

台灣黑熊棲息地利用及分布預測模式

Habitat Use and Distribution Model of Formosan Black Bears (*Ursus thibetanus formosanus*)

黃美秀^{1,*} 吳尹仁¹ 姚中翎¹ 李培芬² 王穎³ 吳海音⁴

Mei-Hsiu Hwang^{1,*}, Yin-Jen Wu¹, Chung-Ling Yao¹,
Pei-Fen Lee², Ying Wang³ and Hai-Yin Wu⁴

- ¹ 國立屏東科技大學野生動物保育研究所 屏東縣內埔鄉學府路 1 號
² 國立台灣大學生態學與演化生物學研究所 台北市羅斯福路四段 1 號
³ 國立台灣師範大學生命科學系 台北市汀州路四段 88 號
⁴ 國立東華大學自然資源管理研究所 花蓮縣壽豐鄉大學路二段 1 號

¹ Institute of Wildlife Conservation, National Pingtung University of Science and Technology, Pingtung, Taiwan

² Institute of Ecology and Evolutionary Biology, National Taiwan University, Taipei, Taiwan

³ Department of Life Science, National Taiwan Normal University, Taipei, Taiwan

⁴ Institute of Natural Resources, National Dong Hwa University, Hualien, Taiwan

*通訊作者：hwangmh@mail.npust.edu.tw

* Corresponding author: hwangmh@mail.npust.edu.tw

摘 要

棲息地的喪失及破碎化為現今保育和經營管理大型食肉目動物最主要的議題，有效經營管理野生動物遂繫於瞭解動物對棲息地的需求和預測其分布。台灣黑熊(*Ursus thibetanus formosanus*)為亞洲黑熊(*U. thibetanus*)於台灣之特有亞種，是瀕臨絕種的保育類動物。分析本島除高雄市及台北市以外海拔 100m 以上的研究樣區，黑熊出現地區紀錄所屬的環境因素，包括海拔、坡度、植生指標、自然度指標、道路密度、離溪流最近距離、離道路最近距離，皆與研究樣區的環境屬性呈現顯著差異(Mann-Whitney U test, $p < 0.001$)，顯示這些環境因素影響黑熊的棲息所在(chi-square test, $p < 0.001$)，

而此現象不僅反映出動物的選擇性，也與人為有關的死亡率風險有關。台灣黑熊分布預測模式(基因演算法)預測結果顯示，黑熊主要分布於中央山脈，在海岸山脈亦有零星分布。與 1990 年的紀錄相較，台灣黑熊的地理分布有縮減的趨勢，其棲息地的選擇除了受到食物資源豐富度以及相關物候環境影響之外，人為干擾更是關鍵因素。建議未來的預測模式，除了應該加強有熊及無熊資料的精準度之外，同時應該整合人類活動類型及位置，尤其是非法狩獵壓力、食物豐富度(包括植物及動物)，以及不同類型道路系統等變因，以達更精確的分布預測。

Abstract

Habitat loss and fragmentation are primary issues in the conservation and management of large carnivores. Successful wildlife management requires an understanding of animal habitat requirements and accurate prediction of its distribution. The Formosan black bear (*Ursus thibetanus formosanus*), an endemic subspecies of Asiatic black bear (*U. thibetanus*) inhabiting Taiwan, is listed as a locally endangered species. Grid cells where Formosan black bears were detected differed significantly from the availability of habitats across the entire study area (>100m in elevation, excluding Taipei and Kaohsiung cities) in all seven environment variables measured, including elevation, slope, NDVI (normalized difference vegetation index), naturalness, road density, and shortest distance to river and road (Mann-Whitney U test, $p < 0.001$). The results indicated that these variables affected where bears tended to live (a reflection of their choices as well as spatial differences in human-related mortality risks; chi-square test, $p < 0.001$). The genetic algorithm for rule-set prediction model predicted that bears occurred mainly along the Central Mountain Ranges, whereas few lived in the isolated Eastern Coastal Mountain Range. The geographic distribution of Formosan black bears appears to have declined, as compared to the distribution data recorded in 1990. Their habitat use was not only limited by food abundance and natural physical factors but also by human disturbance. The predictability of our model would be enhanced by improving the accuracy of bear presence-absence data and by incorporating more explanatory variables, such as types and locations of human activities (especially illegal hunting), food abundance, and various road networks.

關鍵詞：亞洲黑熊、台灣、棲息地選擇、基因演算法、出現資料

Key words: Asiatic black bear, Taiwan, habitat selection, genetic algorithm for rule-set prediction (GARP), presence data

收件日期：97 年 11 月 7 日

接受日期：98 年 6 月 1 日

Received: November 7, 2008

Accepted: June 1, 2009

緒 言

有效的野生動物經營管理繫於瞭解動物對棲息地的需求。對於保育瀕危或受威脅的物種，所需採取的積極保育行動包括瞭解現有種群的地理分布範圍，以及動物對於棲息環境的選擇情況。這些資訊將提供未來進行重要棲息地復育的位置及方式的選擇，以及評估各種開發或環境變化對於該種群的潛在影響的重要參考(Palma *et al.* 1999; Anderson *et al.* 2004; Hidalgo-Mihart *et al.* 2004)。

台灣黑熊(*Ursus thibetanus formosanus*)為亞洲黑熊於台灣的特有亞種(Nowak 1991)，是台灣最大型的食肉目動物。此物種於 1989 年被列野生動物保育法的「瀕臨絕種」保育類動物，目前確切的地理分布仍缺乏資料。雖然早期的紀錄顯示台灣黑熊曾廣泛分布於本島低至高海拔的森林地區(Kano 1940, cited by Wang 1999)。然近幾十年來，台灣工商業急遽的發展，許多自然棲息地遭受破壞，加上人為干擾和非法狩獵的壓力，台灣黑熊數量不僅大幅縮減，種群的分布範圍也漸趨縮小，似乎有被迫往海拔較高或人為活動較少的區域活動的趨勢(Wang 1999; Hwang and Wang 2006)。

受威脅的大型食肉動物，除了數量稀少之外，加上活動範圍廣大，故其保育不僅攸關此物種本身的存續，同時影響更大尺度的生物多樣性保育(Coppolillo *et al.* 2004)。深入瞭解現今台灣黑熊對棲息環境的需求，不僅關係著能否有效地保護該物種的野外族群，同時也關係到保護本島大範圍的生態系及所屬生物多樣性。因此，瞭解台灣黑熊之地理分布及棲息地利用模式，無疑應該列為當前保育此物種及生物多樣性的優先課題。

物種的地理分布是評估保育等級的重要指標之一，是生物多樣性保育及經營管理的必要資訊(Margules and Pressey 2000)。然對於數量稀少或研究缺乏的物種而言，這方面的資料

往往不足，從而影響保育策略的擬定。有關台灣黑熊早期分布的調查於 1988-1993 年進行，初步地提供了黑熊於本島的分布概況(reviewed by Wang 1999)。然這些資料主要源自訪談，調查結果受到抽樣方法、小樣本數、人為(包括調查者及受訪者)可及區域的限制，可能影響到結果的效度。另這些資料距今已超過 15 年，亦恐無法完整地反映此物種近期的分布情況。

傳統的調查物種分布方式亦常受環境、人力、物力、財力、時間上的限制，很難在短時間之內有系統地完成有關物種大範圍分布的野外調查，呈現動物完整的地理分布情況。對於密度低或活動範圍廣大的種類如熊科動物，此情況尤為明顯。近年來許多研究者遂使用各種數學統計方式，結合已被廣泛應用於呈現物種分布的地理資訊系統(geographic information system, GIS)，以重要的環境因素建立野生動物的棲息地模式，預測該物種在尚未調查地區的可能分布情形；此法不僅可彌補利用發現動物地點所繪製的點圖(dot map)的保守推論(Skov 2000)，也能及時提供保育決策的重要資訊(Guisan and Zimmermann 2000; Kobler and Admic 2000; Glenz *et al.* 2001; Ortega-Huerta and Peterson 2004)。

在分布預測的模式中，經常被使用的技術之一是基因演算法(genetic algorithm for rule-set prediction, GARP)。GARP 係使用僅有物種出現(presence-only)的資料，以人工智慧學習工具為基礎，以物種出現的點位和環境資料，找出各組成(環境因子)之間的規則，以決定該物種出現於何種環境及生態區位上，並產生一潛在的分布(Stockwell and Noble 1992; Stockwell and Peters 1999)。已有研究指出 GARP 的模式測試結果顯示其良好的預測力(Peterson and Vieglais 2001; Tsoar *et al.* 2007)。例如 Peterson (2001)利用北美鳥會調查資料，發現 34 種鳥類的測試皆呈高度顯著差異，顯

示模式具極高的預測力。在台灣，此法也是 5 種預測八色鳥的全島分布模式中，預測準確度最高者，準確度高達 85% (李等 2005)。

動物對環境資源的選擇性是經營管理上的另一重要課題，這一般是指相對於環境所提供的棲地和食物資源的可得性(availability)而言，動物不等比例的使用特定的棲地或食物資源 (Allredge and Ratti 1986; Manly *et al.* 2002)。在北美洲，與台灣黑熊於生態功能相當的美洲黑熊(*U. americanus*)，其分布受到各種自然環境及人類活動因素影響，比如食物量、植被、狩獵、道路等(Mattson 1990; Clark *et al.* 1993; Van Manen 1997; Clark *et al.* 1998; Stratman *et al.* 2001; Reynolds-Hogland and Mitchell 2007)。這些棲地生境除了提供動物足夠的水和食物來源之外，也提供動物適當的隱蔽場所，避免不利生存或生殖的各種人為或自然(包括生物性及非生物性)的干擾。

由於台灣黑熊具廣大的活動範圍(27-202 km²)，雜食性，以及季節性利用棲地的行為模式(Hwang 2003)，加上具社會經濟價值，故可視為地景物種(landscape species) (Coppolillo *et al.* 2004)。也就是說其棲地利用模式乃考量大尺度及多元的地景角度，而非僅單一環境因素，這也是經營管理所需著重的尺度。因此，本研究旨在收集台灣黑熊於 1990-2006 年間在全島出現的各種紀錄，以勾勒出現今台灣黑熊的地理分布圖，並進一步利用基因演算法結合地理資訊系統，建立台灣黑熊的分布預測模式，推估黑熊潛在的分布範圍，並藉由比較預測黑熊出現地區與研究樣區的環境屬性，探討台灣黑熊的棲息地選擇。

材料與方法

一、研究樣區

本研究採用李培芬等人(1997)所建置之台灣地區生態與環境因素資料庫，圖層網格為 1

×1 km，台灣本島共 37,552 個網格。為了瞭解台灣黑熊對於棲息地的選擇性，基於無線電追蹤玉山國家公園台灣黑熊的最低出現海拔約為 300m (Hwang 2003)，本研究樣區的界定乃移除台北市及高雄市所屬範圍，並選取海拔高度大於 100m 的連續網格，遂得研究樣區共 24,260 個 1×1 km 網格。

二、台灣黑熊分布資料庫

發現台灣黑熊的紀錄包括直接及間接證據，前者為目擊、自動照相機照片、捕獲等紀錄，後者為野外黑熊活動所留下的痕跡，如爪痕、排遺、食痕、熊窩等。台灣黑熊數量稀少，加上習性隱蔽，可獲得的直接證據十分有限，故本研究採用文獻回顧、訪談、林務局座談會，以及問卷等方法，收集 1990-2006 年的黑熊紀錄；資料經研究者進一步確認後，方列入分析。

(一)文獻回顧及訪談

回顧國內動物調查的相關研究報告，搜尋曾有黑熊的紀錄，包括目擊、痕跡、自動照相機、無線電追蹤等資料。由於這些資料的精確度不一，故必要時進一步聯絡當事人，以確認資料。資料庫的建立僅使用證實動物為台灣黑熊，且地點資訊精確度足夠(1×1 km 網格)的紀錄。

(二)林務局座談會

為了有系統收集全島的黑熊分布紀錄，於 2006 年 1 月行文至林務局 8 個林管處(羅東、新竹、東勢、南投、嘉義、屏東、台東、花蓮)與所屬 34 個工作站，搜尋曾發現過黑熊的林業工作人員。之後於該年 4 至 5 月在全省林管處或工作站舉辦「台灣黑熊生態及保育全省巡迴座談會」，邀請及面對面訪談這些曾發現台灣黑熊或被薦舉為野外從業經驗豐富的受訪者，收集其記錄黑熊的資料。

(三)「發現台灣黑熊」問卷

我們設計了一份「發現台灣黑熊」的調查

問卷，內容涵蓋回答者之個人基本資料，以及野外發現黑熊或其痕跡的日期、時間、痕跡種類、地點、植被環境、海拔等資料。問卷於 2005 年 12 月郵寄至與保育相關的政府、學術和民間單位，以及登山相關的商店和社團。同時利用網路的流通性，將該問卷設計成網路版 (<http://tve.npust.edu.tw/project/meibear/Chinese/iwc>)，並寄送含問卷附件的電子信函，給相關單位或個人。寄發問卷回信和網路問卷收集後，我們會設法聯絡到填寫問卷當事人，確認所提供資料之可信度後方採用。

三、分布預測模式

我們檢視相關文獻上提及影響熱帶至溫帶地區熊類對棲息地利用的各種環境因素，並考量相關圖層資料的可得性後，選出 7 種可能影響黑熊出沒的變因，包括自然和人為環境因素，作為建立台灣黑熊預測分布模式的變因。前者包括海拔、坡度、常態化差異植生指數 (normalized difference vegetation index; NDVI) (Teillet *et al.* 1997)、離溪流最近距離；後者包括自然度指標、道路密度、離道路(包括國道、省道、縣道、一般道路)的最近距離。這些環境資料圖層源自於台灣地區生態與環境因素資料庫(李等 1997) (表 1)。其中離溪流最近距離乃依台灣集水區分布圖三級以上的重要河流(孫 1988)，經 Arc/Info 數化轉為網格式資料後，載入 IDRISI 作距離分析。NDVI 為定量計算衛星影像綠度之變化，能反應和評估植物生長、生態系活力和生產力狀態；數值介於-1 至 1，值越大表示地表植物生育旺盛、植被覆蓋佳 (Jensen 2005)。

由於大部分的物種都缺乏真正沒有分布 (true absence) 的資料，嚴重地影響到地理分布的預測能力 (Stockwell and Peterson 2002)，本研究採用僅需物種出現資料的模式，利用以 GARP 演算法為基礎的套裝軟體 Desktop GARP (<http://www.lifemapper.org/desktopgarp>)

進行分析。利用亂數表將出現黑熊的點位資料逢機分成 training 及 test data，前者約 2/3 的總資料量，用來建立預測模式 (n = 439 筆)，並於找出最佳模式後，再將所有的組合累加後再除以最佳模式總數，便是預測該物種出現的機率值。也就是說，假設選定 10 個最佳模式後，利用 GIS 中 ASCII to Raster 的轉換功能，將每一模式 (.asc) 轉成 raster 檔，再利用 Raster Calculator 功能累加所有的模式，再除以 10，就是該網格預測物種出現的機率值。本研究利用 7 個環境變因建立第 1 次的預測分布模式；之後拿掉衍生的變因(離道路最近距離)，進行第 2 次預測；第 3 次預測則再將另一衍生的變因(離溪流最近距離)拿掉，最後於 3 次預測模式中選取最佳者。

為了驗證模式的準確度及方便闡釋結果，將生物分布的資料依據一適當的切點 (cut point) 做分類，將預測分布值大於切點者，視為物種會出現的區域，而預測值小於切點者，視為該物種不會出現的位置。本研究採用預測平均值減去標準差的方法選定切點 (Buckland and Elston 1993)，並以此建立誤差矩陣 (confusion matrix or error matrix)，用來評估預測分布模式準確性。其中 a 為動物實際上出現，而預測會出現；d 是動物實際上不存在，而預測該物種不會出現的結果，故 a、d 皆為正確預測的部分。另 b 則是實際上沒有動物分布，卻預測有動物出沒；反之，c 是實際上動物出現，卻預測該物種不存在，故 b、c 分別有可能高估 (commission error) 及低估 (omission error) 動物分布。

為了瞭解模式的預測效力，利用 sensitivity 作為評估模式的指數，即「實際上出現且預測也為出現」的機率。另增加沒有熊紀錄的資料，以計算 Kappa 值，此值雖和物種分布廣泛程度的相關性較低，但相對地較能反應物種對於棲地環境的高選擇性 (Manel *et al.* 2001; Tsoar *et al.* 2007)。此乃回顧國內動物調查的相

表 1. 分析及預測台灣黑熊出現所使用之自然和人為環境因素及說明

Table 1. List and specification of natural and human-related variables used to analyze and to predict occurrence of Formosan black bears

Variables	Range	Specification
1. Natural factors		
Elevation (m)	50-3,429	Based on the 1/50,000 topographic map published by Ministry of the Interior, the contour interval was 100m set as Arc/Info file and then transferred to the grid system. The elevations within a grid were averaged.
Slope (°)	0-60.6	Utilized the elevation database and loaded to IDRIST to calculate slope. The slopes within a grid were averaged.
Normalized difference vegetation index (NDVI)	-1+1	Data was from the US. Geological Survey. One month 3 images, presenting the plant growth condition at the first, middle and end of the month, respectively, was processed by geographical adjustment or project transfer, and then mapped to the grid system.
Shortest distance to rivers (km)	0-10.4	Digitalized the distribution map of watershed in Taiwan published by the Council of Agriculture by Arc/Info (Sun 1988), and then transferred to grid data, loaded to IDRISI to analyze the distance. The result was saved as dBase format.
2. Human-related factors		
Naturalness	1-10	Classified the vegetation map into 10 levels according to land use and land cover types with a natural index concept (Hsu 1984). The bigger the number is, the more natural it is. Excluding the 7 th level, they were: (1) city, (2) fish farm, (3) farmland (rice paddy, tea plantation and sugar cane garden), (4) orchard, (5) afforestation (acacia, mixed and bamboo forests), (6) fir afforestation, (8) secondary forest (pine and Yushan bamboo), (9) fagus, and (10) primary forest.
Road density (m/ha)	0-288.8	Digitalized the transportation road map published by the Council of Agriculture (1994), including national highways, provincial highways, prefectural highways, country ways and ordinary roads. Then, calculated the total road lengths for a square unit.
Shortest distance to roads (km)	0-16.3	The shortest distance from the grid center to the central of the grid where its road density was greater than zero.

關研究報告，若調查期間中沒有於該調查樣區內發現黑熊蹤跡，則屬沒有熊紀錄(n = 499) (吳 2007)；由於很難驗證是否真的沒有黑熊出沒，故此資料可能會是 pseudo-absence。Test data 是從資料庫中其他黑熊出現及無紀錄的資料，分別隨機選出 150 筆，以測驗模式的準確性。Kappa 值介於 0-1 之間，若值大於 0.75，表示預測模式準確性極好；若介於 0.40 和 0.75 之間，表示模式預測力尚可；若小於 0.4，表示其預測力差(Landis and Koch 1977)；其計算

公式如下：

$$Kappa = \frac{(a+b+c+d)(a+d) - [(a+b)(a+c) + (c+d)(b+d)]}{(a+b+c+d)^2 - [(a+b)(a+c) + (c+d)(b+d)]}$$

四、資料分析

以地理資訊系統(ArcGIS 9.2)為基礎模組分析黑熊資料，並搭配 ERDAS IMAGINE 8.5 軟體萃取相對應環境屬性。黑熊出現點位的棲息地屬性乃利用 40×40m 解析度的數值地形模型 DTM (digital terrain model)，搭配 ERDAS

IMAGINE 8.5 萃取出該點所對應的海拔等相關環境屬性。本研究分析 1x1 km 網格的環境特性，利用 Mann-Whitney U test 檢定預測有黑熊分布的網格(簡稱「有熊格」, bear grids)與整個研究樣區網格(相當於 availability)於各項環境變因上的差異。

為進一步檢測台灣黑熊對棲息地的選擇性，我們比較預測有熊格和研究樣區的網格於各項環境變因梯度上的百分比例，利用卡方適合度分析(goodness of fit test)檢定二者是否有顯著差異，並以 modified Ivlev's electivity index (EI, Reynolds-Hogland and Mitchell 2007)檢視其選擇程度。其中 $EI_i = [2 \text{ (use of habitat } i - \text{availability of habitat } i)] / [1 + \text{(use of habitat } i + \text{availability of habitat } i)]$ 。EI 表示偏好使用 i 類棲息地的指數，該值介於 -1 至 +1，若正值則表示偏好(preference)，若負值則表示驅避(avoidance) (Powell *et al.* 1997)。

結 果

一、有熊格地理分布

彙整後的黑熊點位資料總計 589 筆，包括活動痕跡(56.2%)、目擊(22.9%)、無線電追蹤(12.9%)、自動照相機(7.3%)、捕獲紀錄(0.7%)。這些熊點位資料出現於海拔 300-3,700m，除了 4 筆紀錄出現於海岸山脈之外，皆分布於中央山脈山系(圖 1)。除高雄市之外，全島沒有黑熊發現紀錄的縣市為台北、彰化、雲林、台南。

黑熊點位涵蓋了 344 個 1x1 km 網格(有熊格)，其中 99%有熊格位於中央山脈，1%位於海岸山脈。分布範圍的北界為桃園縣復興鄉的南插天山和拉拉山一帶，南界為屏東縣泰武鄉的南、北大武山區域；海岸山脈則出現於花蓮玉里安通山及成功開眼山之間山區。保護區系統占研究樣區的 30.3%，而有熊格則有 64%落於保護區內，其中 71%並位於 3 個高山型的國家公園(即玉山、雪霸、太魯閣)內，29%位於

國家公園以外的保護區。

利用基因演算法進行的 3 次預測模式中，sensitivity 依次為 0.89、0.88、0.87；Kappa 依次為 0.36、0.31、0.35。可見以包含所有變因(即海拔、坡度、植生指標、離溪流最近距離、自然度指標、道路密度、離道路最近距離)所建立的第一個模式，預測力最佳(sensitivity = 0.89, Kappa = 0.36)，故後續則以此作為預測台灣黑熊地理分布。

將預測分布機率大於切點 0.525 的網格歸類為「黑熊會出現(有熊)」，而小於或等於此值者則歸類為「黑熊不會出現(無熊)」，結果顯示實際有發現黑熊的紀錄有 96%出現於模式預測範圍之內，然預測有熊的南北範圍明顯較實際紀錄廣。最北至台北縣坪林鄉的北宜公路以南的三角崙山附近，但多為零星的小區塊，從台北縣烏來鄉以及桃園縣復興鄉方呈現大範圍的區域；南邊最遠到茶茶牙賴山和佳菩安山一帶，從屏東縣的春日鄉、達仁鄉、獅子鄉交界才開始有較大區塊連結(圖2)。東部海岸山脈於台東和花蓮縣的南北向交界處，有熊格呈現一狹長條區域，並與中央山脈分開(圖2)。有熊格面積為 9,587 km²，占研究樣區之 40%，或台灣本島之 25.5%，並有 56.4%位於保護區系統內，包括 20%於國家公園內。

二、棲息地選擇

比較預測台灣黑熊會出現的區域與整個研究樣區網格所屬的各項環境因素，二者的分布皆呈顯著差異($p < 0.001$)；另在各環境梯度的百分比例分布上，亦達顯著差異水準($X^2 = 155-7,183$, $p < 0.001$)。

預測黑熊會出現的網格平均海拔為 1,710±607m (範圍 587-3,204m)，高於研究樣區的平均海拔(1,117±814m)，然於 <500m 或 >3,500m 區域皆未預測到黑熊的分布。預測有熊格的海拔分布則主要出現於 1,000-1,500m 和 1,500-2,000m，百分比例皆>25%，其次為

2,000-2,500m、500-1,000m、2,500-3,000m (10-20%, 圖 3)。相較於研究樣區，黑熊對於海拔 1,000-3,000m 的區域，有較高程度的利用，EI 值為 0.09-0.16，但 1,000m 以下低海拔區的

EI 值為負，隨海拔遞減而利用程度越低(EI = -0.13 及 -0.47, 圖 3)。

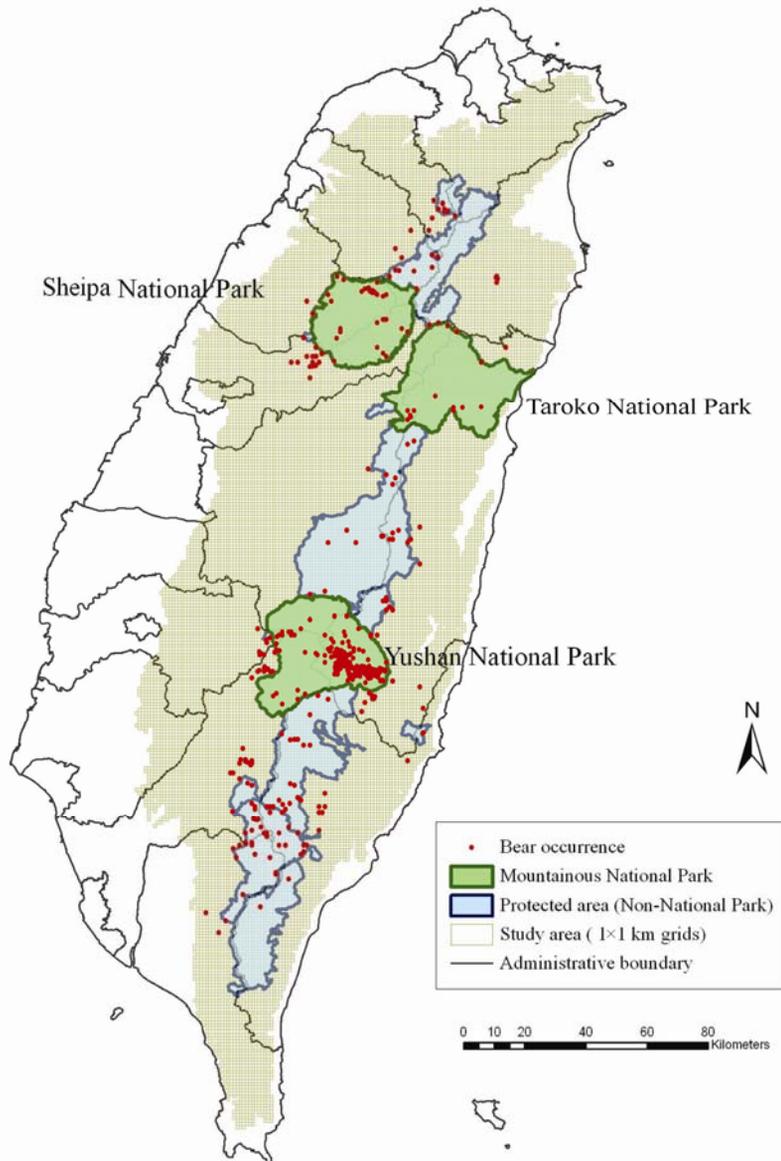


圖 1. 1990-2006 年期間發現台灣黑熊紀錄的地理分布圖(研究樣區為 1 km² UTM 網格系統)。

Fig. 1. Geographical distribution of Formosan black bears based on the occurrences recorded in 1990 to 2006. The study area was mapped on a 1 km² UTM grid cell basis.

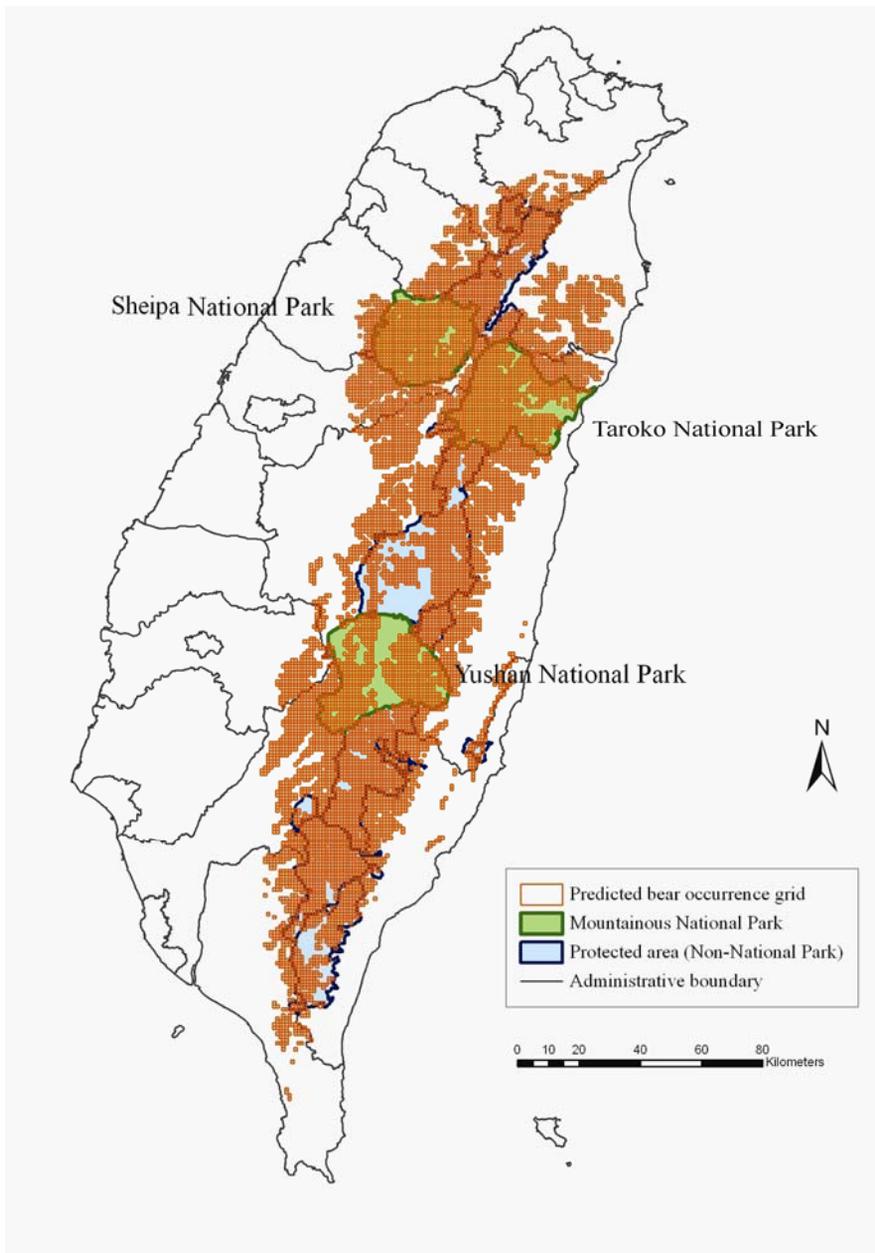


圖 2. 根據 1990-2006 年期間的台灣黑熊紀錄，利用基因演算法所預測之台灣黑熊地理分布圖。

Fig. 2. Geographical distribution of Formosan black bears derived from the genetic algorithm for rule-set prediction (GARP) and bear data reported in 1990 to 2006.

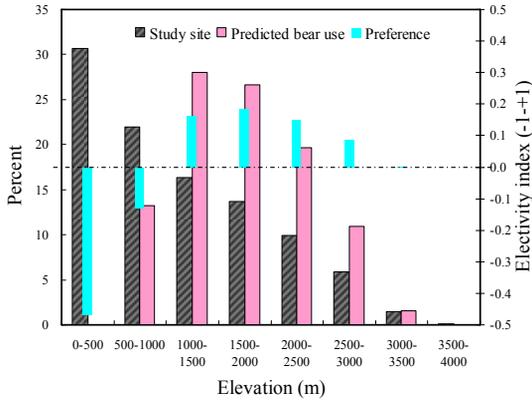


圖3. 比較研究樣區與預測有熊格區域內海拔之網格分布百分比例，顯示台灣黑熊之選擇指數 (electivity index)。

Fig. 3. Electivity indices for areas of different elevations calculated by comparing grid percentages available in the study area versus those of expected use by Formosan black bears.

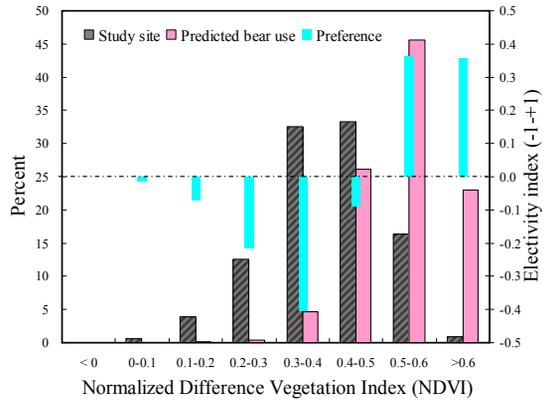


圖4. 比較研究樣區與預測有熊格區域內植生指標之網格分布百分比例，顯示台灣黑熊之選擇指數 (electivity index)。

Fig. 4. Electivity indices for areas of different normalized difference vegetation index (NDVI), calculated by comparing grid percentages available in the study area versus those of expected use by Formosan black bears.

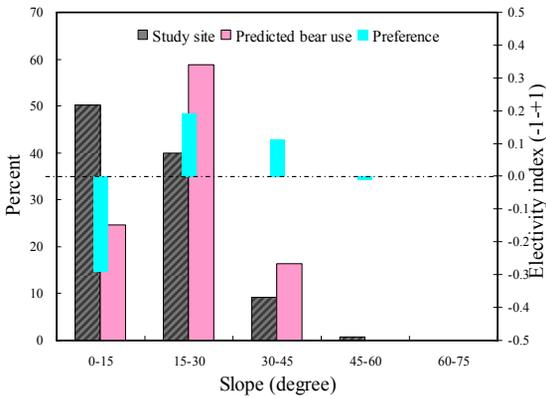


圖5. 比較研究樣區與預測有熊格區域內坡度之網格分布百分比例，顯示台灣黑熊之選擇指數 (electivity index)。

Fig. 5. Electivity indices for areas of different slopes calculated by comparing grid percentages available in the study area versus those of expected use by Formosan black bears.

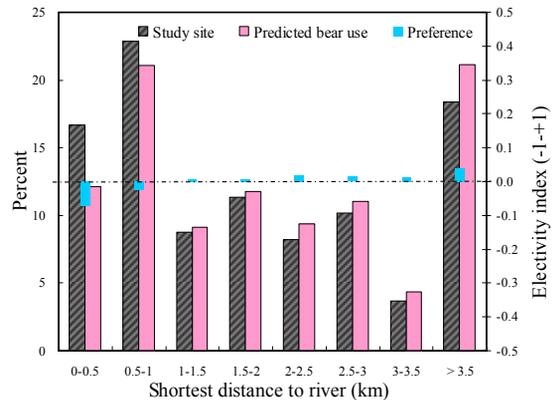


圖6. 比較研究樣區與預測有熊格區域內距溪流距離之網格分布百分比例，顯示台灣黑熊之選擇指數 (electivity index)。

Fig. 6. Electivity indices for areas of different distances to rivers calculated by comparing grid percentages of categories available in the study area versus those of expected use by Formosan black bears.

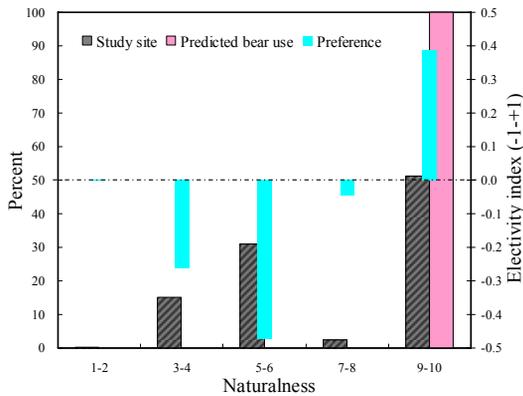


圖 7. 比較研究樣區與預測有熊格區域內自然度指標之網格分布百分比例，顯示台灣黑熊之選擇指數(electivity index)。

Fig. 7. Electivity indices for areas of different naturalness indexes calculated by comparing grid percentages of categories available in the study area versus those of expected use by Formosan black bears.

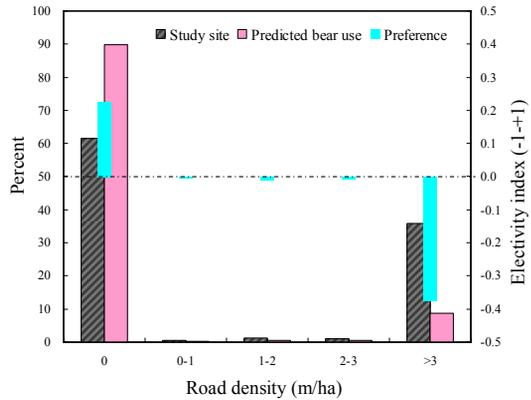


圖 8. 比較研究樣區與預測有熊格區域內道路密度之網格分布百分比例，顯示台灣黑熊之選擇指數(electivity index)。

Fig. 8. Electivity indices for areas of different road densities calculated by comparing grid percentages of categories available in the study area versus those of expected use by Formosan black bears.

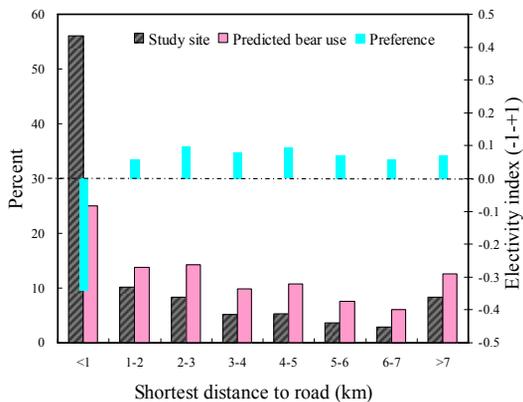


圖 9. 比較研究樣區與預測有熊格區域離道路最近距離之網格分布百分比例，顯示台灣黑熊之選擇指數(electivity index)。

Fig. 9. Electivity indices for areas with the shortest distances to roads calculated by comparing grid percentages of categories available in the study area versus those of expected use by Formosan black bears.

預測熊出現網格的平均 NDVI 為 0.44 ± 0.08 (範圍 0.15-0.64)，雖與研究樣區(0.44 ± 0.11)相近，但二者的百分比例分布卻有顯著差異($X^2 = 1359, p < 0.0001$)。大部分預測黑熊會出現網格之 NDVI 皆大於 0.4 (94.8%)。預測有熊格於 NDVI 值 0.5 及 0.6 的 EI 值皆為 0.36；然於 NDVI < 0.5 的 EI 值皆為負值，尤以 NDVI 值 0.3 和 0.2 的 EI 偏低，分別為 -0.41 及 -0.22 (圖 4)。顯示黑熊偏好 NDVI 高的環境，而較少利用 NDVI 較低的地區。

預測熊出現的網格 58.9% 的坡度為 $15-30^\circ$ ，平均坡度為 $21 \pm 8^\circ$ (範圍 4-41)，大於樣區的平均坡度 $16 \pm 10^\circ$ 。研究樣區的各坡度梯度的百分比例隨坡度增加而遞減，與黑熊於各梯度的百分比例分布呈顯著差異($X^2 = 1980, p < 0.0001$, 圖 5)。EI 值於緩坡 $0-15^\circ$ 處為負值(-0.29)，但於坡度 $15-30^\circ$ 和 $30-45^\circ$ 偏高，分別為 0.19、0.12，顯示黑熊對於具有適當坡度區域($15-45^\circ$)具較高利用性。

預測熊出現的網格平均離溪流最近距離為 2.2 ± 1.5 km，略高於樣區平均距溪流最近距離 (2.0 ± 1.6 km)，百分比分布與預期值呈顯著差異 ($X^2 = 155, p < 0.001$)。雖然 < 1 km 的 EI 值皆為負值，然皆不及 -0.1，而 > 1 km 的 EI 值為 0.01-0.04 (圖 6)，顯示黑熊對於距離溪流遠近的選擇性，似乎沒有很明顯。

預測黑熊會出現區域的自然度指標皆為 10，即是天然的闊葉林或針葉林或針闊混生林，高於樣區的平均值 (7.42 ± 2.76)。熊於不同自然度指標的百分比分布與預期值呈顯著差異 ($X^2 = 7183, p < 0.001$, 圖 7)。其中於自然度 > 8 (天然林) 的區域，EI 值為 0.39，顯示黑熊對原始森林的偏好；然自然度 ≤ 8 者，EI 值皆負值，尤其是人造林地，以及農地和果園最低 (-0.47、-0.26)。

預測熊出現地區的平均道路密度為 1.02 ± 4 m/ha，遠小於整個樣區的密度 (9 ± 18 m/ha)。高達 89.8% 預測有熊的區域，皆沒有任何道路經過，遠較樣區所占的比例 (61.38%) 高，EI 值為 0.23；反之，EI 值於道路密度 > 3 m/ha 為 -0.38，但於有道路但密度 < 3 m/ha 的區域，EI 值接近 0 (圖 8)。顯示黑熊偏好沒有任何道路的環境，且當道路密度高於 3 m/ha 時，則呈現明顯的迴避現象。

預測熊出現網格離道路的最近距離平均為 3.5 ± 2.6 km，大於整個樣區值 (2.1 ± 2.8 km)。樣區網格有 56.1% 離道路不到 1 km，然熊出現於此區僅占 25%，EI 值為 -0.34；離道路 1 km 以上的區域，預測有熊出現的百分比則皆較樣區為高，EI 值 0.06-0.1 (圖 9)。顯示黑熊對於離道路 1 km 以內的地區有明顯的迴避，但對於此範圍以外的區域雖有偏高利用，唯程度差異不大。

討 論

一、模式預測

詳盡的物種分布資料通常匱乏，這些資料的收集通常既昂貴又費時費力，數量稀少且活動廣泛的物種尤為如此 (Ottaviani *et al.* 2004)。本研究為國內第一個有系統收集大型哺乳動物的全島分布資料，並利用 GIS 技術結合數值統計分析，預測動物地理分布的模式。然就台灣黑熊而言，本研究發現所使用的 GIS 圖層可能僅涵蓋其部分生態棲位變數 (niche dimension) (Hutchinson 1957)，雖仍提供可能會影響該動物於巨觀分布上的重要環境資料 (Brown and Lomolino 1998)，但更重要的是，分析結果顯示出模式預測在實際應用上的限制，提供了後續利用並改善此技術於國內野生動物保育上的發展方向。

本研究的模式 sensitivity 雖高達 0.9，預測範圍可涵蓋大部分的有熊點位，然若將沒有熊紀錄的資料列入準確度分析中，則 kappa 值顯示模式預測力欠佳。推測主要原因可能與沒有熊紀錄的資料本身的偏差有關，而導致 kappa 值偏低。因為文獻中的大部分野外調查的時程不夠久，通常僅為 1 年或數個月，或甚至只是一次穿越線的結果，對於稀少且活動廣泛的台灣黑熊而言，調查結果很難反映出該地黑熊的實際分布情形。因此，遂出現本研究訪查到有熊的紀錄，卻和文獻回顧指出沒有調查到熊地區重複的不一致情況 (吳 2008)。就此，增加無熊點位資料的準確度，減少 omission error (即 c 值)，則將可提升整體模式的預測效率。

建立預測分布模式所納入環境因素，也會影響估計動物的地理分布位置及出現機率，故關鍵因素的選擇對於模式預測力具重要的影響。首先，本預測結果受到目前可使用的環境資料庫限制，可能降低模式的預測效率。其他影響溫帶或熱帶地區熊類分布的重要因素，尚包括狩獵或遊憩壓力、不同類型的道路系統 (如林道或便道)、植物及動物性食物豐富度等 (Reynolds-Hogland and Mitchell 2007; Sanchez-Mercado 2008)。故建議未來應考量將這些

環境因素納入預測模式內，以達更準確的預測分布。由於 GARP 模式理論上顯示出動物潛在可棲息的地區，但實際上很少物種分布於所有潛在的棲息地上。因此，若再加入上述的限制因子，推測台灣黑熊的分布範圍會比目前的估計小，尤其是接近人類活動的地區可能更明顯。第二，本研究使用的環境資料庫(李等 1997)和黑熊紀錄(1990-2006)的時間非完全吻合，故在此期間研究樣區若有明顯的地景變化，也可能減低模式的預測效度。然由於黑熊主要活動於鮮有人為干擾的山區，加上近年來的林木禁伐政策，我們認為地景變化的程度和範圍可能十分有限，故對於模式的影響應該不大。第三，目前使用的分析資料僅止於靜態類型，分布模式恐無法完全反映出可能影響大型哺乳動物分布的動態過程，如物種間的競爭作用或地理隔離，而導致無法成功的播遷等(Anderson and Martinez-Meyer 2004; Hidalgo-Mihart *et al.* 2004)。惟這些資料需要更充分的個體及族群生態學的研究，方可建立。

二、台灣黑熊地理分布

本研究所收集的台灣黑熊出沒紀錄(圖 1)及預測的地理分布(圖 2)，皆以中央山脈為主，少數位於海岸山脈，此結果與早期的調查結果相似(王 1990)。然本研究發現黑熊分布北抵插天山自然保留區南側區域，南達大武山自然保留區中部且紀錄較零星。此結果與最近筆者於野外實地調查黑熊痕跡和部落訪查的結果相似，北插天山以北(黃美秀，未發表資料)及霧頭山以南西側地區(日湯真、旗鹽山)，除了未發現任何黑熊的紀錄之外，在調查地區皆觀察到頻繁的非法狩獵活動痕跡(黃等 2008)。相較於 Wang (1990)的報告指出，黑熊出現於插天山自然保留區，有較多且偏北的紀錄，在本島南部則出現於更南側區域，即大武山自然保留區以外西南側區域。因此，此差異顯示黑熊於本島南北的分布範圍似乎有縮減的情況。

本研究 GARP 模式預測台灣黑熊潛在的分布範圍約為全島 1/4，但此也包含了其周邊碎片化但實際上可能不適合黑熊活動的區域。根據各林管處工作者評估轄區林地黑熊可能出沒範圍的資訊，勾勒出黑熊分布範圍的外圍輪廓(約本島面積 30%，黃等 2006)，大多位於本模式預測範圍以內，顯示本模式的預測範圍輪廓恐有高估。然本模式的預測範圍也指出，玉山國家公園及其北側的能安-丹大地區之高海拔地區，似乎為較不適合黑熊的棲息環境。此高海拔區域，是否因為人跡較少、黑熊發現數量偏低，導致模式低估此區域對黑熊的重要性，抑或實際反映黑熊的棲息地利用模式，建議累積更充分的資料以釐清。

台灣黑熊於海岸山脈的紀錄零星，預測分布範圍狹小，此與台東和花蓮林管處受訪者表示此區黑熊極為稀少的情況相符(黃等 2006)。本預測圖並顯示黑熊於海岸山脈地區與中央山脈的分布分隔。近年來花東縱谷的各種人為開發活動及干擾，可能對台灣黑熊產生地理阻隔作用，此作用是否會因小族群效應，而加速活動於海岸山脈的黑熊的滅絕風險，則需持續監測。建議在海岸山脈的織羅山至麒麟山地區，進行進一步實地調查。

近年來的黑熊紀錄多位於國家公園、自然保留區、野生動物保護區等保護區系統內或鄰近區域，此與早期(Wang 1999)的訪查結果相似。對於活動廣泛的物種如美洲黑熊而言，經營管理完善或棲息地完整的保護區，可減少人類狩獵和入侵其棲息環境，而提供動物某種程度的庇護作用(Powell *et al.* 1996; Beringer *et al.* 1998)。本模式預測黑熊分布範圍 56% 位於保護區系統內，然若野外調查或取樣偏向於保護區內，而導致較多的熊紀錄，則恐低估黑熊於保護區外的分布程度。此結果除了凸顯加強保護區的管理對於保護此小族群物種的必要性之外，對於活動範圍廣泛的黑熊而言，維持非保護區大面積的高棲息地水準，對於其種群的維

護自是不可或缺。

台灣山區地形複雜，很多地區道路或步道系統不發達，導致人類可及程度不一，或相關動物研究調查的地理分布不均勻，可能影響偵測到隱密性動物存在的機率。同樣是棲息於地形複雜環境的其他亞洲黑熊，比如日本及中國，黑熊資料的收集效率常受到地形困難及技術本身的限制，如無線電追蹤的個體或定位點樣本數通常很少，有關此物種的棲息地利用的描述遂不多或不完整(Reid *et al.* 1991; Oi and Yamazaki 2006)。因此，沒有發現台灣黑熊紀錄的區域，除了可能反映地區性的黑熊相對豐富度偏低之外，也可能受調查取樣上偏差的影響，而非代表黑熊的實際分布情況，利用數理統計模式可某種程度彌補此缺失，而提供具參考價值的預測分布圖。

三、棲息地利用

評估動物對於棲息地的選擇，可以提供個體如何滿足其生存及繁殖成功所需的重要資訊。本研究預測黑熊分布於海拔500-3,500m範圍，然實際記錄黑熊的最高和最低海拔高度分別為目擊於 3,700m 的玉山圓峰稜線，以及無線電追蹤於玉山國家公園外圍山區海拔 300m 處。本模式預測台灣黑熊主要分布於中海拔 1,000-2,500m 地區(74.3%)，對此區亦有偏高的選擇性(EI 值皆 ≥ 0.15)，而對於低海拔的利用則明顯偏低(圖3)。此結果與研究者利用無線電追蹤玉山國家公園的台灣黑熊(Hwang 2003)以及日本的亞洲黑熊(Hazumi and Maruyama 1987; Izumiyama and Shiraiishi 2004)的結果相似。

然而本結果卻與過去全島性的訪查結果(王 1990)有很大的差異，該研究利用訪查資料發現黑熊分布於 200-3,500m 以上海拔，其中海拔 2,000-2,500m 發現黑熊的頻度最高(26%, $n = 57$)，其次為 1,500-2,000m (22%)、2,500-3,000m (16%)及 1,000-1,500m (16%)、 $>3,000m$ (15%)、 $<1,000m$ (5%)。相對地，本模式預測熊的海拔

分布與單就發現黑熊點位的分析結果(黃等 2006)相符，二者皆發現黑熊於低海拔($<1,000m$)及高海拔($>3,000m$)的出現百分比，分別較王(1990)有偏高及偏低的趨勢。我們認為這除了可能反映調查資料來源的差異之外，應該與該研究的樣本數偏低有關，然是否能反映出此物種的海拔分布於時間上的變化趨勢，建議累積更多資料及分析。

台灣黑熊較少利用海拔 3,000m 以上，而偏好中海拔 1,000-3,000m 的地區。若依台灣山地垂直氣候—植群帶之劃分(Su 1984)，海拔 3,000m 以上地區為高山帶的矮性灌木或草本林，以及亞高山帶的冷杉林(*Abies kawakamii*)為主，冬季乾燥寒冷且有積雪，年均溫不及 10°C (Su 1984)。故就已知的台灣黑熊的食性來看(Hwang *et al.* 2002)，此高海拔地區能夠提供黑熊的植物性食物資源的豐富度及季節性，相對的較其他中低海拔地區有限。因此，雖然此區的人為干擾通常較少，然而黑熊利用的程度也可能較低。海拔 1,000-3,000m 的範圍內涵蓋了常綠闊葉林的楠櫟林帶(*Machilus-Castanopsis zone*, 500-1,500m)、常綠闊葉林或針闊葉混合林的櫟林帶(*Quercus zone*, 1,500-2,500m)，以及鐵杉雲杉林帶(*Tsuga-Picea zone*, 2,500-3,000m)。此區氣候溫和，年平均溫度約 10-20°C，加上此區優勢的樟科和殼斗科二類植物的果實為台灣黑熊於夏季和秋冬季的主食(Hwang *et al.* 2002)，若加上有限的人為干擾程度，或可解釋黑熊對於此海拔梯度的特別偏好。

植生指標是一種反映地表植被類型種類、分布及密度的指標，可提供生物圈植被生長分布及異常情形(Gupta 2003)。許立達等(2005)指出林相的植生指標和林相鬱閉度呈正相關，即植生指標越高，其林相鬱閉度也越高。本研究發現黑熊偏好初級生產力高(即 NDVI >0.5)的森林環境，此與其他地區的亞洲黑熊對植被環境的利用情況類似。在中國岷山地區，最適合黑熊的棲息環境為闊葉林和針闊

葉混合林(魯及胡 2003);於四川唐家河自然保護區,黑熊則主要利用熱帶常綠闊葉林(侯等 2003)。在日本,本州的黑熊利用海拔 700-2,800m 的森林,活動有季節性的海拔及植被變化,有的研究指出熊全年偏好山地帶的闊葉林,避免利用亞高山針葉林(Hazumi and Maruyama 1987);然有的研究則指出熊夏季會出現於較高海拔的亞高山帶地區,秋冬季則偏好闊葉林(Izumiyama and Shiraishi 2004)。上述這些研究皆指出,影響亞洲黑熊對於闊葉林的高度利用,皆與殼斗科植物的結果有密切關係。森林性的環境不僅提供熊類所需的各類食物資源,對於生態棲位相當(ecological counterpart)的美洲黑熊而言,森林同時提供了讓黑熊安全地於區塊性地景中移動的遮蔽物和築巢位置,以及影響動物的熱調節功能(Bull *et al.* 2001; Lyons *et al.* 2003)。

本研究發現黑熊偏好 15-45°坡度,此與中國岷山地區黑熊偏好斜坡 20-40°,甚至更陡的地方,而避開平緩坡的情況相似(魯及胡 2003)。該作者認為此乃因黑熊活動會避開溝底、山谷或下坡處,以防蚊蟲叮咬或躲避敵害,而這些地方多為平緩坡有關。但就巨觀的地景尺度而言,我們認為平緩坡也可能與低海拔,或是相對較高的人為活動程度有關,因為導致棲息地品質較低及碎片化,從而減少台灣黑熊對此環境的利用程度。

美洲黑熊對於濱溪地區(riparian zone)有偏高的利用程度(Stratman *et al.* 2001; Fecske *et al.* 2002; Koehler and Pierce 2003),此區域不僅可以提供水源及遮蔽,也可能因為潮濕而具較高的生產力,或在異質的地景棲地中,扮演生態廊道的作用(Unsworth *et al.* 1989; Gold 1997; Lyons *et al.* 2003)。Fecske *et al.* (2002)同時發現美洲黑熊出現於溪流密度高的區域,但出現的位置卻與離溪流的距離沒有顯著差異,顯示有水源的地方本身即是影響黑熊出現的因素。本模式預測黑熊對於離溪流<0.5 km 區域略有迴

避(EI = 0.07),似乎沒有特別偏好濱溪地區,某種程度與 Fecske *et al.* (2002)的觀察相符。然本研究 18%的受訪者也表示曾在溪流和湖邊發現黑熊的蹤跡,較預期值高。此差異應該與丈量的巨觀或微觀尺度有關,因為引用圖層只涵蓋三級以上的河流,而未將地形複雜山區的溝渠或溪澗列入,可能造成分析上的偏差。

本研究發現黑熊利用海拔<1,000m 地區的程度遠較預期的低,推測此應與低海拔地區的棲息地破壞和各種人為干擾活動的增加有關。此現象與本研究發現黑熊於人為活動頻繁地區的各项 EI 值皆呈負值的結果相符。例如,預測黑熊的分布僅出現於自然度指數最高的 9 和 10 之處,避開人為活動頻繁地區,如城市、漁塢、農地、果園和造林地(圖 9)。同時偏好沒有道路經過的區域,避開道路密度過高(>3 m/ha)的區域(圖 8),且對離道路較遠(>1 km)處有較高的利用(圖 9)。

雖然植物生長季及生產量在自然情況下,通常隨海拔增高而遞減,然對於以植物為主食的熊類而言,人熊衝突的機會在北美洲卻隨海拔降低而增加,因為靠近人類活動區域而導致的熊死亡率也隨之增加(棕熊: McLellan 1989; Mace *et al.* 1996; Mattson and Merrill 2004; Nilsen *et al.* 2004; 美洲黑熊: van Manen and Pelteon 1997; Clark *et al.* 1998; Reynolds-Hogland and Mitchell 2007)。與台灣黑熊的情況相似,美洲黑熊通常也會避開離一般道路 1 km 以內的區域(Reynolds-Hogland and Mitchell 2007)。雖然道路附近的棲息地有時可提供重要的自然食物,如生長於道路兩側初級演替地區的漿果,或被車撞死的動物屍體,吸引熊接近並利用這樣的棲息地。然道路的開發除了造成一些動物的交通意外之外,也常因深入荒野而增加人為活動的可及性,從而增加熊被狩獵的機會,在某些地區甚至導致狩獵壓力成為熊死亡率的主因(McLellan and Shackleton 1988; Ciarniello *et al.* 2007)。本研究僅分析一般道路

系統，其他汽車或摩托車可通行的林道及便道未列入考量，可能會低估人類活動對於黑熊分布的負面影響。因此，發現黑熊出沒的地點，不僅反映出動物對棲地環境的選擇性，事實上也與人為有關的死亡率風險有關。

謝 誌

感謝行政院農委會林務局提供本研究經費，並對於各項行政事務的積極協助，包括各林管處協助舉辦座談會，以及對調查工作上的建議。另感謝兩位審查委員提供寶貴的修改意見；玉山國家公園管理處、東海大學林良恭教授、屏東科技大學裴家騏教授，姜博仁、林宗以、吳幸如等人提供珍貴的資料，以及來自各界提供發現黑熊紀錄的熱忱人士。

引用文獻

- 王冠邦。1990。台灣黑熊之生態學研究—分布、棲地及動物園行爲。國立台灣師範大學碩士論文。
- 台灣省農林廳林務局。1995。第三次台灣森林資源及土地利用調查。行政院農業委員會林務局。
- 李培芬、廖倩瑜、李玉琪、潘彥宏、傅維馨、陳宣汶。1997。台灣地區生態與環境因素地理資訊資料庫。行政院農業委員會。
- 李培芬、白梅玲、林瑞興。2005。利用遙測與GIS 探討瀕危物種八色鳥之棲地喜好與分布。農委會 94 年度遙測應用計畫成果發表會專刊。行政院農業委員會。1-10 頁。
- 侯萬儒、任正隆、胡錦羸。2003。唐家河自然保護區黑熊種群生存力初步分析。廣西科學 10: 301-304。
- 孫志鴻、張長義、張春蘭。1998。台灣地區主題圖繪製及查詢資訊系統建立之研究。國立台灣大學。
- 許立達、成晨光。2005。應用遙測技術輔助全民造林成果評估。華岡農科學報 15: 31-42。
- 黃美秀、王穎、李培芬、姚中翎。2006。台灣黑熊的分布圖繪製及保育現況之探討。行政院農業委員會。
- 魯慶彬、胡錦羸。2003。岷山黑熊生境選擇初步分析。獸類學報 23(2): 98-103。
- Allredge, J. R. and J. T. Ratti. 1986. Comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *Journal of Wildlife Management* 50: 157-165.
- Anderson, R. P. and E. Martinez-Meyer. 2004. Modeling species' geographic distributions for preliminary conservation assessments: An implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biological Conservation* 116: 167-179.
- Beringer, J., S. G. Seibert, S. Reagan, A. J. Brody, M. R. Pelton and L. D. Vangilder. 1998. The influence of a small sanctuary on survival rates of black bears in North Carolina. *Journal of Wildlife Management* 62: 727-734.
- Brown, J. H. and M. V. Lomolino. 1998. *Biogeography* (2nd ed.). Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Buckland, S. T. and D. A. Elston. 1993. Empirical model for the spatial distribution of wildlife. *Journal of Applied Ecology* 30: 478-495.
- Bull, E. L., T. R. Torgersen and T. L. Wertz. 2001. The importance of vegetation, insects, and neonate ungulates in black bear diet in northeastern Oregon. *Northwest Science* 75: 244-253.
- Ciarniello, L. M., M. S. Boyce, D. C. Heard and D. R. Seip. 2007. Components of grizzly bear habitat selection: Density, habitats,

- roads, and mortality risk. *Journal of Wildlife Management* 71: 1446-1457.
- Clark, J. D., J. E. Dunn and K. G. Smith. 1993. A multivariate model of female black bear habitat use for a geographic information system. *Journal of Wildlife Management* 57: 519-526.
- Clark, J. D., S. G. Hayes and J. M. Pledger. 1998. A female black bear denning habitat model using a geographic information system. *Ursus* 10: 181-185.
- Coppolilloa, P., H. Gomez, F. Maisel and R. Wallace. 2004. Selection criteria for suites of landscape species as a basis for site-based conservation. *Biological Conservation* 115: 419-430.
- Fecske, D. M., R. E. Barry, F. L. Precht, H. B. Quigley, S. L. Bittner and T. Webster. 2002. Habitat use by female black bears in Western Maryland. *Southeastern Naturalist* 1: 77-102.
- Glenz, C., A. Massolo, D. Kuonen and R. Schlaepfer. 2001. A wolf habitat suitability prediction study in Valais (Switzerland). *Landscape and Urban Planning* 55: 55-65.
- Gold, A. L. 1997. Habitat use of black bears in the Northeast Cascades of Washington. MS Thesis, University of Montana, Missoula.
- Guisan, A. and N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modeling* 135: 147-186.
- Gupta, R. P. 2003. *Remote Sensing Geology* (2nd ed.). Springer Verlag, New York.
- Hazumi, T. and N. Maruyama. 1987. Movements and habitat use of Japanese black bears in Nikko. *International Conference on Bear Research and Management* 7: 275-279.
- Hidalgo-Mihart M. G., L. Cantu-Salazar, A. Gonzalez-Romero and C. A. Lopez-Gonzalez. 2004. Historical and present distribution of coyote (*Canis latrans*) in Mexico and Central America. *Journal of Biogeography* 31: 2025-2038.
- Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22: 415-427.
- Hwang, M. H. 2003. Ecology of Asiatic black bears and people bear interactions in Yushan National Park, Taiwan. Dissertation. University of Minnesota, Twin cities, Minnesota.
- Hwang, M. H. and Y. Wang. 2006. The status and management of Asiatic black bears in Taiwan. pp. 107-110. *In: Japan Bear Network (Compiler). Understanding Asian bears to secure their future. Japan Bear Network, Ibaraki, Japan.*
- Hwang, M. H., D. L. Garshelis and Y. Wang. 2002. Diets of Asiatic black bear in Taiwan, with methodological and geographical comparison. *Ursus* 13: 111-125.
- Izumiyama S. and T. Shiraishi. 2004. Seasonal changes in elevation and habitat use of the Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in the Northern Japan Alps. *Mammal Study* 29: 1-8.
- Jensen J. R. 2005. *Introductory digital image processing: A remote sensing perspective* (3rd ed.). Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- Kobler, A. and M. Admic. 2000. Identifying brown bear habitat by a combined GIS and machine learning method. *Ecological Modeling* 135: 291-300.
- Koehler, G. M. and D. J. Pierce. 2003. Black bear home-range sizes in Washington:

- Climatic, vegetative, and social influences. *Journal of Mammalogy* 84: 81-91.
- Landis, J. R. and G. G. Koch. 1977. An application of hierarchical Kappa-type statistics in the assessment of majority agreement among multiple observers. *Biometrics* 33: 363-374.
- Lyons, A. L., W. L. Gaines and C. Servheen. 2003. Black bear resource selection in the northeast Cascades, Washington. *Biological Conservation* 113: 55-62.
- Mace R. D., J. S. Waller, T. L. Manley, L. J. Lyon and H. Zuuring. 1996. Relationships among grizzly bears roads and habitat in the Swan Mountain Montana. *Journal of Applied Ecology* 33: 1395-1404.
- Mace, G. and S. Stuart. 1994. Draft IUCN Red List categories version 2.2. Species 21-22 13-24.
- Manel, S., H. C. Williams and S. J. Ormerod. 2001. Evaluating presence-absence model in ecology: The need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* 38: 921-931.
- Manly, B. F., L. McDonald, D. L. Thomas, T. L. McDonald and W. P. Erickson. 2002. Resource selection by animals: Statistical design and analysis for field studies (2nd ed.). Kluwer Academic Publishers, Boston, Massachusetts.
- Margules, C. R. and R. L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 242-253.
- Mattson, D. J. 1990. Human impacts on bear habitat use. *International Conference on Bear Research and Management* 8: 35-56.
- Mattson, D. J. and T. Merrill. 2004. A model-based appraisal of habitat conditions for grizzly bears in the Cabine-Yaak region of Montana and Idaho. *Ursus* 15: 76-89.
- McLellan, B. N. 1989. Dynamics of grizzly bear population during a period of industrial resource extraction. II. Mortality rates and causes death. *Canadian Journal of Zoology* 67: 1861-1864.
- McLellan, B. N. and D. M. Shackleton. 1988. Grizzly bears and resource-extraction industries: Effects of roads on behaviour habitat use and demography. *Journal of Applied Ecology* 25: 451-460.
- Nielsen, S. E., S. Herrero, M. S. Boyce, R. D. Mace, B. Benn, M. L. Gibeau and S. Jevons. 2004. Modeling the spatial distribution of human-caused grizzly bear mortalities in the Central Rockies ecosystem of Canada. *Biological Conservation* 120: 101-113.
- Nowak, R. M. 1991. Walker's Mammals of the World (5th ed.). The Johns Hopkins University Press, London, UK.
- Oi, T. and K. Yamazaki. 2006. The status of brown bears in Japan. pp. 111-121. *In: Japan Bear Network (Compiler). Understanding Asian bears to secure their future. Japan Bear Network, Ibaraki, Japan.*
- Ortega-Huerta, M. A. and A. T. Peterson. 2004. Modeling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distribution* 10: 39-54.
- Palma, L., P. Beja and M. Rodrigues. 1999. The use of sighting data to analyze Iberian lynx habitat and distribution. *Journal of Applied Ecology* 36: 812-824.
- Peterson, A. T. 2001. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *The Condor* 103: 599-605.
- Peterson, A. T. and D. A. Vieglais. 2001.

- Predicting species invasions using ecological niche modeling. *BioScience* 51: 363-371.
- Powell, R. A., J. W. Zimmerman and D. E. Seaman. 1997. Ecology and behavior of North American black bears: Home ranges habitat and social organization. Chapman & Hall, London, UK.
- Powell, R. A., J. W. Zimmerman, D. E. Seaman and J. F. Gilliam. 1996. Demographic analyses of a hunted black bear population with access to a refuge. *Conservation Biology* 10: 224-234.
- Reid, D., M. D. Jiang, Q. T. Teng, Z. S. Qin and J. C. Hu. 1991. Ecology of the Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in Sichuan China. *Mammalia* 55: 221-237.
- Reynolds-Hogland, M. J. and M. S. Mitchell. 2007. Effects of roads on habitat quality for bears in the Southern Appalachians: A long term study. *Journal of Mammalogy* 88: 1050-1061.
- Sanchez-Mercado, A., J. Ferrer-Paris, E. Yerena, S. Garcia-Rangel and K. Rodriguez-Clark. 2008. Factors affecting poaching risk to vulnerable Andean bears *Tremarctos ornatus* in the Cordillera de Merida, Venezuela: Space, parks, and people. *Oryx* 42: 437-447.
- Skov, F. 2000. Potential plant distribution mapping based on climate similarity. *Taxon* 49: 503-515.
- Stockwell, D. R. B. and A. T. Peterson. 2002. Controlling bias in biodiversity data. pp. 537-546. *In*: J. M. Scott, P. J. Heglund, M. Morrison, J. B. Hafler, M. G. Raphael, W. A. Wall and F. B. Samson (eds). *Predicting species occurrences: Issues of scale and accuracy*. Island Press, Washington, DC.
- Stockwell, D. R. B. and D. Peters. 1999. The GARP modeling system: Problems and solutions to automated spatial predictions. *International Journal of Geographical Information Science* 13: 143-158.
- Stockwell, D. R. B. and I. R. Noble. 1992. Induction of sets of rules from animal distribution: A robust and informative method of data analysis. *Mathematics in Computer and Simulation* 33: 385-390.
- Stratman, M. S., C. D. Alden, M. R. Pelton and M. R. Sunquist. 2001. Habitat use by American black bear in the Sandhills of Florida. *Ursus* 12: 109-114.
- Su, H. J. 1984. Studies on the climate and vegetation type of the natural forest in Taiwan (II). Altitudinal vegetation zones in relation to temperature gradient. *Quarterly Journal of Chinese Forestry* 17(4): 57-73.
- Teillet, P. M., K. Staenz and D. J. Williams. 1997. Effects of spectral spatial and radiometric characteristics on remote sensing vegetation indices of forested regions. *Remote Sensing of Environment* 61: 139-49.
- Tsoar, A., O. Allouche, O. Steinitz, D. Rotem and R. Kadmon. 2007. A comparative evaluation of presence-only methods for modeling species distribution. *Diversity and Distributions* 13: 397-405.
- Unsworth, J. W., J. J. Beecham and L. R. Irby. 1989. Female black bear habitat use in west-central Idaho. *Journal of Wildlife Management* 53: 668-673.
- van Manen, F. T. and M. R. Pelton. 1997. A GIS model to predict black bear habitat use. *Journal of Forestry* 95: 6-12.
- Wang, Y. 1990. The current status of the Asiatic black bear in Taiwan. *International Con-*

ference on Bear Research and Management
8: 1-4.

Wang, Y. 1999. Status and management of the
Asiatic black bear in Taiwan. pp. 213-215.
In: C. Servheen, C. Herrero and B. Peyton
(eds). Bear: Status survey and conservation
action plan. IUCN, Gland, Switzerland.