

台灣生物多樣性研究 第 25 卷第一期
Vol.25 ,No.1

Taiwan Journal of Biodiversity 中華民國 112 年 1 月
Jan. 2023



● 目 錄

1. 鰲鼓濕地之小鸕鶿 (*Tachybaptus ruficollis*) 的巢位特徵與繁殖成功率
曾暉倫、許富雄*

31. 交通方式對路死動物屍體
被偵測率的影響

陳宛均^{1, 2}、蔡富安¹、林毅倫¹、林德恩^{1*}

60. 紫芋蘭生育地干擾因子與生理特性
之研究

賴佑翔¹、張麗慧²、李權裕²、劉瓊霖¹、
廖天賜¹、陳忠義^{3*}、王經文^{2*}

contents ●

1. Nest Characteristics and Breeding Success of Little Grebe (*Tachybaptus ruficollis*) in Aogu Wetland, Taiwan

Wei-Lun Tseng and Fu-Hsiung Hsu*

31. How modes of transportation influence road carcass detection probability

Wan-Jyun Chen^{1, 2}, Fu-An Tsai¹, Yi-Lun Lin¹, and Te-En Lin^{1*}

60. Study of physiological characteristics and habitat disturbance of *Eulophia dentate*

Yu-Hsiang Lai¹, Li-Hui Chang², Chiuan-Yu Li², Chiung-Pin Liu³, Tien-Szu Liao³, Chung-I Chen⁴, Ching-Wen Wang^{2*}

台灣生物多樣性研究

(原為《特有生物研究》半年刊，
2010 年元月起更名，並以季刊發行)

發行人 / 楊嘉棟

總編輯 / 薛美莉

執行編輯 / (依姓氏筆劃序)

王經文、朱汶偵、李麗華、呂明倫
林春富、柯智仁、陳志輝、黃書彥
楊正雄、詹芳澤、鄭錫奇、蔡奇立

編輯諮詢委員 / (依姓氏筆劃序)

于宏燦、方力行、王 穎、王震哲
王 鑫、呂光洋、呂福原、李玲玲
汪靜明、周昌弘、吳忠宏、吳錫圭
吳繼光、邵廣昭、林幸助、林曜松
郭城孟、陳章波、許建昌、張清風
黃 生、游祥平、楊平世、楊政川
廖一久、裴家騏、趙榮台、劉小如
蔡住發、鄭蕙燕、歐辰雄、蔣鎮宇

英文編輯 / 金恆鏞

出版編輯 / 王經文

出版 / 農委會特有生物研究保育中心
住址 / 南投縣集集鎮 55244 民生東路 1 號

電話 / 049-2761331 轉 616

網址 / <http://www.tesri.gov.tw>

美編 / 黃淑芬

出版日期 / 中華民國 112 年 1 月

創刊日期 / 中華民國 88 年元月

出版登記 / 局版台誌第 10207 號

Taiwan Journal of Biodiversity

(Continuation of former journal of
"Endemic Species Research", 1999-2009)

Publisher/Jia-Dong Yang

Editor-in-chief/Mei-Li Hsueh

Executive Editors/

Ching-Wen Wang

Li-Hua Lee,

Chun-Fu Lin,

Chih-Hui Chen,

Cheng-Hsiung Yang,

Hsi-Chi Cheng,

Wen-Chen Chu

Ming-Lun Lu,

Chie-Jen Ko,

Shu-Yen Huang

Fang-Tse Chan,

Chi-Li Tsai,

Editorial Board/

Hon-Tsen Yu,

Ying Wang,

Shin Wang,

Fu-Yuan Lue,

Ching-Ming Wang,

Jhong Hong Wu

Chi-Guang Wu,

Hsing-Juh Lin,

Chen-Meng Kuo,

Chien-Chang Hsu,

Shong Huang,

Ping-Shih Yang,

I-Chiu Liao,

Jung-Tai Chao,

Chu-Fa Tsai,

Chern-Hsiung Ou,

Lee-Shing Fang,

Jenn-Che Wang,

Kuang-Yang Lue,

Ling-Ling Lee,

Chang-Hung Chou,

Shi-Kuei Wu,

Kwang-Tsao Shao,

Yao-Sung Lin,

Chang-Po Chen,

Ching-Fong Chang,

Hsiang-Ping Yu,

Jeng-Chuan Yang,

Kurtis Jai-Chyi

Siao Ru Liu

Huei-Yann Joann Jeng,

Tzen-Yuh Chiang

English Editors/Hen-Biau King,

Publishing Editors/Ching Wen Wang

Published by Endemic Species Research Institute

1 Min-Sheng E. Road, Jiji, Nantou 55244,

Taiwan, R.O.C.

Tel: 886-49-2761331 ext. 616

<http://tesri.tesri.gov.tw>

Published Date: January 2023

GPN: 2009900002

ISSN: 2076-6971

鰲鼓濕地之小鸕鷀 (*Tachybaptus ruficollis*) 的巢位特徵與繁殖成功率

Nest Characteristics and Breeding Success of Little Grebe (*Tachybaptus ruficollis*) in Aogu Wetland, Taiwan

曾暉倫 許富雄*

Wei-Lun Tseng and Fu-Hsiung Hsu*

國立嘉義大學生物資源學系 嘉義市鹿寮里學府路 300 號

Department of Biological Resources, National Chia-Yi University, Chia-Yi, Taiwan

* 通訊作者: richbear@mail.ncyu.edu.tw

*Corresponding author: richbear@mail.ncyu.edu.tw

摘要

瞭解生物與棲地的關係是制定有效保育策略與經營管理的基礎，小鸕鷀 (*Tachybaptus ruficollis*) 是一種對水域具高度需求且普遍分布於臺灣各類濕地的水鳥，但我們對其瞭解卻相當少。本研究在鰲鼓濕地入口處及觀海樓附近的 21 個池塘，蒐集 2012 年及 2013 年等兩個繁殖季的小鸕鷀巢位特徵及其巢成功率。研究期間共發現 99 個巢，其繁殖期由 4 月延續至 11 月，平均窩卵數 3.3 ± 1.4 顆並以 4 顆卵較為常見。整體的表觀巢成功率 (apparent nesting success) 為 14.1%，但年間變異大。主要導致繁殖失敗的原因以天敵掠食佔 46 巢為最多，其次是因為水位變動所導致淹沒或擱淺的失敗巢有 27 個。多數繁殖巢 (75/99) 都構築在離池塘岸堤 20 m 的範圍內，各池塘所發現之繁殖巢數量與挺水植物 (蘆葦) 覆蓋度呈

顯著正相關 ($r_s = 0.43, P < 0.05$)。其繁殖表現會受到窩卵數、巢高、巢位鬱蔽度及巢旁水深的影響，這可能與池塘食物資源及親鳥覓食效能，以及對抗水位變動及天敵掠食等不利繁殖因素有關。

關鍵詞：鰲鼓濕地、窩卵數、巢成功率、天敵掠食、小鸕鶿、水位變動

Abstract

Understanding species–habitat relationship is fundamental to effective conservation planning and management. The Little Grebe (*Tachybaptus ruficollis*) is a water-dependent bird species widely distributed in heterogeneous wetland ecosystems in Taiwan, but its breeding behavior and nest characteristics of life history are poorly understood. We collected characteristics of nesting sites and assessed the nesting success of Little Grebe in 21 ponds in Augo Wetland between 2012 and 2013. We found 99 nests, and the breeding season was from April to November, much longer than that of most Taiwanese breeding birds. The mean clutch size was 3.3 ± 1.4 with a modal clutch of four. The apparent nesting success was 14.1%, with high heterogeneity between the years. The leading causes of nest failure were predation (46 nests), followed by fluctuation in water levels that resulted in flooded or stranded nests (27 nests). Most nests occurred within 20 m from the embankment (75/99), and the number of nests significantly correlated with the emerged vegetation (reed) covering the ponds ($r_s = 0.43, P < 0.05$). The breeding outcome was influenced by clutch size, nest height, nest closure, and water depth beside the nests. The food resources in ponds, the efficiency of foraging, the water level fluctuation, and the pressure from predation would reduce the nesting success.

Key words: Augo wetland, clutch size, nesting success, predation risk, *Tachybaptus ruficollis*, water level fluctuation

緒言

濕地具有涵養水源、防洪、淨化水質及碳匯等多種生態功能，也是孕育多種生物的重要棲地 (Bilal *et al.* 2013)，但近幾十年來受到各種人為開發與氣候變遷的影響 (Gardali *et al.* 2012; Murray *et al.* 2019; Wang *et al.* 2021)，使全球的濕地面積縮減一半以上 (Ma *et al.* 2010; Xu *et al.* 2019)，連帶使許多棲息於濕地的水鳥族群數量銳減 (Studds *et al.* 2017)，尤其是對那些利用濕地環境進行繁殖的水鳥 (Routhier *et al.* 2020)。

水鳥是濕地環境變化的重要指標生物，瞭解濕地的水鳥多樣性與族群變化趨勢 (Yuan *et al.* 2014)、繁殖行為 (Brandis *et al.* 2018)、以及水鳥對濕地環境的利用狀態 (Lehikoinen *et al.* 2016; Meliani *et al.* 2020)，將有助於擬定有效的濕地與水鳥保育策略 (Amano *et al.* 2017)。鳥類的營巢棲地選擇是長期因應外界環境壓力所產生的適應行為 (Martin 1998; Clark and Shutler 1999)，如食物資源變動、可供營巢棲地的限制、種內及種外競爭、天

敵、寄生蟲、植被結構與人為干擾等等 (Loucif *et al.* 2021)，營巢棲地的選擇也是影響鳥類繁殖成功率的重要因素 (Latif *et al.* 2012)。在鳥類繁殖過程中，巢掠食 (Fontaine and Martin 2006; Athamnia *et al.* 2015)、巢位特徵 (Latif *et al.* 2012; Loucif *et al.* 2021)、飢餓 (Kloskowski *et al.* 2010)、孵化失敗 (Assersohn *et al.* 2021)、棄巢 (Loucif *et al.* 2021)、以及惡劣天氣 (Keithmalee-satti *et al.* 2020) 都是造成其繁殖失敗的重要因素。其中，天敵的巢掠食更是造成多種鳥類繁殖失敗的最主要原因 (Fontaine and Martin 2006; Latif *et al.* 2012)。Martin (1993) 發現地面營巢鳥種所承受的巢掠食壓力經常比非地面營巢鳥種高，且會藉由產下較多卵及延長育雛期來對抗天敵掠食。Fontaine and Martin (2006) 則指出在較高的巢掠食壓力下，親鳥會藉由改變生殖策略，如縮短親鳥在巢內的孵育時間或提高親鳥的餵食率來降低巢掠食風險。鳥類藉由選擇合宜的營巢棲地以降低天敵威脅，並提高個體基因延續的機會，不同巢位特徵往往也會影

響最後成功離巢的雛鳥數 (Martin and Roper 1988)。而食物資源的多寡與品質亦會影響鳥類的繁殖成功率 (Martin 1987; Sieving and Willson 1998; 林等 2010)，並進而影響其生活史特質與族群大小 (Martin 1987; Kelly 1993)。

小鵬鵬 (*Tachybaptus ruficollis*) 廣泛分布於歐亞大陸南部、非洲撒哈拉沙漠以南、以及南太平洋諸島的低海拔區域 (Dickinson 2003; Brazil 2009)。小鵬鵬極少離開水域活動，經常在水深 1 m 以內的平緩水域捕食水生昆蟲、軟體動物、甲殼類及小型魚類 (Ceccobelli and Battisti 2010)，並會在水域中構築浮動巢 (floating platform) 進行繁殖 (Moss and Moss 1993; O'Donnell and Fjeldså 1997)，是一種對水域具有高度需求的鳥種 (water-obligated bird species) (Ceccobelli and Battisti 2010)，也經常被用來探討濕地的棲地品質 (Sebastián-González *et al.* 2010; Bilal *et al.* 2013)、水位變動 (Moss and Moss 1993; Riensche *et al.* 2009)、人為活動干擾 (Keithmaleesatti *et al.* 2020) 與污染 (Thongcharoen *et al.* 2017) 等相關議

題。小鵬鵬在臺灣屬於普遍常見的留鳥與冬候鳥 (劉等 2012)，是各類濕地之水流平緩區域相當具有代表性的水鳥 (曾 2000)。但目前僅有少許科普書籍描述臺灣的小鵬鵬繁殖與行為 (e.g., 嚴 1984; 曾 2000)，幾乎沒有任何具備明確數據的研究資訊，可提供我們探索臺灣的小鵬鵬在濕地生態系中所扮演角色。因此，本研究希望藉由延續兩年在鰲鼓濕地的調查，來建立棲息臺灣之小鵬鵬的 1. 窩卵數與孵卵期等基礎繁殖資訊；2. 繁殖巢位的棲地特徵；以及探討 3. 影響其繁殖成功率的可能因素，以作為後續相關濕地生態研究與經營管理的參考。

材料與方法

一、研究地點與樣區

鰲鼓濕地森林園區位於嘉義縣西北隅，是臺灣西部的一處濱海濕地，也是東亞澳遷徙線 (the East Asian-Australasian Flyway) 候鳥的重要棲息地之一，每年冬季均有大量的雁鴨科 (Anatidae)、鷺科 (Ardeidae)、鷗科 (Laridae)、鶇科 (Scolopacidae) 與鴿

科 (Charadriidae) 等水鳥遷入棲息，依據 eBird 線上鳥類資料庫 (<https://ebird.org/hotspot/L3980078>) 顯示該地已累積有 287 種的鳥類紀錄，其間也棲息著數量頗高的小鵬鵬族群。本研究分別在鰲鼓濕地入口處 (entrance) 及觀海樓 (sea-viewing tower) 附近的池塘設置樣區來進行調查 (圖 1)，這些池塘原為台糖公司的水產養殖魚塭，後因地層下陷與鹽化廢棄使用長達 20 多年。本研究在入口處設置有 6 個觀察池塘 (圖 1)，各池塘面積介於 0.8 至 1.5 ha 間。池塘周圍主要栽植白千層 (*Melaleuca leucadendra*)、臺灣海棗 (*Phoenix hanceana*)、及黃槿 (*Hibiscus tiliaceus*) 等行道樹。池塘內主要的挺水植物為蘆葦 (*Phragmites communis*)，其次為海雀稗 (*Paspalum vaginatum*)。另外在觀海樓附近則設置有 15 個觀察池塘 (圖 1)，各池塘面積均為 3 ha (東西長 300 m、南北寬 100 m)。這些池塘相鄰之中央南北向的堤岸上有銀合歡 (*Leucaena glauca*) 及苦楝 (*Melia azedarach*) 等喬灌木，東西向堤岸則生長有臭娘子 (*Premna serratifolia*) 和銀

合歡等，池塘內主要的挺水植物為海雀稗，其次為蘆葦、海馬齒 (*Sesuvium portulacastrum*)、以及裸葉鹼蓬 (*Suaeda nudiflora*) 等濱岸植物。

二、池塘與巢位棲地測量

本研究於 2012 年 5 月至 11 月及 2013 年 4 月至 10 月間，每 3 至 7 天對所有 21 個池塘進行一次小鵬鵬繁殖調查，並對所發現巢位進行棲地測量及收集相關繁殖資訊。此外，我們於 2012 年 4 月在各池塘相對低點各設立一根水位竿 (每 10 cm 以塗料及鐵釘標誌)，以利各次觀察時記錄池塘水深或作為巢旁水深之推估依據。調查時，由研究人員穿著涉水褲及救生衣，沿岸或沿挺水植物旁徒步搜尋小鵬鵬繁殖巢及進行相關測量。各類池塘與巢位棲地測量特徵如下：

(一) 池塘棲地測量

1. 池塘水位深度 (簡稱池塘水深) (water depth of pond, WDP)：利用所設置水位竿，以目視及拍照輔助估計各次調查的池塘水深，最小單位為 1 cm。

2. 池塘植被覆蓋度 (簡稱池塘植覆) (vegetation cover of pond, VCP) : 每次調查以目視方式, 分區估算各池塘之挺水植物的佔據池塘面積比例, 以每 10% 間隔區分成 11 個等級進行紀錄。
3. 池塘面積 (pond area, PA) : 各池塘岸堤所圍繞面積, 單位為 ha。

(二) 巢位棲地測量

1. 巢寬 (nest width, NW) : 以直角量尺測量繁殖巢結構在水面上的最大寬度, 最小單位為 1 cm。
2. 巢高 (nest height, NH) : 繁殖巢結構在水面上的最大高度, 最小單位為 1 cm。
3. 巢旁水深 (water depth beside nest, WDN) : 以長棍測量緊鄰繁殖巢 4 個方位水深, 取其平均值, 最小單位為 1 cm。
4. 巢位鬱閉度 (nest closure, NC) : 以半球面鬱閉度計 (spherical densitometer) 測量巢位上方鬱閉度。每次測量均記錄東、南、西、北四個方位的鬱閉度, 取其平均值 (%)。
5. 巢位離最近邊坡距離 (簡稱最近邊

坡) (distance to the nearest embankment, DNE) : 以 GPS Garmin 60CSx 定位繁殖巢位址, 並利用 Google earth 尺規工具測量巢位離最近池塘堤岸的距離, 同時利用測距儀 (Leica Disto A8) 輔助校正, 最小單位為 0.1 m。

6. 最近繁殖巢距離 (簡稱最近鄰居) (distance to the nearest neighbor, DNN) : 以 GPS Garmin 60CSx 定位該繁殖巢與最近繁殖巢位址, 並利用 Google earth 尺規工具測量其直線距離, 最小單位為 0.1 m。
7. 巢位旁植物覆蓋度 (簡稱巢旁植覆) (vegetation coverage beside nest, VCN) : 以巢位中心劃設 4 m² 方格, 並以 Olympus E-PL2 (焦距 14–42 mm kit) 相機在巢位上方 1–1.5 m 處俯拍東西南北四個方位照片。利用 10 × 10 格線估算各 1 m² 照片之挺水植物覆蓋度 (%)。本項測值僅測量 2013 年 4 月至 10 月間所發現之繁殖巢。
8. 巢位旁挺水植物高度等級 (簡稱巢旁植高) (vegetation height beside

nest, VHN)：以巢位中心劃設 4 m² 方格。分別估算東西南北 4 個 1 m² 方格內之挺水植物突出水面高度。高度介於 0–50 cm 記錄為等級 1，51–100 cm 為等級 2，>100 cm 為等級 3。本項測值同樣僅測量 2013 年所發現之繁殖巢。

三、繁殖狀態調查

每次調查均沿岸邊或沿挺水植物旁搜尋各池塘的繁殖巢，發現並確認為小鸕鷀繁殖巢後，每 3 至 7 天持續探巢複訪至卵孵化或巢失敗為止。每次探巢皆計數巢內卵數，並以探巢期間之最大卵數為該繁殖巢之窩卵數 (clutch size, CS)，同時記錄各次探巢及繁殖成功日期。本研究將繁殖巢至少有一顆卵孵化出雛鳥 (Mabee 1997) 者定義為繁殖成功巢 (successful nest)，不符合繁殖成功巢之定義者皆視為繁殖失敗巢 (failure nest)，並利用相關跡象判斷失敗原因 (Moss and Moss 1993)，原因歸類如下：

淹沒 (flooding)：泛指巢位因池塘水位快速上升而淹沒或翻覆，致使親

鳥棄巢。

擱淺 (stranding)：泛指一切因水位下降造成繁殖巢擱淺凸出水面、傾倒及乾枯，使親鳥難以入巢孵育或棄巢之失敗巢。

天敵掠食 (predation)：若有下列情況，A. 巢內或周遭有明顯的蛋體殘骸，如破損蛋殼、碎片或繫膜等；B. 未屆孵化日期，卵全數消失且無明顯水位變動等失敗因素之巢位；C. 已屆孵化日期，巢中的卵全數消失，但巢位周遭無新生雛鳥紀錄者，失敗原因均判斷為天敵掠食，主要為嚙齒類、鳥類與蛇類等 (劉等 2012)。

不明原因 (unknown cause)：無法判斷因水位變化或天敵所致的失敗巢，如 A. 無任何明顯水位或環境變化跡象而巢體消失或損壞者；B. 卵數正常、蛋體完整但散落在巢位周圍者；C. 屆孵化日期，卵數不規則減少且巢位周遭無新生雛鳥紀錄者。

此外，本研究在 2013 年 9 月至 11 月期間，於入口處及觀海樓樣區各利用一處小鸕鷀結束繁殖且巢體完整的舊巢位，在巢體內擺設鵝鶉蛋模擬繁

殖巢，並於模擬巢旁各架設 1 台紅外線自動照相機 (DLC Covert II) 與 1 台縮時攝影機 (Brinno TLC200 F1.2)，分別進行 22 天及 36 天的潛在天敵背景調查。

四、繁殖巢成功率的計算

分別利用表觀法 (apparent method) (Jehle *et al.* 2004) 及 梅菲爾德法 (Mayfield method) (Mayfield 1961, 1975; Johnson 1979) 來計算巢成功率。Johnson and Shaffer (1990) 指出，繁殖成功率較穩定的物種，利用梅菲爾德法可計算獲得較貼近真實狀況的巢成功率，而繁殖巢容易在短時間內因外界因素影響而大量失敗的物種，則使用表觀法較能反映真實狀況，亦即直接利用所記錄成功巢數除以總觀察巢數來計算其表觀巢成功率 (apparent nesting success)。其相關計算公式如下：

$$\text{Apparent nesting success} = \frac{\text{No. of successful nests}}{\text{Total nests}} \times 100\%$$

$$\text{Mayfield nesting success} = \left(1 - \frac{\text{No. of loss nests}}{\text{Total nest days}} \right) (\text{Incubation days})$$

No. of successful nests：成功巢的數量。

Total nests：總觀察巢數量。

No. of loss nests：失敗巢的數量。

Total nest days: 每巢存活天數的總和。

Incubation days: 平均孵化天數，以 20 天計 (曾 2000, 本研究結果)。

五、資料分析

本研究利用 Spearman's rank correlation 檢測各池塘所記錄之小鸕鶿繁殖巢數量是否與池塘面積、平均池塘水深及池塘植覆等池塘棲地因子具相關性。同時將所發現繁殖巢之窩卵數區分成 <2、3、4 及 >5 顆卵等 4 種等級，利用 χ^2 檢定來檢測不同窩卵數之繁殖成功巢與失敗巢的組成分布是否具有差異 (Moss and Moss 1993)，並以 Fisher exact test 進行事後兩兩比較。為進一步探討影響繁殖成功巢的巢位棲地特徵，我們利用蒙地卡羅概似法

(Monte Carlo likelihood approximation; MCLA) 之廣義線性混合模型 (Generalized Linear Mixed Model; GLMM)，以伯努利 (Bernoulli) 分布及邏輯斯 (logit) 連結函式，透過尋找最大化的 MCLA 來分析成功巢 (1) 與失敗巢 (0) 的影響因子及變量 (Knudson *et al.* 2021)。分析前先計算各變數的變異數膨脹因子 (variance inflation factor, VIF) 並排除 $VIF > 5$ 的變數 (Akinwande *et al.* 2015)，以避免變數間的高相關性而產生多元共線性 (multi-collinearity) 影響。所採用固定因子 (fixed effects) 包含窩卵數 (CS)、巢寬 (NW)、巢高 (NH)、巢旁水深 (WDN)、巢位鬱閉度 (NC) 及最近邊坡 (DNE) 等 6 項因子，並把不同年份 (Year) 及池塘 (Pond) 設定為隨機因子 (random effects)。本研究以適合較小樣本數的校正 AIC (corrected Akaike's Information Criterion; AICc) 分數來評估所擬合 GLMM 模型的表現，同時以 Akaike's Information Criterion 分數差值 ($\Delta AICc = AICc_{(i)} - AICc_{(min)}$) 來排序並列出 $\Delta AICc < 8$ 之模型，依據最簡約法則 (parsimony)，

將 $\Delta AICc < 2$ 且使用最少解釋變數 K 的模型定義為最佳模型 (Burnham and Anderson 2002)。此外，我們也利用 Primer 6.0 (Clarke and Warwick 2001) 進行巢位棲地特徵的多變量冗餘分析 (distance-based Redundancy Analysis, dbRDA)，並以相似性分析 (analysis of similarity, ANOSIM) 來測試繁殖成功巢與失敗巢分群是否具有統計顯著性。上述 GLMM 分析與計算皆使用 R 4.1.2 (R core team 2020) 的 glmm 套件 (Knudson *et al.* 2021)，其他分析則利用 STATISTICA 7.0 (StatSoft 2004) 與 Primer 6.0 進行，所有資料均以 $mean \pm sd$ 呈現，顯著水準皆定為 0.05。

結果

一、繁殖行為描述

小鵬鵬開始繁殖後便顯少群聚活動。配對成功的繁殖對會開始叨巢材營巢，在巢體可承受母鳥重量時，母鳥會蹲伏於巢體並降低離巢覓食或叨巢材的行為頻度，而公鳥仍會持續叨巢材修築巢體。繁殖初期，母鳥在公鳥回巢後會把頭低伏做出要求交配的

動作。母鳥產卵後開始孵卵，其離巢頻度會更低，期間公鳥則會持續修築巢體，偶或餵食母鳥或替換母鳥孵卵。平均孵卵期為 20.1 ± 1.5 天 ($n = 10$)，孵卵期間，親鳥離開巢體前會以巢材覆卵。雛鳥孵化後，親鳥會將蛋殼帶離巢體丟棄，雛鳥孵化後沒多久就可入水活動，但不會遠離巢位。所有雛鳥都孵化後，1 周齡雛鳥大多會待在巢體上，或在巢位旁的水域等待親鳥餵食。1 周齡至 2 周齡雛鳥，親鳥有時會將雛鳥背負於背上並蓋於翅下，但較少背負 3 周齡以上雛鳥。3 周齡至 4 周齡雛鳥的羽色會開始轉變，褐色縱紋逐漸退去。雛鳥孵化後 2 至 2.5 個月，羽色會轉變成近似成鳥冬羽的樣式，即為亞成鳥。亞成鳥會跟隨親鳥一同活動約 1 個月，之後親鳥會將之驅離。整個繁殖過程大約持續 3–4 個月。

二、繁殖巢數量與巢成功率

在 2 個小鵬鵒繁殖期調查中，2012 年於 5 月 18 日發現第一個繁殖巢，至同年 11 月 14 日結束繁殖活動，

2013 年於 4 月 2 日發現第一個繁殖巢，至同年 10 月 5 日結束繁殖，顯示鰲鼓濕地的小鵬鵒主要於 4–11 月間進行繁殖活動，其中又以 5–7 月為繁殖高峰 (圖 2)。研究期間共記錄 99 個繁殖巢，其中 14 巢繁殖成功，其表觀巢成功率與梅菲爾德巢成功率分別為 14.1% 與 27.2% (表 1)。2012 年發現 42 個繁殖巢，其中 10 巢繁殖成功，2013 年發現 57 個繁殖巢，其中僅 4 巢繁殖成功，2012 年的表觀巢成功率及梅菲爾德巢成功率均較 2013 年高 (表 1)。各調查池塘所發現之繁殖巢數量與池塘植覆呈顯著正相關 ($r_s = 0.43, P < 0.05$) (圖 3)，其中又以池塘植覆介於 20% 至 70% 所記錄的繁殖巢數量較多，但繁殖巢數量與池塘面積 ($r_s = 0.11, P = 0.484$) 及池塘水深 ($r_s = 0.13, P = 0.407$) 之間則無顯著的相關性。

三、窩卵數與巢位棲地特徵

所記錄 99 個繁殖巢，窩卵數介於 1–7 顆之間，其中以 4 顆卵有 29 個巢為最多，其次為 3 顆卵有 22 個巢 (圖 4)，平均窩卵數為 3.3 ± 1.4 顆。

所劃分 4 類窩卵數的成功巢與失敗巢組成分布具顯著差異 ($\chi^2 = 12.43, P = 0.006$)，其中窩卵數 >5 的成功巢比例顯著較其他類別高 (Fisher exact test, all $P < 0.05$)，而其他 3 個類別 (<2 、3 及 4 顆卵) 間的成功巢比例則無顯著差異 (Fisher exact test, all $P > 0.05$)。各池塘水深變化主要受前一個月及當月份降雨的影響，在 4–11 月小鵬鵬繁殖期間的平均池塘水深大致都可維持在 50 cm 以上 (圖 5)。小鵬鵬的平均巢寬為 38.3 ± 7.2 cm、水面上巢高僅 3.1 ± 1.2 cm、巢旁水深 57.3 ± 19.1 cm、巢位鬱閉度 $18.7 \pm 23.6\%$ ，巢位離最近邊坡距離 14.7 ± 12.7 m、距最近鄰居巢 72.3 ± 57.5 m、巢旁植覆 $34.7 \pm 18.4\%$ ，巢位旁挺水植物高度大都介於 50 至 100 cm 之間，巢旁植高等級平均為 1.4 ± 0.7 (表 2)，多數巢位均修築於離廢棄魚塭岸堤 20 m 內之挺水植物與水域的交界處 (圖 6)，這可能與蘆葦大都由岸邊往池塘內部生長，且多數小鵬鵬巢位均構築於蘆葦與水域交界邊緣有關。

在巢位棲地特徵的 GLMM 分析

中，所納入變數的 VIF 值均小於 2，結果共篩選出 8 個 $\Delta AICc < 8$ 的模型 (表 3)，其中 $\Delta AICc < 2$ 的模型僅有「CS+WND+NH+NC」，即為最佳模型，其 AICc 值為 66.15、K 值為 6、 ω_i 值為 0.637 (表 3)。經檢測窩卵數 (CS)、巢旁水深 (WND)、巢高 (NH) 與巢位鬱閉度 (NC) 等 4 個固定因子及池塘 (Pond) 隨機因子均具顯著性 (表 4； $P < 0.05$)，其中又以巢高的變數估計值 (β) 為 1.06 最高，其次則是窩卵數的 0.85，其他因子的變數估計值則較小。此外，在小鵬鵬巢位特徵的 dbRDA 分析中，前 4 軸可解釋 93.5% 的變異量 (表 5)，第一軸及第二軸合併可解釋 66.3% 變異量，其 dbRDA1 主要受窩卵數、巢高及巢位鬱閉度的影響，dbRDA2 主要受巢旁水深的影響。但由 dbRDA1 及 dbRDA2 所繪製的巢分布圖 (圖 7) 及 ANOSIM 分析 ($R = -0.125, P = 0.976$) 發現，成功巢與失敗巢之間並無顯著分群的現象。

四、巢失敗原因類歸

鰲鼓濕地之小鵬鵬的繁殖失敗巢比例相當高。在所劃分的 4 類失敗原

因中，以天敵掠食所引致失敗巢共計 46 巢最多，約佔所有失敗巢的 54%，包含 2012 年 9 巢及 2013 年高達 37 巢。其次是因為水位快速上升而淹沒的失敗巢 17 個，因水位下降擱淺的失敗巢 10 個，以及不明原因失敗的巢位則有 12 個 (表 6)。

討論

一、繁殖期與池塘棲地品質

鰲鼓濕地的小鸕鷀大致於 4–11 月間進行繁殖活動，本研究在 2012 及 2013 年所記錄第 1 個繁殖巢至所有繁殖活動結束分別持續有 180 天及 189 天。此結果與 Moss and Moss (1993) 發現英國的小鸕鷀主要於 3–9 月間進行繁殖的期間相近，但北非的小鸕鷀繁殖期 (3–7 月) 則稍短 (Athamnia *et al.* 2015)。小鸕鷀的繁殖期長度可能受其繁殖成功率的影響，本研究觀察發現小鸕鷀從營巢至親鳥將雛鳥驅離的繁殖過程約持續 3–4 個月，在一個繁殖季要成功完成 2 次繁殖並不容易。Athamnia *et al.* (2015) 發現北非的小鸕鷀的表觀巢成功率高達 60%，英

國的小鸕鷀的巢成功率為 53% (Moss and Moss 1993)，西班牙的小鸕鷀的巢成功率為 21% (Sebastián-González *et al.* 2010)，鰲鼓濕地小鸕鷀的巢成功率則僅有 14%。鳥類可能因高繁殖失敗率 (Martin 1993; Verhulst and Nilsson 2008)、惡劣天候及低食物資源影響 (Teglhøj 2017) 而延長其繁殖季長度。鰲鼓濕地小鸕鷀的高繁殖失敗率，以及各月所發現繁殖巢數量呈右側偏態 (skewed) 分布，可能反應部分繁殖對在失敗後重新營巢繁殖的狀態。另一方面，Abt and Konter (2009) 藉由繫放再捕捉發現小鸕鷀的壽命可達 17 年以上，因此小鸕鷀也可能採取延長繁殖策略來降低各年的繁殖投資。

小鸕鷀會利用各類不同的靜止水域活動，水域的植被組成與物化特質經常影響牠們的數量與分布 (Bilal *et al.* 2013)，尤其是水域旁之蘆葦屬 (*Phragmites*) 與香蒲屬 (*Typha*) 等植物的分布。鰲鼓濕地擁有面積約 400 ha 的各類水域，本研究所調查池塘是小鸕鷀在鰲鼓濕地較頻繁運用的繁殖棲地。我們發現鰲鼓濕地的小鸕鷀的繁

殖巢數量與各池塘面積與水深無關，但與池塘植覆比例呈顯著正相關。Vogrin (2001) 認為小鵝鵝偏好棲息在面積較小的池塘，而水域面積與積水期長短則會影響魚類與無脊椎動物的種類與數量，進而影響濕地的食物資源量及棲息的鳥種數與數量 (Tsai *et al.* 2007)。小鵝鵝經常在水深 1 m 以內的平緩水域活動 (Ceccobelli and Battisti 2010)，但 Vogrin (2001) 亦指出水位太低會降低小鵝鵝的繁殖配對數與繁殖成功率，甚至延遲其繁殖時序，Causarano and Battisti (2009) 則發現小鵝鵝鮮少利用水位低於 40 cm 的水域活動。本研究進行觀察的池塘大都為面積相似的廢棄魚塢，各池塘面積相近且水深差異不大，可能降低相關因素對鰲鼓濕地小鵝鵝繁殖活動的影響。而 2013 年小鵝鵝延後於 5 月開始進行繁殖，也可能受該年 4 月池塘水深較淺 (圖 5) 的影響。另一方面，蘆葦屬等挺水植物可提供小鵝鵝修築浮動巢、遮蔽、以及作為巢材來源使用 (Bilal *et al.* 2013)，但過度鬱蔽的池塘環境則會影響其覓食活動 (Ceccobelli

and Battisti 2010)，這可能也是我們在具 20%–70% 池塘植覆之池塘記錄有較多繁殖巢的原因。

二、巢位棲地特徵與巢成功率

鰲鼓濕地小鵝鵝的整體表觀巢成功率為 14%，但 2012 年與 2013 年的成功率則分別為 24% 與 7%，其年間變動頗大，這可能受本研究池塘水體小易受近年頻繁的豪大雨影響水位變動 (圖 5)，以及年度間天敵掠食差異等不確定因素的影響。國外研究也經常發現小鵝鵝在不同年度間的繁殖表現差異，Sebastián-González *et al.* (2010) 發現 2003 與 2004 年的小鵝鵝表觀巢成功率分別為 18% 和 23%，雛鳥成功離巢率則分別為 25% 和 57%，Athamnia *et al.* (2015) 在 2010 至 2012 所觀察的小鵝鵝巢成功率則介於 55–71% 之間。小鵝鵝偏好在水流平緩的水域繁殖，可能與其可避免巢體受水流和波浪影響有關 (Moss and Moss 1993; Abt and Konter 2009)。經常在沿海潟湖或草澤繁殖之角鵝鵝 (*Podiceps auritus*) 與冠鵝鵝 (*Podiceps*

cristatus) 的巢位相當容易受浪擊的影響 (Ulfvens 1988)，其繁殖成功巢的巢體結構分別為巢寬 53.7 ± 10.3 cm 及 72.8 ± 12.3 cm、水面上巢高 8.4 ± 3.9 cm 及 11.8 ± 5.6 cm 也明顯比小鸕鶿巢大。Ulfvens (1988) 指出較大的浮動巢體有利抗衡波浪衝擊與水位變動的影響，而提高繁殖成功的機會。本研究發現小鸕鶿成功巢的巢高 (4.1 ± 1.6 cm) 明顯比失敗巢 (2.9 ± 1.0 cm) 高 ($z = 3.96, P < 0.001$)，巢寬也有稍大的趨勢 (表 2)，這可能與成功巢具有較高抗衡水位變動的效能有關。此外，小鸕鶿成功巢的巢旁水深較失敗巢深 ($z = 2.53, P < 0.05$)，也可能具有親鳥覓食 (Causarano and Battisti 2009) 及減緩水位快速下降造成巢體傾倒 (Ulfvens 1988) 的優點。至於成功巢的巢位鬱閉度比失敗巢低 ($z = -2.14, P < 0.05$)，主要是因為失敗巢旁經常有較多喬灌木生長，這是否與天敵掠食存在關聯仍待進一步資訊驗證。但小鸕鶿的繁殖表現除了會受到巢位特徵的影響，也會受到不同池塘的物化特質 (Bilal *et al.* 2013; Keithmaleesatti *et al.* 2020) 及

周圍環境地景 (Sebastián-González *et al.* 2010) 的影響。

此外，本研究發現鰲鼓濕地小鸕鶿的窩卵數介於 1–7 顆之間，其中又以 4 顆卵較為常見，此與 Moss and Moss (1993) 的研究結果相似，但比 Athamnia *et al.* (2015) 所記錄的平均窩卵數 4.7 ± 1.1 顆少。窩卵數多寡可能受不同族群所棲息棲地之食物資源供給 (Ricklefs 1980) 與環境穩定度 (Amundsen and Slagvold 1996) 的影響。另一方面，窩卵數 >5 之小鸕鶿成功巢比例明顯較其他窩卵數較少的巢位高，可能受親鳥年齡及體型大小 (Moss and Moss 1993)，以及對抗天敵掠食 (Martin 1993) 與小鸕鶿營巢習性的影響。本研究觀察發現小鸕鶿在母鳥產卵與孵卵時期，公鳥會持續修築巢體及推疊巢材，直至母鳥產卵結束為止。母鳥產卵期越長則公鳥修築巢體的時間也會相對增加，巢體結構增大則有助於提高後續繁殖成功的機率，唯相關驗證仍有待進一步的資訊收集。

整體而言，鰲鼓濕地小鸕鶿的巢失敗率高且年間變動大。失敗巢主要

受水位變動與天敵掠食等兩個因素的影響，約佔所有失敗巢的 85.8%。高失敗率尤其是高天敵掠食率可能影響成功巢與失敗巢的巢位特徵表現 (Fontaine and Martin 2006; Latif *et al.* 2012; Bilal *et al.* 2013; Athamnia *et al.* 2015)，使其不易相互區隔。許多研究發現，鸕鷀科 (Podicipedidae) 等利用浮動巢進行繁殖的鳥類，相當容易受到洪患、風浪、人為調節排水所導致的水位變動、天敵掠食及人為干擾的影響 (Ceccobelli and Battisti 2010; Athamnia *et al.* 2015; Keithmaleesatti *et al.* 2020; Meliani *et al.* 2020)。鰲鼓濕地小鸕鷀因淹沒而失敗的巢位大都集中於降雨季，例如研究期間 2012 年 6 月與 2013 年 8 月因颱風豪雨使其月累積雨量高達 628 mm 與 711 mm。在小鸕鷀營巢繁殖初期，因其巢體較小且結構較不扎實，也比較容易因水位快速上升而翻覆。因水位下降而擱淺或乾枯的失敗巢則主要發現於 2012 年的秋季。另一方面，長期乾旱除了會使池塘水位下降，也可能提高陸域性天敵由岸邊入侵掠食的機會 (Salonen and

Penttinen 1988; Martin 1993; Prokop and Trnka 2011)。蛇類與小型哺乳類是鸕鷀科鳥類繁殖的重要天敵 (Athamnia *et al.* 2015; Meliani *et al.* 2020)。研究期間，我們利用小鸕鷀舊巢放置鵝鶉蛋來進行潛在天敵觀察，結果發現以臭青公 (*Elaphe carinata*) 掠食鵝鶉蛋的次數最高，其他還記錄有小黃腹鼠 (*Rattus losea*)、紅冠水雞 (*Gallinula chloropus*)、東方澤鶯 (*Circus spilontus*) 等種類 (未發表資料)。鰲鼓濕地在台糖公司停止農墾活動後自 2002 年開始推展平地造林，加上該地被劃設為野生動物重要棲息環境與濕地森林園區後，許多區域均鮮少人為干擾。此外，鰲鼓濕地入口處的台糖畜牧場目前約飼養有 2-3 萬頭的豬隻，這類環境也可能提高蛇類與小型哺乳類等天敵對小鸕鷀繁殖巢的威脅。鰲鼓濕地的小鸕鷀經常在小面積廢棄魚塭營巢繁殖，相關管理單位若能在這些廢棄魚塭設置少許可調控水位的溢流口及適量移除小型鼠類，當可降低洪泛及天敵對小鸕鷀繁殖的影響，讓小鸕鷀成為夏季遊客造訪鰲鼓濕地森林園

區的觀賞鳥種。

謝誌

本研究為林務局嘉義林區管理處委託「鰲鼓濕地森林園區鳥類資源長期監測」之部分成果。感謝嘉義林區管理處陳榮作技正及台糖公司東石農場陳耀祥主任在執行研究期間的大力支持與協助，林政道博士協助資料分析，國立嘉義大學生物資源學系野生動物研究室的多位伙伴，協助各類研究資料的蒐集與觀察，以及編輯及審查委員寶貴的意見，使本文更趨完善，在此一併致謝。

引用文獻

林瑞興、陳華香、陳東瑤。2010。台灣中部黑枕藍鶺鴒之鳥巢掠食風險與巢位特徵。台灣生物多樣性研究 12(1): 29–42。

曾義和。2000。小鸕鶿日記：一對小鸕鶿的繁殖與育雛觀察。晨星出版社。

劉小如、丁宗蘇、方偉宏、林文宏、蔡牧起、顏重威。2012。台灣鳥

類誌。第二版。行政院農業委員會林務局。

嚴重威。1984。臺灣的野生鳥類(一)留鳥。渡假出版社。

Abt, K. and A. Konter. 2009. Survival rate of adult European Grebes (*Podicepsidae*). *Ardea* 97(3): 313–321.

Akinwande, M. O., H. G. Dikko and A. Samson. 2015. Variance inflation factor: as a condition for the inclusion of suppressor variable(s) in regression analysis. *Open Journal of Statistics* 5: 754–767.

Amundsen, T. and T. Slagsvold. 1996. Lack's brood reduction hypothesis and avian hatching asynchrony: what's next? *Oikos* 76: 613–620.

Amano, T., T. Székely, B. Sandel, S. Nagy, T. Mundkur, T. Langendoen, D. Blanco, C. U. Soykan and W. J. Sutherland. 2017. Successful conservation of global waterbird populations depends on effective governance. *Nature* 553: 199–202.

- Assersohn, K., A. F. Marshall, F. Morland, P. Brekke and N. Hemmings. 2021. Why do eggs fail? Causes of hatching failure in threatened populations and consequences for conservation. *Animal Conservation* 24(4): 540–551.
- Athamnia, M., F. Samraoui, B. Kelailia, A. Rouabah, A. H. Alfarhan and B. Samraoui. 2015. Nest-site selection and reproductive success of the Little Grebe *Tachybaptus ruficollis* in Northeast Algeria. *Ardeola* 62(1): 113–124.
- Bilal, S., M. Rais, M. Anwer, I. Hussain, M. Sharif and B. Kabeer. 2013. Habitat association of Little Grebe (*Tachybaptus ruficollis*) at Kallar Kahar Lake, Pakistan. *Journal of King Saud University-Science* 25: 267–270.
- Brazil, M. 2009. *Birds of east Asia-China, Taiwan, Korea, Japan, & Russia*. Princeton University Press, New Jersey.
- Brandis, K. J., G. Bino, J. A. Spencer, D. Ramp and R. T. Kingsford. 2018. Decline in colonial waterbird breeding highlights loss of Ramsar wetland function. *Biological Conservation* 225: 22–30.
- Burnham, P. B. and D. R. Anderson. 2002. *Model Selection and Multi-Model Inference: A Practical Information – Theoretic Approach*. Springer-Verlag, New York.
- Causarano, F. and C. Battisti. 2009. Effect of seasonal water level decrease on a sensitive bird assemblage in a Mediterranean wetland. *Rendiconti Lincei* 20: 211–218.
- Ceccobelli, S. and C. Battisti. 2010. On the water depth in diving sampling sites of *Tachybaptus ruficollis*. *Rendiconti Lincei* 21: 359–364.
- Clark, R. G. and D. Shutler. 1999. Avian habitat selection: pattern from process in nest-site use by ducks? *Ecology* 80(1): 272–287.
- Clarke, K. R. and R. M. Warwick. 2001.

- Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. 2nd Edition, PRIMER-E, Ltd., Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.
- Dickinson, E. C. 2003. The Howard and Moore Complete Checklist of the Birds of the World. 3rd edition. Princeton University Press, New Jersey.
- Fontaine, J. J. and T. E. Martin. 2006. Parent birds assess nest predation risk and adjust their reproductive strategies. *Ecology Letters* 9: 428–434.
- Gardali, T., N. E. Seavy, R. T. DiGaudio and L. A. Comrack. 2012. A climate change vulnerability assessment of California's at-risk birds. *PLoS ONE* 7(3):e29507.
- Jehle, G., A. A. A. Yackel, J. A. Savidge and S. K. Skagen. 2004. Nest survival estimation: a review of alternatives to the Mayfield estimator. *The Condor* 106: 472–484.
- Johnson, D. H. 1979. Estimating nest success: the Mayfield method and an alternative. *The Auk* 96(4): 651–661.
- Johnson, D. H. and T. L. Shaffer. 1990. Estimating nest success: when Mayfield wins. *The Auk* 107: 595–600.
- Keithmaleesatti, S., K. Thongcharoen, P. Doungkomna, K. Somjai and T. Chaianunporn. 2020. Breeding success of Little Grebe, *Tachybaptus ruficollis*, at a wastewater treatment facility at Khon Kaen University, Thailand: The influence of human activity. *Songklanakarin Journal of Science and Technology* 42(2): 274–279.
- Kelly, J. P. 1993. The effect of nest predation on habitat selection by Dusky Flycatchers in limber pine-juniper woodland. *The Condor* 95: 83–93.
- Kloskowski, J., M. Nieoczym, M. Polak and P. Pitucha. 2010. Habitat

- selection by breeding waterbirds at ponds with size-structured fish populations. *Naturwissenschaften* 97: 673–682.
- Knudson, C., S. Benson, C. Geyer and G. Jones. 2021. Likelihood-based Inference for Generalized Linear Mixed Models: Inference with the R Package Glmm. *Stat* 10 (1): e339.
- Latif, Q. S., S. K. Heath and J. T. Rotenberry. 2012. How avian nest site selection responds to predation risk: testing an ‘adaptive peak hypothesis’. *Journal of Animal Ecology* 81: 127–138.
- Lehikoinen, A., J. Rintala, E. Lammi and H. Pöysä. 2016. Habitat-specific population trajectories in boreal waterbirds: alarming trends and bioindicators for wetlands. *Animal Conservation* 19: 88–95.
- Loucif, K., M. C. Maazi, M. Houhamdi and H. Chenchouni. 2021. Nest site selection and breeding ecology of the Ferruginous Duck (*Aythya nyroca*) in Algeria. *Global Ecology and Conservation* 26: e01524.
- Ma, Z., Y. Cai, B. Li and J. Chen. 2010. Managing wetland habitats for waterbirds: an international perspective. *Wetlands* 30: 15–27.
- Mabee, T. J. 1997. Using eggshell evidence to determine nest fate of shorebirds. *Wilson Bulletin* 109: 307–313.
- Martin, T. E. 1987. Food as a limit on breeding birds: a life-history perspective. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 453–487.
- Martin, T. E. 1993. Nest predation and nest sites. *BioScience* 43(8): 523–532.
- Martin, T. E. 1998. Are microhabitat preferences of coexisting species under selection and adaptive? *Ecology* 79(2): 656–670.
- Martin, T. E. and J. J. Roper. 1988. Nest predation and nest-site selection of a western population of the Hermit

- Thrush. *Ecology* 90: 51–57.
- Mayfield, H. F. 1961. Nesting success calculated from exposure. *The Willson Bulletin* 73(3): 255–261.
- Mayfield, H. F. 1975. Suggestions for calculating nest success. *The Willson Bulletin* 87(4): 456–466.
- Meliani, K. M., I. Bendahmane, M. Bara, S. Atoussi, M. Houhamdi and N. Mostefai. 2020. Abundances and breeding phenology of three sympatric grebes (Little Grebe *Tachybaptus ruficollis*, Great Crested Grebe *Podiceps cristatus* and Black-necked Grebe *Podiceps nigricollis*) in Dayet El Ferd, Algeria. *Acta Zoologica Lilloana* 64(2): 73–83.
- Moss, D. and M. Moss. 1993. Breeding biology of the Little Grebe *Tachybaptus ruficollis* in Britain and Ireland. *Bird Study* 40(2): 107–114.
- Murray, N. J., S. R. Phinn, M. DeWitt, R. Ferrari, R. Johnston, M. B. Lyons, N. Clinton, D. Thau and R. A. Fuller. 2019. The global distribution and trajectory of tidal flats. *Nature* 565(7738): 222–225.
- O’Donnel, C. and J. Fjeldså. 1997. Grebes-status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Grebe Specialist Group. International Union for Conservation of Nature, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Prokop, P. and A. Trnka. 2011. Why do grebes cover their nests? Laboratory and field tests of two alternative hypotheses. *Journal of Ethology* 29: 17–22.
- R Core Team. 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ricklefs, R. E. 1980. Geographical variation in clutch size among passerine birds: Ashmole’s hypothesis. *Auk* 97: 38–49.
- Rienschke, D. L., J. D. Mena and A. B.

- Shawen. 2009. Western and Clark's Grebe nest platforms designed for fluctuating water levels. *Transactions of the Western Section of the Wildlife Society* 45: 7–16.
- Routhier, D. D., K. W. Dufour, M. T. Bidwell and R. Clark. 2020. Habitat occupancy by breeding Pied-billed and Horned Grebes in Prairie Canada: correlates of pond use and breeding success. *Avian Conservation & Ecology* 15(2):3.
- Salonen, V. and A. Penttinen. 1988. Factors affecting nest predation in the Great Crested Grebe: field observations, experiments and their statistical analysis. *Ornis Frnnica* 65: 13–20.
- Sebastián-González, E., F. Botella, R. A. Sempere and J. A. Sánchez-Zapata. 2010. An empirical demonstration of the ideal free distribution: Little Grebes *Tachybaptus ruficollis* breeding in intensive agricultural landscapes. *Ibis* 152: 643–650.
- Sieving, K. E. and M. F. Willson. 1998. Nest predation and avian species diversity in northwestern forest understory. *Ecology* 79(7): 2391–2402.
- StatSoft, Inc. 2004. STATISTICA (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com.
- Studds, C. E., B. E. Kendall, N. J. Murray, H. B. Wilson, D. I. Rogers, R. S. Clemens, K. Gosbell, C. J. Hassell, R. Jessop, D. S. Melville, D. A. Milton, C. D. T. Minton, H. P. Possingham, A. C. Riegen, P. Straw, E. J. Woehler and R. A. Fuller. 2017. Rapid population decline in migratory shorebirds relying on Yellow Sea tidal mudflats as stopover sites. *Nature Communications* 8:14895.
- Teglhøj, P. G. 2017. A comparative study of insect abundance and reproductive success of barn swallows *Hirundo rustica* in two urban habitats. *Journal of Avian Biology* 48(6): 846–853.

- Thongcharoen, K., M. G. Robson and S. Keithmaleesatti. 2017. Determination of heavy metals in eggs of Little Grebe (*Tachybaptus ruficollis*) around the wastewater treatment ponds, Khon Kaen University. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, DOI: 10.1080/10807039.2017.1383851.
- Tsai, J. S., L. S. Venne, S. T. McMurry and L. M. Smith. 2007. Influences of land use and wetland characteristics on water loss rates and hydroperiods of playas in the Southern High Plains, USA. *Wetlands* 27(3): 683–692.
- Ulfvens, P. 1988. Nest characteristics and survival in the Horned Grebe *Podiceps auritus* and Great Crested Grebe *Podiceps cristatus* in a Finnish archipelago. *Annales Zoologici Fennici* 25: 293–298.
- Verhulst, S. and J. Nilsson. 2008. The timing of birds' breeding seasons: a review of experiments that manipulated timing of breeding. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363: 399–410.
- Vogrin, M. 2001. Breeding of Little Grebe *Tachybaptus ruficollis* and Great Crested Grebe *Podiceps Cristatus* on race ponds in northeastern Slovenia (Central Europe) – a 13-years study. *Pakistan Journal of Biological Sciences* 4(3): 241–243.
- Wang, X., X. Li, X. Ren, M. V. Jackson, R. A. Fuller, D. S. Melville, T. Amano and Z. Ma. 2021. Effects of anthropogenic landscapes on population maintenance of waterbirds. *Conservation Biology* 36: e13808.
- Xu, W., X. Fan, J. Ma, S. L. Pimm, L. Kong, Y. Zeng, X. Li, Y. Xiao, H. Zheng, J. Liu, B. Wu, L. An, L. Zhang, X. Wang and Z. Ouyang. 2019. Hidden loss of wetlands in China. *Current Biology* 29: 3065–3071.

Yuan, Y., G. Zeng, J. Liang, X. Li, Z. Li, C. Zhang, L. Huang, X. Lai, L. Lu, H. Wu and X. Yu. 2014. Effects of landscape structure, habitat and human disturbance on birds: a case study in East Dongting Lake wet-

land. *Ecological Engineering* 67: 67–75

表 1. 在 2012 年及 2013 年所記錄之小鵬鵬繁殖成功與失敗巢數量，以及表觀巢成功率與梅菲爾德巢成功率

Table 1. The number of successful and failed nests of Little Grebe, and Apparent and Mayfield nesting success in Augo Wetland during the breeding season in 2012 and 2013.

	2012	2013	Total
Total nests	42	57	99
No. of successful nests	10	4	14
No. of failed nests	32	53	85
Apparent nesting success (%)	23.8	7.0	14.1
Mayfield nesting success (%)	43.9	13.4	27.2

表 2. 鰲鼓濕地所記錄之小鸕鷀成功巢與失敗巢的巢位棲地特徵彙整表。各變數以 mean ± sd 呈現，括號內的數值為樣本數

Table 2. Summary of nest characteristics of successful and failed nests in Aogu Wetland. The mean ± sd is shown for each variable. Sample sizes are shown in parentheses.

Nest characteristics	Total nests	Successful nests	Failed nests
Clutch size	3.3 ± 1.4 (99)	4.4 ± 1.3 (14)	3.1 ± 1.3 (85)
Nest width (cm)	38.3 ± 7.2 (99)	41.1 ± 7.7 (14)	37.9 ± 7.0 (85)
Nest height (cm)	3.1 ± 1.2 (99)	4.1 ± 1.6 (14)	2.9 ± 1.0 (85)
Water depth beside nest (cm)	57.3 ± 19.1 (99)	67.2 ± 16.9 (14)	55.7 ± 19.1 (85)
Nest closure (%)	18.7 ± 23.6 (99)	13.6 ± 14.4 (14)	19.5 ± 24.8 (85)
Distance to the nearest embankment (m)	14.7 ± 12.7 (99)	14.3 ± 7.7 (14)	14.8 ± 13.4 (85)
Distance to the nearest neighbor (m)	72.3 ± 57.5 (67)	66.6 ± 45.9 (10)	73.3 ± 59.6 (57)
Vegetation coverage beside nest (%)	34.7 ± 18.4 (55)	28.4 ± 13.3 (4)	35.2 ± 18.8 (51)
Rank of vegetation height beside nest	1.4 ± 0.7 (55)	1.3 ± 0.5 (4)	1.5 ± 0.7 (51)

表 3. 以訊息理論研究法 (AICc) 對小鸕鷀的巢位特徵關係進行模型篩選之結果：表中同時顯示變數數量 (K)、AICc 值、AICc 差值 ($\Delta AICc$) 及 Akaike weights (ω_i)

Table 3. Ranking of models on individual nest-site variables for the Little Grebe nests based on the lowest AICc value ($\Delta AICc$) (K, number of variables in the models, ω_i , Akaike weight explaining total variance).

Models	K	AICc	$\Delta AICc$	ω_i
CS + WDN + NH + NC	6	66.15	0.00	0.637
CS + WDN + NW + NH + NC	7	70.22	4.07	0.083
CS + WDN + NH + NC + DNE	7	70.68	4.53	0.066
CS + NC + NW + NH	6	71.24	5.09	0.050
CS + NW + NH + NC	6	71.74	5.59	0.039
WDN + NH + NC + DNE	6	72.09	5.94	0.033
CS + WDN + NW + NH + NC + DNE	8	73.90	7.75	0.013
NC + WDN + NH	5	74.07	7.92	0.012

^a Variable abbreviations: CS: clutch size ; NH: nest height (cm); NW: nest width (cm); NC: nest closure (%); DNE: distance to the nearest embankment (cm); WDN: water depth beside nest (cm).

^b K is the number of the explanatory variables in the model. AICc indicates the corrected Akaike's Information Criterion. $\Delta AICc = AICc_i - \text{minimum AICc}$, The bold face indicates that the candidate model is the most parsimony model.

表 4. 以 AICc 選擇出小鸕鷀 (*Tachybaptus ruficollis*) 巢位特徵之最佳 GLMM 分析模型的變數估計值、SE 及其檢定結果

Table 4. Parameter estimates (β) of the most parsimonious GLMM model supported by AICc for the Little Grebe (*Tachybaptus ruficollis*) nests.

Fixed effects	Estimate (β)	Std. Error	z-value	Pr(> z)
Intercept				
Clutch size	0.848	0.267	3.178	0.0015 **
Water depth beside nest	0.038	0.015	2.533	0.0113 *
Nest height	1.061	0.268	3.959	<0.0001 ***
Nest closure	-0.070	0.033	-2.144	0.0321 *
Random effects				
	Estimate	Std. Error	z-value	Pr(> z)/2
Year	0.000	0.000	0.707	0.2398
Pond	0.009	0.004	2.635	0.0042 **

表 5. 小鵬鵬巢位特徵之冗餘分析的線性組合係數與解釋變異量百分比

Table 5. The coefficients for linear combinations of variables in the formation of dbRDA coordinates and the percentage of explained variation.

Nest characteristics	dbRDA1	dbRDA2	dbRDA3	dbRDA4
Clutch size	-0.489	-0.315	-0.337	-0.282
Nest width	-0.195	0.227	-0.312	0.772
Nest height	-0.515	0.237	-0.399	0.299
Water depth beside nest	0.186	0.460	-0.010	-0.139
Nest closure	-0.426	0.176	0.009	-0.007
DNE [#]	0.138	0.153	0.578	0.199
% explained variation	38.76	27.53	18.92	8.30
Cumulative %	38.76	66.28	85.21	93.51

[#]DNE: Distance to the nearest embankment

表 6. 鰲鼓濕地之小鵬鵬繁殖失敗巢的原因類歸

Table 6. Causes of failure of Little Grebe nests in Augo Wetland.

Cause	2012	2013	Total
Flooding	9	8	17
Stranding	9	1	10
Predation	9	37	46
Unknown cause of failure	5	7	12
Total	32	53	85

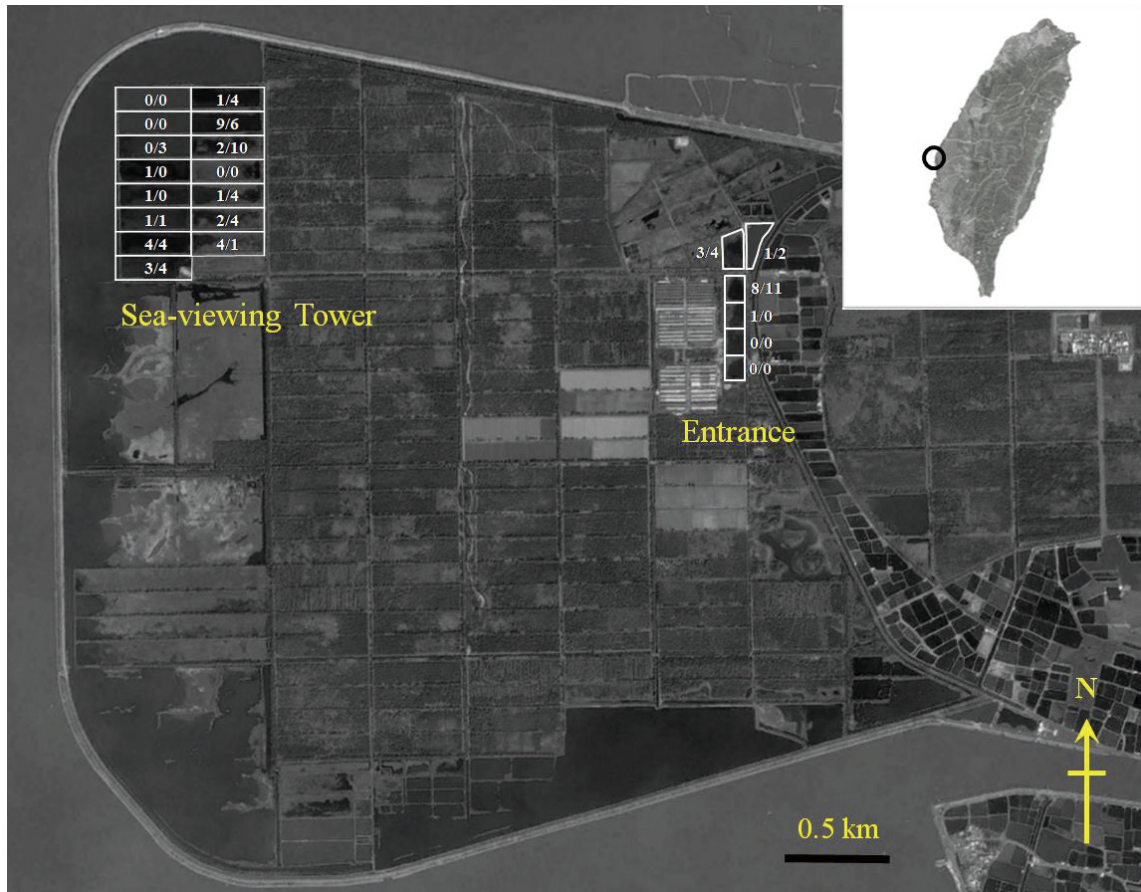


圖 1. 本研究之調查樣區在鰲鼓濕地的分布位置圖，各池塘旁之阿拉伯數字分別表示 2012/2013 年所發現繁殖巢數。

Fig. 1. The sampling ponds in Aogu Wetland. The numbers beside each pond represent the Little Grebe nests found in 2012 and 2013.

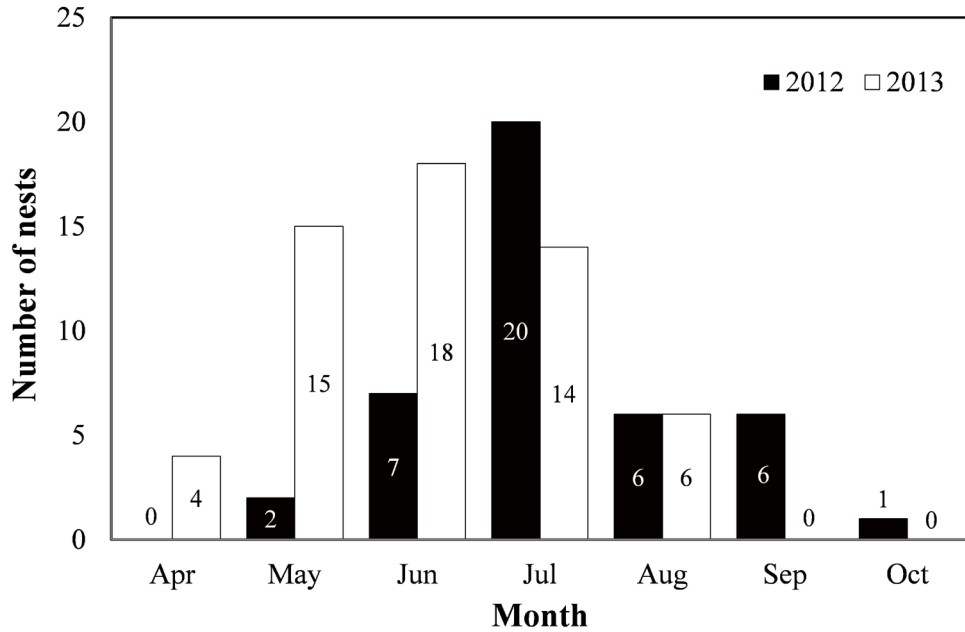


圖 2. 各月分所發現之小鸕鶿繁殖巢數量。
 Fig. 2. Numbers of Little Grebe nest recorded each month.

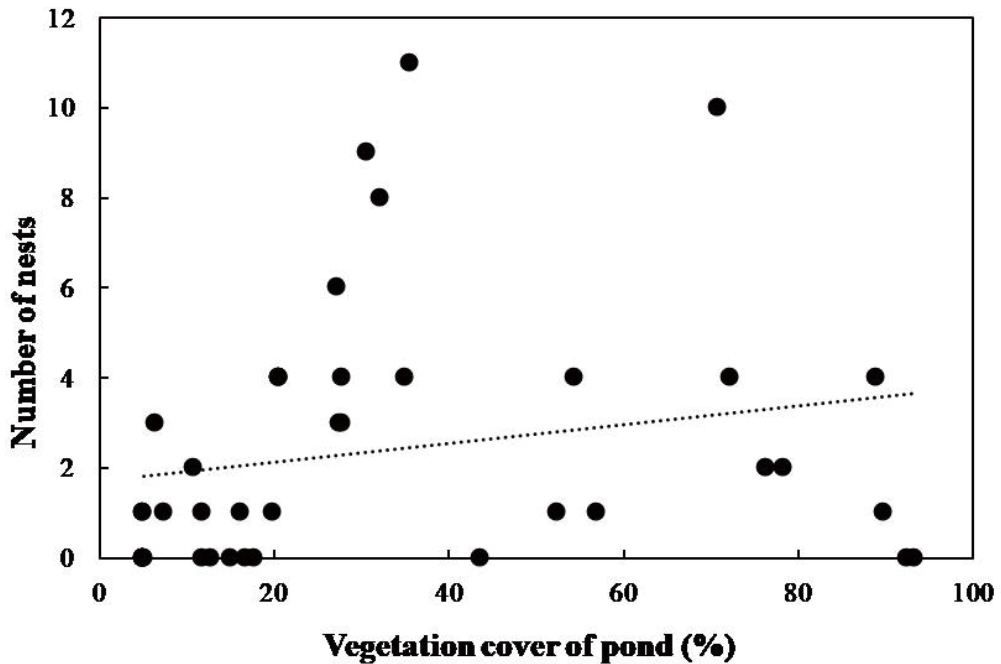


圖 3. 各池塘所記錄之小鸕鶿繁殖巢數量與池塘植被覆蓋度的關係。
 Fig. 3. Relationship between the number of Little Grebe nest and the emerged vegetation cover of each pond (%).

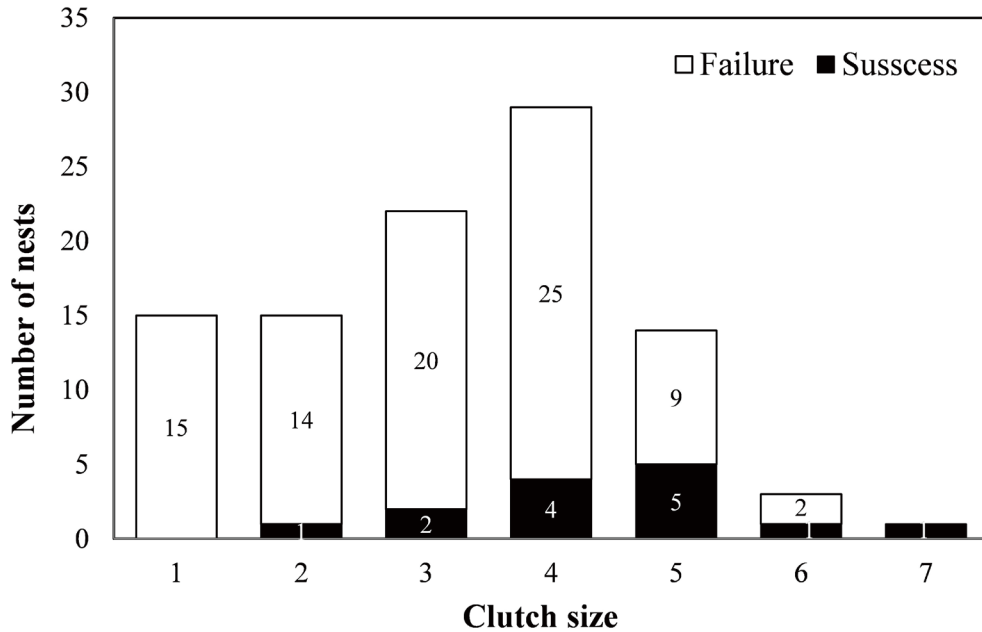


圖 4. 不同窩卵數之繁殖成功巢與失敗巢的數量分布圖。條狀圖之白色區塊表繁殖失敗巢，黑色區塊表繁殖成功巢。

Fig. 4. Relationship between recorded clutch size of Little Grebes and outcome of the nest stated by the observers. Black bars represent the successful nests, and white bars represent the failed nests.

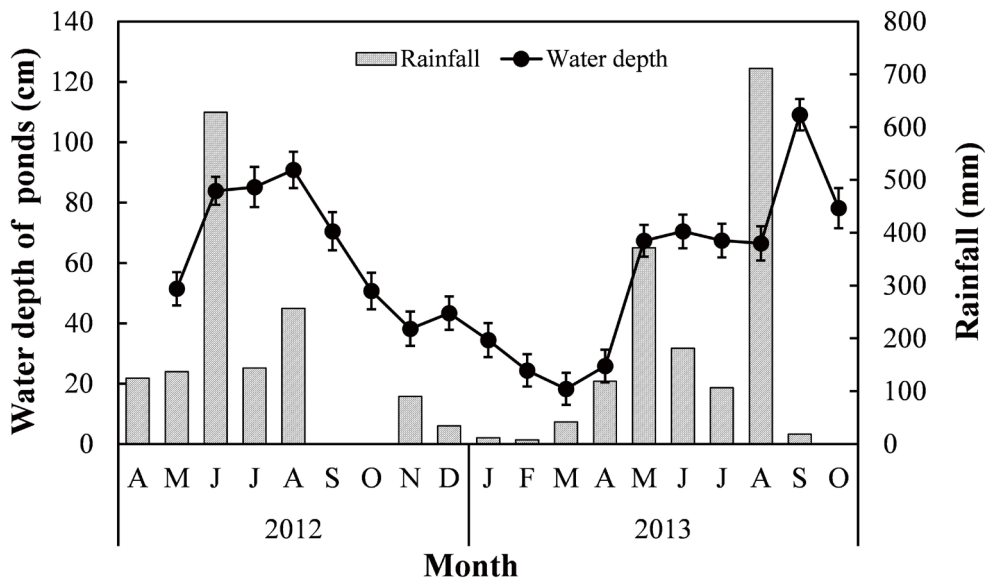


圖 5. 研究期間的各月分降雨量與平均池塘水深。

Fig. 5. Monthly rainfall (mm) and average water depth of ponds during the study period.

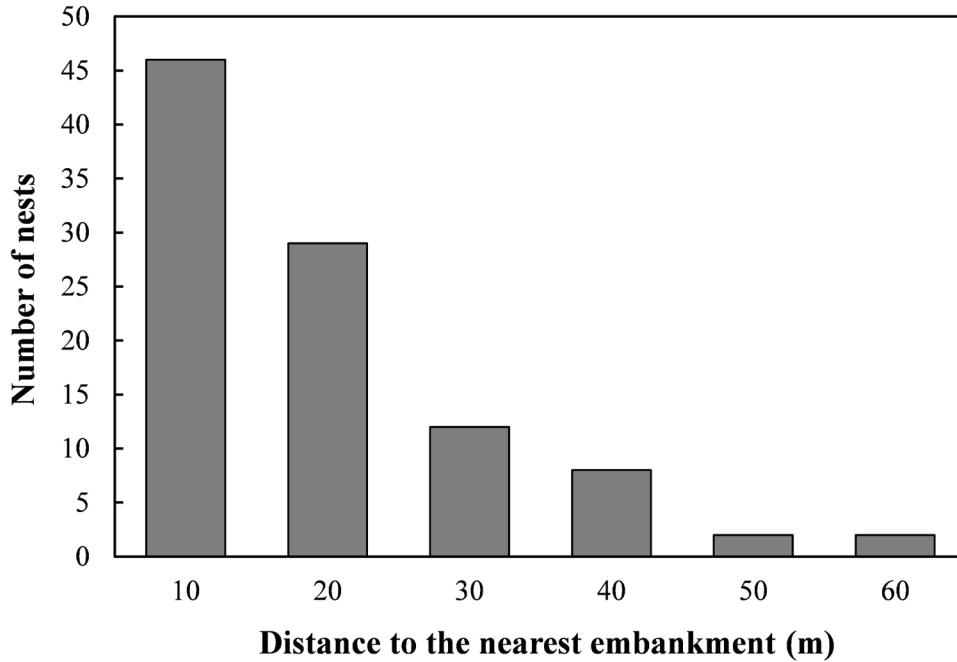


圖 6. 在不同離最近邊坡距離 (m) 組別中所發現的小鵬鵒繁殖巢數。

Fig. 6. Number of Little Grebe nests found in each class with different distances to the nearest embankment (m).

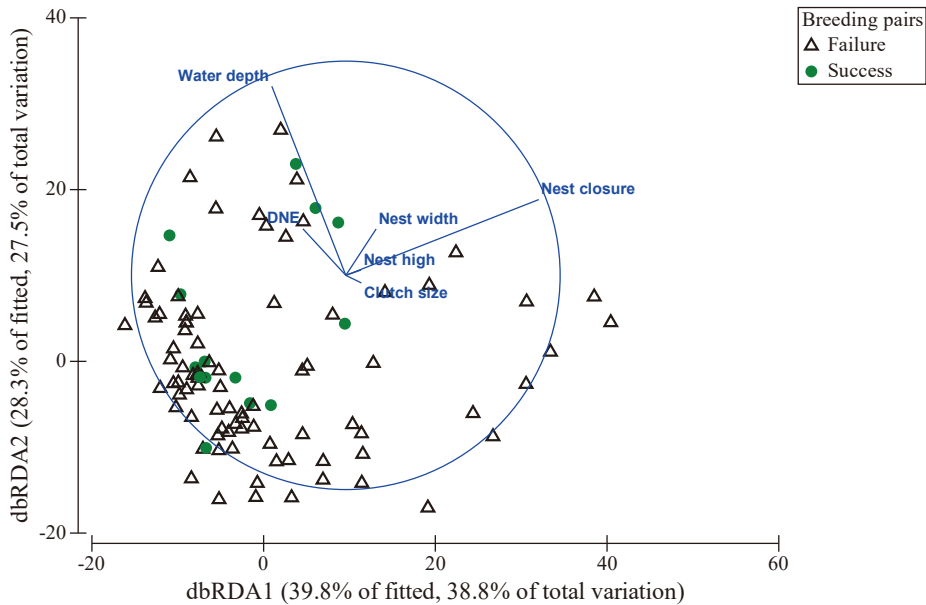


圖 7. 小鵬鵒繁殖巢與巢位棲地特徵因子間之多變量冗餘分析 (dbRDA) 在第 1 軸及第 2 軸的分布圖。

Fig. 7. Distance-based redundancy analysis (dbRDA) ordination plot for the fitted model of Little Grebe nests and breeding-site characteristics along the first two dbRDA axes.

交通方式對路死動物屍體被偵測率的影響

How modes of transportation influence road carcass detection probability

陳宛均^{1, 2}、蔡富安¹、林毅倫¹、林德恩^{1*}

Wan-Jyun Chen^{1, 2}, Fu-An Tsai¹, Yi-Lun Lin¹, and Te-En Lin^{1*}

¹ 行政院農業委員會特有生物研究保育中心，552 南投縣集集鎮民生東路 1 號

² 國立臺灣大學生態學與演化生物學研究所，106 台北市羅斯福路 4 段 1 號

¹ Endemic Species Research Institute, No. 1, Ming-shen East Road, Jiji, Nantou 552, Taiwan

² Institute of Ecology and Evolutionary Biology, National Taiwan University, No. 1, Section 4, Roosevelt Road, Taipei 106, Taiwan

* 通訊作者：林德恩

E-mail: dnlin@tesri.gov.tw

摘要

讓民眾依調查樣線現況，使用不同交通方式進行道路沿線路殺調查，有助於提升參與意願以獲得足夠樣本數。然而交通方式的不同，對於路殺動物調查的偵測率卻有很大的影響。為此本研究針對步行、腳踏車、機車與汽車 4 種交通方式對路死動物屍體調查偵測率進行試驗，同時評估行進速度、調查者經驗、道路型態、物種類群、路死動物屍體的面積大小對偵測率的影響。研究結果顯示步行可以調查到最多的屍體 74%，其次是腳踏車 42% 與機車 32%，而汽車僅有 12%；

經模式推估其中最主要的影響因子為交通方式與調查行進速度，其次是調查者經驗與道路類型。而影響每一個屍體被發現與否最關鍵的因子為動物屍體的面積大小與調查行進速度。

調查者維持低速行走可以偵測到最多的物種與數量，但考量公民科學調查的可行性與提高參與度，本研究建議可使用機車調查並以 6km/hr 以下的時速行進，且完成整條 3km 樣線的調查時間不低於 30 min。培養具有經驗的志工以及維持固定樣區固定志工，也有助於提升調查偵測率，是研究團隊必需重視的工作之一。本研究結果將有助於校正臺灣野生動物路殺總量的估算，以及評估不同動物類群受路殺威脅情形。

關鍵詞：道路致死率、路殺、調查有效性、路死動物屍體被偵測率

Abstract

Volunteers participated in a roadkill survey with the liberty of choosing different modes of transportation, including by foot, bike, scooter, or car, depending on the local line-transect status. This method helps increase participation rate and obtain a larger sample size, although the roadkill survey detection rate would be affected by the chosen mode of transportation. In this study, we tested the transportation influence on road carcass detection probability, and evaluated factors of roadkill survey detection probability, including the survey speed of observers, experience of observers, road types, species taxon, and area size of roadkill body. Surveys by foot showed the highest effectiveness (74%), bicycle (42%), scooter (32%) was second highest, and car (12%) resulted in the lowest detection rate. The modeling results show that transportation mode and observer moving speed were the primary factors influencing the carcass survey detection rate, and the experience of observers and road types were the minor factors. We also discovered that the area size of roadkill body and observer moving speed can significantly affect

carcass detection probability.

Slow-walking observers could search for the most species and roadkill bodies. Considering the trade-off between feasibility and participation of citizen science projects, we suggest volunteers/observers search carcasses by scooter, keeping the moving speed below 6km/hr, and allowing more than 30 minutes of search time on the 3km line-transect. The research team needs to train experienced volunteers and maintain the fixed study site with the same observers to improve detection probability. This study result will be useful to correct sampling bias and estimate the abundance of animals killed on the roads in Taiwan. We could also assess the roadkill risk of different taxonomic animals.

Keywords : Road mortality rate, Roadkill, Search efficiency, Road carcass detection probability

緒言

道路對野生動物的影響極大，道路切割破壞了棲地完整性，而道路致死更直接威脅著野生動物族群的存續。因此如何量化與指認高路殺 (roadkill) 風險區域，是道路經營管理與野生動物保育的重要課題 (Van der Ree *et al.* 2015)。

臺灣在全世界中屬於人口與道路密度極高的國家之一 (Meijer *et al.*

2018)，導致野生動物在道路上死亡的事件頻傳。目前臺灣主要的路死動物資料來自臺灣動物路死觀察網（簡稱路殺社，Taiwan Roadkill Observation Network, TaiRON）(<https://roadkill.tw>)，路殺社是 2011 年 8 月在臉書創建的虛擬社團，是以「群眾外包 (crowdsourcing)」方式蒐集機會型資料的公民科學 (citizen science) 計畫。成員主要透過網路社群聯繫與傳遞訊

息。雖然容易藉由群眾協力迅速累積大量資料，但這種被動式取得的機會型資料，往往存在高度的空間與物種偏好等人為取樣偏差，不易比對空間資料的代表性，在統計與資料應用上大大受限 (Chyn *et al.* 2019)。

為了能更精準估算臺灣野生動物路死現況和監控其受脅情形，路殺社自 2018 年起推動「系統化路死動物同步大調查」（以下簡稱路殺系統化調查）(<https://roadkill.tw/spa/report>)，以方格法的方式先將臺灣本島劃分成 1,440 個 5×5 km 的樣區方格，再依生態氣候分區 (蘇 1992) 與道路密度定義每一個樣區方格，最後依據各個生態氣候分區的面積比例，以分層隨機取樣方式選取 420 個具有代表性的樣區方格，開放參與民眾認養。所有參與者於每年 1、4、7 及 10 月各進行一次調查，調查前需先於認養之樣區內設定 2 條不同道路類型 (省道 (1W)、縣道 (2W)、鄉道 (3W) 或其他道路 (4W) 如市區道路、林道、防汛道路及農用道路等) 作為調查樣線，每條調查樣線長度最少 3km，於每季調查時

記錄所有發現之死亡陸域脊椎動物與陸蟹 (林等 2018)。為了提升民眾參與意願並降低調查門檻，路殺系統化調查不限制參與者調查時使用的交通方式，調查者可以自行選擇使用步行、腳踏車、機車或汽車進行道路沿線路殺調查紀錄。

評估臺灣野生動物整體路死現況時，除了考量調查樣區之代表性外，主要影響路死動物現況評估的因子還有路殺屍體殘留率 (carcass persistence rates) 與調查偵測率 (observer detectability) (Guinard *et al.* 2012; Guinard *et al.* 2015; Korner-Nievergelt *et al.* 2015; Barrientos *et al.* 2018)。路殺屍體殘留率為路死動物屍體可以在道路上殘留的時間，會受物種種類、天候因素等影響。調查偵測率指的是調查者在道路上觀察到路死動物的機率，包含有主動與被動人為影響偵測率的因子，如傳統的野外生態調查者或機會型記錄者較容易有物種偏好，常見種、嫌惡種或小型動物容易被視而不見或被判斷為不重要而不予回報，此為調查者個人偏好主動影響偵測率。其它像

是調查時使用的交通方式、屍體大小、物種類群 (taxon) 與環境等，也都會影響調查者對路死動物屍體的偵測率，這類因子則屬於人為影響偵測率的被動因子。

許多研究比較不同交通方式對路死動物調查偵測率的影響，歐洲研究測試步行、騎腳踏車與開車的調查結果後，發現步行與腳踏車的調查偵測率顯著高於開車 (Erritzoe *et al.* 2003; Guinard *et al.* 2012)。使用步行執行調查，雖可有效提高調查偵測率，但需耗費較多的時間，也無法執行長距離的調查。因此，大多數的路死動物調查研究仍使用汽車作為調查工具，以時速 20km/hr 行進調查 (Erritzoe *et al.* 2003; Guinard *et al.* 2012; Santos *et al.* 2015; Slater 2002)。

路死動物屍體的體型大小也是影響偵測率的關鍵因子，越大的屍體越容易被偵測到，多數哺乳動物與鳥類的體型相較於兩生類與爬行類的體型大，同時哺乳動物與鳥類的屍體也比兩生類能在道路上殘留更久的時間，也就更容易被調查者所偵測 (Barrien-

tos *et al.* 2018; Guinard *et al.* 2015; Santos *et al.* 2015)。其次，調查者經驗也有可能影響調查偵測率 (Slater 2002)，路殺系統化調查仰賴超過 300 位志工參與，方能在一個月的調查時間內完成全臺監測，但其中有 54.4% 的調查小隊並未能長期持續參與調查，44.6% 的樣區未能維持長期認養調查 (林等 2021)，顯示部份的樣區與參與者是處於變動的狀態。

高度不確定的資料品質會導致低估路死動物數量或熱點呈現的分布偏離現實狀態，也將導致道路經營管理決策偏差，因此降低資料的不確定性是重要的研究課題 (Guinard *et al.* 2012; MacKenzie *et al.* 2002)。因此本研究將針對不同交通方式對路死動物屍體調查偵測率試驗，以了解調查者經驗差異、4 種交通方式在不同道路型態、調查者行進速度、物種類群、路死動物屍體大小間的偵測率差異，研究結果將有助於校正臺灣野生動物路殺總量的估算，以及評估不同動物類群受路殺威脅情形。

材料與方法

路死動物屍體盲測調查試驗

為了解不同交通方式（步行、腳踏車、機車與汽車）在不同道路類型（省道、縣道、鄉道與其他道路）上對路死動物屍體偵測率之影響，本研究於南投縣及台中市低海拔丘陵區域，分別依 4 種不同道路型態設立樣線，每段樣線長度約 1km，總計 45 段道路樣線（圖 1、附錄 1）。2018 年 3、7、10 月與 2019 年 7、9 月期間共 18 位人員（包括 5 位路殺社公民科學研究團隊的專業調查人員以及 13 位志工）參與，分別使用步行、腳踏車、機車與汽車進行調查，累計執行 8 次路死動物調查。每次執行路殺偵測率試驗時，每條樣線隨機分配任一交通方式予 4 名不同的調查者進行調查，為了減少調查時互相干擾，由速度最快的交通方式優先出發，依序是使用汽車、機車、腳踏車，最後是步行者，每位調查人員出發時間間隔 1 分鐘。所有調查者在調查時僅拍照記錄，不移動或移除路死動物屍體，以避免影響其他調查者的紀錄。調查時以智慧

型手機記錄發現的所有路死動物屍體，並於路死動物屍體旁放置 8cm 比例尺卡拍攝記錄，以作為後續路死動物體型大小估算的參考依據。同時為了比對與確保資料正確性，除拍攝路死動物屍體證據照片外，亦將使用的交通方式、調查起迄時間、路死動物屍體紀錄、坐標與照片編號等資訊逐一記錄於紙本表格，並透過樣線長度與調查起迄時間粗估每個調查旅次的行進速度 (km/hr)。

調查結果之照片依交通方式與動物類群分類儲存後，逐筆比對。每條樣線 4 種交通方式的調查結果照片，皆逐一交叉比對以釐清每個路死動物事件，以獲得該樣線上所有路死動物屍體總事件數，再分別求得不同交通方式的調查相對偵測率（以下簡稱偵測率）（公式 1）。

$$\text{交通方式的偵測率} = \frac{\text{交通方式調查到的路死動物屍體事件數}}{\text{樣線上所有路死動物屍體總事件數}} \quad \text{公式 1}$$

i: 步行、腳踏車、機車與汽車

估算路死動物屍體面積

使用開源影像分析軟體 ImageJ，透過照片中的比例尺卡，設定照片

中長度與真實長度之比例關係，測量換算路死動物屍體的面積 (cm²) (Abramoff *et al.* 2004)。本研究假設單一路死動物屍體在分散成複數個屍塊的情況下，其中最大塊者將會優先吸引到調查者注意，因此僅以最大屍塊做為散落路死動物屍體的代表面積。逐一量測和估算所有記錄照片的路死動物屍體面積後，再進一步分析比較各動物類群屍體面積、行進速度與 4 種交通方式的關係。

模式分析

模式一：將偵測率進行羅吉斯機率轉換 (邏輯轉換) (Logit transformation) 後作為依變數 (Warton and Hui 2011) (公式 2)，再使用廣義線性模式 (Generalized linear model) 分析調查使用的交通方式、行進速度、專業調查人員 / 志工 (簡化為 TRUE / FALSE 的變數)、道路類型如何影響偵測率，並利用訊息理論研究法 (Information theoretic approach) 進行比較，以尋找出最被資料所支持的模式 (Burnham and Anderson 2002)。本研究以 R mult-

comp 的 glht 函數，在多個變因共同描述的模式中，同時考量了其他變因對依變數的影響下，以 Tukey Contrasts 進行各個類別變因間的兩兩平均值比較 (Pairwise)，分別檢視交通工具之間、專業調查人員與志工、道路類型之間是否有差別。

$\text{logit} = \log[\text{偵測率} / (1 - \text{偵測率})]$ 公式 2

模式二：將使用不同交通方式調查是否發現某一屍體的事件轉換為 1/0 的布林值 (Boolean values)，作為屍體偵測與否的模式檢測之依變數，用以分析每一個路死動物屍體的被偵測率，分別檢測在使用不同交通方式的情境下，行進速度、動物類群、屍體面積等 3 項因子如何影響路死動物屍體被偵測與否。本研究利用訊息理論研究法，進行以上不同獨立變數組合的模式間比較，以尋找出數個 ΔAICc 小於 2 的的模式變數組合進行平均。

模式預測能力驗證

分別對兩生類、爬行類、鳥類與哺乳類等 4 種動物類群的屍體資料，

從中抽取出 80% 做為訓練資料 (Training data set)，依據前述方式產生新的平均模式，並以抽取後剩餘的 20% 樣本作為測試資料 (Test data set) 進行驗證。將測試資料先投入模式中獲得預測結果，並與真實結果比較，再透過 ROC/AUC 曲線的表现檢視模式的預測能力。

情境模擬

再以情境模擬產生新的調查條件，以 4 種交通方式的行進速度範圍為取樣基準，投入時速 1km 階序漸增的速度於模式中，以本研究調查到的路死動物屍體類群與面積大小為背景值，預測單一路死動物屍體被發現的機率。透過模式模擬的結果，可獲得未來執行路殺系統化調查時，模式建議的最佳交通方式與調查行進速度。

結果

調查結果

本研究共完成 558 樣線次調查（省道 126 次、縣道 170 次、鄉道 118 次、其他道路 144 次），總努力

量 657.3km（省道 153.64km、縣道 202.34km、鄉道 132.74km、其他道路 168.55km）。步行調查的行進速度最慢，時速在 2.68 ± 0.73 km/hr，腳踏車 4.44 ± 1.56 km/hr，機車 6.25 ± 2.7 km/hr，汽車 9.51 ± 4.16 km/hr，4 種交通方式最慢到最快的速度範圍為：步行 1.25~6.75 km/hr、腳踏車 1.88~9.75 km/hr、機車 2.19~19.05 km/hr、汽車 1.76~26 km/hr。整體來看，總計記錄到兩生類共 1,801 隻 (71.50%)、爬行類 601 隻 (23.86%)、鳥類 68 隻 (2.70%) 與哺乳類 49 隻 (1.95%)，其中步行可調查到的總屍體量最多 74.95%，腳踏車 34.34% 與機車 30.81% 結果相似，而汽車最少僅 12.43%。在各類群動物屍體之間也是步行調查結果最多 72.88~76.47%，駕駛汽車調查到的路死個體比例最少，尤其是兩生類的路死屍體僅調查到 10.66%。動物類群間則是哺乳類與鳥類的屍體比兩生類與爬行類較容易被調查到，尤其是駕駛汽車調查時，哺乳類與鳥類的屍體被調查到的比例約是兩生類與爬行類的三倍（表 1）。

表 1、使用步行、腳踏車、機車與汽車等 4 種交通方式調查的各類群動物屍體調查偵測率。

Table 1. Summaries for carcass number of animal taxonomic rank by class, detected by four survey methods: walk, bicycle, scooter, and car.

Survey method	Amphibians	Reptiles	Birds	Mammals	Total
Walk	75.51% (n=1,360)	72.88% (n=438)	76.47% (n=52)	75.55% (n=38)	74.95% (n=1,888)
Bicycle	31.15% (n=561)	40.93% (n=246)	57.35% (n=39)	38.78% (n=19)	34.34% (n=865)
Scooter	29.21% (n=526)	32.28% (n=194)	51.47% (n=35)	42.86% (n=21)	30.81% (n=776)
Car	10.66% (n=192)	13.14% (n=79)	35.29% (n=24)	36.73% (n=18)	12.43% (n=313)
Total	1,801	601	69	48	2,519

檢視每條有效調查樣線次的偵測率，結果顯示步行的調查偵測率最高 73.77±19.53 % (n=143)、腳踏車的偵測率其次 41.94±18.64% (n=129，因調查中發生腳踏車故障與爆胎等問題，故樣本數少於其他 3 種交通方式) 與機車的調查偵測率 30.57±19.6% (n=143)，汽車的調查偵測率最低 12.29±16.06% (n=143) (附錄 2)。

本研究記錄到的兩生類屍體平均面積大小為 21.00±15.48cm² (n=1,138)、爬行類 27.22±36.72cm² (n=373)、鳥類 58.44±59.07cm² (n=69)、哺乳類 78.04±66.01cm² (n=48)。由於路死動物

屍體在道路上被車輛反覆輾壓，極容易散落成大小不一的屍塊碎片，因此在同一類群中記錄到的路死動物屍體大小差異極大，兩生類與爬行類路死事件發現最小的屍體碎片僅有部分皮膚或鱗片，鳥類為殘缺的羽毛，哺乳類則是部分皮毛，若是新鮮的完整屍體狀態，蛇類壓平的屍體最大表面積可與鳥類、哺乳類的屍體表面積大小相似 (附錄 3)。

模式分析結果

模式一：路死動物調查整體偵測率經過羅吉斯機率轉換的數值符合常

表 2、各模式組合之比較與排序，以訊息理論研究法之 AICc 對調查樣線上整體偵測率進行模式選擇之結果； $\Delta AICc$ 是各模式的 AICc 與具有最低 AICc 值（本研究最低 AICc 為 1701.66）模式的差值。

Table 2. Ranking of models of survey condition and variables—speed, vehicle, expert and road type—in relation to carcass detection ratio on a transect line. $\Delta AICc$ indicate the difference of AICc between a model and the model with the lowest AICc (in this case, 1701.66).

Model	K	AICc	$\Delta AICc$	AICc weight	Log-likelihood
行進速度+交通方式+專業調查人員+道路類型	10	1701.66	0.00	0.97	-840.63
行進速度+交通方式+專業調查人員	7	1708.70	7.04	0.03	-847.25
行進速度+交通方式+道路類型	9	1727.70	26.04	0.00	-854.69
行進速度+交通方式	6	1731.60	29.93	0.00	-859.72
交通方式+專業調查人員+道路類型	9	1790.39	88.73	0.00	-886.03
行進速度+專業調查人員+道路類型	7	1849.74	148.08	0.00	-917.77
行進速度+專業調查人員	4	1863.98	162.31	0.00	-927.95
行進速度+道路類型	6	1877.99	176.33	0.00	-932.92
行進速度	3	1888.64	186.97	0.00	-941.30

態分布，以調查行進速度、交通方式、專業調查人員、道路類型 4 項變因排列組合的各種模式組合中，4 項變因皆投入的模式的模式表現最好（公式 3），且其他模式組合的 $\Delta AICc$ 皆大於 2（表 2）。

偵測率 ~ 截距 + 行進速度 + 交通方式 + 專業調查人員 + 道路類型 公式 3

在所有只排除一項變因的模式當中，排除交通方式的模式將得到最大的 $\Delta AICc$ ，顯示交通方式是影響偵測率的最主要變因。以 Tukey Contrast 兩兩比較交通方式之間的差別（附錄 4.1），步行的偵測率高於腳踏車與機車，腳踏車與機車之間的偵測率沒有

顯著差異 ($p=0.165$)，而腳踏車與機車的偵測率顯著 ($p<0.001$) 高於汽車。

而模式組合中若排除行進速度這項變因，則得到第二大的 $\Delta AICc$ ，行進速度對偵測率為負相關 (coefficient=-0.183, $p<0.001$)，模式顯示行進得越快越容易忽略掉路死動物的屍體。專業調查人員有顯著優於一般志工的偵測能力 ($p<0.001$) (附錄 4. 2)。道路類型在模式間比較下是較不重要

的因子，但仍應被保留於模式中，主要在其他道路中的偵測率顯著低於省道 ($p=0.003$)，亦低於縣道與鄉道，在統計上為邊緣顯著 ($p=0.072, p=0.056$) (附錄 4. 3)。

模式二：檢測 4 種交通方式分別對路死動物屍體的偵測率結果，步行對單一路死動物屍體的偵測機率，最低 $AICc$ 的模式組合為屍體面積；腳踏車與機車，最低 $AICc$ 的模式組合

表 3、在分別使用 4 種交通方式進行路死動物調查情境下，以廣義線性模式解釋：單一路死動物屍體被偵測與否，和路死動物屍體類群、屍體面積、行進速度的關係。多種變因組合中，僅顯示 $\Delta AICc \leq 2$ 的變數組合。路死動物類群為類別變數，在模式中拆分為 4 個類群 (兩生類、爬行類、鳥類、哺乳類) 的布林值變數，此表 + 號代表動物類別變數被納入變因組合。
Table 3. Under the different conditions of surveying by four types, models combine with variables, including carcass area, speed, class, and the interaction term of area*speed to describe the detection chance of each carcass. This table only shows models with $\Delta AICc < 2$. (Animal class is a categorical factor being split into four dummy variables, “+” mark means class was a part of the model variables.)

Survey methods	Intercept	Area	Speed	Class	Area*Speed	df	Log-likelihood	AICc	$\Delta AICc$	ω_i
detected by	0.891	0.006				2	-853.420	1710.8	0	0.572
Walk ~	1.182	0.007	-0.114			3	-852.704	1711.4	0.58	0.428
detected by	0.327	0.011	-0.219			3	-996.281	1998.6	0	0.524
Bike ~	0.543	0.003	-0.270		0.002	4	-995.37	1998.8	0.19	0.476
detected by	-0.256	0.018	-0.181			3	-875.072	1756.2	0	0.709
Scooter ~	-0.179	0.016	-0.194		0.001	4	-874.956	1757.9	1.78	0.291
detected by	-1.028	0.022	-0.216	+		6	-446.092	904.2	0	0.292
Car ~	-0.913	0.025	-0.231			3	-449.113	904.2	0	0.292
	-1.238	0.033	-0.193		-0.001	4	-448.432	904.9	0.65	0.211
	-1.345	0.031	-0.179	+	-0.001	7	-445.435	904.9	0.7	0.205

為：屍體面積 + 行進速度；汽車對單一路死動物屍體的偵測機率，最低 AICc 的模式組合為：屍體面積 + 行進速度 + 路死動物類群（表 3），以當中 $\Delta AICc \leq 2$ 的變數組合，所產生的平均模式為最後結果（附錄 5）。

檢視步行、腳踏車、機車與汽車 4 種交通方式模式結果之截距的信賴區間（附錄 5），顯示步行的偵測機率明顯高於 0.5，汽車的偵測機率則明

顯低於 0.5。屍體面積與行進速度的交互作用皆不顯著，而 4 種交通方式中，只有步行的行進速度在各種模式組合中都不會顯著影響偵測率，其餘 3 種交通方式顯示越快的交通方式，屍體面積對偵測機率的影響越顯著。在汽車調查的狀況下鳥類會有比較高的偵測率，其他調查方法中偵測機率則不受路死動物類群所影響。並以模式模擬當調查者使用不同交通方式時，對

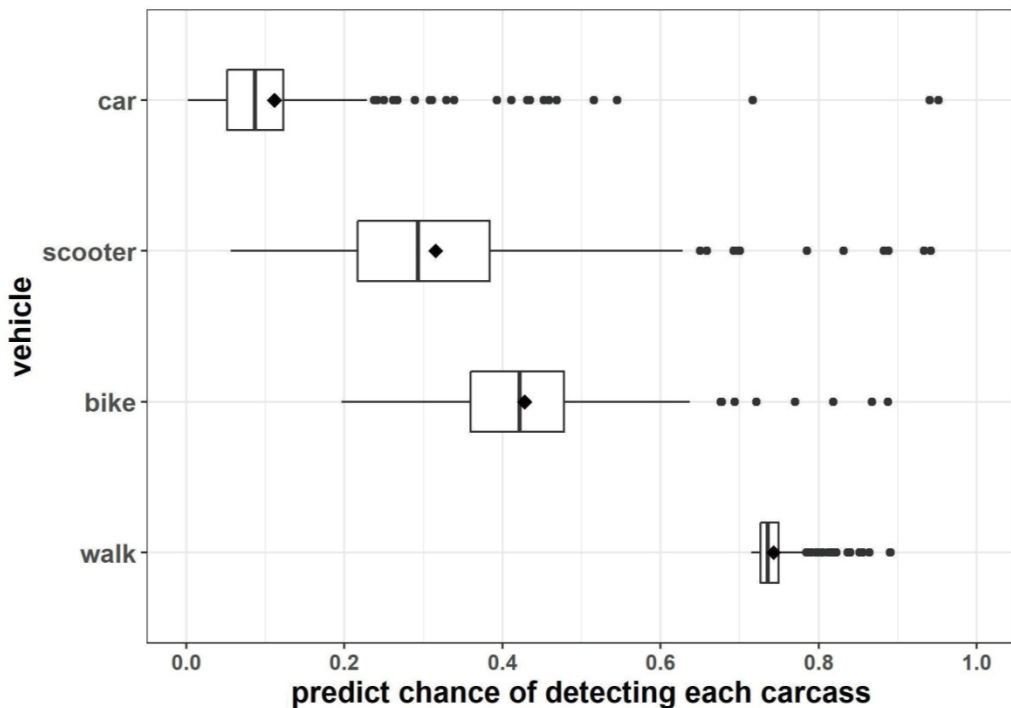


圖 3、以平均模式預測當調查者使用不同交通方式時，對個別路死動物屍體偵測機率（◆：平均值）為：步行 0.75 ± 0.01 、腳踏車 0.42 ± 0.11 、機車 0.32 ± 0.16 、汽車 0.11 ± 0.12 。

Fig. 3. Boxplot of predicted chance of detecting carcasses by the averaged model of four vehicle types (◆: mean value). Chances of four vehicle types were: walk 0.75 ± 0.01 , bicycle 0.42 ± 0.11 , scooter 0.32 ± 0.16 , and car 0.11 ± 0.12 .

各別路死動物屍體偵測機率結果為步行 0.75 ± 0.01 、腳踏車 0.42 ± 0.11 、機車 0.32 ± 0.16 、汽車 0.11 ± 0.12 (圖 3)，模式驗證 AUC 值為步行 0.568、腳踏車 0.605、機車 0.628、汽車 0.798。由於步行調查的偵測率高，所有的步行速度下無論是體型大或小的路死動物皆可被偵測到，因此屍體面積與行進速度兩項因子在步行調查的模式中對偵測率影響的效應不顯著。而在汽車調查的情境下有較佳的預測能力，可以透過路死動物屍體類群、移動行進速度、屍體面積等特徵推論該一屍體能否被偵測到。

路死系統化調查情境模擬

結果顯示步行調查的機率皆在 0.7 以上 (行進速度 1~6km/hr)；使用腳踏車 (1~10km/hr) 或機車 (2~15km/hr) 調查發現路死動物屍體的機率相似，但機車在時速在 11km 以上發現路死動物屍體的機率開始低於 0.1；使用汽車 (2~26km/hr) 作為調查工具時，偵測率最高僅 0.2，若汽車行駛在時速 7km 以上發現路死動物屍體的機率開始低於 0.1。在相同時速 5km/hr 的情境下，

步行的偵測率最高 (中位數：0.708)，其次是腳踏車 (0.360) 與機車 (0.302)，汽車的偵測率最低 (0.155)，且僅有機車的一半 (圖 4)。

討論

許多研究結果皆顯示，調查偵測率會直接影響真實路死動物數量估算與熱點分布評估結果 (Barrientos *et al.* 2018; Guinard *et al.* 2012; Santos *et al.* 2015; Teixeira *et al.* 2013)，本研究發現，最主要影響整體路死動物調查偵測率的因子為交通方式與調查行進速度，其次是調查者經驗，道路類型的影響較小，也就是說不同道路類型對路死動物調查偵測率的影響可以忽略不計。而影響每一個屍體被發現與否最關鍵的因子為路死動物屍體的面積大小與調查行進速度；當使用機車與汽車這兩種移動速度較快的調查工具時，物種類群影響才開始顯著，鳥類屍體在道路上相較其他類群最容易被發現。

使用交通工具的調查效率比步行調查好，可以更快速與省力的完成，也能執行更長的調查樣線，有助於提

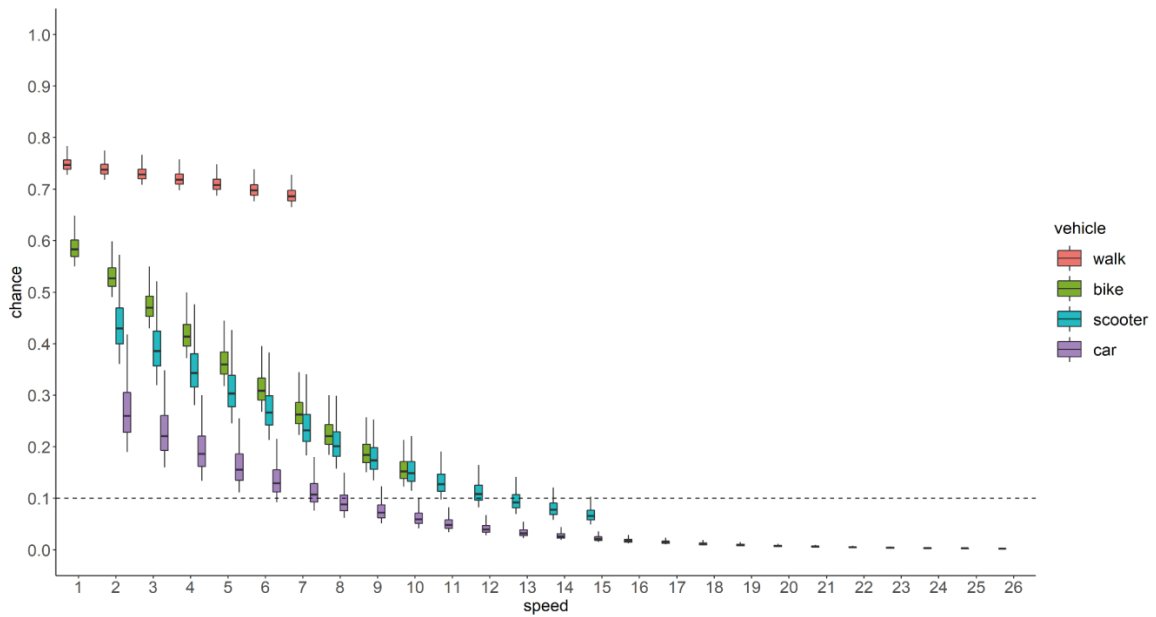


圖 4、以本研究調查到的路死動物屍體類群與面積大小為背景值，模擬步行總時速 1~6km、腳踏車 1~10km、機車 2~15km、汽車 2~26km 的情境下的調查偵測率，步行約 0.7、腳踏車：0.2~0.6、機車：0.1~0.4、汽車：0~0.2，最慢速度情境下的預測偵測率中位數：步行 0.74 (1km/hr)、腳踏車 0.53 (1km/hr)、機車 0.43 (2km/hr)、汽車 0.26 (2km/hr)。

Fig. 4. We set the carcass's class and area as control variables, and used the sequential gradient of speed to simulate the survey scenarios from slow to fast through the average models to generate detection probabilities of each carcass in the sample.

升路殺系統化調查的參與率，但無論是使用腳踏車、機車或是汽車，當調查者行進的速度越快，對道路上路死動物屍體的偵測率則越低，對整體路死動物數量估算所造成的誤差也越大。本研究結果顯示，步行的調查者可以搜尋到最多的路死動物屍體，而汽車最少，尤其是當汽車行駛的速度高於 7km/hr 時，偵測率僅有 0.1，顯示若調查者使用汽車作為調查交通方

式時，將會有嚴重低估路殺數量的情形，這點於國外研究相同 (Santos *et al.* 2015; Teixeira *et al.* 2013)。Slater (2002) 比較開車與步行調查結果同樣發現開車調查到的路死動物屍體數量只有步行的 18%；而法國研究也顯示調查者開車時對鳥類路死屍體的偵測率比步行低 33% (Erritzoe *et al.* 2003; Guinard *et al.* 2012; Guinard *et al.* 2015)。

本研究結果更進一步顯示，在同樣的調查行進速度下，腳踏車與機車的偵測率無顯著差異，但駕駛汽車的調查者，其調查偵測率卻遠低於腳踏車或機車（圖 4），這可能是因為調查者在汽車中的視野與機動性受限所致，若調查者又身兼汽車駕駛，必需耗費更多的注意力在交通路況安全，因而難以兼顧調查專注力，導致偵測率降低。儘管步行可以獲得最佳的調查偵測率，但公民科學的實務需要設法提高群眾的參與動力，並在試驗設計上降低參與門檻，過度複雜的調查方法或嚴苛的條件都會降低志工參與動機。因此，最可行的方式是鼓勵調查參與者盡量使用腳踏車或機車，並同時降低交通方式的行進速度，以獲得較高的調查偵測率。

雖然本研究結果中專業調查人員（路殺社公民科學研究團隊）的調查偵測率高於志工，但由於路死動物屍體直接暴露於道路上且為靜止狀態，相較於活體動物而言，是較容易被參與調查者目擊發現，其調查技術門檻較低，不會受到動物的行為與活動時

間變異影響，也不會因鳥音的辨識不易而被忽略，或是像蝙蝠需要特殊音波偵測器輔助調查 (Guillera-Arroita 2017; MacKenzie *et al.* 2002)。Barrientos 等人 (2018) 發現調查者的經驗並不顯著影響路死動物屍體的調查偵測率，若志工經過一定的練習與熟悉路死動物的調查方法，將可與研究人員有相似的調查結果。因此，在推動路殺系統化調查工作前，有完整的調查方法說明與行前訓練，培養具經驗與調查敏感度的志工群，以及後續維繫固定樣區與固定志工，將可降低因調查經驗生疏而產生的偵測率下降等問題。

交通部於 103 年 6 月 13 日依公路法第 4 條規定，訂定「公路路線系統分類基準」及附表「設定要素表」，就運輸需求、地區人口數，再依各都市階層間之聯絡路線，區分服務之公路等級與基準，其中公路行政分類系依公路法第 2 條各級公路之定義，分為國道、省道、市道及縣道、區道及鄉道等 4 級 6 類，6 類道路類型設置時的道路寬度、最高速限和可容納車

流量都有一定基準值且有所不同，這除了會影響動物被路殺的機率，同時也可能影響路死動物調查者的調查偵測率，例如調查者在車流量大的省道調查時，相對於車流量很低的鄉道調查而言，必需分心注意車況和路況，可能因此降低路死動物調查偵測率。

本研究結果顯示路殺動物偵測率僅於其他道路與省道間有顯著差異，與縣道和鄉道的差異性則在統計顯著邊緣。整體而言，相較其他因子，本研究發現道路類型對路死動物偵測率的影響，在本研究探討的所有因子中相對較小。換句話說，未來以系統化路死動物調查成果回推估算全台每年路死動物總量時，僅需以調查者使用的交通方式來做偵測率的校正，以推算接近真實數據的路死總量，可以不需考慮不同道路類型對偵測率的影響。

本研究也與許多研究結果一樣，路死動物類群對偵測率沒有特別顯著的影響 (Barrientos *et al.* 2018)，這可能是因為除了兩生類以外，爬行類(蜥蜴、蛇、烏龜)、鳥類(大型、小型、

猛禽)和哺乳類(蝙蝠、齧齒目、食肉目)各類群內的不同物種體型差異極大，而難以單純用此物種類群來含括比較，若能將物種類群再拆分成小分類群，則較能貼近屍體大小導致的偵測率差異 (Santos *et al.* 2015)。

而路死動物屍體的大小才是影響偵測率最主要的原因。過往研究以動物體重為路死屍體大小的代表值，動物體重越小就越容易被錯過 (Barrientos *et al.* 2018; Santos *et al.* 2015)。由於面積比體重更能代表影響偵測率的因子，因此本研究採用路死動物屍體的面積，作為調查偵測率的檢測數值，模式結果顯示路死動物屍體的面積越大，被偵測的機率越高，尤其是在移動速度快的開車調查時影響更為顯著。

由於本研究樣區選在臺灣中部低海拔丘陵區域執行，調查月份為3、7、9、10月，雖然執行了558條樣線次調查，但調查結果中的哺乳類和鳥類屍體數量偏少。整體而言，歷年路殺系統化調查記錄到最多的是兩生類(59%)，爬行類21%、鳥類11%、

哺乳類 8% 及陸生蟹類 1% (林等 2021)，本研究雖然同樣是兩生類最多 (71.50%)、爬行類其次 (23.86%)，但記錄到的鳥類 (2.70%) 與哺乳類 (1.95%) 比例嚴重偏低，也未記錄到陸生蟹類的路死事件，特別是缺乏記錄到大型鳥類與中型哺乳類的動物屍體，這樣的調查成果或多或少都影響了動物類群偵測率模式的表現。

本研究團隊推行路殺系統化調查，主要目標是為了估算臺灣野生動物路殺年總量並監控年間變化，以及評估不同動物類群受到路殺威脅情形。本調查偵測率的研究結果可以提升路殺年度總數量模式估算準確度。然而調查頻度與取樣季節也會影響路死狀態評估，例如微氣候變化導致的動物行為不易被少數調查事件偵測到，因此也可能錯估動物道路致死的風險，尤其是陸蟹與兩生類有繁殖遷移 (breeding migration) 群體移動的習性，常在繁殖季某個大雨後的夜晚大量出現在特定區域上。在墾丁香蕉灣、港口溪溪口及綠島龜灣的奧氏後相手蟹 (*Metasesarma aubryi*)，其繁殖季主

要受雨季與月亮影響，每年農曆 5 ~ 9 月期間的月底會大量聚集後降海釋幼，且集中發生於清晨天未亮前及黃昏日落後的幾小時內 (林 2010)，此外兩生類中的梭德氏赤蛙 (*Pseudoampholops sauteri*) (關 1999；賴 2002) 與拉都希氏赤蛙 (*Hylarana latouchii*) 在秋冬也會有短期且數量密集的繁殖遷移 (陳 2019)。這類繁殖遷移行為容易面臨特定路段、極短時間內大量路死事件的威脅，而這種瞬間發生的事件，不容易被一年四次的路殺系統化調查觀察記錄到 (Santos *et al.* 2015)，需要在地觀察者長期持續監測才能掌握到當地短期的路殺熱點路段和路殺高峰，進而在動物繁殖季特定的夜晚進行道路管控降低動物路死風險 (劉 2015)。

此外，路死動物屍體殘留率也會影響路殺結果的估算，路死動物屍體在道路上有可能因為人為清除、被其他動物再次撿食 (scavenger, 食腐者)、車子輾壓支解、大雨沖刷等種種原因而消失。大多數的路死動物屍體只能在道路上殘留很短的時間，超

過 76% 的動物屍體無法在道路上殘留超過兩天，像是兩生類、蜥蜴、蛇、小型鳥類、蝙蝠與小型哺乳動物的屍體大多都只能在道路上殘留一天，越大的屍體可以殘留得越久，只有少數的大型鳥類與食肉目動物的路死屍體可以維持超過 4 天 (Barrientos *et al.* 2018; Guinard *et al.* 2015; Santos *et al.* 2015)。表示路死動物的調查結果可能過度凸顯大型動物，卻低估小型動物的受脅程度。

在臺灣也有道路管理與地方環保單位例行性清除路死動物屍體。交通部高速公路局即透過路容清潔及事故處理人員在例行工作時，同步進行國道上的路殺動物調查作業 (劉等 2019)。本研究團隊在路殺系統化調查期間就曾遇到地方公所清潔隊員早上清潔道路一併清除路死動物的情形，因此極有可能會因調查員未能在清潔隊員工作之前偵測到路死動物屍體，而低估該路段路殺風險的情形。另一方面，鄉間被輾斃的臭青公 (*Elaphe carinata*)、南蛇 (*Ptyas mucosus*) 和中大型哺乳動物新鮮屍體也

偶有被人撿拾食用的情形 (林德恩 私人通訊)。路死動物屍體同時也會被遊蕩犬貓或其他食腐者 (黑鳶 (*Milvus migrans*)、黑冠麻鷺 (*Gorsachius melanolophus*)、鳳頭蒼鷹 (*Accipiter trivirgatus*)、白尾八哥 (*Acridotheres javanicus*) 等) 撿拾的情形，這些食腐動物會清除道路上的動物屍體，也有可能是在取食的過程中在道路上停留過久，增加其被路殺的風險。

由於臺灣位於亞熱帶氣候區天候濕熱，屍體分解速度快，且溫度雨量以及食腐者的組成與溫帶地區不同，加上人為影響的環境條件、民情、道路管理與車流量也與溫帶地區有很大不同，若直接以 Santos 等人 (2011) 的研究成果做為臺灣道路上屍體殘留率，來估算臺灣每年的動物路死總量是有疑慮的。因此估算臺灣地區路死動物屍體在道路上的殘留率，將是未來必要的路殺研究課題之一。

結論

由本研究結果可得知，調查者維持低速行走可以偵測到最多的物種與

數量。但在大規模與高頻度的監測網絡中，如何獲得足夠的數據同時維持公民科學調查資料的品質，以及維繫參與志工的熱情，是需要適度取捨的。

因此，考量調查努力量與可行性，建議使用機車做為交通工具執行系統化路死動物調查，並盡量維持 6km/hr 以下的低時速，且完成整條樣線的調查時間不低於 30 min。同時，為了減少調查經驗的影響，培養具有經驗的志工以及維持固定樣區固定志工，也是研究團隊需要重視的工作之一。

謝誌

感謝交通部公路總局「中部地區友善道路改善計畫」與行政院農業委員會林務局的「國土生態保育綠色網絡建置計畫」經費支持。同時感謝羅祈鈞、徐苑佐、陳昱凱、陳惇聿、陳志耘、陳宏年、黃煒誠、黃昱凱、王曄慶、張儀婷、吳怡慧、鍾偉賢、詹朕勳與 Arthur Bureau 協助本研究現地調查；以及林家琪協助路死動物屍體照片與調查事件關係表整理；蔡芷怡、陳晉宇、鄧文翔協助路死動物屍體照

片量測與體型估算。

引用文獻

公路法第 4 條第 5 款：「第一項公路路線系統之制定，公路主管機關應依第二條定義，並按其功能及設計標準擬訂；其分類基準，由交通部定之。」

林芷韻。2010。奧氏後相手蟹降海釋幼之導向行為機制研究。靜宜大學生態學研究所碩士論文。

林德恩、莊庭瑞、陳宛均、陳志耘、陳昱凱、林毅倫、鄧東波、麥館碩、張仕緯。2018。馬路上的福爾摩斯 - 路殺社。2018 科普論壇，台中，國立自然科學博物館。

林德恩、陳宛均、林毅倫、陳昱凱、蔡富安、陳惇聿、姚牧君、鍾明光、張仕緯、莊庭瑞。2021。臺灣動物路死觀察網 - 那十年我們一起走過的路。行政院農業委員會特有生物研究保育中心。南投。臺灣。

陳運萱、林春富、李育睿、陳歆、葉

- 大詮、蔡雅芬、張仕緯、林濬哲。2019。九份二山路死兩棲爬蟲類與哺乳類動物。921 地震 20 週年研討會 - 九份二山生物多樣性與環境復育成果發表論文集，南投，行政院農業委員會特有生物研究保育中心。
- 劉月梅。2015。幫大山背梭德氏赤蛙過馬路。荒野快報 274: 16-17。
- 劉威廷、許永暉、鍾昆典、莊榮州。2019。路死誰守：高速公路護生指南。交通部高速公路局。新北市。
- 賴肅如。2002。海拔對台灣山區梭德氏赤蛙生活史變異之影響。國立台灣大學動物學研究所博士論文。台北。
- 關永才。1999。關刀溪森林生態系兩棲動物群聚之研究。林業研究季刊 21: 33-40。
- 蘇鴻傑。1992。臺灣之植群：山地植群帶與地理氣候區。臺灣生物資源調查及資訊管理研習會論文集。
- Abramoff, M. D, P. J. Magalhães and S. J. Ram. 2004. Image processing with ImageJ. *Biophotonics international* 11: 36-42.
- Barrientos, R., R. C. Martins, F. Ascensão, M. D'Amico, F. Moreira and L. Borda-de-Água. 2018. A review of searcher efficiency and carcass persistence in infrastructure-driven mortality assessment studies. *Biological Conservation* 222: 146-153.
- Burham K.P. and D.R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. New York: Springer. 488 p
- Chyn, K., T. E. Lin, Y. K. Chen, C. Y. Chen and L. A. Fitzgerald. 2019. The magnitude of roadkill in Taiwan: Patterns and consequences revealed by citizen science. *Biological Conservation*, 237, 317-326.
- Erritzoe, J., T. D. Mazgajski and Ł. Rejt. 2003. Bird casualties on Euro-

- pean roads — a review. *Acta Ornithologica* 38: 77-93.
- Guillera-Arroita, G. 2017. Modelling of species distributions, range dynamics and communities under imperfect detection: advances, challenges and opportunities. *Ecography* 40: 281-295.
- Guinard, É., R. Julliard and C. Barbraud. 2012. Motorways and bird traffic casualties: Carcasses surveys and scavenging bias. *Biological Conservation* 147: 40-51.
- Guinard, É., R. Prodon and C. Barbraud. 2015. Case study: a robust method to obtain defendable data on wildlife mortality. *Handbook of road ecology* 96.
- Korner-Nievergelt, F., O. Behr, R. Brinkmann, M. A. Etersson, M. M. P. Huso, D. Dalthorp, P. Korner-Nievergelt, T. Roth and I. Niermann. 2015. Mortality estimation from carcass searches using the R-package carcass — a tutorial. *Wildlife Biology* 21: 30-43.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. Andrew Royle and C. A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83: 2248-2255.
- Mazerolle, M. J. 2020. AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c). R package version 2.3-1, <https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>.
- Meijer, J. R., M. A. J. Huijbregts, K. C. G. J. Schotten and A. M. Schipper. 2018. Global patterns of current and future road infrastructure. *Environmental Research Letters* 13: 064006.
- Santos, S. M., F. Carvalho and A. Mira. 2011. How long do the dead survive on the road? Carcass persistence probability and impli-

- cations for road-kill monitoring surveys. PLoS ONE 6: e25383.
- Santos, S. M., J. T. Marques, A. Lourenço, D. Medinas, A. M. Barbosa, P. Beja and A. Mira. 2015. Sampling effects on the identification of roadkill hotspots: Implications for survey design. *Journal of Environmental Management* 162: 87-95.
- Slater, F. M. 2002. An assessment of wildlife road casualties - The potential discrepancy between numbers counted and numbers killed 3: 33-42.
- Teixeira, F. Z., A. V. P. Coelho, I. B. Esperandio and A. Kindel. 2013. Vertebrate road mortality estimates: Effects of sampling methods and carcass removal. *Biological Conservation* 157: 317-323.
- Van der Ree, R., D. J. Smith and C. Grijlo. 2015. *Handbook of road ecology* (1st ed.). Chichester, West Sussex: Wiley Blackwell.
- Warton, D. I. and F. K. Hui. 2011. The arcsine is asinine: the analysis of proportions in ecology. *Ecology* 92: 3-10.

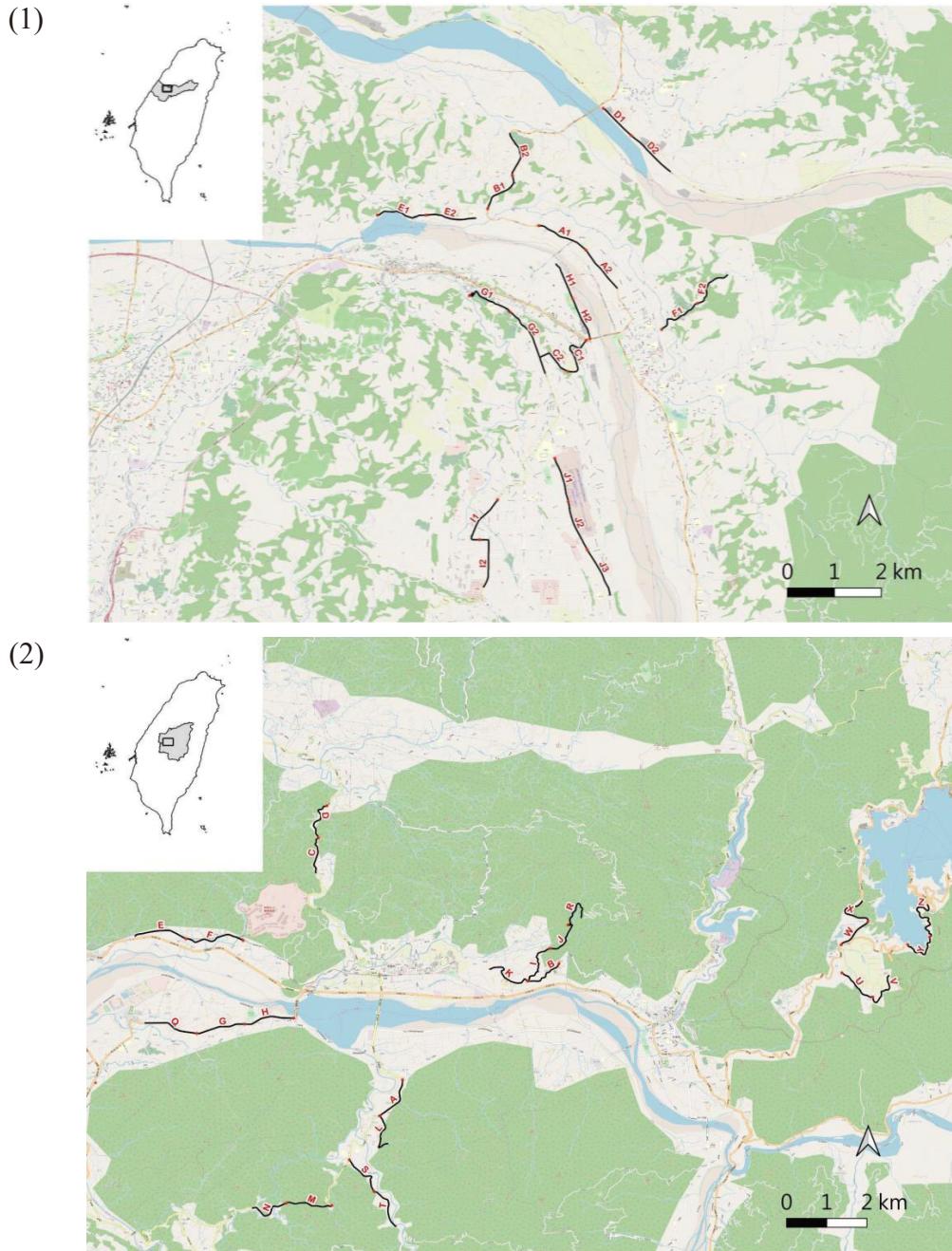


圖 1. 以不同交通方式測試路死動物偵測率的調查樣線地圖，包含 4 種道路類型（1W：省道、2W：縣道、3W：鄉道、4W：其他道路），(1) 臺中市樣區 21 段道路樣線；(2) 南投縣樣區 24 段道路樣線。

Figure 1. The transect maps of the roadkill detection probability test by different modes of transportations in (1) Taichung City (21 transects) and (2) Nantou County (24 transects), which included four types of roads (1W: Provincial Highways, 2W: County and City Highways, 3W: Township and District Roads, 4W: Others).

附錄 1、南投縣及臺中市低海拔丘陵地區路死動物屍體偵測率試驗的 45 條樣線路段資訊（1W：省道；2W：縣道；3W：鄉道；4W：其他道路）。

Appendix 1. Forty-five transects' information. These transects were located on low-elevation hills in Nantou County and Taichung City (1W: Provincial Highways, 2W: County and City Highways, 3W: Township and District Roads, 4W: Others).

區域	路段代號	道路類型	距離 (km)	起點緯度	起點經度	終點緯度	終點經度
Region	Id	Road type	Distance	Start longitude	Start latitude	Terminal longitude	Terminal latitude
南投縣	A	2W	1.20	23.8009	120.7891	23.7921	120.7833
南投縣	B	3W	1.00	23.8292	120.8274	23.8249	120.8198
南投縣	C	2W	1.00	23.8599	120.7686	23.8514	120.7680
南投縣	D	2W	1.16	23.8677	120.7707	23.8599	120.7686
南投縣	E	4W	1.30	23.8353	120.7363	23.8359	120.7238
南投縣	F	2W	1.50	23.8349	120.7502	23.8353	120.7363
南投縣	G	1W	1.20	23.8145	120.7505	23.8122	120.7389
南投縣	H	1W	1.20	23.8159	120.7625	23.8145	120.7506
南投縣	I	4W	1.27	23.8250	120.8197	23.8329	120.8251
南投縣	J	4W	1.00	23.8329	120.8252	23.8386	120.8296
南投縣	K	3W	1.30	23.8250	120.8197	23.8279	120.8105
南投縣	L	4W	1.20	23.7921	120.7837	23.7854	120.7855
南投縣	M	2W	1.18	23.7702	120.7719	23.7709	120.7608
南投縣	N	2W	1.10	23.7708	120.7607	23.7696	120.7525
南投縣	Q	1W	1.36	23.8122	120.7388	23.8147	120.7263
南投縣	R	4W	1.13	23.8387	120.8296	23.8405	120.8328
南投縣	S	3W	1.20	23.7814	120.7762	23.7736	120.7822
南投縣	T	3W	1.20	23.7736	120.7822	23.7652	120.7875
南投縣	U	3W	1.00	23.8270	120.8965	23.8211	120.9039
南投縣	V	3W	1.10	23.8210	120.9041	23.8262	120.9079

南投縣	W	1W	0.90	23.8338	120.8963	23.8394	120.9028
南投縣	X	1W	1.20	23.8394	120.9029	23.8444	120.9014
南投縣	Y	1W	1.10	23.8339	120.9126	23.8356	120.9179
南投縣	Z	1W	1.60	23.8357	120.9180	23.8435	120.9175
臺中市	A1	1W	1.19	24.2840	120.8064	24.2789	120.8163
臺中市	A2	1W	1.11	24.2789	120.8163	24.2710	120.8228
臺中市	B1	1W	1.03	24.2875	120.7958	24.2944	120.8009
臺中市	B2	1W	1.08	24.2944	120.8009	24.3032	120.8004
臺中市	C1	2W	1.28	24.2601	120.8164	24.2536	120.8125
臺中市	C2	2W	1.18	24.2536	120.8125	24.2532	120.8077
臺中市	D1	2W	0.87	24.3085	120.8200	24.3028	120.8259
臺中市	D2	2W	1.17	24.3028	120.8259	24.2953	120.8340
臺中市	E1	3W	1.12	24.2862	120.7726	24.2862	120.7828
臺中市	E2	3W	1.07	24.2862	120.7828	24.2855	120.7932
臺中市	F1	3W	1.10	24.2623	120.8322	24.2678	120.8398
臺中市	F2	3W	1.04	24.2678	120.8398	24.2736	120.8460
臺中市	G1	4W	1.26	24.2694	120.7919	24.2659	120.8005
臺中市	G2	4W	1.26	24.2659	120.8005	24.2564	120.8067
臺中市	H1	4W	0.91	24.2604	120.8172	24.2687	120.8136
臺中市	H2	4W	1.00	24.2687	120.8136	24.2604	120.8172
臺中市	I1	2W	1.27	24.2268	120.7978	24.2184	120.7941
臺中市	I2	2W	1.30	24.2184	120.7941	24.2086	120.7949
臺中市	J1	4W	1.05	24.2354	120.8098	24.2264	120.8126
臺中市	J2	4W	1.20	24.2264	120.8126	24.2163	120.8166
臺中市	J3	4W	1.16	24.2163	120.8166	24.2069	120.8214

附錄 2、使用步行、腳踏車、機車與汽車等 4 種交通方式的調查偵測率。

Appendix 2. A summary table for the detection ratio by four survey transportation types: foot, bicycle, scooter, and car.

Vehicle	Minima	1st.Qu.	Median	3rd.Qu.	Maxima	Mean	SD.	n
Walk	0	0.638	0.779	0.867	1	0.738	0.195	143
Bike	0	0.312	0.413	0.538	1	0.419	0.186	129
Scooter	0	0.17	0.303	0.4	1	0.306	0.196	143
Car	0	0	0.077	0.176	1	0.123	0.161	143

附錄 3、兩生類、爬行類、鳥類與哺乳類等 4 類群路死動物屍體面積 (cm²)。

Appendix 3. A summary table for the animal carcass's area. We measured partial samples of amphibian and reptile carcasses, and all samples of birds and mammals.

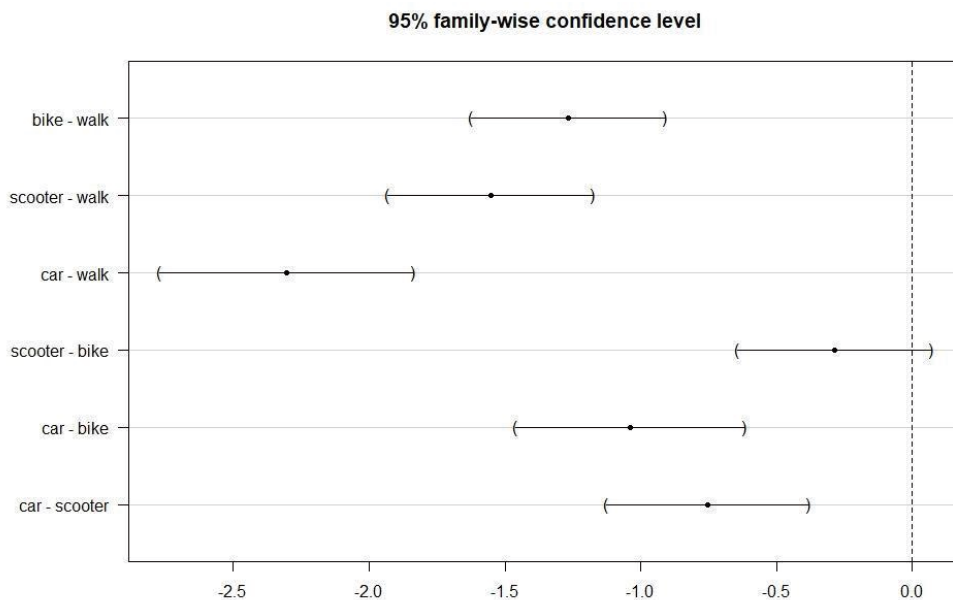
類群	Minima	Q.1	Median	Q.3	Maxima	Mean	SD.	n
兩生類	1.21	10.43	17.17	27.17	129.11	21.00	15.48	1,138
爬行類	1.90	8.40	15.36	31.19	364.92	27.22	36.72	373
鳥類	3.13	24.07	39.21	68.56	321.18	58.44	59.07	69
哺乳類	9.28	25.69	63.08	111.35	326.30	78.04	66.01	48

附錄 4、以 R multcomp::glht() 函數，在多項變因的模式中（偵測率 ~ 行進速度 + 交通方式 + 專業調查人員 / 志工 + 道路類型），同步檢驗 3 個類別變因（交通工具、專業調查人員或志工、道路類型）的內部兩兩比較，以 Tukey Contrasts 檢驗均值的比較（偵測率 ~ 行進速度 + 交通方式 + 專業調查人員 / 志工 + 道路類型），結果顯示 (1) 步行的偵測率高於腳踏車與機車，腳踏車與機車之間的偵測率沒有明顯分別，而腳踏車與機車的偵測率明顯高於汽車；(2) 專業調查人員有顯著優於一般志工的偵測能力；(3) 道路類型在其他道路中的偵測率顯著低於省道。

Appendix 4. Using R package multcomp::glht function to conduct the Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses Multiple Comparisons of Means by Tukey Contrasts on three category factors: Vehicle, Agent (expert or volunteer) and Road type, within following model: Fit: glm (formula = det.rate.logit ~ Speed + Vehicle + Agent + Road type). (1) The detection rate of roadkill survey was better than that by foot than by bike or scooter, and it was no different between bike and scooter. But the detection rate of bike and scooter was better than that by car. (2) Expert surveyed better than volunteers. (3) The detection rate on the road type of 4W was lower than 1W.

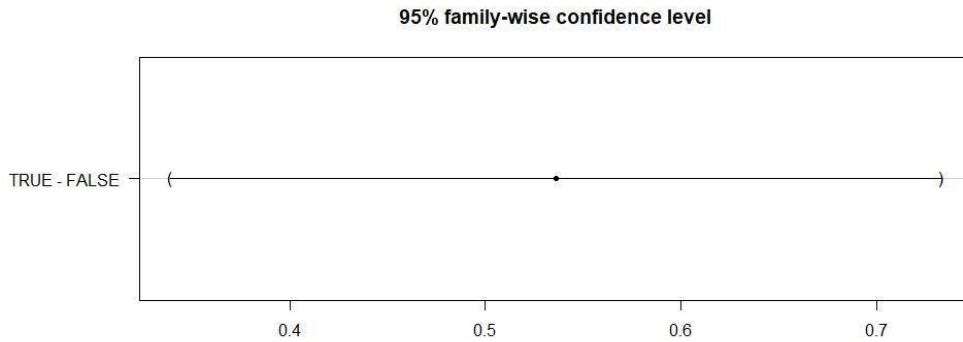
(1) 交通方式 Mode of transportation.

Linear Hypotheses:	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
bike - walk == 0	-1.2652	0.1397	-9.059	<0.001	***
scooter - walk == 0	-1.552	0.1478	-10.498	<0.001	***
car - walk == 0	-2.3043	0.1824	-12.631	<0.001	***
scooter - bike == 0	-0.2868	0.1396	-2.055	0.165	
car - bike == 0	-1.0391	0.1646	-6.314	<0.001	***
car - scooter == 0	-0.7523	0.1453	-5.177	<0.001	***



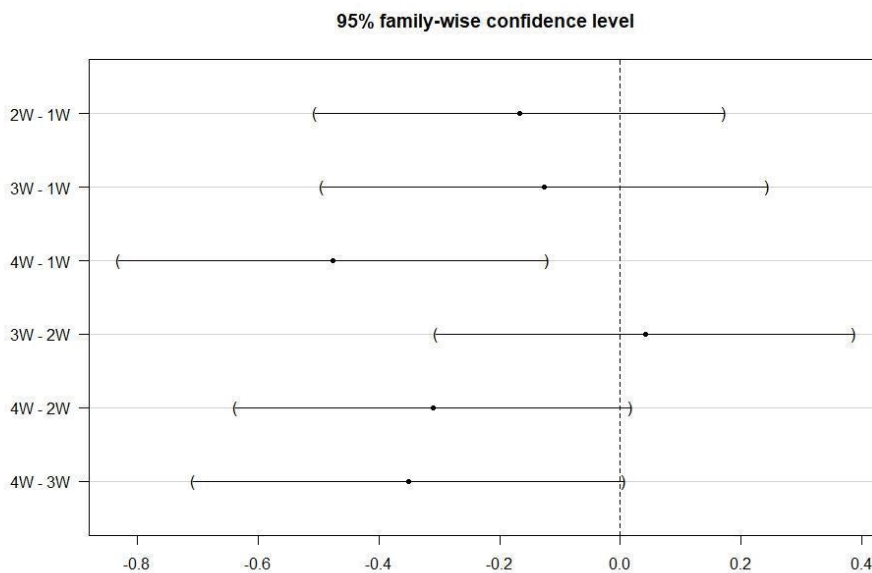
(2) 專業調查人員與志工 (Expert or volunteer)

Linear Hypotheses:	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
TRUE - FALSE == 0	0.537	0.101	5.326	<0.001 ***



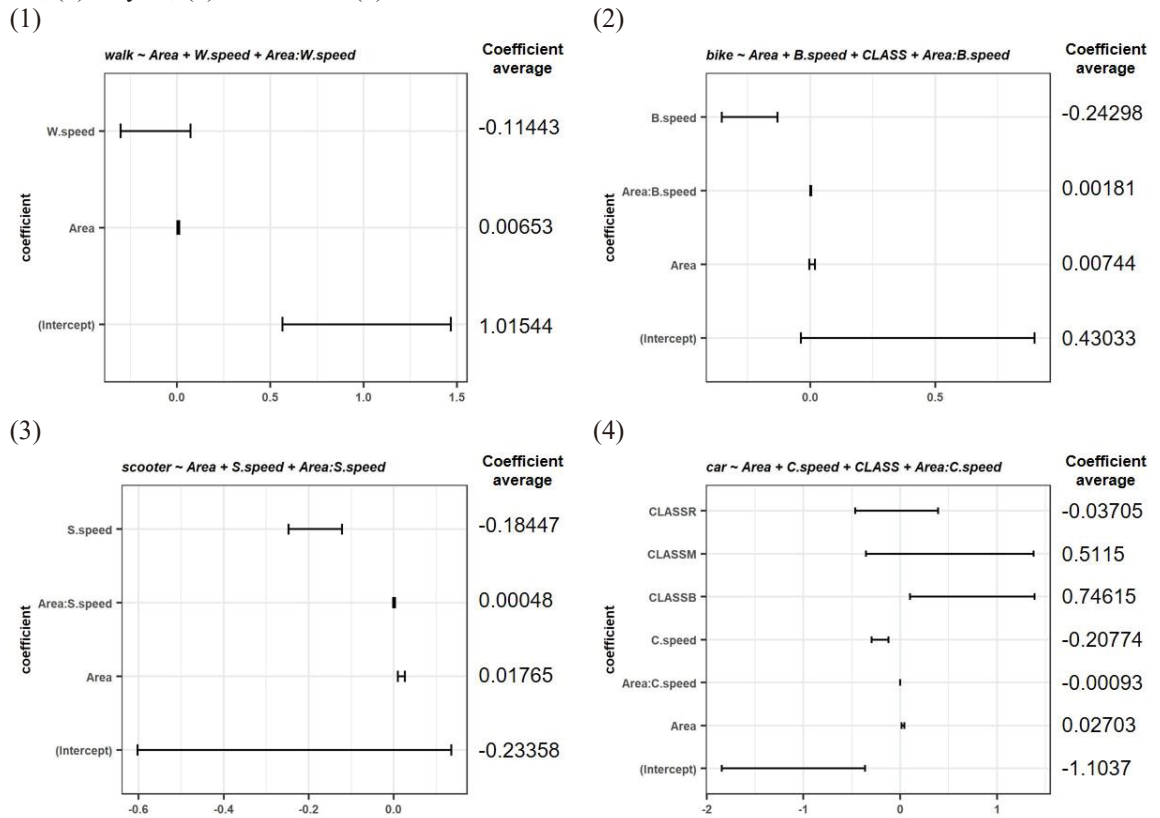
(3) 道路類型 Road type

Linear Hypotheses:	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
2W - 1W == 0	-0.167	0.132	-1.262	0.586
3W - 1W == 0	-0.126	0.144	-0.876	0.817
4W - 1W == 0	-0.477	0.138	-3.445	0.003 **
3W - 2W == 0	0.041	0.135	0.304	0.990
4W - 2W == 0	-0.310	0.128	-2.428	0.072 .
4W - 3W == 0	-0.351	0.139	-2.525	0.056 .



附錄 5. 模式二，(1) 步行、(2) 腳踏車、(3) 機車與 (4) 汽車等 4 種調查方式的平均模式，各個相關係數以及 95% 信賴區間。

Appendix 5. 95% Confidence interval plot in horizon line ranges and coefficients of averaged models aside of four survey methods: (1) foot, (2) bicycle, (3) scooter and (4) car.



紫芋蘭生育地干擾因子與生理特性之研究

Study of physiological characteristics and habitat disturbance of *Eulophia dentate*

賴佑翔¹、張麗慧²、李權裕²、劉瓊霏¹、廖天賜¹、陳忠義^{3*}、王經文^{2*}

Yu-Hsiang Lai¹, Li-Hui Chang², Chiuan-Yu Li², Chiung-Pin Liu³, Tien-Szu Liao³, Chung-I Chen⁴, Ching-Wen Wang^{2*}

1 國立中興大學森林學系 402 台中市南區國光路 250 號

2 行政院農業委員特有生物研究保育中心 552 南投縣集集鎮民生東路 1 號

3 國立屏東科技大學 912 屏東縣內埔鄉老埤村學府路 1 號

1 Department of Forestry, National Chung Hsing University, No.145, Xingda Rd., South Dist., Taichung City 40227, Taiwan.

2 Endemic Species Research Institute. No.1, Minsheng E. Rd., Jiji Township, Nantou County 55244, Taiwan.

3 Department of Forestry, National Pingtung University of Science and Technology, Pingtung 912, Taiwan

*Corresponding author e-mail: rk.aee@msa.hinet.net; kilorsoul@gmail.com

* 通訊作者 e-mail: rk.aee@msa.hinet.net; kilorsoul@gmail.com

摘要

紫芋蘭 (*Eulophia dentate* Ames) 為臺灣特有種植物，僅分布於 3-4 個分布地，族群數量約 50-250 株，對其物候、生長環境及生態生理特性均不甚了解，其重要生育地苗栗縣卓蘭地區大峽谷因火燒及淹水等原因遭到破壞，導致族群銳減，列為嚴重瀕臨絕滅植物，亟需保育及研究。本研究調查紫芋蘭生育地植群結構，可知外來入侵種銀合歡 (*Leucaena leucocephala*) 及大花咸豐草 (*Bidens alba*) 的生長強勢，能覆蓋生育地，取代原生之紫芋蘭、臺灣白及 (*Bletilla formosana*) 和甜根子草 (*Saccharum spontaneum*)，可能會成為改變植群結構之重要因子。透過非破壞性之葉綠素螢光及氣體交換之量測，可知紫芋蘭為自營性生物，適合光度範圍為 $1,200-1,500 \mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ，屬於偏陽性植物，對生育地環境的需求為適宜的開闊度，易受生長勢強之入侵植物遮蔽覆蓋而消失，且遇淹水逆境其假球莖及根系易腐爛，顯示紫芋蘭的脆弱性，研究之結果可供紫芋蘭復育工作之參考。

關鍵詞：生物氣候調查、葉綠素螢光、光保護、光抑制

Abstract

Eulophia dentata Ames is a native plant endemic to Taiwan. It is only found in three to four areas in the past 80 years, each with a population of 50-250 plants. The phenology, growth environment, and ecological and physiological characteristics of *E. dentata* are not well documented. The habitat in Grand Canyon in the Zhuolan area of Miaoli County was destroyed by fire and flood, resulting in a sharp decline in the ethnic groups. Conservation and research are urgently needed. In this study, we investigated the vegetation structure of *E. dentata* habitat. The invasive species *Leucaena leucocephala* and *Bidens alba* have been growing rampantly and showing superiority in the habitat. They are replacing the native *E. dentata*, *Bletilla formosana*, and *Saccharum spontaneum*, which might lead to change in the vegetation structure. Through the mea-

surement of non-destructive chlorophyll fluorescence and gas exchange, we found that *E. dentata* is a self-supporting organism, and its suitable luminosity range is 1,200-1,500 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Therefore, it is prone to be covered by invasive plants with strong growth potential, and its pseudobulb and root system can easily rot under flooding, showing its fragility. The results of this study can be used for restoration of *E. dentata* in the future.

Key words: phenology investigation, chlorophyll fluorescence, photoprotection, photoinhibition

前言

蘭科 (Orchidaceae) 植物具有特殊的生物學特性，其生命週期劃分為五大部分，授粉、果實形成、種子傳播、發芽、植株成長階段 (Phillips et al., 2020)，對授粉者具有高度專一性，通常以擬交配 (pseudocopulation) 及使用化學性物質吸引單一授粉者 (Swarts & Dixon, 2009)、種子經長期演化，僅由胚細胞外之單層細胞所構成的種皮包覆，無胚乳、胚根及胚芽之分化，其生命週期早期皆須仰賴真菌行共生發芽 (symbiotic germination)，甚至於成株階段仍部分或完全依賴菌根菌提供養分 (Arditti & Ghani, 2000; Rasmussen, 2002; Smith & Read, 2010)。多樣

的特化，使蘭科植物廣泛分布於世界各大洲及不同棲地 (Djordjević & Tsiftsis, 2022)，自營性蘭科植物依其生長位置可分成地生蘭 (terrestrial orchids) 以及附生蘭 (epiphytic orchids)，包括岩生蘭 (lithophytic orchid) 兩大類，成為世界上物種多樣性最高的被子植物家族之一，目前被命名的蘭花已高達 870 屬，共 26,000 種 (WCSP, 2019)。

紫芋蘭為蘭科芋蘭屬植物，根據臺灣維管束植物誌第五卷 (2001) 敘述，為臺灣特有種，臺灣維管束植物紅皮書初評名錄 (2017) 所調查結果顯示，於台東及宜蘭一帶曾有發現紀錄，然而近 80 年來僅於宜蘭縣南澳地區和苗栗縣沙岸調查到族群，多生長

於河床開闊地區之草生地，屬全日照環境，砂質壤土，族群數量僅存 50-250 株，屬嚴重瀕臨絕滅 (Critically Endangered) 等級。雖經臺灣植物紅皮書編輯委員會因於臺灣宜蘭河口、苗栗縣大安溪及彰化河濱砂岸一帶曾發現紫芋蘭族群，進而於 2017 年更正為無危 (Least Concerned)。參考同為臺灣芋蘭屬的禾草芋蘭 (*E. graminea*)，兩者分布生育地相似，均位於臺灣低海拔草地或沙灘灌叢區域，禾草芋蘭為臺灣原生種，屬於接近受脅 (Near Threatened)，目前已成功建立瓶內無菌播種系統 (Chang et al., 2010)。反之，紫芋蘭重要生育地之一苗栗卓蘭大峽谷一帶因火災而導致族群大量減少，於 2021、2022 年進行野外調查時，全臺灣僅於苗栗縣卓蘭大峽谷發現零星個體宿存，且因該生育地逐漸淹水，至 2022 年 3 月止已無發現紫芋蘭植株，故極具保育必要性。

Harper (1981) 分析稀有物種的分布空間、時間與族群關聯性，其具有高度的空間依存性，於分布地區具有極高的豐富度，但僅狹隘的生存於部

分棲位，可能與其具備高度特化或是隔離有關，這些物種更容易受到滅絕危機，此情形與紫芋蘭相似，紫芋蘭狹隘分布於臺灣零星地帶，於族群逐漸減少情況下，了解其生育地情形則十分重要。為了解紫芋蘭生長特性，因此，一併加入紫芋蘭其生育地優勢種植物甜根子草 (*Saccharum spontaneum*)，及同為蘭科並廣泛分布全臺各海拔之臺灣白及 (*Bletilla formosana*) 進行探討，並假設紫芋蘭需要依托較大型的甜根子草來遮蔽光源。且紫芋蘭生育地鄰近人為開發頻繁地區，需加以長期監測或重視，倘否則有消失危機 (鐘詩文, 2008)。而 Phillips 等 (2020) 亦指出地生蘭的休眠特性導致族群估算不易，應進行長期監測掌握族群動向。

本團隊於植群 (Vegetation) 調查時發現該紫芋蘭重要生育地，有外來種入侵植物逐漸侵入，意即對當地經濟、環境及自然生態造成破壞的外來植物，如銀合歡 (*Leucaena leucocephala*) 及大花咸豐草 (*Bidens alba* var. *radiata*)，二者均被列為臺灣二十大危害

力最高的入侵植物之一 (蔣, 2003), 銀合歡早年係為了作為紙漿、飼料薪炭材使用, 自薩爾瓦多引進種植於恆春, 然而因其受到木蝨蟲害, 導致生產不佳, 而荒廢經營, 並且因為無妥善移除, 而快速入侵蔓延至臺灣全島各地 (呂 & 陳, 2002)。銀合歡造成當地原生樹種危害甚鉅的主因, 在於其生物特性造成強大的競爭壓力, 生長快速, 植株不足 1m 即可成熟繁殖, 結實量高, 以胸徑 8 cm 植株為例, 可在一季內生產達 1.8 萬顆種子, 可形成大面積純林, 亦可藉由萌蘖大量無性繁殖成林, 具固氮能力可耐貧瘠, 種皮具有休眠能力, 可以於土壤中形成大量種子庫, 全株具有含羞草素 (Mimosine), 藉由直接或間接方式將其釋放於土壤中, 會對於其它植物種子之發芽與幼苗生長有強烈的毒它作用, 以影響原生物種生長取得生長優勢 (Chou & Kou, 1986; Xuan et al., 2006)。其對植群帶來的危害包括影響本土植物社會的組成及結構、生物多樣性下降、生態系劣化、林地生產力的下降與養分水分循環的改變等 (Ra-

bitsch et al., 2016)。大花咸豐草, 為菊科鬼針草屬, 與許多外來入侵種一樣, 具有高速繁殖能力, 並且可藉由大量繁殖的瘦果, 瘦果具有倒鉤, 值得容易藉由動物快速傳播, 並且可藉由倒伏於地上快速形成不定根, 以無性繁殖方式擴張族群, 其迅速生長, 導致對於較低矮物種受到光、水和養分之競爭, 進而造成當地族群結構之改變 (蔣慕琰等, 2003)。

由植群調查及物候 (phenology) 調查, 掌握該物種的分布空間、時間與族群關聯性 (Harper, 1981), 進行蘭花保育時, 首重即是了解該區蘭花種群與鄰近生態因子關聯性, 包括該棲息地各項生育地特徵、授粉者及真菌等 (Ramsay & Dixon, 2003)。而光為植物生長的重要因子, 有助於植株生物量之累積及成長, 並且影響植物生長、存活、分布之重要生育地因子, 但當光度不足或太強時則會成為限制型因子 (Schreiber, 1997), 在現地植物日益稀少的情況下, 以葉綠素螢光 (chlorophyll fluorescence) 及光合作用測定, 二者均屬於非破壞性量測方式, 可於

不破壞植株及不干擾植株生長的前提下，快速測得植物體內葉綠素螢光反應，並反應葉綠素分子特性及植物所處的環境，可做為評估 PSII 電子傳遞鏈受損程度、光合系統效率指標之工具 (Hall & Rao, 1999)，用以了解植物對逆境、季節或日變化的反應，為一植物生態生理常使用的技術 (Verhoeven et al., 1999; Close et al., 2001; Bailey et al., 2004; Weng et al., 2005)。本研究希望藉生育地族群結構分析與生理量測，了解紫芋蘭生育的干擾因子與生態習性，為紫芋蘭未來的復育工作提供基礎資訊，以找出合適的對策。

材料與方法

(一) 試驗材料

紫芋蘭為蘭科芋蘭屬植物，為臺灣特有種；花葉不同時存在，葉線形 2 至 4 片，銳尖至漸尖，葉長 15-25 cm，葉寬 3-5 mm，並且呈現類似禾本科植物併攏向上生長方式；花莖細長且呈現直立生長，自假球莖上節間抽出，約 20-40 cm 高，屬於總狀花

序長度約 10-15 cm，花 10-20 朵，花鞘為紫色，具有披針型苞片，長 5-10 mm，花梗與子房長為 7-11 mm，花下垂生長並且帶有紫色花紋，萼片線狀且橢圓形，花瓣長 8-13 mm，花瓣寬 1.5-2.5 mm；果為蒴果，約 15-30 mm，幼果時綠色，成熟時逐漸膨大轉為褐色開裂，種子為白色；假球莖卵形，直徑約 2.5 cm，高 3 cm，4-5 節 (楊，2001)。

臺灣白及為蘭科白及屬，為多年生草本植物，為臺灣原生種，廣泛分布於中國西南部、日本琉球一帶，臺灣全島各海拔均有分布，喜好向陽山坡地，頁岩上或溪旁礫石；葉廣線型至帶形，寬 0.7-3 cm，長度可達 10-45 cm，葉片平展生長；全株高 20-60 cm，冬天莖葉枯萎；花序頂生，花莖纖細而細長，長 15-80 cm 長，花序軸呈之字型，總狀花序，花 2-6 朵，花冠粉白色至粉紅色，花苞片 1-1.3 cm 長，花期 6-8 月；蒴果，約 20-25 mm，外部具 6 條縱稜脊，為長橢圓形，果期 8-11 月。假球莖陀螺狀具環帶，常附生數個角錐狀小芽球 (楊，

2001)。

甜根子草為禾本科甘蔗屬，為多年生草本植物，為臺灣原生種，於全球熱帶、亞熱帶至暖溫帶，中國、印度、歐洲、緬甸、越南、馬來西亞、日本、澳洲等地均有分布，分布於臺灣各地及蘭嶼，多生長於低海拔溪畔砂石地或乾旱河床地；具發達地下莖，莖直立，稈高約 100~150 公分，披白粉，節上多密生白毛，鬚根。葉細線形，葉寬 0.4-0.8 cm，葉長 40-60 cm，葉緣鋸齒狀、鋒利，葉舌披毛；花序為圓錐花序，長 25 cm，花銀白或黃色，花期 7-11 月為穎果，長約 15 mm，褐色帶白色，果成熟後，被白毛傳播，果熟期於 8-11 月 (楊，2001)。

(二) 試驗樣區概述

物候調查及光合特性試驗地位於苗栗縣卓蘭地區大安溪大峽谷 (於民國 88 年 921 大地震所隆起河段) (24°17'32.2"N 120°49'57.7"E) (圖 1)，其近 10 年 (2012-2021) 的平均溫度為 22.45°C，年平均降雨量為 2,099 mm，年平均濕度為 85% (圖 2)。

(三) 試驗項目及方法

1. 紫芋蘭物候與植群調查

自 2020 年 1 月起至 2021 年固定前往苗栗縣卓蘭地區大安溪大峽谷一帶觀察成熟個體，以蘭花牌編號，加以記錄紫芋蘭之抽葉、花苞、開花、結果之週期變化。考量紫芋蘭稀有性及現地主要為草本之地被植物，於不影響現地植株生長情形之前提下採非破壞性調查，具可重複實施調查，利於長期監測之優點，於 2020 年 3 月間，至現場畫設 1×1 m 樣區 2 個，分別為生育地未淹水樣區 1 (6 重複)、生育地淹水樣區 2 (4 重複) 採定量進行植群調查，現場調查木本植物僅銀合歡，且胸徑 3-5 mm，因此不計算其株數密度，僅以草本方式計算重要值，即是以一種植物個體之地上部與地面垂直投影面積比例之百分比，並記錄物種之種類，因為現地為草本植物 (地被層)，因此計算各物種之相對優勢度 (relative dominance) 及相對頻度 (relative frequency)，加總成為重要值 (importance value, IV) (吳等，2013)。

相對優勢度 = (某種植物優勢度 /

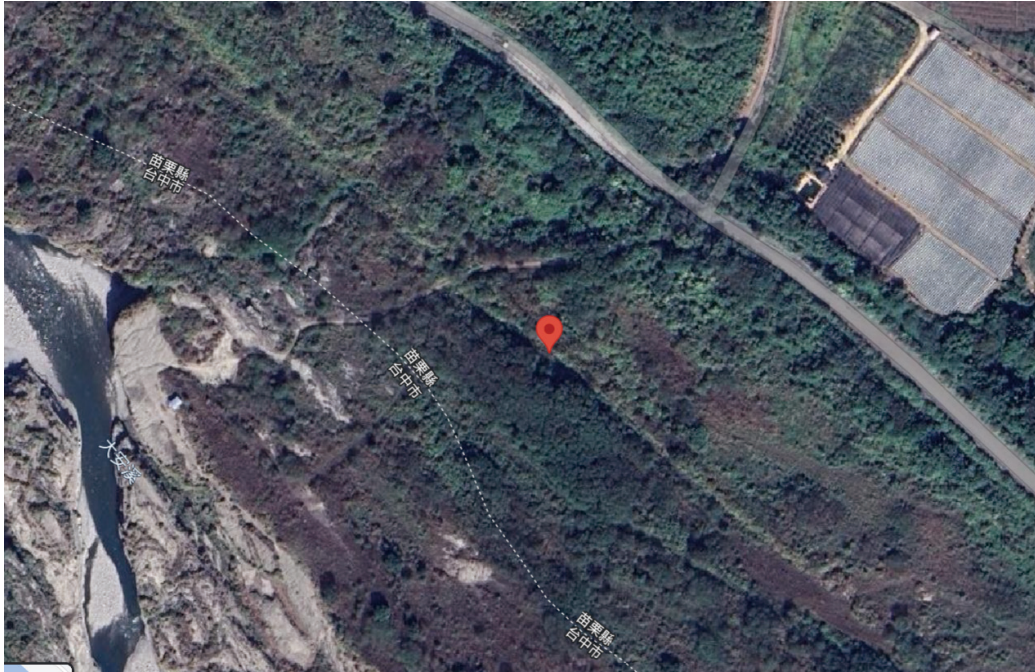


圖 1. 紫芋蘭 (*Eulophia dentata*) 於卓蘭重要生育地樣區位置圖 (國土測繪圖資服務雲, 2020)。
Fig. 1. The location map of an important habitat for *Eulophia dentata* in Zhuolan area. Scale bar = 50 m.

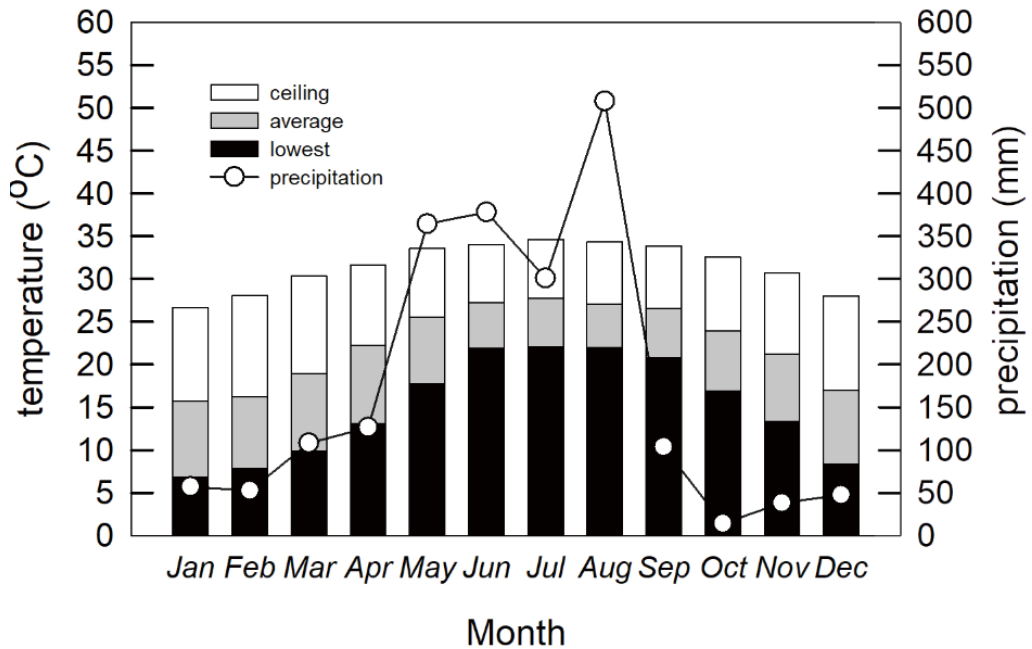


圖 2. 2012-2021 年苗栗縣卓蘭鎮平均氣溫 (average)、最高溫 (ceiling)、最低溫 (lowest)、及雨量 (precipitation) 圖。
Fig. 2. The average temperature (average), the highest temperature (ceiling), the lowest temperature (lowest), and the rainfall (precipitation) in Zhuolan Town, Miaoli County, from 2012 to 2021.

所有植物優勢度總和)×100%

相對頻度 = (某種植物頻度 / 所有植物頻度總和)×100%

IV = 相對頻度 + 相對優勢度 = 200

2. 光合特性試驗

本研究葉綠素螢光測定採用可攜式螢光分析儀 (MINI-PAM-II; Walz, Effeltrich, Germany)，藉由照射不同強度及時間光度，可快速且非破壞性的測量植物之各葉綠素螢光參數進行萃減分析，得到相關螢光參數，常應用於野外研究環境因子 (光、營養、溫度、棲地等) 對植株抗逆境或生理之影響，廣泛應用於許多生態生理領域 (Johnson & Ruban, 2011)。

於 2021 年 9 月間擇無雲晴天於苗栗縣卓蘭地區大安溪生育地，測定紫芋蘭、臺灣白及和甜根子草之健康植株，每種植物隨機選擇 8 株為 8 重複，進行測量，先將植物葉片以錫箔紙包住暗適應 30 min，由 0、35、90、120、175、260、400、600、900、1,200、1,700、2,100 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 等共 12 種光度變化進行照射，每 5min 記

錄其 F_o 、 F_m 、 F_s 、 F_m' 及 F_o' 之螢光值，並計算下列葉綠素螢光參數 (王經文等，2020；Demmig-Adams et al., 1996; Johnson and Ruban, 2011)：

(1)PSII 最大光化學潛能 $F_v/F_m =$

$(F_m - F_o) / F_m$

(2) 非光化學消散 $NPQ = (F_m/F_m') - 1$

(3)PSII 光量子效率 $\Phi_{PSII} = (F_m' - F_s) / F_m$

(4) 電子傳遞速率 $ETR = \Phi_{PSII} \times 0.5 \times 0.84 \times PPFD$

(5) 光化學消散占所吸收光能比例 $P = (F_m' - F_s) / F_m'$

(6) 熱消散占所吸收光能比例 $D = 1 - F_v' / F_m' = (F_m' - F_o') / F_m$

(7) 過剩能量占所吸收光能比例 $E = 1 - P - D$

(8) 光照下 PSII 實際之光化學效能 $F_v'/F_m' = (F_m' - F_o') / F_m'$

3. 光合作用參數之測定 (光合作用光反應曲線)

使用攜帶型光合作用測量系統 (LI-6400, LI-COR, USA)，搭配 6400-02B 葉室 (leaf chamber) 及人工紅藍

LED 光源，於野外測定植株蒸散率、淨光合作用速率、相對濕度與葉片氣孔導度等項目。

於 2021 年 10 月間擇無雲晴天於苗栗縣卓蘭地區大安溪現地測定紫芋蘭、臺灣白及和甜根子草之光合特性。先將儀器於測定前置於環境中穩定 20min，為不影響 CO₂ 濃度，進風管置放於離人約 5-8 m 空曠無風位置，儀器空氣流量設定為 500 μmol s⁻¹，葉片溫度及 CO₂ 濃度與周遭環境相同無需設定。各種類選擇 5 株進行測量為 5 重複，紫芋蘭及甜根子草於測定前以透氣膠帶黏貼 2-3 片，並記錄其於葉箱內面積，測得數據會較穩定。先將植物以光度 400 μmol photon m⁻² s⁻¹ 照射植株，待確定植株行光合作用後，光度由低自高，0、5、10、15、25、50、75、100、200、400、800、1,200、1,500、1,800 及 2,000 μmol photon m⁻² s⁻¹ 共 15 種光度依序變化，各光度間隔時間約 7.5 min，於該光度之光合速率穩定後即換下一光度。單株苗木測定期間內所獲得光合速率最大值，定為最大光合作用速率 (A_{max})；光度

0-50 μmol photon m⁻² s⁻¹ 所測得之光合速率對光反應曲線做迴歸分析，迴歸式計算出光度於 0 μmol photon m⁻² s⁻¹ 的 CO₂ 釋出速率、光合速率為 0 μmol m⁻² s⁻¹ 的對應光度及直線斜率，分別為暗呼吸率 (R_d)、光補償點 (LCP) 及光量子效率 (Q_y) (郭 & 賴，2007)。

4. 統計分析

以套裝軟體 PASW Statistics 18 與 SigmaPlot 10.0 進行線性及二次迴歸分析與繪圖。光量、氣體交換與葉綠素參數間以線性和 Tukey's HSD 進行相關性分析。

結果

(一) 紫芋蘭物候觀察及植群調查結果

1. 紫芋蘭物候觀察

於 2020 年 3 月至 2022 年 3 月進行物候觀察，結果如 (表 1)，紫芋蘭為多年生地生蘭，於 2 月初陸續從假球莖抽出花軸 (表 1)，花軸呈紫色 (圖 3A)，花軸抽高至 20-50 cm，多會向外生長至不受甜根子草之遮蔭高度，花數量多為 4-13 朵，為總

表 1. 苗栗縣卓蘭鎮大峽谷地區 2020-2021 年紫芋蘭 (*Eulophia dentata*) 物候調查Table 1. Phenological survey of *Eulophia dentata* in the Grand Canyon area of Zhuolan Town, Miaoli County, in 2020-2021

Month	Vegetative Growth			Flower		Pod set		
	New shoot initiation	Developing/ Full leaves	Senescence initiation /Yellowing leaves	Initiation	Full blooming	Pod initiation	Pod maturation	Seed dispersal
Jan								
Feb				V	V	V		
Mar				V	V	V	V	
Apr					V	V	V	V
May							V	V
Jun	V*	V						
July		V						
Aug		V						
Sep		V						
Oct			V					
Nov			V					
Dec			V					

* V 代表紫芋蘭在不同時期出現的情況。

* V stands for the appearances of *E. dentata* in various time periods.

狀花序，由下向上開放 (圖 3C)，花於 2-4 月均生長成成花 (表 1)，完全開放，約授粉 2 周後，逐漸形成蒴果 (圖 4A)，每株蒴果數量介於 4-10 個，蒴果發育期約 2-4 個月，授粉後的蒴果幼果為綠色，於 2 周內逐漸膨大 (圖 4B)，並逐漸轉為褐色後開裂 (圖 4C)，種子為白色。蒴果成熟開裂後，花莖逐漸乾枯萎縮倒伏，並由假球莖抽出新葉 (表 1，圖 5A、B)，於 5

月雨季開始後，6 月逐漸抽出幼葉，幼葉如筍狀，逐漸抽高，並展開葉為成株，葉片光滑，數量約 2-3 片為多 (圖 5C)。假球莖多自節間抽出新葉或花柱 (圖 6A)，其假球莖會自行分裂行無性繁殖 (圖 6B)，而受到長期淹水時，不僅土壤呈現厭氧發酵，紫芋蘭根莖亦有爛掉的情形 (圖 6C)，並於不久後假球莖腐爛整株死亡 (圖 6D)，對比該區氣候圖 2，可以發現



圖 3. 紫芋蘭 (*Eulophia dentata*) 物候調查。A. 紫芋蘭花芽、B. 紫芋蘭幼花及 C. 花。
Fig. 3. Phenological survey of *Eulophia dentata*. Flower bud (A), young flower, (B) and flower (C).



圖 4. 紫芋蘭 (*Eulophia dentata*) 物候調查。A. 幼果、B. 未成熟蒴果可採收及 C. 熟果。

Fig. 4. The phenological survey of *Eulophia dentata*. Young fruit (A), immature capsule for harvesting (B), and ripe fruit (C).



圖 5. 紫芋蘭 (*Eulophia dentata*) 物候調查。A. 紫芋蘭花柱及葉自假球莖節間生長、B. 乾枯花柱及 C. 葉。

Fig. 5. The phenological survey of *Eulophia dentata*. Style and leaves (A), dry style (B), and leaves (C).



圖6. 紫芋蘭(*Eulophia dentata*)假球莖。A. 健康假球莖、B. 假球莖分裂、C. 受淹水根部受損及D. 死亡。
Fig. 6. Pseudobulbs of *Eulophia dentata*. Healthy state (A), pseudobulbs split (B), waterlogged root damage (C), and death (D).

紫芋蘭約於4、5月降雨開始後逐漸抽出新葉，並於9月降雨結束後，10月底逐漸乾枯死亡，僅留假球莖宿存(表1)，淹水期間約為梅雨季節4月至9月間。

2. 植群調查及現地觀察

各樣區植物重要值如表2，表中可見於樣區1和2一共調查到11種植物，紫芋蘭僅出現於未淹水樣區，樣區1內主要優勢植物之重要值，為甜根子草(57.27)、臺灣白及(26.03)、銀合歡(25.58)、大花咸豐草(23.97)，紫

芋蘭僅占15.76，於淹水的樣區2內，優勢種植物為甜根子草(46.30)、銀合歡(30.42)、白背芒(25.64)、大花咸豐草(20.87)、臺灣白及(19.75)，樣區2內無紫芋蘭，兩個樣區中都可以發現入侵種植物銀合歡和大花咸豐草出現。

(二) 光合特性試驗

1. 變動光源之葉綠素螢光

以不同光度依序照射三種植物，其ETR變化如圖7A，三者植物之

表 2.各樣區植物重要值 (IV=200)

Table 2. Plant importance value of the species in each plot (IV=200).

plot species	1-1	1-2	1-3	1-4	1-5	1-6	2-1	2-2	2-3	2-4
紫芋蘭 (<i>Eulophia dentate</i>)	15.2 6	16.0 8	15.8 2	16.1 6	16.1 3	15.1 1	X*	X	X	X
甜根子草 (<i>Saccharum spontaneum</i>)	53.2 5	59.2 6	55.2 1	50.8 2	69.5 0	55.6 1	56.9 3	40.4 7	38.1 7	49.6 5
臺灣白及 (<i>Bletilla formosana</i>)	28.9 0	24.7 8	27.0 7	26.8 1	21.9 5	26.6 8	24.6 7	13.0 4	23.4 3	17.8 8
銀合歡 (<i>Leucaena leucocephala</i>)	31.3 9	17.1 5	22.1 3	36.9 6	11.9 0	33.9 4	13.0 4	47.6 6	22.1 3	38.8 5
大花咸豐草 (<i>Bidens alba</i>)	31.3 9	20.9 0	24.6 9	26.5 2	11.9 0	28.4 3	13.0 4	18.8 1	20.8 4	30.7 9
雞屎藤 (<i>Paederia foetida</i>)	17.5 3	21.7 8	25.7 9	23.6 8	21.9 5	17.0 4	11.0 2	10.6 2	8.70	8.70
牽牛花 (<i>Ipomoea nil</i>)	8.01	4.76	4.76	4.76	4.76	8.89	6.67	4.35	4.35	4.35
白背芒 (<i>Miscanthus sinensis</i>)	4.76	7.76	4.76	4.76	17.0 3	4.76	8.70	37.5 4	47.6 6	8.70
克菲亞草 (<i>Cuphea carthagenensis</i>)	2.38	8.38	2.38	2.38	2.38	2.38	8.70	14.4 6	8.70	28.0 5
木賊 (<i>Equisetum hyemale</i>)	7.14	19.1 4	17.3 7	7.14	22.4 8	7.14	15.6 7	8.70	21.6 8	8.70
鱗蓋鳳尾蕨 (<i>Pteris vittata</i>)	X	X	X	X	X	X	41.5 6	4.35	4.35	4.35
總和	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200

* X 代表樣區內未出現植株的情況。

* X represents the situation where no plants appear in the plot.

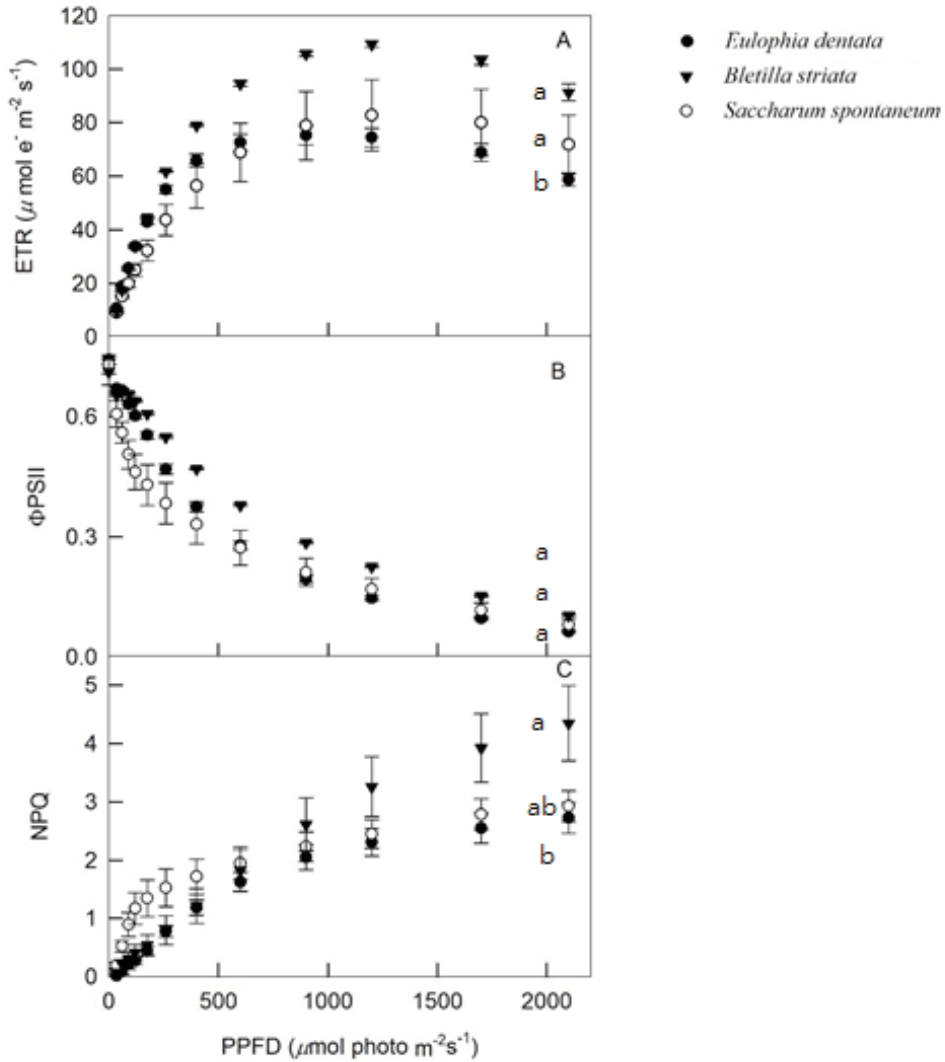
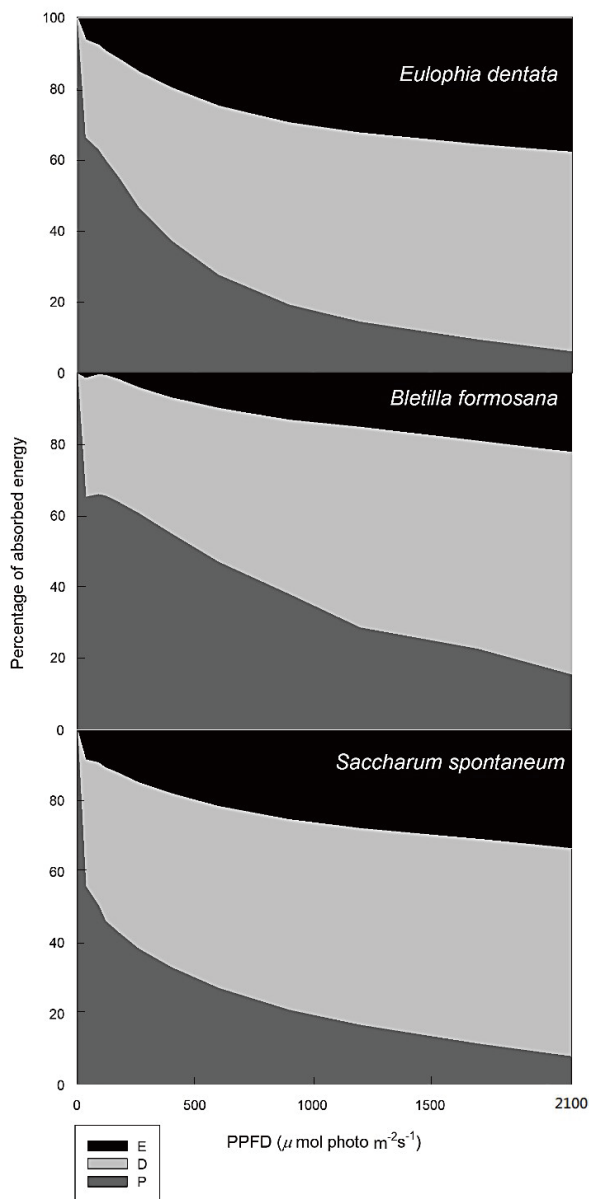


圖 7. 紫芋蘭 (*Eulophia dentata*)、臺灣白及 (*Bletilla formosana*) 及甜根子草 (*Saccharum spontaneum*) 於 0、35、90、120、175、260、400、600、900、1,200、1,700 及 2,100 $\mu\text{mol photon m}^{-2}\text{s}^{-1}$ 光度下，電子傳遞速率 (ETR)、實際 PSII 效率 (ΦPSII) 及非光化學消散 (NPQ) 之變化。I=SE; n=8。

Fig. 7. The electron transport rate (ETR) (panel A), stomatal conductance (Gs), panel (B), and non-photochemical quenching (NPQ) (panel C) of *Eulophia dentata*, *Bletilla formosana*, and *Saccharum spontaneum* plants were measured under 0, 35, 90, 120, 175, 260, 400, 600, 900, 1,200, 1,700, and 2,100 $\mu\text{mol photon m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Different letters indicate significant differences in Tukey's HSD analyses at 12 illuminations ($P < 0.05$). Error bar = standard error, n = 8.



ETR 均會隨光度增加而快速上升，紫芋蘭於光度 $900 \mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 時達到最高 $75.31 \mu\text{mol e}^{-} \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ，隨後逐漸降低，光度 $2,100 \mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 時降至最低 $58.71 \mu\text{mol e}^{-} \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ；臺灣白及和甜根子草的 ETR 均於光度 $1,200 \mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 時達到最高，分別為 $109.34 \mu\text{mol e}^{-} \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 及 $82.78 \mu\text{mol e}^{-} \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ，其後隨著光度逐漸上升，ETR 亦同時下降。

ΦPSII 代表實際光能轉換效率，不同光度下三種植物的 ΦPSII 變化如圖 7B，於光度 $0 \mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ，三者植物的 F_v/F_m ，分別為紫芋蘭 0.74、臺灣白及 0.71 和甜根子草 0.73，隨著照射光度逐漸提高， ΦPSII 會隨之下降，於光度 $2,100 \mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ，三種植物其 ΦPSII 均降至最低，分別為紫芋蘭 0.06、臺灣白及 0.10 和

圖 8. 紫芋蘭 (*Eulophia dentata*)、臺灣白及 (*Bletilla formosana*) 及甜根子草 (*Saccharum spontaneum*) 於 0、35、90、120、175、260、400、600、900、1,200、1,700 及 2,100 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 光度下，光化學消散占吸收能量的比例 (P%)、熱消散占吸收能量之比例 (D%) 與過剩能量占吸收能量之比例 (E%) 之變化。n = 8。

Fig. 8. The level of P (photochemical quenching), D (thermal quenching accounted for the proportion of absorbed energy), and E (excessive energy) of *Eulophia dentata*, *Bletilla formosana*, and *Saccharum spontaneum* that were measured under 0, 35, 90, 120, 175, 260, 400, 600, 900, 1,200, 1,700, and 2,100 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$. n = 8.

甜根子草 0.08。

NPQ 代表的是植物之非光化學消散能力，不同光度下三种植物的 NPQ 變化如圖 7C，隨著光度上升，三种植物之 NPQ 也隨之上升，並且於光度 2,100 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 時達到最高，分別為紫芋蘭 2.72、臺灣白及 4.34 及甜根子草 2.92，高光下紫芋蘭 NPQ 表現最差；光度 600 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$

以下時，甜根子草較其餘兩者有較高的 NPQ，光度 900 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 以上時，臺灣白及具有較高之 NPQ。

變動光源下三种植物能量分配情形如圖 8，隨著光度上升，在低光 (0-200 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$) 時，紫芋蘭、臺灣白及及甜根子草的 P 比例維持在 40-60%，隨著光量持續提升，三種的 D 比例均會逐漸升高，為高光時能

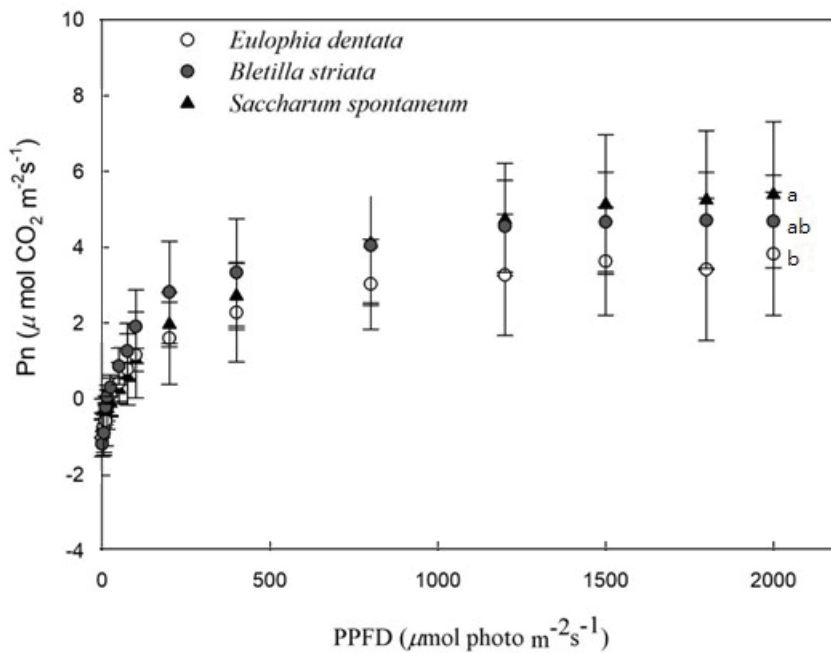


圖 9. 紫芋蘭 (*Eulophia dentata*)、臺灣白及 (*Bletilla formosana*) 及甜根子草 (*Saccharum spontaneum*) 於 0、5、10、15、25、50、75、100、200、400、800、1,200、1,500、1,800 及 2,000 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 光度變化下之淨光合作用速率 (Pn)。I = SE; n = 5。

Fig. 9. The net photosynthesis rate of *Eulophia dentata*, *Bletilla formosana*, and *Saccharum spontaneum* that were measured under 0, 5, 10, 15, 25, 50, 75, 100, 200, 400, 800, 1,200, 1,500, 1,800, and 2,000 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Different letters indicate significant differences in Tukey's HSD analyses at 12 illuminations ($P < 0.05$). Error bar = standard error, n = 5.

量的主要流向，於高光時，分別上升至紫芋蘭 55.94%、臺灣白及 67.54% 及甜根子草 58.54%。同時隨著光量上升 P 下降、D 升高而 E 也逐漸上升，於光度 2,100 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 時 E 分別為紫芋蘭 37.74%、臺灣白及 22.12% 及甜根子草 33.38%。

2. 變動光源光合作用特性

如圖 9 所示，可知三種植物之淨光合作用速率與光量變化成正比，紫芋蘭在光量 1,200-1,500 $\mu\text{mol photon}$

$\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 時達到光飽和點 (LSP)， A_{max} 為 $3.63 \pm 1.42 \mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 、臺灣白及在光量 1,200-1,800 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 時達到光飽和， A_{max} 為 $4.71 \pm 1.26 \mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 及甜根子草在光量 1,500-2,000 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 時達到光飽和， A_{max} 為 $5.39 \pm 1.92 \mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 。

以 0-100 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 光量的淨光合作用速率做線性分析 (表 3)，三種中暗呼吸速率以紫芋蘭最低為 $-1.5 \mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 。紫芋蘭具最

表 3. 紫芋蘭 (*Eulophia dentata*)、臺灣白及 (*Bletilla formosana*) 及甜根子草 (*Saccharum spontaneum*) 之暗呼吸速率 (Rd)、光量子收率 (Qy)、光補償點 (LCP)、最大淨光合作用速率 (A_{max})
Table 3. Dark respiration rate (Rd), light quantum yield (Qy), light compensation point (LCP), and maximum photosynthesis rate (A_{max}) of *Eulophia dentata*, *Bletilla formosana*, and *Saccharum spontaneum*.

Photosynthetic parameters	<i>Eulophia dentata</i>	<i>Bletilla formosana</i>	<i>Saccharum spontaneum</i>
Rd ($\mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	-1.500 ± 0.242^a	-0.871 ± 0.384^a	-0.712 ± 0.137^a
Qy (CO_2/PPFD)	0.064 ± 0.012^a	0.028 ± 0.015^a	0.017 ± 0.002^a
LCP ($\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	22.757 ± 1.709^b	32.851 ± 2.713^{ab}	42.595 ± 9.563^a
A_{max} ($\mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	3.628 ± 1.421^a	4.663 ± 1.317^a	5.386 ± 1.926^a

n = 5. Data are mean \pm SE. Different letters indicate significant differences in the Tukey analyses for three species ($P < 0.05$).

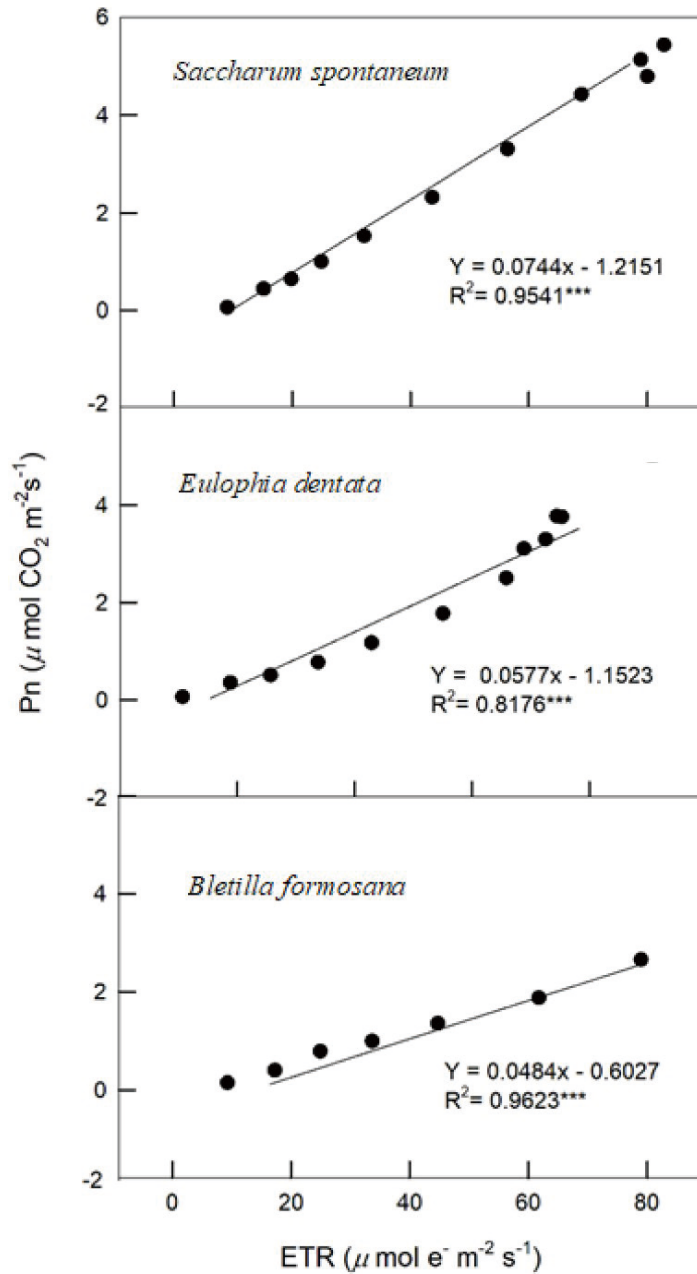


圖 10. 甜根子草 (*Saccharum spontaneum*)、紫芋蘭 (*Eulophia dentata*) 及臺灣白及 (*Bletilla formosana*) 於 0、5、10、15、25、50、75、100、200、400、800、1,200、1,500、1,800 及 2,000 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ 光量變化下淨光合作用速率與電子傳遞速率 (ETR) 之線性關係。I = SE。*** 表示 $P < 0.0001$; $n = 7$ 。

Fig.10. The relationship between ETR and Pn of *Eulophia dentata*, *Bletilla formosana*, and *Saccharum spontaneum* under 0, 5, 10, 15, 25, 50, 75, 100, 200, 400, 800, 1,200, 1,500, 1,800, and 2,000 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Error bar= standard error, $n = 7$. The determination coefficient (R^2) and significance of the regression are shown (** $P < 0.001$).

高的光量子效率 0.064 ± 0.012 ，光量子效率代表的是單位光子下固定之碳量，代表三種植物中，其在低光下具備較為良好之固碳能力。紫芋蘭之 LCP 為 $21.871 \pm 1.709 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ 為三種植物最低者。

更進一步探討 ETR 與淨光合速率之關係，由圖 10 可知 ETR-Pn 為線性迴歸的關係，均達到顯著 ($P < 0.001$)，顯示 ETR 的表現對於三種植物的 Pn 佔有相當大的影響。

討論

(一) 紫芋蘭物候觀察及植群調查試驗

1. 紫芋蘭物候

Fenner (1998) 指出物候係指植物生活週期因環境或生物學因子變化而形成的結果，其中又以開花物候為最廣為影響的物候方法，物候調查有助於建立植株生活週期之基礎資料，並有利於物種資源保育。根據臺灣維管束植物誌第五卷 (楊等, 2001) 及林 (2022) 於臺灣蘭科植物圖譜，僅記錄其花季介於 2-4 月，並可展延至 6 月，對於其結果、展葉時間均未有詳細資

料，Parthibhan 等 (2015) 進行蘭科植物 *Dendrobium aqueum* 復育研究時指出物候學對於再引入 (reintroduction) 的重要性，在於將植株於生長季時再引入回適合生育地，有助於提升其成功機率，因此瞭解紫芋蘭物候並長期監測生育地環境以獲得基礎資料實屬必要。

紫芋蘭與臺灣白及花葉不同時存在 (表 1B)，對比氣候圖 (圖 2)，紫芋蘭於 1 月冬季結束，2 月底 3 月初即逐漸抽出紫色花柱 (圖 3)，並且於 3、4 月春季完全開花，此時授粉後的花，會逐漸膨大形成果實，果期介於 3-5 月，會逐漸膨大並由綠色轉為褐色，約授粉 2-3 週後開裂，蒴果膨大逐漸轉褐色後即隨時有開裂的可能，並四散白色種子 (圖 4)。

隨著夏季初 (5 月) 雨量逐漸增強，花柱和果會逐漸乾枯死亡 (圖 5B)，與臺灣維管束植物誌第五卷 (2001) 記載花葉不會同時宿存相同，葉於溫度逐漸升高、雨量逐漸上升時自假球莖抽出葉芽 (圖 5)，因此建議倘需再引入，應於展葉時間進行，以

利植株葉得以健康行光合作用，並持續生長至 10 月，隨著夏季結束，雨量減少，溫度下降轉涼，紫芋蘭葉部也逐漸乾枯死亡僅留下假球莖宿存過冬 (圖 6)。

另外現地調查時發現紫芋蘭假球莖會有分裂的情形 (圖 6 B)，並觀察發現會分裂形成獨立植株，這現象與芋蘭屬植物 *Eulophia nuda* 相同，會藉由假球莖分裂作為主要繁殖方式，並且成功以假球莖作為培植體進行無性繁殖出栽成功，紫芋蘭於野外可能也是以相同方式進行繁殖，該結果代表當紫芋蘭種子進行無菌播種有困難時，考慮以假球莖作為培植體進行無性繁殖增加個體數可能為一可行之對策 (Panwar et al., 2012)。

2. 植群調查

Harper (1981) 指出，稀有物種的分布可能與其具備高度特化或是隔離有關，因而有較高之空間依存性，呈現狹隘分布，紫芋蘭侷限分布於臺灣少數地區，於近年更僅餘卓蘭大峽谷一帶有植株調查記錄，因此，藉由植

群調查來加以分析紫芋蘭出現之族群環境有利於未來尋找及復育作業。

紫芋蘭僅分布於生育地無淹水的區域，調查中發現紫芋蘭假球莖並不耐水淹，於梅雨季節來臨時，大雨造成生育地產生淹水之情形，使得土壤厭氧發酵，造成根系腐爛，進而感染假球莖使植株死亡 (圖 6C、D)，假球莖於地生蘭生活史當中扮演重要角色，具有儲存養分過冬、提供花柱和幼葉生長養分及分裂行無性繁殖等 (Swarts & Dixon, 2009)，因此，淹水可能為造成該地紫芋蘭族群減少的重要因子之一。

植群調查顯示本區主要優勢種為甜根子草，同為蘭科的臺灣白及於當地亦生長良好，而在外來入侵種部份，可以發現樣區 1 和樣區 2 銀合歡及大花咸豐草重要值均位居前五，銀合歡危害包括影響本土植物社會的組成及結構、生態系劣化、生物多樣性下降、林地生產力的下降與養分水分循環的改變等 (Rabitsch et al., 2016)，而銀合歡與大花咸豐草最主要的影響可能為造成植群結構改變，於生育地調查

時發現，紫芋蘭多生長於甜根子草或臺灣白及與空地的交界處，不被完全遮蔭之光環境，許多地生蘭會因為植群結構改變，造成環境鬱閉時，使植株滅絕，如 *Dactylorhizamajalis* 原生長於半天然草生地，當農夫不再除草時，農田殘留的肥料會造成野草大量生長，使得地生蘭棲地減少 (Wotavová et al., 2004)、地生蘭 *Himantoglossum*-spp. 也因為傳統土地利用方式改變，導致半天然草原面積嚴重下降，使得族群銳減並遷移定期除草之公路旁，然而道路旁會造成授粉者降低，使得族群仍持續下降 (Fekete et al., 2017)，Coates 等 (2006) 研究澳洲草生地的地生蘭，指出野草的生長會造成瀕危地生蘭 *Prasophyllumcorrectum* 的族群數量減少，因此需要人為方式進行管理，以減少野草的競爭能力。

調查結果從 2020 年 3 月調查紫芋蘭 20 餘株，至 2022 年調查生育地已無調查植株，Swarts 和 Dixon (2009) 指出地生蘭對生育地擾動的高敏感度可能造成其容易滅絕的主因，紫芋蘭易受環境劣化擾動之特性，可能受淹

水及光競爭而造成滅絕危機，而有保育研究之必要。

(二) 光合生理特性

紫芋蘭多分布於甜根子草和臺灣白及和空地交界處，稍受遮蔭之環境，依光合特性紫芋蘭可能依托甜根子草，利用其線型葉片形成部分遮蔭環境來滿足生長所需。而當銀合歡及大花咸豐草大量繁殖生長，將形成一鬱閉環境，此時光將成為限制因子，可能造成原有的優勢種甜根子草、次優勢種臺灣白及和本就對環境干擾敏感度高的紫芋蘭族群減少，Parthibhana 等 (2015) 指出蘭科再引入，應掌握其適宜生育地之環境，Swarts 和 Dixon (2009) 同樣提及生態系環境因子的穩定性，為影響地生蘭族群存續與否的關鍵，因此本研究就 3 種植物光合特性進行探討，分析其適宜光環境，有利於爾後進行再引入生育地的篩選和小苗培育及馴化。

1. 變動光源之葉綠素螢光

3 種植物之葉綠素螢光參數於低

光度 $900 \mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 下，ETR (圖 7A) 均快速提升。ETR 與光合作用速率相關並有一固定比率，可做為評估植物光合作用能力之指標 (Longstaff et al., 2002; Lesser et al., 2010)，代表其光合系統需在一定光度下，方可以啟動光合作用，其中紫芋蘭和臺灣白及斜率較高，顯示二者植物相較於甜根子草能夠於更低的光源下更快速啟動光合系統，Serafini 等 (2007) 研究指出位於同一生育地的蘭花，位於林下者大多能較快速啟動光合系統，利用斑光等短暫光線，本試驗以變動光源每 5 min 變動，能觀察植物於短時間光度變化之反應。3 種植物於低光下逐漸啟動光合作用之能力，代表其對低光源即具有利用能力，紫芋蘭於現地生育地中，多生長於甜根子草和臺灣白及附近，稍受到遮蔭，因此能夠更快速利用短暫出現之光線。而隨著光度逐漸提高，紫芋蘭相較於另外兩者更快達到飽和，甜根子草和臺灣白及約在 $1,200-1,700 \mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 達到飽和，臺灣白及和甜根子草較適應高光環境。

3 種植物的初始 Fv/Fm 分別為紫芋蘭 0.74、臺灣白及 0.71 和甜根子草 0.73；於一般健康植物下，Fv/Fm 多為 0.75-0.85 (Quiles, 2005)，並會隨著植物環境逆境壓力如乾旱、缺水、高低溫或淹水等原因下降，三者植物相較於正常標準稍低，可能為 PSII 系統受到傷害，等 (2020)，以倒卵葉水筆仔與紅海欖苗木淹水處理者，相較於對照組會降低 Fv/Fm 相符，該生育地於近年有淹水導致土壤厭氧發酵之情形，可能是造成 Fv/Fm 相較正常值來的低之原因。3 種植物均會隨著光度提升而有 ΦPSII 逐漸下降之情形，並於最大光度 $2,100 \mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 降至最低，分別為紫芋蘭 0.06、臺灣白及 0.10 和甜根子草 0.08，顯示光合系統受到光傷害，導致 PSII 實際光能轉換效率下降 (Castro-diez, 2006; Yin et al., 2006)。

隨著光度的提升，植物對於吸收光能將逐漸由光化學消散途徑轉為熱消散 (NPQ)，啟動光保護機制 (Demmig-Adams et al., 1996)，3 種植物 NPQ 均會隨著光度提升而逐漸升高

(圖 7C)，這與陳和廖 (2007) 研究構樹 (*Broussonetiapapyrifera*) 光度反應變化類似。高光下臺灣白及 NPQ 顯著高於紫芋蘭，顯示其相較於紫芋蘭對高光具有較佳之忍受能力。3 種植物在光能量分配趨勢相似 (圖 8) 隨著光度上升，P 減少，D 會逐漸提升，高光下 3 種植物 D 分別為紫芋蘭 55.94%、臺灣白及 67.54% 及甜根子草 58.54%；過剩能量 (E) 也逐漸上升，光度 2,100 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 時分別為紫芋蘭 37.74%、臺灣白及 22.12% 及甜根子草 33.38%。顯示隨著過剩光能增加，植物會藉由提升熱消散能量之比例，以保護光合系統 (Guo & Trotter, 2004)。因此，可以得知變動光源之短暫光度變化下，臺灣白及相較於另外兩者具有較快速反應之熱消散能力以適應快速變動之光環境。

2. 變動光源光合作用特性

紫芋蘭及臺灣白及為 C_3 型植物，於蘭科植物中包含了 C_3 和 CAM 型，地生蘭絕大部分屬於 C_3 型植物，而附生蘭則多為 CAM 型植物 (Silvera

et al., 2009)，而甜根子草為甘蔗屬植物，屬 C_4 型光合作用 (Chandel et al., 2011)。3 種植物之淨光合作用速率均與光度變化成正比 (圖 9)，紫芋蘭在光度 1,200-1,500 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 時達到 LSP、臺灣白及和甜根子草在光度 1,500-2,000 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 時達到 LSP。且 A_{max} 部分甜根子草也較紫芋蘭及臺灣白及高，顯示其更以運用於較高光度的光資源，這與廖和翁 (2000)，研究臺灣常見數種作物、野草及林木之光合作用特性具有相同特性， C_4 型植物相較於 C_3 型植物具有更高的高光飽和點和高光光度下合成能力之特性。此外，Grassi 和 Magnani (2005) 指出，大部分蘭科植物受限於氣孔導度、葉肉導度和生化因素，蘭科中相對較低的氣孔導度會使得其葉綠體中 CO_2 濃度下降，從而限制其同化能力，反之， C_4 植物的甜根子草藉由將 CO_2 轉化為四碳的化合物，以磷酸烯醇丙酮酸羧化酶將 CO_2 固定於葉肉細胞，並將其運送到維管束鞘細胞進行光合作用，使得 CO_2 利用更有效率，使得光合能力高於紫芋蘭及臺

灣白及 (Chandel et al., 2011)。

在 Amax 部分，Pandey 等 (2020) 試驗指出甜根子草 Amax 可達 $29.29 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ，且極高之用水效率可適應不同惡劣環境，這也反映甜根子草廣泛分布全臺各地，多出現在低海拔乾旱河床或砂石地 (鄭，2001)，而本試驗 3 種物種 Amax 較低可能與其生長逆境有關，這與王等 (2020) 研究倒卵葉水筆仔與紅海欖苗木於高鹽度和淹水處理下光合作用時，淹水處理會降低植物之光合作用能力情形可能有關係，現場生育地不論有無淹水，土壤均有厭氧發酵之情形。

植物 LCP 為暗呼吸率與光量子效率綜合表現結果，以暗呼吸的影響力較大，較低的 LCP，意味於較低的光量下即可獲得淨碳同化 (Lambers et al., 1998)，可視為評估植物耐陰能力指標之一，大部分陰性植物之光補償點介於 $1-5 \mu\text{mol photon m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ，而陽性植物之光補償點介於 $10-20 \mu\text{mol photon m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ，本試驗中 3 種植物之光補償點如表 3，均屬於陽性植物特徵，其中又以甜根子草顯著高於紫芋蘭，更能

適應高光環境。郭和賴 (2007) 研究南仁山森林不同耐陰性樹苗光合作用性狀及其對光量的可塑性發現生長於強光空曠環境植物會具有較低暗呼吸率 (Rd)，代表其釋出較多 CO_2 ，較耐陰性之植物則有較高之 Rd (高於 -0.55)，本試驗中 3 種植物均有較低的 Rd，與生育地生長於較為空曠的位置符合。

在植物光合系統未受光抑制時，ETR 或 ΦPSII 與光合作用速率會呈現一固定比例關係 (Guchou et al., 2007)，因此 ETR 之表現可做為評估植物光合作用能力之指標 (Longstaff et al., 2002; Sun et al., 2007; Lesser et al., 2010)，由圖 7 ETR 曲線與圖 9 Pn 曲線進一步將其 ETR-Pn 進行回歸分析結果如圖 10，為線性迴歸的關係，均達到顯著相關 ($P < 0.001$)。顯示 ETR 的表現對於 3 種植物的 Pn 佔有相當大的影響，Pn 與 ETR 皆可做為評估植物光合作用之依據；差異在於，ETR 著重於光反應中的原初反應與電子傳遞，光合作用則是整體光合反應 (Schreiber, 1997)。

從上述光合特性整體來看，3 種

植物均屬於較為陽性特徵之植物，其適合光度為紫芋蘭 1,200-1,500 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 、臺灣白及和甜根子草約在光度 1,500-1,800 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ，高光下均可藉由調節 NPQ 之 qE 和 qI 調節過剩能量 (Lai et al., 2022)，該結果與生育地生長情形一致，甜根子草為優勢種，多生長於全光環境下，紫芋蘭則生長於甜根子草和臺灣白及與空地交界處的空白鑲嵌體。結合 3 種植物的葉部型態，葉面傾角為影響光截取之主要因子，較陡的葉面傾角會較低光的截取量，而角度趨於水平之葉面傾角，會擁有較高之光截取量 (Niinemets, 1998)，紫芋蘭及甜根子草具有較為相似之葉形，呈現細長線狀，和具有較陡之葉面傾角，反之，臺灣白及則葉面傾角接近水平，並且具有較大之葉面積。其於高光下之生長策略，紫芋蘭可藉由較陡之葉面傾角減少強光造成之光抑制，並且生長於甜根子草周遭，利用甜根子草獲得部分遮蔭避免受全光照射；甜根子草則以本身 C₄ 型植物耐乾旱和高光，可將較多能量應用於光化學消散，並以細長

型葉型降低受強光照射；臺灣白及則可藉由 NPQ 系統中的 qZ+qT 來進行光保護 (Lai et al., 2022)。

然而根據植群調查，該生育地逐漸遭到銀合歡及大花咸豐草入侵，Edelkraut 和 Güsewell (2006) 以光度影響濕地草生植群組成試驗發現，遮蔭 20% 第 3 年，草本植物薹草屬 (*Carex*) 物種全數消失並且該群落生物量和多樣性大幅減少。Dormann 等 (2020) 研究溫帶林物種豐富度與可用光的關聯性時發現，上層林分鬱閉度越高，物種豐富度會越少，反之林分鬱閉度越低，物種豐富度則會較高。許多研究顯示，地生蘭如 *Dactylorhiza majalis*、*Himantoglossum* spp. 及 *Prasophyllum-correctum* 難以與雜草競爭，當雜草逐漸生長，會造成地生蘭棲地及族群的減少 (Wotavová et al., 2004; Coates et al., 2006; Fekete et al., 2017)，從光合作用結果來看，生育地優勢種植物甜根子草、次優勢種臺灣白及和紫芋蘭，均偏好高光環境，當該生育地逐漸受到遮蔭，可能會因可用光的減少而消失，因此，需仰賴異地復育的方

式培養具有基因多樣性的個體，並尋找適宜生育地環境再引入 (Reiter et al., 2016)。

結論

紫芋蘭生活史為先花果後長葉，花季為 2-4 月份，結果期為 3-5 月，蒴果成熟開裂，裂後果穗凋萎，於 6 月初展葉，至 10 月中為植株生長季，之後地上部枯萎以地下假球莖過冬，地下假球莖具分殖能力，其生殖生長與營養生長不共存。生育地主要優勢種為甜根子草、次優勢種為臺灣白及，紫芋蘭為稀有種，易受其他伴生植物之影響，而入侵之銀合歡和大花咸豐草，逐漸鬱閉而侵佔現存物種之生長空間，危及紫芋蘭的生存；此外，高灘生育地的水患造成紫芋蘭其根系及假球莖腐爛死亡。紫芋蘭、臺灣白及和甜根子草均屬於偏陽性之植物，紫芋蘭適合光度為 1,200-1,500 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ 。紫芋蘭的生活史是以假球莖渡冬，於春季 2-4 月間開花，3-5 月結果，蒴果成熟凋萎之後，接著新葉生長開展，直至 10 月份葉片枯萎進入

休眠期，此外，對生育地環境的需求為適宜的開闊度，易受生長勢強之入侵植物遮蔽覆蓋而消失，這些結果可供後續紫芋蘭復育計畫之參考。

參考文獻

- 王經文、廖天賜、陳忠義、翁韶良、陳明男、黃士元。2020。倒卵葉水筆仔與紅海欖苗木於高鹽度和淹水處理下光合作用之探討。臺灣生物多樣性研究，22(4) : 328-349。
- 呂福原、陳民安。2002。墾丁國家公園外來種植物對原生植物之影響 - 以銀合歡為例。內政部營建署墾管處研究報告第 112 號。
- 吳建宏、謝明廷、林信輝。2013。崩塌地噴植處理植生演替機制調查研究 - 以南投縣埔里鎮卓社林道為例。水土保持學報 45(1) : 481-496。
- 林讚標。2022。臺灣蘭科植物圖譜：探索野生蘭的演化、歷史與種類鑑定。國立臺灣大學，446 頁。

- 楊遠波、劉和義、林讚標。2001。臺灣維管束植物簡誌第五卷。行政院農業委員會，378 頁。
- 廖天賜、翁仁憲。2000。臺灣常見樹種作物、野草及林木之光合作用特性。林業研究季刊，22(2)：15-26。
- 郭耀綸、賴幸榆。2007。南仁山森林不同耐陰性樹苗光合作用性狀及其對光量的可塑性。國家公園學報 18(1)：11-21。
- 臺灣植物皮書編輯委員會。2017。臺灣維管束植物紅皮書名錄。行政院農業委員會特有生物研究保育中心、行政院農業委員會林務局、臺灣植物分類學會，187 頁。
- 鄭武燦。2001。臺灣植物圖鑑下冊。國立編譯館，1-1275。
- 蔣慕琰、徐玲明、袁秋英、陳富永、蔣永正。2003。台灣外來植物之危害與生態。小花蔓澤蘭危害與管理研討會專刊，97-109 頁。
- Arditti, J., and Ghani, A. K. A. 2000. Tansley Review No. 110. Numerical and physical properties of orchid seeds and their biological implications. *The New Phytologist*, 145(3), 367-421.
- Bailey, S., Horton, P. and Walters, R. G. 2004. Acclimation of *Arabidopsis thaliana* to the light environment: the relationship between photosynthetic function and chloroplast composition. *Planta*, 218(5), 793-802.
- Castro-Diez, P., Navarro, J., Pintado, A., Sancho, L. G. and Maestro, M. 2006. Interactive effects of shade and irrigation on the performance of seedlings of three Mediterranean *Quercus* species. *Tree physiology*, 26(3), 389-400.
- Chandel, A. K., Singh, O. V., Rao, L. V., Chandrasekhar, G. and Narasu, M. L. 2011. Bioconversion of novel substrate *Saccharum spontaneum*, a weedy material, into ethanol by *Pichia stipitis*

- NCIM3498. *Bioresource Technology*, 102(2), 1709-1714.
- Chang, C., Hu, W. H., Chen, Y. C., Su, Y. L. and Chiu, Y. T. 2010. *In vitro* flowering and mating system of *Eulophia graminea* Lindl. *Botanical Studies*, 51, 357-362.
- Chou, C. H. and Kuo, Y. L. 1986. Allelopathic research of subtropical vegetation in Taiwan. *Journal of Chemical Ecology*, 12(6), 1431-1448.
- Close, D. C., Beadle, C. L. and Hoven-den, M. J. 2001. Cold-induced photoinhibition and foliar pigment dynamics of *Eucalyptus nitens* seedlings during establishment. *Functional Plant Biology*, 28(11), 1133-1141.
- Coates, F., Lunt, I. D. and Tremblay, R. L. 2006. Effects of disturbance on population dynamics of the threatened orchid *Prasophyllum correctum* DL Jones and implications for grassland management in south-eastern Australia. *Biological Conservation*, 129(1), 59-69.
- Demmig-Adams, B., Adams III, W. W., Barker, D. H., Logan, B. A., Bowling, D. R. and Verhoeven, A. S. 1996. Using chlorophyll fluorescence to assess the fraction of absorbed light allocated to thermal dissipation of excess excitation. *Physiologia Plantarum*, 98(2), 253-264.
- Djordjević, V. and Tsiftsis, S. 2022. The role of ecological factors in distribution and abundance of terrestrial orchids. In *Orchids Phytochemistry, Biology and Horticulture* (pp. 3-72). Springer.
- Dormann, C. F., Bagnara, M., Boch, S., Hinderling, J., Janeiro-Otero, A., Schäfer, D., Schall, P. and Hartig, F. 2020. Plant species richness increases with light availability, but not variability, in temperate forests understorey. *BMC ecology*

- gy, 20(1), 1-9.
- Edelkraut, K. A. and Güsewell, S. 2006. Progressive effects of shading on experimental wetland communities over three years. *Plant Ecology*, 183(2), 315-327.
- Fekete, R., Nagy, T., Bódis, J., Biró, É., Löki, V., Süveges, K., Takács, A., Tökölyi, J. and Molnár, A. 2017. Roadside verges as habitats for endangered lizard-orchids (*Himantoglossum* spp.): Ecological traps or refuges? *Science of the Total Environment*, 607, 1001-1008.
- Fenner, M. 1998. The phenology of growth and reproduction in plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 1(1), 78-91.
- Guchou, S., Xiaoping, Z., Xiaojing, L. and Ping, Z. 2007. Effects of moderate high-temperature stress on photosynthesis in three saplings of the constructive tree species of subtropical forest. *Acta Ecologica Sinica*, 27(4), 1283-1290.
- Guo, J. and Trotter, C. M. 2004. Estimating photosynthetic light-use efficiency using the photochemical reflectance index: variations among species. *Functional Plant Biology*, 31(3), 255-265.
- Grassi, G. and Magnani, F. 2005. Stomatal, mesophyll conductance and biochemical limitations to photosynthesis as affected by drought and leaf ontogeny in ash and oak trees. *Plant, Cell & Environment*, 28(7), 834-849.
- Hall, D. O. and Rao, K. 1999. *Photosynthesis*. Cambridge University Press.
- Harper, J. L. 1981. The meaning of rarity. In: Synge H, ed. The biological aspects of rare plant conservation. New York: J. Wiley and Sons Ltd, 189-203.
- Johnson, M. P. and Ruban A.V. 2011.

- Restoration of rapidly reversible photoprotective energy dissipation in the absence of PsbS protein by enhanced Δ pH. *J. Biol. Chem.* 286: 19973–19981.
- Lambers, H., Chapin III, F. S. and Pons, T. L. 1998. Plant Physiological Ecology. Springer, New York.
- Lai, Y. H., Lin, K. H., Liu, C. P., Liao, T. S., Huang, M. Y., Wang, C. W. and Chen, C. I. 2022. Photosynthetic responses of *Eulophia dentata*, *Bletilla formosana*, and *Saccharum spontaneum* under various photosynthetic photon flux density conditions. *Photosynthetica* In submission.
- Lesser, M. P., Slattery, M., Stat, M., Ojimi, M., Gates, R. D. and Grottole, A. 2010. Photoacclimatization by the coral *Montastraea cavernosa* in the mesophotic zone: light, food, and genetics. *Ecology*, 91(4), 990-1003.
- Longstaff, B. J., Kildea, T., Runcie, J. W., Cheshire, A., Dennison, W. C., Hurd, C., Kana, T., Raven, J. A. and Larkum, A. W. 2002. An in situ study of photosynthetic oxygen exchange and electron transport rate in the marine macroalga *Ulva lactuca* (Chlorophyta). *Photosynthesis Research*, 74(3), 281-293.
- Niinemets, Ü. 1998. Adjustment of foliage structure and function to a canopy light gradient in two co-existing deciduous trees. Variability in leaf inclination angles in relation to petiole morphology. *Trees*, 12(7), 446-451.
- Quiles, M. J. 2005. Photoinhibition of photosystems I and II using chlorophyll fluorescence measurements. *Journal of Biological Education*, 39(3), 136-138.
- Pandey, V. C., Sahu, N. and Singh, D. 2020. Physiological profiling of invasive plant species for ecological restoration of fly ash de-

- posits. *Urban Forestry & Urban Greening*, 54, 126773.
- Panwar, D., Ram, K. and Shekhawat, N. 2012. In vitro propagation of *Eulophia nuda* Lindl., an endangered orchid. *Scientia Horticulturae*, 139, 46-52.
- Parthibhan, S., Kumar, T. S. and Rao, M. V. 2015. Phenology and re-introduction strategies for *Dendrobium aqueum* Lindley—An endemic, near threatened orchid. *Journal for Nature Conservation*, 24, 68-71.
- Phillips, R. D., Reiter, N. and Peakall, R. 2020. Orchid conservation: from theory to practice. *Annals of Botany*, 126(3), 345-362.
- Rabitsch, W., Genovesi, P., Scalera, R., Biała, K., Josefsson, M. and Essl, F. (2016). Developing and testing alien species indicators for Europe. *Journal for Nature Conservation*, 29, 89-96.
- Ramsay, M. M. and Dixon, K. W. 2003. Propagation science, recovery and translocation of terrestrial orchids. *Orchid conservation*, 259-288.
- Rasmussen, H. N. 2002. Recent developments in the study of orchid mycorrhiza. *Plant and soil*, 244(1), 149-163.
- Reiter, N., Whitfield, J., Pollard, G., Bedggood, W., Argall, M., Dixon, K., Davis, B. and Swarts, N. 2016. Orchid re-introductions: an evaluation of success and ecological considerations using key comparative studies from Australia. *Plant Ecology*, 217(1), 81-95.
- Schreiber, U. 1997. Chlorophyll fluorescence and photosynthetic energy conversion: Simple introductory experiments with the TEACHING-PAM Chlorophyll Fluorometer. *Heinz Walz GmbH, Effeltrich*, 73.
- Serafini, D., Brillì, F., Pinelli, P., Delfino, S. and Loreto, F. 2007. Photo-

- synthetic properties of an orchid community in central Italy. *Journal of Plant Interactions*, 2(4), 253-261.
- Silvera, K., Santiago, L. S., Cushman, J. C. and Winter, K. 2009. Crasulacean acid metabolism and epiphytism linked to adaptive radiations in the Orchidaceae. *Plant Physiology*, 149(4), 1838-1847.
- Smith, S. E. 1966. Physiology and ecology of orchid mycorrhizal fungi with reference to seedling nutrition. *New Phytologist*, 65(4), 488-499.
- Smith, S. E. and Read, D. J. 2010. *Mycorrhizal symbiosis*. Academic press.
- Sun, G., X. P. Zeng, X. J. Liu and P. Zhao. 2007. Effects of moderate high-temperature stress on photosynthesis in three saplings of the constructive tree species of subtropical forest. *Acta Ecologica Sinica* 27(4): 2393-1290.
- Swarts, N. D. and Dixon, K. W. 2009. Terrestrial orchid conservation in the age of extinction. *Annals of Botany*, 104(3), 543-556.
- Verhoeven, A., Adams Iii, W. and Demmig-Adams, B. 1999. The xanthophyll cycle and acclimation of *Pinus ponderosa* and *Malva neglecta* to winter stress. *Oecologia*, 118(3), 277-287.
- WCSP. 2019. World Checklist of Selected Plant Families. Facilitated by the Royal Botanic Gardens, Kew.
- Weng, J.-H., Liao, T.-S., Sun, K.-H., Chung, J.-C., Lin, C.-P. and Chu, C.-H. 2005. Seasonal variations in photosynthesis of *Picea morrissonicola* growing in the subalpine region of subtropical Taiwan. *Tree physiology*, 25(8), 973-979.
- Wotavová, K., Balounová, Z. and Kindlmann, P. 2004. Factors affecting persistence of terrestrial orchids in wet meadows and implications for their conservation in a

changing agricultural landscape.

Biological Conservation, 118(3),
271-279.

Xuan, T. D., Elzaawely, A. A., Deba, F.,
Fukuta, M. and Tawata, S. 2006.
Mimosine in *Leucaena* as a po-
tent bio-herbicide. *Agronomy for*
Sustainable Development, 26(2),
89-97.

Yin, C., Berninger, F. and Li, C. 2006.
Photosynthetic responses of
Populus przewalski subjected to
drought stress. *Photosynthetica*,
44(1), 62-68.

「台灣生物多樣性研究」稿約

壹、一般說明

- 一、《台灣生物多樣性研究》為行政院農業委員會特有生物研究保育中心出版之學術期刊，歡迎國內外學者發表有關生物多樣性或自然保育之學術論文與有關物種出現資料之資料論文，但以未曾在其他刊物發表之原創研究及資料為限。
- 二、本刊為網路期刊，隨時接受投稿，並於每年 1 月、4 月、7 月及 10 月在中心網站 (https://www.tesri.gov.tw/A15_2/content/31503) 刊登發行。
- 三、撰稿中、英文均可，來稿以完整微軟 WORD 格式文稿電子檔傳送至「台灣生物多樣性研究」期刊編輯委員會電子信箱(email: tjbd@tesri.gov.tw)。
- 四、經本刊接受刊登之稿件，投稿著作所有列名作者皆同意授權本刊單位以非專屬授權之方式再授權，並得為重製、公開傳輸、授權用戶下載、列印等行為。為符合資料庫之需求，並得進行格式之變更。
- 五、稿件無稿酬，但經刊登之文稿將提供 PDF 檔給作者，不另贈送抽印本。
- 六、來稿由本刊送請相關學者專家審查、簽注意見或修改，如需修改者再送請作者自行補充修正，作者應於收稿 2 週內完成修正，如於收稿 2 個月後仍未將修正稿件寄回者，視同放棄投稿。稿件付印前作者應負責校對。
- 七、通訊作者需在期刊出版前簽署文稿版權轉移同意書給期刊編輯室。

貳、文稿章節順序

一、學術論文部份

依照 1.題目, 2.作者姓名、服務單位、地址, 3.通訊作者之 e-mail, 4.摘要, 5.關鍵詞, 6.緒言, 7.材料與方法, 8.結果與討論(可分列), 9.結論(可省略), 10.謝誌(可省略), 11.引用文獻等順序撰寫; 其中 1 至 5 項請中英文並列, 本文為中文撰寫者, 依先中文後英文順序; 本文為英文撰寫者, 則先英文後中文。

文章若屬於研究短報(Note)者可不分章節。

二、資料論文部份

依照 1. 題目, 2. 作者姓名、服務單位、地址, 3. 通訊作者之 e-mail, 4. 摘要, 5. 關鍵詞, 6. 物種出現資料之資料集(Dataset)與詮釋資料(Metadata)連結網址, 請依據國際共通之達爾文核心集(Darwin Core, DwC)及生態詮釋資料語言(Ecological Metadata Language, EML)格式, 儲存於廣用並長存之網路公開空間, 如全球生物多樣性資訊機構(GBIF)。

有關資料集, 作者應確保其正確性及所有權, 並使讀者可讀與清楚瞭解, 如有任何異常值或缺少值, 應特別標示; 有關詮釋資料, 至少須包括 1. 資料集概述, 2. 資料範圍(含分類、空間、時間等), 3. 採樣方法, 4. 智慧財產權聲明, 為鼓勵可由使用者自由分享、修改之開放資

料特性，作者應同意完全授權供使用，請參考相關授權資訊，例如：資料集之智慧財產權授權依 Open Data Commons Public Domain Dedication and License (PDDL-By) v1.0 (<http://www.opendatacommons.org/licenses/pddl/1.0/>) 之規定、詮釋資料之智慧財產權授權依 Open Data Commons Attribution License(ODC-By) v1.0 (<https://opendatacommons.org/licenses/by/1.0/>) 之規定。

- 三、另附標題頁(cover page)，註明簡題(short running title)及作者或聯絡人之姓名、電話、傳真、住址、e-mail 位址。

參、文稿結構

- 一、題目以 30 字為限。
- 二、作者中英文姓名之右上角以縮小數字標示服務單位註記。作者的英文姓名需列全名，名在前姓在後；複姓複名者，二字間用“-”相連；作者若為兩人，姓名間以“and”連接；若為三人或以上，除最後一人與其前一人間以“and”連接外，其餘之間以半形逗號連接。
- 三、中英文摘要以 500 字為限，摘要內容應以結果及結論為主，目的及方法可簡潔敘述或省略。避免使用條列式的摘要。
- 四、中英文關鍵詞以 5 個為限。

肆、文稿書寫應注意事項

- 一、文稿須以 Microsoft Word 可讀取之軟體編輯，以 A4 (30cm×21cm)白紙單面雙空行(double spaces)列印，文稿之天、地、左、右須留白 3 公分，於每頁正下方註記頁碼。
- 二、本文敘述，應用數字編號時，其層次：
中文用：一、(一)、1、(1)、...
英文用：I、(I)、1、(1)、A、a、(a)...
- 三、中英文單位請用公制之符號，例如：kg、mg、ml、ppm、pH、cm 等，數值請以阿拉伯數字表示之，年代一律採用西元。
- 四、插圖請用白紙(或繪圖紙)以黑墨水精繪，亦可採電腦製圖，惟須以雷射印表機列印；照片限原始攝影採光面相紙沖印者，幻燈片限用原片；未按規定之插圖致圖片模糊無法製版者不予受理。
- 五、圖片之標題在下方，表格標題在上方，標題需中英文並列，圖的說明應中英文對照另頁繕打，不可附在繪圖及相片上面。本文中圖表順序以圖 1，圖 2，表 1，表 2...，Fig. 1, Fig. 2, Table 1, Table 2, ...等表示。
- 六、圖表內容請用英文，表格不加縱線。圖、表均以 A4 大小列印，定稿後圖、表請送原稿。
- 七、引用文獻以確經引用者為限，文中提到之文獻，請列出姓氏、年代。
- 八、引用文獻書寫方式：先列中、日、韓文，次列西文，其書寫方法按作者、年份、題目、發表刊物名稱(全名，不採用縮寫)、卷期及頁號順序。

- 例：1.中、日文期刊：柳楨、徐國士。1971。台灣稀有及有絕滅危機之動植物種類。中華林學季刊 4(4): 89-96。
- 2.中、日文書籍：徐國士。1980。台灣稀有及有絕滅危機之植物。台灣省教育廳。
- 3.中、日文彙編書籍：徐國士。1987。台灣的稀有植物。周昌弘、彭鏡毅、趙淑妙撰(編)。台灣植物資源與保育 139-157 頁。中華民國自然生態保育協會。
- 4.英文期刊：Clough, B. 1998. Mangrove forest productivity and biomass accumulation in Hinchinbrook Channel, Australia. *Mangroves and Salt Marshes* 2: 191-198.
- 5.英文期刊：Pimm, S. L. and J. L. Gittleman. 1992. Biodiversity : Where is it ? *Science* 255: 940.
- 6.英文期刊：Baker, C. S., F. Cipriano and S. R. Palumbi. 1996. Molecular genetic identification for whale and dolphin products from commercial markets in Korea and Japan. *Molecular Ecology* 5: 671-685.
- 7.英文書籍：Soule, M. E. and B. A. Wilco. 1980. *Conservation biology: An evolutionary-ecological, approach*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- 8.英文彙編書籍：Jinchu, H. and W. Fuwen. 1990. Development and progress of breeding and rearing giant pandas in captivity within China. pp. 322-325. *In*: H. Jinchu (ed.). *Research and progress in biology of the giant panda*. Sichuan Publishing House of Science and Technology, Sichuan, People's Republic of China.

Notice to Contributors

I. General Guides:

1. The Taiwan Journal of Biodiversity is an online journal (January, April, July and October, http://tesri.tesri.gov.tw/list_protect.php) by the Endemic Species Research Institute, Council of Agriculture. The journal is an academic publication that welcomes the submission of manuscripts of various biological disciplines, including data paper, in the field of biodiversity. The manuscripts are limited to original work and species occurrence data previously unpublished in any other journal.
2. The journal accepts manuscripts written in either Chinese or English. Submission of manuscripts in Microsoft WORD format to be done via email: tjbd@tesri.gov.tw
3. Manuscript submitted will be sent to at least two referees in the field of its specialty for peer review and comments. Revised manuscripts will be reexamined by the Editorial Board. Author(s) are responsible for proof correction of the printer's copy to ensure accuracy.
4. Corresponding author is required to sign a Copyright Transfer Agreement for the paper accepted for publication to the journal publisher, the Endemic Species Research Institute.

II. Manuscript Preparation:

1. Research paper: Manuscript should be written in a sequence of 1) Title, 2) Authors' full name 3) Author(s) affiliations(s) and address(es), 4) Abstract, 5) Key words, 6) Introduction, 7) Materials and methods, 8) Results, 9) Discussion, 10) Conclusions, 11) Acknowledgements, 12) Literature Cited. Of them 1 to 5 should be written in dual languages, Chinese and English.
2. Data paper: Manuscript should be written in a sequence of 1) Title, 2) Authors full name, 3) Author(s) affiliations(s) and address(es), 4) Abstract, 5) Key words, 6) URL of the website where the dataset and metadata are available. The dataset and metadata should be built in the international standard formats of Darwin Core (DwC) and Ecological Metadata Language (EML). For species occurrence open data repositories, Global Biodiversity Information Facility (GBIF) is suggested. Author(s) must confirm the correctness and authenticity of the data prior to submission. The data should be readable and its meaning obvious for the data user(s). Importantly, if anomalies, outliers, and/or missing values are included in the data, a distinct number or symbol should be used to clearly identify those values. Metadata should be written at least in 1) Dataset content, 2) Coverage (including Taxonomic, Spatial and Temporal aspects), 3) Methods, 4) Intellectual property rights disclaimer. To promote the free dissemination of biodiversity open data, author(s) should not assert any proprietary rights to the dataset and metadata. For example,
This {DATA(BASE)} is made available under the Open Data Commons Public Domain Dedication and License v1.0. (<http://www.opendatacommons.org/licenses/pddl/1.0/>)
This {DATA(BASE)- NAME} is made available under the Open Data Commons Attribution License v1.0. (<https://opendatacommons.org/licenses/by/1.0/>)
3. Cover page should contain title of manuscript, author name(s), author's (s') affiliation(s),

corresponding author's name, telephone number, fax number and e-mail address, and a short running title.

4. Title should be less than 30 words. Capitalize the first letter of each word except articles, conjunctions and prepositions.
5. Author's name should be first name first followed by surname. For multiple authors, use a comma to separate the names but the last two names by "and."
6. Running title should be less than 50 letters including spaces.
7. Abstract must be a single paragraph not exceeding 500 words.
8. Key words should be no more than 5 words.

III. Manuscript Format:

1. Manuscript must be typed using standard software (Microsoft Word) with top, bottom, left and right. Mark page numbers on the bottom.
2. Manuscript should be typed in a uniform character size. There is no need to differentiate paragraph, title, subtitle or contents by using large or small characters.
3. Measurements should use International System of Units (kg, mg, km, m, cm.... etc.). All numerals or quantities should be expressed in Arabic numbers. Years in the text should use A.D. universally.
4. Figures and tables in the text should be sequenced by Arabic numbers (e.g. Fig.1 and Table 1). Both graphs and photos use same "Fig." designation.
5. Common name of an animal or plant that appears in title and first appears in abstract and text should be accompanied with scientific name. All scientific names in manuscript should be in italics.
6. When citing a reference in text, use surname and year, e.g. (Clough 1998) for single author; use "and" to link authors, e.g. (Pimm and Gittleman 1992) for double authors; and use "et al." e.g. (Baker et al. 1996) for multiple authors. When citing multiple references, separate them with semi-colons in chronological order.
7. Use the following system for arranging references in literature cited.

For journals:

Clough, B. 1998. Mangrove forest productivity and biomass accumulation in Hinchinbrook Channel, Australia. *Mangroves and Salt Marshes* 2: 191-198.

Pimm, S. L. and J. L. Gittleman. 1992. Biodiversity: Where is it? *Science* 255: 910-940.

Baker, C. S., F. Cipriano and S. R. Palumbi. 1996. Molecular genetic identification of whale and dolphin products from commercial markets in Korea and Japan. *Molecular Ecology* 5: 671-685.

For books and symposiums:

Soule, M. E. and B. A. Wilco. 1980. *Conservation biology: An evolutionary-ecological approach*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.

Jinchu, H. and W. Fuwen. 1990. Development and progress of breeding and rearing giant pandas in captivity within China. pp. 322-325. In: H. Jinchu (ed). *Research and progress in biology of the giant panda*. Sichuan Publishing House of Science and Technology, Sichuan, China.

8. Table should be typed on a separate sheet and be headed by a title of dual languages (Chinese and English). It consists of only horizontal lines and typed with English terms (if possible) and Arabic numerals. If foot notes are required, mark with superscripts 1, 2, *, #, etc.
9. Figure should be drawn with black ink on a separate white tracing paper with a figure legend of the dual languages below. Computer graph made from laser printer is acceptable.
10. Photograph should be a glossy black and white shot with sufficient resolution to be clearly legible after reduction. When multiple photos are employed, the author should arrange them in plates. Micrographs should include bars indicating scales of magnification. Photos should be pasted on white A4 paper loosely with the figure legend below.

行政院農業委員會特有生物研究保育中心 編印
Published by Endemic Species Research Institute,
Council of Agriculture, Taiwan, R. O. C.

ISSN 2076697-1

9 772076 697002
GPN:2009900002