

國立屏東科技大學野生動物保育研究所

碩士學位論文

臺灣黑熊族群存續力分析

Population viability analysis of Formosan black bears
(*Ursus thibetanus formosanus*)

指導教授：黃美秀 博士

研究生：林容安

中華民國 102 年 1 月 4 日

摘要

學號：M9817010

論文題目：臺灣黑熊族群存續力分析

總頁數：153

學校名稱：國立屏東科技大學 系（所）別：野生動物保育研究所

畢業時間及摘要別：101 學年度第 1 學期碩士學位論文摘要

研究生：林容安

指導教授：黃美秀 博士

論文摘要內容：

物種滅絕為當今保育的重要課題，野外族群除了面臨人為威脅之外，同時面臨其他的潛在風險，包含族群統計隨機性、環境隨機性、自然災難又或是遺傳隨機性等。對於受威脅的族群來說，探究物種或族群的滅絕風險，並釐清關鍵因素，有助於適時地提出有效的經營管理方案，以提升族群未來的存續力。其中族群存續力分析(population viability analysis, PVA)為當今最有力且普遍應用的保育工具之一。

欲了解族群的存續力，則必須探討導致目標物種之所以造成族群衰退的原因。全球八種熊類，普遍受到的威脅即人類的過度利用，以及棲息地破壞(Garshelis, 2009)。臺灣黑熊雖為法定的瀕臨絕種野生動物，但同樣存在上述兩種的風險，而人為狩獵活動是目前威脅臺灣黑熊生存的重要因素(Hwang, 2003)。本研究旨在利用 VORTEX 模型，模擬不同的狩獵程度下，臺灣黑熊之族群存續力的表現，並評估關鍵的狩獵閾值，以及藉由敏感性分析探討影響結果之關鍵參數。有鑑於臺灣黑熊實地資料的缺乏，特別是現今全島族群量與承載量，藉由回顧相似物種的數據，予以評估、選擇出最適合應用的參數，以能呈現最貼近事實的結果。

藉由美國東南部美洲黑熊的族群密度推算現今族群量可能為 100 到

700 隻，承載量有 5,000 到 10,000 隻之多。從預測結果顯示，當沒有任何狩獵的威脅壓力時，無論初始族群量為多少隻，承載量為 7,000 隻的狀況下，族群數量皆有顯著的成長，於未來 100 年可達 2,000 隻以上。然而，面對實際的狩獵壓力時，即便在初始族群量是相對較大的數量下（600~700），於狩獵相當低的程度，就可導致族群成長趨勢的下降，並隨著狩獵程度的增加，更加劇族群趨向滅絕的命運。當以增加死亡率來模擬時，死亡率增加 3% 族群就開始呈現負成長，這表示對狩獵程度的容忍力僅能接受 2%，換算成初期狩獵量，相等於有 2~14 隻，隨著初始族群量的增加可接受較多的個體死亡。然就收穫量的模擬之下，又更清楚呈現當初始族群量為 100~300 隻時，完全不能忍受每年 5 隻的收穫量，當初始族群量為 400~500 隻僅接受每年 5 隻的收穫量，而初始族群量為 600~700 隻可容許每年 10 隻的收穫量。藉由敏感性分析的檢測，確定雌性（亞成體與成體）死亡率，以及狩獵是最為影響臺灣黑熊未來的族群存續力，於未來應努力進行此兩方面的研究。

本研究所模擬的結果顯示，狩獵對臺灣黑熊族群未來存續有關鍵性的影響。然而，這些結果仍有可能是處於高估的狀態，因為本研究並未模擬棲息地破碎化、族群隔離效應等威脅的作用，所設定的假設條件與模型結構也是相對較為保守。面對現今全島族群量還未明朗之時，為確保族群的永續力，本研究認為實際上可能還無法容許少數個體的損失。因此，特別呼籲應加強非法狩獵取締等相關工作，同時也須多元發展其他的保育措施，方以達成終極臺灣黑熊族群永續的目標。

關鍵詞：臺灣黑熊、狩獵、族群存續力分析、VORTEX、敏感性分析、
初始族群量、承載量

Abstract

Student ID : M9817010

Title of Thesis : Population viability analysis of Formosan black bears
(*Ursus thibetanus formosanus*)

Total Page : 153

Name of Institute : Institute of Wildlife Conservation, National Pingtung
University of Science and Technology

Graduate Date : January 2013

Degree Conferred : Master

Name of Student : Rong-An Lin

Adviser : Dr. Mei-Hsiu Hwang

The Contents of Abstract in This Thesis :

Extinction is an important issue in conservation. Species survival is threatened by human, as well as catastrophes, demographic, environmental, genetic stochastic events. Population viability analysis (PVA) provides a quantitative means for predicting the probability of extinction and for prioritizing conservation needs. This is one of the most powerful and pervasive tools in conservation biology.

To understand population viability, it is essential to know what has caused the population to decline. For bear populations two principal factors are direct human exploitation and habitat destruction. In Taiwan, poaching is one of the primary threats to Formosan black bears (*Ursus thibetanus formosanus*). In this study, a population viability analysis was used to evaluate the impact of hunting on Formosan black bear, and to estimate critical hunting levels that could be used as quasi-extinction thresholds for future population modeling. Furthermore, sensitivity analysis was conducted to know which model parameters are key factors that strongly determine

population dynamics.

We applied the VORTEX(Version 9.99b) program where each scenario was simulated 1,000 times over 100 years. Assuming an initial population size of 100~700 and a carrying capacity of 7,000 bears, the results suggested that when there was no hunting, the population size continued to increase rapidly, with the final population size growing to more than 2,000 individuals after 100 years. But when simulating hunting by increasing the mortality rates to 3%, all initial population would be in decline. However, when we simulate the impact of hunting with harvest (kill/year) , the probability of extinction within the next 100 years was over 10% for harvesting 15 bears every year. And results suggest that the female mortality rate and hunting rate have the most significant impact on population viability. To conduct a more extensive PVA, it requires a systematic monitoring program and more focused research.

In summary, hunting is a key factor that strongly determines the population dynamics of bears, regardless of the fact that other potential risks have not been taken into account. Therefore, proactive conservation actions to reduce illegal hunting will be critical for ensuring long-term bear population viability.

Keywords : *Ursus thibetanus formosanus*, hunting, population viability analysis, VORTEX, sensitivity analysis, initial population size, carrying capacity

謝誌

這一路上要感謝的人實在有太多太多了，如果沒有你們，我想我真的很難熬過研究所的日子。在此，以最誠摯的心感謝所有的老師、學長姐、同學、學弟妹、朋友、狗貓兒以及我最親愛的家人，謝謝你們陪我度過這段艱難的歲月，真的很愛你們，內心由衷感恩。

感謝我的指導教授黃美秀老師，開啟我走向保育的道路。這一路上真的都在跌跌撞撞，讓您費心了。謝謝您總是對我如此地細心指教與用心照顧，除了學業的精進，在這裡體會最多的就是看到自己，每一次的低潮都是一種學習，「面對它、接受它、處理它、放下它」是我最予以受用的真諦。雖然，走到最後一刻自己還是無法克服，在此僅能您說聲對不起，以表我的歉意。感謝所上的所有老師—蘇秀慧老師、孫元勳老師、裴家騏老師、翁國精老師、陳添喜老師，以及曾經教導我的陳維立老師與許毅璿老師，謝謝你們給了我豐沛的知識，你們的教導讓我更拓展的保育的視野。感謝我的口試委員王穎老師、林宜靜老師以及裴家騏老師對我論文的修改與建議。感謝 CBSG Kathy Traylor-Holzer 博士於 model 上的教導。感謝臺北市立動物園整合並提供圈養亞洲黑熊的個體資料，讓我於研究上更方便地運用。

感謝熊窟的大總管怡如學姊，妳總是像溫暖的太陽滋養了我的心靈，就連肚皮也都被妳給餵得飽飽，哇~真的是非常暖和呢！有妳在身邊，真的非常幸福喔！謝謝大學長阿布，這一路上感謝你在一旁予以協助和指導，雖然有時候真的很機車，但現在回味起來，也是頗有一番樂趣啦！謝謝鴨子，這一路的陪伴、指導與開導，跟妳在一起總有一份安全與自在感，是我心靈依偎的棲所。謝謝阿德學長，你是我遇到最 nice 的人，還記得當初練跑步的日子，你始終一路相隨，真的是太貼心了，當然還有你的照顧，永難忘與你（以及阿布）一同飛去外太空的日子，這段回憶深刻地烙印在我心，如此輕飄飄的盪漾著。謝謝我的學長們小葉、郭大俠與阿助的照料，還記得當初的防空洞嗎？現在想起來真的是相當好笑呢！哎呀~感謝老天爺，我們都生存下來了。當然，還要謝謝四大護衛（阿布、阿德、小葉、郭大俠），以及志工巫國志，有了你們我才能平安

地下山。

特別感謝奶雞的相伴，你真的就是我的小天使，是我心靈的良藥，沒有你在，我會很難存活下去地！真的太愛妳了，我知道妳一定了的啦！謝謝靜芬的傾聽與開導，每次和妳談完話，心裡頓時就可以舒暢好多好多，就像鎮定劑一般，內心充滿的實在感！感謝彩玉的關心，當我快爆發的時候，總會適時地帶我出去晃晃，心情真的會開闊許多呢！感謝行政助理湘羚與莉婷，以及學弟妹庭妮、Sally、昇衛、蕙雯、阿貴以及書宜的支持與鼓勵，多虧有你們，自己才能安下心寫論文。

感謝我的好友小路和冠樺，真的很歡喜可以跟妳們當同學，如果在那懵懂無知之時，沒有你們的相伴左右，研究所的日子勢必會更加地煎熬，有妳們在，真的相當幸福呢！感謝我的同學阿昌、曉薇、蹦蹦、港仔、宗憲、大廚、一哥、凱哥，以及小青學姊、婉琪學姊、烏店爸爸、鄧筠、主恩學姊、韻璇、翠涵學姊、育秀大嫂、曼儀、娟如、維尼學長、凱婷、小八以及小彭，在這段相識的歲月裡，給我許多的依偎與幫助。感謝工寮的所有人的相伴——麥麥、亞雯、阿牧、阿先、豆花、智恩、阿杜、白菜、建閔、阿wen、Scott、易晨，對我來說，工寮就是我第二個家，因為有你們，讓我的記憶裡增添所多歡笑與溫暖。

感謝小琉球的夥伴們——珊珊、甜甜、旁分、阿斌、藍藍、陳蓉、小伊、子喆、駱駝、珮瑜、曜文、阿偉，在外島的日子是我最輕鬆、愉快的時光，讓我又再次重回過去的活力，並找回一些自我以及動力，很高興能和你們相識，謝謝你們總是替我加油打氣，又不時地逗得我哈哈大笑，與你們的結緣是我最喜悅的禮物。感謝我大學的好友雨芮、志安、睿芯、婷瑜、秀容、念祖哥、靖雅，因為有你們的鞭策、鼓勵及支持，我才能如願考上野保所，完成這一趟旅程。感謝親愛的陳媽媽，總是向媽媽般對我們熊窟的大家百般的照顧，真的就甘心！謝謝可愛的動物們——員外、Vali、蘇蘇、豬血糕、墨魚腸、小鼻、黑鼻、咪呀、QQ、小熊、貝克、Silu、Weily、Colby、Bonny、豆皮、天天、笨狗、短端、小A、小南、不理、饅頭、黑糖糕、黑皮、黑妞，因為有你們，讓我研究所的日子更添增許多美麗的色彩，跟你們在一起真是既充實又愉快啊！

最後，還要感謝我的家人們——爸爸、媽媽和哥哥，如此體諒我、關心我以及照顧我到這麼大，這 20 多年下來，心理的感激難以言喻，真的是辛苦你們了，容安我由衷感恩。

於野保所的這段時光裡，另一個最大的恩惠，就是讓我體會到珍古德博士的一席話：「唯有了解、才有關心；唯有關心、才有行動；唯有行動、生命才有希望。」獻給野保所的大家一同共勉之，一同為愛而守護這地球上的萬物。

目錄

摘要.....	I
Abstract.....	III
謝誌.....	V
目錄.....	VIII
圖表目錄.....	XI
壹、前言.....	1
一、族群存續力分析.....	1
二、分析臺灣黑熊族群存續力的重要性.....	4
貳、材料與方法.....	9
一、模型選擇.....	9
二、資料參考來源.....	9
三、初始族群量.....	9
四、承載量.....	11
五、模式其他參數的設定.....	14
六、情境模擬.....	20
七、輸出資料.....	26
八、族群存續力之等級分類.....	27
九、敏感度分析.....	27

參、結果.....	32
一、初始族群量.....	32
二、承載量.....	34
三、族群存續力之等級分類.....	36
四、族群存續力分析.....	37
五、敏感性分析.....	42
肆、討論.....	46
一、野外臺灣黑熊族群狀況.....	46
二、族群存續力分析.....	50
三、敏感性分析.....	57
四、臺灣黑熊保育之展望.....	58
伍、結論.....	63
參考文獻.....	64
附錄 1、適合使用 VORTEX 軟體的物種及族群特徵.....	129
附錄 2、本研究在無模擬狩獵下，不同初始族群量的輸出資料.....	130
附錄 3、本研究藉由增加死亡率來模擬狩獵情境下的輸出資料.....	132
附錄 4、本研究藉由災難來模擬狩獵情境下的輸出資料.....	136
附錄 5、本研究藉由收穫量來模擬狩獵情境下的輸出資料.....	140
附錄 6、本研究進行敏感性分析之參數變化下的輸出資料.....	143

作者簡介.....	153
-----------	-----

圖表目錄

圖 1、利用物種和風險資料的可得性來選擇適合的方案流程圖.....	85
圖 2、估計初始族群量流程圖.....	86
圖 3、估計承載量流程圖.....	87
圖 4、利用 Maxent 模式分析臺灣黑熊預測地理分布，以玉山國家公園地區平均的預測邏輯機率值區分高、低密度.....	88
圖 5、利用海拔 1,000m 區分基本型承載量面積之高、低密度區.....	89
圖 6、利用保護區內外區分基本型承載量面積之高、低密度區.....	90
圖 7、利用海拔 1,000m 區分進階型承載量面積之高、低密度區.....	91
圖 8、利用保護區內外區分進階型承載量面積之高、低密度區.....	92
圖 9、利用海拔 1,000m 區分高階型承載量面積之高、低密度區.....	93
圖 10、利用保護區內外區分高階型承載量面積之高、低密度區.....	94
圖 11、無狩獵威脅下，未來 100 年間族群量變化趨勢.....	95
圖 12、利用增加死亡率來模擬狩獵，未來 100 年間滅絕率與族群量的變化趨勢.....	96
圖 13、利用增加死亡率來模擬狩獵，不同初始族群量於各程度的狩獵壓力中，未來 100 年滅絕率與族群量的表現.....	98
圖 14、利用災難來模擬狩獵，未來 100 年間滅絕率與族群量的變化趨勢.....	99
圖 15、利用災難來模擬狩獵，不同初始族群量於各程度的狩獵壓力中，未來 100 年滅絕率與族群量的表現.....	101

圖 16、利用收穫量來模擬狩獵下，未來 100 年間滅絕率與族群量的變化趨勢.....	102
圖 17、利用收穫量來模擬狩獵下，不同初始族群量於各程度的狩獵壓力中，未來 100 年間滅絕率與族群量的表現.....	104
圖 18、利用敏感性分析，了解影響成長率之相對重要因子.....	105
圖 19、利用敏感性分析，了解影響未來 100 年間族群量之相對重要因子.....	106
圖 20、利用敏感性分析，了解影響滅絕率與遺傳多樣性之相對重要因子.....	107
表 1、回顧美國東南部地區美洲黑熊族群密度.....	108
表 2、國內圈養臺灣黑熊的繁殖記錄以及野外目擊母熊帶小熊之次數.....	110
表 3、公家單位以及私人圈養臺灣黑熊的繁殖紀錄.....	111
表 4、回顧美國東南部地區美洲黑熊之死亡率.....	112
表 5、藉由增加死亡率 1%~10%模擬狩獵，各年齡層死亡率與環境變異的標準差設定.....	113
表 6、各性別年齡層所模擬的收穫量.....	114
表 7、以 VORTEX 模擬臺灣黑熊於 7 種方案模擬之參數設定.....	117
表 8、VORTEX 模擬臺灣黑熊於理想狀況下之各項參數設定.....	118
表 9、進行敏感性分析之參數變化定.....	119
表 10、臺灣黑熊初始族群數量的評估.....	120

表 11、臺灣黑熊承載量的評估.....	121
表 12、各方案模擬下存續力的評斷標準.....	122
表 13、無狩獵威脅下，未來 100 年間族群存續力的表現.....	123
表 14、利用增加死亡率來模擬狩獵下，於未來 100 年間族群存續力的表現.....	124
表 15、利用災難來模擬狩獵下，未來 100 年間族群存續力的表現....	125
表 16、利用收穫量來模擬狩獵下，未來 100 年間族群存續力的表現..	126
表 17、利用增加死亡率來模擬狩獵之初期的狩獵量換算.....	127
表 18、本研究與 1994 年臺灣黑熊族群與棲地存續分析之參數設定....	128

壹、前言

一、族群存續力分析 (population viability analysis, PVA)

全球的生物多樣性正在快速且持續地流失中，這是前所未有的危機 (Willcox, 1984; Lawton and May., 1995)。驅使保育學者想保護生物多樣性的想法，主要目標就是阻止滅絕的發生。其中最強大且最普遍的工具就是族群存續力分析 (population viability analysis, PVA) (Reed *et al.*, 2002)。因保育的任務上，致關重要的訊息就是辨識與量化滅絕風險，評估可行的經營管理方案，以減少物種受威脅壓力，這些工作都是 PVA 可以與以達成的 (Drechsler and Burgman, 2004)。即 PVA 與生俱來就身負著保育的使命，因而在 1980 年代中期保育生物學的興起而快速發展，並佔有一席之地。

對於評估物種受威脅的程度，早期所著重的焦點在於評估最小存活族群量 (minimum viable population size, MVPs) (Reed *et al.*, 2002)。此一概念很久之前就已經被提出 (Allee 1931; Leopold 1933)。Shaffer (1981) 是首先利用 PVA 的定量模型來評估特定時間內的滅絕風險，根據他對 MVPs 的定義，表示對於目標物種在指定的棲息地上需滿足於未來 1,000 年仍保有 99% 生存機會 (Shaffer, 1981; Gilpin and Soule, 1986)。此外，Shaffer 也勾勒出滅絕的概念，將滅絕劃分為系統性壓力 (systematic pressures) 和隨機性的擾動 (stochastic perturbations)，其隨機過程可分為 4 類，(1) 族群統計隨機性 (demographic stochasticity)，源自於個體能成功地存活和繁殖的偶然事件上；(2) 環境隨機性 (environmental stochasticity)，由於棲息地的特徵隨著時間而有所變化，以及此族群的競爭者、掠食者、寄生蟲和疾病對族群的影響；(3) 自然災難 (natural catastrophes)，像是洪水、火災、乾旱等，此事件的發生可能有隨機的時間間隔；(4) 遺傳隨機性 (genetic stochasticity)，來自於基因頻度的改變，像是創始者效應 (founder effect)、隨機固定 (random fixation) 或近親繁殖 (inbreeding)。Gilpin and Soule (1986) 擴大 PVA 的定義，表示 PVA 是啟發式的概念，用來檢驗許多因素對族群存續的影響，包含遺傳因素。

然而，PVA 的定義到現今還未有完整的共識，主要問題是沒有明確的標準，包含可存續的族群是在多大的時間尺度範圍（例如：50 年、100 年、10 個世代）和可接受的滅絕程度（例如：1%、10%、50%），以及所謂的族群表徵為何（例如：成年數量或有效族群）（Reed *et al.*, 2003b; Beissinger *et al.*, 2008）。雖然，以上問題仍在學術界持續地議論著，但我們還是可以得到概括性的概念，即整體來說，PVA 是一種過程，為評估族群在特定時間內和特定環境下滅絕的可能性（Shaffer, 1981; Boyce, 1992）。

PVA 的方法相當多，每個方法所需要的資料不盡相同，故所回答的問題也是不相同的，然大致可分為四種類型，包括族群統計模型（demographic models）、佔據分析（analyses of occupancy）、族群趨勢分析（population trend analysis）和遺傳模型（genetic models）（Andelman *et al.*, 2001）。（1）族群統計模型會明確地納入出生率、死亡率和其他生物學資料，時常用於對受威脅或瀕危物種的經營管理決策（Beissinger and Westphal, 1998）。（2）隨機性補丁佔據模型，有賴於單一或多個有無資訊的調查，以估計補丁被占據的機率和未來關聯族群的動態（Day and Possingham, 1995; Hanski, 1998）。此可準確的預測滅絕風險，在應用上也相當多樣化且不斷增加（Buenau and Gerber, 2004; Gonzalez-Suarez *et al.*, 2006; Thomson and Schwartz, 2006）。但其缺點是往往需要數十年之久的數據（Fieberg and Ellner, 2000; Lotts *et al.*, 2004）。（3）第三種方法族群趨勢分析，從計數資料（count data）而來，由多年研究調查下族群的個體數量，來預測未來的狀況以及滅絕風險（Morris and Doak, 2002）。（4）遺傳模型，評估族群隨著時間下遺傳多樣性損失的狀況，藉由比較偏離的理想族群（ideal population），或是檢驗有效族群（effective population size）對於實際普查的族群大小（census population size）的關係（Waples, 2002）。最終目標是放在推算有效族群的大小，而有效族群的定義為族群中提供基因給下一代的個體數量（Beissinger *et al.*, 2008）。有效族群量往往遠小於總族群量，通常只占總族群量的 10~25%（Frankham, 1995; Waples, 2002）。

無論哪種方法無法逃脫的命運是遭受結果不準確性的批評，主要的

導致因素就是資料的不充分和不準確，以及模型過於簡單的建構和假設（Caughley, 1994; Beissinger and Westphal, 1998; Mann and Plummer, 1999; Taylor, 2002）。但對於瀕危物種，鮮少有實地且充分樣本的進行研究，以生物學因子和環境的隨機性來看，需要長期監測出生率、死亡率、族群成長率、遷出和遷入以及密度依賴等作用，若要能準確地估計生命率（vital rate）和變異數（variance），則需研究至少 1~2 個世代的時間，這對於長壽的脊椎動物而言，往往就會需要有 10~20 年以上的時間（Beissinger and Westphal, 1998）。因此，所使用的資料大多是藉由生物學上的直覺或相似物種的研究資訊（Beissinger and Westphal, 1998）。另一個問題就在於模型本身的結構限制，往往會忽略遺傳和災難的過程，然而，對於模擬長時間的預測下，此兩項因子都具有關鍵性的影響（Mangel and Tier, 1994; Allendorf and Ryman, 2002）。不只如此，大部分的模型也很少考量棲息地的流失或恢復、密度依賴、承載量甚至是艾理效應（allee effect）等，但儘管考量了這些因素，又會回到基礎的問題就在於實地研究的困難（Beissinger and Westphal, 1998）。

然而，即使現實上族群存續力分析面臨種種嚴酷的考驗，但許多研究仍表明 PVA 可以提供重要的資訊（Beissinger *et al.*, 2008）。其中包含辨識關鍵的滅絕因子，並提出保育和經營管理的目標（Possingham *et al.*, 1993; McCarthy *et al.*, 1995; Brook *et al.*, 2000），以及確認最有成效的經營管理辦法（Reed *et al.*, 2002; Shaffer *et al.*, 2002; McCarthy *et al.*, 2003）。對於保育資金貧乏的情況下，要如何分配資源將是最棘手的問題，PVA 可以幫助我們了解哪些地方的族群是最須優先進行保育行動，並可達到最有成效的結果（Stark *et al.*, 2012）。以上的功能都是 PVA 無可取代的優點，目前暫無更好的替代方法。因此，至今仍持續不斷且增加它的應用（Mann and Plummer, 1999; Brook *et al.*, 2000）。

事實上，為了彌補模型普遍存在的不確定性，還是有方法可以改善的，即敏感性分析（sensitivity analysis），也就是找出方案模擬中最具有影響力的參數因子，予以解釋不確定的地方分別斟酌在那些參數資料上，以約束模型的預測結果，最終可用來了解必須優先進行的是哪方面的研究以及數據的收集（Akçakaya and Sjögren-Gulve, 2000）。最重要的是，面

對族群存續力分析本身的限制性下，首要的任務就是評估適合的模型以及定義合適的參數，再來就是對結果表明它不確定的地方，謹慎地詮釋預測結果，這才能如實地呈現 PVA 真正的意涵（Reed *et al.*, 2002; Ruckelshaus *et al.*, 2003）。

PVA 至今已廣泛地運用在許多層面的保育議題上，包含設定最小存活族群和最小存活族群的棲息地大小（Burgman *et al.*, 2001; Kautz and Cox, 2001; Cowling *et al.*, 2003; Brito and da Fonseca, 2006; Brito and Grelle, 2006）、決定哪些地區應優先被保護（Kautz and Cox, 2001）、對於狩獵物種設定收穫的水平（Milner-Gulland *et al.*, 2001; Sethi *et al.*, 2005）、檢測生物多樣性和地景的理論（Lindenmayer and Possingham, 1996; McCarthy *et al.*, 2001; Carroll *et al.*, 2003; Nicholson and Possingham, 2006）。近年來的文獻絕大多數是探討對於目標物種的可行經營管理辦法（Haines *et al.*, 2005; Kohlmann *et al.*, 2005; Vargas *et al.*, 2007; Bach *et al.*, 2010）。由於保育的問題通常來自於多方面的議題，不僅在生物學上，也包括土地利用、與人的交互作用、政治、社會或者是經濟層面，這是需要結合許多人的知識、專業技術和想法，以進行受威脅物種的復育工作，世界自然保護聯盟（International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, IUCN）旗下的保育繁殖專家群（Conservation Breeding Specialist Group, CBSG）就特別倡導運用 PVA 舉辦研討會，稱之為族群及棲息地存續力分析（population and habitat viability analysis, PHVA），藉由合作性的研討會，提供相關人士有協力合作和交流的機會，從而引發以及評估更多的保育行動，使能更全面性地推行以及落實物種的保育工作（Miller and Lacy, 2005）。

綜合來看，儘管族群存續力分析面臨諸多質疑，但面對物種滅絕的急迫性，PVA 仍有它存在的必要以及重要性，並在保育生物學上持續地使用，以提供決策者尋找有效的經營管理策略，開創瀕危物種遠離滅絕的契機。

二、分析臺灣黑熊族群存續力的重要性

族群存續力分析為保育工具中分析單一物種的方法，所應用的物種

通常會鎖定在五項特點上：(1) 有充分研究的物種。因為 PVA 能否準確地預測有賴於資訊的正確性，分析這些物種就可用來幫助 PVA 的發展、檢測及確認。(2) 基石物種 (keystone species)，這些物種對於其他物種來說是相當重要的，或者在生態系統的功能上扮演著關鍵的角色。(3) 指標物種 (indicator species)，對環境的變化有一定的敏感程度。(4) 受威脅物種。(5) 此物種對人類有特殊的文化價值 (Possingham *et al.*, 1993)。

臺灣黑熊 (*Ursus thibetanus formosanus*) 為亞洲黑熊 (U. t. G. Cuvier, 1823) 的七個亞種之一 (Wozencraft, 2005)。皆為 IUCN 紅皮書中的易危物種 (vulnerable) (IUCN Standards and Petitions Subcommittee 2011)。臺灣黑熊為臺灣陸生最大型的食肉目動物，即陸域生態系中最頂層的消費者，可發揮自上而下的效應 (top-down)，適度地調控草食動物的行為與族群 (黃美秀等, 2012)。此外，植物也是臺灣黑熊的主食，藉由熊排遺內種子萌芽的研究發現，相較於野外的自然落果，臺灣黑熊的攝食可促進核果和仁果類的種子提早萌芽，甚至是提高萌芽率的作用 (鍾雨岑, 2008)。再加上黑熊活動範圍廣的特性，於森林生態系統中儼然成為長距離的種子播遷者，為植物更新的歷程裡不可或缺的一環 (黃美秀等, 2012)。以此兩方面的生態角色，臺灣黑熊於生態系統的功能上佔有舉足輕重的地位。在人口密度高的地方，大型食肉目動物特別容易趨向於滅絕的命運，即相當容易受人為活動所影響，具有極高的敏感程度，故常被當作為指標物種 (Woodroffe, 2000)。對於物種受威脅的狀況，1989 年公告施行的野生動物保育法將黑熊列為瀕臨絕種的野生動物保護名單內。就更大的國際尺度而言，臺灣黑熊為亞洲黑熊 (U. t. G. Cuvier, 1823) 的七個亞種之一 (Wozencraft, 2005)。在文化意涵上，臺灣黑熊不僅是臺灣人民心中被票選為最具臺灣代表性的野生動物，對於原住民傳統狩獵文化亦具有特殊的文化意涵 (Hwang, 2003)。

雖然，臺灣黑熊至目前還無充分的各項研究數據，但以上述 PVA 所分析物種的五項特點上，已滿足有四項的條件，即基石物種、指標物種、受威脅物種與文化情感價值。不僅如此，臺灣黑熊活動範圍廣大 (Hwang *et al.*, 2010)，如能有效保護，就能同時保護相當多的共域物種與自然棲

息地，發揮庇護物種 (umbrella species) 的保育角色 (黃美秀等, 2012)。保護生物多樣性的觀點，IUCN 已視為遺傳多樣性是保育生物多樣性的三個層級之一 (McNeely *et al.*, 1990)。臺灣黑熊為特有亞種，遺傳變異程度與其他地區的亞洲黑熊有明顯的差異，形成單一支序群 (monophyly) (石芝菁等, 2012)。於以上種種的條件下都可強調臺灣黑熊是相當適合作為 PVA 的研究對象，了解黑熊的族群存續性對於其他物種、生態或者是整個保育和文化價值來看都具有它實質的意義性。

探討滅絕風險的前提，必須了解導致物種或族群滅絕的可能因素。目前公認兩個導致全世界熊類族群普遍且持續衰退的主要原因：人類過度的直接利用，以及棲息地破壞 (Garshelis, 2009)。追溯過去的歷史分布來看，1930、1940 年代時範圍從海拔 100 m 以上的森林地區都會存在 (堀川安市, 1932)。對照現今的預測分布來看，其海拔 500 m 以下鮮少有臺灣黑熊的蹤跡，總分布面積為 8,588 km²，僅占臺灣本島面積的 23.3% (蔡幸蓓, 2011)。面臨棲息地的大量縮減下，導致臺灣黑熊族群衰退的另一重要的威脅來源就是人為狩獵 (Hwang, 2003)。Hwang (2003) 指出 1939 年至 2000 年，玉山國家公園南部地區總計至少有 174 隻熊被捕獲，非法狩獵的程度在國家公園成立後有遞減的趨勢，早期禁獵法公佈至玉山國家公園成立前 (1972 至 1985)，獵人捕獲黑熊的記錄平均每年 5 隻，而 1985 年玉山國家公園成立之後，此值降為平均每年 3 隻。從全島的分布調查研究中也發現，於各地區皆發現程度不一的非法狩獵活動的痕跡，而且也於村落查訪中得知近期內有非法狩獵黑熊的情況 (黃美秀等, 2008)。另研究者在玉山國家公園所捕獲到 15 隻黑熊個體中就有 8 隻呈現斷掌或斷趾的情況，即近乎有一半的個體都是有身體上的殘缺 (Hwang *et al.*, 2010)。這就更加證實，儘管臺灣黑熊於法律上明訂為受到保護的物種，但現實生活中，臺灣黑熊仍無法逃離遭受狩獵的威脅。

目前全島臺灣黑熊族群數量仍不明確，最多僅為學者的粗略估算 (黃美秀等, 2012)。基於野外目擊臺灣黑熊的紀錄並不常見，部分學者懷疑族群可能不會超過幾百隻 (Hwang and Wang, 2006)。在 1994 年所舉辦「臺灣黑熊族群與棲地存續分析保育研習會」中報告指出，野外族群數量少於 500 隻，但至少要有 100 隻以上 (Wang *et al.*, 1994)。事實上，許多證據

似乎都支持野外台灣黑熊密度偏低的狀況：(1)從野外的痕跡調查來看，無論是熊痕跡密度或遭遇率皆顯示較低的數值，推測台灣黑熊的族群密度可能仍處偏低的狀況（蔡幸蓓，2011）。(2)就人熊衝突事件來看，國內發生機會還是相當稀少，或許也可印證台灣黑熊族群密度仍處於偏低的狀況（黃美秀等，2010）。(3)大部分的林務工作者也同樣認為台灣黑熊數量稀少（黃美秀等，2006）。若是如此，需要注意的是，對於小族群來說，隨機性的過程就可能引起相當大的族群波動，進而導致整個族群趨向滅絕的命運（Shaffer, 1981）。因此，在尚未有系統且全面的採取保育野外黑熊族群的行動時，在面臨這麼多直接和潛在威脅因素下，台灣黑熊到底能否永續存在於台灣這片土地上，不得不成為發人深思的問題。

事實上，1994 年國內便與 IUCN 繁殖專家群組共同召開「台灣黑熊族群與棲息地存續力分析保育研習會」（Wang *et al.*, 1994）。當時的預測結果就顯示了盜獵確實對族群的存續有關鍵性的影響。當初始族群量為 100~400 隻，偷獵率為 10% 時，其在未來 100 年內族群就會減少至極易滅絕的數量，若偷獵率增加至 15%，則族群在未來 60~80 年間全部滅絕。然而，既然有上述 PVA 所分析的結果，又何需要重新省視評估呢？理由如下：(1) 當時參數資料相當有限，所設定生物學上的參數值主要參考北美洲西部黑熊的族群，而在這十多年國內、外的努力之後，有些參數已有更新的實地數據（field data），或者是更好的參考數據。我們已知參數的正確性與否將嚴重影響預測結果的正確性，於在更適合台灣黑熊的參數運用下，所模擬的結果也就更貼近台灣黑熊未來的存續狀況。(2) 在探究族群滅絕的理論及研究的發展下，PVA 也隨著年代有不斷地進化，可以整合更多的影響因素，運用更進階的軟體可更實際地模擬出族群滅絕的過程。(3) 過去分析的研究並未做進行敏感性分析。對於台灣黑熊目前的情況於族群統計數據（demographic data）和威脅數據（threat data）都受到限制下，要準確地預測存續力是不可能的，故更適當的方式便是進行族群統計敏感性分析（demographic sensitivity analysis）（圖 1）。此項分析可讓經營管理人員了解研究上所需加強的地方，以對未來的研究進行更有意義的規劃，並可給予一般性建議（Miller, 2008）。

繼 1994 年之「臺灣黑熊族群與棲息地存續力分析保育研習會」之後，重新評估臺灣黑熊的族群存續力分析，除了可更貼切地反映出臺灣黑熊未來的族群存續力之外，相對上也能針對現今族群狀況提供合適且有效的經營管理策略與建議。此外，藉由蒐集族群參數的過程中，同時可以整合國內外的資訊，試以評估現今族群量，以及臺灣可容納的個體數量上限，以補強保育所需之資訊。最後，再透過模式的敏感性分析，可以得知最具關鍵性的參數，即為未來研究上最需加強的知識或保育方向。

因此，本研究的宗旨有四：(1) 回顧及整合臺灣黑熊的族群與生物學資訊。(2) 運用族群存續力分析了解人為狩獵對臺灣黑熊未來 100 年間族群存續的影響。(3) 評估關鍵的狩獵閾值，以確認臺灣黑熊可接受的狩獵程度。(4) 利用敏感性分析了解影響族群存續力分析結果的關鍵參數。

貳、材料與方法

一、模型選擇

PVA 有許多套裝軟體是可得且常用的，包含 GAPPS、INMAT、RAMAS Age、RAMAS Metapop、RAMAS Stage 和 VORTEX (Brook *et al.*, 1999)。本研究選擇 VORTEX 軟體最新版本 (9.99c) 來執行族群存續力分析 (來源網址：<http://www.vortex9.org/vortex.html>) (Lacy *et al.*, 2009)。除了臺灣黑熊的生物學特性符合此軟體的應用條件外 (附錄 1)。VORTEX 是最常用於瀕危物種的分析工具之一 (Lindenmayer *et al.*, 1995)。並且被 IUCN 保育繁殖專家小組 (Conservation Breeding Specialist Group, CBSG) 作為族群和棲息地存續力評估研討會 (Population and Habitat Viability Assessment, PHVA) 中進行 PVA 分析的工具。已在 57 個以上的國家進行分析超過 170 種物種 (Murayama, 2008)。

VORTEX 是以個體為基礎的模型，藉由不連續 (discrete) 和有順序 (sequential) 的事件來模擬整個族群動態，例如：出生、死亡、播遷、災難等。其事件所發生的機率為常數或依特定分佈下的隨機變數，予以模擬野生動物族群受到決定性因素 (deterministic forces) 以及族群統計、環境和遺傳上隨機事件的影響 (Miller and Lacy, 2005)。由於 VORTEX 需要設定大量的生物學參數，它不一定是一個很好的模型，但卻能最有效的反應出特定族群於特定環境下的表現 (Miller and Lacy, 2005)。

二、資料參考來源

對於現存八種熊科動物，亞洲黑熊的外觀、體型大小和生態習性皆與美洲黑熊 (*U. americanus*) 相似 (Garshelis, 2009)。在生態意義上，二者也被認為有相同的作用 (Schaller *et al.*, 1989; Reid *et al.*, 1991)；甚至在遺傳分析上，美洲黑熊與亞洲黑熊也被視為姐妹類群 (sister taxa) (Talbot and Shields, 1996; Yu *et al.*, 2004)。因此，本研究的參數設定，除了依據臺灣黑熊以及其他地區的亞洲黑熊之外，也會將美洲黑熊的研究資料作為參考來源，以彌補臺灣黑熊資訊的不足。

三、初始族群量 (Initial population size)

初始族群量為現今全島的總個體數，因目前無確切的數據顯示各性別年齡層下的個體數量，本研究假設此一族群為穩定的年齡分佈（stable age distribution），其輸入總族群量後，模型就會利用所輸入的死亡率，予以衡量各性別年齡層下的族群結構。

估算初始族群量的方法，本研究利用面積和密度相乘的結果來得出個體數量，即公式「 N （個體數量）= A （面積）* D （密度）」。對於現今臺灣黑熊的棲息面積，採用蔡幸蒨（2011）Maxent 模式預測 2000~2010 年間的地理分布圖（ $P_{\text{logistic}} \geq 0.34$ ），總面積為 8,588 km²。再從預測分布圖中所展現的分布機率值（ P_{logistic} ），試以區分高密度區與低密度區。從全島痕跡調查發現，三個位於中央山脈的高山型國家公園（雪霸、太魯閣及玉山國家公園）涵蓋約一半的有熊紀錄（49.7%），當中又以玉山國家公園的有熊紀錄最高（黃美秀等，2010）。因此，本研究初步假設：玉山國家公園的族群量為全島族群數量相對較多的地方，藉由計算玉山國家公園境內的平均分布機率值，當作黑熊高低密的切分點，便可知兩區之面積大小。

族群密度的參考值，本研究以最相似的物種美洲黑熊為對象。然此物種分布廣泛，且各地族群狀況不一，但綜觀美洲黑熊的分布紀錄，數量最少且孤立的族群分布於美國南部和墨西哥北部，而美洲黑熊可得棲息地佔據率最低的地方則集中在美國南部和東部地區，並估計東南部的分布範圍僅占過去歷史範圍的 20%（Williamson, 2002）。於美國東南部地區還包含 2 個亞種：（1）路易斯安那黑熊（*U. a. luteolus*）為美國聯邦政府唯一認定是受威脅（Threatened）的族群，（2）地方上認定為受威脅的亞種佛羅里達黑熊（*U. a. floridanus*）和德克薩斯州（Texas）的黑熊。加上美國東南部屬於亞熱帶溼潤氣候（humid subtropical climate），全年無旱季，夏季炎熱，與臺灣的氣候條件較為接近。總體而言，從考量物種瀕危等級與氣候的條件下，本研究鎖定美國東南部地區的美洲黑熊族群當作是族群密度的參考來源，再從中選擇適合代表高、低密度兩區的族群密度。

藉由得出高密度區與低密度區的面積，再分別與該區之代表熊密度

相乘後，則可推算出高低兩密度區的族群量，二者相加即為本研究所衡量的臺灣黑熊初始族群量（圖 2 流程說明）。

四、承載量（carrying capacity）

生物承載量（biological carrying capacity, BCC）為該物種於可得棲息地內所容納的最多數量。數量的多寡會受棲息地的資源（例如：食物、水、掩蔽處和空間大小等）和動物本身的社會行為（例如：雄性間競爭）影響（VDGIF, 2002）。對於美洲黑熊的承載量還是未知狀態，穩定族群的密度仍持續上修中，也還無法印證出有密度依賴的效果（Garshelis, 1994）。因在棲息地成為限制因素之前，就會受到人對動物的容忍程度而阻礙了族群的成長，即文化承載量（cultural carrying capacity, CCC）（VDGIF, 2002）。

文化承載量是指，族群成長的數量會受到人類的社會環境或容忍程度而有所限制；在不同的地區、位置和時間點都有可能有不同的狀況，是相當主觀的結果（VDGIF, 2002）。例如，農民若經歷過熊損害作物的事件就可能會希望減少熊的數量，反之，郊區居民若期待能看到熊就會希望增加數量，這涉及整個社會、經濟、政治和生物觀點上的考量（VDGIF, 2002）。因此，目前美洲黑熊的經營管理的重點，大多聚焦在人與熊之間的交互作用（例如：人觀賞熊、狩獵、熊的危害或人害怕熊），以及處理不同權益攸關者的價值觀、信念與容忍程度等社會議題，而非生物議題（MDNR, 2008）。

以現階段來看，臺灣黑熊族群數量仍處偏低的狀況（黃美秀等, 2006；黃美秀等, 2010；蔡幸蓓, 2011），這反映出族群的發展仍有相當大的成長空間。本研究承載量的估算，同樣是藉由公式「 N （個體數量）= A （面積）* D （密度）」，透過回顧相似物種族群密度，乘上潛在的棲息地面積，即可得出個體數量。

（一）潛在棲息地

本研究利用黃美秀等（2010）所蒐集的十年（2000~2010 年）全島分布點位的資料庫，建構出分布預測圖。對於潛在棲息地所評斷的標準，

除了讓原本有熊的地方仍持續存在外，對於目前無棲息的地方，但環境條件適合於黑熊生存的話，該的地方也將視為臺灣黑熊潛在棲息地的範圍內。因此，發展出三種不同的潛在棲息地分布圖，以下分別描述。

1. 基本型分布

利用蔡幸蓓（2011）Maxent 模式所預測的第二時期（2000-2010 年）臺灣黑熊地理分布範圍，再加上位於中央山脈的保護區範圍，即為臺灣黑熊的潛在棲息地。中央山脈保護區謂之「中央山脈保育廊道」，為連接中央山脈地區的高山林地、自然保留區、野生動物保護區、自然保護區及國家公園，南北綿延達 300 km，面積約 63 萬 ha，佔全島面積約 17.5%。近十年的黑熊發現紀錄與有熊的預測分布範圍多位於中央山脈保護區之內。將中央山脈保護區納入潛在棲息地，對於活動廣泛的物種，可提供較為完整且安全的棲息地，對於經營管理上，也可有較為完善的規劃（黃美秀等，2010）。

2. 進階型分布

排除人為相關的預測參數（道路密度、離道路最近距離、離國家公園最近距離），以海拔、坡度、年均溫、一月年均溫、植生指標和年雨量等 6 項自然因素建構黑熊分布預測圖。利用 GARP（Genetic Algorithm for Rule-set Prediction）與 Maxent 二種模式預測有熊分布面積。兩者模式都各有利弊，GARP 產生的預測範圍較大、較有連續性，但較容易產生破碎化預測圖。反之，Maxent 具有穩健性（robustness）的特色，能夠排除破碎化的分布，使其分布較具合理性（Anderson *et al.*, 2003; Phillips *et al.*, 2006; Phillips and Dudík, 2008）。但就整體而言，兩者皆能產生良好的預測結果，故將二種模式進行聯集，即為臺灣黑熊的潛在棲息地（黃美秀等，2012）。

3. 高階型

將上述進階型的預測分布圖，再加上中央山脈保護區，即臺灣黑熊的潛在棲息地。雖然高海拔地區的黑熊活動可能較為稀疏，但這應該是較為接近理想的分布情況。

（二）密度及分布範圍

黑熊密度的評估標準，本研究以棲息地的品質以及人為活動的狀況做考量，遂以海拔和保護區的狀況作為切分高低密度的標準。

1. 海拔

從臺灣黑熊的活動範圍來看，春天 72% 在 500~1,000 m，夏天 70% 在 1,000~2,000 m，秋天 92% 在 1,000~2,000 m，海拔分布的季節變化，推測與當地的食物資源的可得度有關（Hwang *et al.*, 2010）。另野外熊痕跡調查結果顯示，以海拔 2,000~2,500 m 最為常見(38.5%)，依序為 1,000~1,500 m (28.2%)、2,500~3,000 m (18%)，推測與自然資源分布及人類干擾活動有關（蔡幸蒨，2011）。無論是就活動範圍或痕跡為依據，大部分的記錄出現於 1,000m 以上區域，這應該是人為和棲地環境因素使然，故本研究以 1,000m 做為區隔，即低密度區為海拔 < 1,000m、高密度區為海拔 ≥ 1,000m。雖然黑熊對海拔 3,000 m 以上的環境利用偏低，但由於此區佔本島面積不及 1%，故暫不予以考量。

2. 中央山脈保護區

Hwang（2003）研究指出玉山國家公園成立（1985 年）後，附近獵人捕獲黑熊的地點分布有從國家公園內部轉移至周圍地區的趨勢，顯示保護區的設立似乎有降低黑熊狩獵壓力的作用。利用模式預測也顯示，黑熊對於距離高山型國家公園 5km 範圍內的區域，有明顯的偏好程度，可能與國家公園內有較完整的棲地，以及較有效管理各項限制人為開發或非法活動，而可提供實質的保護有關（蔡幸蒨，2011）。為此，本研究以中央山脈保護區做為分類基準，假設保護區內為黑熊之高密度區，而保護區外圍為低密度區。

3. 潛在黑熊密度

雖然對目前未有明確的黑熊承載量數據，本研究以研究最詳盡且偏南部（地理位置較接近台灣）的美洲黑熊，或親緣關係較為接近的日本黑熊，做為台灣黑熊達達生物承載量時的密度參考基準。回顧美國東南

部美洲黑熊族群密度的結果顯示（表 1），於未受保護的地區大部分都在 0.2 隻/km²以上，而於受保護的地區族群密度大部分都大於 0.1 隻/km²。例如，加拿大黃石國家公園之穩定的族群來看，密度為 0.2~0.6 隻/km²（Yodzis and Kolenosky, 1986）。日本黑熊的密度為 0.15~0.3 隻/km²（Yoneda, 2001）。因此，本研究認為無論是以 BCC 或者是 CCC 來看，在理想狀況下，臺灣黑熊達到 0.2 隻/km²的族群密度應該非常有可能的。

不少研究已顯示美洲黑熊的族群密度已可高達 1 隻/km²以上（Carney, 1985; Martorello, 1998; Klenzendorf, 2002; Thompson, 2003; Bridges, 2005）。Howe *et al.*（2007）分析美洲黑熊族群存續力時，對於承載量的評估區分出 3 種類別：高密度區 0.6 隻/km²、中密度區 0.4 隻/km²，以及低密度區 0.2 隻/km²。藉由以上的回顧，本研究以 0.5 隻/km²作為高低密度兩區的切分點，高密度區以 0.6~0.8 隻/km²作為代表，低密度區以 0.2~0.4 隻/km²作為代表。

具備了上述黑熊的潛在棲息分布圖，搭配不同狀況下的高低密度所應對的面積大小，再分別帶入合適的密度，將兩區的個體數量相加後，即為估計的黑熊承載量（圖 3 流程說明）。

五、模式其他參數的設定

（一）模擬設定

1. 模擬次數（number of iterations）

指在生命週期中，隨機事件發生的歷程需要模擬到多少次，因每一次的模擬為隨機的過程，以至於每次所產生的結果都是不相同的（Miller and Lacy, 2005）。本研究讓每個方案重複運行 1,000 次。此 1,000 次已能提供足夠得到精確的結果（Harris *et al.*, 1987; Burgman *et al.*, 1993）。

2. 模擬到未來多少年（number of years）

族群模擬到未來多少年或多少時間週期。本研究設定模擬到未來 100 年的族群動態。

3. 一年有幾天 (duration of each year in days)

可自由決定「年」的時間長度，一般會依照物種壽命的長短予以衡量，特別對於短壽命的物種來說，一個世代長度可能只是幾個星期或幾個月，此狀況定義一年 365 天就較不適合 (Miller and Lacy, 2005)。臺灣黑熊為長壽型的動物，本研究維持一年 365 天的定義下來進行分析。

4. 滅絕的定義 (extinction definition)

對於有性繁殖的物種來說，生物學上定義的滅絕為族群僅剩下一種性別，然 VORTEX 還有另外 2 種選擇，其一是設定族群數量低於某個臨界值，第二種是只要族群數量有任何的下降就代表滅絕 (Miller and Lacy, 2005)。本研究以一般最常見的定義，即只剩下一種性別當作滅絕。

5. 環境變異下繁殖和生存的一致性 (EV Concordance of Reproduction & Survival)

環境變異 (environmental variation, EV) 是指每年繁殖率和生存率的變化，此變異來自於環境條件，例如天氣、捕食者和獵物的族群密度和寄生蟲的負荷等，如果使用者覺得在繁殖率好的那一年族群也會有好的生存表現，就選擇此項目的設定 (Miller and Lacy, 2005)。由於臺灣黑熊所棲息和繁殖的環境都在臺灣本島，因此設定族群的繁殖和生存狀況是有一致的表現。

(二) 族群狀況參數

1. 族群數量 (Number of populations)

可以模擬單一族群，或者是複雜的關聯族群 (meta-population)，然臺灣黑熊的族群資訊目前仍相當貧乏，因此，本研究僅先以一個族群為設定值，並不探討孤立族群及關聯族群的作用。

2. 播遷 (Dispersal)

由於設定為一個族群，無需輸入播遷相關的參數值。

（三）繁殖系統

1. 配偶制 (mate)

VORTEX 可選擇一夫一妻(monogamous)、一夫多妻 (polygamous)、長期一夫一妻或長期一夫多妻，選擇「長期」表示一旦形成配對關係，即在不同年份下仍持續維持此配對關係，直到其中的雄性或雌性個體死亡或播遷到其他族群 (Miller and Lacy, 2005)。有鑑於熊類的交配行為是與多個不同的異性進行 (Garshelis, 2009)。因此，一夫多妻制較符合配偶制的選項。

2. 首次繁殖年齡 (age of first reproduction for females and males)

此時間是個體第一個子代出生時的年齡，而非性成熟或第一次懷孕的年齡，且必須設定整數，應輸入族群表現的中位數，而非最早的年齡 (Miller and Lacy, 2005)。臺灣黑熊至目前仍無可得的資訊，一方面尚無野外研究資料，而圈養環境的繁殖配對又屬人為有意安排和操弄的結果，不易提供有效的參考。

熊類性成熟的年齡從 2~10 歲不等，與身體狀況及食物供給有密切關係 (Garshelis, 2009)。例如，北美東部的美洲黑熊比分布於西部的族群更早達到性成熟，產下首胎的年齡也比較早，東部族群平均為 3~4 歲，西部族群通常超過 5 歲，因東部的落葉森林中可供給較豐富食物資源，尤其秋天堅果類的食物 (Garshelis, 2009)。以日本黑熊來說，在圈養條件下雄性性成熟約 2~5 歲，雌性為 4 歲，其推測在野外的繁殖年齡會再延後 (Yamazaki, 2009)。而中國的研究表示野生雄性性成熟約為 6~7 歲，雌性性成熟為 5~6 歲 (侯萬儒等, 2001)。

綜合以上的回顧，再考量雄性之間會相互競爭，剛成熟的雄性可能比較沒有交配機會，雄性的首次繁殖年齡可能會比雌性來得晚 (Garshelis, 2009)。因此，本研究試驗性的假設臺灣黑熊雌性首次繁殖年齡為 5 歲，雄性為 6 歲。

3. 最大繁殖年齡 (maximum age of reproduction)

這裡指得是成年個體可繁殖到多少歲數，並非物種的最大壽命，例如，人類通常在死亡之前就無法繁殖，此情況下，如果預期壽命為 70 年，但 50 歲時就會終止繁殖，則應該輸入 50 作為最高的繁殖年齡 (Miller and Lacy, 2005)。

目前棕熊 (*U. arctos*) 及美洲黑熊繁殖資料顯示，牠們約在 25 歲左右停止生育 (Garshelis, 2009)。根據臺灣的圈養繁殖紀錄，至今最高的繁殖年齡約為 24 歲 (李騰正，私人訪問)。從中國亞洲黑熊研究來看，圈養情況下所記錄到最高的繁殖年齡有到 30 歲，其野生兩性繁殖年齡為 27 歲 (侯萬儒等，2000)。故在此保守估計，臺灣黑熊最大的繁殖年齡為 25 歲。

4. 每年最多生幾次 (maximum number of broods per year)

以熊類的繁殖機制來看，1 年僅會有 1 次生產，因此設定為 1 胎。

5. 每胎最多生幾隻 (maximum number of progeny per brood)

以亞洲黑熊來說，通常生 2 隻，範圍有從 1~3 隻，4 隻較罕見 (Garshelis, 2009)。臺灣圈養黑熊繁殖資料顯示，在 11 次的繁殖記錄中，生 1 隻有 9 次，生 2 隻有 2 次，還未有生 3 隻的記錄 (表 2；資料來源：台北市立動物園、壽山動物園、特有生物保育研究中心、屏科大保育類野生動物收容中心、李騰政私人養殖場)。野外目擊共有 30 次的母熊帶小熊的記錄中，發現有 1 次記錄到母熊帶著 3 隻小熊的狀況 (表 2；黃美秀 未發表資料)。因此，生 3 隻的發生率雖然相當低，但仍不排除發生的可能性，本參數設定為最多可生到 3 隻。

6. 出生性別比 (sex ratio at birth)

熊類族群雄：雌一般來說是 1：1，但實際上大部份的族群中傾向雄性較多，不過此類研究大部份並沒有足夠的樣本作為統計的證據 (Garshelis, 2009)。據中國圈養繁殖的黑熊資料來看，出生性別比雌：雄=94：86，與 1：1 沒有顯著差異 (侯萬儒等，2000)。臺灣圈養繁殖的狀況，目前成功繁殖 13 隻，雌：雄=6：7 (表 3)。因此，本研究仍假設出

生的性別比為雌：雄=1：1。

7. 繁殖上密度依賴作用 (density dependent reproduction)

物種繁殖率的變化可能會因為族群的大小而有所改變。也就是說，當小族群時，由於難以找到配偶導致繁殖率低；相反地，當族群變大時，因資源或領域的限制、種內競爭、擁擠和壓力等因素下也可能造成降低繁殖率 (Miller and Lacy, 2005)。熊類密度依賴作用相當難以研究，這部分的證據仍相當缺乏，未有確切的論證 (Garshelis, 1994; McLellan, 1994; Taylor, 1994; Sargeant and Ruff, 2001; Czetwertynski *et al.*, 2007)。因此，此作用並不納入模型中。

(四) 繁殖率

1. 雌性繁殖百分比 (% adult females breeding)

平均每年成年雌性繁殖的百分比，可藉由物種的生殖間隔來推算，例如：如果成年雌性繁殖間隔平均為 2 年生一次，即每年預期有 50% 的成年雌性可成功繁殖 (Miller and Lacy, 2005)。亞洲黑熊至今仍無生殖間隔的研究數據。以美國東部棲息地品質良好且無狩獵的地區，若排除剛出生子代死亡而母熊連續生產的狀況下，平均生殖間隔約 2 年 (Eiler *et al.*, 1989; Hellgren and Vaughan, 1989; Garrison *et al.*, 2007)。但事實上，僅在很好的狀況下，熊類才能每 2 年生殖 1 次 (Garshelis, 2009)。有鑑於臺灣族群狀況及受威脅的程度都還比美國東部族群來得差一些，保守假設臺灣黑熊生殖週期為 2.5 年，約有每年有 40% ($=1/2.5$) 的雌性繁殖率。與 1994 年 PHVA 的模擬設定相同 (Wang *et al.*, 1994)。

2. 環境變化下的標準差 (EV in % breeding)

此數值是指在環境變異下，雌性繁殖率年間變化的標準差 (Miller and Lacy, 2005)。根據私人詢問 CBSG Kathy Traylor-Holzer 博士設定此參數的狀況，建議若每年的環境變異差異不大，則數值會輸入平均值 20%~25%，若每年的環境變化大則會輸入平均值的 30%~40% 之間。本研究假設臺灣每年的環境變化是較穩定的，以輸入平均值 20% 當作環境變化的標準

差。

因此，在繁殖率為 40%的情況下，環境變化下的標準差就是 8% ($40\% \times 0.2 = 8\%$)，即繁殖率會在 32%~48%之間。在最好的環境條件下，會有 48%的雌性繁殖率，已相當接近 50%，也就是生殖間隔為 2 年，符合熊類最好狀況下的生殖間隔。

3. 每年胎數分布 (distribution of broods per year)

此表示成年雌性每年產下各胎數的百分比例 (Miller and Lacy, 2005)。熊類 1 年僅能生 1 胎，也就是須設定生 0 胎以及 1 胎的機會。由於生殖間隔已設定為 2.5 年，已排除剛出生子代死亡而導致隔年連續生產的狀況下，因此，就不會有生產 0 胎的可能性，即生 0 胎的機會為 0%，生 1 胎機會為 100%。

4. 子代分布 (distribution of number of offspring per female per brood)

成年雌性產下各子代數的百分比 (Miller and Lacy, 2005)。以日本和中國來看，大部分的母熊都是生 2 隻小熊。日本野外黑熊繁殖紀錄顯示平均每窩產子數 (litter size) 為 1.86 (Yamazaki, 2009)，中國養熊場繁殖的繁殖紀錄來看，平均每窩產子數為 1.67 (侯萬儒等, 2000)。然相較於台灣野外和圈養的紀錄，大部分的母熊都是生 1 隻，生 2 隻和 3 隻的狀況較為罕見，圈養環境下平均每窩產子數為 1.18，野外目擊的平均每窩產子數為 1.36 (見表 2)。然臺灣圈養繁殖 ($n=11$) 和野外目擊 ($n=30$) 記錄並不多，且目擊也有可能發生遺漏的情況，推測平均每窩產子數應比目前的野外紀錄來得高。對此，本研究保守認為平均每窩產子數可能落在 1.36~1.67 之間。本研究試驗性假設生 1 隻的機會為 50%，生 2 隻的機會為 47%，生 3 隻的機會為 3%，平均每窩產子數為 1.53 隻。

5. 配偶壟斷 (mate monopolization)

此指所有成年雄性中可能成為繁殖者的百分比，在一夫多妻的配偶制下，有些物種之交配權會藉由雄性彼此間的競爭，而排除一些可繁殖的雄性實際參與繁殖的機會 (Miller and Lacy, 2005)。熊類的配偶制為多

夫多妻，尚無配偶壟斷的狀況。因此，設定 100% 的成年雄性都是潛在的繁殖者。

（五）死亡率（mortality）

死亡率設定包括每一個性別年齡層每年的死亡率，以及因環境變異下的標準差（Miller and Lacy, 2005）。臺灣目前仍無可得的資料，也無亞洲黑熊的野外研究，僅一篇研究利用圈養的狀況下進行推估的資訊（侯萬儒等，2000），其他亞洲黑熊 PVA 的研究上同樣都是以假設性的狀況下輸入數值（Horino and Miura, 2000; Park, 2001; 侯萬儒，2003，侯萬儒等，2003; 侯萬儒等，2004）。若回顧與臺灣氣候相似的美國東南部美洲黑熊死亡率之研究（表 4），可發現以年齡層來說，死亡率隨著年齡的成長而有下降的趨勢，其中又以幼熊（0~1 歲）的死亡率變化最大（5%~69%）。

綜合以上的文獻回顧，再參考美國佛羅里達黑熊 PVA 分析（Maehr *et al.*, 2001），以及 1994 年臺灣黑熊 PHVA（Wang *et al.*, 1994）的資料後。本研究評估幼熊（0~1 歲）的死亡率是最高為 40%；成體的死亡率為最低（5%）。以亞成體來說，公熊的死亡率會大於母熊，因為牠們個性上較大膽冒險及好奇，再加上雄性會脫離母親的保護，而到處跑，以建立自己的活動範圍，相對上所遇到的威脅較多，致使牠們死亡率也就相對提高（Garshelis, 2009）。因此，本研究假設雌性亞成體（1~6 歲）死亡率為 10%，雄性 1~3 歲死亡率為 10%，3~6 歲死亡率為 20%。

至於環境變異下的標準差，如同先前的假設臺灣環境變化不大，以平均值 20% 的變化率來做設定。因此，推算出雌雄幼獸（0~1 歲）死亡率標準差為 8%（ $40 \times 0.2 = 8$ ）；雌性亞成體（1~5 歲）和雄性亞成體（1~3 歲）標準差為 2%（ $10 \times 0.2 = 2$ ）；雄性亞成體（3~6 歲）的標準差為 4%（ $20 \times 0.2 = 4$ ）；雌性成體（5 歲以上）和雄性成體（6 歲以上）的標準差為 1%（ $5 \times 0.2 = 1$ ）。

六、情境模擬

（一）近交衰退（inbreeding depression）

學術界至今仍持續爭論遺傳因素對滅絕風險的重要性，然實驗室已

證實近交衰退和遺傳多樣性的流失會促成小族群的滅絕，對於自然的遠親交配物種之野生動物族群的研究中，也顯示近交衰退會促成族群的滅絕，而遺傳多樣性的流失在長時間的作用下，同樣也會促成族群滅絕的效果（Frankham, 2005）。

VORTEX 所模擬的近交衰退是以最簡單的形式，僅讓近親交配的後代降低第一年的存活率，此設定並無法實際反映近交衰退的作用，實質上近親交配的後代在其他適存值（fitness）的表現上也有可能降低，例如成年的存活、繁殖或爭取伴侶的狀況等（Miller and Lacy, 2005）。儘管如此，若忽略遺傳作用，滅絕風險的估計可能會被顯著地低估（Brook *et al.*, 2002）。因此，本研究試以模擬此一作用，以了解近交衰退對於族群存續力的影響為何。近交衰退對族群影響的程度，我們採用原本的設定，即根據 Ralls *et al.*（2005）對 38 種哺乳動物 40 個圈養族群所得出的研究結果，中位數致死當量（lethal Equivalents）為 3.14。致死當量為量化近交衰退的嚴重程度，在模擬開始前 VORTEX 就會分配每個個體存在特殊的致死等位基因（lethal allele），如果近親交配的後代有兩個相同的致死等位基因，則此個體就會死亡。

（二）災難（catastrophes）

在 VORTEX 的災難參數裡可以被認為是極端的環境變化，包含洪水、森林火災、疫病暴發等，而強烈的災難會衝擊族群的繁殖和存活。因此，在設定災難時，我們必須同時定義災難所發生的頻度，以及對於族群繁殖和存活的影響程度（Miller and Lacy, 2005）。

以臺灣來說，最嚴重的自然災害就是颱風的威脅，約每年五月到十一月侵襲，而又以七、八、九月最為頻繁。自然災害對於野生動物的影響難以評估，但確實有紀錄於颱風過境後發現臺灣黑熊的屍體（新聞連結：<http://e-info.org.tw/node/77937>），然此種狀況似乎極少數，故在不確定對族群有何影響之下，我們不將颱風當作災難模擬。

另影響熊類繁殖率的原因為食物資源的狀況。以美洲黑熊為例，在食物資源較少的地區，每胎間隔會拉長到 3~4 年，好讓母熊有時間恢復

體力 (Garshelis, 2009)。然至目前國內缺乏黑熊重要食物歉收的頻度和狀況，以及其對族群繁殖或存活的影响。若冒然參考其他國家的資訊，由恐更減少結果的精確性及正確性，故本研究並不直接模擬食物歉收當作災難。

由於保育生物學家之間幾乎有一致共識認為，災難對於族群存續力扮演相當重要的角色 (Foley, 1997)。若無輸入自然災難對族群的影响，則的確可能會高估族群的存續狀況。因上述對災難的猶疑，也與 CBSG Kathy Traylor-Holzer 博士進行討論交流，對於目前無任何實地災難影响的資訊下，建議最好還是要輸入默認值 (default value)。Reed *et al.* (2003a) 根據 88 種脊椎動物發現，每個世代發生大規模死亡 (die-off) 的機會是 14%，或者說每 7 個世代就會發生，其大規模死亡的定義是族群數量瞬間減少 50% 甚至是更高。於近期 PVA 的研究中也開始應用此數值 (CBSG, 2008; Lindsey *et al.*, 2009)。本研究試以模擬此大規模死亡的現象，藉由 VORTEX 所計算臺灣黑熊的世代長度約為 13 年 (雌性為 12.54，雄性為 13.26)。按照文獻的結果每 7 個世代會發生一次 (Reed *et al.*, 2003a)，推算出每 91 年 ($=13 \times 7$) 就會發生一次大規模死亡的現象，即災難發生率為 1.1% ($=1/91 \times 100\%$)，並造成族群存活率減少 50%，不影響族群的繁殖率。

(三) 狩獵壓力

對於狩獵壓力的模擬，根據現有的文獻資料，常見的作法通常會運用 3 種參數項目，即增加死亡率 (Rodríguez *et al.*, 1995; Berry *et al.*, 1997; Edroma *et al.*, 1997; Ahlmann *et al.*, 2000; Medici *et al.*, 2003; Traylor-Holzer *et al.*, 2005; Medici *et al.*, 2006)、收穫量 (Ronald *et al.*, 1993; CBSG, 1994; Ashraf *et al.*, 1995; Barzen and Seal, 1997; Gunn *et al.*, 1998; Araya *et al.*, 2000) 以及災難 (Seal, 1990; Molur *et al.*, 1993; Wang *et al.*, 1994; Wang *et al.*, 1995; Lee *et al.*, 2001)。運用哪一種方式雖並沒有硬性的規定，因為這三種方式分別建構於不同條件假設下，而產生不同的應用。

1. 增加死亡率 (mortality)

對於增加死亡率來說，可依照狩獵的狀況，於不同性別年齡階層給予不同的死亡率。例如，假設狩獵都是針對成年雄性個體，即僅增加成年雄性死亡率。因此，藉由死亡率的模擬，是相當有彈性的作法。除了此特點外，它也存在密度依賴的作用，即當年的族群數目越多，就會有更多個體的死亡。

2. 收穫量 (harvest)

可選擇特定的狩獵時間，例如未來第 10 年到第 50 年間，以及特定的時間間隔，如每 2 年進行狩獵一次；此外，還可以設定狩獵的標準，像是總族群量要大於 500 隻才會進行狩獵的模擬。然被狩獵的個體數量是固定的，需具體設定被狩獵個體的性別年齡與隻數。因此，此作法並不會有密度依賴的作用。不論族群大小為何，僅依照所設定的收穫數量，於該年有足夠多的個體數量即進行移除的功能，是一個相當明確的模擬操弄。

3. 災難

此模擬的方式與額外死亡率相當接近，同樣有密度依賴的作用，即當年的族群數目越多，就會有更多的個體死亡。但它是跨年齡與性別的狀況，並非針對某一性別年齡層，表示發生狩獵時，即對所有性別和年齡層都會受到影響。此外，與模擬增加死亡率不同的地方在，族群是先經過自然死亡率後，其剩下存活的族群再經過狩獵的作用，透過此模擬下，對族群的影響性會比增加死亡率來得小。災難發生率以每年發生的機率進行模擬。

根據國內唯一針對獵熊活動的訪查研究指出，狩獵活動多以冬季居多，又以 10 月至次年 3 月最為頻繁，其獵人捕獲黑熊的狀況，有 62% 是發生在熊為自由活動下，於獵人進行狩獵或巡視陷阱時偶遇黑熊，再以射殺，剩下 38% 的狀況是發生在熊已經被陷阱誤捕 (Hwang, 2003)。有鑑於臺灣獵熊活動屬逢機性捕獲，本研究假設臺灣的狩獵狀況是每年都會發生的，並會影響所有的性別和年齡層，其影響程度在個別性別年齡層是相同的。此情況遂也存在著密度依賴的作用，即當個體數變多時，

越有可能捕獲到更多個體。由以上的考量下，「增加死亡率」或「災難」兩種方法都是可行的，只是前者的狀況會與自然死亡率一同進行模擬，而後者是作用是在自然死亡率之後。例如，如果狩獵的死亡率是 10%，而原本該年齡層自然死亡率是 5%，對於增加死亡率來說，其整體死亡率就是 15% ($=10\%+5\%$)；若以災難進行模擬，則會表示此狩獵造成族群存活率下降 10%，也就是族群先經過自然死亡率 (5%) 後，存活率有 95%，再經過狩獵的死亡率 9.5% ($=95\%*10\%$)，最後的存活率為 85.5% ($95\%-9.5\%$)，等於整體死亡率是 14.5%。另我們同樣也想了解，若每年有一定的個體數量被狩獵，會對該族群有何影響。本研究決定將這 3 種方式都各別進行試驗性的模擬，以了解在不同狀況下對族群存續的影響。

1. 增加死亡率

由於未知臺灣黑熊的狩獵程度，本研究在各性別年齡層的死亡率下分別增加 1% 到 10%，其環境變異的標準差仍以平均數的 20% 做模擬。舉例，在有狩獵的情況下，狩獵程度為額外增加死亡率 1%，即雌性與雄性幼獸 (0~1 歲) 死亡率改為輸入 41%，環境變異標準差為 8.2% ($=41*0.2$)；雌性亞成體 (1~5 歲) 死亡率改為輸入 11%，環境變異標準差為 2.2% ($=11*0.2$)；1~2 歲雄性亞成體死亡率改為輸入 11%，環境變異標準差為 2.2% ($=11*0.2$)；3~6 歲雄性亞成體死亡率改為輸入 21%，環境變異標準差為 4.2% ($=21*0.2$)；雌性成體 (5 歲以上) 與雄性成體 (6 歲以上) 死亡率改為輸入 6%，環境變異標準差為 1.2% ($=6*0.2$)，以此類推下到死亡率額外增加到 10% (表 5)。

2. 災難

假設每年都會發生狩獵，災難頻度設定為 100%，對於災難影響的影響程度，僅會對族群的存活率有影響，其嚴重程度為減少生存率 1%~10%。舉例來說，若狩獵造成存活率下降 1%，即該嚴重程度上於存活率輸入 0.99，因不對繁殖率有影響，對繁殖率的影響程度輸入 1.00。模擬對存活率影響嚴重程度的參數值，從 0.99~0.90 不等。

3. 收穫量

目前我們僅了解鄰近玉山國家公園的 13 個部落裡，於過去 70 年內（1930~2000）共記錄至少有 174 隻熊被人捕獲，其 1985 年玉山國家公園成立前，獵人捕獲黑熊的記錄約平均每年 5 隻；於玉山國家公園成立之後平均每年 3 隻（Hwang, 2003）。在未知全島每年的狩獵量下，本研究試以檢驗每年固定 5 隻到 40 隻的狀況，又以 5 隻為區間，即模擬每年收穫量 5、10、15、20、25、30、35 和 40 隻，共八種狀況。假設個體被狩獵的機會是相等的狀況下，其狩獵數量會依照性別年齡結構下的族群數量予以分配收穫量。

因此，本研究直接依據初始族群量的年齡結構作為狩獵量的分配，例如，非法狩獵量 20 隻，初始族群量 500 隻時，其換算成每隻被狩獵的機會為 4%（ $=20/500*100\%$ ），以穩定分布下利用 VORTEX 軟體估算的每一性別年齡層的個體數，其雄性幼獸（0~1 歲）個體數量為 31 隻，每年狩獵隻數就設為 1 隻（ $\div 31*0.04$ ），而雌性幼獸（0~1 歲）個體數量同樣為 31 隻，每年狩獵隻數 1 隻（ $\div 31*0.04$ ）；雄性亞成體（1~6 歲）個體數量為 83 隻，每年狩獵隻數設為 4 隻（ $\div 83*0.04$ ）；雌性亞成體（1~5 歲）個體數量為 72 隻，每年狩獵隻數設為 3 隻（ $\div 72*0.04$ ）；雄性成體（6 歲以上）個體數量為 106 隻，每年狩獵隻數設為 4 隻（ $\div 106*0.04$ ）；雌性成體（5 歲以上）個體數量為 177 隻，每年狩獵隻數設為 11 隻（ $\div 177*0.04$ ）。按照此推算的方式，每一性別年齡階層的狩獵量設定見表 6。

（四）方案模擬

綜合以上 3 種威脅壓力的情境，本研究為了瞭解於不同情境下族群存續的狀況，因此，發展出 7 種不同方案進行模擬，以下分別敘說，其方案間模擬的變化參數設定見表 7。

1. 理想型：為族群未面臨近交衰退、災難與狩獵的風險。其他六種方案模擬皆以理想型方案的參數設定為基礎（表 8），再與之變化。
2. 近交衰退型：為族群面臨近交衰退的風險，但無面臨災難與狩獵。
3. 災難型：為族群面臨災難的風險，但無面臨近交衰退與狩獵。

4. 災難近交衰退型：為族群面臨近交衰退和災難的風險，但無面臨狩獵。
5. 狩獵增加死亡率型：為族群面臨近交衰退、災難和狩獵的風險，其狩獵以增加死亡率的方式進行模擬。
6. 狩獵災難型：為族群面臨近交衰退、災難和狩獵的風險，其狩獵以災難的方式進行模擬。
7. 狩獵收穫型：為族群面臨近交衰退、災難和狩獵的風險，其狩獵以收穫的方式進行模擬。

七、輸出資料 (output data)

每個方案模擬的結果都會予以呈現確定性成長率 (deterministic growth rate, det-r)、平均隨機性成長率 (mean stochastic growth rate, stoc-r)、隨機性成長率標準差 (standard deviation of the stochastic growth rate, $\text{SD}(\text{r})$)、滅絕率 (probability of extinction, PE)、平均最後族群量 (mean number of individuals for all populations, N-all)、平均最後族群量標準差 ($\text{SD}(\text{Nall})$)、平均現存族群量 (mean number of individuals for surviving populations, N-extant)、平均現有族群量標準差 ($\text{SD}(\text{Next})$)、遺傳多樣性 (gene diversity, GeneDiv)、遺傳多樣性的標準差 (standard deviation of the gene diversity, $\text{SD}(\text{GD})$)、中位數滅絕時間 (Median time to extinction, MedianTE) 和平均滅絕時間 (mean time to extinction, MeanTE)。

計算確定性成長率是未模擬隨機性事件之前，根據生命表所計算得來，如果 det-r 是負值，就代表在沒有隨機事件的作用下，族群會確定性的下降，也就是死亡的個體數大於出生的個體數，而可能導致族群的滅絕 (Miller and Lacy, 2005)。隨機性成長率是包括隨機事件的族群成長率，如果隨機性成長率 (stoc-r) 相似於確定性成長率 (det-r)，則族群是穩定的狀況，較不會受人口波動所影響。

平均現存族群量，為對 1,000 次模擬中排除有發生滅絕的狀況下的平均族群量。例如，若在 1,000 次的模擬中發生 50 次的滅絕，即現存族群量是對沒有發生滅絕的 950 次模擬下的族群數量所平均出來的結果。最後族群量都是總和 1000 次平均的結果，這表示若發生滅絕事件，平均現存族群量就會大於最後族群量，而 1,000 次的模擬都未發生滅絕，則平均

最後族群量就會等於平均現存族群量。中位數的滅絕時間可以讓我們了解，若 MedianTE=0，即在 1,000 次的模擬中，發生滅絕的狀況少於 500 次，而平均滅絕率就會是小於 50%。

八、族群存續力之等級分類

為了更清楚呈現各方案模擬下的族群存續力表現，本研究試以分類出不同程度的優劣等級。對於族群「可存續 (viable)」的定義，某一部分是由社會和政治所決定，一般來說，意味著在長時間下，滅絕率低也能保持良好的遺傳多樣性 (Carlsen *et al.*, 2012)。除此之外，生存能力也可表示族群呈正成長，甚至可以保持一定的族群量，近乎於承載量 (Carlsen *et al.*, 2012)。本研究參考 2011 年黑猩猩 (*Pan troglodytes verus*) PHVA 所評斷的項目 (Carlsen *et al.*, 2012)，挑選四種輸出資料作為評斷的存續力優劣的依據，即滅絕率、隨機性成長率、最後族群量/承載量(%)，以及遺傳多樣性。

九、敏感度分析

因族群存續力分析的精確性 (precision) 與正確性 (accuracy) 都頗受質疑，尤其對於所分析的目標物種是瀕危物種而言，要得到實地且足夠代表性的族群統計參數是有一定的困難性，參數不確定性將產出不確定的 (uncertainty) 預測結果。因此，執行敏感性分析 (sensitivity analysis) 是有存在的必要。這可顯示於模型中哪些參數會強烈影響族群動態，也就是關係族群存續的關鍵因子，使能得知那些參數需予以加強研究，又或者期加強此參數相關的經營管理，可有效提升族群的存續狀況 (Miller and Lacy, 2005)。

本研究利用敏感性分析來評估對於確定性成長率 (det-r)、隨機性成長率 (stoc-r)、現存族群量 (N-extant)、最後族群量 (N-all)、滅絕率 (PE) 以及遺傳多樣性 (GD) 的相對重要因子。基準模型 (baseline model) 為野生族群未受到任何威脅，也就與理想型相似，即無面臨近交衰退、災難與狩獵壓力。而以推估出來的初始族群量的平均值當作模擬的基準。所檢驗的參數包含首次繁殖年齡、最大繁殖年齡、雌性繁殖百分比、子

代分布、成年雄性參與繁殖池的百分比、死亡率、初始族群量、承載量、近交衰退、災難與狩獵，以下分別敘述參數的變化狀況（表 9）。

（一）繁殖系統

1. 首次繁殖年齡

檢驗雌性 3、4、6 和 7 歲，雄性 4、5、7 和 8 歲。

2. 最大繁殖年齡

檢驗 20~30 歲，以 2 歲為間隔，即試驗 20、22、24、26、28、30 歲。

（二）繁殖率

1. 雌性繁殖百分比

最好的狀況為每兩年可生一胎（50%），然隨著食物資源多寡，其在棲息地品質較不好的狀況下，每胎間隔有可能延長至 3（33%）~4（25%）年甚至更高。因此，模擬繁殖率於 20%~50%區間內。考量環境變異為平均值 20%的狀況下，即產生六種狀況，由小到大排列。

- (1) 雌性繁殖率 30%，環境變異的標準差為 6%（ $=30*0.2$ ），即雌性繁殖率變化會在 24%~36%。
- (2) 雌性繁殖率 32%，環境變異的標準差為 6.4%（ $=32*0.2$ ），即雌性繁殖率變化會在 25.6%~38.4%。
- (3) 雌性繁殖率 34%，環境變異的標準差為 6.8%（ $=34*0.2$ ），即雌性繁殖率變化會在 27.2%~40.8%。
- (4) 雌性繁殖率 36%，環境變異的標準差為 7.2%（ $=36*0.2$ ），即雌性繁殖率變化會在 28.8%~43.2%。
- (5) 雌性繁殖率 38%，環境變異的標準差為 7.6%（ $=38*0.2$ ），即雌性繁殖率變化會在 30.4%~45.6%。
- (6) 雌性繁殖率 41%，環境變異的標準差為 8.2%（ $=41*0.2$ ），即雌性繁殖率變化會在 32.8%~49.2%。

2. 子代分布

就目前假設性的設定為平均每窩產子數 1.53 隻個體，然臺灣圈養環境下與野外觀察狀況就目前記錄都比此數值低，而野外日本黑熊平均每窩產子數約 1.8 隻。因此本研究試以模擬平均每窩產子數 1.2~1.8 隻個體區間，按照此比例，我們估算十種模式，由平均子代數低到高排列。

- (1) 生 1 隻 80%，生 2 隻 19%，生 3 隻 1%，平均子代數為 1.21 隻。
- (2) 生 1 隻 75%，生 2 隻 24%，生 3 隻 1%，平均子代數為 1.26 隻。
- (3) 生 1 隻 70%，生 2 隻 29%，生 3 隻 1%，平均子代數為 1.29 隻。
- (4) 生 1 隻 65%，生 2 隻 34%，生 3 隻 1%，平均子代數為 1.36 隻。
- (5) 生 1 隻 60%，生 2 隻 39%，生 3 隻 1%，平均子代數為 1.41 隻。
- (6) 生 1 隻 55%，生 2 隻 43%，生 3 隻 2%，平均子代數為 1.47 隻。
- (7) 生 1 隻 45%，生 2 隻 50%，生 3 隻 5%，平均子代數為 1.60 隻。
- (8) 生 1 隻 40%，生 2 隻 53%，生 3 隻 7%，平均子代數為 1.67 隻。
- (9) 生 1 隻 35%，生 2 隻 55%，生 3 隻 10%，平均子代數為 1.75 隻。
- (10) 生 1 隻 30%，生 2 隻 60%，生 3 隻 10%，平均子代數為 1.80 隻。

3. 配偶壟斷：假設剛成熟的雄性不容易有交配機會下，我們試驗性減少可能的潛在雄性繁殖者，模擬 80%~100%的雄性繁殖率，以 5%為區間，即模擬 80%、85%、90%以及 95%的狀況。

（三）死亡率

由於本參數相當缺乏，而美洲黑熊的研究資料也存在一定程度上的差異，尤其是幼獸死亡率，範圍可以從 5%~70%區間。因此，本研究針對特定性別年齡分別探討，其環境變異下的標準差，如同先前假設為平均數的 20%。以下為模擬狀況。

1. 雌雄幼獸（0~1 歲）死亡率

模擬 10%~60%區間，以 5%為間隔，即設定死亡率（標準差）為 10%（2%）、15%（3%）、20%（4%）、25%（5%）、30%（6%）、35%（7%）、45%（9%）、50%（10%）、55%（11%）、60%（12%）等十種狀況。

2. 雌性亞成體（1~5 歲）以及雄性亞成體（1~3 歲）死亡率

模擬 5%~30%，以增加 5%為間隔，即設定死亡率（標準差）為 5%（1%）、15%（3%）、20%（4%）、25%（5%）、30%（6%）等五種狀況。

3. 雄性亞成體（3~6 歲）死亡率

模擬 5%~30%，以 5%為間隔，即設定死亡率（標準差）為 5%（1%）、10%（2%）、15%（3%）、25%（5%）、30%（6%）等五種狀況。

4. 雌性成體（5 歲以上）以及雄性成體（6 歲以上）

死亡率為 5%~30%，以 5%為區間，即設定死亡率（標準差）為 10%（2%）、15%（3%）、20%（4%）、25%（5%）、30%（6%）等五種狀況。

（四）族群狀況

1. 初始族群量

藉由所估計出來的全島族群量來做檢驗。其試驗的參數值情況由結果再予以說明。

2. 承載量

同樣藉由所估計出的承載量與以試驗。其試驗的參數值情況由結果再予以說明。

（五）近交衰退

因近期研究有比 3.14 更高的致死當量（Keller, 1998），近年來 PHVA 的報告也開始引用 O'Grady *et al.* (2006) 研究結果（Carlsen *et al.*, 2012），以 6 為致死當量。因此，本研究試以用原先設定值的 3.14 以及 6 作為審查。

（六）災難

Reed *et al.* (2003a) 指出每 7 個世代會發生一次災難 (族群量瞬間減少 50%)，故推算臺灣黑熊的狀況災難發生率為 1.1% ($=1/91*100\%$)。災難並不影響繁殖率，但會影響存活率至少減少族群量 50%。我們檢驗有此災難與無此災難的比較。

(七) 狩獵

1. 增加死亡率

若狩獵以額外增加死亡率表示，我們檢驗對於每一個性別年齡層都增加 1%~10% 的狀況，其環境變異的標準差為死亡率的 20%，如同表 5 對各性別年齡層死亡率的輸入。

2. 災難

若狩獵以災難來表示，假設狩獵的發生率為 100%，而對族群生存率的影響程度為減少 1%~10%。

3. 收穫量

若狩獵以收穫量表示，假設每年都會有狩獵的發生，且每隻個體被狩獵的機會都是相等的，不因性別和年齡的不同而有所差異，本研究檢驗每年 5~40 隻的收穫量，以 5 隻作為區間，如同表 6 各性別年齡層收穫量做設定。

參、結果

一、初始族群量

從蔡幸蓀（2011）Maxent 模式預測 2000~2010 年間的地理分布圖的分布機率值(P_{logistic})，計算出玉山國家公園境內的平均分布機率值為 0.528，以此數值當作高、低密度兩區切分的基準。故高密度區為 $0.528 \leq P_{\text{logistic}} \leq 0.927$ ；低密度區為 $0.34 \leq P_{\text{logistic}} < 0.528$ ，分布狀況如圖 4。

回顧北美東南部 12 州的族群密度（表 1），挑選出高、低密度兩區合適的密度，再帶入兩地區的面積，所推算出的族群數量如下。

1. 高密度區：總面積為 $2,945\text{km}^2$ （圖 4）。參考的密度條件為食物資源豐富，以及族群受到較好的保護。

- (1) 以玉山國家公園為基準。涵蓋整個玉山國家公園和外圍 5km（此為無線電追蹤黑熊個體的移動距離）的區域範圍來看，總面積有 $1,865\text{ km}^2$ 。假設境內有 65 隻個體（何冠助，2012）。推算出族群密度為 $0.03\text{ 隻}/\text{km}^2$ ($=65/1865$)。因此，高密度區的族群數量估計有 88 隻 ($=2,945*0.03$)。
- (2) 對於玉山國家公園的族群研究調查來說，其研究樣區大分的範圍並不及 10 km^2 ，忽略沒有在該樣區未能偵測到的其他個體，故利用此研究所估計的族群量來推估到整個玉山國家公園包含外圍 5 km 的區域範圍，恐有低估的可能性。因此，再挑選出佛羅里達州西北部的埃格林空軍基地（Eglin Air Force Base）為參考。當地棲息地植被上樹冠層的優勢種為長葉松樹（*Pinus palustris*）和濕地松（*Pinus elliottii*），中層有茂密的橡樹（*Quercus spp.*），下層有鋸棕櫚（*Serenoa repens*）、牛筋草（*Aristida stricta*）以及各種灌木，食物資源較多（Simek *et al.*, 2005）。族群密度為 $0.032\sim 0.051\text{ 隻}/\text{km}^2$ 。就此所估計的族群數量為 94 隻 ($=2,945*0.032$) 到 150 隻 ($=2,945*0.051$) 不等。
- (3) 普遍來看，在美洲黑熊未受到保護（即允許狩獵）的地方族群，族群密度都大於 $0.20\text{ 隻}/\text{km}^2$ ，推測臺灣黑熊目前的密度應還遠不

及此標準。以在維吉尼亞(Virginia)的 George Washington Jefferson National Forest 為例子，密度為 0.09~0.23 隻/km²，當地已出現滋擾 (nuisance kills)、殘廢 (crippling loss)、盜獵 (poaching) 和被車撞死 (roadkills) 的狀況 (O'Neill, 2003)。若就族群屬穩定甚或持續成長的日本黑熊而言 (*U. t. japonicus*)，族群密度為 0.15~0.3 隻/km² (Yoneda, 2001)。然日本因滋擾被射殺的個體，每年就約有 1,000~2,000 隻，其在 2004 年就射殺了超過兩千隻，在 2006 秋季射殺了 4,340 隻 (Yamazaki, 2009)。因此，根據上述資料，本研究再下修參考密度，以不超過 0.15 隻/km²較為妥當。因此，挑選佛羅里達州的奧西奧拉國家森林 (Osceola National Forest) 的熊族群為參考值，此地方也是佛羅里達 6 個族群中，被車撞死的比率最低的地方 (Simek *et al.*, 2005)；密度為 0.1 隻/km² (Dobey *et al.*, 2005)。故估計的族群數量為 412 隻 (=2,945*0.14)，應為最樂觀的模擬結果。

2. 低密度區：總面積為 5,643 km² (圖 4)。參考的密度條件為食物資源較低，且族群受到保護效果也較低。

- (1) 回顧整個美國東南部的美洲黑熊族群密度，最低密度出現在德克薩斯州的大彎國家公園 (Big Bend National Park)，密度為 0.009 隻/km²。當地環境屬於沙漠棲息地 (desert habitat)，食物資源上較不充足 (Hellgren *et al.*, 2005)。透用此密度當作是最悲觀的推算結果，則估計族群數量有 51 隻 (=5,632*0.009)。
- (2) 對於未受保護的美洲黑熊來說，最低的密度出現在北卡羅來納州 (North Carolina) 沿海的海軍陸戰隊萊瓊基地 (Marine Corps Base Camp Lejeune)，密度為 0.02 隻/km²，當地相對上是發展較好的地方，主要道路與二級道路的貫穿被認為是棲息地破碎化的主要原因，當地黑熊死亡的原因包含車輛碰撞、合法狩獵、非法狩獵和自然死亡 (Brandenburg, 1996)。若套用此密度，所估計的族群數量為 113 隻 (=5,643*0.02)。
- (3) 另一個族群密度較低的地方為南卡羅來納州 (South Carolina) 的 Carvers Bay，密度為 0.037 隻/km²，當地多為私人的林業經營管

理，對黑熊來說提供較少的食物資源和好的掩蔽，儘管如此，因當地開發較少，高速公路密度相對較低，較少發生車輛碰撞的事件（Drewry, 2010）。此密度的套用為低密度區最樂觀的估計值，所推算的族群數量有 209 隻（ $=5,643 \times 0.037$ ）。

綜合以上族群量的估算，高密度區為 88~412 隻，而低密度區有 51~209 隻，總和兩地區的族群量，全島族群量 139（ $=51+88 \sim 621$ （ $=209+412$ ）隻個體（見表 10）。有鑑於所估算出的族群量範圍有一定的差距，本研究以整數 100、200、300、400、500、600 以及 700 隻的初始族群量為參數值，再分別進行 VORTEX 的模擬，以呈現不同初始族群量下對於族群存續力的影響狀況。

二、承載量

三種潛在棲息地（基本型、進階型及高階型），以二種條件劃分高、低密度區，即海拔 1,000 m 上下（高密度：海拔 $\geq 1,000$ m；低密度：海拔 $< 1,000$ m），以及中央山脈保護區內外（高密度：保護區內；低密度：保護區外）。計算兩區面積後，再帶入所代表密度值（高密度區：0.6~0.8 隻/km²；低密度區：0.2~0.4 隻/km²），將兩區個體數量相加後，即為黑熊的承載量。以下說明本研究的估算結果（表 11）。

1. 基本型：總面積為 10,381 km²。

(1) 海拔 1,000 m 區分密度：分布圖如圖 5

高密度區：面積 9,533 km²，個體數量為 5,720~7,626。

低密度區：面積 848 km²，個體數量有 170~339。

總個體數量為 5,890（ $=170+5,720$ ）~7,965（ $=339+7,626$ ）隻。

(2) 保護區內外區分密度：分布圖如圖 6

高密度區：面積 7,251 km²，個體數量為 4,351~5,801。

低密度區：面積 $3,130 \text{ km}^2$ ，個體數量為 626~1,252。

總個體數量為 4,977 ($=626+4,351$) ~7,053 ($=1,252+5,801$) 隻。

2. 進階型：總面積為 $12,903 \text{ km}^2$ 。

(1) 海拔 1,000 m 區分密度：分布圖如圖 7

高密度區：面積 $11,047 \text{ km}^2$ ，個體數量為 6,628~8838。

低密度區：面積 $1,856 \text{ km}^2$ ，個體數量為 371~742。

總個體數量為 6,999 ($=371+6,628$) ~9,580 ($=742+8,838$) 隻。

(2) 保護區內外區分密度：分布圖如圖 8

高密度區：面積 $6,629 \text{ km}^2$ ，個體數量為 3,977~4,574。

低密度區：面積 $6,274 \text{ km}^2$ ，個體數量為 1,255~2,510。

總個體數量為 5,232 ($=1,255+3,977$) ~7,084 ($=2,510+4,574$) 隻。

3. 高階型：總面積為 $13,525 \text{ km}^2$ 。

(1) 海拔 1,000 m 區分密度：分布圖如圖 9

高密度區：面積有 $11,287 \text{ km}^2$ ，個體數量為 6,772~9,030。

低密度區：面積為 $2,238 \text{ km}^2$ ，個體數量為 448~895。

總個體數量 7,220 ($=448+6,772$) ~9,925 ($=895+9,030$) 隻。

(2) 保護區內外區分密度：分布圖如圖 10

高密度區：面積有 $7,251 \text{ km}^2$ ，個體數量為 4,351~5,801。

低密度區：面積有 $6,274 \text{ km}^2$ ，個體數量為 1,255~2,510。

總個體數量為 5,606 ($=1,255+4,351$)~8,311 ($=2,510+5,801$) 隻。

簡言之，本研究所估算的黑熊承載量約 5,000~10,000 隻。由於每個假設的情況都包含有 7,000 隻的數目（表 11），故挑選 7,000 隻為本研究的承載量。考量環境變化下的標準差，同樣以平均值的 20%為設定，則為 1,400 隻 ($=7,000*0.2$)。如此看來，估算承載量為 5,600~8,400 隻區間，位於總合上述六組承載量的範圍內。

三、族群存續力之等級分類

藉由族群存續力分析所模擬的結果，可顯示於不同狀況下，滅絕率從 0%~100%，隨機性成長率-0.10~0.04，最後族群量/承載量約 0%~73%，遺傳多樣性 0%~100%，各個存續力的表現差異性都相當大。為了能更清楚呈現各方案模擬結果的差異性，本研究挑選 4 種輸出資料作為評斷標準，即滅絕率、隨機性成長率、最後族群量/承載量（%）和遺傳多樣性。將存續力分出四種等級，優劣順序分別是：非常好、好、尚可、差。等級的判斷標準如表 12，以下說明。

1. 「尚可」

從可接受的存續力程度來看，本研究引用 Shaffer and Samson (1985) 認定最小可存續族群 (MVP) 的條件，為未來 100 年後，還有 95%以上的生存機會，即滅絕率 $\leq 5\%$ 。第二、隨機性成長率也不能為負成長。第三，於 100 年後所成長的最終族群數量還需 $\geq$ 現今可能的最大族群量，據初始族群量最樂觀估計的結果是 700 隻個體，也就是需達 700 隻以上。第四、遺傳多樣性須滿足未來 100 年後仍保有 90%遺傳多樣性 (Foose et al., 1995)。簡言之，尚可須滿足 4 種條件，即滅絕率 $\leq 5\%$ 、隨機性成長率 ≥ 0 、最後族群量/承載量（%） $\geq 10\%$ 以及和遺傳多樣性 $\geq 90\%$ 。

2. 「差」

若有任一條件低於尚可的標準，則該方案模擬的族群存續力就會是「差」。

3. 「非常好」

最好的情況下是滅絕率為 0%，沒有滅絕的可能性。遺傳多樣性僅能接受 2% 的損失，表示還有 98% 以上的遺傳多樣性。最終族群量至少會占承載量（7,000 隻）的 50%，得出 3,500 隻的個體數。對於成長率來說，從模擬的結果來看，要達到 3,500 隻的成長率至少為 0.02，故隨機性成長率需滿足 0.02。若符合以上這四種條件，則表示此方案模擬下的存續力為「非常好」的等級。

4. 「好」

就「好」的等級來說，同樣須滿足以下四種條件。滅絕率以 2% 為基準（Carlsen *et al.*, 2012）。遺傳多樣性為 95% 以上。對於隨機性成長率來說，由於上下的評斷標準為 0.02（非常好）和 0（尚可），取中間值後的整數就是 0.01。最終族群數量可達多少百分比的承載量之設定上，回顧相似物種未受保護的地區大都有 0.2 隻/km² 以上的密度，套用本研究所假設的最小潛在棲息地面積 10,381 km²（基本型），則得出至少可容納 2,076（=10,381*0.2）隻，約占 30% 的承載量，即最終族群量達 2,100 隻。

四、族群存續力分析

（一）無模擬狩獵情況

在沒有模擬狩獵情況下，分為四種方案，即理想型、近交衰退型、災難型和災難近交衰退型，模擬的結果如下，資料輸出列於附錄二。

1. 理想型

假若臺灣黑熊沒有面臨近交衰退、自然災難的威脅，當初始族群數量為 100~700 隻時，在未來 100 年族群皆不會有滅絕的風險（PE=0），且族群成長率皆為正成長（det-r = 0.04；stoc-r = 0.04），遺傳多樣性減少的程度都在 3% 以內。當初始族群量為 100 隻時，未來 100 年的最後族群數量接近 4,000 隻；初始族群量為 200~700 隻時，最後族群量皆近約 5,000 隻個體。隨著初始族群數量增加，達穩定 5,000 隻情況所需要的時間也就

越短，費時 70 年至 100 年不等（圖 11A）。

2. 近交衰退型

假若臺灣黑熊有發生近交衰退，而無面臨災難的威脅，結果與理想型的模擬極為相似，無論初始族群數量為何（100~700 隻），族群成長率皆為正成長（ $\text{det-r} = 0.04$ ； $\text{stoc-r} = 0.04$ ），遺傳多樣性都保有 97%。然比起理想模型，當初始族群量為 100 和 200 隻時，族群成長的狀況有些微的下降（圖 11B）。當初始族群量為 100 隻時，最終族群數量接近 3,500 隻；而初始族群量為 200 隻時，最終族群數量接近 4,900 隻。而初始族群量為 300~700 隻時，族群成長狀況近乎不受影響，於未來 100 年最後族群量皆近約有 5,000 隻個體。

3. 災難型

假若臺灣黑熊會面臨自然災難的威脅，而無發生近交衰退，當初始族群數量為 100~700 隻，在未來 100 年族群皆不會有滅絕的風險（ $\text{PE}=0$ ），有 97% 以上的遺傳多樣性，而族群成長率皆為正成長（ $\text{det-r} = 0.03$ ； $\text{stoc-r} = 0.03$ ），但比起理想型，成長率已有些微的下降，最終族群量均不及 5,000 隻個體（圖 11C）。當初始族群量為 100 隻時，最終族群數量近約 2,500 隻；而初始族群量為 200 隻，最終族群數量接近 3,600 隻；而初始族群量為 300~700 隻時，最終族群量約為 4,000~4,700 隻。

4. 災難近交衰退型

假若臺灣黑熊面臨近交衰退和自然災難的威脅，其結果與災難型十分相似，於未來 100 年族群皆不會有滅絕的風險（ $\text{PE}=0$ ），族群成長率皆為正成長（ $\text{det-r} = 0.03$ ； $\text{stoc-r} = 0.03$ ），遺傳多樣性為 96% 以上，最終族群量同樣不及 5,000 隻。然因模擬納入近交衰退的作用，比起災難型，對初始族群量相對較小的狀況下（100 和 200 隻），成長狀況又些微下降些（圖 11D）。當初始族群量為 100 隻和 200 隻時，最終族群數量分別近約 2,100 隻和 3,400 隻；初始族群量為 300~700 隻時，最終族群量約為 4,000~4,600 隻。

綜合以上 4 種方案所模擬的結果來看，族群在沒有狩獵的威脅下，於未來 100 年皆不會有滅絕的風險，族群成長率都為正成長，遺傳多樣性能保留 95%以上。若細看各不同方案於不同初始族群量下的存續力，大部分都呈現在「非常好」的狀態，最終族群量可達 3,500 隻以上（表 13）。僅有少數情況，即初始族群量為 100 隻於近交衰退型、災難型和災難近交衰退型，以及初始族群量為 200 隻於災難近交衰退型的模擬時，存續力判斷為「好」的等級，最終族群量可達 2,100 隻以上，但不及 3,500 隻。

（二）有模擬狩獵情況

在正常情況下，臺灣黑熊除了面臨近交衰退和自然災難的威脅外，每年也會受到不同程度的狩獵壓力，假設每隻個體被狩獵的機會是均等的，並不因性別或者是年齡而有所不同，本研究以 3 種不同作用方式來模擬狩獵對族群的影響。

1. 狩獵增加死亡率型

利用狩獵會增加每一性別年齡層的死亡率的模擬，每一個模擬的結果於附錄三呈現。當增加 1%~2%的死亡率時，無論初始族群量是多少（100~700），於未來 100 年的滅絕率皆小於 5%（圖 12-A1、B1），族群成長率為正成長（圖 12-A2、B2）（ $\text{det-r} = 0.01 \sim 0.02$ ； $\text{stoc-r} = 0.00 \sim 0.02$ ），遺傳多樣性的損失皆在 10%以內。但就最終族群量來說，並不如理想狀況下可達 4,000~5,000 隻，於增加死亡率 1%時，成長約 700~3,600 隻；增加死亡率 2%，約為 200~1800 隻。

當狩獵所導致的死亡率增加至 3%時，族群成長率開始呈現負成長（ $\text{stoc-r} = -0.01$ ），最後族群量約 70~700 隻的個體（圖 12-C2）。遺傳多樣性約下降 16%以內。初始族群量為 100~200 隻滅絕率約達 5%以上，以 100 隻的狀況下瞬間升高到 16%的滅絕率，然其他初始族群量（300~700）近乎無滅絕的風險（圖 12-C1）。當死亡率增加至 8%以上時，所有初始族群量近乎呈現 100%的滅絕機會（圖 12-H1、I1、J1）。約未來 30~80 年呈現完全滅絕的狀態，即野外尚無存在任何一隻個體。

從圖 13 可發現，初始族群量的多寡對族群未來 100 年的存續狀況有一定的影響性。就滅絕率來看，當死亡率增加 1~2%，各初始族群量（100~700）的差異不大，滅絕率近乎於 0%，但當死亡率增加 3%時，滅絕率開始呈現差異性，直到死亡率，滅絕率之間的差異性開始縮小，當死亡率增加 8%~10%，所有的初始族群量開始又近乎一致，滅絕率皆將近 100%（圖 13A）。從最後族群量來看，當死亡率增加 1%時，族群增長的狀況差異是最明顯的，其隨著滅絕率的增加，差異性開始縮小，約到死亡率增加至 5%之後，最後族群量近乎無差異性（圖 13B）。

對於整體族群存續力的表現來說，當初始族群量為 100~200 隻時，僅能接受增加 1%的死亡率；初始族群量為 300~700 隻時，可接受死亡率增加 2%。當死亡率上升到 3%時，無論初始族群量為何，整體存續力是有危險的，程度都在「差」的等級（表 14）。

2. 狩獵災難型

利用模型中災難的形式來模擬狩獵的情況，每一個模擬的結果於附錄四。預測結果與上述增加死亡率的狀況極為類似，但模擬的結果還要再好一些。當災難嚴重程度為 1%~2%，100 年的滅絕率為 2%以內（圖 14-A1、B1）。族群成長率為正成長（ $\text{det-r} = 0.01 \sim 0.02$ ； $\text{stoc-r} = 0.01 \sim 0.02$ ）（圖 14-A2、B2）。但同樣的，族群增長的狀況也不如理想狀況，當嚴重程度為 1%，最後族群量有約 800~3,800 隻；嚴重程度 2%，最後族群量為 300~2,300。遺傳多樣性的損失同樣也在 10%以內。

當嚴重程度為 3%時，排除初始族群量為 100 隻的狀況下，所有的滅絕率皆小於 2%（圖 14-C1），而成長狀況近乎維持同樣的初始族群量（圖 14-C2），最終族群量有 200~900 隻，遺傳多樣性約減少 10%以內。然當初使族群量為 100 隻時，滅絕率提升到 10%（圖 14-C1），族群成長率為負成長（圖 14-C2），遺傳多樣性減少約 15%以內。其嚴重程度增加到 4%以上，無論初始族群量為何，皆呈現負成長（圖 14）。當嚴重程度增加至 9%~10%時，所有初始族群量就呈現 100%的滅絕率（圖 14-I1、J1）。族群約未來 40~80 年滅絕。

同樣的，就災難模擬的情況下，也仍可看出初始族群量對族群的存續力有相當的影響性（圖 15）。當嚴重程度到達 4%時，滅絕率開始呈現差異性，於災難嚴重程度為 8%時，各初始族群量滅絕率的差異性明顯縮小許多；災難嚴重程度為 9%~10%，滅絕率將近 100%（圖 15A）。以最後族群量來說，如同模擬死亡率的狀況，當災難嚴重程度為 1%時，族群增長的狀況差異是最明顯的，而隨著嚴重程度的增加，差異性逐漸縮小，約到死亡率增加至 6%之後，最後族群量近乎無差異性（圖 15B）。

對於存續力的表現，當初始族群量為 100~200 隻時，僅能接受 1%的災難死亡率；初始族群量為 300~500 隻，可接受 2%災難死亡率；而初始族群量為 600~700 之時，可接受到災難死亡率為 3%。當災難死亡率為 4%以上，所有模擬的結果存續力都是在「差」的等級（表 15）。

3. 狩獵收穫型

假設狩獵是以每年固定的狩獵隻數來模擬，模擬結果列於附錄五。此模擬可明顯看出，於同樣的收穫量情況下，不同初始族群量有迥異的表現結果。當每年收穫量 5 隻，初始族群量 100 隻時，100 年間的滅絕率近乎 100%；初始族群量為 200 隻時，100 年間的滅絕率也高達 30%；其餘的初始族群量（300~700），滅絕率近乎小於 1%（圖 16A-1）。就族群成長趨勢來看，排除初始族群量為 100 隻是負成長（ $\text{stoc-r} = -0.08$ ），其餘初始族群量（200~700）皆為正成長，成長的狀況會隨著初始族群量的增加而增加（ $\text{stoc-r} = 0.00 \sim 0.03$ ），最後族群量約有 1,300~4,400 隻（圖 16A-2）。對於遺傳多樣性來說，所有初始族群量皆保有 90%以上。

當每年收穫量為 10 隻時，排除初始族群量 700 隻的狀況，其餘初始族群量（100~600）100 年皆的滅絕率皆為 5%以上（圖 16B-1），然此時僅有初始族群量為 100~200 隻是負成長，而其他初始族群量（300~700）皆為正成長，最後族群量可達 2,400~4,200 隻（圖 16B-2）。當收穫量為每年 15 隻時，所有初始族群量的滅絕率皆大於 10%（圖 16C-1）。收穫量上升到每年 35 隻時，每個初始族群量於 100 年間的滅絕率皆近乎 100%（圖 16-G1）。當收穫量為每年 40 隻的情況下，約未來 30 年內滅絕。

若綜合各收穫量於不同初始族群量下的結果，可更明顯看出初始族群量對族群的存續力有強烈的影響性（圖 17）。以每年收穫量 5 隻滅絕率的差異性最大，從 0%~100%，而隨著收穫量的增加此差異趨於減緩，當每年收穫量為 30 隻，滅絕率差異約為 80%~100%，僅差距 20%，而至收穫量為 35 隻時，所有初始族群量近乎無差異的存在（圖 17A）。對於最後族群量來說，與滅絕率情況相似，差異性最大的是出現在收穫量為 5 隻時，最後族群量約 0~4,500 隻，而隨著收穫量的增加，最後族群量也逐漸縮小，約到收穫量為 35 隻之後，最後族群量近乎無差異性（圖 17B）。

對於存續力的表現，每個初始族群量可容許的狀況是不相同的，當初始族群量為 100~300 隻時，完全不能忍受每年 5 隻的收穫量，當初始族群量為 400~500 隻，可有每年 5 隻的收穫量，而初始族群量為 600~700 隻，可容許每年 10 隻的收穫量。當收穫量為每年 15 隻以上，所有模擬的結果存續力都是在「差」的等級（表 16）。簡單來說，若每年狩獵隻數達 15 隻時，就現今可能的族群量來看，狀況就已是在危險的情況了。

五、敏感性分析

（一）初始族群量和承載量所檢驗的狀況

1. 初始族群量

就本研究所估計的初始族群量為 100~700 隻，取中間值 400 隻當作基準模型（baseline model），檢驗的參數為 100、200、300、500、600 和 700 隻。

2. 承載量

整合所有承載量的估算範圍 5,000~10,000 隻。若假設 0.2 隻/km²為承載量的最低密度標準，套用最小潛在棲息地面積 10,381 km²，即臺灣至少可有 2,076（=10,381*0.2）隻個體，因此，我們模擬承載量大約在 2,000~10,000 隻之間。在環境變異的標準差為平均數的 20%，本研究試驗七種狀況，由小到大排列表示。

- (1) 承載量為 2,000 隻，環境變異的標準差為 400 隻 ($=2000*0.2$)，亦即承載量變化會在 1,600~2,400 隻。
- (2) 承載量為 3,000 隻，環境變異的標準差為 600 隻 ($=3000*0.2$)，亦即承載量變化會在 2,400~3,600 隻。
- (3) 承載量為 4,000 隻，環境變異的標準差為 800 隻 ($=4,000*0.2$)，亦即承載量變化會在 3,200~4,800 隻。
- (4) 承載量為 5,000 隻，環境變異的標準差為 1,000 隻 ($=5,000*0.2$)，亦即承載量變化會在 4,000~6,000 隻。
- (5) 承載量為 6,000 隻，環境變異的標準差為 1,200 隻 ($=6,000*0.2$)，亦即承載量變化會在 4,800~7,200 隻。
- (6) 承載量為 8,000 隻，環境變異的標準差為 1,600 隻 ($=8,000*0.2$)，亦即承載量變化會在 6,400~9,600 隻。承載量為 9,000 隻，環境變異的標準差為 1,800 隻 ($=9,000*0.2$)，亦即承載量變化會在 7,200~10,800 隻。

(二) 敏感性分析結果

本研究利用敏感性分析來評估對於確定性成長率 (det-r)、隨機性成長率 (stoc-r)、現存族群量 (N-extant)、最後族群量 (N-all)、滅絕率 (PE) 以及遺傳多樣性 (GD) 之相對重要參數。基準模型為初始族群量 400 隻，族群未受到近交衰退、自然災難與狩獵的威脅。所檢驗的參數有首次繁殖年齡、最大繁殖年齡、雌性繁殖百分比、子代分布、成年雄性參與繁殖池的百分比、死亡率、初始族群量、承載量、近交衰退、災難與狩獵。模擬結果列於附錄六。

1. 成長率

以確定性成長率 (det-r) 來看，敏感的參數有雌性首次繁殖年齡、雌性死亡率 (幼獸、亞成體、成體)，以及狩獵 (包含增加死亡率和災難的方式來模擬)。其中波動最大，也就是影響最為明顯的參數，是雌性成體死亡率 (det-r = -0.11~0.00)。相反地，雄性首次繁殖年齡、雄性繁殖率、雄性死亡率、初始族群量、承載量、近交衰退、災難以及用收穫來模擬收獵等參數，則對確定性成長率較無或幾乎沒有影響 (圖 18A)。

當族群面臨隨機性事件的狀況，所產生出的隨機性成長率，其結果與確定性成長率相類似，敏感的參數有雌性首次繁殖年齡、雌性死亡率，和狩獵（圖 18B）。不同的是，三種不同狩獵模擬的形式皆有相當的敏感性，而且以收穫量來模擬狩獵的狀況最為明顯（ $\text{stoc-r} = -0.26 \sim 0.03$ ）。

2. 族群量

有相當多的參數都會對現存族群量（N-extant）和最後族群量（N-all）有所影響，且兩者的結果相當一致（圖 19）。較敏感的參數有雌性首次繁殖年齡、雌性繁殖率、平均子代數、雌性死亡率（幼獸、亞成體、成體）、承載量以及狩獵，這當中又以雌性亞成體死亡率為最為敏感的參數（N-extant = $10 \sim 5,500$ ；N-all = $15 \sim 5,500$ ）。相反地，雄性首次繁殖年齡、雄性繁殖率、雄性亞成體死亡率、雄性成體死亡率以及近交衰退等參數，對未來 100 年間的族群量的影響就較不顯著。

3. 滅絕率與遺傳多樣性

對滅絕率（PE）來說，最具敏感的參數是雌性成體死亡率，以及狩獵（PE = $0.00 \sim 1.00$ ），而雌性亞成體死亡率有相當的敏感性（圖 20A）。其餘的參數皆無顯著影響，包含首次繁殖年齡、最大繁殖年齡、繁殖率、平均子代數、雌性幼獸死亡率、雄性死亡率、初始族群量、承載量、近交衰退以及災難。

遺傳多樣性（GeneDiv）的結果與滅絕率極為類似，最敏感的參數是雌性成體死亡率，以及用收穫量來模擬狩獵（GeneDiv = $0.00 \sim 1.00$ ）（圖 20B）。而增加死亡率以及災難來模擬狩獵的狀況，也有一定的敏感性，其次是雌性亞成體死亡率。其他的參數皆未對遺傳多樣性有明顯的影響。

總和上述分析的結果，以整體族群的存續狀況來看，最為敏感的參數有兩者，第一是雌性死亡率，其中又對亞成體與成體較為敏感；第二是狩獵的模擬。其次，關於雌性繁殖相關的參數，包含首次繁殖年齡、雌性繁殖率、平均子代數也具有某種程度的影響性。而敏感性分析最特別的結果是在於承載量，雖承載量的多寡並不太會影響成長率、滅絕率

以及遺傳多樣性，但就未來的族群量預測來看，卻是有相當大的作用，差距會有 1,500~6,600 隻。

肆、討論

一、野外臺灣黑熊族群狀況

(一) 初始族群量

本研究從最壞到最樂觀的估算結果顯示，目前臺灣黑熊約有 100~700 隻，或更保守而言為 200~600 隻。這與過去部分學者的粗略推估約有幾百隻的結果一致 (Wang *et al.*, 1994; Hwang and Wang, 2006)。臺灣黑熊目前尚無確切的族群數量估算，國內唯一有族群數量資訊的區域為玉山國家公園大分地區的遺傳分析結果，在該區於青剛櫟盛產的季節可鑑定出 65 隻個體 (何冠助, 2012)。因此，該國家公園地區總族群達 100 隻是非常有可能的。若以美洲黑熊普遍受保護地區的族群密度 (大於 0.1 隻/km²) 來推算，則目前台灣黑熊的族群量應不及 860 隻 (=0.1*8,588)，本研究的結果也在此粗略推估的範圍之內。因此，本研究所推估全島臺灣黑熊的密度約為 0.02~0.07 隻/km² (200/8,588~600/8,588)，對照於美國東南部地區的美洲黑熊族群狀況，則屬偏低的密度 (表 1)，甚至是相對全美地區的狀況也是如此 (Garshelis, 1994)。

不同條件下所估算出的族群量，相差有 600 隻的範圍，顯示本研究所推算數值有相當大的不確定性。這並令人不訝異，因為本研究是利用最簡便的方式來估計族群數量，即「 N (個體數量) = A (面積) * D (密度)」，這就表示於面積和密度的數值大小，皆會影響總族群量的多寡。以面積的角度而言，Maxent 預測分布圖皆有賴於有熊點位的紀錄，預測分布圖的海拔範圍 460 m~3,640 m，但 3,000 m 高海拔地區分布偏低，這可能與實際狀況有出入，因為該區人為活動偏低，加上高山植被，皆可能導致熊偵測率偏低 (蔡幸蓀, 2011)。我們認為此區多數屬於有熊分布範圍，唯受到氣候和植被環境的限制，熊密度預期會比中海拔為低。因此，預測分布圖面積 (圖 4) 有可能是處於低估的狀態。然由於 3,000 m 以上的面積 (約 300 km²) 僅占全島 0.9%，儘管有低估的風險加上此海拔範圍我們在模式操作上以高密度模擬之，故此海拔範圍的族群數量估算對於整體估計值的影響應該有限。

相較於面積，黑熊的密度的是本研究最難掌握的參數。大多數北美地區東南部族群的美洲黑熊密度都有相當的水準，族群一般都受到完善的經營管理和長期監測，而非像台灣黑熊的瀕危狀況，故其可提供參考使用的低密度數值相當稀少。就連美國唯一認定為受威脅的路易斯安那黑熊，密度都還達 $0.15\sim0.66$ (隻/ km^2)，遠高於台灣黑熊最好的估計值 (0.1 隻/ km^2)，雖然當地僅存在 $100\sim200$ 隻的個體 (Boersen *et al.*, 2003; Hooker, 2010; Lowe, 2011)。除此之外，北美東南部地區的族群在大部分的地區都有發生車輛碰撞的意外，這部分可能因棲息地太過於破碎化的關係。但相較於台灣黑熊的預測分布圖，90%的地區都是道路密度為 0 (km/km^2) 的情況 (蔡幸倩 2011)，也鮮有車輛碰撞的意外報導，或許也與台灣黑熊低密度的情況有關。本研究的族群估計值雖僅使用簡易的假設和邏輯運算式，卻為國內迄今最有系統或嚴謹的評估結果，故相信仍具有相當的參考價值。

面對初始族群量的不確定性，敏感性分析也提供了評估該參數對族群存續狀況的影響力程度。以基準模型初始族群量為 400 隻的條件下，當族群未受到近交衰退、自然災難和狩獵的情況下，相較於其他的參數，初始族群量並未嚴重地影響族群於未來 100 年間的表現，僅有少部分的作用於未來 100 年的族群量上，約相差有 $1,000$ 隻的個體數 (圖 19)。這代表就最基礎的參數架構上，初始族群量並非是影響黑熊族群未來存續的關鍵因素。

話雖如此，但當族群面臨近交衰退、自然災難和狩獵等威脅時，無論是以哪一種形式來模擬狩獵，我們便可發現在某一程度的狩獵壓力下，初始族群量的多寡就會顯著影響 100 年間的滅絕率與最後族群量。例如，以增加死亡率和災難來模擬狩獵的情況，滅絕率的差異主要呈現在狩獵程度為 $4\%\sim7\%$ (圖 13A、15A)，最後族群量的差異呈現在狩獵程度為 $1\sim2\%$ (圖 13B、15B)。對於收穫量模擬狩獵壓力而言，滅絕率與最後族群量的差異主要呈現於收穫量為 $5\sim20$ 隻 (圖 17)。也就是說，在現實的環境中，初始族群量的大小確實會因為不同程度的狩獵情境，而展現出非常不同的族群存續結果，因此，若無法有效地控制或降低威脅黑熊族群存續力的直接或間接因素，則此結果不外凸顯出瞭解現今族群量的重

要性。

（二）承載量

本研究以適當的自然條件評估臺灣黑熊的潛在棲息地，再以棲息地品質和人為活動的角度區分出高、低密度區，以及套用國外普遍可達到的密度，所評估的承載量為 5,000~10,000 隻，後續並以 7,000 隻之作為模擬的參數。然承載量的估計差異性（5,000 隻），主要源自於預測的潛在棲息地面積不同所致。以基本型（10,381 km²）來說，此模式同時將自然條件與人為因素列入考量來預測的潛在棲息地，因此算是最為保守的數值。

進階型（12,903 km²）結合 Maxcent 和 GARP 模式的優點，僅以自然因素做黑熊的分布預測，可視為潛在適合臺灣黑熊生存的棲息地環境，唯獨仍可能低估黑熊於高海拔的分布範圍。為此，高階型（13,525 km²）便再將整體中央山脈保護區範圍納入，也就是說，如果針對黑熊於保護區內的棲息地提供完善的保護，預測結果將是最能符合未來黑熊族群發展的趨勢，這約佔臺灣國有林的面積（19,271 km²）之 70%。我們認為預測模式也反映出黑熊迴避 1,000 m 以下的低海拔地區，這些地方相對上也是人為活動較頻繁之處（蔡幸蒨，2011）。因此，本研究所估算出的黑熊承載量應仍屬偏低的數值。

棲息地的轉變、土地利用或人為活動都會影響棲息地的品質。由於熊類是適應力很強的動物（Garshelis, 2009），參考國外普遍可達到的密度來套用，以進行台灣黑熊承載量的估算，或許都還是合理的。事實上，本研究所引用的國外（如日本黑熊、美洲黑熊）密度數據，大都是各地區推行某種程度的人熊共存的經營管理環境下，即適度地開放狩獵的結果。這也是為什麼至今國外尚無明確的美洲黑熊承載量上限的原因（Garshelis, 1994）。因此，本研究所引用的數據也可說是保守數據。筆者認為起碼目前的自然棲地環境提供了臺灣黑熊一個相當好的前景，假設臺灣於未來 100 年仍可保有同樣的棲息條件，且這 100 年間人民也願意或能夠包容相對此黑熊族群，則臺灣本島有能力承載到上萬隻黑熊個體，只不過當前狀況可能仍不及其二十分之一。

承載量對於族群存續的影響程度，藉由可能數值推算於 2,000~9,000 隻的試驗下，發現對於未來的成長率、滅絕率與遺傳多樣性並無顯著影響（圖 18、20），但對於未來的 100 年間的族群量卻是有相當有影響性，最後與現存族群都相差約 5,000 隻個體（1,500~6,500）（圖 19）。這就表示於承載量的評估上，還有待修正的空間，以其能得到較為準確的最後族群數量又或者是現存族群量。這也衍伸出承載量對族群未來成長數量的重要性，若能有效的提升棲息地與人民可容許臺灣黑熊的數量，將有利於族群未來成長數量上的多寡。

臺灣的自然環境雖足以容納到這麼多的個體數，但目前的障礙則在文化的容忍度上，這無非是國內於經營管理上應該努力的重要方向之一。從最小存活族群的概念出發（minimum viable population size, MVP），至目前已有許多研究顯示至少要有幾千隻（2,000~5,500）的成體才能保有族群未來的存續力（Newmark, 1987; Frankham, 1995; Schultz and Lynch, 1997; Reed and Bryant, 2000; Whitlock, 2000; Thomas et al., 2002）。最近期的研究同樣也指出，針對 102 種脊椎動物於 40 的世代後族群還能持有 99% 的存活率來看，野外就必須確保有 7,000 隻的成體（Reed et al., 2003）。就此，根據本研究估計臺灣黑熊數量遠不及千隻的情況下，積極增加野外族群的數量恐仍是保育此物種的當務之急。反之，臺灣自然環境所能提供的保守承載量估算，則讓吾人略感心安，表示若能控制人為所致的死亡率，島嶼型的棲地是具有維繫一永續族群所需的能力。

臺灣黑熊多分布於遠離人類活動的山區，這些地區多數位於國有林之內。根據國內土地利用模式的法規限制，這些地區多已禁止林木的砍伐，棲地持續破壞或消失的機會應該十分有限。因此，臺灣森林覆蓋度高達 60%，對於自然棲地所能提供的黑熊承載程度，在短時間內應該不會造成族群成長的限制。這對受威脅的物種而言，是一件十分正面的事。反之，令人憂心的是文化承載量。例如，當美洲黑熊與日本黑熊族群數量逐漸增長時，經營管理上首要關注的議題是文化承載量，而非自然承載量，也就是強調解決人與熊間的交互作用（VDGIF, 2002; Yamazaki, 2009）。文化承載量的概念為當地社會所能接受的最大族群量（Decker and Purdy, 1988），或者是說，能和當地居民共存之野生動物個體數目（Minnis

and Peyton, 1995)。

目前國內人熊衝突的情況並不常見，惟一般大眾普遍有恐熊症（黃美秀等，2012）。這是由於對臺灣黑熊的刻板印象與不了解，而使臺灣黑熊遭到莫須有的指控，包含農作物的危害以及熊攻擊人的事件，致使大眾聞熊色變。換句話說，筆者認為國內對於黑熊的文化承載量恐怕很低，故建議應予以進行有熊分布鄰近地區之文化承載量的研究，以深入了解當地居民的想法，提早進行相關的經營管理辦法。此外，野生動物的危害將會改變人對野生動物的知覺，特別是當危害超過民眾可容忍的範圍之時，此將進一步降低文化承載量（Conover, 2001）。因此，相關經營管理單位如何處理人熊衝突的議題便會相當重要，因為有效力的經營管理措施確實可提升人民對於熊的容忍程度（Carter *et al.*, 2012）。雖說目前人熊衝突還不普遍，但建議應開始著手相關的宣導或教育推廣工作。例如建構一個完善的通報系統、確立後續輔導的應變方案、在地居民與登山客的宣導教育（例如處理垃圾或遇熊守則）、定期訪查與召開公民討論會等（黃美秀等，2012）。

總之，臺灣黑熊的棲地承載量雖並不會影響族群未來 100 年的滅絕情況，但卻會強烈影響整體未來的族群成長狀況。為此，維繫臺灣黑熊長期的族群存續力，應設法讓野外族群可以增長到幾千隻的“安全”個體數量，藉由進行相關研究與經營管理措施，使能增加人民對臺灣黑熊的容忍力，以達成與熊共存共榮的目標。

二、族群存續力分析

（一）模型與參數的不確定性

本研究對於所有模擬的結果皆保留一定的假設條件。首先就族群來看，本研究以臺灣整體當作是完整的一個族群，沒有模擬關聯族群（matapopulation），或考量有孤立族群的可能。以臺灣現有的預測分布圖，已有呈現破碎化的趨勢，以及可能存在兩個隔離的小區塊（插天山自然保留區、海岸山脈），但黑熊主要分布於中央山脈地區（圖 4；蔡幸蓓，2011）。但由於海岸山脈區域的熊分布範圍很小，不到 10 km²，若不就遺

傳上的考量來看，忽略不計的影響應該有限。至於北部的插天山自然保留區，雖因道路而與南部山區隔離，若就黑熊的移動能力而言，或許足以橫跨道路系統而南北移動。加上插天山自然保留區相較地小，因此這樣的假設於本模擬有其合理性。

野生動物的族群表現受很多因素影響，其中關鍵要素便是環境的穩定狀況。例如，每年食物可得度（food availability）的變化，慧調控美洲黑熊族群的繁殖和生存，包含初產年齡、生殖間隔、產子數、幼體和一歲齡的生存率（Jonkel and McT, 1971; Rogers, 1976;1987; Bunnell and Tait, 1981 ; Eiler *et al.*, 1989; Pelton, 1989; Rogers and Lindquist, 1991）。然本研究的模式假設是在環境變異不大的情況，故對族群的作用就會是相對較小。VORTEX 在模擬環境變異的情況，並非有模擬到初產年齡或是子代數，對此模型可能是低估環境變化的影響性。

最後，繁殖率的表現於正常情況下，會隨著年齡的老化而有所減少。然 VORTEX 模擬，對於所有繁殖年齡層卻給與一定的繁殖率。加上本研究對於承載量的評估，以及 VORTEX 所模擬近交衰退的作用，也都是相對較為好的條件假設。因此，總和上述影響因子，本研究所模擬的結果很有可能是高估的狀況。

但事實上，所有模型的預測結果本不應該被認為是準確以及精確的，因為若想得真實性的結果，就必須提供確切的數據（Reed *et al.*, 2002）。對於很多瀕危物種而言，能夠滿足這樣條件的情況恐極為有限，臺灣黑熊便是其中一例。儘管如此，本研究於參數的選擇上，已是就現今可得的資訊中推敲出最好的猜測，雖可能高估整體的族群存續狀況，但應足以代表某種程度上的表現。本研究的重點主要是呈現每個方案模擬結果的比較，予以確認影響臺灣黑熊族群存續的關鍵因子。對此而言，即便所有模擬的結果都是高估的狀況，但對於辨識最具影響力的參數是不會有太大的變動，仍可發揮族群存續力分析的重要性。

（二）有無模擬狩獵情況

利用 VORTEX 預測臺灣黑熊未來族群存續性的結果顯示，當沒有受

到任何威脅下（理想型），即無近交衰退、自然災難和狩獵時，無論初始族群量為多少隻（100~700 隻），其族群成長趨勢皆為正成長，最後族群數量將近 4,000~5,000 隻。若增加近交衰退的威脅，本研究印證近交衰退確實會影響小族群（O'Grady *et al.*, 2006）。和理想型的最後族群量相比，初始族群量為 100 隻時約減少 500 隻個體，初始族群量 200 隻減少約 100 隻個體，但對整體的影響程度不大。這或許可以解釋因 VORTEX 所模擬的近交衰退，僅減少近親交配之後代第一年的存活率，而無模擬其他適存值（fitness）的表現（例如：成年存活率、繁殖率或爭取伴侶等），即 VORTEX 無法實際反映近交衰退對族群的作用（Miller and Lacy, 2005）。由此，對於近交衰退所模擬的結果很有可能是高估的狀況。

當族群僅面臨自然災難的威脅，此災難會造成族群大量的死亡，儘管本研究所模擬的災難發生率僅 1%，但所有初始族群量確實都會受到影響，最終族群量減少約 300~1,500 隻不等，而隨著初始族群量越小，最終族群量下降的幅度也就越多（圖 11-C）。可見若不模擬自然災難將可能高估族群未來的存續狀況（Foley, 1997）。綜合近交衰退與自然災難兩者的威脅時，比起災難型，又會更加深對小族群的影響，此時，初始族群量為 100 隻時最後族群量約減少理想型一半的個體數（2,000 隻），而初始族群量為 200 隻時約減少 30%的個體數（1,500 隻），對於其他初始族群量（300~700）則是減少約 600~1,000 隻個體。但以整體來說，對於存續力的評斷都還是在「好」的表現，族群於 100 年間不會有滅絕的風險，族群成長率都為正成長，遺傳多樣性的損失也都在 5%以內，最後族群量甚至可達 2,100 隻以上。模擬結果顯示，現今族群可能只有幾百隻的個體，然若無遭受狩獵的威脅，憑藉著固有的繁殖潛力，其整體族群存續的狀況是相當好的。反過來說，若我們可對現今的非法狩獵有實際且積極的管制與良好的配套措施之下，野外的臺灣黑熊族群是可逐漸自然恢復的。

實際上，臺灣黑熊的確受到非法狩獵威脅，這也是本研究會特別聚焦於此因素的原因。本研究模擬結果顯示，無論是以何種形式來模擬狩獵，都證實了人為狩獵確實是臺灣黑熊族群存續與否的主要限制因素，隨著狩獵程度的增加，對族群存續的影響也就更加劇烈，甚至導致全數

滅絕的情況。當死亡率增加 3%、災難嚴重程度為 4%，所有初始族群量皆呈現負成長趨勢（圖 12-C2、圖 14-C2），而死亡率增加到 9%或災難嚴重程度為 10%就會導致野外族群的滅絕（圖 12-I1、圖 14-J1）。對於每年固定收穫量的模擬，雖當收穫量為 30 隻才較顯現出族群下降的趨勢（圖 16-F2），但就 100 年間的滅絕率來看，於收穫量為 15 隻時，所有初始族群量已呈現大於 10%的情況。

若再細看各狩獵程度所模擬的結果，仍可發現一線希望，也就是於狩獵程度較少的情況下，所有初始族群量的存續力還可以有好的發展。於死亡率增加 2%以下或災難嚴重程度 3%以下時，所有的初始族群量下未來皆呈現正成長的趨勢。但需要注意的是，此結果是在每年狩獵率都是如此低的情形方成立。

但端看臺灣獵熊的主要動機是基於自我防衛的立場（48%），其獵人基本信念是「若遇到熊不獵殺牠，熊就會攻擊我」，或者是獵人擔心熊會吃掉自己陷阱上的獵物，雖不會專門去打熊，但基本上是看到甚麼，打甚麼（Hwang, 2003）。以此種的狩獵態度，可以想像的是假若野外族群數量逐漸回升，導致遇熊的機會和誤中陷阱的機會都增加，其狩獵率還會停留在如此低的程度嗎？此外，若再檢視另兩大獵熊動機是經濟的收入（26%）與英雄的行徑表現（17%）（Hwang, 2003），予以提高獵人的比例，若狩獵行為和態度仍未改變，那麼增加狩獵率將是可預期的，這也恐將加速臺灣黑熊族群惡化的趨勢。

對於世界上所有熊類的族群存續力來說，狩獵已經被確定為是主要的限制因素（Kattan *et al.*, 2004）。這裡除了強調經營管理者必須加強人為狩獵活動之相關工作外，或許我們可以思考的是，假若族群數量增多就會提高逢機性的狩獵率，而迫使野外族群數量維持在較低的數量，以至於不容易被獵殺或被捕獲到的狀況，這不禁呼應到文化承載量的概念，是否獵人對臺灣黑熊的容許量就在於這幾百隻的個體數目？假若真是如此，我們不僅必須嚴肅地關注小族群的命運，同時更應設法提升人對熊的容忍程度。若是狩獵動機為自身生命安全為考量，此情況與現有的調查結果不符，因為就國內目擊黑熊的案例研究顯示，當熊發現人時，主

要採取驅避的反應（64%），相當少數會主動趨近人的狀況，更無紀錄顯示有熊攻擊人的情況（黃美秀等，2012）。在這種人民所意識到的風險和實際的狀況有所不同的時候，其透過教育的途徑來提供正確的資訊，是可以減少人民的恐懼感，增加個人對野生動物的認識和欣賞，以及增加對野生動物的容忍度（Stout *et al.*, 1993; Loker *et al.*, 1999; Conover, 2001）。

（三）關鍵的狩獵閾值

本研究設定可接受的族群發展為未來 100 年間滅絕率需小於 5%，而且族群可持續成長，至少能大於現今可能的最大族群量 700 隻，又還能保留 90% 以上的遺傳多樣性。就以增加死亡率模擬族群存續力的結果來看，當初始族群量為 100~200 隻，僅能有 1% 的死亡率；而對初始族群量為 300~700 隻時，可接受額外增加 2% 的死亡率。換算成初期狩獵量，於初始族群量為 100~200 隻時，僅可狩獵 2~4 隻個體；而初始族群量為 300~700 隻時，其狩獵量為 6~14 隻（表 17）。另每年固定狩獵量的模擬又更清楚的描繪出，實際上當初始族群量為 100~300 隻時，是無法容許每年 5 隻的狩獵量；當初始族群量為 400~500 隻時，則可容許每年狩獵 5 隻；當初始族群量為 600~700 隻，則可容許每年狩獵 10 隻（表 16）。簡言之，欲維持一個永續的族群，以現今可能的初始族群量來看，所能允許的狩獵量是十分有限的，而且隻隻必較。

就國內唯一有黑熊狩獵量調查數據的玉山國家公園地區來說，國家公園於 1985 年成立之後，獵人捕獲黑熊的記錄平均每年 3 隻（Hwang, 2003），範圍涵蓋國家公園整個外圍 5 km 的南側桃源鄉和卓溪鄉區域，其兩鄉範圍總面積約是 1,400 km²，約為現今有熊分布面積的六分之一。若大膽利用此數據進一步推算，則現今全島黑熊可能的保守狩獵量為每年 18 隻。於初始族群量為 100~700 隻的前提下，這樣的狩獵程度是極為不樂觀的，故本研究鄭重呼籲必須積極地遏止非法狩獵。

（四）與 1994 年臺灣黑熊族群與棲地存續分析比較

本研究與過去 1994 年臺灣黑熊族群與棲地存續分析的參數設定相比，

多數的設定是類似的，僅有承載量所假設的狀況是比過去高，其餘的參數設定都來得較差或保守些，包含最大繁殖年齡、平均子代數、雌幼獸死亡率、雌性亞成體死亡率、雄性 3~6 歲亞成體死亡率。其中最大不同處在於自然災難模擬，本研究是以大量死亡進行模擬，而 1994 年的研究是以食物歉收進行模擬，其災難的頻度與對族群的影響也是完全不同的（表 18）。對此之下，本研究所模擬的結果預期應會比 1994 年所模擬的結果（黑熊前景）來得差一些。

據 1994 年的模擬結果，狩獵的作用僅單以災難進行模擬。當初始族群量為 100~400 隻時，於嚴重程度為 5% 的情況下，族群會顯著增加，於 100 年間將會達到承載量(2,000)；嚴重程度為 7.5%，族群維持平的成長，直到嚴重程度為 10% 時，族群才會呈現下降的趨勢，此時滅絕率約為 10%~70% (Wang *et al.*, 1994)。然對照本研究於同樣處使族群量與同樣利用災難來模擬狩獵之下，其族群發展趨勢確實比 1994 年的模擬來得差；對於嚴重程度為 5%，族群皆為負成長，滅絕率以高達 10%~60%，而嚴重程度為 10%，所有族群的滅絕率皆呈現 100%。

此外，本研究最大的不同點還包含運用模型的不同。雖然本研究初期，筆者已嘗試過運用 1994 年所設定的參數進行模擬，以比較模型的改變是否有關鍵的影響性，但發現模擬結果與 1994 年的研究是相似。與此比較顯示在參數設定的數值差異，會造成族群存續力的模擬產生很不同的結果。

1994 年模擬所用的數據主要是依據北美洲西部的美洲黑熊族群 (Wang *et al.*, 1994)。當時認為亞洲黑熊的生殖能力比較類似於美國西部的族群狀況，其西部比東部的生殖率來得低。然本研究以氣候、棲息地特色與族群面臨的風險（如小族群）為主要考量，遂選擇美國東南部的美洲黑熊族群作為依據。儘管如此，所模擬的數值卻還比 1994 年的數值來得低一些。雖說難以論定到底採用哪一族群的資料較為準確，但本研究所參考的數據來源同時採納近年來國內累積的實地研究數據（包括野外族群和圈養個體），以及其他國家亞洲黑熊的相關研究資訊，於災難數據設定的參考上，也是利用最近期的研究數據。因此，本研究的參數設

定應該更貼近於實際狀況，在時間軸上或科學準確性上，具更參考價值。

無論如何，兩者的預測結果同時顯示，狩獵是影響族群存續的關鍵因素，故於經理管理上應努力遏止非法狩獵。另一方面，這些模擬同樣反映出實地資料是相當有限的事實，對此國內學者應積極投入更多的研究，特別是對於狩獵程度的評估、族群監測以及個體生物學。這除了能提供更有效預測之外，民眾的教育推廣同樣也是有賴於研究的基礎，而於經營管理上也就能給予更實質的保育建議。

（五）模擬狩獵的比較

本研究不厭其煩地對於藉由增加死亡率、災難以及收穫量來模擬狩獵對於黑熊永續力的影響，因為這三種方式都有獨特的意義。本研究所模擬的結果，確實發現災難的模擬會比死亡率的模擬來得好些，這源自於在災難模式的設定下，族群是先經過死亡率的作用後，剩下的存活個體再經歷災難的考驗。因此，運用災難的影響力當然會比直接增加死亡率來得小些。不過整體看來，增加死亡率與災難的預測結果是趨於一致的。

由於臺灣狩獵黑熊的情況多屬逢機的形式（Hwang, 2003）。因此，藉由增加死亡率，或災難的方式所模擬的結果應該較為貼近事實情況。但也因如此，無法具體換算成每年平均的狩獵數量，而收穫量的模擬可以彌補此項缺失。事實上，要如何採用是需要依照該地方的狩獵模式、所採取的參數資料以及想得到哪些資訊與以共同評估的，不同的條件下，適合的方式也就有所不同。假如一地區的非法狩獵是屬零星的狀況，大多數的時候並非特定目標物種的狩獵模式，但又會對族群產生一定程度的影響力，此時或許就比較適合運用災難的參數進行模擬。否則，國外一般較典型的案例是採用增加死亡率或收穫量的方式處理（私人詢問 CBSG Kathy Traylor-Holzer）。此外需要注意的是，一個方案的模擬建議勿同時運用二種以上的方式，例如如果死亡率在設定時，就考量人為狩獵的影響，就不應同時再模擬收穫量。如此一來，模型等於會有模擬兩次的狩獵作用。

三、敏感性分析

對於族群成長率而言，最為敏感的參數是雌性的死亡率及雌性首次繁殖年齡，相對地，雄性的死亡率或繁殖表現近乎不會有所影響。這或許與繁殖系統的設定參數為一夫多妻制有關。因此，儘管提高雄性的死亡率，但只要有雄性個體可進行繁殖，就能順利地繁衍後代。此結果與的美洲黑熊的情況相符，即雄性的個體數量並不會限制雌性的繁殖力（Schenk and Kovacs, 1995）。此外，狩獵對於族群成長率也是另一相當敏感的參數，但不同模擬方式對於成長率則有不盡相同的影響。不論確定性或隨機性成長率皆對於狩獵增加死亡率或造成災難皆有一定的敏感程度，唯獨以收穫量來模擬狩獵就近乎不會影響確定性成長率。造成此結果的可能原因為確定性成長率是根據生命表計算，並未加入隨機事件的作用，而收穫量的模擬應該是被模型視為隨機事件，因此，不會對確定性成長率有影響。相對上，隨機性成長率為加入隨機事件的結果。這也代表隨機性成長率是真正代表的族群成長率。對此，也就更加確認狩獵對族群成長率是相當敏感的參數。

藉由圖 18 也可呈現出雌性各年齡階層的死亡率對族群成長率的表現是相當不同的。同樣是參考北美東南部族群的死亡率下，即使幼熊（0~1 歲）的死亡率變動是最大（10%~60%），然當死亡率高達 60%，族群都還是正成長的表現；而亞成體（1~5 歲）的死亡率，僅在超過一定的死亡率時（25%），族群成長率才會呈現負成長；相對於成體（5 歲以上），當死亡率設定 10%~30%，族群近乎都是負成長的狀態。這就表示雌性成體的死亡率的多寡，為族群衰退（負的成長率）的關鍵。

若以 100 年間的族群量來看，無論是現存或最終族群量，敏感的參數有相當多種，包含雌性個體的繁殖表現（包括首次繁殖年齡、繁殖率、平均子代數，以及幼獸、亞成體死亡率和成體的死亡率）、初始族群量、承載量以及狩獵活動，影響的族群波動幅度都在 1,000 隻個體以上（圖 19）。對整個族群動態學來講，最直接的影響就是雌性個體的繁殖與死亡，而狩獵的作用是直接關係到死亡的狀況。對於未來族群表現來看，承載量呈現出族群可以成長到多少量的上限，初始族群量雖亦會關係到一開

始族群可繁殖的成年個體的數目，但敏感度相較地低。此外，本研究也發現於所有的參數變化上，僅在雌性亞成體與成體死亡率，以及狩獵三項會出現低於 1,000 隻個體的情況，甚至接近 0 隻個體。由此來看，這三者因素的多寡是關乎族群可否達到千隻個體的關鍵。

藉由滅絕率的敏感性分析，結果顯示雌性亞成體死亡率、雌性成體死亡率和狩獵都是敏感的參數（圖 20）。其中雌性亞成體的作用相對地比較小，當輸入雌性亞成體死亡率最大值為 30%時，滅絕率只近乎 40%。然而，儘管不到 100%的死亡率，其已超過 IUCN 所評定為受威脅物種的範疇（滅絕率 $\geq 10\%$ ）。就此來看，上述 3 種因素都是非常危急族群能否永續生存的關鍵。

遺傳多樣性的敏感因子與滅絕率是相同的，較不同的地方在於僅雌性成體死亡率和藉由收穫量來模擬狩獵時，遺傳多樣性才會下降到零（圖 20-B）。主要原因在於遺傳多樣性是藉由現存族群量來計算的，當雌性亞成體死亡率、狩獵增加死亡率以及狩獵災難輸入最大值時，現存族群量都還有 15~5 隻（附錄 6），因此遺傳多樣性也就不會呈現零。相反地，當雌性成體死亡率和狩獵收穫輸入最大值時，現存族群量是零隻。然而，就遺傳上所認定的可存續族群，僅接受遺傳多樣性的損失為 10%以內（Foose *et al.*, 1986; Foose, 1993）。上述三種參數（雌性亞成體死亡率、雌性成體死亡率，以及所有狩獵的模擬）變化的結果都造成 10%以上的遺傳多樣性損失，並不在普遍所希望的容許範圍內。簡言之，雌性亞成體與成體的死亡率及狩獵對遺傳多樣性的影響，已不是遺傳上可存續族群的範疇。

整體而論，對於族群存續力最敏感的參數就是雌性成體與亞成體的死亡率，以及狩獵因素。顯示需進行族群監測與狩獵程度研究的重要性。而由於這三種參數數值的多寡，將顯著影響模擬的結果。因此，若能有效控制雌性亞成體與成體死亡率，以及狩獵，對於增強族群未來的存續力將會有立竿見影的成效。

四、臺灣黑熊保育之展望

受威脅物種的經營管理有兩個重要的目標：第一、短期目標是使目標物種滅絕的機會減少至最低；第二、長期的目標是在沒有密集的經營管理下，也能確保物種仍具有潛在的演化能力 (Possingham *et al.*, 1993)。本研究的族群存續力分析顯示，即便族群數量處於相對較大的數量 (600~700 隻)，又能生活於品質好且受到保護的棲息地上 (承載量夠大)，若狩獵率為增加族群 2% 以上的死亡率，抑或是每年有 10 隻以上的狩獵量時，則族群都會呈現下降的趨勢，以及有相當高的滅絕率。這某種程度代表光有完善的棲息地是絕對不夠的，如果沒有積極地控制狩獵程度，臺灣黑熊於未來仍有滅絕之風險。敏感性分析同時也顯示，影響族群未來能否永續的關鍵就在於雌性亞成體與成體的死亡率以及狩獵，然這兩者因素之間又彼此有相關，因為成年雌性死亡最大威脅的來源應該還是狩獵。玉山國家公園捕捉繫放所捕捉的二隻母熊都是斷掌的，而母熊的體型和一般活動的範圍又比公熊來得小，更容易受到狩獵的威脅 (Hwang *et al.*, 2010)。以目前小族群的數量而言，保護區內有絕對必要需杜絕所有的非法狩獵的活動，避免誤捕的情況。

黑熊雖是原住民傳統狩獵的對象之一，但據布農族的訪談研究顯示，傳統文化中對於獵熊事實上存有相當多的禁忌，無論是打熊時間、處理過程或者是不吉利的象徵等。再加上熊不易獵捕，很少獵人會是專門去獵熊，捕獲黑熊的狀況大多屬逢機性，通常是獵人在進行狩獵或巡視陷阱時發現熊，而予以射殺，或因動物誤中陷阱 (Hwang, 2003)。人熊間的衝突也是當前全球食肉目動物保育中最具挑戰性的問題之一 (Treves and Karanth, 2003)，其衝突包含直接對經濟的影響 (如家畜的掠奪)、健康和安全上的威脅 (如疾病傳播的，攻擊人)，以及關係到人的心理狀態 (如害怕被攻擊) (Woodroffe *et al.*, 2005)。緩解這些衝突是必要的，故需發展有效的干預措施，而此基礎建構於我們對這些目標物種的行為生態和公民接受程度的瞭解，以及善加利用累積的知識和地方經驗 (Treves and Karanth, 2003)。因此，我們試著提出以下相關的重要研究與經營管理的策略。

(一) 未來的研究

1. 族群監測

食肉目動物的生存率通常都是依靠著建立生命表或由無線電追蹤的數據來估計，Gese (2001) 建議考量四個相關的問題：(1) 每一年齡階層死亡數目為何，(2) 每一年齡階層的死亡率是多少，(3) 不同季節下死亡率的變化，以及(4) 死亡原因為何。追蹤天數和死亡個體數目就關係到需要定義追蹤到多長的時間，以能夠計算出存活率的時間間隔。然監測陸域大型食肉目動物如黑熊是相當困難的，耗時又費資，因為牠們壽命長、獨居性、隱蔽性，以及有相當低的繁殖率 (Schaller, 1996)。國外在過去二十年中，捕捉、標記、監測等技術已有相當大的進展 (Krebs, 1999; Kenward, 2000; Millspaugh and Marzluff, 2001)，並且開發許多相關的分析軟體 (Williams *et al.*, 2002)，以促進生存率的分析評估，然國內迄今僅有玉山國家公園的三年捕捉繫放資料，持續的相關研究的執行對於此方面資料的補強有相當的助益，建議是未來黑熊保育研究之重要方向之一。

雖說持續性的台灣黑熊監測計劃可能是昂貴和費時的，但這卻能回答最基本的問題，包含哪裡有熊、有多少隻，以及族群的趨勢為何？畢竟這些科學資訊的累積是提供最具體的經營管理策略與建議的基礎 (Gese, 2001)。要充分發揮監測研究的價值，亦必須採取適應性的經營管理行動，根據符合科學原則的監測結果持續適當地檢討，以修正經營管理策略，如此監測計畫才能發揮實質的保育成效 (Hauser *et al.*, 2006)。

2. 狩獵

原住民的狩獵活動是一種文化傳統，甚至是生活模式。廣義的生物多樣性包含生態、生物體、遺傳和文化多樣性等四面向 (Heywood, 1995)。雖說於保護動物、生態的同時，不能折損文化傳統的價值，但隨著時代的變遷之下文化式微，研究顯示近年來的狩獵活動模式已有改變，一般獵人傾向於看到就打，鮮少會受到動物的性別、生殖情況、年紀、數量或保育等級的限制 (林玉珮, 2007)。該如何兼顧生物保育及提升原住民的傳統文化，有必須先了解狩獵文化的變遷，試以找出文化與保育平衡之道。

3. 文化承載量

對於受威脅的族群或物種來說，尤其是大型的食肉動物，想要維繫永續的族群取決於當地居民可以容忍多少的相對風險，以及居民希望增加或擴大動物的族群，或者至少在政策上有利於動物的保育（Riley and Decker, 2000）。因為保育成功的關鍵，在於權益攸關者的接受度（Bath and Buchanan, 1989）。探討人們所能接受的狀況，需了解人對動物的態度、知覺與信念，抑或是物種危害的狀況等。藉由這些社會人文學的研究調查，這些資訊將有助於未來人獸共生（co-existence）的經營管理，強化政府和人民之間有效率的溝通模式。

4. 全面性 PVA

就執行 PVA 來說，最理想的情況是有詳細的物種生物學和族群生態學的資料，以及影響族群的威脅資訊。當建立詳實的模型時，回顧性分析（retrospective analysis）可以確認模型的有效性，敏感性分析可以檢驗知識上的洪溝，更細緻的風險分析可以用來預測族群面臨一個或更多的威脅下存續力狀況。模擬的結果可更實際地應用於經營管理，或緩解衝突或威脅的措施上（圖 1；Miller, 2008）。因此，我們認為 PVA 仍持續被發展的價值，以便更具體的協助制定保育受威脅物種之經營管理政策。

（二）經營管理的建議

1. 非法狩獵

降低現有的非法狩獵活動雖不離老生常談之說，但卻是非常關鍵的議題，可見徒有嚴格的保護法案絕對是不夠充分的，再如何研擬一系列的保育措施似乎也有不盡之嫌，更有賴落實保育的實際行動，以及政府高層和地方機關此議題的重視，或是政治承諾。端看 1994 年臺灣黑熊族群與棲地保育研習會中所制定的相關保育目標，包含建立健全法規體制、結合當地居民參與保育計畫、加強國內相關熊及其產製品的市場管理，以及禁止中醫藥所有消耗性的使用等（Wang *et al.*, 1994）。今日檢視之，當初的保育建言於近二十年的時間究竟落實了多少？若想要受威脅物種脫離滅絕的命運，經營管理單位必須發揮真正的執行能力，不管是加強

巡邏、查緝非法貿易，或是跟當地居民合作，或是教育宣導等。2012 年四月，國內再次提出臺灣黑熊的保育行動綱領（黃美秀等，2012），筆者認為政府著實應該積極地且嚴肅地面對「瀕危」的議題，並且徹底執行。筆者更相信，只有在真正的採取行動時，保育才能看到希望，勿讓此保育建議書只是一本情文並茂的手冊。

2. 人熊衝突

化解人熊衝突的問題可以採用各種不同的保育工具，包含積極的教育、宣傳方案（awareness programs）、有效的補償方案，以及與社區協力發展保育計畫等辦法，當中教育和宣傳計劃也已多方被證實為一個成功的保育策略（Jacobson *et al.*, 2006）。結合當地社區當作合作夥伴，一同參與保育計畫的擬定和實施，可以增加當地人民對大型食肉目動物的容忍度（Treves *et al.*, 2006）。唯部分研究發現，補償損失的辦法似乎並能有效提升居民對動物的容忍度，因為後續的補償並無法真正解決居民所面臨的問題（Wagner *et al.*, 1997, Naughton-Treves *et al.*, 2003）。總和來看，於經營管行動上，藉由教育和宣傳方案來提供正確的物種或保育訊息，不僅可突顯出這些動物對社會和生態上的效益，更可激發當地社區一同參與保育行動。此外，不容忽視的還包括經營管理者也必須展現出處理相關問題的所需的專業知識和技能。以上措施將有助於降低個人所知覺到目標動物所帶來的風險，進而提升對這些潛在會威脅人類的動物的容忍度（Conover, 2001; Zajac *et al.*, 2012）。

伍、結論

受限於目標物種資料可能的不充分和不準確，以及模型本身較為簡單的架構與假設根據下，模擬的結果可預期地並非是絕對的數值，但藉由各項參數的操弄和適當選擇，仍有助於瞭解影響瀕危物種族群發展的重要因素。這是一般模擬的限制，但也是價值，PVA 便是一種這樣的保育工具，而非提供結論 (Lacy and Clark, 1990)。首先，在設定參數時，我們有系統地回顧國內外相關的研究成果，這過程除了有助於整合台灣黑熊基本的族群與生物學資訊外，也提供洞悉研究資訊亟待突破之方向。這些未知或資訊不足的參數包括初始族群量、雌性生殖間隔、出生子代的比例、死亡率以及承載量等。此外，透過族群存續力分析，比較各方案的模擬結果，初步讓人探究在眾多威脅下，台灣黑熊族群未來的發展狀況，並且如實地呈現人為狩獵是影響族群能否永續的關鍵因素；也就是說，那怕非常低的狩獵程度即可能導致族群數量上的衰退，甚至滅絕。敏感性分析進一步顯示若能有效控制雌性的死亡率和狩獵程度，將能有效地提升族群未來的存續力。

本研究的各項模擬結果一致指出狩獵程度是左右台灣黑熊族群未來走向滅絕，抑或長久生存的關鍵。因此，筆者建議經營管理者應努力設法遏止非法狩獵活動，多元地發展相關的配套措施，並積極推動整合社區的教育宣導活動。事實上，瀕危物種的保育工作本身就是一個極其複雜的任務，需要結合豐富的專業知識、進行知識上的交流、建立共識，以及動員不同的人士或資源 (Reed *et al.*, 2002)。在沒有國家、地方政府、當地社區以及環保組織的支持與共同合作下，保育是很難成功的被實踐，故結合這些群體的力量，將可以提高各層級的省思，幫助孩子和村民接受教育及培訓，使能讓民眾更積極地投入保育行動 (Stark *et al.*, 2012)。當然，我們需注意，即便在最好的情況下，也無法確保受威脅族群可以長期的存活 (Mangel and Tier, 1994)。除非這些保育的任務都能被明確地執行，否則有再多再好的建言或規劃也將變得徒勞無功。即使瀕危物種的保育工作是如此困難，但我們都應持續地做下去 (Li and Li, 2002)，因為只有踏實地的採取行動，方可看到台灣黑熊永續長存的希望。

參考文獻

- 石芝菁、黃美秀、李壽先、李玲玲 (2012) 臺灣黑熊之親緣探究及遺傳多樣性。臺灣黑熊保育回顧與展望研討會。臺灣黑熊保育協會主辦。臺北：臺北市立動物園。
- 何冠助 (2012) 玉山國家公園大分地區臺灣黑熊遺傳多樣性之初探。碩士論文，國立屏東科技大學。85 頁。
- 林玉珮 (2007) 丹大地區布農族狩獵現況之調查研究。碩士論文，國立臺灣師範大學生命科學研究所。138 頁。
- 侯萬儒 (2003) 岷山山系黑熊種群生存力分析及黑熊分子生物學初探。四川農業大學，中國大陸四川省。132 頁。
- 侯萬儒、任正隆、胡錦轟 (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。
- 侯萬儒、任正隆、喻曉鋼、張澤鈞、胡錦轟 (2004) 四川九頂山自然保護區野生黑熊種群生存力初步分析。西華師範大學學報：自然科學版 24:381-385。
- 侯萬儒、米志平、胡錦轟 (2000) 黑熊種群年齡結構和生命表初探。動物學研究 21:127-132。
- 侯萬儒、張澤鈞、胡錦轟 (2001) 臥龍自然保護區黑熊種群生存力初步分析。動物學研究 22 357-361。
- 堀川安市 (1932) 臺灣哺乳動物圖說。臺灣商務印書館，臺北。124 頁。
- 黃美秀、王穎、劉曼儀 (2008) 臺灣黑熊於南臺灣之分布及棲地利用調查。行政院農業委員會林務局保育研究系列第 96-00-8-02 號。59 頁。
- 黃美秀、姚中翎、王穎、李培芬 (2006) 臺灣黑熊的分布圖繪製及保育現狀之探討。行政院農業委員會林務局保育研究系列 94-28 號。77 頁。
- 黃美秀、潘怡如、林容安 (2012) 臺灣黑熊分布預測模式及保育行動綱領之建立(二)。行政院農業委員會林務局保育研究系列 100-14 號。225 頁。
- 黃美秀、潘怡如、蔡幸蓓、郭彥仁、林冠甫 (2010) 臺灣黑熊分布預測模式及保育行動綱領之建立(1)。行政院農業委員會林務局保育研究系列第 98-23 號。127 頁。

- 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。碩士論文，國立屏東科技大學。115 頁。
- 鍾雨岑 (2008) 臺灣黑熊取食果實對於種子萌芽之影響。碩士論文，國立屏東科技大學。90 頁。
- Ahlmann, V., K. Collins, and U. S. Seal, editors. (2000) Riverine rabbit (*Bunolagus monticularis*): a population and habitat viability assessment workshop. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group(CBSG), Apple Valley, MN, USA.
- Akçakaya, H. R., and P. Sjögren-Gulve (2000) Population viability analyses in conservation planning: an overview. *Ecological Bulletins* 48:9-21.
- Allen, T. G. (1999) Black bear population size and habitat use on Alligator River National Wildlife Refuge, North Carolina. University of Tennessee, Knoxville, USA. 272pp.
- Allendorf, F. W., and N. Ryman (2002) The role of genetics in population viability analysis. Pages 50-85 in D. R. McCullough, and S. R. Beissinger, eds. *Population viability analysis*. University of Chicago Press, Chicago.
- Andelman, S. J., S. Beissinger, J. F. Cochrane, L. Gerber, P. Gomez-Priego, C. Groves, J. Haufler, R. Holthausen, D. Lee, and L. Maguire (2001) Scientific standards for conducting viability assessments under the National Forest Management Act: Report and recommendations of the NCEAS working group. National Center for Ecological Analysis and Synthesis, University of California. 160pp.
- Anderson, R. P., D. Lew, and A. T. Peterson (2003) Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* 162:211-232.
- Araya, B., D. Garland, G. Espinoza, A. Sanheusa, A. Simeone, A. Teare, C. Zavalaga, R. Lacy, and S. Ellis, editors. (2000) Population and habitat viability assessment for the humboldt penguin (*Spheniscus humboldti*). IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group(CBSG), Apple Valley, MN, USA. 93pp.

- Ashraf, N. V. K., R. Chellam, S. Molur, D. Sharma, and S. Walker, editors. (1995) Asiatic lion (*Panthera leo persica*) population and habitat viability assessment and global animal survival plan workshops. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group(CBSG), Apple Valley, MN, USA. 113pp.
- Bach, L. A., R. B. F. Pedersen, M. Hayward, J. Stagegaard, V. Loeschcke, and C. Pertoldi (2010) Assessing re-introductions of the African Wild dog (*Lycaon pictus*) in the Limpopo Valley Conservancy, South Africa, using the stochastic simulation program VORTEX. *Journal for Nature Conservation* 18:237-246.
- Bales, S. L., E. C. Hellgren, D. M. Leslie Jr, and J. Hemphill Jr (2005) Dynamics of a recolonizing population of black bears in the Ouachita Mountains of Oklahoma. *Wildlife Society Bulletin* 33:1342-1351.
- Barzen, J. A., and U. S. Seal, editors. (1997) Eastern sarus crane PHVA final report. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group(CBSG), Apple Valley, MN, USA. 204pp.
- Bath, A. J., and T. Buchanan (1989) Attitudes of interest groups in Wyoming toward wolf restoration in Yellowstone National Park. *Wildlife Society Bulletin* 17:519-525.
- Beissinger, S. R., E. Nicholson, and H. P. Possingham (2008) Application of population viability analysis to landscape conservation planning. Pages 33-49 in J. J. Millspaugh, and F. R. Thompson, eds. *Models for planning wildlife conservation in large landscapes*. Academic Press, United Kingdom
- Beissinger, S. R., and M. I. Westphal (1998) On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *The Journal of wildlife management* 62(3):821-841.
- Berry, H., B. Mitchell, D. Bruce, F. Olivia, F. Betsy, G. Jack, H. Marshall, H. Sandy, M.-K. Laurie, M. Jan, M. Linda, N. Kristen, S. Mandy, S. Tom, V. Kallie, W. Tarren, W. David, E. Susie, and S. Ulysses, editors. (1997) Population and habitat viability assessment for the namibian

- cheetah (*Acinonyx jubatus*) and lion (*Panthera leo*). IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group(CBSG), Apple Valley, MN, USA. 235pp.
- Boersen, M. R., J. D. Clark, and T. L. King (2003) Estimating black bear population density and genetic diversity at Tensas River, Louisiana using microsatellite DNA markers. *Wildlife Society Bulletin* 31:197-207.
- Boyce, M. S. (1992) Population viability analysis. *Annual review of Ecology and Systematics* 23:481-506.
- Brandenburg, D. M. (1996) Effects of roads on behavior and survival of black bears in coastal North Carolina. University of Tennessee, Knoxville, USA. 130pp.
- Bridges, A. S. (2005) Population ecology of black bears in the Alleghany Mountains of Virginia. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia, USA. 249pp.
- Brito, D., and G. A. B. da Fonseca (2006) Evaluation of minimum viable population size and conservation status of the long-furred woolly mouse opossum *Micoureus paraguayanus*: an endemic marsupial of the Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation* 15:1713-1728.
- Brito, D., and C. E. V. Grelle (2006) Estimating minimum area of suitable habitat and viable population size for the northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*). *Biodiversity and Conservation* 15:4197-4210.
- Brook, B. W., J. R. Cannon, R. C. Lacy, C. Mirande, and R. Frankham (1999) Comparison of the population viability analysis packages GAPPS, INMAT, RAMAS and VORTEX for the whooping crane (*Grus americana*). *Animal Conservation* 2:23-31.
- Brook, B. W., J. J. O'Grady, A. P. Chapman, M. A. Burgman, H. R. Akçakaya, and R. Frankham (2000) Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature* 404:385-387.
- Brook, B. W., D. W. Tonkyn, J. J. O'Grady, and R. Frankham (2002) Contribution of inbreeding to extinction risk in threatened species.

- Conservation Ecology 6,16 (online).
- Buenau, K. E., and L. R. Gerber (2004) Developing recovery and monitoring strategies for the endemic Mount Graham red squirrels (*Tamiasciurus hudsonicus grahamensis*) in Arizona. *Animal Conservation* 7:17-22.
- Bunnell, F., and D. Tait (1981) Population dynamics of bears—implications. Pages 75-98 in C. W. Fowler, and T. D. Smith, eds. *Dynamics of large mammal populations*. John Wiley and Sons, New York, USA.
- Burgman, M. A., S. Ferson, and H. R. Akçakaya (1993) Risk assessment in conservation biology. Chapman & Hall, London, United Kingdom. 314pp.
- Burgman, M. A., H. P. Possingham, A. J. J. Lynch, D. A. Keith, M. A. McCarthy, S. D. Hopper, W. L. Drury, J. A. Passioura, and R. J. Devries (2001) A method for setting the size of plant conservation target areas. *Conservation Biology* 15:603-616.
- Carlsen, F., K. Leus, K. Traylor-Holzer, and A. McKenna, editors. (2012) Western chimpanzee population and habitat viability assessment for Sierra Leone: final report. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group(CBSG Europe), Copenhagen, Denmark. 127pp.
- Carney, D. W. (1985) Population dynamics and denning ecology of black bears in Shenandoah National Park, Virginia. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia, USA. 84pp.
- Carroll, C., R. F. Noss, P. C. Paquet, and N. H. Schumaker (2003) Use of population viability analysis and reserve selection algorithms in regional conservation plans. *Ecological Applications* 13:1773-1789.
- Carter, N. H., S. J. Riley, and J. Liu (2012) Utility of a psychological framework for carnivore conservation. *Oryx* 46:525-535.
- Caughley, G. (1994) Directions in conservation biology. *Journal of animal ecology* 63(2):215-244.
- CBSG, editor. (1994) Population and habitat viability assessment for the greek population of Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*) IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group(CBSG), Apple

- Valley, MN, USA. 204pp.
- CBSG, editor. (2008) Tasmanian devil PHVA final report. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group(CBSG), Apple Valley, MN, USA. 144pp.
- Clark, J. D. (1991) Ecology of two black bear (*Ursus americanus*) populations in the interior highlands of Arkansas. University of Arkansas, Fayetteville, Fayetteville, USA. 456pp.
- Clark, J. D., and R. Eastridge (2006) Growth and sustainability of black bears at White River National Wildlife Refuge, Arkansas. *Journal of Wildlife Management* 70:1094-1101.
- Clark, J. D., R. Eastridge, and M. J. Hooker (2010) Effects of exploitation on black bear populations at White River National Wildlife Refuge. *The Journal of wildlife management* 74:1448-1456.
- Clark, J. D., and K. G. Smith (1994) A demographic comparison of two black bear populations in the interior highlands of Arkansas. *Wildlife Society Bulletin* 22:593-603.
- Conover, M. R. (2001) Human Dimensions. Pages 347-374 in M. R. Conover, ed. *Resolving human-wildlife conflicts: the science of wildlife damage management*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA.
- Cowling, R., R. Pressey, M. Rouget, and A. Lombard (2003) A conservation plan for a global biodiversity hotspot—the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation* 112:191-216.
- Czetwertynski, S. M., M. S. Boyce, and F. K. Schmiegelow (2007) Effects of hunting on demographic parameters of American black bears. *Ursus* 18:1-18.
- Day, J. R., and H. P. Possingham (1995) A stochastic metapopulation model with variability in patch size and position. *Theoretical Population Biology* 48:333-360.
- Decker, D. J., and K. G. Purdy (1988) Toward a concept of wildlife acceptance capacity in wildlife management. *Wildlife Society Bulletin* 16:53-57.

- Dobey, S., D. V. Masters, B. K. Scheick, J. D. Clark, M. R. Pelton, and M. E. Sunquist (2005) Ecology of Florida Black Bears in the Okefenokee-Osceola Ecosystem. *Wildlife Monographs* 158:1-41.
- Drechsler, M., and M. A. Burgman (2004) Combining population viability analysis with decision analysis. *Biodiversity and Conservation* 13:115-139.
- Drewry, J. M. (2010) Population abundance and genetic structure of black bears in coastal South Carolina. University of Tennessee, Knoxville, USA. .
- Echols, K. N. (2000) Aspects of reproduction and cub survival in a hunted population of Virginia black bears. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia, USA.
- Edroma, E. L., N. Rosen, and P. S. Miller, editors. (1997) Conserving the chimpanzees of Uganda: Population and Habitat Viability Assessment for *Pan troglodytes schweinfurthii*. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group(CBSG), Apple Valley, MN, USA.
- Eiler, J. H., W. G. Wathen, and M. R. Pelton (1989) Reproduction in black bears in the southern Appalachian Mountains. *The Journal of wildlife management* 53:353-360.
- Fieberg, J., and S. P. Ellner (2000) When is it meaningful to estimate an extinction probability? *Ecology* 81:2040-2047.
- Foley, P. (1997) Extinction models for local populations. Pages 215-246 in I. Hanski, and M. E. Gilpin, eds. *Metapopulation biology: ecology genetics and evolution*. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Foose, T. J. (1993) Riders of the last ark: the role of captive breeding in conservation strategies. Pages 149-178 in L. Kaufman, and K. Mallory, eds. *The last extinction*. MIT Press and New England Aquarium, Cambridge.
- Foose, T. J., R. Lande, N. R. Flesness, G. Rabb, and B. Read (1986) Propagation plans. *Zoo Biology* 5:139-146.
- Frankham, R. (1995) Effective population size/adult population size ratios in

- wildlife: a review. *Genetical Research* 66:95-107.
- Frankham, R. (2005) Genetics and extinction. *Biological Conservation* 126:131-140.
- Garrison, E. P., J. W. Mccown, and M. K. Oli (2007) Reproductive ecology and cub survival of Florida black bears. *The Journal of Wildlife Management* 71:720-727.
- Garshelis, D. L. (1994) Density-dependent population regulation of black bears. Pages 3-14 in M. K. Taylor, ed. *Density-dependent population regulation of black, brown, and polar bears*. International Association for Bear Research and Management Mongraph.
- Garshelis, D. L. (2009) Family Ursidae (Bears). Pages 448-497 in D. E. Wilson, and R. A. Mittermeier, eds. *Handbook of the Mammals of the World*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Gese, E. M. (2001) Monitoring of terrestrial carnivore populations. Pages 372-396 in J. L. Gittleman, S. M. Funk, D. W. Macdonald, and R. K. Wayne, eds. *Carnivore conservation*. Cambridge University Press & The Zoological Society of London, USDA National Wildlife Research Center-Staff Publications.
- Gilpin, M. E., and M. E. Soule (1986) Minimum viable populations: processes of species extinction. Pages 19-34 in M. E. Soule, ed. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Gonzalez-Suarez, M., K. McCluney, D. Auriolles, and L. Gerber (2006) Incorporating uncertainty in spatial structure for viability predictions: a case study of California sea lions (*Zalophus californianus californianus*). *Animal Conservation* 9:219-227.
- Gunn, A., U. S. Seal, and P. S. Miller, editors. (1998) Population and habitat viability assessment workshop for peary caribou and arctic-island caribou (*Rangifer tarandus*). IUCN Conservation Breeding Specialist Group(CBSG), Apple Valley, MN, USA. 98pp.
- Haines, A. M., M. E. Tewes, L. L. Laack, W. E. Grant, and J. Young (2005)

- Evaluating recovery strategies for an ocelot (*Leopardus pardalis*) population in the United States. *Biological Conservation* 126:512-522.
- Hanski, I. (1998) Metapopulation dynamics. *Nature* 396:41-49.
- Harris, R. B., L. A. Maguire, and M. L. Shaffer (1987) Sample sizes for minimum viable population estimation. *Conservation Biology* 1:72-76.
- Hauser, C. E., A. R. Pople, and H. P. Possingham (2006) Should managed populations be monitored every year. *Ecological Applications* 16:807-819.
- Hellgren, E. C., D. P. Onorato, and J. R. Skiles (2005) Dynamics of a black bear population within a desert metapopulation. *Biological Conservation* 122:131-140.
- Hellgren, E. C., and M. R. Vaughan (1989) Demographic analysis of a black bear population in the Great Dismal Swamp. *The Journal of wildlife management* 53:969-977.
- Heywood, V. H. (1995) Global biodiversity assessment. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. 1140pp.
- Hooker, M. J. (2010) Estimating population parameters of the Louisiana black bear in the Tensas River Basin, Louisiana, using robust design capture-mark-recapture. University of Tennessee, Knoxville, USA. 60pp.
- Horino, S., and S. Miura (2000) Population viability analysis of a Japanese black bear population. *Population Ecology* 42:37-44.
- Hostetler, J. A., J. Walter McCown, E. P. Garrison, A. M. Neils, M. A. Barrett, M. E. Sunquist, S. L. Simek, and M. K. Oli (2009) Demographic consequences of anthropogenic influences: Florida black bears in north-central Florida. *Biological Conservation* 142:2456-2463.
- Howe, E. J., M. E. Obbard, and J. A. Schaefer (2007) Extirpation risk of an isolated black bear population under different management scenarios. *The Journal of Wildlife Management* 71:603-612.
- Hwang, M. H. (2003) Ecology of Asiatic black bears and people-bear interactions in Yushan National Park, Taiwan. University of Minnesota,

- Twin City, USA. 181pp.
- Hwang, M. H., D. L. Garshelis, Y. H. Wu, and Y. Wang (2010) Home ranges of Asiatic black bears in the central mountains of Taiwan: gauging whether a reserve is big enough. *Ursus* 21:81-96.
- Hwang, M. H., and Y. Wang (2006) The status and management of Asiatic black bears in Taiwan. Pages 107-110 in K. Yamazaki, ed. *Understanding Asian Bears to Secure Their Future*. Japan Bear Network Press, Japan.
- IUCN Standards and Petitions Subcommittee(2011) Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 9.0. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee in March 2010. Retrieved January 21, 2013, from the World Wide Web: <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.
- Jonkel, C. J., and I. McT (1971) The black bear in the spruce-fir forest. *Wildlife Monographs* 27:1-57.
- Kattan, G., O. L. Hernández, I. Goldstein, V. Rojas, O. Murillo, C. Gómez, H. Restrepo, and F. Cuesta (2004) Range fragmentation in the spectacled bear *Tremarctos ornatus* in the northern Andes. *Oryx* 38:155-163.
- Kautz, R. S., and J. A. Cox (2001) Strategic habitats for biodiversity conservation in Florida. *Conservation Biology* 15:55-77.
- Keller, L. F. (1998) Inbreeding and its fitness effects in an insular population of song sparrows (*Melospiza melodia*). *Evolution* 25:240-250.
- Kenward, R. E. (2000) *A manual for wildlife radio tagging*. Academic Press, London, United Kingdom. 310pp.
- Klenzendorf, S. A. (2002) Population dynamics of Virginia's hunted black bear population. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia, USA. 150pp.
- Kohlmann, S. G., G. A. Schmidt, and D. K. Garcelon (2005) A population viability analysis for the Island Fox on Santa Catalina Island, California. *Ecological Modelling* 183:77-94.
- Krebs, C. J. (1999) *Ecological methodology*. Benjamin Cummings, Menlo

- Park, California, USA. 620pp.
- Lacy, R., M. Borbat, and J. Pollak (2009) VORTEX: a stochastic simulation of the extinction process. Version 9.99. Chicago Zoological Society, Brookfield Zoo, Chicago, IL. Retrieved September 1, 2012, from the World Wild Web: <http://www.vortex9.org/vortex.html>.
- Lacy, R., and T. Clark (1990) Population viability assessment of the eastern barred bandicoot in Victoria. Pages 131-146 in T. W. Clark, and J. H. Seebeck, eds. Management and Conservation of Small Populations. Chicago Zoological Society, Brookfield, Illinois.
- Laufenberg, J. S. (2010) Effect of subsampling genotyped hair samples on model averaging to estimate black bear population abundance and density. University of Tennessee, Knoxville, USA. 73pp.
- Lawton, J. H., and R. M. May. (1995) Extinction rates. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom. 248pp.
- Lee, H., D. Garshelis, U. S. Seal, and J. Shillcox, editors. (2001) Asiatic black bears PHVA. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group(CBSG), Apple Valley, MN, USA. 129pp.
- Li, X., and D. Li (2002) Current state and the future of the crested ibis (*Nipponia nippon*): a case study by population viability analysis. Ecological Research 13:323-333.
- Lindenmayer, D. B., M. Burgman, H. Akçakaya, R. Lacy, and H. Possingham (1995) A review of the generic computer programs ALEX, RAMAS/space and VORTEX for modelling the viability of wildlife metapopulations. Ecological Modelling 82:161-174.
- Lindenmayer, D. B., and H. P. Possingham (1996) Ranking conservation and timber management options for Leadbeater's possum in southeastern Australia using population viability analysis. Conservation Biology 10:235-251.
- Lindsey, P., K. Marnewick, H. Davies-Mostert, T. Rehse, M. Mills, R. Brummer, K. Buk, K. Traylor-Holzer, K. Morrison, C. Mentzel, and B. Daly (2009) Cheetah (*Acinonyx jubatus*) population habitat viability

- assessment workshop report. Apple Valley, MN, USA. 123pp.
- Loker, C. A., D. J. Decker, and S. J. Schwager (1999) Social acceptability of wildlife management actions in suburban areas: 3 cases from New York. *Wildlife Society Bulletin* 27(1):152-159.
- Lotts, K. C., T. A. Waite, and J. A. Vucetich (2004) Reliability of absolute and relative predictions of population persistence based on time series. *Conservation Biology* 18:1224-1232.
- Lowe, C. L. (2011) Estimating population parameters of the Louisiana black bear in the Upper Atchafalaya River Basin. University of Tennessee, Knoxville, USA. 60pp.
- Maehr, D. S., T. S. Hootor, L. J. Quinn, and J. S. Smith. (2001) Black bear habitat management guidelines for Florida. Technical report 17. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Tallahassee. 83pp.
- Mangel, M., and C. Tier (1994) Four facts every conservation biologist should know about persistence. *Ecology* 75:607-614.
- Mann, C. C., and M. L. Plummer (1999) A species' fate, by the numbers. *Science* 284:36-37.
- Martorello, D. A. (1998) Ecology of black bears in coastal North Carolina. University of Tennessee, Knoxville, USA. 129pp.
- McCarthy, M., H. P. Possingham, J. Day, and A. Tyre (2001) Testing the accuracy of population viability analysis. *Conservation Biology* 15:1030-1038.
- McCarthy, M. A., S. J. Andelman, and H. P. Possingham (2003) Reliability of relative predictions in population viability analysis. *Conservation Biology* 17:982-989.
- McCarthy, M. A., M. A. Burgman, and S. Ferson (1995) Sensitivity analysis for models of population viability. *Biological Conservation* 73:93-100.
- McCown, J. W., P. S. Kubitlis, T. H. Eason, and B. K. Scheick (2004) Black bear movements and habitat use relative to roads in Ocala National Forest. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Tallahassee, Florida. 118pp.

- McLean, P. K., and M. R. Pelton (1994) Estimates of population density and growth of black bears in the Smoky Mountains. *Bears: Their Biology and Management* 9:253-261.
- McLellan, B. (1994) Density-dependent population regulation of brown bears. Pages 15-24 in M. K. Taylor, ed. *Density-dependent population regulation of black, brown, and polar bears*. International Association for Bear Research and Management Monograph.
- McNeely, J. A., K. R. Miller, W. V. Reid, R. A. Mittermeier, and T. B. Werner (1990) *Conserving the world's biological diversity*. IUCN, World Resources Institute, Conservation International, WWF-US and the World Bank, Washington, DC, USA. 193pp.
- MDNR (2008) *A review of bear management in Michigan*. Michigan Department of Natural Resources, Michigan, USA. 31pp.
- Medici, E. P., L. Carrillo, O. L. Montenegro, P. S. Miller, F. Carbonell, O. Chassot, E. Cruz-Aldán, M. García, N. Estrada-Andino, A. H. Shoemaker, and A. Mendoza, editors. (2006) *Baird's tapir conservation workshop: final report*. IUCN/SSC Tapir Specialist Group(TSG), IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group(CBSG), Apple Valley, MN, USA. 175pp.
- Medici, E. P., A. Lynam, R. Boonratana, K. Kawanishi, S. H. Yatim, C. Traeholt, B. Holst, and P. S. Miller, editors. (2003) *Malay tapir conservation workshop: final report*. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group(CBSG), Apple Valley, MN, USA. 147pp.
- Miller, P. (2008) What types of models should I run in my PVA? Pages 119-124 in F. Carlsen, K. Leus, K. Traylor-Holzer, and A. McKenna, eds. *Western chimpanzee population and habitat viability assessment for Sierra Leone: final report*. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group(CBSG), Apple Valley, MN, USA.
- Miller, P., and R. Lacy (2005) *VORTEX: a stochastic simulation of the extinction process. Version 9.50 user's manual*. Conservation Breeding Specialist Group (IUCN/SSC), Apple Valley, MN, USA. 149pp.

- Millspaugh, J., and J. M. Marzluff (2001) Radio tracking and animal populations. Academic Press, New York, USA. 474pp.
- Milner-Gulland, E., K. Shea, H. Possingham, T. Coulson, and C. Wilcox (2001) Competing harvesting strategies in a simulated population under uncertainty. *Animal Conservation* 4:157-167.
- Minnis, D., and R. Peyton (1995) Cultural carrying capacity: modeling a notion. Pages 19-34 in J. B. McAninch, ed. *Urban deer: a manageable resource?* North Central Section. The Wildlife Society, St. Louis, MO.
- Molur, S., R. Sukumar, U. S. Seal, and S. Walker, editors. (1993) Great Indian one-horned rhinoceros PHVA. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group(CBSG), Apple Valley, MN, USA. 85pp.
- Morris, W. F., and D. F. Doak (2002) Quantitative conservation biology : theory and practice of population viability analysis. Sinauer Associates Sunderland, Massachusetts, USA. 480pp.
- Murayama, A. (2008) The Tsushima leopard cat (*Prionailurus bengalensis euptilura*): population viability analysis and conservation strategy. Imperial College London. 95pp.
- Naughton-Treves, L., R. Grossberg, and A. Treves (2003) Paying for Tolerance: Rural Citizens' Attitudes toward Wolf Depredation and Compensation. *Conservation Biology* 17:1500-1511.
- Nicholson, E., and H. P. Possingham (2006) Objectives for Multiple-Species Conservation Planning. *Conservation Biology* 20:871-881.
- O'Neill, D. M. (2003) Estimating black bear population size, growth rate, and minimum viable population using bait station surveys and mark-recapture methods. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia, USA. 70pp.
- O'Grady, J. J., B. W. Brook, D. H. Reed, J. D. Ballou, D. W. Tonkyn, and R. Frankham (2006) Realistic levels of inbreeding depression strongly affect extinction risk in wild populations. *Biological Conservation* 133:42-51.
- Park, S. (2001) Habitat-based population viability analysis for the Asiatic

- black bear in Mt. Chiri National Park, Korea. *Cent Biol Mångfald (CBM:s) Skriftserie (Uppsala)* 3:149-165.
- Pelton, M. R. (1989) The impacts of oak mast on black bears in the southern Appalachians. Pages 7-11 *in* C. E. McGee, ed. *Workshop on Southern Appalachian Mast Management*. University of Tennessee, Knoxville, Tennessee, USA.
- Phillips, S. J., R. P. Anderson, and R. E. Schapire (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231-259.
- Phillips, S. J., and M. Dudík. (2008) Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31:161-175.
- Possingham, H., D. Lindenmayer, and T. Norton (1993) A framework for the improved management of threatened species based on population viability analysis (PVA). *Pacific Conservation Biology* 1:39-45.
- Ralls, K., J. D. Ballou, and A. Templeton (2005) Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. *Conservation Biology* 2:185-193.
- Reed, D. H., J. J. O'Grady, J. D. Ballou, and R. Frankham (2003a) The frequency and severity of catastrophic die-offs in vertebrates. *Animal Conservation* 6:109-114.
- Reed, D. H., J. J. O'Grady, B. W. Brook, J. D. Ballou, and R. Frankham (2003b) Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. *Biological Conservation* 113:23-34.
- Reed, J. M., L. S. Mills, J. B. Dunning Jr, E. S. Menges, K. S. McKelvey, R. Frye, S. R. Beissinger, M. C. Anstett, and P. Miller (2002) Emerging issues in population viability analysis. *Conservation Biology* 16:7-19.
- Reid, D., M. Jiang, Q. Teng, Z. Qin, and J. Hu (1991) Ecology of the Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in Sichuan, China. *Mammalia* 55:221-238.

- Riley, S. J., and D. J. Decker (2000) Wildlife stakeholder acceptance capacity for cougars in Montana. *Wildlife Society Bulletin* 28(4):931-939.
- Rodríguez, E. L., L. C. Ortiz, P. Miller, and S. Ellis, editors. (1995) Population and habitat viability assessment for the mantled howler monkey (*Alouatta palliata mexicana*). IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group(CBSG) Apple Valley, MN, USA. 172pp.
- Rogers, L. L. (1976) Effects of mast and berry crop failures on survival, growth, and reproductive success of black bears. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* 41:431-438.
- Rogers, L. L. (1987) Factors influencing dispersal in the black bear. Pages 75-84 in B. D. Chepko-Sade, and Z. T. Halpin, eds. *Mammalian dispersal patterns: the effects of social structure on population genetics*. University of Chicago Press, Chicago.
- Rogers, L. L., and E. L. Lindquist (1991) Black bears and the oak resource in northeastern Minnesota. Pages 107-114 in S. B. Laursen, and J. F. DeBoe, eds. *The oak resource in the upper midwest--implications for management*. University of Minnesota, St. Paul, MN.
- Ronald, T., K. Soemarna, W. Ramono, R. Sukumar, U. S. Seal, T.-H. Kathy, and S. Charles, editors. (1993) Asian elephant in Sumatra: population and habitat viability analysis. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group(CBSG) Apple Valley, MN, USA. 130pp.
- Ruckelshaus, M., C. Hartway, and P. Kareiva (2003) Assessing the data requirements of spatially explicit dispersal models. *Conservation Biology* 11:1298-1306.
- Ryan, C. W. (1997) Reproduction, survival, and denning ecology of black bears in southwestern Virginia. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia, USA. 124pp.
- Sargeant, G. A., and R. L. Ruff (2001) Demographic response of black bears at Cold Lake, Alberta, to the removal of adult males. *Ursus* 12:59-67.
- Schaller, G. (1996) Introduction: carnivores and conservation biology. Pages

- 1-10 in J. L. Gittleman, ed. Carnivore behavior, ecology, and evolution. Cornell University Press, Ithaca, New York.
- Schaller, G., T. Qitao, K. Johnson, W. Xiaoming, S. Heming, and H. Jinchu (1989) The feeding ecology of giant pandas and Asiatic black bears in the Tangjiahe Reserve, China. Pages 212-240 in J. L. Gittleman, ed. Carnivore behavior, ecology, and evolution. Cornell University Press, Ithaca, New York, USA. .
- Schenk, A., and K. M. Kovacs (1995) Multiple mating between black bears revealed by DNA fingerprinting. *Animal Behaviour* 50:1483-1490.
- Seal, U. S., editor. (1990) Mexican wolf (*Canis lupus baileyi*) population and habitat viability assessment review draft report of workshop. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group(CBSG), Apple Valley, MN, USA. 84pp.
- Sethi, G., C. Costello, A. Fisher, M. Hanemann, and L. Karp (2005) Fishery management under multiple uncertainty. *Journal of Environmental Economics and Management* 50:300-318.
- Shaffer, M., L. H. Watchman, W. J. Snape III, and I. K. Latchis (2002) Population viability analysis and conservation policy. Pages 123-142 in *Population viability analysis*. . The University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Shaffer, M. L. (1981) Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31(2):131-134.
- Simek, S. L., S. A. Jonker, B. K. Scheick, M. J. Endries, and T. H. Eason (2005) Statewide assessment of road impacts on bears in six study areas in Florida from May 2001-September 2003. Florida Department of Transportation and Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Tallahassee, Florida, USA. 77pp.
- Smith, T. R. (1985) Ecology of black bears in a bottomland hardwood forest in Arkansas. University of Tennessee, Knoxville, USA. 209pp.
- Stark, D., V. Nijman, S. Lhota, J. Robins, and B. Goossens (2012) Modeling population viability of local proboscis monkey *Nasalis larvatus*

- populations: conservation implications. *Endangered Species Research* 16:31-43.
- Stout, R. J., R. C. Stedman, D. J. Decker, and B. A. Knuth (1993) Perceptions of risk from deer-related vehicle accidents: implications for public preferences for deer herd size. *Wildlife Society Bulletin* 21:237-249.
- Talbot, S. L., and G. F. Shields (1996) A phylogeny of the bears (Ursidae) inferred from complete sequences of three mitochondrial genes. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 5:567-575.
- Taylor, B. L. (2002) The reliability of using population viability analysis for risk classification of species. *Conservation Biology* 9:551-558.
- Taylor, M. K. (1994) Density-dependent population regulation of black, brown, and polar bears. Pages 1-2 *in* M. K. Taylor, ed. Density-dependent population regulation in black, brown, and polar bears. International Association for Bear Research and Management Monograph.
- Thompson, L. M. (2003) Abundance and genetic structure of two black bear populations prior to highway construction in eastern North Carolina. University of Tennessee Knoxville, USA. 124pp.
- Thomson, D. M., and M. W. Schwartz (2006) Using population count data to assess the effects of changing river flow on an endangered riparian plant. *Conservation Biology* 20:1132-1142.
- Traylor-Holzer, K., D. Reed, L. Tumbelaka, N. Andayani, C. Yeong, D. Ngoprasert, and P. Duengkhae, editors. (2005) Asiatic golden cat in Thailand population and habitat viability assessment: final report. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group(CBSG), Apple Valley, MN, USA. 58pp.
- Tredick, C. A., and M. R. Vaughan (2009) DNA - Based Population Demographics of Black Bears in Coastal North Carolina and Virginia. *The Journal of wildlife management* 73:1031-1039.
- Treves, A., and K. U. Karanth (2003) Human-Carnivore Conflict and Perspectives on Carnivore Management Worldwide. *Conservation*

- Biology 17:1491-1499.
- Treves, A., R. B. Wallace, L. Naughton-Treves, and A. Morales (2006) Co-managing human–wildlife conflicts: a review. *Human Dimensions of Wildlife* 11:383-396.
- Vargas, F. H., R. C. Lacy, P. J. Johnson, A. Steinfurth, R. J. M. Crawford, P. Dee Boersma, and D. W. Macdonald (2007) Modelling the effect of El Niño on the persistence of small populations: The Galápagos penguin as a case study. *Biological Conservation* 137:138-148.
- VDGIF (2002) Virginia black bear management plan. Virginia Department of Game and Inland Fisheries, Richmond, Virginia, USA. 103pp.
- Wagner, K. K., R. H. Schmidt, and M. R. Conover (1997) Compensation programs for wildlife damage in North America. *Wildlife Society Bulletin* 25:312-319.
- Wang, Y., S. Chu, D. Wildt, and U. S. Seal, editors. (1995) Clouded leopard (*Neofelis nebulosa brachyurus*) population and habitat viability assessment. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group(CBSG), Apple Valley, MN, USA. 251pp.
- Wang, Y., S. W. Chu, and U. S. Seal, editors. (1994) Asiatic black bear population and habitat viability assessment workshop report . IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group(CBSG), Apple Valley, MN, USA. 201pp.
- Waples, R. S. (2002) Definition and estimation of effective population size in the conservation of endangered species. Pages 147-168 in S. R. Beissinger, and D. R. McCullough, eds. *Population viability analysis*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Willcox, B. A. (1984) Concept in conservation biology: applications to the management of biological diversity. Pages 155-172 in J. L. Cooley, and J. H. Cooley, eds. *Natural diversity in forest ecosystems*. Institute of Ecology, University of Georgia, Athens.
- Williams, B. K., J. D. Nichols, and M. J. Conroy (2002) Analysis and management of animal populations: modeling, estimation, and decision

- making. Academic New York, USA. 817pp.
- Williamson, D. F. (2002) In the black: status, management, and trade of the American black bear (*Ursus americanus*) in North America. TRAFFIC North America, World Wildlife Fund, Washington, DC, USA. 161pp.
- Wills, J. (2008) DNA-based hair sampling to identify road crossings and estimate population size of black bears in Great Dismal Swamp National Wildlife Refuge, Virginia. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia, USA. 62pp.
- Wooding, J. B., and T. S. Hardisky (1994) Home range, habitat use, and mortality of black bears in north-central Florida. *Bears: Their Biology and Management* 9:349-356.
- Woodroffe, R. (2000) Predations and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation* 3:165-173.
- Woodroffe, R., S. Thirgood, and A. Rabinowitz (2005) *People and wildlife, conflict or co-existence?* Cambridge University Press, New York, USA. 516pp.
- Wozencraft, W. C. (2005) Order Carnivora. Pages 532-628 in D. E. Wilson, and D. A. M. Reeder, eds. *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference*. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Yamazaki, K. (2009) *Ursus Thibetanus* G. Cuvier, 1823. Pages 235-237 in S. D. Ohdachi, Y. Ishibashi, M. A. Iwasa, and T. Saitoh, eds. *The wild mammals of Japan*. Shoukadoh Book Sellers, Kyoto, Japan.
- Yodzis, P., and G. Kolenosky (1986) A population dynamics model of black bears in eastcentral Ontario. *The Journal of wildlife management* 50(4):602-612.
- Yoneda, M. (2001) Local population and conservation of Asian black bear; habitat preference and minimum area size. *The Japanese Institute of Landscape Architecture* 64:314-317 (in Japanese).
- Yu, L., Q. Li, O. Ryder, and Y. Zhang (2004) Phylogeny of the bears (*Ursidae*) based on nuclear and mitochondrial genes. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 32:480-494.

Zajac, R. M., J. T. Bruskotter, R. S. Wilson, and S. Prange (2012) Learning to live with black bears: A psychological model of acceptance. *The Journal of wildlife management* 76(7):1331-1340.

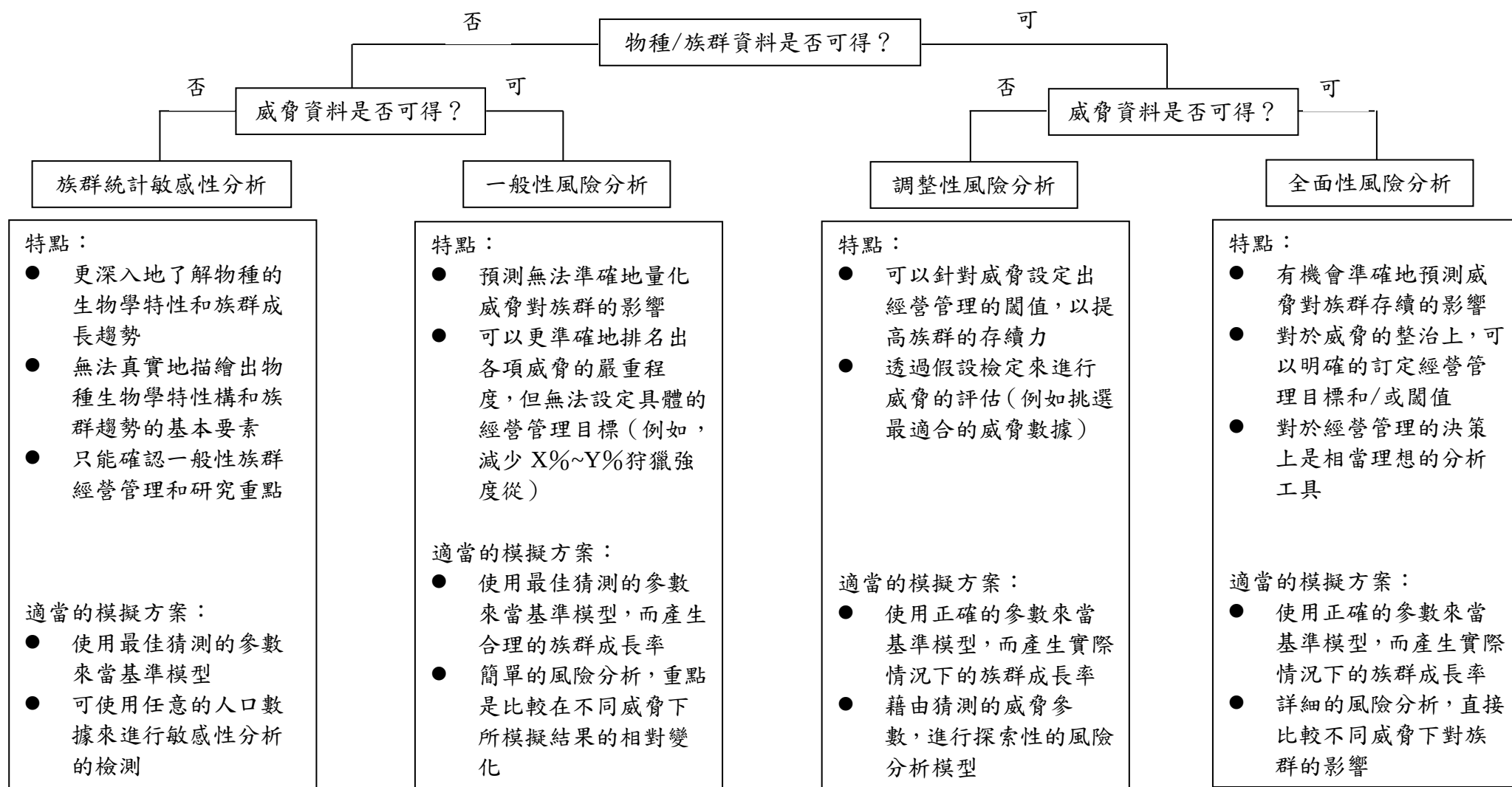


圖 1、利用物種或族群資料和風險資料的可得性來選擇適合的方案分析流程圖。（翻譯自 Miller,2008）

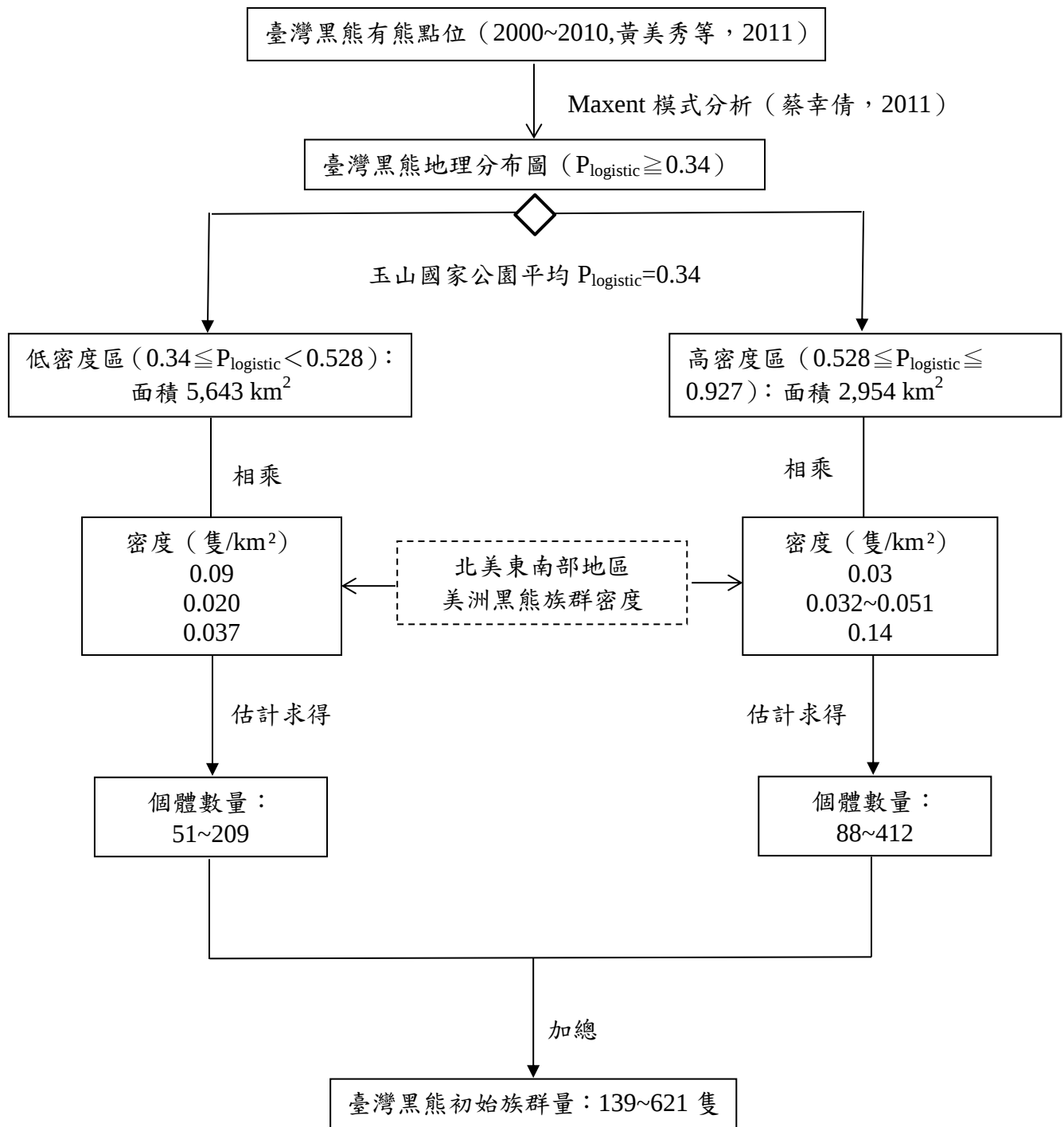


圖 2、本研究所衡量的臺灣黑熊初始族群量流程圖。說明使用蔡幸倩(2011) Maxent 模式預測 2000~2010 年間的地理分布圖的分布機率值($P_{\logistic}$)，以玉山國家公園境內平均分布機率值 0.528 作為切分高、低密度兩區的基準。將高密度區與低密度區分別乘上適合的密度值，將兩密度區的個體數量相加總，即可得到臺灣黑熊初始族群量。

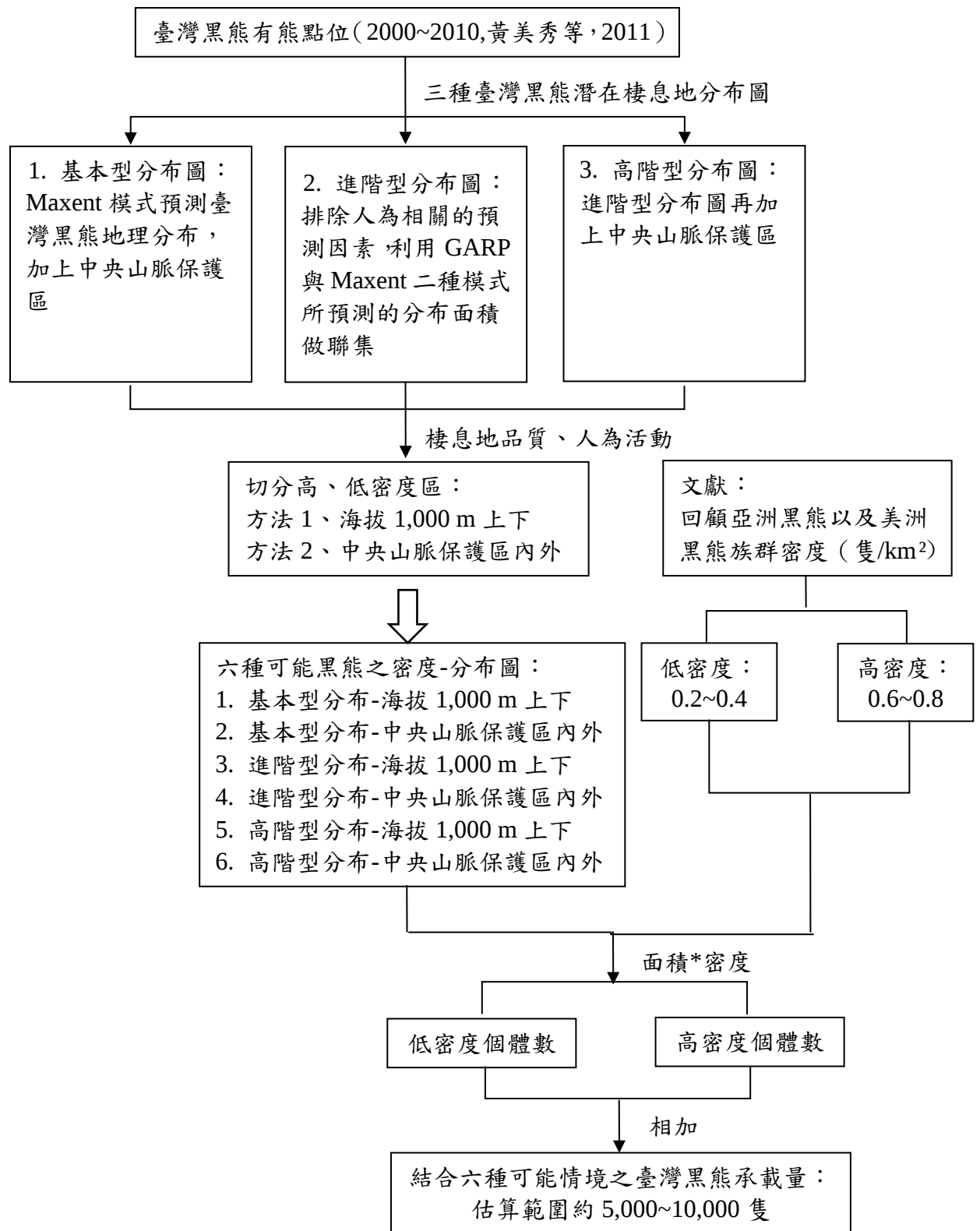


圖 3、估計台灣本島之於臺灣黑熊承載量流程圖。利用 2000~2010 年臺灣黑熊有熊點位（黃美秀等，2010），預測出黑熊潛在棲地分布圖，並分別以海拔 1,000 m 和中央山脈保護區作為切分高、低密度兩區的基準。將高密度區與低密度區之面積分別乘以代表的密度值，再將二者數量加總，即可得到臺灣黑熊承載量。

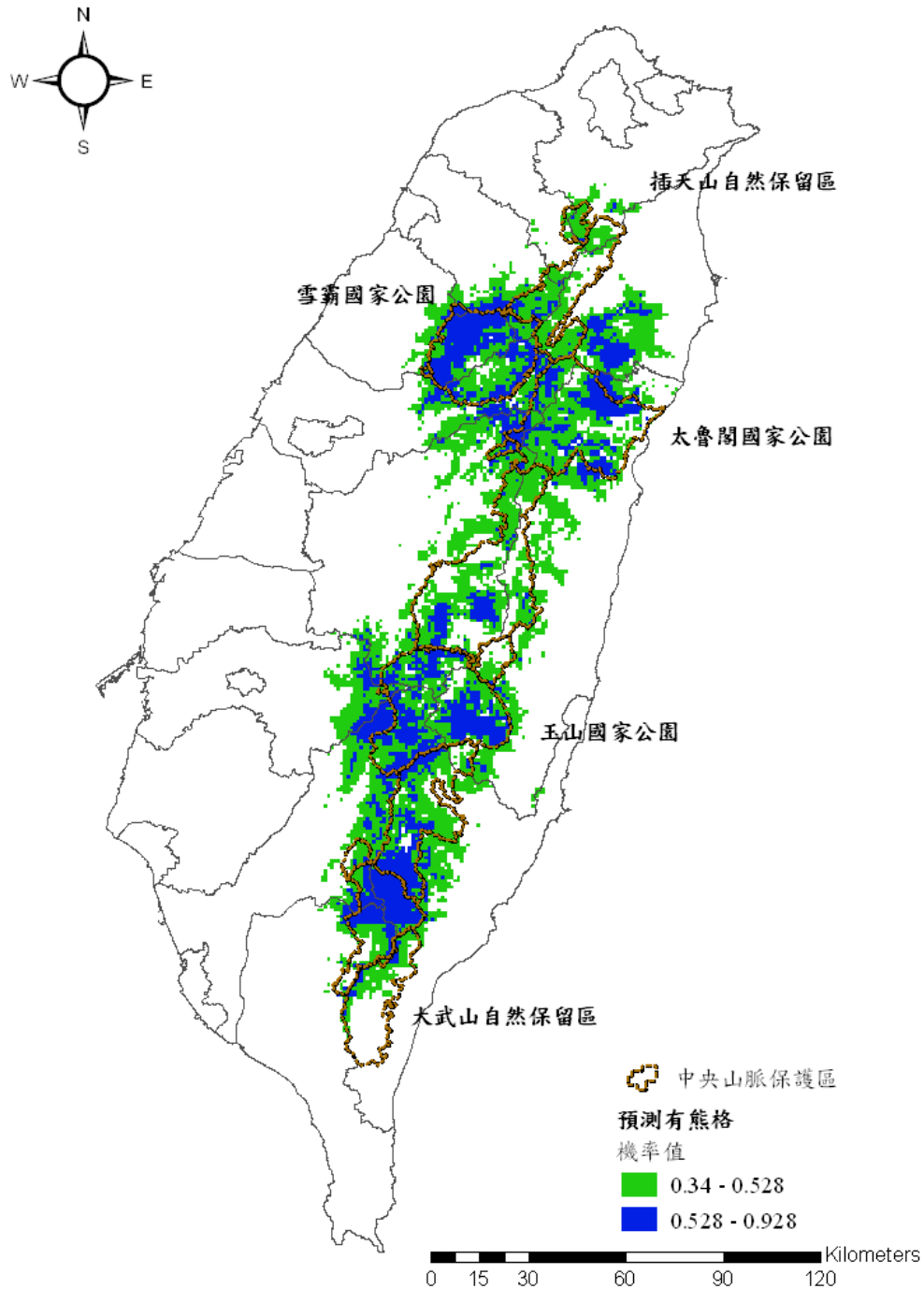


圖 4、利用 Maxent 模式分析 2000~2010 年間收集的臺灣黑熊點位資料（黃美秀等，2010），所預測臺灣黑熊地理分布（蔡幸蓓，2011）。並以玉山國家公園地區平均的預測邏輯機率值（0.528），作為高、低密度的切分點。低密度區（ $0.34 \leq P_{\text{logistic}} < 0.528$ ）面積為 $5,643 \text{ km}^2$ ，高密度區（ $0.528 \leq P_{\text{logistic}} \leq 0.927$ ）面積為 $2,945 \text{ km}^2$ 。網格為 1 km^2 。

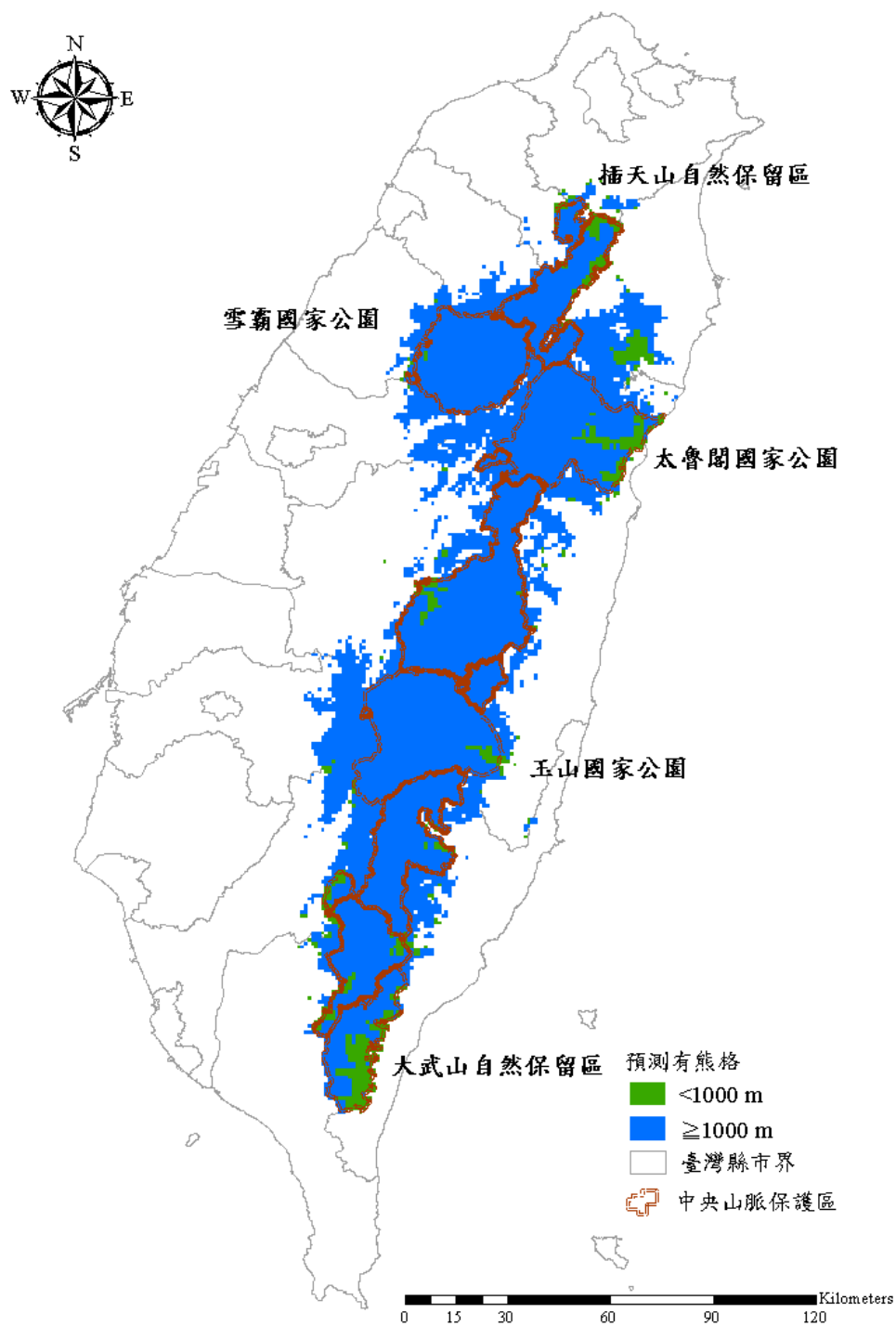


圖 5、利用 Maxent 模式分析 2000~2010 年間收集的臺灣黑熊點位資料（黃美秀等，2010），所預測地理分布，再加上中央山脈保護區，當作是臺灣黑熊估計承載量的面積（基本型）。總面積為 10,381 km²。以海拔 1,000m 當作是高低密度的基準，低密度區（<1,000 m）面積有 848 km²，高密度區（≥1,000 m）面積為 9,533 km²。網格為 1 km²。

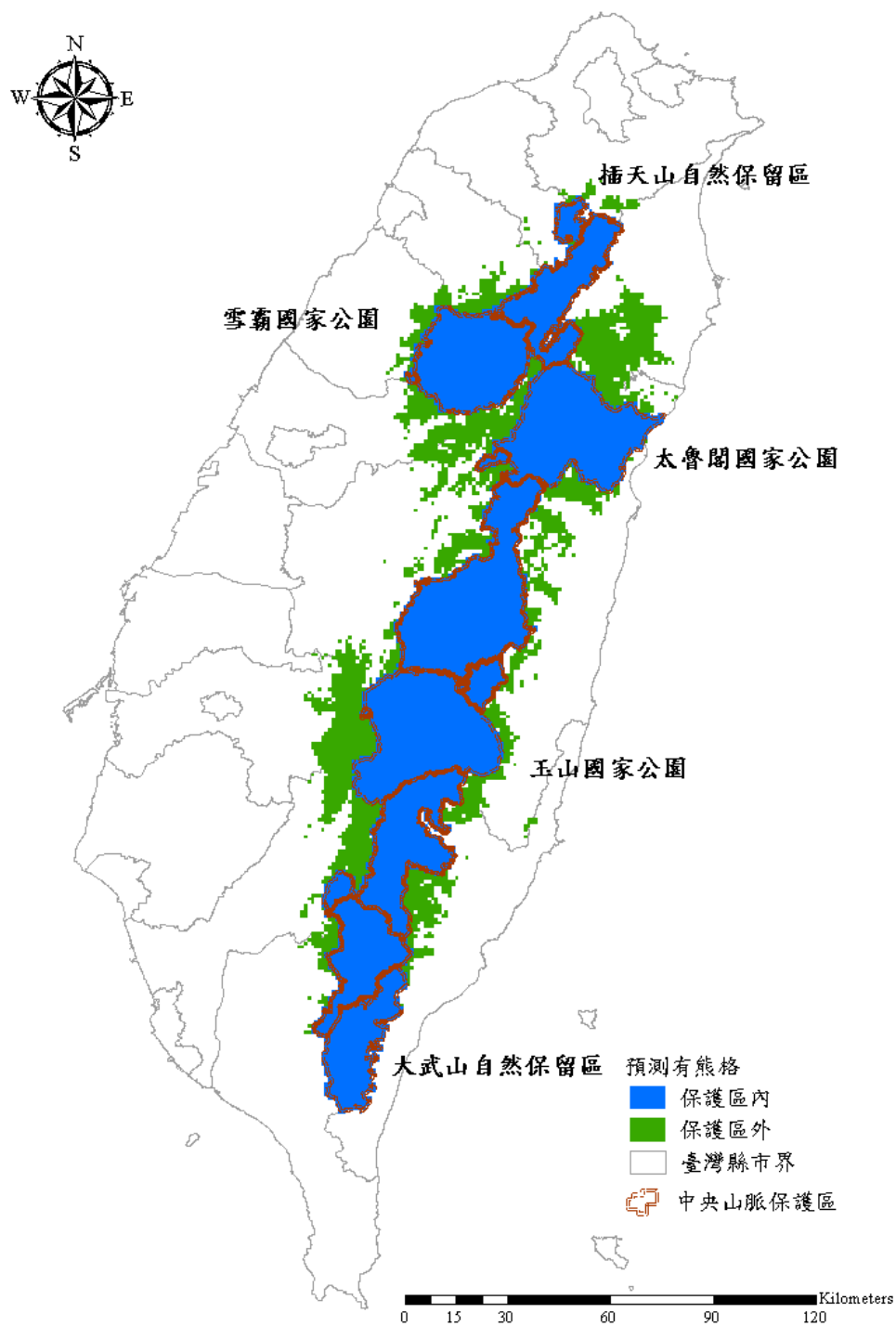


圖 6、利用 Maxent 模式分析 2000~2010 年間收集的臺灣黑熊點位資料（黃美秀等，2010），所預測地理分布，再加上中央山脈保護區，當作是臺灣黑熊估計承載量的面積（基本型）。總面積為 10,381 km²。以保護區內外當作是高低密度的基準，低密度區（保護區外）面積有 3,130 km²，高密度區（保護區內）面積為 7,251 km²。網格為 1 km²。

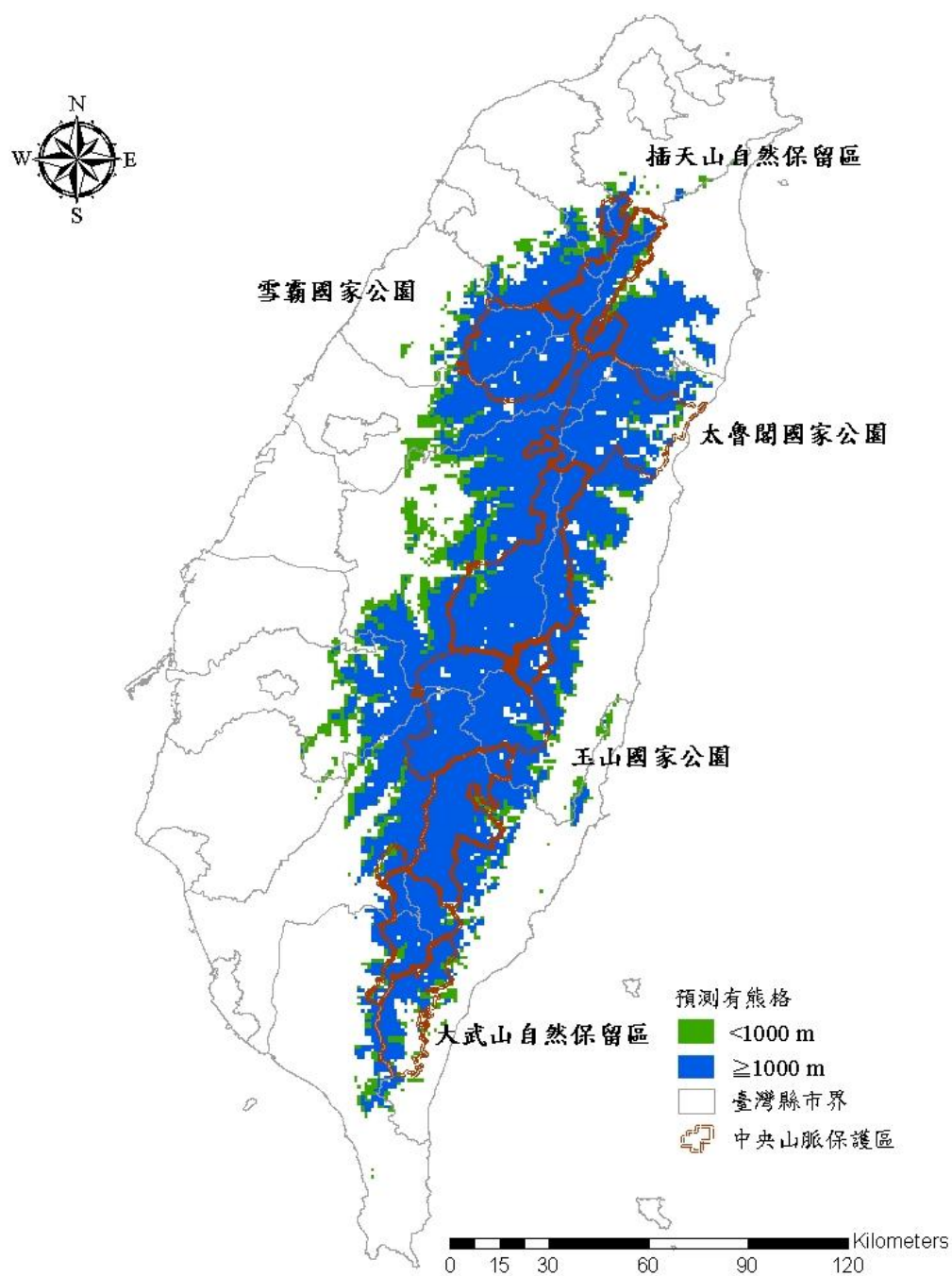


圖 7、利用 2000~2010 年間臺灣黑熊的點位資料（黃美秀等，2010），排除人為相關因素的預測參數，利用 GARP 與 Maxent 模式預測有熊格的面積再做聯集，即為臺灣黑熊的潛在棲息地（進階型）。總面積為 $12,903 \text{ km}^2$ 。以海拔 $1,000 \text{ m}$ 當作是高低密度的基準，低密度區（ $< 1,000 \text{ m}$ ）面積有 $1,856 \text{ km}^2$ ，高密度區（ $\geq 1,000 \text{ m}$ ）面積為 $11,047 \text{ km}^2$ 。網格為 1 km^2 。

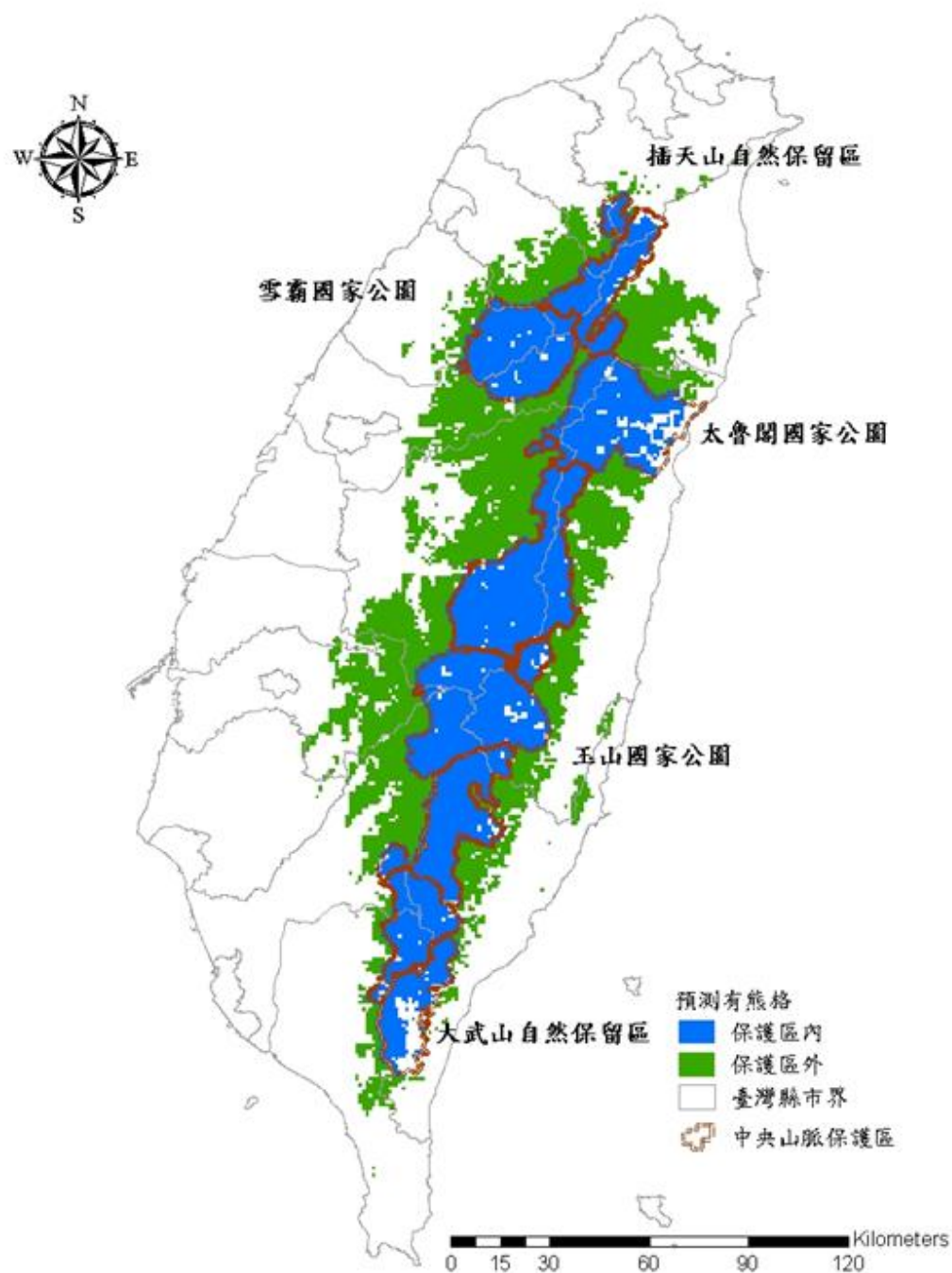


圖 8、利用 2000~2010 年間臺灣黑熊的點位資料（黃美秀等，2010），排除人為相關因素的預測參數，利用 GARP 與 Maxent 模式預測有熊格的面積再做聯集，即為臺灣黑熊的潛在棲息地（進階型）。總面積為 $12,903 \text{ km}^2$ 。以保護區內外當作是高低密度的基準，低密度區（保護區外）面積有 $5,755 \text{ km}^2$ ，高密度區（保護區內）面積為 $7,148 \text{ km}^2$ 。網格為 1 km^2 。

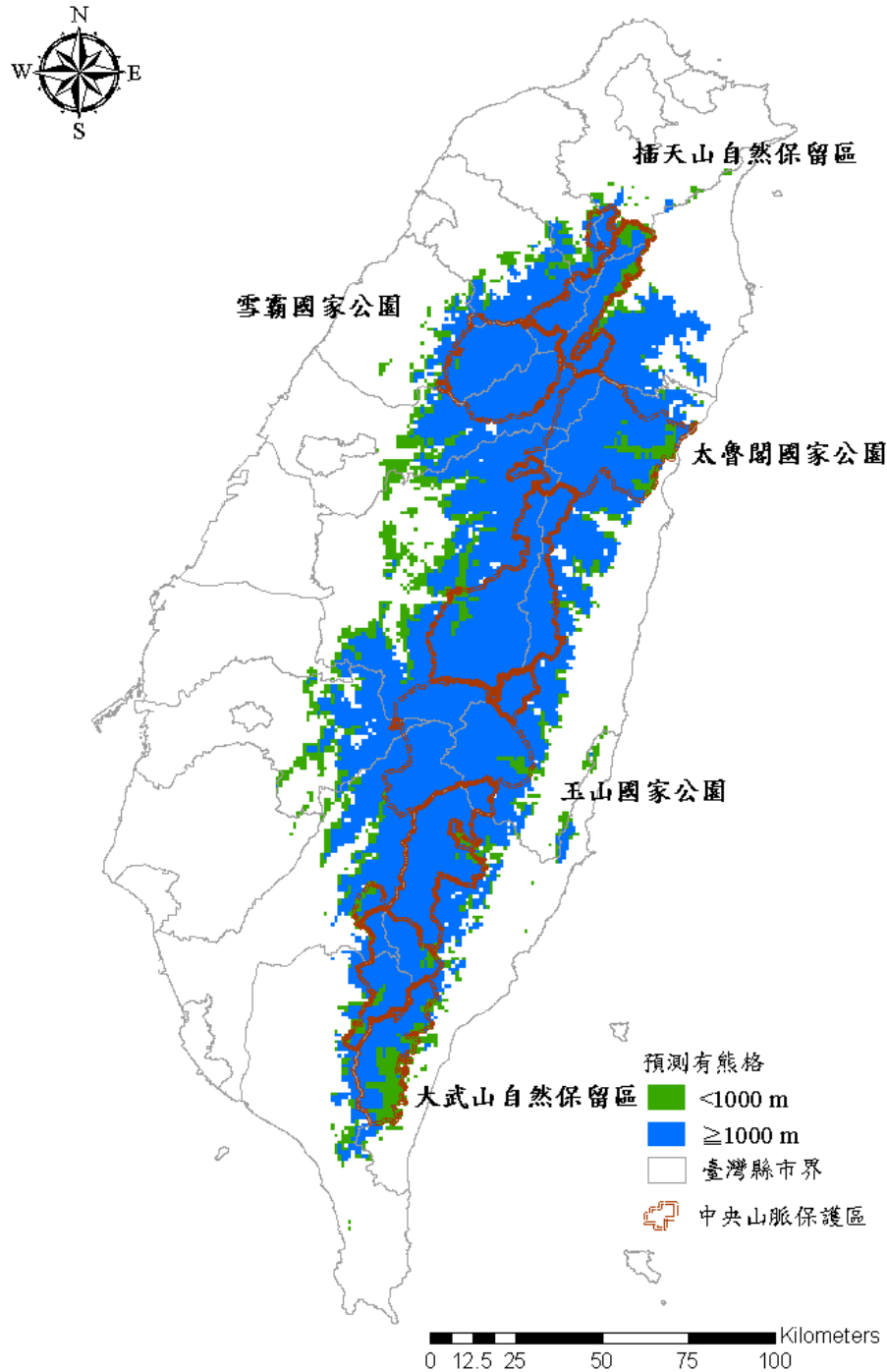


圖 9、利用 2000~2010 年間臺灣黑熊的點位資料（黃美秀等，2010），排除人為相關因素的預測參數，利用 GARP 與 Maxent 模式預測有熊格的面積再做聯集，再加上中央山脈保護區，即為臺灣黑熊的潛在棲息地（高階型）。總面積為 13,525 km²。以海拔 1,000 m 當作是高低密度的基準，低密度區（<1,000 m）面積有 2,238 km²，高密度區（≥1,000 m）面積為 11,287 km²。網格為 1 km²。

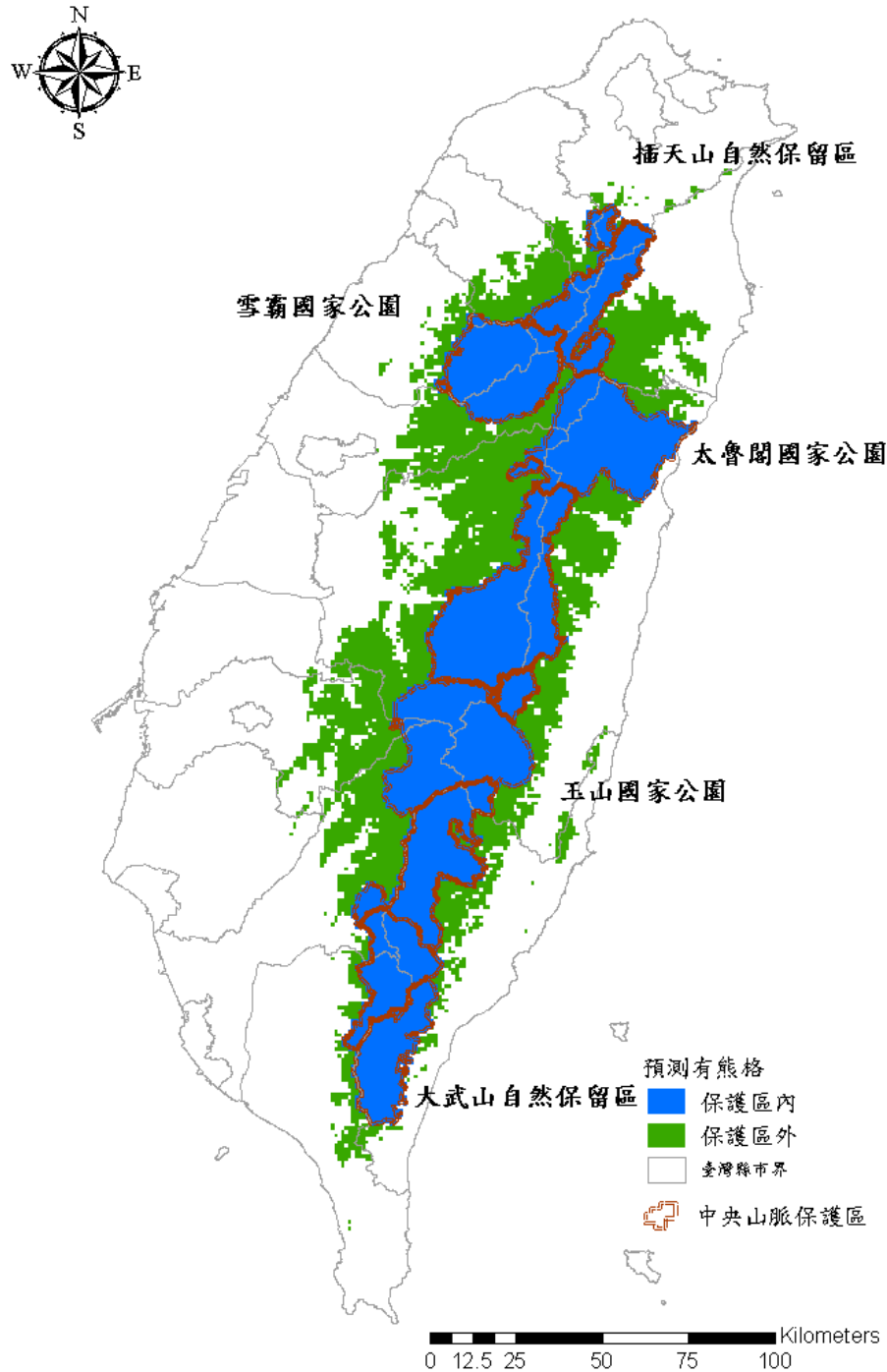


圖 10、利用 2000~2010 年間臺灣黑熊的點位資料（黃美秀等，2010），排除人為相關因素的預測參數，利用 GARP 與 Maxent 模式預測有熊格的面積再做聯集，再加上中央山脈保護區，即為臺灣黑熊的潛在棲息地（高階型）。總面積為 13,525 km²。以保護區內外當作是高低密度的基準，低密度區（保護區外）面積有 6,274 km²，高密度區（保護區內）面積為 7,251 km²。網格為 1 km²。

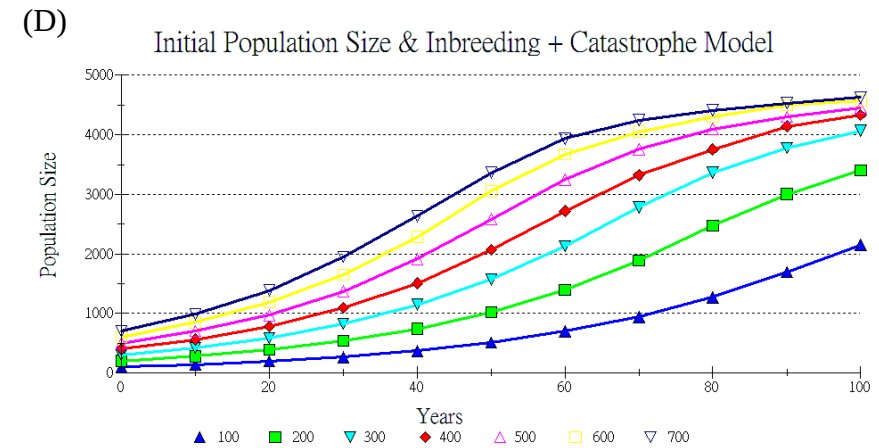
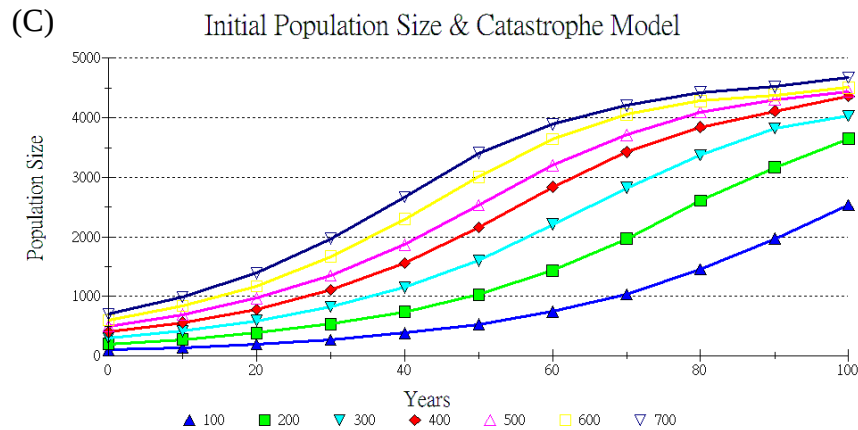
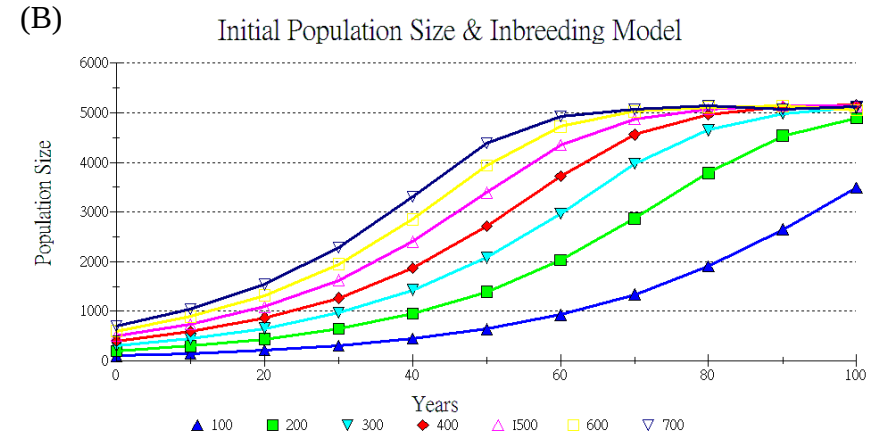
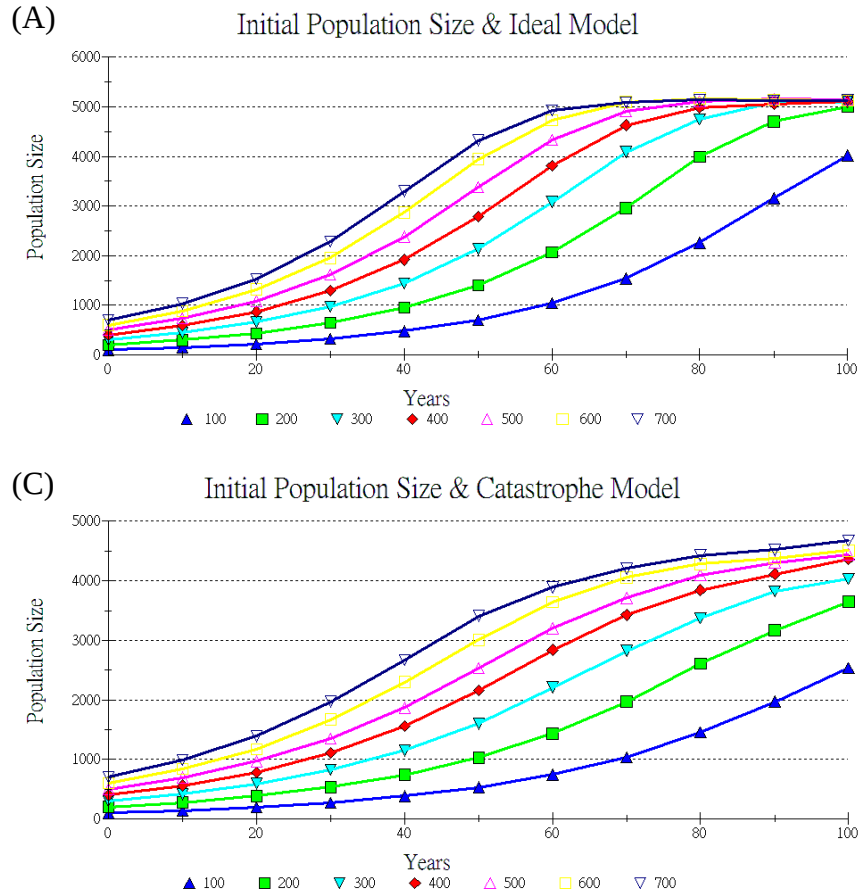


圖 11、當無狩獵的威脅時，不同初始族群數量（分別為 100、200、300、400、500、600、及 700）於棲息地承載量為 7,000 隻的狀況下，在未來 100 年間，隨著時間所產生的族群量變化趨勢。(A) 理想型：族群未面臨近交衰退、自然災難風險。(B) 近交衰退型：為族群面臨近交衰退的風險，但無面臨自然災難。(C) 災難型：為族群面臨自然災難的風險，但無面臨近交衰退。(D) 災難近交衰退型：為族群面臨近交衰退和自然災難。

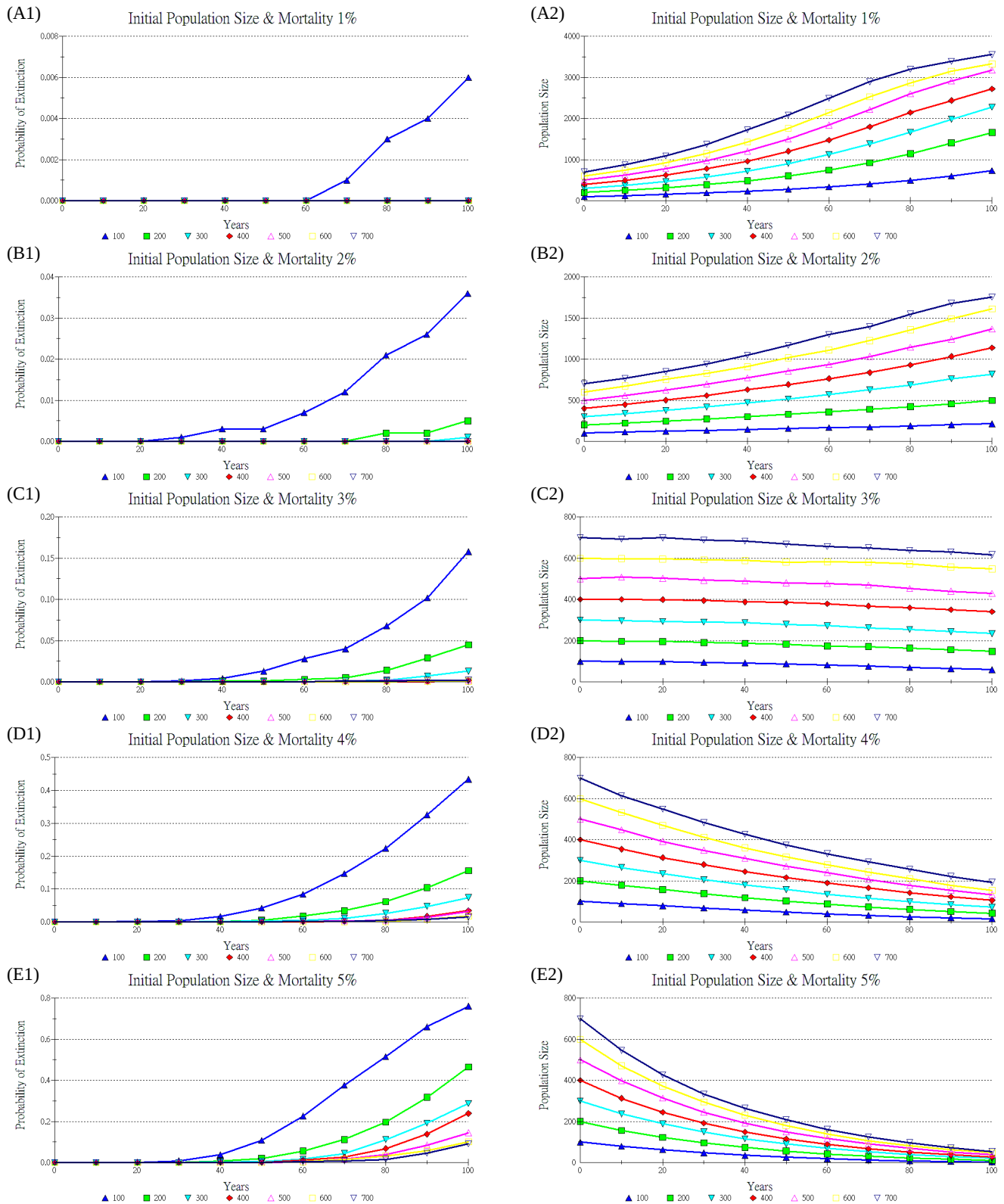


圖 12、當臺灣黑熊面臨近交衰退、自然災難和狩獵的威脅下，此狩獵壓力會導致每一性別年齡層的死亡率增加 (A) 1% (B) 2% (C) 3% (D) 4% (E) 5% (F) 6% (G) 7% (H) 8% (I) 9% (J) 10% 不等的程度，不同初始族群量下，隨著時間所產生的 (1) 滅絕率，以及 (2) 族群量的變化趨勢。

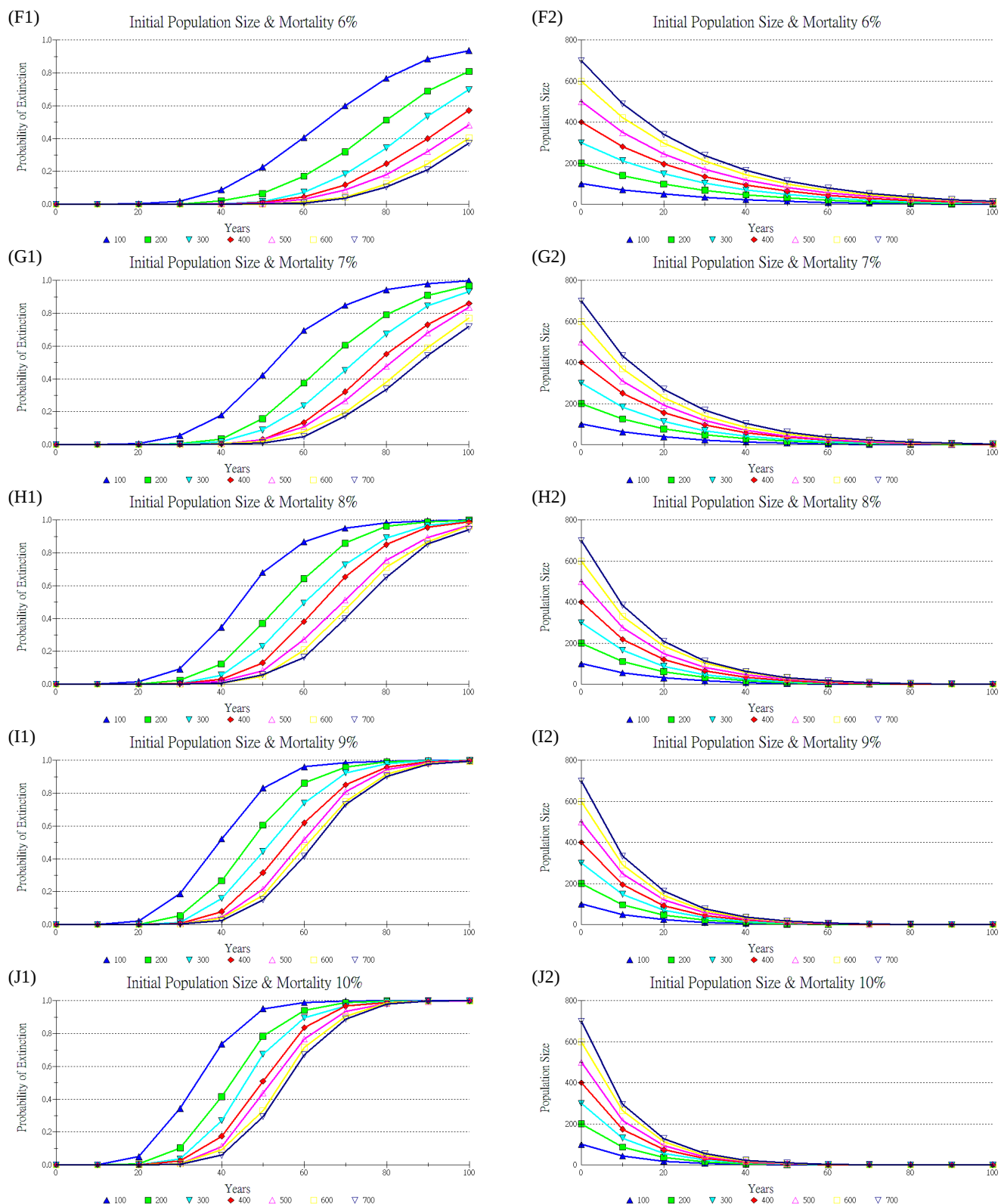


圖 12 (續一)、當臺灣黑熊面臨近交衰退、自然災難和狩獵的威脅下，此狩獵壓力會導致每一性別年齡層的死亡率增加(A)1%(B) 2% (C) 3% (D) 4% (E) 5% (F) 6% (G) 7% (H) 8% (I) 9% (J) 10%不等的程度，不同初始族群量下，隨著時間所產生的(1)滅絕率，以及(2)族群量的變化趨勢。

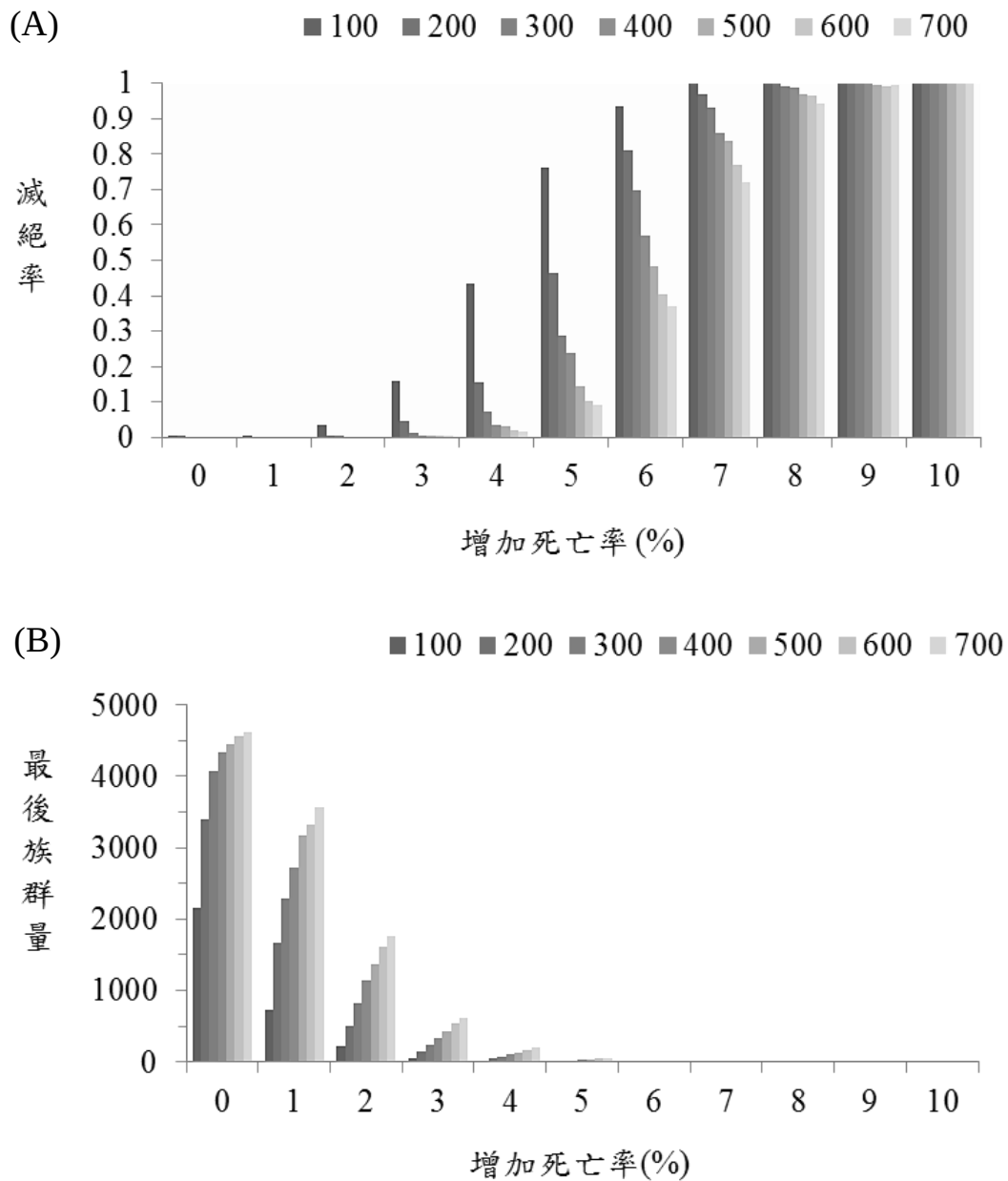


圖 13、假設臺灣黑熊遭遇近交衰退與自然災難的威脅，不同初始族群量(100、200、300、400、500、600、及 700) 下，分別面對不同程度的狩獵壓力，而導致每一性別年齡層的死亡率增加 1%~10%的程度，未來 100 年間之 (A) 滅絕率與 (B) 最後族群量的變化。

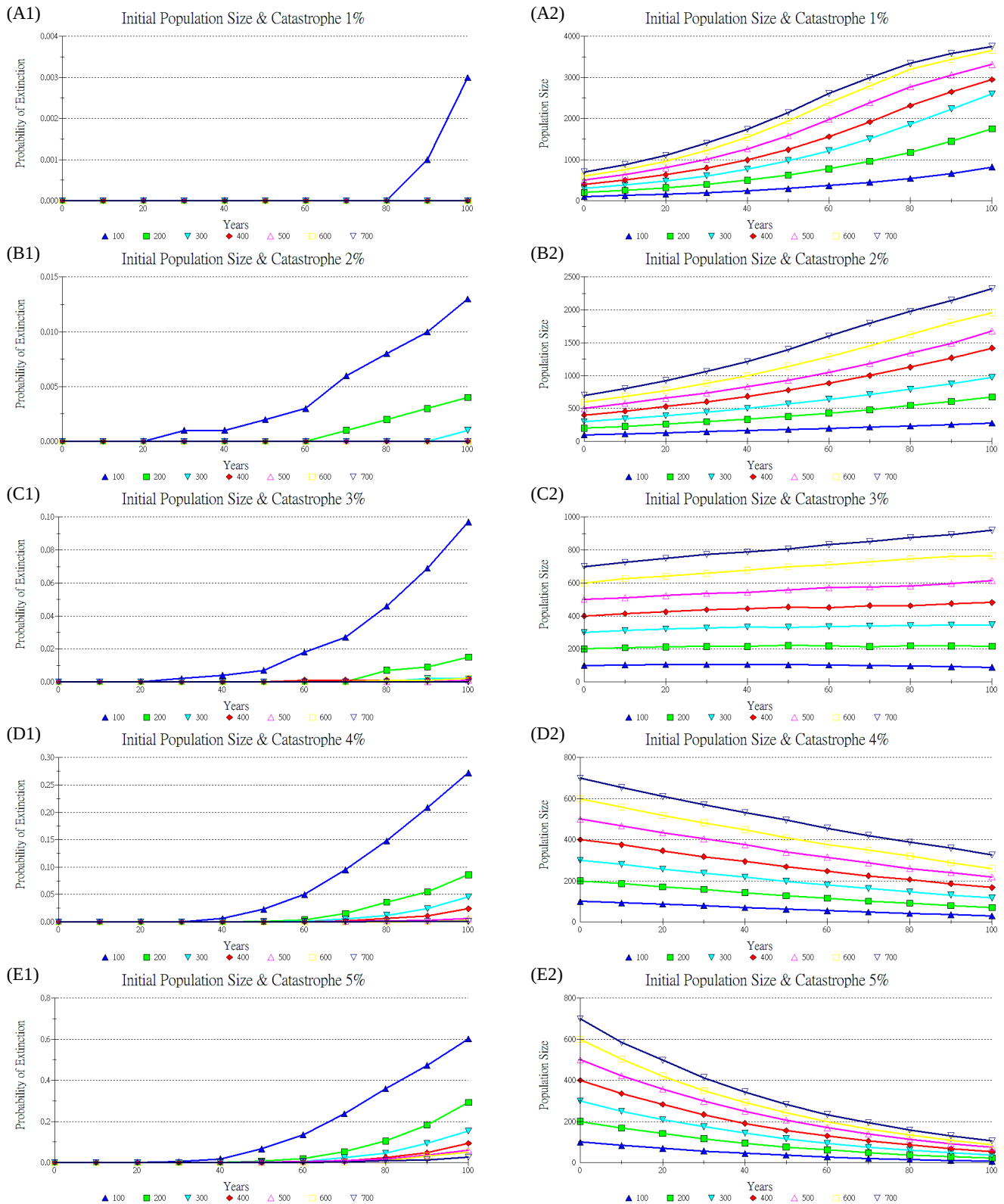


圖 14、當臺灣黑熊面臨近交衰退、災難和狩獵的威脅下，此狩獵壓力以災難模擬，此災難會導致族群生存率下降 (A) 1% (B) 2% (C) 3% (D) 4% (E) 5% (F) 6% (G) 7% (H) 8% (I) 9% (J) 10% 不等的程度，在不同初始族群量下，隨著時間所產生的 (1) 滅絕率，以及 (2) 族群量的變化趨勢。

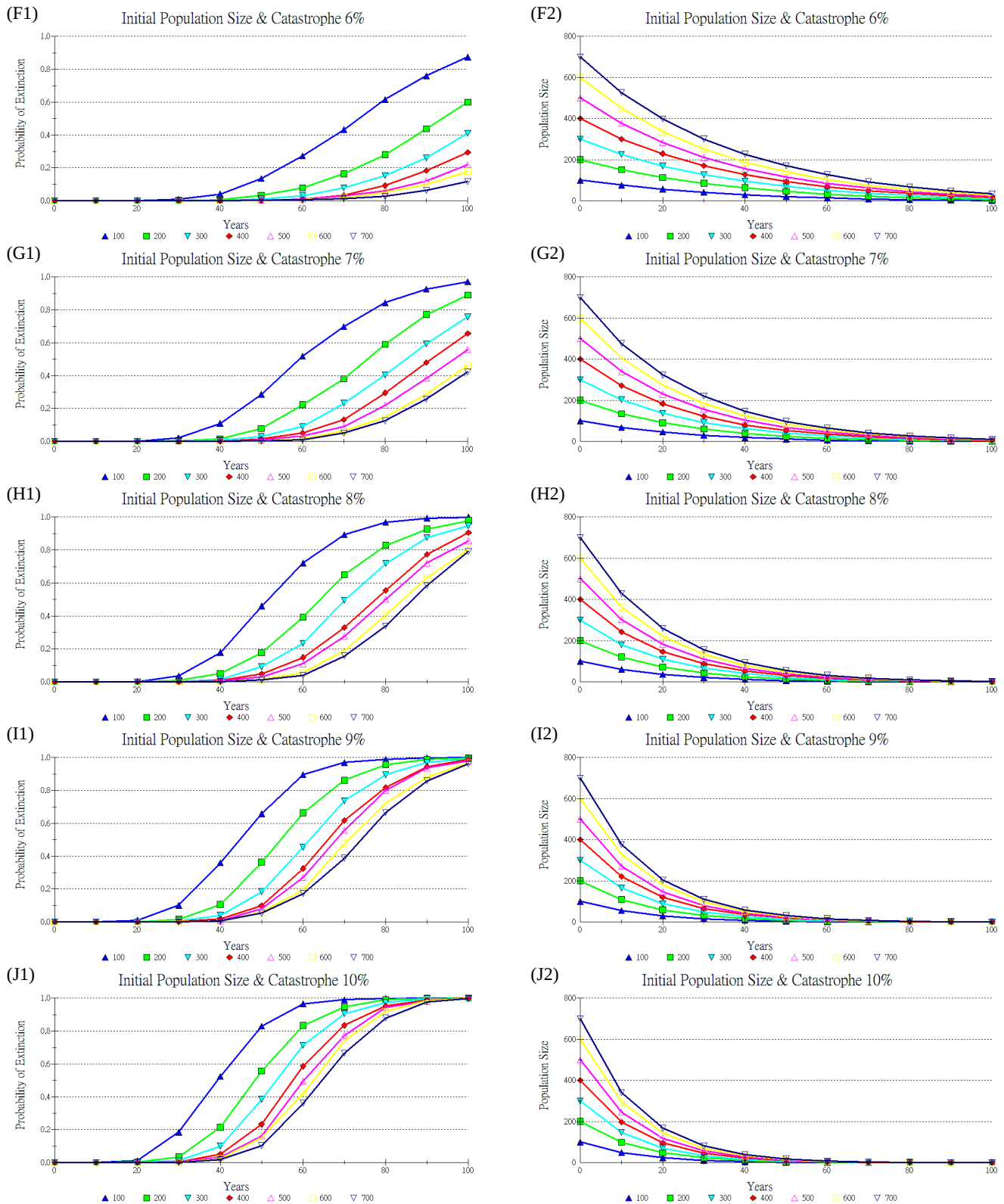


圖 14 (續一)、當臺灣黑熊面臨近交衰退、災難和狩獵的威脅下，此狩獵以災難模擬，此災難導致族群生存率下降 (A) 1% (B) 2% (C) 3% (D) 4% (E) 5% (F) 6% (G) 7% (H) 8% (I) 9% (J) 10% 不等的程度，在不同初始族群量，隨著時間所產生的 (1) 滅絕率，以及 (2) 族群量的變化趨勢。

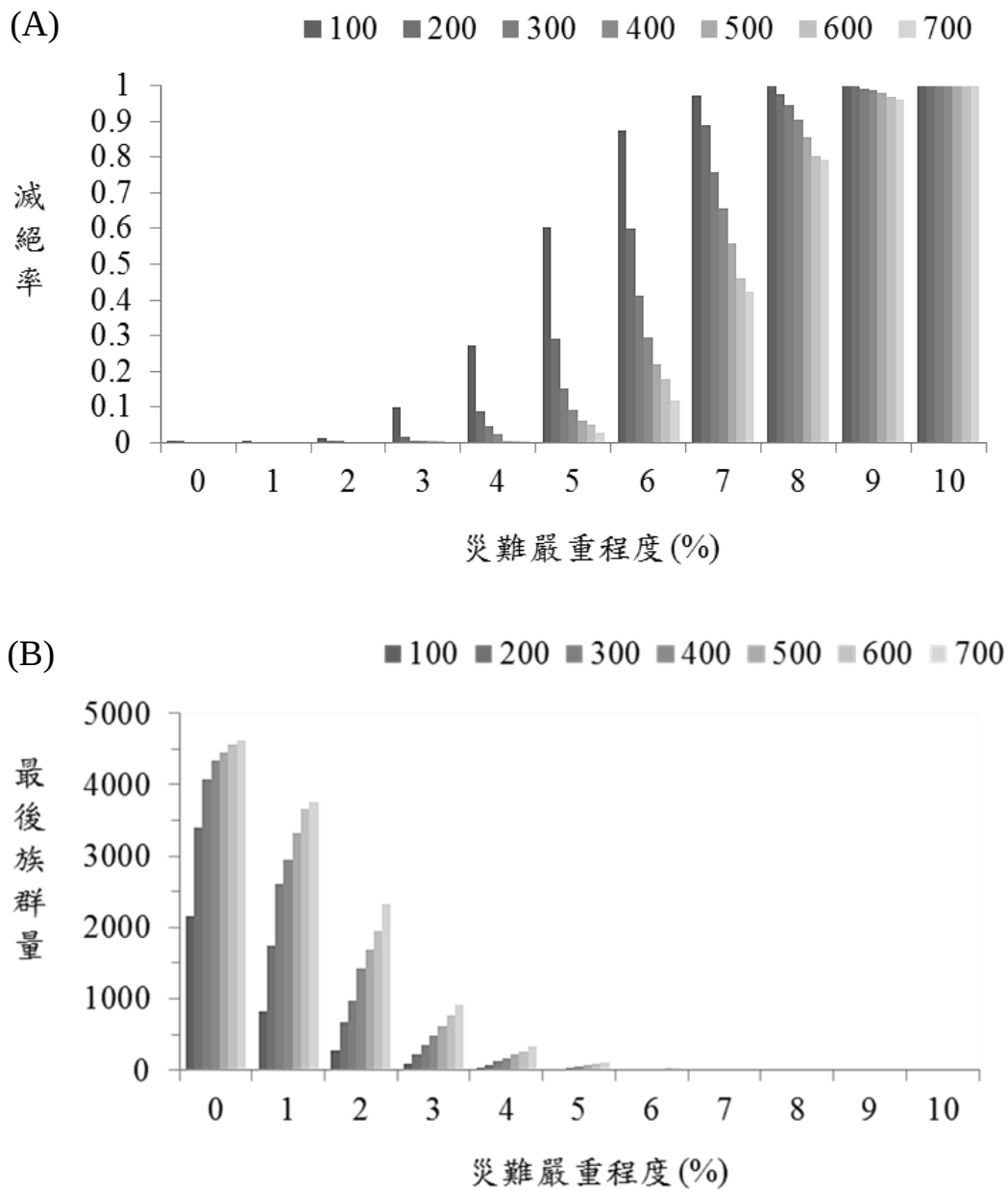


圖 15、假設臺灣黑熊遭遇近交衰退與自然災難的威脅，在不同初始族群量（100、200、300、400、500、600、及 700）下，分別不同程度的狩獵壓力，此狩獵壓力由災難來模擬，此災難為每年發生，且會導致族群存活率下降 1%~10%的程度，於未來 100 年間之（A）滅絕率與（B）最後族群量的變化。

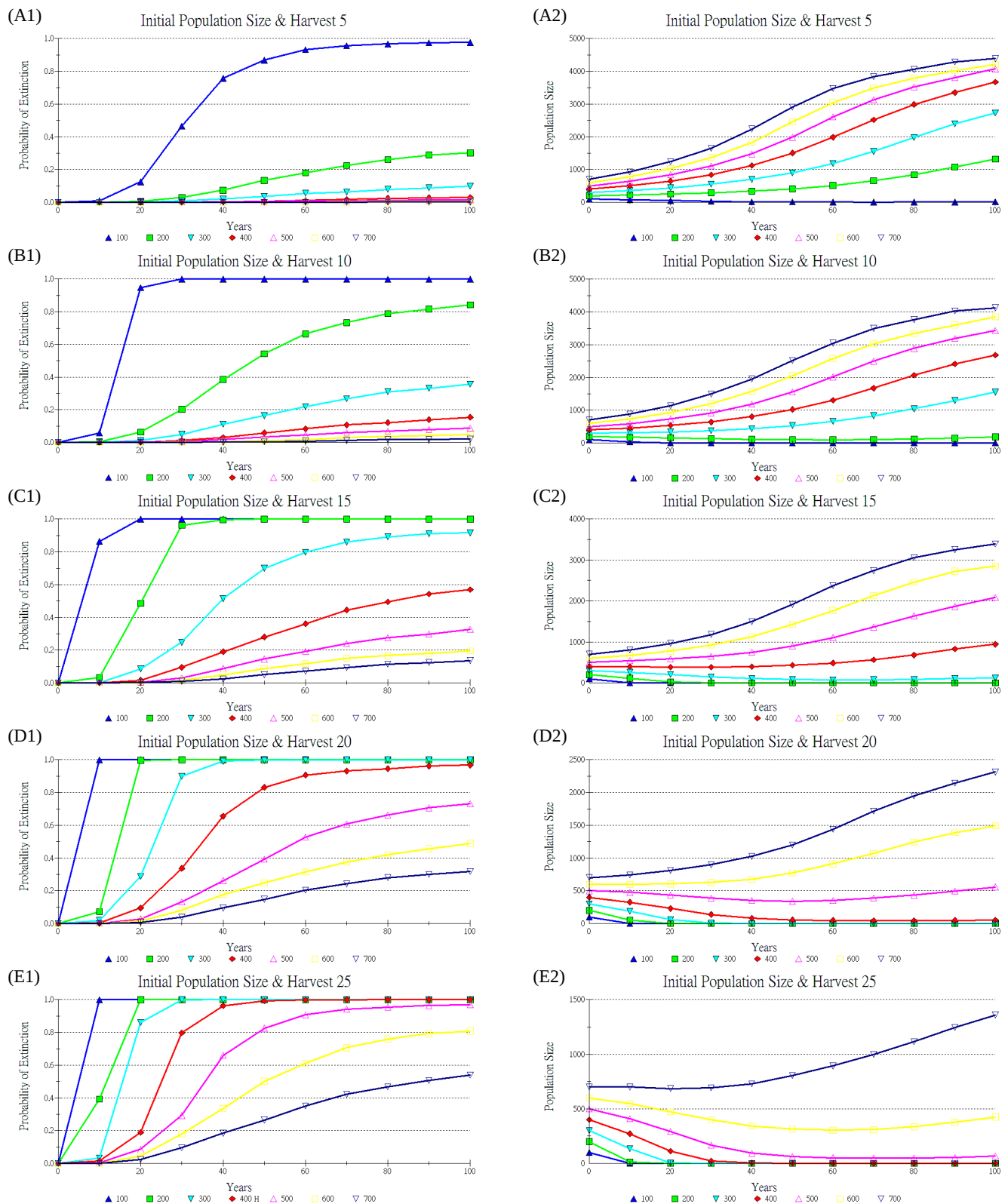


圖 16、當臺灣黑熊面臨近交衰退、自然災難和狩獵的威脅下，此狩獵壓力以每年收穫量 (A) 5 (B) 10 (C) 15 (D) 20 (E) 25 (F) 30 (G) 35 (H) 40 隻不等的個體，在不同初始族群量 (100、200、300、400、500、600、及 700) 下，隨著時間所產生的 (1) 滅絕率，以及 (2) 族群量的變化趨勢。

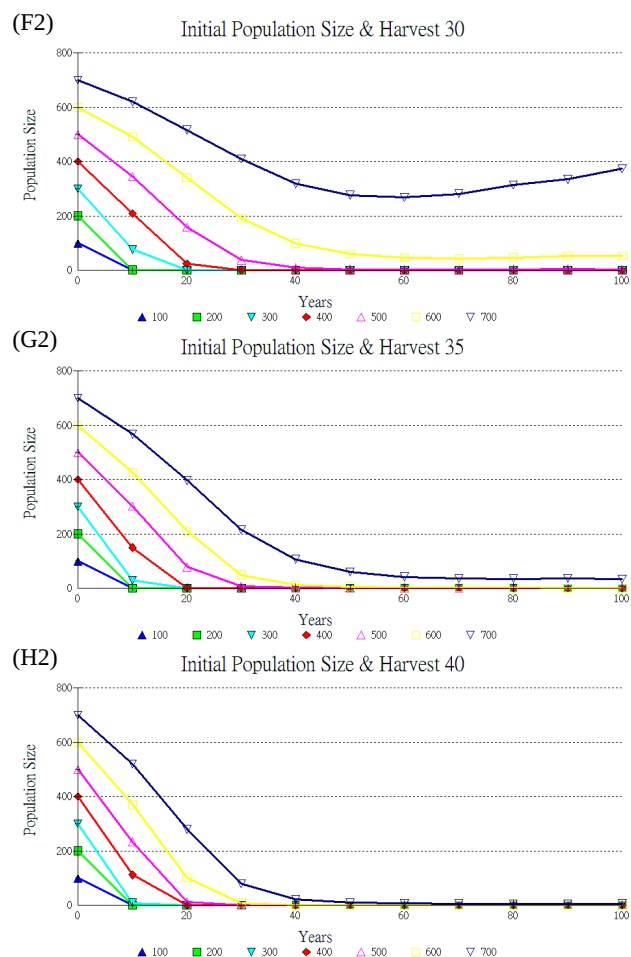
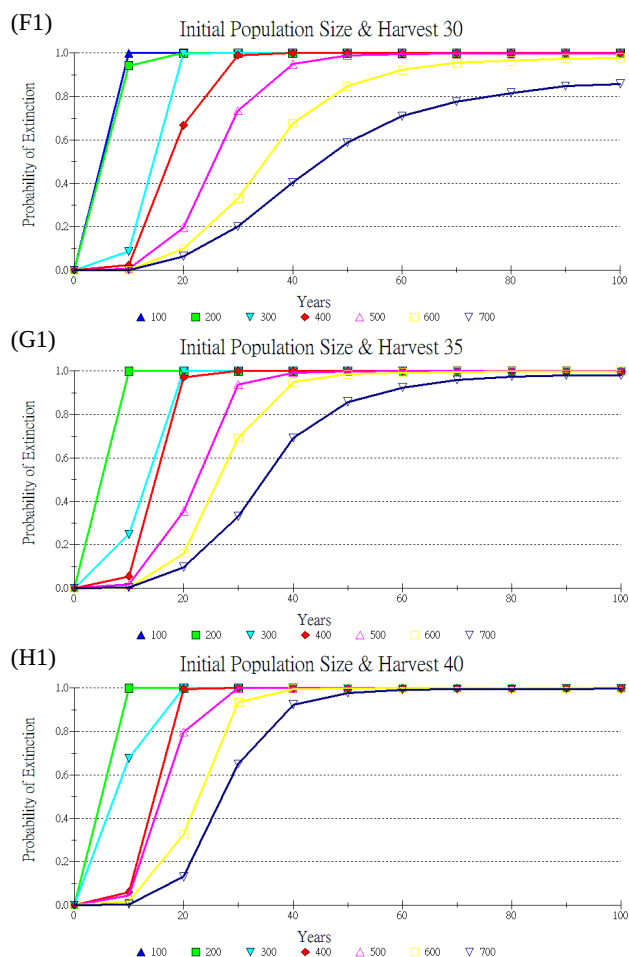


圖 16 (續一)、當臺灣黑熊面臨近交衰退、自然災難和狩獵的威脅下，此狩獵壓力以每年收穫量 (A) 5 (B) 10 (C) 15 (D) 20 (E) 25 (F) 30 (G) 35 (H) 40 隻不等的個體，在不同初始族群量 (100、200、300、400、500、600、及 700) 下，隨著時間所產生的 (1) 滅絕率，以及 (2) 族群量的變化趨勢。

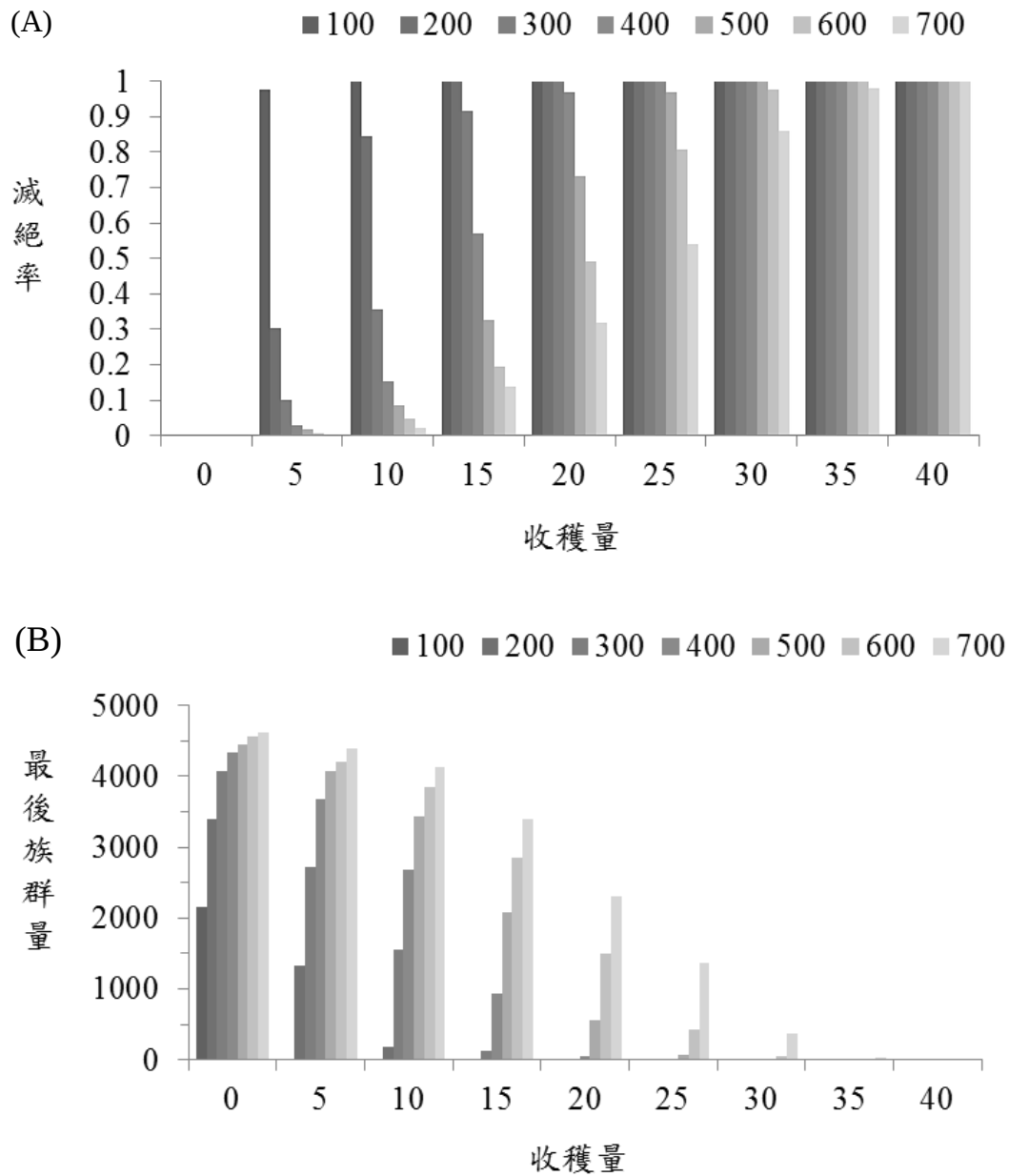


圖 17、假設臺灣黑熊遭遇近交衰退與自然災難的威脅，在不同初始族群量（100、200、300、400、500、600、及 700）下，分別不同程度的狩獵壓力，此狩獵由每年收穫量 5~40 隻模擬，於未來 100 年間之（A）滅絕率與（B）最後族群量的變化。

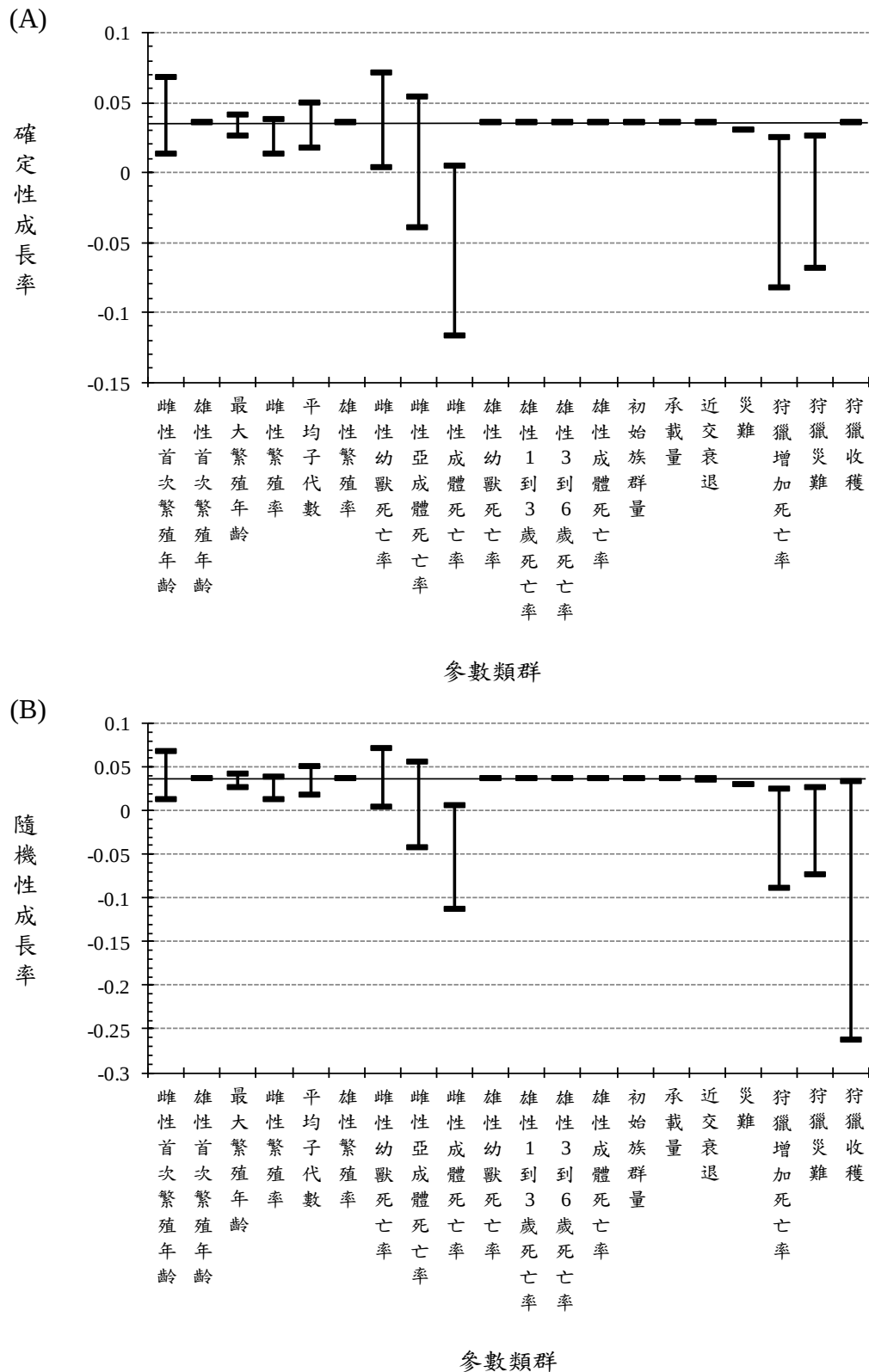


圖 18、利用敏感性分析，了解影響 (A) 確定性成長率 (det-r) 和 (B) 隨機性成長率 (stoc-r) 之相對重要因子。實線為基準模型所得之結果 (det-r=0.037; stoc-r=0.038)。基準模型為初始族群量 400 隻，且族群未遭受到近交衰退、自然災難和狩獵的威脅。

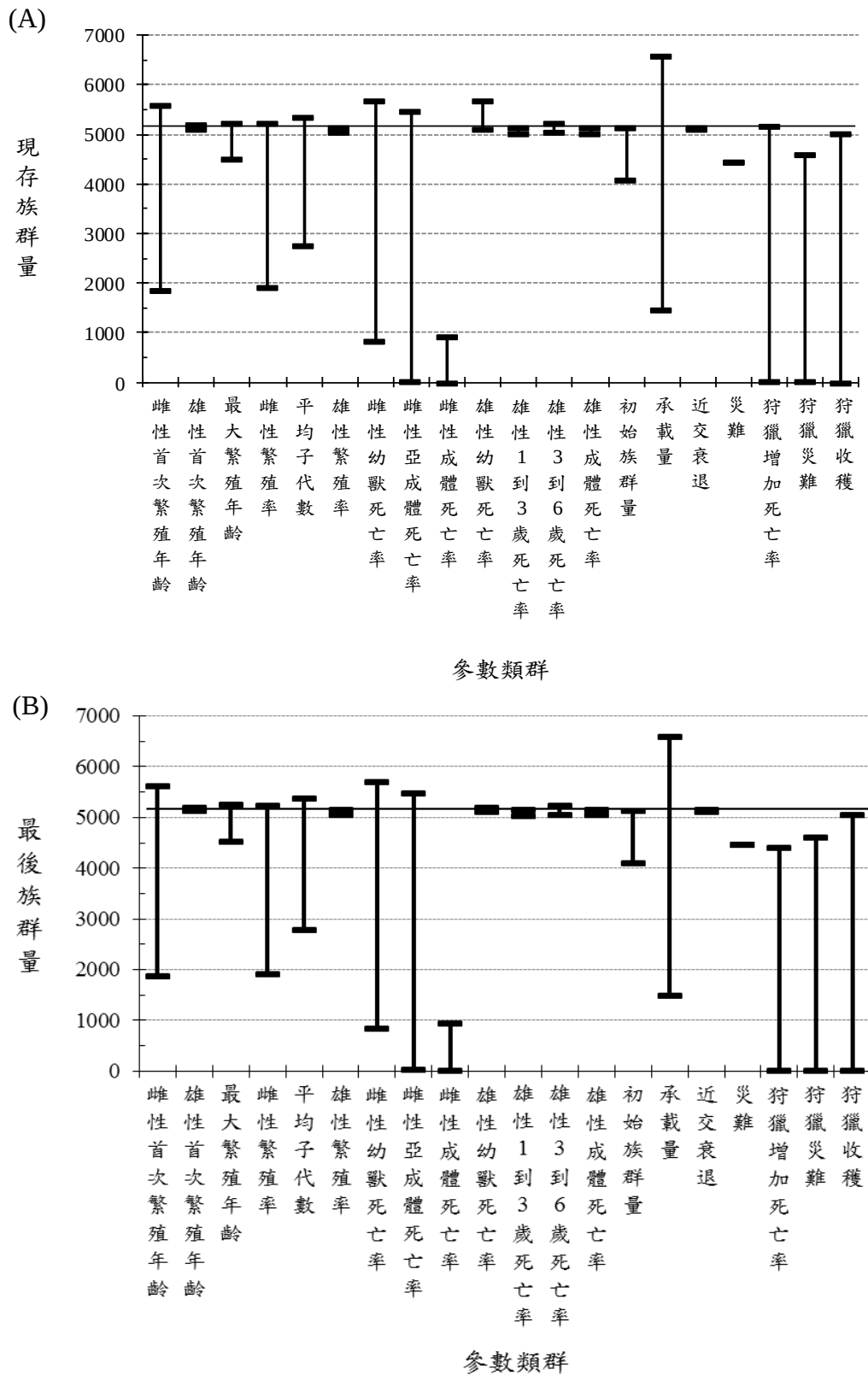


圖 19、利用敏感性分析，了解影響 (A) 現存族群量 (N-extant) 和 (B) 最後族群量 (N-all) 之相對重要因子。實線為基準模型所得之結果 (N-extant = 5,165 ; N-all = 5,165)。基準模型為初始族群量 400 隻，且族群未遭受近交衰退、自然災難和狩獵的威脅。

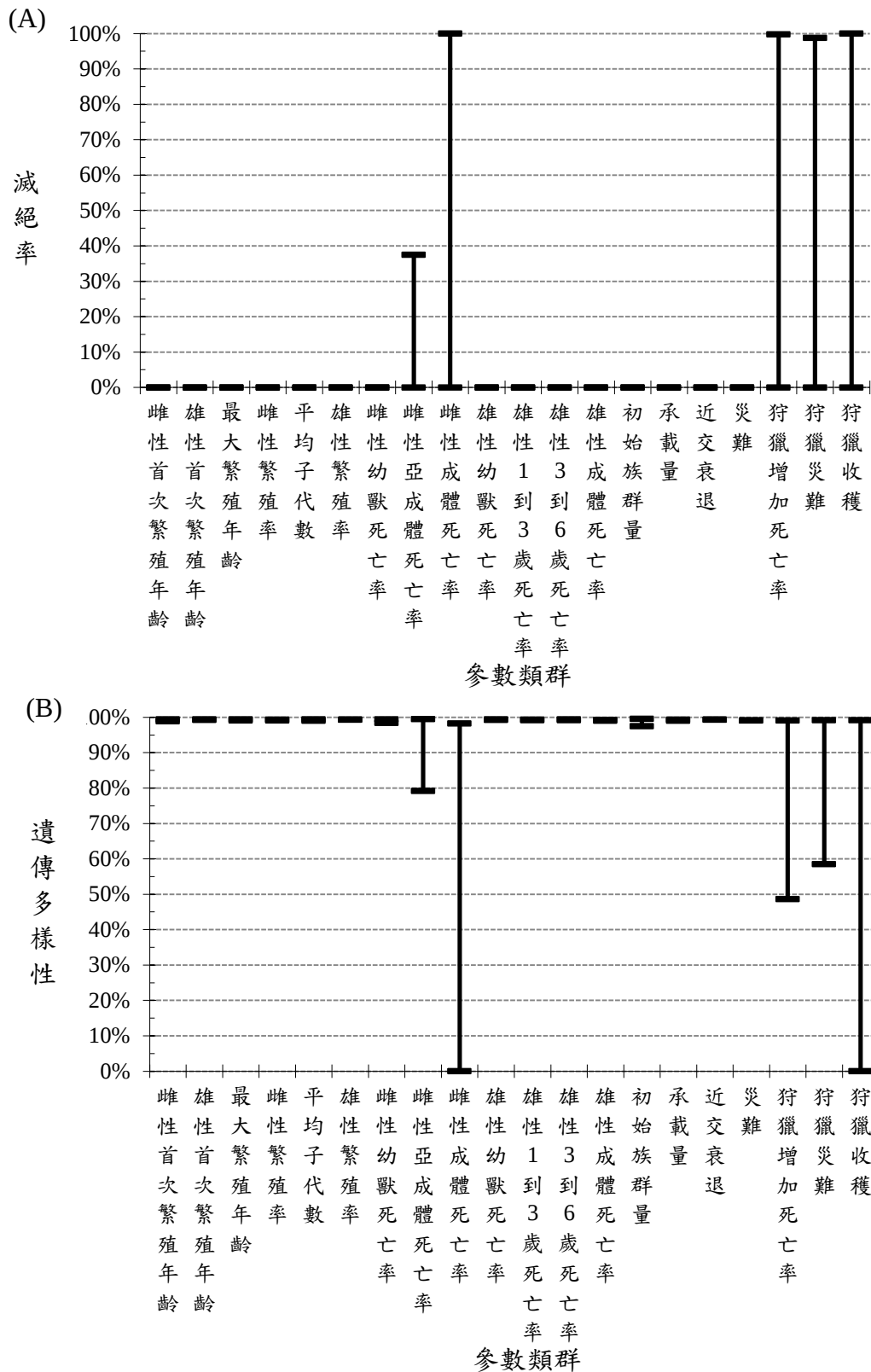


圖 20、利用敏感性分析，了解影響 (A) 滅絕率 (PE) 和 (B) 遺傳多樣性 (GeneDiv) 之相對重要因子。實線為基準模型所得之結果 (PE=0; GeneDiv=0.9933)。基準模型為初始族群量 400 隻，且族群未遭受到近交衰退、自然災難和狩獵的威脅。

表 1、回顧美國東南部地區美洲黑熊 (*Ursus americanus*) 族群密度 (隻/km²)。

物種	地點	位置	密度	文獻來源
美洲黑熊	維吉尼亞州 (Virginia)	Shenandoah Mountain	0.70~1.03	Klenzendorf (2002)
		Shenandoah National Park	0.67~1.04	Carney (1985)
		Alleghany Mountains	0.91~1.04	Bridges (2005)
		George Washington Jefferson National Forest	0.09~0.23	O'Neill (2003)
	北卡羅來納州-維吉尼亞州	Great Dismal Swamp National Wildlife Refuge	0.52~ 0.66	Hellgren and Vaughan (1989)
			0.47	Tredick and Vaughan (2009)
			0.30	Wills (2008)
	北卡羅來納州 (North Carolina)	Marine Corps Base Camp Lejeune	0.02	Brandenburg (1996)
		Gum Swamp	1.35	Martorello (1998)
		Big Pocosin	0.53	Martorello (1998)
		Washington County	1.20~1.78	Thompson (2003)
		Pocosin Lakes National Wildlife Refuges	1.29~1.30	Tredick and Vaughan (2009)
		Alligator River National Wildlife Refuges	0.61~0.65	Tredick and Vaughan (2009)
			0.86	Allen (1999)
	北卡羅來納州-田納西州	Pisgah National Forest	0.211	McLean and Pelton (1994)
		Great Smoky Mountains National Park	0.292	McLean and Pelton (1994)
		Great Smoky Mountains National Park	Male 0.32 Female 0.60	Laufenberg (2010)
	田納西州 (Tennessee)	Cherokee National Forest	0.35	McLean and Pelton (1994)

表 1 (續一)、回顧美國東南部地區美洲黑熊 (*Ursus americanus*) 族群密度 (隻/km²)。

物種	地點	位置	密度	文獻來源
美洲黑熊	南卡羅來納州 (South Carolina)	Carvers Bay	0.037	Drewry (2010)
		Lewis Ocean Bay	0.307	Drewry (2010)
	阿肯色州 (Arkansas)	White River National Wildlife Refuge	0.219	Clark <i>et al.</i> (2010)
			0.29	Smith (1985)
		White Rock	0.172	Clark and Smith (1994)
		Dry Creeks	0.233	Clark and Smith (1994)
	德克薩斯州 (Texas)*	Big Bend National Park	0.009	Hellgren <i>et al.</i> (2005)
	奧克拉荷馬州 (Oklahoma)	Ouachita Mountains	0.21	Bales <i>et al.</i> (2005)
佛羅里達黑熊 (<i>U. a. floridanus</i>)	佛羅里達州 (Florida)*	Apalachicola National Forest	0.046~0.073	Simek <i>et al.</i> (2005)
		Big Cypress	0.097~0.165	Simek <i>et al.</i> (2005)
		Eglin Air Force Base	0.032~0.051	Simek <i>et al.</i> (2005)
		Ocala National Forest	0.196~0.284	Simek <i>et al.</i> (2005)
		Osceola National Forest	0.109~0.171	Simek <i>et al.</i> (2005)
			0.14	Dobey <i>et al.</i> (2005)
		St. Johns River	0.048~0.085	Simek <i>et al.</i> (2005)
	喬治亞州 (Georgia)	Okefenokee Swamp	0.12	Dobey <i>et al.</i> (2005)
路易斯安那黑熊 (<i>U. a. luteolus</i>)	路易斯安那州 (Louisiana)*	Tensas River Basin	0.36	Boersen <i>et al.</i> (2003)
			0.66	Hooker (2010)
		upper Atchafalaya River Basin	0.15	Lowe (2011)

*為美洲黑熊受到保護的地區，即未開放狩獵。

表 2、國內圈養臺灣黑熊的繁殖記錄以及野外目擊母熊帶小熊之次數，並換算出平均每窩產子數 (litter size)。(資料來源：台北動物園血統書、黃美秀教授以及李籐正的私人訪問記錄)。

	紀錄(次)	生 1 隻次數(%)	生 2 隻次數(%)	生 3 隻次數(%)	平均每窩產子數(隻)
野外	30	20 (67)	9 (30)	1 (3)	1.36
圈養	11	9 (82)	2 (18)	0 (0)	1.18

表 3、公家單位以及私人圈養臺灣黑熊的繁殖紀錄。資料已先排除剛出生的個體就死亡的狀況，共計 11 次繁殖成功。(資料來源：台北動物園血統書、黃美秀教授以及李藤正的私人訪問記錄)。

生產日期	子代數	子代 (圈養單位 ^a)	子代性別	父親 (圈養單位 ^a)	父親出生日期 (繁殖年齡)	母親 (圈養單位 ^a)	母親出生日期 (繁殖年齡)
2000/11/04	1	小妞 (特生)	雌	卡特 (特生)	1989/01/01 ^b (11)	黑妞 (特生)	1993/01/01 ^b (7)
2001/12	1	(私人)	雄	皮皮 (私人)	1988 ^b (13)	乖乖 (私人)	1988 ^b (13)
2002/03/13	1	黑皮 (臺北、高雄)	雄	大頭 (高雄)	? ^c	寶貝 (高雄)	1991/01/01 ^b (11)
2002/12/13	1	屏屏 (私人)	雄	皮皮 (私人)	1988 ^b (14)	乖乖 (私人)	1988 ^b (14)
2004/03/05	1	波比 (高雄)	雌	大頭 (高雄)	? ^c	寶貝 (高雄)	1991/01/01 ^b (13)
2005/11/12	2	Happy (特生)	雌	卡特 (特生)	1989/01/01 ^b (16)	黑妞 (特生)	1993/01/01 ^b (12)
		Bingo (特生)	雌				
2007/01/01	2	五百 (特生)	雄	阿里 (特生)	2002/12 ^b (5)	小妞 (特生)	2000/11/04 (7)
		八百 (特生)	雄				
2008/12/30	1	黑糖 (臺北)	雄	皮皮 (私人)	1988 ^b (20)	乖乖 (私人)	1988 ^b (20)
2008/03/12	1	貝兒 (高雄)	雌	小三 (臺北)	1990/01/02 ^b (18)	寶貝 (高雄)	1991/01/01 ^b (17)
2011/01/24	1	黑糖糕 (屏科大)	雌	黑皮 (屏科大)	2001 ^b (10)	黑妞 (屏科大)	2001 ^b (10)
2012/01/12	1	(私人)	雄	皮皮 (私人)	1988 ^b (24)	乖乖 (私人)	1988 ^b (24)

^a 臺北=臺北市動物園、高雄=高雄壽山動物園、特生=農委會特有生物研究保育中心、屏科大=屏科大保育類野生動物收容中心、私人=屏東縣長治鄉鄉民李藤正。

^b 為估計值。

^c ?=未知。

表 4、回顧美國東南部地區美洲黑熊 (*Ursus americanus*) 之死亡率 (%)。

地點	物種	幼熊死亡率 ^a		亞成體死亡率		成體死亡率		北緯度	文獻
		雄性	雌性	雄性	雌性	雄性	雌性		
路易斯安那 (Louisiana)	路易斯安那黑熊 (<i>U. a. luteolus</i>)			9	9	9	9	30°	Lowe (2011)
				9	9	9	9	32°	Hooker (2010)
喬治亞-佛羅里達 (Georgia- Florida)	佛羅里達黑熊 (<i>U. a. floridanus</i>)	25	25	25	4	2	5	30°	Dobey <i>et al.</i> (2005)
		5	5	20	5	10	2	30°	Dobey <i>et al.</i> (2005)
佛羅里達 (Florida)	佛羅里達黑熊 (<i>U. a. floridanus</i>)			50	31	0	11	30°	Wooding and Hardisky (1994)
				24	7	24	7	30°	McCown <i>et al.</i> (2004)
					38		38	30°	McCown <i>et al.</i> (2004)
		54	54					30°	Garrison <i>et al.</i> (2007)
		62	62		26		9	30°	Hostetler <i>et al.</i> (2009)
阿肯色 (Arkansas)	美洲黑熊	20	20	29	2	29	2	34°	Clark and Eastridge (2006)
		10	10					34°	Clark (1991)
		69	69					34°	Clark (1991)
維吉尼亞 (Virginia)	美洲黑熊	30	30		7		0	38°	Ryan (1997)
		27	9					38°	Echols (2000)

^a 幼熊死亡率指 0~1 歲個體死亡率。

表 5、模擬有狩獵的發生，額外增加死亡率 1%~10%，其各年齡層死亡率與環境變異的標準差（SD）。幼獸為 0~1 歲的個體；雌性亞成體為 1~5 歲；雄性亞成體區分成 1~3 歲和 3~6 歲；雌性成體為 5 歲以上，雄性成體為 6 歲以上。

額外增加死亡率	幼獸(SD)	雌性亞成體(SD)	雄性 1~3 歲(SD)	雄性 3~6 歲(SD)	成體(SD)
0%	40 % (8.0)	10 % (2.0)	10 % (2.0)	20 % (4.0)	5 % (1.0)
1%	41 % (8.2)	11 % (2.2)	11 % (2.2)	21 % (4.2)	6 % (1.2)
2%	42 % (8.4)	12 % (2.4)	12 % (2.4)	22 % (4.4)	7 % (1.4)
3%	43 % (8.6)	13 % (2.6)	13 % (2.6)	23 % (4.6)	8 % (1.6)
4%	44 % (8.8)	14 % (2.8)	14 % (2.8)	24 % (4.8)	9 % (1.8)
5%	45 % (9.0)	15 % (3.0)	15 % (3.0)	25 % (5.0)	10 % (2.0)
6%	46 % (9.2)	16 % (3.2)	16 % (3.2)	26 % (5.2)	11 % (2.2)
7%	47 % (9.4)	17 % (3.4)	17 % (3.4)	27 % (5.4)	12 % (2.4)
8%	48 % (9.6)	18 % (3.6)	18 % (3.6)	28 % (5.6)	13 % (2.6)
9%	49 % (9.8)	19 % (3.8)	19 % (3.8)	29 % (5.8)	14 % (2.8)
10%	50 % (10.0)	20 % (4.0)	20 % (4.0)	30 % (6.0)	15 % (3.0)

表 6、各性別年齡層所模擬的收穫量。幼獸為 0~1 歲的個體；雌性成體為 5 歲以上，雄性成體為 6 歲以上。

總收穫量	初始族群量	狩獵死亡率	雌幼獸收穫量	雌亞成體收穫量 ^a	雌成體收穫量	雄幼獸收穫量	雄亞成體收穫量 ^b	雄成體收穫量
5	100	0.050 (5/100)	0 (6*0.050)	1 (15*0.050)	2 (35*0.050)	0 (6*0.050)	1 (17*0.050)	1 (21*0.050)
	200	0.025 (5/200)	0 (13*0.025)	1 (28*0.025)	2 (71*0.025)	0 (13*0.025)	1 (33*0.025)	1 (42*0.025)
	300	0.017 (5/300)	0 (19*0.017)	1 (43*0.017)	2 (106*0.017)	0 (19*0.017)	1 (50*0.017)	1 (63*0.017)
	400	0.0125 (5/400)	0 (25*0.0125)	1 (57*0.0125)	2 (142*0.0125)	0 (25*0.0125)	1 (66*0.0125)	1 (85*0.0125)
	500	0.010 (5/500)	0 (31*0.010)	1 (72*0.010)	2 (177*0.010)	0 (31*0.010)	1 (83*0.010)	1 (106*0.010)
	600	0.0083 (5/600)	0 (38*0.0083)	1 (85*0.0083)	2 (213*0.0083)	0 (38*0.0083)	1 (99*0.0083)	1 (127*0.0083)
	700	0.0071 (5/700)	0 (44*0.0071)	1 (100*0.0071)	2 (248*0.0071)	0 (44*0.0071)	1 (116*0.0071)	1 (148*0.0071)
10	100	0.100 (10/100)	1 (6*0.100)	1 (15*0.100)	3 (35*0.100)	1 (6*0.100)	2 (17*0.100)	2 (21*0.100)
	200	0.050 (10/200)	1 (13*0.050)	1 (28*0.050)	3 (71*0.050)	1 (13*0.050)	2 (33*0.050)	2 (42*0.050)
	300	0.033 (10/300)	1 (19*0.033)	1 (43*0.033)	3 (106*0.033)	1 (19*0.033)	2 (50*0.033)	2 (63*0.033)
	400	0.025 (10/400)	1 (25*0.025)	1 (57*0.025)	3 (142*0.025)	1 (25*0.025)	2 (66*0.025)	2 (85*0.025)
	500	0.020 (10/500)	1 (31*0.020)	1 (72*0.020)	3 (177*0.020)	1 (31*0.020)	2 (83*0.020)	2 (106*0.020)
	600	0.0167 (10/600)	1 (38*0.0167)	1 (85*0.0167)	3 (213*0.0167)	1 (38*0.0167)	2 (99*0.0167)	2 (127*0.0167)
	700	0.0143 (10/700)	1 (44*0.0143)	1 (100*0.0143)	3 (248*0.0143)	1 (44*0.0143)	2 (116*0.0143)	2 (148*0.0143)
15	100	0.150 (15/100)	1 (6*0.150)	2 (15*0.150)	5 (35*0.150)	1 (6*0.150)	3 (17*0.150)	3 (21*0.150)
	200	0.075 (15/200)	1 (13*0.075)	2 (28*0.075)	5 (71*0.075)	1 (13*0.075)	3 (33*0.075)	3 (42*0.075)
	300	0.050 (15/300)	1 (19*0.050)	2 (43*0.050)	5 (106*0.050)	1 (19*0.050)	3 (50*0.050)	3 (63*0.050)
	400	0.0375 (15/400)	1 (25*0.0375)	2 (57*0.0375)	5 (142*0.0375)	1 (25*0.0375)	3 (66*0.0375)	3 (85*0.0375)
	500	0.030 (15/500)	1 (31*0.030)	2 (72*0.030)	5 (177*0.030)	1 (31*0.030)	3 (83*0.030)	3 (106*0.030)
	600	0.025 (15/600)	1 (38*0.025)	2 (85*0.025)	5 (213*0.025)	1 (38*0.025)	3 (99*0.025)	3 (127*0.025)
	700	0.0214 (15/700)	1 (44*0.0214)	2 (100*0.214)	5 (248*0.0214)	1 (44*0.0214)	3 (116*0.0214)	3 (148*0.0214)

^a雌亞成體：1~5 歲。^b雄亞成體：1~6 歲。

表 6 (續一)、各性別年齡層所模擬的收穫量。幼獸為 0~1 歲的個體；雌性成體為 5 歲以上，雄性成體為 6 歲以上。

總收穫量	初始族群量	狩獵死亡率	雌幼獸收穫量	雌亞成體收穫量 ^a	雌成體收穫量	雄幼獸收穫量	雄亞成體收穫量 ^b	雄成體收穫量
20	100	0.200 (20/100)	1 (6*0.200)	3 (15*0.200)	7 (35*0.200)	1 (6*0.200)	4 (17*0.200)	4 (21*0.200)
	200	0.100 (20/200)	1 (13*0.100)	3 (28*0.100)	7 (71*0.100)	1 (13*0.100)	4 (33*0.100)	4 (42*0.100)
	300	0.067 (20/300)	1 (19*0.067)	3 (43*0.067)	7 (106*0.067)	1 (19*0.067)	4 (50*0.067)	4 (63*0.067)
	400	0.050 (20/400)	1 (25*0.050)	3 (57*0.050)	7 (142*0.050)	1 (25*0.050)	4 (66*0.050)	4 (85*0.050)
	500	0.040 (20/500)	1 (31*0.040)	3 (72*0.040)	7 (177*0.040)	1 (31*0.040)	4 (83*0.040)	4 (106*0.040)
	600	0.033 (20/600)	1 (38*0.033)	3 (85*0.033)	7 (213*0.033)	1 (38*0.033)	4 (99*0.033)	4 (127*0.033)
	700	0.0286 (20/700)	1 (44*0.0286)	3 (100*0.0286)	7 (248*0.0286)	1 (44*0.0286)	4 (116*0.0286)	4 (148*0.0286)
25	100	0.250 (25/100)	2 (6*0.250)	3 (15*0.250)	9 (35*0.250)	2 (6*0.250)	4 (17*0.250)	5 (21*0.250)
	200	0.125 (25/200)	2 (13*0.125)	3 (28*0.125)	9 (71*0.125)	2 (13*0.125)	4 (33*0.125)	5 (42*0.125)
	300	0.083 (25/300)	2 (19*0.083)	3 (43*0.083)	9 (106*0.083)	2 (19*0.083)	4 (50*0.083)	5 (63*0.083)
	400	0.0625 (25/400)	2 (25*0.0625)	3 (57*0.0625)	9 (142*0.0625)	2 (25*0.0625)	4 (66*0.0625)	5 (85*0.0625)
	500	0.050 (25/500)	2 (31*0.050)	3 (72*0.050)	9 (177*0.050)	2 (31*0.050)	4 (83*0.050)	5 (106*0.050)
	600	0.0417 (25/600)	2 (38*0.0417)	3 (85*0.0417)	9 (213*0.0417)	2 (38*0.0417)	4 (99*0.0417)	5 (127*0.0417)
	700	0.0357 (25/700)	2 (44*0.0357)	3 (100*0.0357)	9 (248*0.0357)	2 (44*0.0357)	4 (116*0.0357)	5 (148*0.0357)
30	100	0.300 (30/100)	2 (6*0.300)	4 (15*0.300)	11(35*0.300)	2 (6*0.300)	5 (17*0.300)	6 (21*0.300)
	200	0.150 (30/200)	2 (13*0.150)	4 (28*0.150)	11(71*0.150)	2 (13*0.150)	5 (33*0.150)	6 (42*0.150)
	300	0.100 (30/300)	2 (19*0.100)	4 (43*0.100)	11(106*0.100)	2 (19*0.100)	5 (50*0.100)	6 (63*0.100)
	400	0.075 (30/400)	2 (25*0.075)	4 (57*0.075)	11(142*0.075)	2 (25*0.075)	5 (66*0.075)	6 (85*0.075)
	500	0.060 (30/500)	2 (31*0.060)	4 (72*0.060)	11(177*0.060)	2 (31*0.060)	5 (83*0.060)	6 (106*0.060)
	600	0.050 (30/600)	2 (38*0.050)	4 (85*0.050)	11(213*0.050)	2 (38*0.050)	5 (99*0.050)	6 (127*0.050)
	700	0.0429 (30/700)	2 (44*0.0429)	4 (100*0.0429)	11(248*0.0429)	2 (44*0.0429)	5 (116*0.0429)	6 (148*0.0429)

^a雌亞成體：1~5 歲。^b雄亞成體：1~6 歲。

表 6 (續二)、各性別年齡層所模擬的收穫量。幼獸為 0~1 歲的個體；雌性成體為 5 歲以上，雄性成體為 6 歲以上。

總收穫量	初始族群量	狩獵死亡率	雌幼獸收穫量	雌亞成體收穫量 ^a	雌成體收穫量	雄幼獸收穫量	雄亞成體收穫量 ^b	雄成體收穫量
35	100	0.350 (35/100)	2 (6*0.350)	5 (15*0.350)	12 (35*0.350)	2 (6*0.350)	6 (17*0.350)	8 (21*0.350)
	200	0.175 (35/200)	2 (13*0.175)	5 (28*0.175)	13 (71*0.175)	2 (13*0.175)	6 (33*0.175)	7 (42*0.175)
	300	0.117 (35/300)	2 (19*0.117)	5 (43*0.117)	13 (106*0.117)	2 (19*0.117)	6 (50*0.117)	7 (63*0.117)
	400	0.0875 (35/400)	2 (25*0.0875)	5 (57*0.0875)	13 (142*0.0875)	2 (25*0.0875)	5 (66*0.0875)	8 (85*0.0875)
	500	0.070 (35/500)	2 (31*0.070)	5 (72*0.070)	12 (177*0.070)	2 (31*0.070)	6 (83*0.070)	8 (106*0.070)
	600	0.0583 (35/600)	2 (38*0.0583)	5 (85*0.0583)	13 (213*0.0583)	2 (38*0.0583)	6 (99*0.0583)	7 (127*0.0583)
	700	0.050 (35/700)	2 (44*0.050)	5 (100*0.050)	13 (248*0.050)	2 (44*0.050)	5 (116*0.050)	8 (148*0.050)
40	100	0.400 (40/100)	2 (6*0.400)	6 (15*0.400)	14 (35*0.400)	2 (6*0.400)	7 (17*0.400)	9 (21*0.400)
	200	0.200 (40/200)	3 (13*0.200)	6 (28*0.200)	14 (71*0.200)	3 (13*0.200)	6 (33*0.200)	8 (42*0.200)
	300	0.133 (40/300)	3 (19*0.133)	6 (43*0.133)	14 (106*0.133)	3 (19*0.133)	6 (50*0.133)	8 (63*0.133)
	400	0.100 (40/400)	3 (25*0.100)	5 (57*0.100)	14 (142*0.100)	3 (25*0.100)	6 (66*0.100)	9 (85*0.100)
	500	0.080 (40/500)	2 (31*0.080)	6 (72*0.080)	14 (177*0.080)	2 (31*0.080)	7 (83*0.080)	9 (106*0.080)
	600	0.0667 (40/600)	3 (38*0.0667)	6 (85*0.0667)	14 (213*0.0667)	3 (38*0.0667)	6 (99*0.0667)	8 (127*0.0667)
	700	0.0571 (40/700)	3 (44*0.0571)	6 (100*0.0571)	14 (248*0.0571)	3 (44*0.0571)	6 (116*0.0571)	8 (148*0.0571)

^a 雌亞成體：1~5 歲。^b 雄亞成體：1~6 歲。

表 7、本研究以 VORTEX (Version 9.99c) 模擬臺灣黑熊於七種方案模擬之參數變化設定。

參數	方案模擬						
	理想	近交衰退	災難	災難近交衰退	狩獵增加死亡率	狩獵災難	狩獵收穫
近交衰退	無	有	無	有	有	有	有
致死當量	無	3.14	無	3.14	3.14	3.14	3.14
災難數量	0	0	1	1	0	2	0
災難發生率	無	無	1.1	1.1	無	1.1 100	無
災難對存活的嚴重程度	無	無	0.5	0.5	無	0.5 0.99~0.9	無
災難對繁殖的嚴重程度	無	無	1	1	無	1 1	無
增加死亡率	無	無	無	無	1~10%	無	無
收穫	無	無	無	無	無	無	有
收穫開始時間	無	無	無	無	無	無	第 1 年
收穫結束時間	無	無	無	無	無	無	第 100 年
收穫間隔	無	無	無	無	無	無	1
收穫數量	無	無	無	無	無	無	5,10,15,20,25,30,35,40

表 8、本研究以 VORTEX (Version 9.99c) 模擬臺灣黑熊於理想狀況下之各項參數設定，即無發生近交衰退、災難和非法狩獵。

項目	參數	設定值
方案設定	模擬次數	1,000
	模擬到多少年	100
	一年有幾天	365
	滅絕的定義	只剩下一種性別
	族群數量	1
物種描述	近交衰退	不模擬
	環境變化對繁殖和生存的影響是否	是
	災難數量	0
繁殖系統	配偶制	一夫多妻
	雌性首次繁殖年齡	5
	雄性首次繁殖年齡	6
	最大的繁殖年齡	25
	每年最多生幾次	1
	每胎最多生幾隻	3
	出生性別比	1:1
	繁殖上的密度依賴效應	不模擬
	雌性繁殖百分比(SD)	40% (8%)
	每年胎數的分布	0 胎 0% 1 胎 100%
繁殖率	子代分布	特定分布 生 1 隻 50% 生 2 隻 47% 生 3 隻 3%
	雌幼獸 (SD)	40 (8)
	雌亞成體 (SD)	10 (2)
	雌成體 (SD)	5 (1)
	雄幼獸 (SD)	40 (8)
	雄亞成體 (SD)	10 (2)
	雄亞成體 (SD)	20 (4)
	雄成體 (SD)	5 (1)
	死亡率(%)	
	雌幼獸 (SD)	40 (8)
災難	雌亞成體 (SD)	10 (2)
	雌成體 (SD)	5 (1)
配偶壟斷	雄幼獸 (SD)	40 (8)
	雄亞成體 (SD)	10 (2)
初始族群大小	雄亞成體 (SD)	20 (4)
	雄成體 (SD)	5 (1)
承載量	不模擬	不模擬
	雄性繁殖百分比	100 %
	年齡結構分布	穩定分布
	數量	100~700 隻
承載量	承載量	7,000 隻
	環境變化下承載量的標準差	1,400 隻
	承載量的趨勢	不模擬

表 9、本研究藉由敏感性分析之參數變化，了解臺灣黑熊於基準模型中之相對重要參數。

參數	基準模型	敏感性分析
雌性首次繁殖年齡	5	3、4、6、7
雄性首次繁殖年齡	6	4、5、7、8
最大繁殖年齡	25	20、22、24、26、28、30
雌性繁殖百分比 (標準差)	40 (8)	30 (6)、32 (6.4)、34 (6.8)、36 (7.2)、38 (7.6)、41 (8.2)
平均子代數	1.53	1.21、1.26、1.29、1.36、1.41、1.47、1.60、1.67、1.75、1.80
成年雄性參與繁殖池百分比	100	80、85、90、95
雌幼獸死亡 (標準差)	40 (8)	10 (2)、15 (3)、20 (4)、25 (5)、30 (6)、35 (7)、45 (9)、50 (10)、55 (11)、60 (12)
雌亞成體死亡率 (標準差)	10 (2)	5 (1)、15 (3)、20 (4)、25 (5)、30 (6)
雌成體死亡率 (標準差)	5 (1)	10 (2)、15 (3)、20 (4)、25 (5)、30 (6)
雄幼獸死亡率 (標準差)	40 (8)	10 (2)、15 (3)、20 (4)、25 (5)、30 (6)、35 (7)、45 (9)、50 (10)、55 (11)、60 (12)
雄亞成體死亡率 (標準差)	10 (2)	5 (1)、15 (3)、20 (4)、25 (5)、30 (6)
雄亞成體死亡率 (標準差)	20 (4)	5 (1)、10 (2)、15 (3)、25 (5)、30 (6)
雄成體死亡率 (標準差)	5 (1)	10 (2)、15 (3)、20 (4)、25 (5)、30 (6)
初始族群量	400	100、200、300、500、600、700
承載量 (標準差)	7000(1,400)	2,000 (400)、3,000 (600)、4,000 (800)、5,000 (1,000)、6,000 (1,200)、8,000 (1,600)、9,000 (1,800)
近交衰退 (致死當量)	不模擬	有模擬 (3.14、 6)
災難	不模擬	有模擬 (發生率 1.1%，影響存活率減少 50%)
狩獵增加死亡率 (增加百分比)	不模擬	有模擬 (1%、2%、3%、4%、5%、6%、7%、8%、9%、10%)
狩獵災難 (影響程度)	不模擬	有模擬 (1%、2%、3%、4%、5%、6%、7%、8%、9%、10%)
狩獵收穫 (收穫量)	不模擬	有模擬 (5、10、15、20、25、30、35、40)

表 10、本研究利用「 N （族群數量）= A （面積）* D （密度）」的方法，初步估算初始族群數量。低密度區面積為 5,643 km²，高密度區（ $0.528 \leq P_{\text{logistic}} \leq 0.927$ ）面積為 2,945 km²，分別帶入適合的密度（隻/km²），可得低密度區有 51~209 隻個體，高密度區有 88~412 隻個體，總和後初始族群量為 139~621 隻。

	低密度區	高密度區
面積	5,643	2,945
	0.009 (51)	0.030 (88)
密度(個體數)	0.020 (113)	0.032~0.051 (94~150)
	0.037 (209)	0.14 (412)
個體數區間	51~209	88~412
總和	139 (=51+88) ~ 621 (=209+412)	

表 11、本研究利用「 N （族群數量）= A （面積）* D （密度）」的方法，初步估算臺灣黑熊承載量。黑熊潛在棲息地的面積區分成：基本型、進階型與高階型。再利用海拔 1,000 m 上下，以及保護區內外的條件，區分成高、低兩密度區。高密度區帶入 0.6~0.8 隻/km²，低密度區帶入 0.2~0.4 隻/km²。將高低密度區個體數加總後，即為臺灣黑熊的承載量。總體而言，所估算出的承載量約有 5,000~10,000 隻。

區域		海拔(1,000 m 上、下)			保護區(內、外)		
		低密度	高密度	總和	低密度	高密度	總和
基本型	面積	848	9,533	10,381	3,130	7,251	10,381
	個體數	170~339	5,720~7,626	5,890~7,965	626~1,252	4,351~5,801	4,977~7,053
進階型	面積	1,856	11,047	12,903	5,755	7,148	12,903
	個體數	371~742	6,628~8,838	6,999~9,580	1,255~2,510	3,977~4,574	5,232~7,084
高階型	面積	2,238	11,287	13,525	6,274	7,251	13,525
	個體數	448~895	6,772~9,030	7,220~9,925	1,255~2,510	4,351~5,801	5,606 ~8,311

表 12、本研究以滅絕率 (PE)、隨機性成長率 (Stochastic growth rate)、最後族群量/承載量 (%) (N_{all}/K) 和遺傳多樣性 (GD) 作為各方案模擬下存續力的評斷標準。存續力分成五種等級分別是：非常好、好、尚可、差、非常差。判斷標準需都滿足四種條件才會是屬於該等級。

等級	PE(%)	Stochastic growth rate (r)	N_{all}/K (%)	GD
很好	0%	≥ 0.02	$\geq 50\%$ ($N_{all}=3,500$)	$\geq 98\%$
好	$\leq 2\%$	≥ 0.01	$\geq 30\%$ ($N_{all}=2,100$)	$\geq 95\%$
尚可	$\leq 5\%$	≥ 0.00	$\geq 10\%$ ($N_{all}=700$)	$\geq 90\%$
差	符合任一條件：PE>5% 或 $r_s < 0.00$ 或 N_{all}/K (%)<10% 或 GD<90%			

表 13、當族群無狩獵的威脅時，不同方案類型（理想型、近交衰退型、災難型及災難近交衰退型）於不同初始族群數量（分別為 100、200、300、400、500、600、及 700）下，未來 100 年族群存續力的表現。
存續力等級：深綠色表示「很好」，淡綠色表示「好」。

情境	初始族群量						
	100	200	300	400	500	600	700
理想型	PE=0.00 $r_s=0.04$ $N_{all}=4016$ GD=0.97	PE=0.00 $r_s=0.04$ $N_{all}=4997$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.04$ $N_{all}=5095$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.04$ $N_{all}=5101$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.04$ $N_{all}=5139$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.04$ $N_{all}=5127$ GD=1.00	PE=0.00 $r_s=0.04$ $N_{all}=5131$ GD=1.00
近交衰退型	PE=0.00 $r_s=0.04$ $N_{all}=3486$ GD=0.97	PE=0.00 $r_s=0.04$ $N_{all}=4889$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.04$ $N_{all}=5102$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.04$ $N_{all}=5154$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.04$ $N_{all}=5144$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.04$ $N_{all}=5055$ GD=1.00	PE=0.00 $r_s=0.04$ $N_{all}=5128$ GD=1.00
災難型	PE=0.00 $r_s=0.03$ $N_{all}=2533$ GD=0.97	PE=0.00 $r_s=0.03$ $N_{all}=3647$ GD=0.98	PE=0.00 $r_s=0.03$ $N_{all}=4034$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.03$ $N_{all}=4357$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.03$ $N_{all}=4443$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.03$ $N_{all}=4506$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.03$ $N_{all}=4675$ GD=0.99
災難近交衰退型	PE=0.00 $r_s=0.03$ $N_{all}=2149$ GD=0.96	PE=0.00 $r_s=0.03$ $N_{all}=3405$ GD=0.98	PE=0.00 $r_s=0.03$ $N_{all}=4068$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.03$ $N_{all}=4330$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.03$ $N_{all}=4451$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.03$ $N_{all}=4567$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.03$ $N_{all}=4625$ GD=0.99

表 14、假設臺灣黑熊遭遇近交衰退、自然災難和狩獵的威脅，狩獵壓力會導致每一性別年齡層的死亡率增加 1%~10%的程度，不同初始族群量（100、200、300、400、500、600、及 700）下，於未來 100 年族群存續力的表現。存續力等級：深綠色表示「很好」，淡綠色表示「好」，黃色表示「尚可」，紅色表示「差」。

增加死亡率	初始族群量						
	100	200	300	400	500	600	700
1%	PE=0.01 $r_s=0.02$ $N_{all}=732$ GD=0.94	PE=0.00 $r_s=0.02$ $N_{all}=1660$ GD=0.97	PE=0.00 $r_s=0.02$ $N_{all}=2281$ GD=0.98	PE=0.00 $r_s=0.02$ $N_{all}=2724$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.02$ $N_{all}=3177$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.02$ $N_{all}=3327$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.02$ $N_{all}=3558$ GD=0.99
2%	PE=0.04 $r_s=0.00$ $N_{all}=213$ GD=0.91	PE=0.01 $r_s=0.01$ $N_{all}=498$ GD=0.95	PE=0.00 $r_s=0.01$ $N_{all}=818$ GD=0.97	PE=0.00 $r_s=0.01$ $N_{all}=1138$ GD=0.98	PE=0.00 $r_s=0.01$ $N_{all}=1366$ GD=0.98	PE=0.00 $r_s=0.01$ $N_{all}=1612$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.01$ $N_{all}=1756$ GD=0.99
3%	PE=0.16 $r_s=-0.01$ $N_{all}=59$ GD=0.84	PE=0.05 $r_s=-0.01$ $N_{all}=148$ GD=0.91	PE=0.01 $r_s=-0.01$ $N_{all}=234$ GD=0.94	PE=0.00 $r_s=-0.01$ GD= 340 $N_{all}=0.96$	PE=0.00 $r_s=-0.01$ $N_{all}=429$ GD=0.97	PE=0.00 $r_s=-0.01$ $N_{all}=548$ GD=0.97	PE=0.00 $r_s=-0.01$ $N_{all}=617$ GD=0.98
4%	PE=0.43 $r_s=-0.03$ $N_{all}=15$ GD=0.77	PE=0.16 $r_s=-0.02$ $N_{all}=42$ GD=0.85	PE=0.07 $r_s=-0.02$ $N_{all}=71$ GD=0.89	PE=0.03 $r_s=-0.02$ $N_{all}=104$ GD=0.92	PE=0.03 $r_s=-0.02$ $N_{all}=133$ GD=0.93	PE=0.02 $r_s=-0.02$ $N_{all}=154$ GD=0.94	PE=0.02 $r_s=-0.02$ $N_{all}=193$ GD=0.95
5%	PE=0.76 $r_s=-0.04$ $N_{all}=3$ GD=0.70 MedianTE=80	PE=0.47 $r_s=-0.04$ $N_{all}=11$ GD=0.77	PE=0.29 $r_s=-0.03$ $N_{all}=20$ GD=0.82	PE=0.24 $r_s=-0.03$ $N_{all}=27$ GD=0.85	PE=0.15 $r_s=-0.03$ $N_{all}=38$ GD=0.87	PE=0.10 $r_s=-0.03$ $N_{all}=47$ GD=0.89	PE=0.09 $r_s=-0.03$ $N_{all}=54$ GD=0.89
6%	PE=0.94 $r_s=-0.05$ $N_{all}=0$ GD=0.60 MedianTE=65	PE=0.81 $r_s=-0.05$ $N_{all}=2$ GD=0.68 MedianTE=80	PE=0.70 $r_s=-0.05$ $N_{all}=4$ GD=0.73 MedianTE=88	PE=0.57 $r_s=-0.05$ $N_{all}=7$ GD=0.76 MedianTE=96	PE=0.48 $r_s=-0.05$ $N_{all}=10$ GD=0.79	PE=0.40 $r_s=-0.05$ $N_{all}=12$ GD=0.81	PE=0.37 $r_s=-0.05$ $N_{all}=14$ GD=0.82
7%	PE=1.00 $r_s=-0.06$ $N_{all}=0$ GD=0.54 MedianTE=53	PE=0.97 $r_s=-0.06$ $N_{all}=0$ GD=0.64 MedianTE=66	PE=0.93 $r_s=-0.06$ $N_{all}=1$ GD=0.65 MedianTE=73	PE=0.86 $r_s=-0.06$ $N_{all}=1$ GD=0.68 MedianTE=78	PE=0.84 $r_s=-0.06$ $N_{all}=2$ GD=0.71 MedianTE=81	PE=0.77 $r_s=-0.06$ $N_{all}=2$ GD=0.73 MedianTE=86	PE=0.72 $r_s=-0.06$ $N_{all}=3$ GD=0.74 MedianTE=88
8%	PE=1.00 $r_s=-0.07$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=45	PE=1.00 $r_s=-0.07$ $N_{all}=0$ GD=0.38 MedianTE=54	PE=0.99 $r_s=-0.07$ $N_{all}=0$ GD=0.60 MedianTE=61	PE=0.99 $r_s=-0.07$ $N_{all}=0$ GD=0.62 MedianTE=65	PE=0.97 $r_s=-0.07$ $N_{all}=0$ GD=0.58 MedianTE=70	PE=0.96 $r_s=-0.07$ $N_{all}=0$ GD=0.59 MedianTE=73	PE=0.94 $r_s=-0.07$ $N_{all}=0$ GD=0.67 MedianTE=74
9%	PE=1.00 $r_s=-0.09$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=40	PE=1.00 $r_s=-0.09$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=47	PE=1.00 $r_s=-0.09$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=52	PE=1.00 $r_s=-0.08$ $N_{all}=0$ GD=0.72 MedianTE=56	PE=0.99 $r_s=-0.08$ $N_{all}=0$ GD=0.66 MedianTE=60	PE=0.99 $r_s=-0.08$ $N_{all}=0$ GD=0.55 MedianTE=62	PE=1.00 $r_s=-0.09$ $N_{all}=0$ GD=0.53 MedianTE=63
10%	PE=1.00 $r_s=-0.10$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=34	PE=1.00 $r_s=-0.10$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=43	PE=1.00 $r_s=-0.10$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=46	PE=1.00 $r_s=-0.10$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=50	PE=1.00 $r_s=-0.10$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=53	PE=1.00 $r_s=-0.10$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=55	PE=1.00 $r_s=-0.10$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=56

表 15、假設臺灣黑熊遭遇近交衰退、自然災難和狩獵的威脅，狩獵壓力以災難模擬。狩獵嚴重程度為每一性別年齡層的存活率下降 1%~10%，在不同初始族群量（100、200、300、400、500、600、及 700）下，於未來 100 年族群存續力的表現。存續力等級：深綠色表示「很好」，淡綠色表示「好」，黃色表示「尚可」，紅色表示「差」。

災難嚴重程度	初始族群量						
	100	200	300	400	500	600	700
1%	PE=0.00 $r_s=0.02$ $N_{all}=819$ GD=0.95	PE=0.00 $r_s=0.02$ $N_{all}=1747$ GD=0.97	PE=0.00 $r_s=0.02$ $N_{all}=2600$ GD=0.98	PE=0.00 $r_s=0.02$ $N_{all}=2947$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.02$ $N_{all}=3318$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.02$ $N_{all}=3662$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.02$ $N_{all}=3758$ GD=0.99
2%	PE=0.01 $r_s=0.01$ $N_{all}=277$ GD=0.92	PE=0.00 $r_s=0.01$ $N_{all}=674$ GD=0.96	PE=0.00 $r_s=0.01$ $N_{all}=972$ GD=0.97	PE=0.00 $r_s=0.01$ $N_{all}=1420$ GD=0.98	PE=0.00 $r_s=0.01$ $N_{all}=1679$ GD=0.98	PE=0.00 $r_s=0.01$ $N_{all}=1958$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.01$ $N_{all}=2322$ GD=0.99
3%	PE=0.10 $r_s=-0.01$ $N_{all}=88$ GD=0.87	PE=0.02 $r_s=0.00$ $N_{all}=216$ GD=0.93	PE=0.00 $r_s=0.00$ $N_{all}=346$ GD=0.96	PE=0.00 $r_s=0.00$ $N_{all}=481$ GD=0.97	PE=0.00 $r_s=0.00$ $N_{all}=614$ GD=0.97	PE=0.00 $r_s=0.00$ $N_{all}=765$ GD=0.98	PE=0.00 $r_s=0.00$ $N_{all}=919$ GD=0.98
4%	PE=0.27 $r_s=-0.02$ $N_{all}=29$ GD=0.81	PE=0.09 $r_s=-0.02$ $N_{all}=69$ GD=0.88	PE=0.05 $r_s=-0.02$ $N_{all}=117$ GD=0.92	PE=0.02 $r_s=-0.01$ $N_{all}=167$ GD=0.94	PE=0.01 $r_s=-0.01$ $N_{all}=218$ GD=0.95	PE=0.00 $r_s=-0.01$ $N_{all}=260$ GD=0.96	PE=0.00 $r_s=-0.01$ $N_{all}=326$ GD=0.97
5%	PE=0.60 $r_s=-0.03$ $N_{all}=7$ GD=0.72 MedianTE=93	PE=0.29 $r_s=-0.03$ $N_{all}=21$ GD=0.81	PE=0.15 $r_s=-0.03$ $N_{all}=36$ GD=0.85	PE=0.09 $r_s=-0.03$ $N_{all}=53$ GD=0.89	PE=0.06 $r_s=-0.02$ $N_{all}=73$ GD=0.91	PE=0.05 $r_s=-0.02$ $N_{all}=86$ GD=0.92	PE=0.03 $r_s=-0.02$ $N_{all}=106$ GD=0.93
6%	PE=0.87 $r_s=-0.05$ $N_{all}=1$ GD=0.65 MedianTE=74	PE=0.60 $r_s=-0.04$ $N_{all}=6$ GD=0.74 MedianTE=94	PE=0.41 $r_s=-0.04$ $N_{all}=11$ GD=0.79	PE=0.29 $r_s=-0.04$ $N_{all}=16$ GD=0.82	PE=0.22 $r_s=-0.04$ $N_{all}=21$ GD=0.83	PE=0.18 $r_s=-0.04$ $N_{all}=27$ GD=0.86	PE=0.12 $r_s=-0.04$ $N_{all}=33$ GD=0.87
7%	PE=0.97 $r_s=-0.06$ $N_{all}=1$ GD=0.56 MedianTE=60	PE=0.89 $r_s=-0.05$ $N_{all}=3$ GD=0.64 MedianTE=76	PE=0.76 $r_s=-0.05$ $N_{all}=5$ GD=0.71 MedianTE=85	PE=0.66 $r_s=-0.05$ $N_{all}=8$ GD=0.74 MedianTE=92	PE=0.56 $r_s=-0.05$ $N_{all}=10$ GD=0.77 MedianTE=97	PE=0.46 $r_s=-0.05$ $N_{all}=11$ GD=0.79	PE=0.42 $r_s=-0.05$ $N_{all}=13$ GD=0.79
8%	PE=1.00 $r_s=-0.06$ $N_{all}=0$ GD=0.72 MedianTE=52	PE=0.98 $r_s=-0.06$ $N_{all}=1$ GD=0.58 MedianTE=65	PE=0.95 $r_s=-0.06$ $N_{all}=2$ GD=0.63 MedianTE=71	PE=0.91 $r_s=-0.06$ $N_{all}=2$ GD=0.65 MedianTE=78	PE=0.86 $r_s=-0.06$ $N_{all}=3$ GD=0.68 MedianTE=80	PE=0.80 $r_s=-0.06$ $N_{all}=4$ GD=0.68 MedianTE=85	PE=0.79 $r_s=-0.06$ $N_{all}=4$ GD=0.70 MedianTE=87
9%	PE=1.00 $r_s=-0.08$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=45	PE=1.00 $r_s=-0.07$ $N_{all}=0$ GD=0.56 MedianTE=55	PE=0.99 $r_s=-0.07$ $N_{all}=1$ GD=0.63 MedianTE=62	PE=0.99 $r_s=-0.07$ $N_{all}=1$ GD=0.53 MedianTE=66	PE=0.98 $r_s=-0.07$ $N_{all}=1$ GD=0.62 MedianTE=68	PE=0.97 $r_s=-0.07$ $N_{all}=1$ GD=0.64 MedianTE=71	PE=0.96 $r_s=-0.07$ $N_{all}=1$ GD=0.65 MedianTE=75
10%	PE=1.00 $r_s=-0.09$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=40	PE=1.00 $r_s=-0.08$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=49	PE=1.00 $r_s=-0.08$ $N_{all}=0$ GD=0.38 MedianTE=54	PE=1.00 $r_s=-0.08$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=58	PE=1.00 $r_s=-0.08$ $N_{all}=0$ GD=0.49 MedianTE=61	PE=1.00 $r_s=-0.08$ $N_{all}=0$ GD=0.49 MedianTE=63	PE=1.00 $r_s=-0.08$ $N_{all}=0$ GD=0.64 MedianTE=65

表 16、假設臺灣黑熊遭遇近交衰退、自然災難和狩獵的威脅，此狩獵壓力造成每年 5~40 隻的個體死亡，在不同初始族群量（100、200、300、400、500、600、及 700）下，於未來 100 年族群存續力的表現。存續力等級：深綠色表示「很好」，淡綠色表示「好」，黃色表示「好尚可」，紅色表示「差」。

收穫量	初始族群量						
	100	200	300	400	500	600	700
5	PE=0.98 $r_s=-0.08$ $N_{all}=13$ GD=0.93 MedianTE=32	PE=0.30 $r_s=0.00$ $N_{all}=1322$ GD=0.97	PE=0.10 $r_s=0.02$ $N_{all}=2726$ GD=0.98	PE=0.03 $r_s=0.02$ $N_{all}=3673$ GD=0.99	PE=0.02 $r_s=0.03$ $N_{all}=4071$ GD=0.99	PE=0.01 $r_s=0.03$ $N_{all}=4205$ GD=0.99	PE=0.00 $r_s=0.03$ $N_{all}=4385$ GD=0.99
10	PE=1.00 $r_s=-0.18$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=16	PE=0.84 $r_s=-0.05$ $N_{all}=185$ GD=0.97 MedianTE=47	PE=0.36 $r_s=0.00$ $N_{all}=1551$ GD=0.98	PE=0.15 $r_s=0.01$ $N_{all}=2685$ GD=0.99	PE=0.09 $r_s=0.02$ $N_{all}=3430$ GD=0.99	PE=0.05 $r_s=0.02$ $N_{all}=3853$ GD=0.99	PE=0.02 $r_s=0.02$ $N_{all}=4125$ GD=0.99
15	PE=1.00 $r_s=-0.33$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=9	PE=1.00 $r_s=-0.16$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=21	PE=0.92 $r_s=-0.07$ $N_{all}=121$ GD=0.97 MedianTE=40	PE=0.57 $r_s=-0.02$ $N_{all}=942$ GD=0.98 MedianTE=81	PE=0.33 $r_s=0.00$ $N_{all}=2087$ GD=0.99	PE=0.20 $r_s=0.01$ $N_{all}=2854$ GD=0.99	PE=0.14 $r_s=0.01$ $N_{all}=3394$ GD=0.99
20	PE=1.00 $r_s=-0.47$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=7	PE=1.00 $r_s=-0.26$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=14	PE=1.00 $r_s=-0.16$ $N_{all}=1$ GD=0.98 MedianTE=23	PE=0.97 $r_s=-0.10$ $N_{all}=53$ GD=0.98 MedianTE=36	PE=0.73 $r_s=-0.04$ $N_{all}=557$ GD=0.98 MedianTE=58	PE=0.49 $r_s=-0.02$ $N_{all}=1491$ GD=0.99	PE=0.32 $r_s=0.00$ $N_{all}=2312$ GD=0.99
25	PE=1.00 $r_s=-0.57$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=5	PE=1.00 $r_s=-0.32$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=11	PE=1.00 $r_s=-0.22$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=17	PE=1.00 $r_s=-0.15$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=25	PE=0.97 $r_s=-0.10$ $N_{all}=68$ GD=0.99 MedianTE=36	PE=0.81 $r_s=-0.06$ $N_{all}=425$ GD=0.99 MedianTE=50	PE=0.54 $r_s=-0.02$ $N_{all}=1360$ GD=0.99 MedianTE=90
30	PE=1.00 $r_s=-0.67$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=5	PE=1.00 $r_s=-0.38$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=9	PE=1.00 $r_s=-0.27$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=14	PE=1.00 $r_s=-0.20$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=19	PE=1.00 $r_s=-0.14$ $N_{all}=3$ GD=0.99 MedianTE=26	PE=0.98 $r_s=-0.11$ $N_{all}=52$ GD=0.99 MedianTE=35	PE=0.86 $r_s=-0.07$ $N_{all}=374$ GD=0.99 MedianTE=45
35	PE=1.00 $r_s=-0.80$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=4	PE=1.00 $r_s=-0.45$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=8	PE=1.00 $r_s=-0.31$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=11	PE=1.00 $r_s=-0.24$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=16	PE=1.00 $r_s=-0.18$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=22	PE=1.00 $r_s=-0.14$ $N_{all}=0$ GD=0.99 MedianTE=27	PE=0.98 $r_s=-0.11$ $N_{all}=34$ GD=0.99 MedianTE=35
40	PE=1.00 $r_s=-0.85$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=4	PE=1.00 $r_s=-0.50$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=7	PE=1.00 $r_s=-0.35$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=10	PE=1.00 $r_s=-0.28$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=14	PE=1.00 $r_s=-0.23$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=18	PE=1.00 $r_s=-0.17$ $N_{all}=0$ GD=0.00 MedianTE=22	PE=1.00 $r_s=-0.13$ $N_{all}=6$ GD=0.99 MedianTE=28

表 17、當臺灣黑熊每年都面臨近交衰退、自然災難和狩獵的威脅，利用增加死亡率來模擬狩獵，於初始族群量 100~700 隻時，對於不同的狩獵程度下 (1%~10%)，於未來 100 年間的最後族群量、滅絕率 (%) 及初期的狩獵量。

增加死亡率(%)	最後族群量(隻)	滅絕率(%)	初期狩獵量(隻)
0	4,000~5,000	0	0
1	700~3,600	0~0.6	1 (100*0.01) ~ 7 (700*0.01)
2	200~1,800	0~3.6	2 (100*0.02) ~14 (700*0.02)
3	60~620	0.2~16	3 (100*0.03) ~ 21 (700*0.03)
4	15~200	1.5~43	4 (100*0.04) ~ 28 (700*0.04)
5	3~54	9.1~76	5 (100*0.05) ~ 35 (700*0.05)
6	0~14	37.1~93.6	6 (100*0.06) ~ 42 (700*0.06)
7	0~3	71.9~99.8	7 (100*0.07) ~ 49 (700*0.07)
8	0	94~100	8 (100*0.08) ~ 56 (700*0.08)
9	0	99.5~100	9 (100*0.09) ~ 63 (700*0.09)
10	0	99.9~100	10 (100*0.10) ~ 70 (700*0.10)

表 18、本研究與 1994 年臺灣黑熊族群與棲地存續分析之參數設定。

項目	參數	2012 年	1994 年
模型		VORTEX 9.99c	VORTEX 6.2
方案設定	模擬次數	1,000	200
	模擬到多少年	100	100
	一年有幾天	365	365
	滅絕的定義	One sex	One sex
	族群數量	1	1
物種描述	近交衰退	有模擬	不模擬
繁殖系統	配偶制	一夫多妻	一夫多妻
	雌性首次繁殖年齡	5	5
	雄性首次繁殖年齡	6	6
	最大的繁殖年齡	25	30
	每年最多生幾次	1	1
	每胎最多生幾隻	3	2
	出生性別比	1:1	1:1
	繁殖上的密度依賴效應	不模擬	不模擬
繁殖率	雌性繁殖百分比(SD)	40 (8)	40
	每年胎數的分布(%)	0 胎 0 1 胎 100	0 胎 0 1 胎 100
	子代分布(%)	生 1 隻 50 生 2 隻 47 生 3 隻 3	生 1 隻 20 生 2 隻 80
死亡率(%)	雌幼獸 (SD)	40 (8)	30 (7.5)
	雌亞成體 (SD)	10 (2)	5 (1.25)
	雌成體 (SD)	5 (1)	5 (1.25)
	雄幼獸 (SD)	40 (8)	40 (10)
	雄 1~3 歲亞成體(SD)	10 (2)	10 (2.5)
	雄 3~6 歲亞成體 (SD)	20 (4)	10 (2.5)
	雄成體 (SD)	5 (1)	5 (1.25)
災難	災難類型	大量死亡	食物歉收
	災難頻度	1%	10%
	災難對族群的影響	生存率下降 50%	繁殖率下降 25%
配偶壟斷	雄性繁殖百分比	100	100
初始族群大小	年齡結構分布	穩定分布	穩定分布
	數量	100~700	100~400
承載量	承載量	7,000	2,000
	環境變化下承載量的標準差	1,400	

附錄1、適合使用VORTEX軟體的物種及族群特徵（從Miller and Lacy, 2005修改）。

適合的條件
繁殖力（fecundity）低
壽命（lifespan）長
二倍體（diploid）
當地族群數量<500隻
< 20個族群
特定年齡結構下的繁殖力和生存率可被估計
族群變動（fluctuations）的比率可被估計
可模擬災難事件
多配偶（polygamous）或一夫一妻（monogamous）制
一些成年個體無法參與繁殖
繁殖力（fecundity）不是隨機分布（random distribution）
初始族群的人口結構是不穩定的（stable）
性別比例不平衡
未來棲息地品質的趨勢可被模擬
進行移除（removal）、補充（supplementation）或移地（translocation）的經營管理
鳥類、哺乳類或爬蟲類

附錄 2、利用 VORTEX 軟體分析臺灣黑熊族群存續力，在運行 1,000 次的模擬後，不同初始族群量 (InP) 在不同方案下，於未來 100 年後的資料輸出結果。模擬情境包括 (1) 理想型，(2) 近交衰退型，(3) 災難型，(4) 災難近交衰退型四種。資料輸出依序為確定性成長率 (det-r)、隨機成長率 (stoc-r)、隨機成長率標準差 (SD (r))、族群滅絕機率 (PE)、現存族群量 (N-extant)、現存族群量標準差 (SD (Next))、最後族群量 (N-all)、最後族群量標準差 (SD (Nall))、遺傳多樣性 (GeneDiv)、遺傳多樣性標準差 (SD (GD))、中位數滅絕時間 (MedianTE) 以及平均滅絕時間 (MeanTE)。

方案	InP	det-r	stoc-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GeneDiv	SD(GD)	MedianTE	MeanTE
理想	100	0.04	0.04	0.06	0.00	4016	1203	4016	1203	0.97	0.01	0	0
	200	0.04	0.04	0.06	0.00	4997	924	4997	924	0.99	0.00	0	0
	300	0.04	0.04	0.06	0.00	5095	852	5095	852	0.99	0.00	0	0
	400	0.04	0.04	0.06	0.00	5101	831	5101	831	0.99	0.00	0	0
	500	0.04	0.04	0.06	0.00	5139	838	5139	838	0.99	0.00	0	0
	600	0.04	0.04	0.06	0.00	5127	860	5127	860	1.00	0.00	0	0
	700	0.04	0.04	0.06	0.00	5131	861	5131	861	1.00	0.00	0	0
近交衰退	100	0.04	0.04	0.06	0.00	3486	1241	3486	1241	0.97	0.01	0	0
	200	0.04	0.04	0.06	0.00	4889	901	4889	901	0.99	0.00	0	0
	300	0.04	0.04	0.06	0.00	5102	858	5102	858	0.99	0.00	0	0
	400	0.04	0.04	0.06	0.00	5154	827	5154	827	0.99	0.00	0	0
	500	0.04	0.04	0.06	0.00	5144	826	5144	826	0.99	0.00	0	0
	600	0.04	0.04	0.06	0.00	5055	877	5055	877	1.00	0.00	0	0
	700	0.04	0.04	0.06	0.00	5128	850	5128	850	1.00	0.00	0	0

附錄 2 (續一)、利用 VORTEX 軟體分析臺灣黑熊族群存續力，在運行 1,000 次的模擬後，不同初始族群量 (InP) 在不同方案下，於未來 100 年後的資料輸出結果。模擬情境包括 (1) 理想型，(2) 近交衰退型，(3) 災難型，(4) 災難近交衰退型四種。資料輸出依序為確定性成長率 (det-r)、隨機成長率 (stoc-r)、隨機成長率標準差 (SD (r))、族群滅絕機率 (PE)、現存族群量 (N-extant)、現存族群量標準差 (SD (Next))、最後族群量 (N-all)、最後族群量標準差 (SD(Nall))、遺傳多樣性 (GeneDiv)、遺傳多樣性標準差 (SD(GD))、中位數滅絕時間 (MedianTE) 以及平均滅絕時間 (MeanTE)。

方案	InP	det-r	stoc-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GeneDiv	SD(GD)	MedianTE	MeanTE
災難	100	0.03	0.03	0.10	0.00	2533	1580	2533	1580	0.97	0.02	0	0
	200	0.03	0.03	0.10	0.00	3647	1599	3647	1599	0.98	0.02	0	0
	300	0.03	0.03	0.10	0.00	4034	1489	4034	1489	0.99	0.01	0	0
	400	0.03	0.03	0.10	0.00	4357	1387	4357	1387	0.99	0.00	0	0
	500	0.03	0.03	0.10	0.00	4443	1302	4443	1302	0.99	0.00	0	0
	600	0.03	0.03	0.10	0.00	4506	1267	4506	1267	0.99	0.00	0	0
	700	0.03	0.03	0.09	0.00	4675	1206	4675	1206	0.99	0.00	0	0
災難近交衰退	100	0.03	0.03	0.10	0.00	2152	1504	2149	1505	0.96	0.02	0	59
	200	0.03	0.03	0.10	0.00	3409	1648	3405	1651	0.98	0.01	0	95
	300	0.03	0.03	0.09	0.00	4068	1509	4068	1509	0.99	0.01	0	0
	400	0.03	0.03	0.09	0.00	4330	1364	4330	1364	0.99	0.00	0	0
	500	0.03	0.03	0.09	0.00	4451	1294	4451	1294	0.99	0.00	0	0
	600	0.03	0.03	0.09	0.00	4567	1165	4567	1165	0.99	0.00	0	0
	700	0.03	0.03	0.09	0.00	4625	1229	4625	1229	0.99	0.00	0	0

附錄 3、假設臺灣黑熊遭遇近交衰退、自然災難和狩獵的威脅，狩獵壓力以增加死亡率 1%~10%的程度表示。利用 VORTEX 軟體分析臺灣黑熊族群存續力，在運行 1,000 次的模擬後，不同初始族群量 (InP) 在不同方案下，於未來 100 年後的資料輸出結果。資料輸出依序為確定性成長率 (det-r)、隨機成長率 (stoc-r)、隨機成長率標準差 (SD (r))、族群滅絕機率 (PE)、現存族群量 (N-extant)、現存族群量標準差 (SD (Next))、最後族群量 (N-all)、最後族群量標準差 (SD (Nall))、遺傳多樣性 (GeneDiv)、遺傳多樣性標準差 (SD (GD))、中位數滅絕時間 (MedianTE) 以及平均滅絕時間 (MeanTE)。

增加死亡率	InP	det-r	stoc-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GeneDiv	SD(GD)	MedianTE	MeanTE
1%	100	0.02	0.02	0.10	0.01	736	659	732	660	0.94	0.05	0	82
	200	0.02	0.02	0.10	0.00	1660	1237	1660	1237	0.97	0.02	0	0
	300	0.02	0.02	0.10	0.00	2281	1469	2281	1469	0.98	0.02	0	0
	400	0.02	0.02	0.10	0.00	2724	1563	2724	1563	0.99	0.01	0	0
	500	0.02	0.02	0.10	0.00	3177	1525	3177	1525	0.99	0.01	0	0
	600	0.02	0.02	0.10	0.00	3327	1516	3327	1516	0.99	0.01	0	0
	700	0.02	0.02	0.10	0.00	3558	1489	3558	1489	0.99	0.00	0	0
2%	100	0.01	0.00	0.11	0.04	221	251	213	250	0.91	0.07	0	75
	200	0.01	0.01	0.10	0.01	500	436	498	436	0.95	0.04	0	87
	300	0.01	0.01	0.10	0.00	819	680	818	680	0.97	0.02	0	100
	400	0.01	0.01	0.10	0.00	1138	888	1138	888	0.98	0.02	0	0
	500	0.01	0.01	0.10	0.00	1366	1080	1366	1080	0.98	0.01	0	0
	600	0.01	0.01	0.10	0.00	1612	1182	1612	1182	0.99	0.01	0	0
	700	0.01	0.01	0.10	0.00	1756	1239	1756	1239	0.99	0.01	0	0
3%	100	0.00	-0.01	0.12	0.16	70	68	59	68	0.84	0.11	0	79
	200	0.00	-0.01	0.11	0.05	155	147	148	147	0.91	0.07	0	84
	300	0.00	-0.01	0.11	0.01	237	218	234	218	0.94	0.05	0	88
	400	0.00	-0.01	0.10	0.00	341	304	340	304	0.96	0.04	0	98
	500	0.00	-0.01	0.10	0.00	430	375	429	375	0.97	0.04	0	75
	600	0.00	-0.01	0.10	0.00	549	470	548	470	0.97	0.03	0	90
	700	0.00	-0.01	0.10	0.00	619	517	617	517	0.98	0.02	0	75

附錄 3 (續一)、假設臺灣黑熊遭遇近交衰退、自然災難和狩獵的威脅，狩獵壓力以增加死亡率 1%~10%的程度表示。利用 VORTEX 軟體分析臺灣黑熊族群存續力，在運行 1,000 次的模擬後，不同初始族群量 (InP) 在不同方案下，於未來 100 年後的資料輸出結果。資料輸出依序為確定性成長率 (det-r)、隨機成長率 (stoc-r)、隨機成長率標準差 (SD (r))、族群滅絕機率 (PE)、現存族群量 (N-extant)、現存族群量標準差 (SD (Next))、最後族群量 (N-all)、最後族群量標準差 (SD (Nall))、遺傳多樣性 (GeneDiv)、遺傳多樣性標準差 (SD (GD))、中位數滅絕時間 (MedianTE) 以及平均滅絕時間 (MeanTE)。

增加死亡率	InP	det-r	stoc-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GeneDiv	SD(GD)	MedianTE	MeanTE
4%	100	-0.02	-0.03	0.14	0.43	27	25	15	23	0.77	0.13	0	76
	200	-0.02	-0.02	0.12	0.16	50	50	42	49	0.85	0.10	0	82
	300	-0.02	-0.02	0.12	0.07	77	76	71	76	0.89	0.09	0	83
	400	-0.02	-0.02	0.11	0.03	108	101	104	101	0.92	0.08	0	89
	500	-0.02	-0.02	0.11	0.03	138	129	133	129	0.93	0.07	0	89
	600	-0.02	-0.02	0.11	0.02	156	144	154	144	0.94	0.06	0	89
	700	-0.02	-0.02	0.11	0.02	195	181	193	181	0.95	0.05	0	87
5%	100	-0.03	-0.04	0.15	0.76	12	11	3	7	0.70	0.16	80	70
	200	-0.03	-0.04	0.14	0.47	19	17	11	16	0.77	0.12	0	80
	300	-0.03	-0.03	0.13	0.29	28	30	20	28	0.82	0.11	0	83
	400	-0.03	-0.03	0.13	0.24	35	35	27	34	0.85	0.10	0	86
	500	-0.03	-0.03	0.12	0.15	44	44	38	43	0.87	0.10	0	86
	600	-0.03	-0.03	0.12	0.10	53	52	47	51	0.89	0.09	0	85
	700	-0.03	-0.03	0.12	0.09	59	59	54	59	0.89	0.08	0	88
6%	100	-0.04	-0.05	0.16	0.94	7	5	0	2	0.60	0.17	65	63
	200	-0.04	-0.05	0.15	0.81	10	9	2	6	0.68	0.15	80	74
	300	-0.04	-0.05	0.15	0.70	13	12	4	9	0.73	0.14	88	79
	400	-0.04	-0.05	0.14	0.57	15	13	7	11	0.76	0.13	96	81
	500	-0.04	-0.05	0.14	0.48	18	17	10	15	0.79	0.12	0	83
	600	-0.04	-0.05	0.14	0.40	20	19	12	17	0.81	0.12	0	85
	700	-0.04	-0.05	0.13	0.37	22	21	14	20	0.82	0.12	0	86

附錄 3 (續二)、假設臺灣黑熊遭遇近交衰退、自然災難和狩獵的威脅，狩獵壓力以增加死亡率 1%~10%的程度表示。利用 VORTEX 軟體分析臺灣黑熊族群存續力，在運行 1,000 次的模擬後，不同初始族群量 (InP) 在不同方案下，於未來 100 年後的資料輸出結果。資料輸出依序為確定性成長率 (det-r)、隨機成長率 (stoc-r)、隨機成長率標準差 (SD (r))、族群滅絕機率 (PE)、現存族群量 (N-extant)、現存族群量標準差 (SD (Next))、最後族群量 (N-all)、最後族群量標準差 (SD (Nall))、遺傳多樣性 (GeneDiv)、遺傳多樣性標準差 (SD (GD))、中位數滅絕時間 (MedianTE) 以及平均滅絕時間 (MeanTE)。

增加死亡率	InP	det-r	stoc-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GeneDiv	SD(GD)	MedianTE	MeanTE
7%	100	-0.05	-0.06	0.17	1.00	6	5	0	0	0.54	0.23	53	54
	200	-0.05	-0.06	0.16	0.97	7	4	0	1	0.64	0.17	66	66
	300	-0.05	-0.06	0.16	0.93	8	6	1	3	0.65	0.15	73	71
	400	-0.05	-0.06	0.15	0.86	8	8	1	4	0.68	0.16	78	75
	500	-0.05	-0.06	0.15	0.84	9	8	2	5	0.71	0.15	81	77
	600	-0.05	-0.06	0.15	0.77	9	8	2	5	0.73	0.14	86	79
	700	-0.05	-0.06	0.15	0.72	10	8	3	6	0.74	0.13	88	80
8%	100	-0.06	-0.07	0.18	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	45	46
	200	-0.06	-0.07	0.17	1.00	2	0	0	0	0.38	0.00	54	56
	300	-0.06	-0.07	0.16	0.99	4	2	0	0	0.60	0.15	61	62
	400	-0.06	-0.07	0.16	0.99	6	2	0	1	0.62	0.11	65	65
	500	-0.06	-0.07	0.16	0.97	5	3	0	1	0.58	0.22	70	70
	600	-0.06	-0.07	0.15	0.96	5	4	0	1	0.59	0.19	73	72
	700	-0.06	-0.07	0.15	0.94	7	4	0	2	0.67	0.15	74	73
9%	100	-0.08	-0.09	0.18	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	40	40
	200	-0.08	-0.09	0.17	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	47	48
	300	-0.08	-0.09	0.17	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	52	53
	400	-0.08	-0.08	0.17	1.00	3	0	0	0	0.72	0.00	56	57
	500	-0.08	-0.08	0.16	0.99	6	2	0	0	0.66	0.09	60	60
	600	-0.08	-0.08	0.16	0.99	5	4	0	1	0.55	0.15	62	62
	700	-0.08	-0.09	0.16	1.00	5	1	0	0	0.53	0.31	63	63

附錄 3 (續三)、假設臺灣黑熊遭遇近交衰退、自然災難和狩獵的威脅，狩獵壓力以增加死亡率 1%~10%的程度表示。利用 VORTEX 軟體分析臺灣黑熊族群存續力，在運行 1,000 次的模擬後，不同初始族群量 (InP) 在不同方案下，於未來 100 年後的資料輸出結果。資料輸出依序為確定性成長率 (det-r)、隨機成長率 (stoc-r)、隨機成長率標準差 (SD (r))、族群滅絕機率 (PE)、現存族群量 (N-extant)、現存族群量標準差 (SD (Next))、最後族群量 (N-all)、最後族群量標準差 (SD (Nall))、遺傳多樣性 (GeneDiv)、遺傳多樣性標準差 (SD (GD))、中位數滅絕時間 (MedianTE) 以及平均滅絕時間 (MeanTE)。

增加死亡率	InP	det-r	stoc-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GeneDiv	SD(GD)	MedianTE	MeanTE
10%	100	-0.09	-0.10	0.19	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	34	35
	200	-0.09	-0.10	0.18	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	43	43
	300	-0.09	-0.10	0.17	1.00	2	0	0	0	0.50	0.00	46	47
	400	-0.09	-0.10	0.17	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	50	50
	500	-0.09	-0.10	0.17	1.00	2	0	0	0	0.38	0.00	53	53
	600	-0.09	-0.10	0.17	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	55	55
	700	-0.09	-0.10	0.16	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	56	57

附錄 4、假設臺灣黑熊遭遇近交衰退、自然災難和狩獵的威脅，狩獵壓力以災難嚴重程度 1%~10%表示。利用 VORTEX 分析臺灣黑熊族群存續力，運行 1,000 次的模擬後，不同初始族群量 (InP) 在不同方案下，於未來 100 年後的資料輸出結果。資料輸出依序為確定性成長率 (det-r)、隨機成長率 (stoc-r)、隨機成長率標準差 (SD (r))、族群滅絕機率 (PE)、現存族群量 (N-extant)、現存族群量標準差 (SD (Next))、最後族群量 (N-all)、最後族群量標準差 (SD (Nall))、遺傳多樣性 (GeneDiv)、遺傳多樣性標準差 (SD (GD))、中位數滅絕時間 (MedianTE) 以及平均滅絕時間 (MeanTE)。

災難嚴重程度	InP	det-r	stoc-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GeneDiv	SD(GD)	MedianTE	MeanTE
1%	100	0.02	0.02	0.10	0.00	822	710	819	710	0.95	0.04	0	93
	200	0.02	0.02	0.10	0.00	1747	1267	1747	1267	0.97	0.03	0	0
	300	0.02	0.02	0.09	0.00	2600	1553	2600	1553	0.98	0.01	0	0
	400	0.02	0.02	0.10	0.00	2947	1592	2947	1592	0.99	0.01	0	0
	500	0.02	0.02	0.10	0.00	3318	1625	3318	1625	0.99	0.01	0	0
	600	0.02	0.02	0.09	0.00	3662	1520	3662	1520	0.99	0.01	0	0
	700	0.02	0.02	0.10	0.00	3758	1493	3758	1493	0.99	0.00	0	0
2%	100	0.01	0.01	0.10	0.01	280	268	277	268	0.92	0.06	0	73
	200	0.01	0.01	0.10	0.00	677	566	674	567	0.96	0.03	0	81
	300	0.01	0.01	0.10	0.00	973	756	972	756	0.97	0.03	0	99
	400	0.01	0.01	0.10	0.00	1420	1080	1420	1080	0.98	0.02	0	0
	500	0.01	0.01	0.10	0.00	1679	1228	1679	1228	0.98	0.01	0	0
	600	0.01	0.01	0.10	0.00	1958	1283	1958	1283	0.99	0.01	0	0
	700	0.01	0.01	0.09	0.00	2322	1442	2322	1442	0.99	0.01	0	0
3%	100	0.00	-0.01	0.11	0.10	97	94	88	94	0.87	0.09	0	77
	200	0.00	0.00	0.10	0.02	220	193	216	194	0.93	0.06	0	86
	300	0.00	0.00	0.10	0.00	347	293	346	293	0.96	0.04	0	84
	400	0.00	0.00	0.10	0.00	482	402	481	402	0.97	0.03	0	75
	500	0.00	0.00	0.10	0.00	615	502	614	502	0.97	0.02	0	95
	600	0.00	0.00	0.10	0.00	766	598	765	598	0.98	0.02	0	88
	700	0.00	0.00	0.10	0.00	919	705	919	705	0.98	0.02	0	0

附錄 4 (續一)、假設臺灣黑熊遭遇近交衰退、自然災難和狩獵的威脅，狩獵壓力以災難嚴重程度 1%~10%的程度表示。

利用 VORTEX 軟體分析臺灣黑熊族群存續力，在運行 1,000 次的模擬後，不同初始族群量 (InP) 在不同方案下，於未來 100 年後的資料輸出結果。資料輸出依序為確定性成長率 (det-r)、隨機成長率 (stoc-r)、隨機成長率標準差 (SD (r))、族群滅絕機率 (PE)、現存族群量 (N-extant)、現存族群量標準差 (SD (Next))、最後族群量 (N-all)、最後族群量標準差 (SD (Nall))、遺傳多樣性 (GeneDiv)、遺傳多樣性標準差 (SD (GD))、中位數滅絕時間 (MedianTE) 以及平均滅絕時間 (MeanTE)。

災難嚴重程度	InP	det-r	stoc-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GeneDiv	SD(GD)	MedianTE	MeanTE
4%	100	-0.01	-0.02	0.13	0.27	39	39	29	38	0.81	0.12	0	76
	200	-0.01	-0.02	0.11	0.09	76	69	69	69	0.88	0.09	0	83
	300	-0.01	-0.02	0.11	0.05	122	110	117	111	0.92	0.07	0	87
	400	-0.01	-0.01	0.10	0.02	171	139	167	140	0.94	0.06	0	88
	500	-0.01	-0.01	0.10	0.01	219	175	218	175	0.95	0.05	0	85
	600	-0.01	-0.01	0.10	0.00	261	207	260	207	0.96	0.04	0	92
	700	-0.01	-0.01	0.10	0.00	327	264	326	264	0.97	0.03	0	76
5%	100	-0.02	-0.03	0.14	0.60	16	14	7	12	0.72	0.15	93	74
	200	-0.02	-0.03	0.13	0.29	30	29	21	28	0.81	0.12	0	83
	300	-0.02	-0.03	0.12	0.15	43	39	36	39	0.85	0.10	0	85
	400	-0.02	-0.03	0.11	0.09	59	54	53	54	0.89	0.09	0	87
	500	-0.02	-0.02	0.11	0.06	78	69	73	69	0.91	0.08	0	86
	600	-0.02	-0.02	0.11	0.05	90	76	86	77	0.92	0.06	0	87
	700	-0.02	-0.02	0.10	0.03	108	85	106	86	0.93	0.06	0	87
6%	100	-0.03	-0.05	0.15	0.87	10	7	1	4	0.65	0.17	74	70
	200	-0.03	-0.04	0.14	0.60	13	10	6	9	0.74	0.12	94	79
	300	-0.03	-0.04	0.13	0.41	18	16	11	15	0.79	0.13	0	83
	400	-0.03	-0.04	0.13	0.29	22	21	16	20	0.82	0.11	0	85
	500	-0.03	-0.04	0.12	0.22	27	25	21	24	0.83	0.11	0	86
	600	-0.03	-0.04	0.12	0.18	33	27	27	28	0.86	0.09	0	86
	700	-0.03	-0.04	0.11	0.12	38	32	33	33	0.87	0.09	0	87

附錄 4 (續二)、假設臺灣黑熊遭遇近交衰退、自然災難和狩獵的威脅，狩獵壓力以災難嚴重程度 1%~10%的程度表示。

利用 VORTEX 軟體分析臺灣黑熊族群存續力，在運行 1,000 次的模擬後，不同初始族群量 (InP) 在不同方案下，於未來 100 年後的資料輸出結果。資料輸出依序為確定性成長率 (det-r)、隨機成長率 (stoc-r)、隨機成長率標準差 (SD (r))、族群滅絕機率 (PE)、現存族群量 (N-extant)、現存族群量標準差 (SD (Next))、最後族群量 (N-all)、最後族群量標準差 (SD (Nall))、遺傳多樣性 (GeneDiv)、遺傳多樣性標準差 (SD (GD))、中位數滅絕時間 (MedianTE) 以及平均滅絕時間 (MeanTE)。

災難嚴重程度	InP	det-r	stoc-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GeneDiv	SD(GD)	MedianTE	MeanTE
7%	100	-0.04	-0.06	0.16	0.97	7	5	0	1	0.56	0.18	60	61
	200	-0.04	-0.05	0.15	0.89	7	5	1	3	0.64	0.15	76	73
	300	-0.04	-0.05	0.14	0.76	10	7	3	5	0.71	0.14	85	78
	400	-0.04	-0.05	0.14	0.66	12	10	4	8	0.74	0.13	92	81
	500	-0.04	-0.05	0.13	0.56	14	12	6	10	0.77	0.12	97	82
	600	-0.04	-0.05	0.13	0.46	15	11	8	11	0.79	0.11	0	85
	700	-0.04	-0.05	0.13	0.42	16	13	9	13	0.79	0.12	0	85
8%	100	-0.05	-0.06	0.16	1.00	5	0	0	0	0.72	0.00	52	53
	200	-0.05	-0.06	0.16	0.98	7	4	0	1	0.58	0.19	65	64
	300	-0.05	-0.06	0.15	0.95	6	4	0	2	0.63	0.16	71	70
	400	-0.05	-0.06	0.14	0.91	6	4	1	2	0.65	0.12	78	75
	500	-0.05	-0.06	0.14	0.86	7	6	1	3	0.68	0.13	80	76
	600	-0.05	-0.06	0.14	0.80	8	6	2	4	0.68	0.14	85	79
	700	-0.05	-0.06	0.14	0.79	8	5	2	4	0.70	0.13	87	82
9%	100	-0.06	-0.08	0.17	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	45	46
	200	-0.06	-0.07	0.16	1.00	6	5	0	0	0.56	0.14	55	56
	300	-0.06	-0.07	0.15	0.99	6	4	0	1	0.63	0.10	62	62
	400	-0.06	-0.07	0.15	0.99	4	2	0	1	0.53	0.22	66	67
	500	-0.06	-0.07	0.15	0.98	4	2	0	1	0.62	0.12	68	68
	600	-0.06	-0.07	0.15	0.97	5	4	0	1	0.64	0.14	71	71
	700	-0.06	-0.07	0.15	0.96	6	3	0	1	0.65	0.13	75	73

附錄 4 (續三)、假設臺灣黑熊遭遇近交衰退、自然災難和狩獵的威脅，狩獵壓力以災難嚴重程度 1%~10%的程度表示。

利用 VORTEX 軟體分析臺灣黑熊族群存續力，在運行 1,000 次的模擬後，不同初始族群量 (InP) 在不同方案下，於未來 100 年後的資料輸出結果。資料輸出依序為確定性成長率 (det-r)、隨機成長率 (stoc-r)、隨機成長率標準差 (SD (r))、族群滅絕機率 (PE)、現存族群量 (N-extant)、現存族群量標準差 (SD (Next))、最後族群量 (N-all)、最後族群量標準差 (SD (Nall))、遺傳多樣性 (GeneDiv)、遺傳多樣性標準差 (SD (GD))、中位數滅絕時間 (MedianTE) 以及平均滅絕時間 (MeanTE)。

災難嚴重程度	InP	det-r	stoc-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GeneDiv	SD(GD)	MedianTE	MeanTE
10%	100	-0.07	-0.09	0.17	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	40	41
	200	-0.07	-0.08	0.16	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	49	50
	300	-0.07	-0.08	0.16	1.00	4	0	0	0	0.38	0.00	54	55
	400	-0.07	-0.08	0.15	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	58	59
	500	-0.07	-0.08	0.15	1.00	5	0	0	0	0.49	0.24	61	62
	600	-0.07	-0.08	0.15	1.00	3	1	0	0	0.49	0.17	63	63
	700	-0.07	-0.08	0.15	1.00	4	2	0	0	0.64	0.06	65	65

附錄 5、假設臺灣黑熊遭遇近交衰退、自然災難和狩獵的威脅，以每年收穫量（H）5~40 隻來代表不同程度的狩獵壓力。利用 VORTEX 軟體分析臺灣黑熊族群存續力，在運行 1,000 次的模擬後，不同初始族群量（InP）在不同方案下，於未來 100 年後的資料輸出結果。資料輸出依序為確定性成長率（det-r）、隨機成長率（stoc-r）、隨機成長率標準差（SD(r)）、族群滅絕機率（PE）、現存族群量（N-extant）、現存族群量標準差（SD(Next)）、最後族群量（N-all）、最後族群量標準差（SD(Nall)）、遺傳多樣性（GeneDiv）、遺傳多樣性標準差（SD(GD)）、中位數滅絕時間（MedianTE）以及平均滅絕時間（MeanTE）。

收穫量	InP	det-r	stoc-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GeneDiv	SD(GD)	MedianTE	MeanTE
5	100	0.03	-0.08	0.16	0.98	541	808	13	148	0.93	0.04	32	34
	200	0.03	0.00	0.11	0.30	1893	1535	1322	1549	0.97	0.02	0	56
	300	0.03	0.02	0.10	0.10	3026	1865	2726	1988	0.98	0.01	0	60
	400	0.03	0.02	0.10	0.03	3787	1675	3673	1772	0.99	0.01	0	66
	500	0.03	0.03	0.09	0.02	4137	1516	4071	1591	0.99	0.00	0	62
	600	0.03	0.03	0.10	0.01	4235	1497	4205	1533	0.99	0.01	0	77
	700	0.03	0.03	0.09	0.00	4394	1376	4385	1389	0.99	0.00	0	71
10	100	0.03	-0.18	0.22	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	16	16
	200	0.03	-0.05	0.15	0.84	1175	1185	185	634	0.97	0.02	47	46
	300	0.03	0.00	0.12	0.36	2412	1747	1551	1816	0.98	0.01	0	55
	400	0.03	0.01	0.11	0.15	3174	1810	2685	2021	0.99	0.02	0	60
	500	0.03	0.02	0.10	0.09	3757	1705	3430	1943	0.99	0.01	0	60
	600	0.03	0.02	0.10	0.05	4047	1643	3853	1822	0.99	0.01	0	66
	700	0.03	0.02	0.10	0.02	4209	1530	4125	1625	0.99	0.01	0	66
15	100	0.03	-0.33	0.31	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	9	9
	200	0.03	-0.16	0.24	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	21	21
	300	0.03	-0.07	0.19	0.92	1443	1543	121	598	0.97	0.02	40	41
	400	0.03	-0.02	0.15	0.57	2190	1693	942	1552	0.98	0.02	81	53
	500	0.03	0.00	0.13	0.33	3101	1807	2087	2077	0.99	0.01	0	57
	600	0.03	0.01	0.11	0.20	3545	1739	2854	2100	0.99	0.01	0	56
	700	0.03	0.01	0.11	0.14	3929	1643	3394	2037	0.99	0.01	0	60

附錄 5 (續一)、假設臺灣黑熊遭遇近交衰退、自然災難和狩獵的威脅，以每年收穫量 (H) 5~40 隻來代表不同程度的狩獵壓力。利用 VORTEX 分析臺灣黑熊族群存續力，在運行 1,000 次的模擬後，不同初始族群量 (InP) 在不同方案下，於未來 100 年後的資料輸出結果。資料輸出依序為確定性成長率 (det-r)、隨機成長率 (stoc-r)、隨機成長率標準差 (SD(r))、族群滅絕機率 (PE)、現存族群量 (N-extant)、現存族群量標準差 (SD(Next))、最後族群量 (N-all)、最後族群量標準差 (SD(Nall))、遺傳多樣性 (GeneDiv)、遺傳多樣性標準差 (SD(GD))、中位數滅絕時間 (MedianTE) 以及平均滅絕時間 (MeanTE)。

收穫量	InP	det-r	stoc-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GeneDiv	SD(GD)	MedianTE	MeanTE
20	100	0.03	-0.47	0.37	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	7	7
	200	0.03	-0.26	0.31	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	14	14
	300	0.03	-0.16	0.26	1.00	930	0	1	29	0.98	0.00	23	23
	400	0.03	-0.10	0.22	0.97	1618	1590	53	406	0.98	0.01	36	37
	500	0.03	-0.04	0.17	0.73	2071	1653	557	1256	0.98	0.02	58	50
	600	0.03	-0.02	0.15	0.49	2923	1788	1491	1941	0.99	0.01	0	53
	700	0.03	0.00	0.13	0.32	3385	1861	2312	2202	0.99	0.01	0	54
25	100	0.03	-0.57	0.40	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	5	5
	200	0.03	-0.32	0.34	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	11	11
	300	0.03	-0.22	0.29	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	17	17
	400	0.03	-0.15	0.25	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	25	26
	500	0.03	-0.10	0.22	0.97	2204	1910	68	506	0.99	0.01	36	37
	600	0.03	-0.06	0.19	0.81	2200	1651	425	1131	0.99	0.01	50	47
	700	0.03	-0.02	0.15	0.54	2949	1782	1360	1904	0.99	0.01	90	53
30	100	0.03	-0.67	0.45	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	5	5
	200	0.03	-0.38	0.37	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	9	9
	300	0.03	-0.27	0.32	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	14	14
	400	0.03	-0.20	0.29	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	19	19
	500	0.03	-0.14	0.25	1.00	1464	1010	3	73	0.99	0.00	26	27
	600	0.03	-0.11	0.23	0.98	2371	1720	52	428	0.99	0.00	35	37
	700	0.03	-0.07	0.20	0.86	2632	1775	374	1135	0.99	0.00	45	44

附錄 5 (續二)、假設臺灣黑熊遭遇近交衰退、自然災難和狩獵的威脅，以每年收穫量 (H) 5~40 隻來代表不同程度的狩獵壓力。利用 VORTEX 軟體分析臺灣黑熊族群存續力，在運行 1,000 次的模擬後，不同初始族群量(InP) 在不同方案下，於未來 100 年後的資料輸出結果。資料輸出依序為確定性成長率 (det-r)、隨機成長率 (stoc-r)、隨機成長率標準差 (SD (r))、族群滅絕機率 (PE)、現存族群量 (N-extant)、現存族群量標準差 (SD (Next))、最後族群量 (N-all)、最後族群量標準差 (SD (Nall))、遺傳多樣性 (GeneDiv)、遺傳多樣性標準差 (SD (GD))、中位數滅絕時間 (MedianTE) 以及平均滅絕時間 (MeanTE)。

收穫量	InP	det-r	stoc-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GeneDiv	SD(GD)	MedianTE	MeanTE
35	100	0.03	-0.80	0.49	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	4	4
	200	0.03	-0.45	0.41	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	8	8
	300	0.03	-0.31	0.35	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	11	11
	400	0.03	-0.24	0.33	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	16	16
	500	0.03	-0.18	0.29	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	22	22
	600	0.03	-0.14	0.25	1.00	487	0	0	15	0.99	0.00	27	28
	700	0.03	-0.11	0.24	0.98	1700	1747	34	339	0.99	0.01	35	36
40	100	0.03	-0.85	0.48	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	4	4
	200	0.03	-0.50	0.43	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	7	7
	300	0.03	-0.35	0.37	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	10	10
	400	0.03	-0.28	0.35	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	14	14
	500	0.03	-0.23	0.33	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	18	18
	600	0.03	-0.17	0.27	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00	22	22
	700	0.03	-0.13	0.25	1.00	1892	1887	6	134	0.99	0.01	28	29

附錄 6、利用敏感性分析來評估對於確定性成長率 (det-r)、隨機性成長率 (stoc-r)、現存族群量 (N-extant)、最終族群數量 (N-all)、滅絕率 (PE) 以及遺傳多樣性 (GD) 的相對重要因子。基準模型 (baseline model) 為初始族群量 400 隻未受到近交衰退、自然災難和狩獵的威脅。檢驗的參數有首次繁殖年齡、最大繁殖年齡、雌性繁殖百分比、子代分布、成年雄性參與繁殖池的百分比、死亡率、初始族群量、承載量、近交衰退、災難與狩獵。資料輸出依序為確定性成長率 (det-r)、隨機成長率 (stoc-r)、隨機成長率標準差 (SD (r))、族群滅絕機率 (PE)、現存族群量 (N-extant)、現存族群量標準差 (SD (Next))、最後族群量 (N-all)、最後族群量標準差 (SD (Nall))、遺傳多樣性 (GeneDiv)、遺傳多樣性標準差 (SD (GD))。

		det-r	stoc-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GeneDiv	SD(GD)
baseline-400		0.04	0.04	0.06	0.00	5165	836	5165	836	0.99	0.00
雌性首次繁殖年齡	3	0.07	0.07	0.07	0.00	5597	957	5597	957	0.99	0.00
	4	0.05	0.05	0.06	0.00	5371	863	5371	863	0.99	0.00
	6	0.03	0.03	0.06	0.00	4264	1013	4264	1013	0.99	0.00
	7	0.01	0.02	0.06	0.00	1849	728	1849	728	0.99	0.00
雄性首次繁殖年齡	4	0.04	0.04	0.05	0.00	5186	825	5186	825	0.99	0.00
	5	0.04	0.04	0.06	0.00	5173	825	5173	825	0.99	0.00
	7	0.04	0.04	0.06	0.00	5114	846	5114	846	0.99	0.00
	8	0.04	0.04	0.06	0.00	5149	854	5149	854	0.99	0.00
最大繁殖年齡	20	0.03	0.03	0.06	0.00	4501	934	4501	934	0.99	0.00
	22	0.03	0.03	0.06	0.00	4938	825	4938	825	0.99	0.00
	24	0.04	0.04	0.06	0.00	5092	867	5092	867	0.99	0.00
	26	0.04	0.04	0.06	0.00	5165	848	5165	848	0.99	0.00
	28	0.04	0.04	0.06	0.00	5232	847	5232	847	0.99	0.00
	30	0.04	0.04	0.06	0.00	5220	904	5220	904	0.99	0.00

附錄 6 (續一)、利用敏感性分析來評估對於確定性成長率 (det-r)、隨機性成長率 (stoc-r)、現存族群量 (N-extant)、最終族群數量 (N-all)、滅絕率 (PE) 以及遺傳多樣性 (GD) 的相對重要因子。基準模型 (baseline model) 為初始族群量 400 隻未受到近交衰退、自然災難和狩獵的威脅。檢驗的參數有首次繁殖年齡、最大繁殖年齡、雌性繁殖百分比、子代分布、成年雄性參與繁殖池的百分比、死亡率、初始族群量、承載量、近交衰退、災難與狩獵。資料輸出依序為確定性成長率 (det-r)、隨機成長率 (stoc-r)、隨機成長率標準差 (SD (r))、族群滅絕機率 (PE)、現存族群量 (N-extant)、現存族群量標準差 (SD (Next))、最後族群量 (N-all)、最後族群量標準差 (SD (Nall))、遺傳多樣性 (GeneDiv)、遺傳多樣性標準差 (SD (GD))。

		det-r	stoc-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GeneDiv	SD(GD)
baseline-400		0.04	0.04	0.06	0.00	5165	836	5165	836	0.99	0.00
雌性繁殖率	30(6.0)	0.01	0.02	0.05	0.00	1906	810	1906	810	0.99	0.00
	32(6.4)	0.02	0.02	0.06	0.00	2992	1065	2992	1065	0.99	0.00
	34(6.8)	0.02	0.03	0.06	0.00	4080	1025	4080	1025	0.99	0.00
	36(7.2)	0.03	0.03	0.06	0.00	4739	844	4739	844	0.99	0.00
	38(7.6)	0.03	0.03	0.06	0.00	5003	846	5003	846	0.99	0.00
	41(8.2)	0.04	0.04	0.06	0.00	5228	795	5228	795	0.99	0.00
	1.21	0.02	0.02	0.05	0.00	2767	1035	2767	1035	0.99	0.00
平均子代數	1.26	0.02	0.02	0.06	0.00	3563	1075	3563	1075	0.99	0.00
	1.29	0.02	0.03	0.06	0.00	4172	998	4172	998	0.99	0.00
	1.36	0.03	0.03	0.06	0.00	4608	861	4608	861	0.99	0.00
	1.41	0.03	0.03	0.06	0.00	4916	885	4916	885	0.99	0.00
	1.47	0.03	0.04	0.06	0.00	5052	796	5052	796	0.99	0.00
	1.60	0.04	0.04	0.06	0.00	5154	844	5154	844	0.99	0.00
	1.67	0.04	0.05	0.06	0.00	5199	869	5199	869	0.99	0.00
	1.75	0.05	0.05	0.06	0.00	5355	884	5355	884	0.99	0.00
	1.80	0.05	0.05	0.06	0.00	5343	928	5343	928	0.99	0.00

附錄 6 (續二)、利用敏感性分析來評估對於確定性成長率 (det-r)、隨機性成長率 (stoc-r)、現存族群量 (N-extant)、最終族群數量 (N-all)、滅絕率 (PE) 以及遺傳多樣性 (GD) 的相對重要因子。基準模型 (baseline model) 為初始族群量 400 隻未受到近交衰退、自然災難和狩獵的威脅。檢驗的參數有首次繁殖年齡、最大繁殖年齡、雌性繁殖百分比、子代分布、成年雄性參與繁殖池的百分比、死亡率、初始族群量、承載量、近交衰退、災難與狩獵。資料輸出依序為確定性成長率 (det-r)、隨機成長率 (stoc-r)、隨機成長率標準差 (SD (r))、族群滅絕機率 (PE)、現存族群量 (N-extant)、現存族群量標準差 (SD (Next))、最後族群量 (N-all)、最後族群量標準差 (SD (Nall))、遺傳多樣性 (GeneDiv)、遺傳多樣性標準差 (SD (GD))。

		det-r	stoc-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GeneDiv	SD(GD)
baseline-400		0.04	0.04	0.06	0.00	5165	836	5165	836	0.99	0.00
雄性繁殖率	80	0.04	0.04	0.06	0.00	5081	851	5081	851	0.99	0.00
	85	0.04	0.04	0.06	0.00	5044	879	5044	879	0.99	0.00
	90	0.04	0.04	0.06	0.00	5129	863	5129	863	0.99	0.00
	95	0.04	0.04	0.06	0.00	5105	838	5105	838	0.99	0.00
雌幼獸死亡率	10(2)	0.07	0.07	0.06	0.00	5678	921	5678	921	0.99	0.00
	15(3)	0.07	0.07	0.06	0.00	5565	960	5565	960	0.99	0.00
	20(4)	0.06	0.06	0.06	0.00	5563	872	5563	872	0.99	0.00
	25(5)	0.06	0.06	0.06	0.00	5400	928	5400	928	0.99	0.00
	30(6)	0.05	0.05	0.06	0.00	5356	851	5356	851	0.99	0.00
	35(7)	0.04	0.04	0.06	0.00	5257	852	5257	852	0.99	0.00
	45(9)	0.03	0.03	0.06	0.00	4844	856	4844	856	0.99	0.00
	50(10)	0.02	0.02	0.06	0.00	3863	1086	3863	1086	0.99	0.00
	55(11)	0.01	0.02	0.06	0.00	1936	852	1936	852	0.99	0.00
	60(12)	0.00	0.01	0.06	0.00	818	449	818	449	0.98	0.00

附錄 6 (續三)、利用敏感性分析來評估對於確定性成長率 (det-r)、隨機性成長率 (stoc-r)、現存族群量 (N-extant)、最終族群數量 (N-all)、滅絕率 (PE) 以及遺傳多樣性 (GD) 的相對重要因子。基準模型 (baseline model) 為初始族群量 400 隻未受到近交衰退、自然災難和狩獵的威脅。檢驗的參數有首次繁殖年齡、最大繁殖年齡、雌性繁殖百分比、子代分布、成年雄性參與繁殖池的百分比、死亡率、初始族群量、承載量、近交衰退、災難與狩獵。資料輸出依序為確定性成長率 (det-r)、隨機成長率 (stoc-r)、隨機成長率標準差 (SD (r))、族群滅絕機率 (PE)、現存族群量 (N-extant)、現存族群量標準差 (SD (Next))、最後族群量 (N-all)、最後族群量標準差 (SD (Nall))、遺傳多樣性 (GeneDiv)、遺傳多樣性標準差 (SD (GD))。

		det-r	stoc-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GeneDiv	SD(GD)
baseline-400		0.04	0.04	0.06	0.00	5165	836	5165	836	0.99	0.00
雌性亞成體死亡率	5(1)	0.06	0.06	0.06	0.00	5469	883	5469	883	0.99	0.00
	15(3)	0.02	0.02	0.06	0.00	2856	1086	2856	1086	0.99	0.00
	20(4)	0.00	0.00	0.06	0.00	456	245	456	245	0.98	0.01
	25(5)	-0.02	-0.02	0.08	0.02	67	47	66	47	0.92	0.05
	30(6)	-0.04	-0.04	0.10	0.38	15	10	10	11	0.79	0.11
雌性成體死亡率	10(2)	0.01	0.01	0.06	0.00	928	522	928	522	0.98	0.01
	15(3)	-0.03	-0.03	0.08	0.07	46	36	43	37	0.89	0.07
	20(4)	-0.06	-0.06	0.11	0.83	9	7	2	5	0.66	0.16
	25(5)	-0.09	-0.09	0.11	0.99	6	2	0	1	0.56	0.17
	30(6)	-0.12	-0.11	0.11	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00

附錄 6 (續四)、利用敏感性分析來評估對於確定性成長率 (det-r)、隨機性成長率 (stoc-r)、現存族群量 (N-extant)、最終族群數量 (N-all)、滅絕率 (PE) 以及遺傳多樣性 (GD) 的相對重要因子。基準模型 (baseline model) 為初始族群量 400 隻未受到近交衰退、自然災難和狩獵的威脅。檢驗的參數有首次繁殖年齡、最大繁殖年齡、雌性繁殖百分比、子代分布、成年雄性參與繁殖池的百分比、死亡率、初始族群量、承載量、近交衰退、災難與狩獵。資料輸出依序為確定性成長率 (det-r)、隨機成長率 (stoc-r)、隨機成長率標準差 (SD (r))、族群滅絕機率 (PE)、現存族群量 (N-extant)、現存族群量標準差 (SD (Next))、最後族群量 (N-all)、最後族群量標準差 (SD (Nall))、遺傳多樣性 (GeneDiv)、遺傳多樣性標準差 (SD (GD))。

		det-r	stoc-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GeneDiv	SD(GD)
baseline-400		0.04	0.04	0.06	0.00	5165	836	5165	836	0.99	0.00
雄幼獸死亡率	10(2)	0.04	0.04	0.05	0.00	5130	867	5130	867	0.99	0.00
	15(3)	0.04	0.04	0.05	0.00	5147	843	5147	843	0.99	0.00
	20(4)	0.04	0.04	0.06	0.00	5174	853	5174	853	0.99	0.00
	25(5)	0.04	0.04	0.06	0.00	5134	891	5134	891	0.99	0.00
	30(6)	0.04	0.04	0.06	0.00	5127	868	5127	868	0.99	0.00
	35(7)	0.04	0.04	0.06	0.00	5152	813	5152	813	0.99	0.00
	45(9)	0.04	0.04	0.06	0.00	5099	844	5099	844	0.99	0.00
	50(10)	0.04	0.04	0.06	0.00	5098	811	5098	811	0.99	0.00
	55(11)	0.04	0.04	0.06	0.00	5149	820	5149	820	0.99	0.00
	60(12)	0.04	0.04	0.06	0.00	5109	851	5109	851	0.99	0.00
雄 1~3 歲死亡率	5(1)	0.04	0.04	0.06	0.00	5111	837	5111	837	0.99	0.00
	15(3)	0.04	0.04	0.06	0.00	5145	857	5145	857	0.99	0.00
	20(4)	0.04	0.04	0.07	0.00	5088	826	5088	826	0.99	0.00
	25(5)	0.04	0.04	0.07	0.00	5058	875	5058	875	0.99	0.00
	30(6)	0.04	0.04	0.07	0.00	5015	877	5015	877	0.99	0.00

附錄 6 (續五)、利用敏感性分析來評估對於確定性成長率 (det-r)、隨機性成長率 (stoc-r)、現存族群量 (N-extant)、最終族群數量 (N-all)、滅絕率 (PE) 以及遺傳多樣性 (GD) 的相對重要因子。基準模型 (baseline model) 為初始族群量 400 隻未受到近交衰退、自然災難和狩獵的威脅。檢驗的參數有首次繁殖年齡、最大繁殖年齡、雌性繁殖百分比、子代分布、成年雄性參與繁殖池的百分比、死亡率、初始族群量、承載量、近交衰退、災難與狩獵。資料輸出依序為確定性成長率 (det-r)、隨機成長率 (stoc-r)、隨機成長率標準差 (SD (r))、族群滅絕機率 (PE)、現存族群量 (N-extant)、現存族群量標準差 (SD (Next))、最後族群量 (N-all)、最後族群量標準差 (SD (Nall))、遺傳多樣性 (GeneDiv)、遺傳多樣性標準差 (SD (GD))。

		det-r	stoc-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GeneDiv	SD(GD)
baseline-400		0.04	0.04	0.06	0.00	5165	836	5165	836	0.99	0.00
雄性 3~6 歲死亡率	5(1)	0.04	0.04	0.05	0.00	5215	860	5215	860	0.99	0.00
	15(3)	0.04	0.04	0.05	0.00	5180	833	5180	833	0.99	0.00
	20(4)	0.04	0.04	0.06	0.00	5171	832	5171	832	0.99	0.00
	25(5)	0.04	0.04	0.06	0.00	5089	830	5089	830	0.99	0.00
	30(6)	0.04	0.04	0.07	0.00	5032	873	5032	873	0.99	0.00
雄性成體死亡率	10(2)	0.04	0.04	0.06	0.00	5134	837	5134	837	0.99	0.00
	15(3)	0.04	0.04	0.07	0.00	5066	854	5066	854	0.99	0.00
	20(4)	0.04	0.04	0.07	0.00	5029	835	5029	835	0.99	0.00
	25(5)	0.04	0.04	0.07	0.00	5118	833	5118	833	0.99	0.00
	30(6)	0.04	0.04	0.07	0.00	5083	842	5083	842	0.99	0.00
初始族群量	100	0.04	0.04	0.06	0.00	4081	1210	4081	1210	0.97	0.01
	200	0.04	0.04	0.06	0.00	5002	871	5002	871	0.99	0.00
	300	0.04	0.04	0.06	0.00	5086	840	5086	840	0.99	0.00
	500	0.04	0.04	0.06	0.00	5124	867	5124	867	0.99	0.00
	600	0.04	0.04	0.06	0.00	5104	867	5104	867	1.00	0.00
	700	0.04	0.04	0.06	0.00	5128	860	5128	860	1.00	0.00

附錄 6 (續六)、利用敏感性分析來評估對於確定性成長率 (det-r)、隨機性成長率 (stoc-r)、現存族群量 (N-extant)、最終族群數量 (N-all)、滅絕率 (PE) 以及遺傳多樣性 (GD) 的相對重要因子。基準模型 (baseline model) 為初始族群量 400 隻未受到近交衰退、自然災難和狩獵的威脅。檢驗的參數有首次繁殖年齡、最大繁殖年齡、雌性繁殖百分比、子代分布、成年雄性參與繁殖池的百分比、死亡率、初始族群量、承載量、近交衰退、災難與狩獵。資料輸出依序為確定性成長率 (det-r)、隨機成長率 (stoc-r)、隨機成長率標準差 (SD (r))、族群滅絕機率 (PE)、現存族群量 (N-extant)、現存族群量標準差 (SD (Next))、最後族群量 (N-all)、最後族群量標準差 (SD (Nall))、遺傳多樣性 (GeneDiv)、遺傳多樣性標準差 (SD (GD))。

		det-r	stoc-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GeneDiv	SD(GD)
baseline-400		0.04	0.04	0.06	0.00	5165	836	5165	836	0.99	0.00
承載量	2,000(400)	0.04	0.04	0.06	0.00	1465	236	1465	236	0.99	0.00
	3,000(600)	0.04	0.04	0.06	0.00	2202	364	2202	364	0.99	0.00
	4,000(800)	0.04	0.04	0.06	0.00	2933	478	2933	478	0.99	0.00
	5,000(1,000)	0.04	0.04	0.06	0.00	3659	628	3659	628	0.99	0.00
	6,000(1,200)	0.04	0.04	0.06	0.00	4378	729	4378	729	0.99	0.00
	8,000(1,600)	0.04	0.04	0.06	0.00	5825	955	5825	955	0.99	0.00
	9,000(1,800)	0.04	0.04	0.06	0.00	6570	1076	6570	1076	0.99	0.00
近交衰退	3.14	0.04	0.04	0.06	0.00	5093	871	5093	871	0.99	0.00
	6	0.04	0.04	0.06	0.00	5129	805	5129	805	0.99	0.00
災難		0.03	0.03	0.09	0.00	4449	1354	4449	1354	0.99	0.01

附錄 6 (續七)、利用敏感性分析來評估對於確定性成長率 (det-r)、隨機性成長率 (stoc-r)、現存族群量 (N-extant)、最終族群數量 (N-all)、滅絕率 (PE) 以及遺傳多樣性 (GD) 的相對重要因子。基準模型 (baseline model) 為初始族群量 400 隻未受到近交衰退、自然災難和狩獵的威脅。檢驗的參數有首次繁殖年齡、最大繁殖年齡、雌性繁殖百分比、子代分布、成年雄性參與繁殖池的百分比、死亡率、初始族群量、承載量、近交衰退、災難與狩獵。資料輸出依序為確定性成長率 (det-r)、隨機成長率 (stoc-r)、隨機成長率標準差 (SD (r))、族群滅絕機率 (PE)、現存族群量 (N-extant)、現存族群量標準差 (SD (Next))、最後族群量 (N-all)、最後族群量標準差 (SD (Nall))、遺傳多樣性 (GeneDiv)、遺傳多樣性標準差 (SD (GD))。

		det-r	stoc-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GeneDiv	SD(GD)
baseline-400		0.04	0.04	0.06	0.00	5165	836	5165	836	0.99	0.00
狩獵 增加死亡率	1	0.03	0.03	0.06	0.00	4390	983	4390	983	0.99	0.00
	2	0.01	0.02	0.07	0.00	2016	941	2016	941	0.99	0.00
	3	0.01	0.01	0.07	0.00	1254	651	1254	651	0.98	0.00
	4	-0.01	0.01	0.08	0.00	212	137	212	137	0.96	0.03
	5	-0.02	-0.02	0.09	0.02	66	48	65	49	0.90	0.06
	6	-0.03	-0.04	0.11	0.21	24	19	19	20	0.81	0.11
	7	-0.05	-0.05	0.13	0.61	12	8	5	8	0.72	0.15
	8	-0.06	-0.06	0.14	0.91	7	4	1	2	0.64	0.14
	9	-0.07	-0.08	0.15	0.99	6	3	0	1	0.56	0.21
	10	-0.08	0.09	0.16	1.00	7	2	0	0	0.49	0.01

附錄 6 (續八)、利用敏感性分析來評估對於確定性成長率 (det-r)、隨機性成長率 (stoc-r)、現存族群量 (N-extant)、最終族群數量 (N-all)、滅絕率 (PE) 以及遺傳多樣性 (GD) 的相對重要因子。基準模型 (baseline model) 為初始族群量 400 隻未受到近交衰退、自然災難和狩獵的威脅。檢驗的參數有首次繁殖年齡、最大繁殖年齡、雌性繁殖百分比、子代分布、成年雄性參與繁殖池的百分比、死亡率、初始族群量、承載量、近交衰退、災難與狩獵。資料輸出依序為確定性成長率 (det-r)、隨機成長率 (stoc-r)、隨機成長率標準差 (SD (r))、族群滅絕機率 (PE)、現存族群量 (N-extant)、現存族群量標準差 (SD (Next))、最後族群量 (N-all)、最後族群量標準差 (SD (Nall))、遺傳多樣性 (GeneDiv)、遺傳多樣性標準差 (SD (GD))。

		det-r	stoc-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GeneDiv	SD(GD)
	baseline-400	0.04	0.04	0.06	0.00	5165	836	5165	836	0.99	0.00
	1	0.03	0.03	0.06	0.00	4599	901	4599	901	0.99	0.00
	2	0.02	0.02	0.06	0.00	2600	1019	2600	1019	0.99	0.00
	3	0.01	0.01	0.06	0.00	945	458	945	458	0.98	0.01
	4	0.00	0.00	0.07	0.00	335	177	335	177	0.97	0.01
狩獵	5	-0.01	-0.01	0.07	0.00	117	69	117	69	0.94	0.03
災難嚴重程度	6	-0.03	-0.03	0.08	0.03	43	29	42	29	0.88	0.08
	7	-0.04	0.04	0.11	0.28	18	14	13	14	0.78	0.12
	8	-0.05	-0.05	0.12	0.67	9	7	3	6	0.6694 0	0.15
	9	-0.06	0.06	0.13	0.92	7	5	1	2	-0.59	-0.17
	10	-0.07	-0.07	0.14	0.99	5	3	0	1	0.62	0.13

附錄 6 (續九)、利用敏感性分析來評估對於確定性成長率 (det-r)、隨機性成長率 (stoc-r)、現存族群量 (N-extant)、最終族群數量 (N-all)、滅絕率 (PE) 以及遺傳多樣性 (GD) 的相對重要因子。基準模型 (baseline model) 為初始族群量 400 隻未受到近交衰退、自然災難和狩獵的威脅。檢驗的參數有首次繁殖年齡、最大繁殖年齡、雌性繁殖百分比、子代分布、成年雄性參與繁殖池的百分比、死亡率、初始族群量、承載量、近交衰退、災難與狩獵。資料輸出依序為確定性成長率 (det-r)、隨機成長率 (stoc-r)、隨機成長率標準差 (SD (r))、族群滅絕機率 (PE)、現存族群量 (N-extant)、現存族群量標準差 (SD (Next))、最後族群量 (N-all)、最後族群量標準差 (SD (Nall))、遺傳多樣性 (GeneDiv)、遺傳多樣性標準差 (SD (GD))。

	det-r	stoc-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GeneDiv	SD(GD)
baseline-400	0.04	0.04	0.06	0.00	5165	836	5165	836	0.99	0.00
5	0.04	0.03	0.06	0.00	5029	904	5029	904	0.99	0.00
10	0.04	0.03	0.06	0.00	4630	1134	4626	1143	0.99	0.00
15	0.04	0.00	0.09	0.26	3066	1753	2284	2019	0.98	0.01
20	0.04	-0.08	0.18	0.92	2027	1594	160	705	0.98	0.01
25	0.04	-0.14	0.23	1.00	306	0	0	10	0.98	0.00
30	0.04	-0.18	0.27	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00
35	0.04	-0.24	0.31	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00
40	0.04	-0.26	0.33	1.00	0	0	0	0	0.00	0.00

作者簡介

作者姓名：林容安 Rong-An Lin

性別：女

出生年月日：1986年9月12日

通訊地址：台中市西區美村路一段631號

電子信箱：emily40330@yahoo.com.tw

學歷：台中市立惠文高級中學

東吳大學心理學系

國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士班