國立臺灣大學生物資源暨農學院森林環境暨資源學系

碩士論文

School of Forestry and Resource Conservation

College of Bioresources and Agriculture

National Taiwan University

Master Thesis

臺灣本島外來種鵲鴝的繁殖生物學與巢位選擇

Breeding Biology and Nest Site Selection of Exotic Oriental Magpie-Robin (*Copsychus saularis*) in Taiwan

徐敏杰

Min-Chieh Hsu

指導教授：袁孝維博士

Advisor: Hsiao-Wei Yuan, Ph.D.

中華民國 109 年 2 月

Feb, 2020

doi:10.6342/NTU202000474

國立臺灣大學碩士學位論文
口試委員會審定書

臺灣本島外來種鵲鴝的繁殖生物學與巢位選擇

Breeding Biology and Nest Site Selection of Exotic Oriental Magpie-Robin (*Copsychus saularis*) in Taiwan

本論文係徐敏杰君（R05625045）在國立臺灣大學森林環境暨資源學系完成之碩士學位論文，於民國 109 年 01 月 02 日承下列考試委員審查通過及口試及格，特此證明

口試委員：

國立臺灣大學森林環境暨資源學系　　袁孝維 _____

（指導教授）

國立臺灣師範大學生命科學系　　王穎 _____

高雄醫學大學生物醫學暨環境生物學系　謝寶森 _____

系主任 _____

謝誌

碩士班生涯經歷了三個寒暑，對鳥類學的探索從懵懂無知到產出論文，是個漫長又充滿挑戰的過程。想來甚覺慶幸，不論任何風吹雨打，都能安然在學海中徜徉，特別感謝父母親的照顧與體諒。

感謝指導教授袁老師多年來的提攜與鼓勵，也讓我在錯誤中有彌補的機會。感謝曾教導或協助我的教授們，關秉宗、邱春火、林增毅、劉奇璋，謝謝你們無私的付出。感謝口試委員王穎、謝寶森，提供許多寶貴的意見，使論文能夠更臻完善。

感謝許多學長姊、同學和學弟妹的協助，在於經驗的傳承、集思廣益、野外調查、統計分析等等，球姊、崇航、明堂、翊維、樂寧、許皓、暐咏、嘉瑋、家民、弼篆、承德、政倫、義翔、瀚柏、陳暐、馬霽、維維、筠傑、立愷、昶詠、麒軒、季寬、訓宏、睿麒、鎮泉，若沒有你們，就沒有今天的我，非常感謝各位。

感謝台北鳥會的許多學長姐與同學們，尤其是黃老師、冠 23 班、冠 25 班，多多向你們學習鳥類辨識與解說技巧。感謝幾位賞鳥或拍鳥的大哥大姊，謝大哥、陳大哥、邱姐、王同學，謝謝你們提供的資訊，萍水相逢也能道義相挺，實在難能可貴。

感謝許多親朋好友們的支持與陪伴，尤其是健豪、雨喬，經歷了許多高山低谷後，彼此的友誼會越發地茁壯，人生路上有你們真好。回首來時路，點點滴滴，銘記在心，乘著眾人的期盼與祝福，繼續前行，不求顯達於世，只求不忘初心。

若問經此一遭，所謂何事？

承我輩之志，為了人與自然的和諧而努力，我們只有一個地球。

doi:10.6342/NTU202000474

摘要

鵲鴝(*Copsychus saularis*)是二級洞巢者，會使用樹洞、建築物的孔洞、人工巢箱作為繁殖巢位，有明顯的領域行為，原生地位於南亞及東南亞，包含中國南方、印度、孟加拉、緬甸、泰國、寮國、柬埔寨、越南、馬來西亞、印尼等地。在台灣島，鵲鴝是由寵物貿易引入的外來種，1995 年有第一筆野外紀錄，至今仍缺乏此物種的研究調查，未知其對生物多樣性的影響。本研究以台北市和新北市的 6 個都市公園為樣區，調查鵲鴝的族群密度、繁殖表現、巢位選擇，以建立鵲鴝在台灣引入地的基礎研究資料。2017 年的調查結果：平均巢密度 0.12 ± 0.08 per ha (n=6)，產卵期間 4-8 月，平均窩卵數 4.3 ± 0.9 (n=8)，平均孵化率 0.58 ± 0.48 (n=8)，平均離巢率 0.5 ± 0.45 (n=8)。2018 年的調查結果：平均巢密度 0.18 ± 0.07 per ha (n=6)，產卵期間 4-7 月，平均窩卵數 4.1 ± 0.8 (n=17)，平均孵化率 0.58 ± 0.39 (n=17)，平均離巢率 0.38 ± 0.34 (n=17)。兩年度的巢密度、繁殖表現均無顯著差異。巢位選擇以假說檢定比較巢位組與抽樣組的 35 個環境因子，僅有洞穴深度有顯著差異，代表鵲鴝偏好較深的樹洞，推測可能因為樹洞深度能提供良好的隱密性，較不易被天敵察覺與攻擊。

關鍵字：雀形目、二級洞巢者、繁殖成功率

doi:10.6342/NTU202000474

Abstract

The oriental magpie-robin (*Copsychus saularis*) is a secondary cavity nester which nests in tree holes, building holes, and artificial nesting boxes. It has obvious territorial behavior. It is native to South and Southeast Asia, including southern China, India, Bangladesh, Myanmar, Thailand, Laos, Cambodia, Vietnam, Malaysia, and Indonesia. In Taiwan, the oriental magpie-robin is an exotic species introduced by pet trade. In 1995, there was the first field record, but until now we still lack of research on this exotic species. Its impact on biodiversity is unknown. This study used six urban parks in Taipei City and New Taipei City as sample areas to survey the population density, reproductive performance and nest site selection of the oriental magpie-robin. The results of the survey in 2017: the average nest density was 0.12 ± 0.08 per ha (n=6), the breeding period was in April-August, the average clutch size was 4.3 ± 0.9 (n=8), and the average hatching rate was 0.58 ± 0.48 (n= 8), the average fledging success rate was 0.5 ± 0.45 (n = 8). The results of the survey in 2018: the average nest density was 0.18 ± 0.07 per ha (n=6), the breeding period was in April-July, the average clutch size was 4.1 ± 0.8 (n=17), and the average hatching rate was 0.58 ± 0.39 (n= 17), the average fledging success rate was 0.38 ± 0.34 (n = 17). There was no significant difference in nest density or reproductive performance between the two years. The nest site selection was based on the hypothesis test to compare the 35 environmental factors of the nest group and the sampling group. Only the cave depth has a significant difference, which represents the preference for deeper tree holes. Presumably It is because the tree hole depth can provide good concealment, and is less likely to be noticed and be attacked by predators.

Keywords: passerine, secondary cavity nester, breeding success rate

doi:10.6342/NTU202000474

目錄

口試委員審定書 I
謝誌 II
摘要 III
Abstract IV
目錄 V
表目錄 VI
圖目錄 VII
附錄 VIII
前言 1
方法 7
結果 11
討論 13
參考文獻 16

doi:10.6342/NTU202000474

表目錄

表 1、巢位選擇因子共 35 個 28
表 2、6 個樣區的面積與巢密度 28
表 3、2017 年巢位的繁殖表現 29
表 4、2018 年巢位繁殖表現 30
表 5、年繁殖次數 30
表 6、鵲鴝與其他動物的驅趕行為 31
表 7、巢位組 10 個樹洞的資料 31
表 8、抽樣組 10 個樹洞的資料 32
表 9、非樹洞巢位——建築物外牆 32
表 10、鵲鴝與白腰鵲鴝比較表 33

doi:10.6342/NTU202000474

圖目錄

圖 1、鵲鴝與白腰鵲鴝的數量變化 34
圖 2、巢口方位的圓周資料分析 34

doi:10.6342/NTU202000474

附錄

附錄 1、鵲鴝原生地分布圖 35
附錄 2、臺灣大學衛星影像圖 36
附錄 3、大安森林公園衛星影像圖 37
附錄 4、中正紀念堂衛星影像圖 38
附錄 5、國父紀念館衛星影像圖 39
附錄 6、台北植物園衛星影像圖 39
附錄 7、中和四號公園衛星影像圖 40
附錄 8、領域描圖法紀錄圖 41
附錄 9、鬱閉度測量 42
附錄 10、巢位周圍覆蓋度估算 43
附錄 11、非樹洞巢位——建築物外牆 44
附錄 12、非樹洞巢位——樹梢 45
附錄 13、非樹洞巢位——人工巢箱 46
附錄 14、洞口較小的樹洞 47
附錄 15、鵲鴝——已入侵鳥類處理順序評估表格 48

doi:10.6342/NTU202000474

前言

某物種經由人為活動有意或無意地被引入至非其自然分布的地區，即成為外來種(Lorence and Sussman, 1986)。人為傳播方式比如寵物貿易、船舶的壓艙水、衣著上沾附的種子、人體的寄生蟲等等。外來種經由引入、建立族群、擴散的過程在引入地拓展，若外來種對引入地的生物多樣性造成危害，則稱為入侵種(Lowe et al., 2000)。外來種的危害在近年來被認為是對生物多樣性的第 2 大衝擊，僅次於棲地破壞與破碎化(Genovesi and Monaco, 2013; Simberloff et al., 2013; Wonham, 2006)。

世界自然保育聯盟(IUCN)公布的世界百大外來入侵種，列出對生物多樣性和人類活動有嚴重影響的外來種(Global Invasive Species Database, 2019)；比如經由船隻傳播的黑鼠(*Rattus rattus*)是世界上許多海鳥滅絕或瀕危的主要原因(Jones et al., 2008)，黑鼠被引入紐西蘭北部許多島嶼後，牠們捕食海鳥的蛋及幼鳥並攝取植物幼苗，進而降低土壤的 pH 值，改變了土壤中的養分循環，使種子發芽率下降，對島嶼的生態產生了巨大影響(Grant-Hoffman et al., 2010)。中南美洲的海蟾蜍(*Rhinella marina*)被引入波多黎各作為生物防治，對抗取食甘蔗的甲蟲，結果非常成功，之後很多國家效仿此舉，包含澳洲、菲律賓、日本琉球群島、夏威夷，反而對許多原生動物造成威脅；海蟾蜍食性廣泛，還會捕食其他的兩棲類，並且與原生種競爭食物資源；海蟾蜍的毒液會使狗、貓、蛇、蜥蜴等許多動物生病或死亡(Tyler, 1998)。透過寵物貿易的家八哥(*Acridotheres tristis*)在澳洲、新加坡、弗雷格特島都威脅到當地的原生種，會捕食或攻擊其他鳥類的蛋及幼鳥，和其他二級洞巢者競爭巢位資源(Huong, 1997; Komdeur, 1996; Pell, 1997)。

一般而言，外來種入侵的進程是：引入、建立族群、擴散(Blackburn, 2011)。在建立族群及擴散的過程中，主要有兩種假說在探討立足成功的原因：機會主義假說、競爭優勢假說(Davis et al., 2000; Macarthur and Levins, 1967; Schoener, 1983; Shea and Chesson, 2002; Sher and Hyatt, 1999; Tilman, 1994)。機會主義假說是指外

doi:10.6342/NTU202000474

來種佔據空缺的棲位以此立足，通常是經由人類干擾後，原生種較少出現的地區，比如都市公園、農耕地。競爭優勢假說是指外來種與原生種競爭資源，憑藉著本身優勢而勝出，以此立足。

Charter 等人(2016) 在以色列的都會公園研究外來種家八哥和其他原生種洞巢者對巢箱的使用情況，發現多數大口徑巢箱被家八哥強佔，而且導致原生種的繁殖率有明顯下降，家八哥對原生種構成開採型競爭(exploitation competition)、干擾型競爭(interference competition)，支持競爭優勢假說。Barnagaud 等人(2014)在紐西蘭南島的 501 個地點，進行圓圈計數法，比較多種棲地中，外來種與原生種鳥類的分布組成，共比較了 10 種原生種和 11 種外來種；研究結果顯示，外來種與原生種的分布有地景上的區隔，進一步分析生活史特性，顯示外來種和原生種這兩個同功群(guild)的確有差異，但有少部分重疊，研究結果支持機會主義假說。

近年來，外來種相思鳥(*Leiothrix lutea*)有在歐洲的天然林建立族群。Pereira 等人(2017)在葡萄牙的兩處低海拔森林進行霧網繫放，依據身體構造、食物資源的相似性找出 2 種原生種為潛在競爭者：歐亞鴝(*Erithacus rubecula*)、黑頂林鶯(*Sylvia atricapilla*)。之後比較牠們和相思鳥的探索行為、覓食形態學；研究結果是相思鳥的探索行為無明顯差異，但是覓食形態學的效率比 2 種競爭者高，支持競爭優勢假說。Vall-llosera 等人(2016)在西班牙的自然公園研究外來種相思鳥的入侵是否造成同棲位的原生種數量減少，使用群落分析、行為觀察、形態測量、對照實驗來測試；研究結果顯示，相思鳥數量逐漸增加到河岸林、橡樹林、針葉林、灌木叢、廢耕地，最後已成為橡樹林、河岸林中數量最多的鳥種，然而，原生種的數量並未隨著相思鳥的進入而顯著減少；相思鳥和原生種之間沒有攻擊行為，而且只有相思鳥使用新置入的食物來源(食餌台)；相思鳥的棲位和原生種很少重疊，且和原生種的族群動態只有少許關聯，研究結果比較支持機會主義假說，但不能完全排除競爭優勢假說。

綜合兩篇關於相思鳥的文獻，用形態學和行為學評估鳥種特性足以顯示相思鳥可成為原生種的競爭者，但野外調查卻沒有在族群動態上顯現消長關係。我認

doi:10.6342/NTU202000474

為可能是野外調查資料分析時，分組的方式不夠理想；切分年份應該依據相思鳥第一次出現在各種棲地的時間，改變分組方式，也許會有不一樣的結果。機會主義假說、競爭優勢假說與入侵種的定義有關：是否對引入地的生物多樣性造成危害。若外來種對原生種有明顯的競爭優勢，則很可能成為入侵種，需要積極的監測與處理。因此，面對外來種的問題，需要評估其較符合何種假說，或判定其是否為入侵種，進而實施善用資源的管理策略。

鵲鴝在台灣島是籠中逸鳥，1995 年有第一筆野外紀錄(中華鳥會，1995)，之後劉小如(1999) 將其列入外來種鳥類的名單。關於其年間數量變化，雖然缺乏詳細的全島調查，但可以參考 BBS 繁殖鳥類大調查的紀錄(圖 1) (李培芬等，2010；柯智仁等，2012，2013，2015，2016，2017，2019)，對照引入歷史相似的白腰鵲鴝(*Copsychus malabaricus*)，1988 年有第一筆野外紀錄(Fan et al., 2009)，兩者比較可得知鵲鴝的樣區比例變化不明顯，僅有小幅度的增加。鵲鴝立足於野外已超過 20 年，但野外分布侷限，未知其族群成長的限制因子。

鵲鴝原生地位於南亞及東南亞(附錄 1)，包含中國南方、巴基斯坦東部、印度、斯里蘭卡、尼泊爾、不丹、孟加拉、緬甸、泰國、寮國、柬埔寨、越南、馬來西亞、新加坡、汶萊、印尼等地。其棲地環境，從平地到 2000m 的開闊次生林，例如竹林、果園、公園、紅樹林(Rasmussen and Anderton, 2005; Wells, 2010)。都市綠地中，鵲鴝的族群密度較低，常單獨或成對活動；族群密度與公園面積呈顯著負相關，族群密度和公園的邊界比例呈負相關；微棲地豐富度和族群量有正相關，周圍建築物的比例和族群量有正相關(陳水華等，2002)。鵲鴝是二級洞巢者，會築巢在樹洞、建築物的縫隙、人工巢箱、金屬製的箱子(Ali and Ripley, 1997; Sethi and Bhatt, 2007; Singh et al., 2016)。使用樹洞或人工巢箱的繁殖成功率無顯著差異(Sethi and Bhatt, 2007)。關於繁殖表現，印度的鵲鴝，繁殖季從 3 月到 7 月；東南亞的鵲鴝，繁殖季從 1 月到 6 月(Ali and Ripley, 1997)。配對後，找尋巢位及築巢約需 9 天；每天下一顆蛋，總共 4-5 顆蛋，少數為 3 或 6 顆蛋；孵蛋期約 12.8 天，育雛期間約 13.8 天；母鳥和公鳥共同育雛，母鳥的餵食頻率較高，餵食頻率隨著

doi:10.6342/NTU202000474

雛鳥的成長而增加(Ali and Ripley, 1997; Sethi and Bhatt, 2007; Singh et al., 2016)。樹洞巢位的繁殖成功率為 65.1% (Singh et al., 2016)。其平均領域面積為 0.28 ± 0.09 ha，而且領域面積和繁殖成功率無顯著相關(Singh et al., 2016)。關於食性，部分文獻稱鵲鴝為食蟲性(Ali and Ripley, 1997)，但是另有文獻稱其為雜食性(原寶東、閻永峰，2016)。

和鵲鴝同屬的白腰鵲鴝也被引入許多國家形成外來種，其生物學特性值得參考，可能和鵲鴝有某些相似之處。白腰鵲鴝巢位常見於樹洞、竹筒、人工巢箱，繁殖季為 3-8 月，每年繁殖 1-2 次，孵卵期約 13 天，育雛期約 12 天，領域範圍約 0.3 ha(范孟雯、方偉，2006; Aguon and Conant, 1994; Palko et al., 2011)。Angkaew 等人(2019) 在泰國的研究，繁殖成功率與離巢後的存活率主要受天敵捕食的影響，相較於森林內部，位於森林邊緣的巢位其繁殖成功率較高，因為捕食者(蛇類、獼猴)偏好在森林內部活動。Chotprasertkoon 等人(2017) 測試人工巢箱洞口的植被覆蓋是否影響繁殖成功率及使用偏好，多項顯著的結果表明：洞口的隱密性並非白腰鵲鴝的偏好，反而偏好隱密性較低的洞，可能有利於其察看周圍天敵。在台灣的白腰鵲鴝和原生種有巢位資源重疊(棕面鶯 *Abroscopus albogularis*、頭烏線 *Alcippe brunnea*、黃嘴角鴞 *Otus spilocephalus*)且擴散到原生林，因而進行積極的移除計畫，但仍然有野外個體持續增加中(林育秀、范孟雯，2009; 范孟雯、方偉，2006; Fan et al., 2009)。

在都市公園的棲地環境中，與鵲鴝同樣在樹洞繁殖的原生種鳥類有領角鴞(*Otus lettia*)及五色鳥(*Psilopogon nuchalis*)。領角鴞是鴟鴞科角鴞屬，台灣特有亞種、第二級保育類，普遍分佈於平地及低海拔山區(王嘉雄等，1991；蔡錦文，2002；鄭薏如，2004)。領角鴞的環境適應能力極佳，從原始林、次生林，到都市中的綠地都有發現(Lekagul and Round, 1991; Yip, 2006)；更有國內研究發現，領角鴞為使用人工巢箱繁殖頻度最高的貓頭鷹(林文隆、曾惠芸，2007；蔡佩珊，2009)。目前已知的繁殖時間除了 8、9 月之外，幾乎為全年，其中以 3 月為最多(林文隆，2003；洪孝宇等，2010；鄭薏如，2004)。林文隆(2003) 的研究發現，領角鴞繁殖的樹洞

doi:10.6342/NTU202000474

洞口平均寬為 20.7 ± 8.4cm (range=8-32cm)，高為 27.2 ± 9.9cm (range=12-45cm)，平均深度為 42.0 ± 6.2cm (range=25-55cm)，巢洞平均離地高為 5.4 ± 1.3m (range=2.6-8.2m)。領角鴞的食性包含昆蟲、兩棲類、鳥類及小型哺乳動物，鄭薏如(2004)在台大校園的食繭分析結果主要是白頭翁(*Pycnonotus sinensis*)、紅鳩(*Streptopelia tranquebarica*)、黑鼠、臭鼩(*Suncus murinus*)。修鴻儒(2015)的研究顯示，領角鴞偏好的都市綠地具有低度開發、大型面積的特性。

五色鳥是鬚鴷科、台灣特有種，普遍分布在中低海拔地區，自行鑿樹洞作繁殖的一級洞巢者(張心怡，2010；葛兆年，2010；葛兆年等，2018)。和另外 3 種啄木鳥為台灣僅有的 4 種一級洞巢者，鑿出的樹洞可提供小型貓頭鷹、山雀科、飛鼠、白鼻心(*Paguma larvata*)、蝙蝠、樹蛙等二級洞巢者使用(葛兆年，2010)。五色鳥在全枯木或有部份枯枝的生立木上做巢，巢位樹徑多為 14-19cm，巢高平均約 6.6 公尺，洞口為直徑約 5cm 的圓形，水平往內約 10cm，再往下約 30cm，形成布袋狀的巢洞，洞口方向多為西南至西北，保持通風良好且乾燥(何玉蟬，1990；葛兆年，2010；葛兆年等，2018；Koh and Lu, 2009)。葛兆年等(2018)的研究顯示，有部分被五色鳥重複使用的樹洞(5/56)。Lin et al. (2010) 在台北植物園調查五色鳥的繁殖表現，窩卵數平均 1.8 (1-3)，孵蛋期 13.8 天，育雛期 27.5 天，繁殖成功率 32.8%。五色鳥的成鳥為食果性，但會捕捉昆蟲餵食雛鳥，而且環境中的昆蟲量會影響幼鳥的存活率，昆蟲可能為五色鳥幼鳥生長的關鍵食物(張心怡，2010；葛兆年等，2013)。

外來種和原生種的巢位資源競爭是過往文獻常探討的主題。作為二級洞巢者的鵲鴝，值得探討其巢位選擇，進而發掘是否和原生種有巢位資源重疊或競爭的情況。五色鳥多為自行鑿出新的樹洞，留下多個舊樹洞，應不至於和外來種有巢位資源重疊。然而，不能完全排除巢位競爭的可能，比如等五色鳥鑿好新的洞，外來種再驅趕而霸佔其巢位。領角鴞雖為猛禽，能捕食小型鳥類，但是對於外來種的互動關係不能一概而論，應持保留態度；參考白腰鵲鴝的文獻，把黃嘴角鴞也列入巢位資源重疊的物種(林育秀、范孟雯，2009)。

doi:10.6342/NTU202000474

由於缺乏鵲鴝在引入地的基礎研究，未知其族群動態、繁殖表現、棲地利用、潛在的擴散區域，更無法得知是否對原生種造成威脅。本研究以都市公園為樣區，調查鵲鴝的族群密度、繁殖表現、巢位選擇偏好，以建立鵲鴝在台灣引入地的基礎研究資料。

doi:10.6342/NTU202000474

方法

繁殖生物學

本研究於 2017-2018 年的 3-9 月，在台北市及新北市的 6 個都市綠地(臺灣大學、大安森林公園、中正紀念堂、國父紀念館、台北植物園、中和四號公園，附錄 2 - 附錄 7)，每隔兩周以穿越線法和行為觀察調查鵲鴝的數量及繁殖行為，進而找出繁殖巢位。調查日選擇在無雨的天氣，使用 10x42 雙筒望遠鏡及手機 GPS 定位，在日出後至 9:00 之間進行。穿越線法的步行速率為 0.7 m/s，紀錄項目包含：時間、經緯度、鵲鴝性別及特徵。之後，在上述的紀錄地點做行為觀察，每次 30min 以上，繪製移動範圍並紀錄其行為。年度調查完成後，可計算同時間出現巢的最大量，再除以調查範圍面積即可估計鵲鴝的巢密度(Ralph et al., 1993)；此方法會略低於真實的巢密度，可能有沒找到的巢或忽略未繁殖的個體。族群密度的定義類似於領域描圖法所得的密度，即領域數除以範圍面積(I.B.C.C., 1970)。調查範圍面積是以穿越線法的有效寬度 40m 為基準，使用 ArcGIS 10.5 軟體計算 buffer 並刪去非調查區域 (ESRI, 2016)。

找到巢位後，以長竿加針孔攝影機(Mini DVR，640x480，30fps)自組成探巢竿進行探巢(2017 年平均每 5 天一次，2018 年每 2-3 天一次)，可得出窩卵數、孵化率、離巢率等資料，其中離巢率為離巢數除以窩卵數。為增加 2017 年巢位樣本數，另外在 2 處公園進行找巢：青年公園、新店大豐公園。關於繁殖成功或失敗的判別方式引述自呂翊維 (2013)，若至少 1 隻雛鳥離巢，則視該巢為繁殖成功；因為無法直接觀察到雛鳥離巢的瞬間，當雛鳥已不在巢內時，雛鳥成功離巢的判斷依據為：(1)該巢最後一次觀察到雛鳥時，確認其已孵化超過 10 天以上，因為文獻紀錄最短的育雛期為 13 天且探巢頻率為 2-3 天(Singh et al., 2016)，(2)巢內或巢周圍有類似雛鳥離巢前留下的糞便，(3)在巢位附近目擊離巢不久的幼鳥，或聽見幼鳥的鳴叫聲(呂翊維，2013)。而繁殖失敗的判定依據為：(1)於應有時間內，蛋或雛鳥全都消失，而育雛期失敗的判定是雛鳥未滿 10 天就消失於巢內，且巢外附近未發

doi:10.6342/NTU202000474

現其活動或親鳥餵食行為；(2)該巢所有蛋超過 17 天仍未孵化，因為文獻紀錄最長的孵蛋期為 14 天(Singh et al., 2016)；(3)繁殖中的巢已掉落或遺失(呂翊維，2013)。繁殖失敗的原因依據下列情況進行分類：(1)蛋和雛鳥於巢內消失或遺留殘骸，或者巢有明顯的損壞情況，歸類為天敵捕食，(2)孵卵期觀察到整窩蛋超過 17 天未孵化之情況，歸類為蛋未孵化，(3)親鳥棄巢、人為因素或不明因素等，歸類為其它原因(呂翊維，2013)。

以領域描圖法調查領域範圍(Odum and Kuenzler, 1955)，在繁殖期間無雨的早晨 7:00-9:00，每 5 min 記錄公鳥的位置，連續調查兩天。從 Google Maps 印出地圖後畫在紀錄紙上，1 天 1 張，調查後掃描，使用 Photocap 6.0 進行疊圖，以最小凸多邊形法連線出領域範圍(附錄 8) (Odum and Kuenzler, 1955)。把點位對應到 Google Maps，使用測量工具計算出領域面積，由多筆資料可得出平均領域面積；本研究選定 2 巢施作領域描圖法，即樣本數為 2。依照估計的領域範圍，可判定同一對鵲鴝的多個巢位，並計算年繁殖次數。

巢位選擇偏好

從 2018 年找到的巢位中選定 10 個樹洞為「巢位組」，再個別抽樣出 1 個樹洞作為「抽樣組」，總共 20 個樣本。依據 BBird 調查方法(Martin et al., 1997)，以 0.1 英畝的圓為棲地測量單位(半徑 11.3m)，為了使抽樣組位於領域範圍內(0.29 ha，設為半徑 30.4 m 的圓)且資料具獨立性，選取方式如下：距離巢位組 23.3- 28.3m，找尋所有樹洞，隨機抽出 1 個作為抽樣組。分別測得 20 個樣本的環境因子資料，共 35 個因子(表 1) (Koh and Lu, 2009; Martin et al., 1997; Wesołowski, 2002)。環境因子測量時間為 2018 年 5 月至 9 月，以及 2019 年 4 月至 7 月；在繁殖期間會確認幼鳥離巢後才進行測量，並且在 2019 年測量前需評估棲地環境與 2018 年並無明顯差異。使用 R 統計軟體執行 Fisher-Pitman permutation test (R. A. Fisher, 1935; Pitman, 1937)，比較各因子在兩組間的差異，若有顯著差異，則可能是鵲鴝巢位選擇偏好的因子。至於巢口方位，需使用圓周資料分析方法(N. I. Fisher et al., 1993)，並用 R

doi:10.6342/NTU202000474

軟體執行 randomization version of Fisher's nonparametric test (N. I. Fisher et al., 1993; Pewsey et al., 2013)，比較兩組資料的差異。

各項因子分別敘述介紹：

1. 洞口最窄徑可限制捕食者的體型大小(Wesołowski, 2002)，與樹洞的隱密性有關，測量時把刻度尺綁在長竿上並靠近洞口，另一人用望遠鏡看尺上的刻度。
2. 洞穴深度是洞口最低處到巢位的距離(Koh and Lu, 2009; Wesołowski, 2002)，與樹洞的隱密性有關，利用攝影測量的原理進行估算，針孔攝影機的原理應符合針孔成像原理(相同物體，物距與像高成反比)，其倒數正比的關係可實際測量得出迴歸方程式；依據文獻可得知鵲鴝的平均蛋寬為 1.7cm (Hume, 1873)，再把攝影畫面的蛋寬代入迴歸方程式即可得出蛋與鏡頭的距離，而鏡頭與洞口的距離可測量得知，進而計算出洞穴深度；抽樣組則是把球型鉛球用釣具垂降至洞底，同樣使用攝影測量。
3. 巢位樹徑(tree diameter at nest)是指巢位所在處的枝幹直徑，測量時把刻度尺綁在長竿上並靠近枝幹，另一人用望遠鏡看尺上的刻度，由兩個垂直的方位進行測量，估算出巢位樹徑 (Koh and Lu, 2009)。
4. 巢樹狀態是根據巢樹的外觀狀態分為 5 個等級：(1)沒有枯枝的生立木；(2)有一個或多個枯枝的生立木；(3)保留大部分樹枝的枯立木；(4)樹枝很少或沒有樹枝的枯立木；(5)樹幹損壞的枯立木 (Koh and Lu, 2009)。
5. 樹冠鬱閉度是利用手機軟體 Fisheye Lens 模擬魚眼相機進行拍攝，以腳架固定在胸高處並作水平校正，再利用手機軟體 Canopeo 分析鬱閉度(附錄 9) (Martin et al., 1997; Patrignani and Ochsner, 2015)。
6. 平均冠層高度為周圍 11.3m 的範圍內，所有樹木的冠層高度的平均值；測量時以目視選定一處為平均值，再用三角測量法計算此處的高度(Martin et al., 1997)。
7. 主要冠層樹種相對比例是指巢位上方的冠層樹種，取其最多者的所佔比例，必須要 40%以上。次要冠層樹種相對比例則是第二多的所佔比例，必須要 40%以

doi:10.6342/NTU202000474

上。

8. 周圍5m需評估各種類型的覆蓋度百分比，施測時先以繩子和營釘擺放呈十字，劃分出四個區域，以目視評估各類型的覆蓋度(附錄 10) (Martin et al., 1997)。
9. 小型喬木是指胸高直徑為 8-23cm，中型喬木是指胸高直徑為 23-38cm，大型喬木是指胸高直徑大於 38cm。
10. 「人為干擾距離」是指巢位與最近道路上行人重心的距離，我國成人平均身高為162.45cm，站立時的重心高度約為身高的55.5%，因此平均重心高度為90.2cm (全國體育學院教材委員會，2005；衛生福利部，2009)；依據巢高、與道路的水平距離、重心高度，可由畢氏定理得出「人為干擾距離」。

統計分析

本研究使用兩種統計方法：Fisher-Pitman permutation test、randomization version of Fisher's nonparametric test (N. I. Fisher et al., 1993; Pewsey et al., 2013; Pitman, 1937; R. A. Fisher, 1935)。後者只用於圓周資料分析，重複抽樣次數為 9999 次，顯著水準為 0.05。其餘分析都使用前者，重複抽樣次數為 9999 次，顯著水準為 0.05。

doi:10.6342/NTU202000474

結果

6 個樣區的調查範圍面積平均為 14.1 ± 6.85 ha，2017 年平均巢密度 0.12 ± 0.08 per ha，2018 年平均巢密度 0.18 ± 0.07 per ha (表 2)，兩年度的巢密度無顯著差異 (permutation test, p-value = 0.21)。2017 年共找到 21 巢(2 巢非樹洞)，產卵期間為 4/16-8/8，每對繁殖 1-3 次，統計分析只納入從孵蛋期開始作完整紀錄的 8 巢，平均窩卵數 4.3 ± 0.9，平均孵化率 0.58 ± 0.48，平均離巢率 0.5 ± 0.45；其中有 3 巢繁殖失敗，原因皆為天敵捕食(表 3)。2018 年共找到 25 巢(5 巢非樹洞)，產卵期間為 4/2-7/15，每對繁殖 1-3 次，統計分析只納入從孵蛋期開始作完整紀錄的 17 巢，平均窩卵數 4.1 ± 0.8，平均孵化率 0.58 ± 0.39，平均離巢率 0.38 ± 0.34；其中有 6 巢繁殖失敗，原因多為天敵捕食，僅有 1 巢為蛋未孵化(表 4)。使用 permutation test 比較 2 年繁殖表現，窩卵數、孵化率、離巢率均無顯著差異。由領域描圖法所得平均領域面積為 0.29 ha (0.31-0.27, n=2)。年繁殖次數的統計結果，有 42%的成對鵲鴝繁殖 1 次，有 48%繁殖 2 次，有 10%繁殖 3 次(表 5)。在調查繁殖表現的過程中，偶爾會觀察到鵲鴝與其他動物的驅趕行為，並紀錄結果，總計包含 1 種哺乳類和 6 種鳥類：赤腹松鼠(*Callosciurus erythraeus*)、麻雀(*Passer montanus*)、白頭翁(*Pycnonotus sinensis*)、五色鳥、喜鵲、家八哥、黑領椋鳥(*Gracupica nigricollis*)；其中以驅趕赤腹松鼠的次數最多，而且鵲鴝驅趕原生種通常能取得勝利，對外來種則都失敗(表 6)。

巢位選擇偏好的統計分析結果，只有洞穴深度有顯著差異(p-value= 0.0004)，其餘各因子皆無顯著差異且 p-value 大於 0.1 (表 1)。巢位組(n=10)的平均洞口最窄徑 8 ± 4.2 cm，平均洞穴深度 23.9 ± 8.4 cm，洞口方位角的平均值 93.1 度、平均值長度 0.096 (圖 2)，平均巢高 341.8 ± 162.9 cm，平均樹高 967.8 ± 241.8 cm，平均胸高直徑 33.8 ± 11.4 cm，平均巢位樹徑 34.3 ± 13.4 cm，巢樹狀態為 1 或 2，平均樹冠覆蓋度 57.9 ± 8.3 %，平均冠層高度 996.3 ± 215.2 cm，主要冠層樹種相對比例 87.5 ± 17.5 %，平均全綠色覆蓋度 50.1 ± 29.5 %，平均草地覆蓋度 38.2 ± 30.9 %，

doi:10.6342/NTU202000474

平均人工鋪面覆蓋度 42 ± 29.3 %，平均灌木總莖幹數 31.1 ± 54.7，周圍 11.3m 喬木總數平均 9.4 ± 7.1，平均人為干擾距離 788.7 ± 625.3 cm (表 7)。抽樣組(n=10)的平均洞穴深度 10.8 ± 5.2 cm (表 8)。除了位於樹洞的巢位之外，有發現 3 種類型的非樹洞巢位，建築物外牆的孔洞(表 9、附錄 11)、樹梢的杯狀巢(附錄 12)、人工巢箱(附錄 13)。

doi:10.6342/NTU202000474

討論

參考原生地的族群密度，陳水華等人(2002) 使用地區搜尋法(area search)對中國杭州市 20 個公園進行鳥類調查，鵲鴝平均族群密度為 0.043(隻/ha)。本研究兩年度平均巢密度為 0.15(per ha)，且鵲鴝為雙親共同育雛的一夫一妻制，可把巢密度乘以 2 得到平均族群密度為 0.3 (隻/ha)，比杭州原生地高出許多；雖然研究方法不同，不能直接比較，但不應忽視引入地的族群密度。調查所得的平均領域面積 0.29 ha 和原生地參考值 0.28 ha 相近(Singh et al., 2016)，雖然此研究的樣本數較少且調查方法也不同於前人文獻，但所得出的平均領域卻相近，可能因為鵲鴝的領域行為明顯且穩定，在不同地點施測有相似的結果。

巢位資源會影響二級洞巢者的族群密度(Newton, 1994)，都市公園是人為管理的樹林，移除老木會使得樹洞資源更為稀少；換句話說，不同的樹木管理方式會影響樹洞的多寡。本研究中巢密度較高的兩處公園——中正紀念堂、台北植物園，可能保留了較多的老木，使得樹洞資源較多而增進巢密度。另外，林業試驗所在台北植物園設立了許多人工巢箱提供五色鳥利用，但同時也可能為鵲鴝提供了更多的巢位資源，建議未來著重對此事件的追蹤與探討。

歸納出鵲鴝巢位繁殖失敗的原因有以下幾種：天敵捕食、蛋未孵化、人為捕捉。其中天敵可能有：鳳頭蒼鷹(*Accipiter trivirgatus*)、領角鴞、喜鵲(*Pica pica*)、椋鳥科、鼠科、赤腹松鼠、蛇類、螞蟻；除了螞蟻有真實紀錄外，其餘皆為推測。人為捕捉的來源應有兩類：寵物商、台北植物園執行外來種移除。

前人提出的假說：鳥類的巢位選擇是隱密性和可見性之間的權衡(Götmark et al., 1995)，隱密性能躲避掠食者，可見性能提供較好的視野，易於察覺周遭危險。鳥類二級洞巢者的研究中，常使用洞穴深度、洞口大小作為隱密性的指標(Lantz et al., 2009; Paclík, 2009; Wesołowski, 2002)。本研究中巢位組與抽樣組的比較顯示，僅有洞穴深度有顯著差異，因此洞穴深度應為鵲鴝在都市公園中選擇樹洞巢位的重要因子；深度較深的樹洞能提供良好的隱密性，較不易被天敵所察覺與攻擊。

doi:10.6342/NTU202000474

巢位選擇的部分，盡量納入眾多的因子做比較，然而由於樣本數較少，使用 permutation test 有其限制，無法分析多因子之間的關係。

研究中發現了兩個洞口較小的樹洞巢位(附錄 14)，而且洞口形狀像圓形，猜測是五色鳥所鑿的樹洞；然而，五色鳥多為自行鑿出新的樹洞，留下多個舊樹洞，估計只有少數個案和鵲鴝有巢位資源重疊。另外，同為二級洞巢者的領角鴞也有在都市公園繁殖的紀錄，但是缺乏相關的巢洞資料，無法判別是否和鵲鴝有巢位資源重疊；若依據林文隆(2003)發表領角鴞在中部森林的巢洞資料(n=20)，和鵲鴝的巢洞資料進行比較(n=10)，使用 permutation test 比較洞穴深度、巢離地高，兩變數都有顯著差異，領角鴞在中部森林的洞穴深度較深、巢高較高。

雖然種間互動行為不是本研究的重點，但是仍然有紀錄觀察到的驅趕行為及結果，試圖歸納種間互動關係；鵲鴝驅趕原生種通常能取得勝利，卻無法對抗其他外來種鳥類，而且體型大小不是決定性的因素(表 6)。由於驅趕赤腹松鼠的事件頻繁，懷疑松鼠會攻擊鳥巢，但是過去多數文獻指出其為植食性，偶爾吃昆蟲(朱耀淅、易希陶，1970; 周蓮香，1983; 林曜松、李玲玲，1985; 張萬福，1982; 郭寶章，1990; 趙榮台等，1993; Koyabu et al., 2009; Moore, 1965; Setoguchi, 1990; Tamura, 1989)。然而，仔細尋找松鼠補食鳥類的紀錄，可以確定此為事實。1998 年在日本紀錄了赤腹松鼠補食綠繡眼(*Zosterops japonicus*)的鳥蛋(Azuma, 1998)。赤腹松鼠在 1970 年代被引入阿根廷後，外來種的問體引起了許多研究的探討：曾有 3 個家禽飼養場被松鼠吃蛋，1 個養鴿場懷疑松鼠吃雛鳥(Tamura and Ohara, 2005)；Otamendi 自然保護區中觀察到松鼠補食淡腹鵰(*Turdus amaurochalinus*)的鳥蛋(Pereira et al., 2003)；排遺分析，在松鼠的糞便找到蛋殼和羽毛(Zarco et al., 2018)；對松鼠進行實驗，在籠子中放入水果和不同大小的鳥蛋，有部分個體(2/25)會食用鳥蛋(Messetta et al., 2015)。Bertolino 與 Lurz (2013)回顧了兩種松鼠——赤腹松鼠和白背松鼠(*Callosciurus finlaysonii*)被引入到世界各地所造成的外來種危害並討論相關的管控，當中所提到赤腹松鼠捕食鳥類的引用文獻，同上所述。總之，赤腹松鼠會補食鳥類，可能造成本研究中部分鵲鴝巢位繁殖失敗，但是缺乏直接紀錄，

doi:10.6342/NTU202000474

次數多寡仍未知。

鵲鴝與白腰鵲鴝同屬而且引入歷史相似，依據現有資料進行比較(表 9)。eBird 資料顯示鵲鴝分布於台灣北部、西半部的都市公園及海岸林，白腰鵲鴝分布於台中以南、台北市的丘陵地區及都市公園(eBird, 2020)。BBS 繁殖鳥類大調查的最新資料(2017 年)顯示鵲鴝所佔的樣區比例是 2.2%，白腰鵲鴝則是 10.3% (柯智仁等，2019)。鵲鴝巢洞位於樹洞(86%)、建物外牆孔洞、樹梢杯狀巢，白腰鵲鴝則為竹筒(96.3%)、樹洞(蔡奇立，2007)。鵲鴝的平均巢高 4.79 ± 3.85 m (1.2-16.7)，白腰鵲鴝的平均巢高 4.20 ± 2.87 m (0.81-10.08) (蔡奇立，2007)。鵲鴝的平均洞口最窄徑 7.95 ± 4.17 cm (3.5-18)，白腰鵲鴝的平均洞口最窄徑 6.89 ± 1.97 cm (3.9-12.5) (范孟雯，2008)。鵲鴝的平均洞穴深度 24.0 ± 8.5 cm (11.8-39.6)，白腰鵲鴝的平均洞穴深度 19.7 ± 10.88 cm (0-50) (范孟雯，2008)。鵲鴝可能與原生種五色鳥、領角鴞有巢位資源重疊，白腰鵲鴝可能與黃嘴角鴞、頭烏線、棕面鶯有巢位資源重疊(范孟雯，2008)。鵲鴝的平均窩卵數 4.16 ± 0.8 (3-5)，白腰鵲鴝的窩卵數為 3-4 (范孟雯、方偉，2006)。鵲鴝的平均孵化率 57.92 ± 41.15 % (0-100)，白腰鵲鴝的平均孵化率 61.15 ± 47.69 % (0-100) (蔡奇立，2007)。鵲鴝的平均繁殖成功率 41.6 ± 37.4 % (0-100)，白腰鵲鴝的平均繁殖成功率 49.01 ± 47.28 % (0-100) (蔡奇立，2007)。另外，參考「已入侵外來動物處理順序評估表格」對鵲鴝進行評估，總分為 70 分(附錄 15) (梁世雄等，2008)。評估結果和白腰鵲鴝同分，因此建議對鵲鴝的處理順序應加以重視。

doi:10.6342/NTU202000474

參考文獻

王嘉雄、吳森雄、黃光瀛、楊秀英、蔡仲晃、蔡牧起、蕭慶亮（1991）台灣野鳥圖鑑。亞舍圖書有限公司，274頁。

全國體育學院教材委員會（2005）運動生物力學。人民體育出版社，112頁。

朱耀淅、易希陶（1970）臺灣松鼠之生物學的考察。中華植物保護學會會刊，12(1):21-30。

何玉蟬（1990）陽明山國家公園五色鳥之生物學研究。國立臺灣大學動物學研究所碩士論文，台北市。 取自https://hdl.handle.net/11296/yr2h4v

呂翊維（2013）都會地區台灣紫嘯鶇的繁殖生物學與雄鳥鳴唱聲之探討。國立臺灣師範大學生命科學研究所碩士論文，台北市。取自https://hdl.handle.net/11296/e5sdax。

李名偉、范孟雯（2011）頂尖對決——淺談外來入侵鳥種白腰鵲鴝防治經驗。自然保育季刊，(75)：22-27。

李培芬、柯智仁、黃國維、高婉瑄、吳采諭、林惠珊、陳宛均、林瑞興、范孟雯、謝仲甫、余維道（2010）台灣繁殖鳥類大調查2009－2010。行政院農業委員會特有生物研究保育中心，南投。

周蓮香（1983）台北植物園赤腹松鼠之行為研究。國立臺灣大學動物學研究所碩士論文，台北市。 取自https://hdl.handle.net/11296/k9p95j

林文隆（2003）台灣中部森林領角鴞繁殖生物學初探。台灣猛禽研究 (1) 29-35。

林文隆、曾惠芸（2007）為貓頭鷹造一個家—談貓頭鷹巢箱設計與試驗過程。台灣林業33：70-76。

林育秀、范孟雯（2009）外來入侵種危機——白腰鵲鴝追緝行動大公開。自然保育季刊，(66)：17-23。

林曜松、李玲玲（1985）溪頭赤腹松鼠(Callosciurus erythraeus)行為之初步研究。生物科學，25：3-12。

doi:10.6342/NTU202000474

柯智仁、范孟雯、江郁宣、游婉如、顏了凡、楊昌諺、羅英元、林瑞興、蔡世鵬、李培芬（2016）臺灣繁殖鳥類大調查2014年報。行政院農業委員會特有生物研究保育中心，南投。

柯智仁、范孟雯、江郁宣、游婉如、羅英元、林瑞興、林世忠、李培芬（2015）臺灣繁殖鳥類大調查2013年報。行政院農業委員會特有生物研究保育中心，南投。

柯智仁、范孟雯、江郁宣、游婉如、羅英元、黃國維、林瑞興、程建中、李培芬（2013）臺灣繁殖鳥類大調查2012年報。行政院農業委員會特有生物研究保育中心，南投。

柯智仁、范孟雯、呂祐甄、張安瑜、顏了凡、楊昌諺、羅英元、林瑞興、蔡世鵬、李培芬（2017）臺灣繁殖鳥類大調查2015年報。行政院農業委員會特有生物研究保育中心，南投。

柯智仁、范孟雯、呂祐甄、蔡明剛、張安瑜、羅英元、魏心怡、林瑞興、蔡世鵬、李培芬（2019）臺灣繁殖鳥類大調查2016-2017年報。行政院農業委員會特有生物研究保育中心，南投。

柯智仁、范孟雯、謝仲甫、黃國維、張天祐、游智涵、葉建緯、林瑞興、程建中、李培芬（2012）臺灣繁殖鳥類大調查2011年報。行政院農業委員會特有生物研究保育中心，南投。

洪孝宇、詹芳澤、林依蓉、林佩羿、王齡敏、黃獻文（2010）領角鴞和黑冠麻鷺繁殖期與氣溫的相關性。台灣生物多樣性研究 12(1):15-28。

范孟雯（2008）外來種白腰鵲鴝和本土鳥種生殖資源重疊性之研究。行政院農業委員會特有生物研究保育中心，97農科-11.3.3-生-W2(2)。

范孟雯、方偉（2006）協尋白腰鵲鴝——已在台灣野外立足的入侵鳥種。自然保育季刊，(56)：24-27。

修鴻儒（2015）鳳頭蒼鷹與領角鴞對都會綠地空間偏好之影響因子-以大台北地區為例。中國文化大學景觀學系碩士論文，台北市。 取自

doi:10.6342/NTU202000474

https://hdl.handle.net/11296/n68u4a

原寶東、閻永峰（2016）鵲鴝冬季和春季取食生態位初步研究。四川動物3: 426-430。

張心怡（2010）五色鳥食物資源利用及其對種子傳播的影響。國立成功大學生物多樣性研究所碩士論文，台南市。 取自 https://hdl.handle.net/11296/mk456v

張萬福（1982）臺灣赤腹松鼠食性與活動範圍之研究。東海大學環境科學研究中心，26頁。

梁世雄、杜銘章、陳俊宏、謝寶森（2008）外來入侵動物物種資料收集及管理工具之建立(I)。行政院農業委員會計畫。97農科-11.3. 2-務-e1。

梁世雄、陳俊宏、杜銘章、侯平君、謝寶森（2008）已入侵外來種動物處理順序評估系統之建立。行政院農業委員會林務局計畫。96林發-3.1-保-36。

郭寶章(1990)臺灣松鼠之生物學特性及其為害與防治。農委會林業特刊第33號，120頁。

陳水華、丁平、范忠勇、鄭光美(2002)城市鳥類對斑塊狀園林棲息地的選擇性。動物學研究23.1:31-38。

葛兆年(2010)良禽擇木而居——五色鳥築洞有術。林業研究專訊 17(2):53-56。

葛兆年、許詩涵、張靖、王相華（2018）五色鳥在都市棲地的巢樹及巢位研究。臺灣林業科學 33(2):97-108。

葛兆年、許詩涵、鄭惟仁、陳銘瑝、黃尹宣、葉耕帆、張靖、羅英元（2013）環境昆蟲量對五色鳥（Megalaima nuchalis）幼鳥生長與存活之影響。台灣生物多樣性研究 15(3):185-195。

趙榮台、方國運、葛兆年、陳一銘、葉文琪（1993）臺北植物園內赤腹松鼠取食植物之研究。林業試驗所研究報告季刊，8(1)：39-50。

劉小如（1999）台灣地區外來種鳥類之探討。野鳥 7: 45-58。

蔡佩珊（2009）流水學習法對國小六年級學生學習貓頭鷹生態之影響—以認識校

doi:10.6342/NTU202000474

園貓頭鷹與鳥巢箱為例。國立台灣師範大學生命科學系碩士論文，156頁。
蔡奇立（2007）外來種野生動物生活史及防治對策研究。行政院農業委員會特有生物研究保育中心，96農科-11.3.3-生-W2。
蔡錦文（2002）貓頭鷹圖鑑。貓頭鷹出版社，160頁。
衛生福利部國民健康署（2009）台灣營養健康狀況變遷調查2005-2008全國調查。http://nahsit-form.ibms.sinica.edu.tw/node/14。
鄭錫奇（2006）台灣入侵種動物之影響評估與監測機制之研究。行政院農業委員會特有生物研究保育中心，95農科-11.3.3-生-W2(1)。
鄭薏如（2004）台灣大學校園領角鴞冬季繁殖觀察。台灣猛禽研究3 ： 1-7。
中華鳥會鳥類紀錄資料庫. 1995. eBird Checklist: https://ebird.org/checklist/S53490518. eBird: An online database of bird distribution and abundance [web application]. eBird, Ithaca, New York. Available: http://www.ebird.org.
Aguon, C. F., & Conant, S. (1994). Breeding biology of the White-rumped Shama on Oahu, Hawaii. The Wilson Bulletin, 311-328.
Ali, S., & Ripley, S. D. (1997). Handbook of the birds of India and Pakistan. 8 (2nd ed.). Oxford University Press. 243–247.
Angkaew, R., Sankamethawee, W., Pierce, A. J., Savini, T., & Gale, G. A. (2019). Nesting near road edges improves nest success and post-fledging survival of White-rumped Shamas (Copsychus malabaricus) in northeastern Thailand. The Condor: Ornithological Applications, 121(1), duy013.
Azuma, Y. (1998). Nest predation of the Japanese white-eye by a Formosan squirrel. Strix, 16, 175-176.
Barnagaud, J. Y., Barbaro, L., Papaïx, J., Deconchat, M., & Brockerhoff, E. G. (2014). Habitat filtering by landscape and local forest composition in native and exotic New Zealand birds. Ecology, 95(1), 78-87.

doi:10.6342/NTU202000474

Bertolino, S., & Lurz, P. W. (2013). Callosciurus squirrels: worldwide introductions, ecological impacts and recommendations to prevent the establishment of new invasive populations. Mammal Review, 43(1), 22-33.

Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., ... & Richardson, D. M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. Trends in ecology & evolution, 26(7), 333-339.

Charter, M., Izhaki, I., Mocha, Y. B., & Kark, S. (2016). Nest-site competition between invasive and native cavity nesting birds and its implication for conservation. Journal of environmental management, 181, 129-134.

Chotprasertkoon, T., Pierce, A. J., Savini, T., Round, P. D., Sankamethawee, W., & Gale, G. A. (2017). Influence of vegetation cover on nest cavity selection and nesting success of White-rumped Shamas (Copsychus malabaricus): An experimental test. The Wilson Journal of Ornithology, 129(4), 727-741.

Cousin, J. A. (2009). Nest site selection by the western yellow robin (Eopsaltriagriseogularis) in Wandoo woodland, Western Australia. Corella, 33, 30-34.

Davis, M. A., Grime, J. P., & Thompson, K. (2000). Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. Journal of ecology, 88(3), 528-534.

Del Hoyo, J., Christie, D., Elliott, A., Fishpool, L. D., Boesman, P., Collar, N. J., & Kirwan, G. M. (2016). HBW and BirdLife International illustrated checklist of the birds of the world: passerines (pp. 622). Lynx Edicions.

eBird. (2020). eBird: An online database of bird distribution and abundance [web application]. eBird, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. Available: http://www.ebird.org. (Accessed: Date [e.g., February 2, 2020]).

ESRI. (2016). ArcGIS Desktop: 10.5. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

doi:10.6342/NTU202000474

Fan, M. W., Lin, R. S., Fang, W., & Lin, Y. H. (2009). The distribution and abundance of the alien invasive white-rumped shama (Copsychus malabaricus) in Taiwan. Taiwania, 54(3), 248-254.

Fisher, N. I., Lewis, T., & Embleton, B. J. (1993). Statistical analysis of spherical data (pp. 29-32, 194-224). Cambridge university press.

Fisher, R. A. (1935). The design of experiments. Oliver and Boyd.

Genovesi P., & Monaco A. (2013). Guidelines for addressing invasive species in protected areas, pp. 487–506. In: Foxcroft L.C. et al., Eds. Plant invasions in protected areas 7. Netherlands: Springer.

Global Invasive Species Database. (2019). Downloaded from http://www.iucngisd.org/gisd/100_worst.php

Google. (2017, May). Google Maps for Daan Park, Taipei City, Taiwan. 25.0308261 N,121.5354849 E. Retrieved from https://goo.gl/maps/MQWK2U4C3sgWvoXG6

Google Earth Pro 7.3.2.5776. (October 1, 2017a). 823 Memorial Park, New Taipei City, Taiwan. 25° 0'3.53" N, 121°30'47.22" E, Eye alt 972 m. Maxar Technologies 2019. CNES/ Airbus 2019. [July 24, 2019].

Google Earth Pro 7.3.2.5776. (October 1, 2017b). Chiang Kai-shek Memorial Hall, Taipei City, Taiwan. 25°2'7.30" N, 121°31'13.24" E, Eye alt 1 km. Maxar Technologies 2019. [July 24, 2019].

Google Earth Pro 7.3.2.5776. (October 1, 2017c). Daan Park, Taipei City, Taiwan. 25°1'47.64" N, 121°32'9.07" E, Eye alt 1.32 km. Maxar Technologies 2019. [July 24, 2019].

Google Earth Pro 7.3.2.5776. (October 1, 2017d). Dr. Sun Yat-sen Memorial Hall, Taipei City, Taiwan. 25° 2'21.80" N, 121°33'34.82" E, Eye alt 735 m. Maxar Technologies 2019. [July 24, 2019].

Google Earth Pro 7.3.2.5776. (October 1, 2017e). National Taiwan University, Taipei

doi:10.6342/NTU202000474

City, Taiwan. 25° 1'3.64" N, 121°32'19.93" E, Eye alt 1.81 km. Maxar Technologies 2019. [July 24, 2019].

Google Earth Pro 7.3.2.5776. (October 1, 2017f). Taipei Botanical Garden, Taipei City, Taiwan. 25° 1'56.04" N, 121°30'34.60" E, Eye alt 679 m. Maxar Technologies 2019. CNES/ Airbus 2019. [July 24, 2019].

Götmark, F., Blomqvist, D., Johansson, O. C., & Bergkvist, J. (1995). Nest site selection: a trade-off between concealment and view of the surroundings?. Journal of Avian Biology, 305-312.

Grant-Hoffman, M. N., Mulder, C. P., & Bellingham, P. J. (2010). Invasive rats alter woody seedling composition on seabird-dominated islands in New Zealand. Oecologia, 163(2), 449-460.

Guichón, M. L., Bello, M., & Fasola, L. (2005). Expansión poblacional de una especie introducida en la Argentina: la ardilla de vientre rojo Callosciurus erythraeus. Mastozoología neotropical, 12(2), 189-197.

Guichón, M. L., Benitez, V., Borgnia, M., Almada Chavez, S., Gozzi, C., Messetta, M. L., & Herrera, A. (2009). Fauna exótica en Argentina: el caso de la ardilla de vientre rojo. Ambiente sustentable jornadas interdisciplinarias CADJM, 143-153.

Hume, A. O. (1873). The nests and eggs of Indian birds (Vol. 1). Superintendent of Printing. 306.

Huong, S. L., & Sodhi, N. S. (1997). Status of the Oriental Magpie Robin Copsychus saularis in Singapore. Malayan Nature Journal, 50, 347-354.

I.B.C.C. (International Bird Census Committee). (1970). An international standard for a mapping method in bird census work recommended by the International Bird Census Committee. Audubon Field Notes24: 722-726.

James, F. C., & Shugart Jr, H. H. (1970). A quantitative method of habitat description. Audubon Field Notes, 24(6), 727-736.

doi:10.6342/NTU202000474

Jones, H. P., Tershy, B. R., Zavaleta, E. S., Croll, D. A., Keitt, B. S., Finkelstein, M. E., & Howald, G. R. (2008). Severity of the effects of invasive rats on seabirds: a global review. Conservation Biology, 22(1), 16-26.

Jouanin, C. (1992). L'écureuil à ventre rouge d'Antibes. In Introductions and réintroductions des Mammiferes sauvages. Actes du XIVème colloque francophone de Mammalogie de la Société française pour l'étude et la protection des Mammifères, Orlèans/Saint Jean de Braye (pp. 227-284).

Koh, C. N., & Lu, F. C. (2009). Preliminary investigation on nest-tree and nest-cavity characteristics of the Taiwan Barbet (Megalaima nuchalis) in Taipei Botanical Garden. Taiwan Journal of Forest Science, 24(3), 213-219.

Komdeur, J. A. N. (1996). Breeding of the Seychelles magpie robin Copsychus sechellarum and implications for its conservation. Ibis, 138(3), 485-498.

Koyabu, D. B., Oshida, T., Dang, N. X., Can, D. N., Kimura, J., Sasaki, M., ... & Endo, H. (2009). Craniodental mechanics and the feeding ecology of two sympatric callosciurine squirrels in Vietnam. Journal of Zoology, 279(4), 372-380. Lantz, S. J., Conway, C. J. (2009). Factors affecting daily nest survival of burrowing owls within black−tailed prairie dog colonies. The Journal of Wildlife Management, 73(2), 232-241.

Lekagul, B., & Round, P. D. (1991). A guide to the birds of Thailand. Saha Karn Bhaet Co., Ltd p.178-179.

Lin, S. Y., Lu, F. C., Shan, F. H., Liao, S. P., Weng, J. L., Cheng, W. J., & Koh, C. N. (2010). Breeding Biology of the Taiwan Barbet (Megalaima nuchalis) in Taipei Botanical Garden. The Wilson Journal of Ornithology, 122(4), 681-688.

Lorence, D. H., & Sussman, R. W. (1986). Exotic species invasion into Mauritius wet forest remnants. Journal of Tropical Ecology, 2(2), 147-162.

Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., & De Poorter, M. (2000). 100 of the world's worst

doi:10.6342/NTU202000474

invasive alien species: a selection from the global invasive species database (Vol. 12). Auckland: Invasive Species Specialist Group.

Macarthur, R., & Levins, R. (1967). The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. The American Naturalist, 101(921), 377-385.

Martin, T. E., Paine, C. R., Conway, C. J., Hochachka, W. M., Allen, P., & Jenkins, W. P. (1997). BBIRD field protocol. Montana Cooperative Wildlife Research Unit, University of Montana, Missoula, USA, 34-44.

Massaro, M., Stanbury, M., & Briskie, J. V. (2013). Nest site selection by the endangered black robin increases vulnerability to predation by an invasive bird. Animal Conservation, 16(4), 404-411.

Messetta, M. L., Milesi, F. A., & Guichón, M. L. (2015). Impacto de la ardilla de vientre rojo sobre la comunidad de aves en la Región Pampeana, Argentina. Ecología Austral, 25:37-45.

Moore, J. C. (1965). A study of the diurnal squirrels of the Indian and Indochinese subregions. Fieldiana Zoology, 48, 99-229.

Newton, I. (1994). The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. Biological Conservation, 70(3), 265-276.

Odum, E. P., & Kuenzler, E. J. (1955). Measurement of territory and home range size in birds. The Auk, 72(2), 128-137.

Paclík, M., Misík, J., & Weidinger, K. (2009). Nest predation and nest defence in European and North American woodpeckers: a review. In Annales Zoologici Fennici (pp. 361-379). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.

Palko, I. V., Kalyakin, M. V., & Thinh, N. V. (2011). Nesting of the White-rumped Shama (Copsychus malabaricus) in southern Vietnam. Bonner Zoologische Monographien, 57:185-191.

Patrignani, A., & Ochsner, T.E. (2015). Canopeo: A powerful new tool for measuring

doi:10.6342/NTU202000474

fractional green canopy cover. Agronomy Journal, 107(6), pp. 2312-2320.

Pell, A. S., & Tidemann, C. R. (1997). The impact of two exotic hollow-nesting birds on two native parrots in savannah and woodland in eastern Australia. Biological Conservation, 79(2-3), 145-153.

Pereira, J., Haene, E., & Babarskas, M. (2003). Mamíferos de la Reserva Natural Otamendi. In: Haene E , Pereira J (eds) Temas de Naturaleza y Conservación 3: Fauna de Otamendi, Inventario de los Animales Vertebrados de la Reserva Natural Otamendi, Campana, 115–139. Aves Argentinas/AOP, Buenos Aires, Argentina.

Pereira, P. F., Godinho, C., Vila-Viçosa, M. J., Mota, P. G., & Lourenço, R. (2017). Competitive advantages of the red-billed leiothrix (Leiothrix lutea) invading a passerine community in Europe. Biological Invasions, 19(5), 1421-1430.

Pewsey, A., Neuhäuser, M., & Ruxton, G. D. (2013). Circular statistics in R. Oxford University Press.

Pitman, E. J. (1937). Significance tests which may be applied to samples from any populations. Supplement to the Journal of the Royal Statistical Society, 4(1), 119-130.

Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., & De Sante, D. F. (1993). Handbook of field methods for monitoring landbirds. USDA Forest Service/UNL Faculty Publications, 105.

Rasmussen, P. C., & Anderton, J. C. (2005). Birds of south Asia: the Ripley guide. Vol. 2, pp. 395. Smithsonian Institution and Lynx Edicions. Washington, D.C. and Barcelona.

Schoener, T. W. (1983). Field experiments on interspecific competition. The American naturalist, 122(2), 240-285.

Sethi, V. K., & Bhatt, D. (2007). Provisioning of young by the Oriental Magpie Robin(Copsychus saularis). Wilson Journal of Ornithology, 119(3), 356-360.11

doi:10.6342/NTU202000474

Setoguchi, M. (1990). Food habits of red-bellied tree squirrels on a small island in Japan. Journal of Mammalogy, 71(4), 570-578.

Shea, K., & Chesson, P. (2002). Community ecology theory as a framework for biological invasions. Trends in Ecology & Evolution, 17(4), 170-176.

Sher, A. A., & Hyatt, L. A. (1999). The disturbed resource-flux invasion matrix: a new framework for patterns of plant invasion. Biological Invasions, 1(2), 107-114.

Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., ... & Pyšek, P. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. Trends in ecology & evolution, 28(1), 58-66.

Singh, A., Bhatt, D., Sethi, V. K., & Dadwal, N. (2016). Nesting success of the oriental magpie robin Copsychus saularis in nest boxes and tree cavities. Wildlife Biology, 22(6), 277-283.

Tamura, N. (1989). Sociobiological studies on the Formosan squirrel, Callosciurus erythraeus thaiwanensis (Bonhote). Ph. D. thesis, Tokyo Metropolitan University.

Tamura, N., & Ohara, S. (2005). Chemical components of hardwood barks stripped by the alien squirrel Callosciurus erythraeus in Japan. Journal of Forest Research, 10(6), 429-433.

The IUCN Red List of Threatened Species. (2019). "Geographic range of Copsychus saularis." https://www.iucnredlist.org/species/103893432/111178145. Latest update January 2019.

Tilman, D. (1994). Competition and biodiversity in spatially structured habitats. Ecology, 75(1), 2-16.

Tyler, M. J. (1998). Australian frogs: a natural history (pp. 104-127). Cornell University Press.

Vall-llosera, M., Llimona, F., de Cáceres, M., Sales, S., & Sol, D. (2016). Competition, niche opportunities and the successful invasion of natural habitats. Biological

doi:10.6342/NTU202000474

Invasions, 18(12), 3535-3546.

Wells, D. R. (2010). The birds of the Thai-Malay peninsula. Vol. 2, pp. 504-507. Bloomsbury Publishing.

Wesołowski, T. (2002). Anti-predator adaptations in nesting marsh tits Parus palustris: the role of nest-site security. Ibis, 144(4), 593-601.

Wonham M. (2006). Species invasions, pp. 209–227. In: Groom M.J. et al., Eds. Principles of conservation biology. Sunderland, Massachusetts, USA: Sinauer Associates, Inc.

Yip, Y. J. (2006). A note on the use of nest boxes by owls and other birds in the Hong Kong wetland park. Hong Kong Diversity 13:15-16.

Zarco, A., Benitez, V. V., Fasola, L., Funes, G., & Guichon, M. L. (2018). Feeding habits of the Asiatic red-bellied squirrel Callosciurus erythraeus introduced in Argentina. Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy, 29 (2):223–228.

doi:10.6342/NTU202000474

表 1、巢位選擇因子共 35 個。巢高即為巢離地高，巢位樹徑是巢位所在處的枝幹直徑，巢樹狀態是根據巢樹的外觀狀態分為 5 個等級，人為干擾距離是指巢位與最近道路上行人重心的距離(Koh and Lu, 2009; Martin et al., 1997; Wesołowski, 2002)。

洞口最窄徑	全綠色覆蓋度	灌木物種數
洞穴深度 ***	蕨類覆蓋度	小型灌木莖幹數
洞口方位角	草本覆蓋度	大型灌木莖幹數
巢高	灌木覆蓋度	灌木總莖幹數
樹高	落葉覆蓋度	周圍 11.3m 喬木物種數
胸高直徑	倒木覆蓋度	周圍 11.3m 小型喬木數
巢位樹徑	岩石覆蓋度	周圍 11.3m 中型喬木數
巢樹狀態	裸露地覆蓋度	周圍 11.3m 大型喬木數
樹冠鬱閉度	水域覆蓋度	周圍 11.3m 喬木總數
平均冠層高度	苔蘚覆蓋度	周圍 11.3m 枯木數
主要冠層樹種相對比例	人工鋪面覆蓋度	人為干擾距離
次要冠層樹種相對比例	人造物覆蓋度	

註：***: p-value <0.01 ; **: 0.01 < p-value < 0.05 ; *: 0.05 < p-value < 0.1 。

表 2、6 個樣區的面積與巢密度。「巢數」為發現到巢位的數量，取該年同時最大量。「巢密度」為巢數除以調查範圍面積。

	臺灣大學	大安森林公園	中正紀念堂	國父紀念館	植物園	中和四號公園	平均
調查範圍面積(ha)	25.4	19.7	11	10.2	8.5	9.7	14.1
2017 年巢數	2	1	3	1	1	1	1.5
2018 年巢數	4	2	3	2	2	1	2.3
2017 年巢密度(per ha)	0.08	0.05	0.27	0.10	0.12	0.10	0.12
2018 年巢密度(per ha)	0.16	0.10	0.27	0.20	0.24	0.10	0.18

doi:10.6342/NTU202000474

表 3、2017 年巢位的繁殖表現。僅列出從孵蛋期開始追蹤的巢位，下蛋日可依據文獻中的孵卵期和育雛期估算(Singh et al., 2016)。離巢率為離巢數除以窩卵數。繁殖失敗的原因依據下列情況進行分類：(1)蛋和雛鳥於巢內消失或遺留殘骸，或者巢有明顯的損壞情況，歸類為天敵捕食，(2)孵卵期觀察到整窩蛋超過 17 天未孵化之情況，歸類為蛋未孵化，(3)親鳥棄巢、人為因素或不明因素等，歸類為其它原因(呂翊維，2013)。

編號	樣區	估算下蛋日	窩卵數	孵化率	離巢率	繁殖失敗原因
a	植物園	4/17	5	0.8	0.4	
b	大安	4/22	5	1	1	
c	新店大豐	4/26	5	0.8	0.8	
d	中正	4/20	5	1	0.8	
e	臺大	NA	3	0	0	天敵捕食
f	中正	6/6	4	1	1	
g	臺大	NA	3	0	0	天敵捕食
h	中和四號	NA	4	0	0	天敵捕食
平均			4.3±0.9	0.58±0.48	0.5±0.45	

註：NA 表示未知。

doi:10.6342/NTU202000474

表 4、2018 年巢位繁殖表現。僅列出從孵蛋期開始追蹤的巢位，下蛋日可依據文獻中的孵卵期和育雛期估算(Singh et al., 2016)。離巢率為離巢數除以窩卵數。繁殖失敗的原因依據下列情況進行分類：(1)蛋和雛鳥於巢內消失或遺留殘骸，或者巢有明顯的損壞情況，歸類為天敵捕食，(2)孵卵期觀察到整窩蛋超過 17 天未孵化之情況，歸類為蛋未孵化，(3)親鳥棄巢、人為因素或不明因素等，歸類為其它原因(呂翊維，2013)。

編號	樣區	估算下蛋日	窩卵數	孵化率	離巢率	繁殖失敗原因
A	中正	4/14	3	1	0.67	
B	臺大	NA	3	0	0	蛋未孵化
C	大安	4/11	3	0.33	0.33	
D	大安	NA	5	0	0	天敵捕食
E	國父館	4/30	5	0.8	0.4	
F #	臺大	4/29	5	1	1	
G	植物園	4/12	5	0.6	0.4	
H #	國父館	4/23	5	0.6	0.6	
I	臺大	5/4	3	1	1	
J #	臺大	5/19	5	0.8	0	天敵捕食
K	中正	5/30	4	0.75	0.5	
L #	臺大	6/21	4	0	0	天敵捕食
M #	臺大	6/19	4	1	0.5	
N	植物園	6/28	4	0.5	0.5	
O	中正	6/28	4	0.5	0.5	
P	臺大	NA	4	0	0	天敵捕食
Q	臺大	7/12	4	1	0	天敵捕食
平均			4.1±0.8	0.58±0.39	0.38±0.34	

註：NA 表示未知，#表示為非樹洞巢位。

表 5、年繁殖次數。

	2017 年	2018 年	平均
年繁殖 1 次	29%	56%	42%
年繁殖 2 次	57%	39%	48%
年繁殖 3 次	14%	6%	10%
領域總數	7	18	

doi:10.6342/NTU202000474

表 6、鵲鴝與其他動物的驅趕行為。「次數」為目擊事件的次數。

物種	鵲鴝勝利次數	鵲鴝失敗次數
赤腹松鼠(*Callosciurus erythraeus*)	17	1
麻雀(*Passer montanus*)	6	0
白頭翁(*Pycnonotus sinensis*)	2	0
五色鳥(*Psilopogon nuchalis*)	1	0
喜鵲(*Pica pica*)	0	5
家八哥(*Acridotheres tristis*)	0	1
黑領椋鳥(*Gracupica nigricollis*)	0	1

表 7、巢位組 10 個樹洞的資料。此處僅列出 9 個常用的因子，其餘因子見表 1。編號同 2018 年繁殖巢位(表 4)，巢高即為「巢離地高」。

編號	樣區	洞口最窄徑(cm)	洞穴深度(cm)	巢高(cm)	樹種	樹高(cm)	胸高直徑(cm)	巢位樹徑(cm)	樹冠覆蓋度(%)	人為干擾距離(cm)
B	台大	7	28.5	157.5	大葉桉	1192	30.7	34.9	55.9	415.5
C	大安	4	25.3	251.8	艷紫荊	710	19.4	23.3	54.8	487.6
D	大安	7	11.8	570	蒲葵	860	24.4	44.5	57.6	545.7
E	國父館	10	22.5	375	白千層	1148	47.1	38.5	41.6	379
I	台大	10	27.1	240	錫蘭饅頭果	514	22.1	21.3	67.9	2304.9
K	中正	7	16.5	294	茄冬	880	37.6	33	56.3	1414.8
P	台大	3.5	20.6	170	茄冬	916	40	44.2	65.7	565.7
Q	台大	8	33.9	388	樟樹	988	30.9	19.5	64.3	358.7
R	台大	5	14.7	656	楓香	1180	29.9	22.3	65.6	955.5
S	國父館	18	38.6	316	白千層	1290	55.7	61.5	49.7	459.3
平均		8.0	24.0	341.8		967.8	33.8	34.3	57.9	788.7

註：大葉桉(Eucalyptus robusta)、艷紫荊(Bauhinia x blakeana)、蒲葵(Livistona chinensis)、白千層(Melaleuca leucadendra)、錫蘭饅頭果(Glochidion zeylanicum)、茄冬(Bischofia jabanica)、樟樹(Cinnamomum camphora)、楓香(Liquidambar formosana)。

doi:10.6342/NTU202000474

表 8、抽樣組 10 個樹洞的資料。此處僅列出 9 個常用的因子，其餘因子見表 1。編號對應至巢位組(表 6)，巢高即為「巢離地高」。

編號	樣區	洞口最窄徑(cm)	洞穴深度(cm)	巢高(cm)	樹種	樹高(cm)	胸高直徑(cm)	巢位樹徑(cm)	樹冠覆蓋度(%)	人為干擾距離(cm)
B’	台大	4	5.8	712	樟樹	1160	55.9	19	60.4	804.2
C’	大安	5	8	207.7	垂榕	1190.4	45.2	40.5	56.1	1305.3
D’	大安	9	9.6	338.2	大葉桉	1375	42.2	48	48.1	445.4
E’	國父館	6	15	464	大葉雀榕	1590	231	63.5	62.6	577.3
I’	台大	13	7.5	538	錫蘭饅頭果	890	40.1	20	63.5	1952.1
K’	中正	13	8	750	樟樹	1200	34.9	26.5	59.2	865.4
P’	台大	7.5	23.1	272	茄冬	920	28.7	29.5	60.5	333.8
Q’	台大	5	12.5	490	蒲葵	776	25.1	31.5	49.1	476.9
R’	台大	6	6.4	208	黃脈刺桐	769	32.3	22	59.9	359.8
S’	國父館	3	11.8	505	白千層	1260	66.9	31	46.1	444.6
平均		7.2	10.8	448.5		1113	60.2	33.2	56.6	756.5

註：垂榕(Ficus benjamina)、大葉雀榕(Ficus caulocarpa)、黃脈刺桐(Eriphrina variegate)。

表 9、非樹洞巢位——建築物外牆。編號同 2018 年巢位，但 T 和 U 未列入表 4。

編號	巢高(cm)	巢洞材質	洞口最窄徑(cm)	方位角(˚)	人為干擾距離(cm)
T	682	金屬	9	185	745
U	682	金屬	9	5	768
J、M	474	水泥	7	306	779
F、L	628	金屬	14	184	828

doi:10.6342/NTU202000474

表 10、鵲鴝與白腰鵲鴝比較表。部分參考自 eBird 資料庫、BBS 繁殖鳥類大調查、政府研究計畫(柯智仁等，2019；范孟雯，2008；蔡奇立，2007；鄭錫奇，2006；eBird, 2020)。

	鵲鴝	白腰鵲鴝
棲地環境(eBird)	北部、西半部的都市公園及海岸林	台中以南、台北市的丘陵地區及都市公園
BBS 樣區比例 (2017 年)	2.2%	10.3%
巢洞材質	樹洞(86%)、建物外牆孔洞(12%)、樹梢杯狀巢(2%)	竹筒(96.3%)、樹洞(3.7%)
巢高(m)	4.79 ± 3.85 (1.2-16.7)	4.20 ± 2.87 (0.81-10.08)
洞口最窄徑(cm)	7.95 ± 4.17 (3.5-18)	6.89 ± 1.97 (3.9-12.5)
洞穴深度(cm)	24.0 ± 8.5 (11.8-39.6)	19.7 ± 10.88 (0-50)
可能與原生種有巢位資源重疊	五色鳥、領角鴞	黃嘴角鴞、頭烏線、棕面鶯
窩卵數	4.16 ± 0.8 (3-5)	3-4
孵化率(%)	57.92 ± 41.15 (0-100)	61.15 ± 47.69 (0-100)
繁殖成功率(%)	41.6 ± 37.4 (0-100)	49.01 ± 47.28 (0-100)

doi:10.6342/NTU202000474

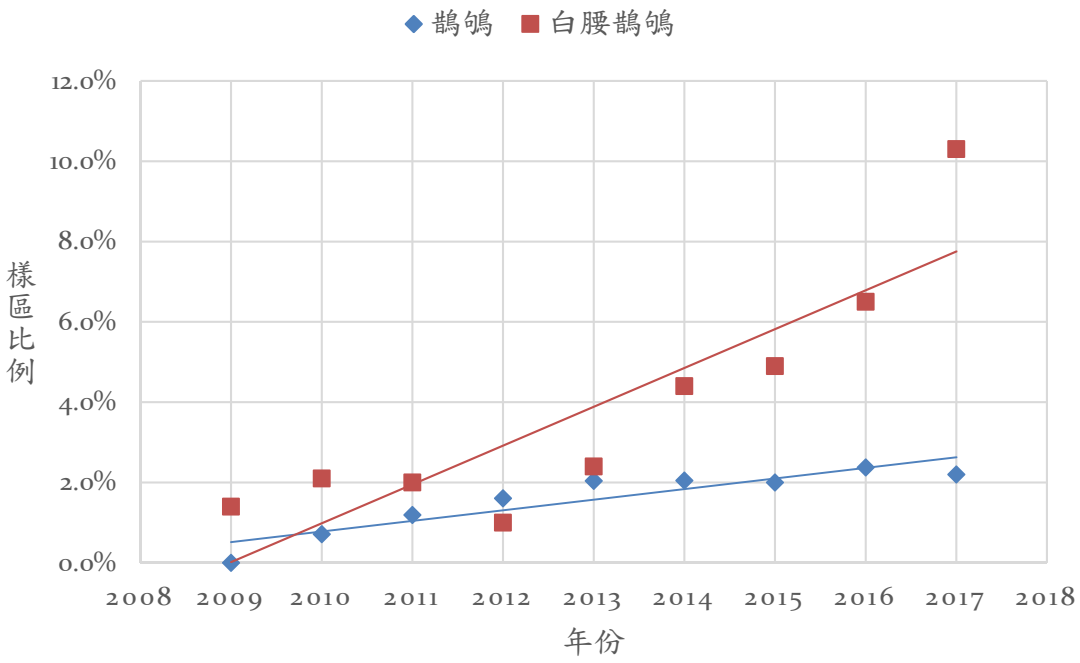


圖 1、鵲鴝與白腰鵲鴝的數量變化。資料來自 BBS 繁殖鳥類大調查 2009-2017 年報，只計算台灣全島，刪去蘭嶼、金門樣區(李培芬等，2010；柯智仁等，2012，2013，2015，2016，2017，2019)。

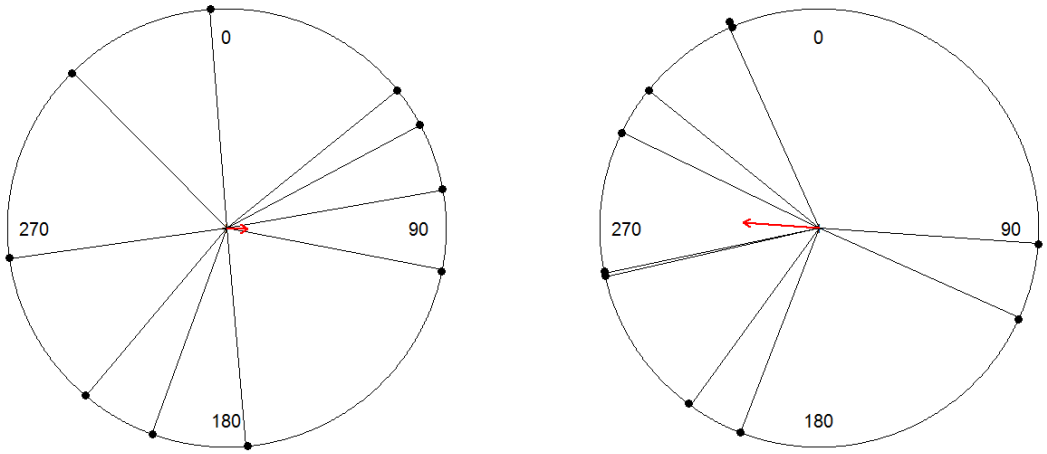


圖 2、巢口方位的圓周資料分析。用 R 軟體執行圓周資料分析方法，左圖為巢位組(n=10)，平均值方位 93.1 度，平均值長度 0.096，標準差 2.166，中位數方位 71 度；右圖為抽樣組(n=10)，平均值方位 274 度，平均值長度 0.35，標準差 1.452，中位數方位 257.5 度(N. I. Fisher et al., 1993)。

doi:10.6342/NTU202000474

附錄 1、鵲鴝原生地分布圖。包含中國南方、巴基斯坦、印度、斯里蘭卡、尼泊爾、不丹、孟加拉、緬甸、泰國、寮國、柬埔寨、越南、馬來西亞、新加坡、汶萊、印尼等地。截圖自 IUCN Red List 的 GIS 圖層，橘色區域為鵲鴝原生地(Del Hoyo et al., 2016; IUCN Red List, 2019)。

doi:10.6342/NTU202000474

附錄 2、臺灣大學衛星影像圖。紅線是調查路線。半透明區域為調查路線左右各 40m 的調查範圍，並排除非調查區域，共 25.37 ha (Google Earth Pro, 2017e)。

doi:10.6342/NTU202000474

附錄 3、大安森林公園衛星影像圖。紅線是調查路線。半透明區域為調查路線左右各 40m 的調查範圍，並排除非調查區域，共 19.7 ha (Google Earth Pro, 2017c)。

doi:10.6342/NTU202000474

附錄 4、中正紀念堂衛星影像圖。紅線是調查路線。半透明區域為調查路線左右各 40m 的調查範圍，並排除非調查區域，共 10.97 ha (Google Earth Pro, 2017b)。

doi:10.6342/NTU202000474

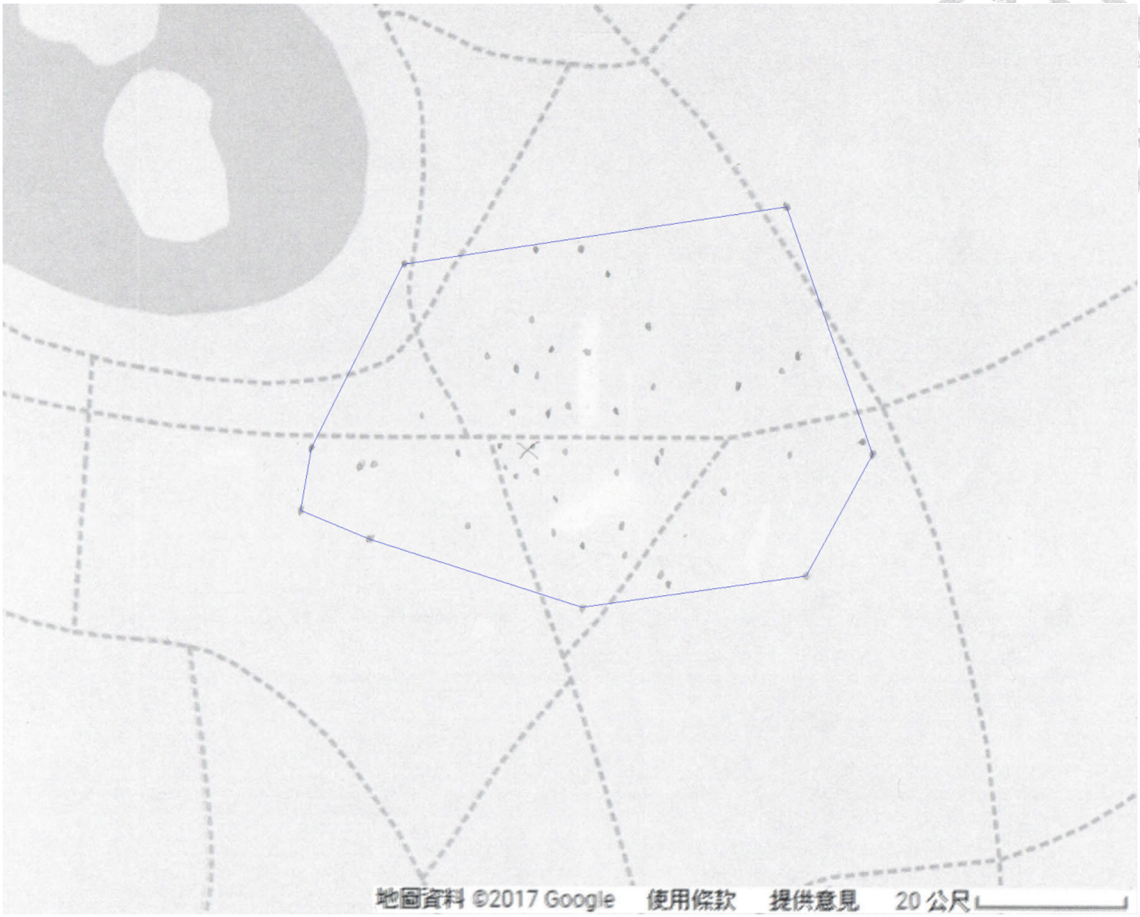
附錄 5、國父紀念館衛星影像圖。紅線是調查路線。半透明區域為調查路線左右各 40m 的調查範圍，並排除非調查區域，共 10.16 ha (Google Earth Pro, 2017d)。

附錄 6、台北植物園衛星影像圖。紅線是調查路線。半透明區域為調查路線左右各 40m 的調查範圍，並排除非調查區域，共 8.51 ha (Google Earth Pro, 2017f)。

doi:10.6342/NTU202000474

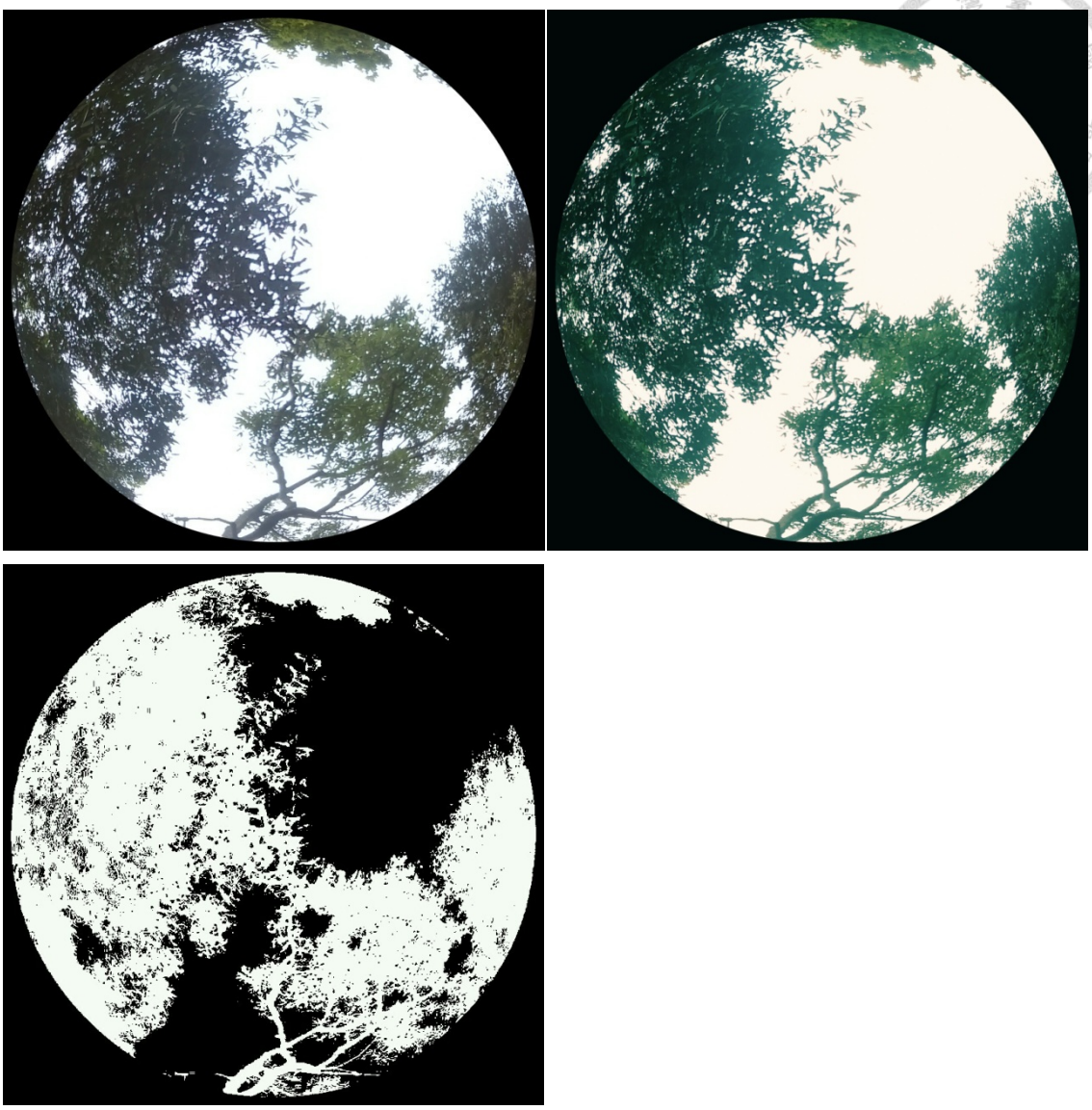
附錄 7、中和四號公園衛星影像圖。紅線是調查路線。半透明區域為調查路線左右各 40m 的調查範圍，並排除非調查區域，共 9.69 ha (Google Earth Pro, 2017a)。

doi:10.6342/NTU202000474



附錄 8、領域描圖法紀錄圖。底圖為 Google Maps 截圖，此地位於大安森林公園，在育雛期間連續兩天進行領域描圖法，早上 7-9 點，每 5min 點出公鳥位置，再用最小凸多邊形法繪出領域範圍，X 表示巢位(Google, 2017; Odum and Kuenzler, 1955)。之後使用 Google Maps 測量工具，點出範圍後可計算領域面積。本研究領域描圖法的樣本數為 2。

doi:10.6342/NTU202000474



附錄 9、鬱閉度測量。左上為 Fisheye Lens 軟體(魚眼相機)拍攝畫面，右上為濾鏡調整，左下為 Canopeo 軟體分析結果：覆蓋度 41.55% (Patrignani and Ochsner, 2015)。

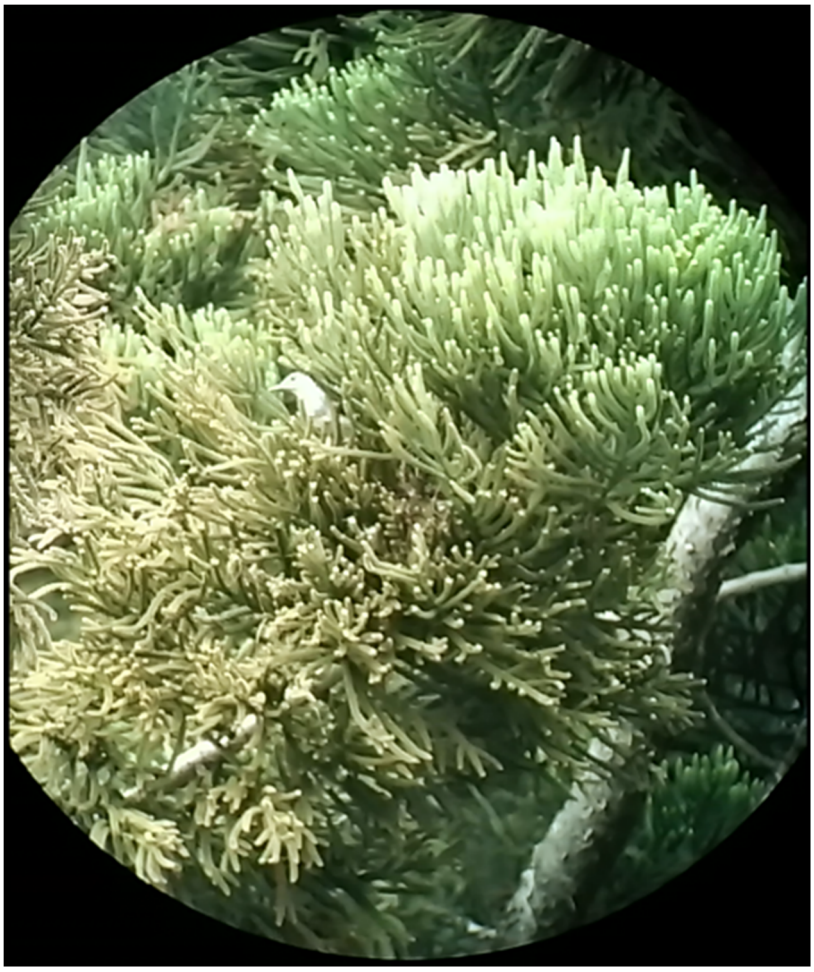
doi:10.6342/NTU202000474

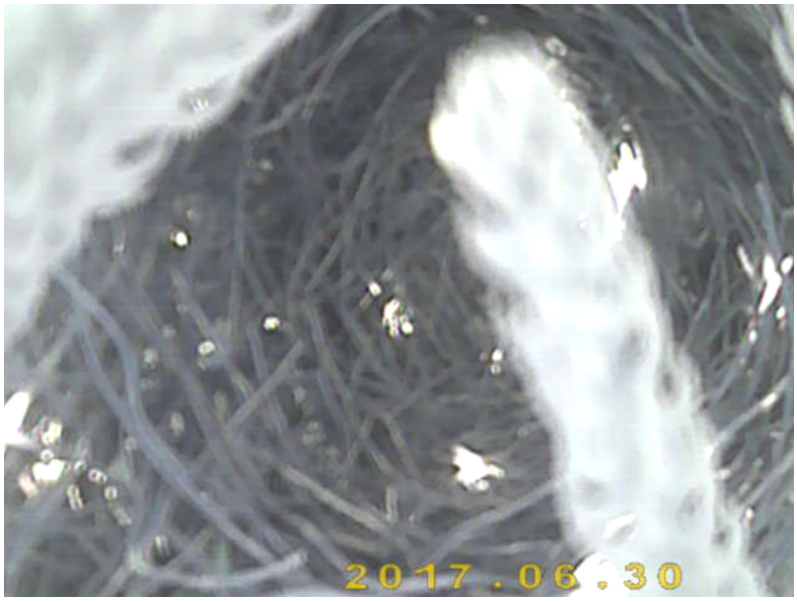
附錄 10、巢位周圍覆蓋度估算。依據文獻的方法(Martin et al., 1997)估算周圍 5m 的覆蓋度，十字擺放的紅繩每段長 5m 作為輔助，分別估算各區域的比例後加總紀錄百分比。

doi:10.6342/NTU202000474

附錄 11、非樹洞巢位——建築物外牆。3 個巢位都在建築物外牆的結構，左上及右上為金屬通風管，左下為造景孔洞，都有多次繁殖的紀錄。

doi:10.6342/NTU202000474





附錄 12、非樹洞巢位——樹梢。此巢位於肯氏南洋杉(*Araucaria cunninghamii*)的枝葉分岔處(巢高 440cm，人為干擾距離 666cm)，下圖為針孔攝影機拍攝畫面，呈現巢材組成的碗狀結構。杯狀的開放式巢位很少在文獻中提及，發現的數量很稀少。

doi:10.6342/NTU202000474

附錄 13、非樹洞巢位——人工巢箱。位於臺灣大學的領角鴞人工巢箱在 2016 年 5 月成為鵲鴝巢位(洞口最窄徑 7.5cm、巢高 246cm、人為干擾距離 333cm)，源自臺中市野生動物保育學會的巢箱計畫。

doi:10.6342/NTU202000474

附錄 14、洞口較小的樹洞。樹種是黑板樹(*Alstonia scholaris*)，估計洞口大小約 5cm，巢高約 13m。

doi:10.6342/NTU202000474

附錄 15、鵲鴝——已入侵鳥類處理順序評估表格。參考自「已入侵外來動物處理順序評估表格」(梁世雄等，2008)。註：高風險=5 分；中度風險與狀況不明=3 分；低風險=1 分。

基本資料	類別	鳥類
	科名	鶲科
	學名	Copsychus saularis
	英文俗名	Oriental magpie-robin
	中文俗名	鵲鴝
評估結果	處理優先(4-20)	12
	入侵歷史(5-25)	13
	生物特質(11-55)	45
	總分**(20-100)**	70
	生態危害比例**(%)**	70

評估類別	評估項目	分數
處理優先	為世界百大入侵種(Y＝5 / N=1)	1
	台灣入侵歷史(長1 分→短5 分)	5
	台灣擴散程度(大1 分→小5 分)	3
	具有害寄生蟲或病原體之寄主、媒介或帶原者(Y=5 / N=1)	5
	小計**(4-20)**	12
入侵歷史	有相似入侵種(Y＝5 / N=1)	5
	有成功引入或入侵的歷史(Y＝5 / N=1)	1
	入侵曾造成的經濟損失(高5 分-無損失1 分)	1
	曾為易繁殖馴化的物種(Y＝5 / N=1)	1
	原生環境與台灣差異性(極相同5 分-不同1 分)(綜合緯度氣溫、雨量)	5
	小計**(5-25)**	13
生物特質(鳥類適用)	食性寬度(寬5 分-窄1 分)	5
	年繁殖次數及產卵數(高5 分-少1 分)	5
	繁殖時具強烈領域或護幼行為(Y＝5 / N=1)	5
	非繁殖時成大群活動	1
	擴散能力	5
	有變異種或亞種	5
	與原生鳥類雜交可能性	1
	與原生物種競爭性	5
	氣候適應性	5
	適應多樣化棲地	3
	喜好或可抵抗人為干擾 / 對人造環境耐受性	5
	小計**(11-55)**	45

doi:10.6342/NTU202000474