

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野生動物對青剛櫟(*Cyclobalanopsis glauca*)種子命運之影響

Consumption of seed predators on acorns of Ring-cupped oak(*Cyclobalanopsis glauca*) in Dafen, Yushan National Park, Taiwan.

指導教授：黃美秀 博士
翁國精 博士

研究生：郭彥仁

中華民國101年1月20日

摘要

學號：M9717001

論文題目：玉山國家公園大分地區野生動物對青剛櫟(*Cyclobalanopsis glauca*)種子命運之影響

總頁數：76

學校名稱：國立屏東科技大學

系(所)別：野生動物保育研究

畢業時間：100 學年度第 1 學期

摘要別：碩士學位論文摘要

研究生：郭彥仁

指導教授：黃美秀博士、
翁國精博士

論文摘要內容：

殼斗科果實為許多野生動物重要的食物資源，但動物對於種子或幼苗的掠食會造成種子死亡，降低種子發育成幼苗的機會，從而影響植物的更新和森林演替過程。本研究旨在瞭解玉山國家公園東部園區大分地區青剛櫟(*Cyclobalanopsis glauca*)櫟實被哺乳動物取食的情況。具體包括(1)鑑定地面青剛櫟的掠食者種類，以及相對的取食數量；(2)比較不同體型掠食者對櫟實移除的差異。(3)比較圍籬內、外之青剛櫟幼苗存活率與存活時間。

從2010年11月至2011年1月，紅外線自動相機記錄6種掠食者會取食人工擺設地面的櫟實，小型齧齒類動物取食次數最高(79%，主要為刺鼠 *Niviventer coxingi*)，其次為水鹿(*Rusa unicolor swinhoii*)(15%)，二者累計取食總量分別為20%和73%，為最主要的地面櫟實掠食者。其他4種掠食者累計取食數量僅占7%，依序為台灣黑熊 (*Ursus thibetanus formosanus*)、野豬(*Sus scrofa taiwanus*)和台灣獼猴(*Macaca cyclopis*)和松鴉(*Garrulus glandarius taiwanus*)。4組圍籬試驗站內被掠食者取食數量呈

現顯著差異(Kruskal-Wallis, $n=192$, $H=82.1$, $P<0.001$), 3組開放不同動物進出的圍籬樣站被取食量都顯著高於隔離所有動物圍籬樣站, 然而3組開放不同動物進出樣站間取食數量無顯著差異。大型與小型掠食者的取食數量與樣區內的地面自然落果密度呈現負相關(NSMP樣站與NLMP樣站), 並和該物種(水鹿與小型嚙齒類)的出現頻度呈顯著正相關(P 皆 0.004)。從2010年4月至2011年10月, 當年萌芽的幼苗於圍籬內存活率50%, 但於圍籬外則降至10%, 兩者存活率呈顯著差異。

本研究發現大分地區水鹿與小型嚙齒類動物是主要地面青剛櫟櫟實掠食者。櫟實被掠食的壓力與掠食者出現頻度和受到地面完整果的相對豐富度及其時空變動等因素有關。當地較大型野生動物的活動和啃食對幼苗生長造成負面影響。大型動物族群數量持續的增加, 可能會導致青剛櫟的櫟實與幼苗被過度掠食, 並影響青剛櫟種子更新。

關鍵字：森林更新、青剛櫟、櫟實、種子掠食者、幼苗、水鹿、小型嚙齒類動物

Abstract

Student ID: M9717001

Title of Thesis: Consumption of seed predators on acorns of Ring-cupped oak (*Cyclobalanopsis glauca*) in Dafen, Yushan National Park, Taiwan.

Total Page: 76

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

Graduate date: January, 2011

Degree Conferred: Master

Name of Student: Kuo Yen Jen

Adviser: Dr Mei-Hsiu Hwang
Dr. Gwo-Jing Weng

The Contents of Abstract in This Thesis:

Acorns are an important food for many wildlife. Consumption of acorns by animals can lead to the failure of oak forests through seed predation and seedling browsing. The study was aimed to understand the effect of various wildlife predation on ring-cupped oak (*Cyclobalanopsis glauca*) acorns and seedlings in Dafen, Yushan National Park, Taiwan. Our specific objectives were to (1) identify the predators on ground acorns and their relative consumption, (2) compare the acorn removal difference among different body-sized predators, and (3) the oak seedling survival rate and survival time within and without fences.

Six species of acorns predators were identified. Rodents, (mainly *Niviventer coxingi*) and Formosan sambar ate or used ring-cupped oak acorns. Rodent (79%) and Formosan sambar (*Rusa unicolor swinhoii*) had high removal rate, 79% and 20%, respectively. However, the Formosan sambar

consumed most of the acorns (73%), followed, rodents (20%). Other predators included Formosan black bear (*Ursus thibetanus formosanus*), wild boar (*Sus scrofa taivanus*), Formosan macaca (*Macaca cyclopis*), jay (*Garrulus glandarius taiwanus*).

There was significant difference between 4 types of enclosure treatments of acorns removal (Kruskal-waillis, $n=192$, $H=82.1$, $P<0.001$). The acorn removal for exclusion of all mammals plot was significantly lower than other 3 mammal-presence treatments. The acorns removal rate for sambar and rodents were negatively related to the fallen acorn density ($P<0.001$), but positively related to the species occurrence indexes. During the monitoring period (April 2011-Oct 2011), seedling survival rate within fences (50%) was higher than those without fences (10%).

The sambar and rodent were the main acorn seed predators in the study area. However, the pressure of acorn predation and predator occurrence both were related to acorn density, which varied spatially and temporally. The activities and abundance of larger mammals affect the oak seed fate though acorn consumption and seedling browsing.

Keywords: tree regeneration, ring-cupped oak, acorns, seed predation, seedling, Formosa sambar, rodent.

目錄

摘要	I
Abstract	III
目錄	V
圖表目錄.....	VII
壹、 前言	1
一、 植物更新.....	1
二、 櫟實與野生動物關係	5
貳、 方法	11
一、 樣區（大分）位置及環境	11
(一) 樣區挑選.....	13
(二) 研究樹種：青剛櫟	15
二、 掠食者鑑定與取食櫟實數量.....	15
(一) 自動相機鑑定掠食者.....	15
(二) 小型齧齒類動物鑑定.....	16
(三) 圍籬試驗組	17
(四) 地面櫟實密度調查	19
三、 幼苗存活監測.....	19
四、 資料分析.....	20
(一) 自動相機監測分析	20
(二) 掠食者取食櫟實的數量比較.....	21
(三) 圍籬試驗組分析	22
(四) 落果密度與動物出現頻度對動物取食影響.....	22
(五) 幼苗存活分析	22
參、 結果	23
一、 青剛櫟地面落果取食狀況	23
(一) 青剛櫟掠食者鑑定	23
(二) 潛在櫟實掠食者出現頻度變化.....	23
(三) 潛在小型齧齒類鑑定.....	24
(四) 掠食者取食櫟實數量.....	26

(五)	落果密度變化與掠食者取食的關係	35
(六)	掠食者出現頻度變化與取食數量的關係	37
二、	青剛櫟幼苗存活監測	40
肆、	討論	44
一、	櫟實掠食者鑑定	44
(一)	大型哺乳動物	44
(二)	嚙齒類動物及其他潛在掠食者	47
二、	掠食者取食數量差異	48
(一)	動物的相對豐富度變化	50
(二)	櫟實密度變化	52
(三)	周遭食物資源	54
三、	動物對於幼苗存活影響	55
伍、	總結	59
陸、	參考文獻	60

圖表目錄

圖 1、殼斗科櫟實種子命運流程圖(改編 Forget et al., 2005)。.....	2
圖 2、影響殼斗科幼苗更新的各種因素(改編 Tyler et al., 2006)...	4
圖 3、從 2010 年 8 月至隔年 7 月，大分地區平均溫度與累積降雨量變化。.....	12
圖 4、圍籬及幼苗樣區位於玉山國家公東部園區大分地區位置圖(座標系統為 TWD-67)。.....	14
圖 5、2010 年 11 月至 2011 年 1 月大分地區 6 種常見哺乳動物，在 3 個樣區的出現頻度(OI 值:有效照片數/總工作時*1000)變化。.....	26
圖 6、2010 年 11 月至 2011 年 1 月，大分地區採用自動相機拍攝到取食人為擺放青剛櫟櫟實(100 顆一堆)的哺乳類掠食者，各月平均每天取食的櫟實數量(誤差線為標準差)。.....	30
圖 7、2011 年 11 月至 2011 年 1 月，自動照相機記錄水鹿、小型嚙齒類動物兩種掠食者，在全日各時段取食人工擺設青剛櫟櫟實(一堆 100 顆)的百分比變化。.....	31
圖 8、2010 年 11 月至隔年 1 月，4 組圍籬樣站內被掠食者取食總數量，以及 CL 組腐爛死亡數量。.....	33
圖 9、2010 年 11 月至隔年 1 月，4 組圍籬樣站(樣本數:OP, n=635、NSMP, n=634、NLMP, n=556、CL, n=619)，其內擺設櫟實(n=30 顆)每天被取食數量，以及 CL 腐爛死亡數量。.....	33
圖 10、2010 年 11 月至 2011 年 1 月，每個月 3 組可讓動物進出的圍籬樣站被掠食者平均取食數量，以及 CL 組腐爛死亡數量。.....	34
圖 11、3 個樣區(A、B、C)於 2010 年 11 月至 2011 年 1 月，利用種子陷阱收集樣區附近各月地面的青剛櫟完整果密度(A 樣區, n=14; B 樣區, n=13; C 樣區, n=25; 資料來源:黃美秀未發表調查資料)。.....	36
圖 12、NSMP 樣站與 NLMP 樣站內，在各樣區間每月被掠食者	

取食的總櫟實數量，分別與該樣區該月利用種子陷阱估計地面完整果密度之關係。	36
圖 15、水鹿、小型齧齒類動物兩種主要櫟實掠食者於樣站的出現頻度(OI 值=有效照片數/總工作時*1000)，分別與該物種取食櫟實的次數(a)和累計數量(b)之關係。	38
圖 16、大型哺乳動物、小型齧齒類動物於各樣區的出現頻度(OI 值=有效照片數/總工作時*1000)，與 2 組圍籬樣站(NSMP 組、NLMP 組)內取食櫟實數量之關係。	39
圖 17、從 2010 年 4 月至 2011 年 10 月，大分地區監測 4 個幼苗樣站，第 1 階段圍籬內、外青剛櫟老苗的存活數量(n=18 棵、31 棵)，以及存活率的變化。	42
圖 18、從 2010 年 4 月至 2011 年 10 月，大分地區監測每個樣站圍籬內、外，第 1 階段監測的幼苗死亡率變化。	43
圖 19、2010 年 2 月至 2011 年 2 月，每次複查於各個樣區內所發現新萌芽的青剛櫟幼苗數量(n=38)。	43
表 1、2010 年 11 月至 2011 年 1 月，玉山國家公園大分地區自動相機記錄出現於人為放置青剛櫟堆(一堆 100 顆，n=16 堆)前，動物的種類與出現指數 ^a 。	25
表 2、2010 年 11 月至 2011 年 1 月，大分地區採用自動相機拍攝到掠食者取食人為擺放青剛櫟櫟實(一堆 100 顆)的動物種類，以及累計有效照片數。	28
表 3、2010 年 11 月至 2011 年 1 月，大分地區利用自動相機拍攝到取食人為擺放青剛櫟櫟實(一堆 100 顆)的 6 種掠食者，以及其各月的取食次數和累計取食量。	29
附錄 1、成熟青剛櫟櫟實。	72
附錄 2、圍籬試驗組的設計	73
附錄 3、圍籬試驗組的基本資料(TW-67)。	74
附件 4、幼苗樣站的基本環境資料(TW-67)。	75
附件 5、3 個研究樣區 (A、B、C) 的基本環境照。	76

壹、前言

一、植物更新

由於伐木、棲地開發、破碎化等人為干擾，全世界殼斗科在森林中的優勢度有逐漸下降的趨勢，其面積不僅逐漸被其他共域物種給取代，人為活動也導致殼斗科森林的更新困難，或功能失調(Abrams, 1996; Abrams, 2003)。除了全球性的環境變遷及人為干擾之外，殼斗科的演替還要面對其他嚴苛的自然篩選過程，包含動物的掠食、資源限制，以及物種間的競爭等(Tyler et al., 2006; Perez Ramos et al., 2008)。在森林演替的過程，植物更新(plant regeneration)會影響一地區森林的植群結構與未來森林演替方向，進而影響野生動物的棲息環境(MacDougall et al., 2010)。

植物更新，廣義而言代表新的個體彌補死亡的個體的數量，以維持族群永續的生存，植物更新的過程包含從母樹的開花授粉、果實發育成熟掉落、發芽長出新個體等數個階段(Johnson et al., 2009)。

植物透過種子繁殖後代，然而植物生活史又以種子的死亡率比例最高，最主要的因素可能是來自掠食者的掠食壓力(Janzen, 1971; Wall et al., 2005)，或者是環境資源的匱乏(Calvino-Cancela, 2007)。大部分種子無法順利長成幼苗，僅有少部分躲過掠食的種子能夠發芽長為幼苗(Fenner and Thompson, 2005)。探討植物種子成熟掉落、被動物掠食或是播遷(dispersal)，直到種子發芽長成幼苗的這段過程，也就是探究種子與周遭環境的各種互動過程，稱之種子命運(seed fate)(Forget et al., 2005)。

大部分植物種子命運而言，從種子在母樹上開始，直到種子成熟掉落到母樹附近的地面，種子在等待發芽的過程當中，可能會被非生物力量（如風力、重力、水力）與生物力量（如昆蟲、鳥類、哺乳動物）播遷，同時面臨各種不同掠食者的取食而死亡。少數躲避掠食者的果實，如果種子順利播遷至合適生育地，並可在特定環境因素啟動發芽機制；反之，假如種子如果無法抵達合適的生育地，可能因此喪失活性而死亡，而有

的種類則可能會進入休眠期，儲存於地面種子庫(seed bank)，等待下次播遷與發芽的機會(圖1)(Sun et al., 2004; Wall et al., 2005; Paine and Beck, 2007; Pulido and Diaz, 2009)。

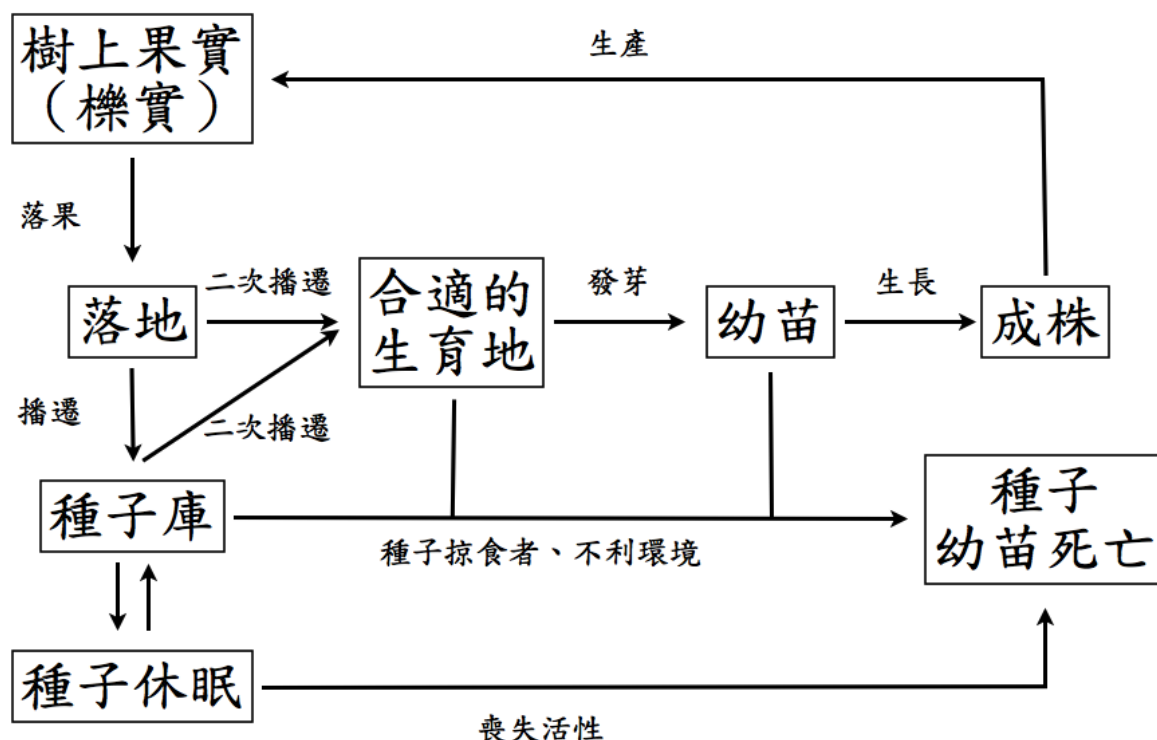


圖 1、殼斗科櫟實種子命運流程圖(改編 Forget et al., 2005)。

種子的命運涉及到種子是否能存活與順利發芽。種子補充(seed recruitment)不僅持續受到掠食者的威脅，其他環境資源的缺乏也可能導致種子或幼苗的死亡。造成種子補充失敗的原因，大致可以歸類為兩種：(1)掠食者的限制(consumer-based limitation)、(2)資源相關的限制(resource-based limitation) (Gribko et al., 2002; Tyler et al., 2006; Seabloom et al., 2009; MacDougall et al., 2010)(圖2)。

(1)掠食者的限制：植物的種子是野生動物的食物資源，對於依賴植物種子為食的動物廣義可稱為種子掠食者 (seed predation)，種子掠食者掠食會減少種子數量(Fenner and Thompson, 2005)。另外，動物的啃食會減緩幼苗的生長，如果嚴重的啃食則會造成幼苗死亡(Potvin et al., 2003;

Russell and Fowler, 2004)。無論是取食種子或者啃食幼苗造成死亡都會直接影響到種子補充。

根據Janzen(1971)提出掠食者飽食假說(predator satiation hypothesis)，植物生產種子繁殖後代，但是種子容易被動物掠食而死亡，因此植物有生產周期變化，透過生產大量的種子，增加種子逃離掠食者攻擊（取食）的機會。另外，Janzen(1970) & Connell(1971)分別提種子的逃亡假說（escape hypothesis），植物結果期間，種子成熟掉落地面會吸引動物靠近覓食，在母樹冠下地面的種子密度最高，高密度種子容易吸引動物靠近覓食，並可能增加疾病傳染的機會造成死亡。透過上述兩種假說，皆提到種子密度會影響種子被動物取食數量多寡的關鍵。特別是落果密度高的核心地區，高密度的種子會吸引大量的掠食者，造成種子被取食的機會提高，除此之外，種子數量多寡也會影響種子被掠食者取食比例。

(2)環境資源的限制：環境資源會造成種子或幼苗的死亡。種子所在位置的微環境條件(microhabitat)，包含光照明、溫度、濕度、土壤中的營養成份等(Fenner and Thompson, 2005; Calvino-Cancela, 2007; Urbietta et al., 2008)，不僅會影響種子是否可發芽的關鍵因素，亦會干擾幼苗生長，甚至當資源缺乏的情況下，種子和幼苗也可能死亡。

殼斗科植物利用種子苗進行更新，但是動物是主要影響種子命運的關鍵因素，由其是種子掉落地面後，無論是被動物掠食或播遷都直接影響到種子能否發芽的關鍵因素(Howe and Smallwood, 1982; Forget et al., 2005; Tyler et al., 2006)。

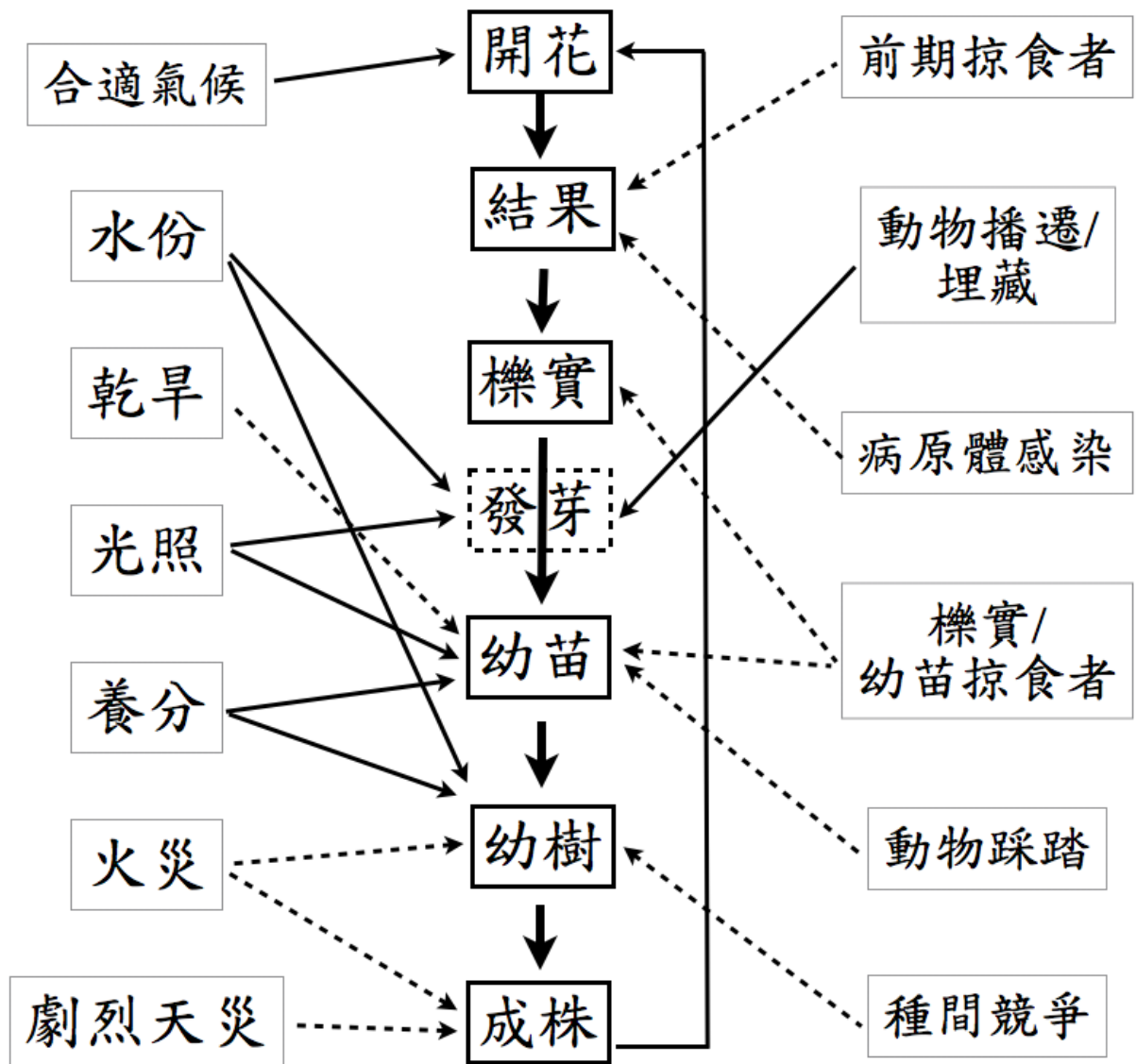


圖 2、影響殼斗科幼苗更新的各種因素(改編 Tyler et al., 2006)。虛線代表對更新負影響；實線代表對更新正面影響；同時虛線及實線代表對幼苗更新會造成正負面影響。

二、 櫟實與野生動物關係

廣義而言，全世界的殼斗科(fagaceae)種類可分在9個屬，約1000餘種(Johnson et al., 2009)。其中，櫟樹(oak)所代表的櫟屬，部份學者同時將稠屬(Cyclobalanopsis)與櫟屬(Quercus)做為兩個亞屬分屬於在櫟屬(Quercus)底下(Soepadmo, 1968)。而櫟樹廣泛分布在北半球，約有400多種，主要分布在北緯35度以下的溫帶與亞熱帶地區，少數可分布到更高緯度地區(McShea and Healy, 2002)。除此之外，櫟樹對於潮濕或乾旱環境的適應性高，因此在各種棲息地間都存在著櫟樹的分布(Johnson et al., 2009)。

掠食者對於殼斗科植物種子更新造成的影響，可以從櫟實對於動物的重要性來探討，其中包含櫟實分布範圍、果實的產量、營養價值與結果時機等數個面向對於動物的影響(McShea and Healy, 2002)。野生動物對於櫟實的依賴程度，顯示出櫟實影響野生動物的層面，從個體的生理變化，包含體重、脂肪含量與存活率。動物的行為變化，包含遷移模式、活動時間、覓食策略到族群數量的增減皆會受到影響(McShea and Schwede, 1993; Ostfeld et al., 1996; Ostfeld et al., 1997; McShea, 2000; Gomez, 2004; Mengak and Castleberry, 2008)。

櫟樹所生產的果實稱為櫟實(acorn)，櫟樹通常有固定的生產櫟實周期，不過每隔幾年會產生大量的櫟實，該行為稱mastig，也同時提供了野生動物重要的食物來源(Johnson et al., 2009)。相較於其他植物的果實，櫟實較大顆，內含有較高的脂肪、營養，對於動物而言是高消化率、高代謝率的食物資源，故擁有更高的取食價值(McShea and Healy, 2002)。

櫟實結果期間，櫟實不僅提供動物短時期的食物來源，滿足營養需求，也減少尋找食物花費的時間和提升覓食效率(Johnson et al., 2009)。再者，櫟實成熟的時期多半集中在秋冬季節，秋冬季恰好是溫帶地區許多動物準備度冬的時期，這些動物為了獲得足夠度冬的脂肪，飽熟的櫟實恰好提供儲存脂肪的能量來源，不過櫟樹會有豐欠年的結果變化，遂影響到野生動物的生存和行為(McShea and Healy, 2002)。

許多大型野生動物的活動時間和活動範圍受到櫟實產量的影響

(Martin et al., 1961)。到了櫟樹結果的季節，野生動物如美洲黑熊(*Ursus americanus*)與白尾鹿(*Odocoileus virginianus*)會遷移至櫟實豐富度高的森林覓食(Garshelis and Pelton, 1981; McShea and Schwede, 1993; McShea and Healy, 2002)。在櫟實豐年期間，動物會縮小活動範圍，集中在櫟實密度高的地區附近覓食(Singer et al., 1981; McShea and Schwede, 1993)；美洲黑熊則會增加覓食時間，以便攝取更多的櫟實以儲備脂肪(Garshelis and Pelton, 1980; McShea and Healy, 2002)。高營養價值的櫟實會影響野生動物取食偏好，像是白尾鹿明顯偏好掠食營養豐富的櫟實(Weckerly, 1994)。在日本黑熊(*Ursus thibetanus japonicus*)仍然偏好取食櫟實，即使櫟林周遭的松樹(*Pinus koraiensis*)產量不差(Huygens and Hayashi, 2001)。

在台灣，活動範圍廣泛但不會冬眠的台灣黑熊 (*Ursus thibetanus formosanus*)，於玉山國家公園大分地區在秋冬季櫟實大量結果時，會遷移並聚集到此區覓食青剛櫟，而在落果季尾聲離開大分(Hwang et al., 2010)。除此之外，其他大型動物，例如水鹿(*Rusa unicolor swinhoii*)、野豬(*Sus scrofa taivanus*)也都會受到青剛櫟的結果而提高出現頻度(林冠甫, 2009)。

櫟樹森林提供了野生動物重要的覓食來源，櫟實產量變化會影響野生動物的管理，如果該年櫟實產量差，影響動物的生理、行為，提高動物的死亡率，更可能會增加人獸衝突頻率(Goodrum et al., 1971)。例如，如果秋季櫟實結果不足，日本黑熊會遷移靠近人類活動範圍覓食，增加人熊衝突的機會(Huygens et al., 2003)。亦會影響哺乳中的美洲黑熊改變覓食行為，被迫需要蒐尋更多替代食物資源，以增加母奶(McDonald Jr and Fuller, 2005)，也會影響幼熊的存活率(Costello et al., 2003)。白尾鹿因無法攝取足夠能量，會增加渡冬白尾鹿的死亡率(McShea and Healy, 2002)。因此，如果是人為所導致櫟林面積減少，或天然更新失敗造成櫟林優勢度降低，可能都會衝擊原本是野生動物重要的覓食棲地。

近年來，櫟林的天然更新持續關注在野生動物對於櫟實和幼苗的過度覓食，是否會是種子補充失敗的原因(Rooney and Waller, 2003; Tremblay

et al., 2007)。殼斗科森林由於廣泛分布在不同的棲地，隨著不同時空背景遂發展不同的種子掠食者，因此產生各種不同的動植物交互作用。

種子掠食者種類繁多，從櫟實在母樹上開始發育，無脊椎動物的螞蟻和象鼻蟲等各種昆蟲開始掠食或寄生櫟實，影響發育或造成死亡(Pirk and Casenave, 2006; Espelta et al., 2009)。櫟實成熟尚未掉落樹下前，樹棲型的哺乳動物和鳥類都會取食櫟實(Darley-Hill and Johnson, 1981)，此時期取食櫟實的掠食者稱為前期掠食者(pre-seed dispersal predation)。隨著櫟實成熟掉落地面後，會取食櫟實的掠食者種類變得更多元，從昆蟲、各種哺乳動物與鳥類，該時期取食櫟實的掠食者稱為後期掠食者(post-seed dispersal predation)(Fenner and Thompson, 2005)。

在眾多的哺乳動物種類之中，不同體型的哺乳動物都對於櫟實有相當的依賴程度不一。從體型可區分為兩種類群：小型哺乳動物和大型哺乳動物，兩種類型的掠食者對於櫟實利用的方式也不同。小型哺乳動物主要以各種齧齒類動物為主，包含從體重不達200公克的老鼠(mice)、花栗鼠(chipmunk)至體型較大的松鼠(squirrel)(Ostfeld et al., 1997)。小型齧齒類動物在落果期間會將部分櫟實先儲存，等待後續再食用(scatter hoarding)(Forget et al., 2005; Blendinger and Diaz-Velez, 2010)。儲存行為一方面幫助櫟實逃離高密度落果地區，減少被掠食的機會，進行二次播遷(second dispersal)，也可能幫助櫟實抵達合適生育地。另外，櫟實被儲存在土壤層中，也減少被其他掠食者發現的機會(Forget et al., 2005)。

草食性與雜食性的大型哺乳動物的櫟實掠食者，包括草食為主的鹿科動物，和像是熊科動物等雜食動物。近年來，某些地區受到放牧的影響，櫟實掠食者也包含家畜(e.g. 牛、羊)等各種經濟動物(DeMattia et al., 2004; Russell and Fowler, 2004; Gao and Sun, 2005; DeMattia et al., 2006)。大型動物對於種子補充造成的影響，除掠食櫟實之外，也會啃食幼苗或踩踏也會導致幼苗死亡。

大型動物因體型之故，對櫟實的需求量較高，掠食櫟實可能會導致櫟實數量大為減少。北美地區白尾鹿估計會消耗全部櫟實產量的30%，高密度的白尾鹿在一地區內覓食是造成地面的櫟實數量減少的主要原因

(McShea and Schwede, 1993)。在日本梅花鹿(*Cervus Nippon*)於秋季的胃內含物，則含有27%的櫟實(Weerasinghe and Takatsuki, 1999)。高密度的大型動物除了導致櫟實高死亡率之外，對於幼苗造成生長的干擾或死亡也會導致種子補充的瓶頸。大型動物的啃咬會限制幼苗的生長，例如，白尾鹿的啃食會限制殼斗科苗木的生長在20公分的高度(Russell and Fowler, 2004)。被啃食的幼苗會因此降低競爭力與養份的攝取(MacDougall et al., 2010)。大型動物的遷移踩踏也會造成幼苗死亡，有的地區的大型動物密度過高，過度的踐踏會讓土壤層變紮實，導致幼苗根系發育不良(Munoz et al., 2009)。

雖然小型齧齒類動物與大型偶蹄類動物，兩者體型差異很大，對於櫟實利用的方式也不同，小型動物在取食櫟實的同時，可能會幫助少數的櫟實傳播，而大型動物的取食跟活動，則會同時造成櫟實與幼苗死亡(Leiva and Fernandez-Ales, 2003; DeMattia et al., 2004; Haas and Heske, 2005; DeMattia et al., 2006)。不過由於兩者對櫟實取食效應都很明顯，因此如果當掠食者的族群數量升高，過度的取食皆可能皆會影響到種子補充的限制。

在台灣種子命運的研究提到的主要種子掠食者對象，大部份為鳥類，其次是齧齒類動物，像是刺鼠(*Niviventer coninga*)、白面鼯鼠(*Petaurista alborufus lena*)、大赤鼯鼠(*Petaurista philippensis grandis*)，大型哺乳動物則是以台灣獼猴(*Macaca cyclopis*)與台灣黑熊(林佩蓉, 2000; Hwang et al., 2002; 林冠甫, 2009; Chou et al., 2011; 黃美秀等, 2011)。然而，其他像是偶蹄類動物對於種子的取食則較少被提及，原因不外乎這些樣區大型偶蹄類動物的族群量較少，或分布在較偏遠不易抵達的山區，鮮有研究是針對大型偶蹄類動物對種子命運的影響。

玉山國家公園大分山區的青剛櫟(*Cyclobalanopsis glauca*)森林是國內目前已知密度最高的地區，亦是持續長時間追蹤殼斗科森林結果與野生動物活動關係的地區(黃美秀等, 2011)。研究指出大分地區在青剛櫟結果季節，大量的櫟實會吸引各種野生動物前來覓食，包含台灣黑熊等稀有的大型哺乳動物(Hwang et al., 2002; Hwang and Garshelis, 2007; 林冠甫和

黃美秀, 2011)。然而，青剛櫟被各種掠食者的取食情況目前皆尚未被釐清。

比起其他地區，大分位於中央山脈的核心地區，受到玉山國家公園的保護，野生動物的出現與活動不受人為活動的干擾。近年來，在玉山國家公園鄰近大分山區，發現水鹿的族群數量有逐間升高的趨勢(翁國精, 2008)。筆者懷疑水鹿等大型動物密度升高，是否提高對青剛櫟的櫟實與幼苗的取食，可能會導致青剛櫟缺乏種子補充的來源，進而逐漸改變大分地區植被演替的方向。

有鑑於掠食者掠食造成櫟實和幼苗死亡是種子補充的限制，進而導致植物更新失敗的原因。本研究目標是瞭解玉山國家公園大分地區野生動物對自然掉落於地面的青剛櫟櫟實和青剛櫟幼苗造成的影響。藉由紅外線自動相機與圍籬實驗，監測地面掠食者對於櫟實取食情況。並使用圍籬隔離動物監測青剛櫟幼苗存活率與存活時間。具體的研究目標分別如下：

目標一、利用紅外線自動相機調查地面掠食者種類，瞭解每種掠食者對櫟實取食數量，釐清何種動物是主要的櫟實掠食者。

目標二、利用圍籬隔離不同體型類別的櫟實掠食者，檢視隔離大型掠食者、隔離小型掠食者櫟實被取食的數量是否有差異，提出以下假說：

H_0 : 不同類別的掠食者間，取食的櫟實數量沒有顯著的差異。

H_1 : 不同類別的掠食者間，取食的櫟實數量呈現顯著差異。

目標三、根據掠食者飽食假說，檢驗地面櫟實密度與掠食者取食數量有無關係，並提出以下假說：

H_0 : 掠食者的取食與地面自然掉落完整果密度無關。

H_1 : 地面自然掉落完整果密度越高，掠食者取食櫟實的數量減少。

目標四、檢驗掠食者出現頻度是否與掠食者取食數量有關，並提出下列假說：

H₀：掠食者的出現頻度與掠食者的取食數量無關。

H₁：掠食者的出現頻度越高，掠食者的取食數量也越高

目標五、有鑑於大型哺乳動物的啃食與踐踏會導致幼苗死亡，使用圍籬限制大型哺乳動物進入，調查青剛櫟幼苗的存活率與存活時間，並提出以下假說：

H₀：幼苗的存活率與存活時間不受大型哺乳動物出沒的影響。

H₁：有大型哺乳動物出沒的地區，幼苗存活率與存活時間顯著低於沒有大型動物出沒的地區。

本研究預期不同掠食者對地面櫟實取食數量不同，掠食者取食櫟實量和地面櫟實密度或該種掠食者出現頻度有關。受到圍籬保護的幼苗存活時間與存活率也高於未受圍籬保護的幼苗。

貳、方法

一、樣區（大分）位置及環境

大分位於拉庫拉庫溪上游闊闊斯溪舊河階地上（北緯 $23^{\circ}22'25''47$ ，東經 $121^{\circ}05'21''49$ ），地處於中央山脈，屬於花蓮縣卓溪鄉，大分位在玉山國家公園東部園區，大分地區的海拔從闊闊斯溪床 $1,100\text{m}$ 至大分山 $2,000\text{m}$ 。若從花蓮縣南安欲進入大分山區，沿途經過瓦拉米、抱崖等地，總共需要步行三天時間才能抵達大分研究站。

大分從日據時期前就屬於布農族人的居住地，因此研究樣區周遭有很多部落遺留下的廢棄耕地與石板屋地基等各種人為活動痕跡。大分在日據時期所開通的八通關古道上重要的駐在所之一，現今則是被玉山國家公園規劃成一條登山健行路線，在舊的駐在所平台上設有一研究站。

根據玉山國家公園在大分研究站旁架設的氣象站(海拔約 1320m)資料。本實驗期主要從2009年12月至2011年10月，但是有部份氣象資訊損毀與未取得資料(損毀:2010年1月至7月；尚未取得:2011年8月至10月)。從2010年8月至2011年7月，大分地區該年累積雨量為 1469.3mm ，年平均溫度為 14°C ，最高溫度出現在8月為 29.4°C ，最低溫度出現在12月為 -0.9°C (圖3)。從過去氣象站資訊輔助，大分主要降雨季節在在6月至9月，冬季的降雨量則在 100mm 以下。

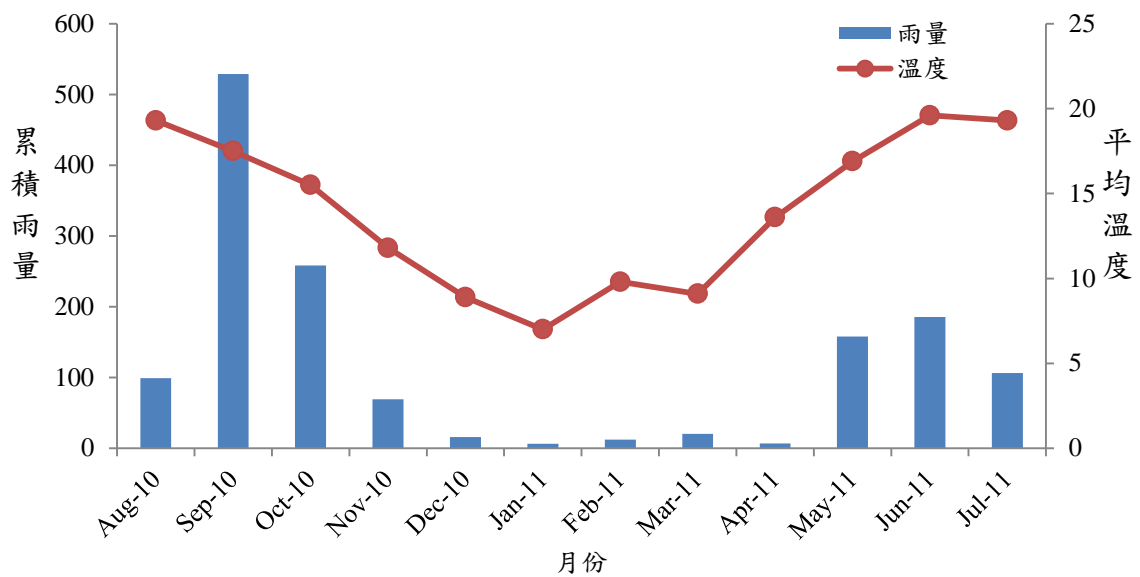


圖 3、從 2010 年 8 月至隔年 7 月，大分地區平均溫度與累積降雨量變化。

玉山國家公園東部園區植群報告，青剛櫟在大分地區的分布範圍約 505.83ha，青剛櫟林在闊闊斯溪的兩側皆有分布，但主要分布集中在西側坡面。該報告將大分地區的森林分為兩型：青剛櫟優勢林及非青剛櫟優勢林兩種。在青剛櫟為主的地區森林底層灌叢稀疏，偶可在森林下看見有金毛杜鵑(*Rhododendron oldhamii Maxim*)、雲南冬青(*Ilex yunnanensis parvifolia*)、紅子莢迷(*Viburnum formosanum Hayata*)等灌叢。在非青剛櫟優勢的地區，則以松林為主，青剛櫟與其他樹種如台灣二葉松(*Pinus taiwanensis Hayata*)、五葉松(*Pinus morrisonicola*)、阿里山千金榆(*Carpinus kawakamii*)、化香樹(*Platycarya strobilacea*)混生其中(楊勝任等, 2009)。

黃美秀等(2008)另將大分地區的森林類型分為 3 型：短尾葉石櫟(*Lithocarpus harlandii*)- 賽山椒型 (*Embelia lenticellata*)、西施花(*Rhododendron latoucheae*)- 狹葉櫟型(*Quercus stenophylloides*)，以及大分地區主要的優勢林，細葉饅頭果(*Glochidion rubrum*)- 青剛櫟型型，該優勢林型又可在細分兩亞型：台灣肉桂(*Cinnamomum insulari-montanum*)- 青剛櫟型及金毛杜鵑- 台灣二葉松林。青剛櫟樹是該區非常優勢的喬木層組成樹種，出現頻度與密度皆最高，分別為 67% 和 24.7 棵/100m²，優勢度則為台灣二葉松(33.5cm²/m²)和青剛櫟(22.7cm²/m²)，遠高於其他樹種(皆 < 5)。另外，大分地區青剛櫟樹的萌蘗非常活躍，萌蘗率為 65%，然而地面種子

苗數量稀少。

大分山區地處偏遠，平時罕有人為活動，因此野生動物種類豐富。根據過去在大分利用紅外線自動相機長期監測哺乳動物豐富度，該區總共記錄15種哺乳動物，包含4種大型偶蹄類動物，出現頻度依序為山羌 (*Muntiacus reevesi micrurus*)、水鹿、野豬、台灣野山羊 (*Capricornis swinhoei*)，另外還有台灣黑熊等。大分地區每年大量的青剛櫟實成熟對於野生動物是重要的食物資源(林冠甫, 2009; 黃美秀等, 2011)。

(一)樣區挑選

本研究的樣區皆位於大分地區的舊河階平台上，各個樣區皆位在海拔1,200 m至1,500 m左右的高度。研究者假設整個青剛櫟季期間野生動物未受人為干擾，動物可以隨意在整個樣區間活動，因此將整片櫟林視為野生動物會均質出沒的環境下，主觀捨棄偏遠與地勢險峻的青剛櫟林，挑選在地勢較平坦且適合架設圍籬的青剛櫟林下進行實驗。

自動相機架設與圍籬試驗組原本設計於4個樣區內進行，每個樣區分別架設4台自動相機與4組圍籬試驗組，但後續發現有其中2個樣區的距離太過靠近，故後續分析視為一，該2個樣區合併為1個樣區，故有1樣區內共架設8台自動相機與8組圍籬試驗組。這3個樣區命名分別依序A、B、C樣區代稱，A樣區位於前人設計T7種子穿越線上、B樣區則靠近T1與T2種子陷阱穿越線、C樣區則涵蓋T5種子陷阱穿越線，3個樣區在大分地區的相對位置(圖4)

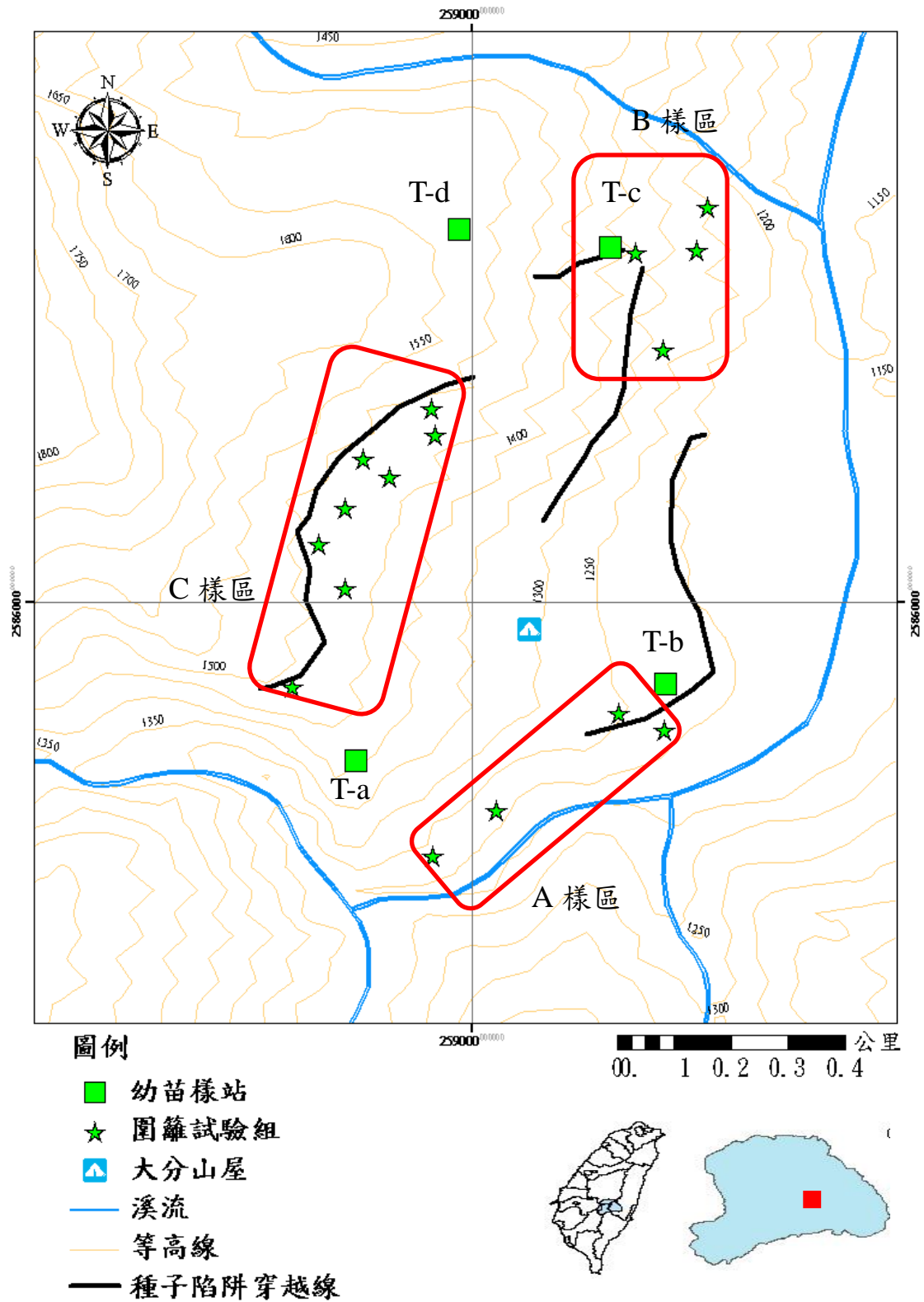


圖 4、圍籬及幼苗樣區位於玉山國家公東部園區大分地區位置圖(座標系統為 TWD-67)。星號代表圍籬試驗組(1 組 4 個圍籬樣站)與 1 台紅外線自動相機。

(二)研究樹種：青剛櫟

青剛櫟屬於殼斗科(Fagaceae)，可分類為櫟屬(或櫟屬底下)，分布範圍廣泛在整個東亞洲，從喜拉馬亞山系往東南延伸到印度、中國，北方的韓國、日本到台灣等地都有青剛櫟的分布(廖日京, 1994; 陳玉峰, 2007)。

青剛櫟是常綠喬木，青剛櫟樹高為5至10 m，發育良好可達20 m，在台灣的分佈海拔100 m-1,500 m間，少數分布至2,300 m已經是青剛櫟的海拔分布上限，青剛櫟屬於適應力良好的物種，在台灣青剛櫟的分佈廣泛且生態幅度大，低海拔森林或演替初期至各植物社會皆有所見(陳玉峰, 2007)。

大分地區青剛櫟幼葉的抽芽期從3月持續到7月，4月是抽芽的高峰期，而抽葉跟展葉期從4月開始持續到10月，在5至6月有落葉期(林冠甫, 2009)。青剛櫟為一年開一次花，青剛櫟的花屬於葇荑花序，開花期從4至6月，花凋謝之後果實隨即發育，結果期從5月開始，但要到8月開始才逐漸能看到殼斗與堅果的部分，果實直到10月才逐漸成熟，果熟之後的落果期則從10月持續到隔年2月。目前觀察大分地區6年的青剛櫟產量變化，產量有年間豐欠年的變動(黃美秀等, 2011)。

青剛櫟可以利用萌蘖苗與種子苗的方式繁殖子代，青剛櫟1年會生產1次，青剛櫟果實無休眠期，因此果實掉落地面後須隨即發芽，否則果實活性會隨著果內的水份減少而逐較消失死亡(林讚標, 1995)。然而，青剛櫟種子掉落地面後約30至50天左右就會發芽，在無外力干擾的情況下，青剛櫟發芽率都很高，且幼苗存活率高和生長速率都很快速(張照群, 2007)。

二、 掠食者鑑定與取食櫟實數量

(一)自動相機鑑定掠食者

本研究利用16台紅外線自動照相機於青剛櫟落果季(2010年11月至隔年1月)期間，其中的A、B兩個樣區分別各擺設4台紅外線自動相機，C樣區由於是合併2個樣區，因此C樣區內設有8台紅外線自動相機。

每台相機均在樣區內挑選合適地點擺設，自動相機架設地點，主要是挑選在圍籬實驗附近隨機尋找有明顯動物獸徑上為原則。將自動相機架設在樹幹上，每台相機離地約30-40cm不等，盡可能讓自動相機可以水平的拍攝方式為主，以拍攝到在該區活動的其他動物。

自動相機架設於2010年11月起至隔年1月青剛櫟季的尾聲為止，在每個月的月初左右，上山進行實驗調查，在每台自動相機前面擺設100顆青剛櫟櫟實，目的為吸引潛在的掠食者來自動相機前取食青剛櫟櫟實，扣除第一天擺設櫟實之外，於隔日開始，連續複查14天。

每天檢查自動相機拍攝狀況，同步檢查每個樣方內，櫟實被移除的數量。藉由自動相機拍攝的成果判定被何種動物所取食，記錄該樣方被取食櫟實的數量，並於調查完畢後，將樣方內的櫟實之數量補齊為100顆。

透過自動相機拍攝取食櫟實的照片來鑑定掠食者，來釐清大分地區會取食青剛櫟櫟實的哺乳動物種類與取食數量(Kitamura et al., 2008)。本實驗使用2款紅外線自動相機款，分別為Cuddeback和CAPTURE-1125。Cuddeback款自動相機在拍攝後會錄影1 min，緊接延遲1 min後才會再次拍攝。CAPTURE-1125每次拍攝須間隔30 sec才會再進行拍攝。兩款自動相機都存有動物在1 min或30 sec內連續覓食則會漏拍的風險，因此本研究皆採用有效照片數(資料分析內定義)進行後續分析和比較。

掠食者取食數量判定方法:如果樣站內人為擺設的櫟實在隔日複查有被動物取食，只要自動相機當天有拍攝動物取食樣站內的櫟實，則判定該物種為櫟實掠食者。本研究以每天做為單位，僅使用當天內只有1種動物進入樣站取食的資料，計算該物種每天取食櫟實的數量，而當天如果有兩種動物以上則不採計。

除此之外，本研究假設大分地區的中大型哺乳動物可能是潛在的櫟實掠食者，故同步監測實驗期間在各樣區內活動的中大型哺乳動物出現頻度(資料分析內定義)，藉此後續分析比較，掠食者的出現是否會與取食櫟實數量有關。

(二)小型齧齒類動物鑑定

有鑑於紅外線自動相機對於拍攝小型齧齒類動物的照片解析度不足，往往無法明確判定各種齧齒類動物的特徵。為了彌補自動相機的限制，另外放置12組薛門氏陷阱(Sherman，陷阱尺寸為27*10*9 cm)在每組樣站周遭合適環境，利用花生米與香腸做為誘餌捕捉該地區的齧齒類動物，於每日早上檢查陷阱。

捕捉後鑑定種類與記錄該物種被捕捉次數並原地釋放。老鼠捕捉在每個月進行種子移除實驗期間，進行5-8個捕捉日，作為鑑定大分地區青剛櫟實掠食者的種類與小型齧齒類動物的判斷依據。

(三)圍籬試驗組

根據前人監測大分地區的哺乳動物種類，主觀歸納大分潛在地面櫟實掠食者可區分2種。偶蹄類動物為主的大型哺乳動物和小型齧齒類動物。為了比較兩者間取食數量的差異性，本研究設計各種圍籬試驗站，比較隔離不同動物進出，人工擺設櫟實被動物取食數量是否有差異。

本研究採用隔離不同掠食者的方式下設計實驗樣站，利用4種不同的試驗樣站，分別為(1)隔離所有動物圍籬樣站 (Closed plot；以下以CL樣站代稱之)、(2)隔離小型哺乳動物掠食者圍籬樣站(No Small mammal plot；以下以NSMP樣站代稱之)、(3)隔離大型哺乳動物掠食者圍籬樣站(No Large mammal plot；以下以NLMP樣站代稱之)、(4)開放樣站(Open plot；以下以OP樣站代稱之)。以上4組不同圍籬樣站作為比較不同類群動物移除櫟實數量的試驗(DeMattia et al., 2006)。

各種圍籬主要利用鐵絲網 (網孔約3 cm * 3 cm圓形大小)、塑膠檔版與塑膠網，作為製作圍籬的材料，除了NSMP樣站因為要讓大型動物進出，因此如果只有1 m²大小可能無法容納大型動物，因此改為4 m²大小，其於3組實驗樣站的面積都是1 m²大小的正方形狀。每種圍籬樣站的製作方法如下。

(1)CL樣站：圍籬為高0.4 m，該組同時使用鐵絲網與塑膠網將整個圍籬都包附蓋住，呈現1個4方體的密閉空間防止各種哺乳動物進入(附錄2)。

(2)NSMP樣站：利用高度0.3 m的塑膠板製成的圍籬，圍成長寬各2 m的正方形狀，並將塑膠版埋入地表中1 cm以下，目的為阻隔地棲的小型齧齒類動物，但不會影響中大型哺乳動物進入掠食果實(附錄2)。

(3)NLMP樣站：利用鐵絲網作為圍籬，並將圍籬高度設為0.5 m高的正方形圍籬，而鐵絲網的孔隙大小則可讓小型齧齒類動物進入(附錄2)。

(4)OP樣站：僅於4個角落用石堆標定位置(附錄2)。

1組圍籬試驗組內包含以上4種圍籬樣站，總共架設16組圍籬試驗組，而每個圍籬試驗組內的4組圍籬樣站盡量設置在同1顆青剛櫟樹冠下。16組圍籬試驗組間相距需超過50 m，降低被同1種動物連續取食的機會。

16組試驗樣組架設的方式則是在各樣區內挑選地勢平坦的地方架設，而圍籬試驗組在3個樣區內的配置，如同自動相機架設的數量一樣，分別在A樣區與B樣區內各有4組圍籬試驗組，而在C樣區內有8組圍籬試驗組(圖4)。

從2010年11月起至隔年1月，每月進行14天的圍籬試驗，其中3組掠食者可以進出的圍籬樣站，在第1天確認樣站內沒有自然掉落的青剛櫟之後，則在這3組圍籬樣站內人工擺設30顆成熟完整的櫟實在樣方的中心位置，並於隔日上午進行複查，調查每個圍籬樣站內被動物取食的數量。於實驗期間每天早上去巡視每個樣站，記錄被掠食者取食櫟實之顆數，只要圍籬樣站內的櫟實有少就判定是被動物取食，因此檢查殘留在樣站內完整果的數量，扣除之後則為每日該樣站被動物取食的顆數，完整果的判斷為外觀無任何啃食痕跡的青剛櫟櫟實，並於複查完後將樣站內櫟實的數量補齊為30顆。

圍籬樣站內之所以擺設30顆櫟實，乃是採用過去種子陷阱(2006-2009年)所估計的地面青剛櫟密度，在豐年期間地面密度可達40顆/m²，在結果普通的年份約為20顆/m²(黃美秀等, 2009)，並且考量於調查期間每天可收集到的櫟實數量，因此將擺設櫟實數量定為30顆。

CL樣站有別其他3組開放給動物進出的圍籬樣站，在每月調查的第1

天起，將該月採集的新鮮櫟實置放在樣站內後，於調查結束當天在確認CL樣站內的櫟實的數量、櫟實是否有發芽或者發霉爛掉，如櫟實已發霉則判定為死亡，記錄CL樣站內發霉死亡的數量。

(四)地面櫟實密度調查

3個研究樣區內地面完整果密度的監測，則採用其他研究團隊於同時所架設的種子陷阱網(seed trap)的調查資料(黃美秀未發表之調查資料)，進行分析比較。

該研究從2010年10月櫟實尚未成熟前就先將種子陷阱架設完成，開始收集樹上落果，持續收集到2月底為止。每個種子陷阱以0.85m*0.85m的蘭花網製作而成，放置於樹冠下高1 m處，每個月收集陷阱內的掉落物，然後下山烘乾並分類、測量與記錄櫟實的數量，計算不同月份櫟實出現的頻度，並將完整的櫟實換算地面1 m²內完整果密度，作為提供地面櫟實密度的依據。

本實驗將採用靠近圍籬試驗站周遭500 m內的所有種子陷阱，計算每個種子陷阱內的完整果數量，並單獨換算每個種子陷阱的落果量後取其平均值，以代表該樣區的地面落果密度。

三、 幼苗存活監測

為了監測大分地區青剛櫟林下活動的大型哺乳動物是否會影響青剛櫟幼苗的存活率與存活時間，利用圍籬隔離大型動物的活動，以比較在有無大型動物的情況下，青剛櫟幼苗的存活率與存活時間。由於現場觀察到大分地區青剛櫟林下的幼苗數量稀少，因此將樣站內所有的青剛櫟幼樹一併納入監測。在複查期間內，如果有發現新萌生的青剛櫟幼苗，也一併納入監測。

研究者在實驗初期發現大分地區青剛櫟的幼苗數量不多且不易發現，因此在挑選樣區時主觀挑選幼苗較多的地區設置樣區。從2009年12月劃設4組10 m*10 m的樣區，分別為:T-a、T-b、T-c、T-d以上共4個樣區(圖

4)。

並且從2010年4月使用圍籬鐵絲網隔離大型動物，除了T-a樣區，因為幼苗分布較零散，因此將該樣區內的部份幼苗各別用圍籬罩住之外。其餘3個樣區的則是將圍籬的大小皆控制在長寬約3 m*3 m，高約1.3 m範圍內。圍籬形狀則視每個樣區內幼苗生長的位置而定，盡可能挑選幼苗較多的地方架設圍籬，因此每個樣區的圍籬內青剛櫟幼苗數量不同，取決於該樣區內幼苗的分布情況。

根據現場觀察大分森林下青剛櫟的幼苗或幼樹高度很少超過50 cm。因此本實驗主觀將幼苗定為葉片數量在4片以下，且高度不超過30 cm為幼苗。幼苗追蹤過程則分2個階段追蹤，第1階段為:從2009年12月在樣區內發現的青剛櫟老苗(幼苗高度在30 cm以下)，以及樣區內所有高度低於50cm的青剛櫟苗木，全部給與流水編號，並紀錄每棵幼苗樣區的相對位置，方便日後追蹤。每2個月上山記錄每個樣區內的幼苗的生長情形(幼苗是否還存活)。第2階段:在後續調查期間內新生的青剛櫟幼苗，如發現新生幼苗則依序給與流水號，持續追蹤其生存與否。

本實驗從2009年12月開始，持續追蹤2個階段幼苗的生長存情況，除了2010年8月因故延後至9月才上山收集資料外，其餘皆每2個月追蹤1次幼苗的生長情況，每2月的監測時間持續到2011年2月為止，而在2011年10月再次複查每個樣區內幼苗存活數量，本實驗總共追蹤樣站內幼苗2年又1個月的時間。由於圍籬架設時間延至2010年4月，因此計算圍籬內與圍籬外幼苗的存活率與存活時間則採用2010年4月至隔年2011年10月止。

四、 資料分析

本研究各類自動相機監測野生動物的出現頻度與掠食者取食數量，以及幼苗存活時間與存活數量等各類資料，經過常態分布的檢定在Kolmogorov-smirnov統計量與Q-Q圖檢定時，P值皆小於0.05，不符合常態分布，因此所有分析皆以無母數進行統計分析，並將顯著水準訂在0.05。

(一)自動相機監測分析

為了瞭解取食櫟實的動物物種與取食次數，以及實驗期間各類潛在在大分地區活動的櫟實掠食者種類與相對數量，鑑定每台自動相機在每個月拍攝到的所有動物，並為了方便和過去在大分的哺乳動物豐富度監測比較。有效動物隻次(群次)、出現頻度以及自動相機的工作時間等計算，延續裴家騏(1997)的記數方式，以如下的公式計算出現頻度(Occurrence index, OI)

$$OI=(\text{物種在該樣點的有效照片數}/\text{該樣點的總工作時})\times 1000\text{小時}$$

其中有效照片的計算方式是將同1種動物，除非可以明顯判斷為不同個體，否則半小時內連拍的同1物種，將均視為1張有效照片。如果在同張照片拍攝到2隻動物以上，則每隻動物皆視為1張有效照片，但其中以群居為主的台灣獼猴例外，台灣獼猴以群體作為OI值計算，凡拍攝到台灣獼猴，無論拍攝到的獼猴隻數多少，在半小時之內皆視為1張有效照片。

逐一比較每種掠食者在每個月與每個樣區內的OI值變化，並利用無母數Kruskal-Wallis法比較5種大分地區常見的大型哺乳動物在3個月份間跟3個地區間OI值是否有差異，如果呈現顯著差異進一步以Dunn法進行事後檢定月份跟地區間的差異性。

(二)掠食者取食櫟實的數量比較

為了知道每種掠食者對櫟實取食數量的多寡，採取計算每種掠食者每天取食數量來比較各種掠食者對於櫟實取食的狀況，但是當兩種掠食者進入樣站取食櫟實，無法得知個別物種實際的取食數量，則該筆資料不納入分析。

因此從271筆每天掠食者取食櫟實的資料中，扣除當天有2種以上動物出現取食櫟實的42筆資料，剩餘229筆每天僅有1種掠食者取食樣方的資料，進行比較掠食者取食數量。比較6種掠食者取食人工擺設櫟實的數量，並比較每種掠食者取食占有所有掠食者的總取食量百分比例,以及各種掠食者平均每天取食數量，取食定義如下:

(1)取食百分比例:掠食者取食數量/每天只有1種掠食者取食總量*100%

(2)平均每天取食數量:該掠食者取食數量/該掠食者的取食次數

(三)圍籬試驗組分析

為了比較不同體型掠食者對於人工擺設櫟實取食數量的差異，利用無母數的Kruskal-Wallis檢定 4組圍籬樣站被掠食者總取食數量是否有差異性。如果在Kruskal-Wallis檢定比較呈現顯著差異，則利用Dunn法進行事後檢定比較組間差異。

(四)落果密度與動物出現頻度對動物取食影響

掠食者取食次數與數量與地面完整果密度，以及掠食者出現頻度的相關性比較，則利用皮爾森積差相關(Pearson's Product-Moment Correlation)檢視，各種掠食者取食次數和數量是否與地面櫟實密度或掠食者出現頻度有關。

(五)幼苗存活分析

針對幼苗存活率與存活時間。利用無母數的Wilcoxon法，檢定樣區內圍籬內與外的幼苗存活率。利用生存分析的Kaplan-Meier法，比較圍籬內與外的幼苗存活時間。透過卡方獨立性檢定(Chi square for independence)，比較圍籬內與圍籬外的幼苗存活與死亡個數。

參、結果

一、青剛櫟地面落果取食狀況

(一)青剛櫟掠食者鑑定

紅外線自動相機從2010年11月起至2011年01月，總共架設三個月的時間，在11月架設12台自動相機，其中有2台因故障無法正常運作，其餘兩個月份(12月、次年1月)皆架設16台自動相機，總共架設44月台。相機總工作時數為9,770.2小時，總共拍攝到種物的照片共2,808張。扣除於半小時之內的連拍照片跟少數無法鑑定之照片，累計1,426張有效照片，其中有效照片共拍攝到835張野生動物取食櫟實。

自動相機紀錄可辨識的種類扣除小型齧齒類之外，為16種，其中哺乳動物11種，鳥類5種(表1)。記錄到會取食人工擺放的青剛櫟櫟實動物總共有6種，其中5種哺乳動物，依序有效照片數多寡，分別為小型齧齒類、偶蹄類動物的水鹿與野豬，台灣黑熊與台灣獼猴等，另外還有1種鳥類，即松鴉等(*Garrulus glandarius taiwanus*)。

(二)潛在櫟實掠食者出現頻度變化

紅外線自動相機記錄出現於人為放置青剛櫟堆(100顆)前的野生動物總OI值為145.9(表1)。OI值最高的哺乳動物，以小型齧齒類動物最高(OI=77)，其次偶蹄類的水鹿(OI=40.6)次居，山羌(OI=10.5)、台灣獼猴(OI=5.2)，以及台灣黑熊(OI=4.2)(表1)。

比較大分地區小型齧齒類動物與5種大型偶蹄類動物各月與各樣區間的出現頻度的變化。小型齧齒類動物的OI值逐月升高，但於月間的變化則沒有達到顯著差異(Kruskal wallis; $n=41$, $H=2.17$, $P=0.34$)(表1)。各樣區間也沒有顯著差異($n=41$, $H=2.43$, $P=0.10$)(圖5)。

5種大分地區常見的大型哺乳動物各月OI值變化不一致。台灣黑熊的出現頻度(OI=10)顯著集中在落果密度最高的12月($n=41$, $H=16.98$, $P<0.001$)，另外，台灣黑熊僅於1月有零星的記錄(OI=0.31)。其他4種偶蹄

類動物的OI值在落果尾聲的1月達最高，但月間沒有達到顯著差異(山羌， $n=41$ ， $H=1.98$ ， $P=0.372$ 、水鹿， $n=41$ ， $H=4.8$ ， $P=0.091$ 、台灣野山羊， $n=41$ ， $H=2.39$ ， $P=0.302$ 、台灣野豬， $n=41$ ， $H=1.77$ ， $P=0.412$)。水鹿和山羌於12月的OI值卻無升反降，為3個月中最低者，恰好與台灣黑熊的OI值變化相反；山豬和台灣野山羊的OI值則隨月份而略微增加(表1)。

5種大型哺乳動物在落果季期間於3個樣區的OI值變化，只有山羌有樣區間的差異(Kruskal-wallis， $n=41$ ， $H=9.07$ ， $P=0.01$)，C樣區顯著高於其他2個樣區；其餘4種大型動物則無顯著樣區間差異(水鹿， $n=41$ ， $H=5.43$ ， $P=0.066$ ；台灣野山羊， $n=41$ ， $H=1.41$ ， $P=0.494$ ；台灣野豬， $n=41$ ， $H=5.64$ ， $P=0.06$ ；台灣黑熊， $n=41$ ， $H=0.35$ ， $P=0.84$)。但3種偶蹄類動物在各個樣區的OI值變化，除了台灣野豬之外，其於2種動物都在C樣區的OI值皆有偏高(圖5)。

(三)潛在小型齧齒類鑑定

2010年11月至隔年2月，總共放置12個薛門式陷阱，2月另再增加兩個台灣鼠籠陷阱。累計共322鼠籠工作日，捕捉到8隻刺鼠和1隻黃鼠狼(*Mustela sibirica taivana*)。

表 1、2010 年 11 月至 2011 年 1 月，玉山國家公園大分地區自動相機記錄出現於人為放置青剛櫟堆(一堆 100 顆，n=16 堆)前，動物的種類與出現指數^a。

	物種	11 月	12 月	1 月	OI 值
偶蹄類	山羌	12.8	4.5	16.2	10.5
	水鹿	34.4	23.7	66.2	40.6
	台灣野山羊	0	1	1.2	0.8
	台灣野豬	1.2	1.5	4	2.3
靈長類	台灣獼猴	6.4	4.7	4.9	5.2
大型食肉目	台灣黑熊	0	10	0.3	4.2
小型食肉目	黃喉貂	0	1.2	2.5	1.3
	黃鼠狼	0	0	2.1	0.7
	鼬獾	0.4	0.5	0	0.3
	白鼻心	0.8	1.2	1.2	1.1
	食蟹獾	0	0.2	0.6	0.3
	小型齧齒類	31.6	67.7	123.5	77.1
	鳥類	虎鶇	0	0.7	0.9
紫嘯鶇		0	0.2	0	0.1
松鴉		0	0.2	1.2	0.5
藍腹鶇		0	0	0.3	0.1
深山竹雞		0	0.2	0	0.1
總計		87.5	117.9	225.2	135.4
有效相機數		12	16	16	44
相機總工作時		2502.2	4004.2	3263.8	9770.2

^a 出現指數(OI 值)=有效照片數/總工作時*1000

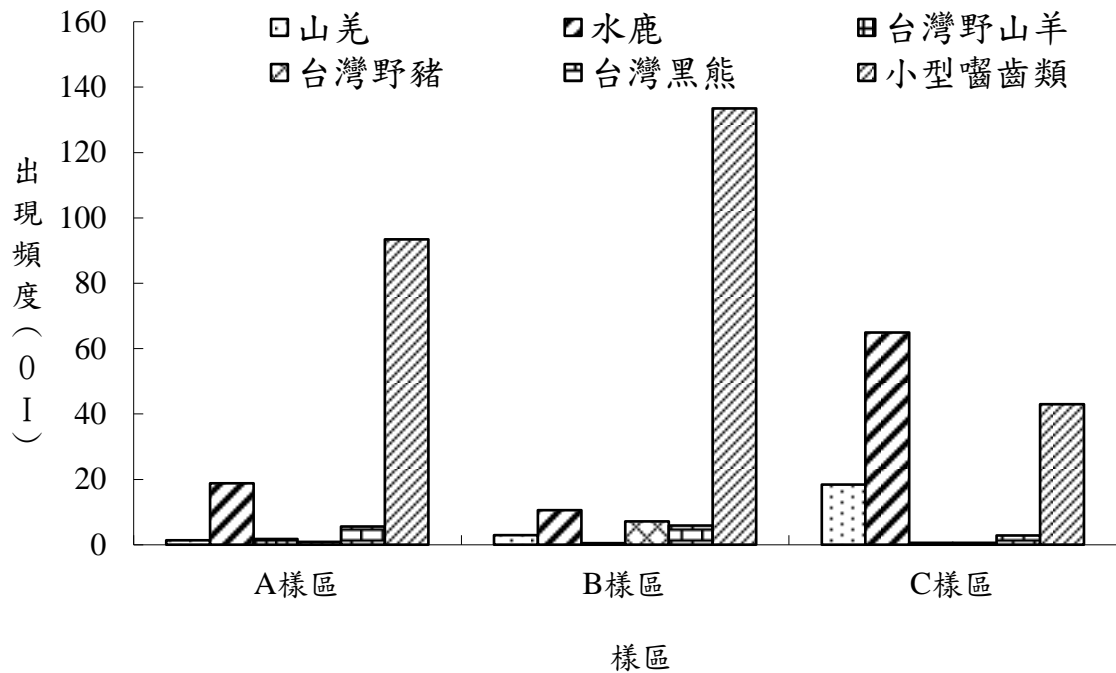


圖 5、2010 年 11 月至 2011 年 1 月大分地區 6 種常見哺乳動物，在 3 個樣區的出現頻度(OI 值:有效照片數/總工作時*1000)變化。

(四)掠食者取食櫟實數量

1、自動相機監測單一種掠食者取食數量

每天在自動相機前人工擺設100顆櫟實吸引動物取食，總共擺設櫟實量為47,100，被掠食者取食18,851顆櫟實，占總擺設量的40%。且各個月人工擺設的櫟實量被動物取食的情況，隨著落果季接近尾聲擺設櫟實被取食的比例則逐月升高，從11月被取食比例為16%(=2,237/14,000)，其次12月被取食比例升高至34%(=7,165/21,000)，而1月被取食的比例最高為78%(=9,449/12,100)。

透過835張動物取食櫟實的有效照片數(扣除連拍之有效照片)，依記錄動物取食次數的多寡依序排列，最多的是小型齧齒目動物，共拍攝到662張(79%)。次高為水鹿占128張(15%)次。上述兩者占所有取食照片之94.4%。其他4種掠食者依序為:台灣黑熊29次(3.5%)；野豬與台灣獼猴各有6次(0.7%)；松鴉4次(0.47%) (表2)。

為釐清各種掠食者分別取食櫟實的數量，故進一步扣除當天有2種掠食者造訪取食樣方的櫟實照片張數後(n=167)，剩餘的668張有效照片，共被掠食者取食14,952顆(占取食總量之79.3%)。6種掠食者的單次取食櫟實數量從11月起逐月升高，並且在1月最高。從各月取食櫟實數量顯示，12月和1月數量比11月高出4倍，人為擺設櫟實主要都集中在該2月內被動物取食(表3)。

取食櫟實量最多者是水鹿，共10,904顆，占73%，水鹿取食量遠高於其於5種掠食者取食的數量。櫟實取食量次高者是小型嚙齒類，共取食2,977顆，占總取食量20%(表3)。上述水鹿與小型嚙齒類動物2者合計取食93%的櫟實量。

水鹿與小型嚙齒類動物取食人為擺設櫟實數量逐月升高，兩者皆在1月時期取食量最高。其中水鹿分別在2010年11月僅有1,200顆(n=12)，而12月有4,504顆(n=55)，2011年1月的取食數量最高(n=54)，共5,200顆。小型嚙齒類動物取食數量則在2010年11月的取食量最少為28顆(n=5)，而12月為483顆(n=45)，最高的月份為1月，總共取食2,466顆櫟實(n=40)(表3)。

其他3種記錄到的哺乳動物櫟實取食量僅占7%。台灣黑熊主要的取食時間集中在12月，取食量占4%；台灣野豬跟台灣獼猴的取食則呈零星紀錄，台灣野豬主要集中在1月，占總取食量約2%；台灣獼猴則1%。另外自動相機記錄到松鴉2次飛至地面取食櫟實的紀錄，松鴉每次取食1顆櫟實(表3)。

就每天放置100顆的櫟實被動物取食狀況而言，以水鹿取食90顆(SD=20, n=121)最多，且水鹿每月平均每天取食量亦也是5種掠食者中最高。其次小型嚙齒類動物平均每天取食33顆青剛櫟(SD=32, n=90)，小型嚙齒類動物每月取食變化則逐月升高，1月平均每天取食量62顆(n=2,466顆；40次)最高，其次為12月平均每天取食量約11顆(n=483顆；45次)，11月平均取食量最少為6顆(n=28顆；5次)(圖6)。

從自動相機拍攝結果顯示，在白晝(05:59-17:20)，水鹿和嚙齒類的取食記錄各佔全日之63% (n=128張) 和0.3% (n=662張) (圖7)。水鹿全日

皆有取食櫟實的記錄，而小型齧齒類動物取食的行為則主要出現在夜間。

表 2、2010 年 11 月至 2011 年 1 月，大分地區採用自動相機拍攝到掠食者取食人為擺放青剛櫟櫟實(一堆 100 顆)的動物種類，以及累計有效照片數。

物種	取食次數			
	11 月	12 月	1 月	總計
小型齧齒類	55	229	378	662
水鹿	22	42	64	128
台灣黑熊	0	28	1	29
台灣獼猴	4	1	1	6
野豬	1	0	5	6
松鴉	0	1	3	4
總計	82	301	452	835
有效相機數	12	16	16	44
相機工作時	2502.2	4004.2	3263.8	9770.2

表 3、2010 年 11 月至 2011 年 1 月，大分地區利用自動相機拍攝到取食人為擺放青剛櫟櫟實(一堆 100 顆)的 6 種掠食者，以及其各月的取食次數和累計取食量。

	11 月		12 月		1 月		總計	
	取食次數	累計取食量	取食次數	累計取食量	取食次數	累計取食量	取食次數	累計取食量
水鹿	12(66.7) ^b	1200(94.1) ^b	55(48.7) ^b	4504(79.5) ^b	54(54.5) ^b	5200(64.9) ^b	121(52.6) ^b	10904(72.9) ^b
野豬	0(0) ^b	0(0) ^b	0(0) ^b	0(0) ^b	4(4) ^b	341(4.3) ^b	4(1.7) ^b	341(2.3) ^b
台灣黑熊	0(0) ^b	0(0) ^b	10(8.8) ^b	632(11.1) ^b	0(0) ^b	0(0) ^b	10(4.3) ^b	632(4.2) ^b
台灣獼猴	1(5.6) ^b	47(3.7) ^b	2(1.7) ^b	49(0.9) ^b	0(0) ^b	0(0) ^b	3(1.3) ^b	96(0.6) ^b
小型齧齒類	5(27.8) ^b	28(2.2) ^b	45(39.8) ^b	483(8.5) ^b	40(40.4) ^b	2466(30.8) ^b	90(39.1) ^b	2977(19.9) ^b
松鴉	0(0) ^b	0(0) ^b	1(0.9) ^b	1(0.01) ^b	1(1) ^b	1(0.01) ^b	2(0.9) ^b	2(0.01) ^b
總計	18	1275	113	5669	99	8008	230	14952
樣站*天數	140		210		124		474	

^a 取食次數和累計取食數量採計每天僅有 1 種掠食者取食自動相機前人為擺設櫟實的資料。

^b 括號內為各種掠食者占該月總計之百分比(%)。

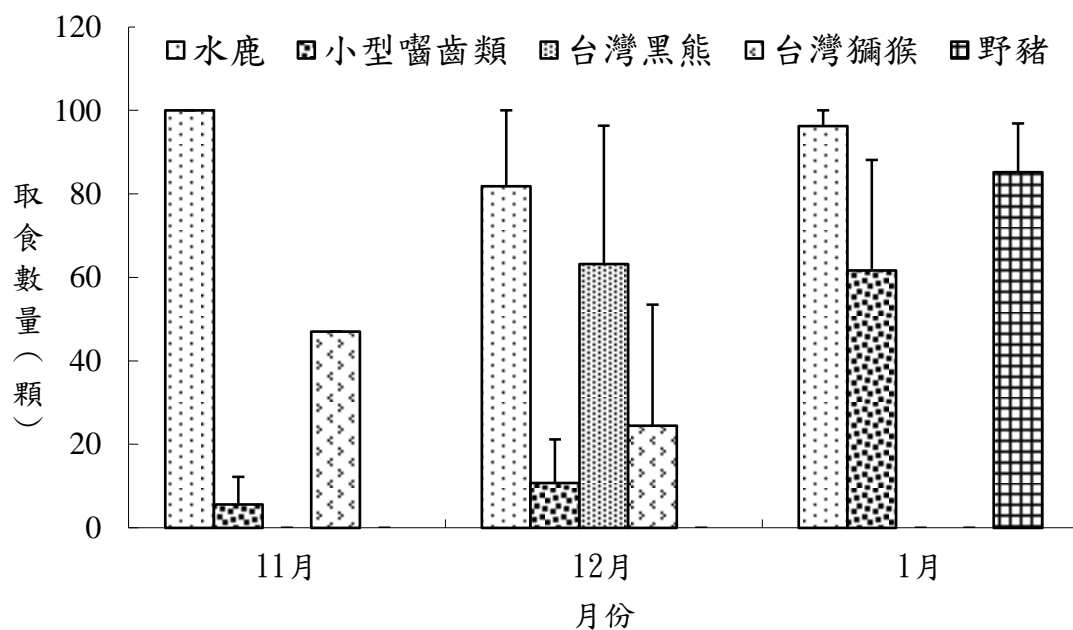


圖 6、2010 年 11 月至 2011 年 1 月，大分地區採用自動相機拍攝到取食人為擺放青剛櫟櫟實(100 顆一堆)的哺乳類掠食者，各月平均每天取食的櫟實數量(誤差線為標準差)。

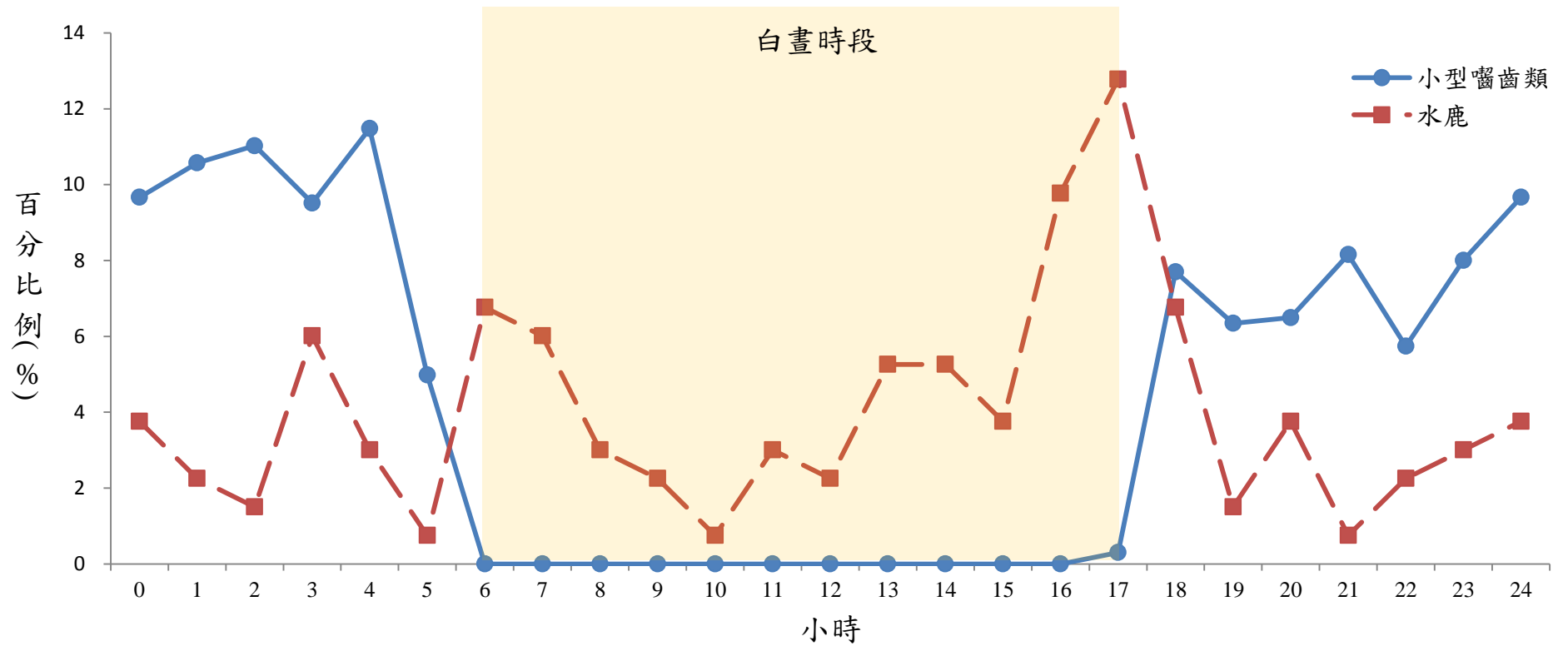


圖 7、2011 年 11 月至 2011 年 1 月，自動照相機記錄水鹿、小型嚙齒類動物兩種掠食者，在全日各時段取食人工擺設青剛櫟櫟實(一堆 100 顆)的百分比變化。各時段比例計算乃採用每小時內該物種之有效照片張數(水鹿=128，小型嚙齒類動物=662)。白晝時段採用中央氣象局於實驗期間東部日出日落時間。

2、圍籬試驗組

4 組圍籬樣站內被掠食者取食總櫟實數量明顯呈現顯著差異 (Kruskal-Wallis, $n=192$, $H=82.1$, $P<0.001$), 進一步利用 Dunn 法進行事後比較圍籬樣站間總取食數量差異性, 顯示 CL 樣站與其他 3 組圍籬樣站 (OP 樣站、NSMP 樣站、NLMP 樣站) 呈顯著差異, 另外 3 組開放給動物進出的圍籬樣站間則無顯著組間差異。此代表掠食者對於地面櫟實取食效應非常顯著, 然而在兩種不同體型大小掠食者間取食櫟實量非常接近, 不過細部檢視大型掠食者對於櫟實的取食量略高於小型齧齒類動物。

圍籬樣站內被掠食者總取食比例為 40%, 共有 21,767 顆被取食。扣除部分 NLMP 樣站在實驗期間被大型動物破壞進入取食 1,979 顆和 CL 樣站腐爛的 295 顆櫟實之外。3 組開放不同動物進出的圍籬樣站間被取食的數量都以 OP 樣站最高, 有 46% 的比例被動物所取食, 總共取食 8,696 顆櫟實, 平均每天取食顆數為 14 顆; 次高是 NSMP 樣站, 被大型掠食者取食比例為 32%, 總共 6,018 顆, 平均每天取食顆數為 9 顆; 而被取食量最低的是 NLMP 樣站, 被小型齧齒類取食 29%, 總共 4,779 顆, 平均每天取食顆數為 9 顆(圖 8、圖 9)。

各組圍籬樣站被取食比例也逐月升高。1 月被掠食者取食的總量佔該月擺放的 86%, 總共有 12,951 顆櫟實被取食, 各組圍籬樣站平均取食數量 OP 樣站 26 顆($SD=7$)、NSMP 樣站 20 顆($SD=12$)與 NLMP 樣站 21 顆($SD=9$); 其次為 12 月, 掠食者取食量佔該月擺放的 32%, 總共有 6237 顆櫟實被取食, 各組圍籬樣站的平均取食數量 OP 組 13 顆($SD=13$)、NSMP 組 6 顆($SD=11$)與 NLMP 組 7 顆($SD=9$); 11 月被動物取食的比例最低, 僅為擺放櫟實量的 13%, 總共 2579 顆, 各組圍籬樣站的平均取食數量 OP 組 4 顆($SD=8$)、NSMP 組 4 顆($SD=10$)與 NLMP 組 3 顆($SD=7$)(圖 10)。

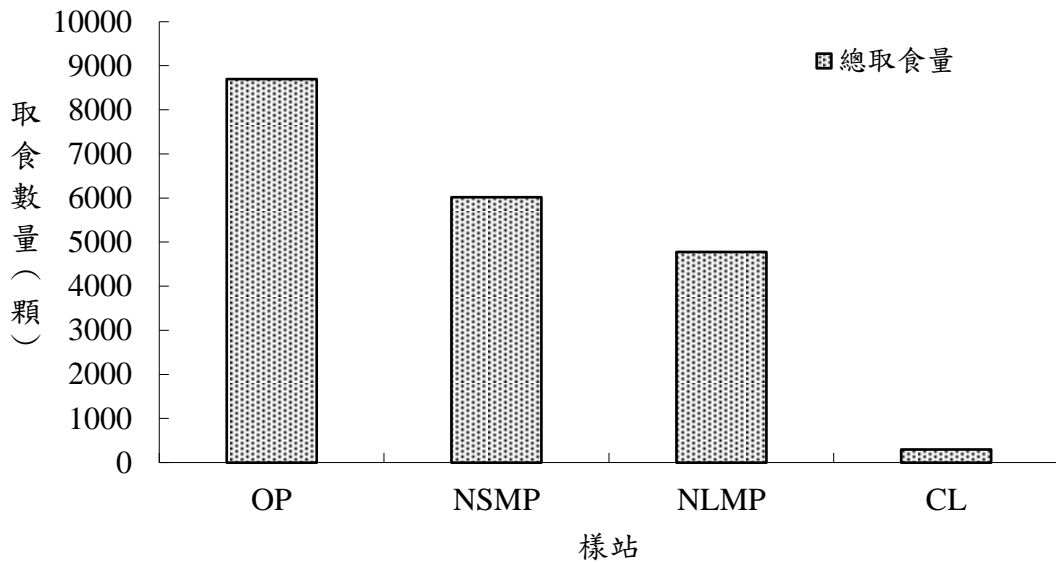


圖 8、2010 年 11 月至隔年 1 月，4 組圍籬樣站內被掠食者取食總數量，以及 CL 組腐爛死亡數量。OP 為開放樣站(n=635)，NSMP 為隔離小型哺乳動物掠食者圍籬樣站(n=634)，NLMP 為隔離大型哺乳動物掠食者圍籬樣站(n=556)、CL 為隔離所有動物圍籬樣站(n=619)。

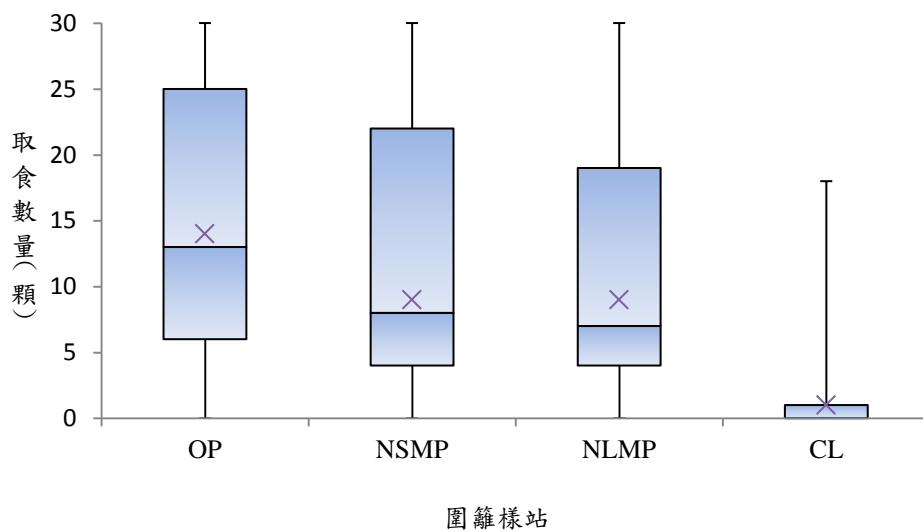


圖 9、2010 年 11 月至隔年 1 月，4 組圍籬樣站(樣本數:OP, n=635、NSMP, n=634、NLMP, n=556、CL, n=619)，其內擺設櫟實(n=30 顆)每天被取食數量，以及 CL 腐爛死亡數量。X 為平均取食數量，盒型圖之上至下分別為分布之 25%、50%、75% 數值。OP 為開放樣站，NSMP 為隔離小型哺乳動物掠食者圍籬樣站，NLMP 為隔離大型哺乳動物掠食者圍籬樣站，CL 為隔離所有動物圍籬樣站。

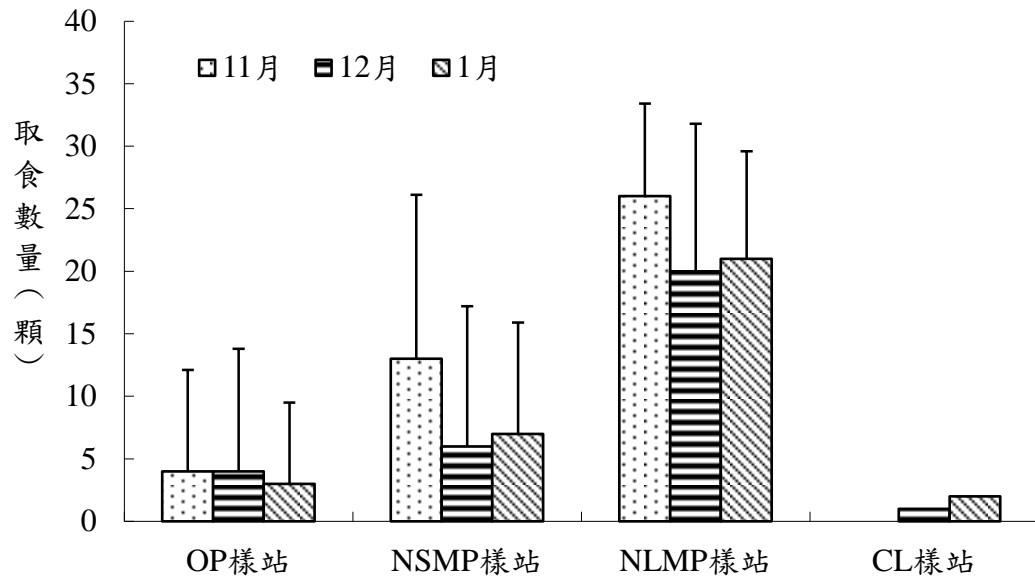


圖 10、2010 年 11 月至 2011 年 1 月，每個月 3 組可讓動物進出的圍籬樣站被掠食者平均取食數量，以及 CL 組腐爛死亡數量。OP 為開放樣站，NSMP 為隔離小型哺乳動物掠食者圍籬樣站，NLMP 為隔離大型哺乳動物掠食者圍籬樣站，CL 為隔離所有動物圍籬樣站。

(五) 落果密度變化與掠食者取食的關係

根據黃美秀未發表之調查資料顯示，本實驗期間地面完整果密度為31顆/m²。各月地面完整果密度以11月與12月皆為15顆/m²最高，而1月地面完整果密度剩下1顆/m²。由種子陷阱收集結果顯示，主要的落果季集中在11月與12月，並且隨著落果季進入尾聲，在1月種子陷阱內的完整果數量大幅減少，1月份的完整果密度則與另外2個月份呈顯著差異(Paried T-test，1月與11月，n=62，df=61，t=6.99，P<0.001；1月與12月，n=64，df=63，t=6.69，P<0.001)。

而在3個樣區於研究期間地面完整果密度總和以A樣區有48顆/m²最高，其次C樣區有25顆/m²，而B樣區有22顆/m²，各樣區間的完整果密度數量未達顯著差異(ANOVA，n=51，df=2，F=2.62，P=0.08)。在本實驗期間，各個樣區完整果密度最高的時間集中在11月與12月，其中12月略高於11月，而各樣區內1月的地面完整櫟實密度都降到非常低，顯示青剛櫟落果已經接近尾聲(圖11)。

檢視水鹿與小型嚙齒類動物取食人為擺設櫟實數量逐月升高，但是2者月間的取食量變化與地面完整果密度間的關係皆未達顯著相關(Pearson；水鹿，n=9，r²=-0.319，P=0.403；小型嚙齒類，n=9，r²=-0.567，P=0.111)。

圍籬樣站內掠食者對每天人工擺設的30顆櫟實取食的數量，各組圍籬樣站內人工擺設櫟實被掠食者的取食數量亦逐月升高，但是檢視3個樣區內3組開放動物進出的樣站，每月被取食數量與該月完整果密度的關係，則只有NSMP組和NLMP組與該月完整果密度分別達到顯著負相關(NSMP組，n=9，r²=-0.663，P=0.05；NLMP組，n=9，r²=-0.764，P=0.016)(圖12)，但在OP組則未達顯著相關(n=9，r²=-0.489，P=0.181)。

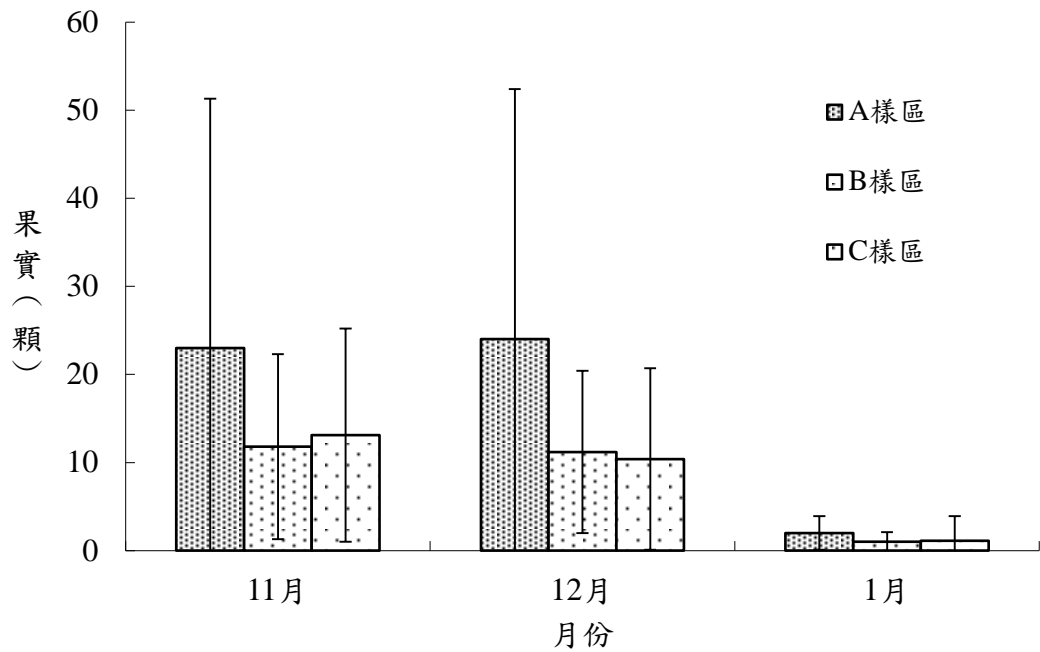


圖 11、3 個樣區(A、B、C)於 2010 年 11 月至 2011 年 1 月，利用種子陷阱收集樣區附近各月地面的青剛櫟完整果密度(A 樣區，n=14；B 樣區，n=13；C 樣區，n=25；資料來源:黃美秀未發表調查資料)。

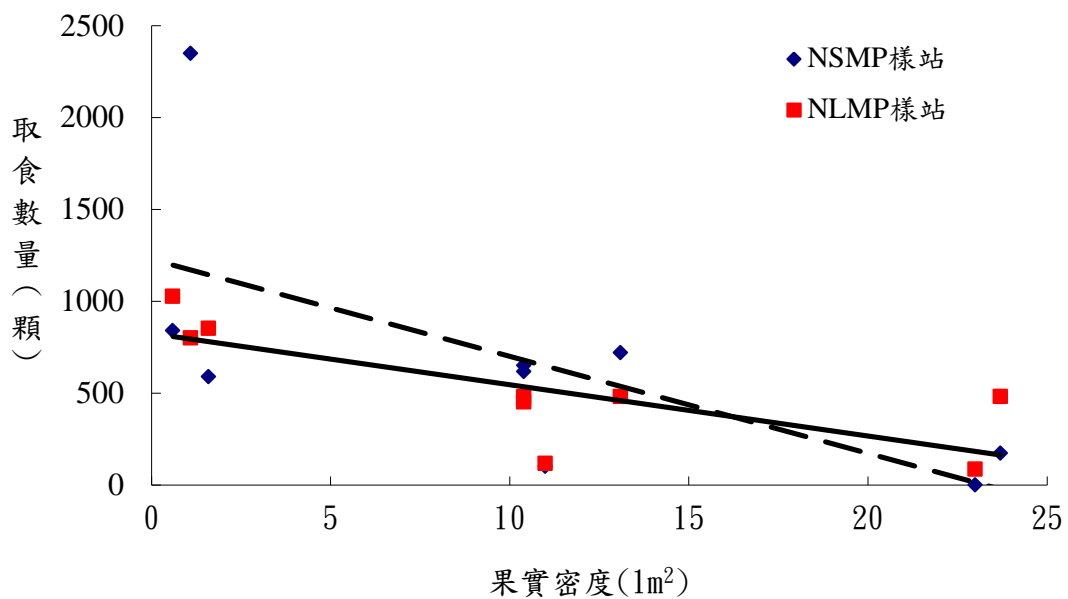


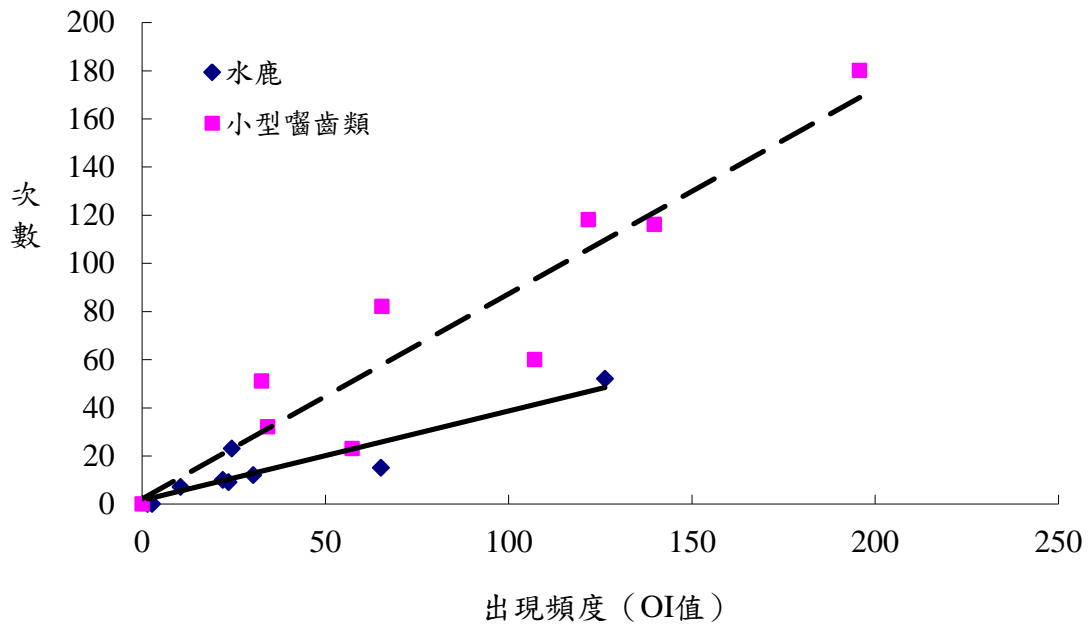
圖 12、NSMP 樣站與 NLMP 樣站內，在各樣區間每月被掠食者取食的總櫟實數量，分別與該樣區該月利用種子陷阱估計地面完整果密度之關係。NSMP 為隔離小型哺乳動物掠食者圍籬樣站、NLMP 為隔離大型哺乳動物掠食者圍籬樣站。地面完整果密度引用黃美秀之未發表調查資料。虛線:NSMP；實線:NLMP。

(六) 掠食者出現頻度變化與取食數量的關係

針對兩種主要的掠食者比較取食次數與數量和該物種的OI值關係。水鹿和小型嚙齒類的取食次數與其出現頻度皆有顯著正相關(Pearson；水鹿， $n=9$ ， $r^2=0.923$ ， $P<0.001$ ；小型嚙齒類， $n=9$ ， $r^2=0.935$ ， $P<0.001$)(圖15a)。另外，水鹿與小型嚙齒類取食櫟實的數量亦也與該物種的出現頻度達到顯著正相關(水鹿， $n=9$ ， $r^2=0.842$ ， $P=0.004$ ；小型嚙齒類， $n=9$ ， $r^2=0.842$ ， $P=0.004$)(圖15b)。也就是說，在動物出現頻度越高的地區，櫟實被取食的次數和數量也隨之增加。

另外，各組圍籬樣站取食數量與大型動物和小型嚙齒類動物的OI值關係，只有NSMP樣站和NLMP樣站被掠食者取食數量和掠食者的OI值呈現顯著正相關(NSMP樣站， $n=9$ ， $r^2=0.878$ ， $P=0.002$ ；NLMP樣站， $n=9$ ， $r^2=0.75$ ， $P=0.02$)(圖16)，但是在OP樣站則無顯著相關($n=9$ ， $r^2=0.629$ ， $P=0.07$)，顯示除了OP樣站之外，其於兩樣站在掠食者出現頻度越高地區，圍籬樣站內被取食的數量也越高。

(a)取食次數



(b)取食數量

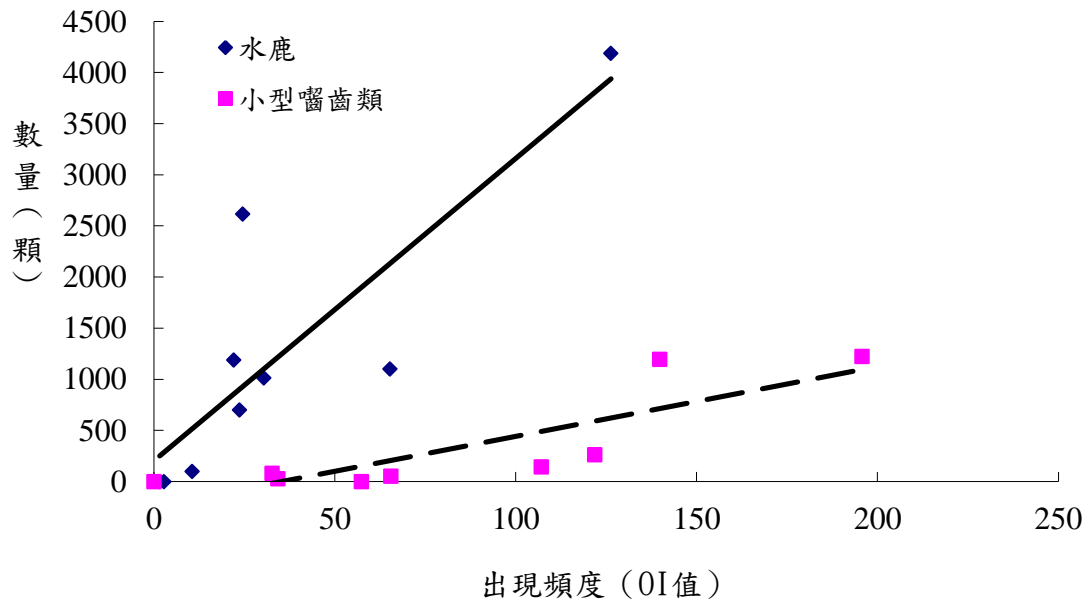


圖 15、水鹿、小型齧齒類動物兩種主要櫟實掠食者於樣站的出現頻度(OI 值=有效照片數/總工作時*1000)，分別與該物種取食櫟實的次數(a)和累計數量(b)之關係。虛線:小型齧齒類，實線:水鹿。

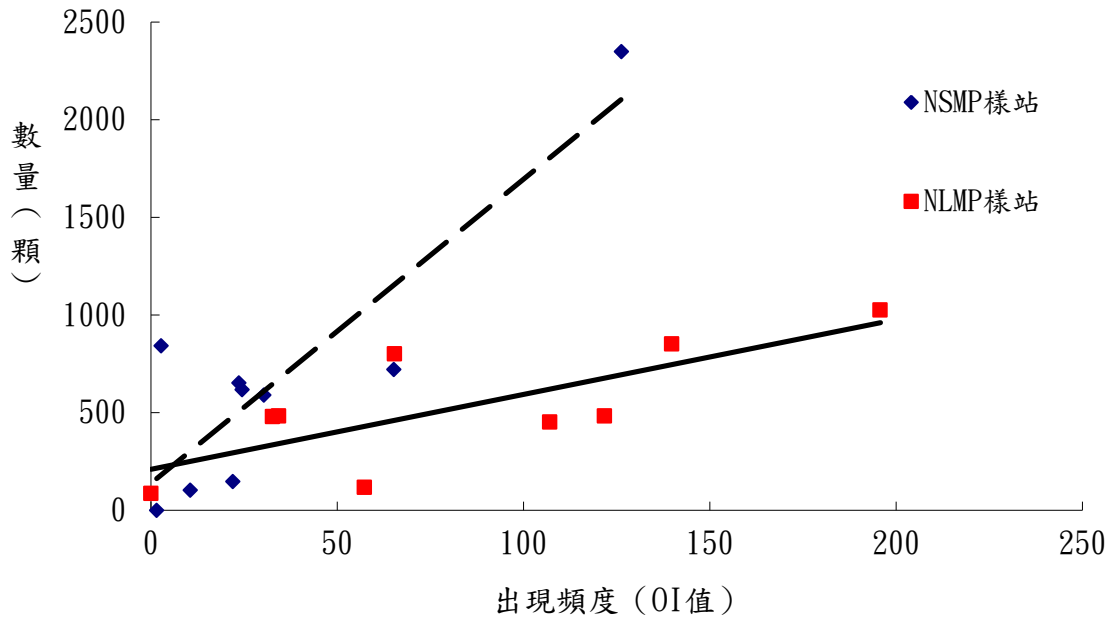


圖 16、大型哺乳動物、小型齧齒類動物於各樣區的出現頻度(OI 值=有效照片數/總工作時*1000)，與 2 組圍籬樣站(NSMP 組、NLMP 組)內取食標實數量之關係。NSMP 樣站為隔離小型哺乳動物掠食者圍籬樣站、NLMP 樣站為隔離大型哺乳動物掠食者圍籬樣站。虛線:NSMP，實線:NLMP。

二、 青剛櫟幼苗存活監測

調查期間在4個樣站內觀察青剛櫟幼苗103棵，另有幼木12棵，總共115棵。有65棵老苗是從2009年12月開始監測(第1階段)，另外有38棵幼苗是在後續的調查中，陸續在各個樣站發現的新萌發(第2階段)。

第1階段老苗於2010年4月設置圍籬前，65棵已有16顆死亡(死亡率25%)。剩餘的49棵，經過19個月之後，原圍籬內的18棵老苗尚有10棵存活，存活率56%，平均存活時間為13個月(SD=7)，圍籬外的31棵則僅剩3棵，存活率僅10%，平均存活時間為8個月(SD=5) (圖17)。老苗在於圍籬內的存活數量和存活時間皆顯著高於圍籬外 (Chi-square, $n=49$, $\chi^2=7.364$, $P=0.007$; Kaplan-Meier, $\chi^2=6.19$, $P=0.01$)。

在2011年10月每個樣區內老苗的存活率，圍籬內存活率從29%-100%不等，而圍籬外存活率皆降至20%以下 (圖18)。利用卡方獨立性檢定對4個樣站，圍籬內老苗的存活與死亡數量無顯著差異($n=19$, $\chi^2=0.053$, $P=0.819$)；但在4個樣站圍籬外的老苗存活與死亡數量，則顯著差異($n=48$, $\chi^2=8.33$, $P=0.004$)。顯示青剛櫟幼苗的存活率受到不同樣區動物的活動差異影響，遠勝於樣區間的非生物環境和其他因素。

第2階段監測的新生幼苗($n=38$)可視為當季剛萌芽的新幼苗，各月萌芽的幼苗變化以2010年2月最多，為該年發現的新生苗的61%(=23/38)，其次為6月跟隔年2月(皆17%)。除了該年12月沒有記錄到幼苗新生之外，其餘月份都有記錄到零星的青剛櫟幼苗萌芽。顯示青剛櫟櫟實只要處於合適的發芽條件下，幾乎全年都可以發芽長成新個體。而在4個樣站間，新發現幼苗數量以T-a樣站最多($n=15$)，其次依序為T-c樣站($n=11$)、T-b樣站($n=7$)，而T-d樣站最少($n=5$) (圖19)。

在這38棵幼苗有54%的幼苗在萌芽後4個月內死亡。第2階段幼苗有30棵是位在圍籬外，平均存活時間為7個月(SD=5.7)，於調查結束時圍籬外存活率6%；另外，圍籬內有8棵幼苗，平均存活時間14個月(SD=8.2)，調查結束時存活率50%(4/8)。

在樣區監測的青剛櫟苗木共有12棵，圍籬內及外分別有3棵及9棵。調查結束時，圍籬內和外的苗木存活率分別為67%和34%，平均存活時間分別為14個月(SD=1.1)和11個月(SD=2.9)。

顯示不同階段的青剛櫟幼苗或苗木於圍籬內的存活率皆顯著高於圍籬外，且從圍籬架設後，幼苗存活率皆超過50%以上，圍籬外的幼木存活率有35%，但幼苗存活率都下降到10%以下。

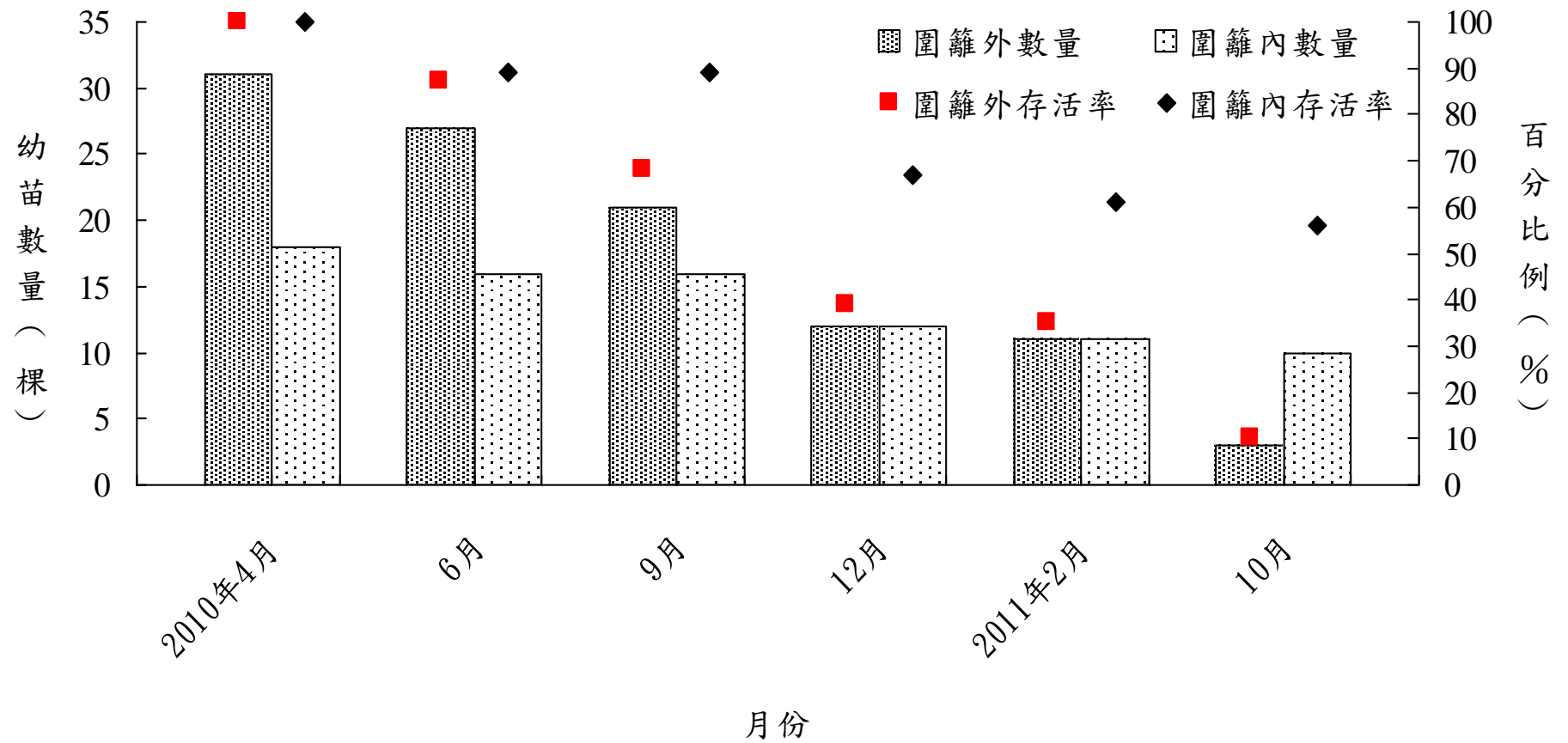


圖 17、從 2010 年 4 月至 2011 年 10 月，大分地區監測 4 個幼苗樣站，第 1 階段圍籬內、外青剛櫟老苗的存活數量(n=18 棵、31 棵)，以及存活率的變化。

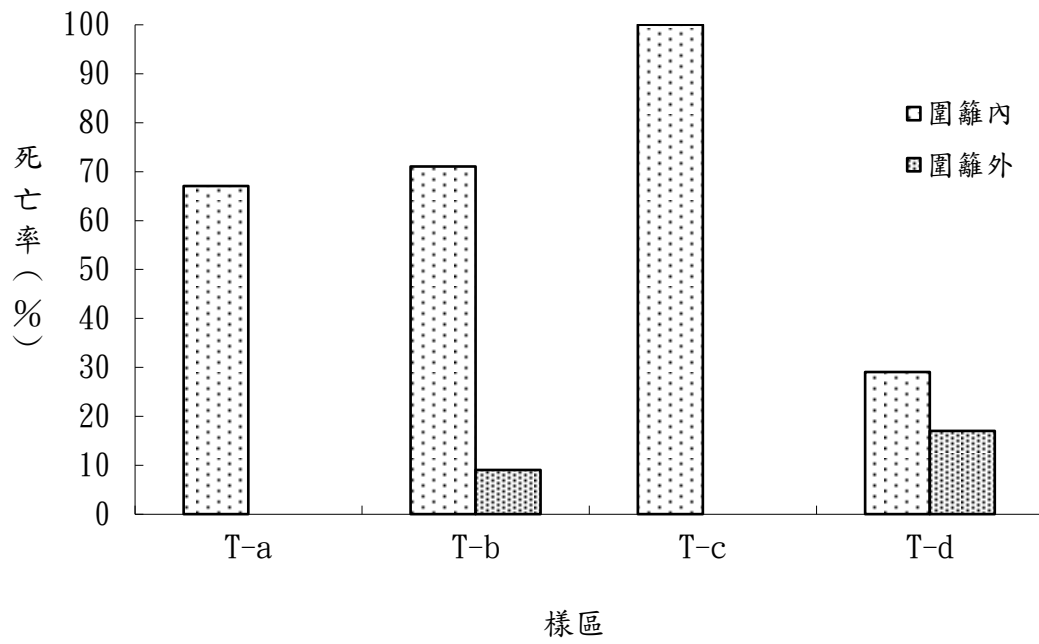


圖 18、從 2010 年 4 月至 2011 年 10 月，大分地區監測每個樣站圍籬內、外，第 1 階段監測的幼苗死亡率變化。

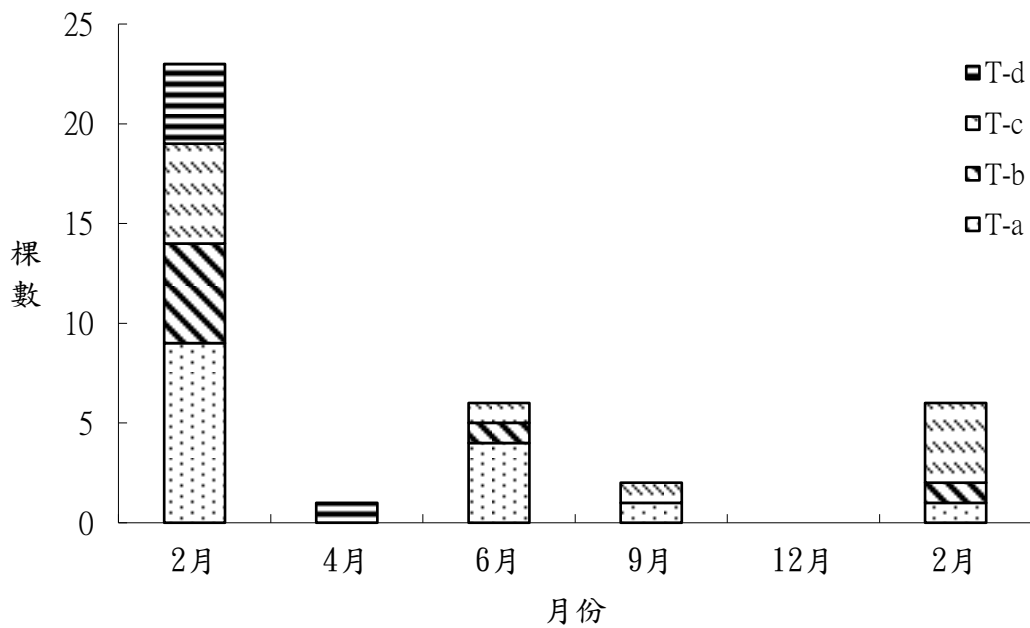


圖 19、2010 年 2 月至 2011 年 2 月，每次複查於各個樣區內所發現新萌芽的青剛櫟幼苗數量(n=38)。

肆、討論

一、 櫟實掠食者鑑定

本研究記錄12種哺乳動物，其中5種哺乳動物有取食地面櫟實，包含水鹿、小型齧齒類動物以刺鼠 (*Niviventer coninga*) 為主、台灣黑熊、台灣野豬、台灣獼猴。從自動相機結果顯示，水鹿與齧齒類動物是主要取食地面落果的動物(取食量占全部的93%)。主觀扣除食肉目動物，黃喉貂 (*Martes flavigula*)、黃鼠狼、鼬獾(*Melogale moschata*)、食蟹獾(*Herpestes urva*)，本研究可能有遺漏其他潛在的哺乳動物掠食者的可能性，或者低估其取食量的機會，下列依據動物體型來分述：

(一)大型哺乳動物

大分地區有4種偶蹄類動物，水鹿取食櫟實最多，其於3種偶蹄動物，台灣野山羊與山羌沒有取食記錄，野豬雖然有記錄，不過次數(n=4)不多且集中在1月。因此，筆者推測影響這4種偶蹄類動物取食數量多寡或頻度不一的原因。包括以下3項可能性：

(1)食物偏好性：在大分地區活動的3種反芻動物(山羌、水鹿、台灣野山羊)之中。Hofmann(1973)依據動物體型大小對於取食策略的偏好，可以將反芻動物分為三類：(1)精食者、(2)粗食者、(3)中間型偏或環境適應型。水鹿是台灣產體型最大型的鹿科動物，水鹿的食性多樣化且隨著環境或海拔改變食物組層，在高海拔水鹿主要取食禾本科植物為主，採取粗食的覓食策略，而在中低海拔地區，水鹿則偏好取食樹葉類與灌叢等，呈現中間偏嫩食者(李玲玲和林宗以, 2003)。北美地區鹿科動物偏好在秋季取食櫟實，儲存渡冬能量，因此會停留在櫟林內取食(McShea and Schwede, 1993)。因此，在秋季櫟實結果時期，台灣的水鹿可能也有相似的偏好，造成本研究擺設櫟實皆被水鹿大量取食。

山羌是台灣產體型較小的鹿科動物。由於山羌體型小，故腸道較短，單位體重的耗能也較高，因此小型鹿科動物會偏向取食較精緻的食物，山羌遂被歸類為精食者(Green, 1987)。山羌偏好取食灌木或草本層植物

(梁又仁, 2006)。因此即使櫟實結果期間，山羌由於對食性的選擇性，可能導致對櫟實的偏好較低，且目前台灣尚未有山羌取食殼斗科櫟實的食性紀錄。

台灣野山羊是台灣特有種，野外紀錄顯示，野山羊食性偏向雜食性偏中間型，從蕨類、草本與灌木都有啃食紀錄(黃郁文, 1988)。台灣目前也尚未有取食殼斗科植物之紀錄，但是近親的中國山羊(*Capricornis sumatraensis*)有食用殼斗科植物茅栗(*Castanea seguinii*)和思茅櫟(*Quercus glandulifera*)果實的記錄(宋延齡等, 2005)。同屬的日本山羊(*Capricornis crispus*)在秋冬季也會取食蒙古櫟(*Quercus mongolica*)的落果，且當積雪覆蓋未超過10cm深時，仍會挖掘積雪以覓食櫟實(Ochiai, 1999)。不過相對於其他地區山羊，台灣野山羊屬於台灣特有種，是否有種間差異則需要釐清。

筆者後續在台灣特有生物中心低海拔試驗站對圈養山羌 (n=4) 和台灣野山羊(n=1)進行餵食青剛櫟測試。發現台灣野山羊對青剛櫟完全不感興趣，山羌則會取食 (n=1)。現場觀察只有1隻母山羌有取食，100顆櫟實只吃5顆。該隻山羌會挑選櫟實，部分櫟實僅咬幾下就吐出，少數櫟實才會連殼一起吃。從餵食測驗結果推論野外山羌可能同樣對櫟實偏好性較低。

台灣野豬屬於雜食性動物，從無脊椎動物和植物根莖類都是取食對象，拱地行為讓野豬可以攝食躲藏土壤層內的無脊椎動物與植物根莖部位(吳幸如, 1993)。然而台灣也缺乏野豬對殼斗科植物的取食觀察。

Focardi(2000)認為櫟實對於野豬而言，可能並非主要掠食的食物，但是野豬在搜尋食物過程，可能同時取食落果或埋藏土中或石縫裏的櫟實。因此即使櫟實是高價值的食物資源，於活動在殼斗科森林的野豬對於櫟實的選擇度似乎偏低(Elston and Hewitt, 2010)。本實驗發現野豬皆零星取食，而不像水鹿會密集的取食樣站上的櫟實，並且即使在1月野豬的出現頻度增高，但依然沒有顯著取食櫟實之紀錄。

(2)相對族群數量：4種偶蹄類動物在實驗期間，水鹿的OI值遠高於另

外3種動物。高的OI值代表水鹿相對族群量較其他3種動物多，或者是水鹿的活動時間較長。族群量高或者活動時間長，都導致水鹿發現樣站內櫟實的機會增加。其他3種偶蹄類動物的出現頻度低於水鹿，因此筆者推測即使其他3種偶蹄類動物可能會取食櫟實，但是如果對櫟實的偏好不高，受到水鹿可能偏好取食櫟實且出現頻度高於其他種類，導至其他3種偶蹄類動物在競爭櫟實更顯劣勢，影響本研究可能低估其他物種取食的真实情況。

(3)活動模式，自動相機結果水鹿全日都會取食櫟實(圖7)，且有63%會在入夜前發現櫟實，並可能將櫟實取食完畢。其他的大型哺乳動物，在青剛櫟落果期間也呈現全日活動，活動高峰集中在晨昏時段(黃美秀等, 2009)，相反的齧齒類動物利用櫟實時間全都集中在夜間。大型哺乳動物櫟實掠食者如果以白天活動為主，可能也會壓迫到其他夜間活動動物取食櫟實的機會。像是，水鹿如果在白天發現並將櫟實取食完畢，即使有其他動物經過相機前也無櫟實可取食，故可能低估其他夜行性動物的取食頻度。

扣除偶蹄類動物的其他大型哺乳動物，台灣黑熊具備良好的爬樹能力，在大分地區黑熊常見樹上取食青剛櫟果實，故於結果季期間常見新鮮的折枝等(Hwang et al., 2002)。根據現場的觀察經驗，推測台灣黑熊對青剛櫟櫟實的利用應該爬樹以取食為主，而非撿食掉落地上的櫟實。在實驗期間仍是記錄到29次黑熊取食地面櫟實的記錄，此資料顯然會低估台灣黑熊對於櫟實的整體取食量。

自動相機結果也發現，台灣黑熊出現時間集中在12月，該月的櫟實密度是本實驗期間最高時期。其於兩個月份，則只剩下1月有零星台灣黑熊的出現紀錄。本研究結果，台灣黑熊主要集中在落果密度高的時期取食櫟實，而其他月份則幾乎無台灣黑熊的活動紀錄。

台灣獼猴跟台灣黑熊類似，主要取食以樹上櫟實為主。在調查期間僅零星記錄到6張台灣獼猴取食的有效照片，從自動相機結果，台灣獼猴都隨機撿拾幾顆櫟實就離開。

其他，潛在中大型掠食者可能尚有白鼻心(*Paguma larvata taivana*)，本實驗期記錄白鼻心的OI值較低，臺灣也未有記錄到會取食殼斗科櫟實。但筆者後續在臺灣特有生物中心低海拔試驗站餵食圈養白鼻心(n=3)測試，白鼻心似乎也對青剛櫟櫟實不感興趣。白鼻心的食性包含雜食性，因此本研究初步排出白鼻心會取食青剛櫟櫟實的可能，等待後續進一步研究釐清。

(二) 嚙齒類動物及其他潛在掠食者

在大分出現的嚙齒類種類，本研究自動相機僅拍攝到鼠科 (n=662) 前來取食櫟實。在本季落果期間利用使用薛門氏陷阱捕捉鑑定鼠科種類，僅捕捉到8次刺鼠，另外曾在研究站內發現高山白腹鼠(*Niviventer culturatus*)。同一地區利用自動相機進行哺乳相監測，刺鼠仍是主要的鼠種(吳海音, 2002)。鄰近的多美麗山區捕捉結果同樣以刺鼠為主，還新增台灣森鼠(*Apodemus semotus*)(周蓮香, 1990)。從有限的資料顯示，刺鼠為本區優勢的鼠種，其他還有高山白腹鼠，至於台灣森鼠目前尚未在大分有捕捉記錄。不過台灣森鼠在新中橫地區森鼠捕捉最低海拔接近1400m，且森鼠適應的棲地類型廣泛(Yu, 1994)，大分山區的海拔高度剛好位於台灣森鼠分布的下緣，筆者推測或許會有台灣森鼠的族群只是族群數量可能相對稀少。

過去哺乳動物相調查，大分地區松鼠科種類包含：條紋松鼠(*Tamias maritimus formosanus*)、長吻松鼠(*Dremomys pernyi owstoni*)、赤腹松鼠(*Callosciurus erythraeus taiwanensis*)，以及白面鼯鼠(*Petaurista alborufus lena*)出沒(黃美秀等, 2009)。

無論是鼠科或松鼠科在國內外皆被廣泛提及是主要的種子掠食者與播遷者(Fenner and Thompson, 2005; Forget et al., 2005; Müller-Schwarze and Dietland, 2009)。本研究結果都以鼠科為主，刺鼠可能是主要的掠食者。然而，由於自動相機結果不易鑑定鼠科特徵，因此本實驗無法估算各種鼠科取食數量。本研究雖然沒有記錄到松鼠科動物取食地面櫟實紀錄，但是條紋松鼠與赤腹松鼠都有被觀察到會取食樹上櫟實的記錄(林冠甫, 2009; 黃美秀等, 2011)。嚙齒類動物對於樹上櫟實的取食比例可能很

高，且需要更明確的量化瞭解嚙齒類動物對櫟實之利用情況(張楊家豪等, 2006; Hwang et al., 2008; Chou et al., 2011)。不過，本研究主要針對地面哺乳動物對於青剛櫟櫟實的取食情況，因此，像是樹棲型掠食者(松鼠、鳥類、台灣獼猴與台灣黑熊)，以及昆蟲與真菌感染率等，並非本研究主要探討的方向。

其他潛在低估的櫟實掠食者另有鳥類，鳥類主要都是目擊紀錄，像是松鴉、星鴉(*Nucifraga caryocatactes owstoni*)和綠鳩(*Treron sieboldii sororius*)等鳥類都有觀察取食樹上櫟實之行為(林冠甫, 2009)。其他鳥類，在觀高地區帝雉(*Symaticus mikado*)有取食青剛櫟櫟實之紀錄(私人通訊)，唯大分沒有帝雉分布，但是有藍腹鷓(*Lophura swinhoii*)與深山竹雞(*Arborophila crudigularis*)，雖未記錄取食櫟實的行為，但推測可能也是有機會取食地面櫟實，不過因為兩者出現頻度較低，可能是造成研究過程中不易被觀察到的原因。

二、 掠食者取食數量差異

掠食者對於地面櫟實取食情況，本研究利用兩種方法調查掠食者取食地面櫟實數量，但是從結果卻顯示，自動相機前人工擺設櫟實被動物取食40%，水鹿取食櫟實數量最多(73%)，其次小型嚙齒類(20%)，兩者合計占總量的93%。另外，圍籬試驗內被取食的總櫟實數量(40%)，大型動物取食32%櫟實量，小型嚙齒類動物取食29%櫟實量，兩組圍籬樣站間的取食量未達顯著差異，代表兩種不同動物間的取食量沒有顯著差異。兩種實驗方式總取食的比例結果相似，但是在大型動物跟小型嚙齒類動物卻呈現不相的取食結果。自動相機的結果顯示水鹿是主要取食櫟實的動物。但是從圍籬試驗組的結果卻顯示，大型動物與小型動物間的取食量沒有顯著差異。

造成兩種實驗方式的差異，筆者推測原因來自於，自動相機的結果受限何種動物先發現櫟實。動物活動時間越長發現樣櫟實的機會就越高。在本實驗比較兩種主要青剛櫟掠食者取食櫟實的時間，水鹿全日都會活動，也發現水鹿全日都有取食櫟實的紀錄，小型嚙齒類動物則主要都集中在夜間活動(圖7)。因此從動物活動時間而言，水鹿全天活動在搜尋食

物的時間就高出小型嚙齒類動物1倍，增加水鹿取食櫟實的機會。

在自動相機每天被取食的數量結果也發現，水鹿平均每日取食數量90顆最高(n=121)，野豬平均每日取食數量85顆(n=4)次高，台灣黑熊平均每日取食數量為63顆(n=10)。大型哺乳動物的平均取食數量都高於小型嚙齒類動物(每日平均取食量=33)，顯示大型動物先天就能取食比較多數量的櫟實有關。

影響動物取食數量可能涉及到動物每天對櫟實的需求量。為了瞭解動物每天潛在的取食數量，利用水鹿每日所需活動能，估算水鹿可能每日最少需要攝食多少櫟實數量。由於國內尚無水鹿基礎代謝能和青剛櫟的熱量等相關資訊。

根據白尾鹿冬季的每日基本代謝能(4184kj/day)(Moen, 1976)，因此故推估維持水鹿每日活動所需能量約8368kj/day。目前已知的殼斗科植物之中的板栗(*Castanea mollissima*)熱量約395.2kcal/100gDM代表青剛櫟每100g所代表的熱量(陳亞萱, 2009)。換算後，估計如果水鹿不取食其他食物資源，水鹿每天維持活動所需能量最少需要攝食0.5公斤左右的青剛櫟。由於觀察水鹿取食青剛櫟皆未吐出外殼，因此計算青剛櫟重量時連殼估算平均每顆乾重約1.2g(黃美秀未發表資料)。初步估計每隻水鹿每日最低需攝取427顆青剛櫟。

本實驗每天擺放櫟實數量，應該是不夠水鹿一日需求量，從現場觀察結果顯示，水鹿發現人工擺設櫟實會將櫟實全數取食完畢，也似乎符合水鹿的攝取量，然而就算樣站上尚有殘存的櫟實，數量可能也稀少不易被其他掠食者發現。

除此之外，還包含像是：個體活動時間的長短(McShea and Healy, 2002)，與動物族群數量多寡(Russell et al., 2001; Russell and Fowler, 2004)和種間競爭作用影響(Munoz and Bonal, 2007; Munoz et al., 2009)，都會造成自動相機取食量偏差的因素。

由上述各種原因顯示，本研究期間水鹿是OI值最高的大型動物，且水鹿全日都有取食櫟實的紀錄，另外水鹿平均每天取食量90顆最多。因此

水鹿高的OI值與高取食量是造成擺設櫟實快速被取食，並且導致水鹿的取食量高達73%。可能也會影響低估其他物種的取食數量跟次數。有別於自動相機可能造成偏差結果，圍籬實驗組隔離不同動物進入，不會受動物先後發現櫟實順序時間、物種間競爭等干擾因素。每組圍籬內取食結果可以瞭解單一類群掠食者的取食比例。因此從圍籬試驗的結果，能夠瞭解大分地區不同類群掠食者取食的數量差別。

圍籬常被比較不同動物對種子取食的速率和數量，了解何種掠食者造成植物更新的限制(Paine and Beck, 2007; Kitamura et al., 2008)。即使在不同的時空條件下，圍籬內被移除的數量跟櫟實移除時間可能都很迅速(Gomez et al., 2003; Perea et al., 2011)。在溫帶地區的櫟林下，嚙齒類動物對於櫟實的移除效率相當的迅速(Sun et al., 2004; Haas and Heske, 2005; Munoz and Bonal, 2007; Perea et al., 2011)。不過，在不同的棲地間果實被取食的比例差異很大，顯示即使是嚙齒類動物在不同的棲地跟環境間造成的取食效率也有不同(Leiva and Fernandez-Ales, 2003)。

本研究雖然有設計隔離小型哺乳動物掠食者圍籬樣站，比較大型動物的取食數量，不過由於檔板設計僅能隔離小型鼠類，無法阻隔松鼠，在實驗過程之中，因此發現該樣站內有嚙齒類動物取食之痕跡(櫟實被啃碎的殘骸)，但是比例不高(n=3)，因此推測不影響研究結果。扣除上述可能被嚙齒類入侵的風險，本實驗與其他地區的結果相比，大型動物取食數量高於小型嚙齒類動物。整體而言，圍籬內被取食量約為40%，似乎介於其他的地區移除率，因此綜合可能會造成本實驗圍籬內取食數量與其他地區差異，原因如下：

(一)動物的相對豐富度變化

本實驗的動物相對豐富度並非呈現一致，而是從11月開始至隔年1月動物的OI值逐月升高，在1月OI值最高(OI=225.2)，明顯比12月(OI=117.77)與11月(OI=87.52)高出許多，其中會取食櫟實的2種主要掠食者(水鹿與小型嚙齒類動物)的出現頻度一致在1月最高。並且1月的時期，無論是自動相機或圍籬樣站的取食結果也比前2個月份高。在針對主要的掠食者(水鹿、小型嚙齒類動物)取食數量也和該種類的出現頻度呈現顯著正相關，

代表隨著出現頻度越高，水鹿或小型齧齒類取食櫟實的數量也越多，故1月高取食量可能與掠食者出現頻度高有關。根據逃亡假說(Janzen, 1970; Connell, 1971)，掠食者密度越高的地區，櫟實被取食的機會也增加。筆者推測掠食者的出現頻度可能是影響掠食者取食數量的關鍵，但是11月與12月動物出現頻度較低，可能會影響該2個月動物取食數量。

除了取食數量受到動物出現頻度月間變化影響，各個物種間的出現頻度多寡，也會影響到該物種取食人工擺設櫟實數量的頻度。檢視各種掠食者的OI值變化，小型齧齒類的OI值最高(77.1)，其次是水鹿(40.6)，而其他大型哺乳動物的OI值，山羌(10.5)、台灣黑熊(4.2)、野豬(2.3)和台灣野山羊(0.8)都遠低於水鹿。出現頻度越高代表族群相對數量越多，這也是導致該物種的取食數量升高的原因。

然而本研究自動相機最初設計是為了吸引野生動物前來取食櫟實，因此可能在計算動物OI值時會高估部分物種。因此比對過去的OI值，本研究可能高估水鹿或小型齧齒類動物的OI值，以下進一步解釋：

小型齧齒類動物的OI值高達77.1，遠高於其他物種。此區過去研究結果顯示小型齧齒類動物的OI值為7.6(黃美秀等, 2009)，本研究明顯高估齧齒類的OI值。造成高估的原因，來自於齧齒類動物會來回搬運櫟實(Howe and Smallwood, 1982)。齧齒類動物來回搬運同一堆相機前人工擺櫟實導致有效照片張數升高而影響OI值計算。

相對地本研究利用薛門氏陷阱捕捉小型齧齒類為(8隻/322工作天)，跟在溪頭的捕捉率似乎偏低(848/14,520工作天)(Wu and Yu, 2004)。但是本研究捕捉時間集中在落果季，可能因為周遭食物資源豐富影響捕捉率偏低，導致本研究較低的捕捉率。

小型齧齒類動物年間的族群數量變化會影響櫟實被取食數量(Ostfeld et al., 1996)。小型齧齒類由於生命週期短，當環境惡劣、食物匱乏與掠食者的攻擊而死亡，造成一地區的族群波動變化。在美國維吉尼亞州監測3種齧齒類動物(*Peromyscus leucopus*、*Tamias striatus*、*Sciurus carolinensis*)的族群變化顯著與櫟實的產量成相關變化(McShea, 2000)。另外，發現櫟

實的產量與小型齧齒類的族群數量呈現顯著正相關，小型齧齒類的族群變化與櫟實產量變化呈現類似的周期變化，因此當欠年發生的隔年小型齧齒類族群數量就會下降(Ostfeld et al., 1996)。本研究的前一年(2009年)恰好屬於欠年期間(黃美秀等, 2009)，筆者不確定樣區內小型齧齒類的族群數量是否可能會受到青剛櫟產量豐欠年的影響而下降族群量。然而從陷阱捕捉結果，推測本樣區的齧齒類的族群量可能不如預期的多，這是影響本研究小型齧齒類動物取食數量比大型動物來的少，而低估小型齧齒類動物的取食數量。然而刺鼠是全年皆可繁殖的種類(Yu and Lin, 1999)。因此刺鼠的族群數量是否會受到秋冬季櫟實產量的控制，且是否會影響隔年取食櫟實數量可能需進一步檢視。

大型哺乳動物在過去(2007、2008年)青剛櫟季期間(10月至隔年2月)的OI值變化，台灣黑熊和大型偶蹄類動物(水鹿與野豬)的OI值皆在12月最高，而這時候落果密度也達到最高(黃美秀等, 2009)。然而，本實驗除了台灣黑熊的OI值跟過去研究相似，水鹿跟台灣野豬卻都在1月的出現頻度最高。Hwang(2007)提到台灣黑熊的停留時間與產量有關。台灣黑熊的出現高峰可能跟櫟實在12月達到成熟且樹冠上櫟實密度高有關。1月樹冠的櫟實都已落地，對於主要取食樹上櫟實的台灣黑熊而言，此時樹上的櫟實已經十分稀少，因此台灣黑熊的出現頻度降低。

對於取食地面櫟實的動物而言，水鹿與野豬都是蒐尋地面食物為主。即使1月幾乎停止落果，筆者仍然容易在落葉層內發現櫟實，推測地面還殘存一定數量的櫟實。因此對於搜尋地面櫟實的動物而言，依然還會停留在櫟林內覓食櫟實，直到地面上櫟實數量降到太低不易搜尋才離開。這與西班牙櫟林內野豬豐富度在果季結束後升高，原因是野豬會搜尋還殘留在地表與埋藏在土壤層或石縫中的櫟實(Focardi et al., 2000)。

(二)櫟實密度變化

本研究結果顯示，圍籬試驗組之中，隔離小型哺乳動物掠食者圍籬樣站和隔離大型哺乳動物掠食者圍籬樣站與地面櫟實密度有達到顯著負相關。從11月開始自動相機或圍籬樣站取食結果都逐月升高，除了受到動物OI逐月增加趨勢的影響之外，人工擺設櫟實被取食數量也會受到青剛

櫟落果的影響。因此進而從櫟實整季的產量、每月完整果密度，另外也和櫟實單寧酸變化對動物取食數量來探討。

本研究期間，櫟實掠食者總共取食了人工擺設櫟實量的40%。不過在溫帶地區進行的實驗結果取食量可能接近100%，相比之下，本實驗櫟實被取食比例似乎偏低，可能的因素如下：

本實驗僅追蹤一個青剛櫟季動物對於櫟實取食的情況，然而殼斗科植物有明顯豐欠年產量變動，欠年期間櫟實被動物的取食比例會增加。本季青剛櫟產量與過去五年相比，相對結果量僅次於2008年，且比前2009年的結果量高，本實驗期間的青剛櫟產量屬於豐年(黃美秀等, 2009)。因此推測本實驗的動物取食數量可能受到掠食者飽食效應的影響(Janzen, 1971)，豐年期間地面櫟實數量較多，因此稀釋動物取食壓力造成掠食者取食數量偏低。

各月間青剛櫟密度的變化，12月與11月的落果量最高，且和1月的落果量呈現顯著差異。本實驗在1月幾乎就沒有太多落果，換算成地面完整果密度僅只有1顆。雖然今年的產量跟過去相比算屬於豐年，但是相對結果季的時間卻較短，落果極盛期只有在11、12等兩個月的時間。11月與12月地面櫟實密度高，掠食者不需要花費太多時間搜尋櫟實，並且受到稀釋的效應造成掠食者取食樣方內櫟實的機會與次數也相對下降，所以導致取食量與地面櫟實密度約略呈現負相關的趨勢。

但是本實驗卻只有隔離小型哺乳動物掠食者圍籬樣站和隔離大型哺乳動物掠食者圍籬樣站與落果密度有呈現顯著負相關，推測原因是在自動相機擺設的櫟實數量遠高地面落果密度且明顯集中，因此即使在高落果密度期間，動物發現人工擺設的櫟實應該都會取食，造成該結果與地面落果密度無顯著相關性。

另外，不排除動物對於圍籬有陌生感，因此環境櫟實密度高的期間，掠食者不想要進入圍籬內覓食櫟實，但是當果季進入尾聲落果數量銳減之後，掠食者無法獲取更多櫟實，因此造訪樣站的次數就提高，因此掠食者移除的數量就增加，這也可以解釋開放樣站也沒有和落果密度有顯

著相關性。動物可能隨著調查時間越久，對於圍籬跟櫟實有連結，因此固定前來覓食。

除了青剛櫟產量的變化，掠食者取食數量或許也和櫟實單寧酸改變有關。前人對青剛櫟單寧酸變化測試結果，10月尚未成熟時期的單寧酸含量為0.37%，到了12月果實都成熟時單寧酸含量下降剩下0.1%，2個月內青剛櫟的單寧酸有很大的變化(邱昌宏, 2006)。單寧酸含量過高會影響適口性降低動物取食櫟實的意願(McShea and Healy, 2002)。果實不同部位所含單寧酸量不同，也會影響動物取食部位的偏好，且單寧酸濃度隨時間會改變，影響動物取食的時機跟取食的部位(Shimada et al., 2006; Müller-Schwarze and Dietland, 2009)。但是，本研究從11月開始進行就是要避免使用尚未成熟的青剛櫟做實驗影響動物取食率，但是即使從11月開始，也並非每顆櫟實的成熟度都一致，所以從每日採集下來的櫟實混和後，盡可能隨機抓選足夠數量擺入樣方內。因此每個樣站內可能會有少數尚未成熟的櫟實，這可能會影響動物的取食。

(三)周遭食物資源

除了植物產量、地面果實密度稀釋掠食壓力和櫟實內單寧酸含量，動物取食也會受到周遭棲地食物資源的影響，例如，在美國內華達州花栗鼠(*Tamias amoenus*)對櫟實移除量研究，在第二年移除量增加，除了掠食者族群量提升外，也與該年松樹產量為欠年有關，因為松果同樣為花栗鼠的食物來源，松樹欠年提高了櫟實被利用的比例(Roth and Wall, 2005)。

動物的食性可能是很多元，在大分地區之外周遭山區還有其他同時期結果的殼斗科植物，像是森氏櫟(*Cyclobalanopsis morii*)、鬼櫟(*Lithocarpus castanopsisifolius*)、大葉石櫟(*Lithocarpus kawakamii*)、短尾葉石櫟(*Lithocarpus harlandii*)等，另外還有二葉松生產的松果。本研究無法得知動物對於大分周遭的其他殼斗科植物取食利用的情況，以及動物取食青剛櫟的數量跟偏好性是否會受共域的其他植物結果豐碩影響仍需要進一步檢視。但是，大分地區的殼斗科種類之中，青剛櫟是極優勢的樹種，在核心地區幾乎不見其他殼斗科樹種，因此共域殼斗科櫟實對青剛櫟被取食的影響可能在本實驗不太重要。

對植物而言，體積大的果實存活率較高，也能夠提供發芽時較多的營養來源，但相對，大顆果實提供了更多的能量跟營養，且容易被發現，因此移除率也相對提高(Moles and Westoby, 2004)。

然而，在美國加州的研究顯示也非全然如此，*Quercus*的果實比*Lithocarpus*的果實大兩倍，兩種櫟實在森林內部的移除率都超過90%，但草原區的移除率則不到20%，移除率差異反而來自於棲息地間的差異(Kennedy, 2005)。

動物取食數量可能會受到目標物種產量變化、棲地與其他果實的影響，不過整體而言，動物對於櫟實的偏好性可能還高過其他果實，動物會優先選擇櫟實，當櫟實匱乏時候才轉而去找尋其他食物資源。例如，在美國緬因州的松-櫟林(pine-oak)內部各種微棲地間，調查掠食者對於三種樹種(*Acer rubrum*、*Quercus rubra*與*Pinus strobus*)的果實移除率，顯示掠食者在不同棲地之間的移除率沒有顯著差異，對於果實都呈現高度的移除效率，但是三種果實之間，櫟實在兩天內被掠食者移除量為99%，相較於在同一時間內，楓樹的果實僅被移除17%(Plucinski and Hunter Jr, 2001)。

因此總結動物對青剛櫟櫟實取食的數量，可能直接受到動物行為、活動模式到族群量影響取食量的多寡；同時，植物年間產量變動、地面果實數量、果實內的單寧酸變化也會改變動物取食數量。另外，其他植物產量的變化也會造成干擾。因此欲瞭解大分地區青剛櫟被動物取食的比例，可能需要從更長時間監測動物族群量與植物產量來了解取食比例變化。並且持續追蹤青剛櫟季結束後的種子命運的發展，才能了解青剛櫟櫟實的存活率。

三、 動物對於幼苗存活影響

第1階段老苗的存活率，從2010年4月經過19個月後，圍籬外老苗存活率為10%，圍籬內老苗存活率為56%；第2階段新生的幼苗在圍籬內萌芽的幼苗存活率為50%，而圍籬外萌芽幼苗的存活率僅有6%。並且顯示有54%新生的幼苗會在4個月內死亡。

無論從第1階段的老苗或後續新生幼苗，在調查結束時，圍籬內存活

率尚有50%，但圍籬外只有10%。4個幼苗樣站間圍籬內幼苗存活率並沒有顯著差異，顯示4個樣站間的環境不是造成幼苗存活或死亡的主因。因此，幼苗死亡可能是受到較大型動物活動的干擾所致。本研究追蹤的個體，幼苗與幼樹兩者數量相差5倍以上。青剛櫟幼木總共有12顆，在調查結束時圍籬外的存活率34%，圍籬內的存活率67%。幼木的存活率高於幼苗。此代表青剛櫟幼木面對環境與動物啃食的壓力高於幼苗。

雖然環境資源是普遍影響幼苗存活的限制因素之一，甚至會造成植物更新失敗的主要原因，例如夏季的乾旱會導致幼苗枯死(Urbieta et al., 2008)。本研究複查過程之中，總共發現8棵幼苗死亡是整株乾枯，枯死的比例占死亡幼苗的15%，其他大部分幼苗死亡都是整株消失，因此筆者認為缺水導致乾枯死亡比例不高。其他像是光照可得性，土壤養分都可能影響幼苗生長的速度(Fenner and Thompson, 2005)。本研究的青櫟實的種子不休眠，櫟實的壽命和發芽率取決於含水量多寡，在未受干擾的櫟實內部含水量高，因此掉落地面後容易發芽等特性(林讚標, 1995)。再者，青剛櫟在各種鬱閉度底下的萌芽率都超過80%，且未受干擾下幼苗的存活率都很高，如果當光照充足情況，幼苗生長速度會更加快速(張照群, 2007)。

不過從每月幼苗萌芽的結果，萌芽的高峰期應該在2月跟6月(圖16)。青剛櫟在落地後約30-40天之間會發芽(張照群, 2007)。櫟實在1月都掉落地面後，2月正好是落地後櫟實的發芽的時期，因此相較容易發現新萌芽個體，雨季期間，推測櫟實可能也獲得足夠的水份而有另外一波萌芽期(圖2)。

由此可見，青剛櫟的幼苗容易萌芽，且可在鬱閉度高的環境下萌芽，屬於耐陰性的幼苗，即使生長在森林底層都還可以持續生長。這或許可以解釋，除了2010年12月沒有發現新萌芽幼苗，其於複查都能夠陸續發現零星新生的幼苗。顯示青剛櫟實對於環境具有高度適應性，櫟實只要能夠躲避掠食者攻擊或黴菌的感染，應該都可以順利發芽。但森林下的幼苗數量卻十分稀少，因此限制干擾因素可能來自於掠食者的效應。

大型哺乳動物，特別是鹿科動物對於林下幼苗的掠食與踩踏，嚴重干

擾幼苗生長(Shea and Stange, 1998; Gill and Beardall, 2001; Russell et al., 2001; Rooney and Waller, 2003; Beguin et al., 2009)。本實驗結果顯示，圍籬內外青剛櫟幼苗存活率與存活時間都有顯著差異，顯示大分地區較大型哺乳動物對於幼苗存活造成一定干擾。

許多地區都發現大型草食動物抑制森林苗木生長導致植物更新失敗，或加速演替速度(Russell et al., 2001)。例如，日本梅花鹿(*Cervus nippon*)對先驅植物幼苗造成高達80%以上的死亡率(Shimoda et al., 1994)。白尾鹿在美國德州雖然不會干擾櫟實萌芽，但是顯著抑制苗木的生長(Russell and Fowler, 2004)；在明尼蘇達州發現被白尾鹿啃食的幼苗量超過60%以上，但是其他食草動物，例如兔子跟田鼠啃食量卻只有7.1%(Shea and Stange, 1998)。特別是鹿科動物是主要的幼苗掠食者。

大分地區森林底層開闊沒有太多青剛櫟苗木或其他灌叢(Hwang et al., 2008)。這是否跟大型動物啃食導致幼苗死亡和抑制生長有關，可以從幾項原因探討。首先是草食獸對於植物的偏好，掠食者的取食可以分成物種間的偏好跟同種植物不同部位的偏好。在加拿大白尾鹿發現偏好取食冷杉(*Abies balsamea*(L.) Mill.)和白樺木(*Betula papyrifera* Marshall)，因此兩種植物的高度跟密度都受限於白尾鹿的啃食(Beguin et al., 2009)。大分地區的草本成跟灌木叢不多，這些偶蹄類動物如水鹿、山羌與台灣野山羊，都會啃食植物嫩葉或取食林下灌叢(黃郁文, 1988; 李玲玲和林宗以, 2003; 梁又仁, 2006)。因此，是否是因為大分樣區內其他食物資源可選擇性低，導致加劇對青剛櫟的幼苗啃食需要進一步探討。

其次，草食獸動物族群量升高，會造成幼苗被啃食的情況增加，加劇影響植物更新(Tremblay et al., 2007)。在台灣近年來水鹿族群逐漸升高的趨勢，因此導致過度啃食與踐踏造成苗木死亡，例如鄰近大分的南2段山區水鹿族群量有增加的趨勢，造成過度的啃食跟踐踏似乎影響草本層跟幼苗層的更新，造成鐵杉大量環狀剝皮死亡(翁國精, 2008)。根據筆者在本樣區的現場觀察，水鹿的族群量似乎也有逐漸升高的趨勢，除了目擊頻度增加之外，大分地區部份河階地的禾本科灌叢，近年來被水鹿過度啃食或踐踏導致大量死亡。

除了草食獸的啃食，昆蟲啃咬青剛櫟葉片也會影響幼苗的生長，台灣目前記錄會啃咬青剛櫟的昆蟲包含了8種，主要是同翅目的昆蟲為主，包含長蚜科與木虱科等(劉佺, 2011)。最後，大分地區的草本層稀疏，可能也是導致幼苗被草食獸動物啃食的原因，灌叢雖然會與幼苗相互競爭有限的環境資源，並且抑制幼苗生長，但是灌叢也提供幼苗保護減少被草食獸啃食的機會(MacDougall et al., 2010)。

中大型哺乳動物對殼斗科植物更新的影響，比較另一樣區，即在福山地區的長期監測。該地區的烏來柯生產大量果實，但是相對的幼苗數量卻十分稀少，除了受到種子掠食者的攻擊之外，櫟實落地後不易儲存在種子庫內也有關係，因此造成幼苗的數量稀少(張楊家豪等, 2006)。但是在大分地區青剛櫟種子雖然不會休眠，但由於其特性容易發芽、生長迅速。加上本研究圍籬內外青剛櫟幼苗存活率的結果，相較之下可見影響大分青剛櫟幼苗的死亡可能還是來自於中大型動物啃食壓力。

伍、總結

動物取食大量櫟實可視對植物是種瓶頸效應(Bottleneck Effect)，本研究依序追蹤地面櫟實跟幼苗被哺乳動物取食的比例，試圖釐清大分地區地面活動哺乳動物對於青剛櫟種子補充造成的影響。結果顯示，大分地區會取食櫟實的哺乳動物有5種，但是仍然會有低估掠食者種類的可能性，特別是齧齒類動物與鳥類。自動相機和圍籬試驗組各至分別被掠食者取食約40%的櫟實量。雖然本研究無法得知各種掠食者實際的消耗數量，但是從結果顯示，水鹿與小型齧齒類動物是大分地區主要的地面青剛櫟櫟實掠食者。

本研究發現影響掠食者取食櫟實的數量和次數與該月份的地面果實密度和動物出現頻度有關。另外，潛在影響因素可能還包含:動物行為、活動模式到族群量影響取食量的多寡；同時，植物年間產量變動、地面果實數量、果實內的單寧酸變化也會改變動物取食數量；另外，其他植物產量的變化也會造成干擾。

另外，從青剛櫟幼苗的存活發現，在調查結束時，圍籬內幼苗存活率尚有50%以上，而圍籬外皆降到10%以下。並且圍籬內幼苗存活率與存活時間都顯著高於圍籬外的幼苗。顯示大分地區大型哺乳動物對於青剛櫟幼苗生長造成干擾導致死亡率升高。然而，相對於植物的生命週期，動物的生活史相對的短暫，如果植物能夠在其活著時間內成功產生子代就對植物更新有正向幫助。因此探究植物更新需要更長的時間尺度來看待，才能不失偏頗的回答整個森林演替的過程。

陸、參考文獻

- 吳幸如 (1993) 臺灣野豬棲地利用及行為之研究. 碩士, 國立師範大學.
- 吳海音 (2002) 玉山國家公園大分至南安地區野生哺乳動物之相對豐度調查. 內政部營建署玉山國家公園.
- 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.
- 李玲玲, 林宗以 (2003) 台灣水鹿的食性研究. 行政院農業委員會林務局.
- 周蓮香 (1990) 玉山國家公園新康區動物相調查報告. 內政部營建署玉山國家公園.
- 林佩蓉 (2000) 福山試驗林食果動物對五種樟科樹木果實與種子的利用. 碩士, 國立東華大學.
- 林冠甫 (2009) 玉山國家公園大分地區櫟實結果對於大型哺乳動物豐富度之影響. 碩士, 國立屏東科技大學.
- 林冠甫, 黃美秀 (2011) 玉山國家公園大型哺乳動物相對豐富度與櫟實結果之關係. 國家公園學報 21卷第2期:21-37.
- 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 (2006) 圈養亞洲黑熊之食物偏好. 碩士, 國立屏東科技大學.
- 翁國精 (2008) 玉山國家公園新康山區暨南二段中大型哺乳動物調查計畫. 內政部營建署玉山國家公園.
- 張楊家豪, 呂佳陵, 謝長富 (2006) 福山植物物候與小苗更新動態研究.

林業研究專訊 13:19-21.

張照群 (2007) 溪頭地區柳杉人工林不同冠層開闊度之微環境變化、種子發芽及苗木之生長表現. 碩士, 國立台灣大學.

梁又仁 (2006) 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. 碩士, 屏東科技大學.

陳玉峰 (2007) 台灣植被誌 第九卷 物種生態誌 (一). 前衛出版社. 65-69.

陳亞萱 (2009) 亞洲黑熊之表面消化率及校正係數. 碩士, 屏東科技大學.

黃美秀, 林冠甫, 張書德, 何冠助, 葉炯章 (2009) 玉山國家公園台灣黑熊族群生態學及保育研究 (4/4). 內政部營建署玉山國家公園.

黃美秀, 蔡幸蓓, 郭彥仁, 林冠甫, 何冠助, 陳昇衛 (2011) 玉山國家公園台灣黑熊族群生態及遺傳狀況評估研究 (2/4). 內政部營建署玉山國家公園管理處.

黃郁文 (1988) 台灣長鬃山羊生物學之研究:族群估算和年齡鑑定. 碩士, 國立臺灣師範大學.

楊勝任 (2009) 玉山國家公園東部園區植群生態調查計畫. 內政部營建署玉山國家公園.

廖日京 (1994) 台灣殼斗科植物之學名訂正. 國立台灣大學農學院森林系, 台北市.

劉全 (2011) 溪頭地區六種台灣原生闊葉樹種葉部特性及昆蟲植食程度. 碩士, 國立台灣大學.

Abrams, M. (1996) Distribution, historical development and ecophysiological

attributes of oak species in the eastern United States. Pages 487-512 in 53:487-512.

Abrams, M. D. (2003) Where has all the white oak gone? *Bioscience* 53:927-939.

Beguín, J., M. Prevost, D. Pothier, and S. D. Côté (2009) Establishment of natural regeneration under severe browsing pressure from white-tailed deer after group seed-tree cutting with scarification on Anticosti Island. *Canadian Journal of Forest Research* 39:596-605.

Blendinger, P. G., and M. C. Diaz-Velez (2010) Experimental field test of spatial variation in rodent predation of nuts relative to distance and seed density. *Oecologia* 163:415-423.

Calvino-Cancela, M. (2007) Seed and microsite limitations of recruitment and the impacts of post-dispersal seed predation at the within population level. *Plant Ecology* 192:35-44.

Chou, F. S., W. C. Lin, Y. H. Chen, and J. B. Tsai (2011) Seed fate of *Castanopsis indica* (Fagaceae) in a subtropical evergreen broadleaved forest. *Botanical Studies* 52:321-326.

Connell, J. H. (1971) On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. *Dynamics of populations* 298:312.

Costello, C. M., D. E. Jones, R. M. Inman, K. H. Inman, B. C. Thompson, and H. B. Quigley (2003) Relationship of Variable Mast Production to American Black Bear Reproductive Parameters in New Mexico. *Ursus* 14:1-16.

Darley-Hill, S., and W. C. Johnson (1981) Acorn dispersal by the blue jay (*Cyanocitta cristata*). *Oecologia* 50:231-232.

- DeMattia, E. A., L. M. Curran, and B. J. Rathcke (2004) Effects of small rodents and large mammals on Neotropical seeds. *Ecology* 85:2161-2170.
- DeMattia, E. A., B. J. Rathcke, L. M. Curran, R. Aguilar, and O. Vargas (2006) Effects of Small Rodent and Large Mammal Exclusion on Seedling Recruitment in Costa Rica. *Biotropica* 38:196-202.
- Elston, J. J., and D. G. Hewitt (2010) Intake of Mast By Wildlife in Texas and the Potential for Competition with Wild Boars. *The Southwestern Naturalist* 55:57-66.
- Espelta, J. M., P. Cortes, R. Molowny-Horas, and J. Retana (2009) Acorn crop size and pre-dispersal predation determine inter-specific differences in the recruitment of co-occurring oaks. *Oecologia* 161:559-568.
- Fenner, M., and K. Thompson (2005) *The ecology of seeds*. Cambridge Univ
- Focardi, S., D. Capizzi, and D. Monetti (2000) Competition for acorns among wild boar (*Sus scrofa*) and small mammals in a Mediterranean woodland. *Journal of Zoology* 250:329-334.
- Forget, P.-M., J. E. Lambert, P. E. Hulme, and S. B. V. Wall (2005) *Seed fate: predation, dispersal, and seedling establishment*. CABI.
- Gao, X., and S. Sun (2005) Effects of the small forest carnivores on the recruitment and survival of Liaodong oak (*Quercus wutaishanica*) seedlings. *Forest ecology and management* 206:283-292.
- 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.

Gill, R., and V. Beardall (2001) The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. *Forestry* 74:209-218.

Gomez, J. M. (2004) Bigger is not always better: conflicting selective pressures on seed size in *Quercus ilex*. *Evolution* 58:71-80.

Gomez, J. M., D. Garcia, and R. Zamora (2003) Impact of vertebrate acorn-and seedling-predators on a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. *Forest Ecology and Management* 180:125-134.

Goodrum, P., V. Reid, and C. Boyd (1971) Acorn yields, characteristics, and management criteria of oaks for wildlife. *The Journal of Wildlife Management* 35:520-532.

Green, M. J. B. (1987) Diet composition and quality in Himalayan musk deer based on fecal analysis. *The Journal of wildlife management*:880-892.

Gribko, L. S., T. M. Schuler, and W. M. Ford (2002) Biotic and abiotic mechanisms in the establishment of northern red oak seedlings: a review. *Gen. Tech. Rep. NE 2*:1-18.

Haas, J. P., and E. J. Heske (2005) Experimental study of the effects of mammalian acorn predators on red oak acorn survival and germination. *Journal of Mammalogy* 86:1015-1021.

Hofmann, R. R. (1973) The ruminant stomach: stomach structure and feeding habits of East African game ruminants. Volume 2. East African Literature Bureau.

Howe, H. F., and J. Smallwood (1982) Ecology of seed dispersal. *Annual review of ecology and systematics* 13:201-228.

- 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.
- Huygens, O. C., T. Miyashita, B. Dahle, M. Carr, S. Izumiyama, T. Sugawara, and H. Hayashi (2003) Diet and feeding habits of Asiatic black bears in the Northern Japanese Alps. *Ursus* 14:236-245.
- Hwang, M.-H., S.-F. Lai, K.-F. Lin, and C.-L. Yeh (2008) The Vegetation Ecology and Regeneration in the Dafen Forest of Yushan National Park: An Important Habitat for Formosan Black Bears *Journal of National Park* 19:62-82.
- Hwang, M. H., and D. 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.
- Hwang, M. H., D. L. Garshelis, Y. H. Wu, and Y. Wang (2010) Home ranges of Asiatic black bears in the Central Mountains of Taiwan: Gauging whether a reserve is big enough. *Ursus* 21:81-96.
- Janzen, D. H. (1970) Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *American Naturalist* 104:501-528.
- Janzen, D. H. (1971) Seed predation by animals. *Annual review of ecology and systematics* 2:465-492.
- Johnson, P. S., S. R. Shifley, and R. Rogers (2009) The ecology and silviculture of oaks. CABI publishing.
- Kennedy, P. G. (2005) Post-dispersal seed predation varies by habitat not

acorn size for *Quercus chrysolepis* (Fagaceae) and *Lithocarpus densiflora* (Fagaceae) in central coastal California. *Madroño* 52:30-34.

Kitamura, S., T. Yumoto, P. Poonswad, S. Suzuki, and P. Wohandee (2008) Rare seed-predating mammals determine seed fate of *Canarium euphyllum*, a large-seeded tree species in a moist evergreen forest, Thailand. *Ecological Research* 23:169-177.

Leiva, M. J., and R. Fernandez-Ales (2003) Post-dispersive losses of acorns from Mediterranean savannah-like forests and shrublands. *Forest ecology and management* 176:265-271.

Müller-Schwarze, D., and Dietland (2009) Squirrels, Acorns, and Tannins

Pages 31-35 in D. Müller-Schwarze, and Dietland, eds. *Hands-On Chemical Ecology*. Springer New York.

MacDougall, A. S., A. Duwyn, and N. T. Jones (2010) Consumer-based limitations drive oak recruitment failure. *Ecology* 91:2092-2099.

Martin, A. C., H. S. Zim, and L. Nelson (1961) *American wildlife and plants*. American wildlife and plants.

McDonald Jr, 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) *Oak forest ecosystems: ecology and management for wildlife*. Johns Hopkins University Press.

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.

Mengak, M. T., and S. B. Castleberry (2008) Influence of Acorn Mast on Allegheny Woodrat Population Trends in Virginia. *Northeastern Naturalist* 15:475-484.

Moen, A. N. (1976) Energy conservation by white-tailed deer in the winter. *Ecology*:192-198.

Moles, A. T., and M. Westoby (2004) Seedling survival and seed size: a synthesis of the literature. *Journal of Ecology* 92:372-383.

Munoz, A., and R. Bonal (2007) Rodents change acorn dispersal behaviour in response to ungulate presence. *Oikos* 116:1631-1638.

Munoz, A., R. Bonal, and M. Diaz (2009) Ungulates, rodents, shrubs: interactions in a diverse Mediterranean ecosystem. *Basic and Applied Ecology* 10:151-160.

Ochiai, K. (1999) Diet of the Japanese serow (*Capricornis crispus*) on the Shimokita Peninsula, northern Japan, in reference to variations with a 16-year interval. *Mammal Study* 24:91-102.

Ostfeld, R. S., C. G. Jones, and J. O. Wolff (1996) Of mice and mast. *BioScience* 46:323-330.

Ostfeld, R. S., R. H. Manson, and C. D. Canham (1997) Effects of rodents on survival of tree seeds and seedlings invading old fields. *Ecology* 78:1531-1542.

Paine, C. E. T., and H. Beck (2007) Seed predation by neotropical rain forest mammals increases diversity in seedling recruitment. *Ecology* 88:3076-3087.

- Pei, K., C.-T. Chen, S.-T. Wu, and M.-C. Teng (1997) Use of auto-trigger camera and geographic information system to study spatial distribution of forest wildlife [in Chinese with English abstract]. *Quarterly Journal of Chinese Forestry*. 30:279-289.
- Perea, R. n., A. S. Miguel, M. a. Mart1´nez-Jauregui, M. a. V.-C. a, and L. Gil (2011) Effects of seed quality and seed location on the removal of acorns and beechnuts. *European Journal of Forest Research*:1-9.
- Perez Ramos, I. M., I. R. Urbietta, T. Maranon, M. Zavala, and R. K. Kobe (2008) Seed removal in two coexisting oak species:ecological consequences of seed size, plant cover and seed-drop timing. *Oikos* 117:1386-1396.
- Pirk, G., and J. L. Casenave (2006) Diet and seed removal rates by the harvester ants *Pogonomyrmex rastratus* and *Pogonomyrmex pronotalis* in the central Monte desert, Argentina. *Insectes sociaux* 53:119-125.
- Plucinski, K. E., and M. L. Hunter Jr (2001) Spatial and temporal patterns of seed predation on three tree species in an oak pine forest. *Ecography* 24:309-317.
- Potvin, F., P. Beaupré, and G. Laprise (2003) The eradication of balsam fir stands by white-tailed deer on Anticosti Island, Québec: A 150-year process. *Ecoscience* 10:487-495.
- Pulido, F. J., and M. Diaz (2009) Regeneration of a Mediterranean oak: a whole-cycle approach. *Ecoscience* 12:92-102.
- Rooney, T. P., and D. M. Waller (2003) Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 181:165-176.
- Roth, J. K., and S. B. V. Wall (2005) Primary and secondary seed dispersal of

bush chinquapin (Fagaceae) by scatterhoarding rodents. *Ecology* 86:2428-2439.

Russell, F. L., and N. L. Fowler (2004) Effects of white-tailed deer on the population dynamics of acorns, seedlings and small saplings of *Quercus buckleyi*. *Plant Ecology* 173:59-72.

Russell, F. L., D. B. Zippin, and N. L. Fowler (2001) Effects of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) on plants, plant populations and communities: a review. *The American Midland Naturalist* 146:1-26.

Seabloom, E. W., E. T. Borer, B. A. Martin, and J. L. Orrock (2009) Effects of long-term consumer manipulations on invasion in oak savanna communities. *Ecology* 90:1356-1365.

Shea, K. L., and E. E. Stange (1998) Effects of deer browsing, fabric mats, and tree shelters on *Quercus rubra* seedlings. *Restoration Ecology* 6:29-34.

Shimada, T., T. Saitoh, E. Sasaki, Y. Nishitani, and R. Osawa (2006) Role of Tannin-Binding Salivary Proteins and Tannase-Producing Bacteria in the Acclimation of the Japanese Wood Mouse to Acorn Tannins. *Journal of Chemical Ecology* 32:1165-1180.

Shimoda, K., K. Kimura, M. Kanzaki, and K. Yoda (1994) The regeneration of pioneer tree species under browsing pressure of Sika deer in an evergreen oak forest. *Ecological research* 9:85-92.

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. *The Journal of Wildlife Management* 45:343-353.

Soepadmo, E. (1968) A revision of the genus *Quercus* L. subgen. *Cyclobalanopsis* (Oersted) Shneider in Malesia. *Gardens' Bull.*,

Singapore 22:355-427.

- Sun, S., X. Gao, and L. Chen (2004) High acorn predation prevents the regeneration of *Quercus liaotungensis* in the Dongling Mountain Region of North China. *Restoration Ecology* 12:335-342.
- Tremblay, J. P., J. Huot, and F. C. O. Potvin (2007) Density related effects of deer browsing on the regeneration dynamics of boreal forests. *Journal of Applied Ecology* 44:552-562.
- Tyler, C. M., B. Kuhn, and F. W. Davis (2006) Demography and recruitment limitations of three oak species in California. *Quarterly Review of Biology* 81:127-152.
- Urbietta, I. R., I. M. Pérez-Ramos, M. A. Zavala, T. Marañón, and R. K. Kobed (2008) Soil water content and emergence time control seedling establishment in three co-occurring Mediterranean oak species. *Canadian Journal of Forest Research* 38:2382-2393.
- Wall, S. B. V., K. M. Kuhn, and M. J. Beck (2005) Seed removal, seed predation, and secondary dispersal. *Ecology* 86:801-806.
- Weckerly, F. W. (1994) Selective feeding by black-tailed deer: forage quality or abundance? *Journal of mammalogy* 75:905-913.
- Weerasinghe, U. R., and S. Takatsuki (1999) A record of acorn eating by sika deer in western Japan. *Ecological Research* 14:205-209.
- Wu, H. Y., and H. T. Yu (2004) Spatial Organization of a Forest-Dwelling Murid Rodent, *Niviventer coxingi*, in Subtropical Central Taiwan. *Zoological Studies* 43:612-621.
- Yu, H. T. (1994) Distribution and abundance of small mammals along a subtropical elevational gradient in central Taiwan. *Journal of Zoology*

234:577-600.

Yu, H. T., and Y. S. Lin (1999) Age, reproduction, and demography of the spiny rat (Muridae: *Niviventer coxingi*) in subtropical Central Taiwan. *Zoological Studies* 38:153-163.

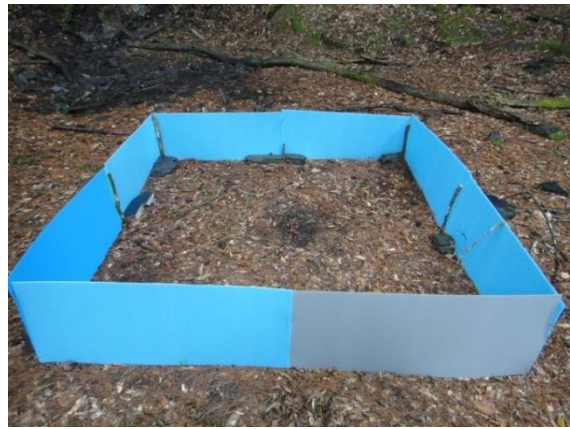
附錄 1、成熟青剛櫟櫟實。



附錄 2、圍籬試驗組的設計



(1) 隔離所有動物圍籬樣站



(2) 隔離小型哺乳動物掠食者圍籬樣站

(3) 隔離大型哺乳動物掠食者圍籬樣站 (4) 開放樣站



附錄 3、圍籬試驗組的基本資料(TW-67)。

編號	東距(X 座標)	北距(Y 座標)	海拔(m)
SP-1	259338	2585774	1258
SP-2	259258	2585803	1295
SP-3	259043	2585634	1245
SP-4	258932	2585554	1233
SP-5	259335	2586439	1299
SP-6	259394	2586614	1295
SP-7	259413	2586689	1275
SP-8	259287	2586609	1346
SP-9	258936	2586290	1517
SP-10	258930	2586335	1511
SP-11	258811	2586248	1533
SP-12	258856	2586217	1525
SP-13	258780	2586162	1530
SP-14	258732	2586098	1532
SP-15	258780	2586022	1523
SP-16	258687	2585849	1536

附件 4、幼苗樣站的基本環境資料(TW-67)。

樣站編號	東距(X 座標)	北距(Y 座標)	海拔(m)	鬱閉度(度)	坡度(度)
T-a	259243	2586620	1322	95	12
T-b	258797	2585721	1280	78	0
T-c	259340	2585856	1320	90	37
T-d	258978	2586651	1550	82	0

附件 5、3 個研究樣區 (A、B、C) 的基本環境照。



(1)A樣區環境照



(2) B樣區環境照



(3)C樣區環境照