

國立臺灣大學生物資源暨農學院森林環境暨資源學系



碩士論文

School of Forestry and Resource Conservation

College of Bioresources and Agriculture

National Taiwan University

Master Thesis

以嵌套結構檢視都市綠地對群集生態的影響

Investigating the Influence of Urban Green Space on

Community Ecology by Nestedness Analysis

陳睿騏

Rui-Qi Chen

指導教授：鄭舒婷 博士

Advisor: Su-Ting Cheng, Ph.D.

中華民國 111 年 6 月

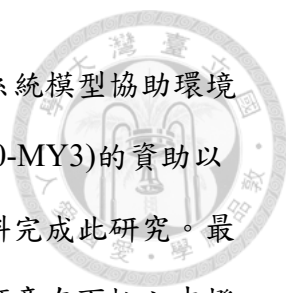
June 2022

謝誌



能完成這份論文，首先要感謝我的家人，從小我就很常因為生態上的興趣受到異樣眼光，若沒有家人在求學過程給予我自由與支持，現在一定活的很不快樂，不過感謝有你們，讓我安定的在前往夢想的路途上前行。在學業上，我還想要好好感謝鄭舒婷老師，沒有老師的收留、資助、指導、包容，我沒辦法在這段時間好好完成學業。老師在寫作上教導了我很多，也提點我在撰寫、投稿上的眉眉角角，雖然我常常抱怨老師在改圖的部份過度吹毛求疵，但除此之外一切都很好。感謝老師讓我在研究上保有自由，又總是支持我追逐夢想，讓我出完野外後又有動力回來著手研究，和大家分享在野外的見聞，同時我很抱歉好幾次為了工作和野外請了 meeting 的假....感謝老師總是包容固執又頑皮的我。

此外，我還想感謝研究室的大家，感謝神戴指示我碩士生涯要注意的很多時程，同時在資料、文書處理上給予幫助。感謝巍中在遙測上幫助了我很多，不僅教導我指數計算以及前處理，同時還提供文獻並提醒我許多遙測處理要注意的地方。感謝又嘉在資料下載與分析上的幫助，讓我在物種組成資料的處理上能夠汲取作為靈感。感謝弘恩與子洋時常幫助我瞭解那些我不懂的原理，如果沒有你們的幫助，我想自己根本無法瞭解嵌套結構所代表的涵義以及分析合理性，也沒辦法就此想出客觀又保守的分析方法。感謝東翰和楷智在處理邏輯、句構上給我撰寫方面的建議與改善，同時也扮演了玩伴，一起利用空閒時間玩遊戲紓解研究上的壓力。感謝仕璿給予我處理圖表上的幫忙，而且也是出野外的好夥伴，希望你傷勢能趕快好，一起履行南湖大山的約定。感謝何老闆每個月準備的蛋糕，讓沒在過生日的我也能感受慶生的溫暖，如同收集狂般期待著每個月五花八門的蛋糕。這段時間跟大家一起毫無壓力的打鬧真的感到非常開心，雖然比較常是我鬧大家就是了。很抱歉受到大家那麼多幫助，但能回報的卻不多，未來如果還有機會，希望能再帶 SEM 的大家一起出去玩。也希望碩士期間的經驗與所學，能在



未來幫助我度過難關。另外也要感謝科技部計畫「以整合生態系統模型協助環境變遷與價值衝突下之永續國土規劃」(MOST108-2621-M-002-010-MY3)的資助以及臺北市動物保護處提供的資料，能讓我妥善利用多類群集資料完成此研究。最後，感謝葛兆年博士、楊嘉棟主任、陳子英教授、許立達教授願意在百忙之中撥冗擔任口試委員，給予修改上的建議以及撰寫的發展方向，使我的論文更具有應用價值。

驀然回首，深深覺得要感謝的人實在太多了，回想起碩士期間的零零總總，想不到我這個花蓮來的土包子居然在臺大待了這麼久，體驗了好多事，完成了一些成就，也去過了好多地方。當然這一切不是我一個人可以辦到的，對於沒被提及的人，還有好多帶我一起玩樂、爬山、出野外的朋友們，感謝你們願意和我一起經歷這一切趣事，也很感謝你們的幫助、支持、包容，但無奈謝誌篇幅有限，希望這些字句同樣也能傳達感謝給你們，期許未來能和你們大家一起繼續充實人生，到達更多地方，追尋更多物種，體驗 the world。

摘要



都市化常造成自然環境改變，影響原先物種的組成與生存，導致多樣性降低。在維護生態上，都市綠地扮演至關重要的角色。本研究為探討都市綠地對於動物群集的影響，選取於台北市公園自 2008 年至 2020 年鳥類、蝴蝶、爬蟲類、蛙類群集生態調查資料有交集之 16 處公園，進行嵌套結構分析，以瞭解臺北市各公園綠地群集的相互隸屬程度，並利用斯皮爾曼相關性分析與雙樣本中位數差異檢定，檢視都市綠地對於嵌套結構及物種組成的影響性。研究結果顯示臺北市公園中的鳥類、蝴蝶、爬蟲類、蛙類均具有顯著的嵌套結構，儘管少部分物種有獨特的棲息偏好，但整體而言公園綠地可幫助整體群集存續，而棲地破碎化引起之邊緣效應則出現負相關。此外，移動能力較低的爬蟲類與蛙類有較強的嵌套結構，需更加審慎考量開發與棲地破碎化對群集造成的影響。根據此研究結果，建議保存或營造可供生物利用之水域及面積大、邊緣比例小的綠地，並營造多層林相結構、廣為種植原生樹木與蜜源植物，增進公園內現存植被的綠地品質，增強公園綠地在都市中維護生物多樣性的潛力。

關鍵字：嵌套結構、公園綠地、都市化、群集生態、棲地破碎化

Abstract



Urbanization often causes changes in the natural environments, affects species composition and survival, and results in biodiversity reduction. Urban green space plays a critical role in biodiversity conservation. To investigate the influence of urban green space on community ecology, this study applied the nestedness analysis using the ecological survey data of birds, butterflies, reptiles, and frogs across 16 parks in the Taipei city from 2008 to 2020, to understand the affiliation of the inhabitant metacommunities in these parks. Then, I performed the Spearman's rank correlation test and Mann-Whitney U test to investigate influence of urban green space on nestedness and species composition. Results found that birds, butterflies, reptiles, and frogs have significant nestedness among these parks. Although few species appeared unique habitat preferences, in general, parks and green spaces possessed a positive influence on the incidence of the community, while the fragmentation-induced edge effects showed a negative correlation. Besides, groups with lower mobility showed stronger nestedness, such like reptiles and frogs. This calls for careful consideration of urban development and habitat fragmentation on their impacts to these communities. Based on the results, during park planning and design, I suggest preserving or creating water zones and green space with large areas and low boundary proportion, improving the quality of the existing vegetation within parks by creating multilayer forest forms and planting native vegetation or nectariferous plants. These applications can help enhance the potential of parks in conserving biodiversity in urban areas.

Keywords: nestedness, green space, urbanization, community ecology, habitat fragmentation.

目錄



謝誌.....	I
摘要.....	III
Abstract.....	IV
目錄.....	V
圖目錄.....	VII
表目錄.....	VIII
第壹章 前言.....	1
第貳章 材料與方法.....	5
第一節 樣區介紹.....	5
第二節 物種組成資料與物種棲地矩陣構成.....	7
第三節 生物多樣性指數 (biodiversity index).....	9
第四節 隨機配置檢定(random placement).....	11
第五節 嵌套結構分析(nestedness analysis).....	13
一、 NODF (Nestedness metric based on overlap and decreasing fill).....	13
二、 WNODA (Weighted nestedness based on overlap and decreasing abundance).....	14
三、 隨機模擬(permutation).....	15
第六節 環境因子選定 (selection of environmental factors).....	16
第七節 斯皮爾曼相關性分析(Spearman's rank correlation test).....	18
第八節 雙樣本中位數差異檢定(Mann-Whitney U test).....	19
第參章 結果.....	20
第一節 物種組成及環境因子概況.....	20
第二節 隨機配置檢定結果.....	23

第三節 生物多樣性指數變化趨勢	24
一、 Shannon's diversity index	24
二、 Simpson's diversity index	25
第四節 嵌套結構指數變化趨勢	26
一、 NODF	26
二、 WNODA	28
第五節 斯皮爾曼相關性分析結果	30
第六節 雙樣本中位數差異檢定(Mann-Whitney U test)結果	31
一、 鳥類	31
二、 蝴蝶	34
三、 爬蟲類	36
四、 蛙類	37
第肆章 討論	38
第一節 臺北市都市綠地群集間是否具有顯著嵌套結構	38
第二節 原生物種在臺北市都市綠地間的群集隸屬程度與多樣性變化	39
第三節 影響嵌套結構及物種存續狀況之環境因子	40
第四節 都市規劃與綠地營造相關建議	44
第伍章 結論與建議	45
引用文獻	46
附錄一 嵌套圖	54
附錄二 完整篩選物種存續狀況受環境因子的影響情形	56
附錄三 臺北市生物多樣性物種調查名錄資訊	62

圖目錄



圖 1、研究樣區。.....	6
圖 2、環境因子之共線性情形。.....	22
圖 3、每個棲地的預期物種組成與各物種類群在棲地中的預期存續狀況。.....	23
圖 4、各類群的 Shannon's diversity index 時序趨勢。.....	24
圖 5、各類群的 Simpson's diversity index 時序趨勢。.....	25
圖 6、鳥類、蝴蝶、爬蟲類、蛙類的各年 NODF 顯著性檢定。.....	26
圖 7、各類群之 NODF 時序趨勢。.....	27
圖 8、鳥類、蝴蝶、爬蟲類、蛙類的各年 WNODA 顯著性檢定結果。.....	28
圖 9、各類群之 WNODA 時序趨勢。.....	29



表目錄

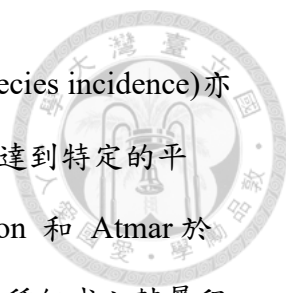
表 1、公園環境差異之各因子數值概況.....	20
表 2、各類群 NODF 的平均實際值與隨機模擬的平均差異。.....	27
表 3、各類群 WNODA 的平均實際值與隨機模擬的平均差異。.....	29
表 4、各群集之物種存續梯度與環境因子的斯皮爾曼相關係數。.....	30
表 5、鳥類物種存續狀況受環境因子的影響情形。.....	32
表 6、蝴蝶物種存續狀況受環境因子的影響情形。.....	35
表 7、爬蟲類物種存續狀況受環境因子的影響情形。.....	36
表 8、蛙類物種存續狀況受環境因子的影響情形。.....	37

第壹章 前言



都市化(urbanization)為人口向都市聚集及擴大規模所引起的一系列經濟、社會與環境變化(Berry 2008；黃煦霽、盧光輝，2012)，常伴隨自然環境的改變，導致棲地破碎化(Habel, Samways & Schmitt, 2019)，破碎的棲息地使邊界占比增加，增強邊緣效應(edge effect)，並連帶造成棲地品質降低(habitat deterioration)、隔離性提高(habitat isolation)，使關聯族群(metacommunity)間的流動受阻，改變物種組成，甚至影響物種生存(Martensen, Pimentel & Metzger, 2008；Shanahan et al., 2011；Habel et al., 2019)。儘管有些物種可產生新興生態棲位，良好的適應都市環境(Dennis & Eales, 1997)，若持續開發造成綠地快速縮減，仍無法漠視棲地破碎化對生態造成的影響(Lepczyk, Aronson, Evans, Goddard, Lerman & MacIvor, 2017)。近年來，都市規劃多納入生態保育的觀念，營造都市綠地如公園、庭院等，提倡都市發展與生態兼容並蓄，以利保育都市生物多樣性(Apfelbeck, Snep, Hauck, Ferguson, Holy, Jakoby & Weisser, 2020)。如何營造、規劃良好綠地環境，降低棲地破碎化對都市生態的影響，需瞭解綠地對群集的重要性，以及綠地環境對物種的影響，方能透過改善都市綠地現況促進都市生態健全(Lepczyk et al., 2017)。不過，經常使用的生物多樣性指數，多應用豐富度(richness)、歧異度(diversity)、均勻度(evenness)等量化概念(Kohsaka et al., 2013)評價生態狀況(王壽兵，2003)，難以自群集層面探討都市化對生態的影響。

嵌套結構(nestedness)分析可幫助評估物種隨環境不同在各塊棲地中產生階層性(hierarchical)分佈差異的現象，由 Darlington 等人於 1957 年首次提出 (Manville & Darlington, 1958)。之後 MacArthur & Wilson 於 1967 年發表島嶼生物地理學，主張物種組成與數量並非均勻分佈，物種的滅絕、拓殖和島嶼面積及至大陸距離息息相關，面積較大的島嶼能夠承載更多的物種，面積越小的島嶼，物種則越容易滅絕。此外在多塊可將其視為島嶼的棲地中，若彼此存在環



境差異，各棲地的物種組成(species composition)與存續狀況(species incidence)亦會受到物種之拓殖距離影響，每塊島嶼的物種數將依環境差異達到特定的平衡，影響最終的物種分佈 (MacArthur & Wilson, 1967)。Patterson 和 Atmar 於 1986 年提出分析方法量化群集的嵌套程度，以釐清不同棲地物種組成之隸屬程度(Patterson & Atmar, 1986)，當物種豐度較小的群集為物種豐度較大的群集之子集合，則定義這些群集中存在嵌套結構(Atmar & Patterson, 1993)。透過物種棲地矩陣(species-habitats matrix)，以縱軸代表棲地中的物種組成；橫軸代表物種在各棲地中的存續狀況，估算嵌套程度。當物種的分佈符合嵌套結構所定義的模式，表示物種並非隨機分佈，其分佈會受到棲地的存在影響 (Atmar & Patterson, 1993)。然而，此方法之計算結果會受矩陣大小影響，也被證明在偵測嵌套結構時，容易造成誤判而不適合使用(Ulrich & Gotelli, 2007；Fischer & Lindenmayer, 2002)。因此許多研究提出改善方案，尤以 Almeida-Neto 等人於 2008 年所提出的 NODF(nestedness metric based on overlap and decreasing fill) 最為廣泛使用。

NODF 指數在計算上是以物種出沒與否(presence-absence)建立的物種棲地矩陣為基礎，用於估量多處棲地的物種組成是否存在嵌套結構，同時將指數按照矩陣大小校正，克服了數值隨矩陣大小膨脹的問題(Almeida-Neto & Ulrich, 2011)。不過單純以物種出沒與否計算的嵌套結構指數，因各物種權重相同，容易受到稀有物種影響，不易呈現真實的生態狀況(Fischer & Lindenmayer, 2002；Pinheiro, Felix, Dormann & Mello, 2019)。為能更貼近現實中各物種於棲地內之交流情形，近年來 Pinheiro 等人提出以豐度(abundance)權重的 WNODA 指數 (Weighted nestedness based on overlap and decreasing abundance)取代僅考慮物種出沒與否的估算方式(Pinheiro, Felix, Dormann & Mello, 2019)。將矩陣單元內的資訊視為物種(行)與棲地(列)之間交互作用下產生的結果，以矩陣內的重疊資訊估量嵌套結構的強度。若矩陣的嵌套結構強烈，代表行列間具有一定程度的聯

繫，而更能依據矩陣邊際和的梯度來預測內部資訊(Pinheiro, Felix, Dormann & Mello, 2021)。

根據島嶼生物地理學以及 Patterson 與 Atmar 提出的假設(Atmar & Patterson, 1993)，若要將嵌套結構應用於探究群集於棲地間的關係，棲地間需相互隔離、具相似環境性質與共同種源(Atmar & Patterson, 1993)。從生態的角度出發，在都市化的過程中，因環境及土地利用變遷易使原有棲地產生破碎化，若將都市中的綠地視為島嶼生物地理學中所述的島嶼(Patterson & Atmar, 1986；Wang, Bao, Yu, Xu & Ding, 2010)，在棲地因都市化破碎時，物種組成與存續狀況所表現的群集生態會受到面積、距離等相關機制影響(Atmar & Patterson, 1993；Schouten, Verweij, Barendregt, Kleukers & De Ruiter, 2007)。在破碎化的都市綠地中，若群集間具一定程度的隔離，限制關聯族群間的交流，又因物種的生態棲位各不相同，破碎化後的棲地性質可能影響物種組成與存續狀況(Apfelbeck et al., 2020)。理論上，數量越多、分佈越廣泛的物種應有機會佔據新棲地，而棲地專一性較高的物種恐會受邊緣效應、棲地破碎化限制其生存(Habel et al., 2019)。此外，促成物種組成與存續狀況變動的相關機制亦會影響嵌套結構，例如區域性的遷移(selective colonization)與滅絕(selective extinction)、棲地差異(habitat nestedness)，以及因物種抽樣所造成的取樣偏誤(passive sampling) (Atmar & Patterson, 1993；Vázquez, Melián, Williams, Blüthgen, Krasnov & Poulin, 2007；Ulrich, 2009；Wang et al., 2010)。

為瞭解都市綠地環境對群集生態的影響與重要性，本研究分析都市中綠地長期嵌套結構變化，檢視環境因子對物種存續狀況的影響 (Ulrich, 2009)，探討綠地營造上的改善方向，提升綠地在都市中作為生態庇護傘的潛力，在如今的永續潮流下，協助政府相關建設機關將生態保育納入都市規劃，權衡都市發展與生態保育，維護都市的生物多樣性。本研究之目的有四：

一、分析臺北市都市綠地群集間是否具有顯著嵌套結構。

- 二、檢視原生物種在臺北市都市綠地間的群集隸屬程度與多樣性變化。
- 三、探討可能影響嵌套結構、物種存續狀況之環境因子。
- 四、提出都市規劃與綠地營造上的建議。



第貳章 材料與方法



第一節 樣區介紹

研究區域分佈於臺灣-臺北市(25°N, 121.5°E) , 為群山環繞的盆地, 位於亞熱帶季風氣候, 原生林相屬亞熱帶常綠森林 (邱清安等, 2008 ; Li et al., 2013) 。然而隨著經濟發展, 臺北市已具有相當程度的都市化, 除了少數綠地外, 多數地帶已歷經土地開發, 承載著稠密的人口, 存在棲地惡化及破碎化等環境問題 (葛兆年等, 2008) 。除了農田與濕地外, 臺北市內散落著 976 座大小不一的公園、綠地, 總面積約為 1403 公頃(臺北市政府工務局公園路燈工程管理處, 2021) 。本研究挑選面積大於 1 公頃的公園綠地作為研究樣區, 結合臺北市政府提供之臺北市生物多樣性資料庫生物調查資料, 選定陸域調查系統中, 各生物類群之調查範圍均有重疊的 16 處公園進行分析。這些公園在地理上不僅有共同的物種來源, 彼此具有一定程度的隔離以及較為相似的綠地環境, 符合嵌套結構分析中對棲地的假設(Patterson & Atmar, 1986) 。選定的 16 處公園有：(1)芝山公園、(2)新生公園、(3)大佳河濱公園、(4)成美河濱公園、(5)碧湖公園、(6)大湖公園、(7)萬芳九號公園、(8)臺北植物園、(9)二二八和平公園、(10)中正紀念堂、(11)古亭河濱公園、(12)大安森林公園、(13)青年公園、(14)北投公園、(15)三民公園、(16)國父紀念館, 所占面積約為 235 公頃(圖 1)。

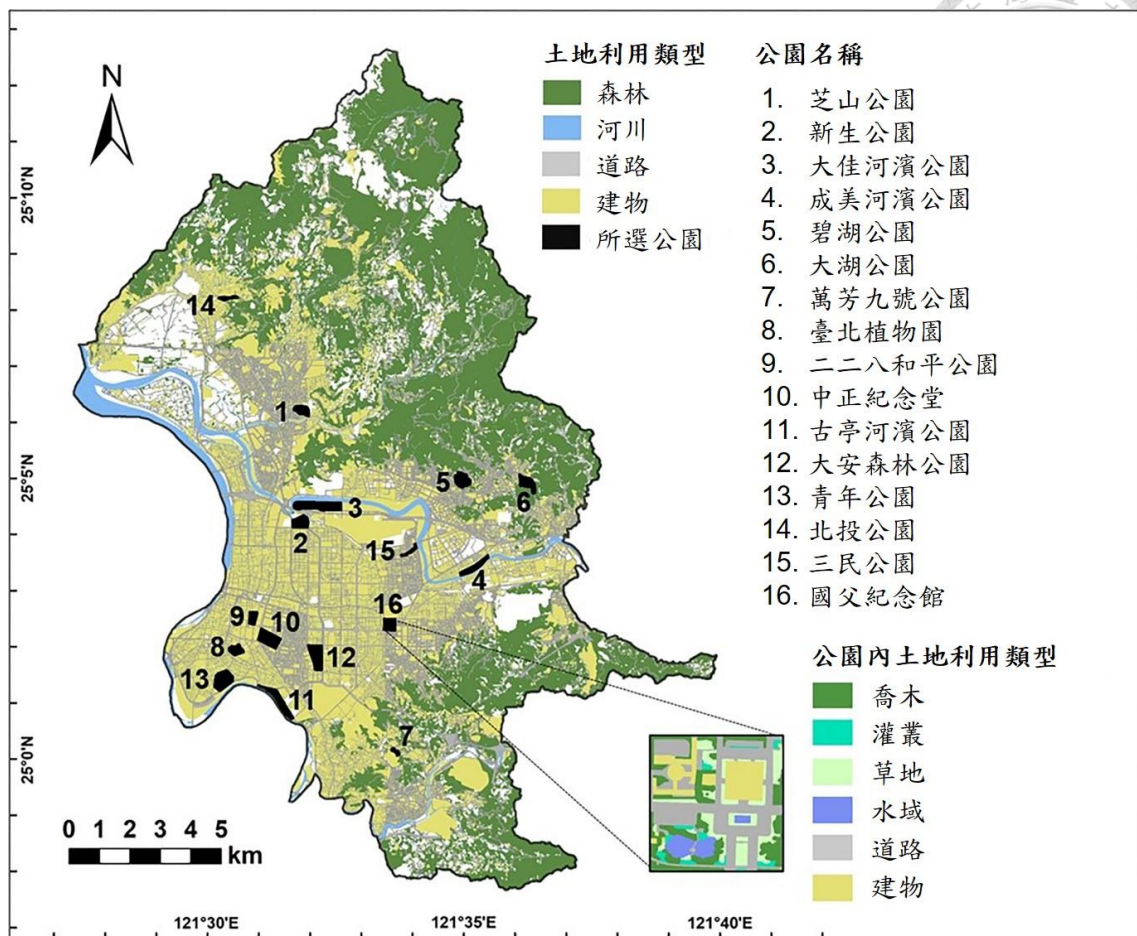


圖 1、研究樣區(Chen & Cheng, in press)。



第二節 物種組成資料與物種棲地矩陣構成

本研究使用臺北市生物多樣性資料庫 2008 至 2020 年之物種調查資料，共有鳥類、爬蟲類、蛙類、蝴蝶、蜻蜓、魚類、蝦蟹螺貝類等七種類別。本研究選取屬於陸域調查系統之鳥類、蝴蝶、爬蟲類、蛙類等四類。除了蛙類、爬蟲類、蝦蟹螺貝類是每三年調查一次外，其它類別為每年調查一次，所使用生物類群的調查方法如下(臺北市動物保護處，2006)：

1. 鳥類：定點調查、群集計數。
2. 蝴蝶：穿越線調查法、定點調查法、吊網陷阱捕捉。
3. 爬蟲類：目視遇測法、翻尋法、導板集井式陷阱。
4. 蛙類：目視遇測法、穿越帶鳴叫計數法、導板集井式陷阱。

其中，夜行性鳥類、爬蟲類及蛙類會以相同調查方法、尺度，於夜間進行調查。

考量有些物種的出沒可能為偶然，或屬常見且分佈極為廣泛的物種，其族群狀態受棲地影響不大，因此在以物種棲地矩陣進行嵌套結構分析前，須經過物種篩選以降低估量嵌套程度上的偏誤。在物種篩選時，為確實篩選棲息於臺北市中的物種，以生物多樣性保育為前提，且因外來種於都市中廣泛的分佈模式不適合以嵌套結構分析(Chen & Cheng, in press)，在都市中對原生物種的負面影響需要更多證據支持(González-Oreja, Zuria, Carbó-Ramírez & Charre, 2018)，因此本研究僅篩選原生種、物種調查頻度大於調查次數 25%以上、該物種在調查中連續紀錄兩年以上的紀錄(González-Oreja, De La Fuente-Díaz-Ordaz, Hernández-Santín, Bonache-Regidor & Buzo-Franco, 2012)。經過物種篩選後，再將物種調查記錄套疊 16 處公園的圖層，取得各公園內生物調查資料。透過 R 進行資料整理(R Core Team, 2021)，排列物種棲地矩陣，以縱軸代表棲地，表現棲地中的物種組成；橫軸代表物種，表現物種於棲地中的存續狀況(Atmar & Patterson, 1993；

Ulrich, 2009 ; Almeida-Neto & Ulrich, 2011) , 為避免資料缺失造成物種矩陣計算之偏誤, 若 16 處公園中某年發生資料缺失的情形, 則不列入計算。

經檢視臺北市生物多樣性物種調查資料, 儘管 16 處公園有 2008 年至 2020 年的長期監測資料, 但因各物種類群之調查需求差異以及天氣因素, 各年份中 16 處公園的調查次數並不相同, 而且調查次數的差異並不穩定。考量各物種類別、樣區調查次數不一的情形, 將全年份物種調查中的豐度依樣區及物種加總後, 除以該樣區調查次數, 作為加權豐度, 表現全年物種在棲地中所紀錄的個體數相對多寡, 依照物種與棲地, 將加權豐度填入物種棲地矩陣中, 並依照樣區與物種整理出全年份之物種出沒狀況, 合併於物種棲地矩陣中, 得到加權豐度與物種組成兩種矩陣類型。物種組成矩陣代表各年份於 16 處公園內的群集差異(Almeida-Neto & Ulrich, 2011), 加權豐度矩陣代表各年份 16 處公園內的整體生態狀況(Pinheiro et al., 2019), 以利後續的嵌套結構分析。



第三節 生物多樣性指數 (biodiversity index)

為了檢視原生物種在臺北市都市綠地間的群集隸屬程度與多樣性變化，選擇廣泛使用的生物多樣性指數與嵌套結構指數進行比較與探討。常用生物多樣性指數的量化方法包括：豐富度(richness)、歧異度(diversity)、均勻度(evenness) (Kohsaka et al., 2013)，為考量個體數量與物種均勻程度的差異，本研究選用 Shannon-Weiner Index(式 1)和 Simpson's Diversity Index(式 2)，以評估選定物種類群在 2008 年至 2020 年間於 16 處公園內記錄的生物多樣性變化。

1. Shannon-Weiner Index (H)為衡量某地區物種數與各物種均勻程度常用之指數可利用總物種數物種於群集中所佔的比例加以計算(Shannon, 1948)：

$$H = - \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i , \quad \text{式 1}$$

式中，S 為總物種數，P 為 i 物種於整體群集的個體數總和中，族群所佔的比例。當物種數量高且分布均勻，則 Shannon-Weiner Index 越高。

2. Simpson's Diversity Index (D)亦為衡量該地區物種數與各物種均勻程度常用之指數，此指數乃利用總物種數物種於群集中所佔的比例作為機率加以計算(Simpson, 1949)：

$$D = \sum_{i=1}^S P_i^2 , \quad \text{式 2}$$

式中，S 為總物種數，P 為 i 物種於整體群集的個體數總和中，族群所佔比例。Simpson's Diversity Index 量化概念為自群集中連續兩次抽出同物種的機率集合，整體機率越高則 Simpson's Diversity Index 越高。但

以此量化多樣性的概念與 D 值的大小容易導致誤解，因此結果中將 1-D 轉化為 Gini-Simpson index 以便解讀(Simpson, 1949)。





第四節 隨機配置檢定(random placement)

在物種隨機分佈的假設下，物種、個體數會受棲地面積影響，且棲地面積上的差異亦會使計算結果呈現嵌套結構，然而常見物種廣泛、隨機的分佈模式無法幫助我們解讀嵌套結構所表現的資訊(Almeida-Gomes et al., 2022)。為確保計算之嵌套結構並非單純來自常見物種所構成之群集，同時免除取樣偏誤造成的影響(Atmar & Patterson, 1993； Ulrich, 2009)，在進行嵌套結構分析前，本研究以隨機配置檢定(random placement)，計算每個地點的預期物種數量及每個物種的預期存續狀況(Coleman, Mares, Willig & Hsieh, 1982)，檢視調查記錄之物種組成與物種存續狀況是否符合隨機分布的模式(Almeida-Gomes, Gotelli, Frederico Duarte Rocha, Vinícius Vieira & Augusto Prevedello, 2022)，因此需要檢定嵌套結構所涵蓋之物種組成以及存續狀況梯度是否由常見物種的取樣所引起 (Ulrich et al., 2009； Almeida-Gomes et al., 2022)。相關公式如下(式 3-式 5)：

$$\alpha_k = a_k / \sum_k(a_k), \quad \text{式 3}$$

$$\hat{s}(\alpha) = S - \sum_i(1 - \alpha)^{n_i}, \quad \text{式 4}$$

$$s^2(\alpha) = \sum_i(1 - \alpha)^{n_i} - \sum_i(1 - \alpha)^{2n_i}, \quad \text{式 5}$$

式中， a_k 是第 k 個棲地的面積， α_k 是第 k 個棲地的覆蓋率。在預期物種數的部份， $\hat{s}(\alpha)$ 為該棲地的預期物種數，自總物種數 S 減去第 i 物種的 n_i 個個體不分佈在此棲地的總和， $s^2(\alpha)$ 為此預期物種數的變異數。每個物種的存續狀況也可以 k 替換 S 來估計，轉為對 k 個棲地的 α_k 求和，以計量棲地總數減去此物種的個體不分佈於這 k 個棲地中的比率，表現每個物種的預期存續狀況。若三分之二的觀測值將偏離 $\hat{s}(\alpha) \pm s(\alpha)$ 的信賴區間，表示群集在存續狀況或物種組成遵循非

隨機的機制(González-Oreja et al., 2012)，拒絕隨機配置的假設，確保嵌套結構分析結果之有效性。





第五節 嵌套結構分析(nestedness analysis)

在嵌套結構分析中，為了對不同層級的嵌套程度進行探討，以更深入瞭解臺北市公園綠地中的嵌套情形，本研究選擇共同使用物種組成矩陣以及加權豐度矩陣計算嵌套結構指數。物種組成矩陣以物種為單位，檢視各棲地中物種組成的嵌套程度(Almeida-Neto & Ulrich, 2011)；加權豐度矩陣則是以個體為單位，檢視各棲地中的豐度是否同具嵌套結構(Pagel, Martínez-Abraín, Gómez, Jiménez & Oro, 2014)。茲將所選用之指數加以描述如下：

一、NODF (Nestedness metric based on overlap and decreasing fill)

為以物種組成呈現群集間的隸屬性，本研究選擇 Almeida-Neto 等人在 2008 年提出的 NODF 指數(Almeida-Neto, Guimaraes, Guimaraes Jr, Loyola & Ulrich, 2008)，先將矩陣單元按照階層性假設排列，行總和與列總和會由左上至右下遞減。而 NODF 會計量列中填充程度逐漸下降的梯度(decreasing fill, DF)，以及行中填充單元相互配對重疊之比例(paired overlap, PO)，反之亦然。計算行列間存在遞減梯度時，單元遞減的比例，最後依照行列總組合數進行加權，以式 6 計算 NODF，得到範圍介於 0 到 100 的 NODF 值(Almeida-Neto & Ulrich, 2011)：

$$\text{NODF} = \frac{\sum N_{\text{paired}}}{\left[\frac{n(n-1)}{2}\right] + \left[\frac{m(m-1)}{2}\right]}, \quad \text{式 6}$$

式中，m 為列數、n 為行數，當分別依行列兩兩相對計算單元總和時，若此行(列)總和大於下行(列)總和，則 DF 計為 100，反之則為 0。PO 則是分別依行列計量配對行列同具物種出沒的比例。若 DF=0 時， $N_{\text{paired}} = 0$ ，而 DF = 100 時， $N_{\text{paired}} = PO$ 。NODF 值越高代表嵌套結構越強，表現多個群集間物種組成的隸屬程度(Almeida-Neto & Ulrich, 2011)，且此指數不易受到矩陣大小影響，可用於比較同系統中不同類群的嵌套程度(Pagel et al., 2014)。



二、WNODA (Weighted nestedness based on overlap and decreasing abundance)

WNODA 是以經豐度加權的物種棲地矩陣所計算，發展此指數的 Pinheiro 等人認為納入個體間交互作用可更真切的表現嵌套結構(Pinheiro et al., 2019)。在計算 WNODA 前，需先將物種棲地矩陣按矩陣邊際總和排序，以縱軸代表棲地、橫軸代表物種，於縱軸依總和從上開始由多至少排列，橫軸亦如是操作，可得到符合階層性假設的物種棲地嵌套矩陣(Ulrich, Almeida-Neto, & Gotelli, 2009)，最大化每塊棲地間的物種組成與存續狀況的相互隸屬階層關係，再進一步量化矩陣內存在的梯度(Atmar & Patterson, 1993)，計算公式如下(式 7-式 9)：

$$\text{WNODAc} = 100 \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \frac{k_{ij}}{m_j}, \quad \text{式 7}$$

$$\text{WNODAr} = 100 \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \frac{k_{ij}}{n_j}, \quad \text{式 8}$$

$$\text{WNODA} = \frac{2(\text{wNODAc} + \text{wNODAr})}{m(m-1) + n(n-1)}, \quad \text{式 9}$$

式中，WNODAc 代表棲地在物種組成上表現的梯度，i 為目前所處的行數，j 表示下一行，n 為總行數，k 為 i 與 j 行中數值遞減的格數，m 為總列數。

WNODAc 是以列加總計量行間兩兩相對時，矩陣內資訊的遞減狀況。將行列意義互換即為計算 WNODAr，代表物種在棲地中的存續狀況上所表現的梯度。最後將兩者均需乘上 100，以將上下界擴大，以利解讀。整體矩陣共計有 $n(n-1)/2$ 的行和 $m(m-1)/2$ 列的組合，WNODA 將共同採計棲地與物種所表現的梯度，並依行列組合數標準化，得到整體矩陣嵌套程度(Pinheiro et al., 2019)，範圍界於 0 到 100 之間，數值越高者，嵌套程度越高。且 WNODA 同樣不受矩陣大小影響，可用於比較同系統中不同類群豐度的嵌套程度，以此表現各物種之個體交互作用下所產生的生態情形(Pinheiro et al., 2021)。



三、隨機模擬(permutation)

為確認所調查的群集中確實存在嵌套結構，而非隨機排列矩陣所呈現的嵌套結構，嵌套結構分析需要結合假設模型(null model)隨機模擬，檢定實際值的顯著性。不過從 Ulrich 和 Gotelli 在 2007 年的嵌套結構假設模型研究得知，比起純粹的隨機矩陣，遵循原矩陣性質的假設模型在檢測嵌套結構上有更高的正確率，檢測結果也更為保守(Ulrich & Gotelli, 2007)。為了在檢定嵌套結構的顯著性上得到較一般的隨機假設模型更具有統計效力的結果，本研究選擇使用等機率隨機排列矩陣內單元並保留原始矩陣大小與邊際總和的 FE(Fixed row totals-Equiprobable column totals)假設模型，進行隨機模擬(Ulrich & Gotelli, 2007；Pinheiro et al., 2019)，檢驗 WNODA 與 NODF 實際值的顯著性。




第六節 環境因子選定 (selection of environmental factors)

嵌套結構會受到物種組成、存續狀況變化及不同環境條件所驅使(Atmar & Patterson, 1993)，為檢視環境因子對嵌套結構中物種存續狀況的影響，本研究根據島嶼生物地理學機制選定可能影響物種區域性滅絕與遷移的潛在環境因子(Atmar & Patterson, 1993；Vázquez et al., 2007；MacArthur & Wilson, 2016)，包括公園面積、至物種來源的距離(Atmar & Patterson, 1993；Platt & Lill, 2006；Ulrich, 2009；MacArthur & Wilson, 2016)及公園內的環境，如綠地、水體之狀況(Apfelbeck et al., 2020)，以 ArcGIS 10.7 量化環境因子(Redlands, C. E. S. R. I., 2019)。此外，為避免因子間的共線性(collinearity)造成解釋偏誤情形，本研究以皮爾森相關係數 (Pearson Correlation Coefficient) 檢定因子之共線性狀況，將因子間相關係數絕對值大於 0.7 且 P 值小於 0.05 的配對視為具共線性，並對此配對之影響性詳加描述(Dormann et al. 2013)。選擇的環境因子如下：

1. 公園內綠地面積：以公園內純植生區域所佔面積表現公園內綠地範圍。純植生區域為自常態化差異植生指數(Normalized Difference Vegetation Index, NDVI)圖層中，以大於 0.15 門檻值分類出之區塊(Badamasi, Yelwa, AbdulRahim & Noma, 2010)，假定為適合物種生存的綠地。NDVI 之計算公式如下(式 10)：

$$NDVI = \frac{(NIR-RED)}{(NIR+RED)}, \quad \text{式 10}$$

式中，NIR 為遠紅光光譜值，而 RED 為紅光光譜值。NDVI 值表現植被生長狀況，值的大小表現植被的多寡與茂密程度(Rouse, Haas, Schell & Deering, 1973)。



研究所使用之衛星資料來源為 USGS EarthExplorer 公開資料平台下載的 landsat 8 衛星雲圖(U.S. Geological Survey, 2021)，選取雲層覆蓋度低於 25%，時間範圍介於最末次調查時間範圍內(2018 年至 2020 年)，並進行幾何校正(geometric correction) (Huang, Wylie, Yang, Homer & Zylstra, 2002)。

2. 公園內綠地平均 NDVI：自上述計算之純植生區域，與公園圖層進行套疊，取其內純植生區域的 NDVI 取平均，表現公園內綠地的植生概況。
3. 公園內水域面積：經由 ArcGIS 數化所選公園圖層中的水域範圍，並以「calculate geometry」計算所選公園內水域面積。
4. 至森林之距離：在臺北市土地利用圖層中，依類別選取求得森林圖層，並計算公園至臺北市周邊山區森林的幾何距離。
5. 至自然水體之距離：在臺北市土地利用圖層中，依類別選取濕地及河川，求得自然水體圖層，並計算公園至臺北市內自然水體的幾何距離。
6. 公園面積：以 ArcGIS 中「calculate geometry」計算所選公園面積。
7. 邊緣比例：以 ArcGIS 中「calculate geometry」計算公園的周長，並以公園周長除以面積，作為邊緣比例，表現邊緣效應(Habel et al. 2019)。儘管邊緣比例經常和面積呈高度負相關，但在邊緣效應上邊緣比例對生態有獨立於面積的意義，因此本研究將其作為環境因子之一，加以分析與探討。



第七節 斯皮爾曼相關性分析(Spearman's rank correlation test)

為探究影響嵌套結構的潛在環境因子，透過斯皮爾曼相關性分析檢視嵌套結構中表現的物種存續狀況與環境因子梯度間是否存在相符趨勢(Schouten et al., 2007；Ulrich, 2009；Wang et al., 2012)。斯皮爾曼相關性分析屬於無母數(nonparametric)檢定，不需要分佈上的假設。假若環境因子與物種存續狀況密切相關，代表此環境梯度可能對嵌套結構有所影響。反之假設沒有任何因子與物種存續狀況有關，則表示依照不同環境梯度所排列的矩陣並不具有嵌套結構上的差異(Fleishman, Betrus, Blair, Mac Nally & Murphy, 2002；Schouten et al., 2007；Wang et al., 2012)。而斯皮爾曼相關性分析之公式如下(式 11)：

$$r_s = \frac{\sum_{j=1}^n (R_{x_j} - \bar{R}_x)(R_{y_j} - \bar{R}_y)}{\sqrt{\sum_{j=1}^n (R_{x_j} - \bar{R}_x)^2 \sum_{j=1}^n (R_{y_j} - \bar{R}_y)^2}}, \quad \text{式 11}$$

式中，j 為物件的類別次序， R_x 和 R_y 分別為 x 和 y 的排列次序， R_{x_j} 代表第 j 類中 x 數值的排列次序， \bar{R}_x 為其排列次序之平均， R_{y_j} 則代表同一 j 類中 y 數值的排列次序， \bar{R}_y 為其排列次序之平均，n 為此物件的總類別數。以嵌套結構中的物種存續狀況的梯度為 R_x ，而環境因子的梯度為 R_y 。次序所計算出的 r_s 為斯皮爾曼相關係數，範圍界於 -1 至 1 間，用於表現兩排列趨勢為正相關或負相關(Ulrich, 2009)。為檢視結果之顯著性，將排序轉為隨機，以斯皮爾曼相關性分析進行一千次隨機模擬，以雙尾檢定判釋兩次序間的相關性是否顯著(Curran, 2014)。



第八節 雙樣本中位數差異檢定(Mann-Whitney U test)

為檢視環境因子對各物種出沒與否的影響，瞭解分析結果對廣適種 (generalist) 是否有所偏頗，並對各物種進行更深入之探討，本研究以雙樣本中位數差異檢定進行分析，假設兩樣本之母體皆為連續分配，且變異程度相同，以檢定兩者中位數是否存在差異(Cutler, 1994)。雙樣本中位數差異檢定屬於無母數檢定，可應用於兩連續分配、不同大小的隨機樣本。為此，本研究將環境因子的觀測值依照每個物種拆分成物種出沒與否的兩組樣本，並整合此兩組樣本一同排序，檢視物種出沒與否在環境因子上是否有差異。雙樣本中位數差異檢定之統計量計算如下(式 12-式 14)：

$$U = \frac{[n_1 n_2 + n(n_1 + 1)]}{2} - R_1, \quad \text{式 12}$$

$$\mu_u = \frac{n_1 n_2}{2}, \quad \text{式 13}$$

$$\sigma_u^2 = \frac{n_1 n_2 (n_1 + n_2 + 1)}{12}, \quad \text{式 14}$$

$$Z = (U - \mu_u) / \sigma_u, \quad \text{式 15}$$

式中， n_1 為第一組樣本之樣本數、 n_2 為第二組樣本之樣本數，兩者整合共同排序後，第一組樣本的排序總和為 R_1 。U 為檢定統計量，其平均數為 μ_u ，標準差為 σ_u ，將 U 經式 15 標準化得 Z 值後，可透過 Z 值進行雙尾檢定，並以 Z 值之正負觀察環境因子的影響為正向或負向。假設兩樣本之中位數沒有差異，當環境因子會影響物種之存續狀況時，將會拒絕虛無假設。當 n_1 和 n_2 大於 10，使 U 近似常態分佈時，較不易導致統計偏誤(McKnight & Najab, 2010)。

第參章 結果



第一節 物種組成及環境因子概況

臺北市內 16 處公園自 2008 年至 2020 年的調查資料中，共紀錄到 109 種鳥類、99 種蝴蝶、15 種爬蟲類與 15 種蛙類。經過物種篩選，汰除外來種與偶然紀錄的物種後，鳥類有 61 種，其中麻雀 (*Passer montanus*) 佔了 19.4% 的總豐度；蝴蝶有 44 種，其中緣點白粉蝶 (*Pieris canidia* (Linnaeus, 1768)) 佔了 17.6% 的總豐度；爬蟲類有 6 種，其中斑龜 (*Ocadia sinensis*) 佔了 33.9% 的總豐度；蛙類有 11 種，其中黑眶蟾蜍 (*Duttaphrynus melanostictus*) 佔了 37.7% 的總豐度。每類物種的紀錄總數、廣適種佔比、物種紀錄狀況均有很大的差異。

而公園綠地的環境因子數值概況如下(

表 1)，公園內綠地面積平均約為 9.8 公頃，標準差為 7.2；公園內綠地平均 NDVI 平均約為 0.35，標準差為 0.07；公園內水域面積平均約為 1.27 公頃，標準差為 2.66；公園至森林之距離平均約為 2.1 公里，標準差為 1.3；公園至自然水體之距離平均約為 0.60 公里，標準差為 0.63；公園面積平均約為 14.7 公頃，標準差為 9.1；邊緣比例平均約為 1.9%，標準差為 1.6%。

表 1、公園環境差異之各因子數值概況

公園名稱	環境因子數值概況						
	公園內 綠地面積 (公頃)	公園內 綠地平 均 NDVI	公園內 水域面積 (公頃)	至森林 之距離 (公里)	至自然 水體之 距離 (公里)	公園 面積 (公頃)	邊緣比 例 (%)
芝山公園	8.3	0.44	0.02	2.9	0.03	10.5	1.4
新生公園	10.4	0.31	0.05	2.3	0.10	15.9	1.0
大佳河濱公園	18.9	0.29	0.43	2.1	0.00	34.0	1.0

成美河濱公園	9.0	0.31	0.00	1.0	0.00	11.7	2.0
碧湖公園	7.9	0.44	7.05	2.2	1.21	16.1	1.3
大湖公園	3.7	0.30	8.93	2.0	0.80	14.6	1.3
萬芳九號公園	1.7	0.48	0.00	0.0	1.14	1.7	5.7
臺北植物園	7.5	0.39	1.03	2.9	0.80	9.9	1.4
二二八和平公園	5.8	0.29	0.27	2.5	1.08	8.1	1.5
中正紀念堂	11.9	0.32	0.53	2.1	1.20	23.9	0.9
古亭河濱公園	16.9	0.39	0.10	0.9	0.00	17.9	1.9
大安森林公園	24.1	0.42	0.30	1.1	1.59	25.6	0.9
青年公園	22.1	0.37	0.55	3.0	0.03	26.1	0.7
北投公園	2.2	0.28	0.23	5.7	0.00	3.4	4.0
三民公園	1.7	0.28	0.04	1.8	0.04	2.6	5.5
國父紀念館	5.0	0.30	0.72	0.8	1.61	13.7	1.1
平均數	9.8	0.35	1.27	2.1	0.60	14.7	1.9
標準差	7.2	0.07	2.66	1.3	0.63	9.1	1.6

環境因子間共線性以皮爾森相關係數檢定結果發現公園面積與邊緣比例具顯著負相關，相關性為-0.73；公園面積與公園內綠地面積具有顯著正相關，相關性為 0.87，顯示面積越大的公園通常具有更小的邊緣比例，也具有更大的綠地面積。

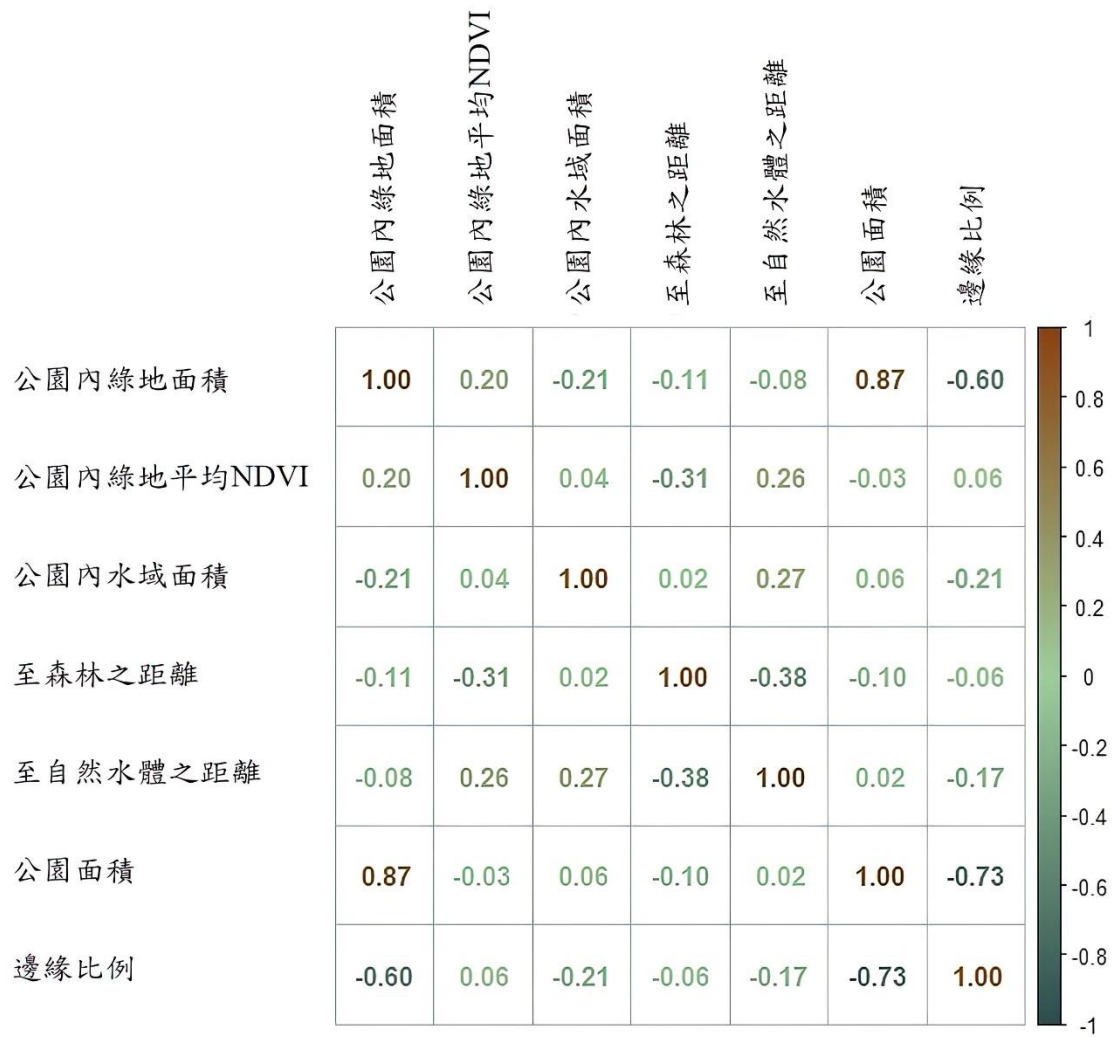


圖 2、以皮爾森相關係數計算環境因子間之共線性結果。



第二節 隨機配置檢定結果

整合全年調查資料，經隨機配置檢定檢視假設與實際情形間的差異。結果顯示在棲地預期物種組成的部份，鳥類有 87.5% 的棲地落在區間外、蝴蝶有 81.3% 的棲地落在區間外、爬蟲類有 37.5% 的棲地落在區間外、蛙類則有 75.0% 的棲地落在區間外。除了爬蟲類外，棲地內的物種組成並不遵循假設趨勢，物種並非隨機散佈(圖 3a)。而在物種預期存續狀況中，結果顯示鳥類有 50.0% 的物種落在區間外、蝴蝶有 50.0% 的物種落在區間外、爬蟲類有 66.6% 的物種落在區間外、蛙類有 36.4% 的物種落在區間外。除了爬蟲類外，其餘物種類群存續狀況多遵循假設趨勢，部份物種比預期的隨機假設分佈更為廣泛(圖 3b)。

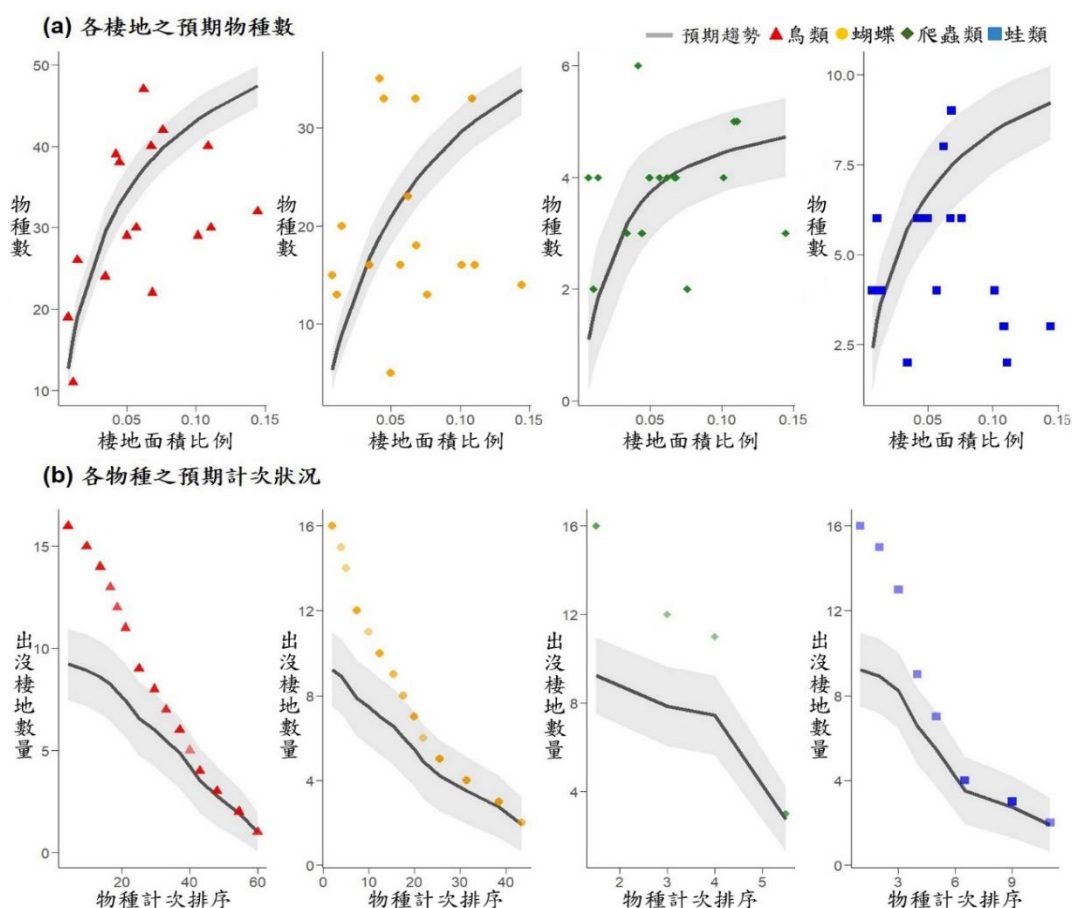


圖 3、隨機配置檢定結果：(a)依物種類群分別呈現每個棲地的預期物種組成。(b)各物種類群在棲地中的預期存續狀況。黑色線與灰色區間分別為假設物種隨機分佈的趨勢及 \pm 一個標準差的範圍(Chen & Cheng, in press)。



第三節 生物多樣性指數變化趨勢

一、Shannon's diversity index

在各類群全年之 Shannon's diversity index 中，鳥類的平均值為 3.29，標準差為 0.33；蝴蝶的平均值為 2.97，標準差為 0.4；爬蟲類的平均值為 2.07，標準差為 0.05；蛙類的平均值為 2.01，標準差為 0.33。鳥類與蝴蝶的 Shannon's diversity 平均值較爬蟲類與蛙類高。檢視時序趨勢上的 P value，鳥類為 0.45、蝴蝶為 0.88、爬蟲類為 0.75、蛙類為 0.31，在時序上均沒有顯著的變化(圖 4)。

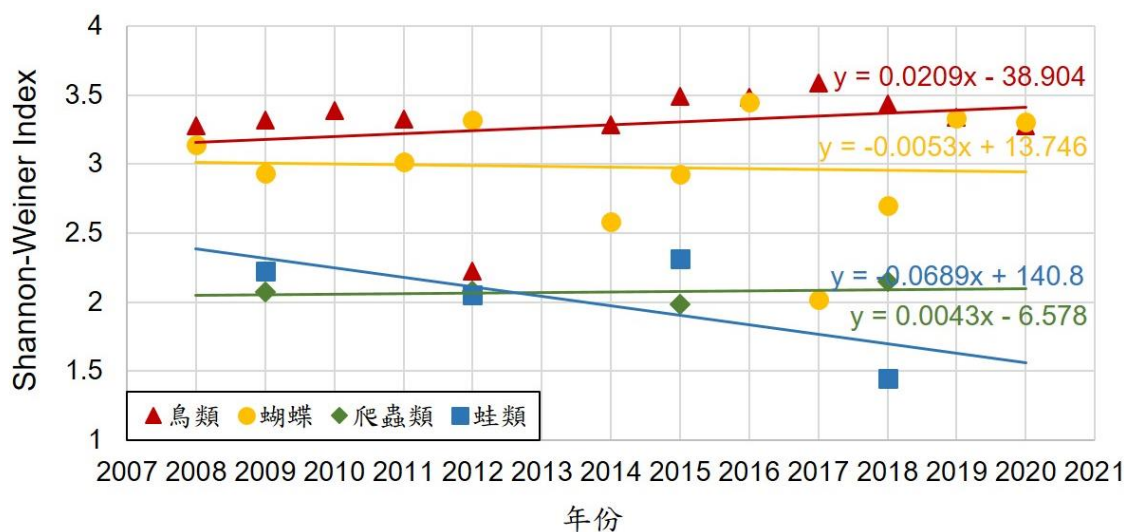


圖 4、各類群的 Shannon's diversity index 時序趨勢。



二、Simpson's diversity index

在各類群全年之 Simpson's diversity index 趨勢中，鳥類的平均值為 0.92，標準差為 0.06；蝴蝶的平均值為 0.89，標準差為 0.08；爬蟲類的平均值為 0.84，標準差為 0.01；蛙類的平均值為 0.79，標準差為 0.14。鳥類與蝴蝶的 Simpson's diversity 平均值較爬蟲類與蛙類高。檢視時序趨勢上的 P value，鳥類為 0.44、蝴蝶為 0.66、爬蟲類為 0.32、蛙類為 0.26，在時序上均沒有顯著的變化(圖 5)。

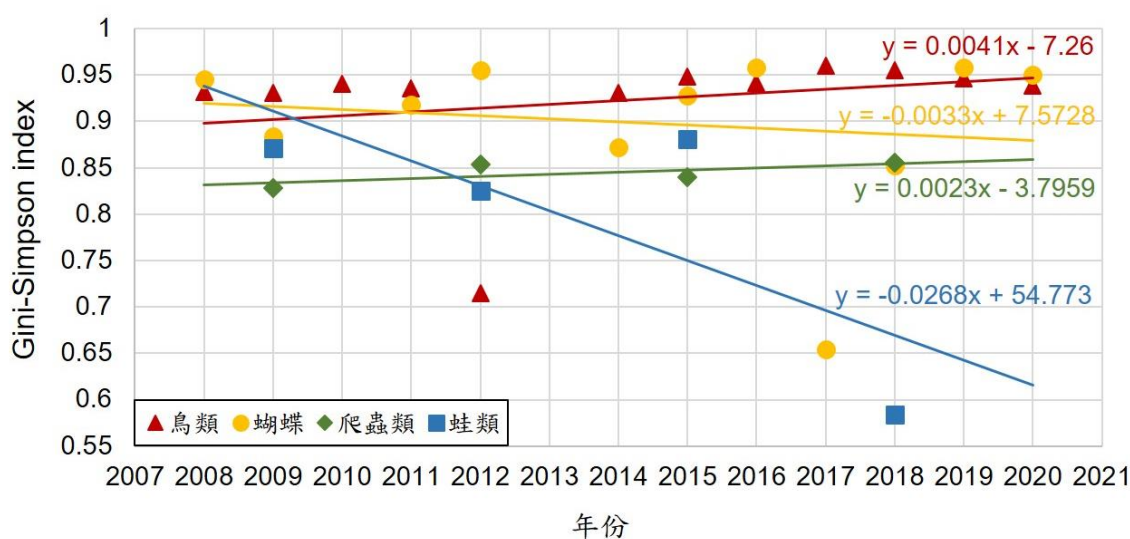


圖 5、各類群的 Simpson's diversity index 時序趨勢。

大致而言，鳥類與蝴蝶的多樣性較爬蟲類與蛙類高，不過從每年紀錄的物種來看，相較爬蟲類與蛙類，鳥類與蝴蝶的物種紀錄狀況較不穩定。而四者在時序趨勢上，多樣性並沒有顯著的變化。



第四節 嵌套結構指數變化趨勢

一、NODF

依時序呈現各類群之 NODF，並檢視每個類群物種組成的嵌套結構於各年之顯著性，發現除了蝴蝶於 2008 年、2014 年、2015 年之調查結果外，各類群的群集間均具有顯著的嵌套結構，顯示各類群的群集在都市綠地中存在隸屬性(圖 6)，而非隨機分佈(Atmar & Patterson, 1993；Almeida-Neto & Ulrich, 2011)。

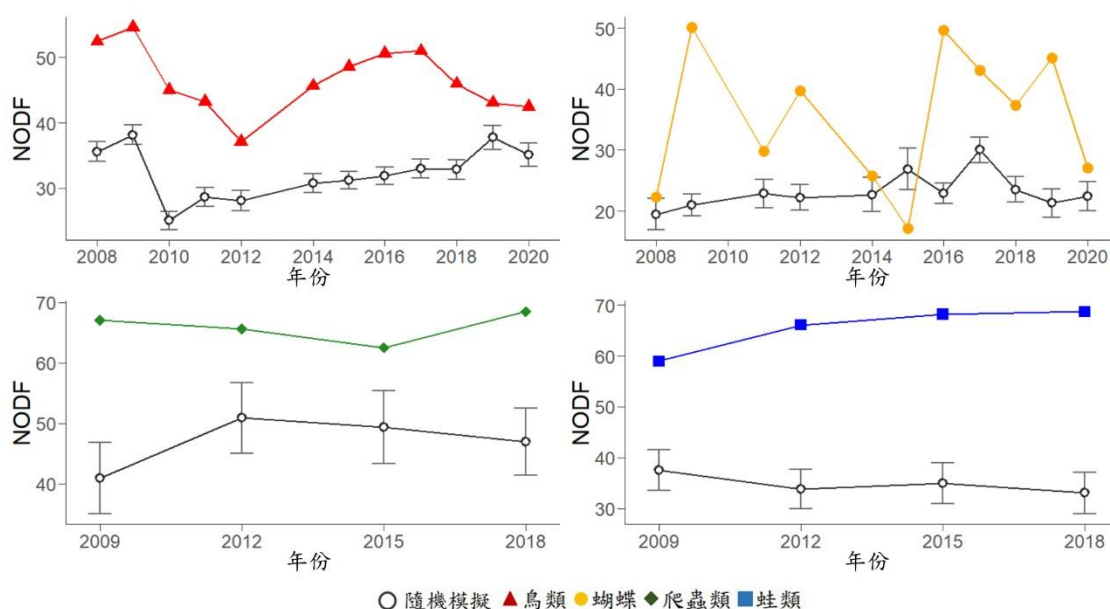


圖 6、鳥類、蝴蝶、爬蟲類、蛙類的各年 NODF 顯著性檢定。

NODF 的時序趨勢中，鳥類的平均觀測值為 46.64，平均模擬值為 32.33，模擬值標準差之平均為 1.52；蝴蝶的平均觀測值為 35.17，平均模擬值為 23.18，模擬值標準差之平均為 2.31；爬蟲類的平均觀測值為 65.95，平均模擬值為 47.05，模擬值標準差之平均為 5.83；蛙類的平均觀測值為 65.48，平均模擬值為 34.84，模擬值標準差之平均為 4.00。在公園綠地中的物種組成方面，爬蟲類與蛙類之嵌套程度高於鳥類與蝴蝶(表 2)。



表 2、各類群 NODF 的平均實際值與隨機模擬的平均差異。

類群	實際觀測		隨機模擬	
	NODF	Expected NODF	SD	
鳥類	46.64	32.33	1.52	
蝴蝶	35.17	23.18	2.31	
爬蟲類	65.48	34.84	4.00	
蛙類	65.95	47.05	5.83	

各類群之 NODF 在時序趨勢上，僅有蛙類擁有較為顯著的正向趨勢(P = 0.097)，鳥類(P = 0.382)、蝴蝶(P = 0.736)、爬蟲類(P = 0.942)則沒有顯著的變化趨勢(圖 7)。結果發現各類群之 NODF，長年以來爬蟲類、蛙類的嵌套結構較鳥類與蝴蝶強，顯示長期以來在群集組成上，爬蟲類與蛙類群集之物種組成在綠地中較鳥類與蝴蝶具有更高的隸屬性。

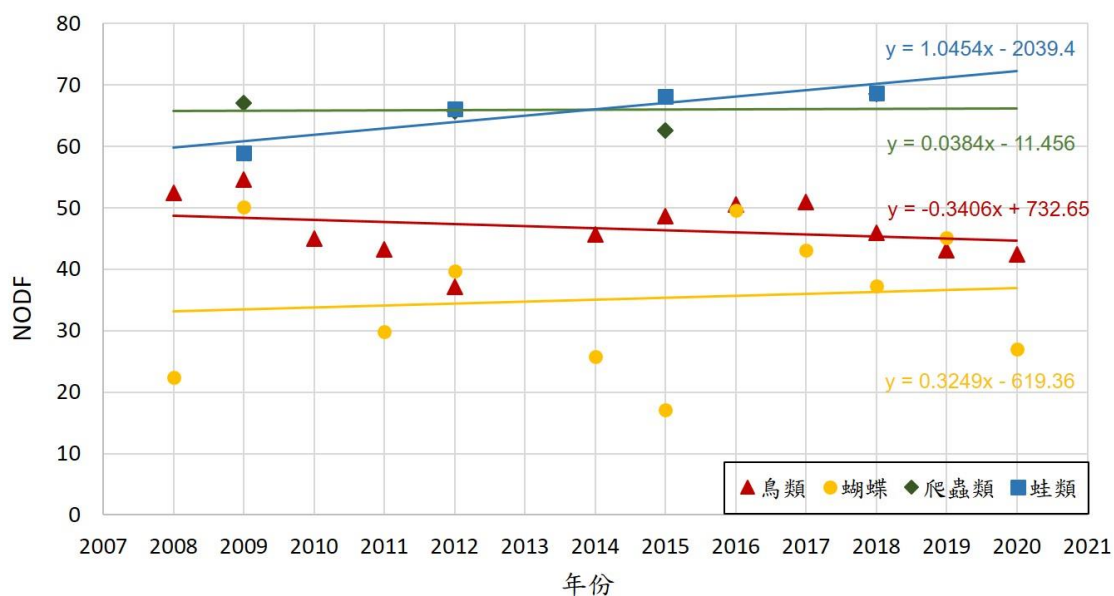


圖 7、各類群之 NODF 時序趨勢。



二、WNODA

在 WNODA 的顯著性方面，結果顯示鳥類在 2010 年、2012 年、2020 年的調查狀況落在隨機的假設區間內，爬蟲類在 2009 年落在隨機的假設區間內。而蝴蝶整體來說在以豐度加權之後，全年的嵌套結構並不穩定，並無穩定顯著高於隨機假設的預期值(圖 8)。整體而言這四類群集之群集組成在以豐度加權後，呈現的整體生態狀況並未呈現穩定的嵌套結構。

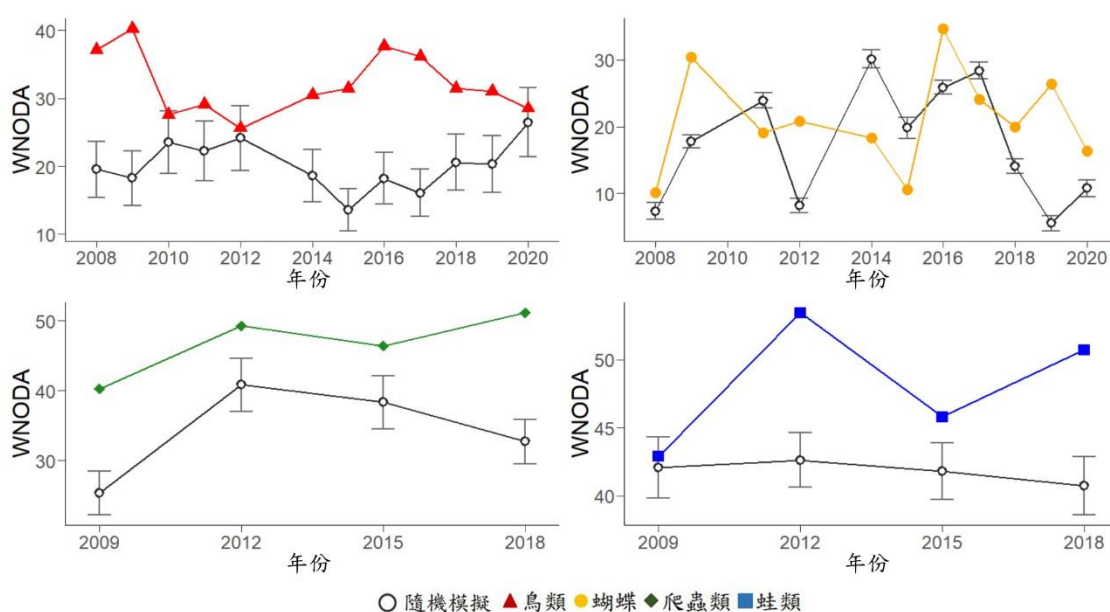


圖 8、鳥類、蝴蝶、爬蟲類、蛙類的各年 WNODA 顯著性檢定結果。

WNODA 的時序趨勢中，結果顯示鳥類的平均觀測值為 32.23，平均模擬值為 20.14，模擬值標準差之平均為 4.12；蝴蝶的平均觀測值為 20.98，平均模擬值為 17.43，模擬值標準差之平均為 1.19；爬蟲類的平均觀測值為 46.74，平均模擬值為 34.30，模擬值標準差之平均為 3.71；蛙類的平均觀測值為 48.22，平均模擬值為 41.82，模擬值標準差之平均為 2.13。此結果顯示爬蟲類與蛙類之嵌套程度較鳥類與蝴蝶高(表 3)。



表 3、各類群 WNODA 的平均實際值與隨機模擬的平均差異。

類群	實際觀測	隨機模擬	
	WNODA	Expected WNODA	SD
鳥類	32.23	20.14	4.12
蝴蝶	20.98	17.43	1.19
爬蟲類	46.74	34.30	3.71
蛙類	48.22	41.82	2.13

鳥類、蝴蝶、爬蟲類、蛙類的群集在 WNODA 的時序趨勢中，蛙類 (P = 0.190)，鳥類(P = 0.564)、蝴蝶(P = 0.664)、爬蟲類(P = 0.569)在 WNODA 時序變化上，均無顯著的趨勢。就整體群集生態而言，爬蟲類、蛙類的嵌套結構最強，其次是鳥類，最弱是蝴蝶。以豐度加權後，爬蟲類與蛙類在綠地中的群集生態較鳥類與蝴蝶具有較高的嵌套程度(圖 9)。其個體在臺北市的公園綠地中有較強的隸屬性(Atmar & Patterson, 1993)。

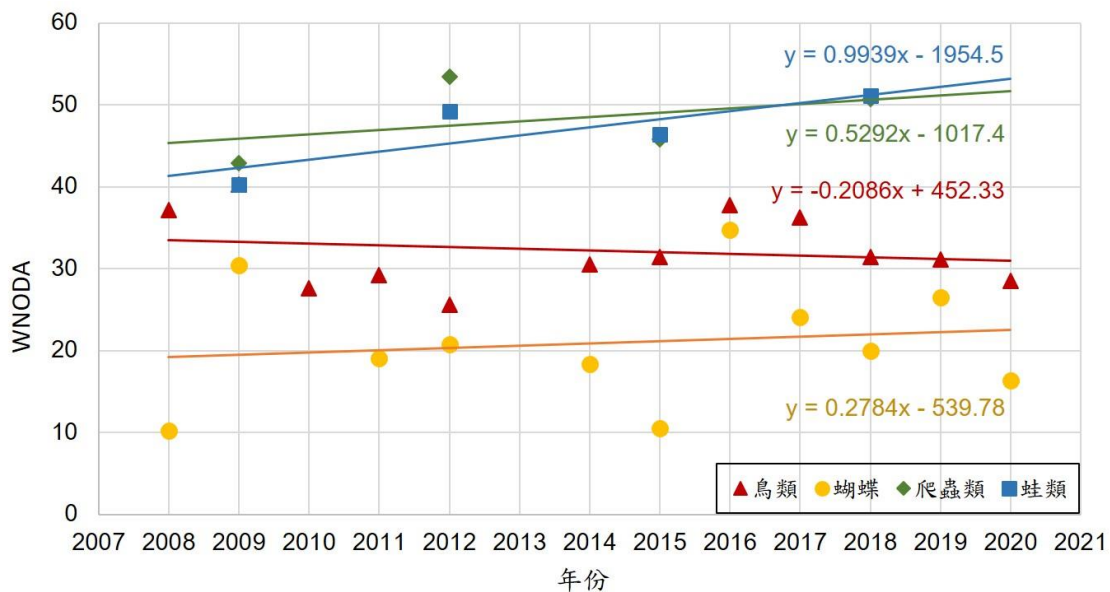


圖 9、各類群之 WNODA 時序趨勢。



第五節 斯皮爾曼相關性分析結果

為探討環境因子對群集的影響性，在依階層性假設排列物種棲地矩陣後，將嵌套結構最大化下的物種存續狀況梯度與公園環境因子進行斯皮爾曼相關性分析，檢視公園綠地環境因子與各類群近況之關係，評估其對群集結構的影響。結果顯示公園內綠地平均 NDVI 與鳥類、蝴蝶的物種存續狀況具顯著正相關，鳥類與蝴蝶的嵌套結構可能會受公園內的綠地狀況影響；公園內水域面積與鳥類、爬蟲類的物種存續狀況呈顯著正相關，鳥類與爬蟲類的嵌套結構可能會受公園內的水域狀況影響；至自然水體之距離與爬蟲類之物種存續狀況呈正相關，顯示爬蟲類的嵌套結構可能會受至溼地、河流之距離影響；公園的邊緣比例與鳥類、爬蟲類的物種存續狀況具顯著負相關，鳥類與爬蟲類的嵌套結構可能會因邊緣效應增強而減少；公園內綠地面積、至森林之距離、公園面積對各類群群集狀況無顯著的相關(表 4)。

表 4、各群集之物種存續梯度與環境因子的斯皮爾曼相關係數。

類群	公園內 綠地面積	公園內綠地 平均 NDVI	公園內 水域面積	至森林 之距離	至自然水 體之距離	公園 面積	邊緣 比例
鳥類	0.16	0.52*	0.44*	0.13	0.17	0.11	-0.51*
蝴蝶	0.18	0.52*	0.24821	0.33	0.13	0.09	-0.36
爬蟲類	0.05	0.32	0.47*	-0.08	0.60*	0.19	-0.51*
蛙類	-0.21	0.53*	0.25753	-0.16	-0.05	-0.25	0.19

註：* $p < 0.1$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$ ，粗體字代表群集之物種存續狀況與該項環境因子之趨勢顯著相關。



第六節 雙樣本中位數差異檢定(Mann-Whitney U test)結果

為避免整體梯度受廣適種影響，本研究選擇以雙樣本中位數差異檢定檢視環境因子對個別物種存續狀況的影響，觀察近期的群集生態並提出建議。

一、鳥類

在符合分析條件的原生鳥類中，有 10.9%鳥種的出沒狀況受公園內綠地面積顯著影響，19.6%受公園內綠地平均 NDVI 顯著影響，15.2%受公園內水域面積顯著影響、8.7%受至森林之距離顯著影響，19.6%受至自然水體之距離顯著影響，4.4%受公園面積影響，8.7%受邊緣比例影響。其中出沒情形受公園內綠地面積影響的為大冠鷺(*Spilornis cheela*)、紅鳩(*Streptopelia tranquebarica*)、大卷尾(*Dicrurus macrocercus*)、家燕(*Hirundo rustica*)、東方黃鶺鴒(*Motacilla tschutschensis*)。受公園內綠地平均 NDVI 影響的為黃頭鷺(*Bubulcus ibis*)、小白鷺(*Egretta garzetta*)、珠頸斑鳩(*Streptopelia chinensis*)、金背鳩(*Streptopelia orientalis*)、大卷尾、洋燕(*Hirundo tahitica*)、黑枕藍鶺鴒(*Hypothymis azurea*)、臺灣紫嘯鶺鴒(*Myophonus insularis*)、小彎嘴(*Pomatorhinus musicus*)。受公園內水域面積影響的為褐頭鷺鶺鴒(*Prinia inornata*)、臺灣藍鶺鴒(*Urocissa caerulea*)、家燕、灰鶺鴒(*Motacilla cinerea*)、紅嘴黑鶺鴒(*Hypsipetes leucocephalus*)、紅冠水雞(*Gallinula chloropus*)、白腹鶺鴒(*Turdus pallidus*)。受至森林之距離影響的為大冠鷺、翠鳥(*Alcedo atthis*)、黑冠麻鷺(*Gorsachius melanolophus*)、赤腹鶺鴒(*Turdus chrysolaus*)。受至自然水體之距離影響的為灰頭鷺鶺鴒(*Prinia flaviventris*)、紅鳩、樹鶺鴒(*Dendrocitta formosae*)、五色鳥(*Psilopogon nuchalis*)、東方黃鶺鴒、紅嘴黑鶺鴒、紅冠水雞、八哥(*Acridotheres cristatellus*)、斯氏繡眼(*Zosterops simplex*)。受公園面積影響的為大卷尾、家燕。受邊緣比例影響的為大卷尾、家燕、紅尾伯勞(*Lanius cristatus*)、紅冠水雞。

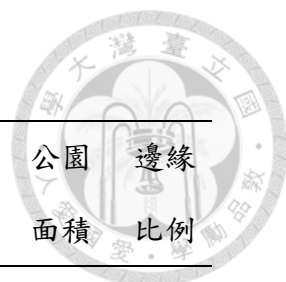


表 5、鳥類物種存續狀況受環境因子的影響情形。

中文名	公園內 綠地面積	公園內綠地 平均 NDVI	公園內 水域面積	至森林 之距離	至自然水 體之距離	公園 面積	邊緣 比例
大冠鷺	1.87*	-	-	-1.75*	-	-	-
翠鳥	-	-	-	1.75*	-	-	-
黃頭鷺	-	2.33*	-	-	-	-	-
小白鷺	-	1.78*	-	-	-	-	-
黑冠麻鷺	-	-	-	1.69*	-	-	-
灰頭鷓鴣	-	-	-	-	-1.83*	-	-
褐頭鷓鴣	-	-	-1.90*	-	-	-	-
珠頸斑鳩	-	2.01*	-	-	-	-	-
金背鳩	-	1.82*	-	-	-	-	-
紅鳩	1.89*	-	-	-	-1.74*	-	-
樹鵲	-	-	-	-	1.76*	-	-
臺灣藍鵲	-	-	2.55*	-	-	-	-
大卷尾	2.01*	2.55**	-	-	-	2.15*	-1.88*
家燕	2.14*	-	1.74*	-	-	2.14*	-2.14*
洋燕	-	1.66*	-	-	-	-	-
紅尾伯勞	-	-	-	-	-	-	-1.74*
五色鳥	-	-	-	-	1.65*	-	-
黑枕藍鶺鴒	-	1.88*	-	-	-	-	-
灰鶺鴒	-	-	2.14*	-	-	-	-
東方黃鶺鴒	1.74*	-	-	-	-2.03*	-	-



臺灣紫嘯	-	1.82*	-	-	-	-	-
鵝	-	-	-	-	-	-	-
紅嘴黑鵝	-	-	1.75*	-	2.22*	-	-
紅冠水雞	-	-	3.10**	-	2.59**	-	-2.04*
八哥	-	-	-	-	-2.78**	-	-
小彎嘴	-	2.60**	-	-	-	-	-
赤腹鵝	-	-	-	-1.66*	-	-	-
白腹鵝	-	-	2.55*	-	-	-	-
斯氏繡眼	-	-	-	-	1.83*	-	-
顯著比例	10.9%	19.6%	15.2%	8.7%	19.6%	4.4%	8.7%

註：* $p < 0.1$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$ ，粗體字代表群集之物種出沒與否受該項環境因子顯著

影響。未達顯著水準之 Z 值以「-」表示。此表為簡表，完整表格詳見附錄二。

二、蝴蝶

在符合分析條件的原生蝴蝶中，有 6.1%的蝴蝶出沒狀況受公園內綠地面積顯著影響，24.2%受公園內綠地平均 NDVI 顯著影響，6.1%受公園內水域面積影響，18.2%受至森林之距離影響，12.1%受邊緣比例影響。其中出沒情形受公園內綠地面積影響的為淡青雅波灰蝶(*Jamides alecto*)、豆波灰蝶(*Lampides boeticus*)。受公園內綠地平均 NDVI 影響的為雅波灰蝶(*Jamides bochus*)、異紋帶蛺蝶(*Athyma selenophora*)、黃襟蛺蝶(*Cupha erymanthis*)、網絲蛺蝶(*Cyrestis thyodamas*)、小紫斑蝶(*Euploea tulliolus*)、豆環蛺蝶(*Neptis hylas*)、大鳳蝶(*Papilio memnon*)、縞鳳蝶(*Papilio polytes*)。受公園內水域面積影響的為幻蛺蝶(*Hypolimnas bolina*)、遷粉蝶(*Catopsilia pomona*)。受至森林之距離影響的為淡青雅波灰蝶、大娜波灰蝶(*Nacaduba kurava*)、密紋波灰蝶(*Prosotas dubiosa*)、藍紋鋸眼蝶(*Elymnias hypermnestra*)、花鳳蝶(*Papilio demoleus*)、遷粉蝶。受邊緣比例影響的為淡青雅波灰蝶、豆波灰蝶、金斑蝶(*Danaus chrysippus*)、遷粉蝶。



表 6、蝴蝶物種存續狀況受環境因子的影響情形。

中文名	公園內 綠地面積	公園內綠地 平均 NDVI	公園內 水域面積	至森林 之距離	至自然水 體之距離	公園 面積	邊緣 比例
淡青雅波 灰蝶	1.69*	-	-	1.90*	-	-	-2.01*
雅波灰蝶	-	1.75*	-	-	-	-	-
豆波灰蝶	1.69*	-	-	-	-	-	-1.69*
大娜波灰 蝶	-	-	-	2.15*	-	-	-
密紋波灰 蝶	-	-	-	1.82*	-	-	-
異紋帶蛺 蝶	-	1.82*	-	-	-	-	-
黃襟蛺蝶	-	1.69*	-	-	-	-	-
網絲蛺蝶	-	1.82*	-	-	-	-	-
金斑蝶	-	-	-	-	-	-	-1.69*
藍紋鋸眼 蝶	-	-	-	2.24*	-	-	-
小紫斑蝶	-	1.88*	-	-	-	-	-
幻蛺蝶	-	-	1.82*	-	-	-	-
豆環蛺蝶	-	1.88*	-	-	-	-	-
花鳳蝶	-	-	-	1.78*	-	-	-
大鳳蝶	-	1.82*	-	-	-	-	-
縞鳳蝶	-	1.88*	-	-	-	-	-

遷粉蝶	-	-	2.14*	1.82*	-	-	-1.82*
顯著比例	6.1%	24.2%	6.1%	18.2%	0	0	12.1%

註：* $p < 0.1$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$ ，粗體字代表群集之物種出沒與否受該項環境因子顯著影響。未達顯著水準之Z值以「-」表示。此表為簡表，完整表格詳見附錄二。

三、爬蟲類

爬蟲分析結果顯示斯文豪氏攀蜥(*Diploderma swinhonis*)的出沒情形受至森林之距離影響，無疣蠍虎(*Hemidactylus bowringii*)的出沒情形受公園內水域面積與至自然水體之距離影響，而斑龜(*Mauremys sinensis*)的出沒情形受公園內綠地面積、公園內水域面積、公園面積與邊緣比例影響。

表 7、爬蟲類物種存續狀況受環境因子的影響情形。

中文名	公園內 綠地面積	公園內綠地 平均 NDVI	公園內 水域面積	至森林 之距離	至自然水 體之距離	公園 面積	邊緣 比例
斯文豪氏 攀蜥	-	-	-	-	1.83*	-	-
無疣蠍虎	-	-	2.24*	-	2.26*	-	-
斑龜	1.75*	-	1.82*	-	-	1.87*	-2.72**
顯著比例	16.7%	0%	33.3%	0%	33.3%	16.6%	16.7%

註：* $p < 0.1$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$ ，粗體字代表群集之物種出沒與否受該項環境因子顯著影響。未達顯著水準之Z值以「-」表示。此表為簡表，完整表格詳見附錄二。



四、蛙類

蛙類分析結果顯示黑眶蟾蜍(*Duttaphrynus melanostictus*)、布氏樹蛙(*Polypedates braueri*)的出沒情形會受公園內綠地面積影響，拉都希氏赤蛙(*Hylarana latouchii*)的出沒情形受公園內綠地平均 NDVI 與公園內水域面積影響，而面天樹蛙(*Kurixalus idiotocus*)的出沒情形則受至森林之距離影響。

表 8、蛙類物種存續狀況受環境因子的影響情形。

中文名	公園內 綠地面積	公園內綠地 平均 NDVI	公園內 水域面積	至森林 之距離	至自然水 體之距離	公園 面積	邊緣 比例
黑眶蟾蜍	1.66*	-	-	-	-	-	-
拉都希氏 赤蛙	-	2.28*	-1.95*	-	-	-	-
面天樹蛙	-	-	-	-1.88*	-	-	-
布氏樹蛙	1.66*	-	-	-	-	-	-
顯著比例	20.0%	10.0%	10.0%	10.0%	0	0	0

註：* $p < 0.1$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$ ，粗體字代表群集之物種出沒與否受該項環境因子顯著影響。未達顯著水準之 Z 值以「-」表示。此表為簡表，完整表格詳見附錄二。

第四章 討論



本研究藉由嵌套結構分析，將都市綠地視為如同島嶼般相互隔離且均質的棲地，以群集結構的角度瞭解原生物種在臺北市都市綠地間的群集交流狀況 (Patterson & Atmar, 1986；Wang et al., 2010)，期能藉此分析臺北市都市綠地群集間是否具有顯著嵌套結構、檢視原生物種在臺北市都市綠地間的群集隸屬程度與多樣性變化、探討可能影響嵌套結構及物種存續狀況之環境因子並提出都市規劃與綠地營造上的建議。

第一節 臺北市都市綠地群集間是否具有顯著嵌套結構

透過隨機配置檢定得知，各類群物種組成並不遵循物種隨機分佈的假設趨勢 (Ulrich et al., 2009；Almeida-Gomes et al., 2022；圖 3a)，佐證了 NODF 的有效性。從嵌套結構分析的結果得知，鳥類、蝴蝶、爬蟲類、蛙類等群集之物種組成在綠地中具有顯著嵌套結構，不過物種組成方面，爬蟲類並沒有拒絕隨機配置檢定的虛無假設，其於公園綠地中產生的嵌套結構可能多為分布廣泛的常見物種所致 (Wang et al., 2012)，而且多數物種之個體的分佈多遵循假設趨勢，少數物種比預期分佈更為廣泛 (圖 3b)。NODF 呈現臺北市公園綠地中的物種組成確實存在隸屬性，並非隨機分佈 (Almeida-Neto & Ulrich, 2011)，由此可知都市中的公園綠地對於群集而言，係屬重要的棲地網絡，棲地的破壞、開發，容易對整個系統造成影響 (Atmar & Patterson, 1993)。雖然物種分佈具顯著嵌套結構，若以個體為單位進行嵌套結構分析，WNODA 則呈現鳥類與蝴蝶的個體在臺北市公園綠地間並沒有穩定的嵌套結構，比起爬蟲類與蛙類，鳥類與蝴蝶的個體數量較不受這些公園綠地限制 (Pinheiro et al., 2021)，但相較以物種為單位而言，以個體為單位則可能使 WNODA 在檢視嵌套結構上更容易受到數量眾多的廣適種影響 (Chen & Cheng, in press)，若無法掌握確切個體佔比，反而更容易使得計算結果產生偏誤，故相關研究所選擇之嵌套結構指數建議依研究目的、分析層級、資料狀況而定。

第二節 原生物種在臺北市都市綠地間的群集隸屬程度與多樣性變化

研究結果指出爬蟲類、蛙類的嵌套結構強度比鳥類、蝴蝶更高，蛙類和爬蟲類不論在物種組成或個體分佈，都具有比鳥類、蝴蝶更高的隸屬性，蛙類甚至在 NODF 的時序變化上具有顯著上升的趨勢，顯示公園綠地所構築出的棲地網絡對於爬蟲類及蛙類的關聯族群交流具有更高的重要性。根據研究結果，都市環境對移動能力較差的生物類群可能會產生較多的限制，因而形成嵌套程度較高的群集結構(Wang, 2012)。反之，鳥類與蝴蝶等移動能力較佳的物種受到棲地破碎化的影響較小，群集結構的變化也較大。然而傳統的生物多樣性指數，例如：Shannon-Weiner index 或 Simpson's diversity index，則較難呈現此種影響，儘管鳥類與蝴蝶的記錄狀況較不穩定，但長年以來物種數上的差異使得鳥類與蝴蝶的生物多樣性皆略高於爬蟲類與蛙類。顯著性方面，雖然蛙類在 Shannon's diversity index 和 Simpson's Diversity Index 中呈現略為下降的趨勢，但由於蛙類與爬蟲類的臺北市生物多樣性物種調查為每三年進行一次，同系統的樣區從 2008 年至今以群集角度只能呈現四筆資料，於時序趨勢的顯著性判定上恐受低樣本數影響而無法確定趨勢(James et al., 2013)。雖然無法完全排除多樣性下降的可能，但就目前而言，整體生物多樣性於時序上並沒有顯著的變化，無法從中發現群集結構如何受環境影響。因此，在進行生態調查、綠地營造時，若能在分析上增加對於整體群集狀況的觀察，並持續進行系統性監測，較能幫助檢測存在生態上的潛在風險。於土地開發上，應特別留意移動能力較低的類生物群，開發時需更加審慎考量營造措施對其所造成的影響。



第三節 影響嵌套結構及物種存續狀況之環境因子

從斯皮爾曼相關性分析的結果發現邊緣比例與鳥類、爬蟲類的物種存續狀況具顯著負相關，鳥類與爬蟲類的嵌套結構可能會受邊緣效應影響，推測係因兩物種類群於移動能力上之差異而產生不同強度的嵌套結構，而使部份物種之存續狀況受邊緣效應負面影響。共線性結果顯示，所選公園的公園面積與邊緣比例具有顯著負相關(圖 2)，代表部份物種偏好面積大、邊緣比例小的公園綠地，因此營造或保全及維護現存的大面積綠地或許能幫助減弱邊緣效應所帶來的威脅(Martensen, Pimentel & Metzger, 2008；Shanahan et al., 2011)。此外，Axelsson 與 Andersson 在尼泊爾的森林鳥類研究也指出建立棲地間的廊道能有效降低邊緣效應的負面影響，減輕棲地間的傳播屏障(Axelsson & Andersson, 2012)，而 Simberloff 與 Cox 的研究指出綠籬不僅能增進棲地品質，還可降低邊緣效應對物種所造成的負面影響(Simberloff & Cox, 1987)，或許採用這些方法都具增進鳥類、爬蟲類生存狀況的潛力。


在綠地相關的環境因子中，結果顯示鳥類、蝴蝶、蛙類等物種的存續狀況均與公園內綠地平均 NDVI 有正向關係，代表公園內的綠地狀況會影響鳥類、蝴蝶、蛙類的嵌套結構。NDVI 為遙測上常使用於表現綠地狀況之指數，對於樹冠結構、葉面積、光合作用強度均有良好的表現力，越高的 NDVI 通常代表著更良好的綠地品質(Gamon et al., 1995；Carlson & Ripley, 1997)，所以於進行公園內的綠地營造時，提升綠地品質或許能維護這些物種類群的生存狀況。其中廣植原生樹種與蜜源植物以營造多層林相結構，是前人研究指出能維護原生種生存，並同時增進綠地品質的方式(Fleishman et al., 2002；Oliveira & Scheffers, 2019；Chen & Cheng, in press)。而且營造多層林相結構不僅能降低物種生存在都市中覓食、繁殖所受到的干擾(González-Oreja et al., 2012)，還能增加生態棲位(Oliveira & Scheffers, 2019)，種植原生樹種及蜜源植物則可確保食物來源，畢竟

食物與物種棲息往往具有直接的連結(Keten, Eroglu, Kaya & Anderson, 2020)，尤其是蝴蝶的生存更容易受到植群組成及食物資源的影響(Fleishman et al., 2002)，能搭配綠地營造達到更好的保育效果。

然而公園內綠地面積、至森林之距離、公園面積對各整體群集之嵌套結構無顯著相關，可能是本身不具影響性，亦可能為樣本數不足所致，同時也可能是受較為適應都市的廣適種所影響，為此，本研究以雙樣本中位數差異檢定，檢視各物種生存狀況受環境因子的影響。分析結果顯示前述環境因子雖然未於群集階層呈現顯著相關，卻仍對部份物種有所影響。

所選環境因子中，最多物種的存續狀況受公園內綠地平均 NDVI 影響，涵蓋 19.6% 的鳥類、24.2% 的蝴蝶、10% 的蛙類，其存續狀況均受綠地平均 NDVI 正向影響，且這些物種多為親近淺山森林的物種，推測公園內的植被狀況、種類是影響其棲息與否的主因，且比起爬蟲類與蛙類，鳥類與蝴蝶的棲息與植被狀況具有更直接的關聯性(Fleishman et al., 2002)，倘若欲保育之物種較為親近森林，在營造綠地前建議可將此綠地品質一同考量。然而黃頭鷺、小白鷺、大卷尾、洋燕等非森林性鳥種卻表現與綠地平均 NDVI 相關，檢視其出沒情形，調查期間都曾記錄這些非森林性鳥種棲息於大安森林公園、植物園、芝山公園、青年公園等植被較為茂密的公園，而公園內綠地平均 NDVI 主要用於表現綠地品質，但在平均數值及解析度限制下無法完整表現棲地類型差異或將非綠地的影響納入考量，只能確認這些非森林性物種會棲息於綠地品質較高的公園。

至於綠地的面積大小，呈現顯著影響性之物種涵蓋 10.9% 的鳥類、6.1% 的蝴蝶、16.7% 的爬蟲類、20.0% 的蛙類，這些物種的存續狀況均受公園內綠地面積正向影響，四者類群均有部份物種表現對大面積綠地的偏好，推測是由於面積較大的綠地可以保有更多樣化的棲地，容納更多生態棲位的物種(Simberloff & Gotelli, 1984；葛兆年等，2008)。除了保全綠地品質外，對部份物種而言，增加綠地面積或是保全現存的大面積綠地同樣為增進存續狀況的可行措施。



對於部份涉禽或是生活史與水有關的爬蟲類、蛙類，水域是決定其棲息與否的重要因素(Hecnar et al, 2002)，結果顯示公園內水域面積對鳥類、爬蟲類的物種存續狀況有正向影響，公園內水域面積影響的篩選物種涵蓋了 15.2%的鳥類、6.1%的蝴蝶、33.3%的爬蟲類、10%的蛙類。這些物種之中除了褐頭鷓鴣與拉都希氏赤蛙外，存續狀況均受到公園內水域面積有正向影響。影響的類別主要為棲息環境親近水域的物種，例如灰鵪鶉、紅冠水雞、斑龜等，推測為習性所致。此外，公園內水域面積也連帶影響著部份森林性物種的棲息，例如臺灣藍鵲、紅嘴黑鵯、幻蛺蝶、無疣蠍虎等。依其於嵌套結構上的存續狀況排序，這些森林性物種也經常出沒於鄰近山區且同時具有廣大公園內水域面積的大湖公園、碧湖公園，推測為公園本身之地理條件導致此影響性。另外檢視褐頭鷓鴣與拉都希氏赤蛙的存續狀況，在所選樣區中，拉都希氏赤蛙多棲息在植被茂密的萬芳九號公園與芝山公園，而褐頭鷓鴣喜好具較多草生地與灌叢的河濱公園，這些公園內均不具如同大湖公園、碧湖公園、大安森林公園般廣闊的水域，造成如此影響性。由此結果推測藉由在公園內增加可供生物利用之水域可吸引親近水域之物種棲息，增進都市保育生態的潛力。

然而，水域應為影響蛙類棲息的重要因素(Hecnar, Casper, Russell, Hecnar & Robinson, 2002；Qian, Wang, Wang & Li, 2007)，但本研究結果卻顯示所篩選之蛙類群集並未受到公園內水域面積顯著影響，此影響性可能是公園內水域不適合棲息或是水域可利用性所導致的，因為蛙類的棲息地需要易達且能提供繁殖場域的水域(Hecnar et al, 2002)，而都市公園中的水域常受到水泥化影響而對蛙類的棲息產生限制。此外，爬蟲類的物種存續狀況和至自然水體之距離呈現正相關，物種存續狀況中排序上的斯文豪氏攀蜥、鉛山壁虎等屬於棲息於陸地的物種，排序中的斑龜則較為親近水域，鮮少研究表明這樣的趨勢性，推測此影響性可能是由臺北市公園地理條件所導致，例如較為接近河川、濕地的河濱、高灘地等公園，因受到防洪規範所限，多為廣闊草地，鮮少具有喬木等茂密植



被，使得部份爬蟲類難以棲息，同時因防洪需要，也使得臺北市河濱多具加高堤防或高度水泥化，限制移動能力較差的爬蟲類棲息，而使至自然水體之距離隨著物種之移動能力差異產生不同的影響性。

關於臺北市週遭潛在棲息地之距離影響則因物種而異，至森林之距離影響涵蓋 8.6%的鳥類、18.1%的蝴蝶、9%的蛙類，至森林之距離對赤腹鶉、大冠鷲、面天樹蛙的棲息呈負相關，但對翠鳥、黑冠麻鷲、淡清雅波灰蝶、無尾鳳蝶、藍紋鋸眼蝶等物種的棲息卻是正相關，以致整體類群探討時，至森林之距離並沒有顯著的影響，推測是各物種之習性差異所導致。其中經篩選之部份蝶類存續均與至森林之距離呈現顯著正相關，檢視受影響的蝴蝶物種，其食草多為公園中所栽植的樹種，例如阿勃勒、鐵刀木、柚子、蒲葵、羅比親王海棗等，而種植這些樹種的公園，其地理位置較偏向市中心，可能因此導致蝴蝶棲息與至森林之距離間的正向影響，自食性來看，推測公園所栽植的樹種為吸引其棲息之主因，可透過種植原生的蜜源植物與食草吸引蝴蝶棲息(Fleishman et al., 2002；Keten et al., 2020)，同時達到保育生物多樣性的目的。

至自然水體之距離影響則涵蓋 19.6%的鳥類與 33.3%的爬蟲類，此結果或許是因為在鳥類、爬蟲類兩者類群中，有些物種較為親近水域所導致，例如紅冠水雞、柴棺龜(*Mauremys mutica*)、斑龜等。而森林性物種如五色鳥、紅嘴黑鶉、斯文豪氏攀蜥等存續狀況和至自然水體之距離呈現正相關，但喜好寬廣河濱的灰頭鷓鴣、東方黃鶉、八哥等則呈負相關，體現了習性差異的影響。蝴蝶可能是由於移動能力佳而且生活史與植被狀況、組成較具關聯性(Ehrlich & Raven, 1964)，受至自然水體之距離的影響較小。然而生活史與水域相關的蛙類以及烏龜卻無呈現影響性，同理仍推測是由於移動能力限制，因河川週遭高度水泥化的構造物而難以利用水域，所以臺北市公園綠地中蛙類的存續狀況並無呈現與自然水體之距離相關，而是受棲息地內的植被狀況或水域面積影響。



第四節 都市規劃與綠地營造相關建議

研究結果顯示公園綠地對臺北市中的群集交流具重要性，可藉由環境因子影響性訂定綠地營造的施作方針，以改善物種於公園綠地中的存續狀況。在當今的永續思潮下，建議能結合公部門近期推廣之原生綠化政策一同執行。例如：為降低棲地的邊緣效對鳥類、爬蟲類造成較強的負面影響，建議除了保存現存的大面積綠地外，亦可增加綠籬以及廊道的施作來改善邊緣效應所帶來的負面影響(Axelsson & Andersson, 2012；Simberloff & Cox, 1987)。而公園內的綠地品質同樣會影響鳥類、蝴蝶、蛙類的棲息，其中鳥類與蝴蝶的棲息與棲地的植被結構、組成有更直接的關係，建議能種植原生樹種與蜜源植物並增加林相結構，以提升綠地品質，增加生態棲位、確保食物來源(Fleishman et al., 2002；Oliveira & Scheffers, 2019；Chen & Cheng, in press)，兼顧生物多樣性保育。除了綠地營造外，也建議營造可供生物利用之水域，有效吸引親近水域之物種棲息，提升保育效果。若有特定保育類群或對象，從雙樣本中位數差異檢定的結果可以觀察出習性差異的影響情形，相關建議能否作為公園綠地營造上的參考，欲保育對象的習性偏好仍為主要考量。

然而不同公園以及物種類群在調查系統以及努力量上具有差異，紀錄種數、廣適種占比、物種紀錄變化也有不同。儘管已經無母數檢定與隨機模擬得到相對保守的結果，但多群集的長期比較仍須考量樣點過少可能造成的偏誤。且公園調查頻度不等可能使得部份遷移性物種呈現偽消失。長期以來，群集結構時常缺乏在同一地區比較多類群的相關研究(Patterson & Brown, 1991；Cook & Quinn, 1995；Fleishman et al., 2002)，為完善檢視多類群的存續狀況，並供作保育、營造的施作參考，後續監測建議增加共有樣點，並持續進行尺度統一的系統性長期監測，以利對同一區域進行多類群的比較，同時降低統計檢定錯誤的可能，使分析更能真切呈現環境因子的影響性與時序上的生態變化。

第五章 結論與建議

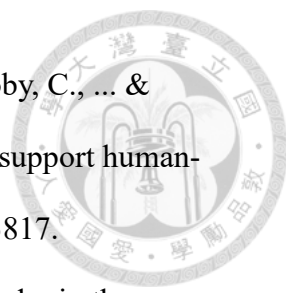


長期以來，鳥類、爬蟲類、蛙類、蝴蝶在臺北市公園綠地中的物種組成具有明顯的嵌套結構，顯示其群集在臺北市的公園綠地間有一定程度的交流，而移動能力較差的爬蟲類與蛙類具有更強烈的嵌套結構，易受到棲地破碎化所限制，進行都市綠地相關開發時，需更加審慎的思考在規劃或施作上是否會對移動能力較差的物種在群集交流上造成負面影響。環境因子方面，整體而言綠地狀況對整體群集的存續有正向的影響，邊緣效應則是具有負向的影響，在公園綠地的規劃上建議保存面積大且邊緣比例小的綠地，結合廊道、綠籬的施作，降低邊緣效應影響。並可透過營造垂直結構更為複雜的林相，以及種植原生樹木與蜜源植物，改善內部現存的植被狀況，不僅能增進綠地品質，還能增加公園綠地的食物資源與生態棲位，不論是對鳥類、蝴蝶、爬蟲類，均能有效提高公園綠地的維護群集生態的潛力。除此之外，還能建立可供生物利用之水域，吸引更多物種棲息。假若以特定物種為保育目標，則可依據其習性考量綠地營造的施作。在棲地破碎化持續存在的前提下，應更審慎地看待開發對群集結構所造成的影響，建議保持頻度穩定且尺度統一的定期調查，持續監測棲地中的群集生態，以利後續研究並幫助保育都市中的生物多樣性。

引用文獻



- 王壽兵。(2003)。對傳統生物多樣性指數的質疑。復旦學報(自然科學版), 42(6), 867-868。
- 邱清安, 林鴻志, 廖敏君, 曾彥學, 歐辰雄, 呂金誠, & 曾喜育。(2008)。臺灣潛在植群形相分類方案。林業研究季刊, 30(4), 89-111。
- 黃煦霖, & 盧光輝。(2012)。台灣都市生態化程度之研究。海峡两岸环境与资源学术研讨会暨中国环境资源与生态保育学会会员代表大会, 254-271。
- 葛兆年, 李培芬, & 邱祈榮。(2008)。破碎棲地之面積, 孤離度與棲地異質度對都市地景之鳥類群聚組成之影響-以台北市公園綠地為例。都市與計劃, 35(2), 141-154。
- 臺北市動物保護處。(2006)。台北市生物多樣性資料庫。民 109 年 11 月 19 日, 取自: <https://biodiv.gov.taipei/BiodivIntro/TaipeiBiodiv>
- 臺北市政府工務局公園路燈工程管理處(民 107 年 10 月 31 日)。公園情報統計資料。民 110 年 1 月 3 日, 取自: <https://parks.taipei/parks/>
- Almeida-Gomes, M., Gotelli, N. J., Frederico Duarte Rocha, C., Vinícius Vieira, M., & Augusto Prevedello, J. (2022). Random placement models explain species richness and dissimilarity of frog assemblages within Atlantic Forest fragments. *Journal of Animal Ecology*. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13660>
- Almeida-Neto, M., Guimaraes, P., Guimaraes Jr, P. R., Loyola, R. D., & Ulrich, W. (2008). A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos*, 117(8), 1227-1239.
- Almeida-Neto, M., & Ulrich, W. (2011). A straightforward computational approach for measuring nestedness using quantitative matrices. *Environmental Modelling & Software*, 26(2), 173-178. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.08.003>

- 
- Apfelbeck, B., Snep, R. P., Hauck, T. E., Ferguson, J., Holy, M., Jakoby, C., ... & Weisser, W. W. (2020). Designing wildlife-inclusive cities that support human-animal co-existence. *Landscape and Urban Planning*, 200, 103817.
- Atmar, W., & Patterson, B. D. (1993). The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia*, 96(3), 373–382.
<https://doi.org/10.1007/BF00317508>
- Axelsson, E. P., & Andersson, J. (2012). A case study of termite mound occurrence in relation to forest edges and canopy cover within the Barandabhar forest corridor in Nepal. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 4(15), 633-641.
- Badamasi, M. M., Yelwa, S. A., AbdulRahim, M. A., & Noma, S. S. (2010). NDVI threshold classification and change detection of vegetation cover at the Falgore Game Reserve in Kano State, Nigeria. *Sokoto Journal of the social sciences*, 2(2), 174-194.
- Berry, B. J. (2008). Urbanization. In *Urban ecology* (pp. 25-48). Springer, Boston, MA.
- Carlson, T. N., & Ripley, D. A. (1997). On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. *Remote sensing of Environment*, 62(3), 241-252.
- Chen, R. Q., & Cheng, S. T. (in press). Detecting Nestedness in City Parks for Urban Biodiversity Conservation. *Urban Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s11252-022-01272-1>
- Coleman, B. D., Mares, M. A., Willig, M. R., & Hsieh, Y. H. (1982). Randomness, area, and species richness. *Ecology*, 63(4), 1121-1133.
- Cook, R. R., & Quinn, J. F. (1995). The influence of colonization in nested species subsets. *Oecologia*, 102(4), 413-424.

Curran, P. A. (2014). Monte Carlo error analyses of Spearman's rank test. arXiv preprint arXiv:1411.3816.

Cutler, A. H. (1994). Nested biotas and biological conservation: Metrics, mechanisms, and meaning of nestedness. *Landscape and Urban Planning*, 28(1), 73–82.
[https://doi.org/10.1016/0169-2046\(94\)90045-0](https://doi.org/10.1016/0169-2046(94)90045-0)

Dennis, R. L. H., & Eales, H. T. (1997). Patch occupancy in *Coenonympha tullia* (Muller, 1764) (Lepidoptera: Satyrinae): habitat quality matters as much as patch size and isolation. *Journal of Insect Conservation*, 1(3), 167–176.
<https://doi.org/10.1023/A:1018455714879>

Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., ... & Lautenbach, S. (2013). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 27-46.

Ehrlich, P. R., & Raven, P. H. (1964). Butterflies and plants: a study in coevolution. *Evolution*, 586-608.

Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2002). Treating the nestedness temperature calculator as a “black box” can lead to false conclusions. *Oikos*, 99(1), 193-199.

Fleishman, E., Betrus, C. J., Blair, R. B., Mac Nally, R., & Murphy, D. D. (2002). Nestedness analysis and conservation planning: the importance of place, environment, and life history across taxonomic groups. *Oecologia*, 133(1), 78-89.

Gamon, J. A., Field, C. B., Goulden, M. L., Griffin, K. L., Hartley, A. E., Joel, G., ... & Valentini, R. (1995). Relationships between NDVI, canopy structure, and photosynthesis in three Californian vegetation types. *Ecological Applications*, 5(1), 28-41.

González-Oreja, J. A., De La Fuente-Díaz-Ordaz, A. A., Hernández-Santín, L., Bonache-Regidor, C., & Buzo-Franco, D. (2012). Can human disturbance

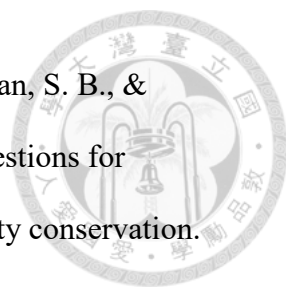


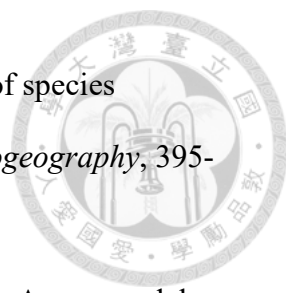
promote nestedness? Songbirds and noise in urban parks as a case study.

Landscape and Urban Planning, 104(1), 9–18.

<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.09.001>

- González-Oreja, J. A., Zuria, I., Carbó-Ramírez, P., & Charre, G. M. (2018). Using variation partitioning techniques to quantify the effects of invasive alien species on native urban bird assemblages. *Biological Invasions*, 20(10), 2861-2874.
- Habel, J. C., Samways, M. J., & Schmitt, T. (2019). Mitigating the precipitous decline of terrestrial European insects: Requirements for a new strategy. *Biodiversity and Conservation*, 28(6), 1343-1360.
- Hecnar, S. J., Casper, G. S., Russell, R. W., Hecnar, D. R., & Robinson, J. N. (2002). Nested species assemblages of amphibians and reptiles on islands in the Laurentian Great Lakes. *Journal of Biogeography*, 29(4), 475-489.
- Huang, C., Wylie, B., Yang, L., Homer, C., & Zylstra, G. (2002). Derivation of a tasselled cap transformation based on Landsat 7 at-satellite reflectance. *International journal of remote sensing*, 23(8), 1741-1748.
- James, G., Witten, D., Hastie, T., & Tibshirani, R. (2013). *An introduction to statistical learning* (Vol. 112, p. 59-127). New York: springer.
- Keten, A., Eroglu, E., Kaya, S., & Anderson, J. T. (2020). Bird diversity along a riparian corridor in a moderate urban landscape. *Ecological Indicators*, 118, 106751. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106751>
- Kohsaka, R., Pereira, H. M., Elmqvist, T., Chan, L., Moreno-Peñaranda, R., Morimoto, Y., ... & Pearsell, G. (2013). Indicators for management of urban biodiversity and ecosystem services: City Biodiversity Index. *In Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities* (pp. 699-718). Springer, Dordrecht.

- 
- Lepczyk, C. A., Aronson, M. F., Evans, K. L., Goddard, M. A., Lerman, S. B., & MacIvor, J. S. (2017). Biodiversity in the city: fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation. *BioScience*, 67(9), 799-807.
- Li, C. F., Chytrý, M., Zelený, D., Chen, M. Y., Chen, T. Y., Chiou, C. R., ... & Hsieh, C. F. (2013). Classification of Taiwan forest vegetation. *Applied Vegetation Science*, 16(4), 698-719.
- Manville, R. H., & Darlington, P. J. (1958). Zoogeography: The geographical distribution of animals. *Journal of Mammalogy*, 39(2), 311.
<https://doi.org/10.2307/1376223>
- Martensen, A. C., Pimentel, R. G., & Metzger, J. P. (2008). Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biological Conservation*, 141(9), 2184–2192.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.008>
- McKnight, P. E., & Najab, J. (2010). Mann-Whitney U Test. The Corsini encyclopedia of psychology, 1-1.
- Oliveira, B. F., & Scheffers, B. R. (2019). Vertical stratification influences global patterns of biodiversity. *Ecography*, 42(2), 249-249.
- Pagel, J., Martínez-Abraín, A., Gómez, J. A., Jiménez, J., & Oro, D. (2014). A long-term macroecological analysis of the recovery of a waterbird metacommunity after site protection. *PLOS ONE*, 9(8), e105202.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105202>
- Patterson, B. D., & Atmar, W. (1986). Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. *Biological journal of the Linnean society*, 28(1-2), 65-82. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1986.tb01749.x>

- 
- Patterson, B. D., & Brown, J. H. (1991). Regionally nested patterns of species composition in granivorous rodent assemblages. *Journal of Biogeography*, 395-402.
- Pinheiro, R. B., Felix, G. M., Dormann, C. F., & Mello, M. A. (2019). A new model explaining the origin of different topologies in interaction networks. *Ecology*, 100(9), e02796.
- Pinheiro, R. B. P., Dormann, C. F., Felix, G. M., & Mello, M. A. (2021). A novel perspective on the meaning of nestedness with conceptual and methodological solutions. bioRxiv.
- Platt, A., & Lill, A. (2006). Composition and conservation value of bird assemblages of urban 'habitat islands': Do pedestrian traffic and landscape variables exert an influence?. *Urban Ecosystems*, 9(2), 83-97.
- Qian, H., Wang, X., Wang, S., & Li, Y. (2007). Environmental determinants of amphibian and reptile species richness in China. *Ecography*, 30(4), 471-482.
- R Core Team (2013). R: A language and environment for statistical computing.
- Redlands, C. E. S. R. I. (2019). ArcGIS Desktop: Release 10.7.
- Rouse Jr, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. W. (1973). *Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation* (No. NASA-CR-132982).
- Schouten, M. A., Verweij, P. A., Barendregt, A., Kleukers, R. J. M., & De Ruiter, P. C. (2007). Nested assemblages of Orthoptera species in the Netherlands: the importance of habitat features and life-history traits. *Journal of Biogeography*, 34(11), 1938-1946.
- Shanahan, D. F., Miller, C., Possingham, H. P., & Fuller, R. A. (2011). The influence of patch area and connectivity on avian communities in urban revegetation.



Biological Conservation, 144(2), 722–729.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.014>

Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell system technical journal*, 27(3), 379-423.

Simberloff, D., & Cox, J. (1987). Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation biology*, 1(1), 63-71.

Simberloff, D., & Gotelli, N. (1984). Effects of insularisation on plant species richness in the prairie-forest ecotone. *Biological Conservation*, 29(1), 27-46.

Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *nature*, 163(4148), 688-688.

Ulrich, W., & Gotelli, N. J. (2007). Null model analysis of species nestedness patterns. *Ecology*, 88(7), 1824-1831.

Ulrich, W., Almeida-Neto, M., & Gotelli, N. J. (2009). A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos*, 118(1), 3-17. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.17053.x>

Ulrich, W. (2009). Nestedness analysis as a tool to identify ecological gradients. *Ecological Questions*, 11, 27-34. <https://doi.org/10.12775/v10090-009-0015-y>

United Nations. (2018). World urbanization prospects: the 2018 revision.

U.S. Geological Survey, 2021, EarthExplorer, accessed September 17, 2021 at URL <https://earthexplorer.usgs.gov/>

Vázquez, D. P., Melián, C. J., Williams, N. M., Blüthgen, N., Krasnov, B. R., & Poulin, R. (2007). Species abundance and asymmetric interaction strength in ecological networks. *Oikos*, 116(7), 1120-1127. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15828.x>

Wang, X., Wang, Y. P., & Ding, P. (2012). Nested species subsets of amphibians and reptiles in Thousand Island Lake.

Wilson, E. O., & MacArthur, R. H. (1967). *The theory of island biogeography* (Vol. 1).

Princeton, NJ: Princeton University Press.





附錄二 完整篩選物種存續狀況受環境因子的影響情形

一、鳥類

中文名	公園內 綠地面積	公園內綠地 平均 NDVI	公園內 水域面積	至森林 之距離	至自然水 體之距離	公園 面積	邊緣 比例
鳳頭蒼鷹	-	-	-	-	-	-	-
松雀鷹	-	-	-	-	-	-	-
黑鳶	-	-	-	-	-	-	-
大冠鷲	1.87*	-	-	-1.75*	-	-	-
翠鳥	-	-	-	1.75*	-	-	-
小雨燕	-	-	-	-	-	-	-
大白鷺	-	-	-	-	-	-	-
蒼鷺	-	-	-	-	-	-	-
黃頭鷺	-	2.33*	-	-	-	-	-
小白鷺	-	1.78*	-	-	-	-	-
黑冠麻鷺	-	-	-	1.69*	-	-	-
夜鷺	-	-	-	-	-	-	-
灰頭鷓鴣	-	-	-	-	-1.83*	-	-
褐頭鷓鴣	-	-	-1.90*	-	-	-	-
珠頸斑鳩	-	2.01*	-	-	-	-	-
金背鳩	-	1.82*	-	-	-	-	-
紅鳩	1.89*	-	-	-	-1.74*	-	-
樹鵲	-	-	-	-	1.76*	-	-
臺灣藍鵲	-	-	2.55*	-	-	-	-
大卷尾	2.01*	2.55**	-	-	-	2.15*	-1.88*

斑文鳥	-	-	-	-	-	-	-
家燕	2.14*	-	1.74*	-	-	2.14*	-2.14*
洋燕	-	1.66*	-	-	-	-	-
紅尾伯勞	-	-	-	-	-	-	-1.74*
繡眼畫眉	-	-	-	-	-	-	-
五色鳥	-	-	-	-	1.65*	-	-
黑枕藍鶺鴒	-	1.88*	-	-	-	-	-
紫綬帶	-	-	-	-	-	-	-
白鶺鴒	-	-	-	-	-	-	-
灰鶺鴒	-	-	2.14*	-	-	-	-
東方黃鶺鴒	1.74*	-	-	-	-2.03*	-	-
臺灣紫嘯鶺鴒	-	1.82*	-	-	-	-	-
麻雀	-	-	-	-	-	-	-
極北柳鶯	-	-	-	-	-	-	-
黃眉柳鶯	-	-	-	-	-	-	-
紅嘴黑鶺鴒	-	-	1.75*	-	2.22*	-	-
白頭翁	-	-	-	-	-	-	-
白腹秧雞	-	-	-	-	-	-	-
紅冠水雞	-	-	3.10**	-	2.59**	-	-2.04*
磯鶺鴒	-	-	-	-	-	-	-
八哥	-	-	-	-	-2.78**	-	-
山紅頭	-	-	-	-	-	-	-





小彎嘴	-	2.60**	-	-	-	-	-
赤腹鶇	-	-	-	-1.66*	-	-	-
白腹鶇	-	-	2.55*	-	-	-	-
斯氏繡眼	-	-	-	-	1.83*	-	-
顯著比例	10.9%	19.6%	15.2%	8.7%	19.6%	4.4%	8.7%

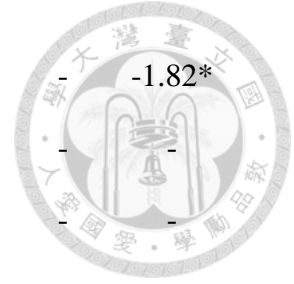
註：* $p < 0.1$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$ ，粗體字代表群集之物種出沒與否受該項環境因子顯著影響。未達顯著水準之 Z 值以「-」表示。

二、蝴蝶

中文名	公園內 綠地面積	公園內綠地 平均 NDVI	公園內 水域面積	至森林 之距離	至自然水 體之距離	公園 面積	邊緣 比例
淡青雅波 灰蝶	1.69*	-	-	1.90*	-	-	-2.01*
雅波灰蝶	-	1.75*	-	-	-	-	-
豆波灰蝶	1.69*	-	-	-	-	-	-1.69*
黑星灰蝶	-	-	-	-	-	-	-
大娜波灰 蝶	-	-	-	2.15*	-	-	-
密紋波灰 蝶	-	-	-	1.82*	-	-	-
藍灰蝶	-	-	-	-	-	-	-
異紋帶蛺 蝶	-	1.82*	-	-	-	-	-
黃襟蛺蝶	-	1.69*	-	-	-	-	-

網絲蛺蝶	-	1.82*	-	-	-	-	-
金斑蝶	-	-	-	-	-	-1.69*	-
虎斑蝶	-	-	-	-	-	-	-
藍紋鋸眼蝶	-	-	-	2.24*	-	-	-
異紋紫斑蝶	-	-	-	-	-	-	-
小紫斑蝶	-	1.88*	-	-	-	-	-
幻蛺蝶	-	-	1.82*	-	-	-	-
旖斑蝶	-	-	-	-	-	-	-
眼蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-
豆環蛺蝶	-	1.88*	-	-	-	-	-
小環蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-
蓬萊環蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-
珙蛺蝶	-	-	-	-	-	-	-
青鳳蝶	-	-	-	-	-	-	-
翠鳳蝶	-	-	-	-	-	-	-
花鳳蝶	-	-	-	1.78*	-	-	-
大鳳蝶	-	1.82*	-	-	-	-	-
縞鳳蝶	-	1.88*	-	-	-	-	-
黑鳳蝶	-	-	-	-	-	-	-
異色尖粉蝶	-	-	-	-	-	-	-





遷粉蝶	-	-	2.14*	1.82*	-	-	-1.82*
亮色黃蝶	-	-	-	-	-	-	-
橙端粉蝶	-	-	-	-	-	-	-
緣點白粉蝶	-	-	-	-	-	-	-
蝶	-	-	-	-	-	-	-
顯著比例	6.1%	24.2%	6.1%	18.2%	0	0	12.1%


註：* $p < 0.1$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$ ，粗體字代表群集之物種出沒與否受該項環境因子顯著影響。未達顯著水準之 Z 值以「-」表示。

三、爬蟲類

中文名	公園內 綠地面積	公園內綠地 平均 NDVI	公園內 水域面積	至森林 之距離	至自然水 體之距離	公園 面積	邊緣 比例
斯文豪氏 攀蜥	-	-	-	-	1.83*	-	-
紅斑蛇	-	-	-	-	-	-	-
鉛山壁虎	-	-	-	-	-	-	-
無疣蝟虎	-	-	2.24*	-	2.26*	-	-
斑龜	1.75*	-	1.82*	-	-	1.87*	-2.72**
中華鱉	-	-	-	-	-	-	-
顯著比例	16.7%	0%	33.3%	0%	33.3%	16.7%	16.7%

註：* $p < 0.1$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$ ，粗體字代表群集之物種出沒與否受該項環境因子顯著影響。未達顯著水準之 Z 值以「-」表示。

四、蛙類



中文名	公園內 綠地面積	公園內綠地 平均NDVI	公園內 水域面積	至森林 之距離	至自然水 體之距離	公園 面積	邊緣 比例
盤古蟾蜍	-	-	-	-	-	-	-
黑眶蟾蜍	1.66*	-	-	-	-	-	-
澤蛙	-	-	-	-	-	-	-
虎皮蛙	-	-	-	-	-	-	-
小雨蛙	-	-	-	-	-	-	-
拉都希氏 赤蛙	-	2.28*	-1.95*	-	-	-	-
金線蛙	-	-	-	-	-	-	-
貢德氏赤 蛙	-	-	-	-	-	-	-
面天樹蛙	-	-	-	-1.88*	-	-	-
布氏樹蛙	1.66*	-	-	-	-	-	-
顯著比例	20.0%	10.0%	10.0%	10.0%	0	0	0

註：* $p < 0.1$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$ ，粗體字代表群集之物種出沒與否受該項環境因子顯著影響。未達顯著水準之Z值以「-」表示。

附錄三 臺北市生物多樣性物種調查名錄資訊

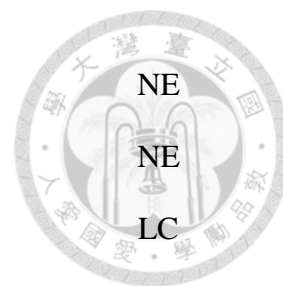
一、鳥類

中文名	學名	科中文名	科名	原生性	保育紅皮書	
					等級	類別
蒼鷹	<i>Accipiter gentilis</i>	鷹科	Accipitridae	原生	二	NE
日本松雀鷹	<i>Accipiter gularis</i>	鷹科	Accipitridae	原生	二	LC
北雀鷹	<i>Accipiter nisus</i>	鷹科	Accipitridae	原生	二	NE
鳳頭蒼鷹	<i>Accipiter trivirgatus</i>	鷹科	Accipitridae	原生	二	NE
松雀鷹	<i>Accipiter virgatus</i>	鷹科	Accipitridae	原生	二	NE
東方鵟	<i>Buteo japonicus</i>	鷹科	Accipitridae	原生	二	LC
黑鳶	<i>Milvus migrans</i>	鷹科	Accipitridae	原生	二	VU
東方蜂鷹	<i>Pernis ptilorhynchus</i>	鷹科	Accipitridae	原生	二	NT
大冠鷲	<i>Spilornis cheela</i>	鷹科	Accipitridae	原生	二	NE
小雲雀	<i>Alauda gulgula</i>	百靈科	Alaudidae	原生		LC
翠鳥	<i>Alcedo atthis</i>	翠鳥科	Alcedinidae	原生		LC
林鴛鴦	<i>Aix sponsa</i>	雁鴨科	Anatidae	外來		NE
小水鴨	<i>Anas crecca</i>	雁鴨科	Anatidae	原生		VU
綠頭鴨	<i>Anas platyrhynchos</i>	雁鴨科	Anatidae	原生		NE

綠頭鴨(馴 化)	<i>Anas platyrhynchos</i> (Domestic type)	雁鴨科	Anatidae	外來	NE
菜鴨	<i>Anas platyrhynchos domesticus</i>	雁鴨科	Anatidae	外來	NE
疣鼻棲鴨	<i>Cairina moschata</i>	雁鴨科	Anatidae	外來	NE
小雨燕	<i>Apus nipalensis</i>	雨燕科	Apodidae	原生	NE
大白鷺	<i>Ardea alba</i>	鷺科	Ardeidae	原生	LC
蒼鷺	<i>Ardea cinerea</i>	鷺科	Ardeidae	原生	LC
中白鷺	<i>Ardea intermedia</i>	鷺科	Ardeidae	原生	LC
池鷺	<i>Ardeola bacchus</i>	鷺科	Ardeidae	原生	LC
黃頭鷺	<i>Bubulcus ibis</i>	鷺科	Ardeidae	原生	LC
綠蓑鷺	<i>Butorides striata</i>	鷺科	Ardeidae	原生	LC
小白鷺	<i>Egretta garzetta</i>	鷺科	Ardeidae	原生	LC
黑冠麻鷺	<i>Gorsachius melanolophus</i>	鷺科	Ardeidae	原生	LC
夜鷺	<i>Nycticorax nycticorax</i>	鷺科	Ardeidae	原生	LC
小環頸鵒	<i>Charadrius dubius</i>	鵒科	Charadriidae	原生	LC
灰頭鸕鷀	<i>Prinia flaviventris</i>	扇尾鷺科	Cisticolidae	原生	LC



褐頭鷓鴣	<i>Prinia inornata</i>	扇尾鶯科	Cisticolidae	原生		NE
野鴿	<i>Columba livia</i>	鳩鴿科	Columbidae	外來		NE
珠頸斑鳩	<i>Streptopelia chinensis</i>	鳩鴿科	Columbidae	原生		LC
金背鳩	<i>Streptopelia orientalis</i>	鳩鴿科	Columbidae	原生		NE
紅鳩	<i>Streptopelia tranquebarica</i>	鳩鴿科	Columbidae	原生		LC
綠鳩	<i>Treron sieboldii</i>	鳩鴿科	Columbidae	原生		LC
樹鵲	<i>Dendrocitta formosae</i>	鴉科	Corvidae	原生		NE
喜鵲	<i>Pica serica</i>	鴉科	Corvidae	原生		LC
臺灣藍鵲	<i>Urocissa caerulea</i>	鴉科	Corvidae	特有	三	LC
番鵲	<i>Centropus bengalensis</i>	杜鵑科	Cuculidae	原生		LC
噪鵲	<i>Eudynamys scolopaceus</i>	杜鵑科	Cuculidae	原生		LC
大卷尾	<i>Dicrurus macrocercus</i>	卷尾科	Dicruridae	原生		NE
黑臉鵲	<i>Emberiza spodocephala</i>	鵲科	Emberizidae	原生		LC
橙頰梅花雀	<i>Estrilda melpoda</i>	梅花雀科	Estrildidae	原生		NE



斑文鳥	<i>Lonchura punctulata</i>	梅花雀科	Estrildidae	原生		LC
白腰文鳥	<i>Lonchura striata</i>	梅花雀科	Estrildidae	原生		LC
遊隼	<i>Falco peregrinus</i>	隼科	Falconidae	原生	二	LC
紅隼	<i>Falco tinnunculus</i>	隼科	Falconidae	原生	二	LC
家燕	<i>Hirundo rustica</i>	燕科	Hirundinidae	原生		LC
洋燕	<i>Hirundo tahitica</i>	燕科	Hirundinidae	原生		LC
紅尾伯勞	<i>Lanius cristatus</i>	伯勞科	Laniidae	原生	三	LC
棕背伯勞	<i>Lanius schach</i>	伯勞科	Laniidae	原生		VU
繡眼畫眉	<i>Alcippe morrisonia</i>	噪眉科	Leiothrichidae	特有		LC
臺灣畫眉	<i>Garrulax taewanus</i>	噪眉科	Leiothrichidae	特有	二	EN
五色鳥	<i>Psilopogon nuchalis</i>	鬚鶯科	Megalaimidae	特有		LC
黑枕藍鶇	<i>Hypothymis azurea</i>	王鶇科	Monarchidae	原生		NE
紫綬帶	<i>Terpsiphone atrocaudata</i>	王鶇科	Monarchidae	原生	二	NT
樹鵲	<i>Anthus hodgsoni</i>	鵲鶇科	Motacillidae	原生		LC
大花鵲	<i>Anthus richardi</i>	鵲鶇科	Motacillidae	原生		LC
白鵲鶇	<i>Motacilla alba</i>	鵲鶇科	Motacillidae	原生		LC



灰鵲鴿	<i>Motacilla</i>	鵲鴿科	Motacillidae	原生	LC
	<i>cinerea</i>				
東方黃鵲鴿	<i>Motacilla</i>	鵲鴿科	Motacillidae	原生	NE
	<i>tschutschensis</i>				
野鴿	<i>Calliope calliope</i>	鴿科	Muscicapidae	原生	LC
白腰鵲鴿	<i>Copsychus</i>	鴿科	Muscicapidae	外來	NE
	<i>malabaricus</i>				
鵲鴿	<i>Copsychus</i>	鴿科	Muscicapidae	外來	LC
	<i>sauralis</i>				
白眉黃鵲	<i>Ficedula</i>	鴿科	Muscicapidae	原生	LC
	<i>mugimaki</i>				
黃眉黃鵲	<i>Ficedula</i>	鴿科	Muscicapidae	原生	LC
	<i>narcissina</i>				
藍磯鵲	<i>Monticola</i>	鴿科	Muscicapidae	原生	LC
	<i>solitarius</i>				
灰斑鵲	<i>Muscicapa</i>	鴿科	Muscicapidae	原生	LC
	<i>griseisticta</i>				
臺灣紫嘯鵲	<i>Myophonus</i>	鴿科	Muscicapidae	特有	LC
	<i>insularis</i>				
黃尾鵲	<i>Phoenicurus</i>	鴿科	Muscicapidae	原生	LC
	<i>aureus</i>				
魚鷹	<i>Pandion</i>	鵟科	Pandionidae	原生	二 LC
	<i>haliaetus</i>				



粉紅鸚嘴	<i>Sinosuthora webbiana</i>	鸚嘴科	Paradoxornithidae	原生	NE
麻雀	<i>Passer montanus</i>	麻雀科	Passeridae	原生	LC
頭烏線	<i>Schoeniparus brunneus</i>	雀眉科	Pellorneidae	原生	NE
台灣竹雞	<i>Bambusicola sonorivox</i>	雉科	Phasianidae	特有	LC
極北柳鶯	<i>Phylloscopus borealis</i>	柳鶯科	Phylloscopidae	原生	LC
褐色柳鶯	<i>Phylloscopus fuscatus</i>	柳鶯科	Phylloscopidae	原生	LC
黃眉柳鶯	<i>Phylloscopus inornatus</i>	柳鶯科	Phylloscopidae	原生	LC
小鶯鷓	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	鶯鷓科	Podicipedidae	原生	LC
紅嘴黑鶉	<i>Hypsipetes leucocephalus</i>	鶉科	Pycnonotidae	原生	NE
白頭翁	<i>Pycnonotus sinensis</i>	鶉科	Pycnonotidae	原生	NE
白腹秧雞	<i>Amaurornis phoenicurus</i>	秧雞科	Rallidae	原生	LC
白冠雞	<i>Fulica atra</i>	秧雞科	Rallidae	原生	LC
紅冠水雞	<i>Gallinula chloropus</i>	秧雞科	Rallidae	原生	LC



磯鷗	<i>Actitis hypoleucos</i>	鷗科	Scolopacidae	原生	LC
田鷗	<i>Gallinago gallinago</i>	鷗科	Scolopacidae	原生	LC
青足鷗	<i>Tringa nebularia</i>	鷗科	Scolopacidae	原生	LC
遠東樹鶯	<i>Horornis canturians</i>	樹鶯科	Scotocercidae	原生	LC
短尾鶯	<i>Urosphena squameiceps</i>	樹鶯科	Scotocercidae	原生	LC
領角鴉	<i>Otus lettia</i>	鴉科	Strigidae	原生	二 NE
八哥	<i>Acridotheres cristatellus</i>	椋鳥科	Sturnidae	原生	二 LC
白尾八哥	<i>Acridotheres javanicus</i>	椋鳥科	Sturnidae	外來	NE
家八哥	<i>Acridotheres tristis</i>	椋鳥科	Sturnidae	外來	NE
小椋鳥	<i>Agropsar philippensis</i>	椋鳥科	Sturnidae	原生	LC
亞洲輝椋鳥	<i>Aplonis panayensis</i>	椋鳥科	Sturnidae	外來	NE
黑領椋鳥	<i>Gracupica nigricollis</i>	椋鳥科	Sturnidae	外來	LC
絲光椋鳥	<i>Spodiopsar sericeus</i>	椋鳥科	Sturnidae	原生	LC



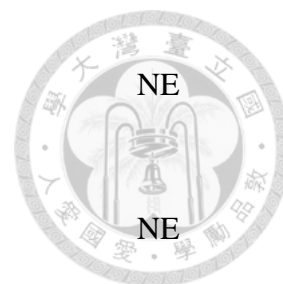
埃及聖鵲	<i>Threskiornis aethiopicus</i>	鵲科	Threskiornithidae	外來	NE
山紅頭	<i>Cyanoderma ruficeps</i>	畫眉科	Timaliidae	原生	NE
大彎嘴	<i>Erythrogenys erythrocnemis</i>	畫眉科	Timaliidae	特有	LC
小彎嘴	<i>Pomatorhinus musicus</i>	畫眉科	Timaliidae	特有	LC
赤腹鶇	<i>Turdus chrysolaus</i>	鶇科	Turdidae	原生	LC
斑點鶇	<i>Turdus eunomus</i>	鶇科	Turdidae	原生	LC
中國黑鶇	<i>Turdus mandarinus</i>	鶇科	Turdidae	原生	LC
白眉鶇	<i>Turdus obscurus</i>	鶇科	Turdidae	原生	LC
白腹鶇	<i>Turdus pallidus</i>	鶇科	Turdidae	原生	LC
白氏地鶇	<i>Zoothera aurea</i>	鶇科	Turdidae	原生	LC
斯氏繡眼	<i>Zosterops simplex</i>	繡眼科	Zosteropidae	原生	NE
長尾鸚鵡	<i>Psittacula longicauda</i>	長尾鸚鵡科	Psittaculidae	外來	NT

※註：紅皮書類別代表國內紅皮書評估的九個類別，分別為：絕滅 (EX, Extinct)、野外絕滅 (EW, Extinct in the Wild)、極危 (CR, Critically Endangered)、瀕危 (EN, Endangered)、易危 (VU, Vulnerable)、近危 (NT, Near Threatened)、無危 (LC, Least Concern)、數據缺乏 (DD, Data Deficient)、未評估 (NE, Not Evaluated)。

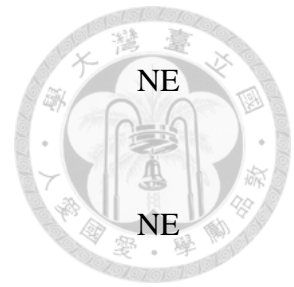
二、蝴蝶

中文名	學名	科中文名	科名	原生性	保育紅皮書 等級 類別
黃星弄蝶	<i>Ampittia virgata</i>	弄蝶科	Hesperiidae	原生	NE
禾弄蝶	<i>Borbo cinnara</i>	弄蝶科	Hesperiidae	原生	NE
黯弄蝶	<i>Caltoris cahira</i>	弄蝶科	Hesperiidae	原生	NE
尖翅絨弄蝶	<i>Hasora chromus</i>	弄蝶科	Hesperiidae	原生	NE
袖弄蝶	<i>Notocrypta</i>	弄蝶科	Hesperiidae	原生	NE
	<i>curvifascia</i>				
黃紋孔弄蝶	<i>Polytremis</i>	弄蝶科	Hesperiidae	原生	NE
	<i>lubricans</i>				
黃斑弄蝶	<i>Potanthus</i>	弄蝶科	Hesperiidae	原生	NE
	<i>confucius</i>				
黑星弄蝶	<i>Suastus gremius</i>	弄蝶科	Hesperiidae	原生	NE
玉帶弄蝶	<i>Tagiades tethys</i>	弄蝶科	Hesperiidae	原生	NE
寬邊橙斑弄蝶	<i>Telicota ohara</i>	弄蝶科	Hesperiidae	原生	NE
靛色琉灰蝶	<i>Acytolepis puspa</i>	灰蝶科	Lycaenidae	原生	NE
琉灰蝶	<i>Celastrina</i>	灰蝶科	Lycaenidae	原生	NE
	<i>argiolus</i>				
細邊琉灰蝶	<i>Celastrina</i>	灰蝶科	Lycaenidae	原生	NE
	<i>lavendularis</i>				
蘇鐵綺灰蝶	<i>Chilades</i>	灰蝶科	Lycaenidae	原生	NE
	<i>pandava</i>				

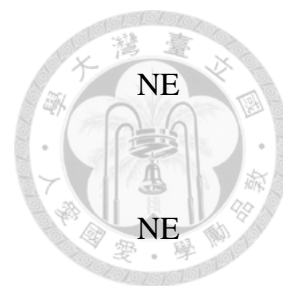
淡黑玳灰蝶 <i>Deudorix rapaloides</i>	灰蝶科	Lycaenidae	原生	NE
紫日灰蝶 <i>Heliophorus ila</i>	灰蝶科	Lycaenidae	原生	NE
小鑽灰蝶 <i>Horaga albimacula</i>	灰蝶科	Lycaenidae	原生	NE
鑽灰蝶 <i>Horaga onyx</i>	灰蝶科	Lycaenidae	原生	NE
淡青雅波灰蝶	灰蝶科	Lycaenidae	原生	NE
<i>Jamides alecto</i>				
雅波灰蝶 <i>Jamides bochus</i>	灰蝶科	Lycaenidae	原生	NE
豆波灰蝶 <i>Lampides boeticus</i>	灰蝶科	Lycaenidae	原生	NE
黑星灰蝶 <i>Megisba malaya</i>	灰蝶科	Lycaenidae	原生	NE
大娜波灰蝶 <i>Nacaduba kurava</i>	灰蝶科	Lycaenidae	原生	NE
黑點灰蝶 <i>Neopithecops zalmora</i>	灰蝶科	Lycaenidae	原生	NE
密紋波灰蝶 <i>Prosotas dubiosa</i>	灰蝶科	Lycaenidae	原生	NE
燕灰蝶 <i>Rapala varuna</i>	灰蝶科	Lycaenidae	原生	NE
藍灰蝶 <i>Zizeeria maha</i>	灰蝶科	Lycaenidae	原生	NE
迷你藍灰蝶 <i>Zizula hylax</i>	灰蝶科	Lycaenidae	原生	NE
斐豹蛺蝶 <i>Argyreus hyperbius</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
寬帶蛺蝶 <i>Athyma jina</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE



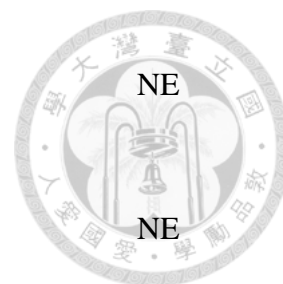
異紋帶蛺蝶	<i>Athyma</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
	<i>selenophora</i>				
金鎧蛺蝶	<i>Chitoria</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
	<i>chrysolora</i>				
黃襟蛺蝶	<i>Cupha</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
	<i>erymanthis</i>				
網絲蛺蝶	<i>Cyrestis</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
	<i>thyodamas</i>				
金斑蝶	<i>Danaus</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
	<i>chrysippus</i>				
虎斑蝶	<i>Danaus genutia</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
流星蛺蝶	<i>Dichorragia</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
	<i>nesimachus</i>				
方環蝶	<i>Discophora</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
	<i>sondaica</i>				
藍紋鋸眼蝶	<i>Elymnias</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
	<i>hypermnestra</i>				
圓翅紫斑蝶	<i>Euploea eunice</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
異紋紫斑蝶	<i>Euploea</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
	<i>mulciber</i>				
雙標紫斑蝶	<i>Euploea</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
	<i>sylvester</i>				
小紫斑蝶	<i>Euploea</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
	<i>tulliolus</i>				



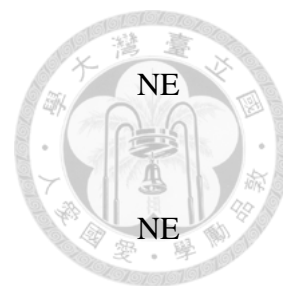
紅斑脈蛺蝶	<i>Hestina</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
	<i>assimilis</i>				
幻蛺蝶	<i>Hypolimnas</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
	<i>bolina</i>				
雌擬幻蛺蝶	<i>Hypolimnas</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
	<i>missippus</i>				
大白斑蝶	<i>Idea leuconoe</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
旖斑蝶	<i>Ideopsis similis</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
眼蛺蝶	<i>Junonia almana</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
黯眼蛺蝶	<i>Junonia iphita</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
青眼蛺蝶	<i>Junonia orithya</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
枯葉蝶	<i>Kallima inachus</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
琉璃蛺蝶	<i>Kaniska canace</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
曲紋黛眼蝶	<i>Lethe chandica</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
森林暮眼蝶	<i>Melanitis</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
	<i>phedima</i>				
褐翅蔭眼蝶	<i>Neope</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
	<i>muirheadi</i>				
豆環蛺蝶	<i>Neptis hylas</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
細帶環蛺蝶	<i>Neptis nata</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
小環蛺蝶	<i>Neptis sappho</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
蓬萊環蛺蝶	<i>Neptis taiwana</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	特有	NE
絹斑蝶	<i>Parantica aglea</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
大絹斑蝶	<i>Parantica sita</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE

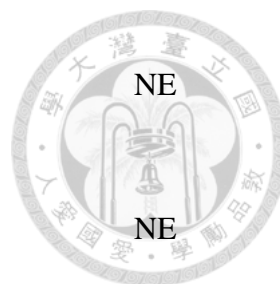


斯氏絹斑蝶 <i>Parantica swinhoei</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
紫俳蛺蝶 <i>Parasarpa dudu</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
珙蛺蝶 <i>Phalanta phalantha</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
黃鈎蛺蝶 <i>Polygonia c-aureum</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
散紋盛蛺蝶 <i>Symbrenthia lilaea</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
白裳貓蛺蝶 <i>Timelaea albescens</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
淡紋青斑蝶 <i>Tirumala limniace</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
小紋青斑蝶 <i>Tirumala septentrionis</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
小紅蛺蝶 <i>Vanessa cardui</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
大紅蛺蝶 <i>Vanessa indica</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
小波眼蝶 <i>Ypthima baldus</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
密紋波眼蝶 <i>Ypthima multistriata</i>	蛺蝶科	Nymphalidae	原生	NE
多姿麝鳳蝶 <i>Byasa polyeuctes</i>	鳳蝶科	Papilionidae	原生	NE
木蘭青鳳蝶 <i>Graphium doson</i>	鳳蝶科	Papilionidae	原生	NE



青鳳蝶	<i>Graphium sarpedon</i>	鳳蝶科	Papilionidae	原生	NE
紅珠鳳蝶	<i>Pachliopta aristolochiae</i>	鳳蝶科	Papilionidae	原生	NE
翠鳳蝶	<i>Papilio bianor</i>	鳳蝶科	Papilionidae	原生	NE
無尾白紋鳳蝶	<i>Papilio castor</i>	鳳蝶科	Papilionidae	原生	NE
蝶					
花鳳蝶	<i>Papilio demoleus</i>	鳳蝶科	Papilionidae	原生	NE
臺灣琉璃翠鳳蝶	<i>Papilio hermosanus</i>	鳳蝶科	Papilionidae	特有	NE
大鳳蝶	<i>Papilio memnon</i>	鳳蝶科	Papilionidae	原生	NE
琉璃翠鳳蝶	<i>Papilio paris</i>	鳳蝶科	Papilionidae	原生	NE
縞鳳蝶	<i>Papilio polytes</i>	鳳蝶科	Papilionidae	原生	NE
黑鳳蝶	<i>Papilio protenor</i>	鳳蝶科	Papilionidae	原生	NE
黑鳳蝶八重山亞種	<i>Papilio protenor liukuensis</i>	鳳蝶科	Papilionidae	原生	NE
柑橘鳳蝶	<i>Papilio xuthus</i>	鳳蝶科	Papilionidae	原生	NE
異色尖粉蝶	<i>Appias lycida</i>	粉蝶科	Pieridae	原生	NE
遷粉蝶	<i>Catopsilia pomona</i>	粉蝶科	Pieridae	原生	NE
細波遷粉蝶	<i>Catopsilia pyranthe</i>	粉蝶科	Pieridae	原生	NE





淡色黃蝶	<i>Eurema andersoni</i>	粉蝶科	Pieridae	原生	NE
亮色黃蝶	<i>Eurema blanda</i>	粉蝶科	Pieridae	原生	NE
星黃蝶	<i>Eurema brigitta</i>	粉蝶科	Pieridae	原生	NE
黃蝶	<i>Eurema hecabe</i>	粉蝶科	Pieridae	原生	NE
橙端粉蝶	<i>Hebomoia glaucippe</i>	粉蝶科	Pieridae	原生	NE
纖粉蝶	<i>Leptosia nina</i>	粉蝶科	Pieridae	原生	NE
緣點白粉蝶	<i>Pieris canidia</i>	粉蝶科	Pieridae	原生	NE
白粉蝶	<i>Pieris rapae</i>	粉蝶科	Pieridae	外來	NE

※註：紅皮書類別代表國內紅皮書評估的九個類別，分別為：絕滅 (EX, Extinct)、野外絕滅 (EW, Extinct in the Wild)、極危 (CR, Critically Endangered)、瀕危 (EN, Endangered)、易危 (VU, Vulnerable)、近危 (NT, Near Threatened)、無危 (LC, Least Concern)、數據缺乏 (DD, Data Deficient)、未評估 (NE, Not Evaluated)。

三、爬蟲類

中文名	學名	科中文名	科名	原生性	保育紅皮書 等級 類別
黃口攀蜥	<i>Diploderma polygonatum</i>	飛蜥科	Agamidae	原生	NE
斯文豪氏攀蜥	<i>Diploderma swinhonis</i>	飛蜥科	Agamidae	特有	LC
紅斑蛇	<i>Lycodon rufozonatus</i>	黃領蛇科	Colubridae	原生	NE

紅耳泥龜	<i>Trachemys scripta</i>	澤龜科	Emydidae	外來		NE
半島偽龜	<i>Pseudemys peninsularis</i>	澤龜科	Emydidae	外來		NE
古巴彩龜	<i>Trachemys decussata</i>	澤龜科	Emydidae	外來		NE
地圖龜屬	<i>Graptemys</i> sp.	澤龜科	Emydidae	外來		NE
鉛山壁虎	<i>Gekko hokouensis</i>	壁虎科	Gekkonidae	原生		LC
無疣蝎虎	<i>Hemidactylus bowringii</i>	壁虎科	Gekkonidae	原生		LC
疣尾蝎虎	<i>Hemidactylus frenatus</i>	壁虎科	Gekkonidae	原生		LC
柴棺龜	<i>Mauremys mutica</i>	地龜科	Geoemydidae	原生	—	NE
斑龜	<i>Mauremys sinensis</i>	地龜科	Geoemydidae	原生		LC
草蜥屬	<i>Takydromus</i> sp.	正蜥科	Lacertidae	原生		NE
印度蜓蜥	<i>Sphenomorphus indicus</i>	石龍子科	Scincidae	原生		LC
中華鱉	<i>Pelodiscus sinensis</i>	鱉科	Trionychidae	原生		LC

※註：紅皮書類別代表國內紅皮書評估的九個類別，分別為：絕滅 (EX, Extinct)、野外絕滅 (EW, Extinct in the Wild)、極危 (CR, Critically Endangered)、瀕危 (EN, Endangered)、易危 (VU, Vulnerable)、近危 (NT, Near Threatened)、無危 (LC, Least Concern)、數據缺乏 (DD, Data Deficient)、未評估 (NE, Not Evaluated)。

四、蛙類



中文名	學名	科中文名	科名	原生性	保育等級
盤古蟾蜍	<i>Bufo bankorensis</i>	蟾蜍科	Bufoidea	特有	LC
黑眶蟾蜍	<i>Duttaphrynus melanostictus</i>	蟾蜍科	Bufoidea	原生	LC
澤蛙	<i>Fejervarya limnocharis</i>	叉舌蛙科	Dicroglossidae	原生	LC
虎皮蛙	<i>Hoplobatrachus rugulosus</i>	叉舌蛙科	Dicroglossidae	原生	LC
福建大頭蛙	<i>Limnonectes fujianensis</i>	叉舌蛙科	Dicroglossidae	原生	LC
小雨蛙	<i>Microhyla fissipes</i>	狹口蛙科	Microhylidae	原生	LC
拉都希氏赤蛙	<i>Hylarana latouchii</i>	赤蛙科	Ranidae	原生	LC
美洲牛蛙	<i>Lithobates catesbeianus</i>	赤蛙科	Ranidae	外來	NE
腹斑蛙	<i>Nidirana adenopleura</i>	赤蛙科	Ranidae	原生	LC
金線蛙	<i>Pelophylax fukienensis</i>	赤蛙科	Ranidae	原生	NT
貢德氏赤蛙	<i>Sylvirana guentheri</i>	赤蛙科	Ranidae	原生	LC

面天樹蛙	<i>Kurixalus</i> <i>idiootocus</i>	樹蛙科	Rhacophoridae	特有	LC
布氏樹蛙	<i>Polypedates</i> <i>braueri</i>	樹蛙科	Rhacophoridae	原生	LC
斑腿樹蛙	<i>Polypedates</i> <i>megacephalus</i>	樹蛙科	Rhacophoridae	外來	NE
臺北樹蛙	<i>Zhangixalus</i> <i>taipeianus</i>	樹蛙科	Rhacophoridae	特有	VU



※註：紅皮書類別代表國內紅皮書評估的九個類別，分別為：絕滅 (EX, Extinct)、野外絕滅 (EW, Extinct in the Wild)、極危 (CR, Critically Endangered)、瀕危 (EN, Endangered)、易危 (VU, Vulnerable)、近危 (NT, Near Threatened)、無危 (LC, Least Concern)、數據缺乏 (DD, Data Deficient)、未評估 (NE, Not Evaluated)。
