

赤腹游蛇保育行動計畫

Conservation Action Plan for the Red-bellied Annulate Keelback
(*Trimerodytes annularis*)



農業部林業及自然保育署

Forestry and Nature Conservation Agency, MOA, R.O.C.(Taiwan)

2025 年 1 月

赤腹游蛇保育行動計畫

主辦機關

農業部林業及自然保育署

參與學者專家（按筆畫排列）、機關、團體

毛俊傑（國立宜蘭大學森林暨自然資源學系助理教授）

杜銘章（國立臺灣師範大學生命科學專業學院退休教授）

林思民（國立臺灣師範大學生命科學系教授）

張文賢（生態工作者）

陳子英（國立宜蘭大學森林暨自然資源學系教授）

陳怡惠（中國文化大學生命科學系副教授）

陳添喜（國立屏東科技大學野生動物保育研究所副教授）

陳賜隆（臺北市立動物園輔導員）

黃文山（國立臺中自然科學博物館副館長）

賴玉菁（華梵大學環境與防災設計學系退休副教授）

內政部國家公園署

內政部國家公園署陽明山國家公園管理處

內政部警政署保安警察第七總隊

臺北市立動物園

農業部林業及自然保育署新竹分署

農業部林業及自然保育署宜蘭分署

臺北市政府

新北市政府

桃園市政府

新竹縣政府

臺灣爬行類動物保育協會

封面圖片 李政霖 繪

本行動計畫建議引用格式

毛俊傑。2025。赤腹游蛇保育行動計畫。農業部林業及自然保育署。臺灣。

Mao, J.-J., 2025. Conservation Action Plan for the Red-bellied Annulate
Keelback (*Trimerodytes annularis*). Forestry and Nature Conservation
Agency, MOA, R.O.C. Taiwan.

壹、願景

本保育計畫，期望透過短期目標的止跌（現有持續下降的族群）、中期目標的穩定（有效棲地面積及生存條件）、長期目標的擴增（物種分布範圍及數量）三個保育行動階段，從保全赤腹游蛇現存之野生族群與棲地開始，逐步恢復其應有且完整之生態功能，使之逐漸脫離目前族群瀕臨滅絕狀態。

貳、背景資料

一、物種分布

赤腹游蛇（*Trimerodytes annularis*）的分布，可歸類為主要分布於中國東南省分（包括：安徽、江蘇、江西、湖北、湖南、浙江、福建、廣東、廣西、海南、四川等）的大陸族群，及鄰近亞洲大陸的臺灣島嶼族群（Zhao & Adler, 1993）（圖 1），目前並未有相關的文獻指出族群間是否存在明顯的種或亞種上的分化差異。

二、現有保育狀態

（一）國際的保育評估狀態：

赤腹游蛇（*T. annularis*）在國際自然保育聯盟（IUCN）所公告 2021 年的紅皮書（Red List）上，族群狀態評定為 LC（Least Concern，暫無危機）等級，但指出目前族群趨勢為下降（Decreasing），該公告的評估是根據 2011 年於中國所進行的研究結果（Zhou & Lau, 2021），然而 IUCN 的公告時間與中國的評估完成之間，有 10 年的時間差，而在 2016 年的中國脊椎動物紅色名錄，即已將赤腹游蛇（中國稱為赤鏈華游蛇）族群狀態評定為 VU（Vulnerable，易危）等級（蔣志剛等，2016），2022 年福建的兩棲爬行動物更新名錄上，也同樣認定族群狀態等級為 VU（郭淳鵬等，2022），由於中國的赤腹游蛇主要分布於低海拔農耕區域及其周邊，隨著中國大規模的工商經濟發展，棲地面臨較大的開發壓力及環境污染，加上因氣候變遷所導致的旱澇不均，長江以南一帶的濕地經常飽受洪災及缺水乾旱的極端影響（Feng & Hong, 2007; Yuan et al., 2021; Li et al., 2023），且中國的族群，一直以來也持續有大規模的皮革（Fuchs & Fuchs, 2002）及肉用市場的捕捉、交易及利用（Zhou & Jiang, 2005），因此，建議保守的看待中國的赤腹游蛇的族群狀態，應至少視為 VU（易危）或更高保育等級。

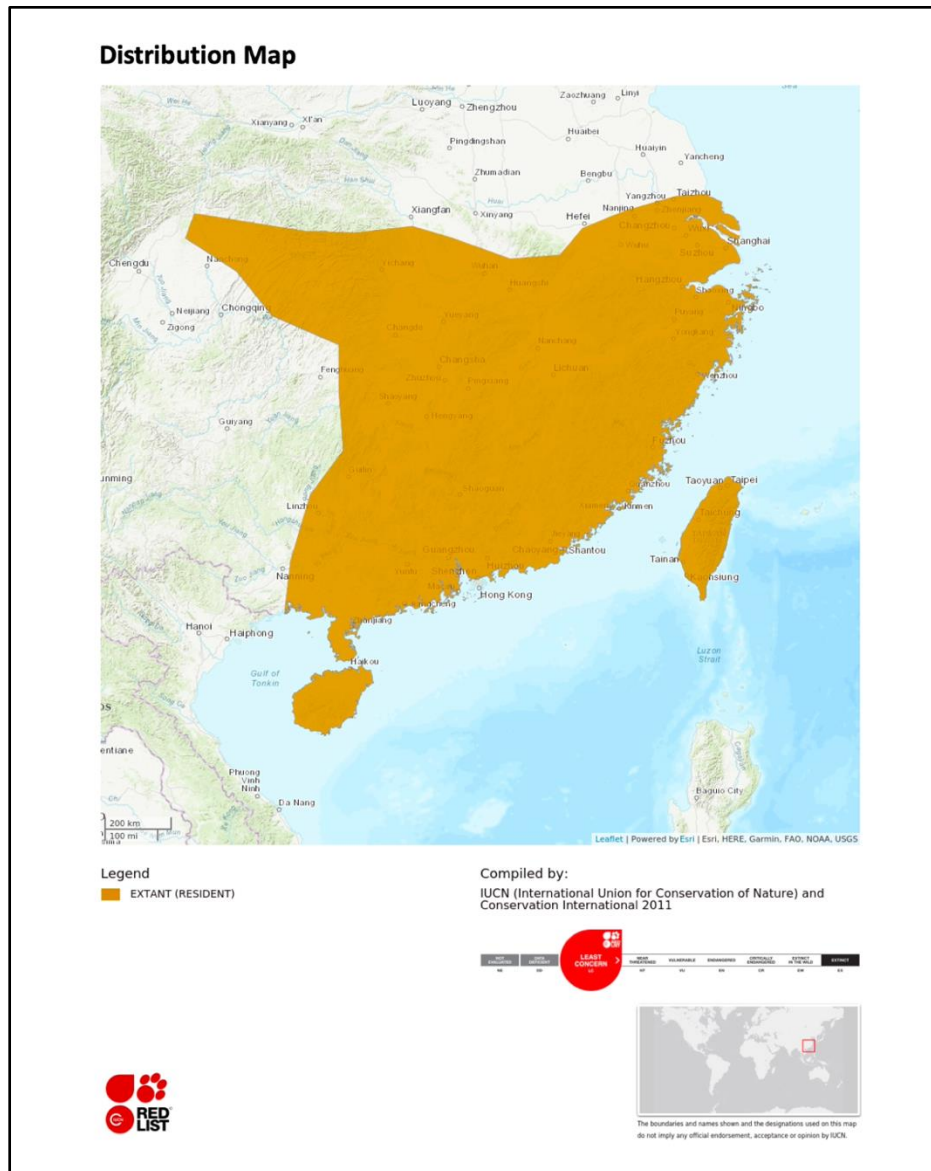


圖 1：赤腹游蛇全球分布範圍及 IUCN Redlist 2011 年評定之族群狀態（資料來源：Zhou & Lau, 2021）

(二) 國內的保育評估狀態：

1990 年代前後開始，關於臺灣蛇類的相關文獻紀述，皆逐漸開始提及赤腹游蛇在臺灣，雖非主要利用及商業獵捕物種，但嚴重受到棲地喪失與農藥使用的影響，已經極度稀有，僅剩北部部分族群（呂光洋等，1989；林華慶，1997、2001；毛俊傑，1998；杜銘章，2004；賴玉菁、毛俊傑，2012），並在 2008 年的保育類野生動物名錄修訂時，依據兩棲爬行動物類群專家小組討論過後，建議將其列為珍貴稀有(第二級)保育類野生動物（馮雙等，2010）；嗣後，依循 2008 年野生動物保育諮詢委員建議，於

2009 年啟動為期四年的全臺灣各縣市半水棲蛇類族群分布及棲地評估，結果確認赤腹游蛇現有族群可能僅分布於桃園及新北、臺北陽明山及其周邊地區（圖 2）（賴玉菁、毛俊傑，2012）。2017 年所發表的「臺灣陸域爬行類紅皮書名錄」中，赤腹游蛇以 DD（Data Deficient，數據缺乏）作為臺灣族群的評估結果（陳元龍等，2017）。

2023 年因桃園族群面臨龍潭科學園區擴建開發案，以及陽明山族群在臺北市大地工程處連續水保及步道工程後棲地持續劣化、數量持續下降，臺灣爬行類動物保育協會及國立宜蘭大學森林暨自然資源學系的赤腹游蛇生態相關研究學者毛俊傑博士，共同於野生動物保育諮詢委員會提將赤腹游蛇升等為瀕臨絕種（第一級），經委員會全體共識通過後，於 2024 年 4 月經農業部公告為瀕臨絕種（第一級）保育類野生動物。

三、生物資訊

（一）分類地位

赤腹游蛇（*T. annularis*），最早由 Hallowell 於 1856 年根據一隻採集自中國寧波（Ningpo）的標本所描述與命名（Hallowell, 1857），在分類階層上，屬於爬行綱（Class Reptilia），有鱗目（Order Squamata），蛇亞目（Serpentes），黃頰蛇科（Colubridae），遊蛇亞科（Natricinae），種以下分類階層，並未有亞種的區分。

（二）同物異名（Synonym）

赤腹游蛇（*T. annularis*）在中國稱為赤鍊華游蛇或水赤鍊游蛇（趙爾宓等，1998），科學名的同物異名，參考自 The Reptile Database 網站的資料（https://reptile-database.reptarium.cz/species?genus=Trimerodytes&species=annularis&search_param=%28%28taxon%3D%27Natricinae%27%29%29），相關異名名稱及關聯文獻如下：

Tropidonotus annularis HALLOWELL 1856

Tropidonotus chinensis JAN 1859

Tropidonotus semifasciatus BERTHOLD 1859 (subst. name for *T. chinensis*)

Tropidonotus annularis — GÜNTHER 1864

Tropidonotus annularis — GÜNTHER 1888

Tropidonotus annularis — BOULENGER 1893

Tropidonotus habereri WERNER 1903

Natrix annularis — STEJNEGER 1907

Natrix annularis — MELL 1931 [1929]

Sinonatrix annularis — ROSSMAN & EBERLE 1977

Sinonatrix annularis — WANG et al. 1999

Sinonatrix annularis — WALLACH et al. 2014

Trimerodytes annularis — REN et al. 2019

(三) 物種描述

赤腹游蛇為中型蛇類，最大體長接近 1 m，雌雄個體間，體型具有明顯的雌性大於雄性的二型性（sexual size dimorphism），無論是在頭部的比例與尺寸（Huang, 1997）或是體型大小及腹鱗數上的差異（毛俊傑，1998）。上唇鱗 9 枚（偶有 8 枚），第 5 枚與眼下相接（偶為第 4 枚）；下唇鱗 9 或 10 枚；眶前鱗 1 枚；眶後鱗 3 枚（偶有 4 枚）；顫鱗 2+3 式（偶有 3+2、2+2、1+3）；體鱗列數為 19-19-17，雄蛇腹鱗數 152-163（ $\text{mean} \pm \text{SD} = 157.63 \pm 3.11$, $n=8$ ），雌蛇為 145-160（ $\text{mean} \pm \text{SD} = 150.71 \pm 4.65$, $n=7$ ），肛鱗二分，尾下鱗成對，雄蛇 58-66 對（ $\text{mean} \pm \text{SD} = 61.43 \pm 2.76$, $n=7$ ），雌蛇 57-66 對（ $\text{mean} \pm \text{SD} = 62.17 \pm 3.06$, $n=6$ ）（毛俊傑，1998）。

體色黃褐至深褐色，體側具有不規則之黑色鋸齒花紋，成蛇腹部橘紅色或紅色，兩側有類似條碼般的黑色交錯斑塊或條紋（圖 3），偶形成紅色與黑色交錯之細紋；初生之幼蛇體側橘紅且同樣具有不規則之黑色鋸齒花紋，腹部白色，如同成蛇，腹部兩側同樣有黑色交錯斑塊或條紋，約成長至一年生大小，腹部始轉紅如成蛇（圖 4），個體間的花紋具有特異性，就算是同一窩出生的個體間，花紋都有明顯的差異，可用以區分每一個體。赤腹游蛇上下唇鱗鱗緣深色，腹部第一列黑斑位於頸部，且頭吻部較短且鈍圓，尾巴的比例亦相對較短，這些形態上的差異可與白腹游蛇相互區別（圖 5）。

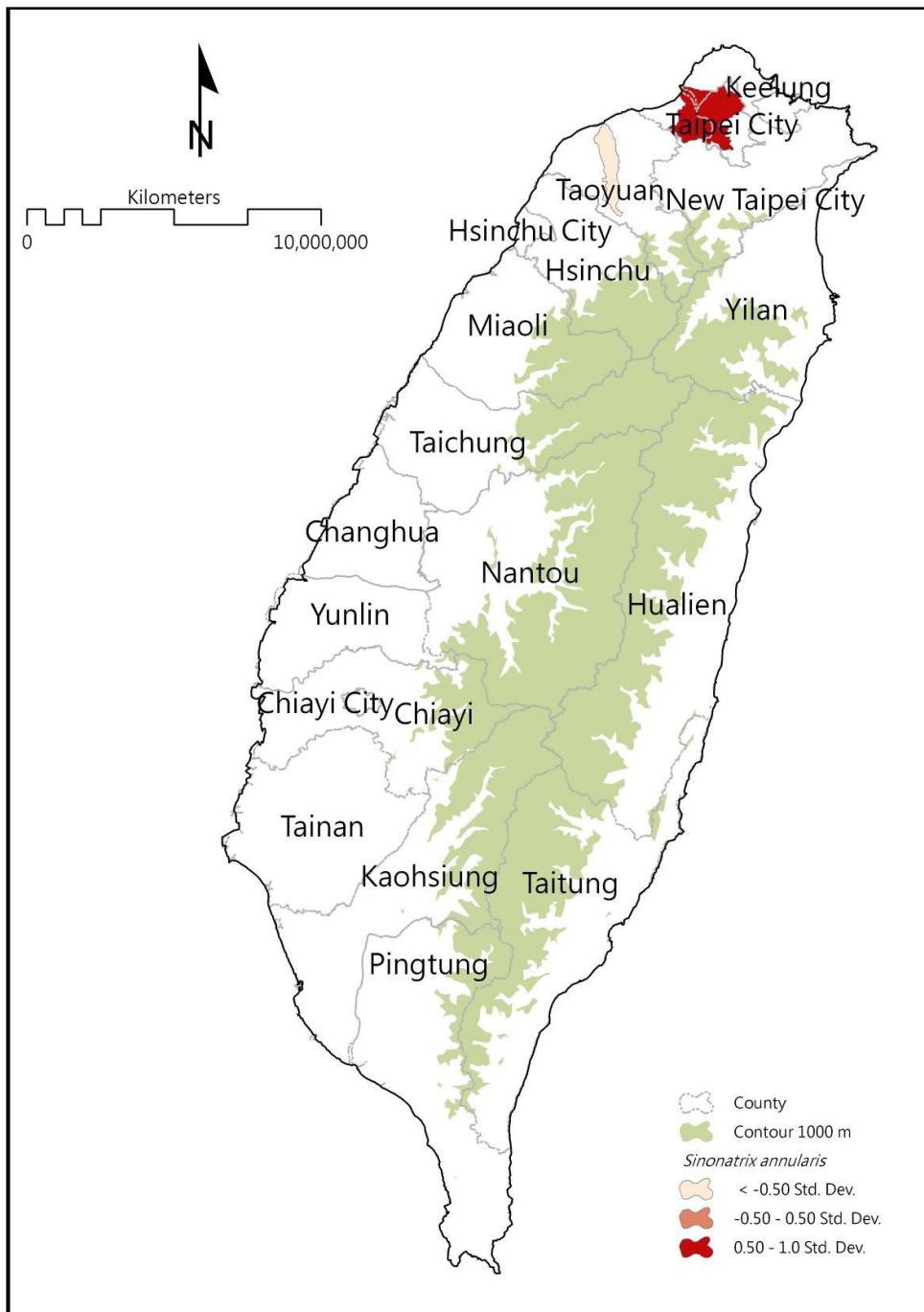


圖 2：臺灣赤腹游蛇分布集水區範圍及族群相對豐富度 (資料來源：賴玉菁、毛俊傑，2012)



圖 3：赤腹游蛇每一個體之體側及腹部顏色與花紋的排列組合均具有個體獨特性（攝影者：毛俊傑）



圖 4：同一窩新生赤腹游蛇之不同個體腹部顏色及花紋比較（攝影者：李政諒）



圖 5：臺灣的白腹游蛇（左）及赤腹游蛇（右）之腹部花紋（上）及頭部上唇鱗緣（下）之特徵差異（攝影者：毛俊傑）

(四)臺灣的歷史分布與現況

臺灣的赤腹游蛇於 1863 年首次出現科學文獻紀錄，但僅只簡短註明一地點淡水（Tamsuy）（Swinhoe, 1863），除了前述文獻，其他較為確切的分布紀錄有 1910 的紀錄出現於高雄州屏東（Ako）及臺北（Taihoku）（Oshima, 1910），1914 年赤腹游蛇在桃園廳霄裡水產試驗所（現今的桃園市八德區霄裡國小所在位置）被報導危害養殖漁業魚塢的紀錄（大島正滿, 1914），及 Maki（1931）確切指出赤腹游蛇分布在臺北（Taihoku）、臺中（Taichu）、臺南（Tainan）、甲仙（Kosenpo）、屏東（Heito）、恆春（Koshun），且非常常見於溪流、池塘、草澤及湛水的水稻田。綜觀 1945 年之前日治時代的赤腹游蛇，廣泛棲息於臺灣西半部平原的水田、湖泊、濕地、草澤之中，當時關於赤腹游蛇分布的文獻敘述，均為廣泛分布或很常見的蛇類（高橋精一，1930；Maki, 1931；堀川安市，1933、1941）。

1950 年代以後，相關的科學文獻如陳兼善（1956、1976）、Wang & Wang（1956）、Kuntz（1963）仍將其視為常見的蛇種，在國立臺灣大學動物學博物館的標本典藏中，亦保存有 1970 年代前後，臺北市臺大校園附近瑠公圳水溝所採集到之標本（如 1972 年採集的標本編號 NTUMR-642 赤腹游蛇），臺中國立自然科學博物館也收藏了由已故國防醫學院毛壽先教授，退休前所捐贈之該時期近百件的赤腹游蛇標本，Wang & Wang（1956）特別指出，赤腹游蛇在臺灣東南部非常普遍，與其他文獻不同之處，在其文章敘述中，北臺灣是屬於不普遍的分布狀態，僅在臺北、草山（今日的陽明山）及桃園有發現。

隨時代變遷，仰賴化學農業及肥料的慣行農法及機械化耕作逐漸盛行，對環境敏感且因棲地固著性高，活動範圍侷限，容易遭受農藥及農用機械傷害的赤腹游蛇，越來越難利用水田環境、草澤及濕地等，天然棲地也隨著工業化的腳步逐漸被開發、填平或受到汙染。自 1989 年後，專家學者們的相關文章、出版品等，皆逐漸開始提及赤腹游蛇在臺灣雖然非主要商業獵捕物種，但嚴重受到棲地喪失及農藥使用的影響，已經極度稀有，僅剩北部部分族群殘存（呂光洋等，1989；林華慶，1997、2001；毛俊傑，1998；杜銘章，2004；賴玉菁、毛俊傑，2012），並在 2008 年的保育類名錄修訂時，將其列入珍貴稀有保育類野生動物（第二級保育類）名單之中，從 2009 至 2012 年所進行，為期四年的全臺灣各縣市的半水棲蛇類族群分布及棲地評估結果顯示，新竹以南的赤腹游蛇族群，在近代兩棲爬行類學者開始進行研究及調查之前，恐怕已消失殆盡（賴玉菁、毛俊傑，2012）。

臺北陽明山應為目前已知相對穩定的赤腹游蛇族群分布地（Wang & Wang, 1956；呂光洋等，1989；毛俊傑，1998；林華慶，2001；Mao, 2003）。過去桃園楊梅埔心火車站後站，也曾有大片草澤濕地，並有穩定的赤腹游蛇族群（張家豪，2006），是近 20 多年來，除了陽明山外的已知最大族群。但在 2008 年赤腹游蛇被公告為珍貴稀有保育類野生動物的前一個月，該棲地施工逐漸填平開挖，最後完全消失。2012 年完成的全臺半水棲蛇類調查發現桃園龍潭雖也有赤腹游蛇存在，但族群規模較小、個體數較少，棲地因地處工業區週邊較為破碎，面臨開發而消失的風險也較大

(賴玉菁、毛俊傑，2012)。就分布海拔來看，台灣的赤腹游蛇主要出現於海拔 700 公尺以下的靜水型濕地環境。

(五)族群趨勢

整個臺北盆地在過去為大型的湖沼濕地 (林明聖，2013)，根據 1970 年代以前的文獻，赤腹游蛇在臺北周邊普遍的棲息環境以水田、溝渠、埤塘及淡水性濕地為主 (Wang & Wang, 1956 ; Kuntz, 1963)，這些類型的環境，早已隨著都市的擴張發展而消失。桃園地區赤腹游蛇主要棲息的低海拔濕地埤塘在日治時期估計有近 9 千口埤塘，迄今僅剩餘不足 3 千口 (紀思寧，2014)，單就桃園一帶棲地消失的比例，自日治時期迄今便已消失了可能近 7 成，而臺北與桃園過去幾處曾有赤腹游蛇確切出沒的位置 (如：臺北市臺灣大學周邊溝渠及瑠公圳所在地，及桃園宵裡水產試驗所原址周邊) 如今也都已成為人口密集的都會環境，過去赤腹游蛇出現的魚塢、水池、濕地及渠道等相關環境，也同樣不復存在。再者，對比族群狀況及豐富度相對較佳的陽明山竹子湖，從 1996 到 2001 年期間與 2019 年迄今的棲地狀況與海芋田栽植面積，也明顯縮減，當地陸續有進行調查與監測的頂湖地區，赤腹游蛇的族群量也自 1998-2001 年期間，估算的 1000 隻上下 (Mao, 2003)，持續銳減至 2023 年的不足 100 隻 (表 1) (賴玉菁、毛俊傑，2023)。依頂湖於 2019-2023 年期間的族群估算結果進行計算，目前的族群規模也已經低於最小有效族群 (MVP, Minimum viable population) 所應有的族群量，而這已經是臺灣赤腹游蛇已知的幾個族群中，相對豐富度狀況最好的一處；其他有紀錄的點位，偶有零星個體出現 (如：三芝、石門)，或該區域面臨大範圍國家重大建設開發案 (如：桃園龍潭科學園區三期擴建案、桃園航空城開發案，甚至是 2023 年拍板定案的桃竹苗大砂谷計畫)，都使得赤腹游蛇各地的族群，處於朝不保夕的狀態，整體而言，赤腹游蛇在臺灣的狀況已經進入滅絕的邊緣。

表 1：利用 Schumacher 和 Schnabel 兩種封閉式模式估算 2019 年至 2023 年陽明山竹子湖頂湖赤腹游蛇族群估量及結果（資料來源：
賴玉菁、毛俊傑，2023）

	Aug.-Dec. 2019		May-Dec. 2020		Mar.-Nov. 2021		Mar.-Nov. 2022		Mar.-Nov. 2023	
	Schumacher	Schnabel	Schumacher	Schnabel	Schumacher	Schnabel	Schumacher	Schnabel	Schumacher	Schnabel
族群估計值	243.2	255.8	198.4	199.7	177.0	170.3	111.4	110.7	105.2	98.1
95%信賴區間	202.1-305.4	204.3-342.1	186.6-211.8	182.6-220.3	161.0-196.5	153.1-191.9	103-121.4	93.5-135.7	87.6-131.7	79.8-127.1

(六)已知的生理特性

黃明惠 (2011) 比較了臺灣六種半水棲蛇類的水分散失速率，以目前在臺灣均為瀕危物種的唐水蛇 (*Myrrophis chinensis*) 及赤腹游蛇的散失率最高，顯示這兩種蛇類的皮膚通透性最佳，也代表牠們對水域環境的高依存度，及難以抵禦無水的環境條件。Hopkins & Winne (2006) 比較了四種美洲游 (水) 蛇的幼蛇暴露在膽鹼酯酶抑制劑 (cholinesterase-inhibiting) 類的農藥後的游泳表現，並指出此類的農藥會造成蛇類游泳表現及對外界的反應速度下降，且以對皮膚通透性佳的種類的影響最為顯著，參考 Hopkins & Winne (2006) 的研究結論，赤腹游蛇在生理特性上可歸類於該研究所指之體表通透性佳，相對容易受到農藥影響的半水棲蛇類，同時在目前氣候變遷，高溫及早澇不均的大環境條件下，此種高水份散失速率的生理條件及對濕地高依存度的物種，屬於高滅絕風險特性。

(七)繁殖及生活史

赤腹游蛇為胎生蛇類，每窩生產 6-14 條幼蛇 (Mao, 2003，趙爾宓，2006)，生殖投資狀況與棲地當年的降雨狀況成明顯的關聯 (Mao, 2003)，以陽明山竹子湖的為例，每年交配期為 5 月中旬至 6 月 (圖 6)，據棲地周遭的資深農民表示，過去在求偶交配季節，偶爾會目睹大量的赤腹游蛇聚集一處，形成蛇球 (Mating ball) 在水田周遭的草澤中出現；幼蛇於 9 月開始出生至 10 月中下旬，受生殖當年的氣溫變化影響明顯，相較於 2000 年前後的生殖期主要集中在 9 月，近年有逐漸遞延至 10 月中下旬的狀況。根據野外長期性的標放研究，赤腹游蛇已知最長壽命超過 10 年，雌蛇最快約 3 年可達到性成熟體型，文獻紀錄的中國族群最小性成熟吻肛長 (SVL) 為 41 cm 左右 (Pope, 1935)，在臺灣則約為 45 cm，並以超過 50 cm 的體型為主要生殖的體型大小，一般狀況下，首次生殖的個體在初次生殖後，約需 2-3 年 (視棲地的水量多寡與食物豐沛程度而定) 才能累積足夠能量，再次進行生殖 (Mao, 2003)，體型較大的雌蛇因所蓄積的能量充足，投入生殖的能量佔比相對較低，目前有些大型個體的紀錄可每年進行生殖，但規律上，當連續生殖兩年後，須間隔一年始能再度進行生殖。天然濕地的水蛇能量收支狀況明顯受到棲地水量多寡的影響，水田環境周邊的水蛇，則明顯受到農事操作的方式及環境友善與否的

影響，但相對而言，在環境友善的農法操作下，農事需要維持濕地環境的操作型態時，農民會進行田間的水位調控，進而使水田形成水文狀態穩定的濕地環境型態，相對也使得生存於其間的水蛇的攝食狀況較佳，生殖狀態也較為穩定。性成熟的赤腹游蛇雄蛇於求偶交配期時，下頷會出現顆粒狀類似鯉科（*Cyprinidae*）魚類生殖季追星的突起（Pope, 1935；趙爾宓等，1998）。



圖 6：躲藏於水中正在交配的赤腹游蛇上方體型較小者為雄蛇下方體型較大為雌蛇（攝影者：毛俊傑）

(八)食性

棲息於靜水型濕地環境的底棲性魚類（如泥鰍、黃鰱及七星鯉等）對於底棲性的赤腹游蛇而言，是重要且主要的食物來源，其他像蛙類及其蝌蚪，也是赤腹游蛇的取食對象（趙爾宓，2006）。相對而言，赤腹游蛇取食魚類的比例，高於蛙類（Pope, 1935；Mao, 2003），取食的魚類以泥鰍（*Misgurnus anguillicaudatus*）為主（Pope, 1935；Mao, 2003），其次是黃鰱（*Monopterus albus*）（Pope, 1935）及七星鯉（*Channa asiatica*）（Mao, 2003）（圖 7），但取食對象及比例還是會受到各物種在該環境出沒的狀況及比例所影響。

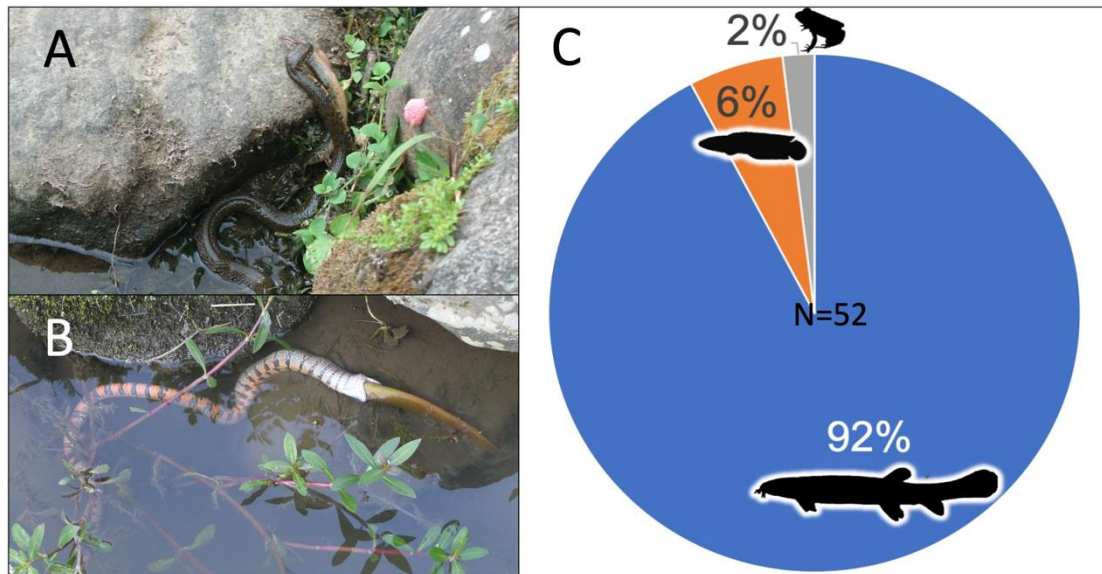


圖 7：正在捕食泥鰕 (A) 及黃鰱 (B) 之赤腹游蛇及其食性組成百分比 (C)
(攝影者：毛俊傑；資料來源：Mao, 2003)

(九)掠食者、種間競爭與外來入侵種的威脅

目前已有的證據顯示，會捕食赤腹游蛇的掠食性動物有鳥類、蛇類、蛙類及魚類等類群，鳥類主要為大冠鷲 (*Spilornis cheela*) 及濕地活動的各種鷲科鳥類為主；蛇類則有雨傘節 (*Bungarus multicinctus multicinctus*)、臭青公 (*Elaphe carinata yonaguniensis*) 及紅斑蛇 (*Lycodon rufozonatus rufozonatus*) 等種類；蛙類則有虎皮蛙 (*Hoplobatrachus chinensis*) 有確切的捕食證據；魚類則以個體較大的七星鯉 (*C. asiatica*) (Mao, 2003)、斑鯉 (*C. maculata*) 及臺灣鬚鯉 (*Candidia barbata*) (徐偉傑，私人聯絡) (圖 8)。在赤腹游蛇棲息的濕地遊蕩的犬、貓 (圖 9) 及食蟹獾 (*Herpestes urva formosanus*) 也是可能的捕食者。

競爭者則以共域 (Sympatric) 的半水棲蛇類，如：白腹游蛇 (*Trimerodytes percarinatus*)、草花蛇 (*Fowlea flavipunctata*)、墨菲氏水蛇 (*Hypsiscopus murphyi*) 為主，這些蛇種與赤腹游蛇有比較明確棲息於相同環境的證據，但當以共域的方式出現時，彼此間還是會有利用資源或環境上的區隔，如微棲地的覆蓋度及水流 (赤腹游蛇與白腹游蛇) (Mao, 2003)，水中活動的空間 (赤腹游蛇與草花蛇) (張家豪，2006) 或活動的時間 (赤腹游蛇與墨菲氏水蛇) (毛俊傑，未發表)，其中，臺灣的草

花蛇分布狀況，可作為未來理想上（在脫離瀕危狀態後）的赤腹游蛇族群合理分布範圍的參考（賴玉菁、毛俊傑，2012）。

外來入侵種的威脅，以淡水的掠食性魚類，如：俗稱為泰國鰱的線鰱（*C. striata*）、俗稱魚虎的小盾鰱（*C. micropeltes*）等鰱科（Channidae）掠食性魚類，列名全球百大入侵種，且臺灣湖沼濕地，常見的鯉魚（*Cyprinus carpio*）（https://www.iucngisd.org/gisd/100_worst.php），吳郭魚及俗稱美國螯蝦的甲殼類克氏原螯蝦（*Procambarus clarkii*）等，最為顯著，均可能透過直接捕食赤腹游蛇，或與其競爭相同食物及生存空間，影響赤腹游蛇的生存。



圖 8：經常陽明山竹子湖制高點瞭望並等待獵捕濕地中出現蛇類的大冠鵰（A：攝影者：毛俊傑）捕食赤腹游蛇的紅斑蛇（B：攝影者：游崇瑋）及臺灣鬚鱂（C：攝影者：徐偉傑）



圖 9：赤腹游蛇棲地之遊蕩犬 (A) 貓 (B) 及農民放養擬用來控制福壽螺及田區小型動物但對赤腹游蛇具有生存威脅之番鴨 (C、D) (攝影者：毛俊傑)

(十)疾病與寄生蟲

赤腹游蛇目前已知造成個體死亡疾病的有內臟型痛風 (Visceral gout) (圖 10) 及種類待鑑定之線蟲 (圖 11)，其他因農藥中毒衰弱，甚至死亡的個體，在採用慣行農法的棲地所在，也不時可見。

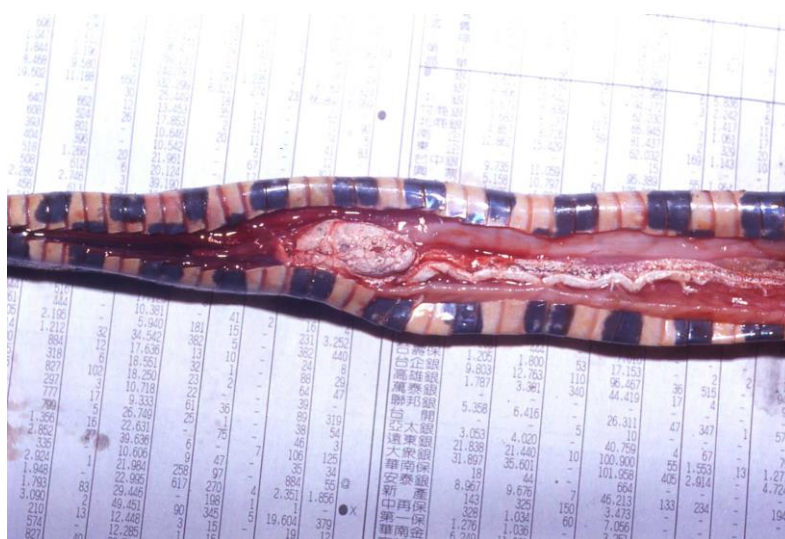


圖 10：內 (心) 臟上白色結晶為赤腹游蛇內臟型痛風於解剖上的病灶特徵 (攝影者：毛俊傑)

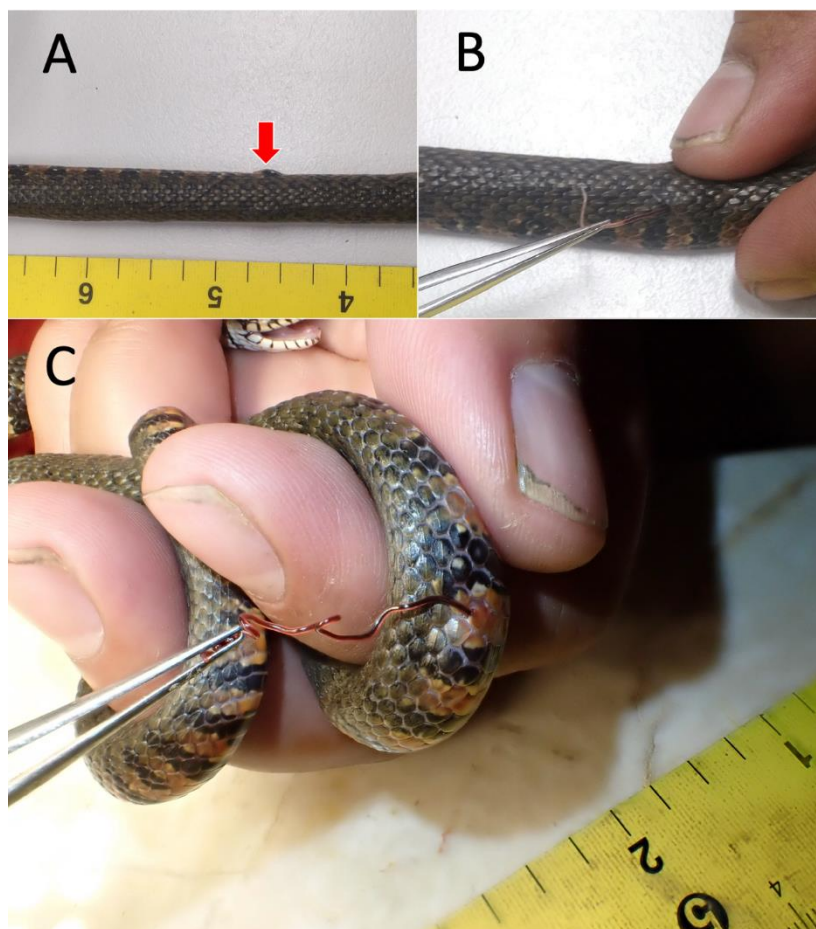


圖 11：陽明山竹子湖赤腹游蛇皮下線蟲所形成之囊腫（A 紅色箭頭處）及其取出之線蟲（B、C）（攝影者：毛俊傑）

（十一）生態功能

蛇類是一種良好的研究生態模式的指標生物（Shine & Bonnet, 2000），也是生態系統監測的良好指標（Beaupre & Douglas, 2009），像赤腹游蛇這類，俗稱為水蛇的半水棲蛇類在生態系統中，更是呈現該濕地健康與否非常重要的生態指標（Gibbons & Dorcas, 2004），透過妥善地持續進行科學性的觀測，有助於我們了解並掌握濕地生態系統的波動。在棲地條件良好的狀況下，各地的半水棲蛇類（俗稱的水蛇）經常都呈現高密度的聚集狀態（King, 1986；Brooks et al., 2007a,b, 2009），其數量會明顯與濕地系統中以其為食的捕食者，及被牠們所捕食的獵物間，產生明顯的連動與動態平衡關係，達到維持生態系統穩定的支持服務功能。也由於數量豐富，這些水蛇在原產地經常成為當地居民主要的食用、畜養動物的飼料添加用及皮革用之資源（Brooks et al., 2007a,b；Pauwels et al., 2008），赤腹

游蛇也不例外，在中國除了是國際皮革市場上，常見的商業利用品項（Fuchs & Fuchs, 2002；Zhou & Jiang, 2005）也是常見食用的對象之一（Zhou & Jiang, 2005；Pauwels et al., 2008），臺灣早期也經常成為民間用來在養豬過程中，作為母豬產後補充營養的蛋白質添加物，或民間治療腎虧及糖尿病燉煮米糕的偏方之一，滿足了生態系供給服務的功能。因此，生態系支持服務及供給服務的功能，為兩項赤腹游蛇顯著的生態功能。

四、環境與棲地特徵

(一) 環境概述

臺灣現有族群出沒棲地環境，以低海拔水稻田、海芋田、茭白筍田、廢耕草澤、聯通周邊的渠道、溪流、埤塘等環境為主（Mao, 2003；賴玉菁、毛俊傑，2012）。

(二) 棲地特性

根據 Mao (2003) 針對陽明山竹子湖赤腹游蛇族群所在濕地環境的四種微棲地類型，分別是：海芋田、廢耕草澤、溝渠及溪流等，進行比較結果顯示，赤腹游蛇所利用的微棲環境，以靜止水域的廢耕草澤為主，其次是與廢耕草澤相鄰的溝渠，所使用環境的共同特徵為地表植被覆蓋度為中高度覆蓋，但懷孕母蛇會出現於覆蓋狀況相對開闊的微棲環境（Mao, 2003），植物的種類組成以禾本科（如：李氏禾）為大宗，對比相似類型的農業耕作環境，則以水稻田最為符合需求。桃園地區目前殘存的赤腹游蛇棲地，以埤塘類型為主，無論是已經消失的桃園楊梅埔心後火車站族群（張家豪，2006），或是桃園龍潭的族群（賴玉菁、毛俊傑，2012），均同樣以相對覆蓋度較高的埤塘周圍草澤環境為主要出沒的環境特徵。赤腹游蛇的棲地忠誠度高，在 2019 年陽明山竹子湖臺北市大地工程處步道工程整建過程中，所進行的個體移置發現，有將近 8 成的個體，會在移置後不到一年的時間回到最初捕獲的地點（陳怡惠、毛俊傑，2021），甚至追溯到 2003 年的研究結果也發現，赤腹游蛇的活動範圍並不會隨著再捕獲的時間間隔延長而擴大（Mao, 2003）。雄蛇平均活動面積（ $\text{mean} \pm \text{SD}$ ）為

209.08±266.39 m² (n=53) , 雌蛇為 320±329.04 m² (n=35) (陳怡惠、毛俊傑, 2021) 。

參、威脅

Gibbons et al. (2000) 從全球尺度來探討爬行類的減少，歸納出六大原因，分別為：棲地的消失與退化、外來入侵種的引入、環境污染、疾病、非永續的利用及全球氣候的改變，這些是造成爬行類減少的原因，所源自於的威脅因子及型態，莫衷一是。Santos & Llorente (2009) 則歸納出幾項造成常見的濕地水蛇減少的主要原因：1) 使用有機氯化物 (organochlorine) 成分的農藥，對水蛇所造成的毒害及後續產生的生物累積效應；2) 棲地消失；3) 機械作業；4) 鷺科鳥類的掠食；5) 路殺；6) 人類所造成的直接死亡。學者分析中國的赤腹游蛇，主要面對的威脅來自中度的社會經濟及自然壓力 (Zhou & Jiang, 2005) 。

一、歷史威脅

依現有已知的狀況及文獻推斷，臺灣赤腹游蛇的族群開始消失，與農業現代化及社會工商業發展有明顯的時間軸上的關聯，由於許多瀕危物種的生存威脅是持續累加而成，在因子相互糾結下，相同威脅在物種及其族群規模大小不同時，影響的嚴重程度及效應都不同，會隨著族群越小棲地越少，產生威脅程度及效應上的疊加 (Gilpin & Soulé, 1986) 。目前推測，赤腹游蛇確切開始大量消失的原因，是多重的綜合威脅因子交雜 (如棲地開發、污染、農業機械、農用化學藥物的大規模使用，田埂水泥化等，造成赤腹游蛇的直接死亡或賴以為生的食物大量減少、躲藏空間消失、低海拔水域環境的污染及土地開發導致大量濕地被填平與破壞，致使棲地嚴重縮減等) 。推測赤腹游蛇開始大量消失的1970年至2000年的30年期間主要威脅的類型為棲地的消失與退化及環境污染。

二、當前威脅

野生動物保育首重棲地的保存與維護，對瀕危物種尤其重要，然而爬梳自2000年以後，造成赤腹游蛇的物種及棲地破壞的主要案例，可將其區分為當前的威脅 (前因) 與形成赤腹游蛇存活及族群困境 (後果) 兩大部分，前因主要

可區分為三大面向，以下就曾實際發生的案例，分別依：（1）源自於政府行政管理、法規與相關舉措所帶來的各種威脅面向、（2）來自社會及民眾的威脅以及（3）生物及生態等面向，分別進行綜合說明：

（一）源自於政府行政管理、法規與相關舉措所帶來的各種威脅面向：

1. 涉及環境開發的各種營造行為，未能經過專業評估及適當生態研究人員參與討論。因防災或安全維護等各種名目，逕行開發或進行各種道路、步道、建築及水土治理維護等工程，或化整为零分段施作以規避環境影響評估相關法規，已知該開發環境有瀕危物種生存仍忽略相關資訊或刻意干擾棲息環境，仍標榜瀕危物種之棲地改善及稀有物種之復育，譬如始於生態道路開通的桃園楊梅棲地及陽明山竹子湖（圖 12、圖 13）。或未經完整的各面向專業參與充分討論之前，對外宣告的土地開發及利用規劃，造成有心進行土地炒作的地方人士或機關公司獵地、囤地之後，快速將埤塘沼澤填平整理成可領取補償或符合交易需求，導致瀕危物種的重要棲地在短時間內大量消失，保育單位無法及時介入進行補救，造成生態及環境上無法彌補的傷害，譬如桃園龍潭科學園區第三期擴建案（圖 14）。



圖 12：對於瀕危物種赤腹游蛇重要棲地執行各項非必要整治的地方政府工程單位（圖片來源：臺北市大地工程處宣傳影片）

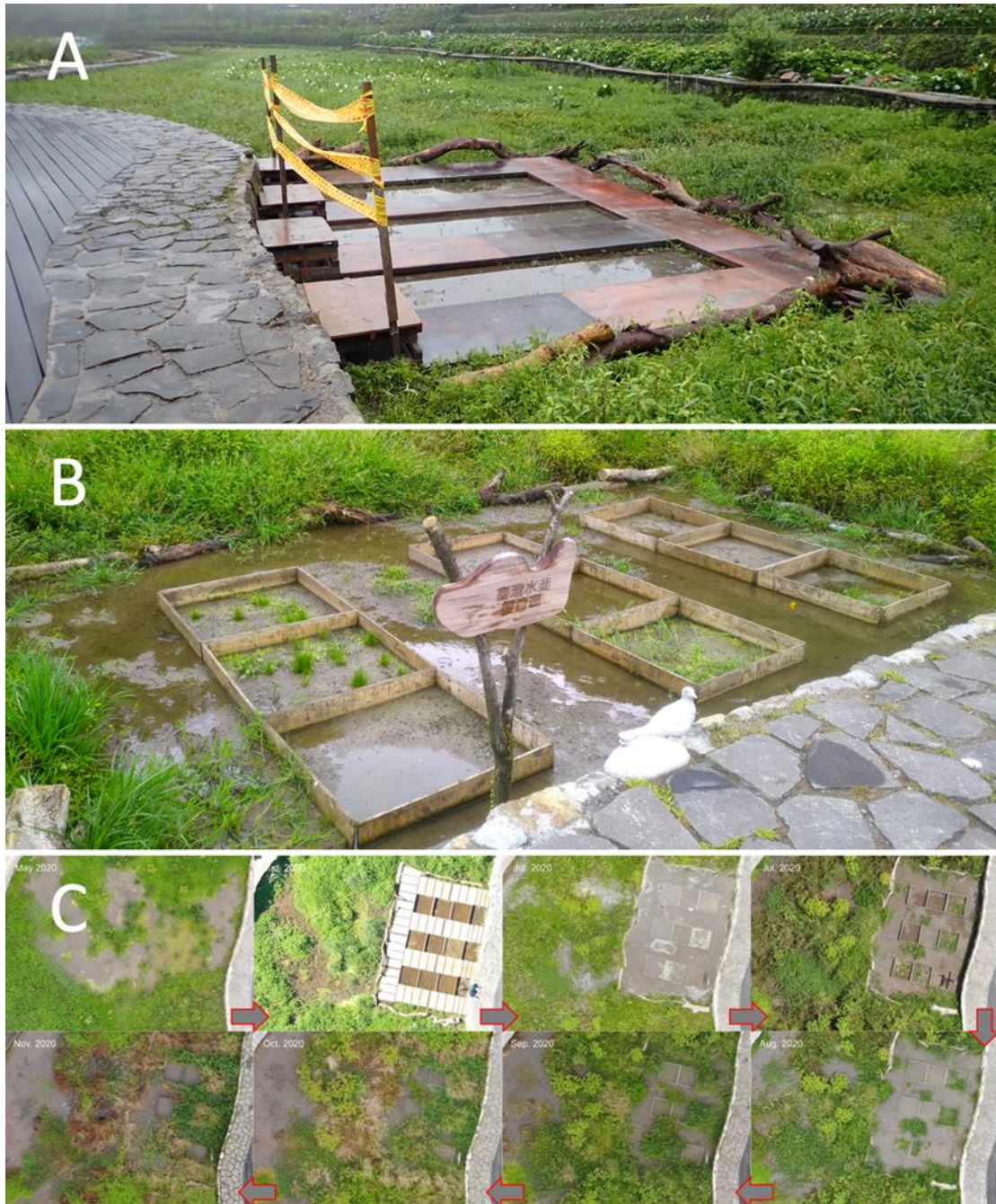


圖 13：步道營造單位為爭取工程獎項於瀕危物種赤腹游蛇重要棲地進行台灣水蛙復育進程（A：復育區開通剪綵前；B 復育後兩個月；C：復育成果之空拍紀錄進程，自左上往右下順時鐘，依序為：復育前一個月棲地狀況、剪綵當月棲地狀況、復育後一個月到六個月；攝影者：毛俊傑）



圖 14：桃園龍潭 2009 年全臺水蛇調查出現赤腹游蛇之調查取樣埤塘舊觀，現已被完全填平而消失（攝影者：毛俊傑）

2. 缺乏生態考量的溪河水土保持整治及後續衍生的步道景觀工程或低海拔天然濕地的公園化及水泥化：臺灣各地以防災為名的溪河整治工程，為方便維護管理及穩定上游避免坍塌，經常以大型水工構造物將天然的溪流進行全段水泥固化（圖 15），並於山區溪流及河流進行各種截水、分流與導流，都以豪大雨或颱風來襲時，減少洪峰滯留的速排水為優先設計考量，然而，在非降雨期間，森林所涵養的水源因相關工程所造成的改變，無法將水有效補注至鄰近低窪的濕地，導致濕地喪失水源調節的生態功能，周邊仰賴水生作物栽植的農耕方式，也因為水源的不足，選擇改種陸生作物，造成原有赤腹游蛇可利用的棲地面積縮減；或是基於用水的需求，農民前往更上游進行接管取水，導致渠道溪流的水源更形不足。而名為環境綠美化（或公園化）濕地及其周邊所興建的各種步道工程，為了穩定基礎，均會將地基進行夯實，此舉會造成濕地周邊跟相鄰水域間的地下水脈被切斷，失去地下水補注，濕地面臨逐漸陸化的狀態。此外各種濕地工程無論標榜生態工法與否，都採取挖深溝渠先排乾溼地的蓄水（圖 16），此舉經常造成棲息其中的動物大量死亡，不符合

生態保育原則；甚至會在趕工時，將大量的重物同時堆置於排乾水的濕地中，造成土壤性質的改變（圖 17），嚴重傷害濕地生態環境。工程單位方便操作、容易施工的慣行工法普遍忽略開發過程中，應該盡可能達成對瀕危物種棲地干擾的縮小、減輕及迴避原則的重要性，反而著重在工程結束後的美化環境，以利成果驗收，然而已嚴重改變土壤、水文結構，導致天然的物種組成及原有濕地的生態功能多已消失殆盡。



圖 15：赤腹游蛇重要棲地上游水源頭水土保持工程的整治後溪溝樣貌（攝影者：毛俊傑）



圖 16：2003 年將赤腹游蛇重要棲地內的水完全排空進行溪溝防災整治的生態工法 (攝影者：毛俊傑)

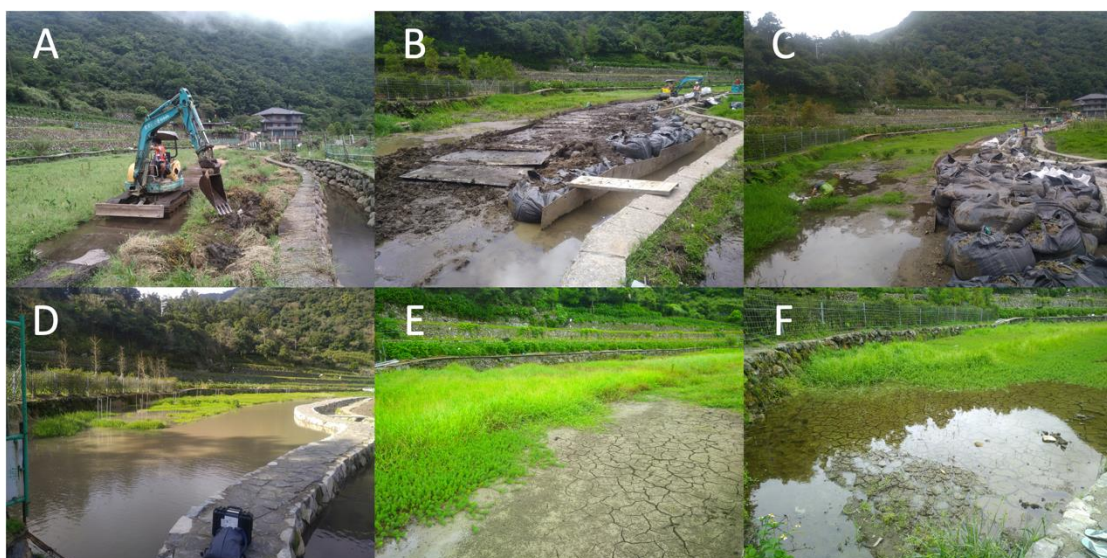


圖 17：於赤腹游蛇重要棲地進行之步道工程 (A 施工初期；B 施工中期；C 施工末期趕工階段大量太空包重壓於濕地；D 剛完工；E 完工半年後夏季；F 完工半年後秋季) (攝影者：毛俊傑)

3. 尚有缺漏的環境影響評估及生態檢核作業。工程主辦機關可能藉由縮小開發面積或化整為零，來規避環境開發所需進行的生態調查與環境影響評估，以致缺乏監督；另一方面作為環境影響評估具重要指導原則的動物生態調查規範中，關於爬行類動物調查方法貧瘠且過時，所規範的調查努力量對爬行類嚴重不足，對稀有及瀕危物種難有適當的調查結果產出。而生態檢核能有效發揮功能的前提，為檢核區域，應具有完整且品質良好的基礎生態調查成果，或具有足夠專業能力及敏感度的人員參與，協助進行環境指認，始能達到一定的檢核效果。然而，許多作為依據的基礎生態調查、評估及檢核，來自品質良莠不齊的生態調查單位，或該地從未曾建立基礎生態資料，加上制度尚未成熟，調查及評估結果缺乏獨立的結果審查、覆核，當相關疏失錯誤觸及或影響保育類時，亦無檢討與咎責機制，導致發生過當地民眾都知道區內已有赤腹游蛇，但檢核結果卻未列出該瀕危物種，負責執行檢核的單位全然不知的狀況下，更遑論後續工程應有之迴避、縮小、減輕、補償等方案的討論；再者也發生過開發單位未經同意及充分溝通就將專家學者列入生態檢核單位，使檢核過程中應執行的工作，並未實際詳細確認應有之工法及工序，造成工程未能真正減輕對生態環境造成負面影響，造成棲地品質下降反而需要更多措施恢復，讓獲獎工程名不符實。
4. 行政部門的媒體及資訊管理所衍生的問題。透過媒體發布瀕危或特殊物種保育績效時，未將各項訊息曝光後的負面影響及管理上的風險列入考量，宣傳的同時，缺乏相關的安全控管與管制配套措施，導致以推廣或宣揚保育成效的訊息發布，反而成為會影響或傷害瀕危物種的問題來源之一。而政府公開資料平台未有合理的管理、管制與使用分級，尤其是瀕危物種的分布資訊，容易成為有心人士按圖索驥，找尋瀕危物種的捷徑，徒增保育上的風險。再者，有些平台上的資訊正確度，良莠交雜或張冠李戴，也缺乏資料的檢核，當相關公共施政所需參考時，可信度又令人存疑。
5. 現有保育及動物相關法規涵蓋面相未能完善。正確且充足的科學研究數據及物種基礎資料是生態及物種保育相關措施的基礎然而現有野生動物保育法及相關實務，曾對學術研究有相對嚴格的審核或缺乏專業的不合理要求，如：進行捉放法的族群估算或相關個體進行標記的研究類型，

須舉證並切結不得使用逾越該物種族群量之 1/10 個體，除研究前舉證族群數未能有科學根據，更有取樣的樣本數不足而無法得到有具代表性的估算結果之虞。也曾要求動物多樣性調查前必須先預測調查地所有可能會出現的保育類捕捉對象，始得以進行申請等，這些規範徒增學術專業研究不必要的行政成本與困擾，使參與協助的學者有陷入學術倫理問題的相關考量，也恐作為箝制工具之疑慮。然而另一方面對進行棲地開發行為的其他各公務或職權管理機關，未能在生物環境面向有完善的管制，民眾對野生動物有不當行為的處理上，也相對被動（要有人主動舉證檢舉），甚至受到行為人身份上（如外籍移工）的差異影響，無法有效管制違法行為。此外，缺乏管理的寵物、動物放生或犬貓及其他動物放養行為、造成問題的外來入侵種生物等，也尚未有合理適當的控制規劃及處理作為。

6. 野生動物的基礎研究經費與規劃不足。許多保育類野生動物都源自於一般類動物，然而，當物種仍然處於相關管制與法令限制較少，樣本數量相對容易取得的一般類野生動物時，基礎研究的需求容易被忽略，成為保育類後，縱使保育經費與投入的資源加碼，但數量及棲地均已減少，加諸的層層法令管制，在缺乏具有實質保育及族群經營管理效益的生態基礎研究窘境下，就更難有效率的累積相關所需資料。相關保育工作的推行與制定，欠缺前瞻性思考、評估及必要投注項目需求的短、中、長期階段性規劃，許多需要科學證據佐證累積的相關施政，缺乏規劃與持續資源的投入和執行，若不是依靠個別物種研究人員，先前的自行投入研究，在急迫需要解決問題時，只能參考不完整的資料或錯誤風險高的詮釋（例如路殺通報多代表族群數量多），也容易導致相關會議淪為背書，無法有效解決確切的實質問題。而未經完整考量、規劃與規範的公民科學參與，倘若研究設計不佳、人員與資料的良莠不齊，恐拖延具時間急迫性的瀕危物種保育時程，也增加更多不必要的隱藏成本的支出。
7. 生態保育敏感度及環境意識不足。政府各相關承辦時常更迭，且可能非生物或保育背景，缺乏完整的生態概念及環境意識，經手具生態或環境敏感案件時，無法有效協助相關行政機關，即時避免可能衍生而出的生態保育問題發生。

(二) 來自社會及民眾的威脅

1. 棲地潛在風險。臺灣已知之赤腹游蛇族群，目前全數族群均位於私有土地上，現有因應自然資源保育所劃設的各種保護留區系統，並無法對此物種有保育的效果，就算是位處國家公園中的族群，也同樣位於私有地中，並未受到較佳的保護，加上民眾普遍對蛇類的觀感不佳，土地所有人對土地的操作方式與對蛇類的態度，直接或間接地造成赤腹游蛇族群存續的壓力。部分重要棲地曾因土地不斷的分割繼承、形成土地多重持份造成難以買賣而保留下來，但隨著土地仲介商透過網路社群媒體，逐漸形成聯絡與媒合管道，讓這些土地被開發或擾動機會提高。已知族群均分布於私有地的狀況，成為赤腹游蛇在保育策略執行與操作有效與否最大的不確定因子。
2. 農民田間管理方式、農藥物及農業機械影響。平原環境大面積的水田集約式農耕栽種，大量利用機械於農地行駛運作（圖 18），農業機械被視為田間爬行類動物尤其是水蛇的生存威脅之一（Santos & Llorentes, 2009；Mao & Gerrut, 2013），對於像赤腹游蛇這樣棲地固著且忠誠度高、活動力相對不佳、遇到危險會潛入泥中躲避的種類來說，傷害十分顯著，若同時伴隨農藥影響蛇的反應跟活動力（Hopkins & Winne, 2006），及大量渠道田埂水泥化後無處躲避，三者相互加乘後的效應可能是直接（赤腹游蛇因農藥與農機具的死亡）或間接（被掠食者捕食的機會增加或赤腹游蛇賴以為生的其他食物的消失）造成今日低海拔的赤腹游蛇大量消失的原因之一。稻米能提供中高覆蓋度的棲地，相對接近赤腹游蛇偏好的微棲地特徵（Mao, 2003）。隨著作物栽種方式、地形、空間特性與面積大小的差異，田間管理與操作的方式也有所變化，山區的梯田不易使用大型的農業機械，因此山區梯田類型棲地所受到農業機械的影響，多以背負式的除草機（圖 19）及俗稱小牛的中耕機為主，而栽種海芋的梯田，傳統上甚少進行大規模連續的田土的翻犁，多採人力利用鋤頭進行點狀處理，除草則是農民下田以手抓草以鐮刀割除，兩種操作在過去常會造成赤腹游蛇的死傷，惟受限於人力的效率，影響有限，這可能為目前赤腹游蛇以相對高密度殘存於海芋田及其週邊濕地環境的原因。相對於海芋，稻米的栽種在採收或是採收前後翻犁田土的過程，無論是以人力或機械，都更容易造成赤腹游蛇的死傷，操作

前需搭配特定干擾步驟，才可能降低傷害。林華慶（2001）提到農藥的使用，是赤腹游蛇在台灣族群銳減的重要因素，農藥物的不當使用及農業機械影響，主要出現於農業耕作地帶，農藥物使用的目的有除草及防治福壽螺與美國螯蝦危害，使用的藥劑除了殺草劑、殺螺藥劑外，還有有機栽植會使用的苦茶粕。此外，農業從業者的高齡化，也會增加各種農藥及農業機械的不當使用習慣與依賴。相對而言，棲息於埤塘型棲地的赤腹游蛇，較不直接受到農業機械的威脅，但農用藥物及化學污染物則視棲地周遭的地景組成、農田的空間關係及排入水的來源所影響，會有程度上的差異，在埤塘池沼型的棲地裡，外來種的掠食性魚類及甲殼類有無及多寡，會是赤腹游蛇主要的生存威脅。



圖 18：水稻田進行機械翻犁前大量伴隨耕耘機活動進行捕食之各種鷺科鳥類（A）及翻犁後田地狀況（B）（攝影者：毛俊傑）



圖 19：因農民使用背負式割草機進行田間除草所造成赤腹游蛇體表的規律外傷（紅色箭頭所示）（攝影者：毛俊傑）

3. 任意引種及野放問題物種。尤其以水域的外來入侵種對生態的影響最劇，如部分釣魚及宗教社團的魚類放流（生）行為，以及飼主棄養寵物及觀賞魚類進入自然水體。
4. 跟風擺拍野生動物的不良風氣。社群媒體的宣傳所造成的族群干擾甚至非法捕捉與私養拍攝稀有動物美照在網路上炫耀，進而吸引其他跟風者競相四處搜尋甚至是利用各種手段獲（騙）取稀有物種分布的資訊，達到影像拍攝目的的歪風，在網路時代訊息快速傳遞的今日，此類案件層出不窮。赤腹游蛇生理特性為體表水分通透性極佳，因此離水後容易脫水，任何將蛇從水中抓起，置放於陸地上調整蛇隻姿勢進行擺拍的行為，都會造成蛇隻非常大的生理緊迫（stress），尤其是懷孕個體（圖 20），縱使拍攝結束後將蛇放回原處，除了增加個體生存不必要的風險外，也可能造成後續不良的影響，更遑論無從得知有多少個體在拍攝過後，被私下帶走、持有作為寵物飼養。
5. 刻意捕殺或誤殺。蛇並非討喜的動物，尤其在傳播媒介的推波助瀾下，蛇類經常被認為有毒及對人有害，有些在戶外活動的民眾，會標榜為民除害，在野外看到蛇類時蓄意捕殺。或在赤腹游蛇棲地放置捕捉其他水生魚蝦陷阱時（圖 21），意外吸引赤腹游蛇進入而造成誤殺。

6. 位於私有地或鄰近遊客出沒區域的赤腹游蛇棲地，族群調查及生態監測器材，不時會遭到民眾開啟、干擾、破壞及竊取內容物，影響科學數據之收集，增加研究或是保育補救措施上執行的困難。

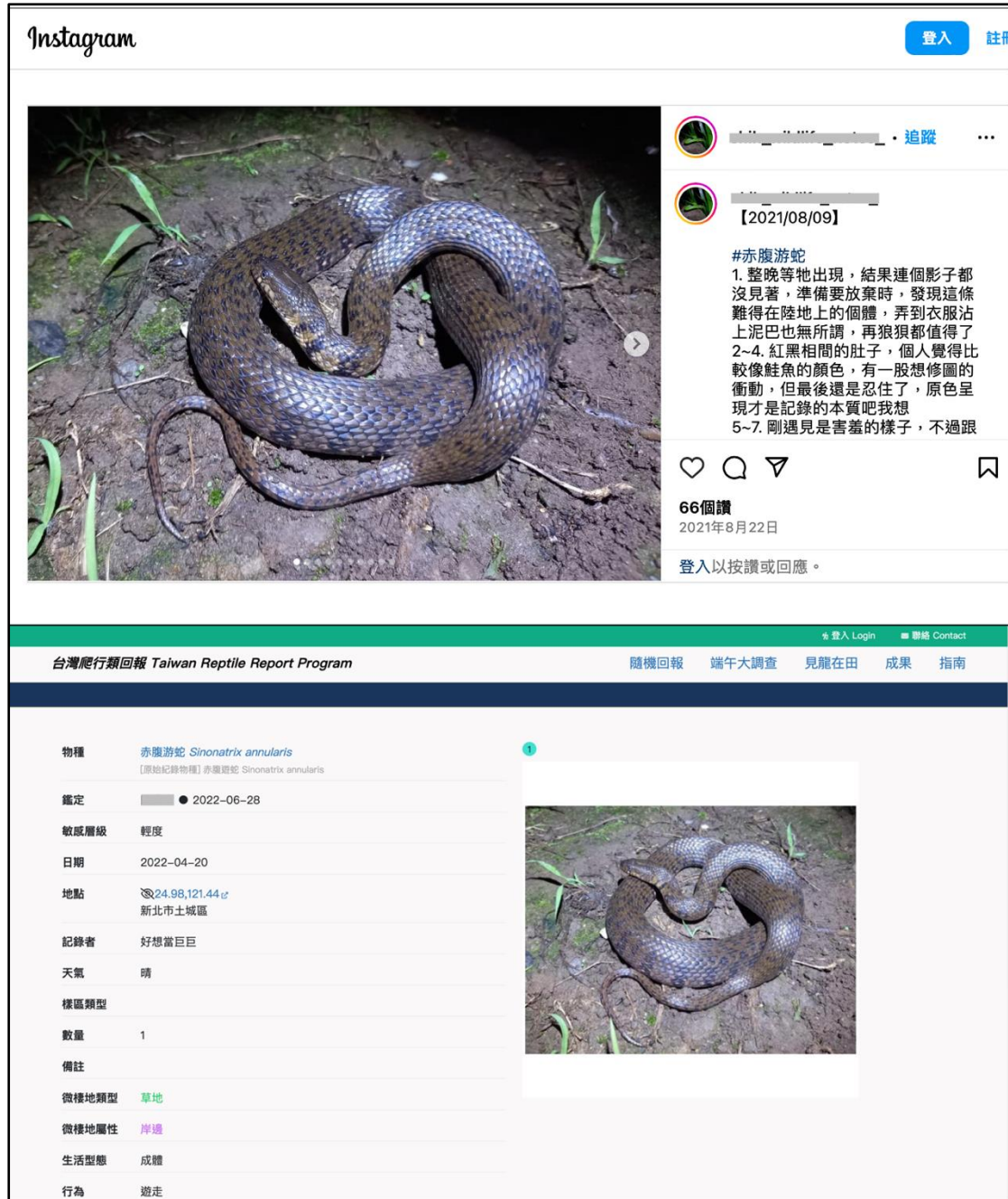


圖 20：出現於不同網路平台並顯示為不同發現地點之同一隻被擺拍的陽明山竹子湖赤腹游蛇懷孕個體（圖片來源：上：Instagram、下：台灣爬行類回報）

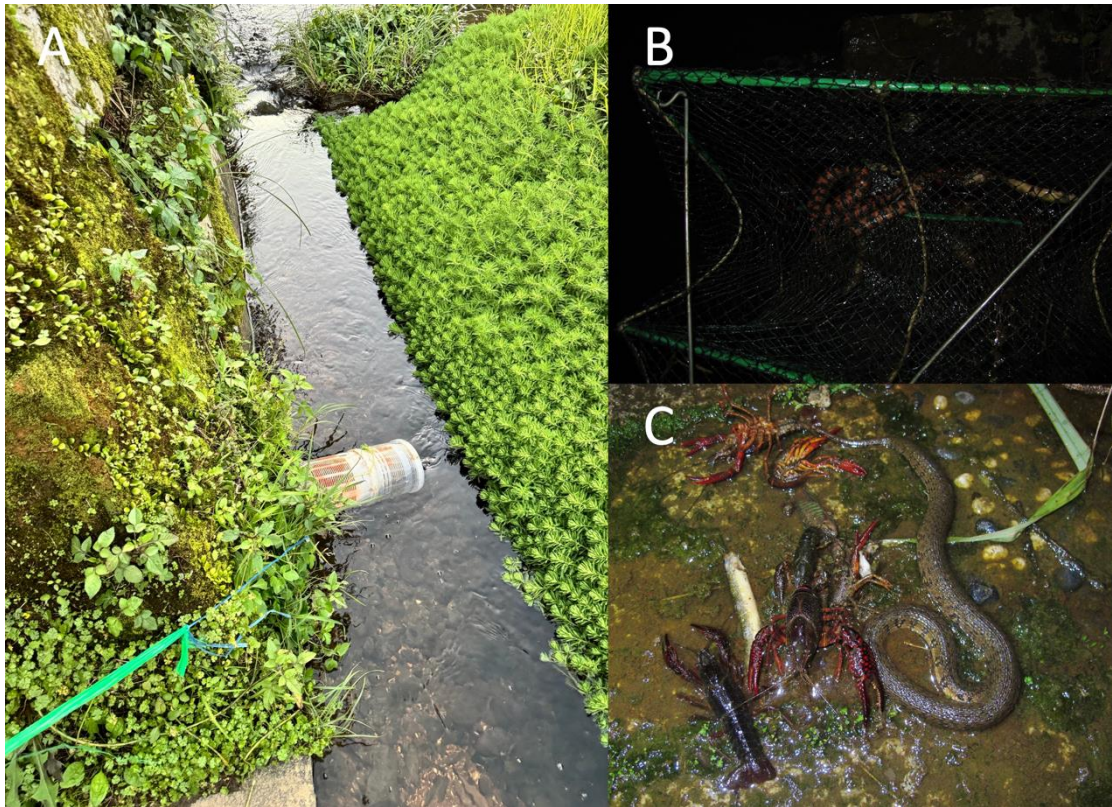


圖 21：民眾放置於棲地進行水生生物誘捕之蝦籠（A：攝影者：毛俊傑）、魚籠（B）可能造成赤腹游蛇誤入而溺斃（C：攝影者：徐偉傑）

（三）生物及生態面向

1. 赤腹游蛇在生態特性上，符合洲際間蛇類族群呈現明顯下降趨勢的幾項特徵，如活動範圍小、棲地固著性高、坐等型（sit and wait）的捕食策略等（Reading et al., 2011）的研究結果。
2. 具有威脅性的疾病、寄生蟲及掠食者。作為生態上密度依賴（Density-dependent）的寄生蟲及傳染性疾病（如部分區域流行造成蛇類感染死亡的 SFD, Snake fungal disease），對於原來在濕地中經常呈現高密度聚集的赤腹游蛇，當水資源不足、水域棲地面積縮減、族群更形濃縮且個體更密集出現在狹小範圍的狀況下，是顯著的生存威脅。寄生蟲感染的盛行狀況也成為族群劣化時，所呈現的生物表徵。棲地劣化也會增加被掠食者捕食的機率。此外，赤腹游蛇日益失衡的性別比、升高的疤痕出現率，背後所隱藏的生態訊息等，均透露出被掠食及死亡率的提高。

3. 氣候極端化及旱澇不均。氣候極端化造成的旱澇不均與低海拔濕地劣化，溫度波動及變化的極端化、降雨特徵的改變、旱澇不均、熱帶風暴侵襲型態改變，為氣候極端化的四個面向（Easterling et al., 2000），高溫乾旱會增加個體死亡率並降低生殖成功率，極端降雨則容易造成個體被大水帶離合適的棲息環境。
4. 小族群效應及滅絕漩渦。綜合以上各點威脅，當族群規模縮減至一定大小，各因子的交互作用造成的物種消失效應會增強。

三、潛在威脅

基礎資料仍不完整，對部分保育相關論述與措施，仍缺乏充足的科學支持與佐證，且目前赤腹游蛇殘存的族群小且孤立，族群間遺傳交流降低，是形成近交衰退（Inbreeding depression）的遺傳窄化現象或是演變出特殊的地區性遺傳特徵（Franklin, 1980），對物種的未來狀態呈現高度的不確定風險。

四、結論與現況

上述的不同威脅面向，直接或間接，單一或交雜的不斷推升目前臺灣赤腹游蛇族群的生存困境，如同保育生物學上瀕危物種發生的滅絕漩渦一般，像赤腹游蛇這種生物特性並不特殊，在過去常見，卻在今日變成瀕危物種，其原因多非源自於單一威脅所形成，而是持續性或相互糾結的諸多狀況而導致，綜合前段所列出的各種威脅，套用 Gibbons et al. (2000) 所歸納出的六大原因，依影響的程度高低依序統整說明如下：

(一) 棲地的消失與退化

1970 年代所謂的臺灣經濟起飛年代，恰巧與臺灣的赤腹游蛇開始大量消失的時間點相吻合，社會的經濟活動，由過去以農業生產為主，逐漸轉型為工商業社會，隨著時間的推移，低海拔環境所謂的荒地及農業用土地，大範圍的因應各種都市及城鄉發展計畫及交通建設所需，逐漸開發成為都會商業區、住宅區、工業及交通用地，在過去缺乏環境成本及污染防治概念的時空背景下，大量未經過處理的廢水與工業污染物，一度被任意排入水體或掩埋至地下，導致低海拔的河川及濕地及部分區域土壤受到污染及毒化，導致現今臺灣幾種活動範圍小且對棲地固著性（棲地忠誠度）

較高的水蛇（如：赤腹游蛇、唐水蛇及墨菲氏水蛇）殘存族群的所在位置，多為遠離人為工商業開發區域、位在所分布集水區的相對高處，大規模機械耕作不易進行的梯田或不施作的埤塘，且外來入侵種水生動物缺乏或稀少的環境條件。

土地利用的需求與炒作，也使得低海拔平原環境的水田、草澤、濕地、埤塘被快速的填土成為建地，或用以滿足各種開發行為所需，尤其是在新建道路的周遭區域，因為多是私有地，且小面積蠶食，並無需進行各項環境影響評估。以桃園楊梅埔心後火車站開發為例，一塊不起眼卻保留許多低海拔原生物種，總面積約為 12 公頃的濕地，先是為解決埔心至幼獅工業區的大量貨運交通需求，由中央單位規劃、設計並設置名為生態道路的工程開發案使濕地環境切割破碎，爾後，鄰近該道路的土地，經地方議會以火車站後廣場規劃為名（圖 22），逕行被地主填土開發，原有之濕地環境消失殆盡；桃園龍潭龍科三期擴建案為例，因地方仲介及土地買賣商進場大量收購囤積土地、快速填平地上之埤塘，也導致棲地快速消失，後來雖然原擬投資設廠的大型半導體公司轉往其他地區設廠，然已消失的赤腹游蛇棲地也難以回復。

隨著生活品質的提升及休閒的需求，低海拔天然濕地的公園化及水泥化，也造成濕地棲地結構與特性的改變，原生物種逐漸被對人為干擾適應性較強的外來入侵種所取代，這些外來入侵種，有的藉由連接的水系或渠道入侵，有的由民眾棄養的寵物或放生而進入濕地，或漁獵垂釣社團追求垂釣的拉力及樂趣所進行的魚類放流，影響藉由渠道水系彼此相互連通的濕地生態系統。

防災為名的水土保持及溪河治理工程，改變了濕地的人文特徵，使得大量濕地物種直接或間接受到影響，濕地生物多樣性下降，生態系統瓦解，當這些工程進入山區若恰巧是前述的瀕危物種殘存族群所在的集水區高處，則直接危害物種少數存留族群的存續。當棲地條件劣化（缺水或濕地陸化），即可能造成體型較大且因懷孕需要充足日照及熱而必須出現在相對開闊位置的雌蛇（Mao, 2003），難以逃離鳥禽類掠食者（如大冠鷲）的捕食，致使雌蛇生殖群體的數量及比例下降，進而影響族群的增長，或是迫使雌蛇必須離開，前往水源狀況相對豐沛的區塊，倘若這些區塊，是屬於水保整治過後，俗稱三面光的水工構造環境，當大雨或颱風襲

來，便會形成生態陷阱，造成族群中雌蛇數量的銳減，如陽明山竹子湖族群。

除了開發與工程造成直接的棲地消失之外，講求效率與方便管理而水泥化的田埂，持續大面積使用農業機械及各種農用化學物質進行生產，所產生的影響及效應，也可視為環境不再適合赤腹游蛇生存的另一種棲地消失及劣化類型。

(二) 環境污染

臺灣工商業發展初期的污廢水未受管制的排放，到後來環保意識逐漸提升，政府加大管制力道，強力執法，然已經有不少低海拔濕地、農田土壤、環境及地下水因重金屬（如：鎘、汞、鉛、鎳、鉻、銅、砷等）沈積污染（<https://www.agriharvest.tw/archives/19715>），如：鎘米事件（<https://www.cw.com.tw/article/5033860>）或工業廢棄有毒污染物（如：戴奧辛、含氯有機化合物）的毒化，如：桃園的 RCA 污染事件（<https://zh.wikipedia.org/zh-tw/臺灣美國無線電公司污染案>），而使環境不適合濕地生物生存，加上農業所大量使用的農藥或相關農業化學資材、肥料，及後續因控制農地上的雜草所使用的殺草劑，外來入侵的福壽螺所使用的苦茶粕與殺螺藥劑及蟲害控制的殺蟲劑等，對環境影響時效長短不一的各種污染及化學物質，對赤腹游蛇此種體表通透性佳，容易受外來有毒物質影響，且對棲地固著性高，又必須仰賴水域進行族群擴散的物種而言，逐漸造成大範圍的族群消失（圖 23）。

(三) 外來入侵種的引入

因寵物逃逸、不當引種或刻意放生的水域外來入侵種掠食性魚類，（如：吳郭魚、鯉魚、泰國鱧及小盾鱧等）及甲殼類（如：美國螯蝦、澳洲淡水龍蝦等）與造成大量農損的軟體動物（如：福壽螺）大量擴張。為了控制造成農損的各種昆蟲及福壽螺，強化作物生長，使用各式農業用化學藥物及肥料，交互作用下對赤腹游蛇的生存造成直接（掠食與毒害）與間接（賴以維生的食物資源減少或有毒物質的生物累積效應）的影響。



圖 22：桃園楊梅埔心車站站後生態道路施工前赤腹游蛇棲地照片（A1-5；2004-05 年，攝影者：毛俊傑）施工中（B1-3；2005-06 年，攝影者：毛俊傑）至完工（B4-5；2007 年，B4 照片上方高架陸橋即為該生態道路；B5 為區域中調查到之赤腹游蛇個體；攝影者：賴玉菁）及後續埔心車站站後廣場開發案（C1-5；2008-09 年，攝影者：毛俊傑）



圖 23：2020 年 3 月陽明山竹子湖發生的白腹游蛇及赤腹游蛇因農藥使用造成大量死亡的事件累計死亡的至少有 13 條赤腹游蛇及 7 條白腹游蛇（攝影者：李宜龍）

(四) 氣候的改變

氣候改變對赤腹游蛇影響的面向，可區分為個體與族群層面及棲地層面。在個體與族群的層面，相較於 Mao（2003）的研究結果，近年因為氣候的暖化與氣溫的升高，改變赤腹游蛇的活動規律，開始活動的月份提早，結束活動的月份延遲。在過去，每年赤腹游蛇開始活動月份與海芋花卉採收的產季，彼此相互區隔，降低人與蛇之間，不必要的互動及衝突。近年許多農園的海芋，轉型為遊客自採體驗的觀光型態，除了農民擔憂赤

腹游蛇的出沒會使遊客降低消費意願，影響收益，在保育相關作為及參與裹足不前外，遊客受到驚嚇及人蛇發生衝突的事件，也時有耳聞。

基於防災所構建的水土保持功能構造物，在氣候日趨極端化的旱澇不均情形下，使得濕地失去原有相對和緩的自然生態調節功能，隨著氣候的波動越烈，在避免致災大雨及洪泛為考量，而採取源頭分流及速排水的水工構造物及週邊環境，往往呈現乾與濕的極端，對仰賴充足淡水資源，棲息在濕地生態系統的赤腹游蛇而言，直接的效應就是棲地面積的縮減，無論是水源不足造成淡水濕地面積縮減與陸化，或是農民因應水生栽植作物的條件不佳，而改以陸生作物（如：繡球花）來取代，均屬之，越來越常出現的高溫及乾旱，會使棲息於逐漸陸化的淡水濕地的赤腹游蛇增加來自天空（如：大冠鷲）及陸地（如：雨傘節、臭青公、紅斑蛇）的掠食壓力，適合的棲地面積縮減，也會使單位面積的赤腹游蛇密度升高，個體間的生殖及捕食競爭加劇，高溫也促進寄生蟲感染的盛行率，相對也可能影響生殖狀況，極端的降雨也增加個體被洪水帶離原有棲地，增加死亡的風險。

(五) 疾病

目前已知的疾病相關案例，僅有水分代謝異常所造成的赤腹游蛇內臟型痛風、線蟲感染所造成的個體虛弱與死亡及因農藥（殺草劑）中毒死亡，為目前赤腹游蛇與疾病相關的死亡原因，對比前面四項，疾病相關對赤腹游蛇在臺灣生存上的影響，能掌握的影響範圍相對較為局部且零星。

(六) 非永續的利用

不同於中國族群有大量商業利用的需求（Zhou & Lau, 2021），臺灣赤腹游蛇呈現小族群的時間已久，在過去雖然有小規模或零星的利用（作為民間偏方及農戶養豬的豬食添加物），但因當時棲地狀況尚未劣化，對族群的影響並不明顯，過去也偶有自野地非法捕捉私養個體出現於網路炫耀。而寵物市場赤腹游蛇的出現，僅見於 2000 年前後於臺北市西門町的獅子林商場寵物店，當時因與中國亞種的虎斑頸槽蛇（*Rhabdophis tigrina lateralis*）囚於相同容器一起販售，其外觀體型與樣貌有別於當時所能掌握的族群，且時間上巧合地與中國市場，曾大量輸出 2000 條活蛇的時間相吻合（Zhou and Jaing, 2004），因此判定為由中國走私進入臺灣的個

體。整體而言，臺灣的赤腹游蛇並無大規模的商業利用（食用及皮革）採捕及市場交易，此為六項原因之中，目前在臺灣的效應及影響最不顯著的部分。

肆、本計畫目的

在符合以保育生物學為基礎的原理原則與科學的基礎下，使臺灣赤腹游蛇殘存、日漸減少的族群數量及分布範圍，能有效的擴增至相對穩定，並逐步擺脫瀕臨滅絕的族群窘境，為此保育行動計畫的首要目標。如同其他各瀕危物種一樣，在地狹人稠，低海拔土地超限利用的臺灣，無法受到現行保育相關法規所管理之現有各保護區系統庇護的赤腹游蛇，主要面臨的問題是棲地面向及其衍生因子所導致的困境，透過合理的行動與保育策略的制定、生態監測的監督與管理操作手段的介入與執行，緩解現有已知族群面臨滅絕的各項棲地相關壓力，進而使目前縮小孤離的族群，數量逐漸穩定回升，族群與族群間能開始有機會自然交流，達到脫離滅絕風險，最終自保育類名錄物種降級為一般類野生動物的族群狀態。

伍、保育策略與行動

赤腹游蛇保育策略與行動，依所需完整建立物種及族群現況基礎資料、解決目前分布熱區族群劣化所需及優先針對分布熱區族群對應問題解決之復育計畫與策略，區分為三大部分，分別為：物種基本資料與保育基礎之分布與棲地評估（DHA, Distribution and habitat assessment），已知重要族群之系統性監測方案（SMS, Systematic monitoring scheme）以及臺灣赤腹游蛇的行動復育計畫（ARP, Action Recovery Plan），分項說明如下：

一、分布與棲地評估（DHA, Distribution and habitat assessment）

此策略重點為短期內須全面盤點清查現有可掌握之分布點，了解這些已知分布點位之赤腹游蛇族群規模，建立各族群相關基礎生態資料及進各族群遺傳樣本留存，此為物種現況及保育亟需之必要執行工作！在所能投入作為保育的資源，如經費、時間、人物力等均有限的狀況下，確認分布與棲地所需之調查樣點及後續對應有意義的棲地保存上的優先順位、空間及點位的選擇基礎與原則、調查方法及相關原則（如：調查器材的設置

方式與初評所需之相對豐富度計算)、調查工作基本操作內容(族群特徵所需之基本參數收集內容及與後續重點族群監測所需執行之共通項目)、遺傳樣本取得(建立各族群遺傳基礎背景資料所需)及棲地概況評量(棲地區位、特徵及消失風險評估)等,相關內容分段說明如下:

(一) 分布點位清查與出現位點的族群參數收集(短期工作項目)

首先針對近 10 年內,偶有記錄到個體出沒,但族群及棲地狀況,均需要進一步進行族群評估的新竹湖口、桃園楊梅、新屋,新北市三芝及石門等案例優先進行。分布點位之清查方式,採行一致性標準化的方法進行調查取樣及棲地初評,原則依據賴玉菁、毛俊傑(2012)全臺水蛇普查方式操作,參照現地彩色正射影像圖,每清查樣點的調查設置,以每一調查點位,至少設置 20 只增加防溺裝置的改裝中型蝦籠(直徑 12.5 cm)為最小單位(可視現地面積及環境複雜程度增加調查的單位數),每只調查蝦籠均須進行 GPS 座標紀錄,於 5 到 10 月期間,每一樣點至少連續進行一週的調查努力量,以泥鰍為誘餌,所設置之陷阱至少需有四只,需設置於該調查區域的東西南北四個方位的最外圍,以作為該區域概略面積大小之圖面指示及概估所需。誘捕到的蛇隻數除上使用陷阱數乘以放置夜數,換算所得的陷阱調查努力量,表示為各調查位置之赤腹游蛇相對豐富度。或在策略上,亦可先針對各潛在可能出現赤腹游蛇的埤塘濕地及水體,廣泛地進行水樣採取,進行 eDNA (Environmental DNA) 篩選 (Creer et al., 2016),先區分出赤腹游蛇仍可能存在的濕地環境,再進行前述之陷阱取樣調查,量化族群相對豐富度,以縮短現地調查取樣的時間,減少不必要人為干擾調查結果的可能,也可提高分布點位的調查效率;相關方法學及操作試驗,可先於個體豐富度及出沒條件相對多樣,且族群存在的確定性較高的陽明山竹子湖地區,進行初步測試,在建立標準取樣操作程序後,實地於桃園龍潭區域,進行龍科三期預定地內各埤塘,甚至是擴大至其他可能區域試驗驗證。

各調查點位之族群參數收集,原則上採捉放法 (Mark & Recapture Method) 進行,將所捕獲之個體,進行性別檢測、基礎形質測量、腹部觸診及外觀檢查後,進行個體晶片之注射及腹部花紋之影像紀錄後,視該棲地是否有立即開發之風險?若無則將標記個體原地釋放,待進行重複調查

時，依再次捕獲個體的已標記 / 未標記比例，推估概略的族群規模；若短期內有棲地消失之可能，則將個體送交至臺北市立動物園進行留置及圈養。赤腹游蛇的個體資料紀錄項目及用途，如表 2 所示：

表 2：赤腹游蛇個體基本型態紀錄、檢查、操作及其相關後續應用

個體資料紀錄項目	用途及目的說明
雌雄判別	性別比之估計及兩性之各生態特性差異比較
基本形質量測	吻肛長 (SVL)、尾長 (TL) 及體重 (BM) 用於族群結構、體質量評估及變化之量化分析
外觀檢查	外傷及體外寄生蟲之有無判別，可用於推估重點蛇種於研究地點之被掠食與生存壓力
腹部觸診	判斷是否有進食及懷孕個體比例，用於計算相關參數
晶片植入/晶片掃描	個體辨識以用於後續之族群統計學相關參數計算

(二) 族群遺傳資料庫之建立 (短期工作項目)

缺乏族群遺傳交流的小族群 (小基因庫) 會形成遺傳多樣性下降，此種族群遺傳窄化的現象，可能導致族群近交衰退 (inbreeding depression)，也可能形成地區性的特殊遺傳型 (Franklin, 1980)，因此，建立各區域族群的遺傳基礎資料，掌握各族群的遺傳特性，是必要工作項目之一，尋求族群遺傳研究及分析能力的研究團隊參與 (現有遺傳樣本，均送交中國文化大學生命科學系陳怡惠副教授團隊)，挑選合適的遺傳片段，穩定且持續協助樣本的處理與分析，為物種保育工作專業分工支援的工作要項之一。

田野個體的族群遺傳樣本之採取，可針對個體注射晶片標記過程中，收集自傷口所滲出之血液，或以選取所捕獲之吻肛長 (SVL) 超過 35 cm 以上之個體，參考 Mao et al. (2006) 的操作方式，進行腹部鱗片之採取，並將取得之血液及組織，保存於濃度 70% 以上之乙醇溶液，並儘速送交進行遺傳分析分工單位，進行遺傳物質之萃取及選取分析片段之 PCR 增幅。樣本可利用晶片號碼及所捕獲點位之 GPS 座標，作為個體資料之索引。

(三) 族群及所在棲地面臨問題的初評 (短期工作項目)

現地環境狀況之評估，包括共域之水中大型生物組成 (是否有外來入侵種存在？食物及掠食者有無？相對豐富度的計算) 、水文條件 (水深、水收支、水域面積、基礎水質量測等) 、棲地結構 (底質狀況及有無底泥、水生植物類型與狀況) 、棲地所在位置周遭或鄰近區域是否有曾地方主管單位通報或列管之有毒物污染場址、案例類型及其空間關聯？棲地水系周邊聯通狀況，透過農田水利署等相關區域水權管理單位，建立區內各埤塘之水資源調撥狀況之監測及通報機制，尤其是在缺水的季節及狀況；正射影像圖及套疊都市計畫與各開發計畫 (如：龍科三期擴建案、桃園航空城開發案，甚至是新核定之桃竹苗大矜谷計畫預定區域等) 之相關空間關係，查詢地政單位了解該土地之所有權及產權是否分割與持份狀態，並進行現地空拍建立現況圖資及了解周圍地景特徵及棲地水域連接狀況。

二、系統性監測方案 (SMS, Systematic monitoring scheme)

Shoemaker et al. (2009) 提到，蛇類棲地的族群保育監測，為一長期性的固定工作，亟需持續性、穩定且長期投入人力與資源的工作項目，也是掌握赤腹游蛇族群動態，及擬訂之保育行動策略是否符合預期效果？有無進行修正之必要？的重要驗證工作。

初步規劃的系統性監測方案，以已確認有穩定族群的陽明山竹子湖、桃園龍潭兩地為主，並區分為族群監測及棲地監測兩部份，因應兩區的環境特性與所在位置的開發壓力不同，在族群監測的方法學上，陽明山竹子湖地區採捕捉法 (Mark & Recapture method)，持續記錄各捕獲個體每次出現之 GPS 點位座標及各項個體基本紀錄參數 (同於分布與棲地評估部分)，統整並持續觀測比較各月及不同年度之雌雄性比、個體疤痕比、攝食、雌蛇懷孕及生殖狀態及族群數量變化趨勢，並以開放式族群統計的 Jolly-Seber 法及封閉式的 Schumacher 和 Schnabel 法等三種族群估算模式 (Krebs, 1999)，持續進行族群量的估計及變化趨勢的掌握，每年 8 月起，懷孕個體可進行短期留置，待幼蛇出生後，判別雌雄，用以計算該年度次級性別比 (Secondary sex ratio)，紀錄基礎形質資料，以 RCM (Relative clutch mass) 指數計算各母蛇生殖投資比例，將幼蛇標記後，於原懷孕母蛇捕獲地點周邊，進行釋放。

桃園龍潭族群，因面臨急迫的棲地開發壓力，目前調查到的個體除進行前述相同之個體形質、外觀及攝食、懷孕狀態基礎資料收集外，族群規模的估計模式，採移除法（Removal method）進行（Hirst, 1994），移出個體暫時委託臺北市立動物園進行飼養及試驗與建立族群復育所需相關基礎資料（如成長、人工圈養繁殖技術及移地建立族群所需試驗），以作為後續移地復育及域外保存之參考基礎。倘若後續的棲地開發壓力緩解，且當地取得居民在棲地維護與保育的共識，可改採行與陽明山竹子湖地區一致的捉放法監測方式。原標記後移置至臺北市立動物園之個體，在適當進行觀察、特定病原採樣及檢疫後，可野放回原有捕獲位置或相近適合之棲地，持續調查追蹤個體之後續狀況。

棲地監測部分，參考前段「分布與棲地評估」部分之第三項內容，其中，水文及水質監控，可視各監測環境狀況及現地條件，依棲地特性（如水田型棲地的重點在湛水面積及植被覆蓋，埤塘則為水位、水量）進行微調，但定期現地空拍紀錄建議列為棲地監測必要工作項目（圖 24）。

赤腹游蛇已知重點族群的生態監測工作，為一用來評估保育成效及修正相關操作的重要工作項目，因可能具有時效性，並為維持其中立，不受相關機關因權益關係而行政制肘，監測、調查與研究的規劃及成果報告，建議避免採取一般計畫委託與審查方式進行，而是直接由中央主管單位邀集相關專家學者，成立該物種保育工作諮詢委員會（或工作小組），定期或不定期針對監測的變化趨勢，商討並滾動式調整出應對策略。在制度設計上，也未免受到對應機關單位的經費規模縮減或預算相互排擠，而影響工作的內容、品質與效能，建議將相關的監測工作進行長期規劃，採取 ESG 的精神，由企業捐助或由主管單位提撥獨立固定預算，持續進行。

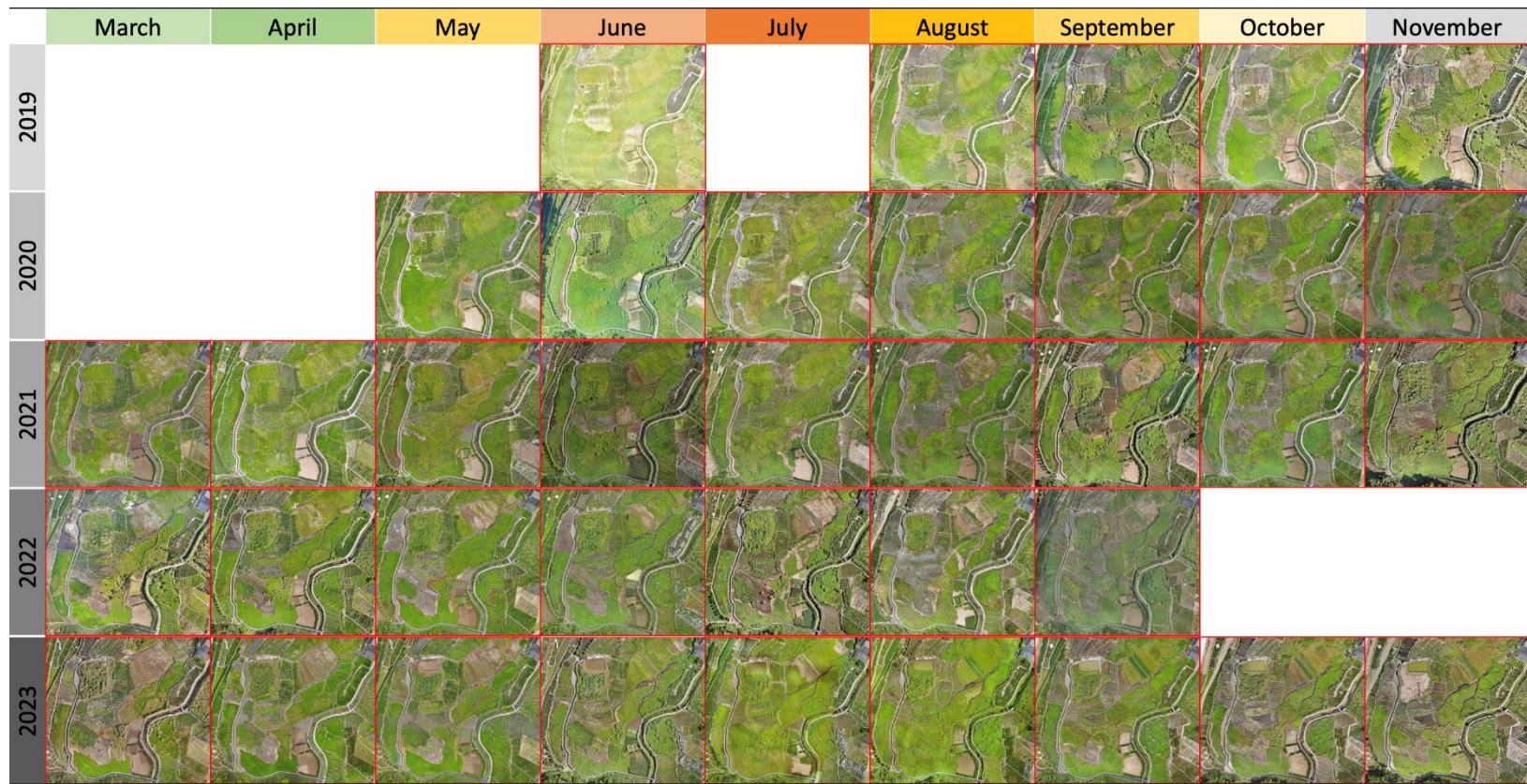


圖 24：持續進行重要棲地空拍監測瞭解沿時間軸的棲地變化以利調整保育措施及操作方式（以陽明山竹子湖赤腹游蛇核心棲地為例；資料來源：賴玉菁、毛俊傑，2023）

三、 行動復育計畫 (ARP, Action Recovery Plan)

瀕危物種所面臨的困境與問題，如赤腹游蛇這樣高度與人為開發環境相重疊的物種，必須首要解決有效的棲地面積縮減的問題，牽涉層面廣泛且不同區域面臨問題的特異性高，在時間緊迫、經費、資源及人力有限的狀況下，並不一定都能獲得有效的解決與改善，對應擬解決的問題與困境而生的保育策略，必須先有優先順序的排列與取捨後，藉由行動來達成策略的執行，在提出保育策略之前，擬先明確且具體地將可能解決的問題先具體陳述後，再提出可能對應的保育策略及可能達成目的的行動方案。

盤點赤腹游蛇目前面臨的威脅問題中，以棲地的急速消失為主要的關鍵，然而，已消失的棲地，多數具有不可回復性，在顧及赤腹游蛇具有棲地忠誠度的前提下，首先針對現有穩定族群的棲地進行操作，這是一項需要搭配系統性監測方案，滾動式調整與檢討之持續性長期工作，除去政府行政管理、法規與相關不當舉措所帶來的各種威脅面向等因素外，基於現有族群規模大小，所在位置空間特性在保育上的可達成效益（流域集水區的源頭及國家公園範圍內），棲地立即的開發消失的風險相對較低，可供參考之基礎資料完整等特性，此段落的行動復育計畫以陽明山竹子湖及桃園龍潭的赤腹游蛇族群為例，首先，盤點出現有兩區域的原地（*In-situ*）赤腹游蛇族群保育的待解決問題及可能導致的後果，針對待解決的問題擬定策略，其次，針對後續赤腹游蛇若需進行異地（*Ex-situ*）保育的特殊考量因子、建議試驗與操作可能進行的策略進行說明。

(一) 陽明山竹子湖地區：進行赤腹游蛇研究的時間較早，基礎資料的收集雖仍嫌不足，但已相對比其他地區完整（毛俊傑，1998；Mao, 2003；賴玉菁、毛俊傑，2012；毛俊傑、姜博仁，2014；毛俊傑，2019；陳怡惠、毛俊傑，2021；賴玉菁、毛俊傑，2023），該區域的主要經濟活動及農業生產型態為花卉及其相關衍生的觀光產業為主要的經濟收入來源，此區的農業生產環境面積都非常小且破碎，加上目前臺灣關於生態友善農法或是有機農業的標章及相關認證的重點，都以食農為主，如何將花農及耕作面積小等兩項特性，合理納入既有環境友善認證及輔導？相關的配套設計，已由林業保育署 2023 年進行整合後，於 11 月公告可應對陽明山竹子湖地區花卉生產型農地環境的赤腹游蛇瀕危物種生態服務給付

的政策工具。經盤點，當地赤腹游蛇族群保育之待解決的主要問題有 11 項（表 3），相關保育策略主要以「原地保育策略」為主，包括：A. 與私有地地主及居民建立溝通管道；B. 維持棲地周邊之水域完整性、生態友善及棲地品質；C. 保護陽明山頂湖關鍵棲地；D. 增加原生族群可使用之棲地範圍與面積；E. 持續研究調查並瞭解族群現況；G. 教育宣導；H. 建立穩定保育資金來源。

表 3：陽明山竹子湖地區赤腹游蛇族群保育之待解決問題及可能後果與影響

編號	待解決的問題	可能導致的後果	策略
1	現有主要棲地都位於私有地	維繫赤腹游蛇生存的棲地、相關棲地管理操作與保育措施缺乏主控權	A
2	棲地有效面積縮減且劣化（包含因水保工程及氣候改變造成的環境升溫與水源的不穩定與季節性的缺乏）	導致赤腹游蛇族群的雌雄比嚴重失衡、疤痕比、寄生蟲盛行率及各種死亡率高（包含掠食者捕食），生殖狀況不佳族群縮減	B, C, D
3	水生栽植農作方式環境面積的維持與操作	有效棲地面積的縮減與棲地穩定性的下降	B
4	田間管理問題與農藥及農業機械之不當使用	導致赤腹游蛇族群疤痕比高、食物減少、干擾及存活率下降	B, C
5	水域的外來入侵種影響	直接或間接導致赤腹游蛇族群疤痕比高、食物減少、干擾及存活率下降	B
6	關鍵棲地位於遊客頻繁活動之開放空間	相關的執法、管制不當動物擺拍及保育措施的操作容易受限	C, G
7	突發性極端氣候事件發生所造成的風險	族群存續風險增加	B, C
8	非法捕捉水生生物造成保育標的意外死亡	個體死亡及族群縮減	C, G
9	水保及工程施作單位針對棲地周邊流域持續的施作與擾動	棲地擾動、有效面積縮減及生態陷阱	C, G
10	持續性的生態監測及操作經費與相關所需資源無法穩定提供	造成基礎資料建立的困難，影響保育相關工作進程	H
11	遊客對蛇類的認知不足	人蛇衝突、影響當地農民收益，降低農民保育上的意願	G

(二) 桃園龍潭地區：此地的赤腹游蛇族群，雖然在 2009 年就發現（賴玉菁、毛俊傑，2012），但該區相關基礎資料的收集，直至 2023 年龍潭科學園區三期擴建案在媒體上曝光後，才由臺灣爬行類動物保育協會開始進行進行棲地上的赤腹游蛇調查及移置，對該區域的基礎資料仍相對處於摸索與建立的階段，初步盤點，目前桃園當地赤腹游蛇族群保育之待解決問題如（表 4），相關保育策略除了可參考前述策略，尚包括重要的「異地保育策略」，即策略 F. 執行移地復育計畫，重建並強化野外可永續族群。異地保育或移地（Translocation）相關操作，所需解決的問題，需要大量背景文獻的整理及試驗驗證以建立符合赤腹游蛇生態特性的異地復育相關操作條件，例如：可藉由瀕危物種生態系服務給付的制度，邀請位於陽明山竹子湖地區重要棲地周邊，有意願參與且棲地條件良好，卻沒有赤腹游蛇出沒的海芋田加入，初步，利用這些鄰近的水田進行短距離的異地試驗，除了降低個體返回原棲地的死亡風險外，也擴增有效的棲地面積。在移地復育策略上，根據文獻，利用新生幼蛇建立移地復育族群，進行軟野放似乎是較為可行，且成功機率較高的方式（Choquette et al., 2023；Nguyen et al., 2023），相關策略及行動，說明如下：

表 4：桃園龍潭地區赤腹游蛇族群保育之待解決問題及可能後果與影響

編號	待解決的問題	可能導致的後果	策略
1	現有棲地都位於私有地	維繫赤腹游蛇生存的棲地、相關棲地管理操作與保育措施缺乏主控權	A
2	棲地開發與否、範圍與環境現況及地主意向的不確定	難以規劃評估影響及制訂保育行動	A
3	現有區域內赤腹游蛇各項的基礎資料不足	同上	E
4	各相關單位與地主及權益關係人缺乏良好的溝通平台與訊息交流機制	現地保育行動難以推行	A
5	各種人為對基礎生態資料收集過程的干擾	造成基礎資料建立的困難，影響保育相關工作進程	A, G
6	水域的外來入侵種影響	直接或間接導致赤腹游蛇族群疤痕比高、食物減少、干擾及存活率下降	B

7	非法捕捉水生生物造成的保育標的意外死亡	個體死亡及族群縮減	G
8	持續性的生態監測及操作經費與相關所需資源無法穩定提供	造成基礎資料建立的困難，影響保育相關工作進程	H
9	居民對蛇類的認知不足	人蛇衝突、影響當地農民收益，降低農民保育上的意願	G
10	主要族群分布於龍潭科學園區第三期擴建計畫範圍內，面臨極大開發壓力。	區域族群之滅絕	D, F

策略 A：與私有地地主及居民建立溝通管道

行動 A-1：與土地權益關係人建立互信基礎：由中央或地方保育主管單位公開說明或逐戶拜訪，相關保育措施將保障民眾私有土地權益。例如：陽明山國家公園內涉及私有地之部分不會提升保育等級。

行動 A-2：建立溝通平台與互動機制：透過在地社區、村里單位，進行公開說明會，以建立溝通平台與互動機制。

行動 A-3：導入並使用政策工具：將政策工具（例如：「瀕危物種生態服務給付」、「跟地主簽長期契約以維護當地生態」等）導入當地。

行動 A-4：深入訪談與資料收集：於開發預定地範圍及周邊，透過在地社區或村里長等關係，逐步(戶)進行訪談及資料收集(對蛇類等保育類動物之觀念)。

策略 B：維持棲地週邊之水域完整性、生態友善及棲地品質

行動 B-1：劃設關注區域：可將重要棲地之集水區流域範圍劃設並公告為「關注區域」，未來若遇到開發工程需要進行環評或生態檢核作業程序時，可依此區域要求施工單位進行更適當之評估。

行動 B-2：維持棲地周邊之水生栽植農田：農民為維持農作收益，會進行農地水源維護及水位調節，形成相對穩定具有庇護功能的棲地類型，地方主管單位應適時介入協助農民。此舉亦可減緩極端氣候造成之災損。

行動 B-3：協助轉型為生態友善農法：協助棲地週邊之水田轉型成友善生態的種植方式，導入生態服務給付或綠色保育標章等。陽明山國家公園內可由管理處協調志工，定期協助解決部分農民之農事需求(例如：除草、撿拾福壽螺等)，或由生態友善在地陪伴組織，經常訪視高關懷需求之農民，提供重點陪伴及協助操作，降低農民對農藥及農用機械之依賴。另建議可將目前蓬萊米原種田的相關推廣教育示範活動，導入赤腹游蛇友善操作方式。

行動 B-4：清除水域內之外來入侵種：針對棲地及週邊水域內的外來種入侵種(吳郭魚、美國螯蝦、福壽螺等)開發物理性捕捉工具，並協助農民操作及使用，以減少外來入侵種數量及豐富度，並降低農民對農藥物使用之需求。由地方保育主管機關，定期雇工以物理方式移除外來種水草及其他造成問題之外來入侵動物。

策略 C：保護陽明山頂湖關鍵棲地：

行動 C-1：維持棲地濕生草澤功能：陽明山頂湖關鍵棲地應設置攔水堰或水閘門，維持棲地穩定充足之水量，設置並維護保水土堤，保持赤腹游蛇棲地之濕地水位，同時保持管道通暢，引導赤腹游蛇利用步道下方之暗管進出濕地。

行動 C-2：維持濕地間之水系通暢與植被覆蓋：減少溝渠之清淤動作，改善重要棲地濕生草澤的連通性，並維持新造棲地與原有鄰近棲地間的水系連通，定期巡護及維持適當的水位及植物覆蓋度。

行動 C-3：創造具生態價值的小型埤塘：於關鍵棲地鄰近範圍找尋合適區域，導入具有完整生態概念及濕地營造實務經驗之專業操作團隊，進行棲地植被環境規劃及水文操作，以創造穩定蓄水功能、良好水生植被覆蓋、多樣性棲地結構、充足食物資源及避免外來入侵種動物立足的小型埤塘。透過棲地營造，吸引個體遠離三面光溝渠及排洪構造物，可降低掠食者威脅，並可減緩極端氣候造成之災損。

行動 C-4：針對棲地週邊進行相關管制，並加強取締違法事件：於關鍵棲地出入口，架設公告警示牌及監視設備，或設立夜間管制閘門及影像監控措施，管制遊客及車輛出入，並加強夜間巡邏、社區夜間巡守與通報機制。國家公園警察隊或在地派出所可增加關鍵棲地之巡查次數，以加強取締及移除違法漁具陷阱，降低非法捕捉及保育類意外死亡風險。

行動 C-5：拆除棲地內老舊破損之人工構造物：待關鍵棲地內的族群逐漸回穩(例如：逐漸回復雌雄等比例、疤痕比明顯下降、族群數量回升至 2019 年步道施工前之水準等)，可進一步拆除濕地內已破損之步道及水工構造物，恢復棲地原有之濕地水文及生態規律。

策略 D：增加原生族群可使用之棲地範圍與面積

行動 D-1：增加保育主管機關能管控的土地面積：與國產署、農會、農田水利會、水利署等機關協調，或是透過以地換地的方式進行。以陽明山竹子湖之國有地移撥為例，可創造陽管處有效掌控的棲地，若能維持穩定的水源，則可吸引赤腹游蛇的進駐。

行動 D-2：優先選取合適環境進行保護：針對族群棲地鄰近區域，位於相同集水區、水系相連或位於公有土地者為優先選取(例如：陽明山二子坪濕地、大屯自然公園水池)，或過去曾有赤腹游蛇路殺紀錄(例如：冷水坑)等，均可作為未來自然族群擴張之棲地，或建立野放族群之試驗場域。

行動 D-3：協助閒置農田轉型成水田型市民農園：棲地週邊部分無力繼續耕種的閒置農田，可由政府出面經專業輔導團隊輔導轉型成水田型市民農園，並規劃相關課程，教育民眾關於水生植物生長與空間變化之規律，形成穩定的棲地擾動，維持赤腹游蛇生存最佳條件。

行動 D-4：由企業界或保育組織認養土地：藉由 ESG 等方式尋找企業界或組織認養土地，進行保育工作。



圖 25：維持濕地水位並確保赤腹游蛇活動無虞之土堤設置（A 設置一個月後；
B 設置兩個月後；C 降雨後發揮濕地水位維持功能）



圖 26：藉由設置臨時性沙包阻擋渠道水流改善因步道切割的赤腹游蛇棲地水文
與棲地連通性（A 紅色箭頭處）及後續增加帆布提高阻水效率（B）（攝
影者：毛俊傑）

策略 E：持續研究調查並瞭解族群現況

行動 E-1：持續進行族群分布調查與基礎生態研究：在現有已知族群所在區域附近，持續勘查潛在具有重要生態功能與價值之濕地埤塘，確認是否有赤腹游蛇分布，並復育其生態功能。並持續投入資源進行基礎生態調查與資料蒐集、累積相關研究資料。

行動 E-2：開發新技術提升調查效率：例如：以 eDNA 篩選赤腹游蛇潛在棲地，確認存在訊號後，再配合陷阱捕獲法，對現地進行相對豐富度及棲地特徵之評估，提升赤腹游蛇分布現況調查及基礎資料收集之效率。

策略 F：執行移地復育計畫，重建並強化野外可存續族群

行動 F-1：緊急啟動救援工作：針對已知有赤腹游蛇分布地區，如該區域將規劃執行永久改變地貌、恐造成族群完全消失之之開發行為，則應立刻展開救援行動，將個體移至合適之照養場域。

行動 F-2：評估尋找可供異地保育操作之場址：候選場址以能維持現況且無立即開發壓力的棲地為主，並進行登載列表，進行相關基礎生態（物種組成、環境結構、水文特徵等）資料收集及資料庫建立，作為後續操作參考。另於現存赤腹游蛇重要棲地周邊，如有意參與瀕危物種生態給付，且棲地類型適合（如水田、埤塘、潮濕的草澤環境等），經調查、評估，或棲地營造獲專家學者認同後，可作為移地復育優先場址。

行動 F-3：建立圈養族群及發展人工繁殖技術：利用現有緊急救援移至臺北市立動物園之個體，建立圈養族群，進行新生幼蛇隻親源比對；並發展人工繁殖技術。可利用不同飼養條件(例如：溫度變化、室內及半戶外圈養)進行試驗，瞭解赤腹游蛇對於配對繁殖之需求條件。亦可嘗試分組(野外救援捕捉之成體、室內出生之幼體、人工養成之成體)進行試驗比對。

行動 F-4：規劃野放及後續監測工作：選定合適之棲地環境、確認威脅移除，並培育足夠數量之野放個體後，可開始規劃與執行野

放工作，並持續監測成體及幼體野放後之活動範圍、方向、移動空間變換等狀況，累積相關資料參數。

策略 G：教育宣導

行動 G-1：增進民眾對蛇類之正面認知與瞭解：透過針對棲地周邊社區居民及社會大眾舉辦之生態保育講座、教育宣導等，提升民眾對蛇類生態之正面認知與瞭解，降低遊客捕殺或傷害蛇類之機率。

行動 G-2：針對關注區域內工程施作單位辦理相關教育宣導：定期舉辦相關課程，要求施工單位人員參與。以降低施工單位之工程案對棲地周邊水文環境造成之擾動與負面影響，並加強相關管制考核。

行動 G-3：加強社區巡守並發展夜間生態導覽解說：輔導棲地周邊社區居民參與濕地生態解說員之訓練，舉行定期或不定期之收費式夜間生態導覽解說，帶領有興趣之民眾進行夜間觀察。並可融合納入當地國民義務教育之自然生態相關課程內容。

行動 G-4：協助解決人蛇衝突：協助在地農園解決農田發生之人蛇衝突，例如：海芋田區可提供合適的採花手套、工具及生態解說宣導文宣。

策略 H：建立穩定資金來源

行動 H-1：尋求企業支援：利用 ESG 等方式尋求企業贊助，並由保育主管單位提供相關獎勵措施。或是針對物種進行規劃及募集，建立特定瀕危物種之保育基金。

陸、參考文獻

- 大島正滿。1914。淡水養魚池に於ける害蛇。臺灣博物學會會報桃園號, 207-210。
- 毛俊傑。1998。台灣地區遊蛇亞科遊蛇親緣關係之研究。國立中山大學生物科學系碩士論文。73 頁。
- 毛俊傑。2019。陽明山國家公園頂湖地區赤腹游蛇 (*Sinonatrix annularis*) 族群監測計畫。陽明山國家公園管理處委託報告。
- 毛俊傑、姜博仁。2014。陽明山國家公園兩棲類及爬蟲類生態資源調查。陽明山國家公園管理處。
- 呂光洋、陳世煌、陳賜隆。1989。臺灣爬蟲動物 - 陸棲蛇類。臺灣省政府教育廳科學教育資料叢書 (XVI)。
- 杜銘章。2004。蛇類大驚奇。遠流出版社，臺北。
- 林明聖。2013。三百多年前的康熙臺北湖。臺灣博物季刊，32 (1):62-71。
- 林華慶。1997。台灣蛇類的商業性利用與獵捕調查。動物園學報，9:53-65。
- 林華慶。2001。台灣陸生蛇類的保育現況。科學月刊，32(5):398-405。
- 紀思寧。2014。桃園市埤塘功能及土地利用變遷之研究。中華大學建築與都市計畫學系碩士論文。98 頁。
- 高橋精一。1930。日本蛇類大觀。春陽堂。
- 堀川安市。1933。蛇と蛙の分布の廣狹と臺灣島内に於ける盛衰に就て。臺灣博物學會會報，23(128):376-381。
- 堀川安市。1941。臺灣の蛇。コタヒラ製作所。p.77。臺北。
- 張家豪。2006。空間資訊系統在半水棲蛇類水域微環境分析與微棲分類之應用。華梵大學環境與防災設計學系碩士論文。75 頁。
- 郭淳鵬、钟茂君、汪晓意、杨胜男、唐科、贾乐乐、张春兰、胡军华。2022。福建省两栖、爬行动物更新名录。生物多样性，30(8):22090。(DOI: 10.17520/biods.2022090)
- 陳元龍、林德恩、林瑞興、楊正雄。2017。2017 臺灣陸域爬行類紅皮書名錄。行政院農業委員會特有生物研究保育中心，行政院農業委員會林務局。南投。

- 陳怡惠、毛俊傑。2021。陽明山國家公園友善農業生態監測暨生態服務給付策略規劃案。陽明山國家公園管理處委託報告。
- 陳兼善。1956。臺灣脊椎動物誌。臺灣開明書店。
- 陳兼善。1976。臺灣脊椎動物誌（下冊）。臺灣商務印書館。
- 馮雙、翁嘉駿、陳怡如（編輯）。2010。臺灣地區保育類野生動物圖鑑。行政院農業委員會林務局。
- 黃明惠。2011。台灣半水棲蛇類水分散失速率之研究。國立宜蘭大學森林暨自然資源學系碩士論文。71 頁。
- 趙爾宓。2006。中國蛇類。安徽科學技術出版社，合肥。
- 趙爾宓、黃美華、宗愉 等（主編）。1998。中國動物志，爬行綱，第三卷，有鱗目，蛇亞目。科學出版社，北京，中國。
- 蔣志剛、江建平、王躍招、張鶚、張雁雲、李立立、謝鋒、蔡波、曹亮、鄭光美、董路、張正旺、丁平、羅振華、丁長青、馬志軍、湯宋華、曹文宣、李春旺、胡慧建、馬勇、吳毅、王應祥、周開亞、劉少英、陳躍英、李家堂、馮祚建、王燕、王斌、李成、宋雪琳、蔡蕾、臧春鑫、曾岩、孟智斌、方紅霞、平曉鵠。2016。中國脊椎動物紅色名錄。生物多樣性，24：500-551。（DOI: 10.17520/biods.2016076.）
- 賴玉菁、毛俊傑。2012。赤腹游蛇、唐水蛇及鉛色水蛇之族群分布及棲地評估(4/4)。行政院農委會林務局補助計畫（101 林管 - 02.1 - 1 - 保 - 28）。
- 賴玉菁、毛俊傑。2023。111-112 年度陽明山國家公園友善農業生態監測暨生態服務給付推動試辦計畫-以竹子湖地區為例。陽明山國家公園管理處委託報告。
- Beaupre, S.J., and L.E. Douglas. 2009. Snakes as indicators and monitors of ecosystem properties, p. 244-261. In: Mullin, S.J., Seigel, R.A. (Eds.): Snakes: Ecology and Conservation. Cornell University Press, Ithaca, New York.
- Brooks, S.E., E.H. Allison, and J.D. Reynolds. 2007a. Vulnerability of Cambodian water snakes: initial assessment of the impact of hunting at Tonle Sap Lake. Biological Conservation 139:401–414.

- Brooks, S.E., J.D. Reynolds, E.H. Allison, and B. Touch. 2007b. The exploitation of homalopsid water snakes at Tonle Sap Lake, Cambodia, p. 31–38. In J. C. Murphy (Ed.): *Homalopsid Snakes: Evolution in the Mud*. Krieger Publishing Company, Malabar, Florida.
- Brooks, S.E., E.H. Allison, J.A. Gill, and J.D. Reynolds. 2009. Reproductive and trophic ecology of an assemblage of aquatic and semi-aquatic snakes in Tonle Sap, Cambodia. *Copeia*, 2009(1):7-20.
- Choquette, J.D., J.D. Litzgus, J.X.Y. Gui, and T.E. Pitcher. 2023. A systematic review of snake translocations to identify potential tactics for reducing postrelease effects. *Conservation Biology*, 37:e14016. (doi.org/10.1111/cobi.14016)
- Creer, S., K. Deiner, S. Frey, D. Porazinska, P. Taberlet, W.K. Thomas, C. Potter, and H.M. Bik. 2016. The ecologist's field guide to sequence-based identification of biodiversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 7:1008–1018. (doi: 10.1111/2041-210X.12574)
- Easterling, D.R., J.L. Evans, P.Ya. Groisman, T.R. Karl, K.E. Kunkel, and P. Ambenje, 2000: Observed variability and trends in extreme climate events: A brief review. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 81(3):417-425.
- Feng, L., and W. Hong. 2007. Characteristics of drought and flood in Zhejiang Province, East China: Past and future. *Chinese Geographical Science*, 17:257–264. (doi.org/10.1007/s11769-007-0257-9)
- Franklin, I.R. 1980. Evolutionary changes in small populations. Pp. 135-149, *In* Soulé, M.E., and B.A. Wilcox (Eds.). *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*. Sinauer Associates, Sunderland, MA. 395 pp.
- Fuchs, K., and M. Fuchs. 2002. *The Reptile Skin – A Key-Feature in the Identification of Lizards and Snakes*. Edition Chimaira, Frankfurt am Main, Germany.

- Gibbons, J.W. and M.E. Dorcas. 2004. North American Watersnakes, A Natural History. University of Oklahoma Press.
- Gibbons, J.W., D.E. Scott, T.J. Ryan, K.A. Buhlmann, T.D. Tuberville, B.S. Metts, J. L. Greene, T. Mills, Y. Leiden, S. Poppy, and C.T. Winne. 2000. The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. *BioScience* 50(8):653-666.
- Gilpin, M.E., and M.E. Soulé. 1986. Minimum viable populations: Processes of species extinction. Pp. 19-34. In Soulé M.E. (Ed) *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sunderland, Massachusetts.
- Hallowell, E. 1857. Notes on the reptiles in the collection of the museum of the Academy of Natural Sciences. *Proc. Acad. Nat. Sci. Philadelphia*, 8 (4): 146-153 [1856].
- Hirst, D. 1994. An improved removal method for estimating animal abundance. *Biometrics*, 50(2):501-505.
- Hopkins, W.A., and C.T. Winne. 2006. Influence of body size on swimming performance of four species of neonatal natricine snakes acutely exposed to a cholinesterase-inhibiting pesticide. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(5):1208–1213.
- Huang, W. 1997. Sexual size dimorphism in seven species of colubrid snakes in Taiwan. *Bulletin of the National Museum of Natural Science*, 9:107-116.
- King, R.B. 1986. Population ecology of the Lake Erie water snake. *Copeia* 3:757-772.
- Krebs, C.J. 1999. *Ecological Methodology*. 2nd ed. Addison-Wesley Educational Publishers, Inc.
- Kuntz, R.E. 1963. *Snakes of Taiwan*. U.S. Naval Medical Research Unit No. 2, Taipei, TAIWAN.
- Li, X., X. Ye, Z. Li, and D. Zhang. 2023. Hydrological drought in two largest river-connecting lakes in the middle reaches of the Yangtze River, China. *Hydrology Research*, 54(1):82-98. (doi: 10.2166/nh.2023.110)

- Maki, M. 1931. A Monograph of the Snakes of Japan. Dai-Ichi Shobo, Publisher, Tokyo.
- Mao, J.-J. 2003. Population Ecology of Genus *Sinonatrix* in Taiwan. Doctoral dissertation of Biogeography. Trier University, Germany, pp. 157.
- Mao, J.-J., and G. Norval. 2013. Does rotavator use in Taiwanese rice paddies expose reptiles to increased opportunistic avian predation? *IRCF Reptiles & Amphibians*, 20(2):41-43.
- Mao, J.-J., Y.-C. Lai and G. Norval. 2006. An improved technique for scale-clipping of small snakes. *Herpetological Review*, 37(4):426-427.
- Nguyen, A.M., B.D. Todd, and B.J. Halstead. 2023. Survival and establishment of captive-reared and translocated giant gartersnakes after release. *Journal of Wildlife Management*, 87:e22374. (doi: 10.1002/jwmg.22374)
- Oshima, M. 1910. An annotated list of Formosan snakes, with descriptions of four new species and one new subspecies. *Annotationes Zoologicae Japonenses*, 7(3):185-207.
- Pauwels, O.S.G., V. Wallach, and P. David. 2008. Global diversity of snakes (Serpentes; Reptilia) in freshwater. *Hydrobiologia* (2008) 595:599–605. (DOI 10.1007/s10750-007-9118-x)
- Pope, C.H. 1935. The Reptiles of China: Turtles, Crocodilians, Snakes, Lizards. The American Museum of Natural History, New York.
- Reading, C.J., L. M. Luiselli, G.C. Akani, X. Bonnet, G. Amori, J.M. Ballouard, E. Filippi, G. Naulleau, D. Pearson, and L. Rugiero. 2011. Are snake populations in widespread decline? *Biology Letters*, 6(6):777-780. (DOI:10.1098/rsbl.2010.0373)
- Santos, X., and G.A. Llorentes. 2009. Decline of a common reptile: case study of the viperine snake *Natrix maura* in a Mediterranean wetland. *Acta Herpetologica*, 4(2):161-169.
- Shine, R. and X. Bonnet. 2000. Snakes: A new 'model organism' in ecological research? *Trends in Ecology & Evolution*, 15(6):221-222.

- Shoemaker, K.T., G. Johnson, and K.A. Prior. 2009. Habitat manipulation as a viable conservation strategy. Pp. 221-243. In Mullin, S.J. and Seigel, R.A. (Eds) Snakes Ecology and Conservation. Cornell University Press, Ithaca.
- Swinhoe, R. 1863. A list of the Formosan reptiles: With notes on a few of the species, and some remarks on a fish (*Orthagoriscus*, sp.). Annals and Magazine of Natural History, 12(3):219-226.
- Wang, C.S., and Y.M. Wang. 1956. The reptiles of Taiwan. Quarterly Journal of Taiwan Museum, 9:86.
- Yuan, Y., H. Gao, and T. Ding. 2021. Abrupt flood-drought alternation in Southern China during summer 2019. Journal of Meteorological Research, 35:998–1011. (doi.org/10.1007/s13351-021-1073-3)
- Zhao, E.M., and K. Adler. 1993. Herpetology of China. Society Study for the Amphibians and Reptiles. Oxford, Ohio. pp. 522.
- Zhou, Z., and Z. Jaing. 2004. International trade status and crisis for snake species in China. Conservation Biology, 18: 1386-1394.
- Zhou, Z., and Z. Jiang. 2005. Identifying snake species threatened by economic exploitation and international trade in China. Biodiversity and Conservation, 14:3525–3536.
- Zhou, Z., and M. Lau. 2021. *Trimerodytes annularis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T192052A2033475.
<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T192052A2033475.en>

附錄

附錄一、權益關係人或團體

- 一、農業部林業及自然保育署
- 二、保安警察第七總隊
- 三、內政部國家公園署
- 四、內政部國家公園署陽明山國家公園管理處
- 五、國家科學及技術委員會新竹科學園區管理局
- 六、農業部農村發展及水土保持署各縣市政府
- 七、各地農田水利單位
- 八、經濟部水利署與所屬各河川分署、各區水資源分署
- 九、各地農會
- 十、國立宜蘭大學
- 十一、重要分布區之農民（北投區湖田里居民、新北市三芝區、石門區、桃園龍潭區、楊梅區、新屋區及新竹湖口區居民）

附錄二、保育行動簡表

威脅主項	威脅次項	策略	保育行動	相關機關	說明	預期成果	執行期程
1 住宅 / 商業開發 2 農業 / 水產養殖 5 生物資源利用 6 人類入侵與干擾 9 汙染	1.1 住家與都市發展	A 與私有地地主及居民建立溝通管道	A-1 與土地權益關係人建立互信基礎	陽管處、林業保育署、竹科管理局、縣市政府	由中央或地方保育主管單位公開說明或逐戶拜訪，相關保育措施將保障民眾私有土地權益。例如：陽明山國家公園內涉及私有地之部分不會提升保育等級。	減少私有地主對政府推行保育政策之負面想法，建立互信關係。降低因都市開發或工業區開發所帶來之瀕危物種族群衝擊威脅。	短期 (持續性)
	1.2 商業與工業區		A-2 建立溝通平台與互動機制	竹科管理局、林業保育署、縣市政府	透過在地社區、村里單位，進行公開說明會，以建立溝通平台與互動機制。		短期 (持續性)
	2.1 一年生與多年生非林木作物		A-3 導入並使用政策工具	林業保育署、陽管處	將政策工具（例如：「瀕危物種生態服務給付」、「跟地主簽長期契約以維護當地生態」等）導入當地。		短期
	5.4 漁獵與水生資源收穫 6.3 工作與其他活動 9.3 農業及森林廢水		A-4 深入訪談與資料收集	陽管處、林業保育署	於開發預定地範圍及周邊，透過在地社區或村里長等關係，逐步(戶)進行訪談及資料收集(對蛇類等保育類動物之觀念)。		短期 (持續性)
2 農業 / 水產養殖 7 自然系統改變 8 入侵與其他有問題的物種、基因和疾病 11 氣候變化 / 惡劣天氣	2.1 一年生與多年生非林木作物	B 維持棲地週邊之水域完整性、生態友善及棲地品質	B-1 劃設關注區域	陽管處、林業保育署	可將重要棲地之集水區流域範圍劃設並公告為「關注區域」，未來若遇到開發工程需要進行環評或生態檢核作業程序時，可依此區域要求施工單位進行更適當之評估。	確保潛在棲地範圍及水域廊道不受到恣意開發破壞。	短期
	7.3 其他生態系統改變 8.1 外來物種與疾病侵入 11.2 乾旱 11.3 極端溫度 11.4 風暴及洪水		B-2 維持棲地周邊之水生栽植農田	陽管處、林業保育署、縣市政府(桃園)	農民為維持農作收益，會進行農地水源維護及水位調節，形成相對穩定具有庇護功能的棲地類型，地方主管單位應適時介入協助農民。此舉亦可減緩極端氣候造成之災損。		短期 (持續性)
			B-3 協助轉型為生態友善農法	陽管處、林業保育署、縣市政府(桃園)	協助棲地週邊之水田轉型成友善生態的種植方式，導入生態服務給付或綠色保育標章等。 陽明山國家公園內可由管理處協調志工，定期協助解決部分農民之農事需求(例如：除草、撿拾福壽螺等)，或由生態友善在地陪伴組織，經常訪視高關懷需求之農民，提供重點陪伴及協助操作，降低農民對農藥及農用機械之依賴。另建議可將目前蓬萊米原種田的相關推廣教育示範活動，導入赤腹游蛇友善操作方式。		短期 (持續性)

威脅主項	威脅次項	策略	保育行動	相關機關	說明	預期成果	執行期程
			B-4 清除水域內之外來入侵種	陽管處、林業保育署、地方政府	針對棲地及週邊水域內的外來種入侵種(吳郭魚、美國螯蝦、福壽螺等)開發物理性捕捉工具，並協助農民操作及使用，以減少外來入侵種數量及豐富度，並降低農民對農藥物使用之需求。由地方保育主管機關，定期雇工以物理方式移除外來種水草及其他造成問題之外來入侵動物。	減少外來入侵種的負面影響，並降低農民對農藥物使用之需求。	短期 (持續性)
7 自然系統改變 11 氣候變化 / 惡劣天氣 6 人類入侵與干擾	7.2 壩及水管理 / 使用 11.2 乾旱 11.3 極端溫度 11.4 風暴及洪水 6.3 工作與其他活動	C 保護陽明山頂湖關鍵棲地	C-1 維持棲地濕生草澤功能	陽管處	陽明山頂湖關鍵棲地應設置攔水堰或水閘門，維持棲地穩定充足之水量，設置並維護保水土堤，保持赤腹游蛇棲地之濕地水位，同時保持管道通暢，引導赤腹游蛇利用步道下方之暗管進出濕地。	保持水源及水生植被覆蓋率之穩定，及水系暢通。 降低被大型鳥類掠食者捕食之機率。	短期 (持續性)
			C-2 維持濕地間之水系通暢與植被覆蓋	陽管處、臺北市工務局大地工程處、	減少溝渠之清淤動作，改善重要棲地濕生草澤的連通性，並維持新造棲地與原有鄰近棲地間的水系連通，定期巡護及維持適當的水位及植物覆蓋度。		短期 (持續性)
			C-3 創造具生態價值的小型埤塘，	臺北市工務局大地工程處、陽管處	於關鍵棲地鄰近範圍找尋合適區域，導入具有完整生態概念及濕地營造實務經驗之專業操作團隊，進行棲地植被環境規劃及水文操作，以創造穩定蓄水功能、良好水生植被覆蓋、多樣性棲地結構、充足食物資源及避免外來入侵種動物立足的小型埤塘。透過棲地營造，吸引個體遠離三面光溝渠及排洪構造物，可降低掠食者威脅，並可減緩極端氣候造成之災損。	降低掠食者威脅、減緩極端氣候造成之災損。	中期 (持續性)
			C-4 針對棲地週邊進行相關管制，並加強取締違法事件	陽管處、內政部警政署	於關鍵棲地出入口，架設公告警示牌及監視設備，或設立夜間管制閘門及影像監控措施，管制遊客及車輛出入，並加強夜間巡邏、社區夜間巡守與通報機制。 國家公園警察隊或在地派出所可增加關鍵棲地之巡查次數，以加強取締及移除違法漁具陷阱，降低非法捕捉及保育類意外死亡風險。	降低民眾對赤腹游蛇等野生動物之傷害 (例如: 捕撈及擺拍)	短期 (持續性)

威脅主項	威脅次項	策略	保育行動	相關機關	說明	預期成果	執行期程
			C-5 拆除棲地內老舊破損之人工構造物	陽管處、臺北市工務局大地工程處	待關鍵棲地內的族群逐漸回穩(例如：逐漸回復雌雄等比例、疤痕比明顯下降、族群數量回升至 2019 年步道施工前之水準等)，可進一步拆除濕地內已破損之步道及水工構造物，恢復棲地原有之濕地水文及生態規律。	恢復棲地原有之濕地水文及生態規律。	中期
2 農業 / 水產養殖 7 自然系統改變	2.1 一年生與多年生非林木作物 7.3 其他生態系統改變	D 增加原生族群可使用之棲地範圍與面積	D-1 增加保育主管機關能管控的土地面積	陽管處、竹科管理局、林業保育署	與國產署、農會、農田水利會、水利局等機關協調，或是透過以地換地的方式進行。以陽明山竹子湖之國有地移撥為例，可創造陽管處有效掌控的棲地，若能維持穩定的水源，則可吸引赤腹游蛇的進駐。	擴增保育主管機關能主導之權限範圍，以積極營造並維護良好棲地。	短期 (持續性)
			D-2 優先選取合適環境進行保護	陽管處、林業保育署	針對族群棲地鄰近區域，位於相同集水區、水系相連或位於公有土地者為優先選取(例如：陽明山二子坪濕地、大屯自然公園水池)，或過去曾有赤腹游蛇路殺紀錄(例如：冷水坑)等，均可作為未來自然族群擴張之棲地，或建立野放族群之試驗場域。		中期 (持續性)
			D-3 協助閒置農田轉型成水田型市民農園	陽管處、林業保育署、地方政府	棲地週邊部分無力繼續耕種的閒置農田，可由政府出面經專業輔導團隊輔導轉型成水田型市民農園，並規劃相關課程，教育民眾關於水生植物生長與空間變化之規律，形成穩定的棲地擾動，維持赤腹游蛇生存最佳條件。		中期 (持續性)
			D-4 由企業界或保育組織認養土地	陽管處、林業保育署、竹科管理局	藉由 ESG 等方式尋找企業界或組織認養土地，進行保育工作。		中期 (持續性)
12 其他選項	12.2 研究資料不足	E 持續研究調查並瞭解族群現況	E -1 持續進行族群分布調查與基礎生態研究	陽管處、林業保育署	在現有已知族群所在區域附近，持續勘查潛在具有重要生態功能與價值之濕地埤塘，確認是否有赤腹游蛇分布，並復育其生態功能。並持續投入資源進行基礎生態調查與資料蒐集、累積相關研究資料。	累積足夠判斷與制定保育政策之基礎資料。	短期 (持續性)
			E -2 開發新技術提升調查效率。	林業保育署	例如：以 eDNA 篩選赤腹游蛇潛在棲地，確認存在訊號後，再配合陷阱捕獲法，對現地進行相對豐富度及棲地		中期

威脅主項	威脅次項	策略	保育行動	相關機關	說明	預期成果	執行期程
					特徵之評估，提升赤腹游蛇分布現況調查及基礎資料收集之效率。		
1 住宅 / 商業開發 9 污染 12 其他 選項	1.1 住家與都市發展 1.2 商業與工業區 9.1 地區或都會廢水 9.2 工業及軍事廢水 12.2 研究資料不足	F 執行移地復育計畫，重建並強化野外可存續族群	F -1 緊急啟動救援工作	林業保育署、縣市政府	針對已知有赤腹游蛇分布地區，如該區域將規劃執行永久改變地貌、恐造成族群完全消失之開發行為，則應立刻展開救援行動，將個體移至合適之照養場域。	避免區域族群滅絕，維持赤腹游蛇之遺傳多樣性。	短期
			F -2 評估尋找可供異地保育操作之場址	林業保育署、縣市政府	候選場址以能維持現況且無立即開發壓力的棲地為主，並進行登載列表，進行相關基礎生態（物種組成、環境結構、水文特徵等）資料收集及資料庫建立，作為後續操作參考。 另於現存赤腹游蛇重要棲地周邊，如有意參與瀕危物種生態給付，且棲地類型適合（如水田、埤塘、潮濕的草澤環境等），經調查、評估，或棲地營造獲專家學者認同後，可作為移地復育優先場址。	找到並維持足以復育赤腹游蛇族群之棲地環境	中期
			F -3 建立圈養族群及發展人工繁殖技術	林業保育署、台北市立動物園	利用現有緊急救援移至臺北市立動物園之個體，建立圈養族群，進行新生幼蛇隻親源比對；並發展人工繁殖技術。可利用不同飼養條件(例如：溫度變化、室內及半戶外圈養)進行試驗，瞭解赤腹游蛇對於配對繁殖之需求條件。亦可嘗試分組(野外救援捕捉之成體、室內出生之幼體、人工養成之成體)進行試驗比對。	繁衍足夠復育赤腹游蛇族群之個體數量。為未來野放及族群復育做好準備。	短期 (持續性)
			F -4 規劃野放及後續監測工作	林業保育署、台北市立動物園	選定合適之棲地環境、確認威脅移除，並培育足夠數量之野放個體後，可開始規劃與執行野放工作，並持續監測成體及幼體野放後之活動範圍、方向、移動空間變換等狀況，累積相關資料參數。	確認並維持野放族群之穩定生存與繁衍。	中期 (持續性)
5 生物資源利用 6 人類入侵與干擾	5.1. 狩獵與蒐集陸域動物	G 教育宣導	G -1 增進民眾對蛇類之正面認知與瞭解	林業保育署、陽管處、縣市政府。	透過針對棲地周邊社區居民及社會大眾舉辦之生態保育講座、教育宣導等，提升民眾對蛇類生態之正面認知與瞭解，降低遊客捕殺或傷害蛇類之機率。	提升民眾對蛇類生態之正面認知與瞭解，降低遊客捕殺或	短期 (持續性)

威脅主項	威脅次項	策略	保育行動	相關機關	說明	預期成果	執行期程
7 自然系統改變 12 其他選項	5.4 漁獵與水生資源收穫 6.3 工作與其他活動 7.2 壩及水管理 / 使用 12.2 教育推廣不足					傷害蛇類之機率。	
			G-2 針對關注區域內工程施作單位辦理相關教育宣導	臺北市府、新北市政府、桃園市政府、新竹縣政府	定期舉辦相關課程，要求施工單位人員參與。以降低施工單位之工程案對棲地周邊水文環境造成之擾動與負面影響，並加強相關管制考核。	減少施工對棲地及其周邊造成之擾動及負面影響。	短期 (持續性)
			G-3 加強社區巡守並發展夜間生態導覽解說	陽管處、林業保育署	輔導棲地周邊社區居民參與濕地生態解說員之訓練，舉行定期或不定期之收費式夜間生態導覽解說，帶領有興趣之民眾進行夜間觀察。並可融合納入當地國民義務教育之自然生態相關課程內容。	提升社區民眾之生態保育意識、社區收入、巡守次數，並降低人為對生態調查的干擾。	短期 (持續性)
			G-4 協助解決人蛇衝突	陽管處、縣市政府	協助在地農園解決自農田發生之人蛇衝突，例如：海芋田區可提供合適的採花手套、工具及生態解說宣導文宣。	減緩人類與蛇類之間衝突。	短期
12 其他選項	12.1 資金不足造成保育工作停止	H 建立穩定資金來源	H-1 尋求企業支援	林業保育署、陽管處	利用 ESG 等方式尋求企業贊助，並由保育主管單位提供相關獎勵措施。或是針對物種進行規劃及募集，建立特定瀕危物種之保育基金。	維持保育工作穩定進行，避免因資金不足造成保育工作停擺。	中期 (持續性)

註 1：威脅主次項類別參考自 IUCN 的歸類 (<https://www.iucnredlist.org/resources/threat-classification-scheme>)，計有 12 主項：1 住宅 / 商業開發；2 農業 / 水產養殖；3 能源生產 / 採礦；4 運輸 / 交通廊道；5 生物資源利用；6 人類入侵 / 干擾；7 自然系統改變；8 入侵 / 其他有問題的物種、基因和疾病；9 污染；10 地質事件；11 氣候變化 / 惡劣天氣；12 其他選項。

註 2：執行期程分為短期、中期、長期，短期為具有急迫性，建議 12 個月內即應開始執行；中期與長期皆為重要措施，中期部分建議應於 4 年內開始執行，長期部分應於 8 年內開始執行。許多措施皆應持續進行，不宜中斷。