

國立臺灣大學生命科學院生態學與演化生物學研究所

碩士論文

Institute of Ecology and Evolutionary Biology

College of Life Science

National Taiwan University

Master Thesis



人為活動對臺灣中大型哺乳類空間分布影響評估

Impact of human activities on the spatial distribution of
medium- and large-sized mammals in Taiwan

鄭桓安

Huan-An Cheng

指導教授：李培芬 博士

Advisor: Pei-Fen Lee, Ph.D.

中華民國 111 年 1 月

January 2022

致謝



首先感謝李培芬老師的指導，對我的研究方向及方法提供諸多重要建議；也謝謝丁宗蘇老師、柯佳吟老師在百忙中擔任口委，並在口試時提供諸多建議，讓我的論文內容更加完善。

感謝逸民一直以來提供諸多幫助，也在我操作遇到瓶頸時抽空幫我看看；也謝謝燕汝、維維、曼萱、志華、姿宜及政倫諸位學長姐在平時的各種幫助。謝謝雅真、家琪學姐及承恩、浥璋、時平學長，在我研究的過程中給予許多建議及幫助。尤其感謝承恩學長願意找我一起外出調查，同時提供諸多研究上的想法和建議；還有志華、浥璋及時平學長，在口試前給我許多內容的修改建議。感謝思雅在我口試時的詳盡紀錄。謝謝所有 609 室的成員。

在此也要感謝家人在這段期間給予的支持及協助，讓我能順利完成學業。

最後感謝自己在這段時間對於研究內容、方法上付出的努力，也認識到許多從未接觸的技能。

摘要

人為活動對野生動物的影響為生態保育的重要課題之一，近年有許多國外研究在探討人為活動對野生動物的影響；諸如分析夜晚光照、人類足跡、基地台分布等人為因子，對哺乳動物分布或活動週期的影響。臺灣的相關研究主要是針對特定區域的小尺度分析，較少有對全島的大尺度分析。本研究以臺灣基地台覆蓋範圍作為人為活動的指標，計算基地台密度和其它環境因子的相關性，確認基地台在臺灣能代表人為活動。後續整合 1988-2020 年臺灣 13 種中大型哺乳動物出現紀錄資料，配合環境因子資料建立各物種的分布預測模式；計算動物紀錄資料、預測資料在基地台覆蓋範圍內的出現的比例，評估各物種對人為活動的耐受程度。分布預測模式的結果進一步建構決策樹模型，以得知影響動物分布的主要環境因子及其決策過程。結果顯示臺灣基地台密度和人口密度的相關性最高，和 NDVI 相關性最低。臺灣中大型哺乳動物傾向出現於基地台覆蓋範圍外的區域，整體出現比例為 38%，出現區域中有 88% 位於海拔 1000 公尺以下；保育類 (31%) 的出現比例低於一般類 (38%)。單一物種中只有白鼻心及石虎出現比例超過 50%，保育類中的黃喉貂、山羊、黑熊、水鹿都低於 20%，其餘物種約落在 25% - 35% 之間。從各物種決策樹模型的前三層得知，平均海拔、離城市距離、冬季總降雨量及混合林面積 4 種因子共佔 78% 的節點出現次數，為主要影響臺灣中大型哺乳動物出現的環境因子。本研究得知基地台在臺灣能一定程度代表人為活動，並整合臺灣近十幾年的中大型哺乳動物出現紀錄，配合基地台覆蓋範圍及其它多種環境因子，得知大尺度下人為活動對 13 種哺乳動物分布影響程度。建議可加強臺灣低海拔區域的監測，以應對日後人為活動的擴張。

關鍵字：哺乳動物、人為活動、基地台、物種分布預測模式、決策樹

Abstract

The impact of human activities on wildlife is one of the important topics of ecological conservation. Over the years a number of research have studied the impact of human activities on wild animals. They analyze the effects of human factors such as night-time light, human footprints, and cellphone towers coverage on the distribution of mammals or the activity cycle. The relevant research in Taiwan is mainly for small-scale analysis of specific areas, little is known about the large-scale effect of the whole island. In this study, the coverage of cell towers in Taiwan was used as an indicator of human activities. The correlation between cell towers density and other environmental factors was calculated to confirm that cell towers in Taiwan can represent human activities. Subsequent integration of 13 species of medium- and large-sized mammals in Taiwan from 1988 to 2020 record data, combined with environmental factor data to establish a distribution prediction model for each species. Calculated the proportion of animal record data and predicted data in the coverage area of the cell towers, and evaluated each species tolerance to human activity. The results show that Taiwan cell towers density had the highest correlation with population density and the lowest correlation with NDVI. Medium- and large-sized mammals in Taiwan tend to appear in areas outside the coverage of cell towers. The overall occurrence rate was 38%, and 88% of the occurrence areas were located under an elevation of 1000 meters. The protected animals (31%) presented a lower proportion than the not threatened animals (38%). Among a single species, only Masked palm civet and Chinese leopard cat appeared more than 50%. The protected animals' Yellow-throated marten, Formosan serow, Formosan black bear, and Formosan sambar were all less than 20%, and the other species were between about 25%-35%. From the first three levels of decision-

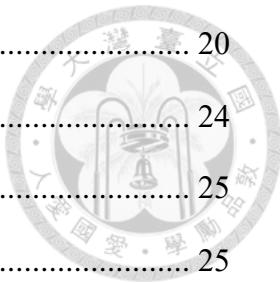
making results of the decision tree model for each species, it was known that the average altitude, distance from the city, total rainfall in the cold season, and mixed forest area accounted for 78% of the node. These were environmental factors that mainly affect the occurrence of medium- and large-sized mammals in Taiwan. This study shows that cell towers can represent human activities to a certain extent in Taiwan. Integrating the occurrence records of medium- and large-sized mammals in Taiwan in the past ten years, combined with the coverage of the base station and other environmental factors, we can know the degree of human activities affecting the distribution of 13 mammals at a large scale. This study suggested that monitoring in low-altitude areas in Taiwan can be strengthened to respond to the expansion of human activities in the future.

Keywords: mammals, human activities, cell towers, species distribution model, decision tree

目錄



致謝	i
摘要	ii
Abstract	iii
目錄	v
圖目錄	vii
表目錄	ix
前言	1
材料與方法	5
一、研究範圍	5
二、資料蒐集	5
(一) 動物出現紀錄	5
(二) 基地台資料	6
(三) 環境因子資料	7
三、資料分析	10
(一) 基地台代表性	10
(二) 物種分布預測模式	11
(三) 動物出現比例	16
(四) 網格海拔分布	17
(五) 決策樹模型	17
結果	20
一、基地台代表性	20
二、動物分布現況	20
(一) 動物調查出現紀錄	20



(二) 分布預測模式.....	20
三、動物出現比例	24
四、網格海拔分布	25
(一) 網格重疊區域.....	25
(二) 動物分布網格海拔分布	25
五、決策樹模型	26
討論	27
結論	33
參考文獻.....	34
圖	42
表	75
附錄 1 中大型哺乳動物出現資料來源.....	79

圖 目 錄



圖 1、臺灣基地台分布地圖.....	42
圖 2、基地台密度與環境因子相關性	43
圖 3、13 種中大型哺乳動物 1988 - 2020 年調查出現紀錄地圖	44
圖 4、各物種記錄出現網格數量長條圖	45
圖 5、中大型哺乳動物 4 種分布預測模式驗證散布圖	46
圖 6、白鼻心整合模式預測出現地圖	47
圖 7、臺灣鼬獾 Maxent 模式預測出現地圖	48
圖 8、臺灣獼猴整合模式預測出現地圖	49
圖 9、臺灣野豬整合模式預測出現地圖	50
圖 10、臺灣山羌整合模式預測出現地圖	51
圖 11、石虎整合模式預測出現地圖	52
圖 12、穿山甲整合模式預測出現地圖	53
圖 13、食蟹獴整合模式預測出現地圖	54
圖 14、麝香貓整合模式預測出現地圖	55
圖 15、黃喉貂整合模式預測出現地圖	56
圖 16、臺灣野山羊整合模式預測出現地圖.....	57
圖 17、臺灣黑熊整合模式預測出現地圖	58
圖 18、臺灣水鹿整合模式預測出現地圖	59
圖 19、全部物種合併預測出現地圖。	60
圖 20、一般類物種合併預測出現地圖。	61
圖 21、保育類物種合併預測出現地圖。	62
圖 22、動物出現於基地台覆蓋範圍內百分比.....	63
圖 23、動物出現百分比 Wilcoxon 等級和檢定 (以 20% 為分界)	64

圖 24、基地台覆蓋範圍、全部物種分布預測重疊網格分布圖	65
圖 25、基地台覆蓋範圍、全部物種分布預測重疊地圖	66
圖 26、動物調查紀錄資料、預測分布資料海拔分布密度圖	67
圖 27、白鼻心 CART 決策樹模型輸出結果前三層	68
圖 28、臺灣鼬獾 CART 決策樹模型輸出結果前三層	68
圖 29、臺灣獼猴 CART 決策樹模型輸出結果前三層	69
圖 30、臺灣野豬 CART 決策樹模型輸出結果前三層	69
圖 31、臺灣山羌 CART 決策樹模型輸出結果前三層	70
圖 32、石虎 CART 決策樹模型輸出結果前三層	70
圖 33、穿山甲 CART 決策樹模型輸出結果前三層	71
圖 34、食蟹獴 CART 決策樹模型輸出結果前三層	71
圖 35、麝香貓 CART 決策樹模型輸出結果前三層	72
圖 36、黃喉貂 CART 決策樹模型輸出結果前三層	72
圖 37、臺灣野山羊 CART 決策樹模型輸出結果前三層	73
圖 38、臺灣黑熊 CART 決策樹模型輸出結果前三層	73
圖 39、臺灣水鹿 CART 決策樹模型輸出結果前三層	74

表目錄



表 1、各物種 Maxent、GARP、ENFA 及整合預測模式之 AUC、Kappa 驗證數值	75
.....	
表 2、動物調查紀錄資料百分比計算結果	76
表 3、動物分布預測資料百分比計算結果	77
表 4、各物種決策樹模型效能評估結果	78
表 5、決策樹模型前三層各環境因子出現次數	78

前言



過去數十年來，全球人口、運輸、建設的增長，對自然環境造成大量的負面影響，進而影響野生動物的生存 (Wright 1990；Walker *et al.* 2005)。有關人為活動對野生動物的影響，在哺乳類 (Graves *et al.* 2021)、鳥類 (Cornelius *et al.* 2001)、爬蟲類 (Leyte-Manrique *et al.* 2019) 等動物類群皆有相關的研究探討。其中對於哺乳動物的影響，有利用諸如夜晚光照 (night-time light)、道路面積、人類足跡指標 (human footprint index, HFP) 等作為評估指標；並證實在這些人為因素的作用下，動物的分布或日活動週期有所改變 (Duffy *et al.* 2015；Forman and Alexander 1998；Sanderson *et al.* 2002)。

關於人為活動對野生動物造成影響的原因，其中一種解釋是恐懼地景 (landscape of fear) 造成的結果。恐懼地景是指動物在不同時空下的風險感知變化，進而改變行為或生理狀態 (Laundré *et al.*, 2010)。最初恐懼地景主要用於解釋獵物 – 獵食者之間的交互作用；推測獵物與獵食者共存的棲地中，在被獵食風險越高的環境，越容易放棄食物的獲取以確保自身的安全 (Altendorf *et al.*, 2001)。在美國黃石公園對重新引入的狼群及紅鹿 (*Cervus canadensis*) 的研究中，也發現紅鹿在被獵食風險越高的區域，警覺行為的頻率增加，並且會隨著移動到不同環境改變此行為的頻率 (Laundré *et al.* 2001)。

之後恐懼地景開始用於解釋人為活動干擾野生動物的情況。後續對哺乳類的研究發現，相較於接收到直接的獵食者訊息 (視覺、氣味等)，動物對環境的間接訊息 (植被覆蓋程度、月光強度等) 更為敏感，進而導致食物獲得總量降低；推論在開放的野外環境中，動物傾向利用所處環境的間接訊息去評估自身被獵食的風險 (Orrock *et al.* 2004)。後續發現獵食者的存在或氣味並沒有對動物的行為造成顯著影響，反而是棲地的整體狀態對其影響較大 (Verdolin 2006)。動物做風險評估的目的是提高存活率，但同時也要權衡覓食、生殖等正向活動的需求，且

獵食者可能在棲地中各種位置出現；相較於以獵食者是否出現作為判斷依據，以周遭環境的變動評估自身風險是更為有效的方式 (Verdolin 2006)。既然動物的風險評估主要依賴於周遭環境的變動，那麼導致環境變動的人為活動自然也會影響動物的判斷。許多人為活動並不會對動物造成實質的危害，例如步行路過的人類；但對野生動物來說往往無法分辨真實及干擾訊息的差異，導致錯估實際風險，表現出不必要的風險迴避 (risk avoidance) 行為 (Frid and Dill 2002；Mendes *et al.* 2020)。而大型肉食哺乳動物，也展現出躲避人為活動區域的傾向 (Rode *et al.* 2006、Martin *et al.* 2010)。

綜上所述，如果能有較為明確的人為活動指標，能更為方便的評估動物受人為干擾的程度。Sanderson *et al.* (2002) 使用建築、人口、夜晚光照、田地、畜牧地、道路、鐵路及水運航道共 7 種人為活動作為因子，經過加權計算後得出數值介於 0 - 100 的全球人類足跡地圖 (human footprint map)，發現全球陸域受到人類干擾影響的面積超過 80%；之後陸續有使用人類足跡地圖評估人為活動對哺乳動物影響相關研究 (Di Marco *et al.* 2013；Toews *et al.* 2017)。Venter *et al.* (2016) 使用更新的基礎資料，製作出新版的人類足跡地圖，並提出缺點：人類足跡缺乏間接的人為因子 (環境污染、入侵種等)，也沒有考量自然因子的交互作用；再加上某些人為因子基礎資料更新緩慢，可能導致研究結果低估人為活動的影響。

由於人類足跡指標所需的因子較多，資料更新較為緩慢且困難，使用單一因子評估人為活動影響仍是較有效率的方式。Ibisch *et al.* (2016) 經由計算道路面積，發現距離道路 1 公里以外的無道路區域占全球陸域 80% 的面積，但這些區域是由將近 60 萬個小區塊組成；其中超過 50% 的區塊面積小於 1 平方公里，顯示全球環境破碎化的嚴重性。在南美洲巴西 (Brazil) 西南部的研究，首次使用「電信基地台覆蓋範圍」作為代表人為活動的因子，計算當地 45 種中大型哺乳動物出現於基地台範圍的機率 (Macedo *et al.* 2018)。結果有三個重要的發現，第一是基地台範圍可作為代替人類足跡的一種指標；第二是只有兩種動物在基地台

範圍內出現機率大於 50%，其它都傾向出現在範圍外的區域；第三是 IUCN 評估受威脅的物種，出現機率較未受威脅的物種低 (Macedo *et al.* 2018)。有架設基地台的區域代表會有人類出現，且基地台資料更新速度快，也有機會涵蓋到較為偏僻，沒有公開紀錄的小道路；雖然不像人類足跡包含多種因子，但考量到資料的便利性及涵蓋性，很適合作為人為活動擴張時的快速評估指標 (Macedo *et al.* 2018)。後續也有研究使用「離基地台距離」和其它多種因子評估肉食性哺乳動物受人為干擾程度，得出體型越大的動物對人為干擾耐受性越低的結論 (Graves *et al.* 2021)。

相較於國外環境，臺灣地狹人稠，都市及鄉鎮聚落緊鄰自然環境，缺乏大面積的緩衝區域 (張偉廷 2018)。以生態保育的角度來看，人類活動區域與野生動物棲地有所重疊，評估人為活動對動物的影響至關重要。臺灣的相關研究，主要聚焦於低海拔淺山環境人為干擾 (沈祥仁 2008；裴家騏 2008)，以及人類遊憩行為對特定自然區域 (國家公園等) 哺乳動物的影響 (陳怡君與王穎 2001；陳建志 2003；吳海音 2008)。在北臺灣發現相較於福山及哈盆地區，相鄰臺北市區的陽明山食肉目動物族群排遺中，有較高比例的人造物，顯示人為活動影響了食肉目動物的獵食 (張偉廷 2018)。在新竹和苗栗淺山環境的自動相機調查，發現白鼻心、食蟹獴及石虎三種中型哺乳動物，在人為活動較頻繁的區域會降低白天的活動量，活動高峰轉變為清晨及黃昏時段 (裴家騏 2007)。在山區遠離登山口的區域，動物出現種類較多 (吳海音 2010)；玉山瓦拉米地區的調查也顯示訪客數量高於 15 人時，山羌的目擊數量顯著降低 (陳怡君與王穎 2001)。整體來看，臺灣人為活動對哺乳動物影響的相關研究，主要侷限於特定區域，較少有對臺灣全島大尺度的探討。

綜上所述，可知現今人為活動對哺乳動物的分佈及活動有明顯的負面影響。本研究認為人為活動是影響臺灣的中大型哺乳動物分布的主要因素，透過分析全台大尺度下的動物分布情況，探討整體及個別物種受影響的程度大小，以及和其

它自然環境因子的交互作用。本研究將「臺灣基地台覆蓋範圍」作為人為活動的代替指標，比較基地台密度和其它環境因子的相關性，確認基地台在臺灣能否代表人為活動。接著統整 1988 至 2020 年臺灣 13 種中大型哺乳動物的調查紀錄，配合環境因子資料建構物種分布預測模式；接著計算動物調查紀錄、預測分布兩種資料在基地台覆蓋範圍內的出現比例，得出動物在人類活動區域的分布趨勢。分析出現範圍的海拔分布，了解動物的分布及人為活動重疊的情況，並探討紀錄及預測分布的差異。最後使用決策樹 (decision tree) 模型，建構出物種分布預測的決策過程，得知主要決定動物分布的環境因子及其數值。根據前述的研究回顧，本研究預期臺灣中大型哺乳動物傾向出現於基地台範圍外的區域，且較受威脅的保育類出現比例會低於一般類物種；而在分布預測模式中，人為環境因子應是影響動物分布的主要因素。

過去多使用土地利用、道路等作為人為因子，在外國巴西使用基地台作為代替人為活動的綜合指標，也證實是可行的方式。然國外的情況與臺灣不盡相同，本研究嘗試在臺灣使用基地台這項人為因子，評估臺灣中大型哺乳動物受人為活動影響程度及主要區域；並了解影響動物分布的主要因子。最後藉由上述分析，針對整體及個別物種兩個面向進行探討。

材料與方法



一、研究範圍

研究範圍涵蓋整個臺灣本島，絕對位置位於東經 120.04 至 122 度，北緯 21.89 度至 25.3 度之間，總面積約 36193 平方公里。臺灣地形南北狹長，地形崎嶇海拔起伏大；平均海拔 745 公尺，年均雨量 2379 毫米。臺灣西側多為平原、丘陵地形，為大多數人口所在區域；中央及東側分別為山區及縱谷地形，人口較稀少。本研究使用政府資料開放平臺的臺灣直轄市、縣市界線向量圖層，除去離島後轉換為 1×1 公里網格資料，作為研究基本單位，全臺一共 37161 個網格。

二、資料蒐集

(一) 動物出現紀錄

本研究參照過往文獻，定義中大型哺乳動物為「成體體重 ≥ 1 公斤的哺乳類物種」(Chiarello 1999)。考量資料的可得性及完整性後，共蒐集臺灣 13 種中大型哺乳動物的調查出現資料。依據臺灣行政院農委會的「陸域野生動物保護名錄」，將這 13 種物種分為一般類及保育類兩大類，分別包含：一般類的白鼻心 (*Paguma larvata taivana*)、臺灣鼬獾 (*Melogale moschata subaurantiaca*，簡稱鼬獾)、臺灣獼猴 (*Macaca cyclopis*，簡稱獼猴)、臺灣野豬 (*Sus scrofa taivanus*，簡稱野豬) 與臺灣山羌 (*Muntiacus reevesi micrurus*，簡稱山羌)，共 5 種；保育類的石虎 (*Prionailurus bengalensis chinensis*)、穿山甲 (*Manis pentadactyla pentadactyla*)、食蟹獴 (*Herpestes urva formosanus*)、麝香貓 (*Viverricula indica taivana*)、黃喉貂 (*Martes flavigula chrysospila*)、臺灣野山羊 (*Naemorhedus swinhoei*，簡稱山羊)、臺灣黑熊 (*Ursus thibetanus formosanus*，簡稱黑熊)、與臺灣水鹿 (*Cervus unicolor*)。

swinhoei，簡稱水鹿），共 8 種。

中大型哺乳動物出現資料來自 1988 至 2020 年國內調查紀錄，包括王思懿 (2014) 和張逸民 (2021) 整理紀錄之資料，以及本研究蒐集的政府委託調查計畫、國家公園計畫報告和環境影響評估報告書（參見附錄 1）。動物出現紀錄方式包括自動相機、目擊、叫聲、排遺、痕跡、陷阱、屍體及訪談紀錄。採用的出現紀錄有明確座標或地圖標示位置，前者直接使用原始記錄座標；後者則將地圖與 Google 衛星地圖比對，手動點出地圖標示的座標位置。本研究採用準確度小於 1×1 公里的紀錄資料，將所有物種的出現紀錄統整為向量點圖層後，再轉換為 1×1 公里的網格資料用於後續分析；網格數值等於 1 代表有動物出現，等於 0 代表無動物出現。

（二）基地台資料

臺灣本島範圍的電信基地台資料，來源為全球電信基地台開放資料網站 OpenCellID (<https://opencellid.org>)，取得全球基地台資料數據後，再單獨擷取出臺灣本島範圍的資料；資料最後更新時間為 2018 年 12 月 29 日，格式為 WGS84 坐標系統的經緯度點位資料。將點位座標匯入 GIS 軟體，轉換為向量點圖層，全臺一共 460920 個點位，主要分布於北部及西側區域（圖 1A）。

為了得出基地台覆蓋範圍，本研究參照過往文獻，採用 GSM 協會 (Groupe Spéciale Mobile Association, GSMA) 的建議，將單一基地台方圓 1 公里內視為覆蓋範圍 (Macedo *et al.* 2018)。為配合臺灣本島網格圖層，將前述的臺灣基地台點位圖層使用 GIS 軟體的環域分析 (buffer analysis) 功能，以每個點位為圓心畫出半徑 1 公里的圓形範圍；將此範圍跟臺灣本島網格圖層疊合，計算每個網格的重疊面積，只要重疊面積在 50% (0.5 平方公里) 以上，即認定該網格位於基地台覆蓋範圍內。經由上述方法得出 1×1 公里臺灣基地台覆蓋範圍網格圖層，網格數值等於 1 代表在基地台覆蓋範圍內，等於 0 代表在範圍之外，全臺共 19698 個網

格位於覆蓋範圍內，佔全臺網格 53% (圖 1B)。

另外也將基地台覆蓋範圍的有無網格轉換為密度，獲得臺灣基地台密度資料，和其它人為及環境因子比較相關性；以確認在臺灣，基地台足以代表人為活動。



(三) 環境因子資料

為了探討臺灣中大型哺乳動物的分布及其影響因子，必須使用多個環境因子配合動物出現資料，建構物種分布預測模式。本研究參考過往對哺乳動物的分布預測、棲地環境組成等相關研究 (Kent *et al.* 2011；王思懿 2014)；並考量各因子的可得性及相關性後，共選擇 13 種環境因子。為避免環境因子之間的高度相關導致模式出現過擬合 (overfitting) 的情況 (Radosavljevic and Anderson 2014)，使用皮爾森相關係數 (Pearson correlation coefficient)，確認各環境因子之間的相關係數絕對值 $|r| \leq 0.7$ (Elith *et al.* 2010)。

選用的 13 種環境因子可分為氣候因子、地理因子、植被因子及人為因子四類。氣候因子包含年溫標準差、年總雨量及寒季總降雨量；地理因子包含平均海拔及離河流距離；植被因子包含森林密度、NDVI (Normalized Difference Vegetation Index，植生指數) 標準差、針葉林面積、闊葉林面積、竹林面積及混生林面積；人為因子包含離城市距離及離道路距離。

為了和基地台密度比較，另外使用人為因子人口密度及植被因子 NDVI 平均 2 種因子，和前段提到的兩個人為因子 (離城市距離、離道路距離)，一共 4 種因子和基地台密度比較相關性。

上述資料均為 1×1 公里網格形式，除 4 種林型面積資料來自林務局，其餘環境因子資料皆來自臺灣生態與環境因子地理資訊資料庫 (李培芬等 1997；2008 年更新版)。各因子說明如下：



氣候因子

年溫標準差

全年 12 個月份的月均溫標準差，全臺網格數值介於 2.2 至 12.5°C，平均值為 4.1°C，標準差為 0.6°C；資料源自科技部的臺灣氣候變遷推估資訊與調適知識平台計畫 (TCCIP)。

年總降雨量

全年 12 個月份的降雨量總和，全臺網格數值介於 1004 至 5700 mm，平均值為 2378.6 mm，標準差為 744.2 mm；資料來源與年溫標準差相同。

寒季總降雨量

寒季月份 11 月至隔年 3 月的降雨量總和，全臺網格數值介於 93 至 2800 mm，平均值為 424.3 mm，標準差為 335.4 mm；資料來源與年溫標準差相同。

地理因子

平均海拔

在此使用 DTM (Digital Terrain Model，數值地形模型) 表示平均海拔高度，DTM 是以數值化的方式來呈現三度空間的地形起伏變化。全臺網格數值介於 0 至 3706.9 m，平均值為 747.9 m，標準差為 832 m；資料源自政府資料開放平台的內政部 20 公尺網格數值地形模型資料。

離河流距離

為網格中心點距離河流的最短距離，全臺網格數值介於 0 至 10440.3 m，平均值為 2035.7 m，標準差為 1657.3 m；資料源自政府資料開放平台的河川河道。

植被因子

森林密度

各網格內的森林密度，全臺網格數值介於 0 至 100，平均值為 70，標

準差為 36；資料源自臺灣植物誌第二版。

NDVI 平均

NDVI(植生指數) 完整中文名稱為常態化差異植生指數，是利用大地衛星影像的近紅外光 (NIR) 及紅外光 (IR) 兩種光譜計算得出的數值；可用於評估出陸生植被的葉綠素豐度，藉此得出植物的生長情況 (Myneni *et al.* 1995)。此資料為各網格內 NDVI 平均值，全臺網格數值介於 0 至 0.65，平均值為 0.32，標準差為 0.15；資料源自美國地質調查局 (United States Geological Survey, USGS) 全球 NDVI 資料。

NDVI 標準差

各網格內 NDVI 值的標準差，全臺網格數值介於 0 至 0.3，平均值為 0.1，標準差為 0.03；資料來源與 NDVI 平均相同。

針葉林面積

各網格內的針葉林面積，全臺數值介於 0 至 1 km^2 ，平均值為 0.09 km^2 ，標準差為 0.2 km^2 ；資料來自政府資料開放平台的林務局第四次森林資源調查全島森林林型分布圖。

闊葉林面積

各網格內的闊葉林面積，全臺數值介於 0 至 1 km^2 ，平均值為 0.05 km^2 ，標準差為 0.1 km^2 ；資料來源與針葉林面積相同。

竹林面積

各網格內的竹林面積，全臺數值介於 0 至 1 km^2 ，平均值為 0.09 km^2 ，標準差為 0.2 km^2 ；資料來源與針葉林面積相同。

混合林面積

各網格內的混合林面積，全臺數值介於 0 至 1 km^2 ，平均值為 0.4 km^2 ，標準差為 0.4 km^2 ；資料來源與針葉林面積相同。



人為因子

離城市距離

各網格中心點距離主要城市的最短距離，全臺數值介於 0 至 83600.2 m，平均值為 20415.8 m，標準差為 16877.6 m。

離道路距離

各網格中心點距離國道或省道的最短距離，全臺數值介於 0 至 23853.7 m，平均值為 4294 m，標準差為 4233.3 m；資料源自交通部運輸研究所臺灣交通網路地圖。

人口密度

各網格的人口密度，全台數值介於 5 至 27516 人/km²，平均值為 584.8 人/km²，標準差為 1564.1 人/km²；資料源自內政部戶政司人口統計。

三、資料分析

本研究使用的地理資訊處理及地圖繪製軟體為 QGIS (3.16.6 版) 及 ArcMap (10.6.1 版)，地理資料座標格式統一為 TWD97 二度分帶 (EPSG : 3826)。資料處理、數據分析及繪圖主要使用的軟體為 R (4.0.5 版)、RStudio (1.4 版)、Python (3.9 版) 及 Spyder (5.0.3 版)。

(一) 基地台代表性

為確認基地台在臺灣，具有足夠的代表性作為人為活動指標，本研究將基地台覆蓋密度和 3 種人為因子（人口密度、離城市距離、離道路距離）及 1 種環境因子 (NDVI 平均) 資料合併，計算各資料的相關性。由於大多資料數值範圍較大，除了 NDVI 平均值 (範圍介於 0~1) 外，其餘資料先做對數轉換 (logarithmic transformation) 後，再進行相關性計算，最後以視覺化的形式呈現結果。

(二) 物種分布預測模式

物種分布預測模式 (species distribution modeling, SDM) 是藉由生物的調查紀錄 (出現及不出現)，配合各種環境因子，評估特定物種在不同環境組合下的出現可能性，進而建構出物種分布範圍的預測結果。此模式彌補了調查資料難以完整得知真實分布情況的缺點，近年來大量運用在不同空間尺度下的生物地理分布相關研究 (Cayuela *et al.* 2009)。本研究建構各物種的分佈預測模式，以避免紀錄資料的偏差，影響後續分析的準確性。

分布預測模式的建構，可分為同時需要物種出現及不出現資料 (presence and absence data)，和僅需要物種出現資料 (present only data) 兩種類型。本研究考量動物不出現資料取得較為困難，且蒐集的皆為動物出現資料；使用以下三種僅需物種出現資料的模式建構，分別為：Maxent (maximum entropy)、GARP (genetic algorithm for rule-set production) 及 ENFA (ecological niche factor analyses)。建構以上三種模式時，均以 K 折交叉驗證 (K-fold cross validation) 重複 10 次，每次隨機取樣 75% 的物種出現資料作為建構模式的訓練集 (train subset)，再將 10 次模式輸出結果取平均值，作為該模式的最終輸出結果。各模式簡介如下：

Maxent

Maxent 起源於物理學中的統計力學 (statistical mechanics)，無論資料完整與否皆可使用 (Jaynes 1957)。Maxent 將每個網格的動物出現機率作為變數，經由環境因子數值產生特徵函數 (feature function)，並將其作為限制 (constraint)，要求變數在符合特徵函數條件的情況下，找出最接近均勻分布 (最大熵，maximum entropy) 的機率分布 (Phillips *et al.* 2006)。相較於其它模式，Maxent 不受樣本數的影響，在樣本數量少的情況下，仍可產生跟大樣本有相似預測能力的分布模式 (Hernandez *et al.* 2006)。

本研究使用開源軟體 Maxent (3.4.3 版本) 建構 Maxent 分布預測模式 (Philips *et al.* 2020)；Maxent 將結果輸出為網格圖層，網格數值為出現機率，並提

供環境因子的貢獻度 (contribution)，可得知各環境因子的影響百分比。

GARP

GARP 為利用基因演算法 (genetic algorithm)，計算網格是否為適存區域的預測模式，此演算法的概念最早由 Holland (1975) 提出。GARP 藉由隨機抽取物種出現及環境因子資料，進行調整及選擇後產生規則集 (set of rules)，再依據規則集預測各網格的環境因子組成是否為適存區域 (Stockwell and Peters 1999)。GARP 無論連續資料或類別資料皆可適用，後續研究也證實與其它常用的預測模式相比，具有同等的準確度 (Stockwell and Peterson 2002)。

本研究使用演算軟體 openModeller (1.1.0 版本) 建構 GARP 分布預測模式 (Muñoz *et al.* 2009)。GARP 會將結果輸出成數值為 0 或 1 的網格，0 代表預測沒出現，1 代表預測有出現。根據前述建構方式，將 10 次 GARP 結果加總，獲得數值為 0 到 10 的網格，再除以 10 得到數值介於 0 到 1 的網格。將此數值視為出現機率，作為該物種 GARP 分布預測模式的最終結果。

ENFA

ENFA 最早由 Hirzel *et al.* (2002a) 提出，是基於生態棲位 (ecological niche) 概念發展出的分布預測模式。ENFA 會比較動物出現區域及整體區域的環境狀態，將環境因子組成數個互相獨立的因子 (factor)；計算邊際值 (marginality) 及專一值 (specialization) 兩種數值，得出動物適存的生態棲位，再評估每個網格的適存度 (Hirzel *et al.* 2002a)。邊際值代表動物出現環境和整體環境的平均差異，公式如下：

$$\text{邊際值 (marginality)} = \frac{|m_G - m_S|}{1.96\sigma_G}$$

公式中的 m_G 代表整體區域的環境狀態平均值 (global mean)， m_S 代表動物出現區域的環境狀態平均值 (species mean)， σ_G 代表整體區域的環境狀態標準差。邊際值在多數情況下會介於 0 到 1 之間，邊際值越大代表該動物的適存環境越狹窄，越小則適存環境越廣。專一值代表動物對環境變動幅度的容忍度，公式如下：

$$\text{專一值 (specialization)} = \frac{\sigma_G}{\sigma_S}$$

公式中的 σ_S 代表動物出現區域的環境狀態標準差。專一值數值介於 1 到無限大，通常會使用倒數容忍度 (tolerance) 表示；容忍度數值介於 0 到 1 之間，數值越大代表該動物能適應較大的環境變動，越小代表需要越單一的環境。

本研究使用演算軟體 BioMapper 4 (4.0.7 版) 建構 ENFA 分布預測模式 (Hirzel *et al.* 2002b)。軟體會將結果輸出為顯示棲地適合度 (habitat suitability) 的網格圖層，數值介於 0 到 100，數值越高代表越適合該動物生存。根據前述建構方式，將 10 次 ENFA 結果加總，獲得數值為 0 到 1000 的網格，再除以 1000 得到數值介於 0 到 1 的網格。將此數值視為出現機率，作為該物種 ENFA 分布預測模式的最終結果。

整合模式

將多個預測模式結果合併為一個模式，即稱為整合模式 (ensemble model)。不同的預測模式都有各自的優缺點，雖然可以透過調整數據和參數來改善模式結果，但仍需考量不同模式的適用範圍；在不確定性較高的情況下，使用整合模式作為預測模式的最終結果，是較為穩健的方式 (Araújo and New 2007)。本研究一共預測 13 種哺乳類物種，各物種的棲地需求、分布情況各不相同；所以除上述三種模式，另外加入一個整合模式，以避免不同物種在單一模式中的預測表現差異過大，造成後續分析偏差。

本研究參考過往研究 (王思懿 2014)，將三種模式的預測網格 (皆為介於 0 到 1 的數值) 利用 QGIS 加總後取平均值，輸出為合併網格圖層，作為整合模式的結果，數值同樣介於 0 到 1 之間。

決定閾值

前述的四種預測模式，輸出結果為 0 到 1 的連續數值；所以需要決定一個閾值，才能將高於閾值的輸出結果視為有動物出現，進而得出該模式的物種預測分布網格。閾值的選擇必需考量遺漏誤差 (omission errors)，實際有出現卻預測沒出

現的誤差) 及超算誤差 (commission errors, 實際沒出現卻預測有出現的誤差)；前者會讓模式低估物種的真實分布，後者則會高估物種的真實分布。不同的決定閾值方法有各自的缺陷 (容易高估或低估)，所以應先考量預測模式的目的及用途，再選擇決定閾值的方法 (Pearson *et al.* 2007)。

本研究預測的 13 種哺乳類物種，廣布、狹布及局部區域分布的物種皆有包含；為了避免過於高估或低估的情況，選擇同時考量超算及遺漏誤差的 MaxKappa 法 (Freeman and Moisen 2008)。MaxKappa 的計算方式，是將模式輸出結果範圍內的所有數值都作為閾值，去計算每個閾值的 Kappa 值 (Kappa 值在後續模式驗證段落說明)，最後將 Kappa 值最高的數值認定為模式的決定閾值。本研究將預測模式的結果配合紀錄資料，隨機取樣 10 次並計算每次的 MaxKappa 值，再將 10 次數值取平均，作為各模式的最終決定閾值。

模式驗證

建構出預測模式及決定閾值後，需對模式進行驗證，才能確認模式的預測準確程度。驗證是使用已知的資料跟模式的預測結果做比對，計算預測正確、錯誤的比例，首先會建立混淆矩陣 (confusion matrix)：

	實際有出現	實際沒出現
預測有出現	TP	FP
預測沒出現	FN	TN

在混淆矩陣中，TP (true positive，真陽性) 代表實際有出現，預測也有出現的網格；TN (true negative，真陰性) 代表實際沒出現，預測也沒出現的網格；FP (false positive，假陽性) 代表實際沒出現，卻預測有出現的網格；FN (false negative，假陰性) 代表實際有出現，卻預測沒出現的網格。得出混淆矩陣後，就可以進一步計算出敏感度 (sensitivity) 及特異度 (specificity) 兩個數值，公式如下：

$$\text{敏感度 (sensitivity)} = \frac{TP}{TP + FN}$$

$$\text{特異度 (specificity)} = \frac{TN}{FP + TN}$$

從上述公式可看出，敏感度為真陽性率 (true positive rate)，代表「所有實際有出現的網格中，預測也有出現的比例」；特異度為真陰性率 (true negative rate)，代表「所有實際沒出現的網格中，預測也沒出現的比例」。如果敏感度越小，代表遺漏誤差越大；特異度越小，代表超算誤差越大。而分布預測模式會期望敏感度和特異度越大越好，表示預測模式的誤差很低，具有一定的預測準確度。

基於以上數值發展出的多種驗證方式，在此選擇常被用於驗證預測模式的兩種數值，一種為不依賴閾值的 AUC (area under curve) 值；另一種為依賴閾值的 Kappa 值，評估前述 4 種模式 (Maxent, GARP, ENFA and ensemble model) 的準確度。分別介紹如下：

AUC 值

AUC 是指 ROC 曲線 (receiver operating characteristic curve，接收器操作特徵曲線) 下的面積，數值介於 0.5 到 1 之間。在 ROC 曲線中，座標 X 軸為 1 - 特異度 (false positive rate，假陽性率)，代表「實際沒出現，卻預測有出現」的比例；Y 軸為前述的敏感度 (真陽性率)，兩者的數值範圍皆為 0 到 1 之間。ROC 曲線的繪製原理，是將模式輸出的範圍內的所有連續數值都作為閾值參數，計算每個參數的假陽性率 (X 軸) 及真陽性率 (Y 軸)，計算結果連接形成的線段即為 ROC 曲線。

ROC 曲線的最理想情況，為從座標軸 (0, 0) 垂直往上到 Y 軸 (0, 1) 位置，再直線往右至 (1, 1) 位置的直角線段。在此情況下，除非閾值等於模式輸出結果的最小值 (通常為 0)，否則 1 - 特異度 (假陽性率) 恒等於 0，特異度 (真陰性率) 恒等於 1；參照前述特異度公式，可得知要滿足上述條件，FP (假陽性) 必需恒等於 0，代表預測模式沒有產生誤差，非常精準的預測實際資料。

在上述情況下，AUC 等於最大值 1，代表預測模式非常精準 (正確率 100%)；當 AUC 等於最小值 0.5，表示 ROC 曲線為斜率等於 1 的直線，預測模式的準

確度與隨機猜測相同（正確率只有 50%）。AUC 值的評估標準，一般認定 AUC 介於 0.5 到 0.7，代表此模式的預測能力不佳；AUC 介於 0.7 到 0.9，代表此模式有合理的預測能力，可用於預測未知的項目；AUC 大於 0.9，代表此模式有極佳的預測能力 (Pearce and Ferrier 2000)。

Kappa 值

Kappa 值為依賴閾值的類型，需先決定一個特定閾值，將輸出結果分為出現和沒出現兩類，才能計算驗證數值。Kappa 值的公式如下：

$$\text{Kappa} = \frac{\frac{TP + TN}{N} - \frac{(TP + FP)(TP + FN) + (FN + TN)(FP + TN)}{N^2}}{1 - \frac{(TP + FP)(TP + FN) + (FN + TN)(FP + TN)}{N^2}}$$

公式中的 $N = (TP + FP + FN + TN)$ 。當實際資料中出現及沒出現個數差距過大，例如出現個數遠高於沒出現的個數；此時預測模式如果將預測結果全部歸類在出現，那麼此模式的預測正確率會很高，但其實模式對實際沒出現資料的預測性很差 ($TN = 0$ ，特異度為 0)。Kappa 值則不受資料數量差距的影響，可以在資料不平衡情況下，計算出的模式的預測準確度。

Kappa 的數值介於 -1 到 1 之間，數字越大表示模式預測性越好。Kappa 值的評估標準，一般認為 Kappa 值小於 0，代表模式預測性非常差，數值介於 0 到 0.4 代表預測性不佳；數值介於 0.4 到 0.6 代表預測性中等；數值介於 0.6 到 0.8 代表預測性佳，數值介於 0.8 到 1 代表預測性極佳 (Landis and Koch 1977)。

本研究將預測模式的結果配合紀錄資料，隨機取樣 10 次並計算每次的 AUC 及 Kappa 值，再將 10 次數值取平均，作為最終模式驗證數值。根據上述的介紹，本研究將 AUC 大於等於 0.7 且 Kappa 大於等於 0.4 的預測模式視為具有可靠的預測性，並在此前提下優先採用整合模式，作為各物種的最終預測模式。

（三）動物出現比例

為得知 13 種中大型哺乳動物整體及各自分布在臺灣基地台範圍內的程度，使用 QGIS 將動物調查紀錄、預測出現網格分別和臺灣基地台覆蓋網格地圖疊合，計算各物種出現網格在基地台覆蓋範圍內的比例，以百分比的形式呈現。後續使用無母數分析的 Wilcoxon 等級和檢定 (Wilcoxon rank sum test)，評估出現比例高低的分界值。

(四) 網格海拔分布

臺灣基地台覆蓋範圍多分布在低海拔區域 (圖 1)，且各哺乳類物種的分布海拔各異，分布預測結果也顯示海拔為主要的影響因子 (表 5)。本研究進一步將各基地台覆蓋和所有動物分布網格疊合，觀察重疊範圍的海拔分布情況。少數物種的調查紀錄資料及預測出現資料，在基地台範圍內的出現比例差異較大，在此也針對上述物種，比較兩種出現資料的海拔分布有無差異。比較海拔差異的方式，由於資料不符合常態性假設，所以無法以 t 檢定 (t -test) 來檢驗兩組資料的海拔平均值是否有差異；在此使用無母數分析的 Wilcoxon 等級和檢定，檢驗兩組資料的海拔中位數是否有差異。

(五) 決策樹模型

為探討臺灣中大型哺乳動物分布預測的主要影響環境因子，本研究使用機器學習中的決策樹 (decision tree) 模型，視覺化分布預測模式的決策過程。決策樹屬於機器學習中的監督式分類 (supervised classification) 演算法。相較於一般的線性模型，決策樹不要求因子的獨立性；主要用於解釋各因子的非線性上下層級關係，且相同因子在不同層級可重複使用 (Bell 1999)。雖然前述的 Maxent 分布預測模式結果會提供環境因子的貢獻度，但只能單純看出各環境因子的貢獻百分比。使用決策樹模型除了能得知各層級的主要決策環境因子，還能提供明確的決策數值，也能看出各因子在不同層級下的交互作用。模型最終會以圖形的形式輸

出，同時具備可視覺化及解釋性高兩個優點 (Olden *et al.* 2008；Davidson *et al.* 2009)。決策樹模型近年來也被廣泛使用於生態保育相關研究，諸如物種滅絕風險評估 (Davidson *et al.* 2009)、外來種影響 (Everaert *et al.* 2011) 等。

演算法

決策樹模型有多種演算法可建構，在此使用 CART (classification and regression tree) 演算法建構模型 (Breiman *et al.* 1984)。CART 可適用於連續及類別資料，產生的決策樹為二叉數 (每個節點以二分叉往下延伸)。CART 演算法透過計算資料的基尼指數 (gini index，又稱基尼不純度 gini impurity) 來做決策，公式如下：

$$\text{基尼指數 (gini index)} = \sum_{i=1}^n p_i(1 - p_i) = 1 - \sum_{i=1}^n p_i^2$$

公式中 n 為總類別數， p_i 為樣本屬於 i 類別的機率。基尼指數代表在資料集中隨機選擇的樣本被錯誤分類的機率，數值越大則錯誤機率越大，代表分類越雜亂。得出基尼指數後，會進一步計算基尼增益 (gini gain)，公式如下：

$$\text{基尼增益 (gini gain)} = \text{資料集總基尼指數} - \text{單一因子基尼指數}$$

由公式可知，基尼指數最小的因子，會有最大的基尼增益，而基尼指數越小，代表分類越簡化，優先用此因子決策能得到最大程度簡化的分類結果。由此可知，CART 依靠基尼指數，找出基尼增益最大的因子，作為該次決策的因子。

模型效能評估

機器學習利用訓練集建構模型後，要使用測試集 (test set) 評估模型的預測能力，常見的方式為計算模型的 F1-score (Chinchor 1992)。F1-score 是經由精確度 (precision) 及前述的敏感度 (真陽性率) 兩項數值計算而來，公式如下 (代號依照前述混淆矩陣)：

$$\text{精確度 (precision)} = \frac{TP}{TP + FP}$$

$$\text{敏感度 (sensitivity)} = \frac{TP}{TP + FN}$$



由上述公式可知，精確度代表「全部預測有出現的網格中，實際也有出現的比例」，而敏感度代表「全部實際有出現的網格中，預測也有出現的比例」。精確度高，代表模型預測出現的網格，大部份實際也有出現（預測正確率高），但可能會遺漏一些實際出現的網格；敏感度高，代表模型預測出現的網格，涵蓋大部分實際有出現的網格（遺漏數量少），但可能預測正確率不高。綜合兩者可計算出 F1-score，公式如下：

$$F1 - score = \frac{2 \left(\frac{TP}{TP + FP} \right) \left(\frac{TP}{TP + FN} \right)}{\frac{TP}{TP + FP} + \frac{TP}{TP + FN}}$$

由上述公式可知，F1-score 數值範圍介於 0 到 1 之間，同時考量了模型的預測正確率（精確度）及遺漏量（敏感度），可避免模型的預測效能評估偏向兩者其中一方，進而給出一個較為平衡的指標。

本研究將各哺乳動物物種的最終分布預測結果，與 13 種環境因子數據合併，作為資料集；使用 python Scikit-learn 套件 (Pedregosa *et al.* 2011)，隨機取樣 75% 的資料作為訓練集建構 CART 決策樹模型。建構完成後以 10 折交叉驗證，隨機抽取 25% 資料作為測試集，計算 F1-score 及前述的 AUC 值；最後將 10 次計算結果取平均值，用於評估模型效能。決策樹模型的輸出結果為層級樣式的圖形，由於決策樹結果分支複雜，本研究擷取各物種決策樹模型的三層的決策因子及數值，探討影響臺灣中大型哺乳動物分布的主要環境因子及條件。

結果



一、基地台代表性

經計算後，將基地台密度和 4 種環境因子的相關性結果繪製成散點矩陣圖 (scatterplot matrix, SPLOM) (圖 2A) 和熱圖 (heatmap) (圖 2B)。從結果來看，臺灣基地台密度和人口密度的正相關性最高 ($r = 0.77$)，和 NDVI 平均的負相關性最高 (-0.67)；在剩餘的兩個因子中，基地台密度和離城市距離 (-0.64) 的負相關性大於離道路距離 (-0.53) (圖 2)。基地台密度與人口密度相比，除了跟離道路距離的負相關性較高 (-0.53)，和剩餘兩個因子 (離城市距離、NDVI 平均) 的負相關性都小於人口密度 (圖 2)。

由上述結果可知，基地台密度和人口密度兩項因子雖有落差，但都和其餘 3 種隨人為活動增加減少的因子 (離城市距離、離道路距離、NDVI 平均) 呈負相關。可看出基地台在臺灣能一定程度的代表人為活動。

二、動物分布現況

(一) 動物調查出現紀錄

經過篩選及整理後，13 種中大型哺乳動物共有 75122 筆出現點位紀錄，轉換為 1×1 公里網格後共有 4163 格，佔臺灣網格總數的 11%。出現資料遍及全臺，唯西部區域的彰化、雲林、嘉義及臺南資料較為稀少 (圖 3)。單一物種以鼬獾的網格數量最多，共 2417 格；數量最少的為石虎，共 102 格 (圖 4)。

(二) 分布預測模式

臺灣 13 種中大型哺乳動物的分布預測模式結果，除了鼬獾整合模式 Kappa

值 < 0.4 不符合標準，改為採用 Maxent 模式，其餘 12 種哺乳類整合模式的驗證數值皆達到標準（圖 5、表 1）。另外，為計算動物的整體出現比例，將各物種的預測模式圖層疊加，獲得全部物種、一般類物種和保育類物種的分布預測合併地圖（圖 19 - 圖 21）。分布預測模式結果如下：



一般類（共 5 種）

白鼻心

整合模式分布面積 7526 平方公里，佔臺灣總面積 20.3%（圖 6）。分布範圍從平地至海拔 2300 公尺，主要出現在海拔 1000 公尺以下區域，平均海拔 347.6 公尺，海拔標準差 321.7 公尺。

臺灣鼬獾

Maxent 模式分布面積 13379 平方公里，佔臺灣總面積 36%（圖 7）。分布範圍從平地至海拔 3700 公尺，主要出現在海拔 1500 公尺以下區域；平均海拔 1007.8 公尺，海拔標準差 755.7 公尺。

臺灣獮猴

整合模式分布面積 14255 平方公里，佔臺灣總面積 38.4%（圖 8）。分布範圍從平地至海拔 3700 公尺，主要出現在海拔 2000 公尺以下區域；平均海拔 1286.8 公尺，海拔標準差 770.6 公尺。

臺灣野豬

整合模式分布面積 9320 平方公里，佔臺灣總面積 35.1%（圖 9）。分布範圍從海拔 50 公尺至 3700 公尺，主要出現在海拔 1200 至 2300 公尺山區；平均海拔 1705.3 公尺，海拔標準差 748.3 公尺。

臺灣山羌

整合模式分布面積 12394 平方公里，佔臺灣總面積 33.4%（圖 10）。分布範圍從平地至海拔 3700 公尺，主要出現在海拔 1000 至 2000 公尺山區；平均海拔 1541.5 公尺，海拔標準差 735.1 公尺。

保育類（共 8 種）



石虎

整合模式分布面積 4719 平方公里，佔臺灣總面積 12.7% (圖 11)。分布範圍從平地至海拔 2500 公尺，主要出現在海拔 800 公尺以下區域；平均海拔 548.4 公尺，海拔標準差 420.3 公尺。

穿山甲

整合模式分布面積 8768 平方公里，佔臺灣總面積 23.6% (圖 12)。分布範圍從平地至海拔 3500 公尺，主要出現在海拔 1500 公尺以下區域；平均海拔 934.9 公尺，海拔標準差 575.6 公尺。

食蟹獴

整合模式分布面積 8134 平方公里，佔臺灣總面積 21.9% (圖 13)。分布範圍從平地至海拔 3000 公尺，主要出現在海拔 1300 公尺以下區域；平均海拔 835.1 公尺，海拔標準差 575.9 公尺。

麝香貓

整合模式分布面積 6396 平方公里，佔臺灣總面積 17.2% (圖 14)。分布範圍從平地至海拔 3600 公尺，主要出現在海拔 1800 公尺以下區域；平均海拔 1193.6 公尺，海拔標準差 718.7 公尺。

黃喉貂

整合模式分布面積 6475 平方公里，佔臺灣總面積 17.4% (圖 15)。分布範圍從海拔 80 公尺至 3700 公尺，主要出現在海拔 1700 至 2600 公尺區域；平均海拔 2121.1 公尺，海拔標準差 560.1 公尺。

臺灣野山羊

整合模式分布面積 10876 平方公里，佔臺灣總面積 29.3% (圖 16)。分布範圍從海拔 250 公尺至 3700 公尺，主要出現在海拔 1300 至 2300 公尺區域；平均海拔 1782.6 公尺，海拔標準差 643.3 公尺。

臺灣黑熊

整合模分布面積 11383 平方公里，佔臺灣總面積 30.6% (圖 17)。分布範圍從海拔 50 公尺至 3500 公尺，主要出現在海拔 1300 至 2300 公尺區域；平均海拔 1790.2 公尺，海拔標準差 631.7 公尺。



臺灣水鹿

整合模式分布面積 8479 平方公里，佔臺灣總面積 22.8% (圖 18)。分布範圍從海拔 500 公尺至 3700 公尺，主要出現在海拔 1500 至 2500 公尺區域；平均海拔 1992 公尺，海拔標準差 573.8 公尺。

合併地圖

全部物種

將所有物種分布預測結果疊加後產生的地圖，分布面積 24983 平方公里，佔臺灣總面積 67.2% (圖 19)。分布範圍從平地至 3700 公尺，主要出現在海拔 300 至 1700 公尺區域；平均海拔 1060.8 公尺，海拔標準差 841 公尺。

一般類物種

將 5 種一般類的分布預測結果疊加後產生的地圖，分布面積 23048 平方公里，佔臺灣總面積 62% (圖 20)。分布範圍從平地至 3700 公尺，主要出現在海拔 300 至 1700 公尺區域；平均海拔 1062.9 公尺，海拔標準差 835.9 公尺。

保育類物種

將 8 種保育類的分布預測結果疊加後產生的地圖，分布面積 21785 平方公里，佔臺灣總面積 58.6% (圖 21)。分布範圍從平地至 3700 公尺，主要出現在海拔 400 至 1800 公尺區域；平均海拔 1178.3 公尺，海拔標準差 833.1 公尺。

從分布預測結果來看，分布最廣的物種為獼猴，最侷限的為石虎。而一般類

物種除白鼻心外，分布皆佔臺灣面積的 25% 以上；保育類除了黑熊及山羊，分布皆佔臺灣面積 25% 以下。整體來看，低到高海拔區域皆為臺灣中大型哺乳動物分布範圍，而保育類相較於一般類，主要分布範圍海拔約高 100 公尺。



三、動物出現比例

動物分布網格位於基地台覆蓋範圍內的百分比，計算結果分為調查紀錄資料（圖 22A、表 2）及分布預測資料（圖 22B、表 3）兩種出現比例。從結果來看，除了紀錄資料的保育類較低（21%），其餘約落在 35%，一般類高於保育類（圖 22）。13 種物種中有 9 種哺乳類的兩種資料出現比例相近，其中白鼻心及石虎落在 60% 至 70%；鼬獾、穿山甲及食蟹獴落在 25% 至 40% 之間；剩下 4 種保育類黃喉貂、山羊、黑熊及水鹿皆在 20% 以下（圖 22）。另外比例差距較大的 4 種，獮猴、野豬、山羌及麝香貓達差距 10% 以上，介於 10% 至 40% 之間（圖 22）。整體來看兩種資料的百分比數值大致相似，而中大型哺乳動物中，除了白鼻心及石虎兩種以外，都傾向出現於基地台範圍以外的區域（出現比例低於 40%）；整體趨勢符合預期，但保育類中除了黃喉貂、山羊、黑熊和水鹿 4 種外，其餘和一般類的出現比例相近，並無偏低的情況（圖 22）。基地台範圍在本研究中作為人為活動的綜合代替指標，從出現比例的結果中，可看出大多數動物的確有避開人為活動範圍的趨勢，僅白鼻心及石虎兩種例外（出現比例高於 50%，圖 22）。

前述提到有 4 種保育類（黃喉貂、山羊、黑熊和水鹿）的出現比例低於 20%（圖 22）；本研究以 20% 為分界，將 13 種動物出現比例分為兩組，進行 Wilcoxon 等級和檢定。統計檢定的結果，無論是調查紀錄資料或分布預測資料，p-value 皆小於 0.01，兩組的中位數在統計上有顯著差異（圖 23）。依據此結果，本研究將出現比例小於 20% 的物種定為低出現比例，20% 至 50% 為中等出現比例，大於 50% 為高出現比例。



四、網格海拔分布

(一) 網格重疊區域

將全部物種的分布預測和基地台覆蓋範圍重疊的網格取出，繪製網格海拔分布圖（圖 24），可看出絕大部分重疊的網格都位於海拔 1000 公尺以下的區域。接著以 1000 公尺為分界，將重疊範圍會製成地圖（圖 25），重疊的網格共 9370 格，佔臺灣的總網格數 25%，其中高達 88% (8270 格) 分布於海拔 1000 公尺以下。從地圖來看，重疊範圍主要位於北部的臺北、新北、桃園、新竹，以及中部的苗栗、臺中、南投西側區域（圖 25）。

(二) 動物分布網格海拔分布

先前的動物出現比例段落中，提到獼猴、野豬、山羌及麝香貓的紀錄資料和分布預測的比例差異達 10% 以上，在此繪製各物種的出現網格海拔分布密度圖，並對紀錄及預測資料的海拔數值進行 Wilcoxon 等級和檢定（圖 26）。統計檢定的結果，獼猴兩種資料海拔中位數有顯著差異 ($p\text{-value} < 0.001$ ，圖 26A)；野豬及山羌無顯著差異 ($p\text{-value} > 0.05$ ，圖 26B、C)；麝香貓有顯著差異 ($p\text{-value} < 0.001$ ，圖 26D)。

從海拔密度圖可看出獼猴及麝香貓、野豬及山羌兩組分別具有類似的趨勢；獼猴及麝香貓的紀錄資料主要分布於海拔 1000 公尺以下區域，而預測資料在海拔 1000 至 2000 公尺的出現比例較低海拔區域高出許多（圖 26A、D）。野豬及山羌的統計結果雖然沒有顯著差異，但在海拔 1000 公尺以下預測出現比例明顯偏低（圖 26B、C），主要集中於 1000 至 2000 公尺的區域；紀錄資料則相對平穩，從平地至海拔 3000 公尺的區域分布起伏不大，較為均勻。

五、決策樹模型

決策樹模型驗證結果，F1-score 數值介於 0.73 到 0.92，AUC 值介於 0.75 到 0.92，顯示所有物種的決策樹模型皆有可靠的預測能力（表 4）。由於決策樹結果分支複雜，難以全面探討；本研究擷取各物種決策樹模型的三層，繪製決策樹圖（圖 27 - 圖 39）。單一物種的決策樹模型，前三層共 7 個節點（第一層只有 1 個節點，每個節點產生兩個分支），13 種物種共 91 個節點。後續紀錄第一層到第三層的環境因子出現次數，並以表格的方式呈現（表 5）。從表 5 可知，出現次數最高的 4 種環境因子依序為平均海拔（24 次）、離城市距離（19 次）、寒季總降雨量（15 次）及混合林面積（13 次），共佔 78% 的節點總數，為優先影響臺灣中大型哺乳動物出現的環境因子。

13 種中大型哺乳動物中有 8 種第一層決策因子為平均海拔，其餘為混合林面積（麝香貓、食蟹獴）、離城市距離（白鼻心）、寒季總雨量（石虎）及年總雨量（穿山甲），可知最優先影響多數物種出現的環境因子為海拔高度。一般類的鼬獾及獮猴在決策樹第一層，海拔決策數值低於 500 公尺（圖 28、圖 29），野豬及山羌則在 1000 公尺左右（圖 30、圖 31）；保育類的黃喉貂、山羊、黑熊及水鹿皆在 1000 公尺以上，其中黃喉貂達到 1500 公尺（圖 36 - 圖 39）。當海拔高於決策數值時，除白鼻心外的一般類物種，預測出現比例都超過 50%（圖 28 - 圖 31）；保育類更高於 75% 以上（圖 36 - 圖 39）。

13 種物種中，除了石虎、山羊及水鹿，其餘 10 種的決策樹前三層皆有出現人為因子（離城市距離、離道路距離），又以離城市距離佔最大宗（表 5）；10 種物種中，除了白鼻心在第一層以「離城市距離」作為決策因子外（圖 27），其餘物種的人為因子都在二或三層。從決策樹模型的結果可看出，影響中大型哺乳動物分布的第一環境因子為海拔高度，第二為離城市距離。人為因子確實為影響動物出現的主要因素，顯示臺灣中大型哺乳動物的分布確實受人為活動影響，與前述動物出現比例結果趨勢相符；但多有先決條件，需在特定環境條件下才會顯現。

討論



本研究使用 13 種臺灣中大型哺乳動物紀錄資料，配合預測模式結果，以全臺灣的尺度評估一般類及保育類各物種受人為活動影響的程度；再利用決策樹分析從多個環境因子，歸納出影響哺乳動物分布的主要自然及人為因子。提供日後臺灣人為活動擴張時，探討其對野生動物影響的基礎。

本研究使用「基地台覆蓋範圍」作為人為活動的代表，在結果中也得知基地台密度和人口密度有高度的相關性，並和代表植被生長情形的 NDVI 平均呈負相關（圖 2）。人口密度作為直接代表人類多寡的因子，與離城市距離、NDVI 平均兩項因子的負相關性都比基地台密度更高（圖 2）；且人口密度在中高海拔山區仍有分布，而基地台甚少涵蓋山區（圖 1B）。雖然基地台密度在部份因子中沒有表現出比人口密度更強的相關性，但人口資料是經由長時間的調查得知，更新不易；基地台資料更新較快，容易獲取當前的分布情況，較不會有資料老舊的疑慮。綜上所述，本研究認為在全台大尺度下，基地台範圍能作為代表人為活動的因子；而中高海拔山區的區域性研究，由於基地台甚少涵蓋，較不適合用於評估人為活動。

本研究蒐集的動物調查紀錄資料分布於臺灣全島，除了西部平原區域紀錄明顯稀少，其它區域皆有一定數量的出現紀錄（圖 3）。為確保紀錄資料的準確性，採用政府調查計畫報告、環評報告的資料，並選擇有明確座標點位或地圖標示的紀錄；後續處理也將非自然來源（養殖場逃逸個體）的紀錄刪除，整體來說應具備一定的可信度。調查資料涵蓋約 30 餘年的紀錄（1988 至 2020），雖有動物紀錄資料老舊的疑慮，但絕大多數為 2000 年以後的資料。通常時間越早人為活動的範圍越小，早期的動物出現紀錄可能位於現今的人為活動區域內；在包含早期資料的前提下，研究結果可能低估動物受人為活動的影響程度（Macedo *et al.* 2018）。本研究在含有早期資料的情況下，大多物種明顯有避開人為活動範圍的

趨勢（圖 22），可見臺灣的人為活動確實對中大型哺乳動物產生負面影響，且實際情況可能更加嚴重。

物種分布預測模式的結果與過往研究相比（王思懿 2014；孟燕汝 2019），獮猴、山羌、穿山甲及食蟹獴的預測結果多出臺北及新北山區（圖 8、圖 10、圖 12、圖 13）；鼬獾則多了臺東及花蓮區域（圖 7）；大型物種山羊、黑熊及水鹿差異不大，依然集中分布於中高海拔山區（圖 16 - 圖 18）。相較於過往研究，本研究蒐集的整體動物紀錄資料在臺北南港區、新北烏來、坪林區及陽明山國家公園區域皆有明顯增加，應為分布預測多出北部區域的主因；而鼬獾在臺東的卑南鄉、金峰鄉及花蓮秀林鄉的出現紀錄增加，讓鼬獾分布預測結果能較完整的涵蓋東部區域（圖 7）。本研究的環境因子資料一共 13 種，相比之前研究（王思懿 2014），以平均海拔代替年均溫，並新增 4 種林型面積。後續的決策樹模型的結果，平均海拔及混合林面積為出現次數第一及第四高的因子（表 5），推測環境因子的差異也是造成分布預測結果差異的主要因素。

13 種物種分布預測模式中，鼬獾的整合模式 Kappa 值未達標準 (≥ 0.4)，改為採用 Maxent 模式，而獮猴雖然有達標準，但 Kappa 值剛好為臨界值 0.4；其餘物種皆高於 0.5（圖 5B、表 1）。鼬獾及獮猴是唯二紀錄資料網格數大於 1000 的物種（圖 4），空間上分布較為緊密，而緊密的空間資料容易造成模式過擬合，導致對未知資料（測試集）的預測效能較差（Radosavljevic and Anderson 2014）。日後對此兩種進行分布預測時，可考慮先將網格資料疏化（例如 10×10 公里網格），或採用地理結構遮罩法（masked geographically structured approach）排除測試集點位的環境網格；應能減少模式過擬合的情況，得到較佳的分布預測結果（Radosavljevic and Anderson 2014）。

動物在基地台範圍內出現比例的計算結果，無論是調查紀錄資料或分布預測資料，13 種物種中有 11 種的出現比例低於 40%（圖 22）。基地台覆蓋範圍作為多種人為活動合併的替代因子，顯示臺灣的中大型哺乳動物傾向避開人為活動的區

域，與南美洲巴西的研究結果相似 (Macedo *et al.* 2018)。13 種物種中唯二出現比例超過 50% 的物種為白鼻心及石虎，約落在 60% 至 75% 之間 (圖 22)，屬於高出現比例。白鼻心在過往紀錄顯示主要分布於海拔 2000 公尺以下 (林良恭等 2009)，本研究的分布預測結果顯示分布最高至海拔 2300 公尺，平均海拔約 350 公尺；主要分布於中低海拔淺山區，以新北、新竹及苗栗為多 (圖 6)，而調查紀錄資料也多集中於苗栗及新竹。裴家騏 (2008) 在新竹苗栗淺山區自動相機調查研究，發現白鼻心為出現頻率第二高的小型食肉目物種，僅次於鼬獾；另外白鼻心為具有食果習性的樹棲性物種，僅在夜間至地面覓食，主要活動區域經常與人類採集活動區域重疊 (胡正恆與郭耀綸 2016)。由前人研究可知，白鼻心偏好低海拔淺山環境，且在人為活動入侵的區域也有較高的活動頻度；推論白鼻心對人為活動的耐受性較高，因此在基地台範圍內有偏高的出現比例 (高於 70%，圖 22)。

石虎在過往紀錄顯示大多出現於北部及中部海拔 1500 公尺以下之丘陵地 (林良恭等 2009)；臺灣的石虎相關研究較為稀少，侷限於新竹、苗栗及南投等區域 (裴家騏 2007；陳美汀 2014；房兆屏 2016)。綜觀目前的研究結果，石虎偏好經常出現於森林邊緣的過度地帶 (陳美汀 2014)，由於此類低海拔區域與人類活動區域有高度重疊，為了避免人為干擾，石虎傾向在夜間活動 (裴家騏 2007)。推論石虎本身偏好低海拔淺山區環境，也能藉由調整活動週期避開人為活動影響較大的時段，因此和白鼻心一樣有偏高的出現比例 (高於 60%，圖 22)。雖然白鼻心和石虎在結果中顯示對人為活動區域有較佳的適應性，不過白鼻心為樹棲性動物，地面自動相機的調查資料可能有低估的情況 (裴家騏 2008)；過往調查中石虎資料較少，且並無出現於臺灣東部的紀錄，但分布預測結果顯示石虎出現於花蓮及臺東 (圖 11)。本研究認為需待日後有較完整的調查紀錄，釐清此兩種在臺灣的出現區域，才能讓評估結果更接近實際情況。

本研究將兩種資料的出現比例低於 20% 的物種視為低出現比例 (圖 23)，屬於此範圍的有黃喉貂、山羊、黑熊和水鹿 4 種保育類物種 (圖 22)。過往研究顯

示臺灣的黃喉貂出現於高海拔區域，分布範圍超過 50% 以上位於保護區內（王思懿 2014）。本研究的黃喉貂分布預測多出現在海拔 1000 公尺以上區域，超出基地台主要覆蓋範圍（海拔 1000 公尺以下，圖 25）。黃喉貂會捕食小型的齧齒類，以及山羌、鼬獾、水鹿及山羊等中大型哺乳動物（陳奐臻 2012）；在低海拔林地相較於農田區域，齧齒類相對稀少，所以過往研究認為黃喉貂在低海拔區域可能會面臨更激烈的的食物資源競爭（Chiang *et al.* 2012）。本研究推論低海拔的食物資源競爭是黃喉貂偏好中高海拔區域的可能原因之一，而人為活動並非直接影響其分布的主因。山羊、黑熊和水鹿為大型哺乳動物，兩種資料的出現比例約落在 10%，明顯偏低。大型哺乳動物通常有較大的活動範圍（home range），且繁殖率較低，族群密度也較小，導致其對生活環境的改變更為敏感，較難適應人為活動的干擾（Cardillo *et al.* 2005；Toews *et al.* 2017）。本研究的結果顯示，臺灣的大型哺乳動物對人為活動的耐受性最低，符合過往文獻的觀察。

臺灣基地台覆蓋範圍和全部物種分布預測重疊的網格，多在海拔 1000 公尺以下區域（圖 24），主要集中於臺灣西北部區域，在西南平原則為零星分布（圖 25）。從上述結果，可知臺灣西部區域是人為活動的主要區域，但動物預測分布依然涵蓋桃園、新竹、苗栗、臺中及南投的淺山區域（圖 25）。推論這些區域的人為活動尚未過於頻繁，對人為活動耐受性較高的物種仍可棲息。日後應可持續對上述區域進行保育及監測，以避免人為活動干擾進一步擴大，導致當地動物的生存空間受到壓縮。

在動物出現比例結果中，共有 4 種（獼猴、野豬、山羌、麝香貓）紀錄資料和預測資料的出現比例差異超過 10%（圖 22）。綜觀其兩種資料的網格海拔分布圖（圖 26），預測分布出現的網格數量，在中高海拔區域（1000 至 2500 公尺）有較高的出現比例；而動物預測出現與基地台覆蓋重疊的網格多位於 1000 公尺以下的低海拔區域（圖 24）。整體來看，預測資料涵蓋較多的中高海拔區域，在低海拔區域的網格較少，導致預測資料的出現比例明顯低於紀錄資料的比例（圖

22)。從獮猴及麝香貓的海拔分布結果來看，預測分布彌補了紀錄資料偏差的缺陷，更完整的呈現物種在中高海拔區域的出現情況 (圖 26A、D)；野豬及山羌的預測分布雖也有彌補 (圖 26B、C)，但對平地低海拔區域的預測不佳，沒有呈現出臺灣西側平地的調查紀錄。綜上所述，本研究認為這 4 種哺乳類的實際出現比例介於紀錄資料比例 (圖 22A) 和預測資料比例 (圖 22B) 之間，但目前無法得知確切數值。

從整體來看，保育類的出現比例雖然低於一般類 (圖 22)，但除了前述 4 種出現比例低於 20% 的物種 (黃喉貂、山羊、黑熊和水鹿)；石虎超過 50%，剩下的穿山甲、食蟹獴和麝香貓出現比例與一般類相較，並沒有偏低的趨勢 (圖 22)。Graves *et al.* (2021) 在巴西的研究發現，大型獵食動物對人為活動干擾的容忍度低於中小型獵食動物，中小型動物反而能佔據大型動物避開的區域。本研究推論對臺灣中大型哺乳動物而言，相較於保育等級，體型大小可能才是影響動物出現比例的重要因素。

在過往研究中，獮猴 (張逸民 2021)、鼬獾 (孟燕汝 2019) 及黑熊 (蔡幸蒨 2011) 的 Maxent 分布模式，皆顯示海拔為影響出現的主要因子之一；雖與本研究決策樹模型的結果相同 (表 5)，但無法得知影響動物分布的確切海拔數值。決策樹模型除了能不受限於單一預測模式，獲得整合模式主要影響的環境因子，更能進一步得知明確的決策數值。從 8 種第一層決策因子為平均海拔的物種來看，對臺灣中大型哺乳類而言，一定海拔高度以上的區域，乃是較為適存的棲地 (圖 28 - 圖 31、圖 36 - 圖 39)。此特性在基地台範圍內出現比例低於 20% 的物種 (黃喉貂、山羊、黑熊和水鹿) 尤為明顯 (圖 36 - 圖 39)，這 4 種在低海拔區域的紀錄資料稀少，結果與調查紀錄的情況相符。白鼻心、鼬獾、野豬及山羌在低海拔的環境下，會偏好分布於混合林面積較大的區域 (圖 27 圖 28、圖 30 圖 31)；顯示在海拔 1000 公尺以下的低海拔區域，林地面積大小很大程度影響動物出現與否。

另外 3 主要影響的環境因子，離城市距離、寒季總降雨量及混合林面積，在決策樹中多位於第二三層（表 5），與其它環境因子的上下相互關係複雜，較難整合出一個趨勢，其中的寒季總降雨量，過往哺乳類分布相關研究甚少提到雨量這項因子，值得後續研究做進一步探討；另外能確認相較於離道路距離，離城市距離為主要影響動物分布的人為因子。在美國，由於都市有較豐富的食物資源且安全性佳，浣熊 (*Procyon lotor*) 在都市及郊區的族群密度高於野外環境 (Prange *et al.* 2003)。臺灣都市緊鄰淺山區，缺乏大面積郊區作為緩衝區域 (張偉廷 2018)；本研究認為臺灣中大型哺乳動物難以直接利用人為活動頻繁的區域，所以在全臺的大尺度下，都市的存在能明確的區分出動物有無分布。在過往研究中，發現臺灣黑熊會避開靠近道路的區域 (蔡幸蒨 2011)，但於本研究的結果並無此趨勢（圖 38）；推論道路雖然分布較廣，但可能要在較小尺度的局部區域下，對動物的影響才會突顯。

本研究並沒有將間接人為因子（環境污染、入侵種等）納入考量，Yen *et al.* (2019) 發現陽明山國家公園內的哺乳動物會改變活動週期及範圍，以避開流浪犬隻，顯示入侵種對臺灣原生哺乳類造成負面影響。本研究雖在大尺度上呈現人為活動對臺灣的中大型哺乳動物的影響程度，但考量尚不夠全面，理論上是低估的結果。另外在計算動物出現比例時，使用基地台覆蓋範圍作為依據，並無考量不同區域基地台密度的差異。日後研究或許可嘗試利用基地台密度區分覆蓋等級，應能更了解臺灣中大型哺乳動物在特定區域受人為活動影響程度。

結論



本研究探討了臺灣人為活動對野生動物的影響程度，從目前現有資料來看，基地台在臺灣能一定程度代表人為活動；而臺灣中大型哺乳動物傾向出現在基地台覆蓋範圍以外的區域，只有白鼻心和石虎兩種在範圍內的出現比例高於 50%。紀錄資料和預測資料的出現比例相似，只有少數物種因資料偏差而有較大差異。雖然整體上一般類的出現比例大於保育類，但主要是大型哺乳動物的低出現比例導致，其餘保育類物種的出現比例和一般類物種並無明顯差異。整體來看，影響臺灣中大型哺乳動物分布的最大因子為海拔，大多物種在特定海拔高度以上有較高的出現比例；另外相較於道路距離，城市距離才是影響動物分布的主要人為因子。

了解在大尺度下，人為活動對中大型哺乳動物的影響，可作為日後臺灣人為活動擴張時，評估對野生動物影響的基礎。本研究也建議目前可加強低海拔區域的保育措施，以提升中大型哺乳動物在低海拔的分布比例。若之後有更完整的動物調查資料，並將間接人為因子加入考量，應能得出更進一步的結果，期許未來有更多相關研究。

參考文獻



- 王思懿 (2014)。臺灣陸域保育類哺乳動物的空間分布預測、保護區涵蓋及熱點分析。國立臺灣大學生態學與演化生物學研究所碩士論文，臺北市。
- 吳海音 (2008)。玉山國家公園東部園區南安至抱崖哺乳動物監測及與人類活動的關係。內政部營建署玉山國家公園管理處，南投縣。
- 吳海音 (2010)。玉山國家公園東部園區遊客與野生動物活動監測計畫。內政部營建署玉山國家公園管理處，南投縣。
- 李培芬、廖倩瑜、李玉琪、潘彥宏、傅維馨、陳宣汶 (1997)。臺灣地區生態與環境因子地理資訊資料庫。行政院農業委員會，臺北市。
- 沈祥仁 (2008)。人類食物對柴山台灣獼猴 (*Macaca cyclopis*) 取食模式之影響。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文，屏東縣。
- 房兆屏 (2016)。南投地區石虎的分布與棲地利用。國立嘉義大學森林暨自然資源學系研究所碩士論文，嘉義市。
- 林良恭、姜博仁、陳美汀、陳家鴻、張燕伶 (2009)。保育類哺乳動物生息現況分析與生態資訊建置。行政院農業委員會林務局，臺北市。
- 孟燕汝 (2019)。2013-2018 年臺灣鼬獾 (*Melogale moschata subaurantiaca*) 狂犬病疫情的時空變遷趨勢與地景特徵探討。國立臺灣大學生態學與演化生物學研究所碩士論文，臺北市。
- 胡正恆、郭耀綸 (2016)。白鼻心食果習性、棋盤腳更新與墾丁海岸林保育 (2012-2015)。華岡農科學報，38，69-88。
- 張偉廷 (2018)。北臺灣食肉目群聚食性變異研究。國立臺灣師範大學生命科學系碩士論文，臺北市。
- 張逸民 (2021)。臺灣獼猴農害事件影響因子探討。國立臺灣大學生態學與演化生物學研究所碩士論文，臺北市。

陳怡君、王穎 (2001)。玉山國家公園瓦拉米地區訪客數量對山羌之影響。國家公園學報，11(1)，86-95。

陳奐臻 (2012)。玉山國家公園八通關古道東段三種食肉目動物的食性研究。國立東華大學自然資源與環境學系研究所碩士論文，花蓮縣。

陳建志 (2003)。玉山國家公園塔塔加地區遊憩環境衝擊之生物因子監測。內政部營建署玉山國家公園管理處，南投縣。

陳美汀 (2015)。台灣淺山地區石虎 (*Prionailurus bengalensis*) 的空間生態學。國立屏東科技大學生物資源研究所博士論文，屏東縣。

裴家騏 (2007)。新竹、苗栗之淺山地區小型食肉目動物之現況與保育研究 (2/3)。行政院農業委員會林務局，臺北市。

裴家騏 (2008)。新竹、苗栗之淺山地區小型食肉目動物之現況與保育研究 (3/3)。行政院農業委員會林務局，臺北市。

蔡幸蒨 (2011)。臺灣黑熊 (*Ursus thibetanus formosanus*) 族群相對豐富度及分布預測模式。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文，屏東縣。

Altendorf, K. B., Laundré, J. W., López González, C. A., & Brown, J. S. (2001). Assessing effects of predation risk on foraging behavior of mule deer. *Journal of Mammalogy*, 82(2), 430–439.

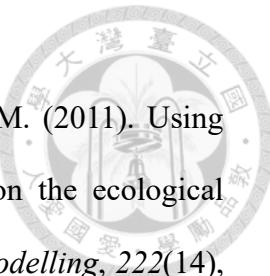
Araújo, M. B., & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(1), 42–47.

Bell, J. F. (1999). Tree-based methods. In A. H. Fielding (Ed.), *Machine Learning Methods for Ecological Applications* (pp. 89–105). Boston, MA: Springer.

Breiman, L., Friedman, J. H., Olshen, R. A., & Stone, C. J. (1984). *Classification and Regression Trees*. Philadelphia, PA: Chapman & Hall/CRC.

Cardillo, M., Mace, G. M., Jones, K. E., Bielby, J., Bininda-Emonds, O. R. P., Sechrest, W., Orme, C. D. L., & Purvis, A. (2005). Multiple causes of high extinction risk

- in large mammal species. *Science*, 309(5738), 1239–1241.
- Cayuela, L., Golicher, D. J., Newton, A. C., Kolb, M., de Alburquerque, F. S., Arets, E. J. M. M., Alkemade, J. R. M., & Pérez, A. M. (2009). Species distribution modeling in the tropics: problems, potentialities, and the role of biological data for effective species conservation. *Tropical Conservation Science*, 2(3), 319–352.
- Chiarello, A. G. (1999). Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89(1), 71–82.
- Chiang, P.-J., Pei, J.-C., Vaughan, M. R., & Li, I.-F. (2012). Niche relationships of carnivores in a subtropical primary forest in southern Taiwan. *Zoological Studies*, 51(4), 500–511.
- Chinchor, N. (1992). MUC-4 evaluation metrics. *Proceedings of the 4th Conference on Message Understanding - MUC4 '92*. Morristown, NJ: Association for Computational Linguistics.
- Cornelius, C., Navarrete, S. A., & Marquet, P. A. (2001). Effects of human activity on the structure of coastal marine bird assemblages in central Chile. *Conservation Biology*, 15(5), 1396–1404.
- Davidson, A. D., Hamilton, M. J., Boyer, A. G., Brown, J. H., & Ceballos, G. (2009). Multiple ecological pathways to extinction in mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(26), 10702–10705.
- Di Marco, M., Rondinini, C., Boitani, L., & Murray, K. A. (2013). Comparing multiple species distribution proxies and different quantifications of the human footprint map, implications for conservation. *Biological Conservation*, 165, 203–211.
- Duffy, J. P., Bennie, J., Durán, A. P., & Gaston, K. J. (2015). Mammalian ranges are experiencing erosion of natural darkness. *Scientific Reports*, 5(1), 12042.
- Elith, J., Kearney, M., & Phillips, S. (2010). The art of modelling range-shifting species.



Everaert, G., Boets, P., Lock, K., Džeroski, S., & Goethals, P. L. M. (2011). Using classification trees to analyze the impact of exotic species on the ecological assessment of polder lakes in Flanders, Belgium. *Ecological Modelling*, 222(14), 2202–2212.

Forman, R. T. T., & Alexander, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29(1), 207–231.

Freeman, E. A., & Moisen, G. G. (2008). A comparison of the performance of threshold criteria for binary classification in terms of predicted prevalence and kappa. *Ecological Modelling*, 217(1), 48–58.

Frid, A., & Dill, L. (2002). Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology*, 6(1), 11.

Graves, V., Tirelli, F., Horn, P., Resende, L., Bolze, G., Dutra, J., Fonseca, C., & Pereira, M. J. (2021). Impact of anthropogenic factors on occupancy and abundance of carnivorans in the Austral Atlantic forest. *Journal for Nature Conservation*, 59(125951). doi: 10.1016/j.jnc.2020.125951

Hernandez, P. A., Graham, C. H., Master, L. L., & Albert, D. L. (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29(5), 773–785.

Hirzel, A. H., Hausser, J., Chessel, D., & Perrin, N. (2002a). Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology*, 83(7), 2027–2036.

Hirzel, A.H., Hausser, J., & Perrin, N. (2002b). Biomapper 4. Lausanne, Lab. for Conservation Biology. URL: <http://www.unil.ch/biomapper>.

Holland, J. H. (1975). *Adaptation in natural and artificial systems: An introductory*

analysis with applications to biology, control, and artificial intelligence (pp. viii, 183). Ann Arbor, MI: University of Michigan Press.

- Ibisch, P. L., Hoffmann, M. T., Kreft, S., Pe'er, G., Kati, V., Biber-Freudenberger, L., DellaSala, D. A., Vale, M. M., Hobson, P. R., & Selva, N. (2016). A global map of roadless areas and their conservation status. *Science*, 354(6318), 1423–1427.
- Jaynes, E. T. (1957). Information theory and statistical mechanics. *Physical Review*, 106(4), 620–630.
- Kent, R., Bar-Massada, A., & Carmel, Y. (2011). Multiscale analyses of mammal species composition – environment relationship in the contiguous USA. *PLOS ONE*, 6(9), e25440.
- Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33(1), 159–174.
- Laundré, J. W., Hernández, L., & Altendorf, K. B. (2001). Wolves, elk, and bison: reestablishing the “landscape of fear” in Yellowstone National Park, U.S.A. *Canadian Journal of Zoology*, 79(8), 1401–1409.
- Laundre, J. W., Hernandez, L., & Ripple, W. J. (2010). The landscape of fear: ecological implications of being afraid. *The Open Ecology Journal*, 3, 1-7.
- Leyte-Manrique, A., Abel Antonio, B.-C., Miguel Alejandro, T.-D., Berriozabal-Islas, C., & Maciel-Mata, C. A. (2019). A comparison of amphibian and reptile diversity between disturbed and undisturbed environments of Salvatierra, Guanajuato, Mexico. *Tropical Conservation Science*, 12. doi: 10.1177/1940082919829992
- Macedo, L., Salvador, C. H., Moschen, N., & Monjeau, A. (2018). Atlantic forest mammals cannot find cellphone coverage. *Biological Conservation*, 220, 201–208.
- Martin, J., Basille, M., Van Moorter, B., Kindberg, J., Allainé, D., & Swenson, J. E. (2010). Coping with human disturbance: spatial and temporal tactics of the brown

- bear (*Ursus arctos*). *Canadian Journal of Zoology*, 88(9), 875–883.
- Mendes, C. P., Carreira, D., Pedrosa, F., Beca, G., Lautenschlager, L., Akkawi, P., Bercê, W., Ferraz, K. M. P. M. B., & Galetti, M. (2020). Landscape of human fear in Neotropical rainforest mammals. *Biological Conservation*, 241.
- Muñoz, M.E.S., Giovanni, R., Siqueira, M. F., Sutton, T., Brewer, P., Pereira, R. S., Canhos, D. A. L., & Canhos, V. P. (2011). openModeller: a generic approach to species' potential distribution modelling. *GeoInformatica*, 15(1), 111–135.
- Myneni, R. B., Hall, F. G., Sellers, P. J., & Marshak, A. L. (1995). The interpretation of spectral vegetation indexes. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 33(2), 481–486.
- Olden, J. D., Lawler, J. J., & Poff, N. L. (2008). Machine learning methods without tears: a primer for ecologists. *The Quarterly Review of Biology*, 83(2), 171–193.
- Orrock, J. L., Danielson, B. J., & Brinkerhoff, R. J. (2004). Rodent foraging is affected by indirect, but not by direct, cues of predation risk. *Behavioral Ecology*, 15(3), 433–437.
- Pearce, J., & Ferrier, S. (2000). Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling*, 133(3), 225–245.
- Pearson, R. G., Raxworthy, C. J., Nakamura, M., & Peterson, A. T. (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34(1), 102–117.
- Pedregosa, F., Varoquaux, G., Gramfort, A., Michel, V., Thirion, B., Grisel, O., Blondel, M., Prettenhofer, P., Weiss, R., Dubourg, V., Vanderplas, J., Passos, A., Cournapeau, D., Brucher, M., Perrot, M., & Duchesnay, É. (2011). Scikit-learn: machine learning in python. *The Journal of Machine Learning Research*, 12(85), 2825–2830.

Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3), 231–259.

Phillips, S. J., Dudík, M., & Schapire, R. E. (2020). Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.3). Available from url: http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/.

Prange, S., Gehrt, S. D., & Wiggers, E. P. (2003). Demographic factors contributing to high raccoon densities in urban landscapes. *The Journal of Wildlife Management*, 67(2), 324–333.

Radosavljevic, A., & Anderson, R. P. (2014). Making better Maxent models of species distributions: Complexity, overfitting and evaluation. *Journal of Biogeography*, 41(4), 629–643.

Rode, K. D., Farley, S. D., & Robbins, C. T. (2006). Behavioral responses of brown bears mediate nutritional effects of experimentally introduced tourism. *Biological Conservation*, 133(1), 70–80.

Sanderson, E. W., Jaiteh, M., Levy, M. A., Redford, K. H., Wannebo, A. V., & Woolmer, G. (2002). The human footprint and the last of the wild. *BioScience*, 52(10), 891–904.

Stockwell, D., & Peters, D. (1999). The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science*, 13(2), 143–158.

Stockwell, D. R. B., & Peterson, A. T. (2002). Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling*, 148(1), 1–13.

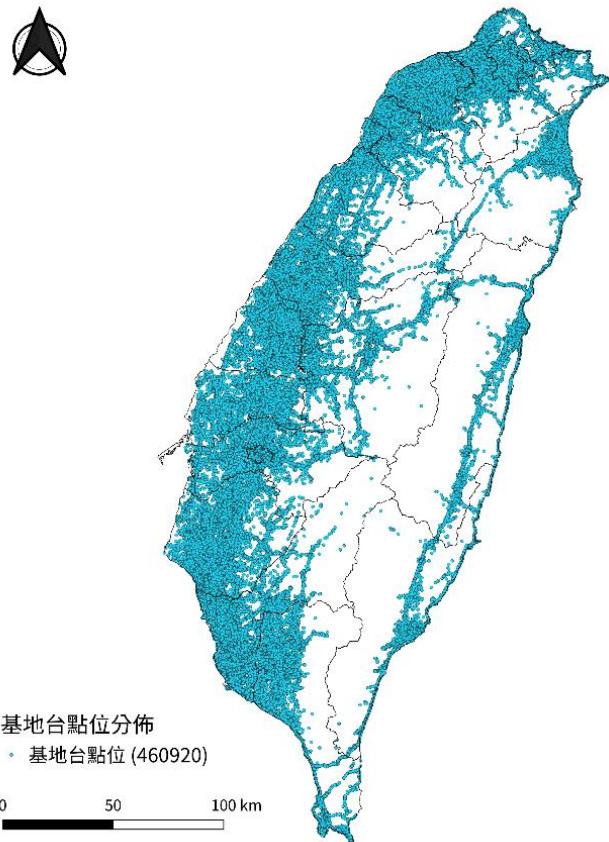
Toews, M., Juanes, F., & Burton, A. C. (2017). Mammal responses to human footprint vary with spatial extent but not with spatial grain. *Ecosphere*, 8(3), e01735.

Venter, O., Sanderson, E. W., Magrach, A., Allan, J. R., Beher, J., Jones, K. R.,

- Possingham, H. P., Laurance, W. F., Wood, P., Fekete, B. M., Levy, M. A., & Watson, J. E. M. (2016). Global terrestrial human footprint maps for 1993 and 2009. *Scientific Data*, 3, 160067.
- Verdolin, J. L. (2006). Meta-analysis of foraging and predation risk trade-offs in terrestrial systems. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 60(4), 457–464.
- Walker, B. G., Boersma, P. D., & Wingfield, J. C. (2005). Field endocrinology and conservation biology. *Integrative and Comparative Biology*, 45(1), 12–18.
- Wright, D. H. (1990). Human impacts on energy flow through natural ecosystems, and implications for species endangerment. *Ambio*, 19(4), 189–194.
- Yen, S.-C., Ju, Y.-T., Shaner, P.-J. L., & Chen, H. L. (2019). Spatial and temporal relationship between native mammals and free-roaming dogs in a protected area surrounded by a metropolis. *Scientific Reports*, 9(1), 8161.

圖

(A)



(B)

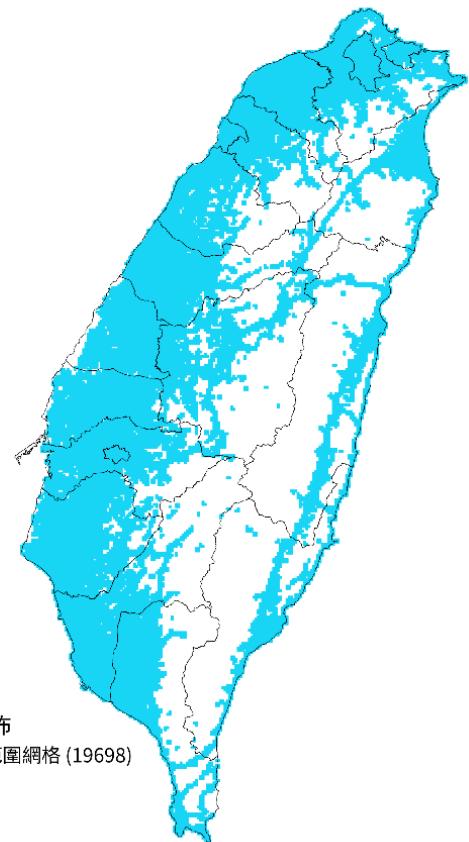
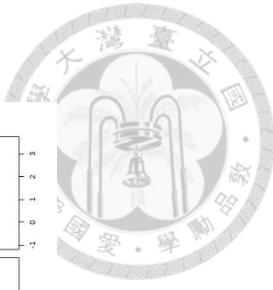
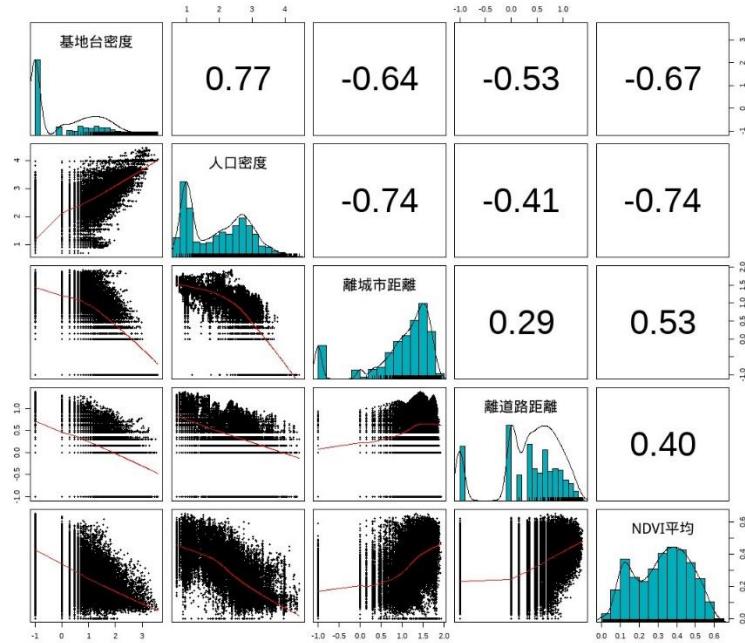


圖 1、臺灣基地台分布地圖：(A) 基地台點位分布、(B) 基地台覆蓋範圍網格分布。



(A)



(B)

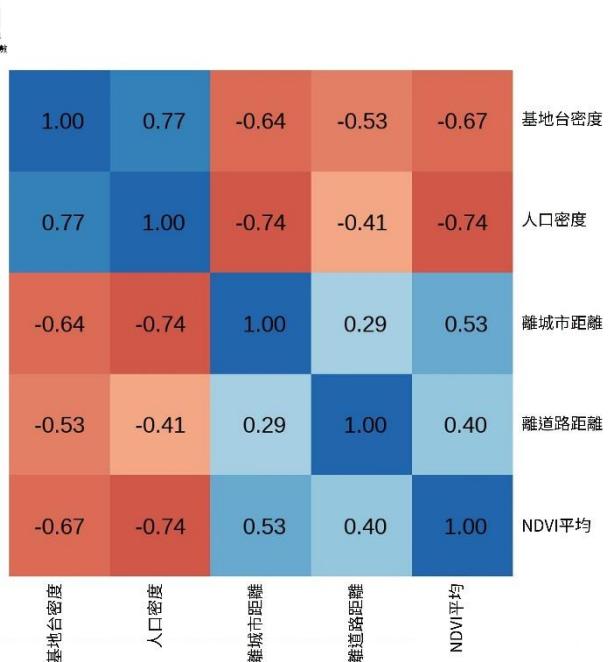
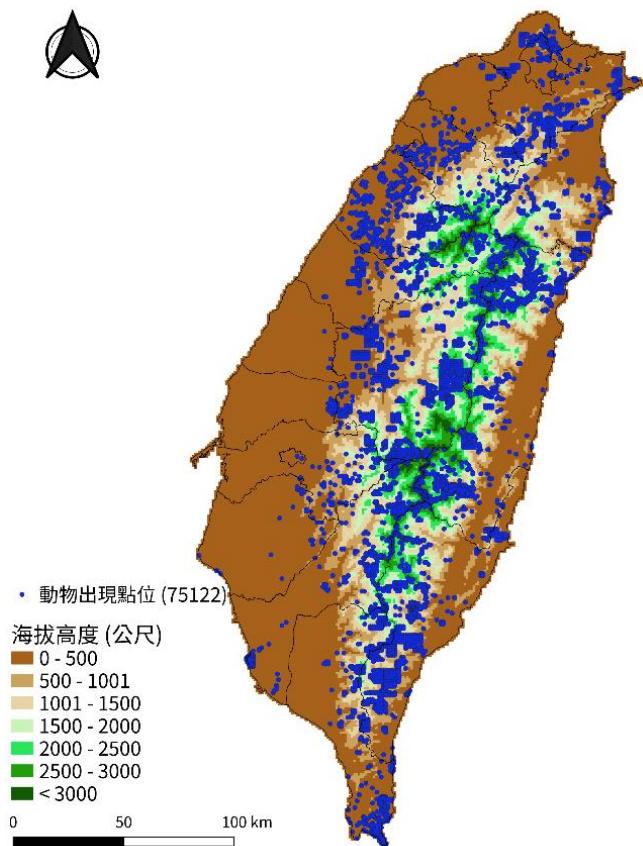


圖 2、基地台密度與環境因子相關性：(A) 散點矩陣圖，對角線上為各因子的分布長條圖，對角線之下為兩兩因子的散佈圖，對角線之上為兩兩因子的相關係數 r 、(B) 热圖，的方格中的數字為兩兩因子的相關係數，方格底色藍色代表正相關，紅色代表負相關，顏色越深正、負相關性越大。

(A)



(B)

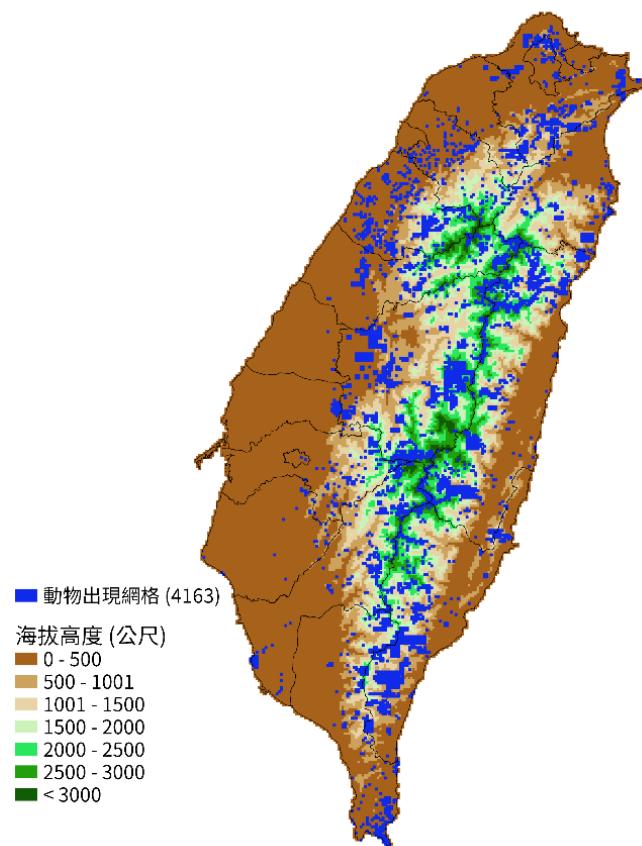


圖 3、13 種中大型哺乳動物 1988 - 2020 年調查出現紀錄地圖：(A) 動物出現紀錄點位、(B) 動物出現紀錄網格。

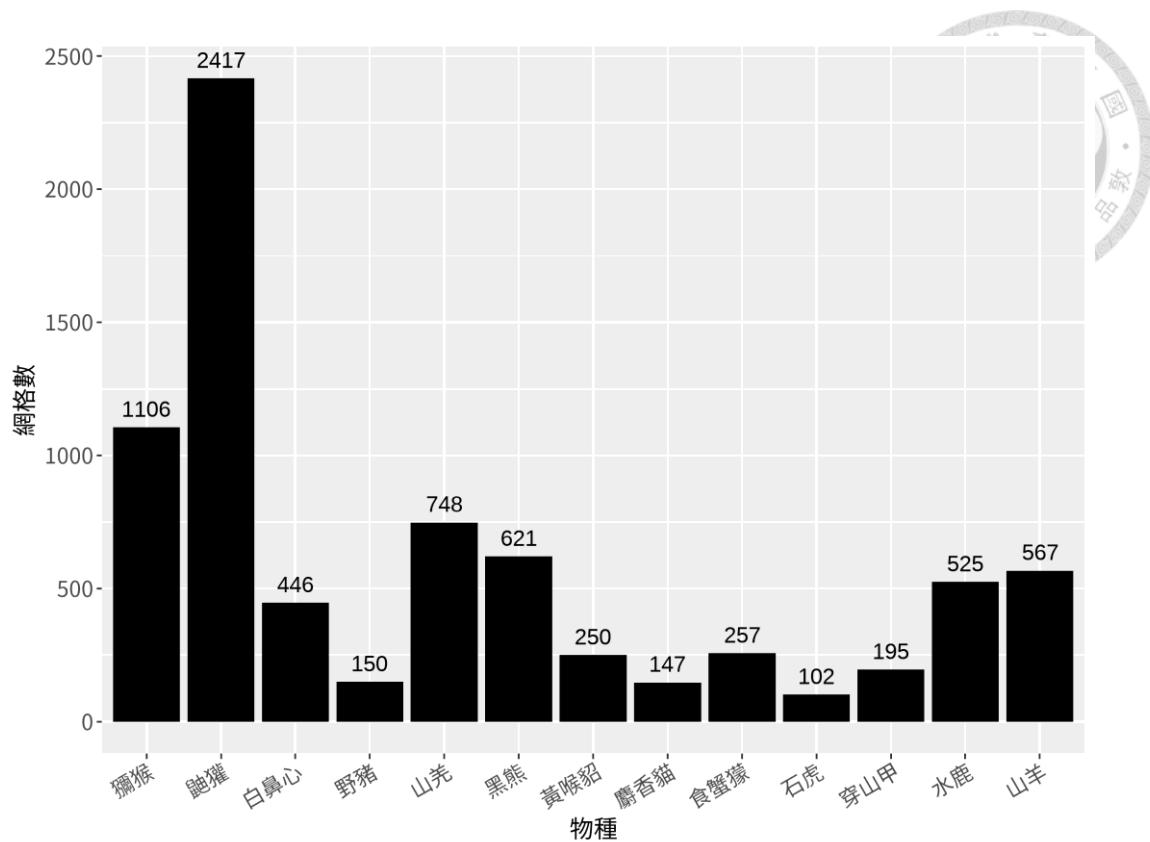
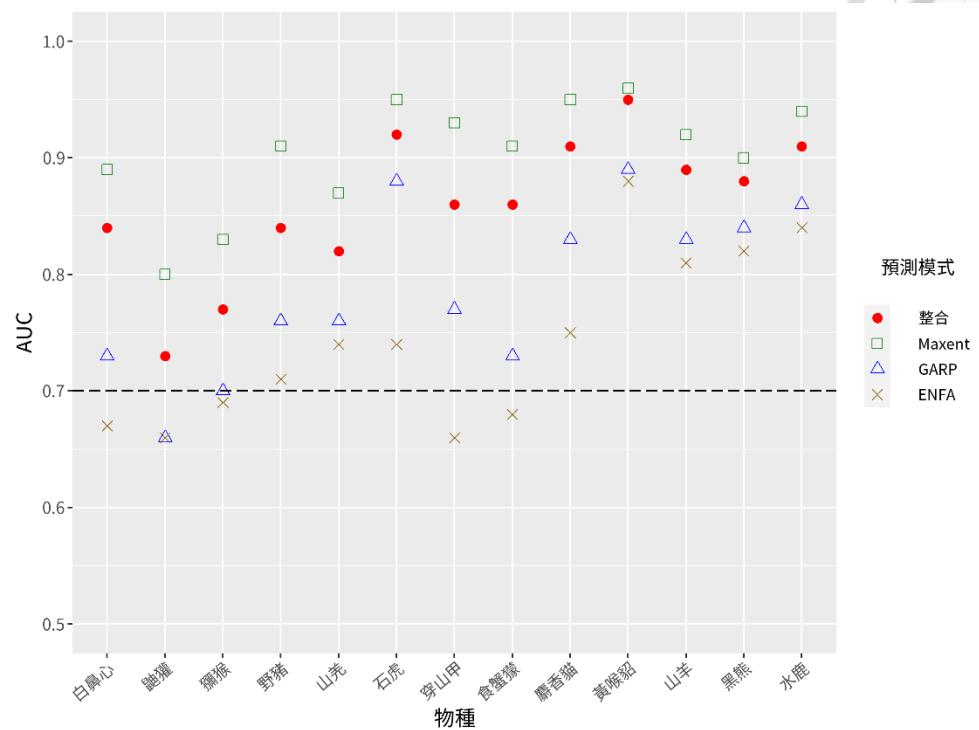


圖 4、各物種記錄出現網格數量長條圖。



(A)



(B)

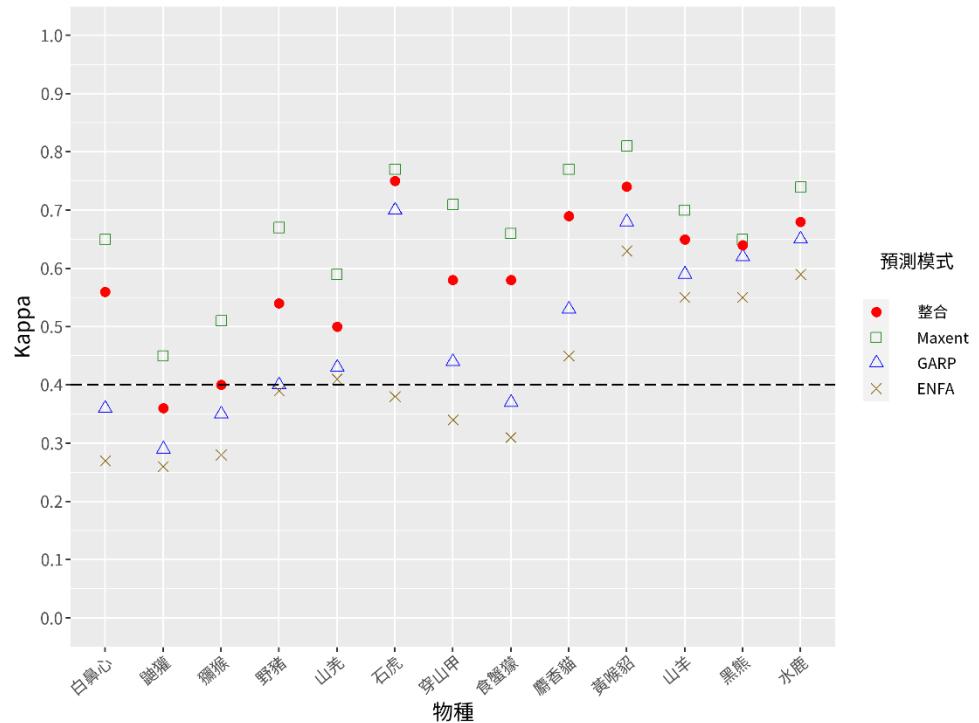


圖 5、中大型哺乳動物 4 種分布預測模式驗證數值：(A) AUC 驗證數值、(B) Kappa 驗證數值。圖中黑色虛線表示最低採用標準，AUC 為 0.7，Kappa 為 0.4，大於等於此數值才認定模式具有可靠的預測性。

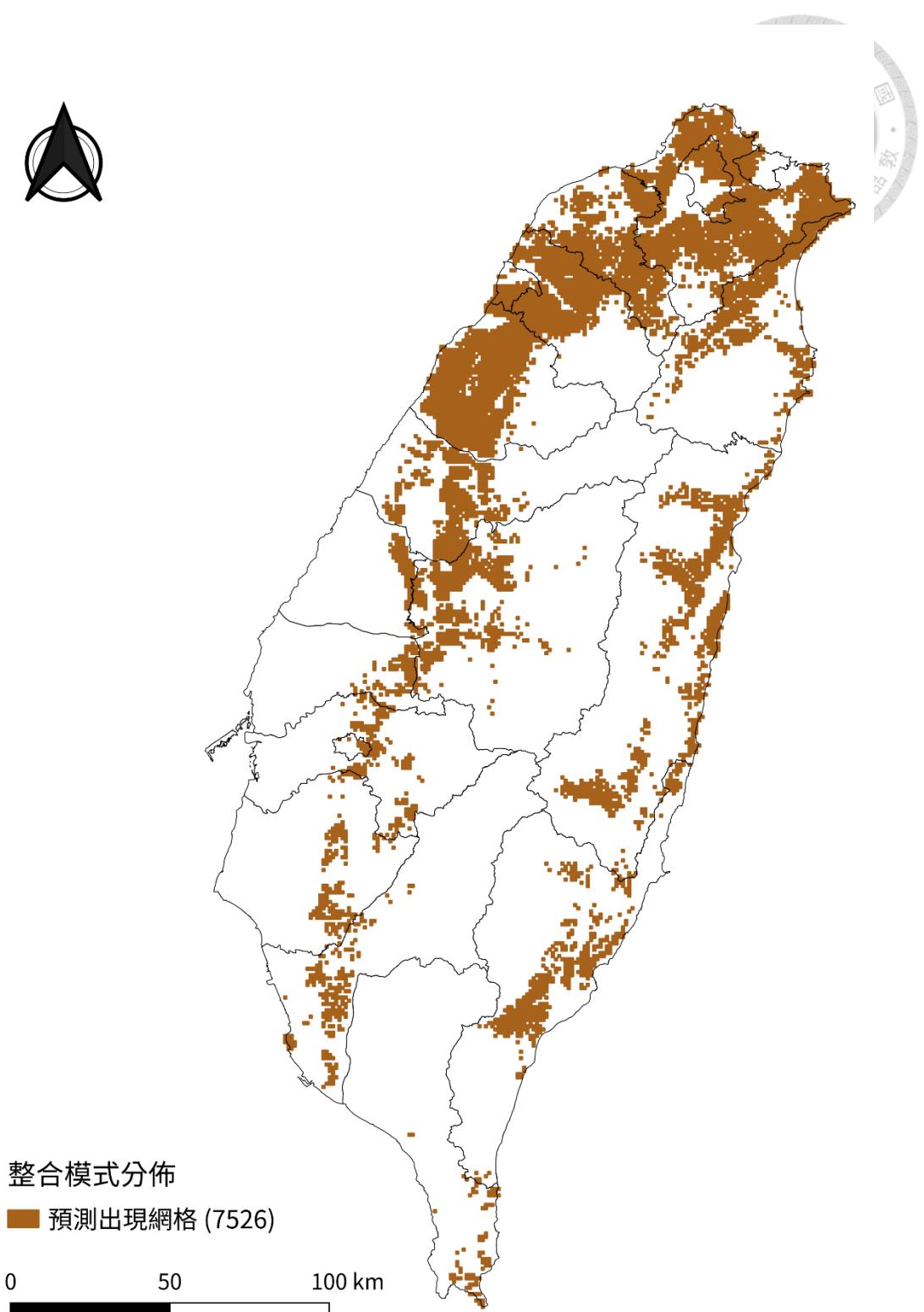


圖 6、白鼻心整合模式預測出現地圖。



Maxent 模式分佈
■ 預測出現網格 (13379)

0 50 100 km

圖 7、臺灣鼬獾 Maxent 模式預測出現地圖。

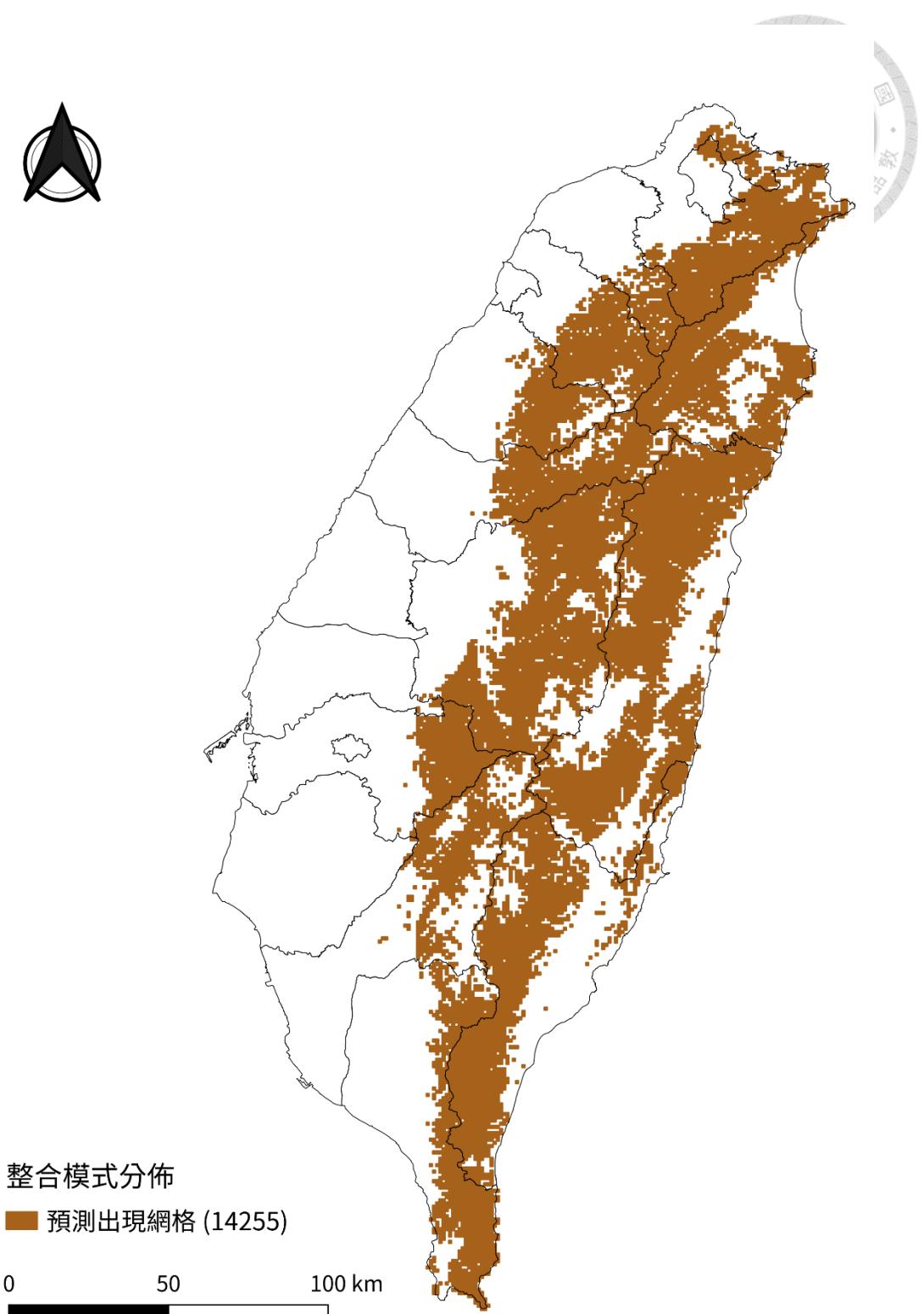


圖 8、臺灣獼猴整合模式預測出現地圖。

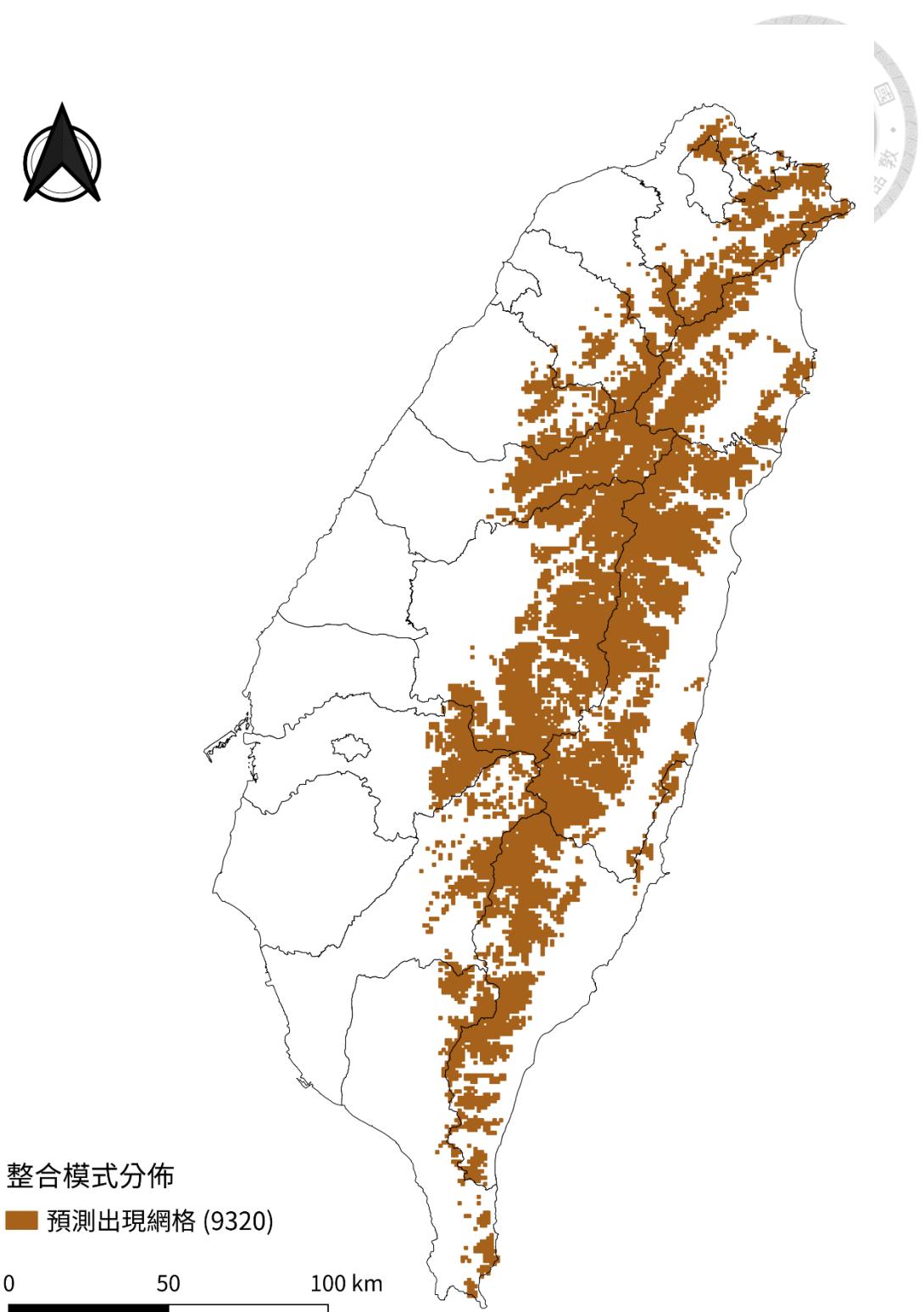


圖 9、臺灣野豬整合模式預測出現地圖。

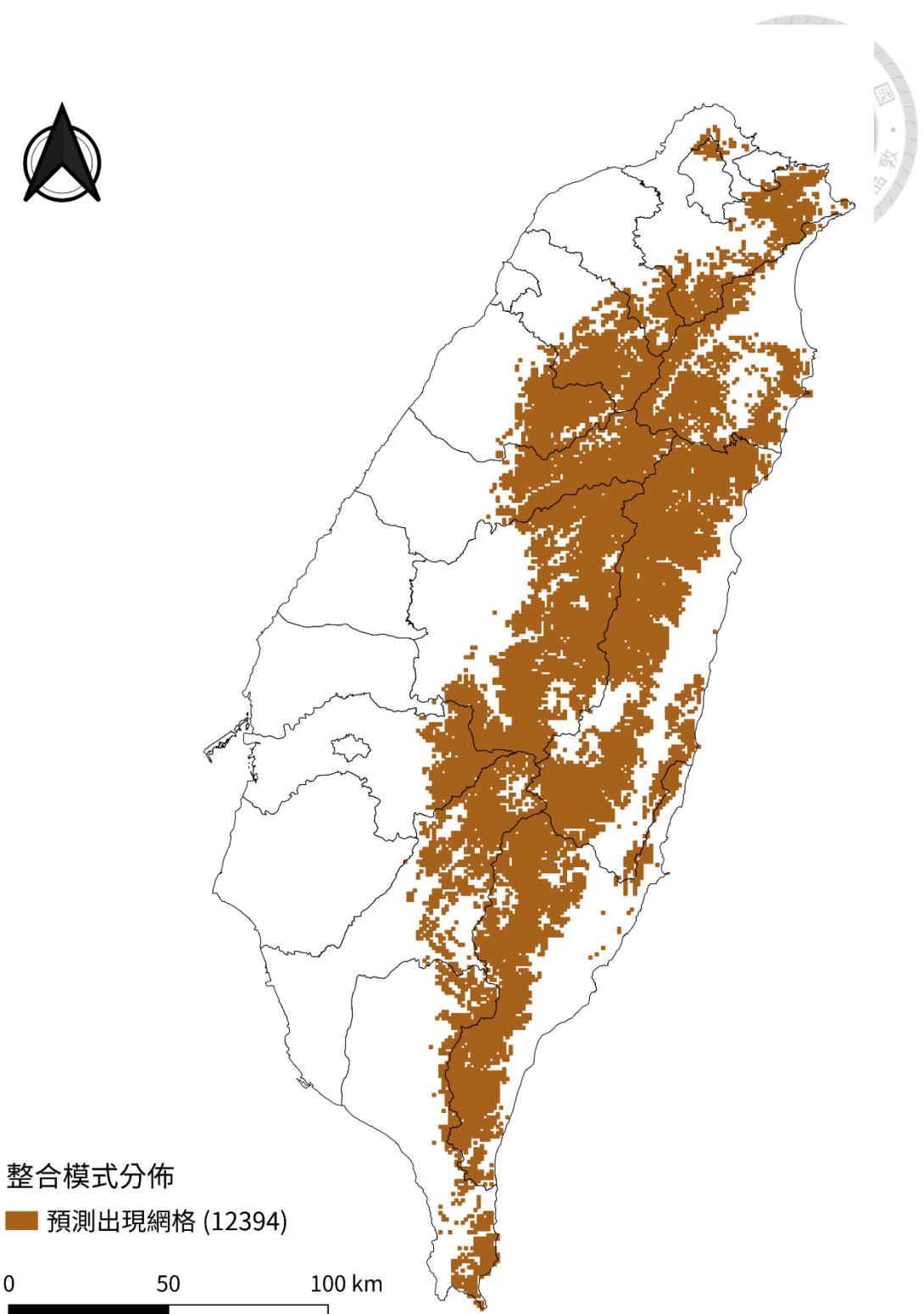


圖 10、臺灣山羌整合模式預測出現地圖。

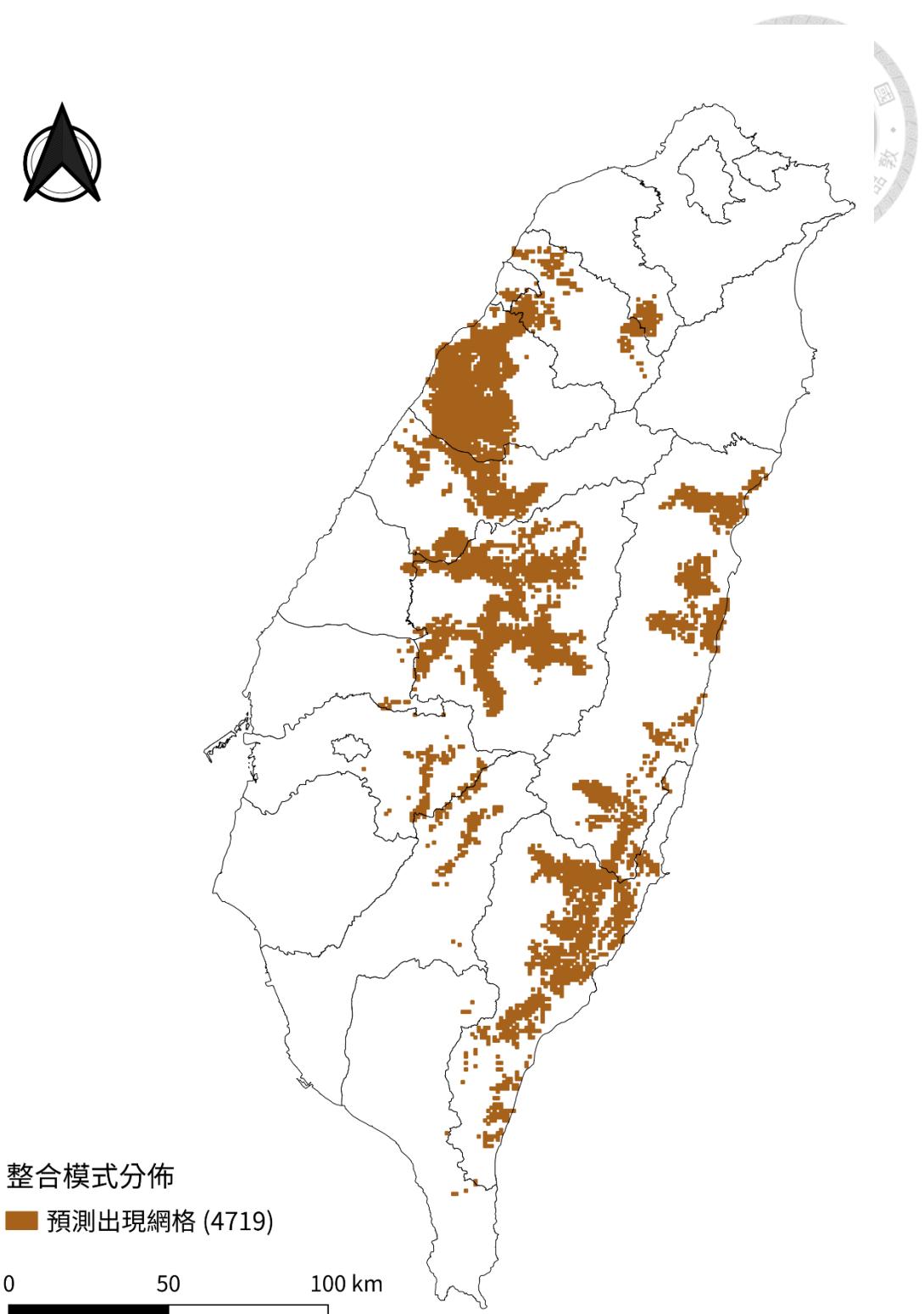


圖 11、石虎整合模式預測出現地圖。

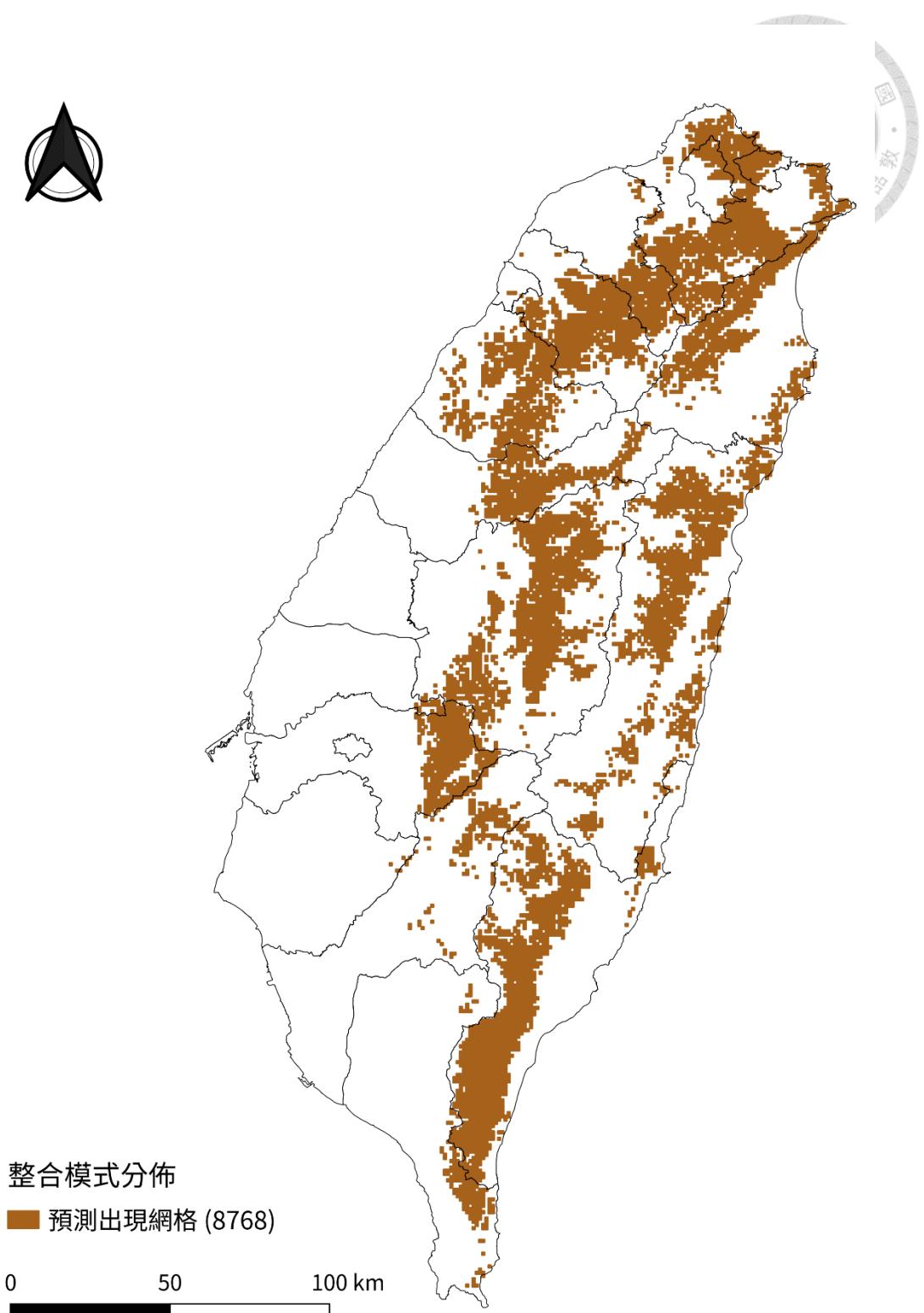


圖 12、穿山甲整合模式預測出現地圖。

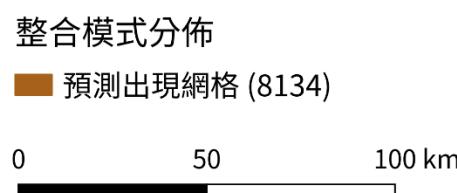


圖 13、食蟹獴整合模式預測出現地圖。

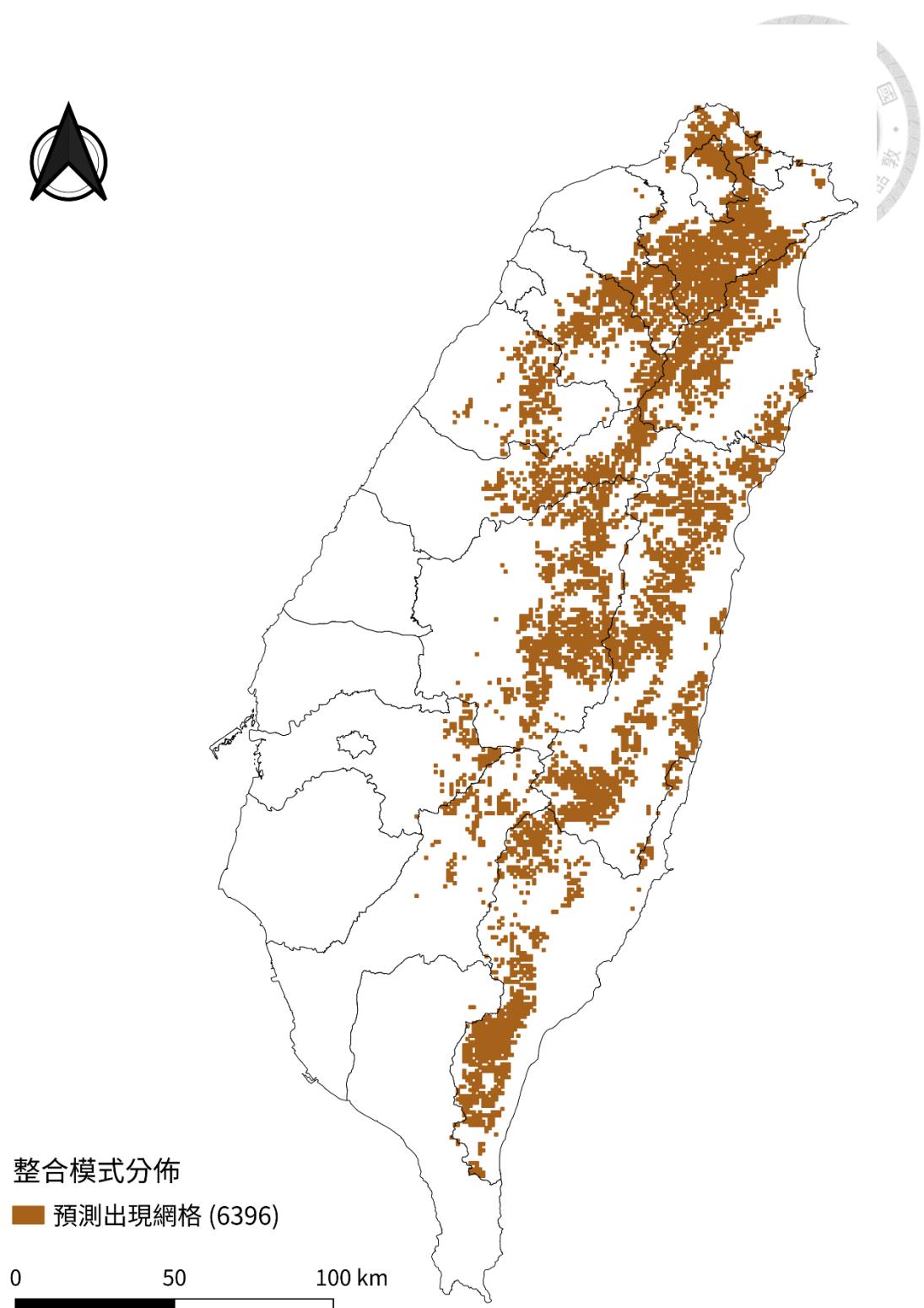


圖 14、麝香貓整合模式預測出現地圖。

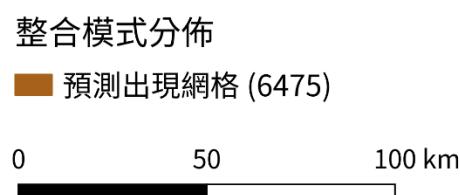


圖 15、黃喉貂整合模式預測出現地圖。

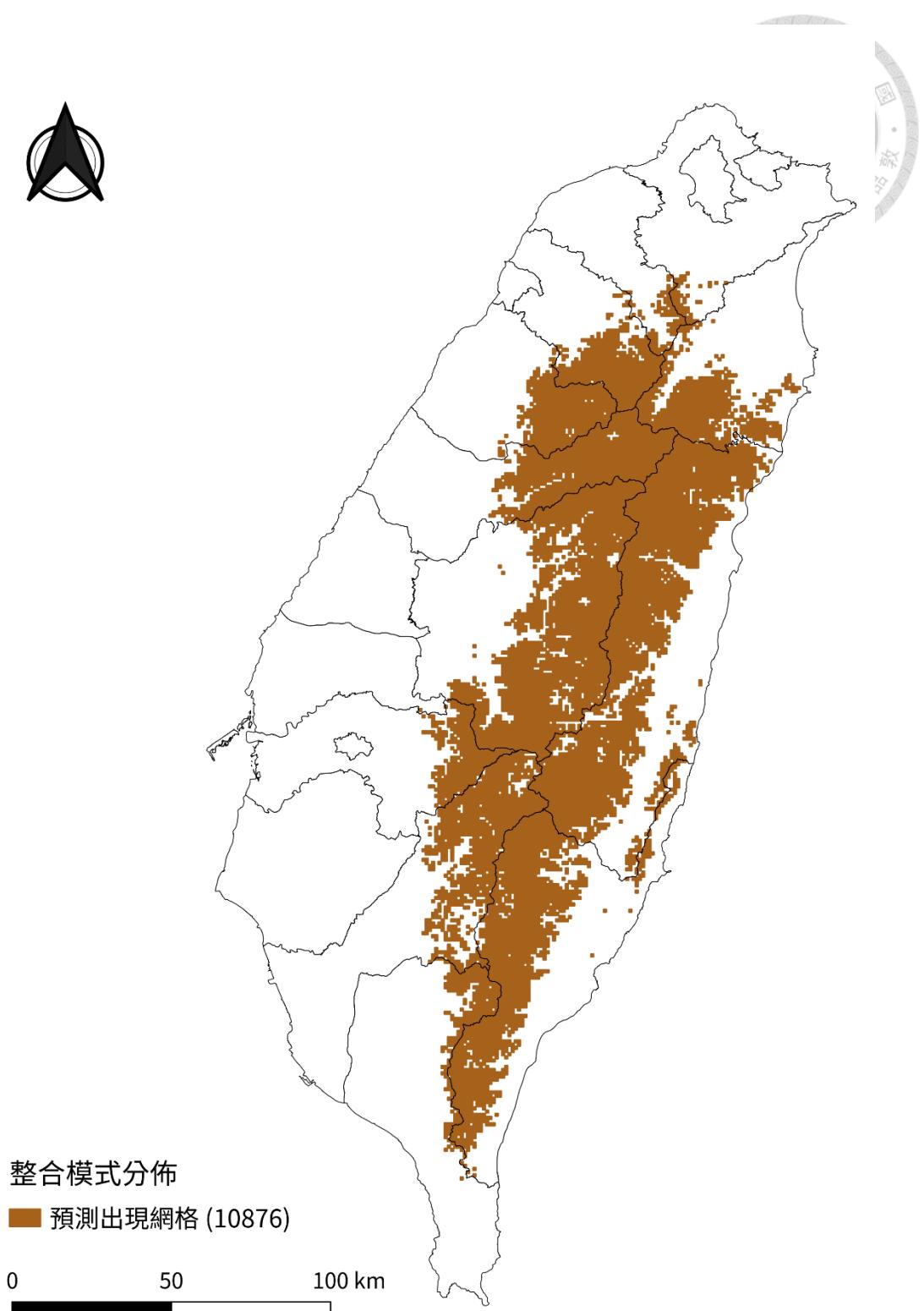


圖 16、臺灣野山羊整合模式預測出現地圖。

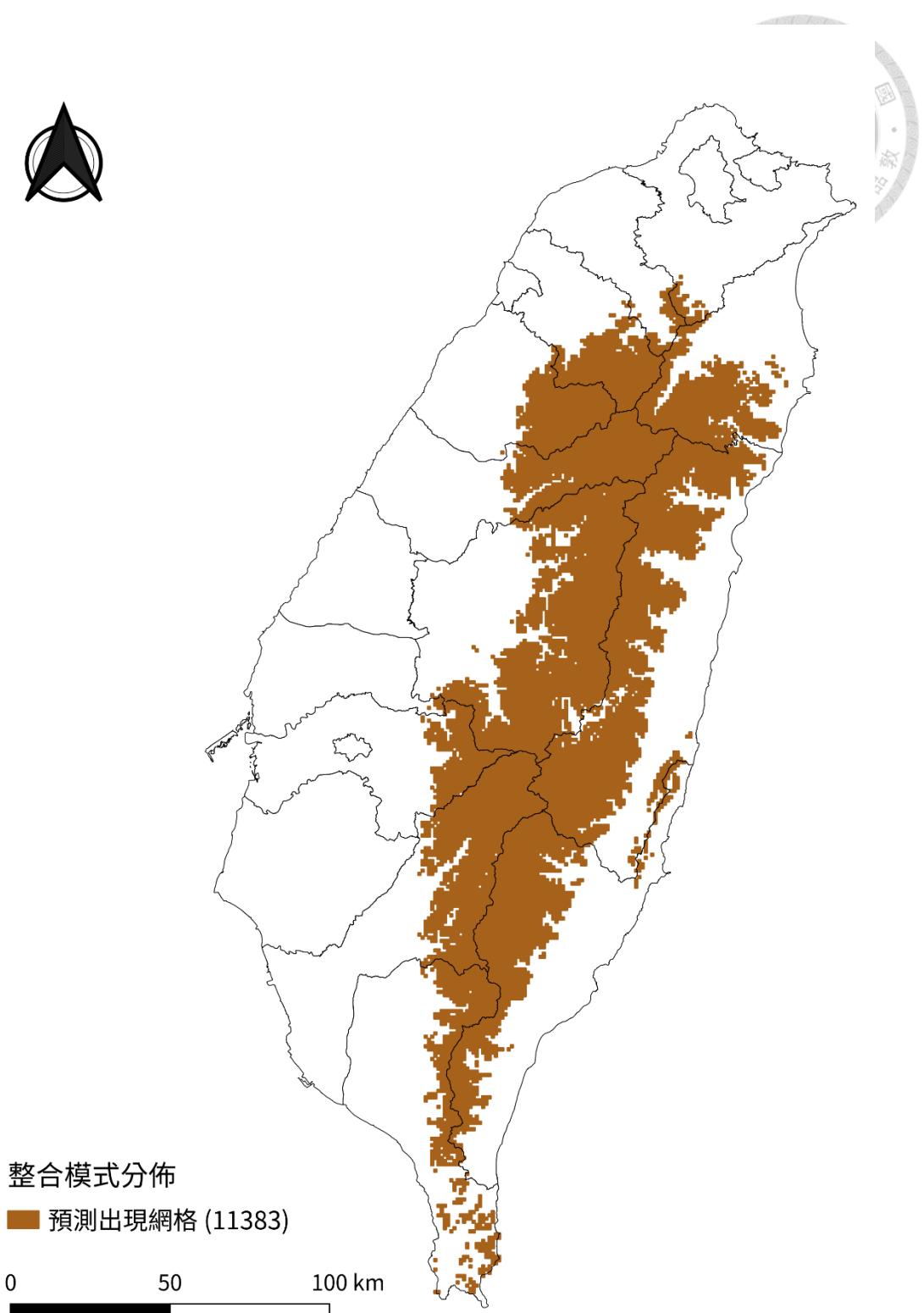


圖 17、臺灣黑熊整合模式預測出現地圖。

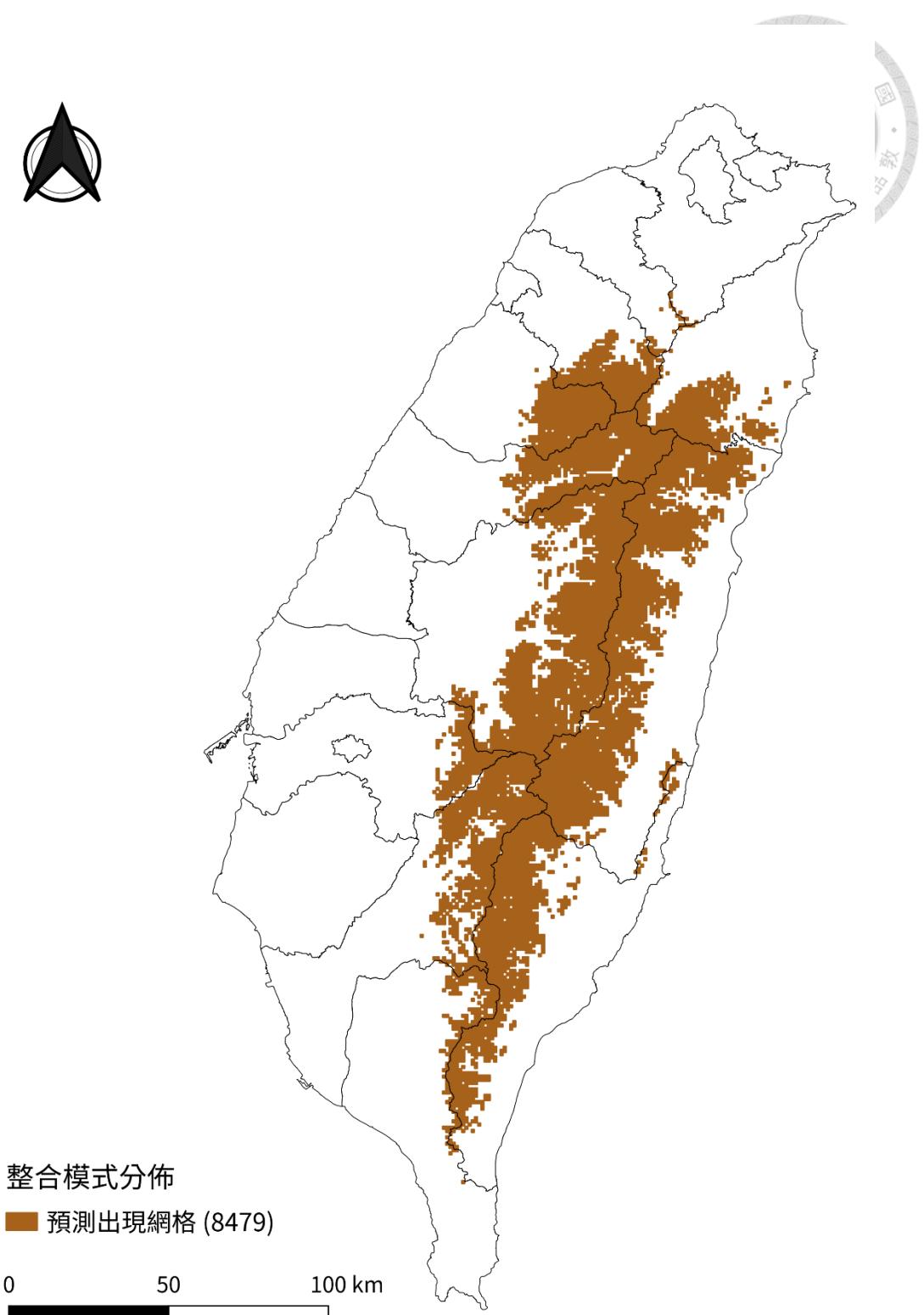


圖 18、臺灣水鹿整合模式預測出現地圖。

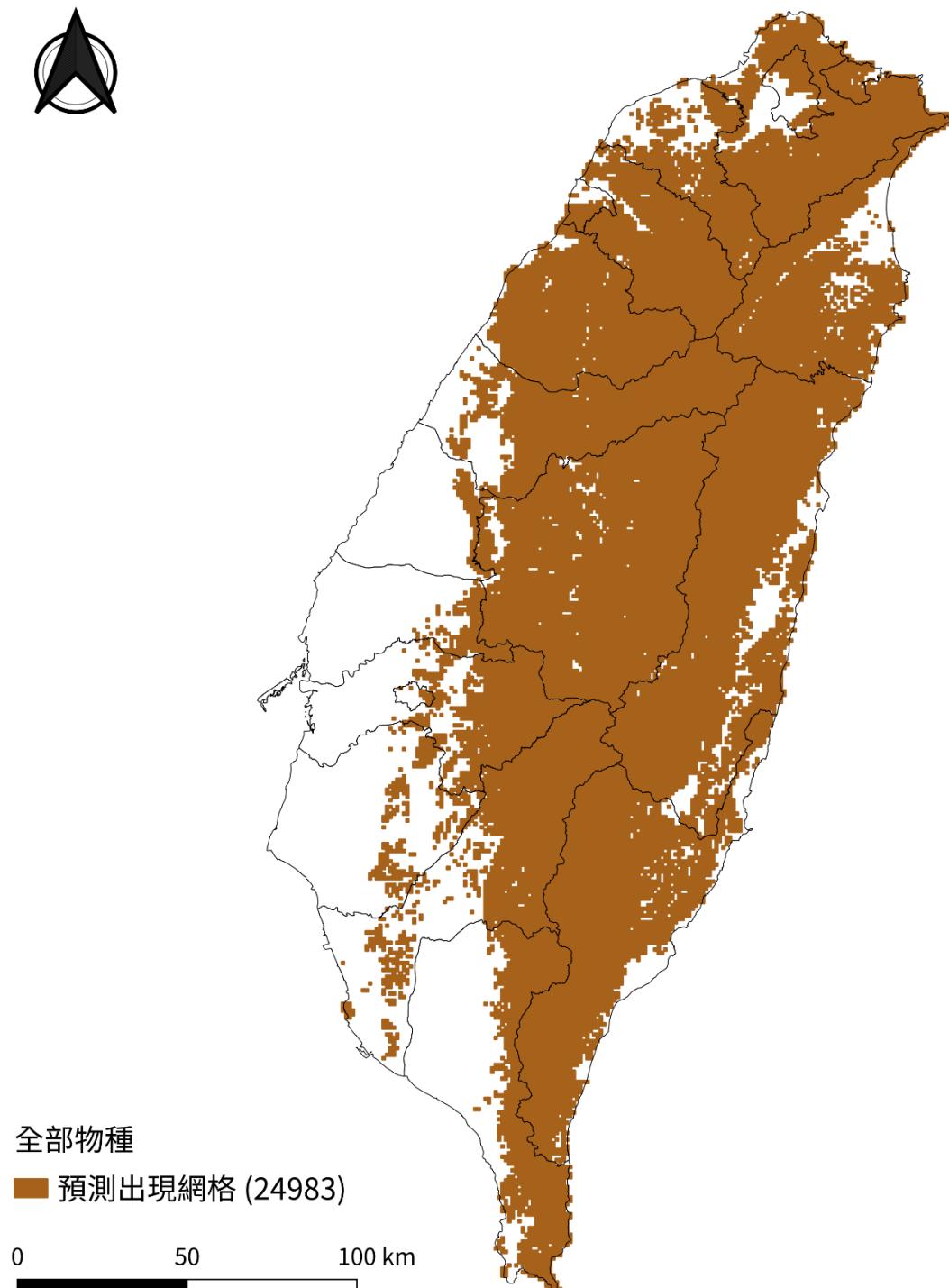


圖 19、全部物種合併預測出現地圖。將 13 種中大型哺乳類物種的分布預測結果疊加後，產生的合併結果地圖。

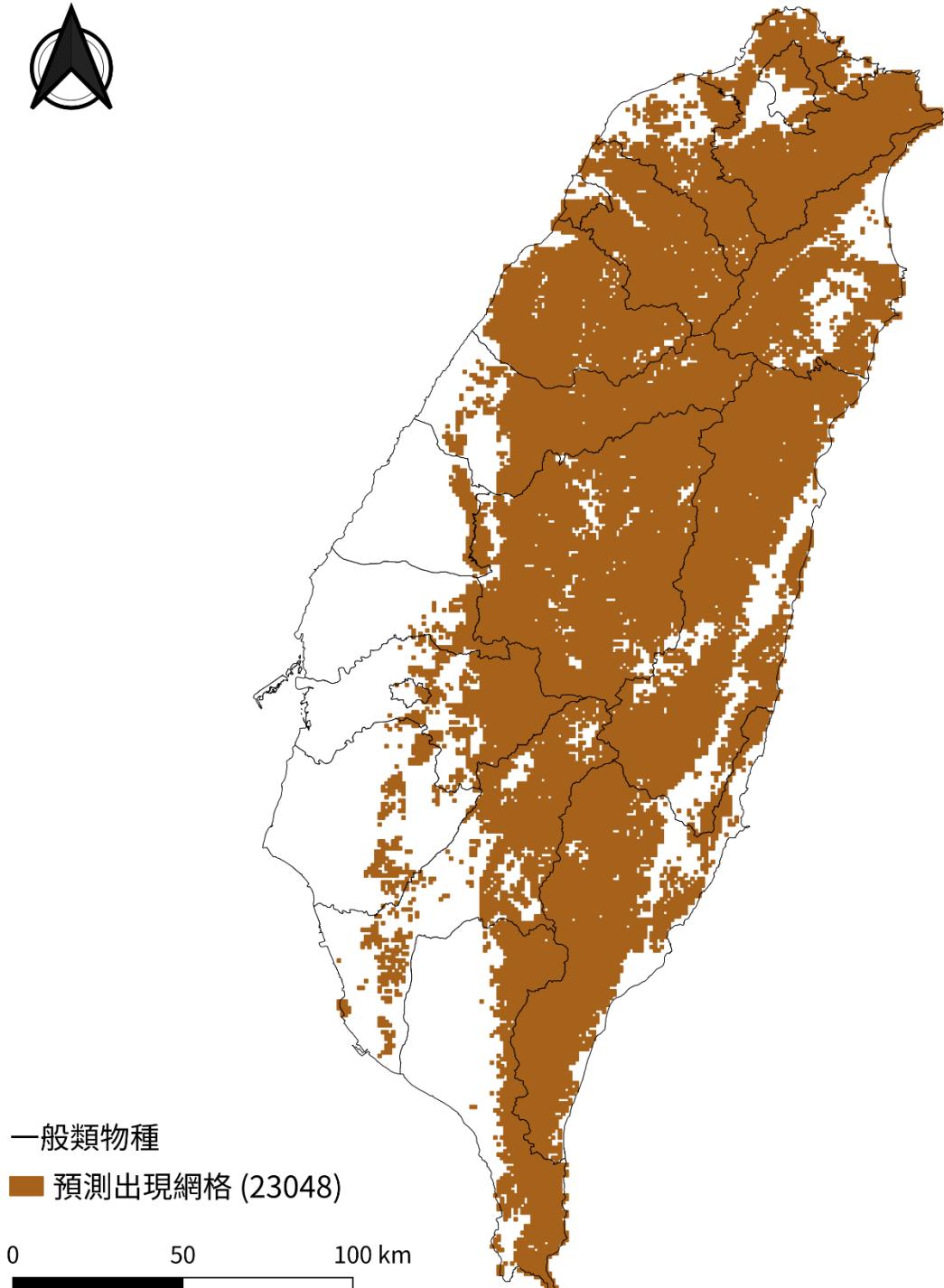


圖 20、一般類物種合併預測出現地圖。一般類的白鼻心、鼴獾、獮猴、野豬及山羌 5 種的分布預測結果疊加後，產生的合併結果地圖。

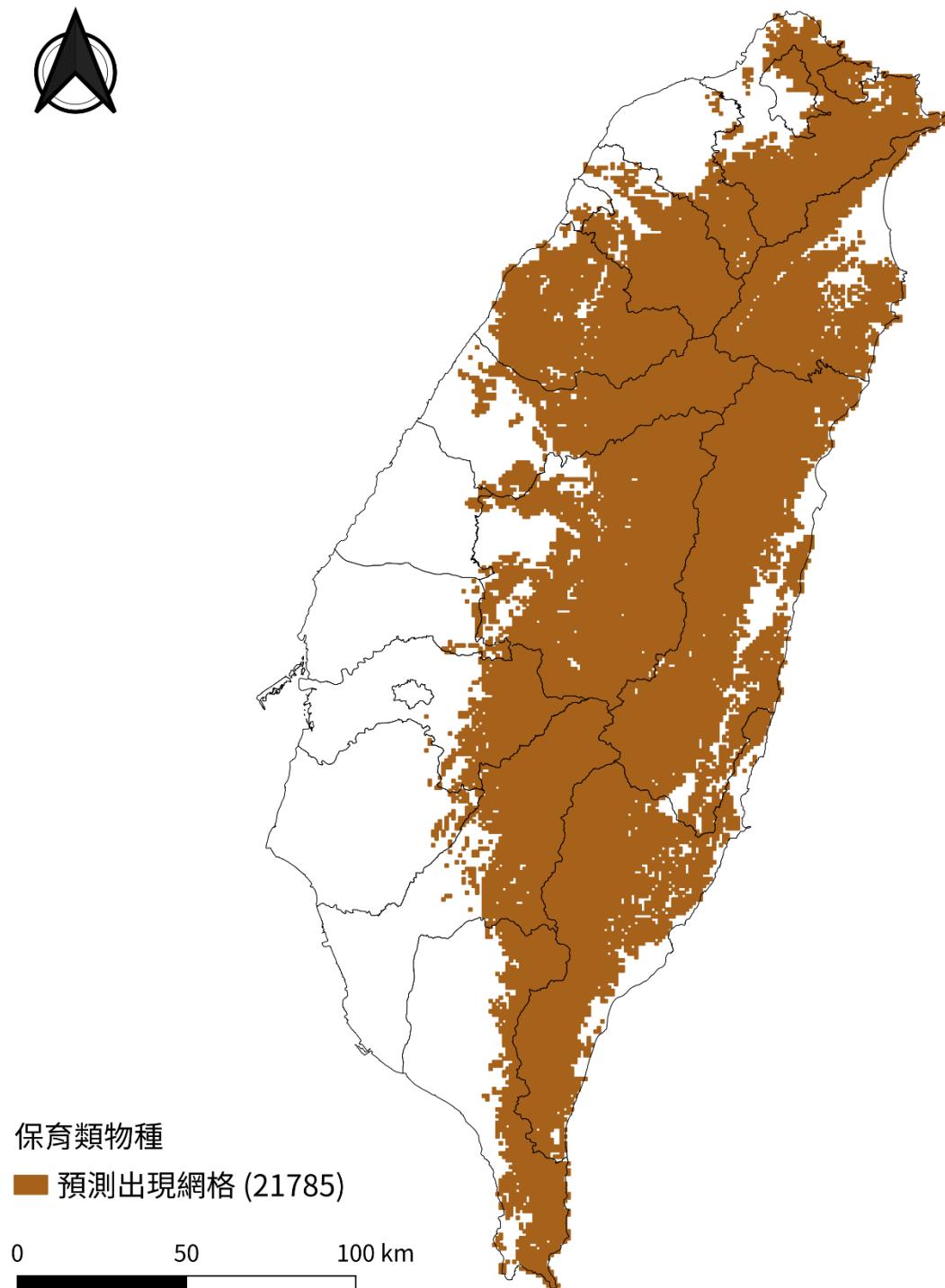
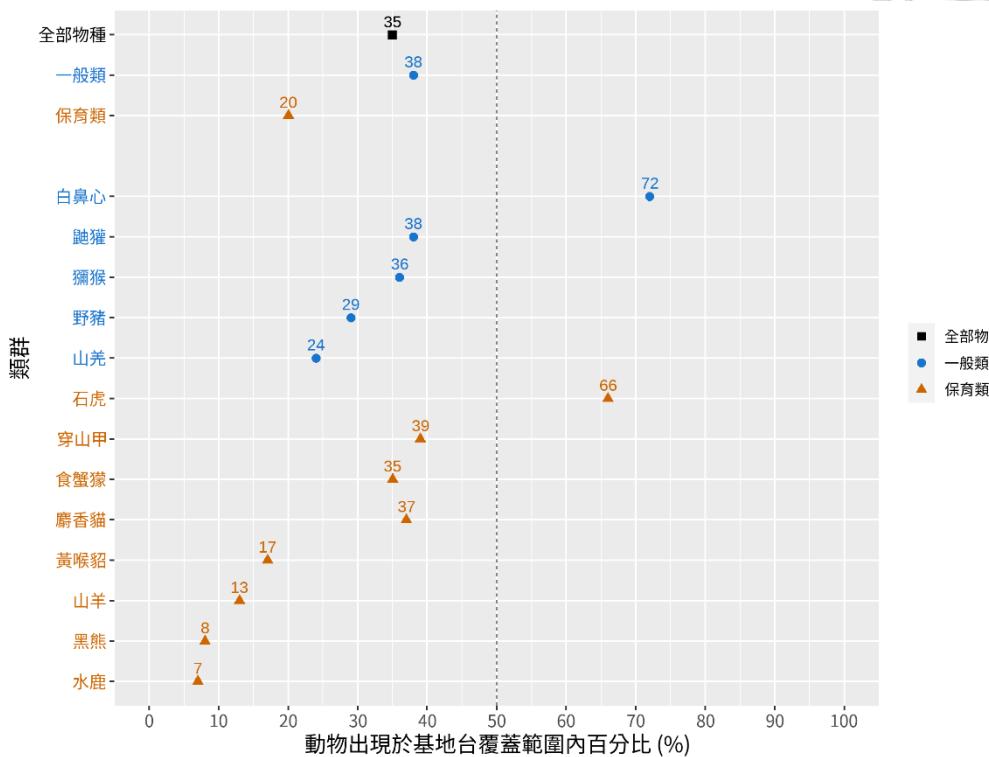


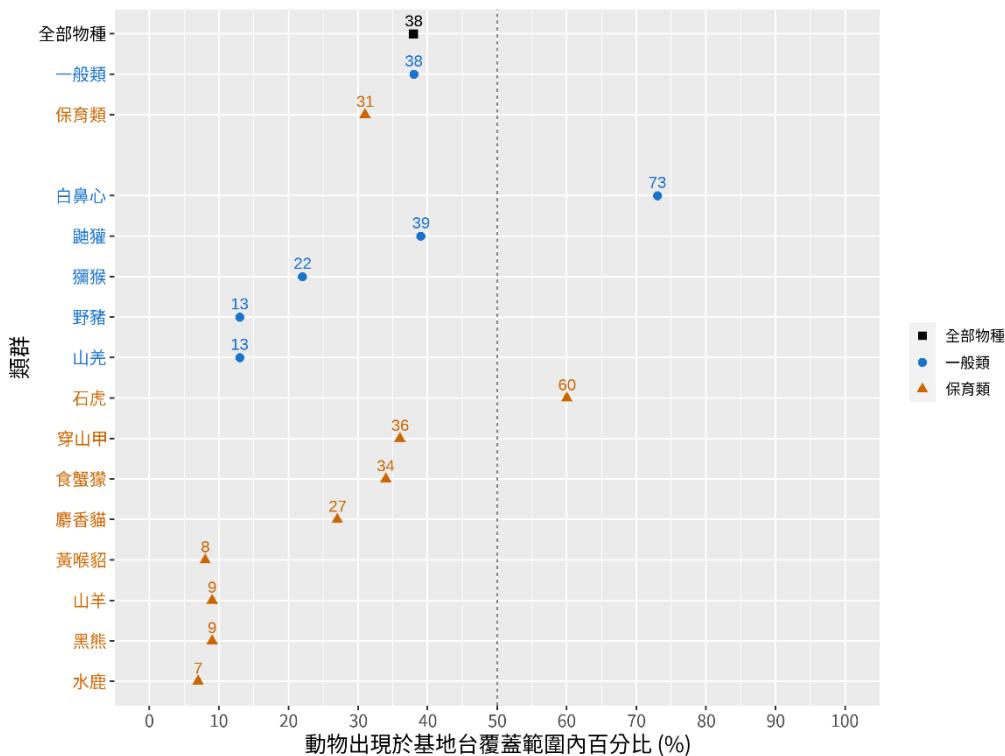
圖 21、保育類物種合併預測出現地圖。保育類的石虎、穿山甲、食蟹獴、麝香貓及黃喉貂、山羊、黑熊及水鹿 8 種的分布預測結果疊加後，產生的合併結果地圖。

(A)



■ 全部物種
● 一般類
▲ 保育類

(B)

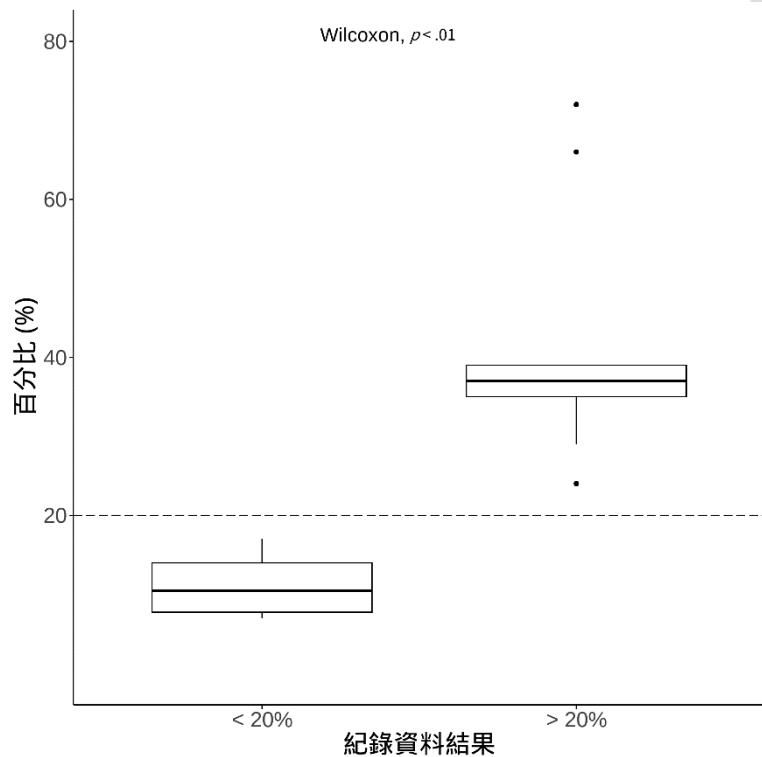


■ 全部物種
● 一般類
▲ 保育類

圖 22、動物出現於基地台覆蓋範圍內百分比：(A) 調查紀錄資料出現百分比、(B) 分布預測資料百分比 (■：全部物種，●：一般類物種，▲：保育類物種)，黑色虛線標示 50% 位置。各類群百分比計算結果參見表 2、表 3。



(A)



(B)

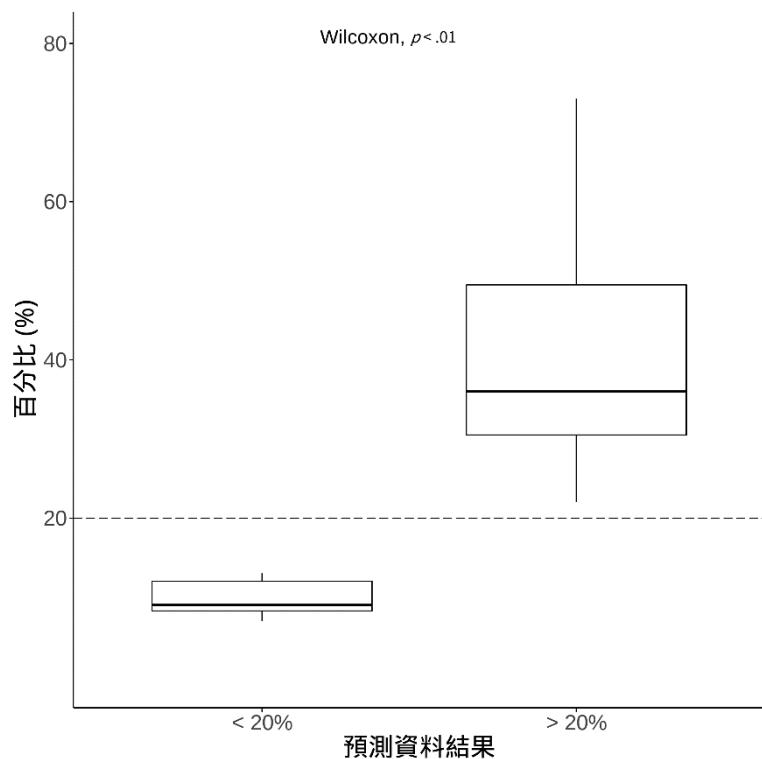


圖 23、動物出現百分比 Wilcoxon 等級和檢定 (以 20% 為分界)：(A) 調查紀錄資料檢定、(B) 分布預測資料檢定。將物種出現百分比分為小於 20%、大於 20% 兩組，兩種資料的檢定結果 p 值皆小於 0.01。

(A)



(B)

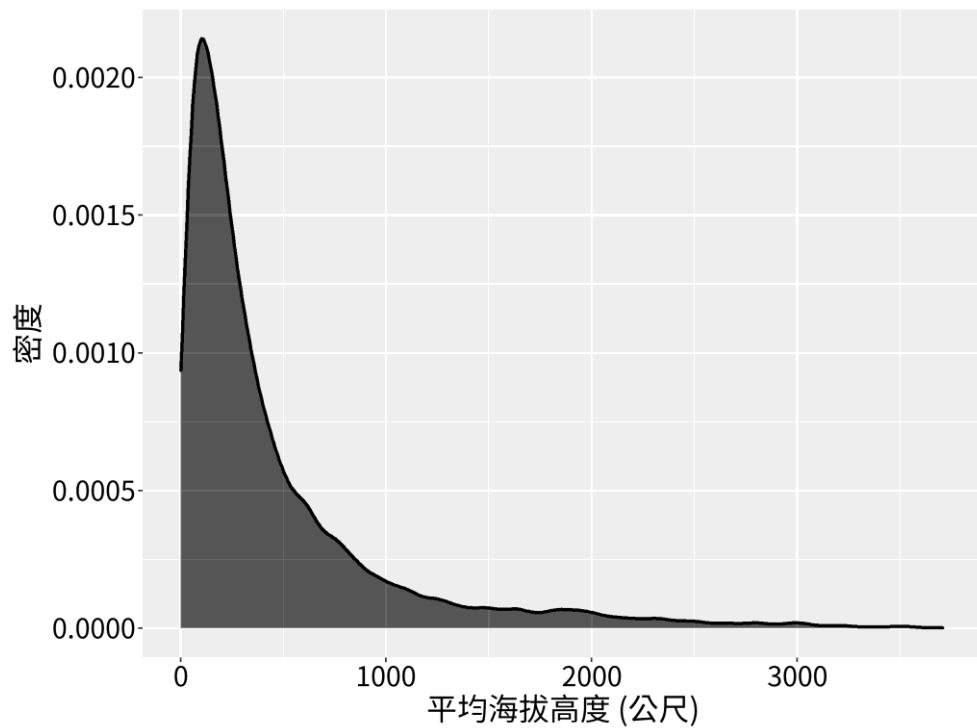


圖 24、基地台覆蓋範圍、全部物種分布預測重疊網格分布圖：(A) 基地台覆蓋範圍、全部物種分布預測重疊地圖、(B) 基地台覆蓋範圍、全部物種分布預測重疊網格海拔分布密度圖。

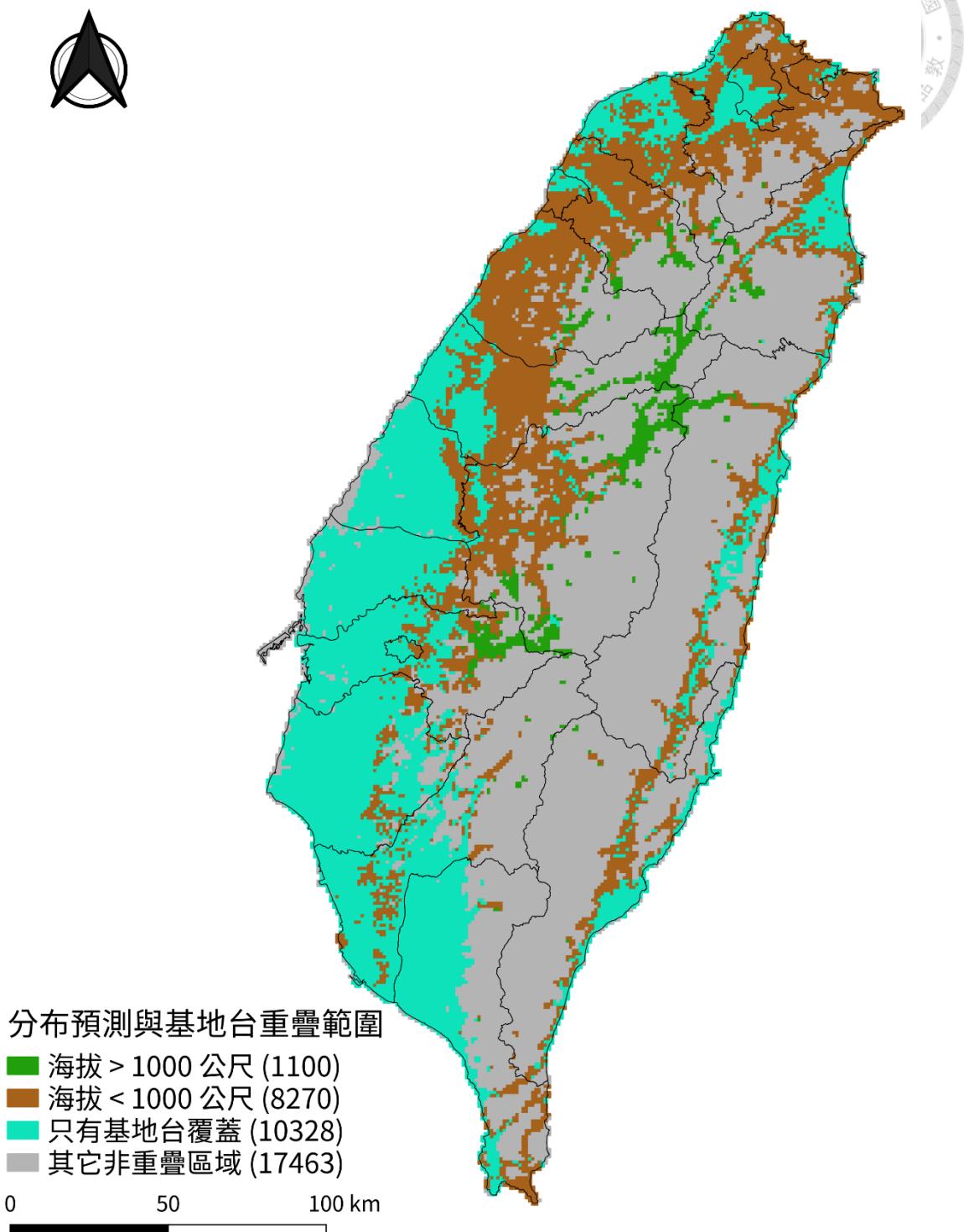


圖 25、基地台覆蓋範圍、全部物種分布預測重疊地圖。總面積 9370 平方公里的重疊網格中有 88% 位於海拔 1000 公尺以下區域，共 8270 平方公里。

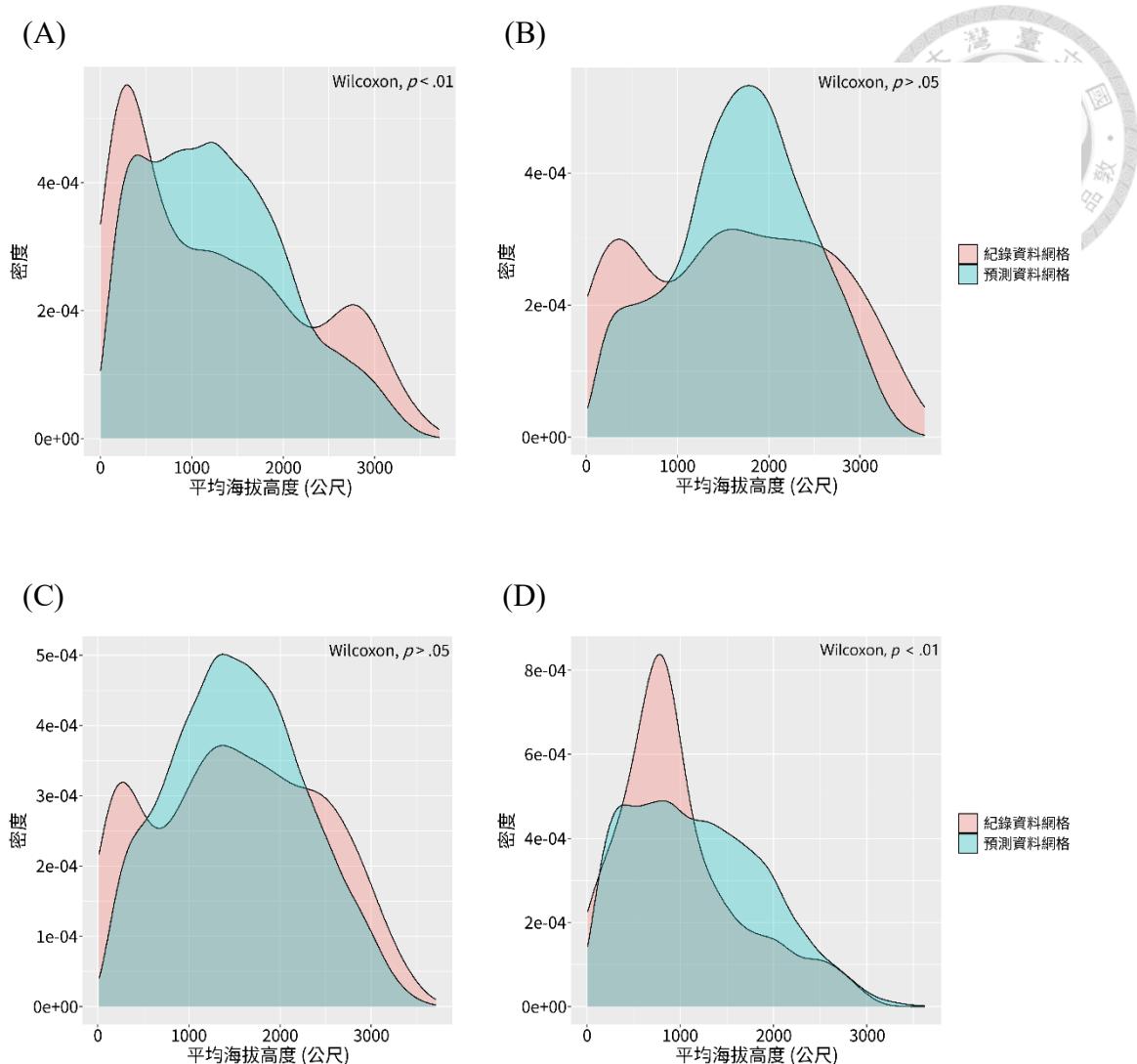
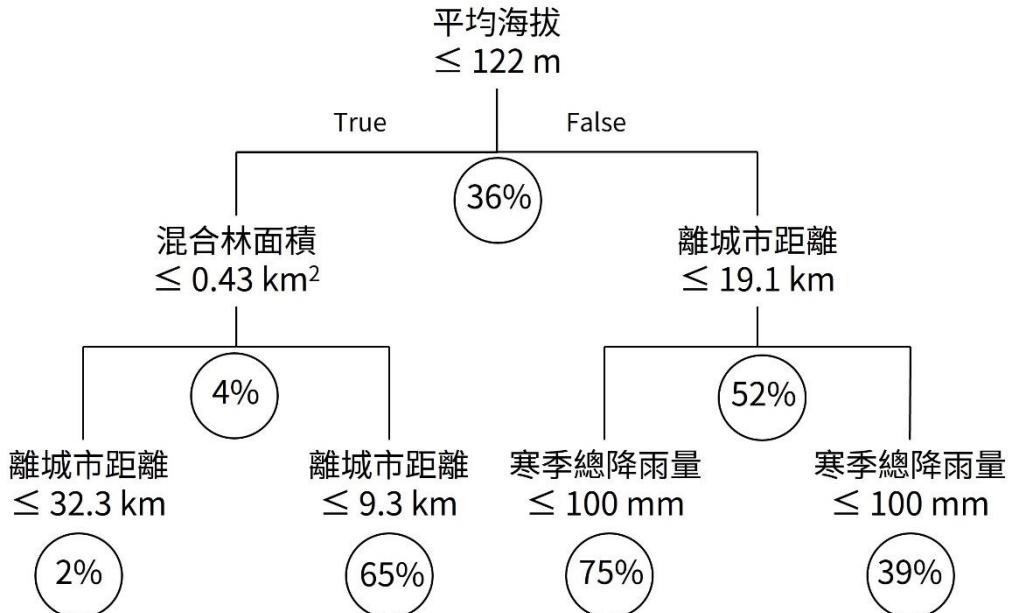
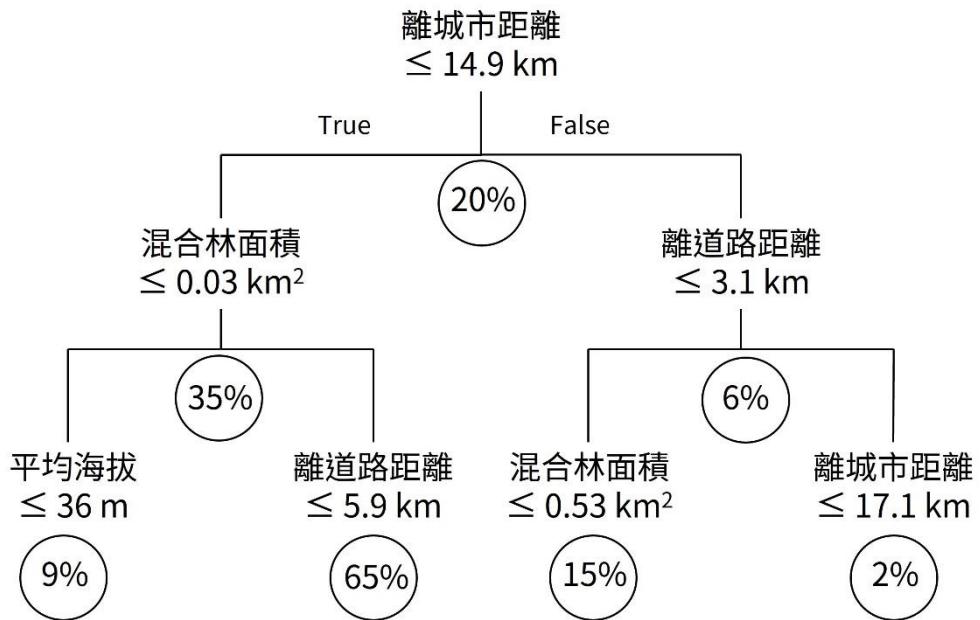
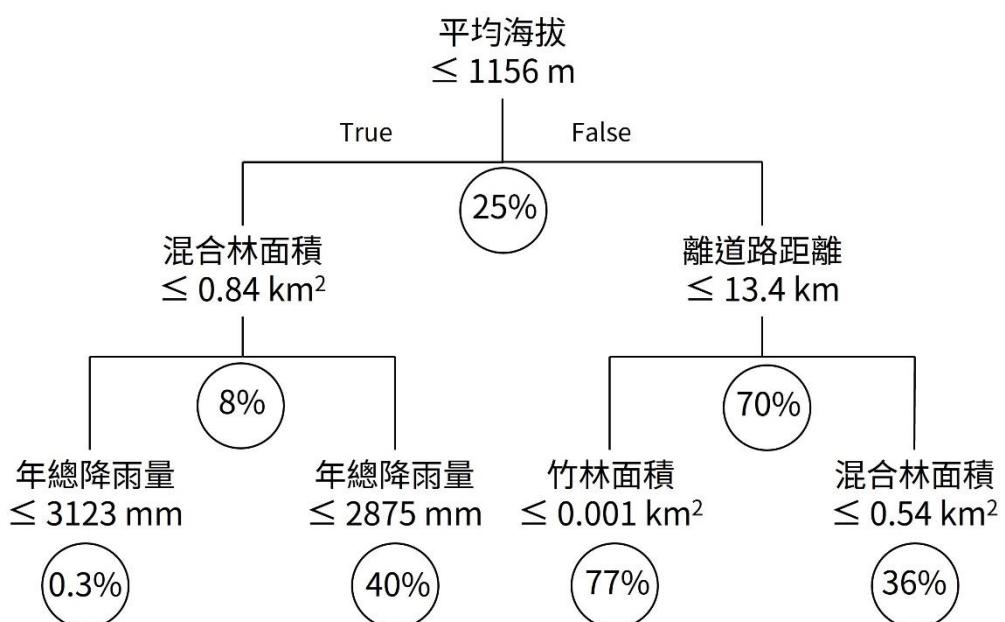
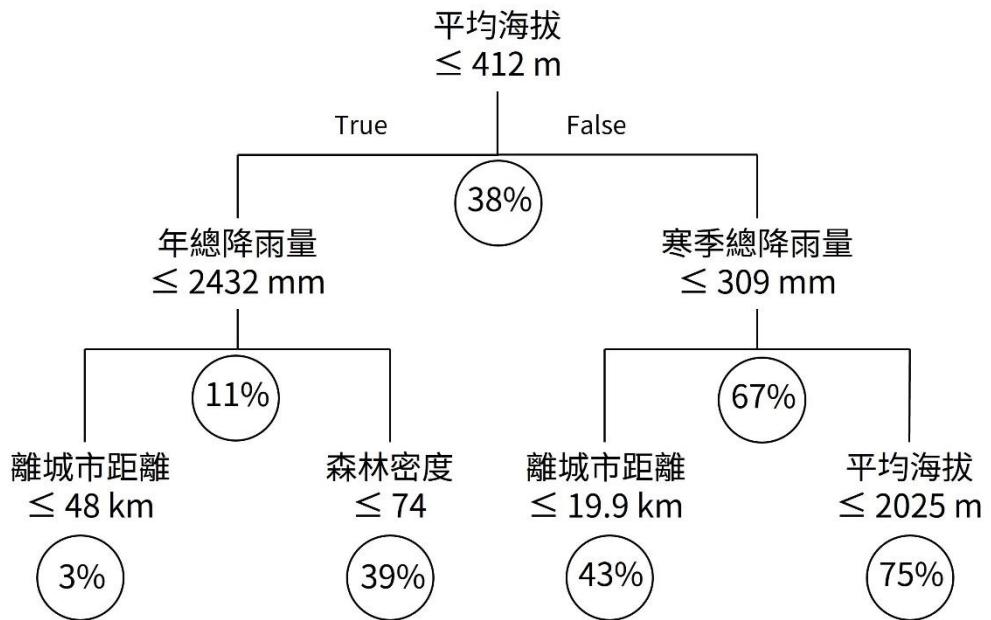


圖 26、動物調查紀錄資料、預測分布資料海拔分布密度圖：(A) 臺灣獮猴海拔分布密度圖，Wilcoxon 等級和檢定 p 值 < 0.01 、(B) 臺灣野豬海拔分布密度圖，Wilcoxon 等級和檢定 p 值 > 0.05 、(C) 臺灣山羌海拔分布密度圖，Wilcoxon 等級和檢定 p 值 > 0.05 、(D) 腸香貓海拔分布密度圖，Wilcoxon 等級和檢定 p 值 < 0.01 。





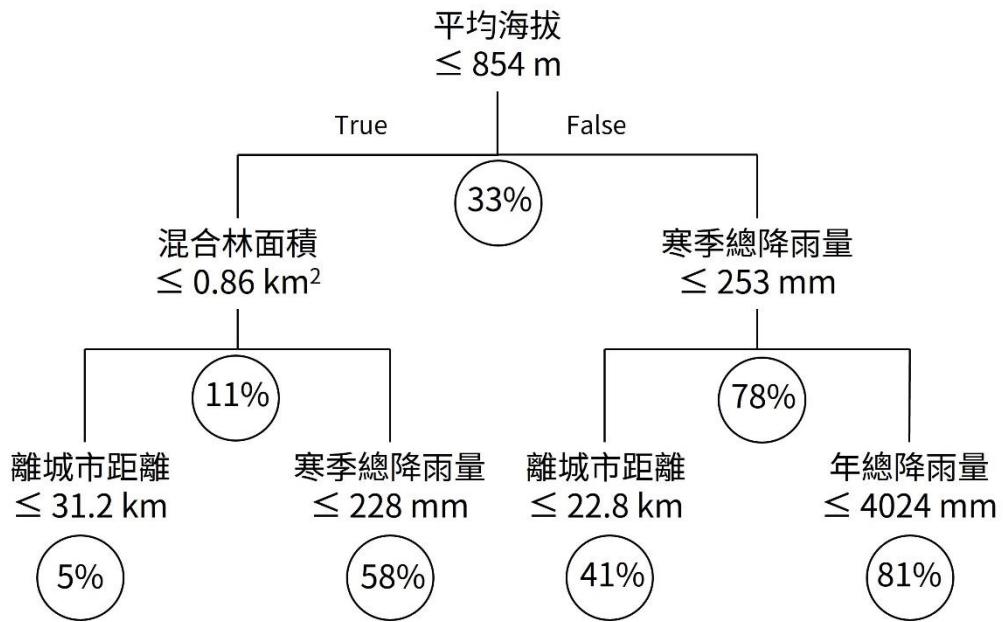


圖 31、臺灣山羌 CART 決策樹模型輸出結果前三層。由上至下，第一層 1 個節點，第二層 2 個節點，第三層 4 個節點。節點標示決策環境因子的條件，往左分支表示樣本符合 (True) 該節點的條件，往右分支表示樣本不符合 (False) 該節點的條件；節點下方標示屬於該節點的所有樣本中，動物有出現 ($Y=1$) 的百分比。

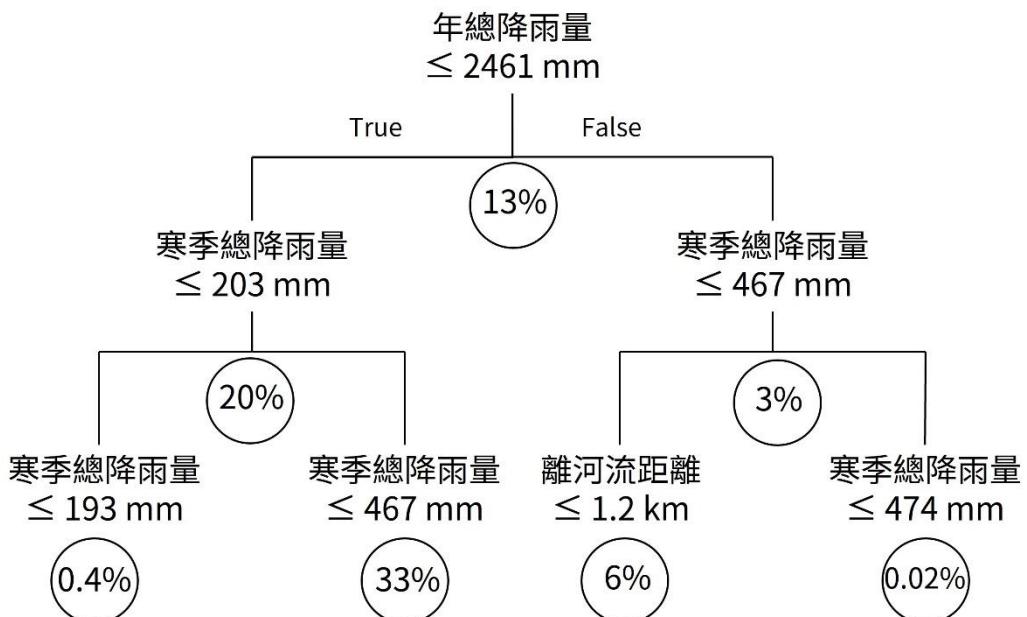


圖 32、石虎 CART 決策樹模型輸出結果前三層。由上至下，第一層 1 個節點，第二層 2 個節點，第三層 4 個節點。節點標示決策環境因子的條件，往左分支表示樣本符合 (True) 該節點的條件，往右分支表示樣本不符合 (False) 該節點的條件；節點下方標示屬於該節點的所有樣本中，動物有出現 ($Y=1$) 的百分比。

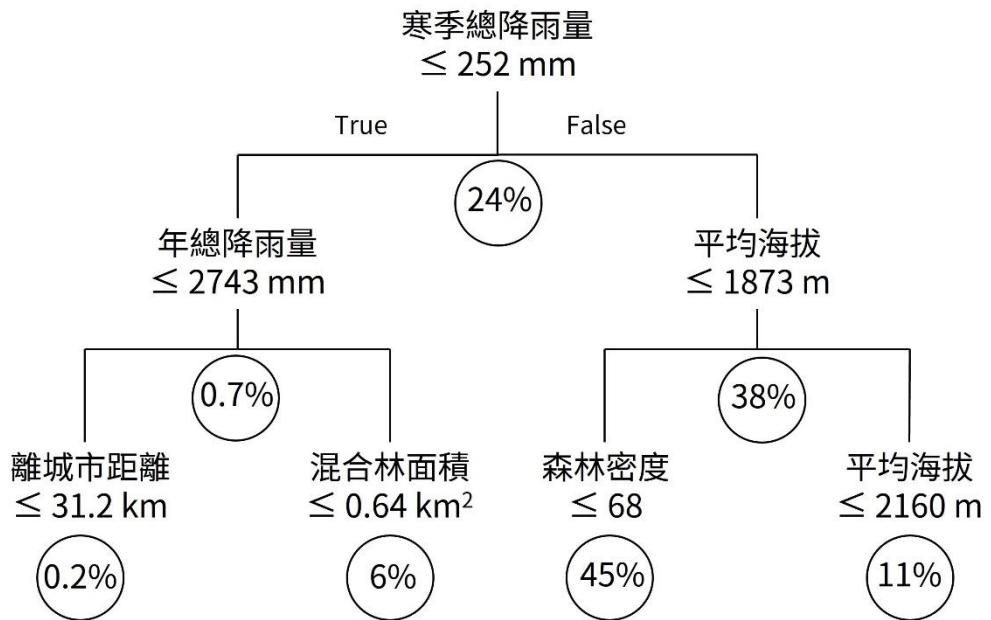


圖 33、穿山甲 CART 決策樹模型輸出結果前三層。由上至下，第一層 1 個節點，第二層 2 個節點，第三層 4 個節點。節點標示決策環境因子的條件，往左分支表示樣本符合 (True) 該節點的條件，往右分支表示樣本不符合 (False) 該節點的條件；節點下方標示屬於該節點的所有樣本中，動物有出現 ($Y=1$) 的百分比。

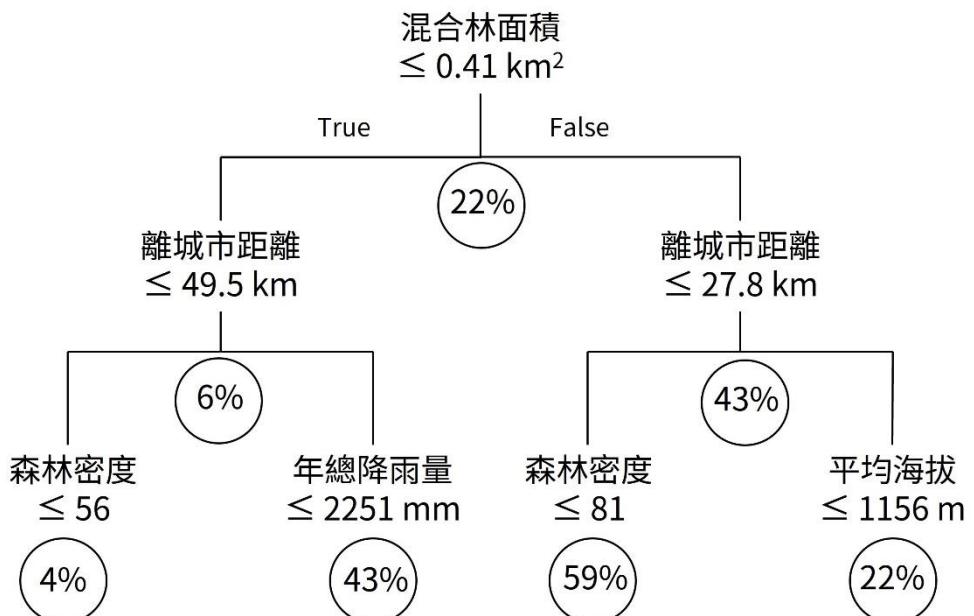


圖 34、食蟹獴 CART 決策樹模型輸出結果前三層。由上至下，第一層 1 個節點，第二層 2 個節點，第三層 4 個節點。節點標示決策環境因子的條件，往左分支表示樣本符合 (True) 該節點的條件，往右分支表示樣本不符合 (False) 該節點的條件；節點下方標示屬於該節點的所有樣本中，動物有出現 ($Y=1$) 的百分比。

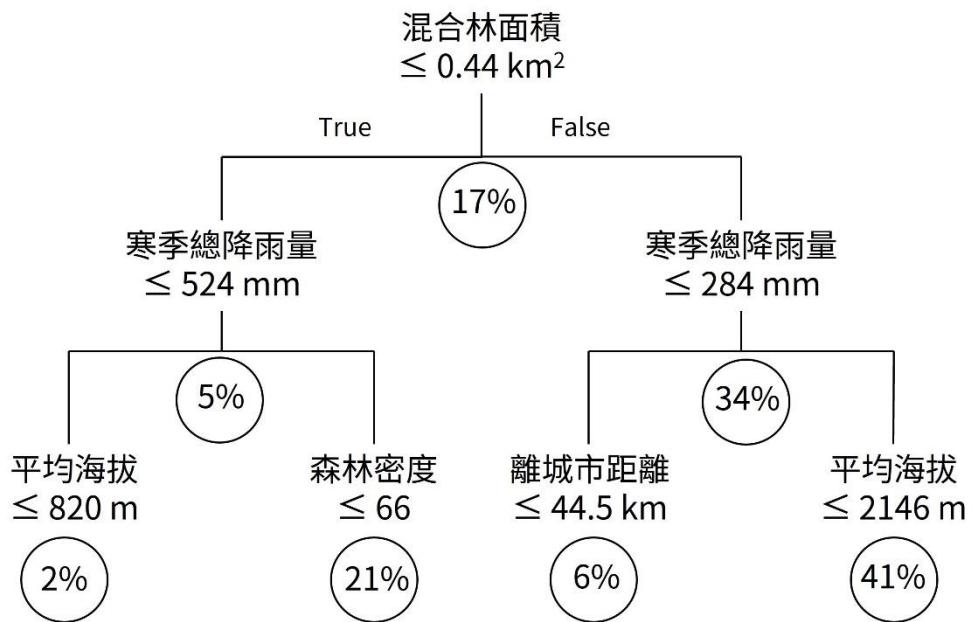


圖 35、麝香貓 CART 決策樹模型輸出結果前三層。由上至下，第一層 1 個節點，第二層 2 個節點，第三層 4 個節點。節點標示決策環境因子的條件，往左分支表示樣本符合 (True) 該節點的條件，往右分支表示樣本不符合 (False) 該節點的條件；節點下方標示屬於該節點的所有樣本中，動物有出現 ($Y=1$) 的百分比。

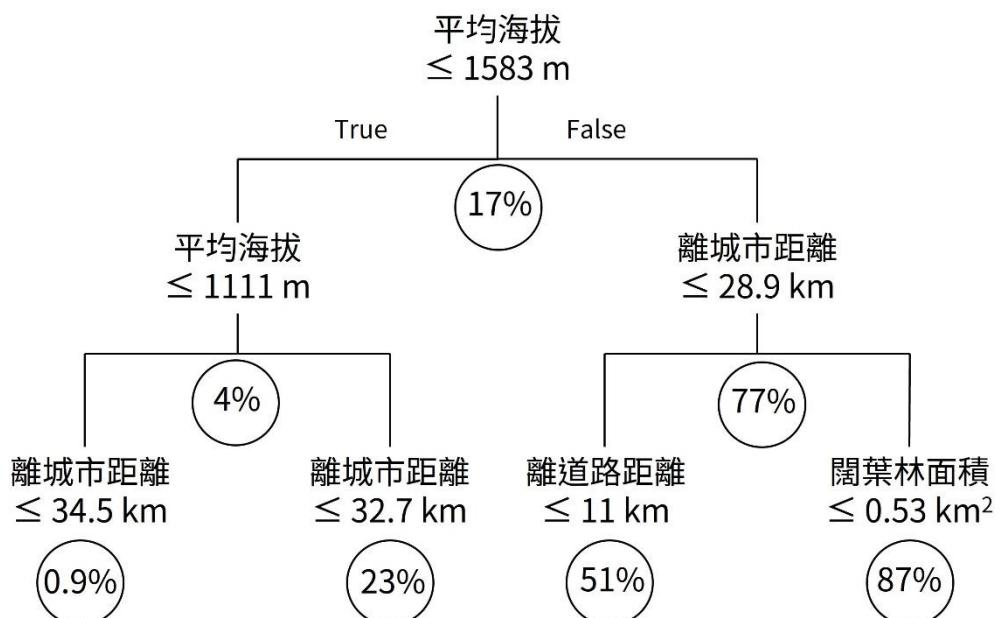


圖 36、黃喉貂 CART 決策樹模型輸出結果前三層。由上至下，第一層 1 個節點，第二層 2 個節點，第三層 4 個節點。節點標示決策環境因子的條件，往左分支表示樣本符合 (True) 該節點的條件，往右分支表示樣本不符合 (False) 該節點的條件；節點下方標示屬於該節點的所有樣本中，動物有出現 ($Y=1$) 的百分比。

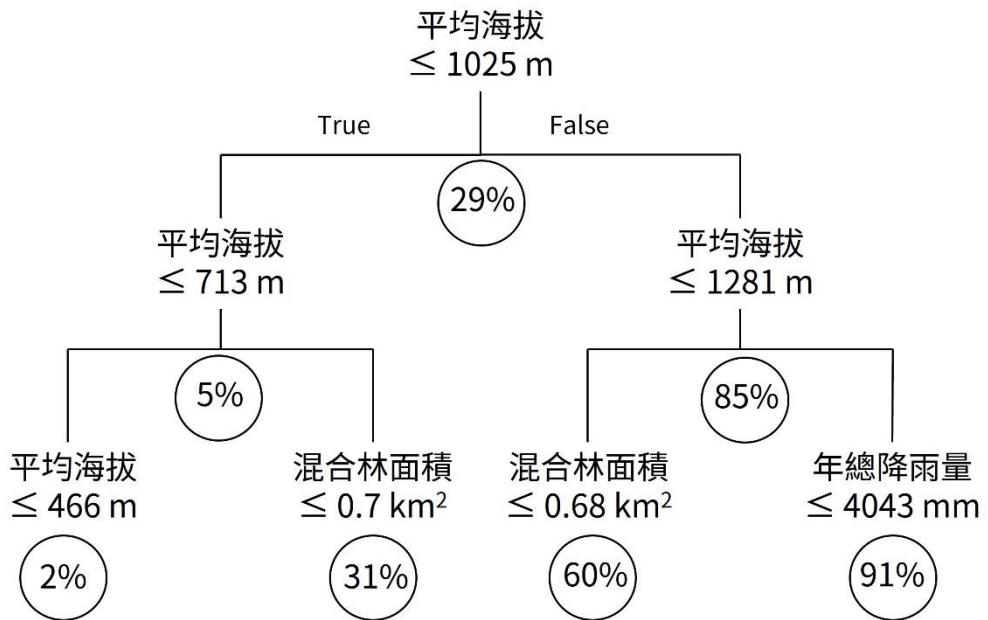


圖 37、臺灣野山羊 CART 決策樹模型輸出結果前三層。由上至下，第一層 1 個節點，第二層 2 個節點，第三層 4 個節點。節點標示決策環境因子的條件，往左分支表示樣本符合 (True) 該節點的條件，往右分支表示樣本不符合 (False) 該節點的條件；節點下方標示屬於該節點的所有樣本中，動物有出現 (Y=1) 的百分比。

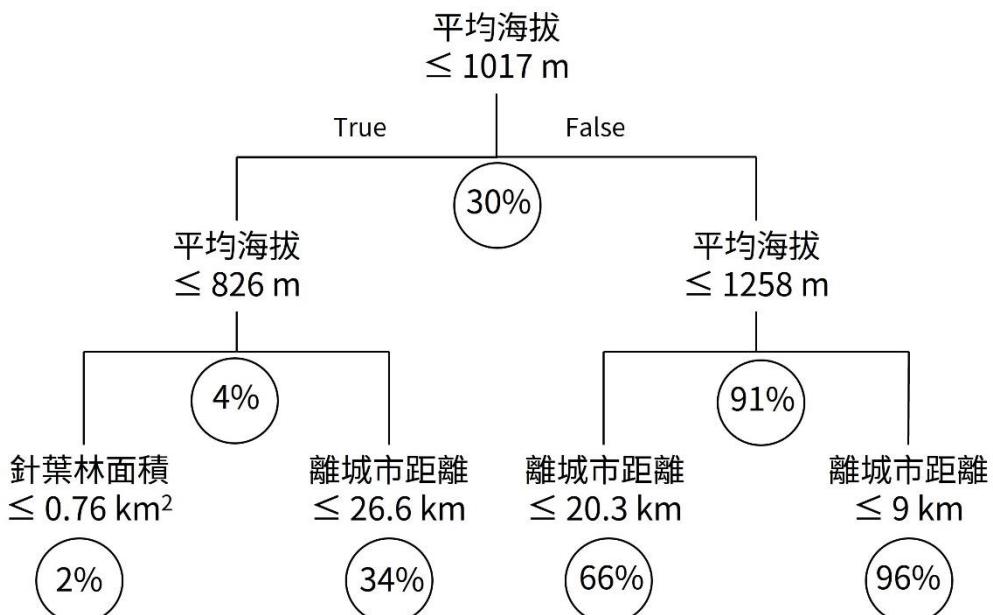


圖 38、臺灣黑熊 CART 決策樹模型輸出結果前三層。由上至下，第一層 1 個節點，第二層 2 個節點，第三層 4 個節點。節點標示決策環境因子的條件，往左分支表示樣本符合 (True) 該節點的條件，往右分支表示樣本不符合 (False) 該節點的條件；節點下方標示屬於該節點的所有樣本中，動物有出現 (Y=1) 的百分比。

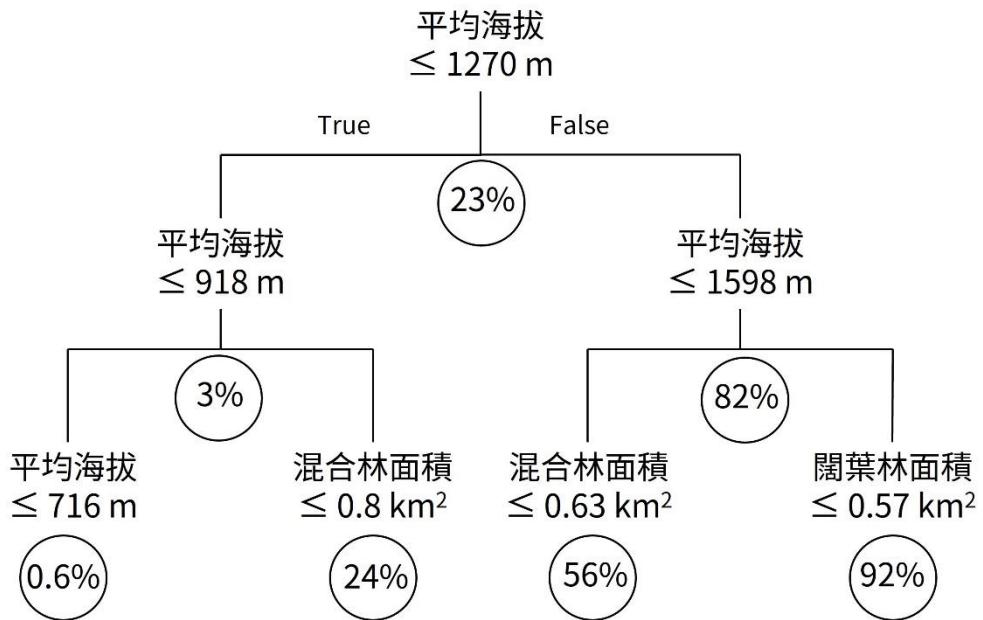


圖 39、臺灣水鹿 CART 決策樹模型輸出結果前三層。由上至下，第一層 1 個節點，第二層 2 個節點，第三層 4 個節點。節點標示決策環境因子的條件，往左分支表示樣本符合 (True) 該節點的條件，往右分支表示樣本不符合 (False) 該節點的條件；節點下方標示屬於該節點的所有樣本中，動物有出現 ($Y=1$) 的百分比。



表

表 1、各物種 Maxent、GARP、ENFA 及整合預測模式之 AUC、Kappa 驗證數值。在 $AUC \geq 0.7$ 且 $Kappa \geq 0.4$ 的情況下，才認定該模式具有可靠的預測性

學名	中文名	AUC				Kappa			
		Maxent	GARP	ENFA	整合	Maxent	GARP	ENFA	整合
<i>Paguma larvata taivana</i>	白鼻心	0.89	0.73	0.67	0.84	0.65	0.36	0.27	0.56
<i>Melogale moschata subaurantiaca</i>	臺灣鼬獾	0.8	0.66	0.66	0.73	0.45	0.29	0.26	0.36
<i>Macaca cyclopis</i>	臺灣獼猴	0.83	0.7	0.69	0.77	0.51	0.35	0.28	0.4
<i>Sus scrofa taivanus</i>	臺灣野豬	0.91	0.76	0.71	0.84	0.67	0.4	0.39	0.54
<i>Muntiacus reevesi micrurus</i>	臺灣山羌	0.87	0.76	0.74	0.82	0.59	0.43	0.41	0.5
<i>Prionailurus bengalensis chinensis</i>	石虎	0.95	0.88	0.74	0.92	0.77	0.7	0.38	0.75
<i>Manis pentadactyla pentadactyla</i>	穿山甲	0.93	0.77	0.66	0.86	0.71	0.44	0.34	0.58
<i>Herpestes urva formosanus</i>	食蟹獴	0.91	0.73	0.68	0.86	0.66	0.37	0.31	0.58
<i>Viverricula indica taivana</i>	麝香貓	0.95	0.83	0.75	0.91	0.77	0.53	0.45	0.69
<i>Martes flavigula chrysospila</i>	黃喉貂	0.96	0.89	0.88	0.95	0.81	0.68	0.63	0.74
<i>Naemorhedus swinhoei</i>	臺灣野山羊	0.92	0.83	0.81	0.89	0.7	0.59	0.55	0.65
<i>Ursus thibetanus formosanus</i>	臺灣黑熊	0.9	0.84	0.82	0.88	0.65	0.62	0.55	0.64
<i>Cervus unicolor swinhoei</i>	臺灣水鹿	0.94	0.86	0.84	0.91	0.74	0.65	0.59	0.68



表 2、動物調查紀錄資料百分比計算結果。

物種區分方式	類群	基地台覆蓋範圍		動物出現於基地台範圍內百分比
		內	外	
整體	全部物種	1447	2716	35%
	一般類物種	1350	2170	38%
	保育類物種	330	1312	20%
一般類物種	白鼻心	320	126	72%
	臺灣鼬獾	919	1498	38%
	臺灣獮猴	401	705	36%
	臺灣野豬	43	107	29%
	臺灣山羌	181	567	24%
保育類物種	石虎	67	35	66%
	穿山甲	76	119	39%
	食蟹獴	91	166	35%
	麝香貓	54	93	37%
	黃喉貂	43	207	17%
	臺灣野山羊	71	496	13%
	臺灣黑熊	49	572	8%
	臺灣水鹿	36	489	7%



表3、動物分布預測資料百分比計算結果。

物種區分方式	類群	基地台覆蓋範圍		動物出現於基地台範圍內百分比
		內	外	
整體	全部物種	9370	15613	38%
	一般類物種	8677	14371	38%
	保育類物種	6649	15136	31%
一般類物種	白鼻心	5508	2018	73%
	臺灣鼬獾	5272	8107	39%
	臺灣獮猴	3113	11142	22%
	臺灣野豬	1205	8115	13%
	臺灣山羌	1641	10753	13%
保育類物種	石虎	2840	1879	60%
	穿山甲	3186	5582	36%
	食蟹獴	2775	5359	34%
	麝香貓	1736	5200	27%
	黃喉貂	547	5928	8%
	臺灣野山羊	955	9921	9%
	臺灣黑熊	1015	10368	9%
	臺灣水鹿	568	7911	7%

表 4、各物種決策樹模型效能評估結果。F1-score 及 AUC 數值。

物種	F1-score	AUC
白鼻心	0.74	0.76
臺灣鼬獾	0.79	0.79
臺灣獼猴	0.79	0.79
臺灣野豬	0.82	0.82
臺灣山羌	0.83	0.83
石虎	0.78	0.79
穿山甲	0.78	0.79
食蟹獴	0.78	0.78
麝香貓	0.73	0.75
黃喉貂	0.86	0.86
臺灣野山羊	0.88	0.88
臺灣黑熊	0.92	0.92
臺灣水鹿	0.89	0.89



表 5、決策樹模型前三層各環境因子出現次數。

環境因子	決策樹層數			總計
	第一層	第二層	第三層	
平均海拔	8	8	8	24
離城市距離	1	4	14	19
寒季總雨量	1	6	8	15
混合林面積	2	4	7	13
年總雨量	1	2	3	6
森林密度	0	0	5	5
離道路距離	0	2	2	4
闊葉林面積	0	0	2	2
離河流距離	0	0	1	1
針葉林面積	0	0	1	1
竹林面積	0	0	1	1
總計	13	26	52	91

附錄 1 中大型哺乳動物出現資料來源



- 中華民國自然生態保育協會 (2009)。玉山國家公園新康山區暨南二段中大型哺乳動物調查計畫。內政部營建署玉山國家公園管理處，南投縣。
- 中華民國自然生態保育協會 (2010)。陽明山國家公園陽金公路以東地區資源調查。內政部營建署陽明山國家公園管理處，臺北市。
- 中華民國自然生態保育協會 (2011)。人類活動對陽明山國家公園百拉卡公路以北，陽金公路以西地區資源調查。內政部營建署陽明山國家公園管理處，臺北市。
- 中華民國自然生態保育協會。陽明山國家公園指標物種及長期生態監測指標先驅研究 (2/2)。內政部營建署陽明山國家公園管理處，臺北市。
- 中華民國國家公園學會 (2011)。大武山區自然及人文環境資源調查。內政部營建署，臺北市。
- 中華民國國家公園學會 (2011)。丹大山區自然及人文環境資源調查。內政部營建署，臺北市。
- 中華民國國家公園學會 (2012)。臺灣水鹿跨域整合研究 (一)。內政部營建署太魯閣國家公園管理處，花蓮縣。
- 中華民國國家公園學會 (2013)。臺灣水鹿跨域整合研究 (二)。內政部營建署太魯閣國家公園管理處，花蓮縣。
- 中華民國國家公園學會 (2014)。臺灣水鹿跨域整合研究 (三)。內政部營建署太魯閣國家公園管理處，花蓮縣。
- 中華民國國家公園學會 (2014)。觀霧地區觀霧山椒魚及其相關物種調查。內政部營建署雪霸國家公園管理處，苗栗縣。
- 中華民國國家公園學會 (2015)。臺灣水鹿跨域整合研究 (四)。內政部營建署太魯閣國家公園管理處，花蓮縣。
- 日揚環境工程有限公司 (2020)。大享容器工業股份有限公司擴展計畫。大享容器工業股份有限公司，新竹縣。
- 台灣哺乳動物學會 (2010)。玉山與塔塔加地區中大型哺乳動物與生物多樣性之長期監測計畫。內政部營建署玉山國家公園管理處，南投縣。
- 台灣哺乳動物學會 (2011)。玉山地區中大型哺乳動物與生物多樣性之長期監測計畫。內政部營建署玉山國家公園管理處，南投縣。
- 弘益生態有限公司 (2010)。陽明山國家公園馬槽遊憩區 (東區) 陽明山日月農莊改建案環境影響說明書。旭陽谷建設開發股份有限公司，臺北市。
- 弘益生態有限公司 (2013)。大河底 2 號探井油氣探勘計畫環境影響說明書。台灣中油股份有限公司，臺北市。
- 弘益生態有限公司 (2014)。國立中山大學仁武校區開發計畫環頸影響說明書。國立中山大學，高雄市。

弘益生態有限公司 (2015)。台九線花東公路第三期拓寬計畫環境影響說明書 (馬太鞍溪橋改建工程) 第一次環境影響差異分析報告。交通部公路總局第四養護工程處，宜蘭縣。

弘益生態有限公司 (2019)。阿里山森林鐵路 42 號隧道計畫環境影響說明書。行政院農業委員會林務局阿里山林業鐵路及文化資產管理處，嘉義市。

弘益生態有限公司 (2019)。烏石港渡假酒店新建工程環境影響說明書。江松股份有限公司，臺北市。

弘益生態有限公司 (2019)。森霸電力第二期燃氣複循環發電計畫環境影響說明書。森霸電力股份有限公司，臺南市。

弘益生態有限公司 (2020)。花東地區鐵路雙軌電氣化計畫環境影響評估報告書。交通部鐵道局，新北市。

弘益生態有限公司 (2020)。東勢區詒福里 8 米計畫道路 (新城街至新城街 386 巷) 開闢工程環境影響說明書。臺中市新建工程處，臺中市。

弘益生態有限公司 (2020)。新竹縣寶山鄉大雅段 307 地號等 3 筆土地依產創條例申請設置產業園區環境影響說明書。五崧捷運股份有限公司，新竹縣。

民享環境生態調查有限公司 (2012)。明志科技大學擴建計畫環境影響說明書。明志科技大學，新北市。

民享環境生態調查有限公司 (2012)。高雄環狀輕軌捷運建設修正路線環境影響說明書。高雄市政府工程局，高雄市。

民享環境生態調查有限公司 (2012)。機場捷運沿線站區周邊土地開發-A7 站區 (第二期)開發案環境影響說明書。內政部，臺北市。

民享環境生態調查有限公司 (2013)。台 13 線三義外環道新闢工程環境影響說明書環境現況差異分析報告及對策檢討報告。交通部公路總局第二區養護工程處，苗栗縣。

民享環境生態調查有限公司 (2013)。國道 4 號臺中環線豐原潭子段工程環境影響說明書。交通部高速公路局，新北市。

民享環境生態調查有限公司 (2014)。苗栗縣後龍鎮設置風力發電廠興建計畫變更審查結論暨第二次環境影響差異分析報告。龍威風力發電股份有限公司，臺北市。

民享環境生態調查有限公司 (2014)。榮豐礦業股份有限公司所領臺濟採字第 5534 號花蓮縣秀林鄉大濁水礦場申請核定及變更核定礦業用地環境影響說明書。榮豐礦業股份有限公司，宜蘭縣。

民享環境生態調查有限公司 (2015)。羅慶仁 (代表人) 等所領臺濟採字第 5645 號礦業權申請核定礦業用地案環境影響說明書。羅慶仁 (代表人)，新竹縣。

民享環境生態調查有限公司 (2017)。第十四 (恆春) 海巡隊廳舍新建案環境影響說明書。行政院海岸巡防署海洋巡防總局，新北市。

民翔環境生態研究有限公司 (2013)。南部補給油料庫海用油池增建暨壽山作業組油管汰換工程。陸軍第四地區支援指揮部，高雄市

- 民翔環境生態研究有限公司 (2015)。苗栗縣三義工業區拐子湖段 815-5 地號等 10 筆土地開發計畫。大安資源科技有限公司，臺中市。
- 民翔環境生態研究有限公司 (2015)。新北市貢寮區靈鷲山宗教文化園區開發案環境影響說明書。財團法人靈鷲山佛教基金會，桃園市。
- 民翔環境生態研究有限公司 (2018)。寶吉祥佛寺開發案環境影響說明書。財團法人佛教仁欽多吉仁波切基金會，臺北市。
- 民翔環境生態研究有限公司 (2019)。大安大甲溪水源聯合運用輸水工程計畫環境影響評估報告書。經濟部水利署中區水資源局，臺中市。
- 民翔環境生態研究有限公司 (2019)。苗栗縣泰安鄉橫龍山遊憩設施區 (旅館) 開發案環境影響說明書。汶水湯元開發股份有限公司，苗栗縣。
- 民翔環境生態研究有限公司 (2019)。烏嘴潭人工湖下游自來水供水工程-烏嘴潭淨水場環境影響說明書。台灣自來水股份有限公司，新北市。
- 民翔環境生態研究有限公司 (2019)。新北市汐止區橫科段住宅社區 (丙種建築用地) 開發案環境影響說明書。統創建設開發股份有限公司，臺北市。
- 民翔環境生態研究有限公司 (2020)。「縣道 185 至 185 甲線 (屏 109 至平地森林園區) 拓寬工程」環境影響說明書。屏東縣政府，屏東縣。
- 民翔環境生態研究有限公司 (2020)。苗栗縣正覺寺玄奘文化宗教園區開發案環境影響說明書。陸大元 (正覺寺籌備處代表人)，臺北市。
- 民翔環境生態研究有限公司 (2020)。新竹縣峨眉鄉禪心淨苑開發計畫環境影響說明書。炳昌企業有限公司，高雄市。
- 民翔環境生態研究有限公司 (2020)。臺灣桃園國際機場第三跑道環境影響評估報告書。桃園國際機場股份有限公司，桃園市。
- 朱有田 (2013)。陽明山國家公園特殊稀有動物 (麝香貓) 生活史之研究。內政部營建署陽明山國家公園管理處，臺北市。
- 羽林生態股份有限公司 (2014)。103 年度「內雙溪自然中心、風景區及露營場等場域森林及生態資源調查 (第一期)」。臺北市政府工務局大地工程處，臺北市。
- 羽林生態股份有限公司 (2016)。104 年度「內雙溪自然中心等場域生態資源調查」委託專業服務案 成果報告書。臺北市政府工務局大地工程處，臺北市。
- 艾弈康工程顧問股份有限公司 (2019)。白河水庫後續更新改善工程計畫第二階段環境影響說明書。經濟部水利署南區水資源局，高雄市。
- 吳海音 (2010)。玉山國家公園東部園區遊客與野生動物活動監測計畫。內政部營建署玉山國家公園管理處，南投縣。
- 吳聲海 (2010)。雪霸國家公園雪見地區兩生爬蟲類調查及遊憩活動影響評估。內政部營建署雪霸國家公園管理處，苗栗縣。
- 東達工程顧問有限公司 (2017)。國立政治大學指南山莊校區開發案環境影響說明書。國立政治大學，臺北市。
- 林良恭 (2009)。玉山國家公園大溪流域地區生物資源勘查。內政部營建署玉山

- 國家公園管理處，南投縣。
- 林良恭 (2009)。玉山國家公園郡大觀高地區生物資源調查。內政部營建署玉山國家公園管理處，南投縣。
- 林幸助 (2018)。106 - 107 年度夢幻湖生態保護區基礎調查計畫。內政部營建署陽明山國家公園管理處，臺北市。
- 林務局 (2013)。林務局生態調查資料庫。行政院農業委員會林務局，臺北市。
- 社團法人中華易之森林植物研究協會 (2016)。北坑駐在所周邊資源調查監測暨調查研究據點建置評估。內政部營建署雪霸國家公園管理處，苗栗縣。
- 社團法人花蓮縣野項學會 (2010)。代表性生態系經營管理之蘇花海岸生態系長期生態研究網計畫 (二) — 蘇花海岸地形的物種阻隔效應及保育措施調查。內政部營建署太魯閣國家公園管理處，花蓮縣。
- 社團法人高雄市野項學會 (2010)。壽山國家自然公園資源調查委託專業服務案。內政部營建署壽山國家自然公園籌備處，高雄市。
- 空間生態研究室 (2013)。空間生態研究室資料庫。國立臺灣大學，臺北市。
- 威騰有限公司 (2014)。遠雄海洋公園第四次變更 (擴大) 開發案環境影響說明書。遠雄海洋公園股份有限公司，臺北市。
- 衍生工程顧問公司 (2006)。劃設台江國家公園可行性及先期規劃研究。臺南市政府，臺南市。
- 特有生物研究育中心 (2013)。生物資料庫。行政院農業委員會特有生物研究育中心，南投縣。
- 特有生物研究育中心 (2016)。臺 9 線蘇花公路山區路段改善計畫 (蘇澳~東澳、南澳~和平、和平~大清水) 施工中暨營運階段環境監測工作。交通部公路總局蘇花公路改善工程處，宜蘭縣。
- 國立中山大學 (2011)。「黃蝶翠谷資源調查」委託辦理計畫案。內政部營建署壽山國家自然公園籌備處，高雄市。
- 國立中山大學 (2016)。壽山國家自然公園石灰岩洞穴動物調查計畫。內政部營建署壽山國家自然公園籌備處，高雄市。
- 國家生物多樣性資料庫 (2013)。臺灣國家公園生物多樣性資料庫。內政部營建署，臺北市。
- 張學文 (2013)。玉山國家公園南橫地區生態系資源調查。內政部營建署玉山國家公園管理處，南投縣。
- 張學文 (2018)。壽山國家自然公園流浪動物與山羌族群現況調查計畫。內政部營建署壽山國家自然公園籌備處，高雄市。
- 野聲環境生態顧問有限公司 (2013)。玉山國家公園共域性動物族群消長動態變化與監測模式建立-以黃鼠狼與黃喉貂為例。內政部營建署玉山國家公園管理處，南投縣。
- 野聲環境生態顧問有限公司 (2019)。國家生技研究園區施工中生態監測第 3 次補充調查計畫。中央研究院，臺北市。

- 野聲環境生態顧問有限公司 (2020)。苗栗縣造橋鄉香格里拉遊樂區環境影響說明書。香格里拉農牧花卉股份有限公司，苗栗縣。
- 陳貞志 (2015)。104 年度墾丁國家公園東部地區小型食肉目動物狂犬病流行病學調查與監測。內政部營建署墾丁國家公園管理處，屏東縣。
- 陳朝圳 (2011)。100 年度琅嶠卑南古道 (安朔旭海段周遭) 資源調查。內政部營建署墾丁國家公園管理處，屏東縣。
- 善祥環境科技有限公司 (2020)。苗栗縣泰安鄉惠安段 3-9 地號等 95 筆土地遊憩設施區開發申請案環境影響說明書。泰安山河境股份有限公司，臺中市。
- 景丰科技股份有限公司 (2017)。台 13 線後續拓寬改善工程 (17K+400~22K+143) 環境影響說明書。交通部公路總局第二區養護工程處。臺中市
- 陽光生態股份有限公司 (2020)。永安實業股份有限公司所領臺濟採字第 4384 號礦區申請核定礦業用地案環境影響說明書。永安實業股份有限公司，宜蘭縣。
- 黃美秀 (2009)。玉山國家公園台灣黑熊族群生態學及保育研究 (4/4)。內政部營建署玉山國家公園管理處，南投縣。
- 黃美秀 (2010)。玉山國家公園台灣黑熊族群生態及遺傳狀況評估研究 (1/4)。內政部營建署玉山國家公園管理處，南投縣。
- 黃瑞祥 (1990)。能高山區生態旅遊資源永續經營之調查及規劃。內政部營建署太魯閣國家公園管理處，花蓮縣。
- 黑潮環境生態顧問有限公司 (2010)。苗栗縣通霄鎮月稱光明寺開發計畫環境影響說明書。月稱光明寺，苗栗縣。
- 黑潮環境生態顧問有限公司 (2012)。東勢林場遊樂區環境影響說明書。彰化縣農會，彰化縣。
- 黑潮環境生態顧問有限公司 (2012)。臺濟採字第 5061 號申請核定及變更核定礦業用地環境影響說明書。理新礦業股份有限公司，花蓮縣。
- 黑潮環境生態顧問有限公司 (2014)。雲端國際觀光旅館環境影響說明書。雲端開發建設股份有限公司，臺北市。
- 黑潮環境生態顧問有限公司 (2019)。楊梅體育園區新建工程 (第一期) 環境影響說明書。桃園市政府體育局，桃園市。
- 黑潮環境生態顧問有限公司 (2020)。富御里山多元生態社區開發計畫環境影響說明書環境影響差異分析報告。和倫股份有限公司，臺中市。
- 黑潮環境生態顧問有限公司 (2020)。北極光實業有限公司詒新廠設廠環境影響說明書。北極光實業有限公司，臺中市。
- 黑潮環境生態顧問有限公司 (2020)。鍵欣有限公司工廠設立環境影響說明書。鍵欣有限公司，臺中市。
- 福爾摩莎自然史資訊有限公司 (2013)。海洋竹南離岸式風力發電計畫環境影響說明書。海洋風力發電股份有限公司，臺北市。
- 福爾摩莎自然史資訊有限公司 (2014)。山河渡假飯店環境影響說明書 (原青度假天堂國際觀光旅館環境影響說明書)。山河渡假飯店股份有限公司 (原青

- 春再現度假育樂股份有限公司),臺北市。
- 福爾摩莎自然史資訊有限公司 (2017)。桃新離岸風力發電廠興建計畫環境影響說明書。築能風力發電股份有限公司籌備處,臺北市。
- 臺中市野生動物保育學會 (2016)。太魯閣國家公園蓮花池耕地復育生態監測與智慧監控規劃。內政部營建署太魯閣國家公園管理處,花蓮縣。
- 臺中市野生動物保育學會 (2017)。太魯閣國家公園蓮花池耕地復育生態監測與智慧監控規劃 (2/2)。內政部營建署太魯閣國家公園管理處,花蓮縣。
- 裴家騏 (2016)。105 年度墾丁國家公園陸域野生哺乳類動物調查 (3) 及農作物損害探討(2)。內政部營建署墾丁國家公園管理處,屏東縣。
- 裴家騏 (2017)。106 年度墾丁國家公園臺灣梅花鹿野外族群監測調查及族群管理策略研擬。內政部營建署墾丁國家公園管理處,屏東縣。
- 劉瑩三 (2013)。蘇花海岸生態系環境監測暨承載量評估計畫 (二)。內政部營建署太魯閣國家公園管理處,花蓮縣。
- 蔡博文 (2009)。關山區生態旅遊資源永續經營之調查及規劃。內政部營建署玉山國家公園管理處,南投縣。
- 賴玉菁 (2015)。國家生技研究園區施工中生態監測 委託調查分析專業服務第四季報告書。中央研究院,臺北市。
- 賴玉菁 (2016)。國家生技研究園區施工中生態監測 委託調查分析專業服務第八季報告書。中央研究院,臺北市。
- 環域生態顧問社 (2014)。衛生福利部疾病管制署防疫中心暨 TFDA 辦公大樓新建工程環境影響說明書。衛生福利部疾病管制署,臺北市。
- 聯美環保科技股份有限公司 (2014)。後龍溪水資源開發推動計畫 (2) — 淺山溪流生態系統保育調查評估 (1/2)。經濟部水利署水利規劃試驗所,臺中市。
- 蘇秀慧 (2009)。墾丁國家公園台灣獼猴族群現況與棲地利用問題之經營管理計畫。內政部營建署墾丁國家公園管理處,屏東縣。
- 蘇秀慧 (2010)。墾丁國家公園台灣獼猴族群現況與棲地利用問題之經營管理計畫 (二)。內政部營建署墾丁國家公園管理處,屏東縣。
- 蘇秀慧 (2012)。壽山國家自然公園臺灣獼猴族群數量、分布及行為模式調查與保育模式研擬計畫。內政部營建署壽山國家自然公園籌備處,高雄市。
- 蘇銘千 (2012)。生物災害風險暨生態健康評估—太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫。內政部營建署太魯閣國家公園管理處,花蓮縣。
- 蘇銘千 (2013)。太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫 (二)。內政部營建署太魯閣國家公園管理處,花蓮縣。
- 觀察家生態顧問有限公司 (2009)。核二~仙渡 345KV 線經陽明山國家公園段環境影響說明書。臺灣電力股份有限公司,新北市。
- 觀察家生態顧問有限公司 (2012)。國道 7 號高雄路段計畫環境影響說明書。交通部臺灣區國道新建工程局,臺北市。
- 觀察家生態顧問有限公司 (2014)。國家生技研究園區施工前生態保育及復育計

畫委託專業服務結案報告書。中央研究院，臺北市。
觀察家生態顧問有限公司 (2019)。108 年臺北水源特定區生態檢核計畫 期末報
告書。經濟部水利署臺北水源特定區管理局，新北市

