

行政院農業委員會

第 97 年度補助國外博士後研究報告書

以間接研究法探討遷徙性陸鳥繁殖與度冬族群之連結

【關鍵詞：遺傳標誌、同位素、族群估算、存活率、族群監測】

是否提供公開查詢：是 否

國外博士後研究人員姓名：林瑞興

補助計畫編號：97 農科-4.1.1-科-a2(6)

研究期限：98 年 05 月 08 日至 98 年 11 月 06 日

前往國家：美國

國外研究機構：辛辛那提博物館

報告繳交日期：99 年 1 月 6 日

計畫名稱：以間接研究法探討遷徙性陸鳥繁殖與度冬族群之連結

執行單位：行政院農業委員會特有生物研究保育中心

執行人：林瑞興

一、摘要：

本出國研究計畫於 98 年 05 月 08 日至 98 年 11 月 06 日間前往美國俄亥俄州辛辛那提博物館進行博士後研究，主要研究以族群遺傳標誌及穩定同位素應用於鳥類遷徙研究的相關技術，期間並前往密西根參加 program MARK 研習、華盛頓州立大學觀摩及於賓州大學舉行的第 127 屆美國鳥類學者協會年會。研究期間習得之技術將應用於八色鳥(*Pitta nympha*)性別特徵鑑定、子代性比、偶外交配比例、區域間遺傳分化及族群連結研究。除間接研究法之外，地理定位器(geolocator)於燕雀目遷徙研究上的成功應用，加上近年對八色鳥的研究的基礎，發現地理定位器應該是短期內釐清台灣八色鳥遷徙路徑及度冬地最佳的研究工具。另參加 program MARK 研習所學得的理論基礎與軟體操作，將應用於本中心推動之「整合性族群監測機制(Integrated Population Monitoring)」中鳥類族群量及存活率分析。

二、研究目的

本出國研究主要目的為：(1)赴美國學習間接族群連結研究相關方法，包括應用族群遺傳標誌及穩定同位素於鳥類遷徙研究的相關技術，(2)參與研習會與研討會，蒐集有關遷徙鳥類研究最新資訊，並評估應用於解決八色鳥繁殖與度冬地釐清與連結之可行性，及(3)學習族群數量統計及與存活率相關分析技術。

三、研究背景

(一) 遷徙性陸鳥保育研究的重要性

長距離陸域遷徙性鳥類的長期族群變動及其影響因子，為一重要的全球性保

育研究議題，因其相當程度地反映地球生態環境的變化及人類行為對生態環境的影響。有關陸域遷徙性鳥類的長、短期族群變動，在東亞仍無任何鳥種有詳細研究。但在北美、南美遷徙線及歐洲、非洲遷徙線，則已有不少個別鳥種的研究及理論回顧的文獻(Baillie and Peach 1992, Rappole and McDonald 1994, Sherry and Holmes 1995)。在美洲，於 1990 年代即已發現至少 109 種以上陸域遷徙鳥種的族群數量有逐漸下降的趨勢(Rappole and McDonald 1994)，故美洲陸域遷徙性鳥類的生態、保育生物及經營管理研究，於近 30 年始終是一重要的研究課題，期間也有多次重要研討會的舉辦與多本彙編書籍的出版(Keast and Morton 1980, Hagan and Johnston 1992, Martin and Finch 1995, Ricklefs 2002)。多年來經過無數科學家的研究，有關歐美地區陸域遷徙鳥類族群動態的理論與實證，已有長足的進展，也因體認該類鳥類保育的迫切與重要性，進而促成跨國、跨領域，並包含政府與民間團體的保育組織 - 飛羽伙伴的形成(Partnerships in Flight) (Rich et al. 2004)。相較之下，亞洲地區的遷徙性陸鳥因研究的闕如，以致無法適時瞭解整體及個別鳥種的族群數量變動趨勢，遑論保育策略的擬訂。台灣作為東亞鳥類遷徙線上的重要國家之一，若能強化此領域的研究，除可為本區域的鳥類保育做出領先且具體的貢獻之外，亦可藉此增加與鄰近國家的互動。

遷徙性陸鳥保育的關鍵在於瞭解其族群在何時及如何受到限制或調控(Sillett and Holmes 2004)。而要獲知上述知識的前提是要能充分掌握保育對象物種的全球繁殖地與度冬地分布，同時也需知道遷徙途經哪些重要的停留點。此外，若能進一步連結繁殖與度冬族群，則可以進一步探討影響族群變動的機制，如棲地面積或品質的變化與族群變動的關連，局部、大規模天候變化及食物短缺等對鳥類族群的衝擊及關鍵棲地的確認等(Webster et al. 2002, Holmes 2007, Norris and Marra 2007)。這些知識為研擬遷徙鳥類保育與監測計畫所需的基礎知識。故為強化遷徙性陸域鳥類的保育研究，必須學習並妥善應用連結繁殖、度冬族群及探究其可能遷徙路徑的研究技術與方法。

探究遷徙鳥類繁殖與度冬族群的連結並不容易，但近年隨科技發展，已有多種方法證明可直接或間接地連結鳥類繁殖地與度冬地。透過族群特定形態特徵的

觀察、捕捉再觀察及衛星追蹤等均屬直接連結研究法(Webster et al. 2002)。至於利用族群遺傳標誌及穩定同位素(stable isotopes)則屬間接連結研究法(Wennerberg 2001, Webster et al. 2002, Hobson 2005)。直接連結研究法固然能獲得最清楚確切的證據，但上述 3 類方法或因鳥類族群間無明顯特徵可供區別，或因所需力量(effort)太大、再觀察比例極低及重量與設備昂貴等限制，多半不適用於小型陸棲遷徙鳥種(Webster et al. 2002)。反之，雖然間接連結研究法所得結果的空間解析度不如直接連結研究法，但相對而言，在直接研究法無法進行情況下，若能透過不同的間接連結方法的綜合比較，有時也可獲得令人滿意的結果(Webster et al. 2002)。

(二)遷徙連結研究主要應用對象 - 八色鳥(*Pitta nympha*)

八色鳥為一遷移性鳥種，其繁殖地包括南韓、日本南方、中國東南與台灣，度冬區則可能是在婆羅洲(BirdLife International 2001)。由於亞熱帶與熱帶地區森林的清除、劣質化與零碎化所導致的棲地破壞，使其族群已進入易危(vulnerable)的地步。推測其目前族群量僅約 2,500-10,000 隻(Lambert and Woodcock 1996, BirdLife International 2001)。八色鳥在台灣地區屬於稀有或不普遍夏繁殖鳥(王等 1991)，為農委會公告之野生動物保育法中之第二級珍貴稀有保育類野生動物，並為國際鳥盟(BirdLife International)亞洲鳥類紅皮書(BirdLife International 2001)中易危(Vulnerable)鳥種之一，同時亦是 CITES 附錄二物種之一(Erritzoe and Erritzoe 1998)。

影響八色鳥族群變動的因子很多，唯長期而言，適宜棲地的面積與品質是限制族群數量最重要的因子，且無論是繁殖地、度冬地及過境棲地都有相當的影響；另就局部地區來看，土地覆蓋、食物、天敵、天災及獵捕都可能是調控棲地品質的重要原因。故八色鳥保育研究的重點方向，在局部地區應加強瞭解八色鳥的棲地偏好及探討土地覆蓋、食物、天敵、及天災等棲地品質的因子是如何影響八色鳥的族群動態，而在其全球分布範圍，則應強化國際合作，以連結繁殖、過境及度冬族群，並分析各重要棲地面臨的威脅與保護現況。

針對上述保育研究重點，台灣對八色鳥的研究自 2000 年之後，已逐步對八色鳥於台灣的分布、巨觀棲地、繁殖棲地、領域行為、繁殖行為、鳥巢天敵、調查方法、族群監測、分布模式及族群數量估算模式進行若干研究(林 2006, Lin et al. 2007a, 2007b, 陳 2007, 林 2008, 林 2009, 林等 2009a, 林等 2009b)，並也利用前述基礎著手研擬復育計畫中。

唯八色鳥為一遷移性小型陸鳥，故保育八色鳥如同保育其它長距離遷徙陸域鳥類一般，必須維持其足夠的繁殖、度冬及遷徙棲地(Sherry and Holmes 1995)，上述環節只要一處棲地遭受大量破壞，都將會使得其族群量下降。換言之，即便我們在台灣投入大量的人力與經費，並不能有效確保八色鳥的未來的族群發展。因此，就保育研究而言，瞭解其族群分布、遷徙連結及分析各棲地現況及潛在威脅為全球八色鳥保育研究的重要目標之一。

(三) 標記釋放法(mark-release)族群參數分析及 program MARK 研習

Program MARK (White and Burnham 1999)為目前用於分析標記釋放法(mark-release)所獲得族群資料最全面的分析軟體，其於 1985 年由美國科羅拉多大學的 Dr. Gary White 開發，並隨著相關理論的進展，不斷進行擴充及改良。標記釋放法是野外動物族群調查中常用的方法之一，其野外主要操作方法為利用陷阱捕捉活體，然後將每一隻被捉到的無標記個體被給予適當且獨特的標記，然後再予以釋放，之後藉由再捕捉或再觀察的資料，來推估特定物種族群的族群量、存活率、遷入率及遷出率等。而藉由 Program MARK 的運用，除上述族群參數推估外，更可配和其他環境因子、生物屬性等，瞭解這些因素對重要族群參數的影響程度。雖然 MARK 的功能強大且具備相當的彈性，但也因其功能多且包含許多理論背景在其中，對多數人而言，並不是在閱讀使用手冊即可輕易上手，參加相關的研習，透過軟體開發者對理論背景的講解與範例的操作，會是比較容易學習的方式。

族群調查及監測向來為特有生物研究保育中心的主要工作執掌之一，除建立台灣生物多樣性基本資料之外，如何透過監測系統的設計、推動與資料分析，以瞭解台灣生物多樣性的變動趨勢的即時資訊，並進而分析導致族群變動的主要原

因及提出適切的保育方案，將是特生中心在完成台灣的初步的資源調查之後，未來勢必要努力的重點方向之一。為朝向此一方向努力，特生中心研究人員在針對鳥類方面，決定推動「整合性族群監測機制(Integrated Population Monitoring)」來因應未來的需求。所謂的整合性監測機制係以鳥類族群的3個重要參數，即族群數量、繁殖成功率及存活率來架構族群模式。參數數值的獲得則由不同的調查系統獲得。

一般以視覺及聽覺為主的鳥類監測方法，雖可較快的獲得廣泛的族群數量指標，但卻難以提供陸域鳥類族群統計參數。缺乏這類參數，我們將很難以找出實際導致鳥類族群數量變動的原因，抑或是確認族群數量的減少是因為出生率的下降、存活率過低或兩者兼具(DeSante 2008)。因此，為蒐集此類參數，特生中心將推動以固定努力量方式進行的鳥類繫放研究。這類監測對於瞭解陸鳥族群的變動趨勢、變動的原因和決定適切的保育手段與策略是非常重要的(Baillie 1990)。再者，由於環境壓力和經營管理措施通常直接影響族群參數、(如出生率、移出率等)，並間接地改變族群趨勢，繫放也是經營管理措施的一種有效評估方式(DeSante 1995)。此外，從棲地或地景的角度來考量，繫放研究也可讓我們鑑別各類棲地或地景的生態品質(DeSante and Rosenberg 1998)。

固定努力量繫放監測方法所獲得的資料類型即屬於標記-釋放-再捕捉(再觀察)，未來其資料主要分析工具即是 program MARK。

四、出國計畫執行過程、參與之學術活動及主要成果

本計畫之出國部分於98年05月08日至98年11月06日間。

(一)遷徙連結研究

為蒐集遷徙研究所需材料，研究人員 - 林瑞興於2007年及2008年分別前往日本東京科學博物館及南韓濟州野生動物研究中心進行學術交流及瞭解當地八色鳥棲地與研究進展。唯限於各地法規限制及合作研究人員狀況，實際材料收集並不順利。故目前主要血液及羽毛材料仍主要來自於台灣。

至美國的研修單位為俄亥俄州(Ohio)辛辛那提博物館(Cincinnati Museum

Center)，主要指導研究人員為 Dr. Herman L. Mays Jr.。出國 6 個月期間，實際用於本研究的時間約 3 個月，主要即在 Dr. Herman L. Mays Jr. 的指導下，進行族群遺傳標誌開發、性別鑑定及微衛星引子開發及同位素研究初步探討。

就以「族群遺傳標誌及同位素研究法連結八色鳥度冬族群及繁殖族群」研究課題而言，目前研究進度仍屬早期階段，未來除相關技術仍待純熟外，主要困難還在不同繁殖地及度冬地的樣本採集，唯目前已建立相關合作研究管道，未來可待材料蒐集進度，推動適當的研究課題。

(二) Program MARK 研習

此次參加之研習係於 2009 年 5 月 11-15 日於密西根州中部的 Central Michigan University 舉辦，並由 MARK 的開發者 Dr. Gary C. White 親自授課(研習簡章見附錄 1)。Central Michigan University 位於 Cincinnati 北方約 500km，開車前往約需 6-7 小時。研習過程主要由 Dr. Gary C. White 進行各單元的理論背景講解，而後由其親自示範各範例的操作，然後在學員操作過程中，同時有其他 3-4 位助教協助。連續 5 日的課程由每日上午 09:00 展開，延續至每日下午 17:00。

研習課程中講解各種獲得資料方式(standard tags, leg bands, neck collars, radios, PIT tags, camera traps, DNA samples)、估計的族群參數(survival, movement, emigration/immigration, reproduction/recruitment, population size, rate of population change, occupancy)、統計模式(live encounters, dead encounters, joint live and dead, known fate, close capture-recapture, robust design, Jolly-Seber, nest success, Occupancy estimation 等等)、最大可能性估算(maximum likelihood estimation)、模式選擇概念(AIC model selection)及矩陣模型的運用等。

研習活動及之後的複習約花費 20 天的時間。

(三) University of Washington 及 Washington 生態系觀摩行程

2009 年 6 月 30 日至 7 月 15 日前往華盛頓州華盛頓大學(University of Washington)及該州境內若干國家公園(Mount Rainier National Park, North

Cascades National Park, Olympic National Park)進行觀摩。

(四) 127 屆美國鳥類學者協會年會(The 127th Stated Meeting of the American Ornithologists' Union)

美國鳥類學者協會(American Ornithologists' Union, AOU)成立於 1883 年，為美洲成立最久，同時也是最大的鳥類學會，目前其會員數約 4000 人，除了專業科學家外，也包含不少熱衷鳥類的業餘人士。本年度(127 屆)年會由賓州的 Villanova University 及 University of Pennsylvania 共同主辦，於 2009 年 8 月 12-15 日在位於費城的賓州大學舉行(University of Pennsylvania)。

本次年會共有口頭發表 350 場次以上，海報發表 112 個主題，發表內容含括的面向非常廣泛。其中由加拿大 York University 生物系教授 Dr. Bridget J. Stutchbury 等人發表的專題演講"Carry-over effects in Neotropical migratory songbirds: reproductive effort, molt and migration"，對燕雀目鳥類繁殖族群及度冬族群研究最具啟發性。在該篇演講中他們提及利用地理地位器(geolocators，不是衛星追蹤器)直接追蹤了屬於燕雀目的 Wood Thrush (*Hylocichla mustelina*)由北美至南美的遷徙路徑，並進而分析當年繁殖付出多寡，會影響次年換羽及遷徙的時間。

在查詢 Dr. Bridget J. Stutchbury 的相關研究及發表後，亦發現他們的研究團隊於 2009 年 2 月於 Science 期刊上，另有一篇發表名為"Tracking long-distance songbird migration by using geolocators"，在該篇研究中更詳述了他們利用 geolocators 成功追蹤 2 種小型燕雀目 - Wood Thrush 及 Purple Martins (*Progne subis*)的遷徙路徑(Stutchbury et al. 2009)。誠如他們於文中開頭所說的，至目前為止直接追蹤燕雀目鳥類由繁殖地遷徙至度冬地幾乎仍不可能，主要原因即在於體重的限制，以致仍無法使用負荷過重的衛星追蹤器(目前最輕之衛星追蹤器約為 10g)。而他們首度利用 geolocators 成功追蹤體重只有 50-60g 的 Wood Thrush 及 Purple Martins，即為此研究最大的突破。

Geolocators 基本就是一個光度的測量及紀錄器，故背在鳥身上後，紀錄器即

不斷紀錄光度的變化。一旦可再回收，下載紀錄資訊後，即可以每日記錄的光度變化，換算其經過的位置。由於其耗電小，其重量可在 1-2g 以下，以一般背負重量在體重 5% 以下的標準來看，目前的 geolocators 已可適用體重在 30g 以上的遷徙鳥類。而過去 geolocator 未能被廣泛運用在燕雀目鳥類身上，在於紀錄器必須能被回收，目前也已有廠商將可設定開啟時間的無線電發報器與光線紀錄器結合，製成新一代的 geolocator，如此可以增加紀錄器被回收的機率。當然，相較於衛星追蹤器，geolocator 是使用光度的變化作為運算地理位置的基礎，故不可避免受到天候、遮蔽等因素影響，使其估算誤差(±300km)仍遠大於衛星追蹤器，但在衛星追蹤器的重量仍然過重的現在，此種距離仍遠較間接方法(族群遺傳標誌或同位素)來得精準許多。

除 geolocator 之外，另一個值得持續注意的是特別專為小型動物(蝙蝠、大型昆蟲、燕雀目鳥類)發展的衛星，如啟始於 2002 年的 "ICARUS initiative" (International Cooperation for Animal Research Using Space) 計畫 (<http://www.icarusinitiative.org/>)，即是一個專為解決小型動物遷徙問題的研究計畫，2006 年普林斯頓大學已開發出衛星的原型，未來若衛星技術成熟同時可順利發射的話，預計將成為此一領域的主要研究工具之一。

參與研討會及後續探討約花費 10 天的時間。

(五) 出國期間完成之學術著作

出國期間另完成學術著作 4 篇(文稿件附錄 2)。

R.-S. Lin, H.-H. Chen, and T.-Y. Chen. 2010. Predation risk and nest-site characteristics of the Black-naped Monarch (*Hypothymis azurea*) in central-west Taiwan. *Taiwan Journal of Biodiversity* 12(1): In press (In Chinese with English Abstract)

Fang, W., **R.-S. Lin**, and M.-W. Fan. 2010. An avian conservation priority system for the Hushan Reservoir Area. *Taiwan Journal of Biodiversity* 12(2): In press (In Chinese with English Abstract)

Chen, H.-H., T.-Y. Chen, and **R.-S. Lin***. 2010. Nest materials and measurements of the Black-naped Monarch (*Hypothymis azurea*) in Taiwan. *Taiwan Journal of Biodiversity* 12(2): In press (In Chinese with English Abstract)

Ko, C.-Y., P.-F. Lee, and **R.-S. Lin**. 2009. Distribution patterns and macrohabitat characteristics of endemic bird species in Taiwan. (In submitting)

五、與未來研究之關係

(一) 未來隨八色鳥血液及羽毛樣本蒐集的進展，可逐步展開性別特徵鑑定、子代性比、偶外交配比例、區域間遺傳分化等研究。另待度冬區確認後，或可利用族群遺傳標誌進行族群連結研究。至於同位素方面，近期將著手以春季返回台灣的 2 齡及 2 齡以上八色鳥成鳥的羽毛進行同位素的測定，若有部分羽毛是在度冬地換羽的，則可以初步推估其粗略的度冬範圍。

(二) 鑑於 geolocator 於燕雀目遷徙研究上的成功應用，加上近年對八色鳥的研究的基礎(如對棲地忠誠性的掌握)，或許 geolocator 是短期內釐清台灣八色鳥遷徙路徑及度冬地最佳的研究工具，故將於近期內研擬研究計畫著手展開相關研究。

(三) 「整合性族群監測機制(Integrated Population Monitoring)」為本中心鳥類研究室推動中的鳥類族群監測架構。所謂的整合性監測機制係以鳥類族群的 3 個重要參數，即族群數量、繁殖成功率及存活率來架構族群模式。參數數值的獲得則由不同的調查系統獲得。其中台灣鳥類生產力與存活率監測(Monitoring for Avian Productivity and Survival in Taiwan, MAPS Taiwan)計畫為一以固定努力量方式進行的鳥類繫放研究，其中族群數量及存活率參數，即將以 program MARK 進行估算。此外，本中心若有以標記釋放進行之研究，在經過適當的試驗設計之後，未來可以以此軟體進行分析。

六、參考文獻

- 王嘉雄、吳森雄、黃光瀛、楊秀英、蔡仲晃、蔡牧起、蕭慶亮。1991。台灣野鳥圖鑑。亞舍圖書有限公司。台北。
- 林瑞興。2006。台灣低海拔地區八色鳥分布及巨觀棲地分析。經濟部水利署中區水資源局，台中。
- 林瑞興。2008。八色鳥(*Pitta nympha*)的雛鳥食性、巢位選擇及繁殖成功率。台灣

- 大學生態學與演化生物學研究所博士論文。台北。
- 林瑞興。2009。97年斗六丘陵(包括湖山水庫)八色鳥族群數量調查。特有生物研究保育中心。湖山水庫工程計畫生態保育措施—森林、溪流生態系統之調查研究規劃(97年度工作計畫)成果報告書56-79頁。經濟部水利署中區水資源局。
- 林瑞興、李培芬、陳怡秀、柯智仁、陳宛均。2009a。湖山水庫棲地復育基地選擇之空間模式研究。湖山水庫工程計畫生態保育措施—森林、溪流生態系統之調查研究規劃(97年度工作計畫)成果報告書153-176頁。經濟部水利署中區水資源局。
- 林瑞興、張心怡、方華端。2009b。鳥類指標物種生活史研究：(I)不同繁殖階段八色鳥活動範圍及棲地利用的變化。湖山水庫工程計畫生態保育措施—森林、溪流生態系統之調查研究規劃(97年度工作計畫)成果報告書32-55頁。經濟部水利署中區水資源局。
- 陳宛均。2007。台灣中部低海拔森林燕雀目鳥種灌叢巢與地面巢的天敵掠食風險。台灣大學生態學與演化生物學研究所碩士論文。台北。
- Baillie, S. R. 1990. Integrated population monitoring of breeding birds in Britain and Ireland. *Ibis* 132:151-166.
- Baillie, S. R., and W. Peach. 1992. Population limitation in Palaearctic-African migrant passerines. *Ibis* 134:120-132.
- BirdLife International. 2001. Threatened birds of Asia: The BirdLife International Red Data Book. BirdLife International, Cambridge, UK.
- DeSante, D. F. 1995. Suggestions for future directions for studies of marked migratory landbirds from the perspective of a practitioner in population management and conservation. *Journal Applied Statistics* 22:949-965.
- DeSante, D. F., K. M. Burton, P. Velez, D. Froehlich and D. Kaschube. 2008. MAPS MANUAL: 2008 protocol. The Institute for Bird Population, CA.
- DeSante, D. F., and D. K. Rosenberg. 1998. What do we need to monitor in order to manage landbirds? Pp. 93-106 in Marzluff, J.M., and R. Sallabanks, eds. *Avian Conservation: Research and Management*. Island Press, Washington, DC.
- Erritzoe, J., and H. B. Erritzoe. 1998. *Pittas of the world: a monograph on the Pitta Family*. The Lutterworth Press, Cambridge, UK.
- Hagan, J. M., III., and D. W. Johnston. 1992. *Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds*. Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- Hobson, K. A. 2005. Stable isotopes and the determination of avian migratory connectivity and seasonal interactions. *Auk* 122:1037-1048.
- Holmes, R. T. 2007. Understanding population change in migratory songbirds: long-term and experimental studies of Neotropical migrants in breeding and

- wintering areas *Ibis* 149 (S2):2-13.
- Keast, A., and E. S. Morton, editors. 1980. *Migrant birds in the Neotropics: ecology, behavior, distribution, and conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C.
- Lambert, F., and M. Woodcock. 1996. *Pittas, broadbills and asities*. Pica Press, East Sussex, UK.
- Lin, R.-S., P.-F. Lee, T.-S. Ding, and Y.-T. K. Lin. 2007a. Effectiveness of playbacks in censusing the Fairy Pitta (*Pitta nympha*) during the breeding season in Taiwan. *Zoological Studies* 46:242-248.
- Lin, R.-S., C.-T. Yao, and P.-F. Lee. 2007b. The diet of Fairy Pitta *Pitta nympha* nestlings in Taiwan as revealed by videotaping. *Zoological Studies* 46:355-361.
- Martin, T. E., and D. M. Finch, editors. 1995. *Ecology and management of Neotropical migratory birds*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Norris, D. R., and P. P. Marra. 2007. Seasonal interactions, habitat quality, and population dynamics in migratory birds. *Condor* 109:535-547.
- Rappole, J. H., and M. V. McDonald. 1994. Cause and effect in population declines of migratory birds. *Auk* 111:652-660.
- Rich, T. D., C. J. Beardmore, H. Berlanga, P. J. Blancher, M. S. W. Bradstreet, G. S. Butcher, D. W. Demarest, E. H. Dunn, W. C. Hunter, E. E. Inigo-Elias, J. A. Kennedy, A. M. Martell, A. O. Panjabi, D. N. Pashley, K. V. Rosenberg, C. M. Rustay, J. S. Wendt, T. C. Will. 2004. *Partners in flight North American landbird conservation plan*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York, USA.
- Ricklefs, R. E. 2002. Birds of two worlds: temperate-tropical migration systems. *Trends in Ecology and Evolution* 17:302-303.
- Sherry, T. W., and R. T. Holmes. 1995. Summer versus winter limitation of populations: What are the issues and what is the evidence? Pages 85-120 in T. E. Martin and D. M. Finch, editors. *Ecology and management of Neotropical migratory birds*. Oxford University Press, New York, USA.
- Sillett, T. S., and R. T. Holmes. 2004. Long-term demographic trends, limiting factors, and the strength of density dependence in a breeding population of a migratory songbird. Pages 426-436 in R. Greenberg and P. P. Marra, editors. *Birds of two worlds: the ecology and evolution of migration*. The John Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA.
- Stutchbury, B. J. M., S. A. Tarof, T. Done, E. Gow, P. M. Kramer, J. Tautin, J. W. Fox, and V. Afanasyev. 2009. Tracking long-distance songbird migration using geolocators. *Science* 323: 896.
- Webster, M. S., P. P. Marra, S. M. Haig, S. Bensch, and R. T. Holmes. 2002. Links between worlds: unraveling migratory connectivity. *Trends in Ecology and*

Evolution 17:76-83.

Wennerberg, L. 2001. Breeding origin and migration pattern of Dunlin (*Calidris alpina*) revealed by mitochondrial DNA analysis. *Molecular Ecology* 10:1111-1120.

White, G. C., and K. P. Burnham. 1999. Program MARK: survival rate estimation from both live and dead encounters. *Bird Study* 46:S120-139.

附錄 1. Program MARK Workshop 簡章

Program MARK Workshop

May 11-15, 2009, Central Michigan University, Mt. Pleasant, Michigan

This introductory-level workshop will provide research biologists and graduate students with the basic background to understand the main-stream analyses performed by Program MARK and the familiarity with the program to perform these analyses. Participants will learn the basics of parameter estimation with likelihood theory, model selection with Akaike's Information Criterion (AIC), and the binomial and multinomial distributions. The Cormack-Jolly-Seber (CJS) mark-recapture, band (tag or ring) recovery, known fate, and closed captures models will be covered in detail. More advanced models will be described so that participants will understand the benefits of these models, but those models would not be covered extensively. Use of covariates, including individual covariates, will be covered with the closed capture and known fate models.

The clientele for this workshop are biologists and graduate students that have some or limited prior experience with Program MARK and will need to estimate abundance or vital rates from mark-recapture data in the near future. Untutored analysis of personal mark-recapture data sets in the evenings at the workshop lab will be possible following each day of instruction. Possession of data sets eligible for analysis in MARK is not a requisite (but it is advantageous). Questions and problems stemming from preliminary analysis of a mark-recapture data set will be the focus on the last workshop day. Those without questions stemming from analysis of their own data do not have to attend all of the last day of the workshop.

Format of the workshop will be a combination of lectures and computer lab exercises. The workshop will start on Monday morning, 8:00am, 11 May 2009, and end Friday 15 May at noon (with time during Friday afternoon to address specific user questions). Evening use of MARK in the lab facility will be available to facilitate exploration of MARK and use with personal data sets.

Attendees should bring their own notebook computers. We will be using a computer lab, so if you do not have your own notebook then please indicate this on the registration form. If bringing your own notebook be sure that you have the administrative privileges to install MARK on the notebook that you bring.

Registration cost for the 1-week workshop is \$555. This fee includes all course materials, CD with Program MARK and supporting documentation and examples, facilities for the workshop, and morning and afternoon refreshments. Other costs (including travel, lodging, and meals) will be the responsibility of the workshop participants.

Instructors:

Primary: [Gary C. White](#)

Secondary: TBA

Registration Form:

Access registration form or contact Tracy Galarowicz (989.774.1336, galar1tl@cmich.edu) or Tom Gehring (989.774.2484, gehri1tm@cmich.edu).

Registration is due April 27.

This workshop will be limited to 18 people, so that the instructors will have plenty of time to interact with students and answer questions.

Travel and Lodging Information:

You should not need a car in Mt. Pleasant if you stay at one of the hotels near campus. The computer lab (101 Brooks Hall) is 3/4 mile from the [Super 8 Motel](#) (989-773-8888), where a block of rooms (ask for “Program MARK” rooms) has been set aside for workshop participants at a rate of \$68/night. Housing is also available on campus in one of CMU’s residence halls for \$33/night. Contact Tracy Galarowicz (989.774.1336, galar1tl@cmich.edu) or Tom Gehring (989.774.2484, gehri1tm@cmich.edu) for travel and lodging information.

Helpful Links:

[Program MARK](#)

[Central Michigan University](#)

[Mt. Pleasant, Michigan](#)

附錄 2. 出國期間另完成學術著作 4 篇

1. **R.-S. Lin**, H.-H. Chen, and T.-Y. Chen. 2010. Predation risk and nest-site characteristics of the Black-naped Monarch (*Hypothymis azurea*) in central-west Taiwan. Taiwan Journal of Biodiversity 12(1): In press (In Chinese with English Abstract)
2. Fang, W., **R.-S. Lin**, and M.-W. Fan. 2010. An avian conservation priority system for the Hushan Reservoir Area. Taiwan Journal of Biodiversity 12(2): In press (In Chinese with English Abstract)
3. Chen, H.-H., T.-Y. Chen, and **R.-S. Lin***. 2010. Nest materials and measurements of the Black-naped Monarch (*Hypothymis azurea*) in Taiwan. Taiwan Journal of Biodiversity 12(2): In press (In Chinese with English Abstract)
4. Ko, C.-Y., P.-F. Lee, and **R.-S. Lin**. 2009. Distribution patterns and macrohabitat characteristics of endemic bird species in Taiwan. (In submitting)

*表通訊作者

台灣中部黑枕藍鶇之鳥巢掠食風險與巢位特徵

Nest-Site Characters Related to Predation Risk for the Black-Naped Monarch (*Hypothymis azurea*) in West-Central Taiwan

林瑞興^{1,*} 陳華香² 陳東瑤²

Ruey-Shing Lin^{1,*}, Hua-Hsiang Chen² and Tung-Yao Chen²

¹ 行政院農業委員會特有生物研究保育中心 南投縣集集鎮民生東路1號

² 靜宜大學生態學系 台中縣沙鹿鎮中棲路200號

¹ Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantou, Taiwan

² Department of Ecology, Providence University, Taichung, Taiwan

* 通訊作者: rslin@tesri.gov.tw

* Corresponding author: rslin@tesri.gov.tw

摘要

鳥巢天敵是威脅鳥類能否繁殖成功的重要因素之一。本研究我們假設鳥巢覆蓋度、巢樹大小、鳥巢可接近性、巢枝支撐度、巢樹類型、水源及人類活動頻度會影響黑枕藍鶇(*Hypothymis azurea*)的鳥巢天敵掠食風險。2007-2008年繁殖季,我們於台灣中部雲林縣東側以竹林及次生闊葉林為優勢植被的丘陵地,尋找黑枕藍鶇鳥巢,隨後監測發現之鳥巢以追蹤各巢最終繁殖命運。繁殖成功(以有1隻或以上幼鳥成功離巢定義之, $n = 22$)及被天敵掠食鳥巢($n = 27$)間的特徵差異以邏輯迴歸分析檢測。以訊息理論研究法(AICc)進行模式比較的結果顯示巢可接近性及巢樹大小,分別由巢距冠層邊緣最近距離及巢樹高代表,最為研究資料所支持(累積 $\omega_i = 0.785$)。另由Odd ratios來看,巢距冠層邊緣距離每增加1m,繁殖成功率上升約87%,而巢樹高度每增加1m,則提升約18%。研究結果顯示黑枕藍鶇透過將巢築在不容易接近及(或)搜索的位置來降低天敵掠食的風險。

Abstract

Nest predation is one of the most severe threats to the breeding success of passerine birds. We examined nest-site characters (variables), such as nest covers, nest inaccessibility, nest supported plants (species, sizes and stem strength), and distances to water sources and human activities, for the black-naped monarch (*Hypothymis azurea*) in a hill area covered predominantly with cultivated bamboos and secondary broad-leaf trees in the west-central Taiwan. We tracked nesting success, quantified their outcomes, and determined the causes of the nesting failures for two breeding seasons in 2007-2008. We compared nest-site variables between succeed nests (fledged at least one offspring, $n = 22$) and depredated nests ($n = 27$) with binary logistic regression. The results of model comparisons with Akaike's information criterion (AIC_c) showed that nest inaccessibility and plant sizes expressed, respectively, as distances of the nests from foliage edges and plant heights were found to be the most important variables determining the nesting success (accumulated $\omega_i = 0.785$). Based on the odds ratios, an increase in 1m each of the distance and the height increased the breeding success of 87% and 18%, respectively. Apparently, the black-naped monarch makes nests at inaccessible sites to avoid predation.

關鍵詞：黑枕藍鶺、繁殖成功率、巢位特徵、鳥巢天敵、台灣

Key words: *Hypothymis azurea*, nesting success, nest-site characters, nest predation, Taiwan

收件日期：98年6月16日

接受日期：98年8月13日

Received: June 16, 2009

Accepted: August 13, 2009

緒 言

鳥類族群的存續與繁殖成功率的高低息息相關(Newton 1998)，而在眾多影響繁殖成功率的因子中，巢中鳥蛋及幼雛遭天敵捕食，已知是影響燕雀目鳥類能否繁殖成功的主要原因之一(Ricklefs 1969; Martin and Roper 1988)。此外，食物資源的豐富度及可利用性、適合巢位的有無及人為干擾的嚴重性(Soulé *et al.* 1988; Robbins *et al.* 1989; Canterbury and Blockstein 1997; Sasvári and Hegyi 1998)，也都會直接、

間接地影響鳥類的繁殖成功。因此，鳥類為了提高自身的繁殖成功率，會傾向選擇於食物資源豐富、人為干擾不多、支撐穩固、同時天敵又不易發現或接近的地點來築巢。

植物結構的複雜度，特別是緊鄰巢旁的植物覆蓋度經常被認為與鳥巢天敵的捕食率有關，如巢隱蔽度假說(nest-concealment hypothesis)即預測鳥巢旁的植物覆蓋愈密愈可以藉由阻礙天敵的視覺、嗅覺或聽覺等感官能力，來降低鳥巢被發現的機會(Martin 1993)。而另一個類似的假說，潛在巢位數假說(potential-prey-site

hypothesis)則預期築巢於一潛在巢位數量較多的環境，天敵需搜尋較多地點，因而鳥巢被找到的機率較低(Bowman and Harris 1980; Martin 1993)。而對在樹冠築巢的燕雀目鳥種而言，大樹應可提供較多的潛在巢位。此外，巢位的隱蔽程度也與巢上方覆蓋度有直接關係(Eggers *et al.* 2006)，而主幹的胸高直徑影響樹的覆蓋度，通常胸高直徑愈大的樹，其樹愈高、樹冠層的覆蓋度愈大，相對的隱蔽度也比較高，可提供鳥巢較好的隱蔽效果(Alonso *et al.* 1991)。

除了是否容易被發現外，鳥巢是否易於接近，亦可以是影響天敵掠食機率的重要因素。如對蛇類及哺乳類天敵而言，巢距地面或主幹較遠，以及巢樹主幹很直或分枝較多都可能增加天敵上爬或接近巢的難度(Thibault *et al.* 2002; 陳等 2005)；但對來自空中的天敵而言，遠離樹冠邊緣的比較不容易被發現及接近(Alonso *et al.* 1991)。故若地面掠食者是鳥巢主要威脅時，親鳥常會把巢築在遠離地面及距離主幹較遠處(Alonso *et al.* 1991; Thorstrom and Quixchán 2000; Kershner *et al.* 2001)；而考量到空中掠食者的掠食時，則遠離樹冠層邊緣是可行的策略(Alonso *et al.* 1991)。支撐鳥巢的微結構，如樹枝大小及強度，除了惡劣天候及支撐重量的考量外，巢枝粗細也會影響哺乳類及爬蟲類掠食者接近巢的機會，如果巢枝的強度無法支撐掠食者體重的話，則掠食者無法有效的搜尋或掠食鳥巢(Hamao 2005)。另外，巢樹種類也可能是鳥類築巢的考量重點之一。某些常被用來築巢的樹種也許具備特殊的形態或構造，而可降低天敵的捕食，但也有很多鳥類對巢樹種類並無特定偏好，其考量的重點為能否提供巢位最佳隱蔽度以避開天敵的樹種或植被(Belles-Isles and Picman 1986; Alonso *et al.* 1991; Ueta 1998; Liebezeit and George 2002)。

鳥巢附近的人類活動頻度，也常是影響天

敵組成或數量的原因。人類活動經常導致森林棲地碎裂化及邊緣環境的增加，此種改變，除了可能影響食物資源的變化外，也常會導致掠食者種類變多或數量增加，進而提高鳥巢的被掠食率(Millers and Knight 1993; Götmark *et al.* 1995; Smith *et al.* 1999; Miller *et al.* 2003; Chace and Walsh 2004; Small 2005)。然而，也有些鳥種因食性、天敵分布、有特殊需求或對破碎化棲地容忍度較高，在開發程度較高或都市化地區，反而因壓力的釋放或新棲地的增加，而成為該類棲地的優勢族群(Andrén 1992; Burger and Gochfeld 1998; Smith *et al.* 1999; Dykstra *et al.* 2000; Piper and Catterall 2004)。此外，也有研究發現巢位附近是否有穩定的水源，也會與植被結構的複雜度和繁殖所需的昆蟲量有關，進而影響繁殖成功率或窩蛋數(Bekoff *et al.* 1987; Atlegrim 1992; Suarez *et al.* 1997; 王等 2006)，但水源是否與亦與天敵活動有關，則較少有研究探討。

黑枕藍鶇(*Hypothymis azurea*)屬於雀形目(Passeriforms)王鶇科(Monarchidae)，廣泛分布於南亞及東南亞，出現於台灣的黑枕藍鶇(*H. a. oberholseri*)屬台灣特有亞種(Coates *et al.* 2006)。黑枕藍鶇為台灣平地至中海拔(<1,600m)普遍的留鳥(翟 1977)，棲地適應亦相當廣泛，只要有面積樹木連續生長之處，都有出現的機會(王等 1991)。其個性機警好動，通常單獨或成對在樹林中層活動，以昆蟲為主食。另其繁殖季在4-7月間(李 1986)，喜在樹冠中下層的細小枝椏或藤蔓間築杯形巢(周 1995)。雖然黑枕藍鶇數量普遍分布亦廣，但目前仍無巢位與天敵掠食風險關係的相關探討，本研究即以其為對象並分別檢測鳥巢覆蓋度、巢樹大小、鳥巢可接近性、巢枝支撐度、巢樹類型、水源及人類活動頻度等因子，是否在黑枕藍鶇的巢位棲地特徵與天敵風險關係中獲得支持及其關係為何。

材料與方法

一、研究地點

本研究於雲林縣林內鄉及斗六市東側的丘陵地，即湖本野生動物重要棲息環境的範圍及

其周邊(圖 1)，研究地區海拔高度介於 50-200m 之間，氣候屬於夏季炎熱潮濕、冬季乾涼的亞熱帶氣候型態，5 月至 10 月為濕季，雨量約為 1,800 mm，乾季則從 11 月至翌年 4 月，雨量常少於 300 mm (廖 2001; 陳 2007)。

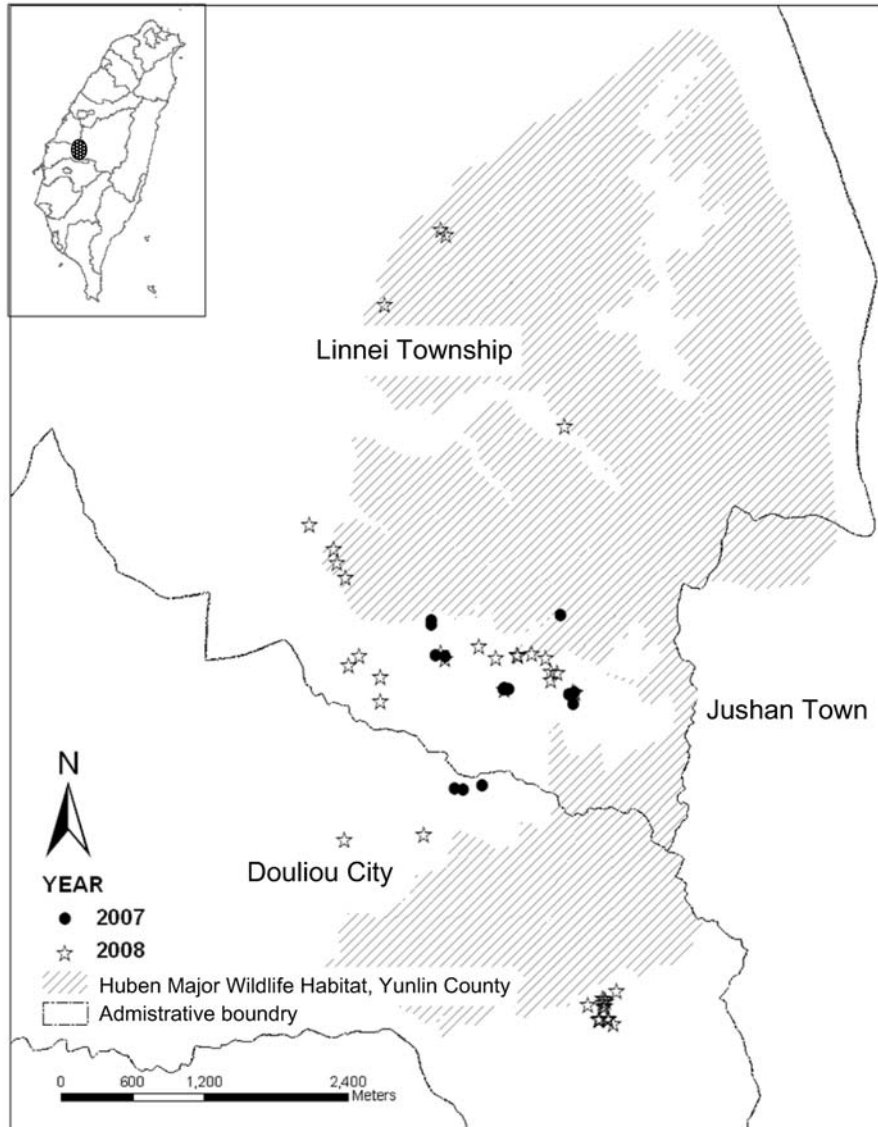


圖 1. 2007-2008 年繁殖季於雲林縣林內鄉及斗六市記錄的黑枕藍鶺(*Hypothymis azurea*)鳥巢的空間分布。

Fig. 1. Spatial distribution of black-naped monarch (*Hypothymis azurea*) nests recorded in the breeding seasons of 2007-2008 in Linnei Township and Douliou City, Yunlin County, west-central Taiwan.

研究地點的環境植被組成以人為種植的麻竹(*Dendrocalamus latiflorus*)、龍眼(*Euphoria longana*)及柳丁(*Citrus sinensis*)等農作物為主，此區為人類活動頻繁的區域，在人為干擾較少的溪谷與集水區上游的優勢樹種有血桐(*Macaranga tanarius*)、山黃麻(*Trema orientalis*)、稜果榕(*Ficus septica*)、水同木(*Ficus fistulosa*)、香楠(*Machilus zuihoensis*)等次生闊葉樹，而藤本植物以風藤(*Piper kadsura*)、糙莖菝葜(*Smilax bracteata*)及柚葉藤(*Pothos chinensis*)為主，林下最常見的小灌木則是構樹(*Broussonetia papyrifera*)及山棕(*Arenga engleri*)、草本則以龍船花(*Clerodendrum kaempferi*)、青葙(*Amaranthus patulus*)、觀音座蓮(*Angiopteris lygodiiifolia*)及小毛蕨(*Christella acuminata*)為主。

二、尋巢、探巢及鳥巢命運的判定

於 2007 年及 2008 年的 3-8 月，由 1-2 位調查人員在樣區內沿著村落道路、產業道路、河床、果園、山坡地，藉由觀察及追蹤成鳥任何與繁殖有關的行為，如警戒、求偶、咬巢材及口啣食物等，另亦注意幼鳥索食聲，來搜尋巢位的所在地。找到正在築巢或使用中的鳥巢後，每隔 2-3 日巡巢 1 次，記錄日期、蛋或雛鳥數量、親鳥行為及離巢幼鳥數等繁殖狀況，直到幼鳥成功離巢或繁殖失敗為止。為避免探巢的干擾導致親鳥棄巢或巡巢過程引來天敵(Morton *et al.* 1993)，先在距離鳥巢約 5-10m 處使用望遠鏡觀察，避免直接碰觸鳥巢，若親鳥不在巢，即以探巢器(綁在 6m 伸縮桿上的圓形小鏡片)確認巢內的狀況。每次探巢時間控制在 5-10 min 之間。若巢太高無法以探巢器查看時，即於 5-10m 外持續監看 30 min，如仍不見親鳥回巢，則先行探視其他各巢，最後再返回觀察，若仍不見親鳥回巢，隔日再探巢，連續 3 日。各巢只要有 1 隻雛鳥離巢，即視為繁殖成功。繁殖成功或失敗以最後監測日期及最後一次監測當時巢內外狀況做為判別的依據，

判斷標準如下：當(一)最後一次探巢時至少有 1 隻雛鳥離巢，(二)在巢外看見或聽見雛鳥，(三)最後一次探巢時雛鳥的羽毛發育已接近離巢時的狀態都判定為繁殖成功；而當(一)於繁殖期間鳥巢被扯壞毀損或親鳥不再使用，(二)在可能離巢日之前蛋或雛鳥全部消失，(三)巢內發現碎蛋殼、雛鳥屍體或大量羽毛則判定為繁殖失敗(Manolis *et al.* 2000)。失敗的巢再依據可能造成的原因區分為天敵掠食、氣候與其他等 3 類，區別的標準為：(一)有前述明顯掠食跡象或整窩蛋、雛鳥在可能離巢日之前消失為被天敵掠食；(二)當豪雨、強風或颱風過後鳥巢掉落或在巢中或巢外發現尚未孵化的蛋或雛鳥屍體則視為氣候因素；(三)非以上原因失敗的鳥巢歸類為其他因素。

三、巢位測量

為了避免因距離繁殖結束的時日過久，導致巢位特徵的改變，對幼鳥離巢後或判定繁殖失敗的鳥巢，於各巢結束使用後的 2 週內對下列 11 項棲地因子進行測量，包括：(一)巢樹種類(NST, plant species)，記錄樹種名稱，若非樹木或無法確認種類時，記錄其類型；(二)巢樹高度(NSBSHT, plant height, cm)；(三)巢樹主幹胸高直徑(DBH)，測量巢樹主幹離地 130 cm 處的胸高直徑(cm)；(四)鳥巢上方樹冠層覆蓋度(COVER, canopy cover)，站在鳥巢正下方，以覆蓋度測量儀(densiometer, Lemmon 1957)分別測量鳥巢正上方東、西、南、北四個方位的樹冠層覆蓋度(%)，再取平均值；(五)巢枝直徑(DSPBR, diameter of support branches)，測量支撐鳥巢的枝樑直徑(mm)；(六)與主幹的距離(DSTEM, distance from stem)，即鳥巢至巢樹主幹間的最短水平直線距離(cm)；(七)巢與冠層邊緣的距離(DSEDG, distance of nest from foliage edge)，即鳥巢至上方樹冠層邊緣的最近距離(cm)；(八)巢與地面的距離(NSTHT, nest height)，即鳥巢底部至地面的垂

直距離(cm)；(九)巢與最近水源的距離(DSWAT, distance to nearest water)，即鳥巢所在位置至永久性水源的最近水平距離(m)；(十)巢與最近道路的水平距離(DSROAD, distance to nearest road, m)，以及(十一)巢與最近建築物的水平距離(DSBULD, distance to nearest building, m)。

四、資料分析

本研究利用邏輯迴歸(logistic regression, Hosmer and Lemeshow 2000)來分析成功繁殖與被天敵掠食的黑枕藍鶺鳥巢在巢位特徵上的差異，並利用訊息理論研究法(information-theoretic approach, Burnham and Anderson 2002)進行巢位特徵與天敵掠食風險關係的模式比較，以尋找出最爲資料所支持的模式。另由於繁殖資料蒐集自2個年份，且各巢繁殖啓始時間(下第一顆蛋的日期)有所不同，故先檢視此2變數對繁殖成功是否有顯著影響。

透過文獻回顧以及研究者對黑枕藍鶺的認識，本研究建立以下7個可能影響鳥巢天敵掠食風險的候選模式，以下爲各模式及其包含的變數：

- (一)鳥巢覆蓋度(nest cover)：鳥巢上方樹冠層覆蓋度(COVER)；
- (二)巢樹大小(plant size)：巢樹高度(NSBSHT)、巢樹主幹胸高直徑(DBH)；
- (三)鳥巢可接近性(nest inaccessibility)：巢與主幹的距離(DSTEM)、巢與冠層邊緣的距離(DSEDG)及鳥巢與地面的垂直距離(NSTHT)；
- (四)巢枝支撐度(support strength)：巢枝直徑(DSPBR)，區分爲主枝(DSPBR1)、分枝(DSPBR2)與平均直徑(DSPBRM)；
- (五)巢樹類型(plant species, NST)：主要檢測樣區最優勢的竹類和其他植物的差別，故巢樹類型區分爲竹類(以麻竹爲主)及非竹類。

(六)水源(water resource)：巢與最近水源的距離(DSWAT)；

(七)人類活動頻度(human activity)：以巢與最近道路的水平距離(DSROAD)及巢與最近建築物的水平距離(DSBULD)爲指標。

由於各模式中的變數可能存在高相關性而致有共線性(multicollinearity)問題，故先以 Pearson's product-moment correlation coefficient 檢測其相關性，若同一模式中的變數相關性過高(如 > 0.6)，則先以單變數邏輯迴歸分析各變數對繁殖成功與否的影響，並僅選擇影響較大者(即 p 值較小者)於模式中。之後，再以 Box-Tidwell Transformation test (Tabachnick and Fidell 2001)檢測各變數是否符合邏輯斯迴歸之前提，即 logit 值須是線性的。

模式選擇以校正樣本數後的 Akaike's Information Criterion 分數(AICc)、Akaike's Information Criterion 分數差值($\Delta AICc$)及 Akaike weights (ω_i) (Burnham and Anderson 2002)爲標準。此方法在進行時，先計算各模式的 AICc 值及各模式與具有最低 AICc 值模式的 AICc 差值($\Delta AICc$)；之後係以 $\Delta AICc \leq 2$ 的模式作爲最被資料所支持的模式(Burnham and Anderson 2002)。此外，以 Akaike weights (ω_i)來評估一特定模式在同樣的資料及一組相互比較的模式中是否爲最佳模式(Burnham and Anderson 2002)。一旦模式被選擇後，再以 Likelihood ratio test 進一步瞭解其對繁殖成功與否的貢獻，以追求模式的最簡約化(parsimony)，而一旦發現有變數得以移出原最佳模式，即再重新計算其 AICc、 $\Delta AICc$ 及 ω_i 等數值，以比較模式選擇間的變化。另以 Hosmer-Lemeshow goodness of fit test 檢測最佳模式的適合度(Hosmer and Lemeshow 2000)；統計值不顯著($p > 0.05$)代表模式可被接受。另計算 Odds ratios 及 95% 信賴區間(confidence intervals, CI) (Hosmer and Lemeshow 2000)，以進一步評估各變數的影響。所有統計分析均以 SAS, version

9.0 (SAS Institute Inc. 2002)進行。

結 果

2007年尋獲有使用的黑枕藍鶯巢15個，2008年43個，2年共計58個，其中大埔溪集水區43個、北勢坑溪上游15個(圖1)。2年合計繁殖成功的巢有22個(38%)，繁殖失敗的巢為36個(62%)，主因為遭天敵掠食(27個，75%)，天氣因素次之(5個，13.9%)，其他因素則有4個(11.1%)。不同年度及下第一顆蛋的日期對繁殖成功或失敗沒有顯著影響(Logistic regression test; 年度, $df = 1$, $x^2 = 0.175$, $p = 0.675$; 下蛋日, $df = 1$, $x^2 = 1.17$, $p = 0.279$)。

各模式經以相關分析、單變數分析及檢測是否符合邏輯回歸分析的前提後，包含的變數的組成如表1。以訊息理論研究法進行模式比較，發現鳥巢可接近性($\Delta AICc = 0$)及巢樹大小

模式($\Delta AICc = 1.63$)的 $\Delta AICc \leq 2$ ，其累積的 Akaike weights (ω_i)為0.613(表1)。再以 likelihood ratio test 檢測2模式在移除任一變數後，其模式表現是否有顯著改變，發現巢樹大小模式於移除胸高直徑(DBH) (likelihood ratio test; $df = 1$, $x^2 = 0.29$, $p = 0.592$)及鳥巢可接近性模式於移除巢高(NSTHT) (likelihood ratio test; $df = 1$, $x^2 = 0.92$, $p = 0.338$)後，對於模式表現並無顯著影響，故再以簡約後的7個模式重新以訊息理論研究法進行模式比較。此時，以巢與冠層邊緣距離(DSEDG)為代表的鳥巢可接近性模式($\Delta AICc = 0$)及以巢樹高度(NSBSHT)為代表的巢樹大小模式($\Delta AICc = 1.01$)的累積 ω_i 提高為0.785(表2)。以 Hosmer-Lemeshow test 檢測顯示2模式均與資料相符合(鳥巢可接近模式, $df = 6$, $x^2 = 2.67$, $p = 0.849$; 巢樹大小模式, $df = 7$, $x^2 = 4.6738$, $p = 0.7$)。

最終分析結果顯示鳥巢可接近性模式及巢

表 1. 以訊息理論研究法(AICc)對黑枕藍鶯(*Hypothymis azurea*)的鳥巢被掠食風險與巢位特徵關係進行模式選擇之結果；表中同時顯示變數數量(K)、AICc 值、AICc 差值($\Delta AICc$)及 Akaike weights (ω_i)

Table 1. Ranking of models of individual nest-site variables for the nesting successes of the black-naped monarch (*Hypothymis azurea*) based on the smallest AICc value ($\Delta AICc$) (K , number of variables in the models; ω_i , Akaike weight)

Models	Variables ^a	K	AICc	$\Delta AICc$	ω_i
Nest inaccessibility	DSEDG, NSTHT	3	69.670	0	0.425
Plant size	NSBSHT, DBH	3	71.310	1.640	0.187
Support strength	DSPBRM	2	72.621	2.951	0.097
Nest cover	COVER	2	72.706	3.037	0.093
Water resource	DSWAT	2	73.075	3.405	0.078
Plant species	NSTb	2	73.421	3.751	0.065
Human activity	DSROAD, DSBULD	3	73.798	4.129	0.054

^a Variables abbreviations: plant species (NST), plant height (NSBSHT), diameter at breast height (DBH), canopy cover (COVER), mean diameter of support branches (DSPBRM), distance of nest from foliage edge (DSEDG), nest height (NSTHT), distance to nearest water source (DSWAT), distance to nearest road (DSROAD) or to nearest building (DSBULD).

^b The nesting plant tree species were categorized as bamboo and non-bamboo.

表 2. 以訊息理論研究法(AICc)對黑枕藍鶺(*Hypothymis azurea*)簡化變數後的巢位特徵與天敵掠食風險關係進行模式選擇之結果；表中同時顯示變數數量(K)、AICc 值、AICc 差值($\Delta AICc$)及 Akaike weights (ω_i)

Table 2. Ranking of reduced models of individual nest-site variables for the nesting successes of the black-naped monarch (*Hypothymis azurea*) in Yunlin County, Taiwan, 2007-2008, based on the smallest AICc value ($\Delta AICc$) (K , number of variables in the models; ω_i , Akaike weight; variables evaluated with likelihood ratio test before model reduction)

Models	Variables	K	AICc	$\Delta AICc$	ω_i
Nest inaccessibility	DSEDG	2	68.214	0	0.489
Plant size	NSBSHT	2	69.220	1.007	0.296
Support strength	DSPBRM	2	72.621	4.407	0.054
Nest cover	COVER	2	72.706	4.493	0.052
Water resource	DSWAT	2	73.075	4.861	0.043
Plant species	NST	2	73.421	5.207	0.036
Human activity	DSROAD, DSBULD	3	83.601	5.585	0.030

樹大小模式最為本研究資料所支持，其各自包含的變數為巢距冠層邊緣的距離(DSEDG)及巢樹高度(NSBSHT)，且 2 變數對黑枕藍鶺繁殖成功與否均有顯著正向影響(表 3)。另由 Odd

ratios 來看，巢距冠層邊緣距離(DSEDG)每增加 1m，繁殖成功率上升約 87%，巢樹高度(NSBSHT)每增加 1m，繁殖成功率也會提升約 18% (表 4)。

表 3. 以 AICc 選擇出黑枕藍鶺(*Hypothymis azurea*)巢位最佳模式的 Logistic regression 模式變數的估計值、SE 及其檢定結果

Table 3. Results of logistic regression analysis for the black-naped monarch (*Hypothymis azurea*) nesting success models best supported by AICc

Models	Variables	Coefficients	SE	Chi-square	P
Nest inaccessibility	Intercept	-1.40	0.62	5.15	0.023
	DSEDG	0.63	0.29	4.77	0.029
Plant size	Intercept	-1.34	0.63	4.49	0.034
	NSBSHT	0.16	0.08	4.12	0.043

表 4. 對黑枕藍鶺(*Hypothymis azurea*)繁殖成功與否最具影響的最佳模式($\Delta AICc \leq 2$)中，各變數的勝算比(Odds ratio)與其 95% 信賴區間(Confidence Interval, CI)

Table 4. Odds ratios and 95% confidence intervals (CI) for the nest-site variables of the black-naped monarch (*Hypothymis azurea*) with the best nesting success models supported by AICc

Models	Variables	Odds ratio	CI
Nest inaccessibility	DSEDG	1.872	1.066 - 3.286
Plant size	NSBSHT	1.179	1.006 - 1.383

討 論

簡化後的可接近性模式及巢樹大小模式，最能解釋繁殖於雲林縣林內鄉及斗六市丘陵環境中的黑枕藍鶇鳥巢遭天敵掠食的風險，其代表變數分別為巢距冠層邊緣的距離(DSEDG)及巢樹高度(NSBSHT)，且 2 變數都與能否繁殖成功，即逃離天敵掠食，有顯著的正向關係，也就是說鳥巢若距離樹冠層邊緣愈遠及鳥巢所在的巢樹愈高，繁殖成功的機率會向上提升。其餘 5 個同時競爭的模式，包括：人類活動頻度、巢支撐度、巢樹類型、巢覆蓋度及水源模式，都不為本研究的資料所支持。

本研究所有繁殖失敗的黑枕藍鶇鳥巢中，有 75% 肇因於天敵掠食，顯示黑枕藍鶇與大部分燕雀目鳥類相同，在繁殖時會面臨強大的天敵壓力(Ricklefs 1969; Martin 1993)。探討巢位棲地特徵與天敵掠食機率關係的研究眾多，然而，在尋求降低鳥巢被天敵發現的共同選汰壓力下，各鳥種因其自身的生物習性及居住的棲地特性，會展現出不同的選擇策略，故在討論特定鳥類的巢位特徵與天敵壓力的關係時，必須仔細分析該生物本身具備的特性和研究地區的天敵組成。

黑枕藍鶇不僅為台灣中低海拔(< 1,600m)普遍的留鳥(翟 1977; 葛及李 2003)，且其棲地雖以森林為主，但可廣泛適應於闊葉林、次生林、林緣、樹林及公園等多樣環境(王等 1991)，同時於樹林上層到下層都可活動(Coates *et al.* 2006)。另其性情活躍而領域性強烈，常發出叫聲，故明顯而容易覺察(Goodale and Kotagama 2005; Coates *et al.* 2006)。黑枕藍鶇經常選用直立岔枝來築巢，巢本身常缺乏偽裝及遮蔽，故不難為人所發現(Coates *et al.* 2006)。繁殖期間常追擊(mobbing)或騷擾(harassing)其他可能威脅鳥巢的鳥類或天敵(Coates *et al.* 2006)。整體而言，黑枕藍鶇的築巢習性與許多其他王鶇科的鳥類相當類似，在緊鄰鳥巢的

地方普遍缺乏掩蔽，故可能因而導致此科鳥種的繁殖成功率偏低，唯王鶇科成鳥的壽命常在 15 年以上(Coates *et al.* 2006; VanderWerf 2008)，也許其策略為減少各年的投資，降低自身的壽命威脅，故其一生的適存度(fitness)不見得比較低。

雲林縣林內鄉及斗六市的低海拔丘陵地區，其目前的棲地型態係以人為種植的麻竹、龍眼及柳丁等農作物為主，次生闊葉樹則交雜在較難開墾的地點及荒廢林地之中。另住家則沿著主要溪谷分布。陳(2007)曾探討本研究相同範圍內灌叢巢及地面巢的天敵種類，發現灌叢巢的天敵種類包括蛇類、鳥類、哺乳類及螞蟻等，其中以大頭蛇(*Boiga kraepelini*)、台灣獼猴(*Macaca cyclopsis*)、鳳頭蒼鷹(*Accipiter trivirgatus*)及樹鵲(*Dendrocitta formosae*)最有能力攻擊位於樹冠層的鳥巢，故上述種類也可能是黑枕藍鶇重要的鳥巢天敵。另若鳥巢位置偏低或接近地面時，則可能增加許多以地面活動為主的蛇類及哺乳類天敵，如蛇類中的南蛇(*Ptyas mucosus*)、赤背松柏根(*Oligodon formosanus*)及紅斑蛇(*Dinodon rufozonatum*)，哺乳類中的食蟹獾(*Herpestes urva*)、白鼻心(*Paguma larvata*)都是研究範圍內常見的地面巢天敵。台灣獼猴除會掠食樹冠層的鳥巢外，同時也是地面巢的重要天敵之一。此外，文獻中經常提及的重要鳥巢天敵—松鼠類(赤腹松鼠 *Callosciurus erythraeus*) (Martin 1993; Sieving and Wilson 1998)，雖然在研究地點並不罕見，但根據陳(2007)的全時錄影研究結果，並未發現松鼠掠食研究範圍內的鳥巢。

在前述的棲地特性及天敵組成的背景之下，我們並未發現人類活動頻度、巢支撐度、巢樹類型、巢覆蓋度及水源等因子，對黑枕藍鶇鳥巢被天敵掠食的命運有顯著的影響。人類活動對鳥類天敵的影響不一，得視活動的類型、頻度及天敵的種類而定，天敵可能被阻擋

也可能增加(Filliaer *et al.* 1994; Debinski and Holt 2000)。而以研究範圍的棲地特性及有限的開發程度，特別是針對黑枕藍鶺經常築巢的樹冠層而言，天敵應可自由活動。至於巢支撐度、巢樹類型、巢覆蓋度及水源等因子，固然對某些鳥類繁殖確實有影響，但一則其作用與天敵關係不明顯，如水源可能主要與食物有關(Bekoff *et al.* 1987, Atlegrim 1992)，巢支撐度則也許和惡劣天候較為有關，二則反應黑枕藍鶺對棲地廣泛的適應幅度，如可使用的巢樹種類，或反之是顯現出其本身特性的限制或是與其他需求間的折衝(trade-off)，如對巢枝形態的要求與不隱蔽的鳥巢。另外，覆蓋度對以嗅覺及溫覺覓食的蛇類，在搜尋巢中的蛋及幼雛的阻礙不大(Schieck and Hannon 1993, Weidinger 2002)，而蛇類又是研究範圍內主要的天敵(陳 2007)，這也是巢上方的覆蓋度對黑枕藍鶺繁殖成功與否的影響不顯著的可能原因之一。

然而，在同樣的天敵組成及棲地特性之下，鳥巢是否容易接近確實會影響到黑枕藍鶺鳥巢被天敵捕食的機率。我們一開始由 2 個方向來描述鳥巢是否容易為天敵所接近，地面天敵考量鳥巢距離地面的垂直高度及距主幹的距離，上層天敵的部分則認為距離樹冠邊緣愈遠，愈可以降低被天敵發現及接近的機率。模式比較及 likelihood ratio test 的最終結果顯示，距離樹冠邊緣的距離愈遠，鳥巢被天敵掠食機率會下降，因此如何避免來自上層天敵的威脅，應是黑枕藍鶺築巢時的重要考量之一。不過，由研究範圍內天敵的組成分析來看，來自地面的天敵壓力並不比上層來得小，而距離地面垂直高度愈高及主幹較遠的巢，理應有利於避開哺乳類及爬蟲類的掠食，而可有較高的繁殖成功率(Nilsson 1984; Schieck and Hannon 1993; Wilson and Cooper 1998; Schmidt 1999; Kershner *et al.* 2001; Schmidt *et al.* 2001; Peterson *et al.* 2004)。關於此點，我們認為黑枕藍鶺在

選擇築巢位置時，來自地面的鳥巢天敵其實是極為重要的選擇壓力，因為不管繁殖成功(鳥巢高度 = 4.23m, SD = 2.52m)或被天敵掠食的鳥巢(平均高度 = 3.32m, SD = 1.64m)，以其築巢所在巢樹高度(繁殖成功巢樹平均高度 = 8.25m, SD = 4.87m；被天敵掠食鳥巢巢樹平均高度 = 5.77m, SD = 2.99m)而言(附錄 1)，主要都位於巢樹中層或樹冠中下層，鮮少築於非常接近地面而容易遭受地面天敵攻擊的地點。

另研究結果亦顯示巢樹高度愈高，鳥巢被天敵掠食的機率會隨之下降。原巢樹大小模式包含巢樹胸高直徑(DBH)及高度 2 因子。一般而言，樹高與 DBH 會呈顯著正比關係，但本研究中兩者關係並不高($r = 0.45$)，這反應黑枕藍鶺在研究範圍內利用許多細高的巢樹，即竹類與藤蔓類。高的巢樹，除可提供較高的巢位外(巢樹高度與巢距地面垂直高度相關性係數， $r = 0.84$)，較厚或較寬的樹冠也可以提供較多的潛在巢位或增加天敵搜索的空間，進而使得天敵尋獲鳥巢的機率下降(Bowman and Harris 1980; Martin 1993)。

本研究結果顯示黑枕藍鶺在台灣中部丘陵以麻竹及次生闊葉樹為主的棲地形態中，築於較高的巢樹和築於距離樹冠邊緣較遠的巢，可有效地降低被鳥巢天敵掠食的機會。鳥類的巢位是個體為求最高適存度(fitness)下長期演化的結果。黑枕藍鶺在其整體分布範圍內，不僅可廣泛利用各種樹林性棲地類型且族群數量很普遍(Coates *et al.* 2006)，故預期在本身生物特性的限制之下，其應擁有相當的塑性(plasticity)(Ghalambor and Martin 2002)以適應不同棲地類型下的天敵壓力、食物來源和可利用的巢位棲地，建議未來相關研究可擴大研究的空間尺度，以瞭解在不同開發程度的環境下，地景(landscape)、巢位(nest patch)及鳥巢微環境等不同尺度的各種因子，對黑枕藍鶺繁殖的相對重要性，同時也可瞭解黑枕藍鶺在不同棲地形態下的應對策略。

謝 誌

本研究若無張景開及陳嘉宏協助尋找鳥巢，絕無可能完成。另研究期間陳宛均及張心怡均在資料提供與分析上提供莫大協助，在此一併致謝。

引用文獻

- 王嘉雄、吳森雄、黃光瀛、楊秀英、蔡仲晃、蔡牧起、蕭慶亮。1991。台灣野鳥圖鑑。亞舍圖書有限公司。
- 王寧、張雁云、鄭光美。2006。黃眉姬鶉和白眉姬鶉繁殖期棲息地與活動區特徵。北京師範大學學報 42: 295-299。
- 李沛沂。1986。黑枕藍鶉的自然史及其在混合鳥群中的覓食行為。東海大學生物學研究所碩士論文。
- 周鎮。1995。台灣鳥圖鑑第一卷。台灣省立鳳凰谷鳥園。
- 陳宛均。2007。台灣中部低海拔森林燕雀目鳥種灌叢巢與地面巢的天敵掠食風險。國立台灣大學生態學與演化生物學研究所碩士論文。
- 陳嘉芬、傅木錦、顏秀芬、陳一銘、姜智育、徐景彥。2005。陽明山國家公園台灣藍鶲繁殖生物學初探。華岡理科學報 22: 1-12。
- 葛兆年、李培芬。2003。台灣北部繁殖鳥類之海拔分布型態。林業科學 18: 349-361。
- 廖世卿。2001。台灣重要野鳥棲地手冊。中華民國野鳥學會。
- 翟鵬。1977。台灣鳥類生態隔離的研究。東海大學生物學研究所碩士論文。
- Alonso, J. A., R. Muñoz-Pulido and L. M. Bautista. 1991. Nest-site selection and nesting success in the azure-winged magpie in central Spain. *Bird Study* 38: 45-51.
- Andrén, H. and P. Angelstam. 1988. Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: Experimental evidence. *Ecology* 69: 544-547.
- Atlegrim, O. 1992. Mechanisms regulating bird predation on a herbivorous larva guild in boreal coniferous forests. *Ecography* 15: 19-24.
- Bekoff, M., A. C. Scott and D. A. Conner. 1987. Nonrandom nest-site selection in evening grosbeaks. *Condor* 89: 819-829.
- Belles-Isles, J. C. and J. Picman. 1986. Nesting losses and nest site preferences in house wrens. *Condor* 88: 483-486.
- Bowman, G. B. and L. D. Harris. 1980. Effect of spatial heterogeneity on ground-nest depredation. *Journal of Wildlife Management* 44: 806-813.
- Burger, J. and M. Gochfeld. 1998. Effects of ecotourists on bird behaviour at Loxahatchee National Wildlife Refuge, Florida. *Environmental Conservation* 25: 13-21.
- Burnham, K. P. and D. R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach. Second edition. Springer-Verlag, New York, USA.
- Canterbury, G. E. and D. E. Blockstein. 1997. Local changes in a breeding bird community following forest disturbance. *Journal of Field Ornithology* 68: 537-546.
- Chace, J. F. and J. J. Walsh. 2004. Urban effects on native avifauna: A review. *Landscape and Urban Planning* 74: 46-69.
- Coates, B. J., G. C. L. Dutton and C. E. Filardi. 2006. Family Monarchidae (Monarchs). pp. 244-329. *In*: J. del Hoyo, A. Elliott and D. A. Christie (eds.). *Handbook of the Birds of the World Vol. 11*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Debinski, D. M. and R. D. Holt. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14: 342-355.
- Dykstra, C. R., J. L. Hays, F. B. Daniel and M. M.

- Simon. 2000. Nest site selection and productivity of suburban red-shouldered hawks in Southern Ohio. *Condor* 102: 401-408.
- Eggers, S., M. Griesser, M. Nystrand and J. Ekman. 2006. Predation risk induces changes in nest-site selection and clutch size in the Siberian jay. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 273: 701-706.
- Filliater, T. S., R. Breitwisch and P. M. Nealen. 1994. Predation on northern cardinal nests: Does choice of nest site matter?. *Condor* 96: 761-768.
- Götmark, F., D. Blomqvist, O. C. Johansson and J. Bergkvist. 1995. Nest site selection: A trade-off between concealment and view of the surroundings?. *Journal of Avian Biology* 26: 305-312.
- Ghalambor, C. K. and T. E. Martin. 2002. Comparative manipulation of predation risk in incubating birds reveals variability in the plasticity of responses. *Behavioral Ecology* 13: 101-108.
- Goodale, E. and S. W. Kotagama. 2005. Alarm calling in Sri Lankan mixed-species bird flocks. *Auk*: 108-120.
- Hamao, S. 2005. Predation risk and nest-site characteristics of the black-browed reed warbler *Acrocephalus bistrigiceps*: The role of plant strength. *Ornithological Science* 4: 147-153.
- Hosmer, D. W. and S. Lemeshow. 2000. Applied logistic regression. Second edition. Wiley InterScience, Wiley and Sons, New York, USA.
- Kershner, E. L., E. K. Bollinger and M. N. Helton. 2001. Nest-site selection and re-nesting in the blue-gray gnatcatcher (*Poliophtila caerulea*). *American Midland Naturalist* 146: 404-413.
- Lemon, P. E. 1957. A new instrument for measuring forest overstorey density. *Journal of Forestry* 55: 667-668.
- Liebezeit, J. R. and T. L. George. 2002. Nest predators, nest-site selection, and nesting success of the dusky flycatcher in a managed ponderosa pine forest. *Condor* 104: 507-517.
- Manolis, J. C., D. E. Anderson and F. J. Cuthbert. 2000. Uncertain nest fates in songbird studies and variation in Mayfield estimation. *Auk* 117: 615-626.
- Martin, T. E. 1993. Nest predation and nest sites: New perspectives on old patterns. *Bioscience* 43: 523-532.
- Martin, T. E. and J. J. Roper. 1988. Nest predation and nest-site selection of a western population of the hermit thrush. *Condor* 90: 51-57.
- Miller, J. R., J. A. Wiens, N. T. Hobbs and D. M. Theobald. 2003. Effects of human settlement on bird communities in lowland riparian areas of Colorado (USA). *Ecological Applications* 13: 1041-1059.
- Millers, C. K. and R. L. Knight. 1993. Does predator assemblage affect reproductive success in songbirds?. *Condor* 95: 712-715.
- Morton, M. L., K. W. Sockman and L. E. Peterson. 1993. Nest predation in the mountain white-crowned sparrow. *Condor* 95: 72-82.
- Newton, I. 1998. Population limitation in birds. Academic Press, London, UK.
- Nilsson, S. G. 1984. The evolution of nest-site selection among hole-nesting birds: The importance of nest predation and competition. *Ornis Scandinavica* 15: 167-175.
- Peterson, B. L., B. E. Kus and D. H. Deutschman. 2004. Determining nest predators of the least Bell's vireo through point counts, tracking stations, and video photography. *Journal of Field Ornithology* 75: 89-95.
- Piper, S. D. and C. P. Catterall. 2004. Effects of

- edge type and nest height on predation of artificial nests within subtropical Australian eucalypt forests. *Forest Ecology and Management* 203: 361-372.
- Ricklefs, R. E. 1969. An analysis of nesting mortality in birds. *Smithsonian Contributions to Zoology* 9: 1-48.
- Robbins, C. S., J. R. Sauer, R. S. Greenberg and S. Droege. 1989. Population declines in North American birds that migrate to the Neotropics. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 86: 7658-7662.
- SAS Institute Inc. 2002. The SAS systems for Windows, version 9.0. North Carolina, USA.
- Sasvári, L. and Z. Hegyi. 1998. Bird predation by tawny owls (*Strix aluco* L.) and its effect on the reproductive performance of tits. *Acta Oecologica* 19: 483-490.
- Schieck, J. O. and S. J. Hannon. 1993. Clutch predation, cover, and the overdispersion of nests of the willow ptarmigan. *Ecology* 74: 743-750.
- Schmidt, K. A. 1999. Foraging theory as a conceptual framework for studying nest predation. *Oikos* 85: 151-160.
- Schmidt, K. A., J. R. Goheen and R. Naumann. 2001. Incidental nest predation in songbirds: Behavioral indicators detect ecological scales and processes. *Ecology* 82: 2937-2947.
- Sieving, K. E. and M. F. Wilson. 1998. Nest predation and avian species diversity in northwestern forest understory. *Ecology* 79: 2391-2402.
- Small, S. L. 2005. Mortality factors and predators of spotted towhee nests in the Sacramento Valley, California. *Journal of Field Ornithology* 76: 252-258.
- Smith, D. G., T. Bosakowski and A. Devine. 1999. Nest site selection by urban and rural great horned owls in the northeast. *Journal of Field Ornithology* 70: 535-542.
- Soulé, M. E., D. T. Bolger, J. W. Allison, C. Alberts, M. Sorice and S. Hill. 1988. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. *Conservation Biology* 2: 75-92.
- Suarez, A. V., K. S. Pfennig and S. K. Robinson. 1997. Nesting success of a disturbance-dependent songbird on different kinds of edges. *Conservation Biology* 11: 928-935.
- Tabachnick, B. G. and L. S. Fidell. 2001. Using multivariate statistics. Fourth edition. Harper & Row, New York, USA.
- Thibault, J. C., J. L. Martin, A. Penloup and J. Y. Meyer. 2002. Understanding the decline and extinction of monarchs (Aves) in Polynesian Islands. *Biological conservation* 108: 161-174.
- Thorstrom, R. and A. Quixchán. 2000. Breeding biology and nest site characteristics of the bicolored hawk in Guatemala. *Wilson Bulletin* 112: 195-202.
- Ueta, M. 1998. Azure-winged magpies avoid nest predation by nesting near a Japanese lesser sparrowhawk's nest. *Condor* 100: 400-402.
- VanderWerf, E. A. 2008. Sources of variation in survival, recruitment, and natal dispersal of the Hawai'i 'elepaio. *Condor* 110: 241-250.
- Weidinger, K. 2002. Interactive effects of concealment, parental behaviour and predators on the survival of open passerine nests. *Journal of Animal Ecology* 71: 424-437.
- Wilson, R. R. and R. J. Cooper. 1998. Acadian flycatcher nest placement: Does placement influence reproductive success?. *Condor* 100: 673-679.

附錄 1. 黑枕藍鶺 (*Hypothymis azurea*) 被天敵掠食之巢位棲地特徵測量值 (mean \pm SD ; 括符內為 median 及 ranges)
Appendix 1. Measurements (mean \pm SD; ranges in parentheses) of nest-site characters in and depredated nests of the black-naped monarch (*Hypothymis azurea*) in Yunlin County, Taiwan, 2007-2008

Nest-site variables	Succeed nests (n = 22)	Depredated nests (n = 27)
Plant heights (m)	8.25 \pm 4.87 (7, 1.4 - 20)	5.77 \pm 2.99 (6, 1.3 - 12)
DBH (cm)	16.13 \pm 17 (8.76, 1.8 - 77.39)	10.71 \pm 9.36 (8.28, 0.8 - 42.68)
Canopy covers (%)	79.39 \pm 6.29 (80.6, 67.08 - 90.48)	76.75 \pm 9.78 (79.04, 56.68 - 92.3)
Diameters of support branches (mm)		
Thickest twigs	7.68 \pm 2.39 (6.83, 4.2 - 12.15)	6.97 \pm 2.06 (6.95, 3.05 - 10.6)
Thinner twigs	4.61 \pm 1.57 (4.15, 2.45 - 8.25)	4.21 \pm 1.71 (3.65, 1.95 - 8.85)
Means	6.14 \pm 1.78 (5.54, 3.55 - 8.25)	5.59 \pm 1.63 (5.78, 2.9 - 8.88)
Distances from stem (m)	1.62 \pm 1.25 (1.5, 0 - 5.4)	1.17 \pm 1.05 (1, 0 - 4.5)
Nest heights (m)	4.23 \pm 2.52 (4.3, 0.9 - 12)	3.32 \pm 1.64 (3.4, 1 - 6.8)
Distances of nest from foliage edge (m)	2.35 \pm 1.32 (2.1, 0.6 - 5.2)	1.55 \pm 0.99 (1.5, 0.2 - 4.5)
Distances to nearest road (m)	145.25 \pm 270.12 (17.5, 0 - 900)	217.91 \pm 612.77 (5.3, 1.5 - 2600)
Distances to nearest building (m)	290.75 \pm 380.97 (90, 3 - 1500)	692.15 \pm 1287.82 (250, 10 - 5000)
Distances to nearest road (m)	89.16 \pm 89.96 (65, 0 - 280)	116.31 \pm 112.81 (65, 0 - 420)

湖山水庫地區鳥類保育優先次序評估系統

An Avian Conservation Priority System for the Hushan Reservoir Area

方偉 林瑞興 范孟雯*

Wei Fang, Ruey-Shing Lin and Meng-Wen Fan*

行政院農業委員會特有生物研究保育中心 南投縣集集鎮民生東路1號

Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantou, Taiwan

*通訊作者

*Corresponding author

建議標題頁：湖山水庫地區鳥類保育次序評估系統

通訊作者：

范孟雯

行政院農業委員會特有生物研究保育中心

南投縣集集鎮民生東路1號

電話:049-2761331 ext 141

傳真:049-2761583

e-mail:luna@tesri.gov.tw

摘要

雲林湖山水庫此種大型工程雖可提供區域發展用水、促進產業推展，但也會造成棲地喪失及零碎化，對當地環境生態造成衝擊。盡量減少工程對野生動物棲地的破壞及在水庫鄰近地區進行棲地補償與復育，可以減少水庫興建工程對該區生態造成的負面影響與擾動。本研究目的為建構一湖山水庫地區鳥類保育優先次序評估系統，以篩選出該區需優先關注類群的鳥類，並針對此類群鳥種之棲地資源利用特性，提供相關建議供棲地改善工作參考。湖山水庫地區鳥類保育優先次序評估系統，係以紐西蘭自然保育部的評估系統為核心架構，同時參酌世界自然保育聯盟、自然服務協會、飛羽夥伴與加拿大鳥類研究計畫之保育優先次序評估系統，並考量研究範圍內原生鳥類(97種)的基礎研究資料可獲得性、分類地位、生物特性、在不同地理尺度的生存現況及受工程干擾程度後建立。經套用湖山水庫地區鳥類生物特性資料庫的資料於本系統後，篩選出25種屬優先關注類群的鳥類，其中森林性鳥類即佔21種。分析優先關注類群鳥種之棲地利用特性及受威脅情況，綜整未來棲地改善建議包括：棲地改善應以建構森林環境為主要方向，提高植被結構複雜性及植物種組成多樣性，以提供較多樣的棲地予較多的鳥種棲息；保留森林溪流兩岸之河濱林帶供森林溪流型鳥種利用，且作為移動能力差之鳥種於棲地區塊間移動的生態廊道；對於河道中自然叢生之草生地，應減少人為干擾，以提高草生地鳥種的多樣性；河濱之岩壁、石穴及土堤等繁殖資源應予以保留，避免於森林內小溪谷、山溝進行非必要工程；最後，為避免干擾鳥類繁殖，工程應儘可能避開繁殖期，以減少大型機具及車輛噪音的干擾。

Abstract

The on-going Hushan Reservoir construction project in Yunlin County of the central-west Taiwan will provide additional water supply for local and regional economic development, but it will inevitably result in loss and fragmentation of wildlife habitats, causing severe negative effects on local environments. In order to mitigate such negative effects, the strategies that have been taken by the project are to minimize wildlife habitat destruction during the construction and to restore the habitats in the neighboring areas. The objectives of this study were 1) to establish an avian conservation priority ranking system for the Hushan Reservoir Area, 2) to identify avian target species for the conservation, and 3) finally to propose conservation measures for increasing carrying capacities of the target species. With considering references available, taxonomic status, population status, distribution patterns, life cycles, environmental requirements, and vulnerability to the disturbance from the construction for all (97) native species of the birds found in the area, we built an avian conservation priority ranking system, using New Zealand's system as the core framework with those of IUCN, NatureServe, Partners in Flight, and Bird Studies Canada as the references. Twenty five species were identified as the target species for the system. Of them, 21 species were forest dependent. Accordingly, we concluded that top priority for the avian conservation in the Hushan Reservoir Area is to restore

lowland broadleaf forests to increase habitat diversity for the target species. We also suggested to preserving riparian vegetation and grasslands along streams, protecting nesting sites at the banks, and avoiding disturbance of breeding activities of the birds during the construction.

關鍵詞：鳥類保育優先次序評估系統、棲地改善、湖山水庫、台灣

Key words: avian conservation priority ranking system, habitat improvement, Hushan Reservoir, Taiwan

緒 言

大型工程的開發雖然能夠促進地方或區域的產業發展，但同時也會讓棲地消失及零碎化，對原來的地景與棲地造成激烈且不可逆的改變(Agostinho *et al.* 2008; Dunkin *et al.* 2009)。常見的棲地零碎化負面效應是棲地區塊面積(patch size)縮小、棲地區塊間隔離(isolation)程度提高與邊緣效應(edge effect)。另零碎化和棲地消失經常產生加成效果，因而擴大野生物族群所遭受的衝擊，最終使得生物分布範圍減少、族群數量降低(Schmiegelow and Monkkonen 2002; Bani *et al.* 2005)。水庫的興建可提供區域發展用水，但也會對當地環境生態造成衝擊，影響所及，包括當地原有水文系統、生態系功能、生產力結構、棲地品質與生物相組成動態的轉變(Crivelli *et al.* 1995; Agostinho *et al.* 2008)。其中，最顯著的轉變當屬水庫蓄水區的出現，不僅造成集水區棲地零碎化、改變原本溪流的水生生態系統，也使淹沒區的陸域生物消滅或遷出(Gleick 1992; Baker *et al.* 2000; Agostinho *et al.* 2008)，而從淹沒區遷出的生物，將造成鄰近地區生物相組成動態的轉變與資源利用的競爭壓力(Gleick 1992; Crivelli *et al.* 1995; Baker *et al.* 2000)。另工程區新增的道路亦會導致原棲地生物死亡、路死(road kill)、動物行為改變、物理化學環境擾動、外來種與人類干擾頻度增加等負面效應的產生(Trombulak and Frissell 2000)。

湖山水庫開發工程計畫於 2000 年通過行政院環境保護署環境影響評估之審查，並於 2001 年由行政院核定實施。湖山水庫位於雲林縣斗六市東南方約 10 km 處，座落之行政區分隸雲林縣斗六市及古坑鄉，水系屬北港溪支流梅林溪上游(財團法人中華顧問工程公司及民翔環境生態研究有限公司 2005)。工程計畫區範圍共 459 ha，土地覆蓋類型主要是由佔 47 %的麻竹(*Dendrocalamus latiflorus*)、22.8 %的闊葉樹和 9.79 %的檳榔(*Areca cathechn*)等組成(林等 2009)。完工後，工程計畫區範圍內海拔 215 m 以下的各類環境將被水淹沒，面積約 235 ha (財團法人中華顧問工程公司及民翔環境生態研究有限公司 2005)。由於工程計畫區位於全球性易危性物種(vulnerable species)——八色鳥(*Pitta nympha*)之分布熱點(hotspot)，因而爆發開發與保育之間的衝突議題(李等 2005; Ko *et al.* 2009)，故湖山水庫開發案生態保育措施之規劃與落實，始終廣受社會關注(特有生物研究保育中心 2008)。

針對鳥類部分，為了降低水庫施工對鳥類造成的衝擊，必須評估可能受到衝擊的鳥種以及範圍，採用經濟與適當的方式改善水庫鄰近地區的棲地品質，藉此增加鄰近地區對因水庫工程

而被迫外移物種之承載量。但在資源有限的情況下，試圖去滿足所有鳥種的需求有其困難，所以，本研究期望以保育優先次序評估系統篩選出在湖山水庫地區族群生存較易受害之優先關注類群鳥種(avian target species)，優先針對該類群鳥種的需求進行棲地保護或改善(habitat improvement)，期能經濟且快速的保育因湖山水庫工程而受害之鳥種。而在湖山水庫過往的復育計畫及環境影響評估報告中(財團法人中華顧問工程公司及民翔環境生態研究有限公司 2005; 中興工程顧問股份有限公司 2006; 賴等 2006; 水利署中區水資源局 2007)，一般是以台灣保育類物種為優先關注類群(target species group)的選定準則，但依行政院農業委員會(2008)公告的保育類野生動物評估分類作業要點，評估陸域脊椎動物之尺度係以台灣地區為主，並未考慮各鳥種於湖山水庫地區等較小尺度之生存現況，亦未考量水庫施工所造成的衝擊及各鳥種之易受害特性(vulnerability)，因此於衝擊評估及復育策略擬定時，除了鳥種是否為保育類外，如能進一步考慮各鳥種受工程之衝擊程度及其於施工地區面臨之威脅，將能更符合特定地區之現況與適用性。

有鑑於國內尚無相關研究可供借鏡，故本研究期能以鳥類為標的，建立一套適用於湖山水庫工程計畫區域尺度與工程性質的鳥類保育優先次序評估系統，再依據該區各鳥種的族群現況、分類地位、面臨威脅及易受害性，用定量的評估方式篩選出屬於優先關注類群的鳥種；並於歸納優先關注類群鳥種的棲地資源使用特性後，建議未來棲地改善工作方向與策略。

材料與方法

一、研究地區介紹

研究地區北起雲林縣林內鄉丘陵地，南至古坑鄉黃德坑溪集水區(120°37' E, 23°41' N)，包含湖山水庫庫區及其北側之丘陵地，本文統稱為湖山水庫地區(Hushan Reservoir Area)(如圖 1)，總面積約 40 km²，海拔多在 500m 以下；依蘇(1984)對台灣中部山地植群帶之劃分，本區屬於榕楠林帶，原生樹種主要為楠木類(*Machilus* spp.)及榕屬(*Ficus* spp.)植物。賴(2008)調查指出，本區環境植被組成以高度人為擾動之次生林為主，在地勢平緩區域多已開發利用，主要種植柑橘(*Citrus poonensis*)、柚子(*Citrus grandis*)、柳丁(*Citrus sinensis*)、檳榔及麻竹；山區多為麻竹林及檳榔園，僅有少數次生林分布於稜線及溪谷等不易耕作之環境。樣區內狩獵活動十分活躍，研究人員於 2007-2008 年調查期間，曾多次遇到獵人進出該地區，並發現陷阱及鳥網，且當地居民亦反應當地狩獵活動頻繁(張景開 私人通訊)，該區物種除了需面對環境開發過程產生之生存壓力外，亦需面對非法獵捕的壓力。

二、鳥類保育優先次序評估系統的建立

比較世界自然保育聯盟(The International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, IUCN)、飛羽夥伴(Partners in Flight, PIF)、自然服務協會(NatureServe)、加拿大鳥類研究計畫(Bird Studies Canada, BSC)及紐西蘭自然保育部(New Zealand Department of Conservation)的保育優先次序評估系統(Molly and Davis 1992; 陳 1999; Couturier 1999; IUCN 2001; Panjabi *et*

al. 2005; NatureServe 2007)，其中以紐西蘭自然保育部的系統評估面向較廣，其具 5 大類評估因子：(一)分類特殊性(taxonomic distinctiveness)、(二)物種現況(status of the species)、(三)物種面臨的威脅(threats facing of the species)、(四)物種的易受害性(vulnerability of the species)及(五)人文價值(human values)。而其他評估系統皆以族群現況及物種面臨威脅為主要考量，或有再加入分類特殊性因子者，但不及紐西蘭自然保育部的評估系統全面，而評估標準則以世界自然保育聯盟及飛羽夥伴兩系統量化程度最高。因此湖山水庫地區鳥類保育優先次序評估系統，係修改紐西蘭自然保育部的保育優先次序評估系統作為主體架構；再綜整前述 5 種評估系統之標準，並依資料之可得性、評估之可行性及適用於鳥類及水庫施工影響考量等原則，篩選出適用於湖山水庫地區之評估標準；最後，參考世界自然保育聯盟及飛羽夥伴兩系統之評估標準量化方式，設計本評估系統之定量標準，但考量單一量化標準不見得完全適用於各類鳥種，且多數鳥種之基礎資料缺乏，故仍保留部分描述性標準。

本評估系統主要是以生物特性的角度評估各鳥種之保育優先次序，因此去除紐西蘭自然保育部系統中之人文價值因子後得到 4 大因子：(一)族群現況(population status)、(二)分類地位(taxonomic status)、(三)面臨威脅(threats)及(四)易受害性(vulnerability)。每個因子下面包含 1-5 個評估標準(總計 12 個)，每一個評估標準下又包含 3-5 個選項(共計 58 個)(附錄 I，可由網路取得)，每一因子及其含括之標準、選項代表的意義如下：

(一)族群現況：單以野生個體之數量來評估族群是否有滅絕的疑慮是不適當的；評估一物種現況時，不僅需考量族群大小，更應考量其有效族群量(effective population size)及其族群結構是否足以維持一個活性族群(minimum viable population)(金 2000)所展現出的族群量變化趨勢。因此本評估系統在族群現況因子中，涵括野生族群分布模式(分布面積、與歷史比較之分布現況、族群之隔離現象)、野生族群(成年個體)目前族群量、野生族群之族群量變化趨勢，並依族群之發展優劣給 1-5 分。

(二)分類地位：特有種與特有亞種乃指只存在於世界某個特定地區的種或亞種，代表該特定地區長期演化下的珍貴自然資產與獨特的基因庫。僅生存於台灣的獨特物種，若其滅絕，表示其也將永遠在地球上消失。因此依特有種、特有亞種及與國外分布同種者 3 類評分。特有種 3 分，特有亞種 2 分，與國外分布同種者 1 分，本研究之分類地位參考中華民國野鳥學會鳥類紀錄委員會(2008)公告之台灣鳥類名錄。

(三)面臨威脅：根據 Nilsson (1983)的整理，鳥類滅絕原因有 22%是因為人類引進貓、狗、牛、鼠、兔等外來種，20%是因棲息地破壞，18%是狩獵、捕獵，4%是環境改變、農藥汙染等，而有 36%原因不明。扣除不明原因及環境改變，採用鳥類滅絕之 3 大原因為本因子之評估標準，分別為：棲地消失之速率、被獵捕及利用之壓力及外來入侵種危害，在此 3 項標準中，並依威脅之大小給 5-1 分。

(四)易受害性：當棲地資源缺乏時，對於資源利用專一性或特殊性愈高之鳥種，其所面臨之生存衝擊也愈大(Molly and Davis 1992; 陳 1999; Couturier 1999)。對水庫施工產生的棲地改變或噪音干擾較為敏感的物種，很可能導致其離開原生活棲地或棄巢，以致其族群量下降(Forman and

Deblinger 2000)。另對於飛行能力較低之鳥種，當其由水庫移棲至其他地區時，也易因穿越道路造成路死(Seibert and Conover 1991; Clevenger *et al.* 2003)。至於森林消失或道路增加後造成的棲地隔離效應，對活動力強、活動範圍大的鳥種，尤其是遷徙性鳥種，影響較小，但對於行動力較差之鳥種，在該地族群之存續則易受棲地隔離效應威脅(Bani *et al.* 2005)。綜上所述，本評估系統中易受害性因子包括棲地及覓食空間專一性、食性專一性、繁殖資源特殊性、繁殖敏感度及移動能力 5 項標準。

Mehlman *et al.* (2004) 比較世界自然保育聯盟、自然服務協會及飛羽夥伴 3 者的評估系統應用於北美地區的結果，發現此 3 系統評估結果於保育優先性最高(highest conservation priority)與最低(lowest conservation priority)兩類群物種相當一致，但中間區位的物種則因評估的尺度不同，而有較大的差異。因此在評估湖山水庫地區鳥類保育優先次序時，將同時考量不同尺度，以期得出較切合實際狀況之鳥類保育優先次序。

加拿大鳥類研究計畫的評估方法係依序考量全球、全國、全省(州)至欲評估地區等尺度後，將每一個尺度的得分再加權相乘得到最後的評估結果(Couturier 1999)。但考量到台灣全島及湖山水庫地區鳥類的生物資料缺乏，如採用加拿大鳥類研究計畫系統的各尺度得分加權方式，可能有許多項目的評分結果皆為不確定，反而造成較大之誤差，而這些誤差再經過加權相乘後反而會被放大。因此修改加拿大鳥類研究計畫系統的尺度評估方式，也就是在針對一物種評估時，分別考量其在全球性、全國性及地區性尺度下所受到的影響，並評估在個別尺度下所得之分數，最後以各尺度中最高之分數為其最終得分。

但族群現況因子則另外考量，其中遷徙鳥種(包含候鳥、過境鳥及迷鳥)以全球尺度為原則，避免過度關注不以台灣為主要遷徙地，且全球族群現況安全無慮之鳥種。留鳥族群則以全球及台灣尺度考量，以兩尺度之最高得分給分，避免過度關注不以雲林斗六丘陵地為主要棲息地之鳥種。並且，對於資料不完備之物種，則參考世界自然保育聯盟之建議，持保守態度給分(IUCN 2001)(例如：如有報告指出某物種野生族群成年個體目前族群量為 2,500 隻左右，但懷疑還會更低，則依保守態度判斷其族群量為 2,500 隻以下)。

計分時，係將每一個評估因子內的分數加總平均後，得到該評估因子之分數，接著加總各評估因子分數得到評估總分，因此，總分界於 4 到 18 分間。其中，若物種之總分為 4 分，表示該物種目前族群發展現況無虞、面臨威脅及易受害性的壓力小；反之，若物種之總分為 18 分，表示該物種族群發展現況堪慮、面臨威脅及易受害性的壓力大。

綜觀目前各保育優先次序評估系統在篩選保育類等優先關注類群物種門檻之選定，多採專家群之討論結果為依據(Molly and Davis 1992; Couturier 1999; IUCN 2001; Panjabi *et al.* 2005; NatureServe 2007)，至於台灣在評估保育類物種名錄時亦是採取此類由專家群依評估分類作業要點共同討論篩選之結果(行政院農業委員會 2008)。因此本研究參考上列研究之保育類物種篩選邏輯，綜合考量所有鳥種之評分結果之後，將總分大於 9 分且族群現況、面臨威脅與易受害性等 3 項因子中有 1 項之分數大於 3 分者，表示該物種之族群呈現危險狀態，應列入優先關注類

群。

三、湖山水庫地區鳥類名錄及生物特性資料收集

收集區內 1993-2008 年之生態調查資料(欣德工程顧問有限公司 2000; 雲林縣野鳥學會 2001; 中興工程顧問股份有限公司 2006; 賴等 2006; 水利署中區水資源局 2007; 觀察家生態顧問公司 2007; 特有生物研究保育中心 2008), 剔除外來種後, 建立湖山水庫地區鳥類名錄, 鳥種使用名稱係參考中華民國野鳥學會鳥類紀錄委員會(2008)公告之台灣鳥類名錄用法。再參考台灣大學生態學與演化生物學研究所(2007)、特有生物研究保育中心(2007)及 BirdLife International (2007)的鳥類資料庫與相關鳥類書籍、研究論文及報告等相關文獻共 42 篇(如附錄II, 可由網路取得), 建立湖山水庫地區鳥類生物特性資料庫。主要內容包含鳥類利用的棲地類型、覓食場所、覓食方式、食性、分布範圍及海拔、活動模式、活動類型、生態壓力、繁殖期、繁殖力、繁殖位置、遷留狀態、特有性、保育等級及其他特性等資料。其中棲地類型(habitat type)的分類, 是依鳥種主要利用的棲地將其分為:(一)非邊緣性森林型(forest type): 主要棲地以森林為主者;(二)森林邊緣型(forest edge type): 主要棲息於森林與其他類型棲地交界處;(三)草生地型(grassland type): 以草生地為主要棲地者;(四)水域型(water type): 主要棲息於溪流及湖泊等棲地者;(五)聚落型(village type): 以人類聚落為主要棲息地者;(六)開墾地型(farmland type): 主要棲息於果園、菜園及檳榔園等農耕地者;(七)多樣棲地型(diverse habitat type): 利用之棲地不僅以一種為主, 會利用多種棲地者。

四、資料分析

利用無母數變方分析法(Kruskal-Wallis test)檢測優先關注類群及非優先關注類群(non-target species group)間在各評估標準的得分是否有顯著差異, 所有測試均採雙尾(two tailed)檢定, 顯著水準訂為 $p < 0.05$ 。

結 果

1993 - 2008 年間在湖山水庫地區共記錄到 37 科 97 種鳥類, 其中 20 種為保育類。這 97 種鳥類依所利用的棲地類型可區分為非邊緣性森林型 35 種、水域型 17 種、草生地型 11 種、開墾地型 11 種、森林邊緣型 10 種、聚落型 7 種及多樣棲地型 6 種(如附錄 III, 可由網路取得)。

本研究篩選出之優先關注類群鳥類共計 25 種, 依總分高低列表(如表 1), 其中保育類鳥種有 13 種, 佔湖山水庫地區保育鳥種數的 65%, 而未列入優先關注類群的保育鳥種共 7 種, 分別為黃嘴角鴉(*Otus spilocephalus*)、領角鴉(*Otus bakkamoena*)、赤腹鷹(*Accipiter soloensis*)、灰面鵟鷹(*Butastur indicus*)、燕鴿(*Glareola maldivarum*)、紅尾伯勞(*Lanius cristatus*)及野鴿(*Luscinia calliope*)。將優先關注類群鳥種依棲地類型分, 包括非邊緣性森林型 15 種(60%)、森林邊緣型 4 種(16%)、水域型 3 種(12%)、草生地型 2 種(8%)、及開墾地型 1 種(4%)(如表 1), 以森林及其周

邊環境為主要棲地者，除了非邊緣性森林型鳥種及森林邊緣型鳥種外，尚包含台灣紫嘯鶇(*Myophonus insularis*)及白尾鳩(*Myiomela leucura*)兩種以森林溪流為主要棲地之水域鳥種。因此，被篩選出之優先關注類群鳥種多以森林及其周邊環境為主要棲地(計 21 種，佔 84%)。

檢測優先關注類群及非優先關注類群鳥種間在各評估標準的得分是否有差異時，由於棲息在湖山水庫地區的鳥種以非邊緣性森林型鳥種佔多數(35 種，36%)，故以此類型鳥種進行檢測比較，樣本數較足夠。因此，比較非邊緣性森林型中 15 種優先關注類群鳥種與 20 種非優先關注類群鳥種於各項評估標準之得分(表 2)，發現在野生動物族群分布模式、野生族群(成年個體)目前族群量、分類地位及特有性、獵捕壓力、外來入侵種危害、棲地及覓食空間專一性及生殖敏感度等標準均有顯著差異($p < 0.05$)，顯示湖山水庫地區非邊緣性森林型優先關注類群鳥種主要面臨之受害壓力分別為：一、獵捕壓力大；二、外來入侵種迫害；三、對於棲地及覓食空間的利用較專一；四、繁殖時較敏感易棄巢。

討 論

本系統於評估各項標準之得分時，是同時考量全球、台灣及湖山水庫地區 3 種尺度，可避免因尺度考量的不同，而造成評估結果偏差。同時持保守態度給分，係因應台灣地區鳥類基礎研究資料缺乏之困境，避免因資料不足而低估鳥種受威脅程度。另外除考量族群量、特有性、受威脅程度，在易受害性方面，更加入了工程施工對鳥類之影響，未來亦可供其他工程之生態保育措施規劃與棲地改善工作參考。然而，此系統雖採用許多評估因子及標準，且持保守之態度評估，以期客觀篩選出需優先關注之鳥種。但情況相似或研究資訊缺乏的鳥種，其排名順序難免失真，故於棲地改善時，不建議僅以單一鳥種之需求作為棲地改善方向，應以優先關注類群鳥種之整體生物特性及主要棲地需求為依歸。

未列入優先關注類群之 7 種保育類鳥種，僅黃嘴角鴉與領角鴉為留鳥，其他 5 種鳥類均為候鳥或過境鳥，且具有以下特點：一、這些鳥種除燕鴿外，皆未在台灣或湖山水庫地區繁殖，但燕鴿的繁殖棲地位於旱田耕地(特有生物研究保育中心 1996)，適應農耕活動，且此類棲地短期內亦無消失之危機；二、皆非台灣特有種或特有亞種；三、族群狀況穩定；四、無受外來入侵種危害之問題，因此在資源有限的情況下，不將其列入優先關注類群應為合理。另領角鴉為多樣棲地類型鳥種，目前發現可於人為活動之校園、公園及果園等區域棲息、繁殖，且族群數量尚普遍，對人為干擾環境適應性較好(賴等 2006)，因此，雖未列名於優先關注類群，但其族群生存應不致因水庫工程而遭受危害。至於黃嘴角鴉為非邊緣性森林型鳥種且和優先關注類群中的鵲鴝(*Glaucidium brodiei*)同屬於鴝鴝科的鳥類，若於棲地改善時，採用以優先關注類群整體生物特性及棲地需求為主軸的方式進行，應可兼顧到黃嘴角鴉的保育。

分析優先關注類群鳥種之棲地特性，可知優先關注類群中有 84% 是以森林及其周邊環境為主要棲地。森林相較於草生地、聚落及農墾地等棲地類型，具有較複雜的結構及多樣的植物組

成；愈複雜的結構能提供愈多的生態棲位(niche)，鳥類多樣性亦隨之增加(MacArthur and MacArthur 1961; Karr 1968; Karr and Roth 1971; Wilson 1974)。而愈多樣的植物種組成可提供愈多樣的的食物資源，在類似的植被形相結構下，植物種組成較多樣的棲地有較多的鳥種棲息(Karr 1971; Rotenberry 1985)。優先關注類群中亦有部份的水域型鳥種，包含白尾鴿、台灣紫嘯鶇及翠鳥(*Halcyon coromanda*)；其中白尾鴿及台灣紫嘯鶇是以森林中的溪流為主要生活水域，而翠鳥雖可生存於較多樣之水域，但在湖山水庫地區主要利用之棲地亦以溪流及部份農塘為主，因此於本研究地區此 3 鳥種應可歸類為森林溪流型鳥種。以這類鳥種而言，河濱林帶(riparian woodland)可提供良好的棲息環境(Naiman and Decamps 1997)且可作為生態廊道(corridors)，其可提供鳥類較多的活動棲地(Bentley and Catterall 1997; Martin *et al.* 2006)，亦可供移動能力較差之鳥種於零碎棲地間移動、覓食及繁殖，故河濱林帶應盡量保存。若需以人為方式營造生態廊道，則其結構應仿造目標鳥種之棲地型態，對移動能力較差之森林性鳥種而言，除了樹冠植被外，更重要的是下層灌叢植被，其可提供下層活動鳥種更多的遮蔽、食物及保護，讓此類鳥種更容易使用生態廊道(Parsons 2007)。而白尾鴿、台灣紫嘯鶇及翠鳥會築巢於岩壁縫隙、石穴或土堤(張簡等 2006; 台灣大學生態學與演化生物學研究所 2007)，因此河濱之岩壁、石穴及土堤應予以保留，避免於森林內小溪谷、山溝進行非必要工程，如不得不進行護岸工程時，則應避免過度水泥化，以打樁編柵、土堤護岸或砌石護岸為優先考量。

相較於森林，雖然草生地環境單一化程度較高，鳥種的多樣性及密度是較低的(柯 2004; 袁等 2004)，但優先關注類群中亦有少部份為草生地鳥種(8%)，包含棕三趾鶉(*Turnix suscitator*)及小雲雀(*Alauda gulgula*)。於湖山水庫地區此 2 種鳥類多出現於雜草叢生之河道及農耕地，但私有農耕地不易介入管理，且粗放草地的物種多樣性優於精耕的草地(Barnett *et al.* 2004)，若能儘量減少溪流中草生地之人為干擾，應可提高此類鳥種之多樣性。

優先關注類群鳥種中僅八哥(*Acridotheres cristatellus*)為開墾地型鳥類，八哥目前並無棲地喪失問題，被列入優先關注類群是因其族群數量稀少、受外來入侵鳥種嚴重威脅且被獵捕的壓力大，此三部份得分較高。其所面臨之問題，應由主管機關擬定外來入侵種防治計畫，並加強非法獵捕的查緝，同時應進行八哥族群數量的普查，以便於其族群數量太少時，採取必要的保育措施。

本研究建議棲地改善應以復育森林環境為主要方向，因此，了解棲息於森林內鳥種之受害情況及特性，將可供擬定森林環境復育方針時參考。而由結果可知優先關注類群中的非邊緣性森林型鳥種具有 4 大受害情況及特性，以下則就各項受害情況及特性討論其因應方式；一、獵捕壓力：湖山水庫地區之非法狩獵活動猖獗，研究人員於此曾多次遭遇獵人或是發現其架設之陷阱及鳥網，此區之生物承受極高之獵捕壓力，此應由主管機關依野生動物保育法，嚴格查緝非法狩獵，並呼籲大眾避免消費野生動物；二、外來入侵種迫害：外來入侵種是影響生物多樣性的主要原因之一(Hunter 1996; Stiling 2002)，而在入侵初期投入較高的移除努力量，不僅可以直接降低族群數量，在達成計畫目標的全程期間，需被移除的個體總數也將較少，較符合經濟和道德上的考量(Ellis and Elphick 2007)，但相較於控制已經在野外建立族群的外來入侵種，預防

外來種成功入侵所需的花費更是低廉(Mack et al. 2000)，因此主管機關可參考台灣外來種陸域脊椎動物風險評估系統(范等 2006)，評估各物種之危害潛力，建立嚴格的境管機制，避免有害外來種引入，迫害本土生物多樣性，此外，對於已侵入台灣野外之外來種，則需評估移除之優先性及可行性後擬定防治計畫；三、棲地及覓食空間專一性：植物結構之複雜度與生態棲位之多樣性具正相關，(MacArthur and MacArthur 1961; Karr 1968; Karr and Roth 1971; Wilson 1974)，且在類似的植被形相結構下，植物種類較多樣的棲地可提供較多樣的食物資源 (Karr 1971; Rotenberry 1985)，因此棲地改善工作，應增加棲地內植被結構複雜度及植物種類多樣性，以提供更多棲息空間及食物資源；四、許多鳥類繁殖時較敏感易棄巢：為保護像朱鷗(*Oriolus traillii*)、大彎嘴(*Pomatorhinus erythrogenys*)、小彎嘴(*Pomatorhinus ruficollis*)及棕三趾鶉等繁殖敏感的鳥類(賴等 2006)，應避免於繁殖期間施工，並減少干擾以確保其能順利繁殖。

結論與建議

湖山水庫地區鳥類所面臨之生存壓力，主要是水庫開發工程、非法獵捕及外來入侵種的迫害等 3 項。其中非法獵捕及外來入侵種迫害問題，有賴主管機關對於法令的嚴格執行及對外來種引入的管控；而水庫開發工程造成的棲地喪失及零碎化問題，目前復育規劃單位的策略是以防止水庫週邊現存棲地劣化加劇為優先，其次則是藉由改善湖山水庫鄰近地區之棲地品質，補償原棲地喪失的衝擊，延續生物多樣性(特有生物研究保育中心 2008)。本研究之目的即在利用鳥類保育優先次序評估系統，篩選出湖山水庫地區優先關注類群鳥種，經由分析優先關注類群鳥種之棲地利用特性及受威脅情況，提出供未來棲地改善工作參考之建議包括：一、棲地改善應以建構森林環境為主要方向，提高植被結構複雜性及植物種組成的多樣性，以提供較多樣的棲地予較多的鳥種棲息；二、保留森林溪流兩岸之河濱林帶，以供森林溪流型鳥種利用，且可作為移動能力差之鳥種於棲地區塊間移動之生態廊道；三、在較寬廣河道中自然叢生之草生地盡量減少人為干擾，以提高草生地鳥種的多樣性；四、河濱之岩壁、石穴及土堤等繁殖資源也應予以保留，避免於森林內小溪谷、山溝進行非必要工程，如不得不進行護岸工程時，則應避免過度水泥化，以打樁編柵、土堤護岸或砌石護岸為優先考量；五、工程之進行應避開繁殖期，減少大型機具及車輛產生之噪音，以免干擾鳥類的繁殖等 5 項。

利用湖山水庫鳥類復育優先次序評估系統，可快速篩選出在湖山水庫地區族群生存較易受害之優先關注類群鳥種；但在評估復育優先次序時，常因相關族群調查資料的缺乏，而無法均以量化的標準進行評估，因此情況相似的鳥種，其排名順序部份難免失真，但本系統採用許多評估因子及標準，且持保守之態度評估，應可減低失真的程度。惟於擬定棲地改善或復原策略時，應以優先關注類群整體生物特性及棲地需求為主，不建議以單一鳥種之需求作為主要棲地改善方向，俾兼具整體性與經濟效益。另由於本土鳥類相關研究資料的貧乏，對於許多鳥種的生物特性無法有太深入之了解，於考量個別鳥種所需特殊資源部份，難免有所疏漏，且棲地改善是個「作中學」的工作，建議棲地改善工作執行時，應建立觀測指標，了解棲地及鳥類的變

化，並適時修正棲地改善策略。

謝 誌

本研究感謝林育秀小姐協助資料整理並承蒙經濟部水利署中區水資源局提供經費，另蒙蔡住發博士對文稿之校閱與指正，僅致謝忱。

引用文獻

- 中華民國野鳥學會鳥類紀錄委員會。2008。台灣鳥類名錄。2009年2月取自：<http://www.bird.org.tw/docs/TaiwanBirdChecklist.htm>
- 中興工程顧問股份有限公司。2006。湖山水庫工程計畫環境影響調查報告書(修正本)。經濟部水利署中區水資源局。
- 水利署中區水資源局。2007。湖山水庫工程計畫施工導水路工程-生態調查月報表。經濟部水利署中區水資源局。
- 台灣大學生態學與演化生物學研究所。2007。台灣大學動物博物館：鳥類資料庫。2007年10月取自：<http://archive.zo.ntu.edu.tw/>。
- 行政院農業委員會。2008。野生動物評估分類作業要點。自然保育季刊 61: 72-75。
- 李培芬、白梅玲、林瑞興。2005。利用遙測與 GIS 探討瀕危物種八色鳥之棲地喜好與分布。農委會 94 年度遙測應用計畫成果發表會專刊 1-10 頁。農委會林務局。
- 林瑞興、李培芬、陳怡秀、柯智仁、陳宛均。2009。湖山水庫棲地復育基地選擇之空間模式研究。湖山水庫工程計畫生態保育措施—森林、溪流生態系統之調查研究規劃(97 年度工作計畫)成果報告書 153-176 頁。經濟部水利署中區水資源局。
- 欣德工程顧問有限公司。2000。雲林縣湖山、湖南水庫環境影響評估報告書。經濟部水利處。
- 金恆鏞。2000。國家公園的生物多樣性保育。生物多樣性保育策略研討會論文集 13-35 頁。國立台灣大學生物多樣性研究中心。
- 柯智仁。2004。觀霧地區森林地景與鳥類群聚的關係。國立臺灣大學森林學系碩士論文。
- 范孟雯、林瑞興、黃雅倫、林德恩。2006。台灣外來種陸域脊椎動物風險評估系統。特有生物研究 8(2): 7-22。
- 特有生物研究保育中心。1996。台灣保育類野生動物圖鑑。特有生物研究保育中心。
- 特有生物研究保育中心。2007。台灣野生動物資料庫查詢系統網站。2007年10月取自：

<http://twd.tesri.gov.tw/twd/>。

特有生物研究保育中心。2008。湖山水庫工程計畫生態保育措施—森林、溪流生態系統之調查研究規劃(96年度工作計畫)成果報告書。經濟部水利署中區水資源局。

袁孝維、謝欣怡、沈聖峰。2004。梅峰地區不同演替階段棲地鳥類相調查。台大實驗林研究報告 18: 1-7。

財團法人中華顧問工程司、民翔環境生態研究有限公司。2005。湖山水庫工程計畫生態保育措施。經濟部水利署中區水資源局。

張簡琳玟、黃獻文、何健鎔、沈秀雀、姚正得、黃朝慶、張仕緯、林宗以、范孟雯。2006。本土物種生活史與生態需求之調查研究與資料建立。行政院農業委員會特有生物研究保育中心九十五年度科技計畫研究報告 95-148 頁。農委會特有生物研究保育中心。

陳志輝(譯)。1999。紐西蘭受威脅動植物保育優先次序之評定。自然保育季刊 26: 47-62。

雲林縣野鳥學會。2001。阿里山事業區第 61-73 林班八色鳥(*Pitta nympha*)族群分布調查。行政院農業委員會林務局。

賴國祥、鄭錫奇、彭仁傑、林瑞興、林德恩、池文傑、楊嘉棟、許再文、沈明雅、朱恩良、陳榮宗、張世倉。2006。湖山水庫施工導水路工程生物相調查及生態保育措施。經濟部水利署中區水資源局。

賴國祥。2008。湖山水庫及鄰近地區植物資源與植被調查。湖山水庫工程計畫生態保育措施—森林、溪流生態系統之調查研究規劃(96年度工作計畫)成果報告書 9-66 頁。經濟部水利署中區水資源局。

蘇鴻傑。1984。台灣天然林氣候與植群型之研究(二)山地植群帶與溫度梯度之關係。中華林學季刊 17: 57-73。

觀察家生態顧問公司。2007。二高沿線環境特性調查與國道計畫環境復育之研究(第 1 期)。交通部台灣區國道新建工程局。

Agostinho, A. A., F. M. Pelicice and L. C. Gomes. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: Impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* 68: 1119-1132.

Baker, D., J. Young and J. M. Arocena. 2000. An integrated approach to reservoir management: The Williston Reservoir case study. *Environmental Management* 25: 565-578.

Bani, L., D. Massimino., L. Bottoni. and R. Massa. 2006. A multiscale method for selecting indicator species and priority conservation areas: A case study for broadleaved forests in Lombardy, Italy. *Conservation Biology* 20: 512-526.

Barnett, P. R., M. J. Whittingham and R. B. Bradbury. 2004. Use of unimproved and improved lowland grassland by wintering birds in the UK. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 102: 49-60.

Bentley, J. M. and C. P. Catterall. 1997. The use of bushland, corridors, and linear remnants by birds

- in Southeastern Queensland, Australia. *Conservation Biology* 11: 1173-1189.
- BirdLife International. 2007. BirdLife international: Data zone. Available from: <http://www.birdlife.org/datazone/index.html>.
- Clevenger, A. P., B. Chruszcz and K. E. Gunson. 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109: 15-26.
- Couturier, A. 1999. Conservation priorities for the birds of southern Ontario. Available from: <http://www.bsc-eoc.org/conservation/municipal/report/cpmain.pdf>
- Crivelli, A. J., P. Grillas, H. Jerrentrup and T. Nazirides. 1995. Effects on fisheries and waterbirds of raising water levels at Kerkini Reservoir, a Ramsar site in Northern Greece. *Environmental Management* 19: 431-443.
- Dunkin, S. W., F. S. Guthery, S. J. Demaso, A. D. Peoples and E. S. Parry. 2009. Influence of anthropogenic structures on northern bobwhite space use in western Oklahoma. *Journal of Wildlife Management* 73: 253-259.
- Ellis, M. M. and C. S. Elphick. 2007. Using a stochastic model to examine the ecological, economic and ethical consequences of population control in a charismatic invasive species: Mute swans in North America. *Journal of Applied Ecology* 44: 312-322.
- Forman, R. T. T. and R. D. Deblinger. 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conservation Biology* 14: 36-46.
- Gleick, P. H. 1992. Environmental consequences of hydroelectric development - the role of facility size and type. *Energy* 17: 735-747.
- Hunter, M. L. Jr. 1996. *Fundamentals of conservation biology*. Blackwell Science, Cambridge, Massachusetts, USA.
- IUCN. 2001. *IUCN Red List Categories : Version 3.1*. IUCN species survival commission, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Karr, J. R. 1968. Habitat and avian diversity on strip-mined land in east-central Illinois. *Condor* 70: 348-357.
- Karr, J. R. 1971. Structure of avian communities in selected Panama and Illinois habitats. *Ecological Monograph* 41: 207-233.
- Karr, J. R. and R. R. Roth 1971. Vegetation structure and avian diversity in several new world areas. *American Naturalist* 105: 423-435.
- Ko, C. Y., P. F. Lee, M. L. Bai and R. S. Lin. 2009. A rule-based species predictive model for the vulnerable Fairy Pitta *Pitta nympha* in Taiwan. *Taiwania* 54: 28-36.
- MacArthur, R. H. and J. W. MacArthur. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42: 594-598.
- Mack, R. N., D. Simberloff, W. Mark Lonsdale, H. Evans, M. Clout and F. A. Bazzaz. 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10: 689-710.
- Martin, T. G., S. McIntyre, C. P. Catterall and H. P. Possingham. 2006. Is landscape context important

- for riparian conservation? Birds in grassy woodland. *Biological Conservation* 127: 201-214.
- Mehlman, D. W., K. V. Rosenberg, J. V. Wells and B. Robertson. 2004. A comparison of North American avian conservation priority ranking systems. *Biological Conservation* 120: 383-390.
- Molly, J. and A. Davis. 1992. Setting priorities for the conservation of New Zealand's threatened plants and animals. Department of Conservation, Wellington, New Zealand.
- Naiman, R. J. and H. Decamps. 1997. The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Reviews in Ecology and Systematics* 28: 621-658.
- NatureServe. 2007. NatureServe: NatureServe conservation status. Available from: <http://www.natureserve.org>.
- Nilsson, G. 1983. The endangered species handbook. Animal Welfare Institute. Washington, DC, USA.
- Panjabi, A. O., E. H. Dunn, P. J. Blancher, W. C. Hunter, B. Altman, J. Bart, C. J. ,Beardmore, H. B., G. S. Butcher, S. K. Davis, D. W. Demarest, R. Dettmers, W. Easton, H. Gomez de Silva Garza, E. E. Iñigo-Elias, D. N. Pashley, C. J. Ralph, T. Rich, D., K. V. Rosenberg, C. M. Rustay, J. M. Ruth, J. S. Wendt and T. C. Will. 2005. The partners in flight handbook on species assessment. Version 2005. Partners in Flight Technical Series No. 3. Available from: <http://www.rmbo.org/pubs/downloads/Handbook2005.pdf>
- Parsons, H. 2007. Best practice guidelines for enhancing urban bird habitat: Scientific report. Birds in Backyards Program. Available from: http://www.birdsinbackyards.net/documents/doc_13_guidelines_review.pdf
- Rotenberry, J. T. 1985. The role of habitat in avian community composition: Physiognomy or floristics?. *Oecologia* 67: 213-217.
- Schmiegelow, F. K. A. and M. Monkkonen. 2002. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: Avian perspectives from the boreal forest. *Ecological Applications* 12: 375-389.
- Seibert, H. C. and J. H. Conover. 1991. Mortality of vertebrates and invertebrates on an Athens County, Ohio, highway. *Ohio Journal of Science* 91: 163-166.
- Stiling, P. 2002. *Ecology: Theories and applications* (4th ed.). Prentice-Hall Publication, New Jersey, USA.
- Trombulak, S. C. and C. A. Frissell. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14: 18-30.
- Wilson, M. F. 1974. Avian community organization and habitat structure. *Ecology* 55: 1017-1029.

表 1. 湖山水庫地區優先關注類群鳥種評估總分排序及其利用棲地類型

Table 1. Used habitat types and ranking of conservation priorities based on the conservation priority ranking system for target avian species in the Hushan Reservoir Area

Chinese names	Scientific names	Habitat types	Population status	Taxonomic status	Threats	Vulnerability	Total scores
藍腹鷓	<i>Lophura swinhoii</i>	Forest	4	3	2.67	3.6	13.27
台灣山鷓鴣	<i>Arborophila crudigularis</i>	Forest	4	3	2.33	3.8	13.13
朱鷓	<i>Oriolus traillii</i>	Forest	4	2	3	3.4	12.4
台灣藍鷓	<i>Urocissa caerulea</i>	Forest	2.67	3	4	1.6	11.27
白尾鳩	<i>Myiomela leucura</i>	Water	2.67	2	3	3.2	10.87
紅頭綠鳩	<i>Treron formosae</i>	Forest	4	2	1.67	3	10.67
灰腳秧雞	<i>Rallina eurizonoides</i>	Forest edge	4	2	2	2.6	10.6
大彎嘴	<i>Pomatorhinus erythrogenys</i>	Forest	3	2	2.33	3.2	10.53
小彎嘴	<i>Pomatorhinus ruficollis</i>	Forest	2.33	2	3	3.2	10.53
松雀鷹	<i>Accipiter virgatus</i>	Forest	3.33	2	2.67	2.4	10.4
台灣紫嘯鶇	<i>Myophonus insularis</i>	Water	2.33	3	1.67	3.2	10.2
棕三趾鶇	<i>Turnix suscitator</i>	Grassland	2.67	2	2	3.4	10.07
頭烏線	<i>Alcippe brunnea</i>	Forest	2.33	2	2.67	3	10
八色鳥	<i>Pitta nympha</i>	Forest	3	1	3	3	10
翠鳥	<i>Alcedo atthis</i>	Water	3	1	2.33	3.6	9.93
黑枕藍鶇	<i>Hypothymis azurea</i>	Forest edge	3	2	2.33	2.6	9.93
翠翼鳩	<i>Chalcophaps indica</i>	Forest	3.33	1	2.33	3.2	9.87
棕面鶇	<i>Abroscopus albogularis</i>	Forest	3	1	3	2.8	9.8
綠鳩	<i>Treron sieboldii</i>	Forest	3	2	2	2.8	9.8
棕噪鶇	<i>Garrulax poecilorhynchus</i>	Forest	3	2	2	2.8	9.8
鳳頭蒼鷹	<i>Accipiter trivirgatus</i>	Forest	3	2	2.33	2.4	9.73
大冠鶇	<i>Spilornis cheela</i>	Forest edge	3	2	2.33	2.4	9.73
鵲鶇	<i>Glaucidium brodiei</i>	Forest edge	3	1	2.33	3.2	9.53
八哥	<i>Acridotheres cristatellus</i>	Farmland	3	2	3	1.4	9.4
小雲雀	<i>Alauda gulgula</i>	Grassland	3	1	2.67	2.4	9.07

表 2. 以 Kruskal-Wallis Test 檢驗非邊緣性森林型優先關注類群及非優先關注類群鳥種之各評估標準分數差異

Table 2. A comparison of the scores for various criteria of the conservation priority ranking system between the target species group and the non-target species group of forest type birds in the Hushan Reservoir Area (Kruskal-Wallis Test; H-values; *P-values*, probability)

		Target species group		Non-target species group		H	P
		Median	Average rank	Median	Average rank		
Population status	Distribution	3	24.1	2	13.4	10.38	0.001*
	Abundance	3	23.2	2	14.1	7.75	0.005
	Population trend	4	20.1	3	16.4	1.39	0.239
Taxonomic status		2	22.4	1	14.7	5.87	0.015
Threats	Habitat loss	3	20.5	2.5	16.1	2.07	0.15
	Hunting	3	22.3	2	14.8	5.13	0.024
	Invasive species	1	21.3	1	15.5	7.53	0.006
Vulnerability	Diet specificity	2	17.5	3	18.4	0.06	0.802
	Habitat specificity	3	23.1	2	14.2	8.14	0.04
	Reproductive specificity	2	20.7	2	15.9	2.14	0.144
	Reproductive sensitivity	3	23.6	2	13.8	8.54	0.003
	Movement	3	21.4	3	15.4	3.15	0.076

*Bold numbers, significant difference at or less than 5% level.

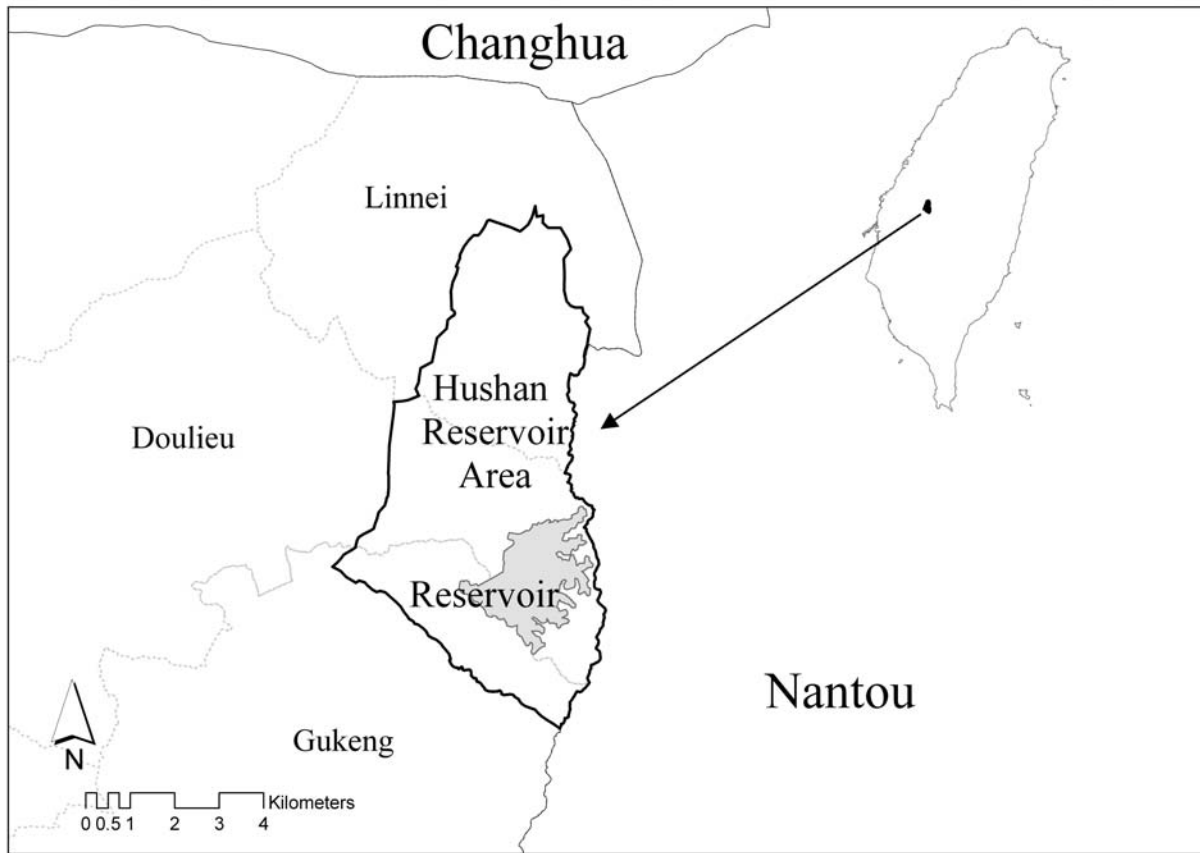


圖 1. 湖山水庫地區位在雲林縣林內鄉、斗六市及古坑鄉的東部區域。

Fig. 1. The Hushan Reservoir Area located in the eastern part of Linnei Township, Douliu City and Gukeng Township of Yunlin County.

附錄 I 湖山水庫地區鳥類保育優先次序評估系統

Appendix I. The avian conservation priority ranking system for Hushan Reservoir Area

評估原則

(一)給分時，係考量該鳥種之全球、台灣及雲林斗六丘陵地(北起林內鄉，南至古坑鄉)等不同尺度，以各尺度中最高(最保守)得分給分。但族群現況評估因子則是例外，其中遷徙性鳥種(候鳥、過境鳥及迷鳥)以全球尺度為原則，留鳥族群則以全球及台灣尺度考量，取二者中最高(最保守)得分給分。

(二)對於資料不完備之鳥種，持保守態度(例如：如有報告指出某鳥種野生族群成年個體目前族群量為 2,500 隻左右，但懷疑還會更低，則依保守態度判斷，其族群量為 2,500 隻以下)給予各選項適當的分數。

(三)參考相關資訊時，以量化標準為優先參考對象，無足夠資料支持量化標準時，再採用描述性標準。

二、評估系統

(一)族群現況

1. 野生族群分布模式

分級	給分	描述性標準	量化標準
第一級	1	非常普遍	已有觀察、推論或預測達以下任一標準者 1. 其目前族群分布範圍佔其歷史分布範圍的 80% 以上 2. 其出現面積 > 10,000km ² 者
第二級	2	普遍	已有觀察、推論或預測達以下任一標準者 1. 其目前族群分布範圍佔其歷史分布範圍的 50%~80% 之間 2. 其出現面積在 2,000-10,000km ² 之間者
第三級	3	不普遍	已有觀察、推論或預測達以下任一標準者 1. 其目前族群分布範圍佔其歷史分布範圍的 30%~50% 之間 2. 其出現面積在 500-2,000km ² 之間者
第四級	4	零星分布	已有觀察、推論或預測達以下任一標準者 1. 其目前族群分布範圍佔其歷史分布範圍的 10%~30% 之間 2. 其分布分散，族群之間有隔離之現象 3. 其出現面積在 100-500km ² 之間者
第五級	5	侷限分布	已有觀察、推論或預測達以下任一標準者 1. 其目前族群分布範圍佔其歷史分布範圍的 10% 以下 2. 90% 的個體存在於單一族群

3. 其出現面積<100km²者。

2. 野生族群(成年個體)目前族群量

分級	給分	描述性標準	量化標準
第一級	1	非常多	已有觀察、推論或顯示其目前成年個體數為 50,000 隻以上
第二級	2	多	已有觀察、推論或顯示其目前成年個體數為 10,000-50,000 隻之間
第三級	3	少	已有觀察、推論或顯示其目前成年個體數為 25,00-10,000 隻之間
第四級	4	稀少	已有觀察、推論或顯示其目前成年個體數為 250-2,500 隻之間
第五級	5	非常稀少	已有觀察、推論或顯示其目前成年個體數為 250 隻以下

3. 野生族群之族群量變化趨勢

分級	給分	描述性標準	量化標準
第一級	1	快速上升中	已有觀察、推論或預測顯示其族群量在 10 年或 3 代間(取時間較長者)的上升速率超過 20% 者
第二級	2	上升中	已有觀察、推論或預測顯示其族群量在 10 年或 3 代間(取時間較長者)有上升，但上升速率低於 20% 者
第三級	3	數量穩定	已有觀察、推論或預測顯示其族群量在 10 年或 3 代間(取時間較長者)沒有明顯的變化
第四級	4	下降中	已有觀察、推論或預測顯示其族群量在 10 年或 3 代間(取時間較長者)有減少，但減少速率低於 20% 者或有非規律性振盪但振幅小於 30% 者
第五級	5	快速下降中	已有觀察、推論或預測顯示其族群量在 10 年或 3 代間(取時間較長者)的減少速率超過 20% 者或有非規律性大幅振盪且振幅大於 30% 者

(二)分類地位

分級	給分	評估標準
第一級	1	與國外分布者同種
第二級	2	台灣特有亞種

第三級	3	台灣特有種
-----	---	-------

(三)面臨威脅

1.棲地消失之速率

分級	給分	評估標準
第一級	1	在 5-10 年內其棲地將喪失 10% 以下
第二級	2	在 5-10 年內其棲地將喪失 10-25%
第三級	3	在 5-10 年內其棲地將喪失 25-50%
第四級	4	在 5-10 年內其棲地將喪失 50-75%
第五級	5	在 5-10 年內其棲地將喪失 75% 以上

2.被獵捕及利用之壓力

不論是為了放生、除害、觀賞、食用、飼養、娛樂或誤捕等理由，而使其族群遭受生存威脅者，皆歸類於本標準給分。

分級	給分	評估標準
第一級	1	幾無獵捕及利用之壓力
第二級	2	被獵捕及利用之壓力對其生存產生輕度影響，或影響未知，但懷疑是輕微的
第三級	3	被獵捕及利用之壓力對其生存產生中等程度影響
第四級	4	被獵捕及利用之壓力對其生存產生高度影響
第五級	5	被獵捕及利用之壓力對其生存產生嚴重影響

3.外來入侵種危害

分級	給分	評估標準
第一級	1	外來種對其生存無明顯影響
第二級	2	已有對其生存有影響之外來種引進台灣
第三級	3	對其生存有影響之外來入侵種已在台灣建立族群
第四級	4	有證據顯示外來入侵種對本鳥種產生危害
第五級	5	外來入侵種已對本物種造成嚴重且無法回復之危害

(四)易受害性

1.棲地、覓食空間專一性

可在越多樣棲地(森林、平原、濕地等...)及空間(樹冠、樹林中層、灌叢、地面等...)活動之鳥種，適應能力越強，亦較不易因部分棲地/空間喪失而導致鳥種消失。

分級	給分	評估標準
第一級	1	無任何棲地/空間專一性 或棲地/空間專一性不影響其生存
第二級	2	輕度的棲地/空間專一性
第三級	3	中等的棲地/空間專一性
第四級	4	高度的棲地/空間專一性
第五級	5	極高度的棲地/空間專一性

2.食性專一性

食性越複雜之鳥種，其食物來源越多，即使棲地或氣候改變造成某一類食物減少，也較容易取得替代之食物；本標準係依各鳥種食性的寬廣度及其食物來源的可得性給分。

分級	給分	評估標準
第一級	1	可高度利用人類資源(農作物、廚餘、碎屑)
第二級	2	雜食性鳥種
第三級	3	果食性或蟲食性鳥種
第四級	4	食性限於少數物種
第五級	5	食性限於少數物種，且食物來源有滅絕危機

3.繁殖資源特殊性

鳥類在繁殖時若有特定資源需求，如樹洞、特殊坡面、特殊巢材或巢樹等，當該項資源可獲得性改變時，可能影響該鳥種之繁殖成功率。尤其是該項資源較少，且較易因工程施作而消失時，其影響尤大。本標準評估各鳥種繁殖時是否對特定資源有專一性。

分級	給分	評估標準
第一級	1	對繁殖資源無特殊之需求
第二級	2	繁殖資源的特殊需求輕微限制此物種的繁殖成功率
第三級	3	繁殖資源的特殊需求中度限制此物種的繁殖成功率

第四級	4	繁殖資源的特殊需求高度限制此物種的繁殖成功率
第五級	5	繁殖資源的特殊需求嚴重限制此物種的繁殖成功率

4.繁殖敏感度

繁殖期敏感度高之鳥種，較易因外來干擾而導致棄巢的發生。尤其是工程施作期間，大型機具進出，其噪音及震動皆大，對敏感鳥種之繁殖成功率更會造成極大傷害

分級	給分	評估標準
第一級	1	破壞性之干擾發生，才會導致繁殖失敗或不在台灣繁殖者(例：小卷尾、赤腹鷹)
第二級	2	繁殖期可高度忍受外力干擾(例：黑枕藍鶺)
第三級	3	繁殖期可中度忍受外力干擾(例：繡眼畫眉)
第四級	4	繁殖期可輕度忍受外力干擾(例：頭烏線)
第五級	5	繁殖期無法忍受任何之外力干擾(例：朱鸕)

5.移動能力

移動能力強之鳥種，在水庫施工後，即可因發現棲地改變，而更換棲地，展開另一個新生活。但移動力較弱之鳥種於更換棲地時，較易受車輛撞擊而造成路死(road kill)及受到隔離效應的影響，影響個體存續狀況。

分級	給分	評估標準
第一級	1	飛行速度快，常大量大範圍移動(例：小環頸鴿等候鳥)
第二級	2	飛行速度快，移動範圍大(例：大冠鷲等猛禽)
第三級	3	飛行速度快，移動範圍小(例：小卷尾)
第四級	4	飛行速度慢，移動範圍小(例：小彎嘴)
第五級	5	不會飛行或甚少飛行(例：竹雞)

附錄 II. 湖山水庫地區鳥類生物特性資料庫參考文獻

Appendix II. References of avian characteristic database of the Hushan Reservoir Area

方偉宏。2005。台灣受脅鳥種圖鑑。貓頭鷹出版社。

王金源。1997。四季之歌-鷺鷥繁殖週期行為觀察紀錄。動物園雜誌 66: 25-29。

王玢瑩、許維樞、程學義、趙正階、鄭光美、顏重威、譚耀匡。1996。中國野鳥圖鑑。翠鳥文化事業有限公司。

王嘉雄、吳森雄、黃光瀛、楊秀英、蔡仲晃、蔡牧起、蕭慶亮。1991。台灣野鳥圖鑑。台灣野鳥資訊社。

王穎。1986。台灣山鳥舉隅—溪谷紫琉璃:紫嘯鶇。大自然 12: 62-65

王穎、裴家騏。1984。紫嘯鶇育雛行為之初步研究。師大生物學報 19: 83-93。

何玉蟬。1989。陽明山國家公園五色鳥之生物學研究。國立台灣大學動物學研究所碩士論文。

李采燕。2008。棕沙燕在八掌溪河岸的棲地選擇與群集繁殖。國立嘉義大學生物資源學系碩士論文。

李培芬。1994。台灣地區國家公園動物生態資料庫報告。內政部營建署。

周大慶。2005。墾丁國家公園墾丁地區大冠鷲(*Spilornis cheela hoya*)繁殖及棲地利用之調查研究。內政部營建署墾丁國家公園管理處。

周大慶。2006。臺大校園賞鳥 II。台大校友雙月刊 46: 24-27。

周大慶。2006。墾丁國家公園墾丁地區大冠鷲(*Spilornis cheela hoya*)繁殖及棲地利用之調查研究(二)。內政部營建署墾丁國家公園管理處。

周大慶。2007。臺大校園賞鳥 III: 鷹與鳩。台大校友雙月刊 50: 29-32。

周鎮。1994。台灣鳥圖鑑。國立鳳凰谷鳥園。

林世松、林孟雄。1986。滿洲地區獵捕灰面鷲之調查。內政部營建署墾丁國家公園管理處。

林瑞興。1995。繡眼畫眉(*Alcippe morrisonia*)生殖及鳥群生態之研究。國立台灣大學動物學研究所碩士論文。

邱良彥。1986。恒春地區伯勞鳥生態及狩獵現況之初步調查。內政部營建署墾丁國家公園管理

處。

姚正得。1997。淺淡台灣松雀鷹。自然保育季刊 18: 49-51。

姚正得。2002。台灣中部地區黑冠麻鷺(*Gorsachius melanolophus*)之生殖生態。東海大學生物學系碩士論文。

姚正得。2006。奧萬大國家森林遊樂區利用鳥巢箱鳥類之生殖習性調查及監測。農委會林務局南投林區管理處。

約翰·馬敬能、卡倫·菲利普斯、何芬奇。2003。中國鳥類野外手冊。湖南教育出版社。

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

特有生物研究保育中心。1996。台灣保育類野生動物圖鑑。特有生物研究保育中心。

特有生物研究保育中心。2005。宜蘭的野生動物。特有生物研究保育中心。

張簡琳玟、黃獻文、何健鎔、沈秀雀、姚正得、黃朝慶、張仕緯、林宗以、范孟雯。2006。本土物種生活史與生態需求之調查研究與資料建立。行政院農業委員會特有生物研究保育中心九十五年度科技計畫研究報告 95-148 頁。農委會特有生物研究保育中心。

許晃哲。2004。福山試驗林繡眼畫眉巢位棲地生態之研究。國立台灣大學動物學研究所碩士論文

郭宗明、陳傳、胡錦轟。2006。棕頭鴉雀的巢生境因子分析和雛鳥的生長發育。四川動物 25: 858-861。

陳宛均。2007。台灣中部低海拔森林燕雀目鳥種灌叢巢與地面巢的天敵掠食風險。國立台灣大學生態學與演化生物學研究所碩士論文。

陳忠應。2005。紅冠水雞(*Gallinula chloropus*)之生態學研究。國立中山大學生物科學系研究所碩士論文。

陳傳、郭宗明、胡錦轟、余志傳。2006。四川南充市白頭鶇的繁殖習性及雛鳥的生長發育。動物學雜誌 41: 107-111。

黃光瀛。2000。陽明山國家公園猛禽生活史及生態研究。內政部營建署陽明山國家公園管理處。

劉小如、徐景彥。1998。陽明山國家公園內台灣藍鵲合作生殖之研究。內政部營建署陽明山國家公園管理處。

- 劉萬鈞。1990。中臺灣地區白頭錦鴿的一夫多妻制。東海大學生物學研究所碩士論文。
- 歐保羅。1987。玉山國家公園藍腹鷓自然史調查研究。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 賴國祥、鄭錫奇、彭仁傑、林瑞興、林德恩、池文傑、楊嘉棟、許再文、沈明雅、朱恩良、陳榮宗、張世倉。2006。湖山水庫施工導水路工程生物相調查及生態保育措施。經濟部水利署中區水資源局。
- 謝孝同、劉小如。1987。帝雉、藍腹鷓生態調查研究報告。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 顏重威。1995。鷺鷥築巢的高度材料和大小。台灣省立博物館年刊 38: 125-133。
- 羅宏仁。2000。玉山國家公園台灣山鷓鴣一般習性之調查(二)。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 羅宏仁。2000。玉山國家公園台灣山鷓鴣一般習性之調查。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 羅宏仁、董景生。1995。玉山國家公園藍腹鷓繁殖習性之調查研究報告。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 羅柳墀、鄭峰茂。2007。棕扇尾鷺與褐頭鷓鴣在農田中繁殖生態之比較。特有生物研究 9: 23-35。
- 鐘裕。1991。台灣竹雞之生態學研究。國立臺灣師範大學生物學研究所碩士論文。

附錄 III. 湖山水庫地區各棲地類型鳥種名錄

Appendix III. A list of the bird species found at different habitat types in the Hushan

Reservoir Area

棲地類型	優先關注類群	非優先關注類群
Habitat Types	Target species group	Non-target species group
非邊緣性森林型(Forest type)	藍腹鵲(<i>Lophura swinhoii</i>)	山紅頭(<i>Stachyris ruficeps</i>)
	台灣山鷓鴣(<i>Arborophila crudigularis</i>)	台灣擬啄木(<i>Megalaima nuchalis</i>)
	朱鷯(<i>Oriolus traillii</i>)	竹雞(<i>Bambusicola thoracicus</i>)
	台灣藍鵲(<i>Urocissa caerulea</i>)	黃嘴角鵲(<i>Otus spilocephalus</i>)
	紅頭綠鳩(<i>Treron formosae</i>)	綠畫眉(<i>Erpornis zantholeuca</i>)
	大彎嘴(<i>Pomatorhinus erythrogenys</i>)	灰林鴿(<i>Columba pulchricollis</i>)
	小彎嘴(<i>Pomatorhinus ruficollis</i>)	小卷尾(<i>Dicrurus aeneus</i>)
	松雀鷹(<i>Accipiter virgatus</i>)	灰鷲(<i>Pyrrhula erythaca</i>)
	頭烏線(<i>Alcippe brunnea</i>)	綠繡眼(<i>Zosterops japonicus</i>)
	八色鳥(<i>Pitta nympha</i>)	繡眼畫眉(<i>Alcippe morrisonia</i>)
	翠翼鳩(<i>Chalcophaps indica</i>)	黑冠麻鷲(<i>Gorsachius melanolophus</i>)
	棕面鷲(<i>Abroscopus albogularis</i>)	樹鵲(<i>Dendrocitta formosae</i>)
	綠鳩(<i>Treron sieboldii</i>)	小啄木(<i>Dendrocopos canicapillus</i>)
	棕噪鵲(<i>Garrulax poecilorhynchus</i>)	灰喉山椒(<i>Pericrocotus solaris</i>)
	鳳頭蒼鷹(<i>Accipiter trivirgatus</i>)	赤腹鷹(<i>Accipiter soloensis</i>)
		灰面鵟鷹(<i>Butastur indicus</i>)
		虎鶇(<i>Zoothera dauma</i>)
		中杜鵑(<i>Cuculus saturatus</i>)
		赤腹鶇(<i>Turdus chrysolaus</i>)
		極北柳鶇(<i>Phylloscopus borealis</i>)
森林邊緣型(Forest edge type)	灰腳秧雞(<i>Rallina eurizonoides</i>)	白環鸚嘴鶇(<i>Spizixos semitorques</i>)
	黑枕藍鶇(<i>Hypothymis azurea</i>)	紅嘴黑鶇(<i>Hypsipetes leucocephalus</i>)
	大冠鶇(<i>Spilornis cheela</i>)	短翅樹鶇(<i>Cettia diphone</i>)
	鶇鶇(<i>Glaucidium brodiei</i>)	黃尾鶇(<i>Phoenicurus auroreus</i>)
		藍磯鶇(<i>Monticola solitarius</i>)
		灰斑鶇(<i>Muscicapa griseisticta</i>)

附錄 III. 湖山水庫地區各棲地類型鳥種名錄(續)

Appendix III. A list of bird species found at different habitat types in the Hushan Reservoir Area (cont.)

棲地類型	優先關注類群	非優先關注類群
Habitat Types	Target species group	Non-target species group
水域型 (Water type)	白尾鵯(<i>Myiomela leucura</i>)	白腹秧雞(<i>Amaurornis phoenicurus</i>)
	台灣紫嘯鶇(<i>Myophonus insularis</i>)	綠蓑鶯(<i>Butorides striata</i>)
	翠鳥(<i>Alcedo atthis</i>)	白鵲鶇(<i>Motacilla alba</i>)
		灰鵲鶇(<i>Motacilla cinerea</i>)
		黃鵲鶇(<i>Motacilla flava</i>)
		紅冠水雞(<i>Gallinula chloropus</i>)
		棕沙燕(<i>Riparia paludicola</i>)
		小白鷺(<i>Egretta garzetta</i>)
		夜鷺(<i>Nycticorax nycticorax</i>)
		小環頸鶇(<i>Charadrius dubius</i>)
		中白鷺(<i>Egretta intermedia</i>)
		磯鶇(<i>Actitis hypoleucos</i>)
		池鷺(<i>Ardeola bacchus</i>)
草生地型 (Grassland type)	棕三趾鶇(<i>Turnix suscitator</i>)	粉紅鸚嘴(<i>Paradoxornis webbianus</i>)
	小雲雀(<i>Alauda gulgula</i>)	斑紋鷓鴣(<i>Prinia crinigera</i>)
		黃頭扇尾鶇(<i>Cisticola exilis</i>)
		褐頭鷓鴣(<i>Prinia inornata</i>)
		斑文鳥(<i>Lonchura punctulata</i>)
		白腰文鳥(<i>Lonchura striata</i>)
		灰頭鷓鴣(<i>Prinia flaviventris</i>)
		棕扇尾鶇(<i>Cisticola juncidis</i>)
		大葦鶇(<i>Acrocephalus orientalis</i>)
	聚落型 (Village type)	
		叉尾雨燕(<i>Apus pacificus</i>)
		家燕(<i>Hirundo rustica</i>)
		赤腰燕(<i>Cecropis striolata</i>)
	洋燕(<i>Hirundo tahitica</i>)	

附錄 III. 湖山水庫地區各棲地類型鳥種名錄(續)

Appendix III. A list of bird species found at different habitat types in the Hushan Reservoir Area (cont.)

棲地類型	優先關注類群	非優先關注類群
Habitat Types	Target species group	Non-target species group
聚落型 (Village type)		東方毛腳燕(<i>Delichon dasypus</i>)
		麻雀(<i>Passer montanus</i>)
開墾地型 (Farmland type)	八哥(<i>Acridotheres cristatellus</i>)	大卷尾(<i>Dicrurus macrocercus</i>)
		珠頸斑鳩(<i>Streptopelia chinensis</i>)
		棕背伯勞(<i>Lanius schach</i>)
		燕鵙(<i>Glareola maldivarum</i>)
		紅尾伯勞(<i>Lanius cristatus</i>)
		白頭翁(<i>Pycnonotus sinensis</i>)
		紅鳩(<i>Streptopelia tranquebarica</i>)
		鵟(<i>Buteo buteo</i>)
		紅隼(<i>Falco tinnunculus</i>)
		黃頭鷺(<i>Bubulcus ibis</i>)
多樣棲地型 (Diverse habitat type)		金背鳩(<i>Streptopelia orientalis</i>)
		赤翡翠(<i>Halcyon coromanda</i>)
		領角鴞(<i>Otus bakkamoena</i>)
		山鵲(<i>Scolopax rusticia calliope</i>)
		褐色柳鶯(<i>Phylloscopus fuscatus</i>)

台灣黑枕藍鶇(*Hypothymis azurea*)的鳥巢形值與巢材

Nest **Materials** and Measurements of **the Black-Naped**

Monarch (*Hypothymis azurea*) in Taiwan

陳華香¹ 陳東瑤¹ 林瑞興^{2,*}

Hua-Hsiang Chen¹, Tung-Yao Chen¹ and Ruey-Shing Lin^{2,*}

¹ 靜宜大學生態學系 台中縣沙鹿鎮中棲路 200 號

² 行政院農業委員會特有生物研究保育中心 南投縣集集鎮民生東路 1 號

¹ Department of Ecology, Providence University, Taichung, Taiwan

² Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantou, Taiwan

*通訊作者：rslin@tesri.gov.tw

*Corresponding author: rslin@tesri.gov.tw

摘要

本研究測量及檢視 36 個於 2007-2008 年繁殖季期間，由雲林縣林內鄉及斗六市採集而來的黑枕藍鶇(*Hypothymis azurea*)鳥巢的形值及巢材。黑枕藍鶇鳥巢的外徑長、外徑寬、內徑長、內徑寬、巢外高及巢內深的平均值及 SE 分別為 66.9±0.88mm、58.6±0.83mm、52.8±0.70mm、45.1±0.52mm、67.3±2.22mm 及 29.9±0.98mm。鳥巢乾

重則為 3.3g (SE = 0.17)。竹葉是黑枕藍鶇最重要的巢材，其在鳥巢的出現率為 100%，另佔乾重的 72.2%。其餘出現率大於 50%的巢材種類包括苔蘚(100%)、絲(100%)、樹皮(83.3%)、吹棉介殼蟲(*Icerya purchasi*) (72.2%)、樹葉(66.7%)及小皮傘屬(*Marasmius* spp.)菌絲束(58.3%)等。

Abstract

We measured and examined building materials of 36 nests of the black-naped monarch (*Hypothymis azurea*). They were collected from a hilly area covered predominantly with bamboo forests and secondary growth broad-leaf trees in the west-central Taiwan, 2007 to 2008. The measurements (mean \pm SE, mm) were 66.9 ± 0.88 for the maximum nest diameters, 58.6 ± 0.83 for the minimum nest diameters, 58.6 ± 0.83 for the maximum cup diameters, 45.1 ± 0.52 for the minimum cup diameters, 67.3 ± 2.22 for the nest depths and 29.9 ± 0.98 for the cup depths. The dried nest weights were 3.3 ± 0.17 g. Bamboo leaves were found in all the nests, occupying 72.2% of the dried nest weight; they were the most important nest building materials. The other materials that occurred more than 50% of nests were moss (100%), silk (100%), barks (83.3%), cottony cushion scale (*Icerya purchasi*) (72.2%), tree leaves (66.7%), and horse-hair fungus (*Marasmius* spp.) (58.3%).

關鍵字：小皮傘屬真菌、台灣、吹棉介殼蟲、鳥巢形值、巢材

Key words: *Icerya purchasi*, *Marasmius*, nest materials, nest measurements, Taiwan

緒言

黑枕藍鶇(*Hypothymis azurea*)屬於雀形目(Passeriformes)王鶇科(Monarchidae)，廣泛分布於南亞及東南亞，出現於台灣的黑枕藍鶇(*H. azurea oberholseri*)屬台灣特有亞種(Coates *et al.* 2006)。黑枕藍鶇為台灣平地至中海拔(<1,600m)普遍的留鳥(翟 1977)，棲地適應亦相當廣泛，只要有面積樹木連續生長之處，都有出現的機會(王等 1991)。其個性機警好動，通常單獨或成對在樹林中層活動，以昆蟲為主食。另其繁殖季在 4-7 月間(李 1986)，喜在樹冠中、下層的細小枝桠或藤蔓間築杯形巢(周

1995; 林等, in press)。雖然黑枕藍鶇無論在台灣或其他分布範圍內，數量均屬普遍，但有關其鳥巢形值與所使用的巢材，存在的參考資料仍屬有限。蘇拉威西(Sulawesi)及其附近小島亞種(*H. azurea puella*)鳥巢的外徑約 65 mm、內徑約 52mm、巢外高約 65mm、巢內深則約為 38mm (Coates *et al.* 2006)。至於巢材方面，多為簡單敘述，如提及以芒草莖、穗、蜘蛛絲、青苔，交雜細樹根或其他纖維等(周 1995; 林 1997)。本研究除提供 2007-2008 年於雲林縣林內鄉及斗六市所尋獲的黑枕藍鶇鳥巢的形態測值外，也仔細分析鳥巢各分層所使用的材料。

材料與方法

本研究於雲林縣林內鄉及斗六市東側的丘陵地，即湖本重要野鳥棲地(Huben Important Bird Area, 120°37'E, 23°44.5'N)的範圍內進行，研究地區海拔高度介於 50-200 m 之間，氣候屬於夏季炎熱潮濕、冬季乾涼的亞熱帶氣候型態，5 月至 10 月為濕季，雨量約為 1,800 mm，乾季則從 11 月至翌年 4 月，雨量常少於 300 mm (廖 2001; 陳 2007)。研究地點的植被組成以人為種植的麻竹(*Dendrocalamus latiflorus*)為最優勢，次生闊葉樹種則主要生長於不容易開墾的地形或荒廢的農園。

於 2007 年及 2008 年的 3-8 月，由 1-2 位調查人員在樣區內沿著村落道路、產業道路、河床、果園、山坡地，藉由觀察及追蹤成鳥任何與繁殖有關的行為，如警戒、求偶、咬巢材及口啣食物等，另亦注意幼鳥索食聲，來搜尋巢位的所在地。找到正在築巢或使用中的鳥巢後，每隔 2-3 日巡巢 1 次，記錄日期、蛋或雛鳥數量、親鳥行為及離巢幼鳥數等繁殖狀況，直到幼鳥成功離巢或繁殖失敗為止。

將不再使用的鳥巢，以枝剪小心剪斷支撐的樹枝，隨即使用游標尺(Mitutoyo, 最小刻度 0.05 mm)測量以下 6 個鳥巢特徵，各特徵的定義及測量位置參考自 Hansell (2005)對杯形巢形態測量的說明。

- a. 巢外徑長(maximum nest diameter) - 巢外徑最大值；
- b. 巢外徑寬(minimum nest diameter) - 巢外徑最小值；

- c. 巢內徑長(maximum cup diameter) - 巢內徑最大值；
- d. 巢內徑寬(minimum cup diameter) - 巢內徑最小值；
- e. 巢外高(nest depth) - 巢外側高度；
- f. 巢內深(cup depth) - 巢裡側深度。

鳥巢重量則在鳥巢取回並於 75°C 的烘箱內連續烘烤 48 小時(許 2003)後，以微量天平(Jadever SUNG II-150, 最小單位 0.001g)秤重。

隨後將鳥巢拆解，記錄各分層情形與巢材種類。鳥巢結構依據 Hansell (2005)的建議分成 4 層，分別為：(1)連結巢材及固定鳥巢於巢枝上的「聯繫區(attachment area)」，(2)位於鳥巢表面、有裝飾外觀以達到隱蔽效果的「外層(outer layer)」，(3)防止鳥巢變形、分解、維持鳥巢主體結構完整性的「結構層(structural layer)」，及(4)在結構層裡面無維持結構功能的「內襯層(lining layer)」。

結果與討論

2007-2008 年繁殖季共尋獲黑枕藍鶇鳥巢 58 個，至鳥巢不再使用時形態仍維持完整且可測量的鳥巢有 36 個。黑枕藍鶇的鳥巢屬杯狀巢，開口向上呈三角形酒杯狀，少數略呈半橢圓形(圖 1)，鳥巢的外徑長、外徑寬、內徑長、內徑寬、巢外高及巢內深的平均值及 SE 分別為 $66.9 \pm 0.88\text{mm}$ 、 $58.6 \pm 0.83\text{mm}$ 、 $52.8 \pm 0.70\text{mm}$ 、 $45.1 \pm 0.52\text{mm}$ 、 $67.3 \pm 2.22\text{mm}$ 及 $29.9 \pm 0.98\text{mm}$ ，鳥巢乾重則為 $3.3 \pm 0.17\text{g}$ (表 1)。就形態測量值而言，蘇拉威西亞種與台灣亞種並無明顯差別。

將使用的巢材分為 11 類(表 2)。以鳥巢整體來看，出現率 100% 的有絲(蜘蛛絲狀物)、苔蘚及竹葉；絲為構築鳥巢所必須，但其重量甚輕，平均重量為 1.2g (SE=0.20)，百分比僅佔 1.2%，另苔蘚出現率雖高，但相較於竹葉的重量($72.2 \pm 9.29\text{g}$)和百分比而言(72.2%)，其使用量顯著較少($8.4 \pm 1.21\text{g}$, 8.4%) (表 2)。

各分層主要使用的材料有所不同(附錄 1)，絲及苔蘚出現在聯繫區及外層，樹葉出現在外層及結構層，而竹葉則為結構層最重要材料；外層除絲、苔蘚及樹葉外，

吹棉介殼蟲(*Icerya purchasi*)及其所吹出的白棉也出現於 26 巢(72.2%)上，另人工塑膠繩則僅出現於住家附近 3 個(8.3%)鳥巢的外層上。由於在 23 個(69.4%)鳥巢的結構層內側，可分離出一個猶如小淺盤並可輕易從巢中拿出的構造，依其仍具有明顯的結構維持功能(Hansell 2005)，我們將之定義為內結構層(圖 2)，亦即結構層區分為外結構層及內結構層。外結構層是鳥巢分層中取材最複雜的，但以竹葉、樹皮、樹葉及花序最為普遍。竹葉(出現率 = 100%)於各巢之外結構層均大量出現，有 3 巢佔材料的九成以上，其它巢材出現率依序為樹皮(83.3%)、樹葉(66.7%)及花序(47.2%)。花序以五節芒(*Miscanthus floridulus*)為主。另重量輕又細小的筆筒樹(*Cyathea lepifera*)鱗片也被使用於 12 個(33.3%)巢的外結構層中。小皮傘屬(*Marasmius* spp.)的菌絲束(rhizomorph)為內結構層最常見的材料，有 14 巢全由其構成，另有 2 巢全為竹葉，4 巢由竹葉及菌絲束組合而成。其他有 2 個使用五節芒花序，1 個由白羊草(*Bothriochloa ischaemum*)與鰾魚草(*Eragrostis amabilis*)組合而成。另因結構層內沒有另外獨立且無維持結構功能的材料(Hansell 2005)，依此定義，黑枕藍鵲鳥巢無內襯層。

竹葉在本研究地區黑枕藍鵲的鳥巢扮演非常重要的角色，不但是結構層的主要材料，而且所佔的重量百分比很高。鳥類選擇巢材除了考量延展性及絕緣效果之外，亦會考量能否保持鳥巢的乾燥(Slagsvold 1989)，黑枕藍鵲大量選用竹葉當巢材，除了研究地區竹子為主要植被，取材容易且可與環境融合之外，其質輕快乾的特性，可能也是被大量採用的原因。

聯繫區一致使用大量絲狀物，除了緊密結合巢材之外，另一個重要的功能是把巢緊緊黏附在巢枝上，大部分巢拆解時非常費力。絲及苔蘚此類具有彈性的材料可克服巢的空間限制，以便巢杯在雛鳥數目及體型大小有變動時具有展開的彈性(Slagsvold 1989)；苔蘚也扮演聯繫的角色，但數量及比例不如絲。

白色的吹棉介殼蟲出現在外層的比例非常高(72%)，常常和苔蘚形成深綠和亮白交錯的模樣(圖 1)。藉由比較不同國家黑枕藍鵲的鳥巢照片，顯示鳥巢外層散布白色塊狀物不僅在台灣很普遍，於其他地區(如馬來西亞、蘇門達臘及印度)的鳥巢外層(<http://orientalbirdimages.org/index.php>)也經常呈現相似的模式，但由照片判斷，使用

的白色物質與吹棉介殼蟲並不相似。在樹冠高層的鳥巢常見綴以節肢動物分泌的白色絲狀物或顏色偏白綠的地衣，其功能除可模擬築巢所在位置的顏色外，亦很可能藉由暗色和亮色的安排，造成光線錯落的假象，達到偽裝的效果(Hansell 1996)。吹棉介殼蟲為台灣柑橘科作物上常見的昆蟲，由於柳丁正好是研究地區最普遍的經濟作物之一，其被廣泛使用可能與其容易取得有關，唯其確實的功能仍待進一步探究。

被普遍使用於黑枕藍鵲鳥巢內結構層的小皮傘屬(*Marasmius* spp.)菌絲束，至今已知有其他至少 41 種棲息於熱帶森林與溫帶山區的鳥類會用來築巢(Freyman 2008)，在台灣也曾在繡眼畫眉(*Alcippe morrisonia*)鳥巢中記錄(許 2003)，由於早期此類菌絲束經常被誤判為不知名的樹根(McFarland and Rimmer 1996)，且小皮傘屬及與其血緣相近的他屬擔子菌門(Basidiomycetes)真菌廣布於五大洲(Corner 1996)，推測使用此類巢材築巢的鳥類，可能遠多於已知的種類。Freyman (2008)測試此類菌絲束的物理性質，發現相較於草本植物的纖維，其具有張力強及不吸水的優點。雖然，以物理性質可解釋鳥類偏好使用的原因，但小皮傘屬真菌早已被發現具有抗菌的功能(Melin et al. 1947; Bendz et al. 1948; Kavanagh et al. 1949)，且部分種類帶有特殊氣味(Rapier et al. 1997)，而已知有少數鳥類會利用新鮮綠色植物或具強烈氣味的植物來防止寄生蟲或吸血昆蟲的攻擊(Clark and Mason 1985; Lafuma et al. 2001)，使用該類植物鳥巢的幼鳥身體狀況亦較為理想(Mennerat et al. 2009)，故被鳥類採集來的小皮傘屬菌絲束，由築巢期至幼鳥離巢這段時間是否仍保有抗菌功能或其如何影響鳥類適存度(fitness)，也是一個頗值得探討的議題。

謝誌

衷心感謝張景開及陳嘉宏於協助尋找鳥巢上提供的莫大協助，陳欣一幫忙巢材鑑定，Mr. Mark Bruce Wilkie 及蔡住發博士協助英文摘要的潤飾，2 位審查委員提供諸多改善的建議，僅此一併致上最深之謝意。

引用文獻

- 王嘉雄、吳森雄、黃光瀛、楊秀英、蔡仲晃、蔡牧起、蕭慶亮。1991。台灣野鳥圖鑑。亞舍圖書有限公司。
- 李沛沂。1986。黑枕藍鶲的自然史及其在混合鳥群中的覓食行爲。東海大學生物學研究所碩士論文。
- 周鎮。1995。台灣鳥圖鑑第一卷。台灣省立鳳凰谷鳥園。
- 林文宏。1997。台灣鳥類發現史。玉山社出版事業股份有限公司。
- 林瑞興、陳華香、陳東瑤。台灣中部黑枕藍鶲(*Hypothymis azurea*)之鳥巢掠食風險與巢位特徵。特有生物研究 12: in press.
- 許晃哲。2003。福山試驗林繡眼畫眉巢位棲地生態之研究。國立台灣大學生態學與演化生物學研究所碩士論文。
- 陳宛均。2007。台灣中部低海拔森林燕雀目鳥種灌叢巢與地面巢的天敵掠食風險。國立台灣大學生態學與演化生物學研究所碩士論文。
- 廖世卿。2001。台灣重要野鳥棲地手冊。中華民國野鳥學會。
- 翟鵬。1977。台灣鳥類生態隔離的研究。東海大學生物學研究所碩士論文。
- Benz, G., G. Wallmark and K. Öblom. 1948. The antibiotic agent from *Marasmius ramealis*. Nature 162: 61-62.
- Clark, L. and J. Mason. 1985. Use of nest material as insecticidal and anti-pathogenic agents by the European starling. Oecologia 67: 169-176.
- Coates, B. J., G. C. L. Dutton and C. E. Filardi. 2006. Family Monarchidae (Monarchs). pp. 244-329. In: J. del Hoyo, A. Elliott and D. A. Christie (eds.). Handbook of the Birds of the World Vol. 11. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Corner, E. J. H. 1996. The agaric genera *Marasmius*, *Chaetocalathus*, *Crinipellis*, *Heimiomyces*, *Resupinatus*, *Xerula* and *Xerulina* in Malesia. Nova Hedwigia 111: 1-175.
- Freymann, B. P. 2008. Physical properties of fungal rhizomorphs of marasmioid basidiomycetes used as nesting material by birds. Ibis 150: 395-399.
- Hansell, M. H. 1996. The function of lichen flakes and white spider cocoons on the outer surface of birds' nests. Journal of Natural History 30: 303-311.
- Hansell, M. 2005. Bird nests and construction behaviour. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Kavanagh, F., A. Hervey, and W. Robbins. 1949. Antibiotic substances from basidiomycetes. IV. *Marasmius conigenus*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 35: 343-349.
- Lafuma, L., M. Lambrechts and M. Raymond. 2001. Aromatic plants in bird nests as a protection against blood-sucking flying insects?. Behavioural processes 56: 113-120.

- McFarland, K. P. and C. C. Rimmer. 1996. Horsehair fungus, *Marasmius androsaceus*, used as nest lining by birds of the subalpine spruce-fir community in the Northeastern United States. *Canadian Field Naturalist* 110: 541-543.
- Melin, E., T. Wikén and K. Oblom. 1947. Antibiotic agents in the substrates from cultures of the genus *Marasmius*. *Nature* 159: 840-841.
- Mennerata, A., P. Perreta, P. Bourgaultc, J. Blondela, O. Gimeneza, D. W. Thomasc, P. Heebb and M. M. Lambrechtsa. 2009. Aromatic plants in nests of blue tits: Positive effects on nestlings. *Animal Behavior* 77: 569-574.
- Rapior, S., S. Breheret, T. Talou and J.-M. Bessièrè. 1997. Volatile flavor constituents of fresh *Marasmius alliaceus* (garlic *Marasmius*). *Journal of Agricultural Food Chemistry* 45: 820-825.
- Slagsvold, T. 1989. On the evolution of clutch size and nest size in passerine birds. *Oecologia* 79: 300-305.

表 1. 2007-2008 年雲林縣林內鄉及斗六市丘陵地區黑枕藍鶇(*Hypothymis azurea*)鳥巢形態測量值(n = 36)

Table 1. Measurements of 36 black-naped monarch (*Hypothymis azurea*) nests from Linnei Township and Douliou City, Yunlin County in west-central Taiwan, 2007 to 2008

Nest characteristic	Mean \pm SE	Median	Range
Weight (g)	3.3 \pm 0.17	3.1	1.51 - 5.58
Maximum nest diameter (mm)	66.9 \pm 0.88	67.4	47.6 - 80.7
Minimum nest diameter (mm)	58.6 \pm 0.83	59.6	42.9 - 64.6
Maximum cup diameter (mm)	52.8 \pm 0.70	51.9	45.8 - 65.2
Minimum cup diameter (mm)	45.1 \pm 0.52	45.1	35.7 - 50.2
Nest depth (mm)	67.3 \pm 2.22	66.7	40.3 - 95.4
Cup depth (mm)	29.9 \pm 0.98	28.9	15.6 - 42.5

表 2. 2007-2008 年雲林縣林內鄉及斗六市丘陵地區黑枕藍鶇(*Hypothymis azurea*)鳥巢(n = 36)各巢材類別之出現率(%)、重量(g)及其所佔比例(%)

Table 2. Occurrence (%), weight (g) and weight proportion (%) of the material items for 36 **black-naped** monarch (*Hypothymis azurea*) nests **collected from** Linnei Township and Douliou City, Yunlin County in west-central Taiwan, 2007_to 2008

Material items	Occurrence	Weight	
	%	Mean ± SE (g)	%
Bamboo leaves	100	72.2 ± 9.29	72.2
Moss	100	8.4 ± 1.21,	8.4
Silk	100	1.2 ± 0.20	1.2
Barks	83.3	14.0 ± 2.45	14.0
Cottony cushion scale (<i>Icerya purchasi</i>)	72.2	0.5 ± 0.08	0.5
Tree leaves	66.7	72.2 ± 9.29	4.9
Horse-hair fungus (<i>Marasmius</i> spp.)	58.3	4.9 ± 1.34	3.6
Inflorescence	47.2	3.6 ± 0.83	3.0
Fruit stalks	22.2	3.0 ± 1.54	0.7
Plant stems	8.0	0.7 ± 0.31	0.3
Others	44.4	1.0 ± 0.39	1.0



圖 1. 黑枕藍鵲(*Hypothymis azurea*)呈杯形(上圖)或半橢圓形(下圖)的鳥巢範例。
Fig. 1. A bowl-shaped nest (upper figure) and a cup-shaped nest (lower figure) of the black-naped monarch (*Hypothymis azurea*).



圖 2. 黑枕藍鵲(*Hypothymis azurea*)鳥巢內結構層範例。

Fig. 2. An inner-structural layer of a black-naped monarch (*Hypothymis azurea*) nest.

附錄 1. 2007-2008 年雲林縣林內鄉及斗六市丘陵地區黑枕藍鶯(*Hypothymis azurea*)鳥巢聯繫區、外層、外結構層及內結構層出現之巢材類別 (n = 36)

Appendix 1. Materials found in different parts of the 36 nests of the black-naped monarch (*Hypothymis azurea*) from Linnei Township and Douliou City, Yunlin County in west-central Taiwan, 2007 to 2008

Nest parts	Material items
Attachment area	Silk
	Moss
Outer layer	Moss
	Tree leaves
	Silk
	Cottony cushion scale (<i>Icerya purchasi</i>)
	Others
Outer structural layer	Bamboo leaves
	Barks
	Tree leaves
	Plant stems
	Inflorescence
	Fruit stalks
	Others
Inner structural layer	Horse-hair fungi (<i>Marasmius</i> spp.) hypha
	Bamboo leaves

Distribution Patterns and Macrohabitat Characteristics of Endemic Bird Species in Taiwan

ABSTRACT

An understanding of species' [distribution](#) and monitoring of potential changes in biodiversity are essential factors for the development of management conservation strategies; however, long-term data bases are usually scarce. We combined two bird inventories conducted in 1999–2003 and 1993–2004, and extracted data for 17 endemic bird species to identify individual and specific features of their distributions in Taiwan. We used eight environmental variables, including elevation, annual total precipitation, monthly mean temperature, warmth index, percentage of forest density, mean normalized difference vegetation index, percentage of building area, and road density to define the macro-habitat characteristics of each species. According to species' occurrences, the 17 species were classified as common (being present in >500 grids), uncommon (180–500 grids) or rare (<180 grids). The Mikado's Pheasant (*Syrmaticus mikado*), as a rare species, had the lowest occurrence records, while the Taiwan Barbet (*Megalaima nuchalis*), as a common species, had the highest. Each species had a specific distribution pattern. These 17 species occupied heterogeneous elevation and climatic conditions. They favored habitats with high vegetation, at an average forest density and NDVI of 90.3% and 0.42. They were tolerant of less human disturbance, with a mean 0.44% building area and 10.1 m/ha road density. Canonical correspondence analysis indicated that elevation, monthly mean temperature, and warmth index had the highest correlation with species distribution, with axis 1 accounting for 57.5% of the distribution. These results demonstrated the potential usefulness of bird survey data for providing insight into species distribution patterns. These techniques could be used by ecologists, governmental agencies, and the public for further research and to aid policy-making.

Keywords: biodiversity inventory, macrohabitat, canonical correspondence analysis, endemic bird species

INTRODUCTION

Understanding the relationship between a species and its environment provide the foundations for ecology and conservation management. This information provides the basis for early stage conservation programs and can help in the development of possible solutions to specific conservation issues (Goldsmith 1991; Thomas 1996; Watson 2005). Many studies have indicated that types and qualities of habitats, which display spatial heterogeneity, are critical factors affecting the quantity and distribution of species (Harrison and Quinn 1989; Kindvall 1996; Franken and Hik 2004; Armstrong 2005; Schooley and Branch 2007). An appropriate type of habitat can provide a species with a stable living space in which to maintain its population. It can also enable a declining species to recover. In contrast, an unsuitable habitat compromises the survival of the species. By understanding the features affecting species distribution, we can therefore determine the preference of a species for a particular habitat, and how it uses that habitat. We can then apply this knowledge to conservation strategies.

An endemic species is one that appears only in a single area. Such species are usually found in nonadjacent geographical units, such as islands or other defined areas

(Gaston 1994). Endemic species around the world vary due to species differences and through their adaptations to different continents. Some areas have few endemic species, while others have hundreds or even thousands of them. Because endemic species require higher quality environments and appear only in specific regions, local people have a greater awareness of current crises regarding the endangered status of endemic species (Lamoreux et al. 2006; Malcolm et al. 2006). The conservation of endemic species thus draws the attention of people worldwide, irrespective of the number of endemic species in a certain region.

Taiwan is located at the junction of the tropical and sub-tropical zones, and thus has diverse climates, geographies, and ecological environments (Fig. 1). There are about 560 known bird species in Taiwan, and birds therefore comprise the largest faunal group, after insects. According to the 6th edition of Clements Checklist of the Birds of the World, Taiwan has 15 endemic bird species (Clements 2007). In this study, we also accepted the Taiwan Barbet (*Megalaima nuchalis*) and the Taiwan Hwamei (*Garrulax taewanus*) as endemics of Taiwan, based on the studies of Li et al. (2006) and Feinstein et al. (2008) (Table 1). It is speculated that Taiwanese endemic species have evolved since the development of the strait separating Taiwan from the Euro-Asia Plate. Their endemism has prompted ecologists to investigate their ecology, including their distribution, richness, and behavior.

This study analyzed the distribution patterns and found the macrohabitat characteristics of the 17 Taiwanese endemic bird species using data from long-term bird surveys conducted over the past 12 years. Moreover, we analyzed the overlapping distributions among these species by spatial analysis. The aim of the study was to improve our knowledge of the distributions of the various endemic bird species.

MATERIALS AND METHODS

Species sampling

Bird records were obtained from two bird inventory projects conducted in 1999–2003 (Koh et al. 2006) and 1993–2004 (Hsu et al. 2004). Both projects collected data throughout the year. Sample sites were chosen based on several layers of global information system information, including elevation, ecoregion, vegetation, and road distribution. Each sample site was sampled at least once each season. Some sample sites were sampled only once or twice, owing to the difficulty of access or other specific needs. Observers recorded species, abundance, distance, behavior, and sex (by appearance or song), if possible, of all the birds seen and heard during the sampling period. They also recorded the time, geographic coordinates, and elevation using a hand-held global positioning system receiver. Koh et al.'s study was based on transect sampling, while that of Hsu et al. used road sampling. The transect sampling technique involved a 1500-m-long transect with 10 sampling points 150 m apart. Each sampling point was observed for a 6-minute period. The road sampling technique involved covering a distance of 3 km at a walking speed of 1.5 km/hour, without stopping at any specific points. Although the two bird inventories used different sampling methods, the records of species occurrences can still be used to determine species distributions. We extracted records for the 17 endemic bird species and transferred the point data to a 1-km² grid system for further analyses.

Spatial analysis

To identify factors associated with species distribution, we focused on eight

general environmental variables. These variables were separated into four categories: topography, climate, vegetation, and human disturbance. Elevation was the only topographical variable and was derived from digital elevation measurements with a 40-m resolution. Annual precipitation, mean yearly temperature and warmth index were the climate variables. The first two of these were calculated from meteorological monitoring records taken from 1959 to 1985 by the Central Weather Bureau. The warmth index was calculated from the accumulated mean monthly temperature values above 5°C. Vegetation variables included percentage of forest density and mean normalized difference vegetation index (NDVI), and were generated from a SPOT mosaic image taken in 2002. The percentage of building area and road density were used to represent the level of human disturbance and were calculated based on reports of the Ministry of the Interior, Taipei, Taiwan, in 2000. Canonical correspondence analysis (CCA) was used to assess the relative importance of individual environmental variables.

RESULTS

A total of 21,264 records were recorded for the 17 endemic bird species (Table 1). Records of individual species ranged from 75–5,717. After transfer to the grid system, the number of grid squares with evidence of each species ranged from 30–1,657. The Mikado's Pheasant (*Syrmaticus mikado*) had the lowest occurrence, which led to its being categorized as a rare species in Taiwan and listed in IUCN Red List Category in 2009 as a near-threatened species. The Taiwan Barbet (*M. nuchalis*) had the highest occurrence; this common species lived predominantly at low-mid elevations. The 17 species were classified as common, uncommon or rare, based on their occurrences. Ten endemic bird species were defined as common, being present in >500 grids. Five species were uncommon, and two were rare, present in 180–500 and <180 grids, respectively (Table 1).

Each species generally exhibited a specific distribution pattern, especially in terms of topographical and climatic variables. All species favored habitats with high vegetation, at an average forest density and NDVI of 90.3% and 0.42, and less human disturbance, with a mean 0.44% building area and 10.1 m/ha road density. The detailed distributions of each species were as follows (see example in Fig. 2).

Common species

The Taiwan Partridge (*Arborophila crudigularis*) was found in the mountains of central Taiwan, where it occurred in broad-leaved forest at 18–2,630 m. This was an area of moderate annual precipitation, temperature, and warmth index (average annual precipitation; 2758 mm [1670–4950 mm]; average temperature; 17.15°C [9.5–23.8°C]; average warmth index; 172°C [54–226°C]). Most of the birds were found in areas of higher forest density and NDVI values, principally at 80%–100% forest density and 0.4–0.5 NDVI. They chose habitats with almost no buildings and with a road density of <100 m/ha.

The Taiwan Barbet had a very large range, from 0–3000 m elevation, though most observations were <1000 m elevation. Their preferred habitats were moist and hot areas: average annual precipitation; 2546 mm (1304–5400 mm); average temperature; 20.13°C (8.8–24.8°C); warmth index; 181.6°C (20–238°C). Vegetation was not as critical as for other species, and they were recorded at all levels of percentage of forest density and at a wider range of NDVI values. They also could tolerate relatively

high human disturbance, up to 82.2% building area and 220.5 m/ha road density.

Most records of the Taiwan Hwamei were at low elevations, <375 m, with 2386.2 mm annual precipitation (1204–4425 mm), 21.4°C mean temperature (8.8–24.8°C), and 197°C warmth index (50–238°C). Like the Taiwan Barbet, they were distributed at all levels of percentage of forest density and had a wider range of NDVI values; they also lived in areas of higher human disturbance, 0%–64.1% building area and 0–241.7 m/ha road density.

The White-whiskered Laughingthrush (*Garrulax morrisonianus*) was found at the second highest elevation, 2363.2 m (1674–4261 m), second only to the Flamecrest (*Regulus goodfellowi*). They occupied areas with very high variations in annual precipitation, 1674–4261 mm, and lower mean temperature and warmth index (average temperature; 11.8°C [6.5–22.7°C]; average warmth index; 82.2°C [30–212°C]). They favored forest densities >82% and areas of 0.3–0.6 NDVI values. In terms of human disturbance, the White-whiskered Laughingthrush was recorded in regions with <7% building area and with 67 m/ha road density.

The White-eared Sibia (*Heterophasia auricularis*) was a fairly common species. They appeared at 0–3000 m in elevation, mostly within the range 1500–2500 m, and usually inhabited broad-leaved forest or broad-leaved forest mixed with grass and shrubs. Their climatic limitations were 1674–4950 mm annual precipitation, 6.5–22.7°C mean temperature, and 82.2°C warmth index. They were more common in areas of 80%–100% forest density and 0.3–0.5 NDVI values. The average building area for the White-eared Sibia habitat was 0.25%, and the average road density was 8.4 m/ha.

The Steere's Babbler (*Liocichla steerii*) had a wider range, occurring in the mountains at 100–3155 m elevation, and frequently in broad-leaved forest bottom or thick bushes. They also inhabited various climatic areas with annual precipitation ranging from 1674–4950 mm, 9–23.8°C mean temperature, and 52–226°C warmth index. The average percentage of forest density was 94%, and NDVI ranged from 0.1–0.6. The percentage building area peaked at 0%–5% and road density was 0–71.7 m/ha, averaging 7.8 m/ha.

The Taiwan Yuhina (*Yuhina brunneiceps*) was found in temperate forest, mostly at 1500–2500 m elevation. They are closely related to the White-eared Sibia and both occupied similar habitats: 1612–4950 mm annual precipitation (2774.4 mm); 6.7–23.8°C mean temperature (15.3°C); 32–226°C warmth index (124.3°C); 7.04%–100% forest density (93.4%); 0.1–0.6 NDVI (0.4); 0%–42.7% building area (0.2%); and 0–163.8 m/ha road density (8.2 m/ha).

The Styan's Bulbul (*Pycnonotus taivanus*) was mainly found in eastern Taiwan on the coastal plains. They occurred in low-elevation forest, at an average elevation of 282.3 m (3–2321 m), and in a wide variety of habitats including secondary forest, scrub, agricultural areas, and gardens. The distribution of the Styan's Bulbul peaked in areas of 2000–2400-mm annual precipitation, 18–24°C mean temperature, and 200–240°C warmth index. The Styan's Bulbul differed from other species in occupying all percentages of forest density, where the NDVI range was 0–0.64. They seemed to be less affected by human disturbance. The average building area was 1.5% (0%–42.8%), and road density could be up to 153.14 m/ha.

The Formosan Whistling-Thrush (*Myiophonus insularis*) was distributed in the middle- and low-elevation mountains, often alone beside streams, near rocks, or in wet woodland. Their occurrence decreased with increased elevation from 100 m to 2764 m. Their climatic preferences were in line with the overall environment in Taiwan, although they were more numerous in areas with 2000–3400 mm annual

precipitation, 14–24°C mean temperature, and 100–240°C warmth index. The forest-density range was 3.5%–100% (average; 89%), and NDVI was 0–0.6 (average; 0.4). The Formosan Whistling-Thrush chose areas with almost no buildings and <100 m/ha road density.

The Collared Bush-Robin (*Tarsiger johnstoniae*) lived at an average elevation of 2283 m, in the middle- and high-mountains. Its habitat was often characterized by around 3000-mm annual precipitation, colder temperatures, and lower warmth indices (average annual precipitation; 3080 mm [1674–3861 mm]; average temperature; 12.3°C [6.5–23.8°C]; average warmth index; 88°C [30–226°C]). They favored areas with >80% forest density and NDVI values of 0.3–0.6. Their distribution was limited by human disturbance and they were found in areas of <5% building area and 40 m/ha road density.

Uncommon species

The Formosan Magpie (*Urocissa caerulea*) had a restricted range, below 1500 m in elevation. They lived in stable climatic conditions, with an annual precipitation of 2000–3500 mm, 14–24°C mean temperature, and 100–220°C warmth index. Although they favored areas of higher percentage of forest density, the NDVI values were relatively low, only 0.2–0.5. The most human disturbance they could tolerate was 0%–10% building area and 15 m/ha road density.

The Yellow Tit (*Macholophus holsti*) occurred in primary broad-leaved forest and occasionally in secondary growth at 800–2200 m. Its habitat was usually marked by moderate annual precipitation, lower temperatures, and lower warmth indices (average annual precipitation; 2832 mm [1674–4011 mm]; average temperature; 15.1°C [9.8–23.8°C]; average warmth index; 120.8°C [60–226°C]). They preferred areas of higher percentage of forest density and NDVI, 80%–100% and 0.3–0.6, respectively. The two indices of human disturbance were low; 0.4% for building area (0%–42.7%) and 6.9 m/ha for road density (0–163.8).

The Taiwan Barwing (*Actinodura morrisoniana*) was found in areas of high elevation, at an average elevation of 2000 m (1500–2500 m). Its habitat had an annual precipitation of 2400–3600 mm, and relatively low mean temperature, 13.8°C (9–22.7°C), and warmth index, 103.8°C (52–212°C). Most of the records were from areas of high percentage of forest density (>90%) and moderate NDVI (0.4–0.6). This species endured the least human disturbance of all the 17 species, occurring only in areas with <6.28% building density and an average 5.3 m/ha road density.

The Taiwan Bush-Warbler (*Bradypterus alishanensis*) occurred more widely than the other uncommon species. It appeared at elevations of 147–3422 m, at an average of 2200 m, in the vicinity of bamboo grassland, or dense bush. The preferred ranges of annual precipitation, mean temperature, and warmth index were 2027–4374 mm, 6.7–23.8°C, and 32–226°C, respectively. They occurred mostly in areas of 80%–100% forest density and 0.4–0.5 NDVI values. They had a relatively low tolerance of human disturbance, choosing areas with almost no buildings and <5 m/ha road density.

The Flamecrest was found in medium- and high-elevation coniferous forest and in broad-leaved mixed forest at high elevations, mainly at 2000–3600 m. Its average elevation (2551.1 m) was the highest of all the endemic bird species. Its habitat had an annual precipitation of 2000–4000 mm, an average temperature of 11.2°C (the coldest for all 17 species), and an average warmth index of 75.8°C. However, its distribution with regard to vegetation and human disturbance was similar to those of other species; 80%–100% forest density, 0.3–0.5 NDVI, 0%–5% building area, and 0–20 m/ha road

density.

Rare species

The Swinhoe's Pheasant (*Lophura swinhoii*) was recorded at mid-elevations in dense primitive forest, at 100–2457 m. It appeared more in areas with average annual precipitation of 2868.1 mm (1674–5124 mm), average temperature, 14°C (10.5–23.8°C), and average warmth index of 141.7°C (68–226°C). It was mostly found in areas of high forest density and NDVI values, principally at 80%–100% forest density and 0.4–0.5 NDVI. More records were obtained in less-disturbed areas with almost no buildings and low road densities.

The Mikado's Pheasant (*Syrmaticus mikado*) was confined to the mountains of central Taiwan, especially at 1800–2500 m elevation in virgin, broad-leaved mixed forest or coniferous forest. Of the few records in recent years, most were in areas with mean annual precipitation of 2825.1 mm, temperature of 13.7°C, and warmth index of 105.3°C. Suitable habitat for the Mikado's Pheasant was in areas with 90%–100% forest density, 0.4–0.6 NDVI, <10% building area, and <20 m/ha road density.

According to CCA analysis, elevation, monthly mean temperature, and warmth index showed the highest correlations with species distribution (Fig. 3). Axis 1 accounted for 57.5% of the distribution, and axis 2 for 9.8%. The six species scattered in the lower right corner (the Mikado's Pheasant, the Taiwan Barwing, the Taiwan Bush-Warbler, the Collared Bush-Robin, the White-whiskered Laughing Thrush and the Flamecrest) were those affected most by elevation. The four species, scattered on the left side (the Styan's Bulbul, the Taiwan Hwamei, the Taiwan Barbet and the Formosan Magpie) were those affected more by monthly mean temperature and warmth index. The other species were similarly affected by all these variables.

DISCUSSION

Better understanding of species' distributions based on long-term monitoring data bases are especially valuable for species whose populations are declining, or who are naturally reclusive and so difficult to observe. In the study, we analyzed the presence or absence of the species and the habitat factors associated with their unique distributions. However, further studies are needed to analyze changes in populations, communities, or distributions during the monitoring periods. Also, further data collection and analysis of long-term trends will improve our understanding of changes in species populations and distribution shifts (Christian et al. 2009; Chari et al. 2003). Greenwood (2003) reported that a long-term monitoring survey carried out in the United Kingdom, started over 20 years ago, aroused public awareness and contributed to successful conservation efforts when the program demonstrated declining populations. Thus, long-term monitoring data can play an essential role in biological research.

The environmental variables we used to understand species general distribution patterns in this study (*i.e.* topography, climate, vegetation, and human disturbance) were based on Chapin et al.'s opinions (2002). Obviously, species distribution and habitat characteristics have strong relationship. Choosing appropriate and specific environmental indicators to describe species distribution patterns is fundamental and critical. Chapin et al. (2002) pointed out that five independent control factors, including climate, parent material, topography, potential biota, and time, set the

bounds for the characteristics of an ecosystem. We believed that these eight environmental variables can structure a broad framework for species distribution and Taiwanese endemic bird species ecosystem. According to our results, these variables did help us to clarify the distribution patterns and the macrohabitat characteristics of Taiwanese endemic bird species.

Besides, we set up a clear definition by a grid system for the categories of bird species population in the study instead of general cognition. These categories can be used for all bird species in Taiwan.

Although elevation, monthly mean temperature, and warmth index showed the highest correlations with all species distributions, however, the results of the CCA did not indicate any differences between species categories, *i.e.*, environmental variables had similar effects on the distributions of common, uncommon, and rare species. Specifically, the Flamecrests were greatly affected by elevation, having the most restricted elevation and smallest range of distribution of all the species (data not shown). It preferred natural coniferous forests as its habitat and activity areas (Chen and Wang 2008), and the distribution of this forest type is simultaneously affected by elevation. Moreover, the Flamecrests showed little movement to lower elevations in winter. Their body size and song mean they are easily observed in specific areas. Thus, the correlation between elevation and the Flamecrest occurrence may be higher than in the other 16 endemic bird species.

The relationship between human disturbance and Taiwanese endemic bird species occurrence showed a similar pattern for each species, with birds choosing areas with less building area and lower road density. This focuses attention on the biological effects of human disturbance, which has accelerated in recent years (Moreno-Rueda and Pizarro 2009). Because of the survey design, which involved limited use of human and material resources, observers could arrive at the sampling sites by foot or car, so potentially introducing bias by restricting the sampling of sites to those a short distance from roads. However, all species demonstrated significant differences in presence and absence between areas with different percentages of building areas and different road densities ($p < 0.1$). There is substantial evidence indicating that humans negatively affect species richness (Balmford et al. 2001; Araújo 2003; Burgess et al. 2007; Rangel et al. 2007; Moreno-Rueda and Pizarro 2009). Reduction, fragmentation, and loss of habitats are the most obvious threats to species, and these habitat changes can affect species genetics, populations, communities, and adaptations, even leading to extinction. The threats to the Taiwanese endemic bird species and the challenges caused by habitat destruction through human development therefore warrant attention.

However, there was a strong sampling bias in this study, with a long term period to monitor different areas instead of the same areas, making it difficult to apply these data in a spatial-temporal analysis. For example, the occurrence of the Styan's Bulbul (*P. taivanus*) has increased 1999–2003. According to its whole presence records, its distribution had expanded from central-east Taiwan to south eastern and southern Taiwan (data not shown). However, several factors may cause this result. The sampling bias may have contributed to this apparent change in distribution. Human development has also accelerated the gene flow between the Styan's Bulbul and the Light-vented Bulbul (*Pycnonotus sinensis*) (Lei et al. 2007), which can help the Styan's Bulbul to adapt different environment. In addition, climate change may have significant effects for species distribution shift. It is really hard for us to know a long-term distribution change of the Styan's Bulbul. Therefore, in order to clarify a species' distribution change by the spatial and temporal change and to enhance the value of bird surveys, we provided some suggestions for improvement in the next

paragraph.

Monitoring long-term population changes is an integral part of effective conservation-oriented research and management, and is critical to the debate on the current status of bird species. Ways to enhance the value of bird surveys have aroused discussion in many groups (Sauer et al. 2005; Francis et al. 2005). Although no consensus has yet been reached, most researchers believe that the analysis of bird-survey data should provide a vitally important tool for monitoring bird populations. Three possible sources of bias, including roadside effects, observer effects, and analytical methods have been proposed not to ignore (Sauer et al. 2005; Francis et al. 2005). Except monitoring in the same areas, we suggested that the bird surveys used in this study could be improved in several ways: (1) increasing survey coverage area; (2) setting additional goals; (3) estimating the effect of distance from roadsides on detection rates. According to spatial images, choice of diverse habitat and increased survey coverage are needed to understand species' distribution preferences. In the United States and southern Canada, surveys are restricted to roadsides and detection rates, so increasing the bias of the data. Measures should be implemented to reduce bias and so enhance the usefulness of the survey data.

In conclusion, long-term population monitoring across the range of a species remains important for assessing the status of the species, identifying conservation priorities, and placing regional population changes into context. Endemic species have unique value and are representative indicators of a geographical region. These endemic species should be further investigated to ensure their survival. Also, we need to keep a high attention on their often-appeared macrohabitat.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank Fu-Hsiung Hsu for providing his experience and Jean Doble for helpful reviews of a draft of this manuscript.

REFERENCES

- Araújo, M. B. 2003 The coincidence of people and biodiversity in Europe. *Global Ecology and Biogeography* **12**:5–12
- Armstrong, D. P. 2005. Integrating the metapopulation and habitat paradigms for understanding broad-scale declines of species. *Conservation Biology* **19**:1402–1410
- Balmford, A., J. L. Moore, T. Brooks, N. D. Burgess, L. A. Hansen, P. Williams, C. Rahbek. 2001. Conservation conflicts across Africa. *Science* **291**:2616–2619.
- Burgess, N. B., A. Balmford, N. J. Cordeiro, J. Fjeldså, W. Küper, C. Rahbek, E. W. Sanderson, J. P. W. Scharlemann, J. H. Sommer, P. H. Williams. 2007. Correlations among species distributions, human density and human infrastructure across the high biodiversity tropical mountains of Africa. *Biological Conservation* **134**:164–177.
- Chapin F.S. III, P.A. Matson, H.A. Mooney. 2003. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer-Verlag, New York, N.Y.
- Chari, K. B., S. A. Abbasi, S. Ganapathy. 2003. Ecology, habitat and bird community structure at Oussudu lake: towards a strategy for conservation and management. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* **13**:373–386.
- Chen, C. C., Y. Wang. 2008. Spatial use of conifers by five alpine forest birds in Taroko National Park, Taiwan. *Endemic Species Research* **10**:1-12.

- Christian, K., L. Isabelle, J. Frederic, D. Vincent. 2009. More species, fewer specialists: 100 years of changes in community composition in an island biogeographical study. *Diversity and Distributions* **15**:641–648.
- Clements, J. F., J. Diamond, A. White, J. W. Fitzpatrick. 2007. *The Clements Checklist of Birds of the World*. Cornell University Press, Ithaca, N.Y.
- Feinstein, J., X. Yang, S.-H. Li. 2008. Molecular systematics and historical biogeography of the Black-browed Barbet species complex (*Megalaima oorti*). *Ibis* **150**:40–49.
- Francis, C. M., J. Bart, E. H. Dunn, K. P. Burnham, C. J. Ralph. 2005. Enhancing the value of the breeding bird survey: reply to Sauer et al. (2005). *Journal of Wildlife Management* **69**:1327–1332.
- Franken, R.J., D. S. Hik. 2004. Influence of habitat quality, patch size and connectivity on colonization and extinction dynamics of collared pikas *Ochotona collaris*. *Journal of Animal Ecology* **73**:889–96.
- Gaston, K.J., 1994. *Rarity*. Chapman & Hall, London.
- Goldsmith, F. B. 1991. *Monitoring for conservation and ecology*. Chapman and Hall, London, UK.
- Greenwood, J. J. D. 2003. The monitoring of British breeding birds: a success story for conservation science? *Science of the Total Environment* **310**:221–230.
- Harrison, S., J. F. Quinn. 1989. Correlated environments and the persistence of metapopulations. *Oikos* **56**:293–298.
- Hsu, F. H., C. T. Yao, R. S. Lin, C. C. Yang, S. J. Lai. 2004. Avian species composition and distribution along elevation gradient in the southern Taiwan. *Endem. Species Res.* **6**: 41–66. (in Chinese)
- Kindvall, O. 1996. Habitat heterogeneity and survival in a bush cricket metapopulation. *Ecology* **77**:207–214.
- Koh, C. N., P. F. Lee, R. S. Lin. 2006. Bird species richness patterns of northern Taiwan: primary productivity, human population density, and habitat heterogeneity. *Diversity and Distributions* **12**:546–554.
- Lamoreux, J. F., J. C. Morrison, T. H. Ricketts, D. M. Olson, E. Dinerstein, M. W. Knight, H. H. Shugart. 2006. Global test of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature* **440**:212–214.
- Lei, F. M., G. A. Wei, H. F. Zhao, Z. H. Yin, J. L. Lu. 2007. China subregional avian endemism and biodiversity conservation. *Biodiversity and Conservation* **16**:1119–1130.
- Li, S. H., J. W. Li, L. X. Han, C. T. Yao, H. Shi, F. M. Lei, C. Yen. 2006. Species delimitation in the Hwamei *Garrulax canorus*. *Ibis* **148**:698–706.
- Malcolm, J.R., C. Liu, R. P. Neilson, L. Hansen, L. Hannah. 2006. Global warming and extinctions of endemic species from biodiversity hotspots. *Conservation Biology* **20**:538–548.
- Moreno-Rueda, G., M. Pizarro. 2009. Relative influence of habitat heterogeneity, climate, human disturbance, and spatial structure on vertebrate species richness in Spain. *Ecological Research* **24**:335–344.
- Rangel, T. F. L. V. B., L. M. Bini, J. A. F. Diniz-Filho, M. P. Pinto, P. Carvalho, R. P. Bastos. 2007. Human development and biodiversity conservation in Brazilian Cerrado. *Applied Geography* **27**:14–27.
- Sauer, J. R., W. A. Link, J. D. Nichols, J. A. Royle. 2005. Using the North American Breeding Bird Survey as a tool for conservation: A critique of BART et al. (2004). *Journal of Wildlife Management* **69**:1321–1326.
- Schooley, R. L., L. C. Branch. 2007. Spatial heterogeneity in habitat quality and

- cross-scale interactions in metapopulations. *Ecosystems* **10**:846–853.
- Thomas, H. 1996. Monitoring long-term population change: why are there so many analysis methods? *Ecology* **77**:49–58.
- Watson, R. T. 2005. Turning science into policy: challenges and experiences from the science-policy interface. *Royal Society Philosophical Transactions Biological Sciences* **360**:471–477.

Table 1. List of 17 bird species endemic to Taiwan. The data were surveyed by point counts and transferred to a 1×1-km grid system.

English Name	Scientific Name	Category	Number of points	Number of grids
Megalaimidae				
Taiwan Barbet	<i>Megalaima nuchalis</i>	Common	5717	1657
Corvidae				
Formosan Magpie	<i>Urocissa caerulea</i>	Uncommon	374	156
Paridae				
Yellow Tit	<i>Macholophus holsti</i>	Uncommon	240	151
Phasianidae				
Taiwan Partridge	<i>Arborophila crudigularis</i>	Common	767	408
Mikado's Pheasant	<i>Syrmaticus mikado</i>	Rare	75	30
Swinhoe's Pheasant	<i>Lophura swinhoii</i>	Rare	156	115
Pycnonotidae				
Styan's Bulbul	<i>Pycnonotus taivanus</i>	Common	2323	414
Sylviidae				
Taiwan Bush Warbler	<i>Bradypterus alishanensis</i>	Uncommon	259	135
Regulidae				
Flamecrest	<i>Regulus goodfellowi</i>	Uncommon	305	112
Timaliidae				
Taiwan Hwamei	<i>Garrulax taewanus</i>	Common	1088	482
White-whiskered Laughing Thrush	<i>Garrulax morrisonianus</i>	Common	665	207
White-eared Sibia	<i>Heterophasia auricularis</i>	Common	2500	779
Steere's Babbler	<i>Liocichla steerii</i>	Common	2510	673
Taiwan Yuhina	<i>Yuhina brunneiceps</i>	Common	2651	772
Taiwan Barwing	<i>Actinodura morrisoniana</i>	Uncommon	195	102
Turdidae				
Formosan Whistling Thrush	<i>Myophonus insularis</i>	Common	922	481
Collared Bush Robin	<i>Tarsiger johnstoniae</i>	Common	517	202
Total			21264	

Table 2. Macrohabitat characteristics of 17 endemic Taiwanese bird species and general habitat characteristics of the whole Taiwan.

Species	Topography		Climate		Vegetation		Human disturbance	
	Elevation (m)	Annual total precipitation (mm)	Monthly mean temperature (°C)	Warmth index (°C)	Forest density (%)	NDVI	Building area (%)	Road density (m/ha)
Common species								
Taiwan Partridge								
Mean	1162.04	2757.99	17.15	145.84	93.08	0.43	0.22	8.82
Median	1125.97	2765.00	17.17	146.00	97.97	0.44	0.00	0.00
Range	2611.77	3280.00	14.33	172.00	95.11	0.64	20.89	71.66
Interquartile range	932.98	696.00	4.67	56.00	7.22	0.13	0.02	14.49
Taiwan Barbet								
Mean	564.31	2545.71	20.13	181.57	83.90	0.36	1.08	17.40
Median	415.37	2536.00	20.83	190.00	91.77	0.36	0.04	11.95
Range	2954.63	4096.00	16.00	188.00	100	0.64	82.19	220.45
Interquartile range	629.61	826.00	3.33	40.00	20.62	0.13	0.41	24.77
Taiwan Hwamei								
Mean	373.15	2386.24	21.42	196.98	77.94	0.31	1.26	18.68
Median	276.28	2374.00	21.83	202.00	88.15	0.31	0.06	12.69
Range	2733.78	3221.00	16.00	188.00	98.95	0.57	64.06	241.65
Interquartile range	420.16	767.00	2.17	26.00	28.98	0.13	0.61	27.27
White-whiskered laughingthrush								
Mean	2363.24	3113.07	11.78	82.20	93.96	0.43	0.06	4.87
Median	2337.66	3173.00	11.50	78.00	98.28	0.44	0.00	0.00
Range	3607.21	2587.00	16.17	182.00	95.11	0.47	6.28	67.04
Interquartile range	706.33	725.00	2.50	32.00	5.90	0.10	0.00	7.89

White-eared Siberia								
Mean	1400.22	2763.48	16.10	133.24	92.84	0.43	0.25	8.41
Median	1424.70	2736.00	16.00	132.00	97.68	0.44	0.00	0.00
Range	3350.34	3276.00	17.50	198.00	95.11	0.62	42.73	163.77
Interquartile range	968.58	799.00	4.50	54.00	7.85	0.12	0.00	13.89
Steere's Babbler								
Mean	1623.92	2815.80	15.00	120.10	94.00	0.44	0.13	7.78
Median	1638.96	2599.00	14.17	110.00	97.85	0.43	0.00	3.72
Range	3057.66	3276.00	14.83	174.00	95.11	0.52	20.90	71.66
Interquartile range	799.11	758.00	4.16	50.00	6.97	0.11	0.00	13.89
Taiwan Yuhina								
Mean	1545.17	2774.48	15.35	124.29	93.54	0.44	0.23	8.19
Median	1587.37	2735.00	15.17	122.00	98.10	0.44	0.00	0.00
Range	3350.34	3338.00	17.17	194.00	92.96	0.57	42.73	163.77
Interquartile range	893.32	804.00	4.33	52.00	7.40	0.12	0.00	13.73
Styan's Bulbul								
Mean	282.37	2167.77	21.76	201.08	74.27	0.37	1.59	28.56
Median	169.09	2135.00	22.17	206.00	82.58	0.39	0.10	20.63
Range	2317.89	2482.00	13.83	164.00	95.49	0.64	42.75	153.14
Interquartile range	259.01	338.00	1.50	18.00	34.1	0.17	0.72	37.58
Formosan Whistling Thrush								
Mean	876.69	2739.81	18.25	158.99	89.07	0.40	0.52	10.24
Median	720.31	2712.00	18.83	166.00	94.79	0.40	0.00	2.01
Range	2756.63	3376.00	13.83	166.00	96.52	0.62	42.73	163.77
Interquartile range	889.75	816.00	4.67	56.00	13.43	0.12	0.15	16.00
Collared Bush Robin								
Mean	2283.20	3080.49	12.29	88.06	93.49	0.44	0.07	6.04
Median	2284.12	3127.00	11.92	84.00	97.55	0.44	0.00	0.00
Range	3607.21	2187.00	17.33	196.00	95.11	0.47	6.28	67.04

Interquartile range	699.30	637.00	3.50	40.00	6.24	0.11	0.00	10.62
Uncommon species								
Formosan Magpie								
Mean	485.54	2960.00	19.83	177.92	86.98	0.37	1.06	15.04
Median	405.56	2992.00	20.17	182.00	93.55	0.36	0.06	9.42
Range	1479.91	3576.00	9.33	112.00	95.11	0.52	42.73	163.77
Interquartile range	439.38	938.00	2.50	30.00	13.36	0.11	0.32	21.18
Yellow Tit								
Mean	1569.43	2831.66	15.06	120.80	94.38	0.45	0.41	6.91
Median	1622.12	2785.00	15.00	120.00	98.52	0.45	0.00	0.00
Range	2808.46	2337.00	14.00	166.00	95.11	0.48	42.73	163.77
Interquartile range	614.57	787.00	2.83	34.00	6.01	0.12	0.00	8.60
Taiwan Barwing								
Mean	2043.27	3066.79	13.64	103.84	92.58	0.45	0.14	5.34
Median	2101.64	3107.00	13.42	101.00	98.63	0.46	0.00	0.00
Range	3008.52	2587.00	13.67	160.00	95.11	0.51	6.28	74.02
Interquartile range	596.73	800.00	3.00	36.00	6.11	0.12	0.00	6.87
Taiwan Bush-Warbler								
Mean	2200.09	2938.59	12.48	90.49	95.31	0.45	0.05	5.42
Median	2178.91	2810.00	12.17	86.00	98.91	0.45	0.00	0.00
Range	3275.10	2347.00	17.17	194.00	56.16	0.37	2.47	36.00
Interquartile range	968.64	848.00	2.66	32.00	5.83	0.10	0.00	8.13
Flamecrest								
Mean	2551.13	3079.37	11.21	75.80	91.33	0.43	0.08	4.18
Median	2573.36	3107.00	11.00	72.00	96.72	0.43	0.00	0.00
Range	3329.01	1871.00	14.83	166.00	85.08	0.35	2.47	36.00
Interquartile range	654.13	725.00	2.34	38.00	10.56	0.08	0.00	3.14
Rare species								
Swinhoe's Pheasant								

Mean	1343.32	2868.10	16.80	141.70	94.73	0.46	0.09	5.81
Median	1388.67	2898.00	16.50	138.00	99.33	0.46	0.00	0.00
Range	2356.84	3450.00	13.33	158.00	95.11	0.46	6.28	67.04
Interquartile range	760.38	697.00	3.67	44.00	4.44	0.12	0.00	8.23
Mikado's Pheasant								
Mean	1918.11	2825.10	13.74	105.27	93.99	0.42	0.29	9.48
Median	2120.79	2960.50	12.75	93.00	99.84	0.44	0.00	4.57
Range	2879.17	1863.00	13.17	156.00	95.11	0.44	6.28	67.04
Interquartile range	622.82	688.00	3.50	42.00	4.37	0.13	0.00	16.87
Taiwan								
Mean	741.67	2384.52	19.56	174.78	70.15	0.32	2.39	22.75
Median	381.04	2323.00	21.17	194.00	90.40	0.34	0.02	9.33
Range	3706.92	4696.00	18.67	212.00	100.00	0.65	83.61	288.83
Interquartile range	1193.68	1057.00	6.00	72.00	58.00	0.24	1.18	35.58

NDVI = normalized difference vegetation index

Fig. 1 Location of Taiwan and total species occurrence records by grid representation.

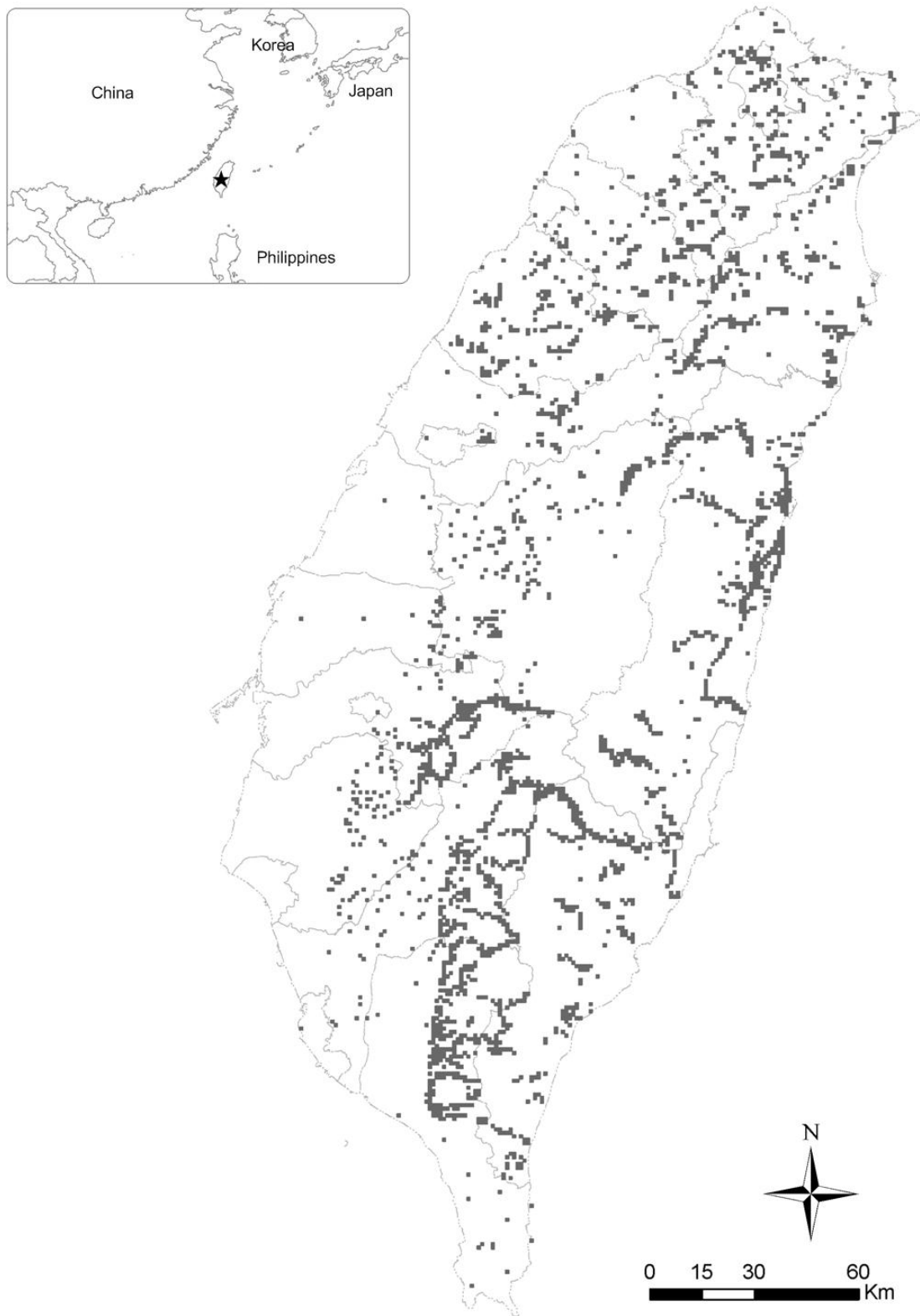


Fig. 2 Distribution patterns, using eight macrohabitat variables, of the Taiwan Yuhina (*Yuhina brunneiceps*) in Taiwan. Each graph shows the preferred environmental conditions (histogram) of the species, relative to the entire environmental range in Taiwan (line).

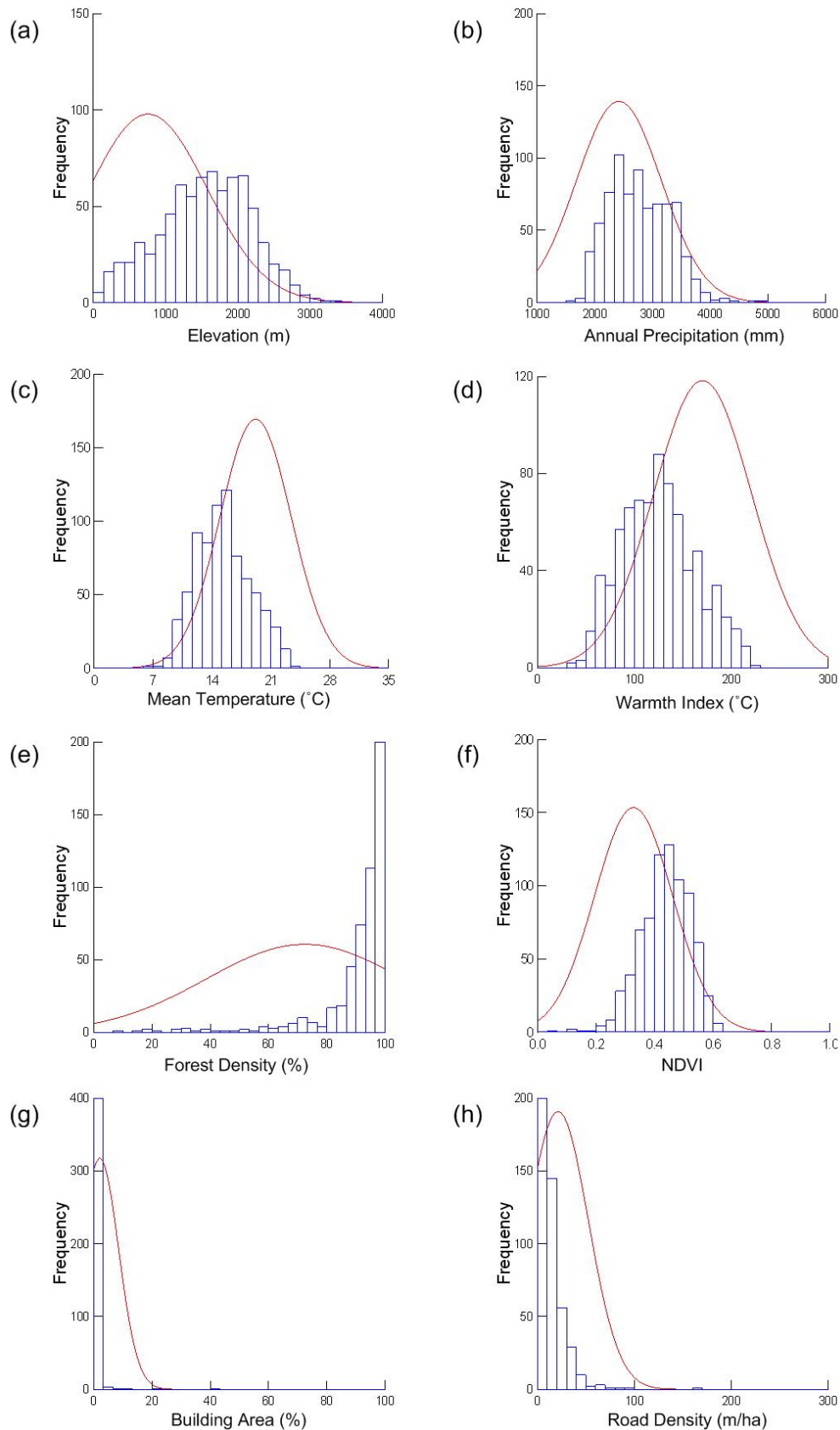


Fig. 3 Canonical correspondence analysis (CCA) of the 17 Taiwanese endemic bird species by eight environmental variables.

