

研究報告

臺北市鳳頭蒼鷹之巢位選擇

蕭明堂¹⁾ 王李廉²⁾ 蔡岱樺²⁾ 謝漢欽³⁾ 傅淑瑋⁴⁾ 葛兆年^{4,5)}

摘要

鳳頭蒼鷹(*Accipiter trivirgatus*)是臺灣目前唯一從郊區自然棲地拓展到都市地區繁殖的日行性猛禽。為瞭解鳳頭蒼鷹於都市繁殖之棲地特徵，我們以徒步調查的方式尋找臺北市區公園、校園及行道樹上之鷹巢，記錄繁殖概況並測量繁殖巢樹、巢樹所在綠地和巨棲地等3種尺度下的棲地變因。另在無繁殖紀錄的公園，選定虛擬巢樹進行相同測量，做為對照組。於2020年和2021年分別調查88和107處樣點，並記錄10和12巢的繁殖巢位。研究結果顯示，在巨棲地尺度上，臺北市鳳頭蒼鷹繁殖巢位通常具有較大面積的樹林覆蓋，半徑300與150 m範圍內的樹林面積均是具影響力的預測因子。在鳳頭蒼鷹選擇築巢的綠地，其巢位的都市化程度較低(人造鋪面比例較低、離道路和建物的距離較遠)，並且其至穩定水源的距離較近。由巢樹的特徵來看，相對於對照組的虛擬巢樹，鳳頭蒼鷹築巢樹的胸高直徑及樹冠直徑較小。我們的研究結果認為，在都市林經營管理上，營造或維持大面積的樹林，並且環境中具小型可利用的水源，將可提供鳳頭蒼鷹的棲息及繁殖。

關鍵詞：鳳頭蒼鷹、猛禽、巨棲地、樹林面積、都市化。

蕭明堂、王李廉、蔡岱樺、謝漢欽、傅淑瑋、葛兆年。2022。臺北市鳳頭蒼鷹之巢位選擇。台灣林業科學37(3):193-206。

¹⁾ 林業試驗所集水區經營組，100051臺北市南海路53號 Division of Watershed Management, Taiwan Forestry Research Institute, 53 Nanhai Rd., Taipei 100051, Taiwan.

²⁾ 臺灣猛禽研究會，111095臺北市士林區建業路7號 Raptor Research Group of Taiwan, 7 Jianye Rd., Shilin Dist., Taipei 111095, Taiwan.

³⁾ 林業試驗所森林經營組，100051臺北市南海路53號 Division of Forest Management, Taiwan Forestry Research Institute, 53 Nanhai Rd., Taipei 100051, Taiwan.

⁴⁾ 林業試驗所森林保護組，100051臺北市南海路53號 Division of Forest Protection, Taiwan Forestry Research Institute, 53 Nanhai Rd., Taipei 100051, Taiwan.

⁵⁾ 通訊作者 Corresponding author, e-mail:nien@tfri.gov.tw

2022年7月送審 2022年9月通過 Received July 2022, Accepted September 2022.

Research paper

Nest Site Selection of Urban Crested Goshawks in Taipei City

Ming-Tang Shiao¹⁾ Lee-Lien Wang²⁾ Die-Hua Tsai²⁾ Han-Ching Hsieh³⁾
Su-Wei Fu⁴⁾ Chao-Nien Koh^{4,5)}

【 Summary 】

The Crested Goshawk (*Accipiter trivirgatus*) is currently the only diurnal raptor in Taiwan that is expanding its breeding range from natural and rural habitats into urbanized areas. In order to understand the characteristics of the breeding habitat of Crested Goshawks in the city, we searched for their nests in trees of parks, campuses, and streets in the Taipei urban area by way of walking surveys, recorded the reproductive stage, and measured features at nest trees, the green space where the nest tree was located, and macro habitat levels. For parks with no breeding records, virtual nest trees were selected for the same measurements as a control group for comparison. In 2020 and 2021, 88 and 107 sampling sites were surveyed, and 10 and 12 Crested Goshawk nests were recorded, respectively. Results of the study showed that on the macro habitat level, Crested Goshawk nesting habitats in urban Taipei usually included large areas of forest cover, and forested areas within radii of 300 and 150 m were influential predictors of Goshawk nest site selection. In green spaces where Crested Goshawks nested, the nest sites were less urbanized (with lower coverage of man-made pavement and greater distances from roads and buildings) and closer to stable water sources. From the characteristics of the nest trees, compared to virtual nest trees of the control group, the diameter at breast height and crown diameter of nest trees of Crested Goshawk were relatively smaller. Our findings suggest that in urban forest management, creating or maintaining large areas of forests with small, available water sources in the environment will provide habitats for breeding Crested Goshawks.

Key words: *Accipiter trivirgatus*, raptor, macro habitat, forest area, urbanization.

Shiao MT, Wang LL, Tsai DH, Hsieh HC, Fu SW, Koh CN. 2022. Nest site selection of urban Crested Goshawks in Taipei City. *Taiwan J For Sci* 37(3):193-206.

緒言

全球人口不斷往都市地區移動，預計2050年前將有三分之二人口集中於都市(United Nations 2015)。都市化的擴張導致生物棲地的縮減(Johnson 2001, Schneider and Woodcock 2008)，並對生態系造成許多衝擊(Sushinsky et al. 2013)。為此，設法保護生物多樣性並維持生態系功能是迫切需要的(Dearborn and Kark 2010, Kang et al. 2015)。猛禽具有較大

的活動範圍和很強的棲地選擇性，在保護猛禽的同時，連帶保護棲地及在其上的共域物種(Sánchez-Zapata and Calvo 1999)，因而成為環境棲地的保護傘。並且，猛禽是生態系的頂端捕食者，牠們的存在有助於維持群落結構的複雜與多樣性(Terborgh and Estes 2013)，而繁殖成功的猛禽則表明環境中的獵物種類及數量足以支持牠們的繁殖所需，因此，猛禽可作為都

市生物多樣性的指標物種(Fisher 2020)。

儘管都市化過程所導致的棲地的破壞、破碎化(e.g., Thiollay and Rahman 2002), 或者直接來自於人類活動或者人為設施的干擾(e.g., Brown and Stevens 1985, White and Thurow 1985, Fargallo et al. 1998, Fletcher et al. 1999; Bautista et al. 2004), 造成一些猛禽族群的下降或地區性滅絕。然而, 仍有部分物種, 如庫氏鷹(*Accipiter cooperii*)、遊隼(*Falco peregrinus*)、紅尾鵟(*Buteo jamaicensis*)及紅肩鵟(*Buteo lineatus*)等, 牠們能適應都市環境並利用人類開發的棲地, 其族群具有穩定成長趨勢(Bird et al. 1996, Boal and Dykstra. 2018, Fisher 2020)。

鳳頭蒼鷹(*Accipiter trivirgatus*)為普遍分布臺灣平地至中海拔森林環境的日行性猛禽。自1980年起在臺北市區開始有鳳頭蒼鷹的出現紀錄(Wen-horn Lin, pers. comm.), 至今, 在臺灣多個都市均有鳳頭蒼鷹成功繁殖的紀錄(Lin et al. 2008, Hu 2009, Taiwan Forestry Bureau 2014), 顯示鳳頭蒼鷹可在臺灣的都會區環境建立穩定的族群。鳥類在都市環境中生存的首要條件是食性上的調整, 其次則是棲地的適應。前人研究發現, 鳳頭蒼鷹的食性寬度廣(Huang et al. 2008), 並能接受都市較單一的食物來源, 以麻雀(*Passer montanus*)、鳩鴿科鳥類以及溝鼠(*Rattus norvegicus*)為食(Lin et al. 2008, Taiwan Forestry Bureau 2017, Koh et al. 2021)。都市內穩定的食物供應和較少的天敵威脅, 均是鳳頭蒼鷹能在都市繁殖的重要原因(Lin et al. 2008, 2015)。另一方面, 棲地為野生動物提供基本的資源需求, 例如食物、掩蔽物和其他資源。對於猛禽來說, 棲地所提供的巢位及獵物豐度是影響牠們族群最重要的元素(Janes 1984, Stout et al. 2006)。為此, 瞭解並確認都市環境下, 鳳頭蒼鷹的棲地需求是維繫猛禽族群存續最必要且迫切的工作。

關於鳳頭蒼鷹在都會區繁殖棲地的研究不多, 前人研究透過比較都市的繁殖巢區和20~200 m內的逢機樣點間, 在巨棲地(半徑150 m的圓; 約7.1 ha)因子上的差異, 推斷樹林面積是影響鳳頭蒼鷹在都市繁殖的重要因子(Hu

2009, Taiwan Forestry Bureau 2017)。然而, 至今仍未有研究嘗試從多個巨觀尺度檢測鳳頭蒼鷹築巢地與環境因子間的關係。由多個尺度檢測研究問題可以為動物如何利用資源提供更廣泛的見解(Litvaitis et al. 1996), 減少研究者主觀認定動物如何看待資源而產生的潛在效應(Porter and Church 1987)。再者, 都市區的猛禽其活動範圍有很高的變異, 例如: 以同科且體型及食性相似之庫氏鷹而言, 個體領域範圍介於12.9~192.9 ha (Mannan and Boal 2000, Boggie and Mannan 2014)。為此, 鳳頭蒼鷹繁殖與環境因子間的關係有必要從不同的巨觀尺度加以討論。此外, 在都市環境的鳳頭蒼鷹常獵食的麻雀、鳩鴿科鳥類及溝鼠(Lin et al. 2008, Taiwan Forestry Bureau 2017, Koh et al. 2021), 其主要活動棲地以草生綠地為主。為此, 草生綠地面積是否也影響鳳頭蒼鷹的棲地選擇, 亦須進一步確認。

在微觀尺度上, Hu (2009)研究認為相較於逢機對照樣點, 鳳頭蒼鷹巢樹周圍0.04 ha範圍內有較高的樹木密度和鄰近穩定的水源等特徵; 繁殖巢位具有較高的樹高、胸高斷面積和樹冠覆蓋度。然而, 不同研究所篩選出的棲地因子並未一致(Taiwan Forestry Bureau 2017)。並且, 多數的棲地因子間存在著高度相關(Hu 2009, Taiwan Forestry Bureau 2017), 故仍有必要透過主成分分析等方法將相關聯的因子整合, 以釐清與鳳頭蒼鷹築巢相關的重要棲地因子。

本研究以臺北都會區人口稠密的7個行政區為範圍, 透過為期兩年的密集搜尋, 目的在於: 1. 確認研究區域內的繁殖巢數與分布; 2. 檢視不同巨觀尺度下, 樹林及草地面積對於鳳頭蒼鷹繁殖巢位之關聯, 並找出可能的巨觀環境預測因子; 3. 釐清鳳頭蒼鷹於巢樹所在的綠地和巢樹特徵, 並探討其與都市林特徵間可能的連結。

材料與方法

一、研究區域

本研究主要以臺北市人口密度達15,000人以上之7個行政區(Department of Household

Registration 2021)：大安區(25,649人 km^{-2})、大同區(21,257人 km^{-2})、松山區(20,822人 km^{-2})、萬華區(19,952人 km^{-2})、中正區(19,803人 km^{-2})、信義區(18,514人 km^{-2})及中山區(15,755人 km^{-2})等為對象，並排除範圍內的河濱公園、基隆河以北及相鄰南港山系等棲地。

二、繁殖巢搜尋與棲地測量

(一) 繁殖巢搜尋

在棲地高度破碎化的臺北都會區，公園是主要的樹林所在，故本研究以研究區域內的公園綠地為初步的巡巢標的。惟考量在公園以外的行道樹或校園等綠地也是可能的繁殖巢位(Taiwan Forestry Bureau 2017)，為增加繁殖巢位的樣本數，我們參考過往繁殖巢位紀錄，並積極搜尋eBird、iNaturalist和社群平臺的鷹訊，若在鳳頭蒼鷹繁殖時期，在巡巢公園之外有多筆發現紀錄，則將其增設為調查樣點，並前往蒐集繁殖資訊，共計增設國中、小及大學校園各1處、行道樹2處，以及位於士林區的公

園1處為調查樣點。另外，當同一調查樣點(公園)有不同對個體在不同巢樹上同時繁殖，因在空間尺度上的棲地變數和巢樹特徵均可能不同，故將其視為不同的樣點。於2020年共計調查88處樣點，2021年在增加調查努力量下，除原本的88處樣點外，擴大增設19處調查樣點(主要坐落於萬華區)，計107處樣點(Fig. 1)。

於2020及2021年1~4月的繁殖前期，至少巡視所有的調查樣點乙次，以確認各樣點的繁殖情形。巡巢係以徒步、手持望遠鏡搜尋樹上的巢狀物、鳳頭蒼鷹排遺或是其他鳥類的警戒聲等線索來找尋鳳頭蒼鷹及鳥巢。一旦發現巢位，則依據Hu (2009)之標準：(1)鳳頭蒼鷹站在巢內或該巢附近的樹枝上；(2)有新鮮的剛枯萎葉子作為巢材或絨羽掛附在巢的邊緣；(3)該巢底下或附近地面有新鮮的白色排遺食繭獵物之殘骸。符合上述三點之一者，認定此巢為今年所使用之鳥巢。

(二) 巨棲地特徵計算

依據兩年調查資料，將調查樣點分成繁殖組(至少有1年有鷹繁殖)和對照組(兩年均無

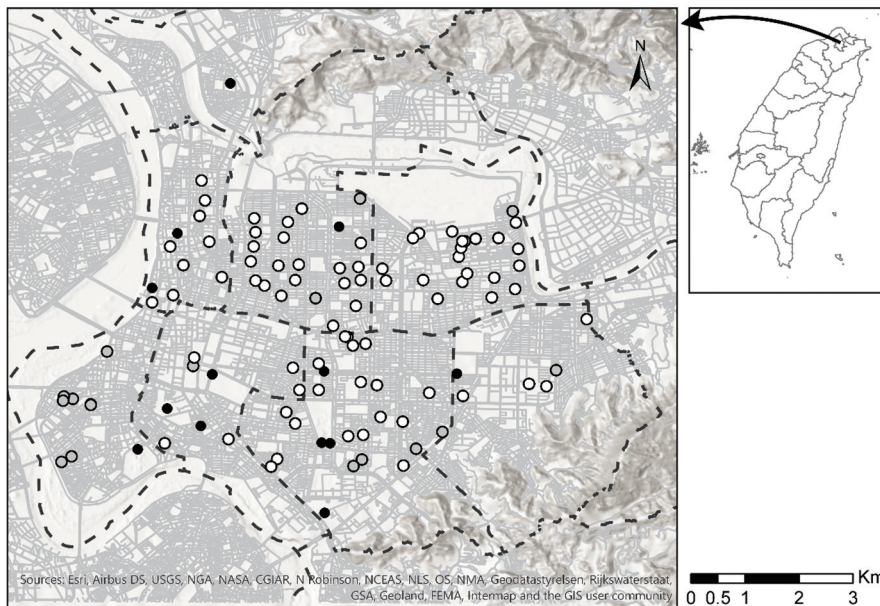


Fig. 1. Study area in Taipei City, Taiwan. Boundaries of the administrative area are shown by dashed lines. Crested Goshawk nest sites (black points) and non-occupied sites investigated during both of 2020 and 2021 (white points) and those investigated only during 2021 (gray points) are shown.

繁殖紀錄；其中17處樣點僅1年觀察資料)。巨棲地範圍的定義：在繁殖組係以繁殖巢位為中心固定半徑下的圓形範圍，在對照組則選取公園內最大樹林或最高平均樹高之區塊中，半徑大於22 cm之本木喬木(Hu 2009)當作虛擬巢樹，並以此為中心所形成的圓形範圍為巨棲地範圍。為瞭解不同空間尺度下，巨棲地特徵對於鳳頭蒼鷹是否築巢繁殖的關聯，本研究選擇3種半徑：150、300、500 m，相對應的巨棲地面積分別為7.1、28.3、78.5 ha。本研究使用涵蓋臺北市大安區等7個行政區的2019年拍攝的WorldView3超高解析度(very high resolution (VHR)；空間解析度0.5 m)衛星影像的NDVI (normalized difference vegetation index)指標，以物件導向方式(object based)所產生的影像用平均值移動進行影像分割(mean-shift segmentation)與分類NDVI (Salehi et al. 2012)，自動萃取區域內綠色植生覆蓋區域(包含樹木及草地)，並應用WorldView3全色波段的影像質地同質性指標(the gray-level co-occurrence matrix (GLCM) homogeneity index)設定適當的門檻值，將植生覆蓋區域再分為樹木與草地覆蓋兩類。以樹林與草地覆蓋圖層套

疊3種半徑之圓形區圖層，取得個別半徑圓形區的樹林面積及草地面積。

(三) 巢樹所在綠地特徵測量

本項測量工作在2021年的61處樣點進行。測量項目包含：i.巢樹至最近有人使用之建築物距離(distance to building, m)；ii.巢樹至最近有人通行的小徑或道路距離(distance to sidewalk, m)；iii.巢樹至最近可通行車輛或柏油鋪面距離(distance to road, m)；iv.巢樹至池塘、溪溝等可經常蓄水的穩定水源的距離(distance to water, m)；以上i~iv項測量係以手持雷射測距儀量測，或以GPS定位後換算；v.胸高直徑大於5 cm之本木喬木數量，並換算成樹林密度(tree density, no. ha⁻¹)；vi.人造鋪面面積(pavement area, m²)：以10%之級距目測估算範圍內人造鋪面(如花壇或水泥鋪面等)的比例，並將百分比資料換算成面積。其中，項目v、vi以巢樹圓心半徑11 m為測量範圍(Titus and Mosher 1981, Hu 2009)。

(四) 巢樹特徵測量：

測量樣點同(三)，其中繁殖組的樣點係於繁殖期結束後進行，對照組則以前述之虛擬巢

Table 1. The location type of Crested Goshawk's nest sites and nest tree species in Taipei, Taiwan in 2020 and 2021

Site id	Location	Tree species	
		2020	2021
#01	Park ^a	<i>Ficus microcarpa</i>	<i>Ficus microcarpa</i>
#02	Park ^a	-	<i>Ficus microcarpa</i>
#03	Park	<i>Ficus microcarpa</i>	<i>Ficus microcarpa</i>
#04	Park	-	<i>Ficus microcarpa</i>
#05	Park	<i>Aleurites moluccanus</i>	<i>Eugenia xanthocarpa</i>
#06	Park	<i>Ficus microcarpa</i>	<i>Liquidambar formosana</i>
#07	Park	-	<i>Ficus microcarpa</i>
#08	School	<i>Ficus microcarpa</i>	<i>Melaleuca leucadendra</i>
#09	Street tree	<i>Ficus microcarpa</i>	<i>Ficus microcarpa</i>
#10	School	<i>Ficus microcarpa</i>	-
#11	School	<i>Mangifera indica</i>	<i>Machilus zuihoensis</i>
#12	Street tree	<i>Cinnamomum camphora</i>	<i>Cinnamomum camphora</i>
#13	Park	<i>Ficus microcarpa</i>	<i>Ficus microcarpa</i>

a Both nest sites were located in the same park.

Table 2. Model selection results for elucidating factors determining the selection of nest sites by Crested Goshawks in Taipei, Taiwan in 2020 and 2021 ($n = 107$). Models are ranked according to Akaike's information criterion corrected for small sample sizes (AIC_c). The model with the lowest AIC_c value was considered the best supported. Abbreviations: k , number of parameters in the model; Dev, deviance; ΔAIC_c , difference between the AIC_c of each model and the AIC_c of the best model; w_i , relative support for each model within the set

No.	Model	K	Dev	ΔAIC_c	w_i
1	ForestArea ₃₀₀	2	40.2	0	0.34
2	ForestArea ₁₅₀	2	40.2	0.01	0.34
3	ForestArea ₁₅₀ + GrassArea ₁₅₀	3	39.5	1.39	0.17
4	ForestArea ₃₀₀ + GrassArea ₃₀₀	3	39.7	1.68	0.15
5	ForestArea ₅₀₀	2	58.9	18.76	0
6	GrassArea ₃₀₀	2	66.7	26.47	0
7	GrassArea ₁₅₀	2	73.1	32.91	0
8	Null model	1	79.2	36.89	0
9	GrassArea ₅₀₀	2	78.5	38.34	0

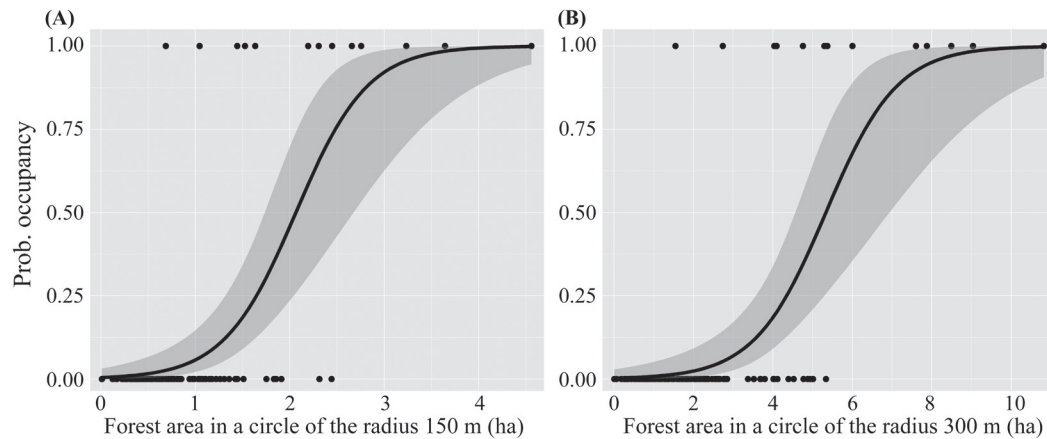


Fig. 2. Crested Goshawk occupancy probability taken from independent, supported models that included the factor of the forest area in a circle of a radius of 150 m (A) and of a radius of 300 m (B). Occupancy probability (black line), 95% confidence interval (gray shading), and factor values of occupied/non-occupied sites (1, 0) (black points) are shown.

樹為其測量標的。測量項目包含：i.樹高(tree height, m)：以雷射測距儀測量研究者和樹木的水平距離，同時測量樹頂之仰角並以正切定理換算測量者視線至樹頂之高度，最後再加上研究人員的身高；ii.胸高直徑(DBH, cm)：從地表往上130 cm高處的樹幹胸徑長；iii.枝下高(branch height, m)：從地表面到樹冠的最下分枝點的垂直高度；iv.樹冠直徑(canopy diameter, m)：以雷射測距儀測量目視樹木對角之最大樹

冠直徑並取平均值。

三、資料分析

在巨尺度特徵的篩選上，我們以廣義線性模型(generalized linear model (GLM))檢驗不同尺度之樹林面積、草地面積對調查樣點有/無鳳頭蒼鷹繁殖之預測能力，並以資訊理論法(information-theoretic method)評估不同候選模型間的解釋能力，以 AIC_c (Akaike's

Table 3. Mean, standard deviation (SD), minimum (Min), and maximum (Max) values of variables of green spaces containing nests and nest trees measured at nest sites of Crested Goshawks ($n = 13$) and non-occupied sites ($n = 35$) in Taipei, Taiwan in 2020 and 2021

Variable	Occupation	Mean	SD	Min	Max
Pavement area (m ²)	Occupied	184.2	150.3	0.0	380.1
	Non-occupied	271.5	135.9	0.0	380.1
Distance to buildings (m)	Occupied	43.8	27.2	7.5	80.0
	Non-occupied	23.2	15.2	7.0	78.0
Distance to sidewalks (m)	Occupied	6.3	6.4	0.0	22.8
	Non-occupied	3.2	3.6	0.0	15.1
Distance to roads (m)	Occupied	23.8	34.8	0.0	131.0
	Non-occupied	13.9	12.8	0.5	46.0
Distance to water (m)	Occupied	169.4	141.6	38.0	519.0
	Non-occupied	545.6	389.1	3.4	1420.0
Tree density (no. ha ⁻¹)	Occupied	240.9	116.6	79.0	473.7
	Non-occupied	204.5	115.8	26.3	579.0
Tree height (m)	Occupied	16.4	4.1	12.2	28.7
	Non-occupied	14.2	2.8	10.6	22.1
DBH (cm)	Occupied	59.8	15.9	33.4	81.8
	Non-occupied	80.0	39.6	26.7	227.9
Branch height (m)	Occupied	3.4	1.3	1.0	5.4
	Non-occupied	2.8	1.3	1.1	7.0
Canopy diameter (m)	Occupied	10.8	3.3	6.6	18.3
	Non-occupied	13.6	5.2	5.7	27.7

DBH, diameter at breast height.

information criterion corrected for small sample sizes)作為篩選模型的準則(Burnham and Anderson 2002)。具有最低AIC_c之模型為最佳模型，並且其餘候選模型之 ΔAIC_c 小於最佳模型兩個單位以內，均視為是受支持的模型。並且，我們計算每個模型的相對重要權重(relative important weight (w_i))，以此評估每個模型(變數)的相對預測能力。另外，在每個受支持模式中，我們計算各個共變數之迴歸係數及其95%信賴區間(confidence interval (CI))，95% CI未涵蓋0之共變數視為具有解釋效力的共變數(Arnold 2010)。在巢樹所在綠地和巢樹特徵的比較上，考量樹林面積是影響鳳頭蒼鷹繁殖的重要因子(Hu 2009, Taiwan Forestry Bureau 2017)，我們以繁殖組之最低樹林面積為門檻，剔除樹林面積較小的對照組樣點。而後，以主成分分析(principal component analysis (PCA))

進行各項變因的整合與萃取，再以GLM檢驗所篩選出的變因對調查樣點有/無鳳頭蒼鷹繁殖之預測能力，並進行前述相同的模型選擇，以找出最受支持的預測模型。

結果

一、繁殖概況與資料分布

於2020年與2021年分別紀錄10巢和12巢鳳頭蒼鷹築巢繁殖，其中在2021年繁殖的12巢中，1巢是位在前一年同一樣點的不同巢位，8巢是位在同一樣點的鄰近巢樹，繁殖利用的巢樹以榕樹(*Ficus microcarpa*)為主(Table 1)。另外，2021年有2巢是由不同對個體在同一公園的不同側繁殖。綜整2年資料，共計13個樣點作為資料分析的繁殖組，其餘94處樣點則為對照組之樣點(Fig. 1)。

Table 4. Obtained components from the principal component analyses for the 2 variable sets: green spaces where the nest trees were located and nest tree characteristics. Correlations of each component with the original variables are presented, as well as the percentage of variance explained by each one. Correlations exceeding 0.5 are represented in bold type

	Green space component			
	UNURBAN	TREEDE	WATER	SIDEWALK
Pavement area (m ²)	-0.51	0.28	-0.26	0.20
Distance to buildings (m)	0.54	0.10	-0.19	-0.34
Distance to sidewalks (m)	0.33	-0.07	0.21	0.89
Distance to roads (m)	0.49	0.13	0.31	-0.15
Distance to water (m)	-0.28	0.20	0.86	-0.17
Tree density (no. ha ⁻¹)	0.11	0.92	-0.12	0.10
Explained variance (%)	40.51	17.87	15.94	14.07
	Nest tree components			
	DBHCA	TREEHE	BRANCH	
Tree height (m)	-0.21	0.77	-0.60	
DBH (cm)	0.63	0.29	0.21	
Branch height (m)	-0.38	0.50	0.77	
Canopy diameter (m)	0.65	0.25	0.06	
Explained variance (%)	47.26	27.06	19.08	

二、巨棲地特徵比較

研究結果如Table 2所示，模型1~4均是受支持的模型($\Delta AIC_c \leq 2$)，樹林面積是預測有無繁殖的重要因子，樹林面積越大的公園，有越高的機率被鳳頭蒼鷹利用繁殖(Fig. 1)。並且，涵蓋半徑300 m內樹林面積的模型(模型1)和涵蓋半徑150 m內樹林面積的模型(模型2)的解釋程度相當，並優於其他候選模型。模型1及2分別預測當公園的樹林面積在半徑300 m的區域內達到7.8 ha (27.6%)，或在半徑150 m的區域內達到3.3 ha (46.5%)，在95%信賴區間下鳳頭蒼鷹築巢繁殖的機率接近100% (Fig. 2)。另外，在模型3與模型4中，半徑150 m之草地面積與半徑300 m之草地面積，兩共變數的係數其信賴區間均涵蓋0，為不具解釋效力的變數。

三、巢樹所在綠地和巢樹特徵比較

在繁殖組的13處樣點中，半徑150及300 m範圍內之最低樹林面積分別約為0.7及1.5 ha (樹林面積分別占總面積之9.7%及5.5%)。對照組中取兩種半徑下，至少其中一種面積半徑的樹林

面積大於前述最低面積的樣點才列入比較，這些樣點中有35處樣點具巢樹所在綠地特徵測量資料。13處繁殖組樣點及35處對照組樣點之巢樹所在綠地與巢樹變數之資料分布如Table 3。

在巢樹所在綠地的尺度上，PCA結果顯示，前4項因子能解釋88.39%的總變異(Table 4)，其中第1因子(UNURBAN)和人造鋪面面積呈負相關，和建築物距離、道路距離成正相關，反映巢位環境未都市化的程度；其他3項因子則各自反映巢位環境的樹林密度、和水源的距離，以及和人行道的距離。GLM模型的結果顯示，最佳模型包含UNURBAN及WATER兩項因子($w_i = 0.87$; Table 5)，顯示相對於未被利用的對照組，鳳頭蒼鷹築巢的環境受都市化的程度較低，並且巢樹至穩定水源的距離較近(Fig. 3A, B)。

在巢樹的尺度上，PCA結果顯示，前3項因子能解釋93.4%的總變異(Table 4)，其中第1因子(DBHCA)和巢樹胸高直徑及樹冠直徑呈正相關、第2因子(TREEHE)則和樹高及枝下高成正相關，第3因子(BRANCH)則和枝下高呈正相關，而和樹高呈負相關。GLM模型的篩選上，

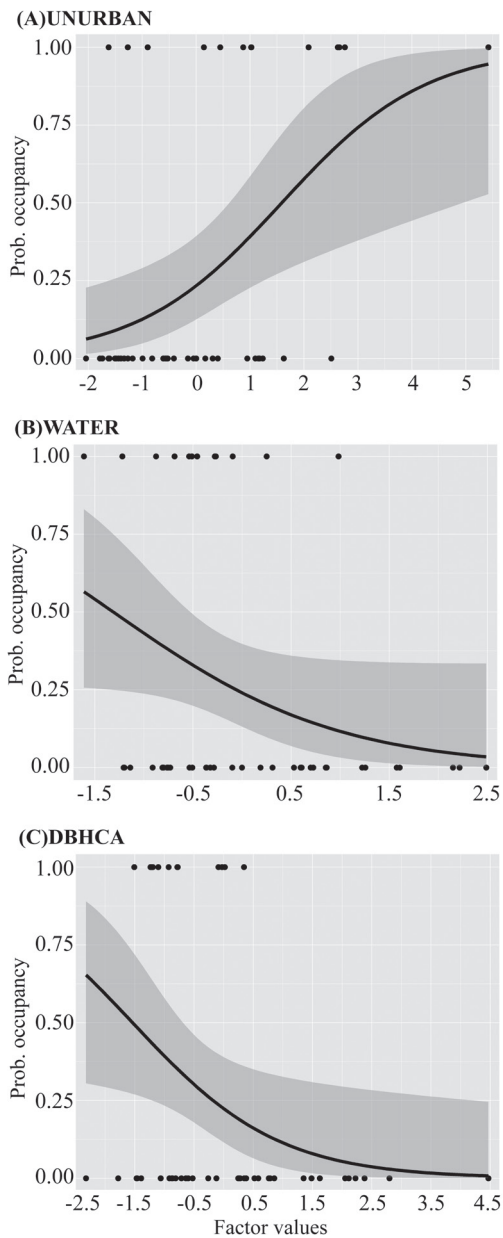


Fig. 3. Crested Goshawk occupancy probability taken from the independent general linear models (GLMs) for all factors included in the best supported models. Occupancy probability (black line), 95% confidence interval (gray shading), and factor values of occupied/non-occupied sites (1, 0) (black points) are shown.

最佳模型保留DBHCA變因($w_i = 0.81$; Table 5), 表示相對於未被使用的對照組, 鳳頭蒼鷹築巢樹的胸高直徑與樹冠直徑較小(Fig. 3C)。

討論

本研究探討在人口密集、高度都市化的臺北都會區, 鳳頭蒼鷹的繁殖巢位在巨棲地、巢樹所在綠地與巢樹等3種尺度之棲地特徵。研究結果顯示, 儘管都市環境的鳳頭蒼鷹多以溝鼠、鳩鴿科鳥類、麻雀等地面活動的動物為食(Lin et al. 2008, Taiwan Forestry Bureau 2017, Koh et al. 2021), 但在巨觀尺度上, 鳳頭蒼鷹仍偏好選擇樹林面積大的地點來繁殖, 草地面積在相較之下的影響力比較微小。較大的樹林面積可提供較高的遮蔽度、較多食物資源等好處(Stout et al. 1998, Sánchez-Zapata and Calvo 1999, Hu 2009), 這樣的結果與前人研究一致(Hu 2009, Taiwan Forestry Bureau 2017), 支持樹林面積為臺北市鳳頭蒼鷹繁殖巢位的重要指標因子。

目前對於鳳頭蒼鷹在自然環境、市郊或者都市中的活動範圍尚不清楚, 前人主觀定義半徑150 m為影響鳳頭蒼鷹巢位選擇的巨棲地尺度範圍(Hu 2009, Taiwan Forestry Bureau 2017)。本研究透過檢視不同空間尺度發現, 半徑300 m範圍內的樹林面積與半徑150 m範圍內的樹林面積均和鳳頭蒼鷹繁殖具高度相關, 而當範圍擴大到半徑500 m範圍, 樹林面積的影響力大幅減少, 顯示鳳頭蒼鷹繁殖個體關注的範圍可能介於半徑300~500 m (相當於28~75 ha)之間。與鳳頭蒼鷹體型相當且同屬的庫氏鷹, 在都市的活動範圍平均值為65.5 ha (Mannan and Boal 2000), 並且隨著年齡越大有縮小的趨勢, 追蹤超過兩年的繁殖個體其活動範圍在50 ha以下, 超過4年的在30 ha以下。本研究推測在台北都市環境繁殖的鳳頭蒼鷹其活動範圍在半徑300 m (28 ha)以上, 評估半徑300 m的範圍可能是較適合採用的巨觀研究尺度。根據本研究結果, 在半徑300 m的臺北市區範圍內, 建議樹林營造面積在7.8 ha (27.6%)以上, 比較適合鳳頭蒼鷹築巢繁殖。

Table 5. Summary of the best selected models when examining the effects of selected predictor variables on Crested Goshawk occupancy for green spaces where nest trees were located and nest trees

Set of variables	Variable	Coefficient	SE	<i>p</i> value
Green space occupancy	Intercept	-1.56	0.52	0.003
	UNURBAN	0.83	0.28	0.003
	WATER	-1.28	0.63	0.042
Nest tree occupancy	Intercept	-1.24	0.41	0.002
	DBHCA	-0.81	0.37	0.030

SE, standard error.

本研究透過大面積系統性的巡巢，於2020及2021年間分別紀錄10巢與12巢鳳頭蒼鷹的巢位，與前人於2014、2015、2016年於相同範圍內的調查結果(8~10巢)相近(Taiwan Forestry Bureau 2014, 2016, 2017)。並且，綜整2014~2016年和2020~2021年的5年調查紀錄，有5處樣點是每年均有鳳頭蒼鷹繁殖，而有8處是至少有3年的繁殖紀錄。這些樣點均是都市中具有大片樹林的公園或校園(半徑300 m範圍內的樹林面積mean±standard deviation (SD): 7.2±2.6 ha)，顯示在都市保留或營造大片樹林，可提供鳳頭蒼鷹穩定的棲息及繁殖，並且也是其他生物的棲地，可視為都市地區的生物多樣性熱點(Alvey 2006)。都市森林有較高的遊憩、休息、教育等社會價值，在民眾收穫利用的需求上相對較低，因而都市森林作為重要的鳥類棲地，尤其是有指標意義的鳳頭蒼鷹棲地，比較可能塑造為民眾願意接受的保護政策。土地利用決策者可以這樣解讀及教育民眾：有鳳頭蒼鷹的都市森林，代表著有好的生態及社會價值。

我們也發現，巢位周邊有水是鳳頭蒼鷹傾向選擇的環境。根據都市庫氏鷹的研究結果，除了高大的樹木，都市裡豐富的水資源例如溪溝、池塘、住家庭院的鳥浴盆等是其次吸引庫氏鷹繁殖的因素(Boal and Mannan 1998)。鳥類日常飲水及清潔身體皆需要用水，小面積的水域可以滿足大部分鳥類包括中小型猛禽的需要。再者，有水的環境代表有比較豐富的游禽、青蛙、魚類等靠水生活的動物，因此可以提供陸域以外的獵物，讓猛禽有更多的食物資

源。活動範圍中有水的環境提供更多種類及數量的獵物，甚至可能讓都市的紅肩鷺縮小牠的活動範圍(Bloom et al. 1993)。現場觀察到鳳頭蒼鷹時常利用地面的小積水處洗澡，以及在水池獵食紅冠水雞(*Gallinula chloropus*)幼鳥等行為，靠水活動的翠鳥(*Alcedo atthis*)、紅冠水雞亦被記錄在都市鳳頭蒼鷹的獵物名單裡(Lin et al. 2008, Taiwan Forestry Bureau 2017)，佐證水提供鳳頭蒼鷹日常所需及食物資源。Chamberlain等人(2007)指出都市綠地水域不僅提供水禽的棲息環境，也有較多的陸域型鳥類，因此有水域的都市綠地有較多的鳥種。Shih (2018)則發現臺北綠地的鳥類數量、種類及多樣性隨水域面積而增加，例如有水域的綠地鳥類種數比無水域多了2.36倍，足證水域可增加綠地的生物多樣性，提供猛禽食物資源，並有助都市的生物多樣性保護。

本研究發現臺北市鳳頭蒼鷹的繁殖點，距離建築物、道路較遠，並且人造鋪面較少，指向鳳頭蒼鷹在巢樹所在綠地尺度上傾向選擇都市化程度較低的環境，推測牠尚未適應這些在原生棲息環境沒有的人工設施。有的猛禽利用建築物築巢，例如紅隼(*Falco tinnunculus*; Charter et al. 2007)，遊隼則利用建築物的制高點捕食附近的獵物(DeCandido and Allen 2006)，但鳳頭蒼鷹尚未有利用建築物築巢、捕食等的紀錄，加上建築物外牆的鏡面效應可能有干擾甚至致命作用(Klem 2014)，因此合理推測目前建築物對於鳳頭蒼鷹沒有正面作用而傾向避開此種人工設施。另外，過去研究發現猛禽會利用道路的電線桿停棲可能增加獵食機會、也會沿著道路搜尋可

用的食物(Knight and Kawashima 1993, Dean and Milton 2003, Palomino and Carrascal 2007)，不過道路的負面效應包括棲地破碎，道路上的交通工具產生空氣汙染、噪音，以及撞擊野生動物事件(Boal and Mannan 1999, Hager 2009, Donázar et al. 2016)。整體而言，道路對鳳頭蒼鷹可能有其利用價值，但依然存在有害甚至致命的風險。我們認為鳳頭蒼鷹可以適應部分的都市化環境而選擇都市築巢繁殖，但高度密集的建物、道路，以及水泥鋪面，仍然可能對其棲息產生負面效果，並無法完全適應，而傾向避開這樣的環境。

前人研究認為樹高是鳳頭蒼鷹巢樹選擇的重要因子(Hu 2009, Taiwan Forestry Bureau 2017)，並認為鳳頭蒼鷹藉由垂直距離及濃密的樹葉隔絕，減低市區人為活動的干擾(Boal and Mannan 1998, Rottenborn 2000)。儘管在本研究中，繁殖組的平均樹高大於對照組(Table 3)，然而透過變因間的整合後，樹高不是模式篩選最重要的預測因子，而是樹木的胸徑與冠幅。與對照組的樹木相比，巢樹有較小的胸徑與冠幅，此項結果與預期不同。過去都市庫氏鷹研究指出其巢樹有較大的冠幅(Boal and Mannan 1998)，臺灣南部都市鳳頭蒼鷹研究也得到巢樹胸徑與冠幅明顯較大的結果(Hu 2009)，皆指向較大的巢樹提供較多的遮蔽可能是猛禽選擇的原因。本研究所得鳳頭蒼鷹巢樹胸徑與冠幅相對較小的結果，可能與對照組虛擬巢樹之取樣偏差有關。本研究假設鳳頭蒼鷹傾向選擇大面積的樹林區塊或者高樹林立的區塊，並且根據以往研究鳳頭蒼鷹僅選擇胸徑22 cm以上樹木作為巢樹(Hu 2009)，故在未尋獲鳳頭蒼鷹築巢的地點，從該地最大樹林區塊或最大平均樹高的區域，選取胸徑大於22 cm的樹木為巢樹的對照組。此項做法可能造成對照組樹木是該區比較大的樹木，產生有偏差的結果。建議未來進行實驗與對照比較研究時，採取隨機選取對照組樹木的做法，可避免偏差導致錯誤的資訊。

儘管前人研究指出，相較於郊外的族群，在都市繁殖的鳳頭蒼鷹族群因著穩定的食物來源和較少的天敵而有較高的繁殖成功率(Lin et al. 2015)，但我們對於都市族群的動態仍然缺乏

了解。針對都市鳳頭蒼鷹族群進行有系統且長期的繁殖率監測，以及離巢幼鳥的散布及存活率監測，將可對都市族群量是否維持穩定提供更完整的資訊。此外，需要更多的研究了解都市環境的道路、車輛、建物等人工設施所帶來的路殺、窗殺，以及流行病、汙染、噪音等對成鳥與離巢後幼鳥存續的影響(Boal and Mannan 1999, Hager 2009, Klem 2014, Donázar et al. 2016)。方能獲知對鳳頭蒼鷹而言，都市究竟是一個能量投資大於獲得的陷阱？或者真是一個可以建立永續族群的環境。

結論

透過本研究結果，在都市中保留一定面積的樹林及有水的環境，對鳳頭蒼鷹族群的繁衍至關重要。研究臺北市鳳頭蒼鷹，半徑300 m可能是一個較適當的巨觀尺度。雖然鳳頭蒼鷹在都市繁殖已有20年以上的時間，但似乎沒有完全適應都市環境，選擇巢位時傾向避開建物、道路、水泥鋪面等人工設施，但其對鳳頭蒼鷹存續的影響尚待研究。

謝誌

本研究承蒙林業試驗所科技計畫補助，姚牧君小姐、賴曉嫻小姐、洪美珠小姐協助地景資料處理，特此一併感謝。

引用文獻

- Alvey AA. 2006. Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. *Urban For Urban Green* 5(4):195-201.
- Arnold TW. 2010. Uninformative parameters and model selection using Akaike's information criterion. *J Wildl Manage* 74(6):1175-8.
- Bautista LM, García JT, Calmaestra RG, Palacín C, Martín CA, Morales MB, et al. 2004. Effect of weekend road traffic on the use of space by raptors. *Conserv Biol* 18(3):726-32.

- Bird DM, Varland DE, Negro JJ. 1996.** Raptors in human landscapes: adaptation to built and cultivated environments. London: Academic Press, 396 p.
- Bloom PH, McCrary MD, Gibson MJ. 1993.** Red-shouldered Hawk home-range and habitat use in southern California. *J Wildl Manage* 57(2):258-65.
- Boal CW, Dykstra CR. 2018.** Urban raptors: ecology and conservation of birds of prey in cities. Washington, DC: Island Press, 320 p.
- Boal CW, Mannan RW. 1998.** Nest-site selection by Cooper's Hawks in an urban environment. *J Wildl Manage* 62(3):864-71.
- Boal CW, Mannan RW. 1999.** Comparative breeding ecology of Cooper's Hawks in urban and exurban areas of southeastern Arizona. *J Wildl Manage* 63(1):77-84.
- Boggie MA, Mannan RW. 2014.** Examining seasonal patterns of space use to gauge how an accipiter responds to urbanization. *Landsc Urban Plan* 124:34-42.
- Brown BT, Stevens LE. 1985.** Winter Bald Eagle distribution is inversely correlated with human activity along the Colorado River, Arizona. *J Raptor Res* 31(1):7-10.
- Burnham KP, Anderson DR. 2002.** Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach, 2nd edition. New York: Springer-Verlag, 488 p.
- Chamberlain DE, Gough S, Vaughan H, Vickery JA, Appleton GF. 2007.** Determinants of bird species richness in public green spaces. *Bird Study* 54(1):87-97.
- Charter M, Izhaki I, Bouskila A, Leshem Y. 2007.** Breeding success of the Eurasian Kestrel (*Falco tinnunculus*) nesting on buildings in Israel. *J Raptor Res* 41(2):139-43.
- Dean WRJ, Milton SJ. 2003.** The importance of roads and road verges for raptors and crows in the Succulent and Nama-Karoo, South Africa. *Ostrich* 74(3-4):181-6.
- Dearborn DC, Kark S. 2010.** Motivations for conserving urban biodiversity. *Conserv Biol* 24(2):432-40.
- DeCandido R, Allen D. 2006.** Nocturnal hunting by Peregrine Falcons at the Empire State Building, New York City. *Wilson J Ornithol* 118(1):53-8.
- Department of Household Registration. 2021.** Population and Housing Census in December, 2021. Taipei, Taiwan: Department of Household Registration, Ministry of the Interior. Available at <https://www.ris.gov.tw/app/portal>. Accessed 17 July 2022.
- Donázar JA, Cortés-Avizanda A, Fargallo JA, Margalida A, Moleón M, Morales-Reyes Z, et al. 2016.** Roles of raptors in a changing world: from flagships to providers of key ecosystem services. *Ardeola* 63(1):181-234.
- Fargallo JA, Blanco G, Soto-Largo E. 1998.** Forest management effects on nesting habitat selected by Eurasian Black Vultures (*Aegypius monachus*) in central Spain. *J Raptor Res* 32(3):202-7.
- Fisher CY. 2020.** Effects of urbanization and habitat on the diet and reproduction of Red-shouldered Hawks in central California [dissertation]. San Jose, CA: San Jose State Univ. 113 p.
- Fletcher RJ Jr, McKinney ST, Bock CE. 1999.** Effects of recreational trails on wintering diurnal raptors along riparian corridor in a Colorado grassland. *J Raptor Res* 33(3):233-9.
- Hager SB. 2009.** Human-related threats to urban raptors. *J Raptor Res* 43(3):210-26.
- Hu JC. 2009.** Nest-site selection by Crested Goshawk (*Accipiter trivirgatus formosae*) in urban environments in southern Taiwan [dissertation]. Pingtung, Taiwan: Institute of Wildlife Conservation, National Pingtung Univ of Science and Technology. 76 p. [in Chinese with English summary].
- Huang KY, Severinghaus LL, Lin YS. 2008.**

Diet of Crested Goshawk (*Accipiter trivirgatus*) in a mosaic forest and diet segregation with sympatric Besra Sparrowhawk (*A. virgatus*). Q J For Res 30(2):45-56 [in Chinese with English abstract].

Janes SW. 1984. Influences of territory composition and interspecific competition on Red-tailed Hawk reproductive success. Ecology 65(3):862-70.

Johnson MP. 2001. Environmental impacts of urban sprawl: a survey of the literature and proposed research agenda. Environ Plan A 33(4):717-35.

Kang W, Minor ES, Park C-R, Lee D. 2015. Effects of habitat structure, human disturbance, and habitat connectivity on urban forest bird communities. Urban Ecosyst 18(3):857-70.

Klem D Jr. 2014. Landscape, legal, and biodiversity threats that windows pose to birds: a review of an important conservation issue. Land 3(1):351-61.

Knight RL, Kawashima JY. 1993. Responses of Raven and Red-tailed Hawk populations to linear right-of-ways. J Wildl Manage 57(2):266-71.

Koh CN, Wang LL, Tsai DH, Hsu SM. 2021. Nestling diet of Crested Goshawk (*Accipiter trivirgatus*) in Taipei Botanical Garden. Taiwan J For Sci 36(4):327-36. [in Chinese with English abstract].

Lin WL, Lin SM, Lin JW, Wang Y, Tseng HY. 2015. Breeding performance of Crested Goshawk *Accipiter trivirgatus* in urban and rural environments of Taiwan. Bird Study 62(2):177-84.

Lin WL, Tseng HY, Wang Y. 2008. The reproduction and diet of Crested Goshawk (*Accipiter trivirgatus*) in urban and rural areas of central Taiwan. In: Wang Y, editor. The seventh Cross-strait Ornithological Conference; 26-27 Jan. 2008; Taichung, Taiwan. p 73-88. [in Chinese with English summary].

Litvaitis JA, Titus K, Anderson EM. 1996. Measuring vertebrate use of terrestrial habitats and foods. In: Bookhout TA, editor. Research and management techniques for wildlife and habitats. Bethesda, MD: The Wildlife Society. p 254-74.

Mannan RW, Boal CW. 2000. Home range characteristics of male Cooper's Hawks in an urban environment. Wilson Bull 112(1):21-7.

Palomino D, Carrascal LM. 2007. Habitat associations of a raptor community in a mosaic landscape of central Spain under urban development. Landsc Urban Plan 83(4):268-74.

Porter WF, Church KE. 1987. Effects of environmental pattern on habitat preference analysis. J Wildl Manage 51(3):681-5.

Rottenborn SC. 2000. Nest-site selection and reproductive success of urban Red-shouldered Hawks in central California. J Raptor Res 34(1):18-25.

Salehi B, Zhang Y, Zhong M, Dey V. 2012. Object-based classification of urban areas using VHR imagery and height points ancillary data. Remote Sens 4(8):2256-76.

Sánchez-Zapata JA, Calvo JF. 1999. Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. J Appl Ecol 36(2):254-62.

Schneider A, Woodcock CE. 2008. Compact, dispersed, fragmented, extensive? A comparison of urban growth in twenty-five global cities using remotely sensed data, pattern metrics and census information. Urban Stud 45(3):659-92.

Shih WY. 2018. Bird diversity of greenspaces in the densely developed city centre of Taipei. Urban Ecosyst 21(2):379-93.

Stout WE, Anderson RK, Papp JM. 1998. Urban, suburban and rural Red-tailed Hawk nesting habitat and populations in southeast Wisconsin. J Raptor Res 32(3):221-8.

Stout WE, Temple SA, Cary JR. 2006. Landscape features of Red-tailed Hawk nesting

habitat in an urban/suburban environment. *J Raptor Res* 40(3):181-92.

Sushinsky JR., Rhodes JR, Possingham HP, Gill TK, Fuller RA. 2013. How should we grow cities to minimize their biodiversity impacts? *Global Change Biol* 19(2):401-10.

Taiwan Forestry Bureau. 2014. Habitat utilization of the Crested Goshawk in urban environment of northern Taiwan (I). Taipei, Taiwan: Annual Forestry Management Project of the Taiwan Forestry Bureau of the Council of Agriculture of the Executive Yuan.

Taiwan Forestry Bureau. 2016. Habitat utilization of the Crested Goshawk in urban environment of northern Taiwan (II). Taipei, Taiwan: Annual Forestry Management Project of the Taiwan Forestry Bureau of the Council of Agriculture of the Executive Yuan.

Taiwan Forestry Bureau. 2017. Habitat utilization of the Crested Goshawk in urban environment of northern Taiwan (III). Taipei,

Taiwan: Annual Forestry Management Project of the Taiwan Forestry Bureau of the Council of Agriculture of the Executive Yuan.

Terborgh J, Estes JA. 2013. Trophic cascades: predators, prey, and the changing dynamics of nature. Washington, DC: Island Press. 488 p.

Thiollay J-M, Rahman Z. 2002. The raptor community of central Sulawesi: habitat selection and conservation status. *Biol Conserv* 107(1):111-22.

Titus K., Mosher JA. 1981. Nest-site habitat selected by woodland hawks in the central Appalachians. *Auk* 98(2):270-81.

United Nations. 2015. World urbanization prospects: the 2014 revision. ST/ESA/SER.A/366. New York: Department of Economics and Social Affairs. 517 p.

White CM, Thurow TL. 1985. Reproduction of Ferruginous Hawks exposed to controlled disturbance. *Condor* 87(1):14-22.