農業部林業及自然保育署林業發展計畫 114 林發-09.3-保-07

食蛇龜陷阱設置強度評估與野放後遷移模式分析

委託單位： 農業部林業及自然保育署

執行單位： 國立臺灣大學生命科學系

中華民國 115 年 1 月

農業部林業及自然保育署林業發展計畫 114 林發-09.3-保-07

食蛇龜陷阱設置強度評估與野放後遷移模式分析

委託單位： 農業部林業及自然保育署

執行單位： 國立臺灣大學生命科學系

中華民國 115 年 1 月

農業部林業及自然保育署林業發展計畫
114 年度單一計畫結案報告書

一、計畫名稱及經費

(一)中文名稱：食蛇龜陷阱設置強度評估與野放後遷移模式分析

(二)計畫經費：農業部林業及自然保育署 900 千元，配合款 0 千元，合計 900 千元。

二、計畫總連絡人

姓名：林展蔚　　職稱：助理教授

電話：02-33662453　傳真：

電子信箱：jhanwei.lin@gmail.com

三、執行期限

(一)全程計畫：　114 年　4 月　1 日至　116 年　12 月　31 日

(二)本年度計畫：　114 年　4 月　1 日至　114 年　12 月　31 日

目錄

一、前言 1

1. 研究背景與緣起 1

2. 計畫目標與工作項目 5

二、研究方法與步驟 6

1. 研究樣地 6

2. 族群標放監測與估算 6

3. 陷阱密度之操作與評估 7

4. 調查鄰近地區食蛇龜分布之熱點與多地標放之評估 9

三、結果 10

1. 族群標放調查概況 10

2. 標放分析與族群參數估算 10

3. 陷阱努力量效益評估 12

4. 鄰近地區調查與多地標放之評估 14

四、討論 17

1. Robust design 標放法對食蛇龜族群監測之適用性 17

2. 復育族群之動態機制：性別差異、遷移行為與性比偏差之啟示 18

3. 陷阱努力量之量化評估：偵測門檻與陷阱努力量之指引建議 19

4. 周圍樣地探勘以及多樣點標放之評估 21

五、總結與建議 22

六、參考文獻 24

附錄一、工作照 45

圖目錄

圖 1、XX 地區範圍與相對位置 27

圖 2、樣區內陷阱之概略分布與位置 27

圖 3、樣區內雄龜與雌龜族群密度隨調查時間之波動趨勢 28

圖 4、實際估計族群量與不同籠數下變化關係圖 29

圖 5、陷阱努力量與偵測機率之邏輯迴歸曲線 30

圖 6、各調查期之首次捕獲努力量與偵測機率曲線 31

圖 7、陷阱努力量與捕捉個體累積量之關係曲線 32

圖 8、各調查期之陷阱努力量與捕捉個體累積量之關係曲線 33

圖 9、周圍樣區與野放點的地理位置分布 34

圖 10、周圍樣區 300A 的棲地環境照 35

圖 11、周圍樣區 500A 的棲地環境照 36

圖 12、周圍樣區 500A 的棲地環境照 37

圖 13、周圍樣區 500B 的棲地環境照圖 38

表目錄

表一、表觀存活率模型選擇與評估 39

表二、遷移模型選擇與評估 40

表三、最佳模型 S(sex) r''(.) r'(.) p=c(.)之族群參數估算值。..... 41

表四、各機率比例閾值下之陷阱努力量需求。 42

表五、各估計族群量比例閾值下之陷阱努力量需求。 43

表六、以精確置換檢定比較春季（ 4 月）與秋初（ 8 月底 9 月初）在不同達標門檻下的陷阱努力量差異。 44

中文摘要

食蛇龜的瀕危特性促使各單位持續推動移地復育，但目前的保育工作仍面臨兩大挑戰：首先，野外族群盤點困難，大範圍調查常受限於資源，亟需建立兼顧效能與效率的標準化監測準則；其次，野放族群的空間遷移及其對鄰近原生族群的影響仍不明確，成為評估復育成效的盲點。因此本計畫全程將透過定量的方法，評估不同調查強度產生之結果是否具有代表性，以提供調查強度的建議；其次將量化野放族群暫時與長距離遷移，了解移地復育行動對鄰近地區族群的影響，以提供保育計劃實施的科學依據。本年度於野放地實施高強度標放調查（～29 個陷阱/公頃；連續標放 4 天），利用 robust design 的框架估算參數，建立復育族群的科學基線，並以此為基準，透過抽樣模擬評估不同陷阱努力量（Sampling effort）的代表性，藉此建立量化的調查強度建議。同時，為啟動未來用多地點標放（multi-state models）監測以了解野放對鄰近地區的影響，本年度亦同步進行周邊棲地探勘，找出熱點區域並評估多地區標放之可行性。

標放分析結果顯示的捕獲狀況相當良好且無陷阱效應（捕捉率 = 0.437 ± 0.047），證實 robust design 框架對於食蛇龜具有極佳適用性。表觀存活率具性別差異（雌龜：0.746 ± 0.095；雄龜：0.554 ± 0.194），主要是受到雄龜偏向長距離遷移所影響。高達七至八成的暫時性遷入與遷出率，則反映出族群與周邊棲地極為活躍的空間交換，間接捕獲指標與簡易開放式標放模型（如 Jolly-Seber）無法評估此現象。族群密度在每公頃 1.16 至 3.49 隻間穩定波動，並呈現嚴重雌偏性比（平均 1 : 3.11）。以族群基線進行陷阱努力量評估發現，長期監測的趨勢具高穩定性，但在一次性調查中，每公頃需布設至少 10 籠陷阱方能偵測存在，若要精確監測族群量則建議至少 15 籠；若資源許可，每公頃 18 籠是能兼顧偵測與數量估算的保守配置建議密度。另一方面，今年度鄰近地區的族群探勘完成 4 個地區的調查，證實多處樣區具野生族群分布，具備建立多地點標放體系的潛力。

本年度研究成果確立了標放監測框架，可作為未來全臺食蛇龜熱點調查的標準化工具，並明確提出的陷阱密度準則與性別差異遷移特性，不僅能優化調查資源配置，更為野放策略提供實務指引。隨著周邊棲地評估完成，明年度將正式啟動多地點標放調查，將研究尺度從單一族群提升至複合族群層級，將能全面評估移地復育的生態成效。
關鍵字：食蛇龜、Robust Design 標放法、族群動態監測、陷阱努力量評估、移地復育成效評估。

一、前言

(一) 研究背景與緣起

龜鱉類是全球最受威脅的脊椎動物類群之一，其族群數量下降的主要原因為棲息地流失、食用和寵物市場的過度開採，以及全球氣候變化的影響（Anders et al. 2018; Lovich et al. 2018）。亞洲淡水龜的處境尤其嚴重，特別是地澤龜科（Geoemydidae）的物種，根據 2018 年的調查，有 74.2%的地澤龜科物種被評為極度瀕危（critically endangered）或瀕危（endangered），若將易危（vulnerable）物種也包括在內，近八成的此科物種面臨著生存威脅（Anders et al. 2018）。食蛇龜便是其中面臨重大威脅的物種之一，自 1996 年國際自然保育聯盟（International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, IUCN）首次對其進行評估以來，該物種便被列為易危，並於 2000 年被進一步評為瀕危，其部分族群的情況甚至已達到極度瀕危的程度（IUCN 2024）。

食蛇龜是地澤龜科（Geoemydidae）亞洲閉殼龜屬（Cuora）的成員之一，此屬包括了 12 種主要分布於亞洲東部和東南部的水生、半水生及陸生淡水龜（Uetz 2021）。食蛇龜是台灣唯一的閉殼龜屬物種，目前已確認存在兩個亞種，即指名亞種和琉球亞種。此物種主要分布於低海拔的淺山地區，其分布範圍與中度開發的地區有相當的重疊性，因此在經濟發展的推進下，食蛇龜的棲息地逐漸遭到嚴重破壞，族群也因此受到極大威脅，加上高強度之盜獵，情況更是雪上加霜（Lin et al. 2010；吳 2012；IUCN 2024）。近十多年來，由於中國沿海地區龜鱉市場興盛，對食蛇龜的飼養、食用與交易需求高，導致該物種遭受極為嚴重的獵捕壓力（Chen et al. 2009）。活絡的市場與有限的族群數量導致食蛇龜價格的炒作以及非法盜獵的盛行，其於亞洲大陸的族群因此驟降至極度瀕危（IUCN 2024）。此盜獵風氣也自中國傳至海外周遭地區，自 2006 年以來，台灣的執法部門已多次查緝到食蛇龜的走私和非法飼養案件，登錄在案的非法走私食蛇龜數以千計。因此，食蛇龜在台灣野外地區岌

岌可危，已被列入我國保育類野生動物名錄多年，且保育等級在近年更是從珍貴稀有升級至瀕臨絕種，對其生態情況之研究及保育管理的施行刻不容緩。

過去對食蛇龜的研究主要集中於個體成長趨勢、基本的野外族群描述、繁殖潛力、族群分布狀況、棲地偏好以及遷移模式，還有族群遺傳與地理分化的研究。現有研究顯示，食蛇龜的壽命可超過 18 年，且雌性體型普遍大於雄性（Chen and Lue 2002），野外性別比例也呈現雌性化傾向（Lin et al. 2010）。成年食蛇龜的最大核心活動區（100%MCP）可從 0.61 公頃擴展至 13.6 公頃，並表現出明顯的領域性，其活動範圍隨季節變化，冬季時比夏季更為狹窄（Lue and Chen 1999；黃 2022；蔡 2019；蔡 2015；李 2013；陳 2011；蔡 2007；陳 1998）。在微棲地選擇上，食蛇龜偏好樹徑較小且地表植被覆蓋度較高的淺山森林環境（黃 2022），因此多分布於台灣的丘陵與近山麓的低海拔地帶（Lin et al. 2010；吳 2012）。從較大的地理尺度來看，台灣只有少數地區的食蛇龜族群量稍高，大多數適宜的棲地中的族群密度非常低或甚至難以觀察到其存在（Lin et al. 2010；吳 2012）。繁殖方面，雌龜每年可繁殖一至兩次，每次產下 1 至 3 顆卵（Chen and Lue 1999；陳 1998），偶爾可達 5 顆，與大多數龜類相比，這顯示其繁殖率相當有限，意味著族群成長速度與潛力相對較慢。在遺傳層面，東部和西部兩個族群的粒線體基因型存在差異（洪 未發表資料），這一族群遺傳分化的詳細情況仍需進一步研究。同時，殼形的形態差異也暗示了族群間可能存在一定程度的分化。

鑒於台灣食蛇龜野外族群面臨的諸多挑戰，移地復育已成為其保育工作中不可或缺的一環。移地復育是一種旨在保護瀕危物種的管理策略，通過將物種、族群或個體從原生地點遷移到新的地點，來保護這些物種免於滅絕、恢復其原有生態系統或增強特定地區的生物多樣性。這種方法尤其適用於建立受威脅物種的穩定族群，有效防止它們可能的滅絕（Batson et al. 2015；Field et al. 2007；Seddon et al. 2007）。在台灣，由於保育體系中積累了大量可用於野放的食蛇龜個體，移地復育已成為其保護策略的核心部分。然而，食蛇龜保育的實踐中仍然存在許多挑戰需要

解決，以確保保育成果的長期可持續性。

近年來，本研究團隊從族群和個體行為層面出發，成功解決了食蛇龜復育過程中面臨的兩個主要問題：復育族群狀態的不明確性及幼龜行為生態的未知。我們首次對中部地區的食蛇龜復育族群實施了 robust design 標放調查，這一方法在低時間成本下有效地估算了存活率、遷移率、留存率及族群數量等關鍵參數，從而深入了解復育族群的具體狀態，且此方法同樣適用於野生族群的研究。與多數龜鱉類動輒十年以上的標放時程（Kendall et al. 1995; Schneider at al. 2018）相較之下，此標放方式能大幅減少時間成本。研究結果表明，中部復育族群狀態良好，其族群層次的存活、遷移與數量等趨勢與過去個體行為研究(結果相符，雄龜具有較強的遷移傾向，而雌龜則傾向於留在野放區域（林等 2025）。此外，我們對幼龜進行的追蹤研究，填補了以往對幼龜空間生態習性的了解空白（Carr 1986; Ernst and Lovich 2009; Micheli-Campbell et al. 2013; Pike et al. 2008; Spangler et al. 2021），最重要的發現是確認小體型的個體在野放後也能成功適應環境。我們的數據顯示，背甲長達 9 公分及以上的幼龜適合被納入未來的移地復育計劃（林等 2025）。

然而，食蛇龜的整體保育與移地復育仍然面臨其他挑戰，其中以下二點更是目前亟待解決的問題：

1. 調查困難導致廣泛盤點難以施行

調查低密度野生動物時常面臨的一大挑戰是，只有透過高強度的調查活動才能較為準確地判斷物種的存在與估算其數量。低強度的調查有時難以提供有價值的參考，特別是當調查未能發現任何個體時，更是難以判斷該地區真的沒有該物種，還是由於調查強度不足所致。然而，瀕危物種更需要在廣闊的地理範圍內進行廣泛的調查與盤點，以確定其分布與否和族群豐度。如此即產生人力和物力資源限制下進行調查強度與廣泛程度的權衡，如何最大化物種監測的有效性與效率成為一個迫切的問題。

食蛇龜偏好於樹徑較細、林冠較開闊的淺山森林棲息，這些棲地的地面植被結

構複雜，無論是目視調查還是陷阱設置都需要豐富的經驗和高強度的勞動投入。此外，食蛇龜在野外的族群密度極低，進一步增加了調查的難度。過去的相關研究通常由專業的龜鱉類調查團隊在特定地區進行，調查的範圍廣泛性有限。目前，政府保育機構如林業及自然保育署，有可能可以利用其在地單位的人力資源和常規調查，在執行例行公事或巡邏中加入適當強度的食蛇龜調查，從而大幅擴展盤點範圍，更全面地瞭解這一瀕危物種在台灣的分布情況。然而，人力和物力資源的限制下，為了避免給保育單位帶來過重的負擔，確定一個既可行又能有效反映族群狀態的調查強度，是目前食蛇龜保育工作中急待回答的問題。

2. 野放後對周遭地區的效益未知

移地野放作為保育食蛇龜的策略已實施多年，其對野放地及周邊地區的影響評估是該策略成功與否的關鍵。本研究團隊最近進行的族群標放調查提供了詳細且可行的調查方法，首次量化了野放後對當地族群的具體影響，確認了野放的正面效果（林等 2025）。然而，野放對於周圍族群的助益仍然是一個未解之謎。我們過去在個體層面的追蹤數據顯示，野放後的雌雄個體在留存與遷移行為上存在顯著差異：雌性個體更傾向於留在野放地，而雄性個體則表現出更高的活動能力與移出傾向（林等 2025）。這個體行為的差異也反映到族群層面，雄性稍低於預期的存活率暗示了其可能進行較長距離的永久性遷移（林等 2025）。

這種性別差異對於評估野放策略的整體效益至關重要。了解野放後對周邊地區的具體助益及其與性別間之關係，對於未來規劃移地復育策略、優化雌雄比例具有實質意義，將可以最大化移地復育的保育效果，讓我們可以更好地理解野放對於族群結構和地區生物多樣性的貢獻，進而調整和優化保育策略，以確保食蛇龜族群的健康性與持續恢復性。

(二) 計畫目標與工作項目

1. 全程目標：

（1） 以 robust design 標放框架詳細監測長期經營的復育族群，估算族群參數作為真實族群狀況的參照，以檢視不同密度的陷阱設置產生的間接捕捉數量指標與其之相關性，了解何種調查強度可以真實反映物種存在，何種調查強度可以反映族群數量。結果將可以做為日後盤點各地食蛇龜分布有無與數量調查的參考。

（2） 找出野放地周圍食蛇龜的熱點區域，評估並執行 multiple status 之詳細標放調查，同時量化復育地與鄰近熱點區域之族群情況，估算多地區之存活率、遷移率與族群數量等參數，以了解移地野放後對鄰近地區食蛇龜族群的影響。

2. 本年度目標：

（1）執行過去野放地的詳細族群標放，持續監測復育族群的存活率、數量、密度、遷移率等族群參數，作為真實族群狀況的參照。

（2）檢視不同陷阱密度產出之捕捉資料與真實族群狀況之相關性，確定既可行又較準確反映物種存在與族群數量的陷阱密度，給出最低陷阱密度建議。

（3）調查野放地周圍地區，並找出食蛇龜分布的熱點區域。

（4）依據周遭地區調查情況，評估日後多地同時進行 multiple status 標放之可行性，設計標放實驗以實際量化移地野放對鄰近地區食蛇龜族群的影響。

二、研究方法與步驟

(一) 研究樣地

研究地點為 XX 地區的一個典型淺山社區，海拔範圍從 200 到 600 米，為住宅、農地與森林相間的環境（圖一）。該地區的食蛇龜族群原本就穩定存在於社區周邊的森林中，近年來當地農民採用友善農業實踐，大幅減少農藥和除草劑的使用，加上人口老齡化，沒有進行大規模開發，使得這些森林地帶依然保持適宜食蛇龜的棲息和繁衍環境。自 2015 年起，吳聲海教授便在此地開展食蛇龜的野放工作，並積極與當地居民進行溝通，推廣食蛇龜保護的理念及生態教育。由於當地棲息環境良好且盜獵風險較低，這裡成為食蛇龜移地復育的理想地點之一，近年已成功野放約 150 隻個體，為台灣食蛇龜保育的示範樣地之一，也可視為相對不受干擾的自然族群。

(二) 族群標放監測與估算

本研究將採用 Robust Design 的標放設計（Pollock 1982; Kendall et al. 1995；Kendall et al. 2019），這種方法包含主要與次要兩個標放階段。次要標放階段的時間間隔非常短，因此可以假定在此期間內為封閉族群，意即存活率為 100%且無遷入遷出，更能夠精確地估計捕捉率、再捕捉率以及族群數量等重要參數。主標放階段則間隔較長，視為開放族群，利用次標放期間收集的詳細參數來輔助估計主標放期間的存活率、遷移率等開放族群參數，從而全面了解標放族群的存活、遷移率以及族群數量。捕捉率與再捕捉率的精確估算也顯著降低了偵測率的問題，進一步提高了標放實驗與結果估算的準確性。本計畫將採用 Huggins' p and c 模型法進行分析，估算存活率（S）、移出率（r''）、移入率（1-r'；r'為保持境外率）、捕捉率（p）、再捕捉率（c）以及族群數量（N）等六個參數，前五者將用於建立估算模型，而族群數量則作為衍生的估算值。

鑑於龜鱉類具有較長的壽命和較高的存活率，本研究計畫設計每年 2 次的主標放期，而次標放期設為連續四天（即每年 2 次連續 4 天的標放）。在春天與秋初，將在野放點周邊半徑約 100 公尺內進行密集的族群標放，於 114 年 4 月與 8 月底 9 月初進行，於樣地內選擇適合地點設置 90 個陷阱，進行四天三夜的密集調查。採集方式將採用市售的捕鼠籠，懸掛水果或肉類作為誘餌，放置於樣地中有植被遮

蓋不會被陽光直射的區域（見附錄圖 1），每日上午檢查捕捉結果並更換餌料。捕獲的食蛇龜將進行晶片掃描確認身份，並測量背甲直線長、弧長、寬度及體重等數據，記錄完畢後原地釋放。無晶片的個體將記錄相同形質數據，植入晶片後同樣原地釋放。

標放分析將採用 MARK 軟體（White and Burnham 1999），結合廣義線性迴歸（GLM）、模型選擇及概似比檢定（LRT），選出最佳模型估算上述族群參數，並檢驗這些參數是否隨性別、時間、季節等變數波動，最終獲得各項族群參數的估算值（林等 2023, 2024, 2025）。參數估算上將採階層式，逐一確定捕捉狀況、存活狀況與遷移狀況，每一階層評估一類型參數，藉以減少整體參數的數量，能夠更有效地找到最合適的模型。最後，此處標放估算之族群數量資訊將作為真實族群狀況的指標，可與各個不同陷阱密度操作組之捕捉數量比較，以進行陷阱努力量之評估。

(三) 陷阱密度之操作與評估

為了瞭解不同強度的調查產出的資訊有效性，我們設計了五種不同的陷阱密度配置，配合前述標放調查的真實族群數量之估算，將可評估各陷阱密度組的捕捉有效性。具體陷阱密度操作如下：

最高密度設置：與本計畫之高強度標放完全相同，在樣區內選定適合棲地設置 90 個陷阱。由於樣地設定為野放點周邊半徑約 100 公尺內區域，所以陷阱密度將依此面積來估算。

第二密度設置：在同一區域設置 70 個陷阱。

中等密度設置：在同一區域設置 50 個陷阱。

較低密度設置：在同一區域設置 30 個陷阱。

最低密度設置：在同一區域內僅設置 10 個陷阱。

陷阱密度之操作使用最高密度設置的抽樣子集產生，所有 90 個陷阱將進行編號，之後根據不同組別的需要，隨機抽取相應數量的陷阱當作不同陷阱密度組的操作。例如，70 籠操作組將從 90 籠中隨機抽取 70 籠，使用這些陷阱的捕捉數據作為該組別的調查結果。對於最低密度組（10 籠），亦從 90 籠中隨機抽取 10 籠，並使用這些陷阱的數據作為結果，進行後續的分析與比較。這種基於抽樣的操作方式方便且靈活，也因此我們能夠根據初步數據情況，在計劃進行至中後段時，彈性

進行必要的密度或組別調整，以達到最佳的比較效果。

本實驗將與族群標放監測同步進行，每年春末和秋初各 1 次，將獲得 1 年 2 次不同陷阱密度組的捕捉數量。最終採用涵蓋 2021 年秋初至 2025 年秋初共 9 次調查資料；並以各次調查由 MARK 軟體估計之族群量（N）作為對照基準，用以量化不同陷阱努力量（trap effort）下之可觀測個體累積、努力量門檻，以及偵測機率之變化關係。

首先，為比較不同陷阱努力量下可觀測之獨立個體數，本研究於每次調查內以隨機置換（permutation）重新排列 90 個籠位之抽樣順序，並計算前 m 個籠位所累積之獨立捕獲個體數。分析設定 m=10, 30, 50, 70, 90 等努力量階層，並以 100 次置換所得之平均值作為各 m 階層下期望可觀測個體數之估計，以描述不同陷阱數量隨時間之波動型態。

其次，為定量評估不同陷阱努力量偵測食蛇龜「存在與否」的效能，本計畫以「至少一次捕獲」定義偵測事件，於每次調查內以無放回隨機置換重複 2000 次，估計前 m 籠中至少有一籠發生捕獲之機率 P。其後以邏輯迴歸（logistic regression）擬合跨調查之陷阱努力量與偵測事件之關係，並估計達到偵測機率（P = 0.50, 0.75, 0.95）所需之陷阱數量。

最後，為評估陷阱努力量與累積捕獲個體數之整體關係，本研究以隨機置換方式重複排列籠位順序 2000 次，逐步計算前 1 至 90 籠所累積之獨立個體數，建立個體累積曲線（individual accumulation curve）。隨後將其置於標放分析之族群數量尺度下解讀，以 N 的平均值作為參考族群量，設定 0.25 N、0.50 N、0.75 N 與 1.00 N 為目標門檻，並計算置換平均曲線達到各門檻時所需之籠位數。

為檢驗季節因子是否影響捕捉效益，本研究以各次調查在不同門檻下所需之籠位數作為努力量指標，並以精確置換檢定（exact permutation test）比較春季與夏季在各門檻下之平均努力量差異。另因同時進行四項門檻比較，為控制多重比較造成之第一類錯誤率膨脹，採用 Holm 法（Holm's Step-down Procedure）對各檢定之 p 值進行校正。

上述陷阱努力量評估將能視覺化並評估各陷阱密度組別產出的結果，藉此比較其反映真實族群波動狀況的程度，找出何種陷阱密度較可反映族群存在與否，哪種陷阱密度較可反映真實族群數量狀態。

(四) 調查鄰近地區食蛇龜分布之熱點與多地標放之評估

本計畫將在野放地周圍地區進行系統性的詳細調查，以搜尋潛在的食蛇龜族群熱點，這些熱點將作為將來多地點分析的新調查樣地。根據過往資料，野放的成年食蛇龜在野放兩年後，平均距離野放點約為 285 至 595 公尺（林等 未發表資料），且其移動趨勢沒有明顯的方向性。因此，本次調查將選取距離野放點 300 至 500 公尺外的區域作為熱點搜尋範圍。選擇調查樣區將以棲地的合適性與可達性為主要考量。

本年度夏秋季計劃調查 2 至 4 個周邊樣域，每個調查區域規模約為一公頃。調查方法將採用陷阱捕捉方式，設置方式與前述之標放調查相同，將在選定的合適棲地內設置陷阱，每個陷阱相距約 5 至 10 公尺，預計在每個樣區內設置約 30 個陷阱，陷阱將放置 4 天 3 夜。捕捉到的個體將進行晶片掃描以確認其身份，並記錄其背甲直線長、弧長、寬度及體重等生物測量數據後在原地釋放。

計畫此部分的目的是在周圍地區找出 1 至 2 個主要的分布熱點，這些熱點將用於未來採用 multiple status 設計的多地點族群標放，以估算各地食蛇龜的存活率、遷移率及族群數量等參數，從而深入了解移地野放對鄰近地區食蛇龜族群的具體影響。鑑於鄰近地區調查範圍廣闊，地形及障礙的變異性大，所選樣區的距離和位置，以及陷阱密度的設定將根據當地的具體情況和調查進度進行彈性調整，以確保調查活動的最大效益。確定位置後，將在理論與實務基礎上，詳細規劃與設計往後 2 年的多地點族群標放計畫，評估其可行性與預期產出之結果，將可用於實際量化移地野放對當地與鄰近地區的助益。

三、結果

(一) 族群標放調查概況

本計畫於 2025 年之春、秋兩季分別執行標準化之族群標放實驗，調查於 4 月 22 日至 25 日以及 8 月 26 日至 29 日進行，各完成為期 4 日之高強度監測工作。在實驗設計上，研究團隊以野放點為核心，於周邊半徑 100 公尺之樣區範圍內，總面積 3.14 公頃地區配置共計 90 籠陷阱，形成每公頃約 29 籠之調查強度。由於陷阱設置為第一線人員於樣地內選擇適合地點設置，故陷阱非均勻散佈，且每次調查略有些許差異，不過跨次調查間陷阱概略分布仍有一定相似性（圖二）。

本年度 2 次標放調查設置陷阱共 720 籠日，分別記錄到 13 隻次與 12 隻次之食蛇龜捕捉紀錄。經個體辨識與資料庫比對，總計調查到 11 隻不重複個體，其平均背甲長度為 145.20 mm，大小介於 116.3 mm 至 166.5 mm 之間。在捕捉組成方面，捕獲個體中有 10 隻為過去計畫執行期間所標記之野放龜，顯示野放個體在當地具有良好的長期存續性；此外亦成功記錄到 1 隻未曾標記之野生個體，此結果證實了該場域除復育族群外，亦具備原生族群或野放個體與在地個體交流之潛力。

(二) 標放分析與族群參數估算

族群參數之估算以 MARK 軟體中 robust design 下之 Huggins’p and c 模型法分析，估算存活率(S)、移出率(r’’)、移入率(1-r’;r’為保持境外率)、捕捉率(p)、再遭遇率(c)與族群數量(N)共 6 個參數，前 5 者用於建立估算模型，最後的族群數量為衍伸估算值，不參與模型建立與分析。本次分析完整整合了自 2021 年秋季啟動至今之監測數據，合計共 9 次、每次為期 4 日之標準化標放調查成果。在長期累積的監測資料庫中，總計納入來自 28 隻不重複個體共 99 隻次之有效標記重捕紀錄。為配合食蛇龜之生物學特性並考量管理決策之週期性，本研究將表觀存活率之時間尺度設定為以「年」為單位進行估算，藉此產出具備跨年度比較意義之參數，作為後續保育計畫調整之科學依據。

首先，在捕捉率與陷阱反應的評估方面，模型比對結果顯示，捕捉率不隨其他變數波動之常數捕捉率模型 p(.)，其模式選擇表現顯著優於包含性別 p(sex)、季節 p(season)、性別乘以季節 p(sex*season)，以及所有陷阱反應（即 p≠c 之所有模型）

之候選模型。此階層分析結果最核心的意義在於以數據支持食蛇龜個體對本計畫之陷阱設置並無陷阱反應，且其捕捉機率不隨性別或季節而變動。因此，在後續階段推估表觀存活率與遷移率時，模型設計均將捕捉率設為定值，藉此大幅簡化模型的複雜度並降低候選模型數量。

其次，在表觀存活率（S）之模型評估中，本研究共設定四組候選模型，分別為常數存活率 S(.)、隨性別變動 S(sex)、隨性別與季節變動 S(sex+season)，以及包含性別與季節交互作用之 S(sex*season)。上述模型均搭配前一階段篩選出之最佳捕捉率模型 p=c(.)，以及遷移參數為最具彈性之 r''(sex*season)與 r'(sex*season)進行比對（表一）。模型比對結果顯示，S(sex+season)與 S(sex)之適配度顯著優於其餘模型；經概似比檢定（LRT）進一步分析，兩者間並無顯著差異(p>0.05)，基於模型簡約原則，本研究選擇結構較為精簡之 S(sex)作為最佳模型，這代表食蛇龜之表觀存活率主要隨性別而異，季節因素則無顯著影響。此階段篩選出之最佳存活率模型，將接續用於下一階段遷移參數之評估。

最後，在遷移參數（r''與 r'）之模型比對中，本研究設定了包含隨機移動（Random Movement, r''=r'），以及遷移參數隨性別、季節及其交互作用變動共 11 組候選模型進行模式選擇評估遷移情況。雖然模型選擇結果顯示 S(sex) r''(sex) r'(sex) p=c(.)之 AICc 值最低，但其中部分參數之變異過大且估算效能受限，且其與次優模型 S(sex) r''(.) r'(.) p=c(.)之 Delta AICc 值僅差 0.0535，故進一步以 LRT 檢驗，發現兩模型無顯著差異。基於模型簡約原則，結果選擇以 S(sex) r''(.) r'(.) p=c(.)為最終所有族群參數估算的最佳模型。

由此最佳模型之估算結果顯示，食蛇龜個體在研究樣區內外的遷移行為相對穩定，且不隨性別或季節產生顯著波動 。具體參數分析如下（表三）：

- 表觀存活率 （S）：雌龜之存活率估計值（0.746 ± 0.095）高於雄龜（0.554 ± 0.194）。雄龜表觀存活率顯著較低很可能是因為雄性活動力與遷移傾向遠高於雌性所致。
- 遷移機率（r''與 r'）：族群呈現極高的暫時性遷出率（r'' = 0.744 ± 0.102）與相對較低的保持境外率（r' = 0.167 ± 0.156），後者換算後意即有高度的遷入機率（1-r' = 0.833）。如此數據代表不論是移出或是移入，暫時性遷移相當頻繁。
- 捕捉率與再捕捉率（p 與 c）：各調查期之平均捕捉機率穩定維持在 0.437 ±

0.047，且無陷阱反應（p=c），代表本計畫之整體標放實驗設計狀況良好，能夠在不產生陷阱反應的狀態下，每個次標放期能夠捕捉族群中超過 4 成的個體，族群參數估算應有相當代表性。

此結果進一步證實食蛇龜在棲地利用上具備高度的動態特徵，且樣區內外個體交換頻繁，說明了採用 robust design 標放設計以修正遷移偏差對於族群估算之必要性。

樣地的族群數量同樣以此最佳模型獲得，雌龜自 2021 秋初至今的 9 次主標放期間，樣區內族群數量在 3.651（SE=0.912；2023 春）至 9.735（SE=1.548；2023 秋）間波動；雄龜方面於 2022 春與 2023 春因無捕捉紀錄故無法估算數量，其他時期的數量於 1.217（SE=0.518）至 3.651（SE=0.912）間波動（表三）。依據此族群數量估算值與標放陷阱設置面積（周圍半徑約 100 公尺區域；面積 3.14 公頃），換算後樣地之成龜族群密度於每公頃 1.16 至 3.49 隻間波動（圖三），平均約每公頃 2.58 隻個體，若除去兩次雄龜數量無法計算的標放期，平均族群密度會稍微上升至每公頃 2.88 隻個體。族群性比偏向雌性，除去兩次雄龜無法估計的標放期，性比在 1：1.33 至 1：7.98 間波動，以總量平均法（雄雌平均數量分別為 2.09 與 6.49）計算平均性比約為 1 : 3.11。

(三) 陷阱努力量效益評估

本計畫透過樣本抽樣模擬，以詳細標放分析估算之族群量作為基準，評估不同陷阱密度下觀測數據的代表性，並建立物種偵測與族群數量監測的努力量標準。

依據標放分析，2021 年至今共 9 次調查之族群量估計呈現明顯的時間波動（圖三），以此為基準，對照到不同陷阱努力量（m = 10 至 90 籠），預期捕捉到之不重複個體數呈現出與族群量估計值相當一致的起伏趨勢（圖四）。這顯示即使在較低抽樣強度的子樣本中，觀測量仍能部分反映族群量的高低變化。同時，即便在全籠位（m=90）的條件下，實際觀測到的個體數仍普遍低於同期的族群數量值，反映出即使在每公頃約 29 籠的高強度設計下，捕捉量仍受限於捕捉率而低於推估之真實族群規模。

定量評估偵測「存在與否」效能方面，分析結果顯示調查期與季節並不顯著影響偵測率，整體分析結果指出偵測機率隨籠位數的增加呈現顯著的非線性上升趨

勢，且在低努力量階段即展現極高的成長率（圖四）。若調查目標為確認物種之存在，依模型推估達到 50%、75%與 95%之平均偵測機率分別為 7.39 籠（95% CI：6.04–9.61）、16.2 籠（95% CI：11.8–19.8）與 31.1 籠（95% CI：21.0–36.7）（圖五），此陷阱數量換算為陷阱密度（樣區面積以 3.14 公頃樣區計），即分別為每公頃 2.35、5.16 與 9.90 個陷阱。除此之外，儘管調查期並不顯著影響分析結果，通常跨次調查之情況可能會有相當大的差異，我們的標放資料亦同，因此一併將分次調查之分析結果列出作為補充，其中 50%、75%與 95%分次調查個別計算後的偵測機率區間分別為 5–19 籠、9–34 籠與 17–57 籠（表四）。以調查狀況較差的 2023 春以及 2024 春天為例，要達到 95%偵測機率的陷阱數分別需要約 57 與 40 籠（圖六），換算陷阱密度分別為每公頃 18.15 與 12.73 籠。因此，若以 95% 偵測機率為信心門檻時，平均約在每公頃設置 10 個陷阱並配合 4 日的調查期，可在統計上具備相當信心把握發現物種。即便在極差捕捉狀態下，每公頃 13-18 籠也將能夠得到相對有信心的偵測情況。

在更進階的族群動態監測方面，利用個體累積曲線並結合標放分析推估之族群量平均值作為參考基線，深入探討捕捉數據對真實族群規模的覆蓋能力（圖七）。與存在與否效能分析相同，調查期與季節之影響不顯著，整體而言，若欲使捕捉到的個體數達到族群量 25%、50%、75%，平均陷阱數量需要分別投入約為 21、46、77 籠，換算成陷阱密度為每公頃 6.69、14.65、24.52 籠；若要捕捉樣區內所有個體，推估需要設立約 116 籠，陷阱密度約每公頃 37 籠（圖七）。若將每次調查期分開來檢視，各調查期個體數達到族群量 25%、50%、75%門檻區間分別投入約為其 19–28 籠、42–55 籠與 68–83 籠（表五）。其中捕捉情況較差的 2023 春與 2024 春調查期，欲使捕捉到的個體數達到族群量 50%門檻需要約 55 籠（圖八），換算密度約為每公頃 17.52 籠左右。因此，在一般的狀況下，每公頃約 15 個陷阱之調查約略能捕捉族群 50%的個體。在極差的情況下，每公頃 18 個陷阱也應該能夠得到相當的族群捕捉覆蓋率。

此外，即便春天與秋初的季節效應並不顯著，我們亦將檢驗季節是否會對捕捉效益產生影響的結果列出。透過精確置換檢定（Exact permutation test）比較兩季節

調查在各項達標門檻下的平均努力量差異，結果顯示兩季之間並無顯著統計差異（表六）。這意味著儘管食蛇龜在不同季節的活動性可能有所波動，但在本計畫設定的調查架構下，陷阱的誘引效能與偵測效率呈現出相當的一致性，結果所提出的偵測與監測努力量指標可供類似季節的調查參考。

(四) 鄰近地區調查與多地標放之評估

為了評估多地點分析的新調查樣地，本年度於距離野放點 300 公尺和 500 公尺之周遭地區，依據樣區腹地大小、適不適合食蛇龜棲息以及設籠調查的可行性與效率性，共選擇 4 個可能有食蛇龜分布的樣區進行調查（圖九）。總共捕捉到 8 隻野生龜和 1 隻野放龜，包含 3 隻公龜、5 隻母龜與 1 隻幼龜，除了 300A 樣區沒有捕捉紀錄以外，其餘三處樣區皆捕捉到 3 隻食蛇龜，顯示此 3 個樣區皆有分布野生食蛇龜。以下分述 4 個周圍樣區：

300A 樣地：濕潤溪谷闊葉林與卵石溪溝

300A 樣區座落於地形起伏明顯的溪谷地帶，具備典型的低海拔闊葉林特徵(圖十)。樣區緊鄰一條季節性乾溪溝，雖然目前無流動水體，但因溝谷地形易於蓄積冷空氣與水氣，使整體環境呈現顯著的陰涼與潮濕感。物理底質呈現二元性，除了基礎的壤土外，溝底散布著大量經流水沖刷的磨圓卵石與礫石，這些石縫提供了小型兩棲類及無脊椎動物避暑與躲藏的空間。植被結構層次分明，地表被高度密集的姑婆芋與各類蕨類所盤據，巨大的闊葉層形成了天然的保濕屏障，應能夠維持地表微環境的穩定。中層植被由多種闊葉喬木組成，樹幹上可見苔蘚生長，樹冠雖往上延伸，但並未完全閉合，光線以斑駁光影的形式滲入林下，這種半遮蔭的狀態促進了底層草本植物的旺盛生長。

300B 樣地：平緩坡地竹闊混生林

300B 樣區位於地勢相對平緩的緩坡或階地上，展現出較高的人為擾動後演替，許多區域為次生林相，主要是竹林與闊葉樹交織的混合林(圖十一)。相較於溪谷，此處空間感較為開闊，空氣流通性佳且光照充足。植被優勢種為高聳的竹子與細長的檳榔樹，這種垂直向上的結構使得整體林下的視覺通透度較高。地面層雖然光照較

多，但積聚了大量細密的落葉與枯枝，特別是乾枯的竹葉層與雜草，厚度足以覆蓋土壤表面。這種厚實的覆蓋層對於食蛇龜而言，提供了絕佳的躲藏空間。此處環境的光影變化較大，日間溫度隨陽光直射而上升，但茂密的低層雜草仍能提供局部的陰涼微棲地。

500A 樣地：稜線森林邊緣開闊灌叢

500A 樣區緊鄰稜線，位於森林演替邊緣的開闊灌叢帶，此區受地理位置影響，缺乏高大喬木的遮蔽，整體環境極為開闊且直接承受較強烈的太陽輻射，日溫差變化應該較大(圖十二)。儘管光照強烈，但土壤底質的壤土仍具備一定的保水力。植物組成以大型姑婆芋與低矮灌木為主，這些植被在地表上方 0.5 至 1.5 公尺處形成密集的覆蓋。此處最關鍵的特徵在於繁茂的禾本科草本植物與蔓藤相互交織，雖然沒有高大的樹蔭，但這層密不透風的灌叢結構阻擋了陽光直接曝曬地表土層，有效降低了地表的蒸散作用，使底土能維持必要的微濕度，或許能夠成為小型動物的活動熱點。

500B 樣地：低光潮濕闊葉與竹類混合林

500B 樣區環繞溪谷分布，屬於鬱閉度較高的低海拔闊葉林，局部區塊夾雜著密集的竹林(圖十三)。由於地形深邃且受四周山坡遮蔽，此處處於低光照狀態，濕度較高且穩定。土壤底質含有深厚的腐植質層，相對他處更為潮濕。地表則多數被耐陰的草本植物與厚實的枯枝落葉層覆蓋，幾乎不見裸露土面。空間結構上，纖細的闊葉喬木與竹子參雜叢生，交錯向上生長以獲取稀缺的陽光，形成密集的垂直立柱空間。此外，藤本植物在林間大量分布，它們攀附於樹幹與竹身向上延伸，進一步增強了棲地的結構複雜度，應該能夠為鳥類或樹棲型小動物提供更立體的覓食與築巢環境。

綜合上述調查結果，本年度所選定之 4 處周圍樣區在植被結構與微環境特徵上雖各具特色，但整體皆具備低海拔鑲嵌式森林之棲地多樣性，理應能滿足食蛇龜對於避敵、覓食與調節體溫之需求。其中，300A 樣區雖具備極佳的溪谷潮濕環境，原先預期為理想棲地，然本次調查並無捕獲紀錄，可能與樣區內個體密度較低或受限於地形導致捕捉效益波動有關。相對地，其餘 3 處樣區（300B、500A、500B）

皆記錄到野生食蛇龜分佈，顯示上述場域具備與野放地進行空間遷移互動之高度潛力。因此，本計畫規劃將此 3 處樣區納入未來年度之多地點（Multiple-status）標放監測體系中之候選樣地，藉此量化野放族群對周邊在地族群之助益，並進一步科學化評估移地復育行動之整體生態影響成效。

四、討論

(一) Robust design 標放法對食蛇龜族群監測之適用性

本計畫延續本團隊過去針對此野放族群的 robust design 標放監測設計（林等 2023, 2024, 2025），為臺灣首次系統性採用此架構於食蛇龜復育族群之監測研究。對於長壽、低密度且活動隱密的地澤龜科（Geoemydidae）物種而言，傳統標放模型常面臨捕捉率低下導致參數估算不穩定之瓶頸，動輒需耗時十年以上之資料累積方能產出具代表性之族群參數（Enneson & Litzgus 2008；Schneider et al. 2018）。然而，我們以此方式監測此野放族群僅共 9 次主標放調查，即展現出極佳的適用性與數據收斂效果，有效克服了龜鱉類研究長期面臨的時間成本障礙。

Robust 架構之核心優勢在於其層次化之標放邏輯，巧妙地結合了「封閉族群」與「開放族群」模型之長處（Kendall et al. 1995）。2 階層的標放設計由開放的主標放期間估算存活與遷移參數，在連續 4 天的次標放期中，模型假設族群為封閉狀態，藉此精密估算捕捉率與再捕捉率。此一設計對於偵測率極不穩定的食蛇龜尤為關鍵，因為它能將「觀測過程」與「生物動態」分離，有效校正了因個體活動性波動所導致的偵測偏差。即使在監測前期（如前 3 至 4 次主標放），因主標放期間隔之時間序列尚短，表觀存活率（S）或遷移率（r", r'）等開放族群參數可能仍帶有較大的統計變異，但其衍生之核心參數——「族群數量估計值」卻能在初期即展現出極高的穩定性與低變異特徵（林等 2023, 2024）。此穩定且低變異的族群量估算在本計畫中也可以看到（表三、圖三），其代表的是相對高的估算信心水準。對瀕危保育類物種而言，精準的族群規模與密度波動是最核心且迫切需要的監測指標。透過每年 2 次、每次 4 天的高陷阱密度監測，robust design 框架能在不犧牲科學嚴謹性的前提下，在短年限內偵測到族群數量的細微變動趨勢。相較於傳統常用的 Jolly-Seber 等簡易開放標放模型，robust 設計能從高度重複捕捉的個體中榨取更多資訊，進而大幅降低了保育研究在人力與物力資源上的長期投入壓力。

因此，此監測框架不僅成功建立了此樣區復育族群的科學基線，更具備作為未來全臺食蛇龜熱點監測或移地復育評估之標準化工具，實踐高效能且具科學證據基礎的保育管理。更重要的是，藉由 robust design 獲得的高度穩定族群估算量 ，能作為一個精準的『真實基準線』，讓我們得以進一步評估陷阱努力量的

有效性。過去的龜類調查，乃至於許多保育類物種的監測，往往因真實族群量未知，僅能仰賴間接指標來評估變動。本計畫則透過此模型給出具備代表性的數量估值作為基線，使我們在後續分析中能具體量化：若要覆蓋到足夠比例的族群，陷阱密度究竟需設定多高才具備代表性。這能直接解決過去調查中最棘手的強度設計問題，確保每一分保育資源都能精準花在刀口上。

(二) 復育族群之動態機制：性別差異、遷移行為與性比偏差之啟示

標放分析結果顯示，復育族群在存活與遷移模式上很可能有顯著的性別差異。雌龜的年表觀存活率（S=0.746）顯著高於雄龜（S=0.554），更值得注意的是，不論性別，其估算出的表觀存活率均明顯低於一般成年龜類應有的健康基準（應約為 0.88（Pike et al. 2008））。在排除盜獵因素的前提下（本研究未於現場發現盜獵具，且先前無線電追蹤顯示真實存活率可達九成以上，林等 2025），此種數據上的「低存活率」可能反映了食蛇龜的遷移行為，而這種存活率的性別偏差，恰好與雄龜較強的空間活動力相互吻合。

根據我們的標放分析估算，此樣區具有相當高的暫時性移出率（r''=0.744）與移入率（1-r'=0.833），代表在調查期間有極度頻繁的遷移情形。結合過去個體追蹤研究（蔡 2019；林等 2025），雄龜往往具備更廣大的活動領域與長距離擴散傾向；當個體跨越樣區邊界且不再返回時，在標放模型上會被歸類為「死亡」，導致表觀存活率被嚴重低估。這點正向說明了「遷移」是食蛇龜保育研究中不可忽略的核心生態現象，過去僅仰賴捕捉間接指標或簡易開放式模型（如 Jolly-Seber）顯然不足以處理這種複雜的動態，而本計畫之 robust design 則至少能透過對暫時性遷移的估算，為我們揭開了復育族群與周邊棲地進行頻繁交換的真相。當然，這也側面點出，結合鄰近地區的多地點監測以量化遷移情況，是了解食蛇龜完整族群生態的重要下一步。

此外，此族群呈現嚴重的偏雌性比（平均 1 : 3.11，最高達 $1:7.98），此現象在食蛇龜野外族群中屬常見觀測紀錄（Ota et al. 2009）。雌偏性比在淡水龜類研究中並不罕見，許多龜鱉物種在野外調查中常觀測到偏雌現象，部分研究認為這與環境溫度誘導的性別決定機制（TSD）相關，亦可能受到雄龜具備更高活動力與擴散傾向，導致其在特定取樣區域內留存率較低所致（Lovich & Gibbons

1990; Wyneken & Lolavar 2015）。在移地復育的實務上，若性比過度失衡，有可能導致族群受精率受限，進而影響復育地的新生個體數。然而，若將復育區視為一個「來源地（Source）」，雄龜的高擴散性反而有助於將復育基因輸出至鄰近野生族群，達到更大地理尺度下的「擴散與連結」。針對未來監測與野放策略，我們提出以下假說：隨著標放資料量的累積，預期能進一步證實「雌龜傾向定居（低 r"、高 S），雄龜傾向擴散（高 r"、低 S）」的動態特徵。若要完整檢測這種性別差異的遷移模式，未來應持續此樣地的詳細監測，並且推動多地點同步標放，以精確量化個體在不同棲地熱點間的轉移機率。在野放策略上，若目標是在特定區域內建立穩定的族群並維持一定的族群密度，較易留存的雌龜是較適合的選擇；反之，若希望透過野放增加鄰近族群的個體數量，則釋放雄龜可能更有效。未來或可考慮適度調高成年雄龜的野放比例，以抵銷其高遷出率所造成的在地性比失衡，確保復育族群的長期繁衍潛能。

(三) 陷阱努力量之量化評估：偵測門檻與陷阱努力量之指引建議

本年度計畫成果之另一核心貢獻，在於首度針對食蛇龜族群建立了一套具備科學實證基礎的陷阱努力量評估準則。在過往臺灣乃至全球的龜鱉類調查中，研究者常面臨「零捕獲」的困境，卻難以釐清其背後成因：究竟是目標物種確實不在該區域（真缺席），或是調查強度不足以偵測到個體（偽缺席）。這種調查不確定性一直是瀕危物種監測中的重大瓶頸（Gu and Swihart 2004）。本研究首先透過詳細的標放監測與分析獲得族群基線，然後以抽樣方式分析陷阱努力量對「偵測有無」與「捕捉族群量」的影響，能夠為未來的保育實務提供了量化的參考依據。這種分層級的調查建議，使資源有限的保育單位能根據計畫目標（如普查分布範圍或評估復育存續），更精確的配置人力與陷阱資源。

首先，從本計畫的監測數據來看（圖四），陷阱數量大幅降低（如僅設置 10 籠或 30 籠）時，雖然其捕獲隻數將會遠低於真實族群量估計值，但隨時間呈現的變動趨勢仍與標放模型估算的族群消長波動高度吻合，並未出現嚴重的趨勢失真。這顯示對於本研究樣區或受長期追蹤的野放族群而言，即使受限於人力物力僅能投入相對較低的努力量，只要堅持長期監測，其間接指標（捕獲隻數）依然具備相當的參考價值，足以反映族群的長期動態。

然而，並非所有保育實務皆能落實長期監測。實務上許多一般性的物種普查往往採取一次性調查模式，在此情境下，低密度的陷阱布設便顯得極具風險。若調查強度不足，單次的捕獲數量便缺乏代表性，僅能初步判斷物種有無，難以推估族群狀態；最棘手的情況是，在低努力量下若未捕捉到個體，將無法具備足夠的信心來判定該棲地是否確實無個體分布（即無法排除偽缺席）。

因此本計畫於此提出具有科學依據的陷阱努力量建議。在「偵測有無（Presence/Absence）」的層次上，本計畫引入了自動相機監測中關於「偵測率隨努力量飽和」的核心概念（Tobler et al. 2008; Yang et al. 2025），來量化偵測存在與否的陷阱努力量。分析結果顯示，在本研究樣區環境下，陷阱密度若維持在每公頃約 10 籠（全樣區共計 31 籠），即可具備高度信心(0.95)確認物種是否存在（圖五）。然而，考量到野外調查常受環境隨機性干擾，導致特定調查期之捕捉效率極差，本計畫進一步針對各調查波段進行獨立評估（圖六），旨在提供更具風險抗性的調查配置參考。以本計畫中捕獲效能最不理想的波段（ 2023 春季與 2024 春季）作為保守基準：即便在捕捉狀況不佳的條件下，若將陷阱密度提升至每公頃 13 至 18 籠（樣區內總計約 40 至 57 籠），依然能維持相對準確的偵測信心（圖六）。此一發現為未來規劃普查計畫時提供了重要的容錯參考，確保即使在捕捉條件不利的情境下，仍能有效排除「偽缺席（False absence）」之科學疑慮。

另一方面，若調查目標為「精確監測族群量」，則需投入顯著較高的努力量，以確保獲捕個體足以代表族群之實況。本計畫標放分析所得之族群量估計值恰能作為建立基線之參照，使「捕獲個體數／估計族群總量」之比值得以被精確計算，進而推導出達成特定監測目標所需之陷阱努力量。若以捕獲族群內 50% 之個體為監測基準，本研究之模擬分析建議，在常規條件下陷阱密度應維持在每公頃約 15 籠（此樣區內共計 46 籠）（圖八）。同理，若採納更為審慎的調查設計，以對抗前述捕捉效率最低迷之極端情境，則建議將陷阱密度提升至每公頃 18 籠（此樣區內共計 55 籠），如此即便在惡劣條件下，仍具備高度機率可捕獲半數之族群個體（圖八）。此量化數據具備高度的實務應用價值，可供各研究單位在針對野外核心族群或野放復育點進行長期監測時，作為配置調查資源之重要科學依據。

本計畫應是台灣（乃至亞洲）龜類標放監測中，首度嘗試將原本廣泛應用於自動相機領域的量化抽樣邏輯（Steenweg et al. 2016），系統性地轉化並導入至實體陷阱調查的分析中，填補了過去在龜類監測上「缺乏量化努力量基準」的空白，從實務層面給出了具備科學容錯力的具體數字建議。總結而言，量化陷阱努力量不僅緩解了調查實務中對於「強度夠不夠」的疑問，更讓數據品質從經驗法則走向更細緻的管理。更重要的是，本計畫所建立的評估框架具備極高的普適性，未來只要遵循「高強度監測建立基準、降抽樣模擬評估強度」的核心邏輯，其他類群的保育類物種皆可沿用此框架建立標準化的努力量評估，做出更細緻的陷阱密度監測指引，真正落實數據驅動的保育管理決策。

(四) 周圍樣地探勘以及多樣點標放之評估

本年度計畫針對野放核心點周邊 300 公尺與 500 公尺區域進行系統性調查，結果證實該區域具備極高的棲地異質性。無論是濕潤溪谷、竹闊混生林或稜線灌叢（圖九至十三），均展現出低海拔鑲嵌式森林的典型特徵。更具指標意義的是，我們成功於 300B、500A 與 500B 這 3 處樣區偵測到野生食蛇龜分布，證實核心區與周邊棲地間存在空間遷移與基因交換的動態潛力。

基於此評估結果，本計畫將於後續年度從這 3 處樣區中擇優選定 1-2 個新樣區，結合現有野放核心區，正式啟動「多地點標放監測（multi-state capture mark recapture）」。這項調整將研究尺度由單一族群擴展至複合族群(meta-population)尺度，不僅能精確量化個體在不同棲地間的遷移機率（transition probability），更能進一步探究野放個體與在地野生族群的互動機制。

就目前國內外文獻掌握，將多地點狀態模型應用於亞洲閉殼龜屬（*Cuora*）的監測，將是臺灣乃至亞洲首見的保育應用研究。雖然在國際龜類研究中，針對水生龜類已有零星的遷移紀錄，但本計畫嘗試針對陸棲性強的瀕危食蛇龜，建立以複合族群（metapopulation; Hanski 1998）為核心的監測雛形，在學術與保育實務上均極具價值。透過量化個體在不同棲地間的播遷動態（Cayuela et al. 2018），我們不僅能更全面地了解瀕危龜類的跨地區族群狀態，這將會是臺灣龜類研究從定點保護邁向地景保育的重要里程碑，為評估移地復育對區域生態系統的長遠貢獻，提供了最科學化的實證框架。

五、總結與建議

(一) Robust design 標放監測框架相當有效，本計畫持續採用此標放架構監測野放核心區域，證實該方法對於食蛇龜這類長壽、活動隱密且偵測率不穩定的物種具備極佳的適用性。在累積 9 次主標放調查後，數據展現高度收斂效果，尤其在「族群數量估計值」上表現出極高的穩定度與低變異特徵。建議作為未來全臺食蛇龜熱點監測或移地復育評估之標準化工具，實踐高效能且具科學證據基礎的保育管理。

(二) 標放分析顯示，頻繁的遷移行為是形塑此族群動態的核心因子，且呈現顯著的「雌龜傾向定居、雄龜傾向擴散」之行為特徵。雄龜較低的表觀存活率，應主要歸因於其長距離的「永久性遷移」而非真實死亡；此外，不論性別，其暫時性移入與移出率均超過七成，反映了復育區個體與周邊棲地間極為活躍的空間交換。目前觀測到平均 1：3.11 的偏雌性比，除受性別間活動習性差異導致的偵測偏差影響外，亦符合該物種野外族群之常態。未來執行野放計畫時，建議可依據保育目標彈性調整性別比例：若欲建立在地穩定族群，應以留存率高的雌龜為主；若欲使野放地成為向周遭棲地輻射基因的「來源地（Source）」，則可適度增加具高擴散性的雄龜比例。

(三) 本計畫首度將自動相機監測之量化抽樣邏輯導入龜類標放研究，填補了國內外監測實務中缺乏「努力量基準」之空白。在同樣以 4 天為一期的標放架構下：針對「偵測有無」之目標，陷阱密度建議至少需達每公頃 10 籠，若考量環境干擾之風險抗性，則建議採納每公頃 13 至 18 籠之保守配置；若目標為「監測族群量」且設定捕獲 50% 個體之覆蓋率，則密度建議至少需達每公頃 15 籠，保守配置則建議提升至每公頃 18 籠。綜合評估，在資源充裕的前提下，每公頃 18 籠之布設強度已足以在高度信心下同時獲得物種存在與否及精確的族群數量資訊。此量化數據可直接化解過去普查中因努力量不足導致「偽缺席」的學術爭議，並有效優化保育資源之精準配置。

(四) 透過標放分析建立之族群基線證實，在長期監測的前提下，即使陷阱數量大幅縮減，其捕獲隻數之變動趨勢仍與真實族群消長高度吻合。這顯示對於重點復育區或研究熱點，即便人力資源有限，長期穩定的低強度監測指標依然具備反映族群動態之科學價值；但對於一次性普查，則必須確保達到上述建議之陷阱密度方具備代表性。

(五) 本年度於核心區周邊 300 與 500 公尺之調查證實，棲地具備高度異質性且均有野生個體分布。此發現為後續啟動「多地點標放監測（Multi-state models）」奠定了基礎，將研究尺度由單一族群提升至複合族群（Metapopulation）層級。這能將臺灣龜類研究從定點保護提升至地景保育，亦可能為亞洲首例建立跨地點遷移模型之保育應用研究，將能更全面評估移地復育對區域生態系統之長遠影響。

(六) 本計畫所建立之「高強度監測建立基準、降抽樣模擬評估強度」之評估框架具備極高普適性。未來此邏輯可沿用至其他隱密性高、偵測率不穩定之各類保育類物種，協助建立各類群之標準化調查指引，避免無效調查之資源浪費，真正落實數據驅動之保育管理決策。

參考文獻

Batson, W. G., Gordon, I. J., Fletcher, D. B., & Manning, A. D. (2015). Translocation tactics: a framework to support the IUCN Guidelines for wildlife translocations and improve the quality of applied methods. Journal of Applied Ecology, 52(6), 1598-1607.

Carr, A. (1986). Rips, FADS, and little loggerheads. Bioscience, 36(2), 92-100.

Cayuela, H., Valenzuela-Sánchez, A., Teulier, L., Martínez-Solano, Í., Léna, J. P., Merilä, J., ... & Schmidt, B. R. (2020). Determinants and consequences of dispersal in vertebrates with complex life cycles: a review of pond-breeding amphibians. The Quarterly Review of Biology, 95(1), 1-36.

Chen, T. H., Chang, H. C., & Lue, K. Y. (2009). Unregulated trade in turtle shells for Chinese traditional medicine in East and Southeast Asia: the case of Taiwan. Chelonian Conservation and Biology, 8(1), 11-18.

Chen, T. H., & Lue, K. Y. (1999). Population characteristics and egg production of the yellow-margined box turtle, Cuora flavomarginata flavomarginata, in northern Taiwan. Herpetologica, 487-498.

Chen, T. H., & Lue, K. Y. (2002). Growth patterns of the yellow-margined box turtle (Cuora flavomarginata) in northern Taiwan. Journal of Herpetology, 201-208.

Enneson, J. J., & Litzgus, J. D. (2008). Using long-term data and a stage-classified matrix to assess conservation strategies for an endangered turtle (Clemmys guttata). Biological Conservation, 141(6), 1560-1568.

Ernst, C. H., & Lovich, J. E. (2009). Turtles of the united states and Canada. JHU Press.

Field, K. J., Tracy, C. R., Medica, P. A., Marlow, R. W., & Corn, P. S. (2007). Return to the wild: translocation as a tool in conservation of the desert tortoise (Gopherus agassizii). Biological Conservation, 136(2), 232-245.

Gu, W., & Swihart, R. K. (2004). Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife–habitat models. Biological conservation, 116(2), 195-203.

IUCN. 2024. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2024-2. https://www.iucnredlist.org. Accessed on [20th February 2025].

Kendall, W. L., Pollock, K. H., & Brownie, C. (1995). A likelihood-based approach to capture-recapture estimation of demographic parameters under the robust design. Biometrics, 293-308.

Kendall, W. L., Stapleton, S., White, G. C., Richardson, J. I., Pearson, K. N., & Mason, P. (2019). A multistate open robust design: population dynamics, reproductive effort, and phenology of sea turtles from tagging data. Ecological Monographs, 89(1), e01329.

Lin, Y. F., Wu, S. H., Lin, T. E., Mao, J. J., & Chen, T. H. (2010). Population status and distribution of the Endangered yellow-margined box turtle Cuora flavomarginata in Taiwan. Oryx, 44(4), 581-587.

Lovich, J. E., & Gibbons, J. W. (1990). Age at maturity influences adult sex ratio in the turtle Malaclemys terrapin. Oikos, 126-134.

Lovich, J. E., Ennen, J. R., Agha, M., & Gibbons, J. W. (2018). Where have all the turtles gone, and why does it matter?. BioScience, 68(10), 771-781.

Lue, K. Y., & Chen, T. H. (1999). Activity, movement patterns, and home range of the yellow-margined box turtle (Cuora flavomarginata) in northern Taiwan. Journal of Herpetology, 590-600.

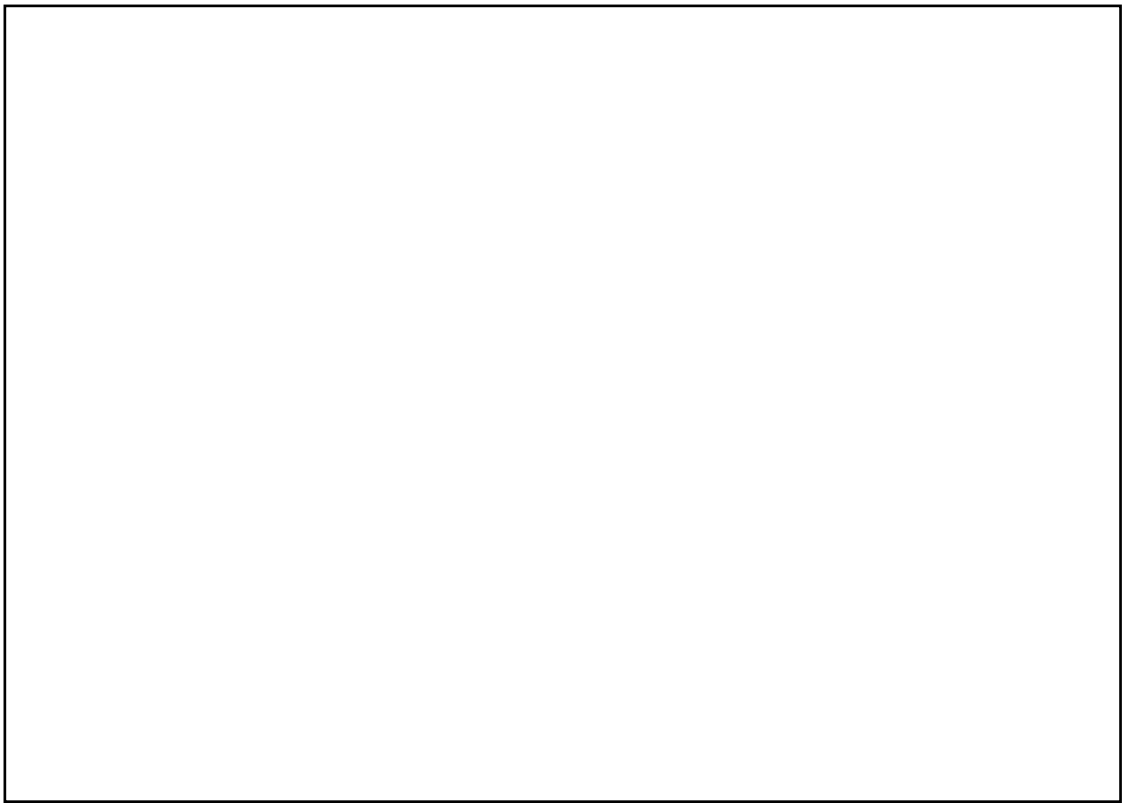
Micheli-Campbell, M. A., Campbell, H. A., Connell, M., Dwyer, R. G., & Franklin, C. E. (2013). Integrating telemetry with a predictive model to assess habitat preferences and juvenile survival in an endangered freshwater turtle. Freshwater Biology, 58(11), 2253-2263.

Ota, H., Yasukawa, Y., Fu, J., & Chen, T. H. (2009). Cuora flavomarginata (Gray 1863)–yellow-margined box turtle. Conservation Biology of Freshwater Turtles and Tortoises. Chelonian Research Monogrraphs, 35, 1-10.

Pike, D. A., Pizzatto, L., Pike, B. A., & Shine, R. (2008). Estimating survival rates of

uncatchable animals: the myth of high juvenile mortality in reptiles. Ecology, 89(3), 607-611.
Pollock, K. H. (1982). A capture-recapture design robust to unequal probability of capture. The Journal of Wildlife Management, 46(3), 752-757.
Rhodin, A. G., Stanford, C. B., Van Dijk, P. P., Eisemberg, C., Luiselli, L., Mittermeier, R. A., ... & Vogt, R. C. (2018). Global conservation status of turtles and tortoises (order Testudines). Chelonian conservation and biology, 17(2), 135-161.
Schneider, A. C., Arnold, T. W., Huber, P. W., & Lewis, T. L. (2018). An 18-year mark–recapture study of wood turtles (Glyptemys insculpta) in Michigan. Journal of Herpetology, 52(2), 193-200.
Seddon, P. J., Armstrong, D. P., & Maloney, R. F. (2007). Developing the science of reintroduction biology. Conservation biology, 21(2), 303-312.
Spangler, S. J., Thompson, D. M., Fillmore, B. M., Simmons, R., Graves, K., & Ligon, D. B. (2021). Observations of movement patterns and habitat associations of hatchling Alligator Snapping Turtles (Macrochelys temminckii). Herpetological Conservation and Biology, 16(2), 461-470.
Steenweg, R., Hebblewhite, M., Kays, R., Ahumada, J., Fisher, J. T., Burton, C., ... & Rich, L. N. (2017). Scaling-up camera traps: Monitoring the planet's biodiversity with networks of remote sensors. Frontiers in Ecology and the Environment, 15(1), 26-34.
Tobler, M. W., Carrillo-Percastegui, S. E., Leite Pitman, R., Mares, R., & Powell, G. (2008). An evaluation of camera traps for inventorying large-and medium-sized terrestrial rainforest mammals. Animal conservation, 11(3), 169-178.
Uetz, P. 2021. The Reptile Database. http://www.reptile-database.org.
White, G. C., & Burnham, K. P. (1999). Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. Bird study, 46(sup1), S120-S139.
Wyneken, J., & Lolavar, A. (2015). Loggerhead sea turtle environmental sex determination: implications of moisture and temperature for climate change based predictions for species survival. Journal of Experimental Zoology Part B: Molecular and Developmental Evolution, 324(3), 295-314.
Yang, C., Mou, J., Qiao, J., Ruan, G., Jiang, Y., & Wang, J. (2025). Assessing the Impact of Elevation and Seasonality on the Detection of Medium-to Large-Sized Mammals by Camera Traps. Integrative Zoology, 20(5), 1056-1060.
林展蔚、陳冠豪、孫雅筠。2023。食蛇龜復育族群監測與幼龜無線電追蹤研究計畫（行政院行政院農業委員會林務局委託研究計畫成果報告）。國立自然科學博物館。台中。
林展蔚、陳冠豪、孫雅筠、張裕德。2024。食蛇龜復育族群監測與幼龜無線電追蹤研究計畫（2）（行政院農業部林務及自然保育署委託研究計畫成果報告）。國立自然科學博物館。台中。
林展蔚、陳冠豪、孫雅筠、張裕德。2025。食蛇龜復育族群監測與幼龜無線電追蹤研究計畫(3)（行政院農業部林務及自然保育署委託研究計畫成果報告）。國立臺灣大學。台北。
吳聲海。2012。台灣全島食蛇龜族群遺傳與棲地環境調查及復育經營策略研究計畫（行政院農業委員會林務局委託研究計畫成果報告）。國立中興大學。台中。
李文瑄。2013。台灣南部食蛇龜（Cuora flavomarginata）之溫度調節、微棲地利用與活動範圍。國立屏東科技大學。屏東。
梁瑋。2014。食蛇龜（Cuora flavomarginata）的身體質量狀況：野生及圈養環境下的變化。國立屏東科技大學。屏東。
陳帝溶。2011。次生林和半自然環境食蛇龜活動模式、微棲地利用和活動範圍。國立中興大學。台中。
陳添喜。1998。臺灣北部地區斑龜（Ocadiasinensis)及食蛇龜（Cistoclemmys

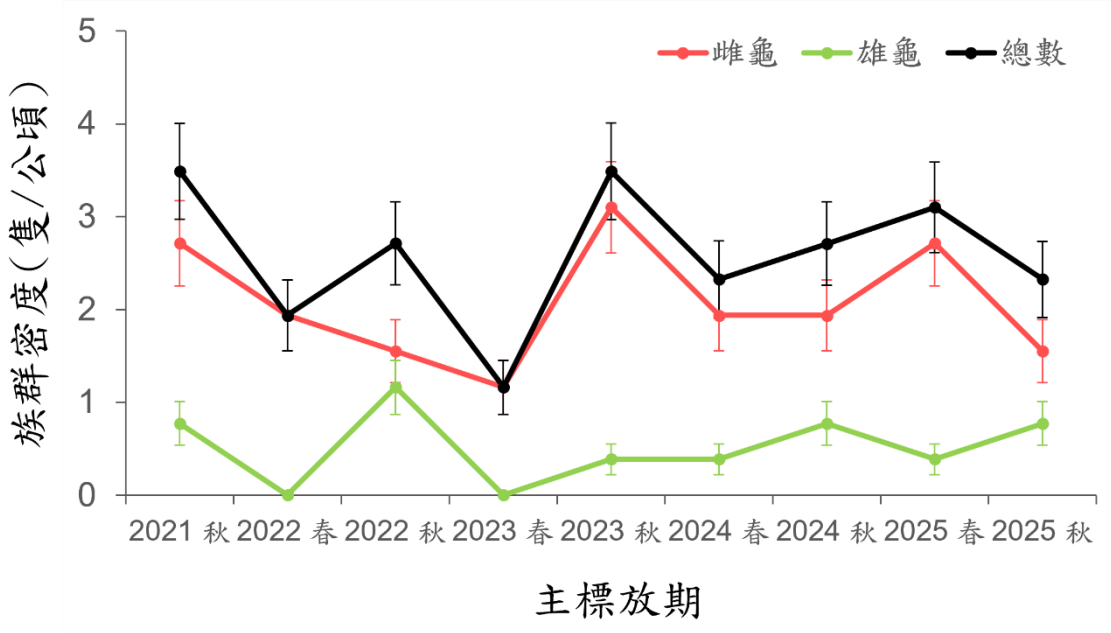
flavomarginata)生活史之研究。國立臺灣師範大學。台北。
黃昱凱。2022。瀕危食蛇龜（Cuora flavomarginata）的異地野放: 渡冬習性對移動與留存率的影響。國立屏東科技大學。屏東。
蔡承儒。2019。翡翠水庫食蛇龜野生動物保護區食蛇龜（Cuora flavomarginata）之活動範圍、棲地利用與微棲地選擇。國立屏東科技大學。屏東。
蔡學承。2015。釋放月份和釋放後時間對移地野放食蛇龜活動範圍的影響。國立中興大學。台中。
蔡繼鋒。2007。台灣南部季風林食蛇龜之日活動模式與活動範圍。國立成功大學。台南。



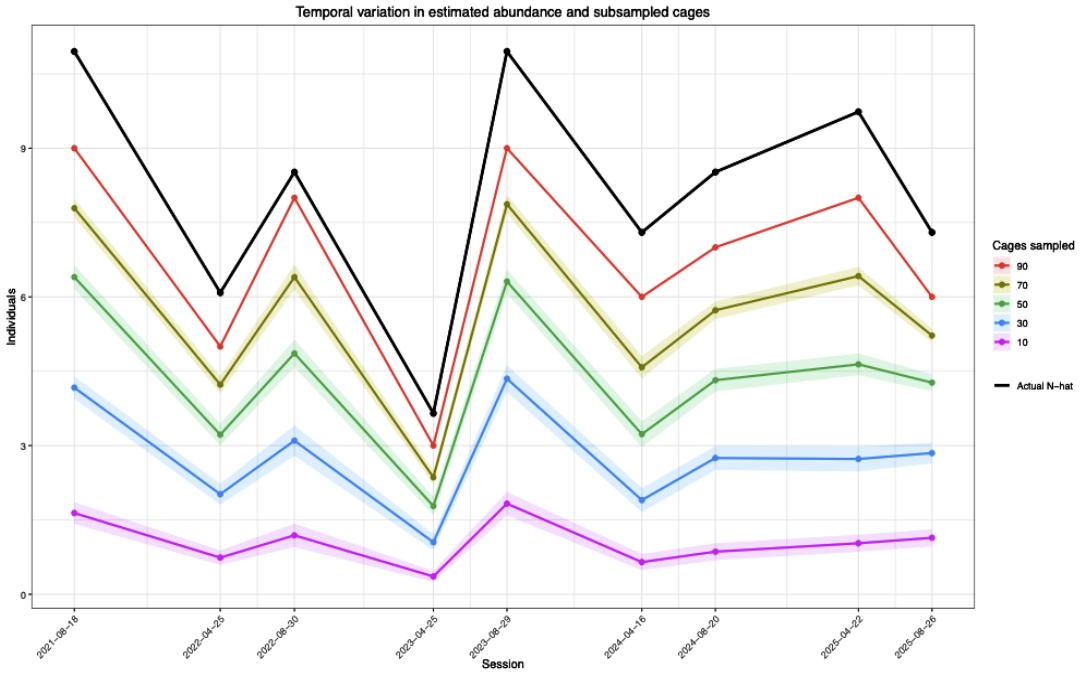
圖一、XX 地區範圍與相對位置



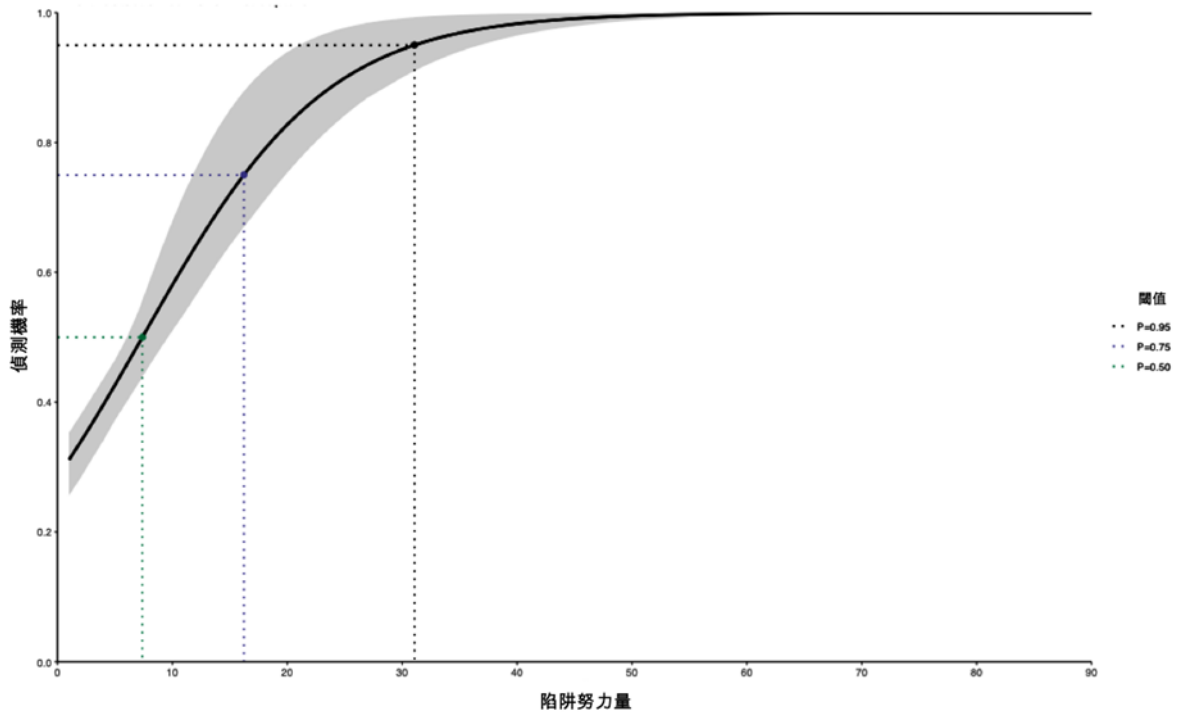
圖二、樣區內陷阱之概略分布與位置，每次調查之設籠點位會略有小差異。



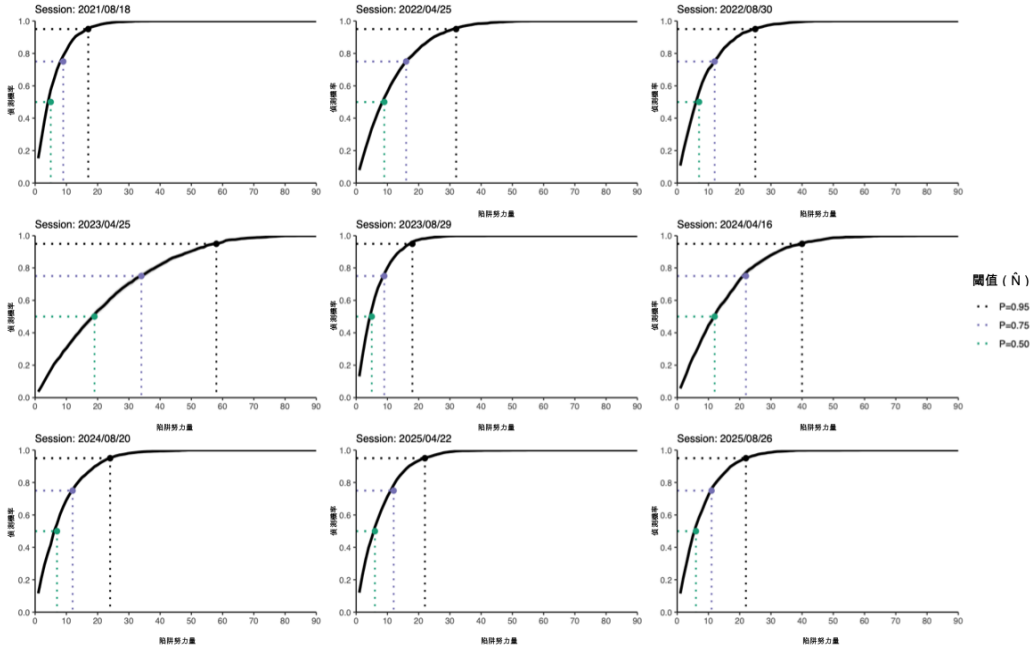
圖三、樣區內雄龜與雌龜族群密度(隻/公頃)隨調查時間之波動趨勢。族群密度由標放分析中的族群數量估算值與樣地面積換算而得。誤差線為估算之標準誤。



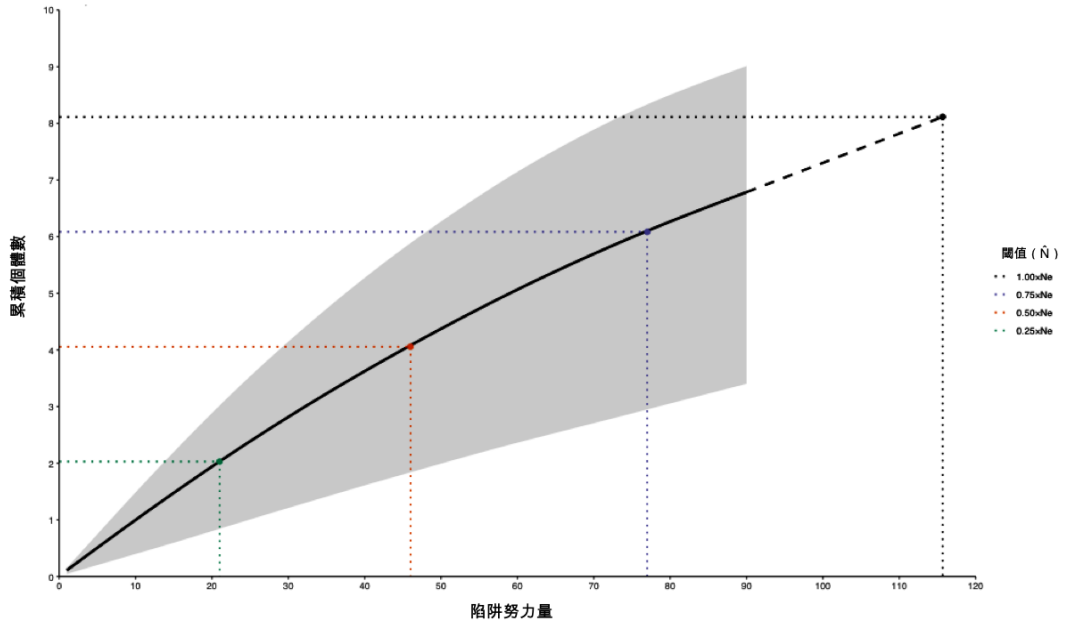
圖四、實際估計族群量與不同籠數下（10 至 90 籠）捕捉數量自 2021 年至今的變化關係圖。黑色點與線為標放分析得到的族群數量總量的估計值（圖三），彩色線表示將 90 個陷阱位置的順序隨機重排後，取 10 至 90 籠陷阱預期可捕捉到的個體數。色帶表示由 100 次隨機重排所得到的 95% 信賴區間。



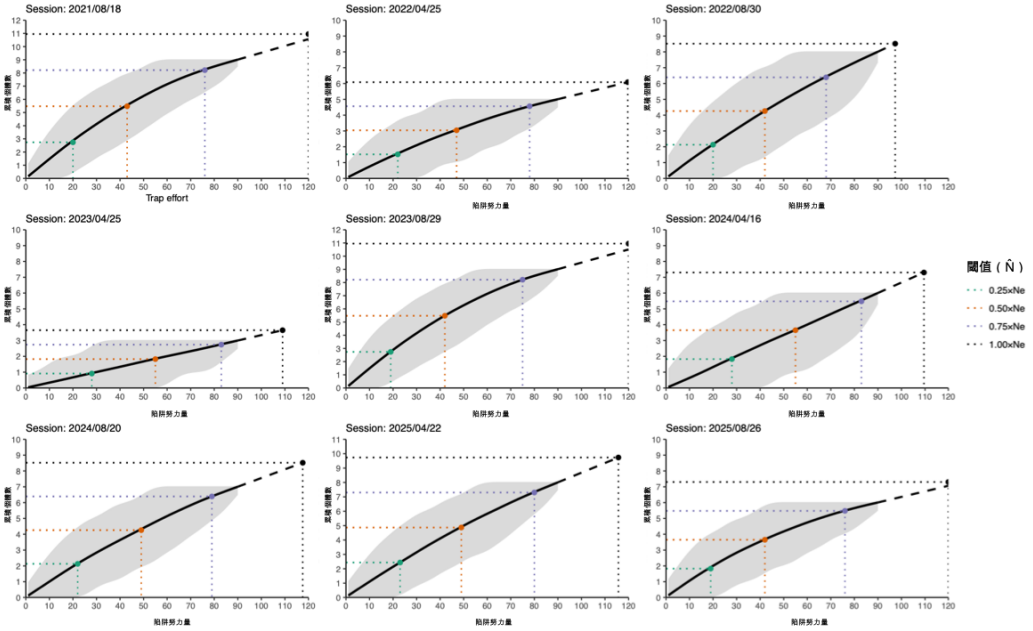
圖五、陷阱努力量與偵測機率之邏輯迴歸曲線。曲線呈現各調查期於前 m 個籠位內發生首次捕獲（偵測）之機率隨努力量增加的關係。黑色實線為整合所有調查期數據後之邏輯迴歸曲線；灰色陰影區域代表模型推估之 95%信賴區間。垂直虛線分別標示達到特定偵測門檻（0.5、0.75 及 0.95）時所需之對應陷阱數量。0.95 門檻之陷阱數量依樣地面積換算為每公頃 9.87 籠陷阱。



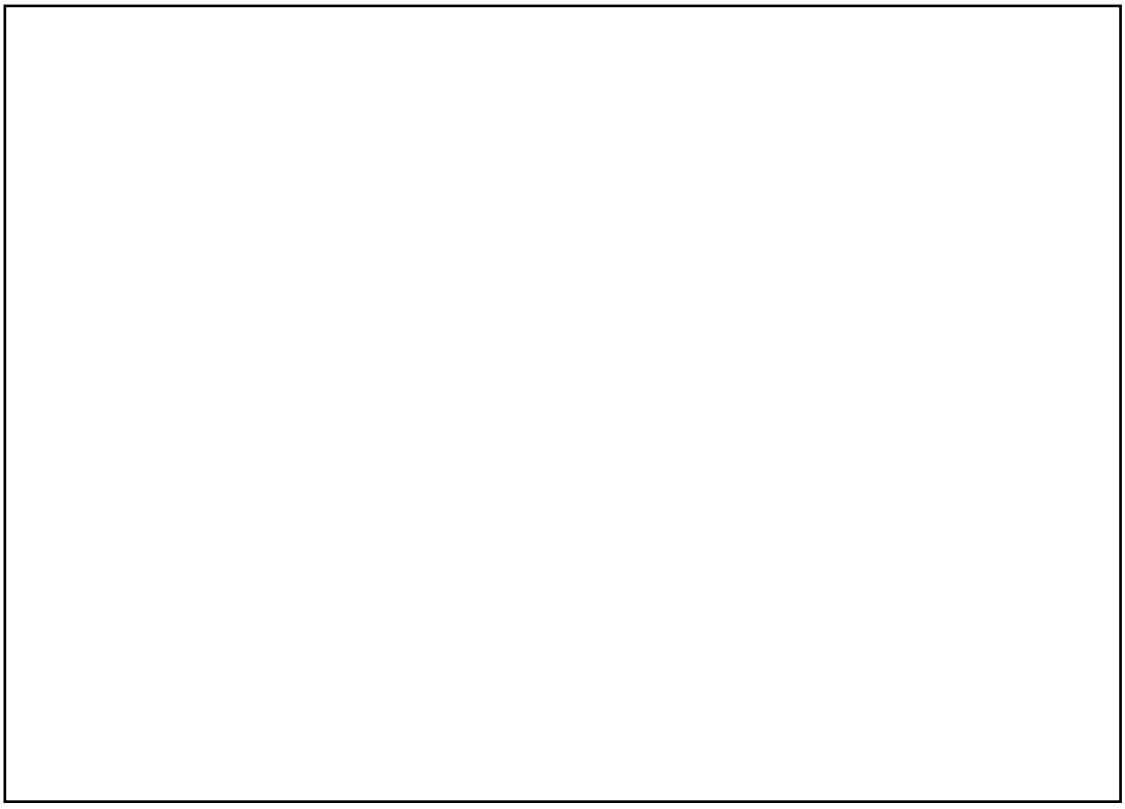
圖六、各調查期之首次捕獲努力量與偵測機率曲線。9 次調查期之陷阱努力量與偵測機率關係，呈現稍有不同的門檻陷阱籠位數（m）變化。黑色實線為各調查期之邏輯迴歸擬合曲線；垂直虛線分別標示該場次達到目標偵測門檻（0.5、0.75 及 0.95）時所需之對應陷阱數量。由各分圖可觀察到偵測效能隨不同調查期而產生的門檻位移現象。



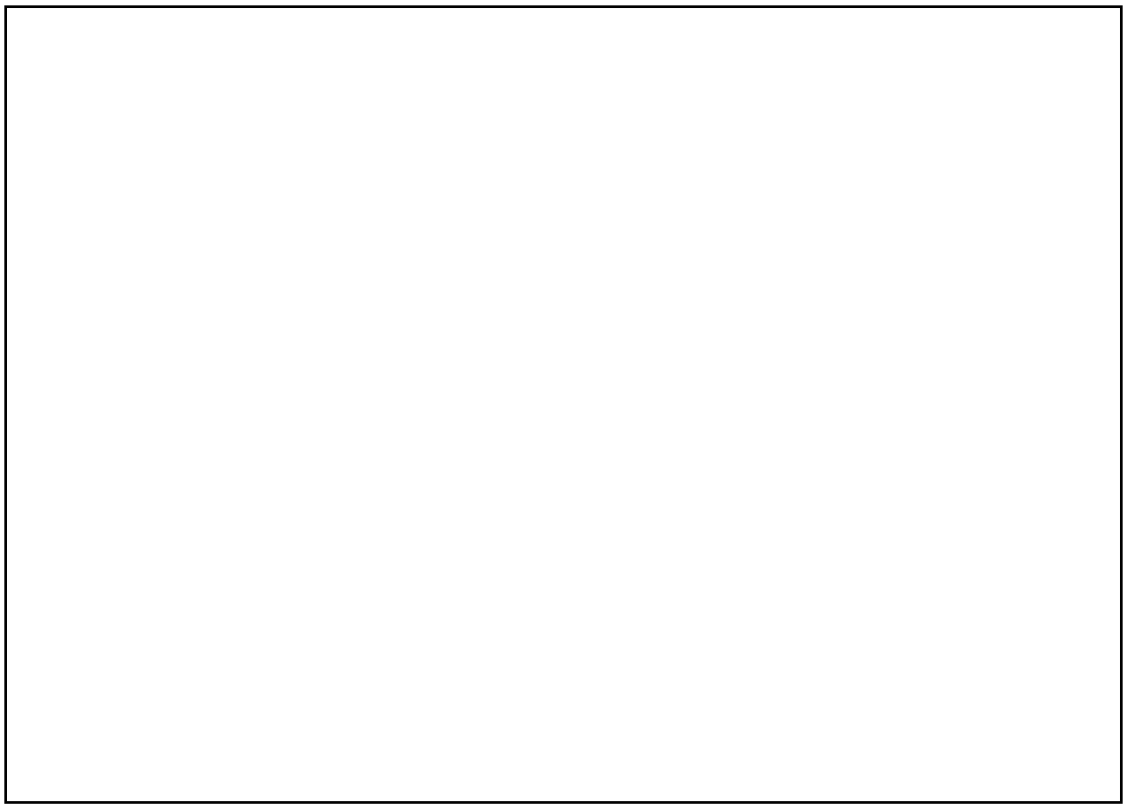
圖七、陷阱努力量與捕捉個體累積量之關係曲線。黑色實線為所有標放期數據所得之平均個體累積數隨陷阱努力量增加之曲線，灰色陰影區域代表 95% 信賴區間。彩色虛線參考線標示標放分析推估之平均族群量（N = 8.11；黑色虛線）所換算之比例門檻（0.25、0.5、0.75）；由參考線向下延伸至橫軸之垂直線段，表示達到該比例門檻所需之對應陷阱數量。超出 90 籠範圍之曲線則為線性尾端外推，用以估算觀測量達到 100%族群量閾值時之預期努力量需求。若以捕捉族群半數(0.5)個體為門檻，其陷阱數量依樣地面積換算為每公頃 14.64 籠陷阱。



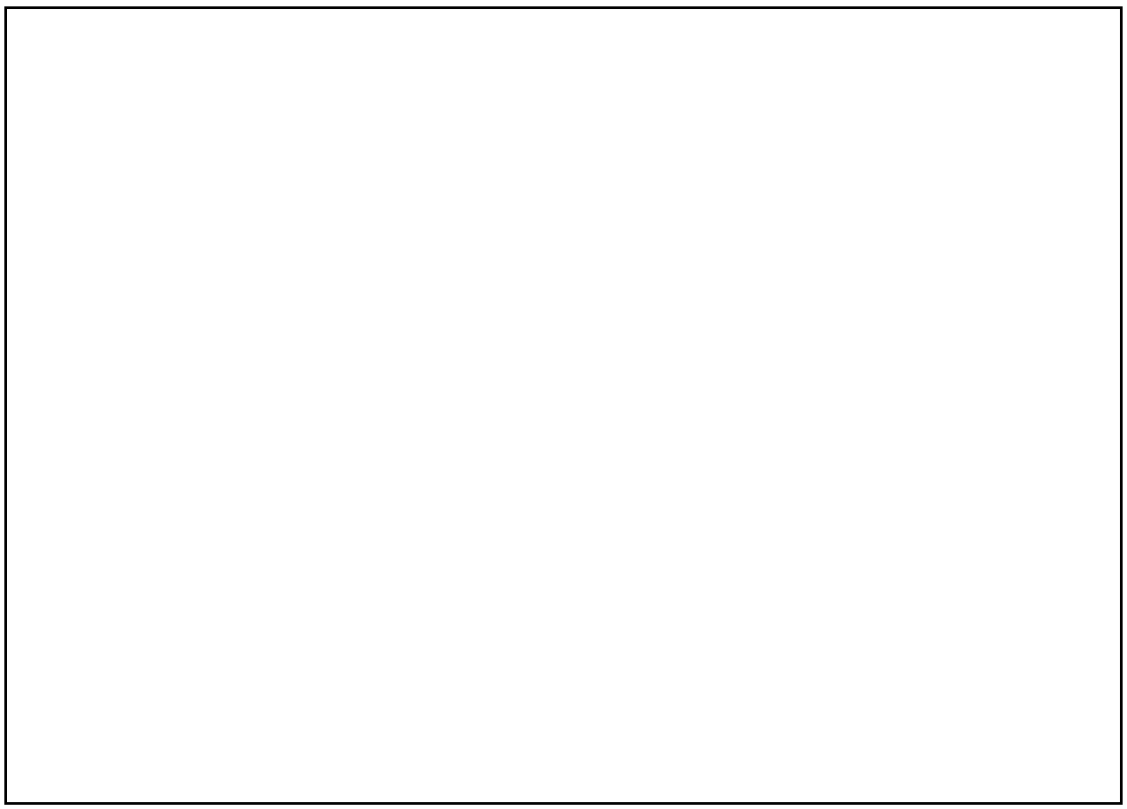
圖八、各調查期之陷阱努力量與捕捉個體累積量之關係曲線。黑色實線為 9 次標放期中，平均個體累積數隨陷阱努力量增加之曲線，灰色陰影區域代表 95% 信賴區間。彩色虛線參考線標示標放分析推估之各次調查期族群量（黑色虛線）所換算之比例門檻（0.25、0.5、0.75）；由參考線向下延伸至橫軸之垂直線段，表示各調查期達到該比例門檻所需之對應陷阱數量。超出 90 籠範圍之虛線則為線性尾端外推，用以估算各場次觀測量達到 100% 族群量閾值時之預期努力量需求。由各分圖可看出族群量波動（N = 3.65 至 9.74），以及達到特定族群覆蓋率所需之努力量門檻呈現動態位移之現象。



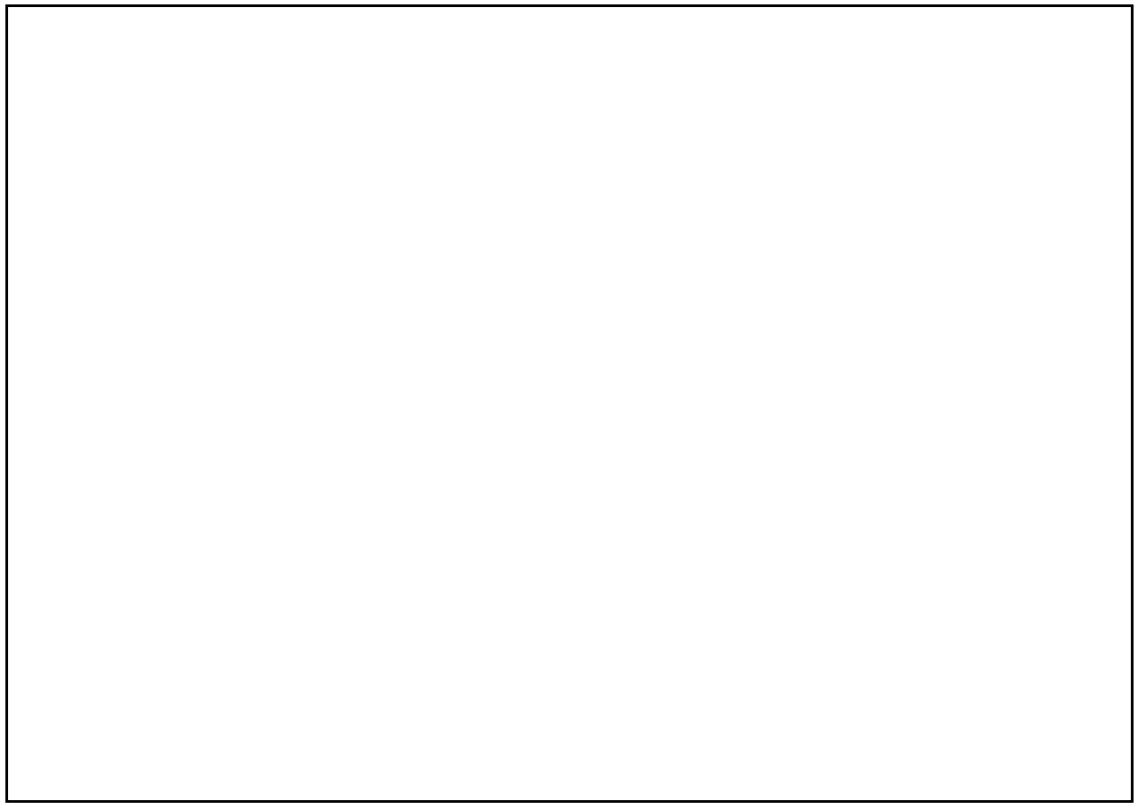
圖九、周圍樣區與野放點的地理位置分布。紅色圓點代表野放點，黃色圓形代表距離野放點 300 公尺的圓，藍色圓形代表距離野放點 500 公尺的圓，4 個色塊代表今年度探勘的 4 個周圍樣區。



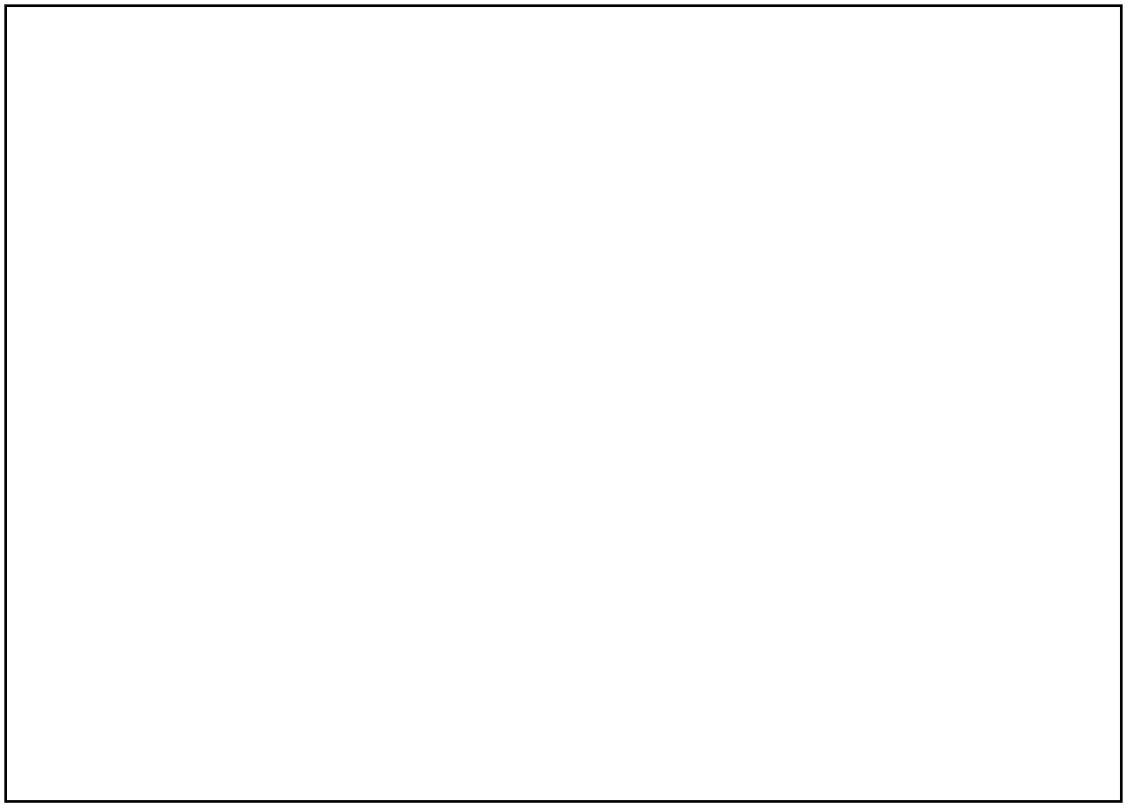
圖十、周圍樣區 300A 的棲地環境照。本區座落於地形起伏明顯之溪谷，環境特徵為陰涼潮濕，地表則由密集的姑婆芋與蕨類覆蓋。圖中可以看到乾溪溝坐落於樣區內。此樣區環境良好，整體情況與野放點類似，原先預期會有野生個體分布，但於單次探勘型調查後並無捕捉到任何個體。



圖十一、周圍樣區 300B 的棲地環境照。此樣區地勢相對平緩，多為竹闊混生林，呈現人為擾動後之次生演替林相，整體通透性與光照度較高，溫度與濕度之日波動應該稍高於覆蓋度較高的區域。經調查後，確認食蛇龜分布於此區域。



圖十二、周圍樣區 500A 的棲地環境照。樣區靠近稜線，長滿茂密的禾本科和灌木，少有喬木提供遮蔭，導致環境開闊且光照強烈，不過大型姑婆芋、灌木及繁茂的禾本科植物讓地表遮蔽度高，仍能夠維持相當濕度。較少的大型樹木遮蔽讓此區域的溫度與照度偏高，不過中低層的植物茂密，對小型動物來說，仍有相當多低照度的棲地可以使用。經調查確認後，此區域具有食蛇龜的分布。



圖十三、周圍樣區 500B 的棲地環境照。此樣區鄰近溪溝，多由纖細的喬木和竹林構成，形成低光潮濕闊葉與竹類混合林。此區棲地類型與野放點以及 300A 部分相似，都為較高樹木提供遮蔽的環境，林下的植被也同樣豐富。此區域同樣具有食蛇龜的分布。

表一、表觀存活率模型選擇與評估

Model	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	# Par	Deviance
S(sex+season) r''(sex*season) r'(sex*season) p=c(.)	380.726	0	0.30515	1	9	316.3658
S(sex) r''(sex*season) r'(sex*season) p=c(.)	381.4511	0.7251	0.21235	0.6959	9	317.0909
S(.) r''(sex*season) r'(sex*season) p=c(.)	383.0954	2.3694	0.09332	0.3058	9	318.7352
S(sex*season) r''(sex*season) r'(sex*season) p=c(.)	383.2035	2.4775	0.08841	0.2897	10	316.3481

S：表觀存活率

r’’：移出率

r’：保持境外率

p：捕捉率

c：再捕捉率

sex：參數隨性別變動

season：參數隨季節變動

.：參數為常數

表二、遷移模型選擇與評估

Model	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	# Par	Deviance
S(sex) r''(sex) r'(sex) p=c(.)	377.7017	0	0.24741	1	6	320.4908
S(sex) r''(.) r'(.) p=c(.)	377.7552	0.0535	0.24088	0.9736	5	322.8214
S(sex) RM(female) p=c(.)	378.462	0.7603	0.16917	0.6838	5	323.5282
S(sex) r''(sex+season) r'(sex+season) p=c(.)	379.3088	1.6071	0.11078	0.4478	8	317.3864
S(sex) r''(season) r'(season) p=c(.)	379.8846	2.1829	0.08306	0.3357	7	320.3448
S(sex)RM(.) p=c(.)	380.9667	3.265	0.04835	0.1954	4	328.2599
S(sex) r''(sex*season) r'(sex*season) p=c(.)	381.4511	3.7494	0.03795	0.1534	9	317.0909
S(sex) RM(male) p=c(.)	382.4908	4.7891	0.02257	0.0912	6	325.2798
S(sex)RM(sex) p=c(.)	382.9484	5.2467	0.01795	0.0726	5	328.0146
S(sex)RM(season) p=c(.)	383.1729	5.4712	0.01605	0.0649	5	328.2391
S(sex) RM(sex+season) p=c(.)	385.1989	7.4972	0.00583	0.0236	6	327.9879

S：表觀存活率

r’’：移出率

r’：保持境外率

RM：隨機移動 Random Movement (r’’=r’)

p：捕捉率

c：再捕捉率

sex：參數隨性別變動

season：參數隨季節變動

.：參數為常數

表三、最佳模型 S(sex) r''(.) r'(.) p=c(.)之族群參數估算值。

族群參數	估算值	SE	95% CI	
			Lower	Upper
S_f	0.746	0.095	0.525	0.887
S_m	0.554	0.194	0.210	0.853
r''	0.744	0.102	0.505	0.892
r'	0.167	0.156	0.022	0.644
p	0.437	0.047	0.347	0.531
$N_{f,2021\ 秋}$	8.518	1.437	7.316	14.280
$N_{f,2022\ 春}$	6.084	1.196	5.189	11.232
$N_{f,2022\ 秋}$	4.868	1.061	4.133	9.657
$N_{f,2023\ 春}$	3.651	0.912	3.084	8.020
$N_{f,2023\ 秋}$	9.735	1.548	8.387	15.773
$N_{f,2024\ 春}$	6.084	1.196	5.189	11.232
$N_{f,2024\ 秋}$	6.084	1.196	5.189	11.232
$N_{f,2025\ 春}$	8.518	1.437	7.316	14.280
$N_{f,2025\ 秋}$	4.868	1.061	4.133	9.657
$N_{m,2021\ 秋}$	2.434	0.739	2.044	6.268
$N_{m,2022\ 春}$	0	0	0	0
$N_{m,2022\ 秋}$	3.651	0.912	3.084	8.020
$N_{m,2023\ 春}$	0	0	0	0
$N_{m,2023\ 秋}$	1.217	0.518	1.015	4.239
$N_{m,2024\ 春}$	1.217	0.518	1.015	4.239
$N_{m,2024\ 秋}$	2.434	0.739	2.044	6.268
$N_{m,2025\ 春}$	1.217	0.518	1.015	4.239
$N_{m,2025\ 秋}$	2.434	0.739	2.044	6.268

S：表觀存活率

r''：移出率

p：捕捉率

N：族群數量

f：雌龜

m：雄龜

表四、各機率比例閾值下之陷阱努力量需求。本表彙整九個調查中，首次捕獲的努力量—偵測率關係之不同機率閾值（50%、75%、95%）時，所需的陷阱努力量（籠位數）。表中分別列示各閾值在所有調查間的最小籠數、最大籠數與平均籠數。

閾值	最小籠數	最大籠數	平均籠數
50% P	5	19	8.4
75% P	9	34	15.1
95% P	17	57	28.3

表五、各估計族群量比例閾值下之陷阱努力量需求。本表彙整九個調查中，個體累積曲線達到捕捉–再捕獲模型之族群量估計值之不同相對比例閾值（25%、50%、75%、100%）時，所需的陷阱努力量（籠位數）。表中分別列示各閾值在所有調查間的最小籠數、最大籠數與平均籠數。

閾值	最小籠數	最大籠數	平均籠數
25% N	19	28	22.3
50% N	42	55	47.1
75% N	68	83	77.6
100% N	97.3	129	117

表六、以精確置換檢定比較春季（4 月）與秋初（8 月底 9 月初）在不同達標門檻下的陷阱努力量差異。努力量以各次調查之置換平均個體累積曲線首次達到門檻時所需籠位數表示；表中列示兩季在各門檻下的平均籠位數（mean group1、mean group2）、其差值（diff mean obs；Spring − Summer），以及在所有可能季節標記分配下之差值標準差（sd diff）、 p 值（ p value）與經 Holm 校正後雙尾置換 p 值（Holm p value）。

level	group1	group2	mean group1	mean group2	diff mean obs	sd diff	p value	Holm p value
25% N	Spring	Summer	25.2	20.4	4.85	2.34	0.0238	0.0952
50% N	Spring	Summer	51.2	43.6	7.65	3.58	0.0238	0.0952
75% N	Spring	Summer	81.2	75.4	5.85	2.97	0.0476	0.0952
100% N	Spring	Summer	114	121	-7.14	7.54	0.365	0.365

附錄一、工作照



附錄圖 1、鼠籠皆架設於有植被遮蓋的區域



附錄圖 2、食蛇龜形態測量



附錄圖 3、食蛇龜體重測量



附錄圖 4、放置餌料



附錄圖 5、進籠的野生龜隻



附錄圖 6、小心拿出籠中龜隻



附錄圖 7、形態測量結束，將食蛇龜原地放回



附錄圖 8、寄生於殼上的蜱



附錄圖 9、雄龜的生殖器



附錄圖 10、找尋適合調查的周圍樣區



附錄圖 11、誤入籠中的印度蜓蜥



附錄圖 12、一籠二龜