ISBN 978-986-85425-4-9
00250
9 789868 542549
定價：250 元整

中華民國野鳥學會
CHINESE WILD BIRD FEDERATION

野鳥年刊 WILD BIRDS 2017《第 9 期》

第 9 期年刊

WILD BIRDS 2017

野鳥

社團法人中華民國野鳥學會

第9期年刊

WILD BIRDS 2017

野鳥

何華仁，生於台北，現居住宜蘭。長年觀察台灣野鳥生態，擅長以木刻版畫和繪本表現台灣野鳥之美。這幅以龜山島為背景的《蘭陽彩鷸》，以樸實的刻畫線條和墨色，詮釋蘭陽平原常見的彩鷸翱翔在水田，點綴著阡陌間的美人蕉，讚嘆大自然旺盛的生命力。

WILD BIRDS 2017 野鳥 第 9 期年刊

發 行 人：蔡世鵬

發行單位：社團法人中華民國野鳥學會 Chinese Wild Bird Federation

編審委員：（依姓名筆劃順序）

丁宗蘇　國立台灣大學森林環境暨資源學系副教授

王　穎　國立台灣師範大學生命科學系教授

方偉宏　國立台灣大學醫學檢驗暨生物技術學系副教授

李培芬　國立台灣大學生態學與演化生物學系教授

姚正得　農業委員會特有生物研究保育中心副研究員

孫元勳　國立屏東科技大學野生動物保育研究所教授

許皓捷　國立台南大學生態科學與技術學系副教授

陳炤杰　高雄醫學大學生物醫學暨環境生物學系副教授

陳德治　靜宜大學生態人文學系助理教授

蔡若詩　國立嘉義大學生物資源學系助理教授

編輯小組委員：林昆海、吳正文、蔡木寬、劉孝伸、羅美玉

主　編：張 瑄

出版日期：中華民國 106 年 9 月

ISBN 978-986-85425-4-9 （平裝）

全國團體會員：社團法人基隆市野鳥學會、社團法人台北市野鳥學會、桃園市野鳥學會、社團法人新竹市野鳥學會、苗栗縣自然生態學會、社團法人台灣野鳥協會、南投縣野鳥學會、社團法人彰化縣野鳥學會、雲林縣野鳥學會、嘉義市野鳥學會、嘉義縣野鳥學會、社團法人台南市野鳥學會、社團法人高雄市野鳥學會、社團法人高雄市美濃愛鄉協進會、高雄市茄萣生態文化協會、屏東縣野鳥學會、台東縣野鳥學會、社團法人花蓮縣野鳥學會、宜蘭縣野鳥學會、社團法人金門縣野鳥學會、馬祖野鳥學會

中華鳥會網址：http://www.bird.org.tw　　FB 粉絲專頁：www.facebook.com/CWBFTW

e-mail：mail@bird.org.tw　　地址：11683 台北市文山區景隆街 36 巷 3 號 1 樓

捐款劃撥專線：中華民國野鳥學會 12677895　電話：02-86631252　　傳真：02-29303595

主編的話

《野鳥》年刊首次發行於 1990 年，其後在 1991 年至 2004 年這十四年間，總共出刊 8 期，然而因諸多因素造成本會事過境遷、物換星移，於是停擺至今。2016 年由於本會出版的科普雜誌《飛羽》，自 1 月份起僅發行電子刊物，不在印製紙本形式。因此 6 月份召開編輯小組會議時，欲重新復刊《野鳥》，除作為各地鳥會，甚至國際間學術交流之用，並希望恢復當初創刊之初衷，提供一個不分業餘人士和學術研究者的發表平台，刊載本會、各地鳥會或學術團體之鳥類研究論文。

本期刊前半部分為論文，共 7 篇。首篇研究對象為鷸科水鳥中族群現況最為危急的兩種—琵嘴鷸與諾氏鷸，讓大家重新瞭解目前在全球所面臨的威脅。第二篇則講述候鳥遷徙驛站—田寮洋，強調鳥類與水稻田經營間的密切關係。第三篇是回顧十九世紀歐美學者發表的期刊文獻，描繪出古今台灣的鳥類群聚樣貌；第五篇是彙整近 30 年來鰲鼓濕地區域進行的 25 個鳥類調查文獻，這兩篇藉大尺度比對與長期監測的報告，可作為保育目標決策的重要參考。

第四篇研究鳥種為台灣地區普遍的冬候鳥—黑臉鵐，結合分子性別鑑定和持續的繫放回收資料將有助於性別判定與辨識。第六篇是本會研究的埃及聖鷺調查及防治試驗報告，希望讓國人瞭解外來入侵種的危害，建議強力介入其族群量控制，以減少其對台灣原生生態之威脅。最後一篇是基隆鳥會針對北台灣一級保育動物遊隼的調查報告，首次有完整的繁殖紀錄畫面。後部分為 3 篇文獻回顧，前兩篇再次提出農業化對生物造成的威脅，因此原始棲地的開發和保留，以及藥劑的使用，應當審慎評估。第三篇則是探討托卵寄生行為，相信大家可以對此行為與共演化間有更深入的認識。

從 2016 年年底，本會開始籌措徵稿辦法，2017 上半年完成稿件收集後，邀請台灣鳥類研究學者們擔任編審委員，協助本會進行論文審稿，終於在 2017 年 9 月出刊。過去 8 期《野鳥》年刊封面皆為何華仁老師的手繪或版畫作品，這次他提供了與第 1 期相同的鳥種「彩鷸」作為第 9 期的封面，代表本年刊重新復出之意味。最後感謝編輯小組委員和編審委員的全力支持，並謝謝各位作者對原定出刊時程延宕之包涵，才能順利出刊！在此致上最大謝意。

主編 張瓊

目錄

論文

琵琵、諾諾在台灣　蔣忠祐、沙謙中　**8**

The Records of Spoon-billed Sandpiper and Nordmann's Greenshank in Taiwan from 1995- 2015 / Chung-Yu Chiang & Chien-Chung Sha

候鳥驛站的水稻田經營對鳥類多樣性的影響 - 以田寮洋濕地為例　王正安、袁孝維　**14**

Avian Biodiversity on Stopover in Rice Field -Take Tin-Liu-Yang Wetland for Example / Zheng-An Wang & Hsiao-Wei Yuan

對於百多年前台灣的鳥類相，我們能從歐美學者的眼中知道多少？　柯智仁　**34**

Revealing Formosa's historical breeding avifauna from notes by the Western naturalists who rambled across the island in the 19th century / Chie-Jen Ko

黑臉鵐在太魯閣地區度冬期間的羽色變化　許育誠、徐中琪　**52**

Temporal Variation on Plumage Coloration of Wintering Black-faced Bunting (*Emberiza spodocephala*) in Taroko National Park, Taiwan / Yu-Cheng Hsu & Chung-Chi Hsu

鰲鼓濕地近 30 年的鳥類組成變化　許富雄、李采燕、陳建樺　**58**

The Changes in Avian Assemblages at Aogu Wetland in The Past 30 Years / Fu-Hsiung Hsu, Tsai-Yan Lee, Jian-Hua Chen

2016 年外來入侵鳥種埃及聖鷺防治試驗　沈育霖、蔡世鵬　**76**

Experiement to Properly Enact Population Control for Invasive Species-The Sarced Ibis / Yu-Lin Shen & Shi-Peng Tsai

1994-2017 年基隆北海岸及離島遊隼族群繁殖先驅調查報告　沈振中　**92**

Survey of the Breeding and Wintering Populations of Peregrine Falconon Keelung City's North Coast and Outlying Islandsfrom 1994- 2017 / Zhen-Zhong Shen

文獻回顧

農業地景中棲地異質度與野生動物保育　林大利、丁宗蘇　**119**

Habitat heterogeneity and wildlife conservation in agricultural landscape / Da-Li Lin & Tzung-Su Ding

抗凝血殺鼠劑在非目標物種之殘留：以加那利群島之猛禽為例　魏承德、丁宗蘇　**129**

Residues of Anticoagulant Rodenticides in Non-Target Species: Assessment in Six Raptor Species from the Canary Islands / Cheng-De Wei & Tzung-Su Ding

托卵寄生與共演化　劉又寧、袁孝維　**138**

Brood parasitism and coevolution / You-Ning Liu & Hsiao-Wei Yuan

琵琶、諾諾在台灣

蔣忠祐[1,2]、沙謙中

[1]台灣水鳥研究群、[2]東海大學熱帶生態學與生物多樣性研究中心

摘 要

琵嘴鷸與諾氏鷸是鷸科水鳥中族群現況最為危急的兩種水鳥，這兩種繁殖於西伯利亞的遠東地區，南遷至東南亞一帶度冬的候鳥，主要遷徙於東亞的日、韓、中國大陸沿海至東南亞等國，隨著近年東亞地區經濟快速發展，棲地也正快速的消失。依據 2015 年最新國際自然保育聯盟 IUCN 紅皮書（Red list）受脅等級，琵嘴鷸為極危（CR），諾氏鷸為瀕危（EN）等級，相較於 10 年前 IUCN 所公布的受脅程度（方偉宏 2005），琵嘴鷸又提升了一級的受脅等級。

本報告主要收集 / 彙整這兩種稀有鷸科水鳥在台灣近 20 年的調查與觀察紀錄，以瞭解近年其族群出現在台灣的情況，並透過近年遷徙線上對兩種物種研究工作的進展，瞭解其目前在全球所面臨的威脅。

關鍵詞：琵嘴鷸、諾氏鷸、歷史紀錄、台灣

The Records of Spoon-billed Sandpiper and Nordmann's Greenshank in Taiwan from 1995- 2015

Chung-Yu Chiang[1,2] & Chien-Chung Sha

[1]Taiwan Wader Study Group, [2]Center for Tropical Ecology and Biodiversity Tunghai University

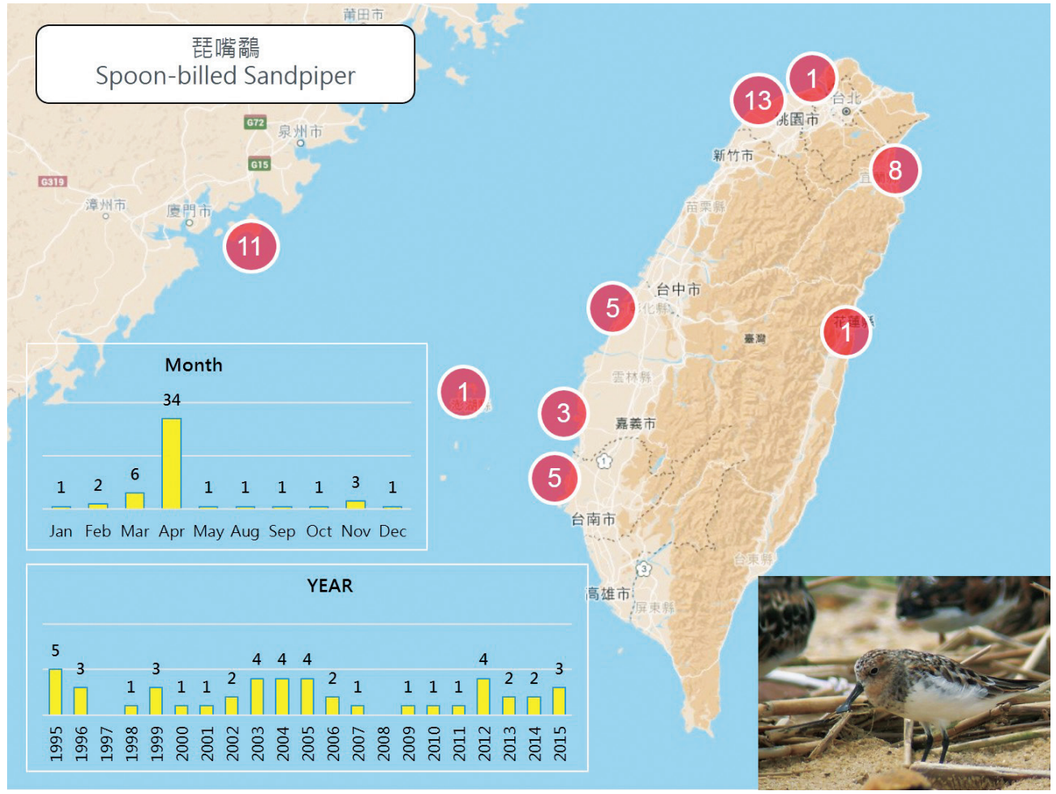
Abstract

Spoon-billed sandpiper and Nordmann's greenshank are two rarest species in shorebird group and are listed in the IUCN Red List of Threatened Species. Both of them breed in Russian Far East and winter in Southeast Asia. Their habitats loss due to many economic developments occurred in their flyway and wintering grounds. We collected the records of these two species in Taiwan during 1995 to 2015 to figure out their statuses in Taiwan. We also summarized the related research works in recent year to know more about their facing threats.

Keyword: Spoon-billed sandpiper, Nordmann's greenshank, records, Taiwan

資料來源

本報告資料取得包含各地鳥友私人通訊、宜蘭縣野鳥學會鳥況紀錄資料庫、自然攝影中心鳥類論壇、eBird 資料庫、彰化濱海工業區開發工程施工期間環境影響鳥類調查、金門水鳥遷徙生態調查計畫等資料，主要聚焦於近 20 年的調查 / 觀察資料。



▲圖 1：1995-2015 年琵嘴鷸出現地區與月份資料圖。

▲圖 2：2014 年於金門慈湖濕地發現帶有淡綠足旗（編碼 8）琵嘴鷸（許進西 / 攝影）。

▲圖 3：2013 年於宜蘭搶救虛弱的琵嘴鷸個體（張佩文 / 攝影）。

▲圖 4：2013 年於宜蘭搶救虛弱的琵嘴鷸個體野放前繫上黃旗 TA（蔣忠祐 / 攝影）。

數據整理結果

一、琵嘴鷸

琵嘴鷸（*Calidris pygmaea*）主要為分布在東亞 - 澳洲遷徙線上的一種涉禽，繁殖地主要在俄羅斯的遠東地區，主要度冬於東南亞的孟加拉、緬甸、泰國與中國南方沿海，目前族群數量估計約在 360-600 隻左右（BirdLife International, 2015）。

在台灣，琵嘴鷸資料可溯及 1985 年在台北關渡觀察的第一筆資料，且近 20 年來，每年在台灣各地均有零星的觀察紀錄，1995 年至 2015 年間，琵嘴鷸於全台共計 42 筆 48 隻次的紀錄（資料整理如圖 1），歷年的觀察紀錄以 1995 年的 5 隻次最多。主要出現地點依序為桃園、金門、宜蘭，其次為彰化、台南、嘉義等地區，台南最多同時出現 2 隻（5 筆），

其餘皆為 1 隻的觀察紀錄；出現的月份主要是春過境期的 4 月份（共有 34 筆，約佔總觀察紀錄的 71%），其次為 3 月份，其餘月份均僅有零星的觀察紀錄，綜觀歷年，琵嘴鷸全年只有 6、7 月無觀察紀錄。

由近年的資料發現，金門地區為琵嘴鷸在台灣最穩定出現的地區，近 4 年，在台灣水鳥研究群執行「金門水鳥遷徙生態調查」期間，每年均於慈湖濕地發現 1-2 隻的個體，其中還包含 1 隻帶著淡綠色足旗（編碼為 8），來自勘查加半島，由人工飼育的野放個體（圖 2）（劉小如、蔣忠祐 2012-2014）。

另外，2013 年 3 月，鳥友在宜蘭發現一隻體力不濟的琵嘴鷸，該鳥在眾多鳥友協助下，由濕地中被救起（圖 3），並送往台北市野鳥學會與台北市立動物園的救傷系統醫治，救傷期間，負責照護的張佩文鳥友與我們順利聯繫了隸屬在 Wildfowl & Wetlands Trust（簡稱 WWT）組織下的國際琵嘴鷸保育小組成員，並透過 skype 進行線上的照護諮詢，經過 17 天的餵養照顧後，我們選擇在彰化漢寶濕地將其野放，並繫上代表遷徙線上過境區的黃色足旗（編碼為 TA）（圖 4）。目前琵嘴鷸在繫放工作所使用的足旗系統，為能於野外觀察時快速區分該個體曾經是由繁殖、過境還是度冬所繫放的，故以三種不同顏色的足旗，分別代表在繁殖地、遷徙過境區與度冬地所繫放的個體，目前全球將琵嘴鷸的足旗標記，獨立於目前東亞 - 澳洲遷徙線的足旗使用規範之外，採用的足旗規則如下：

繁殖區—單淺綠色編碼旗（如圖 2 的淺綠 8）

過境區—單黃色編碼旗（如圖 4 的黃色 TA）

度冬區—單白色編碼旗

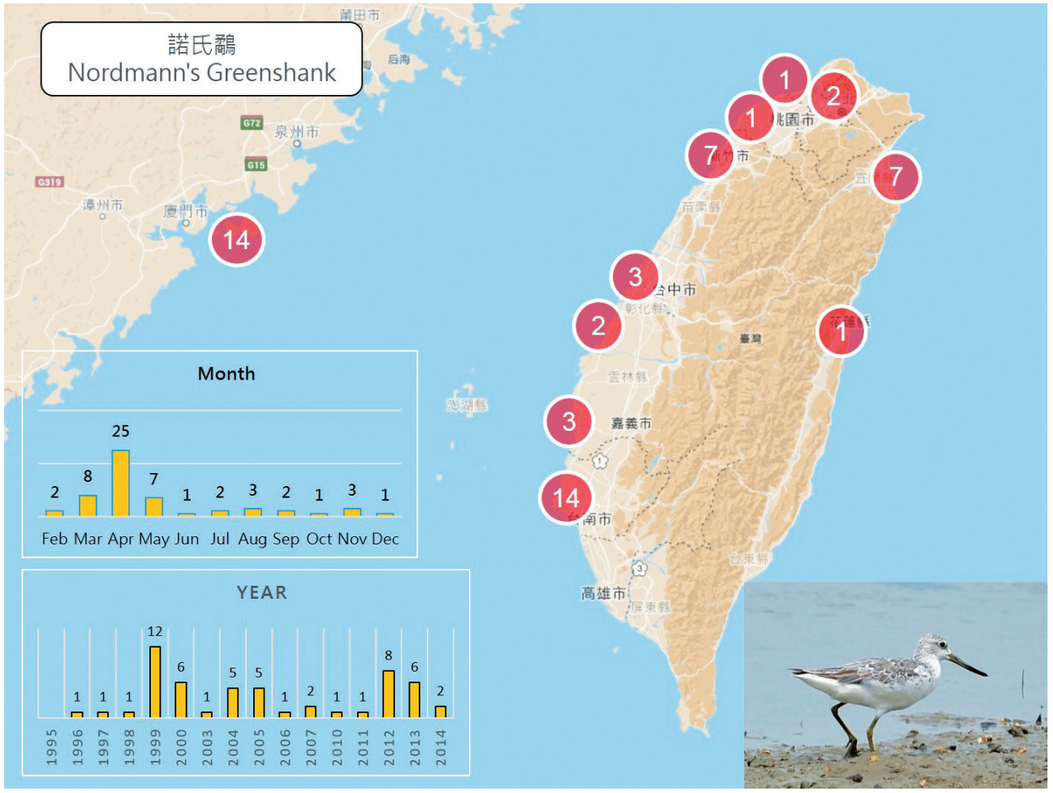
二、諾氏鷸

諾氏鷸（*Triga guttifer*）主要為分布在東亞 - 澳洲遷徙線上的一種涉禽，東亞沿海至東南亞一帶均為其主要的分布區域，目前繁殖地的資料仍十分缺乏。度冬地主要分布於緬甸、孟加拉、印尼、馬來西亞、新加坡、泰國、印度等地。目前族群數量也減少至約 400-600 隻左右（Wetlands International , 2012）。

由於諾氏鷸外型酷似青足鷸，因此，野外的辨識上相對於琵嘴鷸需要更加仔細，過去部份照拍資料在經過照片檢視後，確認並非為諾氏鷸，因此，本報告在資料的確認上花費相當時間。

本報告於 2007 年後所收錄的諾氏鷸紀錄，皆有照片佐證。資料整理自 1996 年到 2014 年，共計有 35 筆 55 隻次（資料呈現如圖 5），歷年觀察紀錄最多出現在 1999 年有 12 隻次，其次為 2012 年的 8 隻次。觀察地點主要紀錄以台南、金門地區最多，均出現達 14 隻次，其次為新竹與宜蘭的 7 隻次，其他台灣本島僅有零星的紀錄，單筆紀錄以金門 2012 年在洋山灘地觀察到一群 7 隻個體最多，其次為 2013 年於慈湖觀察的 5 隻。出現的月份主要也是集中於春過境的 4 月份，其次為秋冬季節的 10、11 月份。

截至目前，諾氏鷸在野外並未觀察到帶有標記的個體，不過，2014 年台灣水鳥研究群在執行「金門水鳥遷徙生態調查」期間，很幸運的捕獲了一隻由飛羽磨損程度可判定其為一隻幼鳥的諾氏鷸，足旗編碼為 TA（圖 6），在捕捉到的前一日，研究團隊在金門其他地點亦觀察到一隻諾氏鷸，由其年齡判定均為幼鳥的前提下，極有可能是同一隻個體（劉小如、蔣忠祐 2012-2014）。



▲圖 5：1995-2015 年諾氏鷸出現地區與月份資料圖。

▲圖 6：2014 年春過境於金門捕獲的諾氏鷸，帶有白 / 藍（TA）足旗。

▲圖 7：勘察加半島進行的琵嘴鷸復育行動（Sayam U. Chowdhury / 攝影、提供）。

▲圖 8：淺綠 8 琵嘴鷸返回繁殖地進行繁殖（Pavel Tomkovich / 攝影、提供）。

▲圖 9：泰國度冬地進行的諾氏鷸繫放與衛星追蹤研究（余辰星 / 攝影、提供）。

▲圖 10：台南將軍地區棲息的諾氏鷸與大濱鷸、紅腹濱鷸、斑尾鷸群。

三、小結

由近 5 年的資料顯示，金門地區的琵嘴鷸與諾氏鷸的發現率均高於台灣本島，研判可能金門地區緊鄰大陸東南沿海，位處兩種水鳥主要的遷移路線上，相較於需要跨過台灣海峽的本島來說，金門顯然佔有更佳地理位置的優勢。由出現時間點均以春過境的 4 月份為最高峰來看，顯示這兩種鳥種選擇在台灣度冬的可能甚低，而以過境的族群為主。未來鳥友在春過境期間進行野外觀察時，可多注意紅胸濱鷸群與青足鷸群中，是否有可能的個體混雜其中。

近年國際相關研究工作與保育行動

近年來，許多國際保育團體與研究單位，開始針對琵嘴鷸進行相關的研究工作與復育行動，其中最重要的是在 Wildfowl & Wetlands Trust（簡稱 WWT）組織下的國際琵嘴鷸保育小組於勘察加半島的楚科奇自治區繁殖地進行的繁殖地復育行動，該團隊為了提高琵嘴鷸在極圈繁殖地繁殖的成功率，在繁殖地利用人工飼育的方式做為復育的方法之一（圖 7），當研究人員發現琵嘴鷸的巢與蛋後，會將巢中的蛋取回至臨時工作站，利用人工孵卵器確保這些蛋可以順利的孵化，待幼鳥孵出，並照護約一個月後，繫上標記並就地野放。此團隊在 2012 年的夏天共野放了 9 隻雛鳥，分別繫上了帶有編碼的淺綠足旗。其後只在同年的 8 月 15 日（2012）在野放地附近觀察到其中一隻後，就沒有那些野放個體的任何訊息，直至金門資深鳥友許進西先生與文胤臣先生 2015 年在慈堤灘地上發現了編碼 8 的琵嘴鷸（圖 2）。

近年東亞遷徙線上的棲地破壞、人為捕殺等等因素，導致水鳥的存活率逐年下降，這隻淺綠編號 8 琵嘴鷸的發現，顯示人工孵化的琵嘴鷸雛鳥，可以在野外存活，並且有能力進行遷移至度冬區，與回到繁殖地繁衍下一代的能力，該筆記錄對琵嘴鷸的研究保育工作是極大的鼓舞。同年，此團隊返回到繁殖地調查時，於 6 月 18 日在原繁殖地又發現了這隻淺綠 8 琵嘴鷸（圖 8），此乃為第一隻人工孵化長大的個體成功回到繁殖地的紀錄，對於這種受脅程度已達極危的物種，無異是豐收的一年。

此外，近年在中國沿海所進行的水鳥同步調查中也發現，中國江蘇省的如東縣與東台市一帶的潮間帶灘地，是目前已知單一地區觀察到最多琵嘴鷸族群的過境棲息地，其中東台市單次的最大數量為 144 隻，如東縣為 103 隻（彭賀博等 2017）。2015 年開始，國際琵嘴鷸保育小組與中國沿海同步調查團隊開始對江蘇地區的琵嘴鷸進行繫放工作，目的主要想更清楚知道這些族群的遷徙路徑，2016 年更組織了琵嘴鷸衛星追蹤計畫，由英國的 British Trust for Ornithology（BTO）、The Royal Society for the Protection of Birds（RSPB）、Wildfowl & Wetlands Trust（WWT）、勺嘴鷸在中國（NGO 團體）、南京師範大學與 Microwave Telemetry Inc.（MTI）等 NGO 與研究單位等共同合作，利用由美國 MTI 最新研發不到 2g 的衛星發報器來追蹤在江蘇一帶繫放的琵嘴鷸個體，目前有三隻琵嘴鷸正背負著這重責大任進行著。

然而，相對於琵嘴鷸的研究與保育工作，諾氏鷸受到的關注顯然就少了許多，除了少數繫放團隊在台灣、中國繫放了少數諾氏鷸個體外，並無相關的研究工作，直至 2014 年，在泰國的度冬地（Laem Phak Bia），由 King Mongkut's University 進行相關度冬地的研究，同時並進行衛星追蹤計畫（圖 9），來探討諾氏鷸於度冬地的棲地利用情況與遷徙路徑的相關研究。

東亞各國沿海濕地隨著各種人為的利用，使棲地面臨改變、消失、破壞、干擾，對於這些利用東亞 - 澳洲遷徙線的水鳥族群來說，正遭受著極大的威脅。期待這些揹負著發報器的小生命所帶來的訊息，可以讓我們更即時保護這些水鳥遷徙途中所需重要的停棲地，使這些已瀕臨滅絕的物種得已延續下去。

在台灣，台南將軍鄉的鹽田濕地連續兩年的冬季都觀察到 2-3 隻不等的諾氏鷸棲息，使該地似乎有機會成為諾氏鷸在台灣穩定度冬棲息地的可能，這塊棲地同時也棲息了僅有少數滯留於台灣度冬的大濱鷸、紅腹濱鷸與斑尾鷸族群（圖 10），總數量約在百來隻（近年這三種中大型鷸科水鳥在東亞澳遷徙線上的數量均明顯的下降）（Studds et al., 2017），然而，這些棲地除了緊鄰台 61 線外，未來可能也將面臨太陽能光電開發計畫的影響，壓縮濕地水鳥在台灣生存的空間，相較於東亞各國在努力維護所屬重要濕地，期以維持生存其中之物種族群的作為，台灣在配合國際生態保育的道路上，我們還有非常大的努力空間。

致謝

感謝提供資料與諮詢的鳥友，以下依筆畫順序排列：文胤臣、林文崇、林可欣、洪貫捷、張佩文、許進西、許詩涵、陳尚鴻、潘明麗、潘致遠、劉志暉、蔡志遠等。

參考資料

方偉宏。2005。台灣受脅鳥種圖鑑。貓頭鷹出版社。台北市。

劉小如、蔣忠祐。2012。金門水鳥遷徙生態調查 (1/3)。內政部營建署金門國家公園管理處委託研究報告。

劉小如、蔣忠祐。2013。金門水鳥遷徙生態調查 (2/3)。內政部營建署金門國家公園管理處委託研究報告。

劉小如、蔣忠祐。2014。金門水鳥遷徙生態調查 (3/3)。內政部營建署金門國家公園管理處委託研究報告。

彭賀博、蔡志揚、章麟、干曉靜、劉文亮、李靜、蔣忠祐、王松林、馬志軍。2017。勺嘴鷸在中國的分布狀況和面臨的主要威脅。動物學雜誌 52(1)：158-166。

BirdLife International. 2015. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T22693452A77507581.

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& R. A. Fuller. 2017. Rapid population decline in migratory shorebirds relying on Yellow Sea tidal mudflats as stopover sites. Nature Communications 8: p1-7. doi:10.1038/ncomms14895

Wetlands International. 2012. Waterbird Population Estimates, Fifth Edition. Summary Report. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands

候鳥驛站的水稻田經營對鳥類多樣性的影響－以田寮洋濕地為例

王正安、袁孝維 *

國立台灣大學森林環境暨資源學系（* 通訊作者 hwyuan@ntu.edu.tw）

摘要

隨著濕地的減少，水稻田成為當代水生動植物的重要棲息環境，某些水稻田更因其特殊的地理位置及規律的水文週期，而成為候鳥遷徙路徑上重要的休息站。水稻田經營及候鳥驛站（Stopover）分別有許多研究報告，卻較少見結合兩者的綜合性討論。台灣東北角的田寮洋濕地一直被認為是重要的候鳥驛站，本研究透過 2013-2015 的調查，嘗試找出田寮洋成為重要驛站所具備的特性，並探討水稻田變化的耕種週期：插秧期、生長期、收穫期、休耕期，對各類群鳥類數量的影響。我們在田寮洋調查到 148 種鳥類，四季鳥種豐富度主要受過境鳥抵達及停留時間的影響，天然與人工的鑲嵌地景提供多樣棲地偏好的鳥類棲息的空間。水稻田每年固定的隨耕種週期改變環境，各類群鳥類也順應著環境的變化決定遷徙是否停留：插秧期鷸鴴科數量最高，收穫期鷺科、猛禽、麻雀數量最高，休耕期則是雁鴨科、鵜科、鷗科數量最高。此研究成果不僅檢驗田寮洋驛站的特性，更強調了鳥類與水稻田經營間的密切關係，以及傳統耕種週期對鳥類保育的重要性。

關鍵詞：季節、棲地偏好、耕種週期、插秧、收穫

Avian Biodiversity on Stopover in Rice Field -Take Tin-Liu-Yang Wetland for Example

Zheng-An Wang & Hsiao-Wei Yuan *

School of Forestry & Resource Conservation, National Taiwan University

(*Corresponding author: hwyuan@ntu.edu.tw)

Abstract

As wetlands decline, rice field is considered as one of the most important habitats for aquatic creatures. Due to its special location and steady aquatic cycle, some rice fields become important stopovers for migratory birds. Although rice field management and stopover ecology have been widely studied, synthesized discussion was not common. Tin-Liu-Yang Wetland in north-east Taiwan has always been considered an important stopover for migratory birds. This research tried to find out the characters that made Tin-Liu-Yang Wetland a important stopover through bird surveys from 2013 to 2015. We also discussed how the cultivation cycle in rice field: transplant, grow, harvest, post harvest, influenced bird aboundance. We observed 148 bird species. Variances among seasons mainly were caused by transient visitants' arrived time & the duration they stayed. Landscape mosaic which consisted of nature & manmade habitat provided different bird spaces to live. Cultivation cycle routinely changed period by period, made birds to adapt and decide if they stay or not: In transplant period shorebirds had the highest number; in harvest period herons, raptors, and sparrows had the highest number; in post-harvest period ducks, thrushes, and buntings had the highest number. Our result not only identified the characters that Tin-Liu-Yang Wetland had, but also confirmed the close relationship between avian & cultivation cycle, provided a conservation strategy through traditional farming methods.

Keyword: Cultivation Cycle, Habitat preferences, Harvest, Season, Transplant

前言

棲地破壞是當代野生動物最大的威脅（Wilcove et al., 1998）。在濕地逐漸消失破壞的過程，水稻田（*Oryza sativa*）因其廣大的面積、固定的耕種與經營，造就特殊的動態水文交換環境（dynamic hydrological regime），吸引眾多水生生物作為覓食及棲息的重要替代棲地。因此水稻田被認為是對水生動植物生物多樣性最友善的糧食作物（Elphick, 2010; Moreira and Maltchik, 2014）。在某些地區，水稻田已成為僅存的濕地，更提高了水稻田的保育價值，因此如何經營及保育儼然成為一重要的學問（Elphick et al., 2010）。

另一方面，許多遷徙的鳥類會在遷徙路線上尋找幾個「驛站」（Stopover）稍作休息並補充能量，以繼續完成遷徙（Ranalli and Ritchison, 2012）。沿海濕地在許多地區因為有穩定的食物源，容易使其成為眾多水鳥年年造訪重要的驛站（Myers, 1983）；而內陸的小型驛站則因為難以預測的水文週期，水鳥會視每年環境的狀況而選擇是否停留，而成為不固定造訪的驛站（Skagen and Knopf, 1993）。過去驛站的研究大多著重在水鳥穩定造訪的沿海濕地上，而近年來因為沿海的人類干擾增加（Lafferty, 2001）以及氣候變遷加劇（Bairlein and Exo, 2007），這些小型內陸驛站的重要性也將逐漸提高。

某些地區的水稻田，因其特殊的地理位置，而成為候鳥重要的驛站。驛站與水稻田經營的研究皆已趨成熟，然而目前水稻田對過境候鳥的重要性仍未被充分研究（Norling et al., 2012），亦少有研究將驛站物候與水稻田環境進行綜合討論。水稻田不同於一般內陸驛站，因為有固定的耕種週期，而有著穩定且可預期的水文。在一年一收穫的稻作區域，春季冬候鳥北返時會穩定遇上水稻田為播種插秧而放低水位的狀態（Hohman et al., 1994）；秋季冬候鳥南遷時則會穩定遇上水稻田為利收割而將田放乾的狀態。農人因氣候耕種水稻，改變水稻田的環境，也因此改變各時期不同的鳥類組成。

本研究期望透過野外調查並分析田寮洋水稻田經營狀況與各鳥類的數量，了解（1）田寮洋做為重要候鳥遷徙驛站，其在不同季節與各留候鳥類豐富度組成的特色、（2）候鳥驛站多樣的環境類型，造就眾多不同偏好候鳥棲息、（3）濕地主要組成水稻田的經營變化，如何影響各類鳥類停棲的數量，進而探討候鳥停棲的原因。

研究方法

一、研究地點

田寮洋濕地位於新北市貢寮區（25° 1' N, 121° 55'E），坐落在台灣島最東界的三貂角旁，是雙溪於下游曲流沖積出的洪氾平原。從台灣東北角的尺度來看田寮洋濕地，周邊盡是山脈連綿入海的岩岸，朝北朝南皆是海洋，與最近的宜蘭平原濕地相距約 20 公里，在惡劣天氣經過此地區的遷徙鳥類，便會降落在田寮洋濕地稍事休息，造就其重要候鳥驛站的地位。（圖 1）

田寮洋濕地上坐落著雙溪流域最完整且面積最大的水稻田。除了水稻田外，平原上還有池塘、草澤、旱田、草生地及森林等多樣化的棲地，棲地間彼此交錯排列，組成獨特的鑲嵌地景。（圖 2）

二、研究方法

本研究以穿越線法及定點調查法進行調查，固定調查時間為 0700-1100，每月至少 2 次調查，過境季則每月至少進行 4 次調查，調查自 2013 年 9 月 28 日至 2015 年 4 月 21 日止，記錄所有觀察到的鳥類。穿越線調查以步行方式進行，路線依現地農務路及水圳規劃，為避免複雜的地景使得調查有疏漏，每條穿越線皆設計來回調查，但回程僅記錄去程未記錄到的物種；定點調查則以車輛於樣點間移動，每點至少停留 2 分鐘，單一鳥種僅記錄一時間內視野下最大的數量。（圖 2）

調查同時記錄水稻田的經營概況，後續將水稻耕作週期分為四個時期：（1）插秧期、（2）生長期、（3）收穫期、（4）休耕期。插秧期約開始於三月，從翻土整田等準備工作開始，到插秧後一個月為止，此時稻田的水位會控制於約 5-10 公分間，稻苗尚未茁壯，高度均低於 20 公分。生長期則開始於五月，期間稻穀成熟，到開始收割前為止，稻田的水位會提高以防止雜草生長，稻苗高度均大於 20 公分。收穫期開始於 8 月中，從稻穀收割開始，歷經再生稻生長收割，到翻土休耕前為止，此時水位及稻苗高度因受到收割與二期再生稻的過程影響，各稻田的差異甚大。休耕期開始於 12 月所有稻田皆翻土進入休耕後，此時稻田中沒有稻苗，並放水使深度略低於田埂以防雜草滋生。

2014 年 3 月 12 日後，在調查過程中開始記錄每群鳥類停棲的地點，參考臺灣繁殖鳥類大調查，將棲地環境分為（1）水稻田 -177,713m^2、（2）茭白筍田 -5,687 m^2、（3）旱田 -69,089m^2、（4）高草叢 -49,209 m^2、（5）樹林 -119,723 m^2、（6）草澤 -20,365 m^2、（7）池塘 -17,571 m^2、（8）溪流 -28,667 m^2 及（9）人為建築 -5,254 m^2。

最後將調查資料整理作數化呈現，並依台灣鳥類名錄之鳥種留遷型態區分，判視其驛站特性及物種偏好。再進一步將每次調查記錄與水稻田耕種週期做區分，每年各期間皆至少有 4 次調查，共有兩年重複。將各物種以 SAS 進行 ANOVA 分析，比較物種與稻作週期的關聯性。

研究結果

調查期間總共觀察到 45 科 148 種鳥類，總計 22,375 隻次。其中鳥種豐富度最高的科分別為鷸科（Scolopacidae，16 種）、雁鴨科（Anatidae，14 種）、鷺科（Ardeidae，9 種）、鷹科（Accipitridae，9 種）、鶲鴝科（Motacillidae，8 種）；隻次最多的物種分別為麻雀（*Passer montanus*，6,118 隻次）、小水鴨（*Anas crecca*，4,193 隻次）、黃頭鷺（*Bubulcus ibis*，1,614 隻次）、花嘴鴨（*Anas poecilorhyncha*，1,019 隻次）、小白鷺（*Egretta garzetta*，671 隻次）。（表 1）

做為重要的候鳥驛站，在不同季節，也隨之有著不同的鳥種豐富度及留候鳥組成。總豐富度方面，在春季可以觀察到 112 種，其次是冬季的 103 種，接著是秋季 83 種，最少的是夏季 52 種。接著透過各物種於田寮洋停留的時間長短與出現月份，將鳥種分為全年可見、夏候鳥、冬候鳥、過境鳥四群，可發現影響鳥種豐富度多寡的主要因素是過境鳥及冬候鳥。過境鳥鳥種豐富度依序分別為春季有 37 種、冬季有 19 種、秋季有 15 種、夏季則僅有 2 種；冬候鳥鳥種豐富度則依序分別為冬季 48 種、春季 37 種、秋季 30 種、夏季 10 種（圖 3）。

複雜的鑲嵌棲地，提供不同棲地偏好的鳥類棲息的空間。各類棲地皆有鳥類偏好，最多種類鳥類偏好的棲地依序為：水稻田 60 種、樹林 24 種、池塘 19 種、旱田 14 種、高草叢 9 種。各鳥種在棲地的偏好上也有差異：鷺科鳥類大多偏好水稻田，僅蒼鷺（*Ardea cinerea*）與大白鷺（*A. alba*）與其他不同，較偏好池塘環境；雁鴨科鳥類一致的偏好池塘的環境；鷸科及鴴科鳥類一致偏好水稻田環境，僅田鷸尚偏好隱蔽度較高的茭白筍田；鶺鴒科中除大花鷚（*Anthus richardi*）、樹鷚（*A. hodgsoni*）較偏好旱地與草生地外，其他均偏好水稻田環境。（表 2）

眾多鳥類利用水稻田做為棲地，因此水稻田耕種週期的變化也對各類鳥類有顯著且不同的影響。偏好池塘的鷺科鳥類在插秧、收穫期數量高於生長及休耕期（ANOVA, $p<0.05$），而收穫期則與休耕期沒有差異；而偏好稻田的鷺科鳥類數量則在收穫期高於插秧及休耕季節（$p<0.05$），而收穫期則與生長期沒有差異。度冬的雁鴨科鳥類數量在休耕期最高（$p<0.05$）；而過境的雁鴨科鳥類四個期則沒有差異。度冬的日行性猛禽數量在收穫及休耕期數量高於生長期（$p<0.05$）；而全年可見的日行性猛禽四個時節則沒有差異。度冬的鷸鴴鳥類數量在插秧期最高（$p<0.05$），休耕期高於生長時期（$p<0.05$），但休耕期與收穫時節則沒有差異；另外過境的鷸鴴鳥類則是僅在插秧期最高，其他時節沒有差異（$p<0.05$）。鵜科鳥類數量在休耕期高於其他時節（$p<0.05$）。度冬的鶺鴒科鳥類數量各時節沒有差異；但過境的鶺鴒科鳥類則是在插秧期最高（$p<0.05$），其他時節沒有差異。鴉科鳥類數量在休耕期最高（$p<0.05$），其他時節則沒有差異。麻雀科鳥類數量在休耕期高於插秧期（$p<0.05$），其他時節則沒有差異。（圖 4）

討論

本研究所觀察到的鳥種豐富度，相較 1998 年前後貢寮國小的科學教育計畫調查的 207 種以及 2011-2012 年田寮洋濕地水梯田保育計畫調查的 175 種皆來的少。此差異現象可能來自於候鳥在此地的短暫停留，以及研究目標的差異所造成調查方法不同所致。本研究著重在每一物種於不同時間的數量變化，因此需要穩定時間、路徑的調查、完整紀錄各鳥種數量的調查方法；而前人於 1998 年及 2011 年的兩次調查則以鳥種豐富度為主要目標，因此採取調查範圍大、調查次數多、單次調查歷時較短的方式進行。但無論如何，能穩定記

錄到 148 種以上的鳥種豐富度，仍代表田寮洋擁有相當高的生物多樣性。

四季鳥種豐富度變化方面，過境鳥的鳥種豐富度依序為春季、冬季、秋季，而這差異主要來自於過境鳥鳥種數的變化。秋冬兩季的過境鳥類僅重複 4 種，共 29 種鳥類於南遷時停留田寮洋，與春季北返的過境鳥種數相近。可見北返的過境鳥抵達的時間較為集中，而抵達的這時間正好是較南邊的宜蘭地區水稻田進入生長的時期，逐漸茂密的稻田，使得喜歡開闊濕地的候鳥被迫在這時間開始北返，可能是造成此時集中出現的原因。

自然濕地與水稻田在過去有許多研究比較兩者的保育價值，一般認為自然濕地有較高的保育價值，水稻田終究無法取代自然濕地對水鳥的重要性，只能作為自然濕地的補充環境（Guadagnin et al., 2012）。而本研究結果則顯示水稻田有最多的鳥種偏好此環境，而兩種天然濕地池塘及溪流則分別落居第三及第六。本研究與前人研究的衝突，原因來自田寮洋的兩個特殊環境特色：（1）天然濕地的多樣性不足，池塘與溪流都是深水環境，不適合多數鷸鴴鳥類棲息、（2）水稻田因耕作週期與冬季強降雨影響，環境變化從水田到旱田、水稻到雜草、開闊到綠蔽、淺水到深水，使得各種鳥類均能在水稻田中找到適合自己的環境。另外偏好樹林的鳥類位居第二，這些鳥類主要由留鳥以及猛禽為主。在田寮洋森林與濕地緊密鑲嵌造就了此區極高的鳥種豐富度，也使鑲嵌的兩棲地能成為彼此的緩衝區，調查過程中常可見到森林性的台灣藍鵲（*Urocissa caerulea*）飛入稻田中覓食，平原覓食的遊隼（*Falco peregrinus*）在狩獵過後停於森林中的大樹上進食。

水稻田耕種週期穩定的發生，持續改變稻田的樣貌，而影響各鳥種數量上的變化，也提供鳥類能適應水稻田的契機。偏好池塘的鷺科鳥類受稻作的影響較小，數量上的變化主要來自於春秋季的過境，而插秧與收穫正好處在這兩個季節，使其在插秧收穫期有較高的數量。偏好稻田的鷺科鳥類則受到耕種週期的影響，收穫期高於插秧及休耕期，此現象可能因收穫期與候鳥過境的季節疊和、收穫期的人為擾動處理使得稻田裡的生物容易被鷺科鳥類捕捉（如收割、翻土）。另外也因為鷺科鳥類對水位的深淺接受度較高（Strum et al., 2013），才能適應這水位變化的的收穫季。

度冬的雁鴨科鳥類，因棲地偏好池塘，數量上的變化看似與水稻田關聯性不高。然而在插秧期開始時，雁鴨科鳥類並非逐漸北返，反而在數周內數量迅速下降。此現象原因可能與插秧期有意的驅趕有關：雁鴨科鳥類在夜晚部分會從池塘飛進到稻田中覓食，覓食過程中常造成秧苗的損傷，因此在插秧季開始前農民便會開始放鞭炮驅趕雁鴨，以減少農作損失，受到驅趕的雁鴨便在此時開始北返。

無論是度冬或過境的鷸鴴鳥類，皆在插秧期與收穫期抵達田寮洋，因田寮洋濕地面積較小，因此遷徙的鷸鴴鳥類大多會繼續前往下一個濕地，僅部分族群會停留度冬。而插秧期與收穫期的差異則是來自稻田的環境：在插秧期稻田會先將底泥整平，並因水稻的生長高度適當的控制水位，這樣的底質、水位高度，加上稻苗尚未茁壯的開闊環境，相當適合鷸鴴這樣較矮小的水鳥棲息（Santiago-Quesada et al., 2014）；收穫期稻田中經常沒水或水位過高、收割後殘存的稻稈及二期再生稻造成環境遮蔽，皆不利於鷸鴴水鳥棲息。插秧期與收穫期的環境特質，造成鷸鴴鳥類兩時期數量上顯著的差異。

度冬的鷸鴴科鳥類，在過境時節都有數量上的高峰，但因停留時間太短暫，無法看出與稻作週期有緊密的關聯性。然而過境的鷸鴴科鳥類，在插秧期有較高的數量，其原因可能來自插秧期修復後裸露的田埂，再加上放水使稻田裡偏好較乾環境的生物被迫往田埂上移動，使得捕食效率較高，而促使其停留。

鵝科跟鵐科鳥類在休耕期數量較高的結果，並非與水稻田休耕放水環境相關，而是與氣候乾燥下的水稻田的特殊處理有關。第二年的休耕期田寮洋中央有塊稻田先將水放乾，在放任一段時間雜草叢生後，施以除草劑使雜草枯萎，這樣低矮的乾草叢正適合鵐科與鵝科鳥類，在這意外的棲地大量偵測到鵝科與鵐科的鳥類，特殊處理的這年鵐科與鵝科鳥類數量也較前一年增加許多。

麻雀會進食稻穗，常造成稻田嚴重的農業損失，稻作的變化對以稻穀為食的麻雀數量有明顯的變化。稻穀在生長期的後期成熟，麻雀也開始時逐漸聚集，在收穫前農民會較積極驅趕麻雀，但在收穫後再生稻生長茁壯時，對麻雀的防治就顯得較為消極，此時麻雀的會形成巨大的群體，於水稻田及高草叢間覓食，此現象會一直延續到休耕期後期麻雀才因食物短缺而逐漸分散。

水稻成熟影響麻雀數量，最後會再影響到更高層的消費者—猛禽。度冬的日行性猛禽在麻雀開始聚集的時期，抵達田寮洋度冬，大量的麻雀提供猛禽充足的食物。部分猛禽在此度過整個冬天，而在插秧要開始前，麻雀也漸漸散去，此時猛禽便開始北返離去。

台灣水稻田的發展已有百年的歷史，在這段時間裡，先民透過持續的觀察，建立屬於在地的耕種文化，不僅確保了水稻的生長，也使得遷徙的鳥類能在這樣穩定的週期逐漸適應，在環境合適的耕作期間抵達此地，再繼續遷徙的旅程。本研究不僅顯示出鳥類遷徙與稻作週期密不可分的關係，更凸顯了水稻田的傳統週期性經營對候鳥保育的必要性及重要性。

參考資料

Bairlein, F., Exo, K.-M., 2007. Climate Change and Migratory Waterbirds in the wadden Sea.

Elphick, C.S., 2010. Why Study Birds in Rice Fields? Waterbirds 33, 1-7.

Elphick, C.S., Baicich, P., Parsons, K.C., Fasola, M., Mugica, L., 2010. The Future for Research on Waterbirds in Rice Fields. Waterbirds 33, 231-243.

Guadagnin, D.L., Peter, A.S., Rolon, A.S., Stenert, C., Maltchik, L., 2012. Does non-intentional flooding of rice fields after cultivation contribute to waterbird conservation in Southern Brazil? Waterbirds 35, 371-380.

Hohman, W.L., Moore, J.L., Stark, T.M., Weisbrich, G.A., Coon, R.A., 1994. Breeding Waterbird Use of Louisiana Rice Fields in Relation to Planting Practices.

Lafferty, K.D., 2001. Birds at a Southern California beach: seasonality, habitat use and disturbance by human activity.

Moreira, L.F.B., Maltchik, L., 2014. Does Organic Agriculture Benefit Anuran Diversity in Rice Fields? Wetlands 34, 725-733.

Myers, J.P., 1983. Conservation of migrating shorebirds: staging areas, geographic bottlenecks, and regional movements.

Norling, W., Jeske, C.W., Thigpen, T.F., Chadwick, P.C., 2012. Estimating Shorebird Populations During Spring Stopover in Rice Fields of the Louisiana and Texas Gulf Coastal Plain. Waterbirds 35, 361-370.

Ranalli, N., Ritchison, G., 2012. Phenology of Shorebird Migration in Western Kentucky. Southeastern Naturalist 11, 99-110.

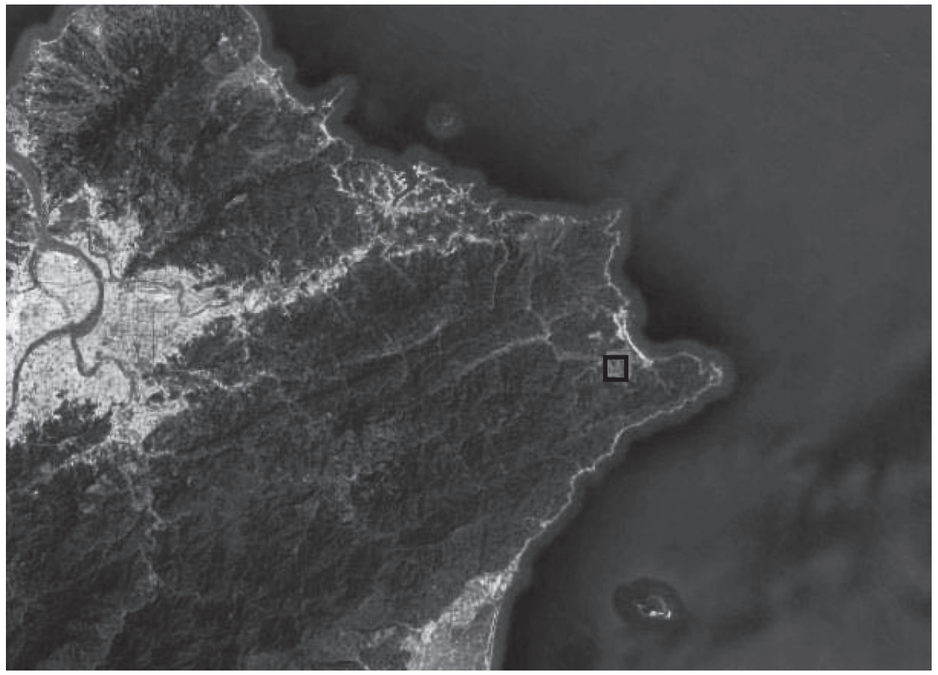
Santiago-Quesada, F., Masero, J.A., Albano, N., Sánchez-Guzmán, J.M., 2014. Roost location and landscape attributes influencing habitat selection of migratory waterbirds in rice fields. Agriculture, Ecosystems & Environment 188, 97-102.

Skagen, S.K., Knopf, F.L., 1993. Toward conservation of midcontinental shorebird migrations. Conserv. Biol. 7, 533-541.

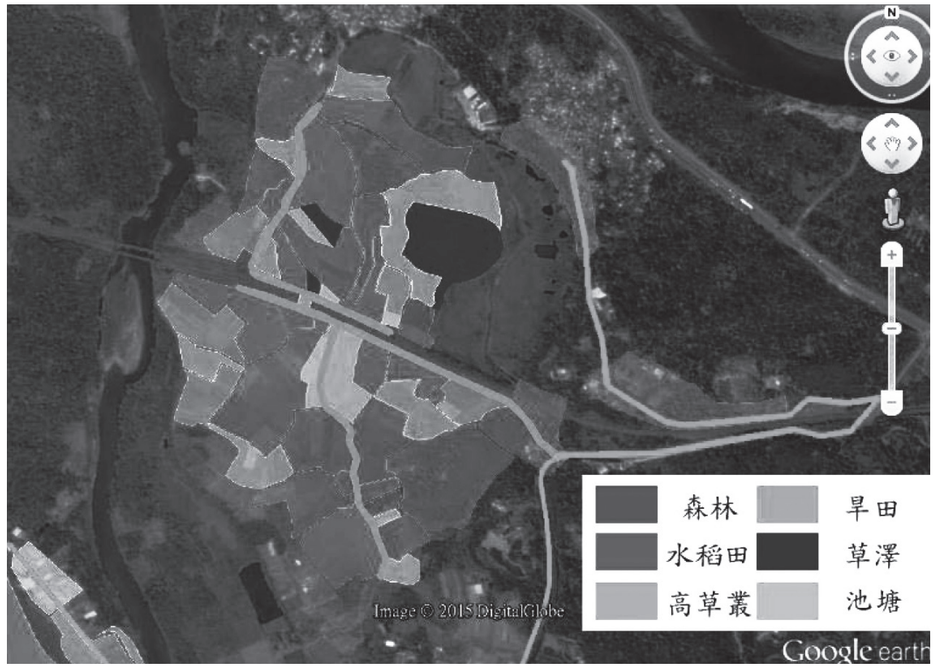
Strum, K.M., Reiter, M.E., Hartman, C.A., Iglecia, M.N., Kelsey, T.R., Hickey, C.M., 2013. Winter management of California's rice fields to maximize waterbird habitat and minimize water use. Agriculture, Ecosystems & Environment 179, 116-124.

Wilcove, D.S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., Losos, E., 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States: Assessing the relative importance of habitat destruction, alien species, pollution, overexploitation, and disease. BioScience 48, 607-615.

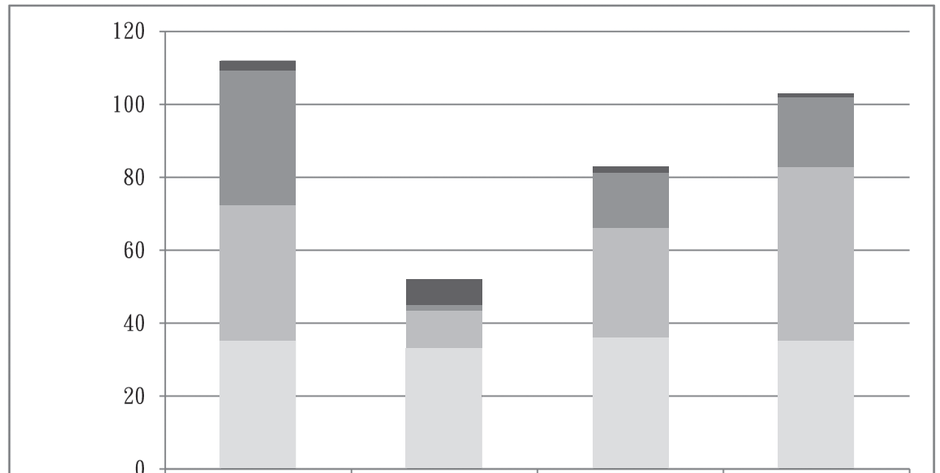
附件



▲圖 1：田寮洋濕地位於台灣最東角旁，被雪山山脈延伸的山系所包圍，山脈延伸入海，海岸也因此以岩岸為主。

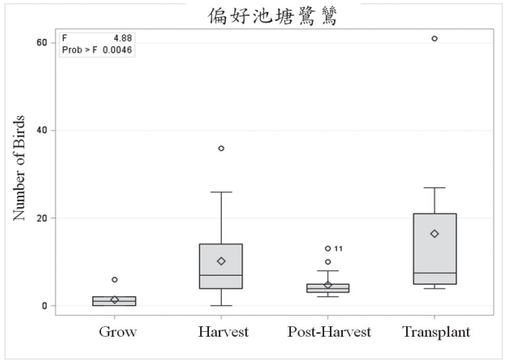


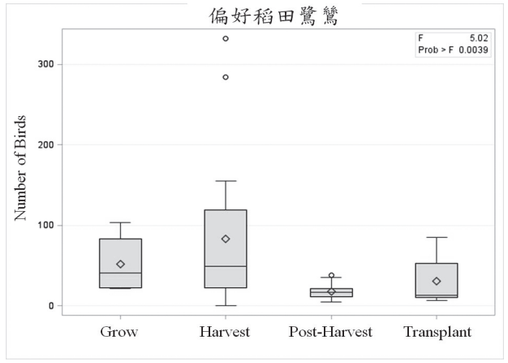
▲圖 2：沖積平原上坐落著多樣化的棲地，彼此緊密排列，形成特殊的鑲嵌地景。（森林 - 深綠色、水稻田 - 淡藍色、高草叢 - 淺綠色、旱田 - 橘色、草澤 - 黃色、池塘 - 深藍色）。橘線為穿越線調查線，綠線末端點則為定點調查位置。

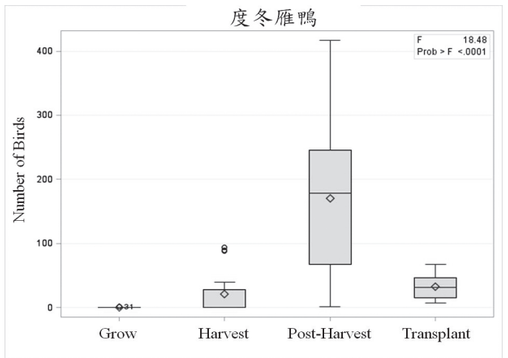


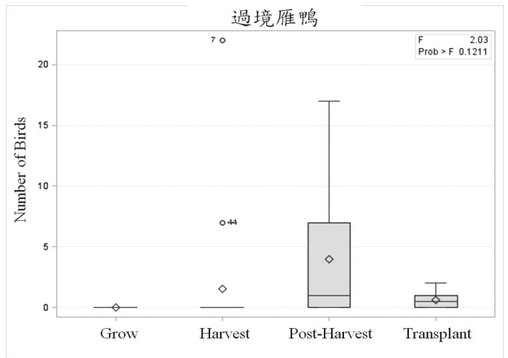
	春季	夏季	秋季	冬季
夏候鳥	3	7	2	1
過境鳥	37	2	15	19
冬候鳥	37	10	30	48
全年可見	35	33	36	35

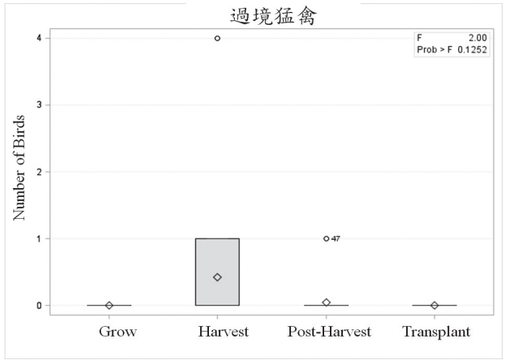
▲圖 3：各季節鳥種豐富度，與各留遷鳥類的組成，春季有最高的總豐富度。豐富度的差異主要來自於過境鳥及冬候鳥的種數，顯示出田寮洋驛站的特性，及對遷徙鳥類的重要性。

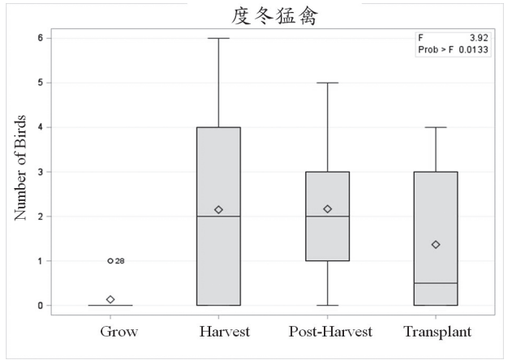


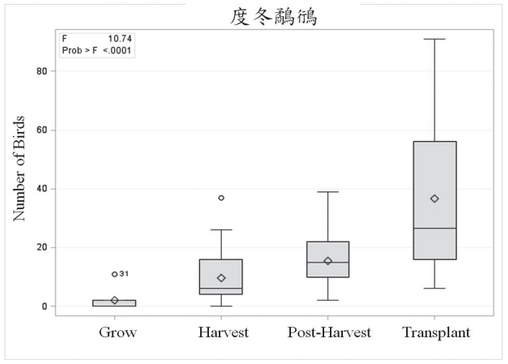


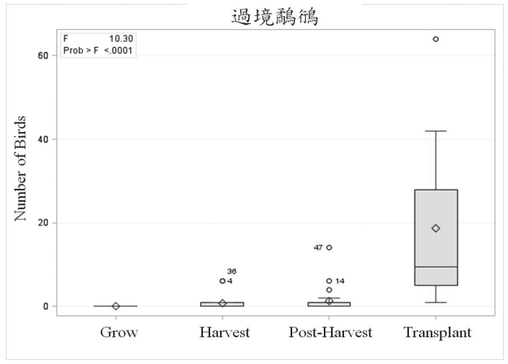




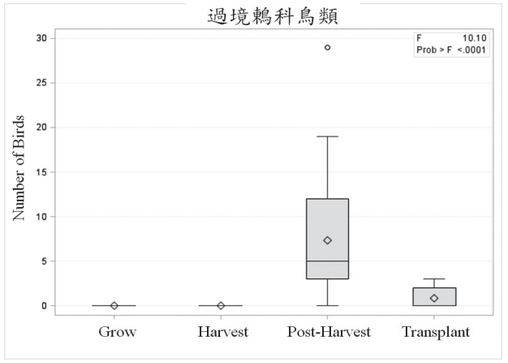


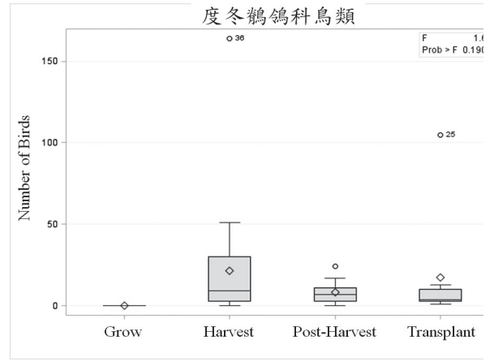


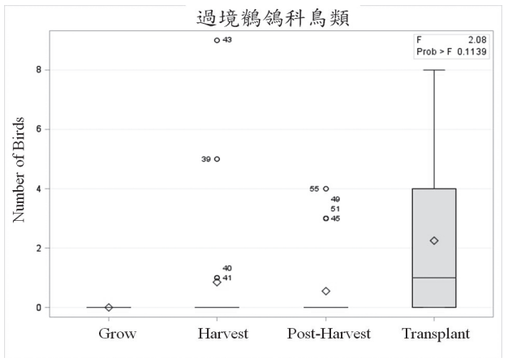


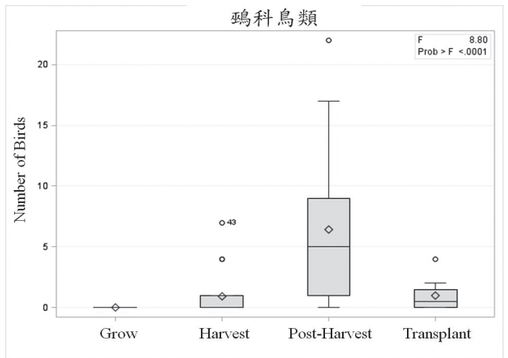


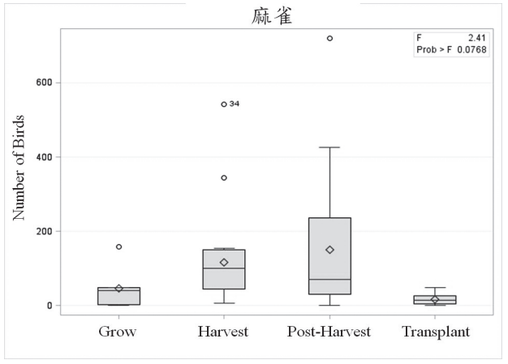
▲圖 4：各鳥類群於不同耕作期時期數量上的差異，每點代表進行一次調查所記錄到的該類鳥類數量。











▲圖 4：（續）各鳥類群於不同耕作期時期數量上的差異，每點代表進行一次調查所記錄到的該類鳥類數量。

表 1：田寮洋鳥類調查名錄，數值代表該季節物種被紀錄到的總隻數。

中文名	學名	春	夏	秋	冬	總和
鸊鷉科 Podicipediformes						
小鸊鷉	*Tachybaptusruficollis*	14	0	1	10	25
鸕鷀科 Phalacrocoracidae						
鸕鷀	*Phalacrocorax carbo*	0	0	0	3	3
鷺科 Ardeidae						
蒼鷺	*Ardea cinerea*	118	0	73	80	271
池鷺	*Ardeola bacchus*	0	2	1	7	10
黃頭鷺	*Bubulcus ibis*	199	233	907	275	1614
綠簑鷺	*Butorides striatus*	1	0	0	0	1
大白鷺	*Ardea alba*	43	10	83	40	176
小白鷺	*Egretta garzetta*	84	61	471	55	671
中白鷺	*Egretta intermedia*	58	65	92	92	307
黃小鷺	*Ixobrychus sinensis*	0	1	0	0	1
夜鷺	*Nycticorax nycticorax*	38	6	1	9	54
朱鷺科 Threskiornithidae						
埃及聖鷺	*Threskiornis aethiopicus*	3	0	0	0	3
雁鴨科 Anatidae						
鴛鴦	*Aix galericulata*	0	0	0	24	24
尖尾鴨	*Anas acuta*	2	0	0	49	51
琵嘴鴨	*Anas clypeata*	27	0	0	49	76
小水鴨	*Anas crecca*	1396	1	100	2696	4193
巴鴨	*Anas formosa*	0	0	0	2	2
赤頸鴨	*Anas penelope*	1	0	0	40	41
綠頭鴨	*Anas platyrhynchos*	11	0	0	271	282
花嘴鴨	*Anas poecilorhyncha*	305	51	307	356	1019
白眉鴨	*Anas querquedula*	2	0	0	0	2
赤膀鴨	*Anas strepera*	0	0	0	1	1
白額雁	*Anser albifrons*	2	0	0	0	2
紅頭潛鴨	*Aythya ferina*	0	0	0	15	15
鳳頭潛鴨	*Aythya fuligula*	0	0	0	9	9
斑背潛鴨	*Aythya marila*	0	0	0	2	2
鷹科 Accipitridae						
北雀鷹	*Accipiter nisus*	4	0	2	3	9

表 1：(續) 田寮洋鳥類調查名錄，數值代表該季節物種被紀錄到的總隻數。

中文名	學名	春	夏	秋	冬	總和
松雀鷹	*Accipiter virgatus*	0	0	5	1	6
赤腹鷹	*Accipiter soloensis*	0	0	2	0	2
鳳頭蒼鷹	*Accipiter trivirgatus*	3	0	4	1	8
灰面鷲鷹	*Butastur indicus*	0	0	5	1	6
鵟	*Buteo buteo*	3	0	0	5	8
黑鳶	*Milvus migrans*	30	8	23	46	107
大冠鷲	*Spilornis cheela*	15	3	13	13	44
黑翅鳶	*Elanus caeruleus*	0	0	0	1	1
鶚科 Pandionidae						
魚鷹	*Pandion haliaetus*	15	1	8	21	45
隼科 Falconidae						
遊隼	*Falco peregrinus*	0	0	2	5	7
紅隼	*Falco tinnunculus*	4	0	8	16	28
雉雞科 Galliformes						
竹雞	*Bambusicola thoracica*	2	3	2	6	13
鵪鶉	*Coturnix japonica*	0	0	0	1	1
鶴科 Gruidae						
白頭鶴	*Grus monacha*	4	0	0	0	4
秧雞科 Rallidae						
白腹秧雞	*Amaurornis phoenicurus*	1	0	0	1	2
白冠雞	*Fulica atra*	5	0	0	6	11
紅冠水雞	*Gallinula chloropus*	28	6	25	38	97
緋秧雞	*Porzana fusca*	0	3	0	0	3
灰腳秧雞	*Rallina eurizonoides*	0	1	2	0	3
彩鷸科 Rostratulidae						
彩鷸	*Rostratula benghalensis*	2	0	0	0	2
鴴科 Charadriidae						
東方環頸鴴	*Charadrius alexandrinus*	11	0	0	0	11
小環頸鴴	*Charadrius dubius*	130	5	25	64	224
劍鴴	*Charadrius placidus*	2	0	0	0	2
跳鴴	*Vanellus cinereus*	9	0	0	0	9
小辮鴴	*Vanellus vanellus*	16	0	2	15	33
金斑鴴	*Pluvialis dominica*	10	0	1	0	11

表 1：(續) 田寮洋鳥類調查名錄，數值代表該季節物種被紀錄到的總隻數。

中文名	學名	春	夏	秋	冬	總和
鷸科 Scolopacidae						
尖尾濱鷸	*Calidris acuminata*	64	0	0	0	64
黑腹濱鷸	*Calidris alpina*	3	0	6	0	9
彎嘴濱鷸	*Calidris ferruginea*	1	0	0	0	1
紅胸濱鷸	*Calidris ruficollis*	8	0	0	0	8
長趾濱鷸	*Calidris subminuta*	8	0	5	0	13
丹氏濱鷸	*Calidris temminckii*	2	0	0	0	2
田鷸	*Capella gallinago*	117	0	23	28	168
寬嘴鷸	*Limicola falcinellus*	1	0	0	0	1
黑尾鷸	*Limosa limosa*	1	0	0	0	1
中杓鷸	*Numenius phaeopus*	1	0	0	0	1
鷹斑鷸	*Tringa glareola*	94	3	18	1	116
磯鷸	*Actitis hypoleucos*	22	0	16	27	65
青足鷸	*Tringa nebularia*	23	0	1	0	24
白腰草鷸	*Tringa ochropus*	63	2	30	103	198
小青足鷸	*Tringa stagnatilis*	2	0	0	0	2
赤足鷸	*Tringa totanus*	4	0	0	0	4
長腳鷸科 Recurvirostridae						
高蹺鴴	*Himantopu shimantopus*	7	4	58	6	75
燕鴴科 Glareolidae						
燕鴴	*Glareola maldivarum*	6	0	0	0	6
鷗科 Laridae						
黑腹燕鷗	*Sterna acuticauda*	0	6	0	0	6
鳩鴿科 Columbidae						
翠翼鳩	*Chalcophap sindica*	1	0	0	0	1
家鴿	*Columba livia*	0	0	3	0	3
珠頸斑鳩	*Streptopelia chinensis*	5	4	17	1	27
金背鳩	*Streptopelia orientalis*	1	0	12	104	117
紅鳩	*Streptopelia tranquebarica*	21	11	137	41	210
杜鵑科 Cuculidae						
番鵑	*Centropus bengalensis*	7	8	22	6	43
中杜鵑	*Cuculus optatus*	1	4	0	0	5
鷹鵑	*Cuculus sparverioides*	0	1	0	0	1

表 1：(續) 田寮洋鳥類調查名錄，數值代表該季節物種被紀錄到的總隻數。

中文名	學名	春	夏	秋	冬	總和
雨燕科 Apodidae						
小雨燕	*Hirundapu scaudacutus*	3	2	9	38	52
翠鳥科 Alcedinidae						
翠鳥	*Alcedo atthis*	0	2	6	4	12
鬚鴷科 Capitonidae						
五色鳥	*Megalaima nuchalis*	10	12	14	20	56
百靈科 Alaudidae						
雲雀	*Alauda arvensis*	37	0	6	27	70
燕科 Hirundinidae						
家燕	*Hirundo rustica*	161	118	89	7	375
赤腰燕	*Hirundo striolata*	5	20	13	5	43
洋燕	*Hirundo tahitica*	23	64	127	66	280
棕沙燕	*Riparia paludicola*	151	27	52	257	487
金腰燕	*Hirundo daurica*	0	0	4	0	4
卷尾科 Dicruridae						
大卷尾	*Dicrurus macrocercus*	52	32	120	38	242
鴉科 Corvidae						
禿鼻鴉	*Corvus frugilegus*	2	0	0	0	2
樹鵲	*Dendrocitta formosae*	45	49	58	79	231
喜鵲	*Pica pica*	2	0	0	0	2
台灣藍鵲	*Urocissa caerulea*	68	12	10	53	143
噪鶥科 Leiothrichidae						
繡眼畫眉	*Alcippe morrisonia*	12	0	10	25	47
畫眉	*Leucodioptron taewanum*	2	1	0	0	3
畫眉科 Timaliidae						
大彎嘴	*Pomatorhinus erythrogenys*	7	3	6	7	23
小彎嘴	*Pomatorhinus musicus*	26	8	22	30	86
山紅頭	*Stachyridopsis ruficeps*	15	3	7	14	39
鵯科 Pycnonotidae						
紅嘴黑鵯	*Hypsipetes leucocephalus*	37	54	12	14	117
白頭翁	*Pycnonotus sinensis*	142	67	129	282	620
鶲科 Muscicapidae						
野鴝	*Luscinia calliope*	2	0	0	6	8

表 1：(續) 田寮洋鳥類調查名錄，數值代表該季節物種被紀錄到的總隻數。

中文名	學名	春	夏	秋	冬	總和
藍磯鶇	*Monticola solitarius*	3	0	2	1	6
紫嘯鶇	*Myiophoneus insularis*	4	1	3	0	8
黃尾鴝	*Phoenicurus auroreus*	2	0	0	33	35
黑喉鴝	*Saxicola torquatus*	2	0	1	22	25
鶇科 Turdidae						
赤腹鶇	*Turdus chrysolaus*	0	0	0	10	10
斑點鶇	*Turdus eunomus*	19	0	0	44	63
白腹鶇	*Turdus pallidus*	13	0	0	87	100
虎鶇	*Zoothera dauma*	1	0	0	2	3
葦鶯科 Acrocephalidae						
大葦鶯	*Acrocephalus orientalis*	0	0	0	2	2
樹鶯科 Cettiidae						
短翅樹鶯	*Cettia canturians*	9	0	0	2	11
扇尾鶯科 Cisticolidae						
黃頭扇尾鶯	*Cisticolaexilis*	0	0	1	0	1
棕扇尾鶯	*Cisticola juncidis*	0	0	0	3	3
灰頭鷦鶯	*Prinia flaviventris*	1	0	1	6	8
褐頭鷦鶯	*Prinia subflava*	0	0	0	7	7
柳鶯科 Phylloscopidae						
極北柳鶯	*Phylloscopus borealis*	29	26	29	12	96
黃眉柳鶯	*Phylloscopus inornatus*	45	30	70	100	245
王鶲科 Monarchidae						
黑枕藍鶲	*Hypothymis azurea*	5	4	2	4	15
鶺鴒科 Motacillidae						
赤喉鷚	*Anthus cervinus*	12	0	6	18	36
白背鷚	*Anthus gustavi*	1	0	1	0	2
樹鷚	*Anthus hodgsoni*	15	0	1	61	77
大花鷚	*Anthus richardi*	0	0	0	5	5
黃腹鷚	*Anthus rubescens*	9	0	0	0	9
白鶺鴒	*Motacilla alba*	19	0	2	25	46
灰鶺鴒	*Motacilla cinerea*	21	0	19	28	68
黃鶺鴒	*Motacilla flava*	134	0	366	42	542
伯勞科 Laniidae						

表 1：(續) 田寮洋鳥類調查名錄，數值代表該季節物種被紀錄到的總隻數。

中文名	學名	春	夏	秋	冬	總和
紅頭伯勞	*Lanius bucephalus*	1	0	0	0	1
紅尾伯勞	*Lanius cristatus*	8	0	9	11	28
棕背伯勞	*Lanius schach*	5	1	7	6	19
椋鳥科 Sturnidae						
家八哥	*Acridotheres tristis*	9	0	12	5	26
白尾八哥	*Acridotheres javanicus*	3	6	97	8	114
黑領椋鳥	*Sturnus nigricollis*	5	0	0	0	5
灰椋鳥	*Sturnus cineraceus*	0	0	4	18	22
小椋鳥	*Sturnus philippensis*	1	0	0	0	1
絲光椋鳥	*Sturnus sericeus*	3	0	0	1	4
歐洲椋鳥	*Sturnus vulgaris*	0	0	0	2	2

表 2：田寮洋鳥類棲地偏好百分比例，將所有目擊的鳥類記錄其地點，轉化成棲地類型及偏好的百分比，比例大於 50% 以顏色標明。出現次數僅有 1 次的鳥種不納入此分析。

中文名	學名	池塘	溪流	水稻田	樹林	高草叢	草澤	筊白筍田	人為建築	旱田
小鸊鷉	*Tachybaptus ruficollis*	58	33	8	0	0	0	0	0	0
鸕鷀	*Phalacrocorax carbo*	0	100	0	0	0	0	0	0	0
蒼鷺	*Ardea cinerea*	70	24	3	1	0	0	0	1	1
池鷺	*Ardeola bacchus*	0	0	88	0	0	13	0	0	0
黃頭鷺	*Bubulcus ibis*	31	0	62	1	0	2	1	0	3
綠簑鷺	*Butorides striatus*	0	100	0	0	0	0	0	0	0
大白鷺	*Ardea alba*	58	7	20	10	0	4	0	1	0
小白鷺	*Egretta garzetta*	33	1	45	3	0	18	0	1	0
中白鷺	*Egretta intermedia*	14	0	79	0	0	2	4	0	1
黃小鷺	*Ixobrychus sinensis*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
夜鷺	*Nycticorax nycticorax*	0	60	40	0	0	0	0	0	0
埃及聖鷺	*Threskiornis aethiopicus*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
尖尾鴨	*Anas acuta*	71	29	0	0	0	0	0	0	0
琵嘴鴨	*Anas clypeata*	84	0	16	0	0	0	0	0	0
小水鴨	*Anas crecca*	91	0	9	0	0	0	0	0	0
巴鴨	*Anas formosa*	100	0	0	0	0	0	0	0	0
赤頸鴨	*Anas penelope*	100	0	0	0	0	0	0	0	0
綠頭鴨	*Anas platyrhynchos*	95	5	0	0	0	0	0	0	0
花嘴鴨	*Anas poecilorhyncha*	77	12	9	0	0	0	0	2	0
白眉鴨	*Anas querquedula*	100	0	0	0	0	0	0	0	0
白額雁	*Anser albifrons*	50	0	50	0	0	0	0	0	0
紅頭潛鴨	*Aythya ferina*	100	0	0	0	0	0	0	0	0
鳳頭潛鴨	*Aythya fuligula*	100	0	0	0	0	0	0	0	0
斑背潛鴨	*Aythya marila*	100	0	0	0	0	0	0	0	0
北雀鷹	*Accipiter nisus*	0	0	0	100	0	0	0	0	0
松雀鷹	*Accipiter virgatus*	0	0	0	100	0	0	0	0	0
鳳頭蒼鷹	*Accipiter trivirgatus*	0	0	0	100	0	0	0	0	0
黑鳶	*Milvus migrans*	0	0	0	100	0	0	0	0	0
大冠鷲	*Spilornis cheela*	0	0	0	56	0	11	0	0	33
黑翅鳶	*Elanus caeruleus*	0	0	0	0	0	0	0	0	100
魚鷹	*Pandion haliaetus*	0	100	0	0	0	0	0	0	0
紅隼	*Falco tinnunculus*	0	0	17	67	17	0	0	0	0

表 2：(續) 田寮洋鳥類棲地偏好百分比例，將所有目擊的鳥類記錄其地點，轉化成棲地類型及偏好的百分比，比例大於 50% 以顏色標明。出現次數僅有 1 次的鳥種不納入此分析。

中文名	學名	池塘	溪流	水稻田	樹林	高草叢	草澤	筊白筍田	人為建築	旱田
竹雞	*Bambusicola thoracica*	0	0	0	100	0	0	0	0	0
白頭鶴	*Grus monacha*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
白腹秧雞	*Amaurornis phoenicurus*	0	0	0	0	0	0	100	0	0
白冠雞	*Fulica atra*	50	0	50	0	0	0	0	0	0
紅冠水雞	*Gallinula chloropus*	43	0	51	0	0	0	7	0	0
緋秧雞	*Porzana fusca*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
彩鷸	*Rostratula benghalensis*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
東方環頸鴴	*Charadrius alexandrinus*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
小環頸鴴	*Charadrius dubius*	0	0	98	0	0	0	0	0	2
劍鴴	*Charadrius placidus*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
跳鴴	*Vanellus cinereus*	0	0	71	0	0	0	0	29	0
金斑鴴	*Pluvialis dominica*	0	0	91	0	0	0	0	0	9
小辮鴴	*Vanellus vanellus*	7	0	93	0	0	0	0	0	0
尖尾濱鷸	*Calidris acuminata*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
黑腹濱鷸	*Calidris alpina*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
彎嘴濱鷸	*Calidris ferruginea*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
紅胸濱鷸	*Calidris ruficollis*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
長趾濱鷸	*Calidris subminuta*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
丹氏濱鷸	*Calidris temminckii*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
田鷸	*Capella gallinago*	0	0	63	0	3	2	32	0	0
寬嘴鷸	*Limicola falcinellus*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
鷹斑鷸	*Tringa glareola*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
磯鷸	*Actitis hypoleucos*	8	8	79	0	0	0	3	3	0
青足鷸	*Tringa nebularia*	0	11	89	0	0	0	0	0	0
白腰草鷸	*Tringa ochropus*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
小青足鷸	*Tringa stagnatilis*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
赤足鷸	*Tringa totanus*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
高蹺鴴	*Himantopus himantopus*	21	0	79	0	0	0	0	0	0
燕鴴	*Glareola maldivarum*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
黑腹燕鷗	*Sterna acuticauda*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
珠頸斑鳩	*Streptopelia chinensis*	0	0	90	7	0	0	0	1	2
金背鳩	*Streptopelia orientalis*	0	0	48	39	0	0	0	0	12

表 2：(續) 田察洋鳥類棲地偏好百分比例，將所有目擊的鳥類記錄其地點，轉化成棲地類型及偏好的百分比，比例大於 50% 以顏色標明。出現次數僅有 1 次的鳥種不納入此分析。

中文名	學名	池塘	溪流	水稻田	樹林	高草叢	草澤	筊白筍田	人為建築	旱田
紅鳩	*Streptopelia tranquebarica*	0	0	34	15	0	0	0	7	45
番鵑	*Centropus bengalensis*	0	0	0	0	50	38	0	0	13
翠鳥	*Alcedo atthis*	0	83	17	0	0	0	0	0	0
五色鳥	*Megalaima nuchalis*	0	0	0	100	0	0	0	0	0
雲雀	*Alauda arvensis*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
家燕	*Hirundo rustica*	0	0	0	4	0	0	0	54	42
赤腰燕	*Hirundo striolata*	0	0	0	0	0	0	0	100	0
洋燕	*Hirundo tahitica*	0	0	7	11	0	0	0	78	4
棕沙燕	*Riparia paludicola*	0	0	33	0	0	0	0	67	0
大卷尾	*Dicrurus macrocercus*	1	0	8	30	11	1	0	14	36
樹鵲	*Dendrocitta formosae*	0	0	0	86	0	0	0	4	11
台灣藍鵲	*Urocissa caerulea*	0	0	0	81	2	0	0	1	16
繡眼畫眉	*Alcippe morrisonia*	0	0	0	100	0	0	0	0	0
畫眉	*Leucodioptron taewanum*	0	0	0	0	100	0	0	0	0
大彎嘴	*Pomatorhinus erythrogenys*	0	0	0	100	0	0	0	0	0
小彎嘴	*Pomatorhinus musicus*	0	0	0	71	29	0	0	0	0
山紅頭	*Stachyridopsis ruficeps*	0	0	0	50	50	0	0	0	0
紅嘴黑鵯	*Hypsipetes leucocephalus*	0	0	0	93	0	0	0	0	7
白頭翁	*Pycnonotus sinensis*	0	0	0	23	59	0	0	2	16
野鴝	*Luscinia calliope*	0	0	25	0	75	0	0	0	0
藍磯鶇	*Monticola solitarius*	0	0	0	0	0	0	0	100	0
台灣紫嘯鶇	*Myiophoneus insularis*	0	20	0	80	0	0	0	0	0
黃尾鴝	*Phoenicurus auroreus*	0	0	18	45	5	0	0	0	32
黑喉鴝	*Saxicola torquatus*	5	0	80	0	0	15	0	0	0
赤腹鶇	*Turdus chrysolaus*	0	0	75	25	0	0	0	0	0
虎鶇	*Zoothera dauma*	0	0	0	100	0	0	0	0	0
紅尾鶇	*Turdus naumanni*	0	0	71	0	0	0	29	0	0
斑點鶇	*Turdus eunomus*	0	0	71	0	0	4	0	0	24
白腹鶇	*Turdus pallidus*	0	0	25	25	0	3	0	0	47
灰頭鷦鶯	*Prinia flaviventris*	7	0	20	7	20	40	0	0	7
褐頭鷦鶯	*Prinia subflava*	0	0	34	3	38	20	2	0	2
黑枕藍鶲	*Hypothymis azurea*	0	0	0	100	0	0	0	0	0

表 2：(續) 田察洋鳥類棲地偏好百分比例，將所有目擊的鳥類記錄其地點，轉化成棲地類型及偏好的百分比，比例大於 50% 以顏色標明。出現次數僅有 1 次的鳥種不納入此分析。

中文名	學名	池塘	溪流	水稻田	樹林	高草叢	草澤	筊白筍田	人為建築	旱田
赤喉鷚	*Anthus cervinus*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
白背鷚	*Anthus gustavi*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
樹鷚	*Anthus hodgsoni*	0	0	19	5	0	0	0	0	77
大花鷚	*Anthus richardi*	0	0	80	0	0	0	0	0	20
黃腹鷚	*Anthus rubescens*	0	0	91	0	0	0	0	0	9
白鶺鴒	*Motacilla alba*	0	0	97	0	0	0	0	0	3
灰鶺鴒	*Motacilla cinerea*	0	0	77	7	0	2	0	0	14
黃鶺鴒	*Motacilla flava*	0	0	94	1	0	0	0	0	4
紅頭伯勞	*Lanius bucephalus*	0	0	0	0	0	0	0	0	100
紅尾伯勞	*Lanius cristatus*	0	0	10	24	24	5	0	0	38
棕背伯勞	*Lanius schach*	0	0	0	0	45	9	0	0	45
家八哥	*Acridotheres tristis*	0	0	0	17	0	0	0	25	58
白尾八哥	*Acridotheres javanicus*	0	0	4	0	0	0	0	78	17
灰椋鳥	*Sturnus cineraceus*	0	0	6	0	0	0	0	0	94
小椋鳥	*Sturnus philippensis*	0	0	0	0	0	0	0	0	100
絲光椋鳥	*Sturnus sericeus*	0	0	75	25	0	0	0	0	0
歐洲椋鳥	*Sturnus vulgaris*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
綠繡眼	*Zosterops japonicus*	0	0	0	99	0	0	0	1	0
斑文鳥	*Lonchura punctulata*	0	0	42	0	55	3	0	0	0
白腰文鳥	*Lonchura striata*	0	0	75	0	25	0	0	0	0
金翅雀	*Carduelis sinica*	0	0	0	100	0	0	0	0	0
花雀	*Fringilla montifringilla*	0	0	0	100	0	0	0	0	0
赤胸鵐	*Emberiza fucata*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
葦鵐	*Emberiza pallasi*	0	0	100	0	0	0	0	0	0
小鵐	*Emberiza pusilla*	0	0	83	0	8	0	0	0	8
黑臉鵐	*Emberiza spodocephala*	0	0	46	15	25	0	0	0	14
麻雀	*Passer montanus*	0	0	30	4	41	0	5	5	16

對於百多年前台灣的鳥類相，我們能從歐美學者的眼中知道多少？

柯智仁

行政院農業委員會特有生物研究保育中心（通訊作者 jeromeko.tw@gmail.com）

摘要

十九世紀時，當歐美的自然史學者來到台灣的土地上，他們不僅向世界發表新發現的物種，同時也為當時各鳥種的族群狀態留下文字敘述。本文藉由回顧 1859 年至 1912 年由歐美學者發表的期刊文獻，將 95 種台灣繁殖鳥類的族群狀態歸類為全島分布與局部分布兩種類別，以及最優勢（8 種）、普遍（49 種）、數量豐富（19 種）、分布廣泛（5 種）、不普遍（9 種）、稀有（5 種），共六種數量等級。文中亦列出 5 種鳥類，因其物種辨識（大冠鷲、熊鷹、蒼燕鷗）、族群狀態（八哥），以及族群分布（白頭鶇）在自然史學者之間或與現今認知有明顯落差，於文中討論之。根據本研究結果，可大略描繪出百年前從高雄與淡水踏上福爾摩莎的人們所會有的鳥類印象。同時，建構台灣農業現代化與工業化之前的鳥類群聚樣貌，亦可作為鳥類保育與生態復育的保育目標決策參考。

關鍵詞：史溫侯、拉圖雪、繁殖鳥類、族群狀態、歷史文獻

Revealing Formosa’s historical breeding avifauna from notes by the Western naturalists who rambled across the island in the 19th century

Chie-Jen Ko

Taiwan Endemic Species Research Institute (Corresponding author: jeromeko.tw@gmail.com)

Abstract

During the 19th century, when Western naturalists set foot on the island of Formosa searching for new species to present to the world, many also left sketches of the status of the birds they met. This paper review journal papers published during 1859-1912 by European or American naturalists, and transformed their field notes into categorized population status of 95 breeding birds in Formosa. The population status category has two levels, the first level describe seach bird species’ distribution on the island with 2 categories: island-wide and restricted geographic distribution; and the second level describing its population status with 6 categories: prevailing (8 sp.), common (49 sp.), abundant(19 sp.), throughout (5 sp.), uncommon (9 sp.), and rare (5 sp.). Another 5 species were discussed separately due to obvious difference between individual naturalist or current knowledge, this includes issues of species identity, observation of population status and geographic distribution. Understanding the historical avifauna that inhabits the island before industrialization, provides baseline information for bird conservation and ecosystem restoration.

Keyword: Swinhoe, La Touche, breeding birds, population status, historical literatures

前言

鳥類可說是當今學術界了解最透徹的生物類群之一。然而，現今的台灣鳥類族群狀態，是經歷了農業現代化與工業都市化的影響後所形塑而成的樣貌。那麼，在這之前，比如說 20 世紀以前的傳統農業社會中，鳥類的分布與相對數量關係是否和現在仍是相似的呢？百多年來的環境變化是如此顯著，否定的答案幾乎是肯定的。接著更令人好奇的則是：既然應該會不一樣，那到底有多不一樣？又是哪些鳥種不一樣？近年來研究台灣鳥類研究歷史資料的文獻探討了鳥種的發現歷史與紀錄（吳永華 2007, 林文宏 1997, 劉克襄 1998），然而對於文獻中各鳥種的族群狀態描述則較少著墨。

建立一地區的鳥類族群狀態的方法，一般會根據鳥類地圖誌（bird atlas）等大範圍標準化調查資料，而在資料缺乏時則根據專家意見給定。現今台灣最具公信力的鳥類族群狀態參考來源為台灣鳥類誌（劉小如等 2010）與由中華民國鳥類學會鳥類紀錄委員會定期更新的台灣鳥類名錄（楊玉祥等 2014）。兩者均為整合專家意見後，將各鳥種的族群狀態歸於三種類別：普遍（common）、不普遍（uncommon），以及稀有（rare）（中華民國野鳥學會 2010）。十九世紀時台灣雖沒有提供各鳥種族群狀態的鳥類名錄，但如史溫侯（Robert Swinhoe）與拉圖雪（John David Digues La Touche）等曾在台灣長期居留的自然學者（300 天以上），在其發表的文章與通信紀錄中時常說明了他們對於各鳥種是普遍還是稀有的看法。依此，本文欲藉由歷史文獻中歐美鳥類學者對台灣各繁殖鳥種的族群狀態的描述，探討百年前台灣的繁殖鳥類群聚樣貌。

研究方法

本文回顧發表於 1859 年至 1912 年間，由十九世紀來台的歐美學者針對台灣鳥類發表的期刊文章，以判定各繁殖鳥種其十九世紀的族群狀態。其中，尤其著重實際在台灣長期採集與觀察的史溫侯與拉圖雪此兩人的觀察意見所匯集的發表文章與通信紀錄。另外兩位來台長期採集的歐美鳥類學者：霍斯特（Augustus P. Holst）與古費洛（Walter Goodfellow），雖本人沒有發表台灣鳥類相關的期刊文章，但在拉圖雪與格蘭特（William Robert Olivie-Grant）等人所發表的文章中會引述該兩人對各鳥種的現地描述，本文亦將其專家意見納入本研究結果中。

根據文字描述所能建構的族群狀態，將其分為二種類別六種等級。二種類別包括台灣本島族群狀態與局部地區族群狀態。六種等級從稀有至優勢的族群狀態依序為：稀有（rare）、不普遍（uncommon）、廣泛分布（throughout）、數量豐富（abundant）、普遍（common），以及最優勢（prevailing）。每個物種的族群狀態等級認定，均依據參考文獻中所採用的英文詞與同義詞詞義，將其歸於六種等級之中。各個族群狀態於稀有至優勢的順序認定原

則說明如下。稀有與不普遍的詞義頗為直觀，應無爭議。廣泛分布僅描繪出對象物種於多個分散地點出現，但無數量上的含意。因此，依據保守原則將廣泛分布認定為數量多寡順序低於其後 3 個具有數量眾多含意的族群狀態等級。對於數量豐富、普遍，以及最優勢此 3 個等級之間的優勢順序，牛津英語詞與同義詞詞典（The Pocket Oxford Dictionary and Thesaurus）（Jewell 2006）中認為數量豐富的敘述大都來自特定地點的觀察；當數量豐富到相當程度後，則可稱之為普遍；而不論是數量豐富或普遍，都不如「最優勢」如此明確的表達出數量上的優勢性。本研究因此依據上述原則決定各族群狀態之間的優勢順序（表 1）。

本研究以繁殖鳥種為研究對象，繁殖鳥種的認定依據楊玉祥等（2014）。選定繁殖鳥類而暫不納入其他遷徙屬性的鳥種，乃考量繁殖鳥種多為當年自然史學者眼中潛在的新種或特有種，因此在辨別與描述上會多加著墨的優勢。

表 1：以 Swinhoe（1863a）對 7 種鳥種的描述與族群狀態判別為例。

鳥種	歷史文獻中的描述	族群狀態判別
黃小鷺	*"I only procured one of this species, and that was in April in Tamsuy. It would appear to be rare in Formosa."*	稀有 rare
赤腹山雀	*"It appears on the island of Formosa to be entirely restricted to the interior mountain-chain, where it is said to be by no means common. I have never found it on the cultivated hills, nor yet in the plantations on the plains; and, strange to say, no species of Parus whatever occurs to take its place there."*	不普遍 uncommon
環頸雉	*"...found throughout the plains and lower hill."*	廣泛分佈 throughout
白腰文鳥	*"In Formosa this is an abundant resident species, being met with in all plantations throughout the low country in small parties."*	數量豐富 abundant
黑枕藍鶲	*"This is the common flycatcher of Formosa, and is, I think, a resident species..."*	普遍 common
珠頸斑鳩	*"The ordinary resident Turtledove of all North China, from Canton to Shanghai, is also the prevailing species throughout Formosa."*	最優勢 prevailing
白環鸚嘴鵯	*"From the high ranges of Formosa my hunters brought me a solitary specimen... I have unfortunately only this one..."*	無法判別 unknown

研究結果

在現今於台灣本島與澎湖群島有繁殖族群的 165 種鳥類中（不包含虎斑地鵏的繁殖亞種 *Zoothera dauma dauma*），由歐美等非日語國家的學者與自然觀察者的台灣鳥類有 144 種（87%），並有 99 種（60%）有可作為族群狀態參考的文字描述，其餘 21 種（13%）截至 1912 年尚未被發現或建立繁殖族群（附錄一）。在這 99 種之中，有 95 種繁殖鳥類可明確判定族群狀態（表 2），餘下 4 種鳥類為文字描述上雖能判別族群狀態，但於種類判定上有待確認：包括大冠鷲、熊鷹，以及蒼燕鷗；或族群狀態於自然史學者之間的判斷有衝突的八哥。

表 2：十九世紀台灣本島族群與局部地區族群的六種族群狀態鳥種數。

族群狀態分級	典型原文敘述	鳥種數 本島族群	鳥種數 局部族群
稀有 Rare	rare	5	0
不普遍 Uncommon	uncommon, not rare, often came across, by no means common	8	1
廣泛分布 Throughout	throughout, found on most of the（habitat）	5	0
數量豐富 Abundant	abundant, very/great/extremely abundant, plentiful, most numerous, abounds, very large flocks	12	7
普遍 Common	common, very/seems common, not uncommon,（described as more numerous than a common species）	38	11
最優勢 Prevailing	prevailing, most common, commonest, excessively common	7	1
小計		**75**	**20**
總計		**95**	

一、本島族群狀態

優勢鳥種

首先，珠頸斑鳩、麻雀、棕扇尾鶯、台灣畫眉、綠繡眼、大卷尾，以及棕背伯勞等屬於最優適鳥種。能被列為最優勢的鳥種，可以想像應為最容易遇到的鳥種。其中大卷尾與台灣畫眉，更是可稱為「*幾乎無所不在*」：這在史溫侯對大卷尾的描述「*在這裡的所有地方，不論南北，幾乎每一隻你遇見的鳥都是大卷尾（Here, in all parts, both north and south, almost every bird you meet with is a Black Drongo.）*」（Swinhoe 1863b）；以及拉圖雪對台灣畫眉的描述「在福爾摩莎的平地與低海拔丘陵數量極度豐富。不論是山谷裡或平原上，每一叢聚落旁的樹林或密竹林之中，只要是植被足以提供其躲藏與覓食的環境，都棲息著這種喧鬧有趣的鳥類 *（is extremely abundant all over the lowlands and lower hills of Formosa. Not a village grove or bamboo copse in the valleys or plains but shelters some of these cheerful and interesting birds, wherever the cover affords them shade and good hunting grounds.）*」（La Touche 1903），都可以感受到這 2 種鳥類的優勢程度。

普遍鳥種

在平地的開墾地區遊走時，黑枕藍鶲、小雲雀、番鵑、白鶺鴒、小彎嘴、褐頭鷦鶯、黃鸝、赤腰燕、棕三趾鶉以及黑鳶，都是普遍鳥種；開闊的溼地水域環境，普遍鳥種有小白鷺、翠鳥、東方環頸鴴、夜鷺，以及大白鷺；往低海拔山區前進，在灌叢與高草叢密生的環境有山紅頭、灰頭鷦鶯、粉紅鸚嘴、白環鸚嘴鵯，以及金背鳩；進入森林後則是紅嘴黑鵯、繡眼畫眉、五色鳥、樹鵲、頭烏線、灰喉山椒鳥、竹雞，以及大彎嘴；溪澗河流常見鉛色水鶇與河烏；再往中高海拔而去，白耳畫眉、青背山雀、紅頭山雀、煤山雀、火冠戴菊鳥，以及星鴉都被認為是普遍鳥種。

數量豐富鳥種

不見得普遍易見，但數量上豐富的令人印象深刻的鳥種中，在海岸、人類聚落，以及農田中的有藍磯鶇、白頭翁、家燕、黃頭鷺、斑文鳥、白腰文鳥、栗小鷺、綠簑鷺、小環頸鴴、小鸊鷉；若是上到中海拔山區，則有大群的冠羽畫眉。

分布廣泛

有些鳥種稱不上普遍易見，數量也非令人印象深刻地多，但在全島分布廣泛。這包括周邊海域的玄燕鷗、水域溼地的紅冠水雞、旱地荒原中的環頸雉，以及森林裡的小啄木與朱鸝等。

不普遍鳥種

不普遍的鳥種，包括巨嘴鴉、赤腹山雀、褐林鴞、小翼鶇、白眉林鴝、栗背林鴝、灰鶯，以及褐鶯。

稀有鳥種

被認為是稀有的鳥種，包括平地溼地的黃小鸝、中海拔山區的台灣白喉噪眉、棕噪眉、紅胸啄花，以及高海拔的帝雉。

二、局部地區族群狀態

有些物種的族群狀態有集中在特定區域的現象，這類鳥種我將其歸類於局部地區族群狀態之中描述。

局部地區優勢鳥種

被描述為最優勢的鳥種是烏頭翁，但依據的觀察範圍侷限於恆春半島（當時東部地區的鳥類相罕有紀錄）。

局部地區普遍鳥種

可分為北部普遍南部稀有、南部普遍北部稀有，以及僅在澎湖群島普遍分布。北部普遍但南部稀有的鳥種，包括沿岸海域的鳳頭燕鷗；開墾環境的北方中杜鵑、黃頭扇尾鶯、斑紋鷦鶯；以及茂密森林內的台灣紫嘯鶇與台灣藍鵲。相對的，於南部普遍但北部稀有的鳥類，則有開墾環境的小雨燕；溼地草澤的白腹秧雞；還有茂密森林裡的綠鳩與翠翼鳩。白眉燕鷗則於澎湖群島普遍易見。

局部地區數量豐富鳥種

此類鳥種均位於西南部（台南至高雄一帶），包括開墾環境的喜鵲、紅鳩、台灣夜鷹、燕鴴；高草荒原中的林三趾鶉；以及溼地草澤的彩鷸與緋秧雞。

局部地區不普遍鳥種

西南部草澤稻田中的董雞。

討論

在十九世紀鳥類學者所發表的 144 種鳥類之中，有 99 種是具有鳥類族群狀態描述的，可見當時的鳥類學者除了尋找未曾被科學界所發表的新種以外，亦試圖讓讀者對台灣的鳥類數量相對關係有所想像。由歷史文獻中獲得的鳥類族群狀態有其重要性亦有其須謹慎看待之處。本文討論地理涵蓋上的限制，族群狀態判定上的不確定性，以及其他待討論的物種族群狀態。

一、中台灣、東台灣、高海拔資料的缺乏

十九世紀的鳥類族群狀態，可能無法代表完整的台灣本島的狀況。本文所主要依據的鳥類族群狀態均來自史溫侯與拉圖雪，而此二人的駐點都在南北的四大通商港口（南部是打狗與台灣府，即今天的高雄與台南；北部則是淡水與基隆）。因此，現今約苗栗至雲林（包括南投）的台灣中部，與台灣東部的花蓮、台東，以及宜蘭的鳥類狀況，當時了解的非常少。山區也有同樣的限制：不僅自然史學者的步履所及範圍多限於海拔 1,000 公尺以下（吳永華 2007），明確的踏查地點也多僅於台北大屯山山區、高雄內門木柵山區（Baksa）、高雄六龜山區，以及屏東萬巒萬金庄山區（Bangkimtsing）。中高海拔的踏查，直到霍斯特與古費洛才有前往玉山中高海拔山區的紀錄，因此本文中的中高海拔鳥類的鳥類族群狀態多由他人轉述此二人的信件內容判定。如此的資料限制，表示當時若有局部分布於中台灣、東台灣，以及海拔 1,000 公尺以上的中高海拔鳥種，其族群狀態可能無法由本文的結果作為參考。

在資料的限制下，有些鳥種的族群狀態仍可明顯的看出與現今有所不同，尤其是過往普遍今日稀有的鳥種。比如，十九世紀時認為是最優勢物種的台灣畫眉現今不再隨處可見（2014 年台灣鳥類名錄的族群狀態列為不普遍）；還有當時被認為是南北均普遍易見的黃鸝與黑鳶，現今均為稀有鳥種（楊玉祥等 2014）。相對的，過往稀有的鳥種，如十九世紀時的黃小鸝與紅胸啄花，兩者於 2014 年台灣鳥類名錄的族群狀態均列為普遍，但其族群狀態的改變是因為過往的資料限制還是真正發生變化則不易肯定。台灣中部、東部，以及中高海拔的鳥類調查從 1895 年進入日治時期以後便快速展開，如堀川安市（1929）便整理了二十世紀初期台灣的鳥類於各州的分布紀錄，明確區分了宜蘭、花蓮廳等地理區。未來若能再彙整 1895 年至 1945 年之間，日治時期時日人所留下的各種鳥類相關期刊文獻、標本紀錄，以及鳥類敘述，將能再得出二十世紀初期的鳥類族群狀態，且在地理範圍的涵蓋上較為完整。

二、族群狀態認定上的不確定性

十九世紀時台灣鳥類研究才剛起步，來台灣採集的鳥類學者相當於是在沒有圖鑑或圖鑑不完整的情境下觀察著周遭的鳥類相，如此難免會發生錯誤或不確定的紀錄發表。舉例來說，史溫侯於 1863 年發表的紅頭綠鳩（Swinhoe 1863c），於 1866 年自己將其更正為綠鳩，原因為他在鳳山丘陵採獲真正的紅頭綠鳩標本之後才能明確的區分兩者（Swinhoe 1866b）。拉圖雪 1893 年前往屏東萬金庄鄰近海拔約 600 公尺高的丘陵森林採集時，在

11 月 15 日觀察到了大群的灰喉山椒鳥，並提到山椒鳥群後跟著兩隻大卷尾（La Touche 1895）- 顯然為小卷尾的誤認。拉圖雪個人所發表的三篇的台灣鳥類文獻中（不包括 1907 年與格蘭特共同發表的 On the Birds of the Island of Formosa）也都沒有提到小卷尾的紀錄，加深了拉圖雪不知道有小卷尾與大卷尾此二鳥種的區別的可能性（cf. La Touche 1895, 1898, 1903）。

除了物種辨識以外，多數來台的自然史學者都會同時前往中國或東南亞諸國進行採集，有時也會發生將別地的族群狀態錯置於台灣的鳥類身上的情形。池鷺是其中最明確的例子：史溫侯在 1863 年時生靈活現地描述池鷺的族群狀態為「*... 是華南與福爾摩莎的常駐留鳥，白晝時棲息在水稻田中，以蚱蜢與任何能夠捕捉到的獵物為食；夜晚時則至榕樹或其他大樹上夜棲*（*is a constant resident in South China and Formosa, frequenting wet paddy-fields during the day, where they feed on grasshoppers and almost anything they can catch, and roosting at night on the banyan and other large trees*）」（Swinhoe 1863c）；然而在 1871 年時再度自我更正說「*我在沒有足夠證據的情況下將（池鷺）列入福爾摩莎的鳥類名錄中。此物種在該島上沒有分布。*（*I entered it in my Formosan list on insufficient evidence. It has not occurred on that island.*）」（Swinhoe 1871）。現今我們知道池鷺在台灣的狀態是冬候鳥，但依據上述文獻，池鷺於台灣的首次紀錄年份為 1861 年或 1862 年的認知（林文宏 1997）則可能須再考證。

即使有上述的幾例錯誤，當年自然史學者的觀察紀錄並不會因此而失去可信度。拉圖雪對於許多鳥種的習性、族群狀態，以及鳴聲描述都非常深入；史溫侯更不吝於提出並更正自己過往的錯誤。本文在歷史族群狀態的判定過程中，在透過文獻比對避開上述的問題後，認為有 5 個繁殖鳥種的族群狀態值得單獨提出討論。本文將其分為三類：物種辨識（大冠鷲、熊鷹，以及蒼燕鷗）、族群狀態（八哥），以及族群分布（白頭鶇），以下討論之。

物種辨識討論

◆大冠鷲與熊鷹

現今的大冠鷲與熊鷹族群狀態可謂差異甚大，前者普遍易見，後者則稀有難尋。十九世紀時此二鳥種的族群狀態在史溫侯的描述中，熊鷹有 1862 年的採集紀錄但史溫侯本人沒有見過，族群狀態的描述為「*據漢人所述在丘陵區域不難見到（not unfrequently occurred），以野兔為食，甚至偶而獵捕幼鹿*」（Swinhoe 1863a）；大冠鷲的發現較熊鷹晚了 2 年（1864 年），而除打狗鳳山丘陵與於淡水向他人購得的標本紀錄以外（Swinhoe 1866b），史溫侯本人有在打狗六龜山區觀察到（Swinhoe 1866c），但始終未給予可參考的族群狀態描述。三十年後拉圖雪到台灣時，雖然他沒有採集到標本記錄，但留下頗為詳細的賞鳥日誌。拉圖雪在台灣南部山區與淡水均有此二種的觀察紀錄，如「*在木柵*（註：高雄內門）、*萬金庄*（註：屏東萬巒），*以及恆春半島均有觀察到某種鳳頭鷹（crested eagle）（學名給定的是熊鷹，但加上了問號）*」（La Touche 1895）、「*（在淡水）天空總是有鷹（eagle）盤旋著*（註：學名給定的是大冠鷲，但在敘述中提到他認為熊鷹也應該會出現在這裡的山區）」（La Touche 1898）。在 1903 的台灣陸域鳥類介紹中，拉圖雪進一步指出「*此二種鷹在中國稀有，但在此*（註：指台灣）*至少兩者其中之一應該是是普遍的*」，並描述了獵人們如何由跗蹠（tarsus）上是否覆有羽毛來辨別大冠鷲與熊鷹（La Touche 1903）。綜合上述，十九世紀時大冠鷲可能不如現今那麼普遍，熊鷹則很可能不如現今那麼稀有。但以百年前標本採集與遠距離辨識上的困難，目前難有明確的答案。值得一提的是，史溫侯與拉圖雪這兩位早期的自然史學者的主要觀察區幾乎都在港口城市（打狗與淡水），偶而前往的山區也均為 500 公尺以下的低海拔丘陵，在這樣的低頻度山區觀察經驗中，熊鷹卻是時常提到的猛禽，很可能顯示著熊鷹真的不如現今那麼稀有。

◆蒼燕鷗

蒼燕鷗在台灣鳥類名錄中的正式紀錄，是至 1911 年才由大島正滿與黑田長禮於綠島採集而列入的（林文宏 1997）。然而，也許早在 1858 年史溫侯便已經見到了蒼燕鷗，只是錯記為小燕鷗。該年史溫侯搭乘 HMS Inflexible 號航行台灣一周，並於 6 月 18 日時在蘇澳港北邊的北方澳丘陵觀察到「*數量龐大的小燕鷗們在陡峭懸崖上繁殖（vast numbers of these birds breeding on the precipitous sides of the cliffs）*」（Swinhoe 1859, 1871）。根據現今對小燕鷗繁殖生物學的了解，在峭壁上呈大群聚集繁殖並非小燕鷗的繁殖習性（洪崇航 2008）。相對的，蒼燕鷗的繁殖習性則符合此一描述（鄭謙遜 2008）。況且，不論體型或顏色，蒼燕鷗都與小燕鷗相似，尤其在小燕鷗非繁殖羽或幼鳥的嘴喙黑色時期（蕭木吉 2015）。若因此史溫侯紀錄的小燕鷗為蒼燕鷗的誤判，那麼蒼燕鷗很可能在台灣本島上有符合族群狀態達局部分布但數量豐富的條件，至少在蘇澳。

族群狀態討論

◆八哥

史溫侯在 1863 年時對八哥的敘述是「*普遍分布於福爾摩莎的平原上*」（Swinhoe 1863c）。拉圖雪在 1895 至南台灣時則說八哥「*在台灣府*（註：今台南）*與打狗東側的平原非常不普遍（very uncommon in the plains east of Taiwanfu and Takow）*」（La Touche 1895），1898 年時更說八哥在台灣北部「甚至比福爾摩莎南部還少」（La Touche 1898）。兩位十九世紀最重要的台灣鳥類學者對同一鳥種做出完全相反的族群狀態敘述頗令人玩味。更有甚者，拉圖雪 1903 年發表的台灣陸生鳥類一文中更說他「*相當肯定的認為八哥是漢人移民引進的（feel sure that the species has been introduced by the Chinese settlers）*」（La Touche 1903）。拉圖雪的推論理由除了八哥數量（異常的）稀少外，還包括他觀察到台灣的八哥完全沒有中國華南一帶的八哥那種「*肆無忌憚的大膽行徑*（*they have none of the impudence and bold ways that render them such interesting birds, on the continent*）」，並說台灣的八哥們「*好似在一個陌生的區域迷失了，甚至其（在中國）最常見的習性角色，如跟著犁後面或停棲在牛隻身上，都被大卷尾取代了*（*they seem as if lost in a strange land and all their favorite avocations, such as following the plough, or attending cattle, are taken up by the Black Drongo*）」。

雖然上述判斷頗為主觀，但拉圖雪認為八哥有引進到台灣的根據非常明確：他本人於 1895 年春季時就曾飼養了三隻由中國廈門帶來的八哥，而且是採不關籠舍的開放飼養法（La Touche 1898）。史溫侯在 1863 年對八哥的描述中亦曾提及漢人喜愛飼養八哥（Swinhoe 1863c）。綜合上述，八哥在十九世紀的族群狀態究竟為何？其一可能為兩位時隔 30 年的鳥類學者的判斷均為真，八哥曾於 1860 年至 1890 年代時族群明顯衰減過；其二則可能有其中一位的判斷有誤。而現今列為台灣特有亞種（ssp. formosanus）的八哥有沒有可能跟喜鵲一樣，是早年來自華南地區的漢人引進的外來種鳥類，則有待分類學研究的回答。

族群分布討論

◆白頭鵯

白頭鵯在十九世紀的族群狀態不論在史溫侯或拉圖雪的紀錄中均沒有明確敘述。有趣的是上述兩位鳥類學者都曾在低於 500 公尺海拔處採獲白頭鵯。拉圖雪於 1893 年 11 月 16 日於屏東萬金庄雇用的獵人從一群六、七隻的群體中獵得一隻雌鳥（La Touche 1895），當地丘陵海拔高度不超過 600 公尺（2,000 呎）。史溫侯於 1865 年 9 月 2 日在打狗東邊的平原上採獲一隻幼鳥（Swinhoe 1866a），當地為今天高雄主要市區的位置，海拔可能甚至不到 100 公尺。考量現今對於白頭鵯的習性認識，其分布範圍認定為海拔 1,100 公尺至 2,500 公尺的闊葉林內（劉小如等 2010），史溫侯與拉圖雪的標本記錄著實啟人疑竇。然而，近年的公民科學調查計畫分別於 2013 年的南投縣溪頭森林遊樂區與 2014 年的南投縣瑞岩松岡一帶，發現白頭鵯突然大量出現又消失的紀錄，白頭鵯可能具有遊蕩遷徙（nomadic migration）或爆發遷徙（irruptive migration）的習性因而被提出討論（cf. 蘇美如 2015）。eBird 上有照片紀錄的白頭鵯出現位置也包括了靠海岸的宜蘭頂寮（2015 年）與花蓮美崙山（2016 年）（eBird 2016）。綜合十九世紀至二十一世紀的紀錄，白頭鵯的分布與族群動態很可能在年間有非常大的變動，非單純的能以棲息於中海拔的闊葉林鳥種定義。

三、族群狀態與相對數量關係

定性的族群狀態描述，對於各種族群狀態的用詞之間的數量位階關係，可以有多種形式。本研究的研究年代中，諸如史溫侯、拉圖雪，以及格蘭特等人均採用非制式的文字描述，與現今將定性族群狀態分為固定類別的形式不同。即使至 1895 年後由日本鳥類學者發表的台灣鳥類文獻，也僅堀川安市（1929）有給定固定的族群狀態分級（區分為稀、少、多，共三個等級）。其餘日本鳥類學者如多田綱輔、黑田長禮，以及山階芳麿均採用與十九世紀歐美鳥類學者類似的形式描述各鳥種的族群狀態。現今常見的鳥類定性族群狀態會分為三個制式等級：稀有（rare）、不普遍（uncommon），以及普遍（common）。台灣的各類圖鑑（如台灣野鳥圖鑑與臺灣野鳥手繪圖鑑）、名錄（如台灣鳥類名錄），以及台灣鳥類誌均採用此分級；北美頗富盛名的 The Sibley Guide to Birds（Sibley 2014）原則上也是採用這樣的分法。部份鳥類圖鑑則是在分級中採用「數量豐富（abundant）」取代普遍這個族群狀態，如歐洲的 Birds of Europe（Svensson et al., 1999）。其採用的族群狀態分級包括：稀有（rare）、零散或局部（scarce or local）、尚稱豐富（fairly abundant）、數量豐富（abundant），以及數量極豐（very abundant）。

此外，亦有圖鑑將數量豐富的優勢等級認定高於普遍，如南韓的 A Field Guide to the Birds of Korea（Lee et al., 2000），其採用的族群狀態分級從稀有至優勢則依序為：稀有（rare）、少見（scarce）、不普遍（uncommon）、普遍（common），以及數量豐富（abundant）。將數量豐富列為比普遍更優勢等級的作法，很可能來自生物調查中常用的 ACFOR 數量描述法，即數量豐富（abundant）、普遍（common）、常見（frequent）、偶見（occasionally），以及稀有（rare）。ACFOR 最早是 1958 年為描述英吉利海峽的岩岸生物生物地理分布而發展出的定性數量等級（Murray et al., 2006），其後應用廣泛，如曾為環境影響評估所建議的陸域生物數量等級描述法（cf. Morris et al., 1995）。考量 ACFOR 的發展年代遠較本研究的目標文獻年代晚近半個世紀，19 世紀的鳥類學者不必然也採用如此的優勢等級定義。因此本研究依據牛津英語詞與同義詞詞典，將數量豐富的數量等級認定為低於普遍。唯讀者需注意此可能與部份現代圖鑑所認定的稀有至優勢順序不同。

結論

十九世紀是現代科學最早為台灣留下較完整的自然史紀錄的時期。藉由彙整當時鳥類學者對各鳥種族群狀態的描述，本文判定百年前的 95 種繁殖鳥類的相對數量關係，給予其定性的數量等級。研究結果可作為鳥類保育與生態復育的參考。

參考文獻

中華民國野鳥學會。2010。台灣鳥類名錄。中華飛羽 23:66-95。

吳永華。2007。台灣鳥類學史年表 (1853-1945)。台灣自然史研究室。

林文宏。1997。台灣鳥類發現史。玉山社出版事業股份公司。

洪崇航。2008。影響小燕鷗在崙尾工業區內孵化成功率之因子。碩士論文。東海大學，台中。

堀川安市。1929。台灣鳥の習性調查。台灣博物學會會報 19(104), 438-464。

楊玉祥、丁宗蘇、吳森雄、阮錦松、林瑞興、蔡乙榮、潘致遠 (中華民國野鳥學會鳥類紀錄委員會)。2014。2014 年台灣鳥類名錄。中華民國野鳥學會。

劉小如、丁宗蘇、方偉宏、林文宏、蔡牧起、顏重威。2010。台灣鳥類誌。行政院農業委員會林務局。

劉克襄。1998。台灣鳥類研究開拓史 (1840-1912)。聯經出版事業公司。

鄭謙遜。2006。澎湖雞善嶼燕鷗巢位選擇與繁殖生態學研究。碩士論文。國立中山大學，高雄。

蕭木吉。2015。台灣野鳥手繪圖鑑。行政院農業委員會林務局，台北。

蘇美如。2015。謎般的存在 - 白頭鵯現形記。自然保育季刊 92, 56-65。

eBird. 2016. eBird: An online database of bird distribution and abundance [web application]. eBird, Ithaca, New York. Available: http://www.ebird.org. (Accessed: Date [e.g., January 6, 2016]).

Jewell, E. 2006. The Pocket Oxford Dictionary and Thesaurus. Oxford University Press.

La Touche, J. D. D. 1895. Notes on South Formosa and its Bird. Ibis, 37(3), 305-338.

La Touche, J. D. D. 1898. Notes on the Birds of Northern Formosa. Ibis, 40(3), 356-373.

La Touche, J. D. D. 1903. The land birds of Formosa in Davidson J, ed. The island of Formosa, past and present.

Lee, W.-S., T.-H. Koo, J.-Y. Park, T. Taniguchi, C.-Y. Choi, H.-K. Kim, D. Allen, B.-M. Koo. 2000. A Field Guide to the Birds of Korea. LG Evergreen Foundation, Seoul, Korea.

Morris, P., Thurling, D., Shreeve, T. 1995. Terrestrial Ecology. In P. Morris & R. Therivel (Eds.), Methods of Environmental Impact Assessment: University of British Columbia Press.

Murray, S. N., R. F. Arnbrose, and M. N. Dethier. 2006. Monitoring Rocky Shores. 1st edition. University of California Press.

Sibley, D.A. 2014. The Sibley Guide to Birds. Second Edition. Alfred A. Knopf, New York.

Svensson, L., P. J. Grant, K. Mullarney, D. Zetterström. 1999. Birds of Europe.Princeton University Press. Princeton, New Jersey.

Swinhoe, R. 1859. Narrative of a visit to the island of Formosa. Journal of the North China Branch of the Royal Asiatic Society 2: 145-164.

Swinhoe, R. 1863a. The Ornithology of Formosa, or Taiwan. Ibis 5(2):198-219.

Swinhoe, R. 1863b. The Ornithology of Formosa, or Taiwan. Ibis 5(3):250-311.

Swinhoe, R. 1863c. The Ornithology of Formosa, or Taiwan. Ibis, 5(4), 377-435.

Swinhoe, R. 1866a. A Voice on Ornithology from Formosa. Ibis, 8(2), 129-138.

Swinhoe, R. 1866b. Ornithological Notes from Formosa. Ibis, 8(3), 292-316.

Swinhoe, R. 1866c. Ornithological Notes from Formosa. Ibis, 8(4), 392-406.

Swinhoe, R. 1871. A revised catalogue of the birds of China and its islands, with descriptions of new species, references to former notes, and occasional remarks. London.

附錄一：本文判定十九世紀繁殖鳥種族群狀態的主要參考文獻。

No.	歷史文獻
1	Swinhoe, R. 1859. Narrative of a visit to the island of Formosa. Journal of the North China Branch of the Royal Asiatic Society, 2, 145-164.
2	Swinhoe, R. 1859. Notes on some new species of birds found on the island of Formosa. Journal of the North China Branch of the Royal Asiatic Society, 2, 225-230.
3	Swinhoe, R. 1860. Further Corrections and Additions to the ″Ornithology of Amoy,″ with some Remarks on the Birds of Formosa. Ibis, 2(4), 357-361.
4	Gould, J. 1862. Descriptions of sixteen new species of birds from the island of formosa collected by Robert Swinhoe Esq., Her Majesty's Vice-Consul at Formosa. Proceedings of the Zoological Society of London, 280-286.
5	Swinhoe, R. 1862a. Letters to the Editor. Ibis, 304-307.
6	Swinhoe, R. 1862b. Letters to the Editor. Ibis, 363-365.
7	Swinhoe, R. 1863a. The Ornithology of Formosa, or Taiwan. Ibis 5: 198-219.
8	Swinhoe, R. 1863b. The Ornithology of Formosa, or Taiwan. Ibis 5: 250-311.
9	Swinhoe, R. 1863c. The Ornithology of Formosa, or Taiwan. Ibis 5: 377-435.
10	Swinhoe, R. 1864a. Descriptions of four new species of Formosan birds, with further notes on the ornithology of the island. Ibis, 1864, 361-370.
11	Swinhoe, R. 1864b. Letters to the Editor. Ibis, 425-429.
12	Swinhoe, R. 1865. Neau-Show. Birds and beasts (of Formosa.) From the 18th Chapter of the revised edition of the Taiwan foo-che, Statistics of Taiwan. Journal of the North China Branch of the Royal Asiatic Society, 2, 39-52.
13	Swinhoe, R. 1865a. Letters to the Editor. Ibis, I, 107-112.
14	Swinhoe, R. 1865b. Letters to the Editor. Ibis, I, 203-234.
15	Swinhoe, R. 1865c. Letters to the Editor. Ibis, I, 346-359.
16	Swinhoe, R. 1865d. Letters to the Editor. Ibis, I, 538-546.
17	Swinhoe, R. 1866a. Letters on Formosan Ornithology. Ibis, II, 121-123.
18	Swinhoe, R. 1866b. A Voice on Ornithology from Formosa. Ibis, 8(2), 129-138.
19	Swinhoe, R. 1866c. Ornithological Notes from Formosa. Ibis, 8(4), 392-406.
20	Swinhoe, R. 1866d. Ornithological Notes from Formosa. Ibis, 8(3), 292-316.
21	Collingwood, C. 1867. A Boat Journey across the Northern End of Formosa, from Tam-suy, on the West, to Kee-lung, on the East; With Notices of Hoo-wei, Mangka, and Kelung. Proceedings of the Royal Geographical Society of London, 11, 167-173.
22	Collingwood, C. 1868. Rambles of a naturalist on the shores and waters of the China Sea: Being observations in natural history during a voyage to China, Formosa, Borneo, Singapore, etc., made in Her Majesty's vessels in 1866 and 1867: John Murray, London. Chapters 2-8.
23	Swinhoe, R. 1870. Catalogue of the mammals of China (south of the river Yangtsze) and of the island of Formosa. Proceedings of the Zoological Society of London, 615-653.
24	Swinhoe, R. 1870. List of Birds collected by Mr. Cuthbert Collingwood during a Cruise in the China and Japan seas, with notes. Proceedings of the Zoological Society of London, 600-604.

No.	歷史文獻
25	Swinhoe, R. 1870. On four new species of Birds from China. Annals and magazine of natural history, ser.4 v.6, 152-154.
26	Swinhoe, R. 1871. A revised catalogue of the birds of China and its islands, with descriptions of new species, references to former notes, and occasional remarks, London.
27	Swinhoe, R. 1873. Letters to the Editor. Ibis, III, 227-231.
28	Swinhoe, R. 1877. On a new Bird from Formosa. Ibis, 19(4), 473-474.
29	La Touche, J. D. D. 1895. Notes on South Formosa and its Bird. Ibis 37:305-338.
30	Seebohm, H. 1895. On some new and little-known Species of Birds from Formosa. Ibis, 37(2), 211-213.
31	La Touche, J. D. D. 1898. Notes on the Birds of Northern Formosa. Ibis 40:356-373.
32	La Touche, J. D. D. 1903. The land birds of Formosa in J. Davidson, editor. The island of Formosa, past and present.
33	Ogilvie-Grant, W. R., and J. D. D. La Touche. 1907. On the Birds of the Island of Formosa. Ibis 49:151-198.
34	Ogilvie-Grant, W. R., and J. D. D. La Touche. 1907. On the Birds of the Island of Formosa-Part II. Ibis 49: 254-279.
35	Ogilvie-Grant, W. R. 1908. Additional Notes on the Birds of Formosa. Ibis, 50(4), 600-608.
36	Ogilvie-Grant, W. E. 1912. Further Notes on the Birds of the Island of Formosa. Ibis, 54(4), 643-657.
37	Ogilvie-Grant, W. E. 1912. Four New Description of Formosan Birds. Bulletin of the British Ornithologists' Club, 29(179), 107-109.

附錄二、十九世紀台灣繁殖鳥類的族群狀態。

中文名	學名	十九世紀族群狀態	現今族群狀態	保育等級
竫級	*Aix galericulata*	無族群狀態敘述	留、不普 / 過、稀	II
花嘴鴨	*Anas zonorhyncha*	無族群狀態敘述	留、不普 / 冬、不普	
小鶴鶉	*Coturnix chinensis*	無族群狀態敘述	留、稀	II
台灣山鷓鴣	*Arborophila crudigularis*	無族群狀態敘述	留、不普	III
竹雞	*Bambusicola thoracicus*	普遍	留、普	
藍腹鷴	*Lophura swinhoii*	普遍（中部山區）	留、不普	II
黑長尾雉	*Syrmaticus mikado*	稀有	留、稀	II
環頸雉	*Phasianus colchicus*	廣泛分布	特亞、稀 / 雜、不普	II
小鸊鷉	*Tachybaptus ruficollis*	數量豐富	留、普 / 冬、普	
黃小鷺	*Ixobrychus sinensis*	稀有	留、普 / 夏、普	
栗小鷺	*Ixobrychus cinnamomeus*	數量豐富	留、不普	
紫鷺	*Ardea purpurea*	尚未紀錄	冬、稀	
大白鷺	*Ardea alba*	普遍	冬、普 / 夏、稀	
中白鷺	*Mesophoyx intermedia*	尚未紀錄	冬、普 / 夏、稀	
小白鷺	*Egretta garzetta*	普遍	留、不普 / 夏、普 / 冬、普 / 過、普	
岩鷺	*Egretta sacra*	尚未紀錄	留、不普	
黃頭鷺	*Bubulcus ibis*	數量豐富	留、不普 / 夏、普 / 冬、普 / 過、普	
綠簑鷺	*Butorides striata*	數量豐富	留、不普 / 過、稀	
夜鷺	*Nycticorax nycticorax*	普遍	留、普 / 冬、稀 / 過、稀	
黑冠麻鷺	*Gorsachius melanolophus*	無族群狀態敘述	留、普	
黑翅鳶	*Elanus caeruleus*	尚未紀錄	留、稀	II
東方蜂鷹	*Pernis ptilorhynchus*	尚未紀錄	留、不普 / 過、普	II
大冠鷲	*Spilornis cheela*	討論：物種辨識	留、普	II
熊鷹	*Nisaetus nipalensis*	討論：物種辨識	留、稀	I
林鵰	*Ictinaetus malayensis*	尚未紀錄	留、稀	I
鳳頭蒼鷹	*Accipiter trivirgatus*	無族群狀態敘述	留、普	II
松雀鷹	*Accipiter virgatus*	無族群狀態敘述	留、不普	II
黑鳶	*Milvus migrans*	普遍	留、稀	II
灰腳秧雞	*Rallina eurizonoides*	無族群狀態敘述	留、不普	
灰胸秧雞	*Gallirallus striatus*	無族群狀態敘述	留、不普	
白腹秧雞	*Amaurornis phoenicurus*	普遍（西南部）	留、普	
緋秧雞	*Porzana fusca*	數量豐富（西南部）	留、普	
董雞	*Gallicrex cinerea*	不普遍（西南部）	夏、稀	

附錄二、十九世紀台灣繁殖鳥類的族群狀態。(續)

中文名	學名	十九世紀族群狀態	現今族群狀態	保育等級
紅冠水雞	*Gallinula chloropus*	廣泛分布	留、普	
高蹺鴴	*Himantopus himantopus*	尚未紀錄	留、不普 / 冬、普	
東方環頸鴴	*Charadrius alexandrinus*	普遍	留、不普 / 冬、普	
小環頸鴴	*Charadrius dubius*	數量豐富	留、不普 / 冬、普	
彩鷸	*Rostratula benghalensis*	數量豐富 (西南部)	留、普	II
水雉	*Hydrophasianus chirurgus*	無族群狀態敘述	留、稀 / 過、稀	II
林三趾鶉	*Turnix sylvaticus*	數量豐富 (西南部)	留、稀	
棕三趾鶉	*Turnix suscitator*	普遍	留、普	
燕鴴	*Glareola maldivarum*	數量豐富 (西南部)	夏、普	III
玄燕鷗	*Anous stolidus*	廣泛分布	夏、稀	II
烏領燕鷗	*Onychoprion fuscatus*	尚未紀錄	夏、稀 / 過、稀	
白眉燕鷗	*Onychoprion anaethetus*	普遍 (澎湖群島)	夏、不普	II
小燕鷗	*Sternula albifrons*	無族群狀態敘述	留、不普 / 夏、不普	II
紅燕鷗	*Sterna dougallii*	尚未紀錄	夏、不普	II
蒼燕鷗	*Sterna sumatrana*	討論：物種辨識	夏、不普	II
鳳頭燕鷗	*Thalasseus bergii*	普遍 (北部)	夏、不普	II
灰林鴿	*Columba pulchricollis*	無族群狀態敘述	留、不普	
金背鳩	*Streptopelia orientalis*	普遍	留、普	
紅鳩	*Streptopelia tranquebarica*	數量豐富 (西南部)	留、普	
珠頸斑鳩	*Streptopelia chinensis*	最優勢	留、普	
翠翼鳩	*Chalcophaps indica*	普遍 (西南部)	留、不普	
綠鳩	*Treron sieboldii*	普遍 (西南部)	留、不普	
紅頭綠鳩	*Treron formosae*	無族群狀態敘述	留、稀	II
小綠鳩	*Ptilinopus leclancheri*	尚未紀錄	留、稀	
鷹鵑	*Hierococcyx sparverioides*	尚未紀錄	夏、普	
北方中杜鵑	*Cuculus optatus*	普遍 (北部)	夏、普	
番鵑	*Centropus bengalensis*	普遍	留、普	
草鴞	*Tyto longimembris*	無族群狀態敘述	留、稀	I
黃嘴角鴞	*Otus spilocephalus*	無族群狀態敘述	留、普	II
領角鴞	*Otus lettia*	無族群狀態敘述	留、普	II
黃魚鴞	*Ketupa flavipes*	尚未紀錄	留、稀	II
鵂鶹	*Glaucidium brodiei*	無族群狀態敘述	留、不普	II
褐林鴞	*Strix leptogrammica*	不普遍	留、稀	II
東方灰林鴞	*Strix nivicola*	尚未紀錄	留、稀	II

附錄二、十九世紀台灣繁殖鳥類的族群狀態。(續)

中文名	學名	十九世紀族群狀態	現今族群狀態	保育等級
褐鷹鴞	*Ninox japonica*	無族群狀態敘述	留、不普 / 過、不普	II
台灣夜鷹	*Caprimulgus affinis*	數量豐富 (西南部)	留、普	
灰喉針尾雨燕	*Hirundapus cochinchinensis*	尚未紀錄	留、稀	
叉尾雨燕	*Apus pacificus*	無族群狀態敘述	留、不普 / 過、不普	
小雨燕	*Apus nipalensis*	普遍 (西南部)	留、普	
翠鳥	*Alcedo atthis*	普遍	留、普 / 過、不普	
五色鳥	*Megalaima nuchalis*	普遍	留、普	
小啄木	*Dendrocopos canicapillus*	廣泛分布	留、普	
大赤啄木	*Dendrocopos leucotos*	無族群狀態敘述	留、不普	II
綠啄木	*Picus canus*	無族群狀態敘述	留、稀	II
遊隼	*Falco peregrinus*	無族群狀態敘述	留、稀 / 冬、不普 / 過、不普	I
八色鳥	*Pitta nympha*	無族群狀態敘述	夏、不普	II
灰喉山椒鳥	*Pericrocotus solaris*	普遍	留、普	
花翅山椒鳥	*Coracina macei*	無族群狀態敘述	留、稀	II
棕背伯勞	*Lanius schach*	最優勢	留、普	
綠畫眉	*Erpornis zantholeuca*	無族群狀態敘述	留、普	
黃鸝	*Oriolus chinensis*	普遍	留、稀 / 過、稀	I
朱鸝	*Oriolus traillii*	廣泛分布	留、不普	II
大卷尾	*Dicrurus macrocercus*	最優勢	留、普 / 過、稀	
小卷尾	*Dicrurus aeneus*	無族群狀態敘述	留、普	
黑枕藍鶲	*Hypothymis azurea*	普遍	留、普	
松鴉	*Garrulus glandarius*	無族群狀態敘述	留、普	
台灣藍鵲	*Urocissa caerulea*	普遍 (北部)	留、普	III
樹鵲	*Dendrocitta formosae*	普遍	留、普	
喜鵲	*Pica pica*	數量豐富 (西南部)	留、普	
星鴉	*Nucifraga caryocatactes*	普遍	留、普	
巨嘴鴉	*Corvus macrorhynchos*	不普遍	留、普	
小雲雀	*Alauda gulgula*	普遍	留、普	
棕沙燕	*Riparia chinensis*	數量豐富	留、普	
家燕	*Hirundo rustica*	數量豐富	夏、普 / 冬、普 / 過、普	
洋燕	*Hirundo tahitica*	尚未紀錄	留、普	
赤腰燕	*Cecropis striolata*	普遍	留、普	
東方毛腳燕	*Delichon dasypus*	尚未紀錄	留、不普	
赤腹山雀	*Poecile varius*	不普遍	留、不普	II

附錄二、十九世紀台灣繁殖鳥類的族群狀態。(續)

中文名	學名	十九世紀族群狀態	現今族群狀態	保育等級
煤山雀	*Periparus ater*	普遍	留、普	III
青背山雀	*Parus monticolus*	普遍	留、普	III
黃山雀	*Parus holsti*	無族群狀態敘述	留、稀	II
紅頭山雀	*Aegithalos concinnus*	普遍	留、普	
茶腹鴟	*Sitta europaea*	無族群狀態敘述	留、普	
鷦鷯	*Troglodytes troglodytes*	無族群狀態敘述	留、普	
河烏	*Cinclus pallasii*	普遍	留、不普	
白環鸚嘴鴨	*Spizixos semitorques*	普遍	留、普	
烏頭翁	*Pycnonotus taivanus*	最優勢 (恆春半島)	留、花蓮台東恆春半島普	II
白頭翁	*Pycnonotus sinensis*	數量豐富	留、普	
紅嘴黑鵯	*Hypsipetes leucocephalus*	普遍	留、普	
火冠戴菊鳥	*Regulus goodfellowi*	普遍	留、普	III
台灣鷦眉	*Pnoepyga formosana*	尚未紀錄	留、普	
棕面鶯	*Abroscopus albogularis*	無族群狀態敘述	留、普	
小鶯	*Horornis fortipes*	無族群狀態敘述	留、普 / 過、稀	
深山鶯	*Horornis acanthizoides*	無族群狀態敘述	留、普	
台灣叢樹鶯	*Locustella alishanensis*	尚未紀錄	留、普	
棕扇尾鶯	*Cisticola juncidis*	最優勢	留、普 / 過、稀	
黃頭扇尾鶯	*Cisticola exilis*	普遍	留、不普	
斑紋鷦鶯	*Prinia crinigera*	普遍 (北部)	留、普	
灰頭鷦鶯	*Prinia flaviventris*	普遍	留、普	
褐頭鷦鶯	*Prinia inornata*	普遍	留、普	
褐頭花翼	*Fulvetta formosana*	普遍	留、普	
粉紅鸚嘴	*Sinosuthora webbiana*	普遍	留、普	
黃羽鸚嘴	*Suthora verreauxi*	無族群狀態敘述	留、稀	
冠羽畫眉	*Yuhina brunneiceps*	數量豐富	留、普	
綠繡眼	*Zosterops japonicus*	最優勢	留、普	
山紅頭	*Cyanoderma ruficeps*	普遍	留、普	
小彎嘴	*Pomatorhinus musicus*	普遍	留、普	
大彎嘴	*Megapomatorhinus erythrocnemis*	普遍	留、普	
頭烏線	*Schoeniparus brunneus*	普遍	留、普	
繡眼畫眉	*Alcippe morrisonia*	普遍	留、普	
台灣畫眉	*Garrulax taewanus*	最優勢	留、不普	II
台灣白喉噪眉	*Ianthocincla ruficeps*	稀有	留、稀	II

附錄二、十九世紀台灣繁殖鳥類的族群狀態。(續)

中文名	學名	十九世紀族群狀態	現今族群狀態	保育等級
棕噪眉	*Ianthocincla poecilorhyncha*	稀有	留、不普	II
台灣噪眉	*Trochalopteron morrisonianum*	無族群狀態敘述	留、普	
白耳畫眉	*Heterophasia auricularis*	普遍	留、普	
黃胸藪眉	*Liocichla steerii*	無族群狀態敘述	留、普	
紋翼畫眉	*Actinodura morrisoniana*	無族群狀態敘述	留、普	III
紅尾鶲	*Muscicapa ferruginea*	尚未紀錄	夏、不普	
黃腹琉璃	*Niltava vivida*	無族群狀態敘述	留、不普	III
小翼鶇	*Brachypteryx montana*	不普遍	留、普	
台灣紫嘯鶇	*Myophonus insularis*	普遍 (北部)	留、普	
小剪尾	*Enicurus scouleri*	無族群狀態敘述	留、稀	II
白尾鴝	*Cinclidium leucurum*	無族群狀態敘述	留、不普	III
白眉林鴝	*Tarsiger indicus*	不普遍	留、稀	III
栗背林鴝	*Tarsiger johnstoniae*	不普遍	留、普	
黃胸青鶲	*Ficedula hyperythra*	無族群狀態敘述	留、普	
鉛色水鶇	*Phoenicurus fuliginosus*	普遍	留、普	III
藍磯鶇	*Monticola solitarius*	數量豐富	留、稀 / 冬、普	
白頭鶇	*Turdus poliocephalus*	討論：出現環境	留、稀	II
八哥	*Acridotheres cristatellus*	討論：族群狀態描述衝突	留、不普	II
綠啄花	*Dicaeum minullum*	尚未紀錄	留、不普	
紅胸啄花	*Dicaeum ignipectus*	稀有	留、普	
岩鷚	*Prunella collaris*	尚未紀錄	留、普	
白鶺鴒	*Motacilla alba*	普遍	留、普 / 冬、普	
褐鷾	*Pyrrhula nipalensis*	不普遍	留、不普	
灰鷾	*Pyrrhula erythaca*	不普遍	留、不普	
台灣朱雀	*Carpodacus formosanus*	無族群狀態敘述	留、普	
山麻雀	*Passer rutilans*	無族群狀態敘述	留、稀	I
麻雀	*Passer montanus*	最優勢	留、普	
白腰文鳥	*Lonchura striata*	數量豐富	留、普	
斑文鳥	*Lonchura punctulata*	數量豐富	留、普	
黑頭文鳥	*Lonchura atricapilla*	無族群狀態敘述	留、稀	

黑臉鵐在太魯閣地區度冬期間的羽色變化

許育誠 *、徐中琪

國立東華大學自然資源與環境學系
(* 通訊作者 ycsheu@gms.ndhu.edu.tw)

摘要

黑臉鵐是台灣地區普遍的冬候鳥，雌鳥與雄鳥臉部的羽色有明顯的差異。根據繫放—回收的記錄，有些個體在不同月份或不同度冬季中，羽色會有明顯的變化，這些季節性的羽色變異可能會導致性別判定的錯誤。本研究利用分子性別鑑定技術，確認 613 隻在太魯閣國家公園內繫放的黑臉鵐性別。有 49 隻雄鳥在捕獲時呈現雌鳥的臉部羽色、21 隻雌鳥則出現雄鳥的臉部羽色。比對不同次捕獲所拍的照片，推測前者可能是第一年生的年輕雄鳥，而後者可能是 5 歲以上的成年雌鳥。同時，可以確定黑臉鵐的雌、雄鳥除了羽色差異外，雄鳥的體型顯著大於雌鳥。

關鍵詞：太魯閣國家公園、羽色變化、性別鑑定、黑臉鵐

Temporal Variation on Plumage Coloration of Wintering Black-faced Bunting (*Emberiza spodocephala*) in Taroko National Park, Taiwan

Yu-Cheng Hsu* and Chung-Chi Hsu

Department of Natural Resources and Environmental Studies, National Dong Hwa University, Hualien, Taiwan.
(*Corresponding author: ycsheu@gms.ndhu.edu.tw)

Abstract

The Black-faced Bunting (*Emberiza spodocephala*) is a common wintering bird in Taiwan. Males and females differmainly in their facial plumage coloration. According to long-term banding-recapture records, some individuals showed facial coloration changes to a degree that affected sexing results. This implies the inaccuracy of sexing by plumage along. In this study, we conducted molecular sexing on 613 Black-faced Bunting banded since 2009 to 2016 in the Taroko National Park, Hualien. In these birds, forty-nine males appeared like females, and 21 females had masculine facial character. The former might be the first year young males, while the later might be females older than five years old. The result confirmed an 11% false sexing if judged only with plumage coloration. In addition to sexual dimorphism in plumage coloration, there is size dimorphism between sexes, with male larger than female.

Keyword: Black-faced Bunting, *Emberiza spodocephala*, Plumage color variation, Sex identification, Taroko National Park

前言

在雌雄二形性的鳥種，羽色的差異常是區分性別的重要特徵。黑臉鵐 (*Emberiza spodocephala*) 是台灣地區普遍的冬候鳥 (丁宗蘇等人 2014)，牠們一共有三個亞種，冬季在台灣都可發現。各亞種在雄鳥臉部的羽色上有較明顯的差異，但共同的特徵是雄鳥在嘴喙基部到眼睛之間的羽色為黑色，而雌鳥則為棕色 (Copete 2016) (圖 1)。這也是在野外辨識黑臉鵐性別的主要依據。

自 2009 年 4 月起，我們在太魯閣地區進行鳥類繫放。期間除因路況不佳，造成中橫公路封閉而無法作業外，每月都進行至少一次繫放作業。其中海拔約 1,000 公尺的洛韶、西寶和蓮花池等三處，是我們投入較多繫放努力的地點。根據我們的繫放捕捉記錄，以及繫放期間野外觀察，黑臉鵐是太魯閣地區最普遍的度冬候鳥，牠們每年自 10 月下旬起陸續抵達園區內的農業地區，並在此地度冬，至隔年 4 月下旬陸續離開，5 月初即全數北返 (許育誠 2014)。黑臉鵐偏好在草叢中或耕地中覓食，蓮花池的廢耕農地，以及西寶和洛韶冬季休耕的農地，正好提供牠們適合的度冬環境 (王維辰、許育誠 2011)。

在繫放過程中，有些個體在一度冬季的不同月份、或是在不同度冬季之間都有多次捕捉回收紀錄。比較這些鳥在不同時間被捕獲時的羽色，發現有許多個體在羽色上出現明顯的變化，例如有些原本呈現雌鳥羽色的個體，可能在後續的回收中轉為雄鳥的羽色，意謂以臉部羽色判斷黑臉鵐的性別，可能會造成誤判。利用繫放時所採集的遺傳樣本萃取 DNA，增幅性染色體中的 DNA 片段，可以準確地鑑定鳥類的性別 (Griffiths et al., 1996, 1998; Dubiec and Zagalska-Neubauer 2006)。本研究即利用分子生物技術進行黑臉鵐的性別鑑定，比較依照羽色和分子技術所判定的性別是否相同，探討在太魯閣度冬的黑臉鵐族群的性別比例。並根據同一個體在歷次繫放—回收時的照片，比較黑臉鵐臉部羽色的變化情形。

材料與方法

我們利用 2009 年 4 月至 2016 年 4 月間，在太魯閣國家公園的西寶、洛韶和蓮花池等地繫放所捕獲的黑臉鵐為對象。在這些樣區中，我們每個月至少進行一次鳥類的繫放作業。繫放以霧網捕捉，每次架設 8-10 張網 (總長度約 150 公尺)。捕捉到的黑臉鵐分別進行以下操作：(1) 記錄捕獲日期和地點，並依照臉部的羽色判斷性別；(2) 在每隻個體的跗蹠骨套上有編號的金屬環；(3) 進行各項形值測量，包括體重、喙長、喙深、喙寬、最大翼長、尾長、跗蹠骨長、跗蹠骨寬 (跗蹠骨最窄處) 等形值。喙的量測是以鼻孔開口靠近頭部的地方為端點，分別測量鼻孔至喙尖 (喙長)、鼻孔二側的寬度 (喙寬) 和上下的高度 (喙深) (Eck et al., 2012)；(4) 於腋下靜脈採集約 20 ul 的血液，置於 600 ul 的 100 % 酒精中保存，供後續 DNA 萃取與性別鑑定分析用；(5) 拍照。完成下列操作的個體立即於原地野放。若捕獲回收的黑臉鵐，則僅紀錄腳環編號、拍照和測量體重後即放飛。

採得的血液樣本以 FavorPrep Blood Genomic DNA Extraction Mini Kit (FAVORGEN) 萃取 DNA，再利用聚合酶連鎖反應 (polymerase chain reaction)，以 Fridolfsson and Ellegren (1999) 所發展的方法進行分子性別鑑定，確認繫放個體的性別。我們以 *t* 檢定檢測雌鳥和雄鳥在各項形值上是否有差異 (不假設變異數相等)。由於歷年繫放的黑臉鵐形值由多位人員量測，為避免不同測量人員所造成的誤差，本文只使用本文第二作者所測量的記錄 (共 344 隻) 進行形值分析。

結果

2009 年 4 月至 2016 年 4 月，我們在太魯閣國家公園上述樣區共繫放了 917 隻、1,565 隻次黑臉鵐。其中 613 隻、1,079 隻次黑臉鵐同時有 DNA 的性別鑑定結果和依羽色判定的性別（共 342 隻雌鳥、271 隻雄鳥）。根據分子性別鑑定的結果，雌鳥在各月份的數量都多於雄鳥的數量（表 1）。比較這些個體的測量值，發現黑臉鵐雄鳥在體重、全頭長、喙深、翼長、尾長、跗蹠骨長、跗蹠骨寬等形值都顯著大於雌鳥（t-test, $P<0.05$），僅在喙長和喙寬二項沒有顯著的性別差異（表 2）。

比較分子鑑定和依臉部羽色判定性別的結果，發現在 271 隻雄鳥中，有 49 隻（18%）、共 57 筆曾依外型被誤判為雌鳥。這些具有雌鳥羽色的雄鳥有 78.9% 都是出現在度冬期的前半段（11 月至隔年 1 月）（表 3），推測他們應該是尚未換成雄鳥羽毛的當年出生幼鳥，在未褪換為雄鳥的羽色時即抵達度冬地。比較同一個體在歷次繫放—回收時的照片，發現他們在太魯閣度冬期間，羽色也會發生變化。例如環號 A59147 的雄鳥，他在 2012 年 1 月 8 日首次被捕獲時，臉部羽色仍為和雌鳥相同的褐色（圖 2a），同年 2 月 6 日第一次回收時，臉部的羽色已開始略出現灰黑色（圖 2b），至同年 4 月 13 日再度回收時，臉部的羽色已完全變成雄鳥的灰黑色、嘴基羽色為黑色（圖 2c）。

除了雄鳥可能因為具有雌鳥羽色而被誤認為雌鳥外，在以分子鑑定性別的 342 隻雌鳥中，有 21 隻（6.1%）因為出現似雄鳥的黑色臉部羽色，而被誤判為雄鳥。此種誤判現象有 69.6% 都是出現在黑臉鵐在樣區度冬的後期（3、4 月）（表 3）。根據繫放回收資料，我們發現這些黑臉鵐雌鳥的雄性羽色也和年齡有關。例如環號 A59056 的雌鳥在 2011 年 2 月、2012 年 4 月和 2015 年 4 月各被捕捉一次，前兩次都是正常雌性羽色（圖 3a, b），但在第三次捕獲時，頭部羽毛卻已經換成類似雄鳥的灰黑色羽色（圖 3c）。以此推估黑臉鵐雌鳥年齡超過 5 歲後，會開始出現雄鳥的羽色。我們在 2009 年 5 月所繫放的一隻雌鳥（環號 A32503）在當時已有雄鳥的灰黑色頭部羽毛，該個體在當時可能已是 5 歲以上的成鳥。這隻雌鳥在 2012、2013 和 2014 年都有回收紀錄，也一直都保持著雄鳥的羽色，亦即他在 2014 年 3 月最後一次回收時已經超過 10 歲。

討論

在本調查中，我們以分子鑑定黑臉鵐的性別，並整理比較歷年繫放作業的羽色紀錄，發現有 11.4% 個體無法由羽色準確判斷性別，且候鳥的羽色會隨著度冬月份和年齡而逐年變化：有些雄鳥在抵達太魯閣時會維持與雌鳥相同的羽色，而有些成年雌鳥則會逐漸長出類似雄鳥的羽色。Byers 等人（1995）也曾詳細描述黑臉鵐在度冬地頭部換羽的情形，他們在不同年齡和性別的個體身上，也觀察到不同的換羽範圍和換羽前後羽色差異。但是黑臉鵐高齡母鳥頭部顯現出公鳥羽色性徵的現象，在過去的文獻中未曾有紀錄。

累積歷年的鳥類繫放記錄，並配合分子性別鑑定，發現有些雌雄二形性的鳥種若從羽色判定性別，有時可能會造成性別判斷的錯誤。在我們的繫放作業中，發現除了本文所描述的黑臉鵐外，也在一些同樣是雌雄二形性的鳥種中，觀察到相同的現象，包括台灣朱雀（*Carpodacus formosanus*）、栗背林鴝（*Tarsiger johnstoniae*）、白眉林鴝（*Tarsiger indicus*）等留鳥，以及小鵐（*Emberiza pusilla*）和野鴝（*Calliope calliope*）等冬候鳥（許育誠 2013, 2015, 未發表資料）。顯示即使是雌雄羽色不同的鳥種，若只用羽色判定性別仍可能會出現錯誤：當年出生的雄性亞成鳥，可能還保有幼鳥類似雌鳥的羽色而被誤判為雌鳥；而年齡較大的雌鳥，可能因為雌性性腺的分泌衰減而開始出現雄性的羽色（Gill 2007）。因此結合分子性別鑑定和持續的繫放—回收紀錄，將有助於我們對鳥類性別鑑定和羽色變化形式的認識（Newton 2009）。

致謝

感謝太魯閣國家公園管理處提供研究經費，以及在研究期間提供各項協助；中華民國野鳥學會提供金屬腳環。本研究的鳥類繫放工作，均獲得太魯閣國家公園、花蓮縣政府和花蓮林區管理處等單位的許可。感謝國立東華大學自然資源與環境學系鳥類研究室所有成員和太魯閣國家公園多位志工朋友協助鳥類繫放，鍾坤燕協助萃取部分樣本的 DNA 與分子性別鑑定。

參考文獻

丁宗蘇、阮錦松、林瑞興、潘致遠、蔡乙榮、吳森雄、楊玉祥。2014. 2014 年台灣鳥類名錄。中華民國野鳥學會。台北。

許育誠。2013。全球氣候變遷生物監測 - 太魯閣國家公園鳥類長期監測計畫（二）。太魯閣國家公園管理處。花蓮。

許育誠。2014。全球氣候變遷生物監測 - 太魯閣國家公園鳥類長期監測計畫（三）。太魯閣國家公園管理處。花蓮。

許育誠。2015。全球氣候變遷生物監測 - 太魯閣國家公園鳥類長期監測計畫（四）。太魯閣國家公園管理處委託辦理報告。花蓮。

王維辰、許育誠。2011。太魯閣地區農地和廢耕地之鳥類群聚。國家公園學報。21：9-20。

Byers, C., U. Olsson and J. Curson. 1995. Buntings and Sparrows: A Guide to the Buntings and North American Sparrows. Pica Press, New York.

Copete, J.L. 2016. Black-faced Bunting (Emberiza spodocephala). In: delHoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds.). Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Edicions, Barcelona. (retrieved from http://www.hbw.com/node/61896 on 9 November 2016).

Dubiex, A. and M. Zagalska-Neubauer. 2006. Molecular techniques for sex identification in birds. Biology Letters 43:3-12.Measuring Birds -Vögelvermessen. Christ Media Natur, Minden.

Fridolfsson, A. K. and H.Ellegren. 1999. A simple and universal method for molecular sexing of non-ratite birds. Journal of Avian Biology 30: 116-121.

Gill, F. B. 2007. Ornithology. 3rd edition. W. H. Freeman and Company, New York. P.405.

Griffiths, R., S. Daan and C. Dijstra. 1996. Sex identification in birds using two CHD genes. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 263: 1251-1256.

Griffiths, R., M.C. Double, K. Orr and R.J.G. Dawson. 1998. A DNA test to sex most birds. Molecular Ecology 7:1071-1075.

Newton, I. 2009. Moult and plumage. Ringing and Migration 24:220-226.

附件

表 1：黑臉鵐雌鳥和雄鳥在各月份的捕獲數量。

	月份								
	1	2	3	4	5	6-10	11	12	合計
雌鳥（隻次）	154	117	85	75	10	0	50	138	629
依外型誤判為雄鳥比例（%）	2.60	0.85	5.88	14.60	0	0	2.00	0.72	3.66
雄鳥（隻次）	101	94	67	38	1	0	23	126	450
依外型誤判為雌鳥比例（%）	19.80	8.51	4.48	2.63	0	0	39.13	12.70	12.67
合計（隻次）	255	211	152	113	11	0	73	264	1079
依外型誤判性別比例（%）	9.41	4.27	5.26	10.62	0	0	13.70	6.44	7.41

表 2：黑臉鵐雌和雄鳥的各項形值（平均值 ± 標準偏差）。

	雌鳥	雄鳥	*t*-test	
	（N=192）	（N=152）	*t*	*P*
體重（g）	16.09± 1.18	17.15 ± 1.19	8.223	< 0.0001
喙長（mm）	8.66± 0.40	8.67 ± 0.45	0.195	0.844
喙寬（mm）	5.03± 0.30	5.06 ± 0.26	1.008	0.323
喙深（mm）	5.97 ± 0.26	6.04± 0.25	2.459	0.015
全頭長（mm）	28.78± 0.48	29.00± 0.46	4.381	< 0.0001
跗蹠長（mm）	19.37 ± 0.63	19.67 ± 0.57	4.625	< 0.0001
跗蹠寬（mm）	1.10± 0.08	1.13± 0.08	2.734	0.006
最大翼長（mm）	67.85± 2.26	70.73± 2.37	11.434	< 0.0001
尾長（mm）	60.77 ±2.97	62.83 ± 3.00	6.363	< 0.0001

表 3：依臉部羽色判斷性別錯誤的黑臉鵐在各月份出現的數量（隻次）。

	月份							
	1	2	3	4	5-10	11	12	合計
誤判為雌鳥的雄鳥數	20	8	3	1	0	9	16	57
誤判為雄鳥的雌鳥數	4	1	5	11	0	1	1	23

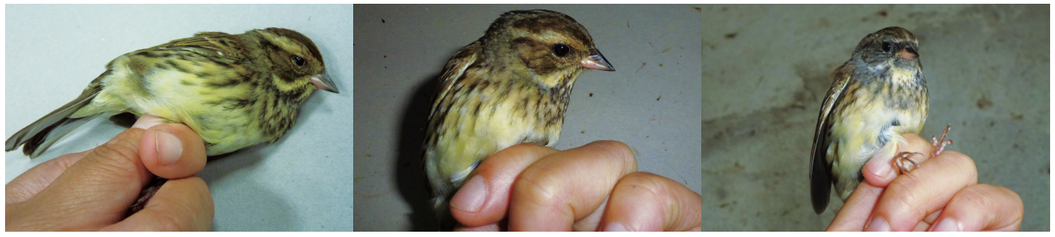
(a) (b)

▲圖 1：黑臉鵐指名亞種（*Emberiz aspodocephala spodocephala*）。(a) 雄鳥、(b) 雌鳥。（東華大學鳥類研究室提供）

(a) (b) (c)

▲圖 2：環號 A59147 的黑臉鵐雄鳥在不同日期捕獲時臉部羽色的變化。捕獲日期：(a) 2012 年 1 月 8 日、(b) 2012 年 2 月 6 日、(c) 2012 年 4 月 13 日。（東華大學鳥類研究室提供）

(a) (b) (c)



▲圖 3：環號 A59056 的黑臉鵐雌鳥在不同日期捕獲時臉部羽色的變化。捕獲日期：(a) 2011 年 12 月 10 日、(b) 2012 年 4 月 6 日、(c) 2015 年 4 月 11 日。（東華大學鳥類研究室提供）

鰲鼓濕地近 30 年的鳥類組成變化

許富雄[1,*]、李采燕[2]、陳建樺[3]

[1]國立嘉義大學生物資源學系、[2]台南市政府環境保護局、[3]嘉義縣野鳥學會

摘要

鰲鼓濕地具有豐富的鳥類資源，長期的鳥類監測將有助於該濕地的保育與經營管理。本文彙整近 30 年來鰲鼓濕地鄰近區域所進行的 25 個鳥類調查文獻，並依據鰲鼓濕地近年之潰堤海水入侵、平地造林、劃設野生動物重要棲息環境與營造鰲鼓濕地森林園區等重要事件，將調查資料區分為 1986-1993 年、1997-2003 年、2004-2007 年、2009-2012 年與 2013-2016 年等 5 個時期，並將所有記錄鳥種依其遷留型態，以及各鳥種主要棲息環境劃分成 6 類生態同功群，分別比較各時期所記錄之不同類群的鳥種數與隻次相對百分比。結果發現鰲鼓濕地自 1986 至 2016 年共記錄有 265 種鳥類，其中 244 種有數量記錄，共計 534,292 隻次。資料顯示這 5 個時期所記錄之冬候鳥與留鳥的鳥種數組成比例變動不大，但各時期之冬候鳥的相對數量逐漸降低、而留鳥的相對數量則有逐漸增高的趨勢。至於 6 類生態同功群分別記錄有 20 至 65 種不等，各時期所記錄之鳥種數組成比例也無固定變化趨勢；但在記錄隻次方面，水域泥岸游涉禽（WS）的相對數量在 1997-2003 年明顯增高，而 2004-2007 年後則有逐步降低的現象；泥灘涉禽（MS）在 1986-1993 年記錄有 44.0% 相對數量，而後逐步下降至 2013-2016 年僅餘 8.2%；樹林陸禽（F）在 1986-1993 年僅有 10.2% 的相對數量，而後逐步增加至 2013-2016 年達 30.1%。我們建議鰲鼓濕地在後續的保育與經營管理中，需延續進行一致性的鳥類相組成監測，並追蹤探討造林地與濕地對該地鳥類棲息的影響。另一方面，鰲鼓造林地在 20 年補助期滿後的林地轉變，以及濕地之水位控制與水質優養化現象，也是鰲鼓濕地極需關注與管理的重要議題。

關鍵詞：鰲鼓濕地、鳥類組成、遷留型態、生態同功群、相對豐度

The Changes in Avian Assemblages at Aogu Wetland in The Past 30 Years

Fu-Hsiung Hsu[1,*], Tsai-Yan Lee[2], Jian-Hua Chen[3]

[1]Department of Biological Resources, National Chiayi University [2]Environmental Protection Bureau of Tainan City Government[3]Wild Bird Society of Chiyi County

Abstract

Birds can serve as indicators of biological integrity and ecosystem health. The Augo Wetland supports a relatively high diversity of bird species, distributed among several distinct habitats. We compiled historical bird data from 25 literuatres in the past 30 years. There are 265 bird species recorded in the Augo Wetland. Each bird species were classified with their migratory habits and categorized into 6 guilds (WS: water-shore waterfowls, gull, tern and herons; SHG: shore-highgrass waterhens and herons; MS: mudflat shorebirds; G: grassland songbirds; F: forest songbirds; A: air insectivores and raptors) according to the habitat types which species used. To understand the change of bird composition through time, we divided the data into 5 time periods: 1986-1993, 1997-2003, 2004-2007, 2009-2012 and 2013-2016, and compared the percentage of species richness and relative abundances in different guilds and time periods. The species richness ranged between 117 and 184 species and abundances ranged between 28,686 and 287,938 among time periods. The percentage of species richness of each guild varied through time periods but with no consistent trend. However, the relative abundance decreased gradually throught time periods in shorebirds but increased in forest songbirds. The relative number percentage of WS gradually increased till 2004-2007 time period but later kept decreasing. The relative abundance of waterfowl in 1986-1993 was obvious lower than that in the other time periods. Long term monitoring for the avian assemblages in the Augo Wetland will provide accurate ecological information for evaluating the broader effects of resource management, conservation and restoration activities.

Keyword: Augo Wetland, Avian assemblages, Migration status, Guild, Relative abundance

前言

鰲鼓濕地位於嘉義縣東石鄉北港溪以南至六腳大排出海口之間，主要為台糖公司之東石農場，面積約 1,022 公頃。該地是台糖公司在 1964 至 1968 年間闢築約 10 公里海堤，將北港溪與六腳大排間的泥灘濕地圈圍填土所形成的海埔地（游進裕等人 2008）。後來因台灣西南沿海養殖業盛行且超量抽取地下水，使西部沿海地層逐漸下陷，而東石農場的地層與海堤也隨之下陷。另一方面，1986 年韋恩颱風及艾貝颱風先後侵襲台灣西部，使東石農場的部分堤防潰壞，導致大量海水入侵。雖然台糖公司隨即修復海堤，但因主要保護東石農場不受海水侵襲的七孔水門下陷約 70 公分，無法完全關閉防止海水入侵，使東石農場的土地逐漸鹽化。台糖公司乃停止在東石農場的農墾計畫，而東石農場低窪區域也漸漸演變成一片廣闊濕地，也是現今所稱「鰲鼓濕地」的濫觴。

▲圖 1：鰲鼓濕地鄰近區域的農場位置圖，其中東石農場即一般通稱的鰲鼓濕地。

另一方面，林務局為因應我國加入 WTO 之農業結構調整，以及台灣低海拔區域缺乏大面積的森林綠地，乃於 2002 年在台灣各地推動「平地景觀造林及綠美化計畫」（許惠瑜 2003），並輔導部分停產農地進行平地造林，台糖公司也響應該計畫自 2002 年開始在東石農場與鄰近區域進行平地造林作業。近年來隨著社會意識與時空環境的轉變，嘉義縣政府在 2009 年將東石農場範圍內的 664.48 公頃土地劃設為「嘉義縣鰲鼓野生動物重要棲息環境」保護區（財團法人台灣水利環境科技研究發展教育基金會 2008）。而林務局為營造多樣的生態棲地、創造優質的農村森林生態景觀、以及增加民眾的休閒空間，也在 2012 年將東石農場、鰲鼓農場及溪子下農場等 3 處約 1,470 公頃的土地劃設為「鰲鼓濕地森林園區」（圖 1），使鰲鼓濕地成為整合生態保育、休閒遊憩與地方產業之永續發展策略的區域。

鰲鼓濕地是台灣的國家級重要濕地之一，區域內擁有多樣的棲地環境，除含括有約 500 公頃成長狀況不一的造林地之外，尚有部分農墾地、廢耕農地、畜牧場、防風林、排水溝渠，以及西側與南側環堤區域約 400 公頃的廣闊泥灘、草澤、廢棄魚塭與各類濕地。鰲鼓濕地也是東南亞候鳥遷徙的重要棲息地，每年均會吸引大量雁鴨與各類冬候鳥前來棲息，而深受保育界與愛鳥人士的重視。任何一個地區的物種組成均會受到該地之棲地結構的影響，而鳥類則是探討此類議題的理想物種（Root 1988, 許富雄 2001, 李培芬、許皓捷 2005）。由於水鳥是溼地生態系的重要生物組成種群，且具有促進濕地能量與營養循環、擔負消費者與分解者間傳遞的重要功能（Ricklefs and Schluter 1993）。水鳥群聚組成的變動，往往可反應溼地生態系的受破壞程度，並可進而評估其棲地品質的優劣（Furness and Greenwood 1993, Szaro and Johnston 1996），因此水鳥群聚組成的監測對溼地生態系的經營管理具有指標性的價值。

鰲鼓濕地具有豐富的鳥類資源，相當適合利用鳥類組成來監測濕地環境的改變。如鰲鼓濕地在平地造林政策下所栽植的樹木，已使區域內的棲地形態產生轉變。這些人造林地大多採用區塊且單一樹種栽植的造林模式，在其逐漸成林的過程中，隨著不同演替階段的植群結構改變，棲息其間的鳥種組成也可能隨之轉變（Raman et al., 1998, Rumble and Gobeille 2004, Venier and Pearce 2005）。近年鰲鼓逐漸增加之遊憩與賞鳥活動也可能使棲息的鳥類行為產生變化，甚至進而影響其空間與時間上的分布（Madsen 1995, Cardoni et al., 2008）。而鰲鼓濕地之封閉型水體的水文與水質狀態，以及土地海平面高度變化是否影響生物棲息，也是亟需關注的議題。

東石農場自 1986 年形成濕地後，便陸續有許多研究單位或團體在該地進行鳥類調查，但這些調查或因研究目標、人力、物力不同，其調查方式、樣區與頻度等努力量也有相當大的差異，許多研究也未詳細說明調查樣區的位置與棲地，除不易量化相關鳥類資訊（許富雄等人 2001），也難以探討鰲鼓濕地之不同空間或棲地的鳥種組成差異。近年來林務局為使「鰲鼓濕地森林園區」得以長程發展，陸續在鰲鼓濕地推動各類棲地與生物調查，而嘉義林區管理處更在 2013 年建立鳥類監測模式標準作業程序（許富雄 2013），期望長期監測鰲鼓濕地的鳥類群聚組成與變化趨勢，並探討其棲息環境的特色，以達永續經營的目標。本文即希望彙整近 30 年來在鰲鼓濕地所進行的鳥類調查資訊，來分析鰲鼓濕地在不同年代的鳥類組成變化，以提供相關研究或鰲鼓濕地經營管理的參考。

材料與方法

本文共蒐集有張寶連（1988）、經濟部工業局（1993）、曾四恭（1993）、高雄市野鳥學會（1995）、楊吉宗等人（1998）、財團法人台灣水利環境科技研究發展教育基金會（2005, 2008）、許富雄（2010, 2011a, 2011b, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016）、國立中山大學（2011）、與翁義聰（2011, 2012）等 18 篇曾於鰲鼓濕地進行鳥類調查的文獻報告。另外藉由中華鳥會的調查資料庫，取得 2001 至 2007 年在鰲鼓濕地進行的鳥類觀察紀錄，以增補此間調查文獻之不足，每年所取用之觀察紀錄至少含括 8 個月以上觀察，累計觀察次數介於 12 至 23 次之間（表 1）。在這 25 個文獻與觀察資料中，除國立中山大學（2011）與許富雄（2011b, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016）分別在東石農場、鰲鼓農場與溪子下農場設置樣區進行鳥類調查之外，其他文獻與觀察都是在東石農場進行。其中，高雄市野鳥學會（1995）的報告僅有鳥種名錄資訊而無隻次紀錄。

我們綜合上述 25 個文獻與觀察資料，彙整鰲鼓濕地自 1986 至 2016 年所記錄鳥種。由於這些調查的記錄方式、樣區位置與調查頻度並不完全相同，本文僅利用 24 個具有隻次紀錄的文獻，依文獻調查年代與鰲鼓濕地的一些重大棲地事件區分成 5 個時期，分別比較各時期所記錄之不同遷留型態與 6 類利用相似棲地之生態同功群（guild）的記錄鳥種數比例與相對豐度的差異。其中 A 期包含 1986 至 1993 年的 3 個文獻（表 1），此期在 1986 年韋恩颱風造成東石農場潰堤後不久，該區域曾有鰲鼓工業區的開發規劃（游進裕等人 2008）；B 期包含 1997 至 2003 年的 4 個文獻，此期主要在平地造林作業之前，其間工業區開發計畫受到環保團體反對而終止，但鰲鼓濕地有規劃為紅樹林自然生態公園及作為國防部空軍靶場、國家軍事遊樂園的議案；C 期包含 2004 至 2007 年的 6 個文獻，此期主要為平地造林後初期，鰲鼓逐漸朝向濕地保育與生態旅遊的定位發展，其間也曾有設立風力發電廠、滯洪池的議案；D 期包含 2009 至 2012 年的 7 個文獻，此期在平地造林後 5-10 年，各造林地的樹木逐漸生長成林，而東石農場的部份區域也在 2009 年 4 月 16 日被劃設為「嘉義縣鰲鼓野生動物重要棲息環境」；E 期則包含 2013 至 2016 年的 4 個文獻，此期在平地造林後 11-15 年，「鰲鼓濕地森林園區」於 2012 年 11 月 24 日開園，嘉義林區管理處也開始在鰲鼓濕地進行系統性的鳥類資源監測（表 1）。

本文主要參考中華民國野鳥學會鳥類紀錄委員會之楊玉祥等人（2014）的台灣鳥類名錄，來界定所記錄鳥類的中文名及遷留型態。而生態同功群則是參考翟鵬（1977）、林佩佩（1995）、施義杰（2004）、尤少彬（2005）、張相怡（2009）、戴漢彰（2009）的描述與現地觀察，將所有記錄鳥種依其主要利用的棲地類型劃分為（I）水域泥岸游涉禽（water-shore waterfowls, gull, tern and herons, 代號 WS），以雁鴨科、鷗科與部份鷺科鳥類為主；（II）泥岸高草游涉禽（shore-highgrass waterhens and herons, 代號 SHG），以秧雞科與部份鷺科鳥類為主；（III）泥灘涉禽（mudflat shorebirds, 代號 MS），以鷸科及鴴科等岸鳥為主；（IV）草地陸禽（grassland songbirds, 代號 G），主要為扇尾鶯科、鶺鴒科、鵐科與梅花雀科鳥類；（V）樹林陸禽（forest songbirds, 代號 F），主要為鳩鴿科、啄木鳥科、鴉科、鶇科、鶲科、鵲科、八哥科與雀科鳥類；（VI）空域陸禽（air insectivores and raptors, 代號 A），以鷹科與燕科等鳥類為主，共 6 類生態同功群（附錄）。由於鰲鼓濕地的雁鴨科資源豐富且具觀賞性，我們也將雁鴨科鳥類（代號 Duck，屬水域泥

岸游涉禽的部份組成）另外獨立出來進行比較。同時利用卡方檢定（χ2 test）來檢測不同時期之鳥種數比例與相對豐富是否具有差異。

表 1：鷺鼓濕地歷年文獻之調查年代、調查次數、留鳥與其他鳥種記錄種數與隻次。A 至 E 時期之劃分請參內文方法之說明。

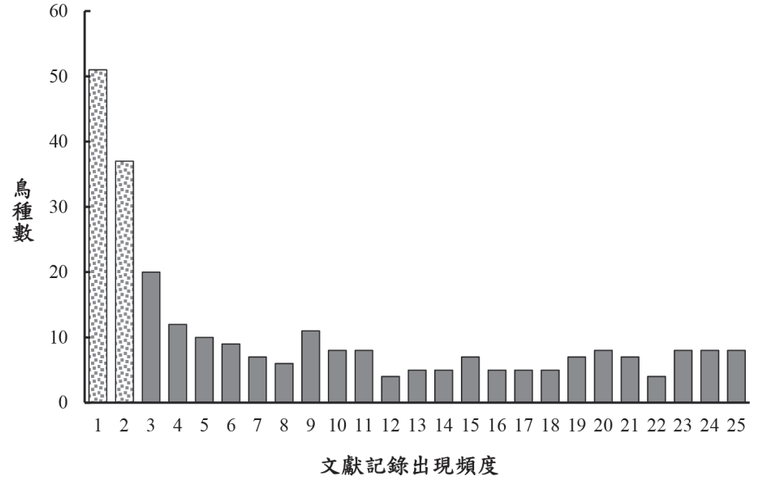
時期	文獻代號	調查年代	調查次數	留鳥		其它鳥種		文獻來源
				種數	總隻次	種數	總隻次	
A	1	1986-87	7	28	2,536	49	1,658	張寶蓮 1988
A	2	1993	28	40	4,907	99	13,247	工業局 1993
A	3	1993	11	19	3,381	77	19,313	曾四恭 1993
	4	---		49	---	156	---	高雄鳥會 1995
B	5	1997	12	23	5,064	76	14,038	楊吉宗 1998
B	6	2001	12	13	558	36	1,459	鳥會資料庫 2001
B	7	2002	15	22	1,163	42	2,460	鳥會資料庫 2002
B	8	2003	15	16	1,937	45	2,007	鳥會資料庫 2003
C	9	2004	23	22	1,177	65	7,013	鳥會資料庫 2004
C	10	2005	14	12	2,056	29	840	鳥會資料庫 2005
C	11	2006	13	22	336	43	2,624	鳥會資料庫 2006
C	12	2007	18	20	1,119	35	1,804	鳥會資料庫 2007
C	13	2004	12	17	6,389	44	18,758	水利基金會 2005
C	14	2007	9	22	2,350	78	9,156	水利基金會 2008
D	15	2009	40	24	7,875	87	16,931	許富雄 2010
D	16	2010	48	28	6,098	99	23,414	許富雄 2011a
D	17	2009	6	16	2,425	47	7,389	中山大學 2011
D	18	2011	4	11	892	29	4,166	翁義聰 2011
D	19	2011	48	38	25,017	121	76,940	許富雄 2011b
D	20	2012	4	12	1,862	32	4,828	翁義聰 2012
D	21	2012	48	29	22,642	109	87,459	許富雄 2012
E	22	2013	24	36	14,736	101	50,188	許富雄 2013
E	23	2014	4	27	1,290	67	8,837	許富雄 2014
E	24	2015	12	35	4,142	89	20,718	許富雄 2015
E	25	2016	12	30	4,966	82	14,127	許富雄 2016
			總計	67	124,918	198	409,374	

結果與討論

歷年來鷺鼓濕地各文獻與觀察資料所記錄的鳥種數介於 40 至 205 種，記錄隻次則介於 2,017 至 110,101 之間（表 1），但其間的鳥種數與隻次差異，可能受到各文獻所進行之調查地點、樣區數、樣區大小及調查頻度不同的影響。總和鷺鼓濕地自 1986 至 2016 年共曾記錄 265 種鳥類（附錄），約佔台灣已記錄鳥種（以 630 種計）的 42%，顯見鷺鼓濕地鳥類資源之豐富。在這 265 種鳥類中，包含有竹雞、海鷗鷸、秋小鷺、花澤鷹、毛足鷹、美洲黃足鷸、小黃腳鷸、長嘴半蹼鷸、灰瓣足鷸、鷹鵰、大杜鵑、草鴞、短耳鴞、台灣藍鵲、巨嘴鴉、東方毛腳燕、大彎嘴、黑喉鴝、絲光椋鳥、蘆鵐與普通朱雀等 21 種並無任何隻次資訊，其中竹雞、台灣藍鵲、巨嘴鴉、東方毛腳燕、大彎嘴等分布海拔稍高的留鳥，有可能是逸鳥或因其他因素而在鷺鼓濕地被記錄。

在所有的鳥類記錄中，有 177 種在這 25 個文獻中被記錄超過 3 次以上，但也有 51 種僅在單一文獻中被記錄（附錄、圖 2），其中總合記錄超過 10 隻次（未納入高雄市野鳥學會 1995 之紀錄）的鳥類有 158 種。此外，依據我們 2011 年在鷺鼓濕地進行較高頻度與樣區努力量的調查共記錄 159 種 101,957 隻次（許富雄 2011b），以及利用 2011 至 2013 年之記錄隻次與鳥種數變化的稀釋曲線（rarefaction curve）分析（許富雄 2013），我們推估近年來每年大概有 150 至 180 種不等的鳥類會在鷺鼓濕地利用棲息。

本文利用 24 個具有數量資訊的文獻共記錄有 244 種 534,292 隻次，其中包含留鳥 61 種 252,411 隻次、冬候鳥 114 種 264,079 隻次、夏候鳥 9 種 8,744 隻次、過境鳥 39 種 3,583 隻次、迷鳥 6 種 7 隻次以及外來種 15 種 5,513 隻次（表 2）；而 6 類生態同功群則分別包含水域泥岸游涉禽 54 種 261,57 隻次、泥岸高草游涉禽 20 種 10,742 隻次、泥灘涉禽 36 種 70,322 隻次、草地陸禽 39 種 50,918 隻次、樹林陸禽 65 種 123,327 隻次、空域陸禽 30 種 17,416 隻次（表 3）。在 5 個所劃分的不同時期中，鷺鼓濕地分別累積記錄有 117 至 184 種不等，記錄隻次則介於 28,686 至 287,938 之間，各時期所累積記錄之鳥種數與隻次均以 D 期（2009-2012 年）為最高，這可能受到這段期間所進行調查之範圍與頻度比其他時期高所致。

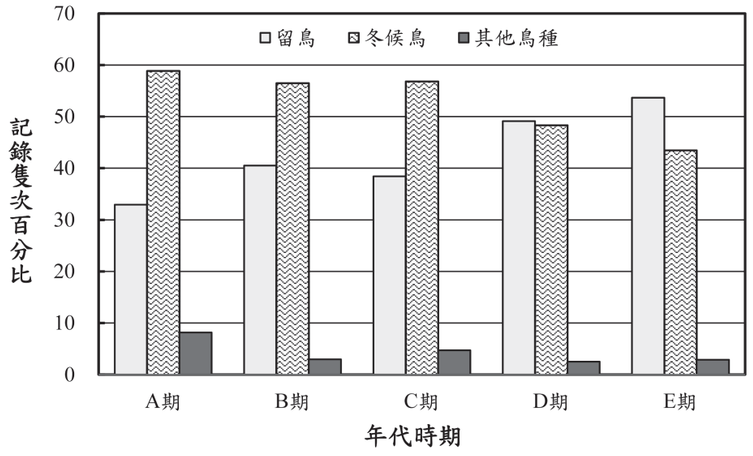


▲圖 2：鷺鼓濕地之 265 種鳥類在歷年 25 個文獻記錄的出現頻度。

表 2：鰲鼓濕地不同時期文獻所總和記錄之各種遷留型態鳥種數與隻次，A 至 E 時期之劃分請參表 1 與內文方法之說明。

	鳥種數					記錄隻次				
時期	A 期	B 期	C 期	D 期	E 期	A 期	B 期	C 期	D 期	E 期
留鳥	42	36	43	50	46	14,847	11,621	20,611	141,479	63,852
(%)	(27.5)	(30.8)	(30.1)	(27.2)	(26.9)	(33.0)	(40.5)	(38.4)	(49.1)	(53.7)
冬候鳥	78	64	77	95	91	26,517	16,209	30,475	139,152	51,726
(%)	(51.0)	(54.7)	(53.8)	(51.6)	(53.2)	(58.9)	(56.5)	(56.8)	(48.3)	(43.5)
夏候鳥	7	2	3	6	7	1,448	748	1,778	3,329	1,441
(%)	(4.6)	(1.7)	(2.1)	(3.3)	(4.1)	(3.2)	(2.6)	(3.3)	(1.2)	(1.2)
過境鳥	16	11	16	23	17	2,138	74	287	845	195
(%)	(10.5)	(9.4)	(11.2)	(12.5)	(9.9)	(4.7)	(0.3)	(0.5)	(0.3)	(0.2)
迷鳥	2	0	0	1	3	3	0	0	1	3
(%)	(1.3)	(0.0)	(0.0)	(0.5)	(1.8)	(0.0)	(0.0)	(0.0)	(0.0)	(0.0)
外來種	8	4	4	9	7	89	34	471	3,132	1,787
(%)	(5.2)	(3.4)	(2.8)	(4.9)	(4.1)	(0.2)	(0.1)	(0.9)	(1.1)	(1.5)
合計	153	117	143	184	171	45,042	28,686	53,622	287,938	119,004

比較各期所記錄之不同遷留型態的鳥種數組成比例發現，各期的留鳥種類約佔該時期總記錄鳥種數的 26.9% 至 30.8%，冬候鳥介於 51.0% 至 54.7%，而其他鳥種（含夏候鳥、過境鳥、迷鳥與外來種）則介於 14.5% 至 21.6% 之間，這 3 類遷留型態鳥種在不同時期的鳥種數組成比例並無顯著差異（$\chi^2 = 3.18$, $P = 0.92$, df = 8）。但進一步比較各期不同遷留型態之記錄隻次的相對數量，發現 A 期的留鳥與冬候鳥分別佔該期總記錄隻次的 33.0% 與 58.9%，E 期的留鳥與冬候鳥則佔該期總記錄隻次的 53.7% 與 43.5%，其留鳥的相對數量有逐漸增高，而冬候鳥則有逐漸降低的趨勢（圖 3），至於其他鳥種則分別記錄有 2.5% 至 8.2% 不等，這 3 種遷留型態鳥類的相對數量在不同時期具有些微的差異（$\chi^2 = 15.31$, $P = 0.053$, df = 8）。



▲圖 3：鰲鼓濕地不同時期所總和記錄之留鳥、冬候鳥與其他遷留型態鳥種的總記錄隻次百分比變化，A 至 E 時期之劃分請參表 1 與內文方法之說明。

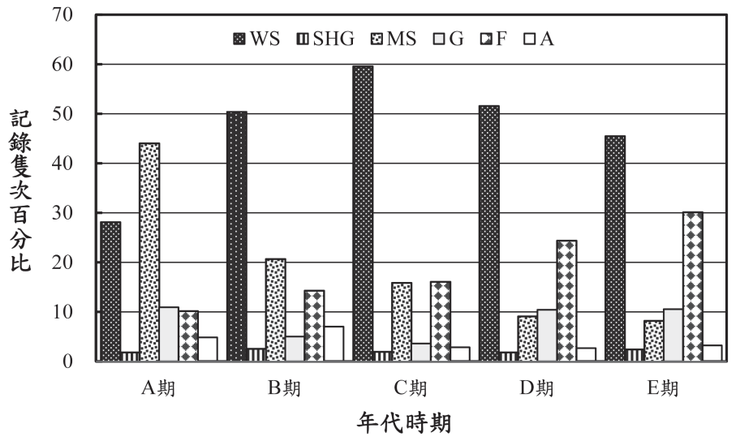
至於各時期之不同棲地生態同功群的鳥種數組成比例，則以水域泥岸游涉禽（19.0% 至 27.8%）、泥灘涉禽（13.5% 至 20.3%）、樹林陸禽（14.5% 至 25.5%）具有稍大的變動（表 3），但各時期的鳥種數組成比例也無顯著性差異（$\chi 2 = 10.77$, $P = 0.95$, df = 20）。比較各時期的記錄隻次的相對數量則發現，水域泥岸游涉禽（WS）除 A 期僅 28.1% 較低之外，其他各期均佔有 45.5% 以上的記錄，雁鴨也有相同改變趨勢。而泥灘涉禽（MS）則以 A 期佔 44% 最高，而後逐漸降低至 E 期僅佔 8.2%。但樹林陸禽（F）的相對數量則自 A 期的 10.2% 逐漸增加至 E 期的 30.1%（圖 4）。各時期之不同生態同功群的相對數量具有極顯著差異（$\chi^2 = 74.80$, $P < 0.001$, df = 20）。

由上述的比較發現，鰲鼓濕地在各時期所記錄之不同遷留型態與生態同功群的鳥種數組成比例變異較小，但在記錄的相對數量上則有較明顯的變化。A 期後水域泥岸游涉禽（WS）等雁鴨科與鷺科鳥類的棲息數量成為鰲鼓濕地的優勢類群，但泥灘涉禽（SM）等鷸、鴴科鳥類的棲息數量比例則有減少趨勢。另一方面，樹林陸禽（F）之相對數量在造林後 5-10 年的 D 期則有明顯增高的現象。國立中山大學（2011）分析園區 1975 至 2002 年之東石農場的地景變化，發現東石農場在 1975 至 1983 年有鹹水水域棲地減少、魚塭區佔有比例增加，而陸域部份則有農耕區增加、森林綠地減少的現象。1983 年之後，東石農場之鹹水、淡水與魚塭區等水域棲地的佔有比例改變較小，但陸域部份則有農耕區逐漸減少而森林綠地逐漸增加的趨勢。我們發現 1986 至 2016 年之不同時期的鳥類組成變化，很可能與鰲鼓濕地鄰近區域之棲地利用型態的改變有關，尤其是近年來的造林地密集生長、濕地水域之水文與水質變化等影響，但這有待後續研究收集更為詳盡之鰲鼓濕地的近年地景與棲地變化資訊來加以探討。

表 2：鰲鼓濕地不同時期文獻所總和記錄之 6 類生態同功群鳥種數與隻次，A 至 E 時期之劃分請參表 1 與內文方法之說明

	鳥種數					記錄隻次				
時期	A 期	B 期	C 期	D 期	E 期	A 期	B 期	C 期	D 期	E 期
水域泥岸游涉禽	29	29	39	42	44	12,661	14,459	31,926	148,420	54,101
WS (%)	(19.0)	(24.8)	(27.3)	(22.8)	(25.7)	(28.1)	(50.4)	(59.5)	(51.5)	(45.5)
雁鴨	8	9	11	16	14	2,056	5,436	14,053	71,319	28,429
Duck (%)	(5.2)	(7.7)	(7.7)	(8.7)	(8.2)	(4.6)	(19.0)	(26.2)	(24.8)	(23.9)
泥岸高草游涉禽	16	13	12	14	13	829	736	1,046	5,250	2,881
SHG (%)	(10.5)	(11.1)	(8.4)	(7.6)	(7.6)	(1.8)	(2.6)	(2.0)	(1.8)	(2.4)
泥灘涉禽	31	24	28	32	23	19,836	5,934	8,521	26,248	9,783
MS (%)	(20.3)	(20.5)	(19.6)	(17.4)	(13.5)	(44.0)	(20.7)	(15.9)	(9.1)	(8.2)
草地陸禽	29	20	22	28	25	4,936	1,438	1,955	30,041	12,548
G (%)	(19.0)	(17.1)	(15.4)	(15.2)	(14.6)	(11.0)	(5.0)	(3.6)	(10.4)	(10.5)
樹林陸禽	34	17	25	47	42	4,585	4,100	8,637	70,177	35,828
F (%)	(22.2)	(14.5)	(17.5)	(25.5)	(24.6)	(10.2)	(14.3)	(16.1)	(24.4)	(30.1)
空域陸禽	14	14	17	21	24	2,195	2,019	1,537	7,802	3,863
A (%)	(9.2)	(12.0)	(11.9)	(11.4)	(14.0)	(4.9)	(7.0)	(2.9)	(2.7)	(3.2)
合計	153	117	143	184	171	45,042	28,686	53,622	287,938	119,004

另一方面，本文所彙整各文獻並無一致的調查方式與努力量，更可能受到調查樣區之棲地類型的影響。許多生物的調查監測，其記錄的物種豐富度與隻次往往與其觀察人數、樣區數、調查次數及其它可供測量面積或時間等努力量息息相關（Hayek and Buzas 1997, Longino and Colwell 1997, 許富雄等人 2001），不同的調查努力量可能導致群聚間比較基準不一致（Lande et al., 2000），而難以評判生物的實際變動狀態。許富雄（2016）發現近年來鷲鼓濕地之造林地與濕地的鳥種組成具有明顯區隔，2009 至 2012 年渡冬期之造林地與濕地的鳥種組成相似性指數（Morisita's similarity index, Horn 1966）僅介於 0.005 至 0.008 之間。若上述各時期所彙整文獻有較多調查在濕地區域進行，自然會增加濕地鳥類的相關記錄。因此本文僅併合相關文獻的調查資料，讓各時期至少含括 115 種 28,000 隻次的記錄，利用較多彙整資訊並採用較保守的相對比例來進行比較。



▲圖 4：鷲鼓濕地不同時期所總和記錄之 6 類生態同功群鳥種的總記錄隻次百分比變化，A 至 E 時期之劃分請參表 1 與內文方法之說明。

台灣早期的鳥類調查大都未能採用一致化的調查方式來蒐集資訊，對樣區數量、設置位置與棲地描述也相當欠缺，更鮮少將不同樣區所收集的鳥類資訊作具體呈現，使後續的參考價值降低。特有生物研究保育中心曾於 1999 年在台灣推動各類野生動物資源的標準調查方法（特有生物研究保育中心 1999, 許富雄 2001），並於 2002 推展台灣地區繁殖鳥類調查（特有生物研究保育中心 2002）。而中華鳥會與特有生物研究保育中心等單位陸續於 2009 年推動臺灣繁殖鳥類大調查（Taiwan Breeding Bird Survey, BBS Taiwan），在 2014 年推動臺灣新年數鳥嘉年華（Taiwan New Year Bird Count, NYBC）等採行一致化之鳥類記錄方式的公民科學活動，這是我國鳥類資源監測的一大進展。

自然環境的監測工作在許多國家已獲得明顯成效，生態監測與一般調查的差異在於增加了「時間」維度，其目的在於偵測自然資源狀態的改變或趨勢（Gregory and Strien 2010），讓管理者據此評估、管理及保育該地區的棲地環境與生物資源（邱祈榮等人 2001, 李培芬、許皓捷 2005）。一般自然資源的監測，通常會針對相同樣區或採用相同方法來進行不同季節或年代的重複調查。而這類監測資料需要具有可比較性，因此一致性的調查方法、調查頻度、調查範圍，以及樣區選擇、監測工作時程、所希望收集的資訊、甚至是監測所需的經費或人力來源，都是長期監測工作需要規劃的項目。然而，許多生態監測資訊並不易在短期間看到成效，因此也常受到管理者的忽略。近年來鷲鼓濕地在林務局與嘉義

林區管理處的積極管理下，分別在東石農場、鷲鼓農場與溪子下農場規劃了 30 個定點、11 條穿越線與 10 個濕地區塊作為監測樣區，其調查面積約佔整個區域面積的 8.5%（許富雄 2012）。藉由一致化的調查方式監測東石農場自 2009 至 2016 年的鳥類群聚，發現這 7 年的所有鳥類族群指標（bird population index, BPI）以 2013 年為最高，但泥灘涉禽的 BPI 自 2013 年開始降低（由 2012 年相對值 98.1% 下降至 30.1%），而雁鴨的 BPI 也自 2014 年明顯降低（由 2012 年相對值 111.9% 下降至 65.4%），並推測這可能受到近年來鷲鼓濕地水位上升、水質改變與雁鴨移棲至台灣西南沿海其他濕地所致（許富雄 2016）。

生物資源監測是一項耗費人力與資源的長期工作，其成效往往不易在三、五年的短期間呈現，也因而不易獲得相關經援單位的支持。但美國與英國均投注在相關鳥類監測長達數十年的時間，而其應用與價值也愈來愈顯著。鷲鼓濕地是國內少數具有豐富鳥類資源，同時也具有許多調查資訊的一個濕地，我們何其幸運在主管機關的支持下持續收集了 7 年具有一致性調查方法的鳥類監測資料，日後也將陸續發表相關成果提供鳥類同好與生態關懷者的參考。我們期許在鷲鼓濕地持續進行 10 年甚至 20 年的鳥類組成監測，雖然此監測所含括範圍不若 BBS Taiwan 與 NYBC 般廣闊，但就區域性濕地的保育與經營管理而言，則是一個相當重要的工作。此外，我們也期盼相關單位、學者、保育團體或志工朋友，在日後的鳥類調查與收集資訊時千萬不要再走回頭路，盡量採行近年來相關研究單位所推展的一致性調查方法（如邱祈榮等人 2001, 許富雄 2001, 李培芬、許皓捷 , 2005, 鄭錫奇等人 2009, BBS Taiwan），同時能以多樣區的方式來呈現調查或觀察的鳥種組成與棲地狀態資訊，例如劃分地理距離超過 200 公尺的不同定點樣區，避免穿越線樣區的連續記錄距離超過 500 公尺（可劃分成不同穿越線樣區來呈現資料），或者無任何面積界定或說明的群集計數調查等。現今電腦處理資訊能力日趨強大，一致的調查方法與多樣區的資料呈現，必能使後續彙整之大數據更具參考價值，使我們大家在今日所投入的心血更具時空價值，以供日後相關生態保育工作的參考。

誌謝

本文感謝林務局與嘉義林區管理處支援相關經費，感謝台糖東石農場陳耀祥主任在研究期間的各項協助與支援，感謝嘉義縣野鳥學會、嘉義市野鳥學會與國立嘉義大學野生動物研究室的諸多成員協助調查與收集資料，感謝監測期間許多學者專家給予各類調查的修正建議與支持。

參考文獻

尤少彬。2005。由涉水鳥同功群探討沿海濕地的生態建設。水域與生態工程研討會論文集。台北。

李培芬、許皓捷。2005。鳥類監測模式之建立。國家公園生物多樣性與環境監測研討會。台北。

林佩佩。1995。關渡自然公園預定地景觀變遷對鳥類群聚結構的影響。國立台灣大學動物研究所碩士論文。台北市。

邱祈榮、李培芬、張琪如、許皓捷、陳一菁、吳采諭、李玉琪、陳韻如、楊惇淳。2001。

評量台灣地區生態永續發展指標—以野鳥族群為例調查計畫。行政院環境保護署。台北。
施義杰。2004。嘉義機場隙地之鳥類群聚生態。國立彰化師範大學碩士論文。彰化。
財團法人台灣水利環境科技研究發展教育基金會。2005。嘉義縣鰲鼓濕地生態調查、環境復育計畫及整體發展規劃。嘉義縣政府。嘉義。
財團法人台灣水利環境科技研究發展教育基金會。2008。嘉義縣好美里及鰲鼓濕地野生動物保護區籌設計畫 (成果報告)。嘉義縣政府。嘉義。
翁義聰。2011。嘉義縣鰲鼓野生動物重要棲息環境水資源之經營管理 (1)。嘉義縣政府。嘉義。
翁義聰。2012。嘉義縣鰲鼓野生動物重要棲息環境水資源之經營管理 (2)。嘉義縣政府。嘉義。
高雄市野鳥學會。1995。八十四年度海岸地區環境敏感地帶保護區示範規劃 -- 嘉義鰲谷濕地示範規劃 (期末報告)。行政院環保署。台北。
特有生物研究保育中心。1999。野生動物資源調查方法研習會手冊，許富雄編。特有生物研究保育中心。南投。
特有生物研究保育中心。2002。台灣繁殖鳥調查規劃及推動研討會手冊，許富雄編。特有生物研究保育中心。南投。
許富雄。2001。鳥類資源的調查方法。特有生物研究 3：81-90。
許富雄、賴肅如、姚正得、林瑞興。2001。利用物種累積曲線來評定鳥類多樣性調查。中華林學季刊。34: 393-408。
許富雄。2010。鰲鼓之濕地暨平地造林區的鳥類組成與棲地關係 (I)。行政院農委會林務局。台北。
許富雄。2011a。鰲鼓之濕地暨平地造林區的鳥類組成與棲地關係 (II)。行政院農委會林務局。台北。
許富雄。2011b。鰲鼓濕地森林園區鳥類監測及建立監測模式 (I)。林務局嘉義林區管理處。嘉義。
許富雄。2012。鰲鼓濕地森林園區鳥類監測及建立監測模式 (II)。林務局嘉義林區管理處。嘉義。
許富雄。2013。鰲鼓濕地森林園區鳥類監測及建立監測模式 (III)。林務局嘉義林區管理處。嘉義。
許富雄。2014。鰲鼓濕地森林園區鳥類監測。林務局嘉義林區管理處。嘉義。
許富雄。2015。鰲鼓濕地森林園區鳥類資源長期監測。林務局嘉義林區管理處。嘉義。
許富雄。2016。鰲鼓濕地森林園區鳥類資源長期監測 (II)。林務局嘉義林區管理處。嘉義。
許惠瑜。2003。平地景觀造林計畫之研究。國立中興大學森林學系碩士論文。台中。
國立中山大學。2011。鰲鼓濕地森林園區整體規劃專案計畫成果報告書。行政院農委會林務局。台北。
游進裕、劉正川、蔡智賢、許富雄、賴弘智。2008。鰲鼓濕地從開發到復育的技術與變遷。第一屆亞洲濕地大會論文集。中華民國內政部營建署。台北。
張相怡。2009。都市棲地型島嶼之鳥類群聚組成、多樣性、與生殖活動。國立成功大學碩士論文。台南。
張寶蓮。1988。嘉義縣和雲林縣海岸動物之調查研究 (二)。台灣省立嘉義師範學院。嘉義。
曾四恭。1993。鰲鼓地區設置工業區整體結構性衝擊程度分析及評估。行政院環保署。台北。
經濟部工業局。1993。嘉義縣鰲鼓工業區開發計畫環境影響評估報告書 (修訂本)。台北。
楊玉祥、丁宗蘇、吳森雄、阮錦松、林瑞興、蔡乙榮、潘致遠。2014。台灣鳥類名錄。中華民國野鳥學會鳥類紀錄委員會 2014 年 7 月 10 日。
楊吉宗、許富雄、張簡琳玟、陳元龍、姚正得、洪典戊、朱賢斌、林春富、蔡昕皓、賴肅如。1998。台灣南部地區野生動物資源之調查研究 (1/4) I. 嘉義縣市野生動物之調查研究。特有生物研究保育中心。南投。
翟鵬。1977。台灣鳥類生態隔離的研究。私立東海大學生物學研究所碩士論文。台中。
鄭錫奇、周政翰、林旭宏等人。2009。生物資源調查作業程序參考手冊。行政院農委會特有生物保育中心。南投。
戴漢彰。2009。關渡自然公園棲地經營管理對鳥類相的影響。國立台灣大學碩士論文。台北市。

Cardoni, D. A., M. Favero, and J. P, Isacch. 2008. Recreational activities affecting the habitat use by birds in Pampa′ s wetlands, Argentina: implications for waterbird conservation. Biological Conservation 141: 797-806.
Furness, R.W., and J. J. D. Greenwood. 1993. Birds as Monitors of Environmental Change. Chapman & Hall. London.
Gregory, R. D. and A. van Strien. 2010. Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health. Ornithological Science 9: 3-22.
Hayek, L. C. and M. A. Buzas. 1997. Surveying Natural Populations. Columbia University Press, New York, NY. 448pp.
Horn, H. S. 1966. Measurement of ″overlap″ in comparative ecological studies. American Naturalist 100: 419-424.
Lande, R., P. J. Devries and T. R. Walla. 2000. When species accumulation curves intersect: implicateon for ranking diversity using small samples. Oilos 89: 601-605.
Longino, J. T. and R. K. Colwell. 1997. Biodiversity assessment using structured inventory: capturing the ant fauna of a tropical rain forest. Ecological Applications 7: 1263-1277.
Madsen, J. 1995. Impacts of disturbance on migratory waterfowl. Ibis 137: 67-74.
Raman, T. R. S., G. S. Rawat, and A. J. T. Johnsingh. 1998. Recovery of tropical rainforest avifauna in relation to vegetation succession following shifting cultivation in Mizoram, north-east India. Journal of Applied Ecology 35: 214-231.
Ricklefs, R. E. and D. Schluter. 1993. Species diversity in ecological communities. Ecological Monograph 37: 317-350.
Root, T. 1988. Environmental factors associated with avian distributional boundary. Journal of Biogeography 15: 489-505.

Rumble, M. A., and J. E. Gobeille. 2004. Avian use of successional cottonwood (Populus deltoids) woodlands along the middle Missouri River. American Midland Naturalist 152:165-177.

Szaro, R. C., and D. W. Johnston. 1996. Biodiversity in Managed Landscapes. Oxford University Press. New York.

Venier, L. A., and J. L. Pearce. 2005. Boreal bird community response to jack pine succession. Forest Ecology and Management 217(1): 19-36.

附錄、鰲鼓濕地歷年所記錄之鳥種名錄。中文名參照中華鳥會 2014 年台灣鳥類名錄，遷留型態與生態同功群代號參內文說明，文獻代號參照表 1

序號	中文名	遷留型態	同功群	記錄文獻代碼
1	寒林豆雁	W	WS	4,19
2	白額雁	W	WS	22
3	花鳧	W	WS	19,21
4	赤膀鴨	W	WS	4,9,11,12,15,16, 9,21-25
5	羅文鴨	W	WS	3,4,9,10,19,21,22
6	赤頸鴨	W	WS	2-5,7-25
7	綠頭鴨	W	WS	4,5,7,13,19,21,22
8	花嘴鴨	W	WS	4,5,7-17,19-22, 24,25
9	琵嘴鴨	W	WS	1-25
10	尖尾鴨	W	WS	2-5,7-25
11	白眉鴨	W	WS	2-5,7-9,11,12, 14-25
12	小水鴨	W	WS	1-25
13	紅頭潛鴨	W	WS	2,4,5,7,16,19,25
14	青頭潛鴨	W	WS	25
15	鳳頭潛鴨	W	WS	4,6-17,19,21-25
16	斑背潛鴨	W	WS	2,4,9,12,14-16, 19,22,23
17	紅胸秋沙	W	WS	19
18	紅面番鴨	E	WS	19
19	鵪鶉	T	G	1,13
20	小鵪鶉	R	G	11
21	竹雞	R	G	4
22	環頸雉	R	G	19,21-25
23	小鸊鷉	R	WS	1-5,7-25
24	冠鸊鷉	W	WS	4,21,24,25
25	黑頸鸊鷉	W	WS	10,22,24
26	黑鸛	T	WS	4,5,7,19,22,23
27	東方白鸛	W	WS	4,25
28	軍艦鳥	O	O	19
29	鸕鷀	W	WS	1-10,12-25
30	海鸕鷀	V	WS	4
31	卷羽鵜鶘	V	WS	4,25
32	大麻鷺	W	WSG	14
33	黃小鷺	R	WSG	1-5,9,10,13,17, 19-25
34	秋小鷺	T	WSG	4
35	栗小鷺	R	WSG	1-10,13,15-17, 19,21-25
36	黃頸黑鷺	T	WSG	4,22
37	蒼鷺	W	WS	1-5,7-25
38	紫鷺	W	WSG	1-5,7,8,12,14-16,19,21-25
39	大白鷺	W	WS	1-25
40	中白鷺	W	WS	1-25
41	唐白鷺	T	WS	4,11
42	小白鷺	R	WS	1-25
43	岩鷺	R	WS	22,25
44	黃頭鷺	R	G	1-5,7-10,12-19, 21-25
45	池鷺	W	WSG	3,4,13,15,16,19, 22,23
46	綠簑鷺	T	WS	4,7,8,
47	夜鷺	R	WS	1-25
48	黑冠麻鷺	R	T	4,22
49	埃及聖鷺	E	WS	2,4,5,7,9-12,14-25
50	黑頭白鷺	W	WS	4,14,24
51	白琵鷺	W	WS	12,16,19,21,23-25
52	黑面琵鷺	W	WS	4-6,9,11,12, 14-16,19-25
53	魚鷹	W	O	4-9,11,13-16,18,19,21-25
54	黑翅鳶	R	O	8,9,11,12,14-17,19,21-25
55	東方蜂鷹	T	O	16,19,24,25
56	大冠鷲	R	O	4,15-17,19,21-25
57	花鵰	W	O	4,22
58	灰面鵟鷹	T	O	2,4,11,14,15, 19,21-25
59	東方澤鵟	W	O	2-9,11-17,19, 21-25
60	灰澤鵟	W	O	2,4,7,15,16,19
61	花澤鵟	T	O	4
62	鳳頭蒼鷹	R	O	15,16,21,22,24

附錄、鷸鴴濕地歷年所記錄之鳥種名錄。中文名參照中華鳥會 2014 年台灣鳥類名錄，遷留型態與生態同功群代號參內文說明，文獻代號參照表 1(續)

序號	中文名	遷留型態	同功群	記錄文獻代碼
63	赤腹鷹	T	O	1,2,4,5,11,14, 19,21,25
64	日本松雀鷹	T	O	11,23
65	松雀鷹	R	O	2,4,23,24
66	北雀鷹	W	O	4,16,19,24
67	黑鳶	R	O	4,9,11,21,22,24
68	白腹海鵰	V	O	22
69	毛足鵟	W	O	4
70	鵟	T	O	4,5,7,11,16, 19,22,24,25
71	大鵟	W	O	24
72	紅隼	W	O	1-3,5-7,9,11-17, 19-25
73	燕隼	T	O	4,12
74	遊隼	W	O	2,4,7,9,12,15, 16,19,22
75	紅領綠鸚鵡	E	T	19,22,24
76	虎皮鸚鵡	E	T	2,4
77	灰腳秧雞	R	WSG	2,4,19
78	灰胸秧雞	R	WSG	1-7,9,16,19,21
79	秧雞	W	WSG	2,4,8
80	白腹秧雞	R	WSG	1-7,9,11,12,14-16,19,21-25
81	緋秧雞	R	WSG	2-5,9,11-14, 19,21,22,24
82	董雞	S	WSG	3,4
83	紅冠水雞	R	WSG	1-9,11-25
84	白冠雞	W	WSG	3-5,11,12, 14-16,19-25
85	高蹺鴴	R	WS	1-9,11-25
86	反嘴鴴	W	WS	4,5,8,11-16,19-25
87	蠟鴴	W	SM	4,7,8
88	灰斑鴴	W	SM	2-5,7,9,14-16, 19,21-24
89	太平洋金斑鴴	W	SM	1-5,7-16,18-25
90	小辮鴴	W	WSG	2,4,5
91	蒙古鴴	W	SM	1-5,7,10,14,16,19,21,23,24
92	鐵嘴鴴	W	SM	1-4,6,10,14-16, 19-24
93	東方環頸鴴	W	SM	1-9,11-25
94	小環頸鴴	W	SM	1-6,9,11-17,19,21,22,24,25
95	彩鷸	R	WSG	2-7,15-17,19, 21,22,24
96	反嘴鷸	T	SM	2-4,11,15
97	磯鷸	W	SM	1-5,9-17,19, 21,22,24,25
98	白腰草鷸	W	SM	2-5,9,14-16,19,21,22,24,25
99	黃足鷸	T	SM	1-4,14-17,19, 21,22,24
100	美洲黃足鷸	V	SM	4
101	鶴鷸	W	SM	2-4,9,14-16,19,21
102	青足鷸	W	SM	1-6,8,9,11-25
103	諾氏鷸	T	SM	2,4,15,19
104	小黃腳鷸	V	SM	4
105	小青足鷸	W	SM	1-6,9,11,12, 14-17,19-25
106	鷹斑鷸	W	SM	1-5,7-10,13,15-17,19,21-25
107	赤足鷸	W	SM	1-6,9,11-25
108	小杓鷸	T	SM	2,4,5
109	中杓鷸	W	SM	2,4-6,9,14-19
110	鷸鷸	T	SM	19,24
111	大杓鷸	W	SM	1-5,7,9,11,12,14-16,18-25
112	黑尾鷸	W	SM	1-5,9,15,19,21,23
113	斑尾鷸	W	SM	2,4,5,7,14-16, 18,19,21
114	翻石鷸	W	SM	1-7,10,14-16,18,19,21-24
115	大濱鷸	T	SM	3,4,6,14-17,19,21
116	紅腹濱鷸	T	SM	4,16,21
117	流蘇鷸	W	SM	1-3,14
118	寬嘴鷸	T	SM	1,2,4,9
119	尖尾濱鷸	T	SM	1-5,9-11,13,15,16,19,21-23
120	彎嘴濱鷸	W	SM	1-5,9,13-16, 19,21-24
121	丹氏濱鷸	W	SM	4,16,21,22
122	長趾濱鷸	W	SM	1-4,9,15,16, 19,21,22,24
123	紅胸濱鷸	W	SM	1-5,7,9,10, 13-16,19-25
124	三趾濱鷸	W	SM	21

附錄、鷸鴴濕地歷年所記錄之鳥種名錄。中文名參照中華鳥會 2014 年台灣鳥類名錄，遷留型態與生態同功群代號參內文說明，文獻代號參照表 1(續)

序號	中文名	遷留型態	同功群	記錄文獻代碼
125	黑腹濱鷸	W	SM	1-5,7,9-16,18-25
126	長嘴半蹼鷸	W	SM	4
127	半蹼鷸	T	SM	2,4,16
128	田鷸	W	WSG	2-5,7,9,10,15,17,19,21-25
129	中地鷸	W	WSG	19
130	紅領瓣足鷸	T	WS	1-5,13,19,21
131	灰瓣足鷸	T	WS	4
132	棕三趾鶉	R	G	2-9,13,15-17, 19,21-25
133	燕鴴	S	G	3,4,15,19,21, 22,24,25
134	黑嘴鷗	W	WS	2,4-6,11,15,16,19,21,24,25
135	紅嘴鷗	W	WS	1-9,11,14-16, 18-25
136	黑尾鷗	W	WS	2,4,11,16,19
137	海鷗	W	WS	11
138	銀鷗	W	WS	2,4,11,16,19, 21,22,24
139	小燕鷗	S	WS	1-5,9,11-17,19-25
140	鷗嘴燕鷗	W	WS	2,4,9,15,16
141	裏海燕鷗	W	WS	2,4,5,9,11, 14-16,19-25
142	白翅黑燕鷗	W	WS	1-5,7-9,15,19,21,22,24,25
143	黑腹燕鷗	W	WS	1-6,8,10-12, 15-19,21-25
144	紅燕鷗	S	WS	2,4,22
145	蒼燕鷗	S	WS	2-4,14,15,21,22
146	燕鷗	T	WS	4,11,15,16,21,24
147	鳳頭燕鷗	S	WS	24
148	野鴿	E	T	17,19,21-24
149	金背鳩	R	T	3,4,7,14,16, 19,22-24
150	紅鳩	R	T	1-5,7-19,21-25
151	珠頸斑鳩	R	T	1-5,9-11,13-25
152	紅頭綠鳩	R	T	16,19,24,25
153	冠郭公	T	T	25
154	鷹鵑	S	T	4
155	四聲杜鵑	T	T	19
156	大杜鵑	T	T	4
157	北方中杜鵑	S	T	3,4,19,21,22,25
158	小杜鵑	T	T	4,25
159	番鵑	R	T	1-5,7-9,11,13-17,19,21-25
160	草鴞	R	G	4
161	領角鴞	R	T	17
162	短耳鴞	W	T	4
163	普通夜鷹	T	O	25
164	台灣夜鷹	R	O	3,4
165	叉尾雨燕	T	O	2,4,5,21
166	小雨燕	R	O	1-5,8,9,14-17, 19,21-25
167	翠鳥	R	WSG	1-5,7-11,13-25
168	黑頭翡翠	T	WSG	25
169	佛法僧	T	T	16,21
170	戴勝	W	G	2,4,9,19,21,25
171	五色鳥	R	T	14
172	小啄木	R	T	14-16,19,21-25
173	紅頭伯勞	W	G	24
174	紅尾伯勞	W	G	1-11,13-19,21-25
175	棕背伯勞	R	G	1-9,12-19,21-25
176	黃鸝	T	T	16
177	大卷尾	R	T	1-25
178	小卷尾	R	T	4,9
179	黑枕藍鶲	R	T	2-5,10,14-16, 19,21-25
180	紫綬帶	T	T	8,19
181	台灣藍鵲	R	T	4
182	樹鵲	R	T	14,16
183	喜鵲	R	T	2,4,8,9,14,16-7,19,21-2,24-5
184	小嘴烏鴉	T	T	19
185	巨嘴鴉	R	T	4
186	小雲雀	R	G	1-5,7,11,13,14,16,19,21-24

附錄、鷸鴴濕地歷年所記錄之鳥種名錄。中文名參照中華鳥會 2014 年台灣鳥類名錄，遷留型態與生態同功群代號參內文說明，文獻代號參照表 1(續)

序號	中文名	遷留型態	同功群	記錄文獻代碼
187	棕沙燕	R	O	1-5,8,9,11,13,17,19,21-25
188	灰沙燕	T	O	4,11
189	家燕	S	O	1-5,8,9,11,13-25
190	洋燕	R	O	1-6,8,9,11-25
191	赤腰燕	R	O	2-5,8,9,12,13,15-17,19-25
192	東方毛腳燕	R	O	4
193	白頭翁	R	T	1-25
194	紅嘴黑鵯	R	T	21,22,25
195	日本樹鶯	W	T	2-5,14,19,21-23
196	遠東樹鶯	W	T	21-25
197	褐色柳鶯	W	T	25
198	黃腰柳鶯	T	T	24
199	黃眉柳鶯	W	T	3,4,16,19,25
200	極北柳鶯	W	T	1,4,5,14-16, 19,21-25
201	東方大葦鶯	W	G	2-6,8,19,21,22
202	棕扇尾鶯	R	G	1-6,14,19,21, 24,25
203	黃頭扇尾鶯	R	G	1-4,14,15,19,21
204	斑紋鷦鶯	R	G	14
205	灰頭鷦鶯	R	G	1-10,13-17, 19,21-25
206	褐頭鷦鶯	R	G	1-10,12-25
207	粉紅鸚嘴	R	G	5,14,16,19,21-25
208	綠繡眼	R	T	1-9,12,14-17, 19,21-25
209	山紅頭	R	T	19,22
210	大彎嘴	R	T	4
211	寬嘴鶲	T	T	14,15,19
212	灰斑鶲	T	T	2,4,15,16, 19,21,24
213	紅尾鶲	S	T	4,19
214	鵲鴝	E	T	14-17,19,21-25
215	野鴝	W	G	1-5,9,15,19,21-25
216	藍尾鴝	W	T	2,4,22
217	紅喉鶲	W	T	16,19,21,22
218	紅胸鶲	W	T	16,25
219	黃尾鴝	W	G	2,4,5,8,9, 12-16,19-25
220	藍磯鶇	W	T	1-5,14,15, 19,20,22
221	黑喉鴝	W	G	4
222	灰叢鴝	T	G	4,5
223	虎鶇	W	T	3,4,9,19,21,22,25
224	黑鶇	W	T	2,4,24
225	白眉鶇	W	T	16,19,22
226	白腹鶇	W	T	2,4,8,14,16, 19,21-25
227	赤腹鶇	W	T	2,4,14-16,19,21,22,24,25
228	斑點鶇	W	T	2,4,9,21,22
229	八哥	R	T	1-4,21
230	白尾八哥	E	T	1,2,4-6,8,9,12,14-17,19,21-25
231	林八哥	E	T	2,4
232	家八哥	E	T	1,2,4,6,13,14,16,17,19,21-25
233	黑領椋鳥	E	T	2,4
234	灰背椋鳥	R	T	2,4,16,22,24
235	絲光椋鳥	W	T	4
236	歐洲椋鳥	T	T	1,2,4
237	灰椋鳥	W	T	2,4
238	斑椋鳥	E	T	1,2,4
239	九官鳥	E	T	2,4
240	東方黃鶺鴒	W	G	1-10,12,13,15,16,19,21,22
241	灰鶺鴒	W	G	1,2,4,7,16,17,19,21,22,24
242	白鶺鴒	W	G	2,4,13-16,19,21,22,24,25
243	大花鷚	W	G	2,4,6,8,16,19
244	樹鷚	W	G	2,4,14,15,19, 22,24,25
245	赤喉鷚	W	G	1,2,4,14-16, 19,21,22
246	水鷚	V	G	2,4,
247	山鶺鴒	W	G	19
248	朱連雀	V	T	22

附錄、鷸鴴濕地歷年所記錄之鳥種名錄。中文名參照中華鳥會 2014 年台灣鳥類名錄，遷留型態與生態同功群代號參內文說明，文獻代號參照表 1(續)

序號	中文名	遷留型態	同功群	記錄文獻代碼
249	冠鴝	V	G	1,4
250	黃喉鴝	W	G	4,15,16,19
251	金鴝	T	G	2,4
252	黑臉鴝	W	G	2-6,8,9,14-16, 19,21-25
253	藍鴝	V	G	4
254	花雀	W	G	2,4,8,15,25
255	普通朱雀	W	T	4
256	金翅雀	W	T	2,4,21
257	黃雀	W	T	4,16
258	桑鳲	W	T	25
259	黃額絲雀	E	T	19
260	麻雀	R	T	1-10,12-25
261	白喉文鳥	E	G	19,21,22,24
262	白腰文鳥	R	G	2,4
263	斑文鳥	R	G	2-8,13-16,18, 19,21-25
264	黑頭文鳥	R	G	2,4
265	白頭文鳥	E	G	6

2016 年外來入侵鳥種埃及聖鷺防治試驗

沈育霖、蔡世鵬

社團法人中華民國野鳥學會

摘要

埃及聖鷺（*Threskiornis aethiopicus*）原生於非洲及中亞洲，經人為引入台灣逃逸後，已建立穩定族群成為外來入侵種，於世界也名列百大外來入侵種，對環境生態及人類社會層面皆有不等的影響。本計畫受行政院農業委員會林務局委託執行埃及聖鷺調查及生殖干擾作業試驗，以找出較適當之族群量控制方法。今年（2016 年）已普查埃及聖鷺之族群量已達 1,523 隻次，主要分布縣市為彰化縣、嘉義縣、高雄市，皆突破 300 隻。以彰化漢寶巢區進行生殖干擾試驗，巢區經空拍調查，巢數最高達 302 巢，而生殖干擾以移除卵及破壞巢 2 種方式進行，共移除 63 巢、126 個卵，移除卵及破壞巢之結果均為棄巢，不回原巢繁殖。本計畫利用 1995-2016 年之數據進行族群防治策略效應分析，生殖干擾需經 5 年以上連續執行 90% 卵移除，才有 50% 機率控制其族群量。本計畫並提供各移除階段及方法分析，建議埃及聖鷺需強力介入其族群量控制，以減少其對台灣原生生態之威脅。

關鍵詞：埃及聖鷺、台灣、外來入侵種、族群控制

Experiement to Properly Enact Population Control for Invasive Species-The Sarced Ibis

Yu-Lin Shen & Shi-Peng Tsai

Chinese Wild Bird Federation

Abstract

The African sacred ibis (*Threskiornis aethiopicus*) is a species native to Africa and Central Asia that was introduced to Taiwan for ornamental purposes. After various individuals escaped their enclosures, the ibis became an invasive species, establishing stable populations in local ecosystems. Placed on the “One hundred of the World’s Worst Invasive Alien Species” list, it has caused numerous problems for local ecosystems and human communities. To counter this trend, the “2016 Experiment to Properly Enact Population Control for Invasive Species—The Sacred Ibis” was commissioned by the Forestry Bureau, Council of Agriculture, Executive Yuan, to test methods of population control for African sacred ibis.

The known population of African sacred ibis in Taiwan as of 2016 was 1,523 individuals. The bulk of this number was distributed in central Taiwan’s Changhua County and Chiayi County as well as southern Taiwan’s Kaohsiung City. Each community in these areas held more than 300 individuals. We set up our population control experiment in an African sacred ibis nesting area located in Hanbao, Changhua County. At the start of the experiment, 302 nests had been identified via drone footage. Two methods of population control were attempted, removal of eggs and nest destruction. A total of 63 nests were destroyed and 126 eggs were removed. The results of removing the eggs and destroying the nests was nest abandonment. Further study also showed that no attempts were made by the former nest occupants to their former nest site for further breeding afterwards.

Data on African sacred ibis collected from 1995 to 2016 was used to predict the effects of the population control strategies employed. It was suggested based on this information that even if 90% of eggs were removed each year over a period of 5 years, the chance of that action leading to a population reduction was only 50%. Further analysis of potential removal methods for African sacred ibis in Taiwan was also performed. Comprehensive intervention is needed to control its numbers and reduce its impact on Taiwan's indigenous ecosystems.

Keyword: *Threskiornis aethiopicus*, Taiwan, invasive species, population control

前言

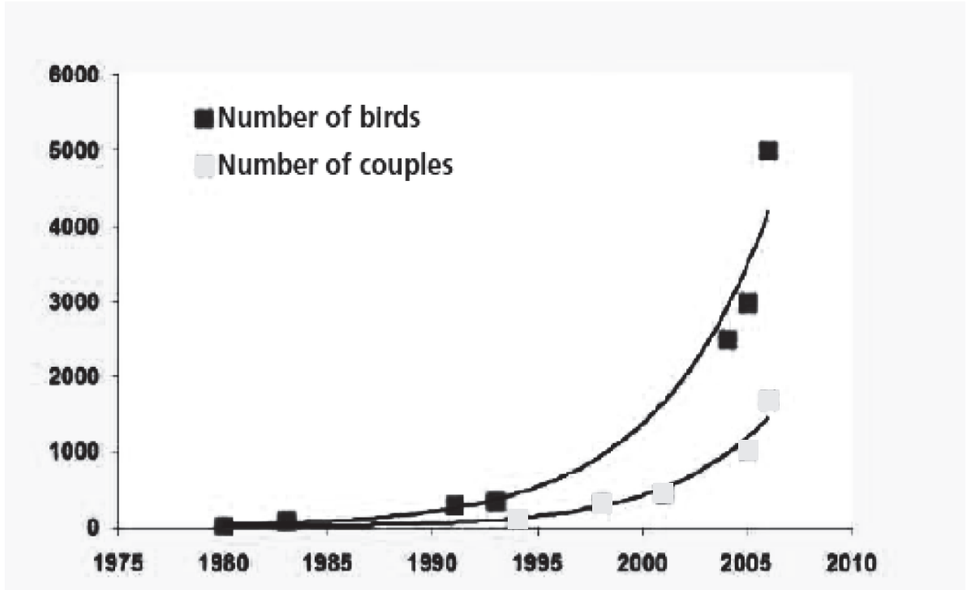
1984 年，埃及聖鷺在台北關渡首次記錄到個位數的野外個體，嗣後於各地偶見零星記錄，但目前埃及聖鷺族群已擴散至西部各縣市沿海溼地，且有明確之繁殖群聚紀錄，已成為台灣入侵鳥種。經野外觀察紀錄發現，埃及聖鷺與台灣本地鷺科鳥類在食物、巢樹等生態資源上有諸多重疊，對在台灣繁殖的小白鷺、黃頭鷺、夜鷺以及度冬的蒼鷺、大白鷺、中白鷺等鳥類，可能造成生存及繁殖上的競爭排除效應。

美國佛羅里達州也曾有埃及聖鷺逸出，於野外共發現 76 隻個體。因埃及聖鷺於非洲原生地是以海鳥之蛋及雛鳥為食，佛羅里達州當地雖尚未觀察到排擠築巢或捕食其他鳥類之現象，唯恐其對當地近脅鳥種產生危害而決定移除，共移除 75 隻個體（Johnson and McGarrity 2009）。

法國南岸於 2000 年引進，至 2007 年估計有 360 隻個體，並在 2003 年及 2004 年觀察到捕食黃頭鷺及白翅黃池鷺的蛋及雛鳥，且鷺科巢數由 1998 年的 680 巢降至 2007 年不足 100 巢，造成當地鳥類生態衝擊，因此法國當局於 2007 年決議對法國南部埃及聖鷺族群進行移除，2007-2013 年間利用槍械及移除巢方式，共移除 395 隻成鳥及 90 隻雛鳥，至 2013 年野外僅觀察到 3 隻個體（Fermandez 2016）。

法國西部於 1974 年以觀賞用途引進埃及聖鷺，至 2006 年共於野外調查到超過 1,700 對、共 5,000 隻以上個體（圖 1），同時也觀察到捕食數種鳥類之蛋及幼鳥（燕鷗科、鷺科、及一些涉禽），法國狩獵及野生動物管理局於 2007 年起以槍械及刺穿蛋方式開始移除，2007-2013 年共移除 6,626 隻個體及 2,720 個蛋（圖 2），野外觀察數量也由 1,700 對下降至 280-300 對（Yésou et al., 2016）。

Numbers of sacred ibises in Western France prior to the management work.



© Inra/ONCFS

▲圖 1：法國西部埃及聖鷸族群成長趨勢（Yésou et al., 2016）。

Year	Birds shot	Nests sterilised	Couples observed
2006			1 700
2007	226		1 430-1 860
2008	2 939		1 400
2009	1 252	157	850
2010	887	1013	670
2011	413	880	560-600
2012	635	248	350-410
2013	274	422	280-300
TOTAL	6 626	2720	- 82%

© ONCFS/SNPN

▲圖 2：法國西部埃及聖鷸族群管理結果（Yésou et al., 2016）。

Kumschick and Nentwig（2010）透過文獻及資料收集，分析歐洲各外來入侵鳥種的影響力，主要分為環境及經濟兩個層面。環境層面探討的因子包含：競爭、捕食、種間雜交、疾病散播力及植食行為。經濟層面因子包含：農業、畜牧業、林業的影響、國家基礎設施、人類健康（疫病）、人類社會生活的探討。經量化後得到潛在影響分數及實際影響分數。埃及聖鷺具高潛在環境影響分數（僅次於加拿大雁）及經濟影響分數（次於加拿大雁及 2 種鸚鵡），而實際影響分數則受物種分布侷限及紀錄資料不足等因素而偏低（表 1）。因此外來入侵鳥種的管理需審慎評估，避免造成對生態及人類社會的危害。

表 1：歐洲外來入侵鳥種影響分數（Kumschick and Nentwig, 2010）

Total impact scores for 26 established alien birds in Europe (detailed scores are given in Appendix C).

Order	Family	Species	Potential impact		Actual impact	
			Environmental	Economic	Environmental	Economic
Anseriformes	Anatidae	*Aix galericulata*	3	1	0.057	0.019
		Aix sponsa	1	0	0.002	0
		Anser cygnoides	6	0	0.031	0
		Anser caerulescens	5	1	0.020	0.004
		Anser indicus	5	0	0.042	0
		Branta canadensis	15	21	2.281	3.193
		Cairina moschata	4	0	0.027	0
		Cygnus atratus	6	3	0.026	0.013
		Oxyura jamaicensis	8	0	0.208	0
Ciconiiformes	Threskiornithidae	*Threskiornis aethiopicus*	9	5	0.036	0.020
Galliformes	Odontophoridae	*Callipepla californica*	0	0	0	0
		Colinus virginianus	0	0	0	0
	Phasianidae	*Alectoris barbara*	1	0	0.008	0
		Chrysolophus pictus	4	0	0.022	0
		Coturnix japonica	4	0	0.008	0
		Francolinus erckelii	0	0	0	0
		Meleagris gallopavo	0	0	0	0
		Perdix dauurica	0	0	0	0
		Syrmaticus reevesii	5	0	0.078	0
Passeriformes	Estrildidae	*Amandava amandava*	0	0	0	0
		Estrilda astrild	0	0	0	0
		Estrilda troglodytes	0	0	0	0
	Sturnidae	*Acridotheres tristis*	3	0	0.007	0
Phoenicopteriformes	Phoenicopteridae	*Phoenicopterus chilensis*	4	0	0.014	0
Psittaciformes	Psittacidae	*Myiopsitta monachus*	1	6	0.004	0.026
		Psittacula krameri	4	11	0.150	0.413

國外研究埃及聖鷺的食性，發現其會取食人類活動所產生之資源，並於近郊地區建立其族群（Calle and Gawlik 2011）。台灣地狹人稠，各地皆有人為活動，埃及聖鷺非常容易利用人為活動資源，包含露天養殖業及垃圾場等，皆發現其利用取食。而目前並未發現明顯天敵，因此當成長為成體後，其在野外易存活 10 年甚至 15 年以上，無有效自然控制族群方式。

台灣近年於各地發現埃及聖鷺族群數量有增加之趨勢，以中南部尤為明顯。2009-2011 年曾由台灣大學袁孝維教授進行全台族群數量調查，估算約有 500-600 隻的數量後，2015 年進行全台數量調查以及巢位數量調查工作，以掌握埃及聖鷺族群數量變化趨勢以及繁殖狀況。同年並針對台北關渡、台中大安、彰化漢寶、新竹頭前溪口及桃園等已確定之巢區，採用空拍機空拍方式進行巢數調查，發現彰化漢寶共有 178 巢最多，台北關渡 69 巢居次，台中大安則有 11 巢，新竹及桃國巢區未發現。

2015 年各地鳥會進行西部各縣市埃及聖鷺族群數量調查，發現全年族群數量前三多的地區分別為嘉義縣 1,197 隻次、彰化縣 270 隻次，以及台北市 224 隻次。從月份來看，8 月

以前，雲林縣以北縣市族群數量較多且穩定，以南縣市僅有少量出現。但 8 月以後，雲林縣以北縣市族群數量開始減少，以南縣市數量則大幅增加。顯示埃及聖鷺可能有季節性島內遷徙的現象。

埃及聖鷺雖為外來入侵種，且於林務局 2010 年「外來入侵動物物種資料收集及管理工具之建立」計畫報告中列為應優先處理的 A 級物種，然而因埃及聖鷺外型特殊，易於吸引賞鳥者及一般民眾注意，且民間亦觀察到其會捕食外來入侵種福壽螺，因此坊間常有將其視為益鳥或極佳觀賞鳥種之聲浪，但也有許多民間保育界人士呼籲應趁其尚未造成顯著危害前積極加以防治。二種不同的輿論，對埃及聖鷺未來防治工作可能產生干擾，因此如何進行宣導，讓普羅大眾及保育組織了解外來入侵種埃及聖鷺防治之必要性，凝聚共識，亦為進行埃及聖鷺防治工作之重要的一環。

本計畫依據 2015 年舉辦 2 場座談會（10 月 28 日、11 月 14 日）及 2016 年 5 月 27 日所召開說明討論會之共識，先於彰化漢寶進行小規模先驅性的族群控制行動，初步不捕捉成鳥，而是以破壞鳥巢與移除鳥蛋的方式，來控制其族群成長。因此目標定立於透過調查監測埃及聖鷺族群，掌握其分布範圍及其可能對其他生物的影響，及利用 2 種不同生殖干擾方法試驗，觀察其應變，試圖找出成效較佳的方式，以有效控制埃及聖鷺的數量。

研究方法

一、埃及聖鷺全台族群數量普查工作

時間：2016 年 8 月 1 日至 2016 年 11 月 31 日

地點：全台各縣市

工作內容：

1. 進行埃及聖鷺族群數量調查：8-11 月由各地鳥會於台北、桃園、新竹、苗栗、台中、彰化、雲林、嘉義、台南、高雄、屏東等地區之沿海溼地，協助進行埃及聖鷺族群數量調查。每月於選定之地區採區域搜尋法進行調查一次，以掌握各地埃及聖鷺數量及分布狀況。並調查棲地環境狀況，紀錄共域鳥類種類，觀測互動行為，確認是否有競爭情形。
2. 進行埃及聖鷺族群目擊回報工作：建置埃及聖鷺族群目擊回報網站，鼓勵各地鳥會鳥友及一般賞鳥者，於前述正式調查日之外，回報目擊埃及聖鷺之數量及地點，以補充正式普查之可能疏漏。

二、埃及聖鷺繁殖巢區空拍調查

時間：2016 年 8 月 1 日至 2016 年 9 月 31 日之繁殖期間

地點：彰化漢寶巢區

工作內容：

繁殖期間運用小型空拍機，在目前已發現的埃及聖鷺巢區進行巢區空拍工作，運用空拍照片進行各巢區埃及聖鷺巢位計數，以掌握其繁殖狀況。

三、埃及聖鷺生殖干擾試驗

時間：2016 年 8 月 1 日至 2016 年 9 月 31 日

地點：彰化漢寶巢區。

工作內容：

1. 於 7-9 月繁殖高峰季期間，規劃 3 種處理方式：未處理、移除卵、破壞巢，每種處理方式樣本數為 15 巢，共 45 巢進行試驗，以每週一次之頻率進行防治處理，並監測及記錄。
2. 未處理之巢為對照組；移除卵之處理為每週執行防治處理時，發現巢中有卵即進行移除；破壞巢為劃設一包含 15 巢之樣區，將巢破壞至無法使用，監測再築巢的情況。

工作成果

一、埃及聖鷺全台族群數量普查工作

各地鳥會於 8-11 月在西部各濱海溼地，依埃及聖鷺可能出沒地區採區域搜尋法進行族群數量調查，調查樣區分布如圖 3，頻度為每個月 1 次。各月份調查資料如表 2。8 月份共 35 個點位發現 994 隻次，9 月份共 42 個點位發現 1,136 隻次，10 月份共 65 個點位 1,285 隻次，11 月份共 68 個點位 1,523 隻次。將調查區域分為北部（北北基桃竹苗）、中部（中彰投雲嘉）、南部（南高高屏）三大區域，以區域來看，北部地區數量呈波狀上下變動，8-11 月分別為 294、250、287、178 隻次；中部地區數量呈現較不規則變動，唯 11 月份明顯上升，8-11 月分別為 471、434、282、584 隻次；南部地區數量則逐月上升，8-11 月份分別為 229、452、689、761 隻次。其變化原因推測與調查人員新增調查點位（中部、南部）、埃及聖鷺幼鳥離巢及島內族群移動有關；南部地區調查數量之上升可能為島內因季節交替產生的南北遷徙之現象。

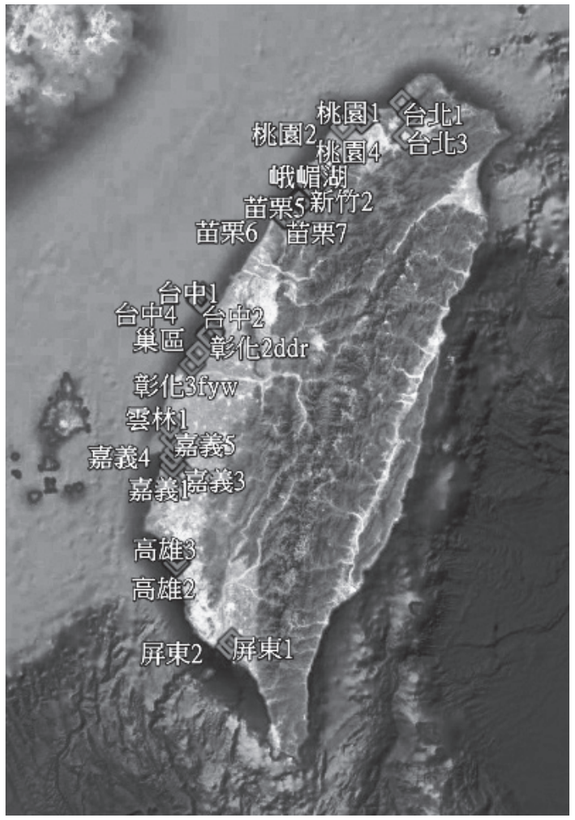
各縣市中以嘉義縣數量最高，8-11 月份數量分別是 75、280、462、334 隻次、以東石港附近群聚較多。彰化縣次高，數量分別為 200、197、55、453 隻次，主要分布於沿海地區。台北市及新北市主要集中於關渡地區，也同時觀察有築巢行為，而淡水河沿岸之挖子尾、二重疏洪道、浮洲溼地也皆有記錄到埃及聖鷺族群。台中市則主要分布於高美溼地，苗栗縣中港溪流域則有觀察到築巢行為。其他縣市多群聚於沿海溼地。

於族群數量較高之地區如嘉義縣、台北市及新北市，觀察到埃及聖鷺沿河流（八掌溪、淡水河）往內陸分布之現象，推測為族群飽和後往外擴散。各縣市埃及聖鷺逐月分布圖如圖 4。

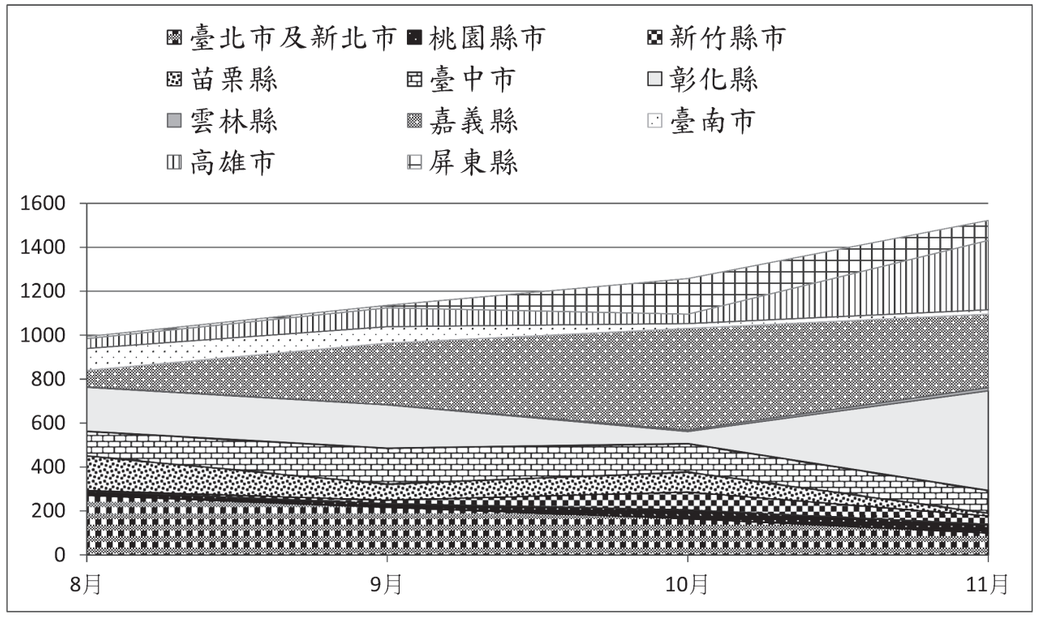
二、埃及聖鷺繁殖巢區空拍調查

本計畫選定進行空拍調查之埃及聖鷺巢區位於彰化縣芳苑鄉漢寶溼地。埃及聖鷺會利用近海邊之雜木林內築巢繁殖，築巢時會將附近林木枝葉去除，呈現光禿樣貌，以避免進出巢區時枝葉繁茂造成阻礙。並利用稍粗樹枝築成淺盤狀的巢，且多數由超過 3 個以上的巢鄰接形成一大範圍的巢區，因此可藉由空拍來掌握埃及聖鷺築巢狀況。

本計畫已完成 3 次空拍作業，分別為 2016 年 7 月 20 日、8 月 5 日及 8 月 26 日。巢區為木麻黃防風林與紅樹林植物間隔行列式栽植，埃及聖鷺築巢於矮灌木樹頂及地面上（圖 5）。巢位集中於離人類活動較遠之核心區，中間並有水道可隔絕天敵進入。外圍區域由小白鷺、夜鷺及黃頭鷺之群聚組成，並觀察到築巢及育幼行為，由外圍進入埃及聖鷺巢區時，夜鷺等鷺科鳥類皆會發出警戒聲持續警告附近同伴。

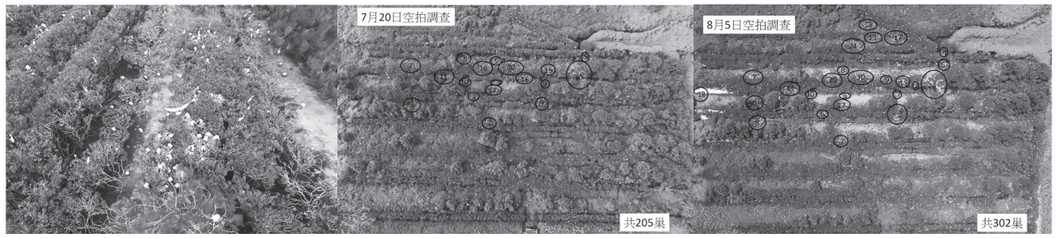


▲圖 3：埃及聖**鷸**調查樣區分布圖。



▲圖 4：各縣市埃及聖**鷸**逐月數量圖。

三次空拍調查所數得的埃及聖鷸巢位分別為 7 月 20 日 205 巢（圖 6）、8 月 5 日 302 巢（圖 7）及 8 月 26 日的 125 巢，7 月 20 日時可見空拍區域上方處尚未有埃及聖鷸築巢，但於 8 月 5 日時，同區域卻新增了 47 巢，顯見二次空拍間隔的 16 天期間，埃及聖鷸仍繼續配對築巢。於 8 月 26 日空拍時，因已執行生殖干擾作業，空拍區域下方巢位多數已移除，但也發現新增 12 巢，其他巢位變動則為幼鳥離巢或繁殖失敗所致。



▲圖 5：埃及聖**鷸**低飛空拍巢區（8/26攝）▲圖 6：埃及聖**鷸**低飛空拍巢區（7/20 攝）　▲圖 7：埃及聖**鷸**低飛空拍巢區（8/5 攝）

表 2：埃及聖鷸各地逐月調查數量。

	月份	8 月	9 月	10 月	11 月	築巢
北部地區	台北市及新北市	272	218	165	100	v
	桃園縣市	19	17	42	40	v
	新竹縣市	3	15	80	38	
	小計	294	250	287	178	
中部地區	苗栗縣	158	74	92	14	
	台中市	111	162	128	102	
	彰化縣	200	197	55	453	v
	雲林縣	2	1	7	15	
	小計	471	434	282	584	
南部地區	嘉義縣	75	280	462	334	
	台南市	100	75	22	20	
	高雄市	45	86	43	316	
	屏東縣	9	11	162	91	
	小計	229	452	689	761	
	總計	994	1136	1258	1523	

三、埃及聖鷸生殖干擾試驗

計畫於繁殖季 8、9 月期間，以彰化縣芳苑鄉漢寶溼地巢區為試驗區域，以移除卵、破壞巢等兩種方式針對埃及聖鷸進行生殖干擾。每週執行 1 次共 8 次作業，並觀察移除後埃及聖鷸之後續繁殖行為，預期埃及聖鷸會繼續利用同一巢位於繁殖季中繼續下卵，施作人員可繼續移除卵作業，以消耗其繁殖能量。

本計畫已完成 8 次生殖干擾作業，共移除 63 個巢、126 個卵，其中 46 巢為移除卵、17 巢為破壞巢，平均一巢移除 2 個卵。於 8 月 12 日移除卵、破壞巢後，於隔週 8 月 19 日發現，兩種干擾試驗進行後的巢，其巢材有被移走的痕跡，推測為親鳥發現卵被移除、巢被破壞，因此放棄此築巢點，而巢材可能被其他築巢之親鳥移去使用。第四週 8 月 26 日執行時，於前兩週無築巢之地點發現新的巢位及卵，移除 17 個卵。於第六週起無發現新築巢。但工作人員於移除卵之巢位擇 2 巢及尚有幼雛之巢位擇 3 巢放置未受精鴨卵共 10 個，想藉此觀察埃及聖鷸之反應。於第八週發現，無幼雛之巢位，其巢材被銜走、鴨卵則棄置於地上；

尚有幼雛之巢位，其幼雛及卵俱在，此次施作為下次繁殖季之先行試驗，預計配合巢區攝影器材，觀察埃及聖鷺是否會無法分辨卵之差異而繼續行孵卵之行為，進而消耗其生殖能量。

另於巢區作業時，發現營巢區內埃及聖鷺數量較彰化縣 8、9 月份所調查更多，目測最多達 633 隻個體，遠高於巢區外所調查數量。

四、埃及聖鷺族群防治策略效應分析

為了解生殖干擾作業是否能對埃及聖鷺族群產生強烈影響，藉由族群模型模擬方式，以全台 1995-2016 年埃及聖鷺資料（表 3）來建構模型（袁 2011），以此模型產出的族群參數依生殖干擾狀況進行情境模擬，比較族群變化趨勢。本次分析使用貝氏統計學派的骨架建構模型，模型選用 Logistic model with normal observation error。

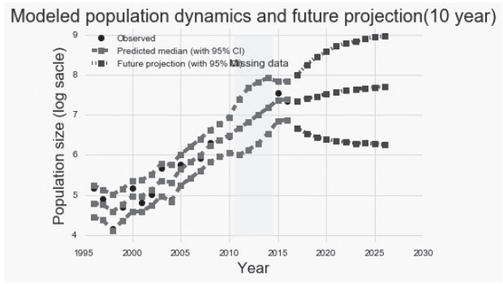
表 3：全台 1995-2016 各年埃及聖鷺族群數量

年份	數量	年份	數量
1995	97	2006	342
1996	177	2007	375
1997	135	2008	544
1998	64	2009	589
1999	110	2010	634
2000	176	2011	802*
2001	123	2012	959*
2002	151	2013	1,151*
2003	289	2014	1,340*
2004	132	2015	1,902
2005	321	2016	1,532

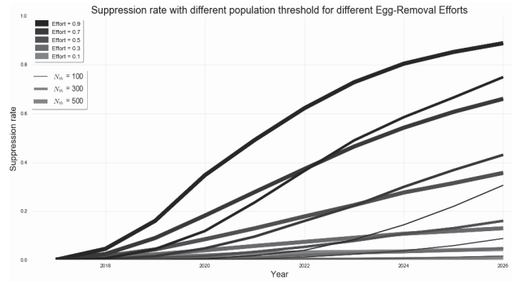
*：無族群數量資料以 pymc3 模組依插補法推估

表 4：未來 10 年全台埃及聖鷺族群量推估。

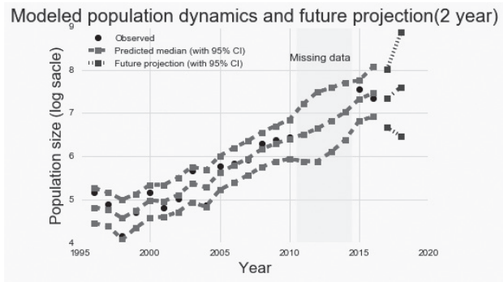
	2.5 %	中位數	97.5 %	平均值	標準差
2017	783.93	1529.06	2975.91	1615.77	588.55
2018	685.28	1644.49	3842.7	1797.74	843.57
2019	629.73	1742.06	4667.78	1970.27	1104.57
2020	593.92	1847.04	5311.44	2125.92	1281.53
2021	570.87	1934.48	6066.45	2278.92	1534.16
2022	556.15	2017.37	6554.31	2400.57	1669.16
2023	539.41	2082.87	6854.8	2492.98	1819.88
2024	541.25	2128.32	7338.06	2586.75	1904.92
2025	532.88	2180.47	7595.63	2659.17	2134.83
2026	522.08	2218.96	7826.19	2708.28	2011.23



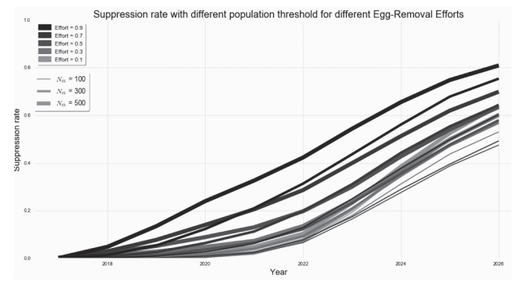
▲圖 8：未來 10 年埃及聖鷺族群成長模型及預測圖。



▲圖 9：全台埃及聖鷺生殖干擾後族群野外可容許量控制機率分析結果（*Nth* 為給定之族群野外可容許量個體數，effort 為給定之移除全台新生卵的比例）。



▲圖 10：未來 2 年埃及聖鷺族群成長模型及預測圖（*K* 無上限）。



▲圖 11：全台埃及聖鷺生殖干擾後族群野外可容許量控制機率分析結果（*K* 無上限）（*Nth* 為給定之族群野外可容許量個體數，effort 為給定之移除全台新生卵的比例）。

先以 1995-2016 年已知族群資料，進行模擬，模型採用 Logistic model with normal observation error，以貝氏統計法進行運算，並使用 python 2.7 的 pymc3 套件自行建構模型（Patil, A., Huard, D., & Fonnesbeck, C. J., 2010）。理由如下：1. 以 R Package PVAClone 進行模式比較後，以 Logistic(normal)model 最優而採用（Nadeem, K., Solymos, P., 2016）。2. 資料的收集過程中一定會受到觀測者誤差所影響，因此在模式中加入取樣誤差校正（observation error），上述的模式比較過程中也強烈支持必須加入這項參數。3. 貝氏分析法的強處在於，當樣本過少時，可使用合理設定的先驗資訊（Prior information），使得計算的結果合理化。但是當樣本數極端的不足時，先驗資訊會非常強力的影響參數的走向，本計畫並無收集足夠參數資訊，因此參考 R Package PVAClone 中該模式的基本參數設定進行微調。4.PVAClone in R 無法自行微調參數設定，因此以 pymc3 建構模型。pymc3 是現今相當先進的 MCMC 計算模組，提供了極為先進的演算法（如 NUTS: No U-Turn Sampler），因而採用。但 2011-2014 年因無調查資料，因此以 pymc3 模組依插補法（imputatuin method）推估該四年度之族群量（Fonnesbeck, 2013）。

模型細節如下：

Nt 為實際在時間 t 觀測到的族群量，在模式中全部先以 *ln* 轉換；

Obervation model：

觀測到的族群量 *Nt* 是 *Xt* 加上常態分佈的觀測誤差 τ 之後的結果

τ= 觀測誤差

$$Xt \sim Normal(ln(Nt), tau)$$

Process model (Theta-logistic growth)：

r：族群成長率

K：環境承載力

σ：環境變異性

$$Xt = Xt-1 + r(1-(eXt-1/K)) + \epsilon$$

$$\epsilon \sim Normal(0, \sigma)$$

參數設定（不同設定會嚴重影響分析結果）：

$$\tau, \sigma \sim exp(Normal(0,1))$$

$$r \sim Normal(0,4)$$

$$K \sim Exponential(0.005)$$

模式檢驗依是否收斂、參數的自相關性、Model fit 做為參考。

本模型之繁殖狀況參數依 2009-2010 年觀測所得數據做為模式參數設定：2009 年每巢繁殖成功率為 26±6%、巢卵數為：2.49±0.08 個、孵化率為 48±6%、離巢率為 58±7%；2010 年每巢繁殖成功率為 33±4%、巢卵數為：2.55±0.05 個、孵化率為 51±4%、離巢率為 61±6%（袁 2009, 2010, 2011），再加以平均，套入 beta 分布（Simpson 2011），隨機產生孵化率及離巢率，來進行模擬。環境承載入 *K* 預設為全台 5,000 隻。

依此模型推估未來 10 年埃及聖鷸族群成長模式如圖 8，各推測數據如表 4。可看出依此模型埃及聖鷸族群量預測模式，埃及聖鷸族群有機會持續成長，在 95% 信心區間內，族群量有機會在 2025 年提高至 7,500 隻以上，也有可能下降至不足 600 隻。

再以此模型進行全台埃及聖鷸野外族群可容許量控制模擬，參考 Quantitative conservation biology: theory and practice of population viability analysis（Sabo, J. 2003, Morris, W. F., and D. F. Doak., 2003）計算所得，再分別設定：完美配對情況下，每年進行生殖干擾，努力量分別為移除新生卵的 10%、30%、50%、70%、90%，野外可容許量分別設定為 100 隻、300 隻、500 隻，所得 10 年後野外可容許量控制機率分析結果如圖 9、表 5。可看出如每年進行一次生殖干擾，需移除 70% 的新生卵，才能於第 8 年（2024 年）有 50% 以上機率將族群量控制於 500 隻以下。如努力量達至 90%，則需於第 6 年（2022 年）才能有 50% 以上機率將族群量控制於 500 隻以下；於第 8 年（2024 年）才能有 50% 以上機率將族群量控制於 300 隻以下。這顯示生殖干擾努力持續超過 5 年以上、努力量達到移除新生卵的 90%，才有機會將野外族群量控制在可容許範圍內；如努力量不足移除新

表 5：全台埃及聖鷸生殖干擾後族群野外可容許量控制機率。

	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
E_10_q100	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
E_10_q300	0%	0%	0%	0%	0%	1%	1%	1%	1%	1%
E_10_q500	0%	1%	1%	2%	3%	3%	3%	4%	4%	5%
E_30_q100	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
E_30_q300	0%	0%	0%	1%	1%	2%	3%	3%	4%	5%
E_30_q500	0%	1%	2%	4%	6%	8%	9%	11%	12%	13%
E_50_q100	0%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	1%	1%	2%
E_50_q300	0%	0%	1%	2%	3%	5%	8%	11%	13%	16%
E_50_q500	0%	2%	4%	9%	13%	18%	23%	28%	32%	36%
E_70_q100	0%	0%	0%	0%	1%	1%	2%	4%	6%	9%
E_70_q300	0%	0%	2%	5%	10%	16%	22%	30%	37%	43%
E_70_q500	0%	3%	9%	18%	28%	37%	47%	54%	61%	66%
E_90_q100	0%	0%	0%	1%	2%	4%	8%	14%	22%	31%
E_90_q300	0%	1%	5%	12%	24%	37%	49%	59%	67%	75%
E_90_q500	0%	5%	16%	35%	49%	62%	73%	80%	85%	89%

註：E 表移除新生卵的努力量（單位為 %），q 表族群野外可容許量（單位為隻）

表 6：未來 2 年全台埃及聖鷸族群量推估（*K* 無上限）。

	2.5 %	中位數	97.5 %	平均值	標準差
2017	784.85	1533.34	2998.21	1619.19	568.79
2018	647.69	2002.30	7063.92	2488.50	2862.84

表 7：全台埃及聖鷸生殖干擾後族群野外可容許量控制機率（*K* 無上限）

	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
E_10_q100	0%	0%	0%	0%	2%	7%	19%	35%	50%	60%
E_10_q300	0%	0%	0%	1%	3%	8%	20%	36%	50%	61%
E_10_q500	0%	1%	2%	3%	5%	10%	23%	39%	53%	64%
E_30_q100	0%	0%	0%	0%	2%	7%	18%	31%	44%	53%
E_30_q300	0%	0%	1%	2%	4%	9%	21%	35%	47%	57%
E_30_q500	0%	1%	3%	5%	7%	14%	24%	37%	50%	60%
E_50_q100	0%	0%	0%	0%	2%	7%	17%	28%	39%	48%
E_50_q300	0%	0%	1%	4%	7%	12%	23%	36%	48%	58%
E_50_q500	0%	2%	5%	9%	13%	20%	30%	43%	54%	64%
E_70_q100	0%	0%	0%	1%	3%	8%	17%	29%	40%	49%
E_70_q300	0%	1%	3%	6%	11%	20%	31%	44%	55%	64%
E_70_q500	0%	3%	8%	14%	21%	29%	40%	51%	62%	70%
E_90_q100	0%	0%	1%	3%	6%	13%	25%	38%	50%	60%
E_90_q300	0%	1%	5%	12%	21%	31%	44%	56%	68%	75%
E_90_q500	0%	5%	14%	24%	33%	42%	54%	66%	75%	81%

註：E 表移除新生卵的努力量（單位為 %），q 表族群野外可容許量（單位為隻）。

生卵的 70%，即使連續移除超過 10 年，要達成控制目標的機率不足 50%。

如設定參數環境承載力 *K* 為無上限，表示埃及聖鷹族群量可維持其族群成長率，所得之未來 2 年族群成長預測模型如圖 10、表 6。因模擬預測之結果過於發散，因此僅提供 2 年較具參考價值之預測，於 95% 信心區間內，2018 年族群量就有機會達至 7,000 隻以上。

而野外族群可容許量控制機率分析結果如圖 11、表 7。較環境承載力 *K* 值設定為 5,000 隻相比，於生殖干擾低努力量（10%、30%、50%）情況下，其野外族群可容許量控制之機率較高，於高努力量間之差異則較小。這顯示環境承載力參數會大幅影響埃及聖鷹族群量未來之波動，族群預測呈現較不穩定，因此產生此模擬結果。

檢討與建議

本計畫共執行 4 個月調查、3 次空拍及 8 次生殖干擾作業。4 個月的調查成果中，可看出全台埃及聖鷹族群數量已達 1,523 隻（表 1），發現之築巢點有台北關渡、苗栗中港溪及彰化漢寶。特別於漢寶巢區的經驗發現，目擊調查所得之數量可能過於低估，原因在於埃及聖鷹營巢區域多屬密佈紅樹林或高莖灌木的植物相環境，而過往調查均止於外側作觀察紀錄，此次進入彰化漢寶巢區研究，才得以知道實際族群數量。由此推測全台埃及聖鷹總族群量應介於 1,800-2,000 隻，甚至更高。

有鑑於普查資料較不穩定，建議將來以族群量普查配合族群量推估方式進行，族群量推估以巢區巢數計算方式為優先考量。因埃及聖鷹具共同營巢之繁殖特性，常常由 3-10 巢共同營造一大巢區，且會群聚於合適之環境繁殖。所以透過繁殖季巢區空拍作業，可有效計算出埃及聖鷹之繁殖巢數，進一步回推埃及聖鷹之最小族群量。目前已知埃及聖鷹巢區有台北市關渡、桃園大園、新竹頭前溪週圍、苗栗中港溪口、台中大安、彰化漢寶等區。

宏觀來看，全台族群數量監測取決於調查人員的努力量，但因埃及聖鷹具良好飛行能力，且近來有遷徙內陸之現象，所以尚需仰賴各地的目擊情報，才有助於調查人員觀察監測。這方面可配合「外來鳥種埃及聖鷹防治宣導」臉書專頁及 ebird 網站協助，多加收集資訊，才能較完全掌握埃及聖鷹的族群數量及分布。

另與當地居民的訪談中發現，埃及聖鷹是 2010 年之後才於彰化漢寶地區建立繁殖族群，原防風林栽植區域內為鷺科鳥類棲息並繁殖的區域，但埃及聖鷹到達後，鷺科鳥類僅能於防風林外圍的木麻黃及紅樹林休息及築巢，顯示受埃及聖鷹排擠，此僅為口述資料，無影像證據可支持，但與法國南岸之文獻提及排擠現象相同。

生殖干擾作業中移除卵及破壞巢兩種方法，對埃及聖鷹造成的效果相同，親鳥皆棄巢，同巢位不再繁殖。以後如考量執行成效及所需人力成本，生殖干擾可針對移除卵進行即可。本計畫設計之初，是以移除卵 15 巢、破壞巢 15 巢做為實驗組，另選 15 巢做為對照組，不進行生殖干擾，再於生殖干擾後，觀察埃及聖鷹的行為反應。理想狀況為執行生殖干擾後，親鳥會回巢繼續繁殖下一巢，而工作人員可藉由重複移除卵、破壞巢等行為，耗損親鳥之體力，達到生殖干擾之最大成效。但以目前執行結果得知，親鳥於生殖干擾後，不會回原巢繁殖，且原巢位之巢材有被移走之跡象，這顯示原先規劃的各 15 組實驗組無法持續進行生殖干擾。生殖干擾後兩週，發現漢寶巢區內有新築巢及卵，顯示於繁殖季期間，埃及聖鷹有換點位持續繁衍其後代之現象。

綜合執行至今之結果，埃及聖鷹移除如以生殖干擾為主要方法，可以針對卵為目標來進行，但埃及聖鷹受生殖干擾後，有往外擴張築巢之疑慮，需密切監測生殖干擾後族群之動向。本季繁殖季已結束，巢區之監測數據將於附錄呈現，但生殖干擾之成效較慢，因埃及聖鷹壽命可達 20 年，以生殖干擾作業模式，需至少 5 年後才能看出其對族群數量之影響，且如有未被發現之巢區無施作生殖干擾，就無法有效控制族群數量並浪費大量社會成本。

依埃及聖鷹族群防治策略效應分析，本模型設計中部份參數為假設值，並非實際數據計算而得，假設值之依據為現場觀測之現象配合模型驗證模擬而設定，避免極端狀況產生，但仍有分析狀況偏離現況之疑慮，建議於後續族群監測作業及移除作業時，將所得之資料量化，以合理化參數之設定。另統計之模型實建立於長久穩定資料的收集，本次模型僅建立於 1995-2016 年之資料，因資料早期（1995-2008 年）取得方式來自本會鳥類線上資料庫，非系統性調查，因此數據可信度較不足，如需建立足夠可信之模型，建議需穩定長期連續之調查，以獲得足夠之數據供模型建立使用。

參考此次模擬所得，移蛋效應雖對埃及聖鷹的族群控制略有影響，但此方法如要控制族群量下降，則需耗時耗力，有必要考量埃及聖鷹生活史其他階段的移除，以下針對不同時期進行分析：

表 8：各生活史階段移除及方法初步分析表。

移除方法	繁殖季移除	非繁殖季移除	繁殖季可執行次數	主要缺點	成本粗估	安樂死成本
卵	O	X	13 次	需長期操作，至少 5 年	35 萬 / 年 *5 年（1,000 個 / 年）	-
幼鳥	O	X	9 次	需長期操作，至少 5 年	25 萬 / 年 *5 年（1,000 隻 / 年）	3 萬 / 年（1,000 隻 -CO2）
射擊	O	O	-	槍械管制及需專業人員操作	4 萬 5 千元（善後成本，射擊成本無法估）	4 萬 5 千元（受傷個體）
套索	O	O[b]	-	-	10 萬（繁殖季、500 隻）/ 22 萬（非繁殖季、500 隻）	15 萬（500 隻）
炮網	X	O[ab]	-	受地形限制、受管制	23 萬（500 隻）	21 萬（500 隻）
霧網	O[b]	X	-	無法專一物種、受巢區限制	45 萬（500 隻）	42 萬（500 隻）
弓網	O[a]	O[ab]	-	受地形限制、無法大量捕捉	45 萬（500 隻）	42 萬（500 隻）
拋網	O[a]	X	-	受地形限制、無法大量捕捉	45 萬（500 隻）	42 萬（500 隻）
足陷阱	O	O[b]	-	設備成本較高	18 萬（繁殖季、500 隻）/30 萬（非繁殖季、500 隻）	15 萬（500 隻）

註：a 表示需人為近距離操作；b 表示有機會誤抓其他鳥種。

一、孵卵時期：

埃及聖鷸平均孵卵時間約 21 天。在這個時候進行防治，方式是深入巢區移除卵或破壞巢，阻止新一代的誕生。在孵卵中後期施作，可有效消耗親鳥能量，減少繼續下蛋的機會。雖然這個方法比較能被社會接受，但耗費人力成本高，在繁殖季期間需以 1-2 週一次的頻率進行移除。且埃及聖鷸的平均壽命約 20 年，這方法在短期內只能減緩族群增長速率，要降低族群量，至少需連續進行 10 年以上才能漸漸看出成效。

二、雛鳥時期：

埃及聖鷸育雛期約 35-40 天。在這個期間進行移除，優點是雛鳥行動能力差，易於捕捉。且能大量消耗親鳥能量及時間，不易於繁殖季剩餘期再築巢。成本考量上，這個方法不需要頻繁執行，可 3-4 週執行一次，但同樣無法減少族群數量。不過，捕獲雛鳥後續問題則需要討論，如果直接安樂死，可免除後續收容問題，但如帶回雛鳥收容到老死，則可能對國家社會造成負擔。

三、成鳥時期：

這個方法全年皆可適用，由專業獵人直接狩獵或捕捉，最大好處是可直接減少野外數量。在野外獵殺或捕捉後安樂死，成本負擔較小，然而直接奪取動物生命則需再與社會大眾加強宣導。如捕捉成鳥後收容，則與幼鳥問題相同，後續成本很高。

各生活史階段移除及方法分析表格如表 8，成本依所需執行人力、設備評估，安樂死成本含獸醫、助理人力及藥品耗材。

基於族群控制考量，幼鳥及蛋移除皆無法立即有效減少埃及聖鷸族群量，據本報告分析，需至少 5 年以上時間，才有 50% 機率控制族群量，單移除幼鳥，5 年間所花費至少 140 萬元以上。而移除成鳥，雖單一年度所花費較高，但如 1 年移除 500 隻以上，有機會 2 年控制族群量於 500 隻以下，以最低成本之方法 - 套索進行移除，移除 500 隻成本平均在 31 萬元，連續進行 3 年約在 100 萬元左右，但移除難度會隨族群量之減少而提高，能否每年皆達到移除目標數量，也是另一考量。如以射擊方式移除成鳥，除可省卻部份安樂死成本，且執行成效較高。

據今年生殖干擾試驗成果討論會，專家、民間團體及主管單位已有初步共識可在符合動物福利原則下移除成鳥，以有效減少埃及聖鷸族群的擴張，且於繁殖季巢區的成鳥移除可輔以生殖干擾作業移除幼鳥，將能更有效控制其族群；於「外來鳥種埃及聖鷸防治宣導」專頁上，不少民眾皆對外來種問題憂心忡忡，期待有關部門能以強力、有效之方式管理外來種問題，以避免白尾八哥及家八哥等外來種競爭排擠本土八哥生存之問題再現，本計畫建議外來入侵種埃及聖鷸之控制以移除成鳥為主、輔以移除幼鳥進行。

參考文獻

袁孝維。2009。入侵種埃及聖鷸對於台灣地區鳥類生態影響之研究。行政院農業委員會林務局補助計畫 98 林管 -02.1- 保 -24 號。

袁孝維。2010。入侵種埃及聖鷸族群模式與移除方法之研究。行政院農業委員會林務局輔助計畫 99 林管 -02.1- 保 -29 號。

袁孝維。2011。入侵種埃及聖鷸族群模式與移除方法之研究。行政院農業委員會林務局輔助計畫 100 林發 -7.1- 保 -26 號。

蔡世鵬。2015。外來入侵鳥種埃及聖鷸防治計畫。行政院農業委員會林務局補助計畫 104 林發 -07.1- 保 -18 號。

Calle, L.and lik, D.E. 2011. Anthropogenic food in the diet of the Sacred Ibis (Threskiornis aethiopicus), a non-native wading bird in Southeastern Florida, USA. Flor. Field Nat., 39: 1–15.

Fermandez, S. 2016. Sacred ibis (Threskiornis aethiopicus)Eradicating the sacred ibis around the Mediterranean basin. GB IBMA. Volume 2 : management experiments: 191-195.

Fonnesbeck, C. 2013.Automatic Missing Data Imputation with PyMC. URL: http://stronginference.com/missing-data-imputation.html.

Kumschick, S. and Nentwig, W. 2010. Some alien birds have as severe an impact as the most effectual alien mammals in Europe. Biological Conservation 143:2757-2762.

Nadeem, K., Solymos, P. 2016. Package 'PVAClone' . URL: https://cran.r-project.org/web/packages/PVAClone/PVAClone.pdf.

Patil, A., Huard, D., & Fonnesbeck, C. J. 2010. PyMC: Bayesian Stochastic Modelling in Python. Journal of Statistical Software, 35(4), 1–81.

Sabo, J. 2003. Morris, W. F., and D. F. Doak. 2003. Quantitative conservation biology: theory and practice of population viability analysis. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA. Conservation Ecology 7(2): 2. [online] URL: http://www.consecol.org/vol7/iss2/art2/.

Simpson, G. 2011. Calculating the parameters of a Beta distribution using the mean and variance. URL: http://stats.stackexchange.com/questions/12232/calculating-the-parameters-of-a-beta-distribution-using-the-mean-and-variance.

Yésou, P., Maillard, J. F., and Simon, L. (2016)Sacred ibis (Threskiornis aethiopicus) Managing the sacred ibis in Western France. GB IBMA. Volume 2 : management experiments: 196-199.

1994-2017 年基隆北海岸及離島遊隼族群繁殖先驅調查報告

沈振中

社團法人基隆市野鳥學會

摘要

本研究於 1994 年至 2017 年間調查遊隼 (*Falco peregrinus*) 在基隆北海岸及離島繁殖、度冬族群數量的情形。2015 年開始研究主要利用定點定時調查法，兩年內共發現 31 個樣區有遊隼穩定活動，確認整年可見且有繁殖行為的有 17 個樣區，度冬的有 5 個樣區，另有 9 個樣區狀態不明。調查成果顯示，北台灣為遊隼重要棲息環境，且有穩定的留鳥族群。而繁殖族群比率、繁殖成功率與補充率趨勢，以及離巢幼鳥擴散動向，尚須持續追蹤與探討。

關鍵詞：遊隼、繁殖、度冬、族群、基隆北海岸

Survey of the Breeding and Wintering Populations of Peregrine Falconon Keelung City's North Coast and Outlying Islands from 1994- 2017

Zhen-Zhong Shen

Wild Bird Society of Keelung

Abstract

From the period of 1994-2017, surveys of the breeding and wintering populations of Peregrine Falcon *(Falco peregrines)*were performed along the northern coast of northeastern Taiwan's Keelung City as well as its outlying islands. Beginning in 2015, point count surveys were employed for the study. Within the last two years, the surveys revealed 31 locations which saw stable Peregrine Falcon activity, with 17 confirmed to be used for breeding, 5 for wintering, and another 9 which are still under discussion. The survey results also showed that northern Taiwan is an important habitat for the Peregrine Falcon, as a stable population exists there. More research must be done to track and investigate the area's breeding population rate, breeding success ratio and population replacement rate, as well as the fledging dispersal rate.

Keyword: Peregrine Falcon, breeding, wintering, population, North Coast Keelung

前言

本調查報告目的為確認基隆、北海岸及離島遊隼 (*Falco peregrinus*) 繁殖及度冬族群數量及分布，以及繁殖族群的繁殖成功率及補充率。了解遊隼日常行為，包括：孵蛋、育鷚、停棲、飛行、鳴叫、獵食、進食、驅離……等，與遊隼繁殖期受到登山、溯溪、攀岩等人類休閒活動之干擾程度。

材料與方法

一、調查範圍

北從基隆彭佳嶼、棉花嶼、花瓶嶼，南至新北市石碇，東起宜蘭頭城，西至新北市石門。

二、調查方式

1-6 月以 10 倍雙筒及 25-60 倍單筒望遠鏡搜尋，確認有棲息個體後，每月兩次各 3-4 小時紀錄停棲、飛行、鳴叫、獵食、進食、驅離……等行為，並確認是否孵蛋、育鷚及幼鳥數 (表一) 。另選擇 1-2 個巢位做較密集詳細孵蛋及育雛行為紀錄。7-12 月間則每月 1 次各 1-3 小時紀錄各樣區棲息狀態以確認為留鳥或候鳥 (表二) 。

三、調查員 (依姓名筆劃順序)

江明亮、沈錦豐、沈振中、李佳陵、周成志、彭翠娟、蘇聰華、傅譯鋒、劉光宗。

結果

一、樣區類型

1994 年至 2017 年間，在基隆、北海岸及離島陸續發現 31 個樣區，基隆市 9 個樣區、新北市 20 個樣區、宜蘭縣 2 個樣區。有 6 個樣區在離島或管制區、11 個樣區在風景遊憩區內、8 個樣區鄰近溯溪或登山步道、6 個樣區在不易到達之山區。離島的有 4 個樣區、內陸山區的有 10 個樣區、海岸山區的有 17 個樣區 (表三) 。其中與人類活動區域重疊的有 19 個樣區，特別的是有 10 個樣區在東北角暨宜蘭海岸國家風景區內、5 個樣區在北海岸及觀音山國家風景區內。

二、繁殖、度冬族群數量及繁殖結果

(一) 、繁殖、度冬族群數量

1994、1997、1999 年陸續在北海岸及離島發現繁殖成功紀錄，從 2015 年起開始做長期定點定時調查。31 個樣區中確認有繁殖成功紀錄的有 15 個樣區，各離巢成功 1-4 隻幼鳥，有繁殖行為如交尾、入巢台或岩洞，但無後續繁殖結果的有 3 個樣區 (表四) 。2015-2016 年間確認整年可見為留鳥的有 17 個樣區，可能為度冬族群的有 5 個樣區，另有 9 個樣區狀態不明，其中的 7 號個體在 2016 年轉使用 2 號巢區 (表五 A) 。

但是到了 2017 年上半年卻有一些變化 (表五 B) ，8 號及 18 號樣區在 2015-2016 年間是狀態不明，在 2017 年卻各繁殖成功 1、2 隻幼鳥。13 號及 20 號可能已放棄使用，前者原因不明，後者可能是因登山路徑離巢台太近，或者因同區域內的鷲連續兩年繁殖，鷲還曾停 20 號巢台上方窺視，造成 20 號放棄。

（二）、繁殖結果

2015 年有 8 個樣區確認有繁殖行為，有 5 對繁殖成功共 7 隻幼鳥，繁殖成功率 62.50%，生殖力 1.4 隻，補充率 0.9 隻。2016 年有 16 個樣區確認有繁殖行為，有 7 對繁殖成功共 12 隻幼鳥，繁殖成功率 43.75%，生殖力 1.7 隻，補充率 0.8 隻。2017 年有 16 個樣區確認有繁殖行為，有 9 對繁殖成功共 18 隻幼鳥，繁殖成功率 56.25%，生殖力 2.0 隻，補充率 1.1 隻，三年合計 40 個樣區次確認有繁殖行為，有 21 對繁殖成功共 37 隻幼鳥，繁殖成功率 52.5%，生殖力 1.8 隻，補充率 0.9 隻（表六）。繁殖失敗的狀況有：未生蛋、孵蛋失敗、育鶵失敗（夭折、墜崖），也可能被蛇吃掉蛋或雛鳥（曾目擊 21 巢區有蛇活動被母鳥抓丟懸崖）。

三、巢台型式

巢台有 O 型岩洞、ㄥ型岩隙或岩壁凹陷處、L 型平台三種型式（圖檔一）。無草叢的有 5 個、有草叢的有 16 個。以ㄥ型 - 岩壁凹陷處草叢或小灌木的最多，共 12 個樣區（表七）。鶵幼鳥離巢前都會利用草叢或灌木跳上跳下，或站於草叢或灌木頂練習鼓翼，應該是親鳥選擇有草叢或小灌木的岩壁凹陷當巢台的主因。O 型岩洞及ㄥ型岩隙可遮陽避雨，ㄥ型 - 岩壁凹陷處草叢或小灌木的雖然有凹陷內側可避雨，但實際上仍選擇內側與草叢間較靠外側空間孵蛋，雛鳥孵出後，有的才會移到內側避雨育鶵。

巢位坡向以西北最多共 6 個、東 5 個、北 3 個、西 3 個，東北、西南、南各 1 個。巢位海拔低於 100m 的有 12 個、101-300m 的有 5 個、301m 以上的有 5 個。（表八）

四、繁殖行為及鶵幼鳥成長演變

繁殖期大至為：1-3 月的交尾及探巢期、3-4 月孵蛋期、4-5 月育鶵期、5-7 月離巢期，但於 7-11 月即有入巢、11 月即有交尾行為出現（表四）。最早離巢日期是五月上旬，最晚離巢是七月中旬，相差兩個月。繁殖失敗後會探新巢或仍進出原巢位，但有些樣區個體會暫時失去蹤影 1-2 個月。

（一）、公母鳥分工

孵蛋期公母鳥輪流孵蛋，但以母鳥為主，公鳥負責打獵及警戒，母鳥進食休息時，公鳥才會分擔孵蛋工作。育鶵期主要為母鳥抱鶵及餵食，公鳥負責警戒、覓食。離巢期公母鳥皆會覓食、給食。

在 2015-2016 年兩個孵蛋期共 4,685 分鐘紀錄中，公鳥孵蛋 1,272 分鐘，母鳥孵蛋 3,413 分，公 / 母比率為：27.15/72.85。在兩個育鶵期，親鳥停巢或抱鶵共 2,794 分鐘中，公鳥停巢 447 分鐘，母鳥抱鶵或停巢 2,347 分鐘，公 / 母比率為：16.00/84.00。總計孵蛋及育鶵共 7,479 分鐘，公鳥 1,719 分鐘，母鳥 5,760 分鐘，公 / 母比率為：22.98/77.02（表九）。

（二）、2017 年 21 號巢孵蛋、育雛行為統計

2017 年 21 號巢 4,150 分鐘孵蛋行為中，公 / 母孵蛋時間比為：24.33%/75.6%（1,003 分 /3,120 分）；翻蛋次數比為：22.95%/77.0%（28 次 /94 次）、轉身次數比為：26.74%/73.26%（23 次 /63 次）、撥岩砂次數比為：8.11%/91.89%（6 次 /68 次），皆是母鳥居多（表十）。

孵蛋期約 35 天。蛋殼有粉斑，與環境顏色相似，母鳥孵蛋及育鶵期間會以嘴喙撥岩砂到胸腹下，目的不明（其他巢則是撥土或咬草）。破殼前 1-2 天，蛋殼有小洞，鶵鳥即將孵出前一天，母鳥會準備食物放蛋旁、翻蛋及撥岩砂頻率增加（表十）。

2017 年 21 號巢 5,723 分鐘育雛行為中，公 / 母抱鶵時間比為：0.45%/99.55%（18 分 /3,991 分）、抱鶵之外的站巢時間比為 15.65%/84.35%（49 分 /264 分），皆是母鳥居多。公 / 母餵食次數比為：9.38%/90.62%（3 次 /29 次），平均 178 分鐘餵食一次。第十一天起，親鳥抱鶵時間明顯減少，由 85.55% 逐日漸低：76.39%、58.97%、2.5%、12.50%。育雛期，母鳥仍有撥岩砂行為，公鳥則無（表十）。

（三）、鶵幼鳥成長演變

鶵鳥嘴喙及腳淡鐵鏽色，與親鳥黃色不同。第 7-14 天，幼鳥逐漸出現藍色羽管，第 14 天，幼鳥會開始搶食自己吃，第 29 天，幼鳥已換大部份羽毛，第 37 天起，幼鳥準備離巢，會四處走跳、攀爬草叢、鼓翼，常發出索食聲。鶵鳥約需成長 38-42 天才離巢，離巢後仍會停留巢區 2-4 週等待親鳥給食（圖檔二）。

鶵幼鳥鼓翼學飛期間，親鳥會試著帶食物停巢台附近故意不馬上進巢，以刺激幼鳥離巢，或者帶著食物飛過巢台上空不進巢。也會從不同位置進出巢，引導鶵幼鳥活動、練飛及離巢路線：

1.21 號巢雛鳥第 16 天，母鳥停巢台左側延伸出去的草堆旁，再跳下凹台、跳上巢台左角入巢位，與平常由巢台右側進入不同，似乎在引導雛鳥未來活動及離巢動線。第 19 天，母鳥餵食點從之前的內側改至外緣，試圖讓雛鳥走至巢台邊進食，雛鳥必須站巢邊斜坡上緣，身體向前延展才能取食，因此導致雛鳥重心向前傾，滾落懸崖（圖檔三）。

2.14 號巢幼鳥離巢前第 14 天，母鳥餵食後跳上巢左側外緣草叢張望，然後由該處飛出，與平常直接由巢中進出方式及位置都不同，似乎在引導練飛及離巢路線，2016 年也曾發生同樣情形（圖檔三）。

14 號巢幼鳥離巢前第 2 天，母鳥帶食物停巢台附近不馬上進巢，似乎在刺激幼鳥離巢（圖檔三），但幼鳥只是不斷鳴叫，母鳥 30 分鐘後才帶入巢。公鳥則是帶著食物飛到巢台上方即轉身離開兩回不進巢，幼鳥也只是不斷鳴叫，公鳥第 3 回才攜入巢。

幼鳥離巢後，親鳥仍會帶食物停幼鳥附近，以引導幼鳥飛過去取食（圖檔三），或者帶著食物飛過幼鳥上空引導幼鳥起飛，在空中進行食物交換動作：親鳥將食物丟下由幼鳥在空中抓食物或者空中爪對爪接食物。

（四）、幼鳥離巢前兩週活動及親鳥停棲給食統計分析

2017 年 14 號幼鳥於離巢前一週起停巢邊或站草叢高點時間比率從兩週前

的 14.17% 增加到 100%，走跳鼓翼頻率從 48 分一回大幅增加到 1.94 分一回，鼓翼一回最多從 13 下增加到 74 下，平均一秒 3.2-4.2 下，最長連續鼓翼 20 秒，最後一隻離巢的幼鳥曾連續 32 秒鼓翼 120 下。公母鳥給食次數相同，1,650 分鐘觀察時間中，各給食 4 次，總計平均 206 分鐘給食 1 次。育雛期公鳥及母鳥停棲巢區時間比率分別為 34.24%/29.94%，公鳥大於母鳥。但各天次相差變化很大（表十二）。

五、2015-2016 年停棲、飛行、鳴叫、進食、獵食、儲食、驅離、水浴、岩沙浴、特殊飛行

（一）、出現時間比較（停棲分 + 孵蛋分 + 護巢分 + 停巢分 + 飛行分）

繁殖期平均出現時間 37.03 分 / 時，非繁殖期平均出現時間 31.60 分 / 時，並無差異。繁殖區平均出現時間 40.48 分 / 時，非繁殖區平均出現時間 24.31 分 / 時，有差異。全部公 / 母鳥平均出現時間比：12.09/20.33 分 / 時，繁殖區公 / 母鳥平均出現時間比：14.60/23.37 分 / 時，非繁殖區公 / 母鳥平均出現時間比：6.06/13.02 分 / 時，都是公鳥低於母鳥（表十三）。

（二）、停棲時間比較（不計孵蛋育鷚時間）

公母鳥平均停棲時間只有在繁殖期的繁殖區較接近：10.34/11.95 分 / 時，繁殖期的非繁殖區 5.4/13.16 分 / 時、非繁殖期的繁殖區 11.46/23.58 分 / 時及非繁殖區 4.36/10.77 分 / 時，皆是公鳥低於母鳥（表十四）。即使是非繁殖期的 7-12 月，親鳥仍會停棲巢區守護，停棲處與繁殖期時並無差異（圖檔四）。

（三）、飛行時間比較

相對於停棲時間公鳥低於母鳥，公母鳥平均飛行時間剛好相反，無論是繁殖期 1.60/1.45 分 / 時或非繁殖期 1.37/1.28 分 / 時、繁殖區 1.72/1.653 分 / 時或非繁殖區 1.10/0.85 分 / 時，都是公鳥高於母鳥，但是差異並不大（表十五）。

（四）、鳴叫次數比較

鳴叫聲主要有兩種：嘎嘎嘎或ㄗㄜˋ ㄗㄜˋ ㄗㄜˋ。繁殖期平均鳴叫 1.56 次 / 時明顯大於非繁殖期 0.45 次 / 時，繁殖區平均鳴叫 1.66 次 / 時明顯大於非繁殖區 0.21 次 / 時。公母鳥平均鳴叫次數無論在繁殖期 0.36/0.71 次 / 時、非繁殖期 0.08/0.27 次 / 時，或者繁殖區 0.37/0.80 次 / 時都是公鳥少於母鳥，只有在非繁殖區 0.06/0.06 次 / 時無差異（表十六）。

（五）、進食次數比較

大多數見到進食是已經在吃或者從草叢裡取出食物吃。繁殖期及非繁殖期平均進食次數 0.08：0.10、繁殖區及非繁殖區 0.09：0.09，皆無差異。公母鳥繁殖期平均進食次數 0.02/0.03、非繁殖期平均進食次數 0.04/0.06、繁殖區平均進食次數 0.03/0.05、非繁殖區平均進食次數 0.01/0.02，皆是公低於母，但是差異不大（表十七）。食物以鴿子為主，紀錄到的食物還有赤翡翠、燕子、

藍磯鶇、綠繡眼、白腹秧雞、赤腹鶇、翠鳥、紅冠水雞雛鳥，見到最大獵物是小白鷺，空中抓到，但是往巢區飛行時，小白鷺掙脫飛走（圖檔五）。

（六）、獵食次數比較

繁殖期及非繁殖期平均獵食次數 0.12：0.18、繁殖區及非繁殖區 0.12：0.19，非繁殖期及非繁殖區較高。

公母鳥繁殖期平均獵食次數 0.06/0.03，公大於母，非繁殖期平均獵食次數 0.06/0.07 卻是母大於公，但差異不大（表十八），這可能是因為母鳥於繁殖期負責主要孵蛋及育鶵工作。獵食大都失敗收場，成功率不到 10%。

（七）、儲食、驅離、水浴、岩砂浴、特殊飛行

儲食：繁殖期紀錄到公母鳥各儲食 2/9 次。常儲於草叢裡。

驅離：繁殖期紀錄到公母鳥有驅離其他猛禽或同種行為各 20/17 次、非繁殖期各 14/7 次。

水浴：紀錄到母鳥於繁殖期水浴 2 次、公鳥於非繁殖期水浴 1 次（圖檔六）。

岩砂浴：公母鳥於繁殖期岩砂浴 - 趴於富含岩砂的岩塊上磨蹭各 2/1 次（圖檔六）。

交換食物：公鳥於繁殖期會攜食物回巢區於空中或岩塊上與母鳥進行交換食物，共紀錄到 7 次。

特殊飛行：公母爪抓爪空中翻滾、兩隻於空中同時抓著食物水平旋轉、一隻單獨空中水平旋轉各 1 次。

六、雌雄顏色差異比較

31 個樣區中有 3 對雌雄個體顏色差異極大（圖檔七），分別是：

14 號：雌背部較黑、腹部深色（粗黑橫紋咖啡色）。雄背部灰、腹部白。

16 號：雌腹部偏紅褐色。雄腹部較白。

24 號：雌背腹皆偏暗褐色。雄背偏黑、腹部偏白。

七、登山、溯溪、攀岩等人類活動的影響

調查期間發現登山、溯溪、攀岩等人類活動離巢區很接近，尤其最近幾年，雖然北海岸一些郊山大都已設置登山步道，但仍有少數社團在險峻懸崖邊或稜線上開闢新路線，離巢位更近，造成親鳥緊張，不斷鳴叫、飛行、俯衝，甚至攻擊人類（圖檔八）。

結論

基隆、北海岸及離島發現的 31 個遊隼樣區，確認整年可見且有繁殖行為的至少有 17 個樣區，另有 9 個樣區狀態不明，只有 5 個樣區確認為冬候鳥。可見北海岸及鄰近山區為遊隼重要棲息環境，須進一步確認有多少繁殖族群及渡冬族群。

2015-2017 年合計 40 個樣區有繁殖行為，有 21 對繁殖成功共 37 隻幼鳥，繁殖成功率 52.5%，生殖力 1.8 隻，補充率 0.9 隻。仍須持續幾年調查以了解整個繁殖族群繁殖成功率及補充率趨勢，以做為後續保育對策參考。

母鳥負責主要孵蛋及育雛工作，即使是非繁殖期仍常駐守巢區。繁殖期及非繁殖期停棲點並無差異，尤其是大部分樣區都在風景遊憩區內或溯溪、登山、攀岩路徑上，已有因人的活動造成親鳥緊迫、攻擊人的現象，顯示這些樣區須長期監控的重要性。

公母鳥獵食常失敗，可見的進食次數偏低，主要獵食對象是鴿子，後續有必要了解這些樣區與賽鴿活動的關聯性。部分樣區雌雄個體顏色差異極大，有必要做進一步亞種鑑定。

表一：北部地區遊隼繁殖行為紀錄表。

樣區：_____ 日期 :_____ 年 ___ 月 ___ 日 ___ 時 ___ 分至 ___ 時 ___ 分　紀錄員：_____

項目 / 時段		07-08	08-09	09-10	10-11	11-12	12-13	13-14	14-15	15-16	16-17
一般行為	鳴叫次 (公 / 母)										
	進食次 (公 / 母)										
	儲食物次 (公 / 母)										
	交換食物										
	停棲分 (公 / 母)										
	獵食次 (公 / 母)										
	警戒驅離次 (公 / 母)										
	飛行分 (公 / 母)										
	水浴分 (公 / 母)										
	岩砂浴分 (公 / 母)										
繁殖前期	交尾次										
	進巢次 (公 / 母)										
	停巢分 (公 / 母)										
孵卵期	換班次										
	公孵蛋分										
	母孵蛋分										
育鵪期	母停巢、巢緣分										
	公停巢、巢緣分										
	給、餵食次 (公 / 母)										
	幼鳥數										
	鵪鳥停巢口分										
離巢期	母停巢、巢緣分										
	公停巢、巢緣分										
	給食次 (公 / 母)										
	幼鳥數										
	幼鳥停棲分										
	其他猛禽、備註										

表二：北部地區遊隼非繁殖期行為紀錄表。

樣區：_____ 日期 :_____ 年 ___ 月 ___ 日 ___ 時 ___ 分至 ___ 時 ___ 分　紀錄員：_____

項目 / 時段	07-08	08-09	09-10	10-11	11-12	12-13	13-14	14-15	15-16	16-17
鳴叫次 (公 / 母)										
進食次 (公 / 母)										
儲食物次 (公 / 母)										
交換食物										
停棲分 (公 / 母)										
獵食次 (公 / 母)										
警戒驅離次 (公 / 母)										
飛行分 (公 / 母)										
水浴分 (公 / 母)										
岩砂浴分 (公 / 母)										
特殊飛行次 (公 / 母)										
進巢次 (公 / 母)										
停巢分 (公 / 母)										
交尾次										
其他猛禽、備註										

表三：1994-2017 年基隆北海岸及離島遊隼樣區類型。

類型		樣區
類型 1	離島或管制區	3、11、15、18、19、23
	風景遊憩區內	4、5、6、8、10、14、17、21、22、29、31
	鄰近溯溪、登山步道	1、2、7、9、12、20、25、27
	不易到達之山區	13、16、24、26、28、30
類型 2	內陸山區	2、7、11、12、13、20、22、25、27、30
	海岸山區	1、4、5、6、8、9、10、14、16、17、21、23、24、26、28、29、31
	離島	3、15、18、19

表四：1994-2017 年基隆北海岸及離島遊隼繁殖結果總表。

樣區	1994	1997	1999	2015	2016	2017	備註
1	1 幼			2 成	2 成	1 幼	1994.05. 西坡 1 幼離巢，山頂開闢觀景台，2016 年於北壁進出巢台、2017 年換東壁。
2		4 幼			孵蛋失敗	交尾	1997.05.02.4 幼在巢，稜線有人帶繩索探路。2016-2017 年為 7 號個體使用
3			4 幼	1 幼	1 幼	2 幼	離島。
4				3 幼	3 幼	育鷸失敗	
5				交尾 +1 幼	交尾	2 成	2015 年 1 幼（無法確認是否為該區繁殖幼鳥）
6				1 幼	育鷸失敗	孵蛋失敗	
7				交尾	交尾		2016 年轉至 2 號繁殖
8				2 成 +1 幼	2 成	1 幼	2015 年 1 幼（無法確認是否為該區繁殖幼鳥）
9				2 成	交尾	交尾	
10				1 幼	育鷸失敗	育鷸失敗	
11				2 成 +1 幼	2 成	2 成	2015 年 1 幼（無法確認是否為該區繁殖幼鳥）
12				2 成	2 成	2 成	
13				2 成	2 成	1 成	
14				2 成 +1 幼	2 幼	4 幼	2015 年 1 幼（無法確認是否為該區繁殖幼鳥）
15				2 成	2 成	1 成	離島
16				2 成 +1 幼	2 成	2 幼	2015 年 1 幼（無法確認是否為該區繁殖幼鳥）
17				1 成	2 成	2 成	
18				2 成	1 成	2 幼	離島
19				1 幼	7 成	2 幼	離島
20				2 成	交尾	2 成	
21				2 成	3 蛋 2 幼	4 蛋失敗	2017 年孵出兩隻 - 一夭折、一墜崖
22				1 成	2 成	1 成	
23					2 成	2 成	
24					1 幼	2 幼	
25					2 幼	孵蛋失敗	
26					1 成	1 成	
27					1 幼	2 幼	
28					2 成	2 成	
29					1 成	1 成	
30					2 成	1 成	
31						3 成	

表五 A、2015/2016 年基隆北海岸遊隼棲息狀態調查。

樣區	一月	二月	三月	四月	五月	六月	七月	八月	九月	十月	十一月	十二月	備註
1	1/	1/	2/ 孵蛋	2/2	1/1	2/2	-/1	-/1	1/2	0/1	2/2	2/2	留
2	-/-	-/-	-/-	-/2 孵蛋	-/ 育鷸	-/2	-/1	-/2	-/1	-/2	-/1	-/1	留 - 與 7 號同
3	-/-	-/-	-/-	2/2	-/-	1/3（1 幼）	-/-	-/-	3（1 幼 /1	-/1	-/-	-/-	留 - 離島
4	1/	2/	2/2 孵蛋	5/5（3 鷸）	5/5（3 幼）	2/0	-/1	-/1	2/2	2/2	2/2	2/2	留
5	-/-	2/2	1/ 交尾	2/ 交尾	1/1	0/0	-/0	1 幼 /0	0/1	1/1 亞	2（1 亞）/1	1 亞 /2	不明
6	-/-	交尾 / 2	1/ 孵蛋	2/ 育雛	3（1 幼）/ 育鷸	3（1 幼）/ 育鷸	-/1	-/1	2/2	2/2	交尾 / 2 入巢	2/2	留
7	3/2	交尾 / 交尾	1/2	2/2	2/2	2/2	2/1	1/2	2/1	-/2	2/1	2/1	留 - 與 2 號同
8	-/-	2（1 亞）/2	1/1	1/1	0/1	0/0	-/0	-/1	1 亞 /2	1/1	1/1	1/2	不明
9	1/2	2/ 交尾	2/ 孵蛋	2/2	2/2	2/2	1/2	1/2	1/2	2/1	2/2	2/1	留
10	-/-	2/ 交尾	2/	2/2	3（1 幼 / 育鷸	0/ 育鷸	-/2	-/2	2/2	-/2	-/ 2 入巢	2/1	留
11	2/2	-/2	2/2	1/0	0/0	0/0	1 亞 /0	1 亞 /0	1/1 亞	1/2	1/1	2/1	候
12	-/-	-/2	2/2	1/2	0/0	0/0	-/0	-/0	0/2	-/1	0/1	0/1	候
13	-/-	-/-	1/1	2/2	2/0	1/0	1/1	0/0	1/1	-/2	0/1	1/0	不明
14	-/2	-/ 交尾	1/ 孵蛋	1/ 育雛	1 幼 /2 幼	0/0	-/2	-/1 成	2/2	0/2	0/2	2/1	留
15	-/-	-/-	1/1	2/2	1/0	0/0	-/0	-/0	0/0	1/1	1/1	0/1	候
16	-/	-/1	1/2	3/2	1/1	1/0	1/2	0/1	2（1 幼）1	-/1	1/1	2/1	留
17	-/-	-/-	-/2	1/3	1/0	1/-	0/0	0/1	1/2	1/2	1/1	1/1	不明
18	-/-	-/-	-/-	2/1	-/-	1/-	-/-	1/-	2/1	1/1	-/-	-/-	不明離島
19	-/2	-/2	-/1	2/4	-/2	-/2	-/1	-/2	-/2	2（1 幼）7	-/2	-/3	留 - 離島
20	-/ 交尾	-/ 入巢	-/ 孵蛋	1/2	1/0	1/2	2/1	1/2	-/2	1/1	1/1	0/2	留
21	-/2	-/ 交尾	-/3 蛋	-/2 鷸	-/4（2 幼）	2/4（2 幼）	1/2（1 幼）	2/1	2/2	2/1 入巢	2/1	1/1	留
22	-/-	-/1	-/2	-/1	-/0	-/0	-/0	-/0	-/1	-/1	-/1	1/1	候
23	-/-	-/1	-/2	-/1	-/2	-/0	-/1	-/2	-/0	-/2	-/2	-/1	不明
24	-/-	-/ 入巢	-/ 孵蛋	-/ 育鷸	-/ 育鷸	-/3（1 幼）	-/2 入巢	-/2	-/1	-/2	-/2	-/2	留
25	-/-	-/-	-/-	-/ 育雛	-/2 幼	-/0	-/?	-/1	-/1	-/ 成	-/1	-/1	留
26	-/-	-/-	-/-	-/1	-/1	-/0	-/0	-/0	-/0	-/1	-/1	-/1	候
27	-/-	-/-	-/-	-/-	-/ 育鷸	-/3（1 幼）	-/1	-/2	-/2	-/2	-/1	-/2	留
28	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/1	-/1	-/2	-/1	不明
29	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/1	-/1	-/1	不明
30	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/-	-/1	-/2	-/0	不明

註：
1.7 號 2016 年草洞繁殖失敗後轉至 2 號岩洞孵蛋仍然失敗。
2.- 表未調查。

表五：B、2017 年 1-6 月基隆北海岸遊隼棲息狀態調查。

樣區	一月	二月	三月	四月	五月	六月	備註
1		交尾	1 亞成	孵蛋	育鶵	1 鶵	留
2	2	交尾入巢	2	2- 入巢	2- 入巢	2- 蹲巢	留 - 與 7 號同
3			3- 入巢			2 幼	留 - 離島
4		3- 展示	3- 入巢	育鶵	2	0	留
5	1		2	2	0	2	不明
6		交尾	2- 入巢	育鶵	2		留
7	2	交尾入巢					留 - 與 2 號同
8	2 入巢		2 蛋	1 鶵	1 幼	2	留
9	0	2- 入巢	2- 入巢	2-	2	0	留
10	2- 入巢	2- 入巢	孵蛋	育鶵	2	2	留
11	0	1	1	2	0	1	候
12	0	2	2	1	0	1	不明
13	1	0	1	0	0	0	不明
14	1	2	交尾入巢	育鶵	4 幼	4 幼	留
15			0	0	0		候
16	2	1	1	育鶵	2 幼	2 幼	留
17		2	2	2	2	1	不明
18			1+			2 幼	留 - 離島
19	2	2	2- 展示	2		2 幼	留 - 離島
20	0	2	0	0	0	0	可能已放棄
21	2	交尾	4 蛋	2 鶵	1 鶵墜崖	1	留
22	1	1	1	0	0		候
23	1	2	1	1	2	0	不明
24	1	交尾入巢	交尾入巢	育鶵	2 幼	2 幼	留
25	1	2	孵蛋	孵蛋	0	0	留
26	1	0	1	1	0	0	候
27	2	交尾	孵蛋	育鶵	2 幼	2 幼	留
28	1	0	0	1	1	0	不明
29	1	1	1	1	0	0	不明
30	0	0	0	0	0	1	不明
31	-	-	2- 入巢	2	2	0	不明

表六：2015-2017 年繁殖結果。

	繁殖對次	成功對數	繁殖成功率（成功對數 / 繁殖對數）	幼鳥數	生殖力（幼鳥數 / 繁殖成功對數）	補充率（幼鳥數 / 繁殖對數）
2015	8	5	62.50%	7	1.4 隻	0.9 隻
2016	16	7	43.75%	12	1.7 隻	0.8 隻
2017	16	9	56.25%	18	2.0 隻	1.1 隻
小計	40	21	52.50%	37	1.8 隻	0.9 隻

表七：2015-2017 年繁殖巢台型式。

有無草叢	型式	巢號
無草叢	O 型 - 岩洞	2a、10
	ㄥ型 - 岩隙	21a、21b
	L 型 - 平台	1a
有草叢或灌木	ㄥ型 - 岩壁凹陷處草叢或小灌木	1c、3、4、7、8、9、14、16a、16b、24、25、27
	L 型 - 平台草叢或小灌木	1b、6、20、
	O 型 - 岩洞	2b

表八：巢位坡向及海拔。

項目		樣區	小計
海拔	低於 100m	1b、1c、3、4、6、8、10、14、18、19、21a、21b	12 個
	101-300m	1a、16a、16b、24、25	5 個
	301m 以上	2、7、9、20、27	5 個
坡向	西北	1a、6、7、8、10、27	6 個
	東	3、16a、16b、21a、21b	4 個
	北	1b、1c、14、	3 個
	西	2、4、20、	3 個
	東北	9、	1 個
	西南	25	1 個
	南	24、	1 個

表九：公母鳥孵蛋及育鶵時間比較。

年份		公鳥時間（分）	母鳥時間（分）	計	公 / 母比例（%）
2015 3 個樣區	孵蛋時間	92	258	350	26.29/73.7
	育鶵停巢時間	272	1,032	1,304	20.86/79.14
	小計	364	1,290	1,654	22.01/77.99
2016 10 個樣區	孵蛋時間	1,180	3,155	4,335	27.22/72.78
	育鶵停巢時間	175	1,315	1,490	11.74/88.26
	小計	1,355	4,470	5,825	23.26/76.74
總計 13 個樣區	孵蛋時間	1,272	3,413	4,685	27.15/72.85
	育鶵停巢時間	447	2,347	2,794	16.00/84.00
	小計	1,719	5,760	7,479	22.98/77.02

表十：2017 年 21 號孵蛋行為統計分析（公 / 母）。

日期	觀察時間	孵蛋時間	翻蛋次數平均分次	轉身次數平均分次	撥砂次數平均分次	備註
03.14 D-35	180	179 (52/127)	4 (1/3) 44.75	3 (0/3) 59.66	0	3 蛋
04.01 D-17	150	150 (27/123)	7 (0/7) 21.42	7 (0/7) 21.42	2 (0/2) 75	4 蛋
04.04 D-14	390	390 (190/200)	11 (5/6) 35.45	12 (4/8) 32.5	4 (2/2) 97.5	
04.08 D-10	180	180 (0/180)	4 (0/4) 45	5 (0/5) 36	2 (0/2) 36	
04.11 D-7	510	507 (108/399)	13 (4/9) 39	11 (3/8) 46.09	8 (0/8) 63.37	
04.12 D-6	360	360 (180/180)	9 (5/4) 40	6 (5/1) 36	2 (0/2) 180	
04.13 D-5	420	433 (66/367)	10 (0/10) 43.3	5 (0/5) 86.6	6 (0/6) 72.16	
04.14 D-4	420	415 (201/214)	11 (4/7) 37.72	14 (6/8) 29.64	10 (1/9) 41.5	
04.15 D-3	450	447 (125/322)	15 (6/9) 29.8	11 (5/6) 40.63	14 (3/11) 31.92	
04.16 D-2	310	310 (41/269)	8 (2/6) 38.75	6 (0/6) 51.66	9 (0/9) 34.44	3 蛋
04.17 D-1	360	347 (0/347)	23 (1/22) 15.08	6 (0/6) 57.8	11 (0/11) 31.54	2 蛋殼有破洞、母鳥放食物在蛋旁
04.18 D0	420	405 (13/392)	7 (0/7) 57.85		6 (0/6) 67.5	1 鶵 2 蛋
計	4150	4123(1,003/3,120)	122 (28/94)	86 (23/63)	74 (6/68)	
平均			33 分次	48 分次	56 分次	
公母比率		24.33/75.6	22.95/77.0	26.74/73.26	8.11/91.89	

表十一：2017 年 21 號育雛行為統計分析（站蹲巢時間：抱鶵之外的，包括停巢邊、餵食、蹲雛鳥旁）。

日期	觀察時間	抱鶵時間 (公 / 母)	轉身、站起來次數 (公 / 母)	撥砂次數 (公 / 母)	餵食次 (公 / 母)	親鳥站蹲巢時間 (公 / 母)	鶵幼鳥走動 / 理羽次數	備註
04.18 D1	420	405 (13/392) 96.43%		6 (0/6)	3 (1/2)			1 鶵 2 蛋
04.20 D3 (1)	480	407 (2/405) 84.79%		4 (0/4)	2 (0/2)	24 (10/14)		2 鶵 1 蛋
04.21 D4 (2)	420	374 (3/371) 89.05%	10 (0/10)	5 (0/5)	3 (0/3)	27 (3/24)		2 鶵 1 蛋
04.22 D5 (3)	300	267 (0/267) 89.00%	11 (0/11)	4 (0/4)	3 (1/2)	22 (8/14)		2 鶵
04.23 D6 (4)	360	327 (0/327) 90.83%	2 (0/2)	1 (0/1)	2 (0/2)	21 (6/15)		2 鶵
04.24 D7 (5)	390	262 (0/262) 67.18%	11 (0/11)	4 (0/4)	3 (1/2)	30 (11/19)		2 鶵
04.26 D9 (7)	360	320 (0/320) 88.89%	18 (0/18)	4 (0/4)	2 (0/2)	13 (4/9)		1 鶵
04.27 D (8)	360	317 (0/317) 88.06%	16 (0/16)	2 (0/2)	4 (0/4)	16 (3/13)		1 鶵
04.29 D (10)	450	389 (0/389) 86.44%		1 (0/1)	1 (0/1)			1 鶵
04.30 D (11)	443	379 (0/379) 85.55%			1 (0/1)		雛鳥短距離移動	1 鶵
05.01 D (12)	360	275 (0/275) 76.39%	18 (0/18)	2 (0/2)	0	27 (2/25)	4/	1 鶵
05.02 D (13)	390	230 (0/230) 58.97%			3		3/	1 鶵
05.04 D (15)	480	12 (0/12) 2.5%		1 (0/1)	2	38 (0/38)	6/	1 鶵
05.05 D (16)	360	45 (0/45) 12.50%	9 (0/9)	3 (0/3)	2 (0/2)	88 (2/86)	12/3	1 鶵
05.08 D (19)	180	0			1 (0/1)	7 (0/7)	3/0	鶵墜崖
計	5723	4009 (18/3,991)	95 (0/95)	37 (0/37)	32 (3/29)	313 (49/264)		
平均		70.05%	60 分次	154 分次	178 分次			
公 / 母比率		0.45%/99.55%			9.38%/90.62%	15.65%/84.35%		

表十二：2017 年 14 號幼鳥離巢前兩週活動及親鳥停棲給食統計分析。

日期	觀察時間分鐘	鶵幼鳥			親鳥	
		停巢邊分（比率 %）	跑跳鼓翼回（平均分 / 回）	鼓翼一回最多下	停棲分（公 / 母）（比率 %）	餵 / 給食次（公 / 母）平均
05.15 D-14	240	34 分（14.17%）	5 回（48 分 / 回）	13 下	1/94 分（0.41/39.17）	/1 次
05.18 D-11	180	37（20.56%）	16（11.25）	12	11/1（6.11/0.56）	1/
05.20 D-9	180	23（12.78%）	14（12.86）	24	20/10（1.11/5.56）	/1
05.24 D-5	60	60（100%）	31（1.94）	65（18 秒）（3.6 下 / 秒）	53/60（88.33/100）	
05.25 D-4	90	90（100%）	58（1.55）	74（20 秒）（3.7 下 / 秒）		/1
05.26 D-3	180	180（100%）	163（1.10）	64（15 秒）（4.2 下 / 秒）	68/48（37.78/26.67）	1/
05.27 D-2	540	540（100%）	275（1.96）	58（18 秒）（3.2 下 / 秒）	393/197（72.78/36.48）	2/1
05.29 D0		第一隻離巢				
06.01 D+3	180	第三隻離巢		120（32 秒）（3.7 下 / 秒）	19/84（10.56/46.67）	
小計	1650				565/494 34.24/29.94	4/4（206 分 1 次）

表十三：公母鳥出現時間比較（停棲分＋孵蛋分＋護巢分＋停巢分＋飛行分）。

年份	樣區觀察時數	無法辨識公母出現時間（分）	公鳥出現時間（分）	母鳥出現時間（分）	公 / 母平均出現時間（分 / 時）	全部平均出現時間（分 / 時）
2015、2016 兩個繁殖期小計	全部 880.5	2,694	11,591	18,320	13.16/20.81	37.03
	繁殖區 685.5	1,320	10,312	15,610	15.04/22.77	39.74
	非繁殖區 195	1,374	1,279	2,710	6.56/13.90	27.50
2015、2016 兩個非繁殖期小計	全部 364	1,068	3,456	6,977	9.49/19.17	31.60
	繁殖區 193	528	2,517	4,920	13.04/25.49	41.27
	非繁殖區 171	540	939	2,057	5.49/12.03	20.67
全部樣區	全部 1244.5	3,762	15,047	25,297	12.09/20.33	35.44
	繁殖區 878.5	1,848	12,829	20,530	14.60/23.37	40.48
	非繁殖區 366	1,914	2,218	4,767	6.06/13.02	24.31

表十四：公母鳥停棲時間比較。

年份	樣區觀察時數	公鳥停棲（分）	母鳥停棲（分）	公 / 母鳥平均停棲（分 / 時）
2015、2016 兩個繁殖期小計	全部 880.5	8,141	10,762	9.25/12.22
	繁殖區 685.5	7,088	8,195	10.34/11.95
	非繁殖區 195	1,053	2,567	5.4/13.16
2015、2016 兩個非繁殖期小計	全部 364	2,956	6,392	8.12/17.56
	繁殖區 193	2,211	4,551	11.46/23.58
	非繁殖區 171	745	1,841	4.36/10.77
全部樣區	全部 1244.5	11,097	17,154	8.92/13.78
	繁殖區 878.5	9,299	12,746	10.59/14.51
	非繁殖區 366	1,798	4,408	4.91/12.04

表十五：公母鳥飛行時間比較。

年份	樣區觀察時數	公鳥飛行（分）	母鳥飛行（分）	公 / 母鳥平均飛行（分 / 時）
2015、2016 兩個繁殖期小計	全部 880.5	1,411	1,280	1.60/1.45
	繁殖區 685.5	1,202	1,139	1.75/1.66
	非繁殖區 195	209	141	1.07/0.72
2015、2016 兩個非繁殖期小計	全部 364	499	466	1.37/1.28
	繁殖區 193	305	295	1.58/1.53
	非繁殖區 171	194	171	1.13/1.0
全部樣區	全部 1244.5	1,910	1,746	1.53/1.40
	繁殖區 878.5	1,507	1,434	1.72/1.63
	非繁殖區 366	403	312	1.10/0.85

表十六：公母鳥鳴叫次數比較。

年份	樣區觀察時數	無法辨識公母鳴叫次數	公鳥鳴叫次	母鳥鳴叫次	公 / 母鳥平均鳴叫次 / 時	全部平均鳴叫次 / 時
2015、2016 兩個繁殖期小計	全部 880.5	431	320	626	0.36/0.71	1.56
	繁殖區 685.5	416	310	617	0.45/0.90	1.96
	非繁殖區 195	15	10	9	0.05/0.05	0.17
2015、2016 兩個非繁殖期小計	全部 364	34	30	98	0.08/0.27	0.45
	繁殖區 193	16	18	85	0.01/0.44	0.62
	非繁殖區 171	18	12	13	0.07/0.08	0.25
全部樣區	全部 1244.5	465	350	724	0.28/0.58	1.24
	繁殖區 878.5	432	328	702	0.37/0.80	1.66
	非繁殖區 366	33	22	22	0.06/0.06	0.21

表十七：公母鳥進食次數比較。

年份	樣區觀察時數	無法辨識公母次數	公鳥進食次	母鳥進食次	公 / 母鳥平均進食次 / 時	全部平均進食次 / 時
2015、2016兩個繁殖期小計	全部 880.5	27	16	30	0.02/0.03	0.08
	繁殖區 685.5	8	14	28	0.02/0.04	0.07
	非繁殖區 195	19	2	2	0.01/0.01	0.11
2015、2016兩個非繁殖期小計	全部 364	4	13	21	0.04/0.06	0.10
	繁殖區 193	3	10	14	0.05/0.07	0.14
	非繁殖區 171	1	3	7	0.02/0.04	0.06
全部樣區	全部 1244.5	31	29	51	0.02/0.04	0.09
	繁殖區 878.5	11	24	42	0.03/0.05	0.09
	非繁殖區 366	20	5	9	0.01/0.02	0.09

表十八：公母鳥獵食次數比較。

年份	樣區觀察時數	無法辨識公母次數	公鳥獵食次	母鳥獵食次	公 / 母鳥平均獵食次 / 時	全部平均獵食次 / 時
2015、2016兩個繁殖期小計	全部 880.5	26	52	30	0.06/0.03	0.12
	繁殖區 685.5	19	38	21	0.06/0.03	0.11
	非繁殖區 195	7	14	9	0.07/0.05	0.15
2015、2016兩個非繁殖期小計	全部 364	18	21	26	0.06/0.07	0.18
	繁殖區 193	3	10	14	0.05/0.08	0.14
	非繁殖區 171	15	11	12	0.06/0.07	0.22
全部樣區	全部 1244.5	44	73	56	0.06/0.05	0.14
	繁殖區 878.5	22	48	35	0.05/0.04	0.12
	非繁殖區 366	22	25	21	0.07/0.06	0.19

圖檔一：基隆、北海岸及離島遊隼巢型。

▲ 4 號：岩壁凹陷洞。

▲ 6 號：岩台草叢。

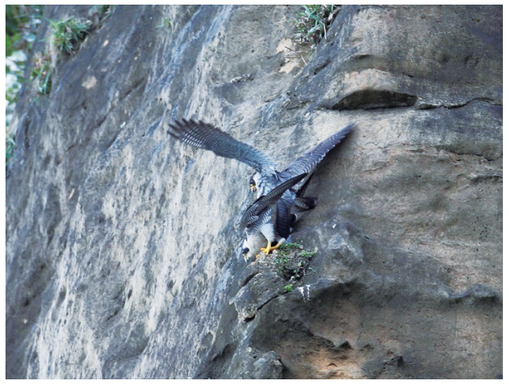
▲ 10 號：岩洞。

▲ 21 號 a：2016 年 - 岩隙。

▲ 21 號 b：2017 年 - 岩隙。

▲ 24 號：岩壁凹陷處草叢裡。

圖檔二：交尾、蛋、鷴鳥、幼鳥圖片。



▲ 6 號：交尾。

▲ 21 號：蛋殼顏色與環境顏色相似，箭頭為將破殼的小洞。

▲ 21 號：母鳥孵蛋時會撥岩砂。

▲ 21 號：翻蛋。

▲ 21 號：母鳥準備換班。

▲ 21 號：公鳥出、母鳥入。

▲ 21 號：孵出前一天，母鳥將食物放蛋旁準備餵食。鷴鳥第 1 天。仍有一蛋未孵出（藍圈為食物殘渣）。

▲ 21 號：鷴鳥第 4 天，第三顆蛋仍未孵出。兩鷴鳥嘴喙及腳淡鐵鏽色，與親鳥黃色不同。

▲ 21 號：第 14 天，親鳥餵食第 14 天，幼鳥會開始搶食自己吃。

▲ 21 號：第 19 天鵰鳥眼睛四周、嘴喙、羽毛顏色已有變化。

▲ 21 號：第 29 天

▲ 21 號：第 37 天，準備離巢，四處走跳、攀爬草叢。

▲ 21 號：第 41 天，離巢幼鳥看母鳥進食。

▲ 6 號：羽已換齊

▲ 6 號：離巢幼鳥。

圖檔三：母鳥於幼鳥離巢前進出巢以及餵食位置的變化、以及幼鳥離巢後以食物誘導幼鳥飛行。

▲ 14 號及 21 號：箭頭為母鳥平常進出路線，線條為母鳥於幼鳥離巢前進出巢路線。

▲ 21 號：第 19 天，母鳥餵食點從之前的內側改至外緣，試圖讓雛鳥走至巢台邊進食，雛鳥必須站巢邊斜坡上緣，身體需向前延展才能取食，因此導致雛鳥重心向前傾，滾落懸崖。

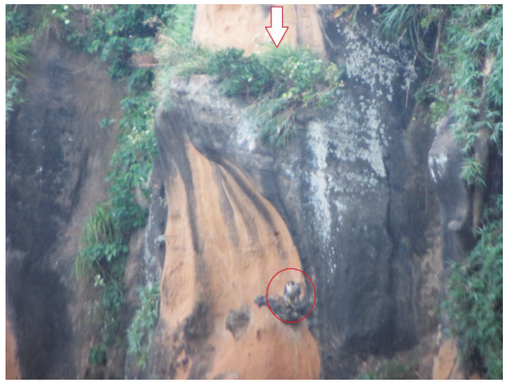
▲ 14 號：幼鳥離巢前兩天，母鳥帶食物停巢台附近 21 號母鳥帶食物停幼鳥附近，引導幼鳥飛過去取食。不馬上進巢，刺激幼鳥離巢。

圖檔四：繁殖期與非繁殖期親鳥停棲點分布比較圖。

▲ 21 號 7-12 月非繁殖期停棲點示意圖。

▲ 21 號 1-6 月繁殖期停棲點示意圖。

（藍圈：遊隼停棲點、紅箭頭：巢位、紅線：攀岩路線、紫箭頭：涼亭及觀景台）



▲ 6 號：非繁殖期，親鳥仍會停棲巢台或附近守護（箭頭：巢台、紅圈：母鳥）。

▲ 10 號：非繁殖期，親鳥仍會停棲巢洞或附近岩洞守護（箭頭：巢洞、紅圈：母鳥、藍圈：雄鳥）。

圖檔五：食物。

▲ 10 號：進食後殘餘骨頭。

▲ 10 號：集中的殘餘骨頭。

▲ 10 號：進食後殘餘羽毛。

▲ 10 號：處理食物中。

▲ 16 號：進食後殘餘羽骨。

▲ 16 號：進食後殘餘骨頭。

圖檔六：水浴、日光浴及岩砂浴。

▲ 17 號：水浴。

▲ 16 號：水浴。

▲ 10 號：岩砂浴。

▲ 21 號：趴草堆上日光浴。

圖檔七：北海岸遊隼雌雄顏色差異比較圖。

▲ 14 號：雌背部較黑、腹部深色（粗黑橫紋加咖啡色）。

▲ 14 號：雄背部較灰、腹部白。

▲ 16 號：雌腹部偏紅褐色。

▲ 16 號：雄腹部較白。

▲ 24 號：雌背腹皆偏暗褐色。

▲ 24 號：雄背偏黑、腹部偏白。

圖檔八：登山、溯溪、攀岩活動離遊隼巢位近。

▲ 20 號：登山活動在巢台邊（紅圈處）。

▲ 21 號：攀岩路線在巢台旁（紅圈為巢、箭頭為岩釘）曾發生遊隼親鳥攻擊攀岩者。

▲ 25 號：溯溪隊伍（紅圈）走到巢台（箭頭）下方。

▲ 1c 號：險峻懸崖邊或稜線上開闢新路線，離巢位更近，造成親鳥緊張，不斷鳴叫盤飛。

▲ 8 號：登山步道離巢台非常近。造成親鳥緊張，不斷鳴叫俯衝山徑上的人。

農業地景中棲地異質度與野生動物保育

林大利 [1,2]、丁宗蘇 [2]

[1] 行政院農業委員會特有生物研究保育中心、[2] 國立台灣大學森林環境暨資源學系

摘要

農業化已經成為威脅全球生物多樣性的重要因素，許多農業環境中的脊椎動物、無脊椎動物及被子植物，其族群皆有明顯的下降趨勢。在糧食需求攀升的狀況下，如何兼顧農業生產及生物多樣性保育，已成為重要課題。從地景層級瞭解野生動物的棲地偏好，探討農業地景異質性與野生動物之關係，為值得探討的普及化方法。棲地異質度方面，可區分為兩個概念：地景組成異質度和地景配置異質度。將異質度的概念應用於農業地景配置時，可分為提升地景中自然區域、增加地景組成異質度、提高地景配置異質度三個層次。雖然已有許多從地景角度保育農業生物多樣性的研究，可能產生的成本增加與損失的產量亦必須納入考慮，並與農民妥善溝通，以推動兼顧其經濟狀況的保育措施。然而，即便地景配置完美，仰賴大面積原始棲地的野生動物，仍無法存活於破碎農業地景中，品質良好的原始棲地，仍是重要且優先的保育對象。

關鍵詞：農業化、區塊配置、地景結構、空間異質度、植群結構

Habitat heterogeneity and wildlife conservation in agricultural landscape

Da-Li Lin[1,2] & Tzung-Su Ding[2]

[1]Taiwan Endemic Species Research Institute [2] School of Forestry & Resource Conservation, National Taiwan University

Abstract

Agriculturalization has been a serious threat to global biodiversity. The populations of vertebrates, invertebrates, and flowering plants have decreased significantly in agricultural environment during these decades. It has been an important issue that gives consideration to both agricultural production and biodiversity conservation. For biodiversity conservation in agricultural landscapes, it is a general scheme to understand the relationship between habitat heterogeneity and wildlife distribution. Habitat heterogeneity can be separated in two concepts: landscape composition heterogeneity and landscape configuration heterogeneity. It is important to consider three aspects of managing heterogeneity: (1) increasing heterogeneity of the more-natural areas, (2)increasing landscape compositional heterogeneity especially crop types and (3) increasing landscape configuration heterogeneity. Although many studies support landscape management for biodiversity conservation in agricultural environments, the cost of practical management and crop production must be considered into conservation schemes. However, even with perfect landscape configuration, species that rely on large

and primary habitats are still absent in a fragmented landscape. The high-quality habitats are still the priority for conservation.

Keyword:agriculturalization, patch configuration, landscape structure, spatial heterogeneity, vegetation structure

前言

目前全球已有約 40% 的土地為農業用地，土地農業化（agriculturalization）是全球自然原野地消失的重要原因，嚴重衝擊全球生物多樣性（Foley et al., 2005）。生物多樣性公約（Convention on Biological Diversity, CBD）所訂立的「愛知生物多樣性目標（Aichi Biodiversity Targets）」之標題目標七「至遲於 2020 年以前，農業、水產養殖及林業的區域都實現永續管理，確保生物多樣性得到保護」要求各締約國應使國內的農業生產過程符合永續原則，並且兼顧生物多樣性保育（Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2010）。2014 年，生物多樣性公約第 12 屆締約國大會出版「全球生物多樣性展望第四版（Global Biodiversity Outlook 4, GBO4）」作為檢視締約國對愛知目標的執行報告，針對標題目標七，永續經營的農業有增加的趨勢，但是離 2020 年所要求的目標還有一段差距（Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2014）。在全球人口以爆炸式成長的人類世（Anthropocene），不僅如馬爾薩斯（Thomas Malthus）所預期的糧食供給量的成長遠不及人口數，日常生活對油品、纖維甚至燃料的需求，亦加劇了農業用地的快速拓展。預計在 2050 年時，將會有 10^9 公頃的土地轉變為農業用地（Tilman et al., 2001）。因此，土地快速農業化也成為現今重要的環境議題，在糧食需求無法降低的狀況下，如何在不減少農作物生產量及增加成本的前提下，兼顧農業環境中生物多樣性保育，已經成為全球農業經營的重要課題（Robinson and Sutherland 2002, Kleijn et al., 2006）。

農業化對野生物的衝擊

雖然各類群的生物中，有少數物種能在農業環境中優勢存活甚至繁殖，然而，近年來，以有許多報告指出，生存於農業環境中的野生物仍有明顯的下降趨勢。Leadley et al.（2014）運用野鳥指標（wild bird index, Sheehan et al., 2010） 發現歐洲自 1980 年至 2011 年，農業環境中的鳥類族群逐年下降（圖 1）。Kreb et al.（1999）發現歐亞雲雀（*Alauda arvensis*）、麻雀（*Passer montanus*）、赤胸朱頂雀（*Carduelis cannabina*）和歐洲椋鳥（*Sturnus vulgaris*）在過去 20 年來，至少減少千萬隻個體。Fuller et al.（1995）發現英國在 1970 年至 1990 年之間，有 28 種農地鳥類（86%）的分布範圍縮減，18 種（83%）農地鳥類的族群數量下降。除了鳥類之外，農業環境中的哺乳動物（Fischer et al., 2011）、節肢動物（Hendrickx et al., 2007）、被子植物（Gabriel et al., 2005）和土壤中的微生物（Levine et al., 2011），也有類似的趨勢。

這些訊息暗示，在土地農業化之後，即便是能夠生存或繁殖於農業環境中的野生物，也正在面臨威脅。其主要的原因是現行集約農業所採用的農法，往往大面積的栽植少數甚至單一作物、並且大規模的施用殺蟲劑、殺草劑及化學肥料等，導致農業的環境品質劣化（McLaughlin and Mineau 1995）。再加上全球氣候變遷對農業的衝擊、農業所需自然資源有限、農產品分配不均，以及農產品加工對食品衛生安全的考量等議題，都成為現代農業轉型所面臨的考驗與挑戰（Olesen and Bindi 2002, Smith et al., 2008, Godfray et al., 2010）。各國的農業主管單位逐漸意識到傳統的農業和既有的科技技術已經難以面對未來變化莫測的趨勢，因而開始思考各種可能轉型的因應策略，如有機農法（organic farming）、保育性農業（conservation agriculture, Giller et al., 2009）等，對自然環境友善的農業經營方案（agri-environment scheme）如雨後春筍般應運而生（圖 2，FAO, 2014）。

在歐洲與北美採用有機農法的農地中，常常發現其生物多樣性比採用慣行農法（conventional agriculture）的農地來得高，包括鳥類（Freemark and Kirk 2001）、節肢動物和草本植物，都有增加的趨勢（Bentsson et al., 2005）。採用零耕耘農法（no-tillage system，降播種及耕耘強度，以減低務農過程中對土壤微生物衝擊的農法）的農地中，其土壤中的生物量顯著高於慣行耕耘農法（Kladivko, 2001）。在有機農業、混農林業（agroforestry）和保育性逐漸普及並取代慣行農法之後，農業行為對生物多樣性已經有改善的趨勢（Mader et al., 2002, Hole et al., 2005, Hobbs et al., 2008）。

由農業地景強化生物多樣性保育功能

由農法轉型的角度著手之後，雖然減少了經營過程中對環境的危害，但是，因農業化而導致其棲地流失的野生動植物，其族群狀態仍無法因而回升。畢竟農業環境仍舊與原始棲地如森林或草原，仍有大幅的差距，雖然農法轉型可見其成效，但仍有各自的優點與限制（Hole et al., 2005）。除此之外，再加上全球各地的農作環境截然不同、氣候、作物種類、各國的農業及經濟政策等因素，使不同的農法，難以放諸四海皆準（Benton et al., 2003）。

農業化所帶來的棲地流失劇烈衝擊生物多樣性，原有的棲地大面積地轉變為農作物耕作地，其植群結構的複雜度和物種豐富度皆大幅的下降，喪失原有之生態系功能。從地景的角度來看，農業地景絕大部分由農耕地組成，接著是溫室、農舍和倉庫等人工構造物。僅存的半自然棲地（semi-natural habitat）如農地邊界的長條狀灌木叢、草地或樹林，已成為非常破碎的細小區塊，其棲地功能可能已經大幅喪失。因此，農業地景對生物多樣性的衝擊可能遠比棲地破碎化的環境還要來得嚴重（Fahrig et al., 2011）。

Benton et al.（2003）認為，為有效減緩農業環境對生物多樣性的衝擊，嘗試尋求較能普遍應用於各種農業環境的解決方針。應從整個地景的角度，瞭解野生動物的棲地偏好及空間分布，探討農業地景中的空間異質性（spatial heterogeneity）與野生動物之間的關係（Fahrig et al., 2011, Foley et al., 2005, Tscharntke et al., 2005）。由於各生物類群所需的資源不盡相同，如果能夠審慎配置農業地景中的各種元素，提高其異質性，或許能有機會提升其生物多樣性的保育功能。

Fahrig et al.（2011）建議，若要在不減少農業產量的狀況下，從地景的角度提高農業環境中的生物多樣性，須注意從事地景生態學研究的幾點事項。首先，透過航空照片或衛

星影像，經由地理資訊系統軟體量化農業地景時，必須避免以視覺及主觀的方式分類土地利用類型（land use type）（圖 3）。由於不同類群的生物在農業地景中所依賴的資源不盡相同，各種棲地所能提供的生態系功能亦然，因此，必須嘗試以研究對象所需求的自然資源及生態系功能作為區分土地利用類型的基礎，而非僅以視覺所見區別做分類。此外，相同區塊內，應假設其各項環境為均質或相似的。為避免個人主觀因素影響地景分類，可運用量化的參數做區分或繪製等高線圖，例如冠層覆蓋度達 70% 以上、木本植物高度達 20 m 以上等。

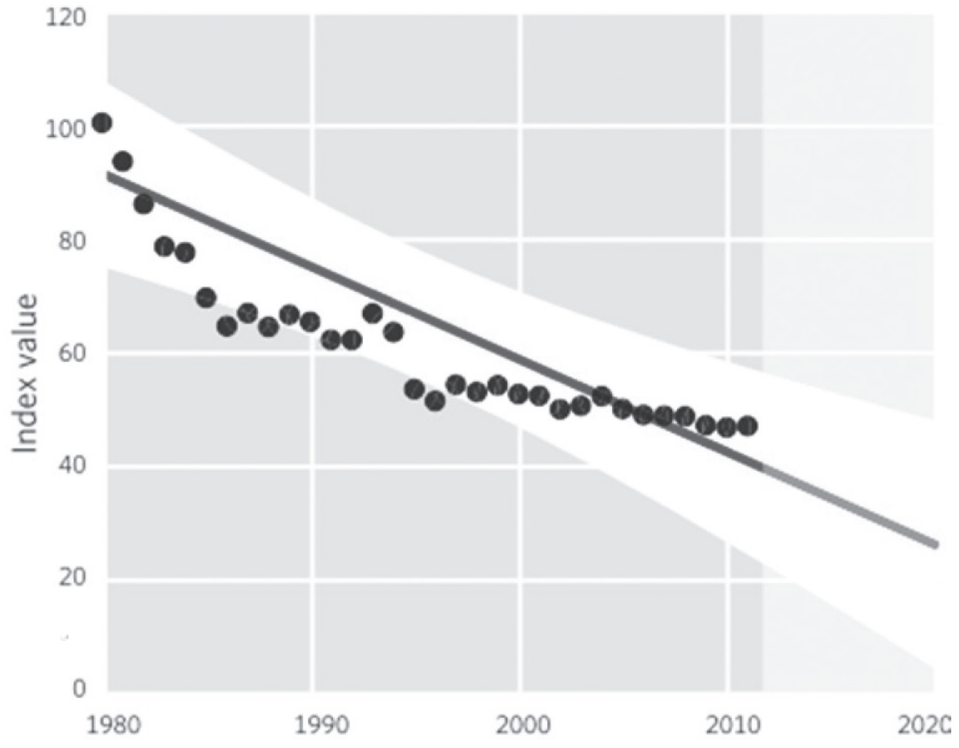
棲地異質度方面，可區分為兩個概念：地景組成異質度（landscape composition heterogeneity）和地景配置異質度（landscape configuration heterogeneity）。地景組成異質度指的是不同地景元素或地景類型的種類數、數量、面積大小或比例，可運用種類豐富度（richness）、均勻度（evenness）或多樣度（diversity）的概念加以量化；地景配置元素指的是地景元素之間空間配置的複雜程度，可運用區塊面積的平均值或變異數、邊緣密度、區塊形狀指數（shape index）的變異程度等改念加以量化（Fahrig et al., 2011）。由圖 4 可見一個地景中，地景組成異質度與地景配置異質度的變化，不同顏色代表不同的地景元素。(a) 至 (c) 與 (b) 至 (d) 兩者為地景組成異質度的增加，可見地景元素的種類增加；(a) 至 (c) 與 (b) 至 (d) 兩者為地景配置異質度的增加，可見兩者地景元素之間配置的複雜度增加，但是所有地景元素的面積並未改變（Fahrig et al., 2011）。在複雜多變的地景結構中，運用組成其配置兩種不同的概念，較能客觀的量化地景的性質，才能進一步做有意義的分析比較。

將異質度的概念應用於農業地景配置實務時，可分為三個層次：一、提升地景中自然區域（more-natural area），二、增加地景組成異質度，三、提高地景配置異質度（圖 5）。地景中自然區域指的是自然而非人為形成的地景元素，常常被鎖定的目標為農地之間徑路上的植被，呈長條狀的灌叢、草地或樹林，通常統稱為非作物棲地（non-crop habitat）。提升非作物棲地的植物結構複雜度或物種豐富度（species richness），能提供較多樣的食物資源，對提高昆蟲（Dover et al., 2000）、種食性（granivore）鳥類（Vickery et al., 2002）的多樣性皆有所幫助。此外，複雜的植群結構也能作為野生動物躲避天敵的庇護所（Henderson et al., 2001），當然，在此活動的野生動物也能吸引天敵前來，天敵與獵物的交互作用皆能提高生物多樣性（Harwood et al., 2001）。

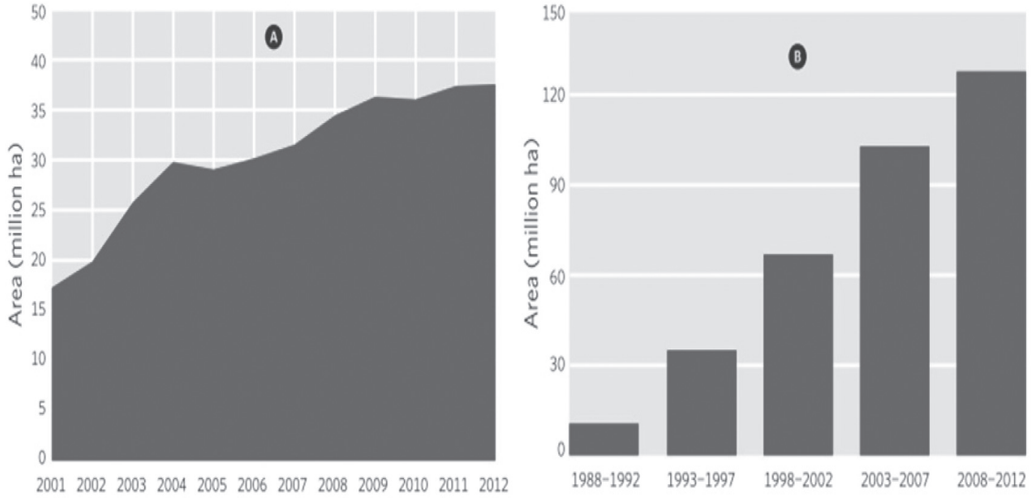
提高長條狀植被與自然棲地之間的連結度，可使這些非作物區塊發揮生態廊道的功能（ecological corridor），尤其是對無脊椎動物及兩棲爬行動物（Nicholls et al., 2001）。然而，由於農業地景中耕地面積攸關產值且多屬私有地，自然區域的面積並不容易擴大，因此多採提高植群結構複雜度的策略。增加地景組成異質度，主要著重於提高作物的組成，也就是盡可能將不同種類的農作物種植在相同地景中。不同的農作物類型有時也能夠提供不同的食物資源，例如某些食蜜昆蟲及植食性昆蟲，有些可以吸引鳥類及小型哺乳動物。然而，雖然有些研究指出增加作物種類能對生物多樣性有幫助（e.g. Siriwardena et al., 2000），但是效果有限，仍不及經營自然棲地的效果（Burton et al., 2008）。地景配置異質度方面，集約農業及機械化農業往往為追求產量及產率、並降低經營管理的成本，農作地多為大面積舉行或圓形且配置單純的地景結構。由於農作區塊對野生動物而言多屬於品質較差的棲地，若為野生動物保育，建議嘗試將農作區塊由大面積的區塊轉變為多個小面積的區塊，以提高配置異質度。此時非作物區塊的距離和連結度皆會提升，間接提高生物多樣性（Holzschuh et al., 2010; Fahrig et al., 2011）。

保育農業地景所面臨的挑戰

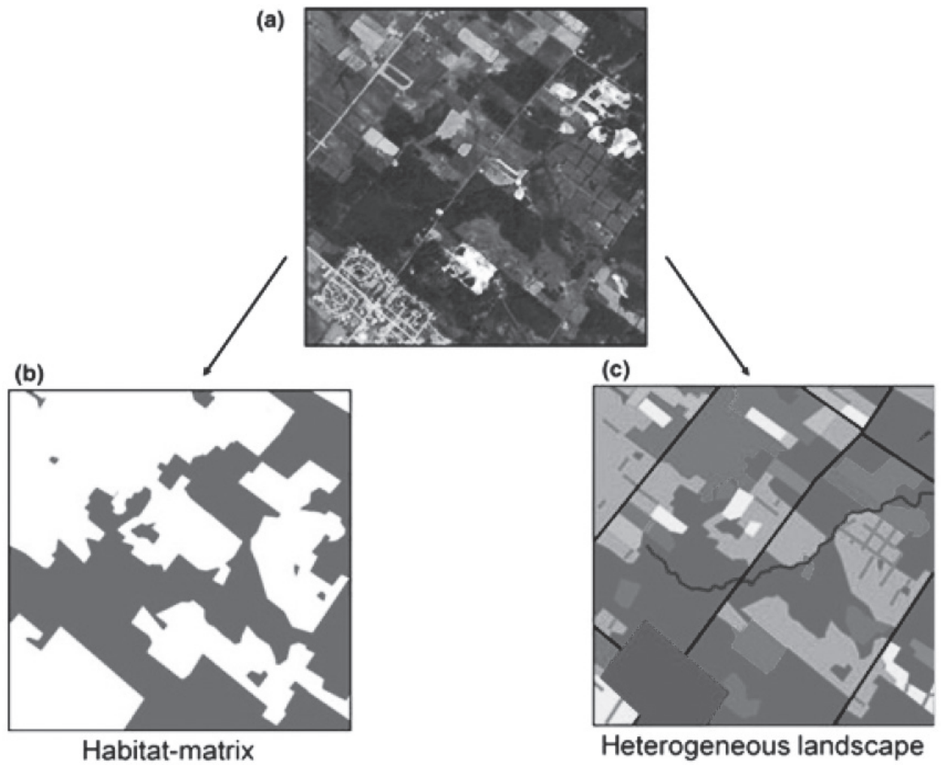
雖然已有許多研究呈現透過地景尺度的觀點，維護農業地景中生物多樣性保育及生態系功能，然而，實務上卻有許多困難之處。即便是初期的農業轉型，包括有機農法和保育性農業，在推動時常常因成本可能提高且產量可能降低而不被農民所接受（Hole et al., 2005, Giller et al., 2009）。地景元素的配置若非在規劃初期就審慎考慮，突然重新配置地景元素的難度相當高，複雜的作物空間配置勢必提高農業經營的成本，小區塊的農地也將減少產量。因此，同時兼顧農業發展與生物多樣性保育，也必須審慎評估農業經營過程可能會遇到的難處（Burton et al., 2008）。絕大多數的農地都是私有地，如何與農民妥善溝通，如何兼顧其經濟狀況並推動保育措施，仍是現代農業所需面臨的重要課題。此外，無論地景配置的再完美，仰賴大面積原始棲地的野生動物，仍無法存活於破碎農業地景中，品質良好的原始棲地，仍舊是重要且優先的保育對象。



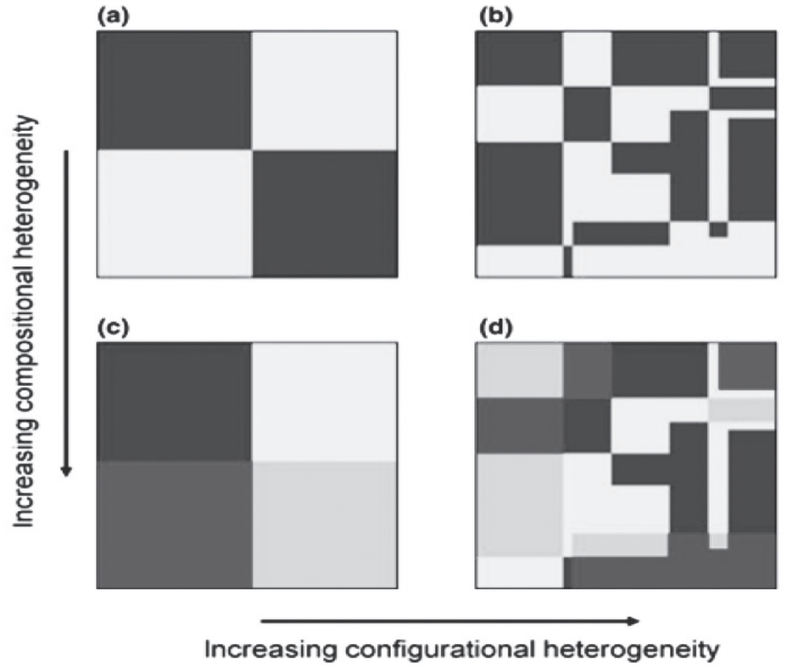
▲圖 1：歐洲於 1980 年至 2011 年間，以野鳥指標（wild bird index）評估農地鳥類的族群狀況，發現明顯的下降趨勢（Leadley et al., 2014）。



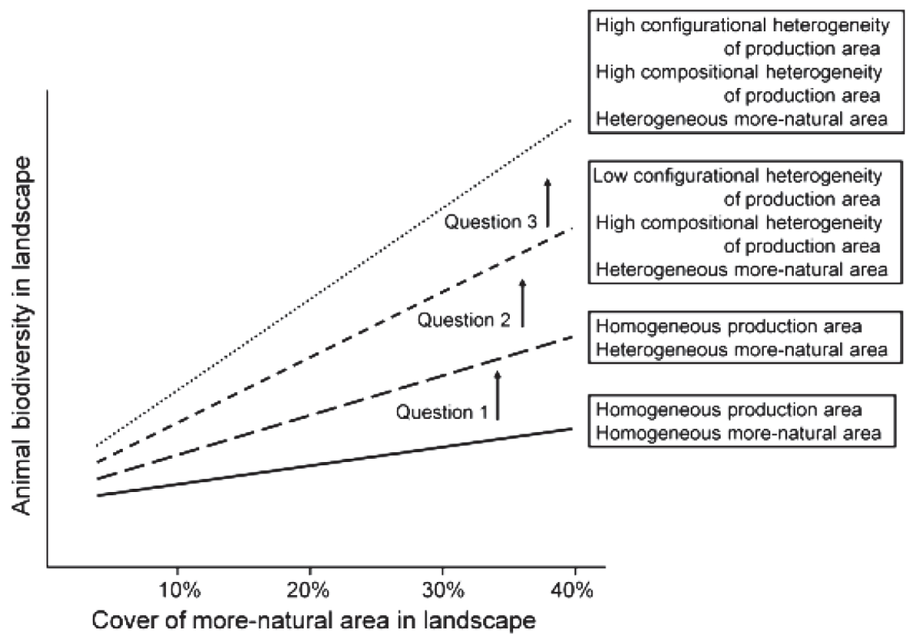
▲圖 2：全球以有機（organic production, A）及保育性農業（conservtion agriculture, B）為農法的農地面積變化（FAO, 2014）。



▲圖 3：由航空照片 (a) 轉化為棲地 - 基質模式 (b，此範例為森林及非森林) 或異質地景模式 (c)，所適用的研究對象不同，應以研究對象或生態功能將地景分類，而非以研究者主觀視覺上的差異進行分類（Fahrig et al., 2011）。



▲圖 4：一個地景中，地景組成異質度與地景配置異質度的變化，不同顏色代表不同的地景元素。(a) 至 (c) 與 (b) 至 (d) 兩者為地景組成異質度（地景元素的種類）的增加；(a) 至 (c) 與 (b) 至 (d) 兩者為地景配置異質度的增加，可見地配置複雜度增加，但是所有地景元素的面積並未改變（Fahrig et al., 2011）。



▲圖 5：將異質度的概念應用於農業地景配置實務時，可分為三個層次：
一、提升地景中自然區域（more-natural area），
二、增加地景組成異質度，
三、提高地景配置異質度（Fahrig et al., 2011）。

引用文獻

Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? Trends in Ecology and Evolution 18(4), 182-188.

Bengtsson, J., Ahnström, J., Weibull, A.-C., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis.Journal of Applied Ecology 42(2), 261-269.

Burton, R.J.F., Kuczera, C., Schwarz, G., 2008. Exploring farmers′ cultural resistance to voluntary agri-environmental schemes.

Dover, J., Sparks, T., Clarke, S., Gobbett, K., GLossop, S., 2000. Linear features and butterflies: the importance of green lanes. Agriculture, Ecosystems and Environment 80(3), 227-242.

Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F.G., Crist, T.O., Fuller, R.J., Sirami, C., Siriwardena, G.M., Martin, J.-L., 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. Ecology Letter 12, 101-112.

FAO, 2014. AQUASTAT database - Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).

Fischer, C., Thies, C., Tscharntke, T., 2011. Small mammals in agricultural landscapes: opposing responses to farming practices and landscape complexity. Biological Conservation 144, 1130–1136.

Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C.,Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, S.F., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C.,Ramankutty, N.,Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. Science 309, 570–574.

Freemark, K.E., Kirk, D.A., 2001. Birds on organic andconventional farms in Ontario: partitioning effects of habitat andpractices on species composition and abundance. Biological Conservation 101,337–350.

Fuller, R.J., Gregory, R.D., Gibbons, D.W., Marchant, J.H, Wilson, J.D., Baillie, S.R., Carter, N., 1997. Population Declines and Range Contractions Among Lowland Farmland Birds in Britain. Conservation Biology 9(6), 1425-1441.

Gabriel, D., Thies, C., Tscharntke, T., 2005. Local diversity of arable weeds increases with landscape complexity. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics7, 85–93.

Giller, K.E., Andersson, J.A., Corbeels, M., Mortensen, D., Erenstien, O., Vanlauwe, B., 2015. Beyond conservation agriculture. Frontiers in Plant Science 6, 870.

Godfray, H.C.J., Beddington, J.R., Crute, I.R.,Haddad, L.,Lawrence, D., Muir, J.F.,Pretty, J.,Robinson, S.,Thomas, S.M., Toulmin, C., 2010. Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. Science 327, 812-818.

Harwood, J.D., Sunderland, K.D., Symondson, W.O.C., 2001. Living where the food is: web location by linyphiid spiders in relation to prey availability in winter wheat. Journal of Applied Ecology38(1), 88-99.

Hendrickx, F., Maelfait,J.P., van Wingerden, W., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S.,Augenstein, I.,Billeter, R., Bailey, D., Bukacek, R.,Burel, F., Diekotter, T., Dirksen, J., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Vandomme, V., Bugter, R., 2007. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. Journal of Applied Ecology 44, 340–351.

Henderson, I.G., Critchley, N.R., Cooper, J., Fowbert, J.A., 2008. Breeding season responses of Skylarks Alauda arvensis to vegetation structure in set-aside (fallow arable land). Ibis 143, 317-321.

Hobbs, P.R., Sayre, K., Gupta, R. 2008. The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 363, 543-555.

Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V., Evans, A.D., 2005. Does organic farming benefit biodiversity? Biological Conservation 122, 113-130.

Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I.,Tscharntke, T., 2010. How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? Journal of Animal Ecology 79, 491-500.

Kladivko, E.J., 2001. Tillage systems and soil ecology. Soil and Tillage Research 61,61–76.

Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R., Gilissen, N., Smit, J., Brak, B., Groeneveld, R., 2004. Ecological effectiveness of agri-environment schemes in different agricultural landscapes in the Netherlands. Conservation Biology 18, 775–786.

Kreb, J.R., Wilson, J.D., Bradbury, R.B., Siriwardena, G.M., 1999. The second Silent Spring? Nature 400, 611-612.

Levine, U.Y., Teal, T.K., Robertson, G.P., Schmidt, T.M., 2011. Agriculture's impact on microbial diversity and associated fluxes of carbon dioxide and methane. Multidisciplinary Journal of Microbial Ecology 5, 1683-1691.

Mader, P., Fliessbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., Niggli, U., 2002. Soil fertility and biodiversity in organic farming. Science 296, 1694-1697.

McLaughlin, A., Mineau, P., 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. Agriculture Ecosystem and Environment 55(3), 201-212.

Nicholls, C.I., Parrella, M., Altieri, M.A., 2001. The effects of a vegetational corridor on the abundance and dispersal of insect biodiversity within a northern California organic vineyard. Landscape Ecology 16(2), 133-146.

Olesena, J.E., Bindib, M., 2002. Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. European Journal of Agronomy 16(4), 239-262.

Robinson, R.A., Sutherland, W.J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. Journal of Applied Ecology 39, 157–176.

Sheehan, D.K., Gregory, R.D., Eaton, M.A., Bubb,P.J., and Chenery, A.M., 2010. The Wild Bird Index –Guidance for National and Regional Use. UNEP-WCMC,Cambridge, UK.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2010. Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Targets: ″Living in Harmony with Nature″. Montréal.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2014. Global Biodiversity Outlook 4. Montréal.

Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, P., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B.,Sirotenko, O., Howden, M.,McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., Towprayoon, S., Wattenbach, M., Smith, J., 2008.

Greenhouse gas mitigation in agriculture. Philosophical Transactions of the Royal Society B 363(1492), 789-813.

Tilman, D.,Fargione, J.,Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A.,Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W.H., Simberloff, D., Swackhamer, D., 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. Science 292, 281–284.

Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. 2005. Landscape perspective on agricultural intensification and biodiversity: ecosystem service management. Ecology Letter 8, 857-874.

Vickery, J., Carter, N., Fuller, R.J., 2002. The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. Agriculture, Ecosystems and Environment 89, 41-52.

抗凝血殺鼠劑在非目標物種之殘留：以加那利群島之猛禽為例

魏承德、丁宗蘇

國立台灣大學森林環境暨資源學系

摘要

野鼠會造成農業的損失，亦可能擴散傳染疾病，抗凝血殺鼠劑便成為田間最有效的野鼠防除手段，但這些高毒性的化合物也可能毒殺非目標野生動物。Ruiz-Suarez 等人（2014）分析了 6 種猛禽，共計 104 個肝臟樣本的殺鼠劑殘留濃度，確認約 61% 的肝臟樣本驗出殺鼠劑殘留，36.5% 偵測出超過 1 種殺鼠劑殘留，其中撲滅鼠為偵測頻率最高者。有驗出殘留的樣本中，夜行性猛禽總殘留濃度較日行性猛禽高，以小型哺乳類為食的猛禽總殘留濃度較以鳥類為食的猛禽高。雖然猛禽並非都會因殺鼠劑中毒而直接死亡，但 34.8% 的樣本，殘留濃度已超過中毒門檻，可能造成個體虛弱並導致意外發生。抗凝血殺鼠劑的使用，已使有毒物質進入食物鏈，並對野生動物造成威脅，如何降低利用殺鼠劑防除野鼠造成的風險，或研發專一性更高的藥劑，將是防除野鼠重要的課題。

關鍵詞：次級毒害、中毒門檻、野生動物、野鼠

Residues of Anticoagulant Rodenticides in Non-Target Species: Assessment in Six Raptor Species from the Canary Islands

Cheng-De Wei & Tzung-Su Ding

School of Forestry & Resource Conservation, National Taiwan University

Abstract

Rodent populations have caused economical losses in agriculture, and may transmit infectious diseases. Thus, anticoagulant rodenticides are widely used to eradicate rodents in fields, while the toxic compounds may threaten non-target wildlife's health. Ruiz-Suarez et al.(2014) analyzed the anticoagulant rodenticide residues in 104 liver samples of six species of raptors, determining that 61% of samples have at least one anticoagulant rodenticide residues; 36.5% of samples were detected more than one kind of residues. Besides, bromadiolone was the most frequently detected anticoagulant rodenticide. Among samples which had detectable residues, anticoagulant rodenticide concentrations in nocturnal species were higher than diurnal species; residue concentrations in small mammal-eaters were higher than bird-eaters. Although there was no direct evidence that the most cases suffered from anticoagulant rodenticide poisoning after necropsy, 34.8% of samples exceeded the liver low toxicity thresholds, implying that these toxic compounds could affect the health status of these raptors, and would make the raptors more vulnerable to weakness and accidents. The use of anticoagulant

rodenticides to eliminate rodents in the fields suggests that these toxic compounds have entered the food chain and threatened the wildlife. There is no doubt that reducing the risks of wiping out rodent populations or inventing more specific kinds of rodenticides will become the most important topic among rodent elimination.

Keyword: secondary-poisoning, toxicity thresholds, wildlife, rodents

前言

第二次世界大戰後，農業為了追求高產，農藥的使用日益增加，但施藥後，雖然可能成功防治了病害或蟲害的發生，減少農損，卻可能同時對野生動物造成威脅。常見幾種施藥造成野生動物農藥中毒的原因，主要為農民誤用農藥、農藥濫用、惡意毒害等。但實際上，即使依照規定使用農藥，仍可能造成非目標物種直接或間接中毒（圖 1）。例如施用有機氯殺蟲劑的目標雖為防止蟲害，食蟲性鳥種卻可能因捕食中毒的害蟲而在體內殘留有毒物質，食穀性的鳥種也可能因食用仍有農藥殘留的穀粒而直接將有毒物質吃進體內。這些有機汙染物可能造成鳥類蛋殼變薄、生殖力變弱、行為異常甚至影響鳥類的大腦。即使國際上已經禁用某些農藥，難以分解的物質仍可能存留在環境中，或在食物鏈內傳遞（Berny, 2007, Luzardo et al., 2014a）。不過相較於有機氯劑等著名農藥對環境造成的危害在 1960 年代後漸漸受到重視，同樣對野生動物具威脅性的急毒性藥物—抗凝血殺鼠劑，受到的關注卻遠不如其他農業藥劑。

對台灣的農業而言，野鼠是造成農業損失的原因之一。田間常見的野鼠，除了會直接食用農作物，也可能利用農作磨牙，而造農民經濟上的損失。除此之外，由於野鼠可能傳播人畜共通之傳染疾病，例如鼠疫（plague）、鉤端螺旋體病（leptostirosis）與漢他病毒（Hantavirus Syndrome），因此各國公共衛生相關單位視野鼠為重要防疫對象。目前防除野鼠的方法中，抗凝血殺鼠劑（anticoagulant rodenticides）餌劑是最常使用的策略。以台灣為例，農業藥物毒物試驗所植物保護手冊所提供的野鼠防除方法中，建議使用的六種藥物（達滅鼠、伏滅鼠、可滅鼠、殺鼠靈、可伐鼠、撲滅鼠）均為抗凝血殺鼠劑。（Senja Laakso et al.,2010, Ruiz-Suarez et al., 2014, 洪孝宇等 , 2015）。

抗凝血殺鼠劑為化學合成之藥物，在動物體內為維生素 K 的拮抗物質，攝入後會抑制凝血機制，造成凝血功能失靈，最終導致個體內出血而死亡。抗凝血殺鼠劑最早在 1940 年代問世，1950 年代開始在全球盛行。由於廣泛使用「初代抗凝血殺鼠劑」（first-generation anticoagulants），野鼠演化出抗性，防疫效果下降，「二代殺鼠劑」（second-generation rodenticides）遂於 1970 年代上市。二代殺鼠劑毒性較初代更強，尤對脊椎動物肝臟的親和力更佳，且會累積在動物體內一段時間。野鼠只需攝食 1 次的劑量就足以致死。除此之外，食入毒餌後，並不會馬上死亡，需經 3-4 天才開始表現出症狀，常見病徵包含因內出血導致貧血、失溫、心律不整等。一般而言，攝入致死劑量之二代殺鼠劑後，經 4-10 天才會死亡，這項特性避免了因藥性太快顯現而使野鼠忌避。野鼠食入毒餌，並出現病徵後，可能造成行動遲緩，因此在「毒死」之前，成為猛禽容易捕食的對象，取食中毒獵物的猛禽便攝入有毒成分而中毒，稱為「次級毒害」（secondary poisoning）。此外，因為二代殺鼠劑的延遲特性，野鼠即使已經中毒，死亡前仍可能吃進更多毒餌，這些毒素會累積在體內，若

遭猛禽捕食，猛禽將攝入更多有毒物質。許多案例已證實受到次級毒害的猛禽，可能會虛弱，甚至死亡（Berny 2007, Senja Laakso et al., 2010, Ruiz-Suarez et al., 2014, 洪孝宇等 , 2015）。

野外施用殺鼠劑餌劑的目的是要防除野鼠，但實際上，這些毒餌可能被非目標物種食用，食穀性的鳥種若誤食毒餌，可能造成直接的毒害；已中毒但尚未死亡的食穀性鳥種若遭天敵捕食，也是造成次級毒害的可能因素之一；毒餌也可能被無脊椎動物食用，雖然抗凝血殺鼠劑對無脊椎動物不一定有毒性，但若遭食蟲性鳥類或食蟲性哺乳類捕食，也會造成次級毒害（Ruiz-Suarez et al., 2014）。

加那利群島（Canary Islands，西班牙領土）位於大西洋東部，距西班牙西南方 1,300 km、與北非最近距離約 100 km。就地理位置而言屬於非洲，若以歷史、經濟發展來看，與歐洲國家較相似。由於島嶼的隔離性，加那利群島擁有相較於非洲與歐洲獨特的動物相與植物相，許多特有種與特有亞種的存在也顯示這個島嶼的生態價值。在島上可見的 7 種日行性猛禽與 2 種夜行性猛禽中，有 4 種屬於特有種。有些物種隨著島上人口與人造設施的增加，刻意或意外地毒害猛禽、觀光壓力以及農藥的使用，猛禽族群量已在近幾十年下滑，其中農藥使用的部分，公家機關更免費提供農民殺鼠劑以防鼠害。

雖然過去已證實殺鼠劑的使用，對猛禽及其他非目標物種存在風險，但目前在加那利群島尚未有猛禽族群受抗凝血殺鼠劑的影響程度量化的紀錄，故這項研究之目的，是瞭解加那利群島 6 種猛禽體內的初代以及二代抗凝血殺鼠劑含量，並作為殺鼠劑對當地猛禽族群威脅程度的指標（Luzardo et al., 2014a, Ruiz-Suarez et al., 2014）。

材料與方法

一、研究樣本

為了分析猛禽體內所含的抗凝血殺鼠劑含量，Ruiz-Suarez et al.（2014）向 Tafira 與 La Tahonilla 地區的野生動物救傷中心取得死亡猛禽的肝臟，猛禽物種包含 14 隻歐洲雀鷹（*Accipiter nisus*）、23 隻長耳鴞（*Asio otus*）、9 隻普通鵟（*Bueto bueto*）、16 隻擬游隼（*Falco pelegrinoides*）、21 隻紅隼（*Falco tinnunculus*）、21 隻倉鴞（*Tyto alba*），共 104 個肝臟樣本。這些猛禽均是在野外死亡，或執行安樂死而死亡，因此這項研究並未傷害任何野外猛禽個體，且所有屍體均在死亡一週內即送入冷凍室保存。猛禽的主要死因，由各區的野生動物救傷中心判斷，判斷方式可能是直接檢視個體外觀，若需進一步檢驗，則會進行放射性物質分析以及毒物分析。分析抗凝血殺鼠劑所需的肝臟，經切除後儲存於 –20℃環境，直到進行殺鼠劑及其他人工合成毒物分析時才解凍使用。

二、分析方法

抗凝血殺鼠劑之有毒成分會殘留在肝臟中，分析時每個肝臟樣本取 2g 後，經搗碎、均質化、除水、萃取等步驟，可將水溶性與脂溶性之物質分離，再取脂溶性部分作為下一階段分析的樣本，以液相層析串聯質譜儀（LC-MS/MS）分析樣本中所含有的毒物成分、結構，並定量（圖 2，表 1）。本研究方法已由 Luzardo et al.（2014b）所屬之研究單位驗證，可同時分析 117 種有毒物質。

結果

猛禽肝臟樣本共計 104 個，其中 61% 偵測出抗凝血殺鼠劑殘留，36.5% 偵測出超過 1 種殺鼠劑殘留，其中包含 6 個樣本檢驗出 3 種殺鼠劑殘留、1 個樣本檢驗出 4 種殺鼠劑殘留。所有的樣本中，均無偵測到初代抗凝血殺鼠劑殺鼠靈（warfarin）與剋滅鼠（coumatetralyl）殘留，亦無檢測出立滅鼠（difethialone）殘留。撲滅鼠（bromadiolone）、可滅鼠（brodifacoum）、雙滅鼠（difenacoum）、可伐鼠（chlorophacinone）則在各鳥種均有偵測到殘留（圖 3）。4 種偵測到殘留的殺鼠劑中，撲滅鼠的偵測頻率最高，占所有檢測出殘留之肝臟樣本的 60.1%，可伐鼠則是偵測頻率最低者，占檢測出殘留之肝臟樣本的 14.7%。肝臟樣本所含的總抗凝血殺鼠劑含量以紅隼殘留的濃度最高，樣本的中位數高於 100ng/g w.w.（w.w. 表肝臟濕重，wet weight），紅隼肝臟殘留的 4 種抗凝血殺鼠劑中，又以撲滅鼠的濃度最高。可滅鼠在肝臟中的殘留濃度也偏高，普通鵟之外的 5 種猛禽肝臟所偵測出的含量均僅次於撲滅鼠，其中又以紅隼肝臟的可滅鼠殘留濃度為最高，幾何平均達 57.4 ng/g w.w.。考慮各物種內，偵測出殘留的比例，歐洲雀鷹、長耳鴞、倉鴞均有超過 70% 檢測出殘留，普通鵟與擬游隼偵測出殘留的頻率則約為 30%（表 2）。若以猛禽活動時間區分，長耳鴞與倉鴞為夜行性猛禽，其餘 4 種為日行性猛禽，分析結果顯示不論是總抗凝血殺鼠劑含量、偵測到殺鼠劑的頻率或殘留殺鼠劑種類平均數均以夜行性猛禽較高（圖 4），與 Sanchez-Barbudo et al.（2012）的研究結果相符。若依照食性區分，長耳鴞、倉鴞、普通鵟以小型哺乳類或爬蟲類為主食，紅隼、歐洲雀鷹與擬游隼則以鳥類為主食。結果顯示總抗凝血殺鼠劑含量前者（捕食小型哺乳類之猛禽）較高，偵測到殺鼠劑的頻率與殘留殺鼠劑種類平均數則在 2 群間沒有顯著差異（圖 5）（Ruiz-Suarez et al., 2014）。

討論

一、加那利群島研究成果

加那利群島以 104 隻猛禽的肝臟作為樣本，發現偵測到的抗凝血殺鼠劑種類，以撲滅鼠偵測到的頻率最高，可伐鼠最低，且不同物種被偵測出殺鼠劑殘留的頻率，彼此間差異大。將此結果與歐美國家比較，加那利群島不同物種偵測出殘留的頻率，與西班牙（位於伊比利半島的主要國土區）不同，反而與美洲國家和其他歐洲國家（此應指英、法等對殺鼠劑監測較積極的國家）的狀況較相近，可能原因與加那利群島的農業型態相關，此區域的農業型態受歷史因素影響，與歐美較為接近。

若討論較常見的殘留殺鼠劑種類組成，加那利群島以撲滅鼠、可滅鼠最常偵測出殘留，西班牙主要國土區則以可伐鼠的比例最高，此差異是因不同地區政府對抗凝血殺鼠劑的補助政策不同所致（Ruiz-Suarez et al., 2014）。依照食性與活動時間區分，以小型哺乳類為主食的猛禽在總抗凝血殺鼠劑殘留量較高；夜行性猛禽在總抗凝血殺鼠劑殘留量、偵測頻率與殘留殺鼠劑種類平均數較高。由於野外施用殺鼠劑的防除目標為鼠類，當中毒的野鼠表現出病徵卻尚未死亡時，容易被以小型哺乳類為主食的猛禽捕捉，因此受到較高的次級毒害風險。而在本研究中，夜行性猛禽包含長耳鴞與倉鴞，均為捕食小型哺乳類為主的猛禽，因此可能在統計上更容易顯著高於日行性猛禽。不過值得注意的是，捕食鳥類的猛禽並未免於抗凝血殺鼠劑次級毒害的威脅。施用抗凝血殺鼠劑，是以殺鼠劑餌劑的方式引誘野鼠捕食，為了避免非目標物種（尤指脊椎動物，因為抗凝血殺鼠劑的毒性機制僅影響脊椎動物）誤食，毒餌會經過適當的加工、裝飾，例如將毒餌染成紅色或藍色，如此可避免許多鳥類誤食。但已有研究證實食穀性鳥種體內仍可偵測出抗凝血殺鼠劑殘留。食蟲性鳥類雖然不會因誤食餌劑而受到毒害，但其食物—昆蟲，可以成為抗凝血殺鼠劑的載體，例如蟋蟀可能會取食毒餌，而將毒素攝取進體內，雖然因凝血機制的不同而不會受到抗凝血殺鼠劑毒殺，但捕食到吃進毒餌之蟋蟀的食蟲性鳥類個體，就會因此攝入對自身有毒的抗凝血物質（Berny 2007, Senja Laakso et al., 2010, Ruiz-Suarez et al., 2014）。

Ruiz-Suarez et al.（2014）在研究中所分析的 104 隻猛禽個體，其死因均由野生動物救傷中心判斷，大部分的死因為路殺、鳥擊、觸電、中網，僅有唯一案例可證實其主要死因是因為抗凝血殺鼠劑中毒（長耳鴞），目前眾多對猛禽屍體進行檢驗的研究，也少有案例可直接證明其死因是中毒致死。不過體內具有毒物質，雖然不是造成猛禽死亡的主要因素，但不代表與猛禽死亡無關聯。一般認為鳥類肝臟的殺鼠劑殘留濃度 0.1-0.2 ppm 為中毒門檻，本研究 34.8% 的猛禽在生前即達到此含量。此外，不同種猛禽對於每一種抗凝血殺鼠劑的敏感程度（sensitivity）不同，即使救傷中心所拾獲的多數猛禽個體，經判定非死於中毒，有毒成分仍可能對猛禽的健康狀況造成負面影響，並導致發生意外的可能性大幅提升，這些潛在的因素是經由肝臟分析無法驗證的部分（Ruiz-Suarez et al., 2014, 洪孝宇等 , 2015）。

二、如何減少非目標種毒害發生的機會

由抗凝血殺鼠劑發展的歷史來看，二代殺鼠劑毒性較強，野鼠食用 1 次毒餌即可達到致死劑量，且因毒性不會馬上表現，可以避免野鼠忌避，目前也尚未有明顯的抗性發生，故施以二代殺鼠劑防除野鼠，確實是目前最有效的方法。然而，誤食或發生次級毒害可能已對野生動物族群造成負面影響，如何減少抗凝血殺鼠劑對非目標野生動物成為重要的議題。為了預防非目標物種直接誤食毒餌，野外施用殺鼠劑餌劑時會設置「毒餌站」，將毒餌放置在特定地點，避免食穀性的鳥種取食，施藥後也應主動移除死亡的野鼠屍體，英國即採用這種做法，但實際上完全依照規範使用殺鼠劑者不多，即使依照規定，野鼠屍體不一定能完全清除，且仍無法避免發生次級毒害。紐西蘭近年推廣另一種發展中的方法—維他命 D3 殺鼠劑。其優點是專一性較高，對鳥類的毒性較小，然而價格較昂貴，且已發現維他命 D3 對不同物種的效果不相同，防除效果不一定佳。台灣部分，依照行政院農委會農業藥物毒物試驗所植物保護手冊對防除野鼠的建議，施用抗凝血殺鼠劑餌劑時，應設置毒餌站；但防除建議並未提及如何避免野生動物誤食，也未要求移除野鼠屍體。內文僅告知農民「毒餌應妥善保管，避免人、家畜、家禽誤食。施藥期間應將家畜、家禽隔離，以免誤食中毒」（行政院農委會農業藥物毒物試驗所 2014）。可見目前台灣在抗凝血殺鼠劑次級毒害野生動物的議題上，尚無積極作為。縱觀目前各種減少非目標種誤食機會或降低發生次級毒害的方法中，發展非抗凝血機制的殺鼠劑，是較可能同時兼顧的方法，然而目前許多藥劑仍在研究中，因此施藥時，仍應遵循各項規定，將傷害減到最低（Berny, 2007, Senja Laakso et al., 2010, Ruiz-Suarez et al., 2014, 洪孝宇等 , 2015）。

三、台灣相關研究

抗凝血殺鼠劑防除野鼠效果佳，但毒性容易藉食物鏈累積至非目標高階物種。儘管施用抗凝血殺鼠劑已是防除野鼠最普遍的方法，目前對於抗凝血殺鼠劑在非目標物種生物體內的殘留情形，相關研究仍非常有限，世界各國僅英、美具有系統的研究規模，在歐洲也僅有英、法有公開殺鼠劑殘留資料。台灣部分，過去沒有任何猛禽殺鼠劑中毒確認的案例，相關研究也非常稀少。2013 年 11 月，屏科大保育類野生動物收容中心救治民眾通報的黑鳶，傷鳥體格健壯、無明顯外傷，卻有嘔吐、血便等症狀，死亡後解剖發現有胃出血情形，最後在肝臟驗出可滅鼠殘留，為國內首次證實猛禽體內殘留抗凝血殺鼠劑的案例。由於過去國內少有檢驗抗凝血殺鼠劑殘留的需求，且猛禽個體具中毒症狀時，可能因虛弱而導致其他意外發生後才死亡，野外觀察到的屍體或傷鳥可能因具外傷，救傷單位因而忽略中毒的可能性。屏科大保育類野生動物收容中心亦檢驗屏東縣野鳥學會救傷過程中死亡的其他 7 隻猛禽，有 4 隻同樣驗出可滅鼠殘留，證實台灣的抗凝血殺鼠劑已藉食物鏈進入高位階的猛禽，且可能已達對健康狀況造成負面影響的程度（Senja Laakso et al., 2010, 洪孝宇等, 2015）。

結論

為了解加那利群島猛禽體內抗凝血殺鼠劑殘留的現況，Ruiz-Suarez et al.（2014）向 Tafira 與 La Tahonilla 地區的野生動物救傷中心取得 104 個死亡猛禽的肝臟，檢驗初代及二代殺鼠劑的殘留濃度。檢驗結果，發現 61% 的樣本偵測出抗凝血殺鼠劑殘留，36.5% 偵測出超過 1 種殺鼠劑殘留，且 34.8% 所測出的濃度，已經達到普遍認為的中毒門檻（0.1-0.2ppm），顯見以防除野鼠為目的之抗凝血殺鼠劑已進入野生動物的食物鏈，並對非目標物種造成危害。但至今抗凝血殺鼠劑對野生動物的危害程度，卻少有研究，尤其在生物多樣性高的亞洲、非洲國家，雖殺鼠劑使用量大，相關研究卻遠不及歐洲與北美地區各國（Ruiz-Suarez et al., 2014）。因此，各國應重視抗凝血殺鼠劑對環境以及野生動物造成的威脅，訂定更嚴格的使用辦法，並積極研發專一性更高的藥劑，否則對野生動物的危害，尤其是身處食物鏈高階的猛禽，數量恐將持續減少。

主要參考文獻

Ruiz-Suarez, N., Henriquez-Hernandez, L.A., Valeron, P.F., Boada, L.D., Zumbado, M., Camacho, M., Almeida-Gonzalez M., Luzardo, O.P., 2014. Assessment of anticoagulant rodenticide exposure in six raptor species from the Canary Islands (Spain). Science of the Total Environment 485-486, 371-376.

引用文獻

行政院農委會農業藥物毒物試驗所。2014。有害動物防除：野鼠。植物保護手冊。

洪孝宇、林惠珊、孫元勳。2015。殺鼠劑究竟毒死誰？從一隻黑鳶的墜落談起。自然保育季刊 90: 4-13。

Berny, P., 2007. Pesticides and the intoxication of wild animals. J. vet. Pharmacol. Therap. 30, 93-100.

Laakso, S., Suomalainen, K., Koivisto S., 2010. Literature Review on Residues of Anticoagulant Rodenticides in Non-Target Animals. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

Luzardo, O.P., Ruiz-Suarez, N., Henriquez-Hernandez, L.A., Valeron, P.F., Camacho, M., Zumbado, M., Boada, L.D., 2014a. Assessment of the exposure to orbanochlorine pesticides, PCBs and PAHs in six species of predatory birds of the Canary Islands, Spain. Science of the Total Environment 472, 146-153.

Luzardo, O.P., Ruiz-Suarez, N., Valeron, P.F., Camacho, M., Zumbado, M., Henriquez-Hernandez, L.A., Boada, L.D., 2014b. Methodology for the Identification of 117 Pesticides Commonly Involved in the Poisoning of Wildlife Using GC-MS-MS and LC-MS-MS. Journal of Analytical Toxicology 38, 155-163.

Ruiz-Suarez, N., Henriquez-Hernandez, L.A., Valeron, P.F., Boada, L.D., Zumbado, M., Camacho, M., Almeida-Gonzalez M., Luzardo, O.P., 2014. Assessment of anticoagulant rodenticide exposure in six raptor species from the Canary Islands (Spain). Science of the Total Environment 485-486, 371-376.

Sanchez-Barbudo, I.S., Camarero, P.R., Mateo, R., 2012. Primary and secondary poisoning by anticoagulant rodenticides of non-target animals in Spain. Science of the Total Environment 420, 280–288.

表與圖

表 1、Ruiz-Suarez et al.（2014）對 104 個肝臟樣本分析的 7 種殺鼠劑，分別是殺鼠靈（warfarin）、剋滅鼠（coumatetralyl）、立滅鼠（difethialone）、撲滅鼠（bromadiolone）、可滅鼠（brodifacoum）、雙滅鼠（difenacoum）與可伐鼠（chlorophacinone）。7 種藥物對鳥類的毒性以利滅鼠最強，初代殺鼠劑「殺鼠靈」毒性最低（Ruiz-Suarez et al., 2014）。

Table 1
Toxicities of the pesticides detected by LC–MS:MS, method settings and results from recovery experiments.

No.	Compound	Toxicity (LD_{50}, mg/kg)[a] in birds	Log kow[b]	Mass spectrometry settings							Validation parameters			
				RT (min)	CV (V)	First transition m/z → m/z	CE (V)	Second transition m/z → m/z	CE (V)	IPs	LOD (μg/mL)	LOQ (μg/mL)	Average recovery % (RSD)	IS
LC–MS:MS method 1														
1	Coumatetralyl	38.3	3.46	1.57	65	291.1 → 140.9	28	291.1 → 247.0	22	4	0.01	0.03	89.2 (13.6)	1
2	Warfarin	942.0	2.70	1.71	56	307.1 → 116.9	39	307.1 → 250.0	24	4	0.005	0.02	92.7 (8.3)	1
3	Chlorophacinone	430.0	5.50	1.76	123	373.1 → 116.0	50	373.1 → 200.9	25	4	0.01	0.03	87.9 (12.4)	1
4	Difenacoum	50.0	7.62	1.83	90	443.2 → 134.9	36	443.2 → 293.0	33	4	0.005	0.01	91.3 (11.7)	1
5	Brodifacoum	4.5	8.50	1.88	108	521.1 → 135.0	44	521.1 → 186.9	39	4	0.005	0.01	97.4 (5.8)	1
6	Bromadiolone	138	7.02	2.02	96	525.1 → 180.9	37	525.1 → 249.9	37	4	0.005	0.01	94.3 (8.9)	1
7	Difethialone	0.9	5.17	2.08	100	537.1 → 150.9	45	537.1 → 370.9	36	4	0.01	0.03	86.9 (13.4)	1
Internal standard														
IS1	(±)-Warfarin-d_5			1.71	56	312.1 → 116.9	39	312.1 → 250.0	24	4	–	–	–	–

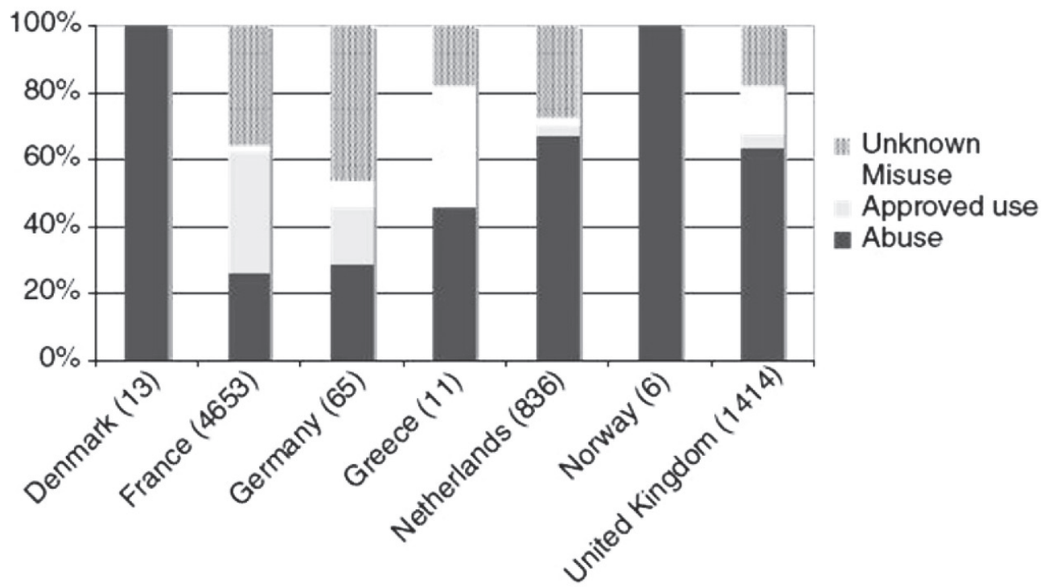
RT: retention time (min); CV: cone voltage; CE: collision energy; IPs: identification points; LOD: limit of detection; LOQ: limit of quantification; RSD: relative standard deviation.
[a] Average data from different species. These data have been taken from Mineau et al. (2001), the National Library of Medicine internet resources ChemIDplus (http://chem.sis.nlm.nih.gov/chemidplus/chemidheavy.jsp) and the Hazardous Substances Data Bank (http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB).
[b] Octanol–water partition coefficients.

表 2、4 種驗出殘留的殺鼠劑中，在各猛禽物種殘留的濃度。撲滅鼠為偵測頻率最高的殺鼠劑，占所有檢測出殘留之肝臟樣本的 60.1%；可伐鼠則是偵測到的頻率最低者，占檢測出殘留之肝臟樣本的 14.7%（Ruiz-Suarez et al., 2014）。

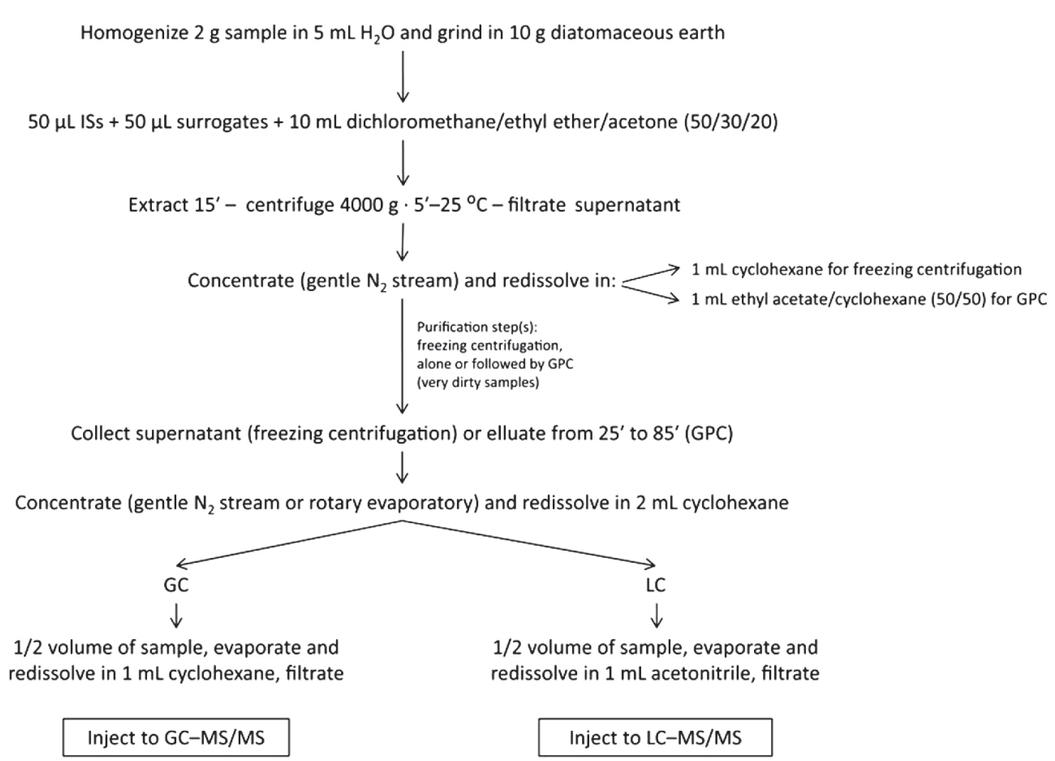
Table 2
Concentration (ng/g wet weight), 95% confidence interval, frequency of detection, and range of anticoagulant rodenticides in the livers of six raptor species from the Canary Islands, Spain.

Species	∑ARs[a]			Bromadiolone		Brodifacoum		Difenacoum		Chlorophacinone	
	Mean ± SD (range)	Freq.	No. res.[b]	Mean ± SD (95% confide.)	Freq.	Mean ± SD (95% confide.)	Freq.	Mean ± SD (95% confide.)	Freq.	Mean ± SD (95% confide.)	Freq.
Accipiter nisus (n = 14)	57.7 ± 88.0 (n.d.–321.9)	85.7%	1.6 ± 0.7	31.9 ± 22.6 (−16.9–80.9)	35.7%	13.2 ± 8.1 (−4.2–112.0)	35.7%	3.6 ± 2.0 (n.d.–28.2)	35.7%	0.34 ± 0.57 (−0.6 ± 2.1)	21.4%
Asio otus (n = 23)	132.2 ± 177.6 (n.d.–598.2)	73.9%	1.6 ± 0.6	77.2 ± 29.6 (15.9–138.5)	39.1%	15.8 ± 5.4 (4.6–26.9)	43.5%	2.8 ± 1.3 (0.2–5.4)	26.1%	0.5 ± 0.4 (−0.5–1.5)	4.3%
Buteo buteo (n = 9)	36.8 ± 32.4 (n.d.–88.9)	26.3%	1.6 ± 0.6	2.6 ± 1.9 (−1.5–6.5)	10.5%	4.9 ± 4.1 (−3.7–13.5)	10.5%	2.9 ± 2.6 (−2.4–8.3)	15.8%	0.3 ± 0.2 (−0.3–0.8)	5.3%
Falco pelegrinoides (n = 16)	91.5 ± 115.9 (n.d. ± 298.8)	31.2%	1.2 ± 0.4	26.2 ± 18.6 (−13.5–66.0)	18.8%	0.8 ± 0.8 (−0.9–2.6)	6.3%	1.4 ± 1.4 (−1.6–4.5)	6.3%	0.1 ± 0.1 (−0.1–0.2)	6.3%
Falco tinnunculus (n = 21)	219.0 ± 237.5 (n.d.–702.7)	66.6%	1.7 ± 0.6	79.8 ± 34.4 (8.0–151.4)	42.9%	57.4 ± 34.6 (−14.7–129.5)	42.9%	8.2 ± 6.9 (−6.2–22.6)	23.8%	0.6 ± 1.8 (−0.6–1.8)	4.8%
Tyto alba (n = 21)	134.4 ± 163.1 (n.d.–500.1)	76.2%	2.0 ± 0.8	75.8 ± 23.9 (25.9–125.6)	61.9%	12.5 ± 5.9 (0.1–24.9)	38.1%	12.6 ± 9.5 (−7.3–32.4)	33.3%	1.2 ± 1.0 (−0.9–3.3)	14.3%

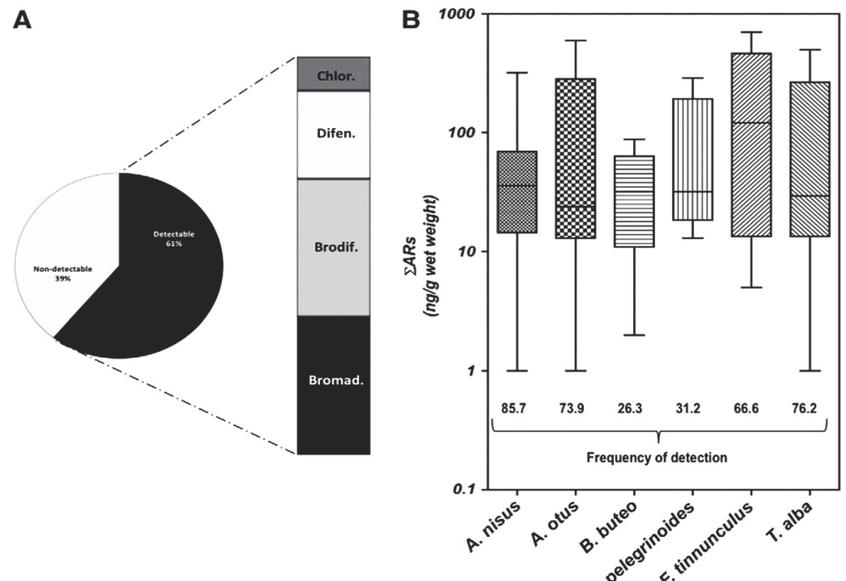
[a] Sum of all anticoagulant rodenticides.
[b] Mean number of anticoagulant residues per sample.



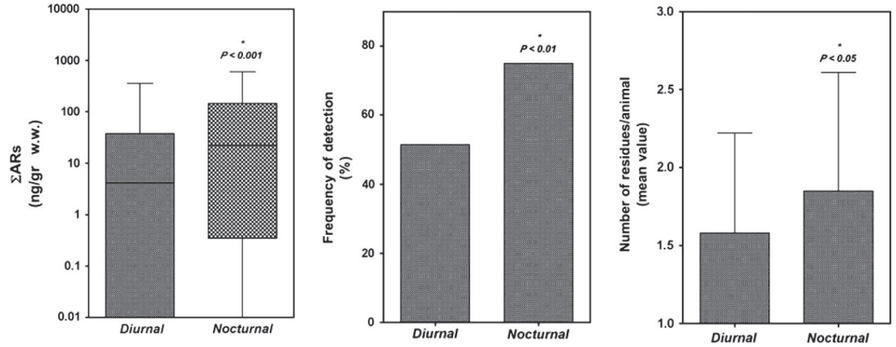
▲圖 1：歐洲野生動物中毒死亡案例的發生原因統計表。農藥濫用（Abuse）為造成野生動物中毒死亡最主要的原因，但即使依照規定用藥，仍會造成野生動物中毒死亡（Berny, 2007）。



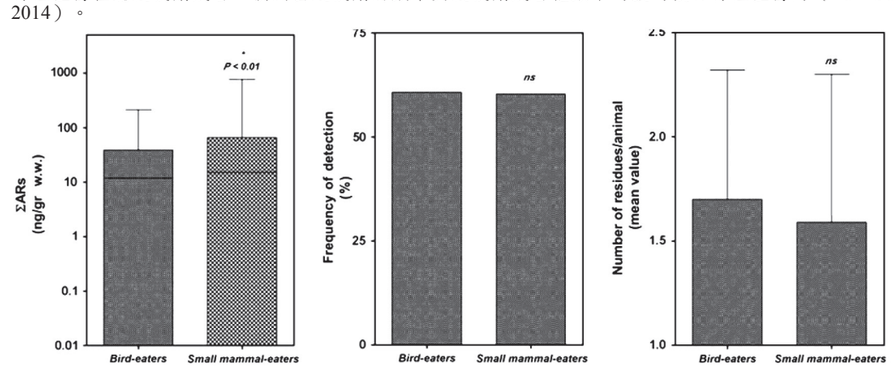
▲圖 2：分析肝臟樣本殺鼠劑殘留的流程圖（Luzardo, 2014b）。



▲圖 3：a 圖顯示肝臟樣本被檢測出殺鼠劑殘留的比例，以及被驗出殺鼠劑殘留的個體中，各種殺鼠劑殘留的狀況，可看出撲滅鼠為偵測頻率最高的殺鼠劑，可伐鼠則是偵測到的頻率最低者。b 圖的盒狀圖顯示被偵測出殺鼠劑殘留的肝臟樣本中，各物種總殘留濃度的分布情形，其中紅隼（*F. tinnunculus*）殘留濃度的中位數最大（Ruiz-Suarez et al., 2014）。



▲圖 4：將 6 種猛禽物種依生活習性區分為日行性（歐洲雀鷹、紅隼、普通鵟、擬游隼）與夜行性（長耳鴞、倉鴞），夜行性猛禽在總殺鼠劑殘留、偵測出殺鼠劑的頻率與殺鼠劑殘留種類平均數均較日行性猛禽高（Ruiz-Suarez et al., 2014）。



▲圖 5：將 6 種猛禽依食性區分為食用鳥類（紅隼、歐洲雀鷹、擬游隼）與食用小型哺乳類者（長耳鴞、倉鴞、普通鵟），食用小型哺乳類的猛禽肝臟殘留總殺鼠劑濃度較高，但在偵測出殺鼠劑的頻率與殺鼠劑殘留種類平均數則與食用鳥類的猛禽無顯著差異（Ruiz-Suarez et al., 2014）。

托卵寄生與共演化

劉又寧、袁孝維

國立台灣大學森林環境暨資源學系

摘要

托卵寄生（brood parasitism）定義為寄生者將卵產於其他鳥巢的行為，而卵之後由宿主代為孵化長大，或可能被宿主發現寄生卵而移除。托卵寄生可簡單分為種內與種間，種內（intraspecies）托卵寄生通常為機會主義（opportunism）的行為，由於托卵者繁忙或者其他原因，而將卵下至其他巢中。種間（interspecies）托卵寄生的鳥類多為專業寄生者，自身不築巢也不育雛。此外，為將卵成功寄生於其他鳥巢中，已有文獻證實部分鳥類將卵外表演化成與宿主類似，因此宿主除透過觀察巢位附近的寄生者或辨識卵來抵禦寄生者，也可能選擇棄蛋或棄巢，或再演化出不同樣式的卵，此即為共演化（coevolution）的行為。

關鍵詞：托卵寄生、共演化、種內、種間

Brood parasitism and coevolution

You-Ning Liu & Hsiao-Wei Yuan

School of Forestry & Resource Conservation, National Taiwan University

Abstract

Brood parasitism is a kind of behavior that brood parasitic birds lay their eggs in other nests, then the eggs will be fostered or be ejected by the host. Brood parasitism can be simply divided into intraspecies and interspecies brood parasitism, the former are usually an opportunism, due to being busy or other reason, they lay their eggs in other broods. Most of the interspecies brood parasite are professional. They usually neither nest nor foster their chicks. Besides, in order to lay their eggs in the other brood, part of the parasite will mimic eggs. In addition to observing the parasites near the brood, discriminating eggs, the hosts can also choose to reject eggs or desert the brood, or even evolve the eggs into different colors to defend themselves. This is behavior of coevolution.

Keyword: brood parasite, coevolution, intraspecies, interspecies

前言

鳥類的托卵寄生（brood parasite，又名巢寄生），也就是不親自孵蛋、撫育幼雛，將卵下在其他鳥巢的行為，而這些宿主孵卵並撫育寄主的孩子長大（Payne, 1977a）。由寄主與宿主的關係可區分為種內及種間托卵寄生。

種內托卵寄生的托卵者自身擁有築巢、孵卵和育雛的能力，卻因為某些原因（例如繁忙、或意外失去自己的巢等）將卵寄生於同種鳥類的巢中，讓其他鳥代為孵化；而種間托卵寄生的托卵者則不擅於築巢，也不孵卵和育雛，由於自身繁殖行為不夠完善，故只能透過托卵於合適的宿主以繁衍後代（崔婧 2007）。

嚴格來說，種間托卵寄生才是典型的托卵寄生。而托卵寄生的鳥約占所有鳥種的 1%，大約有五個科，共 80 多種鳥有典型的托卵寄生行為。首先介紹杜鵑科（Cuculidae），其中大杜鵑是最常見的寄生者，牠能將卵寄生在 125 種其他鳥類的巢中。接著是織巢鳥科（Ploceidae），其中非洲的維達雀亞科全為托卵寄生者，其宿主相對固定，主要是梅花雀科（Estrildidae）的鳥類。第三種是擬鸝科（Icteridae），南美洲分布的擬鸝科鳥多為寄生者，其中褐頭牛鸝（Molothrus ater）能在 200 多種鳥的巢中產卵。鴨科（Anatidae）中的黑頭鴨（Heteronetta atricapilla）是此科中具代表性的托卵寄生者，宿主有其他鴨科、秧雞、鸊類、鷿類的鳥。而響蜜鳾科（Indicatoridae）的鳥主要生活在非洲撒哈拉沙漠以南地區，以及亞洲的熱帶雨林中，皆為托卵寄生者（崔婧 2007）。

一、托卵寄生的好處與風險

當寄生者散播牠的蛋，牠會：

1. 縮短花在每個巢的時間減少被發現的機會
2. 避免宿主的一窩蛋過於龐大，增加牠的幼鳥生存的機會，以及
3. 藉由不要把牠的卵下在同一個可能失敗的巢中，以增加其幼鳥成長的機會（Payne 1977a, 1977b, Andersson 1985, Brown, 1984, 1988）。

顯而易見的，托卵寄生可以減輕寄生者的負擔，只要寄生者替卵找到一個好的歸宿，下蛋後就一走了之，不必孵育、照顧自己的後代。此外由上一段可知，寄生在不同的巢可以分散風險，以確保繁殖成功率。但是托卵寄生的風險，包括寄生者必須冒著被宿主攻擊的危險去下蛋，以及卵被宿主推落巢的風險。因此寄生者必須小心翼翼的行動而不被宿主發現，此外寄生者的卵也必須演化出與宿主卵相似的花紋和顏色。

二、托卵寄生的共演化

在共演化軍備競賽下（coevolutionary arms race），宿主會逐漸提升拒絕（rejection）的能力，而寄生者會提升牠們模仿宿主蛋的能力（Soler M., 2014）。對於寄生者來說，理想的宿主應能接受寄生者的卵（有些種類則會將外來的卵逐出巢），並適當地餵食寄生的幼鳥。為了達到並維持此精通的技能，寄生者需演化、特化，好跟宿主的種類、屬、科別相似（Michael Gochfeld 1979）。

A. 宿主對抗蛋的模仿：

理論上，若寄生者試圖演化出好的模仿蛋的能力，就會成為軍備競賽的贏

家，因為宿主無法察覺托卵寄生，則宿主的拒絕率會下降（Kelly 1987, Takasu 1998）。但宿主仍有兩種可能性來對抗蛋的模仿：

（1）使用額外的線索來防止寄生，以及（2）利用低的巢內變異及高的巢間變異演化。第一種可能主要指，有些宿主看到杜鵑出現在巢附近，就會引起拒絕蛋的機率上升（Davies & Brooke 1988, Moksnes, Roskaft & Korsnes 1993）。而第二種可能則是基於宿主的卵可以演化出獨具特色的樣式，幫助辨認與拒絕寄生卵（Davies 2011）。

低的巢內變異主要是在蛋的外表上，使得同隻母鳥生出的蛋長得幾乎一樣，讓辨識寄生卵變得容易，而高的巢間變異是讓蛋的模仿失效，因為在大多數的宿主巢中，漸變的寄生卵會展現較差的模仿能力（Oien, Moksnes & Roskaft 1995, Soler & Moller 1996, Stokke, Moksnes & Roskaft 2002, Lahti 2005, Stokke et al., 2007）。因為漸變的寄生卵並非明顯的相似於宿主的卵，而是有個差距存在。這裡指的漸變可能是為了模仿某種鳥的蛋，而變出不同花紋的蛋，但同種的鳥之間卵的花色存在高變異，使的漸變的寄生卵模仿不易。

宿主不僅要對抗蛋的模仿，面對寄生者的行為，牠也要演化出不同的逆適應行為，好抵抗寄生者的入侵。

B. 宿主對抗寄生的逆適應行為：

為對抗寄生者，宿主可能的逆適應（counter-adaptation）反應如下：

（1）產生對抗天敵和對抗寄生者的適應能力，包括 (a) 時間或空間的迴避，例如挖洞築巢（hole nesting）或是延後築巢，(b) 偷偷地築巢，以及 (c) 尋找更隱密的巢。

（2）抵禦寄生者（會辨別、甚至無差別地攻擊接近巢的鳥），包括 (a) 挑釁（aggression）行為，(b) 中斷（interruptive）行為並耐心等待，以及 (c) 由於嚴密的監視而棄巢。

（3）抵抗寄生者的卵或幼鳥（通常需要辨識能力），包括 (a) 因外來的蛋出現而棄巢，(b) 排除寄生卵，以及 (c) 餵寄生幼雛的過程失敗（Michael Gochfeld, 1979）。

C. 軍備競賽演化順序：

Davies & Brooke（1989）提出杜鵑與其宿主間的軍備競賽為一個四階段的演化順序：

（1）宿主不展現辨別蛋的能力；

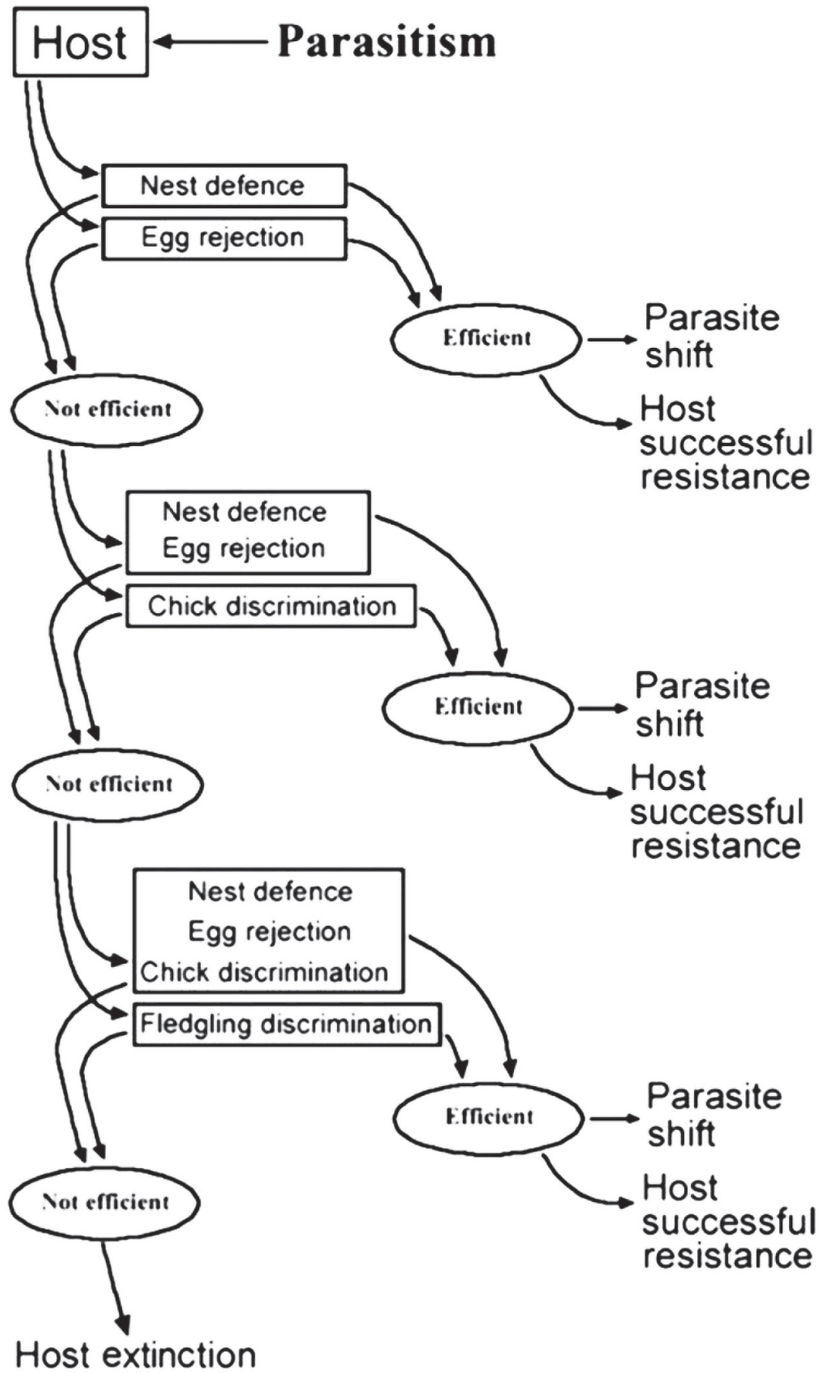
（2）對寄生的反應，宿主演化出拒絕非模仿的寄生卵；

（3）挑選模仿的蛋；

（4）若拒絕成本夠高，而寄生率低，軍備競賽的穩定結果會是宿主接受杜鵑的蛋。而後，兩個附加的階段會發生：如果軍備競賽在卵的階段由寄生者獲勝；

（5）可能導致幼雛辨別的發生，並可能跟隨；

（6）幼雛模仿的演化（Soler M. 2014）。



▲圖一：這些宿主對抗托卵寄生的防禦機制都是相互關聯的，前面的防禦機制會影響後來的防禦演化。舉例來說，當宿主防禦巢及拒絕卵時，若兩者皆無效，則宿主會進入下一步幼雛的辨識，若宿主無法分辨出寄生幼雛，就進入下個階段幼鳥的辨識。當宿主成功地拒絕，就可以達成有效的防禦，進而刺激寄生者轉移目標或是滅絕，但若宿主防禦失敗，則可能走向滅絕。（附註：chick 指的是鳥寶寶，fledgling 則指羽毛與翅膀已發育足夠於飛行的幼鳥。）

案例介紹

一、種內托卵寄生

M.P. Lombardo 等人在 1983-1986 年於紐澤西監控 284 巢孵卵期的歐洲椋鳥，其種內托卵寄生及蛋的移除行為。每年四月的孵卵期是寄生與蛋的移除最頻繁發生的時候。監測中，蛋的移除發生於種內托卵寄生的巢多於沒有被寄生的巢，而托卵寄生與蛋的移除集中發生在孵卵的頭四天，這段時間巢寄生最容易成功（Romagnano 1987, M.P. Lombardo et al., 1989 ）。研究者藉由頻繁的探巢以及利用膠體電泳來檢視種內托卵寄生，頻繁的探巢定義為，1983 與 1984 在孵卵期的早上和正午探巢，而 1985 與 1986 改成一天探三次巢，分別是 7 點、12 點及 15 點，各進行一小時。而當（1）20 小時內出現超過一顆蛋，（2）剛出生的幼雛其血漿及胸肌不符合推定的母親電泳結果，這種情況就定義為被寄生的巢。

在孵卵期於 284 巢其中的 12% 發生蛋的移除，蛋的移除發生於被托卵寄生的巢（12/35，34%）多於沒被托卵寄生的巢（23/249，9%）。然而隨之的分析僅限於較早的 138 巢，因為（1）孵卵的巢在四月初呈現同步生殖的高峰（Romagnano, 1987），（2）托卵寄生的 92% 巢以及蛋的移除的 74% 皆為早期的巢，（3）較晚的蛋的高致死率由於與托卵寄生無關（例如幼雛的體外寄生蟲），使的在巢失敗以前難以將鳥活體切片。因此排除巢寄生與蛋的移除之間的關係（M.P. Lombardo et al., 1989）。

二、種間托卵寄生

根據 Michael Gochfeld（1979）在南美洲做的實驗，他觀察了牛鸝科（*Molothrus*）的 Shiny cowbird（*Molothrus bonariensis*）與兩種野雲雀之間的互動關係，並專注於以下兩點：（1）燕八哥（cowbird）如何在兩個潛在宿主中選擇優先的宿主？（2）燕八哥找巢的行為為何？以及對抗宿主的策略？

首先 M. Gochfeld 在 1970-1971 的 Estancia La Saudade（37°46′ S；62°25′ W）於鳥的繁殖季節進行研究。額外的觀察在 Bahia Blanca（位於阿根廷）的東邊 7 公里處進行。而他研究的對象主要是 *Sturnella loyca* 與 *Sturnella defilippii*，後者是典型的草原物種，而前者被認為是近代彭巴草原的入侵者。M. Gochfeld 透過系統性的調查，若在野雲雀的巢發現燕八哥的卵或幼雛，就判定該巢被寄生。

結果 *Sturnella loyca* 受到較高的寄生率（23/24 巢），而 *Sturnella defilippii* 則避開了寄生行為（0/11 巢）。研究發現，在築巢時，*Sturnella defilippii* 的母鳥較 *Sturnella loyca* 的母鳥來的偷偷摸摸。M. Gochfeld 認為，*Sturnella loyca* 具有很好的次要適性（secondary suitability）[1]，因此清楚這種鳥不是會隨便拒絕或棄巢的物種。

[1] 所謂的次要適性（secondary suitability）指的是宿主不會將卵逐出或棄巢，而主要適性（primary suitability）則指宿主在對的時間與對的地方繁殖，且巢不需過度浪費能量就能找到。這樣的區分有演化上的重要性，因為寄生者會學到某些物種的巢易發現，並基於主要適性原則下蛋（Michael Gochfeld 1979）。

結論

綜合各文獻資料，可得知宿主與寄生者間許多不同的攻防策略，以及了解軍備競賽的演化順序，此外也發現關於托卵寄生的問題，實際上非常廣泛，且還有許多不同的範疇可以討論。例如寄生者是如何將自己的蛋孵化出不同的花色，像是大杜鵑竟能將卵下在 125 種鳥的巢裡，到底是如何辦到的。另外，除了基因影響，當寄生雛鳥被宿主扶養長大後，宿主（及環境）會如何影響雛鳥的行為，該寄生鳥長大後又是如何明白自己也要如同親鳥一樣，將卵下在別人的巢裡。以及，明明寄生者的幼雛長相如此不同，為什麼有些宿主不能辨識出此幼鳥並非自己親生的，或者說牠其實有察覺，但為了某種不明的原因，牠選擇繼續餵食幼鳥至成熟。以上這些問題都可以是未來探討的方向，期望未來在托卵寄生的領域能有更多的了解。

引用文獻

崔婧。2007。種間巢寄生研究行為進展。《現代農業科技》(9):73-74,76

Andersson M. 1985. Brood parasites within species. In: Barnard CJ (ed) Producers and scroungers. Chapman & Hall, New York, pp 195–228

Brown CR. 1984. Laying eggs in a neighbor's nest: benefit and cost of colonial nesting in swallows. Science 224:518–519

Brown CR. 1988. A new form of reproductive parasitism in cliff swallows. Nature 331:66–68

Davies, N. B. 2011. Cuckoo adaptations: trickery and tuning. Journal of Zoology 284,1–14.

Davies, N. B. &Brooke, M. d. L. 1988. Cuckoos versus reed warblers: adaptations and counteradaptations. Animal Behaviour 36, 262–284.

Davies, N. B. &Brooke, M. d. L. 1989. An experimental study of co-evolution between the cuckoo Cuculus canorus and its hosts. II. Host egg markings, chick discrimination and general discussion. Journal of Animal Ecology 58, 225–236.

Kelly, C. 1987. A model to explore the rate of spread of mimicry and rejection in hypothetical populations of cuckoos and their hosts. Journal of Theoretical Biology 125, 283–299.

Lahti, D. C. 2005. Evolution of bird eggs in the absence of cuckoo parasitism. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 102, 18057–18062.

M.P. Lombardo, H.W. Power, P.C. Stouffer, Linda C. Romagnano, Ann S. Hoffenberg. 1989. Egg removal and intraspecific brood parasitism in the European starling (Sturnus vugaris). Begavioral Ecology and Sociobiology 24:217-223

Michael Gochfeld. 1979. Brood parasite and host coevolution: interactions between shiny cowbirds and two species of meadowlarks. American Naturalist, Vol.113, No.6, pp.855-870

Moksnes,A.,Røskaft,E.&Korsnes,L. 1993. Rejection of uckoo (Cuculuscanorus) eggs by meadow pipits (Anthus pratensis). Behavioral Ecology 4, 120–127.

Øien, I. J.,Moksnes, A. &Røskaft, E. 1995. Evolution of variation in egg color and marking pattern in European passerines: adaptations in a coevolutionary arms race with the cuckoo Cuculus canorus.

Behavioral Ecology 6, 166–174.

Payne RB (1977a) The ecology of brood parasitism in birds. Annual Reviews of ecology and systematics, Vol.8, pp.1-28

Payne RB (1977b)Clutch size, egg size, and the consequences of single vs. multiple parasitism in parasitic finches. Ecology 58:500–513

Romagnano LC. 1987. Intraspecific brood parasitism in the European starling (Sturnus vulgaris). PhD thesis, Rutgers University, New Brunswick

Soler, M. 2014. Long-term coevolution between avian brood parasites and their hosts. Biological reviews 89, pp.688-704

Soler, J. J. &Møller, A. P. 1996. A comparative analysis of the evolution of variation in appearance of eggs of European passerines in relation to brood parasitism. Behavioral Ecology 7, 89–94.

Stokke, B. G.,Moksnes, A. &Røskaft, E. 2002. Obligate brood parasites as selective agents for evolution of egg appearance in passerine birds. Evolution 56, 199–205.

Stokke, B. G.,Takasu, F., Moksnes, A. &Røskaft, E. 2007. The importance of clutch characteristics and learning for antiparasite adaptations in hosts of avian brood parasites. Evolution 61, 2212–2228.

Takasu, F. 1998. Why do all host species not show defense against avian brood parasitism: evolutionary lag or equilibrium? American Naturalist 151, 193–205.