

研究報告

山村地景對鳥類多樣性的影響初探 —以金山兩湖社區為例

葛兆年¹⁾ 許詩涵¹⁾ 蘇聲欣²⁾ 鍾智昕³⁾ 王相華^{1,4)}

摘要

日本里山的鑲嵌地景具有高生物多樣性的維持功能，此一傳統土地管理模式近年來廣為生態學者所推崇，並引介、推廣至許多國家，包括臺灣。本研究於臺灣北部金山區兩湖里山村的森林、森林邊緣、鑲嵌棲地設立調查樣區，進行鳥類群聚調查，主要探討的主題為：(1)兩湖山村地景對鳥類多樣性有何種影響？(2)不同功能群鳥類受到山村地景的相對影響為何？

鳥類群聚調查結果顯示，純森林棲地的鳥類種數、隻次都比森林邊緣及鑲嵌棲地低。大多數在森林地景出現的鳥種也同時出現在森林—農墾混合棲地(包含森林邊緣及鑲嵌棲地)，但有許多鳥種僅出現在森林—農墾混合棲地，例如喜歡在水域活動的黃頭鷺(*Bubulcus ibis*)、小白鷺(*Egretta garzetta*)，喜食農墾地穀類的珠頸斑鳩(*Streptopelia chinensis*)、斑文鳥(*Lonchura punctulata*)、白腰文鳥(*Lonchura striata*)，以及外來入侵種白尾八哥(*Acridotheres javanicus*)。就個別功能群鳥類而言，森林邊緣型、草地型、水域型及開墾地型鳥類的鳥類種數、隻次在森林樣區均低於森林邊緣及鑲嵌棲地樣區，但森林型、聚落型及多樣棲地型鳥類的鳥類種數、隻次在3類型樣區之間都沒有顯著差異。地景對鳥類多樣性影響的分析結果指出，旱田面積、鑲嵌地景之邊緣長度、棲地多樣性和鳥類多樣性之間呈現明顯的正相關，顯示兩湖山村現行農墾方式所創造的鑲嵌地景有利於增加鳥類多樣性。兩湖里山村小面積的農墾作業所形塑的森林—農墾鑲嵌地景，具有開墾面積小、與周邊森林連結度很高(隔離度低)的特性，可能是導致森林型鳥類及其它非森林型鳥類同時出現在兩湖里山村森林—農墾鑲嵌地景的重要因素，然而較多非森林型鳥類出現在森林—農墾鑲嵌地景所顯現的生態影響仍有待探討。

關鍵詞：山村、里山、地景、鳥類、多樣性。

葛兆年、許詩涵、蘇聲欣、鍾智昕、王相華。2018。山村地景對鳥類多樣性的影響初探—以金山兩湖社區為例。台灣林業科學33(4):319-32。

¹⁾ 林業試驗所森林保護組，10066台北市南海路53號 Division of Forest Protection, Taiwan Forestry Research Institute. 53 Nanhai Rd., Taipei 10066, Taiwan.

²⁾ 林業試驗所森林經營組，10066台北市南海路53號 Division of Forest Management, Taiwan Forestry Research Institute. 53 Nanhai Rd., Taipei 10066, Taiwan.

³⁾ 宜蘭大學森林暨自然資源學系。260宜蘭市神農路一段1號 Department of Forestry and Natural Resource, Ilan Univ., No.1, Sec. 1, Shennong Rd., Yilan City, Yilan County 260, Taiwan.

⁴⁾ 通訊作者 Corresponding author, e-mail:hhwang9@gmail.com

2018年7月送審 2018年11月通過 Received July 2018, Accepted November 2018.

Research paper

A Preliminary Study of the Effects of a Mountain Village Landscape on Bird Diversity: a Case Study of Lianghu Village, Jinshan District, Northern Taiwan

Chao-Nien Koh,¹⁾ Shih-Han Hsu,¹⁾ Sheng-Hsin Su,²⁾
Chih-Hsin Chung,³⁾ Hsiang-Hua Wang^{1,4)}

[Summary]

The mosaic landscape of *satoyama* (a mountain village) in Japan has the function of maintaining high biodiversity. This traditional land management model has been widely promoted by ecologists in recent years and introduced to many countries including Taiwan. We surveyed bird communities in the forests, forest edges, and mosaic habitats in Lianghu Village, Jinshan District, northern Taiwan, and this study aimed to elucidate: (1) What are the effects of mountain village landscapes on bird diversity? and (2) What are the effects of mountain village landscapes on different functional groups of birds?

Results showed that bird species richness and numbers of individuals in the forest habitats were lower than those in the mixed forest-agricultural habitats (including both the forest edge and mosaic habitats). Most of the bird species that appeared in the forest habitats also appeared in the mixed forest-agriculture habitats. However, many bird species only appeared in the forest-agricultural landscape, such as *Bubulcus ibis* and *Egretta garzetta* which prefer wetlands, and *Streptopelia chinensis*, *Lonchura punctulata*, and *Lonchura striata* which prefer to feed on grain in agricultural lands, as well as the invasive species *Acridotheres javanicus*. For birds in each functional group, the species richness and numbers of individuals of the forest-type, grassland-type, wetland-type, and farmland-type birds were lower in the forest habitat than in the forest-agricultural mosaic habitat. However, there was no significant difference in the species richness or numbers of individuals of forest-type, village-type, and diverse habitat-type birds between the forest habitat and forest-agricultural mosaic habitat. Results of the effects of landscape on bird diversity indicated that bird diversity was positively correlated with the area of uplands, the length of mosaic edges, and habitat diversity, so the current mosaic landscape created by the fine-scale farming system in Lianghu Village may have positive effects on bird species diversity. The fine-scale farming patches and high degrees of connectivity (low isolation) with surrounding forests in this forest-agriculture mosaic landscape may facilitate the co-occurrence of forest-type and non-forest-type bird species in this mountain village. Nevertheless, the ecological effects of the occurrence of some non-forest-type bird species in this forest-agriculture mosaic landscape still need to be further investigated.

Key words: mountain village, satoyama, landscape, bird, diversity.

Koh CN, Hsu SH, Su SH, Chung CH, Wang HH. 2018. A preliminary study of the effects of a mountain village landscape on bird diversity: a case study of Lianghu Village, Jinshan District, northern Taiwan. *Taiwan J For Sci* 33(4):319-32.

緒言

熱帶及亞熱帶森林在過去數十年來遭受嚴重的人為擾動(human disturbance)，生態學者開始關注森林擾動對生物多樣性之影響，並針對此一議題進行不同生物分類群(taxa)的相關研究。許多研究指出，人為擾動明顯降低物種數目(Turner 1996, Lewis 2006, Philpott 2008)；但也有部分研究指出，一些物種可以適應一定程度的人為擾動(Luck and Daily 2003, Peh et al. 2005)，甚至因人為擾動而增加其族群數量(Ranganathan et al. 2008)；Lawton等人(1998)彙整熱帶森林棲地變更對生物多樣性影響的相關研究，分析鳥類、蝴蝶、甲蟲、螞蟻等8種生物類群，發現不同生物類群受到棲地變更的影響程度及變化方向都有很大差異，似乎沒有任何分類群可當作是熱帶森林棲地變更對生物多樣性影響的指標類群。因此他們建議要釐清棲地變更對生物多樣性的影響，必須針對不同分類群物種進行更大規模、更有系統的調查。更有許多學者發現，同一分類群的不同功能群(functional group)物種對不同人為擾動強度的反應會有所不同(Lawton et al. 1998, Diekötter et al. 2008, Farwig et al. 2008)。

聯合國2010年於名古屋召開的生物多樣性公約第十屆締約方大會，提出里山倡議(Satoyama Initiative)，呼籲世界維護人類與自然之間多年來相互作用形成的山村地景(mountain village landscape)。相關研究也顯示，日本里山的傳統土地管理模式所形成的森林—農墾地鑲嵌地景具有高生物多樣性的維持功能(Ohara and Ushimaru 2015)，而地景的異質化(heterogeneity)及連結度(connectivity)(Benton et al. 2003, Katoh et al. 2009)被認為是維持日本山村生物多樣性的重要基礎，因此日本山村的傳統農林土地經營模式近年來廣為全世界許生態學者所推崇，並引介、推廣至許多國家，包括臺灣。水田及其灌溉系統是維持生物多樣性的優良棲地(Amono 2009, Kadoya 2009)，尤其是在日本以傳統方式從事耕作、生產的山村(Washitani 2001, Kobori and Primack 2003, Altieri 2004)。臺灣在日治時期於山村

地區推廣栽植水稻，並將山坡整地為梯田的型式。但隨著人口老化、年輕人移居城市，多數山村水稻田轉為栽植旱作或廢耕，現今只剩下少許水梯田，多數梯田改種旱作，或於廢耕後自然演替成為草地、次生林，但道路、房舍等建物的比例略有增加，也有少許竹林及果園。上述土地利用形態的變更情形，不僅普遍發生在小農生產模式的臺灣山村(耆老口述)，也發生在類似生產模式的日本里山地景(Katoh 2009)。

臺灣與日本均是氣候潮濕、多山的島國，山區原本多為森林所覆蓋，山村居民因應生活需求開闢農田、水圳等人工地景，造就了山村的多樣化地景，但由於臺灣與日本在文化、產業及自然環境上有所不同，山村的土地利用型態及經營管理方式上也有所差異，可能對生物的組成、多樣性有不同程度的影響。林業試驗所於2014~2015年間於金山兩湖里之哺乳類野生動物調查結果顯示，臺灣獼猴(*Macaca cyclopis*)與山羌(*Muntiacus reevesi micrurus*)在森林樣區的出現頻度顯著的高於農墾地樣區，但鼬獾(*Melogale moschata subaurantiaca*)與白鼻心(*Paguma larvata taiwana*)在農墾地樣區的出現率則顯著高於森林樣區，而麝香貓(*Viverricula indica pallida*)則僅出現農墾地樣區(Yi-Ming Chen, unpubl. data)。Lu and Chen (2006)於屏東五溝村的研究結果發現，鳥類多樣性與地景多樣性呈現正相關，為國內少有的調查資料；但五溝位於屏東縣萬巒鄉，是以水圳埤地為特色的社區，並非臺灣典型的山村社區，因此國內目前並沒有針對山村地景對鳥類多樣性影響的相關研究。鳥類在許多生態系是重要的捕食者(predators)，對小型脊椎動物、無脊椎動物多樣性及生態功能的維持非常重要(Sekercioglu 2006)，它同時也是主要的種子傳播者(seed dispersers)，對植物傳播、森林更新有重要影響(Howe and Miriti 2004)。本研究於金山兩湖里山村不同地景組合區域設立調查樣區，進行鳥類群聚調查，主要探討的主題為：(1)山村地景對鳥類多樣性有何種影響？(2)不同功能群鳥類受到山村地景的相對影響為何？

材料與方法

試驗地概述

樣區設置於陽明山國家公園東北側，新北市金山區及石門區交界處，行政區隸屬於新北市金山區兩湖里(Fig. 1)，緯度在北緯 $25^{\circ}13'26''$ 至 $14'34''$ ，經度在東經 $121^{\circ}35'14''$ 至 $59''$ 之間，海拔約為200至300 m。本區為森林、農墾地、人工建物鑲嵌的山村地景。森林地多為經過擾動後的次生林(secondary forest)或造林地(plantation)，農墾地多數是村民沿著山區森林等高線開闢而成的梯田。依據在地村民口述，早期許多梯田都是水田，但目前多數梯田已轉變為以種植蔬菜與番薯為主之旱田或果園，僅存少部分梯田維持水田形式，種植水稻、筍白筍，而水田即使在休耕時仍會維持蓄水狀態。但也有些梯田呈現廢耕狀態，逐步演替為草生

地或森林覆蓋，且隨著村落人口外移、老化，廢耕地有逐漸增多的趨勢。

樣區設置及鳥類調查

因板塊擠壓引發造山運動，臺灣山區的地形多崎嶇、陡峭，山村地區很少有面積的平坦地形，山村居民生活的核心區域多呈現森林—農墾鑲嵌地景，週邊則多數維持森林的覆蓋。本試驗參考Google Earth衛星影像，主觀選擇3種棲地類型進行鳥類調查，包括(1)森林棲地(forest, F1~F3)：樣點周邊半徑50 m範圍內皆為樹林覆蓋，(2)森林邊緣棲地(forest edge, FE1~FE3)：在樣點半徑50 m範圍內，一側為森林覆蓋，另一側是農墾地，(3)鑲嵌棲地(mosaic habitat, MH1~MH4)：樣點周邊半徑50 m範圍內的農墾地與樹林呈現塊狀鑲嵌狀態。上述森林邊緣棲地及鑲嵌棲地可合併稱之為森林—農

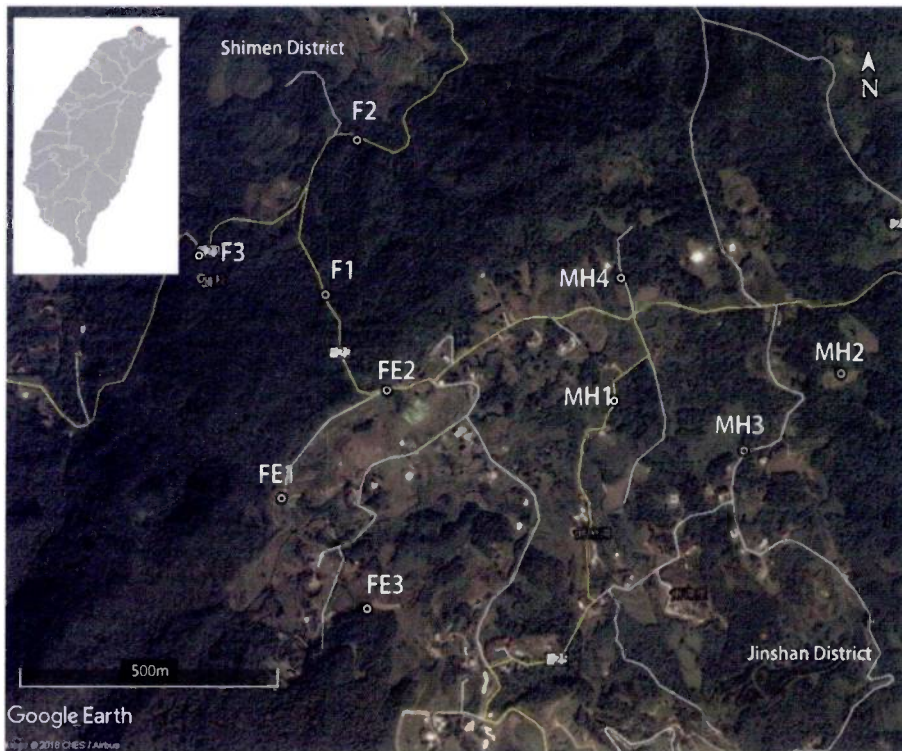


Fig. 1. Map of the study area (the red asterisk in the inset map) and position of the sampling sites (F, forest plot; FE, forest edge plot; MH, mosaic habitat plot) in Lianghu Village, Jinshan District, northern Taiwan.

墾混合棲地(forest-agricultural mixed habitat)。本研究在兩湖村設置了3處森林樣點、3處森林邊緣樣點、4處鑲嵌棲地樣點，合計設置10個樣點，並將樣點為中心的50 m半徑範圍設定為鳥類調查樣區。

鳥類調查於2014年6月至2015年5月間進行，每個月進行1次調查，合計進行12次調查。調查方式為選擇天氣良好的日子，於日出至日出後3小時的時段內，至各調查樣區記錄看到、聽到的鳥種與其數量；每個樣區的調查時間為10分鐘，調查結束後再轉移至下一個樣區繼續進行調查。完成10個樣區的調查，加上樣區間的移動時間，合計約需要150分鐘。為降低人為觀察偏差(observer bias)，12次調查都由同1人執行；為降低調查的系統性偏差(systematic bias)，每次調查時都隨機更換樣區的調查次序。

參考Fang et al. (2010)在研究湖山水庫地區鳥類時，將各鳥種依主要棲地類型(habitat type)分為7類功能群：(1)森林型(forest type)：主要棲地以森林為主者；(2)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；(3)草生地型(grassland type)：以草地為主要棲地者；(4)水域型(wetland type)：主要棲息於溪流及湖泊等棲地者；(5)聚落型(village type)：以人類聚落為主要棲息地者；(6)開墾地型(farmland type)：主要棲息於果園、菜園及檳榔園等農耕地者；(7)多樣棲地型(diverse habitat type)：利用之棲地不僅以1種為主，會利用多種棲地者。

地景及鳥類多樣性變數

以2014年1月25日之Google Earth衛星影像為底圖，將地景區分為樹林、竹林、果園、草地、水域(水池、水田)、旱田、道路、房舍共8種地景單元(landscape unit)，使用QGIS 2.10.1地理資訊分析軟體，將以10個樣點為中心，半徑50及100 m範圍內的地景進行數化處理，數化後的資料，再依現場實際觀測情形進行校對、修正。QGIS數化處理的內容包括，計算各調查樣點周邊半徑50及100 m範圍內不同類型地景單元之面積、不同地景單元交界處之邊緣長度(length of edge)，以及10個調查樣點(樣

區中心點)與水域、旱田、樹林及建物的最近距離。此外，為瞭解地景多樣性對鳥類多樣性的影響，我們採用Simpson及Shannon-Wiener指數計算各樣區的棲地多樣性(habitat diversity)。其中Simpson指數的計算式為 $D = 1 - \sum (n_i/N)^2$ ， n_i 為第*i*種地景單元的面積， N 為所有地景單元的面積；Shannon-Wiener指數的計算式為 $H = -\sum (P_i \times \ln P_i)$ ， P_i 為第*i*種地景單元的面積百分比。鳥類多樣性除了計算各樣區的物種數(species richness)外，也採用Simpson及Shannon-Wiener指數計算各樣區的鳥類多樣性。

統計分析

本研究將12個月的鳥調資料加總後進行下述統計分析。採用Kruskal-Wallis單一等級變異數分析(Kruskal-Wallis' one-way ANOVA by ranks)，檢測不同棲地在鳥類種數(species richness)及隻次(numbers of individuals)的差異性是否顯著，採用Dunn多重比較測驗(Dunn's test of multiple comparisons using rank sum)，檢定兩兩棲地類型在各功能群鳥類種數及隻次的差異性。此兩種測驗均為無母數統計方法，適用於統計分布形式不明或少量之資料(Zar 2010)。鳥類群聚分析則同時使用群集分析(cluster analysis; CA)及非計量多維標度分析(non-metric multidimensional scaling; NMDS)兩種多變數分析法，藉由兩者互補的方式來探索群聚資料的變異特性。進行此兩種分析之前，需先求算樣區間的鳥種組成距離矩陣(distance matrix)，本研究採用Bray-Curtis相異性指數(dissimilarity index)進行計算；此外，CA分析採用UPGMA (unweighted pair-group method using arithmetic averages)方法完成階層式群集的聚合演算(Legendre and Legendre 2012)。NMDS的分析維度(dimensions)設定為2，所得的2維分布序列結果(ordination)再以標準化(standardization)後的地景及鳥類多樣性資料進行envfit程式分析，計算出各地景及鳥類多樣性變數與NMDS空間變化的相關性，並進行置換排列檢定(permutation test) (Borcard et al. 2011, Oksanen et al. 2018)。最後再將NMDS與

envfit分析結果結合繪製出分布序列圖，以判釋地景、多樣性因子與鳥類組成之關聯情形。同時也進行皮爾遜相關(Pearson's correlation)分析，檢測地景變數與鳥類多樣性變數間之相關性。以上統計分析工作皆以R 3.5.0統計語言(R Core Team 2018)完成，其中的多變數及多重比較分析使用到vegan、dunn.test擴充套件(Dinno 2017, Oksanen et al. 2018)。

結果

鳥類群聚組成特性

自2014年6月至2015年5月共進行12次調查，於3類型棲地、10個樣區中共記錄到30科50種1333隻次鳥類。其中，在3處森林樣區共記錄到24種202隻次，在3處森林邊緣樣區共記錄到41種462隻次，在4處鑲嵌棲地樣區共記錄到38種669隻次(Table 1)。參照Fang et al. (2010)的鳥類棲地類型分類方式，計有森林型鳥類20種、森林邊緣型鳥類7種、草生地型鳥類8種、水域型鳥類5種、聚落型鳥類2種、開墾地型鳥類7種以及多樣棲地型鳥類1種。

Kruskal-Wallis單一等級變異數分析結果顯示，3類型樣區的鳥類種數有顯著差異($p = 0.038$)、鳥類隻次則有臨界顯著程度的差異($p =$

0.055)。Dunn多重比較測驗結果顯示，森林樣區的鳥類種數明顯低於森林邊緣樣區($p < 0.05$)，鳥類隻次明顯低於鑲嵌棲地樣區；森林邊緣樣區和鑲嵌棲地樣區在鳥類種數及隻次上沒有顯著差異(Table 1, Figs. 2、3)。就個別功能群鳥類而言，森林型鳥類、聚落型鳥類、多樣棲地型鳥類的鳥類種數、隻次在3類型樣區之間都沒有顯著差異，但森林邊緣型鳥類、草生地型鳥類、水域型鳥類及開墾地型鳥類的鳥類種數、隻次在森林樣區均都有低於森林邊緣樣區、鑲嵌棲地樣區的趨勢，但在統計檢測上有些顯著、有些不顯著(Table 1)。CA分析結果顯示，3處森林樣區集中在樹狀圖下方，彼此間的相異性較高，3處森林邊緣樣區及4處鑲嵌棲地樣區則散布在樹狀圖的中央及上方，彼此的相異性較低(Fig. 4)；這顯示森林樣區和森林—農墾混合樣區(森林邊緣樣區及鑲嵌棲地樣區)在鳥類群聚的組成上有所區隔。NMDS分析結果亦顯示，3處森林樣區分佈在第一軸的左側空間，3處森林邊緣樣區及4處鑲嵌棲地樣區則分佈在中央及右側空間(Fig. 5)，同樣顯示森林樣區和森林—農墾混合樣區在鳥類群聚的組成上有所區隔。

將鳥種依據NMDS第一軸的數值由大至小排序，附加鳥種的棲地類型屬性及各類型樣區的記錄隻次，整理成Table 2。表

Table 1. Species richness and numbers of individuals of birds in the 7 habitat types (according to Fang et al. 2010) recorded in the forest (F), forest edge (FE), and mosaic habitat (MH) plots in Lianghu Village, Jinshan District, northern Taiwan. Values with different superscripts in the same row and item (species richness/numbers of individuals) denote significant differences at $p < 0.05$ (two-sided Dunn's test)

Habitat type of birds	Species richness						Numbers of individuals					
	Total			Mean			Total			Mean		
	F(3)	FE(3)	MH(4)*	F(3)	FE(3)	MH(4)	F(3)	FE(3)	MH(4)	F(3)	FE(3)	MH(4)
Forest	17	16	14	12.0 ^a	11.7 ^a	11.8 ^a	169	183	295	56.3 ^a	61.0 ^a	73.8 ^a
Forest edge	3	6	6	1.7 ^a	3.7 ^{ab}	4.3 ^b	12	37	75	4.0 ^a	12.3 ^{ab}	18.8 ^b
Grassland	0	5	8	0.0 ^a	3.7 ^b	3.0 ^b	0	48	29	0.0 ^a	16.0 ^b	7.3 ^{ab}
Wetland	0	5	1	0.0 ^a	2.7 ^b	0.5 ^{ab}	0	11	7	0.0 ^a	3.7 ^b	1.8 ^{ab}
Village	2	1	2	0.7 ^a	0.3 ^a	0.5 ^a	3	2	4	1.0 ^a	0.7 ^a	1.0 ^a
Farmland	1	7	6	0.7 ^a	4.7 ^b	3.0 ^{ab}	16	179	236	5.3 ^a	59.7 ^b	59.0 ^b
Diverse habitat	1	1	1	0.3 ^a	0.7 ^a	0.8 ^a	2	2	23	0.7 ^a	0.7 ^a	5.8 ^a
All species	24	41	38	15.3 ^a	27.3 ^b	23.8 ^{ab}	202	462	669	67.3 ^a	154.0 ^{ab}	167.3 ^b

*Numbers in parentheses denote the numbers of plots in the forests, forest edges, and mosaic habitats.

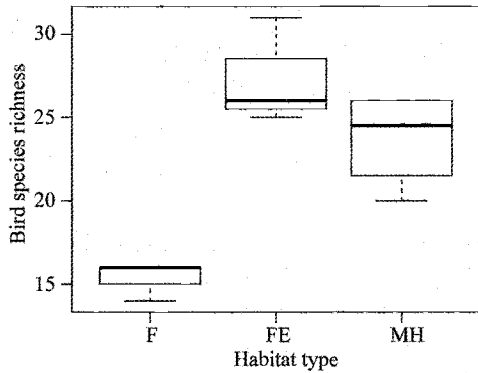


Fig. 2. Box-plot for comparing bird species richness levels among plots of the 3 habitat types in Lianghu Village, Jinshan Distinct, northern Taiwan. F, forest plot; FE, forest edge plot; MH, mosaic habitat plot.

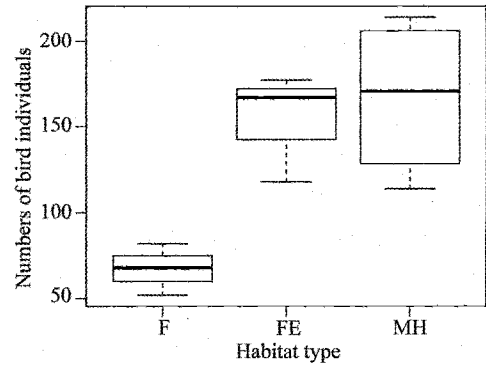


Fig. 3. Box-plot for comparing numbers of bird individuals among plots of the 3 habitat types in Lianghu Village, Jinshan Distinct, northern Taiwan. F, forest plot; FE, forest edge plot; MH, mosaic habitat plot.

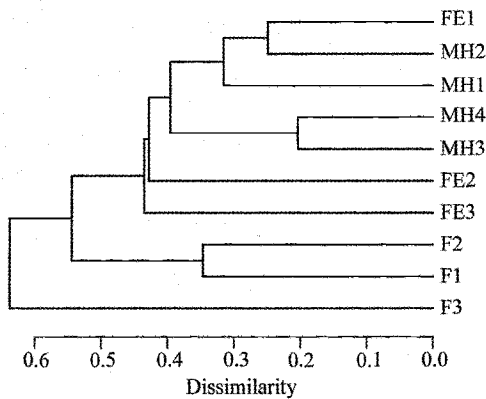


Fig. 4. Dendrogram of the 10 sampling sites in 3 habitat types in Lianghu Village, Jinshan Distinct, northern Taiwan. Here we used the Bray-Curtis dissimilarity index and UPGMA method to perform the cluster analysis. F, forest plot; FE, forest edge plot; MH, mosaic habitat plot.

上側的鳥種為僅出現在森林—農墾混合樣區(森林邊緣及鑲嵌棲地樣區)的鳥種，都屬於 Fang et al. (2010)所區分的非森林型鳥類，包括黃頭鷺(*Bubulcus ibis*)、大卷尾(*Dicrurus macrocercus*)、小白鷺(*Egretta garzetta*)、珠頸斑鳩(*Streptopelia chinensis*)、白尾八哥(*Acridotheres javanicus*)、斑文鳥(*Lonchura*

punctulata)、白腰文鳥(*Lonchura striata*)、灰頭鷓鴣(*Prinia flaviventris*)、褐頭鷓鴣(*Prinia inornata*)、短翅樹鷓鴣(*Cettia canturians*)、黃尾鷓鴣(*Phoenicurus aureus*)、野鷓鴣(*Calliope calliope*)、紅尾伯勞(*Lanius cristatus*)、黑臉鵒(*Emberiza spodocephala*)、中杜鵑(*Cuculus saturatus*)、灰鵲鴿(*Motacilla cinerea*)；但Table 2下側雖然多屬於Fang et al. (2010)所區分的森林型鳥類，但並非僅出現在純森林樣區，也同時出現在森林邊緣及鑲嵌棲地樣區。

地景、鳥類多樣性與群聚的關聯性

將樣區的地景、鳥類多樣性變數套疊於NMDS的分布序列圖中(Fig. 5)，有8項因子與NMDS空間變化呈現明顯的相關性($r^2 = 0.56\sim 0.83, p < 0.05$)。其中物種數(Spp)及調查樣點周邊半徑100 m範圍內之Shannon棲地多樣性指數(Hab.shannon_{100m})、Simpson棲地多樣性指數(Hab.simpson_{100m})、邊緣長度(L.edge_{100m})、旱田面積(A.upland_{100m})位於第一軸的右側，與森林—農墾地鑲嵌地景的樣區同側；與水域距離(D.wetland)、旱田距離(D.upland)及房舍距離(D.build)則偏向第一軸的左側，與純森林地景的樣區同側。這表示森林樣區與農墾地常見的旱田、水塘、房舍距離較遠，棲地多樣性較低，所記錄到的鳥類種數也較低；相對的，森

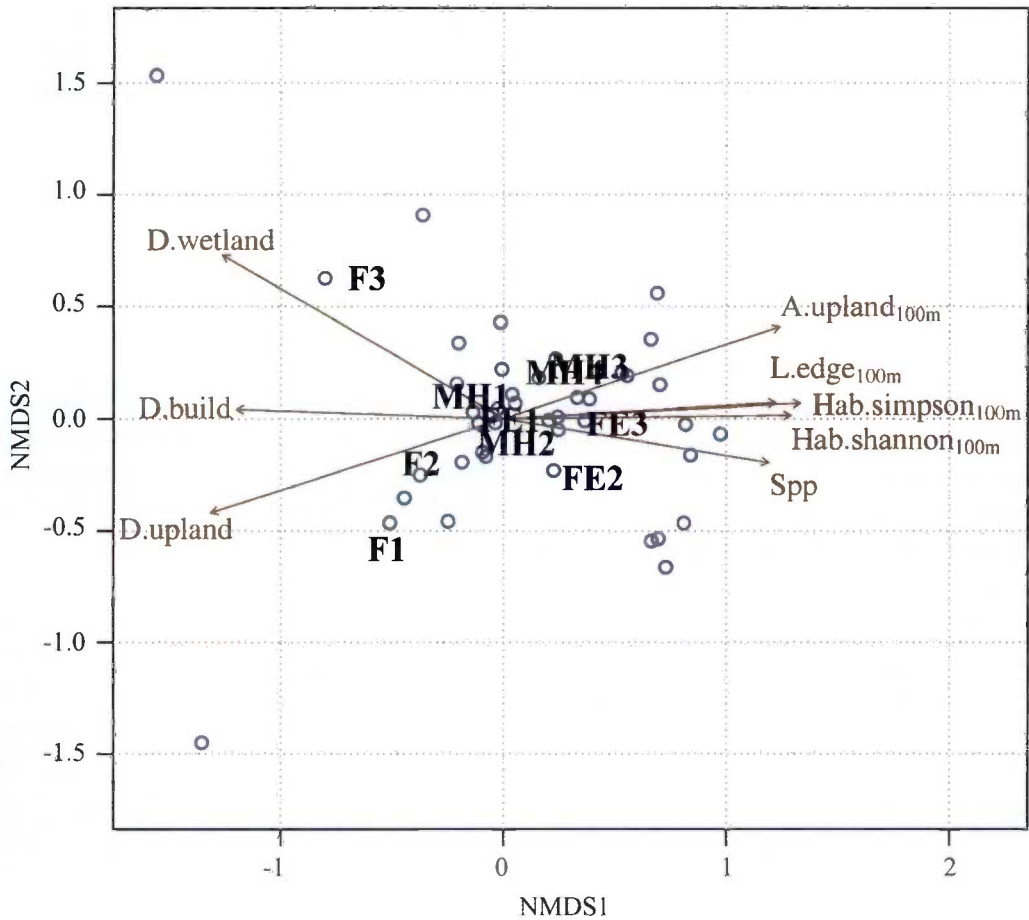


Fig. 5. Biplot of non-metric multidimensional scaling (NMDS) ordination of sampling sites (F, forest plot; FE, forest edge plot; MH, mosaic habitat plot) and bird species (open circles), with arrows indicating the projected landscape and diversity variables using the “envfit” program (Oksanen et al. 2018). The stress value of NMDS was 0.079. Abbreviations of landscape variables: D.wetland, distance to wetlands; D.build, distance to buildings; D.upland, distance to uplands; A.upland, area of uplands; L.edge, total length of habitat patch edges; Hab.simpson, Simpson’s habitat diversity; Hab.shannon, Shannon’s habitat diversity; Spp, species richness; and the subscript “100m” denotes the area within a 100-m radius of a sampling point.

林—農墾地混合樣區的棲地多樣性較高、不同棲地交界處的邊緣長度較長、旱田開墾面積較大，其所記錄的鳥類種數也較高。皮爾遜相關分析結果顯示，調查樣點周邊半徑50、100 m範圍內之樹林面積(A.wood_{50m}, A.wood_{100m})與鳥類種數及Shannon物種多樣性指數呈現明顯的負相關($p < 0.05$) (Table 3)。調查樣點周邊半徑

100 m範圍內旱田面積(A.upland_{100m})與鳥類種數及Shannon物種多樣性指數呈現明顯正相關($p < 0.05$)；相同的，調查樣點周邊半徑50、100 m範圍內之鑲嵌地景交界處之邊緣長度(L.edge_{50m}, L.edge_{100m})以及Simpson、Shannon棲地多樣性指數(Hab.simpson_{50m}, Hab.shannon_{50m}, Hab.simpson_{100m}, Hab.shannon_{100m})也與鳥類種數及

Shannon物種多樣性指數呈現明顯正相關($p < 0.05$) (Table 3)。

討論

調查資料顯示，樣區記錄到的50鳥種中約有1/3屬於遷徙性候鳥，如資料許可，理應將調查資料細分為不同季節予以分析，但受限於樣區數量及調查頻率，本研究取得的調查資料相對有限，故僅將整年的調查資料合併後進行初步的分析、探討，並未論及季節性的差異，亦或繁殖季與非繁殖季的差異。然而，許多鳥類有遷徙特性，故建議後續進行類似研究時，應適度加強現場調查強度，所累積的資料方足以進行更深入、完整的分析。此外，本研究於樣區類型選擇時將森林—農墾混合地景區分成森林邊緣棲地及鑲嵌棲地兩種類型，但在資料分析時發現，從地景單元之比例看不出兩者的差異，因此在無母數及多變量統計分析結果中，兩類型棲地的鳥類多樣性均未能檢驗出明顯差異。

山村地景與鳥類多樣性

本研究發現，縱使沒有大面積水田，兩湖

山村的森林—農墾混合棲地(森林邊緣及鑲嵌棲地樣區)鳥類多樣性仍然顯著高於森林棲地，NMDS分析及相關分析的結果亦顯示，棲地多樣性與鳥類多樣性呈現明顯的正相關，表示兩湖山村的小規模塊狀農墾方式所創造的鑲嵌地景有利於增加鳥類多樣性。國外許多研究顯示，森林在經歷大面積、高強度的伐木、農墾作業後，會對生物多樣性造成明顯的負面影響(Moran et al. 2004, Kirika et al. 2008)，但這情形似乎並未在日本里山及本研究金山區兩湖里的山村地景發生。基本上，日本傳統山村盛行小面積的農墾及森林作業，創造農墾地與非農墾地鑲嵌地景(mosaic landscape)；相較於近代大面積伐木後採行施用化學肥料、農藥的農墾作業方式，屬於相對輕微的人為擾動(Kadoya and Washitani 2011)。棲地破碎化對生物多樣性所產生的影響取決於擾動區塊的面積(patch size)及擾動區塊的隔離度(isolation) (Andren 1994, Katoh et al. 2009)，兩湖里山村盛行小面積的農墾作業，形塑的森林—農墾鑲嵌地景與周邊未開墾區森林的連結度很高(隔離度低)，可能是導致鳥類多樣性在森林—農墾混合樣區高於森林樣區的重要因素。

Table 2. Habitat type and numbers of individuals of each bird species recorded in the forest (F), forest edge (FE), and mosaic habitat (MH) plots in Lianghu Village, Jinshan District, northern Taiwan. Bird species are ranked decreasingly by NMDS axis 1 scores. Species with fewer than 3 individuals and only recorded in a single plot were excluded from this table

Chinese name	Scientific name	Habitat type ^a	Numbers of individuals		
			F (3)	FE (3)	MH (4) ^b
黃頭鷺	<i>Bubulcus ibis</i>	FM	0	39	1
大卷尾	<i>Dicrurus macrocercus</i>	FM	0	20	7
小白鷺	<i>Egretta garzetta</i>	W	0	3	0
珠頸斑鳩	<i>Streptopelia chinensis</i>	FM	0	1	2
白尾八哥	<i>Acridotheres javanicus</i>	FM	0	8	1
斑文鳥	<i>Lonchura punctulata</i>	G	0	0	4
白腰文鳥	<i>Lonchura striata</i>	G	0	29	4
灰頭鷓鴣	<i>Prinia flaviventris</i>	G	0	2	5
褐頭鷓鴣	<i>Prinia inornata</i>	G	0	4	5
短翅樹鷓鴣	<i>Horornis diphone</i>	FE	0	1	5
黃尾鷓鴣	<i>Phoenicurus auroreus</i>	FE	0	7	6
野鷓鴣	<i>Calliope calliope</i>	G	0	7	4

con't

白頭翁	<i>Pycnonotus sinensis</i>	FM	16	107	222
紅尾伯勞	<i>Lanius cristatus</i>	FM	0	3	3
樹鵲	<i>Dendrocitta formosae</i>	F	13	31	40
紅嘴黑鵯	<i>Hypsipetes leucocephalus</i>	FE	9	23	49
大冠鷲	<i>Spilornis cheela</i>	FE	1	2	1
黑臉鵯	<i>Emberiza spodocephala</i>	G	0	6	5
中杜鵑	<i>Cuculus saturatus</i>	F	0	1	6
黑枕藍鶺鴒	<i>Hypothymis azurea</i>	FE	2	3	13
綠繡眼	<i>Zosterops japonicus</i>	F	22	39	56
臺灣藍鵲	<i>Urocissa caerulea</i>	F	5	9	0
金背鳩	<i>Streptopelia orientalis</i>	D	2	2	23
灰鵲鴝	<i>Motacilla cinerea</i>	W	0	4	7
洋燕	<i>Hirundo tahitica</i>	V	1	2	1
黃眉柳鶯	<i>Phylloscopus inornatus</i>	F	4	6	10
山紅頭	<i>Cyanoderma ruficeps</i>	F	7	8	16
白腹鶇	<i>Turdus pallidus</i>	F	5	2	10
小彎嘴	<i>Pomatorhinus musicus</i>	F	54	50	80
五色鳥	<i>Psilopogon nuchalis</i>	F	15	12	33
大彎嘴	<i>Megapomatorhinus erythrocnemis</i>	F	11	8	13
竹雞	<i>Bambusicola thoracicus</i>	F	9	9	11
小雨燕	<i>Apus nipalensis</i>	V	2	0	3
樹鵲	<i>Anthus hodgsoni</i>	F	2	3	8
赤腹鶇	<i>Turdus chrysolaus</i>	F	2	1	1
繡眼畫眉	<i>Alcippe morrisonia</i>	F	14	1	10
鳳頭蒼鷹	<i>Accipiter trivirgatus</i>	F	1	0	1

^aHabitat type of birds: F, forest type; FE, forest edge type; G, grassland type; W, wetland type; V, village type; FM, farmland type; D, diverse habitat type.

^bNumbers in parentheses denote the number of plots in the forests, forest edges, and mosaic habitats.

近年來，許多探討地景變化對生物多樣性影響之研究會擴及不同尺度的生物多樣性，多數國外學者採用分割多樣性(diversity partitioning)方式分析生物多樣性在樣區(plot)、棲地(habitat)、區域(region)等不同尺度(scale)上的變化(Clough et al 2007, Cabra-Garcia et al 2010, Neuschulz et al 2011, Pacheco and Vasconcelos 2012, Carrara et al 2015)，即把 γ diversity分割成 α 及 β 兩種層面來分析。Carrara等(2015)研究發現，與未砍伐的森林比較，林地砍伐造成的破碎化森林並未降低鳥類 α 多樣性，但會明顯損及鳥類 β 多樣性；Neuschulz等(2011)在不同類型森林擾動棲地的

鳥類多樣性研究指出， β 多樣性占整體多樣性的比例明顯高於 α 多樣性，Clough等(2007)針對植物及昆蟲多樣性的研究也發現同樣的趨勢。現今，生物多樣性保育學者已有共識， β 多樣性在大區域層級的生物保育上非常重要，也是中、大尺度生物多樣性保育計畫必須顧及的重點，以及檢視保育計畫成功與否的關鍵因子(Socolar et al 2016)。本研究僅分析 α 多樣性在兩湖社區3類型棲地(森林樣區、森林邊緣樣區、破碎森林樣區)的差異，以及哪些地景單元及環境因子會對 α 多樣性造成影響，但如要深入了解臺灣山村地景對生物多樣性的影響，需要更有大空間尺度的研究，涵蓋多個山村社區及其周邊森

Table 3. Pearson's correlation coefficients between landscape variables and bird diversity variables. Only landscape variables significantly correlated with both bird diversity variables are listed

Landscape variable ^a	Bird diversity variable			
	Species richness		Shannon diversity index	
	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>p</i>
A.wood _{50m}	-0.759	0.011	-0.835	0.003
A.wood _{100m}	-0.761	0.011	-0.781	0.008
A.upland _{100m}	0.696	0.025	0.725	0.018
L.edge _{50m}	0.775	0.009	0.755	0.012
L.edge _{100m}	0.956	0.000	0.724	0.018
Hab.simpson _{50m}	0.825	0.003	0.829	0.003
Hab.simpson _{100m}	0.943	0.000	0.769	0.009
Hab.shannon _{50m}	0.858	0.002	0.802	0.005
Hab.shannon _{100m}	0.965	0.000	0.770	0.009

^aAbbreviations of landscape variables: A.wood, area of woods; A.upland, area of uplands; L.edge, total length of habitat patch edges; Hab.simpson, Simpson's habitat diversity; Hab.shannon, Shannon's habitat diversity; and the subscripts "50m" and "100m" denote area within 50-m and 100-m radii of sampling points, respectively.

林，方可擴及β及γ多樣性層面的分析。本研究發現山村的小規模擾動會增加α多樣性，但α多樣性增加導因於出現許多干擾地常見鳥種，若將調查範圍擴增至周邊區域的數個不同山村，有可能會出現α多樣性增加，但β、γ多樣性持平或降低的情形，此部分尚有待進一步的研究予以釐清。

不同功能群鳥類對地景改變的適應性

Clough等人(2009)研究森林轉變成可可樹混農林生產地(cocoa agroforestry)對於鳥類多樣性之影響時，將鳥類依食性(diet)、棲地(habitat)、植生層次(stratum)、重量(weight)區分為不同的功能群，發現棲地轉變對不同功能群鳥類的影響有很大差異。例如就食性而言，食果型(frugivores)鳥類種數隨著樣區與森林距離的增加而遞減，食穀型(granivores)鳥類則隨著樣區與森林距離的增加而遞增；就棲地喜好而言，森林型(forest specialists)鳥類種數隨著樣區與森林距離的增加而遞減，廣域型(habitat generalists)鳥類則隨著樣區與森林距離的增加而遞增。許多其他研究也發現，人為擾動對不

同棲地喜好的鳥類會產生不同的影響，森林型鳥類對人為擾動的影響較敏感，在擾動區域會轉變為以廣域型鳥類為主(generalist species) (Bender et al. 1998, Peh et al. 2005, Farwig et al. 2008)。Neuschulz等人(2011)探討森林棲地改變對鳥類群聚影響，依據主要棲地類型將鳥種區分為森林型、森林廣域型(forest generalists)、灌木型(shrubland species)、開闢型(open country species)4類功能群，也同樣發現不同棲地功能群鳥類對森林棲地改變的反映有很大差異。

本研究比較兩湖山村森林一農墾鑲嵌地景與周邊森林的鳥類群聚差異，結果顯示，森林型鳥類的物種數、隻次在上述兩類型棲地間沒有顯著差異，但部分森林型以外的鳥類物種數、隻次在森林一農墾鑲嵌地景顯著高於純森林地景，例如森林邊緣型、草生地型、水域型及開墾地型的鳥類，不論是在森林邊緣棲地或鑲嵌棲地都有增加的趨勢，顯示森林一農墾鑲嵌地景增加了鑲嵌棲地邊緣長度及草生地、水域、開墾地的棲地比例，故可以提升以上述類型鳥類之種類及隻次。反觀森林型鳥類，其物種數及隻次在純森林地景與森林一農墾鑲嵌

地景之間沒有差異，代表並沒有受到農墾地與森林鑲嵌的影響。Carrara等人(2015)的研究發現，森林棲地減少會導致森林型鳥類多樣性的明顯減少，但此一現象似乎並未在兩湖山村出現，應該與此地開墾面積不大，森林雖被切割破碎但不至於完全孤立隔離有關。簡而言之，兩湖山村森林—農墾鑲嵌地景同時提供了森林型、非森林型鳥類的棲地需求，但周邊的純森林地景主要提供森林型鳥類所需要的棲地，只有相對少量的非森林型鳥類被記錄到。然而，較多的非森林型鳥類在森林—農墾鑲嵌地景被記錄到，是否全然顯現正向效益，仍有待斟酌、探討。例如，入侵種白尾八哥的出現、聚集，長期而言可能會與本地鳥種競爭，帶來負面的生態影響；另依據當地耆老口述，有一些水鳥如磯鶇(*Actitis hypoleucos*)、白腰草鶇(*Tringa ochropus*)等並非長期穩定的出現，只是偶發性的出現在兩湖山村所剩不多的水田中；此外，出現在兩湖森林—農墾地景的許多非森林型鳥類屬於廣域型鳥類，也廣泛出現在淺山至平地的各類型受擾動棲地，例如黃頭鷺、大卷尾、白腰文鳥等，這些鳥種在山村聚集所代表地生態意涵有待進一步地探究，例如對其它鳥種族群、昆蟲族群，以及植物傳播、更新會產生的相關影響。

結論

棲地破碎化對生物多樣性所產生的影響取決於擾動的面積及擾動區塊的隔離度。新北市金山區兩湖里山村的小面積農墾作業所形塑的森林—農墾鑲嵌地景，有利於增加鳥類 α 多樣性。此一森林—農墾鑲嵌地景具有開墾面積小、與周邊森林連結度很高(隔離度低)的特性，可能是森林型鳥類及其它非森林型鳥類同時出現在此一山村地景，導致鳥類 α 多樣性高於純森林地景樣區的重要因素。兩湖山村森林—農墾鑲嵌地景的 α 多樣性增加導因於出現大量干擾地常見鳥種，若將調查範圍擴增，有可能會出現 α 多樣性增加，但 β 、 γ 多樣性持平或降低的情形。

引用文獻

- Altieri MA. 2004. Linking ecologists and traditional farmers in the search for sustainable agriculture. *Front Ecol Environ* 2:35-42.
- Amano T. 2009. Conserving bird species in Japanese farmland: past achievements and future challenges. *Biol Conserv* 142(9):1913-21.
- Andr n H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71(3):355-66.
- Bender DJ, Contreras TA, Fahrig L. 1998. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* 79(2):517-33.
- Benton TG, Vickery JA, Wilson JD. 2003. Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol Evol* 18:182-8.
- Borcard D, Gillet F, Legendre P. 2011. Numerical ecology with R. New York: Springer. 306 p.
- Cabra-García J, Chac n P, Valderrama-Ardila C. 2010. Additive partitioning of spider diversity in a fragmented tropical dry forest (Valle del Cauca, Colombia). *J Arachnol* 38(2):192-205.
- Carrara E, Arroyo-Rodríguez V, Vega-Rivera JH, Schondube JE, de Freitas SM, Fahrig LF. 2015. Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Biol Conserv* 184:117-26.
- Clough Y, Gabriel D, Holzschuh A, Purtauf T, Kruess A, Steffan-Dewenter I, et al. 2007. Alpha and beta diversity of arthropods and plants in organically and conventionally managed wheat fields. *J Appl Ecol* 44:804-12.
- Clough Y, Putra DD, Pitopang R, Tscharnkte T. 2009. Local and landscape factors determine functional bird diversity in Indonesian

- cacao agroforestry. *Biol Conserv* 142:1032-41.
- Diekötter T, Billeter R, Crist TO. 2008.** Effects of landscape connectivity on the spatial distribution of insect diversity in agricultural mosaic landscapes. *Basic Appl Ecol* 9(3):298-307.
- Dinno A. 2017.** dunn.test: Dunn's test of multiple comparisons using rank sums. R package, vers. 1.3.5. Available from <https://CRAN.R-project.org/package=dunn.test>.
- Fang W, Lin RS, Fan MW. 2010.** An avian conservation priority system for the Hushan Reservoir area. *Taiwan J Biodivers* 12(2):143-66. [in Chinese with English summary].
- Farwig N, Sajita NK, Bohning-Gaese K. 2008.** Conservation value of forest plantations for bird communities in western Kenya. *For Ecol Manage* 258(11):3885-92.
- Howe HF, Miriti MN. 2004.** When seed dispersal matters. *BioScience* 54(7):651-60.
- Kadoya T, Suda S, Washitani I. 2009.** Crisis of agricultural habitat complexes for dragonflies in Japan: an assessment based on natural history data. *Biol Conserv* 142:1899-905.
- Kadoya T, Washitani I. 2011.** The Satoyama Index: a biodiversity indicator for agricultural landscapes. *Agric Ecosyst Environ* 140:20-6.
- Katoh K, Sakai S, Takahashi T. 2009.** Factors maintaining species diversity in satoyama, a traditional agricultural landscape of Japan. *Biol Conserv* 142:1930-6.
- Kirika JM, Farwig N, Böhring-Gaese K. 2008.** Effects of local disturbance of tropical forests on frugivores and seed removal of a small-seeded Afrotropical tree. *Conserv Biol* 22(2):318-28.
- Kobori H, Primack RB. 2003.** Participatory conservation approaches for satoyama, the traditional forest and agricultural landscape of Japan. *Ambio* 32(4):307-11.
- Lawton JH, Bignell DE, Bolton B, Bloemers GF, Eggleton P, Hammond PM, et al. 1998.** Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391:72-6.
- Legendre P, Legendre LF. 2012.** Numerical ecology. 3rd ed. Amsterdam, the Netherlands: Elsevier. 1006 p.
- Lewis SL. 2006.** *Tropical forests and the changing earth system.* *Phil Trans R Soc B* 361:195-210.
- Lu HM, Chen JH. 2006.** Study on the bird diversity and landscape diversity: a case study of ditch landscape in Wugou Village, Pingtung County. *J Archit* 57:123-41. [in Chinese with English summary].
- Luck GW, Daily GC. 2003.** Tropical countryside bird assemblages: richness, composition, and foraging differ by landscape context. *Ecol Appl* 13(1):235-47.
- Moran C, Catterall CP, Green RJ, Olsen MF. 2004.** Functional variation among frugivorous birds: implications for rainforest seed dispersal in a fragmented subtropical landscape. *Oecologia* 141:584-95.
- Neuschulz EL, Botzat A, Farwig N. 2011.** Effects of forest modification on bird community composition and seed removal in a heterogeneous landscape in South Africa. *Oikos* 120:1371-9.
- Ohara RG, Ushimaru A. 2015.** Plant beta-diversity is enhanced around grassland-forest edges within a traditional agricultural landscape. *Appl Veg Sci* 18:493-502.
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, McGlinn D, et al. 2018.** *vegan: Community Ecology Package.* R package, vers. 2.5-1. Available from <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Pacheco R, Vasconcelos HL. 2012.** Habitat diversity enhances ant diversity in a naturally heterogeneous Brazilian landscape. *Biodivers Conserv* 21:797-809.
- Peh KSH, Jong J, Sodhi NS, Lim SLH, Yap**

CAM. 2005. Lowland rainforest avifauna and human disturbance: persistence of primary forest birds in selectively logged forests and mixed-rural habitats of southern Peninsular Malaysia. *Biol Conserv* 123(4):489-505.

Philpott SM. 2008. Biodiversity loss in Latin American coffee landscapes: review of the evidence on ants, birds, and trees. *Conserv Biol* 22(5):1093-105.

R Core Team. 2018. R: a language and environment for statistical computing, vers. 3.5.0. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Available at <http://www.r-project.org>.

Ranganathan J, Ranjit Daniels RJ, Subash Chandran MD, Ehrlich PR, Daily GC. 2008. Sustaining biodiversity in ancient tropical

countryside. *PNAS* 105(46):17852-4.

Sekercioglu CH. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends Ecol Evol* 21(8):464-71.

Socolar JB, Gilroy JJ, Kunin WE, Edwards DP. 2016. How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends Ecol Evol* 31(1):67-80.

Turner IM. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *J Appl Ecol* 33(2):200-9.

Washitani I. 2001. Traditional sustainable ecosystem 'SATOYAMA' and biodiversity crisis in Japan: conservation ecological perspective. *Glob Environ Res* 5:119-33.

Zar JH. 2010. Biostatistical analysis. 5th ed. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall. 944 p.