

玉山國家公園 113-114 年度塔塔加地區 臺灣水鹿族群暨植被啃磨影響監測計畫

Monitoring project for Formosan sambar population and
its grazing impacts on vegetation in the Tataka Area of
Yushan National Park



(本報告內容及建議，純屬研究小組意見，不代表本機關意見)

內政部國家公園署玉山國家公園管理處
中華民國 114 年 12 月

113 - 114 年度玉山國家公園塔塔加地區 臺灣水鹿族群暨植被啃磨影響監測計畫

受委託單位：國立屏東科技大學

計畫主持人：翁國精

研究人員：周庭安、羅丹笛、鮑熹睿、高萱寧

計畫期程：中華民國 113 年 3 月至 114 年 12 月

計畫經費：新臺幣貳佰柒拾陸萬元

玉山國家公園管理處 委託辦理

中華民國 114 年 12 月

（本報告內容純係作者個人之觀點，不應引申為本機關之意見）

目次

目次	I
表次	IV
圖次	V
摘要	VI
Abstract	VII
壹、前言	1
貳、計畫工作項目	7
參、研究方法	8
一、研究地區	8
二、建立高密度自動相機網	8
(一)自動相機架設方法	8
(二)自動相機設定	11
(三)自動相機監測樣點種類	11
(四)族群量估算頻度	14
三、水鹿族群量估算	14
(一)計算平均移動速度	14
(二)誘餌劑吸引效果指標	15
(三)水鹿類別分類	16
(四)水鹿個體辨認的方式	17
(五)以自動相機進行總量計數法	17
(六)封閉性檢定與族群量估計模型選擇	18
(七)以相對豐度估算其他類別個體的族群量	19
(八)有效面積與估算水鹿的族群密度	20
四、水鹿與共域物種的分布熱區與之間的相關性	20
五、水鹿出沒時間與道路距離之間的相關性	21
六、水鹿阻絕圍籬	22
肆、結果	26
一、水鹿的平均移動速度	26
二、誘餌站對水鹿的吸引效果	27
三、以移動速度判斷個體數量	29
四、公鹿的個體辨認數量	29
五、封閉族群檢測	36

六、公鹿族群量估計值	38
七、公鹿與其他生活史類別之相對豐度的比值	40
八、族群密度	42
九、水鹿與共域動物相對豐度的相關性	44
十、水鹿相對豐度、出沒時間與道路距離的關係	44
十一、水鹿對木本植物的偏好性	45
十二、有無圍籬對地被植物的影響	46
十三、樣區內記錄到的中大型哺乳動物	47
伍、討論	48
一、移動速度估算的假設與不同類別水鹿行為差異的推論	48
二、誘餌使用的適切性與對估算造成的潛在偏差	48
三、人員辨識上的誤差與季節性角況特徵變化對估算結果的影響	49
四、相機密度與觀察天數對族群估算結果的影響	49
五、不同地區鹿隻密度對植被的影響	50
六、被鹿破壞的森林與管理方法	51
七、結論與建議	51
陸、參考資料	55
附錄 1、移動速度站設置情形	61
附錄 2、誘餌站設置情形	62
附錄 3、各類別水鹿定義與範例照	63
附錄 4、水鹿參考特徵位置圖	68
附錄 5、公鹿個體辨認特徵位置圖	69
附錄 6、公鹿個體辨識上的例子	70
附錄 7、圍籬樣區會勘情形	72
附錄 8、圍籬樣區範圍設置情形	73
附錄 9、圍籬樣區環境照與架設方式	74
附錄 10、被重複捕捉之公鹿移動範圍	75
附錄 11、不同類別之水鹿分布熱區圖	78
附錄 12、中大型哺乳動物分布熱區圖	79
附錄 13、關注物種之間的相關性	81
附錄 14、樣區內可鑑定的維管束植物名錄	83
附錄 15、防治動物被路殺的方法比較表	84
附錄 16、黑熊出現位置	85

附錄 17、第一次期中報告審查會議問題與建議表	86
附錄 18、第二次期中報告審查會議問題與建議表	92
附錄 19、第三次期中報告審查會議問題與建議表	98
附錄 20、期末報告審查會議問題與建議表	104

表次

表 1、每次估算期間時程與相機台數表	14
表 2、誘餌站的使用情形與吸引程度	28
表 3、誘餌站對公鹿與母鹿的吸引效果	28
表 4、不同月份氣味劑的使用情形與吸引程度	29
表 5、封閉族群檢測 p-value 表	37
表 6、公鹿個體辨認數量與 $M_h(JK1)$ 估計值	39
表 7、公鹿與其他生活史類別的 $OI_3(1hr)$ 的比值	40
表 8、水鹿出沒時間與道路距離的關係	44
表 9、木本植物總株數	45
表 10、水鹿對樹種的啃食偏好性	46
表 11、地被植物調查結果	46
表 12、圍籬樣區紀錄到的中大型哺乳動物名錄	47
表 13、歷年於不同地點以 Care-2 軟體估算水鹿族群密度	54

圖次

圖 1、預計研究範圍圖	9
圖 2、100 台自動相機位置圖	10
圖 3、前測各類型監測站位置圖	13
圖 4、圍籬樣區位置圖	25
圖 5、移動速度樣本分布圖	26
圖 6、不同類別水鹿的平均移動速度	27
圖 7、四次估算期間每日可辨識的公鹿個體數	30
圖 8、每日累積可辨識的公鹿個體數	32
圖 9、四次估算期間公鹿角況的個體辨識數量	33
圖 10、公鹿的角尖與角況組成百分比	35
圖 11、 $M_h(JK1)$ 模型下公鹿的族群量估計值	38
圖 12、各類別水鹿的族群量估計值	41
圖 13、公鹿各角況期的平均最大移動距離	42
圖 14、有效面積範圍圖	43

摘要

鹿科動物啃食樹木與對植被的取食行為，影響了森林的樹種組成和整體的生物多樣性。近年來臺灣水鹿(*Rusa unicolor swinhoi*)的族群量持續增加，除了影響高山森林生態系的正常運作，亦可能影響交通安全，因此族群量的管理將是未來重要的工作之一。本計畫的目的是於 2024 年 3 月至 2025 年 12 月在玉山國家公園的塔塔加地區，藉由架設 100 台自動相機監測網，估算此地區臺灣水鹿的族群量。本計劃透過計算水鹿的移動速度、辨識公鹿的個體、估算相對豐度指標、架設誘餌站等方式協助族群量的估計。另外，透過架設阻絕水鹿的圍籬，進行圍籬內外啃食壓力的比較，以了解水鹿對植被的影響程度。

結果顯示水鹿平均移動速度為 20 m/min，公鹿與母鹿、亞成鹿之間的移動速度有顯著差異。水鹿偏好精鹽與混合(精鹽+蚵粉)誘餌，但不偏好氣味劑，誘餌對公鹿與母鹿的吸引效果不同，會影響相對豐度值，誘餌的使用對於族群量估算並非必要。每平方公里 25 台相機的密度不足以在短時間內拍到所有個體，並不適合以總量計數法估計族群量。而在捕捉標放法中，以 5 天為一個週期最可能符合封閉族群。塔塔加地區水鹿族群量分別為 2024 年 6-7 月 166 隻，2024 年 11-12 月 183 隻，2025 年 2-3 月 128 隻，2025 年 6-7 月 286 隻，呈現明顯的季節變化，平均族群量為 191 隻。以公鹿最大移動距離 531 m 為參考，樣區有效面積為 9.61 km²，平均鹿隻密度約為 20 隻/km²。水鹿與黑長尾雉(*Syrnaticus mikado*)的相對豐度呈顯著負相關($r_s = -0.215$)，顯示水鹿對地面活動鳥類的影響。

水鹿阻絕圍籬於 2024 年 12 月架設完成。截至 2025 年 10 月為止，圍籬內與外的箭竹高度、箭竹覆蓋度、草本物種數量、木本小苗數量、Shannon 指數與 Simpson 指數皆未達顯著差異。2025 年 7 月開始發現有亞成體水鹿進入圍籬內，圍網離地高度應再降低至 40 cm 以下。目前塔塔加地區的臺灣水鹿密度已遠超過文獻中估算的鹿科動物對植被危害的密度閾值(5.5-15 隻/km²)，對於水鹿族群量的控制應及早進行。本計劃建議未來水鹿族群量估算可使用高密度自動相機(25 臺/km² 以上)及捕捉標放法，於 6-7 月水鹿角況最多樣化的時候進行，以利個體辨識。圍籬實驗則應持續記錄，以量化水鹿對植被的影響，並提供環境教育的場域。

關鍵字：水鹿、族群量估算、總量計數法、捕捉標放法、植被啃食壓力

Abstract

Bark stripping and browsing behaviors of deer on trees and vegetation affect forest species composition and overall biodiversity. In recent years, the population of Formosan sambar deer (*Rusa unicolor swinhoei*) in Taiwan has continued to increase, affecting not only the normal functioning of high-mountain forest ecosystems but also potentially posing risks to traffic safety. Therefore, managing the population size has become an important future task. This project aims to estimate the population size of Formosan sambar deer in the Tataka area of Yushan National Park from March 2024 to December 2025 by deploying a network of 100 camera traps. The estimation will be assisted by calculating movement speed, identifying individual males, assessing relative abundance indices, and setting up bait stations, with four estimation sessions planned in total. In addition, exclusion fences will be established to compare browsing pressure between fenced and unfenced areas, in order to evaluate the impact of sambar deer on vegetation.

The results showed that the average movement speed of Formosan sambar deer was 20 m/min, with significant differences between males and females, as well as between males and subadults. The deer showed a preference for salt and mixed (salt + oyster shell powder) baits, but not for scent attractants. The differing attractiveness of baits to males and females may potentially influence relative abundance values, suggesting that the use of bait is not essential. A camera density of 25 units per km² was found to be insufficient to capture all individuals within a short period and is therefore unsuitable for Total count estimation of population size. In the Capture-mark-recapture analysis, a 5-day sampling period most likely met the closed-population assumption.

The estimated population sizes were 166 individuals in June–July 2024, 183 in November–December 2024, 128 in February–March 2025, and 286 in June–July 2025, showing clear seasonal variation, with an average population size of 191 individuals. Based on the maximum movement distance of males (531 m), the effective sampling area was calculated as 9.61 km², resulting in an average density of approximately 20 individuals per km². The relative abundance of sambar deer was significantly negatively correlated with that of the Mikado pheasant (*Syrnaticus mikado*) ($r_s = -0.215$), suggesting that sambar deer may have an impact on ground-dwelling bird species..

The deer exclusion fence was completed in December 2024. As of October 2025, no significant differences were found between the inside and outside of the fence in terms of bamboo height, bamboo cover, number of herbaceous species, number of woody seedlings, Shannon diversity index, or Simpson diversity index. Since July 2025, subadult sambar deer have been observed entering the fenced area, indicating that the bottom gap of the fence should be reduced to below 40 cm. Currently, the density of Formosan sambar deer in the Tataka area has far exceeded the threshold reported in the literature (5.5-15 individuals per km²) for deer-induced vegetation damage, suggesting that population control measures should be implemented as soon as possible. It is recommended that future population estimations of sambar deer adopt a high-density camera trapping network (over 25 cameras per km²) combined with the mark–recapture method, conducted in June–July when antler conditions are most diverse to facilitate individual identification. The exclosure experiment should be continued to quantify the impact of sambar deer on vegetation and to serve as an educational site for environmental awareness.

Keywords: Formosan sambar deer; population estimation; Total count method; Capture
-mark-recapture method; browsing pressure on vegetation

壹、前言

一、研究緣起

保護自然環境與生物多樣性，是經營管理國家公園的重要目標。在臺灣，近 10 年監測野生動物族群量的研究顯示，草食性動物的相對豐度皆顯著上升，例如臺灣水鹿、臺灣山羌 (*Muntiacus reevesi micrurus*)、長鬃山羊 (*Capricornis swinhoi*) (翁國精等，2024)。其中鹿科 (Cervidae) 是森林生態系重要的組成，對森林的更新扮演至關重要的角色 (Gill, 1992)，然而當鹿的族群量過多時，除了會影響灌木叢和地面植被的生長，其啃食樹皮的行為，也使林相結構變得單一，進而造成依賴林下植物生存的昆蟲 (Beckett et al., 2022)、鳥類 (Allombert et al., 2005; Crystal-Ornelas et al., 2021) 或鼠類 (Buesching et al., 2011；國立臺灣師範大學李珮珍，私人通訊) 等無法生存，而降低整體的生物多樣性。

由於缺乏掠食者以及狩獵壓力逐漸減低 (鍾佳玲，2019)，臺灣水鹿的族群量正持續增加，其啃食樹皮行為也廣泛發生在臺灣中高海拔山區，尤其是在玉山國家公園。過去在玉山國家公園與水鹿啃食行為相關的研究，顯示南二段的水鹿造成此地區極大的啃食壓力，使臺灣鐵杉 (*Tsuga chinensis formosana*)、臺灣雲杉 (*Picea morrisonicola*)、臺灣冷杉 (*Abies kawakamii*)、臺灣華山松 (*Pinus armandii* var. *mastersiana*) 等樹種被啃食樹皮而死亡 (李玲玲等，2007)。在新康山區的樣區調查顯示水鹿除了對樹種有啃食偏好，也偏好啃食胸高直徑 20 cm 以下的幼樹 (翁國精等，2010)。在玉山國家公園境內被水鹿啃食的樹種已有 139 種，啃食範圍已擴及中低海拔地區，如楠溪林道、大分地區等，造成水鹿偏好啃食的紅檜 (*Chamaecyparis formosensis*)、褐毛柳 (*Salix fulvopubescens*)、臺灣赤楊 (*Alnus formosana*)、紅子英蓀 (*Viburnum formosanum*)、細葉饅頭果 (*Glochidion rubrum*) 等受損嚴重 (翁國精等，2011；王穎等，2015)。近年在楠溪林道與塔塔加的樹木調查中，則顯示兩地區啃食高峰有不同的季節性，楠溪林道在 3 - 5 月 (劉士豪，2016)，塔塔加在 5 - 10 月 (周庭安，2021；Weng et al., 2022)。基於水鹿啃食行為的選擇性與季節性，許多研究探討其啃食樹皮的原因，並發現可能與腸胃道寄生蟲感染 (葉川逢，2015；邱洵文，2015；蘇怡德，2023；林立勝，2023；高萱寧，2025)，或是對礦物質 (如鈣) 的需求有關 (劉士豪，2016；楊硯涵，2020；魏正安，2020；周庭安，2021)。

歷年來關於臺灣水鹿啃食樹皮的研究，多聚焦於描述其造成的危害，或探討啃食行為的特性與誘發因素，然而目前仍缺乏有系統的對照實驗設計，因此難以

量化水鹿啃食樹皮行為對森林植被的長期影響，也無從得知在排除水鹿干擾的情況下，植被的恢復速度。建造鹿阻絕圍籬(deer exclosure fences)是評估鹿科動物對森林危害程度的有效方式之一，該方法已在不少林業管理研究中使用，證實有助於圍籬內植物再生以及保護林下植物物種多樣性(Bourg et al., 2017; Perles, 2021)。例如在墾丁高位珊瑚礁所設立的 890 m² 圍籬樣區，在兩年的研究期間，圍籬內無論大苗(高度 ≥ 10 cm)、中苗(高度 < 10 cm)及新生苗的物種數與株數皆提升；另外，人為栽植樹苗的存活率與物種數皆高於未設圍籬的對照組，顯示圍籬阻絕梅花鹿(*Cervus nippon*)可提高樹苗群落的物種豐度並保護幼齡植群(葉定宏，2023)。鑒於塔塔加地區受水鹿啃食壓力的影響，本計劃規劃 2 個樣區，架設阻絕水鹿的圍籬，以評估水鹿對森林植被造成的影響程度。

Suzuki et al. (2008)的研究支持了中度干擾假說，亦即當闊葉林有適度的鹿隻密度時，其物種豐富度最高，因為具生長優勢的常綠植物被鹿食用，使耐陰性較差的落葉植物得以有空間生長；但當鹿隻密度高時，森林物種豐富度與地面植被覆蓋度皆下降，剩下適口性不好的植物。Faison et al. (2016)發現在被砍伐後的森林，若維持適當密度的白尾鹿(*Odocoileus virginianus*; 3.9-5.8 隻/km²)與駝鹿(*Alces alces*; 0.2 隻/km²)，其木本植物與草本植物的物種豐富度，皆顯著高於完全沒有鹿科動物的森林。上述研究顯示控制鹿隻密度在適當範圍，有助於提升植物的物種豐富度。因此，在進行臺灣水鹿的族群管理之前，應先掌握當地水鹿的族群量及密度，作為後續選擇管理方式與投入力度的依據，以有效抑制其族群過度增長。

高密度的鹿群除了對森林組成及生物多樣性造成影響，也可能導致交通事故增加，例如白尾鹿的族群數量，與鹿車碰撞事故發生的頻率呈顯著正相關(Iverson and Iverson, 1999)。在臺灣，自 2020 年至 2024 年間，墾丁國家公園已發生多起鹿車碰撞事件，其產生的理賠金額，使相關單位的經濟壓力不小(陳怡潔等，2025)。而在塔塔加地區，翁國精(2020)的研究也預警水鹿與車輛發生碰撞的潛在風險。因此在生態保育與公共安全上，臺灣水鹿族群的監控與管理是不可忽視的課題之一，尤其是在水鹿活動與人車活動高度重疊的地區。

過去在玉山國家公園估算水鹿族群量的研究主要使用兩種方法，第一種為糞堆計數法，例如在玉里野生動物保護區的估算結果，顯示在保護區核心區域與幾處溪流源頭的水鹿族群密度高(李玲玲，2004)，平均族群密度約 10.60 隻/km²，水鹿的分布範圍有往保護區及低海拔擴張的趨勢(李玲玲，2006)；曾喜育等(2021)在塔塔加地區使用糞堆計數的結果顯示水鹿密度約 34.7 隻/km²，但所估計的結果可

能因樣點過於集中，使估算出的結果族群密度較高。另一種估算方式為以自動相機進行捕捉標放法，此方法在多项研究都有採用，但過去限於相機數量，使水鹿被重複捕獲的頻率不高(范振華，2012；王穎，2015；邱珣文，2015)。鑒於過去估算族群量的經驗，塔塔加地區尚未以自動相機的方法估算當地的族群量，本計畫預計在當地藉由高密度覆蓋的自動相機監測網，提高水鹿被重複捕捉的機率，並且，另外嘗試一種新的方法－總量計數法，來估計當地的水鹿族群量。詳細的族群量估算方法介紹請見「二、文獻回顧－常用鹿科動物族群量估算方法盤點」。

本計畫期望透過以上研究達成下列目標：(1)以自動相機估算塔塔加地區的臺灣水鹿族群密度；(2)架設阻絕水鹿的圍籬，並規劃對照組(無圍籬)與實驗組(有圍籬)的樣區，以評估當地植被被水鹿啃食的壓力；(3)探討本區臺灣水鹿族群對植被更新、森林健康度之影響，並提供玉山國家公園針對臺灣水鹿族群量之經營管理計畫，作為第 5 次通盤檢討之參考資料。

二、文獻回顧－常用鹿科動物族群量估算方法盤點

Forsyth et al. (2022)盤點了 2004–2018 年全球估算鹿科動物的 3,870 篇文獻所採用的調查方法，並將所有方法分為 6 大類，包括(1) 步行痕跡計數法(pedestrian sign counts，痕跡類別包含計數糞堆，從排遺提取的 DNA、腳印、啃痕等數量)，(2) 步行直接計數法(pedestrian direct counts，透過人員以驅趕、於制高點或是捕捉標放計數等)，(3) 車載直接計數法(vehicular direct counts，包括配合熱像儀、探照燈等方法)，(4) 空中直接計數法(aerial direct counts，透過樣帶計數(strip count)，再以距離取樣、雙觀察人員或捕捉標放法校正等)，(5) 自動相機偵測法(motion-sensitive cameras，包含直接計數、捕捉標放、隨機遭遇模型等)。(6) 狩獵量資料。其中步行、車載和空中直接計數需要開闊的環境，因此不適用於本計畫研究範圍，狩獵資料則不適用於臺灣國家公園範圍的研究，而糞堆和痕跡計數法則是準確度相對較低(Forsyth et al., 2022)。因此，本計畫以自動相機作為調查工具，以下針對自動相機調查主要的估算方法進行討論，並評估其在本計畫中的適用性。

(一)捕捉標放法

野生動物的族群量可以透過很多種方式進行估算，其中捕捉標放法(Capture-mark-recapture)是估算野生動物族群量的黃金法則。捕捉標放法假設在估算期間族群為封閉(沒有出生、死亡、遷入、遷出)的，透過隨機捕捉動物、上標籤、野放、重複捕捉後，進而推算族群總量(Forsyth et al., 2022)。此法的優點是準確度高，有成熟的統計理論，適用於可辨識個體的情境。然而實際捕捉野生動物極為耗費

人力、物力、財力，因此執行上非常困難。而配合自動相機的使用，可以將相機拍攝的照片視為捕獲動物，並將個體的特徵視為標記以供辨識，則再次拍攝到同一個體即視為重複捕捉。該方法雖然可以降低對野生動物的干擾以及降低捕捉成本(Forsyth et al., 2022; 范震華, 2012)，然而臺灣水鹿個體在外觀上的差異主要出現在雄性個體(角況、角型、耳殼缺刻等)，雌性則無法區別，且拍照並不一定能清楚顯示個體特徵，而解角期(通常為 1–3 月)的雄性個體特徵也大為減少，此外辨識個體需要耗費極大量的人力，因此用自動相機配合捕捉標放法估算臺灣水鹿族群量仍有其限制。

以捕捉標放法進行封閉族群量估計時，另外還需考量捕捉機率的變異性。根據 Otis et al. (1978)所提出的捕捉機率的變異可分為四種基本類型：無變異性(M_0)、時間變異(M_t)、個體差異(M_h)、行為反應(M_b)，詳細解釋如下：

M_0 ：在估算期間，個體的被捕獲機率皆相同，不因時間、個體與被捕捉後之行為反應而造成改變。

M_t ：所有個體在同一個時間點的被捕獲機率相同，但此機率會隨時間而改變。例如天氣狀況、相機沒電、誘餌功效隨時間遞減等原因所導致不同的捕捉機率。

M_h ：不同個體之間的捕捉機率不同，但同一個體的被捕獲機率不隨時間和被捕捉後之行為反應改變。例如不同年齡與性別的水鹿可能有不同的活動範圍和領域性，使個體被相機捕捉的機率不同。

M_b ：個體的被捕獲機率會因其是否曾被捕獲而改變，與時間或個體本身的差異無關。例如水鹿在被相機捕捉到一次後，下次捕捉可能更容易被相機或誘餌吸引，或刻意避開相機或誘餌，被捕捉後的行為反應導致初次與再次的捕捉機率不同。

以上模型除了 M_0 之外，其他模型可以任兩個或三個組合，例如 M_{tb} 表示 M_t 與 M_b 同時成立。

(二)隨機遭遇模型

隨機遭遇模型(Random Encounter Method, REM)是近年來新興的族群量估算方法，其假設動物的移動如同氣體分子般，「碰撞」到運作中的自動相機並被拍照是隨機的。此法的優點是不需進行個體辨識，適用於自動相機資料及隱密性高的動物。然而動物的移動不一定是如氣體分子般隨機，例如會習慣使用特定獸徑的偶蹄目動物。此外，物種的日行程(daily distance)、自動相機的偵測區(detection zone)的數量與大小，以及非隨機的相機放置方式可能會很大程度影響估計值(Palencia,

2022)，考慮到目前對玉山國家公園內臺灣水鹿的移動特性尚未完全了解，且水鹿的移動往往有特定的獸徑而非隨機，因此 REM 並不完全適合用來估算臺灣水鹿的族群量。

(三)相對豐度指數

相對豐度指數(Relative Abundance Index, RAI)同樣也不需進行個體辨識，並可以藉由物種的出現頻率評斷物種在該區域的相對豐度(relative abundance)，然而使用 RAI 的估算準確度可能會受物種的偵測率(detection levels)、活動範圍以及時間推移影響，這些因子都有可能使得最終的估算值無法忠實反應物種的族群量變化趨勢(Sollmann et al., 2013)。此外，估算物種相對豐度可以回推絕對數量，但需要經過校正轉換過程(Forsyth et al., 2022)，這個步驟需要上述的捕捉標放法與 RAI 估計同步進行，了解兩者之線性關係(如果有的話)才能使用 RAI 推算絕對族群量，需要耗費大量的時間和人力才能建立可靠的推算公式。因此在建立 RAI 與絕對族群量的線性關係之前，RAI 也不是適合調查動物實際族群量的方式。綜上所述，以上三種常見的估算族群量的模型並不容易或不完全適用在臺灣水鹿上。

(四)總量計數法

野生動物的族群量調查通常難以做到普查，因此才以估算族群量作為解決方案。而總量計數法(Total count)則是在能夠確實觀察到環境內大多數個體的情況下可以避免因估算產生的誤差風險(Forsyth et al., 2022; Lyu et al., 2024)，而直接計數區域內物種的族群總數。一般總量計數法是以搭乘飛機、直升機或開車的方式在開闊地形中直接計數目擊到的野生動物數量，近年來使用無人機搭配熱成像鏡頭調查也成為新興的替代方案之一(Lyu et al., 2024)。然而臺灣本島有大量崎嶇複雜的山脈地形以及森林環境，導致研究人員難以直接使用徒步或是搭乘載具的方式計數鹿群數量，同時茂密的森林環境也可能會進一步降低上述方法的計數準確度。然而若是在相同的原理下，改用林下架設密集的自動相機則可能可以解決這個問題。

倘若我們能在樣區內架設大量自動相機，並輔以誘餌吸引動物停留在相機前，則可以在短時間內拍攝到樣區內大多數的個體。且因動物無法在極短時間內重複出現在不同相機樣點，因此可以利用相機間的距離、動物的移動速度、個體的特徵等推測出不同相機拍攝到的動物是否為同一個體。此方法可以在滿足封閉族群的假設下，透過極短時間內的大量照片樣本直接計數出臺灣水鹿的族群量。因此，本計畫將嘗試採用此方法。

為維持高山森林生態系的正常運作，除了了解森林植被被水鹿影響的程度，另外還需了解當地水鹿的族群密度。當森林受損嚴重時，建議進行人為干預以降低鹿隻密度(王穎等，2015)，可以以生育控制(梁又仁，2021)或狩獵(Tanentzap et al., 2011)等方式控制族群量。

貳、計畫工作項目

一、臺灣水鹿族群量調查

- (一)嘗試以總量計數與捕捉標放法計算玉山國家公園塔塔加地區水鹿族群量。
- (二)估算塔塔加地區之臺灣水鹿族群數量、性別比及年齡結構等資訊，提供後續監測及防治工作之建議。
- (三)每年度調查至少須累積兩筆，共計四筆資料。

二、臺灣水鹿對植被啃磨壓力

- (一)於塔塔加地區規劃適當位置設置對照組(圍網阻斷啃磨壓力)及實驗組(無圍網)樣區。
- (二)選定樣區內須進行監測之特定樹種，並評估臺灣水鹿對特定樹種之啃磨壓力，提供監測樣區與經營管理建議。
- (三)圍籬架設完成後，調查共計四筆資料。

參、研究方法

一、研究地區

位於玉山國家公園內西北方的塔塔加地區，以塔塔加遊憩區與其鄰近地區進行研究，監測範圍的海拔介於 2416 – 2854 m，該地區屬於鐵杉、雲杉林帶，地被植物優勢種為玉山箭竹(*Yushania niitakayamensis*)與高山芒(*Miscanthus sinensis*)，在鹿林山與麟趾山的喬木，主要為臺灣華山松與臺灣二葉松(*Pinus taiwanensis*)，伴生喬木常有紅檜、玉山假沙梨(*Photinia niitakayamensis*)、刺柏(*Juniperus formosana*)等(曾喜育, 2019)。以鹿林天文氣象台所提供之 2022 至 2023 年的每日溫度與降雨量作為參考資料，月均溫範圍在 6°C 至 19°C 之間，最高溫於 7 月，最低溫於 1 月；平均年雨量為 1533 mm，降雨多集中在 5 – 10 月為濕季，乾季則為 11 – 4 月，濕季的平均每月累積降雨量介於 93 – 333 mm，乾季的平均每月累積降雨量 < 60 mm。

二、建立高密度自動相機網

范震華等(2014)以自動相機執行捕捉標放法估算臺灣水鹿族群量，提到以距離 400 m 至 800 m 一台相機的密度可能會低估母鹿的數量和低估鹿群活動的有效面積，從而影響族群密度的估計。因此，本計畫以四幅 1:5000 之國土圖資(編號 95191005、95191006、95191015、95191016)為範圍(圖 1)，使用 QGIS 3.22.12 軟體劃設 200 m 見方之網格，每格面積 4 ha，預估研究範圍界線以塔塔加遊客中心、玉山登山口、鹿林山與鹿林前山附近為界線，主要挑選靠近步道之區域，並考量等高線密度，由步道範圍向外擴張樣區，直到數量達到 100 格，相機架設位置如圖 2。

(一)自動相機架設方法

本研究依人員抵達安全性、是否有水鹿獸徑、痕跡、是否有合適架設位置等環境因素挑選相機位置，並盡量靠近每個網格中心。平坦空曠的獸徑，並且與相機架設距離約 1 – 3 m 是理想的拍攝地點，以角鋼將相機固定於樹木上，高度約離地面 80 – 130 cm，若拍攝地點為下坡地以俯角拍攝，上坡地則以仰角拍攝，實際架設的高度與角度視地形改變；在預計動物出現的地方，進行人員測試，以身高 160 cm 的研究員為例，相機畫面至少要可拍攝研究員的腳跟至肩膀，此畫面比例可拍攝大型動物(例如水鹿、黑熊……)與中小型的動物(例如黃鼠狼、鼠、鳥……)，但無法精準分辨齧齒目與鼩鼯目的種類。

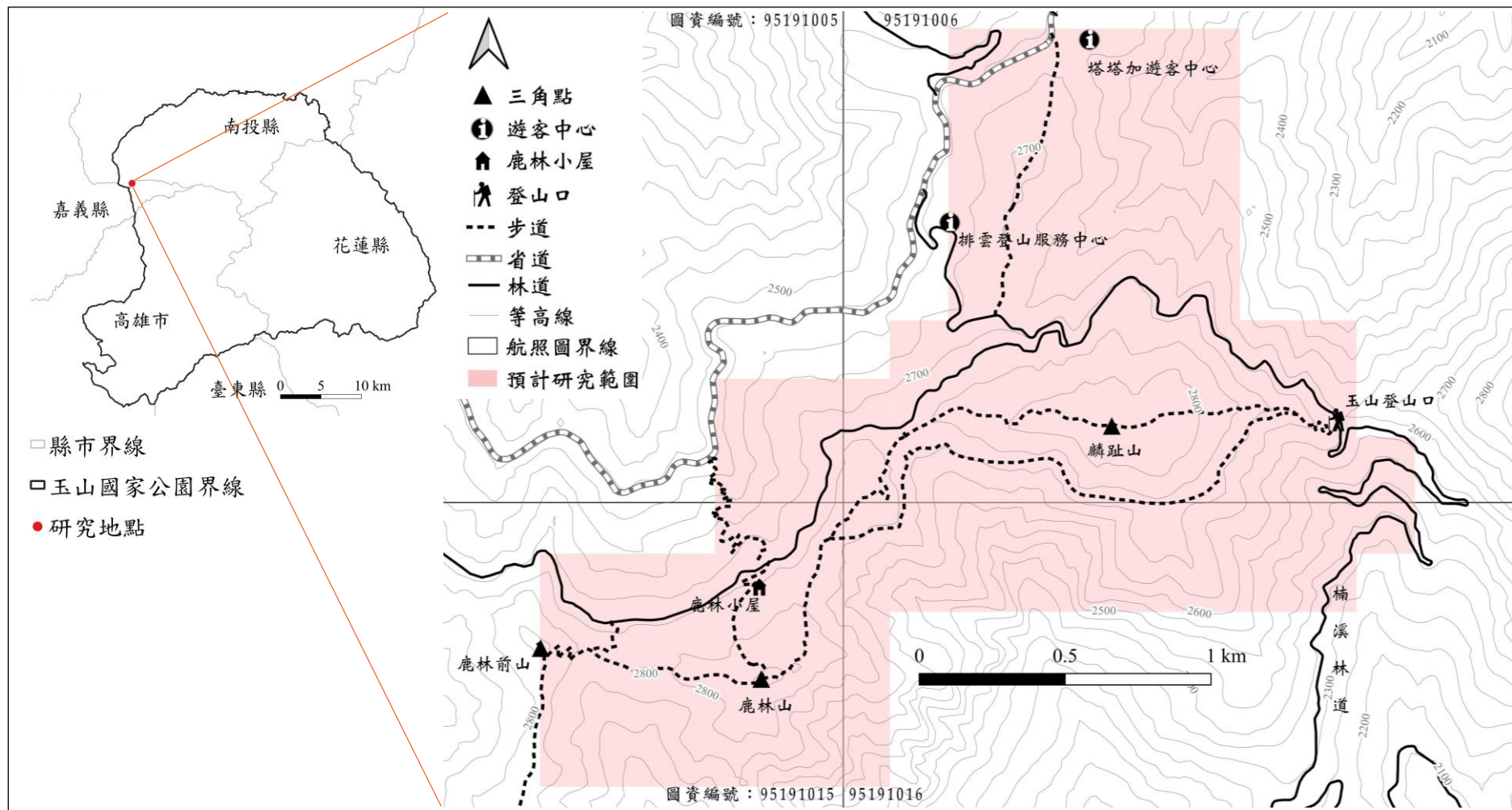


圖 1、預計研究範圍圖。以玉山國家公園塔塔加遊憩區及其周遭地區作為研究範圍，面積為 4 公頃。

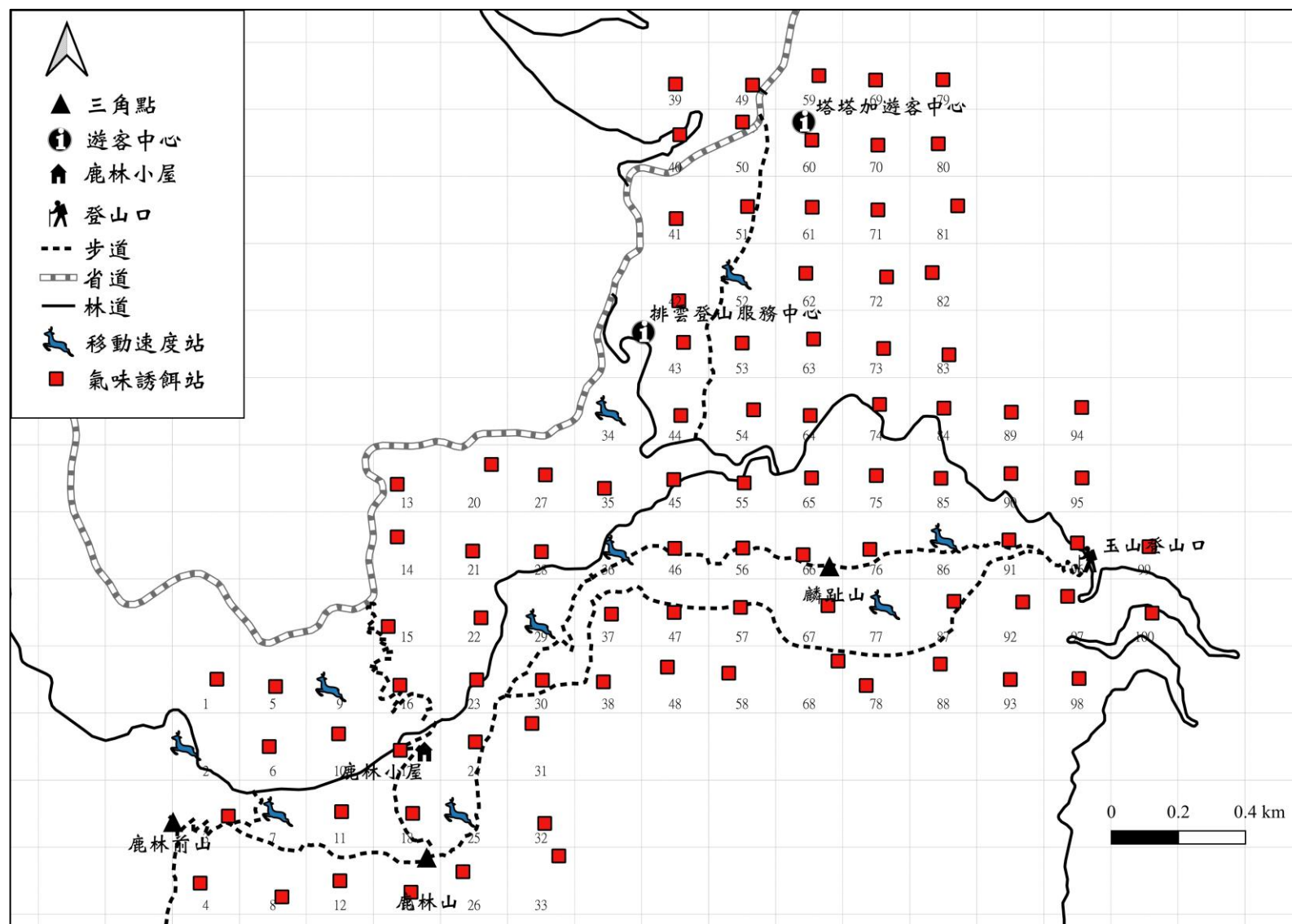


圖 2、100 台自動相機位置圖。鹿圖示為移動速度站、方形圖示為氣味劑誘餌站，每一監測站皆架設一台相機。

(二)自動相機設定

本計畫使用的紅外線自動相機型號為 Meidase P60 Pro，每一監測站的設定皆為錄影模式，一次錄影 30 秒鐘，觸發間隔 0 秒。

(三)自動相機監測樣點種類

1. 移動速度站

在 100 個方格當中，選擇較為空曠平坦、相機可拍攝範圍為 5 - 6 m、附近有水鹿痕跡的地點估算水鹿的移動速度，稱為移動速度站。移動速度站與估計族群量所使用的相機為同一台，但移動速度站不會放置餵食誘餌、氣味劑等，以避免影響水鹿移動的速度。在移動速度站相機前方預計動物可能行走的路徑上，以皮尺量測 5 m 的距離，至少在起始與終點端各插上一隻旗幟用來標示位置(附錄 1)，並黏貼小張的反光標籤，增加夜晚的能見度。若夜晚無法觀察旗幟位置，則以前個白天檔案進行畫面對比。

前測於 2024/4/10 - 2024/4/30 先架設了 6 台相機(圖 3)，相機型號為 Meidase P60 Pro，每一監測站之設定皆為錄影模式，一次錄影 20 秒鐘，觸發間隔 0 秒，以檢視樣本收集狀況、架設方式是否可行與計算水鹿的移動速度等。總共拍攝到 43 筆水鹿移動的畫面，但僅有 5 筆可用於計算移動速度。在失敗的樣本中，拍攝失敗的原因多為水鹿行走非預期的路線(63%)，次為未拍攝到開始畫面(21%)，第三為未拍攝到結束畫面(16%)。本計畫認為水鹿行走非預期的路線無法完全避免，但可藉由在同一地點的其他可能穿行路徑上增設地表比例尺以改善。未拍攝到起始畫面可以藉由拉近地表比例尺與畫面的距離或是調高紅外線感應器靈敏數值解決，然而考慮到調高紅外線感應器靈敏數值，可能會增加空拍影片，而造成記憶卡容量或電池電量不敷使用，因此拉近地表比例尺與畫面的距離可能是較佳解決方案，遇到難以調整地表比例尺的位置再依據現場狀況調高紅外線感應器靈敏數值。而未拍攝到結束畫面則可以增加相機錄影時長改善此問題。

因此移動速度站重新架設於 2024/6/27，其改善內容包含增加移動速度站至 10 台(圖 2)、在前測失敗率較高的速度站另擇位置架設(但其成功的樣本依舊會在後續的分析中計算)、增設地表比例尺(繩子或旗幟，附錄 1)、增加錄影時長至 30 秒，此次資料收集從架設完成後至 2024/9/3。

為比較不同類別個體水鹿的移動速度，使用 Shapiro Wilk Test 進行常態分佈檢定，若符合常態分佈則使用 One-way ANOVA，事後檢定使用 Tukey's HSD，

不符合常態分佈則使用 Kruskal–Wallis H Test，事後檢定使用 Dunn's Test，為避免多重檢定造成的偽陽性，採用 Bonferroni correction 校正 α 值，算法為 $\alpha^B = \alpha / \text{檢定次數}$ ， α 使用 0.05。

2. 誘餌站

由於總量計數法的原則在於目擊到所有的動物個體，因此讓動物同時出現在每台相機前面是最重要的目標。本計畫在每台相機前提供誘餌，讓水鹿能長時間停留在相機前，提高不同相機同時拍攝到不同個體的機率。

前測於 2024/4/10 – 2024/4/30 挑選其中 8 個相機位置進行架設(圖 3)，使用氯化鈉(精鹽)及養鹿場慣用的蚵殼粉(以下簡稱蚵粉)為誘餌，以鈉與鈣元素作為吸引水鹿的誘因，每個誘餌站投放(1) 300g 精鹽(簡稱精鹽誘餌站)，或(2) 150g 精鹽+80g 蚵粉(簡稱混合誘餌站)。誘餌站的方式參考魏正安(2019)架設餵食站之方法，以彈性繩將餵食基座固定於樹上再放置餵食容器(附錄 2)，以成鹿身高可食用，約離地 100 cm 為架設高度，以避免小型野生動物食用。經檢視前測資料後，精鹽誘餌站大部分可能被單一雄性個體攝入(詳情請見結果與討論)，為減少對水鹿生理的影響，本計畫決定在進行第一次族群量估算監測時的誘餌劑改為氣味劑。

本研究使用 QGIS 軟體中的距離矩陣計算每台相機之間的直線距離，任兩台相機之間的距離介於 106 – 3,263 m，距離最近的為 32 與 33 號相機，相離最遠的為 4 與 79 號相機(圖 2)，每台相機與最近一台相機的距離平均為 172 m，與最遠一台相機的距離平均為 2,554 m。

於 2024/6/28 開始第一次族群量估算，在非移動速度站的另外 90 個監測位置(圖 2)，架設一台自動相機與一個誘餌氣味瓶，氣味劑使用 Wildlife Research Center 公司的商品 ACTIVE-CAM-Year Round-Scouting Scent(附錄 2)，氣味劑溶液以 1:19 的比例加入水稀釋。架設方式為將塑膠瓶靠近瓶口位置扎破多個孔洞，使氣味可以飄散，在瓶身加入 3 個棉花球與 30 ml 的稀釋溶液，將瓶子以吊掛或綑綁的方式固定在監測相機前(附錄 2)，氣味劑資料收集從該誘餌站開始架設後至 2024/9/3。然而氣味劑的效果並沒有吸引水鹿停留(詳情請見結果)，因此，在後續的監測期間決定不放置任何誘餌。

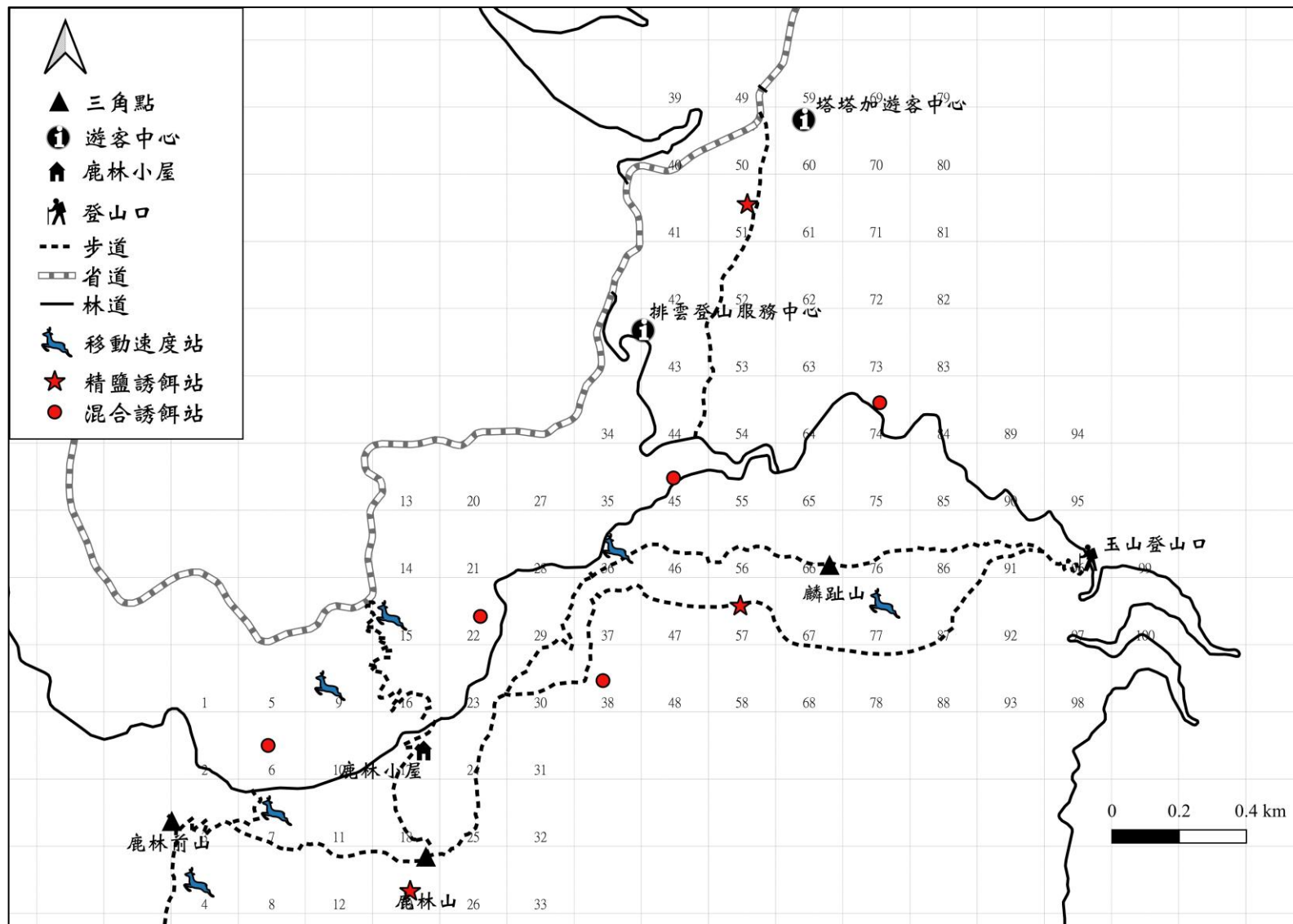


圖 3、前測各類型監測站位置圖。鹿圖示為移動速度站、星號圖示為精鹽誘餌站、圓形圖示為混合(精鹽+蚵粉)誘餌站。

(四)族群量估算頻度

於一年中乾季(11－4月)與濕季(5－10月)各估算一次水鹿族群量，每年計數兩次。每次個體辨識分析天數至少10天，總計四次的正式估算期程如表1。

第一次估算水鹿族群量的資料來源採用2024/6/28－2024/7/25的拍攝成果，所有相機的總工作時數為67,200小時，個體辨認分析天數為28天(表1)，僅在第一次監測期有架設氣味劑誘餌(表1)。第二次估算日期採用2024/11/29－2024/12/9的資料，47號相機因大量空拍而耗盡電力，因此未完整拍攝11天，但其資料仍用於個體辨識及相對豐度計算。另外，53號相機從2024/11/28開始故障，因此第二次估算僅採用99台相機的資料，所有相機的總工作時數為26,029小時，個體辨認分析天數為11天(表1)。第三次估算日期採用2025/2/21－2025/3/3的資料，47號相機再次因空拍而未完整拍攝11天，所有相機的總工作時數為26,342小時，個體辨認分析天數為11天(表1)。第四次估算日期採用2025/6/28－2025/7/8的資料，21號相機因感光元件故障不採用，僅採用99台相機資料，所有相機的總工作時數為26,136小時，個體辨認分析天數為11天(表1)。

表1、每次估算期間時程與相機台數表。

監測回合	期間	季節	個體辨識			誘餌使用	
			相機 數量	相機 總工作時數	相機 分析天數	相機 種類	相機 數量
前測	2024/4/10－ 2024/4/30	乾			無	精鹽	3
						混合	4
第一次	2024/6/28－ 2024/7/25	濕	100	67,200	28	氣味劑	80
第二次	2024/11/29－ 2024/12/9	乾	99	26,029	11	無	
第三次	2025/2/21－ 2025/3/3	乾	100	26,342	11	無	
第四次	2025/6/28－ 2025/7/8	濕	99	26,136	11	無	

三、水鹿族群量估算

(一)計算平均移動速度

當水鹿進入自動相機拍攝範圍，計算其移動一段已知距離所花費的時間，用

來計算平均移動速度，算法為：

$$\frac{\sum_i^n d_i / t_i}{n}$$

d_i = 第 i 筆成功樣本之位移距離

t_i = 第 i 筆成功樣本之花費時間

n = 整體成功樣本數量

(二)誘餌劑吸引效果指標

為評估誘餌吸引水鹿的效果，本計畫以隻次與台天表示各誘餌劑的樣本數。當水鹿出現在有誘餌劑的相機畫面中即視為一隻次，水鹿離開畫面後，6 分鐘之內再次出現，且與之前出現的個體為相同類別時，視為同一隻次，可區別為不同類別時，則視為另一隻次。若水鹿離開畫面後超過 6 分鐘再次出現，則無論是否為同一類別，皆計為新的一隻次，在畫面中不會計算個體數。使用 6 分鐘為門檻的原因是相機之間的平均距離為 172 m，除以公鹿平均速度 27 m/min，大約等於 6 分鐘，表示 6 分鐘足以讓公鹿從另一台相機移動到目前的相機，因此在紀錄上視為不同個體。記錄每一隻次對誘餌劑的使用情形與使用後的反應。

1. 使用情形，定義如下表：

a.近距離使用	直接碰觸誘餌，行為包含舔食鹽塊、碰觸氣味瓶。
b.遠距離使用	沒有直接碰觸誘餌，行為包含曾舔食空氣或舔食誘餌站下方，或是注視與嗅聞誘餌站。
c.無使用	沒有近距離與遠距離使用的情形，判定為沒有發現誘餌劑。

每一隻次僅有一種使用情形，若一隻次同時有多種表現，則優先記錄的使用情形，依序為 a.近距離使用、b.遠距離使用、c.無使用。

2. 使用後的反應

在近距離與遠距離使用的行為中，以 5 秒鐘為 1 次，以行為出現的次數定義水鹿在使用誘餌劑後的反應，定義如下表：

a.停留	行為出現次數>1 次，水鹿因誘餌劑持續停留在畫面中。
b.排斥	行為僅出現 1 次，該次行為結束後水鹿不會停留在畫面中。
c.無反應	行為僅出現 1 次，該次行為結束後，水鹿依然在畫面中。

而因不同誘餌劑所架設的時間與站數皆不同，將未拍攝到誘餌或水鹿的站數

排除後，加總某誘餌劑使用站的提供天數，進行標準化。本計畫以(1)平均使用隻次、(2)使用率與(3)偏好係數表示水鹿對其誘餌劑的效果指標，其定義如下。

(1) 平均使用隻次：表示每天每個誘餌站平均可吸引幾隻次的水鹿使用。算法為：

$$\frac{\text{近距離} + \text{遠距離使用隻次}}{\text{誘餌站之總提供天數}}$$

(2) 使用率：表示拍攝到的每隻次對誘餌的使用頻度。算法為：

$$\frac{\text{近距離} + \text{遠距離使用隻次}}{\text{使用情形之總隻次}}$$

(3) 偏好係數：表示水鹿在使用誘餌後的反應偏向停留、排斥或無反應，偏好係數數值為 0，代表水鹿對其誘餌劑偏向無反應，數值愈大表示誘餌劑使水鹿偏好停留，數值愈小表示水鹿愈排斥誘餌劑而離開，最大值為 1，最小值為(-1)。算法為：

$$\frac{\text{停留隻次} - \text{排斥隻次}}{\text{使用後反應之總隻次}}$$

(三)水鹿類別分類

本計畫參考黃慎雯(2019)對水鹿的分類為基礎，將水鹿的類別進一步分類和定義(附錄 3)；水鹿的年齡與性別主要以肩高、肩胛骨與下腹線相對位置、側臉長寬比例、眶下腺是否明顯判斷 (附錄 4)。

水鹿年齡層分為 3 大類，(1) 幼體：肩高約 0.5 – 0.6 m，側臉長寬比例接近 1:1，使臉型較圓，主要以肩胛骨位置低於母鹿下腹線作為判斷標準，以此判斷的幼體仍於哺乳期，齡期約 2 – 3 個月(黃慎雯，2019)；(2) 亞成體：為無法確認性別的個體，其特徵為肩高未達成體，但肩胛骨位置超過母鹿下腹線，側臉長寬比例介於幼體與成體之間，曾拍攝到個體仍會跟隨母鹿，亦有個體已單獨行動，食性介於哺乳與食草轉換期；(3) 成體：肩高大約 0.8 – 1.2 m，母鹿頭部無隆起的角座痕跡，除此之外母鹿側臉長寬比例接近 2:1，使臉型較細長；公鹿的特徵為有角或角座，鬃毛(頸部的毛)較母鹿長，眶下腺較母鹿明顯，側臉長寬比例接近 1:1，臉型較為寬方，只要可以透過角座痕跡分辨出為公鹿，無論其肩高都視為成體，但愈年輕的公鹿臉型愈像母鹿，因此性別的判別主要以角座痕跡為主。

(四)水鹿個體辨認的方式

使用角與耳朵的型態標記，而因母鹿缺少這兩個型態的變化，因此僅對公鹿進行個體辨認。角的標記分為：(1) 角的表面為茸角、硬角或解角期(附錄 3)，(2) 角的生長為角座發育、新生角、一尖、二尖、三尖或三尖以上(附錄 3)。水鹿被分類為二岔型鹿角(陳寶忠，1997)，即角尖最多數量應為三尖，為求個體辨認細節，分類方法會將角能用肉眼辨認的突起點，即角刺(offer)與角突(snag)(陳寶忠，1997)都算為角尖，因此角尖數量會有大於三尖的情形。(3) 比較第一尖與耳尖的相對位置(附錄 5)，(4) 比較第二尖與耳尖、第三尖分岔處的相對位置(附錄 5)，(5) 比較第三尖與第一尖末段長的長度(附錄 5)，(6) 正面左右角的對稱性；耳的標記為將左右耳各分成 4 象限(附錄 5)，(7) 記錄這八處耳朵的缺刻位置與數量；如果 7 項標記都相同者，將再更進一步比較其中差異，如角向外彎曲的程度、缺刻的形狀、毛髮...等其他特徵(附錄 6)，但若無法從這兩個影像中找出差異，則以拍攝時間差與移動速度來判斷是否為相同個體。另外，為提高個體辨識的正確性，若拍攝畫面模糊、距離過遠的個體會視為無法辨識的檔案，不會納入計算，辨識過程主要由 2 位從事水鹿研究經驗 3 年以上的人員進行，2 位研究員非完全獨立判斷，而是交叉比對雙方的辨認結果，若有不同則以第 3 位研究員判定，個體辨認的結果為研究員們的共識。

(五)以自動相機進行總量計數法

當兩台相機在不同時間拍攝到疑似相同的水鹿個體時，本計畫先假設其為相同個體，並且個體在兩台相機之間以直線距離移動，因此可以利用兩台相機之間的直線距離與拍攝時間差，計算出該個體的移動速度。若此移動速度大於水鹿在相機中的平均移動速度，則兩台相機拍攝到的個體將視為不同個體。此方法為相對保守的計算方式，因為若相同個體要在短時間內分別出現在兩台相機前面，則必須以高於平均速度在兩台相機之間以直線方式移動，此情況發生機率極低，所以可安全判斷為不同個體。由於如上述以水鹿移動速度判斷是否為相同個體的假設相對保守，因此本計畫先以人工判斷進行個體辨認，使用移動速度換算僅作為次要的輔助工具。

由於總量計數法是直接計算所有個體數，所以在計算期間動物的族群必須符合封閉族群的前提，即計算期間沒有任何個體遷入、遷出、出生和死亡，因此計算個體數的時間愈短愈好。本計畫參考范震華(2012)研究資料，將每回合計數時間先設定為 14 天，亦即從自動相機全部架設完畢之後 14 天以內依照上述的方法

每天計算 1 次個體數，最後採用 14 天內的個體數最大值 N_{max} 為當回合的族群量。若當回合的個體數最大值 N_{max} 出現在第 n 天，但有 k 隻特徵明顯的個體並未出現在第 n 天，則當回合的族群量修正為 $N_{max} + k$ ；此外，每回合的 14 筆族群量將可計算出標準差(SD)，假設該回合所記錄的公鹿族群量為常態分佈的條件下，族群量估計值將以 $(N_{max} + k) \pm 2SD$ ，為該回合族群量估計值的 95%信賴區間。

然而經檢視 2024 年第一次資料回收情形，發現 k 值大約是 N_{max} 值的 4.2 倍(詳見結果)，這表示相機密度不足，無法在每天拍攝到所有個體，與原先所設想每天即能拍攝到所有個體的情形不符合。因此決定另以捕捉標放法對公鹿族群量進行估計。

(六)封閉性檢定與族群量估計模型選擇

為估算公鹿之數量，本計畫採用「捕捉標放法」(mark-recapture method)，並配合封閉性檢定及移動窗格策略，建構適用於自動相機資料的估算程序。將每 24 小時定義為一個捕捉回合(occasion)，每日的起始時間為凌晨 0 點。捕捉資料整理為二維矩陣，每列代表一隻個體，每欄代表一天(即一個捕捉回合)，若某個體在該天被相機拍攝記錄，則該位置記為 1，否則記為 0。捕捉標放法假設族群在估算期間為「封閉」狀態，亦即不存在出生、死亡、遷入或遷出個體。為驗證資料是否符合封閉族群條件，本計畫採用 Stanley and Burnham (1999)提出的封閉性檢定方法，並搭配 CloseTest 軟體(USGS, 2011, <https://www.sciencebase.gov/catalog/item/53c5b442e4b0b58d96eeb76e>) 進行分析。封閉性檢定的虛無假說(H_0): 族群為封閉，且捕捉機率僅隨時間改變。檢定方法：以卡方檢定計算 p 值，若 $p < 0.05$ ，則拒絕虛無假說，代表資料可能來自開放族群(如 Jolly-Seber)。此檢測對封閉度的敏感性由高至低排序為永久移出的個體，永久或暫時移入的個體，暫時移出個體(Stanley and Burnham, 1999)，即若資料有永久移出的個體，較容易拒絕虛無假說。

為尋找最短且符合封閉假設的捕捉期間，採用「移動窗格(moving window)」方式，將捕捉史長度設定為 3 至 28 天，建立各天數的捕捉史矩陣，並逐一進行封閉性檢定，例如，捕捉史 3 天長度可產生從第 1–3 天、2–4 天……至第 26–28 天的共 26 組矩陣。每增加一天的分析長度，所得矩陣組數將相對減少。若多組捕捉史長度均未拒絕虛無假說($p \geq 0.05$)，則本研究以「中位數 p 值最高的天數」，作為後續族群量估算的標準。此一選擇原則旨在找出在一半檢定結果中最難拒絕封閉假設的資料集，亦即最接近封閉族群條件之捕捉天數長度。確定最適捕捉史

長度後，即以該長度所建立之捕捉史矩陣為基礎，使用 CARE-2 軟體(Chao and Yang, 2003)進行個體數之估算。該結果即為研究樣區中公鹿之推估族群量。

由於本計畫在第一次估算期間有放置氣味劑，考量水鹿在聞到氣味劑之後可能改變行為，因此應評估 M_b 模型，之後三次的估算期間則沒有氣味劑，自動相機對於水鹿並不會造成干擾，因此第二至四次估算不考慮 M_b 模型。水鹿個體間可能因行為、活動地點等差異而造成被捕捉機率不同，因此也應考量 M_h 模型。本研究第一次估算期間為 28 天，捕獲機率可能隨時間而變化，因此應考慮 M_t 模型，但第二至四次估算期間皆為 11 天，因此後面三次估算不考量 M_t 模型。因此，第一次估算期間理論上以 M_{tbh} 模型最為合理，第二至四次估算則以 M_h 模型最為合理， M_h (JK1)模型在王穎等(2013)、范震華(2012)和古馥宇(2018)的研究中都有被採用過。雖然考量的因素愈多愈符合實際情況，但也需要更多的樣本數，若樣本數不足會導致模型估計結果變不穩定(Otis et al., 1978)，例如估計值小於觀測值或標準誤(standard error)極大等情況(范震華，2012；古馥宇，2018)，實務上應採用標準誤(standard error)最小的模型估計值(趙蓮菊，清華大學統計學系，私人通訊)，故每一期最終採用的族群量估計值，使用 M_{tbh} 與 M_h (JK1)兩種模型，並選擇在該模型分析下某窗格之標準誤最小的估計值，提供兩種模型的估計值。

本研究標準誤最小的模型為 M_h (JK1)，JK1 為刀切法第一階估計法(Jackknife 1st-order estimator)的縮寫，在捕捉標放法中，JK1 常被應用於 M_h 模型，利用「只出現一次」與「出現兩次」的個體來修正原始族群估計，反映未被捕獲個體的存在。同時，透過反覆刪除一個樣本，以評估統計量的偏差與標準誤差，使模型最終估計值更貼近真實族群大小。

(七)以相對豐度估算其他類別個體的族群量

Wohlfahrt et al. (2025)的研究指出，自動相機原始數據，與區分性別偵測率的佔據率模型，兩者所估計的馬鹿(*Cervus elaphus*)成年性別比沒有顯著差異；因此本計畫，先計算各類別水鹿相對豐度的比例，再利用上述 M_{tbh} 與 M_h (JK1)模型所估計之公鹿數量依比例推算其他類別水鹿的數量。例如，假設母鹿的相對豐度為公鹿的 1.5 倍，若公鹿數量估計值為 n ，則母鹿數量估計值為 $1.5n$ 。

本計畫使用兩種古馥宇(2018)所提出之 $OI_3(1\text{ hr})$ 與捕獲回合比例(proportion of occasions with detections)，作為相對豐度的指標，因為 $OI_3(1\text{ hr})$ 為國內常用的指標之一(翁國精等，2024)，而捕獲回合比例與絕對族群量估計值相關係數最高，

並且變異係數最低，有較好的正確度與精確度(古馥宇，2018)。

OI₃ 的特點為不分辨個體，亦不計算同檔案內之個體數，以水鹿的性別、年齡、角況區分水鹿類別。算法為：

$$\frac{\text{某一水鹿類別在某相機的有效影片數}}{\text{該台相機的總工作時數}} \times 1000 \text{ 小時}$$

有效影片的定義為：以 1 小時為間隔，自該類別個體出現的第一個影片起 1 小時內同類別個體的影片皆不計算，超過 1 小時之後的第一個同類別個體影片計算為第二段有效影片，並由此張影片起 1 小時內的所有同類別個體影片皆不計算，以此類推。

捕獲回合比例為記錄一水鹿類別個體每天被捕獲的相機台數，將其加總，稱為台天數，算法為：

$$\frac{\text{加總一水鹿類別的台天數}}{\text{相機總台數} \times \text{記錄天數}}$$

需注意捕獲回合比例有其上限值，即每天每台相機都記錄到某一類別(如母鹿)的話，其值為 1(古馥宇，2018)。為呈現兩種相對豐度是否能反映族群量的變化，將每個窗格公鹿的相對豐度值與模型所估計之公鹿數量，先使用 Shapiro Wilk Test 進行常態分佈檢定，若符合常態分佈則使用 Pearson correlation coefficient(相關係數以 r 表示)，不符合常態分佈則使用 Spearman correlation coefficient(相關係數以 r_s 表示)。

(八)有效面積與估算水鹿的族群密度

族群密度的算法為族群量估計值除以有效面積。本研究參考范震華(2012)的方法，以樣區最外圍相機所形成之最小凸多邊形的面積，加上向外擴張的緩衝區面積，為有效面積。本計劃採用監測期間每隻被重複捕獲的個體之最大移動距離，加總之後除以個體數，即得到平均最大移動距離，作為緩衝區的半徑。被重複捕獲的定義為個體在同日出現在不同相機，或在不同日出現在同台相機的個體。

四、水鹿與共域物種的分布熱區與之間的相關性

計算每台相機各個類別的水鹿與中大型哺乳動物的月平均 OI₃(1 hr)，排除工作時數小於 200 小時的月份後，採用的月份資料為 2024/7、8、12 月與 2025/1、2、3、7、8 月，算法為將該類別或物種之每月 OI₃(1hr)加總後除以月份數量(8)，得到月平均 OI₃(1hr)，以其值呈現該類別或物種在樣區分布的熱區位置。

計算每台相機在所有架設期間所拍攝到的物種數量，包括中大型的臺灣水鹿、長鬃山羊、臺灣山羌、臺灣野豬(*Sus scrofa taiwanus*)、臺灣獼猴(*Macaca cyclopis*)、臺灣黑熊(*Ursus thibetanus formosanus*)、麝香貓(*Viverricula indica*)、鼬獾(*Melogale subaurantiaca*)、白鼻心(*Paguma larvata*)、黃喉貂(*Martes flavigula chrysospila*)、黃鼠狼(*Mustela sibirica taiwana*)等共 11 種；小型的赤腹松鼠(*Callosciurus erythraeus taiwanensis*)、條紋松鼠(*Tamiops maritimus*)、長吻松鼠(*Dremomys pernyi owstoni*)、白面鼯鼠(*Petaurista lena*)，以及三種鳥類，包括黑長尾雉、藍腹鵲(*Lophura swinhoii*)、臺灣山鷓鴣(*Arborophila crudigularis*)等。將每台水鹿月平均 $OI_3(1hr)$ 與(1)中大型哺乳動物、地棲性鳥類的月平均 $OI_3(1hr)$ 、(2)中大型物種、小型物種與鳥類 OI_3 做相關性分析。

相關性分析使用 Shapiro Wilk test 進行常態分佈檢定，若符合常態分佈則使用 Pearson correlation coefficient (相關係數以 r 表示)，不符合常態分佈則使用 Spearman correlation coefficient(相關係數以 r_s 表示)。

五、水鹿出沒時間與道路距離之間的相關性

計算每台相機與常有車輛使用之道路(包括台 18 省道、台 21 省道、排雲登山管理站至玉山登山口段林道)的直線距離，將每台相機與最近的道路距離與水鹿月平均 $OI_3(1hr)$ 做相關性分析。另外，使用 Logistic regression 分析水鹿出沒時間與道路距離之間的關係，自變數為相機與最近道路的距離，應變數為每筆有效影片的出沒時間，區分為白天(6:00-18:00，計為 1)和晚上(18:00-6:00，計為 0)。先計算白天出現的機率(p)：

$$p = \frac{\text{白天出現的有效影片數量}}{\text{總有效影片數量}}$$

以白天出現機率來計算勝算(Odds)：

$$\text{Odds} = \frac{p}{1-p}$$

勝算表示白天出現機率與晚上出現機率的比值，若勝算為 2，代表白天出現的機率是晚上的 2 倍。可再計算勝算比(Odds ratio)：

$$\text{Odds ratio} = \frac{\text{預測組的 Odds}}{\text{基準組(intercept)的 Odds}}$$

勝算比表示當距離每增加 1 km，相較於基準組其白天出現的勝算倍數。

六、水鹿阻絕圍籬

(一)、圍籬架設方式

為評估水鹿啃食樹皮與取食地被植物的程度，以及排除水鹿之後植被的恢復速度，在塔塔加遊憩區挑選至少 2 處規劃水鹿阻絕圍籬。為方便遊客觀察，挑選的原則以步道附近坡度 <30 度之平坦地進行圍籬架設，每一處研究樣點會同時包含圍籬(實驗組)與無圍籬(對照組)的樹林。本計畫參考林業及自然保育署植群調查計畫(行政院農業委員會林務局，2005; 林奐宇等，2022)的方法，於 2024/4/12 會同屏東科技大學賴宜鈴老師、嘉義大學趙偉村老師，及臺灣大學林政道老師在塔塔加地區探勘適合的圍籬樣區(附錄 7)。參與會勘的植物專長學者建議適合的樣區為森林與草地交界處，使圍籬內涵蓋的森林與草地面積大約各半。探勘結果選擇東埔大草原步道旁平坦處、麟趾山鞍部附近，及鹿林山與麟趾山步道交叉口附近共三處候選地點。

於 2024/5/10 會同嘉義大學趙偉村老師團隊前往探勘後，發現以人力做現場勘查效率極低，並且可能因早期的環境干擾導致草地與森林交雜且破碎，不易找到完整的森林與箭竹草地交界處，坡度多為較為陡峭的地形，不適合做植物調查。因此本計畫向玉山國家公園管理處企劃科申請塔塔加地區正射影像圖，先在圖面上研判適合的樣區，再到現場勘查及劃設樣區。在趙老師團隊協助下，以羅盤儀進行樣方劃設與地形校正(附錄 8)，完成 20 m x 30 m 的圍籬樣方(實驗組)，相鄰的同尺寸範圍則劃設圍籬外樣方(對照組)。於 2024/9/25 日完成 2 個圍籬樣區的標定，一處位於東埔大草原步道上，距離東埔大草原步道入口處約 200 m 處的平坦地，為樣區 1(圖 4)，另一處為塔塔加遊客中心西南方約 100 m 處，為樣區 2 (圖 4)。

圍籬架設方式為在周邊掘 30 cm 深的土洞，以 2.5 m 的木頭為樁，菱形網的材質選用以 PVC 包覆的 GI 鍍鋅鐵線，網子高度 1.5 m，從地面往上留 40 cm 的空隙讓體型小的動物通過，將菱形網以鐵絲固定於樁上進行加固，架設工作於 2024/12/18 完成(附錄 9)。

(二)木本植物標定與調查

量測樣區內每棵木本植物的 1.3 m 處之胸高直徑，當胸高直徑 ≥ 1 cm 的則標記為樣樹，若因樹幹分枝及幹瘤等因素造成 1.3 m 處生長特異而不適宜測量，測量點將稍做變更。樣樹標定作業於 2025 年 2 月完成，除了記錄樹種外，也用水溶性蠟筆畫記每棵樣樹原有的啃食痕跡，以利下次調查；木本植物的調查時間於

2025/3、6、8、10 月，每次調查檢查所有樣樹的存活狀況與有無被水鹿啃食的痕跡。

參考 Weng et al. (2022)所提出的偏好係數表示水鹿對樹種的啃食偏好，該係數假設水鹿是隨機啃食樹皮，所以若偏好係數等於 1，表示水鹿對該樹種的啃食現象是隨機發生，沒有偏好性或不偏好性，偏好係數大於 1，表示水鹿為偏好啃食該樹種，數值小於 1，則為不偏好，算法為 實際啃食比例 / 預期啃食比例，實際啃食比例：某樹種被啃食數量(棵)/被啃食總數(棵)。預期啃食比例：某樹種總數(棵)/樣樹總數(棵)。

為檢測水鹿對某樹種的啃食頻度是否顯著高於其他樹種，使用 Fisher's exact test 對每種樹種進行檢測，一分類項目為某樹種和其他樹種，另一分類項目為有無啃食痕跡。為避免多重檢定造成的偽陽性，採用 Bonferroni correction 校正 α 值，算法為 $\alpha^B = \alpha / \text{檢定次數}$ ， α 使用 0.05。

(三)地被植物標定與調查

在兩個樣區的圍籬組與對照組中，選取林下、林緣與草地環境，每種環境各設立兩個 2 m x 1 m 的監測樣方(圖 4)，在樣方的四個角落以標竿記錄邊界位置，並且禁止人員踏入樣方內。地被植物的調查時間於 2025/2、6、8、10 月，每次調查記錄樣方內的地被植物的物種與覆蓋度、箭竹平均高度，每個小苗樣方的箭竹的高度為採用最靠近四個角落標竿與中央的箭竹高度加總平均；另外，亦記錄木本植物的小苗數量與物種。

利用地被植物覆蓋度，計算每次調查每個樣方的兩種多樣性指數；Shannon 指數對稀有物種較敏感， H' 值愈高表示樣方的物種多樣性與均勻度較高，算法為

$$H' = - \sum_{i=1}^S (P_i \cdot \ln P_i)$$

Simpson 指數則對優勢物種較敏感， λ 值愈高表示樣方被少數優勢物種所占據，算法為

$$\lambda = \sum_{i=1}^S P_i^2$$

S：該樣方的物種數量

Pi：該樣方物種 i 的比例(該樣方某物種的覆蓋度/該樣方所有物種覆蓋度總合)

每次調查將該樣區 6 個樣方所得的觀測值，包括箭竹高度、箭竹覆蓋度、草本物種數量、木本小苗數量、Shannon 指數與 Simpson 指數，每項各別加總平均 6 個樣方的數值，來代表一樣區該次調查的結果，將四次調查結果以 Wilcoxon Signed-Rank Test 比較兩個樣區的圍籬組與對照組觀測值是否有顯著差異。

七、統計軟體

本計畫統計方法皆使用 Rstudio(2023.06.1 Build 524) 軟體與 Microsoft®Excel®2019 MSO 計算。

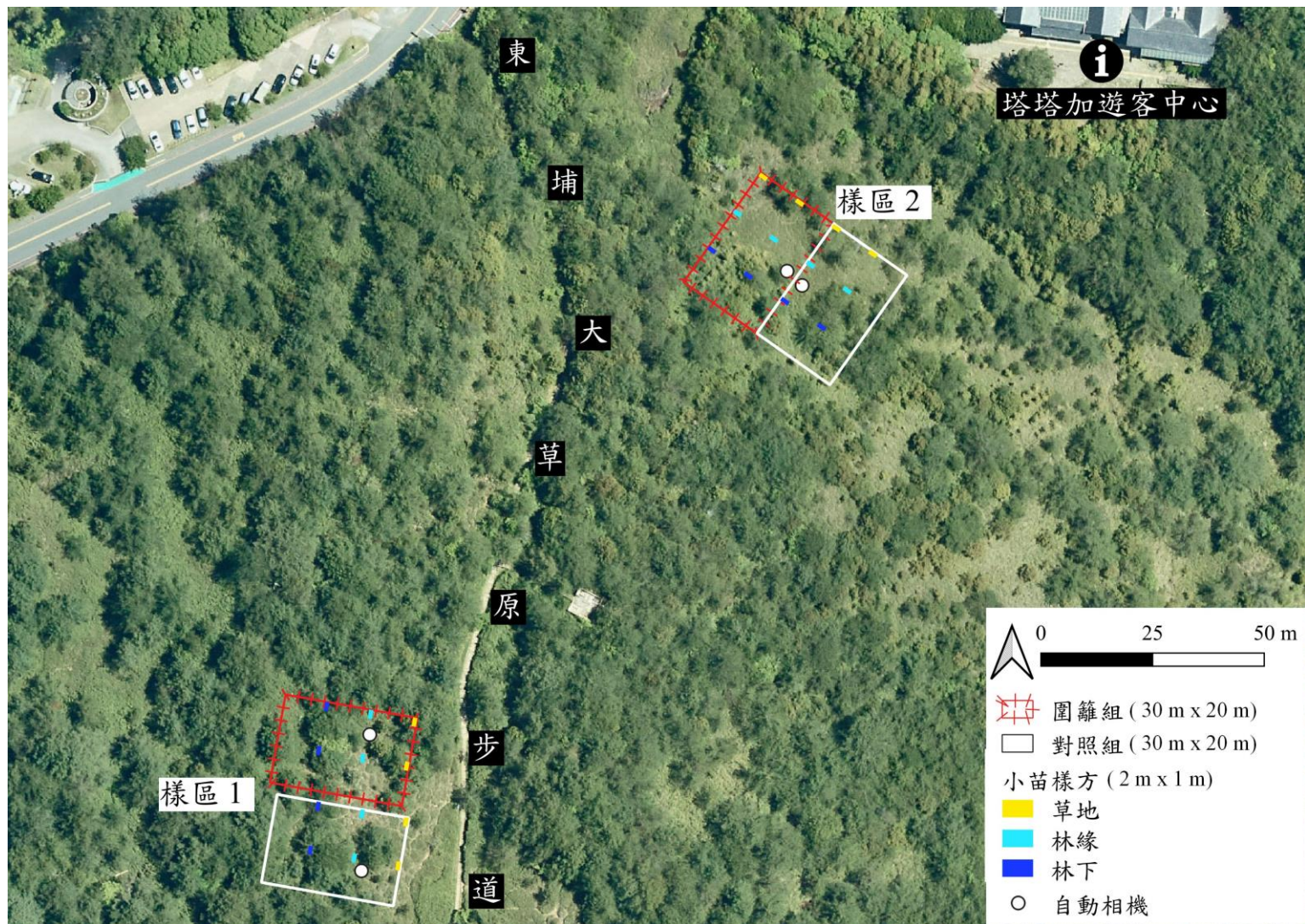


圖 4、圍籬樣區位置圖。紅色區域為被圍籬隔絕的實驗組，白色為對照組，每個組別在其中依地形各選 6 個小苗樣方與架設 1 台自動相機進行監測。

肆、結果

一、水鹿的平均移動速度

自 2024/4/10 - 2024/9/3，總共累計 230 筆可計算移動速度的資料，水鹿的平均移動速度為 20 m/min(樣本數= 230；標準誤=1.58)，標準差為 24。圖 5 顯示資料的離散程度，67%(153 筆)的樣本小於平均速度，直方圖呈現非鐘型曲線，經檢定整體水鹿與各類別水鹿個體的移動速度皆非常態分佈。

將 230 筆資料以各個水鹿類別分類，則各類別個體的平均移動速度如圖 6；幼鹿為 24 m/min(樣本數= 33；標準誤=5.79)，亞成鹿為 12 m/min(樣本數= 38；標準誤=3.33)，母鹿為 17 m/min(樣本數=106；標準誤=2.18)，公鹿為 27 m/min(樣本數= 53；標準誤=2.83)，公鹿移動速度最快，亞成鹿移動速度最慢(圖 6)，並且公鹿與母鹿、亞成鹿之間的移動速度達到顯著差異($p\text{-value} < 0.005$ ，圖 6)。

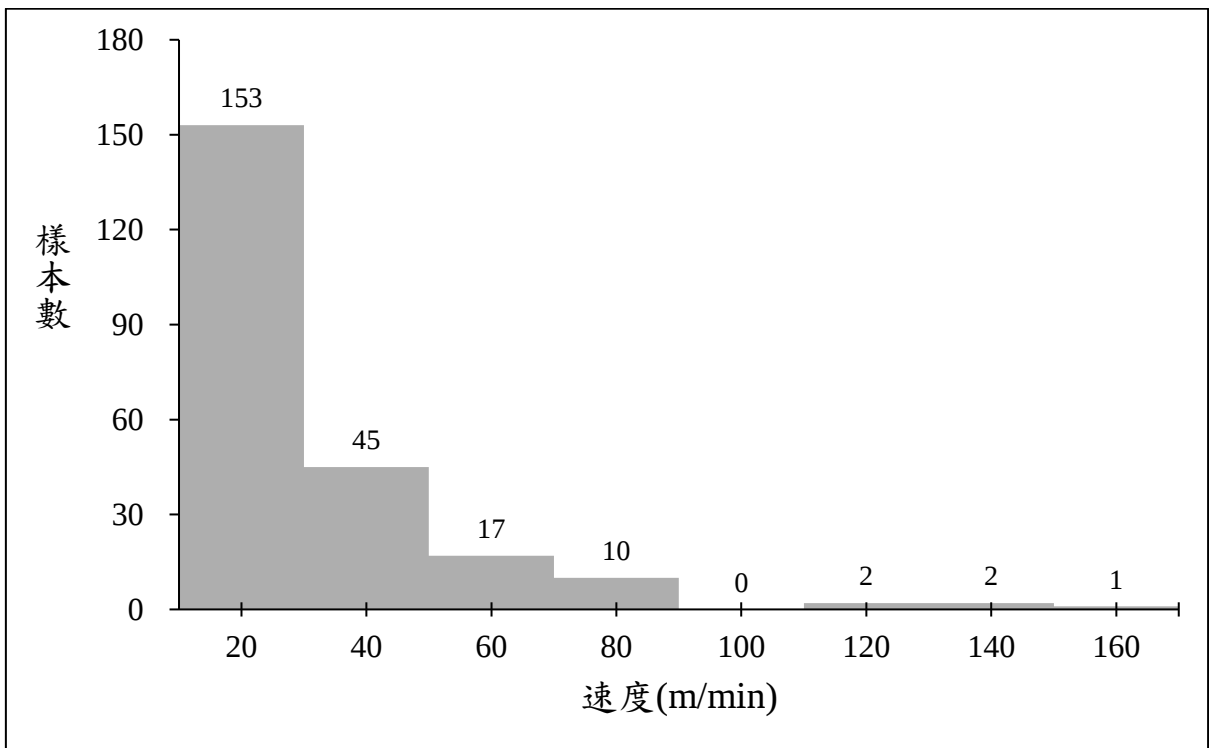


圖 5、移動速度樣本分布圖。2024 年 4 月至 9 月累積共 230 筆樣本數，平均移動速度為 20 m/min，標準差 $\sigma = 24$ ，方框內的數值標籤為樣本數。

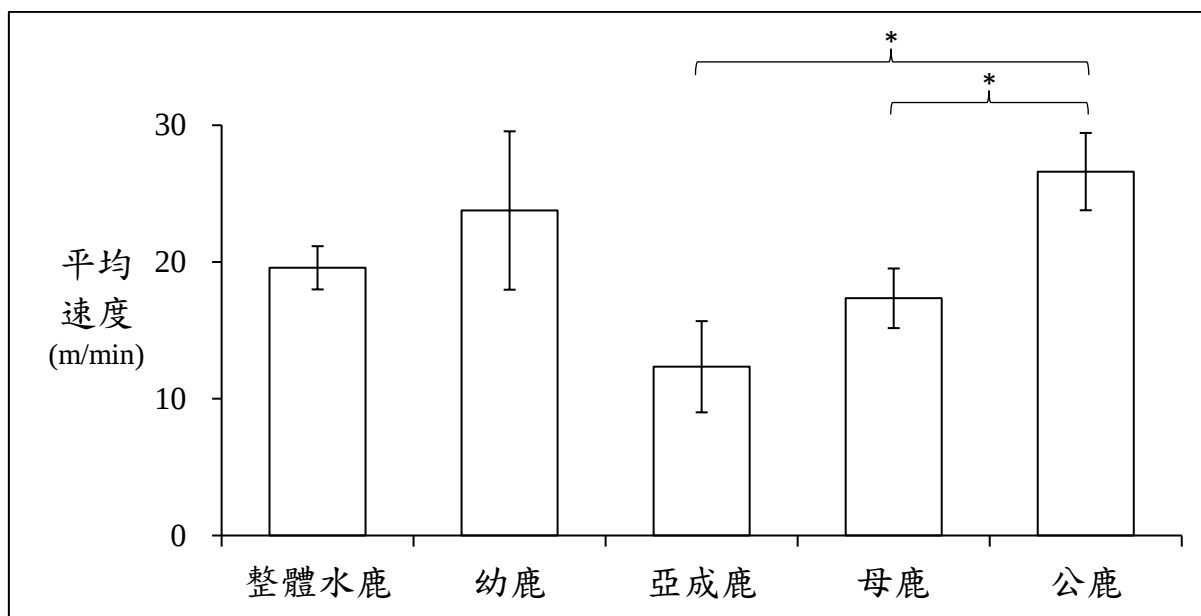


圖 6、不同類別水鹿的平均移動速度。以 N 表示樣本數，SE 為標準誤；各類別水鹿的平均移動速度分別為，整體水鹿 20 m/min(N = 230，SE = 1.58)、幼鹿 24 m/min(N = 33，SE = 5.79)、亞成鹿 12 m/min(N = 38，SE = 3.33)、母鹿 17 m/min(N = 106，SE = 2.18)、公鹿 27 m/min(N = 53，SE = 2.83)。垂直線為標準誤。比較各類別個體的差異經 Dunn's Test 檢定，以 Bonferroni correction 校正的 $\alpha^B = 0.008$ ，*代表 $p\text{-value} < \alpha^B$ 。

二、誘餌站對水鹿的吸引效果

精鹽誘餌站每站都有水鹿出現，混合誘餌站有 1 站沒有拍攝到任何動物，氣味站有 9 站的氣味瓶沒有出現在畫面中，有 1 站沒有拍攝到水鹿，因此在後續的資料分析中，混合誘餌站採用的樣本數為 4 站，氣味站則為 80 站(表 2)。

精鹽誘餌站平均使用隻次最多(0.98 隻次)，以混合誘餌站的使用率最高(67%)，偏好係數皆顯示為偏好(表 2)，氣味站的平均使用隻次與使用率最低，且偏好係數顯示水鹿排斥氣味劑(表 2)。精鹽誘餌站僅平均使用隻次母鹿較公鹿高，而使用率與偏好係數在公鹿與母鹿之間沒有太大的差別(表 3)；混合誘餌站的平均使用隻次與使用率公鹿都大於母鹿(表 3)，氣味站的三種吸引效果指標在公鹿與母鹿之間沒有太大差異(表 3)。

水鹿對氣味劑的使用率隨著時間由 11%下降至 8%(表 4)，停留與排斥的反應行為則皆上升 3%，顯示隨時間增加發現氣味劑的水鹿變少，且對氣味劑的反應並沒有明顯改變(表 4)，顯示在長期架設下氣味劑對水鹿逐漸沒有影響力。

表 2、誘餌站的使用情形與吸引程度。使用站數為架設成功且有拍攝過水鹿的誘餌站數目；總提供天數為加總各個使用站數的工作天數；使用情形與反應行為的數值為加總隻次。平均使用隻次為總使用隻次/總提供天數；使用率為有使用隻次/總使用隻次；偏好係數為(停留隻次-排斥隻次)/總反應隻次，係數為 0 偏向無反應，數值愈大對誘餌反應偏向停留，反之則偏向排斥。

		精鹽	混合	氣味劑
架設站數		3	5	90
使用站數		3	4	80
總提供天數		60	83	6295
使用情形	無使用	48	23	3758
	有使用	59	46	396
	近距離	28	17	261
	遠距離	31	29	135
反應行為	無反應	0	0	163
	停留	59	46	60
	排斥	0	0	173
平均使用隻次		0.98	0.55	0.06
使用率		55%	67%	10%
偏好係數		1	1	-0.3

表 3、誘餌站對公鹿與母鹿的吸引效果。

		公鹿	母鹿
平均使用隻次	精鹽	0.35	0.62
	混合	0.46	0.10
	氣味劑	0.03	0.03
使用率	精鹽	58%	60%
	混合	69%	62%
	氣味劑	11%	10%
偏好係數	精鹽	1	1
	混合	1	1
	氣味劑	-0.3	-0.3

表 4、不同月份氣味劑的使用情形與吸引程度。

		使用隻次	
		7 月	8 月
使用情形	無使用	1434(89%)	1918(92%)
	有使用	180(11%)	170(8%)
反應行為	無反應	78(43%)	65(38%)
	停留	24(13%)	27(16%)
	排斥	78(43%)	78(46%)

三、以移動速度判斷個體數量

在人工無法區分個體的情形下，使用拍攝時間差與水鹿的移動速度來判斷是否為同隻個體，而由於個體辨識僅針對公鹿，公鹿的平均移動速度也較整體水鹿的平均移動速度快，即拍攝時間差需更短才可能被判斷為不同個體，因此在進行後續分析時，是選用公鹿的平均移動速度作為計算，是較保守的判斷。

以公鹿平均速度換算，公鹿從每台相機移動至最近一台相機所需的平均時間為 6 分鐘，移動至最遠一台相機所需的平均時間為 93 分鐘。由於兩台相機之間最遠的距離為 3,263 m，需花費 123 分鐘，亦即若拍攝時間差大於 123 分鐘，表示個體可移動至樣區範圍內任何一點，若無特有的特徵，應被視為已出現過的個體。

四、公鹿的個體辨認數量

2024/6/28 – 2024/7/25 第一次估算期間(28 天)，共拍攝 1,522 個檔案，有 268 個檔案無法辨認；2024/11/29 – 2024/12/9 第二次估算期間(11 天)，共拍攝 479 個檔案，有 43 個檔案無法辨認；2025/2/21 – 2025/3/3 第三次估算期間(11 天)，共拍攝 275 個檔案，有 13 個檔案無法辨認；2025/6/28 – 2025/7/8 第四次估算期間(11 天)，共拍攝 973 個檔案，有 16 個檔案無法辨認。

在第一次的估算期間 2024/6/28 – 2024/7/11 嘗試以總量計數法，回合數 14 天來計算公鹿的族群量，單日最多的可辨識個體總數出現於第 2 天(2024/6/29： $N_{max} = 17$ ， $k = 72$ ，圖 7-1)。在後續三次的估算期間，每次回合數 11 天中也顯示 k 遠大於 N_{max} 的情形(圖 7-2，圖 7-3，圖 7-4)；每日累積個體數隨觀察天數增加而增

加，沒有明顯的持平段(圖 8)。而所有無法辨認或有相似特徵的個體，其出現時間的間隔皆大於水鹿在相機之間移動所需要的時間，因此無法視為不同的個體，即每日最多的個體數量為 N (當日可辨識的個體數量)+1(當日無法辨識的個體都被視為同個體)。

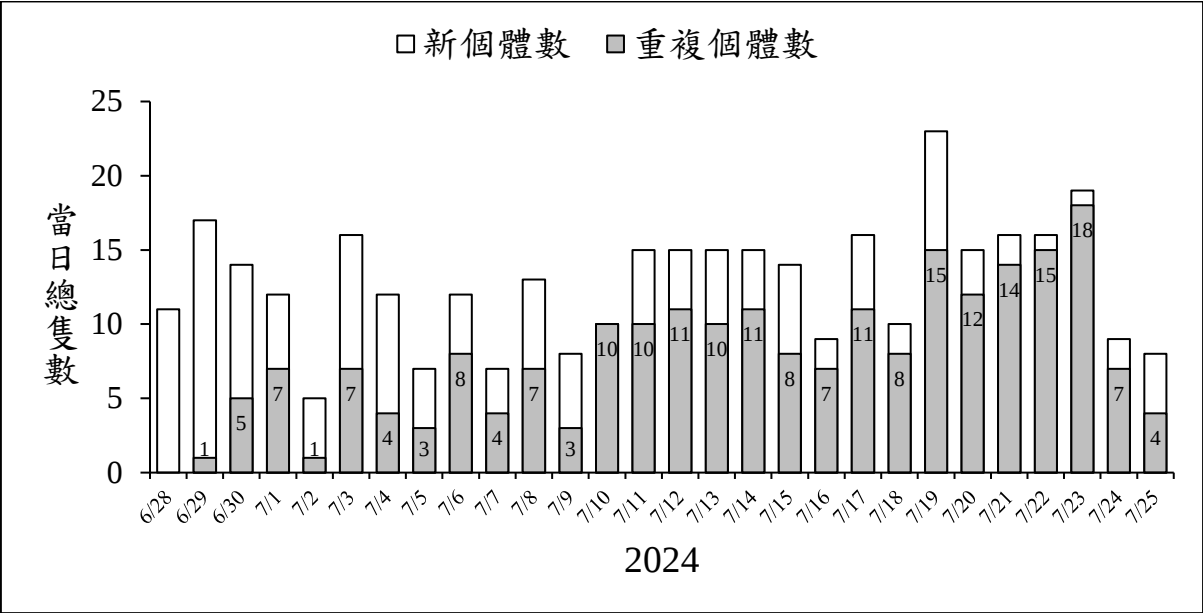


圖 7-1、第一次估算期間每日可辨識的公鹿個體數。於第一次估算期間的前 14 天 (2024/6/28-2024/7/11) 中嘗試總量計數法計算每日公鹿數量。一天內個體數最大值 $N_{\max}$ 出現在 2024/6/29 為 $N_{\max} = 17$ ， $k = 72$ ，個體辨識天數共 28 天。白色部分為未曾被拍攝過的新個體，灰色部分為過去曾出現的舊個體。

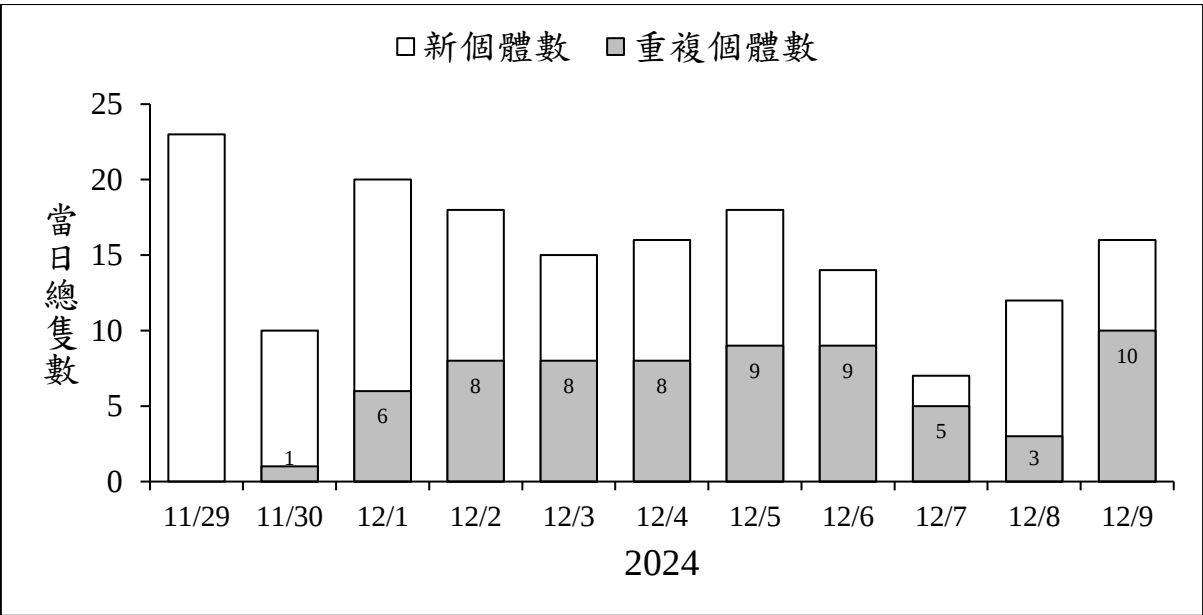


圖 7-2、第二次估算期間每日可辨識的公鹿個體數。第二次估算期間個體辨識天數共 11 天；2024/11/29 為 $N_{\max} = 23$ ， $k = 79$ 。白色部分為未曾被拍攝過的新個體，

灰色部分為過去曾出現的舊個體。

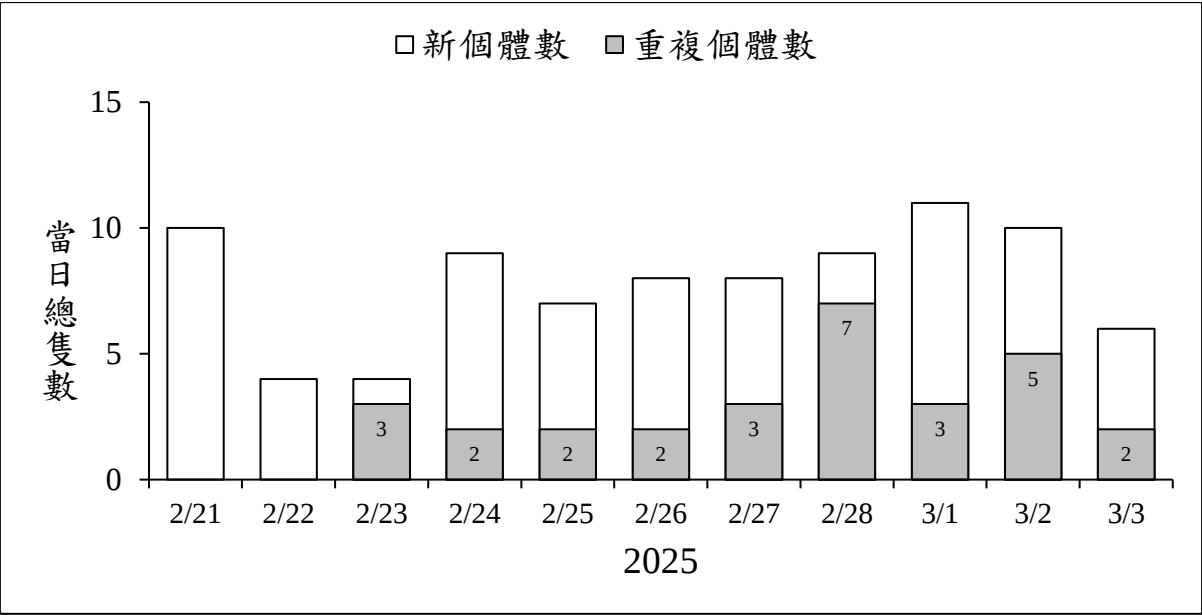


圖 7-3、第三次估算期間每日可辨識的公鹿個體數。第三次估算期間個體辨識天數共 11 天；2024/3/1 為 $N_{max} = 11$ ， $k = 46$ 。白色部分為未曾被拍攝過的新個體，灰色部分為過去曾出現的舊個體。

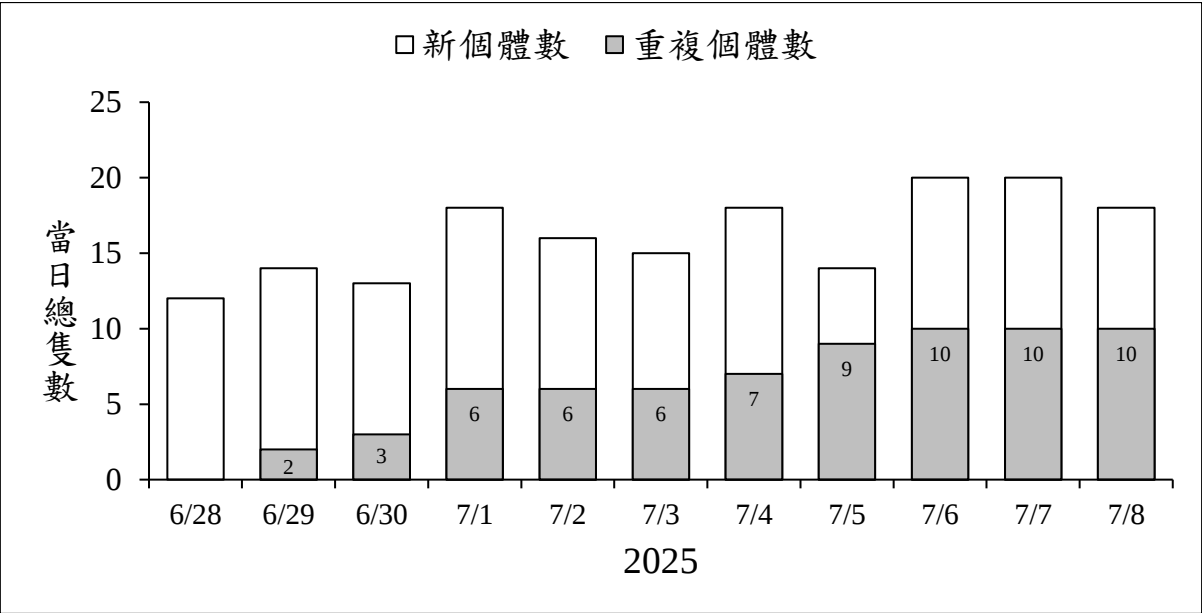


圖 7-4、第四次估算期間每日可辨識的公鹿個體數。第四次估算期間個體辨識天數共 11 天；以 2025/7/6 為 $N_{max} = 20$ ， $k = 89$ 。白色部分為未曾被拍攝過的新個體，灰色部分為過去曾出現的舊個體。

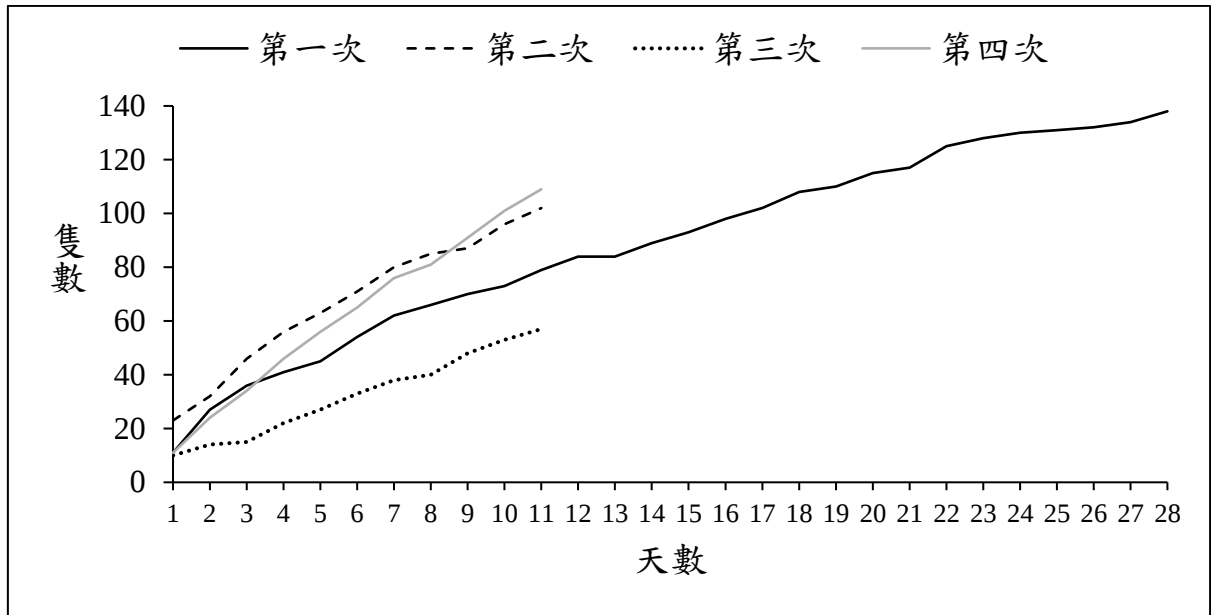


圖 8、每日累積可辨識的公鹿個體數。

圖 9 與圖 10 提供每次估算期間公鹿各角況的占比。第一次估算期間總共辨識 138 隻(圖 9-1)，以年長公鹿居多，三尖與四尖公鹿占了總數的 66%(圖 10-1)，各角尖的茸角與硬角的占比為，茸角一尖占 69%，茸角兩尖占 61%，茸角三尖占 21%，顯示年長公鹿的硬角期較年輕公鹿更早開始(圖 9-1)。在估算的前 11 天以茸角期公鹿占多數(61%，圖 10-2)，後 17 天則為硬角期公鹿占多數(66%，圖 10-2)，估算期間有 17 隻茸角個體再次被拍到時已轉變為硬角(個體辨認的數量只會記為 1 隻)，顯示此時為茸角轉換為硬角的期間。第二次估算期間總共辨識 102 隻(圖 9-2)，以三尖公鹿居多占總數的 45%(圖 10-1)，此時主要為硬角期占 82%(圖 10-2)，部分個體則已進入解角與新生角期(圖 10-2)。第三次估算期間總共辨識 57 隻(圖 9-3)，此時期一尖以下的公鹿占比較其他時期多(32%，圖 10-1)，但多數個體無法判斷年齡的占比(42%，圖 10-1)，因其為解角或新生角期(圖 10-2)。第四次估算期間總共辨識 109 隻(圖 9-4)，以三尖公鹿占總數的 70%(圖 10-1) 為最多，另以茸角期公鹿占多數(62%，圖 10-2)，角況占比與第一次前 11 天的估算期間相似。

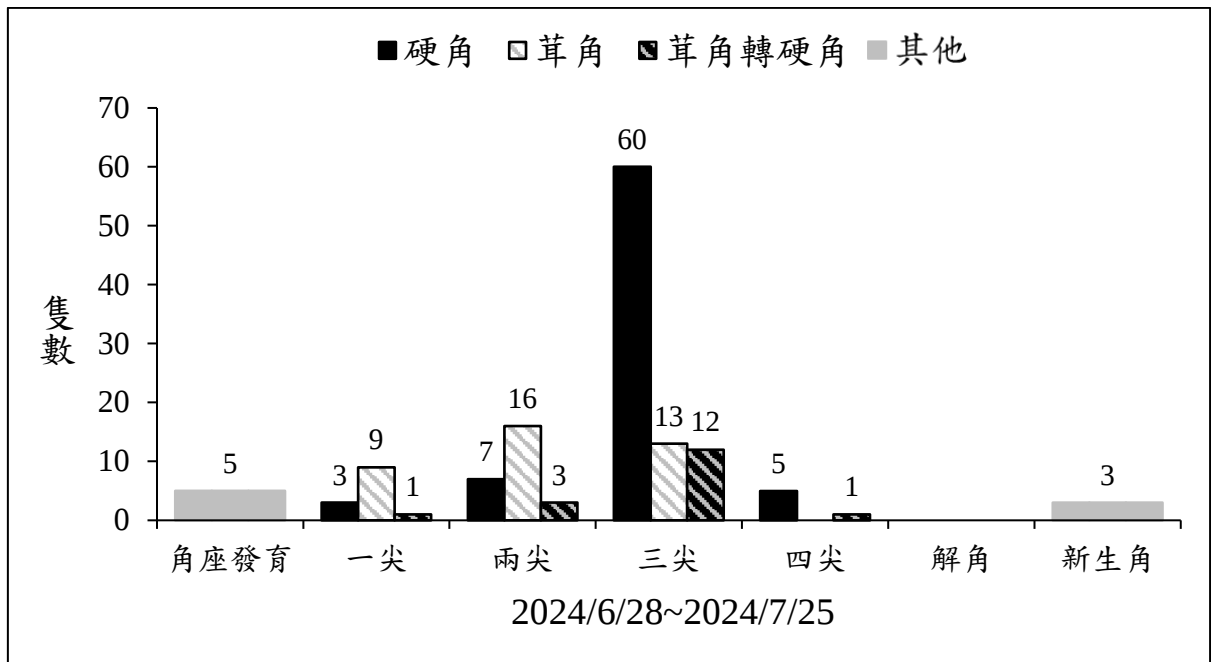


圖 9-1、第一次估算期間公鹿角況的個體辨識數量。第一次估算期間於 28 天內共辨識 138 隻公鹿，依角況分類計數。

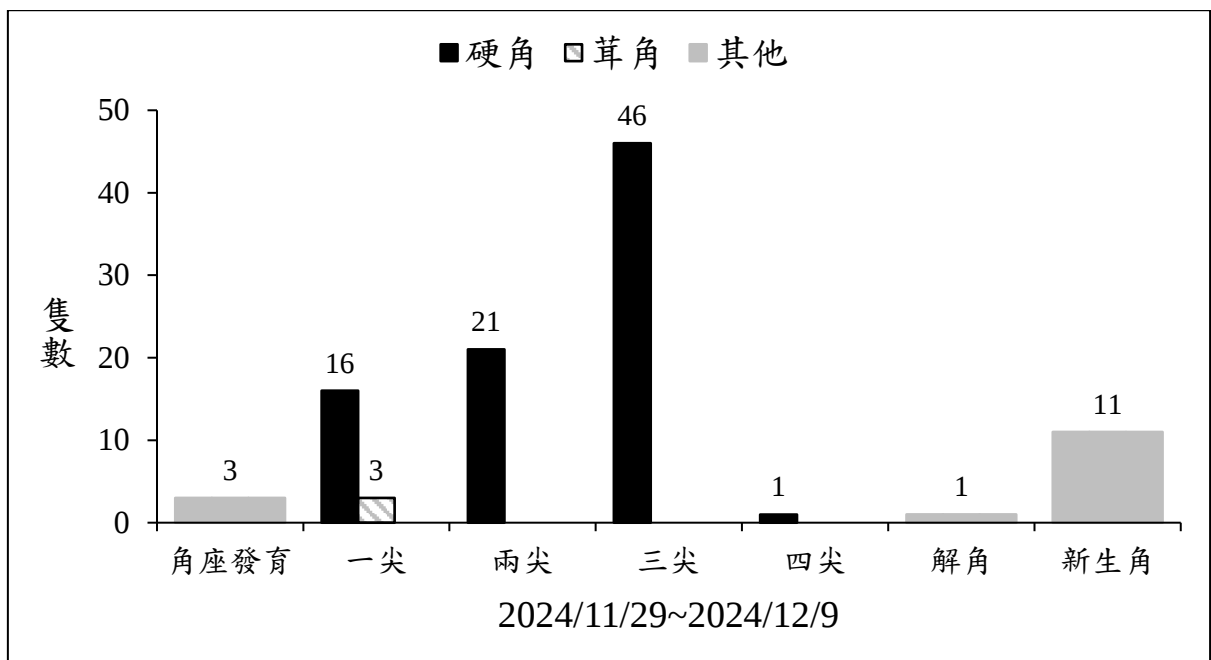


圖 9-2、第二次估算期間公鹿角況的個體辨識數量。第二次估算期間於 11 天內共辨識 102 隻公鹿，依角況分類計數。

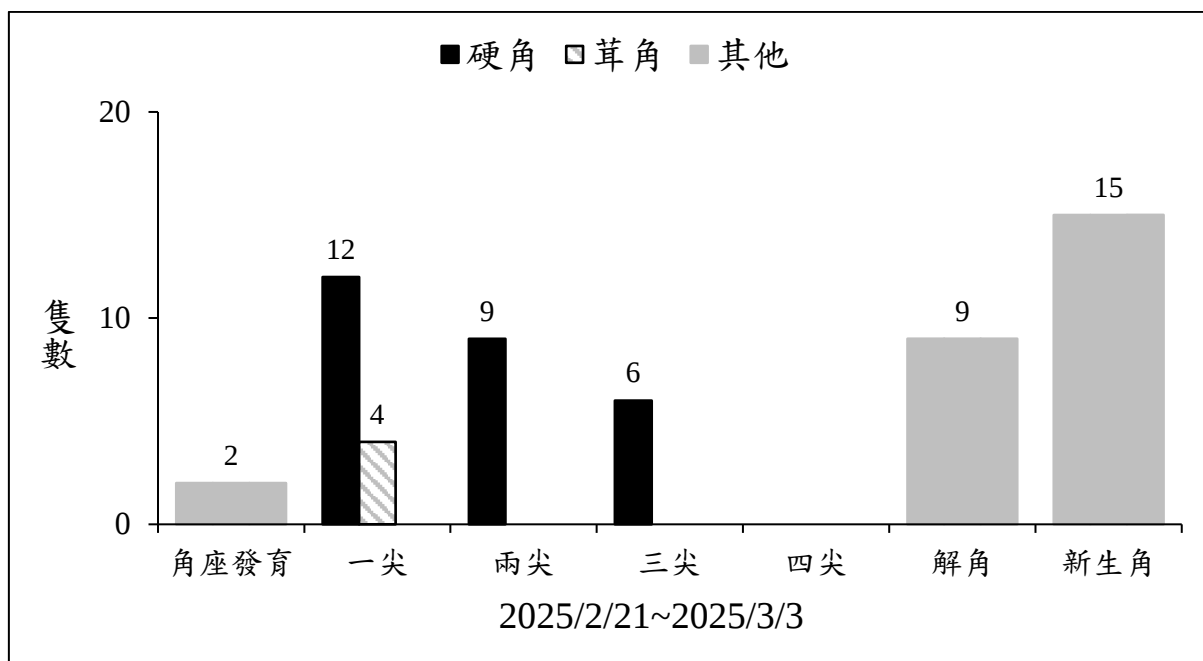


圖 9-3、第三次估算期間公鹿角況的個體辨識數量。第三次估算期間於 11 天內共辨識 57 隻公鹿，依角況分類計數。

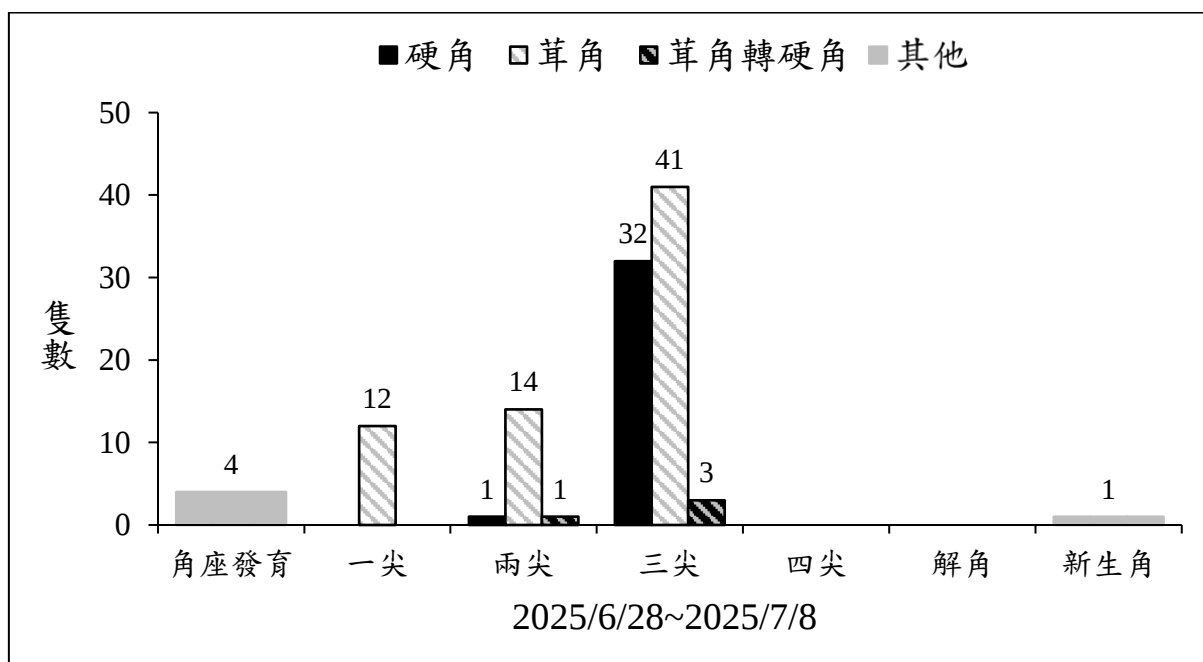


圖 9-4、第四次估算期間公鹿角況的個體辨識數量。第四次估算期間於 11 天內共辨識 109 隻公鹿，依角況分類計數。

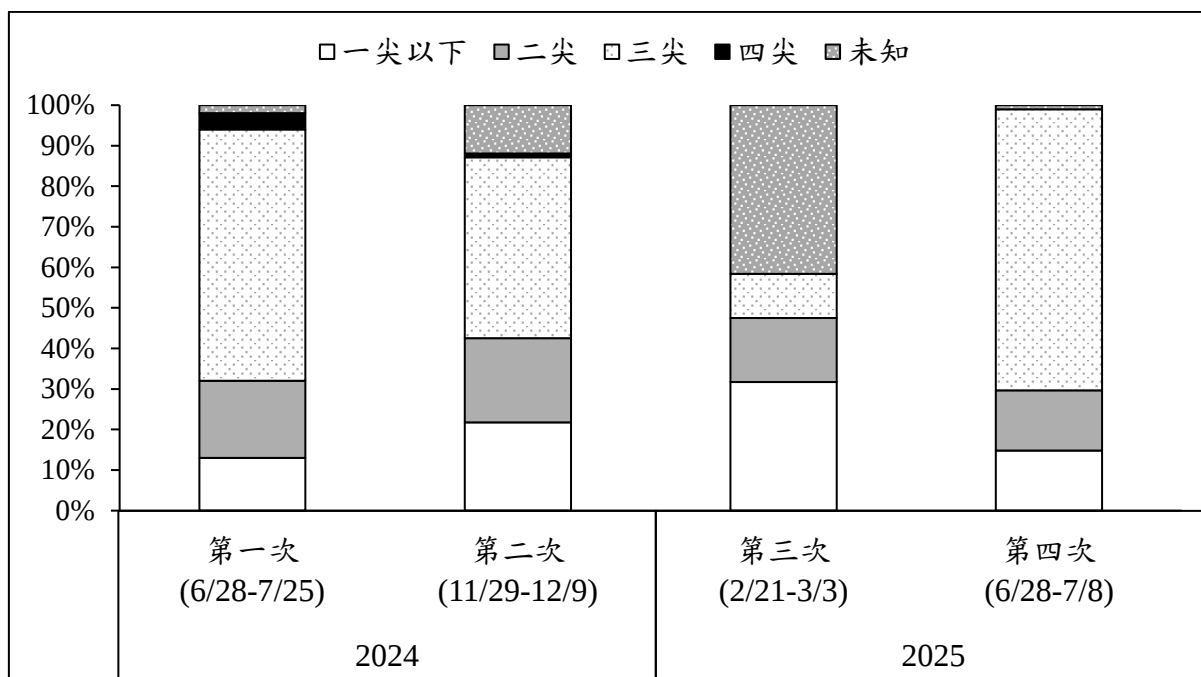


圖 10-1、公鹿的角尖組成百分比。「一尖以下」包含一尖與角座發育之公鹿；「未知」包含新生角與解角期之公鹿。

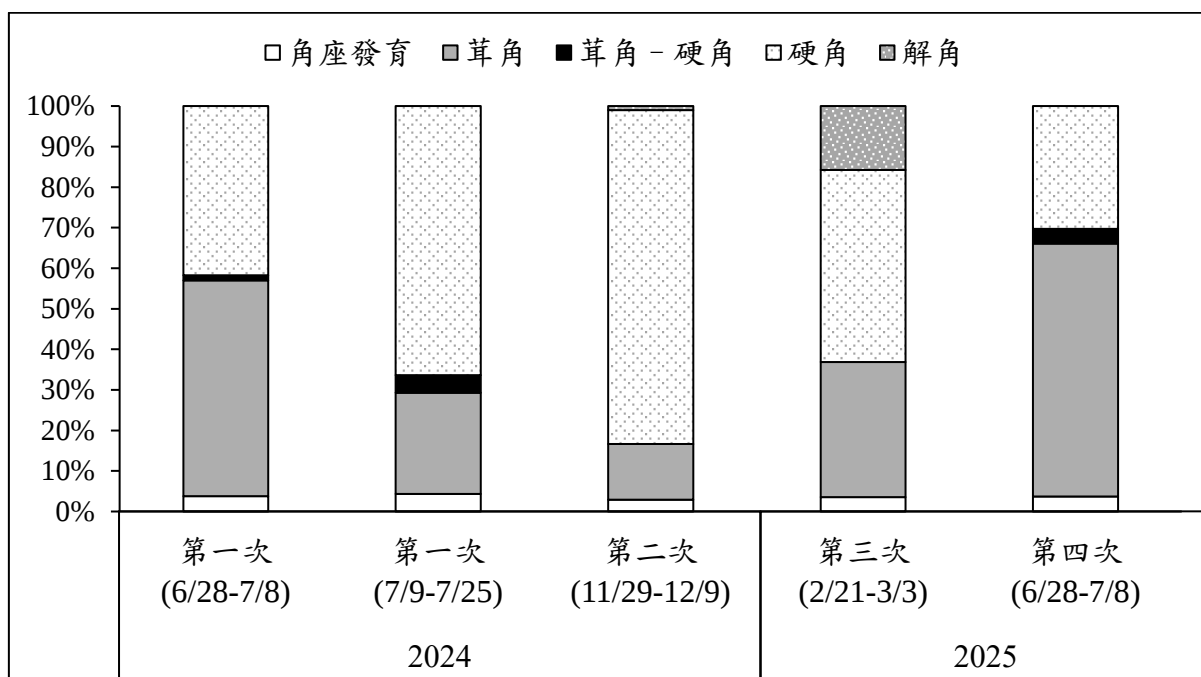


圖 10-2、公鹿的角況組成百分比。「茸角-硬角」表示在估算期間，個體角況由茸角轉為硬角期；茸角包含各角尖茸角期與新生角之公鹿。

五、封閉族群檢測

在第一次估算期間，以捕捉史長度為 5 天的 p-value 中位數值最高(0.68，表 5)，當捕捉史長度超過 23 天會被檢測為開放族群($p\text{-value} < 0.05$ ，表 5)；在第二次(0.57)與第四次估算期間(0.67)皆以 4 天 p-value 中位數值最高 (表 5)；在第三次估算期間則以 3 天的 p-value 中位數值最高(0.38，表 5)。顯示每個估算期間最符合封閉族群的捕捉史長度天數並不相同，本研究最可能符合封閉族群的假設是介於 3 – 5 天，但為了比較不同時期的水鹿族群量，必須採用相同的捕捉史長度，而因為第一次估算期間有較多的樣本數且個體辨識度高(新生角和解角的比例低)，所以在後續的分析資料採用捕捉史長度為 5 天，並排除不符合封閉族群的窗格進行估算，僅在第一次與第三次估算期間，各有 1 個窗格不符合封閉族群。

表 5、封閉族群檢測 p-value 表。以移動窗格的方式依捕捉史長度的天數在每個估算期間進行封閉族群檢測。n 為樣本數，P(M)為中位數 p value 值。使用 Stanley and Burnham(1996)的檢測方法，p-value 值愈低愈不符合封閉族群的假設。-為無資料。

捕捉史長度 (天)	第一次		第二次		第三次		第四次	
	n	P(M)	n	P(M)	n	P(M)	n	P(M)
3	26	0.42	9	0.55	9	0.38	9	0.56
4	25	0.58	8	0.57	8	0.25	8	0.67
5	24	0.68	7	0.28	7	0.19	7	0.55
6	23	0.58	6	0.33	6	0.18	6	0.53
7	22	0.62	5	0.33	5	<0.05	5	0.53
8	21	0.52	4	0.25	4	0.06	4	0.57
9	20	0.42	3	0.16	3	<0.05	3	0.54
10	19	0.38	2	0.18	2	0.06	2	0.34
11	18	0.29	1	0.08	1	0.08	1	0.41
12	17	0.28	-	-	-	-	-	-
13	16	0.23	-	-	-	-	-	-
14	15	0.16	-	-	-	-	-	-
15	14	0.18	-	-	-	-	-	-
16	13	0.21	-	-	-	-	-	-
17	12	0.16	-	-	-	-	-	-
18	11	0.25	-	-	-	-	-	-
19	10	0.23	-	-	-	-	-	-
20	9	0.09	-	-	-	-	-	-
21	8	0.10	-	-	-	-	-	-
22	7	0.13	-	-	-	-	-	-
23	6	0.12	-	-	-	-	-	-
24	5	<0.05	-	-	-	-	-	-
25	4	<0.05	-	-	-	-	-	-
26	3	<0.01	-	-	-	-	-	-
27	2	<0.01	-	-	-	-	-	-
28	1	<0.01	-	-	-	-	-	-

六、公鹿族群量估計值

由於五天的捕捉期所捕獲及重複捕獲的公鹿數量較少，無法使用參數量較高的 M_{tbh} 模型，因此僅以 $M_h(JK1)$ 模型估計公鹿的族群量。第一次估計值為 60 隻 (標準誤 6.36，表 6)，95%信賴區間介於 54 – 67 隻 (圖 11)；第二次估計值為 87 隻 (標準誤 7.51，表 6)，95%信賴區間介於 80 – 94 隻 (圖 11)；第三次估計值介於 44 隻 (標準誤 5.01，表 6)，95%信賴區間介於 39 – 49 隻 (圖 11)；第四次估計值介於 90 隻 (標準誤 7.79，表 6)，95%信賴區間介於 82 – 97 隻 (圖 11)。

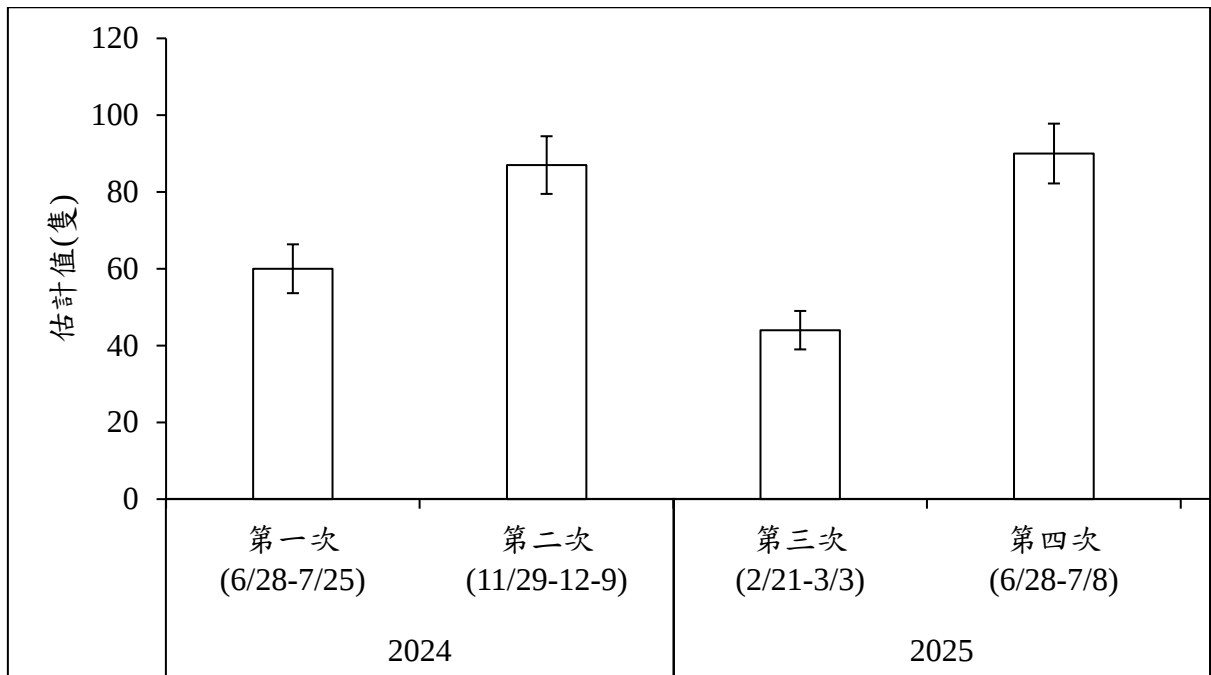


圖 11、 $M_h(JK1)$ 模型下公鹿的族群量估計值。每次估計值採用有最小標準誤之窗格，作為該次的估計值，垂直線為標準誤。

每個窗格的 $OI_3(1hr)$ ($W = 0.961$, $p\text{-value} = 0.154$)、捕捉回合比例 ($W = 0.989$, $p\text{-value} = 0.922$) 與 $M_h(JK1)$ 模型估計之公鹿族群量 ($W = 0.960$, $p\text{-value} = 0.141$) 皆符合常態分佈，模型估計值與 $OI_3(1hr)$ ($r = 0.795$, $p\text{-value} < 0.001$)、捕捉回合比例 ($r = 0.697$, $p\text{-value} < 0.001$) 兩者的相關性皆為顯著相關，表示兩種相對豐度指標皆可反應以模型估計的實際族群量的變化，也因此可以利用公鹿與其他類別個體相對豐度的比例回推，估計其他類別的個體數。由於 $OI_3(1hr)$ 的相關性較高，並且為國內較常用的指標，因此推算其他類別水鹿個體數時採用 $OI_3(1hr)$ 。

表 6、公鹿個體辨認數量與 $M_h(JK1)$ 估計值。窗格以 5 天為一格，第一次監測窗格序號 1 為 2024/6/28 – 2024/7/2，序號 2 為 2024/6/29 – 2024/7/3...以此類推。ID 為該窗格中個體辨認的數量，以 Care-2 軟體使用 $M_h(JK1)$ 估計公鹿族群量與標準誤 S.E.。x 為不符合封閉族群，-為無資料。

窗格 序號	第一次			第二次			第三次			第四次		
	ID	M_h	S.E.	ID	M_h	S.E.	ID	M_h	S.E.	ID	M_h	S.E.
1	45	72	7.01	63	101	8.25	27	45	5.35	56	90	7.79
2	48	77	7.35	59	93	7.86	27	46	5.98	61	98	8.07
3	47	77	7.30	64	100	8.55	28	46	5.56	63	101	7.93
4	44	73	7.24	60	94	7.89	29	44	5.01	64	102	8.52
5	45	76	7.41	55	89	7.64	x	x	x	68	110	8.58
6	46	77	7.52	53	87	7.82	35	55	6.13	69	111	8.94
7	42	71	7.11	53	87	7.51	36	59	6.37	73	120	9.14
8	38	64	6.75	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9	38	60	6.36	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10	39	62	6.49	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11	44	70	7.09	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12	45	71	6.66	-	-	-	-	-	-	-	-	-
13	54	86	7.53	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14	57	92	8.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15	54	88	7.84	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16	57	94	8.07	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18	56	90	7.72	-	-	-	-	-	-	-	-	-
19	56	91	7.72	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20	60	94	8.11	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21	56	88	7.69	-	-	-	-	-	-	-	-	-
22	60	92	7.87	-	-	-	-	-	-	-	-	-
23	56	89	7.78	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24	53	84	7.48	-	-	-	-	-	-	-	-	-

七、公鹿與其他生活史類別之相對豐度的比值

公鹿的 $OI_3(1hr)$ 平均值介於 4.26 – 7.98，在第三次估算期間最低(表 7)；幼鹿僅在第一次與第四次的估算期間有被記錄，平均比值為 0.15 與 0.18(表 7)；亞成鹿於第一次至第四次估算期間的平均 $OI_3(1hr)$ 逐漸上升，平均比值介於 0.24 – 0.51(表 7)，以第三次的平均比值最高；母鹿僅於第二次估算期間的平均比值小於 1(表 7)。第一次與第四次估算期間的日期相近，且各類別水鹿的比值也相近，顯示水鹿的年齡與性別組成似乎具有以年為週期的規律變化。

表 7、公鹿與其他類別個體的 $OI_3(1hr)$ 的比值。計算方式為加總一類別有效影片數/相機工作時數 $\times 1000$ ，記錄天數以 5 天為移動窗格，並排除非封閉族群的窗格。 n 為樣本數， OI 為平均 $OI_3(1hr)$ ， R_a 為平均比值。比值以公鹿為分母，以四捨五入計算。

個體類別	第一次(n=23) 2024/6/28 – 7/25		第二次(n=7) 2024/11/29 – 12/9		第三次(n=6) 2025/2/21 – 3/3		第四次(n=7) 2025/6/28 – 7/8	
	OI	R_a	OI	R_a	OI	R_a	OI	R_a
幼鹿	1.12	0.15	0	0	0	0	1.43	0.18
亞成鹿	1.74	0.24	2.15	0.29	2.14	0.51	2.74	0.34
母鹿	9.91	1.39	6.13	0.82	5.93	1.40	13.26	1.66
公鹿	7.53	1	7.46	1	4.26	1	7.98	1

以 OI_3(1hr)平均比值(表 7)回推其他類別水鹿的族群量，幼鹿僅出現在第一次與第四次估算期間，第一次 9 隻，第四次 16 隻(圖 12)；亞成鹿每次估計值依序為 14、25、22、31 隻(圖 12)；母鹿每次估計值依序 83、71、62、149 隻(圖 12)。

合計四種類別的個體，則可獲得整體水鹿族群量估計值，第一次 166 隻，第二次 183 隻，第三次 128 隻，第四次 286 隻(圖 12)。

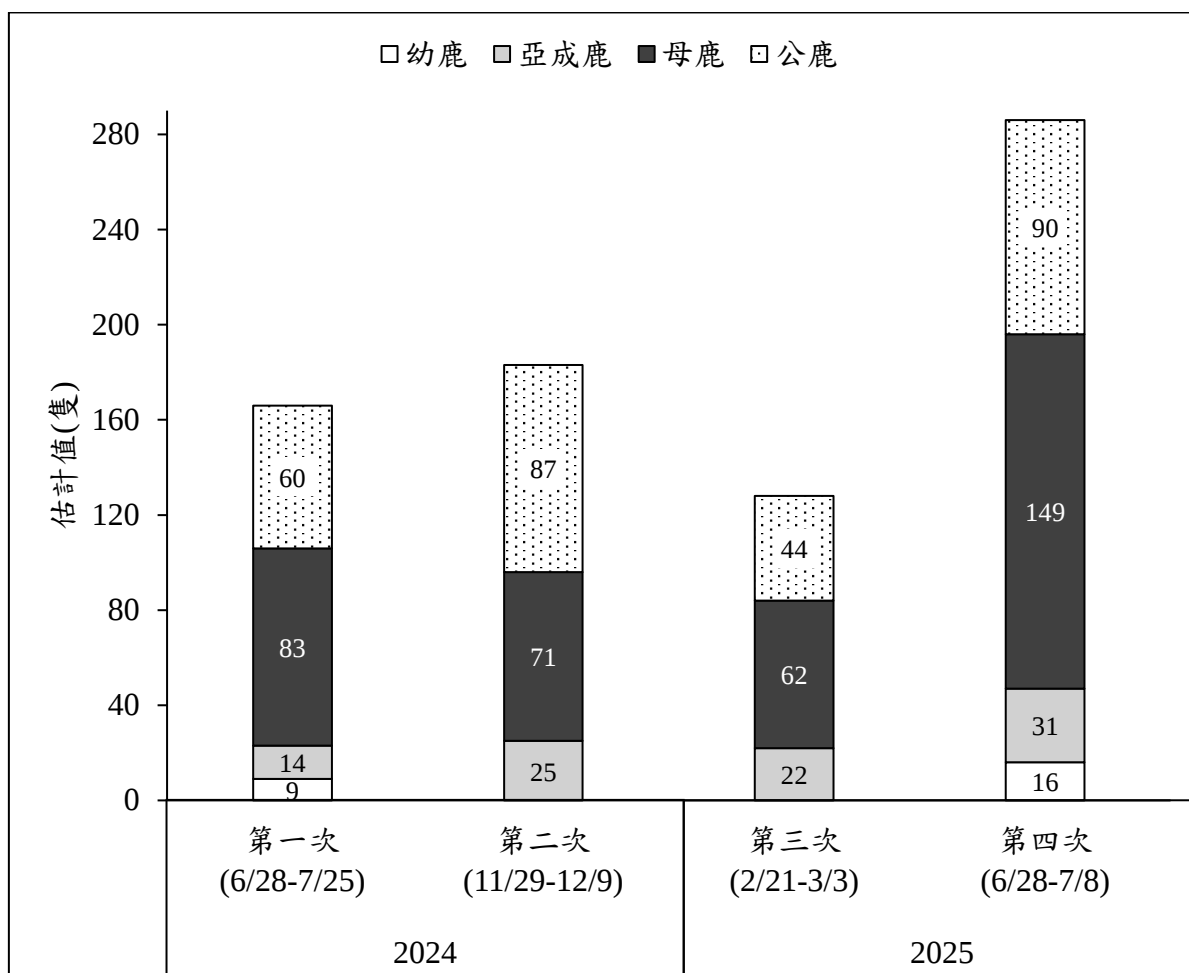


圖 12、各類別水鹿的族群量估計值。以 Care-2 軟體中的 $M_h(JK1)$ 模型估計公鹿族群量後，再以平均 OI_3(1hr) 比值回推其他類別個體的數量。

八、族群密度

四次估算期間，每隻公鹿最大移動距離介於 0 - 2720 m(附錄 10-1、附錄 10-2)，硬角期的平均最大移動距離較其他角況高，但並未達顯著差異(Kruskal - Wallis $H=2.696$, $df=3$, $p\text{-value}=0.44$)，整體公鹿的平均最大移動距離為 531 m(圖 13)，相機所組成的最小凸多邊形面積為 4.27 km^2 ，以 531 m 為緩衝區的寬度，則可得到族群量估算的有效面積為 9.61 km^2 (圖 14)，每次的族群密度以四捨五入計算，第一次約為 17 隻/ km^2 ，第二次 19 隻/ km^2 ，第三次 13 隻/ km^2 ，第四次 30 隻/ km^2 。四次估計的族群量平均值約 191 隻，平均族群密度約 20 隻/ km^2 。

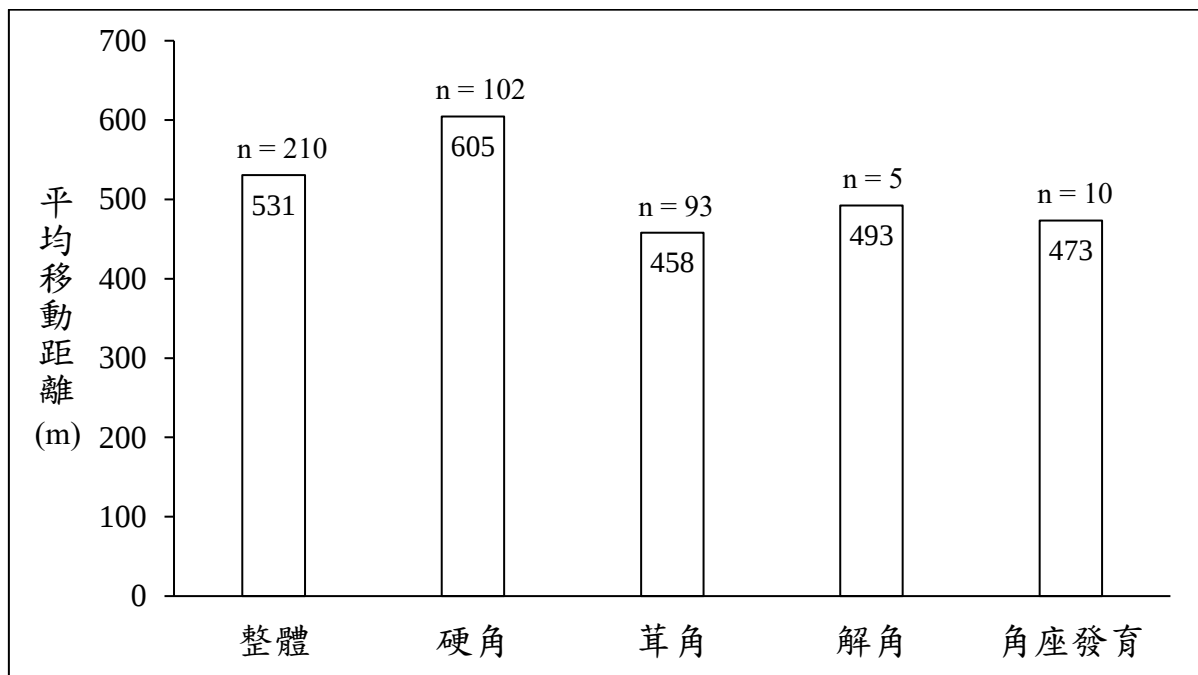


圖 13、公鹿各角況期的平均最大移動距離。在四次估算期間，有被重複捕捉之公鹿為樣本數(n)。

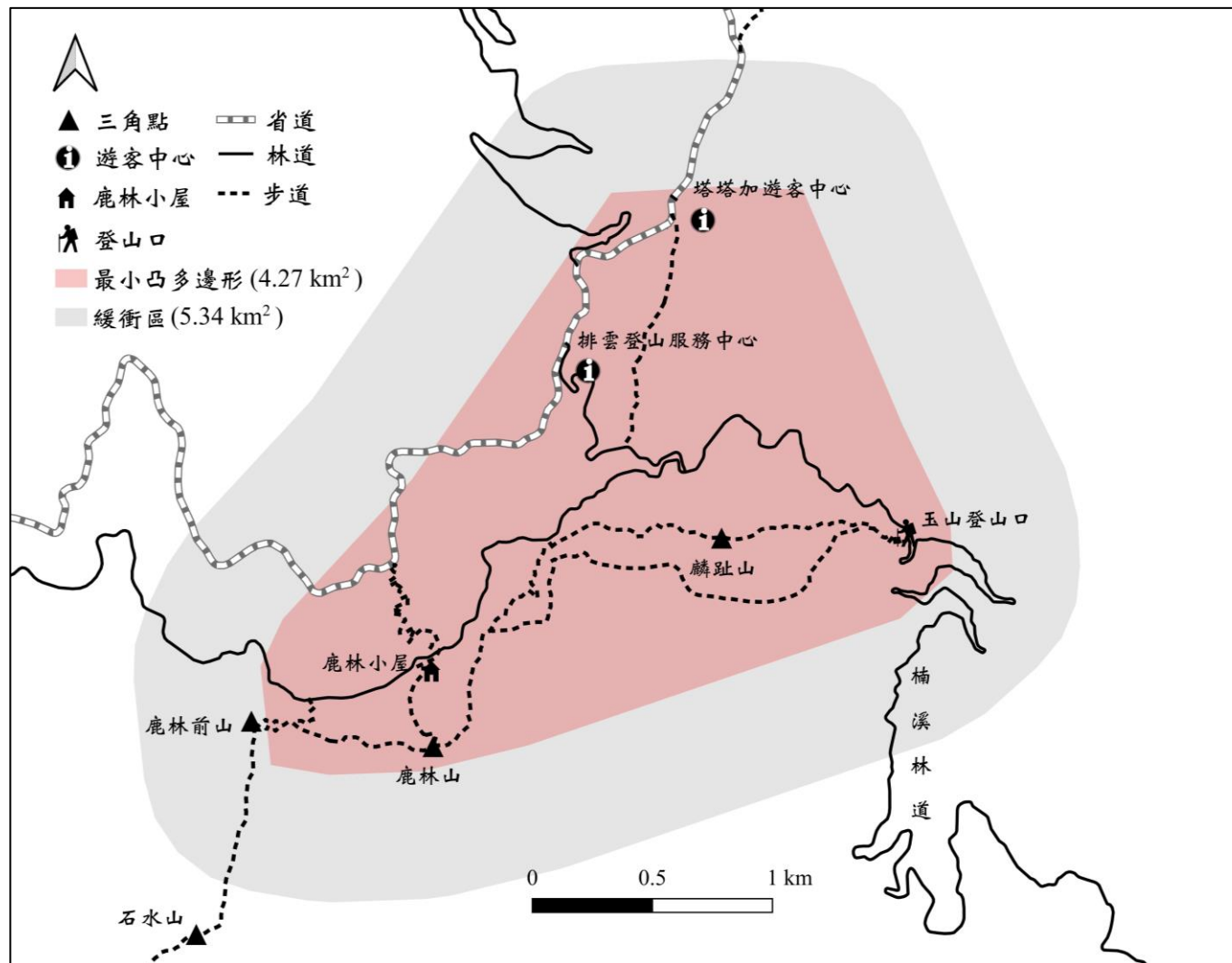


圖 14、有效面積範圍圖。以公鹿平均最大移動距離 531 m 為緩衝區的寬度，以及相機涵蓋之最小凸多邊形，兩者相加以計算出有效面積為 9.61 km²。

九、水鹿與共域動物相對豐度的相關性

不同類別水鹿與中大型哺乳動物在樣區的分布熱區圖，如附錄 11 與附錄 12。

水鹿月平均 OI_3 經 Shapiro Wilk test 檢測為非常態分布($W = 0.819$ ， $p\text{-value} < 0.05$)，後續的相關性分析採用 Spearman correlation coefficient。與中大型哺乳動物、地棲性鳥類的相關性分析中，整體水鹿月平均 OI_3 與黑熊成低度正相關($r_s = 0.234$ ， $p\text{-value} < 0.05$)，與黑長尾雉成低度負相關($r_s = -0.215$ ， $p\text{-value} < 0.05$)，與其餘物種(臺灣山羌、白鼻心、長鬃山羊、臺灣野豬、黃喉貂、黃鼠狼、鼬獾、臺灣獼猴、麝香貓、臺灣山鷓鴣、藍腹鷓鴣)皆未達顯著相關(附錄 13)。整體水鹿月平均 OI_3 與每台相機所拍攝之大型物種數量($r_s = -0.049$ ， $p\text{-value} = 0.622$)、小型物種數量($r_s = -0.151$ ， $p\text{-value} = 0.135$)皆未達顯著相關。

十、水鹿相對豐度、出沒時間與道路距離的關係

水鹿月平均 OI_3(1hr)與相機距道路距離成低度正相關($r_s = 0.236$ ， $p\text{-value} < 0.05$)。若以水鹿在白天活動的機率來看，在緊鄰道路的地方，白天出現的勝算約 0.77，距道路距離每增加 1 km，白天出現的勝算相較基準值(緊鄰道路)增加 1.12 倍，然而距離增加對白天出現機率的影響並沒有達到統計上的顯著($p\text{-value} = 0.168$ ，表 8)。

表 8、水鹿出沒時間與道路距離的關係。將有效檔案數的時間，以 6:00 – 18:00 為白天，18:00 – 6:00 為晚上計算，使用 Logistic regression 分析。

相機與道路距離 (km)	Estimate	Std.Error	z value	p-value	Odds Ratio
Intercept	-0.26	0.04	-7.34	<0.001	0.77
Distance	0.11	0.08	1.38	0.168	1.12

十一、水鹿對木本植物的偏好性

趙偉村老師團隊於 2025 年 1 月至 3 月協助完成圍籬樣區之植被標定與鑑定，樣區中木本植物共記錄 4 科 6 屬 8 種，樹種包括柏科(Cupressaceae)的紅檜、松科(Pinaceae)的臺灣雲杉、華山松、臺灣二葉松、杜鵑花科(Ericaceae)的臺灣馬醉木(*Pieris taiwanensis*)、玉山杜鵑(森氏杜鵑)(*Rhododendron pseudochrysanthum*)、紅毛杜鵑(*Rhododendron rubropilosum*)以及薔薇科(Rosaceae)的玉山假沙梨，四個樣方共標定 303 株樣木(表 9)。2025/8 月在樣區 2 共 4 棵樹木死亡(表 9)

表 9、木本植物總株數。^(-數量)表示調查途中死亡的樹木數量。

科別	樹種	株數				總計
		圍籬組 1	對照組 1	圍籬組 2	對照組 2	
柏科	紅檜	3	2	13	6	24
松科	臺灣雲杉	0	0	27 ⁽⁻²⁾	11	38
	華山松	14	27	0	3	44
	臺灣二葉松	21	22	10 ⁽⁻¹⁾	21	74
杜鵑花科	臺灣馬醉木	4	14	21	48	87
	玉山杜鵑(森氏杜鵑)	0	0	0	3	3
	紅毛杜鵑	0	1	6	24 ⁽⁻¹⁾	31
薔薇科	玉山假沙梨	2	0	0	0	2
總計		44	66	77 ⁽⁻³⁾	116 ⁽⁻¹⁾	303 ⁽⁻⁴⁾

於調查期間，兩個對照組共 6 棵樹木有新的啃食痕跡，樹種分別為臺灣華山松(啃食面積 994 cm²)、臺灣雲杉(啃食面積 406 cm²)、玉山杜鵑(啃食面積 301 cm²)。因為新的啃食痕跡記錄比預期中少，因此水鹿對樹種的啃食偏好性，除了調查到的新啃痕外，也使用 2025 年 2 月樣樹原有的啃食痕跡資料。結果顯示水鹿偏好啃食的樹種依序為玉山杜鵑、玉山假沙梨、華山松、紅檜、臺灣雲杉(表 10)，不偏好啃食的樹種依序為臺灣二葉松、紅毛杜鵑和臺灣馬醉木(表 10)；僅玉山杜鵑(p-value = 0.041) 和玉山假沙梨(p-value = 0.119)因棵數太少，統計結果並不顯著(表 10)，其他樹種受水鹿的偏好皆達到顯著。

表 10、水鹿對樹種的啃食偏好性。偏好係數大於 1，表示水鹿偏好啃食該樹種，小於 1 則為不偏好啃食。每個樹種經 Fisher's exact test，以 Bonferroni correction 校正的 $\alpha^B=0.007$ ， $p\text{-value}<\alpha^B$ 表示該樹種的啃食比例相較其他樹種有顯著差異。表格依偏好係數值由高至低排序。

樹種	有啃痕	無啃痕	總計	偏好係數	p-value
玉山杜鵑	3	0	3	2.89	0.041
玉山假沙梨	2	0	2	2.89	0.119
華山松	40	4	44	2.62	<0.001
紅檜	21	3	24	2.53	<0.001
臺灣雲杉	23	15	38	1.75	<0.001
臺灣馬醉木	9	78	87	0.30	<0.001
紅毛杜鵑	3	28	31	0.28	<0.001
臺灣二葉松	4	70	74	0.16	<0.001
總計	105	198	303		

十二、有無圍籬對地被植物的影響

在樣方中，草本植物可鑑定的物種共調查到 7 科 11 屬 13 種(附錄 14)，木本小苗可鑑定至科記錄到的物種包括臺灣馬醉木、紅毛杜鵑、高山白珠樹(*Gaultheria itoana*)、厚葉柃木(*Eurya glaberrima*)、無患子科(Sapindaceae)、松科。箭竹平均高度、箭竹平均覆蓋度與 Simpson 指數，在兩個樣區皆為對照組較高(表 11)，草本物種、木本小苗數量與 Shannon 指數在兩個樣區則皆為圍籬組較高(表 11)，但所有觀測值在圍籬組與對照組之間皆未達顯著差異(表 11)。因此目前尚無證據顯示圍籬對地被植物具有顯著影響。

表 11、地被植物調查結果。表中為四次調查的平均值，p-value 為以 Wilcoxon Signed-Rank Test 分別比較樣區 1 與樣區 2 四次調查的結果。

分組	箭竹高度 (cm)	箭竹覆蓋度 (%)	草本物種 (種)	木本小苗 (棵)	H'	λ
圍籬組 1	76	89	7	9	0.40	0.81
對照組 1	94	90	7	8	0.35	0.83
p-value	0.125	0.875	1.000	0.346	0.250	0.250
圍籬組 2	107	87	8	6	0.31	0.86
對照組 2	115	96	7	4	0.26	0.88
p-value	0.250	0.125	0.345	0.174	0.250	0.250

十三、樣區內記錄到的中大型哺乳動物

兩樣區的圍籬組與對照組，所記錄到的中大型哺乳動物名錄如表 12。在 7 月至 10 月兩個樣區皆拍攝到亞成體的水鹿出現於圍籬內，而兩樣區的對照組則於 3 月至 10 月皆有拍攝到水鹿，顯示目前的圍籬無法阻止體型小的亞成體水鹿進入，這也可能是目前實驗組與對照組的地被植物沒有顯著差異的原因之一。若欲完全隔絕水鹿的干擾，需要再降低圍籬離地的高度。

表 12、圍籬樣區紀錄到的中大型哺乳動物名錄。V 表示在調查期間有拍攝過。

物種	圍籬組 1	對照組 1	圍籬組 2	對照組 2
臺灣水鹿	V	V	V	V
山羌	V	V	V	
獼猴	V	V		V
黃喉貂	V			
黃鼠狼	V			
鼬獾	V			

伍、討論

一、移動速度估算的假設與不同類別水鹿行為差異的推論

以自動相機所得的移動速度值，用來推估水鹿的位移量時會有高估的情形，有兩個可能的原因，第一點是鹿的行為並非持續移動，還包含休息等其他靜態行為模式，而自動相機僅能記錄水鹿瞬時的移動行為，表示此速度值假設鹿的活動是持續移動的模式，第二點是假設了只要鹿隻移動就會產生位移量。因此本計畫以瞬時移動速度回推兩相機之間至少需花費的時間，此方法包含上述的兩點假設外，也假設水鹿是以直線距離進行移動，所以在嚴格的假設下所估計出的時間應比實際所需的時間還短，利用拍攝的時間差就可以保守的判斷是否為相同個體。

在不同類別個體的移動速度中，幼鹿與公鹿的瞬時移動速度較高。在觀測資料中當畫面僅有幼鹿單獨出現時，有些幼鹿會奔跑通過移動速度站，由於此時期的幼鹿大多還未完全脫離哺乳期，會跟隨母鹿行動，因此推測幼鹿移動速度高的原因是為了快速縮短與母鹿之間的距離，避免單獨行動；公鹿的移動速度較快的原因，有一個可能是與取得交配權或巡視領地有關，例如雄性馬鹿的日移動距離會受到雌性馬鹿發情期的影響，在發情期後期(發情中的雌鹿數量減少)，雄鹿的日移動距離達到最高，可能是為尋找仍具繁殖能力的雌鹿而擴大活動範圍(Csányi et al., 2022)；在具有領域性的期間，雄性西方狍(*Capreolus capreolus*)每小時的活動比例顯著高於雌性，可能與標記、巡視領域或驅逐其他雄性等行為有關(Pagon et al., 2013)。但這部分的推論仍需更多研究探討，移動速度是否與日移動距離、活動範圍與領域性有關。

二、誘餌使用的適切性與對估算造成的潛在偏差

在所有誘餌站中，僅三個精鹽餵食站的誘餌有被食用完畢，混合餵食站的誘餌皆有剩餘。從可辨識的個體來看，在 20 日內，300 g 的氯化鈉扣除因降雨、風吹等環境因素而流失，每一個精鹽誘餌站大部分可能各被單一雄性個體攝入。雖然鹿科動物會依營養需求來選擇礦物質(Ceacero et al., 2010a; Ceacero et al., 2010b)，在研究或養殖中也會餵食純氯化鈉或含有氯化鈉的混合礦鹽(Ceacero et al., 2010a; Ceacero et al., 2010b; Martinez-Guijosa et al., 2021)，但僅補充單一元素仍可能造成動物中毒，如在缺乏純淨飲用水的環境，高濃度的氯化鈉飲用水會造成動物病症或死亡(Al-Saad et al., 2021)。

此外在精鹽與混合餵食站前測中，發現當水鹿同時出現於誘餌站，公鹿與母

鹿都曾有驅趕其他鹿隻的行為，也對公鹿較有吸引力，這會導致在以相對豐度比例回推其他類別個體數量時，造成偏差。雖然架設精鹽或混合誘餌站可以吸引水鹿停留，但其計算出的公母比例可能會有失真的情形。在沒有精鹽與混合誘餌劑的情形，還是可以進行個體辨認，因此提供誘餌劑不是絕對必要的。

三、人員辨識上的誤差與季節性角況特徵變化對估算結果的影響

以自動相機進行的捕捉標放法時，因缺乏確切的標記物如耳標，僅依靠動物的花紋、角、傷痕等特徵進行辨識，容易受到研究員的主觀判斷與經驗而影響最終的估計值，例如在美洲獅(*Puma concolor*)的研究中，雖然研究員辨認結果的一致性高，但仍存在差異，有研究員偏向將難以識別的照片辨識為新個體，另外的研究員則較保守會視為已出現的個體(Kelly et al., 2008)、研究員資歷不同辨識出的水鹿隻數迥異，資歷深的研究員辨識出的數量較少(范振華，2012)。也因此描述個體辨識的正確性，應提供讀者相關的參考資訊，如多少人員參與辨識、人員資歷、是否獨立作業、獨立作業之人員之間辨識的重複率，無法辨識的檔案數量與處理方式等(Choo et al., 2020; Foster and Harmsen, 2012)。本計畫計算出的個體數量至少有 2 個人員參與辨認過程，由於個體辨認的過程非常耗時，並且受限於時間與人力資源有限，為提升效率與降低個人主觀上的偏誤，採用非獨立作業與達成共識的方式，缺點是因不是獨立作業亦不能比較人員之間辨認結果的差異性。

在不同季節上，隨著公鹿進入落角期與新生角期，原本可作為辨識的體徵減少，導致辨識度下降，當出現特徵不明顯的個體時，在沒有確切的特徵可判定為新個體時，為求保守僅能視為已辨識過的個體，進而可能低估實際族群量。不過，由於相對豐度不需要個體辨識，在其值的變化上，水鹿在 2 月的相對豐度確實較低，因此本計畫認為不同季節所估計出的族群量差異，主要是因水鹿會有季節性遷移的行為，在 12 月開始降遷於中海拔地區，於 5 月回到高海拔棲地(王穎等，2010；徐世佳，2023)，族群量估計值在 2 月的下降主因並非個體辨識度下降所導致的誤差。未來在複查塔塔加地區水鹿族群量變化時，若僅選單一季節為代表，建議監測期選擇 6-7 月，公鹿角況有較高的多樣性與較高的辨識度，可以提升個體辨識的正確性。

四、相機密度與觀察天數對族群估算結果的影響

在總量計數法 k 遠大於 N_{max} 的結果中顯示水鹿被相機捕獲的頻度比預期低，目前的相機密度(25 台/km²)仍不足以在一天之內拍到絕大部分個體，捕獲頻度低

也造成無法以移動速度區分個體，最初的研究設計不符合實際情形。在范震華(2012)的研究中是以每日累積個體數達到持平段作為封閉族群，其建議觀察天數不能超過 13 天，以 5–10 天應最符合封閉族群的假設。然而在本計畫持續觀測 28 天的結果顯示沒有明顯的持平段，推測有兩個可能的原因，第一是與先前研究相比，相機數量的增加使其更容易捕捉到新個體，第二是當地的族群一直是流動的狀況，沒有明顯的持平段也導致若採用太短的觀察天數可能無法涵蓋樣區內所有個體而低估族群量，太長的觀察天數則可能已非封閉族群而高估族群量。

歷年於不同地點對水鹿族群密度的估算結果如表 13。由於早期研究相機數量較少，為提高捕捉率，多採用延長觀察天數的方式進行調查。然而，觀察天數過長可能導致族群狀態非封閉，進而高估族群密度。本計畫最終以 5 天為觀察天數，因此有較高的機率符合封閉族群的假設。此外，有效面積也會影響族群密度估計的結果；當相機間的最大距離小於個體實際的移動距離，此時以最大移動距離作為緩衝區半徑計算有效面積，將導致估計出的有效面積小於真實活動範圍。而當相機涵蓋範圍較小，採樣的棲地類型有限時，以此推估其他沒有採樣到的棲地區域，都會高估族群密度(Foster and Harmsen, 2012)。本計畫從平均最大移動距離(531 m)所估算的有效面積為 9.61 km²，落在以 GPS 追蹤估算的水鹿年活動範圍 7.73–15.97 km²(王穎等，2010；顏士清，2013) 之內，因此本計畫的估算面積應為合理的大小。

五、不同地區鹿隻密度對植被的影響

本研究估計塔塔加周邊地區的水鹿族群密約為 20 隻/km²，由於監測時間僅一年，尚無法顯示在沒有水鹿干擾情形下植被的變化。而在美國的研究中，Goetsch et al. (2011)比較了一處架設達 60 年的圍欄與鄰近無圍欄區域的植被生長情形，當白尾鹿的密度約為 10–15 隻/km²，被啃食區域的植被以單一蕨類植物為主，草本與灌木的豐富度比圍籬內下降了 60%–80%(Goetsch et al., 2011)；在英國的研究顯示，若鹿的密度超過 14 隻/km²，較大的樹苗(30–150 cm 高)存活率偏低，可能不足以維持林地的覆蓋度(Gill and Morgan, 2010)；在日本的研究則顯示，適當的梅花鹿密度可減少地面植被，促進樹苗生長初期的存活率，以 9.5 隻/km² 為對樹苗生長的最佳鹿隻密度 (Itô et al., 2014)；當梅花鹿的密度為 5.5–7.2 隻/km²，其地表植被物種豐富度最高(Suzuki et al., 2008)。

綜上所述，不同地區的研究皆提出有利於植物豐度與多樣性的鹿群密度範圍，不過因各地在食物資源(Healy, 1997)、植物生產量(Gill, 2000)和鹿種等條件上存在

差異，其可承受的鹿群密度閾值並不相同。在臺灣，由於成體的水鹿缺乏掠食者抑制其數量，族群數量持續增加，勢必對環境造成顯著影響。未來除了應持續監測植被生長情形，以建立無鹿隻干擾的林相基準與估算當地可承受的鹿隻密度外，也應同步研擬控制鹿隻數量與恢復森林生態的有效策略。

六、被鹿破壞的森林與管理方法

本研究圍籬樣區的樣樹數量與紀錄的啃食痕跡雖然較少，但水鹿對樹種的啃食偏好性與過去研究相似(Weng et al., 2022；周庭安，2021)。鹿啃食樹皮與食草的行為，使裸露地顯著增加，並對耐陰性、次生演替的物種造成長期影響(DiTommaso et al., 2014)，隨著地被植物消失、樹木死亡，空出的棲位被能夠快速成長的早期先驅物種取代，例如向陽性樹種、一年生或二年生草本植物，甚至是入侵種(DiTommaso et al., 2014)，此過程使林相逐漸轉變為較開闊的地形，而乾燥草坡地及向陽性樹種普遍具有較高的可燃性，進一步提高森林火災的風險。因此若要恢復被鹿啃食破壞的森林，除了控制鹿隻數量外，也應剷除外來物種，並增加本土樹種的種子來源，以加速森林恢復的速度與穩定(Singh and Byun, 2023)。

七、結論與建議

綜合上述的討論，本計劃未能按照原設計的總量計數法算水鹿數量可能的原因有(1) 25 台/km² 相機密度不足，無法如預期在一天之內拍到幾乎所有個體；(2) 因為(1)的關係，水鹿被拍攝到的時間間隔較長，造成原先規劃以移動速度判別個體的方式無法使用；(3) 氣味劑的效果不如預期，水鹿非但沒有被吸引，反而顯示排斥的反應。在捕捉標放法中因(1)相機台數大幅增加使捕捉率上升，捕捉時間減少更符合封閉族群的假設，(2)有效範圍面積達水鹿的年平均活動範圍，所評估塔塔加地區水鹿族群量為 20 隻/km² 的結果較過去研究更為嚴謹。在一年的監測期內，圍籬內外的啃食壓力沒有顯著差異，可能是隔離時間不長及未能完全阻隔水鹿而造成。

本計劃綜合研究期間的成果與經驗，提出以下的短、中、長期塔塔加地區臺灣水鹿經營管理建議。

短期建議

1. 持續監測：持續監測現有圍籬樣區，建立無鹿隻干擾的植被基準，以量化水鹿對植被的影響，並作為環境教育場域。
2. 改善圍籬：將圍籬底部降低至離地 40 公分以內，以避免小型鹿隻進入圍籬，並考慮架設完全阻隔所有偶蹄目的圍籬，以評估偶蹄目的整體危害程度。

3. 教育宣導與社會溝通：以社群媒體、新聞、告示牌等方式向大眾宣導水鹿對森林的影響，及國際上常用的危害控制方式，建立大眾對於危害控制的共識。
4. 立即保護：針對珍貴稀有的樹種或重點植株進行保護措施。

中期建議

1. 水鹿密度定期複查：本計劃所建立的高密度自動相機網格可作為未來標準化的水鹿族群量估算方法，並於每年的 6-7 月進行水鹿族群量複查。為提高族群量估算精準度，應訓練參與辨認的人員與增加辨認人員數量。
2. 共域物種監測：除水鹿密度之外，高密度相機網格也能提供其他中大型哺乳動物及地棲鳥類的詳細豐度與分佈狀態，因此可將哺乳動物與地棲鳥類納入定期複查項目。
3. 危害程度的地區差異評估：考慮水鹿季節性遷移特性，建議在楠溪林道等中海拔地區也建立圍籬及監測樣點，了解水鹿在不同地區的危害程度。

長期建議

1. 選定試驗區進行族群調控：塔塔加地區的水鹿族群全年平均密度每平方公里約 20 隻，已超過文獻所建議的各種鹿隻密度上限，考慮採用生育控制(如免疫避孕)或有限度移除方式，初步以 10-15 隻/km²為目標，並根據植被恢復情況調整。若不考慮降低水鹿族群密度，或可採用其他減緩水鹿危害的措施。
2. 建立調控效果評估機制：整合族群量、植被指標、共域物種(特別是黑長尾雉等地棲性鳥類、小型齧齒目動物)等多面向數據，據以評估塔塔加地區適當的水鹿密度乘載量。
3. 建立適應性管理架構：適應性管理的核心架構在於(1)建立明確目標：如實現健康的景觀，支持生物多樣性，管理健康鹿群數量等；(2)建立管理方法：以現有的數據與相關單位制訂策略；(3)收集監測資料：積極和定期評估以建立族群資料；(4)調整管理決策：以收集到的資料持續改進管理方法(Logan et al. 2025)。未來研究方向可建立生態系健康指標(動植物物種豐富度、生物多樣性指標、地被植物覆蓋度...等)，根據監測結果彈性調整管理強度，每五年進行一次全面評估與策略修正。

其他建議

1. 交通安全預警：水鹿會出現於台 18 與台 21 公路邊坡，可能有移動至道路上的風險，防治路殺的相關資訊請見附錄 15。

2. 加強步道上的宣導告示，避免人類垃圾、食物或排泄物吸引水鹿並改變水鹿的行為。

表 13、歷年於不同地點以 Care-2 軟體估算水鹿族群密度。水鹿密度數值以四捨五入法進位

資料來源	調查年份	相機台數	天數	地點	有效面積(km ²)	水鹿密度(隻/ km ²)
玉山國家公園新康山區中大型哺乳動物監測暨水鹿族群生態調查 (翁國精，2010)	2010	34	13	布新營地	0.57	95
以捕捉-標記-再捕捉法估計台灣水鹿(<i>Rusa unicolor swinhoii</i>)族群密度 (范震華，2012)					0.63	68-100
臺灣水鹿跨域整合研究(二)(王穎，2013)	2013	17	31	楠溪林道	1.51	19
		29	35	南湖大山	4.55	29
		19	24	竹村地區	2.79	45
臺灣水鹿跨域整合研究(三)(王穎，2014)	2014	20	30	志樂溪上游	5.23	1-5
臺灣水鹿跨域整合研究(四)(王穎，2015)	2015	12	34	布新營地	2.15	44
		12	44	拉庫音溪	1.43	70
		12	46	大分山區	2.09	44
台灣水鹿(<i>Rusa unicolor swinhoii</i>)啃食樹皮行為與族群狀態及內寄生蟲感染情況之相關性探討(邱珣文，2015)	2015	10	61	雪山山區	2.09	14
		29	36	南湖山區	4.34	32
		19	25	陶塞河流域	3.05	45
		33	31	楠溪林道	1.37	26
		7	36	瓦拉米步道	4.68	7
本計畫	2025	100	5	塔塔加	9.61	20

陸、參考資料

- 王穎、顏士清、林子楊、陳匡洵、廖昱銓、賴冠榮。2010。奇萊山區台灣水鹿之活動模式與空間使用。內政部營建署太魯閣國家公園管理處，40 頁。
- 王穎、朱有田、翁國精。2013。臺灣水鹿跨域整合研究(二)。內政部營建署太魯閣國家公園管理處，121 頁。
- 王穎、朱有田、翁國精。2014。台灣水鹿跨域整合研究(三)。內政部營建署太魯閣國家公園管理處，110 頁。
- 王穎、朱有田、翁國精。2015。臺灣水鹿跨域整合研究(四)。內政部營建署太魯閣國家公園管理處，109 頁。
- 古馥宇。2018。台灣水鹿(*Rusa unicolor swinhoii*)之相對族群量指標開發與評估。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文，45 頁。
- 李玲玲、林宗以。2004。台灣水鹿食性暨玉里野生動物保護區水鹿族群生態研究(二)。行政院農業委員會林務局，50 頁。
- 李玲玲、林宗以、蔡振光。2006。臺灣水鹿食性暨玉里野生動物保護區水鹿族群生態研究(三)。行政院農業委員會林務局，64 頁。
- 李玲玲、林宗以、池文傑。2007。玉山國家公園南二段地區中大型哺乳動物調查暨台灣水鹿族群監測計畫。內政部營建署玉山國家公園管理處，70 頁。
- 邱洵文。2015。台灣水鹿(*Rusa unicolor swinhoii*)啃食樹皮行為與族群狀態及內寄生蟲感染情況之相關性探討。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文，51 頁。
- 周庭安。2021。樹皮成分的季節變化與臺灣水鹿啃食樹皮行為之間的相關性。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文，64 頁。
- 林煥宇、陳建帆、黃婉如。2022。臺灣森林植群調查與成果的應用。《林業研究專刊》，29(2)，6-13。
- 林立勝。2023。阿里山地區臺灣水鹿(*Rusa unicolor swinhoii*)腸胃道樹皮含量、寄生蟲及細菌相知相關性探討。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文，59 頁。
- 范震華。2012。以捕捉-標記-再捕捉法估計台灣水鹿(*Rusa unicolor swinhoii*)族群密度。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文，66 頁。
- 范震華、林宗以、張書德、楊書懿、翁國精。2014。台灣水鹿族群密度估算方法評估。台灣生物多樣性研究，16(4)，309-322。
- 翁國精、林宗以。2010。玉山國家公園新康山區中大型哺乳動物監測暨水鹿族群生態調查。內政部營建署玉山國家公園管理處，83 頁。

- 翁國精、林宗以、楊書懿。2011。玉山國家公園郡大觀高地區台灣水鹿對森林更新與結構影響勘查。內政部營建署玉山國家公園管理處，76 頁。
- 翁國精。2020。玉山國家公園塔塔加地區臺灣水鹿與遊客活動相關性。內政部營建署玉山國家公園管理處，80 頁。
- 翁國精、劉建男、端木茂甯。2024。野生動物長期監測系統之優化與資料整合計畫(4/4)。林業及自然保育署，297 頁。
- 高萱寧。2025。驅除腸胃道寄生蟲降低臺灣水鹿啃食樹皮的行為：自我醫療假說的實證研究。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文，46 頁。
- 陳寶忠、楊健仁、鄭世嘉。1997。動物角外形鑑識參考手冊。行政院農業委員會。
- 陳怡潔、蘇于寬。2025。狩獵梅花鹿未違法？族群爆量、地下獵殺浮現。窩窩(即時快訊)。
- 梁又仁。2021。墾丁地區台灣梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*)分布的時空變遷與免疫避孕於梅花鹿生育控制之探討。國立屏東科技大學生物資源研究所博士學位論文，84 頁。
- 國立中央大學天文所。2022-2023。鹿林天文台氣象資料。取自 <https://www.lulin.ncu.edu.tw/weather/historicalData>。
- 黃慎雯。2019。臺灣水鹿(*Rusa unicolor swinhoii*)生活史的地區變異。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文。63 頁。
- 曾喜育、曾彥學。2019。玉山國家公園塔塔加與玉山主峰線區域植物物種普查及科普教材先期規劃計畫。內政部營建署玉山國家公園管理處，90 頁。
- 曾喜育、陳相伶。2021。109-110 年度玉山國家公園塔塔加地區中大型草食性哺乳動物組成與植被消長關係調查計畫。內政部營建署玉山國家公園管理處，187 頁。
- 葉川逢。2015。楠溪林道臺灣水鹿對樹皮之啃食偏好與樹皮化學成分之關聯。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文，34 頁。
- 葉定宏。2023。臺灣梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*)取食偏好及其對墾丁高位珊瑚礁森林更新之影響。屏東科技大學農學院生物資源博士論文，95 頁。
- 楊硯涵。2020。玉山國家公園水鹿啃食紅檜樹皮與角週期之相關性。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文，45 頁。
- 劉士豪。2016。楠溪林道水鹿啃食紅檜樹皮原因之探討。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文，38 頁。
- 鍾佳玲。2019。台灣水鹿 (*Rusa unicolor swinhoii*) 歷史分布與豐度。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文，101 頁。

- 顏士清。2013。以棲地適合度模式與 GPS 遙測技術探討臺灣水鹿之空間使用及不同尺度下之棲地選擇方式。國立臺灣師範大學生命科學系博士論文。75 頁。
- 魏正安。2020。水鹿啃食紅檜樹皮與舔食礦鹽行為的觀察。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文。49 頁。
- 蘇怡德。2023。樹皮萃取物對體外培養臺灣水鹿(*Rusa unicolor swinhoii*)腸胃道線蟲之影響。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文，47 頁。
- Allombert, S., Gaston, A. J., & Martin, J.-L. 2005. A natural experiment on the impact of overabundant deer on songbird populations. *Biological Conservation*, 126(1), 1-13.
- Al-Saad, K., Alfaris, A., & Muhsen, R. K. 2021. Sodium chloride poisoning in Iraqi water buffalo (*Bubalus bubalis*) of Basrah Governorate, Iraq. *Iraqi Journal of Agricultural Sciences*, 52(3), 564-574.
- Beckett, K., Elle, E., Kremen, C., Sherwood, A., McComb, S., & Martin, T. G. 2022. Hyperabundant black-tailed deer impact endangered Garry oak ecosystem floral and bumblebee communities. *Global Ecology Conservation*, 38, e02237.
- Benten, A., Balkenhol, N., Vor, T., & Ammer, C. 2019. Wildlife warning reflectors do not alter the behavior of ungulates to reduce the risk of wildlife-vehicle collisions. *European Journal of Wildlife Research*, 65(5), 76.
- Bil, M., Sedoník, J., Andrášik, R., Kušta, T., & Keken, Z. 2024. Olfactory repellents decrease the number of ungulate-vehicle collisions on roads: Results of a two-year carcass study. *Journal of Environmental Management*, 365, 121561.
- Bond, A. R., & Jones, D. N. 2013. Wildlife warning signs: public assessment of components, placement and designs to optimise driver response. *Animals*, 3(4), 1142-1161.
- Bourg, N. A., McShea, W. J., Herrmann, V., & Stewart, C. M. 2017. Interactive effects of deer exclusion and exotic plant removal on deciduous forest understory communities. *AoB Plants*, 9(5), plx046.
- Buesching, C. D., Newman, C., Jones, J. T., & Macdonald, D. W. 2011. Testing the effects of deer grazing on two woodland rodents, bankvoles and woodmice. *Basic and Applied Ecology*, 12(3), 207-214.
- Ceacero, F., Landete-Castillejos, T., García, A. J., Estévez, J. A., & Gallego, L. 2010a. Can Iberian red deer (*Cervus elaphus hispanicus*) discriminate among essential minerals in their diet? *British Journal of Nutrition*, 103(4), 617-626.
- Ceacero, F., Landete-Castillejos, T., García, A. J., Estévez, J. A., & Gallego, L. 2010b. Physiological variables explain mineral intake in Iberian red deer. *Physiology & Behavior*, 100(2), 122-127.

- Csányi, E., Tari, T., Németh, S., & Sándor, G. 2022. “Move or Not to Move”-Red Deer Stags Movement Activity during the Rut. *Animals (Basel)*, 12(5), 591.
- Chao, A., & Yeng, H. (2003). Program CARE-2 (for capture–recapture part 2). National Tsing Hua University. Retrieved from <http://chao.stat.nthu.edu.tw>
- Choo, Y. R., Kudavidanage, E. P., Amarasinghe, T. R., Nimalrathna, T., Chua, M. A., & Webb, E. L. 2020. Best practices for reporting individual identification using camera trap photographs. *Global Ecology Conservation*, 24, e01294.
- Crystal-Ornelas, R., Brown, J. A., Valentin, R. E., Beardsley, C., & Lockwood, J. L. 2021. Meta-analysis shows that overabundant deer (Cervidae) populations consistently decrease average population abundance and species richness of forest birds. *Ornithological Applications*, 123(4), duab040.
- DiTommaso, A., Morris, S. H., Parker, J. D., Cone, C. L., & Agrawal, A. A. 2014. Deer browsing delays succession by altering aboveground vegetation and belowground seed banks. *PLoS One*, 9(3), e91155.
- Faison, E. K., DeStefano, S., Foster, D. R., Motzkin, G., & Rapp, J. M. 2016. Ungulate browsers promote herbaceous layer diversity in logged temperate forests. *Ecology and Evolution*, 6(13), 4591-4602.
- Forsyth, D. M., Comte, S., Davis, N. E., Bengsen, A. J., Côté, S. D., Hewitt, D. G., Morellet, N., & Mysterud, A. 2022. Methodology matters when estimating deer abundance: a global systematic review and recommendations for improvements. *The Journal of Wildlife Management*, 86(4), e22207.
- Foster, R. J., & Harmsen, B. J. 2012. A critique of density estimation from camera-trap data. *The Journal of Wildlife Management*, 76(2), 224-236.
- Gill, R. 1992. A review of damage by mammals in north temperate forest. I. Deer. *Forestry*, 65(2), 145-169.
- Gill, R. 2000. *The impact of deer on woodland biodiversity* (Information Note FCIN36). Forest Research.
- Gill, R., & Morgan, G. 2010. The effects of varying deer density on natural regeneration in woodlands in lowland Britain. *Forestry*, 83(1), 53-63.
- Goetsch, C., Wigg, J., Royo, A. A., Ristau, T., & Carson, W. P. 2011. Chronic over browsing and biodiversity collapse in a forest understory in Pennsylvania: results from a 60 year-old deer exclusion plot. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 138(2), 220-224.
- Grace, M. K., Smith, D. J., & Noss, R. F. 2017. Reducing the threat of wildlife-vehicle collisions during peak tourism periods using a Roadside Animal Detection System. *Accident Analysis Prevention*, 109, 55-61.
- Healy, W. M. 1997. Influence of deer on the structure and composition of oak forests in

- central Massachusetts, *The science of overabundance: Deer Ecology and Population Management*. Smithsonian Institution Press. 249-266.
- Huijser, M. P., Fairbank, E. R., Camel-Means, W., Graham, J., Watson, V., Basting, P., & Becker, D. 2016. Effectiveness of short sections of wildlife fencing and crossing structures along highways in reducing wildlife–vehicle collisions and providing safe crossing opportunities for large mammals. *Biological Conservation*, 197, 61-68.
- Itô, H., Hino, T., & Takahashi, H. 2014. Optimum density of sika deer for tree seedling survival. *The Journal of Wildlife Management*, 78(4), 739-746.
- Iverson, A. L., & Iverson, L. R. 1999. Spatial and temporal trends of deer harvest and deer-vehicle accidents in Ohio. *The Ohio Journal of Science*, 99(4), 84-94.
- Kelly, M. J., Noss, A. J., Di Bitetti, M. S., Maffei, L., Arispe, R. L., Paviolo, A., De Angelo, C. D., & Di Blanco, Y. 2008. Estimating puma densities from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, and Belize. *Journal of mammalogy*, 89(2), 408-418.
- Logan, T. W., Ward, A. I., & Hopkins, C. R. 2025. Stakeholder solutions to human-wildlife conflicts: Co-created adaptive impact management for wild red deer, *Cervus elaphus*, in the English Lake District. *Biological Conservation*, 310, 111380.
- Lyu, H., Qiu, F., An, L., Stow, D., Lewison, R., & Bohnett, E. 2024. Deer survey from drone thermal imagery using enhanced faster R-CNN based on ResNets and FPN. *Ecological Informatics*, 79, e102383.
- Martinez-Guijosa, J., López-Alonso, A., Gortázar, C., Acevedo, P., Torres, M. J., & Vicente, J. J. 2021. Shared use of mineral supplement in extensive farming and its potential for infection transmission at the wildlife-livestock interface. *Wildlife Research*, 67(3), 55-64.
- Otis, D. L., Burnham, K. P., White, G. C., & Anderson, D. R. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs*, 62, 3-135.
- Pagon, N., Grignolio, S., Pipia, A., Bongi, P., Bertolucci, C., & Apollonio, M. 2013. Seasonal variation of activity patterns in roe deer in a temperate forested area. *Chronobiology International*, 30(6), 772-785.
- Palencia, P., Barroso, P., Vicente, J., Hofmeester, T. R., Ferreres, J., & Acevedo, P. 2022. Random encounter model is a reliable method for estimating population density of multiple species using camera traps. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 8(5), 670-682.
- Perles, S. J., Niu, X. M., Ruth, A. D., & Gibbons, L. D. 2021. Initial conditions influence effects of prescribed burns and deer exclosure fences on tree regeneration and understory diversity in Appalachian oak-dominated forests. *Forest Ecology and*

- Management*, 495, e119353.
- Rea, R. V. 2003. Modifying roadside vegetation management practices to reduce vehicular collisions with moose *Alces alces*. *Wildlife Biology*, 9(2), 81-91.
- Singh, K., & Byun, C. 2023. Ecological restoration after management of invasive alien plants. *Ecological Engineering*, 197, 107-122.
- Stanley, T. R., & Burnham, K. P. 1999. A closure test for time-specific capture-recapture data. *Environmental and Ecological Statistics*, 6(2), 197-209.
- Sollmann, R., Mohamed, A., Samejima, H., & Wilting, A. 2013. Risky business or simple solution—Relative abundance indices from camera-trapping. *Biological conservation*, 159, 405-412.
- Suzuki, M., Miyashita, T., Kabaya, H., Ochiai, K., Asada, M., & Tange, T. 2008. Deer density affects ground-layer vegetation differently in conifer plantations and hardwood forests on the Boso Peninsula, Japan. *Ecological research*, 23, 151-158.
- Tanentzap, A. J., Bazely, D. R., Koh, S., Timciska, M., Haggith, E. G., Carleton, T. J., & Coomes, D. A. 2011. Seeing the forest for the deer: do reductions in deer-disturbance lead to forest recovery? *Biological Conservation*, 144(1), 376-382.
- Valitzski, S. A., D'anegelo, G. J., Gallagher, G. R., Osborn, D. A., Miller, K. V., & Warren, R. J. 2009. Deer responses to sounds from a vehicle-mounted sound-production system. *The Journal of wildlife management*, 73(7), 1072-1076.
- Weng, G. J., Chen, S. M., Yin, L. M., Wu, I. C., & Chou, T. A. 2022. Bark-stripping Behavior of Formosan Sambar (*Rusa unicolor swinhoii*) at Tataka, Yushan National Park in Taiwan. *Zoological Studies*, 61, e19.
- Wohlfahrt, S., Edelhoff, H., Leitner, H., & Hackländer, K. 2025. Red deer adult sex ratio: comparing three approaches using camera trap data. *The Journal of wildlife management*, e70139.
- Whittington, J., Low, P., & Hunt, B. 2019. Temporal road closures improve habitat quality for wildlife. *Scientific reports*, 9(1), 3772.

附錄 1、移動速度站設置情形。(a)量測預計架設獸徑的移動距離，(b)在起始與終點端插旗子標記，(c)以繩子和旗幟數量增設地表比例尺。

(a)



(b)



(c)



附錄 2、誘餌站設置情形。(a)精鹽與混合誘餌站的設置方式以綠色部分為基座，固定於樹上，白色塑膠盒為誘餌容器。(b)在附近架設自動相機監測誘餌被使用的情形。(c)以扎洞的瓶身裝稀釋過的氣味劑溶液，固定於樹上或地上。(d)氣味劑溶液使用 Wildlife Research Center 公司的商品 ACTIVE-CAM-Year Round-Scouting Scent。

(a)



(b)



(c)



(d)



附錄 3、各類別水鹿定義與範例照 - 年齡。

類別	說明
幼體	肩高 50 - 60 cm，體長為成體體長的 1/3，側臉長寬比例接近 1:1，臉型較圓，肩胛骨位置低於母鹿下腹線，以此判斷的幼體仍於哺乳期，齡期 2 - 3 個月。



亞成體	肩高未達成鹿體型，側臉長寬比例介於幼體與成體之間，肩胛骨位置超過母鹿下腹線且無法判斷性別的個體。
-----	--



成體	肩高 80 - 120 cm，但只要能以角座分辨性別之個體，其肩高不及仍皆視為成體。
----	--

附錄 3(續) 、各類別水鹿定義與範例照 – 性別。

類別	說明
雌性	頭部無隆起角座痕跡，側臉長寬比例接近 2:1，使臉型較細長長。



雄性	頭部有明顯隆起角座痕跡，鬃毛(頸部的毛)較母鹿長，框下腺較母鹿明顯，側臉長寬比例接近 1:1，臉型較為寬方，但愈年輕的公鹿臉型愈像母鹿，因此性別的判別主要以角座痕跡為主。
----	---



附錄 3(續) 、各類別水鹿定義與範例照－角的表面。

類別	說明
茸角	頭頂處有明顯可見、未完全骨化的鹿角，角的表面生長細毛，顏色呈深棕至黑色，分岔處末端粗鈍。
	
硬角	頭頂處有明顯可見、已完全骨化的鹿角，角的表面細毛已大致脫落或完全脫落，顏色大多呈白色，分岔處末端細尖。
	
解角	頭頂處全部鹿角脫落，尚無明顯生長之茸角段，可見角座上白色脫落痕跡。
	

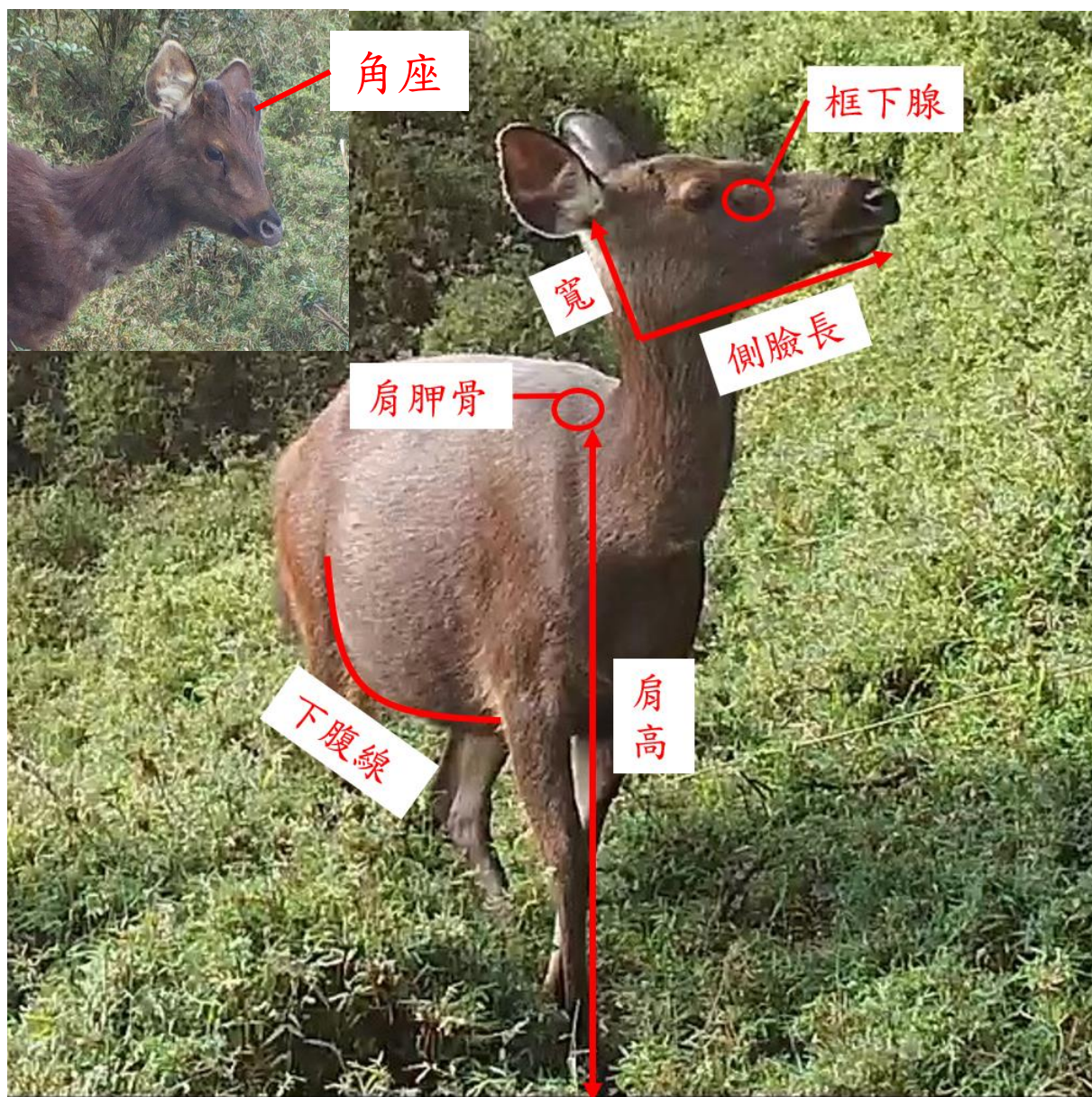
附錄 3(續) 、各類別水鹿定義與範例照－角的生長。

類別	說明
角座發育	頭頂具有隆起痕跡，但沒有茸角生長。臉型介於雌性與雄性之間，體型較常為亞成體(仍有個體上的差異)。
	
新生角	頭頂處已有剛萌發的茸角痕跡，但尚無法分辨為幾尖幾岔的個體。
	

附錄 3(續) 、各類別水鹿定義與範例照－角的生長。

類別	說明		
一尖	茸角的尖端無分裂溝，或硬角但無分岔，年齡與體型通常較小(可能仍有個體上的差異)。但茸角期二尖或三尖尚未出現分裂溝的個體，也可能被判讀成一尖。		
兩尖	茸角期只要能用肉眼辨識分裂溝存在，便視為兩尖，但未來仍可能發育為三尖。在硬角期只要其中一支角能用肉眼分辨有兩個突出尖點，便視為兩尖。		
三尖 或 三尖 以上	只要其中一支角能用肉眼辨識有三個突出尖點，便視為三尖個體，若突出點多於三個，則視為三尖以上個體。		

附錄 4、水鹿參考特徵位置圖。以肩高、肩骨與下腹線相對位置、側臉長寬比例、框下腺是否明顯、頭部有無角座等特徵，以判斷水鹿的年齡與性別



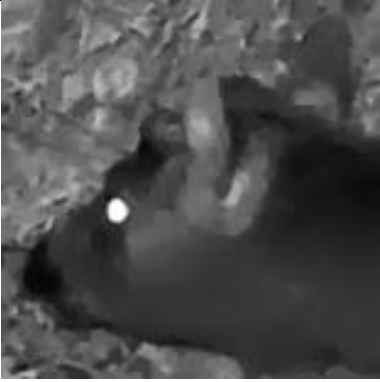
附錄 5、公鹿個體辨認特徵位置圖。以發育順序定義角尖編號，以耳尖將耳朵分成上下兩部分，再以上下緣中間位置分成靠近耳尖或靠近耳根兩部分，使用這四個部分以記錄耳朵缺刻的位置。



附錄 6、公鹿個體辨識上的例子。R 為辨識度，愈高表示個體容易被識別。

描述	R	A	B
個體有耳朵缺刻、角形狀的特殊性時，辨識容易，如 A 與 B 可以辨別為相同個體。	最高		
即使個體的角況因時間變化不同，但耳朵缺刻形狀的特殊性，仍能將 A 與 B 辨別為相同個體。	高		
個體的耳朵沒有缺刻，在辨識上可由角來判別，由於茸皮會隨著時間脫落，僅是次要的參考依據，A 與 B 可以透過第 2 尖與耳朵的相對位置判斷為不同隻	尚可	 第 2 尖長度>耳朵	 第 2 尖長度<耳朵
茸角的生長，會改變角的形狀，在辨認上要小心，如 A 與 B 中，顯然 B 的第 1 尖較長，考慮茸角生長造成的變化，在識別上應視為相同個體。	尚可	 拍攝日期：2024/7/3	 拍攝日期：2024/7/14

附錄 6(續)、公鹿個體辨識上的例子。R 為辨識度。

描述	R	A	B
沒有耳朵缺刻的新生角公鹿，可以透過角座大小、新生角長度來判斷，由於不清楚角生長的速度，僅適合比對短時間內拍攝的檔案，如 A 與 B 在同日拍攝可判斷為不同個體。	低		
		拍攝日期：2025/2/27	拍攝日期：2025/2/27
有些茸角 2 尖或 2 尖以上個體的分裂溝，在不同拍攝角度或光影上，分裂溝的明顯程度不一樣，會誤判成新生角。如 A 與 B 側面拍攝的分裂溝明顯，可判斷為同隻個體。	低		
			
解角後進入新生角，透過時間的先後順序判斷，A 與 B 可視為不同公鹿。需小心新生角茸毛的反光與解角的白色表面，兩者之間會誤判。	低		
		拍攝日期：2025/2/26	拍攝日期：2025/2/28

附錄 7、圍籬樣區會勘情形。本研究與植物專長的老師於 2024/4/12 共同會勘及選擇圍籬樣區，協助的人員包括嘉義大學趙偉村老師、屏東科技大學賴宜鈴老師、臺灣大學林政道老師等。



附錄 8、圍籬樣區範圍設置情形。本研究於 2024/5/10 與 2024/9/25 在嘉義大學趙偉村老師團隊協助下，已完成東埔大草原步道旁 2 個 20 m x 30 m 圍籬樣區的劃設。



附錄 9、圍籬樣區環境照與架設方式。人員站在圍籬外所拍攝兩個樣區之環境照與架設方式，



圍籬樣區 1 環境照

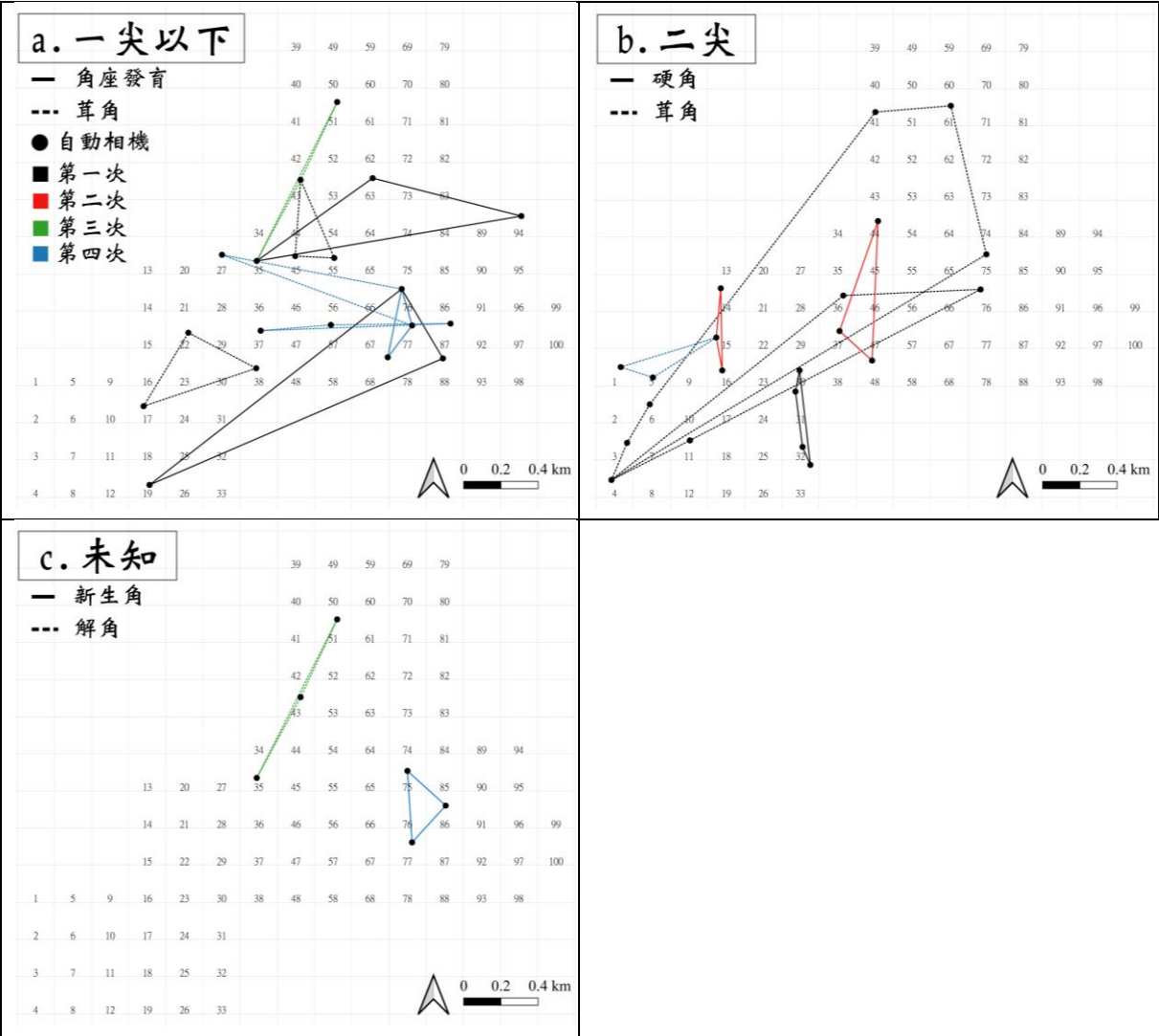


圍籬樣區 2 環境照

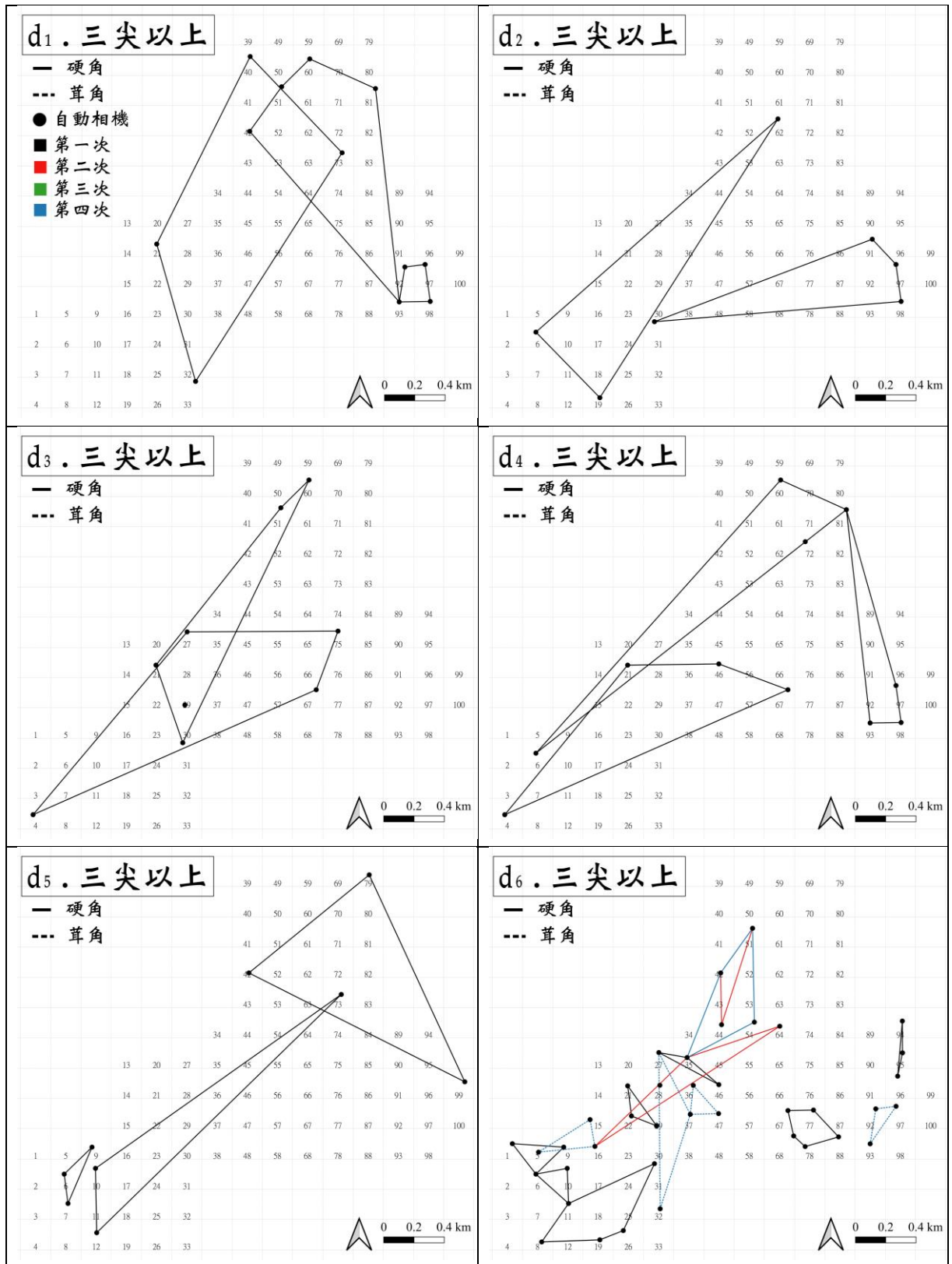
架設方式：掘 30 cm 深的土洞，以 2.5 m 的木頭為樁，菱形網的材質選用被 PVC 包覆的 GI 鍍鋅鐵線，網子高度 1.5 m，從地面往上留 40 cm 的空隙讓體型小的動物通過，將菱形網以鐵絲固定於樁上進行加固。



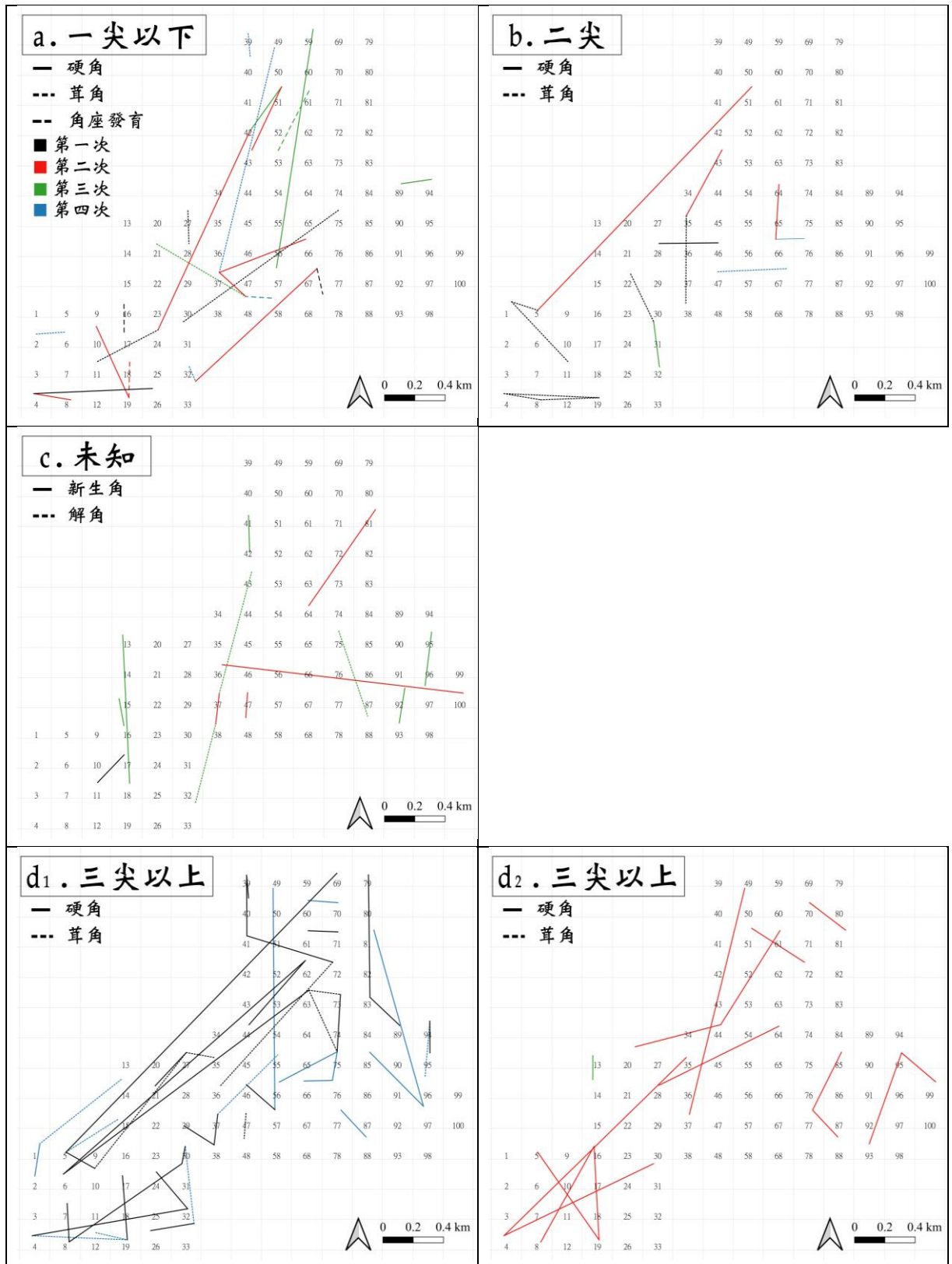
附錄 10-1、被重複捕捉三次以上之公鹿移動範圍。以該公鹿出現之最外圍相機為界，連線形成最小多邊形，該公鹿在範圍內出現的相機點位並不顯示於圖中。



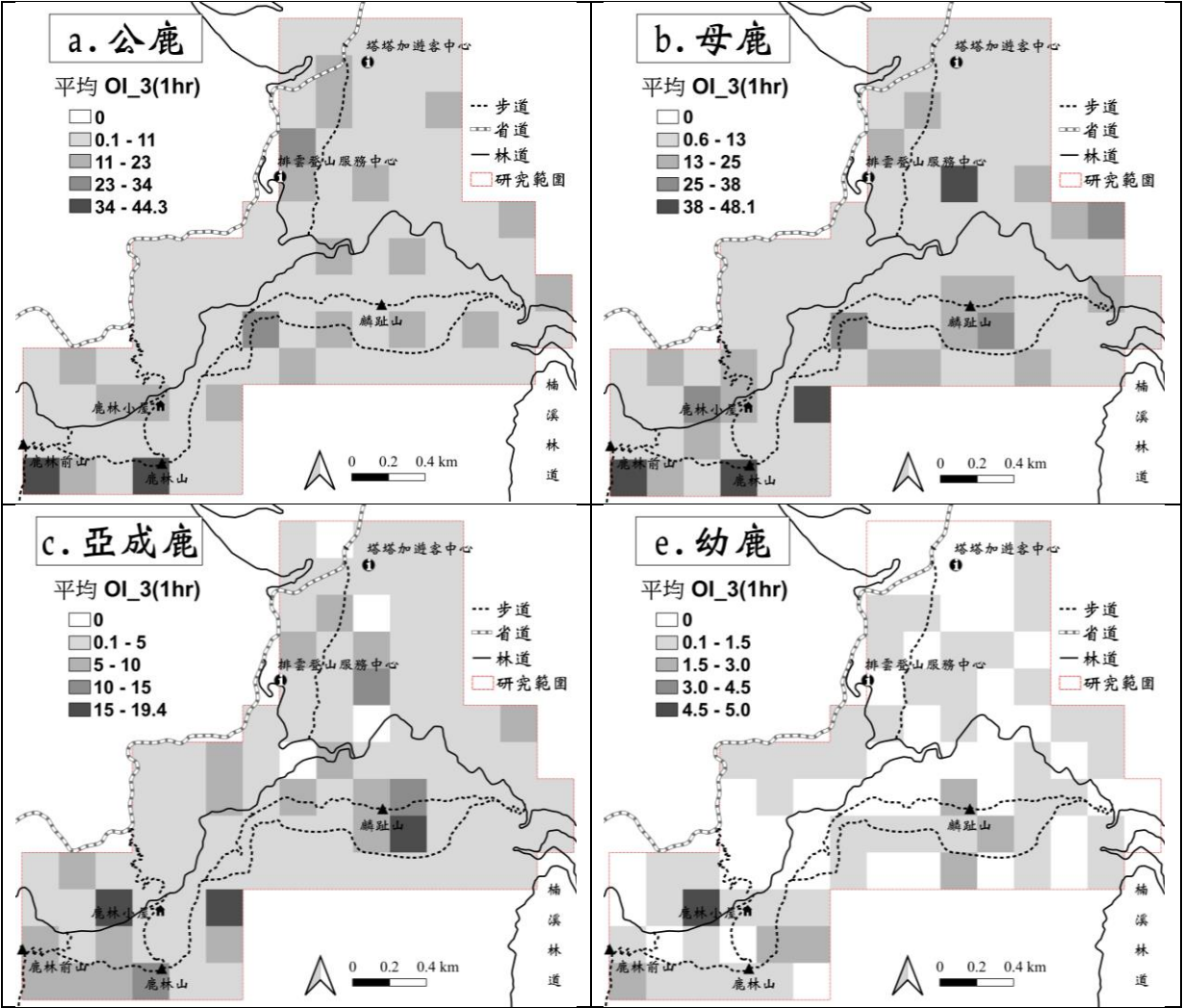
附錄 10-1(續)、被重複捕捉三次以上之公鹿移動範圍。



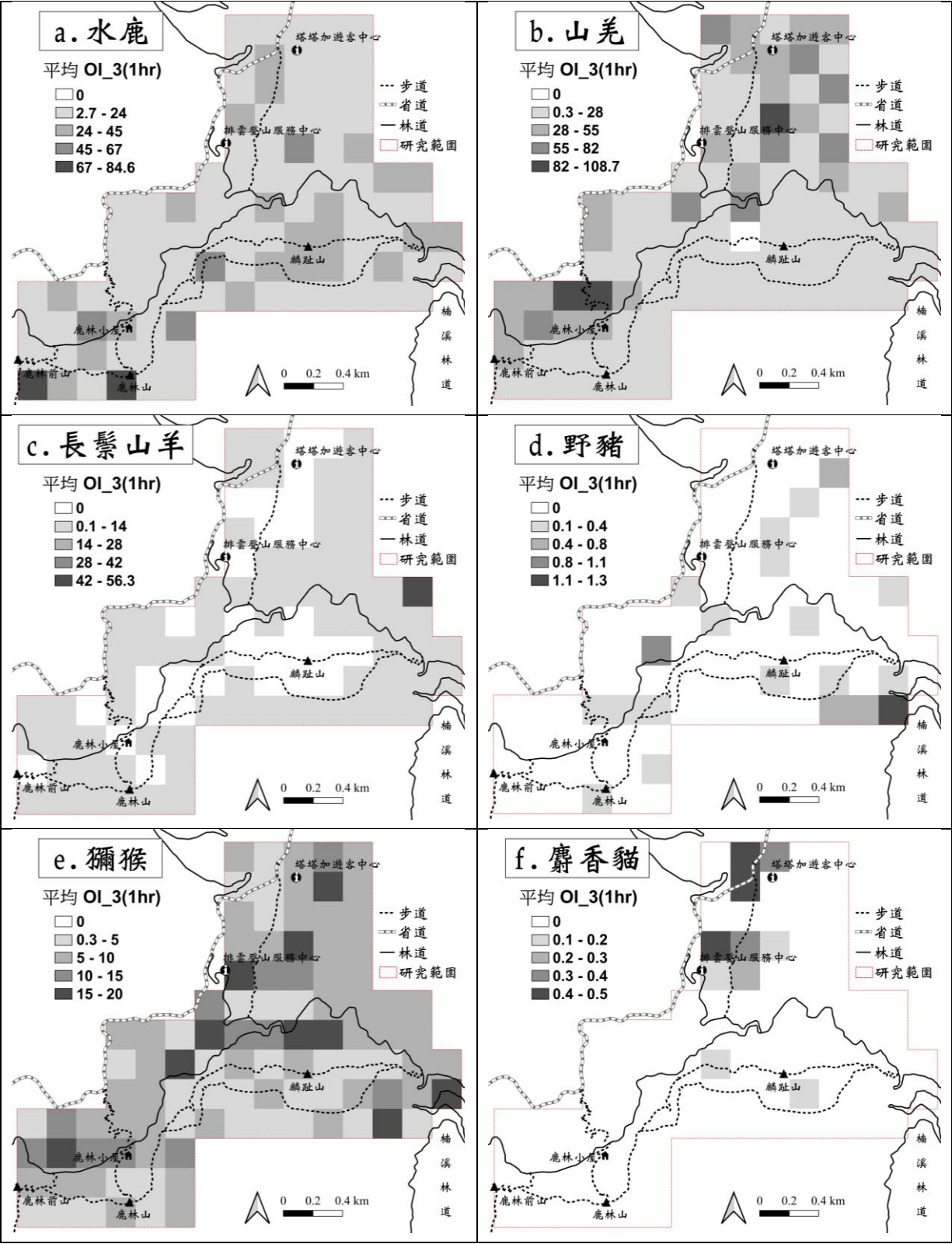
附錄 10-2、被重複捕捉兩次之公鹿移動範圍。



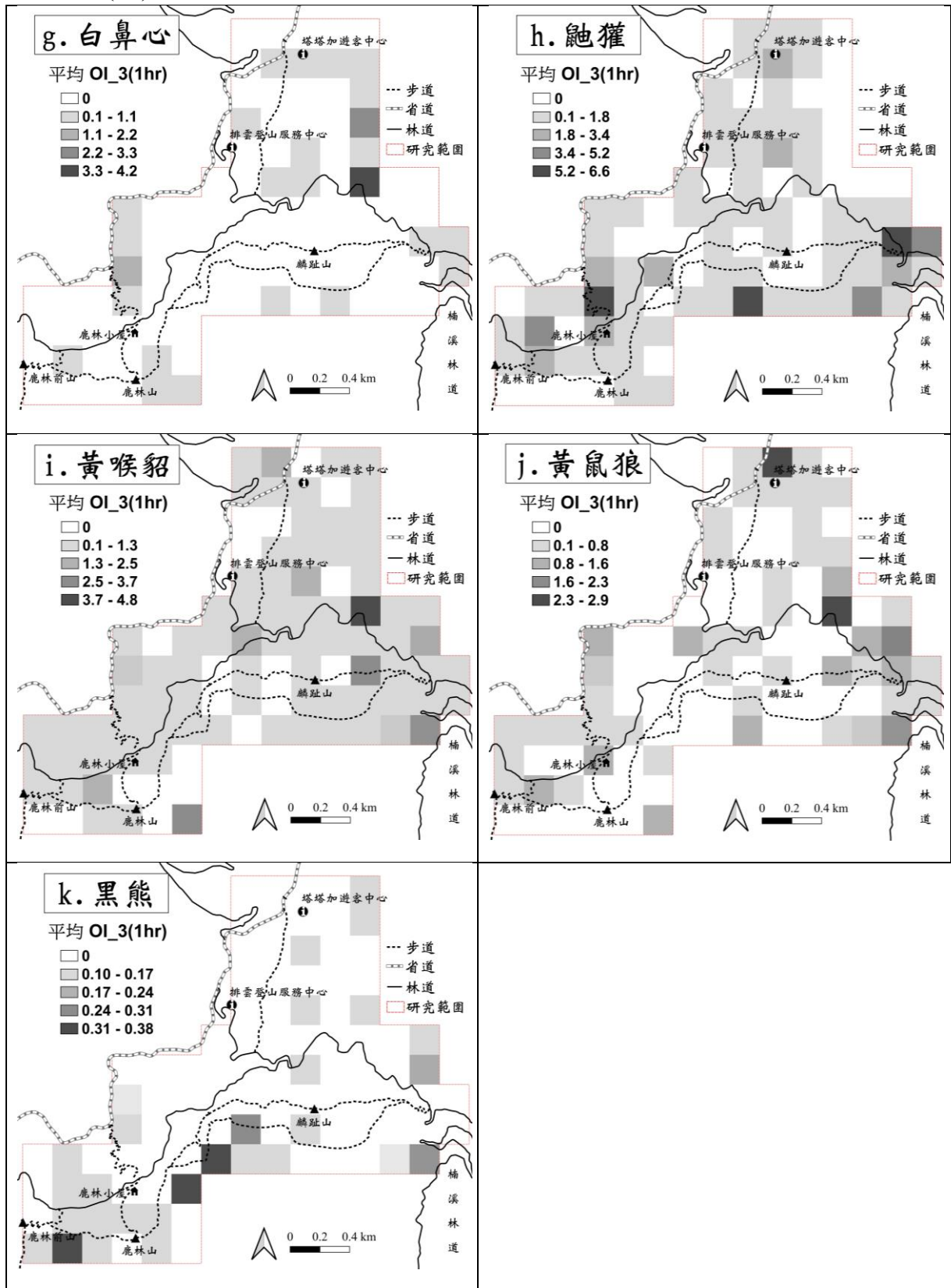
附錄 11、不同類別之水鹿分布熱區圖。以 2024/7、8、12、2025/1、2、3、7、8 月的資料，得到每台相機月平均 $OI_3(1hr)$ ，顏色愈深表示 $OI_3(1hr)$ 值愈高，級距以等距劃分，數值採四捨五入。



附錄 12、中大型哺乳動物分布熱區圖。以 2024/7、8、12、2025/1、2、3、7、8 月的資料，得到每台相機月平均 $OI_3(1hr)$ ，顏色愈深表示 $OI_3(1hr)$ 值愈高，級距以等距劃分，數值採四捨五入。



附錄 12(續)、中大型哺乳動物分布熱區圖。



附錄 13、關注物種之間的相關性。共採用 8 個月的資料計算每台相機月平均 OI_3(1hr)，使用 Spearman correlation coefficient 分析。

		臺灣 水鹿	臺灣 山羌	長鬃 山羊	臺灣 野豬	臺灣 黑熊	白鼻心	麝香貓
臺灣	r_s	-0.116	-	-	-	-	-	-
山羌	p-value	0.25	-	-	-	-	-	-
長鬃	r_s	0.047	0.229	-	-	-	-	-
山羊	p-value	0.64	<0.05	-	-	-	-	-
臺灣	r_s	0.066	-0.080	0.145	-	-	-	-
野豬	p-value	0.52	0.43	0.15	-	-	-	-
臺灣	r_s	0.234	-0.100	0.095	-0.073	-	-	-
黑熊	p-value	<0.05	0.32	0.35	0.47	-	-	-
白鼻心	r_s	-0.041	0.287	0.341	-0.110	0.049	-	-
	p-value	0.69	<0.05	<0.05	0.28	0.63	-	-
麝香貓	r_s	-0.066	0.099	-0.189	-0.096	-0.196	-0.016	-
	p-value	0.51	0.33	0.06	0.34	0.05	0.87	-
黃喉貂	r_s	-0.111	0.389	0.260	0.123	-0.102	0.100	0.038
	p-value	0.27	<0.05	<0.05	0.22	0.31	0.32	0.70
黃鼠狼	r_s	-0.052	0.316	0.219	-0.044	-0.061	0.383	0.003
	p-value	0.60	<0.05	<0.05	0.66	0.54	<0.05	0.97
鼬獾	r_s	-0.168	0.198	0.052	-0.014	-0.021	0.223	0.148
	p-value	0.09	<0.05	0.61	0.89	0.83	<0.05	0.14
獼猴	r_s	-0.099	0.405	-0.010	0.180	-0.063	0.014	0.037
	p-value	0.33	<0.05	0.92	0.07	0.53	0.89	0.72
鼠	r_s	-0.084	0.059	0.121	-0.074	-0.071	0.213	-0.175
	p-value	0.40	0.56	0.23	0.46	0.48	<0.05	0.08
黑長 尾雉	r_s	-0.215	0.404	0.445	0.071	-0.118	0.210	-0.159
	p-value	<0.05	<0.05	<0.05	0.48	0.24	<0.05	0.11
藍腹鵲	r_s	-0.163	0.129	0.258	0.252	-0.014	0.102	-0.145
	p-value	0.10	0.20	<0.05	<0.05	0.89	0.31	0.15
臺灣 山鷓鴣	r_s	0.053	0.041	0.290	0.195	-0.008	-0.005	-0.068
	p-value	0.60	0.69	<0.05	0.05	0.94	0.96	0.50

附錄 13(續)、關注物種之間的相關性。共採用 8 個月的資料計算每台相機月平均 OI_3(1hr)，使用 Spearman correlation coefficient 分析。

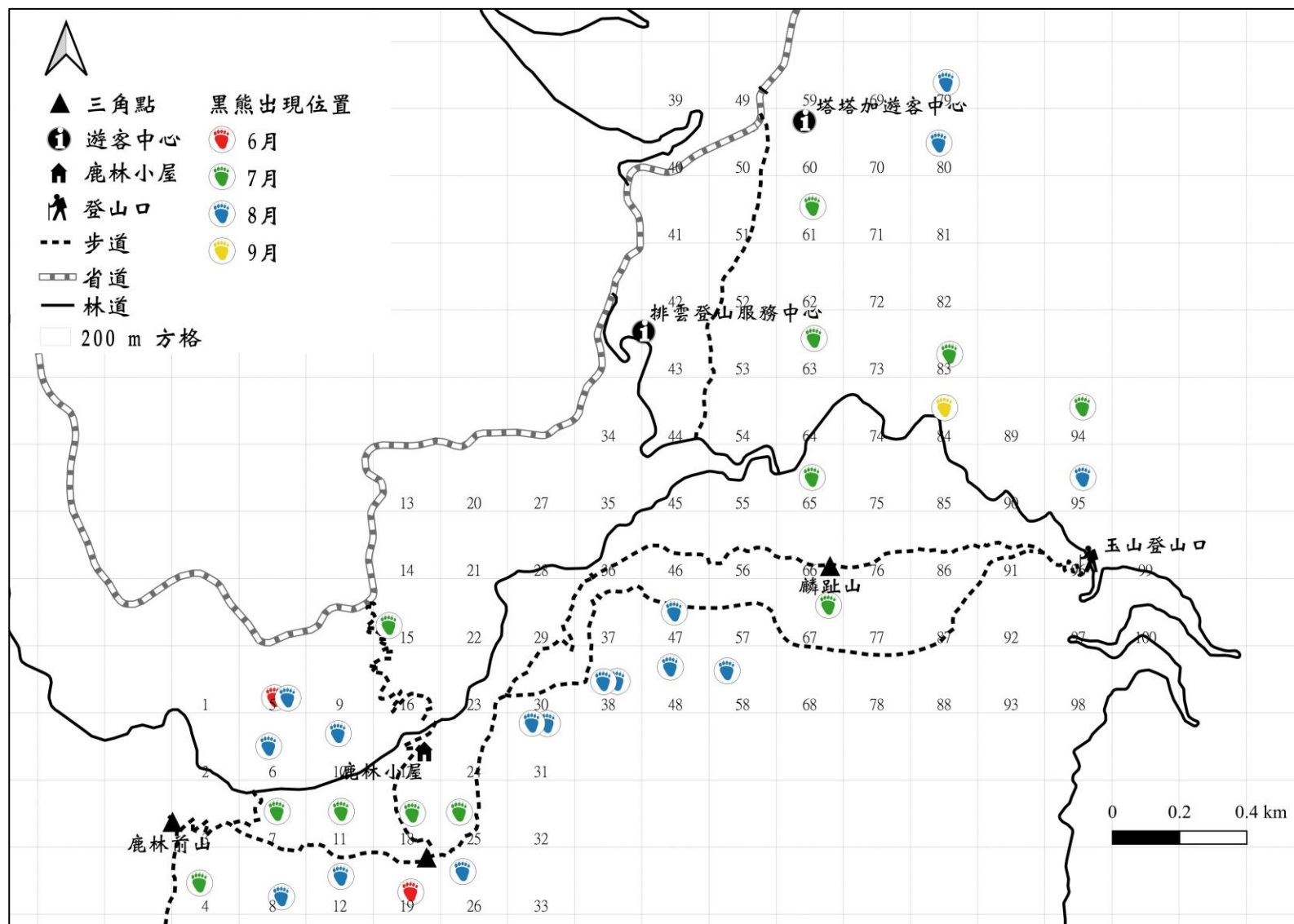
		黃喉貂	黃鼠狼	鼬獾	獼猴	鼠	黑長 尾雉	藍腹鵲
臺灣	r_s	-	-	-	-	-	-	-
山羌	p-value	-	-	-	-	-	-	-
長鬃	r_s	-	-	-	-	-	-	-
山羊	p-value	-	-	-	-	-	-	-
臺灣	r_s	-	-	-	-	-	-	-
野豬	p-value	-	-	-	-	-	-	-
臺灣	r_s	-	-	-	-	-	-	-
黑熊	p-value	-	-	-	-	-	-	-
白鼻心	r_s	-	-	-	-	-	-	-
	p-value	-	-	-	-	-	-	-
麝香貓	r_s	-	-	-	-	-	-	-
	p-value	-	-	-	-	-	-	-
黃喉貂	r_s	-	-	-	-	-	-	-
	p-value	-	-	-	-	-	-	-
黃鼠狼	r_s	0.250	-	-	-	-	-	-
	p-value	<0.05	-	-	-	-	-	-
鼬獾	r_s	0.269	0.357	-	-	-	-	-
	p-value	<0.05	<0.05	-	-	-	-	-
獼猴	r_s	0.357	0.193	0.338	-	-	-	-
	p-value	<0.05	0.05	<0.05	-	-	-	-
鼠	r_s	0.032	0.269	0.165	-0.054	-	-	-
	p-value	0.75	<0.05	0.10	0.59	-	-	-
黑長	r_s	0.358	0.407	0.341	0.086	0.232	-	-
尾雉	p-value	<0.05	0.00	<0.05	0.39	<0.05	-	-
藍腹鵲	r_s	0.064	0.173	-0.121	0.073	0.093	0.258	-
	p-value	0.53	0.09	0.23	0.47	0.36	<0.05	-
臺灣	r_s	-0.003	0.077	0.139	-0.032	0.147	0.272	0.187
山鷓鴣	p-value	0.97	0.45	0.17	0.75	0.14	<0.05	0.06

附錄 14、樣區內可鑑定的維管束植物名錄。

一、蕨類植物	Ferns and Lycophytes	(一) 石松科	Lycopodiaceae	1. 石松	<i>Lycopodium clavatum</i>
		(二) 岩蕨科	Woodsiaceae	2. 地刷子	<i>Lycopodium complanatum</i>
				3. 逆葉蹄蓋蕨	<i>Athyrium reflexipinnum</i>
二、裸子植物	Gymnosperms	(三) 柏科	Cupressaceae	4. 紅檜	<i>Chamaecyparis formosensis</i>
		(四) 松科	Pinaceae	5. 臺灣雲杉	<i>Picea morrisonicola</i>
				6. 臺灣華山松	<i>Pinus armandii</i> var. <i>mastersiana</i>
				7. 臺灣二葉松	<i>Pinus taiwanensis</i>
三、雙子葉植物	Dicotyledons	(五) 菊科	Asteraceae	8. 臺灣鬼督郵	<i>Ainsliaea latifolia</i> subsp. <i>henryi</i>
		(六) 石竹科	Caryophyllaceae	9. 狗筋蔓	<i>Cucubalus baccifer</i>
		(七) 杜鵑花科	Ericaceae	10. 臺灣馬醉木	<i>Pieris taiwanensis</i>
				11. 玉山杜鵑	<i>Rhododendron pseudochrysanthum</i>
				12. 紅毛杜鵑	<i>Rhododendron rubropilosum</i>
		(八) 龍膽科	Gentianaceae	13. 高山白珠樹	<i>Gaultheria itoana</i>
				14. 臺灣龍膽	<i>Gentiana davidii</i> var. <i>formosana</i>
				15. 塔塔加龍膽	<i>Gentiana tatakensis</i>
				16. 玉山肺形草	<i>Tripterospermum lanceolatum</i>
		(九) 五列木科	Pentaphylacaceae	17. 厚葉柃木	<i>Eurya glaberrima</i>
四、單子葉植物	Monocotyledons	(十) 薔薇科	Rosaceae	18. 玉山假沙梨	<i>Photinia niitakayamensis</i>
		(十一) 莎草科	Cyperaceae	19. 抱鱗宿柱薹	<i>Carex tristachya</i> var. <i>pocilliformis</i>
				20. 玉山針蘭	<i>Trichophorum subcapitatum</i>
		(十二) 禾本科	Poaceae	21. 曲芒髮草	<i>Deschampsia flexuosa</i>
				22. 芒	<i>Miscanthus sinensis</i>
				23. 玉山箭竹	<i>Yushania niitakayamensis</i>

附錄 15、防治動物被路殺的方法比較表。

方法	機制	特點	參考文獻
1. 反光片	透過車輛前燈在夜間反射光束，來干擾或使動物停止穿越道路。	❶ 成本低廉，防治成效不一。 ❷ 在清晨與黃昏時段，效果不彰。	(Benten et al., 2019)
2. 減速標誌	在動物出沒的熱點放置標誌，提醒駕駛減速。	❶ 成本低廉，效果不彰。 ❷ 靜態標誌容易被人忽視。	(Bond and Jones, 2013)
3. 聲音驅離 4. 氣味劑驅離	當動物接近道路時，以特定聲音頻率驅離動物，或在道路周圍架設氣味驅避劑，使動物遠離道路。	❶ 成本低至中等，防治成效不一。 ❷ 動物可能逐漸適應，不具長期效果。	(Valitzski et al., 2009) (Bil et al., 2024)
5. 道路側邊植被清理	清理道路兩側的植被，使動物更早被駕駛發現，亦減少道路旁吸引動物靠近、停留的食物資源。	❶ 成本低廉，需定期維護。	(Rea, 2003)
6. 夜間/季節性交通管制	在動物明顯活躍的時期，實施道路管制，以避免碰撞事件發生。	❶ 施行容易，較具有防治效果。 ❷ 過度管制可能引發民怨。	(Whittington et al., 2019)
7. 主動式動物偵測系統	當感測器偵測到有動物靠近道路時，以可變標誌提醒駕駛減速，增加駕駛反應時間。	❶ 成本中等，較具有防治效果。 ❷ 偵測範圍有限，僅能提醒區段道路，並有誤報或漏報的風險。	(Grace et al., 2017)
8. 圍欄配合動物通道	在道路兩旁以圍籬隔絕動物進入，其圍籬可引導使用專門的動物通道穿越道路。	❶ 成本高昂，但具長期效益。 ❷ 設計缺陷或缺乏維護，反而會對動物產生不良影響，如棲地破碎或個體死亡。	(Huijser et al., 2016)



附錄 16、黑熊出現位置。在調查期間 100 台相機中曾紀錄過黑熊的月份與位置。以該月份記錄到的天數計算次數。

附錄 17、第一次期中報告審查會議問題與建議表。

委員	委員意見	回覆
鄭錫奇	摘要部分建議補充計畫期程、野外調查頻度(如自動相機之資料收集、電池更替等)，並簡要說明以相對豐度修正公母水鹿誘餌吸引度之方式及重要性。	已於摘要中補充計劃期程，野外調查頻度則因本計畫之特性，並非規律進行，請委員參考進度甘特圖。相對豐度指標之修正方式已補充於方法中。
	本計畫使用紅外線自動相機為 Meidase P60 Pro 之原因？是否有特殊考量？	因本計畫無編列設備費預算，因此選用較新型便宜之 Meidase 自動相機進行監測。
	封閉族群之計算(估算)期程為 14 天，考量依據為何？	參考范震華(2012) 以捕捉-標記-再捕捉法估計台灣水鹿(<i>Rusa unicolor swinhoii</i>)族群密度之研究資料，約累積至 14 天個體數將持平。
	目前所得水鹿在研究樣區之移動速度平均為 20m/min，不過若考量其行為分類，同一行為(如單純移動)之差異頗大，對後續的分析是否會影響？或是需選擇某些特定行為來探討分析其移動速度？	經考慮後不另外分析水鹿的移動行為。
	每年會計數兩回合之族群數量，其計數時機是否有考量依據？(如生殖季 v.s.非生殖季、硬角期 v.s.茸角期等)	水鹿在季節會有遷移的行為，夏季於較高海拔的地區，冬季則降遷，

		因此選擇夏季與冬季作為每年兩回合的計數，可代表塔塔加地區可能有較多與較少鹿時候的數量。
	可嘗試運用相機攝得資料，評估水鹿行為或分布形式與遊客活動(如步道、道路)之趨避現象?結果可能對管理處之管理具有參考價值。	目前計畫仍以估算水鹿族群量與水鹿對植被的影響為主，未來若有人力可以嘗試分析。
林政道	辨識個體上，以 14 天內($N_{max}+K$) $\pm 2SD$ 來控制偏差，不知道此控制偏差的方法是否有相關依據或參考文獻？	本計畫預期每天可產生一筆公鹿個體數估計值，並預期這 14 筆估計值為常態分佈，因此以標準差作為誤差（或信賴區間）的估計值。
	建議能在木本植物及草本植物被干擾和受到壓力下有更清楚的描述，監測時可提供物種名錄與受干擾的情形，也可以用植群的群落加權平均(community weighted means)做客觀的量化來比較。	遵照辦理。待圍籬完工後將請嘉義大學趙老師團隊協助執行。
	為什麼只對公鹿進行個體辨認？	個體辨認最主要是從角況進行，公鹿因打鬥耳朵也較容易出現缺刻，而大部分的母鹿之間沒有明顯的體徵差異，因此難以進行個體辨認。

盧處長 淑妃	過去的研究已知水鹿對植物種類啃磨的偏好以及如何影響森林組成、水鹿族群的估算方式、與本研究的條件差異及研究方法的設計脈絡，請於第二次期中報告在文獻回顧及研究方法的部分補充。	已提供於前言的文獻回顧當中（見 p.1-p.3）。
	本計畫的工作目標，請於下次的期中報告中補充。	已補充於「計畫工作項目」一節
	請老師針對過去有參與過的相關研究案(水鹿啃食或族群)進行檢視並在下次的文獻回顧中完整呈現，並能透過統整過去的這些研究經驗、國內外的前人研究導向本次研究的方法設計。	已提供於前言的文獻回顧當中（見 p.4-p.5）。
解說科	族群量估計僅對公鹿個體辨識再回推估算母鹿族群量，請呈現回推估算的參考文獻，另公母比是否需考量季節變化？	遵照辦理，已補充於研究方法中，會使用同季節的公母比作為比例回推時的參考值。
	餵食站改為氣味站，數量是多少？吸引對象僅為公鹿或公母皆會吸引？	氣味劑共架設 90 個，該氣味劑的說明書指出是針對所有物種皆會吸引。
	圍籬樣區簡報中提到選擇小於坡度 30 度之樣區，請問選擇此條件的原因或參考之文獻為何？以塔塔加地區主要的棲地大多大於坡度 30 度，若選擇小於坡度 30 度之樣區是否反而非塔塔加地區的代表性棲地？且不易再找到第二組樣區。	坡度小於 30 度主要是考量調查難易度及人員的安全，且水鹿偏好坡度較平緩的地形，因此在小於 30 度的地區架設圍籬並不影響調查結果。

	在塔塔加地區架設的高密度相機，除了公鹿的個體辨識外，母鹿是否也能考慮個體辨識?是否也能得到此區域水鹿性別比的資訊?	個體辨認最主要是從角況進行，公鹿因打鬥耳朵也較容易出現缺刻，而大部分的母鹿之間沒有明顯的體徵差異，因此難以進行個體辨認；即使有可個體辨認之母鹿也僅占少數。由於相對豐度指標(OI 值等)與實際個體數高度相關，因此性別比例可以從相對豐度指數推算。
	塔塔加地區的遊客影響程度很高，想知道水鹿的行為(步行距離、速度)是否會因為遊客影響在日夜有所差別，或是相機距離遊客干擾程度較高的地點(步道或公路)的遠近是否也會有影響?	目前計畫仍以估算水鹿族群量與水鹿對植被的影響為主，未來若有人力可以嘗試分析。
	因為塔塔加地區許多位置地形陡峭，圍籬實驗的設計(25m*30m)較小，對於水鹿的活動狀況的代表性是否足夠?	水鹿實際的活動範圍相當小，且圍籬僅為取樣的工具，並不需要與水鹿的實際活動範圍相當，目前設計的大小已足以評估水鹿的危害程度及植被復原速度。
	氣味劑因總量計數的實驗時間為兩周，成本考量上是否可參考黑熊的研究也採塗抹的方式即可?另外氣味劑若是對兩性別的	因不確定氣味劑揮發與吸引的效果，仍以氣味劑經稀釋後以扎洞的瓶

	水鹿個體皆具有吸引力，是否也會吸引其他的野生動物？	子為架設方法，塗抹的方式可能較容易更快速蒸散或被雨水沖刷。該氣味劑的說明書指出是針對所有物種皆會吸引。
	每年兩次的總量計數試驗，在回收記憶卡資料同時是否會將相機一併回收？	在架設完相機後，預估電池電量約可拍攝 2 個月，因此會持續架設約 2 個月的時間，中間會進行更換記憶卡 1 次，第 2 次回收會將相機撤回至防潮箱除濕。
	在進行水鹿的總量計數調查時，因為氣味劑也會吸引其他野生動物，是否能順帶對其他共域的野生動物進行族群量或分布情形的初步調查？	目前計畫仍以估算水鹿族群量與水鹿對植被的影響為主，未來若有人力可以嘗試分析。
企劃科	文獻回顧有提到鹿隻族群擴張對行車安全的影響，若有相關的研究報告或相關文獻請於下次期中報告中引用並詳述。	已新增數筆文獻回顧，提供於前言當中（見 p.4）
保育科	有關餵食站設置的研究方法，請於下次期中報告中補充相關前人研究方法之文獻回顧，也請補充本研究從餵食站轉變採氣味站的改變脈絡、對動物的影響是甚麼，可做為未來其他類似研究的前車之鑑。	經過第一回合的測試，本計畫發現氣味劑的效果不如預期，詳細結果已呈現於報告中，因此不再詳述使用氣味劑的文獻。

	圍籬架設的部分有提到林試所在墾丁使用的是鋁管和不鏽鋼圍網，在經費需由會比較高外，有關他們對梅花鹿啃磨試驗的結果是否能寫入報告中做為參考，因為台大實驗林的防水鹿圍網試驗很多是失敗的，本處如果採用鋼筋及塑膠網除了成本較低以外是否能真的有效試驗，也請老師在研究報告中補充作為未來防治工作的參考。	本計畫觀察到的台大實驗林的圍網以軟網為主，很容易遭人為破壞或被鹿隻扯壞。墾丁地區的圍網效果的最新發表為葉定宏等(2022)，已新增於前言中。(見 p.3-p.4)
	甘特圖的資料回收以春秋季為主的原因請老師於研究方法中詳述。	主要原因是配合期中報告的期程，最佳估算時間實為冬季及夏季，因為水鹿在冬季有降遷行為，夏季則回到高海拔，因此冬季族群量最低，夏季族群量最高。
	餵食餌站改為氣味站後，水鹿停留時間是否足以辨識個體差異，建議在測試單氣味站誘引後若結果不佳可以氣味劑搭配蚵殼粉+少量精鹽提高停留時間。	經測試發現水鹿對氣味劑排斥，因此本計畫不再考慮使用氣味劑。
	啃磨壓力的第二個圍欄樣區選擇若難以在塔塔加遊憩區選定，是否可考慮於楠溪林道近楠溪研究站處設置，研究站周邊多有平坦腹地且亦有水鹿啃磨情形。	目前已選定兩個塔塔加地區的圍籬預定地，但本計畫贊成於楠溪研究站增設第三個圍籬樣區，以提高樣本數。

附錄 18、第二次期中報告審查會議問題與建議表。

委員	委員意見	回覆
鄭錫奇	目次之表次的順序可對調；目次之結果三的序號可去掉「、」符號。	已修改，謝謝委員建議。
	摘要建議加上關鍵詞(字)。	已補充，謝謝委員建議。
	全篇報告內容之文引用格式建議一致化，如中名或英名全列或僅列出姓氏；中間的逗號為半形或全形等；另數字形式可 3 位一段標示，如 10,000。	已修改，謝謝委員建議。
	P.3 最後一段所謂「在美國…損失約 11 億美元」之引用文獻為何？似未註明。	已註明，謝謝委員建議。
	本報告對於水鹿族群估算方法論述比較詳實，惟部分用詞不太容易理解，如 P.5 之(1)「排遺 DNA」；(5)N 混和模型等，建議加註說明。	已更改，謝謝委員建議。
	P.12 之公式前可加上主詞「捕捉回合比例=」等字樣。	已補充，謝謝委員建議。
	P.18 各性別及年齡層之移動速度差別，幼鹿大於母鹿及亞成鹿，其行為模式及生態意義或可探討說明。	已補充於討論，謝謝委員建議。
	P.19 「N+1」之估算依據為何？另所謂「三個指標」建議於適當處加註，以利閱讀了解。	初期的總量計數法中，因無法個體辨識的檔案，用移動速度進行判斷，都會視為同一隻，因此每天可個體辨識的計算數量為 N，最多的個體數量僅能 +1，為無法個體辨識的部分。三個指標 OI(1hr)、OI(2hr)與捕獲回合比例，由於捕獲回合比例與絕對族群量的相關性較 OI 高，變異性較 OI 低(古馥

		字，2018)，因此本計畫決定僅以捕獲回合比例作為相對豐度的指標。
	P.20 第二段，請加註說明如何由公鹿數量推估值(92 隻)來推估其他年齡層之數量之邏輯論述文字。	以相對豐度的比值回推其他類別水鹿的數量，已補充於方法。
	P.21 有關水鹿族群之推估數量，平均日移位、族群密度等資料需綜整釐清論述。	已補充於討論，謝謝委員建議。
	P.22 改進方案建議「捕捉標放模式」如何進行，是否會耗損大量人力？	本計畫之捕捉標放法非實體的捕捉，而是以相機與水鹿個體的特徵，記錄個體的捕捉歷史，並非增加野外的工作量，而是資料分析的部分。詳細的估算已補充於方法
	附錄 1，形態值之「約」字可省略；附錄 2「角座」未標示於圖上，肩「頰」骨為「胛」之錯字。建議於期末報告所列之圖以彩色照片呈現，以利檢視。	已更改，謝謝委員建議。
林政道	期中報告符合進度，本次受託單位在文獻回顧中提供目前適用自動相機的估算模型完整介紹，有助於理解方法論的細節，以及不同模型所適用的場景。	謝謝委員的肯定。
	因為水鹿的啃食行為有明顯的季節性高峰，建議未來可以透過航遙測影像資料(例如：NDVI, EVI 等)結合地面資料，更精確掌握水鹿族群與被害植群的動態變化。	未來可嘗試，謝謝委員建議。
	若圍籬試驗已架設完畢，再請研究團隊持續進行調查以比較圍籬內外的植群組	已補充，謝謝委員建議。

	成、覆蓋度與相關屬性是否在水鹿干擾啃食下有所顯著差異。	
玉山國家公園-內部委員	年齡組成部分，以目前結果來看，各生活史階段或性別的比例較為懸殊，請團隊針對這樣的狀況進一步研究及討論其起因及是否有近親交配的可能。	由相機的拍攝結果，無法推測是否有近親交配的可能性。
	氣味劑部分，目前結果看來水鹿會對其趨避，可能原因為何?是否可能氣味劑本身已變質，或是不適用於臺灣的物種?氣味劑是否能調整為費洛蒙或以圈養水鹿作為氣味來源(如尿液)，可能效果更佳。	在反應行為為排斥的水鹿中，幾乎有嗅聞的行為，推測較可能是因不喜歡氣味劑之氣味而排斥，較不會是因容器的架設位置嚇到鹿等原因。由於氣味劑是從國外購買可能不適合臺灣的物種。費洛蒙或尿液可能對公鹿的吸引力較大，進而影響相對豐度的公母比值，目前暫不考慮全面擺放誘餌劑。
	小公鹿會自行離開母鹿或是會被驅趕?小母鹿不離開且成群，請問為何有此差異。	本計畫的研究結果沒有此發現，未來可再注意。
	先前的研究推論塔塔加地區的水鹿可能會在楠溪和塔塔加遊憩區作季節性的移動，而就目前的研究結果來看，水鹿較少進行長距離移動，是否可能就不支持這樣的季節性移動推論?也好奇近幾年的水鹿數量為何漸漸增加?	在短時間內，水鹿是較少進行長時間的距離移動，此結論並不會違背與季節性移動的推論，因時間尺度不一樣。主因為缺乏捕食者與狩獵壓力減少。
	有關監測相機拍攝到的野生動物，除了水鹿以外是否能針對較罕見的野生動物(如麝香貓、臺灣黑熊)在報告書中進行討論和分析。	曾出現位置已補充於附錄10。

	過往在玉山國家公園、或 104 年高山型國家公園跨域整合水鹿調查計畫成果與本次研究成果是否可以整合討論，以利了解玉山國家公園水鹿族群數量變化，及水鹿社會結構組成、與分佈等資訊。	已補充於討論，謝謝委員建議。
	報告書 p.11、22。本次期中報告的初步結果顯示單一回合拍攝的最大量個體數為實際個體數的 20%以下，團隊分析其主因為相機密度不足，但亦有水鹿的活動模式與研究設施(相機+誘引站)重疊度過低的可能性存在。在氣味劑具反效果、對誘餌計的使用有疑慮的狀況下，團隊應思考如何最大化水鹿同時停留在相機前的比例。	如討論所述，誘餌站的使用可能影響相對豐度的公母比例，由於個體辨識度比預期高，誘餌劑的使用不是必要的，未來可再嘗試不同誘餌，謝謝委員建議。
	報告書 p.18 水鹿平均移動速度結果，目前結果顯示水鹿移動速度非常態分佈，但細看圖 4 可發現資料區間為：「<20、20-44、45-68、69-92、>92」等區間，建議團隊解釋如此區分資料區間的原因為何？分析的解析度若再提高的話，是否能得出更趨近於常態分佈的結果呢？(比如移動速率以 5 公尺為區間進行分析。	圖 4 中的資料區間是以平均值與標準差劃分，是否為常態分佈可由圖形判斷，若為常態分佈所繪製的直方圖應呈現鐘型曲線。
	請團隊補充說明阻絕圍籬試驗的樣區選擇依據。	以靠近步道，坡度小於 30 度之平坦地劃設樣區。已補充說明於方法，謝謝委員建議。
	公鹿的茸角期在山羌的觀察中會因個體的年齡而有不同長度的茸角期，這樣的經驗或許可供研究團隊參考。	謝謝委員建議。
	圍網的規劃與預期效用為何，是否請團隊納入報告書寫，並提供經營管理建議；包括圍網材質、使用時機、可有效阻擋的林型，應用在什麼地形等資訊。	已在方法增加描述，謝謝委員建議。

P.23 預定進度甘梯圖之末 2 項報告書繳交期限，建議補充。	已修改，謝謝委員建議。
P.9~23，研究方法至結果，相關圖表資料均放於報告參考文獻之後，建議可與報告文字說明並列，利於資料呈現。	已修改，謝謝委員建議。
報告書引用格式請統一，文內有部分作者與出版年份之間存在有/無逗號兩種形式，如 p.5 (Forsyth et al. 2022)及(Forsyth et al., 2022)。	已修改，謝謝委員建議。
報告書圖表建議依序加入內文中以利閱讀，或是在成果報告中調整為前述形式。	已修改，謝謝委員建議。
報告書 p.V(摘要)缺字：「亦可能(產生對)交通安全的疑慮」。其餘報告書中之錯別字及語意不通順之處將提供團隊書面資料進行修正。	已修改，謝謝委員建議。
報告書 p.1、4 文章羅列之文獻表，建議直接納入圖表系統中，作為表 1、2 呈現並加上表說。	已修改，謝謝委員建議。
報告書 p.16 圍網試驗之圍網規格在原始規畫為 20*20m，後期與其他專家學者會勘後變更為 20*30m，但在報告書中此脈絡解釋較少，因此會有圍網測試的規格突然變大的問題，建議團隊補充擴大圍網的原因。	圍籬範圍變更為 20*30，是因實地探勘時，較容易架設圍籬，謝謝委員建議。
報告書 p.19 公鹿的個體辨認數量段落，該段書寫多以第 n 天進行描述，然對應之圖僅顯示日期，故建議本段在第 n 天後方加註日期以利識讀。	已增加敘述，謝謝委員建議。
若團隊在個體辨識的研究過程中，有辨識特徵較特別可供遊客辨識的(複數)個	可以，謝謝委員建議。

	體，是否能提供這些個體的臉譜照作為 解說教育使用。	
--	------------------------------	--

附錄 19、第三次期中報告審查會議問題與建議表。

委員	委員意見	回覆
鄭錫奇	本計畫對臺灣水鹿族群量估算、樣區植被啃磨調查，以及未來交通安全的策略參考都很重要，其相關文獻回顧及研究方法之探討詳盡，值得肯定。	謝謝委員的肯定。
	摘要：2024 年 6-7 月 201 隻、11-12 月 205 隻、2025 年 2-3 月 182 隻（應為誤植，P.28 為 141 隻），如何認定有呈現明顯的季節變化？而季節變化是指春夏秋冬四季？還是乾濕季？而平均族群量為 182 隻如何推算？	本計畫所指之季節為乾季與濕季；認定有季節變化的原因為在 2 月(乾季)時，估計的族群量與相對豐度值都較 7 月(濕季)低。平均族群量由三次族群量加總平均而得。
	P.1 昔日研究結論：水鹿的啃食行為有明顯的季節性高峰，在多數地區（包含塔塔加地區）為夏季，但在楠溪林道紅檜造林地則為春季，不知原因為何？	此原因探討非本計畫之目的。但在劉士豪(2016)、楊硯涵(2020)的論文中，推論可能為茸角期公鹿為獲取鈣而啃食紅檜。
	P.2 本計劃在塔塔加地區規劃 2 個樣區進行阻絕圍籬架設實驗，以了解水鹿對森林造成的影響程度。實驗為何設定 2 個？所選擇的依據為何？	考量進行調查的人力有限，因此僅以 2 個樣區作為研究。樣區挑選的依據已補充至方法。
	P.2 內文數字若超過千位，建議以三位數加一逗號區隔，如 10,000:另 2004-2018 漏了「年」字。	已修改，謝謝委員意見。
	P.6 歷年關於水鹿啃食行為之研究彙整表中論文之年代格式不一致？而 15.……。台灣多樣性研究。應為「台灣生物多樣性研究」。24.Weng,G.-J.,……	Weng,G.-J.,…… ZoologicalStudies,61,19 中的「19」非頁數，而是電子刊號 e19，已修改，謝謝委員意見。

	ZoologicalStudies,61,19・所列並不詳實（經查本論文有 12 頁）。	
P.9 一、臺灣水鹿族群量調查及二、臺灣水鹿對植被啃磨壓力，每年度調查至少須累積兩筆，共計四筆資料。如何選定？依月份？乾溼季？另「嘗試總量計數法計算……」之寫法之適當性是否調整？因 P.14『……本研究採用「捕捉標放法」……』。	因圍籬工程於 2024 年 12 月完工，今年為補齊四次資料，在 2 月至 3 月完成小苗與啃痕的第一次調查，後續的調查時間為 6 月、8 月、10 月，以間隔至少 2 個月為主。另因水鹿拍攝成果未如本研究預期，因此改採捕捉標放法，詳細原因及討論已於內文中詳述。	
P.22-25・圖 1-4 之圖說文字建議置於圖之下方。	已修改，謝謝委員意見。	
P.26 結果：一、水鹿的平均移動速度之幼鹿的移動速度(24m/min)很快，為亞成鹿（24m/min)的 2 倍，討論中有提及幼鹿的行為意義，但亞成鹿為何移動速度最慢？（此時已與母鹿分離了嗎？）	亞成鹿的定義已說明於方法中。移動速度較慢的原因非本計畫目的，待後續研究持續探討。	
P.29 九、水鹿阻絕圍籬試驗中樣區 1 及 2 均有在籬內拍攝到山羌（雖然未知拍攝之數量、頻度及行為），然山羌亦為草食性動物，對試驗結果是否會有所影響？為何圍籬設計時不一併阻隔山羌？	為了測試阻隔水鹿後植被恢復的速度，因此研究僅操控一個變因，即樣區中有無水鹿出現對植被造成的影響與恢復程度。	
P.31 表 5、各類別個體類別個體與公鹿相對豐度的比值，表內數值可能有誤。	由於表中為四捨五入，因此比值有所差異。已修改。謝謝委員意見。	
P.45 綜合討論指出，本計劃未能按照原設計的總量計數法估算水鹿數量可能的原因有三，建議改善方式有二。是否嘗試進	總量計數法因相機密度不足以拍攝到所有個體而失敗，但因人力資源	

	行改善建議之試驗？如(2)進行複查的時間建議在 6-7 月，因此時公鹿的角況變化多，個體辨識度高。	有限，目前無法以增加架設相機台數，使相機密度更密集，而若大幅度更改所有相機位置使相機密度提升，會造成前後估計的族群量無法比較。因此本計畫決定以捕捉標放法估計族群量，2025 年 6-7 月會進行第四次估計。
	參考資料之中文文獻建議調整修正。	已修改，謝謝委員意見。
	有關自動相機之架設方式細節，請補充於方法章節。	已補充於方法，謝謝委員意見。
林政道	本計畫是需要大規模人力物力去執行，在高山地區架設許多自動相機十分不容易，也肯定受託執行單位的努力。	謝謝委員的肯定。
	在方法中(p15 - 16)捕捉標放法中建議可以把比較理論的段落放置在前言的文獻回顧中，另外 p16 估計值標準誤最小的 $M_h(JK1)$ 模型也請說明其定義或描述。	已修改至前言，模型說明已補充於方法，謝謝委員意見。
	不知道目前圍籬試驗與對照組是否已有初步對於啃食壓力的評估？因為目前方法部分尚未有比較明確的描述或定義。	以啃食偏好係數、箭竹高度、箭竹覆蓋度、草本物種數量、木本小苗數量、Shannon 指數和 Simpson 指數等評估啃食壓力，已補充於結果，謝謝委員意見。
	p29 若需要鑑定高山的禾本科、莎草科及石松科植物，我這邊可以協助。也建議如果資料收集完可以把植物名錄放在附錄。	謝謝委員的協助。

	其他一些小修正： (1). p63 R 為「辯」識度-> 辨； (2). p10 第二行：鐵杉雲「山」-> 杉 (3). p10 第四行：華山松學名的變種名應為 <i>mastersiana</i> (原本少一個 s)	已修改，謝謝委員意見。
玉山國家公園-內部委員	P.27 捕獲回合比例：公鹿出現率再捕獲回合是否每次都是固定比率？	由於僅公鹿有個體辨識的數量，因此以相對豐度比率回推其他類別水鹿的數量時，是以公鹿當作分母，因此都為 1。
	P.16 公母鹿出現比例會不會在不同地方有不同組合？不一定是 1:1.5？是否有前測實驗？	由於本計畫僅在塔塔加進行研究，沒有其他地區的資料可以比較，也沒有前測實驗。
	第 3 次族群量估算中，成體(公鹿)數量之結果比前兩次明顯降低，請問可能原因？	於討論中有提及，可能與水鹿季節性降遷有關。
	目前估算族群密度約為 16 隻/km ² ，與其他地區或案例隻比較是否有明顯較高或較低？	已補充於討論，謝謝委員意見。
	P.23 圖 2、100 台自動相機隻各類型監測站位置圖，但圖面及圖例尚未見相機位置標示，是否與氣味劑或誘餌站同點位？	同一點位，已補充說明，謝謝委員意見。
	圖 10、公鹿的相對豐度與可辨識個體數的相關性。建議加上趨勢線。	此分析的目的是要看 OI_3(1hr)是否與族群量呈正相關，因此已更正為使用模型估計出的族群量與 OI_3(1hr)做相關性，而不是使用個體辨識，結果做相關性分析；內文已修改為描述

		性結果，謝謝委員意見。
	討論章節，針對水鹿的族群密度在多少的範圍內為森林生態系可乘載的量，建議於下次報告中有較多的引用文獻及討論。	已補充於討論，謝謝委員意見。
	圍籬與對照組實驗如果真能有效阻隔水鹿啃磨，如何大範圍應用在山區？尤其是崎嶇不平的位置或遊客量多的步道附近；圍籬或可針對特定珍稀樹種或草本植物起保護作用，未來所有可以應用在森林生態系的防治方式也請團隊一併提供建議。	若要廣泛架設圍籬於山區，其架設與維護需耗費大量資源。建議未來若要增設圍籬，可針對稀有植物進行保護，崎嶇不平的地形會限制圍籬的大小與架設難易度，因此架設前需於現場會勘地形，倘若為至於遊客量多的位置也可進行解說教育。
	自去年 12 月圍籬架設完畢後應有 4 個月以上的資料，植被逐次調查的結果似乎尚未呈現？(表 11)	由於圍籬架設完後，還有綁定樣樹與標定小苗樣區的工作。因此第一次調查於 2 至 3 月才完成，後續將在 6、8、10 月進行調查。
	內文中的中文文獻引用，中間建議改用全型符號「，」。	已修改，謝謝委員意見。
	報告書圖表建議依序加入內文之段落間中以利閱讀，目前是集中置於整個段落之後，對於閱讀來說，與全部放到最後相比沒有太大改善。	已修改，謝謝委員意見。
	報告書 P2.「常用鹿科動物族群量估算方法盤點」為何為斜體？	已修改，謝謝委員意見。
	內文部分錯漏字、用詞及語意通順問題將統一提供團隊檢視並修正。如「做為參考	已修改，謝謝委員意見。

	資料」應為「作為參考資料」；「盡量靠近質心為原則」應為「盡量靠近中心為原則」；「所有相機的總工作時數為 26,029」應為「所有相機的總工作時數為 26,029 小時」	
	自動相機監測到黑熊是否有季節性，另這些資料建議可另製成表作為附錄供本處參考。	已補充，謝謝委員意見。
	P.10 建立高密度自動相機網以 1/5000 之六幅圖號為範圍，但參考 P.22 圖 1 無該圖框標示，請確認。	已修改，謝謝委員意見。
	P.47 預定進度甘梯圖，是否應加入個階段執行期程的概述？並加入圖編號(如圖 13)	預定進度甘梯圖為期中報告提供委員參考使用，計畫結束時之期末報告不再放入報告內，謝謝委員意見。
	報告書 P1.「水鹿的啃食行為有明顯的季節性高峰，在多數地區(包含塔塔加地區)為夏季，但在楠溪林道紅檜造林地則為春季」，請問團隊楠溪林道之植被受啃磨的狀況與水鹿族群概況如何？	本計畫並未於楠溪林道進行植被啃磨調查與族群估算。有關楠溪林道水鹿啃食的詳細情形可參考葉川逢(2015)、劉士豪(2016)、楊硯涵(2020)與魏正安(2020)的研究，其族群概況可參考臺灣水鹿跨域整合研究(二)(王穎，2013)、邱洵文(2015)、古馥宇(2018)與黃慎雯(2019)的研究

附錄 20、期末報告審查會議問題與建議表。

鄭錫奇	摘要指出：「目前塔塔加地區的臺灣水鹿密度已遠超過文獻中估算的鹿科動物對植被危害的密度閾值」，所謂「鹿科動物對植被危害的密度閾值」為多少？建議列出；而(文獻)不同的鹿科物種之密度閾值可以推演視為臺灣水鹿的密度閾值嗎？	本計劃將部分文獻中建議的鹿科動物密度閾值列於討論第五點 P50 頁，並已於摘要中補充說明。文獻中建議的鹿科密度閾值不能直接適用於臺灣水鹿，但可看出一般建議的閾值都在 10 隻/平方公里以下，這個標準可以當作參考。
	摘要及內文指出本計劃樣區的圍籬架設，為避免亞成體(P51. 小型鹿隻?)進入圍籬內，「圍籬底部高度應再降至 40cm 以下」，不解其意？因經檢視 P72. 之圍籬樣區環境照，底部似乎緊貼地面。	照片中的圍籬底部可能被箭竹遮蔽，因此看不出來，實際上圍籬底部距離地面約有 40 公分，但本計劃發現體型較小的水鹿仍可進入圍籬，因此將把圍籬底部封閉，阻絕所有草食獸進入。
	內文中部分動物之中名可一致全名呈現，如 P20.臺灣野山羊(P.44 為長鬃山羊，不一致)、臺灣山羌、臺灣野豬、臺灣獼猴、臺灣黑熊等；而學名建議參考最新分類資訊(如 TaiCOL)調整，如麝香貓 <i>Viverricula indica</i> 、白鼻心 <i>Paguma larvata</i> 等	謝謝委員指正，將遵照辦理。
	內文數字若超過千位，建議以三位數加一逗號區隔，如 P12.106-3,263m、2,554m；P29 之 3,263m、1,522 個檔案等。	遵照辦理。
	P30.圖 7-1 圖說「……一天內個體數最大值出現在 2024/6/29 為 17，……」經	因為第一次觀察天數雖有 28 天 (2024/6/28-2024/7/25)，但總量計數

	檢視似應在 2024/7/19 (數值在 20 以上)，是否有誤？請再檢視。	法原設計只採用前 14 天的資料，即 2024/6/28-2024/7/11，所以最大值出現在 2024/6/29。
	P32.內文用字「佔 vs 占」不一致，建議用「占」；而倒數第 4 行「……(圖 10-2)，。」多了一個「，」應刪除。	謝謝委員指正，錯誤已更正。
	P50.第二段第一行「……估算結果如表 12。」應為表 13 之誤。	謝謝委員指正，錯誤已更正。
林政道	本計畫第一個目標主要是以總量計數與捕捉標放法計算玉山國家公園塔塔加地區水鹿族群量，執行團隊架設非常多的自動相機（100 台），試圖建立族群量的推估，但初步總量計數較難達成，所以後面用捕捉標放法，也進行四次族群量估算，並初步估算出性別比、年齡結構等資訊。也從這四次的估算平均族群密度為 20 隻/km²。若以美國研究來說，在塔塔加一帶的水路族群已超過美國與日本相關鹿科動物對於植物干擾的研究，因此密切監測甚至是否啟動移除降低水鹿族群密度的行動需待管理處與相關單位密切討論。整體來說有達到計畫要求目標，也提供重要的塔塔加臺灣水鹿的族群估算、啃磨偏好等資訊	謝謝委員肯定。
	在水鹿對植被啃磨壓力這部份結果，偏好的物種也有實際結論，依序為玉山杜鵑、玉山假沙梨、臺灣華山松、紅檜、臺灣雲杉等。但近期（四月及十月初）個人觀察過往水鹿比較不會啃食的臺灣二葉松，在本年度也開始被水鹿啃食樹皮，是否已開始反應水鹿偏好樹種已被啃食殆盡後，逐步無差別的去啃食其他	根據本團隊以往在南二段的調查經驗，二葉松確實是比較不受水鹿偏好的樹種，當水鹿開始啃食二葉松，的確表示其他偏好樹種已經被啃食到相當的程度，可以視為啃食壓力高峰的指標。。

	樹種？啃食樹皮的行為使林相轉變為較開闊的地形，有利臺灣二葉松生長，可能進一步提高高山森林火災的風險，另外還有一點研究成果也需要密切關注的是水鹿影響地棲性鳥種生存、仰賴地被層的其他動物數量與多樣性影響。	
	對於研究團隊提出「建立調控效果評估機制」(報告書 p52)這點蠻好的，特別是翁老師團隊也提出「適應性管理架構」的建議方法，初步希望達到 10 - 15 隻/km² 為目標，不過這個是否就是適合台灣的最適合值，需要再收集更長期的監測資料並調整。但後續移除行動可能也會造成輿論壓力、如何權衡和實施、和大眾溝通也有待管理處和相關專家學者進行審慎評估和行動。	謝謝委員肯定，未來將與管理處合作，逐步建立調控效果評估機制及恰當的適應性管理架構。
玉山國家公園-內部委員	塔塔加水鹿族群相機監測以母鹿被紀錄的比公鹿來的多，1.5:1，這是因為自然界公母鹿比例，還是因為塔塔加為母鹿主要繁殖場，因此母鹿占比高？	自然界中的鹿科動物族群皆為雌性多於雄性，只有在族群範圍邊緣可能會看到雄性多於雌性。塔塔加也確實為母鹿的繁殖場域，在塔塔加旁的楠溪林道幾乎沒有紀錄過幼鹿，可能是因為底層植被狀況不佳所造成。
	水鹿多的地方，熊也多，未來是否可能影響熊的食源植物結實量。	如果水鹿偏好啃食的樹種恰好是熊的食源植物，確實有可能對熊產生間接的影響，但因為熊的活動範圍極大，這種影響可能不會很顯著。

	如果不受限經費，估算水鹿最準確的方法為何？本案所用的捕捉標放法搭配相機監測，準確率有多高呢？	本研究所採用的捕捉標放法即為族群量估算中的黃金法則，是最受信賴的方法，相機則是用於「捕捉」動物的工具。準確率取決於估計值的信賴區間或標準誤(standard error)，信賴區間或標準誤越小，對估計值就越有把握。本計劃的估計值與相對應的標準誤皆已提供於報告內。
	木本植物目前已經執行幾次？是否與原規劃有差異，如果有調整調查方式、頻度也請敘明原因，一併納入修正。	詳細說明已提供在 P22.(二)木本植物標定與調查。因圍籬作業與標定作業於 2025/2 月完成，所以為補齊調查次數，總共執行 4 次調查，與原規劃一致。
	P.45。表 9 顯示圍籬 2 有三株植株死亡，樣樹於圍籬內死亡的原因為？原先即有磨啃狀況造成的或是其他病害(背景值死亡)？	因為 2025 年 8 月的楊柳颱風侵襲導致樣樹斷裂死亡。
	114 年 7 月有亞成體水鹿入侵圍籬試驗樣區，這些資訊應該要請受託團隊及時提供給管處，或是研究團隊應該及時的改善研究試驗裝置。	因為回收相機時間在 10 月，因此本團隊在 10 月才發現有水鹿入侵。本團隊將於今年底之前將降低圍籬底部，避免水鹿亞成體進入。
	P.51。短期建議「並考慮架設完全阻隔所有偶蹄目的圍籬，以評估偶蹄目的整體危害程度。」：目前本處的經營管理策略主要聚焦於有明顯族群增加趨勢的水	遵照辦理。

	鹿，評估其對生態、林相更新的影響，進而評估對水鹿的族群管理措施，因此建議仍針對水鹿進行相關研究，不擴及其他草食獸。	
	P.52。短期建議「立即保護：針對珍貴稀有的樹種或重點植株進行保護措施。」：本計畫有調查的範圍內，有建議進行保護的植株點位、物種清單再麻煩受託單位提供。	本計畫工作項目並未包括植被調查，因此無法確認需要保護的植株種類與位置，但過去在塔塔加的調查報告應有相關的紀錄，本團隊將查詢後再提供管理處參考。
	P.3、4。「Forsyth et al., (2022)」、「Otis et al., (1978)」引用文獻在文中提及時不需要逗號，請通篇檢視。	遵照辦理。
	P.10 圖 2 之紅色方形圖標，根據圖示說明為氣味誘餌站，是否為相機+氣味誘餌站的結合？有鑑於後續不再使用氣味誘餌站，建議將圖示改為相機擺放位置	圖 2 的圖示是為說明自動相機監測樣點種類，在其底下已註記「每一監測站皆架設一台相機」，因此無論是移動站、氣味站皆有相機，無論是否有氣味劑的使用，該位置皆與後續監測的相機位置是相同的，由於位置相同因此沒有應該修改的部分，誘餌是否使用請參考表 1。
	經營管理章節部分也請納入： (1). 鹿害防治部分請納入公路路殺的防治措施建議。 (2). 以過往調查研究資料來看，水鹿族群玉山的全園區大尺度來看，是否各個區域都已經需要人為介入經營管理，或仍須分區調查釐清；僅塔塔加局部區域需要做人為介入管理水鹿族群量。	(1)已於附錄 15 簡要說明各種不同的方法。 (2)玉山國家公園幅員廣大，全園區的鹿害程度仍需要詳細的調查才能釐清，但若全園區都要人為介入管理，恐怕不是管理處所能負荷。本計劃建議

	(3). 水鹿族群管理的滾動式調適性的經營管理作為，也請提供納入成果報告供參。	先將塔塔加遊憩區當作水鹿管理的試辦區或示範區，管理模式成熟之後再視情況推廣至園區其他地方。 (3)已將國外案例簡要說明於內文。
	本研究中的影像資料，如水鹿啃磨、黑熊出沒或其他珍稀的野生動物影像，請受託單位篩選並整理出來供管處後續解說宣導使用。	遵照辦理。
	未來計畫的方向除了需要持續累積水鹿對植被啃磨的量化數據外，亦須產出針對水鹿啃磨危害控制的滾動式經營管理流程，包含族群控制的方法、族群量複查，以及對啃磨影響具有指標意義的物種或類群篩選等工作。	遵照辦理。這些方向也是本團隊的工作目標。
	P.44。目前分析以自動相機結果將水鹿和共域物種的關聯性進行分析，是否能將黑熊與山羌、野山羊等潛在獵物也進行分析看看？	遵照辦理，已補充於附錄13，謝謝委員意見。