

國立屏東科技大學野生動物保育研究所

碩士學位論文

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

The Effects of Acorn Production on Abundance of
Large Mammals in Dafen of Yushan National Park

指導教授：黃美秀 博士

研究生：林冠甫

中華民國九十八年七月十七日

摘要

學號：M9517007

論文題目：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

總頁數：116

學校名稱：國立屏東科技大學 系(所)別：野生動物保育研究所

畢業時間及摘要別：97 學年度第 2 學期碩士學位論文摘要

研究生：林冠甫

指導教授：黃美秀 博士

論文摘要內容：

櫟實是許多野生動物重要的食物資源，其季節性的生產量變動會影響食物資源可得性。殼斗科植物是台灣中低海拔的優勢植物組成，然國內有關殼斗森林的物候和櫟實產量，以及與野生動物族群的關係之資訊，則十分不足。本研究旨在探討玉山國家公園台灣黑熊 (*Ursus thibetanus formosanus*) 重要棲息地的大分地區，主要樹種青剛櫟 (*Cyclobalanopsis glauca*) 的物候週期和櫟實生產狀況，以及與大型哺乳動物相對豐富度和活動之關係，以期瞭解殼斗科森林對於 5 種大型哺乳動物 (包括台灣黑熊及 4 種偶蹄類動物) 的潛在影響。

自 2007 年 6 月起逐月觀察 45 棵青剛櫟樣樹的物候現象，變化週期與種子陷阱所得結果相同。熟果期為 10 月至次年 2 月，但就落果數量及總重量而言，11 月及 12 月則為高峰期，分別佔全年果量 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 10-12 顆/m²。樣區地面活動的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，92-97% 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。

痕跡調查 (2007 年 2 月-2008 年 12 月) 和自動照相機 (2006 年 10 月-2009 年 1 月) 監測皆發現，台灣黑熊的相對豐富度於各年之青剛櫟結果季皆顯著大於非青剛櫟結果季。就整個青剛櫟結果季而言，台灣水鹿 (*Rusa unicolor*) 和野豬 (*Sus scrofa taiwanus*) 的豐富度，亦皆為非

青剛櫟結果季的 2 倍以上。然山羌(*Muntiacus reevesi micrurus*)的豐富度在季節間之變化，於兩年則呈現不同的趨勢；台灣野山羊 (*Capricornis swinhoei*) 的整體豐富度則未顯示季節間的顯著變化。這些動物的季節性豐富度於不同年間的變化，青剛櫟結果季一般較非青剛櫟結果季明顯，顯示出青剛櫟結果量的年間變化對於動物豐富度之可能影響。在此 5 種大型哺乳動物中，僅發現台灣黑熊的季節性活動模式未有顯著一致，於青剛櫟結果季會增加夜間活動的頻度。

因此，本研究顯示大分地區青剛櫟果實提供該地多數大型哺乳動物重要的季節性食物資源，然對於不同物種的相對豐富度及活動則呈現不同程度的影響。此除了與物種的生態習性及種間交互作用有關之外，可能也受到其他食物資源的大尺度分布和豐度變化影響。

關鍵詞：台灣黑熊、偶蹄類動物、物候、種子陷阱、痕跡調查、自動相機

Abstract

Student ID: M957007

Title of Thesis: The Effects of Acorn Production on Abundance of Large Mammals in Dafen of Yushan National Park

Total Page: 116

Name of Institute: Institute of Wildlife Conservation, National Pingtung University of Science and Technology

Graduate Date: July 2009

Degree Conferred: Master

Name of Student: Kuan-Fu Lin

Adviser: Dr. Mei-Hsiu Hwang

The Contents of Abstract in This Thesis:

Acorns are a highly nutritious food resource for many wildlife species. The seasonal acorn production results in fluctuation of food availability. The Fagaceae family is a main component of forests in sub-mountain and mountain zones of Taiwan. However, its phenology and acorn production, and their relationship with wildlife abundance is barely known in Taiwan. The objective of this study was to understand the phenology and acorn production of the ring-cupped oak (*Cyclobalanopsis glauca*) in Daphan of Yushan National park, a critical habitat for the endangered Formosan black bear (*Ursus thibetanus formosanus*). It was designed to understand the effect of the oak forest on the temporally relative abundance of five large mammals, including the bear and four ungulates.

I observed 45 ring-cupped oak trees monthly for one year, since June 2007. The acorn matured gradually from October to the following February. According to the amount and dry weight of acorns collected from seed traps, the peak of mature fruiting occurred in November and December. The fruiting peak was consistent with the pressure of acorn predation by wildlife, when the removal rate was high, i.e., 10-12 acorns/m². The removal percentage of fallen acorns caused by the animals continually increased from October to January (92-97%). Most of the fallen acorns were consumed within a month. By February, the amount of fallen acorns and the

percentage of acorns used by wildlife reduced substantially.

The results of sign survey (February 2007 to December 2008) and camera traps (October 2006 to January 2009) both showed that the relative abundance of black bears in acorn seasons was greater than in non-acorn seasons for the years studied. With regard to the whole acorn season, the sambars (*Rusa unicolor*) and wild boars (*Sus scrofa taivanus*) both showed the same seasonal variation, with twice the relative abundance compared to the non-acorn season. However, the seasonal variation of relative abundance of Formosan Reeve's muntjacs (*Muntiacus reevesi micrurus*) differed by years, and no significant seasonal difference was found in serows (*Capricornis swinhoei*). Moreover, Formosan black bears were the only species to demonstrate a different activity pattern between seasons by increasing their nocturnal activity during acorn seasons. The seasonal variation of relative abundance of these animals across years seemingly fluctuated more in acorn seasons than in non-acorn seasons, indicating the potential effects of acorn availability on wildlife.

The result indicated that the acorn of ring-cupped oaks in Daphan presented a critical seasonal food resource for most of the large mammals. However, the effects of acorns on the relative abundance and activities of the animals may vary by their specific ecological requirements, interspecific interaction, and large-scale distribution and abundance of other food resources.

Keywords: *Ursus thibetanus formosanus*, ungulate, phenology, seed trap, sign survey, camera trap

謝誌

三年的野保所生涯真是一條不歸路，不包括跟別人的野外調查，共 23 次的大分調查行程，231 天的野外生活，來回重裝步行總計 1840 km，差不多等於環島了。這段期間，大分已成我的另一個家，野生動物們則為我的家人，後院種滿了青剛櫟，森林中遍佈我和夥伴探險的足跡，以及不願輕易露臉的家人們的排遺和痕跡，只是，要回這個家有點辛苦罷了。

野保所的求學期間，感謝我的指導教授，黃美秀老師，引領我進入科學研究的殿堂，不僅在研究、課業，以及生活上的盡心教導，也讓我看到研究人員的熱誠和堅持，並贊助我許多野外工作裝備和出國參加研討會。同時，感謝黃老師、林淵源大哥和阿強學長(富強)帶我成為野外研究者，我永遠忘不了第一次去大分及射鹿時，什麼動植物都不認識的自己，當然，現在要學習的東西還很多。感謝口試委員，裴家騏老師、吳海音老師和姜博仁學長，花費時間修改我冗長又詞不達意的論文，並給予許多寶貴的建議。感謝所上所有老師，孫元勳老師、蘇秀慧老師、翁國精老師和喬雅玲老師(Dr. Cara Lin)，不僅在課堂上傳授知識、研究指導和鼓勵，以及一起打球的熱血，更難能可貴的是，讓我看到了野保所師生的凝聚力。

本研究期間，首先感謝玉山國家公園保育課和南安管理站的所有人員，在計畫執行、行政處理、入山入園申請和住宿的協助，以及林大哥、邱創春大哥、黃金進大哥、高忠義大哥，在山上的照顧及傳授許多山林知識。野外調查則要感謝許多人的幫忙，包括同學、學弟妹、朋友和志工們，我認為可以完成這個研究除了自己的堅持外，更重要的是有這些夥伴的協助、扶持、激發想法、甘苦與共，以及分享人生經驗等，有些夥伴甚至不止參與一次，在此依參與研究時間的前後順序一一列出，以資感謝：志銘學長、秀芬、光世、阿強學長、程帆、亞萱、建緯、琮博、阿輝(廷輝)、鈞丰、阿娟(慈娟)、曼儀、郭熊(彥仁)、怡婷、阿德(書德)、君傑、郁葶、佳容、羽珊、小葉(炯章)、秀雲姊、敬勳、羚雅、珮瑜、冷光(光輔)、明君、國健、純宇、小詩(芸詩)、胡笙、明竹、彥齡、小馬(駿良)、可欣、育螢、冠助、小八(匡洵)、荔枝(嘉孜)、菜圃(俊傑)、俞佑、

長益、菜鴨(幸蒨)、芭樂(圓恩)，和所有夥伴在山上共度的回憶永難磨滅。此外，也感謝經常接駁我們團隊來往玉里的高螢山、還有許多在山上所遇到的山友，提供我包括精神和糧食上的鼓勵。

在山下期間，尚要感謝君傑、寰宇、禎祺學長指導植物辨識和分類；志銘提供明尼蘇達大學的文獻資料庫，對我在文獻搜尋上真是助益良多；所辦小姐家菱、郟筠的許多幫忙；熊窟的行政助理，珈慈、沙沙和慧旻協助申請計劃與核銷帳目，以及怡如學姊、阿德、亞萱、菜鴨、小葉、郭熊、冠助等所有研究室夥伴，在討論和修改論文、ppt 建議和口試當天的幫忙，阿仁學姊協助 GIS 製圖；論文書寫的最後關頭，則感謝一同拼命、互相鼓勵的亞萱、玉玲、小馬、常宇學長、彥齡、怡君、老大。還有許許多多未能列出的善心人士和貴人，在此都說聲感謝。

最後，不免俗的要感謝自己的家人囉，感謝他們在精神上和經濟上的支持。更重要的，感謝山神，讓我在多次的野外調查都能夠安全平安，並順利收集資料，以及感謝所有野生動物們，忍受我不時的打擾你們，還願意偶爾出現跟我打聲招呼。謝謝！！

冠甫 2009.8.4

目錄

摘要.....	I
Abstract.....	III
謝誌.....	V
目錄.....	VII
圖表目錄.....	X
壹、前言.....	1
一、殼斗科植物 (Fagaceae) 和櫟實 (acorns)	1
二、櫟實與大型哺乳動物.....	3
三、台灣的殼斗科植物和哺乳類動物.....	4
四、族群監測 (population monitoring)	5
五、非侵入性 (noninvasive) 的調查技術	7
(一) 排遺計數.....	7
(二) 自動照相系統.....	8
六、研究目標.....	9
貳、研究地區.....	11
參、材料與方法.....	13
一、設置調查樣線.....	13
二、青剛櫟物候及結果量調查.....	13
(一) 物候觀察.....	13
(二) 種子陷阱 (seed trap)	14
(三) 地面櫟實留存狀況.....	14
三、大型哺乳動物相對豐富度之監測.....	14
(一) 動物目擊及痕跡調查法 (sighting and sign count)	15
(二) 紅外線自動照相機監測法 (camera trap)	16
四、資料分析.....	17
(一) 青剛櫟物候與果實豐富度.....	17
(二) 痕跡調查法.....	17
(三) 紅外線自動照相機監測.....	18
肆、結果.....	21
一、青剛櫟物候與果實豐富度.....	21

(一) 物候期觀察	21
(二) 種子陷阱	21
(三) 地面區塊之青剛櫟果實留存狀況	23
二、偶蹄類動物之排遺消失率	24
三、大型哺乳動物痕跡調查	25
(一) 台灣黑熊	26
(二) 山羌	26
(三) 台灣水鹿	27
(四) 台灣野山羊	28
(五) 台灣野豬	29
四、紅外線自動照相機監測	29
(一) 台灣黑熊	31
(二) 山羌	33
(三) 台灣水鹿	34
(四) 台灣野山羊	35
(五) 台灣野豬	36
五、大型哺乳動物之日活動模式	37
(一) 台灣黑熊	37
(二) 山羌	37
(三) 台灣水鹿	37
(四) 台灣野山羊	37
(五) 台灣野豬	38
伍、討論	39
一、青剛櫟物候	39
二、青剛櫟果實生產	41
(一) 櫟實豐富度	41
(二) 動物的利用	41
三、大型哺乳動物相對豐富度	43
(一) 台灣黑熊	43
(二) 台灣野豬	45
(三) 台灣水鹿	47

(四) 山羌	48
(五) 台灣野山羊	50
(六) 其他影響因子	51
參考文獻	56
附錄 1、9 條調查樣線之基本資料	107
附錄 2、所有自動相機樣點之基本資料 (座標系統為 TWD-67)	108
附錄 3、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)	111
作者簡介	115

圖表目錄

圖 1、研究樣區，大分地區位於玉山國家公園東部園區內（座標系統為 TWD-67）	71
圖 2、中央氣象局於玉山國家公園內的佳心測站，2006 年至 2008 年之 （1）三年平均，及（2）各年的月均溫和平均降水量	72
圖 3、2007 年 5 月至 2008 年 5 月，大分地區 45 個種子陷阱每月所收 集的青剛櫟及全部落葉乾重	73
圖 4、2007 年 5 月至 2008 年 5 月，大分地區 45 個種子陷阱每月所收 集的青剛櫟完整果實和受損果實之（1）顆數和（2）乾重	74
圖 5、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）	75
圖 6、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區台灣黑熊於青剛櫟結果 季與非青剛櫟結果季之平均排遺及食痕累積率（痕跡數/月*km）	76
圖 7、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區山羌各月的（1）排遺累 積率（排遺數/日），以及（2）穿越線調查所累計的目擊與叫聲 次數	77
圖 8、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區山羌於青剛櫟結果季與 非青剛櫟結果季之平均排遺累積率（排遺數/月*km）	78
圖 9、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區台灣水鹿各月的（1）排 遺累積率（排遺數/日），以及（2）穿越線調查所累計的目擊與 叫聲次數	79
圖 10、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區台灣水鹿於青剛櫟結果 季與非青剛櫟結果季之平均排遺累積率（排遺數/月*km）	80
圖 11、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區台灣野山羊各月的（1） 排遺累積率（排遺數/日），以及（2）穿越線調查所累計的目擊 與叫聲次數	81
圖 12、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區台灣野山羊於青剛櫟結 果季與非青剛櫟結果季之平均排遺累積率（排遺數/月*km）	82

圖 13、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區台灣野豬各月的 (1) 排遺累積率 (排遺數/日)，以及 (2) 穿越線調查所累計的目擊與叫聲次數.....	83
圖 14、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青剛櫟結果季之平均排遺累積率 (排遺數/月*km)	84
圖 15、2006 年 10 月至 2009 年 1 月，5 種大型哺乳動物各月於大分地區所有相機樣點的 OI 值 (有效相片數/1,000 小時)	85
圖 16、2006 年 10 月至 2009 年 1 月，台灣黑熊各月於大分地區所有相機樣點，以及分別於青剛櫟林內和周邊非青剛櫟林地區之相機所記錄的 OI 值 (有效相片數/1,000 小時)	86
圖 17、台灣黑熊在大分地區青剛櫟結果季與非青剛櫟結果季，分別於 (1) 青剛櫟林內 (2006 年 10 月至 2009 年 1 月) 及 (2) 周邊非青剛櫟林地區 (2007 年 5 月至 2008 年 12 月)，利用相機所記錄的平均各月之 OI 值 (有效相片數/1,000 小時)	87
圖 18、2006 年 10 月至 2009 年 1 月，山羌各月於大分地區所有相機樣點，以及分別於青剛櫟林內和周邊非青剛櫟林地區之相機所記錄的 OI 值 (有效相片數/1,000 小時)	88
圖 19、山羌在大分地區青剛櫟結果季與非青剛櫟結果季，分別於 (1) 青剛櫟林內 (2006 年 10 月至 2009 年 1 月) 及 (2) 周邊非青剛櫟林地區 (2007 年 5 月至 2008 年 12 月)，利用相機所記錄的平均各月之 OI 值 (有效相片數/1,000 小時)	89
圖 20、2006 年 10 月至 2009 年 1 月，台灣水鹿各月於大分地區所有相機樣點，以及分別於青剛櫟林內和周邊非青剛櫟林地區之相機所記錄的 OI 值 (有效相片數/1,000 小時)	90
圖 21、台灣水鹿在大分地區青剛櫟結果季與非青剛櫟結果季，分別於 (1) 青剛櫟林內 (2006 年 10 月至 2009 年 1 月) 及 (2) 周邊非青剛櫟林地區 (2007 年 5 月至 2008 年 12 月)，利用相機所記錄的平均各月之 OI 值 (有效相片數/1,000 小時)	91
圖 22、2006 年 10 月至 2009 年 1 月，台灣野山羊各月於大分地區所有相機樣點，以及分別於青剛櫟林內和周邊非青剛櫟林地區之相機所記錄的 OI 值 (有效相片數/1,000 小時)	92

圖 23、台灣野山羊在大分地區青剛櫟結果季與非青剛櫟結果季，分別於（1）青剛櫟林內（2006 年 10 月至 2009 年 1 月）及（2）周邊非青剛櫟林地地區（2007 年 5 月至 2008 年 12 月），利用相機所記錄的平均各月之 OI 值（有效相片數/1,000 小時）	93
圖 24、2006 年 10 月至 2009 年 1 月，台灣野豬各月於大分地區所有相機樣點，以及分別於青剛櫟林內和周邊非青剛櫟林地地區之相機所記錄的 OI 值（有效相片數/1,000 小時）	94
圖 25、台灣野豬在大分地區青剛櫟結果季與非青剛櫟結果季，分別於（1）青剛櫟林內（2006 年 10 月至 2009 年 1 月）及（2）周邊非青剛櫟林地地區（2007 年 5 月至 2008 年 12 月），利用相機所記錄的平均各月之 OI 值（有效相片數/1,000 小時）	95
圖 26、2006 年 10 至 2009 年 1 月，大分地區台灣黑熊於青剛櫟結果季（n = 110）及非青剛櫟結果季（n = 19）之日活動模式	96
圖 27、2006 年 10 至 2009 年 1 月，大分地區偶蹄類動物於青剛櫟結果季（n = 1,171）及非青剛櫟結果季（n = 1,837）之日活動模式	97
圖 28、2006 年 10 至 2009 年 1 月，大分地區山羌於青剛櫟結果季（n = 497）及非青剛櫟結果季（n = 963）之日活動模式	98
圖 29、2006 年 10 至 2009 年 1 月，大分地區台灣水鹿於青剛櫟結果季（n = 375）及非青剛櫟結果季（n = 537）之日活動模式	99
圖 30、2006 年 10 至 2009 年 1 月，大分地區台灣野山羊於青剛櫟結果季（n = 84）及非青剛櫟結果季（n = 191）日活動模式	100
圖 31、2006 年 10 至 2009 年 1 月，大分地區台灣野豬於青剛櫟結果季（n = 215）及非青剛櫟結果季（n = 146）之日活動模式	101
表 1、2007 年 6 月至 2008 年 5 月，大分地區青剛櫟樹（n = 45）各物候現象的出現百分比例	102
表 2、2007 年 10 月至 2008 年 2 月在大分青剛櫟森林，地面區塊和種子陷阱各月收集青剛櫟完整果實的平均數量，以及出現果實之百分比例	103
表 3、自 2007 年 6 月至 2008 年 6 月，山羌、水鹿和台灣野山羊於青剛櫟結果季和非青剛櫟結果季在不同棲地類型之排遺消失率	104

表 4、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區 5.9 km 調查樣帶記錄， 5 種大型哺乳動物於各類型痕跡之總累積量.....	105
表 5、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.....	106

壹、前言

食物資源的可得性 (availability) 和豐富度 (abundance) 是影響野生動物族群結構或動態 (population dynamics) 的重要因子之一 (McShea, 2000; Fuller and Sievert, 2001; Ryan et al., 2004), 其影響層面包括個體的生長、生殖和行為。對生長而言, 食物資源的供應會影響到體重、營養狀況、脂肪的儲存等 (Todd and Keith, 1983), 且個體的生理條件也會反映在生殖和存活的狀況 (Albon et al., 1983; McDonald and Fuller, 2005)。此外, 食物資源的可得性也會改變物種的活動範圍、分布狀況、領域大小、遷徙、移動型式、食性、棲地利用等生態習性和行為 (Garshelis and Pelton, 1981; Carlock et al., 1993; Clark et al., 1994; Fuller and Sievert, 2001)。

食物資源狀況會直接和間接影響族群動態的各個層面, 包括出生、存亡、播遷和物種生活史。因此, 研究食物資源的可得性、豐富度, 以及與消費者之間的關係, 除有助於我們了解食物資源對於物種的重要性之外, 藉由監測食物資源和野生動物族群二者之變動, 以評估食物資源的變動對族群分布和豐富度的影響, 更是野生動物族群保育和生態系經營管理的重要基礎。

植物物候 (plant phenology) 現象的週期變化型式是了解森林生態系的生物運作和生物體間交互作用的基礎, 例如, 落葉會改變林下的微棲地環境, 而新葉生長、開花和結果也會控制許多動物食草、授粉和食果等活動 (Justiniano and Fredericksen, 2000)。研究氣候因子之季節性變化和生物活動之週期性關係, 稱為物候學 (phenology); 植物物候學是植物生長現象隨著四季氣候變化而發生週期性的改變。該特質本由遺傳組成決定, 而各生長現象之發生和持續時間, 則受環境因子所控制, 如光照、溫度、降水及相對濕度等非生物性因子, 以及與部分生物因子的交互作用 (劉崇瑞等, 1983; 李昭宗, 2003; 李權裕等, 2004; Justiniano and Fredericksen, 2000)。

一、殼斗科植物 (Fagaceae) 和櫟實 (acorns)

殼斗科植物主要分布範圍為北半球的溫帶和亞熱帶, 且是這些地區

闊葉森林內重要的組成樹種 (Abrams, 1996; Manos and Stanford, 2001)。此科植物約有 1,000 個種，但屬 (genus) 之分類地位仍有許多分歧，目前在廣義的分類系統中認為全球共有 9 個屬 (Manos et al., 2001): *Fagus*、*Quercus*、*Trigonobalanus*、*Colombobalanus*、*Formanodendron*、*Chrysolepis*、*Castanea*、*Castanopsis*、*Lithocarpus*。

櫟屬 (*Quercus* spp.) 就是一般所指櫟樹 (oaks) 或稱橡樹的植物。櫟樹的果實稱為櫟實或橡實，屬於堅果類 (nut)，部分或全部包覆於殼斗內，此也是殼斗科植物的重要特徵，種皮和果皮不可分，內含種子一粒 (林讚標, 1995)。櫟實的種子主要由子葉構成，具有兩個重要的功能：(1) 在植株發芽初期供給能量，(2) 為潛在的營養回饋以吸引動物來取食、運送和儲藏，而達到種子傳播的目的 (Vander Wall, 2001)。

櫟樹對世界上許多文化和生物的影響非常深遠，除木材可供使用外，櫟實的生產 (acorn production) 更是許多地區各種野生動物和當地居民主要的食物資源 (McShea, 2000; McShea and Healy, 2002)。櫟樹的結果行為 (masting behavior) 具有相當的變異性，導致櫟實的產量有多元性的變化，從櫟樹個體間、族群間、同種間到年間 (Koenig et al., 1994; Koenig and Knops, 2002)。因此，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，便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)。

有許多生物種類會利用櫟實，包括微生物、真菌、昆蟲、鳥類以及哺乳動物，會利用櫟實的哺乳動物小型者包括齧齒類，大型者有熊和鹿等 (McShea and Schwede, 1993; Vander Wall, 2001; Inman and Pelton, 2002; Scarlett, 2004; Schmidt and Ostfeld, 2008)。北美洲的許多研究也已證實櫟實是許多森林野生動物偏好的食物 (Feldhamer, 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)。特別的是，在眾多植物性食物中，包括木本植物的莖、葉、芽、花和新生組織、草本植物、肉質果 (soft mast) 的果肉和種子等，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)。Holter and Hayes (1977)也指出，高代謝能的食物可以有效的促進儲存和建構脂肪。由於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)

其他研究也發現，野生動物秋冬季的食性會傾向攝取高代謝能的食物 (Servello and Kirkpatrick, 1987)。例如，在美國白尾鹿 (white-tailed deer, *Odocoileus virginianus*) 的食性組成中，當櫟實所佔的百分比最高時，可以攝取到最高的代謝能 (Pekins and Mautz, 1988)。因為在大部分的亞熱帶和溫帶地區，如何度過酷寒的冬季對野生動物來說，是一非常重要的課題。因此，以櫟實為主要的食物組成，對野生動物於冬季的存活率、季節性能量可得度的限制，以及進入生殖階段的準備，其重要性是其他多數食物資源所無法取代的 (Pekins and Mautz, 1988; Kirkpatrick and Pekins, 2002; McShea et al., 2007)，尤其當食物品質或量不足以讓動物儲存脂肪和能量時，櫟實的可得性就顯得更為重要 (Feldhamer, 2002)。

除了櫟實本身的營養條件外，加上體積相當大的果實，更是對野生動物另一極具吸引力的原因 (Kirkpatrick and Pekins, 2002)。櫟實的產量也已被證實會影響許多野生動物的族群動態 (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)。

二、櫟實與大型哺乳動物

櫟實是許多大型哺乳動物相當重要的食物資源。在北美洲，櫟實是美洲黑熊 (American black bears, *Ursus americanus*) 與白尾鹿的季節性主食，當櫟實產量高時，甚至佔白尾鹿秋天食物組成的 50% 以上 (Pekins and Mautz, 1987; Vaughan, 2002)。相對地，大型哺乳動物也對櫟實造成很高的掠食壓力。例如，在賓夕法尼亞州 (Pennsylvania)，平均每年有 39%

的櫟實會被脊椎動物所利用，而白尾鹿就佔了其中約 49% (Steiner, 1995)。McShea and Schwede (1993)則估算在維吉尼亞州 (Virginia) 櫟樹和胡桃樹 (hickory) 優勢的森林中，每隻白尾鹿秋季時平均每天可以移除地面約 1 kg 的櫟實。

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, 1987a; Eiler et al., 1989; Smith and Pelton, 1990; Noyce and Garshelis, 1997; Powell et al., 1997; Vander Wall, 2001; Vaughan, 2002)。在白尾鹿的相關研究結果也指出，動物的體重和生理條件、鹿角生長、繁殖狀況、族群動態、度冬存活率、活動範圍、移動型式、食性和棲地利用等，都和櫟實的生產有關係 (Feldhamer et al., 1989; Wentworth, 1990; Wentworth et al., 1992; Carlock et al., 1993; McShea and Schwede, 1993; Feldhamer, 2002)。在亞洲地區，日本的棕熊 (brown bear, *Ursus arctos yesoensis*) 和亞洲黑熊 (Asiatic black bear, *Ursus thibetanus*) 的食性、活動範圍和移動模式也都受櫟實生產狀況影響 (Hashimoto, 2002; Hashimoto et al., 2003; Izumiya and Shiraishi, 2004; Sato and Endo, 2006)。

當區域性的森林櫟實產量差時，許多大型哺乳動物 (如美洲黑熊、亞洲黑熊、鹿等) 會靠近人類活動區域，甚至取食人為相關的食物，造成被人狩獵的機會增加，或人類生命和財產的損失 (Carlock et al., 1993; Noyce and Garshelis, 1997; Oka et al., 2004; Ryan et al., 2004)。因此，了解櫟樹森林生態系櫟實產量的時空變動，以及動植物間的交互作用，不僅對野生動物族群的保育和經營管理相當重要，也有助於提供給化解人類和動物衝突 (human-animal conflict) 的對策參考。

三、台灣的殼斗科植物和哺乳類動物

殼斗科植物是台灣低中海拔植群帶的重要組成樹種，包括海拔 500-1,500 m 的楠櫟林帶 (*Machilus-Castanopsis zone*) 和 1,500-2,500 m 的

櫟林帶 (*Quercus zone*) (Su, 1984)。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*)、水青岡屬或山毛櫟屬 (*Fagus*)、栲屬或苦槠屬 (*Castanopsis*)、稠屬 (*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; 若以前述廣義的國際分類系統, 則 *Cyclobalanopsis* 和 *Limlia* 應併為 *Quercus*, *Pasania* 併入 *Lithocarpus*, 如此台灣的殼斗科植物共 4 個屬, 分別為水青岡屬 (或山毛櫟屬)、栲屬 (或苦槠屬)、石櫟屬和櫟屬。

國內對於野生哺乳類動物族群和環境食物資源之關係的研究, 雖為數不多, 主要是針對小型食肉目 (Carnivora) 和齧齒目 (Rodentia) 動物, 且研究期間通常短暫, 比如一季節或一年。至於中、大型哺乳類動物的相關研究, 則僅有針對墾丁地區的梅花鹿 (*Cervus nippon taiouanus*), 以及梅蘭林道地區水鹿 (*Rusa unicolor*) 和山羌 (*Muntiacus reevesi micrurus*), 探討其季節性食物品質與族群豐富度的關係 (陳則仁, 2003; 梁又仁, 2005)。其他地區性的中、大型哺乳動物的族群監測調查, 甚少探究和動物與環境中食物資源變動的關係。特別針對櫟實生產對於大型哺乳動物的影響, 則只有玉山國家公園的台灣黑熊 (*Ursus thibetanus formosanus*) 的相關研究方有較多的著墨, 其中包括黑熊的季節性移動、食性和活動模式都和櫟實的生產有密切關係 (Hwang et al., 2002; Hwang, 2003; Hwang and Garshelis, 2007)。這些研究指出秋冬季時, 台灣黑熊的食物組成以櫟實為主, 並且會聚集到櫟樹森林中大量覓食; 當櫟實產量豐富時, 台灣黑熊也會增加夜間活動的頻率。

四、族群監測 (population monitoring)

估算及監測動物的族群數量或豐富度, 以及其變動情形, 除了可以讓人了解物種的生態習性, 也協助擬定野生動物經營管理策略和執行保育計畫的優先性, 並且提供評估工作成效和調整內容的依據。此對於研究族群動態、疾病的影響、獵物和掠食者的關係, 以及提早預測族群量的改變等, 亦都扮演重要的角色 (Gibbs, 2000; Wilson and Delahay, 2001;

Lancia et al., 2005)。

早期野生動物的族群量資料多來自於商業上的利用和捕殺，最有名的例子即為猞猁 (lynx, *Lynx canadensis*) 和雪靴兔 (snowshoe hare, *Lepus americanus*) 二者的族群變動關係，其資料超過 100 年 (Elton and Nicholson, 1942)。這是由於兩種動物的皮毛具有商業上的價值，因此有人為獵殺和交易的長期統計數據。在可合法狩獵的國家，類似的政府機構或民間單位對於獵場的管理及狩獵量的統計，如今仍是族群估算資料的主要來源。然而，以動物個體捕殺數量作為族群量的估算方法並無法被廣泛應用，尤其是受保護的動物或地區，或是對於一些族群量本來就不多的物種 (Wilson and Delahay, 2001)。因此，有效率而準確的估算和監測野生動物族群量或豐富度之方法，遂成為經營管理及保育野生動物的重要議題。

為了解一個地區動物的多寡，依據目標物種的生態學、研究地區大小、估算的方法、目的、調查資源的可得性，收集的資料可分為兩類：絕對族群量 (absolute abundance; absolute population size) 和相對豐富度 (relative abundance; relative population size)。然實際上在野外要完全觀察，並計數所有的野生動物個體，而獲得確實的絕對族群量是非常困難。相對豐富度通常以一個指數值 (index value) 代表，透過標準化的研究方法取樣族群的一部份，而此指數的值則代表每一取樣單位下，直接計數的個體或間接記錄到的痕跡數量或頻率 (Gibbs, 2000; Wilson and Delahay, 2001)。相對豐富度指數除了可作為監測族群之外，也用來研究物種的行為、棲地利用、活動模式、分布狀況等。

在估算族群的方法中，捕捉法 (capture method) 是一發展歷史已久、理論完整，且應用廣泛的方法，加上為動物配掛發報器和無線電追蹤，是現今許多研究仍使用的方法，許多推估絕對族群量的公式、模型和電腦軟體，遂是由捕捉標記再捕捉法 (capture-mark recapture; mark-release) 的原理所衍生 (Wilson and Delahay, 2001; Lancia et al., 2005)。但捕捉大型哺乳動物的方法存在著諸多限制和缺點，例如需要專業技術，包括捕捉、麻醉、保定、配掛發報器等，捕捉率低可能導致樣本數少、研究範圍受限而不適用於大尺度空間的研究，人力、資金和時間耗費較大等。因此，透過合適的研究設計，以及系統化、有效率的調查工作，使用相對豐富

度資料以瞭解野生動物族群變化的趨勢，就成了族群估算技術的發展主流。許多建立在量化觀察和動物活動痕跡為基礎的方法，包括各種非侵入性(noninvasive)的調查方法，仍持續在發展和應用過程中 (Gibbs, 2000; Wilson and Delahay, 2001)。

五、非侵入性 (noninvasive) 的調查技術

非侵入性是指樣本是取自動物個體的皮膚外的物質，如毛髮、羽毛、自皮膚脫落的組織，或是經由體外所取得，如排遺、尿液、精液、唾液、嘔吐物等 (Garshelis, 2006)；或定義為取樣過程不需要捕捉或干擾動物個體 (Taberlet et al., 1999)。非侵入性的調查方法旨在希望研究者降低其對於研究物種和個體的干擾，而且一般也比捕捉法可提供較多、較豐富的樣本 (Garshelis, 2006)。

相較於捕捉法，非侵入性的調查方法的優點如下：(1) 非侵入性，較少涉及動物福利的議題，特別是對於稀少或瀕危的物種，則可降低致死和緊迫的風險。(2) 人力、時間和資金的花費較少，而可進行大範圍的研究。(3) 效率高、可提供較大的樣本數和較多的資訊，且可以同時偵測多種物種。(4) 簡單、易執行，通常不需要太專業的技術和器材，即使透過訓練也比較方便 (Wilson and Delahay, 2001; Garshelis, 2006; Heinemeyer et al., 2008; Kays and Slauson, 2008)。

常見的非侵入性的調查法包括痕跡調查(sign survey)和觀察法(observation)。動物經常會在野外留下許多可供研究者察覺及辨識的痕跡，可以實際提供動物活動的訊息，常見的有足跡、排遺和叫聲，此外，透過對各物種之生態和行為的認知，其他可幫助我們辨認物種的痕跡包括洞穴、窩巢、食痕、爪痕等。觀察法分為直接目擊和間接影像兩大類，其中普遍應用於中、大型哺乳動物的研究，則有排遺計數(fecal count; scat count; pellet-group count)和自動照相系統(auto-trigger camera system; remote camera system)。

(一) 排遺計數

排遺是辨別特定物種的重要特徵之一，比起其他痕跡相對的容易發

現，因此系統化的排遺計數早在 1930 後期就被作為調查大型哺乳動物族群的變動、普查和分布之重要方法，且被廣泛應用於各類野生動物的研究，以及經營管理目標中。以排遺計數為基礎的調查方法主要可分為現存量法和移除法 (Neff, 1968; Wilson and Delahay, 2001; Hemami and Dolman, 2005)。

(1) 現存量法 (standing-crop method)：第一次調查時，計數樣線或樣區內所有現存的排遺數量。此法通常是假設地面的排遺是處在穩定狀態，也就是排遺的分解速率 (decomposition rate; disappearance rate) 是不變的 (McClanahan, 1986)。

(2) 移除法、清除法 (clearance method)：在取樣計數的前一次調查時，事先把樣線或樣區上的排遺移除，或在每一次的調查結束時，立刻清除計數過的排遺。即計數在固定期間內排遺的累積量，故又稱累積法 (accumulation method)。常應用於當調查工作的間隔天數小於排遺分解的天數時，而可避免重覆計數。

排遺計數的優點包括：(1) 痕跡容易偵測；(2) 執行方便，不需要特別或昂貴的器材；(3) 適用於廣泛的棲地環境；(4) 可以同時調查數個物種；(5) 野外工作的人力和資金花費少；(6) 可以獲得額外的生態資訊，如行為和棲地利用，並同時收集 DNA 樣本。然此法亦有以下缺點和限制，包括：(1) 辨識度有時可能因不同種間的排遺相似，而不易區別；某些同種間的排遺形態也可能差異甚大，且無法在野外做到辨認個體；(2) 偵測度受限於棲地類型和環境因素；(3) 排遺在野外的保存時間深受棲地的環境和氣候因子影響，故排遺分解速率可能有地區性和季節性的差異 (Wilson and Delahay, 2001; Hemami and Dolman, 2005; Heinemeyer et al., 2008)。

(二) 自動照相系統

自動照相系統是由一感應器加上照相機所組成，當感應器偵測到動物出現後，啟動照相機進行拍攝。啟動方式從最早是機械式觸動、固定時間間隔啟動，到現在較多使用的是主動式紅外線阻斷型和被動式紅外線熱 (或溫差-動態) 感應型 (Wilson and Delahay, 2001; Kays and Slauson, 2008)。

在自動照相系統的發展初期，由於整套設備過於昂貴、笨重和複雜，甚少被生物學家利用於研究上，多使用在生態攝影上。直到 1980 年代後期，因合法狩獵人士將其作為偵察和搜索獵物出現的工具，吸引廠商投入研發和量產。加上相關技術的長足進步，使自動照相設備變得更便宜、操作簡單和攜帶方便，也有更多生物和生態學家運用在研究調查上。如今自動照相系統已是一發展相當完整的調查工具，且近年來更因數位相機的發明，擴展了儲存系統與動態錄影的功能，但其仍有反應較慢、延遲時間較久和高耗電等問題有待克服 (Kucera and Barrett, 1993; Sanderson and Trolle, 2005; Kays and Slauson, 2008)。

自動照相系統的優點如下：(1) 少數人力即可進行大面積、長時間的調查工作；(2) 效率高，研究人員無須留在研究地，而可持續地收集資料；(3) 可較有效的偵測到稀有或隱密性高的物種，並同時調查多種共域動物；(4) 樣點可確認相關棲地環境的特性，而相片資料可提供日期、時間、個體年齡、性別和行為等資訊；(5) 針對不同的研究目的和目標物種，可以修改架設方式，搭配誘餌和氣味劑的使用；(6) 配合使用無線電追蹤，或拍攝物種獨特的型態特徵，而可做個體辨識時，則可估算其族群量。然其缺點和限制則包括：(1) 研究器材可能較為昂貴和複雜，會有人為偷竊和破壞的疑慮；(2) 電子設備可能會受限於某些環境因素，造成錯誤拍攝、無法運作或機器故障，而有維修的需求；(3) 電力和儲存系統(底片或記憶卡)的持續性有限，需定期更換 (裴家騏等, 1997; 裴家騏, 1998; 裴家騏等, 2004; Wilson and Delahay, 2001; Garshelis, 2006; Jackson et al., 2006; Kays and Slauson, 2008)。

六、研究目標

本研究的目標乃藉由瞭解玉山國家公園台灣黑熊重要的棲息環境一大分地區，優勢樹種青剛櫟的物候現象和櫟實生產的週期變化，同時利用痕跡調查法和紅外線自動照相機系統監測該區台灣黑熊和四種偶蹄目動物，即山羌、台灣水鹿、台灣野山羊 (*Capricornis swinhoei*) 和台灣野豬 (*Sus scrofa taiwanus*) 的相對豐富度和季節變動情形，以期了解殼斗科森林中的櫟實生產狀況，對於大型哺乳動物的豐富度和活動之影響。本

研究預期在青剛櫟結果的季節，大型哺乳動物的相對豐富度會較非青剛櫟結果季為高。

貳、研究地區

大分地區位於花蓮縣卓溪鄉拉庫拉庫河流域(北緯 23°22' 25" 47, 東經 121°05' 21" 49), 地處中央山脈, 屬於玉山國家公園東側園區, 該區海拔約由闊闊斯溪溪床 1,100 m 至大分山 2,000 m。由南安管理站附近的山風登山口入山, 單程需步行 40 km, 耗費三日。

此區原為布農族南投郡社群東遷的第一個據點, 長久來為布農族傳統的活動領域。至日治台期間, 也是八通關越嶺道路上的一段, 日本政府並在此區設置大分駐在所, 爾後因教化撫育和集團移住的政策實施下, 將原住民陸續搬遷至平地。因此, 在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, 包括 Hwang (2003) 和吳煜慧 (2004) 的研究, 便均以大分為核心的玉山國家公園東部園區為主要調查區域。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。另自 2006 年起, 以台灣黑熊族群生態學及保育為主軸之研究, 亦持續在大分地區長期的進行中 (黃美秀等, 2006; 2007; 2008)。

2007 年 11 月至 2008 年 10 月, 大分研究站旁 (海拔約 1,320 m) 設置的簡易氣象觀測站顯示, 該年累計降水量為 889 mm, 年平均溫為 16.9 °C, 最高溫出現在 6 月至 8 月, 皆約 21 °C, 最低溫在 2 月為 11 °C (黃美秀等, 2008)。位於園區東部鄰近的中央氣象局佳心測站 (北緯 23°20' 49", 東經 121°12' 18", 海拔約 704 m), 於 2006~2008 年三年的資料則顯示, 年均溫為 18.4 °C, 最高溫出現在 7 月, 月均溫為 23.7 °C, 最低溫則在 1 月和 2 月, 月均溫皆為 13.6 °C, 年平均降水量為 2,056 mm (圖 2)。

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), 此樣區範圍約 5 km², 海拔則為 1,100~1,700 m。黃美秀等 (2009) 調查大分地區的植群發現, 樣區的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。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%。

參、材料與方法

一、設置調查樣線

調查樣線的選定適當考量到不同的海拔高度和坡度，於青剛櫟主要分布範圍內設置 8 條穿越線，編號從 T1 到 T8 (圖 1)，包含 3 條稜線型和 5 條等高線型，海拔範圍為 1,200~1,550 m，每條調查樣線長度為 0.2~1 km 不等，總計 5.2 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。

二、青剛櫟物候及結果量調查

青剛櫟為殼斗科櫟屬中的一種，就廣義的分類而言則屬於櫟屬，為常綠闊葉喬木，分布區域包括印度、西藏東南山區、中國大陸、韓國、日本和台灣，為從海平面到海拔 800 m 森林中的普遍種 (Liao, 1996)。在台灣，則從平地山麓分布到 2,300 m 的山區 (柳楮，1968)。

(一) 物候觀察

在調查樣線上每隔 50-150 m，挑選並標記 1 棵胸高直徑大於 10 cm 的青剛櫟樹木，依穿越線長度分別挑選 3-9 棵樣樹，總共 45 棵。於 2007 年 6 月至 2008 年 5 月，每個月月初進行一次物候調查，持續一年。每次現場調查皆由同一名研究者進行，使用望遠鏡和接近植株觀察各樣樹及記錄各樣樹上出現的物候現象。

根據李權裕和陳明義 (2004) 對殼斗科植物的觀察，本研究將青剛櫟的物候現象分為 6 個時期，定義分別如下：

1. 抽芽期(budding phase)：芽苞膨大開始抽長至芽伸出嫩葉的尖端。
2. 幼葉期(tender leaf phase)：可以明顯地看出綠色葉芽起至葉展開且葉未完全變色。
3. 展葉期(leafing phase)：葉片展開至葉完全平展並轉變為成熟葉色為止。
4. 開花期(flowering phase)：由花苞開始膨大或花序抽長至花落。
5. 結果期(fruiting phase)：以雌花柱頭變黑為幼果期之開始到果實長大至成熟時之大小。

6. 熟果期(mature fruiting phase)：以果實飽熟，並開始由綠轉為褐色定義之。

(二) 種子陷阱 (seed trap)

為彌補物候調查無法實際呈現果實產量的變動，針對物候調查的 45 棵青剛櫟樣樹，研究者同時使用 0.9 m*0.9 m 的蘭花網作為種子陷阱，置於樣樹樹冠下離地面高 1 m。每個月上山調查期間收集陷阱內掉落之花、葉、果實等植物部份，下山烘乾後，分類、測量及記錄櫟實完好狀況、數量和乾重，以監測其於不同月份的相對出現量。

依據青剛櫟果實狀況，將櫟實先分為完整果實與受損果實 (黃美秀等, 2006)。完整果再依果實直徑大小分為 2 類：由於小於 5 mm 者，多為未成熟或發育不全就掉落的果實，故於後續分析中，完整果實僅以果徑大於 5 mm 者呈現。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櫟實數量 (單位等級：0.25、0.5、0.75、1 顆)。

(三) 地面櫟實留存狀況

除了台灣黑熊可爬樹取食櫟實之外，共域的其他四種偶蹄類動物大多只能利用落在地面的青剛櫟果實。為了瞭解地面櫟實對動物的可得性，研究者監測落果的留存狀況和數量，沿穿越線的兩側間隔約 50 m，在胸高徑大於 10 cm 的青剛櫟樹冠層下，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，計數留存在各區塊內果徑大於 8 mm，且較飽滿而果實完整的櫟實數量。選擇果徑大於 8 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 8.52 mm (鍾雨岑，私人通訊)，故本研究以 8 mm 為標準，方便野外現場調查時比對大小。

三、大型哺乳動物相對豐富度之監測

樣區的大型哺乳動物包括 4 種偶蹄目 (Artiodactyla) 動物和 1 種食肉目 (Carnivora) 動物。山羌和台灣水鹿屬鹿科 (Cervidae)，台灣野山

羊和台灣野豬分別屬牛科 (Bovidae) 和豬科 (Suidae); 台灣黑熊則為熊科 (Ursidae), 為亞洲黑熊 (*U. thibetanus*) 於台灣之亞種。我國的保育類野生動物名錄除台灣野豬未列名之外, 山羌為第 III 類其他應與保育之野生動物, 台灣水鹿和台灣野山羊為第 II 類珍貴稀有野生動物, 台灣黑熊被列為第 I 類瀕臨絕種野生動物。世界保育聯盟修訂的紅皮書 (Red List), 則將水鹿 (*Rusa unicolor*) 和亞洲黑熊列為易危物種 (VU, Vulnerable) (IUCN, 2009)。

(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 700 m, 故痕跡調查樣線總計 5.9 km 長。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 (圖 1) 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。

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)。因此，為避免排遺計數的結果因排遺於調查間隔（約 1 個月）因上述因素而消失，使偵測度有所差異，造成動物相對豐富度估算的誤差，研究期間同時將針對偶蹄類動物的排遺顆粒進行消失率（disappearance rate）測試。

2007 年 6 月至次年 6 月於大分地區進行偶蹄類動物排遺消失率的試驗，然由於樣本數收集的季節性限制，只針對山羌、台灣野山羊和水鹿 3 種動物。進行穿越線調查時，挑選並撿拾新鮮、有光澤的糞堆，之後放置於研究站附近。排遺放置地點涵蓋樣區內常見的三種不同棲地類型：草地組、青剛櫟林組、青剛櫟和二葉松混合林組。測試樣本皆上標和照相，並記錄糞粒數量、棲地類型、標放日期等資料。研究者於每個月至樣區調查時，便複查並記錄殘存的糞粒數量。為了與每月例行的排遺調查結果做比較，將排遺消失的時間以 1 個月為基準，每月複查時，當可偵測的糞粒數小於 3 顆便視該糞堆消失。

（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 1 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。

為瞭解 5 種大型哺乳動物出現於研究地區出現頻度的時空變化，相機點的放置環境包括青剛櫟優勢林內，以及周邊非青剛櫟林兩類棲地環境。部分自動照相機樣點沿痕跡調查樣線兩側架設，部分則先於地圖上畫出大致位置，於調查時再至現場觀察環境後架設，並儘量讓相鄰相機點間的直線距離為 500 m。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。

四、資料分析

由於所有調查於月份各類資料在檢定常態性的 Kolmogorov-Smirnov 統計量和常態 Q-Q 圖檢定時，皆不符合常態分配，故後續都以無母數統計方法進行分析，並將顯著水準定為 0.05。

(一) 青剛櫟物候與果實豐富度

計算每月份出現各物候現象的樣樹，佔所有樣樹的百分比例 ($n = 45$)，由於 1 棵樣樹可能同時有 2 種以上的物候現象，也可能完全沒有本研究欲觀察的物候現象，故每個月的物候百分比加總不等於 100%。

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，以顯示各月的落果數量、生物量和動物利用程度，再以卡方適合度檢定 (Chi square goodness-of-fit test) 種子陷阱和地面區塊的果實累積數量之月份差異。此外，為比較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 m^2) 之完整果實數量，種子陷阱乃以累計果實總數除以 45 個陷阱後，再除以 $0.81 \text{ (m}^2\text{)}$ ，而地面區塊面積為 1 m^2 ，故直接將果實總數除以 100 (區塊數)。

為了檢視青剛櫟果實生產對於動物的影響，根據青剛櫟物候和果實豐富度的月份變化，將每年資料分為青剛櫟結果季和非青剛櫟結果季 2 個季節。大型哺乳動物族群豐富度的監測除計算各月數值外，並計算同一年內不同季節，以及跨年的整體結果季和非結果季之數值。

(二) 痕跡調查法

排遺消失率依 3 種棲地類型和 2 個季節，計算山羌、水鹿和野山羊的排遺在 1 個月內消失的百分比例。以費雪精確檢定 (Fisher exact test)

排遺消失率分別在同一棲地類型下 2 種季節，以及同一季節內 2 種不同棲地類型的差異。另以卡方獨立性檢定 (Chi square for independence) 排遺消失率分別在 3 種棲地類型和 2 種季節間之差異。

物種的痕跡調查資料以目擊、叫聲和排遺為主，由於排遺為兩次調查間的累積量，因此合併每次 9 條穿越線 (5.9 km) 調查之總排遺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排遺累積速率 (排遺數/日，以下簡稱排遺累積率)，此值再利用排遺消失率校正，以反映排遺累積的實際情形。黑熊痕跡除排遺外，另包含覓食痕跡，如爪痕與折枝，以計算痕跡累積率。同樣地，每次調查日期多集中於每個月的月初，故每個月的排遺累積率資料呈現以調查期的上個月份表示，即以排遺累積的主要月份表示。為方便資料比較，同一次調查期的目擊和叫聲紀錄，也和排遺累積資料歸屬於同一月份，以調查期的上個月表示，雖然每次調查天數因天候狀況和工作安排而有所變動，但每次皆進行相同長度的穿越線調查，因此各月份的目擊叫聲的資料以每次調查期的累計次數表示。以 Spearman rank test 檢定兩兩物種間的相對豐富度之月份變化趨勢。

各季節的痕跡調查資料只計算累計量較多的排遺，黑熊痕跡則包括排遺和食痕，以穿越線為樣本單位，共計 9 條痕跡調查穿越線。先計算每條穿越線在各季節內所有月份的排遺 (或痕跡) 累積總量，若有排遺消失情形則經排遺消失率校正後，除以季節總天數得到每一條穿越線在各季節的日排遺 (或痕跡) 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 長的月排遺 (或痕跡) 累積率 (排遺數/月*km)。各季節的數值為加總各季節內 9 條穿越線的單位長度月排遺 (或痕跡) 累積率取平均值 ($n=9$)，以平均值 \pm 標準差 (mean \pm SD) 呈現，並以 Wilcoxon matched paired signed rank test 檢定單位長度月排遺 (或痕跡) 累積率之季節間和年間差異，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。

(三) 紅外線自動照相機監測

1. 動物出現頻度 (OI 值)

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，本研究參考裴家騏等 (1997)，以及裴家騏等 (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)，公式如下：

$$\text{OI 值} = (\text{一物種的有效照片數} / \text{總工作時數}) * 1000 \text{ 小時}$$

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。對於群居性的台灣獼猴，則採用群體 OI 值計算，半小時內拍到的所有個體皆視為同群，包括同張照片有 2 隻以上的獼猴個體，僅記錄為 1 筆獨立資料。

自動相機的資料同樣有涉及跨月的情形，但每次收集和更換底片的日期仍集中在月初，因此以自動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除以該月所有相機總工作時數乘以 1,000 小時，作為該月各物種的 OI 值。除計算所有樣點的各月 OI 值外，並分別計算相機置於青剛櫟林內和周邊非青剛櫟林 2 種樣點類型之每月的 OI 值，即計算 2 種樣點類型於每個月的有效相片張數和總工作時數。

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，如同痕跡調查包括，整體的 2 個季節 (合併不同年)、同一年內的 2 個季節、不同年間 (2007 年和 2008 年) 的同一季節。

2. 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，各種動物於一

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，則可得到某種動物的日活動模式。

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。為瞭解青剛櫟結果是否對動物的活動產生影響，並以 Spearman rank test 檢定各物種於整體青剛櫟結果季和非青剛櫟結果季的日活動模式變動情形。

肆、結果

一、青剛櫟物候與果實豐富度

(一) 物候期觀察

從 2007 年 6 月至 2008 年 5 月的物候期監測中，青剛櫟的抽芽期始於 3 月至 4 月，此時全部青剛櫟樣樹同時出現抽芽現象，並止於 6 月，抽芽後接續著新葉生長，幼葉期發生於 4 月至 8 月，展葉期則自 4 月持續至 10 月，並以 5 月至 7 月 (89%~100%) 達高峰，皆超過 80% 的樣樹有該物候現象 (表 1)。開花期則出現於 4 月至 6 月，同時也開始授粉、落花，開花期和落花期二者高峰皆在 5 月。

結果期始於開花後隔月 5 月，此時可發現柱頭變黑及小型幼果，8 月和 9 月的果實雖多數在樹上已可見殼斗和堅果部分，卻皆為未熟果，果實較小或堅果大部分仍包覆在殼斗內。果實直到 10 月方較明顯且較飽滿，且 2007 年觀察樣樹出現結果期的百分比例高達 95.6% (表 1)。成熟果實出現於 11 月至次年 2 月，並以 12 月達高峰，80% 的觀察樣樹皆有成熟果，其次為 1 月，至 2 月初僅有 2.2% 的樹稍仍可見少數殘存堅果 (表 1)。

(二) 種子陷阱

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。

1. 落葉出現量

種子陷阱所收集到的落葉乾重，發現 2008 年 3 月 (3304 g) 和 4 月 (3,552 g) 有大量的青剛櫟落葉，該 2 個月佔 2007 年 6 月至 2008 年 5 月總青剛櫟落葉乾重 (9,762 g) 的 70.2%，在此同時也是抽芽和新葉生長的高峰，亦即新葉抽出時舊葉凋落，落葉至 5 月次多，2008 年的 5 月有 492 g，但已不及 3 月或 4 月的四分之一，其餘月份皆小於 400 g，從 2 月的 160 g 到 7 月的 378 g (圖 3)。除青剛櫟葉外，其餘落葉主要為二葉松和部分闊葉樹種，總落葉量仍以 3 月 (3,530 g) 和 4 月 (3,938 g) 最高，且青剛櫟葉分別佔該兩個月總落葉量的主要部分，為 93.6% 和 90.2%，其

餘月份青剛櫟僅佔 23.8% (7 月) ~56.1% (6 月) (圖 3)。總落葉量其次則為 2007 年 7 月 (1,589 g)，仍不及 3 月和 4 月的一半，最少則為 2 月的 340 g (圖 3)。

2. 青剛櫟果實豐富度

自 2007 年 6 月至 2008 年 5 月，除 2007 年 6 月沒有完整果實外，其餘每月皆可在部分種子陷阱內收集到完整和受損的青剛櫟果實，但是 2007 年 6 月至 8 月 (4~45 顆) 都是數量比較零星，為少數小果和上個結果季所殘存的果實，2007 年 9 月 (35 顆) 開始有較大量的落果，總落果數量開始遞增至 11 月 (695 顆) 最多，12 月和 2008 年 1 月分別有 677 顆和 509 顆 (圖 4-1)。

完整果實數量則是以 2007 年 10 月有 462 顆最多，11 月 (452 顆) 起遞減至 2008 年 1 月 (201 顆)，且在 2007 年 9 月即有 338 顆，但此時受損果實仍少，僅 16 顆，受損果數量至 10 月 (130 顆) 才開始大量出現，並遞增至 2008 年 1 月 (243~308 顆)，隨著青剛櫟結果季進入尾聲 (圖 4-1)。完整果和受損果的數量至 2 月皆大幅下降，分別僅剩 20 顆和 33 顆，3 月至 5 月則為此結果季的殘存果實，總落果數量只有 14~23 顆 (圖 4-1)。完整果實和受損果實的數量皆有極顯著的月份差異 ($\chi^2 = 2492.1, df = 12, P < 0.01$; $\chi^2 = 1892.1, df = 12, P < 0.01$)，顯示青剛櫟果實的可得性和動物的利用皆有月份間的差異。

落果乾重部分，受損果多為堅硬果皮的碎片或殘缺的果肉，且多數不易秤重。2007 年 10 月至 2008 年 1 月的完整果實乾重 (467 g) 佔 2007 年 6 月至 2008 年 5 月完整果總乾重的 91.7%，完整果實乾重自 2007 年 10 月 (78 g) 開始明顯上升，隨月份遞增至 12 月為最高有 180 g，2008 年 1 月 (81 g) 開始下降，至 2 月僅剩 3 g (圖 4-2)。將同月完整果實的乾重除以數量發現，平均每顆果實的乾重也有變化，於 9 月每顆果實的乾重僅 0.09 g，但到 10 月有 0.17 g，11 月為 0.28 g，到 12 月則增加至 0.46 g。因此，雖然 12 月完整果實的數量已經少於 10 月和 11 月，但多數果實體積較大且飽熟，所以有最高的乾重 (圖 4)，2008 年 1 月每顆果實乾重仍有 0.40 g。

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 82.5%，其中受損果數量（968 顆）甚至佔全年受損果的 93.1%，且佔此 4 個月總落果數量的 39.1%，但在各月所佔有的比例則不盡相同，從 2007 年 10 月增加至 2008 年 1 月，分別為 22%、35%、42.3% 和 60.5%（圖 4-1）。結果顯示，較大量且飽熟的青剛櫟果實集中在 10 月至隔年 1 月，動物利用青剛櫟果實的情形更加集中在這段時間，且利用比例隨月份遞增。

（三）地面區塊之青剛櫟果實留存狀況

於 2007 年 10 月至 2008 年 2 月共 5 個月，地面區塊有較飽熟且完整的櫟實數量，以及區塊上發現完整櫟實的比例，以 10 月最高、11 月次之。平均果實殘存量和有果實區塊比例隨著青剛櫟結果季的結束而呈現下降的趨勢，從 2007 年 10 月皆遞減至 2008 年 2 月（ 0.04 ± 0.2 顆/區塊；4%）（表 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（表 2）。月份間的地面果實數，以及有果實的區塊數，皆呈顯著差異（ $\chi^2 = 143.53, df = 4, P < 0.01$ ； $\chi^2 = 35.72, df = 4, P < 0.01$ ）。至 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。

比較地面區塊和同時期的種子陷阱所計數的完整果實數量（ 1 m^2 ），種子陷阱中的完整果實可視為落至地面的青剛櫟果實，也就是地面潛在可利用的果實，而地面區塊的完整果實則為在地面被動物移除（利用）後的殘存果實。因此，將單位面積（ 1 m^2 ）的種子陷阱果實數減掉地面區塊果實數，為地面 1 m^2 內果實被移除量，而該數值除以 1 m^2 種子陷阱果實數則是地面果實被移除的比例。10 月至 12 月，平均被移除的果實數皆超過 10 顆/ m^2 ，1 月則下降了一半（約 5 顆/ m^2 ），而到 2 月被移除量則更低，不及 1 顆/ m^2 （表 2）。另從果實被移除的比例來看，從 10 月至隔年 2 月，每個月落到地面的櫟實皆有超過 92% 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。

綜合上述結果顯示，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，本研究將 10 月至隔年 1 月界定為青剛櫟結果季，表示青剛櫟果實生產對於本區野生動物影響的關鍵時期，2 月至 9 月則為非青剛櫟結果季。後續的大型哺乳動物族群豐富度之季節資料，皆以此結果為季節區分依據。

二、偶蹄類動物之排遺消失率

從 2007 年 6 月至 2008 年 6 月間，山羌排遺共標放 50 堆，每堆糞粒數為 12~36 (22.3 ± 8.6) 顆；水鹿排遺共標放 29 堆，每堆糞粒數為 25~50 (35.6 ± 7.1) 顆；台灣野山羊則標放 20 堆，每堆糞粒數為 60~200 (127.4 ± 50.9) 顆。

3 種偶蹄類動物中，山羌的排遺消失率最高，有 36% 的排遺會在 1 個月內消失（表 3），且觀察也發現大多都在 1 至 2 個月就消失，即使超過 2 個月的糞堆，也因糞粒數少而不易被研究者偵測到。水鹿的排遺在超過 1 個月之後，全數仍可被偵測到，而台灣野山羊的排遺，除一筆於草地組在 1 個月內消失外，有 95% 可留存超過 1 個月（表 3），且此兩物種的糞堆多數能留存持續 2 個月以上，因此後續將針對山羌的排遺消失率做比較。

山羌排遺在 3 種不同棲地類型一個月內的消失率，以青剛櫟組的排遺消失率為 41.2% ($n = 17$) 最高，其次草地組為 37.5% ($n = 16$)，青剛櫟和二葉松混合組最少為 29.4% ($n = 17$)（表 3），但 3 種棲地類型之 1 個月內排遺消失率無顯著不同 ($\chi^2 = 0.534, df = 2, P = 0.766$)。

將資料依月份分為青剛櫟結果季（10 月至隔年 1 月）和非青剛櫟結果季（2 月至 9 月）分析，分別合併 3 種棲地類型於各季節的資料，則 2 個季節之 1 個月內排遺消失率有顯著不同 ($\chi^2 = 4.778, df = 1, P = 0.029$)，且以非結果季大於結果季，分別為 45.7% ($n = 35$) 和 13.3% ($n = 15$)（表 3）。雖然山羌在同一棲地類型 2 種季節和同一季節 2 種不同棲地類型的一個月內排遺消失之情形，皆無顯著不同（Fisher exact test, $P > 0.05$ ），且同一季節內，排遺在 1 個月內消失的比例於不同棲地環境下的變異並不大（結果季：0-20%；非結果季：42-50%），但是在非結果季皆為結果季的 2 倍以上。

由於痕跡調查的穿越線棲地類型以青剛櫟林和青剛櫟與二葉松混合林為主，且山羌的排遺在此兩種棲地類型皆可能於1個月內消失，故將該2種棲地類型資料合併後依月份分為青剛櫟結果季和非青剛櫟結果季分析，以幫助校正排遺累積率。結果顯示排遺1個月內消失率於不同季節有顯著不同($\chi^2 = 3.969, df = 1, P = 0.046$)，非結果季為45.8%($n = 24$)，大於結果季的10% ($n = 10$) (表3)。因此，後續將山羌於結果季和非結果季的各月排遺累積率分別除以0.9和0.54作為校正，後續痕跡調查之山羌的排遺累積率，皆以校正後的數值呈現，若提到排遺累積量的部份則為原始紀錄的數值。

三、大型哺乳動物痕跡調查

於2007年2月至2009年1月期間，除2007年4月末至樣區進行例行調查外，共計有22個月次之痕跡調查。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4)。

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4)。

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，將痕跡調查期間劃分成 2007 年 2 月至 9 月為 2007 年非青剛櫟結果季、2007 年 10 月至 2008 年 1 月為 2007 年青剛櫟結果季、2008 年 2 月至 9 月為 2008 年非結果季，2008 年 10 月至 12 月為 2008 年結果季，共 4 個季節，包括 2 個結果季和 2 個非結果季。

(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 5)，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 5)。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 6)。

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 6)。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 6)。

(二) 山羌

山羌每月皆有排遺紀錄，排遺累積率的最高值和最低值分別出現在

2008年2月(4.25排遺數/日)和2008年10月(0.08排遺數/日)(圖7-1)。於兩年的青剛櫟結果季中，最低值皆出現在10月，最高值出現的月份則不相同，在2007年結果季為2008年1月(2.94排遺數/日)，2008年結果季無2009年1月的資料，而於11月有最高值(1.44排遺數/日)，在非青剛櫟結果季中，最高值則皆在2月(2.32、4.25排遺數/日)，最低則分別在2007年6月(0.40排遺數/日)和2008年9月(0.16排遺數/日)(圖7-1)。

目擊及叫聲的資料，除2008年3月和9月外，其餘每月都有被記錄到，其中以2007年10月有最多的目擊及叫聲次數，2007年12月次之，分別為10次和6次，在2008年的青剛櫟結果季中，最多僅有2次出現在10月和12月，而沒有紀錄的2個月皆為2008年非青剛櫟結果季(圖7-2)。

山羌的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8-1)。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8-1)。

(三) 台灣水鹿

水鹿和山羌一樣每月皆有排遺紀錄，排遺累積率的最高值和最低值則分別出現於2008年1月(3.79排遺數/日)和2008年6月(0.34排遺數/日)(圖9-1)，且此2種動物為所有動物於每月排遺累積率中最多者，水鹿佔其中的12個月(54.5%)，山羌則為其他10個月的最多者。

水鹿排遺累積率於兩年的青剛櫟結果季中，最低值同樣出現在10月，分別為1.48和1.38排遺數/日，2007年的結果季中，水鹿和山羌同樣在2008年1月最高，2008年的結果季水鹿則在12月有最高值為2.48排遺數/日。水鹿於兩年非青剛櫟結果季的月變化趨勢較不一致，數值範圍分別為0.49排遺數/日(4月)~1.69排遺數/日(9月)及0.34排遺數/

日(6月)~1.81排遺數/日(8月)，而在兩年的2月分別為1.62、1.70排遺數/日，在各年皆為次高的排遺累積率(圖9-1)。

水鹿的目擊及叫聲資料，除2008年4月和7月外，其餘月份也皆有紀錄，最多出現在2008年10月和12月皆為11次，且與排遺累積率有顯著的正相關(Spearman rank test, $n = 22$, $r = 0.509$, $P = 0.016$)(圖9-2)，如同排遺資料的結果顯示，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10-1)。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10-1)。

(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11-1)。於兩年的青剛櫟結果季中，2008年結果季野山羊各月的排遺累積率皆很小，最高只有0.03排遺數/日，而在2007年最高為0.15排遺數/日(12月)，最低為0.06排遺數/日(10月和11月)，於2007年非青剛櫟結果季的數值範圍為0.03排遺數/日(9月)~0.33排遺數/日(2月)，2008年非結果季的山羌排遺累率同樣也都很小，最高為4月的0.16排遺數/日(圖11-1)。目擊及叫聲於2007年的10個月中，只在5月沒有記錄到，但2008年則全年皆沒有紀錄，單月最多為3次，出現於2007年4月(圖11-2)。

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12-1)。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 12-1)。

(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 (圖 13-1)。

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。野豬沒有記錄到叫聲，目擊最多紀錄為 5 次於 2007 年 11 月，如同排遺紀錄主要仍是集中於 11 月至次年 2 月，合計 8 次佔全部的 67% (圖 13-2)。

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 14-1)，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 14-1)。

四、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 5)。

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（*Tamias maritimus*）、白面鼯鼠（*Petaurista alborufus lena*）（表 5）。

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 5）。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 5）。

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 15）。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 15)。

相機樣點分為青剛櫟林內和周邊非青剛櫟林兩類棲地環境。青剛櫟林內的樣點設置從 2006 年 10 月至 2009 年 1 月，共 27 個月；周邊非青剛櫟林的樣點則自 2007 年 5 月至 2009 年 1 月，但在 2009 年 1 月僅 1 台有效工作相機，工作時數未滿 300 小時 (269.5 小時)，故後續分析將扣除此月，則周邊非青剛櫟林的相機工作月份共 20 個月。

其中青剛櫟林的樣點可分為 2006 年 10 月至 2007 年 1 月為 2006 年青剛櫟結果季、2007 年 2 月至 9 月為 2007 年非青剛櫟結果季、2007 年 10 月至 2008 年 1 月為 2007 年結果季、2008 年 2 月至 9 月為 2008 年非結果季、2008 年 10 月至 2009 年 1 月為 2008 年結果季，共 5 個季節，包括 3 個結果季和 2 個非結果季。周邊非青剛櫟林的樣點則分成 2007 年 5 月至 9 月為 2007 年非結果季、2007 年 10 月至 2008 年 1 月為 2007 年結果季、2008 年 2 月至 9 月為 2008 年非結果季、2008 年 10 月至 2008 年 12 月為 2008 年結果季，共 4 個季節，包括 2 個結果季和 2 個非結果季。

(一) 台灣黑熊

2 種樣點類型的資料均顯示，黑熊只於部分月份被自動相機所拍攝到，在青剛櫟林內包括 2006 年 11 月、12 月、2007 年 5 月、12 月、2008 年 1 月、4 月、5 月、6 月、10 月、11 月、12 月和 2009 年 1 月，佔所有月份的 44.4% (n = 27)，月份 OI 值最高出現在 2008 年 11 月至 2009 年 1 月，以 12 月為最高 (OI = 6.36)，且是唯一黑熊 OI 值為 5 種大型哺乳動物中最高的一個月，其次則出現在 2006 年和 2007 年的 12 月，分別為 2.75 和 1.46 (圖 16)。在周邊非青剛櫟林，有黑熊記錄的月份為 2007 年 11 月、12 月、2008 年 4 月至 6 月、9 月至 12 月和 2009 年 1 月，佔所有月份的 45% (n = 20)，月份 OI 值之範圍為 0.36 (2007 年 12 月) ~ 5.94 (2008 年 5 月) (圖 16)。自動相機監測的結果如同痕跡調查之結果，顯示黑熊於樣區的活動呈現明顯的月份變動。

從 2007 年 5 月至 2008 年 12 月，黑熊各月 OI 值於 2 種樣點類型的變化趨勢有顯著一致 (Spearman rank test, $r = 0.641$, $P = 0.002$)，月份資料亦顯示多數有黑熊紀錄的月份，在 2 種樣點類型皆有紀錄，而多數沒有黑熊的月份時則皆沒有。2 種類型皆有熊紀錄的月份共 7 個月，分別為 2007 年 12 月、2008 年 4 月至 6 月和 10 月至 12 月，同時皆無黑熊紀錄的月份則有 11 個月 (圖 16)。

青剛櫟林內有黑熊紀錄的 12 個月中，有 8 個月屬於青剛櫟結果季，其中在三年的 12 月皆有紀錄，且黑熊各年 12 月的 OI 值均為該年結果季中所有月份的最高值，2006 年至 2008 年的 12 月 OI 值分別為 2.75、1.46 和 6.36，11 月和 1 月則分別於其中兩年有紀錄 (圖 16)。在周邊非青剛櫟林有黑熊紀錄的 9 個月中，有 5 個月屬於結果季，於 2007 年和 2008 年都在 11 月和 12 月有紀錄。於非青剛櫟結果季時，青剛櫟林內有黑熊紀錄的月份，為 2007 年 5 月、2008 年 4 月、5 月和 6 月，僅佔所有非結果季月份的 26.7% ($n = 15$)，其中月份 OI 值最高也只有 0.52 (2008 年 5 月) (圖 16)，顯示黑熊在非結果季出現於樣區內的機會較低。

所有相機樣點的資料顯示，黑熊的平均 OI 值在整體青剛櫟結果季與非青剛櫟結果季 2 個季節 (合併不同年)，以及同一年內的 2 個季節，皆以結果季顯著大於非結果季，分別為整體： $1.87 \pm 2.29 > 0.15 \pm 0.36$, $n = 27$, $P = 0.008$ ；2007 年： $0.39 \pm 0.50 > 0.04 \pm 0.09$, $n = 11$, $P = 0.049$ ；2008 年： $4.27 \pm 2.36 > 0.25 \pm 0.48$, $n = 12$, $P = 0.010$ 。不同樣點類型的結果則顯示，黑熊不論在青剛櫟林內或周邊非青剛櫟林的平均 OI 值皆以整體青剛櫟結果季大於非青剛櫟結果季，分別為 $2.01 \pm 2.49 > 0.08 \pm 0.15$ ； $1.12 \pm 1.57 > 0.58 \pm 1.63$ ，其中在青剛櫟林內有顯著的季節差異 ($n = 27$, $P = 0.010$)，在周邊非青剛櫟林雖未達顯著差異 ($n = 20$, $P = 0.129$)，但平均值仍相差將近 2 倍。

在青剛櫟林內，於同一年內的 2 個季節資料，除 2006 年只有結果季外，在 2007 年與 2008 年中，黑熊的 OI 值皆以結果季大於非結果季，2008 年為 $4.71 \pm 2.42 > 0.11 \pm 0.18$ ，有極顯著的季節差異 ($n = 12$, $P = 0.005$)，2007 年為 $0.40 \pm 0.71 > 0.04 \pm 0.11$ ，雖未達顯著差異 ($n = 11$, $P = 0.229$)，但平均值則相差近 10 倍，且 3 個結果季的 OI 值皆大於 2 個非結果季 (圖 17-1)。在周邊非青剛櫟林，同一年內的季節 OI 值也皆以結果季大於非

結果季，分別為 2007 年： $0.34 \pm 0.47 > 0$ ；2008 年： $2.17 \pm 2.04 > 0.94 \pm 2.04$ （圖 17-2），季節間的平均 OI 值差異都非常明顯。

以各季節的年間變化來看，黑熊在 2 種樣點類型的 OI 值，2008 年青剛櫟結果季皆大於 2007 年結果季，年間的平均 OI 值相差超過 6 倍，且相同月份的 OI 值在 2008 年皆大於 2007 年，青剛櫟林內有顯著的年間差異（ $n = 8, P = 0.042$ ）。在青剛櫟林內，2008 年結果季也顯著大於 2006 年結果季（ $OI = 0.93 \pm 1.30, n = 8, P = 0.042$ ），且 2008 年結果季的平均 OI 值為 2 種樣點類型內所有季節的最高值（圖 17）。於非結果季時，2 種樣點類型的平均 OI 值之年間差異未達顯著（青剛櫟林內： $n = 15, P = 0.373$ ；周邊非青剛櫟林： $n = 13, P = 0.074$ ）（圖 17）。

合併 2007 年和 2008 年的季節資料，比較同一季節在 2 種樣點類型之平均 OI 值，發現青剛櫟結果季的 OI 值在青剛櫟林內（ $OI = 2.46 \pm 2.70$ ）大於周邊非青剛櫟林（ $OI = 1.11 \pm 1.56$ ），在非青剛櫟結果季則以周邊非青剛櫟林（ $OI = 0.58 \pm 1.63$ ）大於青剛櫟林內（ $OI = 0.08 \pm 0.15$ ），OI 值差異皆達 2 倍以上，顯示黑熊可能同時出現於兩樣點類型，但在結果季時，出現頻度以青剛櫟林內較高，當非結果季時，則以周邊非青剛櫟林的出現頻度較高。

（二）山羌

山羌在 2 種相機樣點類型，每個月皆有紀錄。在青剛櫟林內，山羌的月份 OI 值範圍為 3.52（2008 年 12 月）~15.26（2008 年 8 月），且各月 OI 值有 77.8%（ $n = 27$ ）為該月偶蹄類動物中最高者。在周邊非青剛櫟林，月份 OI 值範圍為 1.48（2008 年 10 月）~22.87（2007 年 5 月），2008 年 7 月至 8 月有一明顯高峰，OI 值分別為 22.31、18.95，和最高值的 2007 年 5 月皆屬於非青剛櫟結果季（圖 18）。

山羌於整體青剛櫟結果季和非青剛櫟結果季的平均 OI 值，在青剛櫟林內未達顯著季節差異（結果季： 7.49 ± 3.34 、非結果季： $7.53 \pm 2.94, P = 0.770$ ），但在周邊非青剛櫟林，以非結果季顯著大於結果季（ $OI: 11.58 \pm 6.05 > 6.11 \pm 3.05, P = 0.029$ ）。

同一年內的 2 個季節中，山羌在青剛櫟林內的季節 OI 值，於 2008 年為非結果季顯著大於結果季（ $7.97 \pm 3.33 > 4.78 \pm 1.07, P = 0.042$ ），而 2007

年則無顯著的季節差異（結果季： 8.58 ± 4.27 、非結果季： 7.03 ± 2.59 ）（圖 19-1）。在周邊非青剛櫟林的季節 OI 值，皆以非結果季較大，且兩年非結果季的平均 OI 值都超過 11，分別為 2007 年： 11.29 ± 6.75 、2008 年： 11.77 ± 6.06 ，結果季的平均 OI 值則分別為 5.51 ± 1.28 、 6.89 ± 4.88 ，其中僅 2007 年內的季節間接近顯著差異（ $P = 0.050$ ），但平均 OI 值相差達 2 倍以上（圖 19-2）。

各季節的年間變化中，在青剛櫟林內，山羌於青剛櫟結果季的平均 OI 值以 2006 年最高（ $OI = 9.11\pm 2.56$ ），並隨年份增加遞減，其中 2006 年和 2007 年顯著大於 2008 年（ $P = 0.021$ 、 0.043 ）；於非青剛櫟結果季，2007 年與 2008 年未有顯著差異（ $P = 0.487$ ）（圖 19-1）。在周邊非青剛櫟林，山羌 OI 值於 2007 年與 2008 年的各季節皆無顯著的年間差異（ $P = 0.480$ 、 0.770 ）（圖 19-2）。

（三）台灣水鹿

水鹿與山羌相同在 2 種樣點類型，也是每個月皆有紀錄。在青剛櫟林內，水鹿的月份 OI 值範圍為 2.14（2007 年 6 月）~9.20（2008 年 8 月），各月 OI 值有 14.8%（ $n = 27$ ）為該月偶蹄類動物中最高，僅次於山羌，而其中 3 個月都集中在 2008 年的青剛櫟結果季。同時，在周邊非青剛櫟林，水鹿的月份 OI 值範圍為 1.43（2007 年 5 月）~14.23（2008 年 1 月）（圖 20），且水鹿和山羌在所有月份為出現頻度最高的 2 種動物。自動相機監測結果和痕跡調查結果，均顯示山羌和水鹿為主要活動於研究地區的 2 種大型哺乳動物。

從 2007 年 5 月至 2008 年 12 月，水鹿於兩種樣點類型有顯著相同的月份變化趨勢（Spearman rank test, $r = 0.456$, $P = 0.043$ ），此結果和黑熊相似，顯示當水鹿出現頻度增加時，在 2 種樣點類型都可能同時增加（圖 20）。

在青剛櫟林內，水鹿的平均 OI 值是以整體青剛櫟結果季大於非青剛櫟結果季，為 $5.40\pm 1.99 > 3.99\pm 1.80$ ， $P = 0.051$ ；而同一年內的 2 個季節中，皆未有顯著的季節差異（ $P = 0.186$ 、 0.126 ），但都以結果季的平均值較大，分別為 2007 年： 8.58 ± 4.27 、2008 年： 6.39 ± 1.61 ，非結果季則分別為 7.03 ± 2.59 、 4.83 ± 2.07 （圖 21-1）。在周邊非青剛櫟林，水鹿 OI 值於整

體結果季 ($OI = 5.95 \pm 4.18$) 和非結果季 ($OI = 6.69 \pm 4.00$) 的結果，未有顯著差異 ($P = 0.663$)，2007 年內與 2008 年內的 2 個季節之 OI 值變化趨勢雖有不同，但同樣未達顯著差異 ($P = 0.186$ 、 0.126)，2007 年為結果季： 6.32 ± 5.44 、非結果季： 3.52 ± 1.31 ；2008 年則為 5.45 ± 2.71 、 8.68 ± 3.84 (圖 21-2)。

各季節的年間變化中，在青剛櫟林內，水鹿於青剛櫟結果季的 OI 值，以 2008 年最高，2007 年最低；於非青剛櫟結果季，水鹿 OI 值同樣以 2008 年最高，且顯著大於 2007 年 ($P = 0.028$) (圖 21-1)。在周邊非青剛櫟林，水鹿 OI 值於 2 種季節的年間趨勢不同，於非結果季同樣以 2008 年顯著大於 2007 年 ($P = 0.019$)，於結果季則未有顯著的年間差異 ($P = 0.724$) (圖 21-2)。

(四) 台灣野山羊

在青剛櫟林內樣點的各月資料中，野山羊於 2006 年 10 月和 2007 年 11 月沒有紀錄，除此 2 個月外，其月份 OI 值範圍為 0.55 (2007 年 10 月) ~4.15 (2006 年 11 月)。在周邊非青剛櫟林，也只於 2007 年 8 月沒有紀錄，其他月份之 OI 值範圍為 0.33 (2007 年 11 月) ~3.08 (2008 年 1 月) (圖 22)。

所有相機樣點的資料中，野山羊的平均 OI 值是以整體非青剛櫟結果季 ($OI = 1.60 \pm 0.58$) 大於青剛櫟結果季 ($OI = 1.22 \pm 1.04$)，但未達顯著差異 ($n = 27$, $P = 0.088$)。在青剛櫟林內，野山羊和山羌有相同趨勢，以非青剛櫟結果季 ($OI = 1.76 \pm 0.66$) 大於青剛櫟結果季 ($OI = 1.14 \pm 1.06$)，但野山羊有顯著的季節差異 ($P = 0.015$)。且野山羊在兩年都以非青剛櫟結果季大於青剛櫟結果季，分別為 2007 年： $1.42 \pm 0.32 > 0.56 \pm 0.41$ ；2008 年： $2.05 \pm 0.75 > 1.17 \pm 0.12$ ，在 2007 年則有顯著的季節差異 ($P = 0.008$)。 (圖 23-1)。而野山羊在周邊非青剛櫟林，相反是以青剛櫟結果季大於非青剛櫟結果季，平均 OI 值為 $1.37 \pm 0.98 > 1.12 \pm 0.66$ ，但未達顯著性 ($P = 0.782$)，在兩年之季節變化趨勢也皆一致以青剛櫟結果季大於非青剛櫟結果季，分別為 2007 年： $1.18 \pm 1.28 > 0.70 \pm 0.53$ ；2008 年： $2.86 \pm 2.05 > 1.50 \pm 1.05$ ，都未達顯著差異 ($P > 0.05$) (圖 23-2)。

青剛櫟結果季時，野山羊在青剛櫟林內的平均 OI 值，以 2006 年最

高，2007 年最低，且和水鹿一樣，若扣除 2006 年青剛櫟結果季，在 2 種季節皆以 2008 年大於 2007 年。同樣的情形也發生在周邊非青剛櫟林的樣點，在 2 種季節皆以 2008 年大於 2007 年（圖 23）。

（五）台灣野豬

野豬於青剛櫟林內樣點的月份 OI 值範圍為 0.39(2008 年 5 月)~13.75 (2006 年 12 月)，在 2006 年 11 月和 12 月，野豬為該月偶蹄類動物中 OI 值最高者，野豬雖於每月皆有紀錄，但月份間變動程度甚大，青剛櫟結果季時，2006 年和 2007 年的月份差異明顯大於 2008 年，2008 年青剛櫟結果季的各月 OI 值皆偏低，最高只有 11 月的 1.22。在周邊非青剛櫟林，除於 2008 年 7 月沒有紀錄外，最低與最高值分別為 0.63 (2008 年 4 月) 和 5.11 (2008 年 12 月) (圖 24)。

所有相機樣點的資料中，野豬 OI 值於整體青剛櫟結果季顯著大於非青剛櫟結果季 ($4.18 \pm 4.39 > 1.26 \pm 0.89$, $P = 0.008$)。在青剛櫟林內，野豬 OI 值同樣是以整體結果季大於非結果季，為 $4.21 \pm 4.46 > 1.18 \pm 0.99$, $P = 0.040$ ；在周邊非青剛櫟林，野豬 OI 值於整體結果季 (1.95 ± 1.57) 與非結果季 (1.68 ± 1.06)，則未有顯著季節間差異 ($P = 0.905$)。

同一年內的 2 個季節間，在青剛櫟林內，野豬 OI 值在 2007 年與 2008 年，皆未有顯著的季節差異 ($P = 0.705$ 、 0.234)，分別為 2007 年結果季： 2.66 ± 2.17 、非結果季： 1.68 ± 1.27 ；2008 年： 0.98 ± 0.30 、 0.74 ± 0.32 (圖 25-1)。在周邊非青剛櫟林，野豬 OI 值於兩年內也都未有顯著的季節差異 ($P = 0.705$ 、 0.234)，2007 年結果季： 1.27 ± 0.84 、非結果季： 1.96 ± 1.12 ；2008 年： 2.86 ± 2.05 、 1.50 ± 1.05 (圖 25-2)。

在青剛櫟林內，野豬和山羌的 OI 值於青剛櫟結果季呈現相同的年間變化趨勢，即以 2006 年最高，並隨年份增加而遞減，但野豬僅 2006 年顯著大於 2008 年 ($P = 0.021$)；野豬 OI 值於非青剛櫟結果季同樣隨年份增加而遞減，以 2007 年顯著大於 2008 年 ($P = 0.015$) (圖 25-1)。在周邊非青剛櫟林，野豬 OI 值於 2 種季節皆無顯著的年間差異 ($P = 0.289$ 、 0.464) (圖 25-2)。

五、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 26)。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。

(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 27)。

(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 28)。

(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，野山羊應是全日活動偏日行性，而在晨昏仍有較高的活動量 (圖 29)。山羌、水鹿和野山羊 3 種反芻動物的日活動模式相近，而其季節性的晨昏高峰時間不一致的情形似乎與晝夜時間有關，由於青剛櫟結果季 (秋冬季) 的白天時間較短，清晨的高峰時間較非青剛櫟結果季晚，而黃昏的高峰時間則較早。

(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 30)。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。

伍、討論

一、青剛櫟物候

殼斗科堅果的生長期依類群而異，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。本研究於大分地區之青剛櫟各物候期的變化情形，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) 的青剛櫟物候觀察大致相同。在平地 3 月下旬，屬雌雄異花的青剛櫟，為葇荑花序的雄花自頂芽展開，穗狀花序的雌花序頂生於一年生的枝條，其胚至 7 月則為球形，至 8 月中旬子葉充滿整個種子 (黃子銘, 2003)。本樣區之最低海拔雖在 1,000 m 以上，但 3 個地區皆為涵蓋中海拔區域，青剛櫟的芽與葉生長發生在春夏季，長出新葉時伴隨著開花發生，結果期則較長，從花謝開始 5 月持續至 12 月，但果實接近成熟並開始掉落則發生在 9 月和 10 月，11 月至隔年 1 月為果實成熟的高峰。

青剛櫟為常綠闊葉樹種，在秋冬季並無葉片掉落至整棵植株完全沒有葉片的現象。本研究透過種子陷阱所收集的落葉，仍發現 3 月和 4 月有大量的青剛櫟落葉，顯示明顯的落葉季節，但此同時伴隨著抽芽和新葉發生的情形。落葉會改變林下的微棲地環境，可能提供給部分生物食物來源或成為小型生物的庇護所 (Justiniano and Fredericksen, 2000)，然本研究調查的大型哺乳動物是否有利用落葉或落花的情況，目前尚不清楚。

大量的落葉可能會影響動物痕跡的偵測度和排遺的消失率，尤其是排遺體積較小且糞粒數量較少的物種。本研究在排遺消失率實驗中即發現，山羌排遺在非青剛櫟結果季一個月內的消失率顯著大於青剛櫟結果季。此情況除了可能與非結果季中的大量落葉降低偵測度之外，其他影響原因則包括氣候因子，因為 4 至 9 月時值梅雨和颱風季，高降雨量、濕度和溫度皆可能增加排遺的消失率 (Neff, 1968; Hemami and Dolman, 2005)，台灣野山羊的研究即發現，在濕度高和溫度高的地區會提高排遺的分解速率 (黃紹毅, 1990)。此外，生物因子如食糞性昆蟲的生活史，也會影響排遺在野外的留存時間 (Neff, 1968; Hemami and Dolman, 2005)，台灣山區常見的糞金龜成蟲主要於春夏季活動，冬季數量則驟降

(林雅玲, 2003), 也可能提高本研究在非青剛櫟季的排遺消失率。因此, 本研究同時進行調查間隔 1 個月的排遺消失率實驗, 計算並校正後, 較能反應本研究樣區中實際的山羌排遺累積量。然在不同地區可能會有不同的影響因素, 而使排遺消失率有所差異, 故本研究建議其他有關動物排遺計數的調查, 應考量排遺偵測度的時空差異, 必要時並進行相關的排遺消失率試驗。

本研究在物候期監測的結果發現, 青剛櫟於不同年間之物候期的出現和持續時間, 以及程度 (即百分比) 有所差異。例如青剛櫟的結果狀況在 2008 年明顯地較 2007 年早, 前者於 5 月便有 78% 的樣樹出現結果期, 但相似比例的结果期在 2007 年卻得至 8 月方觀察到 (表 1)。這並非因 2007 年有結果的樣樹較少所致, 該年結果期的最高紀錄達 96%, 顯示大部分的樣樹皆有結果。此可能因 2007 年大部分青剛櫟樣樹的結果期較晚, 也可能是由於 2007 年的結果量明顯少於 2008 年 (黃美秀等, 2008), 因此, 樣樹的結果數量和有結果的枝條數少, 加上結果初期果實形小, 導致結果現象不易觀察到, 且更易受天候和觀察角度的影響, 而使 2007 年的結果期有較晚達到高比例的情形。此外, 青剛櫟結果期的紀錄達 96%, 而熟果期最高僅 80% (表 1), 仔細對照各樣樹的物候期紀錄, 則發現有結果紀錄的樣樹皆同樣有記錄到熟果期, 但由於熟果期的持續時間較短, 且各樣樹出現熟果期的時間有些許差異, 加上本研究隔月收集資料, 故可能使得所有熟果期的樣樹並未在同一次調查時被記錄到。

就青剛櫟的生命週期而言, 本研究的物候資料因跨年及隔月收集之限制, 以及對各樣樹做定性的調查, 無法詳盡地呈現出各物候階段於數量和程度上的連續變化。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環境因素及時間不足, 無法對結果物候的年間變化進行充分的詮釋, 故建議應該持續進行較長期的持續監測, 以期深入瞭解物候週期及機制。

二、青剛櫟果實生產

(一) 櫟實豐富度

本研究每個月初的物候觀察發現，青剛櫟果實約至 10 月方接近成熟，發現樹上的成熟果實頻度最高出現於 12 月，其次為 1 月和 11 月，顯示樹上成熟櫟實的豐富度以 11 月、12 月和 1 月為高峰期，至 3 月便無果實紀錄（表 1）。物候觀察結果和種子陷阱所收集的落果量之變化趨勢一致，但後者可提供更多資訊關於青剛櫟果實隨月份變化的出現量及可得性。唯種子陷阱所收集的掉落物，除因物候現象使植物體部位本身自然掉落之外，也會受到其他非生物和生物因子等外力影響而提早掉落。非生物主要為氣候因子，如颱風和大雨等，而生物因子包括疾病，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。

種子陷阱內所收集的落果顯示，2007 年 9 月開始有大量的未成熟小果掉落，故完整果實數量雖多，但乾重仍輕，平均每顆果實乾重為 0.09 g，僅約為 10 月平均每顆果實乾重的一半，此情形可能為颱風所造成。在該月落果的累積期間，有一中度颱風韋帕及一強烈颱風柯羅莎，2 個颱風皆由台灣東方海面接近，強風豪雨造成本區 9 月的未熟落果增加，但此時動物利用青剛櫟的情形仍不明顯，受損果實數量僅佔該月總落果數量的 4.38%，約為 10 月受損果實數量的 0.1 倍（圖 4）。

9 月~12 月期間掉落果實的單顆乾重隨時間而遞增，之後略微遞減，此結果反映出櫟實的飽熟程度。較成熟的青剛櫟果實自 10 月開始陸續出現並掉落，雖然完整果實的落果數量也是以該月最多，同時在地面區塊紀錄到最多的完整果實（果徑 > 8 mm），但 10 月收集的果實之平均每顆乾重僅為 11 月的 0.6 倍，12 月有最高的總落果乾重和平均每顆乾重（0.46 g）。此結果和物候觀察的熟果期出現月份一致，顯示青剛櫟果實不論在總生物量或成熟果的可得性，主要集中在 10 月至次年 1 月，至 2 月的數量和重量則皆大幅減少。

(二) 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其物候左右，從而影響野生動物的活動和利用在時間性的變化。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，該區黑熊於月份的食物組成，以及所記錄的痕跡出現時間也受到影響 (Koike et al., 2009)。同樣地，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，現場也觀察到鳥類，如星鴉 (*Nucifraga caryocatactes*)、松鴉 (*Garrulus glandarius*) 和綠鳩 (*Treron sieboldii*) 等，開始在樹上覓食青剛櫟果實。

本研究在 2007 年 10 月至 2008 年 1 月期間，種子陷阱中的受損果數量佔總落果數量的 39%，顯示青剛櫟結果季有近四成的櫟實在樹上即被各種野生動物所啃食，由痕跡及現場觀察發現，樹上的掠食者主要為鳥類，以及哺乳類動物，包括松鼠、飛鼠、台灣獼猴 (*Macaca cyclopis*) 和台灣黑熊等。而青剛櫟果實落地後被動物取食的情形，在 10 月至 12 月期間，被移除的果實數平均超過 10 顆/ m^2 ，1 月則下降了一半 (約 5 顆/ m^2)，而到 2 月被移除量則更低，不及 1 顆/ m^2 (表 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，如實際的落果量至一月已明顯減少。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 92% 被動物取食 (表 2)。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不一：地面區塊的篩選果徑為 8 mm 大於種子陷阱的 5 mm，可能低估地面留存完整果實的數量，因而高估被移除果實數和比例，但根據研究者的觀察，有高估的情形可能出現在 10 月，由於該月有較多數的果實之體積仍小，種子陷阱中可能計數到較多的果實數，而使單位面積內種子陷阱和地面區塊的果實數量之差 (地面被移除果實數) 較大。11 月後，由於青剛櫟果實更飽熟，此差異情形則不明顯。

基於最佳覓食策略，動物利用果實的情形，除與果實數量有關外，也受果實的成熟程度和營養成分組成的變化有關。這或許可以解釋本研究發現，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 4），而地面動物取食青剛櫟果實的數量和比例則以 11 月和 12 月為高峰。邱昌宏 (2007)指出，青剛櫟在 10 月時，近一半的果實尚未成熟，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，由於植物的酚類化合物 (phenols, 如單寧酸) 或生物鹼 (alkaloid) 的含量，會影響野生動物對該食物的取食意願 (Iaconelli and Simmen, 2002)。此外，日本亞洲黑熊食用矮櫻 (*Prunus jamasakura*) 果實也有受果實成熟度影響的情形，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)。因此野生動物利用青剛櫟果實的情形，應該也與其化學物質或營養成分的組成有關。

三、大型哺乳動物相對豐富度

系統化的族群監測方法所呈現的相對豐富指數，可代表物種的相對數量、出現頻度或活動頻度。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。本研究發現，除野山羊外，其他 4 種大型哺乳動物中，山羌在痕跡調查結果，以及水鹿、野豬、黑熊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。以下討論將以季節的排遺（和痕跡）累積率及自動相機 OI 值之變化為主。

（一）台灣黑熊

台灣黑熊為本研究的 5 種大型哺乳動物中，季節性的變動相對豐富度最明顯之物種，在痕跡累積率和自動相機 OI 值於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，與本研究原先所預期結果相符。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。

Hwang et al. (2002)的研究指出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 99.3%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，由 1998 年至 2000 年三年的結果顯示，櫟實在排遺的出現頻度(frequency of occurrence)皆超過 90%，在 1999 年和 2000 年則佔排遺相對體積 (relative volume) 的 61.9%和 94.2%。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，本研究進行期間，研究人員也發現在大分地區青剛櫟結果季時，黑熊排遺的內含物幾乎皆為櫟實的果肉碎片，以及青剛櫟樹上的爪痕和折枝痕跡，同樣證實黑熊覓食其果實的情況。

季節性或區域性的食性差異，是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 (Feldhamer, 2002; Davis et al., 2006)，且大型哺乳動物會改變其移動 (movement)、活動範圍 (home range) 和空間利用 (space use) 型式等生態習性，以配合環境中資源的時空變動性，因而使得野生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，美洲黑熊會因秋季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)。

因此，多數的台灣黑熊在青剛櫟結果季時，移動到大分地區的青剛櫟林內，以覓食青剛櫟的果實，使得本研究在青剛櫟結果季有顯著較高的族群相對豐富度。過去在玉山國家公園的研究也證實，台灣黑熊會於秋冬季青剛櫟生產時，移動聚集到青剛櫟森林內覓食，特別是青剛櫟果實產量越好時，越多的黑熊會聚集到此，且停留在大分地區的時間越長，當櫟實生產的季節結束後，黑熊則平均移動 15 km 到牠們春夏季的活動區域 (Hwang, 2003)，因而造成大分地區的黑熊族群豐富度有季節性的變動。

本研究結果也發現青剛櫟結果季時，台灣黑熊在 2008 年的排遺累積率大於 2007 年，而 2008 年的 OI 值也顯著大於其他兩年，且且兩者在青剛櫟結果季的年間變動比非結果季更加明顯，顯示台灣黑熊族群豐富度的年間變動受青剛櫟果實產量的影響。國外許多研究已證實，櫟實的產量有著豐年與欠年的年間變化 (Koenig et al., 1994; Greenberg and Parresol, 2002; Koenig and Knops, 2002)，過去大分地區的台灣黑熊研究也發現，此區的青剛櫟果實和周邊其他櫟實產量存在年間的變動，此情形不僅和黑熊的痕跡出現數量有關係，也影響黑熊在秋冬季食性中各類堅果的組成和比例 (Hwang et al., 2002)。近期在大分地區進行的青剛櫟果實產量監測之研究則指出，自 2006 年至 2008 年，大分地區的青剛櫟果實產量有年間的差異，以目視法估計顯示 2008 年的產量明顯大於 2006 年和 2007 年 (黃美秀等，2008)，此一發現也支持本研究中，台灣黑熊在 2008 年的青剛櫟結果季有較高的相對豐富度之結果。

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)。然而當青剛櫟果實生產時，可能因影響動物的覓食行為，而使動物的活動模式產生改變，Hwang and Garshelis (2007) 的研究也支持本研究結果，其以無線電追蹤台灣黑熊發現，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，亦即當櫟實生產時，黑熊會增加覓食行為。在北美的研究也有相關的發現，美洲黑熊在秋季時，除了會增加覓食時間外 (Garshelis and Pelton, 1980)，當櫟實產量豐年時，也會增加牠們的活動力 (Amstrup and Beecham, 1976)，以攝取大量櫟實。黑熊在青剛櫟結果季增加活動頻度的情形，不僅與本研究結果季之 OI 值較高一致，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) 台灣野豬

台灣野豬在痕跡調查的排遺累積率結果，以整體青剛櫟結果季顯著

大於非青剛櫟結果季，同樣的，在所有樣點和青剛櫟林內樣點的自動相機 OI 值，也以整體結果季顯著大於非結果季，季節的平均值差異均達 2 倍以上，且排遺累積率與 OI 值在各年內都以結果季大於非結果季。

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，如青剛櫟和圓果青剛櫟 (*Cyclobalanopsis globosa*)，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影響著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)。趙榮台等 (1988) 也認為，台灣野豬在秋冬季的遷徙，可能和櫟實的成熟有關。然而，目前台灣野豬的相關研究中，並沒有遷徙的確切證據，對遷徙的行為和距離仍未可知，但本研究的結果顯示，野豬在非青剛櫟結果季有離開本區青剛櫟林的情形。

本研究顯示，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)，野生動物因而避開人類主要活動的白天時間。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，因此狩獵壓力和遊客干擾的程度較低，本研究結果和裴家騏等 (2004)，在人跡較為罕至的大武山自然保留區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，可能也是因增加覓食活動而造成，但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。

(三) 台灣水鹿

如同黑熊和野豬的族群豐富度監測結果，台灣水鹿在痕跡調查與青剛櫟林內的自動相機 OI 值，都以青剛櫟結果季大於非青剛櫟結果季，且皆達顯著差異，但其季節的平均值差異則不比黑熊和野豬明顯，在各年內有同樣的趨勢，並 2 年的排遺累積率皆以結果季顯著大於非結果季。此情形也和黑熊與野豬相似，皆因季節性的食性與移動所造成。

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 張水鹿取食青剛櫟果實和樹葉之過程的相片。因此，在櫟樹優勢森林中，如本研究地區的青剛櫟林內，加上地被植物稀疏，其他植物性食物來源稀少時，青剛櫟果實的生產有可能是台灣水鹿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。

本研究結果中，黑熊在周邊非青剛櫟林與在青剛櫟林內的自動相機 OI 值之結果相同，在整體和各年內皆以青剛櫟結果季大於非青剛櫟結果季，水鹿和野豬則都無顯著的季節差異。其中，黑熊和水鹿在 2 種樣點類型的月變化趨勢有顯著的一致，亦即 2 種樣點類型的動物相對數量或活動幾乎同時增加和減少，此情形可能是由於這些大型動物的活動範圍皆大，如台灣黑熊的活動範圍為 27-202 km² (Hwang, 2003)，因而本研究所界定的周邊區域之距離相對較短，距離青剛櫟林主要分布區域約 200~500 m，對這些動物而言並無影響，其可能同時活動於 2 種樣點類型的區域。

(四) 山羌

山羌之排遺累積率和青剛櫟林內自動相機 OI 值的結果中，整體的青剛櫟結果季和非青剛櫟結果季之間並無顯著差異，而 2 種調查方法顯示在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，而未如本研究預期的結果。

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，櫟實仍可能是山羌季節性的食物能量來源，但是櫟實本身對山羌食性的重要度和偏好度仍未十分清楚。除櫟實之重要性對山羌而言可能不如黑熊、野豬和水鹿外，本研究地區青剛櫟林內

的草本層和灌木層的覆蓋度低，也因此減少山羌的其他食物來源，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。

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)。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。

2008 年青剛櫟果實的結果產量雖比 2007 年佳 (黃美秀等, 2008)，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 (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3），故在樣區青剛櫟林底層的遮蔽度低，而掠食壓力增加時，則或可解釋山羊族群豐富度於青剛櫟結果產量高的季節不增反減之情形。

另一方面，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。Kirkpatrick and Pekins (2002)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，進而減少覓食的時間，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，從而使得本研究中，山羊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。

(五) 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羊相同的影響因素，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 seguinii*) 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槲 (*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 12)，此情況與自動相機的 OI 值結果並不一致(圖 23)。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。

(六) 其他影響因子

1. 其他食物資源 (alternative food resource)

本研究發現，在非青剛櫟結果季時，仍可零星地發現黑熊活動的紀錄。例如，2008 年 4 月在樣區發現 3 坨黑熊的排遺，內含物皆為山櫻花 (*Prunus camjpanulata*) 的果實和種子。山櫻花在研究地區呈區塊式分布，不少植株都很大，加上 4 月和 5 月是山櫻花果實的成熟期，故覓食山櫻花果實可能是本區非青剛櫟結果季仍可記錄到黑熊的原因之一。Ryan et al. (2004) 研究美洲黑熊的族群變動模型發現，模型若同時加入所有堅果與藍莓 (hard mast and blue berry) 的產量指標，則其預測能力會比單獨使用櫟實的產量指標更有效率。因此，其他重要食物資源在青剛櫟林內的分布和生產狀況，預期亦將某種程度影響本區野生動物在各季節的活動情形。例如，黑熊痕跡在非青剛櫟結果季於穿越線外的紀錄中，

除山櫻花之外，排遺內尚發現含有呂宋莢蒾 (*Viburnum luzonicum*) 和台灣蘋果 (*Malus doumeri*) 之果實，其他覓食痕跡如爪痕樹，則另有台灣肉桂 (*Cinnamomum insulari-montanum*)、台灣朴樹 (*Celtis formosana*) 和巒大越橘 (*Vaccinium randaiens*)，以及地上被熊挖掘過的蜂窩。

樣區青剛櫟林周邊的其他食物資源可得性之時空分布，也會影響本區大型哺乳動物的族群豐富度。由於大型哺乳動物擁有廣泛的食性，而食性的變動需考慮環境中所有食物資源的分布，及各類食物的可得時間、產量和營養價值 (Kasbohm et al., 1996)，加上大型動物活動範圍較大、移動距離較長等生態習性，因此可能受大尺度地景下的食物資源狀況所影響，且當食物來源和種類很豐富時，野生動物不會集中到特定食物資源的地區 (Carlock et al., 1993; Ryan et al., 2004)，或當櫟實產量差時，野生動物會利用、取食其他的替代食物 (McCullough, 1985; Kasbohm et al., 1995)。過去台灣黑熊的食性研究，Hwang et al. (2002) 也發現 1998 年至 2000 年間的秋冬季的黑熊排遺中，3 種主要的櫟實食物，青剛櫟、狹葉櫟 (*Quercus stenophylloides*) 和太魯閣櫟 (*Quercus tatakaensis*)，在年間的出現頻率和相對體積，與各櫟實種類的產量變動一致，例如，1999 年的青剛櫟產量非常差，該年秋冬季的黑熊排遺內幾乎沒有青剛櫟果實，但同時期周邊的狹葉櫟結實情況較佳，狹葉櫟在排遺中的出現頻度和相對體積大幅增加，此時黑熊也增加取食偶蹄類動物的頻度。

筆者於每次上山調查時，在進出樣區的步道沿線上，也會針對幾種結果性植物觀察其結果物候，發現在大分地區青剛櫟分布區域的周邊還有其他殼斗科植物，如狹葉櫟、赤柯 (森氏櫟, *Cyclobalanopsis morii*)、鬼石櫟 (*Lithocarpus lepidocarpus*) 等區域性的分布。且筆者亦發現，這幾種櫟實和青剛櫟的結果期有所不同，種內與種間的结果量也有年間的差異。例如，狹葉櫟和赤柯在 2007 年的結果狀況比 2008 年佳，與青剛櫟結果量以 2008 年最好的情形恰好相反 (黃美秀等, 2008)；這些其他種類的櫟實也是野生動物潛在的食物資源，遂可能影響到大分地區 2007 年青剛櫟結果季的動物族群豐富度。步道沿線上，其他數量較多的樹種尚包括台灣胡桃 (*Juglans cathayensis*) 和樟科 (Lauraceae) 植物等，這些食物資源可得性的時空變動多少也可能影響大型哺乳動物族群豐富度的變化，因此有待更長期和廣泛的果實生產監測，以幫助瞭解大分與周邊

地區食物資源和野生動物族群的交互作用。

2. 動物繁殖生態

生殖是影響物種族群動態的重要因素之一，會造成族群量有時間性的變化。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，若各種大型哺乳動物有繁殖高峰的季節，便可能影響本研究族群相對豐富度的季節變動。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，如櫟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，櫟實生產對大型哺乳動物的影響，多反應在其行為上 (Ostfeld, 2002)。

為實際瞭解研究期間各種大型哺乳動物的生殖情況，調出本研究自動相機資料中幼體的相片，其中山羌的紀錄最多。山羌以有斑點幼體出現(包括單隻和同時有母獸)的月份和相片張數來看，分別為1月(1筆)、4月(2筆)、5月(3筆)、6月(4筆)、7月(1筆)、8月(3筆)、9月(7筆)、11月(1筆)，其中5月的3筆、6月有3筆和8月有2筆為同一相機樣點在不同天所拍攝，而9月的7筆則分別有2筆和4筆也是於2個同一相機樣點在不同天所拍攝，推測應為同一個體持續在同一相機樣點附近活動。由此觀之，山羌似乎為全年皆有繁殖的可能，與 Pei and Liu (1994)和裴家騏等 (2004)的推測相似。其他動物於母獸和幼獸一同出現在同張相片的情形則有，野山羊4筆：3月、5月(2筆)和9月；野豬2筆：10月和11月；黑熊5筆：5月、11月和12月(3筆)，其中12月有2筆為同一樣點不同天。由於幼獸相片佔少數的情況下，故推測生殖季節和幼獸出生的情形，對本研究中5種大型哺乳動物的族群變動之影響應該十分有限。

3. 動物行為與調查方法

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, 1987b)，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、易消化的櫟實，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，以瞭解櫟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，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)。筆者認為，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，因此對於本研究的影響較小。

陸、結論及建議

青剛櫟的物候顯示，結果期從5月開始，熟果期為10月至次年2月，3月及4月的大量落葉會影響山羌的排遺偵測度。種子陷阱和地面櫟實留存狀況顯示，青剛櫟果實對野生動物的可得性主要集中在11月及12月，其次為次年1月，此時各種動物利用樹上和落至地面的橡實，對該種子產生極大的掠食壓力。由於可能取食青剛櫟果實的野生動物相當繁多，因此進一步研究各種利用青剛櫟果實的物種，包括台灣獼猴、鳥類和齧齒類等、及其利用果實情形與掠食壓力，將更有助於了解各種動物與青剛櫟森林間的交互作用。

5種大型哺乳動物族群的相對豐富度監測發現，除台灣野山羊外，其他4種動物中，山羌在痕跡調查之結果，以及台灣水鹿、台灣野豬、台灣黑熊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，其中又以台灣黑熊的季節差異最為顯著，顯示青剛櫟森林與其果實的生產對大部分大型哺乳動物之重要性，可能影響野生動物季節的食性、移動和活動等。

不同動物於季節間和年間的變動程度不盡相同，加上青剛櫟果實的產量有年間的差異，故建議持續進行青剛櫟物候及果實產量，以及動物族群豐富度之長期監測，並進一步探討這些動物的季節性食物組成、相關生態習性、物種間的交互作用，以及各類食物資源的時空變動，才能更了解青剛櫟森林及鄰近地區的生態系之運作情形，進而對國家公園或保護區提供野生動物保育及經營管理的建議。

參考文獻

- 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。國立東華大學碩士論文。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。鬣羚食性的研究。動物學雜誌 40:50-56。
- 李昭宗，2003。恆春地區銀合歡入侵及擴散之研究。屏東科技大學碩士論文。76 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。
- 林雅玲，2003。福山試驗林冀金龜對於台灣獼猴 (*Macaca cyclopis*) 所傳播種子的影響。國立臺灣大學碩士論文。
- 林讚標，1995。數種殼斗科植物種子之儲藏性質—赤皮、青剛櫟、森氏櫟與高山櫟。林業試驗所研究報告季刊 10:9-13。
- 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。
- 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。
- 陳則仁，2003。墾丁國家公園內台灣梅花鹿 (*Cervus nippon taiouanus*) 的食物品質。國立屏東科技大學碩士論文。55 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。
- 黃子銘，2003。青剛櫟之胚胎學。國立臺灣大學碩士論文。61 頁。
- 黃美秀、林冠甫，2007。玉山國家公園台灣黑熊族群生態學及保育研究 (2/4)。內政部營建署玉山國家公園管理處。48 頁。
- 黃美秀、林冠甫、賴秀芬，2008。玉山國家公園台灣黑熊族群生態學及保育研究 (3/4)。內政部營建署玉山國家公園管理處。75 頁。
- 黃美秀、祈偉廉、吳尹仁，2006。玉山國家公園台灣黑熊族群生態學及保育研究 (1/4)。內政部營建署玉山國家公園管理處。53 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(1):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。
- 黃紹毅，1990。臺灣長鬃山羊 (*Capricornis crispus swinhoei*) 排遺分解之研究。國立台灣師範大學碩士論文。67 頁。
- 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 taivanus*)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。
- 劉崇瑞、蘇鴻傑，1983。森林植物生態學。臺灣商務印書館。462 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麂的食性。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。
- Abrams, M. D. 1996. Distribution, historical development and ecophysiological attributes of oak species in the eastern United States. *Annales des Sciences Forestieres* 53:487-512.
- Albon, S. D., B. Mitchell, and B. W. Staines. 1983. Fertility and body weight in female red deer: a density-dependent relationship. *The Journal of Animal Ecology* 52:969-980.
- 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.
- 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.
- Clark, J. D., D. L. Clapp, K. G. Smith, and B. Ederington. 1994. Black bear habitat use in relation to food availability in the interior highlands of Arkansas. Pages 309-318 *in* International Conference on Bear Research and Management.
- 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 leopard et al. *Wildlife Society Bulletin* 12:327.
- 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.
- 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.
- Elton, C., and M. Nicholson. 1942. The ten-year cycle in numbers of the lynx

- in Canada. *Journal of Animal Ecology* 11:215-244.
- 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.
- Feldhamer, G. A., T. P. Kilbane, and D. W. Sharp. 1989. Cumulative effect of winter on acorn yield and deer body weight. *The Journal of Wildlife Management* 53:292-295.
- Fuller, T. K., and P. R. Sievert. 2001. Carnivore demography and consequences of changes in prey availability. Pages 163-178 *in* J. L. Gittleman, S. M. Funk, D. W. MacDonald, and R. K. Wayne, eds. *Carnivore conservation*. Cambridge University Press, London, UK.
- 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. 2006. On the allure of noninvasive genetic sampling - putting a face to the name. *Ursus* 17:109-123.
- 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.
- Gibbs, J. P. 2000. Monitoring populations. Pages 213-252 *in* L. Boitani, and T. K. Fuller, eds. *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*. Columbia University Press, New York, USA.
- 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. 2002. Seasonal food habits of the Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in the Chichibu Mountains, Japan. *Mammal Study* 27:65-72.
- Hashimoto, Y., M. Kaji, H. Sawada, and S. Takatsuki. 2003. Five-year study on the autumn food habits of the Asiatic black bear in relation to nut production. *Ecological Research* 18:485-492.
- Heinemeyer, K. S., T. J. Ulizio, and R. L. Harrison. 2008. Natural sign: tracks and scats. Pages 45-74 in R. A. Long, P. MacKay, W. J. Zielinski, and J. C. Ray, eds. *Noninvasive survey methods for carnivores*. Island Press, Washington, DC, USA.
- Hemami, M. R., and P. M. Dolman. 2005. The disappearance of muntjac (*Muntiacus reevesi*) and roe deer (*Capreolus capreolus*) pellet groups in a pine forest of lowland England. *European Journal of Wildlife Research* 51:19-24.
- 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.
- 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.
- Huygens, O. C., and H. Hayashi. 2001. Use of stone pine seeds and oak acorns by Asiatic black bears in central Japan. *Ursus* 12:47-50.
- Hwang, M. H. 2003. Ecology of Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*

- formosanus*) and people-bear interactions in Yushan National Park, Taiwan. Dissertation, University of Minnesota, Twin Cities, Minnesota, USA.
- Hwang, M. H., and D. L. Garshelis. 2007. Activity patterns of Asiatic black bears (*Ursus thibetanus*) in the Central Mountains of Taiwan. *Journal of Zoology* 271:203-209.
- Hwang, M. H., 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.
- Inman, R. M., and M. R. Pelton. 2002. Energetic production by soft and hard mast foods of American black bears in the Smoky Mountains. *Ursus* 13:57-68.
- 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.
- Jackson, R. M., J. D. Roe, R. Wangchuk, and D. O. Hunter. 2006. Estimating snow leopard population abundance using photography and capture-recapture techniques. *Wildlife Society Bulletin* 34:772-781.
- 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, 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.
- Justiniano, M. J., and T. S. Fredericksen. 2000. Phenology of tree species in Bolivian dry forests. *Biotropica* 32:276-281.
- Kasbohm, J. W., M. R. Vaughan, and J. G. Kraus. 1995. Food habits and nutrition of black bears during a gypsy moth infestation. *Canadian Journal of Zoology* 73:1771-1775.
- Kasbohm, J. W., M. R. Vaughan, and J. G. Kraus. 1996. Effects of gypsy moth infestation on black bear reproduction and survival. *The Journal of Wildlife Management* 60:408-416.
- 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.
- 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, USA.
- 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, USA.
- Koenig, W. D., and J. M. H. Knops. 2005. The mystery of masting in trees. *American Scientist* 93:340-347.
- Koenig, W. D., R. L. Mumme, W. J. Carmen, and M. T. Stanback. 1994. Acorn production by oaks in Central Coastal California: variation within and among years. *Ecology* 75:99-109.

- 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.
- Kucera, T. E., and R. H. Barrett. 1993. The trailmaster camera system for detecting wildlife. *Wildlife Society Bulletin* 21:505-508.
- Lancia, R. A., W. L. Kendall, K. H. Pollock, and J. D. Nichols. 2005. Estimating the number of animals in wildlife populations. Pages 106-153 in C. Braun, ed. *Techniques for Wildlife Investigations and Management*. Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA.
- Liao, J. C. 1996. Fagaceae. Pages 51-123 in *Flora of Taiwan*. Editorial Committee of the Flora of Taiwan, National Taiwan University, Taipei, Taiwan.
- 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.
- Manos, P. S., and A. M. Stanford. 2001. The historical biogeography of Fagaceae: Tracking the tertiary history of temperate and subtropical forests of the Northern Hemisphere. *International Journal of Plant Sciences* 162:S77-S93.
- Manos, P. S., Z. K. Zhou, and C. H. Cannon. 2001. Systematics of Fagaceae: phylogenetic tests of reproductive trait evolution. *International Journal of Plant Sciences* 162:1361-1379.
- 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.
- 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.
- McClanahan, T. R. 1986. Quick population survey method using faecal droppings and a steady state assumption. *African Journal of Ecology* 24:37-39.
- 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.
- McShea, W. J., and G. Schwede. 1993. Variable acorn crops - responses of white-tailed deer and other mast consumers. *Journal of Mammalogy* 74:999-1006.
- 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.
- Neff, D. J. 1968. The pellet-group count technique for big game trend, census,

- and distribution: a review. *Journal of Wildlife Management* 32:597-614.
- 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.
- Oka, T., S. Miura, T. Masaki, W. Suzuki, K. Osumi, and S. Saitoh. 2004. Relationship between changes in beechnut production and Asiatic black bears in northern Japan. *Journal of Wildlife Management* 68:979-986.
- 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.
- 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.
- Pekins, P. J., and W. W. Mautz. 1988. Digestibility and nutritional value of autumn diets of deer. *The Journal of Wildlife Management* 52:328-332.
- 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.
- 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.
- Rogers, L. L. 1987a. Effects of food-supply and kinship on social-behavior, movements, and population-growth of black bears in northeastern Minnesota. *Wildlife Monographs*:1-72.
- Rogers, L. L. 1987b. 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.
- Ryan, C. W., J. C. Pack, W. K. Igo, J. C. Rieffenberger, and A. B. Billings. 2004. Relationship of mast production to big-game harvests in West Virginia. *Wildlife Society Bulletin* 32:786-794.
- 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.
- Sanderson, J. G., and M. Trolle. 2005. Monitoring elusive mammals. *American Scientist* 93:148-155.
- Sato, Y., and M. Endo. 2006. Relationship between crop use by brown bears and *Quercus crispula* acorn production in Furano, central Hokkaido, Japan. *Mammal Study* 31:93-104.
- Scarlett, T. L. 2004. Acorn production and winter reproduction in white-footed mice (*Peromyscus leucopus*) in a southern Piedmont forest. *Southeastern Naturalist* 3:483-494.
- 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.
- Schmidt, K. A., and R. S. Ostfeld. 2008. Numerical and behavioral effects

- within a pulse-driven system: consequences for shared prey. *Ecology* 89:635-646.
- 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.
- 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.
- Steiner, K. C. 1995. Autumn predation of northern red oak seed crops. Pages 489-494 *in* Proceedings of Proceedings, 10th Central Hardwood Forest Conference.
- Su, H. J. 1984. Studies on the climate and vegetation type of the natural forest in Taiwan (II) Altitudinal vegetation zones in relation to temperature gradient. *Quarterly Journal of Chinese Forestry* 17:53-73.
- Taberlet, P., L. P. Waits, and G. Luikart. 1999. Noninvasive genetic sampling: look before you leap. *Trends in Ecology & Evolution* 14:323-327.
- 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.
- Todd, A. W., and L. B. Keith. 1983. Coyote demography during a snowshoe hare decline in Alberta. *The Journal of Wildlife Management* 47:394-404.
- Vander Wall, S. B. 2001. The evolutionary ecology of nut dispersal. *Botanical Review* 67:74-117.
- Vaughan, M. R. 2002. Oak trees, acorns, and bears. Pages 224-240 *in* W. J. McShea, and W. M. Healy, eds. *Oak forest ecosystems: ecology and management for wildlife*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA.
- 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.
- Walter, G. H. 1991. What is resource partitioning? *Journal of Theoretical Biology* 150:137-143.
- 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. 1990. Influence of acorn use on nutritional status and reproduction of deer in the Southern Appalachians. Pages 142-154 *in* *Proceedings of the Annual Conference Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies*.
- 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.
- Wilson, G. J., and R. J. Delahay. 2001. A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildlife Research* 28:151-164.
- 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.
- 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.

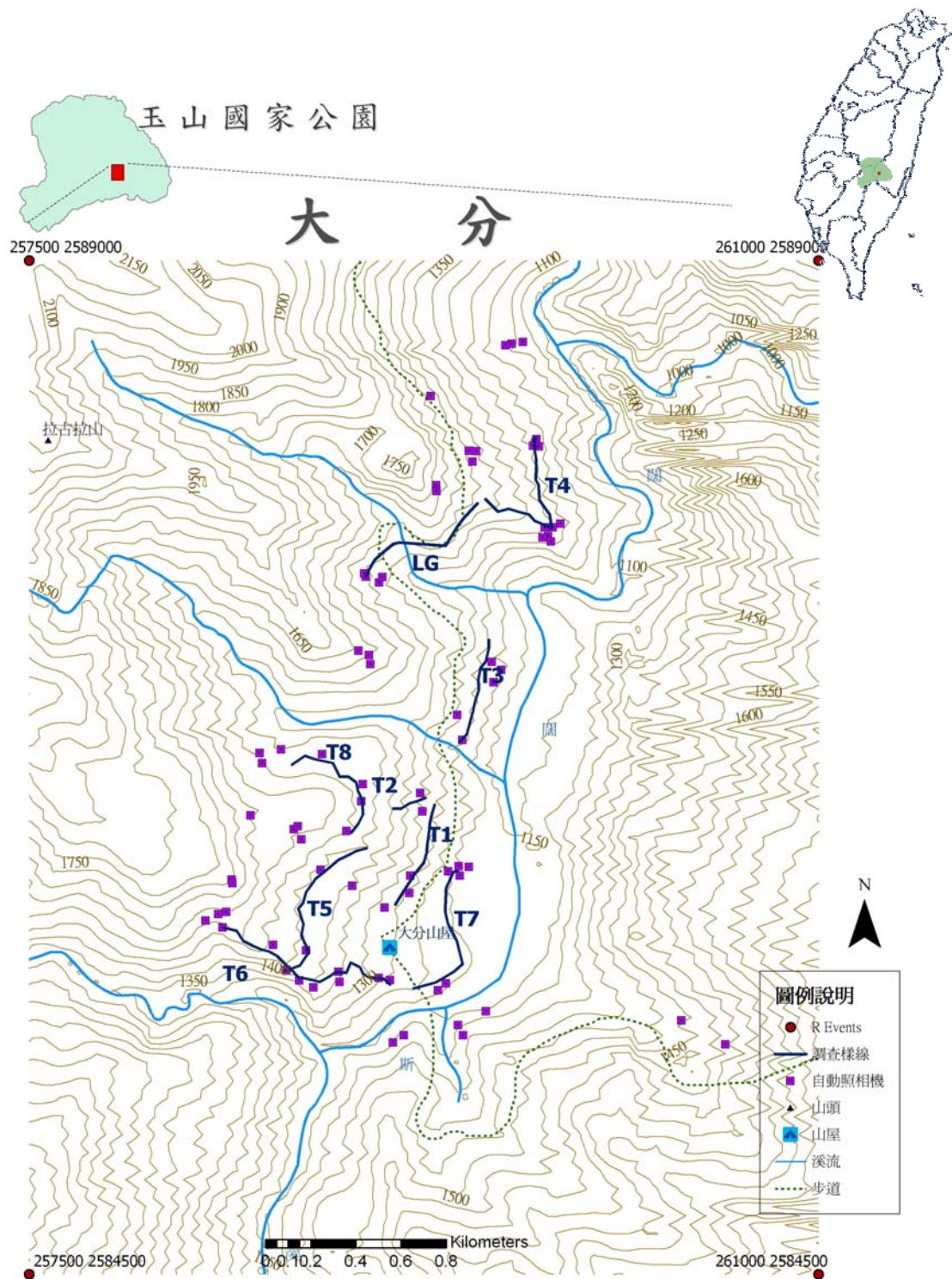


圖 1、研究樣區，大分地區位於玉山國家公園東部園區內（座標系統為 TWD-67）。

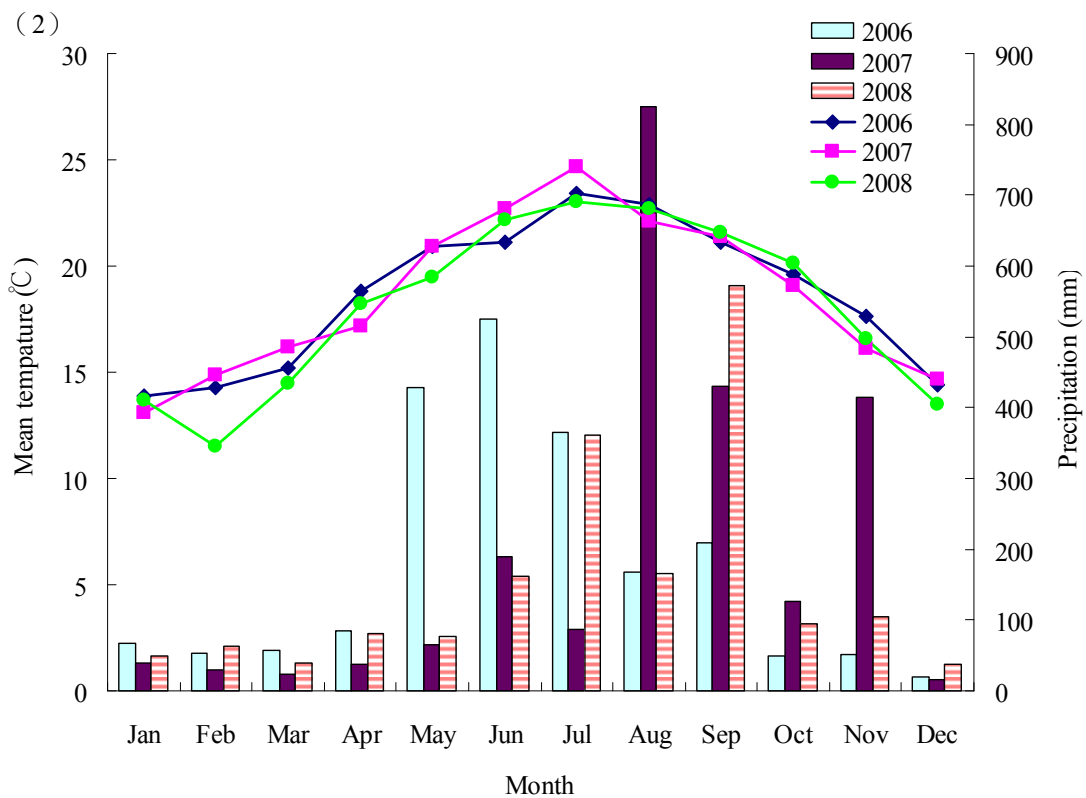
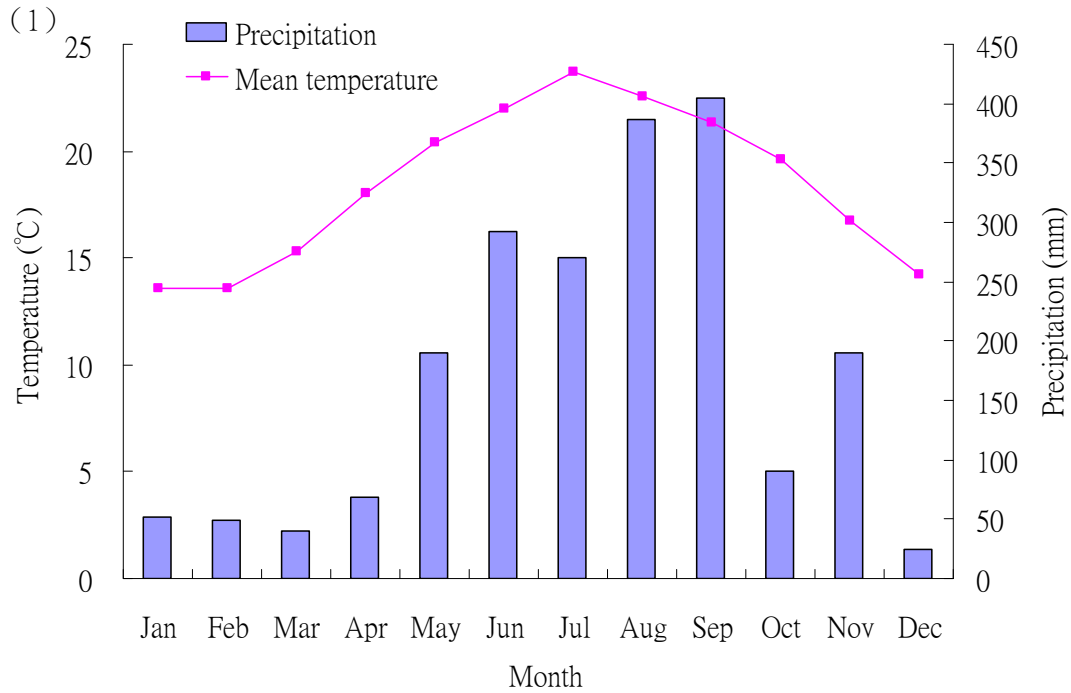


圖 2、中央氣象局於玉山國家公園內的佳心測站，2006 年至 2008 年之(1) 三年平均，及 (2) 各年的月均溫 (°C) 和平均降水量 (mm)。(資料來源：中央氣象局)

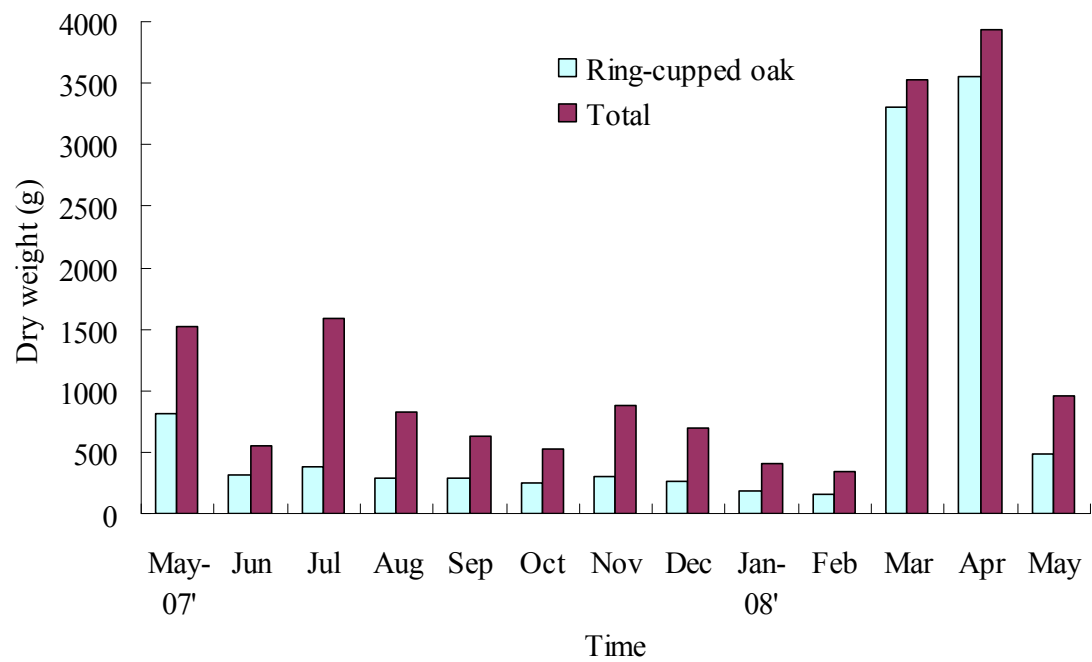


圖 3、2007 年 5 月至 2008 年 5 月，大分地區 45 個種子陷阱每月所收集的青剛櫟及全部落葉乾重。

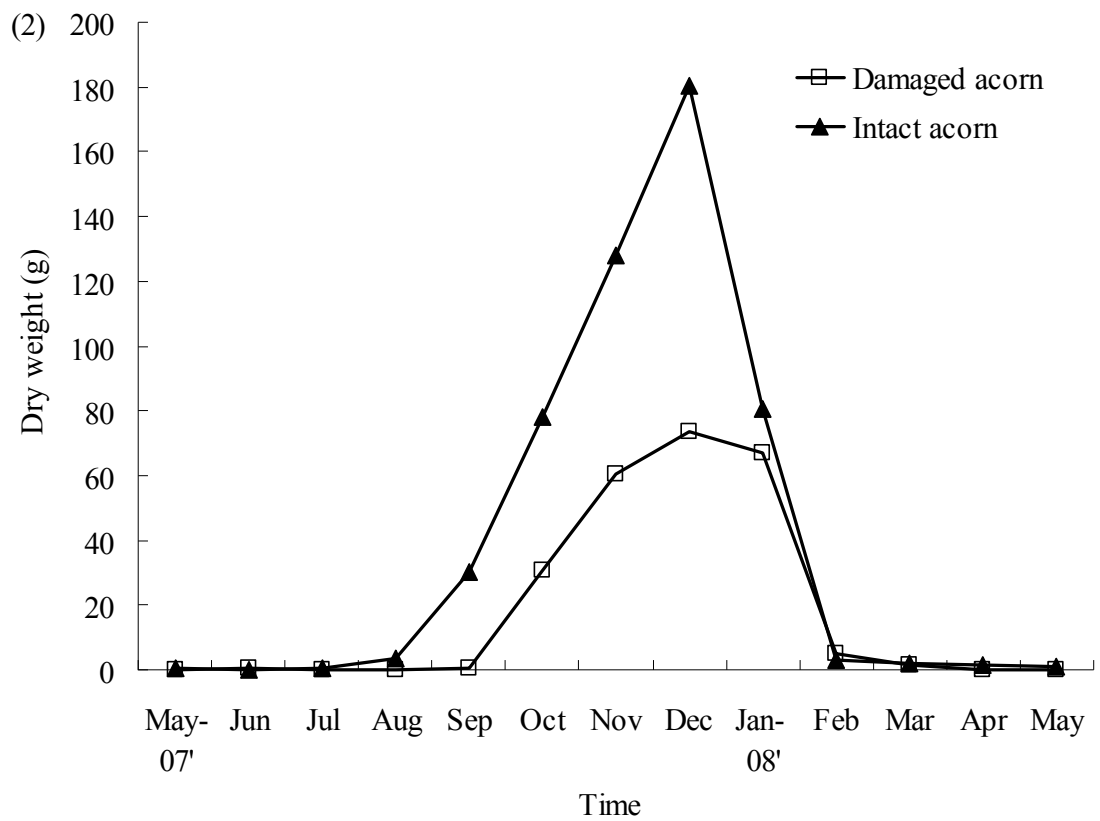
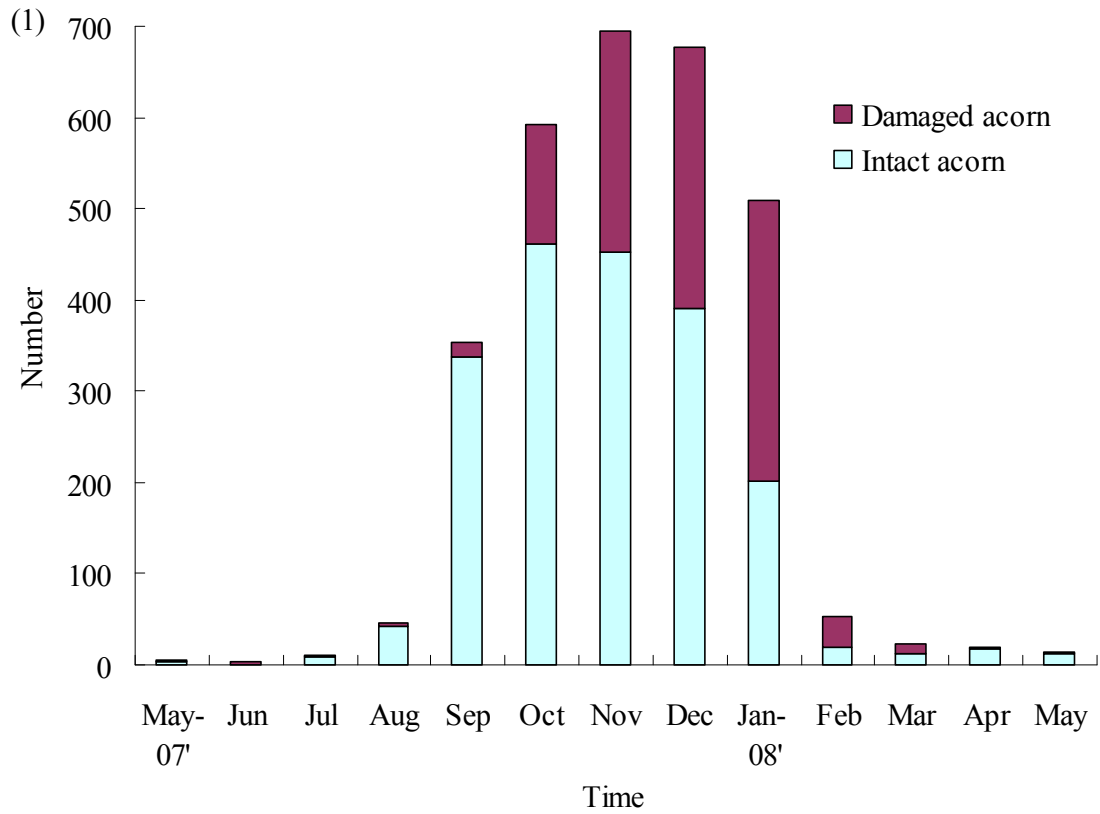


圖 4、2007 年 5 月至 2008 年 5 月，大分地區 45 個種子陷阱每月所收集的青剛櫟完整果實和受損果實之 (1) 顆數和 (2) 乾重。

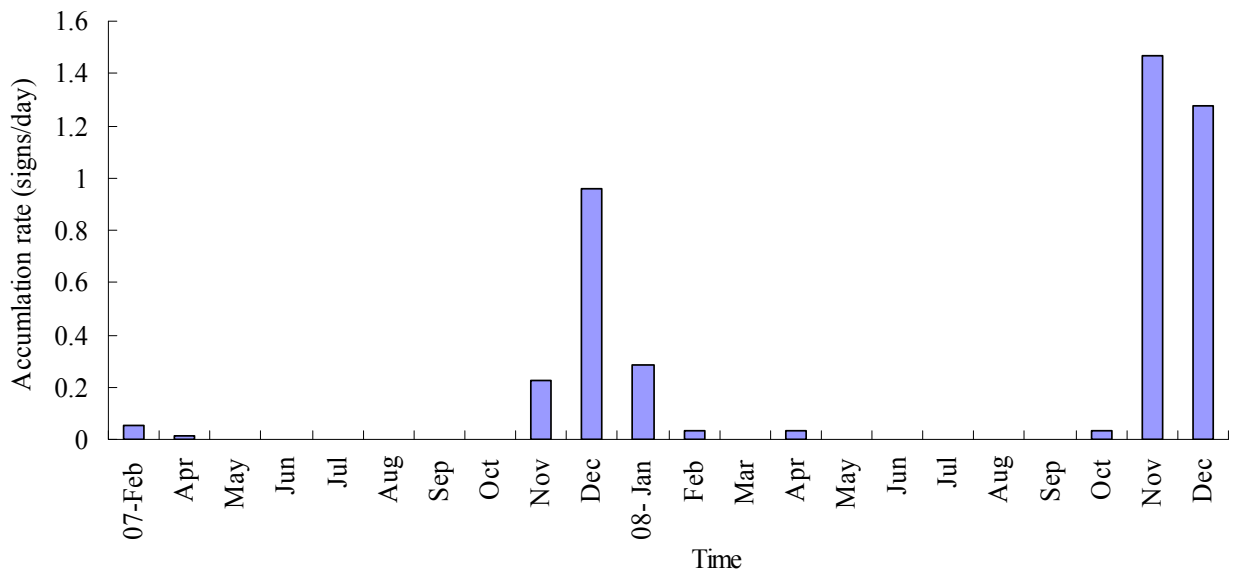


圖 5、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區台灣黑熊各月的排遺及食痕累積率（排遺數/日）。

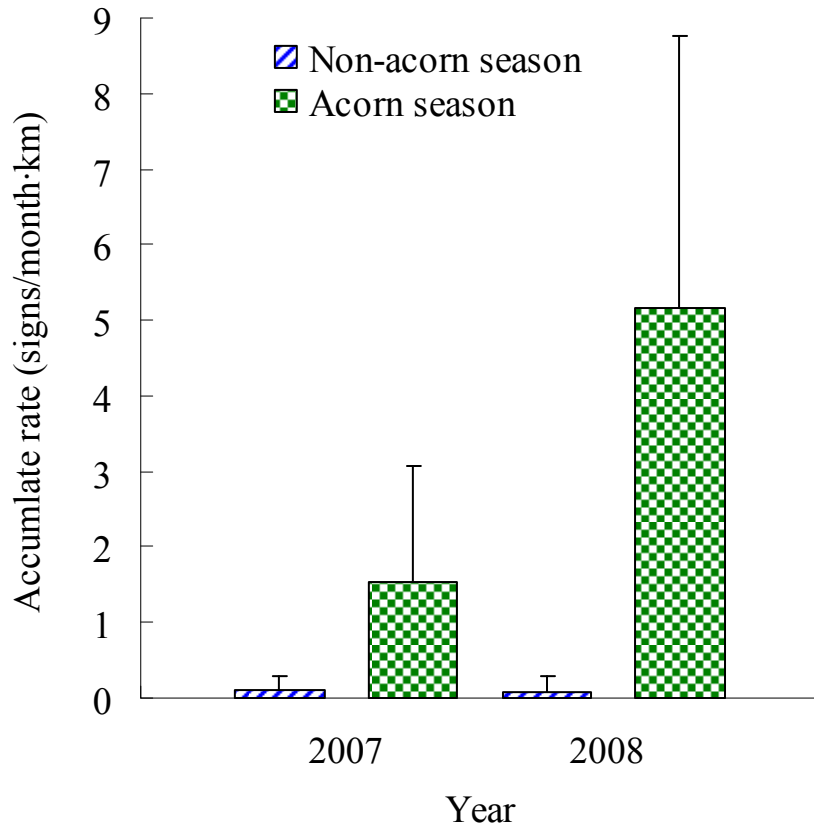
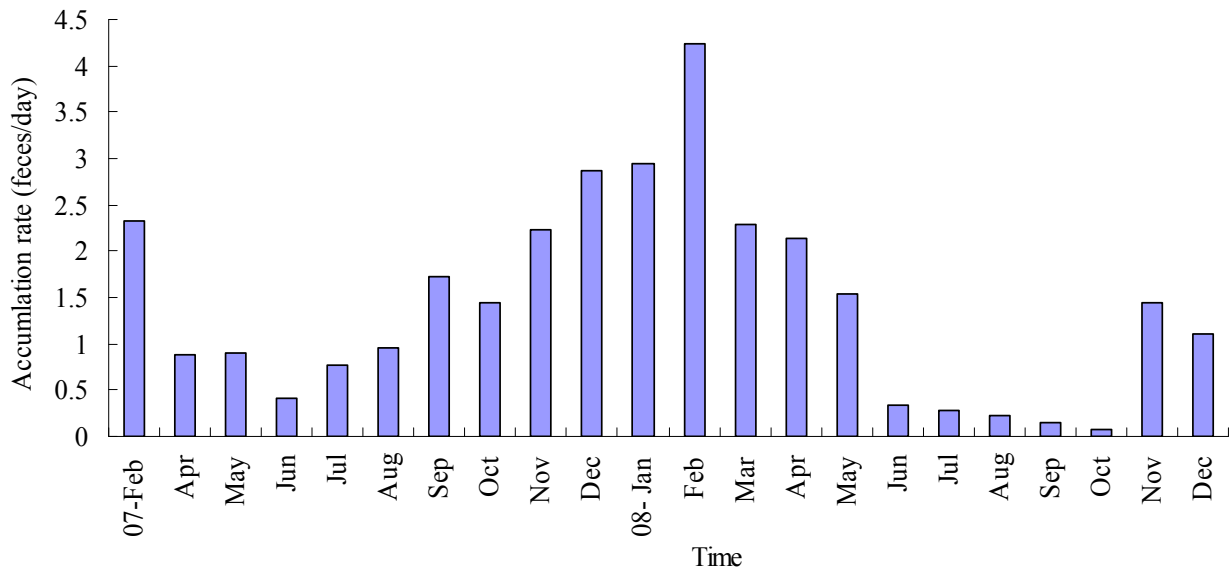


圖 6、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區台灣黑熊於青剛櫟結果季（10 月~隔年 1 月）與非青剛櫟結果季（2 月~9 月）之平均排遺及食痕累積率（痕跡數/月*km）。

(1) 排遺累積率



(2) 目擊及叫聲次數

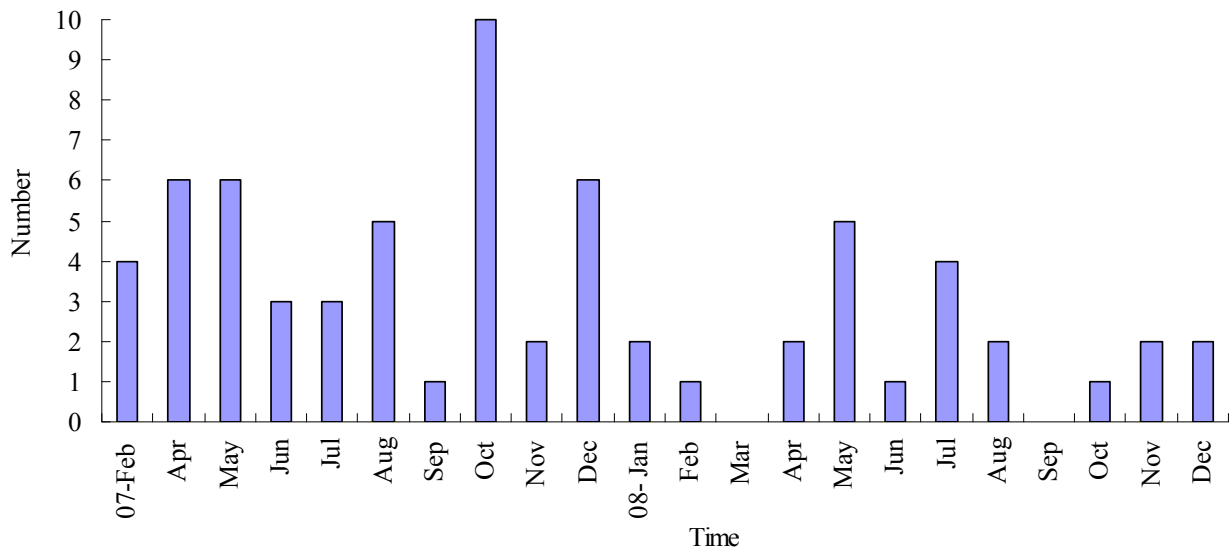


圖 7、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區山羌各月的 (1) 排遺累積率 (排遺數/日)，以及 (2) 穿越線調查所累計的目擊與叫聲次數。

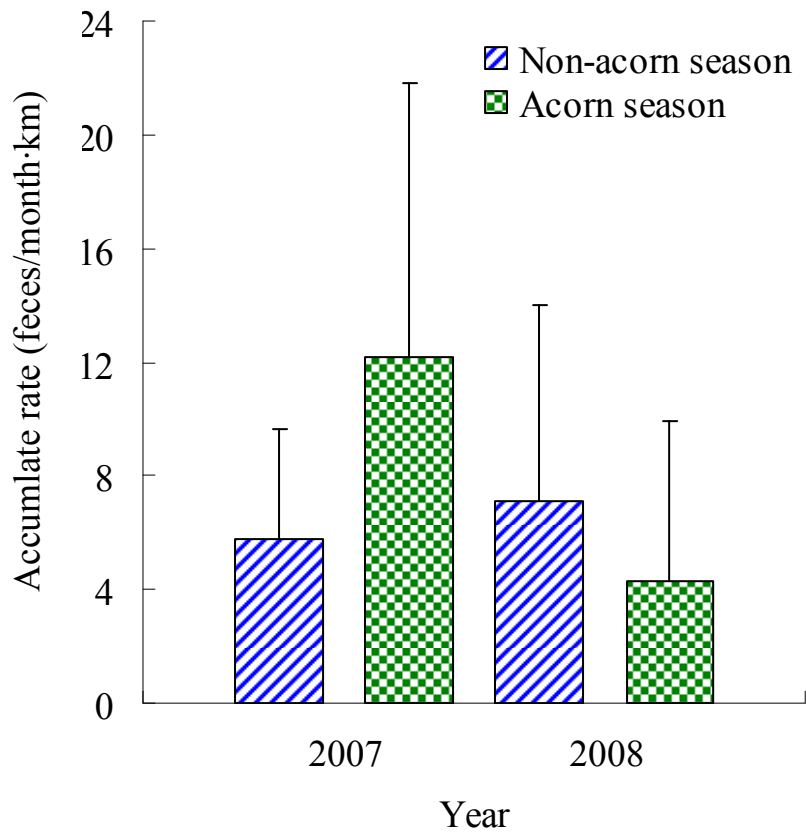
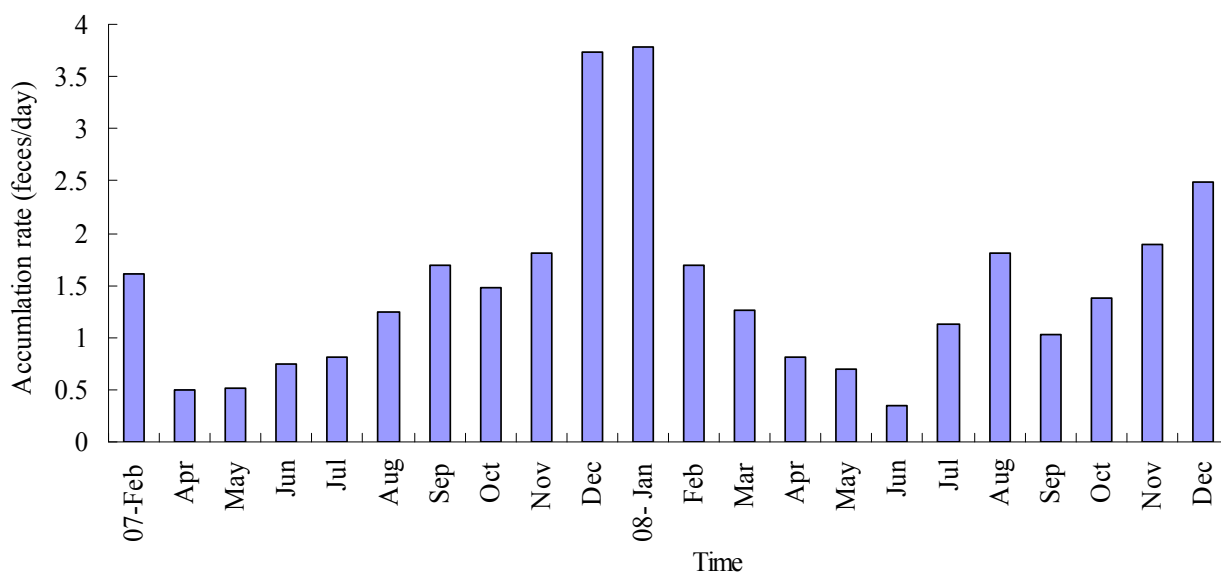


圖 8、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區山羌於青剛櫟結果季（10 月~隔年 1 月）與非青剛櫟結果季（2 月~9 月）之平均排遺累積率（排遺數/月*km）。

(1) 排遺累積率



(2) 目擊及叫聲次數

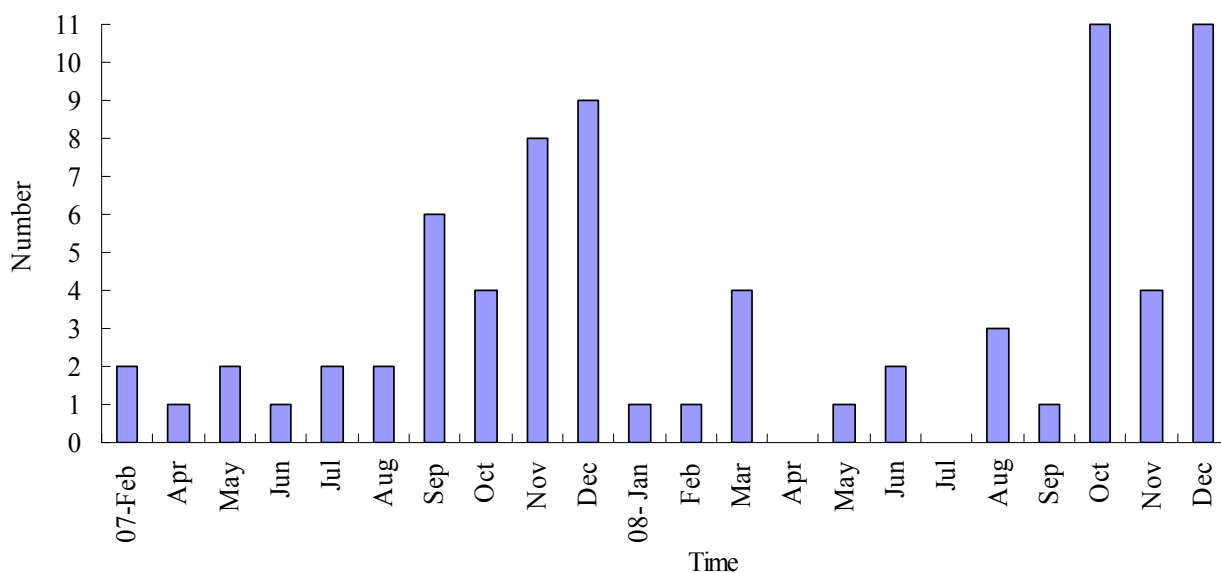


圖 9、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區台灣水鹿各月的 (1) 排遺累積率 (排遺數/日)，以及 (2) 穿越線調查所累計的目擊與叫聲次數。

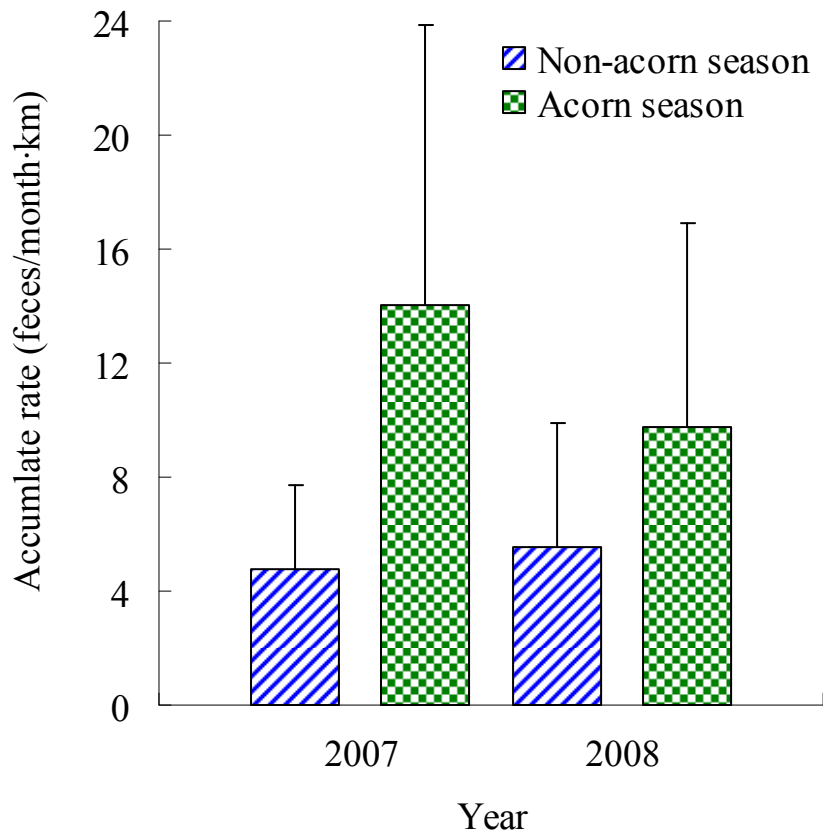
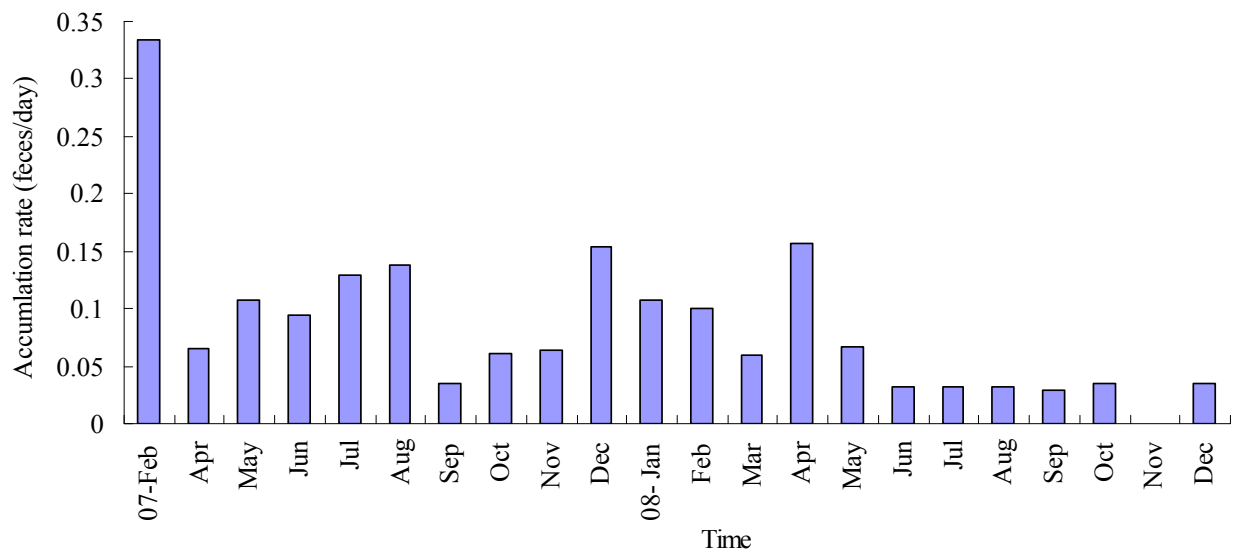


圖 10、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區台灣水鹿於青剛櫟結果季（10 月~隔年 1 月）與非青剛櫟結果季（2 月~9 月）之平均排遺累積率（排遺數/月*km）。

(1) 排遺累積率



(2) 目擊及叫聲次數

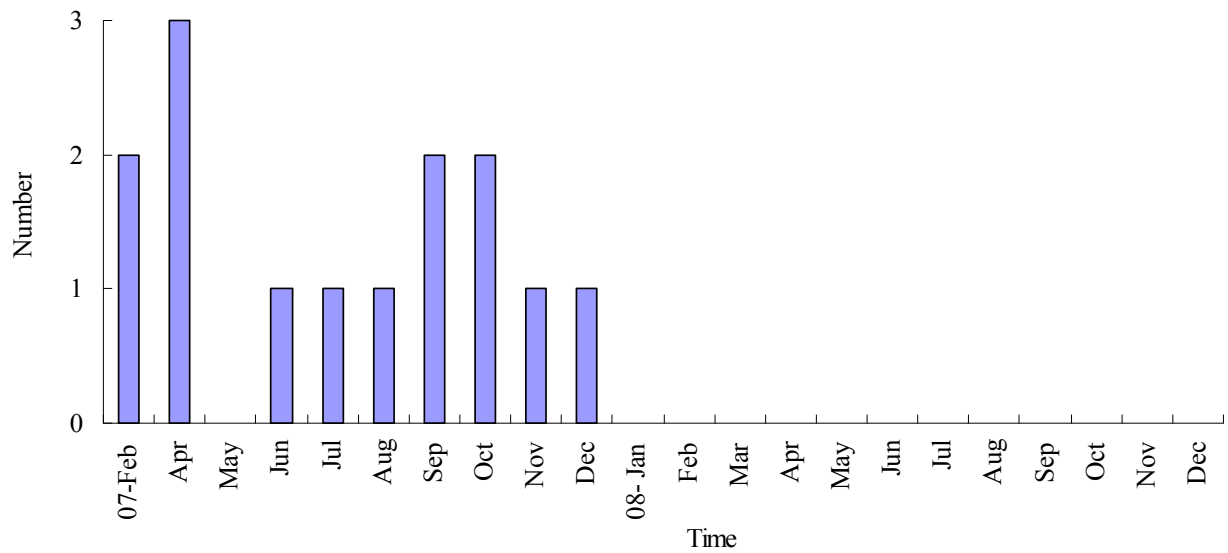


圖 11、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區台灣野山羊各月的 (1) 排遺累積率 (排遺數/日)，以及 (2) 穿越線調查所累計的目擊與叫聲次數。

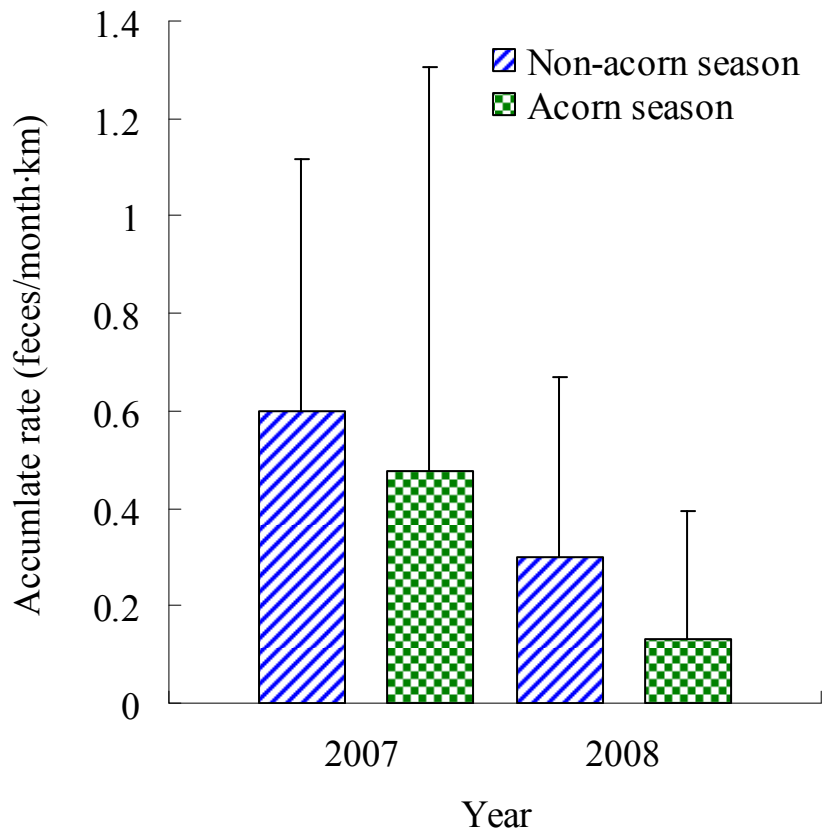
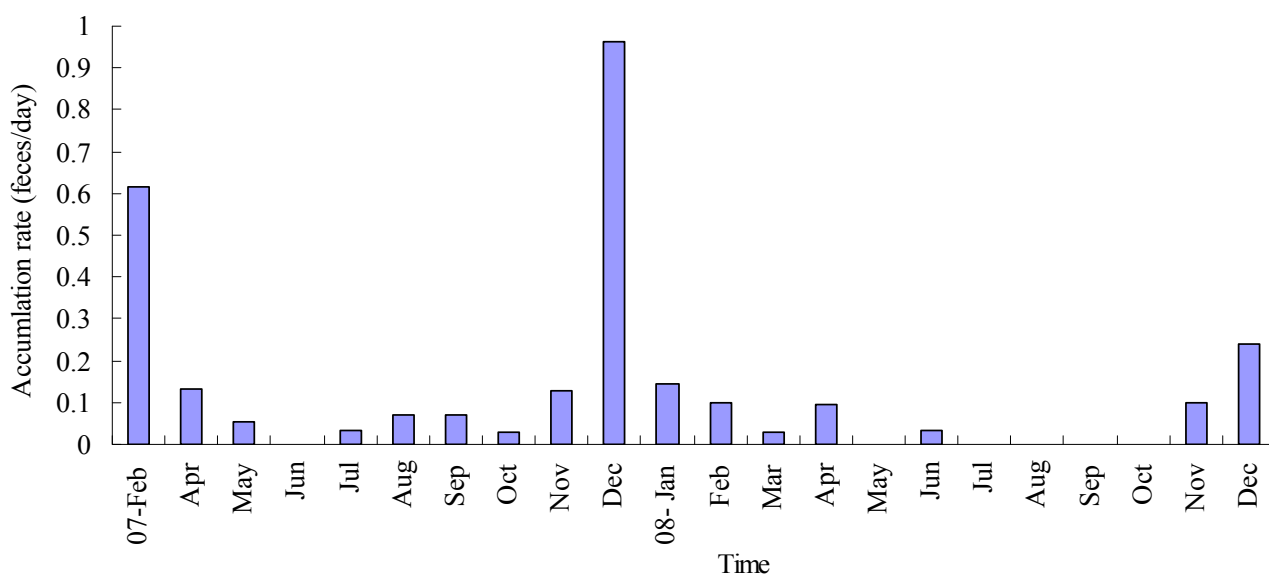


圖 12、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區台灣野山羊於青剛櫟結果季（10 月~隔年 1 月）與非青剛櫟結果季（2 月~9 月）之平均排遺累積率（排遺數/月*km）。

(1) 排遺累積率



(2) 目擊及叫聲次數

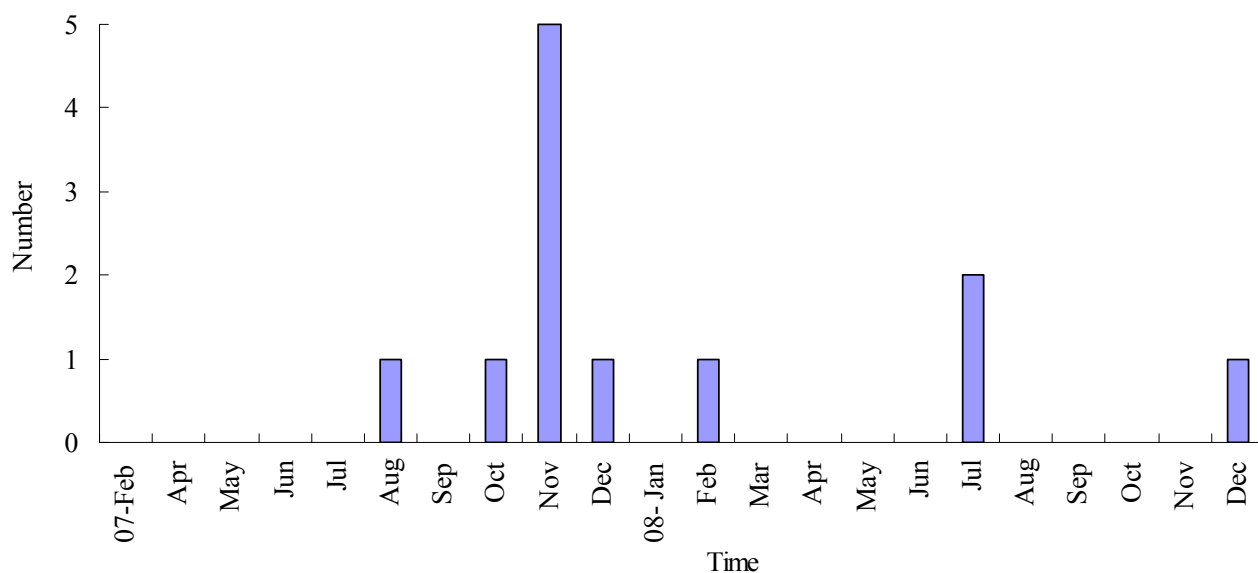


圖 13、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區台灣野豬各月的 (1) 排遺累積率 (排遺數/日)，以及 (2) 穿越線調查所累計的目擊與叫聲次數。

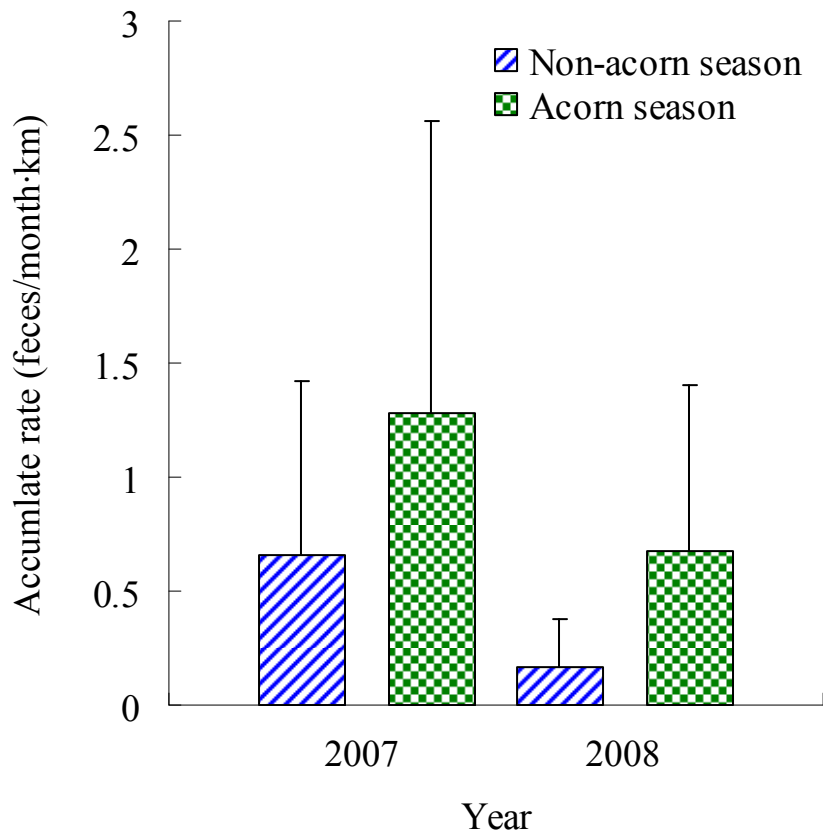


圖 14、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區台灣野豬於青剛櫟結果季（10 月~隔年 1 月）與非青剛櫟結果季（2 月~9 月）之平均排遺累積率（排遺數/月*km）。

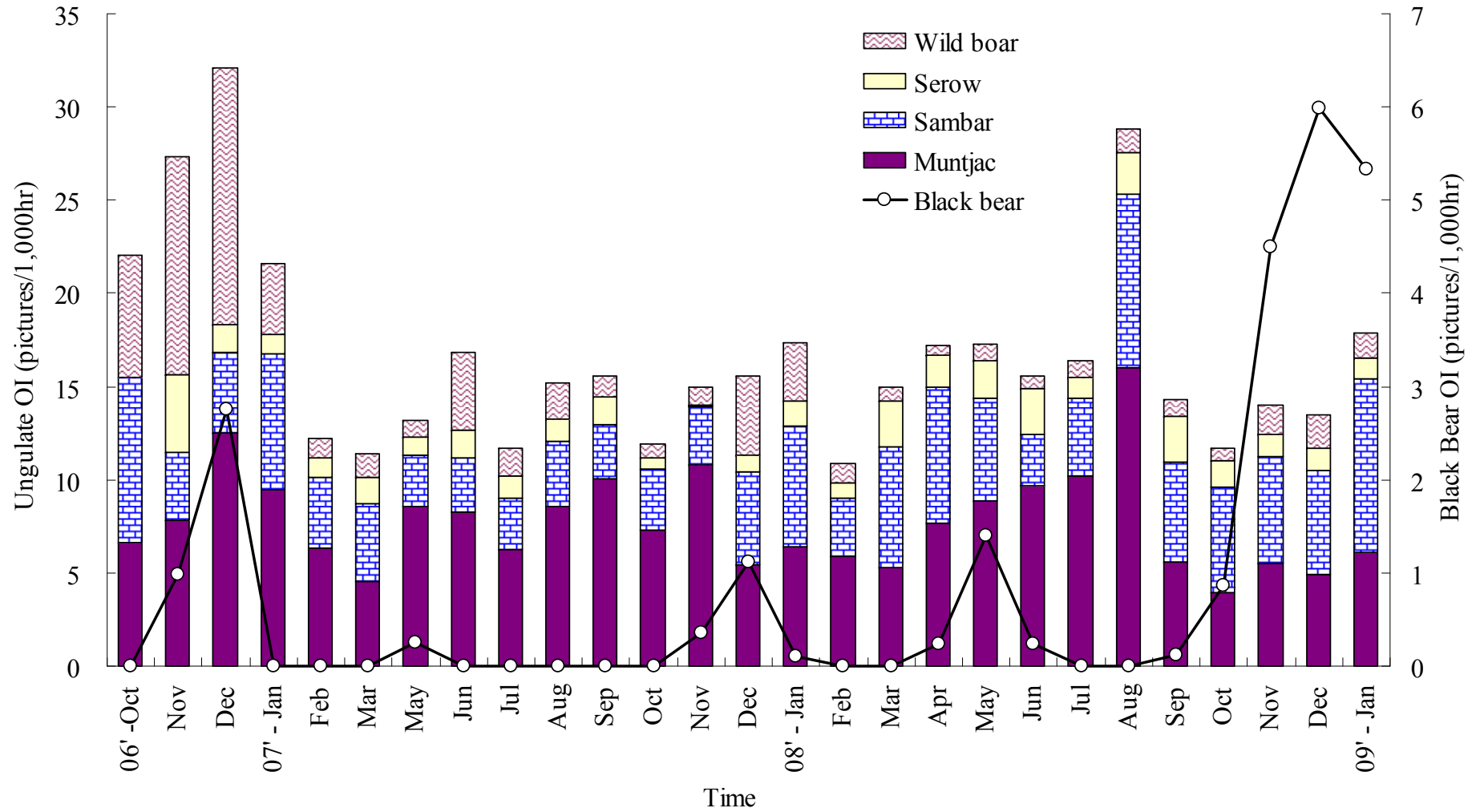


圖 15、2006 年 10 月至 2009 年 1 月，5 種大型哺乳動物各月於大分地區所有相機樣點的 OI 值（有效相片數/1,000 小時）。

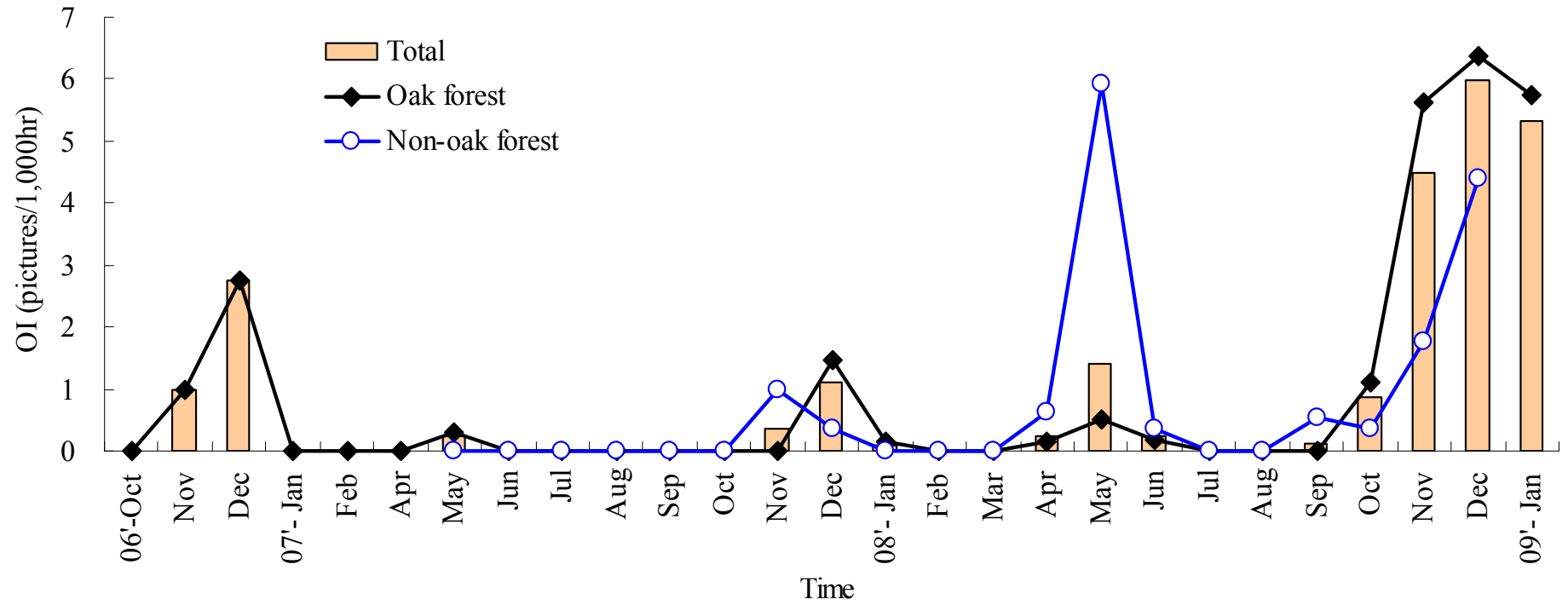


圖 16、2006 年 10 月至 2009 年 1 月，台灣黑熊各月於大分地區所有相機樣點，以及分別於青剛櫟林內和周邊非青剛櫟林地區之相機所記錄的 OI 值（有效相片數/1,000 小時）。

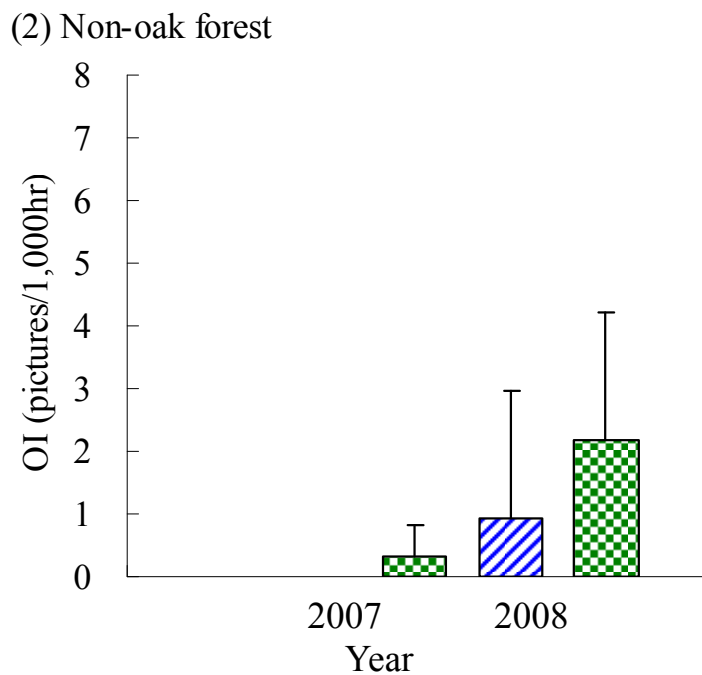
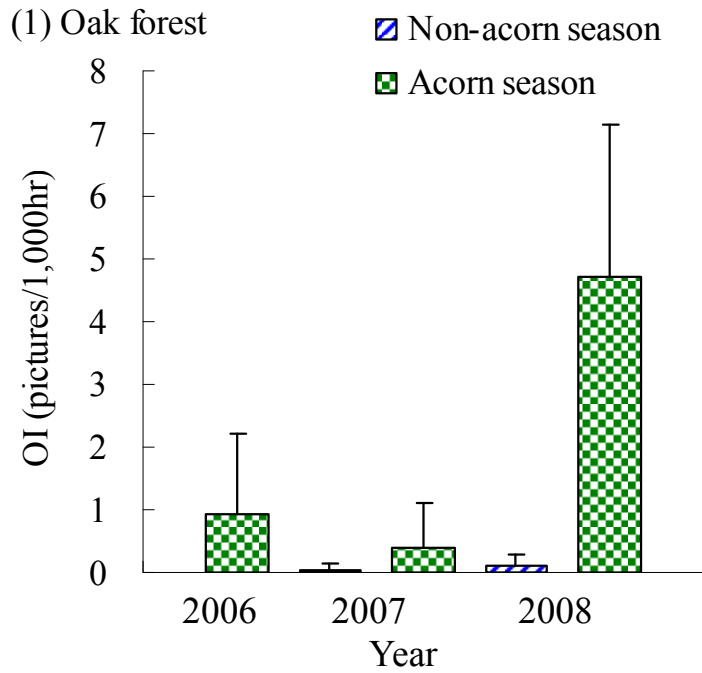


圖 17、台灣黑熊在大分地區青剛櫟結果季（10 月~隔年 1 月）與非青剛櫟結果季（2 月~9 月），分別於（1）青剛櫟林內（2006 年 10 月至 2009 年 1 月）及（2）周邊非青剛櫟林地地區（2007 年 5 月至 2008 年 12 月），利用相機所記錄的平均各月之 OI 值（有效相片數/1,000 小時）。

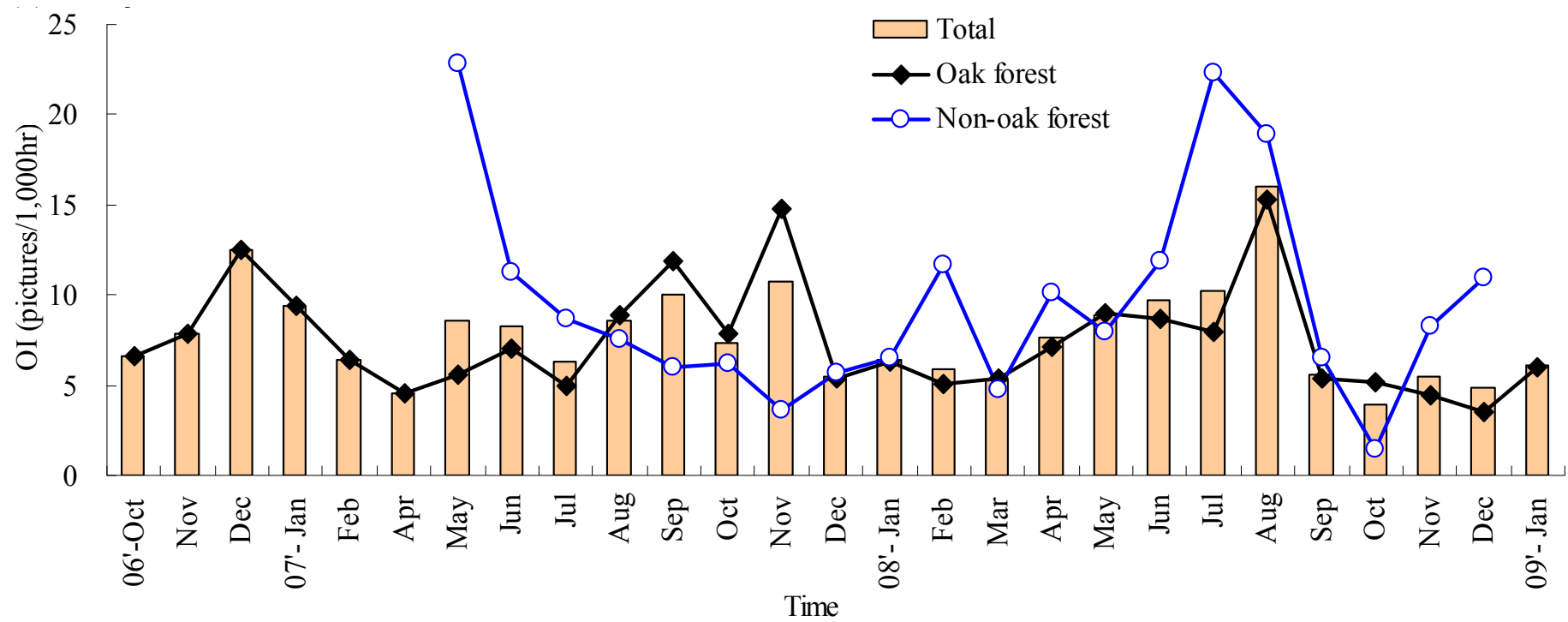


圖 18、2006 年 10 月至 2009 年 1 月，山羌各月於大分地區所有相機樣點，以及分別於青剛櫟林內和周邊非青剛櫟林地區之相機所記錄的 OI 值（有效相片數/1,000 小時）。

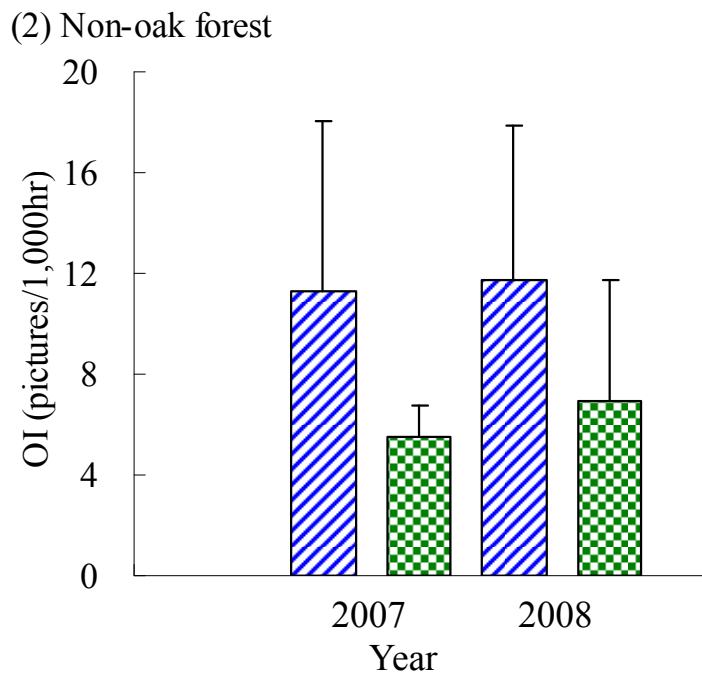
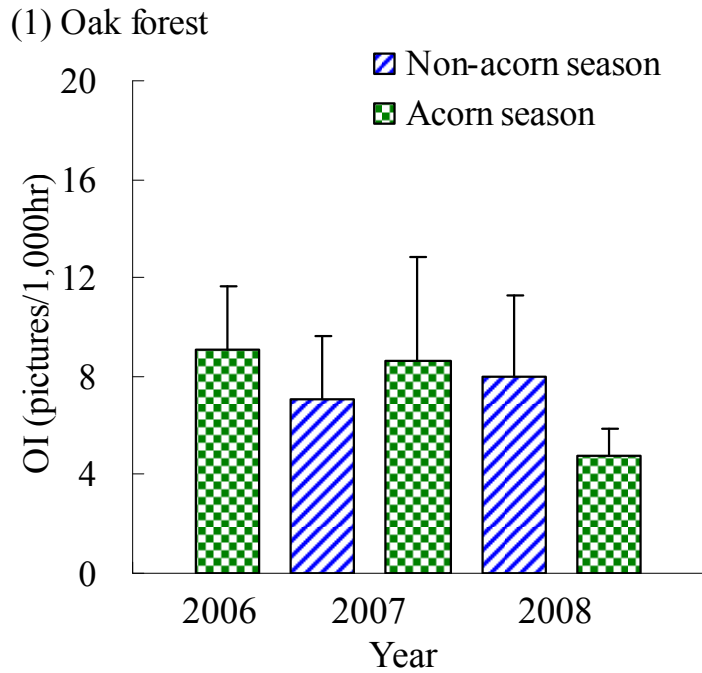


圖 19、山羌在大分地區青剛櫟結果季（10 月~隔年 1 月）與非青剛櫟結果季（2 月~9 月），分別於（1）青剛櫟林內（2006 年 10 月至 2009 年 1 月）及（2）周邊非青剛櫟林地地區（2007 年 5 月至 2008 年 12 月），利用相機所記錄的平均各月之 OI 值（有效相片數/1,000 小時）。

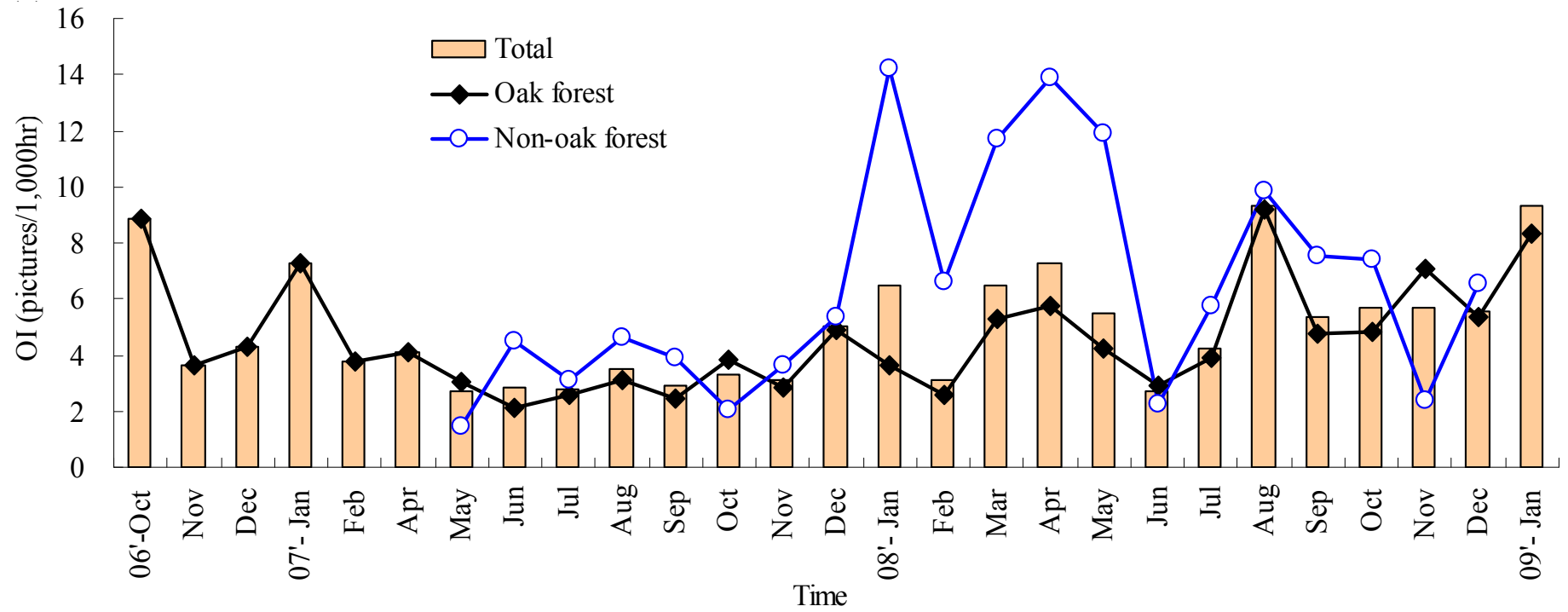


圖 20、2006 年 10 月至 2009 年 1 月，台灣水鹿各月於大分地區所有相機樣點，以及分別於青剛櫟林內和周邊非青剛櫟林地區之相機所記錄的 OI 值（有效相片數/1,000 小時）。

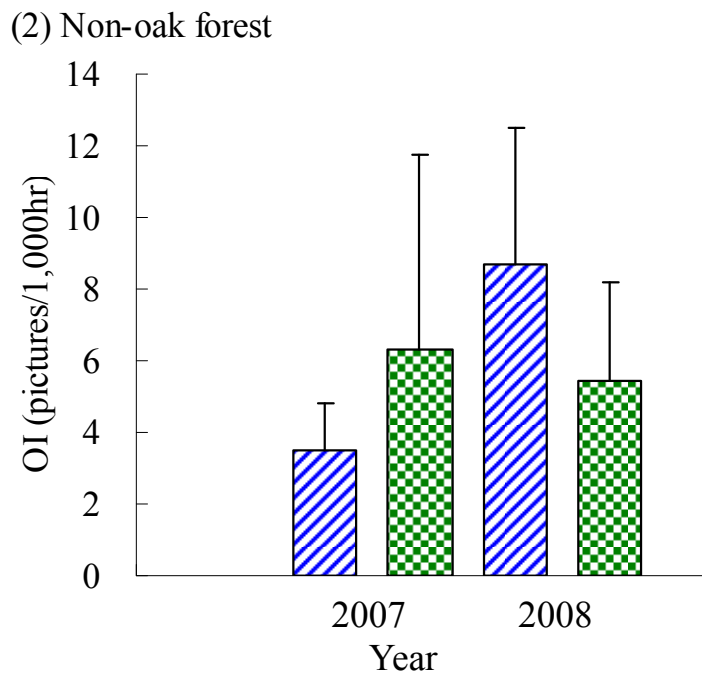
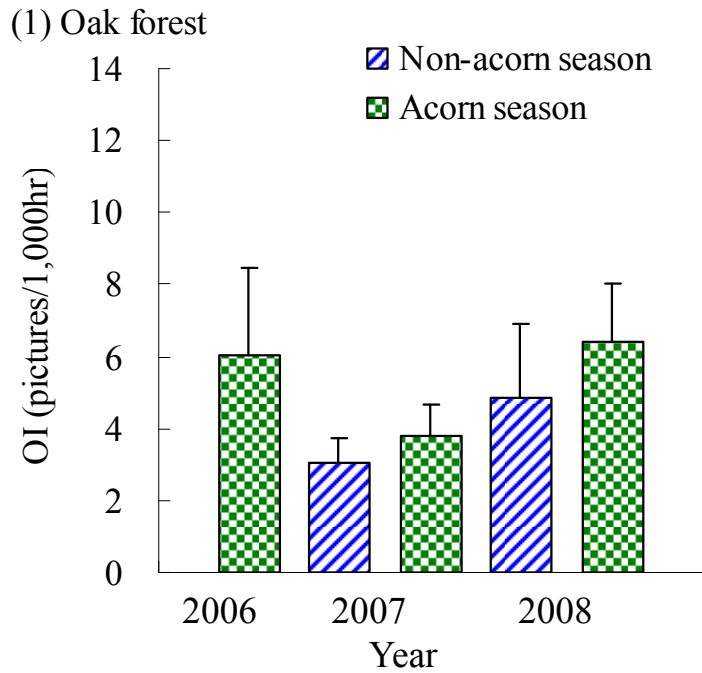


圖 21、台灣水鹿在大分地區青剛櫟結果季（10 月~隔年 1 月）與非青剛櫟結果季（2 月~9 月），分別於（1）青剛櫟林內（2006 年 10 月至 2009 年 1 月）及（2）周邊非青剛櫟林地區（2007 年 5 月至 2008 年 12 月），利用相機所記錄的平均各月之 OI 值（有效相片數/1,000 小時）。

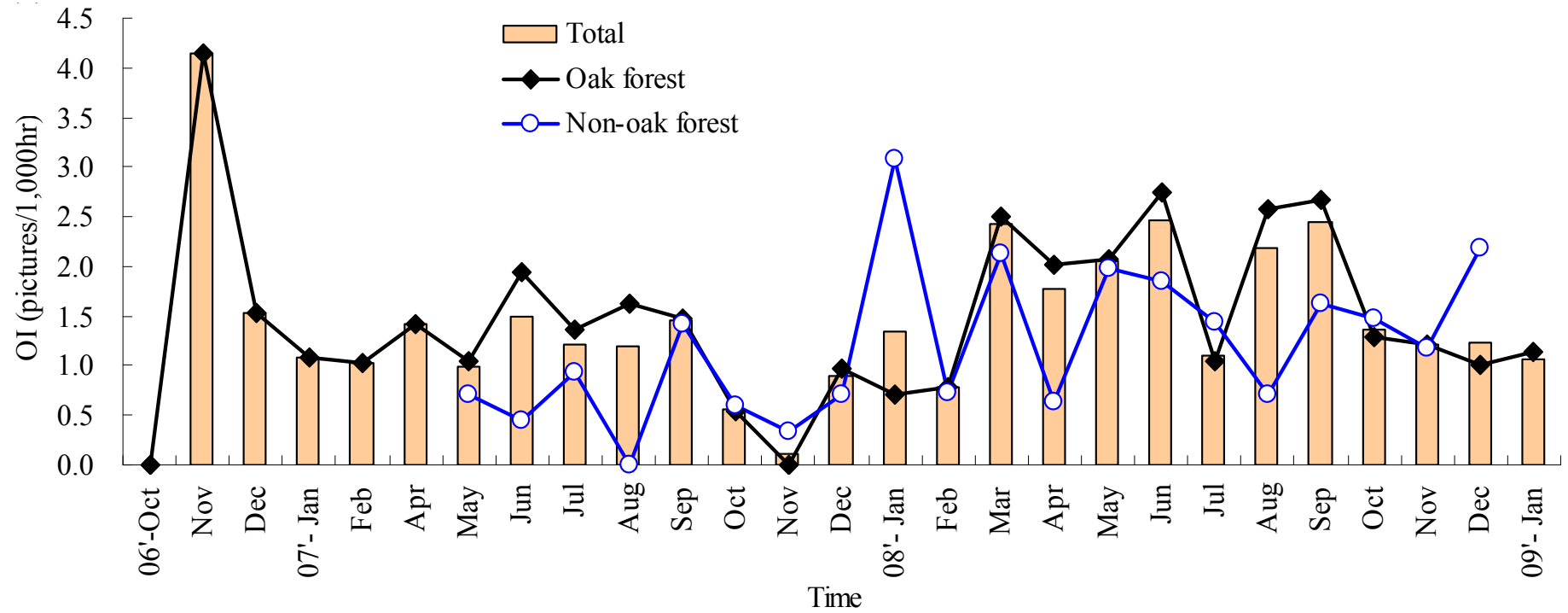


圖 22、2006 年 10 月至 2009 年 1 月，台灣野山羊各月於大分地區所有相機樣點，以及分別於青剛櫟林內和周邊非青剛櫟林地區之相機所記錄的 OI 值（有效相片數/1,000 小時）。

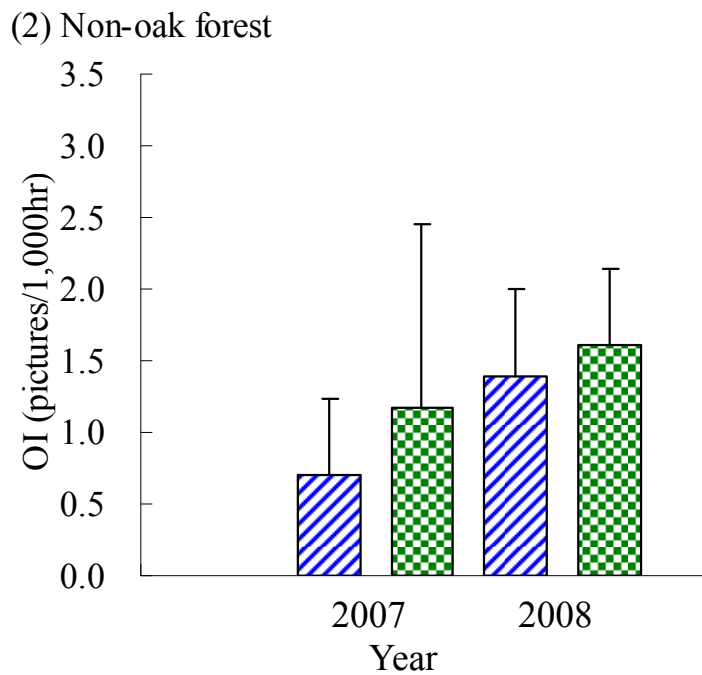
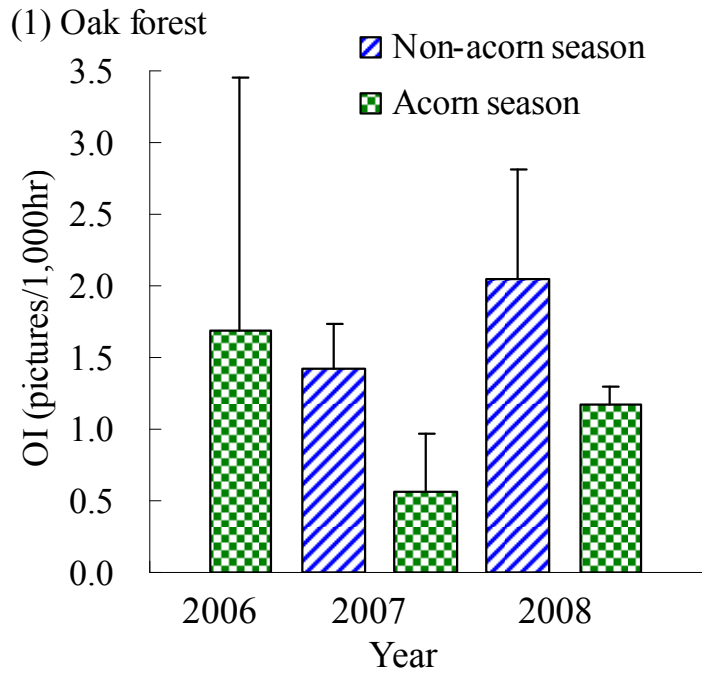


圖 23、台灣野山羊在大分地區青剛櫟結果季（10 月~隔年 1 月）與非青剛櫟結果季（2 月~9 月），分別於（1）青剛櫟林內（2006 年 10 月至 2009 年 1 月）及（2）周邊非青剛櫟林地區（2007 年 5 月至 2008 年 12 月），利用相機所記錄的平均各月之 OI 值（有效相片數/1,000 小時）。

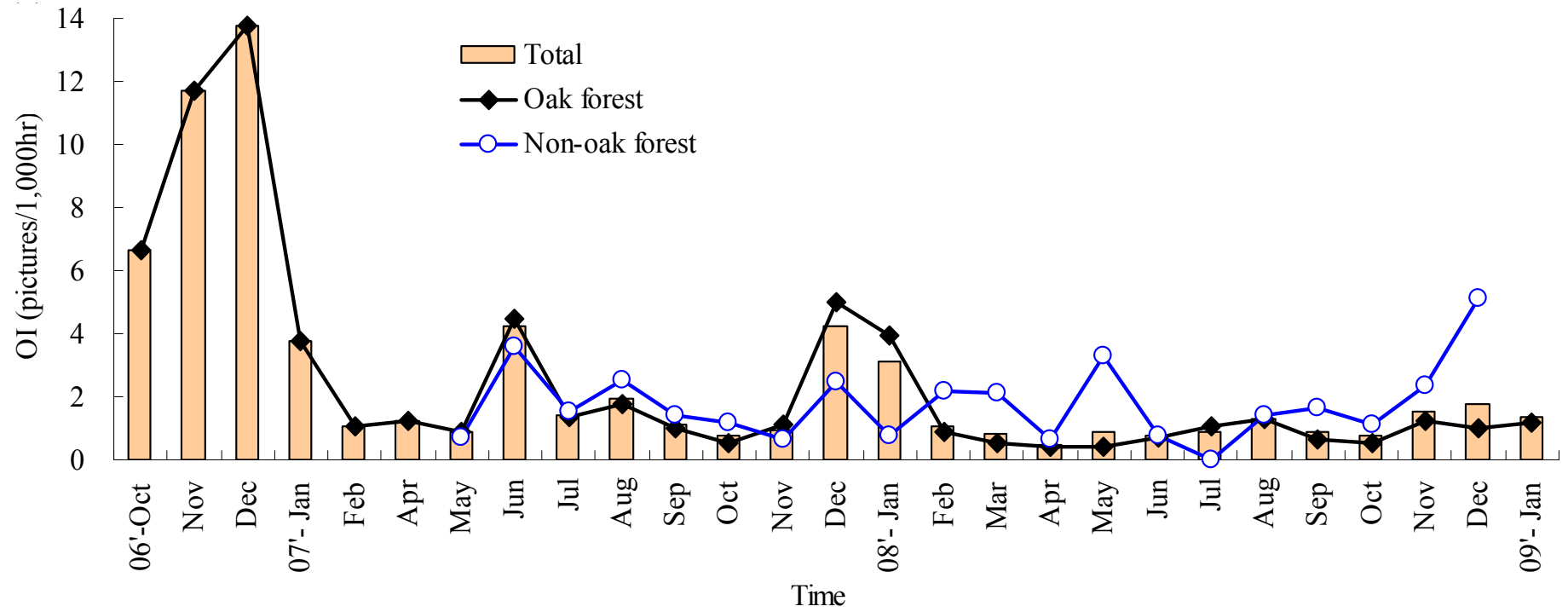


圖 24、2006 年 10 月至 2009 年 1 月，台灣野豬各月於大分地區所有相機樣點，以及分別於青剛櫟林內和周邊非青剛櫟林地地區之相機所記錄的 OI 值（有效相片數/1,000 小時）。

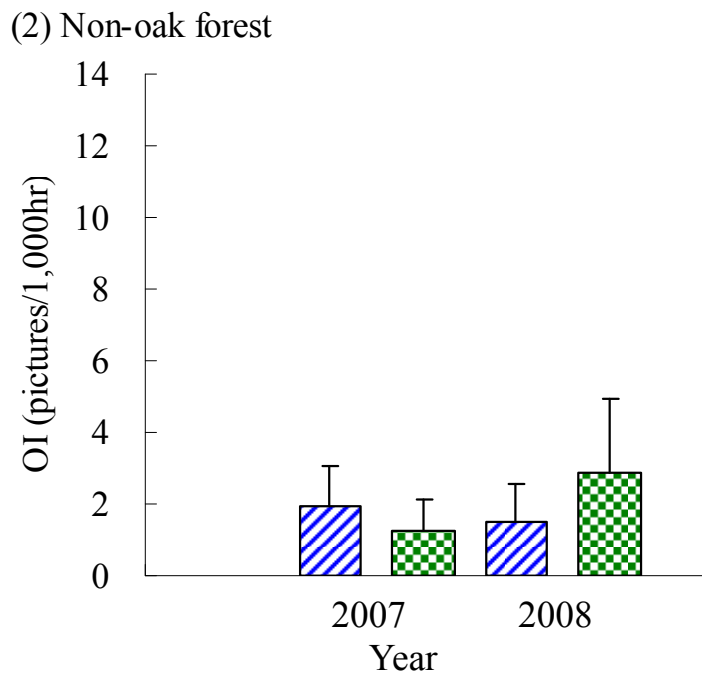
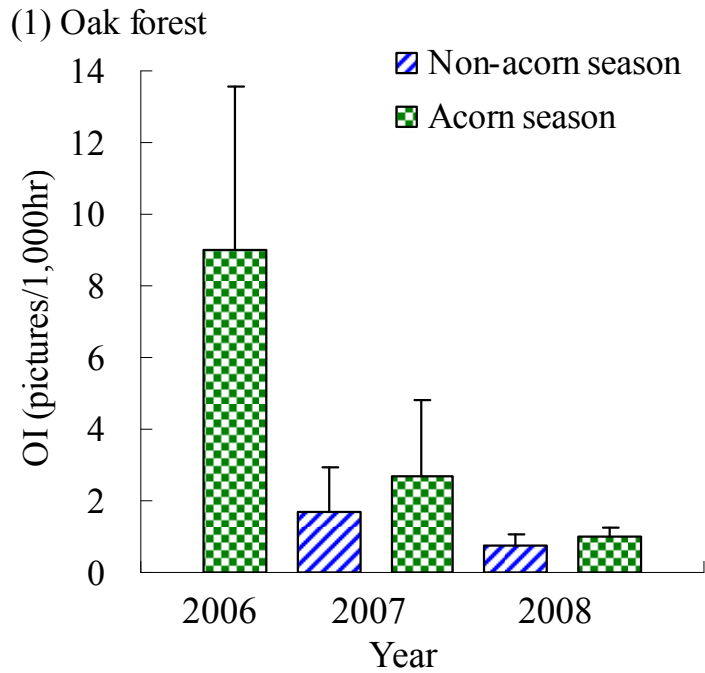


圖 25、台灣野豬在大分地區青剛櫟結果季（10 月~隔年 1 月）與非青剛櫟結果季（2 月~9 月），分別於（1）青剛櫟林內（2006 年 10 月至 2009 年 1 月）及（2）周邊非青剛櫟林地地區（2007 年 5 月至 2008 年 12 月），利用相機所記錄的平均各月之 OI 值（有效相片數/1,000 小時）。

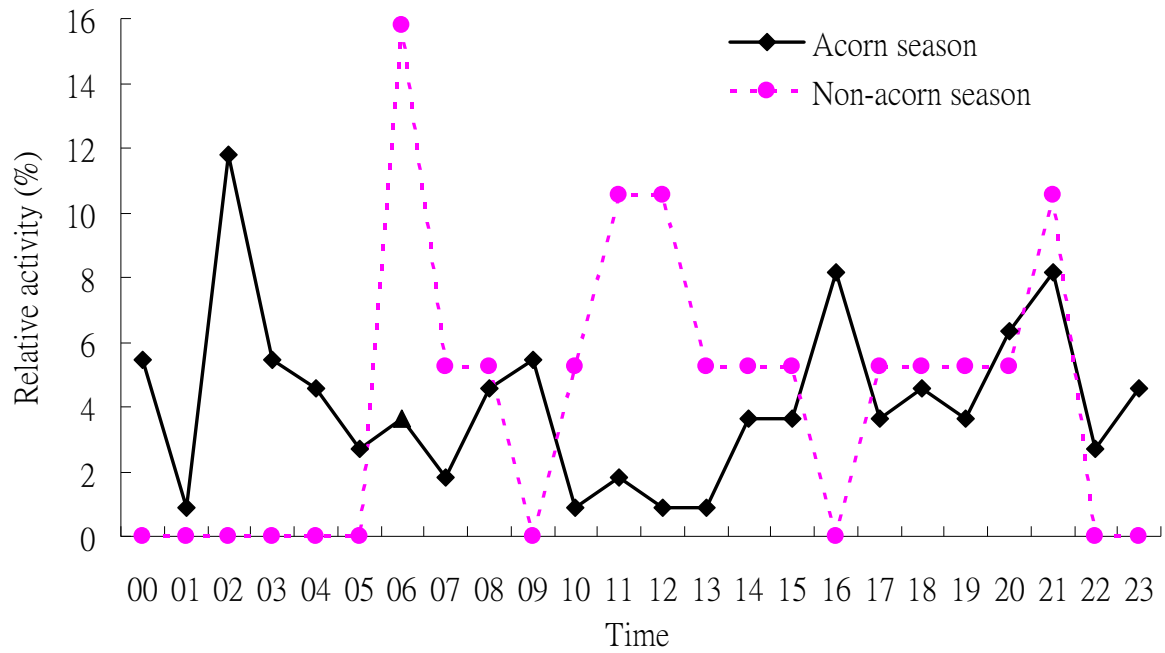


圖 26、2006 年 10 至 2009 年 1 月，大分地區台灣黑熊於青剛櫟結果季（10 月~隔年 1 月，n = 110）及非青剛櫟結果季（2 月~9 月，n = 19）之全日活動模式。

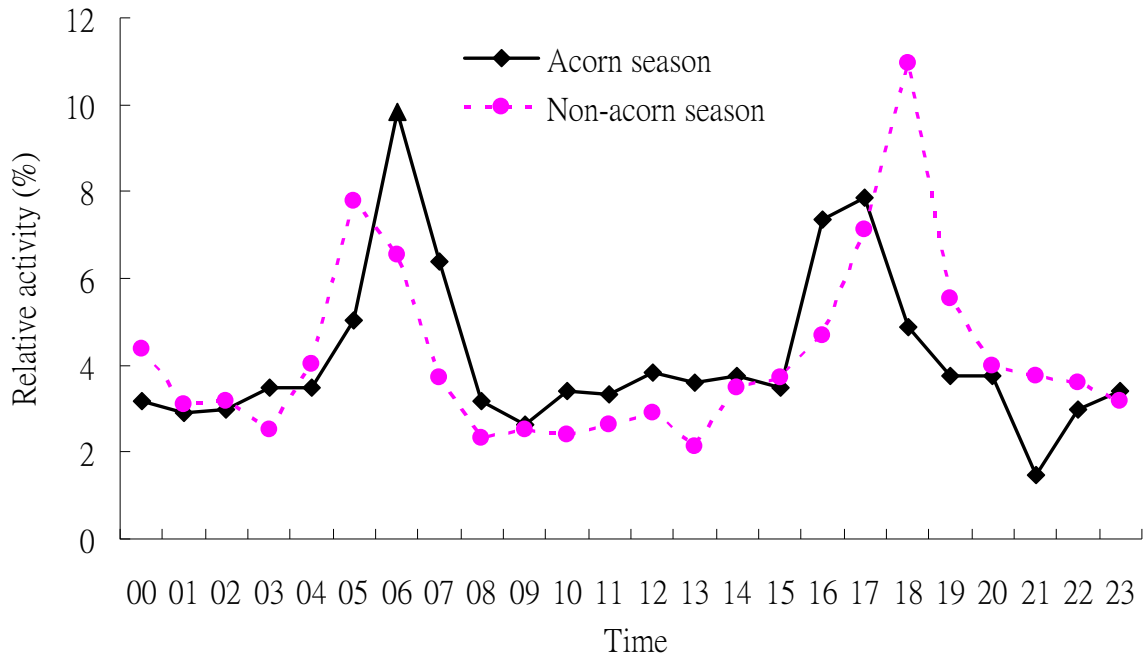


圖 27、2006 年 10 至 2009 年 1 月，大分地區偶蹄類動物於青剛櫟結果季（10 月~隔年 1 月，n=1,171）及非青剛櫟結果季（2 月~9 月，n=1,837）之全日活動模式。

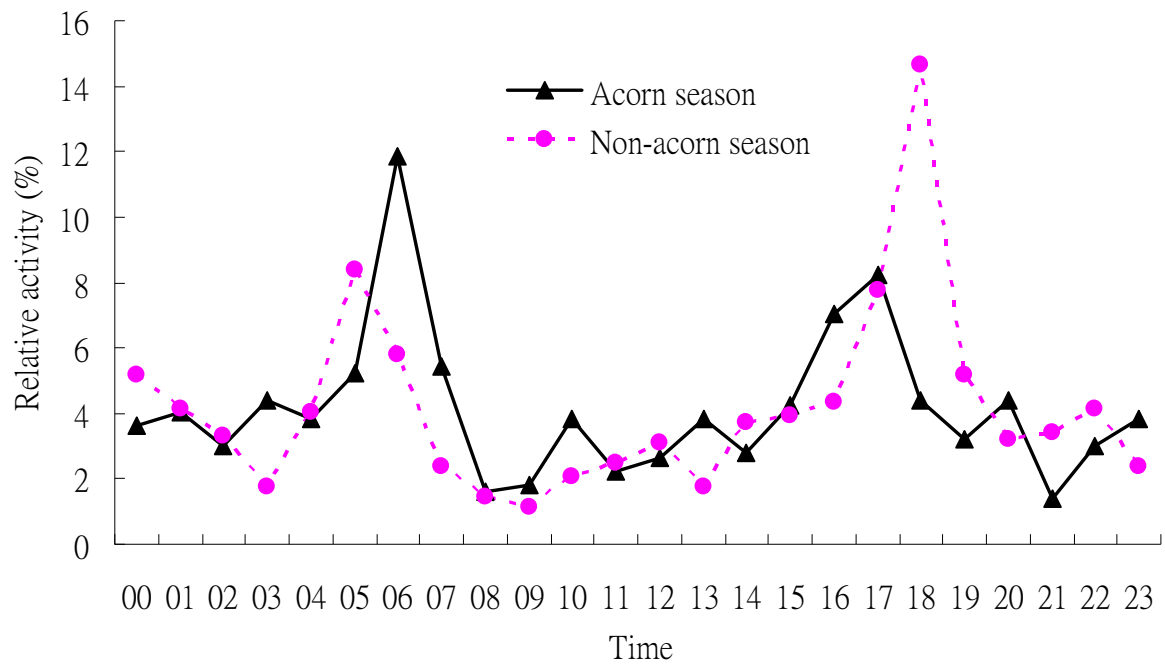


圖 28、2006 年 10 至 2009 年 1 月，大分地區山羌於青剛櫟結果季（10 月～隔年 1 月，n = 497）及非青剛櫟結果季（2 月～9 月，n = 963）之全日活動模式。

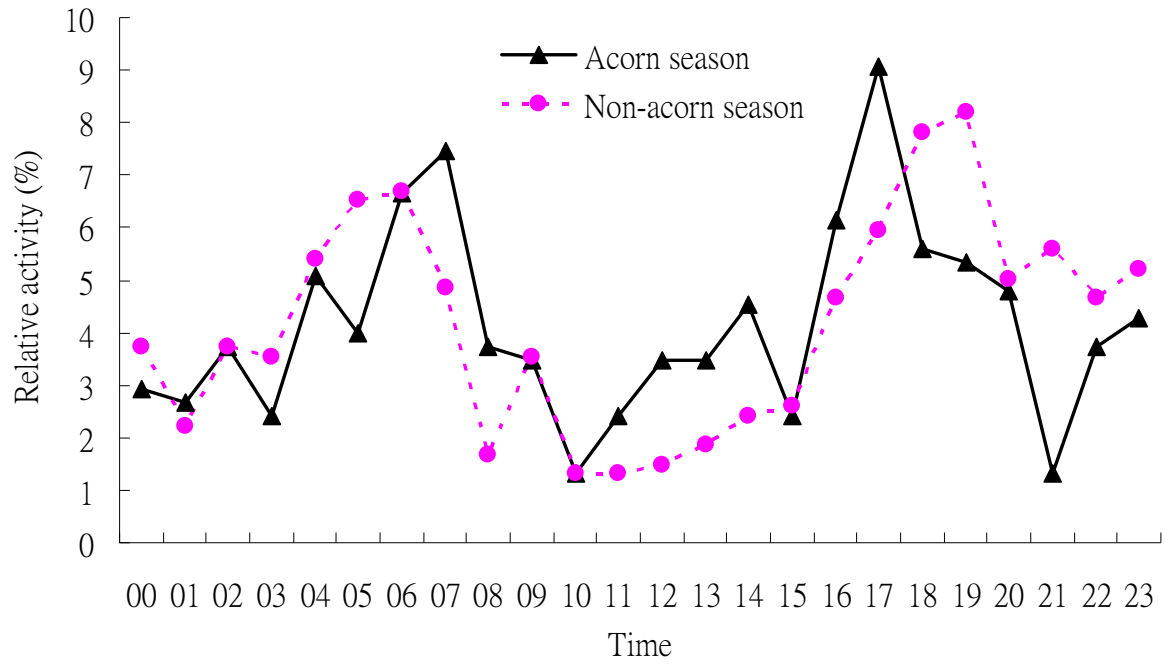


圖 29、2006 年 10 至 2009 年 1 月，大分地區台灣水鹿於青剛櫟結果季（10 月~隔年 1 月， $n = 375$ ）及非青剛櫟結果季（2 月~9 月， $n = 537$ ）之全日活動模式。

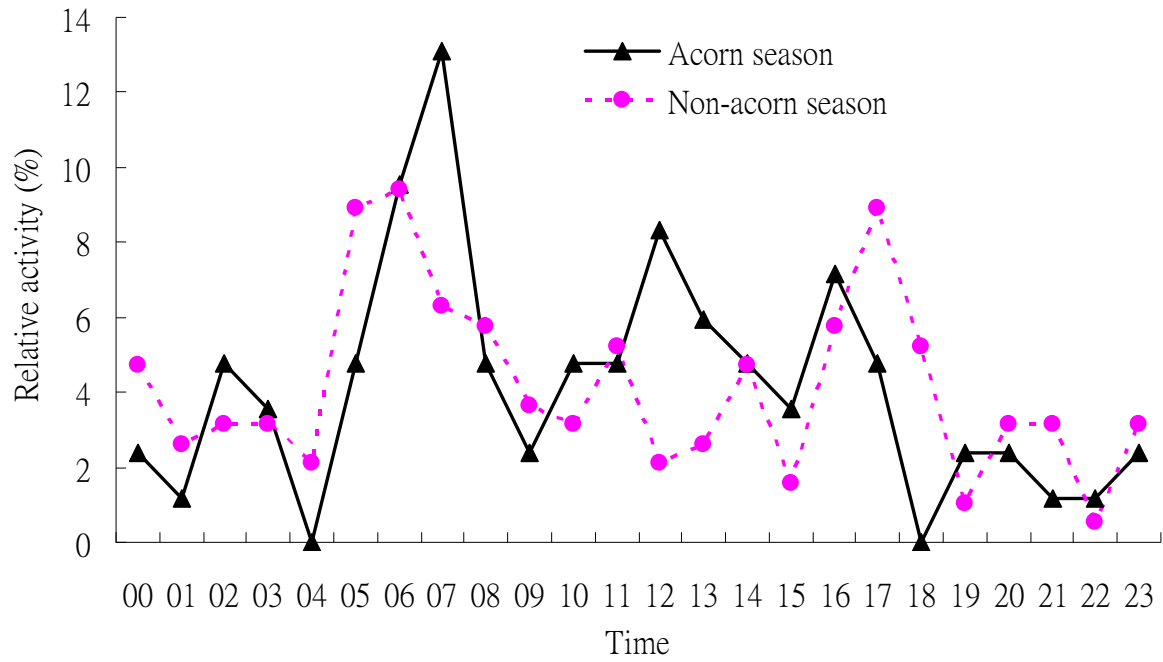


圖 30、2006 年 10 至 2009 年 1 月，大分地區台灣野山羊於青剛櫟結果季（10 月~隔年 1 月，n = 84）及非青剛櫟結果季（2 月~9 月，n = 191）全日活動模式。

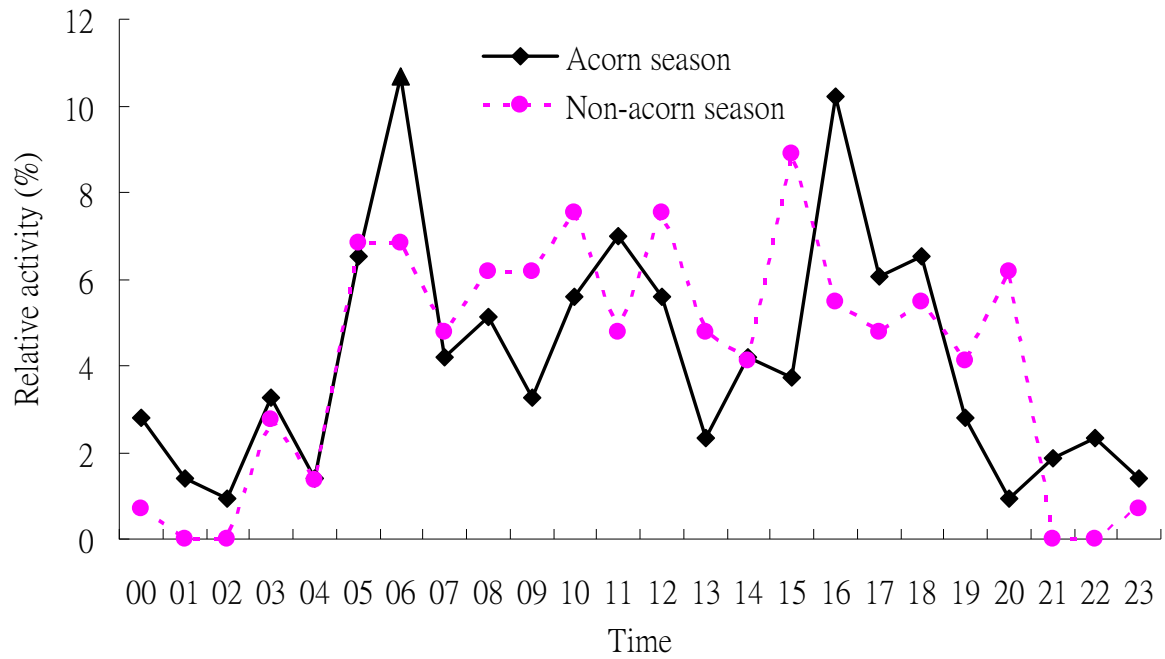


圖 31、2006 年 10 至 2009 年 1 月，大分地區台灣野豬於青剛櫟結果季（10 月~隔年 1 月，n = 215）及非青剛櫟結果季（2 月~9 月，n = 146）之全日活動模式。

表 1、2007 年 6 月至 2008 年 5 月*，大分地區青剛櫟樹 (n = 45) 各物候現象的出現百分比例 (%)。

物候期	2007 年							2008 年				
	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Mar	Apr	May
抽芽期	4.4	0	0	0	0	0	0	0	0	8.9	100	0
幼葉期	53.3	15.6	0	0	0	0	0	0	0	0	57.8	4.4
展葉期	97.8	88.9	20	8.9	6.7	0	0	0	0	0	6.7	100
開花期	22.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	44.4	93.3
落花期	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.9	100
結果期	29	55.6	75.6	87	95.6	95.6	53.3	0	0	0	0	77.8
熟果期	0	0	0	0	0	28.9	80	31.1	2.2	0	0	0

*每月月初調查

表 2、2007 年 10 月至 2008 年 2 月在大分青剛櫟森林，地面區塊和種子陷阱各月收集青剛櫟完整果實的平均數量，以及出現果實之百分比。

月份	地面區塊 (n = 100)			種子陷阱 (n = 45)		地面果實被 移除量 ^c (顆數/m ²)	被移除比 例 ^d
	平均果實數 ^a (顆數/m ²)	SD	出現果實之 百分比	平均果實數 ^b (顆數/m ²)	出現果實之 百分比		
2007 Oct	1.03	1.86	37%	12.67	78%	11.64	0.92
Nov	0.73	1.35	34%	12.40	82%	11.67	0.94
2008 Dec	0.42	0.84	26%	10.73	60%	10.31	0.96
Jan	0.14	0.40	12%	5.51	40%	5.37	0.97
Feb	0.04	0.20	4%	0.55	27%	0.51	0.93

^a 每個地面區塊面積為 1 m²，果徑大於 8 mm 之果實總數除以 100 (區塊)。

^b 每個種子陷阱面積為 0.81 m² (0.9 m*0.9 m)，果徑大於 5 mm 之果實總數除以 45 (陷阱) 後，再除以 0.81。

^c (種子陷阱之平均果實數) - (地面區塊之平均果實數)。

^d (地面果實被移除量) / (種子陷阱之平均果實數)。

表 3、自 2007 年 6 月至 2008 年 6 月，山羌、水鹿和台灣野山羊於青剛櫟結果季和非青剛櫟結果季在不同棲地類型之排遺消失率。

物種	季節	消失時間	棲地環境			總計
			草地組	青剛櫟組	二葉松混合組*	
山羌	青剛櫟結果季	1 個月內	1	1	0	2
		1 個月以上	4	4	5	13
		1 個月內消失比例(%)	20	20	0	13.3
	非青剛櫟結果季	1 個月內	5	6	5	16
		1 個月以上	6	6	7	19
		1 個月內消失比例(%)	45.5	50	41.7	45.7
	小計	1 個月內消失比例(%)	37.5	41.2	29.4	36
水鹿	青剛櫟結果季	1 個月內	0	0	0	0
		1 個月以上	3	4	4	11
		1 個月內消失比例(%)	0	0	0	0
	非青剛櫟結果季	1 個月內	0	0	0	0
		1 個月以上	6	6	6	18
		1 個月內消失比例(%)	0	0	0	0
	小計	1 個月內消失比例(%)	0	0	0	0
台灣野山羊	青剛櫟結果季	1 個月內	0	0	0	0
		1 個月以上	2	3	3	8
		1 個月內消失比例(%)	0	0	0	0
	非青剛櫟結果季	1 個月內	1	0	0	1
		1 個月以上	3	4	4	11
		1 個月內消失比例(%)	25	0	0	8.3
	小計	1 個月內消失比例(%)	16.7	0	0	0

*二葉松混合組之棲地環境以青剛櫟和二葉松為主

表 4、2007 年 2 月至 2008 年 12 月，大分地區 5.9 km 調查樣帶記錄，5 種大型哺乳動物於各類型痕跡之總累積量。

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*	1005	62	91	1924
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	1081	76	103	2122

*山羌之排遺累積量尚未以排遺消失率校正。

表 5、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
其他	人	15	0.08
哺乳類小計		5,370	26.91
鳥類	深山竹雞	22	0.11
	藍腹鵝	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
總計		6,696	33.55
相機工作時數		199,577	
有效工作相機數		420	

附錄 1、9 條調查樣線之基本資料。

編號	長度 (km)	類型	海拔範圍 (m)	物候樣樹和 種子陷阱數	地面區塊數
T1	0.5	等高線型	1333-1404	5	10
T2	0.2	稜線型	1357-1455	3	5
T3	0.5	等高線型	1263-1313	6	11
T4	0.85	稜線型	1304-1509	5	15
T5	0.8	等高線型	1475-1546	6	15
T6	1	稜線型	1295-1654	9	20
T7	0.75	等高線型	1229-1314	6	16
T8	0.6	等高線型	1475-1637	5	8
LG	0.7	等高線型	1436-1523		

附錄 2、所有自動相機樣點之基本資料（座標系統為 TWD-67）。

樣點編號	東距 (X 座標)	北距 (Y 座標)	海拔 (m)	青剛櫟林*
DA-001	259306	2588003	1664	N
DA-002	259281	2588400	1541	N
DA-003	259450	2588156	1520	Y
DA-004	259308	2587978	1697	N
DA-005	259483	2588155	1467	Y
DA-006	259467	2588108	1505	Y
DB-001	259114	2585530	1302	Y
DB-002	259527	2585668	1249	Y
DB-003	259162	2585562	1289	Y
DB-004	259314	2585762	1261	Y
DB-005	259403	2585607	1277	Y
DB-006	259425	2585561	1313	Y
DB-007	259350	2585792	1250	Y
DB-008	259314	2585762	1261	Y
DF-001	259015	2587209	1622	N
DF-002	258961	2587269	1655	N
DF-003	259008	2587249	1636	N
LW-001	258994	2587598	1444	Y
LW-002	258987	2587612	1440	Y
LW-003	259053	2587571	1442	Y
LW-004	259067	2587595	1443	Y
MO-001	260587	2585521	1575	N
MO-002	260393	2585628	1488	N
SA-001	258675	2586476	1621	N
SA-002	258692	2586489	1646	N
SA-003	258483	2586538	1458	N
SA-004	258709	2586431	1621	Y
T1-001	259077	2586129	1345	Y
T1-002	259192	2586271	1355	Y
T1-003	259186	2586193	1329	Y
T2-001	259245	2586555	1355	Y
T2-002	259235	2586638	1375	Y
T3-001	259552	2587218	1258	Y
T3-002	259561	2687184	1239	Y
T3-003	259594	2587183	1230	Y

*相機樣點類型，Y 代表青剛櫟林內，N 代表周邊非青剛櫟林

附錄 2 (續)、所有自動相機樣點之基本資料 (座標系統為 TWD-67)。

樣點編號	東距 (X 座標)	北距 (Y 座標)	海拔 (m)	青剛櫟林*
T3-004	259422	2586872	1303	Y
T3-005	259560	2587128	1237	Y
T3-006	259399	2586983	1310	Y
T4-001	259745	2588192	1327	Y
T4-002	259857	2587832	1351	Y
T4-003	259802	2587778	1359	Y
T4-004	259761	2588176	1312	Y
T4-005	259814	2587753	1359	Y
T4-006	259751	2588208	1277	Y
T4-007	259787	2587816	1383	Y
T4-008	259778	2587771	1382	Y
T4-009	259735	2588179	1327	Y
T4-010	259823	2587817	1365	Y
T5-001	258729	2585938	1538	Y
T5-002	258933	2586225	1500	Y
T5-003	258642	2585851	1520	Y
T5-004	258794	2586296	1508	Y
T6-001	258283	2586070	1647	Y
T6-002	258878	2585799	1430	Y
T6-003	258339	2586100	1682	Y
T6-004	258698	2585805	1490	Y
T6-005	258399	2586252	1767	N
T6-006	258582	2585962	1585	Y
T6-007	258762	2585774	1453	Y
T6-008	258402	2586236	1769	N
T6-009	259051	2585816	1336	Y
T6-010	258375	2586109	1671	Y
T6-011	259102	2585807	1320	Y
T6-012	258872	2585844	1378	Y
T6-013	258359	2586040	1654	Y
T7-001	259406	2586312	1121	Y
T7-002	259451	2586309	1196	Y
T7-003	259411	2586271	1209	Y
T7-004	259359	2586290	1225	Y
T8-001	258618	2586830	1529	Y

*相機樣點類型，Y 代表青剛櫟林內，N 代表周邊非青剛櫟林

附錄 2 (續)、所有自動相機樣點之基本資料 (座標系統為 TWD-67)。

樣點編號	東距 (X 座標)	北距 (Y 座標)	海拔 (m)	青剛櫟林*
T8-002	258523	2586815	1565	Y
T8-003	258980	2586676	1550	Y
T8-004	258534	2586769	1554	N
T8-005	258974	2586601	1554	Y
T8-006	258800	2586809	1573	N
T8-007	258908	2586469	1583	Y
WS-001	259641	2588631	1188	Y
WS-002	259613	2588625	1194	Y
WS-003	259690	2588639	1145	Y

*相機樣點類型，Y 代表青剛櫟林內，N 代表周邊非青剛櫟林

附錄 3、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
	藍腹鷓鴣	0	0.98	0.92	1.08	1.72	1.74	1.62	1.77	1.65	1.31
	山鶺鴒	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
	白喉笑鸚	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	紫嘯鸚	0	0.24	0	0	0.17	0.32	0.50	0.27	0.11	0.22
	虎鸚	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 3 (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
白喉笑鸚	0	0	0	0	0	0.19	0	0	0	0
紫嘯鸚	0.45	0.09	0	0	0	0	0.10	0.24	0.11	0
虎鸚	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 3 (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 4、青剛櫟物候現象彩圖。



圖 1、抽芽期



圖 2、幼葉期



圖 3、開花期



圖 4、幼葉與開花期



圖 5、結果期



圖 6、結果期



圖 7、熟果期



圖 8、熟果期

作者簡介

作者姓名：林冠甫 Kuan-Fu Lin

性別：男

出生年月日：1982 年 8 月 4 日

通訊地址：高雄市小港區復華路 95 號

電子信箱：abu0804@gmail.com; m9517007@mail.npust.edu.tw

學歷：高雄市立高雄高級中學

國立嘉義大學分子與生物化學係

國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士班