊於青剛櫟結果季（10 月-隔年 1 月， $n = 110$ ）及非青剛櫟結果季（2 月-9 月， $n = 19$ ）之全日活動模式。



（二）山羌

山羌在 2 種季節皆為全日活動，並以晨昏時段為主要高峰，2 種季節間有顯著的相關 ($r = 0.458, P = 0.024$)，顯示日活動週期無明顯的季節性變化。但 2 種季節的晨昏高峰時間有所差異，在青剛櫟結果季時，分別在上午 6 時 (11.9%) 和下午 17 時 (8.2%)，活動量最低出現在晚間 21 時 (1.4%)，在非結果季時，高峰則為上午 5 時 (8.4%) 和下午 18 時 (14.6%)，活動量最低出現在上午 9 時 (1.1%) (圖 3-3.14)。

（三）台灣水鹿

水鹿在 2 種季節皆為全日活動，以晨昏時段為主要高峰，2 種季節間有顯著相關 ($r = 0.650, P = 0.001$)，顯示日活動週期無明顯的季節性變化。其晨昏高峰趨勢似乎不若山羌來的明顯。在結果季時，活動高峰分別在上午的 7 時 (7.5%) 和下午 17 時 (9.1%)，最低在上午 10 時和晚間 21 時 (1.3%)；非結果季時，高峰在上午 5 時 (6.5%) 至 6 時 (6.7%) 和下午的 18 時 (7.8%) 至 19 時 (8.2%)，最低則在中午前的 10 時至 11 時，皆為 1.3% (圖 3-3.15)。

圖 3-3.14、2006 年 10 月至 2009 年 1 月，大分地區山羌於青剛櫟結果季（10 月-隔年 1 月， $n = 1,171$ ）及非青剛櫟結果季（2 月-9 月， $n = 1,837$ ）之全日活動模式。

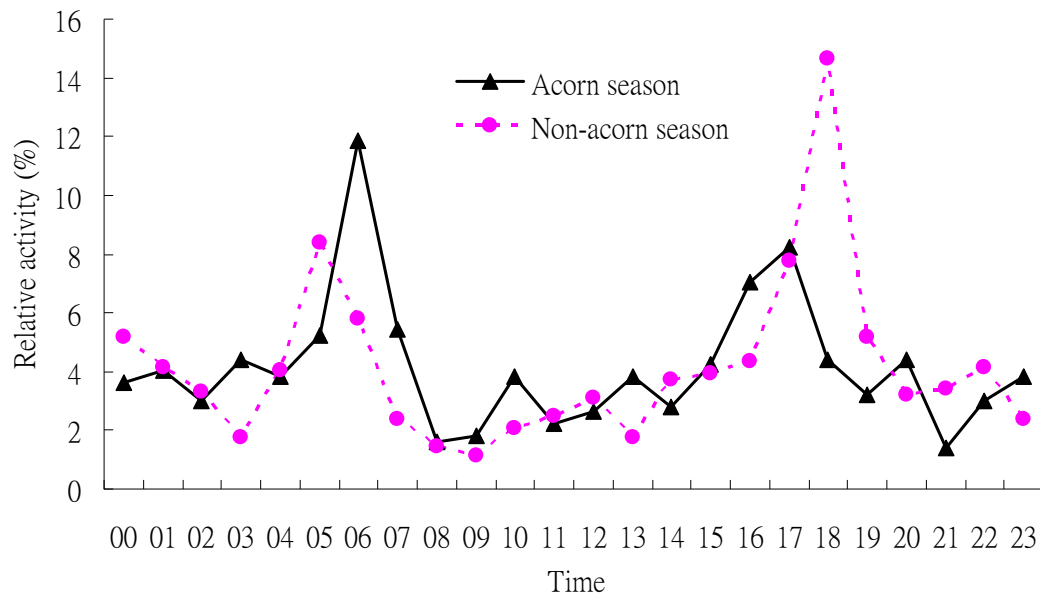
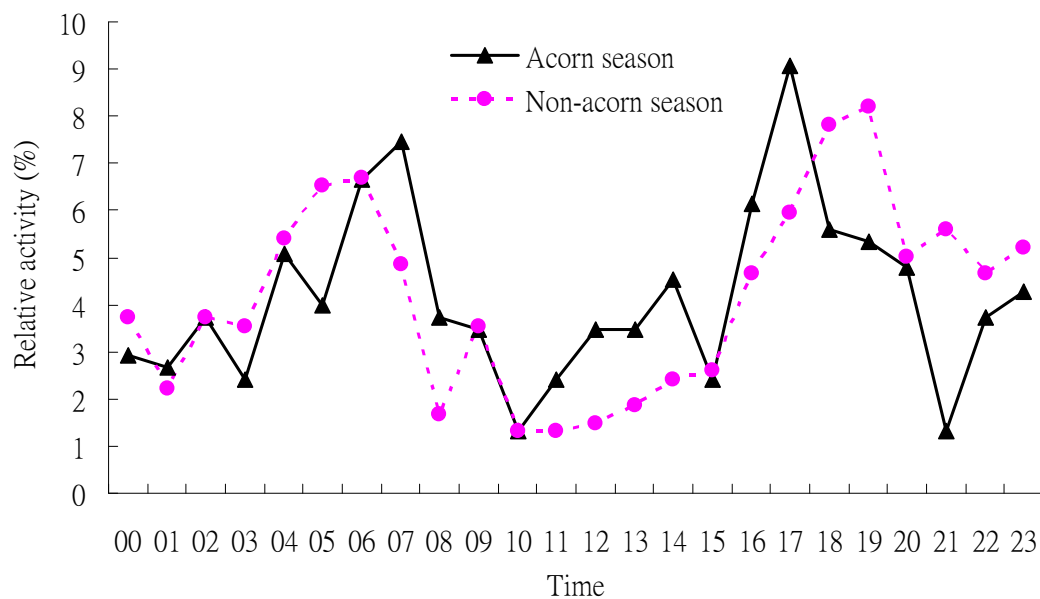


圖 3-3.15、2006 年 10 月至 2009 年 1 月，大分地區台灣水鹿於青剛櫟結果季（10 月-隔年 1 月， $n = 375$ ）及非青剛櫟結果季（2 月-9 月， $n = 537$ ）之全日活動模式。

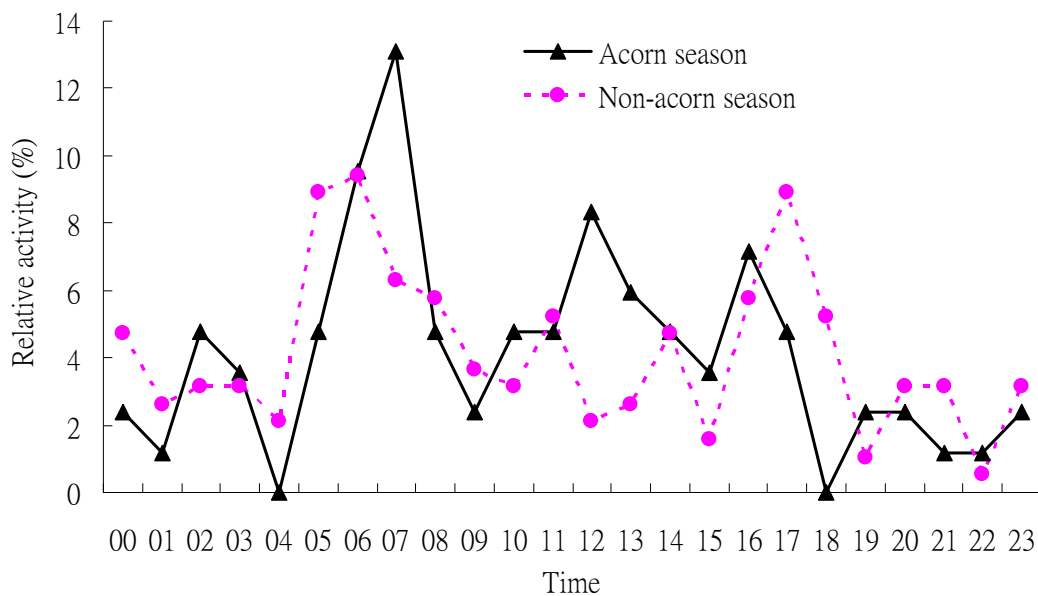


(四) 台灣野山羊

野山羊在 2 種季節的活動模式有顯著相關 ($r = 0.465, P = 0.022$)，顯示日活動週期無明顯的季節性變化。在結果季時，只有 84 筆有時間紀錄的有效照片，其中在凌晨 4 時和下午 18 時沒有紀錄，最高峰出現在清晨 6 時(9.5%)至 7 時(13.1%);非結果季時，則全日皆有紀錄，活動高峰出現清晨 5 時(8.9%)至 6 時 (9.4%)，以及黃昏 17 時 (8.9%)，最低在晚間 22 時 (0.5%)。整體來看，野山羊雖可全日活動，但日行性為主，於非青剛櫟結果季之晨昏活動尤為明顯 (圖 3-3.16)。

山羌、水鹿和台灣野山羊 3 種反芻動物的日活動模式相近，呈現晨昏性的活動高峰，然相較非青剛櫟結果季的晨昏高峰時間，這些動物於青剛櫟結果季 (秋冬季) 的清晨活動高峰時間較晚 1 小時，而傍晚的高峰時間則提早約 1 小時。水鹿和台灣野山羊於非青剛櫟季時，近中午時分另有一較小的活動高峰。

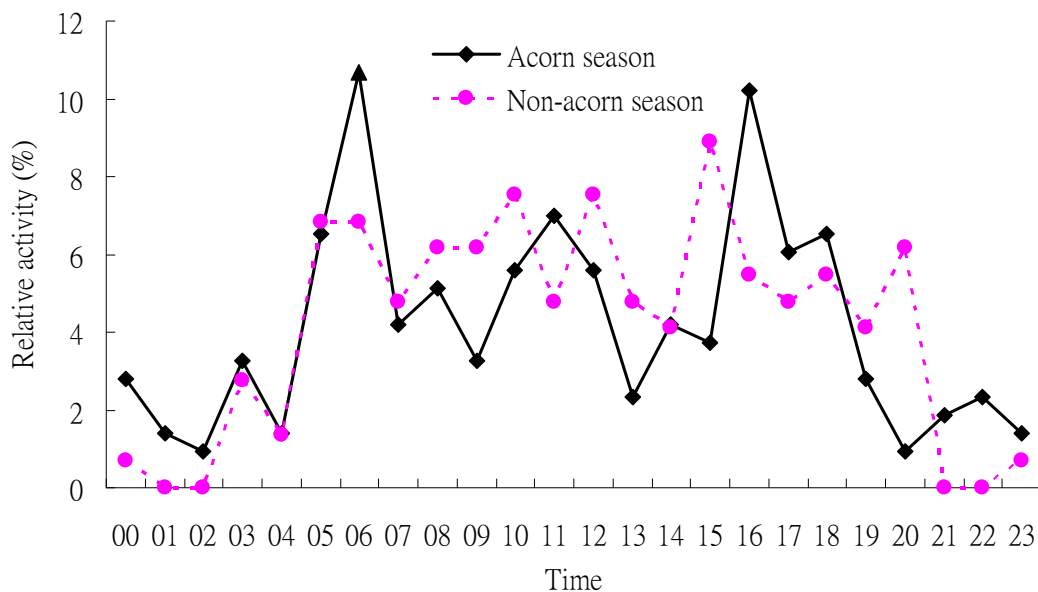
圖 3-3.16、2006 年 10 日至 2009 年 1 月，大分地區台灣野山羊於青剛櫟結果季 (10 月-隔年 1 月， $n = 84$) 及非青剛櫟結果季 (2 月-9 月， $n = 191$) 之全日活動模式。



(五) 台灣野豬

非結果季時，深夜時間（晚間 21 時至隔天凌晨 2 時）的活動頻度偏低，在 21、22、1 和 2 時皆沒有紀錄，23 時和午夜 0 時也僅 0.7%。活動高峰在下午 15 時（8.9%），顯示在非結果季時，野豬以日行性為主。在結果季時，全日 24 時皆有紀錄，但比起非結果季，在晚間 21 時至隔天凌晨 2 時的深夜時段，有增加活動頻度的情形，但仍以日行性為主，活動高峰出現在清晨 6 時（10.7%）和下午 16 時（10.2%），最低則為凌晨 2 時和晚間 20 時，皆為 0.9%（圖 3-3.17）。全日的相對活動百分比比例於 2 種季節間呈顯著的相關（ $r = 0.627$, $P = 0.001$ ），顯示日活動週期無明顯的季節性變化。另於非青剛櫟季時，10-12 時另有一較小的活動高峰。

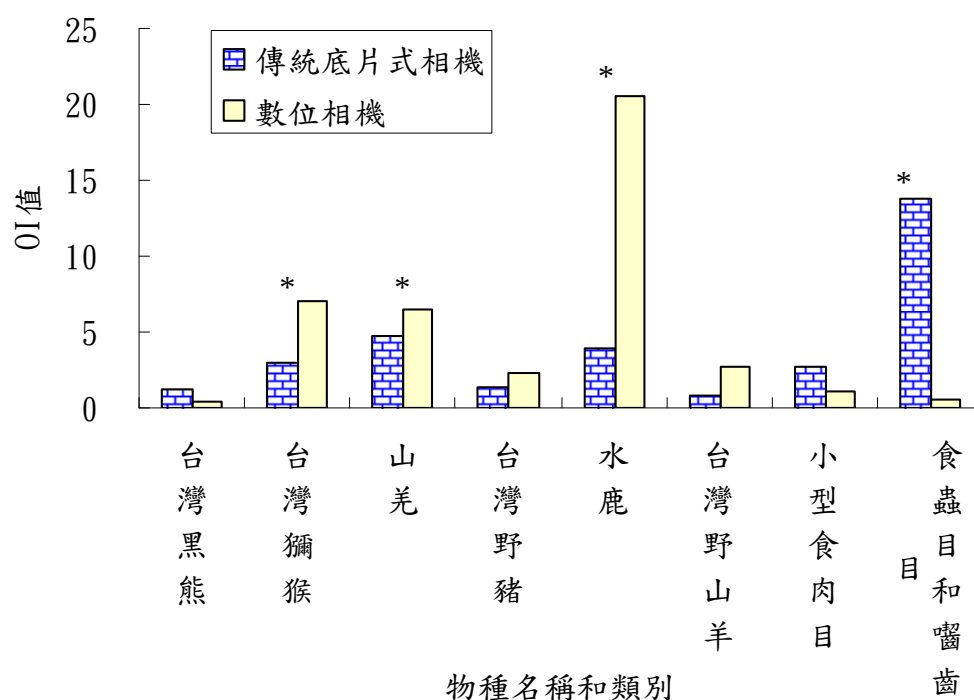
圖 3-3.17、2006 年 10 月至 2009 年 1 月，大分地區台灣野豬於青剛櫟結果季（10 月-隔年 1 月， $n = 215$ ）及非青剛櫟結果季（2 月-9 月， $n = 146$ ）之全日活動模式。



四、傳統底片式自動相機和數位自動相機拍攝結果之比較

由於傳統自動相機能夠拍攝的時間長度，主要取決於電池和底片的張數，故其平均使用時間長度不及數位相機的一半。整體而言，除了台灣黑熊之外，所有中大型哺乳動物以數位相機所拍到的 OI 值，都比傳統相機來得高（1.3—5.3 倍），其中台灣獼猴、山羌、水鹿和台灣野山羊達到顯著差異水準（Wilcoxon paired-sample test, $P=0.043$, $P=0.043$, $P=0.043$ ）（圖 3-3.18）。於拍攝小型食肉目動物的 OI 值，兩種相機的紀錄並無顯著差異，但數位相機拍攝食蟲目和鼠科的小型動物則有明顯偏低的現象（ $P=0.043$ ）。

圖 3-3.18、2009 年 1 月至 5 月底玉山國家公園大分地區，傳統式片式相機和數位相機所拍攝哺乳動物之 OI 值結果比較（*表示 Wilcoxon paired-sample test, $P<0.05$ ）。



自 2009 年 1 月起至 5 月底，於大分地區總共架設 14 台傳統底片式自動相機，相機運作正常的總工作時數為 19,693 小時。扣除鳥類、人、試拍片、錯誤空拍、於半小時內連拍動物的相片、少數無法辨識物種的相片和其他無效相片，相機共拍攝到 14 種可辨識的哺乳動物，累計 621 隻/群有效相片個體。每月自動相機所拍到哺乳動物之 OI 值為 13.73-44.24 不等，五個月的整體 OI 值為 31.53（表 3-3.3）。

依各類動物之出現頻度來看，底片式自動相機紀錄 OI 值最高者為食蟲目（Insectivora）和鼠科（Muridae）動物（OI 值=13.56），其次為偶蹄目動物（OI 值=21.75），其中尤以山羌（*Muntiacus reevesi*，OI 值=4.67）最高，其次為水鹿（*Cervus unicolor*，OI 值=3.86）、台灣野豬（*Sus scrofa*，OI 值=1.37）及台灣野山羊（*Naemorhedus swinhoei*，OI 值=0.81）（圖 3-3.19）。靈長目動物的台灣獼猴 OI 值為 3，小型食肉目動物整體 OI 值為 2.74，其中黃喉貂（*Martes flavigula*，OI 值=1.07）最高，依次為鼬獾（*Melogale moschata*，OI 值=1.07）、白鼻心（*Paguma larvat*，OI 值=0.30）、黃鼠狼（*Mustela sibirica*，OI 值=0.25）和食蟹獾（*Herpestes urva*，OI 值=0.05）（表 3-3.3）。傳統底片式自動相機只在 1 月拍攝到黑熊，OI 值為 1.27（表 3-3.3），各相機樣點共拍攝 25 張有效相片，皆顯示為黑熊成體單獨經過的畫面。

自 2009 年 1 月起至 10 月 17 日，於大分地區架設由玉山國家公園提供的紅外線感應式的可錄影型數位自動相機 7 台（Cuddeback No Flash Model C-4300）和自行採買之簡易型數位自動相機 11 台，相機運作正常的總工作時數為 44,385.6 小時。扣除鳥類、人、試拍片、錯誤空拍、於半小時內連拍動物的相片、少數無法辨識物種的相片和其他無效相片，相機共拍攝到 14 種可辨識的哺乳動物，累計 1679 隻/群有效相片個體。每月自動相機所拍到哺乳動物之 OI 值為 14.74-165.95 不等。十個月的整體 OI 值為 37.83（表 3-3.4）。

依各類動物之出現頻度來看，數位自動相機紀錄 OI 值最高者偶蹄目動物（OI 值=27.04），其中以水鹿（OI 值=13.99）最高，依次為山羌（OI 值=9.17）、台灣野山羊（OI 值=2.25）及野豬（OI 值=1.62）。靈長目動物的台灣獼猴 OI 值為 7.12；小型食肉目動物整體 OI 值為 2.01，其中黃喉貂（OI 值=1.07）最高，依次為鼬獾（OI 值=1.07）、白鼻心（OI 值=0.30）、黃鼠狼（OI 值=0.25）和食蟹獾（OI 值=0.05）（表 3-3.4）。屬於大型食肉目動物的台灣黑熊 OI 值為 0.29，共拍到 13 張有效照片，其出現月份以 1 月為最高（OI 值=1.88），依次為 6 月（OI 值=0.56）、8 月（OI 值=0.37）和 5 月（OI

值=0.22) (表 3-3.4)。

圖 3-3.19、玉山國家公園大分地區於 2009 年 1 月至 5 月底，傳統底片式自動相機紀錄台灣黑熊和四種偶蹄目動物於各月份的 OI 值指數 (總工作時數=19693 小時)。

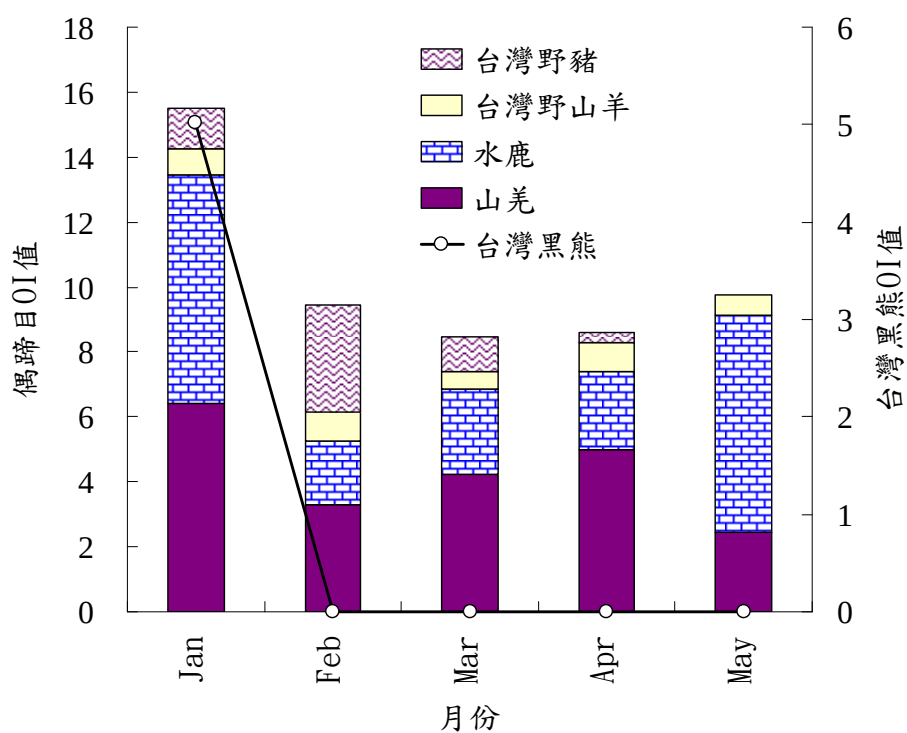


表 3-3.3、2009 年 1 月至 5 月，傳統底片式自動相機在玉山國家公園大分地區紀錄較大型哺乳動物之種類及整體出現指數(Occurrence Index, OI)。

物種	1 月		2 月		3 月		4 月		5 月		1 月至 5 月	
	相片數	OI 值	相片數	OI 值	相片數	OI 值	相片數	OI 值	相片數	OI 值	相片數	OI 值
大型食肉目 台灣黑熊	25	5.03	0	0	0	0	0	0	0	0	25	1.27
靈長目 台灣獼猴	16	3.22	9	1.98	3	1.58	28	4.22	4	2.44	59	3.00
偶蹄目 山羌	32	6.43	15	3.30	8	4.23	33	4.97	4	2.44	92	4.67
台灣野豬	6	1.21	15	3.30	2	1.06	2	0.30	0	0	27	1.37
水鹿	35	7.04	9	1.98	5	2.64	16	2.41	11	6.71	76	3.86
台灣野山羊	4	0.80	4	0.88	1	0.53	6	0.90	1	0.61	16	0.81
小計	77	15.48	43	9.45	16	8.45	57	8.59	16	9.76	211	10.71
小型食肉目 鼬獾	3	0.60	10	2.20	2	1.06	6	0.90	0	0	21	1.07
黃鼠狼	1	0.20	3	0.66	1	0.53	0	0	0	0	5	0.25
白鼻心	0	0	2	0.44	0	0	3	0.45	1	0.61	6	0.30
黃喉貂	8	1.61	5	1.10	1	0.53	4	0.60	4	2.44	21	1.07
食蟹獾	0	0	0	0	0	0	2	0.30	0	0	1	0.05
小計	12	2.41	20	4.40	4	2.11	15	2.26	5	3.05	54	2.74
其他小型 赤腹松鼠	2	0.40	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0.10
哺乳動物 長吻松鼠	0	0	3	0.66	0	0	0	0	0	0	3	0.15
食蟲目和鼠科動物	88	17.70	78	17.14	3	1.58	97	14.61	1	0.61	267	13.56
小計	90	18.10	81	17.80	3	1.58	97	14.61	1	0.61	272	13.81
所有哺乳動物	220	44.24	153	33.63	26	13.73	197	29.68	26	15.86	621	31.53
相機工作時數	4972.93		4549.43		1893.10		6637.82		1639.73		19693.02	
有效相機數	14		12		4		13		6			

表 3-3.4、2009 年 1 月至 10 月中旬，數位自動照相機系統紀錄玉山國家公園大分地區較大型哺乳動物之種類及整體出現指數(Occurrence Index, OI)。

物種		1 月		2 月		3 月		4 月		5 月	
		相片數	OI 值	相片數	OI 值	相片數	OI 值	相片數	OI 值	相片數	OI 值
大型食肉目	台灣黑熊	8	1.88	0	0	0	0	0	0	1	0.22
靈長目	台灣獼猴	29	6.82	25	6.50	22	5.94	35	7.36	44	9.53
偶蹄目	山羌	36	8.47	27	7.02	16	4.32	34	7.15	28	6.06
	台灣野豬	4	0.94	14	3.64	2	0.54	7	1.47	21	4.55
	水鹿	86	20.24	94	24.45	105	28.34	72	15.14	85	18.41
	台灣野山羊	8	1.88	14	3.64	8	2.16	9	1.89	17	3.68
	小計	134	31.53	149	38.75	131	35.36	122	25.65	151	32.70
小型食肉目	鼬獾	0	0	1	0.26	1	0.27	0	0	1	0.22
	白鼻心	2	0.47	0	0	0	0	0	0	1	0.22
	黃喉貂	9	2.12	0	0	0	0	3	0.63	1	0.22
	食蟹獾	0	0	0	0	1	0.27	1	0.21	3	0.65
	小計	11	2.59	1	0.26	2	0.54	4	0.84	6	1.30
其他小型哺乳動物	赤腹松鼠	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	長吻松鼠	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	食蟲目和鼠科動物	11	2.59	0	0	0	0	0	0	0	0
	翼手目 (不知名蝙蝠)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	小計	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
所有哺乳動物		193	45.42	175	45.52	155	41.84	161	33.84	202	43.74
相機工作時數		4249.33		3844.77		3704.78		4757.07		4617.93	
有效相機數		7		7		5		7		6	

表 3-3.4 (續)、2009 年 1 月至 10 月中旬，數位自動照相機系統紀錄玉山國家公園大分地區較大型哺乳動物之種類及整體出現指數(Occurrence Index, OI)。

物種		6 月		7 月		8 月		9 月		10 月		1 月至 10 月	
		相片數	OI 值	相片數	OI 值	相片數	OI 值	相片數	OI 值	相片數	OI 值	相片數	OI 值
大型食肉目	台灣黑熊	3	0.56	0	0	1	0.37	0	0	0	0	13	0.29
靈長目	台灣獼猴	10	1.86	43	43.25	7	2.58	71	7.71	30	6.11	316	7.12
偶蹄目	山羌	48	8.92	75	75.43	22	8.11	69	7.49	52	10.58	407	9.17
	台灣野豬	2	0.37	2	2.01	1	0.37	10	1.09	9	1.83	72	1.62
	水鹿	18	3.34	23	23.13	8	2.95	66	7.17	64	13.03	621	13.99
	台灣野山羊	9	1.67	6	6.03	1	0.37	15	1.63	13	2.65	100	2.25
小計		77	14.30	106	106.61	32	11.79	160	17.38	138	28.09	1200	27.04
小型食肉目	鼬獾	0	0	0	0	0	0	6	0.65	3	0.61	12	0.27
	白鼻心	11	2.04	12	12.07	0	0	6	0.65	3	0.61	35	0.79
	黃喉貂	5	0.93	4	4.02	0	0	4	0.43	7	1.42	33	0.74
	食蟹獾	1	0.19	0	0	0	0	3	0.33	0	0.00	9	0.20
小計		17	3.16	16	16.09	0	0	19	2.06	13	2.65	89	2.01
其他小型	赤腹松鼠	0	0	0	0	0	0	1	0.11	0	0	1	0.02
哺乳動物	長吻松鼠	0	0	0	0	0	0	1	0.11	0	0	1	0.02
	食蟲目和鼠科	0	0	0	0	0	0	37	4.02	10	2.04	58	1.31
	翼手目 (不知名蝙蝠)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.20	1	0.02
小計		0	0	0	0	0	0	39	4.24	11	2.24	61	1.37
所有哺乳動物		201	19.32	287	165.95	72	14.37	468	31.39	343	38.88	1679	37.83
相機工作時數		5383.80		994.27		2714.15		9206.58		4912.90		44385.58	
有效相機數		7		2		4		16		16			

第四節 台灣黑熊的活動

一、台灣黑熊於青剛櫟結果季活動痕跡的年度調查

青剛櫟結果季結束後，2006 年至 2008 年針對台灣黑熊於該結果季活動痕跡的穿越線調查中，本研究使用三種指標作為呈現黑熊活動的程度，分別為 1 km 內的所有熊爪痕樹的棵數、每 50 公尺有無熊痕跡出現的頻度，以及 1 km 內的熊痕跡數量（以半徑 5m 內的熊痕跡樹視為一筆熊痕跡單位）。三年之平均 1 km 內紀錄的熊爪痕樹依次為：61.2±4.7 (n = 9)、10.5±9.54 (n = 11)、8.7±15.9 (n = 10)；熊痕跡的出現頻度：70.3±26.7% (n = 9)、26.2±14.8% (n = 11)、16.1±17.8% (n = 10)（圖 3-4.1）。前二種指標皆以 2008 年最高，顯著大於其他兩年（P 皆= 0.008, Wilcoxon sign rank test），2007 年雖高於 2006 年，但二者未達顯著差異（P = 0.203; 0.314）。每 km 計數的熊痕跡單位，除 2008 年因故未紀錄之外，2007 年為 8.9±7.0 (n = 11) 大於 2006 年的 5.4±7.9 (n = 10)，但未達顯著差異（P = 0.241）（圖 3-4.1）。可知三種指標對於黑熊活動的程度反應出一致的年間變化，即 2008 年明顯地高於 2007 年和 2006 年。

二、熊毛陷阱

2007 年 1 月至 2009 年 10 月期間，大分地區有發現熊毛的月份共佔所有調查期的 72% (n = 29)，共計架設熊毛陷阱 577 月次，扣除採集的非熊毛及未知毛，總計收集到 402 撮熊毛，發現有熊毛的陷阱共 138 月次，佔 24% (n = 577)。沒有收到熊毛的月份分別為 2007 年 5、9 月，2008 年 2、3、7、8 月和 2009 年 10 月。

分別計算各月有熊毛記錄陷阱比例和各月平均每一陷阱熊毛撮數，前者最高值在 2009 年 1 月為 75% (n = 20)，其次為 2008 年 11 月 67% (n = 21)、2008 年 12 月 62% (n = 21)；後者最高值則出現在 2008 年 11 月為 3.48 撮，其次 2008 年 12 月為 3.05、2009 年 1 月為 2.50（圖 3-4.2）。兩者最高值的前三個月皆出現在 2008 年的青剛櫟結果季，甚至在結果季剛結束後的 2009 年 2-4 月，仍有相當高的有熊毛記錄陷阱比例（43-57%），但平均每一陷阱毛撮數則下降了許多（0.38-0.90 撮）。在研究期間的其次高峰期則出現在 2006 年青剛櫟結果季（2007 年 1 月為 53%，1.24 撮）、2007 年結果季（2007 年 12 月為 38%，1.95 撮）和 2008 年 5 月（29%，0.71 撮）（圖 3-4.2）。此結果與同時期台灣黑熊的穿越線痕跡調查和自動相機監測結果的變動趨勢相當雷同。

扣除青剛櫟結果季不足二個月的資料，我們分別計算 2007 年和 2008 年的結果與非結果季，以及 2009 年非結果季的平均各月有熊毛記錄陷阱比例和平均每一陷阱熊毛撮數，發現和痕跡調查、自動照相機監測相同的趨勢。結果季均以 2008 年的數值較高（圖 3-4.3），各月有熊毛記錄陷阱比例和平均每一陷阱熊毛撮數分別為 $62 \pm 13.6\%$ ， 2.5 ± 1.1 撮，且皆顯著大於 2007 年結果季的 $20 \pm 14.1\%$ ， 0.7 ± 0.8 撮（ $P = 0.021, 0.043$, Mann-Whitney U test）。非結果季的熊毛收集結果於此二年的差異則較少，2007 年的非結果季分別為 $12 \pm 16.7\%$ ， 0.2 ± 0.2 撮；2008 年則分別為 $9 \pm 10.9\%$ ， 0.2 ± 0.3 撮（圖 3-4.3）。然 2009 年非結果季的熊毛收集結果則普遍較前二年好，為仍是低於前一青剛櫟結果季。

因此，就三年的青剛櫟結果季來看，黑熊於大分地區的活動痕跡總量和頻度，以及熊毛陷阱上記錄熊毛的比例和毛撮數，均以 2008 年明顯高於其他年，而 2007 則略優於 2006 年，此結果和 2008 年有最高的青剛櫟果實豐富度的情形一致。

圖 3-4.1、大分地區調查 11 條樣帶(左右寬各 3 m)，紀錄台灣黑熊於該年青剛標結果季的活動痕跡總量。三種指標分別為(a)平均 1 km 內的所有熊爪痕樹的棵數，(b)熊痕跡單位 (5 m 內的熊痕跡樹視為同一筆) 之數量，以及(c)每 50 m 有無熊痕跡出現的百分比例。

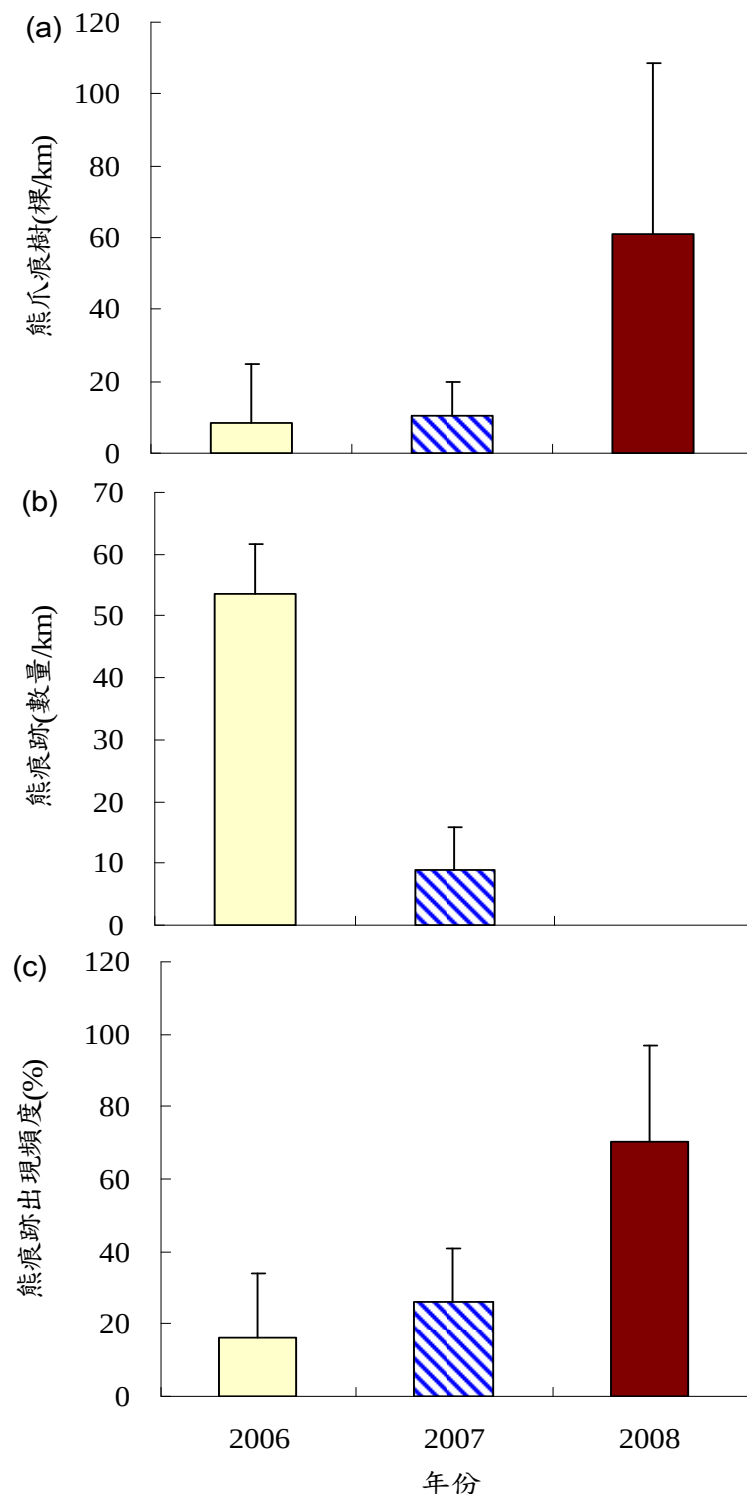


圖 3-4.2、2007 年 1 月至 2009 年 10 月大分地區，各月熊毛陷阱收集到熊毛之比例，以及平均每一陷阱所收集的熊毛撮數。

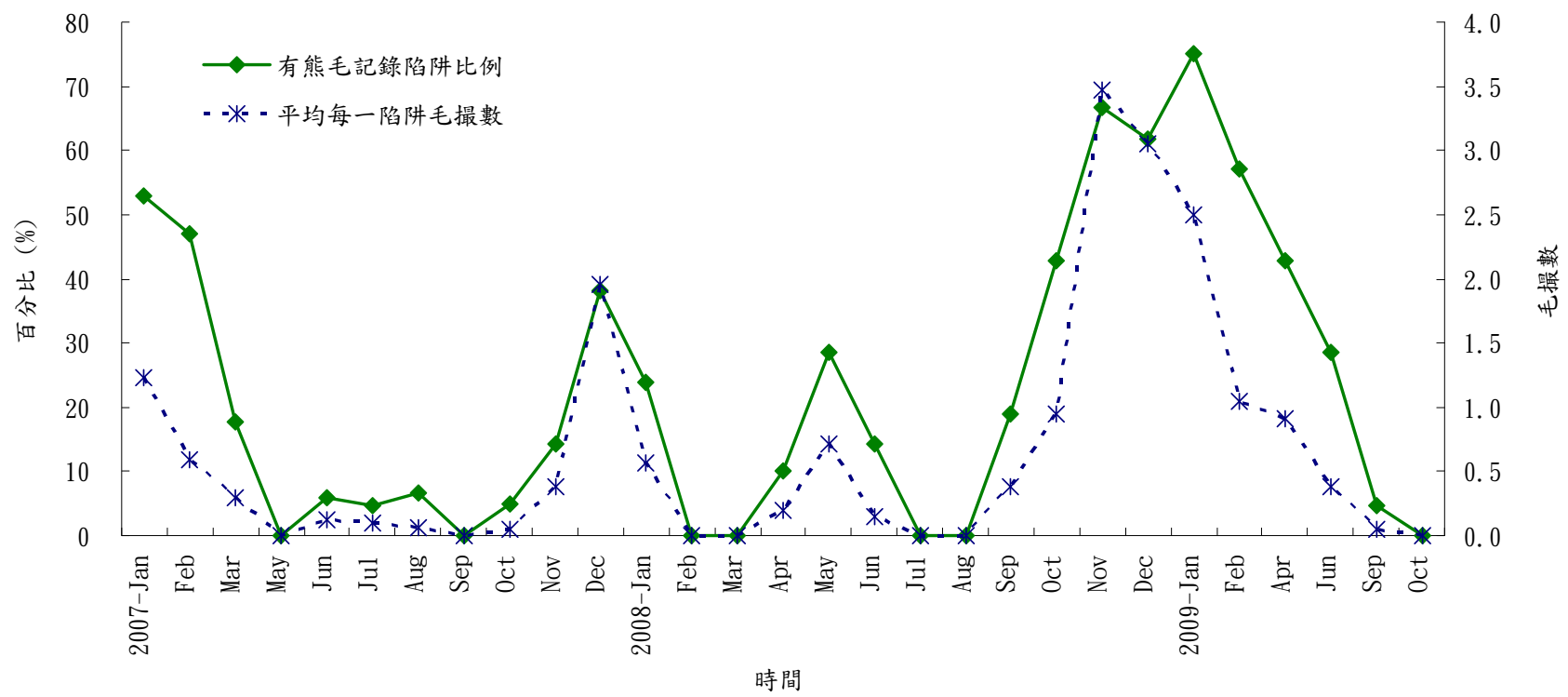
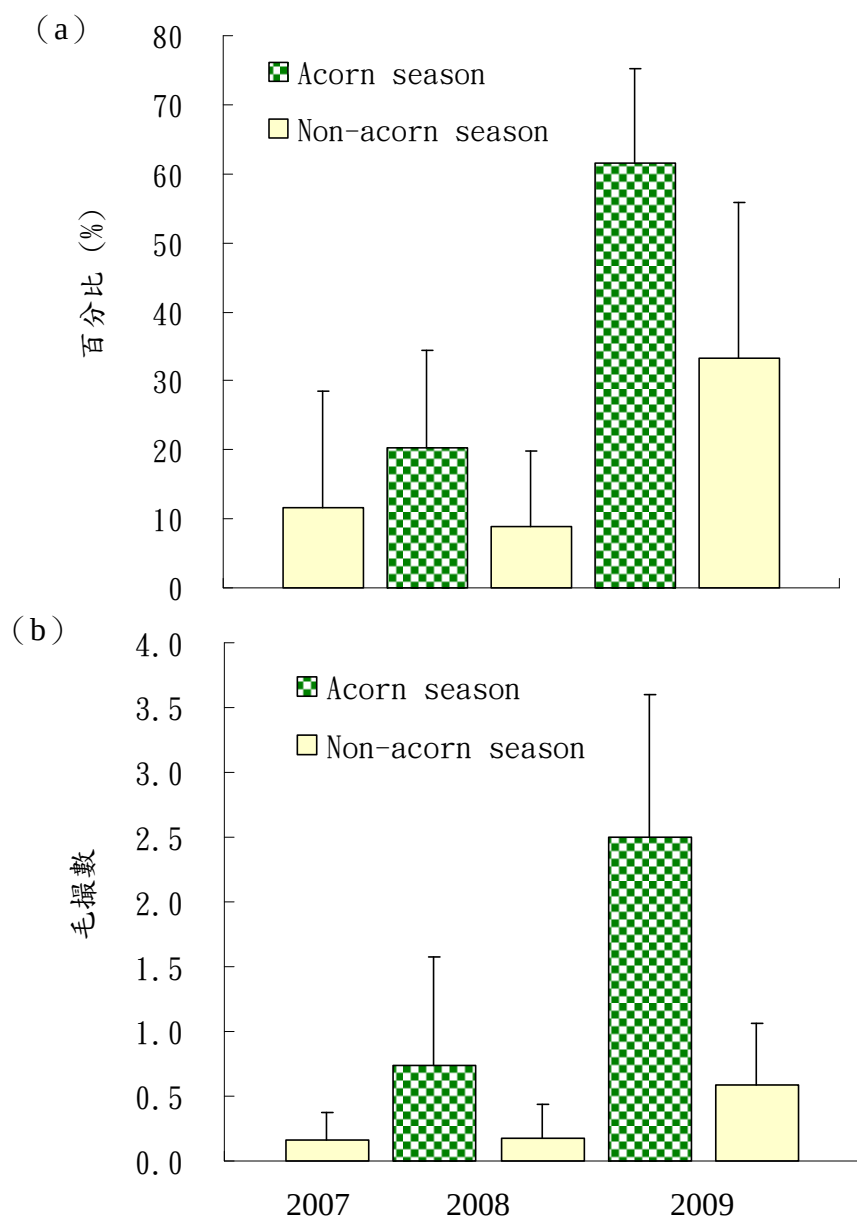


圖 3-4.3、2007 年 2 月至 2009 年 9 月大分地區，熊毛陷阱於青剛櫟結果季（10 月至隔年 1 月）與非青剛櫟果季（2 月至 9 月）之(a)平均每月出現熊毛比例，以及(b)平均每月每一陷阱收集的熊毛撮數。



三、台灣黑熊食性分析

(一) 排遺樣本收集狀況

自 2006 年 10 月至 2009 年 11 月於玉山國家公園東側園區所採集的台灣黑熊排遺中，我們共分析 465 堆排遺樣本，其中青剛櫟結果季共 463 個樣本（2006 年至 2009 年的樣本數依次為 67、88、306、1），非青剛櫟結果季僅有 2008 年 2 個樣本。排遺中可確定之內含物共 15 種（表 3-4.1），其中 89% 的排遺只含有一種食物類別。

(二) 排遺內含物之出現頻度(FO)

合併三年的青剛櫟結果季資料，排遺內含物以堅果最為常見（98.9%），其次依序為昆蟲（6.3%）、哺乳動物（3.7%）、漿果（1.9%）、莖葉（1.5%）。2008 年的非青剛櫟結果季，出現頻度則以漿果類和莖葉類較高（皆 50%，圖 3-4.4）。不同年間的青剛櫟結果季，堅果類皆為排遺中出現頻度最高者（98.5-99.3%）（表 3-4.2）。含堅果類的排遺共 458 筆，其中僅 4 筆為台灣胡桃，皆於 2006 年青剛櫟結果季發現，其餘 454 筆都是青剛櫟。

(三) 排遺內含物之相對重要性(RV)與校正後之相對重要性(CRV)

合併三年的青剛櫟結果季資料，未校正前的相對重要性以堅果類最高（98.3%），依序為漿果（0.8%）、昆蟲（0.6%）、哺乳動物（0.2%）、莖葉（<0.1%）；利用校正係數校正後的結果顯示，仍以堅果類（95.9%）最高，依次為昆蟲（2.8%）、漿果（1%）、哺乳動物（0.3%）、莖葉（<0.1%，圖 3-4.4）。分析於非青剛櫟結果季所紀錄的少量排遺發現，漿果類和莖葉類含量相當（皆 50%）；利用校正係數校正後的結果顯示莖葉類為 68.8%，漿果類為 31.2%。各年間的青剛櫟結果季，堅果類之相對重要性皆為最高，2006 年至 2008 年的相對重要性為 97%-98.9%，經由校正係數校正後則為 87.2%-97.5%（表 3-4.2）。

表 3-4.1、2006 年 10 月至 2009 年 11 月，玉山國家公園東部園區的台灣黑熊排遺樣本中紀錄之食物類別。

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=2)	2008 年 青剛櫟季 (n=307)	2009 年 青剛櫟季 (n=1) ^a
莖葉			1	1	1	5	1 ^b
堅果			66	87		305	
	青剛櫟	<i>Cyclobalanopsis glauca</i>	62	87		305	
	台灣胡桃	<i>Juglans cathayensis</i>	4				
漿果				1	2	7	1
	呂宋莢蒾	<i>Viburnum luzonicum</i>			1	7	
	台灣蘋果	<i>Malus formosana</i>		1	1	1	
	台灣肉桂	<i>Cinnamomum osmophloeum</i>					1
	山櫻花	<i>Prunus campanulata</i>			1		
昆蟲			5	6		18	1
	蟻科	Formicidae		1		3	
	蜂類(細腰亞目)	Apocrita	3 ^c			1	
	鞘翅目	Coleoptera	1	4		15	1
	其它昆蟲		1	1		1	
哺乳動物			2	2		13	
	山羌	<i>Muntiacus reevesi</i>		2		3	
	台灣野山羊	<i>Naemoredus swinhoei</i>				6	
	台灣水鹿	<i>Cervus unicolor</i>	2			4	

^a 2009 年青剛櫟季的樣本受限於計畫執行期限，僅涵蓋該年 10 及 11 月的調查期間。

^b 確認為毛茛科(Ranunculaceae)

^c 其中一筆確認為胡蜂(Vespidae)

圖 3-4.4、2006 年 10 月至 2009 年 11 月，玉山國家公園東部園區台灣黑熊排遺樣本中，青剛櫟結果季(10 月-隔年 1 月，n=463)與非青剛櫟結果季(2 月-9 月，n=2)，各食物類別在各季節之(a)出現頻度、(b)相對重要性，以及(c)校正後的相對重要性($CRV=RV \times CF_{PMP}$, %)，校正係數(CF_{PMP})係參考陳亞萱(2009)之圈養亞洲黑熊觀測值。

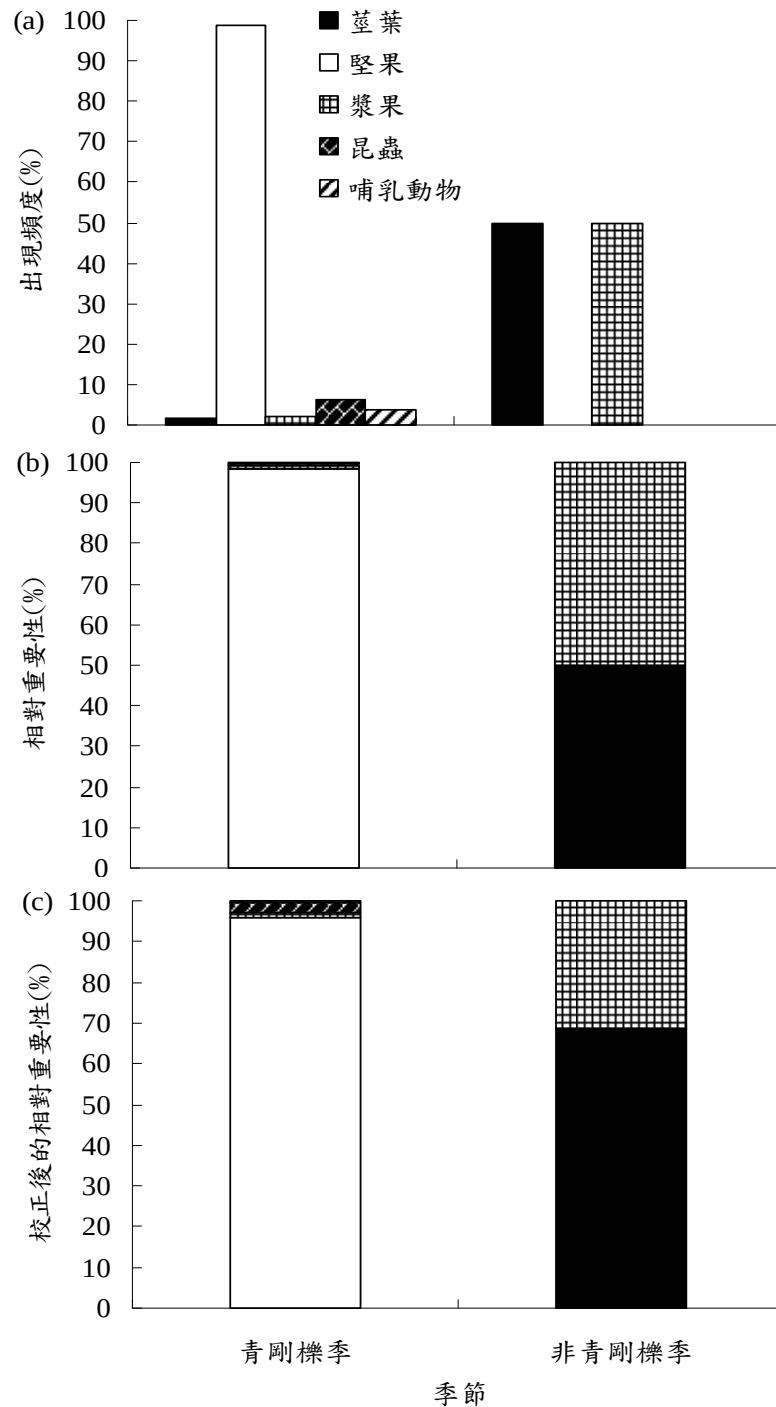


表 3-4.2、2006 年 10 月至 2009 年 11 月，玉山國家公園東部園區台灣黑熊排遺樣本中，各食物類別於青剛櫟季(10 月-隔年 1 月)及非青剛櫟結果季(2 月-9 月)的出現頻度 FO(%)、相對重要性 RV(%)，以及校正後的相對重要性 (CRV=RV×CF_{PMP}, %)，校正係數 (CF_{PMP}) 係參考陳亞萱(2009)之圈養亞洲黑熊觀測值。

食物類別	2006			2007			2008						2009		
	青剛櫟季(n=67)			青剛櫟季(n=88)			非青剛櫟季(n=2)			青剛櫟季(n=307)			青剛櫟季(n=1) ^a		
	FO	RV	CRV	FO	RV	CRV	FO	RV	CRV	FO	RV	CRV	FO	RV	CRV
莖葉	1.5	0 ^b	0	1.1	1.1	3.2	50	50	68.8	1.6	0	0.1			
堅果	98.5	97	87.2	98.9	98.9	96.8				99.7	98.7	97.5			
漿果				1.1	0	0	50	50	31.2	2.3	0.9	1.2	100	80	52.9
昆蟲	7.5	3	12.4	6.8	0	0				5.9	0.2	1	100	20	47.1
哺乳動物	3	0.3	0.4	2.3	0	0				4.2	0.2	0.3			

^a2009 年青剛櫟季的樣本受限於計畫執行期限，僅涵蓋該年 10 及 11 月的調查期間。

^b當值小於 0.1 以 0 表示

第五節 台灣黑熊之遺傳分析

一、基因型標定

在 2008 年 2 月到 12 月，我們於大分地區收集 155 個排遺樣本進行 DNA 萃取，並利用 10 組多型性台灣黑熊微衛星基因座進行個體辨識（表 3-5.1）。每個基因座經過最多四次 PCR 增幅，選出標定了至少 7 個完整的基因座的樣本樣本：共 84 個，樣本的 DNA 萃取成功率為 54%；若標定 8 個基因座，則成功率為 38%。

五月份的樣本，由於微衛星基因座判讀出的數據太少而捨棄。11 月份判讀出 4 個基因型，12 月份判讀出 66 個基因型（表 3-5.1）；其中這兩月份有 1 個基因型是重複的，總共判別出 69 個基因型。這 69 個基因型的 $P_{(ID)}$ 為 2.670×10^{-13} （表 3-5.2），小於理論的遺傳標記 $P_{(ID)}$ 基準值 0.01 (Miller et al. 2002)，故適用於估算族群數量。所以本實驗所使用的 10 組的微衛星基因座，可以使用在實驗中，具有估算族群的能力。

表 3-5.1、玉山國家公園大分地區 2008 年各月台灣黑熊排遺採樣數及基因型數。

月份	2 月	3 月	4 月	5 月	6 月	7 月	8 月	9 月	10 月	11 月	12 月	總計
排遺數	0	0	0	1	0	0	0	0	0	17	137	155
基因型	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	66	69

二、大分地區之黑熊遺傳歧異度

根據 69 個基因型中（表 3-5.2），等位基因數目(number of allele)為 4-13 個（平均為 7.9 ± 2.56 ），平均觀測異質度(H_O)為 0.808 (0.583-0.925)，平均理論異質度(H_E)為 0.728 (0.531-0.844)，數據顯示平均觀測異質度大於平均理論異質度，在每一個觀測異質度上皆大於理論異質度。

利用費氏精確測驗法估算有無基因座偏離哈溫平衡，結果顯示有 5 個基因座（UT3、UT4、UT25、UT29 與 UT35）達到顯著差異偏離哈溫平衡（ $P < 0.01$ ），在整體檢定結果表示該族群偏離哈溫平衡。利用 Genepop Version 4.0 軟體，計算出 F_{IS} 值，結果顯示 10 個微衛星基因座皆小於 0（ $P > 0.05$ ）。

表 3-5.2、在 69 個台灣黑熊排遺樣本基因型之微衛星 DNA 基因歧異度，以及基因座個數和判別成功數（k:等位基因數量；H_O:觀測異質度；H_E:理論異質度；P-value:費氏精確測驗法估算有無偏離哈溫平衡；P_(ID):個體鑑別率；N:判別成功數）。

Locus	k	H _O	H _E	P-value	F _{IS} ^a	P _(ID)	N
UT1	5	0.677	0.531	0.1323	-0.2775	0.200	62
UT3	9	0.794	0.751	0.0054**	-0.0568	0.065	63
UT4	7	0.896	0.742	0.000***	-0.2084	0.092	67
UT23	9	0.925	0.844	0.3802	-0.0973	0.005	40
UT25	7	0.776	0.727	0.000***	-0.0685	0.108	67
UT29	7	0.870	0.763	0.0064**	-0.1401	0.090	69
UT31	13	0.860	0.844	0.0814	-0.0194	0.011	50
UT35	8	0.868	0.792	0.0002***	-0.097	0.072	68
UT36	4	0.583	0.561	0.3919	-0.0411	0.057	48
UT38	10	0.831	0.729	0.1372	-0.1404	0.093	65
Mean	7.9	0.808	0.728	-	-0.115	-	-
overall						2.670×10 ⁻¹³	

^aFSTAT 軟體之檢定值 (Goudet 1995)，評估族群是否偏離哈溫平衡(Hardy-Weinberg equilibrium)，F_{IS}>0 示族群可能有近親交配的現象，反之則無。

(*P*<0.01), *(*P*<0.001)

第四章 討論

第一節 青剛櫟果實豐富度

一、大分青剛櫟物候和氣象

殼斗科堅果的生長期依類群而異，而在春天開花結實，入秋後，體積快速變大，在當年秋冬成熟者稱為一年型(Johnson et al. 2002)，青剛櫟即屬之。本研究於大分地區觀察青剛櫟結果物候期的變化情形，與關刀溪實驗林(600-1,700 m)，李權裕等 2004)，以及太魯閣國家公園地區(400-1200 m，劉威麟 2000)的觀察結果大致相同。大分地區青剛櫟果實於 9 月和 10 月接近成熟並開始掉落，11 月至隔年 1 月為果實成熟的高峰。

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)。然本研究受限於調查的環境因素資料及時間長度不足，無法對結果物候的年間變化進行充分的詮釋，故建議進行較長期的持續監測，以期深入瞭解物候週期及機制。

就 2007 年至 2009 年的降水量曲線圖來看(圖 4-1.1)，各月之降水量和時間分布於這三年中似乎有明顯差別，2007 年和 2009 年的降水量都比 2008 年高出 3 至 4 倍，這應該多少與颱風有關。雖然年降水量對青剛櫟果實產量和結果物候的影響程度需更長時間的監測資料才能釐清，但是颱風季的強風、豪雨的確會增加未熟果實的掉落，尤其越接近熟果期如 9 至 11 月，至少應該會降低該年之青剛櫟實際成熟的果實產量。

大分地區目前僅在 2008 年有全年完整的氣象資料，和鄰近的佳心氣象資料(附錄一)比較發現，大分比佳心的年均溫約低於 1 度(大分 17°C，佳心 18°C)，年溫差只比佳心高 0.5 度(大分 10 度，佳心 9.5 度)，表示在 2008 年兩地的平均氣溫相仿。然佳心的年降水量卻為大分地區之 2.6 倍(大分 701 mm；佳心 1,808 mm)，顯示大分地區的相對乾燥性。利用該年二地的生態氣候圖之比較發現，大分在 2008 年 4 月和 8-10 月間為相對乾燥的季節，而在 6-7 月間則是相對潮溼的季節，佳心則沒有相對乾燥的季節，5-10 月則為相對潮溼的季節(圖 4-1.1)。雖然大分和佳心的直線距離僅約 13 公里，但間隔許多複雜地形，包括多美麗地區有一高 2,000 m 以上的稜線阻隔，加上大分地區為

一盆地，可能造成大分呈現較為乾燥、晴朗的區域性氣候。

大分氣象站僅設立 23 個月，所收集到的氣象資料有限，恐尚不足以做出有說服力的生態氣候圖。然初步觀察發現大分地區之生態氣候和周圍地區(如佳心、多土袞、抱崖等)似乎有相當差異，可能影響該地之森林生態和結構，故建議長期(五年以上)收集當地之氣象資料，以期更有效地詮釋對該地之森林植物物候學。

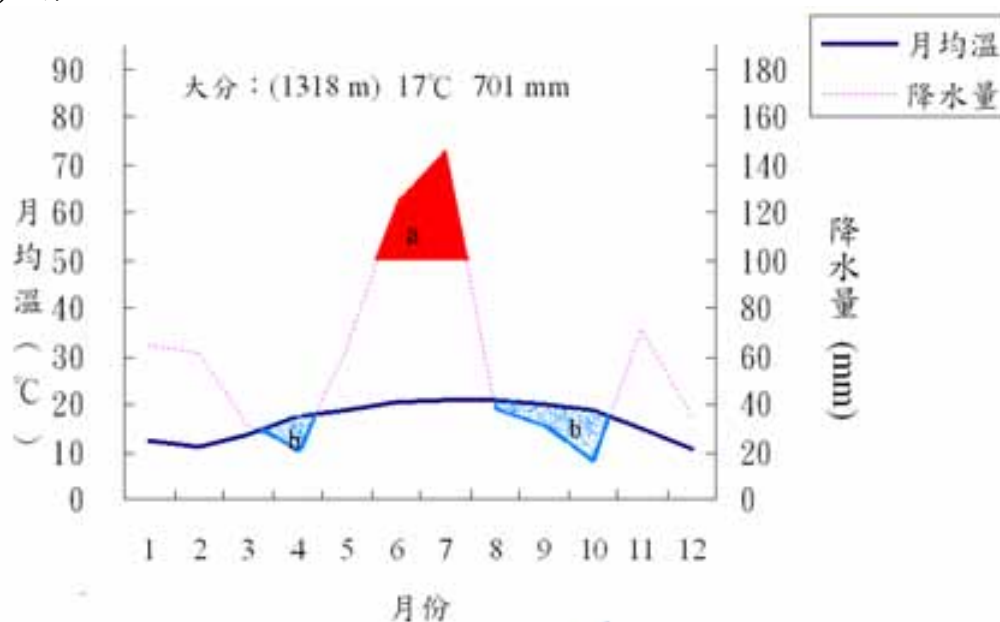
二、青剛櫟果實豐富度

研究者每個月初於大分的物候觀察發現，青剛櫟果實約至 10 月方接近成熟，發現樹上的成熟果實於 12 月的出現頻度最高，其次為 1 月和 11 月(黃美秀等 2009)，顯示樹上成熟櫟實的豐富度以 11 月至次年 1 月為高峰期。我們現場觀察亦發現，至 3 月樹上便幾乎已無果實。種子陷阱所收集的落果量之變化趨勢與物候觀察結果一致，但前者可提供更多資訊關於成熟青剛櫟果實隨月份變化的出現量，以及對於地面性活動的野生動物的食物可得性。由種子陷阱收集落果的情形可知，大分地區青剛櫟自 10 月開始有較成熟且大量的青剛櫟果實生產，11 月和 12 月則為果實生物量和動物利用的高峰，且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。因此，10 月至隔年 1 月為青剛櫟結果主要時期，也是影響對於本區野生動物的關鍵時期。

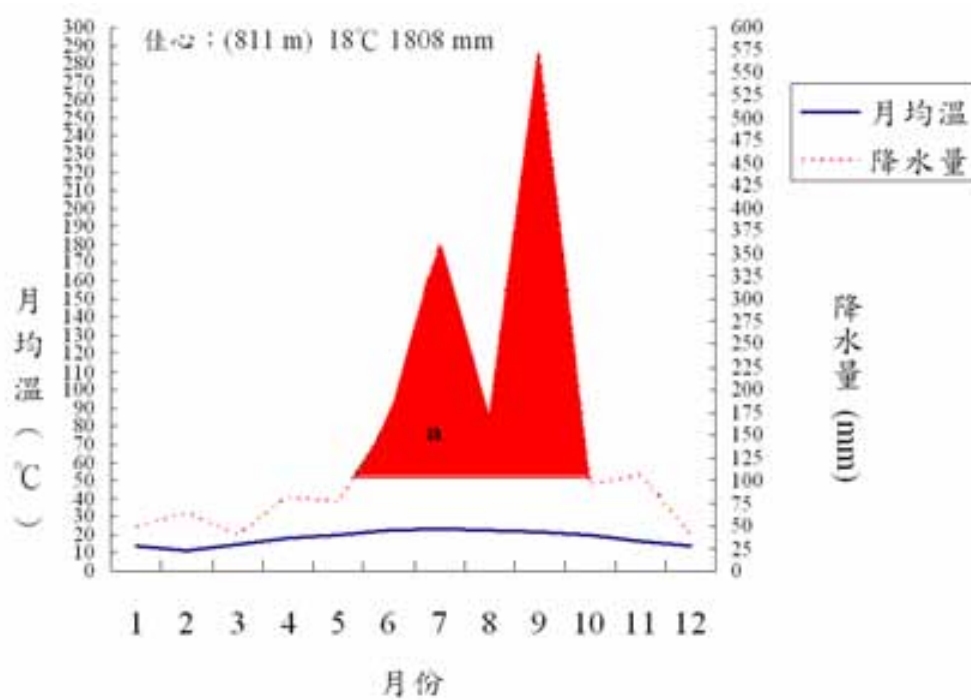
森林植物的更新方式是影響植群演替之重要因素，不同的環境及不同樹種的更新方式均有其獨特性及重要性(Houle 1998)。更新方式包括種子雨(seed rain)、幼苗庫(seedling bank)、稚樹庫(sapling bank)、土壤種子庫(soil seed bank)、萌蘖(sprouts, Garwood 1989)。以種子雨、土壤種子庫為主要更新來源的植群多為先驅種植物，或是演化後期森林的耐陰樹種(Depuy and Chazdon 1998, Tekle and Bekele 2000, 林文智等 2004)。青剛櫟種子不具休眠行為，屬於典型之異儲型(recalcitrant seed storage)，不耐乾旱，種子的含水率越低，壽命越短(林讚標 1996)。此類種子壽命通常僅有數個月，落地後若遇環境適當則發芽成為幼苗庫，否則種子可能因不耐儲存而喪失活力，或因種子較大不易進入土壤中，而無法以土壤種子庫為其更新材料(林文智等 2004)。

圖 4-1.1、2008 年(1)大分和(2)佳心地區的生態氣候圖。圖中紅色部分 a 為相對潮濕季節，藍色部分 b 為相對乾燥季節(資料來源：中央氣象局)。

(1)大分



(2)佳心



本研究地區(黃美秀等 2009)和太魯閣國家公園地區的青剛櫟族群皆呈Ⅲ存活曲線，早期個體有高死亡率，表示大量的果實中僅有部分會發育成小苗，而且幼苗死亡率極高，只有近 10%是完好的情況(劉威麟 2000)。雖然這少數的完好種子仍有可能發芽，而達到族群繁衍的目的，但是現場觀察落地的果實通常也很快便被動物移除，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 月僅剩 0.04 顆/m²，而 4 月初隨機抽查地面，甚至皆未發現任何完整果實，故於林地上留存具發芽能力的種子並不多。此與在其他溫帶及熱帶的櫟林的觀察相似，這些森林櫟實被動物掠食(acorn predation)的壓力通常很大，有時甚至幾近移除了該年生產的全部櫟實(Chambers and MacMahon 1994, Sun et al. 2004)。

櫟實被動物掠食(acorn predation)是限制櫟林的更新的重要因素之一(Chambers and MacMahon 1994, Sun et al. 2004)。青剛櫟大樹喜光，幼樹稍耐蔭(Du et al. 2008)，然草食動物過度的啃食(browsing or grazing)，除了直接減少種子庫之外，也會因啃食及踐踏幼苗和稚樹，而破壞其發育，其作用甚至可能不亞於光線或水分對於櫟樹更新的影響(Baraza et al. 2004, Cierjack and Hensen 2004, Pulido and Díaz 2005)。例如在西班牙，野豬(*Sus scrofa*)會減少林下冬青櫟(*Q. ilex*)約一半的幼苗(Gómez and Hódara 2008)。大分地區大型野生動物資源豐富，除了台灣黑熊之外，該地大型動物如水鹿、野山羊、野豬、山羌都是青剛櫟果實及幼樹的潛在掠食者。因此，就大分的青剛櫟而言，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，此推測與現場觀察的情況相符：大分森林底層胸高徑不及 1 cm 的植株大多是萌生，雖無計數實生苗所佔的比例，然底層開闊空曠，難得見到獨立幼苗或幼樹，顯示此青剛櫟的種子若有機會發芽，一旦有幼苗長出，該地物候環境加上動物的覓食活動，皆會干擾小苗的後續生長發育或造成死亡。

三、動物的利用

對動物而言，各種植物性食物資源在時間上的可得性主要受植物物候及分布左右，從而影響野生動物的活動和利用的時間有所變化。例如，日本的亞洲黑熊會隨著季節的變化，而出現於不同的海拔高度，因為植物類型隨海拔而異，各類食物可得性的時機遂隨季節而不同(Izumiyama and Shiraishi 2004)。加上各種植物的結果期不一，該區黑熊各月份的食物組成，以及所記錄的痕跡出現時間也受到影響(Koike et al. 2009)。

本研究也發現在每年 10 月青剛櫟果實較成熟時，種子陷阱中開始大量出現被動物利用過的受損果實。2008 年 10 月至次年 2 月期間，種子陷阱中的受損果數量佔總落果數量的 40-80%，顯示青剛櫟結果季有超過四成的櫟實在樹上即被各種野生動物所啃食。由痕跡及現場觀察亦發現，樹上的堅果掠食者主要為鳥類如星鴉(*Nucifraga caryocatactes*)、松鴉(*Garrulus glandarius*)和綠鳩(*Treron sieboldii*)等，以及哺乳類動物，包括松鼠、飛鼠、台灣獼猴和台灣黑熊等。

青剛櫟果實落至地面後的可能掠食者則包括 4 種大型偶蹄類動物，和在地面活動為主的小型齧齒類動物等，青剛櫟果實於地面被動物取食的情形，在 11 月至 12 月期間，被移除的果實數平均超過 7 顆/m²，1 月則下降了一半(約 3 顆/m²)，而到 2 月被移除量則更低，不及 1 顆/m²(表 3-2.2)，此情形顯示地面上被動物取食的果實量，除了與種子掠食者的數量有關之外，也與落果量有關，如實際的落果量至 1 月已明顯減少。另從果實被取食的比例來看，從 10 月至隔年 2 月，每個月落到地面的果實皆有超過 70%被動物取食。上述結果均顯示，本研究地區青剛櫟樹的種子被掠食壓力非常地大。

雖然本研究對種子陷阱與地面區塊的完整果實之篩選條件因研究者不同而異，地面區塊的篩選果徑為 9 mm 大於種子陷阱的 7 mm，故可能低估地面留存完整果實的數量，從而高估掉落果實被移除的果實數和比例。但我們認為此高估的情形或程度可能主要出現在 10 月，因為該月較多數的果實的體積仍小，地面區塊上可能計數到的果實數相對較少，而高估地面上被移除的果實數。然 11 月之後，許多青剛櫟果實陸續飽熟，此偏差情應漸趨不明顯。

基於最佳覓食策略(optimal foraging theory)，動物利用食物會設法減少覓食時間(time-minimizing)或增加攝取能量(energy-maximizing)，覓食活動除了與果實的可得性有關之外，也受果實的成熟程度和營養成分組成的變化有關。本研究發現動物自 9 月便陸續利用青剛櫟果實，種子陷阱出現受損果實，但受損果的數量和佔總落果數量的比例則隨時間而增加，至 2008 年 1 月有超過半數的落果是被動物所利用過的(圖 3-2.1)；地面動物取食青剛櫟果實的數量和比例，亦自 10 月(2.5 顆/m²，71%)遞增至 12 月(7.6 顆/m²，95%)，1 月至 2 月並隨之降低(表 3-2.2)。隨著青剛櫟果實的成熟，落果量主要在 11 月和 12 月，然此時期的地面果實被移除比例也高達 90%-95%，顯示大部分果實在很短的時間內皆被動物掠食(包括部分被搬運後儲存)。高比例的落果被移除延續至次年 1 月(95%)，然此後落果量逐漸減少，故地面果實被移除的量則僅不

及先前 11-12 月的一半。高程度的落果移除情況與此時期大型哺乳動物的整體相對豐富度增加相符；至 2 月，落果移除率減少則可能因落果量大減，無法吸引大型哺乳動物密集利用此區有關。過去的研究亦發現當成熟的青剛櫟數量減少時，無線電追蹤發現原本活動大分的台灣黑熊，會於 12 月或 1 月初陸續離開該地。

此外，植物的酚類化合物(phenols, 如單寧酸)或生物鹼(alkaloid)的含量，也可能會影響野生動物對該食物的取食意願(Iaconelli and Simmen 2002)。在大分，青剛櫟在 10 月時，近一半樣樹的果實尚未成熟(林冠甫 2009)，此時單寧酸(tannin)含量達 0.37%，遠大於 12 月的 0.1%，顯示單寧酸含量受果實的成熟度影響(邱昌宏 2007)。在日本，亞洲黑熊食用矮櫻(*Prunus jamasakura*)果實的情形會受果實成熟度影響，當櫻花果較成熟，果皮顏色由綠色轉紅色時，所含糖分也相對較高，此時黑熊的覓食痕跡和含有櫻花果實的排遺開始大量出現(Koike et al. 2009)。本研究最早發現黑熊取食大分青剛櫟樹上果實的紀錄約為 10 月 18 日(2008 年)，當時痕跡只出現於一棵樹，折枝的新鮮程度估計約一星期之內，故推測熊取食開始青剛櫟果實應接近十月中旬。過去此區的研究紀錄亦發現，當青剛櫟結果不差的時候，台灣黑熊多於 10 月中旬之後方陸續聚集於大分，此時也有較多的樹的果接近飽熟狀況(Hwang 2003)。因此，台灣黑熊或其他動物取食青剛櫟的時間性和程度，推測應該亦與櫟實的成熟度，包括大小、化學物質及營養成分的組成有關。

四、櫟實調查方法的比較與限制

國外許多研究已證實，櫟實的產量有豐年與欠年的年間變化(Koenig et al., 1994; Greenberg and Parresol, 2002; Koenig and Knops, 2002)。本研究以目視法和種子陷阱估算青剛櫟果實產量，亦發現四年間有豐欠年之變化，而且二種調查方法呈現相似的年間變化趨勢。綜合兩種目視估算堅果產量豐富度的方法皆發現，2006 年至 2009 年中，以 2008 年青剛櫟果實產量最佳，其次為 2007 年、2009 年，2006 年的產量則最差。雖然二種目視方法的調查結果反映出一致的年間結果量變化，然而我們也發現二種目視方法在實際調查的應用上各有不同的限制。Graves'修正指數會受調查者主觀影響，故建議同一研究者操作，但本研究結果指出各年以不同指數(包括種子陷阱)的計數果實數量皆仍顯示顯著相關，且此法於野外操作時，較不容易受樹冠的鬱密度影響，加上執行方便快捷，故適用於鬱閉度高且系統性大面積的樣樹的調查。另一目

視法為 30 秒的計數方式，其結果與種子陷阱的相關係數雖然較 Graves' 修正指數為高(表 3-2.1)，顯示其客觀性計數的優點，但此法於鬱閉度高的森林中進行則耗時耗力，且會受觀察者的偵測度、觀察角度、天候及樹冠可視範圍等其他外在因素影響。研究者若沒有以固定速率掃視樹冠，依然會影響計數值，如同本研究的結果偏低的情形。例如，本研究的第一年(2006 年)為 4 年中目視法調查結果狀況最差的一年，但該年 Graves' 修正指數(2-4)中，有一些堅果、堅果產量不錯和堅果產量十分豐盛所反應的 30 秒計數果實數量均顯著比其他 3 年少，顯示觀測者於第一年實際計數果實的速率可能較之後三年慢。此外，以目前櫟實產量的監測結果來看，四年尚不足以觀察出果實產量的年間變動的週期性，故仍應持續進行長期監測。

種子陷阱和目視法評估的結果狀況大致相同。2008 年青剛櫟季的果實產量大於 2006 年和 2007 年。種子陷阱所收集的掉落物，除因植物體本身的物候週期變化而自然掉落之外，也會受到其他非生物和生物因子等外力作用而提早掉落，而影響每月的落果情況。非生物主要為氣候因子，如颱風和大雨等，而生物因子則包括疾病，以及動物在樹上的活動、覓食，如鳥類、齧齒類、黑熊等在青剛櫟樹上的覓食行為。我們發現種子陷阱於操作有一些缺失，可能導致低估完整果實數量，可能的問題有下述幾點：(1)部分種子陷阱是由木樁支持，當種子掉入種子陷阱後，可能會有一些動物(小型哺乳動物：如刺鼠和松鼠等)會沿木樁爬上陷阱內吃掉種子；或是有些鳥類可能直接飛到陷阱上取食收集的落果。雖然我們在野外期間未曾目擊任何案例，但僅極少次有發現在種子陷阱裡，似乎有櫟實被啃食後果殼碎屑聚集成堆的現象，故推測影響程度可能有限。(2)種子陷阱離地約 1 m，較大型的哺乳動物如台灣黑熊和水鹿，可能可直接吃到種子網裡的種子。我們也發現有些種子陷阱會被動物破壞而弄倒或傾斜，可能是大型動物取食陷阱上的果實或不小心撞倒所致。由此上述觀察、動物體型和覓食方式，以及陷阱架設的方式來看，我們推測大型動物若有取食陷阱果實的情況，應該很容易會破壞到陷阱。一旦發現陷阱有上述被這些破壞情況，我們不會將該陷阱的集果資料列入分析，故可減少低估結果的機會。

第二節 中大型哺乳動物豐富度和活動模式

一、台灣黑熊活動、食性與族群豐富度

台灣黑熊的相對豐富度之季節性變動非常明顯，在痕跡累積率和自動相機 OI 值於整體青剛櫟結果季皆顯著大於非青剛櫟結果季，且其平均值差異都超過 10 倍，在各年內的 2 個季節，也都以結果季大於非結果季，熊毛陷阱收集到熊毛的情形也呈現相同的趨勢，結果季時，不僅收集到的熊毛撮數較多，有發現熊毛記錄的陷阱比例也較高。青剛櫟果實的生產與否影響本區黑熊的季節性食性組成和移動(移入和移出)，為其族群豐富度變動的最大原因，意即當青剛櫟結果時，黑熊為取食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。

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，透過排遺分析發現有 99% 的排遺含有植物性食物，其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)。先期大分研究台灣黑熊的結果顯示，櫟實在排遺的出現頻度超過 90%，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)。本研究分析累計三年的排遺亦發現，99.8% 的排遺中含有植物性食物，且於三年的青剛櫟結果季中，青剛櫟果實的出現頻度亦皆超過 90% (92.5-99.7%)，相對重要性也都超過 90% (91-99%)，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。中國大陸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)。上述研究均指出櫟實為黑熊的季節性(秋冬季)主要食物資源，本研究也發現在大分地區青剛櫟結果季時，有大量的青剛櫟樹上出現爪痕和折枝痕跡。

本研究於青剛櫟結果季，除了堅果之外，動物性食物(昆蟲和哺乳動物)為次要組成，出現頻度 4-6%，未校正之相對重要性 0.2-0.6%，二種指數皆低於 1998-2000 年期間的調查結果(Hwang et al. 2002)。由於先期的研究並沒有進行量性的青剛櫟結果量監測，故不易探究此二階段的黑熊食性中各類組成的相對性差異。然黑熊於青剛櫟結果期與非結果期的食性組成變化於兩期的分析結果，則十分類似，不僅於非青剛櫟季發現黑熊排遺的數量偏低，而且黑熊於非青剛櫟結果季對於漿果和植物的莖葉的利用較高，至青剛櫟結果季則轉而以堅果為主食。

以排遺分析法推估食性可能會因消化率的不同，低估了某些消化率較高的食物類別，然經由校正係數的校正過程，可協助了解動物真正的食性狀況

(Hewitt and Robbins 1996)。本研究的結果發現，消化率較高的食物如昆蟲，其相對重要性的百分比在經由校正後，提高了約4-5倍(表3-4.2)。在排遺分析時的觀察發現，昆蟲僅有部分外骨骼，而草食哺乳動物的排遺內含物則皆為毛髮，零星地間雜於其他食物類別殘渣中，而且未見骨骼破碎，顯示對於哺乳類獵物的利用程度偏低。就樣本較多的青剛櫟結果季而言，本研究結果顯示哺乳類(FO=3.6%; RV=0.2%)遠低於前期的觀察結果(FO=9.6%; RV=6.7%; Hwang et al. 2002)。此差異是否與常見的獵物(山羌及台灣野山羊)的豐富度變化有關，則值得進一步監測。

本研究3-4年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，同時應該引用其他排遺偵測度高的調查技術，如利用黑熊排遺偵測犬，以提高排遺樣本收集的效率，或是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。

在非青剛櫟結果季時，2008年4月穿越線調查所記錄的1坨排遺，及附近非穿越線上共3筆排遺紀錄，全部為山櫻花的果實和種子，由於現場觀察在研究地區的山櫻花有區塊式分布的情形，且其植株都非常大，加上4月和5月是山櫻花果實成熟的階段，因此，覓食山櫻花果實推測是非青剛櫟季4月和5月仍有黑熊紀錄的原因之一，包括2007年5月、2008年4-6月的傳統自動照相機，以及2009年5-6月的數位型自動照相機所拍攝到的黑熊相片。在非穿越線上，除山櫻花外，9月至10月尚發現含有呂宋莢蒾和台灣蘋果之排遺。覓食痕跡如爪痕樹包括上述植物種類，另有台灣肉桂、台灣朴樹和巒大越橘，以及地上被熊挖掘過的蜂窩。

由於一般大型哺乳動物擁有比較廣泛的食性，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)。大型哺乳動物也會改變其移動、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會利用高海拔地區(2,100~2,300 m)，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黑熊個體移動到大分的青剛櫟林內覓食青剛櫟的果實之外，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。本研究結果發現青剛櫟結果季時，黑熊在 2008 年的痕跡累積率大於 2007 年，而 2008 年的 OI 值也顯著大於前兩年，而且兩者在青剛櫟結果季的年間變動比非結果季更加明顯。自 2006 年至 2009 年，以目視法和種子陷阱估算大分地區的青剛櫟果實產量，顯示明顯的年間差異，其中 2008 年的產量明顯大於 2006 年和 2007 年，與發現黑熊在 2008 年青剛櫟結果季有特別高的相對豐富度之結果一致。此外，黑熊的食性分析中，各年青剛櫟季中青剛櫟的出現頻度和相對重要性也以 2008 年為最高。黑熊的相對豐富度於青剛櫟季的年間變化，與青剛櫟果實產量的年間調查結果相符，亦與過去捕捉繫放和無線電追蹤的結果一致(Hwang 2003)。

自動照相機所拍攝的出現頻度指數(OI index)除可以作為族群數量的指標外，也可能受動物行為或活動力所影響(裴家騏等 2004)，因此，當動物增加活動頻度或活動時間時，則會提高被相機拍攝到的機會。本研究以自動相機的照片分析日活動模式，發現台灣黑熊在非青剛櫟結果季以日行性為主，在結果季則有增加夜間活動的情形。許多研究也指出，亞洲黑熊主要為日行性，包括中國大陸(Schaller et al. 1989, Reid et al. 1991)，日本(Yamazaki et al. 2008)，以及台灣(Hwang and Garshelis 2007)。一些研究亦發現，當櫟實的生產產量除了會影響動物的覓食行為及食性之外，也會影響使動物的活動模式產生改變(Amstrup and Beecham 1976, Garshelis and Pelton 1980, Hwang and Garshelis 2007)。例如，無線電追蹤台灣黑熊及美洲黑熊皆發現，黑熊在秋季的活動頻度比春季高，且當櫟實產量豐富時，會增加夜間活動的頻度，並增加其全日的覓食時間，或增加其活動力，以攝取大量櫟實。此現象與與本研究於結果季有較高的 OI 值一致，也提供利用自動相機系統分析動物日活動模

式的可靠性。

二、偶蹄類動物

本研究發現，除野山羊外，其他 3 種偶蹄類動物中，山羌在痕跡調查結果，以及水鹿、野豬在痕跡調查和自動相機監測上，於青剛櫟結果季時皆有較高的相對豐富度，但各種動物於青剛櫟結果季和非結果季間，以及各季節年間的變動程度不盡相同，其中以台灣野豬和台灣水鹿的相對豐富度在青剛櫟結果季與非結果季的變動趨勢台灣黑熊較為相似。影響動物族群監測結果的因素主要包括，物種的生態習性或行為，如食性、移動、活動範圍、活動模式、棲地利用、繁殖期等，以及環境因子。針對可能影響各物種族群監測結果的原因分述如下：

(一)台灣野豬

台灣野豬和台灣黑熊同樣屬於雜食性動物，台灣野豬的動物性食物以昆蟲、昆蟲幼蟲等無脊椎動物為主，植物性食物則包含殼斗科的果實，且在櫟實生產的季節，不僅較容易發現其排遺，野豬似乎也偏好以殼斗科植物為優勢的原始闊葉林之棲地類型(吳幸如 1993)。歐洲野豬(European wild boar, wild hog; *Sus scrofa*)的食性研究中，Vernon and Conley (1972)透過胃內含物分析，秋季時，櫟實和胡桃之相對體積超過 80%的，而櫟實的出現頻度則接近 90%，因此，櫟實是歐洲野豬秋冬季的主要食物來源(Vernon and Conley 1972, Wood and Roark 1980, Graves 1984)。研究者在現場調查也發現，青剛櫟結果季時，部分野豬排遺中仍可看到櫟實果皮的碎片，故櫟實的季節重要性，也應是造成本研究中，台灣野豬在青剛櫟結果季有較高相對豐富度的原因。

櫟實的生產和產量也會影響歐洲野豬的活動範圍、移動、活動力、棲地利用和族群動態(Singer et al. 1981, Massei et al. 1997)。歐洲野豬會因應食物資源的可得性而進行海拔間的季節性遷徙，從春夏季活動區域移動到秋冬季櫟實生產的地區，此不同季節間活動區域中心的距離差異平均約為 6 km (Singer et al. 1981)。有的學者也認為台灣野豬在秋冬季的遷徙，可能和櫟實的成熟有關(趙榮台等 1988)。然而，於目前台灣野豬的相關研究中，尚沒有遷徙的確切證據，其遷徙的行為和距離仍未知，但本研究發現，野豬在非青剛櫟結果季似乎有離開本區青剛櫟林的情形。

本研究亦發現台灣野豬為日行性動物。雖有部分研究發現野豬主要為夜行性，包括歐洲野豬(Singer et al. 1981)和台灣野豬(裴家騏 2002)，然此情形可能受人為活動和干擾所影響(Griffiths and vanSchaik, 1993)，野生動物會傾向於避開人類主要活動的白晝時間。本研究地區位於玉山國家公園內，且地處偏遠，並非熱門的登山路線，狩獵壓力和遊客干擾的程度較低。和裴家騏等(2004)在人跡較為罕至的大武山自然保留區的調查結果相較，同樣以自動相機所分析的活動模式相近，皆顯示台灣野豬以日行性活動為主。此外，野豬在青剛櫟結果季也有增加夜間活動的情形，該結果與黑熊相似，推測也是因增加覓食活動所致而造成，唯其變化程度則不如黑熊明顯，2 季節間的日活動時段變化趨勢仍有顯著一致。

(二)台灣水鹿

水鹿、山羌和台灣野山羊 3 種偶蹄類為草食性反芻動物，以禾本科草類、非禾草類的草本植物和喬木、灌木類的樹葉為主(陳擎霞 1990，呂光洋等 1991，李玲玲等 2003，梁又仁 2005)。國內有關水鹿的食性研究中，目前尚無食用櫟實的紀錄，相關研究以排遺植物碎片顯微分析法(microhistological analysis of fecal pellets)為主(李玲玲等 2003，梁又仁 2005)，即觀察排遺內植物碎片表皮細胞的顯微結構，與棲息環境所採集的植物做比對，但此法可能無法偵測或區別易被消化分解的食物，如真菌類、櫟實(李玲玲等 2003)。國外已有研究發現許多種鹿科動物有取食櫟實的情形，甚至是動物秋冬季的主要食物，包括白尾鹿(McCullough 1985, Wentworth 1990)，馬鹿或紅鹿(Red deer, *Cervus elaphus*) (Bugalho et al. 2005)，梅花鹿(Sika deer, *Cervus nippon*) (Weerasinghe and Takatsuki 1999)等。本研究在 2008 年 11 月有一自動相機曾記錄到，黑熊爬上青剛櫟樹覓食後，造成許多果實和樹葉落至地面，接著在 13 分鐘內連續拍下 18 張水鹿取食掉落青剛櫟果實和樹葉過程的相片。因此，在櫟樹優勢森林中，如大分的青剛櫟林內，若加上地被植物稀疏，其他植物性食物來源稀少時，青剛櫟果實的生產則可能是台灣水鹿或其他草食動物重要的季節性食物資源。

許多鹿科動物的食性不僅有廣泛，也會因應食物資源的品質和可得性之季節變化，而做長距離移動或遷徙，或改變移動模式以反應資源的區塊分布，如白尾鹿(Carlock et al. 1993，Feldhamer 2002)，駝鹿或黑尾鹿(Mule deer, Black-tailed deer, *Odocoileus hemionus*) (Schoen and Kirchhoff 1985，Garrott et al. 1987，Thomas and Irby 1990)，梅花鹿(Sakuragi et al. 2003，Igota et al.

2004)，馬鹿或紅鹿(Luccarini et al., 2006)，獐鹿(Roe deer, *Capreolus capreolus*) (Mysterud 1999, Ramanzin et al. 2007)等。雖然台灣水鹿是否有季節性遷徙的行為仍不清楚，但當櫟實生產時仍可以吸引水鹿族群移動到青剛櫟林內進行覓食，而使青剛櫟結果季的族群相對豐富度上升。

(三)山羌

山羌的相對豐富度在 2 種調查方法的結果顯示各年內的季節間變動趨勢皆相同，在 2007 年均以結果季大於非結果季，和黑熊、野豬、水鹿的結果相似，但在 2008 年則都以非結果季較大，顯示有其他因素影響山羌之族群變動。國內過去對山羌的食性並無量化的研究，陳擎霞(1990)以原住民訪談及調查覓食痕跡的資料指出，山羌會取食青剛櫟的果實。然對於山羌取食櫟實的研究非常少，多數的研究均指出山羌和同屬動物是以嫩枝芽、樹葉和漿果為主的精食者(concentrate feeder) (陳擎霞 1990, Ilyas and Khan 2003, 滕麗微等 2004)。雖然基於體型較小的反芻動物，單位體重所需能量要比體型較大的動物來的多，加上消化道較短，其食性偏向易消化和高品質的食物(Jarman 1974, Hofmann 1989, 梁又仁 2005)。以櫟實的高能量特性來看，櫟實仍可能是山羌季節性的食物能量來源，但櫟實本身對山羌食性的重要度和偏好度仍未十分清楚。除了櫟實之重要性對山羌而言，可能不如黑熊、野豬和水鹿之外，本研究地區青剛櫟林內的草本層和灌木層的覆蓋度低，也可能因此減少山羌的其他食物來源或所需的遮蔽程度，而影響到其在青剛櫟結果季到青剛櫟林內覓食，使山羌在 2 個季節的族群豐富度之變動相對地不穩定，因為容易受其他因素所干擾，例如棲地利用、種間競爭和被掠食風險等，造成青剛櫟結果季未能皆大於非青剛櫟結果季。如本研究在 2007 年和 2008 年各年內，山羌的相對豐富度於 2 個季節間之變化趨勢不一致。

對於動物的棲地利用，亦受棲地類型、遮蔽、窩巢區、人為干擾等其他巨觀或微觀的生態因子影響(Weaver and Pelton 1994, Cuesta et al. 2003, Rueda et al. 2008)。因此，青剛櫟林內的草本層和灌木層的覆蓋度低，對山羌而言，不僅是食物來源較少，也可能因遮蔽度較低，使之較不偏好如此的棲地。山羌 (McCullough et al. 2000, Hemami et al. 2004)和中國的赤鹿(Indian muntjac, *Muntiacus muntjak*, Teng et al. 2004)之相關研究也指出，這些較小型的鹿科動物常出現、甚至偏好灌叢高度較高或覆蓋度高的棲地。

2008 年青剛櫟果實的結果產量雖比 2007 年佳，但本研究卻發現在青剛櫟結果季，山羌的排遺累積率，以及自動相機在青剛櫟林內的 OI 值，反而是

以 2007 年結果季顯著大於 2008 年結果季。由於 4 種偶蹄類動物皆為台灣黑熊的潛在動物性獵物，其中又以體型較小的山羌為主(本研究，Hwang et al. 2002)。因此山羌的相對豐富度在青剛櫟結果季之年間變動，亦可能受 2008 年結果季有較大量的黑熊出沒，山羌被掠食的風險提高所影響。同時，本研究也發現山羌的另一潛在掠食者—黃喉貂，於 2008 年結果季的月份 OI 值相對於其他季節高(2008 年 12 月：1.77，2009 年 1 月：1.86，附錄三)，故在樣區青剛櫟林底層的遮蔽度低，而被掠食壓力增加時，則或可解釋山羌族群豐富度於青剛櫟結果產量高的季節不增反減之情形。

此外，具有相似生態區位(ecological niche)的物種在共域活動時，經常因種間競爭而發生資源分配(resource partitioning)情形，動物因此改變使用資源的方式或轉移利用其他的資源(Schoener 1974a, 1974b, Walter 1991)，且資源分配的狀況常與物種的體型大小相關(Dayan and Simberloff 1998, Jones and Barmuta 2000)。偶蹄類動物亦可能因食性和覓食策略與台灣黑熊不同，而其族群的相對豐富度遂產生不同變化。山羌為 5 種大型哺乳動物中體型最小者，當青剛櫟結果季時，山羌可能因必需和其他體型較大的動物競爭青剛櫟果實，由於種間競爭壓力和其他食物來源較少的關係，而使牠們相對地較不利用青剛櫟林內的棲地，族群相對豐富度的季節差異也隨之受到影響。Kirkpatrick and Pekins (2002)也發現當櫟實很充足時，有些野生動物可以在短時間內食用非常大量的食物，而快速滿足能量的需求，以減少覓食的時間；或因食物產量豐富，動物反而移動較少，且距離較短(Schoener 1981)。動物活動程度的改變不僅可以降低能量的支出，並減少被掠食的機會。這或許可部分解釋本研究中，山羌的族群相對豐富度在青剛櫟結果量較多的 2008 年結果季反而較低，以及野豬和水鹿的族群相對豐富度在結果季之年間變動未達顯著差異。

(四)台灣野山羊

台灣野山羊族群豐富度的季節變動趨勢迥異於其他 4 種大型哺乳動物，其排遺累積率與自動相機 OI 值在青剛櫟結果季皆較非青剛櫟結果季低。此情形可能因野山羊存在和山羌相同的影響因素，即青剛櫟果實佔食性的重要程度和偏好度、棲地利用、種間競爭、被掠食風險和其他因素等。

國內有關台灣野山羊的食性研究，目前尚無直接食用殼斗科果實的文獻，呂光洋等(1991)在玉山圓峰(海拔高約 3,800 m)的研究，當地主要植被為底矮的玉山圓柏、玉山箭竹和原始冷杉林，故推測與該地區無殼斗科植物的

分布有關。台灣野山羊的近親動物中，中國的鬣羚(*Capricornis sumatraensis*)則會食用殼斗科植物中茅栗(*Castanea sequinii*)和思茅櫟(*Quercus glandulifera* var. *brevipetiolata*)的果實(宋延齡等 2005)。日本鬣羚或髭羚(Japanese serow, *Capricornis crispus*)在秋冬季也會取食蒙古櫟或水櫟(*Quercus mongolica* spp. *crispula*)所掉落的櫟實，且當積雪覆蓋未超過 10 cm 深時，仍會挖掘積雪以覓食櫟實(Ochiai, 1999)。上述兩研究皆以覓食行為的觀察為主，在中國的研究並輔以胃內含物分析，但兩研究和台灣之研究皆指出，山羊之主食仍為木本植物的樹葉、嫩枝芽和草本植物。因此，櫟實於野山羊食性之重要性可能不如黑熊、野豬和水鹿，但由於台灣本土的相關文獻非常缺乏，本研究仍建議，未來應加強研究偶蹄類動物對於青剛櫟等櫟實的利用情形，以助於瞭解各種動物的季節性食性和食物偏好的情形。

野山羊在本研究結果中，不論是排遺累積總量和自動相機 OI 值皆為 5 種大型哺乳動物中最少者。台灣野山羊的棲地利用，一般喜歡在崩塌地和碎石坡活動及覓食，推測與躲避敵害，以及取食該地草本植物有關(呂光洋等 1987，陳月玲 1990，蔡佳淳 2005)。筆者發現樣區野山羊排遺的出現地點，似乎亦多在較開闊或樹冠層鬱閉度較低的環境。但本研究的痕跡調查樣線和自動相機的樣點環境多平緩，缺少野山羊偏好的棲息地類型，因此可能低估野山羊的相對豐富度。

本研究發現，自 2007 年非青剛櫟結果季至 2008 年青剛櫟結果季，野山羊的排遺累積率有隨季節而遞減的趨勢，至 2008 年結果季平均僅剩 0.13 排遺數/月*km(圖 3-3.6)，此情況與自動相機的 OI 值結果並不一致(圖 3-3.12)。野山羊似乎有在特定區域重複排糞的行為(黃郁文 1988，陳月玲 1990)，筆者在樣區也有觀察到相似的情況，且發現這些原本重複排糞的地點，到調查後期則幾乎不再出現新鮮的排遺。由於有些動物會以尿液或排遺作為標記(scent marking) (Johnson 1973)，故野山羊此在特定地點重複排糞是否為標記行為，以及其是否受本研究所使用的排遺移除法，而影響野山羊後續於該處的排糞，仍有賴進一步的觀察。

三、哺乳動物族群豐富度監測技術及限制

生殖是影響物種族群動態的重要因素之一，會造成族群量於時間性的變化。裴家騏等(2004)指出，台灣的中大型哺乳動物在繁殖時程上比較接近春、

夏季，山羌則為全年皆有繁殖可能(Pei and Liu 1994)。然季節性的繁殖狀況直接對小型哺乳動物的族群變動，多有較顯著的相關，如獐實的生產對啮齒類動物族群動態的影響，已有許多研究證實(Wolff, 1996, McShea, 2000, Clotfelter et al., 2007)。但對大型哺乳動物族群量變動，於短時間尺度上的影響，則可能較不顯著。這是因為大型哺乳動物有較長的壽命、繁殖時程、相對變化較小的死亡率和出生率，且近年的研究發現，獐實生產對大型哺乳動物的影響，多反應在其行為上(Ostfeld, 2002)。

排遺計數受排遺的偵測度和消失率(或分解率)，以及動物的排糞速率(defecation rate)影響。排糞速率除了有動物種間差異之外，種內差異則受性別、年齡、食物來源和棲息地所影響(Collins and Urness 1984, Andersen et al. 1992)。白尾鹿在秋冬季時，由於植物較成熟，其食用的植物偏向纖維質較高而不易消化，排糞率會從春夏季的 22.3-34.4 堆/日增加至秋冬季的 51.9 堆/日(Rogers 1987)，故會高估白尾鹿在秋冬季的排遺累積率。本研究中的大型哺乳動物在秋冬季(青剛櫟結果季)若取食粗纖維含量低、易消化的獐實，且留存在腸胃道的時間增加(陳亞萱 2009)，則其排糞速率在青剛櫟結果季不會與非結果季有太大的差異，而影響到本研究的排遺計數，但需要更多的相關食性研究，以瞭解獐實在各種動物的食物組成之比例，以及排糞速率的影響。

樣點位置的選擇和機器架設的方式(圖 4-2.1)，對於利用自動照相系統監測結果是非常關鍵的，分別涉及物種的棲地選擇及活動、行為。因此，若沒有進行樣點棲地因子調查和各物種的棲地利用分析，則有些樣點可能會低估或高估某種動物出現頻度的情形。相片有時會有只拍到動物的部分身體，而無法確認物種，或可能動物經過卻拍空的情形，若此資料並非均勻分布於樣點或季節間，也有可能造成出現頻度的錯估，此可透過事前對各相機系統的感應器做測試和事後的維修，而儘量減少該類情況的發生。吳海音(2005)認為動物會避開發出閃光的自動相機，隨相機樣點架設時間增加，而紀錄資料卻遞減的可能原因。類似情形在一些食肉目動物的研究中也有發現，但此迴避行為在不同種間則有所差異(Wegge et al. 2004, Kays and Slauson 2008)。我們認為，相對於隱密性較高的食肉目動物而言，偶蹄類動物出現迴避行為的可能性和程度較低，此情況或可藉由減少相機於同一樣點的架設時間，而降低此效應，故對於本研究的影響較小。

圖 4-2.1、架設(a)傳統底片相機和(b)數位相機的方式，兩者架設高度和傾斜角度上不同。

(a)



(b)



比較 2 種類型的自動相機(傳統底片式和數位)的結果顯示，對於台灣黑熊及其主要潛在獵物(偶蹄目動物)的 OI 值於各月份間的變化情況，數位相機拍到台灣黑熊及其主要潛在獵物的 OI 值各月份都小於 40，只有 7 月份例外，這可能是 7 月份時只有兩台有效自動相機在工作，也剛好這兩個相機點位皆為較多動物經過的點位，可能所取得的是較高的極端值。在各月份時間上的豐富度變動，是否反映季節上的臨時性變化，抑或反映出族群的相對量，則需更長期的監測資料方得以釐清。

本研究結果顯示數位相機對於體型較大且常見的動物，OI 值一般較傳統相機所得結果高，此情況與於玉山國家公園南二段地區的研究結果相似(李玲玲等 2007)。我們認為造成兩種相機 OI 值差異的原因，除了可能與相機自身的敏感度有關之外，推測亦可能與下列因素有關。一則為相機的架設方式(圖 4-2.1)，因為研究者在架設數位相機時，主要考量到拍攝大型哺乳動物效率最好的架設角度和高度，即和地面平行，而不是像傳統相機是以 30-45 度俯角向地面傾斜。如此，架高約 1.5-2 m 的傳統相機所能感應到動物的範圍，則會較局限於離相機約 2-3 m 遠的範圍內；反之，數位相機則可以偵測到 10-15 m 遠之處，故數位相機對於容易偵測到的較大型動物，則較容易拍攝到。此外，也因為架設角度的關係，比較小型的動物如食蟲目和鼠科動物，則不易被數位相機偵測到，而導致 OI 值偏低。

此外，動物的活動習性也可能影響兩種相機的拍攝結果，因為數位相機的拍攝範圍較大，因此對於會有時成群出現的動物如水鹿，則會有 1 張數位照片出現 1 隻以上的情況，而導致有效照片個體數增加，或是因群體中個體被拍到的機會增加，導致群數(如台灣獼猴)增加。然而動物的密度或許也是另一影響因素，例如台灣黑熊和台灣野豬雖然體型大，然因相對的數量稀少，被任一相機拍到的機率皆不高，因此兩種相機所得之 OI 值差異程度，則較其他常見的大型動物不明顯。有效相機台數也可能是影響野生動物 OI 值的另一原因，傳統底片式相機的有效台數約為數位相機的 2 倍之多，前者遂增加了相對的相機工作時數。因此，本研究建議當研究者於比較不同資料來源時，若有使用不同自動照相機系統的情況，於比較和詮釋結果時，應格外留意上述的可能限制。

相較於僅具拍照功能的自動相機，數位型可錄影式自動相機由於有錄影功能的優點，因而可以記錄到動物的特殊行為和生態習性，例如，研究者於 2009 年 1 月在部分相機前的地面放置約 100 顆新鮮的青剛櫟果實，其中一次

錄影記錄黑熊食用地面上的青剛櫟果實，長約 1 分鐘，證實黑熊除了上樹覓食青剛櫟果實外，也會利用落至地面上的青剛櫟果實(圖 4-2.2)。

圖 4-2.2、大分地區數位自動相機拍到台灣黑熊取食人為放置於地面的青剛櫟(圓圈內)，證實黑熊會食用青剛櫟的落果。



第三節 台灣黑熊遺傳分析

樣本的 DNA 萃取成功率會影響到非侵入性分子技術調查法適用性。本實驗萃取排遺 DNA 的技術來自 Hung et al. (2004)針對金門的歐亞水獺(*Lutra lutra*)之排遺所發展出的技術，其成功率為 65%。在本實驗中成功率較低(7 個基因座 54%；8 個基因座 38%)。但 Wasser et al.(2004)在美國的黃石公園的棕熊與美洲黑熊研究中，排遺萃取 DNA 進行微衛星的成功率為只有 40%。此 DNA 萃取成功率差異推斷可能與排遺新鮮程度有關。在 Hung et al. (2004)的研究中，採樣的排遺是前一晚水獺所排泄的新鮮排遺，但本研究與 Wasser et al. (2004)所採樣的熊排遺則是不知道排泄時間，只能由排遺外觀、硬度、

氣味，去推斷其排泄到採樣經過的時間。本研究大多數的樣本據推斷時間都在 3 天以上，所以很可能是排遺的新鮮度會影響 DNA 萃取成功率。

本研究紀錄的野外台灣黑熊的基因座(表 3-5.2)，以 UT31 微衛星基因座具有最多(13 個)的等位基因個數，此基因座可以區別個體的能力也較強。UT36 基因座則是擁有最少的等位基因個數(4 個)。UT23 與 UT36 則是判別成功數都小於 50 個(分別為 40、48)。因此，如果未來研究要減少基因座數量成功數較少與等位基因個數，UT36 可能是最可能的選擇。

相較於其他熊類的研究結果：日本的亞洲黑熊異質度為 0.66 (Saito et al. 2008)，美洲的棕熊異質度為 0.66 (Franzen 2000)，以及北極圈的北極熊異質度為 0.68 (Paetkau et al. 1999)。大分地區的台灣黑熊遺傳的平均觀測異質度 (Observed heterozygosity, H_O) 為 0.811，顯示異質度皆高於其他地方的熊類。

本研究分析大分地區黑熊的遺傳樣本發現，此族群偏離哈溫平衡 ($P < 0.01$) F_{IS} 平均值的為 -0.121，10 組微衛星基因座之 F_{IS} 值皆 < 0 ($P > 0.05$)，表示此族群可能沒有明顯的近親交配狀況。可能因台灣黑熊交配期間於 2-7 月間(楊吉宗等 2006)，但在 2-7 月的採樣時間只採樣到一個排遺樣本(1/155)，大多數的樣本都集中在 11、12 月(99%)，這表示台灣黑熊在繁殖期時並不在大分地區，而是四散在其他各處。由於缺少性別比例的資料佐證及資訊的缺乏，無法準確黑熊偏離哈溫平衡的原因。因此，為改善此樣本收集在時間和空間上的限制，有必要增加非青剛櫟季節或大分以外其他地區的 DNA 樣本收集。

然有鑑玉山國家公園山區的研究環境，在考量現今常見的 DNA 樣本採樣技術應用的優劣情況下(表 4-3.1)，我們除了持續大分地區於青剛櫟季的黑熊樣本收集之外，並做以下建議：(1)加入排遺偵測犬(scats detection dogs)加入尋找目標排遺，來減少人為採樣的誤差，提昇採集效率及有系統性的採樣。(2)雖然大分值秋冬季青剛櫟結果豐盛時，會有台灣黑熊聚集的情況，但是個體間的交互作用可能使利用於該森林堅果的性別或個體有所偏差，仍可能某種程度導致取樣的偏差(Hwang 2003)。故可在空間的廣度上，善加利用非侵入式的熊毛陷阱，增加使用數量和設置範圍，以增加樣本數。(3)Kendall et al (2009)的棕熊研究上，明確指出道路的切割會導致棕熊棲地破碎化，使族群間分化度上升。故在道路及山區的開發及保育區的設置上，都應該要有更嚴格的評估人為活動可能對於小族群物種的影響。因此，加強玉山國家公園較外圍及鄰近地區的樣本採集，對於瞭解國家公園黑熊族群的遺傳交流狀況將可提供重要資訊。

在大分的台灣黑熊，集中在冬季出沒，排遺收集在 11、12 月份，表示黑

熊數量及活動都在此時集中在大分與穿越線調查法結果吻合。由於此區的台灣黑熊主要是此地區的優勢殼斗科植物—青剛櫟結果成熟，聚集取食青剛櫟。大分樣區的面積雖只是玉山國家公園內核心的一小樣點，然而無線電追蹤顯示這些個體來自於國家公園各處，甚至是國家公園以外的區域，大部分的個體於青剛櫟結果季末期(12月或1月)堅果量不足時，便又紛紛離開移動至春季和夏季的活動範圍(Hwang 2003)。因此，大分地區青剛櫟結果季所收集的台灣黑熊樣本，涵蓋著廣泛活動於玉山國家公園內外的個體，所收集的遺傳樣本可以某種程度反映整個國家公園的台灣黑熊族群遺傳資訊。故大分地區應該作為台灣黑熊在台灣監測野外族群的重要樣區，能有效反映出台灣黑熊的族群的脈動。

為釐清台灣黑熊遺傳資訊，本研究另有以下方向需加強：(1)本研究尚缺少台灣黑熊的性別的資料，對於族群估算上難以正確的估計，故於未來需加入性別鑑定，以回答野外黑熊族群的現況及保育的效力。(2)之前無線電追蹤大分捕獲繫放的台灣黑熊的資料顯示，並沒有發現任何個體向北移東翻越東西走向的玉山主峰—秀姑巒—馬博拉斯山稜脊，因此有必要藉由遺傳的技術釐清園區主峰以北和以南地區黑熊個體的移動或遺傳交流情況(Hwang 2003)，此亦有助於後續整個園區黑熊族群的估算。(3)本研究單純在大分地區之採樣黑熊樣本，對於本島台灣黑熊整個族群遺傳學資訊和保育仍嫌不足，因為無法比較出台灣黑熊族群在台灣地理上有無的地理親緣上的差異。

表 4-3.1 目前常見應用非侵入(non-invasive)法於大型野生動物的取樣及遺傳分析技術上的優劣比較。

優點	缺點
排遺分析 1.從 DNA 中，可得知此物種的數量，分佈和性別比例。 2.萃取出 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)	1.DNA 品質較差，干擾 PCR 物質多。 2.排遺容易受到其他動物利用而消失（EX:糞金龜）。 3.排遺新鮮度，直接影響 DNA 的品質。 4.可能會檢測到其他獵物的 DNA。 5.對於稀有或移動性大物種，或在溫暖潮濕的環境，排遺收集困難。 6.排遺的偵測可能受環境狀況影響。 7.從排遺辨識出不同物種及個體的程度變異大。 8.如果目標與非目標物種的排遺外型相似，則可能造成混淆。 9.當排遺太舊，可能不易評估出目標物種曾出現的時間。
排遺偵測犬取樣 1.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。 2.可有效地標定出排遺的位置。 3.可立即確認動物個體曾出沒於該地。 4.可有效率地搜尋遼闊的範圍。 5.狗的敏銳嗅覺，可發現小量而隱蔽的排遺。 6.可區分不同物種，甚至個體。 7.即使動物已離開也可偵測到。 8.可應用於各種不同的棲地類型。 9.收集的排遺可應用於後續多種分析。 10.可用於多種目標物種。 11. 間接成為公關工具，以狗吸引社會大眾的注意力，可應用於保育的推廣教育。(Mackay et al. 2008)	1.於狗及領犬員的選擇及培訓上，需要持續地投資大量的時間和金錢。 2.訓練之初需要大量已確認的目標物種排遺。 3.犬隻照養及日常維護的責任重大。 4.有可能與野生動物產生衝突。 5.工作時受限於犬隻/領犬員的體能狀況。 6.偵測率可能依犬隻或領犬員而異。 7.在物種確認及個體辨認上，可能需要 DNA 分析。
毛髮陷阱取樣及毛髮分析 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 et al. 2008)	1.物種及個體的辨認需經過 DNA 分析。 2.不同物種之毛髮樣本中所含的 DNA 數量不相同。 3.目標物種對於誘餌需有反應。 4.尚未發展出對於所有物種都有效的毛髮陷阱。 5.在溫暖潮濕的環境中，DNA 可能快速裂解。 6.毛髮陷阱於冬季期間可能被雪封埋。 7.大部分的設計僅針對目標物種或其他相似體型或行為之物種。

第五章 總結、建議及展望

本研究於玉山國家公園東部園區四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，該地殼斗科植物，尤其是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變化及遺傳結構亦扮演著重要角色。初步的台灣黑熊遺傳資料顯示，其平均觀測異質度(H_o)高，然有待性別等資料及更多樣本數，以進一步確認是否偏離哈溫平衡。

為提升保育及研究台灣黑熊之成效，本研究提出以下建議：

1. 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。
2. 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，故於青剛櫟結果季節長期監測該區的台灣黑熊的活動痕跡，並配合同時期的青剛櫟結果量的變化，可提供玉山國家公園台灣黑熊族群的變化趨勢。
3. 本研究發現利用目視法和種子陷阱監測樣區青剛櫟果實的生產量，二者呈顯著相關，顯示在果熟期初期（十月），利用簡易的目視法，包括 30 秒計數法或 Graves' 修正指數，能有效地反應該季的青剛櫟結果狀況。由於此二種目視法操作簡便，互有利弊，且在大量落果前調查，可減少因動物取食程度不一所導致的估算誤差；然二法皆某種程度受到研究者的個人或主觀影響，故建議在未來長期的結果量監測計畫中，儘量以同一研究者同時進行此二種目視法調查，以反映結果狀況，並減少人為操作可能產生的偏差。但是，由於堅果產量的計算涉及生物量（biomass），故於豐欠年週期的尚未釐清及確認之餘，使用種子陷阱有其必要性，並可估算該區青剛櫟果實生產於豐欠年的密度，提供評估青剛櫟結果與該區潛在堅果掠食動物之間的關係。
4. 本研究及過去捕捉繫放和無線電追蹤(Hwang 2003)的資料顯示，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。故園區內大分以外的地區的重要食物資源的分布，亦將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。

因此，繼 1998-2001 年第一期的無線電追蹤台灣黑熊之研究計畫之後，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，以進一步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。

5. 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，利用分子標誌的分析，本研究建議台灣黑熊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。有鑑於不同遺傳取樣技術的優劣不一，以及研究樣區複雜且困難的環境特性，有必要利用多元的取樣技術，如增設熊毛陷阱及利用熊排遺偵測犬，以增加採樣效率與範圍。若欲進一步釐清台灣黑熊於本島之整個族群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。
6. 大分地處偏遠，國家公園成立以來，該區人為干擾活動稀少，大型食草動物的族群因國家公園境內近年來的保護，似乎有增加趨勢。例如，研究者自 1998 年以來於樣區所觀察到水鹿磨角或啃食樹皮痕跡，有逐年增加的趨勢，其中山櫻花樹木被水鹿環狀剝皮的情況近期尤為明顯。水鹿近來於大分地區的活動量有增高現象，對於台灣黑熊或其他動物的重要食物樹種或植物種類的大量取食，導致這些植物種類的生產力或生物量降低，甚至死亡，是否會影響這些野生動物之活動或豐富度，則有待進一步追蹤監測。這些變化對於大分森林生態系植物社會的更新過程的影響，亦有待投注長期監測及深入研究。
7. 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。雖然玉山國家公園目前尚無有關台灣黑熊族群數量的確切資料，然而近年來於園區東側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。目前雖無人熊衝突 (human-bear conflicts) 的問題發生，但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。

8. 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，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。

謝誌

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，台北市立動物園提供野外台灣黑熊研究認養計畫之經費，許富雄、楊吉宗委員對於本研究提供寶貴建議，以及東華大學夏禹九教授慷慨借予氣象監測儀一套，特此感謝。

野外的繁冗調查工作特別感謝林淵源、洪志銘、賴秀芬、黃光世、楊富強、陳亞萱、詹程帆、葉建緯、陳琮博、林廷輝、侯鈞丰、梁慈娟、侯慧旻、劉曼儀、郭彥仁、陳怡婷、陳君傑、呂郁葦、蔡佳容、白羽珊、游秀雲、林敬勛、趙羚雅、簡佩瑜、高螢山、許光輔、蕭明君、侯國健、劉純宇、陳芸詩、胡笙、許明竹、鄧彥齡、馬駿良、林可欣、莊育螢、王育慧、陳匡洵、陳怡君、呂佳家、粘書唯、高嘉孜、黃俊傑、陳俞佑、蔡長益、蔡幸蒨、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、何謙等人；台灣黑熊排遺偵測犬承蒙 Rene Gloor、祁偉廉、姚中翎、李小芳等人協助訓練，吳尹仁小姐協助電腦繪圖，特此一併感謝。此外，感謝台北市立動物園石芝菁小姐提供分生實驗室與器材，並與屏科大翁國精老師合力指導台灣黑熊之相關遺傳分析，以及台北市立動物園分生實驗室的呂岳錚、侯宣伊、謝裕禎和師大李壽先老師實驗室的葉佳芬等人，協助分析遺傳樣本，一併致謝。



附錄一、2007 年 11 月 1 日至 2009 年 9 月 30 日大分地區氣象站紀錄之月均溫 (°C)、最高日均溫 (°C)、最低日均溫 (°C)、月平均濕度 (%) 和各月的累積降水量 (mm)。

月份	2007 年		2008 年											
	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
平均溫(°C)	15.2	12.9	12.3	11.0	13.6	17.3	18.8	20.7	20.9	20.9	20.0	18.9	14.9	10.8
最高日均溫(°C)	19.6	15.8	15.7	16.0	20.5	21.8	23.1	22.9	22.3	22.2	22.0	20.6	19.6	14.1
最低日均溫(°C)	9.5	5.8	5.0	5.6	8.2	11.8	14.8	16.9	19.1	18.9	18.6	17.5	8.2	6.0
平均溼度(%)	90.0	86.0	88.8	92.3	85.6	85.3	85.5	81.7	83.1	83.2	89.5	88.4	88.7	84.7
累積降水量(mm)	294.0	0.5	64.5	61.0	31.5	20.5	63.0	122.0	146.0	39.5	30.5	16.0	71.5	35.0

月份	2009 年								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
平均溫(°C)	9.4	15.1	14.6	15.0	18.0	20.7	21.4	21.8	20.7
最高日均溫(°C)	13.5	19.3	19.9	19.1	21.1	23.1	22.7	23.8	22.5
最低日均溫(°C)	4.4	9.5	9.3	10.4	15.2	18.7	19.1	19.7	17.7
平均溼度(%)	84.3	80.1	84.9	90.5	77.3	83.3	83.3	85.1	86.1
累積降水量(mm)	3.5	0.5	73.5	53.5	40.5	174.0	410.5	322.5	267.0

附錄二、2006 年-2009 年，大分地區青剛櫟結果季利用種子陷阱（0.85*0.85 m）收集青剛櫟落果之情況。

年	月	架設 首日	收集 首日	累計 天數	種子 陷阱 (n)	完整果			受損果			總數 (完整果及受損果)			陷阱上受損果 比例(%)		
						每個陷阱			每個陷阱			每個陷阱			每個陷阱		
						總量	平均值	SD	總量	平均值	SD	總量	平均值	SD	總量/陷 阱數	平均值	SD
2006	10 ^a	2006/9/30	2006/10/24	24	177	270	1.5	-	324	1.8	-	594	3.4	-	54.5	-	-
2006	11	2006/10/24	2006/11/21	28	187	1006	5.4	6.3	633	3.4	7.8	1639	8.8	12.8	38.6	28.4	31.1
2006	12	2006/11/21	2006/12/12	21	194	897	4.6	6.8	731	3.8	11.4	1628	8.4	15.3	44.9	37.0	34.4
2006	1	2006/12/12	2007/1/18	37	195	181	0.9	1.7	412	2.1	3.4	593	3.0	4.0	69.5	61.0	40.8
2006	2	2007/1/18	2007/2/26	39	195	41	0.2	0.5	62	0.3	0.8	103	0.5	1.0	60.2	27.4	43.1
2006 小計		2006/9/30	2007/2/26	149		2395	12.7		2160	11.5		4555	24.1		47.4		
2007	10	2007/10/2	2007/11/5	34	194	496	2.6	5.7	363	1.9	6.7	859	4.4	10.8	42.2	14.8	29.8
2007	11	2007/11/5	2007/12/6	31	192	911	4.7	7.6	651	3.4	8.0	1562	8.1	14.1	41.7	22.6	31.1
2007	12	2007/12/6	2008/1/1	26	192	1018	5.3	9.5	631	3.3	9.2	1649	8.6	16.8	38.3	32.0	36.0
2007	1	2008/1/1	2008/1/29	28	192	372	1.9	7.6	492	2.6	14.2	864	4.5	21.5	56.9	50.1	43.8
2007	2	2008/1/29	2008/2/28	30	194	13	0.1	0.3	66	0.3	0.8	79	0.4	0.8	83	39.6	48.4
2007 小計		2007/10/2	2008/2/28	149		2810	14.6		2202	11.4		5012	26.1		43.9		
2008	10	2008/10/12	2008/11/10	29	187	873	4.7	7.9	247	1.3	4.2	1120	6.0	10.6	22.0	19.4	30.6
2008	11	2008/11/10	2008/12/10	30	184	1477	8.0	17.1	1101	6.0	21.0	2578	14.0	36.3	42.7	24.5	32.0
2008	12	2008/12/10	2009/1/8	29	186	2253	12.1	13.7	1252	6.7	15.3	3505	18.8	24.2	35.7	24.3	26.0
2009	1	2009/1/8	2009/2/3	26	194	746	3.9	7.9	264	1.4	4.0	1010	5.2	9.3	26.1	12.9	23.1
2008 小計		2008/10/12	2009/2/3	114		5349	28.7		2864	15.4		8213	44.1		34.9		

^a 該月完整果的數量以原先計數果徑>0.5cm 之乾燥堅果數量，以 2007 年 10 月資料做等比例（果徑 0.7cm/0.5cm）的換算而得。

附錄三、2006 年 10 月至 2009 年 1 月，大分地區所有相機樣點紀錄之動物種類及出現指數（OI 值）。

		2006			2007						
		10 月	11 月	12 月	1 月	2 月	3 月	5 月	6 月	7 月	8 月
大型食肉目	台灣黑熊	0	0.98	2.75	0	0	0	0.25	0	0	0
靈長類	台灣獼猴	8.83	3.91	5.50	1.62	1.89	2.84	2.86	6.25	3.41	2.95
偶蹄類	山羌	6.62	7.82	12.53	9.45	6.36	4.57	8.58	8.29	6.27	8.53
	水鹿	8.83	3.66	4.28	7.29	3.78	4.10	2.73	2.85	2.75	3.50
	台灣野山羊	0.00	4.15	1.53	1.08	1.03	1.42	0.99	1.50	1.21	1.20
	台灣野豬	6.62	11.73	13.75	3.78	1.03	1.26	0.87	4.21	1.43	1.97
	小計	22.07	27.36	32.09	21.60	12.21	11.36	13.18	16.85	11.66	15.20
小型食肉目	黃喉貂	0	0.24	0	0.81	0.52	0.47	0.50	0	0.11	0.33
	黃鼠狼	0	0.73	1.53	0	1.03	0.63	0.50	1.09	0	0.22
	鼬獾	0	0.49	1.22	1.08	1.20	2.21	1.49	2.58	1.98	0.77
	白鼻心	0	0.49	0	0	1.03	0.47	0.50	1.50	0.11	0.55
	食蟹獾	0	0	0	0.27	0	0	0.25	0.14	0	0.11
	小計	0	1.95	2.75	2.16	3.78	3.79	3.23	5.30	2.20	1.97
松鼠與飛鼠	赤腹松鼠	0	0.24	0.31	0.27	0	0	0.75	0.27	0.33	0
	長吻松鼠	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	條紋松鼠	0	0	0	0.27	0	0	0	0	0	0
	白面鼯鼠	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	小計	0	0.24	0.31	0.54	0	0	0.75	0.27	0.33	0
小型鼠類與食蟲目		9.93	21.01	20.17	24.57	6.02	3.94	6.34	15.49	8.36	9.29
其他	人	0	0	0	0	0	0	0.12	0	0	0.11
哺乳類小計		32.01	51.54	58.08	48.87	22.01	19.09	23.86	37.92	22.55	26.57
鳥類	深山竹雞	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.11
	藍腹鵲	0	0.98	0.92	1.08	1.72	1.74	1.62	1.77	1.65	1.31
	山鵲	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	家鴿	0	0	0	0	0	0	0.37	0.14	0	0
	綠啄木	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	松鴉	0	0.24	0.31	0.27	0.86	0	0	0	0	0
	白喉笑鸛	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	紫嘯鸛	0	0.24	0	0	0.17	0.32	0.50	0.27	0.11	0.22
	虎鸛	0	0	0.92	0.81	1.03	0.32	0	0	0	0
	小計	0	1.47	2.14	2.16	3.78	2.37	2.49	2.17	1.76	1.64
總計		40.84	56.92	65.72	52.65	27.68	24.29	29.21	46.35	27.72	31.17
相機工作時數		906.0	4093.6	3271.6	3703.4	5816.8	6339.6	8045.5	7357.4	9090.3	9144.7
有效相機數		2	10	10	9	9	9	15	18	20	19

附錄三（續）、2006 年 10 月至 2009 年 1 月，大分地區所有相機樣點紀錄之動物種類及出現指數（OI 值）。

		2007				2008					
		9 月	10 月	11 月	12 月	1 月	2 月	3 月	4 月	5 月	6 月
大型食肉目	台灣黑熊	0	0	0.36	1.11	0.10	0	0	0.24	1.40	0.25
靈長類	台灣獼猴	7.27	3.56	4.08	4.79	2.37	1.36	4.66	4.94	3.99	3.93
偶蹄類	山羌	10.07	7.30	10.79	5.45	6.40	5.92	5.27	7.65	8.85	9.70
	水鹿	2.91	3.27	3.12	5.01	6.50	3.10	6.49	7.29	5.50	2.70
	台灣野山羊	1.45	0.56	0.12	0.89	1.34	0.78	2.43	1.76	2.05	2.46
	台灣野豬	1.12	0.75	0.96	4.23	3.10	1.07	0.81	0.47	0.86	0.74
	小計	15.55	11.88	14.98	15.58	17.35	10.86	15.00	17.18	17.26	15.60
小型食肉目	黃喉貂	0.56	0.56	0.48	0.45	0.62	0.10	0.51	0.35	0	0
	黃鼠狼	0.45	0.09	0.84	0.33	0.31	1.16	0.30	0.24	0.65	0.49
	鼬獾	0.34	0.94	0.84	0	0.52	0.87	1.32	0.24	0.32	1.11
	白鼻心	0.56	0.47	0.12	0.56	0.93	0.39	1.72	0.94	0.76	0.86
	食蟹獾	0.22	0	0	0	0.10	0.39	0	0.24	0.32	0
	小計	2.13	2.06	2.28	1.34	2.48	2.91	3.85	2.00	2.05	2.46
松鼠與飛鼠	赤腹松鼠	0	0.09	0.24	0	0	0	0	0	1.29	0.86
	長吻松鼠	0	0	0	0.11	0	0	0	0	0.43	0
	條紋松鼠	0	0	0.12	0.11	0	0	0	0	0	0
	白面鼯鼠	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	小計	0	0.09	0.36	0.22	0	0	0	0	1.73	0.86
小型鼠類與食蟲目		7.94	10.67	11.39	3.56	2.79	3.10	2.33	2.24	4.10	4.18
其他	人	0	0	0	0	0	0.19	0.10	0	0	0
哺乳類小計		25.62	24.70	29.37	21.82	22.71	17.07	21.29	21.65	26.54	23.34
鳥類	深山竹雞	0.11	0	0	0	0.62	0	0	0	0.76	0
	藍腹鵲	2.13	0.65	0.72	4.01	1.55	2.04	2.33	3.76	2.59	0.61
	山鵲	0	0.09	0.12	0	0.10	0	0.30	0	0	0
	家鴿	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	綠啄木	0.11	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	松鴉	0	0	0.12	0	0	0.10	0	0	0	0
	白喉笑鵲	0	0	0	0	0	0.19	0	0	0	0
	紫嘯鵲	0.45	0.09	0	0	0	0	0.10	0.24	0.11	0
	虎鵲	0	0	0	0.45	0.31	0.29	0.51	1.29	0	0
	小計	2.80	0.84	0.96	4.45	2.58	2.62	3.24	5.29	3.45	0.61
總計		35.69	29.10	34.40	31.05	27.67	21.05	29.20	31.88	33.99	27.88
相機工作時數		8938.9	10687.2	8342.1	8984.5	9685.8	10310.9	9864.0	8499.6	9267.6	8140.8
有效相機數		20	19	19	18	17	18	18	18	19	17

附錄三（續）、2006 年 10 月至 2009 年 1 月，大分地區所有相機樣點紀錄之動物種類及出現指數（OI 值）。

		2008						2009	有效照 片數	OI 值
		7 月	8 月	9 月	10 月	11 月	12 月	1 月		
大型食肉目	台灣黑熊	0	0	0.12	0.86	4.49	5.99	5.33	144	0.72
靈長類	台灣獼猴	4.98	8.74	5.86	6.66	5.01	2.59	2.93	844	4.23
偶蹄類	山羌	10.18	16.03	5.61	3.95	5.53	4.90	6.13	1524	7.64
	水鹿	4.20	9.33	5.37	5.68	5.70	5.58	9.32	939	4.70
	台灣野山羊	1.11	2.19	2.44	1.36	1.21	1.23	1.07	285	1.43
	台灣野豬	0.89	1.31	0.85	0.74	1.55	1.77	1.33	384	1.92
	小計	16.37	28.85	14.28	11.72	13.99	13.48	17.84	3132	15.69
小型食肉目	黃喉貂	0.11	0.29	0.24	0.25	0.69	1.77	1.86	83	0.42
	黃鼠狼	0.11	0	0.12	0	0	0.14	0.27	81	0.41
	鼬獾	0.89	0.87	1.22	0.37	0.17	0.27	0.27	179	0.90
	白鼻心	0.33	0.58	0.12	0.12	0.17	0.27	0	112	0.56
	食蟹獾	0.22	0	0.24	0.25	0	0	0	23	0.12
	小計	1.66	1.75	1.95	0.99	1.04	2.45	2.40	478	2.40
松鼠與飛鼠	赤腹松鼠	0	0.29	0	0.62	2.25	0.82	0	62	0.31
	長吻松鼠	0	0	0	0	0.17	0	0	6	0.03
	條紋松鼠	0	0	0	0.12	0	0	0	4	0.02
	白面鼯鼠	0.11	0	0	0	0	0	0	1	0.01
	小計	0.11	0.29	0	0.74	2.42	0.82	0	73	0.37
小型鼠類與食蟲目		3.32	5.25	6.96	7.41	8.12	14.71	17.84	1528	7.66
其他	人	0.11	0	0.12	0.37	0	0.54	0.27	15	0.08
哺乳類小計		21.57	36.14	23.43	22.09	30.05	38.00	43.68	5370	26.91
鳥類	深山竹雞	0.33	0.44	0.12	0	0	0	0	22	0.11
	藍腹鵲	1.33	1.75	1.10	2.34	1.73	1.91	3.73	363	1.82
	山鵲	0	0	0	0	0	0	0	6	0.03
	家鴿	0	0	0	0	0	0	0	4	0.02
	綠啄木	0	0	0	0	0	0	0	1	0.01
	松鴉	0	0	0	0	0	0.14	0	11	0.06
	白喉笑鵲	0	0	0	0	0	0.68	0	7	0.04
	紫嘯鵲	0.22	0	0.12	0	0	0	0	25	0.13
	虎鵲	0	0	0	0	0.52	0	0	43	0.22
	小計	1.88	2.19	1.34	2.34	2.25	2.72	3.73	482	2.42
總計		28.43	47.07	30.63	31.10	37.31	43.31	50.33	6696	33.55
相機工作時數		9038.8	6862.5	8195.5	8102.6	5789.9	7342.8	3755.0	199577.0	
有效相機數		17	17	15	18	17	18	13	420	

附錄四、玉山國家公園管理處「玉山國家公園台灣黑熊族群生態學及保育研究(4/4)委託研究計畫」採購案評選會議紀錄

一、會議時間：98 年 2 月 20 日下午 14 時 20 分

二、評選地點：本處三樓第一會議室

三、主持人：陳處長隆陞（吳副處長祥堅代）

記錄：楊舜行

四、評選單位及人員：

服務單位/機關	職稱	姓名	出席狀況
玉山國家公園管理處	處長（召集人）	陳隆陞	缺席
玉山國家公園管理處	副處長	吳祥堅	出席
玉山國家公園管理處	秘書	呂志廣	缺席
玉山國家公園管理處	課長	蘇志峰	出席
行政院農委會特有生物研究保育中心	副主任	楊吉宗	出席
國立嘉義大學生物資源系	教授	許富雄	出席

五、列席單位及人員：

（一）本處本案工作小組：楊舜行（代表）

（二）參評廠商：

國立屏東科技大學：黃教授美秀（主持人）

六、評選會議議程報告：本處保育研究課（略）

七、評選委員會之組成、協助評選之人員及其工作事項：

（一）本案評選委員會計有 6 人，委員應到人數 6 人，實到人數 4 人，符合政府採購法「採購評選委員會審議規則」第 9 條（略）：「本委員會會議之決議，應有委員總額二分之一以上出席」之規定，另出席委員中之外聘專家、學者實到 2 人，亦符合同條項（略）：「出席委員中之外聘專家、學者人數應至少二人，且不得少於出席委員人數三分之一」之規定。準此，本次評選委員出席已符合採購法規定，依法召開評選會會議。

- (二) 本案依「採購評選委員會組織準則」成立評選委員會，由本處保育研究課負責評選會組成、評選方式說明、評選統計、評選紀錄等事宜，行政室負責評選會資格審查、98 年 1 月 15 日辦理第 1 次公告限制性招標徵求委託專業服務廠商，98 年 2 月 3 日截止收件，計 1 家廠商（國立屏東科技大學）投標，98 年 2 月 3 日召開開標及資格審查會議。
- (三) 本案投標廠商，經查行政院公共工程委員會網站，非屬拒絕往來廠商。經檢查廠商投標文件，其將證件封及服務建議書乙式 10 份裝入封套密封，並於封套外部清楚標示採購標的名稱，符合投標須知第貳點第二十一項及甄選須知第捌點之規定。
- (四) 經檢查證件封內證明文件數量、種類及服務建議書份數，廠商資格符合投標須知之甄選須知第參點「應徵廠商資格條件及應檢附之證明文件」，並經與會人員確認。
- (五) 經資格審查結果，國立屏東科技大學資格符合。
- (六) 98 年 02 月 18 日召開本案評選工作小組會議，就投標廠商之服務建議書擬具初審意見，並於 2 月 20 日本案評選委員會議當場執交各委員參考。

八、主持人介紹評選委員：

經會議主持人介紹評選委員，並詢問評選委員有無「採購評選委員會審議規則」第 14 條情形，參評廠商及會議出（列）席者對全體委員資格無異議。

九、本案評選評比表由主辦單位編號，並請評選委員隨機抽取。

十、評選方式說明：

- (一) 以總評分最高，且經評選委員會過半數之決定者，取得優先議價權。
- (二) 若經評分結果參評廠商所得總分合計未達 80 分者，請評選委員於評選委員意見欄位內敘明評分理由。
- (三) 所得總分之最低標準為 80 分，若參與評選廠商經出席委員半數以上評定為未達最低標準時，不得作為協商及議價對象。若評選結果所有參與評選廠商均不得作為協商及議價對象時，則由評選會主持人宣布廢標，重新辦理招標作業。
- (四) 參照最有利標評選辦法第 10 條第 3 項規定「簡報不得更改廠商投標文件內容。廠商另外提出變更或補充資料者，該資料應不納入評選。」。

十二、確定答詢時間：

召集人徵得所有評選委員及參評廠商同意，簡報時間以 20 分鐘為限，答詢時間以 15 分鐘為限，並採取統問統答方式進行，且委員詢問時間不計入答詢時間。評選過程紀要：

- (一) 檢閱參評廠商出席證明。
- (二) 參評廠商對本案委員資格及評選方式無異議。
- (三) 本案參評廠商抽籤決定簡報順位，僅 1 家參評廠商，直接辦理簡報。
- (四) 參評廠商簡報在 20 分鐘內完成。
- (五) 委員提出問題及建議，廠商答詢在 15 分鐘內完成（廠商答詢後離席）。
- (六) 委員評選。
- (七) 主席宣佈評選結果。

十三、委員要求納入紀錄之意見：

- (一) 本年度計畫在大型哺乳動物監測與堅果豐度之調查頻度，請考量延續前三年的可比較性與青剛櫟結果對台灣黑熊的影響，進行設計。
- (二) 本年度計畫除繼續監測青剛櫟的物候之變化外，遺傳資料分析細到擬作季節性性別變化，因所蒐集的糞便多已存放一段時間，能否有效獲得資訊，宜多考量。
- (三) 遺傳資料對台灣黑熊有效族群的評估宜保守。
- (四) 建議能選取少數個體進行 mtDNA 特定片段的定序，以與資料庫進行比對分析。
- (五) 就計畫設計，差旅費編列稍偏低。另經費項中之雜支不符合經費編列標準，亦請修正。
- (六) 台灣黑熊真正的學名為何？請能說明之。
- (七) 本年度執行完成後，4 年的成果建議能有完整的成果分析說明。
- (八) 本案如獲得標，請依上述評選意見，修正計畫建議書。

十四、評選結果：

- (一) 各出席評選委員所核給參與評選廠商，得總分皆超過 80 分，且經評選委員會過半數之決定，1 號廠商國立屏東科技大學經評選結果，平均得分 86.5 分最高，取得優先議價權。

(二) 本案之評選評比表及評選總表密封後併本紀錄存檔。

十五、散會：15 時 10 分。

對於審查意見與會議決議之回應與辦理情形

(一) 遵照辦理。本年度計畫於大型哺乳動物監測與堅果豐度之調查頻度皆延續前三年的調查設計，以期比較逐年之變化，以及青剛櫟結果對台灣黑熊之影響。

(二) 遵照辦理，將針對收集之排遺樣本進行食性及初步之遺傳分析。

(三) 遵照辦理。

(四) 玉山國家公園於 1998-2000 年經研究者捕捉繫放的台灣黑熊個體之遺傳樣本，經與台北市立動物園石芝菁小姐合作，已針對部分個體之 mtDNA 特定片段進行定序 (C.-C Shih. et al. 2009)。

(五) 遵照辦理。

(六) 台灣黑熊學名 *Ursus thibetanus formosanus*。

(七) 遵照辦理。

(八) 遵照辦理。

附錄五、「玉山國家公園台灣黑熊族群生態學及保育研究(4/4)」委託研究計畫期中審查會議紀錄

一、時間：中華民國 98 年 7 月 30 日（星期四）下午 14 時整

二、地點：本處 3 樓第 1 會議室

三、主持人：陳處長隆陞（吳副處長祥堅代）

四、審查委員：

服務單位/機關	職稱	姓名	出席狀況
玉山國家公園管理處	處長	陳隆陞	缺席
玉山國家公園管理處	副處長	吳祥堅	出席
玉山國家公園管理處	秘書	林文和	缺席
玉山國家公園管理處	課長	蘇志峰	出席
行政院農委會特有生物研究保育中心	副主任	楊吉宗	出席
國立嘉義大學生物資源系	教授	許富雄	出席

五、列席單位及人員：

（一）本案記錄人員：本處楊技士舜行

（二）本案委託單位及人員：國立屏東科技大學黃教授美秀（主持人）

六、委託機構（國立屏東科技大學黃教授美秀）簡報：（略）

七、審查意見：

（一）本計畫延續多年已獲得大分地區台灣黑熊與中大型哺乳動物豐沛資訊。

（二）計畫主持人先行購置數位相機進行調查，目的是為本計畫得到比較好的結果，且已做傳統相機與數位相機的結果比較，此應為計畫額外的服務，惟其相機架設路徑（棲地）是否相同，在分析上有其必要小心，宜考量設置地點、棲地的不同，與設置方式不同所造成的影響。

（三）探討殼斗科植物豐富與台灣黑熊活動的關係，是本計畫的主要目標之一，建議能就各年度與不同區域的差異，做更詳盡的量化討論，以為後續經營管理的參考。

- (四) 相機的齧齒目與食蟲目資料，建議分開列敘。
- (五) 出現指數 OI 值所獲得動物數量的月份變化探討，宜考量不同類別動物的差異。
- (六) 藉由遺傳變異分析來鑑識個體與推估族群數量，是本計畫另一個主要目標，建議可就排遺及毛髮擇一做較為詳盡的分析，並整列資料進行推估，以達計畫目標。
- (七) 國外文獻有以森林消長估算鳥類數量之研究，能否以青剛櫟的數量與分布之變動趨勢，估算台灣黑熊族群量。
- (八) 初步結果與建議應是指至目前為止的資料，期末報告需提出完整報告，宜請注意計畫初始的目的及契約所訂之工作內容，逐一做調查結果報告、分析以及討論，以期做完整的交代。
- (九) 有關籌辦一場台灣黑熊保育研究研討會，說明玉山園區進行長達 11 年之久的研究成果與論文發表一案，請計畫主持人於 10 月中旬前於本處舉辦，針對此物種的族群與生態習性、遺傳特性之成果進行發表並座談，邀請保育相關單位及團體參加，彰顯玉山園區台灣黑熊的實質保育。
- (十) 本報告未將評選會議之意見列表納入該報告書之附錄中，建請補充修正之。並請將上述審查意見及辦理情形製表納入期末報告書之附錄中。

八、審查結論：

- (一) 審查會議經出席委員之審查及本處業務單位之查核，本計畫之工作進度及項目，與委託研究計畫契約書所訂相符，期中審查通過。請依契約書之規定，函送前期款之會計報告表（詳如附件）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

對於審查意見與會議決議之回應與辦理情形

- (一) 遵照辦理。

- (二) 兩種相機的架設原理及操作者，如方法所述，皆相同。加上樣區皆位於青剛櫟森林或附近區域，棲地環境對監測之哺乳動物相近，以避免不要的研究偏差。
- (三) 遵照辦理，將於期末報告中提出成果報告。
- (四) 相機對於小型哺乳動物如齧齒目與食蟲目的辨識度有待商確，加上並非本研究之調查目標，故二者合併分析。
- (五) 遵照辦理，將於期末報告中提出成果報告。
- (六) 遵照辦理，將於期末報告中提出成果報告。
- (七) 估計大型、活動範圍廣泛、稀少的物種的族群數量的困難度不在話下。然由於大分地區的青剛櫟結果物候之於台灣黑熊的重要性，藉由探討青剛櫟結果量與黑熊活動的量性關係後，利用此資訊則可估算台灣黑熊於園區的未來族群變動趨勢。然若就玉山國家公園的台灣黑熊之族群數量估計，則需涵蓋大分以外地區之更大面積的遺傳樣本分析。
- (八) 遵照辦理。
- (九) 遵照辦理。

附錄六、「玉山國家公園台灣黑熊族群生態學及保育研究(4/4)」委託研究計畫期末審查會議紀錄

一、時間：中華民國 98 年 12 月 4 日（星期五）上午 10 時整

二、地點：本處 3 樓第 1 會議室

三、主持人：陳處長隆陞

四、審查委員：

服務單位/機關	職稱	姓名	出席狀況
玉山國家公園管理處	處長	陳隆陞	出席
玉山國家公園管理處	秘書	林文和	出席
玉山國家公園管理處	課長	蘇志峰	出席
行政院農委會特有生物研究保育中心	副主任	楊吉宗	出席
國立嘉義大學生物資源系	教授	許富雄	出席

五、列席單位及人員：

（一）本案記錄人員：本處楊技士舜行

（二）本案委託單位及人員：國立屏東科技大學黃教授美秀（主持人）

六、委託機構（國立屏東科技大學黃教授美秀）簡報：（略）

七、審查意見：

- （一）青剛櫟與台灣黑熊關係密切，就青剛櫟之監測而言，如何進行長期監測（無間隔、連續的年度），可否提出初步的建議？
- （二）本研所得黑熊數量變化，應是黑熊區域性聚集，與族群變動的探討存有不同尺度的考量，宜加以探討。
- （三）青剛櫟與非青剛櫟季對掠食動物性食物有否差異，請進一步分析或討論。
- （四）種子之使用率可能僅反應非黑熊之動物的應用，建議就種子與黑熊的活動關聯能做進一步的探討。
- （五）地面果實於 10 月被移除的較少，是否與未成熟有關？請於討論時多一

點說明。

- (六) 由於青剛櫟結實季節跨越不同年度，不同調查的年度表達方式，宜一致以方便比對。
- (七) 排遺或毛髮是後續遺傳變異分析的監測對象，建議能提出評估及建議。
- (八) 本研究的基因型 (genotype) 的定義與詳細資料，希望能作較深入的敘述，以及建議就不同的基因型之排遺時空變異作一些探討。
- (九) 本報告未將評選會議、期中審查會議之審查意見列表納入該報告書之附錄中，建請補充修正之，並請將上述審查意見及辦理情形製表納入期末報告書之附錄中。

八、審查結論：

- (一) 審查會議經出席委員之審查及本處業務單位之查核，本計畫之工作進度及項目，與委託研究計畫契約書所訂相符，期末審查通過。請依各委員之意見修正報告書，將期末審查會議之審查意見及辦理情形，製表納入報告書之附錄中。
- (二) 依照本處結案報告所提供相關封面及範例等格式內容，製作與撰寫正式報告書，並依契約書之規定，函送正式報告書與全文電腦檔光碟 10 份 (含依「國家公園學報稿約格式」之論文 1 篇)，連同前期款的經費核銷資料 (詳如附件)，送本處審查後辦理結案、撥付餘款相關事宜。

九、散會

對於審查意見與會議決議之回應與辦理情形

- (一) 遵照辦理，將於期末成果報告中之建議提出進一步說明。
- (二) 遵照辦理，將於期末成果報告中之討論提出進一步說明。
- (三) 遵照辦理，將於期末成果報告中之討論提出補充說明。
- (四) 遵照辦理，將於期末成果報告中之討論提出進一步說明。
- (五) 地面青剛櫟落果於 10 月被動物移除的程度較少，推測與果實因外力 (如颱風) 而造成掉落，故多為未達飽熟狀況。果小且單寧酸含量亦可能較高，而影響動物的利用之外，也可能與當時樣區的相對豐富度較低有關，導致動物對掉落堅果的整體利用程度較低。相關說明將於期末成果報告中進一步分

析說明。

（六）2006 年至 2008 年的青剛櫟季結果情況調查皆涵蓋三種調查方法及結果，唯 2009 年受限於計畫執行之期限，結果僅呈現兩種目視法的調查結果，缺乏種子陷阱之資料（10 月至次年 2 月）。

（七）遵照辦理，將於期末成果報告中之討論提出進一步說明。

（八）遵照辦理，將於期末成果報告中之討論提出進一步說明。

（九）遵照辦理。

附錄七、玉山國家公園台灣黑熊暨中大型哺乳動物長期監測調查成果發表會及座談會報告

一、緣起

玉山國家公園有鑑於長期監測調查野生動物的必要性，並迫切保育瀕危物種，持續推動園區東部及南二段-新康山地區長期台灣黑熊暨中大型哺乳動物族群監測計畫，在台灣黑熊方面，從 1996 至 2005 年於大分地區進行台灣黑熊的生態調查，從長期收集各種生態習性資料，捕捉及追蹤到人與熊關係的瞭解，彙整建置一系列保育宣導教育的「台灣黑熊保育研究網」，推展該物種的保育。為更進一步瞭解其野外行為、食性和棲地利用，並評估族群數量與釐清族群遺傳結構，於 2006 至 2009 年針對該物種進行有關生態習性、族群和遺傳特性之調查與研究。在中大型哺乳動物方面，於 2002 年以來持續監測東部園區及南二段-新康山的中大型哺乳動物族群，透過步道沿線及自動相機監測，瞭解中大型哺乳動物的組成與分布、活動模式及棲地利用概況，提供對野生動物資源與人為活動的經營管理規劃。

本次會議建議本處應擴大調查層面與增加園區執行監測調查、保育研究之預算，包括持續台灣黑熊及哺乳動物等族群有效數量之研究、重點區域的長期生態監測調查（包括東埔、郡大、楠梓仙溪、南二段、瓦拉米至大分等地區的哺乳動物以及植群動態調查）等，另建議本處在監測方法上，包括自動相機方式的統整、採用偵測犬快速獲得排遺量、重點樣區的選取以及逐步朝網格進行監測等，並期盼本處能有持續與完整的監測資料，以說明玉山園區的哺乳動物各類族群分布之狀況。

二、辦理單位

主辦單位：玉山國家公園管理處

承辦單位：國立屏東科技大學

三、籌備工作

（一）98 年 9 月 21 日簽辦「台灣黑熊暨中大型哺乳動物長期監測調查成果發表與座談會」，辦理日程為 98 年 10 月 30 日，擬邀請 3 位專家學者發表論文及座談有關歷年園區動物資源的研究調查及監測分析之成果。隨即開始籌辦發表會相關邀稿及相關事務性工作。並請承辦單位準備會場布置等庶務工

作及發文各單位參加通知函。

(二)於10月9日函文邀請國立屏東科技大學黃教授美秀、國立東華大學吳教授海音以及國立台灣大學林博士宗以等3位專家學者當日蒞臨演講並邀稿。

(三)承辦單位10月14日函文通知營建署、農委會特有生物研究保育中心、各國家公園管理處、林務局及所屬林區管理處、各大專院校、相關學會踴躍參與。

(四)10月28日完成論文集付梓及相關庶務工作。

四、辦理日期地點

(一)日期：98年10月30日(星期五)上午8時30分至13時30分。

(二)地點：玉山國家公園管理處3樓第1會議室。

五、議程

時間	活動/演講題目	主講人
08:30~09:00	報到及分發資料	
09:00~09:10	開幕致詞/貴賓致詞	陳處長隆陞
09:10~10:00	玉山國家公園東部園區台灣黑熊之棲地環境及族群動態監測(2006至2009年)	國立屏東科技大學 黃教授美秀
10:00~10:50	玉山國家公園東部中大哺乳動物監測調查報告(2002至2009年)	國立東華大學 吳教授海音
10:50~11:00	休息	
11:00~11:50	玉山國家公園南二段-新康山區中大型哺乳動物暨水鹿族群監測	中華民國自然生態保育協會 林博士宗以
11:50~12:40	座談與討論 1.玉山園區台灣黑熊暨中大型哺乳動物未來保育行動計畫與經營管理方向。 2.面對玉山園區台灣黑熊暨中大型哺乳動物有效族群量的推估，各種監測系統、監測頻度以及監測方法，該如何統整與建置。	陳處長隆陞/ 主講人、本處同仁及與會人員
12:40~13:30	午餐	

六、參加人員

計有約78人與會，其中專家學者計約3位與會、國家公園相關從業人員

及大專院校約 75 位。

七、發表會摘錄

(一) 開幕典禮

開幕典禮於 10 月 30 日上午 9 時整在玉山國家公園管理處 3 樓第 1 會議室舉行。首先由玉山國家公園管理處陳處長隆陞致詞及引言，指出玉山國家公園管理處長期於園區東部及南二段-新康山地區進行台灣黑熊暨中大型哺乳動物族群監測計畫，透過其研究成果，除可瞭解其野外行為、食性和棲地利用，作為本處日後經營管理的改進參考之外，並藉由本次會議的討論期盼未來在評估族群數量與釐清族群遺傳結構，能有突破性的成果，以瞭解園區台灣黑熊暨中大型哺乳動物族群的分布與數量。

(二) 論文發表內容摘要

1. 10 月 30 日 09：10~10：00 玉山國家公園東部園區台灣黑熊之棲地環境及族群動態監測（2006 至 2009 年）

發表人：國立屏東科技大學 黃教授美秀

*發表摘要：

玉山國家公園大分地區為瀕危台灣黑熊(*Ursus thibetanus formosanus*)重要的棲息地，該地殼斗科植物，尤其是青剛櫟(*Cyclobalanopsis glauca*)的物候週期及結果變動，潛在地影響黑熊的活動模式和族群變動。本研究旨在調查大分地區殼斗科森林之植物社會結構和組成、青剛櫟之物候週期和櫟實生產狀況，以及與台灣黑熊相對豐富度和活動之關係，以期瞭解殼斗科森林與台灣黑熊間的交互作用。大分地區林型的分化主要受到海拔、直射光空域、坡度及地形位置影響。調查 31 樣區共記錄植物 56 科 117 種，雙向指標種分析顯示植群可分為 3 型，其中，細葉饅頭果-青剛櫟型(*Glochidion rubrum*-*C. glauca*)為樣區的優勢林型，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。族群結構分析顯示優勢樹種青剛櫟主要藉由萌蘖的方式更新，萌蘖率高達 65%。

自 2007 年 6 月起逐月觀察 45 棵青剛櫟樣樹的物候現象，並配合種子陷阱的結果顯示，熟果期為 10 月至次年 2 月，但落果數量及總重量則以 11 月及 12 月為高峰期，各佔全年之落果量 43%及果重 61%；此時期

也是動物對櫟實取食量最高的時候，每月地面櫟實落果的移除率高達 12-14 顆/ m²。樣區的野生動物對於櫟實造成極大的掠食壓力，落果被掠食的比例自 10 月至次年 1 月遞增，93-98% 的落果皆在一個月內便遭取食，直到 2 月的落果及取食程度才大幅減少。目視法估算青剛櫟結果產量顯示，其豐富度有明顯的年間差異，以 2008 年最高，其次為 2007 年和 2009 年，2006 年的產量最差。

痕跡調查（2007 年 2 月-2008 年 12 月）和自動照相機（2006 年 10 月-2009 年 5 月）的監測皆顯示，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，於青剛櫟結果季會增加夜間活動的頻度，且年間的豐富度變動與青剛櫟的年結果量一致。本研究顯示大分地區青剛櫟果實提供台灣黑熊及當地許多動物重要的季節性食物資源，然其他共域物種受該食物資源的影響程度、以及與黑熊的交互作用、其他食物資源的大尺度分布和豐度變化情形，甚至是各種動物對於櫟實及苗木的掠食壓力皆值得深入研究。

2. 10 月 30 日 10:00~10:50 玉山國家公園東部中大型哺乳動物監測調查(2002 至 2009 年)

發表人：國立東華大學 吳教授海音

*發表摘要

本研究利用 2002 至 2009 年間於玉山國家公園東區對中大型哺乳動物的監測調查資料，分析偶蹄目動物與食肉目動物相對數量的時空變遷，及後續監測調查的可行方向。所採用的資料包括歷年十九次沿線痕跡調查的紀錄，及紅外線自動相機的紀錄，所探討的問題包括山羌數量的變遷、山羌與水鹿相對數量的消長、山豬的族群現況、及對食肉目動物監測方法檢討。分析結果顯示山羌與水鹿分布上的差異及兩種動物相對量在近期的消長，山豬相對量的偏低，及近年食肉目動物排遺量的增加，後者顯示黃喉貂族群量增加的可能性。對於動物族群量的確實推估，則有賴新技術的引進與試用。

3. 10 月 30 日 11:00~11:50 玉山國家公園南二段-新康山區中大型哺乳動物暨水鹿族群監測

發表人：國立臺灣大學 林博士宗以

*發表摘要

本計畫於 2007~2009 年以痕跡調查法及自動相機監測法調查南二段及新康橫斷沿線的中大型哺乳動物組成、分布、活動模式、棲地利用概況及水鹿啃食、磨角行為對森林植被的影響。兩個地區共記錄中大型哺乳動物 8 科 12 種，均以台灣水鹿的相對密度最高，其中南二段南段平均 OI 值更高達 17.5，為國內台灣水鹿族群密度最高的區域之一，而高密度的水鹿族群已經對兩個山區冷杉林及鐵杉林更新產生影響。此外，本研究發現南二段地區台灣水鹿雄鹿具有明顯的角週期，雄鹿於硬角期有泥浴打滾行為，每次平均持續 3~5 分鐘，雌鹿及茸角期雄鹿則無此行為。而南二段台灣水鹿的繁殖期推測為 3~8 月，並以 5~6 月為幼鹿出生高峰。

八、活動剪影

圖一、會場參加人員一景



圖二、發表演講一景



九、辦理成效

經由本次台灣黑熊暨中大哺乳動物長期監測調查的發表與座談會所提供的意見及建議，包括：(一)持續長期監測台灣黑熊暨中大哺乳動物的族群之生態調查，建立環境變遷與族群分布的監測技術與資料庫。(二)應進行黑熊暨中大哺乳動物的量化族群數量的估算，建立園區各哺乳動物及黑熊的族群分布概況圖，才能將動物監測調查之資料有效整合與運用。(三)必須長期支持動物生態系的長期監測調查與研究規劃之經費，才能突顯整體園區生物多樣性與生態環境之價值。另建議本處在監測方法上，包括自動相機方式的統整、採用偵測犬快速獲得排遺量以利評估遺傳多樣性、重點樣區的選取以及逐步朝網格進行系統監測等，並期盼本處能有持續與完整的整合性監測，以說明玉山園區的哺乳動物各類族群分布之狀況。

參考書目

- Amstrup, S. C., and J. Beecham. 1976. Activity patterns of radio-collared black bears in Idaho. *Journal of Wildlife Management* 40:340-348.
- Andersen, R., O. Hjeljord, and B.E. Saether. 1992. Moose defecation rates in relation to habitat quality. *Alces* 28:95-100.
- Baraza E., J. M. Gómez, J. A. Hódar and R. Zamora. 2004. Herbivory has a greater impact in shade than in sun: response of *Quercus pyrenaica* seedlings to multifactorial environmental variation. *Canadian Journal of Botany* 82(3):357-364.
- Bugalho, M. N., J. A. Milne, R. W. Mayes, and F. C. Rego. 2005. Plant-wax alkanes as seasonal markers of red deer dietary components. *Canadian Journal of Zoology* 83:465-473.
- Carlock, D. M., K. E. Kammermeyer, L. E. McSwain, and E. J. Wentworth. 1993. Deer movements in relation to food supplies in the Southern Appalachians. Pages 16-23 *in* Proceedings of the Annual Conference Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies.
- Chambers, J. C. and J. A. MacMahon. 1994. A day in the life of a seed: movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 25:263-292.
- Cierjacks, A. and I. Hensen. 2004. Variation of stand structure and regeneration of Mediterranean holm oak along a grazing intensity gradient. *Plant Ecology* 173:215-223.
- Clotfelter, E. D., A. B. Pedersen, J. A. Cranford, N. Ram, E. A. Snajdr, V. Nolan, and E. D. Ketterson. 2007. Acorn mast drives long-term dynamics of rodent and songbird populations. *Oecologia* 154:493-503.
- Collins, W. B., and P. J. Urness. 1984. The pellet-group census technique as an indicator of relative habitat use: response to Leopold et al. *Wildlife Society Bulletin* 12:327.
- 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.
- Cuesta, F., M. F. Peralvo, and F. T. van Manen. 2003. Andean bear habitat use in the Oyacachi River Basin, Ecuador. *Ursus* 14:198-209.

- Davis, H., R. D. Weir, A. N. Hamilton, and J. A. Deal. 2006. Influence of phenology on site selection by female American black bears in coastal British Columbia. *Ursus* 17:41-51.
- Dayan, T., and D. Simberloff. 1998. Size patterns among competitors: Ecological character displacement and character release in mammals, with special reference to island populations. *Mammal Review* 28:99-124.
- Depuy, J. M. and R. L. Chazdon. 1998. Long-term effects of forest regrowth and selective logging on the seed bank of tropical forest in NE Costa Rica. *Biotropica* 30:223-37.
- Du, X., C. Liu, X. Yu, and K. Ma. 2008. Effects of shading on early growth of *Cyclobalanopsis glauca* (Fagaceae) in subtropical abandoned fields: Implications for vegetation restoration. *Acta Oecologica* 33:154-161.
- 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.
- Feldhamer, G. A. 2002. Acorns and white-tailed deer. Pages 215-223 in W. J. McShea, and W. M. Healy, eds. *Oak forest ecosystems: ecology and management for wildlife*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA.
- Frankham, R., Ballou, J. D., and D. A. Briscoe. 2002. *Introduction to Conservation Genetics*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Franzen, R. 2000. Nuclear DNA microsatellite analysis of genetic diversity and gene flow in the Scandinavian brown bear (*Ursus arctos*). *Molecular Ecology* 9:431.
- Garrott, R. A., G. C. White, R. M. Bartmann, L. H. Carpenter, and A. W. Alldredge. 1987. Movements of female mule deer in Northwest Colorado. *The Journal of Wildlife Management* 51:634-643.
- Garshelis, D. L., and M. R. Pelton. 1980. Activity of black bears in the Great

- Smoky Mountains National Park. *Journal of Mammalogy* 61:8-19.
- 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.
- Garwood, N. C. 1989. Tropical soil seed banks: a review. *in* M. A. Leck, V. T. Parker and R. L. Simpson. (eds.) *Ecology of soil seed bank*. pp.149-209. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Gómez, J. M. and J. A. Hódara. 2008. Wild boars (*Sus scrofa*) affect the recruitment rate and spatial distribution of holm oak (*Quercus ilex*). *Forest ecology and management* 256: 1384-1389.
- Goudet, J. 1995. FSTAT (version 1.2): a computer program to calculate F-statistics. *Journal of Heredity* 86:485.
- Graves, H. B. 1984. Behavior and ecology of wild and feral swine (*Sus Scrofa*). *Journal of Animal Science* 58:482-492.
- 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, Maryland, USA.
- Griffiths, M., and C. P. vanSchaik. 1993. The impact of human traffic on the abundance and activity periods of Sumatran rain forest wildlife. *Conservation Biology* 7:623-626.
- 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.
- Hemami, M. R., A. R. Watkinson, and P. M. Dolman. 2004. Habitat selection by sympatric muntjac (*Muntiacus reevesi*) and roe deer (*Capreolus capreolus*) in a lowland commercial pine forest. *Forest Ecology and Management* 194:49-60.
- Hobson, K. A., B. N. McLellan, and J. G. Woods. 2000. Using stable carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) isotopes to infer trophic relationships among black and grizzly bears in the upper Columbia River basin, British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 78:1332–1339.
- Hofmann, R. R. 1989. Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system.

- Oecologia 78:443-457.
- Holter, J. B., and H. H. Hayes. 1977. Growth in white-tailed deer fawns fed varying energy and constant protein. *The Journal of Wildlife Management* 41:506-510.
- Houle G. 1998. Seed dispersal and seedling recruitment of *Betula alleghaniensis*: spatial inconsistency in time. *Ecology* 79: 807-18.
- Hung, C. M., S. H. Li, and L. L. Lee. 2004. Faecal DNA typing to determine the abundance and spatial organisation of otters (*Lutra lutra*) along two stream systems in Kinmen. *Animal Conservation* 7:301-311.
- Hwang, M. H. 2003. Ecology of Asiatic black bears (*Ursus thibetanus formosanus*) and people-bear interactions in Yushan National Park, Taiwan. Dissertation, University of Minnesota, Twin Cities, Minnesota, USA, 181pp.
- Hwang, M. H. and D. L. Garshelis. 2007. Activity patterns of Asiatic black bears 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 Yamazaki, K. et al. (eds.) *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.
- Iaconelli, S., and B. Simmen. 2002. Taste thresholds and suprathreshold responses to tannin-rich plant extracts and quinine in a primate species (*Microcebus murinus*). *Journal of Chemical Ecology* 28:2315-2326.
- Igota, H., M. Sakuragi, H. Uno, K. Kaji, M. Kaneko, R. Akamatsu, and K. Maekawa. 2004. Seasonal migration patterns of female sika deer in eastern Hokkaido, Japan. *Ecological Research* 19:169-178.
- Ilyas, O., and J. A. Khan. 2003. Food habits of barking deer (*Muntiacus muntjak*) and goral (*Naemorheadus goral*) in Binsar Wildlife Sanctuary, India. *Mammalia* 67:521-531.
- IUCN. 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. <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.

- Jarman, P. J. 1974. The social organisation of antelope in relation to their ecology. *Behaviour* 48:215-267.
- Johnson, P.S., S. R. Shifley and R. Rogers. 2002. *The Ecology and Silviculture of Oaks*. CABI Publishing, Wallingford Oxon, UK, 528pp.
- Johnson, R. P. 1973. Scent marking in mammals. *Animal Behaviour* 21:521-535.
- Jones, M. E., and L. A. Barmuta. 2000. Niche differentiation among sympatric Australian dasyurid carnivores. *Journal of Mammalogy* 81:434-447.
- Kays, R. W., and K. M. Slauson. 2008. Remote cameras. Pages 110-140 in R. A. Long, P. MacKay, W. J. Zielinski, and J. C. Ray, (eds.) *Noninvasive survey methods for carnivores*. Island Press, Washington, DC, USA.
- 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.
- Kendall, K. C., J. B. Stetz, J. Boulanger, A. C. Macleod, D. Paetkau, and G. C. White. 2009. Demography and Genetic Structure of a Recovering Grizzly Bear Population. *Journal of Wildlife Management* 73:3-17.
- 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, Maryland.
- 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, Maryland.
- 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. *Can. J. For. Res.* 24:2105-2112.
- Koike, S., C. Kozakai, A. Nakajima, Y. Nemoto, and K. Yamazaki. 2009. Influence of fruiting phenology on fruit feeding behavior of Asiatic black bear, central Japan. Pages 67-71 in T. OI, N. Ohnishi, T. Koizumi, and I. Okochi, (eds.) *FFPRI Scientific meeting Report 4 "Biology of Bear Intrusions"*. Forestry and Forest Products Research Institute, Ibaraki, Japan.

- Liao, J.-C. 1996. Fagaceae. *in* Huang, T.-C. et al. (eds.). Flora of Taiwan, 2nd ed. Pages 51-123. Editorial Committee, Department of Botany, National Taiwan University, Taipei, Taiwan.
- Litvaitis, J. A. 2000. Investigating Food Habits of Terrestrial Vertebrates. pages 21-34 in L.B. Boitani and T.K. Fuller, editors. Research techniques in animal ecology. Columbia University Press, New York, USA.
- Luccarini, S., L. Mauri, S. Ciuti, P. Lamberti, and M. Apollonio. 2006. Red deer (*Cervus elaphus*) spatial use in the Italian Alps: home range patterns, seasonal migrations, and effects of snow and winter feeding. *Ethology Ecology & Evolution* 18:127-145.
- 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.
- MacKay, P., D. A. Smith, R. A. Long, and M. Parker. 2008. Scat detection dogs. 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.
- 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.
- Massei, G., P. V. Genov, B. W. Staines, and M. L. Gorman. 1997. Factors influencing home range and activity of wild boar (*Sus scrofa*) in a Mediterranean coastal area. *Journal of Zoology* 242:411-423.
- 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.
- McCullough, D. R. 1985. Variables influencing food habits of white-tailed deer on the George Reserve. *Journal of Mammalogy* 66:682-692.
- McCullough, D. R., K. C. J. Pei, and Y. Wang. 2000. Home range, activity patterns, and habitat relations of Reeves' muntjacs in Taiwan. *Journal of Wildlife Management* 64:430-441.
- 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, 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.
- Miller, C. R., P. Joyce, and L. P. Waits. 2002. Assessing allelic dropout and genotype reliability using maximum likelihood. *Genetics* 160:357.
- Mysterud, A. 1999. Seasonal migration pattern and home range of roe deer (*Capreolus capreolus*) in an altitudinal gradient in southern Norway. *Journal of Zoology* 247:479-486.
- 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.
- Ochiai, K. 1999. Diet of the Japanese serow (*Capricornis crispus*) on the Shimokita Peninsula, northern Japan, in reference to variations with a 16-year interval. *Mammal Study* 24:91-102.
- Ostfeld, R. S. 2002. Ecological webs involving acorns and mice. Pages 196-214 in W. J. McShea, and W. M. Healy, eds. Oak forest ecosystems : ecology and management for wildlife. Johns Hopkins University Press, Baltimore, USA.
- Paetkau, D., S. C. Amstrup, E. W. Born, W. Calvert, A. E. Derocher, G. W. Garner, F. Messier, I. Stirling, M. K. Taylor, and O. Wiig. 1999. Genetic structure of the world's polar bear populations. *Molecular Ecology* 8:1571-1584.
- Pei, K., and H. W. Liu. 1994. Reproductive biology of male Formosan Reeves' muntjac (*Muntiacus reevesi micrurus*). *Journal of Zoology* 233:293-306.
- 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, C. Herrero, and B. Peyton (eds). Bears: status survey and conservation action plan. IUCN, Gland, Switzerland.
- 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. (1st edition). Chapman and Hall, London, UK. 203pp.
- Pulido, F. J. and M. Dí'az. 2005. Regeneration of a Mediterranean oak: a whole cycle approach. *E'coscience* 12: 92-102.
- Ramanzin, M., E. Sturaro, and D. Zanon. 2007. Seasonal migration and home range of roe deer (*Capreolus capreolus*) in the Italian eastern Alps. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* 85:280-289.
- 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.
- Robbins, C. T., C. C. Schwartz, and L. A. Felicetti. 2004. Nutritional ecology of ursids: a review of newer methods and management implications. *Ursus* 15:161–171.
- Rogers, L. L. 1987. Seasonal changes in defecation rates of free-ranging white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management* 51:330-333.
- Rueda, M., S. Rebollo, L. Galvez-Bravo, and A. Escudero. 2008. Habitat use by large and small herbivores in a fluctuating Mediterranean ecosystem: Implications of seasonal changes. *Journal of Arid Environments* 72:1698-1708.
- Saito, M., K. Yamauchi, and T. Aoi. 2008. Individual identification of Asiatic black bears using extracted DNA from damaged crops. *Ursus* 19:162-167.
- Sakuragi, M., H. Igota, H. Uno, K. Kaji, M. Kaneko, R. Akamatsu, and K. Maekawa. 2003. Benefit of migration in a female sika deer population in eastern Hokkaido, Japan. *Ecological Research* 18:347-354.
- Schaller, G. B., T. Qitao, K. G. Johnson, W. Xiaoming, S. Heming, and H. Jinchu. 1989. The feeding ecology of giant pandas and Asiatic black bears in the Tangjiahe reserve, China. Pages 212-241 in J. L. Gittleman, (ed.) *Carnivore behavior, ecology, and evolution*. Cornell University Press, New York, USA.
- Schoen, J. W., and M. D. Kirchhoff. 1985. Seasonal distribution and home-range patterns of Sitka black-tailed deer on Admiralty Island, Southeast Alaska.

- Journal of Wildlife Management 49:96-103.
- Schoener, T. W. 1974a. Competition and the form of habitat shift. Theoretical Population Biology 6:265-307.
- Schoener, T. W. 1974b. Resource partitioning in ecological communities. Science 185:27-39.
- Schoener, T. W. 1981. An empirically based estimate of home range. Theoretical Population Biology 20:281-325.
- Servello, F. A., and R. L. Kirkpatrick. 1987. Regional variation in the nutritional ecology of ruffed grouse. The Journal of Wildlife Management 51:749-770.
- 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.
- Singer, F. J., D. K. Otto, A. R. Tipton, and C. P. Hable. 1981. Home ranges, movements, and habitat use of European wild boar in Tennessee. Journal of Wildlife Management 45:343-353.
- 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.
- 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., 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.
- Tekle, K. and T. Bekele. 2000. The role of soil seed banks in the rehabilitation of degraded hillslopes in southern Wello, Ethiopia. Biotropica 32: 23-32.
- Teng, L. W., Z. S. Liu, Y. L. Song, and Z. G. Zeng. 2004. Forage and bed sites characteristics of Indian muntjac (*Muntiacus muntjak*) in Hainan Island, China. Ecological Research 19:675-681.
- Thomas, T. R., and L. R. Irby. 1990. Habitat use and movement patterns by migrating mule deer in southeastern Idaho. Northwest Science 64:19-27.
- 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. In: W. J. McShea and W. M.

- Healy. (eds.) Oak forest ecosystems: ecology and management for wildlife. pp. 224-240. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Vernon, G. H., and R. H. Conley. 1972. Fall foods of European wild hogs in the Southern Appalachians. *The Journal of Wildlife Management* 36:854-860.
- 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.
- Walter, G. H. 1991. What is resource partitioning? *Journal of Theoretical Biology* 150:137-143.
- Wang, Ying. 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.
- Weaver, K. M., and M. R. Pelton. 1994. Denning ecology of black bears in the Tensas river basin of Louisiana. Pages 427-433 in *International Conference on Bear Research and Management*.
- Weerasinghe, U. R., and S. Takatsuki. 1999. A record of acorn eating by sika deer in western Japan. *Ecological Research* 14:205-209.
- Wegge, P., C. P. Pokheral, and S. R. Jnawali. 2004. Effects of trapping effort and trap shyness on estimates of tiger abundance from camera trap studies. *Animal Conservation* 7:251-256.
- 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.
- 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.
- Wolff, J. O. 1996. Population fluctuations of mast-eating rodents are correlated

- with production of acorns. *Journal of Mammalogy* 77:850-856.
- Wood, G. W., and D. N. Roark. 1980. Food habits of feral hogs in Coastal South Carolina. *The Journal of Wildlife Management* 44:506-511.
- 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.
- Yamazaki, K., C. Kozakai, S. Kasai, Y. Goto, S. Koike, and K. Furubayashi. 2008. A preliminary evaluation of activity-sensing GPS collars for estimating daily activity patterns of Japanese black bears. *Ursus* 19:154-161.
- 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。44 頁。
- 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。50 頁。
- 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。64 頁。
- 吳幸如。1993。臺灣野豬棲地利用及行為之研究。國立台灣師範大學碩士論文。89 頁。
- 吳海音。2005。玉山國家公園東部園區台灣黑熊及偶蹄目動物群聚研究。內政部營建署玉山國家公園管理處。68 頁。
- 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。70 頁。
- 呂光洋、黃郁文。1987。臺灣長鬃山羊 (*Capricornis crispus swinhoei*) 之生態學上之初步探討(二)。行政院農委會 76 年生態研究第 011 號。38 頁。
- 呂光洋、黃郁文、張巍薩、陳定昆、曹潔如。1991。臺灣長鬃山羊 (*Capricornis crispus swinhoei*) 之生態研究(四)---食草種類及食草之能量和養分季節變化之分析。行政院農委會 80 年生態研究第 008 號。
- 宋延齡、鞏會生、曾治高、王學志、朱樂、趙納勛。2005。鬃羚食性的研究。動物學雜誌, 40:50-56。
- 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。第 26 頁。
- 李玲玲、林宗以。2003。台灣水鹿 (*Cervus unicolor swinhoei*) 的食性研究。

- 行政院農委會林務局。72 頁。
- 李玲玲、林宗以、池文傑。2007。玉山國家公園南二段地區中大型哺乳動物調查暨台灣水鹿族群監測計畫。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 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。285 頁。
- 林文智、郭耀綸、陳永修、張乃航、洪富文、馬復京。2004。台灣南部多納針闊葉林土壤種子庫與森林更新，台灣林業科學，19(1): 33-42.
- 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，國立屏東科技大學碩士論文。115 頁。
- 林讚標。1996。林木種子採集、處理、儲藏、休眠與發芽。林業叢刊第 66 號，台灣省林業試驗所。68-73 頁。
- 邱昌宏。2007。圈養亞洲黑熊之食物偏好。國立屏東科技大學碩士論文。44 頁。
- 柳楮。1968。臺灣產殼斗科植物地理之研究。林業試驗所報告第 165 號。24 頁。
- 梁又仁。2005。梅蘭林道地區水鹿(*Cervus unicolor swinhoei*)與山羌(*Muntiacus reevesi micrurus*)食物品質與族群的季節變化。屏東科技大學碩士論文。60 頁。
- 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。
- 陳月玲。1990。臺灣長鬃山羊 (*Capricornis crispus swinhoei*)棲地及行為之研究。國立臺灣師範大學。碩士論文。60 頁。
- 陳亞萱。2009。亞洲黑熊之表面消化率及校正係數。國立屏東科技大學碩士論文。75 頁。
- 陳擎霞。1990。宜蘭縣舊金洋地區台灣山羌棲息地之選擇及其植被分析。行政院農業委員會 79 年生態研究 015 號。56 頁。
- 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。
- 黃郁文。1988。臺灣長鬃山羊生物學之研究:族群估算和年齡鑑定。國立臺灣師範大學碩士論文。62 頁。
- 楊吉宗、毛嘉洪、張耿瑞、何東輯、詹芳澤。2006。利用糞類固醇激素監測圈養台灣黑熊的繁殖狀態。特有生物研究，8(1):1-11。

- 裴家騏。1998。利用自動照相設備記錄野生動物活動模式之評估。台灣林業科學，13: 317-324。
- 裴家騏。2002。墾丁國家公園陸域野生哺乳類動物調查研究（第三年）。內政部營建署墾丁國家公園保育研究報告第 121 號。68 頁。
- 裴家騏、姜博仁。2002。大武山自然保留區和周邊地區雲豹及其他中大型哺乳動物隻現況與保育研究(一)。行政院農委會保育研究系列第 90-6 號。62 頁。
- 裴家騏、姜博仁。2004。大武山自然保留區和周邊地區雲豹及其他中大型哺乳動物隻現況與保育研究(三)。行政院農委會保育研究系列第 92-02 號。159 頁。
- 裴家騏、陳朝圳、吳守從、滕民強。1997。利用自動照相設備與地理資訊系統研究森林野生動物族群之空間分布。中華林學季刊，30: 279-289。
- 趙榮台、方國運。1988。臺灣野豬(*Sus scrofa taiwanus*)之生態與行為研究(I)。行政院農業委員會 77 年生態研究第 009 號。51 頁。
- 劉威麟。2000。太魯閣國家公園青剛櫟族群生態之研究。國立東華大學碩士論文。68 頁。
- 滕麗微、劉振生、宋延齡、李善元、符明利。2004。海南大田國家級自然保護區赤麕的食性。動物學報 50:511-518。
- 蔡佳淳。2005。丹大地區台灣長鬃山羊(*Nemorhaedus swinhoei*)的活動以及原住民之利用方式。國立臺灣師範大學碩士論文。59 頁。
- 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。