

行政院農業委員會林務局委託研究計畫系列 100-04-5-01

丹大地區水鹿活動調查及其對林木之影響

A study on the status of sambar deer and its
impacts on plants at Danda Area



委託機關：農委會林務局南投林區管理處

執行機關：中華民國國家公園學會

中華民國 101 年 5 月

丹大地區水鹿活動調查及其對林木之影響

A study on the status of sambar deer and its
impacts on plants at Danda Area

計畫執行機關：中華民國國家公園學會

計畫主持人：王穎 教授

研究人員：顏士清、廖昱銓、呂翊維

執行期限：100 年 5 月 25 日至 101 年 5 月 10 日

目次

表次.....	III
圖次.....	V
摘要.....	1
一、前言.....	3
二、計畫目標.....	7
三、研究方法.....	9
四、結果與討論.....	17
五、結論與經營管理建議.....	43
參考文獻.....	45
附錄一、研究相關照片.....	49
附錄二、期末評審會議紀錄.....	53

表次

表 1、新植造林地及鄰近森林，植物受損情形監測樣區之分布.....	13
表 2、新植造林地及鄰近森林，自動相機站之分布.....	14
表 3、新植造林地之植物監測樣區初次調查，各樹種數量及受損情形.....	27
表 4、新植造林地之植物監測樣區最新一次複查，各樹種數量及受損情形.....	28
表 5、新植造林地之植物監測樣區初次調查，各樹種之受損類型數量與比例...	29
表 6、新植造林地之植物監測樣區最新一次複查，各樹種之受損類型數量與比例.....	30
表 7、森林監測樣區中，各樹種數量及受動物損害情形.....	31
表 8、森林監測樣區中，各樹種之受損類型數量與比例.....	33
表 9、森林樣區中，不同胸高直徑之林木受水鹿磨角損害之比例.....	36
表 10、忌避劑防治樣區與對照樣區受損比例變化.....	36
表 11、忌避劑防治樣區與對照樣區食痕數量比例變化.....	37
表 12、各林班地之自動相機站拍攝成果.....	37
表 13、森林與新植造林地之自動相機拍攝成果比較.....	38
表 14、非狩獵季(6-11 月)與狩獵季(12-3 月)，自動相機拍攝到之動物相對數量比較.....	38

圖次

圖 1、植物受損情形監測樣區分布位置.....	14
圖 2、自動相機站分布位置.....	15
圖 3、水鹿在森林與新植造林地之活動模式.....	39
圖 4、山羊在森林與新植造林地之活動模式.....	39
圖 5、山羌在森林與新植造林地之活動模式.....	40
圖 6、以 Maxent 軟體建立丹大野生動物重要棲息環境之水鹿分布預測圖.....	41

摘要

野生動物與人類之間的衝突是保育與經營管理上常受到關注的議題，鹿科動物常因其磨角與覓食行為對林木造成損害，目前丹大野生動物重要棲息環境的森林與新植造林地均遭受此壓力。本研究旨在監測丹大之林木與新植苗木遭水鹿與其他動物損害狀況，嘗試相關防治方法，調查本區中大型哺乳動物相對豐度，並嘗試捕捉、追蹤水鹿以了解其對造林區的利用方式，最後建立本區水鹿分布模式。

在新植造林地取樣調查 22 個 20x20 m 植物樣區，有雲杉、臺灣杉、楓香、紅檜、木荷、鐵杉、山櫻花共 7 種苗木，合計 963 棵。以最新一次複查資料顯示鐵杉(n = 125，受損率 100%)、木荷(n = 41，受損率 100%)、楓香(n = 136，受損率 97.06%)、山櫻花(n = 65，受損率 98.46%)、雲杉(n = 322，受損率 91.93%) 都很容易遭到動物損害，在動物損害嚴重的地區可考慮種植受損率較低的臺灣杉(n = 238，受損率 74.37%)與紅檜(n = 36，受損率 44.44%)，避免種植死亡率高的鐵杉(n = 125，死亡率 64.80%)與雲杉(n = 294，死亡率 30.75%)。損害的類型以水鹿食痕(n = 481，49.95%)與山羌及山羊食痕(n = 234，24.30%)最多，各樹種中以紅檜最少被啃食(水鹿食痕 13.89%、山羌及山羊食痕 11.11%)。同時調查 6 個森林樣區，包括 28 種植物共 793 棵。數量較多的柳杉(n = 296)、二葉松(n = 158)、狹葉櫟(n = 47)、西施花(n = 44)、雲杉(n = 42)、南燭(n = 33)、紅檜(n = 30)之受損率分別為 23.65%、12.66%、65.96%、56.82%、28.57%、60.61%、16.67%，整體受動物損害率為 31.65%，損害類型以水鹿磨痕最多(n = 155，19.55%)，數量最多的柳杉(n = 296)被水鹿磨角比例為 19.59%。水鹿偏好磨較細的樹幹，胸高直徑小於 10 cm 的林木有 34.13% 被磨。

在防治方法的嘗試中，我們架設之圍籬法不夠堅固無法抵抗惡劣天候，然圍籬應為有效方法，建議未來可小範圍架設較堅固之圍籬形式，重點保護樹木或樹苗經濟價值較高之區域。忌避劑防治樣區的受損率變化趨勢與對照樣區相

似，均為漸漸增加，最後維持在超過 90% 的高受損比例，忌避劑可能無法有效降低樹苗受損及被啃食的情形，未來不予建議使用。

根據 13 個自動相機站共 57730 小時的工作資料，水鹿是本區相對豐度最高的中大型哺乳動物(OI = 56.24)，本區也是全臺水鹿密度最高的地區之一。此外山羌相對豐度亦高(OI = 42.82)，山豬相對豐度則極低(OI = 0.31)。在新植造林地拍攝到四種中小型食肉動物，並發現黑熊排遺，顯示新植造林地的開闊草生環境可能有助於維持本地區的棲地多樣性，進而增加生物多樣性，任其自然演替而不造林，可為未來經營管理的策略之一。

比較狩獵季開始前後的動物相對豐度發現，水鹿、山豬、山羊之相對豐度均下降超過五成，僅山羌之相對豐度反而略有增加。可推知狩獵活動對本區草食獸的相對豐度有很大的影響，但在另一方面則可能稍微紓解植物受到的啃食壓力。

分析水鹿、山羊、山羌的活動模式發現，三者均有晨昏活動高峰，且日間都偏向在森林地區活動，多半在晨昏或夜間才出現在開闊的新植造林地。

水鹿的捕捉與追蹤工作部分，經過 3 個捕捉日的嘗試後失敗，失敗原因包括道路坍方延阻捕捉工作、狩獵壓力使水鹿數量減少、狩獵壓力可能使水鹿行為更加警覺。未來需待水鹿數量恢復且警覺性降低後，才能有較高的捕捉成功機率。

收集 329 個水鹿點位以 Maxent 軟體進行分布預測，分布預測模式顯示太陽輻射量、與水源距離、植被類型為影響本區水鹿棲地適合度的三個重要因子，丹大野生動物重要棲環境範圍中約有面積 72599 ha 的區域為水鹿的可能棲地。

一、前言

野生動物與人類之間的衝突是目前生態保育上最受到關注的議題之一，此議題包含了許多狀況與各種動物，小至吃穀類的老鼠，大至傷人的虎、熊，又或對農田的傷害、對家禽家畜的掠食、人畜共通疾病的傳播等(Treves et al. 2009, Dickman 2010, Proffitt et al. 2011)，如何兼顧保育與生命財產的安全需要審慎處理。

林木遭鹿隻啃食或磨角致死也是常發生的衝突之一，例如日本的梅花鹿(*Cervus nippon*)、加拿大的白尾鹿(white-tailed deer, *Odocoileus virginianus*)都對森林產生嚴重破壞，造成樹木及樹苗枯死、草原面積增加、植被演替的速度減緩、特定植物大量減少等影響(Tremblay et al. 2005, Takatsuki 2009)。鹿隻會啃食樹皮的原因可能包括了食物資源不足(Ueda et al. 2002)、需要樹皮內特殊營養成分(Ando et al. 2003)、保持或平衡體內礦物質濃度(Ando et al. 2004)等，而磨角行為則與其鹿角、繁殖周期相關(Kile and Marchinton 1977)。目前日本的北海道為了防止梅花鹿對森林及農田的破壞，架設極長的圍籬進行保護，並每年獵殺超過 60,000 隻梅花鹿以控制其數量(Takatsuki 2009)。

丹大事業區位在南投縣，共有 40 個林班地，均包含於丹大野生動物重要棲息環境(約 109952 ha)內，屬中央山脈之心臟地帶，動植物資源極為豐富。本研究地區主要針對丹大事業區 8、9、10、17 林班地，這些林班地由丹大林道橫貫之，林道兩側昔為居民開墾之農地，近年林管處開始回收，於 99 年度時全部完成回收，同年開始進行整地新植造林作業。造林作業期間，現場人員例行監測發現造林樹苗遭受水鹿危害，危害情形包括啃咬、踐踏、磨損、整株拔起等，粗略估計約三成樹木有受損情形，而在鄰近之林地也觀察到水鹿對樹皮的啃食及磨角行為可能正在加劇。目前觀察到的受害樹種包括鐵杉、扁柏、紅檜、二葉松、紅豆杉等，其中有部分紅檜及紅豆杉枯死。因此本區森林遭水鹿危害情

形必需開始進行監測，了解實際遭破壞的樹木比例及樹種，並開始探討可能的應對方法。

關於野生動物對人類生命或財產造成損害時的應對方式，在國外已發展出許多處理方法，Dickman (2010)及 Treves et al. (2009)整理了各種處理辦法，大致可分為：1. 獵殺造成損害的動物；2. 成立巡守隊；3. 捕捉、轉移造成損害的動物；4. 配戴電擊項圈，讓動物不敢靠近特定區域；5. 改變棲地環境；6. 遷離居民；7. 灑化學藥物使動物吃完後不適；8. 農田周邊種植緩衝植物區；9. 將問題動物結紮；10. 與居民共管；11. 增加野生動物之價值；12. 資訊共享、環境教育。由於各地情況都不同，我們應多方嘗試找出最適合的處理方法。其中有幾種方法成本較低廉、不需殺害野生動物、且能有效驅離野生動物，值得在本區進行嘗試，其包括：1. 使用圍籬阻隔造林地；2. 使用通電鐵絲網阻隔造林地；3. 以聲音、視覺驅逐。例如在造林區周圍掛上金屬製品或衣服，藉風吹造成聲響及衣物擺動，驚嚇鹿隻使其不敢靠近，或放置擴音裝置定時播放狗吠聲驅離鹿隻；4. 以忌避劑使鹿遠離樹苗(Swihart and Conover 1990)。另外的一些處理辦法目前較不適用在本區的狀況，短期內不建議使用，但可做為未來長期經營管理的參考方向。

在嘗試各種處理辦法的同時，我們更應該對水鹿的行為進行了解，例如了解水鹿出現在造林區的時間、造林地在其活動範圍內所佔的比例及其使用造林地的頻度等，才能擬訂出更合適的處理辦法。近年來紅外線自動相機已廣泛應用在野生動物的監測上，可以用來了解目標物種出現在樣區的時間(Lucherini et al. 2009, Kolowski and Alonso 2010, Norris et al. 2010)，在臺灣的玉山國家公園，翁國精等(2010)利用紅外線自動相機評估水鹿出現頻度與林木遭啃食比例之關聯。但若欲更深入了解造林地或某些特定的環境類型在動物棲地範圍中的角色，則需靠發報器的幫助進行追蹤(e. g. Catt and Staines 1987, Vila et al. 2008, Masse and Cote 2009)，目前王穎等(2009, 2010)在太魯閣國家公園的高海拔山區成功捕

捉水鹿進行追蹤，並對水鹿的空間使用有初步的了解，然而丹大地區屬中海拔山區，氣候環境及人為干擾等情形都與太魯閣國家公園迥異，若能在此區也捕捉水鹿進行追蹤，可更全面性的了解水鹿的空間使用與棲地選擇方式，對於本區水鹿的經營管理也將是極重要的參考資料。

在擬定保育及經營管理政策之時，常需對物種分布範圍有正確的了解 (Boitani et al. 2008)，但本研究樣區面積廣大地形崎嶇，全面性的野外調查十分困難，因此我們欲藉生態區位模式 (Ecological niche modeling) 來評估本區水鹿可能的分布情形，生態區位模式係將物種出現的位置與該處의各種環境因子進行運算，評估各種環境因子對其棲地選擇的影響，建立該物種棲地選擇模式後，便可藉環境因子來評估該物種在其他地區出現的可能性 (Peterson et al. 2007)。

本研究目標為監測丹大林道造林區之林木遭水鹿及其他動物損害狀況，嘗試兩種防治方法評估其可行性，並嘗試捕捉、追蹤水鹿以了解其對造林區的利用方式，及建立本區水鹿分布模式，最後提出對本區造林地及水鹿族群之經營管理的建議。

二、計畫目標

- (一) 監測丹大林道造林區之林木遭水鹿及其他動物損害現況。
- (二) 嘗試可能的防治方法。
- (三) 了解丹大林道造林區之水鹿及其他中大型哺乳動物相對豐度。
- (四) 嘗試捕捉、追蹤水鹿以了解其對造林區的利用方式。
- (五) 建立丹大地區水鹿分布預測模式。
- (六) 提出對本區造林地及水鹿族群之經營管理建議。

三、研究方法

(一) 林木遭啃食狀況之監測

以8、9、10、17林班之新植造林地(回收農地)及其鄰近林地為主要研究地區，此四個林班地的新植造林地面積依序分別為14.48 ha、6.53 ha、12.95 ha、20.56 ha，按照其面積比例我們將分別設置4、2、4、6個20 x 20 m的樣區在新植造林地上(表1)，其中有半數設置於距離森林邊緣30 m以內，另外半數設置於距離森林邊緣30 m以上，以比較距森林(動物掩蔽處)不同距離之樹苗遭動物利用狀況；另外在四區新植造林地旁的森林內各設置兩個20 x 20 m樣區(表1、圖1)，樣區位置距森林邊緣約30 m，以了解森林受到動物損害的狀況。

調查各樣區時，先記錄樣區中心點之座標，新植造林地樣區將記錄種植樹苗之樹種及其地徑，森林樣區則將記錄所有胸高直徑大於1 cm樹木之種類及胸高直徑(若一棵樹於胸高處已分出多支主幹，則各主幹均當作一個樣本計算)，再記錄其遭破壞程度、破壞類型、及造成破壞的動物，其中遭破壞程度以分級表示：0為未遭破壞，1為遭部分破壞但不影響存活(例如部份葉片遭啃食、一側樹皮遭磨等)，2為遭較嚴重破壞可能影響植物生長或存活(例如葉片已被啃食殆盡、樹皮遭嚴重剝皮等)，3為植物已經死亡或即將死亡；破壞類型則分為啃食葉片、磨樹皮、踐踏折斷等。藉此量化樣區內樹木及樹苗之受損率(包括任何受損類型)及死亡率，並了解是哪些動物造成樹苗、樹木之損害。在森林樣區的部分，根據胸高直徑以每10 cm為一個層級對林木進行分組，了解各組受水鹿磨角的比列，判斷易受水鹿傷害之樹徑。

新植造林地樣區於2011年6-7月架設並進行第一次調查，之後於9月、12月、2012年1月、3月陸續進行複查，2011年11月的複查則因道路坍方取消。我們將各樣區第一次調查與最新一次複查的資料分開分析，以了解樹苗受損情形如何隨時間變化。

(二) 防治方式之嘗試

我們嘗試兩種防止水鹿危害樹木的方法：

1. 圍籬。參考吳海音及施金德(2010)架設圍網之方法，利用白鐵桿及塑膠網架設 1.2 m 高之圍籬。
2. 忌避劑。許多國家有在販賣 deer repellent 或 big game repellent (Swihart and Conover 1990)，價格不高，可直接噴灑在樹苗上，產生鹿不喜之氣味而使其不願接近，噴灑間隔依廠牌、天候等有所差異，一般而言 1.5–3 個月噴灑一次即可。我們使用 Harvahart Deer Off® Deer & Squirrel Repellent (Woodstream corporation)，此產品為可分解不會對環境造成傷害，其建議 3 個月需噴灑一次，因應國內多雨氣候及野外工作人力考量，我們設定為 1.5 個月噴灑一次藥劑。

選取2個20 x 20 m的樣區嘗試圍籬法，4個相同大小的樣區嘗試忌避劑法，共計6個樣區(表1)，架設在其他新植造林地之監測樣區旁，調查方法與前述樣區調查方法相同，每1.5個月複查一次，調查樣區內所有新的啃、磨痕跡及新死亡的樹木、樹苗。為測試防治方法是否有效，我們依月份及樣區分析1.樹苗受損比例，包括所有種類的損傷及死亡均納入計算；2.食痕數量比例，將所有觀察到的動物食痕(以水鹿、山羊、山羌為主)加總，再除以樣區內樹苗數量以標準化。再與鄰近未施行防治方法的樣區比較，最後綜合經費、人力及防治成效提出建議。

(三) 水鹿及其他中大型哺乳動物之相對豐度與活動模式

1. 新植造林地監測樣區動物排遺數量

在新植造林地各植物樣區調查時，除記錄植物受損狀況外，我們會在第一次調查時計算並移除樣區內所有的動物排遺，以了解出現新植造林地的動物種類及相對數量。

2. 自動相機監測

我們目前共架設13個紅外線自動相機站，8、9、10、17林班之新植造林地各架有2、2、1、3站，鄰近之森林各架有1、1、2、3站(表2、圖2)，藉此了解研究地區中可能造成林木損害的中大型哺乳動物概況。

各種動物之相對豐度藉由單位時間內所拍攝到之動物照片數量做比較，過去研究顯示自動相機單位時間內拍到的動物數量與動物的族群密度呈顯著正相關 (Carbone et al. 2001, Rovero and Marshall 2009)，國內近年之研究常以OI值比較動物之相對豐度，OI值即平均每1000小時拍攝到的動物數量(裴家騏及姜博仁 2002)，在本研究中我們也利用OI值來對本區之中大型哺乳動物之相對豐度進行估算與比較。

我們亦利用自動相機的資料，了解水鹿與山羌、山羊在研究地區之活動模式。活動模式之計算方法為計算各時段之照片數佔總照片數的比例，藉此評估動物在各小時之相對活動量。

由於自 2011 年 12 月起開始常有獵人進入狩獵，亦發現研究過程目擊的水鹿數量明顯減少，因此再將自動相機資料區分為非狩獵季(2011 年 6-11 月)及狩獵季(2011 年 12 月至 2012 年 3 月)，比較狩獵對本區動物相對豐度之影響。

(四) 水鹿活動空間之監測

本研究預定捕捉 2-8 隻水鹿，設置 VHF 項圈發報器或 GPS 項圈發報器追蹤其活動情形，裝設 VHF 項圈之水鹿由研究人員以三角定位法作定位，每個月進行五天定位工作，GPS 項圈設定為每 1-2 小時定位一次，定位點儲存於項圈上，待研究人員持接收器下載。藉由項圈發報器的追蹤定位可初步了解水鹿的空間使用與棲地選擇，評估水鹿使用造林地的狀況及出現在造林地的時間。

捕捉時先選擇適當地形架設圍網，在網前放置誘餌吸引水鹿前來舔食，待水鹿進入圍網中，研究人員靠近驅趕使其撞上圍網受縛，再由獸醫師以吹箭注

射麻醉藥，麻醉藥使用 Xylazine HCl 1.2 mg/kg 及 Ketamine HCl 2.0 mg/kg 混合劑量(董光中 et al. 1993)，等待約 5 分鐘水鹿安靜不再掙扎後，研究人員再上前壓制，並解開網子及網綁四肢確保人員安全。接著獸醫師注射抗緊迫藥物 dexamethasone 5 ml，防止水鹿過度緊迫，並全程監控水鹿生理狀況，以避免造成水鹿傷亡，再以 TScale DR-300 電子吊秤測定重量，秤重後設置項圈發報器，再測量水鹿之頸圍、肩高、體長等形值資料，同時注射辨識晶片。最後靜脈注射解劑 Yohimbine 0.12-0.175 mg/kg，解開繩索原地釋放。從動物受縛至釋放，預計在 30 分鐘內完成。

(五) 水鹿分布預測模式之建立

調查過程若目擊水鹿或看見水鹿各種痕跡，以手持式 GPS 記錄座標位置，此外我們也收集過去對本區之調查文獻中的水鹿痕跡分布座標，將所有收集到的資料以地理資訊系統軟體 ArcGIS version 9.2 (Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA, USA)轉換至 100x100 m 的網格中，藉此進行後續之分布預測模式建立。

參考過去研究(Kushwaha et al. 2004, 顏士清等 2009, Gormley et al. 2011)，選取六種環境因子建立水鹿分布預測模式，六種因子包括：坡度、坡向、規整差植生指標(normalized difference vegetation index, NDVI)、環境型態、與水源距離、太陽輻射量(solar radiation)。最後以軟體 Maxent (<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>)建立本區水鹿之生態區位模式並繪製其分布地圖，Maxent 目前被認為是最佳的分布預測模式軟體之一(Elith et al. 2006, Peterson et al. 2007)。最後以 AUC (area under curve)評估模式可信度，並比較各環境因子對模式的貢獻度，再將預測機率(0-1)以 0.2 為間隔區分為 5 級，以研究人員經驗選擇適當的閾值，以利量化估算水鹿棲地面積。

表 1、2011 年丹大林道新植造林地及鄰近森林，植物受損情形監測樣區之分布

植物樣區名稱	林班	類型 ^a	座標 (TWD97)	海拔
8 中 1	8	中心	267558, 2631121	2420
8 中 2	8	中心	267584, 2631312	2474
8 外 1	8	外圍	267729, 2631275	2474
8 外 2	8	外圍	267417, 2631513	2405
8 森 1	8	森林	267438, 2631604	2382
8 森 2	8	森林	267758, 2630781	2548
9 中 1	9	中心	266397, 2632818	2263
9 外 1	9	外圍	266392, 2632664	2274
9 圍 1	9	圍籬防治	266378, 2632674	2214
9 森 1	9	森林	266609, 2632620	2276
9 森 2	9	森林	266292, 2632982	2202
10 中 1	10	中心	264065, 2629164	2337
10 中 2	10	中心	264007, 2629080	2328
10 外 1	10	外圍	264276, 2629189	2258
10 外 2	10	外圍	264098, 2628918	2230
10 圍 1	10	圍籬防治	264068, 2628948	2358
10 化 1	10	忌避劑防治	264290, 2629166	2232
10 森 1	10	森林	264384, 2629057	2262
10 森 2	10	森林	263835, 2628771	2433
17 中 1	17	中心	263666, 2627501	2431
17 中 2	17	中心	264524, 2627560	2511
17 中 3	17	中心	264111, 2627933	2567
17 外 1	17	外圍	263740, 2627473	2432
17 外 2	17	外圍	264625, 2627566	2490
17 外 3	17	外圍	264069, 2628027	2489
17 化 1	17	忌避劑防治	264633, 2627582	2494
17 化 2	17	忌避劑防治	264112, 2628030	2465
17 化 3	17	忌避劑防治	263645, 2627453	2452
17 森 1	17	森林	263848, 2628257	2516
17 森 2	17	森林	264755, 2627619	2449

^a [外圍]指設置於距離森林邊緣 30 m 以內之新植造林地樣區；[中心]指設置於距離森林邊緣 30 m 以上之新植造林地樣區；森林指鄰近新植造林地之森林內的樣區；[忌避劑防治]與[圍籬防治]為兩種防治方法之樣區。

表 2、2011 年丹大林道新植造林地及鄰近森林，自動相機站之分布

相機站	林班	環境	座標 (TWD97)	海拔	架設時間	拆除時間
8 菜相 1	8	新植造林地	267773, 2631110	2494	2011.06	
8 菜相 2	8	新植造林地	267408, 2630923	2440	2011.09	
8 森相 1	8	森林	267432, 2631584	2410	2011.06	
9 菜相 1	9	新植造林地	266397, 2632818	2263	2011.06	
9 菜相 2	9	新植造林地	266560, 2632533	2283	2011.09	
9 森相 1	9	森林	266102, 2632779	2153	2011.06	
10 菜相 1	10	新植造林地	264098, 2628918	2350	2011.06	2012.1 故障
10 森相 1	10	森林	264375, 2629284	2180	2011.06	2011.7
10 森相 2	10	森林	264384, 2629057	2262	2011.07	
17 菜相 1	17	新植造林地	263740, 2627473	2432	2011.07	2012.1 失竊
17 菜相 2	17	新植造林地	264108, 2628113	2466	2011.07	2011.9
17 菜相 3	17	新植造林地	264135, 2628054	2460	2011.09	2012.4 遭破壞
17 森相 1	17	森林	264682, 2627600	2471	2011.06	

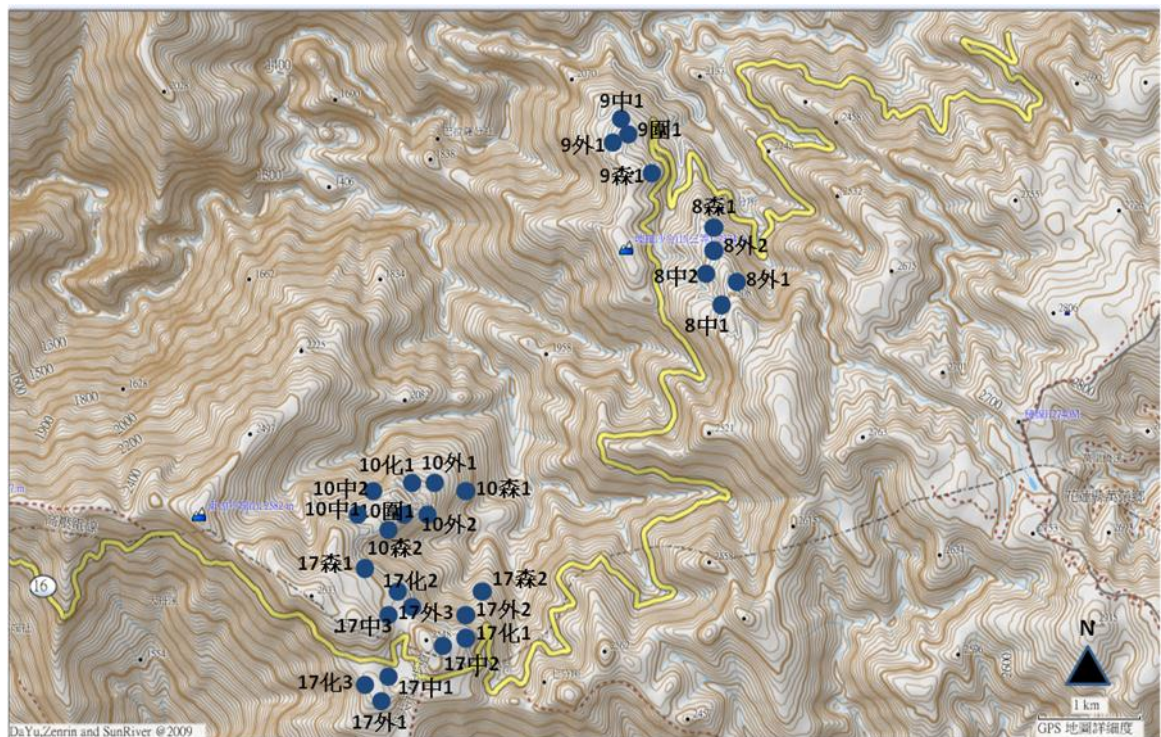


圖 1、2011-2012 年丹大地區植物受損情形監測樣區分布位置，圓點為樣區位置，粗線條為丹大林道，樣區編號見表 1。

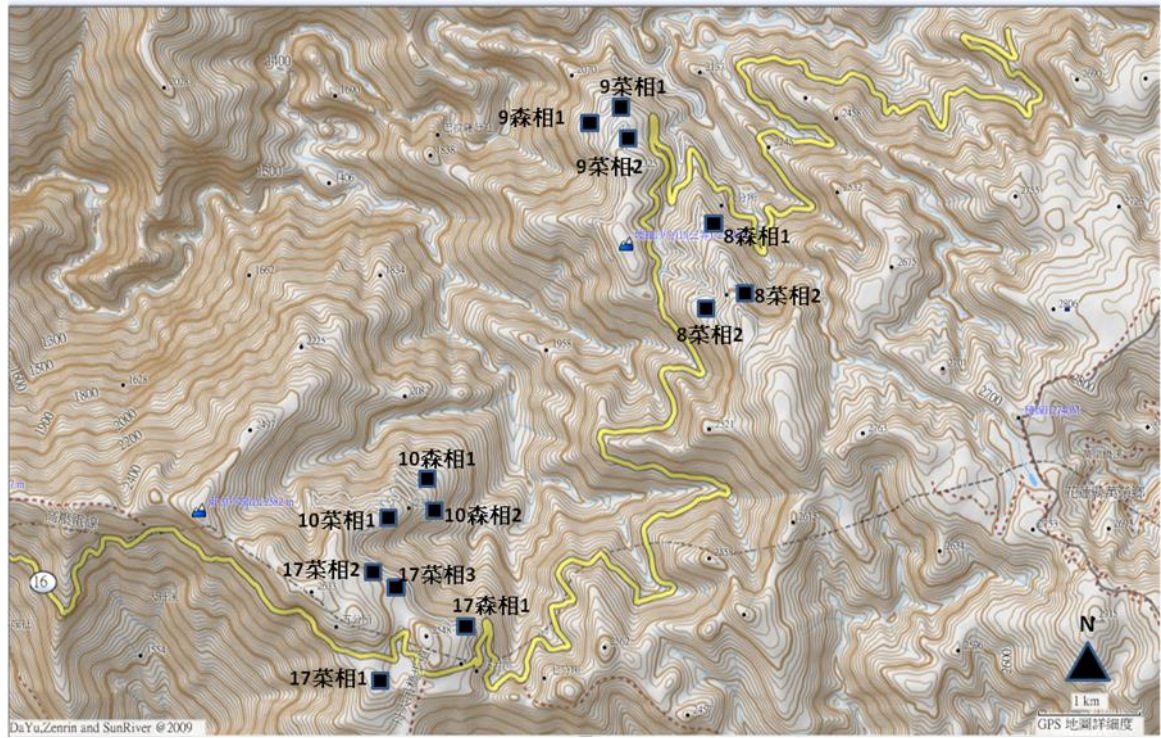


圖 2、2011-2012 年丹大林道自動相機站分布位置，矩形點為相機位置，粗線條為丹大林道，相機編號見表 2。

四、結果與討論

(一) 林木遭啃食狀況

1. 新植造林地監測樣區

在新植造林地共設置 22 個新植造林地樣區(包含 8 個外圍樣區、8 個中心樣區、2 個圍籬防治樣區、4 個忌避劑防治樣區)(表 1)，共有雲杉、臺灣杉、楓香、紅檜、木荷、鐵杉、山櫻花 7 種苗木 963 棵。此外另有 1 棵杉木，因數量過少不列入比較。

2011 年 6 月至 7 月設置 20 個樣區進行初次調查，共調查到雲杉、臺灣杉、楓香、紅檜、木荷、鐵杉等 6 種苗木共 857 棵(表 3)，其中鐵杉、雲杉、楓香遭到損害的比例最高，分別為 94.44%、75.18%、59.12%，鐵杉除受損比例高外，也較容易遭到可能致死的損害(29.37%)，雲杉受損比例雖高，但有約半數為輕微損害(47.12%)(表 3)，不致對生長產生明顯影響。臺灣杉、紅檜、木荷受損害比例較低，且很少遭到嚴重致死的損害。

2011 年 12 月至 2012 年 4 月，共複查 20 個樣區並新設 2 個忌避劑防治樣區，除前述樹種外，還增加新植的山櫻花一個樹種，共 963 棵苗木(表 4)，其中鐵杉、木荷受損比例達到 100%，山櫻花、楓香、雲杉也分別達到 98.46%、97.06%、91.93%，臺灣杉與紅檜受損比例較低，分別為 74.37%、44.44%。以死亡率而言，鐵杉與雲杉最高，分別達到 64.80%、30.75%，紅檜與山櫻花最低，分別為 2.78%、9.23% (表 4)。綜合以上結果，我們建議未來造林時如欲降低損害情形，可選擇紅檜與臺灣杉為主要造林樹苗，減少種植受損可能性與死亡率較高的鐵杉與雲杉。而山櫻花雖然死亡率低，但其受損率達 98.46%，且山櫻花為後來補植，種植時間較其它苗木晚，累積受損情形或許也相對較少，因而死亡情形尚不明顯，未來存活率仍有待觀察。常綠針葉樹對於動物啃食的耐受力往往較低，這類樹種將養份大量投資在葉上，養份由葉片循環回到根、幹的速度也不及落葉樹(Ammer 1996)，這可能是鐵杉與雲杉死亡率較高的原因。而紅檜被啃食率

較低，或許是其具有化學防禦機制，使動物不喜啃食，有待未來研究證實。

調查發現水鹿、山羊、山羌、山豬、及嚙齒類動物會損傷樹苗，損傷方式包括啃食葉片、磨角、啃食樹皮、踐踏或折斷...等，此外還有工人除草時誤傷砍斷、複查時已消失、無法判斷死亡原因...等情形。在 2011 年 6-7 月第一次調查中，各種損害痕跡以水鹿食痕(21.82%)、山羌或山羊食痕最多(21.59%)(表 5)，動物啃食葉片為造成新植苗木受損最主要的原因，其中雲杉與鐵杉遭動物啃食葉片的比例均超過一半以上。另外也調查到一些磨痕及動物將樹苗踐踏、折斷的情形，但比例都在 4% 以下(表 5)。後期複查的結果仍顯示水鹿食痕(49.95%)、山羌或山羊啃食痕之數量最多(24.30%)(表 6)，此外數量較多的類型有山羌磨痕(8.93%)、除草時砍斷(8.10%)、不明原因死亡或複查時已消失(11.01%)...等。紅檜為最不易被動物啃食的樹種(水鹿食痕 13.89%、山羌或山羊食痕 11.11%)。

以 Mann-Whitney test 檢測比較第一次調查時外圍樣區($61.94 \pm 20.91\%$)與中心樣區($47.79 \pm 27.47\%$)之受損比例，結果顯示兩者無顯著差異($P = 0.643$)，顯示在新植造林地中，不論是否靠近森林邊緣都常有動物利用。

過去文獻指出增加狩獵壓力以及樹苗種植密度可以讓更高比例的樹苗免於被鹿啃食(Côté et al. 2004b)，本區在特定季節已面臨一定程度的狩獵壓力，此外也可考慮增加樹苗的種植數量或密度，然而我們尚不知動物數量與樹苗被啃食量之相互關係，因此無法斷定必需將種植量提供到何種程度才有成效，有待後續實驗證實。

2. 森林監測樣區

在 8 林班、9 林班、10 林班、與 17 林班各設置 2 個森林樣區，藉以監測森林受損狀況，這些樣區共調查到 28 種植物及 3 株無法判定種類的個體，總計 793 棵林木(表 5)。整體受動物損害率為 31.65%，以樣區內數量較多的柳杉($n = 296$)、二葉松($n = 158$)、狹葉櫟($n = 47$)、西施花($n = 44$)、雲杉($n = 42$)、南燭($n = 33$)、紅檜($n = 30$)而言，受損率分別為 23.65%、12.66%、65.96%、56.82%、

28.57%、60.61%、16.67% (表 7)。死亡林木的比例為 6.94%，但由於林木死亡過久可能會傾倒、折斷，因此本死亡率只能代表近期死亡的林木，此外林木若死亡過久，研究人員很難判斷其樹種及受損情形。

在各種動物對林木造成的損害中，以水鹿磨痕數量最多，有 19.55%的樹木具有水鹿磨痕(表 8)，但其中造成環狀剝皮的數量並不多，本研究地區常見的柳杉林，其受水鹿磨痕影響的比例約 19.59%。另外值得注意的是水鹿可能偏好啃食長尾栲(52.63%)、狹葉櫟(21.28%)的樹皮，這些樹種的樹皮或許有水鹿需要的營養成分(Ando et al. 2003)，未來可進一步進行研究。而其他動物包括山豬、山羌、山羊、嚙齒類動物等，其造成的損害均不多，受其他動物損害之林木都只佔全部林木的 2% 以下。由於森林樹木高大，受損類型以磨痕為主，不同於造林樹苗以食痕為主要受損類型，森林的樹木已渡過受到嚴重啃食壓力的時期。鹿科動物選擇性的啃食，將可能改變植群的組成結構(Côté et al. 2004b)，現有之森林組成是否以經過啃食壓力篩選後的樹種為主，有待未來研究。

分析不同粗細之林木受水鹿磨角情形，我們發現越細的林木越容易遭受損害。胸高直徑小於 10 cm 的林木有 34.13% 具水鹿磨痕，胸高直徑 10-20 cm 的林木也有 16.76% 具水鹿磨痕，胸高直徑大於 40 cm 的林木則從未發現水鹿磨痕(表 9)。統計分析的結果也支持水鹿磨角時偏好磨較細的樹幹(chi-square goodness of fit test, $P < 0.001$)。6 個森林樣區中共有 158 棵二葉松，受水鹿磨角者僅佔 1.90%，推測可能是因二葉松普遍較粗(平均胸高直徑： 25 ± 13 cm)，非水鹿磨角時所偏好。前文提到新植造林地樣區中紅檜及臺灣杉樹苗受損率較低，因此建議種植紅檜及臺灣杉，但待該樹苗成長至一定高度與粗細後，則可能成為水鹿磨角的對象，因此樹苗的後續成長情形仍需特別留意。

(二) 防治方法之嘗試

1. 圍籬防治

我們於 2011 年 6 月在 9 林班與 10 林班之新植造林地各設立一個圍籬防治樣區，於 7 月複查時發現圍籬已經傾倒，傾倒原因不明，惡劣天候或動物破壞均有可能，顯示此類簡易圍籬無法適用於本研究地區，未來需嘗試使用更強固之圍籬，例如墾丁國家公園梅花鹿復育區所使用之圍籬。

吳海音及施金德(2010)於奇萊山區曾架設相同的圍籬，直至 2011 年 6 月仍完好無損，但 9 月則發現已經傾倒，因此我們推測夏季之颱風及劇烈的天候是破壞圍籬較主要的原因。

圍籬是最常被用來防止鹿隻破壞植物的方法之一(Takatsuki 2009)，但其造價較高，我們建議未來可小範圍使用墾丁國家公園梅花鹿復育區之圍籬形式，施行在具有經濟價值特別高的樹木或樹苗之區域(Côté et al. 2004a)，而通電圍籬雖然造價相對較低，但防治效果較差(Hygnstrom and Craven 1988)，且在本研究地區也不易克服電力與維修保養問題，因此不建議使用。Vercauteren et al. (2006) 整理了各種不同類型的圍籬之預算花費、效果、壽命，未來若需要架設圍籬，可參考此篇文獻選擇圍籬架設方式。

2. 忌避劑防治

2011 年 7 月在 10 林班與 17 林班各設一個忌避劑防治樣區，2011 年 1 月在 17 林班又增加 2 個忌避劑防治樣區以增加樣本數。

結果顯示，各忌避劑樣區的受損比例變化趨勢與其對照樣區都十分一致，均為漸漸增加，最後維持在超過90%的高受損比例(表10)，而以食痕總數比例來做分析，也呈現相同的變化趨勢(表11)，另外可發現食痕數量在冬季似有增加。由以上結果看來，我們無法證明忌避劑能有效降低樹苗受損及被啃食的情形，因此本防治方法不予建議使用。

忌避劑的效果與其濃度成正比，但會與許多因素成反比(Côté et al. 2004b)：

1.距離最後一次噴灑的時間長度；2.食物的吸引力；3.鹿的飢餓度；4.降雨量。調查結果發現在多數樣區，9月到12月的受損與食痕比例明顯成長，這可能同時反映了前述四個因素，這段時間有數次豪大雨發生，可能沖淡忌避劑；豪大雨造成道路坍方，使得我們無法在11月時補充忌避劑，導致噴灑間隔過長；12月開始進入冬季，食物資源相對較少，樹苗的吸引力與鹿的飢餓度都可能在此時增加。

(三) 水鹿與其他中大型哺乳動物之相對豐度與活動模式

1. 新植造林地監測樣區動物排遺數量

在 22 個新植造林地監測樣區中，以水鹿排遺平均 26.27 ± 21.85 堆最多，其後依序為山豬 3.05 ± 2.68 堆、山羊 0.60 ± 0.99 堆、山羌 0.55 ± 1.05 堆，另在 9 林班樣區編號 9 中 1 發現 10 堆黑熊排遺。雖然每種動物的每日排糞量、習慣排糞地點、糞便分解天數等都不盡相同，但此懸殊的數量差距仍可推測水鹿為新植造林地中相對數量最豐富的中大型哺乳動物。在調查過程研究人員曾目擊多次山羊與山羌，但樣區調查得到山羊及山羌排遺數量明顯低於我們的預期，這可能是因為山羊具有在固定地點排泄之習性，而山羌之排遺太小，草生地之地表植被過密的情況下，研究人員不易發現山羌排遺而導致低估。

以數量最多的水鹿排遺來比較新植造林地外圍樣區與中心樣區之動物數量差異，以 Mann-Whitney test 進行檢定，結果顯示外圍樣區與中心樣區的水鹿排遺數量無明顯差異 ($P = 0.539$)，可推測在新植造林地中不論距離森林遠近，都常有動物利用。

動物的覓食會透過排遺將養份送回土壤，有時反而會加速土壤的碳、氮循環(Singer and Schoenecker 2003)，我們在新植造林地得樣區調查中發現大量的水鹿排遺，雖然短期內發現水鹿對植物造成損害，但若長期來看，水鹿有可能改善這些過去因長期種菜遭到破壞的土壤之營養組成。

2. 自動相機監測結果

目前我們在8、9、10、17林班各架設3、3、3、4個自動相機站，總工作時數達到57730小時(表12)，分析拍攝成果發現水鹿OI值達到56.24，是本區數量最豐富的中大型哺乳動物，與排遺數量的調查結果相符，且此OI值遠較本區過去之紀錄更高(2005年OI = 2.35、2006年OI = 1.50、2007年OI = 3.04)(王穎等 2005, 王穎 2006, 王穎等 2007)，也高於臺灣其他水鹿族群較豐富的地區如南二段(OI = 17.50)(李玲玲等 2007)、奇萊山區(OI = 9.05)(王穎等 2009)、瓦拉米、抱崖地區(OI = 7.92)(吳海音及姚中翎 2008)等。本研究目前採用較新式的數位自動相機(Trophy Cam 119436c, Bushnell Outdoor Products)，其拍攝角度較傳統自動相機更廣，且電池續航力更強，因此可能更促進了拍攝動物的效率，造成OI值明顯提升，但我們仍認為本區的高OI值反映了本區水鹿族群豐度持續成長，也反映了本區的水鹿豐度高於其他地區，為全臺水鹿族群密度最高的地區之一。

除水鹿之外，山羌(OI = 42.82)、獼猴(OI = 7.31)是相對豐度較高的動物。山羊相對較少(OI = 2.34)(表12)，但可能是因相機架設環境為舊有菜園與鄰近森林，地勢平坦，為山羊較少活動區域。值得注意的是山豬的相對豐度很低(OI = 0.31)，可能是受到長期的狩獵壓力所影響。另外拍到四種中小型食肉目動物，分別為鼬獾(OI = 0.36)、黃鼠狼(OI = 0.03)、黃喉貂(OI = 0.02)、疑似石虎(OI = 0.03)。這樣的結果與前述調查的結論互相支持，水鹿、山羌、山羊均為出現在本研究地區的動物，並都可能利用本區植物資源，其中以水鹿數量最多，對研究地區內的植物使用程度也相對較高。而疑似石虎的照片因其形體略為模糊，且為黑白照片，無法斷定是否為石虎，亦有可能是過去菜農飼養之家貓仍留在此處。

Sinclair (1997)的研究顯示伐木過後的地區，其新植樹苗與初期演替的植物相提供了數量豐富且營養品質高的食物資源，因而增加了棲地對鹿的承載量，此例與本研究地區情形十分類似，本區回收之舊有菜園提供了開闊環境多樣性

高的草生植物資源，並有許多人為種植之樹苗，因而舊有菜園及附近地區成為吸引動物前來覓食的熱點。

四個林班地中，9林班的具有相對豐度最高的水鹿族群，OI值達87.23，另外三個林班地的哺乳動物資源也都很豐富，9、10、17林班均以水鹿相對豐度最高，在8林班則以山羌相對豐度最高(OI = 93.28)(表13)。數量豐富的草食獸可能會吸引中大型食肉目動物前來，我們在9林班發了黑熊排遺，在山羌相對豐度最高的8林班，自動相機也拍到了喜好捕食山羌的黃喉貂。

再以相機站架設環境將其區分為森林、新植造林地兩組進行比較(表 13)，顯示水鹿、山羌、山羊、獼猴都常使用兩個環境，且在新植造林地出現的相對數量較多。這可能是因為新植造林地視野開闊，此區相機之拍攝範圍較森林相機大所致；此外獼猴有此現象也可能是因為自動相機拍攝範圍為地面，而獼猴在森林中主要在樹上活動。四種中小型食肉動物則是在新植造林地出現的比例較高，這可能是因為草生地及森林邊緣常有數量豐富且多樣性高的小型哺乳動物棲息，也因此常成為中小型食肉動物的重要覓食場所(Klar et al. 2008)。

綜合前述成果，可推論這些新植造林地的開闊草生環境有助於維持本地區的棲地多樣性與生物多樣性。以新植造林地豐富的草食動物數量以及動物多樣性，任其自然演替而不造林，亦可作為未來經營管理的策略之一。由於回收之舊有菜園視野開闊、風景優美，又具備舊有道路、農舍等設施，若能更積極的善加規畫，參考福山植物園的模式經營，未來將可望成為環境教育之絕佳場所。

比較狩獵季開始前後的動物相對豐度發現，作為主要狩獵目標的水鹿、山豬、山羊之 OI 值均下降超過五成，僅山羌之 OI 值在狩獵季與非狩獵季間無明顯差異(表 14)，非主要狩獵目標的獼猴則不受影響。由此結果可知狩獵活動對本區草食獸的相對豐度有很大的影響，但在另一方面則可能稍微抒解植物受到的啃食壓力。調查期間，每次進入樣區皆有遇到攜帶槍隻進入的獵人，訪查

的結果顯示，在狩獵的高峰期十二月至一月期間進入的獵人超過兩百人次，進入此區的獵人主要來自鄰近丹大林道的四個村落，亦有少數來自武界、東埔、羅娜及尖石鄉的獵人。獵人狩獵的目標物種以水鹿、山羊、山豬及山羌為主，狩獵的地點主要為林道周邊及廢棄的菜園，深入森林及下至溪底的獵人較為稀少，而狩獵的方式以槍獵為主，亦有使用套索式陷阱及獸夾，調查期間曾在廢棄菜園與鄰近森林發現數個套索式陷阱及一個獸夾，此外在廢棄菜園、廢棄屋舍及林道周邊多次發現獵物處理過後的殘餘物。

許多國家的野生動物經營管理者以狩獵為控制鹿隻損害的主要方法(Brown et al. 2000, Takatsuki 2009)，同時也是主要趨勢(Côté et al. 2004b)，我國由於法令、民情、水鹿數量等因素不適合使用此法，但實際上本區具有一定程度的狩獵壓力。根據訪查資料，本研究地區對水鹿的狩獵利用目標以高價值的鹿茸為主，推測可能導致獵人以獵捕雄鹿為主，雌鹿被獵的機率相對較小。由於水鹿為一夫多妻制的動物，若狩獵僅針對雄鹿，而雌性的存活率不變，只要族群中仍有少數雄鹿存活，族群的生產力並不會受到太大的影響(Solberg et al. 1999)。因此本區水鹿族群雖然面臨狩獵壓力，目前的狩獵壓力可能僅是抑制了族群成長的速度，整體族群數量似仍有逐年增加的趨勢。

分析水鹿(圖3)、山羊(圖4)、山羌(圖5)的活動模式，我們發現三種動物都是日夜均活動，並特別喜好在清晨或黃昏活動，這點與過去研究結果相似(王穎等 2010)。將兩個環境所拍攝到的活動模式做比較，可以發現三種動物日間在森林活動的比例較高，夜間則在新植造林地活動的比例較高。這些動物利用新植造林地的時間主要為晨昏及夜間，這也顯示出草食獸選擇光線較差不易被天敵發現時才會到開闊環境覓食的習性(Masse and Cote 2009)。

台灣水鹿的雄鹿具有鹿角，雄鹿每年均會解角，於解角後長出鹿茸，再轉化成硬角，如此反覆呈一週期。由紅外線自動相機監測結果，本區雄鹿的茸角期主要發生在二月到七月，十月亦有記錄到少數帶有茸角的雄鹿，但皆為角無

分叉的亞成雄鹿個體，而硬角期則出現在八月至一月。與台灣其他區域的水鹿相比，如南二段及玉里野生動物保護區，硬角與茸角期出現的時間相似，並無明顯區隔(李玲玲及林宗以 2003, 李玲玲等 2007)。而與其他亞種的水鹿相比，分布於尼泊爾的印度亞種水鹿(*Rusa unicolor unicolor*)，每月均有發現解角的雄鹿、茸角與硬角的雄鹿(Mishra and Wemmer 1987)，與本區則明顯不同。

(四) 水鹿活動空間之監測

2011 年 9 月及 11 月各計畫一次水鹿捕捉工作，但皆遭遇颱風與豪雨，導致林道坍方無法進入。2011 年 12 月再次前往捕捉，共嘗試三個捕捉日，皆失敗。由於自 11 月底起，進入原住民尋根活動舉辦時期，同時也是狩獵旺季，由目擊資料及前述自動相機資料可發現自 12 月後水鹿相對數量明顯減少，依研究人員經驗判斷，這種狀況下捕捉成功率極低，直至 3 月中旬前往調查時，水鹿相對數量仍未恢復(目擊 0 次)，因此尚未再次安排捕捉工作，需待水鹿數量及行為恢復後方能再度嘗試。

捕捉及追蹤水鹿有助於直接觀察瞭解其空間使用方式，目前雖受限於道路狀況與狩獵壓力導致捕捉失敗，但我們仍成功的藉其它較間接的方式了解水鹿對造林地與森林的使用方式，例如藉自動相機的資料了解水鹿在造林地與森林的出沒時間，而分布預測模式的部分，是以較巨觀的角度探討水鹿的棲地選擇方式。

(五) 水鹿分布預測模式之建立

我們查閱過去在本區所調查到的水鹿目擊與其它痕跡紀錄，加上本年度新調查的點位，共收集 329 個點位，轉換為 100x100 m 方格後，共佔 272 格。以 Maxent 建立其分布預測模式，AUC 值為 0.773，顯示此模式具有一定的可信度。各環境因子中，對模式的貢獻度依序為太陽輻射量(29.1%)、與水源距離(28.3%)、

植被類型(20.3%)、坡向(9.5%)、坡度(6.5%)、NDVI(6.3%)。過去研究常認為海拔為影響水鹿分布的重要因子(Kushwaha et al. 2004, 顏士清等 2009, Gormley et al. 2011)，但由於本研究樣區之海拔範圍為 521-3619 m，為過去紀錄中水鹿可分布的海拔範圍，因此在本研究不使用海拔為環境因子。

將棲地適合度參數等分為五，棲地適合度參數值 0-0.2 的區域面積為 50330 ha，參數值 0.2-0.4 的區域面積為 47087 ha，參數值 0.4-0.6 的區域面積為 18975 ha，參數值 0.6-0.8 的區域面積為 5558 ha，參數值 0.8-1 的區域面積為 979 ha。以研究人員經驗判斷，預測結果中參數值 0.2 以上的地區均為水鹿的可能棲地，其面積共為 72599 ha (圖 6)。

表 3、2011 年 6-7 月新植造林地之植物監測樣區初次調查，各樹種數量及受損情形，受損原因包括各種動物破壞。受損率為三種受損程度之總和，程度 1 表示植物遭部分破壞但不影響存活，程度 2 為遭較嚴重破壞可能影響植物生長或存活，程度 3 為植物已經死亡或即將死亡。

植物種類 ^a	數量	未受損 (%)	程度 1 (%)	程度 2 (%)	程度 3 (%)	受損總和 (%)
雲杉	278	69 (24.82)	131 (47.12)	42 (15.11)	36 (12.95)	209 (75.18)
臺灣杉	238	184 (77.31)	29 (12.18)	16 (6.72)	9 (3.78)	54 (22.69)
楓香	137	56 (40.88)	26 (18.98)	22 (16.06)	33 (24.09)	81 (59.12)
紅檜	36	32 (88.89)	4 (11.11)	0	0	4 (11.11)
木荷	41	29 (70.73)	4 (9.76)	8 (19.51)	0	12 (29.27)
鐵杉	126	7 (5.56)	26 (20.63)	56 (44.44)	37 (29.37)	119 (94.44)
總數	856	377 (44.11)	220 (25.67)	144 (16.80)	115 (13.42)	479 (55.89)

^a除上述物種外，另有一棵杉木未受損，因樣本數過小未列入比較

表 4、2011 年 12 月至 2012 年 3 月新植造林地之植物監測樣區最新一次複查，各樹種數量及受損情形，受損原因包括各種動物破壞。受損率為三種受損程度之總和，程度 1 表示植物遭部分破壞但不影響存活，程度 2 為遭較嚴重破壞可能影響植物生長或存活，程度 3 為植物已經死亡或即將死亡。

植物種類 ^a	數量	未受損 (%)	程度 1 (%)	程度 2 (%)	程度 3 (%)	受損總和 (%)
雲杉	322	26 (8.07)	166 (51.55)	31 (9.63)	99 (30.75)	322 (91.93)
臺灣杉	238	61 (25.63)	106 (44.54)	32 (13.45)	39 (16.39)	238 (74.37)
楓香	136	4 (2.94)	71 (52.21)	39 (28.68)	22 (16.18)	136 (97.06)
紅檜	36	20 (55.56)	15 (41.67)	0	1 (2.78)	16 (44.44)
木荷	41	0	23 (56.10)	7 (17.07)	11 (26.83)	41 (100)
鐵杉	125	0	23 (18.40)	21 (16.80)	81 (64.80)	125 (100)
山櫻花	65	1 (1.54)	45 (69.23)	13 (20.00)	6 (9.23)	64 (98.46)
總數	963	112 (11.63)	449 (46.63)	143 (14.85)	259 (26.90)	963 (88.37)

^a除上述物種外，另有一棵杉木受損程度 1，因樣本數過小未列入比較

表 5、2011 年 6-7 月新植造林地之植物監測樣區初次調查，各樹種之受損類型

數量與比例。

樹種	數量	食痕 (%)		磨痕 (%)				踩踏 折斷 (%)	嚙齒類 啃樹皮 (%)	不明原 因死亡 (%)
		水鹿	山羌 山羊	水鹿	山羌	山羊	不明			
雲杉	278	66 (23.74)	104 (37.41)	6 (2.16)	26 (9.35)	2 (0.72)	2 (0.72)	4 (1.44)	3 (1.08)	14 (5.04)
臺灣 杉	238	24 (10.08)	14 (5.88)	0	1 (0.42)	0	8 (3.36)	2 (0.84)	0	5 (2.10)
楓香	137	21 (15.33)	25 (18.25)	0	0	0	0	6 (4.38)	0	29 (21.17)
紅檜	36	0	4 (11.11)	0	0	0	0	0 0	0	0
木荷	41	2 (4.88)	10 (24.39)	0	0	0	0	0 0	0	0
鐵杉	126	74 (58.73)	28 (22.22)	0	7 (5.56)	0	0	1 (0.79)	0	8 (6.35)
總計	856	187 (21.82)	185 (21.59)	6 (0.70)	34 (3.97)	2 0.23	10 (1.17)	13 (1.52)	3 (0.35)	56 (6.53)

表 6、2011 年 12 月至 2012 年 3 月新植造林地之植物監測樣區最新一次複查，
各樹種之受損類型數量與比例。

樹種 ^a	數量	食痕		磨痕				踩踏 折斷	除草 砍斷	動物啃 樹皮 ^b	不明原 因死亡 或消失
		水鹿	山羌 山羊	水鹿	山羌	山羊	不明				
雲杉	322	151 (46.89)	96 (29.81)	20 (6.21)	47 (14.60)	5 (1.55)	3 (0.93)	7 (2.17)	23 (7.14)	11 (3.42)	41 (12.73)
臺灣杉	238	104 (43.70)	36 (15.13)	4 (1.68)	20 (8.40)	1 (0.42)	6 (2.52)	0	13 (5.46)	0	20 (8.40)
楓香	136	80 (58.82)	55 (40.44)	1 (0.74)	4 (2.94)	0	0	5 (3.68)	13 (9.56)	1 (0.74)	13 (9.56)
紅檜	36	5 (13.89)	4 (11.11)	0	2 (5.56)	0	4 (11.11)	0	0	4 (11.11)	0
木荷	41	29 (70.73)	5 (12.20)	0	0	0	0	1 (2.44)	6 (14.63)	0	2 (4.88)
鐵杉	125	71 (56.80)	15 (12.00)	6 (4.80)	11 (8.80)	1 (0.80)	0	1 (0.80)	13 (10.40)	0	27 (21.60)
山櫻花	65	41 (63.08)	23 (35.38)	1 (1.54)	2 (3.08)	0	0	2 (3.08)	10 (15.38)	0	3 (4.62)
總計	963	481 (49.95)	234 (24.30)	32 (3.32)	86 (8.93)	7 (0.73)	13 (1.35)	16 (1.66)	78 (8.10)	16 (1.66)	106 (11.01)

^a除上述物種外，另有一棵杉木具水鹿食痕，因樣本數過小未列入比較

^b包括齧齒類、山羌、水鹿、及不明動物啃食樹皮

表 7、森林監測樣區(n = 6)中，各樹種數量及受動物損害情形。

植物種類	數量 ^a	未受損 (%)	程度 1 (%)	程度 2 (%)	程度 3 (%)	受損總和 (%)
柳杉	296	226 (76.35)	59 (19.93)	2 (0.68)	9 (3.04)	7 (23.65)
二葉松	158	138 (87.34)	8 (5.06)	0	12 (7.59)	20 (12.66)
狹葉櫟	47	16 (34.04)	27 (57.45)	2 (4.26)	2 (4.26)	31 (65.96)
西施花	44	19 (43.18)	18 (40.91)	1 (2.27)	6 (13.64)	25 (56.82)
雲杉	42	30 (71.43)	7 (16.67)	0	5 (11.90)	12 (28.57)
南燭	33	13 (39.39)	11 (33.33)	2 (6.06)	7 (21.21)	20 (60.61)
紅檜	30	25 (83.33)	3 (10.00)	0	2 (6.67)	5 (16.67)
厚葉柃木	21	17 (80.95)	2 (9.52)	0	2 (9.52)	4 (19.05)
光葉柃木	20	20 (100)	0	0	0	0
長尾栲	19	4 (21.05)	14 (73.68)	0	1 (5.26)	15 (78.95)
霧社木薑子	13	6 (46.15)	6 (46.15)	1 (7.69)	0	7 (53.85)
細枝柃木	8	8	0	0	0	0
馬醉木	7	3	3	0	1	4
玉山芙蓉	7	4	2	1	0	3
山櫻花	7	0	4	0	3	7
毬子櫟	5	2	3	0	0	3
赤楊	5	1	2	1	1	4
玉山木薑子	5	1	3	0	1	4
華山松	4	2	1	1	0	2
鐵杉	3	1	2	0	0	2

表 7(續)、森林監測樣區(n = 6)中，各樹種數量及受動物損害情形。

植物種類	數量	未受損 (%)	程度 1 (%)	程度 2 (%)	程度 3 (%)	受損總和 (%) ^a
森氏櫟	3	1	2	0	0	2
紅榨槭	3	1	2	0	0	2
薄葉柃木	2	1	1	0	0	1
埔里杜鵑	2	1	0	0	1	1
高山新木薑子	2	1	1	0	0	1
臺灣杉	2	0	2	0	0	2
奧氏虎皮楠	1	0	1	0	0	1
臺灣蘋果	1	0	1	0	0	1
無法判定	3	1	0	0	2	2
總數	793	542 (68.35)	185 (23.33)	11 (1.39)	55 (6.94)	251 (31.65)

^a樣本數低於 10 棵的樹種不予計算受損率

表 8、森林監測樣區(n = 6)中，各樹種之受損類型數量與比例。

樹種	數量 ^a	未受損 (%)	磨角 (%)			磨身體 (%)			啃樹皮 (%)		其他 ^b (%)	無法判 定原因 (%)
			水鹿	山羊	山羌	水鹿	山豬	山羊	水鹿	齧齒類		
柳杉	296	226 (76.35)	58 (19.59)	3 (1.01)	4 (1.35)	0	1 0.34	0	1 (0.34)	1 (0.34)	1 (0.34)	1 (0.34)
二葉松	158	138 (87.34)	3 (1.90)	2 (1.27)	0	3 (1.90)	2 (1.27)	2 (1.27)	0	0	0	8 (5.06)
狹葉櫟	47	16 (34.04)	13 (27.66)	0	3 (6.38)	0	0	3 (6.38)	10 (21.28)	3 (6.38)	0	3 (6.38)
西施花	44	19 (43.18)	21 (47.73)	1 (2.27)	0	0	0	0	2 (4.55)	1 (2.27)	1 (2.27)	1 (2.27)
雲杉	42	30 (71.43)	12 (28.57)	0	1 (2.38)	2 (4.76)	0	0	0	0	0	0
南燭	33	13 (39.39)	8 (24.24)	2 (6.06)	1 (3.03)	0	0	0	0	2 (6.06)	1 (3.03)	6 (18.18)
紅檜	30	25 (83.33)	2 (6.67)	0	1 (3.33)	0	0	0	0	2 (6.67)	0	1 (3.33)
厚葉柃木	21	17 (80.95)	3 (14.29)	0	0	0	0	0	0	1 (4.76)	0	0
光葉柃木	20	20 (100)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
長尾栲	19	4 (21.05)	5 (26.32)	0	1 (5.26)	0	0	0	10 (52.63)	1 (5.26)	0	0
霧社木薑子	13	6 (46.15)	5 (38.46)	2 (15.38)	0	0	0	0	0	0	0	0

表 8(續 1)、森林監測樣區(n = 6)中，各樹種之受損類型數量與比例。

樹種	數量 ^a	未受損	磨角			磨身體			啃樹皮		其他 ^b	無法判定原因
			水鹿	山羊	山羌	水鹿	山豬	山羊	水鹿	齧齒類		
細枝柃木	8	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
馬醉木	7	3	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
玉山英莖	7	4	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0
山櫻花	7	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	4
毬子櫟	5	2	1	0	0	0	0	0	2	1	0	0
赤楊	5	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
玉山木薑子	5	1	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0
華山松	4	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
鐵杉	3	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
森氏櫟	3	1	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0
紅榨槭	3	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0

表 8(續 2)、森林監測樣區(n = 6)中，各樹種之受損類型數量與比例。

樹種	數量 ^a	未受損 (%)	磨角 (%)			磨身體 (%)			啃樹皮 (%)		其他 ^b (%)	無法判 定原因 (%)
			水鹿	山羊	山羌	水鹿	山豬	山羊	水鹿	嚙齒類		
薄葉柃木	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
埔里杜鵑	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
高山新木 薑子	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
臺灣杉	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
奧氏虎皮 楠	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
臺灣蘋果	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
無法判定	3	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
總計	793	542 (68.35)	155 (19.55)	13 (1.64)	11 (1.39)	5 (0.63)	3 (0.38)	6 (0.76)	27 (3.40)	13 (1.64)	6 (0.76)	25 (3.15)

^a 樣本數低於 10 棵的樹種不予計算受損率

^b 包括山豬啃食樹皮、不明動物折斷樹幹、不明動物啃食樹皮、不明動物磨角，因數量過少故合併顯示。

表 9、森林樣區中，不同胸高直徑之林木受水鹿磨角損害之比例

樹木	胸高直徑 (cm)									總計
	<10.0	10.0-19.9	20.0-29.9	30.0-39.9	40.0-49.9	50.0-59.9 ^a	60.0-69.9 ^a	70.0-79.9 ^a	>79.9 ^a	
總數	334	185	145	98	22	7	0	1	1	793
具水鹿磨痕數量	114	31	9	1	0	0	0	0	0	155
具水鹿磨痕比例 (%)	34.13	16.76	6.21	1.02	0					19.55

^a 樣本數過小，不計算百分比

表 10、忌避劑防治樣區與對照樣區受損比例變化，受損比例計算方式為

$[1 - (\text{完全未受損傷且存活樹苗數量} / \text{樣區內樹苗總數})] \times 100\%$ 。17 化 1、17 化 2、17 化 3、10 化 1 為噴灑忌避劑的四個樣區，同組的樣區則是未噴灑忌避劑的對照樣區。

組別	樣區編號	7 月 (%)	9 月 (%)	12 月 (%)	1 月 (%)	3 月 (%)
A	17 化 1	66.67	89.58	100	100	95.83
	17 外 2	81.82	77.27	93.18		100
B	17 化 2				100	100
	17 外 3				98.33	98.33
C	17 化 3				97.62	100
	17 外 1				96.30	96.36
D	10 化 1	38.64	45.45	93.18	77.27	86.36
	10 外 1	38.30	48.94	82.61		91.30

表 11、忌避劑防治樣區與對照樣區食痕數量比例變化，食痕數量比例計算方式為(所有動物食痕數量相加 / 樣區內樹苗總數) × 100%。17 化 1、17 化 2、17 化 3、10 化 1 為噴灑忌避劑的四個樣區，同組的樣區則是未噴灑忌避劑的對照樣區。

組別	樣區編號	7 月 (%)	9 月 (%)	12 月 (%)	1 月 (%)	3 月 (%)
A	17 化 1	35.42	66.67	91.67	108.33	93.75
	17 外 2	63.64	75.00	47.73		100
B	17 化 2				116.13	125.81
	17 外 3				66.67	71.67
C	17 化 3				97.62	121.43
	17 外 1				74.07	85.45
D	10 化 1	15.91	47.73	95.45	65.91	79.55
	10 外 1	6.38	44.68	54.35		100

表 12、各林班地之自動相機站拍攝成果。(OI 值為有效動物數量*1000/總工作時數)

林班		水鹿	山豬	山羊	山羌	獼猴	鼬獾	黃鼠狼	鳥類	黃喉貂	疑似石虎	相機站	總工作時數
8	數量	887	7	22	1504	149	0	0	10	1	2	3	16123
	OI	55.01	0.43	1.36	93.28	9.24	0	0	0.62	0.06	0.12		
9	數量	1170	9	36	258	10	1	1	6	0	0	3	13413
	OI	87.23	0.67	2.68	19.24	0.75	0.07	0.07	0.45	0	0		
10	數量	457	0	40	304	49	0	0	5	0	0	3	12048
	OI	37.93	0	3.32	25.23	4.07	0	0	0.42	0	0		
17	數量	733	0	37	406	83	20	1	2	0	0	4	16146
	OI	45.40	0	2.29	25.15	5.14	1.24	0.06	0.12	0	0		
總計	數量	3247	16	135	2472	422	21	2	23	1	2	13	57730
	OI	56.24	0.28	2.34	42.82	7.31	0.36	0.03	0.40	0.02	0.03		

表 13、森林與新植造林地之自動相機拍攝成果比較。(OI 值為有效動物數量
*1000/總工作時數)

環境		水鹿	山豬	山羊	山羌	獼猴	鼬獾	黃鼠 狼	鳥類	黃喉 貂	疑似 石虎	相機 站	總工 作時 數
森林	數量	1110	11	37	732	34	1	1	9	0	0	5	26026
	OI	42.65	0.42	1.42	28.13	1.31	0.04	0.04	0.35	0	0		
新植 造林 地	數量	2137	7	98	1740	388	20	1	14	1	2	8	31704
	OI	67.40	0.22	3.09	54.88	12.24	0.63	0.03	0.44	0.03	0.06		
總計	數量	3247	18	135	2472	422	21	2	23	1	2	13	57730
	OI	56.24	0.31	2.34	42.82	7.31	0.36	0.03	0.40	0.02	0.03		

表 14、在非狩獵季(6-11 月)與狩獵季(12-3 月)，自動相機拍攝到之動物相對數
量比較。(OI 值為有效動物數量*1000/總工作時數)

		水鹿	山豬	山羊	山羌	獼猴	鼬獾	黃鼠 狼	鳥類	黃喉 貂	疑似 石虎	相機 工作 時數
非狩 獵季	數量	2773	15	106	1471	260	18	2	21	0	2	35858
	OI	77.33	0.42	2.96	41.02	7.25	0.50	0.06	0.59	0	0.06	
狩獵 季	數量	474	3	29	1001	162	3	0	2	1	0	21872
	OI	21.67	0.14	1.33	45.77	7.41	0.14	0	0.09	0.05	0	
總計	數量	3247	18	135	2472	422	21	2	23	1	2	57730
	OI	56.24	0.31	2.34	42.82	7.31	0.36	0.03	0.40	0.02	0.03	

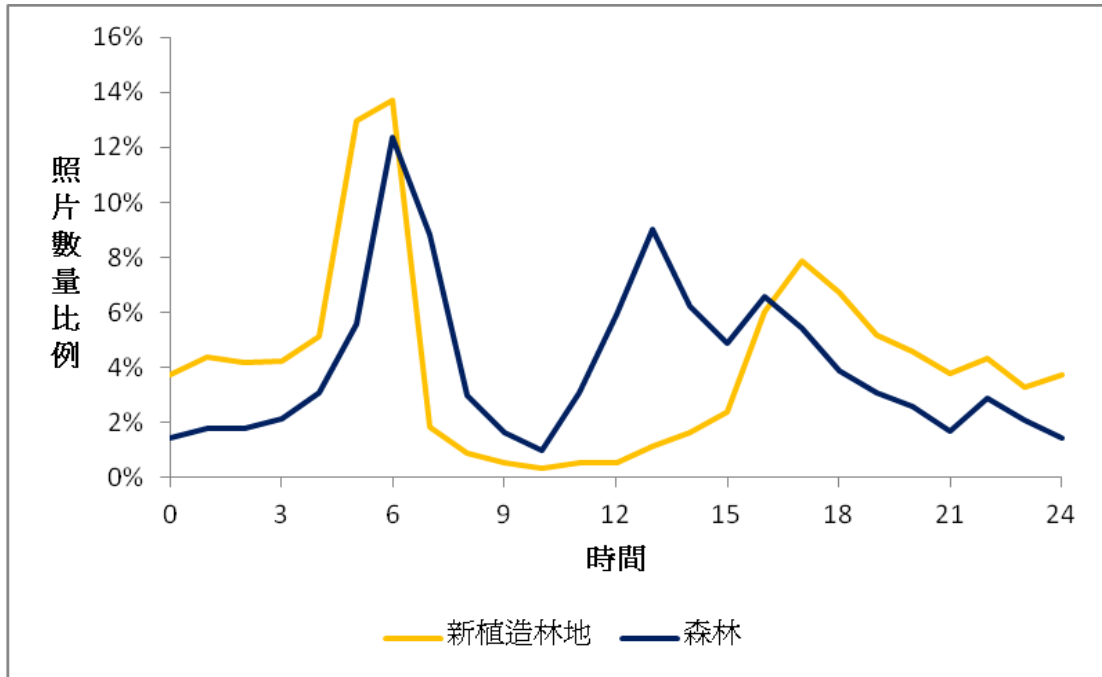


圖 3、2011 年丹大地區，水鹿在森林與新植造林地之活動模式

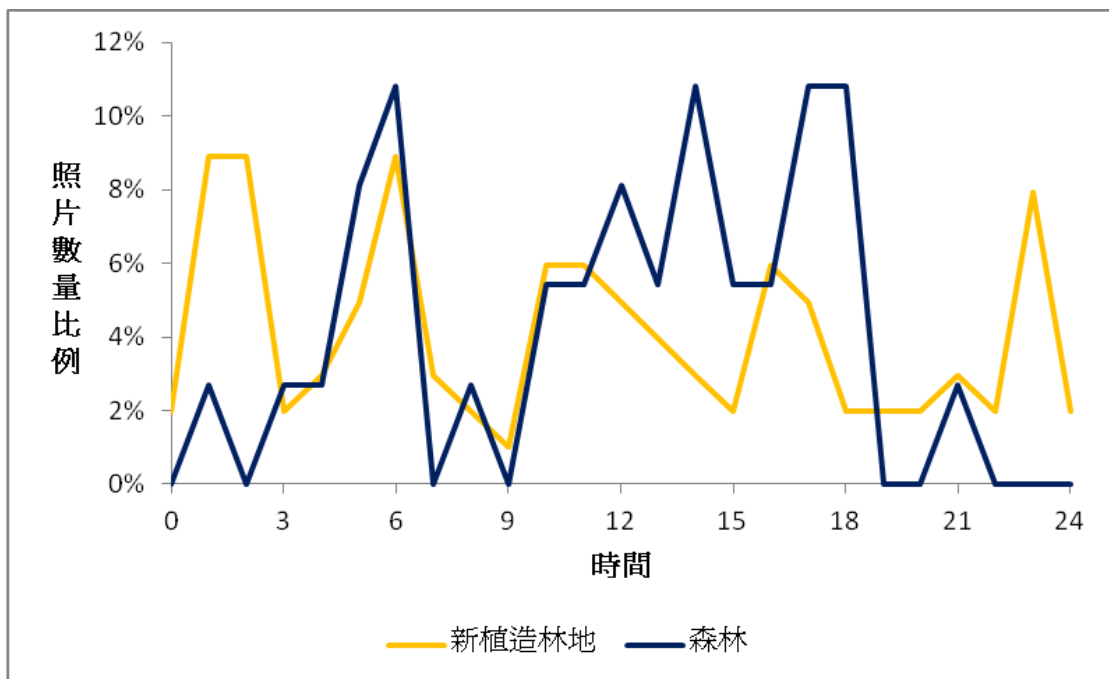


圖 4、2011 年丹大地區，山羊在森林與新植造林地之活動模式

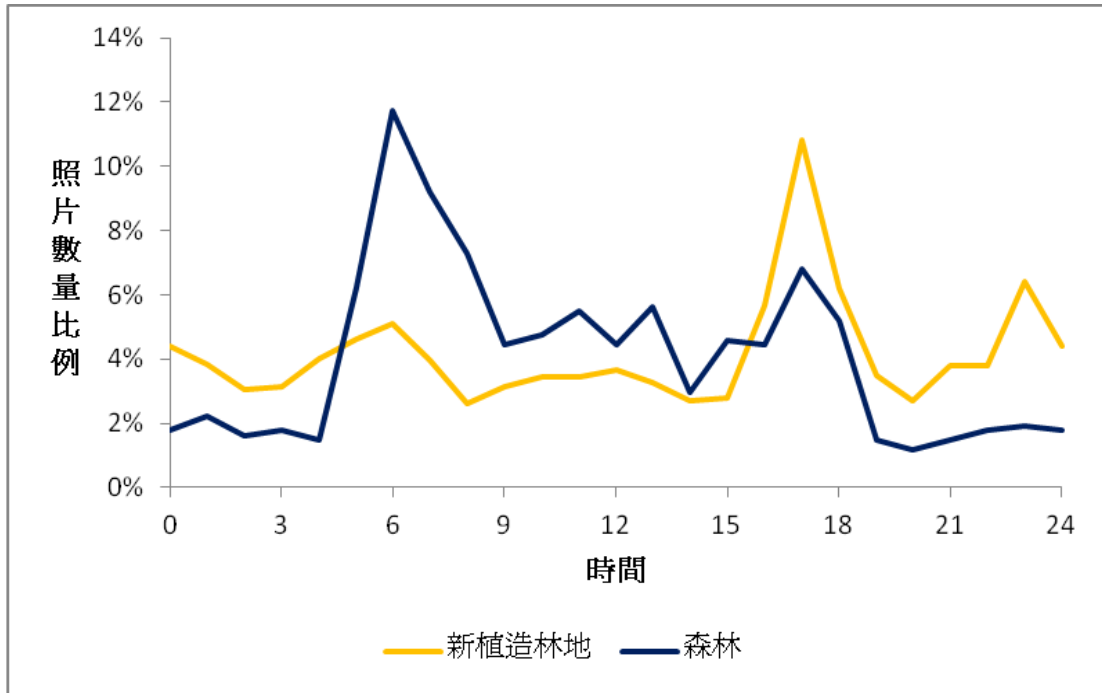


圖 5、2011 年丹大地區，山羌在森林與新植造林地之活動模式

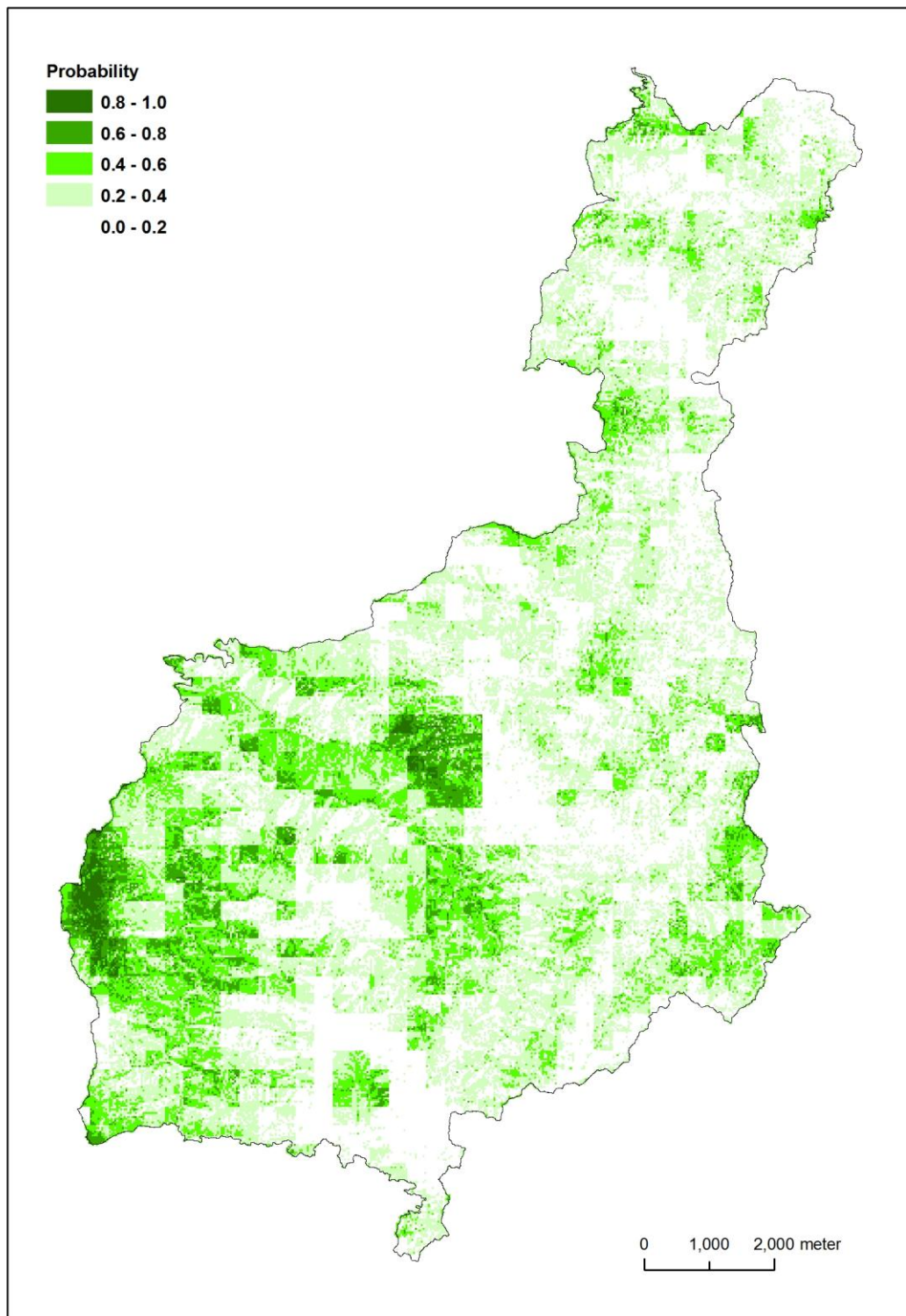


圖 6、以 Maxent 軟體建立丹大野生動物重要棲息環境之水鹿分布預測圖

五、結論與經營管理建議

未來對於本區新植造林地之經營策略，建議可分成三個選項進行。

選項一：延續目前的策略，繼續種植樹苗造林。建議可增加紅檜與臺灣杉的樹苗比例，減少種植易受動物損傷死亡的鐵杉、雲杉，但樹苗長大後仍需注意防範水鹿磨角傷害；在特定的小範圍地區，例如樹苗經濟價值高、有造林特殊必要性之地，可參考墾丁國家公園梅花鹿復育區、民間牧場架設圍籬保護樹苗；也可增加樹苗種植量以分攤被啃食的風險，但需增加多少數量則有待試驗；適度的狩獵活動可抑制動物族群使其不致過量，建議可長期監測本區中大型哺乳動物之相對豐度變化以及狩獵情形，未來根據研究結果訂定合理的合法狩獵量，可同時兼顧對野生動物的管理以及造林工作。

選項二：停止造林工作。因為新植造林地的開闊草生環境促進了棲地多樣性並提供豐富的食物資源，已成為草食動物的活動熱點，也發現多種食肉目動物在此出沒，因此我們認為停止造林任其自然演替有助於促進本區生物多樣性。由於本區為全臺水鹿密度最高的區域之一，其他動物資源亦豐，同時還具有道路及廢棄農舍等設施，現階段只要稍加改善即可利用為推展環境教育之極佳地點，未來更積極的作為是對本區善加規劃，甚至可營造植被環境吸引水鹿及其他草食動物前來，若能參考福山植物園的模式發展，本區將可望成為環境教育的重鎮。

選項三：結合前兩者之概念，部分地區任其自然演替，部分地區則設計為小規模的造林試驗區。自然演替區的植被演替過程及豐富的生物多樣性可作為極具吸引力的環境教育教學材料，而在造林試驗區可設計實驗，研究動物對造林樹苗之影響及防治方法等，作為未來林業施政與造林工作的參考，造林試驗區與自然演替區域之比較亦能作為環境教育之題材。

参考文献

- Ammer, C. 1996. Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. *Forest Ecology and Management* 88:43-53.
- Ando, M., H.-O. Yokota, and E. i. Shibata. 2003. Bark stripping preference of sika deer, *Cervus nippon*, in terms of bark chemical contents. *Forest Ecology and Management* 177:323-331.
- Ando, M., H.-o. Yokota, and E. i. Shibata. 2004. Why do sika deer, *Cervus nippon*, debark trees in summer on Mt. Ohdaigahara, central Japan? *Mammal Study* 29:73-83.
- Boitani, L., I. Sinibaldi, F. Corsi, A. De Biase, I. D. Carranza, M. Ravagli, G. Reggiani, C. Rondinini, and P. Trapanese. 2008. Distribution of medium- to large-sized African mammals based on habitat suitability models. *Biodiversity and Conservation* 17:605-621.
- Brown, T. L., D. J. Decker, S. J. Riley, J. W. Enck, T. B. Lauber, P. D. Curtis, and G. F. Mattfeld. 2000. The future of hunting as a mechanism to control white-tailed deer populations. *Wildlife Society Bulletin* 28:797-807.
- Côté, S. D., C. Dussault, J. Huot, F. Potvin, J.-P. Tremblay, and V. Viera. 2004a. High herbivore density and boreal forest ecology: white-tailed deer on Anticosti Island. *in* A. J. Gaston, T. E. Golumbia, J.-L. Martin, and S. T. Sharpe, editors. *Lessons from the Islands: Introduced species and what they tell us about how ecosystems work*. Canadian Wildlife Service, Environment Canada, Ottawa, Queen Charlotte City, Queen Charlotte Islands, British Columbia.
- Côté, S. D., T. P. Rooney, J.-P. Tremblay, C. Dussault, and D. M. Waller. 2004b. Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35:113-147.
- Carbone, C., S. Christie, K. Conforti, T. Coulson, N. Franklin, J. R. Ginsberg, M. Griffiths, J. Holden, K. Kawanishi, M. Kinnaird, R. Laidlaw, A. Lynam, D. W. Macdonald, D. Martyr, C. McDougal, L. Nath, T. O'Brien, J. Seidensticker, D. J. L. Smith, M. Sunquist, R. Tilson, and W. N. Wan Shahrudin. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation* 4:75-79.
- Catt, D. C. and B. W. Staines. 1987. Home range use and habitat selection by Red deer (*Cervus elaphus*) in a Sitka spruce plantation as determined by radio-tracking. *Journal of Zoology* 211:681-693.
- Dickman, A. J. 2010. Complexities of conflict: the importance of considering

- social factors for effectively resolving human-wildlife conflict. *Animal Conservation* 13:458-466.
- Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R. J. Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. M. Overton, A. T. Peterson, S. J. Phillips, K. S. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M. S. Wisz, and N. E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129-151.
- Gormley, A. M., D. M. Forsyth, P. Griffioen, M. Lindeman, D. S. L. Ramsey, M. P. Scroggie, and L. Woodford. 2011. Using presence-only and presence-absence data to estimate the current and potential distributions of established invasive species. *Journal of Applied Ecology* 48:25-34.
- Hynstrom, S. E. and S. R. Craven. 1988. Electric fences and commercial repellents for reducing deer damage in cornfields. *Wildlife Society Bulletin* 16:291-296.
- Kile, T. L. and R. L. Marchinton. 1977. White-tailed deer rubs and scrapes: spatial, temporal and physical characteristics and social role. *American Midland Naturalist* 97:257-266.
- Klar, N., N. Fernandez, S. Kramerschadt, M. Herrmann, M. Trinzen, I. Buttner, and C. Niemitz. 2008. Habitat selection models for European wildcat conservation. *Biological Conservation* 141:308-319.
- Kolowski, J. M. and A. Alonso. 2010. Density and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in northern Peru and the impact of oil exploration activities. *Biological Conservation* 143:917-925.
- Kushwaha, S. P. S., A. Khan, B. Habib, A. Quadri, and A. Singh. 2004. Evaluation of sambar and muntjak habitats using geostatistical modelling. *Current Science* 86:1390-1400.
- Lucherini, M., J. I. Reppucci, R. S. Walker, M. L. Villalba, A. Wursten, G. Gallardo, A. Iriarte, R. Villalobos, and P. Perovic. 2009. Activity pattern segregation of carnivores in the high Andes. *Journal of Mammalogy* 90:1404-1409.
- Masse, A. and S. D. Cote. 2009. Habitat selection of a large herbivore at high density and without predation: trade-off between forage and cover? *Journal of Mammalogy* 90:961-970.
- Mishra, H.R. and C. Wemmer. 1987. The comparative breeding ecology of four cervids in Royal Chitwan National Park. *in* C.M. Wemmer, editor. *Biology and management of the Cervidae*. Smithsonian Institute, Washington,

USA.

- Norris, D., F. Michalski, and C. A. Peres. 2010. Habitat patch size modulates terrestrial mammal activity patterns in Amazonian forest fragments. *Journal of Mammalogy* 91:551-560.
- Peterson, A. T., M. Papes, and M. Eaton. 2007. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography* 30:550-560.
- Proffitt, K. M., J. A. Gude, K. L. Hamlin, R. A. Garrott, J. A. Cunningham, and J. L. Grigg. 2011. Elk distribution and spatial overlap with livestock during the brucellosis transmission risk period. *Journal of Applied Ecology* 48:471-478.
- Rovero, F. and A. R. Marshall. 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology* 46:1011-1017.
- Sinclair, A. 1997. Carrying capacity and the overabundance of deer: a framework for management. Pages 380-394 in W. McShea, H. Underwood, and J. Rappole, editors. *The science of overabundance: Deer ecology and population management*. Smithsonian Institution Press, Washington DC.
- Singer, F. J. and K. A. Schoenecker. 2003. Do ungulates accelerate or decelerate nitrogen cycling? *Forest Ecology and Management* 181:189-204.
- Solberg, E. J., B.-E. Saether, O. Strand, and A. Loison. 1999. Dynamics of a harvested moose population in a variable environment. *Journal of Animal Ecology* 68:186-204.
- Swihart, R. K. and M. R. Conover. 1990. Reducing deer damage to yews and apple trees: testing Big Game Repellent®, RO-PEL®, and soap as repellents *Wildlife Society Bulletin* 18:156-162.
- Takatsuki, S. 2009. Effects of sika deer on vegetation in Japan: A review. *Biological Conservation* 142:1922-1929.
- Tremblay, J.-P., I. Thibault, C. Dussault, J. Huot, and S. D. Côté. 2005. Long-term decline in white-tailed deer browse supply: can lichens and litterfall act as alternative food sources that preclude density-dependent feedbacks. *Canadian Journal of Zoology* 83:1087-1096.
- Treves, A., R. B. Wallace, and S. White. 2009. Participatory planning of interventions to mitigate human-wildlife conflicts. *Conservation Biology* 23:1577-1587.
- Ueda, H., S. Takatsuki, and Y. Takahashi. 2002. Bark stripping of hinoki cypress by sika deer in relation to snow cover and food availability on Mt Takahara, central Japan. *Ecological Research* 17:545-551.

- Vercauteren, K. C., M. J. Lavelle, and S. Hygnstrom. 2006. Fences and deer-damage management: a review of designs and efficacy. *Wildlife Society Bulletin* 34:191-200.
- Vila, A. R., M. S. Beade, and D. Barrios Lamunière. 2008. Home range and habitat selection of pampas deer. *Journal of Zoology* 276:95-102.
- 王穎。2006。丹大地區中大型野生動物監測及原住民狩獵利用形式之探討(第一年)。行政院農委會林務局。
- 王穎, 王佳琪, 蔡佳淳, and 郭正彥。2005。丹大地區野生動物重要棲息環境動物監測及原住民狩獵利用之調查。行政院農委會林務局保育系列 93-27 號。
- 王穎, 林玉珮, and 陳相伶。2007。丹大地區中大型野生動物監測及原住民狩獵利用形式之探討(第三年)。行政院農委會林務局九十六年度科技計畫研究報告。
- 王穎, 顏士清, 林子揚, 張郁琦, and 賴冠榮。2009。太魯閣國家公園高山生態系 - 台灣水鹿棲地使用之研究(二)。太魯閣國家公園管理處委託研究報告。
- 王穎, 顏士清, 林子揚, 陳匡洵, 廖昱銓, and 賴冠榮。2010。奇萊山區台灣水鹿之活動模式與空間使用。太魯閣國家公園管理處委託研究報告。
- 吳海音 and 姚中翎。2008。玉山國家公園東部園區南安至抱崖哺乳動物監測及與人類活動的關係。玉山國家公園管理處委託研究報告。
- 吳海音 and 施金德。2010。代表性生態系經營管理之合歡山高海拔生態系長期生態研究網計畫(二)生態系物種間交互作用調查及保育措施評估。太魯閣國家公園管理處委託辦理計畫報告。
- 李玲玲 and 林宗以。2003。臺灣水鹿的食性研究。行政院農委會林務局保育研究系列 91-3 號。
- 李玲玲, 林宗以, and 池文傑。2007。玉山國家公園南二段地區中大型哺乳動物調查暨台灣水鹿族群監測計畫。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 翁國精, 林宗以, 張書德, and 范震華。2010。玉山國家公園新康山區中大型哺乳動物監測暨水鹿族群生態研究。玉山國家公園管理處委託研究報告。
- 董光中, 王俊秀, 徐慶霖, 楊忠亮, and 施宗雄。1993。鹿隻化學制動藥物選擇及臨床應用之探討。台灣畜牧獸醫學會會報 61:9-18。
- 裴家騏 and 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之現況與保育研究(一)。行政院農委會林務局研究系列 90-6 號。
- 顏士清, 王穎, and 歐恒佑。2009。太魯閣國家公園台灣水鹿 (*Rusa unicorn swinhoii*) 分布之預測。生物學報 44:89-96。

附錄一、研究相關照片



受水鹿磨角損傷的林木



樹皮被磨傷的樹苗



研究人員噴灑忌避劑



簡易圍籬於複查時傾倒



水鹿於廢棄菜園中出沒 (9 林班)



水鹿於森林活動 (9 林班)



架設紅外線自動相機



疑似黑熊排遺



Bushnell 12-04-2011 12:54:40

山羌於獼猴在新植造林地活動 (8 林班)



Bushnell 06-16-2011 17:22:21

長鬃山羊出現於森林 (9 林班)



Bushnell 06-09-2011 07:13:28

獼猴於草生地覓食 (17 林班)



Bushnell 10-03-2011 16:32:55

水鹿成群出現 (17 林班)



Bushnell 12-01-2011 01:59:46

疑似石虎 (8 林班)



Bushnell 10-07-2011 04:57:08

黃鼠狼夜間出沒在新植造林地 (9 林班)



09-19-2011

麝 (17 林班)



Bushnell 01-28-2012 17:25:15

黃喉貂與山羌 (8 林班)



夏天常見到帝雉在開闊地活動



新植造林地風景優美

附錄二、期末評審會議紀錄

「丹大地區水鹿活動調查及其對林木之影響」研究計畫

期末評審簡報會議簽到表

一、時間：101年4月12日星期四 上午10時

二、地點：本處會議室

三、出席人員：

評審委員

陳副處長耀榮(召集人)：陳耀榮

林課長文墻：林文墻

余課長啟瑞：余啟瑞

陳主任啟榮：請假

鍾主任國基：鍾國基

中華民國國家公園學會：

王毅

陳百河

陳佩華

廖星銓

高榮謀 張燕卿

作學課 陳照鈞

林務局南投林區管理處「丹大地區水鹿活動調查及其對林木之
影響」委託研究計畫期末評審會議紀錄

一、時 間：101年4月12日（星期四）上午10時整

二、地 點：本處3樓會議室

三、主 席：陳副處長耀榮

記錄：陳照鈞

四、參加單位及人員：詳如出席簽到表。

五、主席致詞：(略)

六、期末報告簡報：(略)

七、發言紀要

(一) 陳副處長耀榮

- 1、本項研究計畫，由結果得知造林木受野生動物危害情況嚴重，加以其他因素，如土壤性質等，致使造林木的情況不佳，仍希望以達到環境、野生動物及植生共生共存共榮為目標，由於動物防治的試驗效果有限，如忌避劑的使用，採圍籬的費用又所費不貲，建議請研究團隊對於造林方面的建議應更具體。
- 2、目前該造林地位於丹大野生動物重要棲息環境內，礙於法規的規定及環保的壓力，建議本區域的經營請研究團隊朝生態系經營的方向思考。

(二) 余課長啟瑞

- 1、期末報告內容部份：
 - (1) P1.摘要，鐵杉受損率請確認。
 - (2) P7.底徑建議修改為地徑。
 - (3) P11.各監測樣區類型建議再加以說明清楚。
- 2、成果報告書建議加入動物為害等相關照片。
- 3、台灣杉受損率較低，是否因為台灣杉苗木具刺手之硬質錐形葉，動物較不喜啃食。
- 4、造林撫育(刈草等)工作之影響，建議納入考量。
- 5、造林木88%以上遭動物危害，是否為死亡之主因？又造林木遭危害後，其復原情形如何？

(三) 林課長文培

- 1、由期末報告載明本地區 OI 值高達 56.24%，其受損(啃食)以 D.B.H 在 40 公分以上最少，0-10 公分最多，內中苗又以紅檜、台灣材受損最低，而其造林木多少亦受損害，是否有其他原因？
- 2、另報告中以圍籬曾在 2011 年 6 月施作，次(7)月即傾倒，效果不大，惟另忌避劑因受噴灑時間長短，食物的吸引力，鹿的飢餓度，降雨量影響，效果亦有限，在此二種方法之外，是否有其他方式來防治，建請惠予提供。

(四) 鍾主任國基

- 1、感謝王老師的研究團隊，尤其是博士班顏士清同學，在這段調查時間來辛苦了。
- 2、本案造林木於之前均為針葉樹，於第 1 次補植時再依附近植生情況酌量增加闊葉樹，如櫻花、楓香等，基本定位仍希望恢復林地，依現場觀察，其他造林地內的紅檜，胸徑 2 公分左右者，多有動物磨皮等受害情況而死亡，其他如二葉松林受害情況多有所見，紅檜啃食情況少，而台灣杉新芽仍有受害情況，但大苗受磨皮的情況尚嚴重。而圍籬費用高、忌避劑的效果不佳，能否依現場的情況，建議採保護區模式，利用小區塊造林，成為環境教育的場所，建立生態系經營典範。
- 3、有關收回造林地的經營與恢復林地的目標，建議王老師團隊依調查研究結果，提出將來本收回林地未來的經營的方向，以符合現場的實際情況。

(五) 張技士燕卿

- 1、有關王老師研究團隊依本研究設定的自動相機，茲因本處刻正積極研擬本試驗地延續性的研究及調查監測計畫，未來希望有機會再與王老師的團隊進行合作，建議王老師團隊暫且保留原設定之自動相機。

(六) 陳技佐照鈞

- 1、有關本研究計畫，原先設定擬辦理捕捉水鹿，進行水鹿活動空間的模擬，但因主、客觀因素致無法順利進行捕捉試

驗，而王老師團隊亦依野生動物保護法規定辦理申請完竣在案，惟無法完成水鹿捕捉，考慮本試驗目的在模擬水鹿活動空間模式，請王老師團隊具體說明無法順利完成捕捉水鹿試驗之原因，並請依本研究其他試驗的結果，完成水鹿活動空間模式之模擬。

- 2、研究報告中第五項結論與經營管理建議，茲因建議事項範疇略有差異，建請將建議事項分項條列。
- 3、本案利用自動相機進行監控試驗，報告多以文字敘述，尚無成果照片，而王老師的簡報中亦呈現自動相機的優秀的成果，建請除依委員意見加入動物為害等相關照片外，針對自動相機中動物照片的成果，請研究團隊篩選具代表性及趣味性等足以表現野生動物於林地生活的態勢照片，以獨立之章節表示，以顯示本項監控的成果，由於照片只顯示日期，請加註監控林班，以資將來本處引用時參考之依據。

八、結論

- (一) 本案期末報告內容原則同意，請中華民國國家公園學會研究團隊依與會人員之審查意見，加以修正。
- (二) 完整之期末報告及意見說明(數量及格式請依合約規定，含期末報告、簡報電子檔及照片原始檔案)請於收到期末評審會記錄二週內報本處核辦，並依合約書規定申請期末研究經費撥付事宜。

對委員提問之回覆

(一)、回覆陳副處長耀榮

1. 圍籬仍是最可行之辦法，可針對經濟價值較高的樹種進行小規模圍籬防治。
2. 由本研究發現，回收後的菜園環境為開闊草生地，促進了棲地多樣性，提供本區野生動物更多樣的棲息環境，建議可未來任其自然消長，並配合小規模的試驗造林，將本區改造為環境教育的場所，詳如報告書內所建議。此外，宜與本地居民協調建立共管機制，並把丹大野生動物重要棲息環境畫分為保護區、緩衝區、永續利用區等進行分區管理。

(二)、回覆余課長啟瑞

1. 依委員建議予以修正並校對。
2. 於修改報告中補充呈現這部分的資料。
3. 有此可能性，其成熟葉較為堅硬，較少遭受啃食，而嫩葉則較常被觀察到被啃食。
4. 我們將嘗試分析照相資料，看刈草工作是否影響動物的出現率。(分析後發現動物出現率無明顯改變。)
5. 我們不易直接將樹苗死亡原因歸因於動物損傷，其他因子如土壤、氣候等也可能造成樹苗死亡。動物的損害雖不一定嚴重到造成樹苗死亡，對其生長狀況產生影響也是問題。許多樹苗的生命力很強，甚至在刈草時被砍斷的都可能發出新芽，然其後續的成長可能並不樂觀。

(三)、回覆林課長文墻

1. 樹苗的受損以啃食為主，台灣杉的葉較硬而紅檜的葉可能有野生動物不喜歡的味。林木的受損以磨痕為主，據觀察磨損對象主要取決於樹徑而非樹種。
2. 仍可針對經濟價值較高的樹種進行小規模且較堅固的圍籬進行防治。從另一個角度思考，可以將樹苗當作食草供給野生動物使用，再將此區當作環境教育的場所，讓民眾可在此觀察到野生動物。數量控制則是未來必須討論的方法。

(四)、回覆鍾國基主任

1. 報告書中建議未來多重植紅檜與臺灣杉係針對樹苗階段，未來其成長後，的確可能面臨動物磨角的威脅。因此仍建議如前所述，將造林工作改為示範性造林，探討研究動物與植物之相互關係，並將其價值著重於作為教學資源。

(五)、回覆張技士燕鄉

1. 依委員建議辦理。

(五)、回覆陳技佐照鈞

1. 將於報告中增加這部分的說明。
2. 修改為分項條列。
3. 於報告中補充呈現這部分資料。