苗栗淺山地區國有林班地與鄰近地區
石虎保育綠色網絡建置與監測計畫

執行廠商　：　野聲環境生態顧問有限公司

負責人　：　姜博仁

計畫主持人　：　姜博仁

專案經理　：　王玉婷、曾建偉、李昱

研究人員　：　陳萱穎、呂明益、鍾佳衡、李承翰、謝秋香、林嘉言

中華民國　111 年 6 月

目 錄

表 目 錄

圖 目 錄

摘 要

苗栗地區淺山國有林班地約有45.68%作為出租造林使用，並持續辦理相關造林撫育及森林經營作業，如何兼顧林農既有租約權益與石虎保育，有必要針對石虎與其他野生動物對於伐採後造林地的利用進行了解，作為森林經營管理參考。另外，石虎與養禽場域的衝突所造成的死亡，亦是石虎族群的重大威脅。本計畫選定大湖事業區73、74、75林班總計11處不同年度伐採區進行石虎監測，並於此三處林班與西側淺山區域，建置48 km^2的1kmX1km網格調查系統，以探討伐採及造林後不同年度演替後石虎及其獵物的變化，同時藉由網格系統估算石虎族群，並透過捕捉追蹤，分析石虎的棲地利用，同時藉由養禽場域的自動相機監測，探討石虎與養禽場域的活動關係。目標為建置大湖事業區 73-75 林班與周遭私有地的保育網絡，進行苗栗縣通霄鎮石虎核心族群的自動照相機監測與捕捉追蹤，累積本區石虎的族群、棲地與空間生態資訊。

累積自2017 年12月開始監測到2022年2月，總共自2017年冬季到2021年冬季，其中有6個伐採樣區與西半側網格較晚期加入，因此資料年度較少。分析石虎與其他動物每年之自動照相機出現頻度(OI)，將每處伐採樣區動物年平均OI減去周遭對照森林區樣點之年平均OI之差值，並計算該年度伐採樣區造林後的演替生長年度，利用廣義加性模型分析趨勢，同時另外使用廣義加性模型與負二項式迴歸分析伐採區每處自動相機樣點動物年OI與環境因子和造林後演替年度關係。結果發現石虎在伐採後，造林後4年內，伐採區的石虎年平均OI皆比周遭森林區年平均OI還低，在造林後4年開始，不同樣區雖與周遭森林區互有高低，但年OI有逐漸升高的趨勢，並在造林演替年度6-10年呈現在伐採區有較森林區出現頻度高的趨勢，但於造林逐漸演替成森林，出現頻度逐漸降低，而與周遭森林區出現頻度差異不大，也就是有在演替中期有較高出現頻度的現象。這樣的趨勢，透過廣義加性模型單獨分析自動照相機樣點亦有同樣趨勢且統計上顯著，而於周遭森林區呈現較造林演替年度15-18年間的伐採樣區稍高的現象，且在森林區的出現頻度變異較低。比較造林10 年以內的伐採區樣點與森林區加上造林超過15年的森林環境的石虎行為類型比例，兩者並沒有顯著差異，但在屬

較為空曠環境的伐採區，相對森林環境有較高比例的領域相關(標記或嗅聞)行為(11.7% vs. 7.9%)、較低比例的覓食獵捕行為(1.2% vs. 3.3%)、不同物種間互動行為(1.2% vs. 3.5%)與警戒行為(0.8% vs. 2.6%)，並且在伐採區紀錄到一次自由活動犬群追石虎的行為。

其他動物部分，整體出現頻度趨勢呈現森林演替後期較高者包括赤腹松鼠、鼠科動物、台灣山鷓鴣、藍腹鷴、非雉科與猛禽類之其他鳥類等石虎潛在獵物，且森林區有顯著高於伐採區出現頻度的現象，在造林演替年度 10 年內的伐採區更為顯著。同樣在森林演替後期有較高出現頻度的還包括穿山甲和食肉目動物中之食蟹獴、鼬獾與白鼻心。山羌雖有在演替後期森林有較高出現頻度的現象，但並不顯著，在造林 4-5 年之後，差異便不明顯，而山羌在 4 年內的出現頻度逐年升高，顯示族群有增加的趨勢，同樣呈現出現頻度逐年增加的還包括食蟹獴與穿山甲。石虎潛在獵物台灣野兔以及食肉目之麝香貓則顯著在剛伐採與造林演替前期的環境有較高的出現頻度，但麝香貓在森林區仍有不低的出現頻度，竹雞有類似麝香貓的趨勢，同樣在森林區仍有不低的出現頻度，台灣野兔則在造林 5 年後完全消失。自由活動犬與貓，則有類似在造林初期環境可以有比森林區高出現頻度的現象，顯示因為伐採活動與便利的運材道路，加上伐採後較為平坦開闊的環境，讓犬與貓更容易進入活動，但犬貓在不同區域可能因其他如餵養、放養、棄養等未知因素而有出現頻度的差異。

針對 108 處伐採區與森林區自動相機樣點之地被、灌木、樹冠等 3 層之個別植物物種覆蓋度進行調查，使用群團分析與降趨對應分析進行植群分析，並比較各動物在不同分層林型之出現頻度差異。植群分析分群結果吻合演替階段，利用 Kruskal-Wallis 分析檢定各物種出現頻度於不同植群分類之間是否有顯著差異，結果發現鼬獾、白鼻心、地棲鼠類、赤腹松鼠、藍腹鷴、其他鳥類等動物在演替後期植群型有較高出現頻度，台灣山鷓鴣則在地被層部分偏好演替後期的環境。台灣野兔則相反，偏好造林初期的草生地環境。石虎、家犬、食蟹獴、麝香貓、穿山甲、台灣獼猴、山羌、竹雞等 8 種動物，則未於任何植群間有顯著差異。利用植群分析比較動物出現頻度的差異，大致與上述廣義加性模型分析結果相似。

養禽場域監測與追蹤石虎部分，利用自動相機架設於養禽戶近、遠距離監測，總計監測

13 戶。追蹤圍網效果，顯示圍網具有防護效果，圍網後仍有滋擾者主要為圍網邊仍有容易攀爬植物以及部分石虎個體行為上仍強行攀爬有關。自動相機監測資料顯示，比較圍網前後雖然統計上無顯著差異，但整體趨勢可以發現石虎在圍網補強前，石虎出現頻度在不同距離沒有顯著差異，圍網補強後，靠近禽舍的石虎出現頻度有較明顯減少的趨勢，而遠處的石虎出現頻度在剛圍網後，有稍微提高的趨勢，但第二季則略為下降，對比圍網後近距離石虎出現頻度降低的幅度，顯示圍網應有一定防治效果，且石虎即使減少在養禽舍近距離活動，仍然會於周邊活動，此也與無線電追蹤養禽戶捕捉之石虎於原地野放後活動範圍多數涵蓋原捕捉地相符。以石虎活動範圍的尺度而言，圍網並未對石虎活動產生顯著的影響，而能產生減少石虎靠近禽舍滋擾的機會。

納入過往生態給付計畫資料，養禽戶捕捉石虎後野放之個體，趨勢有迴避原本養禽舍的現象，重複侵擾比例為 15%(n=3)，其中 2 處禽舍補強圍網後即不再有重複侵擾情形。不再重複侵擾原因可能包括禽舍加強圍網防治，也可能有負面印象。而改侵擾其他養禽舍的案例比例為 10%(n=2)，顯示養禽戶捕捉後採取原地野放的方式，對於減少該個體滋擾原養禽場域可能具有部分效果，同時能降低其他年輕無領域之石虎進入移除後空缺之領域而產生更多滋擾問題。總計追蹤 18 隻石虎，套疊本計劃建置之養禽戶位置資料庫，可以發現除少數林班地活動之雌性個體，活動範圍可涵蓋超過 1 處養禽場域以上，顯示若要淺少養禽場域為減少石虎滋擾之致命性移除行為，必須更全面地進行養禽場域的有效防治。其中 16 隻與養禽場域有關之追蹤石虎個體，有 7 隻確認死亡，另有 1 隻發報器呈現靜止死亡訊號，但無法確定為頸圈掉落或死亡。7 隻死亡個體中 1 隻為路殺，5 隻在養禽舍附近死亡，另外 1 隻為頸圈遭人工割斷，推測丟棄路邊陡坡，撿回發報器位置並非原本死亡位置。比較本計劃追蹤個體以及他案苗縣府追蹤之 1 隻因養禽戶毒殺致死之石虎個體，總共 19 隻石虎中有 14 隻活動於非林班地淺山區域，5 隻活動於林班地周遭。活動於非林班地區域的 14 隻中有 7 隻在後續追蹤中死亡(最長追蹤天數 259 天)，死亡比例 50%，而 5 隻林班地周遭個體，追蹤期間內並未發現確認死亡個體。

石虎族群密度採用空間直觀捕捉標放-再捕捉法(SECR)估算，自 2019 年 5 月開始有較完

整網格資料起，估算每月 1 日之後 120 天之石虎族群密度，顯示有隨月份季節波動的現象，大致與繁殖與新生亞成個體加入之趨勢相符，但不同年度間略有差異。以每年估算之最低密度作為該年度最小存活族群量進行比較，2019 年(5-12 月)為 49.97 隻/百平方公里，2020 年為 54.38 隻/百平方公里，2021 年為 36.55 隻/百平方公里，在 2021 年有變低的現象，與 2020 年相比，下降幅度達 33%。統計自 2018 年 1 月開始，截至 2022 年 3 月資料，有拍攝到身體兩側其中一側可供辨識的特徵，並給予個體編號的，累計有 100 隻，只有單側但不同側斑紋紀錄的編號有可能是同一隻個體，因此實際上辨識出的不同個體應該少於 100 隻。有收集到身體左右兩側斑紋資料的有 52 隻，只有左側的有 21 隻，只有右側的有 27 隻，也就是可確認為不同個體的至少有 79 隻，但若僅以網格相機資料，不納入伐採區與森林區相機，可辨識 73 隻，並沒有顯著差異，顯示與 1km 網格相比，更密集的相機並未顯著增加辨識個體數，但進一步比較不同相機樣點重複拍攝的比例，單以網格相機資料有 42%的個體僅在 1 處相機拍攝到，並沒有重複拍攝資料，但若加入伐採區與森林區相機則降低到僅有 25%的個體僅在一處相機拍攝到，顯示要採用 SECR 估算族群密度，若採用小於 1km 的網格，較能累積更多個體在不同樣點重複拍攝資料，提高估算精確度。

此區林班地與周遭淺山區石虎密度與 2021 年苗栗縣 5 處 16 平方公里石虎密度估算、2020 年台中新社地區 30 平方公里石虎密度、2019-2020 年南投縣中寮鄉兩處 30 平方公里樣區密度相比，本計劃調查石虎密度樣區屬最高密度區，相對全台石虎族群佔有關鍵核心地位。石虎個體辨識資料包含至少 15 隻持續存活 2-3 年以及至少 3 隻持續存活 3-4 年，顯示林班地周遭石虎部分個體可存活至少 4 年以上，因第一次紀錄時無法確定年齡，這些個體追蹤 3 年之後的實際年齡可能更高，依照辨識個體 4 年追蹤資料，估算超過 2 歲以上個體佔此區族群約 31%或更高。若根據 10 隻可辨識斑紋的小石虎的持續辨識追蹤計算小石虎的存活率，存活到 6 個月可離開自行獨立生活至少為 0.7，存活到 1 歲到 2 歲之間存活率為至少 0.6，超過 2 歲存活率則至少為 0.2，與透過個體辨識估算 2 歲以上佔比差異並不太大。然而養禽場域捕捉之石虎個體以及路殺個體，年齡幾乎都在 2 歲以下，極少超過 2 歲的個體，顯示林班地周遭地區石虎的存活率可能較高，林班地周遭活動之石虎，可能因與養禽場域、人為聚落活

動或道路較少重疊，而有較低的死亡率。透過林班地周遭石虎的無線電與 GPS 追蹤，發現此區石虎會於林班地與外圍的淺山聚落鑲嵌區域來回活動，顯示石虎對於林地可能具有一定的生態需求。從追蹤個體最大活動範圍的直徑考慮，林班地加上周遭 3.5 公里內的緩衝範圍內，林班地與周遭淺山的石虎高密度區，應具有重要的核心來源族群(source)功能，後續相關開發行為都應針對石虎保育有更完善的考量。

然而，2021 年此區的石虎族群密度下降 33%的現象，建議長期追蹤監測，關注其趨勢變化。本區潛在的石虎威脅包括自由活動犬貓以及周遭的開發所導致的棲地喪失與林地棲地的破碎化，電塔完工後的施工便道亦可能讓自由活動犬貓更易侵入森林內部，而對石虎產生疾病傳播或直接追咬的風險，穿越林班地的苗 38 線周遭辨識的自由活動犬隻個體數量最高，達至少 83 隻。建議未來除針對周遭開發案嚴加審查管控之外，亦不建議有新的穿越林班地的道路開發，並針對周遭養禽場域加強友善石虎與圍網防治相關工作，以及自由活動犬貓的管控並進一步自生態敏感區中移除，應對本區石虎保育有實質的效益。

雖然林班地內小於 2 公頃的小面積伐採地，監測結果顯示多數石虎潛在小型哺乳類與鳥類獵物呈現演替後期的森林環境會有較高的出現頻度，僅台灣野兔因偏好草生地環境而在剛伐採完的 5 年內會出現。但可能因為石虎的活動範圍較大、能利用包括草生地等不同棲地類型，以及伐採的方式屬於小面積與分散式的輪伐，目前並未發現有顯著對石虎不利之影響，亦無資料顯示既有伐採與造林方式對石虎有具體有利之效益，但石虎可在開始造林後 4-10 年之間，對於伐採地有較高頻度的利用。由於多數石虎潛在獵物於伐採區有較少趨勢，加上剛伐採後有出現頻度較低現象，未來伐採方式除維持小面積之外，不同伐採地的距離應考量石虎活動範圍，新伐採區應間隔至少石虎的平均活動範圍直徑(如 2~3km)以上，保留每處伐採地周遭的森林提供石虎所利用，輪伐時間至少 20 年以上，並考量由於多數石虎潛在獵物於伐採區有較少趨勢，在伐採與造林方式上，可考慮保留部分易有動物利用覓食之大樹，造林樹種的選擇部分可考慮增加樹種多樣性與動物利用，以期提高石虎潛在獵物在伐採區的物種與數量，配合自由活動犬貓的管控與生態敏感區移除，並在永續林業的精神下，參考 FSC 森林認證的相關作業模式進行，應能達到兼顧伐採與石虎保育之目的。

關鍵詞: 林班地、伐採、養禽場、個體辨識、密度估算、最小存活族群量、存活率、石虎追蹤、石虎行為

Abstract

This project focused on the impact of logging on the wildlife in forest compartment 73-75 of Dahu Working Circle and influences of free-ranging poultry farms on the endangered leopard cat (*Prionailurus bengalensis*). Camera traps were set up in 11 logged areas and corresponding nearby unlogged forest habitat. An additional 48km^2 of 1km*1km grid system using double camera trap to ideintify individual was set up to estimate the density of leopard cats. Trapping and radio-tracking were also used to study the spatial ecology of leopard cats and their relationships with the poultry farms. Generalized additive model was used to analyze logging effect. Time local convex hull (T-Locoh) was applied to produce density and behavior isopleths. We used spatial explicit capture-recapture (SECR) to estimae population density. Leopard cats exhibited a hump-shape trend along the plantation duration and forest succession gradient. That is, they ocurred less frequently in logged area than unlogged forest in the first 4 years after logging and plantation, but started to increase thereafter and gradually decrease after 10 years. Current logging protocol, i.e. small area, 1 logging area per year, and sparce distribution of logging sites, did not seem to produce significant harmful effects on the leopard cats. However, feral dogs and cats which invaded into forest through logging could be a potential severe threat to the leopard cats. Most mammals and birds were found to ocurr less in logged area except small Indian civet (Viverricula indica taivana), Formosan hare (Lepus sinensis formosus), Reeves's muntjac (*Muntiacus reevesi*), and Taiwan bamboo partridge (Bambu*sicola sonorivox*). Fencing is found to be useful to protect poutry from the leopard cat predation. Camera trapping revealed reduced leopard cat activity near poutry farms and most poutry farmers reported no poutry loss after fencing. Tracking the leopard cats captured by the poutry farmers and released nearby the original capture site suggested that these leopard cats rarely invade into the same poutry farm and trapping-and-release may have certain negative conditioning effect to reduce conflict. However, 7 of the 14 (50%) tracked leopard cats active nearby these poutry farms were found dead between 27 and 259 days and 5 of them were likely to be poissoned or captured by human. No leopard cat is found dead for another 5 leopard cats tracked around the forest compartment indicating higher survival rate. This concurred with the results of leopard cat individual identication through camera trapping in the forest compartment. 31% of identified leopard cats survived at least over 2 years. Ten leopard cat cubs identified were followed and found to have 0.7 survival rate to leave mother and live independently, 0.6 survival rate over 1 year, and 0.2 survival rate over 2 years. Based on SECR estimates and the lowest density per year as the minimum survival population density, leopard cat densities are 49.97, 54.38, and 36.55 per 100 km^2 for from 2019 to 2021. Population dropped 33% from 2020 to 2021. This area is found to have the highest leopard cat density among the whole range of Taiwan. T-Locoh found leopard cats to move back and forth between the forest compartment and nearby fragmented lowland mosaic with human encroachment. Given the highest density, higher survival rate, and healthier population age structure having individuals over 2 years, this area is the most important core area for conservation of the endangered leopard cats. Relevant conservation actions and future reseach suggestions are proposed.

Keywords: leopard cat, camera trap, logging, population dynamics, density estimate, survival, forest succession

一、 前言

石虎（*Prionailurus bengalensis*）位居淺山生態系食物鏈中頂層，為健全生態系之指標。石虎分布以低海拔淺山地區為主，棲地靠近人類活動的區域，特別是農地與森林鑲嵌的土地利用型態，隨著愈來愈多的土地開發，造成石虎原始棲地的破碎化，同時亦大幅增加人類與石虎間的衝突威脅，數量與分布逐漸萎縮(姜博仁等 2015, 姜博仁等 2017)，現為第一級『瀕臨絕種』保育類野生動物。

新竹林區管理處 104 年提出「苗栗石虎野生動物重要棲息環境」規劃草案，初步規劃苗栗淺山國有林班地納入保護區範圍。然而，苗栗地區淺山國有林班地約有 45.68%作為出租造林使用，並持續辦理相關造林撫育及森林經營作業。若劃入石虎野生動物重要棲息環境，依照「開發行為應實施環境影響評估細目及範圍認定標準」第 16 條第一項第一款，為依森林法規定之林地或森林之開發利用，且位於野生動物保護區或野生動物重要棲息環境內，應實施環境影響評估，由於過去五年內累積皆伐面積超過一千平方公尺，因此並不符合第 16 條第一項第一款之例外條款:「皆伐面積或同一保護區或重要棲息環境最近五年內累積皆伐面積一千平方公尺以下，經野生動物保護區或野生動物重要棲息環境主管機關及林業主管機關同意者，不在此限」。因此，劃設「苗栗石虎野生動物重要棲息環境」與林農既有租約權益產生衝突，收回租約以劃設「苗栗石虎野生動物重要棲息環境」將會產生龐大經費負擔。然而，第 16 條第二項「砍伐林木屬平地之人工造林、受天然災害或生物危害之森林或基於瀕臨絕種、珍貴稀有及其他應予保育野生動物之保育、棲地營造需求，經林業主管機關同意者，免實施環境影響評估。」由於石虎棲息於與人類活動重疊的區域，能適應輕度的人為干擾活動，並能在包括農地、草生地、竹林等多樣化環境棲息。相關造林撫育及森林經營作業，產生之開闊環境，是否有可能亦為石虎所利用，若能有相關研究資料支持，探討是否可符合第 16 條第二項瀕臨絕種石虎之保育與棲地營造需求，則能避免收回租約之龐大經費負擔，持續進行符合石虎保育的造林撫育方式，以兼顧石虎保育和林農與護林協會之相關權益。

林國慶 (2009)針對花蓮林區管理處柳杉造林地下層疏伐和行列疏伐進行經濟效益的評估，指出無論是下層疏伐或是行列疏伐，其淨收益皆為負數，且小於不疏伐，認為若是以提

升林木經營區整體經濟效益考量的前提下，小規模的疏伐皆不符合經濟效益，建議將小規模的疏伐定位為研究性質，以協助未來林務局整體的長期疏伐規劃評估。由於疏伐對於生物多樣性亦可能有所影響，因此疏伐作業，亦需要針對生物多樣性進行相關監測與研究。由於友善疏伐及小面積的疏伐勢必會減少伐木本身帶來的經濟效益，要如何兼顧瀕危物種的生存空間及疏伐的經濟效益需要進一步探討。由於國內目前針對疏伐的研究大多針對中高海拔的林相做研究，缺少在淺山地區疏伐作業影響的相關監測研究，目前僅於台東安朔地區針對疏伐作業對中大型哺乳動物與鳥類的影響進行前後監測比較(姜博仁 2021)，但該區並無石虎。因此，即使現階段「苗栗石虎野生動物重要棲息環境」劃設暫時沒有持續推動的規劃，針對淺山石虎分布區的疏伐作業對於石虎的影響進行監測研究，幫助全盤了解不同疏伐方式、強度或面積等因子對於淺山生態系的影響，以利於瀕臨絕種石虎的保育。

前期計畫『減緩苗栗淺山地區野生動物與人類衝突之行動研究』針對大湖事業區 73-75 林班伐採作業對石虎利用進行評估(姜博仁等 2019)，比較石虎及其獵物在伐採地與周遭森林區的出現頻度是否有差異，作為協助判斷伐採地是否仍可為石虎所利用，及石虎獵物的出現頻度變化，作為評析伐採對石虎及其獵物的潛在影響資料。前期計畫基於 1 年多在伐採區與周遭森林區的自動相機資料分析，發現石虎都會利用伐採區，雖無足夠證據顯示石虎在伐採地的利用相對周遭森林區有顯著的利用頻度增加或減少的現象，但石虎、其他食肉目及其獵物出現頻度大多有森林區較高的趨勢，僅台灣野兔例外，麝香貓並沒有明顯的趨勢。整區森林的皆伐清除有可能造成石虎與其他動物利用的減少，但有可能隨著植被的演替而逐漸恢復利用，而伐採後經過 5 年與 9 年的兩處伐採跡地樣區，卻有最高的石虎出現頻度，尚未分析僅是樣區差異或是植被演替恢復的現象。若能持續長期監測這些伐採過的樣區石虎的出現利用是否有逐漸恢復利用的現象，則可以協助釐清伐採後石虎與其他動物隨時間演替後的利用差異，以進一步釐清林班地內伐採與石虎生態之關係。

貓科動物為生態系中的最頂層掠食者，而文獻中就發現至少有 75%的野生貓科動物有與人的衝突(Inskip and Zimmermann 2009)，而石虎在其分布範圍內經常有掠食家禽的事件發生，如在蘇門答臘就經常被視為危害動物而被獵殺(McCarthy 2013)。在台灣，問卷訪談調查結果顯示有皆接近 10%的農戶會自行或請人協助以捕捉或毒殺的手段，移除石虎(St. John et al. 2015)，而在通霄進行的石虎無線電追蹤研究，6 隻石虎個體都在一年內因為人為的毒殺與捕獵而死亡(裴家騏和陳美汀 2008, 裴家騏 2014, Chen et al. 2016)，顯示每年可能有相當多的農家會為了要保護家禽，而試圖移除在附近活動的石虎，對於石虎族群存續至屬關鍵，估計這些致死性控制死亡的石虎個體數量甚至可能高於每年因為路殺死亡的個體數量數倍(姜博仁等 2015, 姜博仁等 2017, 姜博仁等 2018)。為有效釐清石虎與人類之間的衝突狀況，新竹林區管理處於 106 年度推動執行「石虎捕食利用模式研究-以苗栗地區放養家禽場所及森林作業空隙為例」計畫，透過放養家禽農戶調查與訪談合作，了解家禽放養農戶附近的石虎捕食利用模式及生態行為，並據此建置淺山家禽放養場域適宜之友善防治設施，實質降低農損控制所造成的石虎死亡率(姜博仁等 2018, 姜博仁等 2019)。根據前期計畫監測圍網場域結果，在圍網後，發現圍網邊(<20m)的石虎出現頻度下降，但較遠距離自動照相機仍持續記錄石虎活動，出現頻度有高有低。而沒有圍網防治的石虎出現頻度，則有數處樣點較圍網禽舍周遭出現頻度高的趨勢，出現頻度較低的樣點多與不友善養禽戶或有養狗防治有相關，整體而言呈現石虎在沒有圍網防治的養禽場域有較高出現頻度的現象，但圍網後可防止石虎入侵養禽場域，且圍網後在周遭的棲地，仍然有石虎持續活動。然而，石虎在圍網後，在少了家禽作為食物來源，是否侵擾其他養禽戶，或有不同的移動或改變活動範圍，而透過友善操作，是否部分未圍網但願意友善對待石虎的養禽場域，可以提供石虎一部分穩定的食物來源，以提高其存活，是否適合作為保育瀕危石虎的一項手段，透過更多的追蹤研究，追蹤其存活，並透過相機拍攝個體辨識，將更能對石虎於養禽場域周遭生態，評估圍網成效以及對石虎的可能影響。林務局於 2019 年啟動友善石虎生態給付試辦計畫，其中包括養禽場域通報與拍到石虎獎勵金。由於此獎勵金僅能領取一次，因此難以保證養禽戶在領取獎勵金之後，養禽戶若還面臨石虎掠食家禽，是否仍願意以友善的方式對待石虎或進行場域改善。因此，對於沒有圍網防治石虎的養禽場域，有時需要進行捕捉後野放的方式，以舒緩養禽戶的負面情緒，而為避免異地野放影響石虎，通常採用原養禽戶附近野放，以確保石虎仍然在其原有活動範圍之內。因此，對於石虎在有圍網防治以及沒有圍網防治的養禽場域的行為模式與空間生態，實有必要加以瞭解，以釐清石虎在生態給付、圍網防治、捕捉並原場域附近野放的操作之下的行為模式，作為兼顧養禽戶與石虎保育的操作模式的決策參考。同時，搭配生態給付計畫，

建置完整的養禽戶資料庫，並透過捕捉追蹤，了解更多石虎侵擾養禽場域的行為模式，協助擬定更完善之友善防治的方式。

依照『石虎重要棲地評析研究』結果(姜博仁等 2015, 姜博仁等 2017)，苗栗縣通霄淺山地區是全台石虎連續棲地面積最大的核心族群之一，然而範圍內國有林班地呈現狹長，石虎的活動範圍最大可達10平方公里，單靠國有林班地並不足以保育石虎，前期計畫『減緩苗栗淺山地區野生動物與人類衝突之行動研究』的石虎衛星定位追蹤與自動照相機個體辨識結果，林班地內石虎經常來回活動於林班地及周遭外圍私有地之間，國有林班地外私有地利用環境包括養禽場域、森林、農地、農場與溪谷等。因此國有林班地在保育瀕危石虎族群需與鄰近私有地結合，方能發揮及擴大保育石虎的效益。

然而，現今對本區石虎族群數量仍不夠了解，前期『石虎重要棲地評析研究』僅根據楓樹窩捕捉與自動相機資料，對全台灣做很粗略的外差估算，並不夠精確。而了解族群數量對於瀕危物種保育是不可或缺之資訊。因此本計畫另外一個目標為結合西側私有地，了解石虎在林班地和周遭私有地的活動，估算國有林班地與周遭私有地之石虎族群，進一步釐清石虎在此區的族群數量，作為瀕危物種保育之基礎資訊。

本計畫選定之大湖事業區73、74、75林班為前期計畫範圍，為南北狹長之連續國有林地，區內承租戶迄今仍持續森林經營之施業，本計畫延續進行監測，以進行跨年度的比較。而林班地東西兩側私有地目前皆有程度不一的開發、養禽與農業活動，為通霄、銅鑼、三義交界地區僅存完整的大面積森林，可視此區為一個重要的野生動物庇護所，石虎族群穩定出現，此三個林班對於苗栗淺山地區石虎棲地保育，至為關鍵，針對此區結合林班地兩側(特別是西側)私有地與農地，在生態給付、社區巡守、友善農業、養禽場域友善石虎防治等操作下，可與林班地合併擴大石虎的保護效益，從森、川、里甚至延伸到苗栗淺山濱海保安林的保護，擴大石虎核心族群可用棲地範圍，改善林班地狹長保護帶的限制，擴大石虎保育效益。

本計畫以大湖事業區 73-75 林班網格調查為基礎，擴大延伸至林班地西側農地與聚落建置監測系統，持續收集該區石虎生態資料，並適時回饋友善石虎生態給付計畫推動調整。

二、計畫目標

(一) 持續監測伐採區石虎及潛在獵物的年度相對出現頻度變化，並與周遭森林區樣點比較，評析不同伐採年度的變化趨勢，以及林班地內伐採活動是否可作為石虎保育與棲地營造需求的一種森林作業方式。

(二) 探討石虎於養禽場域周遭的行為與活動，評析石虎因應圍網防治與否的行為模式與空間生態，作為後續是否執行廣泛的圍網防治的政策參考，以及友善石虎生態服務給付試辦計畫中養禽場域部分的成效評估。

(三) 建置大湖事業區 73-75 林班與周遭私有地的保育網絡，在養禽場域與農地的友善石虎農業操作模式下，進行苗栗縣通霄鎮石虎核心族群的自動照相機監測與捕捉追蹤，累積本區石虎的族群、棲地與空間生態資訊。

三、 背景資訊與文獻回顧

(一)伐採區背景資訊與監測之伐採區

1. 伐採區背景

2017 年新竹林區管理處『石虎捕食利用模式研究–以苗栗地區放養家禽場所及森林作業空隙為例』計畫藉由管理處提供大湖事業區 73-75 林班近年由通霄護林協會申請伐採的伐採案件資料，配合 2017/11/02 訪談通霄護林協會理事長宋正光先生與陳江燦先生，協助了解過往伐木情形，並進行現場勘查。茲摘錄該計畫對於伐採區背景調查報告內容並依照現況調整部分文字如下。

(1). 2017 年通霄護林協會訪談

A. 關於護林協會與伐木歷史

國民政府過去為了透過民間力量推廣保林和造林，於 1949 年頒布修正的「臺灣省鄉鎮護林協會章程準則」，於各地方成立護林協會組織。順應這股潮流，苗栗縣通霄護林協即於民國 1954 年成立，並向林務局承租國有保安林地進行林木經營。當時由協會成員自行繪製所有承租人所承租的土地位置、範圍，並給予編號，相關事務皆由護林協會進行統一管理。在協會成立之初，大湖事業區 73-75 林班地範圍都有林農分租進行伐採以及造林撫育工作，申請民營造林獎勵金。然而近年來由於農村人口外移，外加林業政策轉變，以及林農所得的利潤減少，各地區護林協會組織日漸式微。以通霄護林協會來說，林地伐採的頻度與面積相較於以往皆已大幅減少，以前一年砍 15~20 公頃還算是很正常的事，但依「開發行為應實施環境影響評估細目及範圍認定標準」規定位於山坡地、國家風景區或台灣沿海地區自然環境保護計畫核定公告之一般保護區，一般保護區一次砍伐面積 2

公頃以上皆需進行環評，因此現在要申請採伐的話，原則上每塊採伐地的面積不會超過 2 公頃。

B. 關於砍伐與栽植

協會伐採方式採取不分物種，全面伐除的方式。一塊採伐地的砍伐，大概會花 3~6 個月的時間進行砍伐。由於樹苗種植時間最好在雨季來臨(4月)之前為佳，否則樹苗會因缺水而枯死，導致存活率下降，因此大多數伐採地在進行伐採之後，會等到隔年年初才進苗木的栽植。

目前栽植樹種以林務局所提供的楓香、相思樹、台灣櫸為主，剛造林的時候，為了確保造林地內樹苗能夠順利生長，不會被其它雜草所掩蓋，一年大概會除草三次，第二年也有兩~三次左右，之後大概一年除草一次就可以了。對栽植樹苗來說第一年為適應期，通常苗木生長狀況不會太好，撐過第一年的樹苗生長狀況就會明顯轉好，存活率也較高。育林的期間，林務局的人員會定期來檢查伐採地的育林狀況，估算造林地植株的存活率與材積等等，決定是否達到領取造林獎勵金的標準，查核的工作會持續 20 年。

C. 採伐用途

早期偏好種樟樹，且價格划算，但是近期則以種植楓香為主，相思樹為輔，不再種植樟樹。伐除的楓香、相思多用於製作種植香菇的太空包。相思樹過去種植可製作木炭，現在則是跟楓香一樣，拿來製作段木為主，僅靠近基部的部分樹幹較寬，可以有比較多的運用。此外由於楓香的扎根深、抓地力強，種植楓香也有利於護坡與水土保持。

(2). 伐採區植群與 2017 年現場勘查

依照護林協會之訪談資訊，在協會成立初期，大湖事業區 73-75 林班地幾乎都曾進行砍伐，爾後才造林或逐漸演替，而大湖工作站提供的伐採區塊，主要為近 20 年曾經伐木過的區塊(圖 1)，後面以英文字母代表不同塊林地)。在 1997 年前，曾同一時間採伐 9 塊合計約 16.43 公頃的林地，並進行造林。近 10 年申請通過伐除區域的數量、面積都大為減少，不再像之前動輒一次伐除十幾公頃的面積。

由新竹林區管理處大湖工作站提供之伐木跡地資料，從 99 年度橫跨到 105 年度，配合通霄護林協會的協助，已經完成 20 年內伐木跡地的現場勘查。由於台電中部施工處當時正在進行通霄電廠燃氣複循環機組更新計畫，並陸續興建通霄至義和的高壓線路，2017 年在進行疏伐林現場勘查時就有遇到部分採伐跡地附近有電塔建設的工程正在進行(圖 2)，特別是天空步道附近，除了步道的鐵橋正在進行整修之外，緊鄰步道附近亦有至少 3 座 345KV 的電塔正在建設當中，而這類工程勢必會影響鄰近的 I、J、K、L 樣區，另外 Q 區同樣發現樣區旁有電塔工程正在進行當中。(註: 前述工程在 2017-2018 年之間，皆已陸續完工，但施工時修整的施工便道，即使在完工後，仍可能對周遭環境產生影響，如遊蕩犬貓或人為活動容易沿施工便道進入)。

2. 11 處監測之伐採區

2017 年『石虎捕食利用模式研究-以苗栗地區放養家禽場所及森林作業空隙為例』計畫即開始針對大湖事業區 73-75 林班地內由通霄護林協會申請伐採的區塊其中 5 處進行監測(圖 3)，並在 2018 年『減緩苗栗淺山地區野生動物與人類衝突之行動研究』計畫中，增加 6 處伐採區，總計監測 11 處伐採區(圖 4)。本計畫係延續監測同樣 11 處樣區，進行石虎與其他動物在伐採區與周遭森林區利用長期監測。

大湖事業區 73-75 林班地內由通霄護林協會申請伐採的區塊，伐採方式為皆

伐，但是伐採面積皆在 2 公頃以下。依據「開發行為應實施環境影響評估細目及範圍認定標準」，2018 年以前皆伐面積 4 公頃以下、保安林皆伐面積 2 公頃以下不用實施環境影響評估，本計畫的伐採跡地即屬之。

彙整本計畫延續調查監測的 11 處伐採樣區伐採年度、面積、伐採後造林樹種、人工建物與鋪面、開闊自然棲地與養禽場的距離等整理如表 1。伐採區以及周遭森林區對照組之植群現況簡述如表 2。11 處伐採樣區的環境照片，彙整如附錄七，各區位置詳如圖 4。

表 1、伐採樣區伐採年度、伐採方式、面積、伐採後處理狀況、與開闊地、農地、養禽場的距離

樣區編號	大湖事業區林班地編號	伐採時間	造林時間	伐採方式	面積(ha)	砍伐後造林樹種	自動相機樣點編號	距離（公尺）		
								開闊地(住家或道路)	農地	養禽場
樣區 1	75	2010	2011.4	皆伐	1.09	種植楓香、相思樹、烏心石	MLF25、MLF26 MLF27	132	222	756
樣區 2	75	2016.4	2016.6	皆伐	1.2	種植楓香、相思樹	MLF25、MLF26 MLF27	254	307	557
樣區 3	74	2016.11	2017	皆伐	1.65	種植相思樹、楓香、樟樹	MLF01 MLF02 MLF03	1	286	808
樣區 4	74	2015.9		皆伐	2.2	種植相思樹、楓香	MLF13、MLF14 MLF15、MLF32	138	155	1174
樣區 5	73	2013.11	2014.2	皆伐	1.02	種植楓香、相思樹	MLF07、MLF08 MLF09	195	331	770
樣區 6	75	2015.4	2016.7	皆伐	1.8	種植楓香、樟樹、相思樹	MLF39 MLF40 MLF43	36	126	344
樣區 7	75	2003		皆伐	1.93	種植相思樹、樟樹	MLF58、MLF59 MLF60	141	415	1235
樣區 8	75	2014.10	2016.8	皆伐	1.72	種植相思樹、楓香	MLF36、MLF37 MLF38	91	441	1182
樣區 9	75	2003		皆伐	2.68	種植相思樹、茄冬	MLF51、MLF52 MLF54	96	363	1011
樣區 10	75	2013.11	2014.2	皆伐	1.0587	種植廣東油桐、樟樹、楓香	MLF33 MLF34 MLF35	216	304	967
樣區 11	74	2015.4	2016.8	皆伐	1.67	種植相思樹、櫸木	MLF04、MLF41 MLF42	1	46	646

表 2、伐採樣區伐採年度、周遭森林區對照組之植群現況

樣區	區域	伐採年度	植群與優勢種
樣區 1	伐採區	2010	苗木種植時間較早，造林木已逐漸成林，樹冠明顯較其它樣區來的鬱閉，林木高約 3~5 公尺左右，灌木層主要樹種為楓香，其次為相思樹、烏心石。
	周遭森林區對照組		喬木層主要樹種為廣東油桐、樟樹、江某、相思樹、小梗木薑子，灌木層樹種以九節木為主，其次為山棕、烏皮九芎
樣區 2	伐採區	2016	主要種植樹種為楓香、相思樹，但也有不少自行生長的廣東油桐、白匏仔，平均樹高 3 公尺左右。
	周遭森林區對照組		喬木層主要樹種為相思樹，其次為白匏仔、廣東油桐、綠竹，灌木層主要樹種為九節木、山棕、江某、龍眼
樣區 3	伐採區	2016	目前狀態為人工幼齡林，平均高度為 1.5 公尺左右，主要樹種為相思樹、楓香、樟樹
	周遭森林區對照組		喬木層主要樹種為相思樹、白匏仔，灌木層主要樹種為相思樹、白匏仔、小梗木薑子、香楠
樣區 4	伐採區	2015	目前狀態為人工幼齡林，平均高度為 1.5 公尺左右，造林樹種主要為相思樹與楓香
	周遭森林區對照組		喬木層樹種主要為樟樹、相思樹，其次為野桐、粗糠柴、杜英，灌木層樹種主要為九節木、三腳鼈、山棕、江某
樣區 5	伐採區	2013	平均樹高 2.5 公尺左右，主要樹種為楓香、相思樹、白匏仔、山黃麻
	周遭森林區對照組		喬木層主要樹種為相思樹、江某，灌木層主要為九節木、小梗木薑子、軟毛柿
樣區 6	伐採區	2015	目前狀態為人工幼齡林，平均樹高約 2-3 公尺，主要樹種為楓香、樟樹、相思樹
	周遭森林區對照組		目前狀態為造林後逐漸演替為次生林，喬木層樹高約 15 公尺，主要樹種為廣東油桐、相思樹、山黃麻、白匏子等
樣區 7	伐採區	2003	造林年份較早，已逐漸演替為次生林狀態，樹冠層高約 12-15 公尺，主要樹種為白匏子、樟樹、相思樹
	周遭森林區對照組		次生林，樹冠層高度約 15 公尺，主要樹種為相思樹、白匏子、樟樹、香楠
樣區 8	伐採區	2014	目前狀態為人工幼齡林，平均樹高約 3-5 公尺，主要樹種為相思樹、白匏子、山黃麻
	周遭森林區對照組		次生林，樹冠層高度約 10-15 公尺，主要樹種為相思樹、香楠、白匏子、山黃麻
樣區 9	伐採區	2003	造林年份較早，已逐漸演替為次生林狀態，樹冠層高約 14-18 公尺，主要樹種為廣東油桐、相思樹、白匏子、山黃麻、香楠
	周遭森林區對照組		次生林，樹冠層高度約 12-15 公尺，主要樹種為樟樹、江某、廣東油桐、白匏子、山黃麻
樣區 10	伐採區	2013	平均樹高 5-8 公尺左右，主要樹種為廣東油桐、樟樹、白匏子、山黃麻
	周遭森林區對照組		目前狀態為造林後逐漸演替為次生林，樹冠層高度約 14-18 公尺，主要樹種為相思樹、樟樹、廣東油桐、江某
樣區 11	伐採區	2015	目前狀態為人工幼齡林，樹高約 4-5 公尺，主要樹種為相思樹、樟樹
	周遭森林區對照組		喬木層主要樹種為相思樹、白匏仔，灌木層主要樹種為相思樹、白匏仔、小梗木薑子、香楠

(二)前期計畫成果

前期計畫 2019 年「減緩苗栗淺山地區野生動物與人類衝突之行動研究」，在 13 處養禽場域，試辦輔導石虎友善防治，並配合自動照相機監測，以提供後續石虎友善防治執行參考。另外在大湖事業區 73-75 林班選擇 11 處不同年份伐木跡地，分別在伐採地與周遭森林區，在 60 處自動照相機樣點進行石虎以及石虎潛在獵物監測，並建置 3kmX10km 網格樣區，每處網格樣點使用 2 台自動照相機拍攝石虎兩側斑紋，進行石虎個體辨識，捕捉追蹤石虎，了解石虎於伐採區與森林區的利用狀況。

1. 輔導農民辦理淺山野生動物侵擾放養家禽場域友善防治措施

前期計畫完成 13 戶圍網防治示範戶以及其中共 7 戶之紅外線自動相機監測作業。各示範戶圍網範圍由 45 m~105 m 不等，若不計入工資，材料費用平均每戶花費為 22,863 元。圍網形式為立柱結合固定菱形網，立柱形式分別有採用直柱立柱(9 戶)、彎工立柱(3 戶)、直柱與彎工混搭立柱(1 戶)等。圍網成效部分，13 戶示範戶在圍網完成後，逐漸補強缺失，不管有無彎工，皆無石虎侵擾造成損失。因此，具有一定高度(2 m)的圍網，即具有防護效果。

透過在距離圍網之近(<20 m)、中(<50 m)、遠(>50 m)等 3 個距離內架設紅外線自動相機來監測石虎出沒頻度，整體而言，距離圍網較近的相機，在完成圍網後之石虎 OI 值有下降的趨勢，在距離圍網 ＞20 m 的中、遠距離之石虎 OI 值則在圍網後則較無一致的趨勢，顯示圍網可達到一定成效，而石虎即使在圍網後，仍然可持續在周遭活動，但出現活動高低，因監測時間不夠久，可能皆與季節、人為活動與其他干擾有關。

2. 探討大湖事業區 73-75 林班森林伐採作業與淺山野生動物生態關係

國有林班地森林伐採跡地監測，石虎大致有剛伐採完的前幾年(2015 年之後伐

採)較偏好於森林區活動的趨勢，鼬獾、白鼻心、食蟹獴在考慮樣區差異後，也大致呈現森林區高於伐採區的現象，麝香貓則似乎較無明顯的趨勢，不同樣區伐採區與森林區各有高低。四季變化部分，伐採區石虎出現頻度變化雖有差異，但多數樣區都有在秋季下降的趨勢，相較於伐採區，森林區的石虎出現頻度較無明顯規律。

石虎獵物的比較，若將樣區 7 和 9 以森林環境視之，僅看 2010 年後伐採的 9 處樣區，除了樣區 6 伐採區顯著高於森林區之外，整體鼠科動物有森林區高於或接近伐採區的趨勢。因國有林班地主要以偏好森林的刺鼠為主，因此這可能是森林區有拍攝較多鼠科動物的可能原因。赤腹松鼠則是明顯在森林區有較高出現頻度，石虎主要的獵食對象-雀形目、雞形目與鴿形目鳥類在 11 個樣區之伐採區與森林區的平均 OI 值，多數樣區的森林區 OI 值亦皆高於伐採區。僅有台灣野兔呈現相反的趨勢，且有出現頻度逐年遞減的現象。整體來看，森林區有較伐採區石虎潛在獵物較高出現頻度的趨勢，連續森林內創造開闊環境(伐採)，其邊際效應與剛伐採前幾年的草生地環境，與平地淺山農田和森林鑲嵌的環境應有很大差異，原因可能在人為聚落有其他的鼠科動物，而農地作物亦可能可以提供更多鼠類的潛在食物來源。

相較於家貓，家犬十分普遍的出現於林班地之中，透過自動相機影像總計辨識出至少有 204 隻犬隻，也有特定個體在不同的樣區皆有紀錄，顯示犬隻在伐採地與樹林的活動能力強，且活動範圍亦十分廣闊，而通往伐採林地的便道可能又增加家犬進入林班地的頻度及範圍，另外這些可辨識清楚的家犬耳朵幾乎都沒有結紮過的剪耳標記，調查過程也觀察到成群 10~20 多隻的群體，在樣區內也有紀錄到家犬追捕石虎與獼猴的紀錄，而石虎在較為空曠的伐採區的活動模式似乎有避開犬群活動時間的趨勢而偏夜行。犬隻的管理，在未來疏伐經營中，應有配套管理措施，以減少對國有林班地野生動物的影響。

透過自動照相機辨識林班地與周遭地區石虎，30 平方公里的範圍內，至少可以辨識出 22 隻不同個體，考量部分不會被拍攝記錄的個體，以及僅拍攝左側和僅拍攝

右側的也可能是不同個體，只是無法確認，實際數量應該更多。但這是累積 1 年多所有的影像進行辨識，考量開放族群，以及有記錄到 5 筆母石虎育幼，同一短時間內，以有效繁殖族群數量可能較低。這些林班地內記錄到的個體，多數也都可以在其活動範圍內的伐採區拍攝到，顯示都會利用伐採區，只是利用的頻度與行為，因不同個體或環境，而各有差異。然而自動相機並非是具有高速快門適合辨識個體斑紋的機型，因此辨識率較低，後續仍須使用適合辨識個體花紋的機型，才可能有更精確的估算。

捕捉追蹤定位林班地內 3 隻石虎，1 隻母石虎可能已被捕捉(發報器被破壞)，1 隻公石虎發報器掉落僅有有限資料，第 3 隻母石虎有完整的追蹤定位資料，結果顯示此隻母石虎很少利用或穿越伐採區，透過較為密集的追蹤定位，該隻母石虎並沒有偏好伐採區。此隻石虎頻繁利用林班地西側與建民農場附近交界處再返回森林休息。

資料雖無足夠證據顯示伐採對石虎有顯著的助益或負面衝擊，不同樣區可能受遊蕩犬、人為干擾、刈草、種植樹種、伐採年度、現場與周遭環境差異、或林道可利用度而有不同趨勢。但考量樣區 7 和 9 的森林環境、樣區 1 逐漸形成森林、樣區 6 和 11 的可能特殊環境，石虎、其他食肉目及其獵物出現頻度大多有森林區較高的趨勢，僅台灣野兔例外，麝香貓並沒有明顯的趨勢。自動相機與追蹤定位，並沒有顯著支持石虎在伐採區有較高的出現頻度或利用，石虎潛在獵物也沒有在伐採區有顯著提高的趨勢，森林伐採造成的邊際效應迥異於農墾地與森林鑲嵌環境，而此區完整森林與對應陡峭的環境，則提供石虎安全躲藏、休息、繁衍與覓食的環境，也可以同時到林班地周遭農地、草地、溪溝與邊際地帶覓食，然而伐採林路與造成的空曠環境，卻可能造成偏好平原開闊環境的遊盪犬隻侵入森林內部，對野生動物產生衝擊，調查過程也的確記錄到成群的遊盪犬活動以及追擊石虎、獼猴、藍腹鷴等影像。

藉由網格相機的石虎個體辨識，以及無線電追蹤定位，發現石虎不會僅在林班地內出現，也會利用一部份周遭的私有地，但仍以林班地為主要的活動範圍。本區石虎出現頻度平均值高於南投與台中，屬全台石虎族群之熱區，麝香貓亦比南投與台中淺山區域還高出許多，鼬獾出現頻度也較高且本區非狂犬病疫區，加上林班地完整的森林環境，凸顯本區在全台淺山生態的重要性。

3. 大湖事業區 73-75 林班與周遭森林區域植物概況–植物樣方調查

植物共調查紅外線自動相機 87 個樣點（以下稱之為植物樣方），除了網格 10-A 樣點為未被破壞之天然闊葉林以外，其餘皆為曾遭伐林之後重新植林之造林地。根據伐林時間不同，樣方之木本植物社會形成相當不同之森林結構，因此根據植物演替階段可將所有造林地植物樣方大致區分為 2 類區域：(1)伐採區：10 年內曾伐採之森林，共 28 個樣點，樹冠大致仍未鬱閉。(2)森林區：前一次伐採為 10 年前以上之森林，共 59 個樣點，樹冠多數已鬱閉。樣區 7 與樣區 9 雖然是伐採跡地樣區，但由於是在 2003 年進行伐採，距今已超過 19 年的時間，伐採跡地內喬木已蔚然成林，樹冠呈現鬱閉狀態，所記錄的植物種類亦與森林區物種較為相近，因此在進行植被討論時也將樣區 7 與樣區 9 內的 6 個樣點歸在森林區，僅伐採時間在十年之內的樣點歸在伐採區。內文所提及之植被將依此基礎進行論述。

(1) 樣區植物種類統計

所調查之植物樣方中，一共記錄植物 93 科 189 屬 263 種（附錄九）。生長型態方面，包含 86 種喬木，44 種灌木，47 種藤木，86 種草本；原生屬性方面，包含 17 種特有種，206 種原生種（非特有），39 種歸化種，1 種栽培種。植物總名錄見附錄九。

於伐採區調查中，一共發現植物 65 科 124 屬 149 種。生長型態方面，包含 48 種喬木，19 種灌木，27 種藤木，55 種草本；原生屬性方面，包含 12 種特有

種，111 種原生種（非特有），26 種歸化種，無栽培種。

於森林區調查中，一共發現植物 88 科 160 屬 219 種。生長型態方面，包含 76 種喬木，41 種灌木，42 種藤木，60 種草本；原生屬性方面，包含 17 種特有種，178 種原生種（非特有），23 種歸化種，1 種栽培種。

於植物型態上以喬木與草本植物較多，兩者比例相同(32.7%)約各佔 1/3，由於植物種類以草本為多數，因此一個地區喬木與草本種類數相當的情形十分罕見，其原因可能有二：一為樣方多數皆設置於森林內，較無道路邊坡或開墾地邊緣之環境，因此草本種類較少。二則可能因為調查區域網格 10-A 樣點之外，皆為砍伐後重新種植之人造林或自行演替之次生林，植被曾被清除且尚未達到演替後期之森林，生育環境較單一而缺少原始森林內之草本種類。其中，喬木種類所占比例高之趨勢於森林區較伐採區明顯許多，森林區之喬木種類高於草本種類；伐採區則相反。顯示伐採區因為陽光充足而有較多先驅性草種，例如紫花藿香薊、加拿大蓬、粉黃纓絨花、鵝仔草、闊葉鴨舌癀舅、鼠麴舅、酢漿草等等，其中這些先驅性草種也有將近 1/2 比例為外來歸化種，因為這些優勢的外來歸化種適應的環境多半為開闊地或陽光充足的區域。因此，若查看外來種與原生種的比例，也可發現此趨勢，即伐採區之外來種比例高於森林區之外來種比例。因此，若本區域造林地維持森林環境，將可減少外來種的危害。由於植物樣方沒有涵蓋到民家耕種區域，因此栽培種於全部植物樣方僅調查到 1 種為濕地松，是苗栗低海拔區域的造林樹種之一，但幾無天然更新之紀錄，在此不列入歸化種。

臺灣特有種共記錄臺灣金狗毛蕨、臺北鱗蓋蕨、大錦蘭、山棕、細葉麥門冬、小梗木薑子、大葉楠、香楠、臺灣楊桐、臺灣格柃、長枝竹、桂竹、臺灣矢竹、臺灣石楠、石斑木、烏皮九芎與三葉崖爬藤等 17 種。除了大錦蘭較為集中於臺灣島南北兩端之分布外，其他皆為全島普遍分布之物種，並無少見之特

有種類出現於本區域。

根據 2017 年臺灣維管束植物紅皮書名錄(臺灣植物紅皮書編輯委員會 2017)，記錄 1 種瀕危(EN)植物－竹柏，以及 2 種接近受脅(NT)植物－箭葉陵齒蕨與天料木。資料不足(DD)等級亦有 2 種－平原菟絲子和臺灣矢竹，兩者皆為常見種，並非稀有植物。

(2) 樣方植物演替情形

本區造林地之植被演替序列依照演替順序大致可區分為 4 個階段，大致上可推估前 3 個階段之植物種類演替序列是可預期、有關聯且連續性的，因此有些樣方可能介於 2 個階段之間而無法清楚劃分。然而，僅有一個未曾遭受人為破壞之天然闊葉林樣方屬於第 4 階段，而且無法借此樣方作為第 3 階段後預期之發展方向，因為天然林之大面積砍伐已導致成熟森林之種源從苗栗低海拔斷絕，且人為帶入了強勢的相思樹、廣東油桐等等區域外來種或國家外來種源，故無法確定未來之演替逐漸進入後期後，植物組成是否會與完全未遭受破壞之天然林類似。以下為造林地森林演替階段之敘述：

A. **第 1 階段－林木建立：**

本階段為造林木小樹新植階段，特徵是有大量草本植物（例如白背芒、棕葉狗尾草、葛藤等）生長，其中包含多種入侵或歸化種（例如大花咸豐草、貓腥草、小花蔓澤蘭等），並有先驅木本植物發芽成長（如白匏子、山黃麻、廣東油桐、野桐等），若未清除則將快速超過造林木之高度，故為經常需要人工除草撫育之造林區域。整體樹高不超過 5 公尺，天然生長之大部分植物果實皆非可提供動物取食之種類。伐採時間約為 5 年內。代表之樣點如 MLF02、MLF39、MLF40、MLF43。

B. **第 2 階段－林木分層：**

本階段為林分成熟，林分結構逐漸有樹冠、灌木與地被層之分化，可以見到先驅樹種（例如山黃麻、廣東油桐、相思樹、白匏子等）快速成長至樹冠層並完全佔據，演替中後期之自生樹種（例如小梗木薑子、杜英、香楠、墨點櫻桃、樹杞、刺杜密、江某等）已從森林底層發芽，高度約為 3 公尺以下處於灌木狀態，並與小喬木（例如茜草樹、狗骨仔、三腳虌等）和灌木種類（例如九節木、山棕、臺灣山桂花等）交錯共存。地被層之草本種類由於陽光尚未受到灌木層完全遮蔽，故生長旺盛，可以見到的植物如各種蕨類（粗毛鱗蓋蕨、臺北鱗蓋蕨、熱帶鱗蓋蕨、半邊羽裂鳳尾蕨、細葉複葉耳蕨、海金沙等），以及耐蔭的被子植物（例如弓果黍、竹葉草、高節沿階草）和演替中後期樹木幼苗，而這些地被層種類多半已可以維持生長至森林演替後期，只是隨著演替階段與時間推進，受上方木本植物結構改變影響陽光入射量，以及新進入之地被層植物影響，地被層各種之覆蓋度會於後續演替階段有所變化。在此階段中，第 1 階段之先驅型之草本植物大致已被淘汰，僅存零星個體生長於樹木較稀疏之處。非先驅性的藤本植物（例如南五味子、雙面刺、風藤、蓬萊藤、三葉崖爬藤、來社土茯苓、糙莖菝葜等）也逐漸生長，使森林結構漸趨複雜。樹高已可達 8-15 公尺，視森林立地條件與發育時間而有所差異。此階段之林分結構可能需要大約 10 年以上之發育時間才能到達。代表樣點如 MLF05、MLF06、MLF29、MLF58。

C. **第 3 階段－林木取代：**

原則上與前一個階段在種類組成上並無太大差異，樹冠層仍然是由先驅性樹種佔據，但先驅樹木已有逐漸老化之趨勢，壽命較短之種

類如山黃麻、白匏子等已可見衰弱的跡象，相思樹與廣東油桐則需要更長時間才會逐漸被取代，並且，林下已無先驅性樹種幼苗能夠成長。與前一階段不同的是，原本呈灌木狀生長之演替中後期樹種（種類見前段敘述），於本階段已成長為喬木並抵達第一樹冠層下方，形成第二層喬木，因此整體林分結構上多了 1 層。第二層喬木分布較為稀疏，種類較多，且高度稍有差異，未若第一樹冠層種類較少、樹冠高度一致而緊密。本階段由於發育時間較久，灌木高度也漸與小喬木分開，但整體而言兩者之高度仍為連續性，且與第二層喬木有所區隔。本區域造林地多數樣方之灌木層，九節木佔有相當優勢的覆蓋度，但於本區天然闊葉林優勢卻沒有如此明顯，可能表示九節木在中度干擾過後的森林較具有生長優勢，有待其他研究區域後續比較跟討論。藤本植物持續生長，許多已攀附於第二層喬木，接受充足光線並達到可繁殖之條件。至於林下地被層方面，由於上方木本植物分層增加，光線受到層層木本植物過濾與利用已經大幅減少，故地被層之覆蓋度相較於前一階段有所減少，但種類則相當，並包含許多耐蔭之木本植物幼苗。地被層覆蓋度主要與灌木層密度有關聯，因此於樣方間或樣方內之變化較大。樹高可達 15 公尺，甚至在土壤條件較佳處可達 20 公尺。本階段為目前記錄到之造林地的最高階段，但先驅樹種皆仍未被取代，顯然並未到達自然演替後期之森林，因此可以預期演替序列仍然持續有方向性地進行中。然而，由於人類對苗栗丘陵森林的大規模干擾，包括伐林、開發與區域外來種引入，故造林地若不再受到人為干擾而達到演替後期之森林時，可能與目前觀察僅存之天然闊葉林區域種類組成有所差異。代表樣點如 MLF16 MLF18、MLF25-2、網格 2-B。

D. **第 4 階段－林分成熟：**

本階段處於演替後期之森林，此種林分通常只出現在歷史上未曾受人為破壞之區域。範圍內之天然闊葉林大致位於調查所有樣方之南側邊緣，接近火炎山脈北段稜線，且較為陡峭不易達之處。此種林分之分層結構十分複雜，因經過無數次喬木取代（因風倒、疾病、老化等），加上不均勻之木本植物年齡與十分多樣之草、木本植物種類（生長速度和優勢條件皆不同），因此植物高度從草本到樹冠層常常呈現連續性變化，並有許多藤本植物連結其間，不似第 3 階段清楚而明確的分層結構。各層之種類皆非常豐富，尤以地被層之多樣性最為突出，可高達 36 種並包含各種草本與木本植物之幼苗。並且，在同一樣方內出現多種人造林區域較為稀少的種類，如紅楠、紅葉樹、臺灣糊樗、臺灣楊桐、橢圓葉赤楠、大屯求米草、乳藤、厚皮香、華八仙、石斑木、落鱗鱗毛蕨等。樹冠高度可達 10 公尺以上。然而，天然闊葉林中，雖然林分的特性，如樹齡分散、種類較多、分層不明顯呈連續性結構等特徵與上述相同，但在樹種組成上往往隨著海拔、位置、坡向、水分等條件不同而有極大差異。因此造林地原本生長之天然闊葉林物種組成，根據每個樣方之立地肯定多少會有差異，而無法以唯一天然闊葉林（網格 10-A）做推估。然而，本地歷史中其森林的演替過程，在人類介入干擾之後，發展的方向很可能會與曾經存在的組成有相當程度的差異，故在此所敘述的第 4 階段，或許不是這些造林地未來的演替方向。至於範圍內造林地未來的演替方向，則有待時間與持續地追蹤觀察來了解。

(3) 可食果植物種類分析

在種子植物中，許多植物果實或種子藉由動物之移動能力以協助其種子傳播至遠處，其中一種廣泛在植物中演化出的策略，便是生產營養豐富的果實來吸引動物取食，並經由動物攜帶或排遺而達到傳播種子與後代之目的。對生活

於森林中的草食與雜食動物而言，這些營養豐富的植物果實成為非常重要的食物來源，因此植物果實的生產量與種類多寡將影響食果動物之族群、分布與活動模式，並進一步影響到捕食他們的肉食性動物。本節希望藉由植物調查所獲之種類為根據，分析樣方植物名錄上所有植物種類，挑選出食果性鳥類與哺乳類（例如：地棲雉科鳥類、鳩鴿科鳥類、齧齒類動物、麝香貓、白鼻心等等）可能取食其果實之植物種類，來探討造林地植物種類如何影響動物族群與其食物來源，以及演替階段中不同的植物社會是否可能對於動物利用產生影響。食果植物種類挑選原則有四（1）植物果實屬於肉質果，即漿果、核果或聚合果等（2）果實屬於乾果，但其種子內之養分受到齧齒類動物青睞，如堅果（3）成熟果實顏色鮮艷吸引動物注意（4）成熟果實無對哺乳類和鳥類之毒性，並配合文獻與網路資料搜尋佐證，得到推測結果。需要留意的是本節之分析有其限制性，主要在於並非每個物種皆有直接觀測動物取食或排遺之資料，且每種植物在不同動物類群中也有偏好差異，故可能有零星植物種類吸引動物之能力在推測上會有所誤差，然而以植物名錄整體種類比例而言，應不致有誤。

依上述原則挑選出可食果植物種類共 124 種，詳姜博仁等 (2019)報告之附錄九，佔全部種類 47.1%，森林區 111 種（占森林區種類比例為 50.7%）、伐採區 66 種（占伐採區種類比例為 44.3%）。在造林地樣方所有被食果植物中，有 13 種僅出現於伐採區，多數為先驅物種（例如：白葉釣樟、短角苦瓜、構樹、蛇莓等），僅出現於森林區則有 58 種，但由於森林區樣點數高於伐採區，因此後者數值較高可能為樣方數較多所造成。

雖然先驅物種亦有被食果植物種類，但整體而言森林區之被食果植物種類比例相較於伐採區高，因此推測造林地中喜愛陽光之先驅性物種，產生不具食用性之果實之植物種類相對於演替中後期植物種類多，可能使野生動物之食物資源較少，並影響到食物鏈上層之動物生態。這樣的結果也指示演替中後期森林環境中，被食果性植物所佔比例較高。由於動物採取果實後排遺或儲藏之位

置也是影響植物發芽條件的重要因子，因此若食果之動物較多為傾向森林性活動之種類，也有可能導致在演化上演替中後期之植物相較於先驅植物更傾向利用可食用的果實吸引動物協助傳播。由挑選之被食果植物比例可知，演替時間較長之森林環境，除了植物多樣性較高之外，可提供動物取食之資源也更多，對於動物生態有正面效益，因此建議造林地若可以維持森林狀態，減少伐木頻率，或不使用一次全面性皆伐之方式，留存演替中後期植物與其喜愛之環境，除了維持植物多樣性之外，也將有助於提供本區哺乳類動物和鳥類族群穩定食物，對其野外族群的存續有正面幫助。

此外，現有造林地中所記錄到之造林樹種包括 7 種，分別為楓香、臺灣櫸、相思樹、廣東油桐（千年桐）、油桐（三年桐）、烏心石和樟樹，其中廣東油桐、油桐和樟樹為早年造林所選用，楓香、臺灣櫸、相思樹為 10 年內造林所選用，烏心石則僅有樣區 1 造林採用。以上樹種除了烏心石和樟樹之種子或果實可提供食果動物食物來源之外，其餘皆是無法食用或有毒之乾果。因此建議未來若有新植林分或者需補植之情況，可以優先挑選原生且具有可食性果實之喬木種類，增加造林木多樣性，提供更多生態服務。參考木材用途與生態功能考量後，以下提供幾種樣方植物名錄中適合大湖事業區 73-75 林班可用於造林樹種之建議：

A. 楝科，苦楝(Melia azedarach L.)：木材堅硬可利用，成長快速，可種植於伐林後之先驅環境。
B. 樟科，樟樹(Cinnamomum camphora (L.) Presl)：成長快速，木材良好、芳香且耐腐朽。
C. 柿樹科，山紅柿(Diospyros morrisiana Hance)：木材良好，樹幹單一直立。
D. 杜英科，杜英(Elaeocarpus sylvestris (Lour.) Poir.)：生長快速，木材可做香菇椴木。

E. 樟科，楨楠屬(Machilus sp.)：生長快速，樹幹單一直立。

F. 殼斗科樹種(Fagaceae)：木材可做香菇椴木。

G. 羅漢松科，竹柏(Nageia nagi (Thunb.) O. Ktze.)：木材極佳，耐蔭性良好樹種，可待苗木生長到一定的高度後，作為後續補植之苗木，種植於林下。

(三)伐採對石虎與其他動物影響相關文獻

前期計畫中主要針對伐木作業對石虎的相對豐富度的影響做評估，而為了要提出合適的林業管理與石虎保育對策，需要進一步探討伐木對石虎族群主要與潛在的影響因子。過去已有許多文獻證實伐木作業會造成區域內的植群、土壤以及微氣候劇烈的變化(Blonder et al., 2018; Cannon et al., 1998; Pinard et al., 2000)，同時也會造成野生動物族群一定程度的衝擊(Mayor et al., 2015; Meijaard et al., 2006)。在東南亞及南美的雨林，伐木作業對野生動物的影響主要來自於棲地的破碎化以及狩獵壓力的增加(Meijaard E., 1994)。這些影響不僅來自於砍伐目標樹種所造成的林相改變，為了伐木需求所開闢的作業道路以及伐木過程中倒木及木材的拖曳所間接傷害的樹木及下層植被會使得林相恢復的時間延長，也是造成棲地破碎化的主因之一(Malcolm &Ray, 2000; Pinard et al., 2000)。除此之外，作業道路及森林底層植被的破壞也使得獵人能夠更加深入林內狩獵(Bennett &Gumal, 2016; VanVliet &Nasi, 2008)。

伐木所造成的棲地破碎化會使得原有棲地面積減少，因此活動範圍較大的物種所面臨的食物、巢穴及繁殖權的競爭會增加，成年個體的存活率也會受到影響(Meijaard E., 1994)。除此之外，在破碎的棲地中，幼年個體被掠食者捕食的機會也會增加，而家貓和家犬等外來種也更容易與野生動物接觸，造成野生動物被獵捕及疾病傳播的風險增加(Galetti &Sazima, 2006; Torres &Prado, 2010)。Crooks (2002)的研究提到，在棲地越破碎且距離其他棲地越遠的情況下，野生食肉目的分布及豐富度都會顯著下降，而家貓及赤狐等外來種則剛好相反。

Laidlaw (2000)在馬來西亞的研究也發現，棲地面積、棲地形狀及棲地品質(在此篇是由樹種的豐富度作為指標)會影響到哺乳類動物的豐富度。其中，棲地面積大小是最直接影響物種豐富度的因子，且大型草食獸及野生食肉目動物受到的影響最顯著，其原因可能與活動範圍大小有關。在其他影響因子方面，此研究顯示當棲地的樹種越單一時，哺乳類動物的物種數會降低，而當棲地的形狀接近圓形時，其物種豐富度也高於面積較大但形狀狹長的棲地。

當棲地呈現破碎化時也會連帶產生邊緣效應(Edge Effect)。邊緣(Edge)一般泛指為不同生態系的交界處，而在邊緣處的環境與生物組成通常與原生態系有所差異，因此又被稱為邊緣效應。由於伐木會使得光照與風更容易進入到森林，造成森林邊界的微氣候改變及林相持續的變動，此時的在兩棲地交界的生態會與原先棲地有所差異，因此又被稱為邊緣效應(Voller J., 2000)。邊緣效應對不同野生動物的影響程度有所差異，舉例來說，有些草食獸及嚙齒類偏好森林與疏伐區的交界，以及疏伐後的區域(Brodie et al., 2015; Malcolm &Ray, 2000)，且隨著疏伐完的年份增加，疏伐區內嚙齒類豐富度反而會降低。而 Salek (2010)則指出當嚙齒類等小型哺乳類在森林與農地棲地交界的豐富度上升時，某些貂科和赤狐(*Vulpes vulpes*)等小型食肉目的豐富度也會增加，顯示部分小型食肉目可能會受到潛在獵物的分布影響而增加利用棲地邊界的頻率。然而，這個研究將家貓(*Felis catus*)及家犬(*Canis lupus familiaris*)也納入小型食肉目的分析當中，因此可能無法完全反映出野生食肉目動物的棲地利用偏好。

在 Brodie (2015)針對中大型哺乳動物的自動相機調查中則發現，原始林和疏伐林的邊緣效應可能長達 2-4 公里，且在沒有狩獵壓力的情況下，水鹿(*Rusa unicolor*)和爪哇野牛(*Bos javanicus*)等大型草食獸明顯偏好利用疏伐後的森林，除此之外，在疏伐區內距離邊界越遠，上述物種的相對豐富度越高。而多數食肉目動物，包含石虎、白鼻心(*Paguma larvata*)及扁頭豹貓(*Prionailurus planiceps*)等物種僅在原始林中被拍攝到，而巽他雲豹(*Neofelis diardi*)則是在兩個區域都有被記錄到，但明顯偏好使用原始林。在原始林中的巽他雲豹在越靠近邊界的相對豐富度越高，而石虎則呈現相反的趨勢，顯示此兩物種都有受到邊緣效應的影響。此篇文獻是目前唯一一篇探討疏伐與邊緣效應對食肉目動物分布的影響的研究，然而，由於多數食肉目動物被記錄到的次數少於 5 次，因此在邊緣效應的探討上受到限制。這個現象同時也反

映在許多針對伐木與野生動物族群的研究上，由於多數文獻使用穿越線徒步調查方法來記錄物種，而大部分的野生食肉目動物於森林內的隱蔽性高，不易被發覺，因此，許多文獻僅針對鳥類、嚙齒類(配合小型誘捕籠)和草食動物的族群變動做探討(Davies et al., 2001; Malcolm &Ray, 2000; Srinivasan &Quader, 2019)，較難客觀得知伐木對於其他物種的影響。再者，越瀕危的物種越不容易在調查中被發現，因此即使這些物種可能對於疏伐造成的棲地變化的敏感度高，卻不容易反映在研究結果當中。

在石虎的棲地偏好及疏伐相關的研究方面，過去透過無線電追蹤的方式發現，石虎可以利用森林、草生地與農墾地的鑲嵌環境(陳美汀, 2015)，可能與農地附近有較多的鼠類及放養家禽有所相關。然而，在前期自動相機監測及追蹤定位結果顯示，石虎潛在獵物-包含鼠類及雀形目、雞形目與鴿形目鳥類在森林區區有略高於或等於採伐區的趨勢，顯示疏伐所造成的林相變化並未造成石虎潛在獵物的豐富度增加，與 Salek (2010)針對森林與農地棲地交界的食肉目動物潛在獵物豐富度的結果有所差異，因此農墾地與疏伐造成的邊際效應影響可能不同。而在 Brodie (2015)針對疏伐的邊際效應研究也發現，儘管是疏伐 20 年後才進行監測，仍只有在距離疏伐邊界兩公里以上的原始林中的自動相機有記錄到石虎，顯示在有大面積原始森林(588 km^2)可作為棲地的情況下，石虎較偏好使用原始森林的內部區域，而非疏伐區。因此，雖然在前期計畫針對棲地利用的研究結果顯示石虎並沒有明顯偏好森林區或伐採區，在伐採結束的年份多寡的比較上卻發現石虎在剛伐採結束時有偏好使用森林區的趨勢，顯示伐採作業本身對於石虎族群的分布仍有一定程度的影響。若考量到石虎在台灣的活動範圍為 1.5-9.5 km^2 (Chen et al., 2016; 裴家騏和陳美汀, 2008)，而從民國 86 年起至民國 105 年陸續進行伐木作業的 21 個區域，以石虎的活動範圍大小來說則幾乎都會涵蓋到伐採區。另一方面，從前期計畫的自動相機監測中曾記錄到林班地中有獵犬出沒，且在本計畫的簡訊相機也有拍攝到民眾攜帶獵槍，顯示在國有林班地仍有非法狩獵的情形。若再考量到在造林地頻繁出沒的放養家犬及野化家犬，未經妥善規劃的作業道路及伐採區域很可能增加石虎族群的狩獵壓力(獵人或自由活動犬隻追擊)，影響幼年與成年石虎的存活率。

相較於傳統的皆伐方法，過去普遍認為疏伐對環境造成的衝擊較小，且能夠一定程度促

進樹木的生長(Dekker &deGraaf, 2003; Fredericksen &Mostacedo, 2000; 孫義方等, 2009; 顏添明等, 2009)，但疏伐對於野生動物族群的影響較兩極。謝欣怡 2003 曾針對溪頭地區疏伐後一年內對鳥類及小型哺乳類的豐富度做調查，並發現疏伐強度越強，鳥類的豐富度越高，小型哺乳類則無明顯趨勢。然而，林良恭(2010) 與汪碧涵(2013)曾針對人倫林道疏伐對於陸域脊椎動物的影響作探討，而其研究結果發現在疏伐後第一年鳥類與哺乳類的豐富度顯著下降，且疏伐強度對於冠層鳥類和底層鳥類的影響有所差異，而哺乳類動物的豐富度在疏伐後的第二年到第三年才逐漸回升，其中小型哺乳類如刺鼠及部分種類的鼩鼱對疏伐較敏感，其中刺鼠於疏伐後五年數量仍未恢復疏伐前的頻度，山羌的頻度則是在疏伐後呈現逐年上升的趨勢。食肉目方面在鼬獾呈現疏伐後先升後降的趨勢，黃鼠狼則剛好相反，顯示不同棲地及物種受到疏伐的影響程度有所不同。

在林班地的石虎保育對策上，會建議選擇友善的疏伐方式以減輕疏伐區域林相的破壞。根據 106 年前期計畫與通霄護林協會訪談可得知，大湖事業區 73-75 林班地的 21 個採跡地都是採取不分物種、全面伐除的方式進行砍伐，相對疏伐造成的環境傷害較嚴重。而世界熱帶林業組織(International Tropical Timber Organization, ITTO)在針對永續林業管理的建議中的其中一項重點為使用友善環境的伐木方式(Reduced-impact logging, RIL)，其方法包括依照規範選用合適的疏伐、進行完整的疏伐前規劃及記錄:包含目標樹種分布調查、地形，以及規劃疏伐時倒樹的方向及合適的主要與次要作業道路位置(Putz et al., 2008; Sist et al., 1998)。當坡度大於 30 度時應避免使用人工集運以避免造成土壤與植被嚴重的損傷，同時，也建議要事先去除藤本植物以避免影響倒木方向，造成人員或是周圍林相的傷害。由於過去研究顯示，伐木對林相造成的負面影響有接近 50%是來自於伐木過程中作業道路的開墾及木材集運(Johns et al., 1996; White, 1994)。因此，RIL 的核心目的即在於減少伐木作業對於土壤、下層植被及非目標樹種的損傷。已有研究顯示，使用 RIL 可以減低伐採區植被及土壤 30-50%的傷害，且也有益於林相的再生。

除了使用上述方法降低疏伐對棲地造成的破壞，選擇適當的疏伐強度及疏伐地點也能避免該區域的物種豐富度大幅下降。在林良恭(2010)的研究中，雖然疏伐強度對鳥類的趨勢影

響較不一致，但在哺乳動物中(除了山羌)，疏伐強度越強則哺乳類的豐富度越低，因此在未來規劃疏伐作業時也建議針對疏伐強度作規範。另一方面，選擇疏伐的區域時也建議保留最大面積圓形或是雖呈不規則形但連續的森林棲地，使森林的核心區域可以盡量擴大，同時也應避免深入棲地之中心進行伐採，以減少伐採區及作業道路對石虎造成的邊際效應和狩獵壓力。

四、 工作內容

(一)大湖事業區 73-75 林班地與里山石虎族群監測

1. 監測大湖事業區 73-75 林班地伐採區石虎活動，監測季節與年度利用變化，每伐採區維持至少 1 處自動相機樣點監測。
2. 網格監測樣點設置 2 組自動相機，拍攝石虎兩側班紋，以辨識石虎個體。透過辨識個體，估算石虎族群數量或密度，標定不同個體於林班地和外圍區域的活動位置，進行長期的監測與個體辨識，累積季節與年度的石虎族群動態資料。
3. 在前期網格自動相機監測樣點的基礎下，建置擴大延伸到林班地西側私有地區域的網格自動相機監測系統，以涵蓋農地、聚落及養禽場域，形成較完整族群監測區。涵蓋至少 36 平方公里之 1km*1km 網格，自前期自動相機監測網格往西增加 18 處網格。
4. 捕捉追蹤林班地內與鄰近區域之石虎，釐清石虎對於森林、伐採區以及林班地周遭農地與養禽場域之利用。結合自動相機拍攝影像個體辨識，合併估算林班地與鄰近地區之石虎族群數量，透過長期追蹤，累積石虎微棲地利用資料，作為相關政策擬定或修改之參考。

(二)淺山放養家禽場域之石虎生態監測

1. 建構國有林班地周遭養禽戶資料庫，媒合養禽戶加入友善石虎生態給付計畫。
2. 俟前開養禽場域申請及領訖友善石虎生態給付(拍攝獎勵)後，需至少選定 6 戶持續辦理自動照相機及捕捉追蹤監測，以瞭解場域周邊石虎行為模式。
3. 針對侵擾養禽場域之石虎，採用捕捉後野放之個體，進行追蹤定位，了解圍網防治與否對石虎行為與活動範圍之影響，收集石虎侵擾養禽場域的行為模式，協助擬定

兼顧石虎生態之友善防治的方式。

(三)國有林地疏伐保育與經營管理建議

1. 彙整上述林班地及鄰近區域石虎族群動態、行為與空間生態資訊，協助評析相關保育或經營管理措施效益或影響，並提出建議方案。
2. 本研究將作為後續石虎核心族群長期監測、滾動調整石虎生態給付、林班地疏伐作業以及養禽場域石虎防治等保育政策之參考。

五、 分年分期工作項目與目標

(一)第一年（期）

1. 完成建置擴大延伸到林班地西側私有地區域的里山石虎核心族群網格自動相機監測系統，包含農地、聚落及養禽場域，形成較完整族群監測區塊，至少需涵蓋 36 平方公里之 1km*1km 網格，其中至少 10 處網格需自前期自動相機監測網格往西擴展增加。每個 1km*1km 網格內設置一個樣點，每處樣點設置 2 組相機以拍攝石虎兩側班紋以利個體辨識。
2. 至少完成 1 季之網格監測資料收集與分析，辨識石虎個體，估算石虎族群數量，評估是否擴大網格範圍，或調整網格大小，滾動調整並確立適用長期監測之網格監測系統，以作為下一年度開始長期監測之網格系統樣區。
3. 完成伐採區樣點自動相機設置，配合石虎個體辨識，持續累積石虎與其他野生動物利用伐採跡地之行為與動態。
4. 調查苗栗縣通霄鎮國有林班地石虎與周遭之養禽場域互動現況，同時搭配生態給付計畫中所通報的養禽戶，建置淺山國有林班地周遭完整的養禽戶資料庫，推動友善防治，規劃後續針對養禽戶場域活動之石虎捕捉追蹤，適合搭配生態給付計畫進行之捕捉監測計畫。
5. 優先針對網格系統樣區林班地及養禽場域活動之石虎進行捕捉，並掛帶無線電或可衛星定位遠端無線下載之追蹤頸圈，進行追蹤石虎在林班地與周遭私有地、農地與養禽場域之活動狀況，分析其行為模式與空間生態。根據捕捉與網格拍攝個體、林班地養禽戶資料庫建置狀況，滾動調整提出適用此區族群動態長期監測的捕捉追蹤搭配模式。

(二)第二年（期）

1. 在上一年度完成建置之里山石虎核心族群網格自動相機監測樣區持續以自動照相機監測石虎並辨識個體，並開始規劃分析石虎以外之麝香貓、穿山甲與其他受關注之動物。
2. 延續上一年度網格系統樣區監測資料，完成 1 整個年度 4 季之網格監測資料收集與分析，辨識石虎個體，估算石虎族群數量與密度，比較季節性變化，進一步探討網格監測系統，在開放性族群（包含出生死亡與遷入遷出）用以監測石虎族群之可行性分析。
3. 持續針對網格系統樣區林班地及養禽場域活動之石虎進行捕捉，並掛帶無線電或可衛星定位遠端無線下載之追蹤頸圈，進行追蹤石虎在林班地與周遭私有地、農地與養禽場域之活動狀況，分析其行為模式與空間生態。
4. 持續進行伐採區樣點自動相機監測，配合石虎個體辨識與捕捉追蹤個體，持續累積石虎與其他野生動物利用伐採跡地之行為與動態，並用以評析伐採影響，以及隨年度與季節變遷之動態變化。
5. 持續針對侵擾養禽場域之石虎，採用捕捉後野放之個體，進行追蹤定位，了解圍網防治與否對石虎行為與活動範圍之影響，監測是否侵擾其他養禽場域，追蹤其存活，評估捕捉野放嫌惡制約作為友善防治的其中一種方法，了解更多石虎侵擾養禽場域的行為模式。
6. 根據石虎捕捉追蹤與網格監測個體辨識、林班地養禽户資料庫建置狀況，滾動調整提出適用此區族群動態長期監測的捕捉追蹤搭配模式與生態給付效益。

六、 方法

(一)自動相機監測

1. 大湖事業區 73-75 林班地與鄰近區域網格自動相機監測系統建置

前期計畫『減緩苗栗淺山地區野生動物與人類衝突之行動研究』的網格監測樣區與自動照相機樣點如圖 5。依照議約內容，在前期網格基礎下，往西邊擴展，增加 18 個(3*6)1km*1km 網格，增加之網格以 X、Y、Z 作為編號，南北向數字編號與原本相同，新增之網格列編號為 3 到 8(圖 6)，與原本網格樣區形成至少涵蓋 48km^2 以上之範圍。由於西側多私有地，亦有部分開發，自動相機樣點架設上，不一定可位於網格中間，但仍會盡量以接近網格中間為原則。

前期自動照相機網格(圖 5)，每一網格樣點為 Reconyx HP2X 與 Browning 品牌自動相機搭配，為提高辨識率，前期網格已全部更換為 2 部 Reconyx HP2X 以配合高速快門清楚拍攝石虎的斑紋。僅最東南角的網格樣點，因位於住宅社區後方森林，至今尚未拍攝到石虎，因此以 Browning 自動相機代替 Reconyx HP2X 相機，若有拍攝到石虎，仍有一定機率可以辨識出個體。此網格樣點雖然西側即為森林，西南側也有墓地草生地環境，但長期以來一直都沒有拍攝石虎的記錄，推測其原因可能該樣點緊鄰三義市區，網格內超過一半面積為住宅、道路等人為設施，森林覆蓋度低，石虎適合活動棲地比例較少，應該已屬石虎分布棲地的最邊緣，即使石虎可能出現利用，也會是非常零星的紀錄。為了增加石虎族群分析的資料量，於 2021 年 3 月 22 日在原有點位之西北方約 200 公尺另外多架設一台 Brownig 8A 自動相機(圖 7)，評估是否有石虎拍攝紀錄，再評估是否更換網格樣點位置，然而至今仍無拍攝到石虎。

增設的西側網格(圖 8)於 2020 年 9 月間陸續完成架設，由於調配準備 Reconyx

HP2X 相機需要一些時間，而現場選點架設亦需要較多現場勘查時間，為增加時效性，因此在 HP2X 相機訂購等貨到期間，採取先進行現場選點，並先以 Browning Spec Ops 和 Recon Force 系列相機架設收集資料，然後於 2020 年 10 月間 HP2X 相機訂購到貨之後，陸續新設的 18 個網格，則全部完成更換為較適合辨識石虎個體斑紋的 Reconyx HP2X 自動相機。

A5 和 B9 網格樣點位於私有地上，分別於 2021 年 1 月與 2020 年 11 月底通知將會進行伐採，後續將 A5 樣點移動到距離原架設位置西方約 90 公尺，B9 網格相機移往大湖 73 林班地林班地內，距離原架設位置西南方約 110 公尺。

為盡可能拍攝較清楚之石虎兩側斑紋，以利後續石虎個體辨識進行，每一處自動照相機樣點於獸徑兩側各架設 1 台自動照相機，也就是每處樣點使用 2 台自動照相機，自動照相機使用 Reconyx Hyperfire Professional HP2X 機型，採用照片模式，每次觸發設定 10 連拍。該機型 ISO 設定 3200，快門速度設定至少 1/480 秒或更快，可將移動中的石虎，拍攝較為清楚影像以利辨識。

2. 大湖事業區 73-75 林班過往伐採區石虎生態自動照相機監測

前期計畫於每處伐採區內架設 3 處樣點，並於周遭森林區架設對照組 3 處樣點，作為比較 11 處伐採區與周遭森林區的石虎利用比較(圖 5)。為維持資料延續及一致性，並提升石虎斑紋個體辨識比例，本期計畫維持於每處伐採區內於原 3 處樣點持續監測，周遭森林區對照樣點，同樣繼續維持架設。每一處伐採樣區內選擇一處樣點，增設另外一台相機變成雙相機的方式，以拍攝石虎兩側斑紋，仍以原本的 Bushnell 或 Browning 相機為主，輔助辨別周遭森林區域活動的個體，並不納入網格的 SECR 模式估算族群密度所用。自動照相雞一共包含 11 個伐採區 37 個樣點(其中一處樣點遭竊，因此移動到附近，視為另外一個樣點)，及其周圍對照森林區 29 個樣點，因樣區 7 和 9 以及樣區 3 和 11 較為接近，少數森林區樣點為此兩區共用，伐

採區與森林區共計 66 個樣點。資料採計期間由 2018 年 1 月 16 日至 2022 年 2 月止，共計 4 年資料。

3. 淺山放養家禽場域之石虎生態自動照相機監測

苗栗縣府曾透過鄉公所與里長之行政系統，調查區域內之養禽戶，而友善石虎生態服務給付試辦計畫 108 年已經有 70 戶養禽戶申請，109 年度也已經完成 100 戶的名額，藉由這些資料庫，加上持續進行之 110 與 111 年度友善石虎生態服務給付試辦計畫，結合上述資料庫，應能建構國有林班地周遭養禽戶的完整資料庫，並進一步針對國有林班地鄰近地區，亦有可能透過追蹤石虎到可能侵擾的養禽場域，媒合周遭養禽戶加入友善石虎生態給付計畫，擴大此區石虎保育的效益。

本期計畫選定 13 處養禽場域辦理自動照相機監測，每戶挑選 4 個樣點(2 個樣點於養禽場域、禽舍與圍網旁 50m 以內歸類為近距離、2 個遠距離樣點離養禽場域、禽舍與圍網在 50-200m 範圍左右)，以每個樣點 1 台相機總計每戶有 4 台相機的方式監測。

於 107 年度新竹林管處之「減緩苗栗淺山地區野生動物與人類衝突之行動研究」以及參與苗栗縣政府友善石虎計畫中，根據養禽戶意願、環境合適與否等，來作為挑選近、遠監測養禽戶之依據。共選定 13 戶禽舍進行近、遠監測(圖 9、附錄八)，其中採用 4 戶 107 年度新竹林管處之「減緩苗栗淺山地區野生動物與人類衝突之行動研究」計畫期間監測之養禽戶資料。行政區上包含苗栗市 1 戶、後龍鎮 1 戶、西湖鄉 1 戶、通霄鎮 8 戶、公館鄉 1 戶以及卓蘭鎮 1 戶，台灣石虎保育協會協助其中 10 戶進行圍網補強作業，圍網模組為採用 2 米高之鍍鋅菱形網，在此定義為「已圍網」，因此該 10 戶養禽戶之監測作業有包含圍網補強前、後期程，然剩餘 3 戶未進行圍網補強作業之養禽戶，石虎仍有較多機會入侵，因此定義為「半放養」

狀態。相關養禽戶簡介與相機架設詳如附錄八。

針對每戶養禽場域是否有圍網，進行圍網時間紀錄，作為後續比較圍網前後之石虎出現頻度差異比較。

4. 自動照相機資料處理

前期 30 處網格與本期計畫新設 18 個網格，總共 48 處網格，加上原本 11 處伐採樣區與周遭森林對照樣點的 66 處自動相機樣點(加入雙相機的設置，共 76 台自動相機)，詳如圖 8， C10 網格新增 1 處樣點監測石虎，總共使用 94 台高階專業款 Reconyx HP2X 自動相機與超過 77 台的 Browning/Bushnell 自動相機，養禽場域近遠相機則使用 36 台 Browning 自動相機，加上失竊的一處網格的 2 台高階專業款 Reconyx HP2X 自動相機，補充重新架設 2 台，總計使用 96 台 Reconyx HP2X 與超過 112 台 Browning/Bushnell 自動相機，共計使用至少 208 台相機(不含備用)。

自動相機每次拍攝到石虎及其潛在獵物，即可視為對該棲地的一次利用。因此本計畫以拍攝到石虎及其潛在獵物有效照片次數，作為對伐採區與周遭森林區，以及養禽場域周遭的棲地利用指標，假設拍攝次數越多，代表石虎對該棲地利用越頻繁，或石虎潛在獵物在該棲地出現頻度較高，也代表石虎在該棲地有較高的找到獵物的機會。為避免不同個體成群或接續出現可能非獨立事件的影響，有效照片的定義為以群為取樣單位，1 小時內連拍的紀錄，即使是不同個體，一率視為同 1 群而只當作 1 筆有效紀錄。

自動照相機的拍攝頻度可以作為動物相對豐富度的一個指標(Carbone et al. 2001, O'Brien et al. 2003, Rovero and Marshall 2009)，已廣泛用於各種哺乳動物與地棲鳥類之監測與研究，並發展出諸多將自動相機拍攝資料轉化為族群數量的統計模式(O'Connell et al. 2011)。拍攝頻度是透過將有效照片數進行標準化，在台灣經常使用以下的計算方式動物出現頻度指標（Occurrence Index, OI）

$$\mathrm{OI} = \frac{\text{一物種在該樣點的有效照片數}}{\text{該樣點的總工作時數}} \times 1000\ \text{小時}$$

此 OI 計算以 1000 小時為單位，為台灣多數研究者所使用，雖與國外多數研究者採用 100 相機工作天(即 2400 小時，名稱為 Relative Abundance Index (RAI))不同 (O'Brien et al. 2003)，但意義相同，為方便國內各地資料比較，使用同樣計算方式，以 1000 小時為單位計算。

5. 樣點植被調查

針對網格、伐採區與周遭森林區所有樣點，進行樣點植被調查，以找出相機動物出現頻度與植群之間的關聯性。植物樣區以動物調查之紅外線自動相機為樣區中心，並設置 10m*10m 東西南北向之正方形樣區。調查方式採用 Braun-Blanquet Method (BBQ) 樣區調查法，先對樣區內植物進行分層並給予物種在該層次之覆蓋度百分比估計值，覆蓋度等級為：r、數量稀少不足 0.1%或僅單株出現；+、多數植株出現但覆蓋率仍低；1、覆蓋度低於 5%；2、覆蓋度 5-25%再分為 2a、覆蓋度 5-15%和 2b、覆蓋度 15-25%；3、覆蓋度 25-50%；4、覆蓋度 50-75%；5、覆蓋度 75-100%(Van der maarel 1979)。主要分為地被層、灌木層、樹冠層，每層個物種估計值累加不超過 100。分層結果會依照樣區實地狀況進行調整，故部分樣區沒有樹冠層或灌木層，而森林演替後期植物樣區之樹冠層可一分為二，樹冠層資料再細分樹冠層與第二樹冠層。

資料處理包含對樣區內的植物進行種類統計，根據 2017 年臺灣維管束植物紅皮書名錄，詳細描述苗栗淺山地區重要稀有植物，並將資料進行植群型分析。

6. 石虎個體辨識

個體辨識，在生態學、野生動物管理保育等方面經常應用於族群數量之估算。隨著科技的進步，用來追蹤、辨識個體的儀器也越來越多樣。早期的金屬環或是顏

色標記，到近年的晶片、發報器等等，但這些都需要捕獲到個體才得以進行，並且容易隨時間而失去效用。近年來影像辨識越來越受到關注，開始有藉由自動相機拍攝到的照片，以圖像辨識技術，來達到以照片辨識個體，這樣的方法具有對生物干擾性低，不需要捕獲個體即可進行，且透過自動照相機達到省時省力的優點，除此之外，亦適合長期監測。基於上述這些優點，對於研究夜行性食肉目動物來說就更顯得重要(Balme et al. 2009)，越來越多的生物監測使用這套系統進行。

前期計畫石虎個體辨識經驗顯示，自動照相機拍到的動物角度常常不同，且因為連續拍攝，部分特徵分散在不同影像，拍攝相片會呈現較多角度，而體側之外的臉部或腳內側的班塊，亦可作為個體辨識特徵，因此需要結合多個部位的特徵協助個體辨識。前期計畫人工辨識結果指出，可察覺出有差異的部位有身體左右兩側、頭部正面、頭部左右兩側、前胸、前腳與後腳內側斑紋。除了身上的斑紋之外，石虎的體型大小、年齡、性別、毛皮顏色深淺、尾巴長短、身體缺陷等也可做為辨識特徵。由於身體兩側面積大，可作為識別的斑紋也較其它部位來的多，也較容易被自動相機所拍攝，因此主要以身體兩側斑紋特徵作為不同個體之間的辨識依據，並以其它的特徵作為辨識上的輔助。至少要有拍攝到身體左或右體側其中一側完整斑紋的個體才會給予編號。隨著自動相機拍攝照片數量增加，已編號的個體可持續累積不同拍攝角度，以及身體不同部位的拍攝照片，這些資料的累積可增加個體辨識的精準度。

若監測網格範圍內有追蹤個體，頸部有繫上 GPS 或無線電項圈，項圈是一個很醒目的特徵，可協助進行辨識，另外捕捉個體在麻醉的過程中可以進行近距離、不同部位拍攝，記錄身上斑紋的資訊，這對於找出追蹤個體曾經被拍攝過的紀錄會是很重要的參考依據。但麻醉處理過程斑紋呈現的樣態，通常與自然行走狀態下的斑紋有所差距。

(二)石虎捕捉追蹤

為更進一步了解石虎個體於大湖事業區 73-75 林班過往伐採區與周遭森林區，以及淺山放養家禽場域及周遭鄰近區域之行為模式及棲地利用情形，本計畫預計在這些區域進行石虎捕捉追蹤。石虎保育類學術利用許可，於 2020 年 10 月 8 日發文苗栗縣政府申請，於 2020 年 12 月 18 日取得林務局回函許可利用，許可公文如附錄十二。

1. 捕捉流程

(1) 研究人員於大湖事業區 73-75 林班過往伐採區、周遭森林區，挑選適當的伐木跡地以及林班地周遭鄰近區域，於淺山放養家禽場域則與養禽戶合作，採用 Tomahawk 踏板式捕捉獸籠陷阱搭配鴿子等活餌進行石虎捕捉。

(2) 若有養禽戶捕捉到石虎，則與養禽戶協商取回石虎，另外則與適合追蹤石虎之養禽場域，與養禽戶協商捕捉，或者養禽戶希望捕捉石虎，則於養禽場域佈設捕捉籠。石虎掠食後，常 1~2 日內會再回來繼續吃剩下的家禽屍體或再次掠食，特別是在受干擾離開或者被捕家禽較大而無法一次吃完或帶離開的情況下。因此在受石虎侵擾的養禽場域捕捉石虎，通常成功捕捉機率較高。

(3) 架設獸籠陷阱同時亦會架設 4G 紅外線自動照相機，一旦偵測到石虎進入籠內，則立即發出 email 通知研究人員，研究人員即刻前往處理，減少石虎於籠中緊迫之時間。

(4) 捕捉的石虎會同獸醫進行麻醉，麻醉過程紀錄基本生物資訊與健康檢查，採集血液、小塊肌肉、毛髮、寄生蟲等樣本提供其他合作研究單位進行後續毒物、疾病、遺傳、穩定同位素等相關之分析。

(5) 掛上頸圈式無線發報器，確認健康狀況後原地野放，進行後續追蹤。頸圈發報器使用 VHF 無線電追蹤或 GPS 衛星定位頸圈(UHF 下載定位資料)。

2. 追蹤定位

VHF 無線電成本較低，由於須仰賴人力於現場三角定位，故定位點精確度也較低。若是個體在林班地與伐木跡地附近，優先使用 GPS 衛星定位頸圈，若 VHF 頸圈追蹤個體為養禽場域個體，則至少每周定位一次，並搭配養禽場域的自動相機監測與養禽戶的密切溝通是否仍有損失，以了解原地野放後石虎與養禽場域的關係。

衛星定位頸圈則價格昂貴(成本平均每個 7~10 萬)，但是精確度較高，可以精密評估與伐木跡地和森林的利用。衛星定位頸圈會自動定位，因此可減少許多追蹤人力，但由於石虎體型無法掛戴較重之頸圈，加上衛星定位較為耗電，因此衛星定位頻度無法太頻繁。定位頻度設定為剛野放前六天是 2am、4am、6am、6pm、8pm、10pm 以及凌晨 0 時，之後設定每天 3:30am、8am、2:30pm、9pm 定位。GPS 頸圈主要優先考量國有林班地的個體以及成體(雌性優先)使用，養禽場域捕捉個體主要以 VHF 發報器，追蹤在養禽場域與周遭的利用。

所有頸圈皆會加上一段容易在一段時間之後分解的緩衝間隔帶，讓頸圈可在一段時間之後，逐漸變為脆弱，而自動脫落，藉由累積的個體花紋，仍可持續透過自動照相機的個體辨識，持續追蹤其存活。

七、 資料處理與分析

(一)大湖事業區 73-75 林班過往伐採區石虎與其他動物生態

1. 國有林班地內石虎於伐採區與周遭森林區的出現頻度差異

伐採區 1-5 自 2017 年冬季開始，伐採區 6-11 自 2018 年冬，開始有監測資料，依照伐採區樣點與周遭網格森林樣點所拍攝到的石虎資料，按季節與年度區分，春夏秋冬分別為 3-5 月、6-8 月、9-11 月以及 12-2 月，彙整到本期計畫結束之 2022 年初資料(亦即 2021 年冬季)，探討石虎與其他動物出現頻度與伐採年度關係，以出現頻度作為分析目標，因石虎拍攝筆數不多，工作時間若以月或季為單位，可能很多並未拍攝到石虎，為減少過多 0 的情況，以及避免季節性波動的影響，加上本計畫已持續收集 4 年的資料，因此以年為單位進行出現頻度分析。伐採後造林演替年度分析因子則以該年換算為伐採後造林經過之時間，單位年。季 OI 則主要以折線圖做趨勢呈現。

2. 其他共域動物與石虎獵物出現頻度差異

石虎主要食物來源為小型哺乳類與鳥類，這些地面活動的石虎獵物都可以透過自動照相機記錄，獵物出現頻度（有效照片數）以及獵物物種數可相當程度反應獵物豐富度。針對自動照相機拍攝到的物種，依照體型與類群，區分為赤腹松鼠、小型哺乳類鼠科動物、地棲雉科鳥類與其他鳥類（扣除雉科與猛禽）四類，另外納入較少的野兔。除了潛在獵物之外，其他共域動物如麝香貓、食蟹獴、白鼻心、鼬獾、穿山甲亦加以分析。

3. 其他共域動物與石虎獵物出現頻度差異

石虎與其他動物在伐採後的活動利用頻度與伐採造林演替以及環境因子關係，

主要採用以下 2 種方式分析。

(1) 伐採區與對照森林區的年 OI 差異與造林後演替年度關係

主要採用配對檢定分析，以控制不同樣區的差異，也就是將每一伐採區樣點計算年 OI 平均值，減去該伐採區對照森林區樣點的年 OI 平均值，並計算該伐採區當年度造林後演替的年數，以比較伐採區與對照森林區的動物出現頻度差異與造林演替年度的關係。分析主要採用廣義加性模型(Generalized Additive Model，GAM)，將造林演替年度作為 smooth term，並適度選取 k 值以避免過度調適產生不易解釋的趨勢，並以 Gaussian 作為分析函數，以探討伐採區與森林區動物出現頻度差異(年 OI 差)與造林演替年度變因的非線性關係。若無顯著，則以線性迴歸討論其相關性。

(2) 伐採區與森林區動物出現頻度與造林後演替年度及環境因子關係

將每一處自動照相機樣點視作取樣單位，分析其每處樣點年 OI，與造林後演替年度及環境因子關係。分析主要採用廣義加性模型(Generalized Additive Model，GAM)，將造林演替年度作為 smooth term，並適度選取 k 值以避免過度調適產生不易解釋的趨勢，探討伐採區與森林區動物出現頻度差異(年 OI 差)與造林演替年度變因的非線性關係。分析時以每處自動相機樣點當年度該種動物總有效照片數為依變數，因有效相片數為計數資料，在考慮可能會有 over-dispersion 的可能，以 Negative Binomial 作為分析函數，並將工作時間納入 offset 以標準化不同樣點的工作時間差異，並納入其他因子作為 parametric term 以控制並解釋變異，包括:

(i) 實際年度，從 2018-2021 以分析是否有整體族群的年度變化趨勢。

(ii) 距離最近縣道等級以上的道路距離。

(iii) 流動水域(溪流)最近距離。

(iv) 人工建物與鋪面道路加上自行數化林班地範圍內新建鐵塔之最近距離。

(v) 海拔。

(vi) 崎嶇度因子，包括坡度(百分比)與坡度標準差(5X5 neighborhood)，據以計算的數位高程模型為內政部 20 公尺網格數值地形模型資料，來源為政府開放資料平台(https://data.gov.tw/dataset/35430)。

(vii) 距離周圍自然開闊棲地的最近距離，如草地、灌叢等，透過衛星影像圖判釋計算。

(viii)離最近伐採樣區邊界距離，伐採區內樣點內仍然以正值距離分析。

模式分析主要採用 Stepwise Backward Selection，逐步剔除不顯著因子，以最終精簡模式，產出動物出現頻度與造林演替年度的 partial effect 關係圖，綜整上述年 OI 差分析，進行討論。

除單獨分析伐採區樣點之外，為比較伐採區與森林區的差異，另外將森林區樣點納入，但由於森林區樣點並無其造林演替年度資料，因此主觀指定其為至少已造林 25 年起算，由於 GAM 為非線性的調適 smooth term，森林區指定 25 年或再高一點的數值並不會顯著影響其高低變化趨勢，因此包含森林區可以呈現森林區相對伐採區高低變化，可做為演替後期的森林對照組。若 smooth term 並不顯著，則改以 GLM 的 Negative Binomial 迴歸進行分析。

4. 動物出現頻度與植被關係

造林後的森林隨著時間演替逐漸變化，而苗栗多數地區多屬人為開發後造林或自行次生演替的森林，綜整上述觀察到隨著森林演替時間的變化，將所有自動照相機樣點，包含網格、伐採區與周遭森林區現場值被調查，進行植群分析，並與動物出現頻度比較，以了解石虎與其他動物在不同植被環境下的出現利用情形。

(1) 植群分析

植群分析主要目的是建立出獨立重複且相對均質的植物社會分型，一般採用分類法(classification)或者分布序列法(ordination)進行分析，兩者原理不同，分類法係將相似樣區合併，或將所有樣區切分成群，常用方法如：群團分析(cluster analysis, CA)、雙向指標種分析(two-way indicator species analysis, TWINSPAN)；分布序列法則是將植群樣區的變異以少數梯度（變異軸）顯示，把壓縮後的梯度再與樣區之間的環境因子取得相關，常用方法如：降趨對應分析(detrend correspondence analysis, DCA)、典型對應分析(canonical correspondence analysis, CCA)。本研究採用分類法(classification)的群團分析(CA)與分布序列法(ordination)的降趨對應分析(DCA)。

群團分析(CA)其原理是計算原始資料表內樣區之相似性矩陣，將最相似的樣區逐一連結成樹狀圖(dendrogram)，配合樣區現地狀況加以研判，選擇適當的相似性水準（或稱訊息保留度%），將樹狀圖切分為許多群團。本研究群團分析(CA)之樣區間的距離算法(Distance Measure)採用 Sorenson(Bray-Curtis)相似性指數法，連結法(Group Linkage Method)採群內平均法(Group Average)進行計算。本分析方法之缺點為對於連續性變異樣區資料會有鏈狀之樹形圖，導致結果不易區分，而切分植群型時具有主觀性。

降趨對應分析(DCA)是將樣區內每個物種視為 1 個維度資料，而樣區為多維空間尺度上的 1 點，經由數學運算將其壓縮至保有最大的變異解釋量的 2-3 軸上，能減少系統運算失真與變形，是目前國內主流用於植群分析地分布序列法之一。本分析方法之缺點為有離群值時會導致其他樣區區分不明，連續性資料分群效果也有限。

為了解各層植群型差異與整體結果，本研究將第二樹冠層資料累加後進行樹冠

層植群型分析；灌木層資料進行灌木層植群型分析；地被層資料進行地被層植群型；將各層次植物資料累加，包含地被、灌木、第二樹冠層、樹冠層 4 層進行綜合植群型分析，並以 12.5-15%訊息保留度進行切分並討論其分類結果。並將累加資料進行分布序列法(ordination)的降趨對應分析(DCA)，並採用綜合植群型分群結果作為圖例作後續討論。

(2) 動物出現頻度與植群分類之關聯性

本計畫各相機樣點之各種動物出現頻度（OI 值），分別與不同分層之植群分類結果，進行統計檢定。出現頻度擷取該相機樣點植物調查前或後約完整 12 個月之 OI 值平均作為本項分析之依變數，以減少植群隨時間演替對動物出現頻度造成之影響。由於 MLF25、MLF27、MLF29、MLF63、MLF64、MLF97、MLF100、MLF105、MLF106、MLF107、MLF108 等 11 樣點曾經更換位置且於植物調查前後未能滿足 1 年之取樣資料，因此本分析將此 11 樣點排除在外，採用之總樣點數為 98 個。若同一樣點具有 A、B 兩台相機，則採用工作時間較長者作為動物出現頻度分析資料。

分析採用之動物物種以自動相機偵測率較高之種類為主，包含石虎、家犬、家貓、山羌、鼬獾、食蟹獴、麝香貓、白鼻心、穿山甲、臺灣獼猴、台灣野兔、赤腹松鼠、地棲鼠類總和（不含松鼠、鼩形目種類)、竹雞、臺灣山鷓鴣、藍腹鷴、其他鳥類總和（不含日夜猛禽與雉科鳥類）等 17 類；植群分層則採用樹冠層（合併樹冠層與第 2 層喬木)、灌木層、地被層、綜合植群（綜合所有層次物種資料)等 4 組植群分類。

其中，台灣獼猴之出現頻度以群次為單位，竹雞、臺灣山鷓鴣、藍腹鷴等 3 種雉科鳥類之出現頻度則同時採用隻次與群次為單位分別進行分析。其餘物種之出現頻度皆以隻次為單位。

由於各相機樣點之動物出現頻度為接近普瓦松分布(Poisson distribution)之機率分布形式，因此本計畫採用無母數檢定之 Kruskal-Wallis 單因子變異數分析檢定其出現頻度於不同植群分類之間是否有顯著差異，並以 Dunnett 法進行事後檢定，藉由其成對比較確認顯著差異存在於哪些植群之間。若該植群之樣點數小於 5，樣本過小可能導致解釋力不足，其成對比較之結果不納入討論。

5. 石虎行為紀錄

針對自動相機紀錄到石虎覓食，統計分析出現的獵物種類、季節、時間等以增加石虎食性資料。若是配對、育幼的行為，反推算小石虎可能出生月分，統計分析石虎的繁殖期。

(二)淺山放養家禽場域之石虎生態監測

1. 淺山放養家禽場域圍網防治與石虎的關係

主要在探討圍網前後，石虎對於養禽場域與較遠處的自然棲地，利用的差異，圍網後石虎可能無法再侵擾養禽場域，靠近的機會降低，但預期仍然能在周遭自然棲地下棲息，而沒有圍網的場域，較容易有石虎侵擾。主要利用自動相機比較養禽場域遠近的出現頻度差異，以及追蹤侵擾石虎個體野放後的活動狀況，追蹤石虎在有圍網與沒有圍網的養禽場域，利用頻度差異，並配合記錄侵擾情形，判斷是否僅在養禽場域周遭捕獵而非侵擾，來探討圍網與捕捉防治，石虎的活動狀況差異。

2. 資料分析

(1) 圍網前後石虎出現頻度及可能影響因子

根據過去研究人員實際觀察經驗，雞舍在圍網前可以頻繁拍攝到石虎，而

在圍網後由於喪失穩定食物來源，石虎較不易靠近雞舍，而架設在離雞舍較遠之相機，則頻度差異較小。資料分析主要將圍網與否視為一個處理(treatment)，每個養禽戶共有禽舍邊 2 處自動相機樣點，以及 2 處遠離禽舍自動相機樣點，對照前後資料並檢定圍網是否對石虎出現頻度有顯著差異。

(2) 有無圍網石虎行為模式探討

主要追蹤侵擾石虎個體捕捉野放後，追蹤其活動區域，分析其是否在圍網後，較少在有圍網場域周遭活動，是否較常在無圍網的養禽場域周遭活動，並配合記錄侵擾情形，判斷是否僅在養禽場域周遭捕獵或棲息，而非侵擾。

由於養禽戶占地面積與石虎活動範圍相比，要恰好定位到石虎在養禽戶附近機率較低，故捕捉追蹤資料較難評估是否侵擾養禽場，因此主要針對捕捉後原地野放，石虎的活動範圍是否發現明顯變化，如離開原領域，或者是否持續在原有領域棲息與存活等進行評析。

捕捉到的個體，處理方式如同前述，透過頸圈發報器進行追蹤，追蹤石虎是否仍於養禽場域附近活動，或者改侵擾其他養禽場域，並透過持續追蹤石虎存活，比較石虎於圍網前、圍網後、無圍網等不同場域之行為模式，以協助擬定兼顧石虎生態之友善防治的方式。

(三)石虎族群與空間生態

1. 族群密度估算

Bashir et al. (2013)估算石虎族群數量，以 program MARK (White and Burnham 1999)估算，並以 1/2MMDM(mean maximum distance moved)緩衝距離來估算石虎密

度(Karanth and Nichols 1998)，然而石虎拍攝資料可能不足以估算 MMDM。為克服可能缺少移動距離資料，及 MMDM 應用於密度估算之不可確定性(Tobler and Powell 2013)，本計畫主要使用 Spatial Explicit Capture and Resight model(SECR)估算(Efford 2004, Royle and Young 2008)。

SECR 採用最大概似估計法則(Maximum Likelihood Principle)，透過尋找參數以最大化概似函數來進行參數估計。其概似函數的組成可分為(1)重複捕捉到 n 個個體的機率，即 n 的邊際分配(2)得到特定捕捉歷史(包含在第幾回合、哪一個相機捕捉到)的機率，其中(1)應為一個 Poisson 分配，(2)可在假設個體間彼此獨立，捕捉歷史不會互相影響的情況下，視為每個單獨個體捕捉歷史的機率乘積。再更進一步探討，SECR 假設每個個體背後則有一個活動範圍中心(home range center)，而其被捕捉到的機率則因相機和活動範圍中心之間的距離不同而改變，透過這樣的假設可將不同相機位置的空間資訊納入評析，不同於一般模型僅參考捕捉歷史，將所有相機視為等距離間隔排列(實務上雖已建立網格，仍難以做到相機間彼此等距離)，SECR 模式結合所有拍攝資料的座標，考慮空間自相關性，藉由個體不同樣點拍攝資料，進行族群與密度的估算。

族群密度估算，分別估算以 90、120 與 180 天三種總天數之密度，每個總天數長度分別以 3、5、6、10、15 做為回合天數，統計每回合各辨識個體拍攝紀錄與拍攝樣點，使用 R 的 SECR package 進行估算族群密度，在模式可估算出結果的密度中計算平均值，做為該總天數長度的族群密度。

以每月 1 號開始往後估算上述三種不同天數的密度，再往後 1 個月，再估算一次不同天數的密度，呈現石虎在不同天數長度下族群密度的月變化圖，評析族群密度波動趨勢。一旦建立完整的長期監測機制，未來便可橫跨多年，據以比較石虎的族群波動，搭配石虎保育措施，進行保育措施成效的評估。

2. 石虎活動範圍

透過捕捉追蹤的資料，及自動相機個體辨識，結合該個體的拍攝位置，繪製每隻個體的活動範圍。為了解追蹤個體活動範圍，分析是透過 GPS 項圈以及無線電項圈定位點來進行最小多邊形法(minimum convex polygon, MCP)分析(Mohr 1947)，與使用核密度估算法(Kernel density estimation,KDE) (Worton 1989)估算動物的利用率分布(Utilization Distribution,UD)，以評估該個體的活動範圍。後文分別簡稱為 MCP 與 KDE。

MCP 與 KDE 的分析都是使用統計軟體 R 的 adehabitatHR package(Calenge 2006)，透過 MCP function 與 kernelUD function 計算 MCP 與 KDE。kernelUD function 預設採用 bivariate normal kernel，計算公式如下:

$$K(x) = \frac{1}{2pi} \exp\left(-\frac{1}{2} x^{i} x\right)$$

並以此推算活動空間(x)

$$f(x) = \frac{1}{nh^2} \sum_{i=1}^{n} K\left(\frac{1}{h}(x - Xi)\right)$$

n= number of relocations
h= smoothing factor
Xi= i^{th} relocation of the individual

分析時採用 reference bandwith 去計算 smoothing factor (h)

$$h = \left(0.5 * \left(\sigma_x + \sigma_y\right)\right) * n^{-\frac{1}{6}}$$

σ_x = standard deviation of the x coordinates
σ_y= standard deviation of the y coordinates
n = number of relocations

本次分析採用 MCP(100%)與 KDE 95%估算追蹤個體的活動範圍，KDE 50%則視為是該個體核心活動範圍(core area)。

3. 石虎活動範圍內之空間與時間利用

Time Local Convex Hull(以下簡稱 T-Locoh) (Lyons et al. 2013)是由 Local Convex Hull 衍伸的空間分析方法，主要被用於建立物種活動範圍及空間和時間的利用偏好圖。T-Locoh 通常被使用於物種的 GPS 定位資料分析，但相較於傳統分析方法僅利用定位的點位位置來估算物種利用的範圍大小及機率，T-Locoh 納入了定位的時間標記資訊來分析物種在特定時間及地點的行為模式及空間利用偏好，並建立相關活動分布圖。T-Locoh 分析方法摘要如下(1)根據研究方向選擇合適的 s 值來定義時間及空間分析尺度，當 s 值越大，建立凸多邊形時將趨向選擇時間上相關的點位。反之，當 s 值越小，在選擇點位建立凸多邊形時則越不考慮時間上的相關性 (2) 選擇鄰近合適點位及數量形成凸多邊形 (3)依照不同分析目的，將凸多邊形依照合適的點位數量進行分類並形成等值線圖(isopleth)，以了解動物的空間和時間的利用分布。

本計畫使用 R package ”T-LoCoH” (Lyons et al. 2013)分析追蹤定位點數較多較密集之石虎個體的行為模式及分布，並使用’k’方法挑選合適鄰近點位，最終呈現密度等值圖(Density isopleth)以及行為等值圖(Behavior isopleth, 又稱為 elongation isopleth)。其中密度等值圖呈現石虎個體在空間利用上的分布差異，而行為等值圖則可呈現石虎個體在時間利用上的分布圖，圖中的 iso level 意指石虎個體在特定區域的點數佔所有定位點數的百分比。

(四)彙整上述林班地及鄰近區域石虎族群動態、行為與空間生態資訊，協助評析

相關保育或經營管理措施效益或影響，並提出建議方案，作為後續石虎核心族群長期監測、滾動調整石虎生態給付、林班地疏伐作業以及養禽場域石虎防治等保育政策之參考

1. 石虎族群動態、行為與空間生態資訊評析

綜整上述工作，主要包括 3 大主軸: 網格系統監測樣區、養禽場域監測、兩處區域的石虎捕捉追蹤，建置這一區域石虎族群動態、行為與空間生態的長期資料收集。

2. 保育與監測措施建議方案

本期計畫便是在這樣的架構下，希望建置完整的監測追蹤模式，由於石虎的捕捉不易，活動範圍大，在空間的尺度下，不易累積大量的資料，大尺度上也難以進行實驗的操作與設計，因此透過時間的尺度，累積更多的個體生態資料，並同時達到追蹤石虎存活的族群動態資訊，以監測瀕危石虎的族群波動趨勢，以對應如生態給付、友善防治、疏伐作業、農業活動等各種操作下，對石虎族群的潛在效益或影響，以進一步反饋到各個保育措施與農業活動之操作，作為後續石虎核心族群長期監測、滾動調整石虎生態給付、林班地疏伐作業以及養禽場域石虎防治等保育政策之參考。

八、結果與討論

(一) 大湖事業區 73-75 林班地石虎及潛在獵物於伐採區與周遭森林區生態監測

1. 國有林班地內石虎於伐採區與周遭森林區的出現頻度差異

(1) 石虎出現頻度季節變化趨勢

比較伐採區與森林區隨監測年度的每季 OI 值，可以看出伐採區與森林區有不同的季節趨勢(圖 10)，森林區在夏季較高，但伐採區在冬季較高，石虎在伐採區可能有不同的季節利用，但也可能與夏季草較多導致拍攝的誤差的可能性。但整理出現頻度，兩區並未呈現顯著的差異。由於伐採區各自有不同造林年度，並包括 2 處 2003 年造林已接近 20 年的樣區，加上監測的資料達 4 年，隨著監測年度變化，各自有不同的森林演替，伐採區的石虎利用可能也有不同的變化。進一步將每個伐採樣區區分，計算季節 OI，綜整如圖 11，若將每一伐採區區分，則如圖 12，可以看出在伐採初期有較低的趨勢，隨著森林演替，有逐漸提高現象，並在 8-10 年後有下降趨勢，在 2 處造林接近 20 年的樣區，則與森林樣區差異不大。

若進一步將森林區與伐採區進行對照比較，繪製在同樣的造林後演替年度的尺度上，比較伐採區與鄰近森林樣點的出現頻度差異（圖 13），可以看出在伐採後造林前 4 年，周遭森林區有較高的石虎出現頻度，但伐採區在造林 4 年後石虎出現頻度有逐漸提高的趨勢，在 9-10 年間達到最高，然後逐漸下降，並逐漸與森林環境的石虎出現頻度接近。

(2) 石虎年出現頻度(年 OI)變化趨勢與造林演替年度和環境因子關係

比較伐採區與對照森林區年 OI 差異，以 GAM 分析有顯著趨勢(圖 14)，可以看出同樣在造林 4 年內，伐採區的年 OI 比周遭森林區都低，但隨著造林

演替年度增加，石虎於伐採區的年 OI 逐漸升高並比周圍森林區高，但在超過造林 10 年之後，於造林 18-20 年的樣區，伐採區與森林區的年出現頻度差異差異已不大。進一步透過 GAM 分析石虎在每一個樣點的年 OI 高低(圖 15)與其他因子關係，發現有大致同樣的趨勢(圖 15)，而納入森林區之後，則可以看出在森林區有較高的趨勢，也與整體自動相機樣點年 OI 的散佈圖大約相符(圖 15)。

進一步觀察 GAM 分析中，實際年度與環境因子的關聯性(表 3)，年 OI 與實際年度呈現顯著的負相關，也就是年 OI 呈現逐年下降的趨勢，此現象亦可於伐採區與森林區的季 OI 變化趨勢看出(圖 10)，在 2021 年有下降趨勢，並與後文族群密度估算發現 2021 年族群密度有顯著下降的趨勢符合，顯示年 OI 與族群密度可能有一定程度的相關性。而除了實際年度之外，石虎與海拔負相關，顯示海拔越低，出現頻度越高，雖然此區海拔變化不大，仍與石虎在台灣大尺度分布趨勢大致吻合，但此海拔相關性，可能與林班地於此區的地形有關，海拔越高為稜線區域，部分區域靠近銅鑼科學園區的開發區域，海拔越低則為與人為聚落、農地的鑲嵌淺山區域。另外，坡度標準差較高的區域有較高的出現頻度，而距離自然開闊棲地(如草地、灌叢或仍為草生地的伐採區)越近，則出現頻度較高，顯示越靠近邊際地帶可能有較多的獵物種類，石虎的出現頻度也變高，此也與本計畫部分追蹤個體的空間利用大致符合(詳後文)。目前已知可能影響到石虎分布的微棲地因子包括:道路的分布(Rho 2009)、樹冠層的覆蓋度、坡度及樹的密度等等(Bashir et al. 2014, Wu et al. 2020, Fatima et al. 2021)。

表 3、以 GAM 模式分析石虎與其他動物伐採區年 OI 與造林演替年度、實際年度與其他環境因子關係模式結果，+表示係數為正值即正相關，-表係數為負值即負相關。模式分析方法 GAM 為廣義加性模型，NB 為在 GAM smooth term 不顯著時採用 Negative Binomial Regression

物種	實際年度	道路最近距離	流動水域最近距離	人工建物與鋪面道路與電塔最近距離	海拔	坡度(百分比)	坡度標準差	自然開闊棲地的最近距離	伐採樣區邊界最近距離	造林演替年度(smooth term) p 值	GAM Deviance explained	模式分析方法
石虎	-				-		+	-		0.0121	25.7%	GAM
鼠科	-	-			+	-				0.000145	24.9%	GAM
赤腹松鼠	-	-	-	+			+	-		<2e-16	56.9%	GAM
台灣野兔			-	+						<2e-16	68.1%	GAM
臺灣山鷓鴣	-									0.00143	40.6%	GAM
竹雞										3.35e-05	15.6%	GAM
藍腹鷴	-	-				-				<2e-16	62.5%	GAM
其他鳥類		-						-		<2e-16	56%	GAM
食蟹獴	+						+			0.0232	25%	GAM
鼬獾					-					0.0492	22.5%	GAM
麝香貓		+			-					<2e-16	23.3%	GAM
白鼻心					-					2.88e-05	40.7%	GAM
穿山甲	+	+								NA	NA	NB
山羌										0.0168	7.05%	GAM
家犬	-					-	+			4.71e-05	27.7%	GAM
家貓		-								NA	NA	NB

表 4、以 GAM 模式分析石虎與其他動物伐採區與森林區合併樣點年 OI 與造林演替年度、實際年度與其他環境因子關係模式結果，+表示係數為正值即正相關，-表係數為負值即負相關。模式分析方法 GAM 為廣義加性模型，NB 為在 GAM smooth term 不顯著時採用 Negative Binomial Regression

物種	實際年度	道路最近距離	流動水域最近距離	人工建物與鋪面道路與電塔最近距離	海拔	坡度(百分比)	坡度標準差	自然開闊棲地的最近距離	伐採樣區邊界最近距離	造林演替年度(smooth term) p 值	GAM Deviance explained	模式分析方法
石虎	-				-		+	-		0.00284	15.7%	GAM
鼠科										0.0105	4.47%	GAM
赤腹松鼠		-			+				-	<2e-16	40.9%	GAM
台灣野兔	-	-								6.77e-07	59.9%	GAM
臺灣山鷓鴣		+	-	+						1.93e-06	34.5%	GAM
竹雞										0.05	2.33%	GAM
藍腹鷴	-									<2e-16	45.6%	GAM
其他鳥類		-						-	-	<2e-16	51.1%	GAM
食蟹獴	+						+			0.00371	9.89%	GAM
鼬獾					-					0.000111	17.2%	GAM
麝香貓								-	+	0.000469	9.61%	GAM
白鼻心		+			-		+		+	7.41e-07	43.6%	GAM
穿山甲	+								+	NA	NA	NB
山羌	+	+			-		+			NA	NA	NB
家犬	-						+			0.00677	16.6%	GAM
家貓	+	-	+	-				+		NA	NA	NB

2. 國有林班地內石虎潛在獵物於伐採區與周遭森林區的年出現頻度與造林演替年度關係

石虎潛在獵物主要分析對象為鼠科動物、赤腹松鼠、台灣野兔、三種雉科鳥類以及其他非雉科非猛禽之鳥類，相關 GAM 與 NB 分析結果如表 3 與表 4。

赤腹松鼠(圖 16、圖 17)與其他鳥類(圖 18、圖 19)在伐採區與對照森林區年 OI 差值(伐採區-森林區)比較上和以 GAM 分析自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)、實際年度與環境因子關係中，僅分析伐採區和合併伐採區與森林區樣點皆呈現隨著造林演替年度逐漸增加的趨勢。赤腹松鼠造林後 11 年內，幾乎都是伐採區比周遭森林區的出現頻度低(僅 1 點例外、圖 16)，在造林 16 年後，才逐漸於伐採區有較森林區高的趨勢，而演替較後期的森林區，赤腹松鼠的出現頻度，有較低的趨勢，這可能與自動相機呈現的赤腹松鼠在地面的活動頻度，而赤腹松鼠可在樹上與地面活動，而成熟的森林，赤腹松鼠除在地面覓食，在樹上的活動也可能因森林的成熟而相對在地面的活動頻度較低。其他鳥類在兩種分析上，有與赤腹松鼠幾乎一樣的趨勢，且鳥種數在森林也有較高的趨勢(姜博仁等 2018)。兩者伐採區與森林區的年 OI 差值，在造林後 6 年左右之後，差異逐漸變小，但在實際每個自動照相機樣點的出現頻度上，則是隨著造林演替年度逐漸升高，但在演替後期的成熟森林區，則相對林份在 16-18 年間的伐採區，會略為降低。

鼠科動物(圖 20)、藍腹鷴(圖 21)與臺灣山鷓鴣(圖 22)，在伐採區與對照森林區年 OI 差值(伐採區-森林區)比較上沒有顯著的趨勢，但藍腹鷴所有取樣點，在不同造林演替年度，伐採區年 OI 皆比森林區還低，顯示藍腹鷴偏好森林的環境，臺灣山鷓鴣大致與藍腹鷴相同，伐採區比森林區出現頻度低，僅部分在兩區皆沒以拍攝到，因此差值為 0，只有在造林 16 年之後有 2 處樣點伐採區略高於森林區。而藍腹鷴與臺灣山鷓鴣以 GAM 分析自動照相機樣點年 OI 與造林演替

年度(smooth term)關係中，呈現隨著造林演替年度而逐漸升高的趨勢，與這兩種動物偏好森林環境有關，其中藍腹鷴在造林 7-8 年之後，也就是林木已經逐漸建立的演替階段，藍腹鷴的出現頻度已經逐漸接近森林環境的利用，但從各樣點年 OI 散佈圖中仍可以看出森林區可有更高的出現頻度，顯示藍腹鷴與臺灣山鷓鴣還是在森林環境有較高的趨勢。雖然鼠科動物伐採區與森林區年 OI 沒有顯著差異，但趨勢上在造林 11 年的樣區變異較大，造林演替 16-18 年的區域變異較小，觀察實際每樣點在不同造林演替年度的出現頻度，可以看出造林初期僅有部分樣點有高的出現頻度，但多數樣點出現頻度有較演替後期與森林區低的趨勢，而鼠科動物以 GAM 分析自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)關係中，呈現隨著造林演替年度而逐漸升高的趨勢，顯示鼠科動物還是在森林環境有較高的趨勢，部分伐採後造林初期有較高鼠科動物的出現頻度，可能與局部區域因子有關，如較接近農墾地或者有部分樣點有刺鼠以外的鼠類(如偏好開闊環境的鬼鼠)活動(姜博仁等 2018)。林班地內的鼠類主要為森林環境活動的刺鼠，因此林班地內的伐採，伐採區周圍仍然以森林環境為主，因此伐採影響的鼠科動物主要以刺鼠為主，因此隨著造林後的演替，逐漸恢復成森林，刺鼠出現頻度也就跟著增加。

竹雞(圖 23、圖 24)則與藍腹鷴和臺灣山鷓鴣有較不一樣的趨勢。以 GAM 分析合併伐採區與森林區自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)關係中，呈現隨著造林演替年度而逐漸下降的趨勢，而伐採區與森林區年 OI 差異上，大致呈現伐採區略高於森林區的趨勢，但在森林區仍然有相當的利用，在造林演替年度 5-10 年有較低的現象，可能有其他未知因素影響，在不同伐採區可能有局部的差異，但整體趨勢，與竹雞經常在開闊環境、農墾地與森林交界環境利用相符。

這幾種石虎潛在獵物，僅台灣野兔呈現顯著在伐採區造林初期有較高的出現頻度(圖 25、圖 26)，且在造林 5 年後完全消失。

3. 國有林班地內其他動物於伐採區與周遭森林區的年出現頻度與造林演替年度關係

其他食肉目動物麝香貓、白鼻心、食蟹獴、鼬獾以及山羌、穿山甲、自由活動犬貓，相關 GAM 與 NB 分析結果如表 3 與表 4。

(1) 其他野生小型食肉目

白鼻心 (圖 27、圖 28)在伐採區與對照森林區年 OI 差值(伐採區-森林區)比較上和以 GAM 分析自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)、實際年度與環境因子關係中，僅分析伐採區和合併伐採區與森林區樣點皆呈現隨著造林演替年度逐漸增加的趨勢，且絕大多數伐採區的年 OI 都比周遭森林區還低。鼬獾(圖 29)和食蟹獴(圖 30)在伐採區與對照森林區年 OI 差值(伐採區-森林區)比較上沒有顯著的趨勢，但鼬獾多數伐採區年 OI 比森林區低，食蟹獴雖沒有差異趨勢，但在造林演替年度 11 年以內的樣區年 OI 差值變異較大，16-18 年的樣區變異較小。鼬獾與食蟹獴以 GAM 分析自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)關係中，大致呈現隨著造林演替年度而逐漸升高的趨勢，唯食蟹獴在造林演替年度 9-10 年左右有較低的現象，可能是導致僅分析伐採區時呈現 U 型的趨勢，但由於 9-10 年的樣點數少，可能有偏差，在合併森林區的樣點之後，則呈現穩定的隨造林演替年度在年 OI 有漸增趨勢。食蟹獴的年度因子呈現正相關，與近年苗栗食蟹獴族群逐漸增加相符，從自動照相機拍攝的季 OI 也可以看出逐年增加的趨勢(圖 30)。

麝香貓(圖 31、圖 32)則呈現與上述三種食肉目動物相反的趨勢，在伐採區與對照森林區年 OI 差值(伐採區-森林區)比較上和以 GAM 分析自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)、實際年度與環境因子關係中，僅分析伐採區和合併伐採區與森林區樣點皆呈現隨著造林演替年度逐漸下降的趨勢。伐採區和森林區的年 OI 差異隨演替年度逐漸下降，但可以看出麝香貓

即使在森林區，麝香貓也可以有相當高的出現頻度，顯示麝香貓能頻繁利用伐採區，且在造林初期有更高的利用。

(2) 山羌與穿山甲

山羌(圖 33) 在伐採區與對照森林區年 OI 差值(伐採區-森林區)比較上並沒有顯著的趨勢，以 GAM 分析自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)，僅分析伐採區有顯著隨著造林演替年度逐漸增加趨勢，但在經過造林 5 年之後的增長幅度趨緩，若合併伐採區與森林區的 GAM 分析自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)，則造林演替年度並不顯著，但實際年度因子則為顯著，顯示山羌在林班地內的森林出現頻度逐年提高，對比逐年逐季 OI 折線圖(圖 34)相符，由於伐採區的逐年逐季 OI 也呈現上升趨勢，實際年度可能與伐採年度交互作用貨有一定相關性而導致造林演替年度反而在 GAM 分析中呈現顯著。整體而言，山羌能夠同時利用伐採區與森林區，與造林演替年度可能無太大相關，由於伐採區面積相對小，且周遭仍為森林所圍繞，與山羌可利用森林中 gap 與 edge 環境的習性相符。

穿山甲(圖 35)同樣在伐採區與對照森林區年 OI 差值(伐採區-森林區)比較上並沒有顯著的趨勢，但伐採區顯著低於森林區，尤其在造林演替年度 11 年以內的伐採樣區，而在造林演替年度 16 年以上已經成喬木林的伐採區，伐採區和森林區則沒有顯著差異，初步觀察每個相機樣點穿山甲年 OI 分布圖(圖 35)，森林區年 OI 有較高的趨勢，穿山甲可能偏好森林環境，但以 GAM 分析自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)關係，並不顯著，可能與穿山甲拍攝有效相片數低有關。若改以 Negative Binomial 迴歸分析，與實際年度因子有顯著正相關，顯示穿山甲有逐年增加的趨勢，逐年逐季 OI(圖 35)可以看出森林區的穿山甲出現頻度有逐年逐季升高的現象。

(3) 自由活動犬與貓

貓(圖 36) 在伐採區與對照森林區年 OI 差值(伐採區-森林區)比較上和以 GAM 分析自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)，都沒有顯著關係。環境因子相關與道路最近距離和人工建物與鋪面道路與電塔最近距離顯著負相關，顯示道路與人工建物為影響貓出現頻度的關鍵因素，因此道路與人工設施等的增加，若在自然棲地內，則會增加自然棲地內的貓出現頻度，對於野生動物的影響以及疾病的傳播則會對應增加風險。

犬在伐採區與對照森林區年 OI 差值(伐採區-森林區)比較上並無顯著趨勢，但在造林演替年度 11 年以內的區域，變異較大，在造林演替年度 16-18 年區間，伐採區與森林區較接近，且實際年 OI 皆呈現較低的狀況，森林環境趨勢上可能非犬喜好環境，但需更多追蹤，而從剛伐採後，造林初期前 4 年，犬隻可以有很高的出現頻度，可能跟開闊環境有關。從 GAM 分析自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)，大致趨勢為造林後期有逐漸降低的趨勢，但在森林區仍有不低的出現頻度，可能從周遭伐採區侵入森林區有關，透過分析自由活動犬隻在伐採區與周遭森林區樣點的活動模式，發現周遭森林區的犬的活動時間大約晚伐採區 1-2 小時，且透過個體辨識可以確認部分為同樣的個體，顯示的確犬隻會先到伐採區，再侵入到周遭的森林活動(姜博仁等 2019)。以犬的活動能力，這樣局部小區域的距離，對於犬要侵入森林應是相對容易，犬的出現頻度亦可能跟許多未知因素有關，如人工餵養、棄養等等，也可能是分析造林演替年度不太有顯著性的原因。而環境因子，呈現坡度較陡的樣點，犬的出現頻度較低(表 3)，而坡度標準差較大，出現頻度會變高的顯著相關性(表 3、表 4)，結合坡度因子的負相關，推測犬隻在坡度變化較大的區域，可能利用其中坡度較緩的區域做為通行而有較高出現頻度的趨勢。

此區並非大面積連續的森林，林班地內森林區也拍攝到頻繁的犬隻活動顯示在破碎化的棲地中，犬貓對野生動物的影響會對比大面積的天然森林還要值得注意，尤其本區三個林班地呈狹長型，犬貓從東西兩側都可以輕易地侵入到林班地森林內部，若有道路切割、伐採道路等，犬貓更可以藉由道路與伐採後的空曠環境侵入森林內部。比較 2018-2019 的犬的辨識個體數量(圖38)，數量最多的區域集中在苗 38 穿越林班地的周遭(姜博仁等 2019)，顯示穿越森林的道路，容易引入遊蕩犬隻在道路周遭活動，並進一步侵入道路周遭的森林。

4. 植群分析與動物出現頻度關係

(1)樣區植物種類統計與發現之紅皮書重要稀有植物

本計畫所調查之 108 個植物樣區中，涵蓋網格、伐採區與周遭森林區自動照相機樣點，一共記錄植物 99 科 212 屬 301 種（附錄九），生長型態方面，包含 98 種喬木，48 種灌木，52 種藤木，71 種草本；原生屬性方面，包含 20 種特有種，229 種原生種（非特有），51 種歸化種，1 種栽培種(表 5)。

於植物型態上以喬木與草本植物較多，兩者比例相近(32.6%、34.2%)，約各 1/3。由於植物種類以草本為多數，因此一個地區喬木與草本種類數相當的情形十分罕見，其原因可能有二：一為樣區多數皆設置於森林內，較無道路邊坡或開墾地邊緣之環境，因此草本種類較少。二則可能因為調查區域之森林 MLF83 之外，皆為砍伐後重新種植之人造林或自行演替之次生林，植被曾被清除且尚未達到演替後期之森林，生育環境較單一而缺少原始森林內之草本種類。

表 5、樣區植物屬性統計總表

物種屬性		蕨類植物	裸子植物	被子植物	合計	比例(%)
類別	科數	16	2	81	99	-
	屬數	21	2	189	212	-
	種數	34	2	265	301	-
型態	喬木	2	2	94	98	32.6
	灌木	0	0	48	48	15.9
	藤本	0	0	52	52	17.3
	草本	32	0	71	103	34.2
原生屬性	特有	3	0	17	20	6.6
	原生	31	1	197	229	76.1
	歸化	0	0	51	51	16.9
	栽培	0	1	0	1	0.3
國家紅皮書	瀕危	0	1	0	1	0.3
	易危	0	0	1	1	0.3
	接近受脅	1	0	3	4	1.3
	資料不足	0	0	2	2	0.7
	無危	33	0	204	237	78.7
	不適用	0	0	41	41	13.6
	未評估	0	1	14	15	5.0

臺灣特有種共記錄臺灣金狗毛蕨、臺北鱗蓋蕨、小毛蕨、大錦蘭、山棕、細葉麥門冬、內苳子、小梗木薑子、大葉楠、香楠、臺灣楊桐、臺灣格柃、長枝竹、桂竹、臺灣矢竹、臺灣石楠、石斑木、臺灣欒樹、烏皮九芎與三葉崖爬藤等 20 種。除了大錦蘭較為集中於臺灣島南北兩端之分布外；長枝竹多分布於中北部，其他皆為全島普遍分布之物種，並無少見之特有種類出現於本區域。

根據 2017 年臺灣維管束植物紅皮書名錄，本計畫調查記錄 1 種瀕危(EN)植物－竹柏，1 種易危(VU)植物蒲葵以及 4 種接近受脅(NT)植物－大肚山威靈仙、櫸榆、箭葉陵齒蕨與天料木。然而資料不足(DD)等級亦有 2 種－平原菟絲子和臺灣矢竹，兩者皆為常見種，並非稀有植物；易危(VU)植物蒲葵為人為栽

培。針對瀕危與接近受脅等級之 5 種植物詳細敘述詳如附錄九。

(2) 植群型分型

本研究以群團分析(CA)進行分類，由於部分樣區沒有灌木層或樹冠層，所以共計有 108 樣區進入綜合植群分型與地被層分型、106 個樣區進行灌木層分型、89 個樣區進行樹冠層分型，由於本計畫樣區涵蓋類型多，將每層區分為 5-8 植群型並分層別描述與綜合描述，再依綜合植群分型結果執行分布序列法(ordination)的降趨對應分析(DCA)進行後續討論。

(i) 樹冠層分型

樹冠層具有兩層者將其覆蓋度累加前置數據處理後進行分析，樹冠層群團分析(CA)結果如圖 39，以訊息保留度 12.5%進行區分，將 89 個具有樹冠層樣區分為 5 植群型。每個植群型依照優勢種進行命名、羅列常見共有種與描述樣區概況如下：

I. 樟樹型（含樣區 MLF03、41、72 共計 3 樣區）

本植群型共有種僅有樟樹一種；其餘伴生植物包含：香楠、羅氏鹽膚木、軟毛柿、毛雞屎樹、白匏子、粗糠柴。為人造林或天然更新樹林。

II. 相思樹－廣東油桐型（含樣區 MLF05、33、30、63、52、54、44、82、85、51、16、25-2、25、34、89、91、50、64、66、67、75、68、53、80、76、84、86、78、61、65、103，共計 31 個樣區）

本植群型共有種包含：廣東油桐、香楠、白匏子、江某、相思樹、小梗木薑子；其餘伴生植物包含：墨點櫻桃、刺杜密、裏白饅頭果、樟樹、樹杞、山紅柿。是本區域常見的植群類型，主要

以相思樹為主，然廣東油桐為本植群型常見物種，樣區位置多靠近苗栗銅鑼一帶。

III. 相思樹－江某型（含樣區 MLF06、60、105、108、107、88、11、31、45、69、92、96、90、29、95、57、79、22、59、73、106、99、12、62、77、24、56、47、104、81、23、10、102、70、55、58、18、28、49、17、74、48、93、71、98、97、101，共計 47 個樣區）

本植群型共有種包含：相思樹、樟樹、江某、白匏子、香楠；其餘伴生植物包含：小梗木薑子、軟毛柿、刺杜密、茄冬、龍眼等。是本區域常見的植群類型，主要以相思樹為主，與上一種植群型物種組成類似，主要差別在廣東油桐之有無，樣區位置多靠近通霄一帶。

IV. 山黃麻型（含樣區 MLF26、27-3、35、27、46、94、32 共計 7 樣區）

本植群型共有種包含：山黃麻、楓香、白匏子；其餘伴生植物包含：江某、廣東油桐、長枝竹、刺杜密、龍眼等。多數樣區位置海拔較低。

V. 紅楠型（含樣區 MLF83 共計 1 樣區）

本植群型屬於本地最接近原始林樣貌的植群型，紅楠為本樣區最優勢的樹冠層樹種，並與狗骨仔、紅葉樹、江某等植物共存，地被物種數多達 39 種，是本研究中物種多樣性最高的樣區。MLF83 樣區屬本計畫南方的樣區之一，位於 130 縣道南方，鄰近火炎山自然保留區，為火炎山主峰東北稜的延伸。

(ii) 灌木層分型

灌木層群團分析(CA)結果如圖 40，以訊息保留度 12.5%進行區分，

將 106 個具有灌木層樣區分為 6 植群型。每個植群型依照優勢種進行命名、羅列常見共有種與描述樣區概況如下：

I. 相思樹型（含樣區 MLF01、02、03、04、07、08、09、13、14、15、19、20、21、32、35、36、37、38、39、40、41、42、43、85 共計 24 樣區）

本植群型共有種包含：相思樹、楓香、白匏子、山黃麻等。

許多未來可以長成大型喬木物種還在灌木層高度的植群型，屬於初期造林地或演替初期之森林植群型。

II. 九節木型（含樣區 MLF06、10、101、102、103、104、105、106、107、108、12、16、17、18、22、23、24、25-2、26、27、27-3、28、29、30、31、33、34、44、46、47、48、49、50、51、52、53、54、55、56、57、58、59、60、61、62、63、64、65、66、67、68、71、72、73、74、75、76、77、78、79、80、82、84、89、94、95、96、99 共計 68 樣區）

本植群型共有種包含：九節木、山棕、小梗木薑子、海金沙等。

九節木多生長在半遮陰環境，很容易在灌木層形成單一物種優勢，是本區域最常見的灌木層類型。

III. 狗骨仔－橢圓葉赤楠型（含樣區 MLF11、83 共計 2 樣區）

本植群型共有種包含：狗骨仔、橢圓葉赤楠、茜草樹。伴生大明橘、軟毛柿、墨點櫻桃等。

原始林內的常見灌木與其餘植群型有所不同，然樣區 MLF11 灌木層剛好也都有狗骨仔、橢圓葉赤楠因此被歸為同植群型。

IV. 月橘型（含樣區 69、70、81、88、90、91、92、93、98 共計 9 樣區）

本植群型共有種包含：月橘、龍眼、桂竹。

以月橘為主要灌木層組成優勢，數量在苗栗淺山地區也不少，然月橘與九節木皆為臺灣全島分佈灌木層常見物種，覆蓋度兩者彼此消長，而相比之下月橘較能適應季節性乾燥環境。

V. 象草型（含樣區 MLF86、97 共計 2 樣區）

本植群型共有種包含：象草、月桃等。伴生月橘、構樹、九芎、槭葉牽牛、香楠等。

本植群型受外來種象草影響，象草係由農地溢出歸化，佔據樣區內灌木層高度範圍，通常樣區位於鄰近農業活動區域。

VI. 筆筒樹型（含樣區 MLF05 共計 1 樣區）

本樣區包含：筆筒樹、水冬瓜、臺灣桫欏、鬼紫珠與其餘植群型差異甚大，本樣區位於溪溝處十分潮濕，坡度陡至 45 度。

(iii) 地被層分型

地被層群團分析(CA)結果如圖 41，以訊息保留度 10%進行區分，將 108 個具有地被層樣區分為 7 植群型。每個植群型依照優勢種進行命名、羅列常見共有種與描述樣區概況如下：

I. 貓腥草－大花咸豐草型（含樣區 MLF01、19、07、43、08、14、38、20、36、45、03、15、40、32、97、39、25 共計 17 樣區）

本植群型共有種包含：貓腥草、小花蔓澤蘭、粉黃纓絨花、大花咸豐草、野棉花、加拿大蓬、白背芒等。

本植群型初期造林地、樹冠遮蔭少等，位於陽光充足的地區，通常也是受到人為干擾嚴重的區域，以能夠快速拓殖的外來種為主要組成。

II. 闊葉鴨舌癀舅型（含樣區 MLF33、34、35 共計 3 樣區）

本植群型共有種包含：棕葉狗尾草、粉黃纓絨花、闊葉鴨舌癀

莠、竹葉草等。本植群型以外來種闊葉鴨舌癀莠為主要組成，其為土壤種子庫中易大量出現的優勢種，在受到干擾後迅速占領生育地，但由於拓殖能力有限，貓腥草跟大花咸豐草能夠廣泛分佈各區，闊葉鴨舌廣莠型樣區集中在同一地區周遭。

III. 大黍－弓果黍型（含樣區 MLF02、50、46、37、52、85、27、09、21、26、27-3、67、91、92、70、71、72、94、98、04、42、69、89、96、102、86、90、99、93、95 共計 30 樣區）

本植群型共有種包含：弓果黍、月桃、半邊羽裂鳳尾蕨、雙面刺、小花蔓澤蘭、白背芒、扛香藤、大黍、九節木等。

主要位於樹冠層有相思樹的植群型下，以大黍、弓果黍為主要組成，相思樹為耐旱先驅樹種，樹冠透光度較多，大黍－弓果黍型在這樣的環境中保有優勢。

IV. 箭葉鳳尾蕨型（含樣區 MLF104、55、25-2、81、88 共計 5 樣區）

本植群型共有種包含：箭葉鳳尾蕨、武靴藤、山棕、龍眼。由於灌木層九節木型遮陰多，地被僅少數物種在地被存活，屬於地被覆蓋度低的類型。

V. 細葉複葉耳蕨型（含樣區 MLF05、48、82、06、75、63、10、79、62、84、74、77、68、16、76、103、17、61、54、66、80、78、65、73、22、28、29、60、30、49、58、47、44、53、64、51、56、12、18、59、83、101、107、105、108、106 共計 46 樣區）

本植群型共有種包含：細葉複葉耳蕨、九節木、半邊羽裂鳳尾蕨、臺北鱗蓋蕨、雙面刺、南五味子、竹葉草等。

主要位於森林環境中，能夠生長在與灌木植群型九節木型林下，以細葉複葉耳蕨最為常見。

VI. 海金沙型（含樣區 MLF23、11、13、31、41、57 共計 6 樣區）

本植群型共有種包含：海金沙、白背芒等。此類型地被層能夠適應遮陰且乾燥的環境，屬於地被覆蓋度低的類型。

VII. 南五味子型（含樣區 MLF24 共計 1 樣區）本樣區包含：皿蘭屬植物、南五味子與其他樣區地被不同。總覆蓋度低，幾無地被，故在分析中獨自一群。

(iv) 綜合植群型分型

樣區所有層覆蓋度累加後進行分析，依照群團分析(CA)結果（圖 42）以 15%訊息保留度進行區分，將 108 樣區分為 8 個植群型。每個植群型依照優勢種進行命名、羅列常見共有種與描述樣區概況如下：

I. 貓腥草－楓香型（含樣區 MLF01、19、08、14、38、20、07、43、39、26、13、21、03、15、32、40、97 共計 17 樣區）

本植群型共有種包含：相思樹、小花蔓澤蘭、楓香、貓腥草、白匏子、大花咸豐草、山黃麻、粉黃纓絨花、加拿大蓬等。

本植群型位於透光良好或易受人為干擾之地區，有 2 層貓腥草與大花咸豐草都需要在陽光充足的地方才具優勢，通常樹冠層稀疏或重要的喬木如：相思樹樹齡年輕仍在成長階段列在灌木層，冠層高度低為本植群型主要特徵。

II. 山黃麻－廣東油桐型（含樣區 MLF09、27、27-3、46、94、36、37、25、85、33、34、35 共計 12 樣區）

本植群型共有種包含：廣東油桐、白匏子、山黃麻、竹葉草、九節木、白背芒、弓果黍、風藤等。

本植群型多位於海拔較高處，大黍、弓果黍、闊葉鴨舌癀舅是常對應的地被類型，多在九華山一帶，受早期人為活動種植廣東油

桐影響。

III. 相思樹－月橘型（含樣區 MLF 02、04、101、102、104、107、11、31、41、42、45、69、70、81、88、90、92、96 共計 18 樣區）

本植群型共有種包含：月橘、相思樹、龍眼、武靴藤、扛香藤、香楠、朴樹、白匏子、樟樹、月桃等。

本植群型多位於海拔較低處，以相思樹喬木優勢、月橘在灌木層優勢，地被多以弓果黍、大黍為主要組成。

IV. 九節木－江某型（含樣區 MLF06、75、79、67、68、16、52、63、10、18、47、48、49、55、58、17、74、25-2、50、54、30、44、82、66、51、28、64、80、53、78、62、84、77、105、22、29、57、108、73、59、106、60、12、95、24、56、61、65、76、23 共計 50 樣區）

本植群型共有種包含：九節木、江某、香楠、小梗木薑子、白匏子、山棕、相思樹、海金沙、細葉複葉耳蕨、半邊羽裂鳳尾蕨等。

本植群型以九節木、江某、香楠等原生物種佔據，本植群型慢慢朝向演替中期至後期階段，相較於其他森林植群型物種也較複雜。常見地被如：細葉複葉耳蕨、半邊羽裂鳳尾蕨，故與地被植群型細葉複葉耳蕨型關聯度高。多數樣區若具四層，最高樹冠層多為相思樹，而喬木類型則以香楠、江某最為常見。

V. 香楠型（含樣區 MLF103、86、89、99 共計 4 個樣區）

本植群型共有種包含：香楠、朴樹、月橘、扛香藤、大黍、樟樹、三角葉西番蓮。以香楠、小梗木薑子為主要灌木層；伴生朴樹、月橘、九節木、月桃等。香楠是本區域廣泛分佈的物種，調查中發現部分樣區能夠形成以香楠為主要組成的植被類型，由於

香楠屬於演替中晚期物種，林下更新能力比相思樹、廣東油桐、山黃麻佳，若本區域長時間未受干擾，隨著演替進行未來可能成為本區域優勢植群類型。

VI. 樟樹－龍眼型（含樣區 MLF71、98、72、91、93 共計 5 樣區）

本植群型共有種包含：樟樹、龍眼、三葉五加、香楠、茄冬、月橘等。

本植群型為龍眼、樟樹之人工林區域，地被植物以大黍、弓果黍最為常見，受人為影響較多。

VII. 筆筒樹－水冬瓜型（含樣區 MLF05 共計 1 樣區）

本樣區包含：筆筒樹、水冬瓜、臺灣杪欏、鬼紫珠與其餘植群型差異甚大，樣區內因有廣東油桐故在樹冠層合併至喬木-廣東油桐亞型，而其地被含有廣葉鋸齒雙蓋蕨與風藤因此與 MLF48、82 共同併入地被-細葉複葉耳蕨型，本樣區位於溪溝處十分潮濕，坡度陡至 45 度。

VIII. 紅楠型（含樣區 MLF83 共計 1 樣區）

本植群型屬於本地最接近原始林的樣貌的植群型，以紅楠為本樣區最優勢的樹冠層，並與狗骨仔、紅葉樹、江某等植物共存，地被物種數多達 36 種，是本研究中物種多樣性最高的樣區。MLF83 樣區屬本計畫南方的樣區之一，位於 130 縣道南方，鄰近火炎山自然保留區，為火炎山主峰東北稜的延伸。

綜合本計畫所調查植物樣區，將植群型區分為樹冠層 5 型、灌木層 6 型、地被層 7 型、綜合植群型 8 型（表 6）。結果顯示苗栗淺山國有林班地與鄰近網格最優勢樹冠層為相思樹為主，廣東油桐、江某夾雜其中；灌木層以九節木為主，相思樹、月橘也常見於灌木層中；地被以細葉複葉耳蕨樣區數量最多，當環境光線充足時貓腥草、大花咸豐草、大黍、弓果黍亦多見。本研究之植物

樣區多位於中坡、稜線，谷地內樣區較少，主要的森林類型與常見植物皆已涵蓋。

表 6、苗栗淺山地區國有林班地與鄰近石虎保育綠色網絡植群分型結果統整表

樣區名稱	綜合植群型分型	地被植群分型	灌木植群分型	樹冠植群分型
MLF01	Ⅰ.貓腥草－楓香型	Ⅰ.貓腥草－大花咸豐草型	Ⅰ.相思樹型	NA
MLF19	Ⅰ.貓腥草－楓香型	Ⅰ.貓腥草－大花咸豐草型	Ⅰ.相思樹型	NA
MLF08	Ⅰ.貓腥草－楓香型	Ⅰ.貓腥草－大花咸豐草型	Ⅰ.相思樹型	NA
MLF14	Ⅰ.貓腥草－楓香型	Ⅰ.貓腥草－大花咸豐草型	Ⅰ.相思樹型	NA
MLF38	Ⅰ.貓腥草－楓香型	Ⅰ.貓腥草－大花咸豐草型	Ⅰ.相思樹型	NA
MLF20	Ⅰ.貓腥草－楓香型	Ⅰ.貓腥草－大花咸豐草型	Ⅰ.相思樹型	NA
MLF07	Ⅰ.貓腥草－楓香型	Ⅰ.貓腥草－大花咸豐草型	Ⅰ.相思樹型	NA
MLF43	Ⅰ.貓腥草－楓香型	Ⅰ.貓腥草－大花咸豐草型	Ⅰ.相思樹型	NA
MLF39	Ⅰ.貓腥草－楓香型	Ⅰ.貓腥草－大花咸豐草型	Ⅰ.相思樹型	NA
MLF15	Ⅰ.貓腥草－楓香型	Ⅰ.貓腥草－大花咸豐草型	Ⅰ.相思樹型	NA
MLF40	Ⅰ.貓腥草－楓香型	Ⅰ.貓腥草－大花咸豐草型	Ⅰ.相思樹型	NA
MLF32	Ⅰ.貓腥草－楓香型	Ⅰ.貓腥草－大花咸豐草型	Ⅰ.相思樹型	Ⅳ.山黃麻型
MLF03	Ⅰ.貓腥草－楓香型	Ⅰ.貓腥草－大花咸豐草型	Ⅰ.相思樹型	Ⅰ.樟樹型
MLF97	Ⅰ.貓腥草－楓香型	Ⅰ.貓腥草－大花咸豐草型	Ⅴ.象草型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF21	Ⅰ.貓腥草－楓香型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅰ.相思樹型	NA
MLF26	Ⅰ.貓腥草－楓香型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅱ.九節木型	Ⅳ.山黃麻型
MLF13	Ⅰ.貓腥草－楓香型	Ⅵ.海金沙型	Ⅰ.相思樹型	NA
MLF36	Ⅱ.山黃麻－廣東油桐型	Ⅰ.貓腥草－大花咸豐草型	Ⅰ.相思樹型	NA
MLF25	Ⅱ.山黃麻－廣東油桐型	Ⅰ.貓腥草－大花咸豐草型	NA	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF35	Ⅱ.山黃麻－廣東油桐型	Ⅱ.闊葉鴨舌癀舅型	Ⅰ.相思樹型	Ⅳ.山黃麻型
MLF33	Ⅱ.山黃麻－廣東油桐型	Ⅱ.闊葉鴨舌癀舅型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF34	Ⅱ.山黃麻－廣東油桐型	Ⅱ.闊葉鴨舌癀舅型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF09	Ⅱ.山黃麻－廣東油桐型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅰ.相思樹型	NA
MLF37	Ⅱ.山黃麻－廣東油桐型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅰ.相思樹型	NA
MLF85	Ⅱ.山黃麻－廣東油桐型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅰ.相思樹型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF27	Ⅱ.山黃麻－廣東油桐型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅱ.九節木型	Ⅳ.山黃麻型
MLF27-3	Ⅱ.山黃麻－廣東油桐型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅱ.九節木型	Ⅳ.山黃麻型
MLF46	Ⅱ.山黃麻－廣東油桐型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅱ.九節木型	Ⅳ.山黃麻型
MLF94	Ⅱ.山黃麻－廣東油桐型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅱ.九節木型	Ⅳ.山黃麻型
MLF45	Ⅲ.相思樹－月橘型	Ⅰ.貓腥草－大花咸豐草型	NA	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF02	Ⅲ.相思樹－月橘型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅰ.相思樹型	NA
MLF04	Ⅲ.相思樹－月橘型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅰ.相思樹型	NA
MLF42	Ⅲ.相思樹－月橘型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅰ.相思樹型	NA
MLF96	Ⅲ.相思樹－月橘型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF102	Ⅲ.相思樹－月橘型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF69	Ⅲ.相思樹－月橘型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅳ.月橘型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF90	Ⅲ.相思樹－月橘型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅳ.月橘型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF92	Ⅲ.相思樹－月橘型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅳ.月橘型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF70	Ⅲ.相思樹－月橘型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅳ.月橘型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF104	Ⅲ.相思樹－月橘型	Ⅳ.箭葉鳳尾蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型

樣區名稱	綜合植群型分型	地被植群分型	灌木植群分型	樹冠植群分型
MLF88	Ⅲ.相思樹－月橘型	Ⅳ.箭葉鳳尾蕨型	Ⅳ.月橘型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF81	Ⅲ.相思樹－月橘型	Ⅳ.箭葉鳳尾蕨型	Ⅳ.月橘型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF107	Ⅲ.相思樹－月橘型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF101	Ⅲ.相思樹－月橘型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF41	Ⅲ.相思樹－月橘型	Ⅵ.海金沙型	Ⅰ.相思樹型	Ⅰ.樟樹型
MLF31	Ⅲ.相思樹－月橘型	Ⅵ.海金沙型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF11	Ⅲ.相思樹－月橘型	Ⅵ.海金沙型	Ⅲ.狗骨仔－橢圓葉赤楠型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF95	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF67	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF52	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF50	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF55	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅳ.箭葉鳳尾蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF25-2	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅳ.箭葉鳳尾蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF06	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF79	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF10	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF18	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF47	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF48	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF49	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF58	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF17	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF74	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF28	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF62	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF77	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF105	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF22	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF29	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF108	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF73	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF59	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF106	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF60	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF12	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF56	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF75	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF68	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF16	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF63	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF54	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF30	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF44	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF82	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF66	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF51	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF64	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF80	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF53	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型

樣區名稱	綜合植群型分型	地被植群分型	灌木植群分型	樹冠植群分型
MLF78	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF84	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF61	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF65	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF76	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF57	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅵ.海金沙型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF23	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅵ.海金沙型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF24	Ⅳ.九節木－江某型	Ⅶ.南五味子型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF99	Ⅴ.香楠型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF89	Ⅴ.香楠型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF86	Ⅴ.香楠型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅴ.象草型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF103	Ⅴ.香楠型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅱ.九節木型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF71	Ⅵ.樟樹－龍眼型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅱ.九節木型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF72	Ⅵ.樟樹－龍眼型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅱ.九節木型	Ⅰ.樟樹型
MLF98	Ⅵ.樟樹－龍眼型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅳ.月橘型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF93	Ⅵ.樟樹－龍眼型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅳ.月橘型	Ⅲ.相思樹－江某型
MLF91	Ⅵ.樟樹－龍眼型	Ⅲ.大黍－弓果黍型	Ⅳ.月橘型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF05	Ⅶ.筆筒樹－水冬瓜型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅵ.筆筒樹型	Ⅱ.相思樹型－廣東油桐型
MLF83	Ⅷ.紅楠型	Ⅴ.細葉複葉耳蕨型	Ⅲ.狗骨仔－橢圓葉赤楠型	Ⅴ.紅楠型

註：NA 表示該樣區無灌木層或樹冠層，故無對應植群分型。

表 7、苗栗淺山地區降趨對應分析(DCA)三變異軸與環境因子相關係數表

環境因子	第一軸-r	第二軸-r	第三軸-r
岩石率	0.122	-0.355	-0.001
枯落物	-0.634 *	0.308	-0.062
海拔	-0.265	-0.552 *	-0.016
樹冠高	-0.696 *	0.268	0.335
二層喬木高	-0.45 *	-0.037	0.326
灌木高	0.086	0.236	-0.05
草本高	0.386	0.094	-0.129
坡向	0.139	-0.237	0.027
坡向（南北）	0.044	0.015	0.153
坡向（東西）	0.14	0.211	0.211

註：* $p<0.05$

(v) 綜合植群型與環境因子之間的關聯性

將本計畫4層物種覆蓋度數據資料累加後進行降趨對應分析(DCA)，結果由於樣區 MLF05 位於溪谷坡度較陡之地區，計有 10 種僅出現於此樣區之獨有種，包含筆筒樹、水冬瓜、臺灣桫欏、鬼紫珠、角花烏蘞莓、黃唇線柱蘭、假蹄蓋蕨、阿里山通泉草、觀音座蓮、斑花青牛膽，導致樣區 MLF05 與其餘植群型差異過大，將其納入後其餘植群型降趨勢對應分析(DCA)分佈狀況不佳，故將離群值剔除後進入分析。

最後扣除 MLF05 資料進入降趨對應分析(DCA)結果良好（圖 43）大致能呈現演替趨勢，然植群型間仍互有重疊；環境因子則有 4 項與 DCA 變異軸有顯著（表 7）可以互相對照，包含：冠層高、第二冠層高、枯落物量三項與變異軸第一軸夾角較小；海拔則與變異軸第二軸夾角小。總變異量(Total variance “inertia”)為 12.0507，三個軸的特徵值分別為：0.59515、0.42541、0.33067，各軸的變異解釋率為 4.94%、3.53%、2.74%。

從變異軸第一軸來看明顯與植群演替階段有關，由左至右為Ⅷ.紅楠型、Ⅳ.九節木－江某型、Ⅲ.相思樹－月橘型、Ⅴ.香楠型、Ⅵ.樟樹－龍眼型、Ⅱ.山黃麻－廣東油桐型、I.貓腥草－楓香型，第一軸越往左側，樣區內枯落物越多、樹冠層越高、越容易有第二層分層喬木。第二軸則與海拔有關，Ⅱ.山黃麻－廣東油桐型多出現在海拔較高的區域，然而Ⅲ.相思樹－月橘型、Ⅴ.香楠型、Ⅵ.樟樹－龍眼型則多出現在海拔低的地區。

變異軸第一軸前十名的物種分數高於 450 分包含九丁榕(569)、烏桕(569)、馬唐(569)、野棉花(487)、短角苦瓜(483)、冇骨消(480)、鼠麴

舅(480)、台灣黃菫(480)、白英(475)、南海鱗毛蕨(468)、烏蕨(468)。除了九丁榕以外其餘皆為演替初期常見物種，然而九丁榕可能是本區域原始森林物種，受干擾後留下來的基部萌蘖或者由於鳥類傳播恰落在受人為干擾強烈之 MLF20 樣區，且於苗栗丘陵屬零星分布種而未出現於其他樣區，因此在分析中物種分數高。植群型之 I.貓腥草－楓香型的共有種植物如：楓香(430)、貓腥草(464)、大花咸豐草(432)、粉黃纓絨花(432)、加拿大蓬(443)、小花蔓澤蘭(385)、山黃麻(369)等物種分數數值高，而楓香為人造林樹種，其餘共有種為受干擾後演替初期常見物種，因此在第一軸線上 I.貓腥草－楓香型植群型有良好的歸群。

變異軸第一軸物種分數數值較低者如：紅葉樹(-81)、圓葉陵齒蕨(-92)、乳藤(-93)、拎壁龍(-93)、落鱗鱗毛蕨(-102)、臺灣菝契(-110)、大屯求米草(-142)、厚皮香(-142)、華八仙(-142)、臺灣糊樗(-142)，上述物種皆為成熟原始林型中的物種，而Ⅳ.九節木－江某型重要共有種：九節木(30)、細葉複葉耳蕨(54)、小梗木薑子(55)、江某(65)等物種分數較低，因此將Ⅳ.九節木－江某型植群型集中至第一軸左側，而原始林Ⅷ.紅楠型則在本軸最末端，可視為本區域的演替進程最後植群。

變異軸第二軸物種分數數值較高者如：短葉水蜈蚣(387)、藿香薊(387)、陰香(415)、桂竹(432)、麻竹(444)、文珠蘭(473)、洋落葵(473)、荔枝(473)、紫花酢漿草(473)、蒲葵(473)。植群型如：Ⅲ.相思樹－月橘型、Ⅴ.香楠型、Ⅵ.樟樹－龍眼型，區域內物種種類多有重疊，導致植群型彼此間難以明確區隔。然而在第二軸上分數與環境因子之海拔呈現顯著相關，物種分數數值較高的物種皆是人為種植的栽培種或外來種，推測是由於苗栗淺山海拔較低的地區與人類活動區域重疊，因此多受人為種植的栽培種與易受外來種影響。

變異軸第二軸物種分數數值較低者如：兩耳草(-122)、抱鱗宿柱薹(-148)、臺灣蘆竹(-163)、克氏鱗蓋蕨(-164)、山羊耳(-173)、山胡椒(-173)、羽萼懸鉤子(-173)、呂宋莢蒾(-173)、沙皮蕨(-173)、苦懸鉤子(-173)。除兩耳草、台灣蘆竹外皆為苗栗地區受人為干擾較少的闊葉林中才會出現的物種。臺灣蘆竹易出現在崩塌陡壁區域，山胡椒也較偏好相對冷涼之坡地。在第二軸的植群型受山黃麻 (-17) 單一物種的影響，使Ⅱ.山黃麻－廣東油桐型有良好的歸群。

(3) 樣區植物演替情形

苗栗淺山地區之植被演替序列依照演替順序大致可區分為 4 個階段，大致上可推估前 3 個階段之植物種類演替序列是可預期、有關聯且連續性的，因此有些樣區可能介於 2 個階段之間而無法清楚劃分。然而本次植物調查結果僅有一個未曾遭受人為破壞之天然闊葉林樣區屬於第 4 階段，而且無法借此樣區作為第 3 階段後預期之發展方向，因為天然林之大面積砍伐已導致成熟森林之種源從苗栗低海拔斷絕，且人為帶入了強勢的相思樹、廣東油桐等外來種源，故無法確定未來之演替逐漸進入後期後，植物組成是否會與完全未遭受破壞之天然林類似。以下為本計畫調查苗栗淺山地區森林演替階段之敘述：

A. **第 1 階段－林木建立：**本階段為造林木小樹新植階段，特徵是有大量草本植物（例如白背芒、棕葉狗尾草、野棉花等）生長，其中包含多種入侵或歸化種（例如大花咸豐草、貓腥草、小花蔓澤蘭等）且入侵種或歸化種易在草生地被形成優勢，並有先驅木本植物發芽成長（例如白匏子、山黃麻、廣東油桐、構樹等），造林地若未清除則將快速超過造林木之高度，若要良好造林成效需經常進行人工除草撫育。整體樹高不超過 5 公尺，天然生長之大部分植物果實皆非可提供動物取食之種類。推估伐採時間為 5 年內，代表植群型：I. 貓腥草－楓香型，代表樣區如：

MLF07、MLF 13、MLF 15、MLF 20。

B. **第 2 階段－林木分層：**本階段為林分成熟，林分結構逐漸有樹冠、灌木與地被層之分化，可以見到先驅樹種（例如山黃麻、廣東油桐、相思樹、白匏子等）快速成長至樹冠層並完全佔據，演替中晚期之自生樹種（例如小梗木薑子、杜英、香楠、墨點櫻桃、樹杞、刺杜密、江某等）已從森林底層發芽，高度約為 3 公尺以下處於灌木狀態，並與小喬木（例如茜草樹、狗骨仔、三腳虌等）和灌木種類（例如九節木、山棕、臺灣山桂花等）交錯共存。地被層之草本種類由於陽光尚未受到灌木層完全遮蔽，故生長旺盛，可以見到的植物如各種蕨類（粗毛鱗蓋蕨、臺北鱗蓋蕨、熱帶鱗蓋蕨、半邊羽裂鳳尾蕨、細葉複葉耳蕨、海金沙等），以及耐蔭的被子植物（例如弓果黍、竹葉草、高節沿階草）和演替中晚期樹木幼苗，而上述地被層種類多半已可以維持生長至森林演替至極盛相，只是隨著演替階段與時間推進，受上方木本植物結構改變影響陽光入射量，以及新進入之地被層植物影響，地被層各種之覆蓋度會於後續演替階段有所變化。在此階段中，第 1 階段之先驅型之草本植物大致已被淘汰，僅存零星個體生長於樹木較稀疏之處。非先驅性的藤本植物（例如南五味子、雙面刺、風藤、蓬萊藤、三葉崖爬藤、來社土茯苓、糙莖菝葜等）也逐漸生長，使森林結構漸趨複雜。樹高已可達 8-15 公尺，視森林立地條件與發育時間而有所差異。此階段之林分結構可能需要大約 10 年以上之發育時間才能到達。代表植群型Ⅱ.山黃麻－廣東油桐型、Ⅲ.相思樹－月橘型，代表樣區如：MLF69、MLF90、MLF92、MLF33、MLF27、MLF35。

C. **第 3 階段－林木取代：**原則上與前一個階段在種類組成上並無太大差異，樹冠層仍然是由先驅性樹種佔據，但先驅樹木已有逐漸老化之趨勢，壽命較短之種類如山黃麻、白匏子等已可見衰弱的跡象，相思樹與廣東油桐則需要更長時間才會逐漸被取代，並且，林下已無先驅性樹種

幼苗能夠成長。與前一階段不同的是，原本呈灌木狀生長之演替中晚期樹種（種類見前段敘述），於本階段已成長為喬木並抵達第一樹冠層下方，形成第二層喬木，因此整體林分結構上多了 1 層。第二層喬木分布較為稀疏，種類較多，且高度稍有差異，未若第一樹冠層種類較少、樹冠高度一致而緊密。本階段由於發育時間較久，灌木高度也漸與小喬木分開，但整體而言兩者之高度仍為連續性，且與第二層喬木有所區隔。本區域造林地多數樣區之灌木層，九節木佔有相當優勢的覆蓋度，但於本區天然闊葉林優勢卻沒有如此明顯，可能表示九節木在中度干擾過後的森林較具有生長優勢，有待其他研究區域後續比較跟討論。藤本植物持續生長，許多已攀附於第二層喬木，接受充足光線並達到可繁殖之條件。至於林下地被層方面，由於上方木本植物分層增加，光線受到層層木本植物過濾與利用已經大幅減少，故地被層之覆蓋度相較於前一階段有所減少，但種類則相當，並包含許多耐蔭之木本植物幼苗。地被層覆蓋度主要與灌木層密度有關聯，因此於樣區間或樣區內之變化較大。樹高可達 15 公尺，甚至在土壤條件較佳處可達 20 公尺。本階段為目前記錄到之造林地的最高階段，但先驅樹種皆仍未被取代，顯然並未到達自然演替之極盛相，因此可以預期演替序列仍然持續有方向性地進行中。然而，由於人類對苗栗丘陵森林的大規模干擾，包括伐林、開發與區域外來種引入，故本計畫造林地若不再受到人為干擾而達到極盛相之時，可能與目前觀察僅存之天然闊葉林區域種類組成有所差異。代表植群型Ⅳ.九節木－江某型，代表樣區如 MLF16、MLF18、MLF28、MLF66。

D. **第 4 階段－林分成熟：**本階段處於演替極盛相，此種林分通常只出現在歷史上未曾受人為破壞之區域。本計畫範圍之天然闊葉林大致位於調查所有樣區之南側邊緣，接近火炎山脈北段稜線，且較為陡峭不易達之處。此種林分之分層結構十分複雜，因經過無數次喬木取代（因風倒、疾病、老化等），加上不均勻之木本植物年齡與十分多樣之草、木本植物

種類（生長速度和優勢條件皆不同），因此植物高度從草本到樹冠層常常呈現連續性變化，並有許多藤本植物連結其間，不似第 3 階段清楚而明確的分層結構。各層之種類皆非常豐富，尤以地被層之多樣性最為突出，可高達 36 種並包含各種草本與木本植物之幼苗。並且，在同一樣區內出現多種人造林區域較為稀少的種類，如紅楠、紅葉樹、臺灣糊樗、臺灣楊桐、橢圓葉赤楠、大屯求米草、乳藤、厚皮香、華八仙、石斑木、落鱗鱗毛蕨等。樹冠高度可達 10 公尺以上。然而，天然闊葉林中，雖然林分的特性，如樹齡分散、種類較多、分層不明顯呈連續性結構等特徵與上述相同，但在樹種組成上往往隨著海拔、位置、坡向、水分等條件不同而有極大差異。因此本計畫造林地原本生長之天然闊葉林物種組成，根據每個樣區之立地環境肯定多少會有差異，而無法以本計畫之唯一天然闊葉林(MLF83)做推估。然而，本地歷史中其森林的演替過程，在人類介入干擾之後，發展的方向很可能會與曾經存在的組成有相當程度的差異，故在此所敘述的第 4 階段，或許不是所有造林地未來的演替方向。至於本計畫造林地未來的演替方向，則有待時間與持續地追蹤觀察來了解。

(4) 被食果植物種類分析

在種子植物中，許多植物果實或種子藉由動物之移動能力以協助其種子傳播至遠處，其中一種廣泛在植物中演化出的策略，便是生產營養豐富的果實來吸引動物取食，並經由動物攜帶或排遺而達到傳播種子與後代之目的。對生活於森林中的草食與雜食動物而言，這些營養豐富的植物果實成為非常重要的食物來源，因此植物果實的生產量與種類多寡將影響食果動物之族群、分布與活動模式，也可能進一步影響到捕食這些物種之肉食性動物。本節希望藉由植物調查所獲之種類為根據，分析樣區植物名錄上所有植物種類，挑選出食果性鳥類與哺乳類（例如：地棲雉科鳥類、鳩鴿科鳥類、齧齒類動物、麝香貓、白鼻

心等等）可能取食其果實之植物種類，來探討演替階段中不同的植物社會是否可能對於動物利用產生影響。被食果植物種類挑選原則有四（1）植物果實屬於肉質果，即漿果、核果或聚合果等（2）果實屬於乾果，但其種子內之養分受到齧齒類動物青睞，如堅果（3）成熟果實顏色鮮艷吸引動物注意（4）成熟果實無對哺乳類和鳥類之毒性，並配合文獻與網路資料搜尋佐證，得到推測結果。需要留意的是本節之分析有其限制性，主要在於並非每個物種皆有直接觀測動物取食或排遺之資料，且每種植物在不同動物類群中也有偏好差異，故可能有零星植物種類吸引動物之能力在推測上會有所誤差。

將被食果植物變項配合分佈序列降趨對應分析(DCA)物種分數製作散佈圖，並將各軸分數進行 t 檢定分析，以 $P<0.001$ 作為顯著標準。

本計畫中所挑選之被食果植物種類共 140 種（附錄九），佔全部種類 46.5%。將被食果植物變項配合分佈序列降趨對應分析(DCA)物種分數散佈圖（圖 44），結果顯示被食果植物變項並沒有良好的歸群，被食果植物在各個植群型皆會出現。

然而進一步將各個物種分數進行統計 t 檢定（表 8、圖 45），發現非食果植物在第一軸物種分數顯著高於被食果植物，而在第二軸沒有。降區對應分析(DCA)結果之第一軸與冠層高、第二樹冠層高、枯落物量有關，也與演替方向有關。依照此數據結果可推論在演替越後期的地區，被食果植物種類越多。

依照綜合植群型分型結果作被食果植物比例計算（表 9），結果發現雖然先驅物種亦有被食果植物種類，但整體而言森林植群型之被食果植物種類比例相較於演替初期區域高Ⅷ.紅楠型(60.8%)、Ⅳ.九節木-江某型(53.5%)大於 I.貓腥草-楓香型(33.8%)。本計畫造林地中喜愛陽光之先驅性物種，產生不具食用性之果實之植物種類相對於演替中晚期植物種類多，可能使初級消費者之食物資

源較少，並不排除影響到食物鏈更上層之動物。這樣的結果也指示演替中期之後森林環境中，被食果植物所佔比例較高。由於動物採取果實後排遺或儲藏之位置也是影響植物發芽條件的重要因子，因此若食果之動物較多為傾向森林性活動之種類，也有可能導致在演化上演替中晚期之植物相較於先驅植物更傾向利用可食用的果實吸引動物協助傳播。由本計畫之被食果植物分析結果可知，演替時間較長之森林環境，除了植物多樣性較高之外，可提供動物取食之資源也更多，對於動物生態有正面效益。因此林地環境若可以維持森林狀態，減少伐木頻率，或不使用一次全面性皆伐之方式，留存演替中晚期植物與其喜愛之環境，除了維持植物多樣性之外，也將有助於提供本區哺乳類動物和鳥類族群穩定食物，對其野外族群的存續有正面幫助。

此外，現有造林地中所記錄到之造林樹種包括 7 種，分別為楓香、臺灣櫸、相思樹、廣東油桐（千年桐）、油桐（三年桐）、烏心石和樟樹，其中廣東油桐、油桐和樟樹為早年造林所選用，楓香、臺灣櫸、相思樹為 10 年內造林所選用，烏心石則僅有一處約 20 年前之造林使用。以上樹種除了烏心石和樟樹之種子或果實可提供食果動物食物來源之外，其餘皆是無法食用或有毒之乾果。因此建議未來若有新植林分或者需補植之情況，可以優先挑選原生且具有可食性果實之喬木種類，增加造林木多樣性，提供更多生態服務。參考木材用途與生態功能考量後，以下提供幾種樣區植物名錄中可用於造林樹種之建議：

A. 楝科，苦楝(*Melia azedarach* L.)：木材堅硬可利用，成長快速，可種植於伐林後之先驅環境。

B. 樟科，樟樹(*Cinnamomum camphora* (L.) Presl)：成長快速，木材良好、芳香且耐腐朽。

C. 柿樹科，山紅柿(*Diospyros morrisiana* Hance)：木材良好，樹幹單一直立。

D. 杜英科，杜英(*Elaeocarpus sylvestris* (Lour.) Poir.)：生長快速，木材可做

香菇椴木。

E. 樟科，楨楠屬(*Machilus* sp.)：生長快速，樹幹單一直立。

F. 殼斗科樹種(Fagaceae)：木材可做香菇椴木。

G. 羅漢松科，竹柏(*Nageia nagi* (Thunb.) O. Ktze.)：木材極佳，耐蔭性良好樹種，可用於林下補植。

表 8、苗栗淺山地區被食果植物之 DCA 第一軸與第二軸物種分數 t 檢定結果表

	食果-物種分數平均值	標準差	非食果-物種分數平均值	標準差	P-Value	是否有顯著差異
DCA 第一軸	163.2879318	157.8452	246.9421043	168.1933	0.000017902	有顯著差異
DCA 第二軸	161.5051913	142.6924	169.4436698	149.458	0.644160494	無顯著差異

註：P<0.001***有顯著差異

表 9、苗栗淺山地區綜合植群型被食果植物比例表

綜合植群型	樣區數量	非食果植物種數	被食果植物種數	物種數	被食果植物比例
I.貓腥草-楓香型	17	88	45	133	33.8%
Ⅱ.山黃麻-廣東油桐型	12	74	65	139	46.8%
Ⅲ.相思樹-月橘型	18	57	59	116	50.9%
Ⅳ.九節木-江某型	50	86	99	185	53.5%
Ⅴ.香楠型	4	43	35	78	44.9%
Ⅵ.樟樹-龍眼型	5	35	44	79	55.7%
Ⅶ.筆筒樹-水冬瓜型	1	17	12	29	41.4%
Ⅷ.紅楠型	1	20	31	51	60.8%

表 10、植群代號與各植群涵蓋樣點數

地被層			灌木層			樹冠層			綜合植群		
代號	植群型	樣點數	代號	植群型	樣點數	代號	植群型	樣點數	代號	植群型	樣點數
I	貓腥草-大花咸豐草型	15	I	相思樹型	24	I	樟樹型	3	I	貓腥草-楓香型	16
II	闊葉鴨舌癀舅型	3	II	九節木型	61	II	相思樹型-廣東油桐型	29	II	山黃麻-廣東油桐型	10
III	大黍-弓果黍型	29	III	狗骨仔-橢圓葉赤楠型	2	III	相思樹-江某型	41	III	相思樹-月橘型	17
IV	箭葉鳳尾蕨型	5	IV	月橘型	9	IV	山黃麻型	6	IV	九節木-江某型	45
V	細葉複葉耳蕨型	40	V	象草型	1	V	紅楠型	1	V	香楠型	4
VI	海金沙型	6	VI	筆筒樹型	1	0	無	19	VI	樟樹-龍眼型	5
VII	南五味子型	1	0	無	1				VII	筆筒樹-水冬瓜型	1
									VIII	紅楠型	1

註：底線代表樣點數小於 5，若成對比較顯著仍不納入討論。

(5) 動物出現頻度與植群分類之關聯性

利用 Kruskal-Wallis 分析檢定各物種出現頻度於不同植群分類之間是否有顯著差異，並以 Dunnett 法進行事後檢定，藉由其成對比較確認顯著差異存在於哪些植群之間，相關檢定結果與各物種在各植群出現頻度盒鬚圖如附錄十。各分層植群分類代號及該植群樣點數見表 10，若該植群之樣點數小於 5，樣本過小可能導致解釋力不足，其成對比較之結果不納入討論。

(i) 地被層分析結果

地被層之出現頻度共有鼬獾、白鼻心、台灣野兔、赤腹松鼠、地棲鼠類總和、臺灣山鷓鴣、藍腹鷴、其他鳥類總和等 8 類動物於不同植群達顯著水準。鼬獾之出現頻度於Ⅴ顯著高於Ⅰ；白鼻心於Ⅲ和Ⅴ皆顯著高於Ⅰ；台灣野兔Ⅰ顯著高於Ⅴ；赤腹松鼠於Ⅴ顯著高於Ⅰ和Ⅲ；地棲鼠類於Ⅴ顯著高於Ⅲ；臺灣山鷓鴣於Ⅴ顯著高於Ⅰ和Ⅲ；藍腹鷴於Ⅴ顯著高於Ⅰ和Ⅲ；其他鳥類於Ⅲ和Ⅴ皆顯著高於Ⅰ。整體看來，台灣野兔之出現頻度與鼬獾、白鼻心、赤腹松鼠、臺灣山鷓鴣、藍腹鷴、其他鳥類等 6 類動物相反，偏好代表先驅及演替初期環境之外來入侵種Ⅰ貓腥草－大花咸豐草型多於代表演替中晚期耐蔭性原生種所組成之Ⅴ細葉複葉耳蕨型。此外，雉科之臺灣山鷓鴣、藍腹鷴於代表尚未鬱閉環境樹林之Ⅲ大黍-弓果黍型，出現頻度顯著較Ⅴ細葉複葉耳蕨型更低，而地棲鼠類也有相同結果。因此，地被層分析結果反映了除台灣野兔外，其他出現頻度有顯著差異的物種，多傾向在演替中晚期等耐蔭性草種較多之環境活動。

(ii) 灌木層分析結果

灌木層之出現頻度共有家貓、鼬獾、白鼻心、台灣野兔、赤腹松鼠、藍腹鷴、其他鳥類總和等 7 類動物於不同植群達顯著水準。家貓之出現頻度於Ⅳ顯著高於Ⅰ；鼬獾於Ⅱ顯著高於Ⅰ；白鼻心於Ⅱ和Ⅳ皆顯著高於Ⅰ；台灣野兔於Ⅰ顯著高於Ⅳ；赤腹松鼠於Ⅱ顯著高於Ⅰ；藍腹鷴於Ⅱ顯著高於Ⅰ和Ⅳ；其他鳥類於Ⅱ顯著高於Ⅰ。與地被層類似，台灣野兔偏好正處於演替初期、以相思樹為主要灌木之Ⅰ相思樹型，多於代表演替中期後Ⅳ月橘型，但與同為演替中期後之Ⅱ九節木型並未有顯著差異。鼬獾、赤腹松鼠、其他鳥類之顯著差異與台灣野兔相反，偏好演替中期後之Ⅱ九節木型多於Ⅰ相思樹型，由於九節木是比月橘更低矮且緊密交織之灌木，因此九節木型可能導致需要隱密活動或細枝攀爬之動物有較高出現頻度，而顯著高於Ⅰ相思樹型這一類初期演替環境、具毒他作用導致植物多樣性下降且食物提供較有限之植群型。家貓、白鼻心與藍腹鷴同樣於Ⅳ月橘型顯著高於Ⅰ相思樹型，這 3 種整體而言一樣較不偏好演替初期之Ⅰ相思樹型環境，但白鼻心只要演替中期後灌木出現無論Ⅳ月橘型或Ⅱ九節木型皆會有較高出現頻度，藍腹鷴在Ⅱ九節木型或Ⅳ月橘型的比較中卻顯著偏向前者，或許與前者之地面附近植被更加鬱閉有關。

(iii) 樹冠層分析結果

樹冠層之出現頻度共有鼬獾、白鼻心、台灣野兔、赤腹松鼠、藍腹鷴、其他鳥類總和等 6 類動物於不同植群達顯著水準。鼬獾於Ⅱ顯著高於 0、Ⅲ和Ⅳ；白鼻心於Ⅱ、Ⅲ皆顯著高於 0；台灣野兔於Ⅱ和Ⅲ顯著高於 0；赤腹松鼠於Ⅱ、Ⅲ皆顯著高於 0；藍腹鷴於Ⅱ顯著高於 0；其他鳥類於Ⅱ、Ⅲ皆顯著高於 0。鼬獾、白鼻心、赤腹松鼠、藍腹鷴與其他鳥類共有之顯著差異為偏好演替中期之Ⅱ相思樹型-廣東油桐型多於演替初期之無喬木樣點，其中，白鼻心、赤腹松鼠、其他鳥類於演替中期之Ⅲ相

思樹-江某型亦顯著較無喬木樣點高；臺灣野兔的顯著差異則完全與前述物種相反。鼬獾於樹冠層之植群偏好環境較為不明確，Ⅱ相思樹型-廣東油桐型同時顯著高於無喬木、Ⅲ相思樹-江某型和 Ⅳ 山黃麻型，依照植群推論Ⅱ、Ⅲ、Ⅳ 植群應該皆為演替中期之喬木高大之森林環境，然鼬獾卻顯著偏好Ⅱ相思樹型-廣東油桐型，因此可能需要與其他層次綜合解釋。

(iv) 綜合植群型分析結果

綜合植群之出現頻度共有鼬獾、白鼻心、台灣野兔、赤腹松鼠、地棲鼠類總和、藍腹鷴、其他鳥類總和等 6 類動物於不同植群達顯著水準。鼬獾之出現頻度於Ⅳ顯著高於Ⅰ；白鼻心於Ⅳ顯著高於Ⅰ；台灣野兔於Ⅰ顯著高於Ⅳ；赤腹松鼠於Ⅳ顯著高於Ⅰ和Ⅲ；地棲鼠類於Ⅳ顯著高於Ⅱ和Ⅲ；藍腹鷴於Ⅳ顯著高於Ⅰ和Ⅲ；其他鳥類於Ⅲ和Ⅳ皆顯著高於Ⅰ。鼬獾、白鼻心、赤腹松鼠、藍腹鷴、其他鳥類於演替中晚期且原生種比例較高的Ⅳ九節木-江某型顯著高於演替初期之Ⅰ貓腥草－楓香型；台灣野兔之顯著差異則完全相反。地棲鼠類之顯著差異較為特別，為演替中晚期Ⅳ九節木-江某型顯著高於以外來種或先驅物種為樹冠組成之Ⅱ山黃麻－廣東油桐型和Ⅲ相思樹－月橘型，或許因為九節木之枝條較為緊密交錯可提供掩護，而相思樹之毒他作用容易造成林下較開闊而導致棲地差異有關，再者，地棲鼠類於演替中晚期之Ⅳ九節木-江某型並未如同其他動物顯著高於演替初期之Ⅰ貓腥草－楓香型，推斷可能與後者有較多偏好於開闊地活動之鼠類種類有關，而Ⅳ九節木-江某型則應以刺鼠為主要活動種類，影響整體鼠類出現頻度較高。此外，藍腹鷴、赤腹松鼠、地棲鼠類於Ⅳ九節木-江某型也高於Ⅲ相思樹－月橘型，這點與灌木層之顯著結果相似，顯示月橘因為傾向多出現於相思樹下，而該類型相思林因毒他作用，植物多樣性和地被覆蓋通常較低，可能也導致藍腹鷴和赤

腹松鼠較少出現於該區活動。整體而言，綜合植群之動物出現頻度顯著者，除了台灣野兔外，代表本計畫植群演替時間較長之Ⅳ九節木-江某型，顯著高於Ⅰ貓腥草－楓香型、Ⅱ山黃麻－廣東油桐型或Ⅲ相思樹－月橘型等外來種或人造樹種較多之林型。

(v) 綜合討論

整合 3 個不同森林層次與綜合植群結果，可以看出 3 個層次之動物出現頻度具有顯著差異的類別，大致可反映於綜合植群型之顯著差異中，每個層次植群與動物出現頻度之顯著差異情形，從演替階段的角度來看，在 4 個分析中並沒有互相衝突，顯示不同層次植群分類可以適當反映其演替階段，且對於特定動物之出現頻度得到具有一致性的結果。

從 4 個分析中可見，鼬獾、白鼻心、地棲鼠類、赤腹松鼠、藍腹鷴、其他鳥類等動物偏好江某、九節木、細葉複葉耳蕨等植群，觀察這些物種較優勢或常見之樣點在植群降趨勢對應分析中的位置，可以看出這些動物偏好演替時間（第一軸）較長（偏左側）之森林。至於台灣野兔，則與上述物種相反，其偏好植群分析結果符合一般對野兔喜愛在草生地、演替時間較短的植被而非在森林活動的認知。白鼻心以植物性食物為食，尤以果實為主要取食對象，加上其擅長爬樹之習性，森林環境與其活動、躲藏和取食行為需求相符。

地棲鼠類方面，由於自動相機未可辨識種類之資料高達將近九成，因此涵蓋偏好開發地和森林性之物種，然而，本數值仍能反映各樣點整體鼠類之相對出現頻度，並顯示整體而言演替時間較長之森林，鼠類之出現頻度顯著較高於演替時間較短之森林，但沒有顯著高於演替時間最短之草生灌叢等造林初期環境。由此推斷，演替時間較長之森林可能以

森林性活動之刺鼠數量較多，並且多於相思樹、廣東油桐等人造樹種較優勢之環境，而造林初期環境可能仍有較多喜愛開闊環境之鼠類物種，因而鼠類出現頻度未有統計分析上的差異。

赤腹松鼠和其他鳥類在灌木層和樹冠層分析中，在不同演替階段的兩兩比較，有皆相同的顯著性，而在地被層和綜合植群中則有在植群演替階段上相似的顯著性，顯示此 2 類物種偏好九節木為灌木且有喬木之森林環境，由於其他鳥類包含畫眉科等偏好在茂密灌叢活動之類群，以及鳩鴿科、鶇科等會在地面活動或覓食的鳥類，因此演替時間較長、干擾較少而灌木和落葉層較豐富之環境，多樣化的環境亦增加其他鳥類在地面的出現頻度，而赤腹松鼠則能同時在樹上與地面覓食。然而，赤腹松鼠相較於其他鳥類，在綜合植群之顯著性中，有不同之狀況，赤腹松鼠在Ⅲ相思樹－月橘型之森林出現頻度顯著較Ⅳ江某－九節木型低，其他鳥類則沒有這樣的顯著性。相思樹產生毒他作用，林下其他植物覆蓋度通常較低，可能松鼠容易遭到捕食，而影響其在此種植群地面活動的頻度。

臺灣山鷓鴣僅於地被層植群之間有顯著差異，且出現頻度偏好Ⅴ細葉複葉耳蕨型高於Ⅰ大花咸豐草－貓腥草型和Ⅲ大黍－弓果黍型，這點與同為雉科地棲鳥類之藍腹鷴有相同之顯著性，且在綜合植群中臺灣山鷓鴣於不同植群間並未出現顯著差異，從這點可推斷對於部分地棲雉科鳥類，單獨就草本的種類與覆蓋度對於其活動偏好也有相當程度之影響。Ⅴ細葉複葉耳蕨型相較於Ⅰ大花咸豐草－貓腥草型和Ⅲ大黍－弓果黍型，地被覆蓋度通常較低，林下空隙較多，而後 2 者之大花咸豐草、貓腥草、大黍等皆為先驅型外來入侵種，植株間生長通常相當緊密，此與臺灣山鷓鴣主要利用腳翻爬落葉尋找地面食物有關聯。

在被食果植物於 DCA 座標軸之散佈圖中，被食果植物與第一軸顯著相關，草生灌叢之造林初期樣點所生長之被食果植物種類顯著較少，因此植物果實此一重要的食物資源，或許也對於鼬獾、白鼻心、地棲鼠類、赤腹松鼠、藍腹鷴、其他鳥類等顯著偏好演替時間較長森林之動物類群，有直接或間接之影響，例如食物來源或者食物鏈基礎的健全度。

此外，在成對比較之分析中，石虎、家犬、食蟹獴、麝香貓、穿山甲、台灣獼猴、山羌、竹雞等 8 種動物，並未於任何植群間有顯著差異。

5. 石虎行為與繁殖育幼紀錄

自動相機可以記錄動物的行為與繁殖育幼影像，利用影片拍攝更可以記錄動態的行為，進一步搭配個體辨識(詳後文個體辨識)，可以累積更細緻的配對、繁殖以及小石虎的存活率。

(1) 繁殖育幼

透過收集自動相機拍攝到的母石虎帶著小石虎一起活動以及尚未成年的小石虎的照片、影片，並比對拍攝時間、母石虎以及小石虎的斑紋與年齡，嘗試計算調查期間有拍攝到多少筆獨立的母石虎育幼紀錄。參考本計畫 2019 年 2 隻母石虎的追蹤資料，其活動範圍面積都未超過 2 平方公里，加上育幼中的母石虎需要照顧活動力較差的小石虎，因此推測在育幼期間母石虎應不會有太長距離的移動，所以若在同一時期不同樣點皆有拍攝到石虎育幼紀錄，又無法透過斑紋與年齡去判別是否為不同石虎母子的話，只要拍攝樣點相距超過 2 公里以上，就先假設是不同的個體在進行育幼，視為是不同筆的育幼紀錄。本計畫調查期間內至少

有拍攝到 12 筆獨立的繁殖育幼紀錄（表 11、圖 46、圖 47），位置大多位於大湖事業區 73、74、75 林班地內或是周邊的林地，12 筆紀錄中其中有 3 筆可以確認皆為同 1 隻母石虎 SKY-001，各紀錄詳細描述如下。

(i) 紀錄 1

2018 年 7 月 4 日在樣區 5 伐採區(MLF08)拍攝到一隻 4 個月大左右的小石虎，之後 7 月 20 日在相同位置拍攝到小石虎與母石虎與一起活動，8 月 10 日在樣區 5 森林區也拍攝到石虎母子。母石虎影像不夠清楚，無法識別身份。小石虎有拍攝到身體左側斑紋可以作為識別依據，個體編號為 MLF5-006。

(ii) 紀錄 2

2019 年 4 月 23 日在樣區 8 拍攝到母石虎叼著小石虎經過相機(母石虎編號 SKY-001)，照片中被叼著的小石虎體型很小，推估出生還不到 1 個月，等 6 月 17 日、6 月 19 日再次拍攝到石虎母子時，兩隻小石虎已經可以跟在母石虎身邊一起活動，拍攝到的斑紋也較清楚，個體編號為 SKY-003 和 NEW-041。

(iii) 紀錄 3

2019 年 6 月 7 日在樣點 MLF65(網格 6-C)拍攝到母石虎帶著 2 隻小石虎，由於這兩隻小石虎的年紀明顯較紀錄 2 的小石虎大，斑紋也不一致，加上拍攝地點距離超過 2 公里，推測是另一隻母石虎在進行繁殖育幼，母石虎個體編號 R-001，兩隻小石虎個體編號為 R-004、R-005。

(iv) 紀錄 4

2019 年 06 月 21 日、6 月 22 日在 MLF32(樣區 4)有拍攝到母石虎帶 1 隻

小石虎活動的紀錄，但是由於畫面不清楚，無法確定母石虎與小石虎身份，也無法追蹤後續的情況。

(v) 紀錄 5

2019 年 07 月 6 日、7 月 7 日在 MLF26(樣區 1)的伐採地有拍攝到母石虎 MLF1-005 帶著 2 隻小石虎，其中一隻小石虎編號 NEW-016，另一隻因為拍攝的影像不清楚，無法確認身份。

(vi) 紀錄 6

202019 年 8 月 28 日在 MLF70(網格 4-A)拍攝到約 5 個月大的亞成體單獨活動，由於身體兩側斑紋拍攝算清楚，從斑紋判斷與其它紀錄中的小石虎是不同個體，個體編號 R-012。

(vii) 紀錄 7

2020 年 5 月 23 日、6 月 10 日、7 月 7 日在 MLF46(網格 3-B)有拍攝到 SKY-001 帶著 2 隻小石虎 NEW-018、NEW-043 一起活動，小石虎年齡推測為 4 個月大，這是母石虎 SKY-001 在調查期間第 2 次被拍攝到育幼的紀錄。

(viii) 紀錄 8

2020 年 6 月 13 日、7 月 1 日在 MLF06(樣區 3)拍到母石虎帶著 2 隻約 3 個月大的小石虎一起行動，但是無法辨識出母子身份。

(ix) 紀錄 9

2021 年 3 月 16 日在 MLF44(樣區 6)拍到 1 隻約 4 個月大的小石虎，但無法確認身份，也沒有拍到母石虎或其它同胎的小石虎。

(x) 紀錄 10

2021 年 6 月 22 日在 MLF04(樣區 11)拍到 1 隻約 2 個月大的小石虎，但無法確認身份，也沒有拍到母石虎或或其它同胎的小石虎。

(xi) 紀錄 11

2021 年 7 月 29 日在 MLF06(樣區 3、11)拍到母石虎與 1 隻約 5 個月大的小石虎一起活動，但是無法辨識出母子身份。

(xii) 紀錄 12

202 年 9 月 11 日在 MLF46(網格 3-B)再次拍攝到 SKY-001 帶著 1 隻 2 個月大左右的小石虎一起活動，小石虎個體編號 NEW-077，這是 SKY-001 在調查期間的第 3 次的育幼紀錄。2021/10/26、2021/11/22 有再次拍攝到母石虎與小石虎一起活動的畫面，推測同為 SKY-001 與 NEW-077 母子，但之後就沒有再拍攝到小石虎 NEW-077。

表 11、石虎育幼紀錄

紀錄編號	首次記錄日期	主要活動區域	母石虎編號	撫育的小石虎數量	推估的小石虎年紀	推估小石虎出生年月	小石虎編號	拍攝到 6 個月以上的照片	拍攝到 12 個月以上照片
1	2018/7/4	樣區 5	無法確認	1	4 個月	2018 年 3 月	MLF5-006	是	是
2	2019/4/23	樣區 6、7、8	SKY-001	2	不到 1 個月	2019 年 4 月初	SKY-003	是	是
							NEW-041	是	無
3	2019/6/7	網格 6-C	R-001	2	4 個月	2019 年 2 月	R-004	是	是
							R-005	無	無
4	2019/6/21	樣區 4	無法確認	1	4 個月	2019 年 2 月	無法確認	無法確認	無法確認
5	2019/7/6	樣區 1	MLF1-005	2	3 個月	2019 年 4 月	NEW-016	是	是
							無法確認	無法確認	無法確認
6	2019/8/28	網格 4-A	無法確認	無法確認	4 個月	2019 年 4 月	R-012	無	無
7	2020/5/23	樣區 6、網格 3-B	SKY-001	2	4 個月	2020 年 1 月	NEW-018	是	是
							NEW-043	是	是
8	2020/6/13	樣區 3、11	無法確認	2	3 個月	2020 年 3 月	無法確認	無法確認	無法確認
9	2021/3/16	樣區 6	無法確認	無法確認	5 個月	2020 年 10 月	無法確認	無法確認	無法確認
10	2021/6/22	樣區 11	無法確認	無法確認	2 個月	2021 年 4 月	無法確認	無法確認	無法確認
11	2021/7/29	樣區 3、11	無法確認	1	4 個月	2021 年 3 月	無法確認	無法確認	無法確認
12	2021/9/11	樣區 6、網格 3-B	SKY-001	1	2 個月	2021 年 7 月	NEW-077	無	無

(2) 小石虎出生月份

在繁殖紀錄的部分，臺灣的石虎在全年都有繁殖紀錄，但主要的交配高峰期及生殖高峰期推測分別是在 12 月至隔年 4 月以及 2 月至 6 月(林育秀 2013)，懷孕期約為 60-70 天，且每胎通常產下 2-3 隻個體(趙明杰 1993)。透過估算自動相機拍攝到的幼年個體及救傷幼年個體的年齡，可約略回推出這些個體的出生月份並進行統計。

根據本計畫 12 筆育幼紀錄，估算照片中小石虎的年齡，並回推小石虎出生的月份，包含 1、2、3、4、7、10 月，有最多出生紀錄的是 4 月，其次是 3 月，若以季節來看，多數母石虎是在冬、春季生下小石虎。進一步將 2019 年到 2021 年苗栗縣幼年石虎救傷個體回推出生月份合併呈現(圖 48)，可看到在 38 筆紀錄當中有 36 筆皆發生在 1 月到 8 月之間，大致符合上述的繁殖高峰期。

(3) 母石虎撫育的小石虎數量與小石虎存活率

在 12 筆育幼紀錄中與母石虎一起活動的小石虎隻數，有 5 筆為 2 隻，4 筆有 1 隻，3 筆只拍到一隻小石虎單獨活動，無法確定母石虎在育幼時，實際撫育的小石虎隻數。

一般來說，小石虎大約在 5、6 個月大時會離開母石虎開始獨立生活，在這 12 筆育幼紀錄當中，確定有 5 筆育幼紀錄至少有拍攝到 1 隻小石虎成長至 6 個月以上的照片，表示這 5 筆紀錄的母石虎至少成功將 1 隻小石虎照養到可以自行獨立生活的年紀(41.7%)。而在 12 次育幼紀錄當中，被相機拍攝到的小石虎至少有 17 隻，這 17 隻小石虎中可辨識身份的有 10 隻(表 11)，這 10 隻當中有 7 隻有拍攝到 6 個月以上的照片(70%)，有 6 隻確認至少存活超過 1 年(60%)，有 2 隻確認存活超過 2 年(20%)。若純粹以可辨識身份的有 10 隻計算小石虎的存活率，則存活到 6 個月可離開自行獨立生活至少為 0.7，至少 1 歲到 2 歲之間存活率為至

少 0.6，超過 2 歲存活率至少 0.2。

(4) 觀察 7 隻小石虎離開母石虎之後的活動情形

試著套疊母石虎與小石虎出現點位，觀察小石虎離開母石虎獨立生活之後的活動範圍變化，除了記錄 3 的 R-004，多數小石虎未遠離原本出生長大的地點。小石虎活動情況詳細說明如下。

(i) 紀錄 1 的小石虎 MLF5-006

MLF5-006 只有 3 筆紀錄，拍攝位置如圖 49，小石虎在 6 個月大第 1 筆在 2018 年 7 月 24 日拍攝時 MLF5-006 仍和母石虎一起活動，但母石虎的影像不夠清楚，無法確認身份，隔年在 2019 年 5 月 4 日、2019 年 8 月 22 日又拍攝到成年的 MLF5-006，雖然被拍攝的次數少，無法了解 MLF5-006 成年後大致的活動範圍，但確定 MLF5-006 有存活超過 1 年，且成年之後似乎並未遠離原本的出生地。

(ii) 紀錄 2 的母石虎 SKY-001 與小石虎 NEW-041、SKY-003

母石虎 SKY-001 在 2019 年 4 月生下小石虎 NEW-041、SKY-003，兩隻小石虎的活動區域如圖 50、圖 51。小石虎 NEW-041 的拍攝記錄不多(圖 50)，最後一次拍攝到是 2019 年 11 月 4 日，大約 7 個月大，確認有存活到可以離開母石虎獨立生活的年紀，且此時仍在原出生地附近活動，但後續的情況不明。SKY-003 被拍攝的位置如圖 51，小石虎 SKY-003 一直到 2022 年 3 月仍持續有被拍攝到，至少存活超過 2 年，性別推測為雌性，透過圖 51 可知道 SKY-003 在獨立生活之後並未遠離原來的生出地，成年後的活動範圍比只比母石虎 SKY-001 活動範圍略偏南一點，而且 SKY-003 成年後所建立的領域似乎有不小的比例是與母石虎 SKY-001 互相重疊的。

(iii) 紀錄 3 的母石虎 R-001 與小石虎 R-004

2019 年 6 月 R-001 被拍攝到與 2 隻小石虎 R-004、R-005 一起活動，之後很長一段時間都沒有再拍攝到 2 隻小石虎，一直到 2022 年 2 月 26 日才再次在網格 10-A(MLF83)拍攝到 R-004(圖 52)，顯示 R-004 至少存活超過 2 年，且與其它小石虎不同，牠再次被拍到時已離原出生地有一段距離，相距至少超過 5 公里。另外母石虎 R-001 從 2019 年 5 月-2021 年 11 月一直持續有被拍攝到，但都只有在網格 6-C(MLF65)這一個樣點被拍攝到，推測 R-001 主要活動範圍可能不在網格內，或許偏網格東側。

(iv) 紀錄 5 的母石虎 MLF1-005 與小石虎 NEW-016

2019 年母石虎 MLF1-005 在樣區 1、2 撫育的 2 隻小石虎，其中 1 隻無法辨識身份，另 1 隻 NEW-016 被拍攝的樣點位置如圖 53，NEW-016 至少存活了 2 年，由拍攝點位來看，NEW-016 成年之後並未遠離出生地，大致在原出生地的西側活動。

(v) 紀錄 7 的母石虎 SKY-001 與小石虎 NEW-018、NEW-043

母石虎 SKY-001 在 2020 年哺育的小石虎 NEW-018 與 NEW-043，兩隻都存活超過 1 年。NEW-018 被拍攝的位置如圖 54，在成年之後，依舊在原本的出生地附近活動，最後一次拍攝是 2021 年 7 月 15 日在 MLF61(網格 3-C)。NEW-043 被拍攝位置如圖 55，最後一次拍攝是 2021 年 6 月 30 日在 MLF43(樣區 6)，成年後也未遠離原出生地。

(5) 母石虎 SKY-001 不同年間的育幼期間的活動範圍

在 12 筆育幼紀錄中，有 3 筆都是母石虎 SKY-001，分別在 2019 年、2020 年、2021 年都有被拍攝到與小石虎一起活動，假設小石虎從出生到 6 個月大這

段時間是與母石虎一起生活，將 SKY-001 這 3 次育幼期間以及非育幼期間被拍攝的位置用不同顏色標示出來(圖 56)，可以觀察到 SKY-001 活動領域其實相當固定，這 3 年幾乎都在差不多的區域進行育幼，在育幼與非育幼期間的活動範圍也沒有明顯的差異。

(6) 小石虎斑紋變化與身份鑑定

在辨識個體斑紋時，有觀察到 2 個月大的小石虎斑紋其實已經大致底定，之後隨著個體成長，條紋的粗細與斑塊的大小雖然仍會有些許變化，但各條紋、斑點彼此之間的相對位置大致上是維持一致的，可參考圖 57 中小石虎 SKY-003、NEW-018 斑紋隨年齡變化的情形，即使是不同年齡所拍攝的照片，仍然可辨識出是同一隻個體，因此若有拍攝到清楚的石虎母子畫面，可以透過斑紋圖案去鑑定石虎母子的身份，幫助研究者釐清不同石虎個體之間的親子關係，並追蹤小石虎後續成長情況與活動的軌跡。

(7) 配對

成年石虎大多都是獨自活動，極少有機會拍攝到 2 隻以上成體一起活動，調查期間有拍到 3 筆石虎求偶配對的紀錄(圖 58、表 12)，皆在大湖事業區林班地內，在這些記錄的畫面中，都是公母 2 隻石虎緩緩的一前一後經過鏡頭前，並未出現追逐、警戒或威嚇等行為，透過畫面可以確認公、母石虎的個體編號，以及這些個體的活動範圍，這 3 筆紀錄中的公石虎活動範圍皆大於母石虎。

(i) 紀錄 1

2019 年 7 月 18 日下午 13:25 在 MLF48(樣區 9、10 的森林區)拍到母石虎 SKY-001 跟在掛著 GPS 項圈的公石虎 MLF1-009(追蹤個體編號 WS_041，代號小謝)後面，一前一後的經過相機，不過推測這個時間點 SKY-001 所撫

育的 2 隻小石虎 SKY-003、NEW-041 才 4 個月大左右，但影片中並未看到小石虎，不確定小石虎是否已經離開母石虎獨立生活，但確定 2 隻小石虎都有存活超過 6 個月。

觀察這 2 隻石虎過去曾經被記錄的樣點所畫出來的最小多邊形(圖 59)，公石虎 MLF1-009 活動範圍幾乎涵蓋了母石虎 SKY-001 大部份的活動範圍

(ii) 紀錄 2

2021 年 2 月 13 日夜間 04:18 拍到公石虎 MLF3-005 緊跟在母石虎 R-014 的後方。透過圖 60 可以看到公石虎 MLF3-005 的活動範圍很大，以 MLF3-005 在 2019-2021 年被拍攝到的樣點所畫出的最小凸多邊形，面積就有 9.778km^2，母石虎 R-014 的活動範圍完全涵蓋在內。

(iii) 紀錄 3

2022 年 3 月 10 日下午 16:44 拍攝到公石虎 NEW-057 經過相機前面，在不到一秒的時間內母石虎 SKY-003 就緊接著經過相機。SKY-003 是母石虎 SKY-001 在 2019 年所生的小石虎，而公石虎 NEW-057 由於早期沒有拍攝記錄，一直到 2021 年 1 月才首次被拍攝記錄，推測應該是年輕的個體，兩個體活動範圍主要在大湖事業區的林班地內有重疊(圖 61)。

(8) 石虎成體間追逐

調查期間有拍攝到 4 筆成體追逐的紀錄，相較於前面提到的求偶配對，這幾筆紀錄中的石虎行進速度明顯較快，且其中至少都有一隻出現警戒或是威嚇的行為，例如身體拱背且尾巴緊繃下垂，或是吼叫(圖 62)，推測石虎間的追逐可能與領域爭奪有關。這 4 筆紀錄中有 3 筆在樣區 1 伐採區的樣點 MLF26 拍攝，第 1 次是 2019 年 1 月 22 日有拍到 MLF1-006 先從畫面中奔跑過去，幾秒後 MLF1-

009 由後方迅速追趕上來，第 2 次是 2019 年 4 月 24 日先有一隻石虎從相機前走過，不久後另一隻石虎拱背追逐過去，第 3 次是 2020 年 8 月 19 日拍到 MLF1-013 走過相機突然被另一隻後方的石虎嚇到，回頭朝另一隻石虎發出威嚇的吼叫聲，然後迅速奔走，另一隻石虎也快速追逐上去。另一筆是 2019 年 12 月 6 日在樣區 11 伐採區樣點 MLF41，兩隻石虎互相拱背追逐，並且一度在鏡頭前繞圈圈後跑離。

(9) 成體配對與追逐之個體關係

透過個體鑑定，以及育幼、求偶配對、追逐等行為的觀察紀錄，可以釐清部分個體之間的關係(圖 63)，未來如果能夠增加調查拍攝的時間與相機架設調整，以及搭配特定個體的捕捉追蹤，有助於我們更了解這些個體之間的親緣關係以及競爭與配對的情況。

(10) 身體異常或受傷

調查期間有注意到部分個體身體有異常或受傷(圖 64)。編號 R-008 的個體的左眼有缺陷；另外有拍到 1 隻石虎的尾部異常，不確定是基因遺傳或是後天造成；還有 4 隻個體都曾經被拍攝到頸部受傷或脫毛，但造成的原因不明。

(11) 石虎獵食與動物對石虎之警戒行為

調查期間網格與林班地相機樣點，有拍攝到石虎追捕獵物、叼著獵物移動與進食的畫面。統計確認被捕捉到與正在食用中的獵物種類，共有 22 筆，包含鼠科動物 10 筆(刺鼠 3 筆，不確定種類 7 筆)、赤腹松鼠 5 筆、野生鳥類 2 筆、臺灣野兔 1 筆、臭鼩 1 筆、家雞 1 筆、不知名生物 3 筆。此外還有拍攝 3 次吃食草類的紀錄。若加入本團隊其他計畫在非國有林班地拍攝到 23 筆石虎覓食紀錄(姜博仁未發表資料)，扣除 11 筆家雞、3 筆飼養鴨，2 筆無法判識，其他 7 筆包括 3

筆鼠科、2 筆蛇、2 筆赤腹松鼠。綜整上述掠食可辨識野生動物的 25 筆紀錄，包含鼠科動物 13 筆、赤腹松鼠 7 筆、野生鳥類 2 筆、蛇 2 筆、臺灣野兔 1 筆、臭鼩 1 筆，鼠科動物佔比 52%，超過 1 半，赤腹松鼠亦佔比 28%，超過 1/4，由於赤腹松鼠較鼠科動物大型，顯示除鼠科動物之外，赤腹松鼠亦為石虎的潛在重要獵物，若以獵物生物量(prey biomas)角度考量，在有赤腹松鼠分佈的區域，赤腹松鼠作為石虎獵物的重要性，不一定低於其他小型鼠科動物。由於赤腹松鼠主要在樹上活動，但亦常於地面活動，經常可透過地面型自動照相機拍攝記錄，而石虎捕捉獵物主要採埋伏突襲(姜博仁個人觀察與影像紀錄)，推測在樹上活動的赤腹松鼠，對於石虎可能並不易捕獲，除非是巢中幼鼠，而地面活動的赤腹松鼠，則較有可能遭石虎埋伏突襲捕獲，而若赤腹松鼠在地面遇石虎埋伏突襲，逃回樹上可能較能躲避石虎掠捕，因此在樹木較為稀疏或空曠的環境，地面活動的赤腹松鼠因逃回樹上可能較為不易而導致在越空曠的環境，對於石虎捕獵赤腹松鼠可能有較高的成功機率。

另外，自動相機以影片紀錄到石虎出現時赤腹松鼠與鳥類對發出警戒聲。赤腹松鼠與鳥類為石虎經常獵捕的對象，因此石虎出現，鄰近赤腹松鼠常會發出警戒叫聲。本計畫期間共記錄 36 筆赤腹松鼠針對經過的石虎發出警戒叫聲。21 筆鳥類對石虎發出警戒聲的紀錄，包含 6 筆小彎嘴、2 筆白頭翁、1 筆紅嘴黑鵯、3 筆樹鵲、1 筆藍腹鷴、9 筆不明鳥類。

6. 演替早期(10 年內)伐採區與森林環境石虎行為比例比較

因樣區 7 與樣區 9 雖然是伐採地樣區，但由於是在 2003 年進行伐採，距今已超過 19 年的時間，伐採跡地內喬木已蔚然成林，樹冠呈現鬱閉狀態，所記錄的植物種類亦與森林區物種較為相近，因此在進行石虎行為比例比較時，將樣區

7 與樣區 9 歸類在森林環境，僅伐採時間在十年之內的樣點歸在伐採區。

將上述記錄各式行為，歸類分別計算比例，分別針對伐採區與森林環境進行比較，比較造林 10 年以內的伐採區與森林環境的石虎行為類型比例(圖 65)，兩者並沒有顯著差異，但在屬較為空曠環境的伐採區，相對森林環境有較高比例的領域相關(標記或嗅聞)行為(11.7% vs. 7.9%)、較低比例的覓食獵捕行為(1.2% vs. 3.3%)、不同物種間互動行為(1.2% vs. 3.5%)與警戒行為(0.8% vs. 2.6%)，並且在伐採區紀錄到一次自由活動犬群追石虎的行為。

7. 石虎及潛在獵物與伐採地關係討論

綜整來看，森林環境在鼠科動物、赤腹松鼠、藍腹鷴、臺灣山鷓鴣、其他鳥類都在森林區會有較高的出現頻度，且有隨造林演替年度逐漸增加的趨勢，但在伐採區仍有少量的出現利用，有時會有較高的出現頻度，可能與局部區域的差異或者自動相機位置可能較靠近森林邊界有關，這些動物也可能離開森林，暫時性地利用這些伐採區。台灣野兔雖然在剛伐採會利用，但出現頻度可能因伐採地位於森林內部，出現頻度並不高，整個 5 年調查期間，也僅記錄一次石虎捕獵台灣野兔的，且也並非在林班地內紀錄，應非伐採地內石虎可主要利用的獵物。赤腹松鼠、鼠科動物與部分地面活動的鳥類，則可能在相對開闊的環境，缺少森林的掩蔽或逃脫，並在能夠提供石虎掩蔽埋伏的情況下，可能成為石虎在伐採地捕獵的對象，另外，開闊環境與邊際地帶可能相對較多的爬行動物，亦可能提供做為石虎的獵物，但本計畫並未對爬行動物進行比較分析。伐採區在不同的時間尺度下對石虎出沒頻度的不同影響，推測應與不同演替階段的造林地，提供了不同的食物資源與掩蔽，加上邊際效應等的綜整影響。

國外及臺灣針對石虎的食性調查結果發現，石虎以嚙齒目的鼠科為主食，其

次則是鳥類、兩棲爬蟲及昆蟲(Rajanathan et al. 2007, 莊琬琪 2012, Bashir et al. 2014, Chua et al. 2016, Fatima et al. 2021, Silmi et al. 2021)。本計畫紀錄的石虎捕獵紀錄，則以鼠科動物與赤腹松鼠佔較高比例。在伐採區，推測石虎對赤腹松鼠可能有較高捕獵成功機會，加上也有台灣野兔可供獵捕(本計畫有捕食紀錄)，但若伐採區底層較無可供石虎狩獵掩蔽作為埋伏，則不一定可以成功狩獵赤腹松鼠或野兔，剛伐採後的造林初期石虎出現頻度較低，可能與剛伐採區域的人工刈草頻度較高、底層較為空曠等因素有關。由於伐採區面積多較小，因此邊緣地帶與森林交界處仍很有可能會有赤腹松鼠在該邊際地帶活動，此與實際現場觀察以及GAM 與環境因子的伐採區與森林區的合併迴歸分析結果相符，GAM 分析中伐採區的最近距離是顯著負相關(表 4)，也就是距離伐採區邊界越近的樣點，赤腹松鼠在地面的出現頻度有較高的趨勢。即使單獨以伐採區樣點進行分析，伐採區邊界最近距離並非顯著因子，但自然開闊棲地邊界距離同樣是顯著負相關，也就是在距離自然開闊棲地越近的樣點，赤腹松鼠在地面活動的出現頻度也有較高的趨勢。顯示邊際環境與周遭，赤腹松鼠在地面的活動頻度較高，加上可能對石虎有較高捕獲成功赤腹松鼠的機率，推測這是石虎利用邊際地帶的原因之一。然而，雖然伐採區的狩獵行為比例佔比沒有相對森林區高，但兩者並沒有顯著差異，後續仍需更多的持續行為紀錄與研究。在台中新社比較剛伐採 2 個月尚未造林的區域與周遭未伐採區，同樣發現兩區皆有石虎出現，但資料較少尚無法確定其影響(林良恭 2021)，其自動相機調查結果則在未伐採區記錄到種類與有效相片數較多的鳥類與哺乳類(林良恭 2021)，與本計畫發現大多物種在森林區較高的出現頻度有大致類似的趨勢。

過去透過無線電追蹤的方式發現，石虎可以利用森林、草生地與農墾地的鑲嵌環境，推測可能與農地附近有較多的鼠類及放養家禽有所相關(陳美汀 2015)。國外的研究也同樣發現，當原始棲地受到人為開發而造成鼠類豐富度明顯升高，或是環境更有利於石虎捕捉鼠類時，石虎反而會偏好利用這些區域(Petersen et al.

2019)。舉例來說，在大面積原始林的棲地中，由於獵物資源分布較平均，環境因子並不會明顯影響石虎的棲地利用偏好(Grassman et al. 2005, Rostro-García et al. 2021)，但在有油棕林的人為環境的存在下，由於鼠類的數量明顯較多，且油棕林的底層植被會被定期整理，有助於提升石虎的捕獲率，因此石虎會偏好利用油棕林而非其周圍的森林(Rajanathan et al. 2007, Chua et al. 2016, Silmi et al. 2021)，且其石虎族群密度也會明顯升高。在馬來西亞及新加坡油棕樹林內部及周圍活動的石虎族群密度可高達每 100 km^2 37.5 隻(Rajaratnam 2000)及每 100 km^2 89.4 ± 17.2 隻(Chua et al. 2016)，但在印度及馬來西亞的完整闊葉林保護區內的石虎密度則僅為每 100 km^2 3.2 隻(Selvan et al. 2014)及每 100 km^2 9.6 隻(Mohamed et al. 2013)。

另一方面，石虎對於伐採地的棲地利用的研究結果目前仍較分歧，在 Brodie et al. (2015)於馬來西亞沙巴針對疏伐產生的邊際效應的研究中，石虎僅被位於原始林的自動相機偵測到，且在原始林中距離伐採區域越遠，石虎的豐富度越高。但 Mohamed et al. (2013)針對馬來西亞沙巴的三個森林保留區的研究卻發現，有定期進行擇伐及友善疏伐的兩個區域的石虎密度明顯高於沒有進行伐採的保留區，並將此現象歸因於鼠類豐富度的上升，但在 Brodie et al. (2015)的研究則沒有針對鼠類豐富度作探討。莊琬琪 (2012)的研究指出，在苗栗通霄地區的石虎所獵食的鼠類當中，以刺鼠及小黃腹鼠的相對頻度最高，其中刺鼠較偏好出沒於闊葉林與混和林，小黃腹鼠則較常出現在農墾地與草生地，顯示石虎在苗栗的棲地利用可能與其獵食的鼠類的棲地分布有關聯。然而，在前期自動相機監測及追蹤定位結果顯示，石虎潛在獵物-包含鼠類及雀形目、雞形目與鴿形目鳥類在森林區區有略高於或等於採伐區的趨勢，顯示疏伐所造成的林相變化並未造成石虎潛在獵物的豐富度增加，與Šálek et al. (2010)針對森林與農地棲地交界的食肉目動物潛在獵物豐富度的結果有所差異，因此農墾地與疏伐對石虎潛在獵物造成的影響可能不同。而劉建男 (2016)於南投進行全區石虎族群調查，其調查結果顯示石虎與鼠類彼此的 OI 值並沒有顯著的相關性，因此石虎於伐採區的出現頻度變動，

可能不只單一與鼠類有關，亦可能與其他獵物的變動及其在伐採地區的捕捉成功率有關。而石虎在苗栗及南投的棲地偏好可能無法單純以食物豐富度這個單一因子來解釋，需要進一步涵蓋環境微棲地因子、其他食物種類以及自由活動犬貓來綜整討論。

表 12、石虎配對影像紀錄

紀錄編號	拍攝樣點	樣區	次分區	日期	時間	性別	個體編號	首次拍攝日期	最後一次拍攝日期	出現天數	出現點位的最小凸多邊形面積(km²)
1	MLF48	9、10	森林區	2019/7/18	13:25	♂	MLF1-009	2018/3/13	2019/8/1	506	2.488
						♀	SKY-001	2019/1/22	2022/1/25	1099	1.026
2	MLF18	4	森林區	2021/2/13	04:18	♂	MLF3-005	2019/2/7	2021/8/27	932	9.778
						♀	R-014	2019/8/5	2021/11/7	825	0.254
3	MLF38	8	伐採區	2022/3/10	16:44	♂	NEW-057	2021/1/2	2022/3/13	435	1.994
						♀	SKY-003	2019/6/17	2022/3/10	997	0.45

（二） 淺山放養家禽場域之石虎生態監測

1. 建構國有林班地周遭養禽戶資料庫，媒合養禽戶加入友善石虎生態給付計畫

根據 108 年度之「苗栗縣友善石虎生態服務給付試辦方案」以及「109 年苗栗縣友善石虎生態服務給付試辦計畫」以及「110 年苗栗縣瀕危物種及重要棲地生態服務給付推動計畫」之養禽戶執行成果，於 108 年度計畫共協助 70 戶養禽戶、 109 年度協助 100 戶養禽戶參與生態給付方案， 110 年度協助 62 戶養禽戶，111 年度截至目前已協助 31 件。此外，根據苗栗縣政府進行之後龍鎮、通霄鎮、西湖鄉、三義鄉等 4 鄉鎮養禽戶問卷調查，共收集了 239 位養禽戶之問卷，扣除 3 位已參與生態給付之養禽戶，整理出 236 處養禽戶點位。將這些總計超過 400 戶養禽戶位置(圖 66)，與大湖事業區 73-75 林班以及本計畫之網格套疊(圖 67)，其中嘗試媒合 7 位鄰近林班地且未曾參與生態給付計畫之養禽戶，然而分別因不再飼養、抑或該年度尚無損失情況而無參與計畫。

2. 近、遠自動相機石虎出現頻度與圍網比較

為了解圍網補強是否會影響到石虎靠近禽舍頻度，採用架設於養禽戶周圍之近、遠相機監測成果，並剔除工作小於 1000 小時之相機資料以減少誤差，依照「距離遠近」及「圍網前後」，計算石虎與其他動物的出現頻度比較：(1) 距離遠近是否影響動物出沒頻度(OI 值)、(2) 圍網前後是否影響動物出沒頻度(OI 值)。

比較圍網前後（圖 68），雖然統計上無顯著差異，但可能主要因為樣本數不多(10 戶養禽戶)以及出現頻度變異較大，但整體趨勢可以發現石虎在圍網補強前，石虎出現頻度在不同距離沒有顯著差異，圍網補強後，靠近禽舍的石虎出現頻度有較明顯減少的趨勢，而遠處的石虎出現頻度在剛圍網後，有稍微提高的趨勢，但第二季則略為下降。圍網前後的變異有一部分可能來自季節的變動，由於無法控制圍網的時間，因此圍網前後的比較，不同養禽戶分散不同的季節，加上圍網後，遠近距離的趨勢稍有不同，以及圍網後養禽戶大多沒有再有損失，圍網

應有防治的效果，但遠距離的樣點，多為 100-200m 之間，對比石虎的活動範圍，石虎即使減少在養禽舍近距離活動，仍然會於周邊活動。進一步比較圍網前，計算同一季節的石虎出現頻度平均值（圖 69），可以發現，近距離的石虎出現頻度，並沒有比遠距離的高，對比圍網後近距離石虎出現頻度降低的幅度，應更可說明圍網的效應。

比較其他食肉目動物(鼬獾、白鼻心、貓、狗)，白鼻心、鼬獾等，在圍網前、後於圍網近處出現頻度均較遠處低，此現象與石虎不同，可解釋為，石虎受禽舍吸引而靠近的程度，較白鼻心及鼬獾來的明顯，白鼻心、鼬獾較不會刻意靠近禽舍。而犬、貓在圍網前、後於靠近禽舍之出現頻度呈現上升趨勢，可能與犬、貓對於相關人為活動或設施之適應性較高，例如犬、貓可能會來禽舍或鄰近住家找尋食物或棲息。在獵物的部分，鼠類的出現頻度不同距離並沒有顯著的差異，圍網也不會對鼠類有明顯的影響。

表 13、石虎捕捉標放個體相關資訊

編號	代號	性別	年齡	體重 (kg)	體長 (cm)	來源	捕捉日期	野放日期	發報器形式	定位期程	追蹤天數	定位點數	備註
WS_001	小南	公	成體	-	-	養禽戶	第一次 2018/4/23 第二次 2018/10/28	第一次 2018/5/10 第二次 2018/11/22	VHF	第一次 2018/5/10-2018/6/25 第二次 2018/11/23-2018/12/28	第一次 46 第二次 36	第一次 91 第二次 15	2018/4/23 首次捕捉，但後續發報器自然脫落。
WS_002	蘇虎媽	母	成體	-	-	養禽戶	2018/9/27	2018/9/29	VHF	2018/11/7-2019/2/12	98	19	
WS_003	小清	母	成體	2.9	54.5	養禽戶	2018/10/18	2018/10/19	VHF	2018/10/19-2018/11/23	36	8	2018/11/23 於原捕捉雞舍旁發現屍體
WS_005	大海	公	成體	4.04	58.8	養禽戶	2018/11/6	2018/11/6	VHF	2018/11/6-2018/11/14	9	12	
WS_006	小樂	母	亞成	2.57	53	養禽戶	2018/11/6	2018/11/6	VHF	2018/11/6-2018/12/17	42	19	2018/11/23 於鄰進雞舍旁發現屍體
WS_008	小楓	母	亞成	-	-	養禽戶	2018/12/9	2018/12/16	VHF	2018/12/19-2019/1/1	14	5	
WS_014	小謝	公	成體	4.7	-	養禽戶	2019/4/26	2019/4/27	GPS 衛星	2021/4/27-2021/5/5	9	38*	其中僅 3 個點位是 GPS 頸圈定位，其餘是自動相機拍攝紀錄。
WS_016	小崎	母	成體	2.73	52	主動布籠捕捉	2019/6/17	2019/6/18	VHF	2021/6/18-2021/6/20	3	15	

WS_017	小古	母	成體	3.2	50	養禽戶	2019/10/14	2019/10/14	VHF	2019/10/14-2020/2/10	120	115	2020/2/11 發現死亡
WS_018	小田	母	成體	2.83	53.2	主動布籠捕捉	2019/10/21	2019/10/21	GPS	2019/10/23-2020/1/21	91	357	由 GPS 下載資料，電池電壓與定位失敗狀況，後續應為頸圈沒電，無法再追蹤
WS_019	小虎	公	成體	4.1	60	第 1 次養禽戶/第 2 次主動布籠捕捉	2021/1/17	2021/1/17	GPS	2021/1/20-2021/6/23	155	400	2020/1/29 於養禽戶首度捕捉但當時為亞成體石虎，因體重過輕，未掛發報器，僅植入晶片。
WS_029	小哈	公	成體	4.15	64.4	養禽戶	2021/1/22	2021/1/22	VHF	2021/1/22-2021/12/30	343	61	2021/12/30 發現頸圈靜止訊號，但發訊位置無法抵達確認是頸圈掉落或死亡。
WS_030	柚子	母	成體	2.6	56.5	養禽戶	2021/4/23	2021/4/24	VHF	2021/4/29-2021/5/25	27	2	2021/5/26 發現斷裂頸圈，推測人為刻意切斷並丟棄路邊
WS_031	小邊	母	成體	3.7	58	養禽戶	2021/6/1	2021/6/1	VHF	2021/6/1-2022/2/14	259	76	2022/2/14 於附近雞舍旁發現屍體

WS_032	老四	公	亞成	3.35	56.5	養禽戶	2021/6/16	2021/6/16	VHF	2021/6/16-2021/12/8	176	47	2021/12/19 於鄰近台 61 快速道路遭到路殺，透過晶片確認。
WS_033	小安	母	成體	3	50.5	養禽戶	2021/7/13	2021/7/13	VHF	2021/7/15-2022/4/13	273	44	
WS_035	飛妃	母	成體	2.6	53	主動布籠捕捉	2022/4/15	2022/4/15	GPS	2022/4/16~		1	野放後搜尋不到訊號，不確定是否發報器故，持續搜尋中。有自動相機穩定拍攝到的出現樣點資料。
WS_036	五條	公	成體	4.6	64	養禽戶	2022/5/8	2022/5/11	VHF	2022/5/24~		3	持續追蹤中

3. 捕捉石虎個體追蹤活動範圍、存活及其與養禽場域關係

自 2018 年起，本公司執行新竹林區管理處石虎相關計畫期間共追蹤 18 隻石虎個體（表 14、圖 70 、附錄十二），其中 4 隻個體為於林班地布籠捕捉，此 4 隻其中 1 隻 2020/1/29 由養禽戶首度捕捉但當時未掛發報器，其後於林班地捕捉，其餘 14 隻為養禽戶自行捕捉後通報。上述個體包括 6 隻公成體、9 隻母成體、1 隻公亞成體、2 隻母亞成體，亞成體定義為 1 歲以下個體，而 6 個月以下個體因體型較小，就算被捕獲也不會掛載發報器。由於有多隻個體因定位點數較少，活動範圍大小應顯著低估（表 14），定位點位較少或追蹤期間較短的個體，活動範圍面積應非正常活動範圍大小，因此追蹤期間少於 1 個月或定位點數少於 30 點之個體，不計算活動範圍。

養禽戶捕捉個體之追蹤成果及其與養禽戶關係詳如每隻個體活動範圍如圖 71～圖 85。養禽戶捕捉個體，基本上採取原地野放，若受限養禽戶不願告知原本養禽捕捉地點，則盡量在推測養禽戶範圍周遭附近野放，盡量接近原捕捉地點進行野放。14 隻養禽戶周遭活動的石虎個體，其中包括 5 隻確認死亡，1 隻路殺，1 隻發報器死亡訊號但受限地形尚無法確認死亡或發報器掉落，也就是死亡比率占 43~50%，確認死亡的個體，從野放到確認死亡的天數，分別為 27 天、36 天、42 天、120 天、259，此 5 隻有 4 隻皆在養禽舍附近死亡，另外 1 隻為頸圈遭割斷，推測丟棄路邊陡坡，撿回發報器位置並非原本死亡位置，而路殺個體為野放後 176 天在西濱遭路殺，另外 1 隻頸圈呈現死亡訊號但未找回頸圈之石虎追蹤天數為 343 天。

整體而言，滋擾養禽場域被捕捉並採取原地野放的個體，追蹤結果顯示其活動範圍仍包括原本滋擾的養禽場域。納入過往生態給付計畫資料，養禽戶捕捉石虎後野放之個體，趨勢有迴避原本養禽舍的現象，重複侵擾比例為 15%(n=3)，其中 2 處禽舍補強圍網後即不再有重複侵擾情形。不再重複侵擾原因可能包括禽舍加強圍網防治，也可能有負面印象。而改侵擾其他養禽舍的案例比例為 10%(n=2)，顯示養禽戶捕捉後採取原地野放的方式，對於減少該個體滋擾原養禽

場域可能具有部分效果，同時能降低其他年輕無領域之石虎進入移除後空缺之領域而產生更多滋擾問題。

表 14、追蹤個體活動範圍明細表

編號	代號	KDE95	KDE50	MCP100	定位期程	追蹤天數	定位點數	公母成幼
WS_001	小南	5.52	1.49	4.11	2018/5/10-2018/6/25	46	91	公成體
					2018/11/23 – 2018/12/28	36	15	
WS_002	蘇虎媽	-	-	-	2018/11/7 – 2019/2/12	98	19	母成體
WS_003	小清 2	-	-	-	2018/10/19 – 2018/11/23	36	8	母成體
WS_005	大海	-	-	-	2018/11/6 – 2018/11/14	9	12	公成體
WS_006	小樂	-	-	-	2018/11/6 – 2018/12/17	42	19	母亞成
WS_008	小楓	-	-	-	2018/12/19 – 2019/1/1	14	5	母亞成
WS_014	小謝	-	-	-	2021/4/27 – 2021/5/5	9	3	公成體
WS_016	小崎	-	-	-	2021/6/18 – 2021/6/20	3	15	母成體
WS_017	小古	1.18	0.26	0.80	2019/10/14 – 2020/2/10	120	115	母成體
WS_018	小田	1.58	0.45	1.19	2019/10/23 – 2020/1/21	91	357	母成體
WS_019	小虎	10.24	2.43	10.61	2021/1/20 – 2021/6/23	155	400	公成體
WS_029	小哈	6.62	1.60	4.10	2021/1/22 – 2021/12/30	343	61	公成體
WS_030	柚子	-	-	-	2021/4/29 – 2021/5/25	27	2	母成體
WS_031	小邊	1.10	0.22	0.63	2021/6/1 – 2022/2/14	259	76	母成體
WS_032	老四	2.02	0.50	1.05	2021/6/16 – 2021/12/8	176	47	公亞成
WS_033	小安	1.73	0.38	0.84	2021/7/15 – 2022/4/13	273	44	母成體
WS_035	飛妃	-	-	-	2022/4/16~		1	母成體
WS_036	五條	-	-	-	2022/5/24~		3	公成體

備註: 部分個體，定位點數較短或追蹤期間較短，活動範圍會顯著低估，因此追蹤期間少於 1 個月或定位點數少於 30 點之個體，不計算活動範圍。

4. 石虎侵擾與季節關係

Fatima et al. (2021)在巴基斯坦的研究透過排遺分析發現石虎的食性有季節上的差異，野外個體在夏天會偏向取食野生哺乳動物，在冬天時家禽在排遺中的出現率則明顯增加，其推測可能與野外食物豐富度有關。雖然在臺灣目前仍缺少這方面的研究，但藉由統計 2018 年至 2020 年通報石虎入侵且確實紀錄到石虎侵擾養禽戶的月份，可發現侵擾雞舍的案件在秋冬有增加的趨勢(圖 86)，而

養禽戶自行捕捉後到通報的案件也大多是在秋冬季發生(圖 87)，但目前仍不清楚這個現象是受到野外食物豐富度的影響，還是因為亞成個體在當年度離開母獸後狩獵經驗不足而導致較容易有侵擾雞舍的行為。

石虎在圈養境下的壽命可達 12-13 年，但台灣的野外石虎的平均壽命仍是未知，劉建男等 (2018)利用遭路殺的石虎犬齒切片來鑑定石虎年齡，發現在 16 隻個體中有 14 隻個體的犬齒為 0 到 1 輪，僅有一隻個體的犬齒有達到 6 輪。雖然目前仍沒有資料證明石虎的牙骨質生長輪為 1 年生長 1 輪，但是在西表山貓(*Prionailurus bengalensis iriomotensis*)的研究已發現其牙骨質為為一年生長一輪(Nakanishi et al. 2009)，因此推測上述被路殺的個體多為年輕個體。在 2011 年至 2021 年的 135 筆石虎路殺中，能估算年齡的 93 隻個體裡面有 40 隻為幼年或亞成體，顯示年輕石虎因路殺造成死亡的比例高。本團隊協助苗栗縣政府執行苗栗縣石虎路殺個體處理與寄送，以及入侵養禽場域石虎的捕捉野放檢查等工作，觀察侵入養禽戶的石虎，對照路殺個體的體態與牙齒磨損程度，多數成體亦為年輕的個體，因此圖 87 所記錄的養禽戶捕捉石虎個體，即使判斷成體，亦多數為 1 歲或 2 歲以內的年輕個體，很有可能部分為尚未有領域的個體，可能與侵擾的行為有關。而冬季較多侵擾的紀錄，也與前文林班地伐採區與周遭森林區石虎出現頻度分析，發現冬季有顯著變高的趨勢相符，此亦可能與亞成體加入族群有關。

(三) 石虎族群與空間生態

1. 石虎族群個體辨識與密度估算

分析自 2018 年開始之資料，包含早期沒有高速快門功能的 Browning 自動相機，後期使用具備高速快門的 Reconyx HP2X，可辨識比率提高。

由於伐採地面積占網格面積比例不大，網格所涵蓋的範圍也絕大多數不是伐採地，雖在伐採地也有辨識出一定數量的石虎紀錄，在沒有足夠的證據支持伐採地石虎偵測率和其他非伐採地石虎偵測率一致的情況下，加上伐採地相機放置並非網格系統性取樣，因此 SECR 族群密度分析，僅採用網格相機樣點拍攝到的石虎紀錄。

由於 SECR 模型主要仰賴石虎個體在不同網格樣點中移動，透過不同網格樣點間的距離估算偵測率，若資料涵蓋石虎移動的資料過少(5 筆以下)，會導致模型無法有效估計偵測率，上述情形多在總分析期程較短天數下(三天五回合、三天十回合及七天五回合)以及起點較早的情形(108 年前半年，尚未更換為 Reconyx HP2X 相機)。

目前石虎的偵測率函數採用半常態分配進行估計，這是因為石虎的活動範圍較大，按照過往追蹤經驗，石虎較無明顯的侷限在小區域活動而偶而離開較遠，通常會於整個活動範圍內活動，石虎在其活動範圍內偵測率表現應較近似線性遞減，而非指數遞減，這部分可於後續捕捉個體資料更多更完整時，再進一步嘗試驗證。Likelihood 的部分採用 Full Likelihood，捕捉個體數 n 的邊際分配則採用 Poisson Distribution，對於 Buffer 的部分，SECR 對於 Buffer 的要求並沒有很嚴格，只要 Buffer 足夠大即可，這部分直接採用模型建議的結果進行估計。

初步組合各種天數與回合數進行分析比較，以 3-4 個月左右為 1 季進行分析，每回合 7 天左右，應可作為分析族群數量適當的方式，並能呈現季節性變化，較短的天數也能符合封閉假設，而在繁殖季的估算，則能反應繁殖季時的族群數量，避免納入過多今年度新個體，導致高估實際族群數量。

(1) 辨識結果

自 2018 年 1 月開始，截至 2022 年 3 月資料，有拍攝到身體兩側其中一側可供辨識的特徵，並給予個體編號的，累計有 100 隻(附錄十三，但少部分個體僅有單邊斑紋，有些只有單側斑紋紀錄的編號有可能是同一隻個體，因此實際上辨識出的不同個體應該少於 100 隻。有收集到身體左右兩側斑紋的資訊有 52 隻，只有左側的有 21 隻，只有右側的有 27 隻，結合確定是不同個體的資料，因具有雙側斑紋與單側的以右側較多，因此密度估算以雙側與只有右側的資料，可以確定為不同個體者，合併進行估算。

最早設置的 3X10 格的網格 (Y 軸座標 ABC，舊網格) ，相機在 2019 年 8 月 27 日架設完畢，如果以網格架設完畢之後開始計算，給予個體編號的累計有 84 隻，有雙側斑紋資料的編號有 49 隻，只有拍攝到左側的有 14 隻，只有拍到右側的有 21 隻。之後在原網格樣點西側新增加 3X6 網格(Y 軸座標 XYZ，新網格)，網格相機在 2020 年 9 月 23 日架設完畢，如果以新網格架設完畢之後開始計算，給予個體編號的累計有 71 隻，有雙側斑紋資料的個體編號有 43 隻，只有拍攝到左側的有 10 隻，只有拍到右側的有 18 隻(表 15)。

這 100 隻編號之個體，有被網格相機拍攝到的有 92 個，有 8 個編號僅在林班地伐採區與森林區樣區相機而未在網格樣點被拍攝過。如果以舊網格架設完畢之後開始計算，給予個體編號的累計有 84 個，只有 2 個個體編號是只有在林班地伐採區與森林區樣區相機拍攝到的，顯示即使純以 1 公里網格的設置，仍可拍攝到多數辨識出的個體。

若以雙側與只有右側的資料，可以確定為不同個體的 79 隻個體來比較在不同樣點數(有移動的重複拍攝)拍攝的比例(表 16)，若計入所有相機(網格相機與伐採地與周遭森林區)，79 隻不同個體中僅在 1 處相機樣點拍攝到有 20 隻(25%)，若僅採計 1km 網格相機，則 73 隻不同個體中僅在 1 處相機樣點拍攝到有 31 隻(42%)，1 公里網格雖可拍攝到多數個體，但在僅採用網格相機

時同一隻個體不同相機樣點重複拍攝的機率可能有較低的現象。以 SECR 估算密度需要較多不同地點拍攝的紀錄的前提，顯示 1 km^2 網格對石虎低密度區，可能距離太大，不足以累積夠多的資料進行 SECR 族群密度估算，建議未來可以將每個網格的面積縮小，更有利於偵測每隻個體的活動範圍，累積不同樣點的拍攝紀錄，增加 SECR 估算密度的可靠性，並透過持續的長期追蹤，更能累積個體的存活率資料。

表 15、石虎辨識個體隻數

	開始計算日期	包含的相機	個體編號數	有雙側斑紋	只有左側斑紋	只有右側斑紋
整個調查期間	2018/1/16	所有相機	100	52	21	27
3X10 網格完成架設之後	2019/8/27	所有相機	84	49	14	21
		只算網格相機	82	48	14	20
3X6 網格完成架設之後	2020/9/23	所有相機	71	43	10	18
		只算網格相機	69	42	10	17

表 16、石虎重複拍攝次數與比例

記錄相機樣點數	所有相機	網格相機	所有相機	網格相機
1	20	31	25%	42%
2	17	23	22%	32%
≥3	42	19	53%	26%
總計	79	73		

(2) 密度估算

分別以 90 天、120 天與 180 天來估算新舊網格合併的 48 平方公里區域的石虎密度，以每月 1 號開始往後估算上述三種不同天數的密度，再往後 1 個月，再估算一次不同天數的密度，呈現石虎在不同天數長度下族群密度的月變化圖，結果如圖 88，也就是 X 軸為開始估算的月份，共計有 3 條趨勢線，每條皆是同一估算期間長度的石虎密度(Y 軸)，Cloure test 大多符合封閉假設前提。三種不同天數之波動大致呈現類似的趨勢，顯示估算族群密度採用不同總天數長度，對於波動趨勢的差異不大，但 90 天長度可能有過於敏感而波動較大，似較不合理，考慮族群的封閉性，因此以 120 天做為檢視族群波動趨勢應較為適合。

自 2019 年 5 月開始有較完整網格資料起，估算每月 1 日之後 120 天之石虎族群密度，顯示有隨月份季節波動的現象，觀察每年度族群密度最低的月份多在 5 月春末與 12 月隆冬左右，並在夏季 7 月份左右有最高的密度，大致與繁殖與新生亞成個體加入之趨勢相符，但不同年度間略有差異。以每年估算之最低密度作為該年度最小存活族群量進行比較，2019 年(5-12 月)為 49.97 隻/百平方公里，2020 年為 54.38 隻/百平方公里，2021 年為 36.55 隻/百平方公里，2021 與 2020 年相比，族群密度下降幅度達 33%。2019 年主要估算密度範圍為舊網格，2020 年開始有新網格區域加入，族群密度與單獨計算舊網格範圍差異並不大，但 2021 年與 2020 年估算密度範圍同樣為新舊網格的 48km^2 區域，在 2021 年有顯著變低的現象，特別是 2021 年的夏季，並沒有如 2019 年與 2020 年類似有升高的現象，推測在 2021 年的繁殖，新生個體加入族群之數量可能較少，導致族群補充的數量較少，也連帶影響到通常年度族群量最低的冬季數量，導致 2021 年族群密度顯著降低，是否與周遭區域的開發如銅鑼科學園區的持續開發而減少荒草地面積、私有地的開發與伐採、

台電電塔的施工以及完工後施工道路可能讓犬貓或其他人為干擾或盜獵侵入等有關，而影響石虎存活率，應進一步的監測族群的變動與釐清相關原因。

苗栗縣於 2021 年 1 月到 8 月間，針對 5 處 16 平方公里利用同樣網格與 SECR 方法估算石虎密度，每百平方公里由低到高為 7.01 隻(三灣造橋交界)、32.32 隻(公館銅鑼大湖交界)、46.64 隻(通霄苑裡東側交界)、55.19 隻(三義大湖卓蘭交界)、78.31 隻(後龍鎮西湖鄉交界)(李運金等 2021)，該研究估算總天數主要採用 2 個月，因此對比本計畫樣區在 2021 年 1 到 6 月間(估算期程涵蓋到當年 8 月)之 90 天估算的密度範圍為 40.67～117.06 隻，1 到 6 月間(估算期程涵蓋到當年 8 月)之 120 天估算的密度範圍為 39.97～84.36 隻，若以上述李運金等(2021)5 個樣區中密度最高之估算月份(4-5)月比較本計畫同樣涵蓋 4-5 月的估算密度 84.36 隻/百平方公里，雖然兩者估算的密度涵蓋區域面積不同，本計畫面積為上述研究樣區 16 平方公里之 3 倍，加上比較月份稍有差異，因此難以直接比較高低，但本計畫估算密度之林班地與周遭淺山地區石虎密度與該研究 5 區中最高密度區，應大致相當或更高，且是更大範圍的區域。從這些地區密度的估算，顯示從後龍、西湖、通霄到苑裡這一區在苗栗縣屬相對高密度區，本區對於石虎保育有相當重要性。

臺中新社地區南側於 2020 年 3 月至 10 月期間利用同樣的 1km*1km 網格設置與 SECR 分析方法，估算 30 平方公里的石虎族群密度為 20.8 隻/百平方公里(陳美汀和姜博仁 2020)。嘉義大學使用同樣的方法估算南投縣中寮鄉 2 處 30 平方公里樣區的石虎密度分別為 41.9 隻與 49 隻/百平方公里(顏全佑 2021)。石虎目前主要分布的縣市集中在苗栗縣、台中市與南投縣，從這些地區的密度比較，本區林班地與周遭森林區是目前全台石虎族群密度最高的地區，加上本區與苗栗其他淺山區域相比存活率可能有較高的現象，本區的石虎保育益發顯得重要。

2. 林班地周遭石虎空間生態

(1) 陷阱架設與捕捉標放

捕捉籠之設置為 Tomahawk 捕捉籠、並以鴿子作為誘餌，並搭配 4G 即時傳輸紅外線自動相機監測。自 2021 年 1 月 6 日起開始陸續設置捕捉籠，於 2021 年 2 月 23 日已完成設置 8 處捕捉籠，然而因應中央疫情指揮中心發布疫情三級警戒，於 2021 年 6 月 11 日暫停捕捉作業。自 2021 年 9 月始與鄰近樣區之養禽戶或農場配合捕捉，計畫期間總共設置 11 處捕捉籠（表 17、圖 89、圖 90），各捕捉籠之設置情形於以下說明：

(i) 小崎 A

位於造林地北側之樣區 2 內，於 2019 年計畫期間曾於本處捕捉過一隻石虎雌成體。本次於 2021 年 1 月 6 日設置捕捉籠，並於 2021 年 6 月 11 日結束捕捉，期間工作天約為 156 天，期間石虎曾經前來巡視至少一次，但並未成功捕捉。

(ii) 小崎 B

位於造林地北側之樣區 2 內，與小崎 A 捕捉籠直線距離約 150 公尺。於 2021 年 2 月 23 日設置，並於 2021 年 6 月 11 日結束捕捉，期間工作天約為 108 天，並未捕捉到石虎個體。

(iii) 虎頭崁 A

位於造林地偏北側之樣區 6 內，於 2021 年 1 月 6 日設置，並於 2021 年 6 月 11 日結束捕捉，期間工作天約為 156 天，於 2021 年 1 月 17 日捕捉到 1 隻公成體石虎。

(iv) 虎頭崁 B

位於造林地偏北側之樣區 6 內，與虎頭崁 A 捕捉籠直線距離約 170 公尺，於 2021 年 2 月 23 日設置，並於 2021 年 6 月 11 日結束捕捉，期間工作天約為 108 天，期間石虎曾來巡視至少一

次，但並未成功捕捉。此外，期間曾有臭青公進入捕捉籠而啟動陷阱，而作為活餌的鴿子也曾遭受犬隻攻擊而受傷。

(v) 梯子崎 A

位於造林地偏南側之樣區 4 內，於 2021 年 1 月 8 日設置，然而於 2021 年 2 月 10 日遭到人為破壞而結束捕捉，期間工作天為 33 天；透過 4G 即時傳輸紅外線自動相機影像發現破壞者手持獵槍，本團隊後續至現場時發現 4G 即時傳輸紅外線自動相機已遭拆除，後續並報請警方處理。

(vi) 梯子崎 B

位於造林地偏南側之樣區 4 內，與梯子崎 A 捕捉籠直線距離約 90 公尺，於 2021 年 2 月 23 日設置，並於 2021 年 6 月 11 日結束捕捉，期間工作天約為 108 天，並未捕捉到石虎個體。

(vii) 上田 A

位於造林地南側之樣區 5 內，於 2021 年 1 月 8 日設置，並於 2021 年 6 月 11 日結束捕捉，期間工作天約為 154 天，並未捕捉到石虎個體。

(viii)上田 B

位於造林地南側之樣區 5 內，與上田 A 捕捉籠直線距離約 140 公尺。，於 2021 年 1 月 8 日設置，並於 2021 年 6 月 11 日結束捕捉，期間工作天約為 154 天，期間石虎曾至少前來巡視一次，但並未成功捕捉。

(ix) 楓樹張

該養禽戶位置鄰近樣區 2，於 2021 年 7 月下旬通報家禽損失、並參與生態給付方案，後續願意配合協助捕捉作業，於 2021 年 9 月 22 日前往布籠，該禽舍為半放養形式，考量禽舍主人便利性，捕捉籠設置於該禽舍與森林邊際處。本處目前持續捕捉中，期間石虎曾數次經過捕捉籠，但並未成功捕捉，推測可能

與周遭家禽對石虎吸引力較誘餌鴿子大有關，期間工作天至少為105 天。

(x) 福興曾

該養禽戶相對較鄰近樣區 5，於 2021 年 10 月下旬通報家禽損失、並參與生態給付方案，後續願意配合協助捕捉作業，於2021 年 10 月 13 日前往布籠，考量禽舍主人便利性，捕捉籠設置於該禽舍與森林邊際處。至 2022 年 2 月 8 日結束捕捉，期間工作天約為 118 天，並未捕捉到石虎個體。

(xi) 飛牛

飛牛牧場園區緊鄰造林地，與業主協調後於 2022 年 1 月 11 日前往設置捕捉籠，並於 2022 年 4 月 15 日成功捕捉到 1 隻石虎雌成體。期間工作天為 94 天。

表 17、捕捉籠設置明細表

編號	開始日期	結束日期	工作天
小崎 A	2021/1/6	2021/6/11	156
小崎 B	2021/2/23	2021/6/11	108
虎頭崁 A	2021/1/6	2021/6/11	156
虎頭崁 B	2021/2/23	2021/6/11	108
梯子崎 A	2021/1/8	2021/2/10	33
梯子崎 B	2021/2/23	2021/6/11	108
上田 A	2021/1/8	2021/6/11	154
上田 B	2021/1/8	2021/6/11	154
楓樹張	2021/9/22	2022/6/13	264
福興曾	2021/10/13	2022/2/8	118
飛牛	2022/1/11	2022/4/15	94

(2) 林班地及周遭石虎追蹤與時空利用

本計畫執行至今，在林班地及周遭共計捕捉到 4 隻石虎（表 13），相關追蹤其活動狀況與活動範圍詳如附錄十二第 2 節。在林班地活動的追蹤個體有 5 隻，包括 2 隻雄性石虎 WS_014(圖 84)和 WS_019(圖 85)和 3 隻雌性石虎 WS_016(圖 91)、WS_018(圖 92)、WS_035(圖 93)，其中 WS_016 小崎疑似有在帶小石虎，WS_035 麻醉時是懷孕狀態，在林班地有具體紀錄其繁殖行為。

五隻個體中，WS_019 雄性與 WS_018 透過 GPS 發報器，有較多且密集的定位點，分析此兩隻個體的 Time Local Convex Hull 空間利用，WS_019 密度等值圖(Density isopleth)如圖 94，行為等值圖(Behavior isopleth, 又稱為 elongation isopleth)如圖 95。WS_018 密度等值圖如圖 96，行為等值圖如圖 97。從兩隻個體的密度與行為等值圖，可以看出在林班地內活動的點數佔有相當的比例，雖在林班地外有部分集中活動的點位，但從行為等值圖上可以看出兩隻個體在時間上都有來回林班地內外的棲地利用行為，顯示林班地的森林環境，在其棲地利用上，具有一定的重要性。

3. 石虎存活率以及辨識個體紀錄時間長短與族群年齡結構可能關係

(1) 石虎追蹤個體存活率

本計畫總計追蹤 18 隻石虎（表 13、圖 70、附錄十二），套疊本計畫建置之養禽戶位置資料庫，可以發現除少數林班地活動之雌性個體，活動範圍可涵蓋超過 1 處養禽場域以上，顯示若要減少養禽場域為減少石虎滋擾

之致命性移除行為，必須更全面地進行養禽場域的有效防治。其中 16 隻與養禽場域有關之追蹤石虎個體，有 7 隻確認死亡，另有 1 隻發報器呈現靜止死亡訊號，但無法確定為頸圈掉落或死亡。7 隻死亡個體中 1 隻為路殺，5 隻在養禽舍附近死亡，另外 1 隻為頸圈遭人工割斷，推測丟棄路邊陡坡，撿回發報器位置並非原本死亡位置。比較本計畫追蹤個體以及他案苗縣府追蹤之 1 隻因養禽戶毒殺致死之石虎個體，總共 19 隻石虎中有 14 隻活動於非林班地淺山區域，5 隻活動於林班地周遭。活動於非林班地區域的 14 隻中有 7 隻在後續追蹤中死亡(最長追蹤天數 259 天)，死亡比例 50%，而 5 隻林班地周遭個體，追蹤期間內並未發現確認死亡個體。

(2) 石虎辨識個體與族群年齡結構關係

統計分析所有辨識個體從第一次記錄到最後一次紀錄的持續時間長短(附錄十三)，呈現每隻個體第一次到最近一次辨識的日期，以表達其可能居留或存活於調查範圍內的期程，2018 年 1 月累積到 2022 年 3 月之個體資料，單以左側斑紋如圖 98，右側斑紋如圖 99，可以發現有些個體可持續追蹤超過 2 年以上，有些個體則僅有拍攝過 1 次之後就不再記錄到。

最後一次紀錄之後，不再被自動相機所紀錄，該個體可能仍於該區活動只是沒有被相機拍攝到或者拍攝到但不足以清楚辨識，但也很可能是離開調查樣區，或已經死亡而不再有被相機拍攝到的機會。若將擴散離開或者死亡，視為離開該區族群，而推測還在調查樣區內但長時間監測卻不會被拍攝到的機率可能相對較低，不再拍攝到的個體應大多可視為離開此族群，因此透過分析紀錄年數的分佈比例圖，可能與此區石虎族群的年齡結構呈現一定的相關性。若僅以拍攝到身體右側可確認 79 隻不同個體進行記錄年數統計如圖 100，可以看出紀錄年數越長，個體數越少的趨勢，而超過 2 年以上的個體佔比 22%，但因為此分析持續包括 2020～2022 年紀錄的

新個體，因此在 2 年以下的個體數應有高估可能。若僅以 2018/1/16～2020/9/22 辨識出的個體，也就是不納入新網格的個體，視作首次標記的群體(cohort)，透過後續自動相機的個體辨識，追蹤此 cohort 群體其後續 2 年之居留(存活)狀況如圖 101，可以看出 2 年以下的佔比降低，超過 2 年以上的個體佔比達 31%，此比例與本計畫透過個體辨識追蹤 10 隻幼年石虎有至少 20%存活超過 2 歲差異不會太大，顯示此法呈現的紀錄年數可能可以反映族群年齡結構。因為紀錄年數較該個體實際年齡低，可以說林班地與周圍區域，年齡超過 2 歲以上的石虎，佔此區石虎族群比例很可能超過 1/3。與路殺個體與養禽場域捕捉個體的年齡鮮少超過 2 歲，顯示林班地與周圍區域的石虎，在族群年齡結構上較為健全，有較多 2 歲以上成年個體，此區的石虎存活率很有可能高於其他與人為聚落鑲嵌較多的淺山區域。綜整此區石虎密度為台灣最高，更顯得此區石虎族群的重要性。

九、 結論與建議

(一)大湖事業區 73-75 林班伐採地

1. 2 公頃以下小面積伐採與石虎和其他動物關係

(1) 石虎在伐採後，造林後 4 年內，伐採區的石虎年平均 OI 皆比周遭森林區年平均 OI 還低，在造林後 4 年開始，不同樣區雖與周遭森林區互有高低，但年 OI 有逐漸升高的趨勢，並在造林演替年度 6-10 年呈現在伐採區有較森林區出現頻度高的趨勢，但於造林逐漸演替成森林，出現頻度逐漸降低，而與周遭森林區出現頻度差異不大，也就是有在演替中期有較高出現頻度的現象。這樣的趨勢，透過廣義加性模型單獨分析自動照相機樣點亦有同樣趨勢且統計上顯著，而於周遭森林區呈現較造林演替年度 15-18 年間的伐採樣區稍高的現象，且在森林區的出現頻度變異較低。

(2) 比較造林 10 年以內的伐採區樣點與森林區加上造林超過 15 年的森林環境的石虎行為類型比例，兩者並沒有顯著差異，但在屬較為空曠環境的伐採區，相對森林環境有較高比例的領域相關(標記或嗅聞)行為(11.7% vs. 7.9%)、較低比例的覓食獵捕行為(1.2% vs. 3.3%)、不同物種間互動行為(1.2% vs. 3.5%)與警戒行為(0.8% vs. 2.6%)，並且在伐採區紀錄到一次自由活動犬群追石虎的行為。

(3) 其他動物部分，整體出現頻度趨勢呈現森林演替後期較高者包括赤腹松鼠、鼠科動物、台灣山鷓鴣、藍腹鷴、非雉科與猛禽類之其他鳥類等石虎潛在獵物，且森林區有顯著高於伐採區出現頻度的現象，在造林演替年度 10 年內的伐採區更為顯著。同樣在森林演替後期有較高出現頻度的還包括穿山甲和食肉目動物中之食蟹獴、鼬獾與白鼻心。山羌雖有在演替後期森林有較高出現頻度的現象，但並不顯著，在造林 4-5 年之後，差異便不明顯，而山羌在 4 年內的出現頻度逐年升高，顯示族群有增加的趨勢，同樣呈現出現頻度逐年增加的還包括食蟹獴與穿山甲。石虎潛在獵物台灣野兔以及食肉目之麝香貓則顯著在剛伐採

與造林演替前期的環境有較高的出現頻度，但麝香貓在森林區仍有不低的出現頻度，竹雞有類似麝香貓的趨勢，同樣在森林區仍有不低的出現頻度，台灣野兔則在造林 5 年後完全消失。自由活動犬與貓，則有類似在造林初期環境可以有比森林區高出現頻度的現象，顯示因為伐採活動與便利的運材道路，加上伐採後較為平坦開闊的環境，讓犬與貓更容易進入活動，但犬貓在不同區域可能因其他如餵養、放養、棄養等未知因素而有出現頻度的差異。

(4) 針對 108 處伐採區與森林區自動相機樣點之地被、灌木、樹冠等 3 層之個別植物物種覆蓋度進行調查，使用群團分析與降趨對應分析進行植群分析，並比較各動物在不同分層林型之出現頻度差異。植群分析分群結果吻合演替階段，利用 Kruskal-Wallis 分析檢定各物種出現頻度於不同植群分類之間是否有顯著差異，結果發現鼬獾、白鼻心、地棲鼠類、赤腹松鼠、藍腹鷴、其他鳥類等動物在演替後期植群型有較高出現頻度，台灣山鷓鴣則在地被層部分偏好演替後期的環境。台灣野兔則相反，偏好造林初期的草生地環境。石虎、家犬、食蟹獴、麝香貓、穿山甲、台灣獼猴、山羌、竹雞等 8 種動物，則未於任何植群間有顯著差異。利用植群分析比較動物出現頻度的差異，大致與上述廣義加性模型分析結果相似。

(5) 綜整伐採影響動物出現利用分析結果，現階段 2 公頃以下小面積、分散式區塊的塊狀輪伐模式，在既有平均每年僅擇 1 處伐採的規模下，以較長時間尺度來看，不考慮犬貓因破碎化、開闊環境與便利伐採道路而更易侵入森林內部的影響衝擊，初步結論對石虎應不會有顯著的不利影響，但也可能沒有顯著的效益，可能會有的效益會在 5～11 年林木建立應開始分層進入演替中期時，石虎利用伐採區頻度開始比周遭森林區高，但反應的是出現頻度，行為意義目前尚無足夠資料累積，即使較高的出現頻度，利用的行為並不能完全取代石虎對森林的生態需求，石虎在森林區可能有相對較為穩定利用的趨勢。然而不同動物隨年度演替有不同的趨勢差異。伐採對部分物種如石虎可能時間尺度拉長，並沒有顯著的影響，對麝香貓、台灣野兔、鬼鼠與竹雞可能出現頻度反而會在造

林演替初期有較高的趨勢，但大多物種，包括石虎的獵物刺鼠、白鼻心、鼬獾、穿山甲、鼬獾、藍腹鷴、臺灣山鷓鴣與多數森林性鳥類等，反而森林是較適合的環境。林班地完整森林的內部，伐採小面積之後並進行造林，並不會顯著增加鼠科動物的數量。

(6) 本計劃的石虎捕食紀錄，赤腹松鼠佔比 25%，赤腹松鼠體型較一般鼠科動物，赤腹松鼠可能是石虎重要的獵物，推測邊際與較為空曠的環境，石虎捕食赤腹松鼠的成功機率可能較高，因此伐採區及伐採區邊際地帶可能因為比較容易捕捉到野兔、赤腹松鼠等較大型獵物，而爬行動物如蛇亦可能在鑲嵌開闊環境較多且也可做為石虎獵物，邊際地帶因為同時有不同棲地環境的物種，可能是石虎捕獵的場所之一。推測這可能是石虎利用伐採區的原因之一，加上隨造林與演替過程，石虎獵物從周圍森林逐漸恢復利用與出現，而與石虎在造林演替中期有較高出現頻度有關。

2. 伐採建議操作模式與監測

現階段 2 公頃以下小面積、分散式區塊的塊狀輪伐模式，在既有平均每年僅擇 1 處伐採的規模下，本計劃自動照相機監測資料顯示尚無發現對石虎有顯著不利之影響，並會增加麝香貓的利用頻度，造林初期進入利用的台灣野兔與鬼鼠等都可做為石虎的獵物。而對於受影響的森林性動物，在造林逐漸演替之後，周圍森林的動物會逐漸恢復利用，顯示現階段的伐採模式尚屬永續利用之規模。建議未來的伐採，可在永續林業的精神下，參考 FSC 森林認證的相關作業模式進行，應能達到兼顧伐採與石虎保育之目的。

相關伐採營林與管理建議如下:

(1) 未來伐採方式除維持小面積之外，在每年伐採 1 處的規模下，不同伐採地的距離應考量石虎活動範圍，新伐採區應間隔至少石虎的平均活動範圍直徑(如 2~3km)以上，避免在石虎的活動範圍內同時進行伐採或連續伐採，可間隔 3-4 年再回到同一區進行另外一處伐採，保留每處伐採地周遭的森林提供石虎所利用，輪伐時間至少 20 年以上。

(2) 考量由於多數石虎潛在獵物於伐採區有較少趨勢，在伐採與造林方式上，可考慮保留部分易有動物利用覓食之大樹，除提供野生動物食物來源之外，亦可保留樹木棲地給部分野生動物棲息，類似近期棲架的推廣，零星保留的大樹作為伐採地的天然棲架，更可作為石虎攀爬用以躲避自由活動犬隻的追擊。造林樹種的選擇部分可考慮增加樹種多樣性以供野生動物利用，以期提高石虎潛在獵物在伐採區的物種多樣性、食物來源與數量。配合生態複層造林，縮短到造林演替中期的時間，提高石虎的利用，並加速周圍森林性物種恢復利用的時間。相關生態複層造林樹種，可參考本計劃於林班地與周圍網格『九節木江某型-樣區』植物調查名錄(附錄十五)。

(3) 伐採區有記錄到石虎的繁殖，建議避免在育幼季節高峰 1-5 月進行刈草。刈草時並禁用除草劑，同時禁用滅鼠藥，避免石虎在食物鏈傳替過程中累積毒物，影響存活。本計劃進行期間，發現有不明人士噴撒除草劑，可能與部分掃墓活動進行有關，建議可在可能施用除草劑的區域，設立告示牌，並同時與通霄護林協會進行相關刈草維管的共識取得。

(4) 道路、電塔與其他人工設施等的增加，容易引入犬貓侵入自然棲地內，進而影響野生動物以及並增加疾病傳播風險，對石虎影響更應值得關注犬隻追逐與疾病傳播。伐採作業需要注意所帶來自由活動犬貓進入伐採地與林班地內影響石虎與其他野生動物的影響。建議應搭配進行林班地生態敏感區的犬貓移除，公告禁止餵養林班地內活動的遊盪犬貓並訂定相關罰則，配合周遭飼主宣導不放養與定期施打疫苗，同時達到保護飼主犬貓的健康的目的。

(5) 伐採與電塔的施工便道，以及道路，同樣容易引入其他人為干擾如盜獵等，建議適度加強盜獵的巡邏，尤其針對穿越林班地的苗 38、苗 48 以及縣道 130 道路周遭區域進行盜獵巡邏與相關無主遊蕩犬貓的移除與管控。

(6) 本計劃加上兩期前期計劃，總計超過 4 年的長期監測資料，觀測到山羌族群逐年增長，未來的幼苗造林，可能需要注意避免被山羌啃食。

(7) 透過石虎出現頻度與環境棲地因子關係，可以提供對石虎影響最小的區域進行

伐採，在契約內可操作的模式下，優先避免較為敏感的核心區。環境因子以石虎角度，建議先以較高海拔，坡度變異較少較不崎嶇、較遠離自然開闊棲地的石虎出現頻度較低的區域進行伐採。

(8) 建議伐採搭配進行伐採前後的自動照相機監測。本計劃於剛伐採後 1～2 年內的效應無資料，雖推測可能結果不致差異太大，加上本計劃並無伐採前的監測資料，後續若有規劃新的伐採地，建議啟動伐採前後的監測，伐採前建議至少監測一年，始有完整四季資料，並能與本計劃採取同樣的分析方式。另外，受限伐採樣區造林年度，本計劃造林後演替年度僅監測到 10～11 年左右，建議造林年度在 2011 年的樣區 1 持續監測，可以持續累積造林演替年度 10～15 年間的動物出現資料，若可能的話，亦延續 2014 年造林的樣區 5 和樣區 10 的監測，可增加造林演替年度 7～10 年可涵蓋更多不同樣區的監測資料，進一步驗證石虎在造林演替年度 7～10 年間有較高出現頻度的趨勢現象，獲得更有利的結論，完整監測造林演替從開始到 20 年的完整區間。

(二)石虎與養禽場

1. 石虎活動與養禽場域關係

(1) 利用自動相機架設於養禽戶近、遠距離監測，總計監測 13 戶。追蹤圍網效果，顯示圍網具有防護效果，圍網後仍有滋擾者主要為圍網邊仍有容易攀爬植物以及部分石虎個體行為上仍強行攀爬有關。自動相機監測資料顯示，比較圍網前後雖然統計上無顯著差異，但整體趨勢可以發現石虎在圍網補強前，石虎出現頻度在不同距離沒有顯著差異，圍網補強後，靠近禽舍的石虎出現頻度有較明顯減少的趨勢，而遠處的石虎出現頻度在剛圍網後，有稍微提高的趨勢，但第二季則略為下降，對比圍網後近距離石虎出現頻度降低的幅度，顯示圍網應有一定防治效果，且石虎即使減少在養禽舍近距離活動，仍然會於周邊活動，此也與無線電追蹤養禽戶捕捉之石虎於原地野放後活動範圍多數涵蓋原捕捉地相

符。以石虎活動範圍的尺度而言，圍網並未對石虎活動產生顯著的影響，而能產生減少石虎靠近禽舍滋擾的機會。

(2) 納入過往生態給付計畫資料，養禽戶捕捉石虎後野放之個體，趨勢有迴避原本養禽舍的現象，重複侵擾比例為 15%(n=3)，其中 2 處禽舍補強圍網後即不再有重複侵擾情形。不再重複侵擾原因可能包括禽舍加強圍網防治，也可能有負面印象。而改侵擾其他養禽舍的案例比例為 10%(n=2)，顯示養禽戶捕捉後採取原地野放的方式，對於減少該個體滋擾原養禽場域可能具有部分效果，同時能降低其他年輕無領域之石虎進入移除後空缺之領域而產生更多滋擾問題。總計追蹤 18 隻石虎，套疊本計劃建置之養禽戶位置資料庫，可以發現除少數林班地活動之雌性個體，活動範圍可涵蓋超過 1 處養禽場域以上，顯示若要淺少養禽場域為減少石虎滋擾之致命性移除行為，必須更全面地進行養禽場域的有效防治。其中 16 隻與養禽場域有關之追蹤石虎個體，有 7 隻確認死亡，另有 1 隻發報器呈現靜止死亡訊號，但無法確定為頸圈掉落或死亡。7 隻死亡個體中 1 隻為路殺，5 隻在養禽舍附近死亡，另外 1 隻為頸圈遭人工割斷，推測丟棄路邊陡坡，撿回發報器位置並非原本死亡位置。比較本計劃追蹤個體以及他案苗縣府追蹤之 1 隻因養禽戶毒殺致死之石虎個體，總共 19 隻石虎中有 14 隻活動於非林班地淺山區域，5 隻活動於林班地周遭。活動於非林班地區域的 14 隻中有 7 隻在後續追蹤中死亡(最長追蹤天數 259 天)，死亡比例 50%，而 5 隻林班地周遭個體，追蹤期間內並未發現確認死亡個體，顯示石虎與養禽場域的衝突，可能為石虎主要致死原因之一。

2. 養禽場域滋擾通報、防治與監測建議

(1) 追蹤死亡的個體，可以發現越靠近海邊或人為聚落、道路越密集區域，或者養禽場域無法做好有效圍網防治的場域，石虎似乎有較高死亡的機率。建議針對養禽場域，持續宣導配合生態給付通報，進行圍網防治，並檢討生態給付養禽場域遭受滋擾一生只能領取一次獎金，同時並未搭配圍網防治的政策，若該養禽戶並未進行圍網防治，或後續有石虎持續滋擾，則不會再進行通報，石虎與

養禽戶仍會產生衝突而對石虎產生威脅。未來除逐步與養禽戶建立願意回報的關係，針對高死亡率以及無法有效圍網的養禽場域周遭區域，若無法與養禽戶取得友善石虎的處理方式如持續的通報獎勵，考量原放死亡率，該區遭養禽戶捕捉個體可評估異地野放。

(2) 養禽戶捕捉的滋擾石虎，透過本計劃進行後續追蹤，減少研究人員捕捉的量能，並能針對石虎的空間生態與存活累積保育資料，然受限量能，並無法密集追蹤。建議未來持續進行此項工作，長期進行可增加對石虎生態的瞭解，進一步搭配 4G 傳輸 GPS 定位頸圈可減少現場追蹤負擔，長期進行除可以獲得石虎寶貴生態資訊如存活率之外，更對與養禽戶關係建立有所幫助。

(三) 大湖事業區 73-75 林班與周遭私有地的保育網絡

1. 石虎密度、族群動態與長期監測

(1) 石虎族群密度採用空間直觀捕捉標放-再捕捉法(SECR)估算，自 2019 年 5 月開始有較完整網格資料起，估算每月 1 日之後 120 天之石虎族群密度，顯示有隨月份季節波動的現象，範圍 36.5～102.7 隻/百平方公里，大致與繁殖與新生亞成個體加入之趨勢相符，但不同年度間略有差異。

(2) 以此區林班地與周遭淺山區石虎密度，採計同期間與 2021 年苗栗縣 5 處 16 平方公里石虎密度估算，同期間估算結果本計劃研究範圍內密度最高為 84.36 隻/百平方公里，同時與 2020 年台中新社地區 30 平方公里石虎密度、2019-2020 年南投縣中寮鄉兩處 30 平方公里樣區密度相比，本計劃調查石虎密度樣區為最高密度區，且是大範圍 48 平方公里的估算，相對全台石虎族群佔有關鍵核心地位。

(3) 石虎個體辨識資料包含至少 15 隻持續存活 2-3 年以及至少 3 隻持續存活 3-4 年，顯示林班地周遭石虎部分個體可存活至少 4 年以上，因第一次紀錄時無法

確定年齡，這些個體追蹤 3 年之後的實際年齡可能更高，依照辨識個體 4 年追蹤資料，估算超過 2 歲以上個體佔此區族群約 31%或更高。若根據 10 隻可辨識斑紋的小石虎的持續辨識追蹤計算小石虎的存活率，存活到 6 個月可離開自行獨立生活至少為 0.7，存活到 1 歲到 2 歲之間存活率為至少 0.6，超過 2 歲存活率則至少為 0.2，與透過個體辨識估算 2 歲以上佔比差異並不太大。然而養禽場域捕捉之石虎個體以及路殺個體，年齡幾乎都在 2 歲以下，極少超過 2 歲的個體。比較本計畫追蹤個體以及他案苗縣府追蹤之 1 隻因養禽戶毒殺致死之石虎個體，總共 19 隻石虎中有 14 隻活動於非林班地淺山區域，5 隻活動於林班地周遭。活動於非林班地區域的 14 隻中有 7 隻在後續追蹤中死亡(最長追蹤天數 259 天)，死亡比例 50%，而 5 隻林班地周遭個體，追蹤期間內並未發現確認死亡個體。顯示林班地周遭地區石虎的存活率較高，林班地周遭活動之石虎，可能因與養禽場域、人為聚落活動或道路較少重疊，而有較低的死亡率。

(4) 以每年估算之最低密度作為該年度最小存活族群量進行比較，2019 年(5-12 月)為 49.97 隻/百平方公里，2020 年為 54.38 隻/百平方公里，2021 年為 36.55 隻/百平方公里，在 2021 年有變低的現象，與 2020 年相比，下降幅度達 33%。在 2021 年的夏季，並沒有如 2019 年與 2020 年類似有升高的現象，推測在 2021 年的繁殖，新生個體加入族群之數量可能較少，導致族群補充的數量較少，也連帶影響到通常年度族群量最低的冬季數量，導致 2021 年族群密度顯著降低，是否與周遭區域的開發如銅鑼科學園區的持續開發而減少荒草地面積並進而增加阻隔、周遭私有地的開發與伐採、台電電塔完工後施工道路可能讓犬貓或其他人為干擾或盜獵侵入等有關，而影響石虎存活率，應進一步的監測族群的變動，搭配週為開發與犬貓的監測，以釐清相關原因。

(5) 統計自 2018 年 1 月開始，截至 2022 年 3 月資料，有拍攝到身體兩側其中一側可供辨識的特徵，並給予個體編號的，累計有 100 隻，只有單側但不同側斑紋紀錄的編號有可能是同一隻個體，因此實際上辨識出的不同個體應該少於 100 隻。有收集到身體左右兩側斑紋資料的有 52 隻，只有左側的有 21 隻，只有右

側的有 27 隻，也就是可確認為不同個體的至少有 79 隻，但若僅以網格相機資料，不納入伐採區與森林區相機，可辨識 73 隻，並沒有顯著差異，顯示與 1km 網格相比，更密集的相機並未顯著增加辨識個體數，但進一步比較不同相機樣點重複拍攝的比例，單以網格相機資料有 42%的個體僅在 1 處相機拍攝到，並沒有重複拍攝資料，但若加入伐採區與森林區相機則降低到僅有 25%的個體僅在一處相機拍攝到，顯示要採用 SECR 估算族群密度，若採用小於 1km 的網格，較能累積更多個體在不同樣點重複拍攝資料，提高估算精確度。

(6) 透過長期的影像紀錄與個體辨識，可以做為隱密不易觀察的石虎行為分析與族群動態監測，包括石虎的配對、繁殖育幼、領域標示、捕食、石虎與其獵物和其他動物包括犬貓之互動關係、存活率與年齡結構，甚至可以進一步估算石虎各年齡的存活率與死亡率等重要的行為與族群參數。對於這一台灣最高石虎密度的地區，加上有林班地的庇護，長期穩定的監測是此區石虎保育有其必要性，同時能監測其他共域動物的族群變化，例如本計劃 4～5 年的長期監測，記錄到山羌、食蟹獴與穿山甲族群在此區林班地持續穩定的增加。建議針對此區，規劃並進行可長期且穩定的網格監測系統，可透過重點小區域的每年監測、大範圍的多年週期監測，搭配石虎高出現頻度與部分造林演替中期的伐採區進行，並與周遭養禽戶維持更良好的關係，建立通報管道，若有捕捉到石虎，進行通報，採原地野放，並進行 GPS 追蹤，可以提供石虎對於林班地與周遭淺山聚落與銅科周遭棲地等地的棲地利用生態資訊。

2. 大湖事業區 73-75 林班與周遭私有地的保育網絡

(1) 本計畫調查石虎密度樣區屬最高密度區，林班地可以記錄到年紀至少 2-4 歲以上的個體，族群年齡結構可能較為健全，有連續 3 年以上繁殖成功的紀錄，加上本區石虎存活率相對有較高的現象，而透過林班地周遭石虎的無線電與 GPS 追蹤，發現此區石虎會於林班地與外圍的淺山聚落鑲嵌區域來回活動，顯示石虎對於林地可能具有一定的生態需求，加上較少養禽舍，即使林班地呈現狹長形狀，與周遭的淺山棲地結合，林班地提供一定程度的庇護與提供食物和繁殖

棲所的功能，提供多樣性的食物來源，森林並非犬隻偏好棲地，森林結構亦可以提供石虎躲避遊蕩犬追逐的功能。從追蹤個體最大活動範圍的直徑考慮，林班地加上周遭 3.5 公里內的緩衝範圍內，林班地與周遭淺山的石虎高密度區，此區可以說是全台石虎重要的核心關鍵族群，具有重要的核心來源族群(source)功能，後續相關開發行為都應針對石虎保育有更完善的考量。

(2) 本計畫高密度區與苗栗其他石虎族群的連結廊道，最南透過大安溪與三義卓蘭中密度區做為連接廊道，穿越西湖溪與後龍西湖高密度區相連，本計劃於西湖溪追蹤之個體可來回穿越西湖溪，加上西湖溪中下游兩側開發較少較不密集，棲地較自然，西湖溪對於石虎的阻隔可能相對較小。由於三義市鎮的開發，以及國道、省道、鐵路等，對於石虎族群交流阻隔相對明顯，此區與銅鑼、公館、頭屋的中低密度區的連結廊道或救援效應便顯得需要進一步了解。可能的兩處連結廊道，其一為林班地透過銅科南側，穿越西湖溪與國道省道鐵路到銅鑼鄉南側，並進一步與關刀山附近林班地相連，其二可能為本計劃研究範圍北側連結到銅科東北側，透過後龍溪作為移動廊道與銅鑼和頭屋的石虎族群進行連結交流。而此兩處可能連結廊道，銅科的友善石虎通道作為是否適宜，可能都有一定的影響。

(3) 建議針對上述兩處連結廊道，進行進一步的研究監測，釐清廊道現況並在必要時進行棲地與廊道連結改善。而關刀山附近林班地與周遭淺山私有地，是否與本計劃研究範圍類似，可以是石虎重要的 source 族群，目前資料稀少，建議未來進行了解與研究。

(4) 此區石虎保育網絡主要的威脅為自由活動犬貓、周圍開發活動以及部分養禽場域。前述建議已針對犬貓說明，並對林班地內伐採活動與養禽場域管理防治提出建議，後續應針對此區相關開發行為進行更嚴格的審視與對應的石虎保育措施，亦不建議再有穿越林班地的道路開發或拓寬，很有可能讓人為干擾、盜獵與自由活動犬貓藉由道路侵入，影響野生動物，甚至造成棲地的阻隔與增加路殺風險。未來更可與周遭政府或非政府單位進行跨單位合作，包括銅科所造成

棲地阻隔所需進行的石虎通道與棲地連結進行跨單位溝通、台電電塔的設置應對周遭野生動物影響進行監測，特別是大貓與施工養護道路對周遭野生動物的影響監測研究。民間部分，則與苗栗縣政府合作，針對周遭私有地提出的砍伐申請，進行友善石虎與生態造林的輔導措施，而周遭較大面積的農牧場如飛牛牧場等，則可進一步洽談合作營造生態友善的農牧用途，與林班地結合成更大的保育網絡。

十、 參考文獻

李運金, 裴家騏, 和賴玉菁. 2021. 「苗栗縣石虎族群數量與分布調查」 委託專業研究調查服務案（後續第 2 次擴充）. 苗栗縣政府委辦研究, 苗栗縣義勇消防總隊協會, 苗栗縣.

林良恭. 2021. 臺中市新社區伐採區域野生動物監測計畫. 林務局東勢林區管理處委辦計畫, 靜宜大學, 台灣.

林育秀, 詹芳澤, 林桂賢, 王齡敏, 林冠甫. 2013. 石虎之域外保育研究(二).

林國慶. 2009. 不同疏伐作業下之經濟效益分析及其對留存木之影響研究計畫. 行政院農業委員會林務局委託研究計畫系列 97-08-5-01.

姜博仁. 2021. 臺東林區管理處人工林疏伐前後動物相資料建置及分析比較計畫. 臺東林區管理處, 野聲環境生態顧問有限公司, 台東市.

姜博仁, 王玉婷, 和曾建偉. 2019. 減緩苗栗淺山地區野生動物與人類衝突之行動研究. 林務局新竹林區管理處委託研究, 野聲環境生態顧問有限公司, 新竹.

姜博仁, 王玉婷, 蔡作明, 和曾威. 2018. 石虎捕食利用模式研究以苗栗地區放養家禽場所及森林作業空隙為例. 新竹林區管理處.

姜博仁, 王豫煌, 和林良恭. 2017. 重要石虎棲地保育評析(2/2). 行政院農業委員會林務局 105-林發-07.1-保-30, 東海大學熱帶生態學與生物多樣性研究中心.

姜博仁, 林良恭, 和袁守立. 2015. 重要石虎棲地保育評析(1/2). 行政院農業委員會林務局 104-林發-07.1-保-30, 東海大學熱帶生態學與生物多樣性研究中心.

莊琬琪. 2012. 苗栗通霄地區石虎（*Prionailurus bengalensis chinensis*）及家貓（*Felis catus*）之食性分析. 屏東科技大學, 屏東縣.

陳美汀. 2015. 台灣淺山地區石虎 (*Prionailurus bengalensis*)的空間生態學. 博士論文. 國立屏東科技大學, 屏東縣內埔鄉.

陳美汀和姜博仁. 2020. 臺中地區石虎族群生態研究及保育教育推廣計畫. 臺中市政府委辦研究, 社團法人臺灣石虎保育協會, 臺中市.

臺灣植物紅皮書編輯委員會. 2017. 臺灣維管束植物紅皮書名錄. 行政院農業委員會特有生物

研究保育中心、行政院農業委員會林務局、臺灣植物分類學會, 南投.

裴家騏. 2014. 苗栗地區社區參與石虎保育工作推動計畫. 行政院農業委員會林務局保育研究計畫系列 100-02-08-02.

裴家騏和陳美汀. 2008. 新竹、苗栗之淺山地區小型食肉目動物之現況與保育研究 （3/3）. 行政院農業委員會林務局保育研究系列 96-01 號, 行政院農業委員會林務局, 台北，台灣.

趙明杰. 1993. 石虎的繁殖. Pages 24-27 動物園雜誌.

劉建男. 2016. 南投地區石虎族群調查及保育之研究委託計畫 (2/2). 行政院農業委員會林務局保育研究系列 103-05 號, 國立嘉義大學、農委會特有生物研究保育中心, 南投.

劉建男, 洪語晨, 顏全佑, 陳盈如, 和姚怡瑄. 2018. 107 年度國土生態保育綠色網絡建置之瀕危野生物保育優先性評估、行動計畫與推動-石虎保育策略研擬與研究案. 國立嘉義大學.

顏全佑. 2021. 以自動相機估計中台灣石虎族群密度. 碩士論文. 國立嘉義大學, 嘉義.

Balme, G. A., L. T. B. Hunter, and R. Slotow. 2009. Evaluating Methods for Counting Cryptic Carnivores. Journal of Wildlife Management **73**:433-441.

Bashir, T., T. Bhattacharya, K. Poudyal, S. Sathyakumar, and Q. Qureshi. 2013. Estimating leopard cat Prionailurus bengalensis densities using photographic captures and recaptures. Wildlife Biology **19**:462-472.

Bashir, T., T. Bhattacharya, K. Poudyal, S. Sathyakumar, and Q. Qureshi. 2014. Integrating aspects of ecology and predictive modelling: implications for the conservation of the leopard cat (Prionailurus bengalensis) in the Eastern Himalaya. Acta Theriologica **59**:35-47.

Brodie, J. F., A. J. Giordano, and L. Ambu. 2015. Differential responses of large mammals to logging and edge effects. Mammalian Biology **80**:7-13.

Calenge, C. 2006. The package "adehabitat" for the R software: A tool for the analysis of space and habitat use by animals. Ecological Modelling **197**:516-519.

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. W. Shahruddin. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. Animal Conservation **4**:75-79.

Chen, M.-T., Y.-J. Liang, C.-C. Kuo, and K. J.-C. Pei. 2016. Home ranges, movements and activity patterns of leopard cats (*Prionailurus bengalensis*) and threats to them in Taiwan. Mammal Study **41**:77-86.

Chua, M. A. H., N. Sivasothi, and R. Meier. 2016. Population density, spatiotemporal use and diet of the leopard cat (Prionailurus bengalensis) in a human-modified succession forest landscape of Singapore. Mammal Research:1-10.

Efford, M. 2004. Density estimation in live-trapping studies. Oikos **106**:598-610.

Efford, M. G. 2007. Density 4.0: software for spatially explicit capture-recapture. Department of Zoology, University of Otago, Dunedin, New Zealand. Available at: http://www.otago.ac.nz/density.

Fatima, H., T. M. , , Lauren Mae Hennelly, Muhammad Farooq, F. Akrim, and a. M. S. Nadeem. 2021. Spatial Distribution and Dietary Niche Breadth of Leopard Cats (Prionailurus bengalensis) Inhabiting Margalla Hills National Park, Pakistan. Zoological Studies **60**.

Grassman, L. I., M. E. Tewes, N. J. Silvy, and K. Kreetiyutanont. 2005. Spatial organization and diet of the leopard cat (*Prionailurus bengalensis*) in north-central Thailand. Journal of Zoology **266**:45-54.

Inskip, C., and A. Zimmermann. 2009. Human-felid conflict: a review of patterns and priorities worldwide. Oryx **43**:18-34.

Johnson, D. H. 1980. The Comparison of Usage and Availability Measurements for Evaluating Resource Preference. Ecology **61**:65-71.

Karanth, K. U., and J. D. Nichols. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. Ecology **79**:2852-2862.

Lyons, A. J., W. C. Turner, and W. M. Getz. 2013. Home range plus: a space-time characterization of movement over real landscapes. Movement Ecology 1:2.

McCarthy, J. L. 2013. Conservation and ecology of four sympatric felid species in Bukit Barisan Selatan National Park, Sumatra, Indonesia. Ph. D. dissertation. University of Massachusetts Amherst.

McGarigal, K., S. Cushman, and E. Ene. 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst.

Mohamed, A., R. Sollmann, H. Bernard, L. N. Ambu, P. Lagan, S. Mannan, H. Hofer, and A. Wilting. 2013. Density and habitat use of the leopard cat (Prionailurus bengalensis) in three commercial forest reserves in Sabah, Malaysian Borneo. Journal of Mammalogy **94**:82-89.

Mohr, C. O. 1947. Table of Equivalent Populations of North American Small Mammals. American Midland Naturalist **37**:223-249.

Nakanishi, N., F. Ichinose, G. Higa, and M. Izawa. 2009. Age determination of the Iriomote cat by using cementum annuli. Journal of Zoology **279**:338-348.

O'Brien, T. G., M. F. Kinnaird, and H. T. Wibisono. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. Animal Conservation **6**:131-139.

O'Connell, A. F., J. D. Nichols, K. U. Karanth, and J. a. Royle. 2011. Camera Traps in Animal Ecology.

Petersen, W. J., T. Savini, R. Steinmetz, and D. Ngoprasert. 2019. Estimating Leopard Cat Prionailurus bengalensis Kerr, 1792 (Carnivora: Felidae) density in a degraded tropical forest fragment in northeastern Thailand. Journal of Threatened Taxa **11**:13448-13458.

Rajanathan, R., M. Sunquist, L. Rajaratnam, and L. Ambu. 2007. Diet and habitat selection of the leopard cat (Prionailurus bengalensis borneoensis) in an agricultural landscape in Sabah, Malaysian Borneo. Journal of Tropical Ecology **23**:209-217.

Rajaratnam, R. 2000. Ecology of the leopard cat (Prionailurus Bengalensis) in Tabin Wildlife

Reserve, Sabah, Malaysia. PhD. dissertation. Fakulti Saing Dan Teknologi University.

Rho, P. H. 2009. Use of GIS to Develop a Multivariate Habitat Model for the Leopard Cat (*Prionailurus bengalensis*) in Mountainous Region of Korea. Journal of Ecology and Environment **32**:229-236.

Rostro-García, S., J. F. Kamler, C. Minge, A. Caragiulo, R. Crouthers, M. Groenenberg, T. N. E. Gray, V. In, C. Pin, P. Sovanna, M. Kéry, and D. W. Macdonald. 2021. Small cats in big trouble? Diet, activity, and habitat use of jungle cats and leopard cats in threatened dry deciduous forests, Cambodia. Ecology and Evolution **11**:4205-4217.

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.

Royle, J. A., and K. V. Young. 2008. A hierarchical model for spatial capture-recapture data. Ecology **89**:2281-2289.

Selvan, M., S. Lyngdoh, G. V. Gopi, and B. Habib. 2014. Density estimation of leopard cat Prionailurus bengalensis using capture-recapture sampling in lowland forest of Pakke Tiger Reserve, Arunachal Pradesh, India. Mammalia **78**:555-559.

Silmi, M., K. Putra, A. Amran, M. Huda, A. F. Fanani, B. M. Galdikas, P. Anggara S, and C. Traeholt. 2021. Activity and Ranging Behavior of Leopard Cats (Prionailurus bengalensis) in an Oil Palm Landscape. Frontiers in Environmental Science **9**.

Šálek, M., J. Kreisinger, F. Sedláček, and T. Albrecht. 2010. Do prey densities determine preferences of mammalian predators for habitat edges in an agricultural landscape? Landscape and Urban Planning **98**:86-91.

St. John, F. A. V., C.-H. Mai, and K. J. C. Pei. 2015. Evaluating deterrents of illegal behaviour in conservation: Carnivore killing in rural Taiwan. Biological Conservation **189**:86-94.

Tobler, M. W., and G. V. N. Powell. 2013. Estimating jaguar densities with camera traps: Problems with current designs and recommendations for future studies. Biological Conservation **159**:109-118.

Van der maarel, E. 1979. Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. Vegetatio **39**:97-114.

White, G. C., and K. P. Burnham. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. Bird Study **46**:120-139.

Worton, B. J. 1989. Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range Studies. Ecology **70**:164-168.

Wu, J., J. Wang, Y. Zhu, X. Bu, R. Xiang, Q. Lu, S. Cui, Y. Hao, Y. Sheng, and X. Meng. 2020. Summer habitat selection and impacts of human disturbance on leopard cats (Prionailurus bengalensis). Ecosystem Health and Sustainability **6**:1856630.

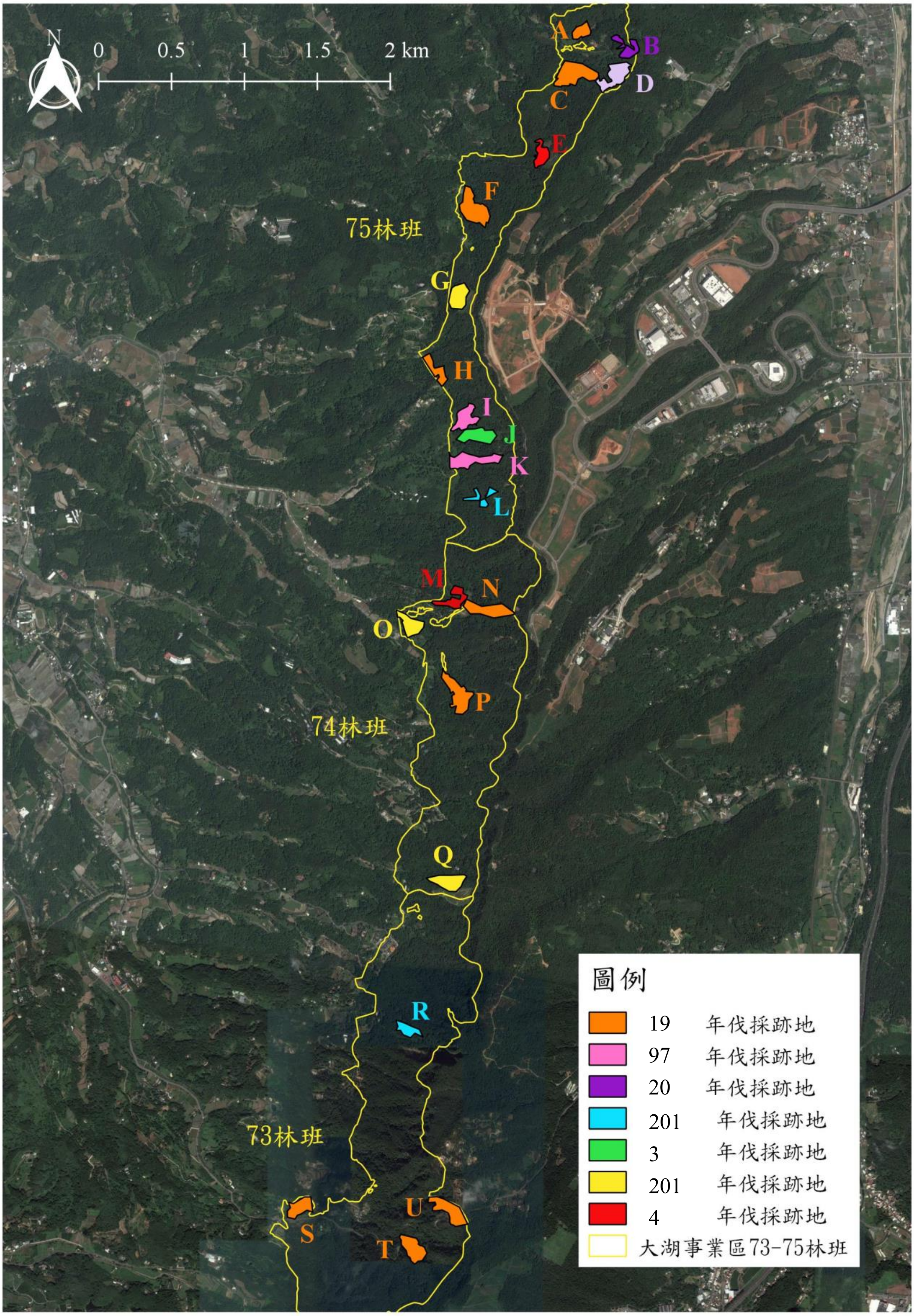

N
0
0.5
1
1.5
2 km
A
B
C
D
E
F
75林班
G
H
I
J
K
L
M
N
O
P
74林班
Q
R
73林班
S
T
U
圖例
19 年伐採跡地
97 年伐採跡地
20 年伐採跡地
201 年伐採跡地
3 年伐採跡地
201 年伐採跡地
4 年伐採跡地
大湖事業區73-75林班

圖 1、伐採區塊分布

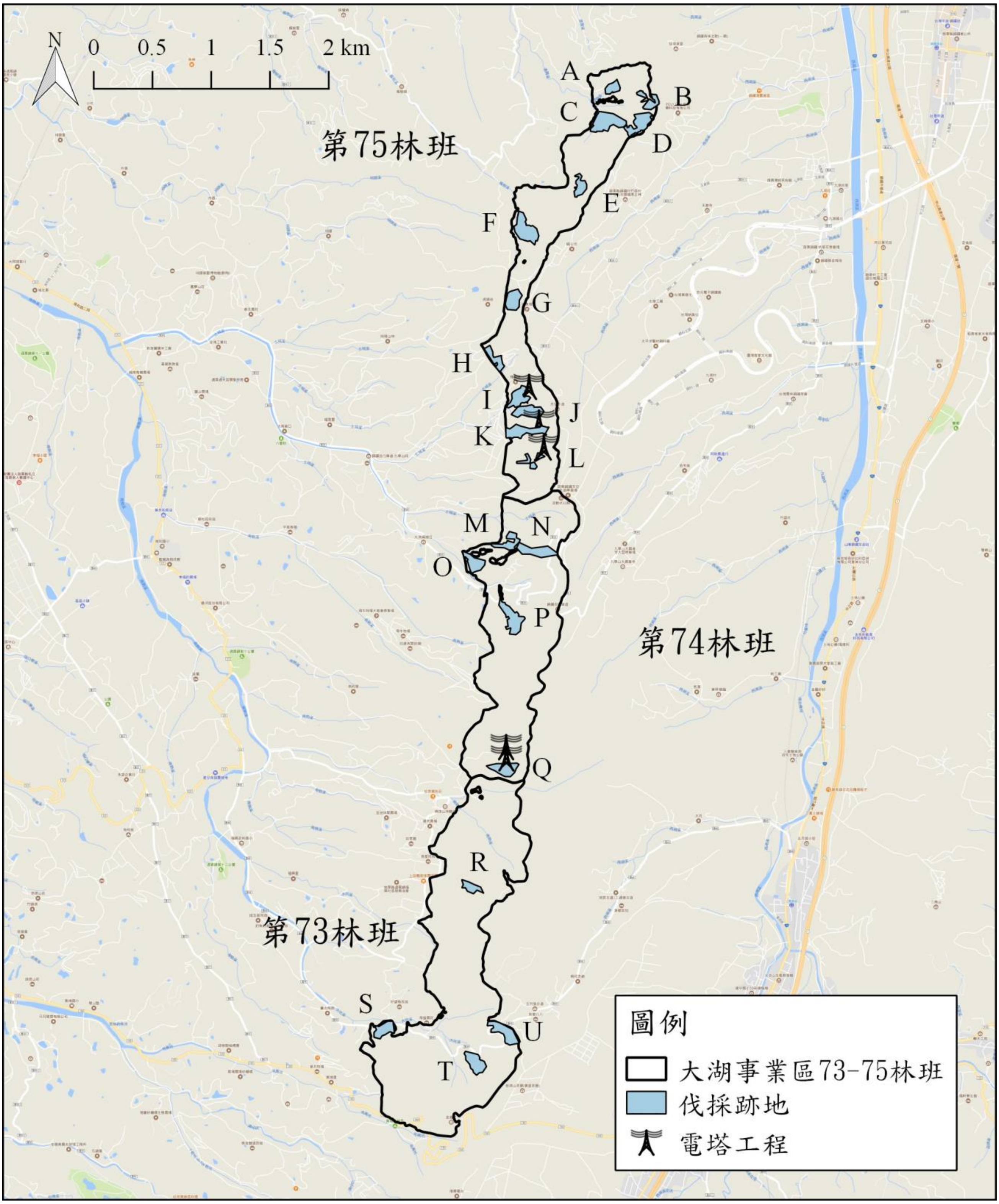


圖 2、2017 年勘查時觀察到有電塔工程施工中位置圖(但並非全部)

圖 3、2017 年開始監測之 5 處伐採區石虎生態調查樣區及伐採年

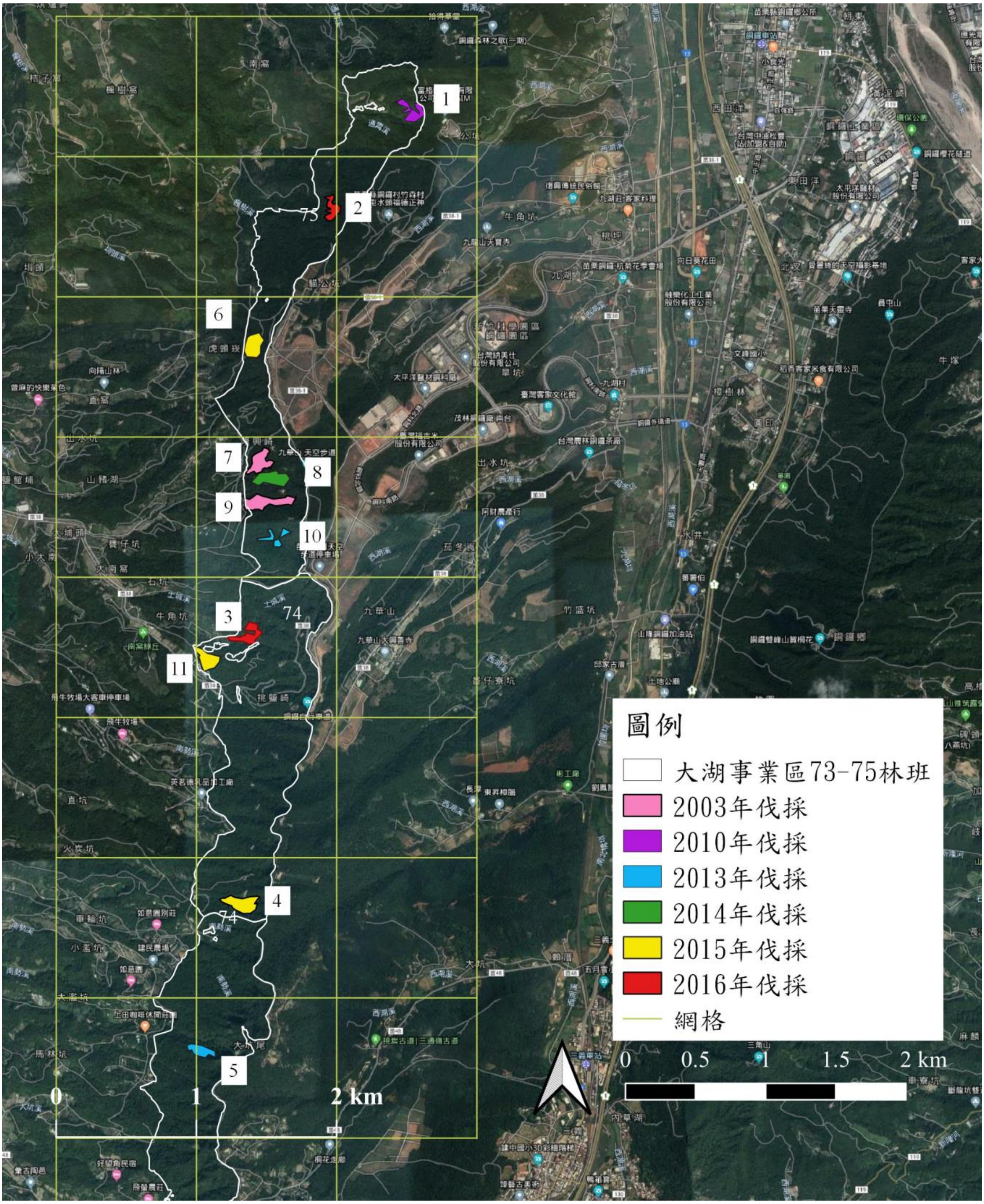


圖 4、本期計畫 11 處伐木跡地石虎生態調查樣區及伐採年

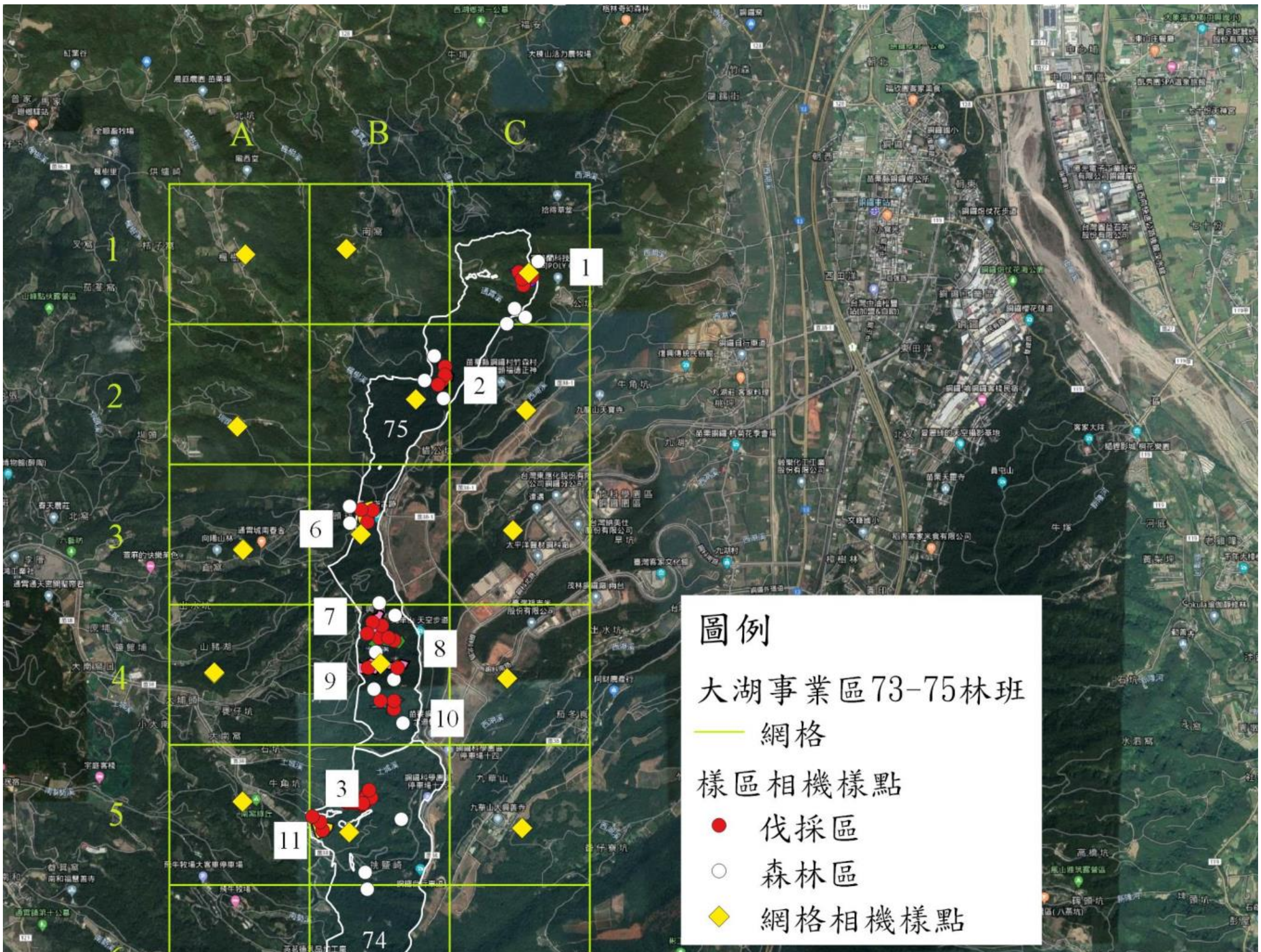


圖 5、前期網格樣區與 11 處伐採區及周遭森林區自動相機樣點

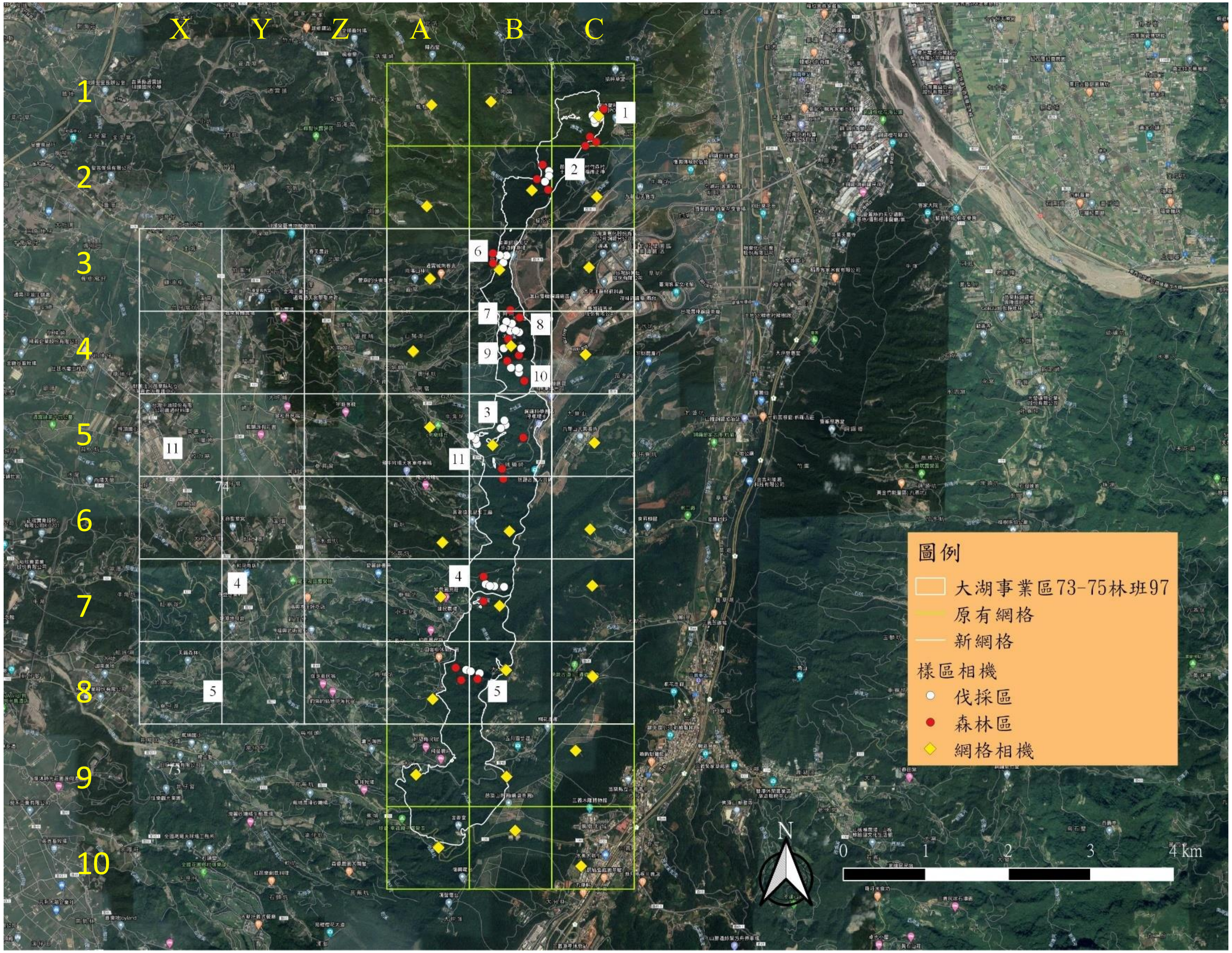


圖 6、新增建置的網格樣區位置

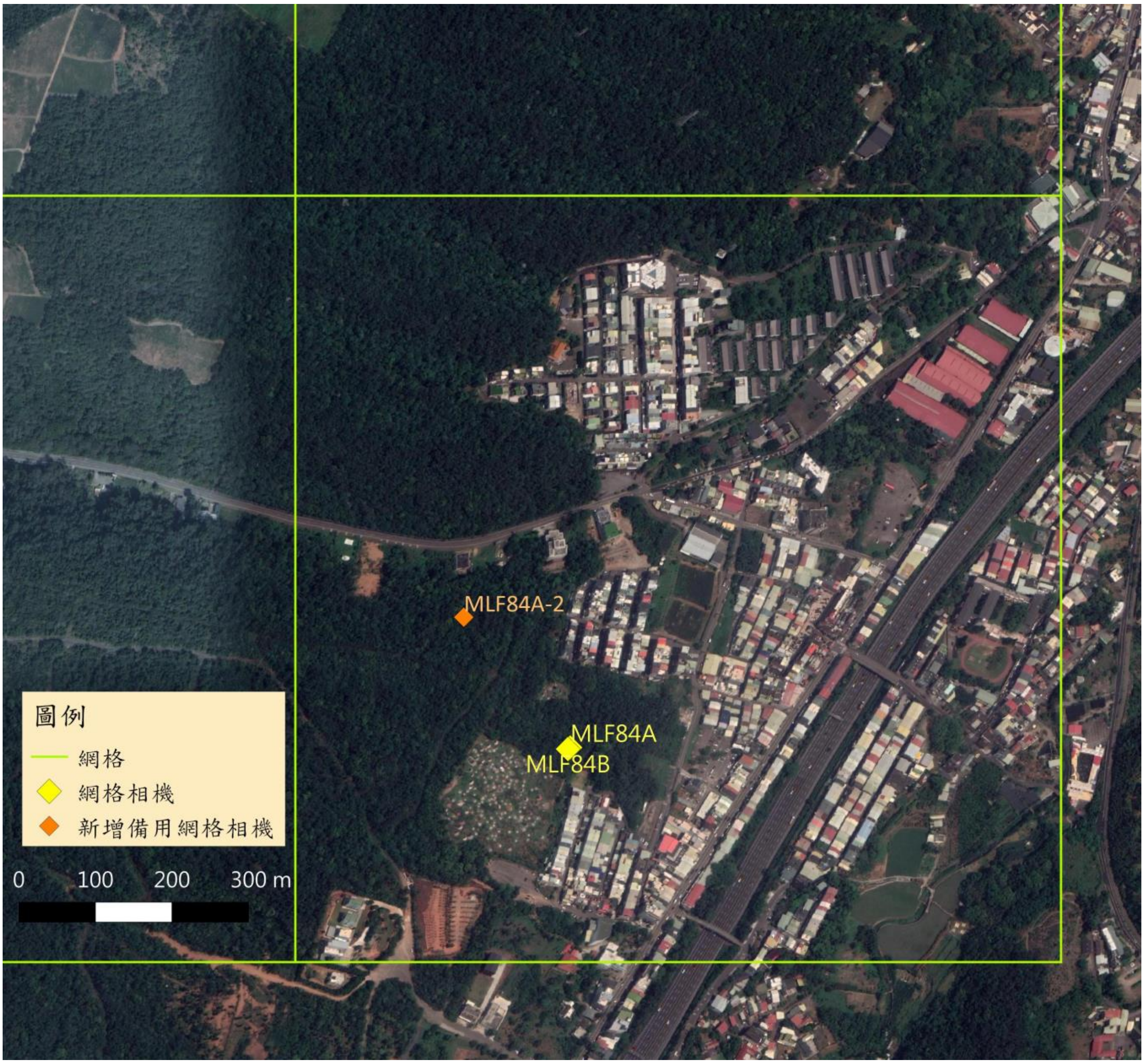


圖 7、網格 C10 新增 MLF84 備用網格自動相機樣點

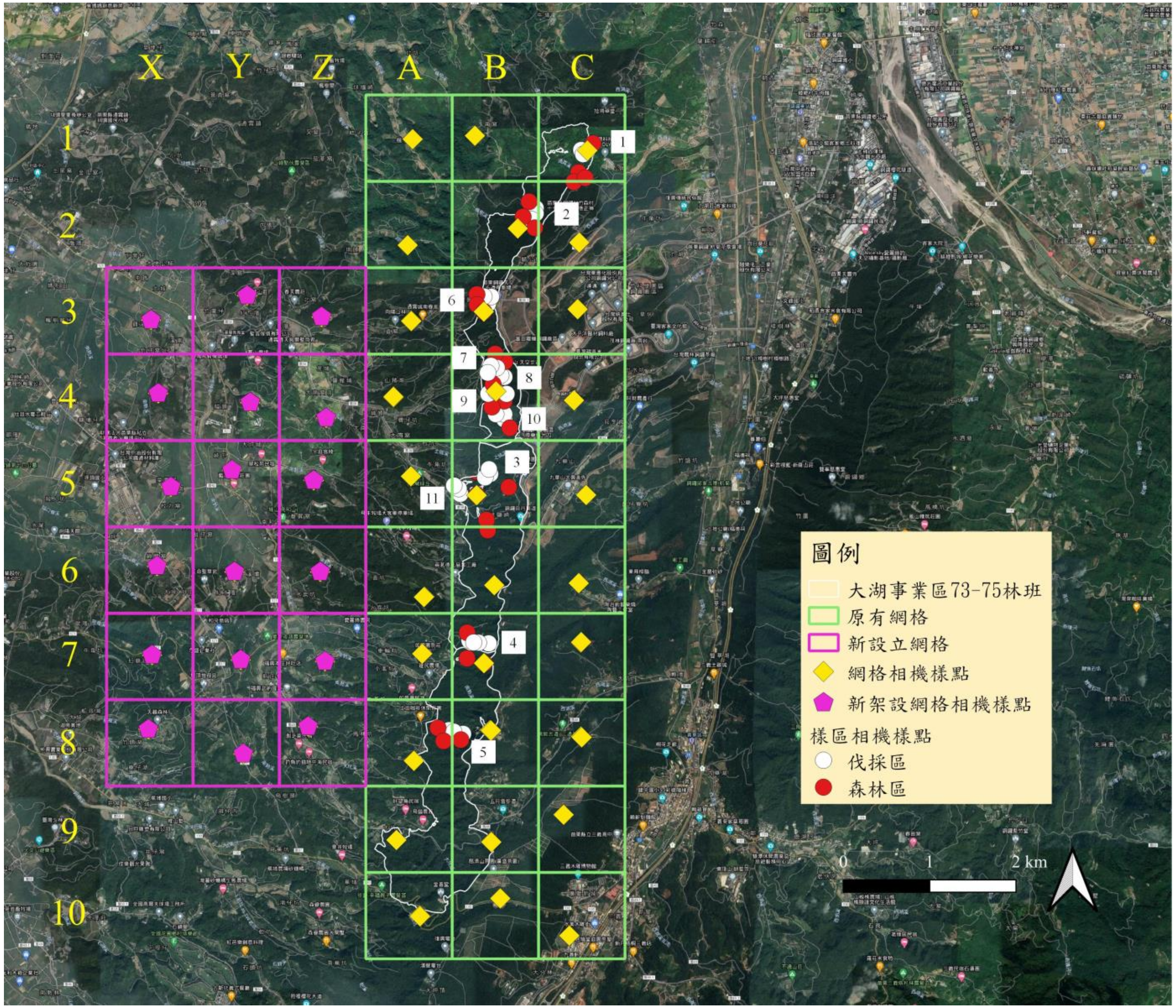


圖 8、新增建置的網格樣區與原本網格樣區位置及 11 處伐採區及周遭森林區自動相機樣點

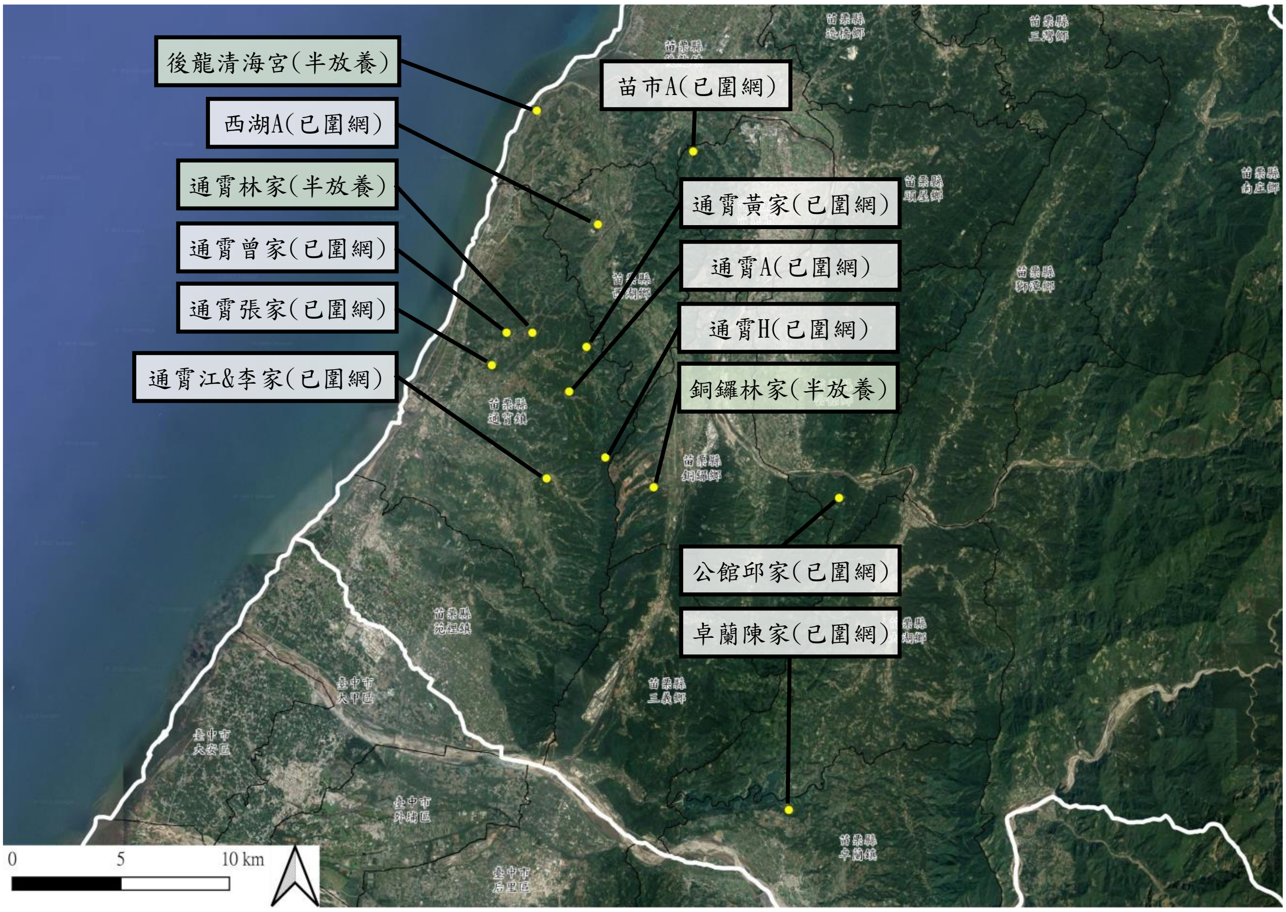


圖 9、監測禽舍與造林地及網格相對位置圖

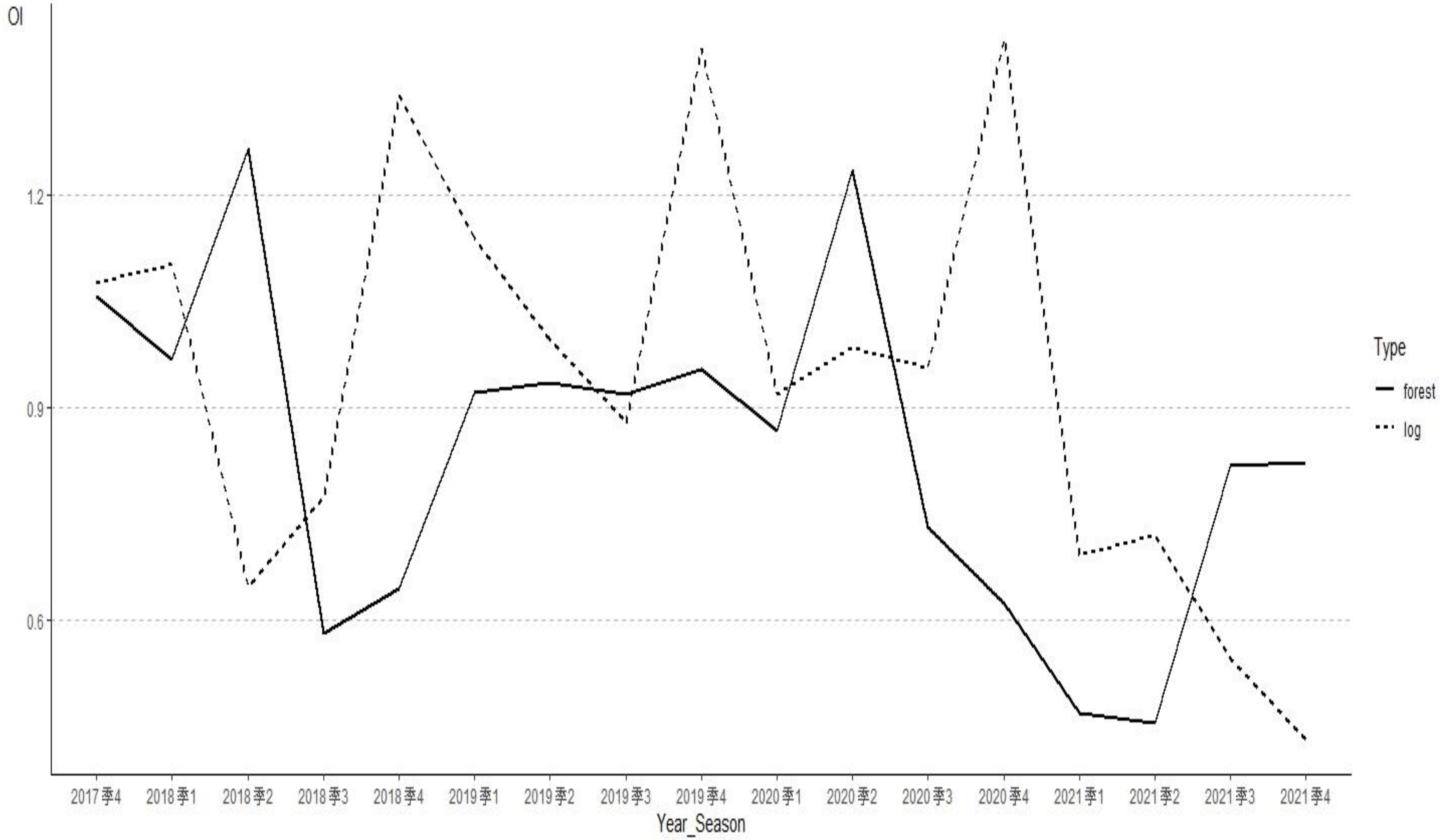


圖 10、11 處伐採區與周遭森林區整體石虎出現頻度平均值隨監測年度與季節變化

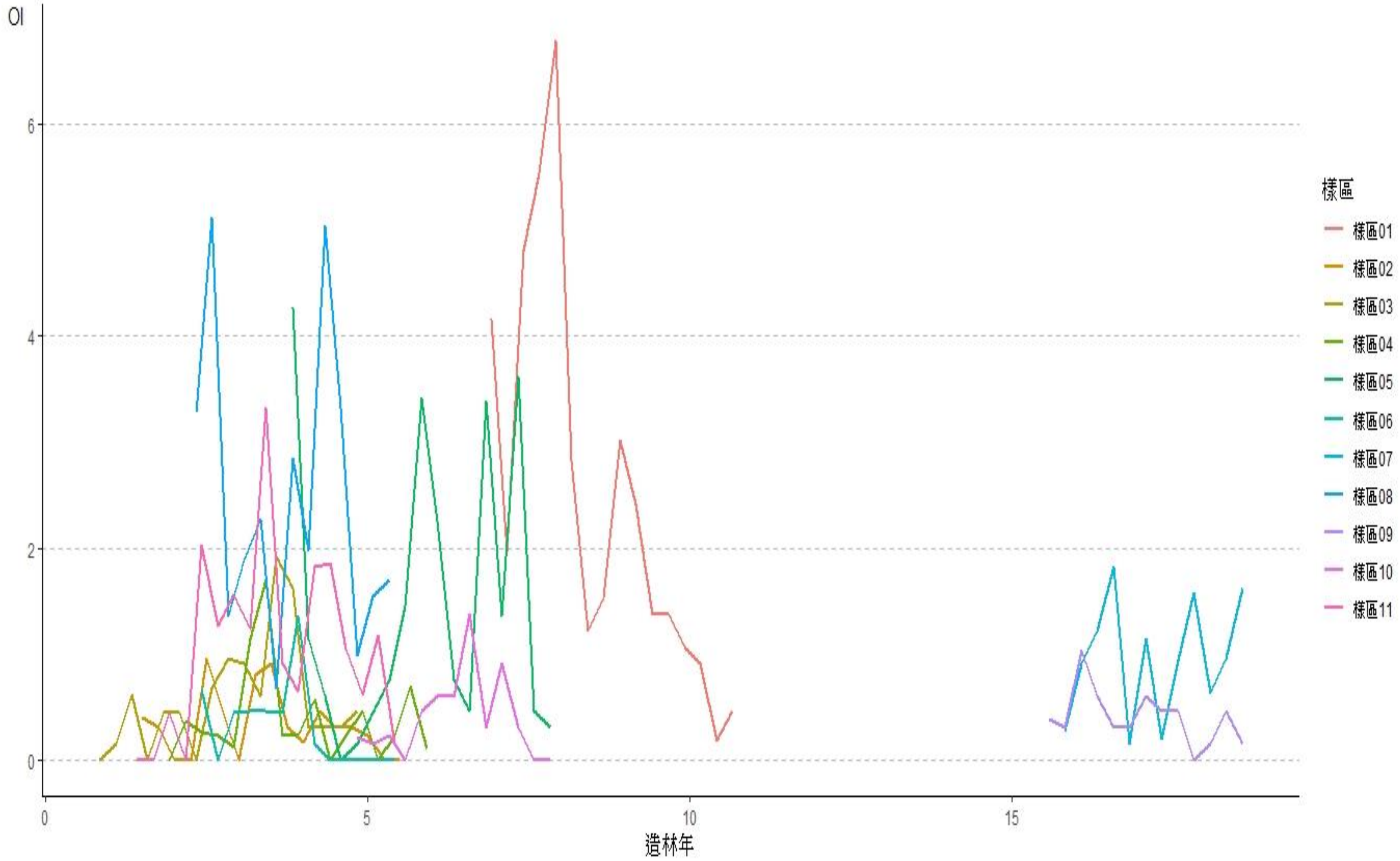


圖 11、11 處伐採區各樣區整體石虎出現頻度每季平均值隨造林後演替年度變化

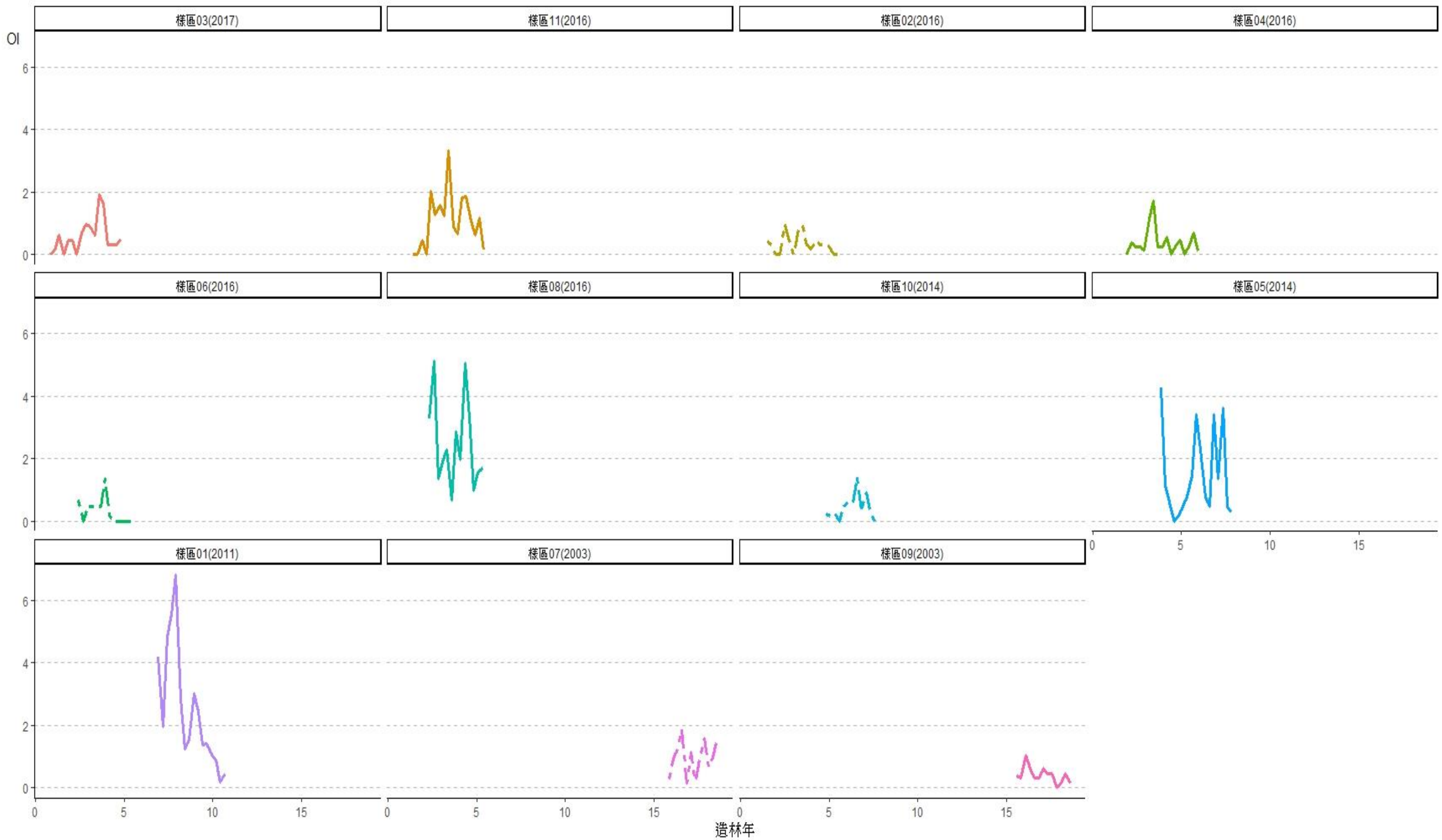


圖 12、11 處伐採區各樣區(分別繪製)整體石虎出現頻度平均值隨造林後演替年度變化

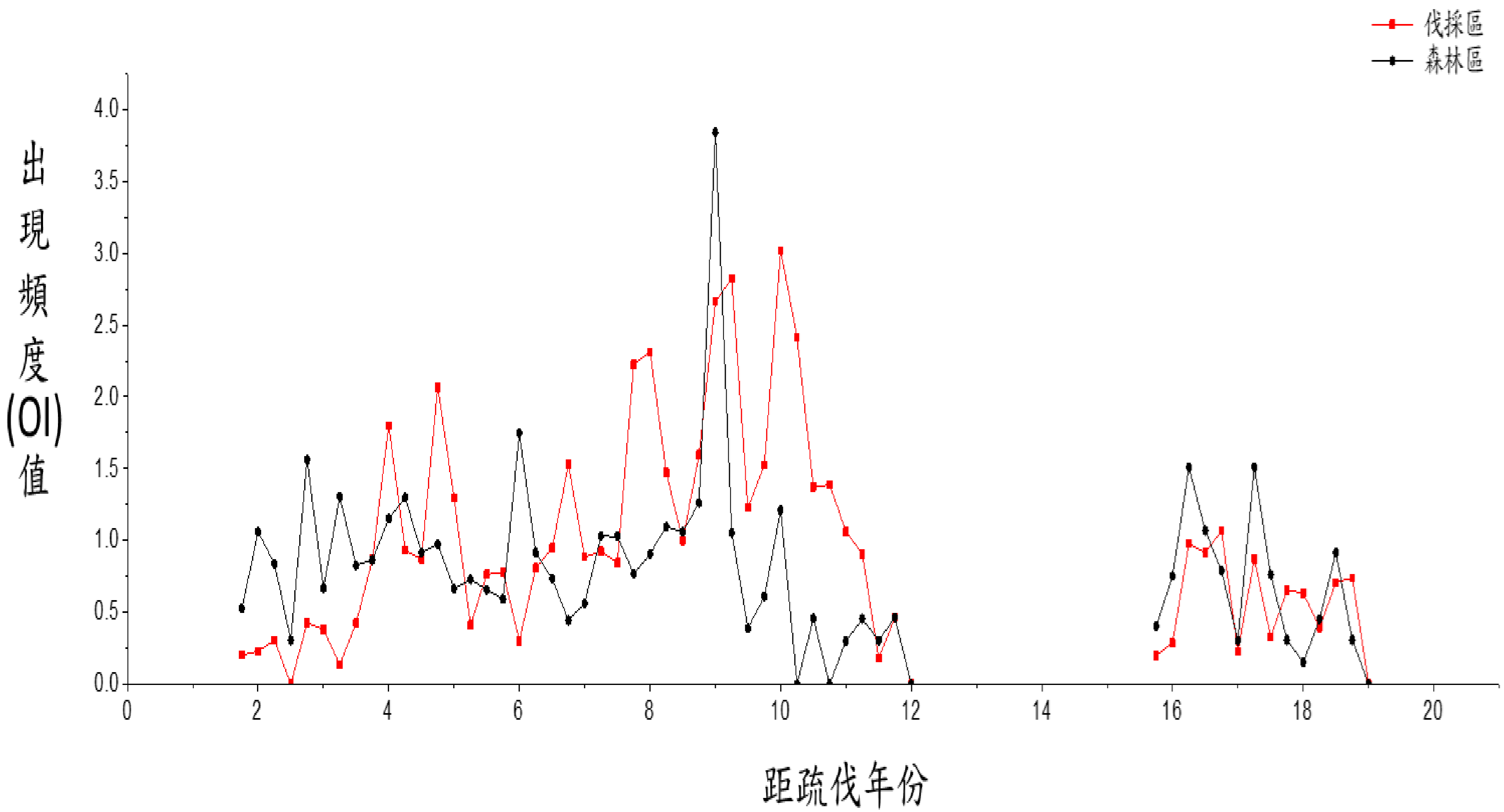
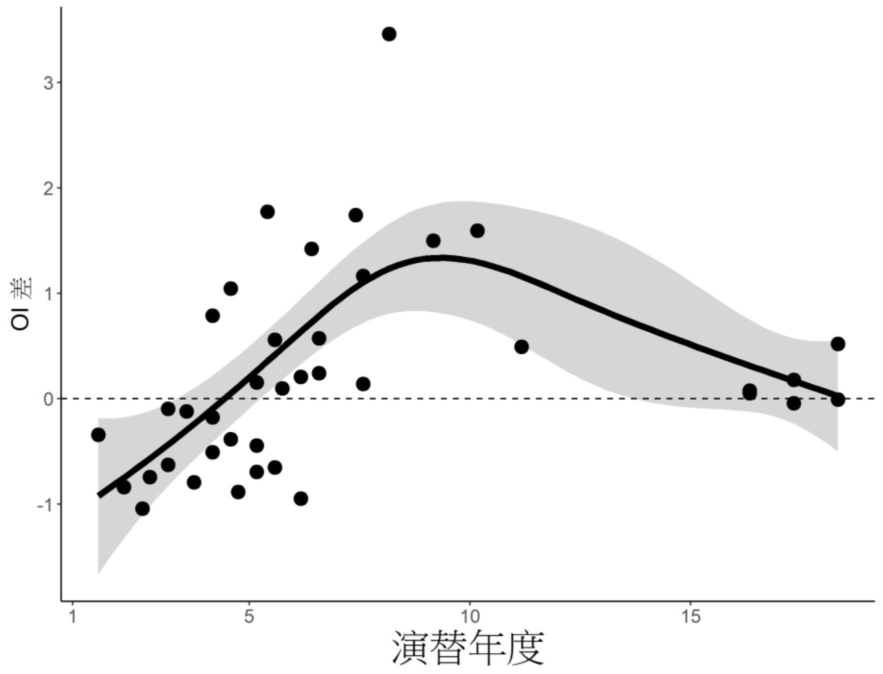


圖 13、伐採區與鄰近森林區對照樣點整體石虎出現頻度平均值隨造林後演替年度變化



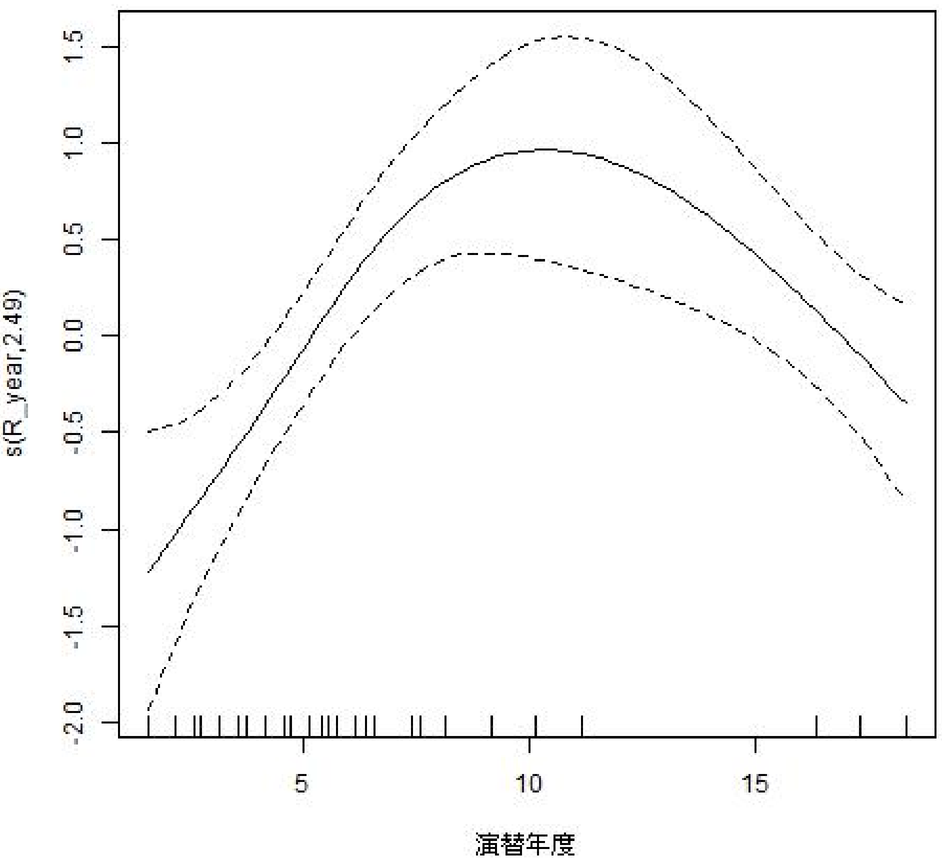


圖 14、石虎伐採區與對照森林區年 OI 差異，上圖為年 OI 差值(伐採區-森林區)與造林演替年度散佈圖與 GAM 預測值曲線，下圖為造林演替年度 smooth term 的 partial effect plot

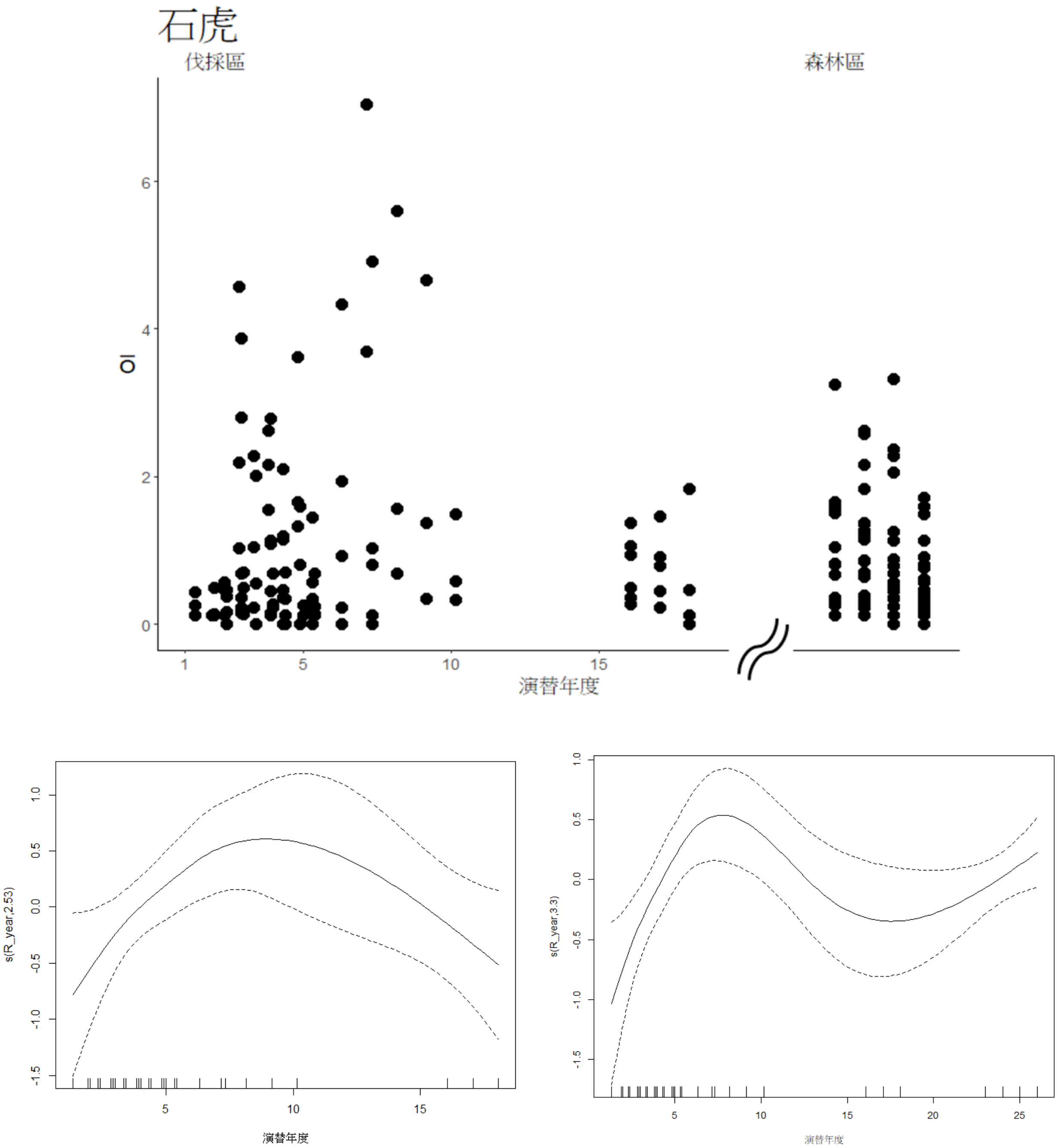
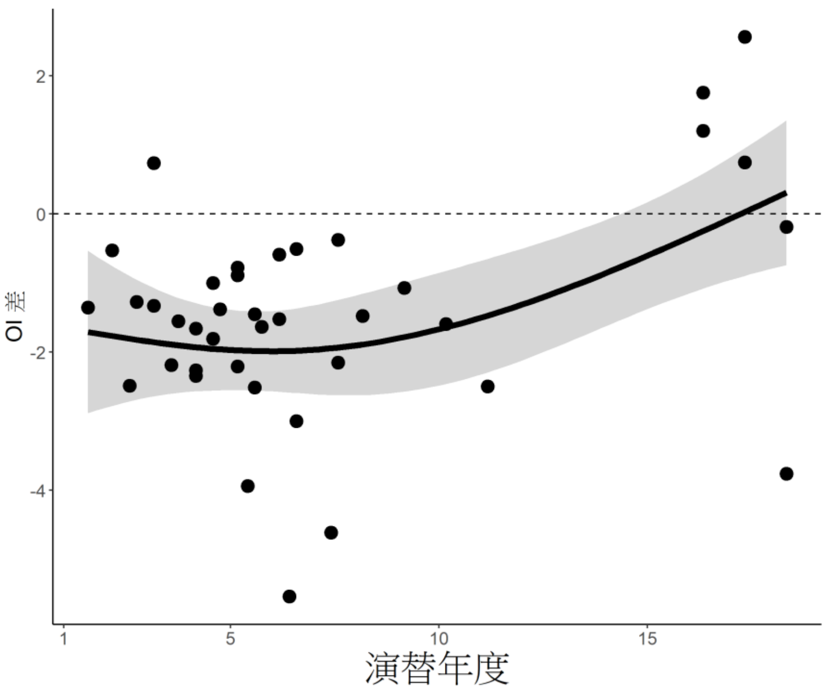


圖 15、自動相機石虎年 OI 與造林演替年度散佈圖(上圖)。下圖為以 GAM 分析石虎自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)、實際年度與環境因子關係，GAM 分析中造林演替年度 smooth term 的 partial effect plot。下圖左為僅分析伐採區，下圖右為合併伐採區與森林區樣點，皆為顯著



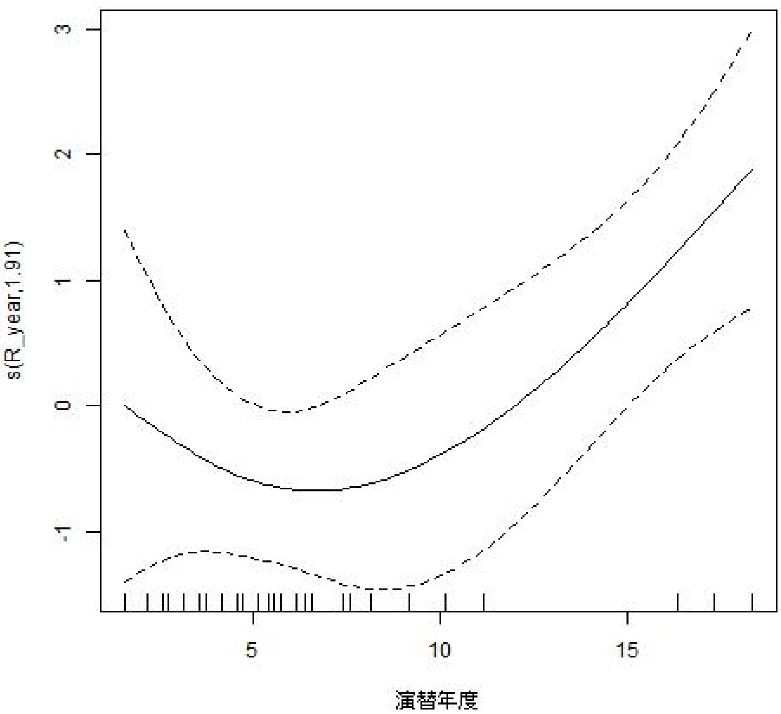


圖 16、赤腹松鼠伐採區與對照森林區年 OI 差異，上圖為年 OI 差值(伐採區-森林區)與造林演替年度散佈圖與 GAM 預測值曲線，下圖為造林演替年度 smooth term 的 partial effect plot

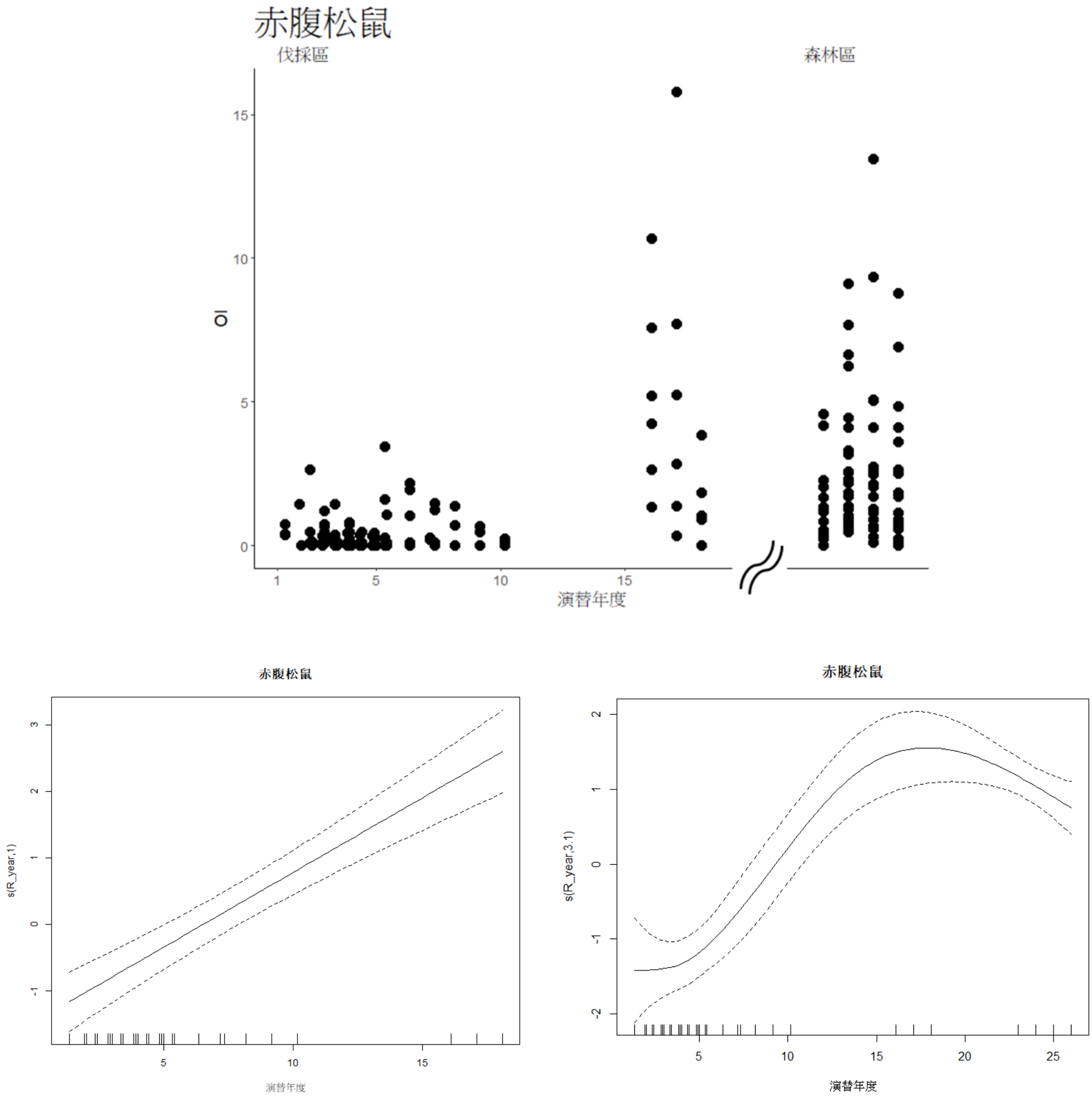
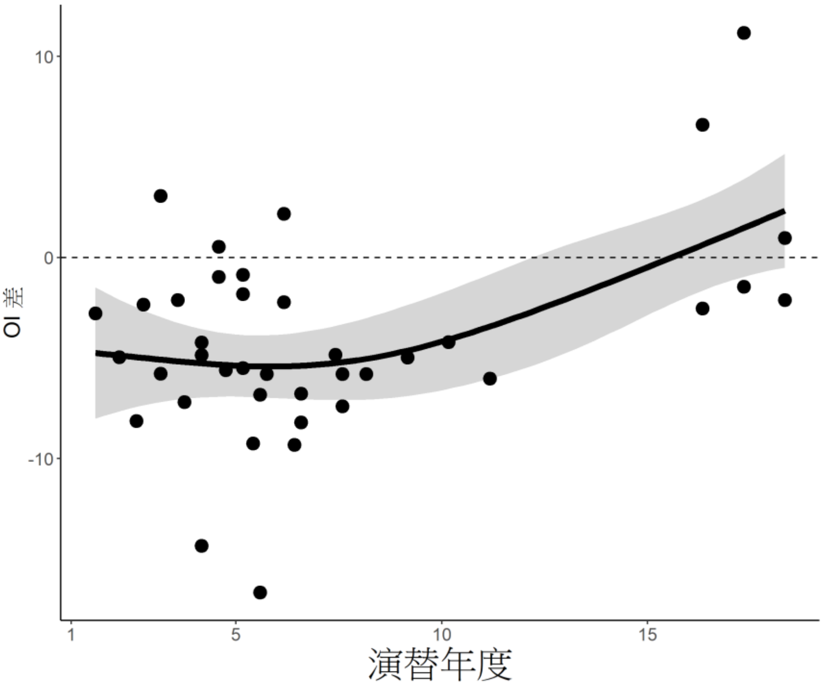


圖 17、自動相機赤腹松鼠年 OI 與造林演替年度散佈圖(上圖)。下圖為以 GAM 分析赤腹松鼠自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)、實際年度與環境因子關係，GAM 分析中造林演替年度 smooth term 的 partial effect plot。下圖左為僅分析伐採區，下圖右為合併伐採區與森林區樣點，皆為顯著



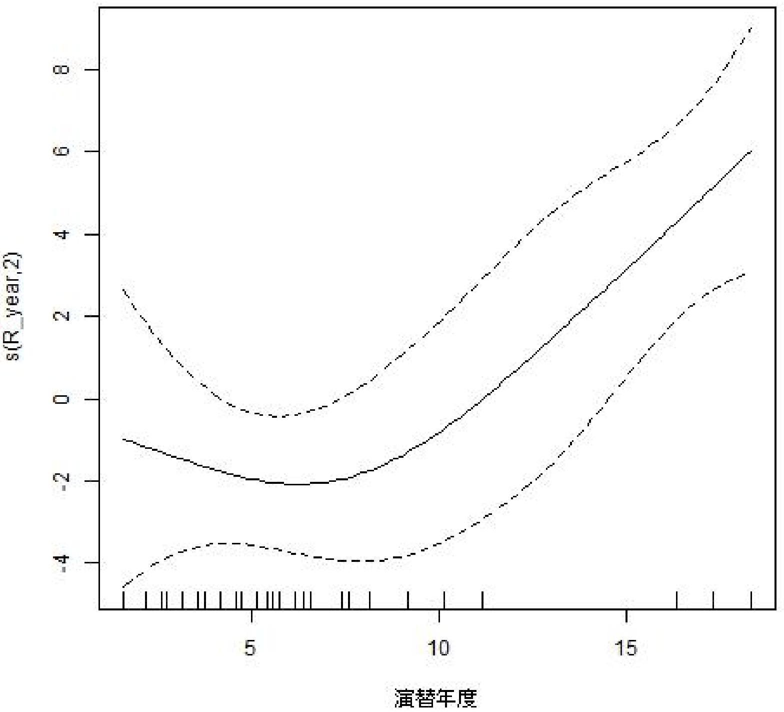


圖 18、其他鳥類伐採區與對照森林區年 OI 差異，上圖為年 OI 差值(伐採區-森林區)與造林演替年度散佈圖與 GAM 預測值曲線，下圖為造林演替年度 smooth term 的 partial effect plot

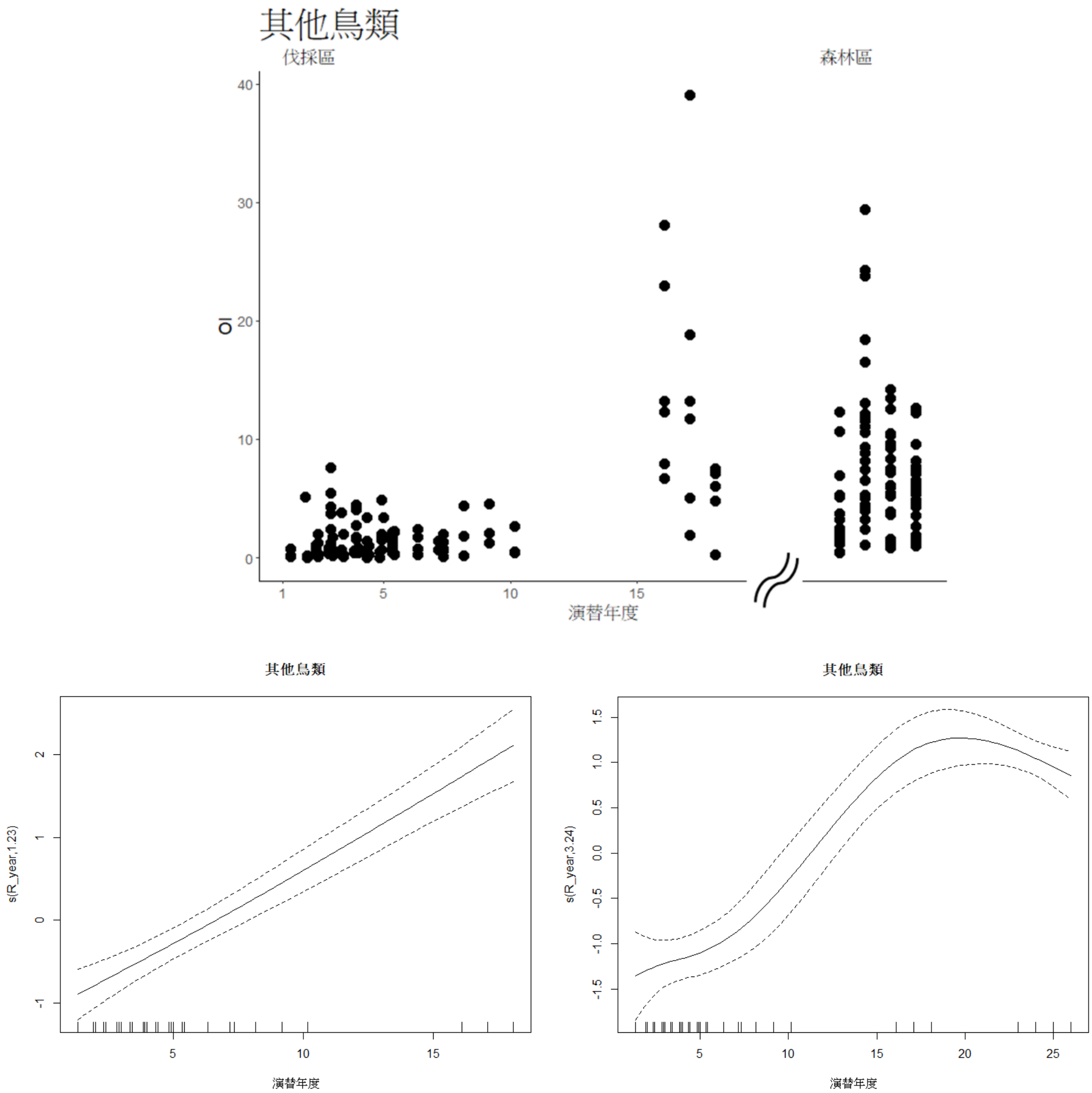


圖 19、自動相機其他鳥類年 OI 與造林演替年度散佈圖(上圖)。下圖為以 GAM 分析其他鳥類自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)、實際年度與環境因子關係，GAM 分析中造林演替年度 smooth term 的 partial effect plot。下圖左為僅分析伐採區，下圖右為合併伐採區與森林區樣點，皆為顯著

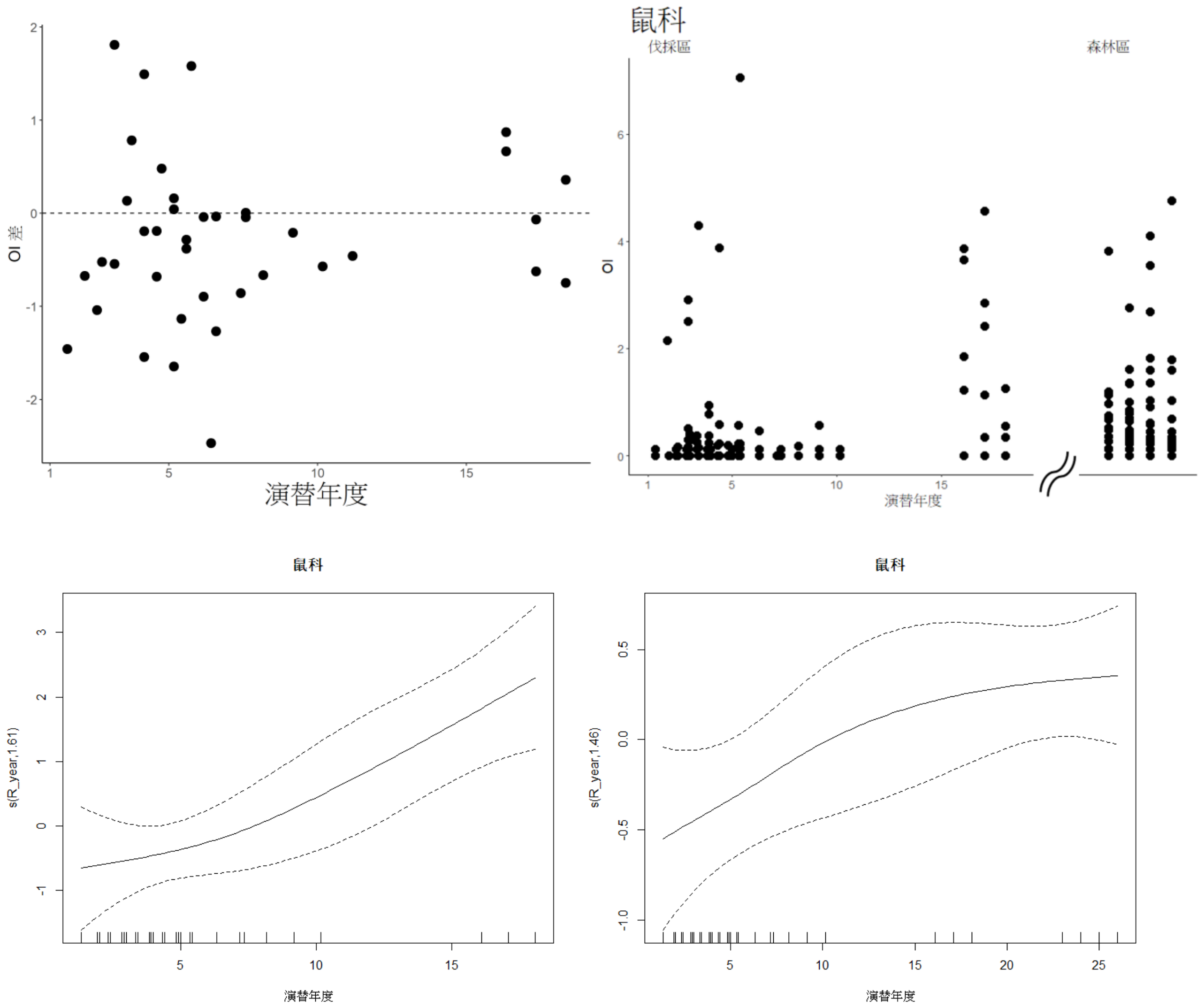


圖 20、鼠科動物伐採區與對照森林區年 OI 差值(伐採區-森林區)與造林演替年度散佈圖，與造林演替年度並無顯著關係(上圖左)，以及自動相機鼠科動物年 OI 與造林演替年度散佈圖(上圖右)。下圖為以 GAM 分析鼠科動物自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)、實際年度與環境因子關係，GAM 分析中造林演替年度 smooth term 的 partial effect plot，下圖左為僅分析伐採區，下圖右為合併伐採區與森林區樣點，皆為顯著

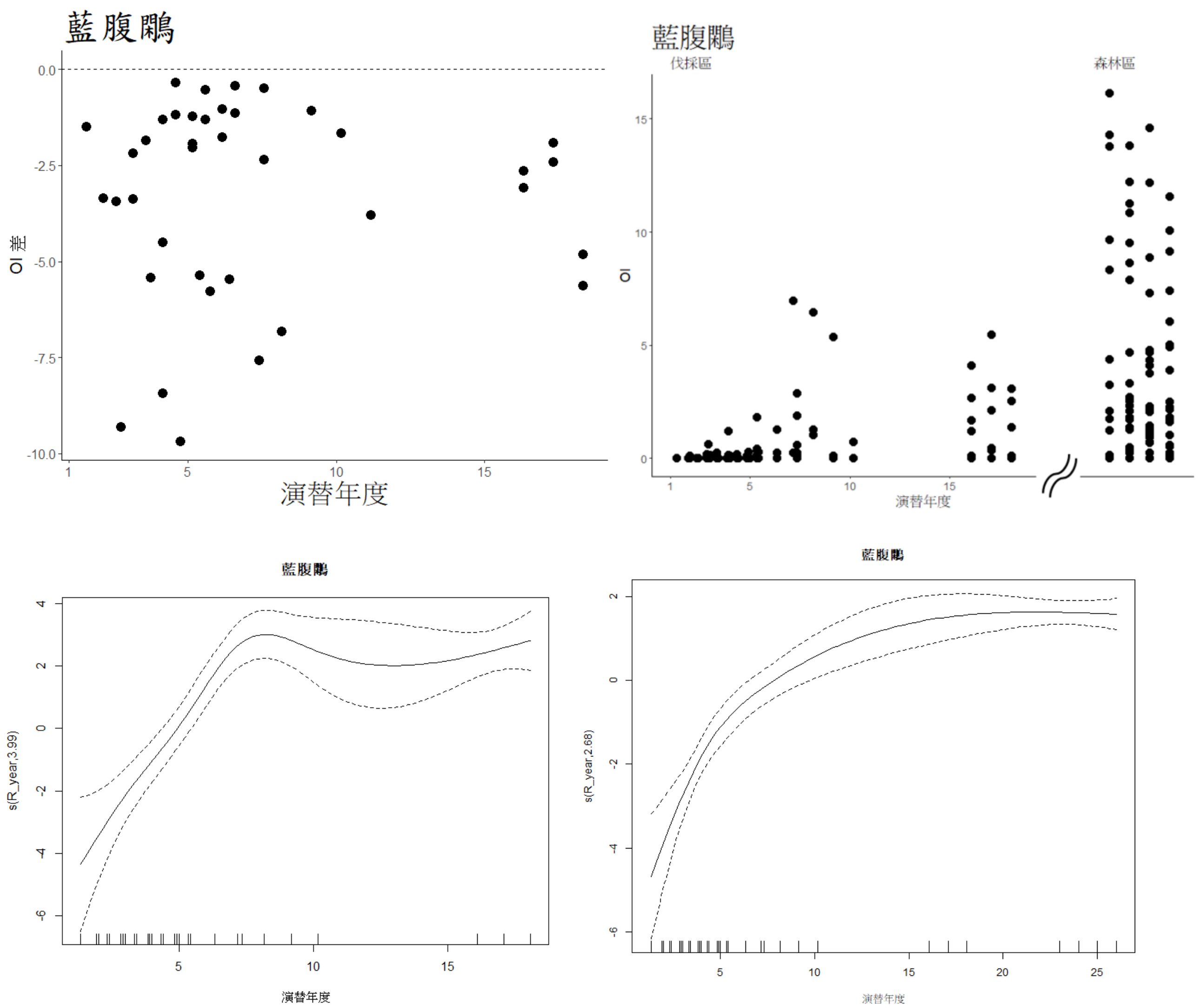


圖 21、藍腹鷴伐採區與對照森林區年 OI 差值(伐採區-森林區)與造林演替年度散佈圖，與造林演替年度並無顯著關係(上圖左)，以及自動相機藍腹鷴年 OI 與造林演替年度散佈圖(上圖右)。下圖為以 GAM 分析藍腹鷴自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)、實際年度與環境因子關係，GAM 分析中造林演替年度 smooth term 的 partial effect plot，下圖左為僅分析伐採區，下圖右為合併伐採區與森林區樣點，皆為顯著

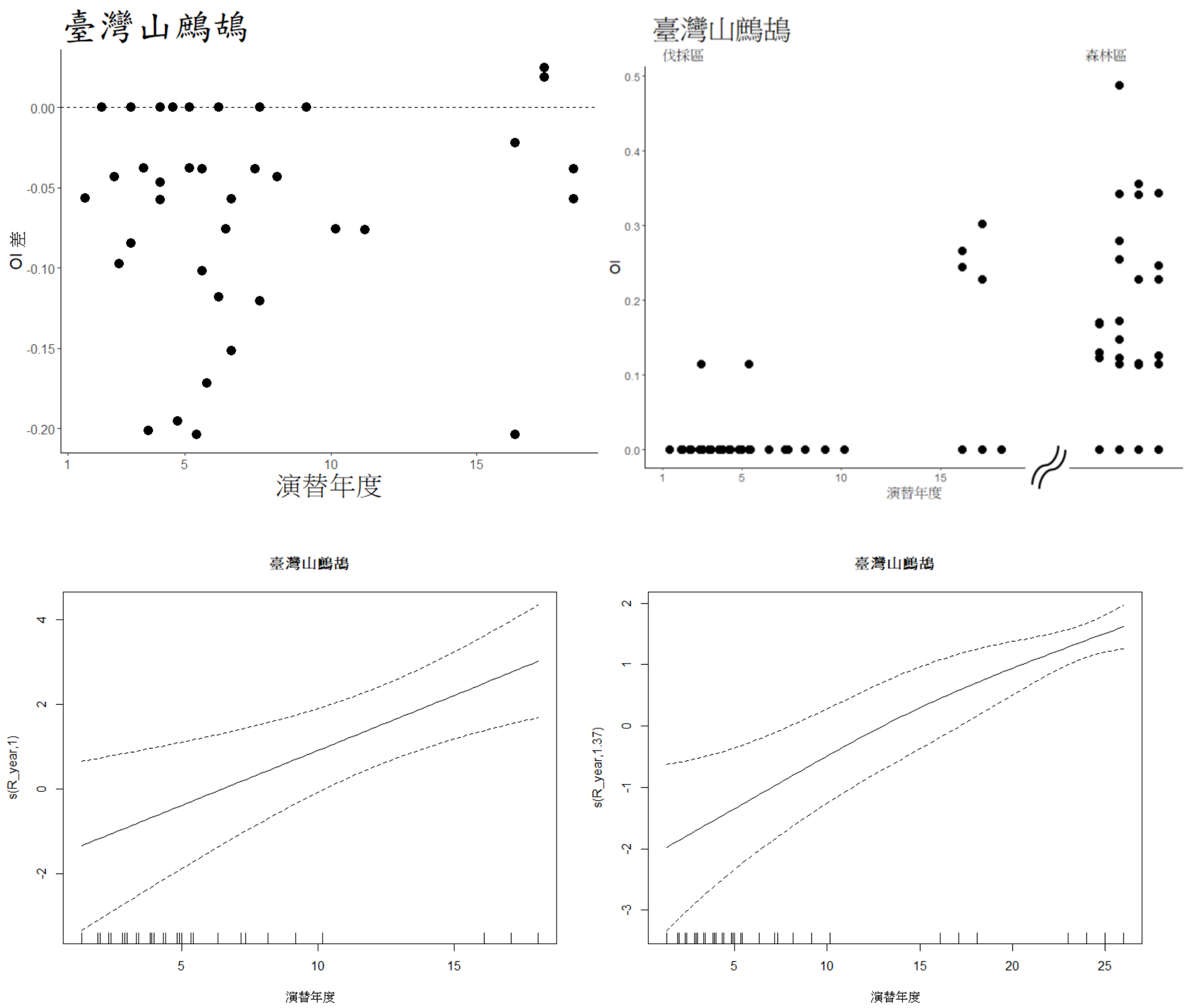
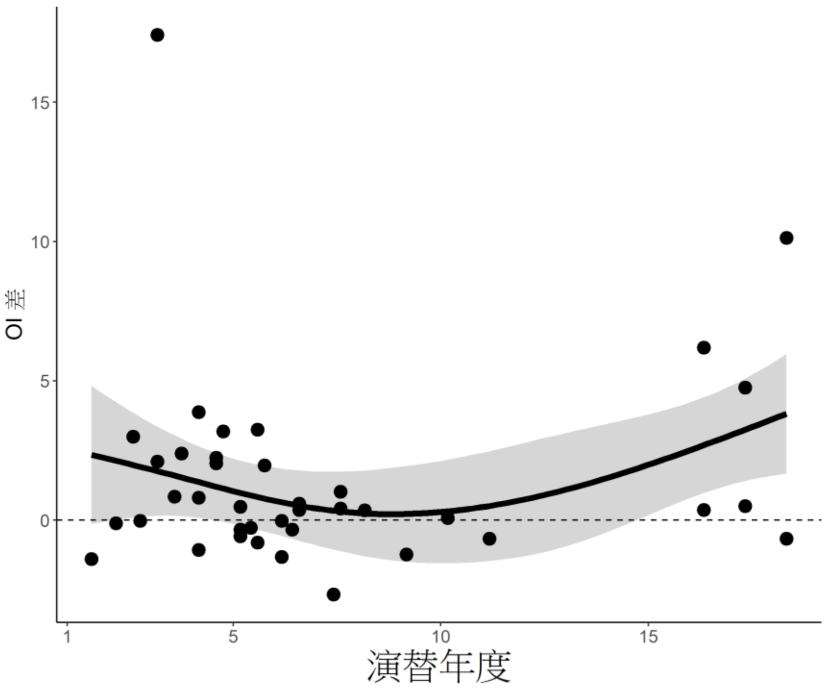


圖 22、臺灣山鷓鴣伐採區與對照森林區年 OI 差值(伐採區-森林區)與造林演替年度散佈圖，與造林演替年度並無顯著關係(上圖左)，以及自動相機臺灣山鷓鴣年 OI 與造林演替年度散佈圖(上圖右)。下圖為以 GAM 分析臺灣山鷓鴣自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)、實際年度與環境因子關係，GAM 分析中造林演替年度 smooth term 的 partial effect plot，下圖左為僅分析伐採區，下圖右為合併伐採區與森林區樣點，皆為顯著



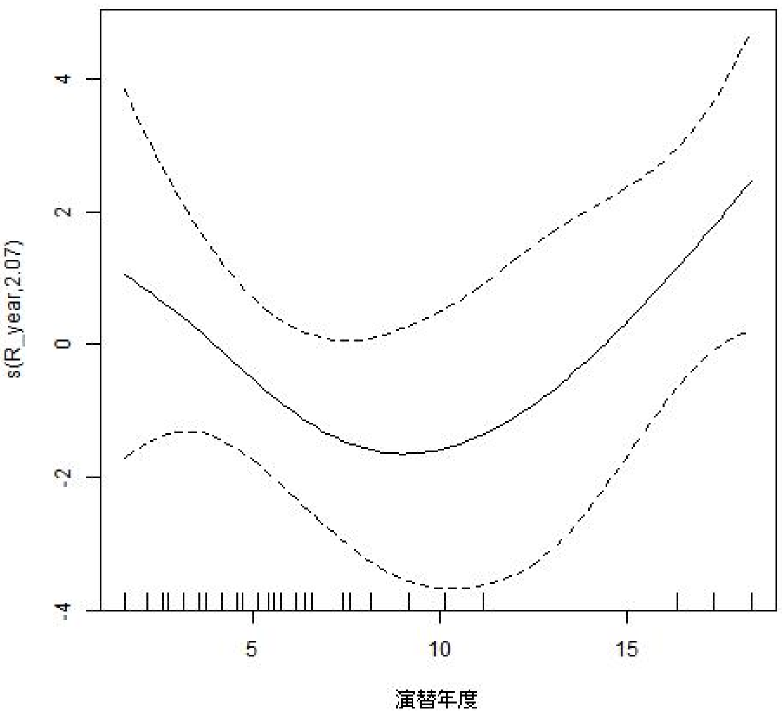


圖 23、竹雞伐採區與對照森林區年 OI 差異，上圖為年 OI 差值(伐採區-森林區)與造林演替年度散佈圖與 GAM 預測值曲線，下圖為造林演替年度 smooth term 的 partial effect plot

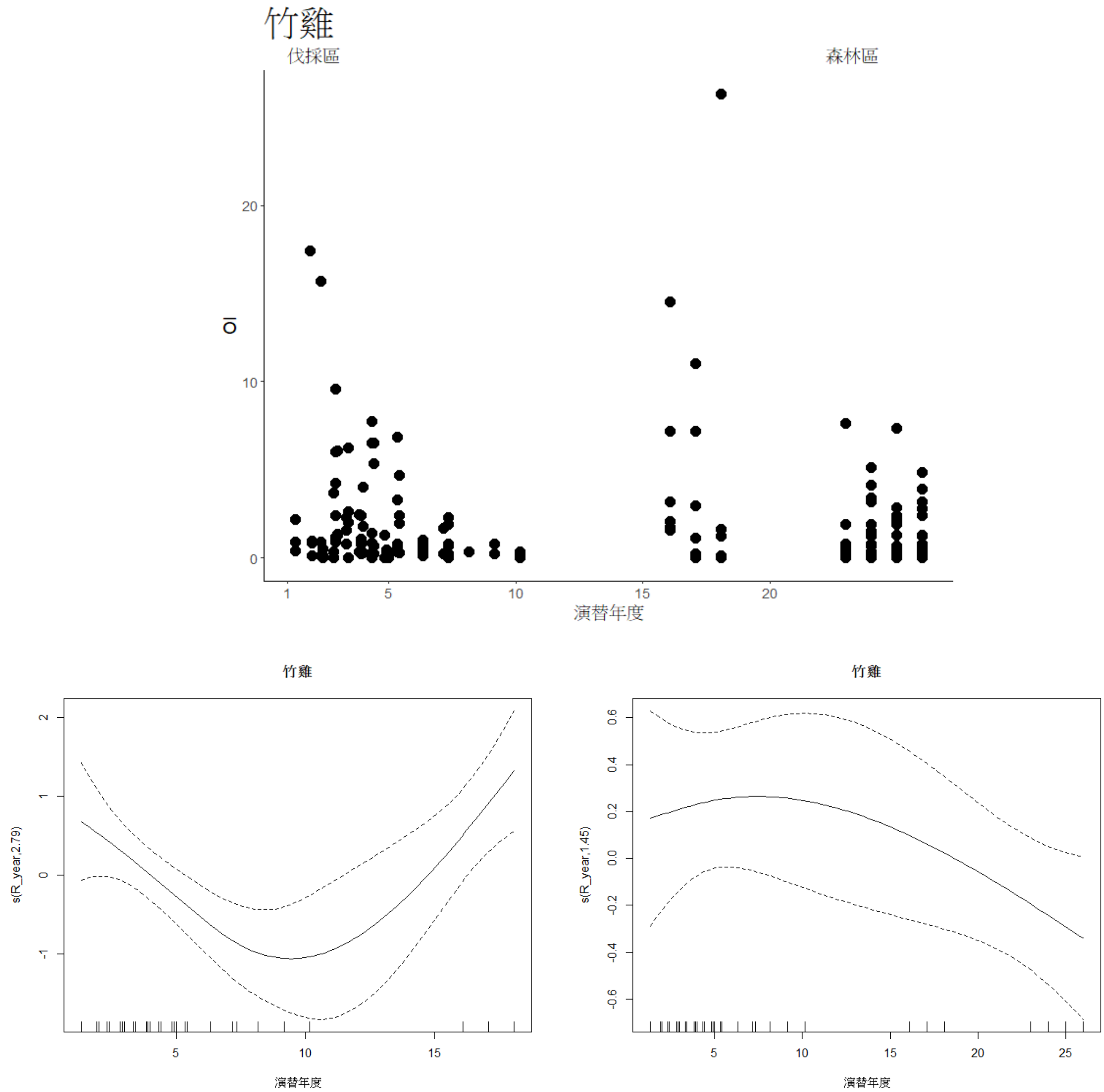


圖 24、自動相機竹雞年 OI 與造林演替年度散佈圖(上圖)。下圖為以 GAM 分析竹雞自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)、實際年度與環境因子關係，GAM 分析中造林演替年度 smooth term 的 partial effect plot。下圖左為僅分析伐採區，下圖右為合併伐採區與森林區樣點，皆為顯著

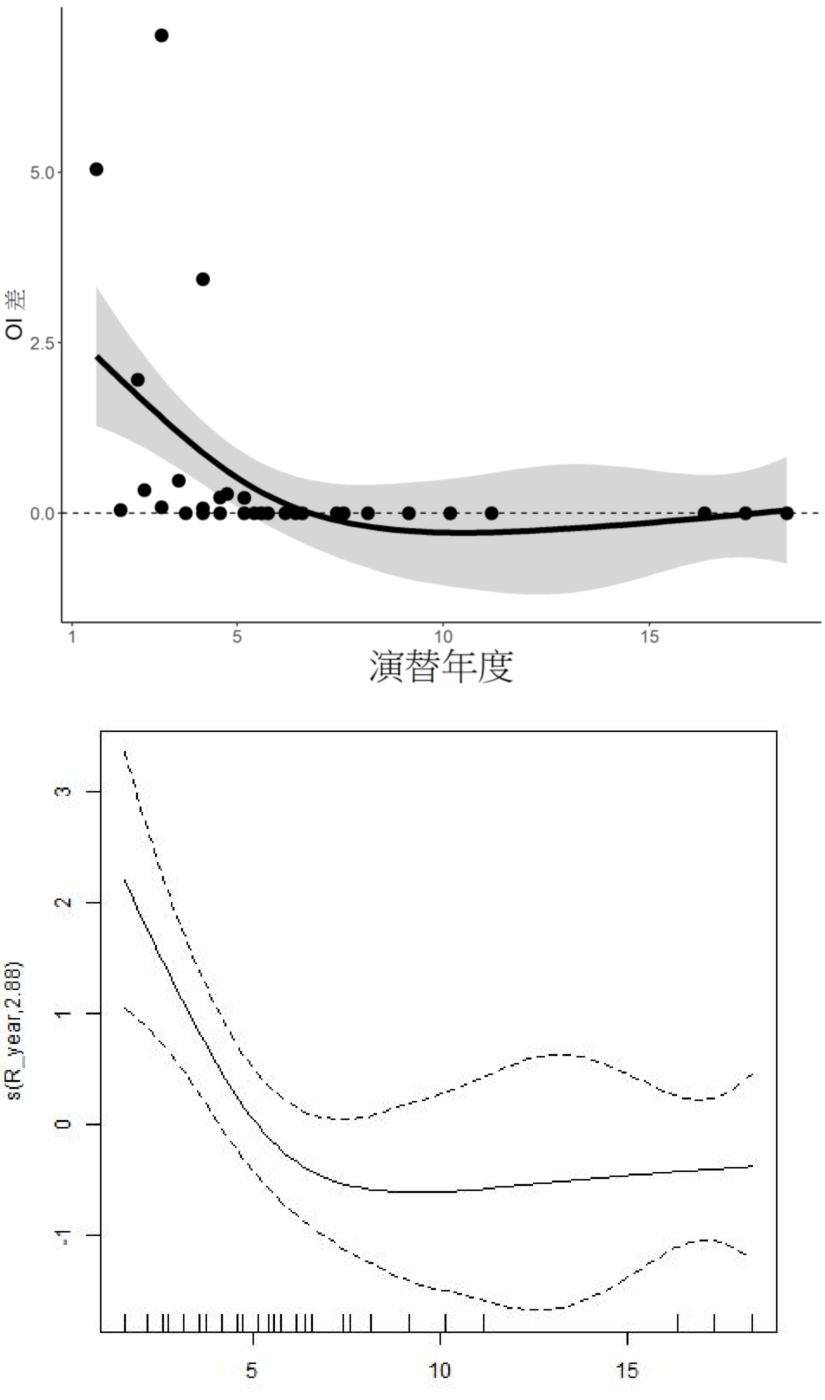


圖 25、台灣野兔伐採區與對照森林區年 OI 差異，上圖為年 OI 差值(伐採區-森林區)與造林演替年度散佈圖與 GAM 預測值曲線，下圖為造林演替年度 smooth term 的 partial effect plot

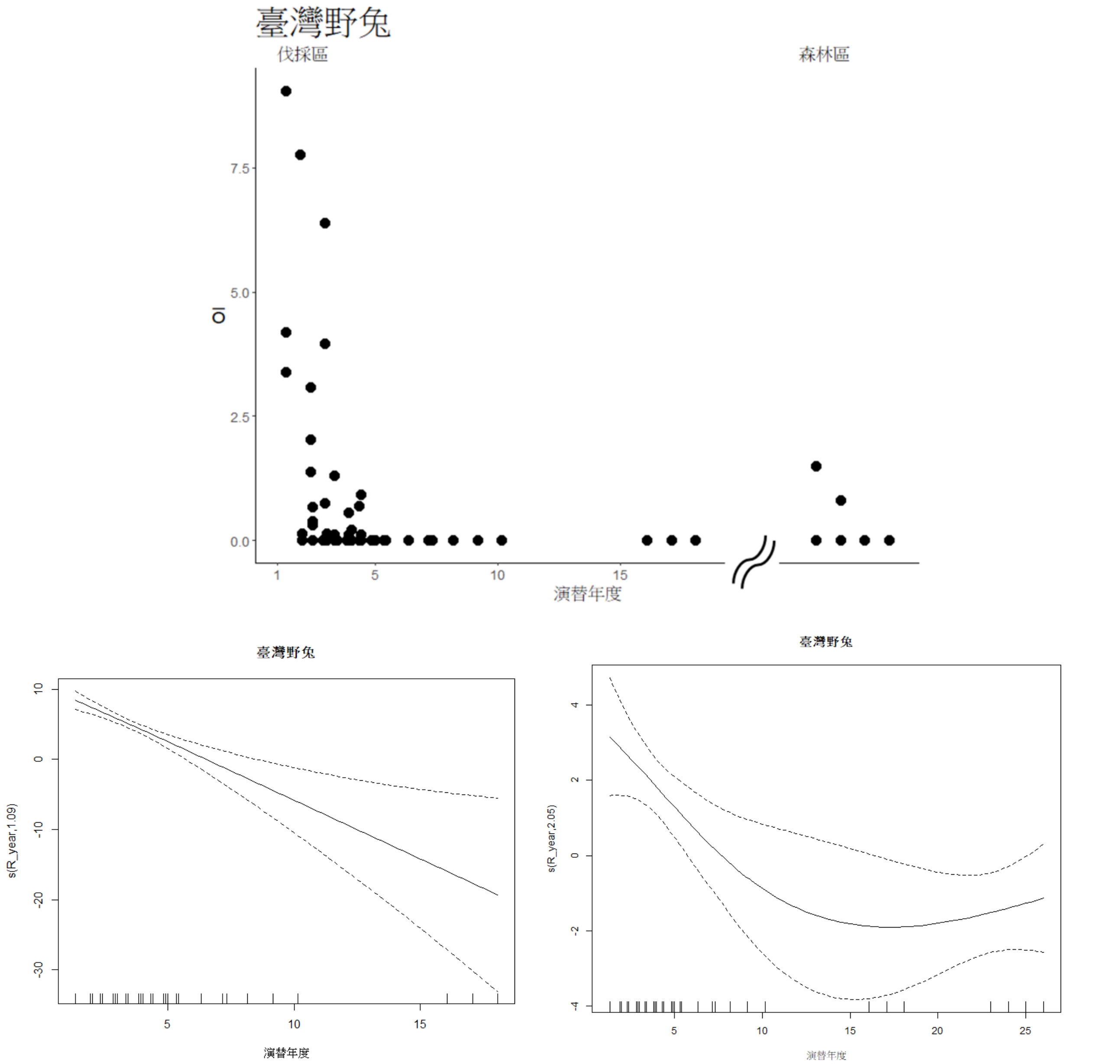
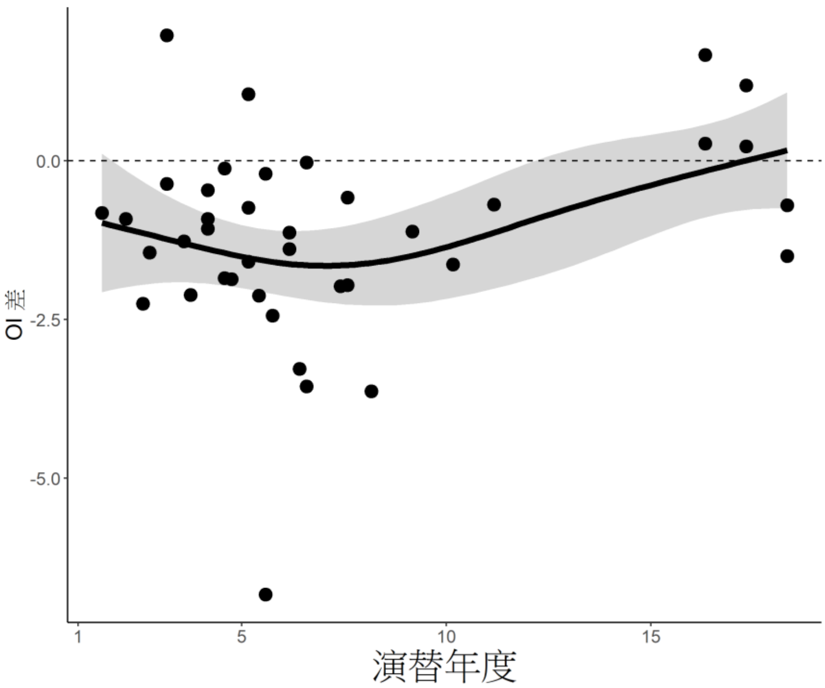


圖 26、自動相機台灣野兔年 OI 與造林演替年度散佈圖(上圖)。下圖為以 GAM 分析台灣野兔自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)、實際年度與環境因子關係，GAM 分析中造林演替年度 smooth term 的 partial effect plot。下圖左為僅分析伐採區，下圖右為合併伐採區與森林區樣點，皆為顯著



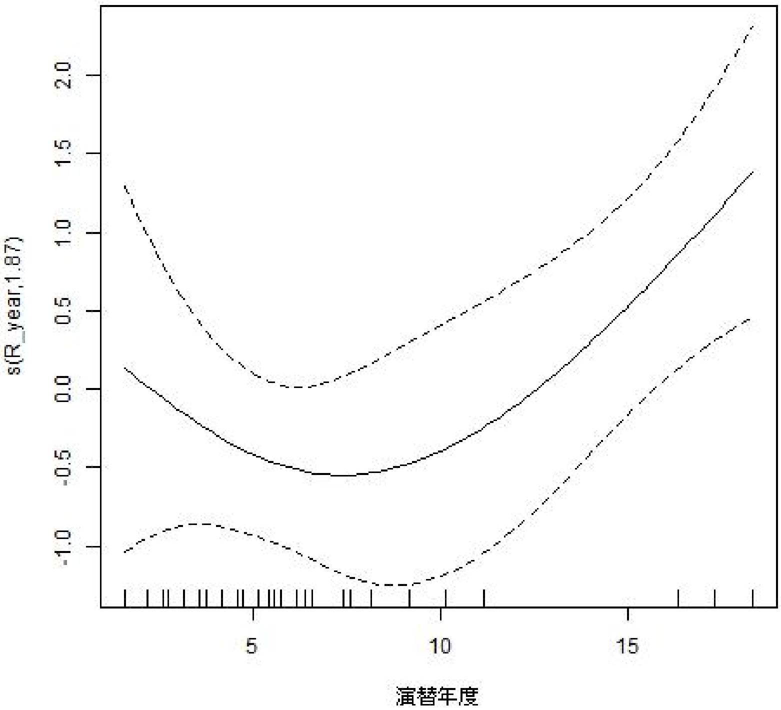


圖 27、白鼻心伐採區與對照森林區年 OI 差異，上圖為年 OI 差值(伐採區-森林區)與造林演替年度散佈圖與 GAM 預測值曲線，下圖為造林演替年度 smooth term 的 partial effect plot

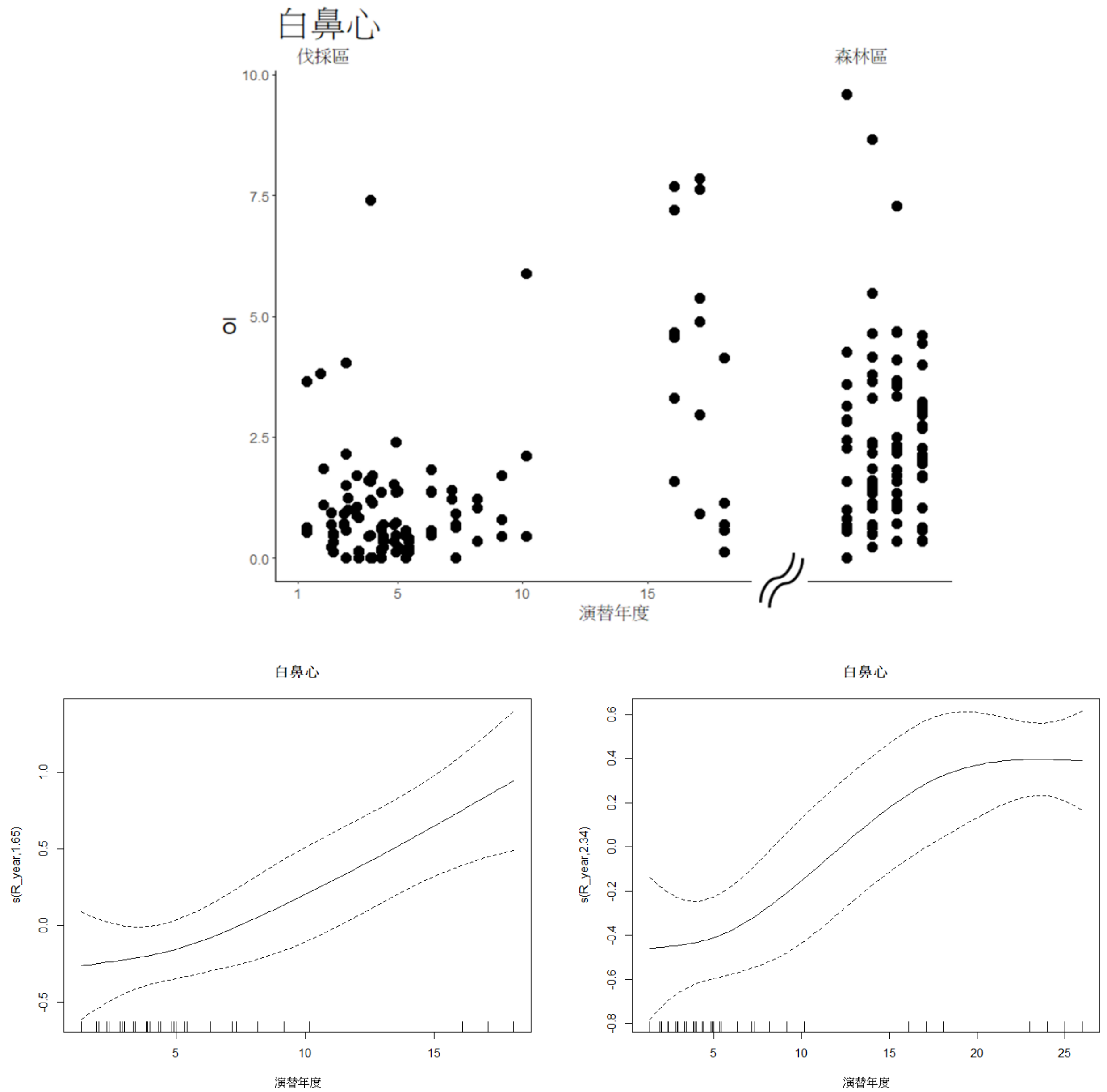


圖 28、自動相機白鼻心年 OI 與造林演替年度散佈圖(上圖)。下圖為以 GAM 分析白鼻心自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)、實際年度與環境因子關係，GAM 分析中造林演替年度 smooth term 的 partial effect plot。下圖左為僅分析伐採區，下圖右為合併伐採區與森林區樣點，皆為顯著

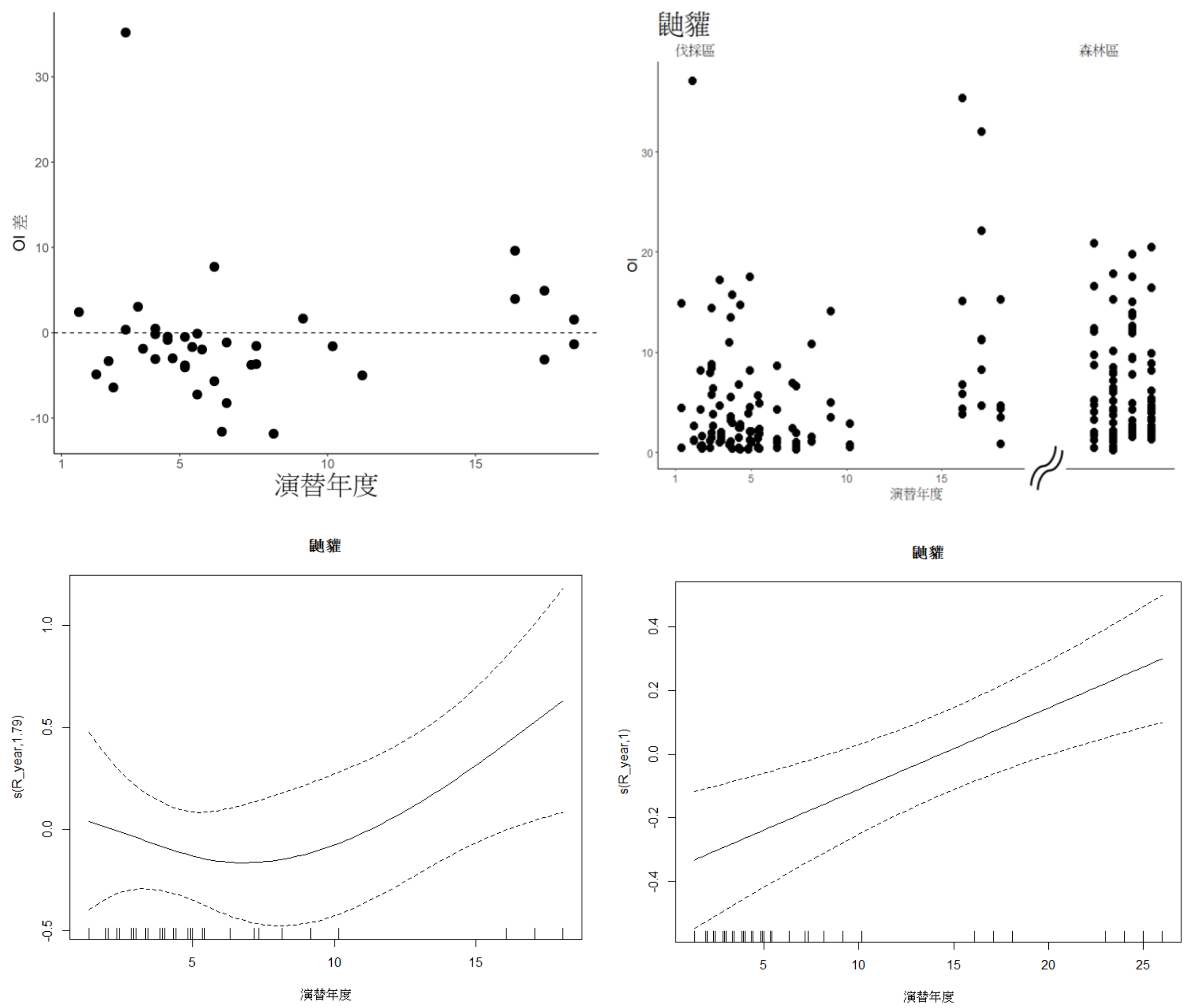


圖 29、鼬獾伐採區與對照森林區年 OI 差值(伐採區-森林區)與造林演替年度散佈圖，與造林演替年度並無顯著關係(上圖左)，以及自動相機鼬獾年 OI 與造林演替年度散佈圖(上圖右)。下圖為以 GAM 分析鼬獾自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)、實際年度與環境因子關係，GAM 分析中造林演替年度 smooth term 的 partial effect plot，下圖左為僅分析伐採區，下圖右為合併伐採區與森林區樣點，皆為顯著

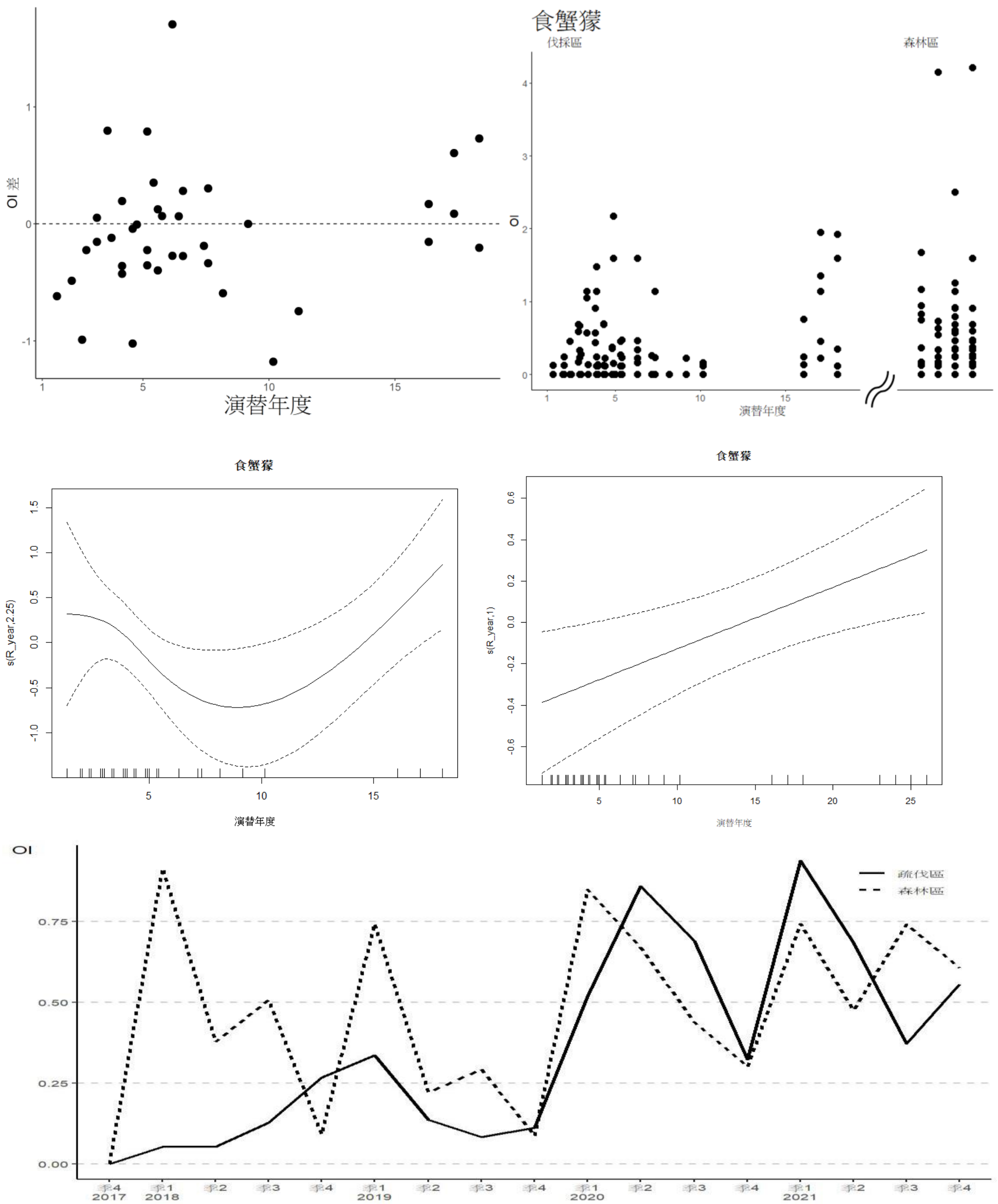


圖 30、食蟹獴伐採區與對照森林區年 OI 差值(伐採區-森林區)與造林演替年度散佈圖，與造林演替年度並無顯著關係(上圖左)，以及自動相機食蟹獴年 OI 與造林演替年度散佈圖(上圖右)。中圖為以 GAM 分析食蟹獴自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)、實際年度與環境因子關係，GAM 分析中造林演替年度 smooth term 的 partial effect plot，中圖左為僅分析伐採區，中圖右為合併伐採區與森林區樣點，皆為顯著。下圖為季 OI 的年趨勢折線圖

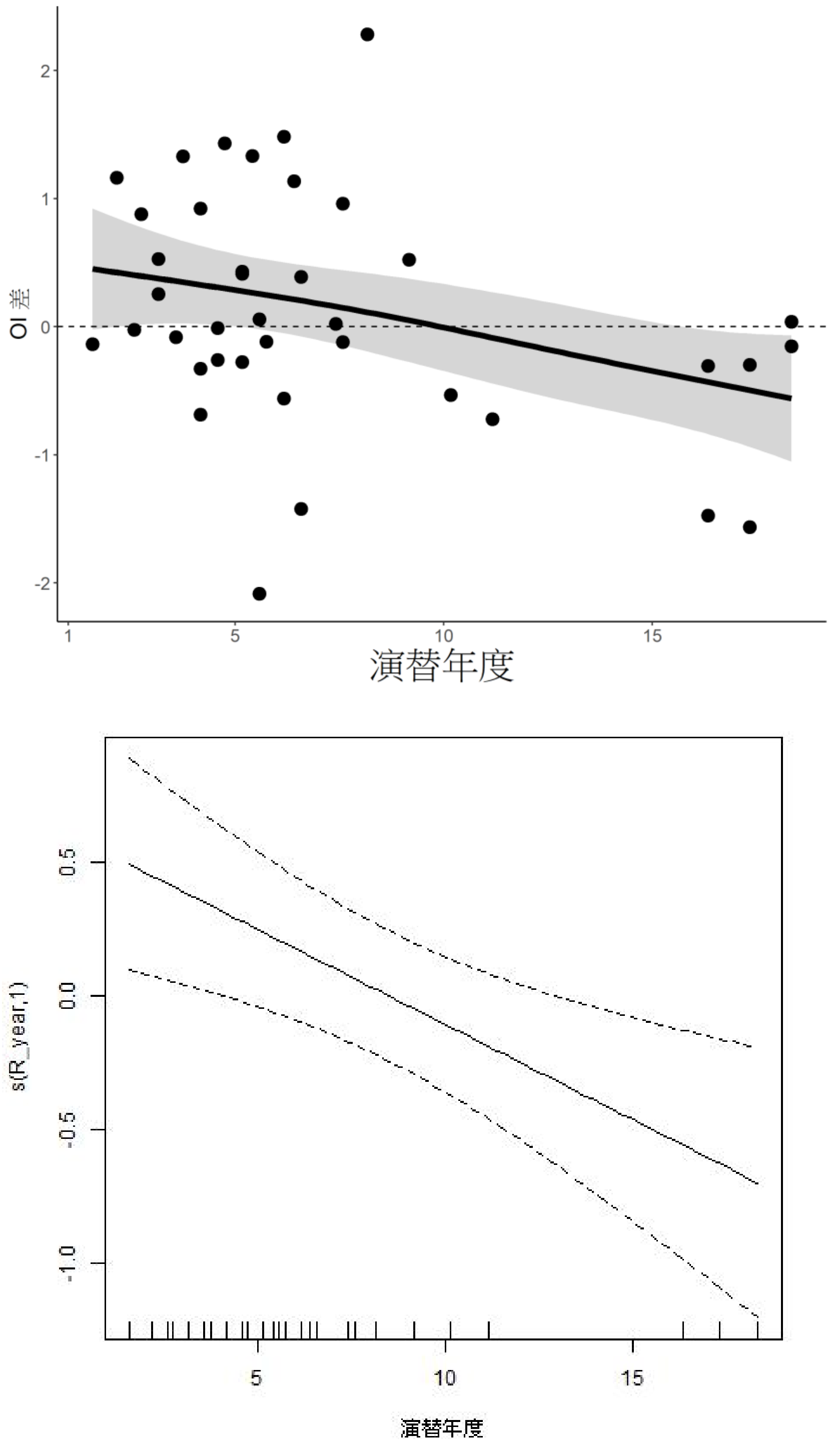


圖 31、麝香貓伐採區與對照森林區年 OI 差異，上圖為年 OI 差值(伐採區-森林區)與造林演替年度散佈圖與 GAM 預測值曲線，下圖為造林演替年度 smooth term 的 partial effect plot

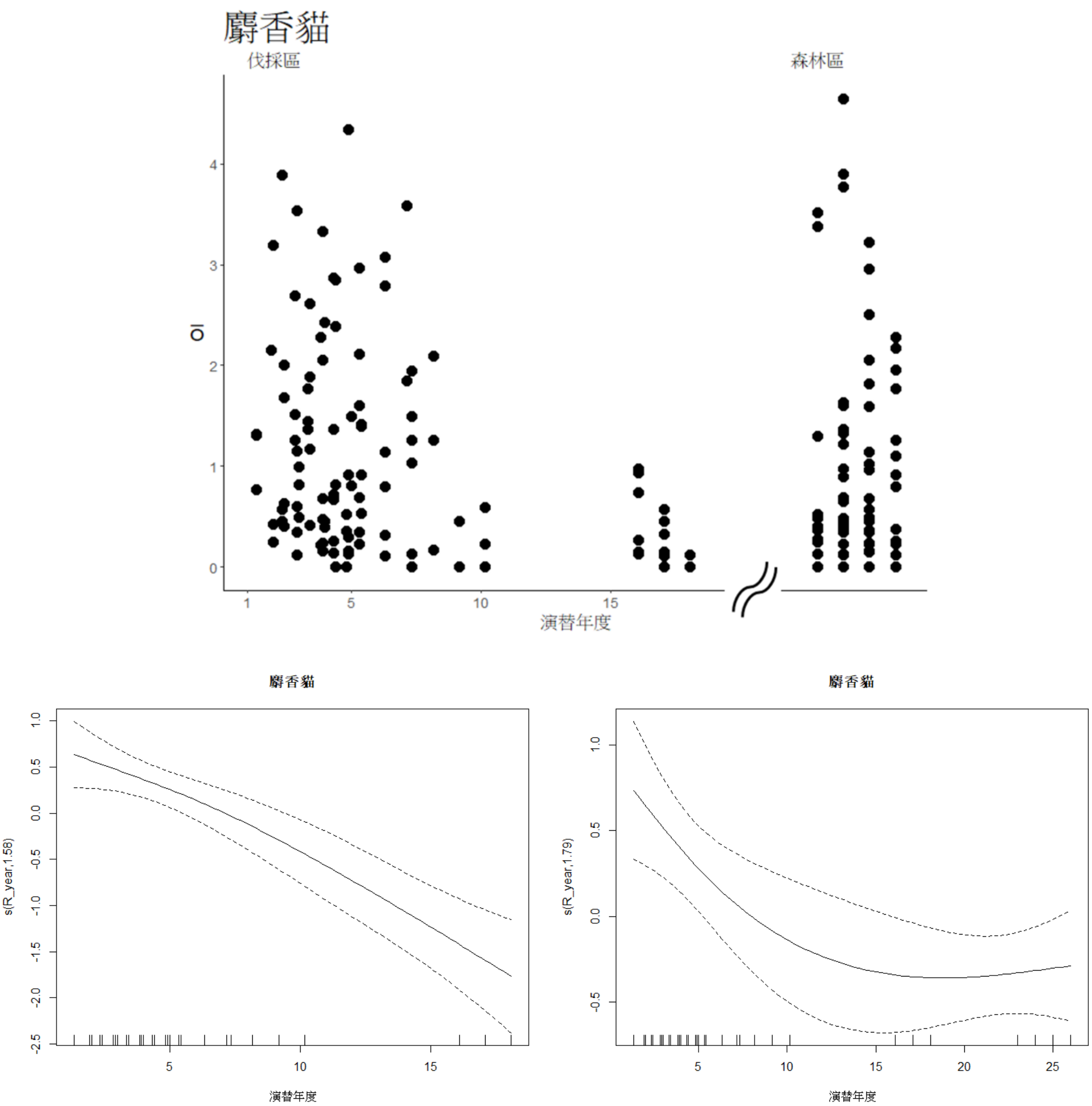


圖 32、自動相機麝香貓年 OI 與造林演替年度散佈圖(上圖)。下圖為以 GAM 分析麝香貓自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)、實際年度與環境因子關係，GAM 分析中造林演替年度 smooth term 的 partial effect plot。下圖左為僅分析伐採區，下圖右為合併伐採區與森林區樣點，皆為顯著

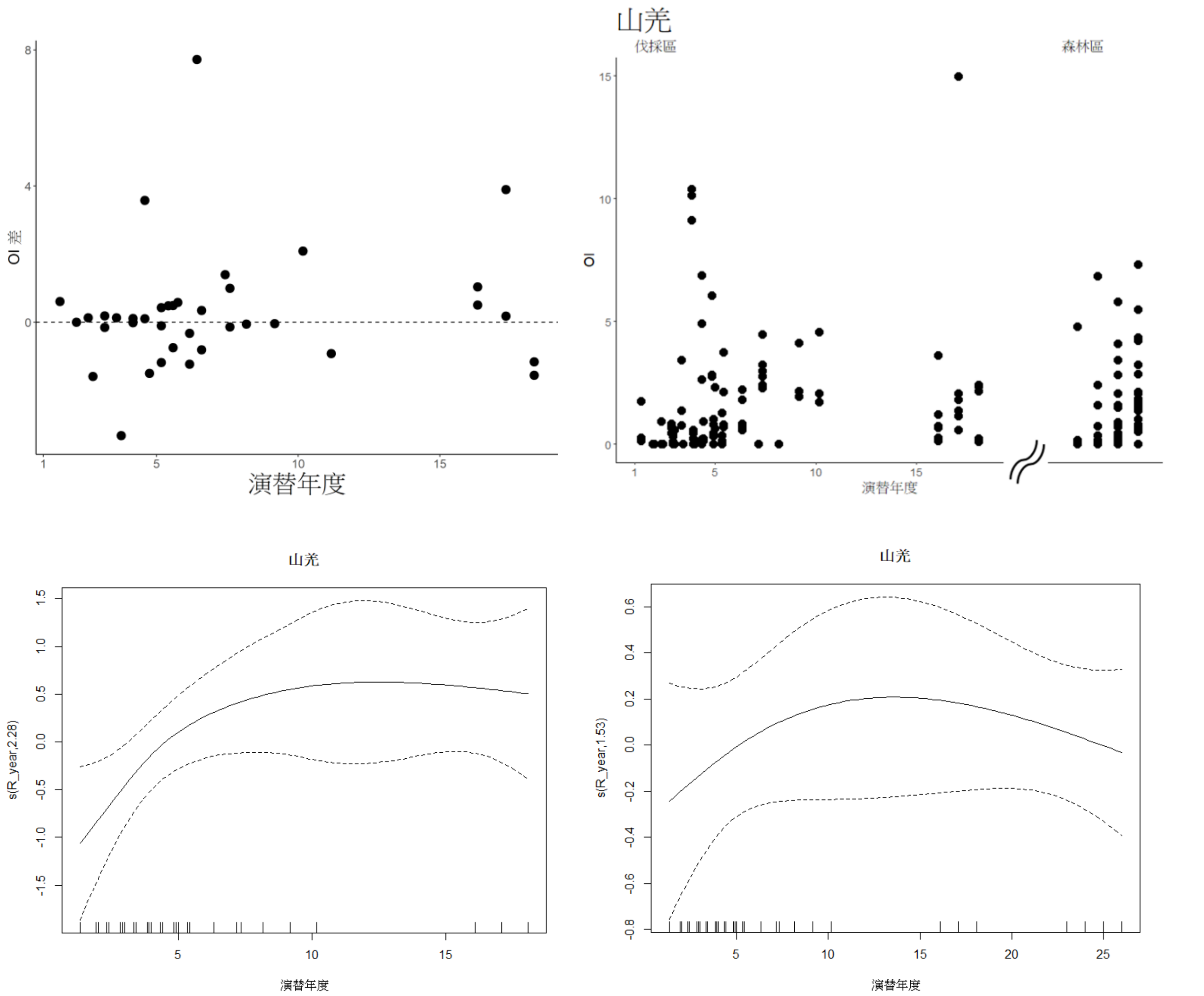


圖 33、山羌伐採區與對照森林區年 OI 差值(伐採區-森林區)與造林演替年度散佈圖，與造林演替年度並無顯著關係(上圖左)，以及自動相機山羌年 OI 與造林演替年度散佈圖(上圖右)。下圖為以 GAM 分析山羌自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)、實際年度與環境因子關係，GAM 分析中造林演替年度 smooth term 的 partial effect plot，下圖左為僅分析伐採區，下圖右為合併伐採區與森林區樣點，但合併伐採區與森林區的造林演替年度 smooth term 並不顯著

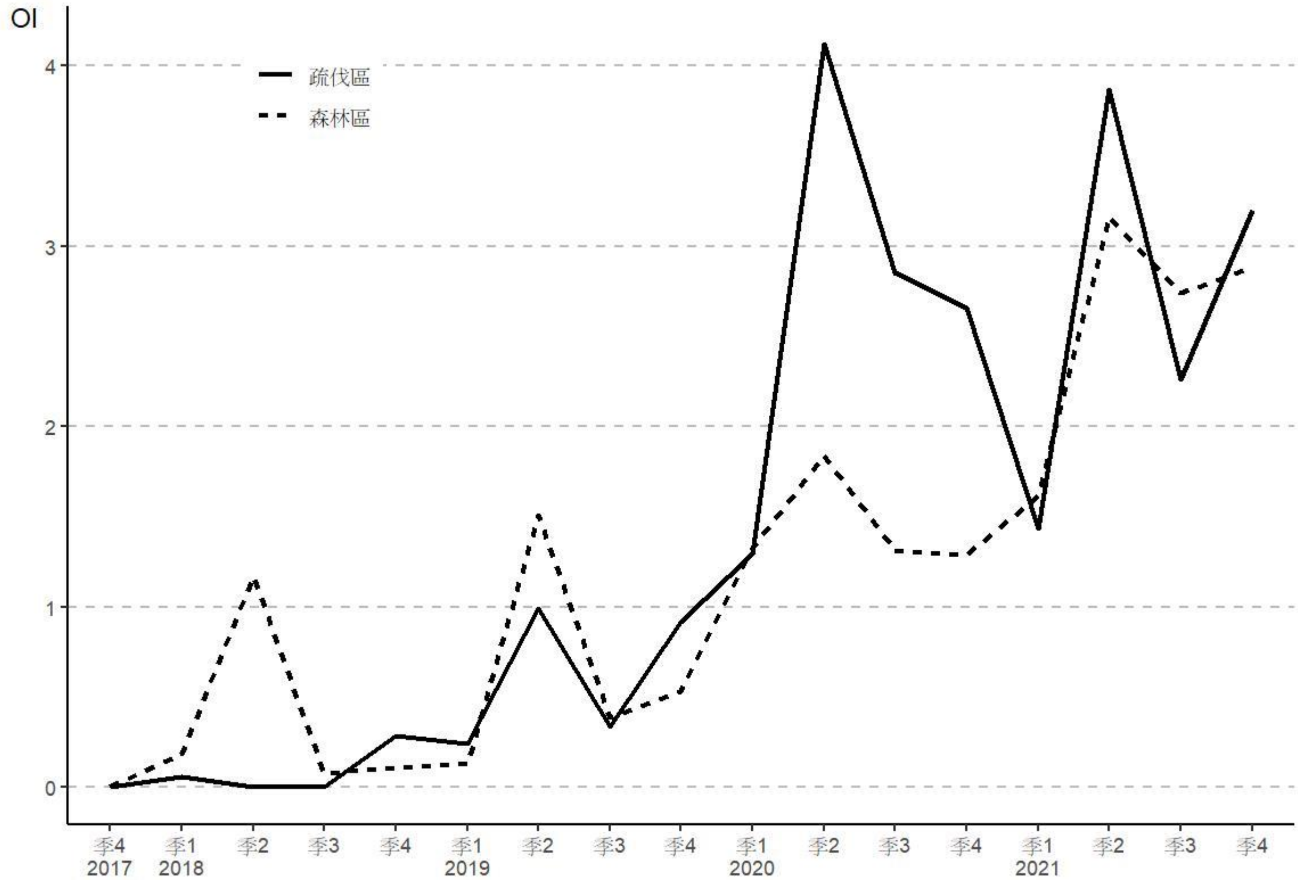
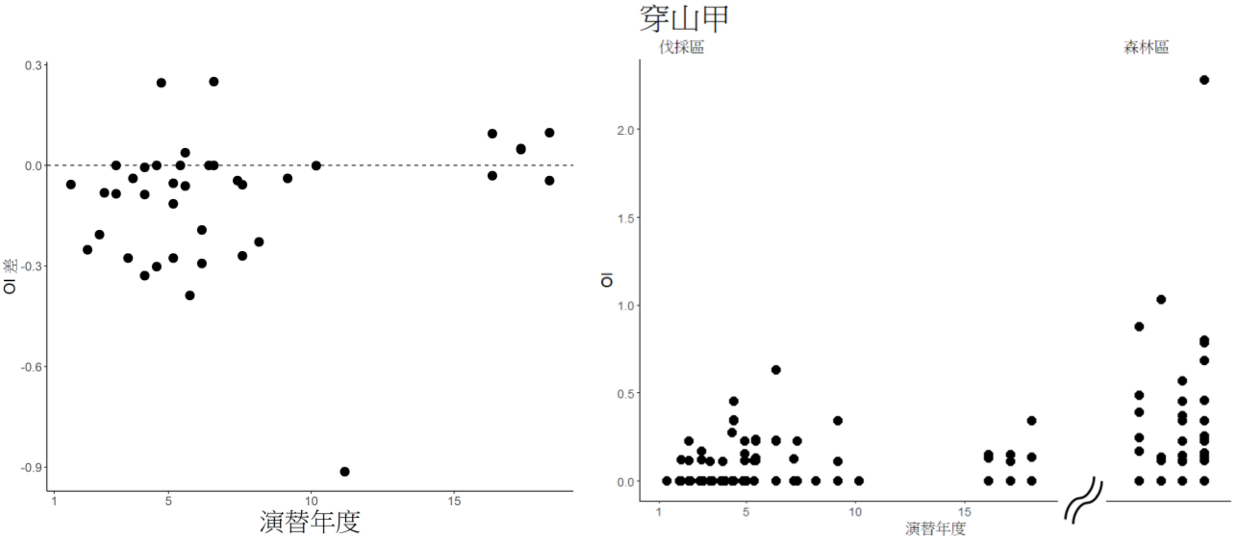


圖 34、山羌在伐採區與周遭森林區逐年的季出現頻度，兩區皆呈現逐年成長的趨勢



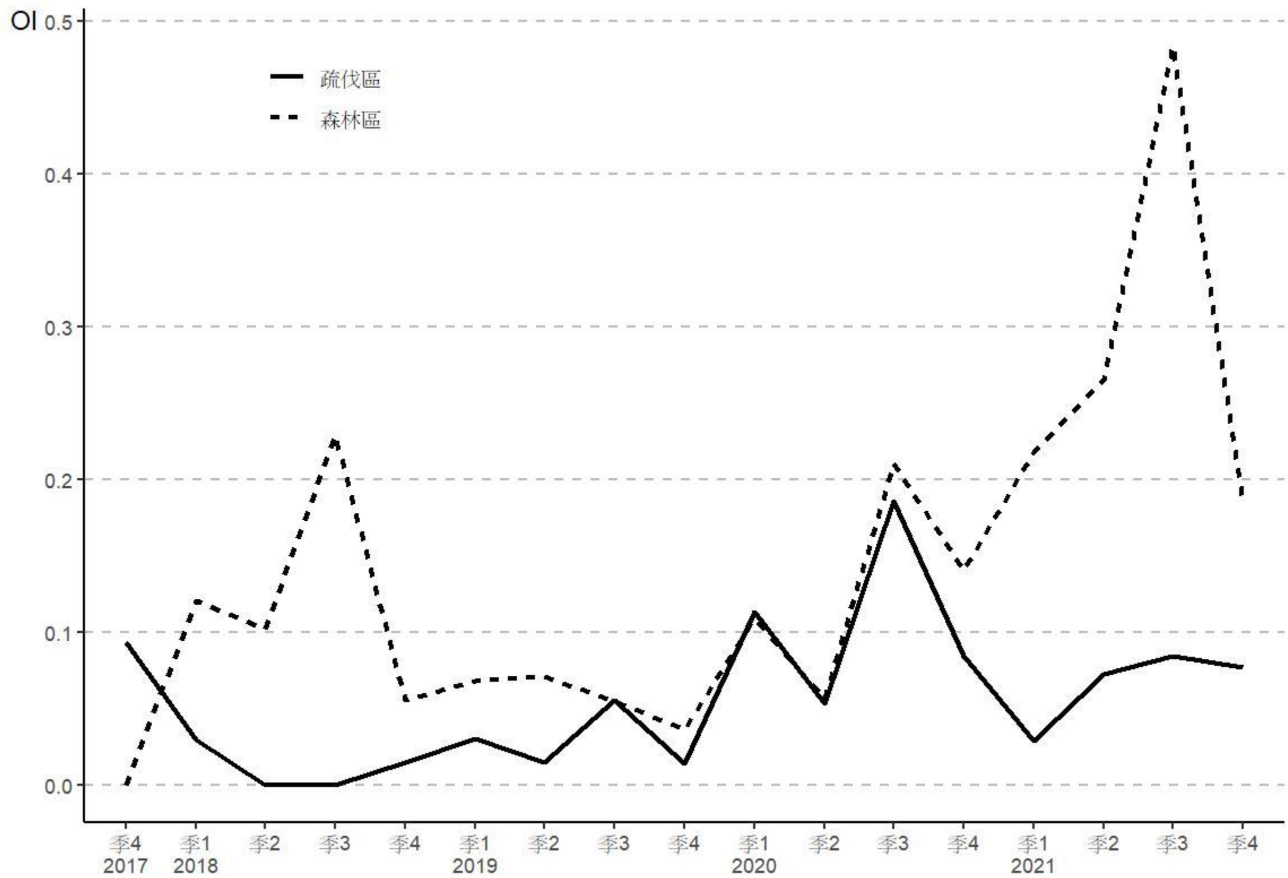


圖 35、穿山甲伐採區與對照森林區年 OI 差值(伐採區-森林區)與造林演替年度散佈圖，與造林演替年度並無顯著關係(圖左)，以及自動相機穿山甲年 OI 與造林演替年度散佈圖(圖右)

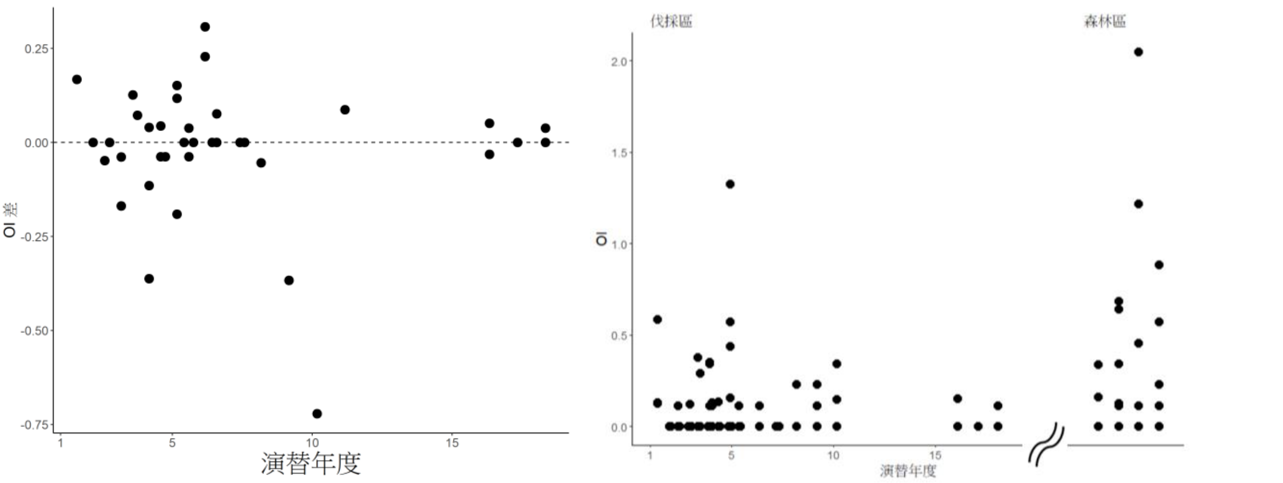


圖 36、家貓伐採區與對照森林區年 OI 差值(伐採區-森林區)與造林演替年度散佈圖，與造林演替年度並無顯著關係(圖左)，以及自動相機家貓年 OI 與造林演替年度散佈圖(圖右)

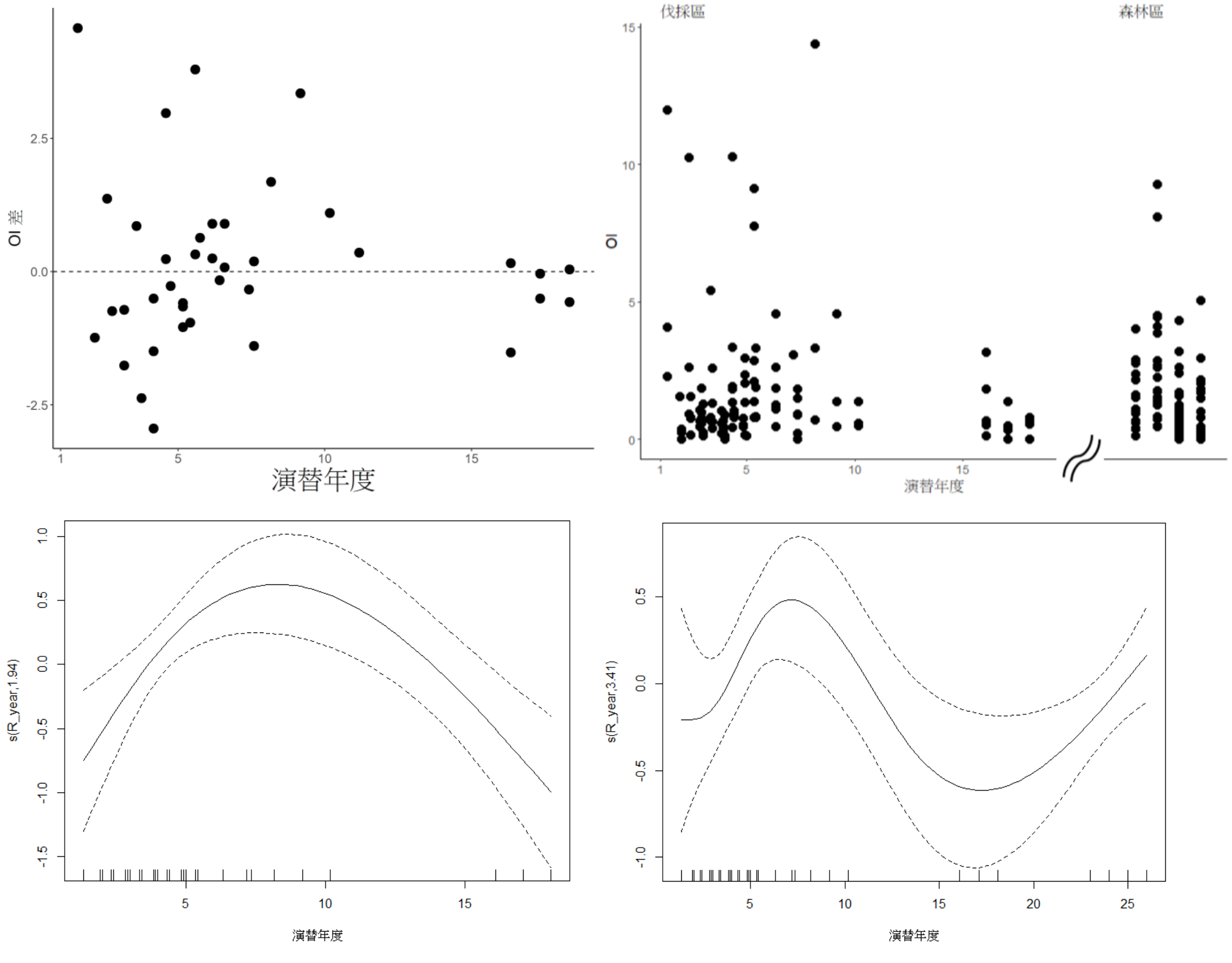


圖 37、自由活動犬伐採區與對照森林區年 OI 差值(伐採區-森林區)與造林演替年度散佈圖，與造林演替年度並無顯著關係(上圖左)，以及自動相機自由活動犬年 OI 與造林演替年度散佈圖(上圖右)。下圖為以 GAM 分析自由活動犬自動照相機樣點年 OI 與造林演替年度(smooth term)、實際年度與環境因子關係，GAM 分析中造林演替年度 smooth term 的 partial effect plot，下圖左為僅分析伐採區，下圖右為合併伐採區與森林區樣點，皆為顯著

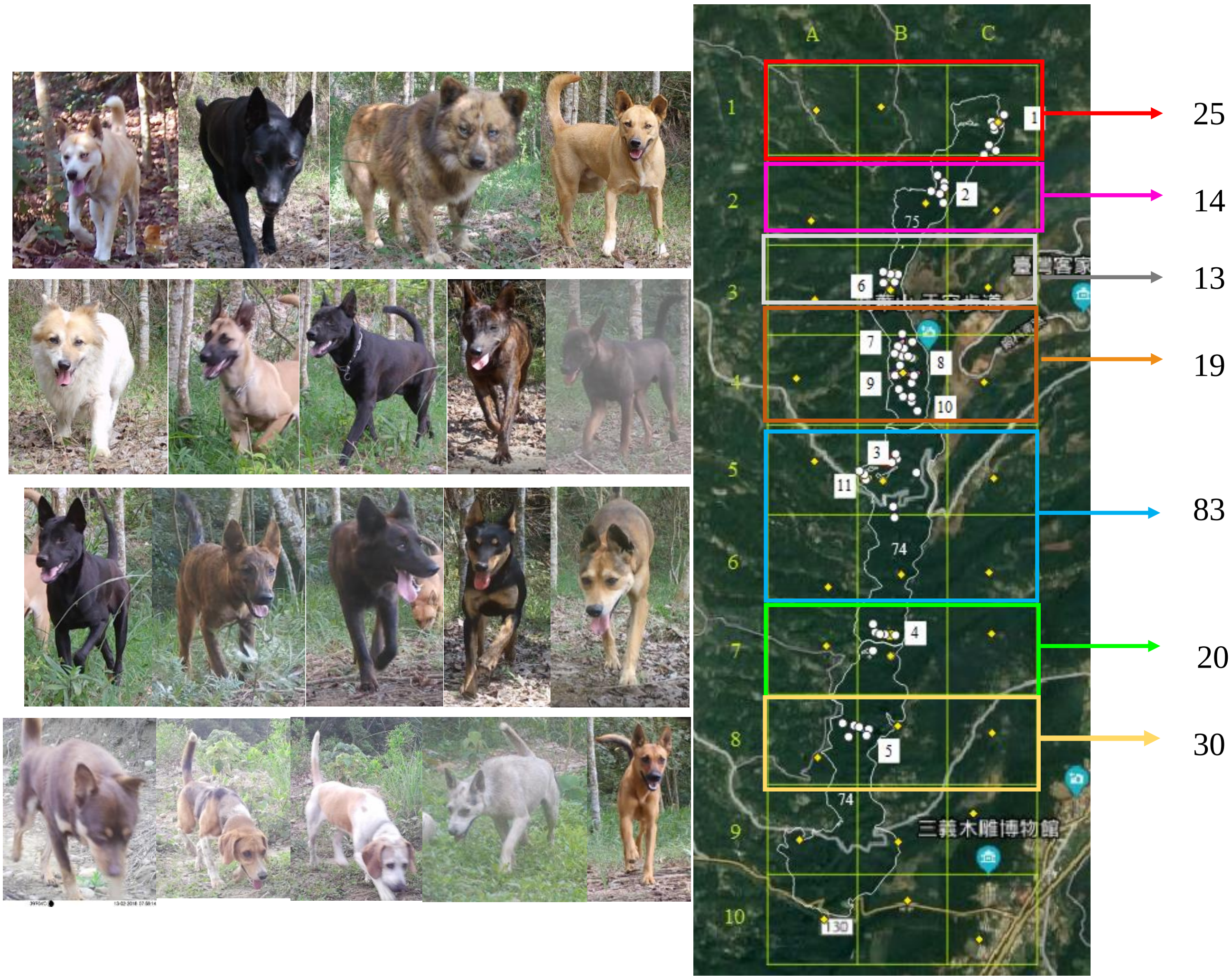


圖 38、前期計畫於 2018-2019 年辨識林班地內自由活動犬隻分區數量(姜博仁等 2019)

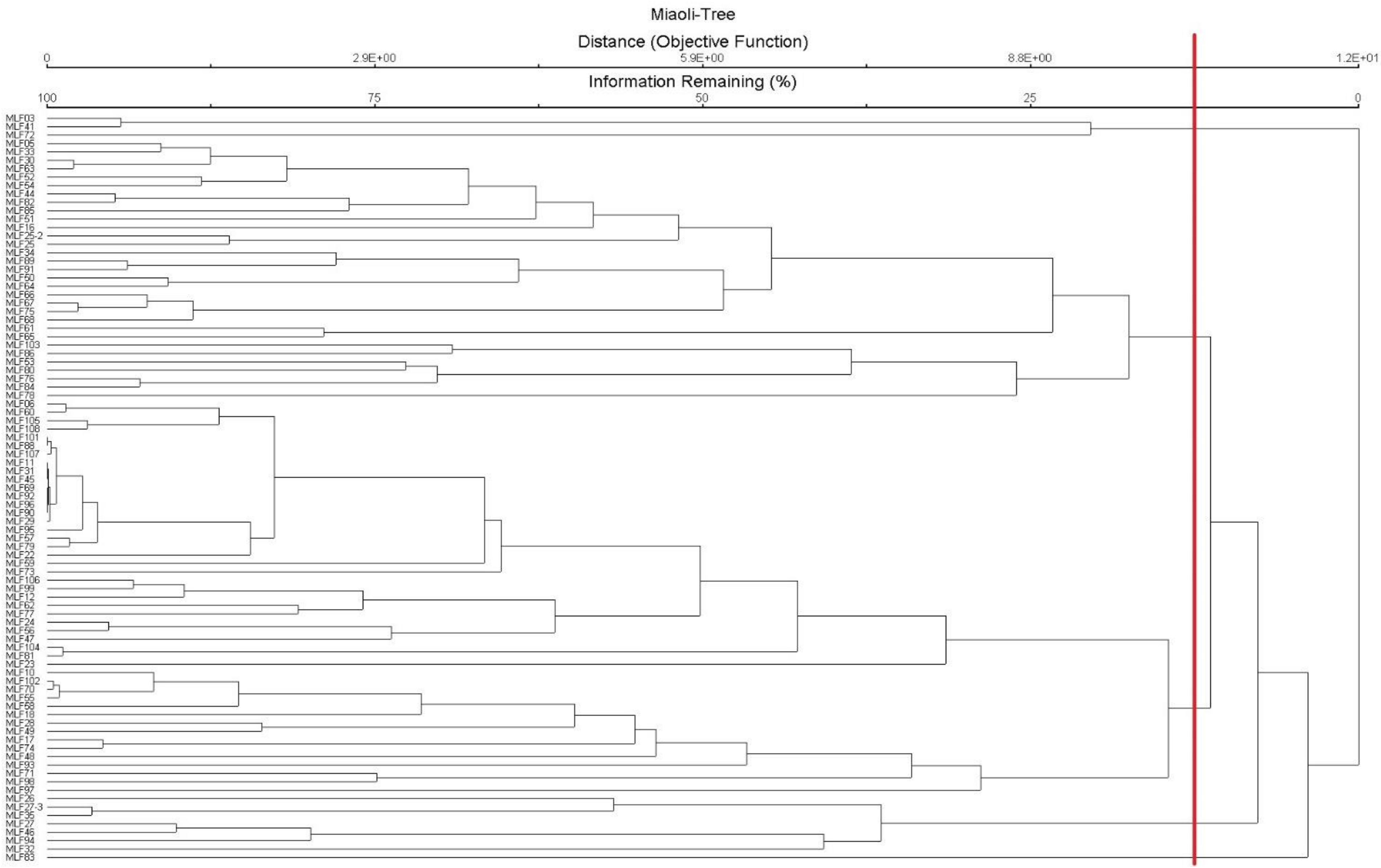


圖 39、樹冠層植群型分型-群團分析(CA)結果

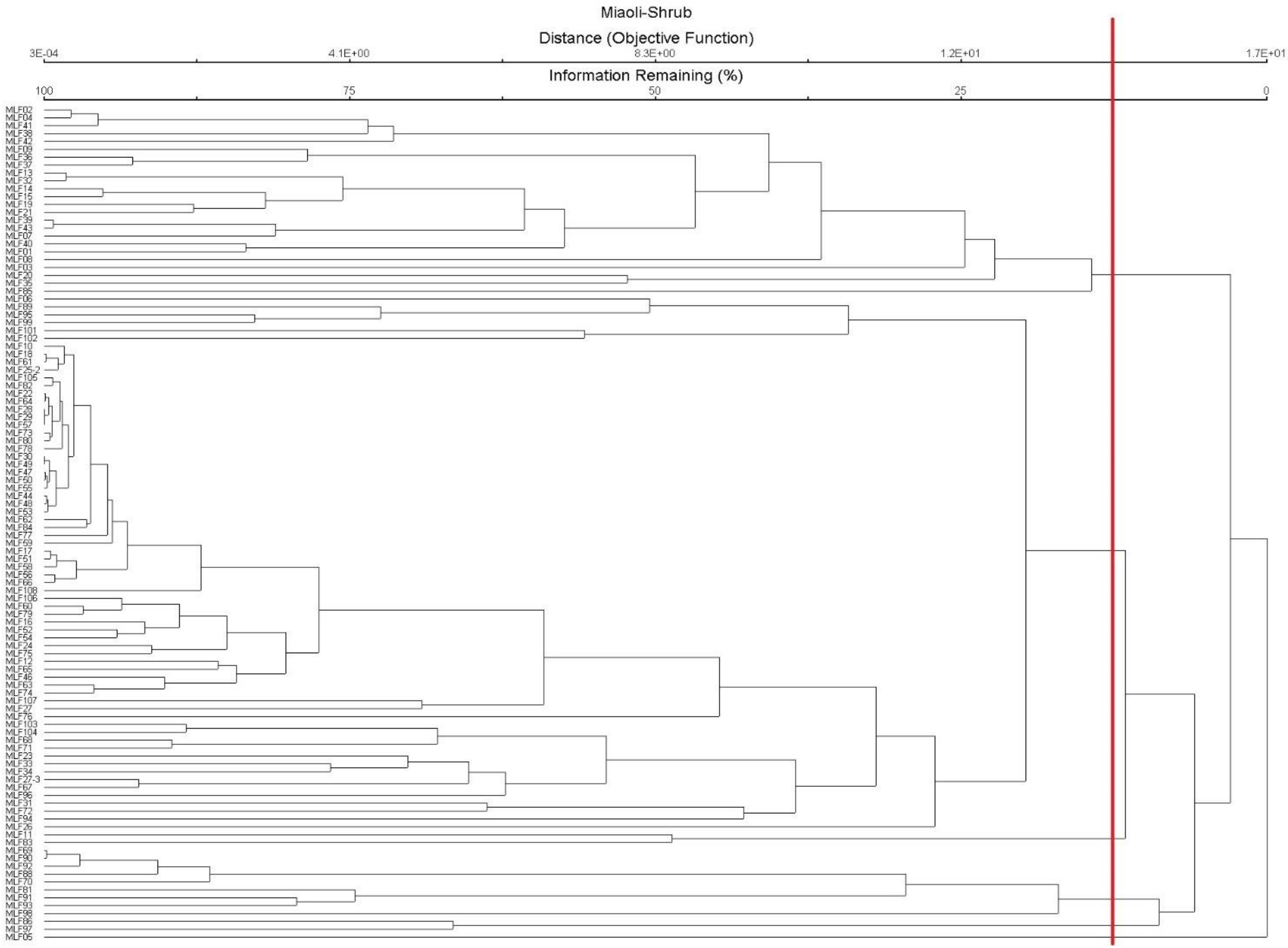


圖 40、灌木層植群型分型-群團分析(CA)結果

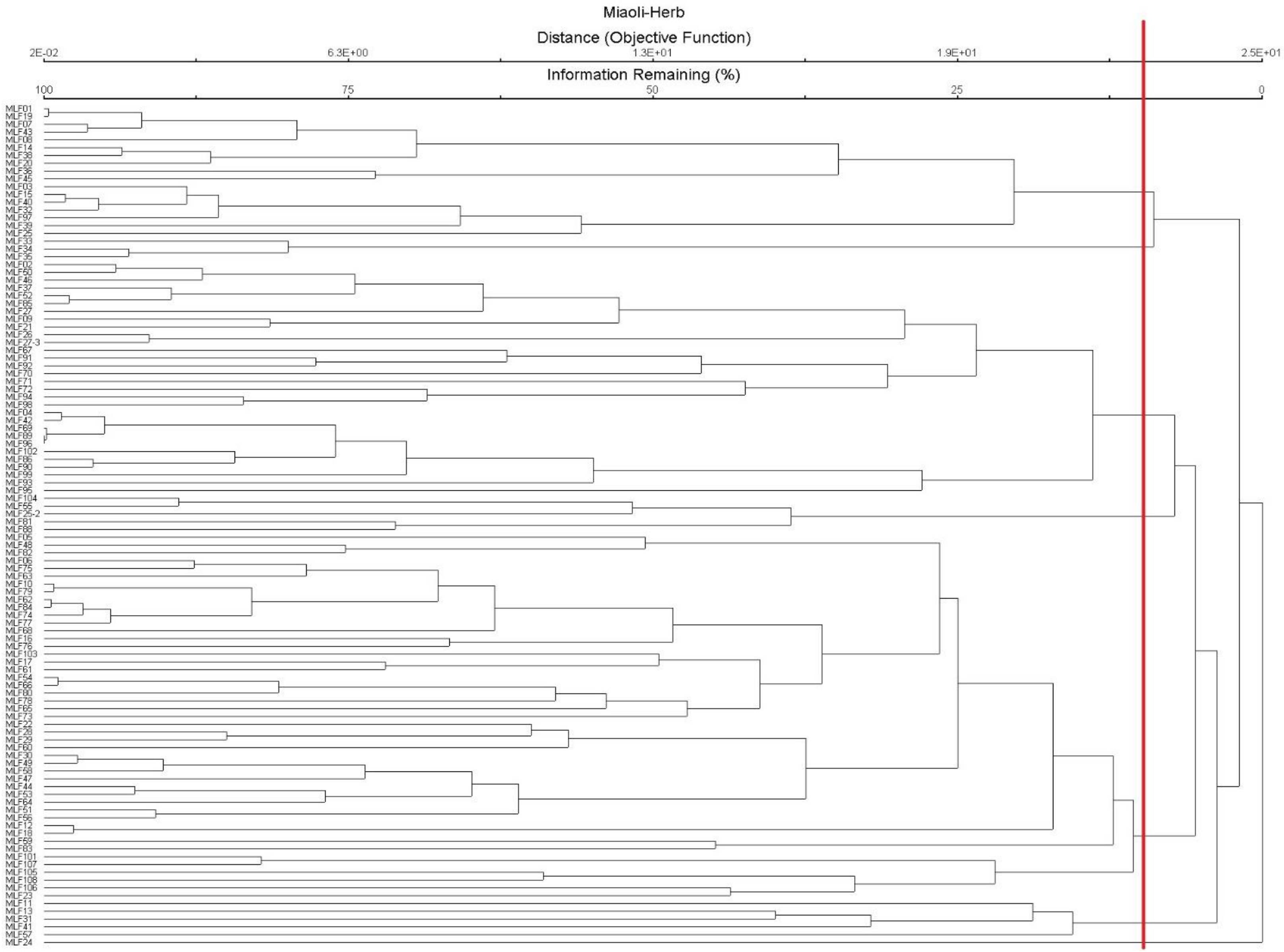


圖 41、地被層植群型分型-群團分析(CA)結果

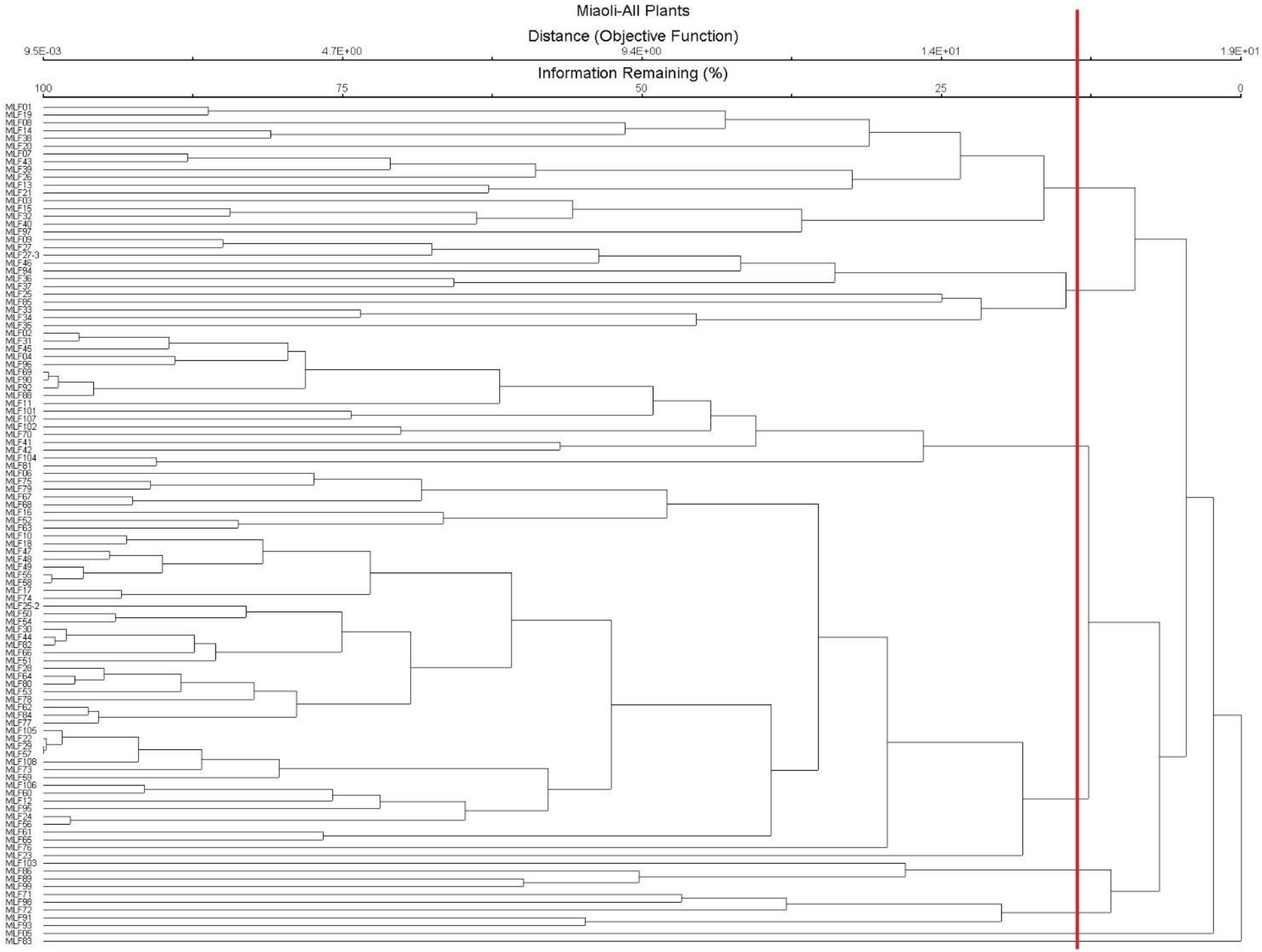


圖 42、綜合層植群型分型-群團分析(CA)結果

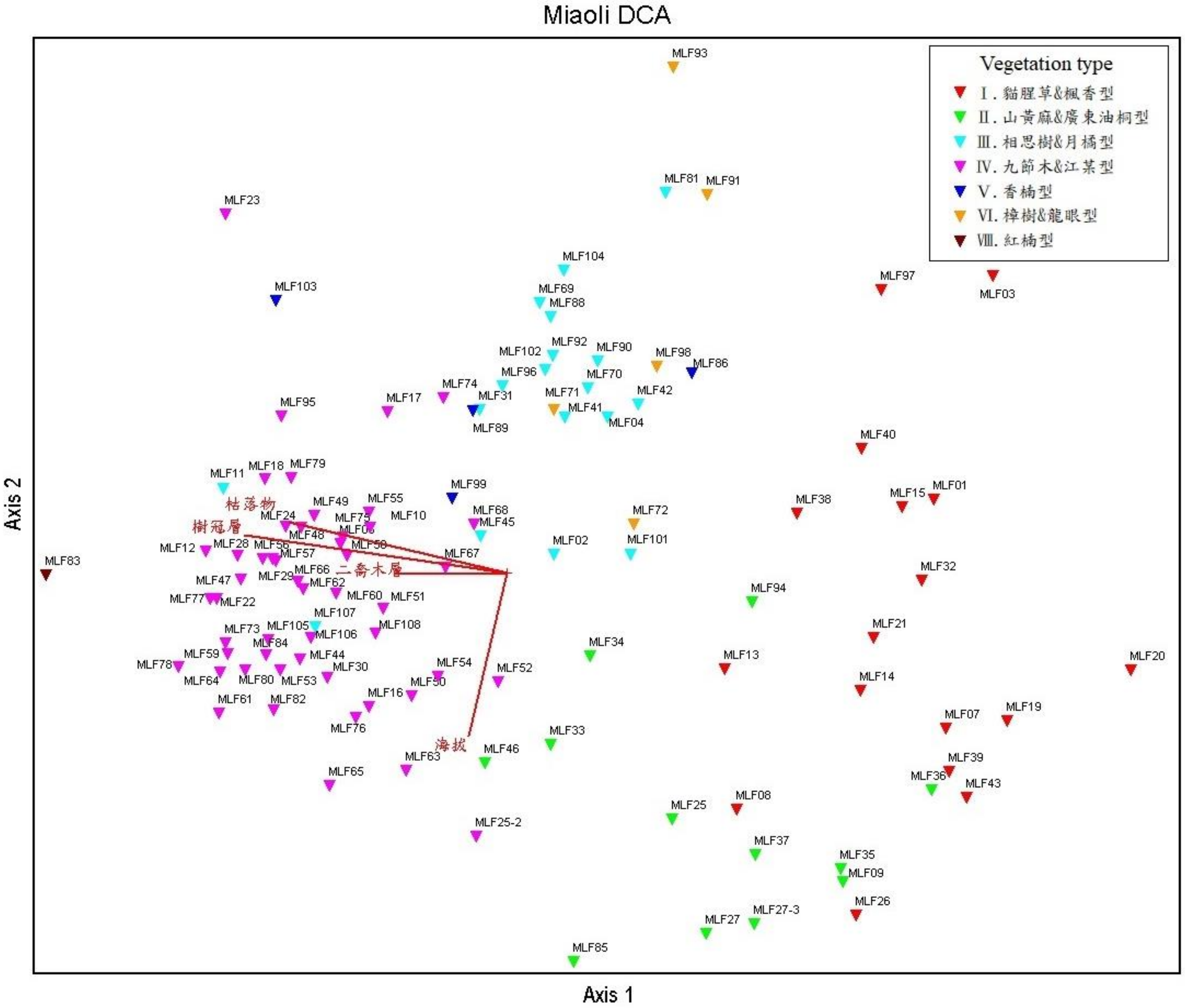


圖 43、苗栗淺山地區綜合植群型分型-降趨對應分析(DCA)結果

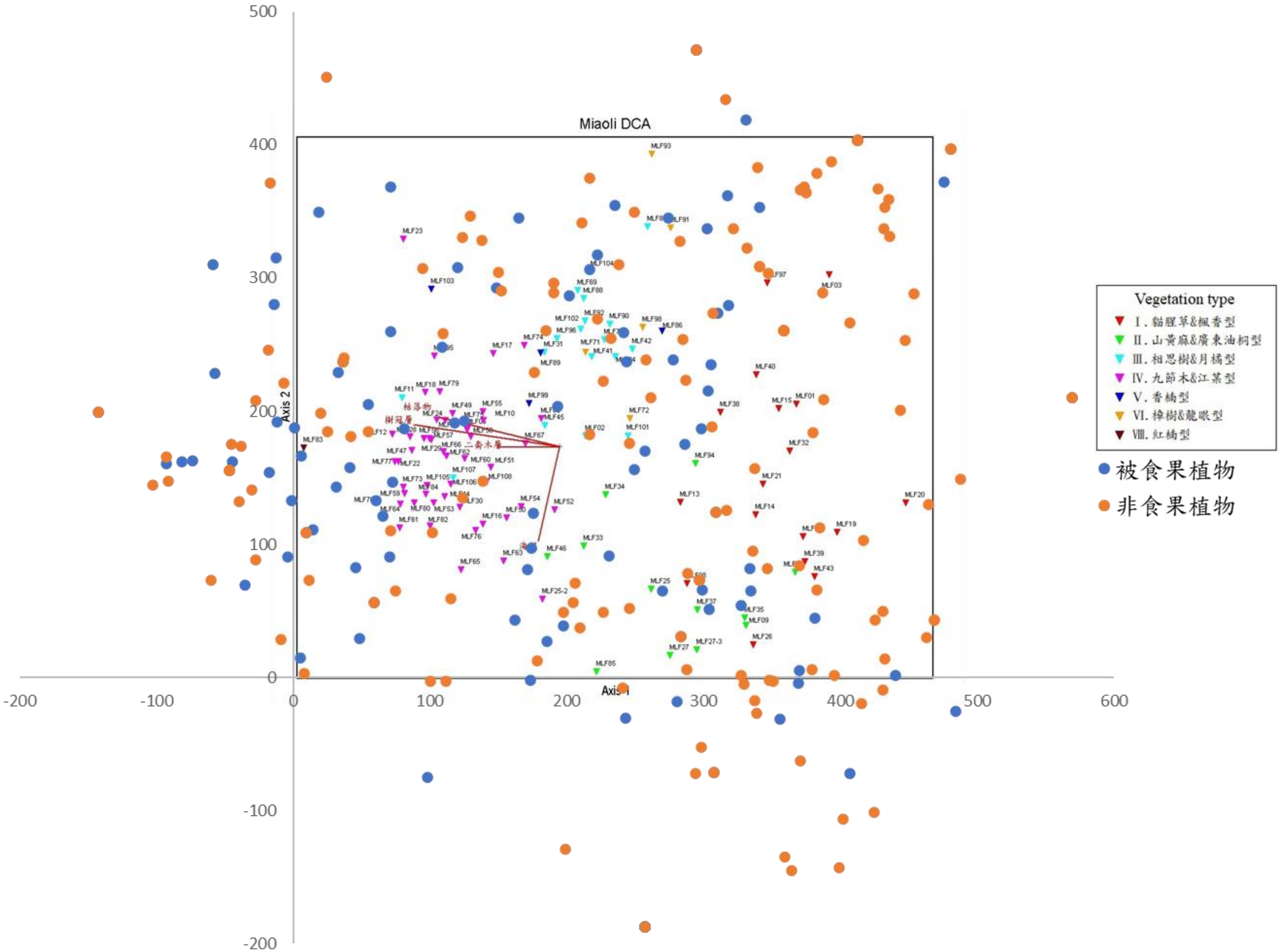


圖 44、苗栗淺山地區被食果植物之 DCA 第一軸與第二軸物種分數散佈圖

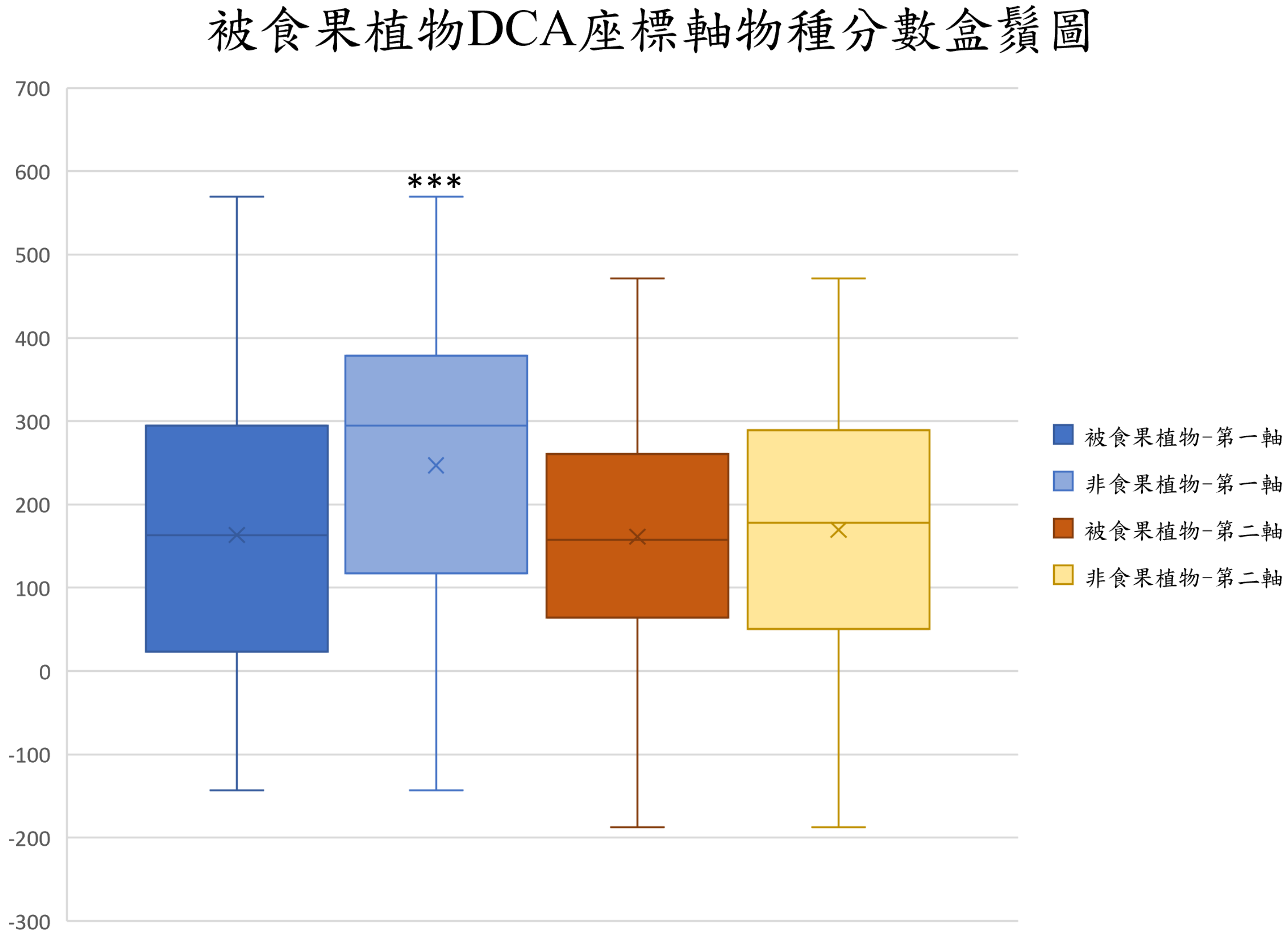


圖 45、苗栗淺山地區被食果植物之 DCA 第一軸與第二軸物種分數盒鬚圖

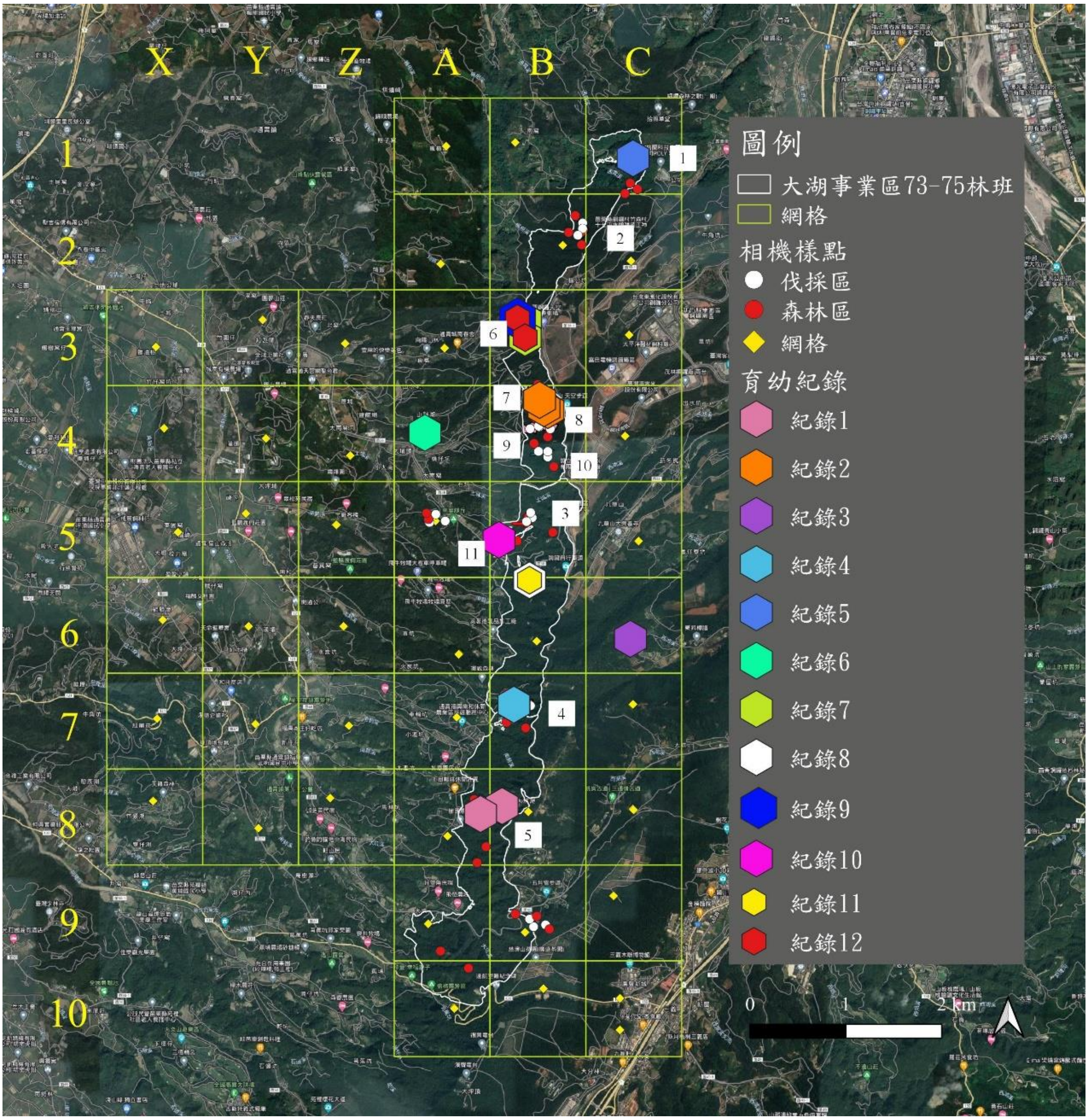


圖 46、自動相機拍攝到育幼紀錄的位置

圖 47、自動相機拍攝的石虎育幼影像

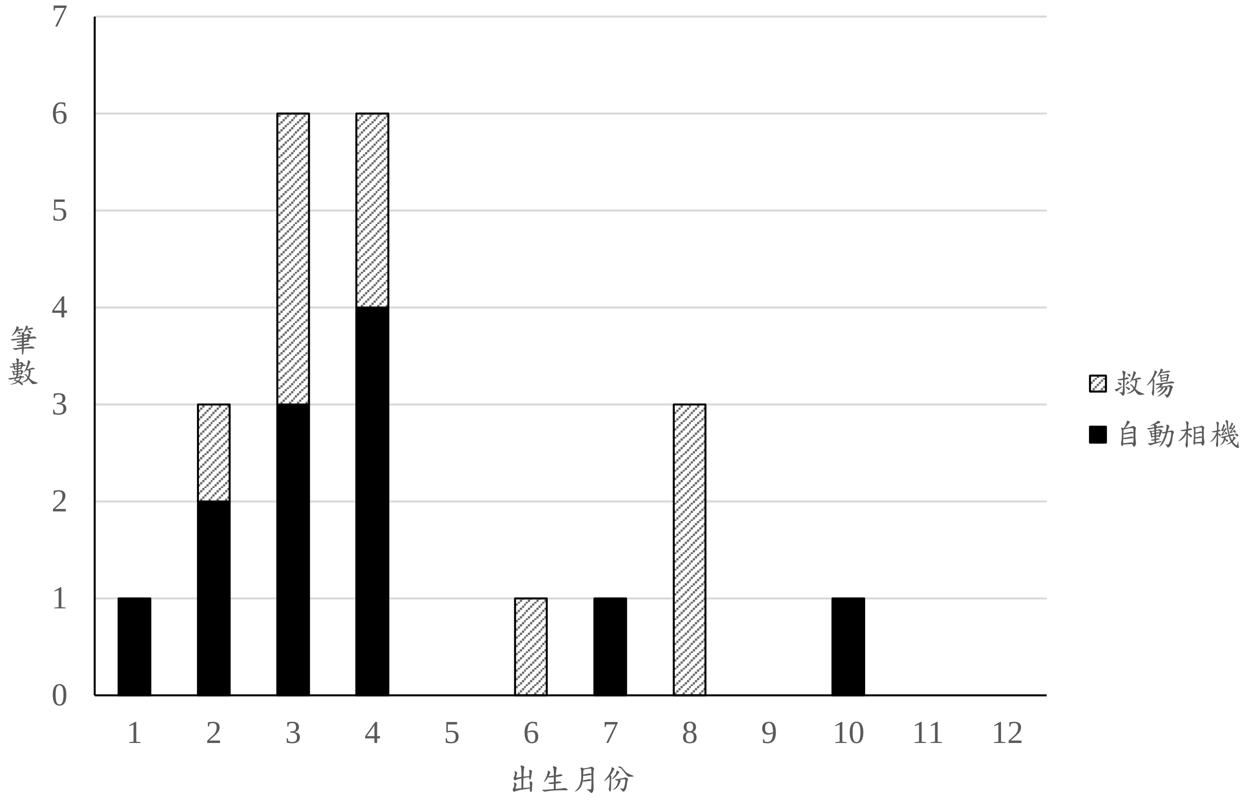


圖 48、本計畫自動相機拍攝到石虎育幼行為及生態給付計畫通報之救傷幼年石虎回推出生月份

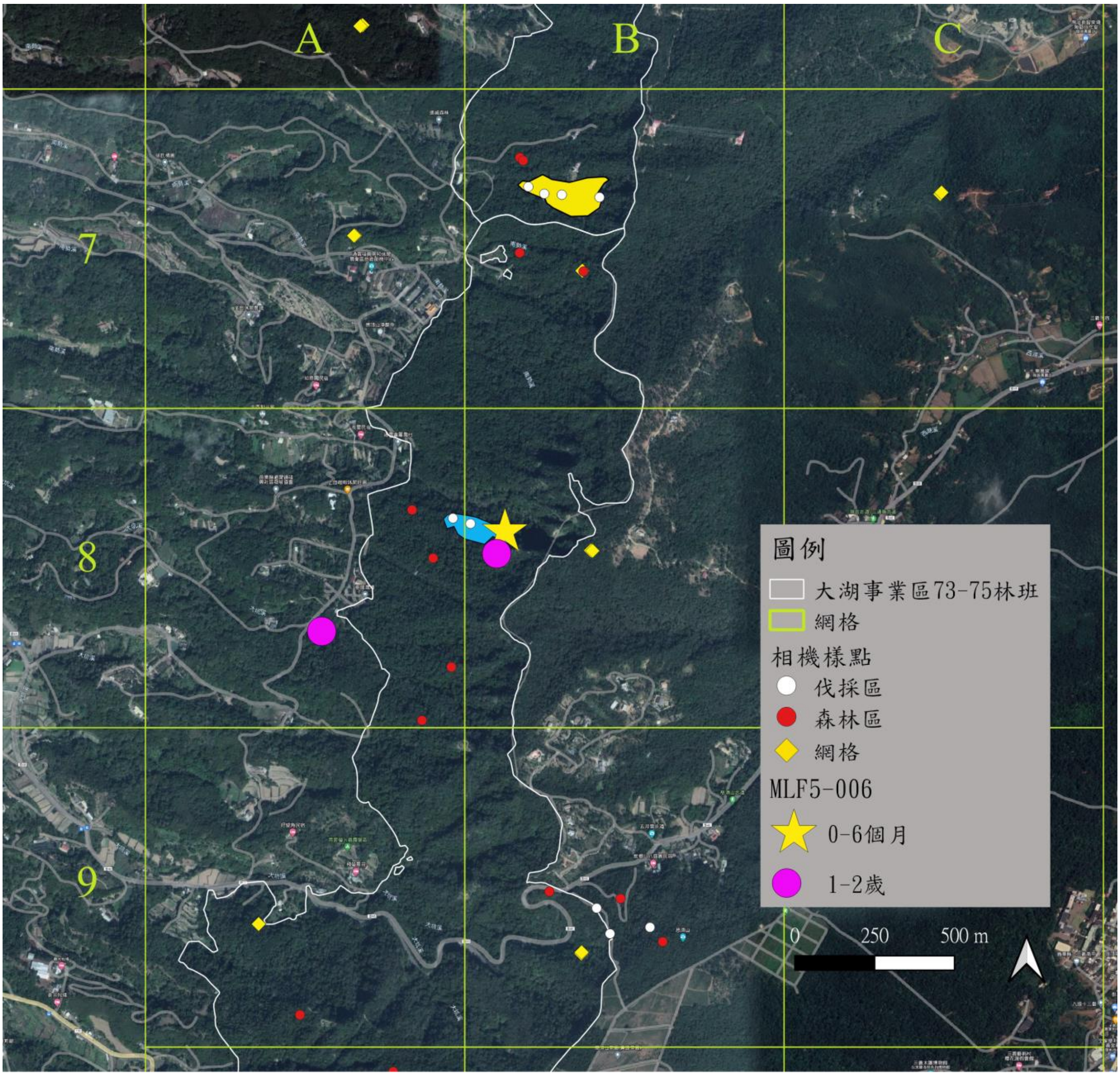


圖 49、小石虎 MLF5-006(不確定性別)拍攝點位

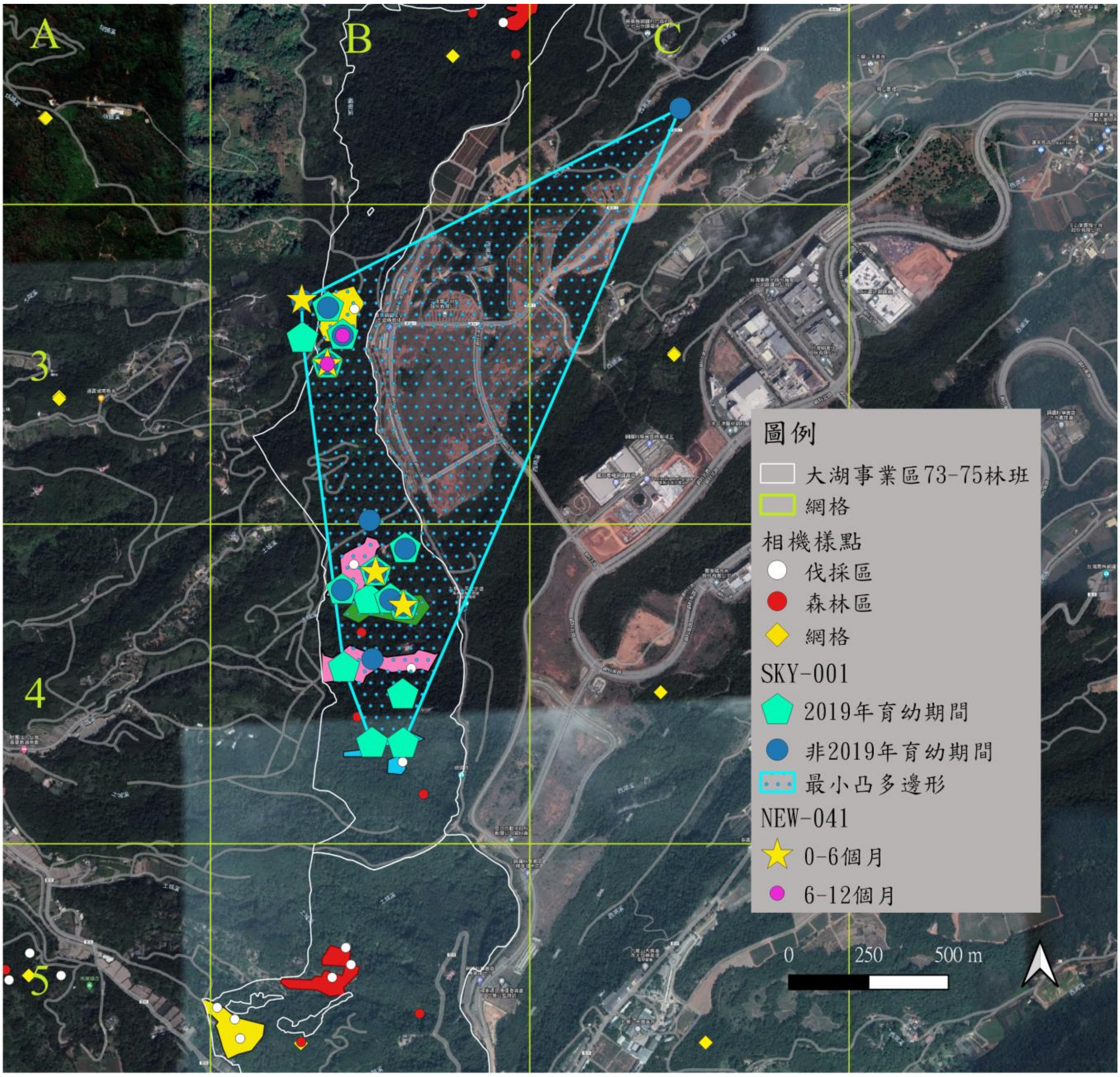


圖 50、母石虎 SKY-001 與小石虎 NEW-041(不確定性別)拍攝點位

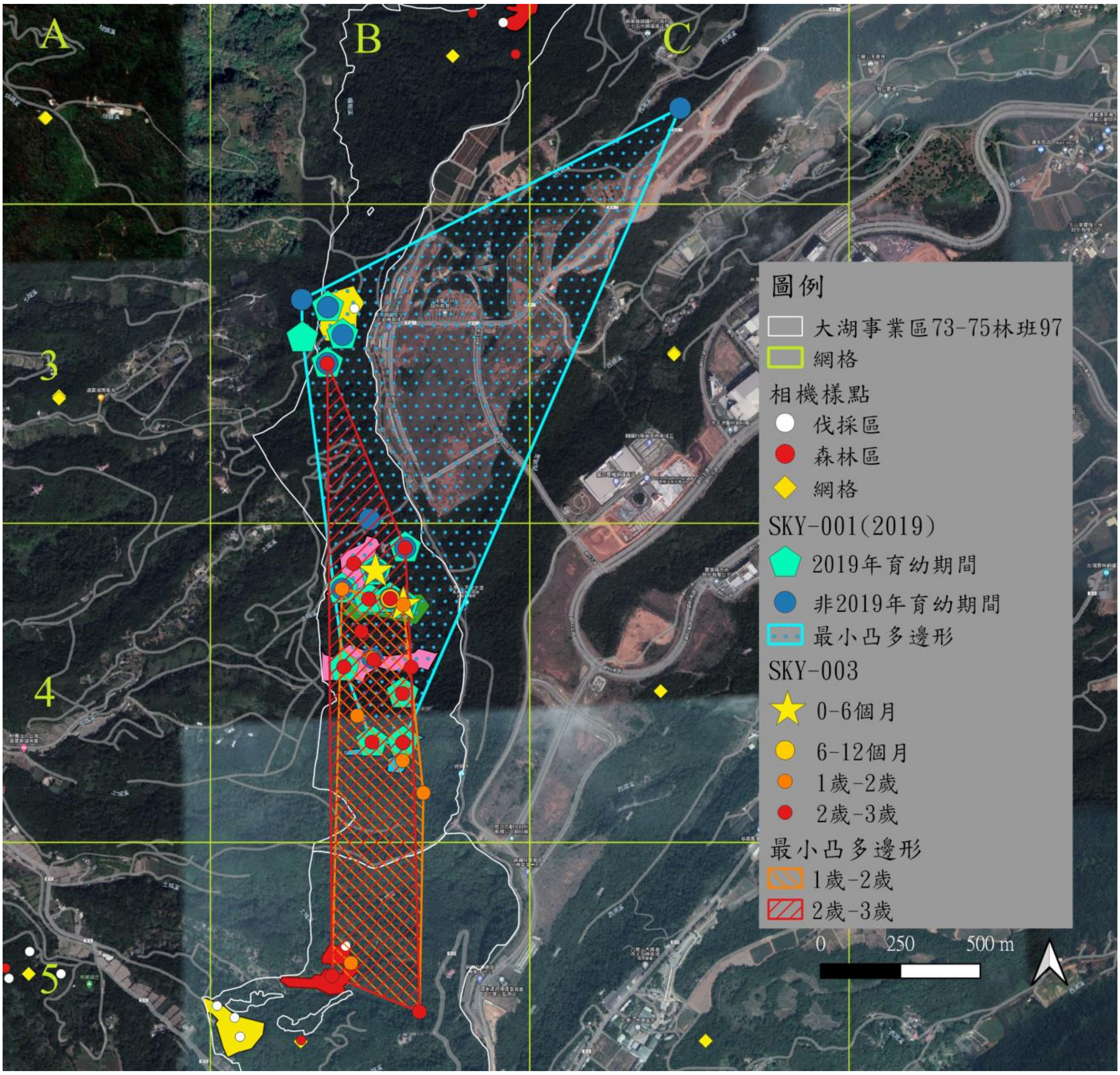


圖 51、母石虎 SKY-001 與小石虎 SKY-003(♀)拍攝點位

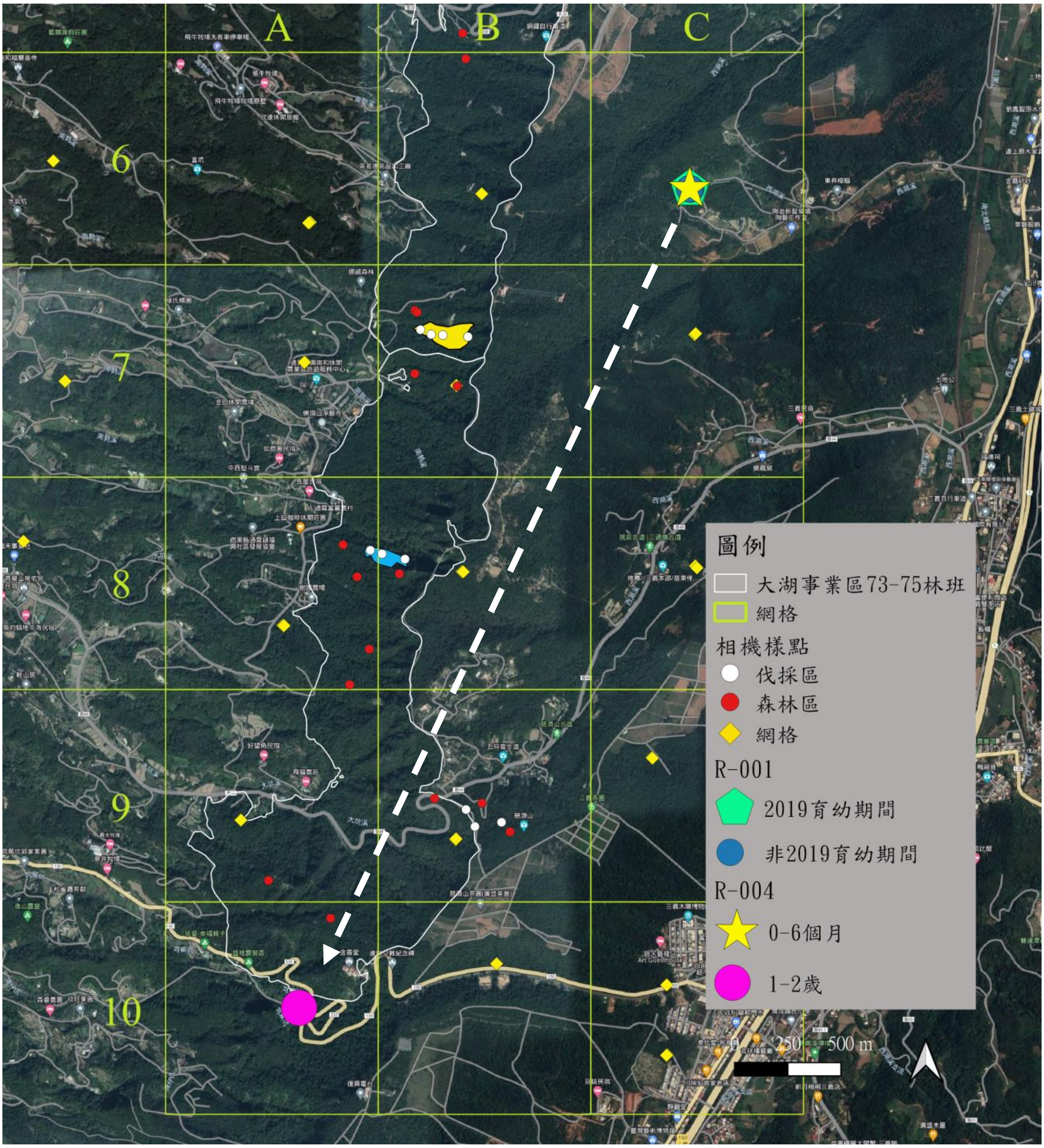


圖 52、母石虎 R-001 與小石虎 R-004 拍攝點位

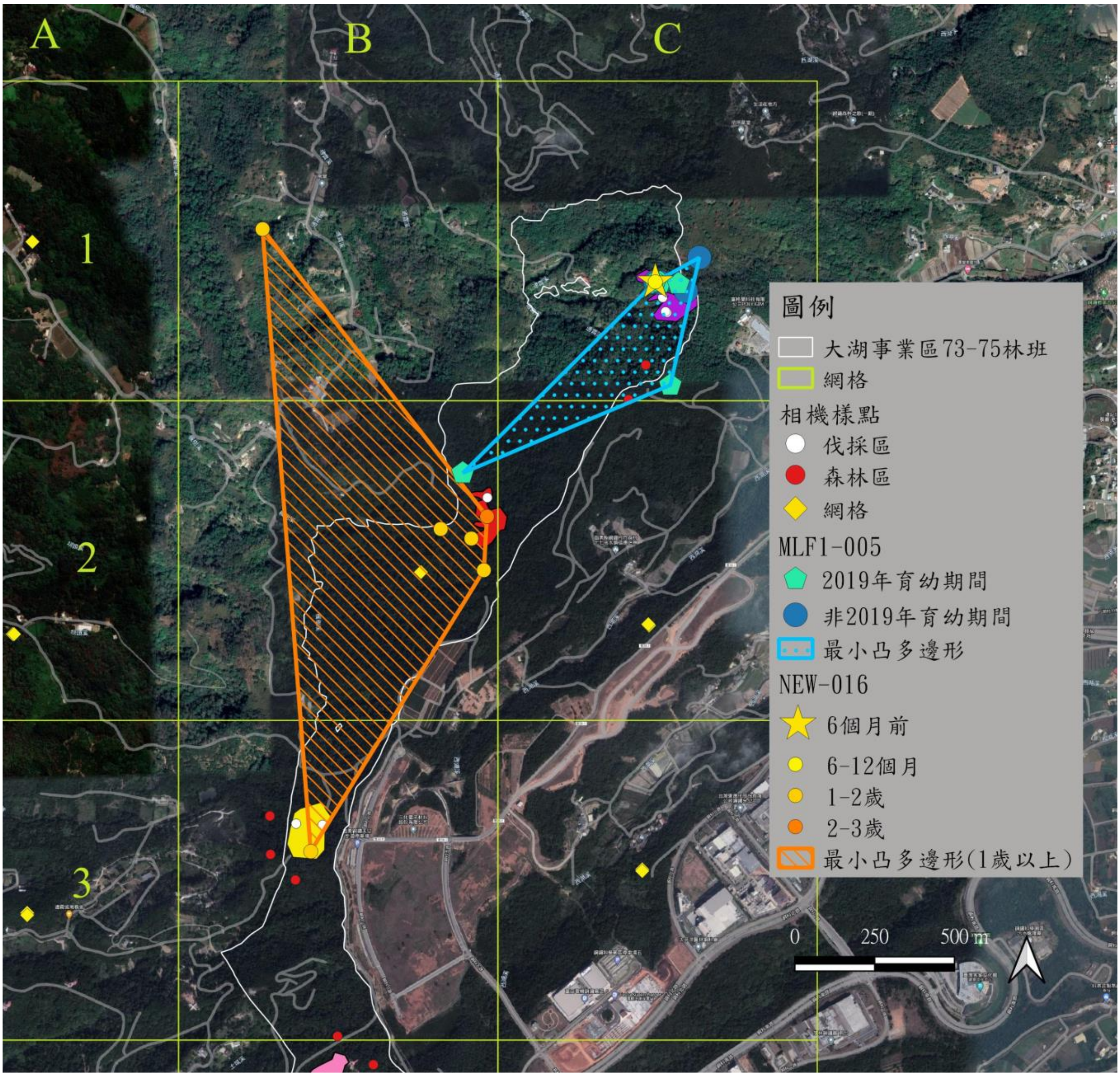


圖 53、母石虎 MLF1-005 與小石虎 NEW-016 拍攝點位

圖 54、母石虎 SKY-001 與小石虎 NEW-018(不確定性別)拍攝點位

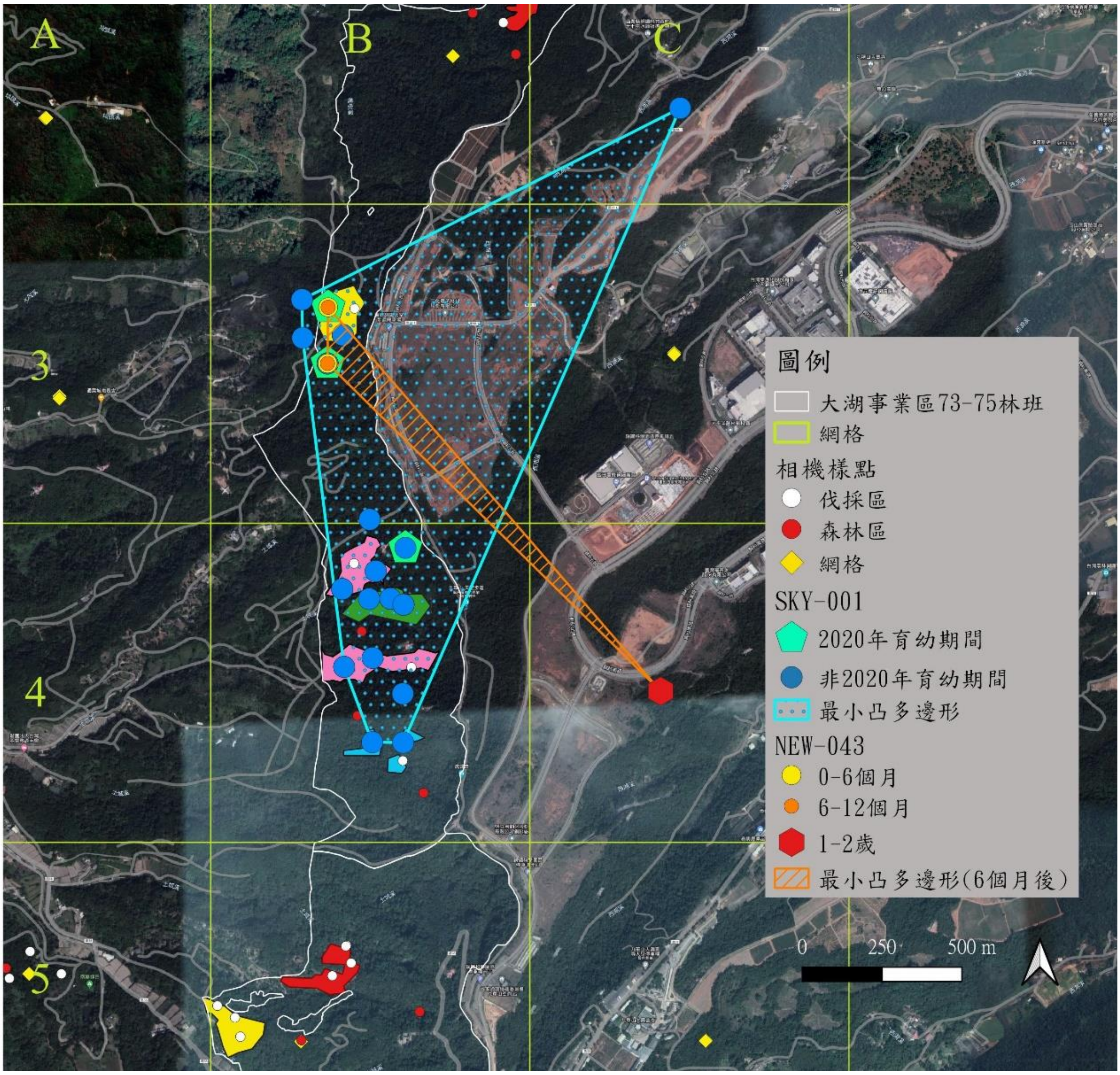


圖 55、母石虎 SKY-001 與小石虎 NEW-043(不確定性別)拍攝點位

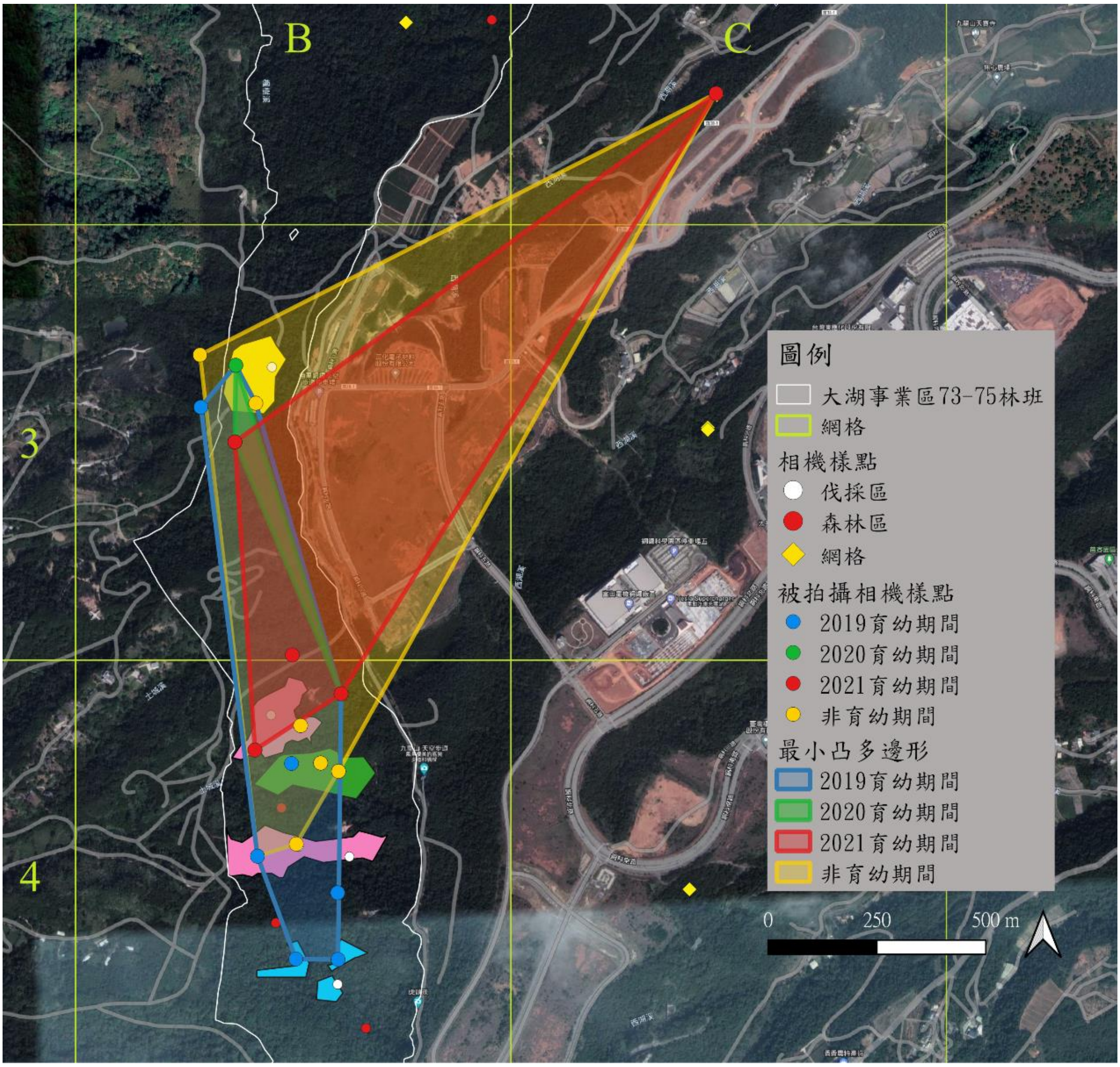


圖 56、母石虎 SKY-001 在 3 次育幼期間以及非育幼期間被拍攝的位置

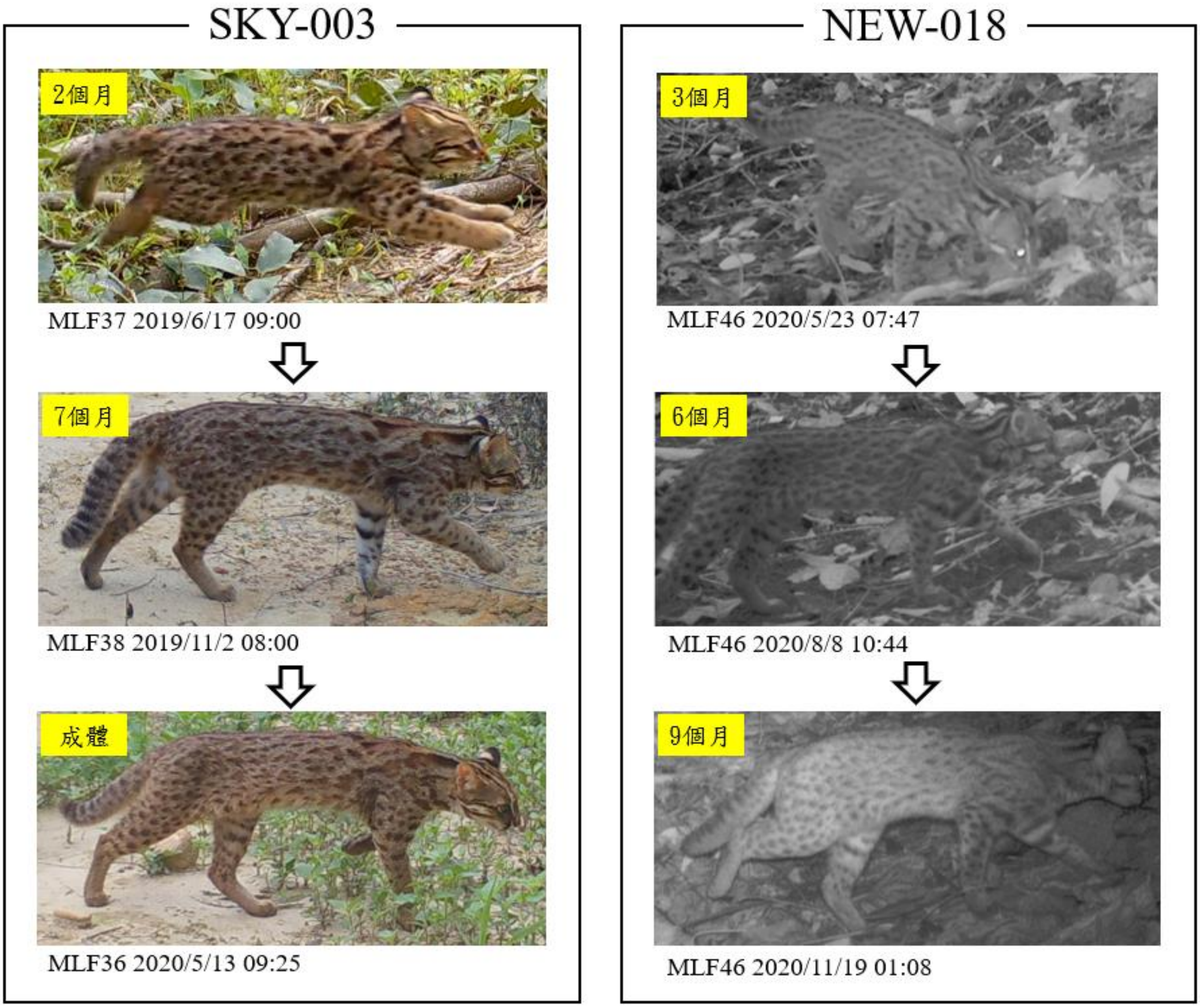


圖 57、SKY-003、NEW-018 在不同年齡所拍攝的斑紋照片

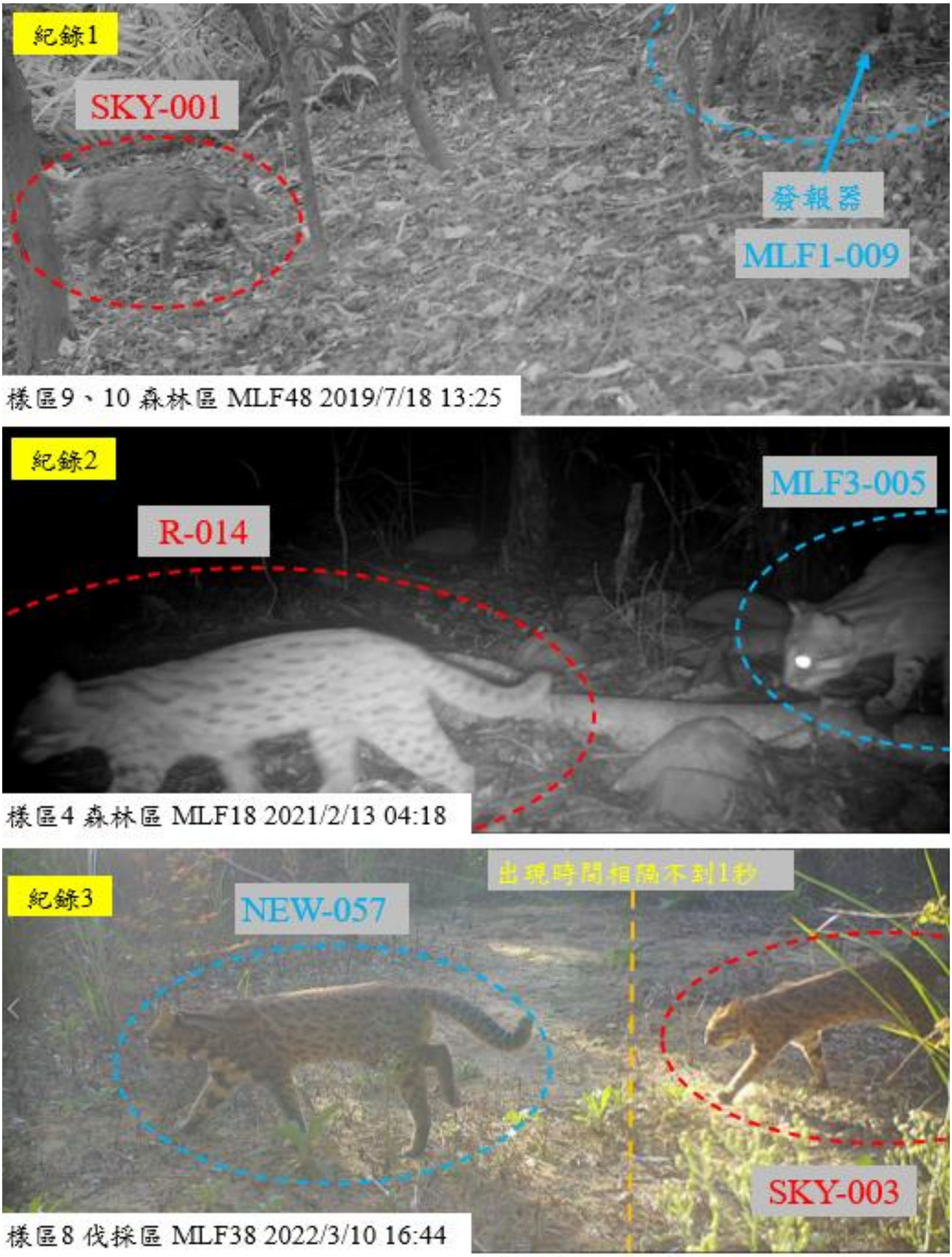


圖 58、求偶配對的 3 筆影像紀錄

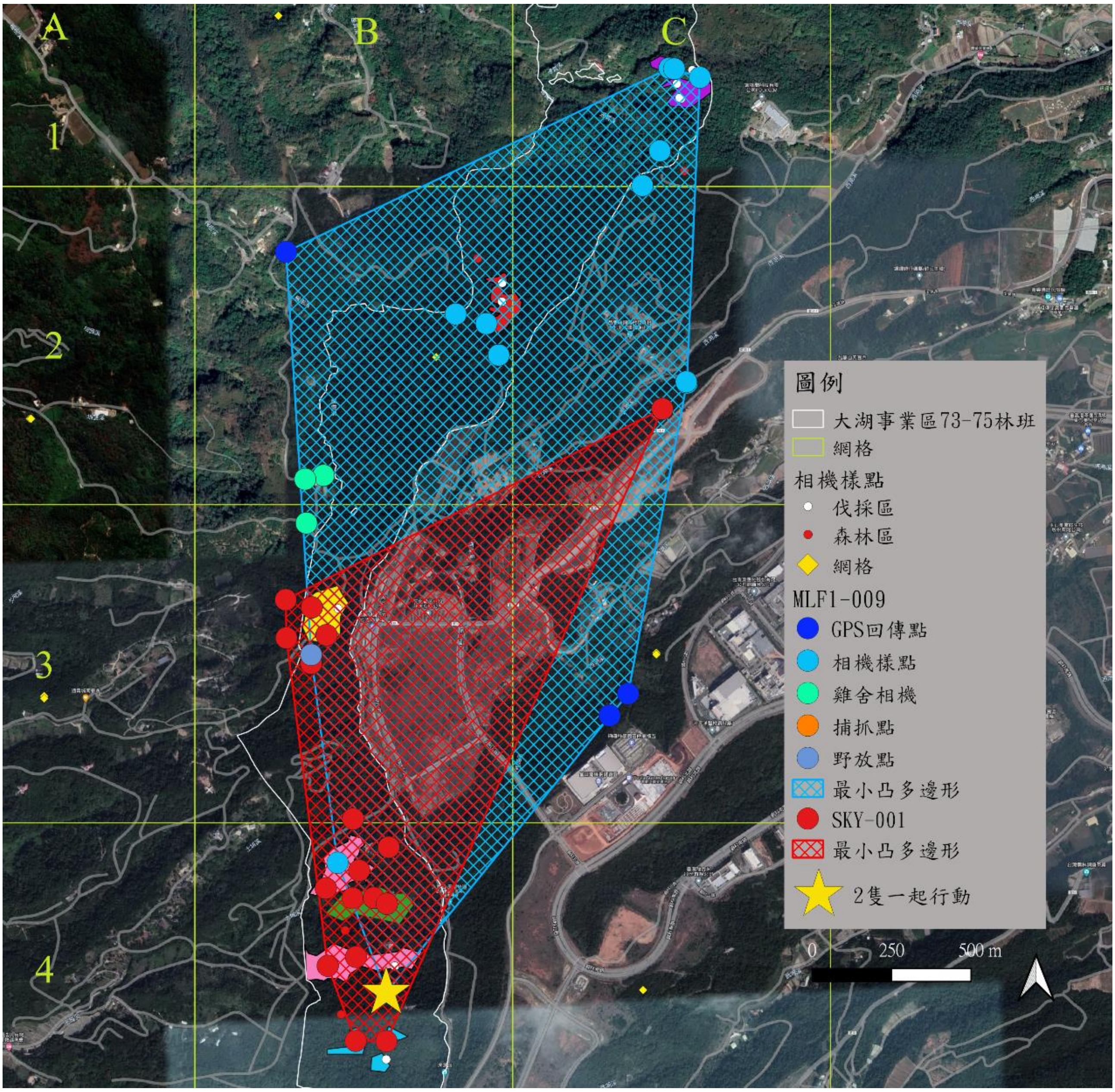


圖 59、MLF1-009(♂)與 SKY-001(♀)活動範圍與拍攝到一起活動的樣點

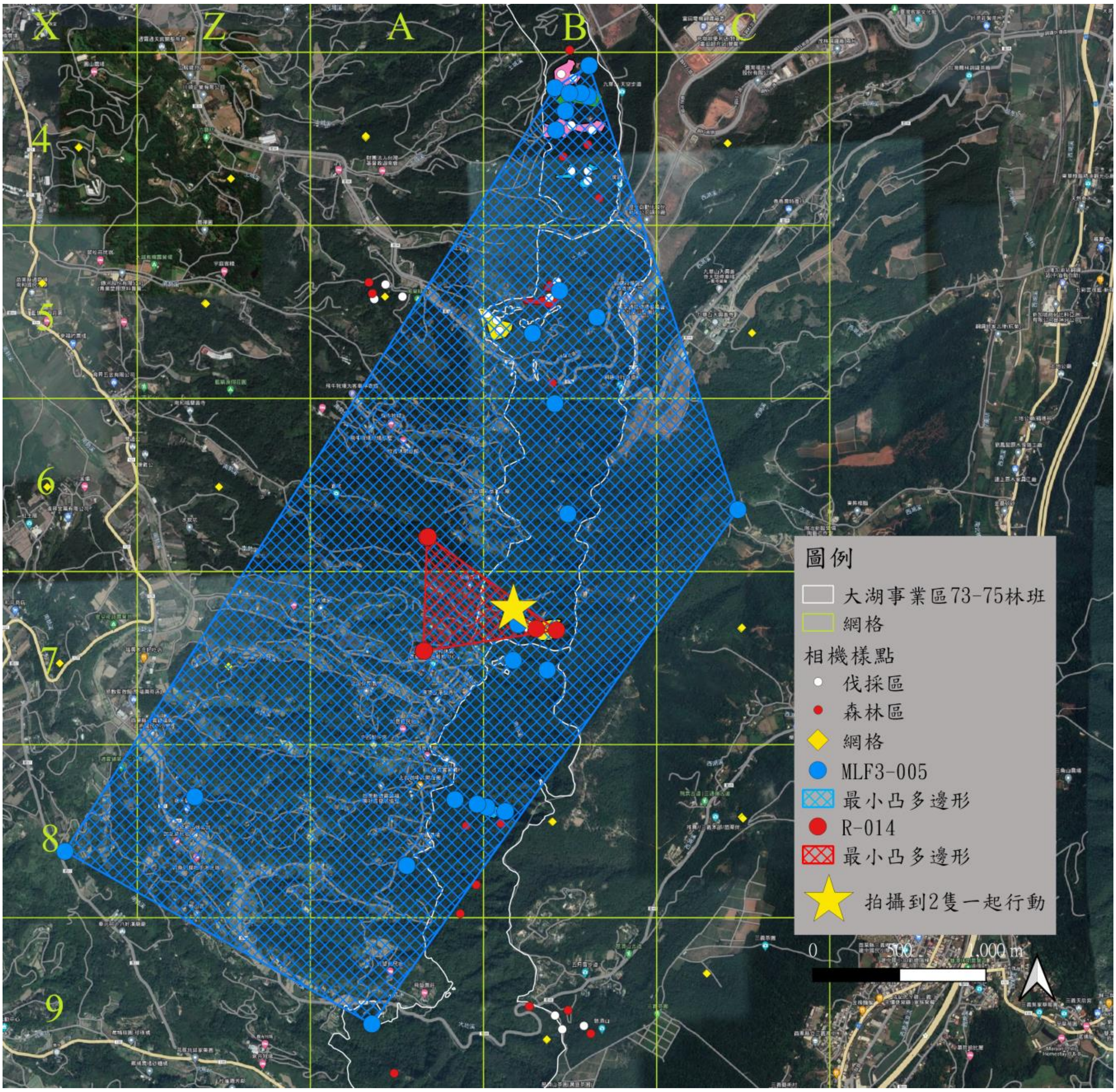


圖 60、MLF3-005(♂)與 R-014(♀)活動範圍與拍攝到一起活動的樣點

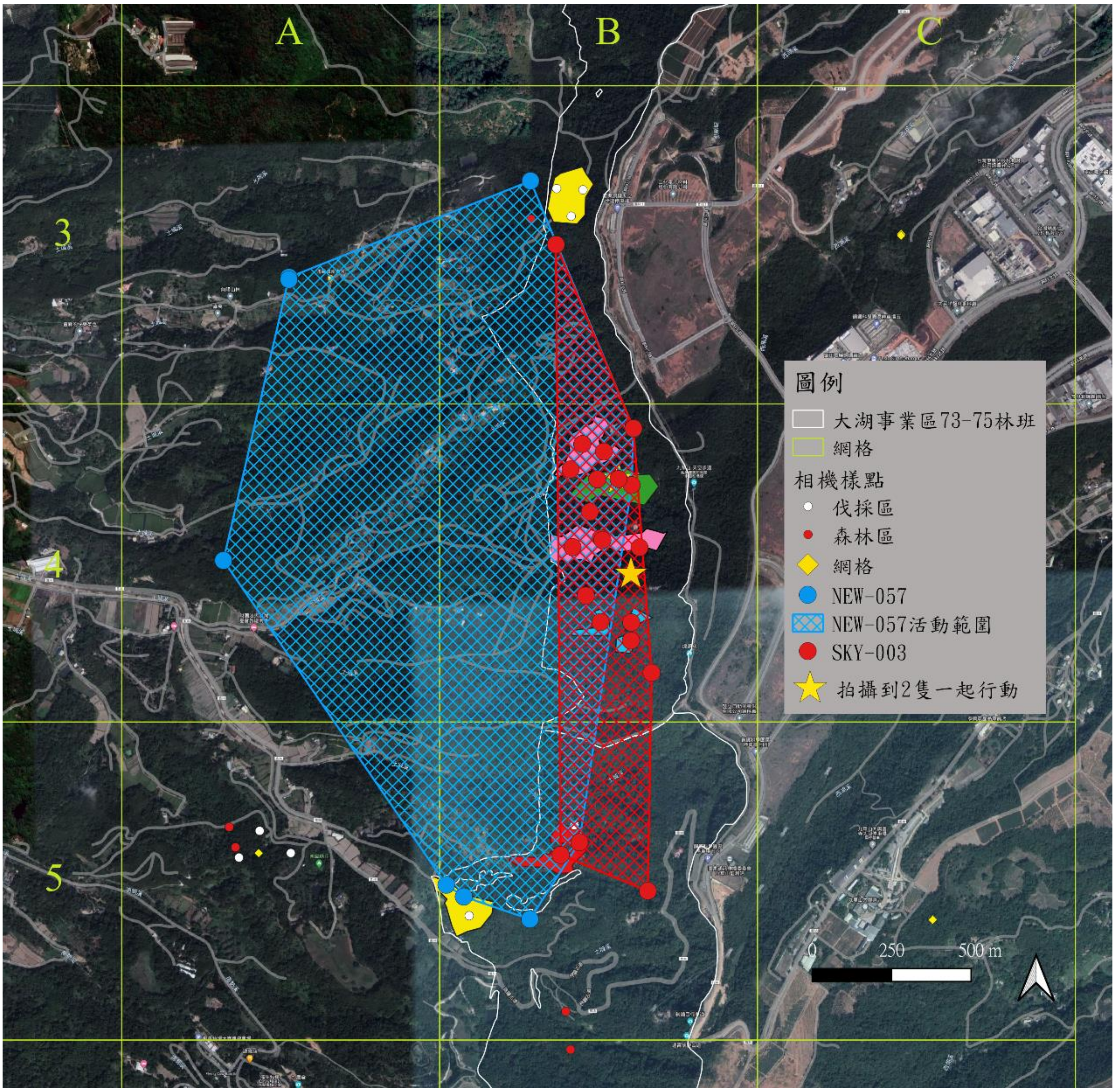


圖 61、NEW-057(♂)與 SKY-003(♀)活動範圍與拍攝到一起活動的樣點

拱背且尾巴緊繃彎曲

樣區1 伐採區 MLF26 2019/4/24 23:15

樣區11 伐採區 MLF41 2019/12/6 22:01

吼叫

樣區1 伐採區 MLF26 2020/8/19 05:28

圖 62、追逐中的成體做出警戒或威嚇的行為

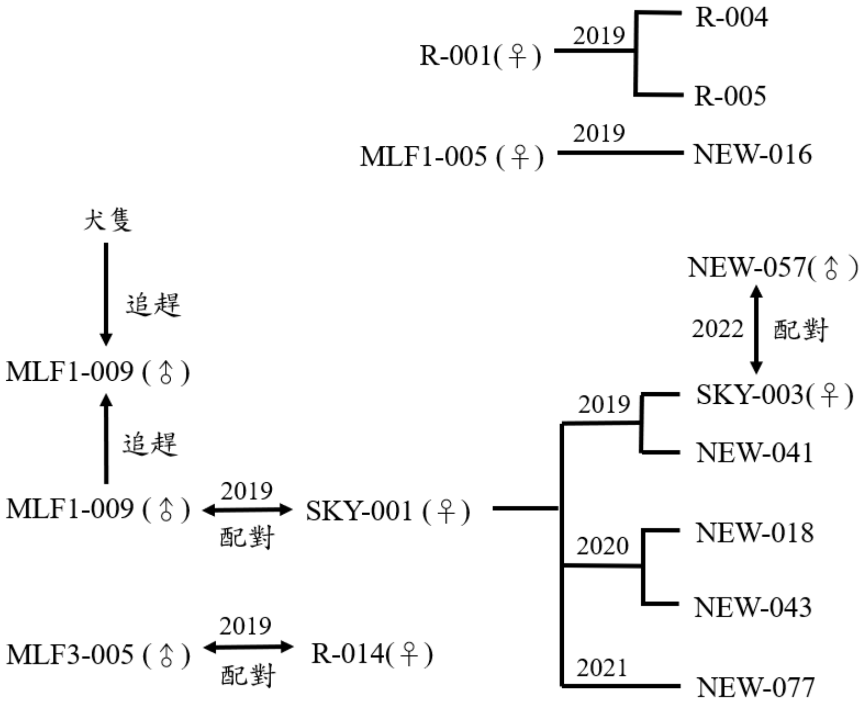


圖 63、個體間關係圖

眼睛

尾部

樣區7、8 森林區 MLF56 2020/8/6 20:08

頸部

樣區1 伐採區 MLF26 2019/1/23 15:29

樣區8 伐採區 MLF38 2022/2/14 15:29

樣區3、11 森林區 MLF31-2 2022/1/17 02:42

樣區1 伐採區 MLF25B 2021/3/31 20:11

圖 64、6 筆拍攝到眼睛受傷、尾部彎曲與頸部疑似受傷或脫毛的影像紀錄

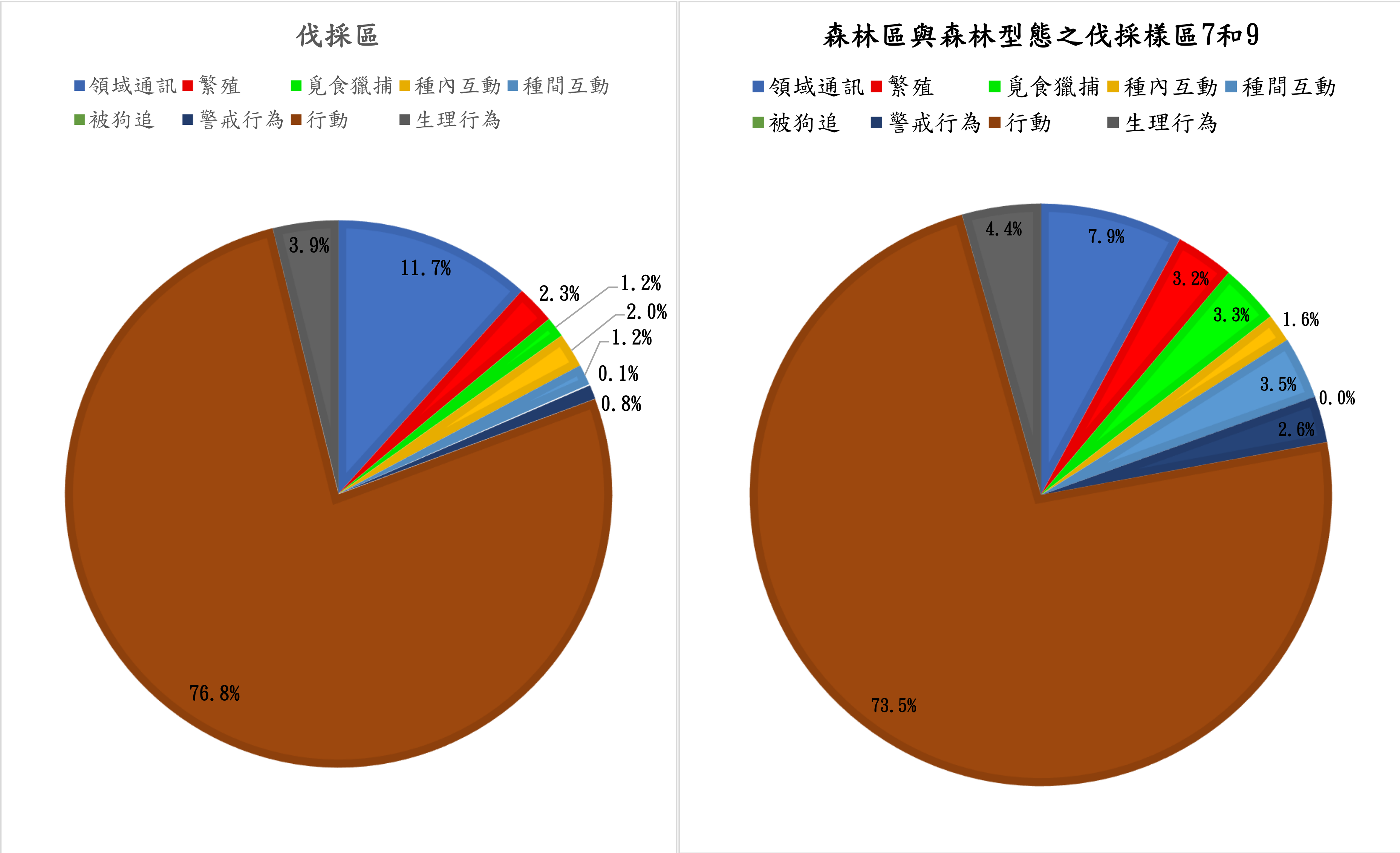


圖 65、石虎行為在造林 10 年內(左)與周遭森林環境(右)行為比例

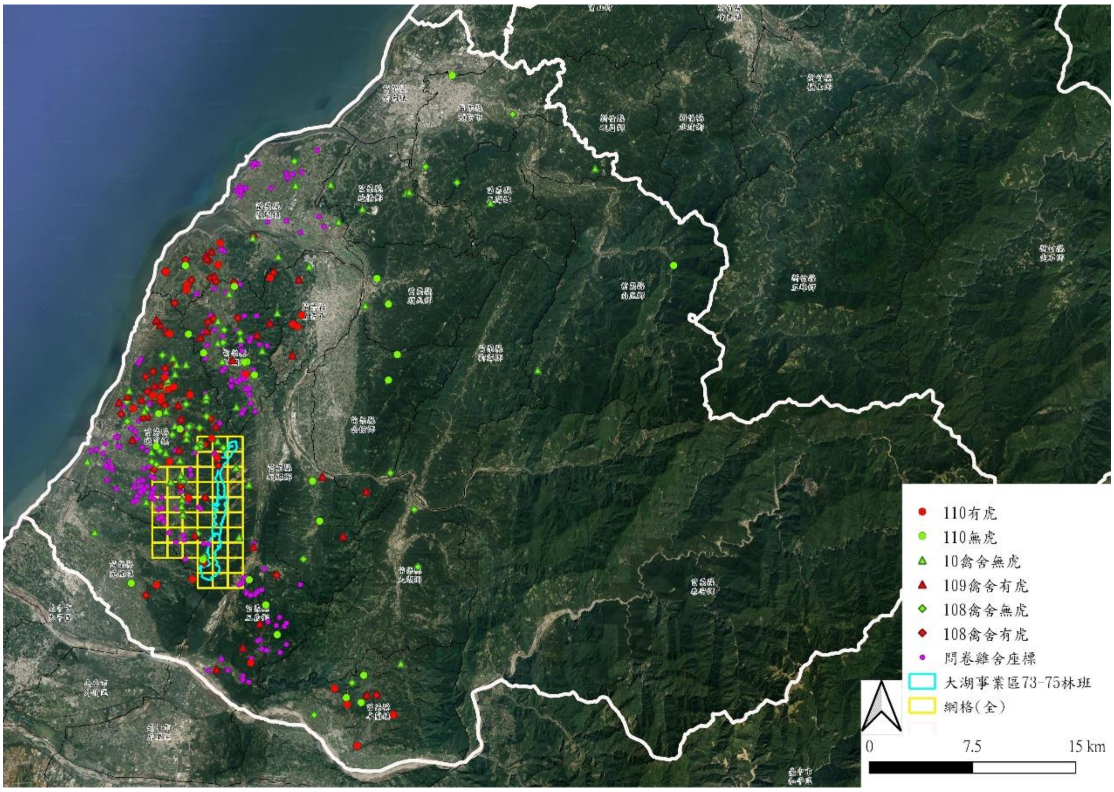


圖 66、各年度參與生態給付之養禽戶、苗縣府訪談養禽戶、大湖事業區 73-75 林班以及本計畫網格相對位置圖

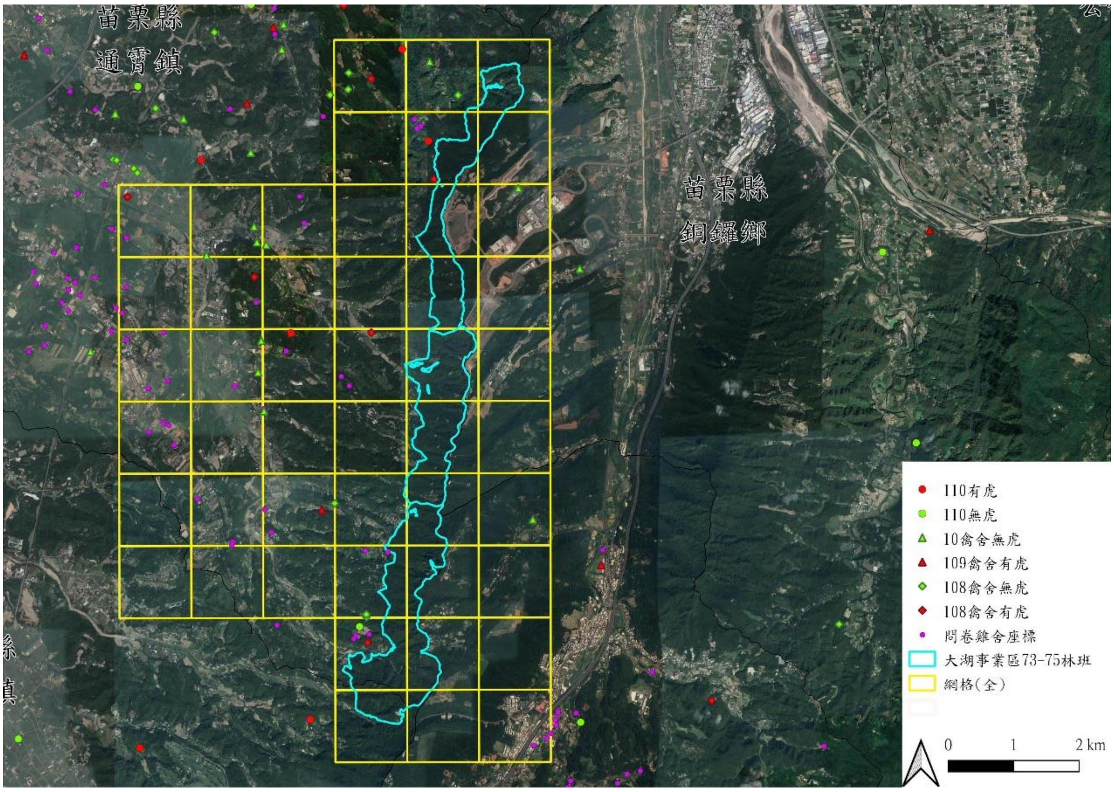


圖 67、大湖事業區 73-75 林班以及本計畫網格與周邊養禽戶之相對位置圖

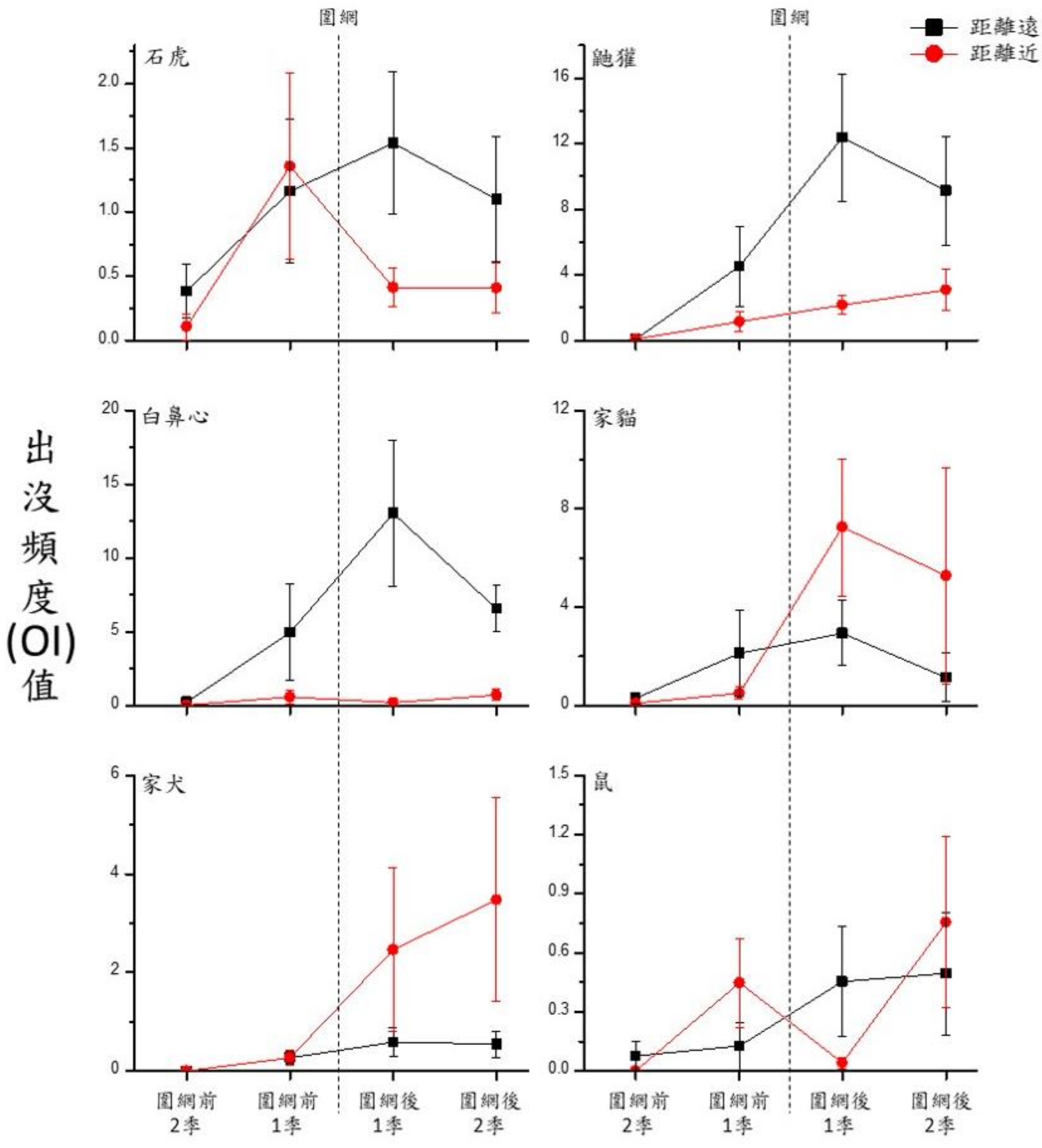


圖 68、養禽戶圍網前後近遠監測石虎與其他動物出現頻度比較

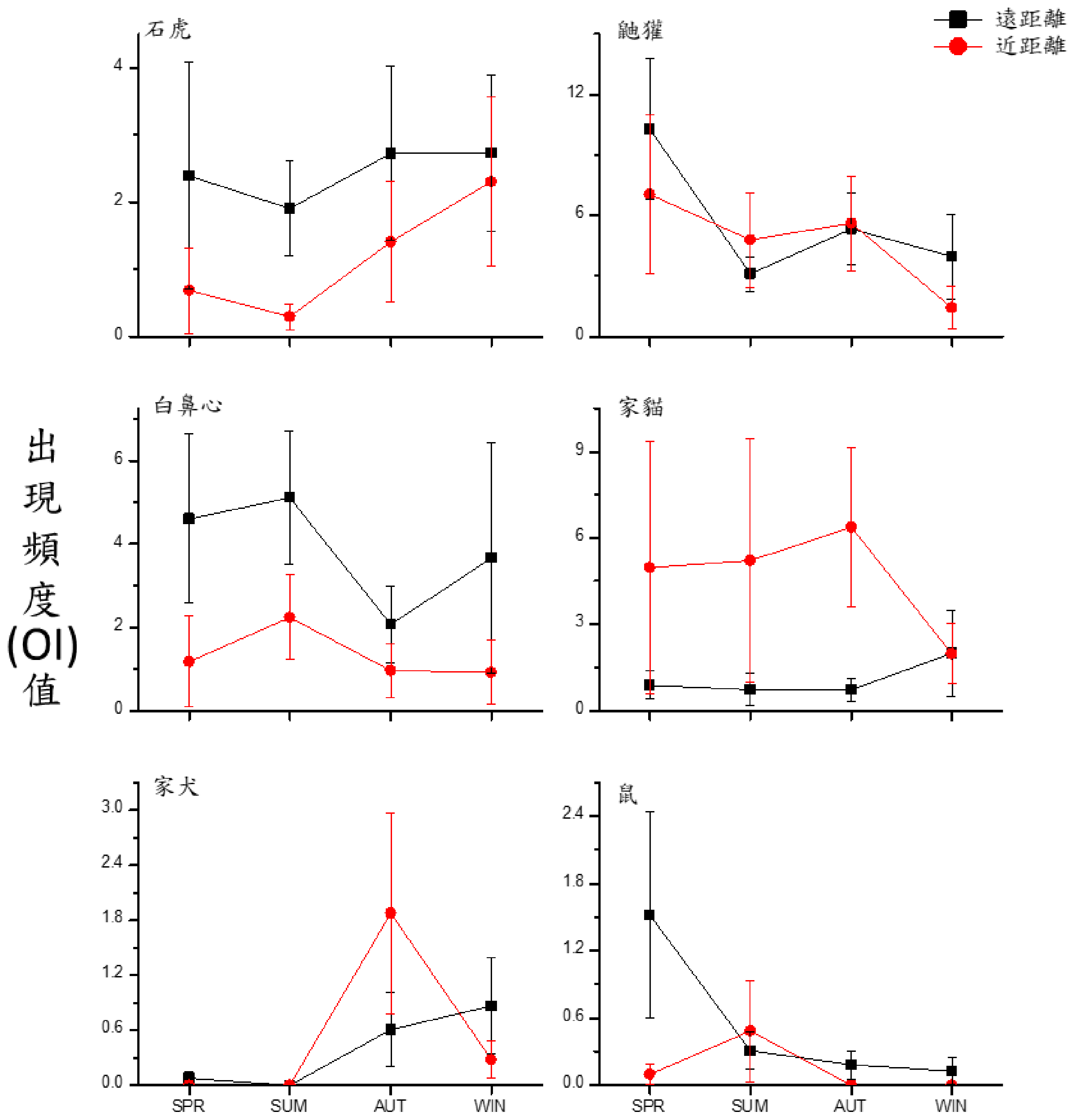


圖 69、養禽戶圍網前，比較不同距離四季動物出現頻度 OI 平均值

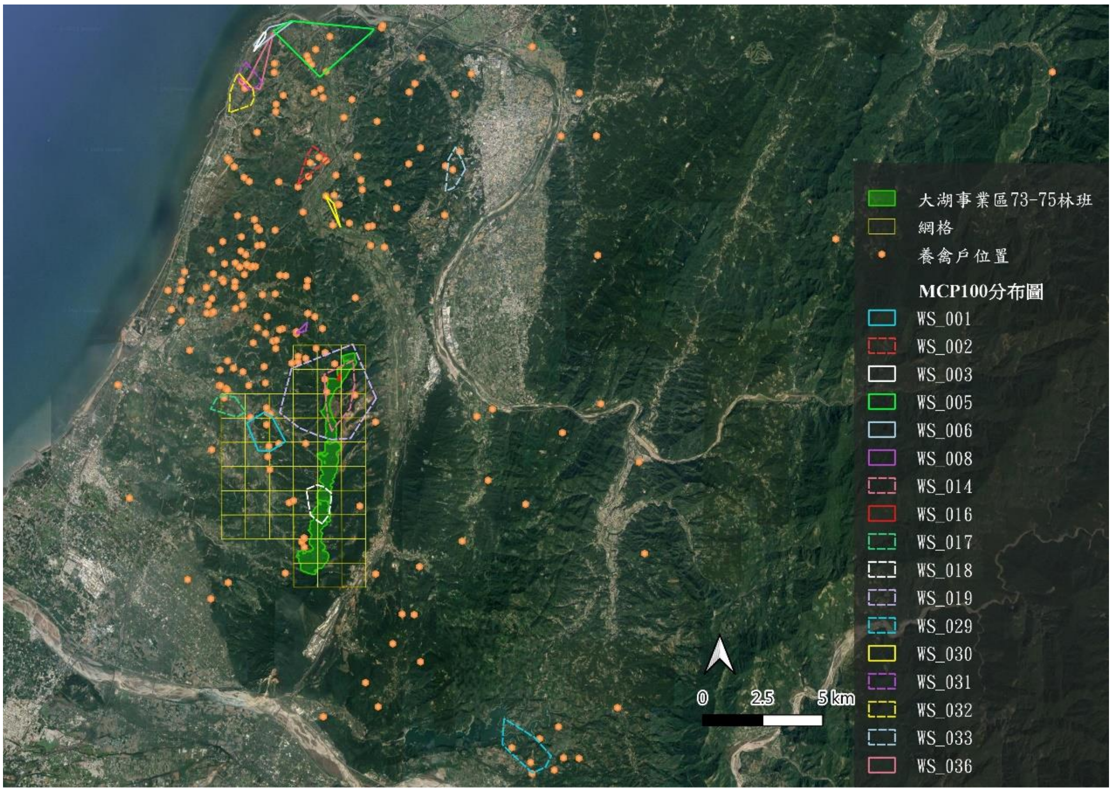


圖 70、2018 年~2022 年間石虎追蹤個體 MCP100 範圍相對位置圖

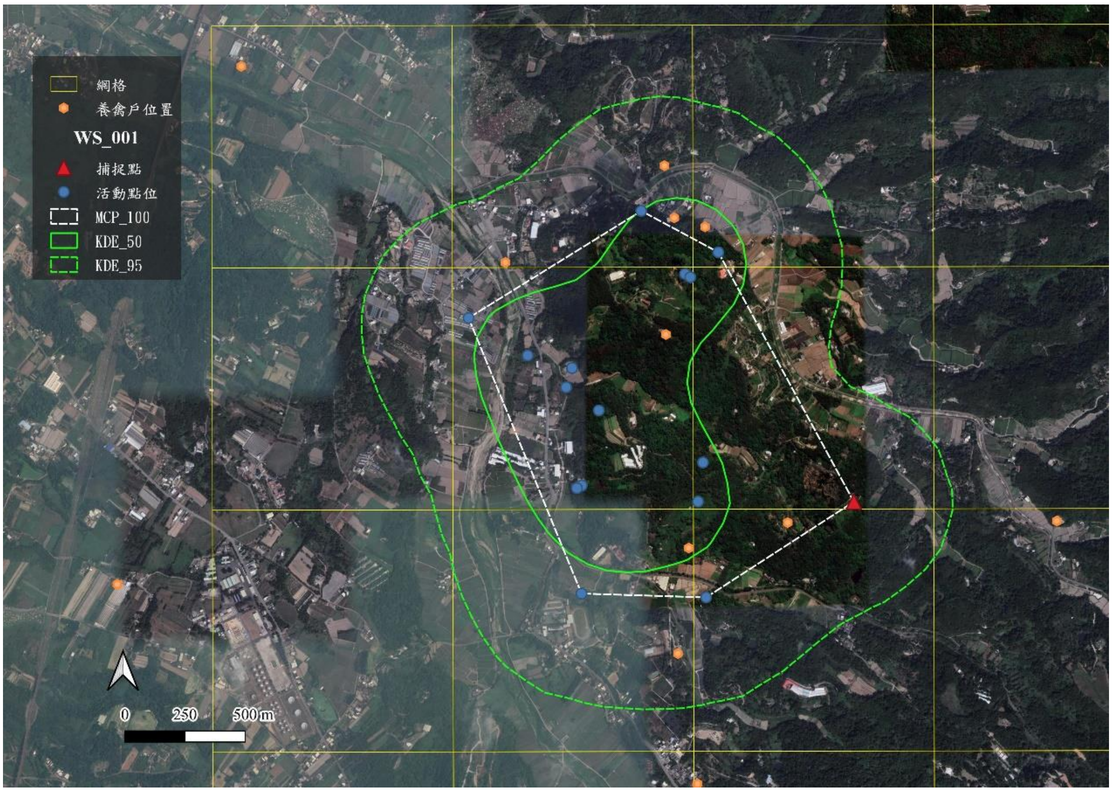


圖 71、WS_001(小南)活動範圍

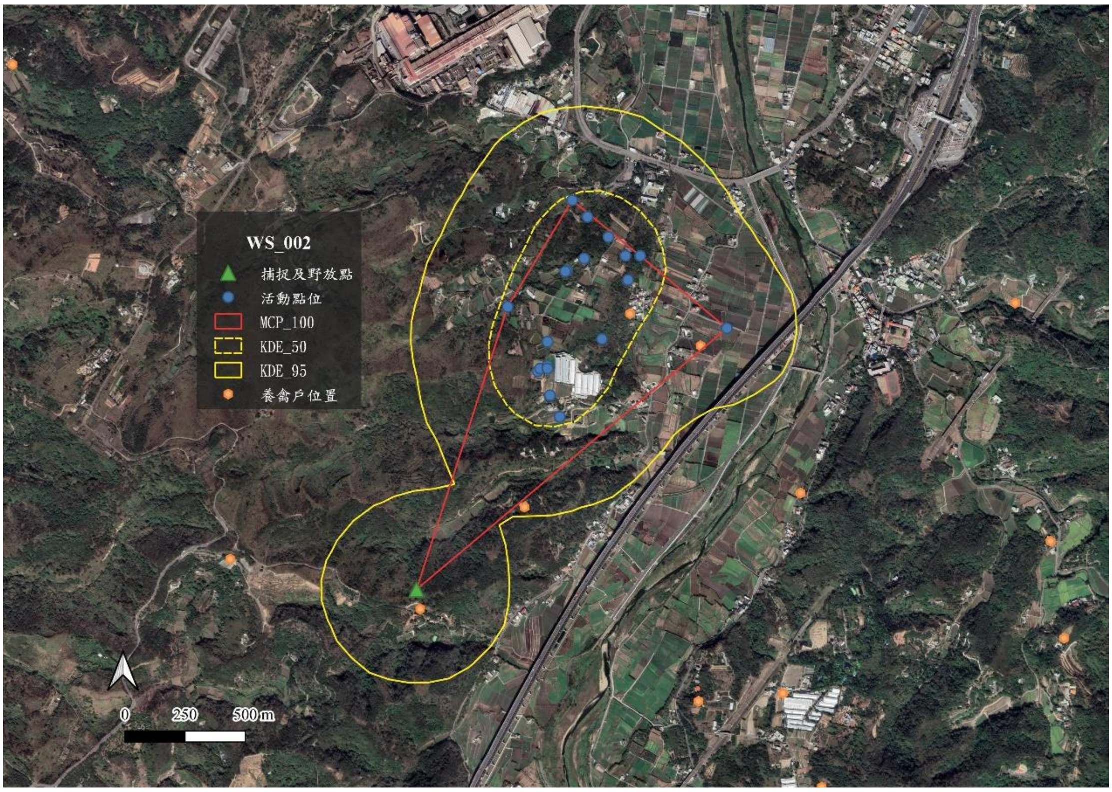


圖 72、WS_002(蘇虎媽)活動範圍

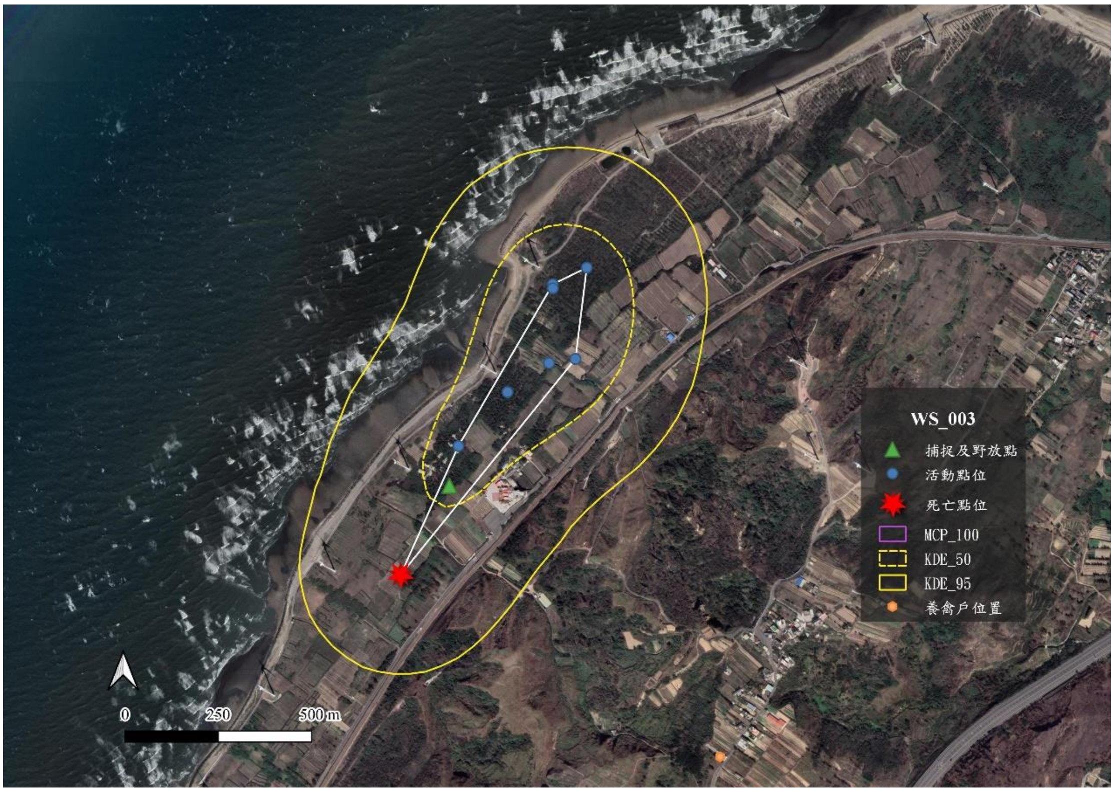


圖 73、WS_003(小清)活動範圍

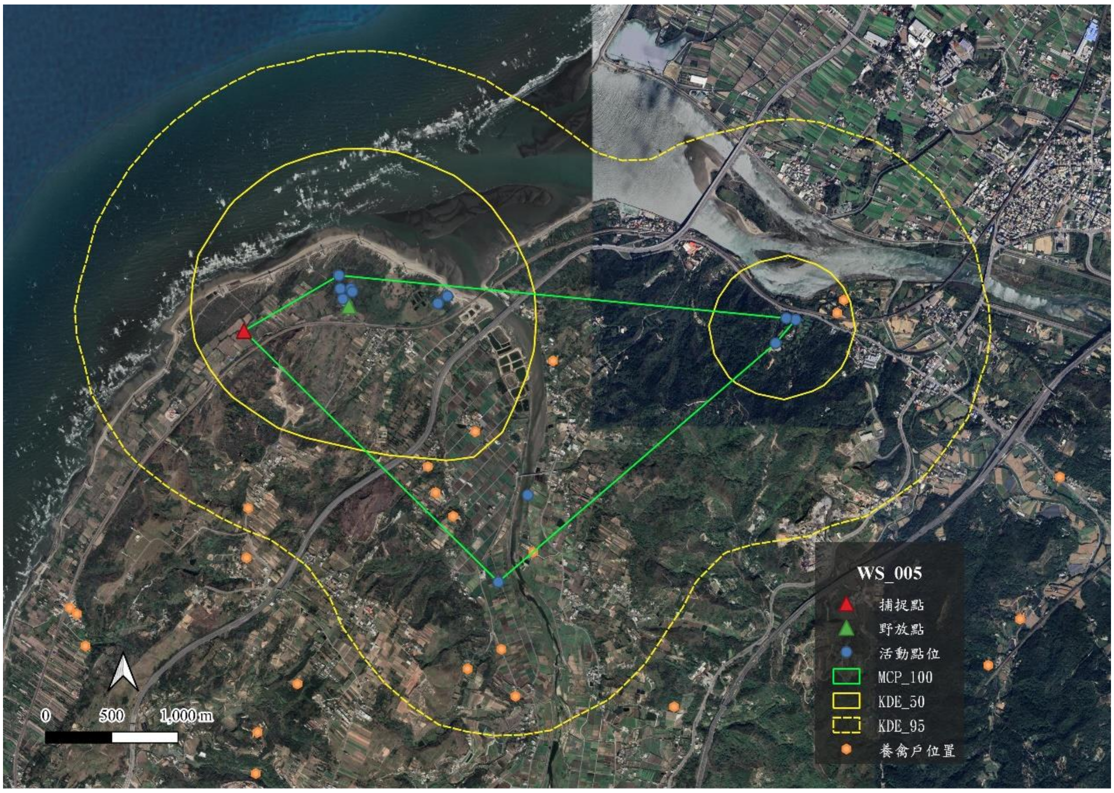


圖 74、WS_005(大海)活動範圍

圖 75、WS_006(小樂)活動範圍

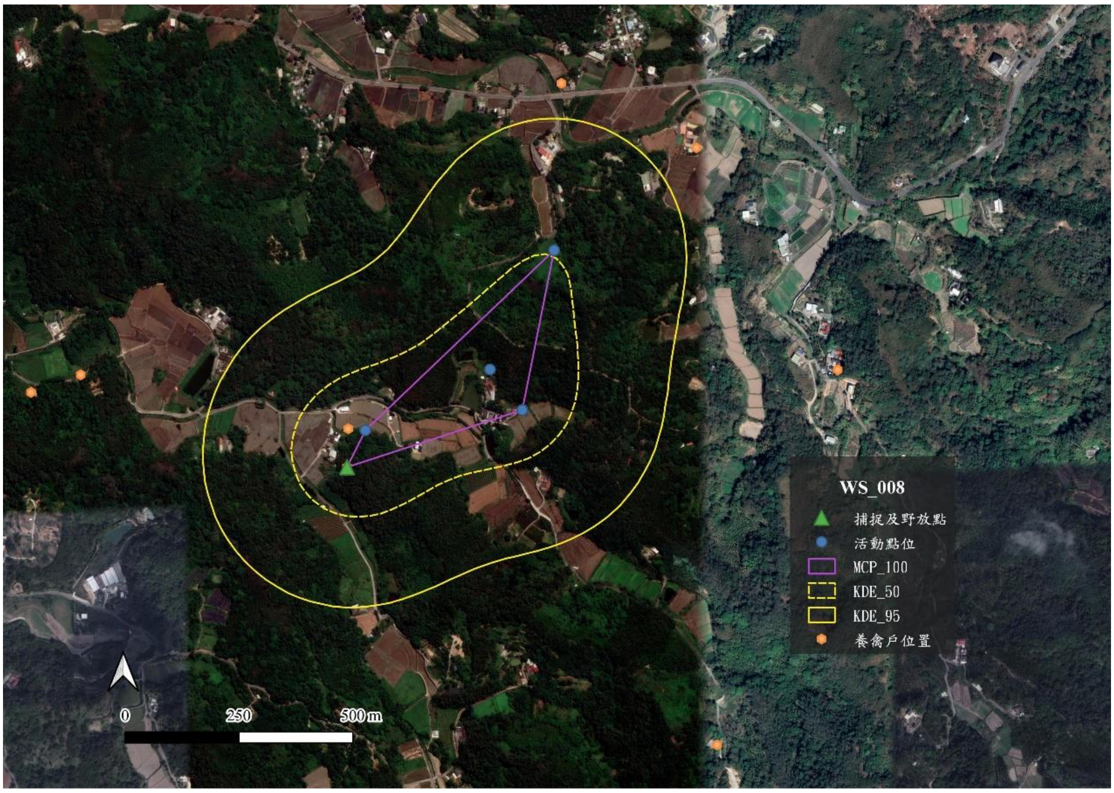


圖 76、WS_008(小楓)活動範圍

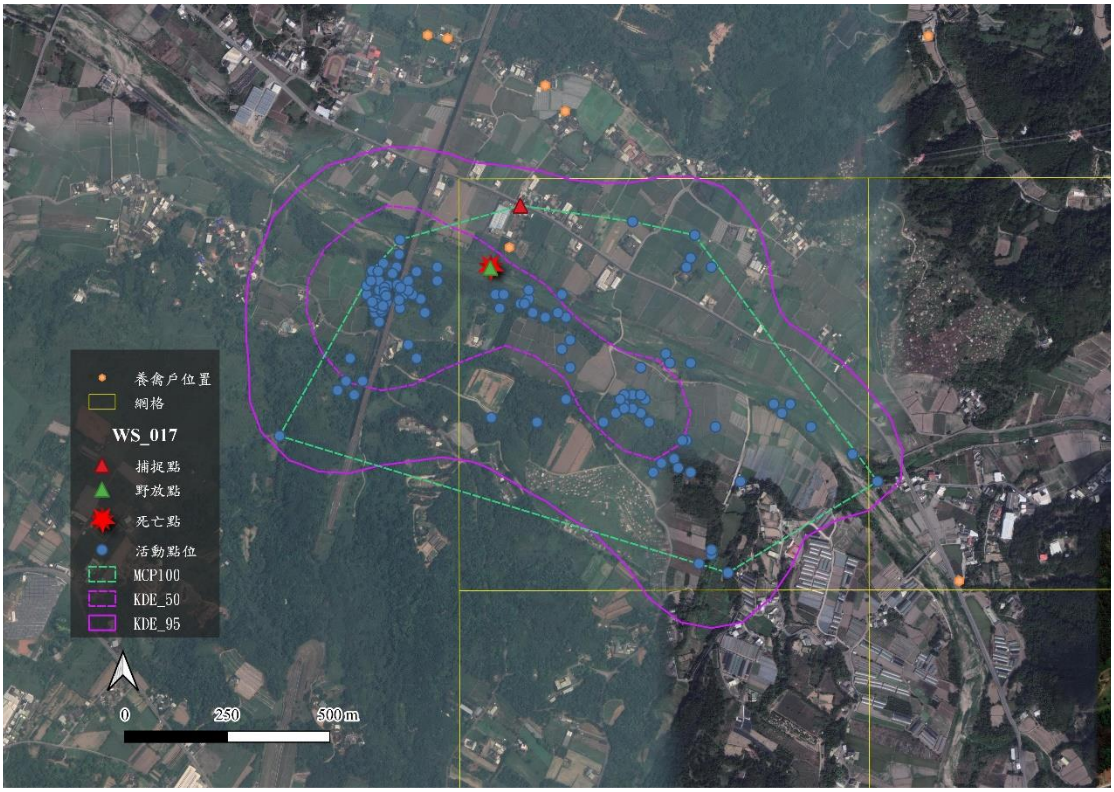


圖 77、WS_017(小古)活動範圍

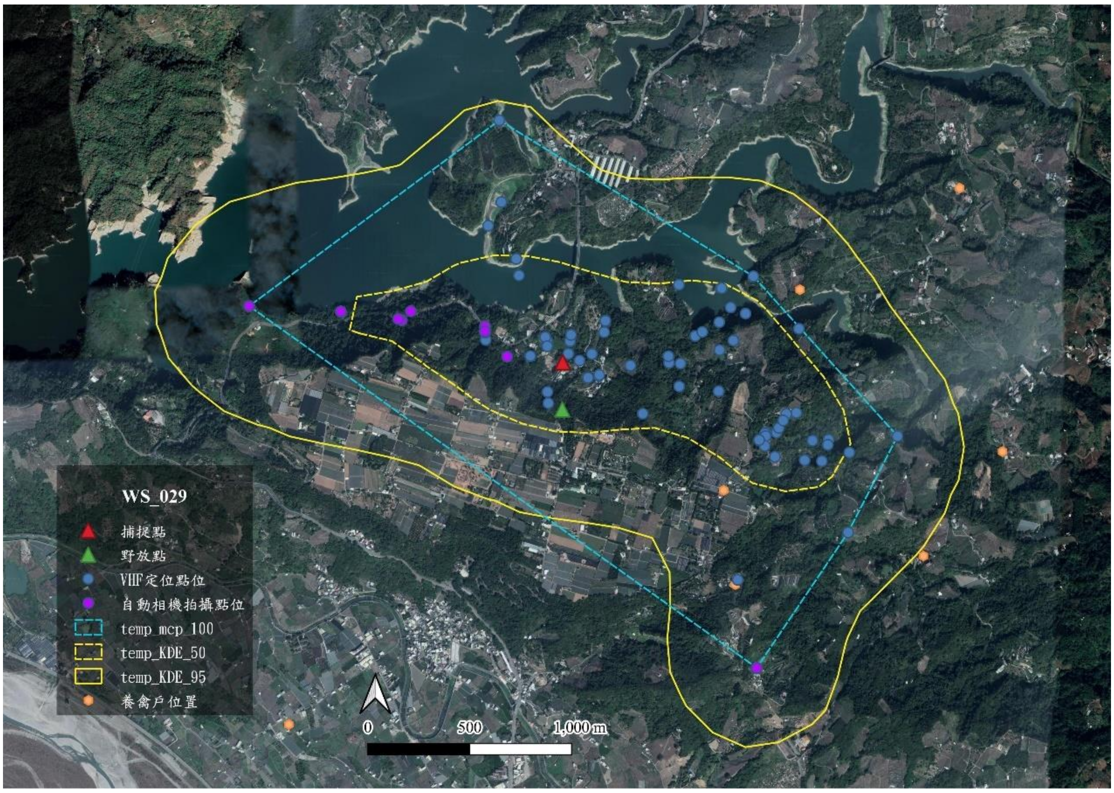


圖 78、WS_029(小哈)活動範圍

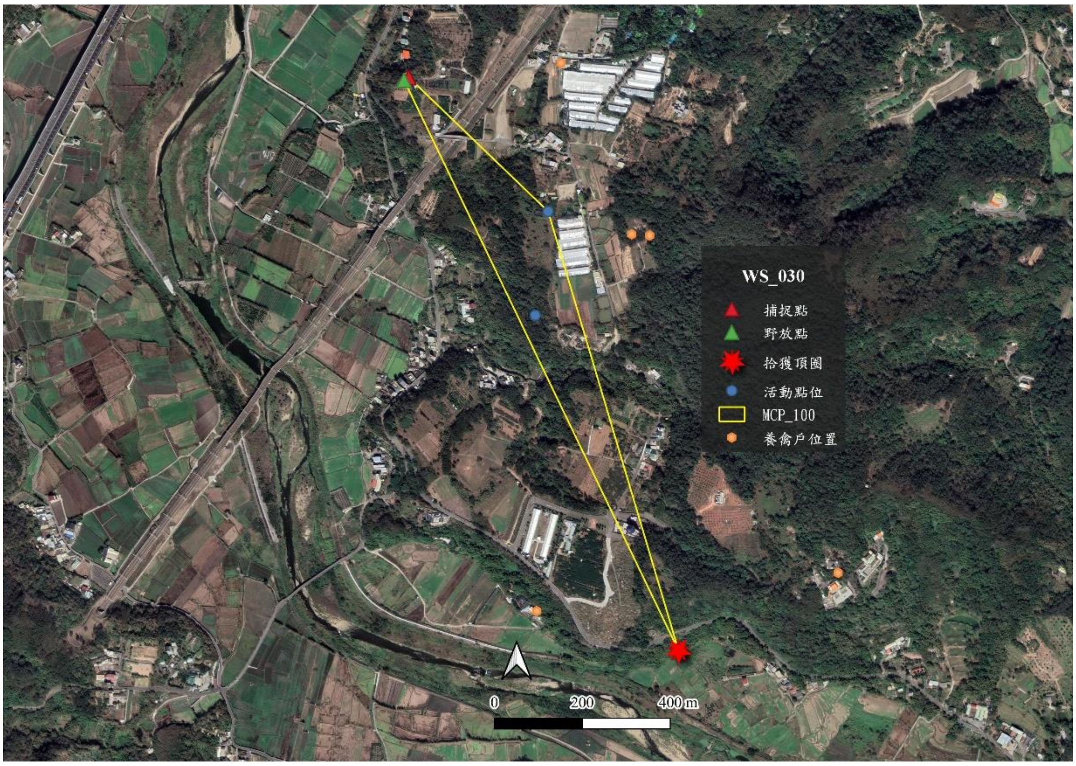


圖 79、WS_030(柚子)活動範圍

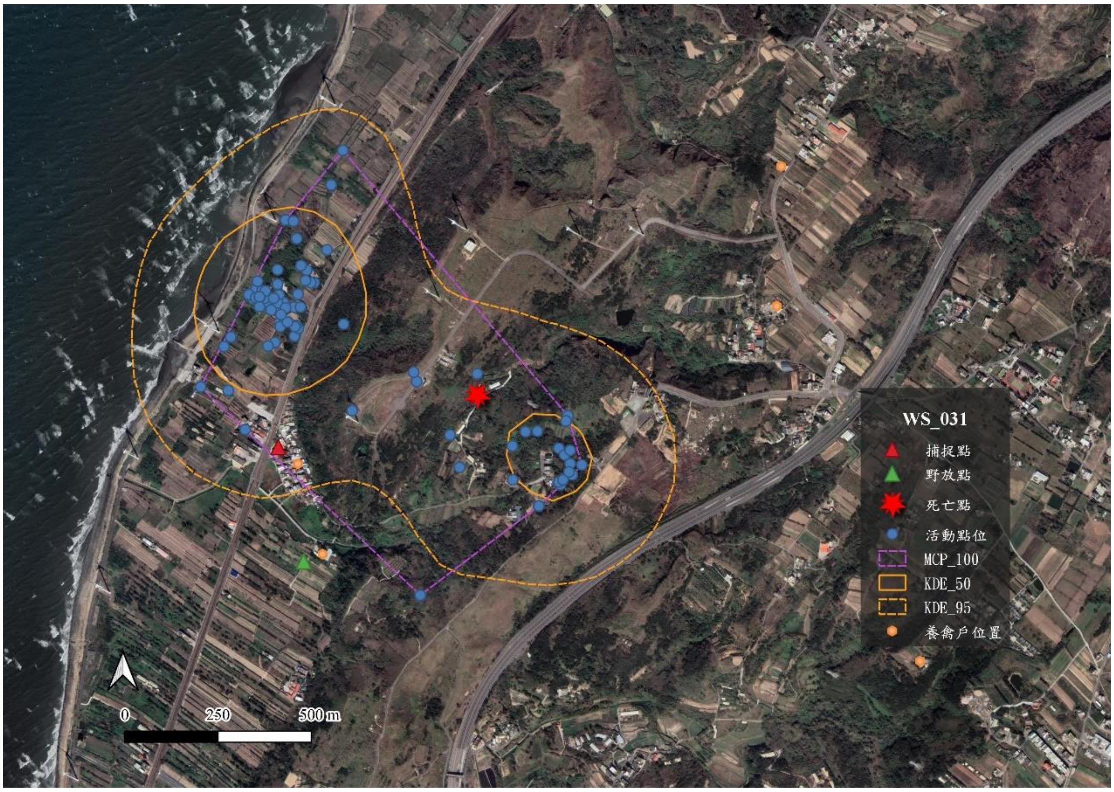


圖 80、WS_031(小邊)活動範圍

圖 81、WS_032(老四)活動範圍

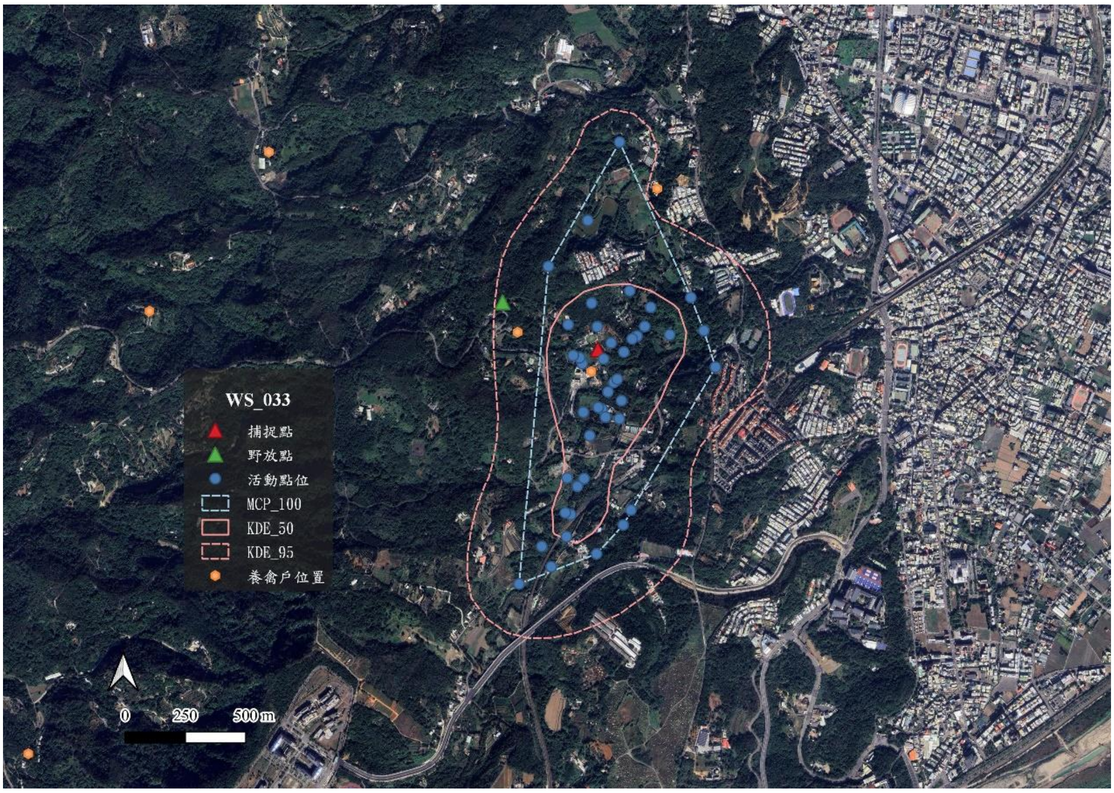


圖 82、WS_033(小安)活動範圍

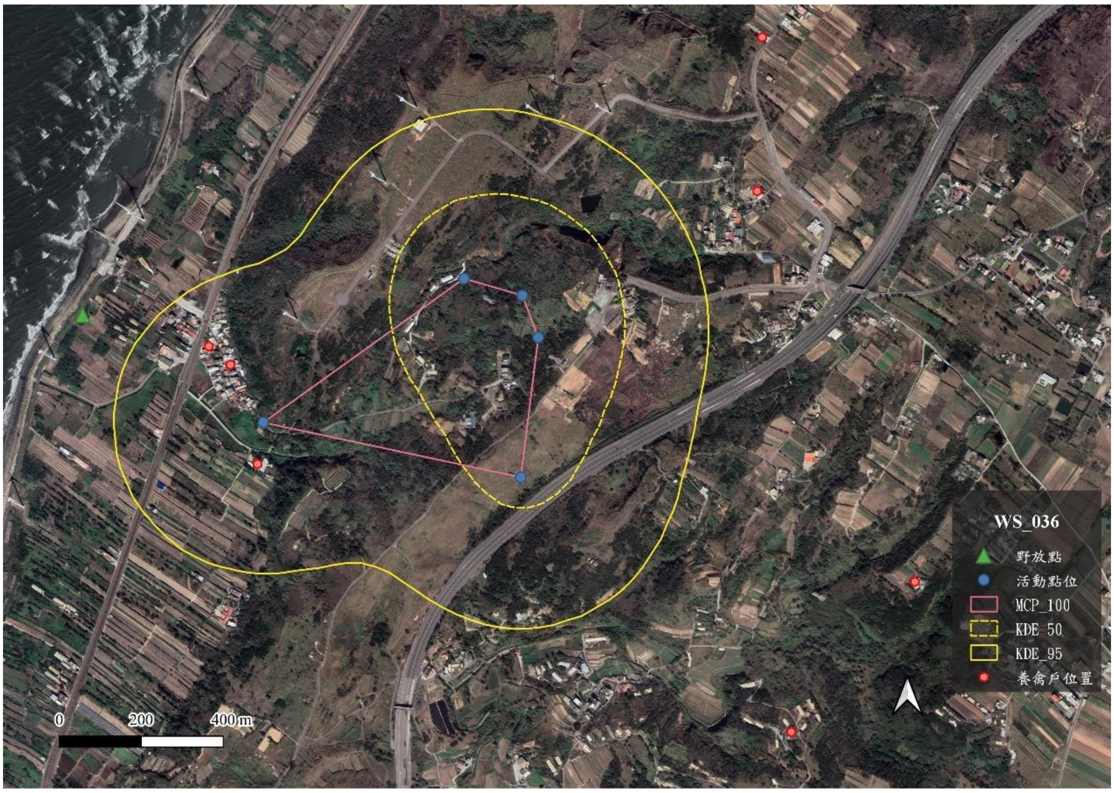


圖 83、WS_036(五條)相關點位圖

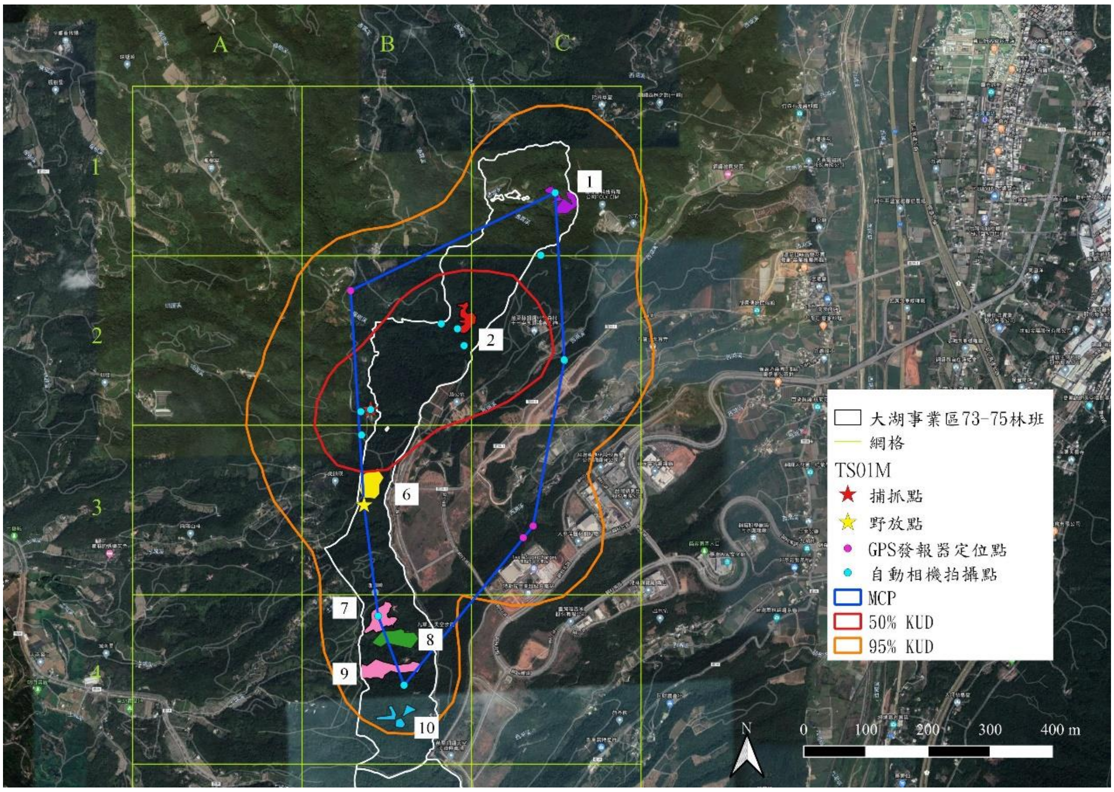


圖 84、WS_014(小謝)活動範圍

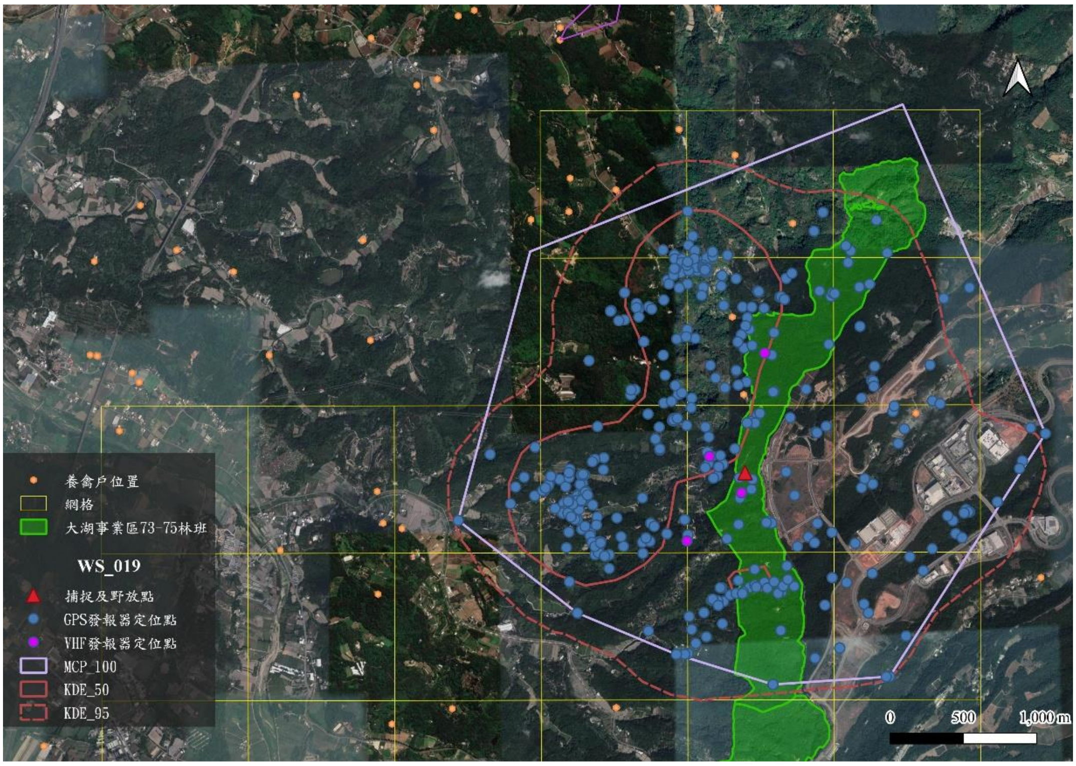


圖 85、WS_019(小虎)活動範圍

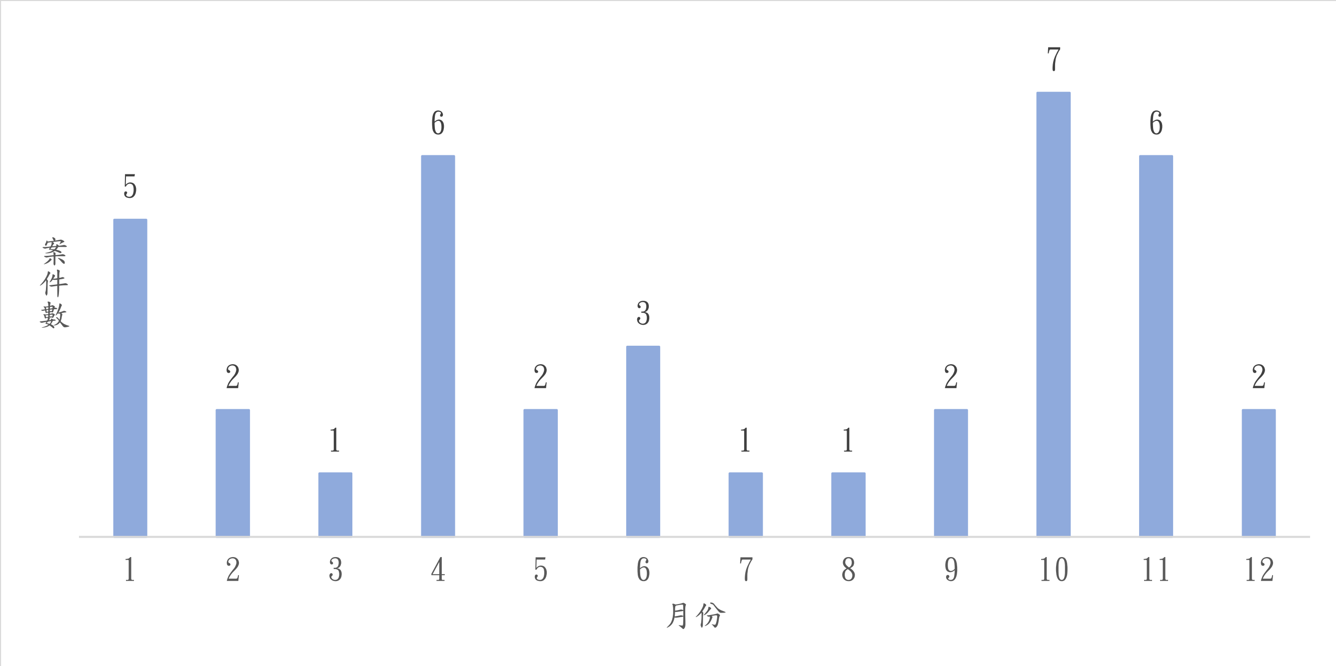


圖 86、石虎侵擾雞舍的案例月份分布(苗栗縣政府生態給付資料)

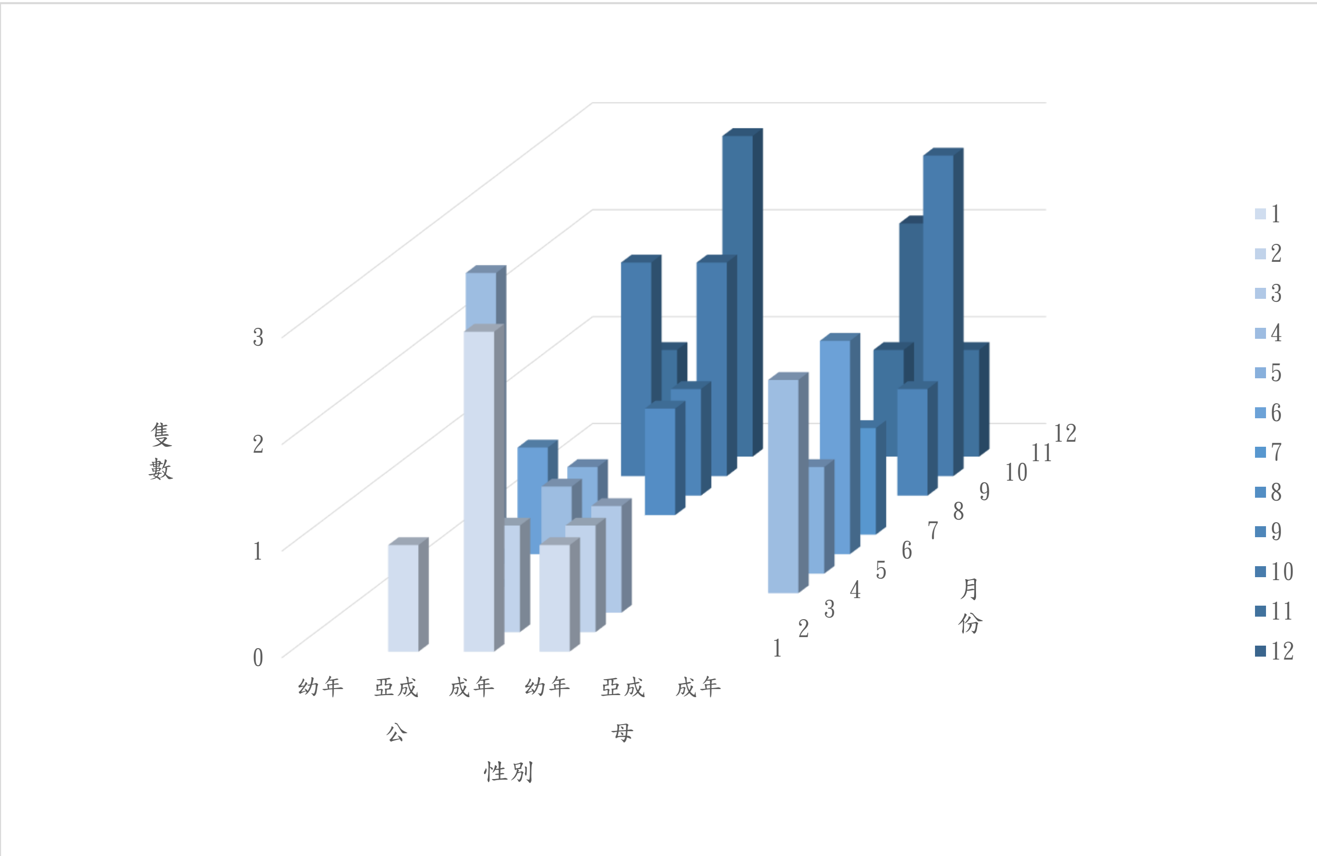


圖 87、養禽戶捕捉石虎的月份、性別、年齡及隻數(苗栗縣政府生態給付資料)

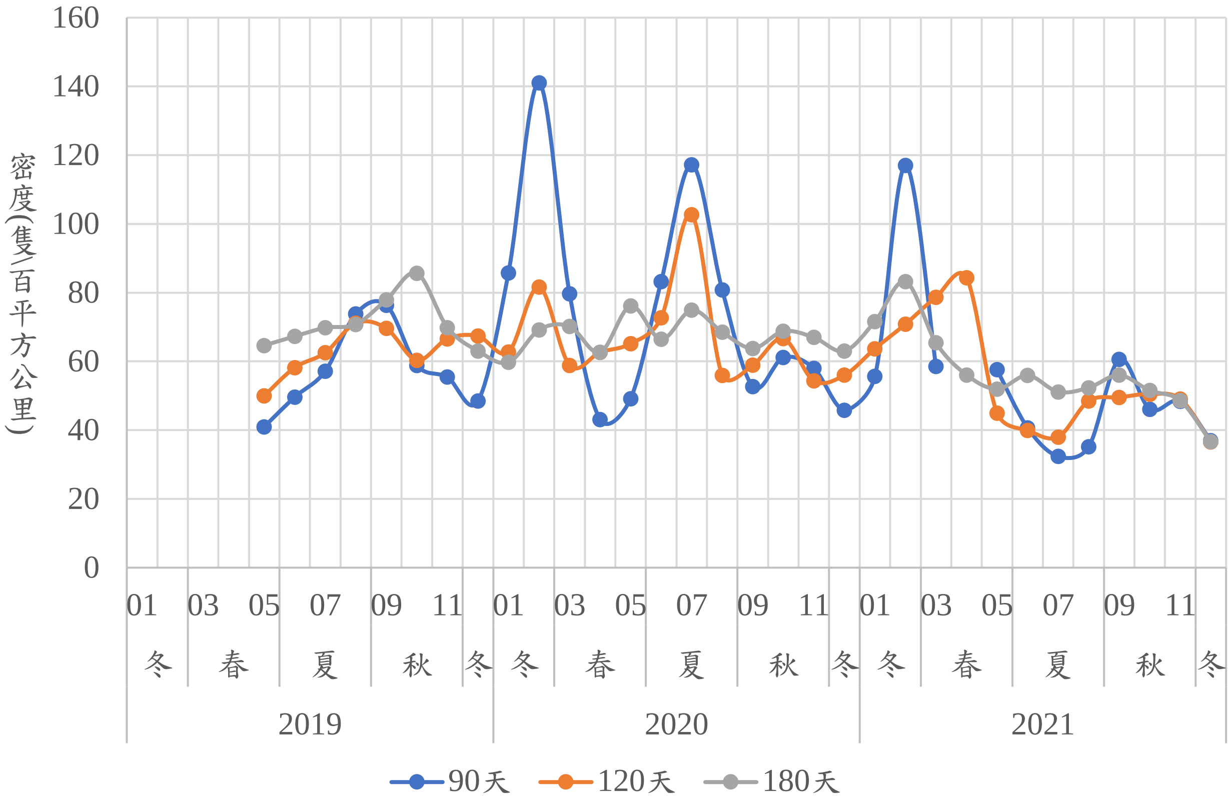


圖 88、空間直觀捕捉標放-再捕捉法(SECR)估算之石虎族群密度

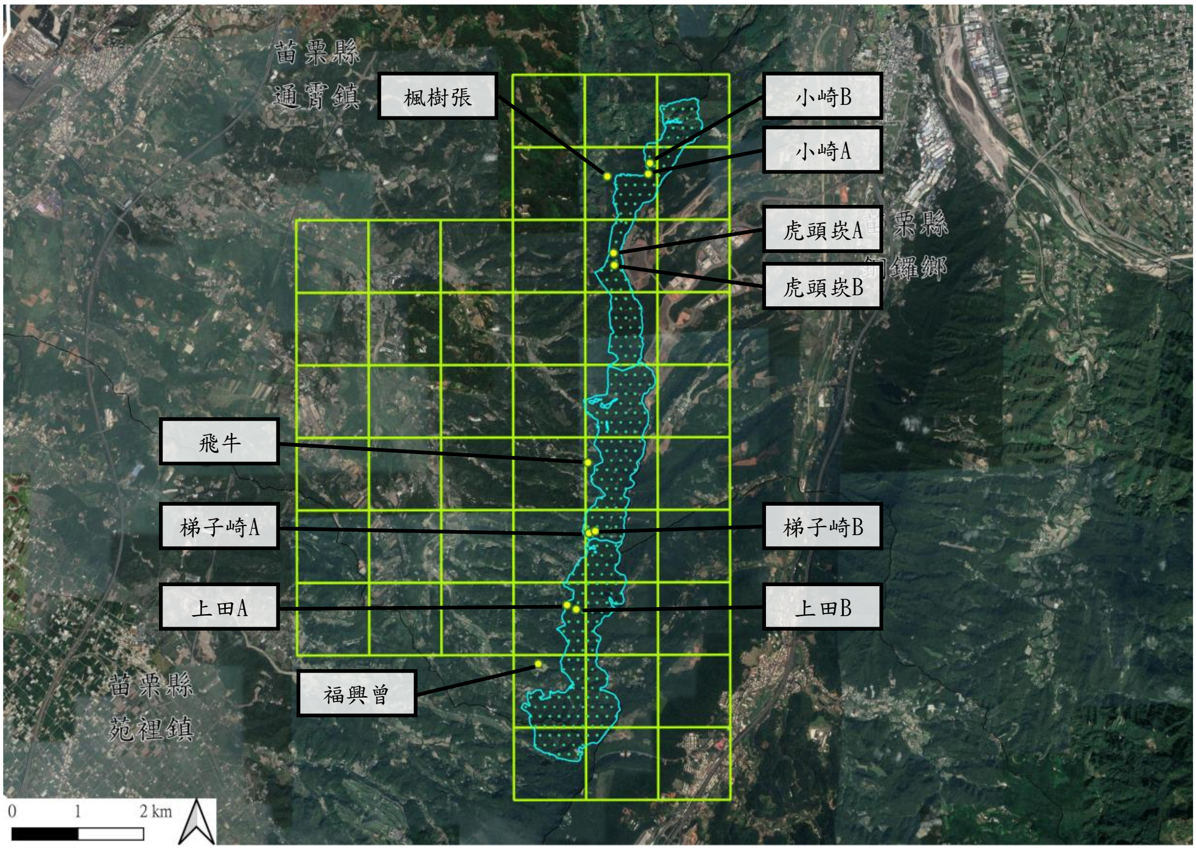


圖 89、捕捉籠相對位置圖

	
小崎 A	小崎 B
	
虎頭崁 A	虎頭崁 B
	
梯子崎 A	梯子崎 B

	
上田 A	上田 B
	
楓樹張	福興曾
	
飛牛	梯子崎 A 遭破壞前之影像

圖 90、捕捉籠現場環境照

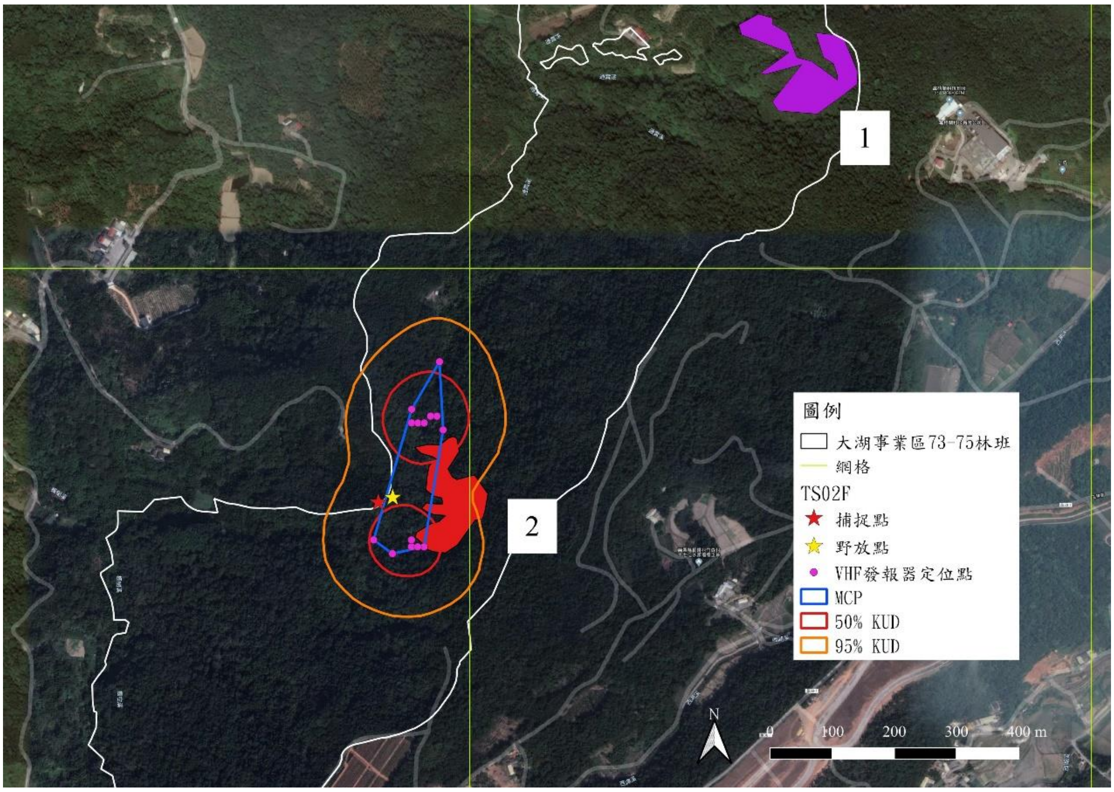


圖 91、WS_016(小崎)活動範圍

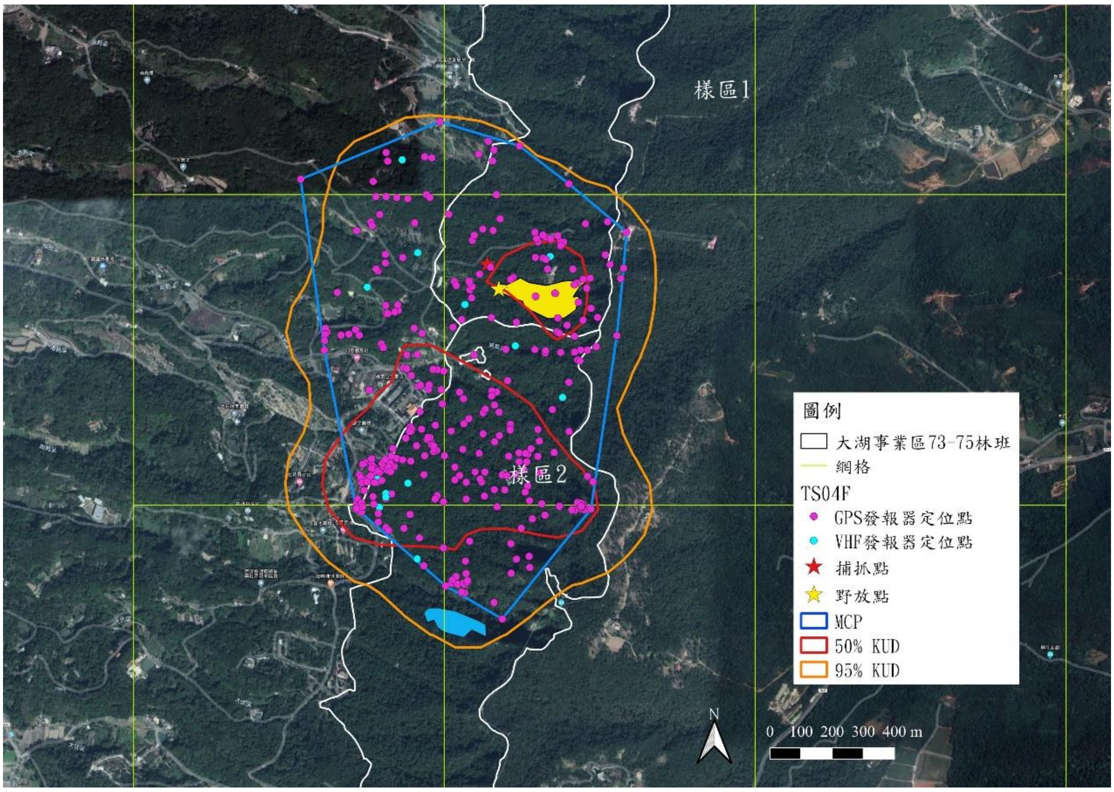


圖 92、WS_018(小田)活動範圍

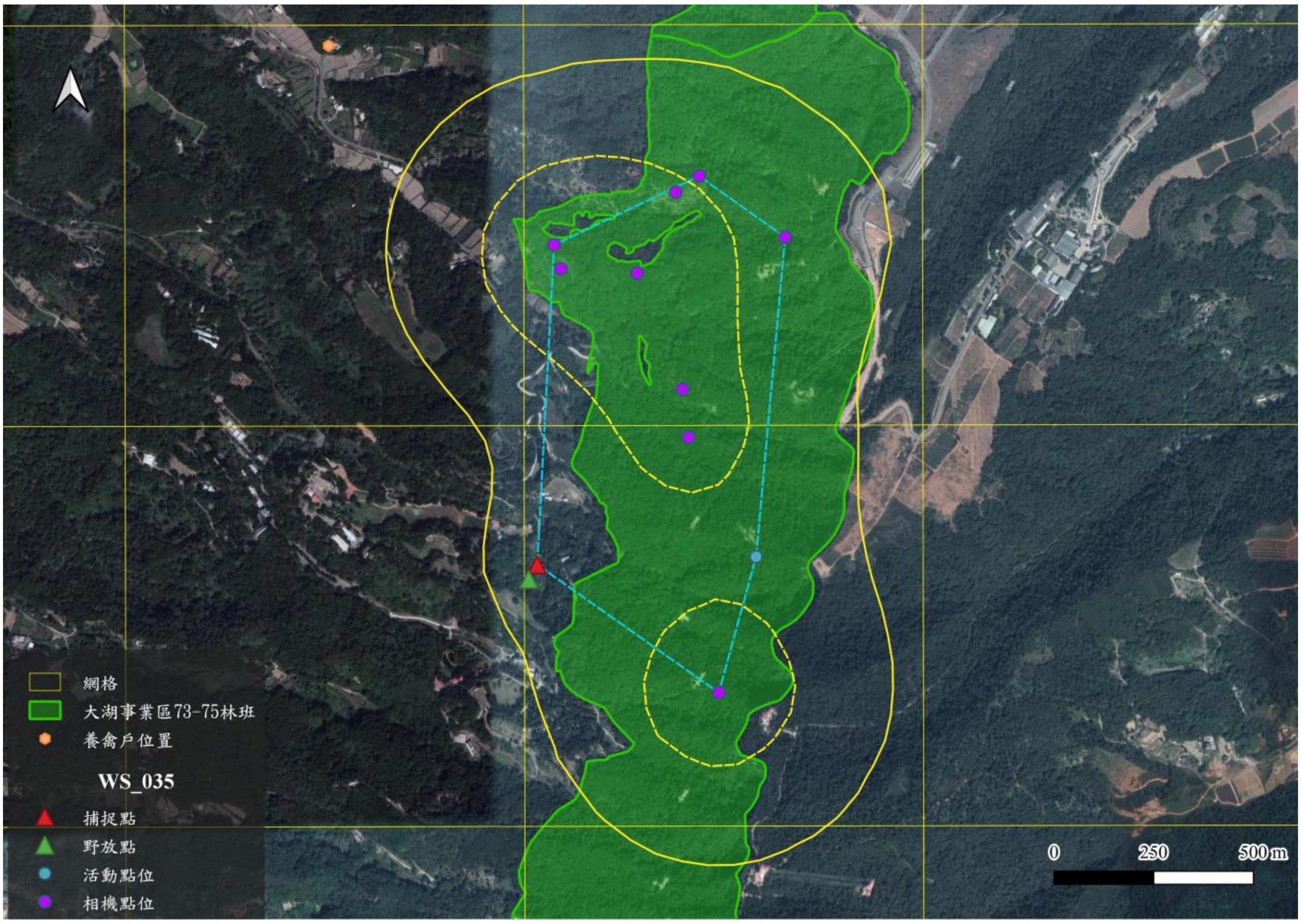


圖 93、WS_035(飛妃)相關點位與依據自動相機個體辨識之活動範圍

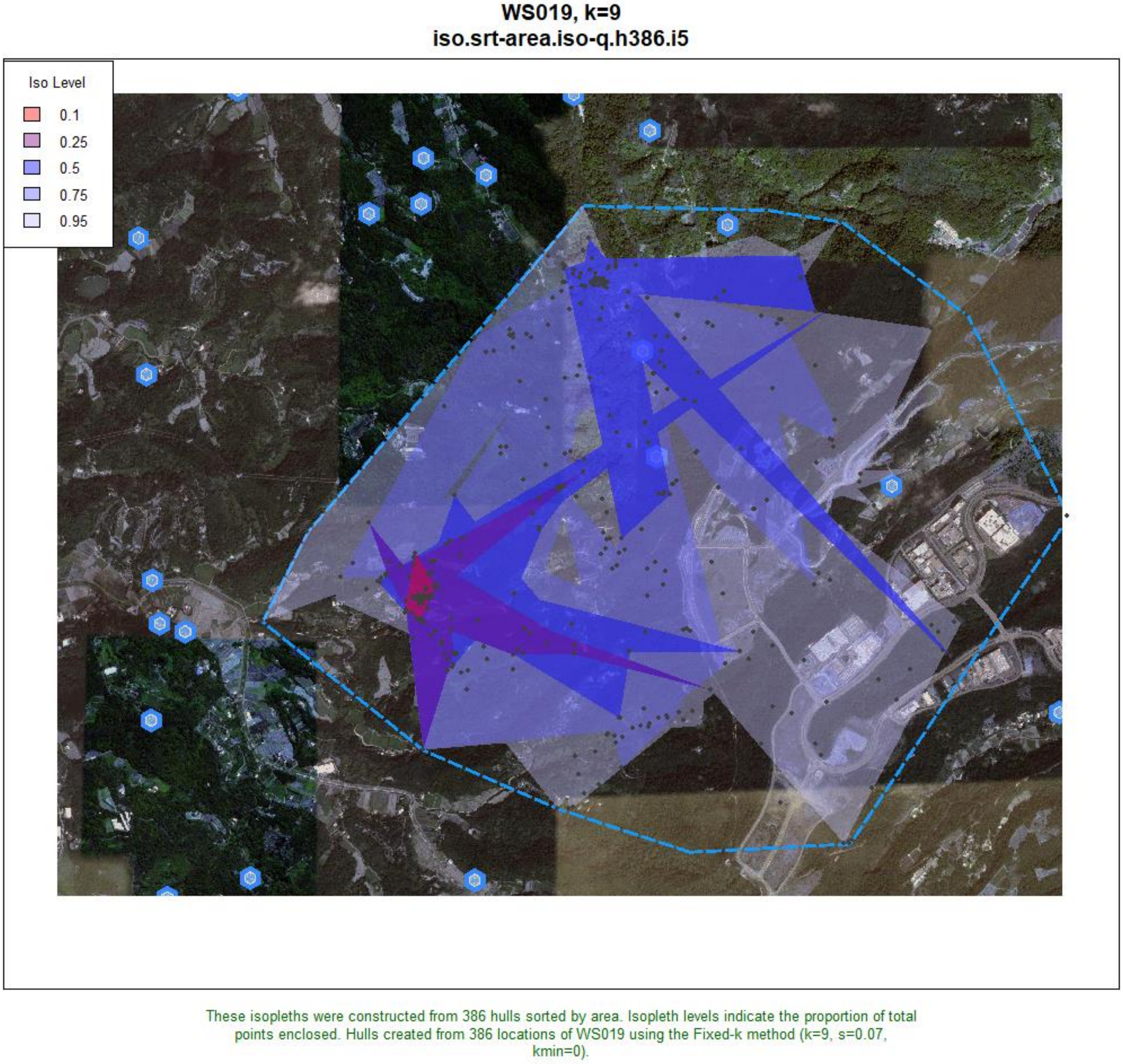
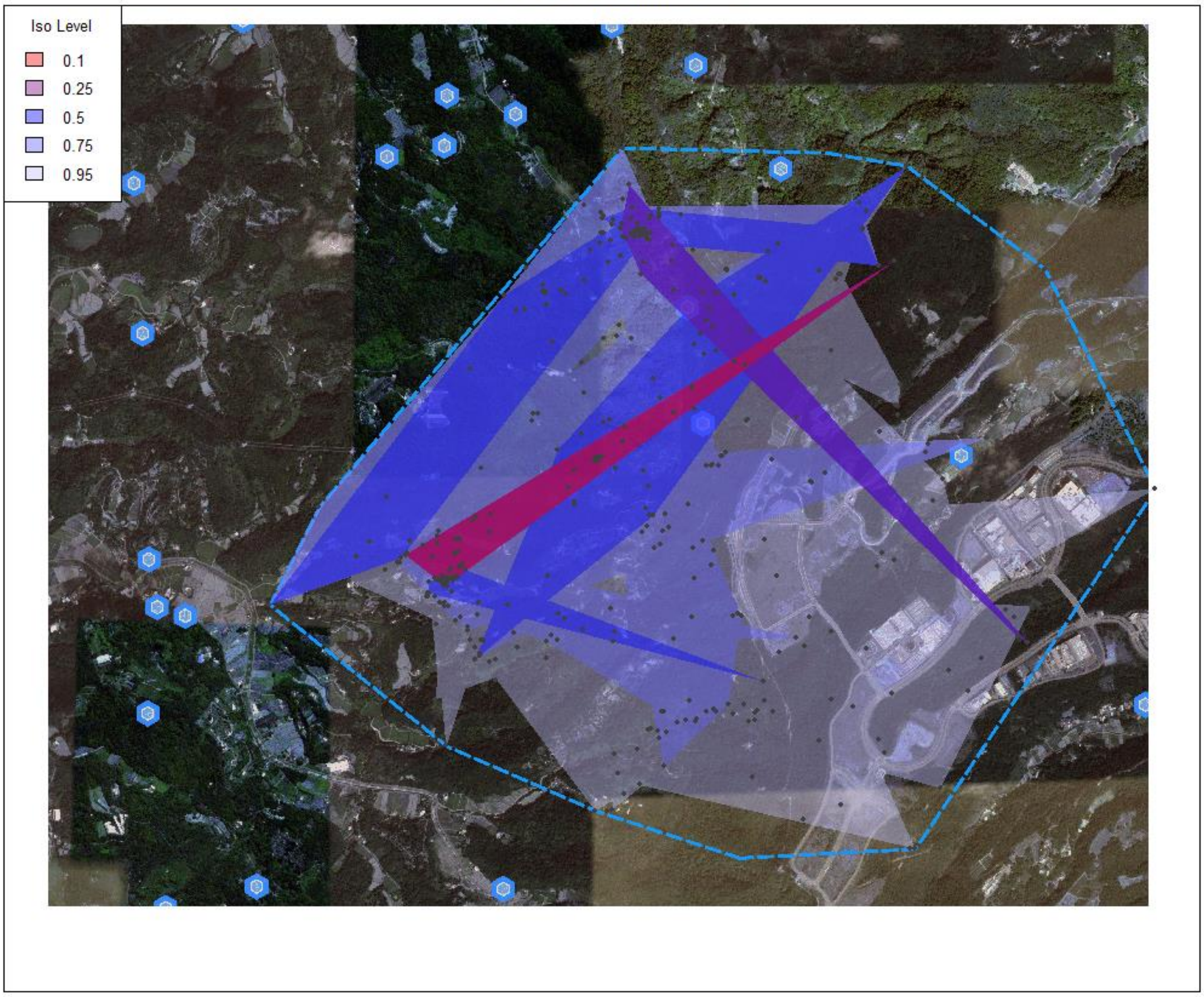


圖 94、WS_019(♂)以 Time Local Convex Hull 分析之密度等值圖

WS019, k=9
iso.srt-ecc.iso-q.h386.i5



These isopleths were constructed from 386 hulls sorted descending by elongation (ecc). Isopleth levels indicate the proportion of total points enclosed. Hulls created from 386 locations of WS019 using the Fixed-k method (k=9, s=0.07, kmin=0).

圖 95、WS_019(♂)以 Time Local Convex Hull 分析之行為等值圖

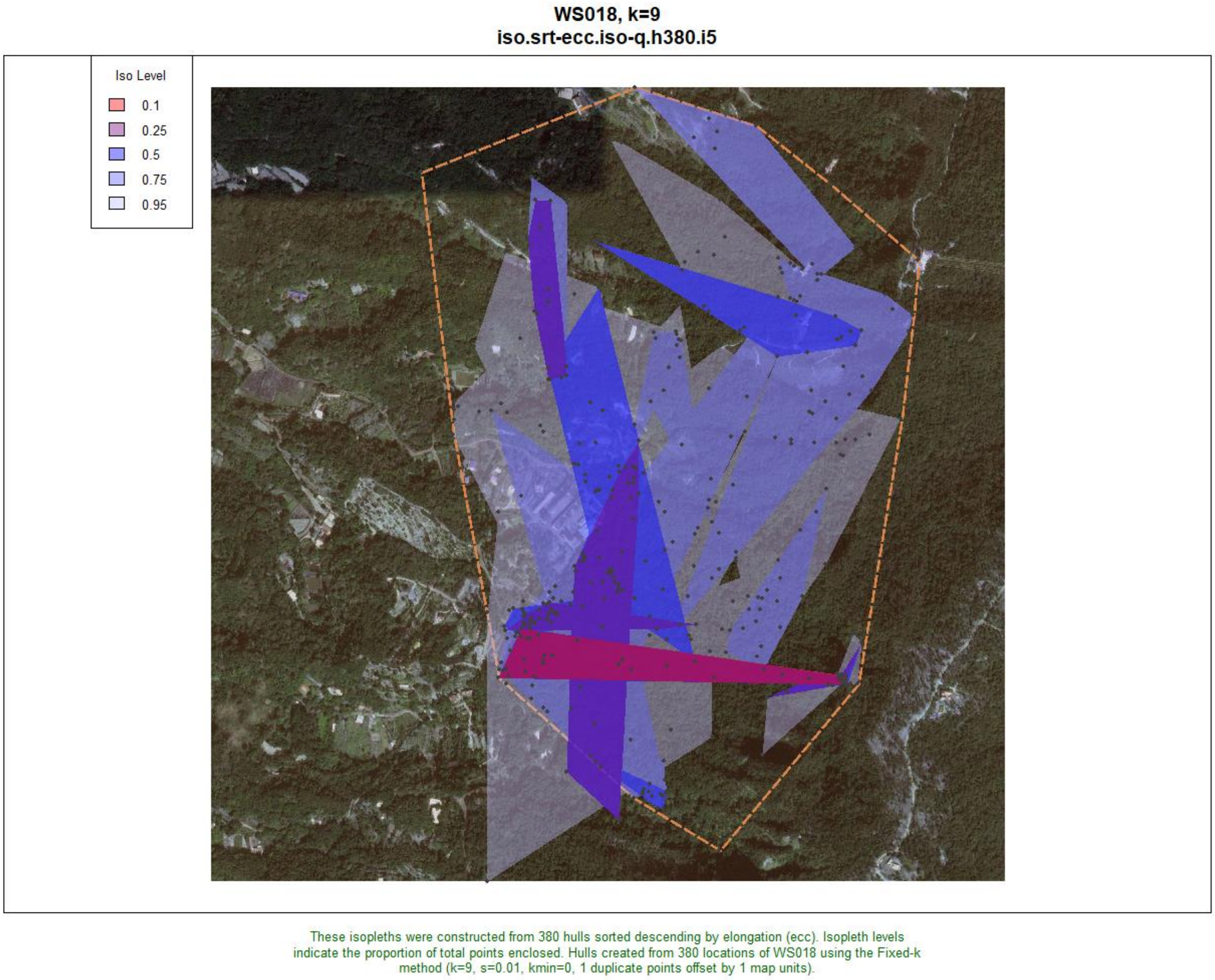


圖 96、WS_018(♀)以 Time Local Convex Hull 分析之密度等值圖

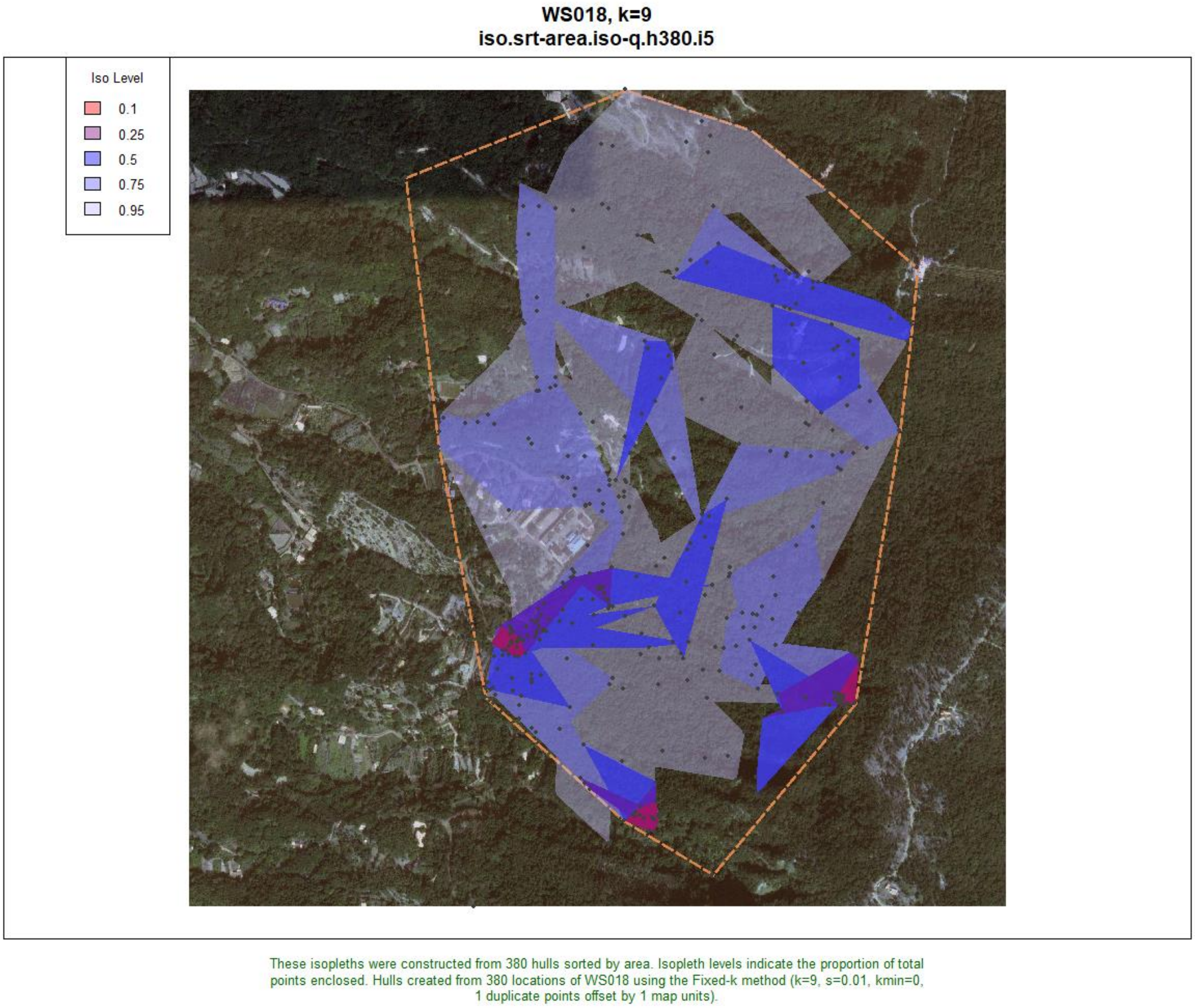


圖 97、WS_018(♀)以 Time Local Convex Hull 分析之行為等值圖

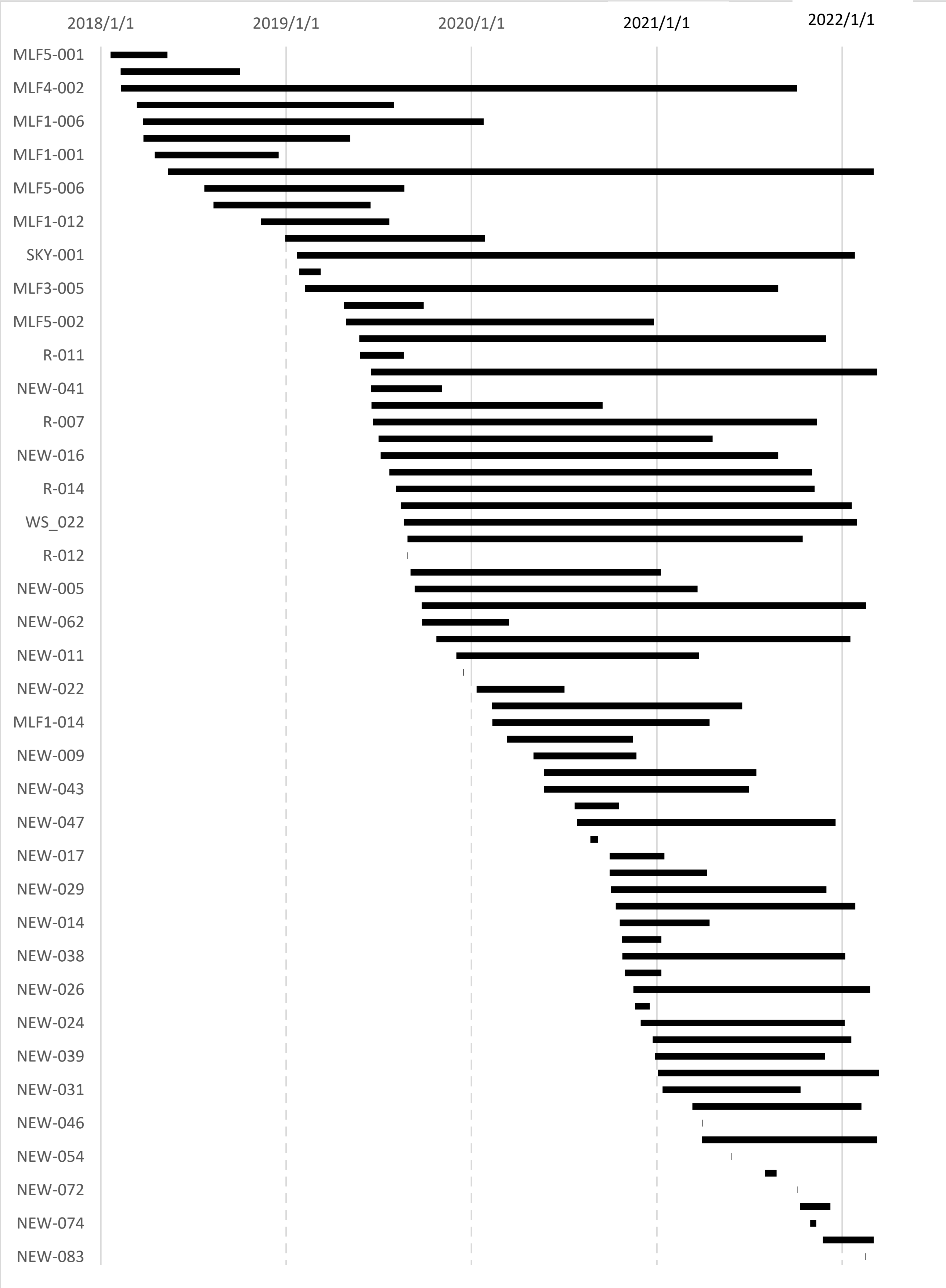


圖 98、2018 年 1 月到 2022 年 3 月辨識出之石虎個體之期程(以左側可辨識斑紋為準)

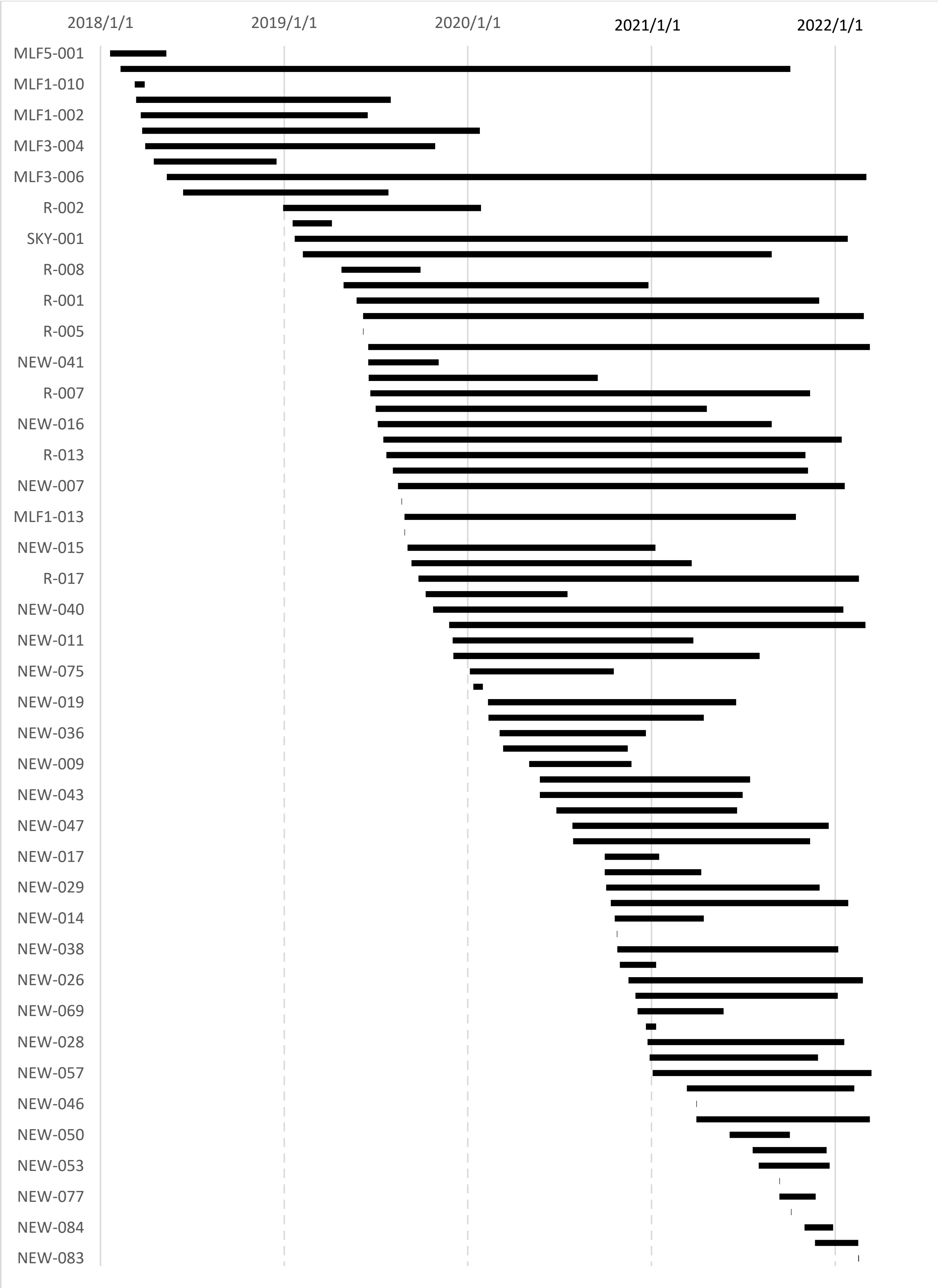


圖 99、2018 年 1 月到 2022 年 3 月辨識出之石虎個體之期程(以右側可辨識斑紋為準)

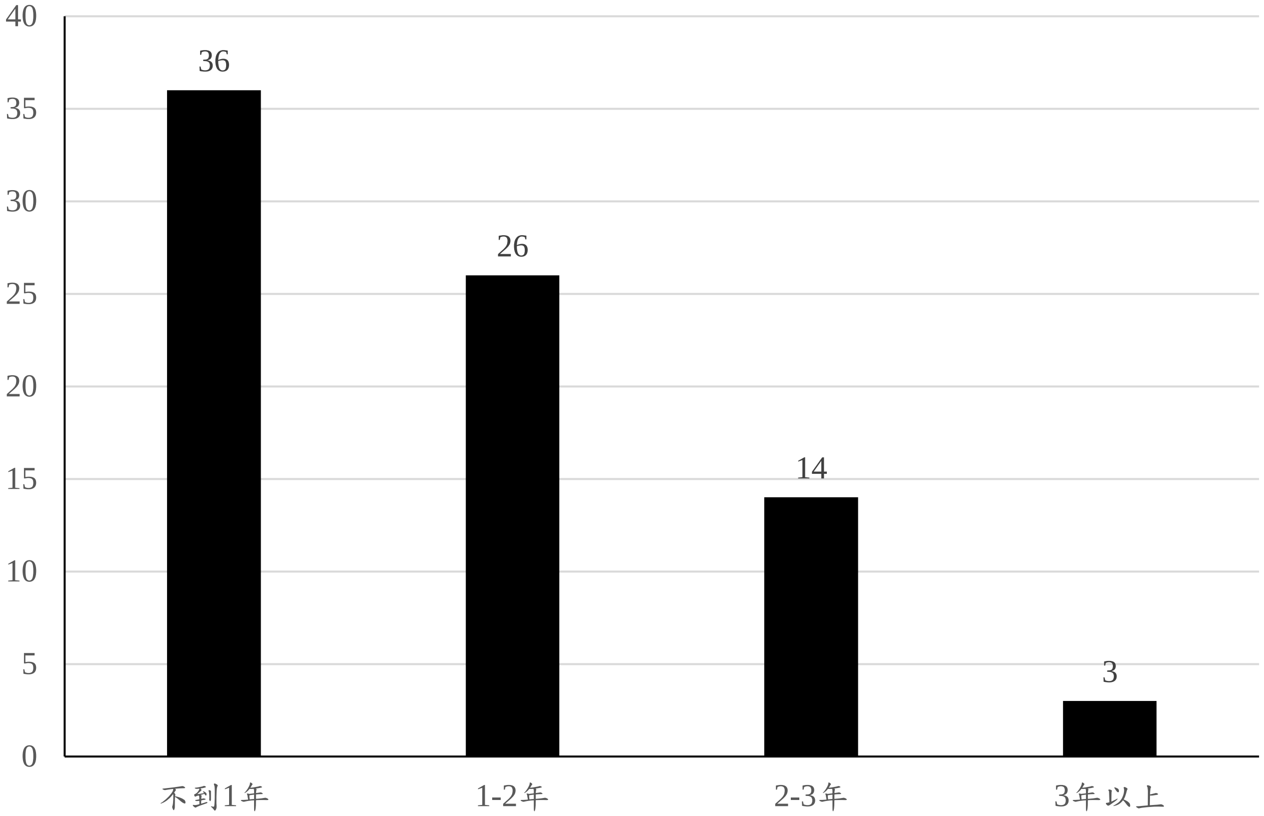


圖 100、石虎個體辨識持續紀錄年數 (以右側可辨識斑紋為準)

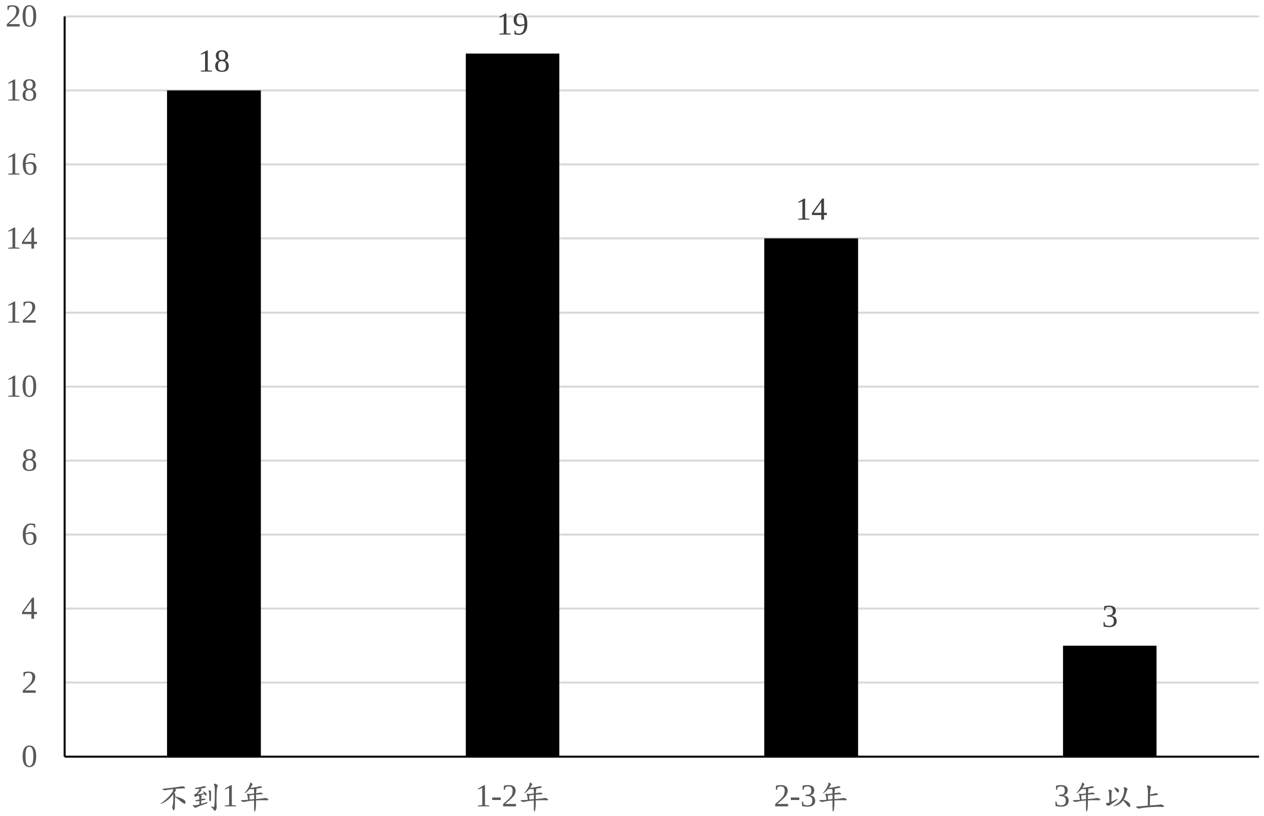


圖 101、僅以 2018/1/16～2020/9/22 辨識出之石虎個體持續紀錄年數 (以右側可辨識斑紋為

準)

附錄一、評選會議委員意見回覆表

審查委員	審查意見	意見回覆
李玲玲 委員	1. 計畫書之研究回顧與資料盤點與分析應說明待解決的關鍵問題及與本計畫的關聯，目前內容對關鍵課題與本計畫預期達成目標之說明不夠清楚。 2. 計畫書內工作項目的背景資料需再補強： (1) 監測樣區選擇之條件及與更大地景及石虎分布的關聯? (2) 放養家禽場域選擇之條件與本計畫欲達成計畫的關聯? (3) 放養家禽場域監測石虎欲分析之行為項目與資料內容為何? 及與計畫目標的關聯? 3. 本區相關研究與計畫之盤點與回顧,及與本計畫之競合(避免重複或衝突) 4. 注意本計畫工作計畫執行之時空尺度及與計畫目標的關係。	1. 感謝委員建議，於內文中進行補充說明。 2. 感謝委員建議，於內文中進行補充說明。 3. 會盤點相關計畫，避免重複或衝突。本團隊同時亦執行苗栗縣府生態給付計畫，會一併考慮樣點設置，避免重複，並彙整生態給付資料，一起進行分析，以擴大資料量與樣本數。其他調查計畫，目前主要為另一團隊執行的苗栗縣石虎族群調查計畫，後續若該計畫有公開確認之族群監測樣區，亦會避免重複，本計畫之族群監測資料，在學術倫理規範與相關契約規範下，亦可作為苗栗縣府石虎族群調查資料，增加石虎族群調查計畫之完整性。 4. 感謝委員建議，會注意時空尺度，扣緊與計畫目標關係，進行試驗設計、資料收集與分析。
程建中 委員	1. 本計畫之服務建議書係針對石虎棲地與人為開發活動，如:(1)林班地、伐採地及造林地的變動；(2)居民住宅、農墾及家禽養殖的誘引力；(3)銅鑼科學工業園區開發計畫可能的影響。此可能有不完全相同的效應，建議在資源可以調派下，應全部掌握此難得的變化機會。 2. 針對族群動態研究，族群資料收集的可能風險必須先予以評估。如:調查族群存活分析，研析其出生率、死亡率，以及評估其可能的遷出率和遷入率；完整試驗設計配置才可能達成計畫目的。 3. 本計畫主要採用自動照相機蒐集資料以計算有效數據之分析。期有效數據之標準，以及取樣努力量的標準化，應如何訂定?	1. 感謝委員建議，在資源可以調派下，會盡力保留前期樣點以追蹤變化。 2. 族群動態資料受到捕捉樣本數限制，若個體數量較少，則存活分析及其他族群參數會無法估計。本計畫規劃持續收集資料，並根據樣本數，做適當討論，明確指出資料限制，並期許此區可建置為長期研究監測樣區，讓族群動態資料可以累積更為完整。即使本計畫無法累積足夠樣本數，初步的族群動態資料對於保育亦有其助益。 3. 自動照相機主要應用於拍攝石虎作為個體辨識，以及石虎與其獵物拍攝頻度之比較，會基於同樣的工作時，也就是努力量標準化下進行比較。若是採用迴歸模式，則拍攝頻度會標準化為單位時間內所拍攝到的次數(本計畫採用國內通用之 1000 小時，國外則是 100 工作天 trap days)。網格資料應用於族群分析，會採用每一回合數天(依拍攝機率而定)，並確保所有樣點在該回合都有工作，確保每一回合努力量相同。若是伐採區與養禽場域，比較石虎及其獵物之出現頻度，則採用標準化(normalize)之後的出現頻度 OI 值，採用同一季節資料，進行比較，若是採用 poisson 普瓦松模式分析，則會將每一樣點努力量(工作時間)納入模式進行校正分析。

翁國精 委員	1. GPS 或無線電追蹤、自動相機辨識個體、Occupancy model 等方法皆可用於相同項目的分析，例如 home range、存活率、移動速率等。這些相同的項目是否應用於交叉分析同方法的可信度或效率?以建議出一個可用於長期監測的方法。 2. GPS、VHF 追蹤的具體使用規劃為何?第一隻捕捉個體該用 GPS 還是 VHF 追蹤?決定的因素為何? 3. 石虎之毛髮、組織、血液等由團隊私下提供其他單位?或由林管處統一保管和接受申請? 4. 網格相機未拍到石虎，但網格內其他相機有拍到，該如何計算這筆資料。	1. 不同方法收集到的資料，會進行交叉比較分析，並提出用於長期監測的方法建議。 2. GPS 頸圈較昂貴，因此在預算受限下，採買數量較少之 GPS 頸圈，再加上一些 VHF 頸圈。原則上以 GPS 頸圈優先使用於林班地與伐採跡地的網格樣區，GPS 頸圈用盡則開始採用 VHF 頸圈，非網格樣區之養禽場域則以 VHF 頸圈為主。GPS 頸圈也具備 VHF 訊號可追蹤，只是訊號較純 VHF 頸圈弱，考量部分雄性亞成體擴散之後並不好追蹤，若個體可能較難追蹤或遠離研究樣區，則以 VHF 頸圈為優先考量。 3. 在申請保育類利用許可時，會敘明合作團隊，並把相關會進行的分析寫入利用方式，且一併加入研究人員名冊，向主管機關申請，樣本則由團隊直接委託其他團隊分析。 4. 一種方式是僅以網格樣點相機進行分析，拋棄網格內其他相機拍攝資料。另外一種方式是將所有樣點相機皆視作整體樣區範圍內的樣點，並考量不同拍攝機率，納入模式分析，而 SECR 模式則進一步會將拍攝樣點座標納入分析考量。屆時會視資料拍攝品質以及各分析前提假設，採用適合的方式。
劉建男 委員	1. 本研究範圍為小尺度，且追蹤個體可能不多，未來在解釋一些生物學資訊(例如死亡率)應小心，避免過度解釋。 2. 前期資料顯示各樣區幾乎都有拍到石虎，因此 (1) 使用佔據模型(Occupancy model)可能不是很適合，加上尺度小，用佔據模型來探討影響石虎偵測機率可能做不出來，且服務建議書沒有替到要測量哪些環境棲地因子。 (2) P11 如果前兩年資料顯示伐採區及周遭森林石虎相對豐度沒差別，本計畫使用 genarilized poission model 如何可以用來探討伐採年度與季節差異? 3. P15 有圍網及無圍網各 3 戶，比較有無圍網之差異要如何分析?sample size 有點小，整個規劃設計及將來如何分析要仔細考慮。 4. 石虎個體辨識，辨識者經驗會有影響，另建議要有盲測校正。 5. 直接利用相片辨識的個體相機點位來做棲地分析可能會有問題。 6. 自動相機監測系統的規劃與建置，要考量將來林管處是否能承接或解決問題。	1. 感謝委員建議，受限樣本數部分，會敘明清楚相關限制，避免過度解釋。 2. (1) 遵照委員建議，先不規劃使用 occupancy model，後續有資料之後，再進行分析測試，針對不同回合時間長短之拍攝機率影響因子，評估是否有其生態意義。也就是針對 probability of occupancy 和 probability of detection，分開探討。 (2) 前兩年資料顯示不同年度有不同的差異，似乎 5-10 年較高，再隨之回復平穩的現象。隨著資料的累積，樣區伐採後經過的年度也隨之變動增加，因此規劃進一步釐清不同年度的可能差異，區分季節與年度資料，季節與年度都會是 covariate，分析時亦會將 interaction 以及可能的平方次項納入，以協助探討差異。 3. 尚未圍網的場域，可能都會要求盡快圍網，或者有些場域是圍網不完善，只是需要改善，加上不同養禽戶配合的意願不一定高，因此在研究樣區要可以選擇尚未圍網的場域，可能有較多變數。比較可能的是圍網前與圍網後的差異比較，但圍網前的資料收集時程，可能會較短。Sample size 受限預算與實際願意合作的養禽戶，應會較少，會在可能範圍內，盡力增加樣本數，並根據實際的樣本數，在討論時敘明其限制，避免過度解讀。但若這樣的養禽舍監測追蹤，可以持續多年，未來則有可能累積到足夠的資料進行分析比較。 4. 前 2 年計畫的經驗累積，應有足夠經驗。盲測則會盡力訓練其他辨識人員，若有足夠經驗的其他辨識人員，則考量加入盲測。 5. 棲地分析主要利用無線電追蹤的個體進行分析。而自動相機樣點的棲地分析，並不規劃區分個體，而是以出現頻度配合現地環境因子，進行微棲地利用分析。

		6. 監測樣區的建置，主要是規劃可以對族群有較長期資料的累積，會建議林管處持續委託專業的團隊進行。
陳啓榮委員	1. 服務建議書 P19，同樣是架設紅外線自動照相機監測，36 平方公里網格與伐採區間單價差異原因為何?另預算明細說明中，伐採區相機投入組數似有錯誤(應至少 20 組以上)，請釐清。 2. GPS、VHF 追蹤設備單價差異數倍之多，請詳加說明追蹤器材採購規劃。	1. 感謝委員指正。因議約後，增加網格數量，且為因應可以與前 2 年資料比較，因此伐採區相機規劃維持與前期計畫相同方式，因此會使用更多的自動照相機。 2. 預算受限下，規劃 GPS 定位發報器採購 3~4 個左右，VHF 則規劃採購 5~10 組，若使用完畢，則規劃持續採購 VHF 發報器。
林如森委員	1. 服務建議書中計畫目標設定為里山石虎核心族群網格監測，其與前二期目標異同為何?本期計畫調查方法是否仍可協助解答石虎分布密度中、高區域內較適宜的林業經營指引。 2. 私有地樣區選擇基準為何?並建議網絡連結應該要優先執行於石虎潛力分布地區的調查，排除既有已投入的調查資源，才能達成整合修補之綠網目標。	1. 會延續前期計畫中伐採區之監測方式，以期收到 4~5 年之資料，進行伐採年度影響分析，同時透過延伸到西側私有地的森林與周遭農地等的對照比較(如定位追蹤)，以收集更多相關林業經營指引之資訊。 2. 會排除已投入調查資源的區域，避免重疊，除非該區具有特定對照比較目的，方會採取對照方式進行比較。西側私有地主要是以既有網格往西延伸，可最大化族群調查之涵蓋面積，並包含不同之棲地。
鄭雅文委員	1. 工作項目執行程序會牽涉監測成果，請更為詳實列出所規劃的調查方式及預期達成或驗證目標(假說)。 2. 對於林班地以西增設網格沒有太大意見，為瞭解森林伐採作業對石虎影響，建議前期網格監測仍請持續辦理。	1. 遵照辦理，於內文中進行修改。 2. 前期網格會持續辦理，但部分邊緣樣點較少拍到石虎者，因不須高速快門功能，會對應更換為其他型號相機。
夏榮生召集人	1. 網格監測調查從前期基礎南北狹長狀，到本期計畫增加東西向網格監測數，確實有助石虎調查，給予肯定，但管理處在類此淺山國有林班地的後續林業經營上仍待計畫產出指引，因此調查主軸仍請把握此一核心目標，後續網格監測仍務必扣和連結。 2. 苗栗地區目前有許多石虎調查、推廣或生態系服務給付計畫正在執行，如何串連同一區域或周邊計畫，以擴大本計畫效益展現，請補充。 3. 全台物種調查的紅外線相機資料目前由林務局委託屏東科技大學來協助整合，本計畫監測資料務亦請務必回饋到整合平台。	1. 遵照辦理，會延續前期網格與伐採區樣點，並針對林業經營進行探討分析。 2. 本團隊同時亦執行苗栗縣府生態給付計畫，會一併考慮樣點設置，避免重複，並彙整生態給付資料，一起進行分析，以擴大資料量與樣本數。其他調查計畫，若有相關公開樣點資料，亦會盡力避免重疊。 3. 遵照辦理。

附錄二、工作計畫書審查會議委員意見回覆表

委員建議事項	意見回覆
林良恭 委員 1. 工作項目3是要協助評析方案，但工作計畫書內未就本項著墨，建議可以奠基在前期研究成果下，嘗試鋪陳預定分析方向或未來可加強策略。 2. 有關本計畫所會伐採區與森林區之對照比較研究，但本年度往西擴大，似乎與伐採區的取樣有所落差，本計畫是否對於伐採區的樣點有增加? 3. 是否過於強調null hypothesis，所謂無差異之寫法是否過於形式?如何驗證hypothesis?本計畫是否濃縮過多的假說集中成一、二項重要假說。 4. 伐採區之年度演替不同，其本就有不同的棲地演變?但獵物卻不增加有些不清楚團隊所要的文義表達? 5. 獵物之確認是否針對小型灌叢鳥類及食蟲目動物進行收集。 6. 如何了解養禽場圍網後石虎之行為模式與空間生態的探討? 7. 保育類野生動物利用申請規劃請補充加入工作計畫書內(包含數量)。 8. 如棲地利用偏好分析仰賴石虎個體，建議研究方法應以捕捉追蹤為主，而不是相機拍攝辨識。同時，樣本數的累積也應該注意。 9. 有關族群量估算，建議等個體辨識數量足夠為前提，本計畫可不為主要研究項目。	1. 在章節四(四)，資料處理與分析中，有相關說明，相關分析即是在前期成果下所擬定出來的分析方向，未來可加強策略，將在後續逐漸有成果之後，加以討論評析。參考委員意見，增加補充說明。 2. 因為國有林班地內並無新的伐採區，往西延伸並非國有林班地，所以伐採區的監測延續前期計畫國有林班地內的樣區，繼續監測，收集年度變化資料。 3. 遵照辦理，進行修正。 4. 不同伐採區年度不同，但多年監測，可以收集同一伐採區隨著年度演替的變化，因此可以達到收集不同年度演替的石虎與獵物資料。 5. 自動照相機可以拍攝到地面活動的鳥類與食蟲目動物，分析皆會將這些拍攝資料納入分析。 6. 主要利用自動相機與捕捉追蹤。自動相機監測圍網前後，周遭石虎的出現頻度變化。捕捉追蹤主要是養禽戶通報家禽損失之後，捕捉石虎，追蹤定位後續活動相對養禽位置以及圍網前後的變化與移動模式。 7. 遵照辦理，已補充數量，後續申請通過之後，將納入報告附錄。 8. 由於架設自動相機的資料收集方式對於棲地利用偏好分析可能存在不完全隨機等特性，故目前棲地利用偏好分析僅針對捕捉追蹤個體;樣本數的部分會盡量提高，以確保此分析結果可信度。相機拍攝辨識，主要是針對數量的估算進行，遵照委員意見，棲地利用偏好以捕捉追蹤為主。 9. 遵照辦理，會在資料收集之後，視資料量與辨識率，評估是否適合進行族群量估算。
李佩珍 委員 1. 分析個體棲地利用(無線電追蹤資料)時建議同時量化: (1) Landscape fragmentation、edge ratio、path diversity 等地景指標。 (2) 個體身體狀況與存活率可以做為加權族群棲地利用模式的根據。	1. 遵照辦理，會利用fragstats等相關套件計算地景相關指標，在資料允許的情況下，也會結合個體身體狀況(如體重、寄生蟲狀況等)及存活率作為棲地利用相關分析的參考。 2. 感謝委員建議，模型部分會再做修正，僅以伐採資料單獨做regression，也會呈現信賴區間，嘗試以resilience的角度來評估。

2. 建議不要把森林區做為伐採年份=0 的資料放在 regression 裡，而是把伐採區 OI 資料單獨做 regression，然後建立此 regression 的 95%信賴區間(CI)，檢測此 95%CI 是否以及屬那一個採伐年份開始與森林區 95%的 CI 重疊，亦即以 resilience 的角度去評估伐採的生態影響。 3. GPS 頸圈只能買 3-4 台，建議優先考量國有林班地的個體以及成體(雌性優先?)因為養雞戶的位置與林班地還是有些距離，且未來環境變動可能不確定性較高，對此區石虎保育的影響也因此較不確定。	3. 遵照辦理。
<u>翁國精 委員</u> 1. 伐採作業、圍網等做法若對石虎有負面影響該如何因應?建議先有初步規劃。 2. 更換較低階相機的主要原因是預算嗎? 3. 石虎的獵物與天敵在 model 中同時為自變數、應變數，此種情形應使用 structural equation model。 4. 石虎的出現頻度以照片張數代表，則自變數中的獵物與天敵出現頻度是否也應比照辦理? 5. 關於「有無圍網石虎行為模式探討」的行為模式應清楚定義。 6. 棲地選擇是 Johnson(1980)定義的 level 3 或 level 4?依照計畫書的內容(P.17)似乎是 level 4，但最終目的(P.18)在探討整個樣區內的石虎棲地選擇，因此是否應比較 home range 與整個樣區的棲地比例? 7. P.21 SECR 的假設「每個個體有一個活動範圍中心，而其…距離不同而改變」，此假設是否有辦法驗證? 8. P.18「分析討論將比較石虎…等的差異」是比較林班地與私有地嗎?如果是，請考慮上述第 6 點建議。	1. 前期報告有初步提出伐採經營維管的建議，後續報告會加入本期計畫結果，提出更詳細的建議。圍網目前並無資料顯示是否有負面影響，但圍網後石虎侵擾的機會有顯著降低。 2. 計畫最後工作項目參考評選委員意見，已經較原本網格數量增加，因此相對預算會是限制原因，而變更較低階的 1-2 處網格，因為拍攝到石虎的機率很低，且使用的 Bushnell 或 Browning 相機仍屬中階相機，並非便宜貨，仍是國內外許多生態研究使用的自動相機款式，拍攝品質亦佳，只是快門速度無法達到 1/480 秒以上，但過往經驗，拍攝到石虎仍有一定比例可以辨識個體，因此對資料應無太大影響。 3. 遵照辦理(P16)，另會議中有提到 P.15「自變數為石虎…等」自變數與應變數顛倒誤植，也一併修正。 4. 在原模型中，以照片張數及監測時間代表石虎出現頻度，惟在普瓦松假設下，觀察值應為計數型資料，故以照片張數作為應變數，監測時間則以 offset 加入模型中，以消除不同監測時間造成的影響。獵物與天敵作為自變數則無此限制，故直接以頻度表示。 5. 遵照辦理，於內文中補充說明(P19-20)。 6. 分析採用 compositional analysis，彙整每隻個體 home range 內的棲地利用比例，屬於 Johnson(1980)的 second order，也就是” second-order selection determines the home range of an individual or social group.”，探討國有林班地及周遭區域，許多隻石虎

	home ranges 利用的棲地類型比例。若分析每一隻單獨個體在其 home range 內，不同棲地的使用差異，則為第三級，”Third-order selection pertains to the usage made of various habitat components within the home range”。 7. 距離改變導致被捕捉的機率不同最直接的例子就是活動範圍與中心的最遠距離，因為超過這個距離，就不可能再捕捉到這隻石虎了。 原計畫書上以較易理解的方式敘述 SECR，實際上距離是以類似存活分析當中的風險函數之概念運作，距離不同，風險不同，則被捕捉到的機率也不同。風險函數則可以有非常多的選擇，比較常用的形式是二元常態，當距離明顯與風險無關時，也可選擇風險函數為一常數(但超過活動範圍，風險則為零)。 在這樣的架構下，風險函數的形式為整個模型的一個重點，我們比較傾向於用過去的經驗及其他的資料(例如: 文獻、未來的捕捉追蹤個體等)作為根據來決定之後採用的風險函數形式，要另外蒐集資料來驗證相關假設實務上會有一定的難度。 8. 回覆同上述 6。
<u>行政院農業委員會林務局 林技士立容</u> 1. 本計畫因涉及石虎個體隻捕捉追蹤，請再依規辦理保育類野生動物之利用申請；另計畫之成果資料(含自動相機之檔案)亦請配合提供。 2. 目前石虎捕捉主要來源為養禽戶通報，因執行團隊同時也承攬苗栗縣府之脫序石虎處理計畫，建議確實釐清二個計畫執行及經費，避免衍生爭議。 3. 本計畫監測網格與苗栗縣石虎族群密度估算計畫之調查樣區完全重疊，建議新竹處未來可針對此類計畫統籌規劃，加強資訊成果間的運用及統整，讓資源更有效的運用。	1. 申請與成果資料，皆會依照相關規定申請。 2. 苗栗縣府脫序石虎主要為養禽戶自己捕捉之後，團隊協助送到獸醫檢查，以及後續野放，並無包括野放後追蹤定位。本計畫主要為追蹤定位與分析，因此兩者相輔相成。本計畫經費估算捕捉部分亦主要以林班地的為主，養禽戶石虎部分經費主要以追蹤定位的發報器，以及追蹤與分析人力估算。另外，養禽戶若通報損失，並無捕捉，但依照本計畫需要，團隊會前往自行捕捉，這部分並非包含在脫序石虎處理之中。最後，脫序石虎計畫僅執行到明年 4 月左右，明年度亦不一定為本隊所執行，而目前已經額度快要額滿，在本計畫許可通過之後，開始捕捉，期程上重疊度低或沒有重疊。 3. 育樂課已經補充相關說明，本計畫可以做為苗縣府計畫 3+1 的補充，且執行期程更早就開始。另外，本計畫依照原本工作項目，已經需要網格進行調查監測林班地、伐採區以及周遭區域的石虎活動狀況。在已經

	是要以網格的方式進行下，增加族群數量的估算可以發揮更高的CP值效益，讓資源更有效的運用，同時拓展苗縣府資料分析的資料量。
<u>作業課 蔣技士麗雪</u> 1. 目前類此有石虎出現的淺山國有林地地，基於管理職掌很希望可以知道伐採究竟會不會對石虎造成負面影響、伐採後可兼顧石虎保育的林業經營模式為何? 2. 另計畫範圍內的森林區是否可能透過植群調查，了解林相組成分布並作為棲地營造參考。	1. 感謝委員意見，此為本計畫主要目的，會在資料收集與分析之後，加強石虎保育與林業經營模式對策相關論述。 2. 前期計畫針對部分樣點進行植群林相調查，有呈現相關資料，後續亦會在可行範圍內，盡量進行相關植群調查，提供做為棲地營造參考。
<u>大湖站 余技正建勳</u> 1. 雖然目前採伐與未採伐的差異性不顯著，但在8-10年採伐區有較明顯上升的現象，建議針對8-10年採伐區與未採伐區進行進一步比對探討，看是否能至少得到”採伐後8-10年可以創造比不採伐森林更好的效益”的結果。 2. 食物的調查方式只仰賴自動相機，是否有增加其他調查鼠類的方法?地棲性的鳥類是否只針對雉科?有考慮像鶇科的鳥類，加上季節性的變化，加上排遺的分析。 3. GPS的追蹤應用可針對密集出現區進行探討，未來可做為營造石虎棲地的參考。 4. 森林型石虎與草原灌叢型石虎對於棲地的利用差異可多加著墨探討。排遺偵測收集分析也許可以提供差異資料。	1. 遵照辦理。 2. 前期已經進行過鼠類捕捉，因為鼠類捕捉效率很低，資料量很有限，因此後續並不規劃鼠類捕捉。自動相機的拍到的鳥類都會納入比較，不會只比較雉科鳥類，但會根據鳥類不同類群，潛在獵物可能性，區別討論。 3. 遵照辦理，會盡量以國有林班地與周遭的個體，採取GPS定位的追蹤。 4. 純粹在草原灌叢活動的石虎(如河床草生地)，在本計畫樣區內可能沒有這樣的棲地，多數應為鑲嵌森林、農地與一部份草原灌叢，相關不同棲地類型皆會納入探討比較。排遺因為人工鏡檢或全基因組定序相關成本較高，因此目前並未納入計畫工作項目，且排遺較難提供是在何處獵食的獵物。但會與相關學校團隊討論是否有合作的機會，若有新鮮排遺，將會先收集，評估是否進行分析。
<u>育樂課 楊技正淑瀚</u> 1. 有關林務局提示本計畫監測網格與苗栗縣石虎族群密度估算計畫之調查樣區完全重疊的狀況，苗栗縣政府計畫目前仍在第1年的石虎分布調查階段，尚未進入第2年族群估算(挑選3個25平方公里網格)，已將本計畫範圍提供給苗栗縣政府，希望能避開本區域重覆調查，並透過本處資源分享，創造3+1的樣區資料收集。	1. 感謝委員說明。 2. 養禽場遠近的石虎OI值消長，應可說明石虎是否持續靠近養禽場域，並透過影片觀察是否嘗試進入，或僅是附近活動，而遠處石虎OI若仍維持一定活動，可表示圍網後，石虎仍可在周遭活動。若個體可辨識，亦會加以辨識紀錄，以及搭配有捕捉標記或追蹤的個體進行辨識與追蹤。另外透過養禽戶通報或團隊主動捕捉的個體，追蹤其在圍網前後，相對養禽場域移動的狀況，解讀其行為模式。

2. 養禽場遠近的石虎 OI 值消長是否足夠去解讀行為模式與空間生態學，抑或有機會透過個體辨識的方式，更進一步了解養禽場域周邊石虎在圍網前後的行為模式或遷移。	
夏處長榮生 1. 有關委員建議的資料統計方式，請團隊納入分析方法參用。 2. 本計畫網格樣點存有自動相機機型差異、亦有捕捉追蹤使用的 VHF 及 GPS 發報頸圈運用差異，這部分工作計畫書未明確說明其選擇差異性，請務必補充。 3. 管理處過去 2 年針對養禽戶友善防制措施投入努力，近期亦有友善石虎生態系服務給付計畫、石虎保育協會民間募資圍網等多元保育行動，這些資料應有機會回饋於計畫之中，讓淺山放養家禽場域資訊更加完整。	1. 遵照辦理。 2. 遵照辦理，會於方法中補充說明(P13-14)。 3. 感謝委員意見，會盡量彙整相關資料，統整討論，讓淺山放養家禽場域資訊更加完整。

附錄三、期初審查會議委員意見回覆表

委員建議事項	意見回覆
林良恭 委員 1. 請補充說明圖 15 所呈現石虎出現頻度變動倍率於伐採第 10 年達到 4.66 倍之後下降，此模型之推論和本計畫收集實際調查時間，其在此推論模型有何參考? 2. 表 3 是否加註這些養禽戶何時完成圍網設置之時間軸? 3. P18，石虎棲地利用偏好，是否補充說明在 home range 內的棲地因子如何測量。 4. 有關本計畫在遊蕩犬出現頻度之計算，可否將犬分成個體及群體進行差異分析，二者間對石虎的影響應有程度差異。 5. 在前言中已經說明幾項結論，建議本計畫應針對這些結論來強化說明本研究欲解決問題如: （1）P1，資料無足夠證據顯示伐採對石虎有顯著影響。 （2）P2，前期計畫並未發現伐採區與周遭森林區石虎出現頻度顯著差異；前期計畫圍網後發現圍網邊(< 20cm)的石虎頻度下降。 （3）P3，石虎在沒有圍網防治的養禽場域有較高出現頻度。 6. 本計畫不單純僅是監測研究，管理處更多的期待應是林業經營或石虎保育等面向實務指引得以產出。 7. P8，(7)相機設置規劃建議不要出現價格考量，而應以相機功能來論述，或該等機型功能即可因應協助監測作業。	1. 本計畫主要藉由調查不同伐採年度的樣區，對照計畫實際收集資料時間，各自已經經歷不同年份的演替時間，因此可以有伐採後不同年度的資料，若針對伐採區持續長期監測，則可以累積更多年度的變化資料。 2. 遵照辦理，於期中報告補充說明時間軸。 3. 遵照辦理，已補充說明與內文中。 4. 感謝委員意見，在後續報告針對遊蕩犬的分析，嘗試比較個體與群體的差異。 5. 遵照辦理，在下次期中報告，針對擬解決問題具體說明。 6. 遵照辦理，後續會參考相關文獻，並提出相關建議。 7. 感謝委員意見，已刪除修正相關文字。

<u>李玲玲 委員</u> 1. 請仔細盤點委託單位擬透過本計畫解決的各項石虎生態習性、妥適之疏伐作業方式、石虎友善措施成效等問題，並說明本計畫之執行方式與所收集資料是否足以解答或回應上述這些問題。例如除族群數量外，是否可以確認石虎棲地利用條件、侵擾養禽戶石虎的特性、不同個體使用棲地之關係、疏伐面積、年份、方式與後續撫育方式及對遊蕩動物的影響，石虎友善方式可能調整的方向等等。 2. 請補充本計畫執行期限、分年工作進度，是否有各期進度審查標準? 3. 請補充各疏伐樣區之基本背景資料。	1. 遵照辦理，將擬解決問題明確化，刪除不確定或過於模糊的文字。 2. 會於期中報告中，加強補充說明。 3. 會於期中報告中，加強補充說明。
<u>李佩珍 委員</u> 1. 建議後續分析時，亦嘗試將季節因子以石虎繁殖季方式去分析。另如果想針對季節波動程度去下結論，也可以考慮將季節間變異量做為反應變量，另做迴歸分析。 2. OI 值是否在迴歸分析的考量另外處理?例如: Zero-inflated position regression。 3. 建議在模式選擇上(例如表 1)，也考慮 model averaging 因為很可能前幾個模式(表 1 的前 10 個模式)，其實表現是一樣好的(△AIC<4 都差不多)。 4. 伐採的影響若後續能透過追蹤石虎個體活動範圍來評估，應該會更直觀(例如石虎的活動中心是否避開伐採區等)。 5. 伐採區與森林區間的差異可以依每個樣區進行個案分析嗎?例如哪個樣區之伐採區與森林區間差異最小，哪樣區最大(例如樣區 5 和樣區 10 都是 2013 年採伐，但伐	1. 感謝委員意見，納入後續分析。 2. ZIP 或 ZINB 會在考量有過多零時，採用 Zero-inflated 分析，會進行相關檢測。但因為 Zero-inflated 兩個階層可能是第一階層意義為是否有石虎，但苗栗幾乎每個樣點都有石虎，因此 zero-inflated 可能不會產生。但若是以月 OI 分析，則有可能石虎在某一月份是不會出現的，或受限工作時數太短而不會拍攝到，後續會納入考量。 3. 感謝委員意見，後續分析會納入 model averaging。 4. 感謝委員意見，後續有更多個體追蹤資料時，再進行活動範圍與伐採區的套疊分析與討論。 5.

採區與森林區間 OI 值的差異是相反的)，透過質化比較可以找出一些經營管理可考慮的做法。	
翁國精 委員 1. P16，伐採時間的 3 次項會使預測值隨時間而持續上升或下降，且沒有極限，因此在預測上難以解釋且不符實際狀況，因此不建議使用。 2. P18，”第二級的棲地利用分析”之敘述似乎是第三級?此敘處與 P20 第三級棲地利用分析相似。 3. P25，Mayfield method 死亡率 m=3/10=30%?為什麼母數為 10，請補註單位。 4. P32，針對監測年份、季節描述提及，「兩區在整體上交錯的次數不少，…有一定的差異」，此推測不甚合理，因為有交錯與否不代表趨勢相反與否。 5. P19-20，分析其活動範圍內森林區和伐採區的利用比例差異，若有某個體其 home range 完全位於森林區或完全位在伐採區，則此分西方法無法看出其選擇性。	1. 遵照辦理，將不採用。 2. 文字可能有不夠清楚的地方，是依照 Johnson 的分級，後續會加強補充說明。 3. 是個體數量，後續報告會註明。 4. 感謝委員意見，會修正相關文字。 5. 感謝委員意見，因此後續會希望有更多的個體納入分析，而石虎活動範圍大，加上此區林班地狹長，只包括森林棲地的機率很小。
朱劍鳴 委員 1. 本處大湖事業區 73-75 林班為通霄護林協會承租，過去幾年一直有分年分區伐採申請，基於現場管理需求，本計畫如能提出林業經營兼具保育措施的建議，後續也較能說服外界對於伐採、林業永續經營給予肯認與支持。 2. 養禽戶圍網防治前後，除圍網外仍存有許多空間、時間差異，團隊如何界定是「圍網降低石虎對雞舍侵擾」。 3. 目前養禽場域捕捉個體再次侵擾雞舍的案例及頻度如何?	1. 遵照辦理，後續會參考相關文獻，並提出相關建議。 2. 會以比較明確的圍網時間區隔，後續報告會加強詳述清楚。 3. 目前尚未有養禽場域捕捉個體，後續保育類申請許可之後，會納入報告中詳述。
鄭雅文 委員 1. 雖本計畫是因為在 107、108 年調查基礎之上，所以省	1. 感謝委員意見，後續報告會加強補充說明。 2. 有可能，但會盡量取得地主同意。

略伐採區背景說明，然正因前期計畫未能回答一些林業管理問題，所以希望本計畫還是要針對伐採區 VS 森林區的環境因素進一步的釐清。或許不是伐採時間的差異，而是造林樹種導致環境差異，類此因子請加入評估。 2. 報告內文提及本年度擴展到西側私有地監測，相機架設需得到地主同意，如無法取得同意，將調整設置點位而導致樣區偏移等，此一狀況是否會影響資料分析?	
<u>苗栗縣政府 徐技工國楨</u> 1. 本府正進行 5 處 16 平方公里的密度樣區調查，建議雙方資料交流，讓石虎數量估計更加精準。 2. 建請團隊協助向民眾宣導不要使用廉價衝壓製造的誘捕籠誘捕石虎，以免被銳利邊角傷害。 3. 本計畫部分與本府石虎路殺緊急處理類似，請說明團對費用有無涵蓋醫療費用? 4. 石虎繫發報器後，建議觀察二天，確認對頸圈不排斥後再野放，同時野放請通知本府參加，以留紀錄。	1. 遵照辦理。 2. 遵照辦理。 3. 團隊有獸醫，養禽舍石虎屬團隊主動捕捉部分，團隊會自行負擔。若是養禽戶自己捕捉，屬緊急處理的部分。 4. 過往經驗都不會發生對石虎不利狀況，上次別的團隊追蹤案例應該僅那一次。母石虎可能有育幼，加上恢復麻醉也會有幾小時觀察期，因此原則上仍是處理完畢即野放，縣府有需要參與野放，會通知縣府。
<u>行政院農業委員會林務局 林技士立容</u> 1. P13，GPS 項圈以雌性優先的原因為何?另考量動物項圈之安全性，建議避免亞成體石虎上項圈(在不影響研究成果及可行性下)。 2. P21，中間 4 點似乎為假設，但從前文看不出來，建議補充說明。 3. P22，第二段內文敘述提及研究方法在資料收集有不確定因素，是否會對成果分析造成影響，或是否有解決或改善的方法。 4. P21，養禽戶的說明中部份暫無圍網規劃，後續如何比	1. 母石虎繁殖育幼，且活動範圍較小，佔有領域，因此 GPS 頸圈需藉由近距離下載，較適合母石虎。亞成體會考量體型，太小就不會掛頸圈。 2. 遵照辦理。 3. 感謝委員意見，後續內文中加強補充說明。 4. 會增加養禽戶監測場域，盡量收集資料。

較圍網前後差異?	
夏處長榮生 1. 管理處推動前期計畫的源起是為因應「開發行為應實施環境影響評估細目及範圍認定標準」第 16 條第 2 項因野生動物保育或棲地營造需求放寬伐採免予環評之規定，希望透過計畫得到科學證據作為審核基準，然受限歷史伐採資料齊備與否、每一伐採區造林樹種的差異等，無法得到直接支持證據，爰本年度才會賡續進行監測調查，並希望扣合當前生態系服務給付計畫內涵。 2. 誠如委員建議，為實際解決林業經營與野生動物保育課題，此一計畫目標仍請務必確立，伐採對石虎造成的影響究竟如何?林管處後續針對石虎棲地的伐採作為?養禽場防治措施回饋至生態系服務給付計畫的鏈結等，請受託單位重新釐整，並嘗試提出可能影響因子。 3. 後續請業務單位召開工作會議，共同確認管理處可提供伐採資料、分期工作檢核項目及計畫核心目標等事項。 4. 下期報告請受託團隊確實依照委員建議修正執行或資料分析方式。	1. 感謝委員意見，遵照辦理。 2. 感謝委員意見，遵照辦理。 3. 感謝委員意見，遵照辦理。 4. 感謝委員意見，遵照辦理。

附錄四、第一次期中審查會議委員意見回覆表

委員建議事項	意見回覆
<u>李玲玲 委員</u>	1. 遵照辦理。
1. 請修正摘要，依計畫目的、方法、結果、討論、後續工作重點撰寫，並補充相關背景資料與數據。	2. 相關背景資料，已補充到新增的第二章中，主要呈現於表 1 和表 2(P6-7)。分析採用普瓦松或負二項迴歸模型，有納入樣區效應類別因子，也就是假設每個樣區各自有其環境特色所導致的自動相機拍攝到的石虎次數差異，在樣區效應多數有顯著的狀況下，已經解釋不同樣區對石虎出現頻度的影響，伐採年限等因子仍然在模式分析上顯著，顯示伐採年度等因子仍能解釋一部分的變異，在統計上與生態上應有其意義。有關尺度的部分，如同委員所提，在如此破碎地景以及伐採區域不大的狀況下，比較的是石虎對於伐採區域的利用頻度差異，並非延伸解釋為石虎族群的差異。資料分析方法(P38-39)有增加說明。
2. 前言：請補充 73-75 林班地伐採作業之背景資訊，包括林相、伐採時間、伐採方式、伐採後處理狀況、伐採基地距開闊地、農地、養禽場的距離等可能影響基地環境條件之相關資料。由於基地條件不同，以不同年份伐採之基地之石虎出現 OI 值推測不同伐採年限石虎利用狀況有很多潛在問題。再加上這些伐採區域的面積不大、離周邊開闊地的距離也不遠，在如此破碎的地景下，以目前伐採區與森林區架設相機的方式比較伐採之影響是否適合，亦需再檢討。	
3. 以上問題，若執行團隊能提供背景資料並討論之，可幫助了解執行團隊是否有考量這些潛在問題可能的影響，並予以處理。	3. 依照委員建議，會將不同伐採區的背景資料呈現，在後續的討論上，納入這些潛在可能的影響，進行質性的討論與比較。
4. 文獻回顧：請具體說明目前與本計畫相關之石虎生活史、生物學之相關資料，例如活動範圍、活動模式、食性、繁殖季、棲地利用、對養禽場的利用、與遊蕩動物之關係等，特別是哪些特性已確定、哪些待確定。此外，不同目的、規模、作業方式的伐採對野生動物的影響亦有差異，本計畫應就計畫範圍內伐採狀況進行相關文獻之回顧，避免引述不同林相、地形、伐採方式之研究結果，造成對本計畫預期成果的誤解。	4. 感謝委員建議，相關的石虎生物學文獻，應有助於後續討論比較，已新增第二章，將相關伐採地背景資料、前期計畫成果與文獻回顧合併新的一章，下次報告會納入更完整與本計畫相關之文獻資料回顧，以與後續分析做綜整討論。而疏伐相關文獻，並無類似計畫範圍內林相的相關伐採或疏伐研究，因此其他不同林相文獻的比較與引用，主要是對照討論，並非用以預期本計畫的成果。
5. 方法：請考慮依計畫目的，確認須優先收集之資料，調整計畫執行與資料收集分析之方式。包括網格監測的目的與區域的合理性、伐採監測樣區之配置、養禽場相機配置等，以及現有資料分析外，是否善用自動相機收集的照片，增加對計畫範圍內石虎的習性的分析？包括活動範圍、活動模式、食性、繁殖季、社會互動、棲地利用、活動有無比較固定的路徑、對養禽場的利用行為、	5. 感謝委員建議，會說明清楚計畫目的，避免語意不明的計畫目標引起誤解，確認並明確

與其他野生動物及遊蕩動物之關係等，並且與其他相關資料，例如無線電追蹤資料、訪談等，進行交叉比對，以確認結果的正確性與可能的因果關係。此外，可否同時監測友善與不友善、有圍籬與無圍籬之臨近養禽場石虎活動之差異，並與無線電追蹤之個體進行比較？無線電追蹤宜以短期密集的方式進行，以釐清目前許多有關其對圍籬與友善措施反應之疑問。 6. 其他意見：請修正錯漏字，勿濫用”里山”，改用淺山；請勿用”脫序”指稱與人類衝突的石虎行為，破壞器材設施者可否報警取締? 7. 野聲在問答時，提到許多對伐採作業可能如何影響石虎的許多想法，若有可能，請納入計畫資料收集、分析及驗證。	說明須優先收集之資料以及計畫執行與資料收集分析之方式。自動相機收集的照片，後續資料累積較多，亦會呈現計畫範圍內石虎習性的分析，包括利用拍攝影像分析活動模式，網格可辨識的個體的活動範圍，若有拍攝到石虎覓食則會說明累積拍攝所獲得的食性資料，針對育幼的影像，會加以呈現繁殖季節。前期第二年度計畫有針對這些特殊行為進行分析討論，本期計畫因為尚未累積足夠影像樣本，因此原本規劃於最後的期末報告再行呈現相關分析。有關棲地利用與其他野生動物及遊蕩動物之關係，亦同樣原本規畫於最後的期末報告呈現。下次報告會先彙整前期資料與本期資料，先進行呈現，並同步比較無線電追蹤資料，進行交叉比對，預先供委員審閱，提供相關分析討論建議，以再最後的期末報告，可做完整的分析討論。有關養禽場域的友善與否與有無圍籬，因受限養禽戶意願以及希望盡快改善以減少損失的意願，無法主觀控制，計畫執行是預計兩個年度可以累積較多的養禽戶周遭石虎個體追蹤的資料，再加以分析討論。由於 GPS 發報器主要應用於林班地與周遭的個體追蹤，其他養禽戶主要使用 VHF 發報器，密集追蹤在人力上的負荷過大，因此原規劃的是固定的追蹤，搭配養禽場域周遭的自動相機監測個體是否有回來原本養禽場，再加上與養禽戶建立互動關係協助回報是否仍有損失，做綜整評析養禽場域周遭捕捉追蹤個體的行為模式與友善與否以及圍網的時間點進行相關的討論比較。 6. 感謝委員建議，目前報告有提到里山一詞部分，多是原計畫要求書中工作項目標題，因此原則上先予以保留以符合原本行政或招標

	說明，後續再與林管處討論，是否可全都修改原工作項目上的里山用詞，於最後結案報告中做一併的修改，內文進一步的文字說明，則都避免使用里山一詞而使用淺山。脫序一詞原是引用自縣府公務機關的原始計畫名稱，脫序一詞是有不妥，但計畫名稱無法更改，因此引用計畫名稱亦無法更改為其他用語。後續若有相關討論，會修改為類似衝突個體這樣的說法，亦會同步建議苗縣府後續計畫名稱避免使用脫序一詞。而相機失竊都有報警，但報警至今皆無後續破案消息。目前所知，相機失竊有後續破案的，僅有苗栗縣上次本團隊與特生中心大規模數十台靠近公路之相機失竊有破案，其他皆無後續破案消息。 7. 會針對提出的相關想法，進行評估或測試，若可行會進行相關資料收集與分析或驗證，於下一次期中報告或若牽扯較為複雜的分析與需要較完整的資料，則於最後的期末報告進行分析。
<u>林良恭 委員</u> 1. 建議在 p.6 加入所謂第一次期中檢核項目及完成進度簡述。 2. 請所謂淺山養禽場調查監測之遠近的判斷，是否以距離數字說明之。圍網遠、中、近，要明確下定義，並考量石虎的合理活動範圍。 3. P.47 表 4 所列之相機架設編號，請加入文字說明，以便了解其所在位置狀況。 4. 本次期中檢核項目提到分析一季相機資料 OI 值，請補充說明未於報告內分析，其理由陳述應更明確些。 5. 報告內儘量不要使用”預定”，因已進行研究，相關規劃或執行已是肯定式 6. P.51-56 及 P.40-45 有關養禽戶之資料，文字重複太多建議刪減。	1. 遵照辦理。原工作需求與契約規定，僅依照分年分期列出目標，因此於 P6 工作項目之後，增加一章節(第三章，P7-9)條列分年分期工作項目與目標，並簡述第一年(期)完成之進度。 2. 圍網遠近的自動相機監測比較，目的是在針對圍網後，石虎是否減少侵入禽舍造成損失的機率，但石虎仍會於使用養禽場域周遭鄰近的自然棲地，並未因圍網後就不再利用而離去消失。因此，近主要定義為養禽舍圍網旁(50m 內)，遠則為 50~200m 範圍內的自然棲地，並非直接在養禽場域或圍網旁即可代表石虎在外圍仍有活動，目前僅規劃近與遠的對照比較，這樣的距離都在石虎活動範圍

7. P.59 內所推算出石虎密度的調查天數之選用(150 天)建議補充 詳細說明。 8. 部分追蹤石虎資料，PPT 內與紙本資料不一致。 9. P126 期初報告的回覆處理情形過於簡略，請多加說明(如修正於報告書哪些頁數)，儘量不要只寫”遵照辦理”。 10. 建議本計畫成果可歸納提出伐採計畫書應針對動物調查進行監測 SOP 或建議項目，供林管處運用。	內，可以達到這一部分的目的。由於研究範圍內皆有石虎，更遠距離的相機架設都有機會拍攝到其他石虎，難以對照圍網前後的差異，預算亦不足以大量架設高階適合辨識個體的 HP2X 自動相機，因此較大尺度的石虎與養禽場域的關係，則透過養禽場域捕捉個體的追蹤，來累積評析石虎活動範圍、移動模式與養禽場域的關係。相關距離文字，已經補充至內文中(五.(一).3 章節，P22)。 3. 原有表格已有一欄大約說明位置，並且搭配原本圖 28-32，有呈現相機位置。 4. 原內文八.(三).1 章節(P61-63)，有分析 2 季的網格相機資料，進行個體辨識。出現頻度 OI 分析，則於期初報告已經完成彙整前兩年度與本期計畫 2 季，總共超過 3 年的資料分析，考量本次期中報告僅增加約 1 季資料，相比分析將近 3 年資料，難以有明顯差異，加上新增契約之外多做的 2 處私有地伐採樣區輔架設完畢自動相機，尚未有資料回收，因此規劃於最後的期末報告進行綜整分析，內文已有相關說明文字(P52-53)，已修訂相關文字，讓說明更清楚。另外，補充石虎出現頻度的移動平均值圖(圖 45)，與估算石虎數量做對照比較。 5. 感謝委員建議，已修正相關字詞。 6. P40-45 為期初報告成果，與後文 P51-56 重複，依照委員建議濃縮後刪除。 7. 該章節分析結果主要是初探方法學的討論分析，比較各種不同天數長度的組合比較，包括回合數與每回合天數的組合比較，以便對後續分析提出最佳的建議。內文補充分析石虎出現頻度的移動平均值圖(圖 45)，呈現季節的變動，加上考量封閉族群的假設，初步結論會是以季進行分析，以呈現季節變化，

	反應繁殖季，並能因而考量繁殖季後新生個體加入所導致個體數量的增加效應。 8. 因為繳交紙本期中報告之後，新增 1 隻養禽戶捕捉的個體，因此在簡報中呈現，後續會將此隻個體納入下一次報告之中。 9. 感謝委員建議，期初審查意見，已加強補充說明。由於期初報告相關修正已經納入本次期中報告，加上本次修訂期中報告也再次因應委員意見據以修改，相關頁數已經難以敘明。本次回覆意見，已依照委員意見仔細回覆並標示修改後的頁數或圖號，後續亦將比照辦理。 10. 遵照委員建議，在最後結案報告，針對伐採計畫書應針對動物調查進行監測 SOP 或項目提出相關建議，供林管處參考運用。
<u>**李佩珍 委員**</u> 1. 探討伐採對石虎的影響是否考慮可用更大地景尺度進行分析，亦即比較”伐採區+森林區”鑲嵌地景區塊與”森林區+森林區”鑲嵌地景區塊間是否有差異？例如以石虎已知的活動範圍做為地景單位（數平方公里？）去分析？這雖然不是伐採區本身的影響，但也有助於探討伐採透過對地景的影響而影響到石虎。 2. 是否有發現每個受損養雞戶在單一一段時間裡都是同樣一隻個體的現象？如果是這樣，那會不會養雞戶的地點以及附近的地景，是決定受損與否重要的考量之一？亦即除了個體的個性差異很重要之外，養雞戶所在的地景也很重要（從圖 39 來看，目前監測的九處養雞戶似乎所在地景稍有不同），反而圍籬與否不會有統一的效果？建議持續思考、調整養雞戶與石虎生態間關係的探討方式，不一定侷限在目前的實驗設計（也就是圍籬前後、離圍籬遠近的比較試驗）。 3. 部分養雞戶（通霄林家）使用放養方式的原因是否有瞭解？基於動物福利考量，放養是比較人道的養雞方式，所以應該要支持使用這種方式的養雞戶，但他們是否會	1. 感謝委員建議。或許可針對網格涵蓋的 48 平方公里範圍，以自動照相機的資料，採用較大尺度去分析，以石虎的核心活動範圍通常約在<1 到 4 平方公里之內，全部的活動範圍在 2-12 平方公里，或許可以考慮每 4 個網格的地景單位尺度，結合網格自動照相機資料，分析每個地景單位尺度內的環境與石虎出現關係。但這樣的地景單位尺度，可能並沒有純森林區的環境，1 平方公里網格比較可能有純森林的環境。後續將就此進行初步的評估，試行分析可行性。 2. 感謝委員建議的分析方式，後續會就這一部分持續思考與嘗試。 3. 苗栗養禽戶多數皆為放養的養雞方式，另有小型禽舍供夜棲使用。雞隻的損失，一種方式是夜棲籠舍防護不夠，石虎可以夜間進入捕捉，另外一種方式是家禽白天(通常天亮前雞隻即已自行離開夜棲籠舍在外自由活動覓食，少有養禽戶是主動密閉關好的)在戶外活

因此受石虎影響更大且更傾向去毒殺石虎？這是一個有些兩難的議題，雖然這不是本計畫的工作範圍，還是希望期末報告也能稍做著墨。 4. 相機中其他物種，特別是遊蕩犬的資料，是否也能納入探討石虎的空間利用（例如對伐採區與森林區的相對利用）？ 5. 這個計畫的資料未來是否能幫助評估 OI 值與密度間的關係？例如如果你們的 OI 值與經個體辨識所得之密度間，是否有相關性？ 6. P.50 相機是否”為於”明顯路徑，應改為”位於”。 7. P.51 伐”彩”應該為伐”採”。	動覓食時，石虎獵殺之後帶走。 4. 感謝委員建議，其他物種與遊蕩犬部分，後續報告會加以分析呈現。 5. 感謝委員建議，有規劃就季節性的估算，配合自動相機的 OI 值進行比較相關性，於後續報告呈現。 6. 該段已經刪除，因該文獻的分析尺度與採用的 occupancy 方式，應不適用於計畫範圍內的破碎地景。 7. 感謝委員指正，錯字已經更正。
翁國精 委員 1. 摘要請再精簡，並修改語意不清的句子。諸如「本年大旱」等用語請明確描述，例如「2021 年 1-4 月乾旱期間」。 2. 拍攝之照片如果幼體非常少，或者可清楚辨識監測期間出生之亞成體，可以考慮僅估計成體族群密度，而非整體族群密度，以盡量符合封閉族群的要求。若目前之估計結果並未包含幼體，也請於文中說明。此外，夏秋雖可能有新生個體加入，但除非拍攝到幼體，且納入捕捉史矩陣中估算，否則新生個體應不至於立即反應在夏秋的族群密度上。 3. P.60：研究團隊在密度估計中似乎僅顧慮未扣除死亡或遷出的個體，以及多加入了新生個體，而造成高估密度。為何未考慮可能遷入的個體而造成低估？ 4. 石虎偏好的棲地並不見得食物量特別豐富，而食物量豐富的棲地也不見得就是石虎偏好的。棲地偏好與食物量並不完全相等。 5. 文獻回顧多探討伐木（無論疏伐或皆伐）對野生動物的負面影響，使人感覺研究團隊似乎有預設立場。或許在論述上能更加中立，或強調本研究與文獻之差異，提出石虎的特殊性使得過去的研究結論可能不完全適用於石虎的狀況，以加強本研究之正當性。	1. 遵照辦理。 2. 估算僅包括可辨識的亞成體與成體，已於內文補充說明。新生個體的加入族群為廣泛性的說明族群變動有新個體(今年度新生個體長大後加入族群)，並非特指新生個體，相關用詞已修正。 3. 在有遷入個體下，應該會更高估。遷入的個體包括原本區域新誕生長大後的亞成體，以及從其他區域遷入的個體，但卻無法確定是否會在此區存活建立領域或隨即遷出。本次期中報告主要就方法學上做初步的探討，長時間的估算，所有可辨識的個體皆納入估算數量，因此死亡或遷出的個體並未被扣除，因為遷出前已經被計入，但遷入的個體，被拍攝到之後仍就計入本區的數量，因此總體而言，過長時間的估算，未考慮開放族群，估算出來的數量會是高估的。由於目前 SECR 主要應用於封閉族群，後續將以 3-4 個月期間，在比較符合封閉族群假設的前提下，進行相關的族群數量的估算。 4. 感謝委員意見，後續討論會注意這一部分的論述與比較，並搭配其他文獻與石虎的生物學資訊，進行比較謹慎的討論。

	5. 感謝委員意見，後續討論會謹慎並更加中立的進行。
<u>余建勳 委員</u> 1. 摘要內容需要再加強內容及順暢度。 2. 遊蕩犬貓的資料可以另外拉出進行討論，以做為未來對於犬貓管理政策檢討之科學性資料論述。 3. 通霄護林協會及工作站承辦對於林地伐採面對石虎保育上的態度與期望為何?建議可進行訪談放入計畫執行內容上，以更加完整呈現實務上的問題。	1. 遵照辦理，會合併其他委員對於摘要的建議，一併修改。 2. 後續報告與分析，會納入遊蕩犬貓的資料進行討論。 3. 前期計畫曾進行過通霄護林協會的訪談，參考委員意見，回顧過往訪談，並接洽相關護林協會是否願意接受訪談，結合本計畫成果，與通霄護林協會及工作站承辦對於林地伐採面對石虎保育上的態度與期望，納入後續報告。
<u>周以哲 委員</u> 1. P.17 石虎捕捉追蹤使用的頸圈應兼顧考量動物福利，避免頸圈妨礙石虎自然表現及免於身體不適。目前頸圈的重量約占石虎個體重量比例大概多少? 2. 另外 P.17 提到，再受石虎侵擾的養禽場域捕捉石虎通常成功捕捉率較高，另在 P25 提到，侵擾養禽場域的石虎，在捕捉後原地附近野放，可能因嫌惡制約效果，較不回到原養禽場域侵擾掠食。這種制約效果大概維持多久。 3. P.62 提到 WS029 個體在 2021/01/22 被捕捉，透過發報器辨識，該個體在同年 1/27、1/28、2/2、2/3 等共 11 個夜晚於圍網邊被拍攝，顯示未有嫌惡制約而迴避被捕捉地的現象，該個體捕捉再野放後五天內又回到原場域，因此團隊推斷捕捉嫌惡制約的效果依據為何? 4. P.61，WS019 在 2020/01/29 通報後為何僅注射晶片而未配戴發報器，直到 2021/01/17 再次被捕捉後才配戴，理由為何? 5. 邊緣效應部分，採伐後期間的短中長與石虎的關聯性，如何推斷是個體行為還是疏伐的效應所產生的趨勢。	1. 目前石虎頸圈小型 VHF 約在 40g 左右，主要使用在雌性石虎或小一點的石虎，大一點的 VHF 頸圈與 GPS 頸圈約在 60-70g 以內，依照性別體重選擇適合的大小，約占石虎個體重量比重的 2%以下，比一般 5%的準則還要低很多。 2. 感謝委員的建議，這是一個很好切入探討的角度。目前透過捕捉追蹤與自動相機的資料，希望可以累積這樣的資訊，目前這樣的資料還不夠多，期末報告將視資料多寡，進行這樣制約效果的討論。 3. 嫌惡制約可能並非對每一隻個體皆有效，也可能僅能維持一段時間，並非假設嫌惡制約是一個通則有效的方法。但若藉由長期與多次的資料累積，發現對於部分個體有效，或者至少可以持續數月，則可以是一個採取的方式。加上養禽戶捕捉到的衝突石虎個體，通則應該仍是原領域附近野放，並不會遠距離的移地野放，因此，衝突石虎原地野放的行為模式，應是後續處理衝突石虎個體與養禽戶溝通的重要資訊。 4. 當初養禽戶捕捉時尚未有保育類動物利用許

	可，僅在縣府授權下，由獸醫注射晶片以作為後續若有重複捕捉時可加以辨識個體。 5. 主要藉由夠多不同個體的樣本進行整體的分析討論，因此在範圍尺度上，自動相機的資料須能涵蓋不同的個體。
<u>特有生物保育研究中心林助理研究員育秀</u> 1. 本計畫 GPS 發報器定位頻率為何?方法學上沒有說明，目前呈現的石虎活動範圍面積與南投不太一樣。 2. 簡報中提及石虎捕捉後原地野放將產生嫌惡制約的效果，是否有搭配雞舍的相關防治作為，目前實務操作上石虎捕捉後野放仍有陸續侵擾同一雞舍的紀錄，並無制約現象。 3. 脫序個體的定義建議更加謹慎，倘如簡報說明僅為嫌惡制約的捕捉個體原地再野放應尚不達脫序標準。	1. GPS 排程為剛野放前六天是早上兩點、四點、六點、下午六點、下午八點、下午十點跟晚上十二點，之後設定每天早上三點半、八點、下午兩點半、晚上九點定位，已經補充說明於方法中(P21)。GPS 追蹤的個體是雄性，因此活動範圍較大，可能是目前有發表的報告文獻石虎活動範圍中最大的，原因有可能與 MCP 範圍內包含一部分無法利用的銅鑼科學園區有關，加上 GPS 定位可以穩定的在不同時間定位，資料量較多。 2. 野放個體原始捕捉雞舍，有的有防制作為，有的等待石虎保育協會的圍網因此尚有破口，有的沒有防治作為(包括不願意做或僅轉交捕捉個體，連生態給付計畫都不參加，無從得知精確位置)。過去經驗，某些個體捕捉後剛野放，比較不會回到原雞舍，某些個體比較會持續侵擾或更換侵擾其他雞舍，因此可能跟養禽場域環境、防治狀況以及石虎個體差異都有關。如同前述所回覆，養禽戶捕捉到的衝突石虎個體，通則應該仍是原領域附近野放，並不會遠距離的移地野放，因此，衝突石虎原地野放的行為模式，應是後續處理衝突石虎個體與養禽戶溝通的重要資訊。即使嫌惡制約效果不明顯，有個體差異，或者僅有短期有效果，都有一定的應用價值並且可用來對原地野放提供正當的理由，包括移地野放會有新的個體進入釋放出的領域，若是亞成體可能造成更大的侵擾問題，原地野放若是一段時間傾向不回來侵

<table>
<tr><td></td><td>擾，則養禽戶可以有較多的時間改善養禽場域防治作為，以及在繁殖季時，讓母石虎較不會侵擾雞舍造成死亡而影響育幼，亦或者若某些個體就因此不再侵擾，就有防治上的效益。
3. 脫序一詞原是引用自縣府公務機關的原始計畫名稱，脫序一詞是有不妥，但計畫名稱無法更改，因此引用計畫名稱亦無法更改為其他用語。後續若有相關討論，會修改為類似衝突個體這樣的說法，亦會同步建議苗縣府後續計畫名稱避免使用脫序一詞。</td></tr>
<tr><td>夏處長榮生
1. 針對疏伐及皆伐之界定，最簡單的差異就是伐採面積不同，如依據「開發行為應實施環境影響評估細目及範圍認定標準」，107 年以前皆伐面積 4 公頃以下、保安林皆伐面積 2 公頃以下不用實施環境影響評估，本計畫的伐採跡地即屬之。但如若改用較大的地景尺度來看，這些歷史伐採對當地森林(大湖事業區 73-75 林班)僅係疏伐。
2. 報告書提及因應 A5、B9 兩樣區私有地新申請伐採，監測相機有略作位置調整，在未疏伐前這兩個樣區是否已累積石虎出現紀錄，後續對比才能明確。
3. 本計畫範圍先前已提供國有林地伐採跡地環境特色跟 A5、B9 新伐採區有無差別，請受託單位比對本處已提供的跡地資料與新增私有地伐採跡地資料，如環境特色、原種植樹種、土地區位，進一步統整分析，才有機會找出關聯性。</td><td>1. 感謝委員建議，本計畫針對大湖事業區 73-75 林班與通霄護林協會每年申請的伐採，因此以三個林班地尺度視為疏伐，此也是計畫名稱採用疏伐一詞之故。撰文報告時，亦有考量尺度與用詞上可能的認知差異，所以採取比較模糊的伐採一詞。內文中已依照委員建議補充相關說明。
2. 兩樣區伐採前皆有拍到過石虎，後續收集到伐採後的監測資料，會再進行綜整比較與討論。
3. 後續會針對此兩處新的伐採跡地的環境特色與周遭植被環境進行現場調查記錄，帶新的相機資料開始回收之後，遵照委員建議，比對管理處已提供的跡地資料與新增私有地伐採跡地現場調查資料，如環境特色、原種植樹種、土地區位等，進一步統整分析。</td></tr>
</table>

附錄五、第二次期中審查會議委員意見回覆表

委員建議事項	意見回覆
林良恭 委員 1. 新伐採增加 2 樣區，是否其伐採前資料已收集完畢?另伐採區都是伐採才開始追蹤，其時間演替是否有不同的樣區設定? 2. 請說明 AI 個體辨識的功能性如何? 3. 冬天 OI 值高、夏天低，此資料是否有與其他不同地區石虎研究的 OI 值比較過? 4. 自動相機就鼠科和鼩鼱科偵測率是否可完全掌握，偵測率狀況? 5. 有關 GAM 在不同物種出現狀況，是否可分類呈現，如石虎食物資源、石虎競爭者或與石虎共域的物種。 6. 伐採後年度之變化是否有明確時間序列為主軸分析。 7. 有關侵擾模式雖已分析雌雄個體差異，但是否有生殖前後比較。 8. 依照預定進度，明年 1-3 月仍欲捕捉追蹤，但計畫於 5 月即將結束，如何追蹤? 9. 建議本計畫之研究成果去發表於正式學術期刊。	1. 新伐採區的樣點有收集伐採前資料，但因為是樣點位於私有地，剛好地主要砍伐，並非林管處的伐採區，因此伐採前僅有一個樣點資料，伐採後新設樣點之後，則有對應增加樣點。由於新伐採區後續的造林方式與林班地內不同，因此兩處新伐採區的前後比較，規劃採取伐採前一處樣點，伐採後新增樣點計算出現頻度平均值，進行伐採前後季節變化比較。 2. AI 辨識主要是協助快速找出可能是石虎的影像，進行後續的人工個體辨識，初估可抓出超過 9 成的石虎紀錄。當時間充足，人工會預先辨識完全全部影像，就可抓出所有的石虎影像進行後續個體辨識，則就不會透過 AI 進行篩選。實際比較 AI 所沒有抓出的石虎影像，多是拍攝角度不佳或僅有身體一小部分，幾乎都屬於無法進行個體辨識的影像。因此 AI 協助從大量影像中抓出石虎供後續個體辨識，在某些情況下可供應用。 3. 其他地區若有呈現季節變化資料，則會進行後續比較。

	4. 因為自動照相機架設高度低，且稍微俯角，觀察拍攝相片可拍攝到小型哺乳類，但是否有出現但不會被感應到，因為沒有進行過相關研究，因此無法知道偵測率。使用的自動相機，感應器敏感都較高，加上拍攝的筆數也不算少，即使有部分無法感應，就趨勢分析上，應具有一定程度代表性。 5. 後續會針對不同物種進行分析呈現。 6. 伐採後年度變化是對照原本每處伐採區原始的伐採與造林時間進行計算。 7. 因為雞舍的監測，並沒有涵蓋一整年度，無法有前後各一年的資料，因此無法涵蓋生殖前後比較。 8. 規劃利用 GPS 自動定位的發報器，進行追蹤。 9. 感謝委員建議，後續分析有更好之結果，會嘗試發表於正式期刊。
<u>**李佩珍 委員**</u> 1. 石虎棲地利用(P.47)與石虎活動範圍(P.50)的資料分析方式可否再明確一些?例如棲地利用中說明是根據個體 home ramge 估算不同棲地的利用，但未交代是否同時考慮個體的 utilization discribution 與 KDE。 2. 尖鼠科建議改為鼩鼱科。 3. 建議年份統一用民國或西元(如:P.83/72)，避	1. 遵照辦理，會補充說明。 2. 遵照辦理。 3. 遵照辦理，統一採用西元。 4. 遵照辦理，進行相關補充，後續分析，GAM 與其他迴歸分析，應會僅選擇一種方式進行。 5. 遵照辦理。 6. 感謝委員建議，後續分析會針對共線

免混用。 4. 表4與表5的解釋因子不同，表5中各物種的解釋因子不同，請在說明選擇這些解釋因子的理由。 5. P.86，繫放建議改為標放。 6. GAM與GLM中使用的各項環境因子，特別是地景因子(例如:與道路距離、逕流密度)，以及地形因子(如崎嶇度、坡度差)間是否有先檢查兩兩相關性?是否有考慮植被因子，例如樹種多樣性、樹冠覆蓋度等，以及與農地距離、與養雞場距離等。另P.55 GAM是否能包括交互作用?建議GAM也可以做model selection去選出最精簡的model。 7. 如果最後只用月或季OI做GAM來看伐採時間的影響，月份與季節應該放入model中做為共變量，不論是否顯著都應保留在model中。 8. GAM的number of knonts要報告出來，有些過度擬合(overfit)，可能是K值太高，可以試著調整K值。 9. 伐採區與森林區合併或分開分析部分，有幾個建議給團隊參考: (1) 利用有序因子來處理，森林區=4,伐採區>150月=3，伐採區54-150月=2，伐採區0-54月=1 (codeing不能是ABCD，要是1234)。 (2) 如果伐採區與森林區可以在空間上配對，可以考慮將森林區做為伐採區的控制組，	性剔除相關因子，並進行model selection。另外，植被因子部分，有進行許多樣點的量測，但部分因子無法隨時間固定監測變化，因此應只能針對較穩定的植被因子，進行分析，或採用植被量測時間當時的動物出現頻度進行分析，後續期末規劃針對植被的部分，進行討論分析。 7. 後續資料較多，應會採用季OI，減少過多0，且變異應該會較小。季節因子會納入並保留在model中。 8. 感謝委員建議，遵照辦理。 9. 感謝委員建議，會參考委員意見，嘗試進行相關分析。

也就是森林區 OI 值可做為一個共變量，去分析伐採年份對伐採區石虎 OI 相對於鄰近森林區石虎 OI 值的影響。	
<u>翁國精 委員</u> 1. 請增加摘要。 2. 圖 12 之圖內文字過小，難以閱讀。圖說未能清楚說明兩個座標軸與 GAM 的意義，例如 count 是否為有效照片張數？是否有對相機工作時數做標準化？recovery_month 的意義僅在內文說明，未能在圖說中說明；陰影部分為 confidence interval，prediction interval，還是 GAM 特有的某種統計量？ 3. P.54「流浪犬隻的模型在 GAM 中出現 overfitting 的現象」，此現象如何產生？有無可能在分析過程中調整參數以避免 overfitting？ 4. 方法與結果的內容混淆，例如 P.55 有關 GAM 之敘述，P.56 有關 ZINB 之敘述皆應移到方法或資料處理與分析一節中。 5. 本計畫有大量且分布廣泛的自動相機，這些相機拍攝到的犬隻及石虎潛在獵物之照片，是否有可能用來產生這些動物的相對豐度分布圖或出現機率分布圖（例如以 kriging、maxent、logistic regression 的方式）？如果可以的話，或許可將這些動物的分布圖層與環境因子圖層合併做為石虎棲地選擇模型的自變數，如此可以同時探討生物因子與地景因子對於石虎	1. 遵照辦理。 2. 感謝委員建議，會進行相關補充說明與修正。 3. 感謝委員建議，後續針對可能有 overfit 的狀況，進行模式調整。 4. 遵照辦理。 5. 感謝委員建議，由於此牽扯大量分析，團隊有考量採取此類 2-phased 的 structured equation model，但仍須許多交互關係的了解與分析，因此擬於結案之後，詳閱更多相關文獻，並進行資料整理與分析預測等，再進行此分析，並評估後續發表正式期刊。

的棲地選擇的影響程度。此結果（影響石虎空間分布的因子）可與 structural equation model 的分析結果（影響石虎出現頻度的因子）做比較，或可瞭解石虎在面對捕食者、食物資源、棲地環境的複雜條件時，如何調整其行為以達最適的生存策略。此構想僅供團隊參考，請評估可行性再決定採行與否。	
<u>**余建勳 委員**</u> 1. 本研究多年來累積豐富資料，隨著計畫進入尾聲，建議應逐步聚焦整理出重要的研究成果、論點，並將之科普化，以做為未來提供民眾宣導教育的素材及新聞稿產出。 2. 目前苗栗區域內數個石虎相關研究進行中，有些即將結案公布，這些計畫之間如何進行整合論述，期待能在未來結案報告中呈現。 3. 本計畫運用石虎協會雞舍圍網的資料，是否也能反饋科學論述給協會，以傳達社會大眾知悉。另外雞舍圍網的案例是否能有社會性、人文方面的科學探討。 4. 遊蕩犬貓的問題有何改善建議。 5. 研究區為擄鴿高風險區，請團隊成員注意安全。 6. P.21-24，植物演替列了 4 個階段，最後 1 個階段所提極盛相，研究範圍內的植群無法達到，建議忽略不提，避免誤解。	1. 感謝委員建議，將視是否有適合科普化的材料，能力時間範圍內進行轉譯。初期或可先從自動相機影像，挑選適合的影片，例如石虎的行為、侵擾雞舍的不同物種等等。 2. 苗栗縣府的族群估算成果，可與本計畫密度估算進行相互的比較。而苗縣府的生態給付計畫所增加的石虎紀錄點位，應可補足很多苗栗縣內的石虎分布資料。本計畫對於林班地與周遭區域的石虎與其他動物評析研究，或可做為整理石虎棲地利用的參考，但仍無法包含所有石虎利用的棲地環境，如溪床與農地，需要更深入的研究與探討。 3. 關於反饋雞舍相關科學論述給協會，遵照辦理。舍圍網的案例是否能有社會性、人文方面的科學探討，因計畫原本並沒有將此列入工作項目，因此並沒有進行此類資訊收集，苗縣府的生態給付計畫亦沒有針對此項進行資料收集，因

	此無法進行相關探討。建議未來苗縣府或林務局林管處，可針對此部分進行進一步的研究。 4. 遊蕩犬貓牽扯問題廣泛，若無法從源頭進行管理以及現場的數量減少，實不易解決。經過本計畫調查，林班地及周遭的石虎為苗栗縣的熱區，個體辨識亦有觀察持續記錄多年的個體，此區石虎的出現頻度亦不低，加上有拍攝到犬隻追逐石虎的畫面，建議可逐步朝向減少與移除林班地內活動的犬貓為目標。 5. 感謝委員關心，會注意安全。 6. 遵照辦理，修正為演替後期之森林。
<u>**行政院農業委員會林務局**</u> 1. 圖 28 的侵擾雞舍案例數是否有包含圖 29 養禽戶自行捕捉數？另圖 29 圖面難以看出趨勢，建議修改呈現方式。 2. 依據計畫目標，石虎個體追蹤係透過追蹤石虎，釐清石虎對林班地周遭農地與養禽場域之利用。但目前報告書中侵擾雞舍石虎的追蹤成果，多注重在說明是否有再造成家禽損失，但多為推測及養禽戶回報資料，對於實際石虎移動或活動模式著墨較少，建議於期末報告補強說明。 3. P.77 及 P.87，針對捕捉石虎的敘述稍有不同，容易讓人誤會為不同個體，建議修正敘述方式。	1. 圖 28 有包括，呈現方式遵照委員建議進行修改。 2. 石虎個體追蹤棲地利用，主要針對林班地捕捉的個體，追蹤點位較多，養禽場域周遭的石虎個體追蹤，原始目的主要是監測與禽舍的相對關係，以及是否有持續侵擾，因此養禽舍個體的追蹤點位，通常無法足夠到分析對應的棲地利用。 3. 遵照辦理。

<u>**苗栗縣政府**</u> 1. P.71，110 年度加入生態給付計畫之養禽戶為 64 戶。 2. 建議附錄七環境照可放圍網前後照片比較，並可於報告中說明雞舍圍網應達架設標準，以達到防止石虎及其他野生動物入侵成效，並以分析結果為證。 3. 依報告內容，雞舍是否圍網(及停止放養)對石虎是否靠近雞舍影響甚鉅。未來相關生態調查分析，雞舍圍網是否為重要分析因子，希望團隊可以於報告中說明。 4. 本府委託「苗栗縣石虎族群數量與分布調查」計畫即將結案，後續報告將公開，請團隊參考相關結果，完善文獻及方法學的探討與討論及未來長期監測的建議。	1. 遵照辦理進行修正。 2. 遵照辦理。 3. 遵照辦理。 4. 遵照辦理，希望苗縣府可提供相關報告與資料作為參考。
<u>**海岸林工作站 王技佐慈憶**</u> 追蹤個體 WS_31、WS_32 活動範圍涉及海岸保安林及風機周邊，這些區域往往也常有政府機關申請公共設施用地租用，是否能提出相關審核需注意建議事項。	遵照辦理。
育樂課 期末報告時請增加量化資料轉譯的實質經營論述，例如:伐區間合宜的距離或空間配置?又如石虎繁殖高峰為 2-6 月，相關伐採作業是否須避開繁殖期等。	遵照辦理，在有相關資料輔助的情況下，提出相關的經營管理建議。
作業課 1. 報告提及伐採區伐採後 3 年石虎即會恢復利	1. 後續會針對分析影像中石虎行為，進行初步的討論。

用，得否進一步補充其利用模式，並針對其不同行為進行棲地利用分析。 2. 石虎回復利用原棲地的主要原因有可能是什麼?對於伐採後，有無記錄到石虎在周邊森林區域的利用情形? 3. 石虎繁殖季以 2-6 月為主，繁殖季的小規模伐採對石虎可能造成的干擾為何？會不會迫使石虎放棄棲地，並且在伐採後 3-4 年不會再回來原棲地？ 4. 上述問題建請可在報告內再多加說明，進而討論伐採面積、伐採區域空間配置、伐採後時間演替與石虎利用情形，俾利在森林經營作業作適切的調整與規劃。	2. 伐採後，石虎仍持續於周邊森林區域活動，伐採後因為人為干擾少，主要是造林相關活動，轉化為開闊的自然棲地，石虎可能因應不同的演替、刈草或造林方式，而有不同的利用，但須注意犬貓更容易藉由伐採進入到周邊的森林。 3. 石虎繁殖可能利用伐採區較密的草叢育幼或覓食，或在伐採前剛好於該區的森林繁殖育幼，因次會建議伐採活動與相關的造林活動，避開石虎主要的繁殖育幼季節。根據過往伐採資料，亦有伐採是在 2-6 月進行，經過多年，石虎仍有回來利用該伐採區。即使如此，仍建議避開石虎的繁殖育幼季節，進行伐採。 4. 遵照辦理，在有相關資料輔助的情況下，提出相關的經營管理與伐採建議。
夏處長榮生 1. 簡報 P.49 提及目前 SECR 密度估算作法，南投、新社及苗栗在回合數、天數設定都不太一致，是否可能共同討論一致調查標準。 2. 簡報 P.33，提及 GAM 和 ZINB 多變量分析遭遇困難點，所列 4 項困難點中，有沒有是管理處可以協助爬梳伐採資料協力解決的。 3. 仍有部分養禽戶不願意接受圍網，當中是否有	1. 因應不同的資料量與拍攝機率，相關設定應仍需依照調查資料而定，但仍需在符合分析方法的前提假設之下。 2. 感謝委員建議，後續需要會向管理處提出。 3. 通常是非法占用他人或國有土地，或本身考慮隱私等，而不願意接受圍網。

特殊原因。	

附錄六、期末審查會議委員意見回覆表

委員建議事項	意見回覆
<u>李玲玲 委員</u> 1. 請提供摘要。 2. 建議表 1 可增列林班地編號；其他說明樣區相關的表格中，可考慮加入相機或植物調查樣點的編號，而圖表中樣點的編號方式可考慮納入所在樣區的編號，以利比對。 3. 請執行團隊調整寫作方式。目前研究方法分散在前言、方法、結果與討論，甚至附錄中，建議應集中在方法中說明各類資料收集、分析及統計方法。針對各章節與各段結果，建議先有重點敘述，再有細部說明，並小結說明不確定或待解決問題。 4. 執行團隊已考慮在土地利用如此零碎的地景下，比對不同採伐時間、範圍、撫育方式下的伐採區與森林區動植物相的差異，並對資料收集與分析可能涉及的問題做了更好的說明。但資料分析架構，包括資料處理方式與統計方法的說明仍不夠清楚，以致對結果的解讀也有許多疑問。每個現象背後有諸多可能原因，目前比較傾向以單一原因解讀，但又缺乏支持單一肇因的佐證資料與討論。建議應盡可能交叉比對不同方法下收集的相關資料甚至文獻資料，若不同方法收集的資料指向同一趨勢與可能肇因，則可增加解讀肇因的 power，若有趨勢不	1. 遵照辦理。 2. 表 1 已增列林班地編號與相機編號。植物調查樣點即自動相機之樣點。而相機編號方式，納入所在樣區是很好的建議，但因為相關資料庫已經建置好並有關聯屬性資料，變動編號方式不易進行，會納入未來新計畫的編號方式做為參考。 3. 感謝委員建議，遵照辦理。 4. 相關分析，已盡量控制不同的變因，或者納入模式分析中進行考量，在模式分析中亦有呈現不同變因之影響差異，只是某些變因並非關注對象(如樣區或季節的差異)，因此並未多所解釋。而有關動物出現頻度與造林演替年度關係，使用了 3 種方法，包括比較伐採區與森林區年出現頻度差值、廣義加性模型(GAM)以及植群分析分群比較，結果大多皆一致，因此相關結果與討論皆以一致的結果進行說明，而相關方法已強化補充說明於方法與資料整理分析章節中。 5. 感謝委員建議，會依照計畫目標，考慮尺度，進行合理的解析與相關討論說

同或結果有所出入，則提醒有其他肇因的可能性。 5. 建議從林業與生物多樣性經營管理的角度檢視資料整合、分析及應用，特別是考慮本計畫所獲得的結果如何針對本計畫三大目標提出後續經營管理建議。其中，特別需要注意資料收集的時空尺度與經營管理應用的關聯，考慮後續將資料進行不同空間尺度解析的可行性。 6. 建議報告末了增加一章節，針對本計畫三大目標提供結論與支持此些結論的重點資料，以及對經營管理與後續工作的建議。包括： 那些經營管理問題已經獲得解決? 那些尚待確認或後續研究? 後續研究、管理及資訊累積的重點及原因等。例如：本計畫待解決問題之一是林班地採伐與對石虎與生物多樣性保育的影響，並對後續林業經營提出建議。由於砍伐基地面積不大、又夾雜在未砍伐森林及其他利用方式的土地之間，加上石虎活動範圍可能涵蓋好幾塊砍伐與未砍伐區塊之間，或許除目前以樣點、樣區為單元的分析方式外，亦可考慮更大空間尺度的資料分析，例如林班地南、北段土地利用破碎化的程度不一，所得石虎在砍伐地與非砍伐地的反應是否一致? 此外，從地景角度，若以整體林班地為單元，是否有機會以輪伐方式經營，以兼顧林木收穫、營造多樣棲地及生物多樣性保育等功能? 若可行，則輪伐的面積、頻度、適當的地景結構配置如何? 對貓	明。 6. 會增加結論章節，綜合整理本計劃相關結果，並提出經營管理與後續工作建議。有關委員建議的內容，部分受限資料可能無法延伸到如更大尺度、地景尺度、輪伐之討論。有關『林班地南、北段土地利用破碎化的程度不一，所得石虎在砍伐地與非砍伐地的反應是否一致?』，因南北兩段伐採區的伐採造林年度，並不一致，因此光是區分南北兩段，並無法排除是南北兩段的差異亦或者是來自伐採年度的差異所致。因此，原本分析中採取，將相關環境棲地因子，以及與開闊環境、道路距離等納入進行分析，相關結果會進行討論，嘗試碰觸到部分委員所建議的方向，也因此，『輪伐的面積、頻度、適當的地景結構配置』因並無操作性實驗，僅能就本計劃所能獲得結果，參考石虎生態與相關文獻，進行討論與建議，提出相關替選方案的可能方式，作為未來管理處持續進行相關林業經營，搭配監測，進行滾動的調整。有關養禽場部分，由於養禽場資料收集橫跨不同場域與年度季節，探討犬貓與石虎的互動，可能需要更多的資料與評估其他可能適合的方法。而文獻或先前研究一致的部分(例

犬或其他野生物的預期影響又會如何等? 建議可與林管處討論林業經營與生物多樣性保育可能的替選方案，並透過本計畫的資料評估不同替選方案的效益，或後續有效評估不同作法效益的建議。又例如禽場管理所收集的資料中，有關犬貓與石虎出沒的關聯性是否與其他距離禽場較遠區域的種間互動關係類似或不同?可否檢視或排除某些犬貓對石虎棲地利用、活動等影響的相關假說? 秋冬季節石虎滋擾事件較多的處理方式?等等。至於有關石虎族群、棲地、空間生態及生物學部分，包括自動相機、無線電追蹤及特殊紀錄等部分，除建議摘述重點，並確認那些問題已獲得與文獻或先前研究一致(例如繁殖高峰與幼獸出現時間)或不同的結論? 那些尚待確認? 並應討論在經營管理上的應用。	如繁殖高峰與幼獸出現時間)，會補充相關文獻的引用與討論。
<u>翁國精 委員</u> 1. 須提供摘要 2. 增加結論與建議，依工作項目逐一列出成果。 3. 報告中有許多敘述性文字，建議圖表化。 4. 養禽戶的描述、追蹤個體的描述太過細節，建議放至附錄 5. 簡報有 3 大目標整理，但報告書沒有。 6. p.46 有關 SECR 的假設，每隻個體被捕捉的機率，會因相機跟 home range center 間不同距離而改變，目前資料是否能驗證此假設? 7. 在 p.49 描述石虎每季的 OI 值，但在 p.118 可	1. 遵照辦理。 2. 感謝委員建議，遵照辦理。 3. 感謝委員建議，遵照辦理。 4. 感謝委員建議，會調整內文以重點結果摘要為主，相關細節移至附錄。 5. 會調整報告書結構，將相關計畫三大目標進行更詳細清楚的說明。 6. 在網格樣區內的追蹤個體，且有足夠定位點位資料的個體數資料尚不足以驗證相關假設。SECR 已應用於許多動物密度估算，包括許多野生貓科動物，優點

以看出 90 天長度來分析，波動過於敏感，建議用半年或一年來描述，以減少雜訊。 8. 在 p.49，倒數第二段中”在伐採初期有較低趨勢，隨森林演替逐漸增加”，在內文常有此類描述性比較出現，但沒有數據支持。 9. 在 p.74，在演替後期，可食漿果類較多，是否有文獻支持? 10. 在 p.82，”赤腹松鼠與其他鳥類在灌木層和樹冠層分析中，有完全相同的顯著性”，這句文字意義不明。 11. 圖 27 與圖 24，均在說明石虎出生日期與月份，建議合併在一張圖，較易看出趨勢。 12. 石虎 3 年來趨勢下降，需要圖或數據呈現。 13. GAM 的模式有多峰的現象，理論上似乎不合理，適合的環境棲地不會一直變動，是否有調整方式?	在於不需要主觀認定的 buffer 範圍而影響估算的密度值。 7. 呈現不同總天數的估算成果，主要目的是要找出適合的總天數長度。相關討論，應該會以 120 天來計算，除了較能符合封閉假說之外，亦能兼顧季節間的波動。 8. 相關分析有對應的結果，結案修改會同時納入其他的分析，並在相關的結果與討論中，呈現更清楚的對應數據支持，並對應圖表說明。 9. 初步搜尋並無發現相關文獻。 10. 感謝委員建議，會修正相關用詞並強化補充說明。 11. 遵照辦理，已合併為圖 48。 12. 趨勢下降於族群密度估算實際呈現每年族群密度數字並進行討論，在 GAM 分析伐採區與森林區資料中，年度下降變因亦呈顯著，相關數據與圖表已於本文中加強說明對照。 13. 部份多峰，但在信賴區間上可能亦並無顯著。為避免多峰的現象，在 GAM 的分析中將會對應調整 k 值，以呈現較為平滑合理的變動趨勢。
<u>林良恭 委員</u> 1. 建議請補充本計畫之摘要(含英文)。 2. 有關伐採區石虎出現狀況，建議有無其他文獻	1. 將會依照相關計畫報告格式增加中文摘要。 2. 國外相關文獻已有整理，但尺度、環境

參考，尤其台中地區大坑曾有針對伐採後石虎出現頻度研究。 3. 建議再精簡說明有關植群演替與石虎出沒頻度之相關性。 4. 有關追蹤個體活動範圍之記錄點位，是否與活動範圍大小有無漸進穩定值? 5. 是否有無分析石虎每日最大的移動距離? 其移動長度和綠色網絡建置有無相關性? 6. 石虎密度估算的網格尺度小於 1km，此結果與裴老師最近完成之族群密度估算，有何可以討論點? 7. 簡報 117 頁中，分布區外的石虎紀錄，若後續消失不易成功擴展，建議其證據應該充分說明清楚。 8. 簡報 118、119 有關林班地之隱憂，是否連結至本計畫調查成果，請強化說明之，且是否可放在整個報告最後之結論。 9. 養禽戶之研究，其中死亡個體是否為人為干擾影響，此結果和林班地的高低比較，其意義為何? 10. 伐採與動物間的關係為何，是否有調查基地有收集伐採前的動物背景資料?	與台灣狀況較有差異。台中大坑地區相關文獻，已納入引用討論。 3. 依照委員建議，在相關結果陳述上，會先摘要結果，再進行詳細之說明，細節則適度納入附錄中。 4. 對於居留個體，通常會有漸進穩定值，且依照不同個體或性別年齡而有差異。本計劃中追蹤之個體，很多個體受限本計劃可執行之預算與量能，或者因人為因素死亡，因此追蹤點位並不多，加上方法學並非本計劃計畫探討的主軸，因此並未呈現。也因諸多個體定位點數不足，因此後續結案報告，會修改不呈現活動範圍大小，除非該個體定位點數足夠，才於該個體相關論述中加以說明之。 5. 要分析每日最大的移動距離，需每日的定位點數夠多，且每日皆有定位，才能更精確估算每日最大移動距離。因此，本計劃僅有少數配戴 GPS 定位頸圈才有較多的定位點數，由其移動狀況，搭配其他個體的活動範圍大小，以及網格辨識個體在不同網格拍攝到的最長活動距離，可以作為林班地綠色網絡往外多少距離才足夠的保育參考。因此將本計畫追蹤有最大活動範圍的個體，計算其直徑，做為林班地往外 3.5km 做為保育綠

	色網絡範圍的參考。 6. 本計劃採取 1km 網格，主要為密度估算所需。苗栗縣政府所執行的石虎密度估算，第一年採取 2kmX2km 主要目的為全縣分布狀況的調查，第二年便是採取 1km 或更小的網格，進行密度估算，方式雷同。根據本計劃其他更密集的自動相機紀錄，發現更密集的網格，可以提供同個體不同位置更多的拍攝紀錄，更有利於 SECR 的密度估算，1km 網格雖仍可有同個體在不同位置的拍攝資訊，但若應用於較低密度區，若此種不同位置的拍攝資訊若不足，則有不適合使用 SECR 的疑慮。 7. 該結論指的是苗中投以外地區的石虎零星紀錄，如新竹和嘉義等，都僅有零星一兩筆紀錄之後，都不再有後續的石虎紀錄，顯示在既有分布區外的石虎，可能類似本計劃所指的苗栗淺山與較多人類聚落或道路鑲嵌的環境，有較高的死亡率，因此對於偶而往分布區外擴展的個體，因為較高的死亡率加上遇到其他往外擴展的個體機率低，導致在目前分布區外，天然建立新的石虎族群並不容易。養禽戶周遭活動個體所發現的死亡原因，幾乎都與人有關，包括被毒殺與捕捉，特別是在沒有圍網防治或不友善

	的養禽戶周遭的個體。兩個區域相比，主要是呈現養禽場域、道路等較密集的淺山聚落，雖然石虎可適應鑲嵌的淺山環境，但面臨諸多威脅，死亡率較高，而林班地與周遭淺山區，因養禽場域、農地與道路等相對較少較低密度，加上森林提供庇護(cover)與多樣化的獵物來源，扮演很重要的 source 功能，加上本區石虎密度估算，為全台石虎密度最高區域，本區的石虎保育益顯重要。 8. 相關結論會於結論章節強化論述，並增加與本計劃資料的關聯性。 9. 跟林班地活動的個體比較，主要是林班地個體活動範圍內涵蓋的養禽戶數很零星，因此不易遭受因養禽戶衝突而遭捕獵或毒殺，可能因此有較高的存活率。而由森林區與伐採地的比較，森林區有較高的石虎潛在獵物物種數與出現頻度，提供多樣化的獵物以及棲地掩蔽功能。 10. 監測的 11 處伐採樣區，皆無伐採前資料，因此採取與周遭森林區作為對照比較的實驗設計。
<u>**李佩珍 委員**</u> 1. p.109 關於小古的部分，2019 年 2 月 10 日發出死亡訊號，是否為年份誤植? 2. 野生動物如石虎，是否對植被結構會較植群型	1. 感謝委員指正，為 2020 年，2019 年為誤植。 2. 因本計劃目標主要在了解伐採區的石虎利用狀況，因此分析僅就石虎出現頻度

更敏感？是否嘗試分析把石虎出現頻度與植被結構間的關係？如樹冠覆蓋度、地表植被覆蓋度等。 3. 根據 SECR 的族群數量估計值，是否可評估 OI 值做為族群量指標的可行性？SECR 所稱族群密度是否能轉換為本研究範圍(48 平方公里）之石虎族群數量？這些密度值的不確定性如何評估？石虎在 2019-2021 有下降趨勢，是否可能量化？如下降百分比。建議估算繁殖季、非繁殖季的平均族群量、3 年的平均值，呈現線性下降趨勢。 4. 伐採區與森林區為配對設計，在分析石虎 OI 值隨伐採年份變化時，是否考慮納入森林區資料做為基準值？例如以同一伐採區之伐採區的 OI 值減去森林區的 OI 值以兩者之差值去做 GAM，看差值隨伐採年份變化的趨勢？ 5. 因細菌性感染的個體，是否知道是何種細菌感染？有無傳染性？是否於石虎接觸到的人類和家禽有關？ 6. GAM 同意翁老師之建議，可嘗試限制 K 值，簡化長期趨勢。	與植被結構之關係進行比較。由於地表覆蓋度在伐採區隨著季節變動較大，因此難以進行逐年的比較。植群分析與測量原本並非契約工作範圍內，為額外進行之分析，因相關資料尚需額外時間整理，未來有機會會嘗試將石虎出現頻度與植被結構，就有測量的當季或當年石虎出現頻度與植被結構資料進行分析比較。 3. 感謝委員建議，針對估計密度期間計算該期間之 OI，並計算相關性，可協助評估 OI 值做為族群量指標的可行性，這是架構在同一地區但不同時間估算的情形下進行相關性評估，但由於不同期間 OI 的整理分析需耗費較多時間，在未來有機會再進行相關方法學上的探討。SECR 估算之族群密度雖然有加上 buffer，但可套用其密度乘以本研究範圍面積(48 平方公里)即可獲得研究範圍之石虎族群數量，SECR 密度估算有信賴區間，可做為不確定性之評估，在國外研究，只有有足夠的不同地點的重複拍攝記錄，估算的結果通常是可靠的。而 2019-2021 三年的族群密度，已依照委員建議，呈現每年之族群密度(取最低者)，2019 與 2020 年差異不大，2020 年略高，但 2021 年密度較 2020 年下降 33%。

	4. 感謝委員建議，會以石虎年出現頻度，進行原本配對設計的差值比較，與伐採造林年度變化分析，相關方法結果呈現於結果章節，與 GAM 分析一起呈現討論比較。 5. 由於發現該個體時已死亡多時，死後變化嚴重，因此病理解剖下僅能初步判定造成肺炎之細菌為球菌。常見造成肺炎的球菌為鏈球菌跟葡萄球菌，兩者皆廣泛分布在自然界中，在無法得知確切致病病原的狀況下，較難判斷病原的來源及傳染性。 6. 感謝委員建議，會嘗試限制 K 值，簡化長期趨勢。
<u>周以哲委員</u> 1. p.50 頁第一段和第二段內容重複。 2. 參與生態給付的戶數，逐年減少的原因? 3. 原地野放有較高比例無法存活，是否有改善建議? 4. 將相機拍攝的動物名錄放於附錄。 5. 圖 80 呈現族群波動明顯，可能原因為何? 6. 計畫結束後提供相關生態照片予新竹處。	1. 感謝委員指正，已更正誤植重複部分。 2. 參與生態給付養禽戶通報的戶數逐年減少的原因，主要為養禽戶遭動物滋擾危害的通報，每戶僅能通報一次，因此之前年度已經通報過的養禽戶，在後續年度即使有危害受損，無法再通報。另外，這兩三年，通報的養禽戶，逐漸有石虎保育協會協助圍網，降低了石虎滋擾的機會，也因此有不少養禽戶因已有完整防護，而不再需要再通報。 3. 原地野放存活率因地區而有差異，大多皆可存活，死亡率較高的區域集中在靠近海岸的沿線區域，可能與高密度聚

	落、道路與養禽場域鑲嵌，且較少林地有關。具體作為先朝向輔導相關養禽場域做好防治，增加其友善石虎作為，後續可逐漸考慮因應遭捕捉的石虎個體年紀與性別，做為未來若有移地復育野放計畫的潛在個體。 4. 遵照辦理，整理於附錄十五。 5. 波動主要為季節性的新生個體加入族群以及死亡所導致的波動。因此，以當年度估算密度較低的季節最為該地族群密度較符合反應長期的族群波動趨勢。 6. 遵照辦理。
<u>余建勳委員</u> 1. 錯字更正：p.57 裏白饅頭果、p.68 短角苦瓜。 2. 植群分類對比物種偏好、被食物種果實，關聯性請圖表化。 3. 藍腹鷴獨立出鳥類被討論的原因？同為雉雞科的竹雞是否更適合獨立討論？ 4. 新聞稿的議題素材提供。	1. 感謝委員指正，相關錯字已更正。 2. 相關圖表除本文外，部分亦呈現於附錄。另並修正圖 44，將被食物種與演替關聯性圖表化。 3. 因石虎會掠食家禽，因此將雉科鳥類單獨分析，其中藍腹鷴因拍攝較多，加上本計劃紀錄過一次石虎捕食藍腹鷴，因此單獨分析，而同為雉科鳥類的竹雞與台灣山鷓鴣亦為石虎潛在獵物，故亦會進行單獨分析。 4. 之前曾經提供林班地石虎繁殖影像供森活情報站發文使用。後續管理處若需要發新聞稿，可配合提供與研擬相關素材。
<u>林務局保育組 林技士立容</u>	1. 感謝委員指正，相關錯漏字已更正。

1. 部分漏字或錯字建議修正： (1) p.49 多了一個八、 (2) p.97(3)通霄曾家第二行：完成後尚無家禽”損失”通報 (3) p.118(2)密度估算第七行：合”理” (4) p.119(i)小崎 A 第一行：計”畫” 2. 建議補充摘要及結論與建議，特別是建議補充保育或經營管理措施效益評估，並提出具體之建議方案，以作為政策執行參考。 3. 養禽戶有兩戶為半放養之飼養模式，與設置圍網之養禽戶相較，石虎行為模式是否可看出差異？ 4. 部分死亡個體有註明有送家衛所做剖檢，有 2 隻於養禽戶周邊死亡均發現口鼻出血，是否可推測死因？ 5. 簡報中有帶到有關流浪狗部分的資料，若有浪犬與石虎相關分析，建議於報告書中一併呈現。	2. 遵照辦理。 3. 部分沒有圍網的半放養的飼養模式，主要與用地有關，或者範圍較大。而因為半放養、場域較大，因此石虎較易闖入養禽場域掠食家禽，若養禽戶較不友善，則石虎遭捕獵或毒殺的機率較高，持續移除的情況之下，補充進來此場域之石虎新個體，多為當年新生的年輕個體，也因而更會掠食家禽，持續製造衝突，形成一個生態陷阱。 4. 兩筆案例當初是由屏東科技大學野生動物保育研究所陳貞志教授負責解剖，其中有一筆死後變化嚴重，沒有解剖報告，另一筆有觀察到皮下出血嚴重，懷疑是老鼠藥。由於是較早期個體並非宋家衛所檢驗，並無經費做毒物檢驗，因此僅能初步判定可能是老鼠藥造成。 5. 石虎與遊蕩犬的互動分析，非僅相關性分析就能呈現因果，需要更詳細的實驗設計進行比較分析。本計劃計畫目標原未規劃針對石虎與遊蕩犬關係進行分析比較，後續將視資料可分析部分，若有可比較分析的部分，另外進行。
<u>苗栗縣政府陳技士奕全</u> 1. 請於書面報告中綜整結論與建議。 2. 對於如何解決特定區域，因人為而無法存活的比例較高問題，請團隊提供經營管理建議，原	1. 遵照辦理，已增加結論與建議章節。 2. 具體作為先朝向輔導相關養禽場域做好防治，並與 NGO 合作，降低敏感性，增加其友善石虎作為，後續可逐漸考慮因

則上仍希望以原地野放為原則。 3. 有關長期監測方法，建議與縣府石虎族群數量與分部調查報告在做比較後，提供未來調查方法討論。 4. 請團隊說明，如果將林班地視為石虎族群的source(或核心區)，是否在林班第一定範圍內之開發行為必須有更完整、更積極的衝擊減輕及棲地營造之策略?	應遭捕捉的石虎個體年紀與性別，做為未來若有移地復育野放計畫的潛在個體。 3. 感謝委員建議，會將本計劃結果與縣府調查報告做比較，提供未來調查監測參考。 4. 委員建議非常好，以林班地加上一定緩衝範圍內，足以提供石虎活動範圍，作為石虎的核心區，相關開發行為必須有更完整、更積極的衝擊減輕及棲地營造之策略，會納入相關結論章節之中。
夏處長榮生 1. 主要內容須聚焦在計畫目標，行有餘裕可再發展更多分析。 2. 提出更多具體的科學數據，但若還需要驗證的論點，建議保守用詞。 3. 回到伐採的經營管理面向，針對整個區域的建議為何?	1. 感謝委員建議，遵照辦理。 2. 感謝委員建議，遵照辦理。 3. 感謝委員建議，已增加結論與建議章節，提出整個區域的保育與經營管理建議。

附錄七、11 處伐採跡地樣區現場環境照

第一年度 5 處伐採跡地樣區

樣區 1

樣區 2

樣區 3

樣區 4

樣區 5

第二年度新增6處伐採跡地樣區

樣區 6

樣區 7

樣區 8

樣區 9

樣區 10

樣區 11

附錄八、各養禽戶環境及相機架設狀況說明

(1) 苗市 A(已圍網)（圖 102）

苗市 A 為 107 年度新竹林管處之「減緩苗栗淺山地區野生動物與人類衝突之行動研究」期間輔導之養禽戶，位於苗栗市新川里蔴園坑，原本採取放養形式，僅有簡易夜棲禽舍，輔導期間歷經 3 次圍網補強作業，於 2019 年 1 月 20 日完成補強，完成補強後僅偶有零星家禽損失，應與家禽自行離開圍網範圍有關。該禽舍監測期間雖然架設多部相機，然多為拍攝石虎行為為主，監測期程較不固定，本次分析採用架設於圍網邊之編號 LCPB13 及 LCPB15 為近距離監測相機， 圍網前/後之石虎 OI 值分別為 0.6/0.15(LCPB13)、2.41/0(LCPB15)。架設於禽舍後山之 LCPB02 及 LCPB09 為遠距離監測相機，圍網前/後之石虎 OI 值分別為 2.14/0(LCPB02)、1.14/2.42(LCPB09)。

(2) 西湖 A(已圍網)（圖 103）

西湖 A 為 107 年度新竹林管處之「減緩苗栗淺山地區野生動物與人類衝突之行動研究」期間輔導之養禽戶，位於西湖鄉三湖村，於 2019 年 3 月 6 日完成圍網補強作業，完成後無家禽損失通報。雖然輔導期間有架設多部相機監測，然而多數並未涵蓋圍網前後之監測時程，因此本次分析採用之近距離相機為圍網編之 LCPS05 相機，圍網前/後之石虎 OI 值為 3.68/0.78；遠距離相機為禽舍後山之 LCPS03 相機，圍網前/後之石虎 OI 值 7.98/1.33。本養禽戶曾於 2018 年 10 月 31 日捕捉到一隻約 6 個月大的公亞成石虎個體(WS_004/蘇虎寶)，當時由於體型較小，因此僅注射晶片而未配戴發報器即野放，該個體於同年度 11 月 30 日再度被本養禽戶捕捉，而後由特生中心進行後續處置即野放作業，二度野放時有掛載 VHF 發報器，由近、遠相機影像監測發現，該個體於 2019 年 2 月 5 日至 18 日之間曾被本養禽戶近、遠監測相機記錄到，其中於 2 月 13 日及 2 月 18 日兩度被近距離監測相機拍攝到靠近禽舍，然而自圍網完成後(2019 年 3 月 6 日)即不曾拍攝過本個體影像；而本個體於 2019 年 4 月 3 日及 4 日連續兩日於距離本養禽戶直線距離約 2.5 公里處之高速公路跨越橋周邊監測相機拍攝到(觀

察家生態顧問有限公司提供)，顯示該個體在圍網完成後 可能已離開本養禽戶周邊活動。

(3) 通霄曾家(已圍網)（圖 104）

通霄曾家位於通霄鎮福源里，為參與 109 年度生態給付的養禽戶，於 2021 年 10 月 25 日完成圍網，完成後尚無家禽損失通報。近距離監測相機於圍網前/後之石虎 OI 值分別為 0.83/0.57(STG119A)、0/0(STG119C)，遠距離監測相機於圍網前/後之石虎 OI 值分別為 1.1/7.39(STG119B)、0.56/0.28(STG119D)。

(4) 通霄黃家(已圍網)（圖 105）

通霄黃家位於通霄鎮烏眉里，為參與 109 年度生態給付之養禽戶，原本採用簡易圍網，台灣石虎保育協會於 2020 年 12 月 25 日完成圍網補強作業，完成後尚無家禽損失通報。近距離監測相機於圍網前/後之石虎 OI 值分別為 0.4/0(STG079B)、0.86/0.09(STG079D)，遠距離監測相機於圍網前/後之石虎 OI 值分別為 0.81/0.09(STG079A)、0/0(STG079C)。

(5) 通霄 A(已圍網)（圖 106）

通霄 A 為 107 年度新竹林管處之「減緩苗栗淺山地區野生動物與人類衝突之行動研究」期間輔導之養禽戶，於 2019 年 2 月 2 日完成圍網補強，完成後尚無家禽損失通報。輔導期間曾架設多部相機進行監測，本次分析採用其中涵蓋圍網前後較完整監測期程之相機進行分析，近距離監測相機 LCPD05 於圍網前/後之石虎 OI 值為 1.48/0.7，遠距離監測相機於圍網前/後之石虎 OI 值為 3.98/0.7(LCPD05)、3.09/0.11(LCPD03B)、2.68/1.36(LCPD09)。本養禽戶圍網前於 2018 年 12 月 9 日捕捉到一隻母亞成石虎(編號 WS_008/小楓)，然而該個體追蹤的期間較短，整體來說野放後活動範圍較往本養禽戶的東北側移動，然而在本養禽戶圍網完成前即失去該個體追蹤訊號。

(6) 通霄張家(已圍網)（圖 107）

通霄張家位於通霄鎮福源里，為參與 109 年度生態給付之養禽戶方案的民眾，先前僅透過簡易的圍網進行防治。該禽舍旁原本即架設一台參與生態給付社區巡守方案之福源社區社區巡守相機， 該相機持續穩定有拍攝到石虎出沒。台灣石虎保育協會進行圍網補強，並於 2020 年 9 月 12 日完成圍網補強作業，圍網後仍偶有家禽損失情形。近距離監測相機於圍網前/後之石虎 OI 值分別為 5.77/4.31(STC004)、0/2.75(STC001A)，遠距離監測相機於圍網前/後之石虎 OI 值分別為 0/5.99(STC001B)、8.08/2.86(STC001C)。

(7) 通霄 H(已圍網) （圖 108）

通霄 H 為 107 年度新竹林管處之「減緩苗栗淺山地區野生動物與人類衝突之行動研究」期間輔導之養禽戶，於 2019 年 5 月 10 日完成圍網補強，完成後偶有家禽損失，推測石虎可能仍會從周邊竹叢攀爬進入，後續有針對可能攀爬的竹叢進行修整，並持續進行圍網補強。輔導期間曾架設多部相機進行監測，本次分析採用其中涵蓋圍網前後較完整監測期程之相機進行分析，近距離監測相機於圍網前/後之石虎 OI 值為 0.93/0.1，遠距離監測相機於圍網前後之石虎 OI 值為 0/0.72。本養禽戶曾通報捕捉過 2 隻石虎個體，分別於圍網完成前之 2019 年 4 月 26 日捕捉之公成體(編號 WS_014/小謝)、以及圍網完成後之 2020 年 1 月 29 日捕捉之公成體(WS_019/小虎)，WS_014 個體掛載之 GPS 發報器定位狀況不佳，然而回傳之點位均非本養禽戶附近，後續再透過其他自動相機影像來收集 WS_014 個體動向，其野放後均未再靠近本養禽戶及圍網周邊，僅有在距離較遠處相機有被拍攝到，顯示 WS_014 個體被捕捉後可能有趨避本養禽戶、抑或本養禽戶後續補強後而減少前來頻度有關。WS_019 個體初次捕捉時僅注射晶片、未配戴發報器，直到於 2021 年 1 月 17 日於周邊造林地陷阱再度捕捉，並配戴 lotek GPS 發報器後野放，其活動範圍內共有 4 處養禽戶，其後僅有一個定位點靠近本養禽戶(<100m)，不排除 WS_019 個體有趨避原捕捉養禽戶或是本養禽戶加強防治有關；2022 年 2 月 7 日接獲 WS_019 活動範圍內之一處養禽戶通報有損失，於 2 月 9 日於該通報養禽戶拍攝到 WS_019 個體出沒影像，該養禽戶採放養式飼養家禽，態度上可以容忍石虎入侵，然而後續於該通報養禽戶雖有再拍攝到其他石虎個體，但並未再拍攝到 WS_019。

(8) 通霄江&李家(已圍網) （圖 109）

通霄江家與李家分別位於通霄鎮城北里與城南里，由於兩戶距離相近，於是將 2 戶養禽戶歸為同一處進行監測。 兩戶附近則有一戶參與 108 年度生態給付之養禽戶方案的吳姓民眾，該養禽戶雞舍已進行過圍網及舊有雞舍的補強 而在圍網及補強後石虎喪失原有的穩定食物來源 因此懷疑原於該處覓食之石虎，轉往至周圍未圍網及圍網較簡易的雞舍覓食。李家疑似有遭石虎入侵情形，通報後即開始進行監測。江家於 2018 年 12 月即曾通報遭石虎入侵，後續透過自動相機確認為編號 WS_001 石虎個體，該個體於當月曾拍攝到 3 次入侵禽舍，然而由於禽舍並非江家自身土地，且生態給付方案尚未施行，因此僅有建議其自行加強禽舍防治，並未協助其進行圍網搭設；2020 年再度接到江家通報受損，因此即協助其參與生態給付方案。此外，台灣石虎保育協會於 2021 年 3 月 7 日完成 2 戶之圍網補強作業，江家改於自有土地內搭建圍網飼養，圍網補強後尚無家禽損失情形。近距離監測相機於圍網前/後之石虎 OI 值分別為 0/0(STG091A)、0/0.19(STG095A)，遠距離監測相機於圍網前後之石虎 OI 值分別為 0/0(STG091B)、0/0(STG095B)。

(9) 公館邱家(已圍網) （圖 110）

公館邱家於 2020 年 5 月 16 日通報發現小石虎，本公司隨即協助進行後續處理，經過與成果請參考苗栗縣政府委託之「109 年苗栗縣石虎路殺 及脫序石虎緊急處理」相關報告內容。邱家原本以黑色塑膠網進行圍網防治，但仍偶有家禽損失，於是也協助申請生態給付方案，並委請台灣石虎保育協會進行圍網補強，於 2020 年 9 月 13 日完成補強作業，補強後尚無家禽損失通報。近距離監測相機於圍網前/後之石虎 OI 值為 0/0(STG081A)、0/0.26(STG081C)，遠距離監測相機於圍網前/後之石虎 OI 值為 0/0.08(STG081B)、0/0.1(STG081D)。

(10) 卓蘭陳家(已圍網) （圖 111）

卓蘭陳家位於卓蘭鎮西坪里，為參與 110 年度生態給付之養禽戶，該養禽戶於 2021 年 1 月 22 日因捕捉到石虎而進行通報(編號 WS_029/小哈)，本單位進而協助其辦理參與生態給付計畫，並架設遠、近監測相機。台灣石虎保育協會於 2021 年 4 月 24 日完成圍網補強作業，補強後上無家禽損失情形。近距離監測相機於圍網前/後之石虎 OI 值分別為 9.65/0.61(STG142-1)、0/0(STG142-2)，遠距離監測相機於圍網前/後之石虎 OI 值分別為 0/0(STG142-3)、0.53/0.97(STG142-4)。圍網完成前，WS_029 曾被 11 次紀錄於圍網邊活動，期間卓蘭陳家也表示偶有家禽損失，在圍網完成後，於圍網周邊之相機即不再紀錄過 WS_029 出沒，卓蘭陳家也表示圍網完成後即無家禽損失情形，顯示防治成效頗佳，

(11) 後龍清海宮(半放養)（圖 112）

後龍清海宮位於後龍鎮南港里，為執行新竹林管處之「減緩苗栗淺山地區野生動物與人類衝突之行動研究」計畫期間所接觸之大型養禽戶，僅使用簡易圍網，由於其私人因素並未選擇進行圍網補強作業。然而本團隊當時曾於該養禽戶外圍進行聲光刺激之石虎嫌惡測試，並有部分相機持續架設至今。近距離監測相機之石虎 OI 值分別為 2.98(LCPA07)、0.67(LCPA12)，遠距離監測相機之石虎 OI 值為 3.02(LCPAF1)、0.53(LCPAF2)。

(12) 通霄林家(半放養)（圖 113）

通霄林家位於通霄鎮福龍里，該養禽戶曾參與 108 年度的友善石虎生態服務給付試辦計畫之養禽戶方案，並由台灣石虎保育協會進行圍網補強，然而飼主後續持續增擴養禽範圍，有部分家禽採放養式管理，因此家禽仍持續有受損的情形，所以在分析上並未將其列為完整補強之養禽戶。此外，2020 年 6 月 15 日民眾通報拾獲小石虎之位置，亦相當鄰近該養禽戶(距離<100m)。近距離監測相機之石虎 OI 值分別為 3.24(STG014A)、0.51(STG014B)，遠距離監測相機之石虎 OI 值分別為 2.04(STG014C)、13.16(STG014D)，其中 STG014D 相機架設於平緩溪溝之獸徑上，石虎出現頻度相對較高。

(13) 銅鑼林家(半放養) （圖 114）

銅鑼林家位於銅鑼鄉九湖村，於 2020 年 8 月 13 日通報捕捉到石虎，本單位隨即協助進行後續處理，相關處理過程請參考苗栗縣政府委託之「109 年苗栗縣石虎路殺及脫序石虎緊急處理」相關報告內容。此外，也協助該養禽戶參與生態給付方案。該養禽戶僅採用簡易的圍籬圈養家禽，因家庭內部考量決定不進行後續圍網補強防治，於是僅提供補強建議並請養禽戶自行防治。近距離監測相機之石虎 OI 值分別為 0(STG098A)、0(STG098C)，遠距離監測相機之石虎 OI 值分別為 0.07(STG098C)、0(STG098D)。

圖 102、苗市 A 養禽戶之近、遠相機相對位置圖(已圍網)

圖 103、西湖 A 養禽戶之近、遠相機相對位置圖(已圍網)

圖 104、通霄曾家養禽戶之近、遠相機相對位置圖(已圍網)

圖 105、通霄黃家養禽戶之近、遠相機相對位置圖(已圍網)

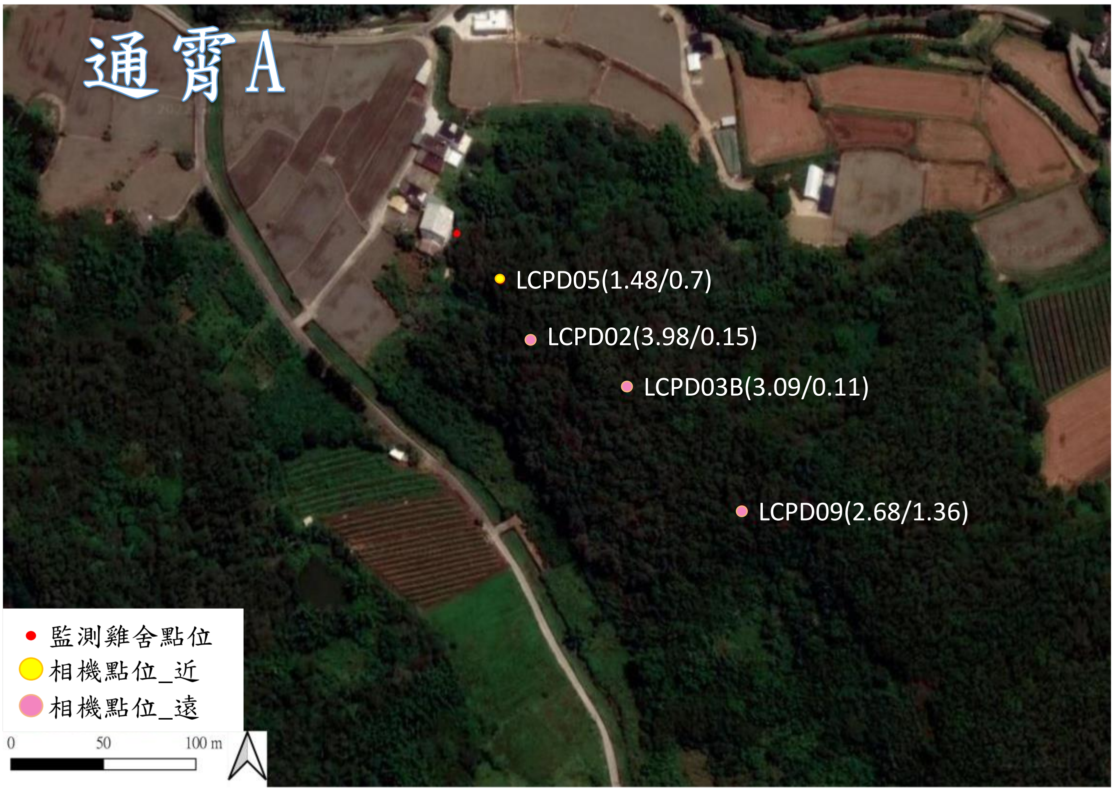


圖 106、通霄 A 養禽戶之近、遠相機相對位置圖(已圍網)

圖 107、通霄張家養禽戶之近、遠相機相對位置圖(已圍網)

圖 108、通霄 H 養禽戶之近、遠相機相對位置圖(已圍網)

圖 109、通霄江&李家養禽戶之近、遠相機相對位置圖(已圍網)

圖 110、公館邱家養禽戶之近、遠相機相對位置圖(已圍網)

圖 111、卓蘭陳家養禽戶之近、遠相機相對位置圖(已圍網)

圖 112、後龍清海宮養禽戶之近、遠相機相對位置圖(半放養)

圖 113、通霄林家養禽戶之近、遠相機相對位置圖(半放養)

圖 114、銅鑼林家養禽戶之近、遠相機相對位置圖(半放養)

附錄九、調查範圍內紀錄到的 5 種紅皮書瀕危與接近受脅等級植物

竹柏(*Nageia nagi* (Thunb.) O. Ktze.)為羅漢松科常綠喬木，零星散布於全島低海拔森林中，日本與中國華南亦有分布。其國內受威脅等級為瀕危(EN)，評估標準為 B1b(I,v)以及 C2b，即分布範圍不超過 5000 平方公里，且經由觀察、推估、推測或預估，其分布範圍與能繁殖之成熟個體數數值仍然持續下降；同時，經由觀察、推估或預估，能繁殖之成熟個體數持續下降，而且其成熟個體數呈現劇烈變動。雖然竹柏之野外個體分布廣泛，但數量零星，且如同書上所推估，所找到個體以年幼植株占大部分，具有繁殖能力之成樹相當稀少。由於竹柏於庭院與行道樹廣為應用，種子容易藉由鳥類覓食傳播，因此不排除低海拔森林中之竹柏幼株有部分親本為園藝種植之個體。本計畫樣區所記錄之竹柏亦為發芽不久之種子苗，週邊森林則有記錄具備繁殖能力之幼樹，但樹高也僅 2 公尺，距離其成熟樹高還有一段距離並且尚未佔據森林樹冠層位置。建議未來若有造林需求，可留下自生之竹柏使其成長，增加原生植物多樣性並提供動物取食。

大肚山威靈仙(*Clematis chinensis* var. *tatushanensis* var. *tatushanensis* Yang)屬為毛茛科鐵線蓮屬木質藤本，為臺灣特有種，國內主要分布範圍為新竹到台中一帶淺山丘陵區的森林邊緣或開闊地，因此生育地受到人為開發之影響較嚴重，因此特別需要關注。本計畫調查僅記錄一筆，位於樣區 MLF94 中，附近有許多農業活動，植群型屬於次生林，上層樹以山黃麻與長枝竹為主。

榔榆(*Ulmus parvifolia* Jacq.)屬榆科榆屬落葉或半落葉喬木，樹皮常有不規則鱗片狀脫落又稱為紅雞油，為臺灣原生種，亦分布於中國、日本、韓國地區，國內主要分布範圍為平地低海拔地區，由於低海拔森林受人為破壞影響，因此野外族群數量不多。

箭葉陵齒蕨(*Lindsaea ensifolia* Sw.)為陵齒蕨科多年生草本，零星散布於臺灣低海拔區域之林下，偶有季節性乾旱之區域，全球則廣布於舊大陸之熱帶區域。其國內受威脅等級為接近受脅(NT)。由於分布區域較接近人類開發區，且生育環境需要發育較成熟之森林底層，因

此野外族群數量不多。本計畫僅記錄於九華山興隆崎步道附近於民國 92 年曾經伐採之區域，數量零星但穩定，並與其雜交後代—異葉陵齒蕨共域，鄰近區域同屬種類尚包含圓葉陵齒蕨，顯示是相當適合該屬蕨類生長之環境。由於生長於 MLF58 是伐採過的區域，表示本種應可承受中度干擾，但由於數量較少，若未來需再次伐採則應避免一次性大面積皆伐、改變微環境，進而對其族群造成負面衝擊。

天料木(*Homalium cochinchinensis* (Lour.) Druce)為楊柳科落葉性喬木，主要分布於國內中北部低海拔溪谷或山坡，中國華南與中南半島區域也有分布。其國內受威脅等級為接近受脅(NT)。由於分布區域較接近人類開發區，且屬於演替後期發育成熟森林之物種，受到低海拔森林人為破壞影響，因此野外族群數量不多。本計畫僅記錄於九華山山脈東側坡下之溪谷地形，位置十分鄰近山溝，屬於較潮濕之森林。植株皆不超過 1.5 公尺，應為週邊母樹天然下種所長成之小群落。

附錄十、大湖事業區 73-75 林班自動照相機樣區植物調查總名錄

類群	科	學名	中文名	型態	原生性	紅皮書	被食果植物
蕨類與擬蕨	鐵角蕨科	*Asplenium nidus*	臺灣山蘇花	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	蹄蓋蕨科	*Deparia petersenii*	假蹄蓋蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	蹄蓋蕨科	*Diplazium dilatatum*	廣葉鋸齒雙蓋蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	蹄蓋蕨科	*Diplazium donianum*	細柄雙蓋蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	蹄蓋蕨科	*Diplazium esculentum*	過溝菜蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	烏毛蕨科	*Blechnum orientale*	烏毛蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	金狗毛蕨科	*Cibotium taiwanense*	臺灣金狗毛蕨	草本	特有	LC	
蕨類與擬蕨	桫欏科	*Cyathea lepifera*	筆筒樹	喬木	原生	LC	
蕨類與擬蕨	桫欏科	*Cyathea spinulosa*	臺灣桫欏	喬木	原生	LC	
蕨類與擬蕨	碗蕨科	*Microlepia krameri*	克氏鱗蓋蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	碗蕨科	*Microlepia marginata* var. *bipinnata*	臺北鱗蓋蕨	草本	特有	LC	
蕨類與擬蕨	碗蕨科	*Microlepia speluncae*	熱帶鱗蓋蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	碗蕨科	*Microlepia strigosa*	粗毛鱗蓋蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	鱗毛蕨科	*Arachniodes aristata*	細葉複葉耳蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	鱗毛蕨科	*Dryopteris sordidipes*	落鱗鱗毛蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	鱗毛蕨科	*Dryopteris rhomboides*	斜方複葉耳蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	鱗毛蕨科	*Dryopteris varia*	南海鱗毛蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	裏白科	*Dicranopteris linearis*	芒萁	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	陵齒蕨科	*Lindsaea ensifolia*	箭葉陵齒蕨	草本	原生	NT	
蕨類與擬蕨	陵齒蕨科	*Lindsaea orbiculata*	圓葉陵齒蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	陵齒蕨科	*Odontosoria chinensis*	烏蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	海金沙科	*Lygodium japonicum*	海金沙	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	觀音座蓮舅科	*Angiopteris lygodiifolia*	觀音座蓮	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	腎蕨科	*Nephrolepis cordifolia*	腎蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	水龍骨科	*Colysis wrightii*	萊氏線蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	水龍骨科	*Pyrrosia lingua*	石葦	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	鳳尾蕨科	*Adiantum flabellulatum*	扇葉鐵線蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	鳳尾蕨科	*Pteris ensiformis*	箭葉鳳尾蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	鳳尾蕨科	*Pteris grevilleana*	翅柄鳳尾蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	鳳尾蕨科	*Pteris semipinnata*	半邊羽裂鳳尾蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	三叉蕨科	*Tectaria harlandii*	沙皮蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	金星蕨科	*Cyclosorus dentatus*	野小毛蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	金星蕨科	*Cyclosorus jaculosus*	小毛蕨	草本	特有	LC	
蕨類與擬蕨	金星蕨科	*Cyclosorus parasiticus*	密毛小毛蕨	草本	原生	LC	
裸子植物	松科	*Pinus elliottii*	濕地松	喬木	栽培	NE	
裸子植物	羅漢松科	*Nageia nagi*	竹柏	喬木	原生	EN	●
被子植物	爵床科	*Dicliptera chinensis*	華九頭獅子草	草本	原生	LC	
被子植物	獼猴桃科	*Saurauia tristyla* var. *oldhamii*	水冬瓜	喬木	原生	LC	●
被子植物	五福花科	*Sambucus chinensis*	有骨消	灌木	原生	LC	●
被子植物	五福花科	*Viburnum luzonicum*	呂宋莢蒾	灌木	原生	LC	●
被子植物	蕈樹科	*Liquidambar formosana*	楓香	喬木	原生	LC	
被子植物	莧科	*Achyranthes aspera* var. *rubrofusca*	臺灣牛膝	草本	原生	LC	
被子植物	莧科	*Achyranthes bidentata*	牛膝	草本	原生	LC	
被子植物	石蒜科	*Crinum asiaticum*	文珠蘭	草本	原生	LC	
被子植物	漆樹科	*Mangifera indica*	芒果	喬木	歸化	NA	●

類群	科	學名	中文名	型態	原生性	紅皮書	被食果植物
被子植物	漆樹科	*Pistacia chinensis*	黃連木	喬木	原生	LC	●
被子植物	漆樹科	*Rhus chinensis* var. *roxburghiana*	羅氏鹽膚木	喬木	原生	LC	●
被子植物	漆樹科	*Rhus succedanea* var. *succedanea*	木蠟樹	喬木	原生	LC	
被子植物	番荔枝科	*Fissistigma oldhamii*	瓜馥木	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	繖形科	*Centella asiatica*	雷公根	草本	原生	LC	
被子植物	夾竹桃科	*Anodendron affine*	小錦蘭	木質藤本	原生	LC	
被子植物	夾竹桃科	*Anodendron benthamianum*	大錦蘭	灌木	特有	LC	
被子植物	夾竹桃科	*Cryptolepis sinensis*	隱鱗藤	木質藤本	原生	LC	
被子植物	夾竹桃科	*Gymnema sylvestre*	武靴藤	木質藤本	原生	LC	
被子植物	夾竹桃科	*Trachelospermum jasminoides*	絡石	木質藤本	原生	LC	
被子植物	夾竹桃科	*Tylophora ovata*	鷗蔓	木質藤本	原生	LC	
被子植物	夾竹桃科	*Urceola micrantha*	乳藤	木質藤本	原生	LC	
被子植物	夾竹桃科	*Urceola rosea*	酸藤	木質藤本	原生	LC	
被子植物	冬青科	*Ilex asprella*	燈稱花	灌木	原生	LC	●
被子植物	冬青科	*Ilex ficoidea*	臺灣糊樗	喬木	原生	LC	●
被子植物	冬青科	*Ilex rotunda*	鐵冬青	喬木	原生	LC	●
被子植物	冬青科	*Ilex uraiensis*	烏來冬青	喬木	原生	LC	●
被子植物	天南星科	*Alocasia odora*	姑婆芋	草本	原生	LC	●
被子植物	五加科	*Eleutherococcus trifoliatus*	三葉五加	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	五加科	*Schefflera octophylla*	江某	喬木	原生	LC	●
被子植物	棕櫚科	*Arenga engleri*	山棕	灌木	特有	LC	●
被子植物	棕櫚科	*Livistona chinensis* var. *subglobosa*	蒲葵	喬木	原生	VU	●
被子植物	馬兜鈴科	*Aristolochia heterophylla*	臺灣馬兜鈴	草質藤本	原生	LC	
被子植物	天門冬科	*Liriope minor* var. *angustissima*	細葉麥門冬	草本	特有	LC	●
被子植物	天門冬科	*Liriope platyphylla*	闊葉麥門冬	草本	原生	LC	●
被子植物	天門冬科	*Ophiopogon reversus*	高節沿階草	草本	原生	LC	●
被子植物	阿福花科	*Dianella ensifolia*	桔梗蘭	草本	原生	LC	
被子植物	菊科	*Ageratum conyzoides*	藿香薊	草本	歸化	NA	
被子植物	菊科	*Ageratum houstonianum*	紫花藿香薊	草本	歸化	NA	
被子植物	菊科	*Aster subulatus*	掃帚菊	草本	歸化	NA	
被子植物	菊科	*Bidens pilosa* var. *radiata*	大花咸豐草	草本	歸化	NA	
被子植物	菊科	*Blumea riparia* var. *megacephala*	大頭艾納香	草本	原生	LC	
被子植物	菊科	*Chromolaena odorata*	香澤蘭	灌木	歸化	NA	
被子植物	菊科	*Conyza bonariensis*	美洲假蓬	草本	歸化	NA	
被子植物	菊科	*Conyza canadensis*	加拿大蓬	草本	歸化	NA	
被子植物	菊科	*Conyza sumatrensis*	野茼蒿	草本	歸化	NA	
被子植物	菊科	*Crassocephalum crepidioides*	昭和草	草本	歸化	NA	
被子植物	菊科	*Elephantopus mollis*	地膽草	草本	歸化	NA	
被子植物	菊科	*Emilia praetermissa*	粉黃纓絨花	草本	歸化	NA	
被子植物	菊科	*Erechtites valerianifolia*	飛機草	草本	歸化	NA	
被子植物	菊科	*Gnaphalium purpureum*	鼠麴舅	草本	歸化	NA	
被子植物	菊科	*Hemisteptia lyrata*	泥胡菜	草本	原生	LC	
被子植物	菊科	*Mikania micrantha*	小花蔓澤蘭	草質藤本	歸化	NA	
被子植物	菊科	*Praxelis clematidea*	貓腥草	草本	歸化	NA	
被子植物	菊科	*Pterocypsela indica*	鵝仔草	草本	原生	LC	
被子植物	菊科	*Sonchus arvensis*	苦苣菜	草本	原生	LC	
被子植物	菊科	*Youngia japonica* subsp. *japonica*	黃鵪菜	草本	原生	LC	
被子植物	落葵科	*Anredera cordifolia*	洋落葵	草質藤本	歸化	NA	●

類群	科	學名	中文名	型態	原生性	紅皮書	被食果植物
被子植物	橄欖科	*Canarium album*	橄欖	喬木	歸化	NE	●
被子植物	大麻科	*Celtis sinensis*	朴樹	喬木	原生	LC	●
被子植物	大麻科	*Humulus scandens*	葎草	草本	原生	LC	
被子植物	大麻科	*Trema orientalis*	山黃麻	喬木	原生	LC	●
被子植物	忍冬科	*Lonicera hypoglauca*	裡白忍冬	蔓性灌木	原生	LC	●
被子植物	忍冬科	*Lonicera japonica*	忍冬	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	番木瓜科	*Carica papaya*	番木瓜	喬木	歸化	NA	●
被子植物	金粟蘭科	*Sarcandra glabra*	紅果金粟蘭	灌木	原生	LC	●
被子植物	鴨跖草科	*Amischotolype hispida*	穿鞘花	草本	原生	LC	
被子植物	鴨跖草科	*Commelina auriculata*	耳葉鴨跖草	草本	原生	LC	
被子植物	鴨跖草科	*Commelina communis*	鴨跖草	草本	原生	LC	
被子植物	旋花科	*Cuscuta campestris*	平原菟絲子	草質藤本	原生	DD	
被子植物	旋花科	*Ipomoea cairica*	槭葉牽牛	草質藤本	歸化	NA	
被子植物	旋花科	*Ipomoea indica*	銳葉牽牛	草質藤本	歸化	NA	
被子植物	旋花科	*Ipomoea obscura*	野牽牛	草質藤本	原生	LC	
被子植物	葫蘆科	*Momordica charantia* var. *abbreviata*	短角苦瓜	草質藤本	歸化	NE	●
被子植物	葫蘆科	*Thladiantha punctata*	斑花青牛膽	草質藤本	原生	LC	●
被子植物	葫蘆科	*Trichosanthes cucumeroides*	王瓜	草質藤本	原生	LC	●
被子植物	莎草科	*Carex baccans*	紅果薹	草本	原生	LC	●
被子植物	莎草科	*Carex tristachya* var. *pocilliformis*	抱鱗宿柱薹	草本	原生	LC	
被子植物	莎草科	*Kyllinga brevifolia*	短葉水蜈蚣	草本	原生	LC	
被子植物	莎草科	*Mariscus sumatrensis*	磚子苗	草本	原生	LC	
被子植物	莎草科	*Scirpus ternatanus*	大莞草	草本	原生	LC	
被子植物	莎草科	*Scleria terrestris*	陸生珍珠茅	草本	原生	LC	
被子植物	虎皮楠科	*Daphniphyllum glaucescens* subsp. *oldhamii*	奧氏虎皮楠	喬木	原生	LC	●
被子植物	薯蕷科	*Dioscorea japonica* var. *japonica*	日本薯蕷	木質藤本	原生	LC	
被子植物	薯蕷科	*Dioscorea matsudae*	裡白葉薯榔	木質藤本	原生	LC	
被子植物	柿樹科	*Diospyros eriantha*	軟毛柿	喬木	原生	LC	●
被子植物	柿樹科	*Diospyros morrisiana*	山紅柿	喬木	原生	LC	●
被子植物	柿樹科	*Diospyros oldhamii*	俄氏柿	喬木	原生	LC	●
被子植物	厚殼樹科	*Ehretia acuminata*	厚殼樹	喬木	原生	LC	●
被子植物	胡頹子科	*Elaeagnus glabra*	藤胡頹子	蔓性灌木	原生	LC	●
被子植物	杜英科	*Elaeocarpus japonicus*	薯豆	喬木	原生	LC	●
被子植物	杜英科	*Elaeocarpus sylvestris*	杜英	喬木	原生	LC	●
被子植物	大戟科	*Croton cascarilloides*	裡白巴豆	灌木	原生	LC	
被子植物	大戟科	*Mallotus japonicus*	野桐	喬木	原生	LC	
被子植物	大戟科	*Mallotus paniculatus* var. *paniculatus*	白匏子	喬木	原生	LC	
被子植物	大戟科	*Mallotus philippensis*	粗糠柴	喬木	原生	LC	
被子植物	大戟科	*Mallotus repandus*	扛香藤	木質藤本	原生	LC	
被子植物	大戟科	*Manihot esculenta*	樹薯	灌木	歸化	NA	
被子植物	大戟科	*Sapium discolor*	白桕	喬木	原生	LC	
被子植物	大戟科	*Triadica sebifera*	烏桕	喬木	歸化	NA	
被子植物	大戟科	*Vernicia fordii*	油桐	喬木	歸化	NA	
被子植物	大戟科	*Vernicia montana*	廣東油桐	喬木	歸化	NA	
被子植物	豆科	*Acacia confusa*	相思樹	喬木	原生	LC	
被子植物	豆科	*Archidendron lucidum*	頷垂豆	喬木	原生	LC	
被子植物	豆科	*Bauhinia championii*	菊花木	木質藤本	原生	LC	

類群	科	學名	中文名	型態	原生性	紅皮書	被食果植物
被子植物	豆科	*Callerya reticulata*	老荊藤	木質藤本	原生	LC	
被子植物	豆科	*Millettia pachycarpa*	臺灣魚藤	蔓性灌木	原生	LC	
被子植物	豆科	*Pueraria montana*	葛藤	木質藤本	原生	LC	
被子植物	殼斗科	*Quercus glauca* var. *glauca*	青剛櫟	喬木	原生	LC	●
被子植物	八仙花科	*Hydrangea chinensis*	華八仙	灌木	原生	LC	
被子植物	唇形科	*Callicarpa formosana* var. *formosana*	杜虹花	灌木	原生	LC	●
被子植物	唇形科	*Callicarpa kochiana*	鬼紫珠	灌木	原生	LC	●
被子植物	唇形科	*Clerodendrum canescens*	白毛臭牡丹	灌木	原生	LC	●
被子植物	唇形科	*Clerodendrum cyrtophyllum*	大青	灌木	原生	LC	●
被子植物	木通科	*Akebia longeracemosa*	長序木通	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	木通科	*Stauntonia obovatifoliola*	石月	木質藤本	原生	NE	●
被子植物	樟科	*Cinnamomum burmannii*	陰香	喬木	歸化	NA	●
被子植物	樟科	*Cinnamomum camphora* var. *camphora*	樟樹	喬木	原生	LC	●
被子植物	樟科	*Lindera akoensis*	內苳子	喬木	特有	LC	●
被子植物	樟科	*Lindera communis*	香葉樹	喬木	原生	LC	●
被子植物	樟科	*Lindera glauca*	白葉釣樟	喬木	原生	LC	●
被子植物	樟科	*Litsea cubeba*	山胡椒	灌木	原生	LC	●
被子植物	樟科	*Litsea hypophaea*	小梗木薑子	喬木	特有	LC	●
被子植物	樟科	*Machilus japonica* var. *kusanoi*	大葉楠	喬木	特有	LC	●
被子植物	樟科	*Machilus thunbergii*	紅楠	喬木	原生	LC	●
被子植物	樟科	*Machilus zuihoensis*	香楠	喬木	特有	LC	●
被子植物	千屈菜科	*Lagerstroemia subcostata*	九芎	喬木	原生	LC	
被子植物	木蘭科	*Michelia compressa* var. *compressa*	烏心石	喬木	原生	LC	●
被子植物	錦葵科	*Sida rhombifolia*	金午時花	小灌木	原生	LC	
被子植物	錦葵科	*Urena lobata*	野棉花	灌木	原生	LC	
被子植物	通泉草科	*Mazus delavayi*	阿里山通泉草	草本	原生	LC	
被子植物	野牡丹科	*Melastoma septemnervium*	野牡丹	灌木	原生	LC	●
被子植物	楝科	*Melia azedarach*	苦楝	喬木	原生	LC	●
被子植物	防己科	*Pericampylus formosanus*	蓬萊藤	藤本	原生	LC	●
被子植物	防己科	*Stephania japonica* var. *japonica*	千金藤	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	桑科	*Broussonetia papyrifera*	構樹	喬木	原生	LC	●
被子植物	桑科	*Ficus erecta* var. *beecheyana*	牛奶榕	喬木	原生	LC	●
被子植物	桑科	*Ficus formosana*	天仙果	灌木	原生	LC	●
被子植物	桑科	*Ficus nervosa*	九丁榕	喬木	原生	LC	●
被子植物	桑科	*Ficus septica*	稜果榕	喬木	原生	LC	●
被子植物	桑科	*Ficus subpisocarpa*	雀榕	喬木	原生	LC	●
被子植物	桑科	*Morus australis*	小葉桑	灌木	原生	LC	●
被子植物	桃金孃科	*Eucalyptus robusta*	大葉桉	喬木	歸化	NE	
被子植物	桃金孃科	*Syzygium elliptifolium*	橢圓葉赤楠	喬木	原生	NE	●
被子植物	木犀科	*Fraxinus griffithii*	光蠟樹	喬木	原生	LC	
被子植物	木犀科	*Ligustrum liukiuense*	日本女貞	灌木	原生	LC	●
被子植物	蘭科	*Lecanorchis sp.*	皿蘭屬	草本	原生	NE	
被子植物	蘭科	*Zeuxine nervosa*	芳線柱蘭	草本	原生	LC	
被子植物	蘭科	*Zeuxine sakagutii*	黃唇線柱蘭	草本	原生	LC	
被子植物	酢漿草科	*Oxalis corniculata*	酢漿草	草本	原生	LC	
被子植物	酢漿草科	*Oxalis corymbosa*	紫花酢漿草	草本	歸化	NA	
被子植物	罌粟科	*Corydalis tashiroi*	臺灣黃菫	草本	原生	LC	

類群	科	學名	中文名	型態	原生性	紅皮書	被食果植物
被子植物	西番蓮科	*Passiflora edulis*	西番蓮	草本	歸化	NA	●
被子植物	西番蓮科	*Passiflora raedulis*	百香果	木質藤本	歸化	NA	●
被子植物	西番蓮科	*Passiflora suberosa*	三角葉西番蓮	草質藤本	歸化	NA	●
被子植物	五列木科	*Adinandra formosana* var. *formosana*	臺灣楊桐	喬木	特有	LC	●
被子植物	五列木科	*Eurya septata*	臺灣格柃	喬木	特有	LC	●
被子植物	五列木科	*Ternstroemia gymnanthera*	厚皮香	喬木	原生	LC	●
被子植物	葉下珠科	*Bischofia javanica*	茄冬	喬木	原生	LC	●
被子植物	葉下珠科	*Breynia officinalis* var. *officinalis*	紅仔珠	灌木	原生	LC	
被子植物	葉下珠科	*Bridelia balansae*	刺杜密	喬木	原生	LC	●
被子植物	葉下珠科	*Bridelia tomentosa*	土密樹	喬木	原生	LC	●
被子植物	葉下珠科	*Glochidion rubrum*	細葉饅頭果	喬木	原生	LC	
被子植物	葉下珠科	*Glochidion triandrum*	裏白饅頭果	喬木	原生	LC	
被子植物	葉下珠科	*Phyllanthus tenellus*	五蕊油柑	草本	歸化	NA	
被子植物	胡椒科	*Piper kadsura*	風藤	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	海桐科	*Pittosporum tobira*	海桐	灌木	原生	LC	●
被子植物	禾本科	*Arundo formosana*	臺灣蘆竹	草本	原生	LC	
被子植物	禾本科	*Bambusa dolichoclada*	長枝竹	喬木	特有	LC	
被子植物	禾本科	*Bambusa oldhamii*	綠竹	喬木	歸化	NE	
被子植物	禾本科	*Cyrtococcum patens*	弓果黍	草本	原生	LC	
被子植物	禾本科	*Dendrocalamus latiflorus*	麻竹	喬木	歸化	NE	
被子植物	禾本科	*Digitaria sanguinalis*	馬唐	草本	歸化	NA	
被子植物	禾本科	*Ichnanthus pallens* var. *major*	距花黍	草本	原生	LC	
被子植物	禾本科	*Lophatherum gracile*	淡竹葉	草本	原生	LC	
被子植物	禾本科	*Microstegium ciliatum*	剛莠竹	草本	原生	LC	
被子植物	禾本科	*Miscanthus floridulus*	五節芒	草本	原生	LC	
被子植物	禾本科	*Miscanthus sinensis*	白背芒	草本	原生	LC	
被子植物	禾本科	*Oplismenus compositus*	竹葉草	草本	原生	LC	
被子植物	禾本科	*Oplismenus compositus* var. *intermedius*	大屯求米草	草本	原生	LC	
被子植物	禾本科	*Panicum maximum*	大黍	草本	歸化	NA	
被子植物	禾本科	*Panicum sarmentosum*	藤竹草	草本	原生	LC	
被子植物	禾本科	*Paspalum conjugatum*	兩耳草	草本	歸化	NA	
被子植物	禾本科	*Paspalum scrobiculatum* var. *orbiculare*	圓果雀稗	草本	原生	LC	
被子植物	禾本科	*Paspalum urvillei*	吳氏雀稗	草本	歸化	NA	
被子植物	禾本科	*Pennisetum purpureum*	象草	灌木	歸化	NA	
被子植物	禾本科	*Phyllostachys makinoi*	桂竹	灌木	特有	LC	
被子植物	禾本科	*Setaria palmifolia*	棕葉狗尾草	草本	原生	LC	
被子植物	禾本科	*Sinobambusa kunishii*	臺灣矢竹	灌木	特有	DD	
被子植物	蓼科	*Persicaria chinensis*	火炭母草	草本	原生	LC	●
被子植物	報春花科	*Ardisia crenata*	硃砂根	灌木	原生	LC	
被子植物	報春花科	*Ardisia quinquegona*	小葉樹杞	喬木	原生	LC	●
被子植物	報春花科	*Ardisia sieboldii*	樹杞	喬木	原生	LC	●
被子植物	報春花科	*Maesa perlaria* var. *formosana*	臺灣山桂花	灌木	原生	LC	●
被子植物	報春花科	*Myrsine seguinii*	大明橘	喬木	原生	LC	●
被子植物	山龍眼科	*Helicia cochinchinensis*	紅葉樹	喬木	原生	LC	●
被子植物	毛茛科	*Clematis chinensis* var. *tatushanensis*	大肚山威靈仙	木質藤本	原生	NT	
被子植物	薔薇科	*Duchesnea indica*	蛇莓	草本	原生	LC	●
被子植物	薔薇科	*Pourthiaea lucida*	臺灣石楠	喬木	特有	LC	●

類群	科	學名	中文名	型態	原生性	紅皮書	被食果植物
被子植物	薔薇科	*Prunus phaeosticta* var. *phaeosticta*	墨點櫻桃	喬木	原生	LC	●
被子植物	薔薇科	*Prunus spinulosa*	刺葉桂櫻	喬木	原生	LC	●
被子植物	薔薇科	*Rhaphiolepis indica* var. *tashiroi*	石斑木	喬木	特有	LC	●
被子植物	薔薇科	*Rubus alceifolius*	羽萼懸鉤子	小灌木	原生	LC	●
被子植物	薔薇科	*Rubus hui*	胡氏懸鉤子	灌木	原生	LC	●
被子植物	薔薇科	*Rubus trianthus*	苦懸鉤子	灌木	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Gardenia jasminoides*	山黃梔	喬木	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Lasianthus curtisii*	柯氏雞屎樹	灌木	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Lasianthus formosensis*	臺灣雞屎樹	灌木	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Lasianthus hirsutus*	毛雞屎樹	灌木	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Lasianthus wallichii*	圓葉雞屎樹	灌木	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Mussaenda parviflora*	玉葉金花	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Paederia cavaleriei*	毛雞屎藤	草質藤本	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Paederia foetida*	雞屎藤	草質藤本	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Psychotria rubra*	九節木	灌木	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Psychotria serpens*	拎壁龍	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Randia cochinchinensis*	茜草樹	喬木	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Randia sinensis*	華茜草樹	灌木	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Spermacoce latifolia*	闊葉鴨舌癀舅	草本	歸化	NA	
被子植物	茜草科	*Tricalysia dubia*	狗骨仔	喬木	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Wendlandia formosana*	水金京	喬木	原生	LC	●
被子植物	芸香科	*Citrus grandis*	柚子	喬木	歸化	NE	●
被子植物	芸香科	*Citrus ponki*	柑橘	小喬木	歸化	NE	●
被子植物	芸香科	*Clausena excavata*	過山香	灌木	原生	LC	●
被子植物	芸香科	*Glycosmis citrifolia*	石苓舅	灌木	原生	LC	●
被子植物	芸香科	*Melicope pteleifolia*	三腳虌	喬木	原生	LC	
被子植物	芸香科	*Melicope semecarpifolia*	山刈葉	喬木	原生	LC	●
被子植物	芸香科	*Murraya paniculata*	月橘	灌木	原生	LC	●
被子植物	芸香科	*Tetradium glabrifolium*	賊仔樹	喬木	原生	LC	
被子植物	芸香科	*Toddalia asiatica*	飛龍掌血	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	芸香科	*Zanthoxylum ailanthoides* var. *ailanthoides*	食茱萸	喬木	原生	LC	
被子植物	芸香科	*Zanthoxylum nitidum*	雙面刺	木質藤本	原生	LC	
被子植物	清風藤科	*Sabia swinhoei*	臺灣清風藤	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	楊柳科	*Homalium cochinchinensis*	天料木	喬木	原生	NT	
被子植物	楊柳科	*Scolopia oldhamii*	魯花樹	小喬木	原生	LC	●
被子植物	無患子科	*Dimocarpus longan*	龍眼	喬木	歸化	NA	●
被子植物	無患子科	*Koelreuteria henryi*	臺灣欒樹	喬木	特有	LC	
被子植物	無患子科	*Litchi chinensis*	荔枝	喬木	歸化	NE	●
被子植物	五味子科	*Kadsura japonica*	南五味子	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	菝葜科	*Smilax bracteata* var. *bracteata*	假菝葜	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	菝葜科	*Smilax bracteata* var. *verruculosa*	糙莖菝葜	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	菝葜科	*Smilax china*	菝葜	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	菝葜科	*Smilax glabra*	光滑菝葜	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	菝葜科	*Smilax lanceifolia*	臺灣菝葜	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	菝葜科	*Smilax planipedunculata* var. *raishaensis*	來社土茯苓	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	茄科	*Solanum americanum*	光果龍葵	草本	歸化	NA	●
被子植物	茄科	*Solanum diphyllum*	瑪瑙珠	灌木	歸化	NA	●

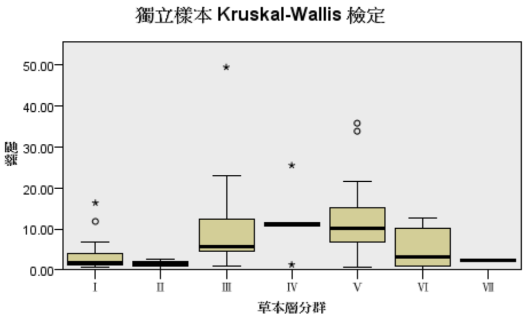
類群	科	學名	中文名	型態	原生性	紅皮書	被食果植物
被子植物	茄科	*Solanum lyratum*	白英	草本	原生	LC	●
被子植物	茄科	*Solanum pseudocapsicum*	珊瑚櫻	灌木	歸化	NA	●
被子植物	安息香科	*Styrax formosanus* var. *formosanus*	烏皮九芎	喬木	特有	LC	
被子植物	安息香科	*Styrax suberifolius*	紅皮	喬木	原生	LC	
被子植物	灰木科	*Symplocos chinensis*	灰木	喬木	原生	LC	●
被子植物	灰木科	*Symplocos glauca*	山羊耳	喬木	原生	LC	●
被子植物	灰木科	*Symplocos theophrastifolia*	山豬肝	喬木	原生	LC	●
被子植物	茶科	*Camellia oleifera*	苦茶	灌木	歸化	NE	
被子植物	茶科	*Camellia sinensis*	茶樹	灌木	歸化	NE	
被子植物	茶科	*Gordonia axillaris*	大頭茶	喬木	原生	LC	
被子植物	榆科	*Ulmus parvifolia*	榔榆	喬木	原生	NT	
被子植物	榆科	*Zelkova serrata*	櫸	喬木	原生	LC	
被子植物	蕁麻科	*Boehmeria nivea* var. *tenacissima*	青苧麻	草本	原生	LC	
被子植物	馬鞭草科	*Lantana camara*	馬櫻丹	灌木	歸化	NA	●
被子植物	葡萄科	*Ampelopsis cantoniensis*	廣東山葡萄	草質藤本	原生	LC	●
被子植物	葡萄科	*Cayratia corniculata*	角花烏蘞莓	草質藤本	原生	NE	●
被子植物	葡萄科	*Parthenocissus tricuspidata*	地錦	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	葡萄科	*Tetrastigma formosanum*	三葉崖爬藤	木質藤本	特有	LC	●
被子植物	薑科	*Alpinia intermedia*	山月桃	草本	原生	LC	
被子植物	薑科	*Alpinia zerumbet*	月桃	草本	原生	LC	

附錄十一、各分層植群動物出現頻度檢定結果表與盒鬚圖

1. 地被層植群動物出現頻度檢定表

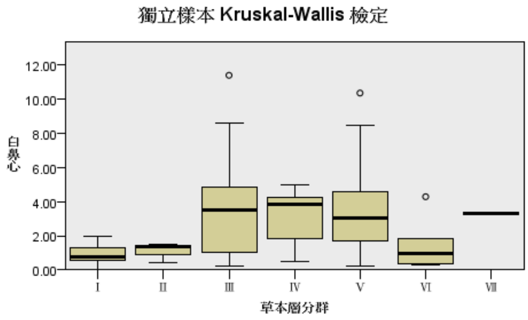
假設檢定摘要				
	虛無假設	檢定	顯著性	決策
1	在種類 草本層分群 間，石虎 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.706	保留虛無假設。
2	在種類 草本層分群 間，家貓 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.340	保留虛無假設。
3	在種類 草本層分群 間，家犬 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.434	保留虛無假設。
4	在種類 草本層分群 間，食蟹獴 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.166	保留虛無假設。
5	在種類 草本層分群 間，鼬獾 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.000	拒絕虛無假設。
6	在種類 草本層分群 間，麝香貓 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.158	保留虛無假設。
7	在種類 草本層分群 間，白鼻心 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.002	拒絕虛無假設。
8	在種類 草本層分群 間，穿山甲 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.075	保留虛無假設。
9	在種類 草本層分群 間，臺灣獼猴 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.043	拒絕虛無假設。
10	在種類 草本層分群 間，山羌 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.571	保留虛無假設。
11	在種類 草本層分群 間，臺灣野兔 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.004	拒絕虛無假設。
12	在種類 草本層分群 間，赤腹松鼠 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.000	拒絕虛無假設。
13	在種類 草本層分群 間，地棲鼠類總和 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.001	拒絕虛無假設。
14	在種類 草本層分群 間，臺灣山鷓鴣 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.001	拒絕虛無假設。
15	在種類 草本層分群 間，臺灣山鷓鴣 群 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.001	拒絕虛無假設。
16	在種類 草本層分群 間，竹雞 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.754	保留虛無假設。
17	在種類 草本層分群 間，竹雞 群 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.761	保留虛無假設。
18	在種類 草本層分群 間，藍腹鷴 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.000	拒絕虛無假設。
19	在種類 草本層分群 間，藍腹鷴 群 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.000	拒絕虛無假設。
20	在種類 草本層分群 間，其他鳥類總和 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.000	拒絕虛無假設。
顯示漸近顯著性。顯著性層次為 .05。				

2. 地被層植群動物出現頻度盒鬚圖



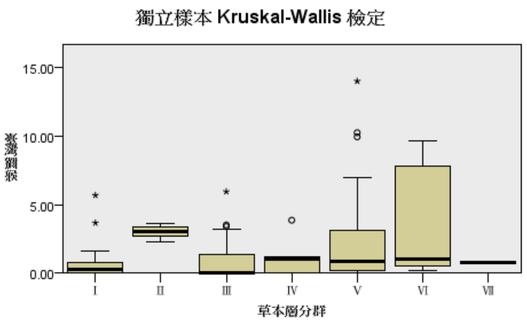
總計 N	99
檢定統計量	26.321
自由度	6
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.000

1. 針對同分值調整檢定統計量。



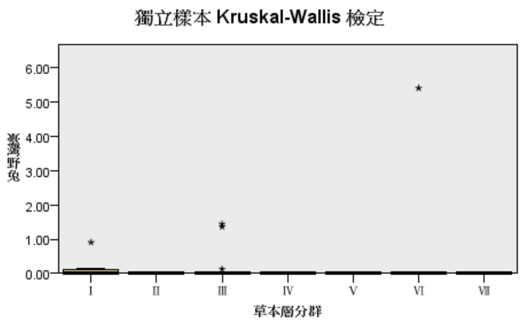
總計 N	99
檢定統計量	20.870
自由度	6
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.002

1. 針對同分值調整檢定統計量。



總計 N	99
檢定統計量	13.014
自由度	6
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.043

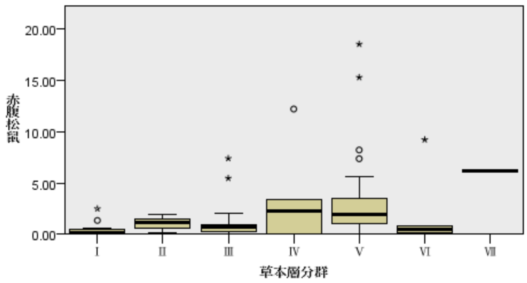
1. 針對同分值調整檢定統計量。



總計 N	99
檢定統計量	19.271
自由度	6
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.004

1. 針對同分值調整檢定統計量。

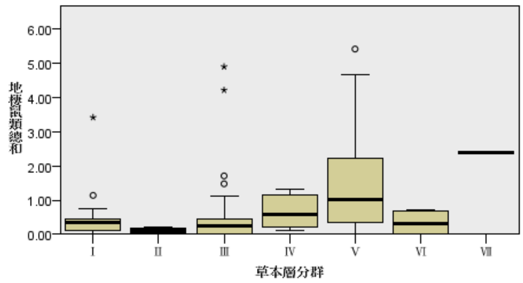
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	30.530
自由度	6
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.000

1. 針對同分值調整檢定統計量。

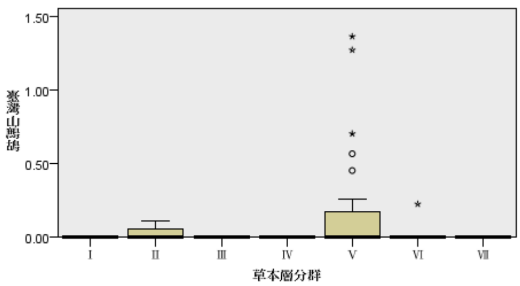
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	21.589
自由度	6
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.001

1. 針對同分值調整檢定統計量。

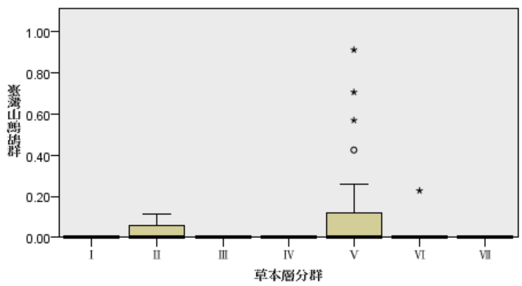
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	23.860
自由度	6
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.001

1. 針對同分值調整檢定統計量。

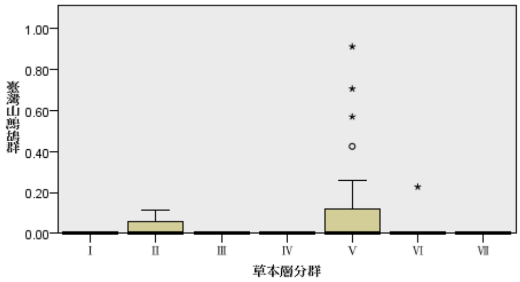
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	23.775
自由度	6
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.001

1. 針對同分值調整檢定統計量。

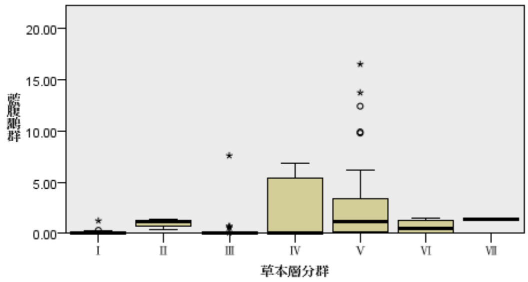
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	23.775
自由度	6
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.001

1. 針對同分值調整檢定統計量。

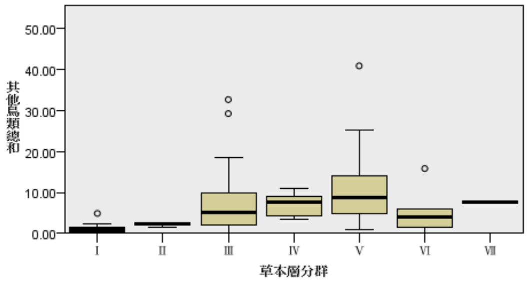
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	36.114
自由度	6
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.000

1. 針對同分值調整檢定統計量。

獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	37.225
自由度	6
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.000

1. 針對同分值調整檢定統計量。

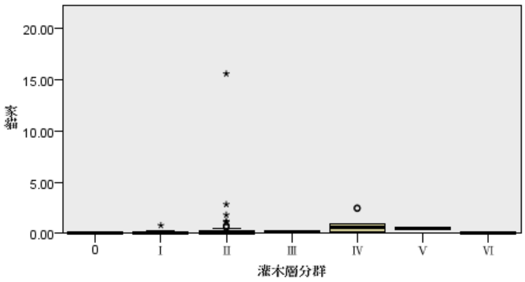
3.　灌木層植群動物出現頻度檢定表

假設檢定摘要				
	虛無假設	檢定	顯著性	決策
1	在種類 灌木層分群 間，石虎 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.343	保留虛無假設。
2	在種類 灌木層分群 間，家貓 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.021	拒絕虛無假設。
3	在種類 灌木層分群 間，家犬 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.120	保留虛無假設。
4	在種類 灌木層分群 間，食蟹獴 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.184	保留虛無假設。
5	在種類 灌木層分群 間，鼬獾 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.014	拒絕虛無假設。
6	在種類 灌木層分群 間，麝香貓 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.033	拒絕虛無假設。
7	在種類 灌木層分群 間，白鼻心 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.000	拒絕虛無假設。
8	在種類 灌木層分群 間，穿山甲 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.222	保留虛無假設。
9	在種類 灌木層分群 間，臺灣獼猴 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.019	拒絕虛無假設。
10	在種類 灌木層分群 間，山羌 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.132	保留虛無假設。
11	在種類 灌木層分群 間，臺灣野兔 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.000	拒絕虛無假設。
12	在種類 灌木層分群 間，赤腹松鼠 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.000	拒絕虛無假設。
13	在種類 灌木層分群 間，地棲鼠類總和 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.093	保留虛無假設。
14	在種類 灌木層分群 間，臺灣山鷓鴣 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.004	拒絕虛無假設。
15	在種類 灌木層分群 間，臺灣山鷓鴣 群 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.004	拒絕虛無假設。
16	在種類 灌木層分群 間，竹雞 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.172	保留虛無假設。
17	在種類 灌木層分群 間，竹雞 群 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.213	保留虛無假設。
18	在種類 灌木層分群 間，藍腹鷴 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.000	拒絕虛無假設。
19	在種類 灌木層分群 間，藍腹鷴 群 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.000	拒絕虛無假設。
20	在種類 灌木層分群 間，其他鳥類總和 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.000	拒絕虛無假設。

顯示漸近顯著性。顯著性層次為 .05。

4. 灌木層植群動物出現頻度盒鬚圖

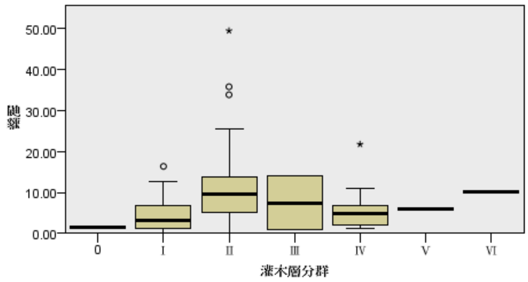
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	14.909
自由度	6
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.021

1. 針對同分值調整檢定統計量。

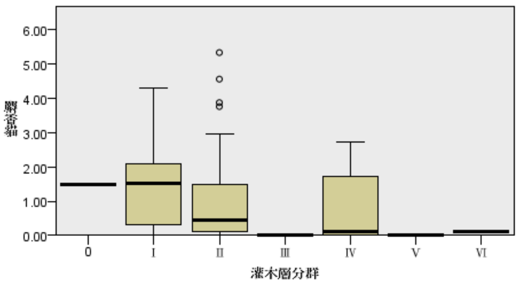
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	16.004
自由度	6
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.014

1. 針對同分值調整檢定統計量。

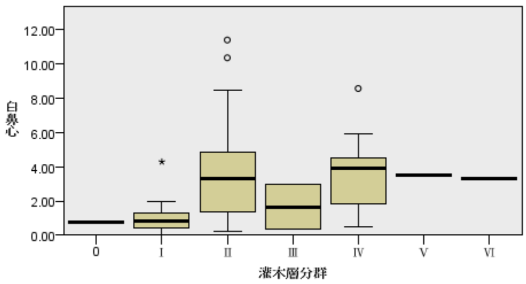
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	13.751
自由度	6
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.033

1. 針對同分值調整檢定統計量。

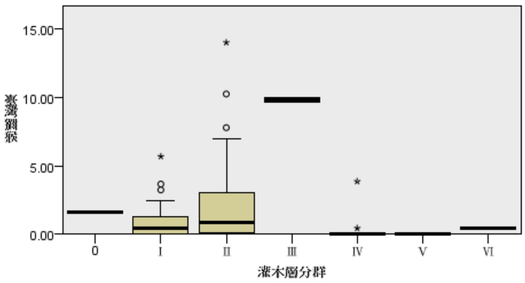
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	27.075
自由度	6
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.000

1. 針對同分值調整檢定統計量。

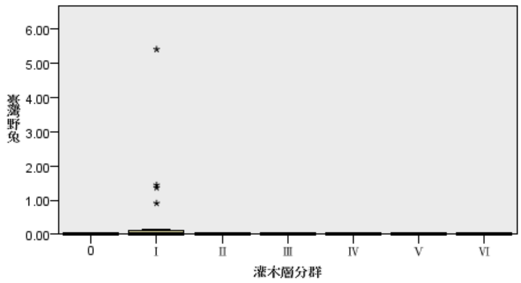
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	15.104
自由度	6
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.019

1. 針對同分值調整檢定統計量。

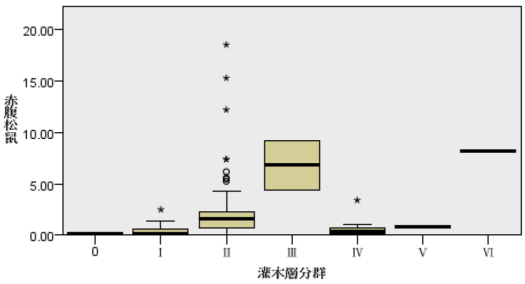
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	34.282
自由度	6
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.000

1. 針對同分值調整檢定統計量。

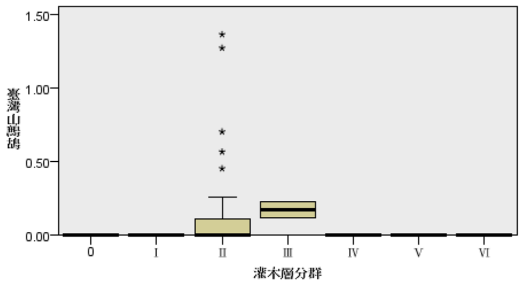
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	33.433
自由度	6
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.000

1. 針對同分值調整檢定統計量。

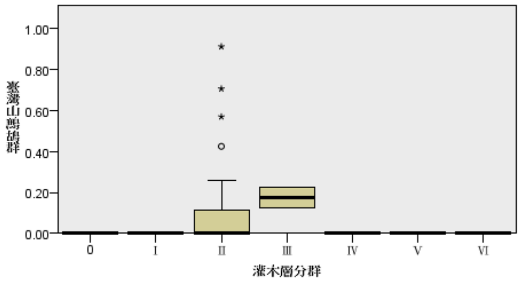
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	18.814
自由度	6
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.004

1. 針對同分值調整檢定統計量。

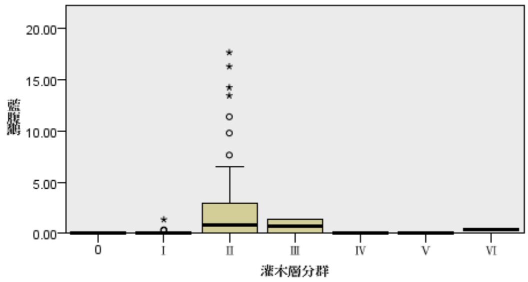
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	19.199
自由度	6
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.004

1. 針對同分值調整檢定統計量。

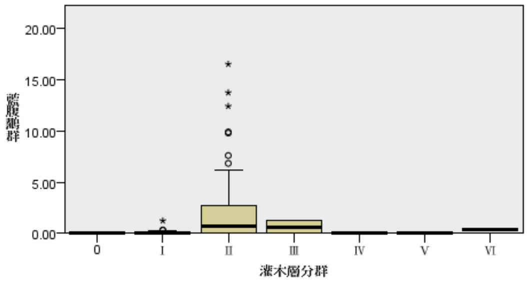
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	30.133
自由度	6
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.000

1. 針對同分值調整檢定統計量。

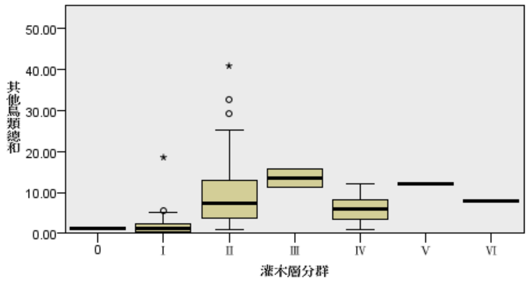
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	30.348
自由度	6
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.000

1. 針對同分值調整檢定統計量。

獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



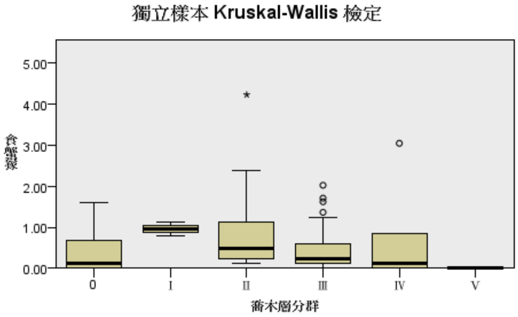
總計 N	99
檢定統計量	35.557
自由度	6
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.000

1. 針對同分值調整檢定統計量。

5. 樹冠層植群動物出現頻度檢定表

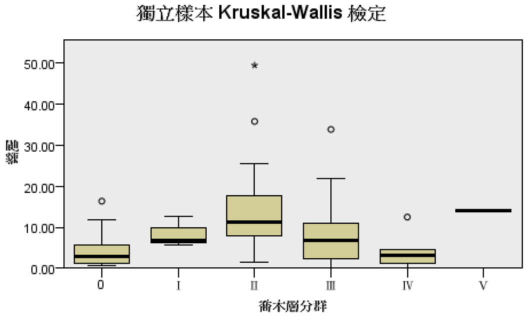
假設檢定摘要				
	虛無假設	檢定	顯著性	決策
1	在種類 喬木層分群 間，石虎 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.388	保留虛無假設。
2	在種類 喬木層分群 間，家貓 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.412	保留虛無假設。
3	在種類 喬木層分群 間，家犬 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.072	保留虛無假設。
4	在種類 喬木層分群 間，食蟹獴 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.034	拒絕虛無假設。
5	在種類 喬木層分群 間，鼬獾 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.000	拒絕虛無假設。
6	在種類 喬木層分群 間，麝香貓 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.240	保留虛無假設。
7	在種類 喬木層分群 間，白鼻心 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.000	拒絕虛無假設。
8	在種類 喬木層分群 間，穿山甲 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.028	拒絕虛無假設。
9	在種類 喬木層分群 間，臺灣獼猴 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.525	保留虛無假設。
10	在種類 喬木層分群 間，山羌 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.571	保留虛無假設。
11	在種類 喬木層分群 間，臺灣野兔 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.000	拒絕虛無假設。
12	在種類 喬木層分群 間，赤腹松鼠 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.001	拒絕虛無假設。
13	在種類 喬木層分群 間，地棲鼠類總和 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.021	拒絕虛無假設。
14	在種類 喬木層分群 間，臺灣山鷓鴣 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.030	拒絕虛無假設。
15	在種類 喬木層分群 間，臺灣山鷓鴣 群 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.027	拒絕虛無假設。
16	在種類 喬木層分群 間，竹雞 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.132	保留虛無假設。
17	在種類 喬木層分群 間，竹雞 群 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.170	保留虛無假設。
18	在種類 喬木層分群 間，藍腹鷴 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.013	拒絕虛無假設。
19	在種類 喬木層分群 間，藍腹鷴 群 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.012	拒絕虛無假設。
20	在種類 喬木層分群 間，其他鳥類總和 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.000	拒絕虛無假設。
顯示漸近顯著性。顯著性層次為 .05。				

6. 樹冠層植群動物出現頻度盒鬚圖



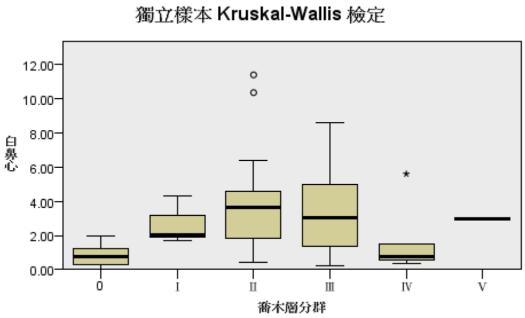
總計 N	99
檢定統計量	12.086
自由度	5
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.034

1. 針對同分值調整檢定統計量。



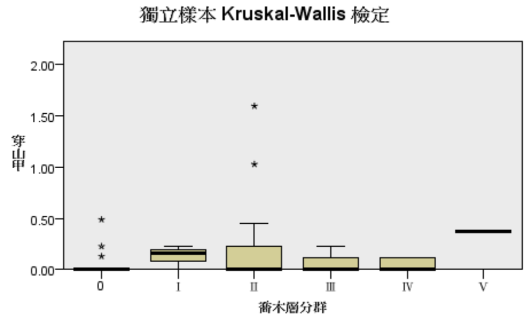
總計 N	99
檢定統計量	25.438
自由度	5
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.000

1. 針對同分值調整檢定統計量。



總計 N	99
檢定統計量	27.792
自由度	5
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.000

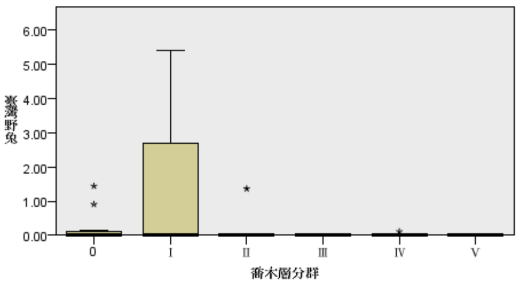
1. 針對同分值調整檢定統計量。



總計 N	99
檢定統計量	12.516
自由度	5
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.028

1. 針對同分值調整檢定統計量。

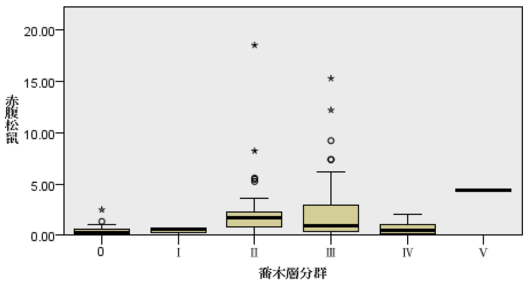
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	22.853
自由度	5
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.000

1. 針對同分值調整檢定統計量。

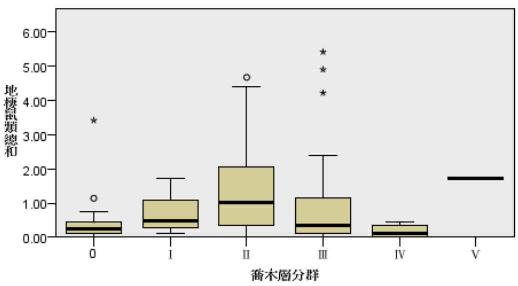
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	20.844
自由度	5
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.001

1. 針對同分值調整檢定統計量。

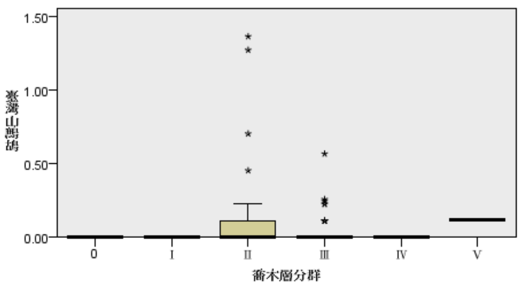
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	13.242
自由度	5
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.021

1. 針對同分值調整檢定統計量。

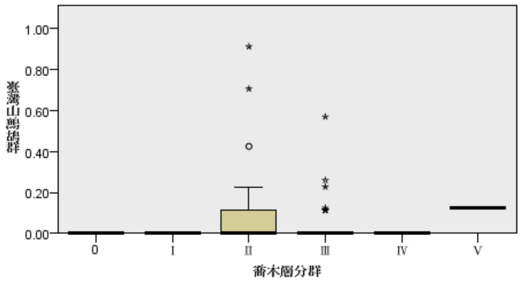
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	12.354
自由度	5
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.030

1. 針對同分值調整檢定統計量。

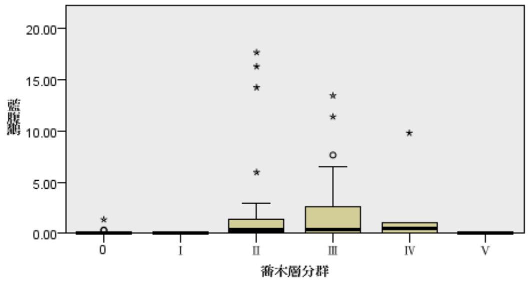
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	12.615
自由度	5
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.027

1. 針對同分值調整檢定統計量。

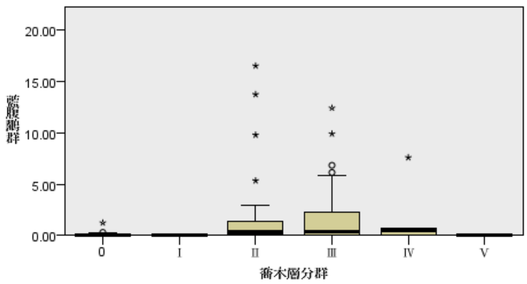
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	14.418
自由度	5
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.013

1. 針對同分值調整檢定統計量。

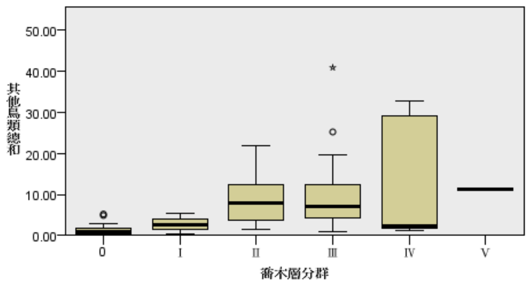
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	14.646
自由度	5
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.012

1. 針對同分值調整檢定統計量。

獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	36.330
自由度	5
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.000

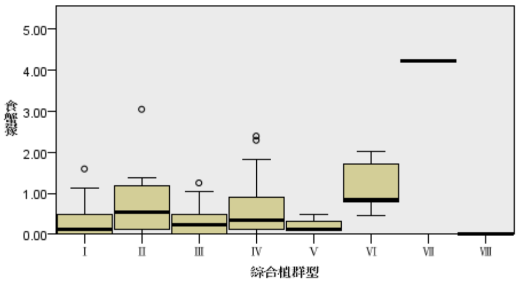
1. 針對同分值調整檢定統計量。

7.　綜合植群型動物出現頻度檢定表

假設檢定摘要				
	虛無假設	檢定	顯著性	決策
1	在種類 綜合植群型 間，石虎 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.839	保留虛無假設。
2	在種類 綜合植群型 間，家貓 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.067	保留虛無假設。
3	在種類 綜合植群型 間，家犬 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.514	保留虛無假設。
4	在種類 綜合植群型 間，食蟹獴 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.035	拒絕虛無假設。
5	在種類 綜合植群型 間，鼬獾 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.002	拒絕虛無假設。
6	在種類 綜合植群型 間，麝香貓 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.135	保留虛無假設。
7	在種類 綜合植群型 間，白鼻心 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.000	拒絕虛無假設。
8	在種類 綜合植群型 間，穿山甲 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.031	拒絕虛無假設。
9	在種類 綜合植群型 間，臺灣獼猴 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.007	拒絕虛無假設。
10	在種類 綜合植群型 間，山羌 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.285	保留虛無假設。
11	在種類 綜合植群型 間，臺灣野兔 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.007	拒絕虛無假設。
12	在種類 綜合植群型 間，赤腹松鼠 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.000	拒絕虛無假設。
13	在種類 綜合植群型 間，地棲鼠類總和 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.001	拒絕虛無假設。
14	在種類 綜合植群型 間，臺灣山鷓鴣 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.009	拒絕虛無假設。
15	在種類 綜合植群型 間，臺灣山鷓鴣 群 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.009	拒絕虛無假設。
16	在種類 綜合植群型 間，竹雞 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.408	保留虛無假設。
17	在種類 綜合植群型 間，竹雞 群 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.489	保留虛無假設。
18	在種類 綜合植群型 間，藍腹鷴 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.000	拒絕虛無假設。
19	在種類 綜合植群型 間，藍腹鷴 群 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.000	拒絕虛無假設。
20	在種類 綜合植群型 間，其他鳥類總和 的分配是相同的。	獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定	.000	拒絕虛無假設。
顯示漸近顯著性。顯著性層次為 .05。				

8.　綜合植群型動物出現頻度盒鬚圖

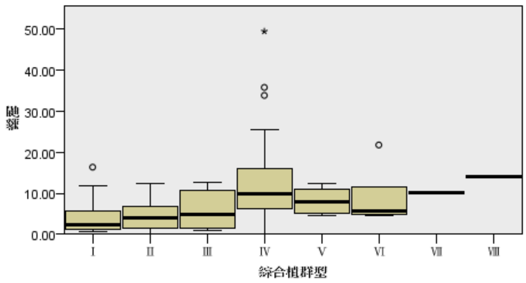
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	15.045
自由度	7
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.035

1. 針對同分值調整檢定統計量。

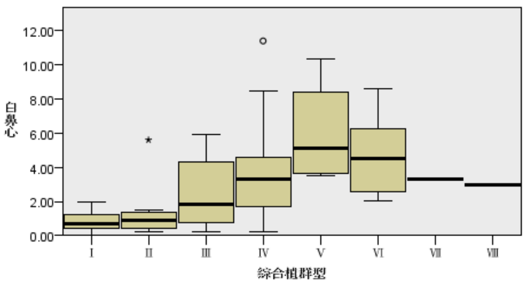
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	23.181
自由度	7
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.002

1. 針對同分值調整檢定統計量。

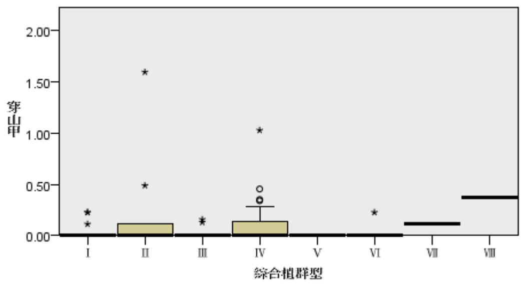
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	32.374
自由度	7
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.000

1. 針對同分值調整檢定統計量。

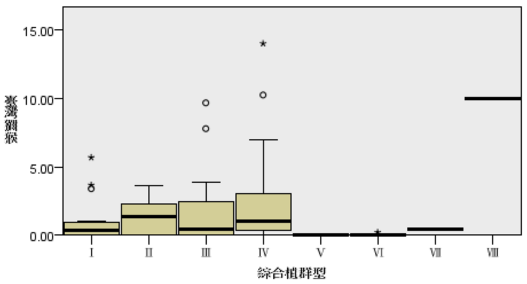
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	15.430
自由度	7
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.031

1. 針對同分值調整檢定統計量。

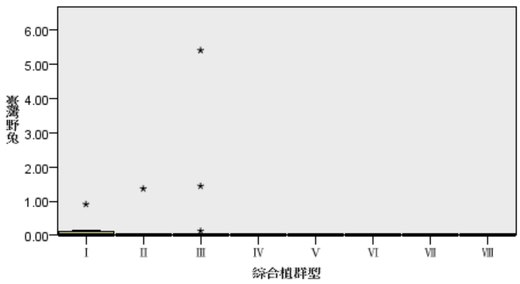
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	19.284
自由度	7
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.007

1. 針對同分值調整檢定統計量。

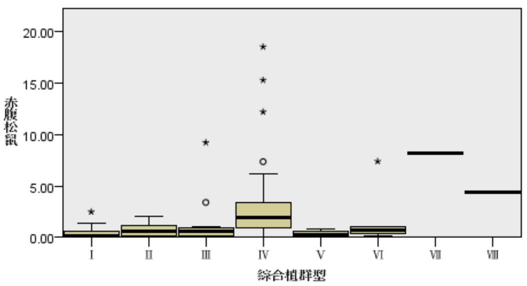
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	19.470
自由度	7
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.007

1. 針對同分值調整檢定統計量。

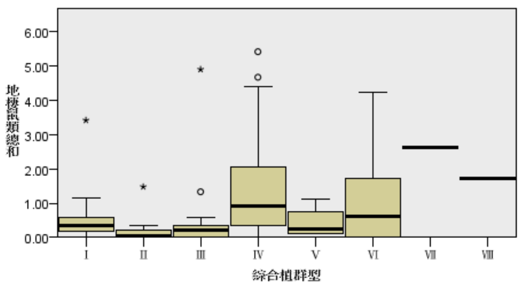
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	35.093
自由度	7
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.000

1. 針對同分值調整檢定統計量。

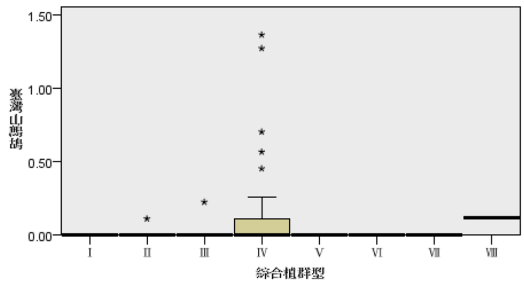
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	25.016
自由度	7
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.001

1. 針對同分值調整檢定統計量。

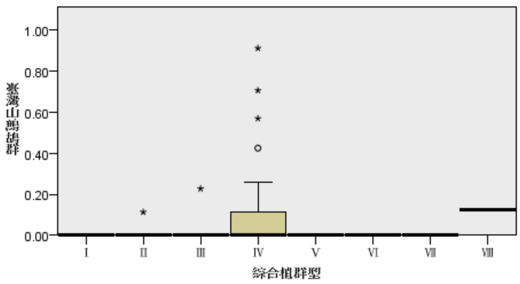
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	18.711
自由度	7
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.009

1. 針對同分值調整檢定統計量。

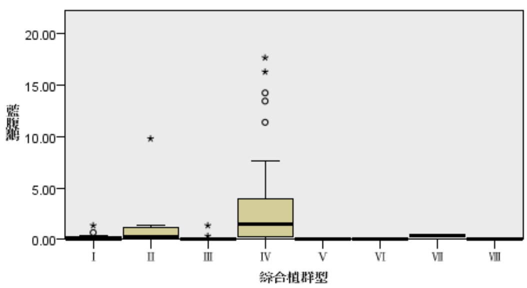
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	18.739
自由度	7
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.009

1. 針對同分值調整檢定統計量。

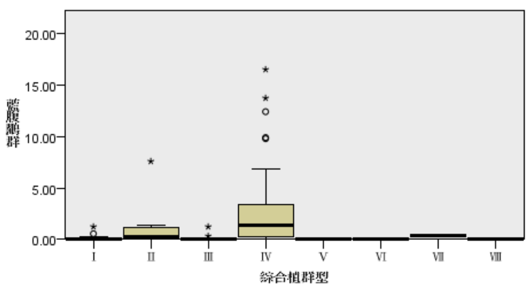
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	41.737
自由度	7
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.000

1. 針對同分值調整檢定統計量。

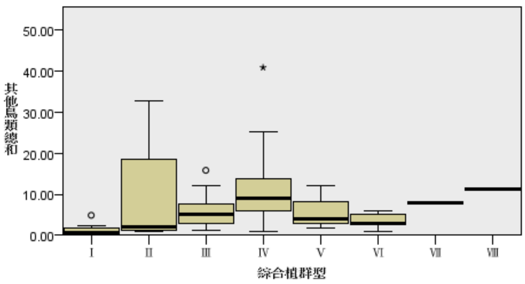
獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	42.164
自由度	7
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.000

1. 針對同分值調整檢定統計量。

獨立樣本 Kruskal-Wallis 檢定



總計 N	99
檢定統計量	42.919
自由度	7
漸進顯著性 (2 邊檢定)	.000

1. 針對同分值調整檢定統計量。

附錄十二、捕捉石虎個體追蹤、活動狀況與活動範圍

1. 養禽戶捕捉並在養禽場域周遭活動追蹤個體，但並未在林班地活動

(1) WS_001(小南)(圖 71)

於 2018 年 4 月 23 日於通霄鎮城南里一處養禽戶捕捉通報，為公亞成個體，於 2018 年 5 月 10 日野放，追蹤期間 2018/5/10-2018/6/25，頸圈自然掉落，定位點數 91 點。而後於 2018 年 10 月 28 日遭城南里另一處養禽戶捕捉通報，捕捉當時體態消瘦且有脫水情形，後送動物醫院調養至 2018 年 11 月 22 日野放，當時掛載 ATS M1950B 發報器。追蹤期間為 2018 年 11 月 23 日至 2018 年 12 月 28 日，成功定位點有 15 處。2018 年 12 月 28 日時接收到死亡訊號，於 2019 年 1 月 1 日發現斷裂頸圈，為自然脫落。綜整兩次追蹤點為，總計，該個體活動範圍 100%MCP 為 4.11 km^2，活動範圍(95%KDE)與核心區域(50%KDE)分別為 5.52 km^2 與 1.49 km^2。追蹤期間曾入侵範圍內一處養禽戶(通霄江&李家)，該養禽戶為「減緩苗栗淺山地區野生動物與人類衝突之行動研究」計畫輔導對象，當時養禽戶之自動相機也有拍攝到本個體入侵影像。

(2) WS_002(蘇虎媽) (圖 72)

於 2018 年 9 月 27 日於西湖鄉三湖村一處養禽戶捕捉通報，為母成體，捕捉當時體消瘦、有生產過、前陣子有哺育痕跡但已無乳汁分泌，於 2018 年 9 月 29 日野放，並搭載 ATS M1940B 發報器。追蹤期間為 2018 年 11 月 7 日至 2019 年 2 月 12 日，成功定位點有 19 處，因定位點數少於 30 點，不計算活動範圍。

(3) WS_003(小清 2) (圖 73)

於 2018 年 10 月 18 日於後龍鎮南港里養禽戶捕捉通報，為母成體，前陣子有哺育痕跡但已無乳汁分泌，於捕捉隔日野放，並搭載 ATS M1950B 發報器。追蹤期間

為 2018 年 10 月 19 日至 2018 年 11 月 23 日，成功定位點有 8 處，因定位點數少於 30 點，不計算活動範圍。追蹤期間均於原捕捉養禽戶周邊活動，該養禽戶鄰近海岸，周遭為黃槿為主的海岸林、並鑲嵌若干旱作農地及房舍，於 2018 年 11 月 23 日接收到死亡訊號，隔日再度搜尋時於養禽戶旁樹林發現屍體，當時口鼻有滲血情形。

(4) WS_005(大海) (圖 74)

於 2018 年 11 月 6 日接獲於後龍鎮南港里養禽戶通報捕獲，然而實際捕獲日期無法確定，為公成體，於當天野放，並掛載 ATS M1940B 發報器。追蹤期間為 2018 年 11 月 6 日至 2018 年 11 月 14 日，成功定位點有 12 處，野放後 3 天仍在附近活動，第 4 天開始往東北移動約 1 公里，至第 8 天在往東北移動至距離野放點約 3 公里處，然而之後即搜尋不到訊號，雖然因定位點數少於 30 點，不適宜計算活動範圍，但短暫天數的少數幾個定位點之 100%MCP 活動範圍已達 4.93 km^2。

(5) WS_006(小樂) (圖 75)

於 2018 年 11 月 6 日同 WS_005 個體同處養禽戶通報捕獲，實際捕捉日期亦無法確定，為母亞成體，於當日野放，並掛載 ATS M1820 發報器。追蹤期間為 2018 年 11 月 6 日至 2018 年 12 月 17 日，成功定位點有 19 處，因定位點數少於 30 點，不計算活動範圍。野放後活動範圍集中在原捕捉處西南方約 1 公里處之養禽戶周邊(WS_003 捕捉/死亡處)，於 2018 年 12 月 17 日發出死亡訊號，當晚於養禽戶旁樹林發現屍體，屍體口鼻皆有血液滲出情形，含 WS_003 個體，該養禽戶旁於 2018 年 12 月共發現 2 隻石虎個體死亡。

(6) WS_008(小楓) (圖 76)

於 2018 年 12 月 9 日於通霄鎮楓樹里養禽戶通報捕獲，為母亞成個體，於 2018

年 12 月 16 日野放，掛載 ATS M1820 發報器。追蹤期程為 2018 年 12 月 19 日至 2019 年 1 月 1 日，成功定位點有 4 處，因定位點數少於 30 點，不計算活動範圍。

(7) WS_017(小古) (圖 77)

2019 年 10 月 14 日於通霄鎮城北里養禽戶通報捕獲，經獸醫檢查後，確認為成年雌性個體，約一歲多兩歲，推測曾經生產過，但已無乳汁分泌。在掛上 VHF 發報器(型號 M1940B, Advanced Telemetry Systems, Inc., U.S.A.)後，當日下午 5 點多於雞舍旁的南勢溪溪床野放，當晚上開始進行追蹤，並透過訊號強度推測該個體的活動狀態。野放當晚 WS_017 於溪床對面的樹林中休息，一直到野放後第二天晚上才開始活動。經過一段時間的追蹤，發現該個體日間上午大多於通霄第 11 公墓區西北或東北側的森林內活動與休息。下午至夜間，則較常於南勢溪的溪床與鄰近溪床的稻田中活動，有時也會穿越溪床與 121 縣道，到對面的稻田與菜園中活動，或是在稻田中的廢棄房子周邊休息，推測該個體主要在下午至夜間出來覓食。此時的稻田為結穗的狀態，菜園也長滿許多蔬菜，可能有鼠類與鳥類前來覓食與躲藏，因此吸引石虎前來稻田與菜園中活動。而南勢溪的兩側植物生長茂密，很適合石虎用來躲藏和休息，且溪床亦可作為石虎移動的通道，這可能是 WS_017 時常在南勢溪溪床活動的原因。該捕捉通報養禽戶於 2019 年 10 月 26 日完成圍網，其後 WS_017 個體曾於 2019 年 12 月 1 日被養禽戶圍網邊自動相機拍攝到經過影像，而後續該養禽戶也表示圍網完成後即無損失情形，雖然 WS_017 仍在養禽戶周邊活動，但可能因養禽戶防治得宜，因此無家禽損失。

追蹤期程為 2019 年 10 月 14 日至 2020 年 2 月 10 日，成功定位共 115 處，活動範圍 100% MCP 面積為 0.8 km^2，活動範圍(95%KUD)與核心區域(50% KUD)面積分別為 1.18 km^2 和 0.26 km^2。WS_017 幾乎都在有人為干擾的平原、農地、草地、河床與聚落附近環境中活動，2020 年 2 月 10 日發出死亡訊號，於隔日發現屍體浸泡於南勢溪河道邊緣，當天及後送特生中心檢驗，屍體體態完整，然而內臟狀態不佳

無法進一步化驗毒物。

(8) WS_029(小哈) (圖 78)

2021 年 1 月 22 日於該於卓蘭鎮西坪里養禽戶(代號卓蘭陳家)通報捕獲，該個體為成年公石虎，而本團隊於協助進行檢傷相關作業後為其配戴 VHF 發報器，並於當天於捕捉地鄰近區域野放進行後續追蹤。該個體於鯉魚潭水庫乾涸期間會利用水庫來回於南北兩岸，最北可到鯉魚潭生態園區，但其主要活動範圍仍位於原捕捉地點之周遭區域。追蹤期程為 2021 年 1 月 22 日至 2021 年 12 月 20 日，成功定位點有 61 處，活動範圍 100%MCP 為 2.34 km^2，活動範圍(95%KDE)與核心區域(50%KDE)分別為 6.62 km^2 及 1.6 km^2，2021 年 12 月 30 日發出死亡訊號，嘗試前往搜尋但並未尋獲。

本公司團隊於 2021 年 1 月 26 日完成禽舍周邊自動相機架設(相關內容可參考卓蘭陳家說明)。該養禽戶原本已用高約 1.5 米之菱形網作為禽舍圍籬，並設有夜棲雞舍供雞隻棲息，但夜棲雞舍仍有部分縫隙可能讓石虎進入、以及其他飼養的鴨、鵝因習性關係，夜間並不會進入夜棲雞舍棲息，皆是可能吸引石虎前來的原因，因此在委請台灣石虎保育協會進行圍網補強作業前，請養禽戶先將夜棲雞舍之石虎可能進入的縫隙進行補強，來減少雞隻損失的風險。透過圍網邊自動相機監測，透過發報器辨識，該個體共有 11 個夜晚於圍網邊被拍攝到，日期分別是 1/27、1/28、2/2、2/3、2/9、2/11、2/18、3/8、3/12、3/15、3/23，而該養禽戶也有反映期間仍偶有發現家禽有被捕食的狀況，此外，這期間也並未記錄到其他石虎個體影像，顯示該個體被捕捉後並未趨避「被捕捉地」，可能與此處仍可捕捉到家禽有關。該禽舍於 2021/4/24 完成圍網補強，在圍網補強之前仍偶有家禽損失情形，透過無線電追蹤，圍網補強前本個體之定位點主要還是以原捕捉禽舍附近為主，此外，於該禽舍周邊之自動相機當時仍有拍攝到本個體影像。然而自圍網完成補強後，本個體之定位點主要分布在原捕捉禽舍東側 500m 以上之範圍，原捕捉禽舍也表示沒有損失情

況，認為圍網補強有相當作用，圍網邊的自動相機也不再記錄到本個體影像。本個體之活動範圍內至少還包含 1 處禽舍，然而該禽舍自 2021 年 2 月 25 日通報後至 2021 年 7 月 19 日期間，架設於禽舍內的相機並未拍攝到石虎影像，由現場環境推測家禽損失應為貓科動物所造成，然而難以確認為石虎或貓所致。鄰近本個體活動範圍之東南側亦有一戶養禽戶於 2021 年 11 月 18 日通報有家禽損失，然後續拍攝到之石虎個體並未佩戴項圈，因拍攝日期是在本個體發出死亡訊號之後，但因影像無法辨識斑紋而無法確認是否是本個體。

(9) WS_030(柚子) (圖 79)

該養禽戶位於西湖鄉三湖村，於 2019/10/6 已完成圍網補強作業，但仍偶有家禽損失情形，透過自動相機監測發現石虎會攀網進入禽舍，於是與養禽戶討論後，於 2021/4/20 協助於禽舍圍網邊放置捕捉籠，並於 4/23 捕捉到石虎，該個體為成年雌性石虎，乳房腫脹但為分泌乳汁，推測可能處於撫育幼體已離乳階段，並於健康檢查及配戴發報器後於養禽戶旁野放。該養禽戶之圍網邊有架設一台社區巡守隊監測相機，具巡守隊成員於 4 月底收換記憶卡發現，本個體於野放後仍有至禽舍周邊活動。於追蹤期間，曾於 4/29 及 5/3 於原捕捉點東邊及南邊林地追蹤到該個體並進行定位，但是 5/3 號之後兩週皆未能找到該個體之訊號。在持續擴大搜索範圍時，於 5/26 號在青錢第古宅附近接收到該個體頸圈的死亡訊號，並於鄰近西湖鄉第二公墓的 119 縣道公路下方坡地尋獲頸圈，且現場並未發現任何屍體及血跡。由於該頸圈的斷裂處為頸圈較堅固的部位，且斷面平整，推測此頸圈為人為破壞後帶到此處丟棄的可能性較高，而該個體可能也已遭遇不測。

(10) WS_031(小邊) (圖 80)

該養禽戶位於後龍鎮南港里，由於近期常有家禽損失，於是自行設置捕捉籠，並於 2021/6/1 通報捕獲石虎個體，該個體為成年泌乳中之雌性石虎，於是當天完成

檢傷及配戴發報器等相關作業後即盡快於養禽戶附近野放。由於該養禽戶不願意供架設自動相機進行監測，於是請養禽戶自行補強禽舍防制設施，至今該養禽戶並未回報有家禽損失情況。追蹤期程為 2021 年 6 月 1 日至 2022 年 2 月 14 日，成功定位 76 處定位點，活動範圍 100%MCP 為 0.63 km^2，活動範圍(95%KDE)與核心區域(50%KDE)分別為 1.1 km^2 及 0.22 km^2；其活動範圍內至少有 2 處禽舍，但期間並未接獲入侵通報，而本個體也不曾靠近原捕獲處禽舍，推測本個體被捕獲後可能對禽舍有趨避行為。於 2022 年收到死亡訊號，並於一處禽舍旁發現屍體，經行政院農業委員會家畜衛生試驗所化驗，解剖時內臟已嚴重變化，經病理化驗判定死因為細菌性肺炎。

(11) WS_032(老四) (圖 81)

於 2021 年 6 月 16 日於後龍鎮南港里養禽戶通報捕獲，但該養禽戶經營多處養禽場，且不願透漏實際捕捉處位置。為公亞成個體，捕捉當日下午即於後龍鎮南港里好望角附近野放，追蹤期間為 2021 年 6 月 16 日至 2021 年 12 月 8 日，主要活動於後龍鎮南港里山邊媽祖宮東南側的農地與防風林、以及西南側的丘陵地，於 2021 年 12 月 8 日尋獲脫落頸圈。2021 年 12 月 19 日於台 61 快速道路約 110K 北上車道發生石虎路殺，後續透過晶片確認為本個體。活動範圍 100%MCP 為 1.05 km^2，活動範圍(95%KDE)與核心區域(50%KDE)分別為 2.02 km^2 及 0.5 km^2。

(12) WS_033(小安) (圖 82)

於 2021 年 7 月 13 日於苗栗市新英里養禽戶通報捕獲，並於當天下午野放，追蹤期程為 2021 年 7 月 15 日至 2022 年 4 月 13 日，共成功定位 44 處定位點，活動範圍 100%MCP 為 0.84 km^2，活動範圍(95%KDE)與核心區域(50%KDE)分別為 1.73 km^2 及 0.38 km^2，活動範圍內至少包含 2 處養禽戶，其中一處於 2021 年 12 月 7 日通報有家禽損失，該通報養禽戶亦有參與生態給付友善農地方案，於該禽舍附近自

動相機拍攝到的石虎影像因角度難以辨識有無掛載發報器，無法確認否為本個體造成禽舍損失。自 2022 年 4 月 13 日後即搜尋不到本個體訊號，無法確認是否為發報器電池耗盡或其他原因所致。

(13) WS_036(五條) (圖 83)

2022 年 5 月 10 日於後龍鎮南港里同編號 WS_005、WS_006、WS_032 養禽戶通報，然而該養禽戶有多處養禽場域，並未表明是在何處場域所捕捉，而養禽戶表示於 5 月 8 日即捕捉到該個體，於 2022 年 5 月 11 日野放，為公成體。自 2022 年 5 月 24 日開始追蹤，目前成功定位 5 處定位點。因定位點數少於 30 點，不計算活動範圍。

2. 養禽戶捕捉並在養禽場域周遭活動追蹤個體，活動範圍包含林班地

(1) WS_014(小謝) (圖 84)

於 2019 年 4 月 26 日於通霄鎮楓樹里養禽戶捕捉，為年輕公成體，掛戴 GPS 衛星發報器(型號 WT-300 Mammal, KoEco, Republic of Korea)，隔日下午 15:03 於樣區 6 附近，距離捕捉點約 600 公尺處野放。由於該個體項圈上僅有 GPS 衛星發報器沒有無線電發報器，因此研究人員無法進行主動追蹤定位，只能透過 GPS 發報器回傳的資料來了解追蹤個體的行蹤，不幸的是 WS_014 資料回傳的情況並不順利，在野放後一個月內都沒有回傳任何資料，雖然後來資料有回傳回來，但成功定位的點位很少，不確定是否是因為 WS_014 活動區域掩蔽性較高或是訊號較弱，以至於無法正常定位與發送簡訊。5 月 1 日定位的位置在銅鑼科學園區靠近 Tesla 電動汽車充電站北邊的森林；5 月 5 日定位點在樣區 2 西南邊的次生林，該處附近有養雞場，5 月 5 日之後，定位點密集集中於該養雞場附近，由於定位的位置幾乎沒有變動，當

時推測發報器掉落或石虎已經死亡。但後續回收自動相機照片，發現 5 月 20 日在樣區 1 的 MLF30 有拍攝到掛著頸圈的 WS_014，只是 GPS 衛星發報器模組已不見蹤影，推測 5 月 5 日當天 WS_014 已自行將發報器扯落，故僅採用 5 月 5 日之前所回傳的 3 處 GPS 定位位置。在發報器脫落之後，自動相機樣點仍陸續有拍攝到 WS_014，共有 16 筆的有效紀錄，此外透過斑紋辨識，也有找出 23 筆在被捕捉之前所拍攝的有效照片，總計在 11 處相機樣點有被拍攝到。利用自動相機與 GPS 發報器定位點總共 38 個位置，計算活動範圍，100% MCP 面積為 2.44 km^2，活動範圍(95% KUD)與核心區域(50% KUD)面積分別為 5.61 km^2 和 1.03 km^2。活動範圍包含樣區 1、2、6、7、8、9，活動範圍的核心區域在樣區 2 周邊以及樣區 6 的北邊。WS_014 活動範圍西側至少知道有 2 間雞舍，WS_014 有時會前往附近的雞舍覓食。在野放之後也有拍攝到 5 筆回到通霄 H 家雞舍附近活動的紀錄。

(2) WS_019(小虎) (圖 85)

該個體為成年公石虎，於 2020/1/29 於通霄鎮楓樹里養禽戶被捕捉後通報，當時僅注射晶片並未掛載發報器，而本計畫設置於該養禽戶鄰近地區造林地之捕捉籠，於 2021/1/17 再次捕捉到該個體，在進行形質測量及健康檢查後掛載 Lotek GPS 發報器，並於 2021/1/18 進行野放及後續追蹤，追蹤蹤期程至 2021 年 6 月 23 日，而後即搜尋不到個體訊號。該個體於追蹤期間共成功下載 644 筆定位資料，其中 400 筆定位成功，其定位成功率為 62%。利用定位結果計算其活動範圍面積 MCP 100%為 10.61 km^2，而核密度估計估算出來的 95% 及 50% KDE 則分別為 10.24 km^2 及 2.43 km^2。該個體活動範圍主要分布在虎頭崁附近，但也會頻繁使用銅鑼科學園區周邊森林。透過定位資料顯示，該個體之 95% KDE 活動範圍內共有四戶養禽戶，且較密集活動於首次被捕捉之養禽戶與另一養禽戶周遭之林地，並有 1 個定位點鄰近曾被養禽戶捕捉之禽舍(<100 m)(圖 31)，然而目前並未接獲該養禽戶有反應石虎入侵狀況，且其飼養規模已明顯小於去年，現在活動範圍也並未包括第一次捕捉的楓樹窩養禽戶，因此推測追蹤期間該個體可能較無重複入侵養禽戶的情形。由於協助原

養禽戶完成圍網補強後無持續合作，雖然有部分定位點鄰近該養禽戶，但無法確認是否仍有入侵情形，而本個體活動範圍內之其他 3 處養禽戶之監測相機亦無拍攝到本個體影像，推測此 3 處養禽戶之家禽損失可能為其他石虎個體亦或其他動物造成的機率較高。

3. 活動範圍包含林班地與周遭，研究團隊捕捉，並未在養禽場域周遭活動或未滋擾養禽場域

(1) WS_016(小崎)(圖 91)

2019 年 6 月 17 日於小崎 A 陷阱捕捉，當日經由獸醫師麻檢查，為成年母石虎，身體消瘦，體重未滿 3 公斤，且有哺乳過的跡象，可能有在帶小石虎，另外在麻醉檢查的過程之中，WS_016 有嘔吐反應，嘔吐物中有 1 隻青竹絲(*Cyclophiops major*)和 1 隻石龍子科蜓蜥屬的蜥蜴。

WS_016 掛戴的是 VHF 發報器(型號 M1940B, Advanced Telemetry Systems, Inc., U.S.A.)，原本預計待麻醉消退後立即帶至原捕捉點野放，不過麻醉消退後 WS_016 仍顯虛弱，因此讓牠於籠內休息一晚，在隔日確認其進食情況、身體反應恢復正常後，上午八點帶至原捕捉點野放，並開始進行追蹤，個體於 18 日晚上至 19 日上午 WS_016 皆處於相同位置，由接收器收到的訊號推測個體活動狀態為休息中。19 日下午位置還是沒什麼變化，擔心無線電頸圈脫落，於是與另一位研究人員沿著之前的定位點尋找。尋找過程中訊號強度偏中，時而忽大忽小，因此推測 WS_016 正在活動中，頸圈並無脫落，在尋找過程中發現，WS_016 一直與我們保持一定距離，並非直接跑掉，由此推測 WS_016 可能有帶著小石虎活動。20 日當天上午追蹤時發現 WS_016 回到先前休息中的定位點，活動模式也為休息中，推測該處有可能為 WS_016 做窩的地點。下午進行追蹤時發現 WS_016 已離開原先的位置，後續定位

的幾個追蹤點也皆為活動中，個體逐漸往南側貓公坑方向移動。21 日當日下午追蹤時未收到任何訊號，後續幾天研究人員以野放點為中心向外延伸 3-6 公里尋找，持續追蹤至少一週的時間，但是卻一直無法尋獲該個體，不確定是頸圈故障或是 WS_016 已遭遇不測。若是項圈脫落應可透過死亡訊號察覺，如果是發報器故障導致聽不到訊號，附近自動相機應該還是有機會拍攝到 WS_016，但自 2019/06/18 之後，所有自動相機樣點皆無 WS_016 的拍攝記錄，也無接收到項圈發出的死亡訊號，推測可能是 WS_016 遭人獵捕後被帶離該地，或是項圈遭到人為破壞所致。

WS_016 在訊號消失前共累積有 15 個定位點，由於 WS_016 定位時間實在太短暫，無法推估個體實際活動範圍。另外在 18-20 三日的密集定位資料，皆未發現 WS_016 有到樣區 2 的伐採區活動的紀錄。

(2) WS_018(小田) (圖 92)

2019 年 10 月 21 日於樣區 4 造林地捕獲，為成年雌性個體，體型偏瘦，體重不足三公斤，牙齒輕微磨損，該個體配掛 GPS 與無線電發報器(型號 LiteTrack 40, Lotek Wireless Inc., Canada)，每小時頸圈會自行定位一次，研究員需使用 Lotek Pinpoint Commander 來進行下載，由於通常必須在距離目標 100 公尺內才有辦法進行搜尋與下載，因此需要先透過無線電發報器進行三角定位，等找出目標的所在位置後，再進行下載。由於定位資料有部分可能因地形或衛星訊號等因素，加上採用 Swift fix 省電定位方式，定位可能會有較大誤差，因此下載後，需檢視每個定位點，將誤差較大的點位移除，原則上會將衛星定位數在 4 以下，定位誤差值 HDOP 在 10 以上的點位予以移除，若僅有 3 顆衛星定位但 HDOP 在 10 以下且與前後位置判斷不致偏離太多的定位點，則仍保留，報告中所呈現之點位為經篩選後之定位點。

WS_018 在捕捉當日下午五點多於原捕抓點附近野放，野放後隔日開始進行追

蹤，野放後的兩天活動於樣區 4 南邊森林的山溝周圍活動，之後開始往更南邊移動。透過 VHF 追蹤定位與 Lotek Pinpoint Commander 下載回來的 GPS 定位資料，WS_018 的 100% MCP 面積為 1.19 平方公里，活動範圍(95% KUD)與核心區域(50% KUD)面積分別為 1.58 平方公里和 0.45 平方公里(圖 92)。WS_018 活動範圍主要在樣區 4 的周邊活動，最北到飛牛牧場南側，最南接近樣區 5，但未跨越南側溪溝至樣區 5 伐採區的範圍內，東側以山稜線為界，幾乎不會跨越至稜線東側，往西則至如意園、建民農場一帶。

WS_018 活動範圍的核心區域為樣區 4 的周邊與佛頂山淨願寺、建民農場東側這一區域，而透過定位點位可看出該個體雖然密集在樣區 4 伐採區周圍活動，但卻鮮少穿越或進入伐採地內，推測因造林地環境開闊，與周圍森林相比較無遮蔽物，不利於石虎躲藏，且目前伐採內地面草本植物生長茂密，也不利於石虎移動，反而是遮蔽物較多且路較好走的森林內部較容易行走。這或許是 WS_018 不喜歡在伐採區活動的原因。

綜觀 WS_018 主要活動範圍為次生林，多數的時間都待在樹林中活動，很少離開森林到人為開發的區域活動，但卻會密集造訪在森林邊緣於與人為開區域的邊界，例如建民農場與次生林接壤之處即是 WS_018 定位點是最密集的區域，追蹤人員進行三角定位時也時常於該地點附近下載到資料，也有在建民農場與佛頂山後方森林拾獲石虎排遺，會有這樣的情況出現，其可能原因為建民農場於森林邊緣飼養著家禽，且人為活動居住的場域也可能吸引老鼠，這對於石虎來說可能是不錯的覓食場域。由於擔心該個體會捕食該處及附近其他養禽戶的家禽造成養禽戶的反感，追蹤人員也有詢問附近養禽戶，家中所飼養的家禽是否有被野生動物騷擾之情形，但養禽戶們表示目前尚未發生家禽被騷擾的情況，且實際勘查建民農場飼養家禽的場域後發現，農場的圍網做的相當完善，石虎難以入侵。

(3) WS_035(飛妃) (圖 93)

於 2021 年 4 月 15 日於造林地編號飛牛捕捉籠所捕獲，為母成體，當時懷有 2 隻胎兒，於當天下午野放，並掛載 Lotek GPS 發報器，隔天仍有定位於飛牛牧場東北邊山谷活動，然而後續尚無成功定位，目前仍持續搜尋中，搜尋範圍涵蓋本計畫造林地南、北兩側。WS_035 在捕捉之前，已經藉由自動相機辨識出該個體，因此活動範圍可透過拍到 WS_035 的自動相機樣點位置繪製。

附錄十三、石虎鑑定個體的相關資訊

個體編號	性別	有拍到身體左側斑紋	有拍到身體右側斑紋	首次拍攝日期	最後一次拍攝日期
MLF1-001	♂	Y	Y	2018/4/17	2018/12/17
MLF1-002	不確定		Y	2018/3/22	2019/6/16
MLF1-003	不確定	Y		2018/2/9	2018/10/2
MLF1-005	♀		Y	2018/6/14	2019/7/27
MLF1-006	♂	Y	Y	2018/3/25	2020/1/25
MLF1-008	不確定	Y		2018/3/26	2019/5/7
MLF1-009	♂	Y	Y	2018/3/13	2019/8/1
MLF1-010	不確定		Y	2018/3/10	2018/3/30
MLF1-012	不確定	Y		2018/11/12	2019/7/23
MLF1-013	不確定	Y	Y	2019/8/28	2021/10/14
MLF1-014	♂	Y	Y	2020/2/11	2021/4/14
MLF3-002	不確定	Y		2018/8/11	2019/6/16
MLF3-004	不確定		Y	2018/3/31	2019/10/28
MLF3-005	♂	Y	Y	2019/2/7	2021/8/27
MLF3-006	♀	Y	Y	2018/5/13	2022/3/3
MLF4-002	♀	Y	Y	2018/2/10	2021/10/3
MLF5-001	不確定	Y	Y	2018/1/20	2018/5/12
MLF5-002	♂	Y	Y	2019/4/29	2020/12/25
MLF5-006	不確定	Y		2018/7/24	2019/8/22
SKY-001	♀	Y	Y	2019/1/22	2022/1/25
SKY-002	不確定		Y	2019/1/18	2019/4/6
SKY-003	♀	Y	Y	2019/6/17	2022/3/10

個體編號	性別	有拍到身體左側斑紋	有拍到身體右側斑紋	首次拍攝日期	最後一次拍攝日期
SKY-005	不確定	Y		2019/1/27	2019/3/10
R-001	♀	Y	Y	2019/5/25	2021/11/29
R-002	♂	Y	Y	2018/12/30	2020/1/27
R-004	不確定		Y	2019/6/7	2022/2/26
R-005	不確定		Y	2019/6/7	2019/6/7
R-006	不確定	Y	Y	2019/6/18	2020/9/15
R-007	不確定	Y	Y	2019/6/21	2021/11/11
R-008	不確定	Y	Y	2019/4/25	2019/9/29
R-010	不確定	Y	Y	2019/7/2	2021/4/20
R-011	不確定	Y		2019/5/27	2019/8/21
R-012	不確定	Y	Y	2019/8/28	2019/8/28
R-013	不確定	Y	Y	2019/7/23	2021/11/2
R-014	♀	Y	Y	2019/8/5	2021/11/7
R-017	♂	Y	Y	2019/9/25	2022/2/16
WS_022	♂	Y		2019/8/21	2022/1/29
NEW-001	不確定	Y	Y	2020/3/11	2020/11/14
NEW-004	不確定		Y	2019/7/17	2022/1/13
NEW-005	不確定	Y	Y	2019/9/11	2021/3/21
NEW-007	♂	Y	Y	2019/8/15	2022/1/19
NEW-009	不確定	Y	Y	2020/5/2	2020/11/21
NEW-011	不確定	Y	Y	2019/12/2	2021/3/24
NEW-012	不確定		Y	2020/7/28	2021/11/11
NEW-014	♂	Y	Y	2020/10/19	2021/4/14

個體編號	性別	有拍到身體左側斑紋	有拍到身體右側斑紋	首次拍攝日期	最後一次拍攝日期
NEW-015	♂	Y	Y	2019/9/3	2021/1/8
NEW-016	不確定	Y	Y	2019/7/6	2021/8/27
NEW-017	不確定	Y	Y	2020/9/29	2021/1/15
NEW-018	♀	Y	Y	2020/5/23	2021/7/15
NEW-019	♂	Y	Y	2020/2/10	2021/6/17
NEW-021	不確定		Y	2020/1/12	2020/1/31
NEW-022	♂	Y		2020/1/11	2020/7/2
NEW-024	不確定	Y	Y	2020/11/29	2022/1/5
NEW-025	♂	Y	Y	2020/9/29	2021/4/9
NEW-026	♂	Y	Y	2020/11/15	2022/2/24
NEW-028	♂	Y	Y	2020/12/23	2022/1/18
NEW-029	♀	Y	Y	2020/10/2	2021/11/30
NEW-030	♂		Y	2020/10/23	2020/10/23
NEW-031	♂	Y		2021/1/11	2021/10/10
NEW-032	不確定	Y	Y	2020/10/29	2021/1/9
NEW-034	不確定	Y		2020/10/23	2021/1/9
NEW-035	♂	Y		2020/11/18	2020/12/17
NEW-036	不確定		Y	2020/3/4	2020/12/20
NEW-037	不確定		Y	2020/12/20	2021/1/9
NEW-038	不確定	Y	Y	2020/10/24	2022/1/6
NEW-039	不確定	Y	Y	2020/12/27	2021/11/27
NEW-040	♂	Y	Y	2019/10/24	2022/1/16
NEW-041	不確定	Y	Y	2019/6/17	2019/11/4

個體編號	性別	有拍到身體 左側斑紋	有拍到身體 右側斑紋	首次 拍攝日期	最後一次 拍攝日期
NEW-043	♂	Y	Y	2020/5/23	2021/6/30
NEW-045	不確定	Y	Y	2020/10/11	2022/1/26
NEW-046	不確定	Y	Y	2021/3/30	2021/3/30
NEW-047	♀	Y	Y	2020/7/27	2021/12/18
NEW-050	不確定		Y	2021/6/4	2021/10/2
NEW-053	不確定		Y	2021/8/1	2021/12/20
NEW-054	不確定	Y		2021/5/26	2021/5/26
NEW-055	不確定	Y	Y	2021/3/30	2022/3/10
NEW-057	♂	Y	Y	2021/1/2	2022/3/13
NEW-059	不確定		Y	2019/11/25	2022/3/1
NEW-062	不確定	Y		2019/9/26	2020/3/15
NEW-063	♂		Y	2019/10/9	2020/7/17
NEW-064	♂	Y		2021/8/1	2021/8/24
NEW-066	不確定	Y	Y	2021/3/11	2022/2/7
NEW-069	♂		Y	2020/12/3	2021/5/23
NEW-070	♂	Y		2020/7/22	2020/10/17
NEW-071	不確定		Y	2019/12/3	2021/8/3
NEW-072	不確定	Y	Y	2021/10/4	2021/10/4
NEW-073	不確定		Y	2021/11/21	2022/2/15
NEW-074	不確定	Y		2021/10/29	2021/11/10
NEW-075	不確定		Y	2020/1/5	2020/10/17
NEW-076	不確定		Y	2021/9/11	2021/9/11
NEW-077	不確定		Y	2021/9/11	2021/11/22

個體編號	性別	有拍到身體左側斑紋	有拍到身體右側斑紋	首次拍攝日期	最後一次拍攝日期
NEW-078	不確定	Y		2021/11/23	2022/3/3
NEW-080	不確定	Y		2020/8/22	2020/9/6
NEW-081	不確定	Y		2019/12/16	2019/12/16
NEW-082	不確定		Y	2020/6/25	2021/6/19
NEW-083	不確定	Y	Y	2022/2/15	2022/2/15
NEW-084	不確定		Y	2021/10/31	2021/12/27
NEW-088	不確定		Y	2021/7/20	2021/12/14
NEW-089	不確定		Y	2019/8/22	2019/8/22
NEW-090	不確定	Y		2021/10/9	2021/12/8

附錄十四、保育類石虎利用許可文

檔　　號：
保存年限：

行政院農業委員會　函

地址：100台北市中正區南海路37號
聯絡人：林育玄
電話：(02)2351-5441 #671
傳真電話：
電子信箱：m6042@forest.gov.tw

受文者：野聲環境生態顧問有限公司

發文日期：中華民國109年12月18日
發文字號：農授林務字第1091644037號
速別：普通件
密等及解密條件或保密期限：
附件：如說明二（109170D002991_1091644037_109D2021978-01.pdf）

主旨：本會同意貴公司為執行本局新竹林區管理處委託「苗栗淺山地區國有林班地與鄰近地區石虎保育綠色網絡建置與監測計畫」，申請利用保育類野生動物石虎30隻，詳如說明，請查照。

說明：

一、依據貴公司109年12月3日野字第2020103400號函及本會林務局109年12月1日林保字第1091702288號函辦理。

二、本會同意研究團隊即日起至111年12月31日止利用旨揭保育類野生動物；同意內容為陷阱捕捉、麻醉、辨識性別及年齡、外部形態測量、採集外寄生蟲及毛髮血液樣本、植入晶片標示個體、掛載無線發報頸圈、野放及後續追蹤等。利用地區、數量及研究方法與執行人員，詳如附件「同意利用保育類野生動物事項」與「執行人員名冊」。

三、研究人員進行期間應依下列事項辦理，本會將視配合辦理情形列入下次申請保育類野生動物利用之評估依據：

（一）本案依據野生動物保育法第18條第1項第2款及其施行細

則第21條之規定許可，如行為涉及同法其他條文、其他法律或法規命令，請另依相關規定辦理。

(二)請於執行利用前通知相關主管機關，俾視業務狀況派員瞭解及查驗利用情形。

(三)本案期滿後3個月內應檢送「利用保育類野生動物成果報告書」及結案報告函送本會備查。若有接續利用保育類野生動物之需求，請在期滿前將初步結果填入前揭報告書，併於新案提出申請。

(四)利用期間如發現瀕臨絕種及珍貴稀有野生動物因病或不明原因死亡時，應依野生動物保育法規範通知主管機關以進行後續處理。

(五)本案期滿後，請提供動物發現地點座標檔案或上傳本會林務局生態調查資料庫（https://ecollect.forest.gov.tw）。另請將植入晶片之個體資訊、晶片號碼併同成果報告書送本會林務局建檔，以利保育資訊交流。

(六)所採集組織樣本應於期滿1個月內報經主管機關許可，將其副份存放至位於中央研究院生物多樣性研究博物館之「臺灣野生動物遺傳物質冷凍儲存庫」（02-27898711；http://cryobank.sinica.edu.tw）。

四、動物實驗應以尊重、悲憫與感恩的態度，並朝配合國際通用的3R原則—取代、減量、精緻化之方向辦理。

五、相關表格及報告書格式請至本會林務局自然保育網下載（網址：https://conservation.forest.gov.tw）。

六、調查地點如涉及國家公園、自然保留區、野生動物保護區、國家森林遊樂區等需申請始得進入或採集者，應先取

得相關權責單位之同意。

七、副本抄送苗栗縣政府及新竹林區管理處，請加強督導，避免因不當裝設發報器而造成石虎個體死亡。

正本：野聲環境生態顧問有限公司
副本：苗栗縣政府、內政部警政署保安警察第七總隊、中央研究院生物多樣性研究中心、臺灣生物資源資料庫中心、本會林務局新竹林區管理處(均含附件)

電子公文交換章 2020/12/18 16:40:46

裝

訂

線

同意利用保育類野生動物事項

一、物種：

中名：石虎

學名：*Prionailurus bengalensis*

二、數量：預估兩年共 30 隻平均一年約 15 隻

目前估計台灣地區石虎族群量約 468-669 隻（姜博仁等 2017: 重要石虎棲地保育評析 (2/2)），苗栗縣境內石虎棲地面積，約佔全部石虎現存族群棲地面積 37.5 %，依照比例，苗栗縣境內至少有 175~25 隻，因苗栗縣境內石虎族群數相對較其他地區密度高且近幾年石虎族群的調查顯示苗栗縣境內石虎的數量有可能較先前估算為高故苗栗縣境內石虎族群數量推測應 300 隻或稍高。本研究之利用申請數量一年約佔總族群 2.2- 3.2%，或佔苗栗縣境內石虎族群 5%。前人進行之台灣石虎捕捉追蹤研究，相關採血、毛髮與頸圈追蹤，並無發現與石虎死亡有關，追蹤個體發現之石虎屍體，皆與人為毒殺、捕殺、路殺或小病毒等疾病有關，因此本利用並不會顯著提高死亡率影響石虎之族群，而累積之資料，更能有助瀕臨絕種石虎之保育。

石虎利用來源主要包括以下 3 種方式：

1. 養禽戶因農林危害，自行捕捉之石虎，通報苗栗縣政府或研究團隊，研究人員與獸醫師再進行相關檢查、採樣與追蹤等研究利用(經苗栗縣政府同意使用)。
2. 如果遇到養禽戶通報飼養家禽持續遭到石虎攻擊，在團隊輔導友善防治過程中，會評估狀況是否協助家禽戶捕捉石虎和移置。針對養禽戶自行捕捉或團隊在養禽場捕捉之石虎個體，視發報器數量以及石虎體型大小，挑選部分個體繫上無線電或 GPS 頸圈，以進行後續追蹤(經苗栗縣政府同意後捕捉)。
3. 因應林務局新竹林區管理處委託計畫於苗栗造林地設置誘捕籠進行捕捉之個體。
4. 以上捕捉個體視發報器數量以及石虎體型大小，挑選部分個體繫上無線電或 GPS 頸圈，以進行後續追蹤。

三、地區：苗栗縣全轄區

四、方法及說明：

為更進一步了解石虎個體於大湖事業區 73-75 林班過往伐採區與周遭森林區，以及淺山放養家禽場域及周遭鄰近區域之行為模式及棲地利用情形，本計畫預計在這些區域進行石虎捕捉追蹤。

1. 捕捉流程

(1) 研究人員於大湖事業區 73-75 林班過往伐採區、周遭森林區，挑選適當的伐木跡地以及林班地周遭鄰近區域，於淺山放養家禽場域則與養禽戶合作，採用 Tomahawk 踏板式捕捉獸籠陷阱搭配鴿子等活餌進行石虎捕捉。

(2) 若有養禽戶捕捉到石虎，則與養禽戶協商取回石虎，另外則與適合追蹤石虎之養禽場域，與養禽戶協商捕捉，或者養禽戶希望捕捉石虎，則於養禽場域佈設捕捉籠。石虎掠食後，常 1~2 日內會再回來繼續吃剩下的家禽屍體或再次掠食，特別是在受干擾離開或者被捕家禽較大而無法一次吃完或帶離開的情況下。因此在受石虎侵擾的養禽場域捕捉石虎，通常成功捕捉機率較高。

(3) 架設獸籠陷阱同時亦會架設 4G 紅外線自動照相機，一旦偵測到石虎進入籠內，則立即發出 email 通知研究人員，研究人員即刻前往處理，減少石虎於籠中緊迫之時間。

(4) 捕捉的石虎會由獸醫進行麻醉，並由 1-3 名研究人員協助進行麻醉監控及記錄，麻醉過程紀錄基本生物資訊與健康檢查，採集血液、小塊肌肉、毛髮、寄生蟲等樣本提供其他合作研究單位進行後續毒物、疾病、遺傳、穩定同位素等相關之分析。

(5) 掛上頸圈式無線發報器，確認健康狀況後原地野放，並進行後續追蹤。頸圈發報器使用 VHF 無線電追蹤或 GPS 衛星定位頸圈(簡訊上傳、UHF 下載定位資料或銥衛星上傳)。

(6) 若研究員於現場發現中籠的個體非目標物種，在誤捕個體外觀及精神狀況正常的狀況下會於現場立即野放。若個體有明顯外傷、疾病或精神狀況不佳，會送往後龍動物醫院，在獸醫評估下進行麻醉檢查及醫療，並於個體康復後於原捕捉地點附近野放。經評估無法立即野放之個體，會於通報後專車送往行政院農委會特有生物保育中心野生動物急救站(後簡稱特生)進行後續醫療及安置。

2. 動物捕捉後之處理過程如下：

(1) 以不透光之布包覆捕捉籠，以免動物過度驚嚇，並置於乾燥且不受陽光直射之陰暗處休息，由獸醫師進行後續麻醉、檢查與採樣處理。所有的麻醉工作將由獸醫師執行(證書如附件)，以避免因麻醉造成之野生動物傷亡，且會有 1-3 名研究人員在場協助操作。

(2) 麻醉方式依個體狀況會選擇透過隔網柵限制石虎在捕捉籠內之移動後以針筒直接注射麻醉劑，或是使用吹箭麻醉捕捉籠內之石虎。使用

之麻醉劑為 Zolitel 2 mg/Kg 及 25μg/Kg 之 Dex-medetomidine，混合進行肌肉注射。在注射麻醉劑後，人員會撤退至較遠處觀察麻醉狀態以減少個體的緊迫，同時也會監控個體的呼吸次數，以及在麻醉後是否有嘔吐或其他異常狀況。

(3) 在獸醫師確認動物進入可以操作的麻醉深度後，會先量測呼吸、心跳、體溫，確認生理數值及心、肺音正常，同時使用血氧機進行血氧及心跳的持續監控，在操作過程中也會隨時確認上述生理數值，並適時給予保暖設備以免在麻醉過程中體溫流失太快。在確認生理數值穩定後，會進行理學檢查確認個體有無異樣或外傷，並評估其脫水程度，再進一步採血檢查、形質測量及採樣。血液採集量會依個體體重及脫水、貧血程度有所調整，原則上若是 2 公斤以上之個體會採取 9~12 ml 的血液，2 公斤以下之個體則採取至多 6ml 的血液(少於體重的 1%)。採樣部分包括:眼、鼻分泌物和肛門黏膜拭子採樣以及耳朵尖端表皮及肌肉組織(約 50mg-100mg)、毛髮、糞便及體外寄生蟲的採集，以綜整評估石虎身體健康狀況，並依個體脫水程度給予 20-60 ml/kg 的皮下等張輸液以改善其水合狀態及維持腎臟灌流。於採集樣本完成檢驗分析後，如有賸餘應予銷毀，但報經主管機關同意存放於中央主管機關設立遺傳物質冷凍儲存庫典藏者，不在此限。

(4) 健康且體重 1.8 公斤以上適合追蹤之個體將繫上頸圈式無線電發報器或 GPS 衛星定位頸圈進行追蹤，掛在石虎身上的發報器重量會控制在實驗個體體重的 3%以下（一般學術研究準則為 5%），一般成年的母石虎體重約 3~4 公斤左右，成年公石虎則是 4~6 公斤，本計畫預定使用 VHF 發報器或衛星定位發報器，重量約為 40-80 克不等，並會加上一段隨時間腐敗後會自行脫落之緩衝彈性帶，額外提供彈性擴展空間。此外，於兩肩胛骨之間的頸部皮下會注射晶片以利後續重複捕捉或石虎死亡後之個體辨識。待所有資料收集工作結束後，最後會肌肉注射 Atipamezole 250μg/kg，以加速麻醉個體之甦醒時間及減少麻醉藥之副作用。研究計畫內容皆包括相關採樣，在後續疾病、毒物、食性(穩定同位素)、追蹤定位等分析，皆與石虎在養雞場域與在伐採區與周遭森林棲息是否影響其棲地利用、存活率與身體狀況是否影響侵擾原因等有關，為研究過程中必要之利用。

(5) 待動物清醒及活動正常後，會於原捕捉地點附近野放。若石虎個體傷勢嚴重或有疾病疑慮不適合野放，會於通報後，將個體專車送往特生進行後續醫療及安置。

(6) 若石虎於作業過程中死亡，會先由獸醫透過外觀及 X 光檢查，進行初步死因判斷，並於採樣及通報後，將個體專車送往特生進行後續病理解剖，探討死亡原因。

五、時間：自核准日起至 111 年 12 月 31 日止。

六、目的：

本計畫選定之大湖事業區 73、74、75 林班為前期計畫範圍，為南北狹長之連續國有林地，區內承租戶迄今仍持續森林經營之施業，將延續進行監測，以進行跨年度的比較。而林班地東西兩側私有地目前皆有程度不一的開發、養禽與農業活動，為通霄、銅鑼、三義交界地區僅存完整的大面積森林，可視此區為一個重要的野生動物庇護所，並確實記錄石虎族群穩定出現，此三個林班對於苗栗淺山地區石虎棲地保育，至為關鍵，針對此區結合林班地兩側(特別是西側)私有地與農地，在生態給付、社區巡守、友善農業、養禽場域友善石虎防治等操作下，可與林班地合併擴大石虎的保護效益，從森、川、里甚至延伸到苗栗淺山濱海保安林的保護，擴大石虎核心族群可用棲地範圍，改善林班地狹長保護帶的限制，擴大石虎保育效益。

本計畫擬以大湖事業區 73-75 林班網格調查為基礎，擴大延伸至林班地西側農地與聚落建置監測系統，持續收集該區石虎對於棲地利用資料，並適時回饋友善石虎生態給付計畫推動調整。計畫目標與擬解決問題為:

1. 持續監測伐採區石虎及潛在獵物的年度相對出現頻度變化，並與周遭森林區樣點比較，評析不同伐採年度的變化趨勢，以及林班地內伐採活動是否可作為石虎保育與棲地營造需求的一種森林作業方式。
2. 探討石虎於養禽場域周遭的行為與活動，評析石虎因應圍網防治與否的行為模式與空間生態，作為後續是否執行廣泛的圍網防治的政策參考，以及友善石虎生態服務給付試辦計畫中養禽場域部分的成效評估。
3. 建置大湖事業區 73-75 林班與周遭私有地的保育網絡，在養禽場域與農地的友善石虎農業操作模式下，進行苗栗縣通霄鎮石虎核心族群的自動照相機監測與捕捉追蹤，累積本區石虎的族群、棲地與空間生態資訊。

附錄十五、生態複層造林的參考名錄，基於本計劃於苗栗林班地與周圍網格

『九節木江某型-樣區』植物調查名錄

類群	科	學名	中文名	型態	原生性	紅皮書	被食果植物
蕨類與擬蕨	鐵角蕨科	*Asplenium nidus*	臺灣山蘇花	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	蹄蓋蕨科	*Diplazium dilatatum*	廣葉鋸齒雙蓋蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	蹄蓋蕨科	*Diplazium donianum*	細柄雙蓋蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	烏毛蕨科	*Blechnum orientale*	烏毛蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	金狗毛蕨科	*Cibotium taiwanense*	臺灣金狗毛蕨	草本	特有	LC	
蕨類與擬蕨	碗蕨科	*Microlepia marginata* var. *bipinnata*	臺北鱗蓋蕨	草本	特有	LC	
蕨類與擬蕨	碗蕨科	*Microlepia speluncae*	熱帶鱗蓋蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	碗蕨科	*Microlepia strigosa*	粗毛鱗蓋蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	鱗毛蕨科	*Arachniodes aristata*	細葉複葉耳蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	鱗毛蕨科	*Dryopteris sordidipes*	落鱗鱗毛蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	鱗毛蕨科	*Dryopteris rhomboides*	斜方複葉耳蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	裏白科	*Dicranopteris linearis*	芒萁	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	陵齒蕨科	*Lindsaea ensifolia*	箭葉陵齒蕨	草本	原生	NT	
蕨類與擬蕨	陵齒蕨科	*Lindsaea orbiculata*	圓葉陵齒蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	海金沙科	*Lygodium japonicum*	海金沙	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	腎蕨科	*Nephrolepis cordifolia*	腎蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	水龍骨科	*Colysis wrightii*	萊氏線蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	水龍骨科	*Pyrrosia lingua*	石葦	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	鳳尾蕨科	*Adiantum flabellulatum*	扇葉鐵線蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	鳳尾蕨科	*Pteris ensiformis*	箭葉鳳尾蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	鳳尾蕨科	*Pteris grevilleana*	翅柄鳳尾蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	鳳尾蕨科	*Pteris semipinnata*	半邊羽裂鳳尾蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	金星蕨科	*Cyclosorus dentatus*	野小毛蕨	草本	原生	LC	
蕨類與擬蕨	金星蕨科	*Cyclosorus jaculosus*	小毛蕨	草本	特有	LC	
蕨類與擬蕨	金星蕨科	*Cyclosorus parasiticus*	密毛小毛蕨	草本	原生	LC	
裸子植物	羅漢松科	*Nageia nagi*	竹柏	喬木	原生	EN	●
被子植物	爵床科	*Dicliptera chinensis*	華九頭獅子草	草本	原生	LC	
被子植物	蕈樹科	*Liquidambar formosana*	楓香	喬木	原生	LC	
被子植物	漆樹科	*Rhus succedanea* var. *succedanea*	木蠟樹	喬木	原生	LC	

類群	科	學名	中文名	型態	原生性	紅皮書	被食果植物
被子植物	番荔枝科	*Fissistigma oldhamii*	瓜馥木	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	夾竹桃科	*Anodendron affine*	小錦蘭	木質藤本	原生	LC	
被子植物	夾竹桃科	*Anodendron benthamianum*	大錦蘭	灌木	特有	LC	
被子植物	夾竹桃科	*Gymnema sylvestre*	武靴藤	木質藤本	原生	LC	
被子植物	夾竹桃科	*Trachelospermum jasminoides*	絡石	木質藤本	原生	LC	
被子植物	夾竹桃科	*Tylophora ovata*	鷗蔓	木質藤本	原生	LC	
被子植物	夾竹桃科	*Urceola micrantha*	乳藤	木質藤本	原生	LC	
被子植物	夾竹桃科	*Urceola rosea*	酸藤	木質藤本	原生	LC	
被子植物	冬青科	*Ilex asprella*	燈稱花	灌木	原生	LC	●
被子植物	冬青科	*Ilex rotunda*	鐵冬青	喬木	原生	LC	●
被子植物	冬青科	*Ilex uraiensis*	烏來冬青	喬木	原生	LC	●
被子植物	五加科	*Eleutherococcus trifoliatus*	三葉五加	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	五加科	*Schefflera octophylla*	江某	喬木	原生	LC	●
被子植物	棕櫚科	*Arenga engleri*	山棕	灌木	特有	LC	●
被子植物	馬兜鈴科	*Aristolochia heterophylla*	臺灣馬兜鈴	草質藤本	原生	LC	
被子植物	天門冬科	*Liriope minor* var. *angustissima*	細葉麥門冬	草本	特有	LC	●
被子植物	天門冬科	*Ophiopogon reversus*	高節沿階草	草本	原生	LC	●
被子植物	阿福花科	*Dianella ensifolia*	桔梗蘭	草本	原生	LC	
被子植物	大麻科	*Celtis sinensis*	朴樹	喬木	原生	LC	●
被子植物	大麻科	*Trema orientalis*	山黃麻	喬木	原生	LC	●
被子植物	忍冬科	*Lonicera hypoglauca*	裡白忍冬	蔓性灌木	原生	LC	●
被子植物	忍冬科	*Lonicera japonica*	忍冬	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	金粟蘭科	*Sarcandra glabra*	紅果金粟蘭	灌木	原生	LC	●
被子植物	鴨跖草科	*Amischotolype hispida*	穿鞘花	草本	原生	LC	
被子植物	葫蘆科	*Trichosanthes cucumeroides*	王瓜	草質藤本	原生	LC	●
被子植物	虎皮楠科	*Daphniphyllum glaucescens* subsp. *oldhamii*	奧氏虎皮楠	喬木	原生	LC	●
被子植物	薯蕷科	*Dioscorea matsudae*	裡白葉薯榔	木質藤本	原生	LC	
被子植物	柿樹科	*Diospyros eriantha*	軟毛柿	喬木	原生	LC	●
被子植物	柿樹科	*Diospyros morrisiana*	山紅柿	喬木	原生	LC	●
被子植物	柿樹科	*Diospyros oldhamii*	俄氏柿	喬木	原生	LC	●
被子植物	胡頹子科	*Elaeagnus glabra*	藤胡頹子	蔓性灌木	原生	LC	●
被子植物	杜英科	*Elaeocarpus japonicus*	薯豆	喬木	原生	LC	●
被子植物	杜英科	*Elaeocarpus sylvestris*	杜英	喬木	原生	LC	●

類群	科	學名	中文名	型態	原生性	紅皮書	被食果植物
被子植物	大戟科	*Mallotus philippensis*	粗糠柴	喬木	原生	LC	
被子植物	大戟科	*Mallotus repandus*	扛香藤	木質藤本	原生	LC	
被子植物	大戟科	*Sapium discolor*	白桕	喬木	原生	LC	
被子植物	豆科	*Archidendron lucidum*	頷垂豆	喬木	原生	LC	
被子植物	豆科	*Bauhinia championii*	菊花木	木質藤本	原生	LC	
被子植物	豆科	*Callerya reticulata*	老荊藤	木質藤本	原生	LC	
被子植物	豆科	*Millettia pachycarpa*	臺灣魚藤	蔓性灌木	原生	LC	
被子植物	殼斗科	*Quercus glauca* var. *glauca*	青剛櫟	喬木	原生	LC	●
被子植物	唇形科	*Callicarpa formosana* var. *formosana*	杜虹花	灌木	原生	LC	●
被子植物	唇形科	*Clerodendrum canescens*	白毛臭牡丹	灌木	原生	LC	●
被子植物	唇形科	*Clerodendrum cyrtophyllum*	大青	灌木	原生	LC	●
被子植物	木通科	*Akebia longeracemosa*	長序木通	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	木通科	*Stauntonia obovatifoliola*	石月	木質藤本	原生	NE	●
被子植物	樟科	*Cinnamomum camphora* var. *camphora*	樟樹	喬木	原生	LC	●
被子植物	樟科	*Lindera akoensis*	內苳子	喬木	特有	LC	
被子植物	樟科	*Lindera communis*	香葉樹	喬木	原生	LC	●
被子植物	樟科	*Litsea hypophaea*	小梗木薑子	喬木	特有	LC	●
被子植物	樟科	*Machilus japonica* var. *kusanoi*	大葉楠	喬木	特有	LC	●
被子植物	樟科	*Machilus thunbergii*	紅楠	喬木	原生	LC	●
被子植物	樟科	*Machilus zuihoensis*	香楠	喬木	特有	LC	●
被子植物	千屈菜科	*Lagerstroemia subcostata*	九芎	喬木	原生	LC	
被子植物	木蘭科	*Michelia compressa* var. *compressa*	烏心石	喬木	原生	LC	●
被子植物	野牡丹科	*Melastoma septemnervium*	野牡丹	灌木	原生	LC	●
被子植物	防己科	*Pericampylus formosanus*	蓬萊藤	藤本	原生	LC	●
被子植物	防己科	*Stephania japonica* var. *japonica*	千金藤	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	桑科	*Ficus erecta* var. *beecheyana*	牛奶榕	喬木	原生	LC	●
被子植物	桑科	*Ficus formosana*	天仙果	灌木	原生	LC	●
被子植物	桑科	*Ficus subpisocarpa*	雀榕	喬木	原生	LC	●
被子植物	桑科	*Morus australis*	小葉桑	灌木	原生	LC	●
被子植物	桃金孃科	*Syzygium elliptifolium*	橢圓葉赤楠	喬木	原生	NE	●
被子植物	木犀科	*Fraxinus griffithii*	光蠟樹	喬木	原生	LC	
被子植物	木犀科	*Ligustrum liukiuense*	日本女貞	灌木	原生	LC	●

類群	科	學名	中文名	型態	原生性	紅皮書	被食果植物
被子植物	蘭科	*Zeuxine nervosa*	芳線柱蘭	草本	原生	LC	
被子植物	五列木科	*Adinandra formosana* var. *formosana*	臺灣楊桐	喬木	特有	LC	●
被子植物	五列木科	*Eurya septata*	臺灣格柃	喬木	特有	LC	●
被子植物	葉下珠科	*Bischofia javanica*	茄冬	喬木	原生	LC	●
被子植物	葉下珠科	*Breynia officinalis* var. *officinalis*	紅仔珠	灌木	原生	LC	
被子植物	葉下珠科	*Bridelia balansae*	刺杜密	喬木	原生	LC	●
被子植物	葉下珠科	*Bridelia tomentosa*	土密樹	喬木	原生	LC	●
被子植物	葉下珠科	*Glochidion triandrum*	裡白饅頭果	喬木	原生	LC	
被子植物	胡椒科	*Piper kadsura*	風藤	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	禾本科	*Arundo formosana*	臺灣蘆竹	草本	原生	LC	
被子植物	禾本科	*Cyrtococcum patens*	弓果黍	草本	原生	LC	
被子植物	禾本科	*Ichnanthus pallens* var. *major*	距花黍	草本	原生	LC	
被子植物	禾本科	*Lophatherum gracile*	淡竹葉	草本	原生	LC	
被子植物	禾本科	*Miscanthus sinensis*	白背芒	草本	原生	LC	
被子植物	禾本科	*Oplismenus compositus*	竹葉草	草本	原生	LC	
被子植物	禾本科	*Panicum maximum*	大黍	草本	歸化	NA	
被子植物	禾本科	*Panicum sarmentosum*	藤竹草	草本	原生	LC	
被子植物	禾本科	*Sinobambusa kunishii*	臺灣矢竹	灌木	特有	DD	
被子植物	蓼科	*Persicaria chinensis*	火炭母草	草本	原生	LC	●
被子植物	報春花科	*Ardisia crenata*	硃砂根	灌木	原生	LC	●
被子植物	報春花科	*Ardisia quinquegona*	小葉樹杞	喬木	原生	LC	●
被子植物	報春花科	*Ardisia sieboldii*	樹杞	喬木	原生	LC	●
被子植物	報春花科	*Maesa perlaria* var. *formosana*	臺灣山桂花	灌木	原生	LC	●
被子植物	報春花科	*Myrsine seguinii*	大明橘	喬木	原生	LC	●
被子植物	山龍眼科	*Helicia cochinchinensis*	紅葉樹	喬木	原生	LC	●
被子植物	薔薇科	*Pourthiaea lucida*	臺灣石楠	喬木	特有	LC	●
被子植物	薔薇科	*Prunus phaeosticta* var. *phaeosticta*	墨點櫻桃	喬木	原生	LC	●
被子植物	薔薇科	*Prunus spinulosa*	刺葉桂櫻	喬木	原生	LC	●
被子植物	薔薇科	*Rhaphiolepis indica* var. *tashiroi*	石斑木	喬木	特有	LC	●
被子植物	薔薇科	*Rubus hui*	胡氏懸鉤子	灌木	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Gardenia jasminoides*	山黃梔	喬木	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Lasianthus curtisii*	柯氏雞屎樹	灌木	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Lasianthus formosensis*	臺灣雞屎樹	灌木	原生	LC	●

類群	科	學名	中文名	型態	原生性	紅皮書	被食果植物
被子植物	茜草科	*Lasianthus wallichii*	圓葉雞屎樹	灌木	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Mussaenda parviflora*	玉葉金花	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Paederia cavaleriei*	毛雞屎藤	草質藤本	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Paederia foetida*	雞屎藤	草質藤本	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Psychotria rubra*	九節木	灌木	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Psychotria serpens*	拎壁龍	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Randia cochinchinensis*	茜草樹	喬木	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Randia sinensis*	華茜草樹	灌木	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Tricalysia dubia*	狗骨仔	喬木	原生	LC	●
被子植物	茜草科	*Wendlandia formosana*	水金京	喬木	原生	LC	●
被子植物	芸香科	*Melicope pteleifolia*	三腳虌	喬木	原生	LC	
被子植物	芸香科	*Melicope semecarpifolia*	山刈葉	喬木	原生	LC	
被子植物	芸香科	*Murraya paniculata*	月橘	灌木	原生	LC	●
被子植物	芸香科	*Tetradium glabrifolium*	賊仔樹	喬木	原生	LC	
被子植物	芸香科	*Zanthoxylum nitidum*	雙面刺	木質藤本	原生	LC	
被子植物	清風藤科	*Sabia swinhoei*	臺灣清風藤	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	楊柳科	*Homalium cochinchinensis*	天料木	喬木	原生	NT	
被子植物	楊柳科	*Scolopia oldhamii*	魯花樹	小喬木	原生	LC	●
被子植物	五味子科	*Kadsura japonica*	南五味子	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	菝葜科	*Smilax bracteata* var. *bracteata*	假菝葜	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	菝葜科	*Smilax bracteata* var. *verruculosa*	糙莖菝葜	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	菝葜科	*Smilax glabra*	光滑菝葜	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	菝葜科	*Smilax lanceifolia*	臺灣菝葜	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	菝葜科	*Smilax planipedunculata* var. *raishaensis*	來社土茯苓	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	安息香科	*Styrax formosanus* var. *formosanus*	烏皮九芎	喬木	特有	LC	
被子植物	安息香科	*Styrax suberifolius*	紅皮	喬木	原生	LC	
被子植物	灰木科	*Symplocos chinensis*	灰木	喬木	原生	LC	●
被子植物	灰木科	*Symplocos theophrastifolia*	山豬肝	喬木	原生	LC	●
被子植物	茶科	*Gordonia axillaris*	大頭茶	喬木	原生	LC	
被子植物	蕁麻科	*Boehmeria nivea* var. *tenacissima*	青苧麻	草本	原生	LC	
被子植物	葡萄科	*Ampelopsis cantoniensis*	廣東山葡萄	草質藤本	原生	LC	●
被子植物	葡萄科	*Parthenocissus tricuspidata*	地錦	木質藤本	原生	LC	●
被子植物	葡萄科	*Tetrastigma formosanum*	三葉崖爬藤	木質藤本	特有	LC	●

類群	科	學名	中文名	型態	原生性	紅皮書	被食果植物
被子植物	薑科	*Alpinia intermedia*	山月桃	草本	原生	LC	
被子植物	薑科	*Alpinia zerumbet*	月桃	草本	原生	LC	

附錄十六、本計畫自動照相機拍攝動物名錄

目	科	中名	學名	保育類等級
偶蹄目	牛科	臺灣野山羊	*Capricornis swinhoei*	III
	豬科	臺灣野豬	*Sus scrofa taivanus*	
	鹿科	山羌	*Muntiacus reevesi micrurus*	
兔形目	兔科	臺灣野兔	*Lepus sinensis formosus*	
嚙齒目	松鼠科	赤腹松鼠	*Callosciurus erythraeus thaiwanensis*	
		大赤鼯鼠	*Petaurista philippensis grandis*	
	鼠科	赤背條鼠	*Apodemus agrarius*	
		小黃腹鼠	*Rattus losea*	
		溝鼠	*Rattus norvegicus*	
		田鼷鼠	*Mus caroli*	
		巢鼠	*Micromys minutus*	
		鬼鼠	*Bandicota indica*	
		刺鼠	*Niviventer coninga*	
靈長目	獼猴科	臺灣獼猴	*Macaca cyclopis*	
食肉目	犬科	家犬	*Canis lupus familiaris*	
	獴科	食蟹獴	*Herpestes urva formosanus*	III
	貂科	鼬獾	*Melogale moschata subaurantiaca*	
	貓科	石虎	*Prionailurus bengalensis*	I
		家貓	*Felis silvestris catus*	
	靈貓科	麝香貓	*Viverricula indica taivana*	II
		白鼻心	*Paguma larvata taivana*	
鱗甲目	穿山甲科	穿山甲	*Manis pentadactyla pentadactyla*	II
鼩形目	尖鼠科	臭鼩	*Suncus murinus*	
	鼴鼠科	臺灣鼴鼠	*Mogera insularis insularis*	
雀形目	伯勞科	紅尾伯勞	*Lanius cristatus*	III
	八色鶇科	八色鳥	*Pitta nympha*	II
	噪眉科	臺灣畫眉	*Garrulax taewanus*	II
		繡眼畫眉	*Alcippe morrisonia*	
	梅花雀科	斑文鳥	*Lonchura punctulata topela*	
		白腰文鳥	*Lonchura striata swinhoei*	
	椋鳥科	白尾八哥	*Acridotheres javanicus*	
		家八哥	*Acridotheres tristis tristis*	
	樹鶯科	短尾鶯	*Urosphena squameiceps squameiceps*	
	王鶲科	黑枕藍鶲	*Hypothymis azurea oberholseri*	

目	科	中名	學名	保育類等級
	畫眉科	山紅頭	*Cyanoderma ruficeps praecognitum*	
		小彎嘴	*Pomatorhinus musicus*	
	綠鵙科	綠畫眉	*Erpornis zantholeuca griseiloris*	
	繡眼科	綠繡眼	*Zosterops japonicus simplex*	
	雀眉科	頭烏線	*Schoeniparus brunneus brunneus*	
	鴉科	樹鵲	*Dendrocitta formosae formosae*	
		臺灣藍鵲	*Urocissa caerulea*	III
	鵐科	小鵐	*Emberiza pusilla*	
		黑臉鵐	*Emberiza spodocephala*	
		白眉鵐	*Emberiza tristrami*	
	鵯科	白頭翁	*Pycnonotus sinensis formosae*	
	鶇科	虎斑地鶇或白氏地鶇	*Zoothera dauma dauma* or *Zoothera aurea*	
		烏灰鶇	*Turdus cardis*	
		赤腹鶇	*Turdus chrysolaus chrysolaus*	
		斑點鶇	*Turdus eunomus*	
		灰背鶇	*Turdus hortulorum*	
		寶興歌鶇	*Turdus mupinensis*	
		紅尾鶇	*Turdus naumanni*	
		白眉鶇	*Turdus obscurus*	
		白腹鶇	*Turdus pallidus*	
	鶲科	臺灣紫嘯鶇	*Myophonus insularis*	
		白尾鴝	*Cinclidium leucurum montium*	III
		藍尾鴝	*Tarsiger cyanurus cyanurus*	
		黃尾鴝	*Phoenicurus auroreus auroreus*	
		野鴝	*Calliope calliope*	
		日本歌鴝	*Larvivora akahige akahige*	
		白腰鵲鴝	*Copsychus malabaricus*	
	鶺鴒科	白背鷚	*Anthus gustavi gustavi*	
		樹鷚	*Anthus hodgsoni*	
雞形目	雉科	藍孔雀	*Pavo cristatus*	
		臺灣山鷓鴣	*Arborophila crudigularis*	III
		竹雞	*Bambusicola sonorivox*	
		藍腹鷴	*Lophura swinhoii*	II
鴞形目	夜鷹科	臺灣夜鷹	*Caprimulgus affinis stictomus*	
	鴟鴞科	領角鴞	*Otus lettia glabripes*	II
		黃嘴角鴞	*Otus spilocephalus hambroecki*	II

目	科	中名	學名	保育類等級
鴴形目	三趾鶉科	棕三趾鶉	*Turnix suscitator rostratus*	
	鷸科	山鷸	*Scolopax rusticola*	
鴷形目	鬚鴷科	五色鳥	*Megalaima nuchalis*	
鴿形目	鳩鴿科	珠頸斑鳩	*Streptopelia chinensis chinensis*	
		金背鳩	*Streptopelia orientalis orii*	
		紅鳩	*Streptopelia tranquebarica huminis*	
		翠翼鳩	*Chalcophaps indica indica*	
		野鴿	*Columba livia*	
鵑形目	杜鵑科	番鵑	*Centropus bengalensis lignator*	
鵜形目	鷺科	黃頭鷺	*Bubulcus ibis coromandus*	
		黑冠麻鷺	*Gorsachius melanolophus*	
鶴形目	秧雞科	灰腳秧雞	*Rallina eurizonoides formosana*	
		白腹秧雞	*Amaurornis phoenicurus chinensis*	
鷹形目	鷹科	大冠鷲	*Spilornis cheela hoya*	II
		東方蜂鷹	*Pernis ptilorhynchus orientalis*	II
		灰面鵟鷹	*Butastur indicus*	II
		鳳頭蒼鷹	*Accipiter trivirgatus formosae*	II
		松雀鷹	*Accipiter virgatus fuscipectus*	II
有鱗目	壁虎科	史丹吉氏蝎虎	*Hemidactylus stejnegeri*	
	正蜥科	古氏草蜥	*Takydromus kuehnei*	
		蓬萊草蜥	*Takydromus stejnegeri*	
	石龍子科	麗紋石龍子	*Plestiodon elegans*	
		長尾真稜蜥	*Eutropis longicaudata*	
	蝙蝠蛇科	雨傘節	*Bungarus multicinctus*	
	飛蜥科	斯文豪氏攀蜥	*Japalura swinhonis*	
	黃頷蛇科	青蛇	*Cyclophiops major*	
		細紋南蛇	*Ptyas korros*	
龜鱉目	地龜科	食蛇龜	*Cuora flavomarginata*	I
無尾目	蟾蜍科	黑眶蟾蜍	*Duttaphrynus melanostictus*	