

112-113 年度玉山國家公園臺灣黑熊 生態保育及監測計畫

Conservation and Monitoring Program of Formosan Black Bears in Yushan National Park



(本報告內容及建議，純屬研究小組意見，不代表本機關意見)

內政部國家公園署玉山國家公園管理處
中華民國113年11月



玉山國家公園管理處

地址：553-44 南投縣水里鄉中山路一段 300 號

總機：(049)2773121(代表)

傳真：(049)277-4846

玉山國家公園科究叢刊編號：1356

112-113 年度玉山國家公園臺灣黑熊生態保育及監測管理計畫

Conservation and Monitoring Program of Formosan Black Bears in Yushan National Park

受委託單位：台灣黑熊保育協會

研究(計畫)主持人：黃美秀

協同主持人(研究人員)：朱有田、楊智凱

研究(計畫)助理：陳彥翔、羅丹笛、呂竹萱、陳昉、陳柔安、吳

采函、莊可萱

研究(計畫)期程：中華民國 112 年 1 月至 113 年 11 月

研究(計畫)經費：新臺幣 940 萬元

玉山國家公園委託研究(辦理)

中華民國 113 年 11 月

(本報告內容純係作者個人之觀點，不應引申為本機關之意見)

謝誌

本研究承蒙玉山國家公園管理處提供經費支持，感謝盧淑妃處長、保育研究科郭淳茶科長及承辦人員林文傑技士、何紹瑋技士於行政事務上熱心協助，並提供計劃執行上的諸多寶貴建議，讓研究順利完成。審查委員李玲玲、陳子英、鄭錫奇、曾喜育、吳立偉，以及玉山國家公園管理處各管理單位諸多同仁對本研究結果提出悉心指導與建議，在此一併感謝。

野外調查工作期間，承蒙玉山國家公園內各管理單位包括水里本處、塔塔加遊客中心、東埔服務中心、南安遊客中心熱心提供諸多協助和相關寶貴資訊；也感謝熊窟研究生書合頡、詹凡儀、陳昱嘉、助理林子宸、蔡淑娟、本協會臺灣黑熊教育館同仁、山盟公益協會，以及所有本計畫中公民科學家夥伴，戮力協助野外調查及架設維護自動相機工作。

衷心感謝屏東科技大學森林系的高德愷、楊濟綱、黎軒卉、陳帶勻、黃柏埕與許芷寧同學，以及臺灣師範大學生命科學系馮榮輝同學，在野外植群調查中提供的協助與支持。深表謝意於遙感探測暨森林測計研究室魏浚紘老師及和森生態有限公司的郭家和先生，對於 GIS 分析及資料處理的技術支持。

在野外熊毛陷阱巡視與收樣方面，感謝野外團隊：黃苑蓉、林志祥、伍思聰、許俊傑、萬伯麟、湯宗義、張秉翰，以及在臺灣黑熊遺傳樣本的技術建立與遺傳檢測方面，感謝臺灣大學動物科學技術學系研究生林宗翰等人協助分析。

感謝以上所有人士與單位，謹此致上誠摯謝意。

目錄

謝誌.....	1
目錄.....	II
圖目錄.....	V
表目錄.....	XI
摘要.....	XIII
第壹章、整合計畫緣起與主旨.....	1-1
一、計畫緣起.....	1-1
二、研究樣區－玉山國家公園.....	1-3
三、計畫目標與主要工作項目.....	1-5
(一)建構全園區臺灣黑熊和中大型哺乳動物族群相對豐度，以及 時空分布之監測系統.....	1-5
(二)分析全園區臺灣黑熊活動範圍及棲地利用熱點與植群類型之 關聯性.....	1-6
(三)發展以臺灣黑熊毛囊細胞為材料之非侵入性遺傳檢測技術.....	1-6
(四)公民科學家成果發表會.....	1-6
第貳章、臺灣黑熊及中大型哺乳動物族群相對豐度及時空分布現狀.....	2-1
一、前言.....	2-1
二、研究方法.....	2-5
(一)自動照相機監測系統.....	2-5
(二)臺灣黑熊占據模型.....	2-8
(三)熊痕跡樣帶調查.....	2-18
(四)臺灣黑熊人造衛星追蹤.....	2-20
(五)臺灣黑熊分布潛勢預測.....	2-22
(六)公民科學家成果發表會.....	2-27
三、結果.....	2-28
(一)自動照相機監測系統.....	2-28
(二)臺灣黑熊占據模型.....	2-53
(三)熊痕跡樣帶調查.....	2-64
(四)臺灣黑熊人造衛星追蹤.....	2-73
(五)臺灣黑熊分布潛勢預測.....	2-95
(六)公民科學家成果發表會.....	2-98
四、討論.....	2-100
(一)自動照相機監測.....	2-100
(二)臺灣黑熊偵測率與占據率.....	2-102
(三)沿線及穿越帶熊痕跡調查.....	2-106
(四)臺灣黑熊人造衛星追蹤.....	2-107

(五)臺灣黑熊分布潛勢預測	2-110
(六)結論	2-113
五、參考文獻	2-114
六、附錄	2-131
第參章、全園區臺灣黑熊活動範圍及棲地利用熱區與植群類型之關聯性 ..	3-1
一、前言	3-1
二、研究方法	3-2
(一)全園區植物概況	3-2
(二)植群組成與環境變數調查	3-6
(三)臺灣黑熊食用植物調查	3-25
三、結果	3-28
(一)全園區植物概況	3-28
(二)植群組成與環境變數間之關係	3-31
(三)臺灣黑熊食用植物物候及臺灣黑熊分布範圍之關係	3-78
四、討論	3-84
(一)全園區植物概況	3-84
(二)植群組成與環境因子及熱區分布之關係	3-84
(三)臺灣黑熊食用植物物候及臺灣黑熊分布範圍之關係	3-87
(四)結論	3-88
五、參考文獻	3-89
六、附錄	3-95
第肆章、發展以臺灣黑熊毛囊細胞為材料之非侵入性遺傳檢測技術	4-1
一、前言	4-1
二、研究方法	4-4
(一)發展以臺灣黑熊毛囊細胞為材料之非侵入性遺傳檢測技術	4-4
(二)探討國外開發之微衛星標記於野外臺灣黑熊個體鑑別之應用 性	4-15
三、結果	4-19
(一)發展以臺灣黑熊毛囊細胞為材料之非侵入性遺傳檢測技術	4-19
(二)國外開發之微衛星遺傳標記於野外臺灣黑熊個體鑑別之應用 性	4-33
四、討論	4-39
五、參考文獻	4-41
六、附錄	4-45
第伍章、總結與經營管理建議	5-1

附錄一、期初審查意見回覆	附錄-1
附錄二、第一次期中審查意見回覆	附錄-7
附錄三、第二次期中審查意見回覆	附錄-13
附錄四、第三次期中審查意見回覆	附錄-19
附錄五、期末審查意見回覆	附錄-28

圖目錄

圖 1-1、研究樣區玉山國家公園地區之地理位置。(第 4 次通盤檢討計劃圖， 資料來源：玉山國家公園管理處)。	1-4
圖 1-2、本計畫研究架構圖。	1-5
圖 2-1、臺灣黑熊及中大型哺乳動物族群相對豐度及時空分布變化之研究 架構。	2-4
圖 2-2、玉山國家公園紅外線自動照相機監測樣點地圖。網格面積為 4×4 km^2 。將樣區劃分為 76 格，其中部分網格($n=9$)因地形艱困不易到 達，故未能架設相機(資料來源：黃美秀等 2022)。	2-6
圖 2-3、臺灣黑熊沿線痕跡調查路徑，涵蓋 8 條路線(粗線)，總長度約 320 km。	2-19
圖 2-4、各協變量之數值地圖。白色(a-b)或黑色(c-f)封閉曲線為玉山國家公 園邊界。(a)常態化差值植生指標(NDVI)；(b)地形崎嶇指數(TRI)； (c)河流及湖泊；(d)步道；(e)地表覆蓋類型；(f)海拔及道路地圖。	2-26
圖 2-5、玉山國家公園架設自動照相機海拔分布($n=76$ 台)。	2-28
圖 2-6、玉山國家公園臺灣黑熊於 2022 年 4 月至 2024 年 3 月之相機平均 OI 值變化。	2-30
圖 2-7、玉山國家公園臺灣黑熊於各海拔梯度的相機平均 OI 值($n=76$ 台)。	2-31
圖 2-8、玉山國家公園紅外線自動相機監測到臺灣黑熊網格出現指數(OI)分 布圖($n=66$ 格， $4 \times 4 \text{ km}^2$)。	2-31
圖 2-9、玉山國家公園自動照相機監測 11 種原生中大型哺乳類之 OI 值分 布圖($n=66$ 格)。(A)白鼻心，(B)鼬獾；(C)黃鼠狼；(D)黃喉貂；(E) 食蟹獾；(F)臺灣野山羊；(G)臺灣野豬；(H)臺灣山羌；(I)臺灣水 鹿；(J)臺灣獼猴；(K)臺灣穿山甲。	2-38
圖 2-10、玉山國家公園自動照相機監測 11 種原生中大型哺乳類之 OI 值海 拔分布圖($n=76$ 台)。(A)白鼻心；(B)鼬獾；(C)黃鼠狼；(D)黃喉貂； (E)食蟹獾；(F)臺灣野山羊；(G)臺灣野豬；(H)臺灣山羌；(I)臺灣 水鹿；(J)臺灣獼猴；(K)臺灣穿山甲。	2-44
圖 2-11、玉山國家公園全區各月相機樣點記錄臺灣黑熊與 4 種偶蹄類動物 之 OI 值散佈圖($n=859$)。(A)臺灣野山羊；(B)臺灣野豬；(C)臺灣 山羌；(D)臺灣水鹿。其中黑熊分別與野豬和山羌 OI 值呈顯著正 相關。	2-46
圖 2-12、玉山國家公園臺灣黑熊 OI 值 2022 年夏季至 2023 年春季之地理 分布變化。(A)2022 年夏季(6-8 月)；(B)2022 年秋季(9-11 月)；(C) 2022 年冬季(12-2 月)；(D)2023 年春季(3-5 月)。	2-48
圖 2-13、臺灣黑熊 OI 值之季節與海拔分布變化。	2-49

圖 2-14、自動照相機記錄臺灣黑熊母子熊於各月份之活動情況。.....	2-52
圖 2-15、自動照相機記錄玉山國家公園臺灣黑熊於全日各時段之出現比例。	2-53
圖 2-16、占據率調查季期間(2022 年 9 月-2023 年 2 月)，於玉山國家公園 研究樣區 71 個取樣單位(2×2 km ² 網格)中偵測到黑熊出現(n=32) 和未出現(n=39)的情況。.....	2-54
圖 2-17、自動相機已調查 2×2 km ² 網格(observed, n=71 格)與樣區所有網格 (expected, n=339 格)單位協變量等級之小提琴圖(violin plot)。黑色 盒型範圍為下四分位距至上四分位距，中線為中位數，藍色面積 為核密度估計。(A)森林覆蓋率；(B)常態化差異植生指標(NDVI)； (C)與河流最近距離；(D)海拔；(E)地形位置指數(TPI)；(F)地形崎 嶇度指數(TRI)；(G)與聚落最近距離；(H)遊憩壓力等級。...	2-57
圖 2-18、玉山國家公園臺灣黑熊之預測占據率與三項變量之關係。黑色實 線為趨勢，灰色面積為 95%CI 區間。(A)海拔；(B)地形位置指數 (TPI)；(C)與聚落最近距離。.....	2-61
圖 2-19、玉山國家公園樣區臺灣黑熊預測占據率由 0.0 至 1.0 平均切分為 十個等級(1-10)之分布情況(n=339)。.....	2-62
圖 2-20、利用預測模型估算玉山國家公園臺灣黑熊占據率之分布圖，占據 率由 0.0 至 1.0 平均切分為十個等級(1-10)。.....	2-63
圖 2-21、熊痕跡沿線調查所紀錄熊活動痕跡(n=168 筆，扣除可能重複者) 之分布圖。.....	2-65
圖 2-22、熊痕跡沿線調查所紀錄熊活動痕跡之海拔分布。.....	2-65
圖 2-23、黑熊痕跡穿越帶調查位置圖。紅線為早期(2013-2014，黃美秀等 2014)之調查樣帶，藍線為本期新增之調查樣帶。.....	2-66
圖 2-24、玉山國家公園東西部黑熊痕跡穿越帶(n=30)之海拔梯度分布。...	2-69
圖 2-25、黑熊痕跡穿越帶於玉山國家公園東西部各海拔梯度紀錄之黑熊痕 跡密度。.....	2-70
圖 2-26、穿越帶熊痕跡調查記錄 3 種熊痕跡(未上樹爪痕、熊樹、蜂窩食痕) 於不同森林類型之情況。.....	2-71
圖 2-27、玉山國家公園人造衛星追蹤 6 隻臺灣黑熊之點位及最小凸多邊形 法(100% MCP)之活動範圍。.....	2-74
圖 2-28、玉山國家公園人造衛星追蹤 6 隻臺灣黑熊以 95%加權自相關和密 度估計法(wAKDE)估算之活動範圍。.....	2-75
圖 2-29、玉山國家公園人造衛星追蹤 6 隻臺灣黑熊以 50%加權自相關和密 度估計法(wAKDE)估算之活動範圍。.....	2-75
圖 2-30、玉山國家公園臺灣黑熊編號 39916 之四季核心活動範圍。 (A)50%wAKDE，圓點為圖形幾何中心；(B)95% wAKDE。.....	2-80

- 圖 2-31、玉山國家公園臺灣黑熊編號 39917 之四季核心活動範圍。
(A)50%wAKDE，圓點為圖形幾何中心；(B)95% wAKDE。 .2-81
- 圖 2-32、玉山國家公園臺灣黑熊編號 39920 之四季核心活動範圍。(A)監測期間 50%wAKDE，圓點為圖形幾何中心；(B) 2021 年夏季-2022 年春季 50%wAKDE；(C) 2022 年夏季-2023 年春季 50%wAKDE；(D) 2023 年夏季-2024 年春季 50%wAKDE；(E) 監測期間 95%wAKDE。 2-82
- 圖 2-33、玉山國家公園臺灣黑熊編號 39915 之四季核心活動範圍。
(A)50%wAKDE，圓點為圖形幾何中心；(B)95% wAKDE。 .2-84
- 圖 2-34、玉山國家公園臺灣黑熊編號 39918 之四季核心活動範圍。(A)監測期間 50%wAKDE，圓點為圖形幾何中心；(B) 2021 年夏季-2022 年春季 50%wAKDE；(C) 2022 年夏季-2023 年春季 50%wAKDE；(D) 2023 年夏季-2024 年春季 50%wAKDE；(E) 監測期間 95%wAKDE。 2-85
- 圖 2-35、玉山國家公園臺灣黑熊編號 39919 之四季核心活動範圍。
(A)50%wAKDE，圓點為圖形幾何中心；(B)95% wAKDE。 .2-87
- 圖 2-36、衛星追蹤玉山國家公園臺灣黑熊 6 隻個體定位資料之海拔分布，小提琴圖外框代表點位在不同海拔的數量，黑線上下末端分別為最大及最小值，盒狀圖 3 條橫線依序為上四分位數、中位數、下四分位數。 2-88
- 圖 2-37、玉山國家公園人造衛星追蹤臺灣黑熊之 24 小時平均活動百分比 (n=5 隻)。 2-89
- 圖 2-38、玉山國家公園人造衛星追蹤臺灣黑熊個體之 24 小時活動百分比。
(A)西部園區；(B)東部園區。 2-90
- 圖 2-39、玉山國家公園人造衛星追蹤臺灣黑熊之各月份活動百分比。橘色代表當月活動百分比高於該個體平均值。個體編號：(A)39916；(B)39915；(C)39917；(D)39920；(E)39918。 2-92
- 圖 2-40、玉山國家公園人造衛星追蹤二臺灣黑熊，編號分別為(A)39918(東部)和(B)39920(西部)之各月份活動百分比。 2-93
- 圖 2-41、玉山國家公園人造衛星追蹤臺灣黑熊之全日活動模式。顏色深淺表示活動相對程度(值 0-255)，黑色曲線代表日出日落。個體編號：(A) 39916；(B)39915；(C)39917；(D)39920；(E)39918。 2-94
- 圖 2-42、玉山國家公園臺灣黑熊綜合資源選擇函數棲息地選擇結果。 2-96
- 圖 2-43、根據綜合資源選擇函數模式預測臺灣黑熊於玉山國家公園樣區棲息地適合度分布圖。等級 1 為最低選擇性，等級 10 為最高選擇性。 2-97
- 圖 2-44、根據綜合資源選擇函數模式預測玉山國家公園樣區內各臺灣黑熊棲息地適合度等級分類的相對比例。等級 1 為最低選擇性，等級

10 為最高選擇性。.....	2-97
圖 3-1、臺灣植物紅皮書保育等級評估(臺灣植物紅皮書編輯委員會 2017)。	3-3
圖 3-2、Raunkiaer 之生活型圖解，(1)為挺空植物、(2-3)地表植物、(4)半地 中植物、(5-9)地中植物。.....	3-5
圖 3-3、玉山國家公園捕捉繫放人造衛星追蹤臺灣黑熊(n=15 隻)定位點。	3-6
圖 3-4、玉山國家公園捕捉繫放的臺灣黑熊活動軌跡熱區之分布圖。...	3-7
圖 3-5、玉山國家公園及臺灣黑熊 k-means 熱區之等高線分析圖。.....	3-8
圖 3-6、玉山國家公園及臺灣黑熊 k-means 熱區之坡度級數分析圖。...	3-10
圖 3-7、玉山國家公園及臺灣黑熊 k-means 熱區之坡向分析圖。.....	3-10
圖 3-8、玉山國家公園及臺灣黑熊 k-means 熱區之道路及河流分布圖。....	3-11
圖 3-9、玉山國家公園捕捉繫放之臺灣黑熊(n=15 隻)人造衛星追蹤點位及 第四次森林資源調查的地面樣區點位分析圖。.....	3-12
圖 3-10、玉山國家公園現生天然植群類型分析圖。.....	3-12
圖 3-11、調查植物社會樣區之設置示意圖(本研究繪製)。.....	3-14
圖 3-12、不同坡向角度轉換水分梯度圖(Day and Monk 1974)。.....	3-16
圖 3-13、地形位置示意圖(本研究繪製)。.....	3-17
圖 3-14、林分樣區之全天光空域(蘇鴻傑 1987a)。.....	3-18
圖 3-15、玉山國家公園臺灣黑熊植群樣區設置位置圖。(A)全園區之樣區分 布；(B)東側八通關越嶺(南安至大分)；(C)西側楠溪林道、玉山主峰、 東埔山步道；(D)高雄市桃源區拉芙蘭地區之樣區分布。.....	3-32
圖 3-16、植群樣區雙向指標種層級切分關係圖。羅馬數字 I 至 VII 為群團 編號，a 至 i 為群叢編號，數字代表樣區編號。.....	3-34
圖 3-17、厚葉柃木-臺灣鐵杉群叢之樣區植群環境照。.....	3-37
圖 3-18、臺灣華山松-臺灣二葉松群叢之樣區植群環境照。.....	3-38
圖 3-19、臺灣紅榨槭-臺灣赤楊群叢之樣區植群環境照。.....	3-39
圖 3-20、臺灣山桂花-臺灣赤楊群叢之樣區植群環境照。.....	3-40
圖 3-21、青剛櫟-細葉饅頭果群叢之樣區植群環境照。.....	3-41
圖 3-22、鵝掌柴-臺灣肉桂群叢之樣區植群環境照。.....	3-43
圖 3-23、長葉木薑子-大葉石櫟群叢之樣區植群環境照。.....	3-45
圖 3-24、細枝柃木-長葉木薑子群叢之樣區植群環境照。.....	3-47
圖 3-25、巒大花楸-臺灣冷杉群叢之樣區植群環境照。.....	3-48
圖 3-26、厚葉柃木-臺灣鐵杉群叢之臺灣鐵杉全園區與熱區中樣區植株胸高 徑級結構圖。.....	3-49
圖 3-27、臺灣華山松-臺灣二葉松群叢之臺灣二葉松及臺灣華山松全園區與 非熱區中樣區植株的胸高徑級結構圖。.....	3-51

- 圖 3-28、臺灣紅榨槭-臺灣赤楊群叢之臺灣赤楊於全園區及非熱區中樣區植株的胸高徑級結構圖。.....3-53
- 圖 3-29、臺灣山桂花-臺灣赤楊群叢之臺灣山桂花全園區之植株的胸高徑級結構圖。.....3-54
- 圖 3-30、青剛櫟-細葉饅頭果群叢之青剛櫟及細葉饅頭果全園區與熱區植株的胸高徑級結構圖。.....3-55
- 圖 3-31、鵝掌柴-臺灣肉桂群叢之臺灣肉桂本次調查之全園區及熱區植株的胸高徑級結構圖。.....3-57
- 圖 3-32、長葉木薑子-大葉石櫟群叢之長葉木薑子及大葉石櫟全園區及熱區植株的胸高徑級結構圖。.....3-59
- 圖 3-33、細枝柃木-長葉木薑子群叢之長葉木薑子及細枝柃木全園區及熱區的胸高徑級結構圖。.....3-61
- 圖 3-34、巒大花楸-臺灣冷杉群叢之臺灣冷杉全園區的胸高徑級結構。.....3-63
- 圖 3-35、本研究調查天然植被樣區(剔除群叢 a、i)之降趨對應分析圖。群叢代號分別為 b.臺灣華山松-臺灣二葉松群叢(*Pinus armandii* var. *mastersiana*-*Pinus taiwanensis* association); c.臺灣紅榨槭-臺灣赤楊群叢(*Acer morrisonense*-*Alnus formosana* association); d.臺灣山桂花-臺灣赤楊群叢(*Maesa peralaria* var. *formosana*-*Alnus formosana* association)、e.青剛櫟-細葉饅頭果群叢(*Quercus glauca* var. *glauca*-*Glochidion rubrum* association); f.鵝掌柴-臺灣肉桂群叢(*Schefflera octophylla*-*Cinnamomum insularimontanum* association); g.長葉木薑子-大葉石櫟群叢(*Litsea acuminata*-*Lithocarpus kawakamii* association); h.細枝柃木-長葉木薑子群叢(*Eurya loquaiana*-*Litsea acuminata* association)。.....3-70
- 圖 3-36、本研究調查天然植被樣區(剔除群叢 a、i)之典型對應分析圖。群叢代號分別為 b.臺灣華山松-臺灣二葉松群叢(*Pinus armandii* var. *mastersiana*-*Pinus taiwanensis* association)、c.臺灣紅榨槭-臺灣赤楊群叢(*Acer morrisonense*-*Alnus formosana* association)、d.臺灣山桂花-臺灣赤楊群叢(*Maesa peralaria* var. *formosana*-*Alnus formosana* association)、e.青剛櫟-細葉饅頭果群叢(*Quercus glauca* var. *glauca*-*Glochidion rubrum* association)、f.鵝掌柴-臺灣肉桂群叢(*Schefflera octophylla*-*Cinnamomum insularimontanum* association)、g.長葉木薑子-大葉石櫟群叢(*Litsea acuminata*-*Lithocarpus kawakamii* association)、h.細枝柃木-長葉木薑子群叢(*Eurya loquaiana*-*Litsea acuminata* association)。.....3-73
- 圖 3-37、玉山國家公園樟科、殼斗科及薔薇科於臺灣黑熊熱區及非熱區之 IVI 值盒鬚圖。.....3-78
- 圖 3-38、玉山國家公園人造衛星追蹤 15 隻臺灣黑熊於 6 至 9 月之核密度活動範圍與樟科 IVI 熱區之分布。(A)核密度與 IVI 比較;(B)樟科植

物之 IVI 圖。.....	3-82
圖 3-39、玉山國家公園人造衛星追蹤 15 隻臺灣黑熊於 10 至 12 月之核密度活動範圍與殼斗科 IVI 熱區之分布。(A)核密度與 IVI 比較；(B)殼斗科植物之 IVI 圖。.....	3-83
圖 4-1、建立臺灣黑熊毛囊之非侵入性遺傳檢測技術研究流程圖。.....	4-4
圖 4-2、熊毛陷阱架設地點。於玉山國家公園西側楠溪林道，與東側瓦拉米步道前段各架設 3 座熊毛陷阱。.....	4-9
圖 4-3、新鮮歐亞野豬(左)與臺灣黑熊(右)毛囊於解剖顯微鏡下之成像。歐亞野豬毛髮結構較粗，且毛囊組織均有明顯鈍端；臺灣黑熊毛囊具有明顯鈍端特徵(白色箭頭)，無毛囊的毛髮樣本則僅具平滑的毛髮結構(黑色箭頭)。.....	4-20
圖 4-4、野外存放約 7 日(左)與約 60 日(右)的熊毛毛囊於解剖顯微鏡下之成像。臺灣黑熊毛囊具有明顯鈍端特徵(白色箭頭)，野外存放天數不同的熊毛樣本，在毛囊結構完整性上具有差異。.....	4-20
圖 4-5、以即時定量聚合酶連鎖反應之絕對定量的方式，比較不同月份(5 月、6 月、7 月、9 月)與不同保存時間下熊毛 DNA 的濃度差異。.....	4-26
圖 4-6、於楠溪林道架設之大力膠帶(左)與熊毛陷阱(右)。.....	4-28
圖 4-7、楠溪林道熊毛陷阱有效鑑定物種類群數量。於 46 筆有效物種鑑定結果中，有 27 筆來自長鬃山羊、7 筆來自臺灣黑熊、4 筆來自臺灣水鹿、3 筆來自白鼻心、1 筆來自臺灣獼猴、1 筆來自黃喉貂、1 筆來自黃鼠狼、1 筆來自白面鼯鼠與 1 筆來自家貓。.....	4-28
圖 4-8、瓦拉米樣區熊毛陷阱有效鑑定物種類群數量。於 21 筆有效物種鑑定結果中，有 15 筆來自臺灣黑熊、3 筆來自家犬、2 筆山羌與 1 筆來自長鬃山羊。.....	4-32
圖 4-9、來自玉山國家公園與大雪山森林遊樂區，以及其他救傷個體共計 39 頭黑熊分派檢定。五碼數字註記者為個體發報器編號，其餘為熊毛來源，同樣顏色表示具有相近的遺傳結構，綠色個體均為玉山國家公園或園區周邊環境捕捉到的黑熊、橘色個體則為大雪山捕捉繫放的黑熊。.....	4-32
圖 4-10、微衛星標記 PCR 反應與臺灣黑熊引子專一性測試。M：GeneRuler 100 bp Plus DNA Ladder (100 ng)；NC：負控制組；53-61：測試所採用的黏合溫度(°C)；G1A 為不具有專一性的引子對，G1D 則具有臺灣黑熊黏合專一性。.....	4-33

表目錄

表 2-1、建立玉山國家公園地區臺灣黑熊占據模型所利用的各項環境因子圖層說明及資料來源。.....	2-13
表 2-2、研究樣區內遊憩壓力之分級及定義。.....	2-15
表 2-3、建構玉山國家公園地區臺灣黑熊族群占據模型所使用 8 個環境變數之間的斯皮爾曼相關係數。.....	2-16
表 2-4、玉山國家公園紅外線自動照相機(n=76)監測各樣點記錄物種 OI 值。.....	2-34
表 2-5、玉山國家公園自動相機監測臺灣黑熊母子組的出現紀錄(n=17)。.....	2-51
表 2-6、建構棲地占據模型之協變量於已調查 2×2 km ² 網格(observed, n=71)和樣區所有網格(expected, n=339)之平均值、標準偏差、最大值與最小值。.....	2-56
表 2-7、玉山國家公園地區臺灣黑熊棲地占據模型 $\Delta AICc < 2$ 的 2 個參考模型。.....	2-60
表 2-8、 $\Delta AICc < 2$ 的棲地占據模型中，影響玉山國家公園臺灣黑熊占據率各變量之 beta (β) 係數和標準誤差(SE)。.....	2-60
表 2-9、棲地占據預測模型與各變量之 beta (β) 係數、標準誤差(SE)、標準分數(z)和 p 值。.....	2-61
表 2-10、黑熊痕跡穿越帶之環境資訊及黑熊痕跡調查結果。.....	2-67
表 2-11、以 100%MCP，以及 95%wAKDE、50%wAKDE 估計玉山國家公園 6 隻臺灣黑熊之活動範圍大小(單位：km ²)。.....	2-74
表 2-12、利用最小凸多邊形法(100%MCP)計算玉山國家公園臺灣黑熊活動範圍重疊率。.....	2-76
表 2-13、利用 95%加權自相關核密度估計法(wAKDE)計算玉山國家公園臺灣黑熊活動範圍重疊率。.....	2-76
表 2-14、利用 50%加權自相關核密度估計法(wAKDE)計算玉山國家公園臺灣黑熊活動範圍重疊率。.....	2-76
表 2-15、利用最小凸多邊形法(100% MCP)，以及 95%、50%加權自相關核密度估計法(wAKDE)估算玉山國家公園臺灣黑熊四季的活動範圍(km ²)。.....	2-79
表 3-1、玉山國家公園園區各坡度分級面積表。.....	3-9
表 3-2、玉山國家公園園區各坡向分布表。.....	3-9
表 3-3、相對重要值指數八分級制轉換表(Gauch 1982)。.....	3-20
表 3-4、玉山國家公園樣區維管束植物資源統計表。.....	3-29
表 3-5、玉山國家公園維管束植物與全臺灣各類維管束植物種數統計表。.....	3-29
表 3-6、玉山國家公園臺灣黑熊棲地內維管束植物較高之科別統計表。....	

.....	3-30
表 3-7、臺灣黑熊活動熱區及非熱區之植群類型及樣區分布。	3-36
表 3-8、本研究調查天然植被之植物樣區降趨對應分析。	3-68
表 3-9、本研究調查天然植被樣區(剔除群叢 a、i)之降趨對應分析。 ..	3-69
表 3-10、本研究調查天然植被樣區(剔除群叢 a、i)之典型對應分析。 ..	3-69
表 3-11、本研究調查天然植被樣區(剔除群叢 a、i)之環境因子和各軸相關 性係數表。	3-72
表 3-12、植群樣區集中分布於臺灣黑熊熱區或非熱區之群叢各項環境因子 比較。	3-74
表 3-13、植群樣區於臺灣黑熊熱區及非熱區皆有分布之群叢各項環境因子 比較。	3-75
表 3-14、玉山國家公園樟科、殼斗科及薔薇科於臺灣黑熊熱區及非熱區之 IVI 值統計。	3-77
表 3-15、臺灣黑熊食用名錄之圈養觀察及野外觀察植物統計。	3-79
表 3-16、野外及圈養觀察之臺灣黑熊食用名錄之植物類型統計。	3-79
表 3-17、野外及圈養觀察臺灣黑熊食用之維管束植物統計。	3-80
表 4-1、臺灣黑熊微衛星標記之螢光引子序列。	4-14
表 4-2、國外 16 組熊屬動物微衛星標記。	4-18
表 4-3、三種基因組 DNA 萃取方法於不同熊毛根數組別檢測之 DNA 濃度。	4-23
表 4-4、歐亞野豬來源毛囊 DNA 於三種不同基因組 DNA 萃取方法中不同 毛髮根數於粒線體與核基因序列擴增成功率。	4-23
表 4-5、不同臺灣黑熊來源毛囊 DNA 於三種基因組 DNA 萃取方法中不同 毛髮根數於粒線體與核基因序列擴增成功率。	4-23
表 4-6、熊毛毛囊 DNA 以粒線體細胞色素 b 序列進行聚合酶連鎖反應之各 處理組別 DNA 相對濃度。	4-25
表 4-7、瓦拉米與楠溪樣區 12 筆黑熊毛髮樣本遺傳分析結果。	4-29
表 4-8、玉山國家公園內黑熊之全同胞機率計算結果。	4-31
表 4-9、玉山國家公園內東西側族群基因交流檢測結果。	4-31
表 4-10、對臺灣黑熊具專一性之九組微衛星標記及其最適黏合溫度。 ..	4-34
表 4-11、各微衛星標記、多型性資訊含量、個體鑑別率。	4-38
表 4-12、各標記於臺灣黑熊大雪山族群(n=5)及玉山族群(n=5)的 $P_{(ID)}$ 及 $P_{(ID) sib}$ 值。	4-38
表 4-13、各標記於 WHICHLOCI 排名與族群分派能力分數。	4-39

摘要

臺灣黑熊(*Ursus thibetanus formosanus*)是臺灣唯一原生態類動物，兼具重要之生態角色及保育功能，目前列為「野生動物保育法」之瀕臨絕種保育類野生動物。玉山國家公園為國內目前唯一已知的臺灣黑熊高密度代表族群，且為國內長期研究此物種的樣區，是臺灣黑熊生態習性及保育科研資料累積最豐富的區域。本計畫期程自 2023 年 3 月 24 日至 2024 年 12 月 31 日，執行計畫內容包括：(1)建構全園區臺灣黑熊及中大型哺乳動物族群相對豐度及時空分布之長期監測系統；(2)利用歷年人造衛星資料或相機資料，進行全園區植群分析，釐清黑熊出現熱點之實際植被及棲地環境因子，與黑熊活動範圍或棲地利用之關聯性；(3)發展以臺灣黑熊毛囊細胞為材料之非侵入性遺傳檢測技術，作為未來野外黑熊族群監測技術之依據；(4)延續前期公民科學家、志工參與保育臺灣黑熊之監測，並召開公民科學家成果發表會。

自動相機監測於 2022 年 4 月 5 日至 2024 年 3 月 26 日共記錄包含臺灣黑熊等 12 種臺灣原生中大型哺乳動物。監測到黑熊的自動相機比例近三分之二，共記錄到 261 筆黑熊有效影像資料，出現指數(OI 值)為 0.42。黑熊 OI 值大於 0.5 的樣點高達 26.3%，最高者為 D11s 阿桑來嘎西稜(3.56)。其它中大型動物出現指數依高至低為臺灣水鹿(OI=22.33)、臺灣山羌(OI=13.25)、臺灣獼猴(OI=7.80)、臺灣野豬 (OI=2.45)、臺灣野山羊(OI=2.24)、黃喉貂(OI=1.24)、白鼻心(OI=0.77)、鼬獾 (OI=0.72)、黃鼠狼(OI=0.54)、食蟹獾(OI=0.18)，以及臺灣穿山甲(OI=0.003)，非臺灣原生物種，則記錄到家犬(0.003)。監測期間共記錄到 11 組母子熊組成，有 9 成出現於東部園區。

占據模型使用持續 6 個月調查季的相機資料進行分析，黑熊有效影片數為 96 筆，偵測到黑熊的樣點為 45%，未納入變量的空模型($\psi(\cdot)$ 、 $p(\cdot)$)占據率為 0.57 (SD=0.08)，偵測率為 0.14 (SD=0.02)。占據率與變量呈負相關趨勢者為海拔，呈正相關趨勢的變量為地形位置指數(TPI)，與聚落最近距離小於 7.5 km 時，占據率隨著與聚落距離越遠而增加，但距離大於 15 km 時，占據率隨著與聚落距離越遠而減少。就占據率預測圖來看，黑熊占據率較高且範圍連續的區域有三區：(1)園區東部拉庫拉庫溪

流域，也是高占據率面積相對最大且連續的範圍，屬於花蓮縣卓溪鄉，(2)中央山脈西側荖濃溪一帶和楠溪林道，以及(3)園區北側郡大無雙和盆駒山一帶。

黑熊痕跡調查中，沿線調查共紀錄 175 個熊痕跡，分布介於海拔 466-3,412 m，海拔 1,000-2,000 m 紀錄之熊痕跡佔 63.1%。共完成 30 條穿越帶調查，樣帶內有熊痕跡的比例為 83.3%，熊痕跡密度 10.4 ± 10.3 個/ha，海拔 1,500-2,000 m 密度最高(17.5 ± 11.7 個/ha, $n=12$)。園區東部(11.6 ± 8.6 個/ha, $n=19$)及西部(8.5 ± 13.0 個/ha, $n=11$)的穿越帶熊痕跡密度無顯著差異。與早期研究比較，本研究之樣帶有熊痕跡比例及熊痕跡密度皆較高，但未呈顯著差異。共記錄辨識出 31 種熊樹(有黑熊爬上樹的痕跡，常與其覓食行為有關)，半數為殼斗科($n=10$ 種)及樟科($n=7$ 種)；蜂窩食痕則大部分出現在針葉樹種為優勢的森林類型中。

人造衛星追蹤 6 隻臺灣黑熊之 100%MCP 活動範圍介於 38.9-257.3 km^2 不等，平均為 141.9 ± 91.3 km^2 ，95%wAKDE 估計範圍平均為 140.4 ± 75.3 km^2 。全數個體活動範圍均涵蓋國家公園以外區域，分布於園區東部(拉庫拉庫河流域)或西部(荖濃溪和楠梓仙溪，以及陳有蘭溪上游)的個體活動範圍並無任何重疊，但各區的個體則彼此廣泛重疊，100%MCP 重疊率為 5.4-100%，平均重疊率 $38.0 \pm 29.9\%$ 。活動模式顯示臺灣黑熊多於白天活動，且有晨昏活動高峰。於櫟實季(10-12 月)在夜間的活動量有增加的現象。

綜合資源選擇函數結果顯示，黑熊對於崎嶇的地表有顯著選擇性，對於海拔和道路距離(對數變換)則有顯著負相關，另相較於闊葉林，對其他森林覆蓋類型有顯著的趨避性。棲息地適合度預測顯示較適合黑熊分布的地區有 4 區：玉山國家公園東南部的拉庫拉庫河流域附近、中央山脈以西的楠梓仙河流域、園區北部的陳有蘭溪和無雙山一帶、以及西南部的南橫公路以南區域。

以無線電人造衛星追蹤記錄之 15 隻臺灣黑熊定位點，運用 k-means 分群法搭配棲息地適合度預測分級，劃分黑熊活動熱區及非熱區，作為主要植物樣區調查地點。本研究共設 100 個 10×25 m^2 的樣區，進行森林植群與環境因子的調查。利用雙向指標種分析(Two - Way Indicator Species

Analysis, TWINSpan)、降趨對應分析(Detrended Correspondence Analysis, DCA)及典型對應分析(Canonical Correlation Analysis, CCA)，探討植物社會與環境因子之間的關聯性。在調查過程中共記錄了 121 科 330 屬 595 種維管束植物，並依據特徵種與優勢種，將樣區劃分為 9 個植群類型：厚葉柃木-臺灣鐵杉群叢(*Eurya glaberrima* - *Tsuga chinensis* var. *formosana* association)、臺灣華山松-臺灣二葉松群叢(*Pinus armandii* var. *mastersiana* - *Pinus taiwanensis* association)、臺灣紅榨槭-臺灣赤楊群叢(*Acer morrisonense* - *Alnus formosana* association)、臺灣山桂花-臺灣赤楊群叢(*Maesa perlaria* var. *formosana* - *Alnus formosana* association)、青剛櫟-細葉饅頭果群叢(*Quercus glauca* - *Glochidion rubrum* association)、鵝掌柴-臺灣肉桂群叢(*Schefflera octophylla* - *Cinnamomum insularimontanum* association)、長葉木薑子-大葉石櫟群叢(*Litsea acuminata* - *Lithocarpus kawakamii* association)、細枝柃木-長葉木薑子群叢(*Eurya loquaiana* - *Litsea acuminata* association)、巒大花楸-臺灣冷杉群叢(*Sorbus randaiensis* - *Abies kawakamii* association)，徑級結構分析結果顯示，樣區內森林多為演替後期的成熟森林。典型對應分析結果指出，海拔、坡向、土壤含石率及土壤 pH 值等四個環境因子與植群類型之間的相關性達到極顯著水準。比對臺灣黑熊的食性資料與樣區植群組成，推測臺灣黑熊的植物資源利用模式，殼斗科(Fagaceae)大致為 10 至 12 月、樟科(Lauraceae)為 6 至 9 月，薔薇科(Rosaceae)則較為分散。並利用第四次森林資源調查及樣區資料之殼斗科、樟科重要值指數進行植相與臺灣黑熊季節性活動的初步探討。本研究結果提供了臺灣黑熊對棲地植群偏好的生態學依據，並為未來保育措施的制定提供證據支持。

本研究已建立新鮮臺灣黑熊毛髮樣本 DNA 抽取標準操作流程，並執行新鮮熊毛於高海拔環境降解試驗，確認以週次為一循環收集熊毛，仍可提取出可進行個體鑑別之足量基因組 DNA。於楠溪林道與瓦拉米步道的共架設完成野外熊毛陷阱 6 處，兩樣區各執行 4 次樣本採集，每次循環一個月，共採集楠溪毛髮樣本 65 份與瓦拉米毛髮樣本 28 份，經物種鑑別後確認於楠溪(n=7 筆)與瓦拉米(n=15 筆)共採集 22 筆黑熊樣本，顯示鐵刺網與大力膠帶陷阱採集法，雖具有較低的物種專一性，採集之毛囊 DNA 卻仍具進行個體鑑別的能力。將熊毛樣本與過往捕捉繫放個體及救

傷個體之基因庫進行親屬關係比對，結果顯示部分個體具有潛在的手足關係。此外，團隊亦執行國外微衛星標記的可利用性評估，顯示 16 組微衛星標記中有 6 組可以有效反應臺灣黑熊族群遺傳多樣性，並且具有大雪山黑熊族群與玉山黑熊族群的鑑別能力，可配合原本自臺灣黑熊基因組中開發的 8 組微衛星基因座，提升黑熊族群遺傳及其他地區亞洲黑熊親緣地理分析中的細緻度，以其應用於未來相關保育經營管理作業。

玉山國家公園經長年的調查資料顯示轄區臺灣黑熊呈穩定成長的族群趨勢，提供瀕危物種族群復育的正向進展。雖然尚無充分證據表明全島臺灣黑熊族群已脫離險境，但公眾的日益關注和更積極有效的管理正在為實現未來的保育目標奠定良好的基礎。除了維繫原本高品質的自然棲地環境和落實國家公園鄰近地區生態緩衝區功能的長期目標之外，建議系統性地持續族群監測計畫，並於族群相對豐度較高的熱區和其鄰近的轄區外區域，持續擴大和深化鄰近聚落的友善黑熊教育宣導，並鼓勵地方社區參與生態監測和相關決策，以及強化不同相關管理單位之間的合作，以協力落實相關經營管理措施和統籌運用保育資源。

關鍵字：臺灣黑熊、人造衛星定位追蹤、公民科學家、自動照相機、棲地適合度、占據率、森林社會結構、遺傳檢測、族群監測

第壹章、整合計畫緣起與主旨

一、計畫緣起

臺灣黑熊(*Ursus thibetanus formosanus*)是亞洲黑熊的瀕危亞種，臺灣與亞洲大陸和日本的其他六個亞種在地理上隔絕(Garshelis 2009)。亞洲黑熊被國際自然保育聯盟列為「易危」(Vulnerable, VU)等級(IUCN 2024)。臺灣黑熊也是臺灣唯一原生態類動物，兼具重要之生態角色及保育功能，目前列為「瀕臨絕種」保育類動物。玉山國家公園為國內目前唯一已知的臺灣黑熊高密度代表族群，且為國內長期研究此物種的樣區，是臺灣黑熊生態習性科研資料累積最豐富的區域。玉山國家公園自 1998 年起是目前國內唯一長期進行臺灣黑熊野外族群監測研究的樣區，包含捕捉繫放和無線電追蹤(Hwang 2003; Hwang and Garshelis 2007; Hwang et al. 2010)，是國內黑熊生態習性及保育科研資料累積最豐富的樣區。玉山國家公園確認為目前唯一代表臺灣黑熊族群之高密度樣區(high-density benchmark)(黃美秀等 2010)，此地區臺灣黑熊族群可謂全島臺灣黑熊之核心族群，對於維繫全島臺灣黑熊族群的存續力具有深遠的影響。

臺灣黑熊因其廣闊且季節性的移動(movement)和播遷(dispersal)模式，加上玉山國家公園和鄰近保護區內有限的人為干擾，對全島的黑熊族群具有潛在的營救效應(rescue effect)。根據近年來各項研究調查或黑熊救傷通報資料顯示，鄰近園區外圍區域的黑熊出現頻率亦有增加的趨勢。然根據近期玉山國家公園捕捉繫放的研究成果(黃美秀等 2022)，以及近年於全島 20 個黑熊潛在棲地的樣區野外調查(黃美秀等 2012)，或死亡及救傷通報資料(黃美秀等 2023)，皆顯示臺灣黑熊當前仍面臨非法狩獵活動，或基於野生動物危害防治等人為因素而導致黑熊缺趾、斷掌甚或死亡的情況。因此，掌握玉山國家公園臺灣黑熊關鍵族群於全區的分布情況，以及瞭解可能影響的重要因素，實有保育和經營管理之必要性。

臺灣黑熊為以植物為主食的雜食性動物，活動和移動模式受到季節性植物食物豐度(尤其是樟科和殼斗科果實)的影響(Hwang et al. 2010)。在玉山國家公園地區，目前已知東側園區之大分地區，優勢的植物青剛櫟分布面積雖不及 10 km²，但其物候週期及結果量的變動，對於臺灣黑熊的活動和移動有決定性的影響(Hwang et al. 2010)。秋冬季青剛櫟堅果產量高時，吸引臺灣黑熊

大量聚集取食堅果，直至果季結束便離散至國家公園外圍的區域活動。野外黑熊的生態習性研究資料，包括食性，目前多侷限於秋冬季節，故除此之外，就園區更大的地景尺度而論，釐清臺灣黑熊的分布與植物社會的關係，將有助於進一步了解轄區臺灣黑熊的移動和分布的時空變化。

瀕危物種的族群估算一向是保育的關鍵議題，然對於活動範圍廣大和地形崎嶇且森林茂密的棲息環境，大型而獨自活動的熊類研究則具有相當的挑戰性(Hwang et al. 2010)。過去美洲黑熊(*Ursus americanus*)和棕熊(*Ursus arctos*)的族群結構和豐度研究皆已有確立，研究者廣泛的使用狩獵、目擊和標記-捉放等方法來獲得的數據，方法學已經有很好的發展(Pelton 2003; Garshelis and Hristienko 2006; Mowat et al. 2013)。然而，這些方法不適用於數據稀少的小族群或受威脅物種。尤其對於陷阱敏感性高或個體數量少的物種，如臺灣黑熊。雖然臺灣已建立藉由排遺 DNA 分析臺灣黑熊族群遺傳結構的技術，但野外黑熊排遺收集不易，且需要新鮮的樣本，因此若能建立適合的毛髮(囊)捕捉陷阱，同時成功抽取毛囊中微量 DNA 以鑑定個體遺傳特徵，將能提升野外臺灣黑熊的族群的遺傳監測效能。此法已經廣泛大範圍地應用於歐美地區(Proctor et al. 2022)。因此，開發建立及評估非入侵法的遺傳檢定技術，對於野外臺灣黑熊族群的遺傳和族群估計具有相當的價值。

因此，本研究旨在建構玉山國家公園地區臺灣黑熊於不同時間和空間尺度下的之分布模式，包括個體的移動模式，以及族群的占據率和棲息地適合度分布，並探討可能影響的自然和人為因素。透過黑熊活動熱區的分布情況，探討相對應的植群社會特徵，並建構園區潛在黑熊植物性食物資源和相對豐度之分布圖，作為探討可能影響黑熊棲地利用的重要資源環境因子。最後，為發展野外臺灣黑熊族群估算的技術平台，本計畫亦利用歐美地區常見的熊毛陷阱(hair trap)，並搭配國外已開發之作為個體鑑別之微衛星遺傳分子標記，分析和評估此法應用於野外臺灣黑熊族群研究的可行性，以提供長期族群監測技術建議。

二、研究樣區－玉山國家公園

玉山國家公園位居臺灣中央地帶(23.1190°N, 121.1100°E)，成立於1985年，園區面積103,121.4 ha，屬亞熱帶高山型國家公園，其最高玉山主峰海拔3,952 m，為東北亞第一高峰。玉山地區年平均氣溫，海拔1,000 m處為20°C；2,500 m處為10°C；3,500 m以上則為5°C。而年平均雨量約為300-470 mm，其中5月及6月上旬為梅雨期，雨季長而雨量較少；6-8月則進入颱風及夏日暴雨期，入冬以後雨量則明顯減少，11-12月為旱季，為無雨或少雨季節，整體而言為夏雨集中之氣候型態。

根據臺灣全島性的臺灣黑熊分布調查及預測模式發現，玉山國家公園確認為目前唯一代表臺灣黑熊族群之高密度樣區(high-density benchmark) (黃美秀等 2010)。東側園區之大分地區(23.37361°N, 121.08916°E)為臺灣黑熊及許多中大型哺乳動物之重要棲息地，標高1,320 m，位於玉山國家公園東部園區境內，花蓮縣卓溪鄉拉庫拉庫溪流流域南岸。從花蓮縣南安管理站旁的瓦拉米步道進入大分山區，沿途經過瓦拉米、抱崖山屋，總行程約40 km，需步行3日才能抵達。大分地區現存遺址顯示早期布農族人與日治時期日本人曾活躍於此地區(林一宏 2005)。該地優勢林型為細葉饅頭果-青剛櫟型(*Glochidion rubrum*-*C. glauca*)，並可細分為臺灣肉桂-青剛櫟(*Cinnamomum insulari montanum*-*C. glauca*)及金毛杜鵑-臺灣二葉松(*Rhododendron oldhamii*-*Pinus taiwanensis*)二亞型(黃美秀等 2009)。此區青剛櫟分布面積雖不及10 km²，但其物候週期及結果量的變動，對於臺灣黑熊的活動和移動有決定性的影響(Hwang et al. 2010；Hwang and Garshelis 2007)。秋冬季青剛櫟堅果產量高時，吸引臺灣黑熊大量聚集取食堅果，直至果季結束便離開該區，有些個體甚至會長距離移動國家公園外圍的區域活動(Hwang et al. 2010；林宛青 2017)。大分遂為目前全島所知最可能有效掌握黑熊族群動態之處，也是本團隊自1998年以來長期研究及監測臺灣黑熊的樣區。

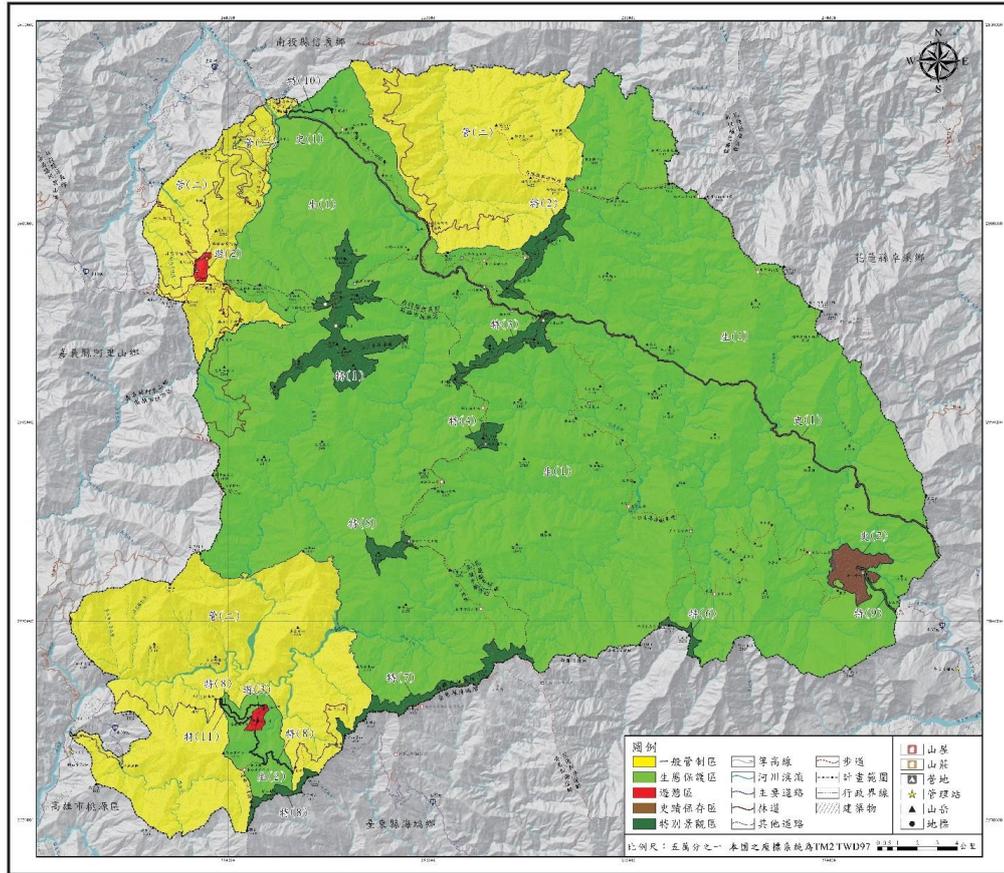


圖 1-1、研究樣區玉山國家公園地區之地理位置。(第 4 次通盤檢討計劃圖，資料來源：玉山國家公園管理處)。

三、計畫目標與主要工作項目

本計畫研究主要涵蓋玉山國家公園地區臺灣黑熊族群豐度和生態習性、臺灣黑熊分布熱區之植物社會特徵，以及遺傳檢測平台和野外取樣技術之建構和評估(圖 1-2)。

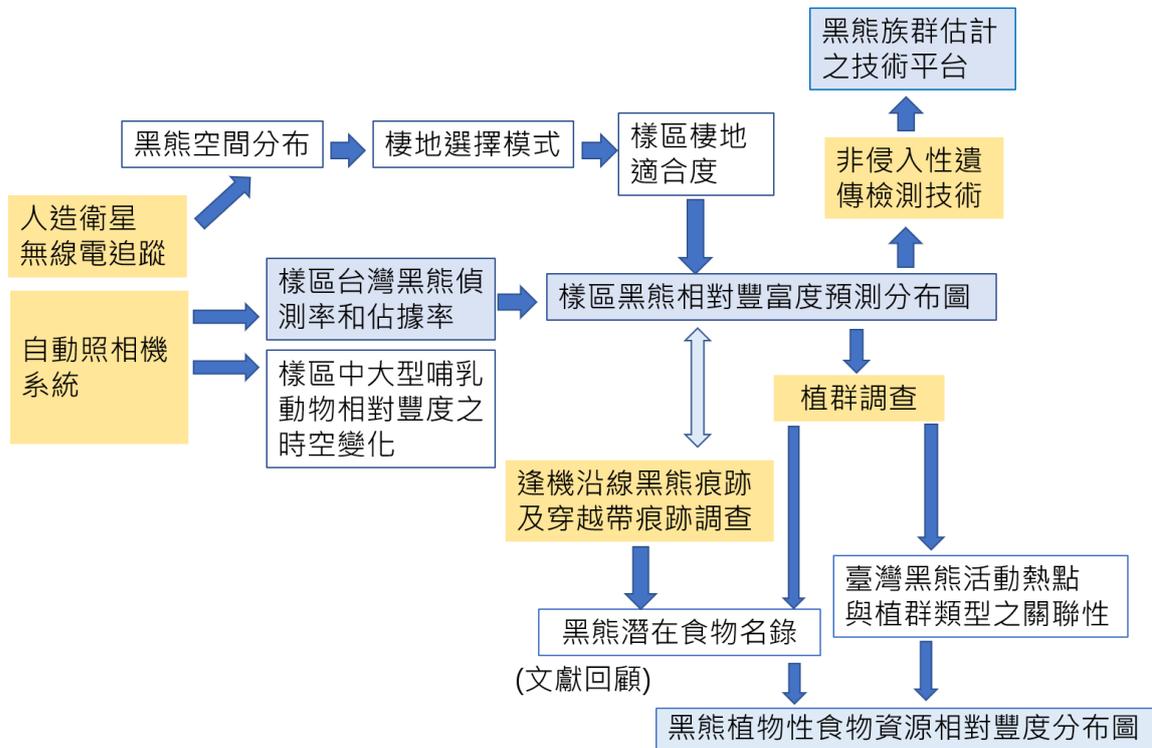


圖 1-2、本計畫研究架構圖。

計畫主要工作四項，分述如下：

(一)建構全園區臺灣黑熊和中大型哺乳動物族群相對豐度，以及時空分布之監測系統

1.以 108-111 年於玉山國家公園園區(例如：西北園區楠溪林道、南部園區新康橫斷步道、東部園區瓦拉米步道等)已布設之自動照相機監測樣線為基礎，結合 108-111 年前期已培訓和建構之公民科學家系統進行野生動物監測，建立園區野生動物相對豐度資訊。

2.調查期間沿途收集黑熊出沒痕跡，並進行樣帶黑熊痕跡調查，作為瞭解黑熊生態習性及食性之參考依據。

3.評估園區內臺灣黑熊出沒之熱點及非熱點區活動區域。

4.持續前期研究計畫已捕捉繫放之臺灣黑熊人造衛星追蹤(n=6)、活動範圍、棲地分布等生態習性調查及資料分析。

(二)分析全園區臺灣黑熊活動範圍及棲地利用熱點與植群類型之關聯性

1.比較臺灣黑熊活動範圍或分布熱點之植群特徵，評估臺灣黑熊棲地利用之特性，預測全園區黑熊分布潛勢區域。

2.依據臺灣黑熊於玉山國家公園地區歷年追蹤繫放資料，現地調查並評估臺灣黑熊活動範圍野外植群之組成特色，並比較東西側植群相之差異。

(三)發展以臺灣黑熊毛囊細胞為材料之非侵入性遺傳檢測技術

1.利用圈養黑熊發展穩定之毛囊細胞 DNA 萃取技術。

2.分析國外已開發之微衛星遺傳分子標記是否適用野外臺灣黑熊個體鑑別，以利與其他地區亞洲黑熊進行親緣地理分析。

3.建立野外架設熊毛陷阱、蒐集保存毛囊細胞樣本，以及萃取 DNA 等標準作業流程與技術。

4.比較臺灣黑熊排遺與毛囊樣本採集技術之差異及優劣，並提供長期族群監測技術建議，以及未來臺灣黑熊遺傳保育方向。

(四)公民科學家成果發表會

根據本計畫所獲得的最新之臺灣黑熊研究相關資訊，舉辦至少 1 場實體或線上公民科學家成果發表會。

第貳章、臺灣黑熊及中大型哺乳動物族群相對豐度及時空分布現狀

一、前言

臺灣黑熊是臺灣唯一原產的熊類動物，由於近幾十年來臺灣自然環境過度開發及人為活動頻繁，使得該物種的分布範圍大幅縮減，現多侷限於地形較崎嶇陡峭或高海拔、人為活動較少的山區，其族群也處於受威脅的狀態(Wang 1999; Hwang and Wang 2006；黃美秀等 2012)，為「野生動物保育法」之瀕臨絕種保育類野生動物。

臺灣黑熊的野外數量稀少，習性隱蔽且機警，加上臺灣山區的植群林相複雜、遮蔽度高、地形崎嶇、交通不便，野外研究黑熊相當困難(黃美秀等 2012)。臺灣黑熊的活動範圍廣泛，玉山國家公園是臺灣最早啟動臺灣黑熊無線電追蹤研究的地區。1998-2000 年的研究發現，玉山國家公園臺灣黑熊的活動範圍(最小凸多邊形)為 24-117 km²，平均 53.8 km² (SD=30.1, n=8)(Hwang et al. 2010)。然因早期無線電追蹤系統和野外環境的限制，許多詳細的生態習性資料仍顯不足，包括季節性移動路徑和棲地利用、全年間的活動範圍，以及個體的差異性等。因為徒步追蹤活動於地形複雜地區的大型動物，常有低估動物活動範圍的情況，故近年來許多熊類的生態研究都趨向於利用資料收集之投資報酬率高的人造衛星發報器追蹤系統(Izumiyama and Shiraishi 2004)。本研究團隊於 2014-2016 年間捕捉繫放玉山國家公園 9 隻臺灣黑熊個體，人造衛星追蹤計算活動範圍(最小凸多邊形法)為 20.6-558.3 km²，平均 140.8 km² (SD=170.1)，且 55.6%的個體活動範圍涵蓋國家公園以外的地區(葉子維 2020)。惟這些樣本皆源自於玉山國家公園東部轄區，對於全區黑熊個體的移動模式或棲地利用特色的瞭解恐有所侷限。

然於近期「鳥瞰臺灣黑熊：玉山國家公園臺灣黑熊人造衛星追蹤暨生態監測計畫」中，以人造衛星追蹤 6 隻黑熊個體，發現黑熊活動於國家公園以外的區域範圍和個體比例皆有增加。輔以近年陸續累計的黑熊通報案例頻度增加(黃美秀等 2021)及其他觀察證據顯示，東部轄區的黑熊族群有增長，並且向園區外圍擴散的趨勢(黃美秀等 2022；2023)。然園區位於中央山脈東、西兩側的追蹤個體的活動範圍並無重疊，並且兩區的黑熊的活動棲地環境於海拔和植被環境上皆有所差異(黃美秀等 2022)。因此，持續追蹤現有繫掛頸

圈的黑熊(n=2 隻)，以持續累積相關資料，並進一步釐清影響其活動範圍的重要因素誠屬必要。

人為活動干擾為當前大型食肉目動物保育和經營管理面對最主要的難題，包括棲地喪失、破碎化和開發利用等(Packer et al. 2009)。動物的移動和棲地利用模式遂為探討此議題之關鍵資訊，惟臺灣黑熊於此方面的研究資訊仍十分有限。野生動物的無線電追蹤雖然可以提供個體詳細的活動資訊，卻經常礙於樣本個體數有限而較難具有代表性，故如何掌握一個較大範圍或保護區的熊類分布情況和對於環境資源的利用方式則是經營管理的重要課題，亦即建構全區臺灣黑熊潛在的分布預測圖。

物種的地理分布是評估保育等級的重要指標之一，亦是生物多樣性保育及經營管理的必要資訊。有效的野生動物經營管理繫於能夠瞭解現有族群的地理分布範圍和預測動物對棲息地的需求，以利未來所需採取的積極行動，包括進行重要棲息地復育的位置和方式的選擇，以及評估各種開發或環境變化對於該物種潛在影響的重要參考(Garshelis et al. 2022)。除了臺灣黑熊之外，有鑑於各種偶蹄類皆是臺灣黑熊重要的潛在動物性獵物(Hwang et al. 2002)，因此了解這些動物於玉山國家公園的地理分布和相對豐富度變化，不僅有助於釐清臺灣黑熊的分布，亦有助於國家公園有系統地透過大尺度調查瞭解轄區中大型野生哺乳動物的時空分布。

臺灣黑熊的棲地利用、移動和播遷模式，不僅直接影響族群動態，也影響人熊衝突的發展趨勢。活動範圍(home range)是動物進行日常的活動、如覓食、休息、繁殖、育幼等所需要的活動空間，常受到食物資源的類型、分布和可獲得性等因素影響(Powell et al. 1997)。對於小族群的物種而言，這些自然和人為因素也是影響族群繁殖或遺傳交流的關鍵。空間利用模式資訊，不僅是族群密度估算的基礎，也是提供保護臺灣黑熊重要棲息地和遷移廊道所需之資訊。因此，欲瞭解此核心族群的族群動態，有賴於長期追蹤臺灣黑熊播遷行為、移動路徑和活動範圍的變化，並瞭解可能影響的關鍵因素和機制，如玉山國家公園及周邊潛在棲息地的重要食物資源，以及各種人為干擾活動的類型和程度的時空分布。

除活動範圍之外，棲息地選擇亦為動物利用或適應環境的重要指標。動物會根據各種因子，包含環境因素、生物因素及人為因素等，改變對於棲息地的選擇性，而棲息地選擇對於動物的移動以及族群分布有重要的影響。棲

息地適合度(Habitat suitability)為判斷該棲息地是否能夠提供動物所需的資源(如食物、水源、居所、迴避風險的遮蔽等)的衡量基準，當一棲息地包含足夠資源能夠支持動物所需時，該棲息地則適合該物種居住。但精確的棲息地適合度推估，則必須藉由長期且重複的觀察，對於族群數量較少且活動範圍大的物種(如臺灣黑熊)而言，並非最理想的方式 (Doligez and Boulinier 2008)。因此需要其他衡量標準來量化棲息地的適合度，藉由瞭解動物對於特定環境協變量的選擇及趨避，進而反映動物對於棲息地的潛在偏好和利用程度 (Northrup et al. 2022)。透過瞭解臺灣黑熊對於各個環境因素的選擇及趨避性，得以預測黑熊在研究樣區中對不同適合程度的潛在棲息地的分布情況。

此外，動物的棲息地和空間利用模式的資訊不僅是族群密度估算的基礎，對於小族群物種而言，更是影響族群繁殖或遺傳交流的關鍵。棲地占據模型(Occupancy model, MacKenzie et al. 2017)克服了偵測率不足的問題，目前已被廣泛運用於估算大空間尺度下野生動物族群動態的監測與研究。此法可同時瞭解族群的變動與其棲地環境因子的關聯性，更適用於棲息在複雜地景環境中難以捉摸的物種(MacKenzie et al. 2017; Fuller et al. 2022)。透過蒐集物種出現與否(presence/absence)的調查資料，便能估算目標物種所佔地景面積或單位的比例，意即占據率(Occupancy rate, Ψ)，以建立該物種的空間分布或棲地利用情形(MacKenzie et al. 2017)。

占據模型的主要的數值包括占據率，即經過偵測率修正後推測物種在所有樣區中佔有的比例，以及偵測率(detection probability, p ，即在物種存在樣區的中進行調查時發現物種的機率)。當以適當的樣區選取為前提，規劃大範圍的物種監測時，使用占據率作為參考數據，可以使調查工作變得更加簡便、效率，減少傳統調查方法密集採樣的困難，並降低研究成本，亦增加稀有或不易調查物種在大空間尺度下族群狀態的可得性(Bisi et al. 2019; Fuller et al. 2022)。

玉山國家公園管理處對於轄區臺灣黑熊的族群監測已歷時多年，然多數調查資料多屬區域性或未能有系統地長期持續，全園區大範圍的監測資料仍十分有限；加上黑熊的活動範圍廣泛，偵測率低，更侷限了這些監測指標的詮釋和應用性。因此，本研究採用熊類常見的多種調查技術和分析方法，包括痕跡調查法、紅外線自動相機、無線電追蹤等建構玉山國家公園臺灣黑熊

族群分布模式，並釐清環境因子的影響，並期提供管理單位未來長期監測之依據。

本研究旨在透過不同的調查技術和分析方法探討玉山國家公園地區臺灣黑熊的族群相對豐度和個體活動之時空分布變化，並了解影響分布或棲地選擇的重要因素，同時也藉此機會瞭解其他共域中大型哺乳動物於園區的分布現況。本研究架構如圖 2-1。

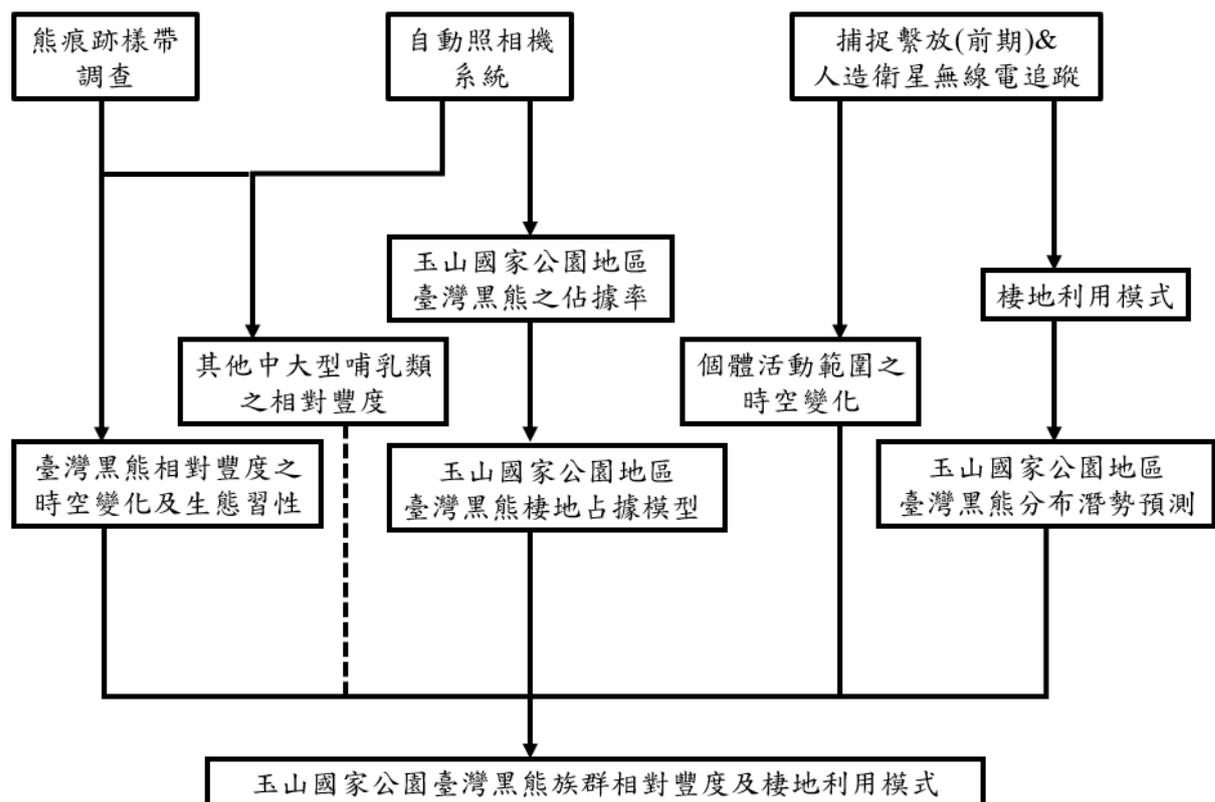


圖 2-1、臺灣黑熊及中大型哺乳動物族群相對豐度及時空分布變化之研究架構。

二、研究方法

為掌握臺灣黑熊及中大型哺乳動物族群相對豐度及其時空分布變化，本計畫以自動照相機監測系統、熊痕跡調查以及捕捉繫放人造衛星無線電追蹤等方式調查，配合棲地占據模型以及分布潛勢預測來評估玉山國家公園的黑熊族群分布情況，各種調查方式詳述如下。

(一)自動照相機監測系統

本計畫以玉山國家公園管理處(簡稱玉管處)前期之 111 年計畫(黃美秀等 2022)已設置的自動照相機監測樣點和樣線(例如：西北園區楠溪林道、南部園區新康橫斷步道、東部園區瓦拉米步道等)為基礎，並延續前期的計畫。相關的照相機器材和監測技術，以及出現指數(裴家騏 2005)計算方式皆延續前期的調查方法。

1.自動照相機設置

本研究採用紅外線自動相機監測(camera trapping)蒐集黑熊在各網格單位中的資料。相機型號為 Reconyx HyperFire 2 (HF2X, Wisconsin, USA)野地版，拍攝模式設定為錄影 10 秒，觸發間隔 1 秒；該款相機的影片觸發速度為 0.24 秒，延遲速度 4.6 秒，紅外線感應距離可達 30 m。約 3 至 4 個月安排一次巡護，更換相機記憶卡與電池。

考量玉山國家公園內部分樣點難以到達，但仍須符合樣點間空間獨立性原則，故樣點挑選之原則如下：(1)盡可能將相機架設於接近 $4 \times 4 \text{ km}^2$ 網格中心點的位置；再者，則應使(2)相鄰網格之樣點盡量相距 2 km 以上。為避免調查期間相機故障或被破壞等意外，在部分網格($n=10$)中架有 2 台相機。現場架設位置挑選遠離人為活動的小徑，並架於獸徑交會處附近，以增加拍攝目標物種的機率(Hofmeester et al. 2021)；同時盡量設置於茂密樹冠層底下，以降低光照變化造成空拍的機率(黃美秀、簡熒芸 2007)，並置於離地約 50 至 60 cm 的樹幹上，以平視或稍微俯角架設。每個樣點至少監測 30 天，低於 30 天則視為未調查(TEAM Network 2011)。拍攝過程中相機若被野生動物破壞或移動至不合理的拍攝角度，導致監測提前中斷，則自事件發生後之資料將不採用。

將玉山國家公園劃分為 76 格 $4 \times 4 \text{ km}^2$ 的自動照相機監測網格，其中部分網格(n=9)因地形困難不易到達，未能架設相機，故調查涵蓋 67 相機網格(圖 2-2)。

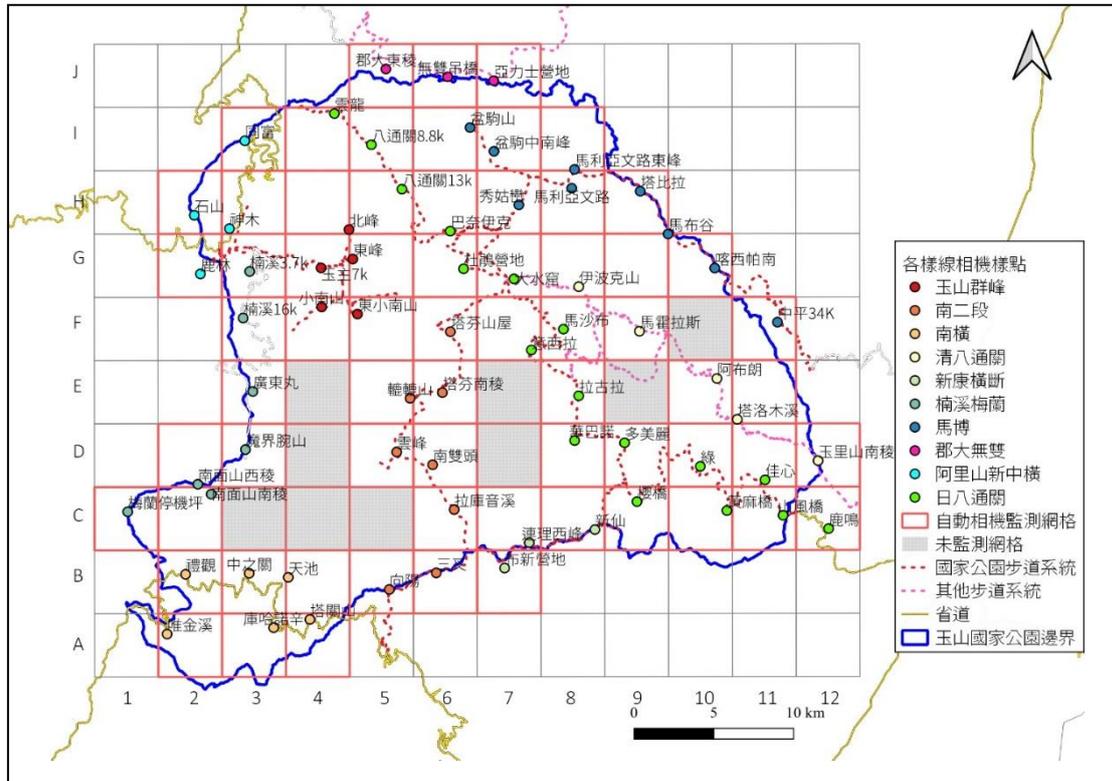


圖 2-2、玉山國家公園紅外線自動照相機監測樣點地圖。網格面積為 $4 \times 4 \text{ km}^2$ 。將樣區劃分為 76 格，其中部分網格(n=9)因地形艱困不易到達，故未能架設相機(資料來源：黃美秀等 2022)。

2. 臺灣黑熊等中大型哺乳動物之長期監測

於篩除故障、干擾及電力耗盡等狀況而未能運作的自動照相機後，計算臺灣黑熊和其他中大型哺乳類出現指數(裴家騏 2005)。出現指數(Occurrence Index, 簡稱 OI 值)計算方式為(一物種在該樣點的有效照片數/該樣點總工作時數) \times 1,000 小時(裴家騏、姜博仁 2002)。有效照片定義為：(1)一個小時內同隻個體連拍只視為一張有效照片；(2)有效照片時間內不辨識個體，且同時拍攝複數以上個體皆視為同一張有效照片(古馥宇 2018)。

除全區的中大型哺乳動物監測，考量樣區的可及度和地景地理變化，本計畫選擇涵括不同區域的 3 條路線的相機，持續收集並累積滿全年四季的完整資料，以利瞭解橫跨不同地景和地理區的監測數據，並比較其時空差異。監測樣線涵蓋日八通關全線，以及阿里山新中橫、楠溪林道和南二段等處(圖 2-2)。

對於自動相機監測所得之臺灣黑熊有效影像紀錄，嘗試以黑熊走動或背對鏡頭時下腹部露出之性徵分辨個體性別，例如公熊的外生殖器和母熊的乳頭；若成熟個體伴有幼熊或亞成熊隨之活動，則該個體視為母熊；又若能辨識出特定個體，比如掛有頸圈或身體有缺毛、疤痕等特徵，縱使不見性徵亦會記錄為最初辨識的性別。

為瞭解臺灣黑熊於影片中出現的行為，本研究將其分成接觸相機和未接觸相機兩類。在未接觸相機行為中細分成 5 類：(1)位移，即進行快或慢的方向性移動，包含行走、奔跑，若未有其他特殊行為，皆視為位移；(2)爬樹，在樹上攀爬，全身離開地面；(3)進食，食用任何食物、喝水。(4)遊戲，指個體之間推拉、抓咬、揮打等不致受傷之互動行為；(5)其他，即未被歸入上述分類的行為。接觸相機行為則分為 3 類：(1)觀察相機，即注意到相機，並對其有觸摸、嗅聞等非破壞性行為；(2)扳動相機，指在接觸相機時，使相機晃動或改變角度；(3)破壞相機，指對相機揮打或啃咬等破壞性行為，而導致相機受損。

(二)臺灣黑熊占據模型

本研究利用棲地占據模型，分析紅外線自動相機偵測之黑熊資料，建構臺灣黑熊族群於玉山國家公園全區的相對占據率分布情況，提供評估樣區內黑熊出沒之潛在熱點及非熱點區活動區域，並分析環境因素對黑熊占據率之影響。

1.樣本單位及模式考量

占據率估計值對於測量占據率的空間尺度(即樣本單位大小)十分敏感(Hartley and Kunin 2003；Nicholson and Van Manen 2009)。根據占據模型原則，樣本單位大小應盡可能涵蓋目標物種活動範圍(MacKenzie et al. 2006)。本研究參考呂竹萱(2024)彙整分析之資料，公熊的平均月活動範圍為 $22.63 \pm 29.11 \text{ km}^2$ ，中位數為 11.23 km^2 。另有學者建議以公熊活動範圍計算樣點間距(Fuller et al. 2022)，則合適的樣點間距應至少大於 3.6 km。本研究以 $4 \times 4 \text{ km}^2$ 的網格輔助相機架設位置的挑選(圖 2-2)，於每個網格中架設至少一台紅外線自動照相機，記錄臺灣黑熊是否出現。

2.占據模型建構

占據模型的前提假設包括(1)每個樣點和每次調查皆為獨立事件；(2)目標物種不會被辨認錯誤；(3)占據率和偵測率在樣點間一致，或其差異可以透過協變量建模解釋(Rovero and Spitalè 2016)。該模式架構乃藉由封閉假設(closure assumption，調查期間物種在樣區內的占據狀態不會改變；意即無移入及移出)，在短時間內重複調查獲得物種的偵測率及原始占據率，並藉由偵測率修正原始占據率以獲得物種在該地區的占據率。根據最近期的研究報告指出，玉山國家公園臺灣黑熊的整體 OI 值為 0.28，監測到黑熊的自動相機站點比例約為 34.8% (黃美秀等 2022)。故假設玉山國家公園之黑熊占據率約為 3 至 4 成。以該假設之估計值查表，選用標準設計的重複調查次數至少需達 2 至 17 次不等(MacKenzie and Royle 2005)。

本研究參考國外熊類或其他大型食肉動物占據模型相關文獻(Linkie et al. 2007；Sollmann et al. 2013；Wong and Linkie 2013；Letro et al. 2020；Guharajan et al. 2021)，選用 15 天的採樣週期離散化(discretize)相機陷阱在調

查季期間紀錄有/無偵測到臺灣黑熊之二元(1/0)資料矩陣，以建立每台相機的偵測歷史(detection histories)。

考量占據預測圖的細緻程度，透過 QGIS Desktop 3.30.3 (QGIS Development Team 2023)於玉山國家公園地區畫設 $2 \times 2 \text{ km}^2$ 網格，作為預測基本單位，國家公園邊界區域如未達網格 1/2 面積則捨棄。所有協變量皆以 2 km 的網格尺度萃取，並按其平均值和 1 個標準差進行縮放，以改善模型的收斂程度。後續使用分析軟體 R (version 4.3.1, R Core Team 2023)中的 “unmarked” (version 1.3.2, Fiske and Chandler 2011 ; Kellner et al., 2023)套件，應用單一物種單季占據模型(single-season modelling, MacKenzie et al. 2002)估算黑熊的偵測率與占據率。最後透過計算偽缺席率(false absence)，即當未考量偵測率時，黑熊存在於某樣點但卻未被偵測到的機率，以及累積偵測率(cumulative detection probability, p^*)，即調查期間能夠在黑熊存在的網格中至少偵測到一次黑熊的機率，檢視調查季是否夠長，提高模型精度和檢測族群趨勢變化的能力(Ficetola et al. 2015 ; Steenweg et al. 2016 ; MacKenzie et al. 2017)。

(1)協變量選擇

欲了解黑熊占據模式與棲地和人為干擾之間的關係，並考量圖層可取得性，本研究挑選三大類別：資源因素(森林覆蓋率、常態化差異植生指標、與河流最近距離)、地理環境(海拔、地形位置指數、地形崎嶇度指數)、人為風險(與聚落最近距離、遊憩壓力等級)，共 8 種樣點協變量，所有變量圖層皆使用 QGIS 3.30.3 (QGIS Development Team 2023)軟體製作並以 $2 \times 2 \text{ km}^2$ 尺度萃取，簡要說明參見表 2-1。

a.森林覆蓋率：

森林性熊類多分布於連續且廣大的森林中(Young and Ruff 1982 ; Zedrosser et al. 2001 ; Yoganand et al. 2006 ; Kozakai et al. 2021 ; Scotson et al. 2021)。臺灣黑熊亦偏好利用針闊葉混合林及闊葉林，推測應該與闊葉樹種提供豐富的果實食物有密切關係(Hwang et al. 2002 ; 吳尹仁 2007 ; Hwang et al. 2010 ; 蔡幸倩 2011)。因此本研究將森林覆蓋率納入協變量分析，即包含針闊葉混合林與闊葉林的面積比例。圖層取自第四次森林資源調查全島森林林

型分布圖(行政院農業部林業及自然保育署 2017)。計算每個 2×2 km² 網格內，此兩類林型覆蓋的面積比例。

b. 常態化差異植生指標

常態化差異植生指標(Normalized Difference Vegetation Index, NDVI, Krieglner et al. 1969)。可用於評估植被生長狀況與森林類型，亦可估算生物量(biomass)、生產力(productivity)、葉綠素含量等植被特性(Pettorelli et al. 2005；Pastor-Guzman et al. 2015；Zhu and Liu 2015；Vicente-Serrano et al. 2016)。圖層取自歐洲太空總署(European Space Agency, ESA)開放資料庫。挑選一張研究樣區含雲量低於 5 %之 Sentinel 2A 於研究期間拍攝之衛星影像，並透過 QGIS 內建 raster calculation 功能計算 NDVI 值(式一)。範圍介於 -1 至 1 之間，值愈大表示植被分布愈密集(Rouse et al. 1974)。再利用 Zonal Statistic 功能計算每個 2×2 km² 網格之 NDVI 平均值。最後以 point sampling tool 萃取每個相機樣點之 NDVI。

$$NDVI = (NIR - RED)/(NIR + RED) \quad (式一)$$

c. 與河流最近距離

水資源是動物基本生理需求，有些熊類的分布或棲地利用會受其影響如棕熊(Ansari and Ghoddousi 2018)和臺灣黑熊(葉子維 2020；彭筱晴 2022)。河流和湖泊沿岸地區的植被亦能提供熊季節性食物資源(Rogers, 1993；Haroldson et al. 2021)。圖層取自經濟部水利署，透過 QGIS 內建之 Shortest line between features 功能計算每個相機樣點與河流之最近距離(單位：km)。

d. 海拔

不同海拔梯度的溫度、植被類型、與食物資源組成等皆有所不同，且低海拔地區亦常具有較高程度的開發與人為干擾活動，皆可能影響熊類對棲息地的利用程度(Mace and Waller 1997；Pop et al. 2018)，於臺灣黑熊亦有諸多論述(蔡幸倩 2011；葉子維 2020；彭筱晴 2022)。圖層取自 20 m 網格數值地形模型(DEM, digital elevation model，內政部地政司 2022)。先利用 Zonal Statistic 功能計算每個 2×2 km² 網格之海拔平均值，將原先解析度 20 m 的 DEM 降解析成 2 km，再以 point sampling tool 萃取相機樣點之海拔高度(單位：m)。

e.地形位置指數

國外文獻指出，熊似乎會避免高山稜線的地形位置，如美洲黑熊和棕熊 (Powell and Mitchell 2006；Steenweg et al. 2016)。但在過去臺灣黑熊無線電追蹤、野外觀察或訪談的經驗中，黑熊似乎被認為較容易出沒在稜線地形(黃美秀 私人通訊)。雖然目前尚未有明確證據指出臺灣黑熊對不同地形位置的利用程度，但本研究嘗試選用此環境變量。地形位置指數(TPI, topographic position index)之計算方式(式二)為，以中心網格海拔(Z_0)扣除周圍 8 個網格的海拔平均(Z_i)，代表中心網格的相對地形位置(賴哲儂、黃俊議 2021)。正 TPI 值表示高於周圍環境平均海拔的位置(稜線)；負 TPI 值表示低於周圍環境的位置(山谷)；TPI 接近零則是指平緩區域(斜率接近零)或坡面(Weiss 2001)。

$$TPI = Z_0 - \bar{Z} = Z_0 - \frac{1}{nR} \sum_{i \in R} Z_i \quad (\text{式二})$$

圖層取自 20 m 網格數值地形模型(DEM，內政部地政司 2022)。將降解析後的海拔圖層透過 QGIS 內建之功能計算每個網格的 TPI 值，再以 point sampling tool 萃取每個相機樣點所屬網格之 TPI (單位：m)。

f.地形崎嶇度指數

不同的地形崎嶇度不僅會影響植物的組成，而較崎嶇的地形除了能夠提供動物躲避天敵，人為干擾程度通常也較低，但卻也同時增加動物活動的困難程度(Kruuk 1986；Nellemann and Thomsen 1994；Canon and Bryant 1997；Powell and Mitchell 1998；Nielsen et al. 2004)。地形崎嶇度指數(TRI, terrain ruggedness index)為計算中心網格海拔(Z_0)與其周圍八個網格間的海拔(Z_i)差，將 8 個海拔差平方後相加，並求其平方根；其代表中心網格與其周圍區域之間的平均海拔變化(式三；Riley et al. 1999)。TRI 恆為正數，值越大表示地形越崎嶇(Riley et al. 1999)。

$$TRI = \sqrt{\sum_{i=1}^8 (|Z_0 - Z_i|)^2} \quad (\text{式三})$$

圖層取自 20 m 網格數值地形模型(DEM，內政部地政司 2022)。先將降解析後的海拔圖層透過 QGIS 內建之功能計算每個網格的 TRI 值，再以 point sampling tool 萃取每個相機樣點所屬網格之 TRI (單位：m)。

在保護區內，生物多樣性的威脅常與保護區邊界或保護區內聚落(human settlement)的人為活動有關(Castrillón-Hoyos et al. 2023)。許多文獻指出，熊類的分布範圍、棲息地利用與活動模式會受到各種形式的人為干擾所影響(Griffiths and Schaik 1993；Rathore 2008；Wei et al. 2018)。臺灣黑熊會避開人為活動頻繁的地區，且樣點可及性與高度遊憩壓力可能影響其占據率和偵測率(吳尹仁 2007；黃美秀等 2010)。不少熊類研究會將與聚落距離、與道路距離、路徑類型等變量作為占據模型中的人為干擾指標(Linkie et al. 2007；Baldwin and Bender 2012；Wong and Linkie 2013；黃美秀等 2013；Castrillón-Hoyos et al. 2023)。但僅根據人類基礎設施間接推斷熊與棲息地的關係恐仍有所不足，還需要進一步衡量人類存在的各種潛在影響(Garshelis 2022)。本研究將人為干擾整理為與聚落最近距離及遊憩壓力等級兩項協變量。

g.與聚落最近距離

聚落(human settlement)一般指有人居住的房子、村莊或城鎮，以及位於相近位置且具有其他用途之建築、基礎設施與公共通道等(Elfström et al. 2014；Nuissl 2018)。本研究將人為用地與建物合併車行道路，統一稱之為聚落。人為用地與建物圖層取自國土測繪中心調查之國土利用與綠網計畫(2018)。依照第二次國土利用調查分類系統，將第一級分類代碼 05 建築使用土地、06 公共使用土地、03 交通使用土地第二級代碼 0301 機場與 0302 鐵路；040301 與 040304 水庫與人工湖以及 0405、0406 水利建物等長期人為用地或建物重新定義為聚落。透過 Google Satellite Hybrid 衛星圖(2023)更新調整既有圖層。道路圖層取自 Open Street Map (OSM)、國土利用與綠網計畫(2018)以及林業署林道圖(2022)。其中 OSM 只利用 Road 圖層中與道路相關的類別；國土利用調查僅擷取代碼 030301、030302、030303、040600 之道路圖徵；林業道路則根據林業署公告，僅擷取開放車輛通行之路段。彙整並刪除重複路段後，再透過 Google Satellite Hybrid 衛星圖(2023)更新調整既有圖層。合併上述兩類圖層後，使用 Shortest line between features 功能，計算每個相機樣點與聚落的最近距離(單位：km)。

表 2-1、建立玉山國家公園地區臺灣黑熊占據模型所利用的各項環境因子圖層說明及資料來源。

類別	變量(模型代碼)	說明	資料來源
資源因素	森林覆蓋率 (forest_pc) ^a	針闊葉混合林與闊葉林	農業部林業及自然保育署第四次森林資源調查
	常態化差異植生指標(NDVI)	-1.0-1.0，數值越高植被覆蓋度越高	歐洲太空總署(ESA)開放資料庫 Sentinel-2A 衛星影像
	與河流最近距離 (dist_water)	單位：km	經濟部水利署水利地理資訊服務平台網站
地理環境	海拔(elev) ^a	單位：m	內政部 20 m 網格數值地形模型資料
	地形位置指數(TPI)	負值為谷地，近零者為平地或坡面，正值為稜線，單位：m	內政部 20 m 網格數值地形模型資料
	地形崎嶇度指數 (TRI)	數值越高地形越崎嶇，單位：m	內政部 20 m 網格數值地形模型資料
人為風險	與聚落最近距離 (dist_sett)	人為用地、建物與車行道路，單位：km	國土測繪中心調查之國土利用與綠網計畫、Open Street Map、農業部林業及自然保育署林道圖
	遊憩壓力等級 (pressure)	0-6，等級越高遊憩壓力越高	Open Street Map、地圖產生器

^a 森林覆蓋率與海拔高度相關($r=-0.85$)，建立占據模型時會避免將兩變量放入同一模型中。

h. 遊憩壓力等級

遊憩乃指使用僅供徒步行走之步道或路徑進行登山遊憩活動。步道圖資取自 Open Street Map (OSM) 中 Road 圖層內 path、steps、footway、service、track 和 unclassified 類別。透過魯地圖(2022)與地圖產生器 (<https://twmap.happyman.idv.tw/map/>) 加以調整與繪製。

根據筆者實際到訪經驗和對臺灣山岳步道使用情況之瞭解，依照 2×2 km² 網格所涵蓋步道之路程難易程度與遠近，並參考內政部警政署入山地管制區研究期間內的入山人數統計資料，將研究樣區所有網格之遊憩壓力程度區分為 7 級，隨著級數增加，遊憩壓力越高(表 2-2)。若網格內包含多條步道，已調查網格會以距離相機樣點最近之步道為主，未調查網格則以距離網格中心點最近者為主。其中第零級和第一級皆屬於於高難度探勘路線，非官方步道。第二級為難度較低之探勘路線和冷門路線。第三級包含較進階的百岳和縱走路線，或是短天數冷門路線以及聚落附近郊山。第四級為總路程約需 4 天以上之百岳或縱走路線。第五級則為熱門登山或百岳路線，路程僅需 1 至 3 天不等。第六級為路程 1 天以內之熱門登山或百岳路線，且研究期間入山統計人數達上萬筆。

考量臺灣黑熊的棲息地選擇和海拔、與河流距離、與道路距離皆呈非線性關係(葉子維 2020)，故模式的變量選擇上增加海拔平方(elev_2)、與河流最近距離平方(dist_water_2)，以及與聚落最近距離平方(dist_sett_2) 等 3 項變量。平方項皆以原數據標準化後，取平方再進行分析。

表 2-2、研究樣區內遊憩壓力之分級及定義。

遊憩壓力等級	分級定義
第零級	屬於高難度探勘路線，非官方步道，且目前無行跡或路徑可參考。
第一級	屬於高難度探勘路線，非官方步道，但有行跡或路徑可參考。
第二級	包含難度較低之探勘路線或是較冷門路線，有行跡和路徑可參考。
第三級	熱門百岳或縱走路線，總路程約需 4 至 7 天不等，為較進階之長天數路線；或是較冷門但 4 天以內可抵達地區，包括聚落附近無數據紀錄且路程 1 天以內之郊山。
第四級	熱門百岳或縱走路線，總路程約需 4 至 7 天不等，多為較入門之長天數路線。
第五級	熱門登山或百岳路線，路程為 1 至 3 天不等，多為短天數可完成之路線。
第六級	熱門登山或百岳路線，路程多為半天至 1 天，研究期間入山統計人數達上萬筆者。

由於所選用的變數皆不符合常態分布，故以斯皮爾曼等級相關係數 (Spearman's rank correlation coefficient) 進行相關性分析，以避免不同變量之間出現多元共線性 (Multicollinearity)，若兩變量之間的相關係數大於 0.6 時，則刪除其一 (表 2-3)。再透過 Mann-Whitney U test 檢定，搭配小提琴圖 (violin plot) 了解已調查網格與所有樣區網格資料的分布狀況。其中，僅森林覆蓋率與海拔呈高度負相關 ($r=-0.89$; $p<0.001$)。森林直接代表黑熊主要的食物資源分布，尤其是夏至冬季；海拔則與植被分布或溫度梯度有關。考量兩變量在解釋黑熊占據模式上具有不同意義，皆予以保留，但不會放入同一模型中。因此，本研究利用以上 8 種環境因子，共計 11 個參數建立占據模型。

表 2-3、建構玉山國家公園地區臺灣黑熊族群占據模型所使用 8 個環境變數之間的斯皮爾曼相關係數。

變量名稱 ^a	forest_pc	elev	elev_2	TPI	TRI	NDVI	dist_water	dist_water_2	dist_sett	dist_sett_2	pressure
forest_pc ^b	1.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
elev ^b	-0.89	1.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-
elev_2	-0.05	-0.06	1.00	-	-	-	-	-	-	-	-
TPI	-0.37	0.55	0.02	1.00	-	-	-	-	-	-	-
TRI	0.29	-0.18	-0.02	0.00	1.00	-	-	-	-	-	-
NDVI	0.20	-0.14	-0.11	0.01	-0.15	1.00	-	-	-	-	-
dist_water	0.06	0.05	0.01	0.48	0.02	0.06	1.00	-	-	-	-
dist_water_2	-0.07	0.05	-0.07	-0.02	0.04	0.05	-0.22	1.00	-	-	-
dist_sett	-0.41	0.41	-0.14	0.02	-0.31	0.11	-0.09	0.07	1.00	-	-
dist_sett_2	-0.01	-0.11	0.08	-0.13	-0.15	0.08	-0.03	-0.05	0.06	1.00	-
pressure	-0.12	0.18	0.37	0.27	0.07	-0.16	0.14	-0.08	-0.22	-0.04	1.00

^aforest_pc(森林覆蓋率)、elev(海拔)、elev_2(海拔平方)、TPI(地形位置指數)、TRI(地形崎嶇度)、NDVI(常態化差異植生指標)、dist_water(與河流最近距離)、dist_water_2(與河流最近距離平方)、dist_sett(與聚落最近距離)、dist_sett_2(與聚落最近距離平方)、pressure(遊憩壓力等級)。

^b森林覆蓋率與海拔高度相關($r=-0.89$)，建立占據模型時會避免將兩變量放入同一模型中。

(2)最佳模型選擇

為盡可能減少潛在模型組合數量，同時考慮具有生物意義的組合，將模型挑選過程分成兩步驟：(1)將三大類(資源因素、地理環境、人為風險)中的變量個別排列組合，選出各類別中最具影響的變量組合；(2)挑出各類別最佳模型中所使用的變量組合，再嘗試所有可能組合以獲得候選模型。

候選模型選擇根據二階赤池訊息準則(AICc, Akaike's Information Criterion corrected)值和 Akaike 權重(w_i)進行排名，並針對小樣本量進行校正(Akaike 1998；Burnham and Anderson 2002)。每個模型都代表一個假說，AICc 值愈小表示該假說相較其他假說更具有參考價值，且模型適合度愈高(Burnham and Anderson 2002)。而最佳模型若與其他模型間的 AICc 差值($\Delta AICc$)小於 2，則表示其他模型仍具重要解釋力，皆為合適之預測模式，故本研究將 $\Delta AICc < 2$ 的模型依照各自 AIC 權重(AIC weight)加總，計算“模型平均”估計(Burnham and Anderson 2002)。同時，使用該模型中各變量對應的 beta (β)係數，預測臺灣黑熊在研究樣區內每個樣本單位的占據率。

(三)熊痕跡樣帶調查

於進行上述玉山國家公園全區的自動照相機的野外調查期間，同時沿途觀察和記錄黑熊出沒痕跡。全區沿線黑熊痕跡調查總長度約為 320 km (圖 2-3)。

除了目擊黑熊個體外，痕跡包括(1)上樹爪痕：熊在攀爬時於樹幹上留下的熊爪痕跡，當高度距離地面超過 2 m，則視為熊有攀爬上該樹；(2)爪痕(未上樹爪痕)：距地面高度未超過 2 m 的熊爪痕跡；(3)折枝：熊於樹冠覓食時將樹枝折斷方便取食，故在樹冠間或樹下散落直徑較大的斷裂樹枝；(4)樹上平台(platform)：樹冠樹枝因熊取食而斷裂的樹枝所堆疊的平台；(5)樹窩：熊折斷樹枝並編折成碗型的休息處；(6)食痕：包括啃食後的生物碎骨、啃扒樹幹蜂窩等覓食痕跡；(7)排遺：常為圓柱狀，與人排泄物相似，直徑約 2-5 cm，其顏色、氣味、質地會隨攝取的食物種類以及排放的時間、環境等因素而不同；(8)腳印：熊在地面留下的腳印；(9)磨樹痕：熊於樹幹上磨擦身體，於樹幹上留下的磨擦痕跡或可能遺留熊毛。當發現以上熊痕跡時將記錄點位及痕跡新舊程度，並辨識相關動植物種類，作為建構黑熊生態習性及食性之資料庫。全區沿線黑熊痕跡調查總長度約為 320 km (圖 2-3)。

除了沿線熊痕跡調查外，我們亦進行熊痕跡穿越帶調查，包括重複調查早期(2013-2014 年)設置的調查樣帶(黃美秀等 2014)，以便比較不同年代間臺灣黑熊相對豐富度之變化。同時也藉以瞭解熊痕跡密度與透過自動照相機或人造衛星追蹤等資料所評估的熊分布熱區之關係。

黑熊痕跡樣帶調查於 2023 年 9 月至 2024 年 8 月進行，範圍涵蓋玉山國家公園西部園區楠溪林道周邊及東部園區日八通關古道山風至抱崖。樣帶位置選擇條件包括 2013-2014 年曾調查過地點(黃美秀等 2014)、自動相機樣點、衛星追蹤點位密集處，或者於鄰近地區選擇地形適合處調查，各樣帶至少相距約 1km，並盡量遠離遊客活動較頻繁的步道(>50 m)。本計畫參考早期於玉山、太魯閣及雪霸 3 個國家公園進行的調查方法(黃美秀等 2013；2014)，然將調查樣帶長度由原來的長 500 m 寬 6 m 改為長 300 m 寬 10 m，維持相同的樣帶調查面積。熊痕跡樣帶調查時，3-5 人一組，用皮尺拉出直線，必要時依地形適度調整行進方向。

每條樣帶全長 300 m，現場以 50 m 為一紀錄單位，左右二側各有一人觀察寬度 5 m 的樣帶內之各種黑熊痕跡。同時記錄行走航跡、森林類型、優勢樹種、結果情形、樹冠鬱閉度(1-10)、其他動物痕跡、草生覆蓋率(1-10)、坡度。其中樹冠鬱閉度、草生覆蓋度由調查人員主觀估計每 50m 之鬱閉度及覆蓋度，將所有紀錄單位的估計值平均後，由低到高分為 10 級。樣帶平均坡度以 AngleCam 工程用角度相機(version 5.15, Derekr Corp. 2023)手機程式測量樣帶每 50 m 之坡度，再計算該樣帶之平均。樣帶平均海拔以調查的起迄點海拔平均值計算。森林類型依是否為造林地分為天然林或人工林，並以樹種組成區分為闊葉林、針葉林、針闊葉混合林，若人工針葉林混生次生闊葉樹種即屬人工針闊葉混合林。若樣帶單位混雜兩種森林類型，則以比例較高者為代表。



圖 2-3、臺灣黑熊沿線痕跡調查路徑，涵蓋 8 條路線(粗線，不同顏色)，總長度約 320 km。

(四)臺灣黑熊人造衛星追蹤

本計畫延續前期計畫(黃美秀等 2021；2022)捕捉繫放 2 隻臺灣黑熊之人造衛星追蹤，頸圈編號分別為 39918 和 39920，分別於 2024 年 3 月 27 日及 4 月 10 日結束追蹤並脫落頸圈。透過彙整前期 108-111 年所有個體(共 6 隻)的定位資料，參考前期的分析方法(黃美秀等 2021；2022)，以釐清個體的活動範圍、活動核心和重疊情況等生態習性。

本研究根據每一筆定位點的精度因子(dilution of precision, DOP)篩選追蹤定位資料後方進行分析。精度因子是用於評估天空中用以定位的人造衛星以及被測量的人造衛星追蹤器之間的幾何位置分布，同時也考量定位點的估算是經由幾顆人造衛星進行，若由 3 顆衛星進行定位為 2D 定位點，由 4 顆或以上衛星進行定位則為 3D 定位點，而 DOP 值越高表示定位精度越低(Stache et al. 2012)。本研究參考與臺灣黑熊習性較相近的美洲黑熊之衛星定位點篩選條件，移除資料中 2D 定位且 DOP 值大於 5 之定位點，方進行後續活動範圍及棲息地選擇之分析(Lewis et al. 2007)。

1.活動範圍

每隻熊的活動範圍使用加權自相關核密度估計(weighted Autocorrelated Kernel Density Estimation, wAKDE, Fleming et al. 2015; 2018)。傳統的核密度估計(KDE)為估計動物活動範圍大小的常用方法，乃藉由資料點的密度來計算動物的活動範圍大小，並假設各點位是獨立且同分布(Silverman 1986)。然由於人造衛星追蹤數據的間隔較短，各點位有空間和時間上的自相關並非為獨立事件，故違背了 KDE 的關鍵假設(Fleming et al. 2015)。為此，針對動物的人造衛星追蹤資料集所提出的自相關核密度估計(AKDE)，考慮點位間空間及時間上的自相關，提高了活動範圍大小估計的準確性(Noonan et al. 2019)；後又提出一改良式的自相關核密度估計，即加權自相關核密度估計(wAKDE)來處理不等間隔追蹤的數據(Fleming et al. 2018)。

wAKDE 使用最佳權重來處理 GPS 追蹤資料中採樣間隔不均勻和缺失點的問題，故團隊選擇 wAKDE 作為計算每隻熊的活動範圍大小的方法，以納入自相關性和臺灣黑熊人造衛星追蹤數據中追蹤間隔的差異(分

別為 5 小時和 8.5 小時)。所有個體的 95%及 50% wAKDE 活動範圍大小是使用程式 R 語言中的套件「ctmm」(Calabrese et al. 2016)估計。同時，為了能和先前的報告做相互比較及對照，亦使用最小凸多邊形法(100% Minimum convex polygon, MCP)計算每隻個體的活動範圍。

為瞭解季節性的移動，追蹤點位另以春(3-5 月)、夏(6-8 月)、秋(9-11 月)、冬(12-2 月)分組，並使用 QGIS 內建之 Centroid 工具計算圖形的幾何中心(centroid)，觀察追蹤個體於不同季節之活動核心移動情形。

2.活動模式

本研究所採用之人造衛星追蹤器其內建一個與 VHF 裝置獨立之活動模式感應器，且該資料只能透過手持接收器或連接線來進行資料傳輸下載。此三軸測速感應器之 X 軸為測量動物之前後運動；Y 軸為測量動物之側身及旋轉運動；Z 軸為測量動物之上下運動。三軸感應器記錄該活動模式每 5 分鐘為一筆平均活動值，從 0 到 255 的一個數字。為了區分黑熊在每筆 5 分鐘資料期間中為活動(active，如覓食、理毛或移動行為)或非活動(passive，如於休息和睡覺、站立不動行為)，參考 Gervasi et al. (2006)對於棕熊的觀察，將 X 與 Y 值的相加值 55 當作閾值，即 ≥ 55 表示活動， < 55 表示不活動，將每日活動的資料筆數除以當天所有資料筆數，得到每日的活動百分比，並平均一個月中每日活動百分比以計算月活動百分比，若任一月追蹤天數不滿 10 天，則不列入計算。

使用 Activity Pattern 軟體(VECTRONIC Aerospace)的 Actogram 功能，以活動度 ADF 檔案記錄之 X 軸活動程度作為指標，將 5 分鐘 1 筆之資料紀錄於 24 小時時間軸，繪製追蹤期間全日的活動模式譜圖，以觀察動物連續長時間全日活動的模式。

(五)臺灣黑熊分布潛勢預測

1.人造衛星追蹤資料收集及處理

棲息地適合度預測所使用的熊定位資料為自 2014-2018 年，以及 2020-2024 年兩段期間所捕獲及人造衛星追蹤的 15 隻熊的資料(附錄 2-1)。第一期的追蹤(2014-2018 年)為在國家科學技術委員會(前科技部)資助的「分析與建構臺灣黑熊核心族群之永續力」計畫所捕捉繫放的 9 隻黑熊。第二期的追蹤(2020-2024 年)為由玉山國家公園管理處資助的「108 年-110 年鳥瞰臺灣黑熊：玉山國家公園臺灣黑熊人造衛星追蹤暨生態監測」計畫所捕捉繫放的 6 隻臺灣黑熊(資料使用截止日：2024 年 2 月 29 日)。

人造衛星追蹤定位資料透過使用 R 語言中的「ctmm」套件中的「uere.fit」函數來執行誤差校準，而不是如先前的研究一般去除大於特定精度因子(DOP,DilutionofPrecision)的點位(Fleming et al. 2022)。如 Fleming 等人(2022)所建議，本研究使用了一個平均值為 10 m、自由度為 2 的 Gamma 分布作為誤差的事前機率分布(Priordistribution)，即精度因子為 1 的點位則視為可能有 10 m 的定位誤差，隨著精度因子越大的點位則有越大的定位誤差值。

2.棲息地選擇模式

棲息地適合度分析選擇了 6 個可能改變熊對棲息地偏好的環境協變量。所有圖層都重新投影到相同的投影座標系(UTM51N)，裁剪到相同的範圍，並重新取樣到相同的空間解析度(30 m)。所有連續環境協變量均標準化到 15 隻熊的活動範圍總和中的平均值等於 0，標準差等於 1，以比較不同協變量的係數大小(Schielzeth 2010; Gill et al. 2023)。

棲息地選擇為使用綜合資源選擇函數(Integrated resource selection function, iRSF)計算(Alston et al. 2022)。此乃計算在一個體的活動範圍內，該個體對於各環境協變量的選擇，即為第三階層的棲息地選擇(Johnson 1980)。綜合資源選擇函數是一種使用似然加權(weighted likelihood estimation)來減輕 GPS 點位資料於空間和時間上自相關偏差的方法(Gill et al. 2023)。如 wAKDE，即使追蹤間隔不相同，綜合資源選擇

函數也能夠對資源選擇係數進行可比較的估計。本研究的黑熊追蹤數據含有 5 小時及 8.5 小時兩種定位間隔設定，故選擇綜合資源選擇函數來估計每隻黑熊對於各環境協變量的選擇性，並使用無母數自助法(Non-parametric bootstrap method)計算 15 隻熊整體對於環境協變量的選擇性 (Van Den Noortgate and Onghena 2005; Prokopenko et al. 2017)。

在執行模型分析之前，事前確認各環境協變量之間的相關係數，相關係數為於標準化各環境協變量後計算(附錄 2-2)。最後，綜合資源選擇函數模式使用 6 種環境協變量(圖 2-4)，說明如下。

(1) 森林覆蓋類型

森林為熊提供食物資源、庇護所和休息場所，天然森林及其異質性影響全年食物資源的豐富程度(Hwang et al. 2002; Takahata et al. 2014; Mangipane et al. 2018; Ullah et al. 2021; Mori and Izumiyama 2024)。由於大多數臺灣黑熊冬季依然會在野外活動，因此提供四季覓食資源的棲息地可以減少覓食時消耗的能量(Hwang 2003)。在此分析中，我們將研究區域內的森林分為闊葉林、針闊葉混合林，並將不屬於任何類別的土地覆蓋類型歸類為「其他土地覆蓋類型」，包括裸露地、草地、次生林、待成林地、竹木混合林、河流與湖泊、與人為利用等。森林類型依照臺灣林務局進行的第四次全國森林資源調查結果分類。因在使用分類別變數時需要指定一個參照分類(Reference category)以進行比較，於是選擇樣區內面積較廣的闊葉林作為參照分類，並與其他類別的選擇性比較。

(2) 常態化差值植生指標(NDVI)

常態化差值植生指標(NDVI)為一量化植被茂密程度或是健康程度的指標。NDVI 是一種廣泛使用的遙感指數，用於監測植被狀況，包括生物量、初級生產力和棲息地品質(Running 1990; Wiegand et al. 2008)。植物是熊類的主要食物資源之一，且多項報告表明，熊類更喜歡 NDVI 較高的地區(Bashir et al. 2018; Lara-Díaz et al. 2018; Sells et al. 2022)。這強調了在分析熊的棲息地選擇時納入 NDVI 來捕捉棲息地品質的重要性。NDVI 的計算方法是將近紅外線(NIR)波段反射率與紅波段反射率之差除以從衛星影像中提取的 NIR 波段反射率與紅波段反射率總和：

$$NDVI = (\text{近紅外線} - \text{紅色}) / (\text{近紅外線} + \text{紅色})$$

此研究中的 NDVI 是根據美國地質調查局(USGS)在 Google Earth Engine 上提供的 Landsat-8 影像計算得出的(Gorelick et al. 2017)。雲和雲陰影的存在可能導致低估 NDVI，故我們去除含有雲層及雲影的像素作為校正(Foga et al. 2017; Jing et al. 2022)。儘管一些研究最初排除了雲覆蓋率超過 30%的影像，但由於頻繁出現高雲覆蓋率，這種做法並不適合此研究區域(Karlsen et al. 2021; Haro et al. 2023)。為捕捉在樣區中熊可能會偏好的地區，使用 2014 年 3 月至 2024 年 2 月的平均 NDVI 以對應所有個體的追蹤期間內的 NDVI 平均值。

(3)水源

除了食物供應之外，水資源也會影響熊類的棲息地偏好(Ahmadipari et al. 2021; Sadeghpour and Ginnett 2011; Sells et al. 2022)。透過測量到河流和湖泊的最短距離來量化這種棲息地特徵。河流和湖泊地圖由臺灣水利局提供，使用 ArcGISPro3.0.1(Esri, Redlands, CA, USA)的距離累積功能計算到河流的距離，並以海拔地圖為地表圖層以計算考慮地形的最短距離。隨著距離增加，該資源對於動物的棲息地選擇影響力可能會減弱，故選擇使用對數變換後的距離作為環境協變量，以分析此非線性的關係。

(4)地形崎嶇指數

地形特徵常會改變了食物資源的組成，以及動物和人類的可及性，從而影響熊的棲息地選擇。因此，熊類的多種棲息地選擇模型常將各種地形因素(包括海拔、坡度、坡向和地形崎嶇指數)作為變數(Costello et al. 2013; Takahata et al. 2014; Scotson et al. 2021)。本研究選擇 TRI 來表示地形特徵。TRI 的計算方法為取鄰近 8 像素的海拔平方差的和的平方根，使用 R 語言中的“spatialEco”套件計算 TRI (Evans and Murphy 2023)。海拔圖層為內政部公開資料。

(5)步道及道路

人為干擾會改變熊類的移動模式和棲息地選擇(Kautz et al. 2021)。為了量化此變因，我們選擇了到國家公園步道的最近距離，以及到道路的最短距離作為變數。道路圖層及步道圖層皆由整合不同數據來源繪製而

成。道路圖層使用 OpenStreetMap 道路圖層、臺灣土地利用地圖(國土測繪中心)，以及臺灣林業及自然保育署的林道路線圖加以繪製。步道地圖使用 OpenStreet 地圖步道圖層、玉山國家公園管理處的官方步道地圖、林道圖(部份林道限制車行但准許行人通過)、魯地圖 (<https://rudy.outdoors.tw/drops/beta.html>)，以及地圖產生器 (<https://twmap.happyman.idv.tw/map/>)加以反映公園內以及公園附近遊客實際上會使用的步道，以反映人為活動潛在的干擾。

到道路和步道的最短距離的計算方法與在 ArcGIS Pro 中計算到水資源的距離所使用的方法相同，使用對數變換後的距離作為環境協變量，以分析此非線性的關係。

(6)海拔

為了納入樣區道路使用頻率及強度的差異，本團隊加入海拔及到道路最短距離的相互作用，以了解黑熊在不同海拔可能對於道路產生不同的選擇或趨避樣式。樣區內主要道路系統位於花東縱谷平原，為較低海拔的地區；在公園內海拔較高的地區部分，道路(新中橫及南橫公路)有使用時間管制，且車流量也較花東縱谷平原的道路系統來得少，故在此選擇海拔來反映樣區內不同程度的人類活動。

綜合資源選擇函數分析為使用「ctmm」套件中的「rsf.fit」功能來估計各環境協變量的資源選擇係數。在計算 15 隻熊的平均棲息地選擇係數，我們將進行 9999 次無母數自助法結果中的中位數(median)作為各環境協變量圖層的加權，最後繪製一張地圖反映熊對地圖上各像素的選擇或趨避程度(綜合資源選擇函數分數)，並使用分位數分類將綜合資源選擇函數分數分為十個等級，繪製一張相對棲息地適合度的預測地圖。

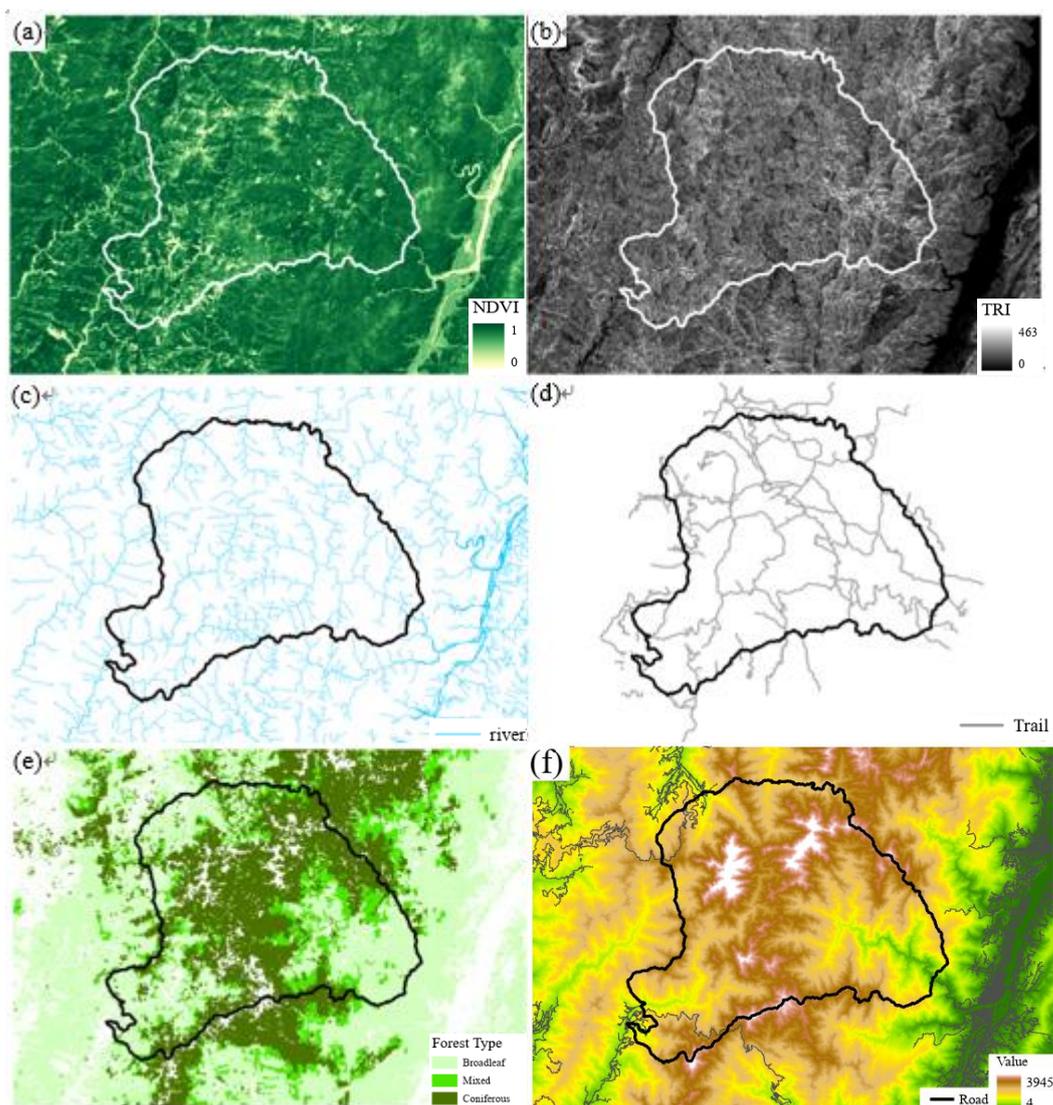


圖 2-4、綜合資源選擇函數分析之各協變量之數值地圖。白色(a-b)或黑色(c-f)封閉曲線為玉山國家公園邊界。(a)常態化差值植生指標(NDVI)；(b)地形崎嶇指數(TRI)；(c)河流及湖泊；(d)步道；(e)地表覆蓋類型；(f)海拔及道路地圖。

(六)公民科學家成果發表會

本計畫延續邀請前期研究(黃美秀等 2021)培訓之公民科學家，協助自動相機的維護行程以及動物影像辨識。團隊以線上表單形式供公民科學家認領行程，並郵寄相機維護工具給認領者，影像辨識部分亦然。由於部分路線行程較長或須經過艱難地形，多數公民科學家時間、體能較不易配合，在玉山國家公園管理處引薦下，我們邀請山盟公益協會成員共同支援長天數行程調查。

回收之相機記憶卡經公民科學家認領辨識，若有難以辨認的片段會在研究團隊與公民科學家的網路社群中提出討論；記憶卡寄回後研究團隊會再檢查辨識檔案，因有時公民科學家不熟悉電腦操作，會有填錯行或是跳答的狀況，另外我們也會對較易誤認之偶蹄目物種、夜間影像進行抽檢。

最後，團隊根據最新之臺灣黑熊研究資訊，規劃舉辦1場實體公民科學家成果發表會，並邀請計畫相關人員與會，藉以分享協力研究的成果，並交流回饋檢討建議，增進學員知能。

三、結果

(一)自動照相機監測系統

本研究自 2023 年起自動相機維護和回收等野外勤務工作努力量，包括研究團隊、志願公民科學家、山盟公益協會，總出勤人次分別是 24、27 和 8，共計 59 人次，總工作量為 279 人天(附錄 2-3)。志願公民科學家為前期計畫(黃美秀等 2021)完成培訓的人員，共有 15 人參與本年度的相機監測野外勤務，參與影像物種辨識工作的公民科學家則有 6 人。

1.自動照相機監測

本研究完成 66 個 4x4 km² 網格的監測，回收並分析包含前期共 76 個監測樣點自動相機影像資料。原架設 77 台相機，但 G09 馬布谷樣點因相機故障導致連續空拍，成功拍攝時間僅維持 2.45 天，故不列入計算。其中 10 個網格設有 2 台相機，額外架設的原因是該處有特殊的地標如山屋、水源，或位於不同步道路線，可為該區動物監測提供補充資訊，這些額外相機樣點編號方式為該網格編號後加 s。該網格 OI 值採網格內 2 台相機的 OI 值平均。所有相機運作資料收集起訖自 2022 年 4 月 5 日至 2024 年 3 月 26 日不等，加總運作時數約 617,487.9 小時(附錄 2-4)。相機架設海拔介於 249m 至 3,780m，主要集中於 1,500-3,500 m 海拔(76.3%，圖 2-5)。

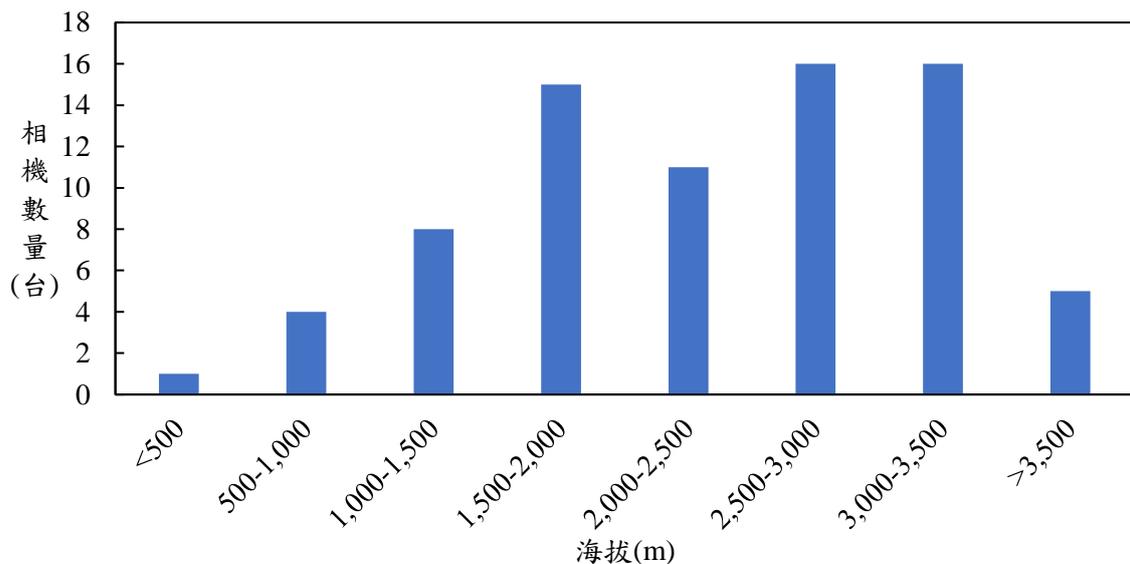


圖 2-5、玉山國家公園架設自動照相機海拔分布(n=76 台)。

(1)臺灣黑熊 OI 值與出現指數

拍攝到臺灣黑熊的總影片數為 546 段，有效影片數為 261 筆，66 個相機網格中有 60.6%偵測到黑熊。平均每台相機第一次拍到黑熊的時間為 110.7 ± 128.1 個工作天，最大值為 647.2 天，最小值為 0.9 天，中位數為 75.6 天。拍攝到臺灣黑熊的相機(n=48 台)佔 63.2%，其中 OI 值>2.0 者僅 4.2%，OI 值介於 1.0-2.0 者佔 8.3%，OI 值<1.0 者佔 87.5%(表 2-4)。在全區的 OI 值為 0.42，而相機平均 OI 值則為 0.36 ± 0.58 (n=76，表 2-4)。

除了架設初期(2022 年 4 月)僅架設 4 台相機，未拍攝到黑熊外，各月皆有黑熊紀錄，各月份的平均 OI 值變化顯示，監測期間 10-12 月的 OI 值均有上升的情況(0.46-1.63)，而 1-2 月則偏低(0.07-0.33)(圖 2-6)。就海拔梯度來看，除 3,500 m 以上的相機樣點並未記錄到臺灣黑熊外，各海拔梯度的黑熊 OI 值介於 0.09-0.67，其中以 500-2,500 m 海拔梯度之 OI 值較高，均>0.46，海拔 1,500-2,000 m 之 OI 值高達 0.67，而於高海拔地區(>2,500 m)，OI 值隨海拔增加而遞減(圖 2-7)。

就地理區域來看，黑熊 OI 值較高的相機網格多集中於東部園區，如 D11 佳心/阿桑來嘎西稜(2.47)、E08 拉古拉(2.08)、F09 馬霍拉斯(1.28)，以及 D09 多美麗/十里水池(1.19)一帶；西部園區 OI 值較高的地區則是楠梓仙溪林道 D03 魔界腕山(1.49)一帶(圖 2-8)。

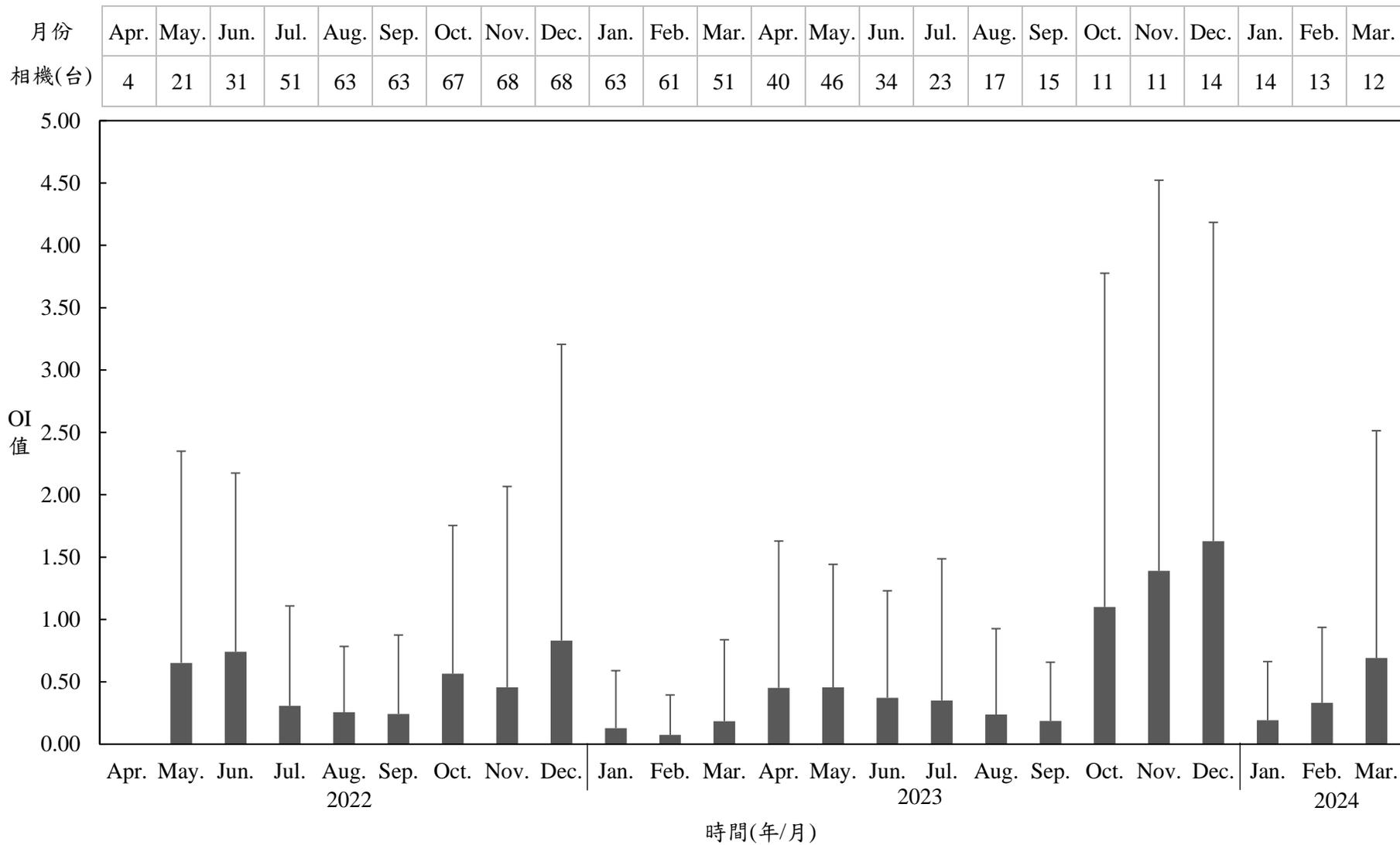


圖 2-6、玉山國家公園臺灣黑熊於 2022 年 4 月至 2024 年 3 月之相機平均 OI 值變化。

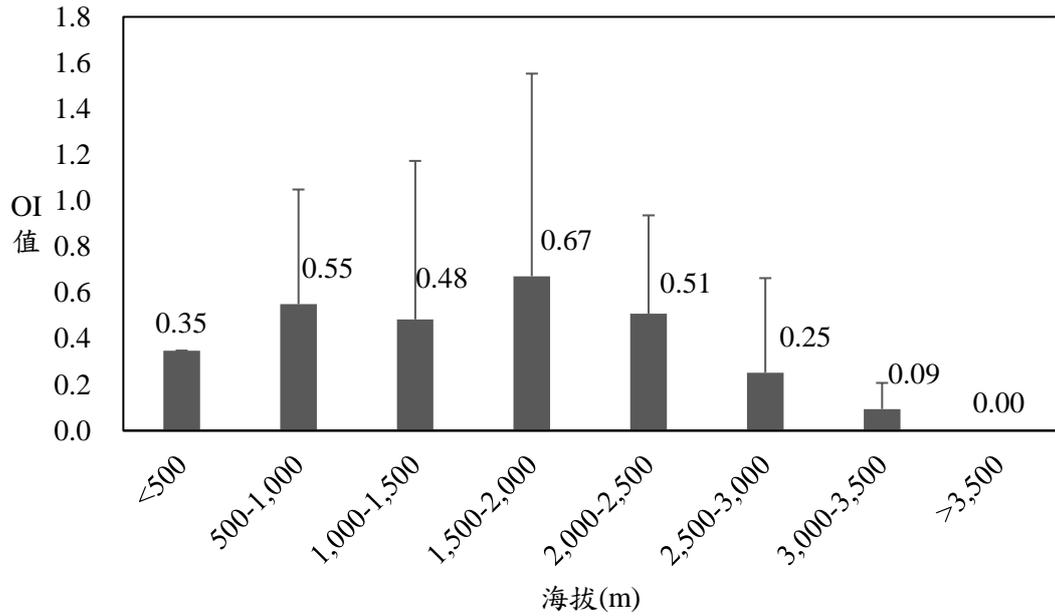


圖 2-7、玉山國家公園臺灣黑熊於各海拔梯度的相機平均 OI 值(n=76 台)。

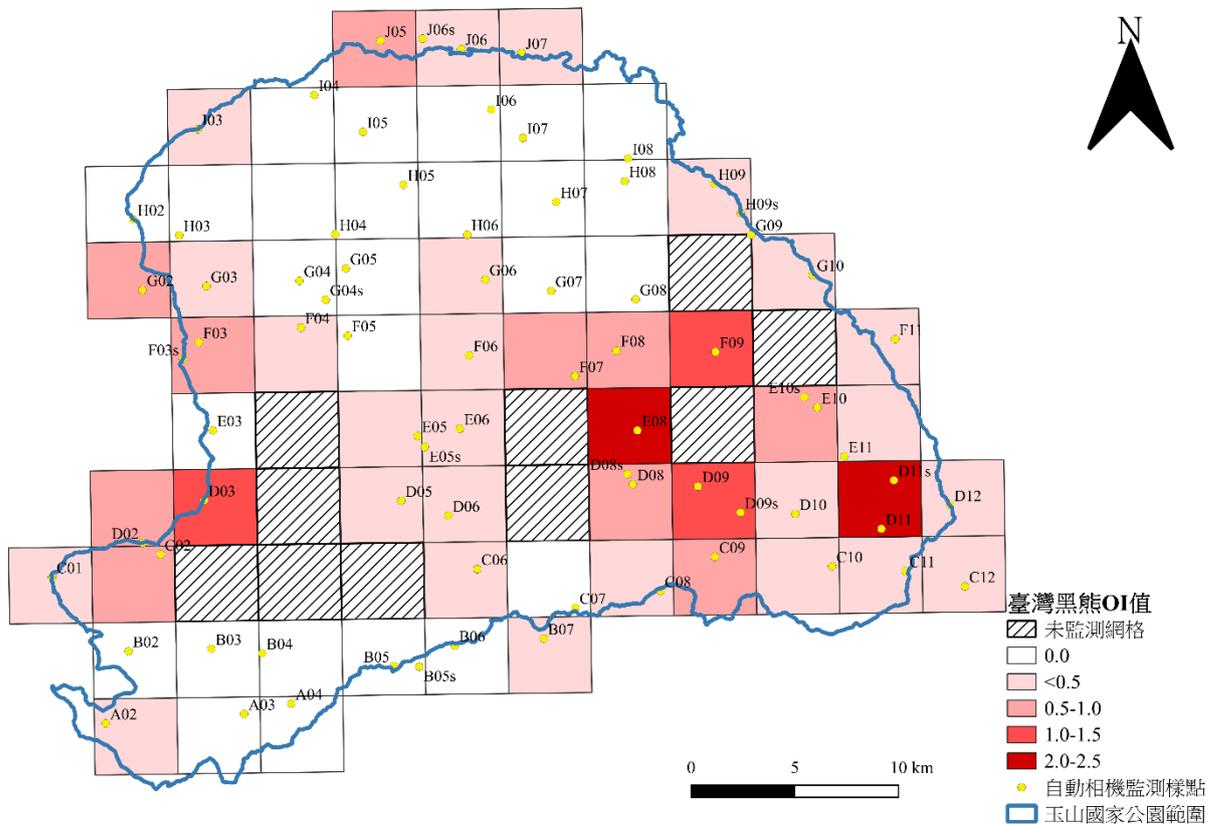


圖 2-8、玉山國家公園紅外線自動相機監測到臺灣黑熊網格出現指數(OI) 分布圖(n=66 格，4×4 km²)。

(2) 中大型哺乳類出現指數與 OI 值

除臺灣黑熊(OI=0.42)之外，相機亦記錄到其他原生中大型哺乳動物共計 11 種，包括：靈長目(Primates)之臺灣獼猴(*Macaca cyclopis*) (OI=7.80)、偶蹄目(Artiodactyla)之臺灣野山羊(*Capricornis swinhoei*) (OI=2.24)、臺灣野豬(*Sus scrofa taiwanus*) (OI=2.45)、臺灣山羌(*Muntiacus reevesi micrurus*) (OI=13.25)和臺灣水鹿(*Rusa unicolor swinhoii*) (OI=22.33)；食肉目(Carnivora)則有白鼻心(*Paguma larvata taiwana*) (OI=0.77)、鼬獾(*Melogale moschata subaurantiaca*) (OI=0.72)、黃鼠狼(*Mustela sibirica taiwana*) (OI=0.54)、黃喉貂(*Martes flavigula chrysospila*) (OI=1.24)及食蟹獾(*Herpestes urva formosanus*) (OI=0.18)，以及鱗甲目(Pholidota)之臺灣穿山甲(*Manis pentadactyla pentadactyla*) (OI=0.003)。另亦記錄到非原生物種，即家犬(*Canis lupus familiaris*) (OI=0.003)。

拍攝到白鼻心的相機(n=33 台)佔 43.4%，相機平均 OI 值 0.73 ± 2.18 ，OI 值前三高的相機樣點為 D11s 阿桑來嘎西稜(14.65)、F03 楠溪 16K(9.85)、F11 中平林道 34K(5.13)；拍攝到鼬獾的相機(n=26 台)佔 34.2%，相機平均 OI 值 0.61 ± 1.79 ，OI 值前三高的相機樣點為 F03 楠溪 16K(11.41)、I04 雲龍(6.79)、D11s 阿桑來嘎西稜(5.94)；拍攝到黃鼠狼的相機(n=42 台)佔 55.3%，相機平均 OI 值 0.56 ± 1.37 ，OI 值前三高的樣點為 D11s 阿桑來嘎西稜(10.16)、F03 楠溪 16K(4.15)、D05 雲峰(3.61)；拍攝到黃喉貂的相機(n=59 台)佔 77.6%，相機平均 OI 值 1.20 ± 2.67 ，OI 值前三高的樣點為 D11s 阿桑來嘎西稜(19.14)、D11 佳心(8.03)、H09s 塔比拉東南稜(6.79)；拍攝到食蟹獾的相機(n=15 台)佔 19.7%，相機平均 OI 值 0.19 ± 0.89 ，OI 值前三高的樣點為 C01 梅蘭停機坪(6.52)、D11s 阿桑來嘎西稜(4.22)、D09s 十里水池(1.04)(表 2-4)。以 $4 \times 4 \text{ km}^2$ 自動照相機監測網格呈現除臺灣黑熊外之 5 種食肉目動物 OI 值的分布情況，如圖 2-9。

在玉山國家公園範圍內，所有食肉目動物皆在 1,500-2,000 m 海拔梯度中有最高的 OI 值，分別是白鼻心(2.77)、鼬獾(1.69)、黃鼠狼(1.37)、黃喉貂(2.59)及食蟹獾(0.85)，各海拔梯度之平均 OI 值如圖 2-10。

拍攝到臺灣野山羊的相機(n=61 台)佔 80.3%，相機平均 OI 值 2.21 ± 3.41 ，OI 值前三高的樣點分別為 J05 郡大東稜(18.11)、F11 中平林道 34K(13.71)、F07 意西拉(10.06)，在 1,500-2,000 m 的海拔梯度 OI 值最高(3.88)；拍攝到臺灣野豬的相機(n=60 台)佔 78.9%，相機平均 OI 值 2.57 ± 6.54 ，OI 值前三高的樣點為 J06s 烏瓦拉鼻(54.70)、F07 意西拉(11.56)、J05 郡大東稜(9.33)，其在 1,500-2,000 m 的海拔梯度 OI 值最高(6.99)。拍攝到臺灣山羌的相機(n=50 台)佔 65.8%，相機平均 OI 值 11.95 ± 24.50 ，OI 值前三高的樣點為 C01 梅蘭停機坪(143.08)、I03 同富山(103.00)、H03 神木林道(88.60)，在 1,500-2,000 m 的海拔梯度 OI 值最高(24.84)(表 2-4)。所有相機(n=76 台)均記錄到臺灣水鹿出現，相機平均 OI 值 24.44 ± 24.25 ，OI 值前三高的樣點為 E05 轆轤山(107.10)、E06 塔芬南稜(101.31)、J05 郡大東稜(76.47)，在 2,500-3,000 m 的海拔梯度 OI 值最高(40.07)。以 $4\times 4\text{ km}^2$ 自動照相機監測網格呈現 4 種偶蹄目動物 OI 值的分布情況，結果如圖 2-9，各海拔梯度之平均 OI 值如圖 2-10。

拍攝到臺灣獼猴的相機(n=72 台)佔 94.7%，相機樣點平均 OI 值 7.84 ± 9.37 ，OI 值前三高的樣點分別為 E03 廣東丸(52.62)、F03 楠溪 16K(41.82)、D11s 阿桑來嘎西稜(26.26)，在 500-1,000 m 的海拔梯度 OI 值最高(18.19)(圖 2-10)；拍攝到臺灣穿山甲的相機(n=2 台)則佔 2.6%，僅 2 筆有效照片記錄，分別在 C01 梅蘭停機坪 1 筆、C11 山風樣點 1 筆(表 2-4)。以 $4\times 4\text{ km}^2$ 自動照相機監測網格呈現臺灣獼猴及臺灣穿山甲 OI 值的分布情況，結果如圖 2-9。此外，非原生哺乳類家犬亦記錄有效照片 2 筆，分別位於 C01 梅蘭停機坪、I04 雲龍。

表 2-4、玉山國家公園紅外線自動照相機(n=76)監測各樣點記錄物種 OI 值。

樣點 編號	樣點名稱	黑熊	白鼻心	鼬獾	黃鼠狼	黃喉貂	食蟹獾	野山羊	野豬	山羌	水鹿	獼猴	穿山甲
A02	唯金溪	0.14	0.00	0.28	0.00	0.00	0.00	2.27	1.42	2.41	0.28	17.56	0.00
A03	庫哈諾辛	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.97	0.00	0.00	0.79	0.39	0.00
A04	塔關山	0.00	0.00	0.00	0.57	1.41	0.00	0.00	0.00	10.31	5.23	8.19	0.00
B02	禮觀	0.00	0.28	0.99	0.85	0.99	0.00	1.84	3.96	11.19	12.74	9.20	0.00
B03	中之關	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14	0.28	3.40	26.07	2.13	9.49	0.00
B04	天池東北稜	0.00	0.00	0.00	0.14	0.28	0.00	0.71	0.14	0.00	2.69	4.82	0.00
B05	向陽	0.00	0.00	0.00	0.00	0.36	0.00	0.95	0.00	0.00	43.98	16.52	0.00
B05s	嘉明湖山屋	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.31	0.00	34.79	0.16	0.00
B06	三叉	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.40	1.21	0.00	6.07	4.45	0.00
B07	布新營地	0.22	0.00	0.00	1.10	2.19	0.00	0.44	0.88	0.00	37.50	1.32	0.00
C01	梅蘭停機坪	0.16	1.47	2.28	1.63	0.49	6.52	0.98	1.96	143.08	1.14	19.72	0.16
C02	南面山南稜	0.55	0.00	0.00	0.00	5.79	0.00	0.00	0.28	16.54	7.44	2.76	0.00
C06	拉庫音溪山屋	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	66.76	0.00	0.00
C07	連理山西峰	0.00	0.00	0.00	0.62	0.78	0.00	1.24	2.02	0.31	14.14	1.71	0.00
C08	新仙西鞍	0.16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	19.29	0.62	0.00
C09	抱崖櫻橋	0.76	0.76	0.08	0.15	0.08	0.00	0.15	0.08	0.00	5.73	1.68	0.00
C10	黃麻吊橋	0.06	0.00	0.00	0.00	0.19	0.00	0.19	0.50	0.75	13.47	9.14	0.00
C11	山風	0.27	0.27	0.13	0.00	0.67	0.67	0.00	1.61	13.40	1.47	23.86	0.13
C12	鹿鳴	0.35	0.00	0.00	0.00	0.23	0.00	0.35	0.00	9.87	2.44	10.10	0.00
D02	南面山	0.63	0.00	0.00	0.16	0.63	0.00	0.00	0.16	3.01	65.32	5.55	0.00
D03	魔界腕山	1.49	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.74	1.73	1.24	73.78	2.23	0.00
D05	雲峰	0.11	0.00	0.00	3.61	0.33	0.00	0.33	0.00	0.00	30.19	1.86	0.00

表 2-4 (續)、玉山國家公園紅外線自動照相機(n=76)監測各樣點記錄物種 OI 值。

樣點 編號	樣點名稱	黑熊	白鼻心	鼬獾	黃鼠狼	黃喉貂	食蟹獾	野山羊	野豬	山羌	水鹿	獼猴	穿山甲
D06	南雙頭	0.11	0.22	0.00	0.00	1.09	0.00	1.64	1.75	0.11	17.83	4.05	0.00
D08	華巴諾	0.61	0.00	0.00	0.00	0.06	0.00	5.14	3.55	15.90	27.15	4.83	0.00
D08s	大分山屋	0.98	0.18	0.00	0.00	0.12	0.00	1.71	8.45	42.62	8.33	8.45	0.00
D09	多美麗	0.97	0.48	0.60	0.12	0.24	0.12	3.98	8.45	21.85	41.40	17.74	0.00
D09s	十里水池	1.41	1.16	0.00	0.18	0.55	1.04	0.31	5.81	0.06	20.90	3.97	0.00
D10	綠	0.06	0.00	0.00	0.00	0.12	0.00	0.00	0.49	0.06	4.34	1.65	0.00
D11	佳心	1.37	0.34	0.00	0.00	8.03	0.07	1.92	1.10	12.01	3.57	20.10	0.00
D11s	阿桑來嘎西稜	3.56	14.65	5.94	10.16	19.14	4.22	0.92	3.83	26.26	4.22	26.26	0.00
D12	玉里山南稜	0.23	0.23	0.12	0.23	1.05	0.00	2.80	0.47	26.05	8.53	7.48	0.00
E03	廣東丸	0.00	0.00	0.00	0.99	0.66	0.33	0.99	1.64	30.25	21.38	52.62	0.00
E05	轆轤山	0.18	0.00	0.00	0.00	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	107.10	0.00	0.00
E05s	轆轤谷	0.11	0.00	0.00	0.00	0.11	0.00	0.00	0.11	0.00	42.05	0.00	0.00
E06	塔芬南稜	0.18	0.00	0.00	0.18	0.53	0.00	1.06	6.17	0.35	101.31	4.23	0.00
E08	拉古拉	2.08	0.79	1.28	0.06	0.12	0.00	2.44	5.68	10.15	7.82	6.23	0.00
E10	阿布朗	0.92	0.00	0.00	0.18	0.18	0.00	0.18	0.18	0.37	0.74	2.76	0.00
E10s	阿布朗 s	0.92	1.29	0.37	1.84	1.65	0.00	0.92	3.67	10.47	19.65	4.59	0.00
E11	塔洛木溪	0.50	0.25	0.00	0.25	0.75	0.25	8.95	3.73	25.61	40.03	19.64	0.00
F03	楠溪 16k	0.86	9.85	11.41	4.15	6.05	0.09	9.16	3.89	73.10	12.27	41.82	0.00
F03s	新素左屈	0.24	1.20	2.39	0.00	0.48	0.00	1.92	0.96	7.18	2.87	12.21	0.00
F04	小南山東鞍	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	16.25	0.00	0.00
F05	東小南山	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13	0.00	0.00	0.13	0.00	4.39	0.64	0.00
F06	塔芬山屋	0.22	0.00	0.87	0.11	0.87	0.00	1.20	1.42	2.30	51.52	1.53	0.00

表 2-4 (續)、玉山國家公園紅外線自動照相機(n=76)監測各樣點記錄物種 OI 值。

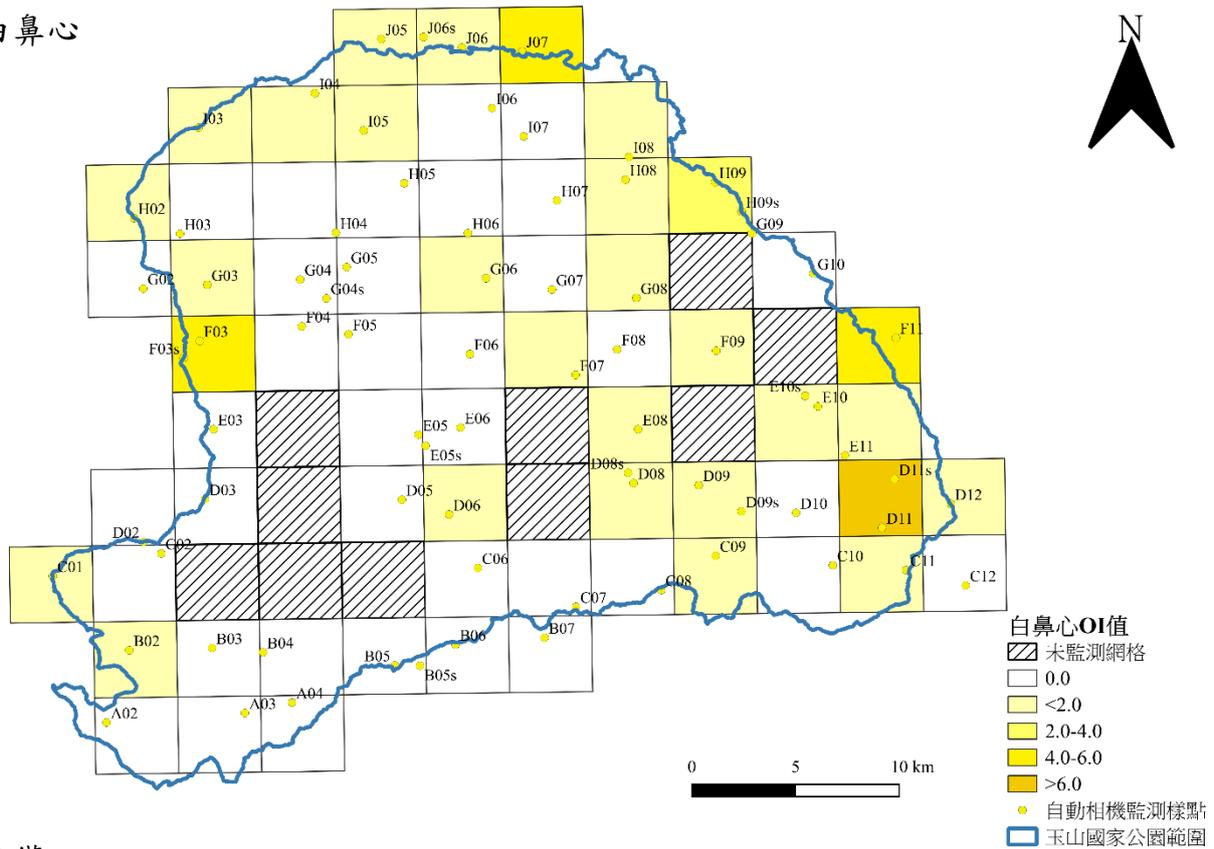
樣點 編號	樣點名稱	黑熊	白鼻心	鼬獾	黃鼠狼	黃喉貂	食蟹獾	野山羊	野豬	山羌	水鹿	獼猴	穿山甲
F07	意西拉	0.99	0.50	0.00	0.00	3.35	0.00	10.06	11.56	20.75	30.44	12.18	0.00
F08	馬沙布	0.68	0.00	0.54	0.14	0.81	0.00	2.57	4.87	37.87	7.71	8.93	0.00
F09	馬霍拉斯	1.28	0.73	0.00	0.18	0.18	0.00	0.00	1.28	7.86	23.21	1.46	0.00
F11	中平林道 34K	0.28	5.13	4.57	1.80	1.39	0.69	13.71	2.35	1.39	14.27	4.43	0.00
G02	鹿林山鞍部	0.98	0.00	0.00	0.45	1.96	0.00	0.53	0.00	3.84	10.02	11.08	0.00
G03	楠溪 3.7k	0.08	1.25	0.00	0.94	5.47	0.16	7.51	5.40	39.56	44.41	11.65	0.00
G04	玉山 7k	0.00	0.00	0.00	0.00	0.15	0.00	0.00	0.00	0.00	12.40	1.46	0.00
G04s	圓峰	0.00	0.00	0.00	2.15	0.72	0.00	1.79	0.00	0.00	7.88	0.36	0.00
G05	東峰鞍部	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	9.72	0.00	0.00	4.17	0.35	0.00
G06	杜鵑營地	0.41	0.21	0.00	0.14	0.14	0.07	2.26	0.89	0.00	30.54	3.22	0.00
G07	大水窟東稜	0.00	0.00	0.00	0.61	0.00	0.00	0.20	2.04	0.00	59.05	12.26	0.00
G08	伊波克山	0.00	0.19	0.00	0.39	0.00	0.00	6.16	0.19	0.00	31.96	2.50	0.00
G10	喀西帕南西峰	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.83	0.00	0.00	7.75	0.28	0.00
H02	石山觀景台	0.00	0.09	0.00	0.00	0.18	0.00	0.36	0.18	2.77	11.87	0.45	0.00
H03	神木林道	0.00	0.00	0.18	0.54	0.71	0.00	1.52	0.09	88.60	10.89	5.53	0.00
H04	玉山北峰	0.00	0.00	0.00	0.24	0.24	0.00	2.20	0.00	0.00	10.53	0.24	0.00
H05	八通關 13k	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.61	12.78	30.95	5.90	0.00
H06	巴奈伊克	0.00	0.00	0.07	0.00	0.07	0.00	3.25	3.60	0.57	66.04	0.21	0.00
H07	秀姑巒北稜	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14	0.28	0.00	22.30	7.90	0.00
H08	馬利亞文路	0.00	0.25	3.99	0.25	0.00	0.00	1.00	0.50	0.00	12.96	1.99	0.00
H09	塔比拉斷崖	0.18	0.00	0.18	0.00	0.18	0.00	4.73	1.05	1.58	48.48	16.28	0.00
H09s	塔比拉東南稜	0.14	4.71	0.97	0.55	6.79	0.28	2.91	2.08	7.06	35.18	5.68	0.00

表 2-4 (續)、玉山國家公園紅外線自動照相機(n=76)監測各樣點記錄物種 OI 值。

樣點 編號	樣點名稱	黑熊	白鼻心	鼬獾	黃鼠狼	黃喉貂	食蟹獾	野山羊	野豬	山羌	水鹿	獼猴	穿山甲
I03	同富山	0.10	0.29	0.10	0.39	0.67	0.10	0.58	0.39	103.00	0.77	2.50	0.00
I04	雲龍	0.00	0.31	6.79	0.92	0.43	0.00	4.34	3.12	0.12	3.24	11.44	0.00
I05	八通關 8.8k	0.00	0.49	0.16	0.65	0.89	0.00	1.38	0.57	11.89	5.26	8.17	0.00
I06	盆駒山	0.00	0.00	1.87	0.14	0.86	0.00	0.00	0.72	3.17	44.93	0.58	0.00
I07	盆駒中南峰	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	59.82	0.50	0.00
I08	馬利亞文路東峰	0.00	0.14	0.14	0.69	1.80	0.00	0.14	0.83	0.00	37.25	7.75	0.00
J05	郡大東稜	0.84	0.70	0.00	2.93	2.09	0.00	18.11	9.33	0.70	76.47	18.25	0.00
J06	無雙吊橋	0.19	0.76	0.19	1.15	0.76	0.00	0.95	5.35	17.56	13.55	24.44	0.00
J06s	烏瓦拉鼻	0.54	1.61	0.00	0.00	4.29	0.00	3.75	54.70	4.29	60.07	12.07	0.00
J07	亞力士營地	0.12	4.44	0.00	0.12	0.24	0.00	9.01	2.28	0.24	12.13	3.72	0.00
相機平均 OI 值		0.36	0.73	0.61	0.56	1.20	0.19	2.21	2.57	11.95	24.44	7.84	0.00
/標準差(n=76 台)		0.58	2.18	1.79	1.37	2.67	0.89	3.41	6.54	24.50	24.25	9.37	0.02
網格平均 OI 值*		0.32	0.56	0.54	0.49	1.00	0.18	2.24	2.18	11.94	24.00	7.36	0.00
/標準差(n=66 格)		0.50	1.39	1.42	0.89	1.97	0.84	3.48	4.17	24.71	23.28	8.60	0.03

*若網格有 2 台相機，則網格 OI 值為該網格相機平均值。

(A)白鼻心



(B)鼬獾

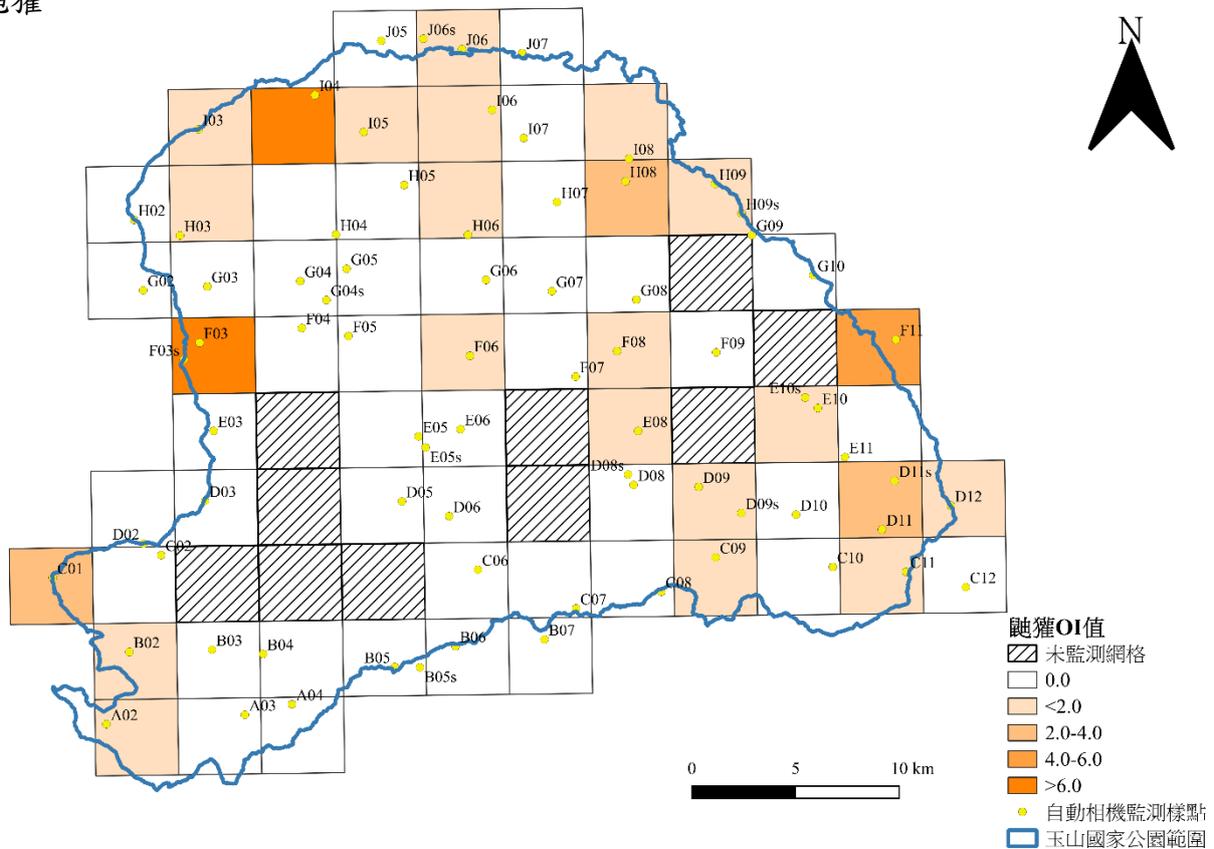
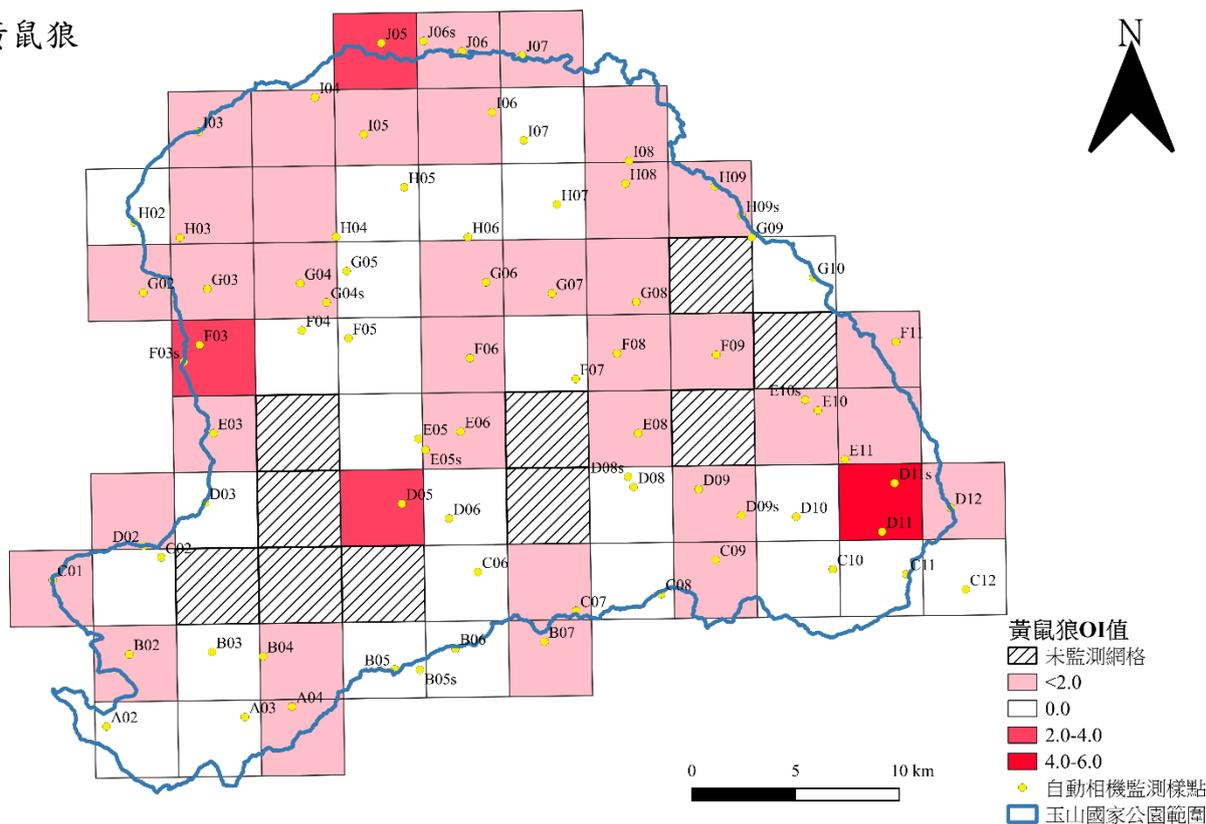


圖 2-9、玉山國家公園自動照相機監測 11 種原生中大型哺乳類之 OI 值分布圖(n=66 格)。(A)白鼻心，(B)鼬獾；(C)黃鼠狼；(D)黃喉貂；(E)食蟹獾；(F)臺灣野山羊；(G)臺灣野豬；(H)臺灣山羌；(I)臺灣水鹿；(J)臺灣獼猴；(K)臺灣穿山甲。

(C)黃鼠狼



(D)黃喉貂

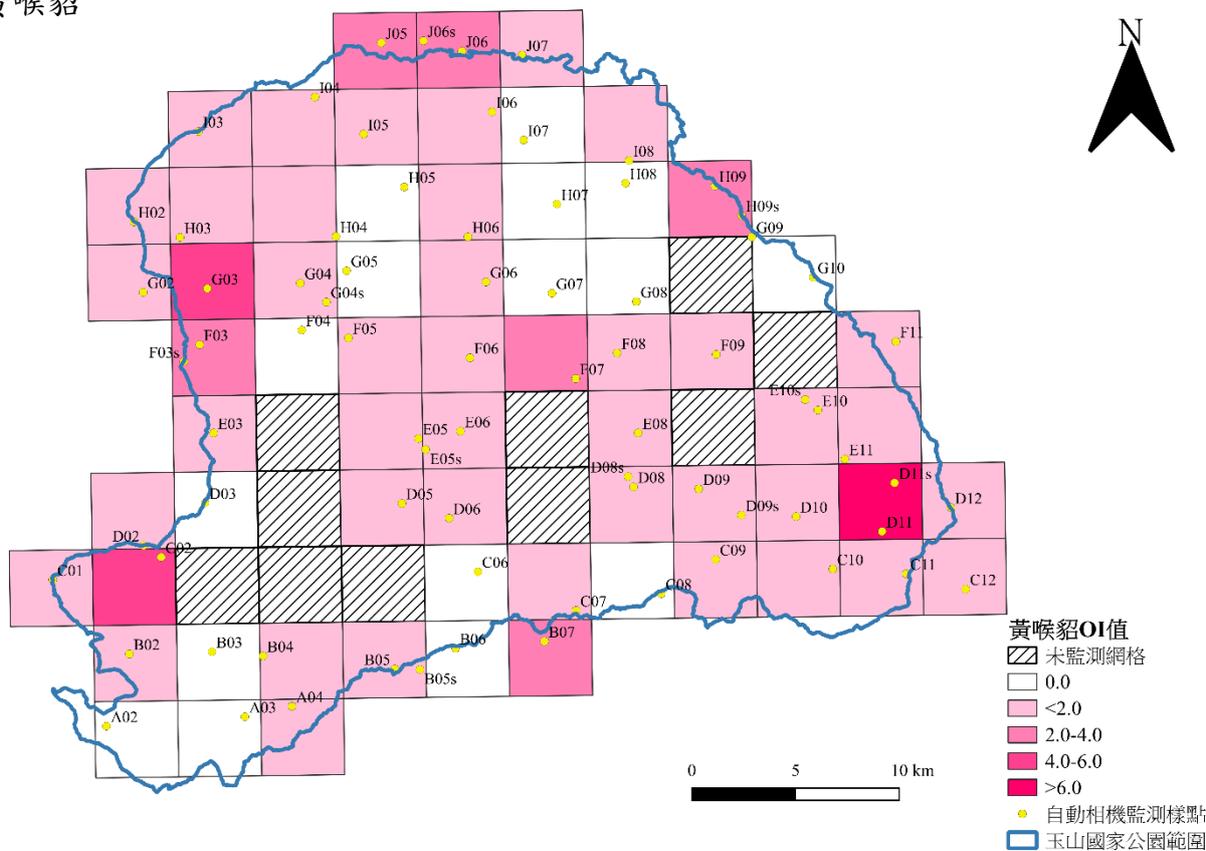
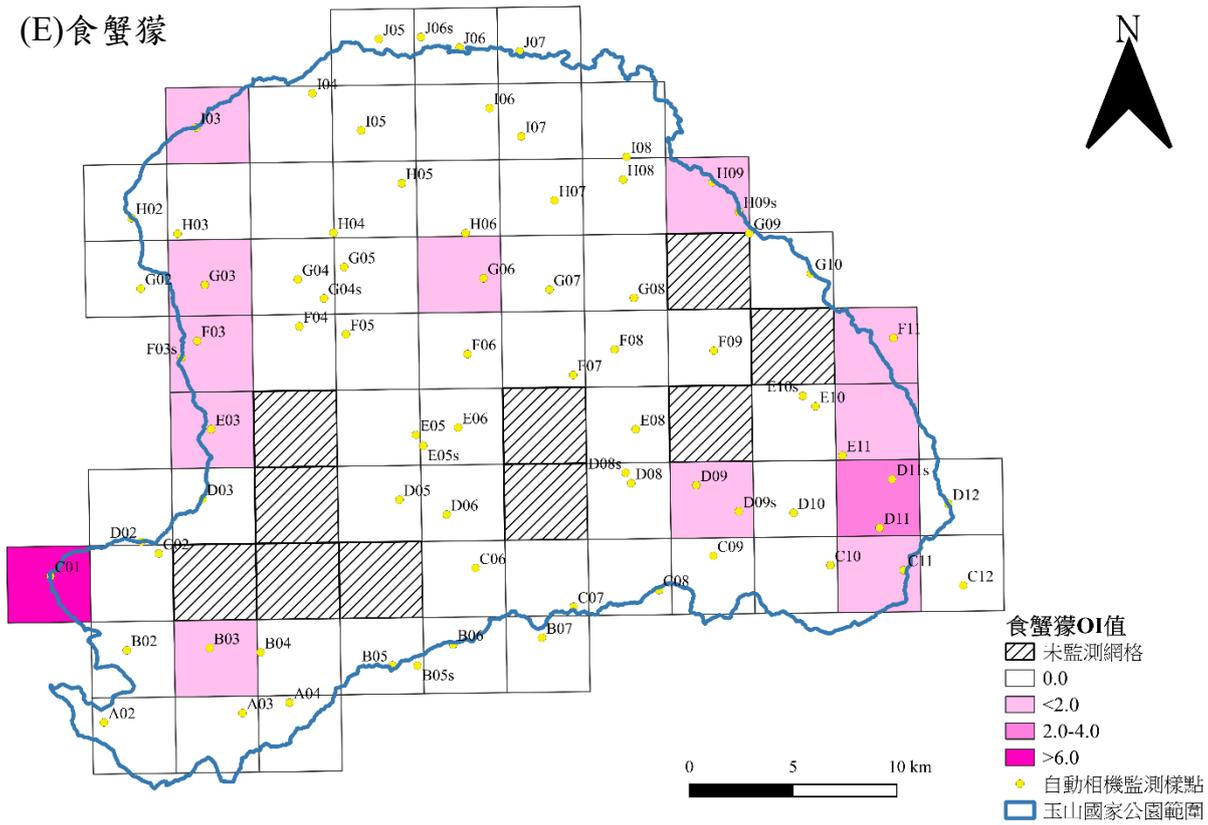


圖 2-9(續)、玉山國家公園自動照相機監測 11 種原生中大型哺乳類之 OI 值分布圖(n=66 格)。(A)白鼻心，(B)鼬獾；(C)黃鼠狼；(D)黃喉貂；(E)食蟹獾；(F)臺灣野山羊；(G)臺灣野豬；(H)臺灣山羌；(I)臺灣水鹿；(J)臺灣獼猴；(K)臺灣穿山甲。

(E)食蟹獾



(F)臺灣野山羊

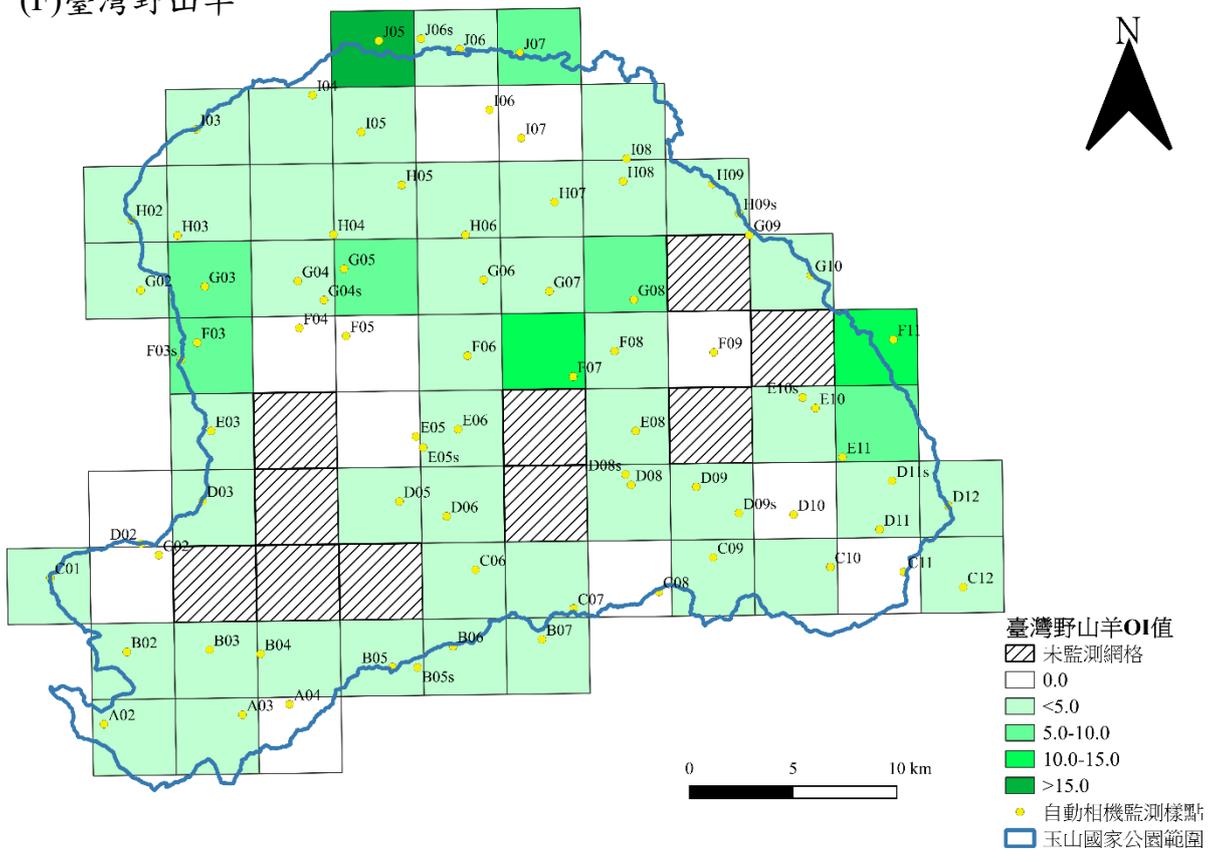
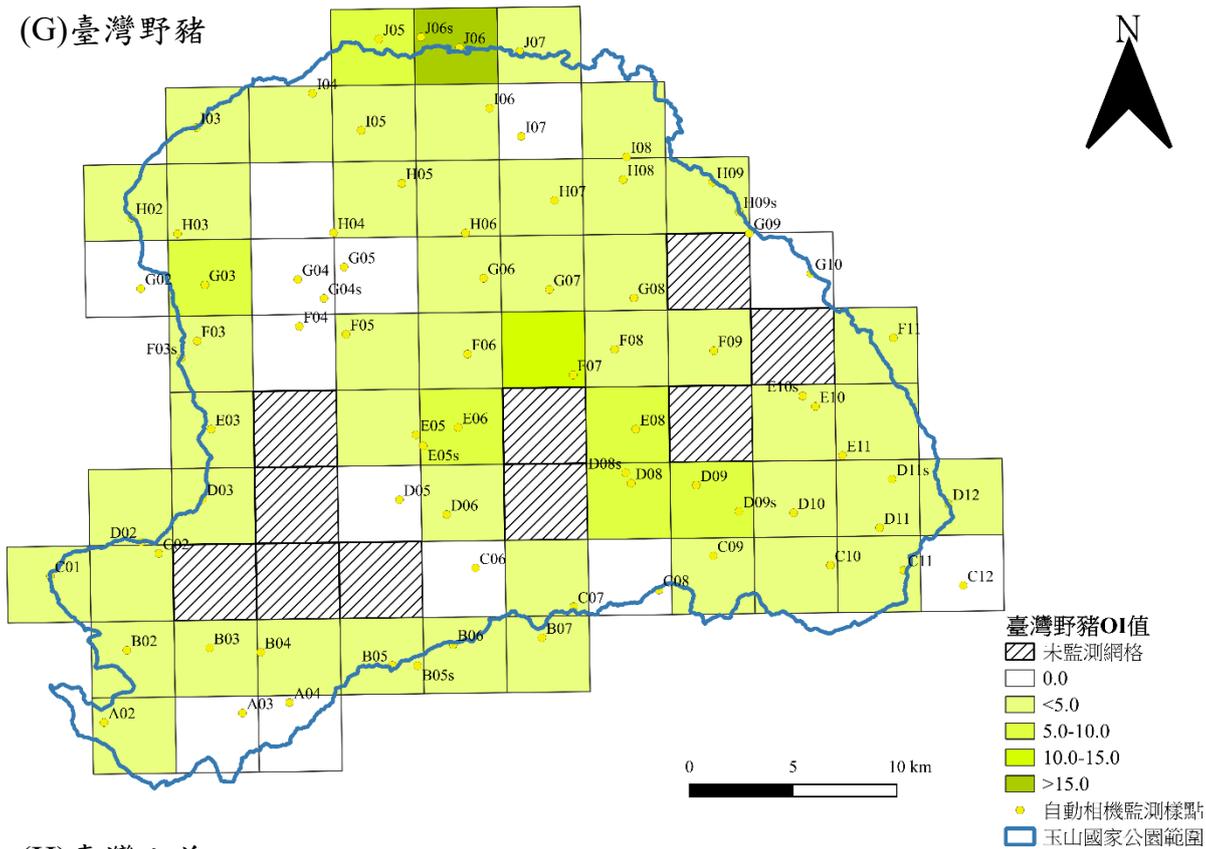


圖 2-9(續)、玉山國家公園自動照相機監測 11 種原生中大型哺乳類之 OI 值分布圖(n=66 格)。(A)白鼻心；(B)麬獾；(C)黃鼠狼；(D)黃喉貂；(E)食蟹獾；(F)臺灣野山羊；(G)臺灣野豬；(H)臺灣山羌；(I)臺灣水鹿；(J)臺灣獼猴；(K)臺灣穿山甲。

(G)臺灣野豬



(H)臺灣山羌

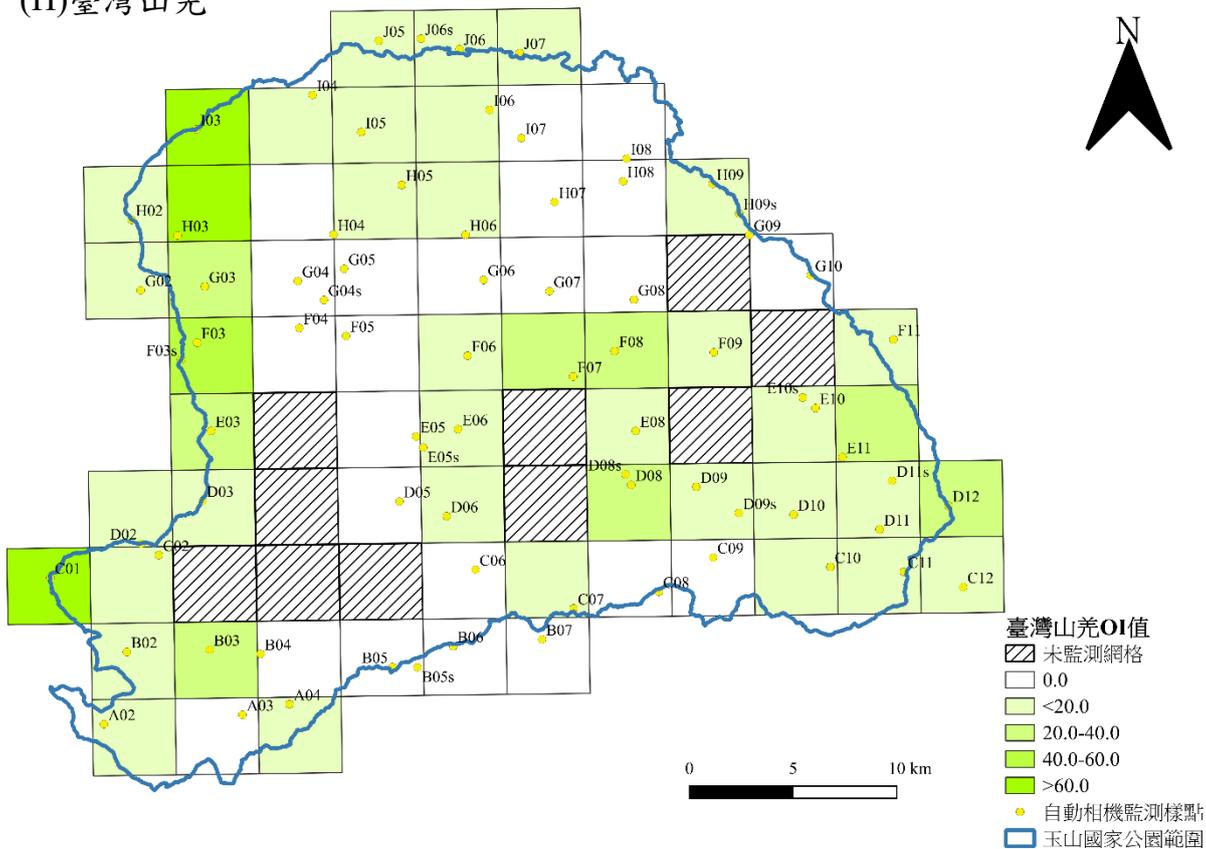
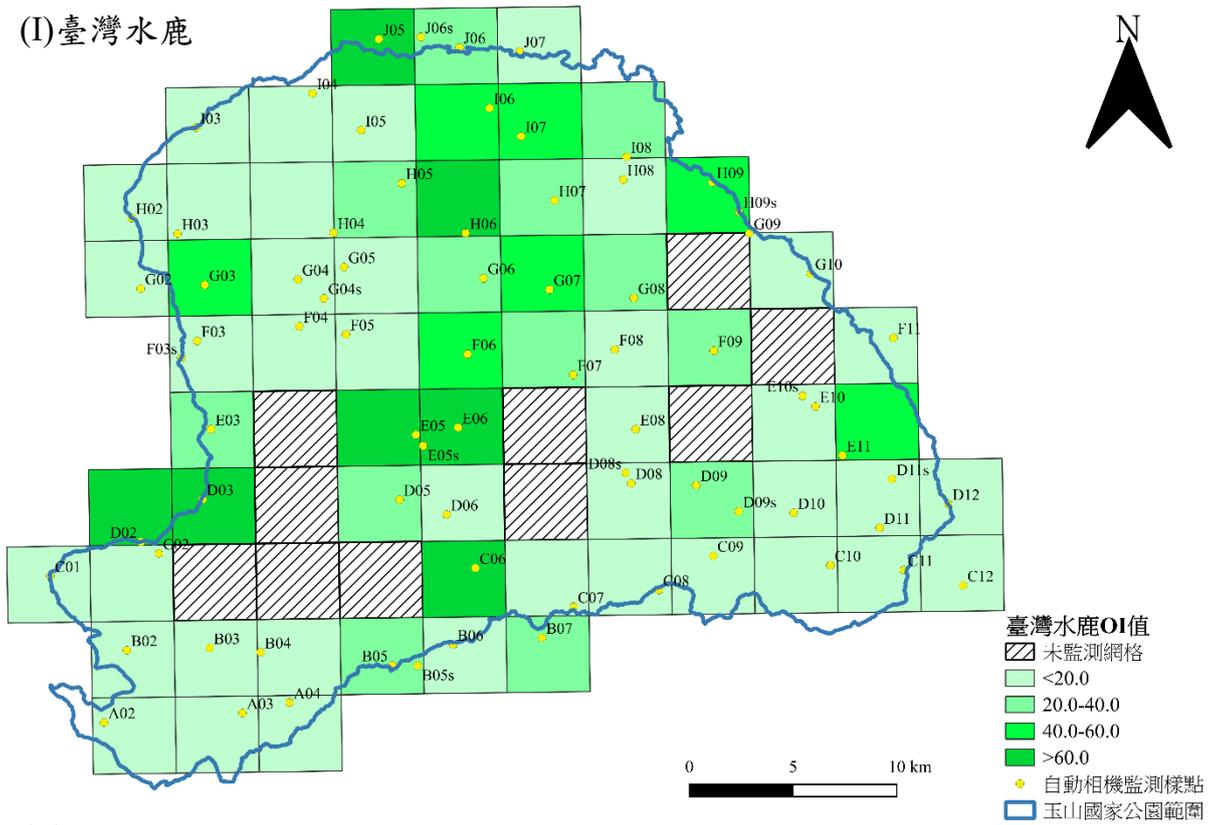


圖 2-9(續)、玉山國家公園自動照相機監測 11 種原生中大型哺乳類之 OI 值分布圖(n=66 格)。(A)白鼻心；(B)鮪獾；(C)黃鼠狼；(D)黃喉貂；(E)食蟹獾；(F)臺灣野山羊；(G)臺灣野豬；(H)臺灣山羌；(I)臺灣水鹿；(J)臺灣獼猴；(K)臺灣穿山甲。

(I) 臺灣水鹿



(J) 臺灣獼猴

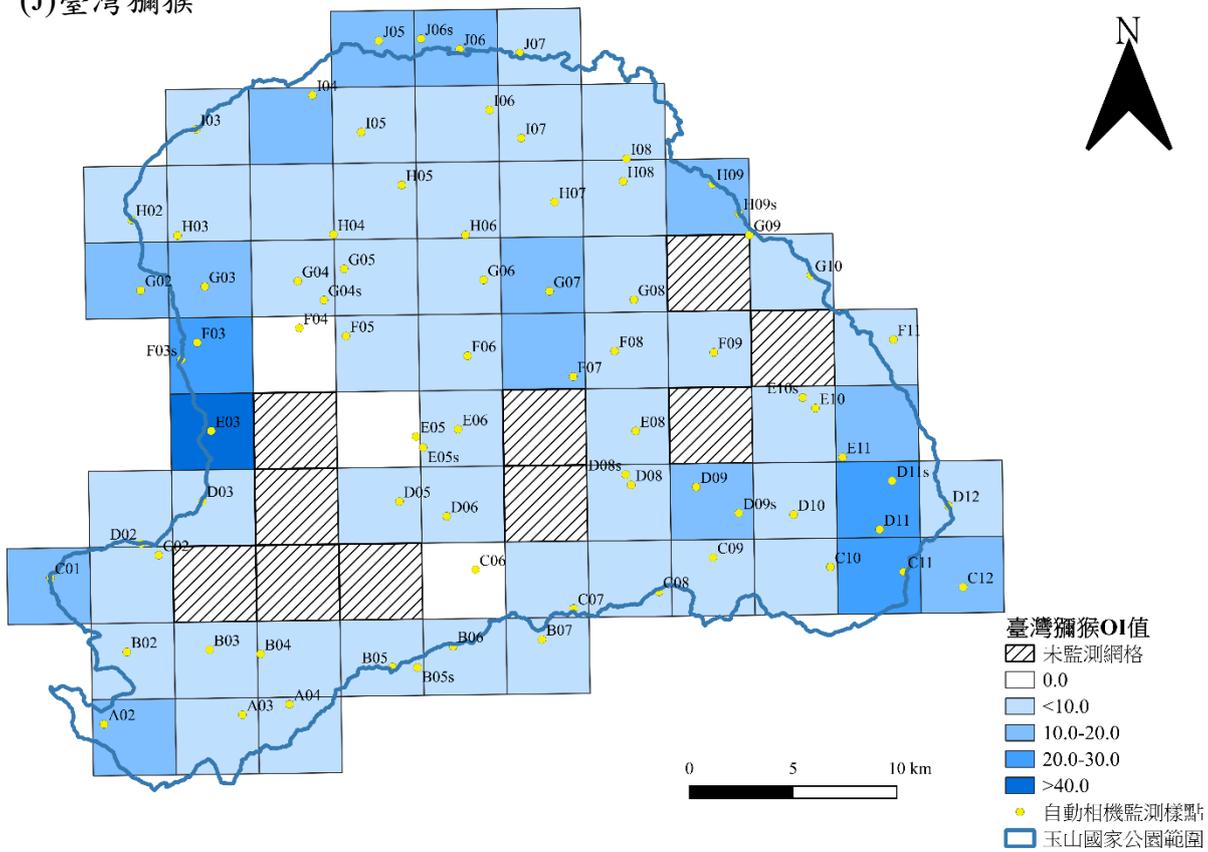


圖 2-9(續)、玉山國家公園自動照相機監測 11 種原生中大型哺乳類之 OI 值分布圖(n=66 格)。(A)白鼻心；(B)鮑獾；(C)黃鼠狼；(D)黃喉貂；(E)食蟹獾；(F)臺灣野山羊；(G)臺灣野豬；(H)臺灣山羌；(I)臺灣水鹿；(J)臺灣獼猴；(K)臺灣穿山甲。

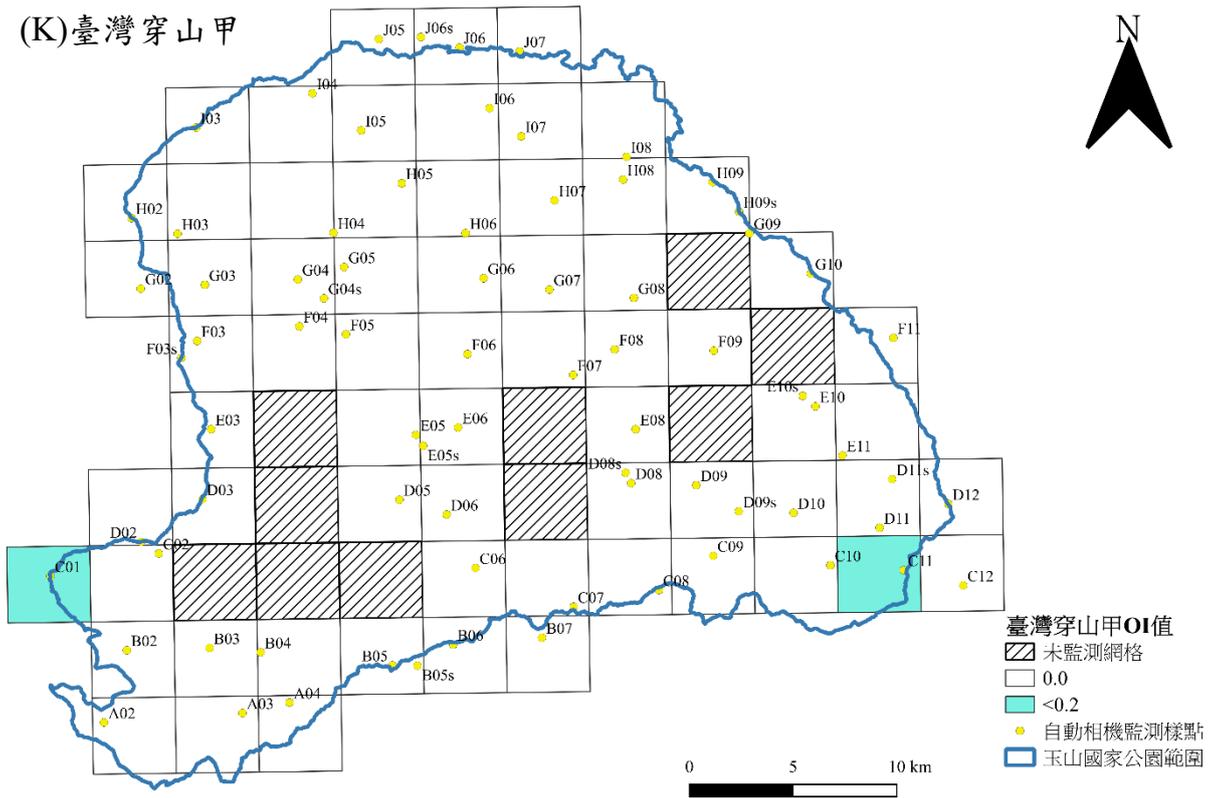


圖 2-9(續)、玉山國家公園自動照相機監測 11 種原生中大型哺乳類之 OI 值分布圖(n=66 格)。(A)白鼻心；(B)鼬獾；(C)黃鼠狼；(D)黃喉貂；(E)食蟹獾；(F)臺灣野山羊；(G)臺灣野豬；(H)臺灣山羌；(I)臺灣水鹿；(J)臺灣獼猴；(K)臺灣穿山甲。

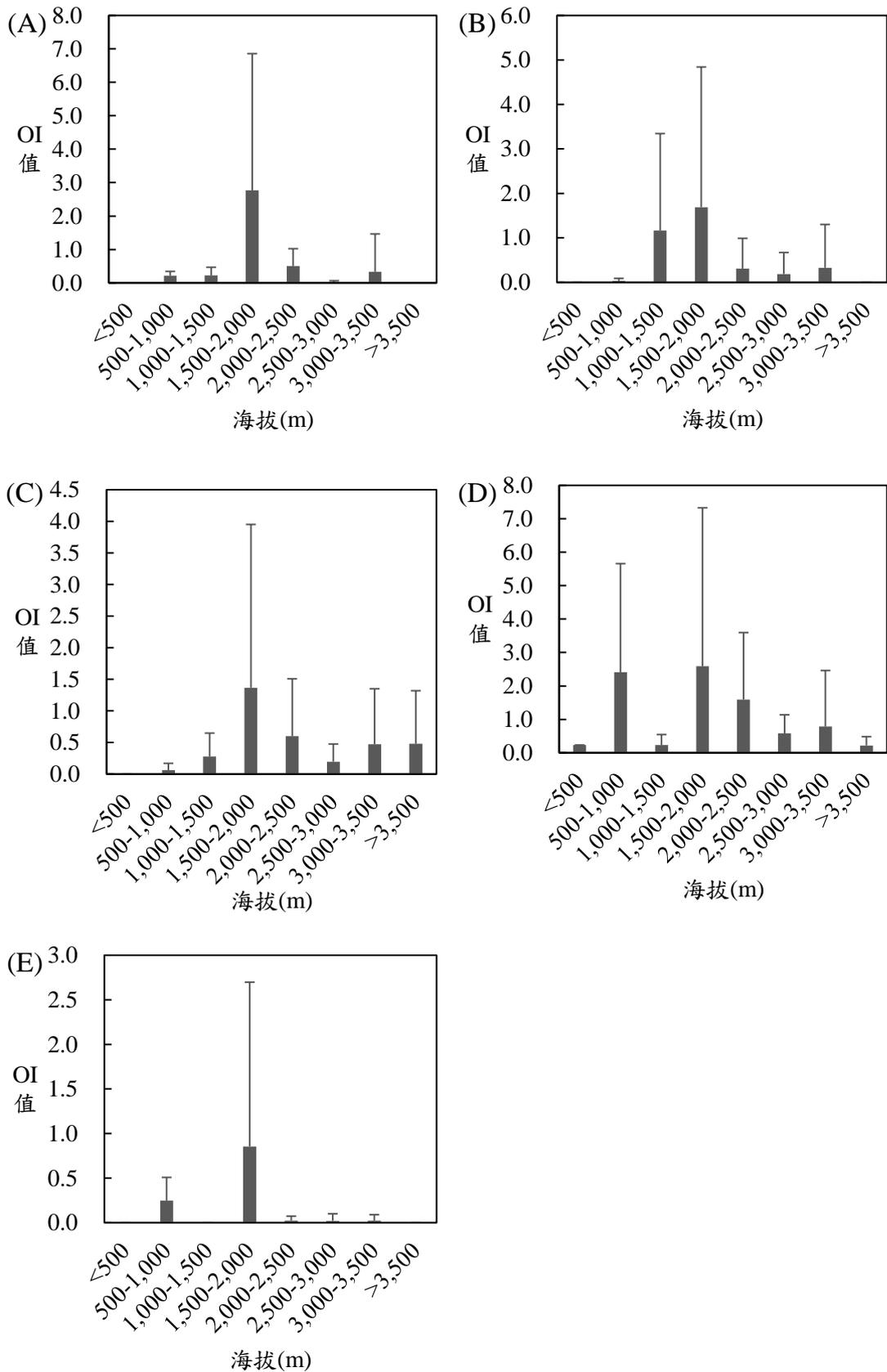


圖 2-10、玉山國家公園自動照相機監測 11 種原生中大型哺乳類 OI 值之海拔分布圖(n=76 台)。(A)白鼻心；(B)鼬獾；(C)黃鼠狼；(D)黃喉貂；(E)食蟹獾；(F)臺灣野山羊；(G)臺灣野豬；(H)臺灣山羌；(I)臺灣水鹿；(J)臺灣獼猴；(K)臺灣穿山甲。

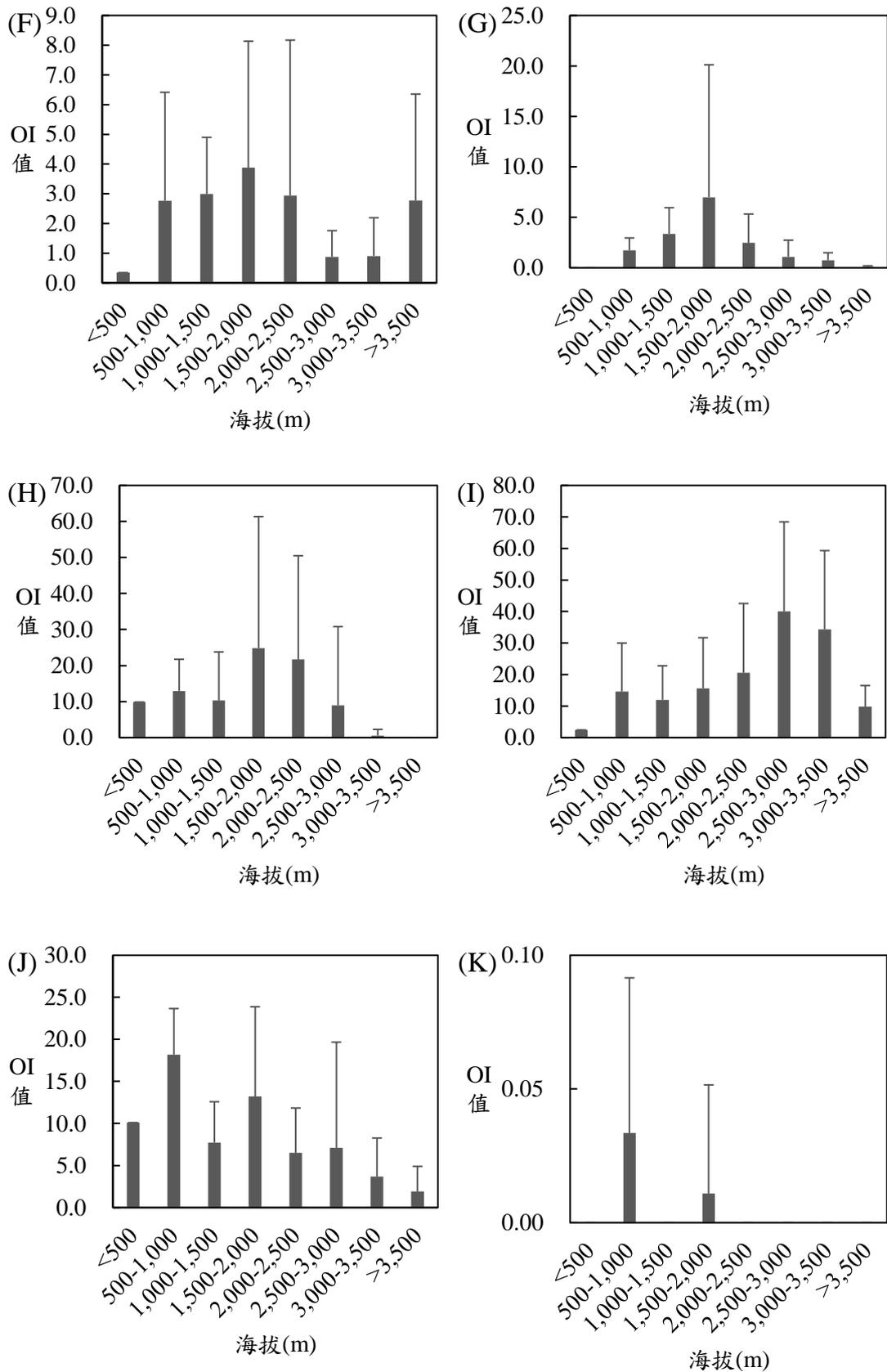


圖 2-10(續)、玉山國家公園自動照相機監測 11 種原生中大型哺乳類 OI 值之海拔分布圖(n=76 台)。(A)白鼻心；(B)鼬獾；(C)黃鼠狼；(D)黃喉貂；(E)食蟹獾；(F)臺灣野山羊；(G)臺灣野豬；(H)臺灣山羌；(I)臺灣水鹿；(J)臺灣獼猴；(K)臺灣穿山甲。

(3) 臺灣黑熊與偶蹄類動物之 OI 值相關性

針對臺灣山羌、臺灣水鹿、臺灣野山羊、臺灣野豬等 4 種黑熊的潛在獵物，分析其 OI 值與臺灣黑熊 OI 值的相關性。以所有自動照相機每月份的 OI 值進行相關性分析(Pearson correlation analysis)顯示，黑熊 OI 值分別與野豬 ($R=0.229, n=859, p<0.001$)、山羌呈顯著正相關($R=0.083, n=859, p=0.015$)，而與野山羊($R=0.051, n=859, p=0.133$)、水鹿($R=-0.022, n=859, p=0.513$)則無顯著相關(圖 2-11)。

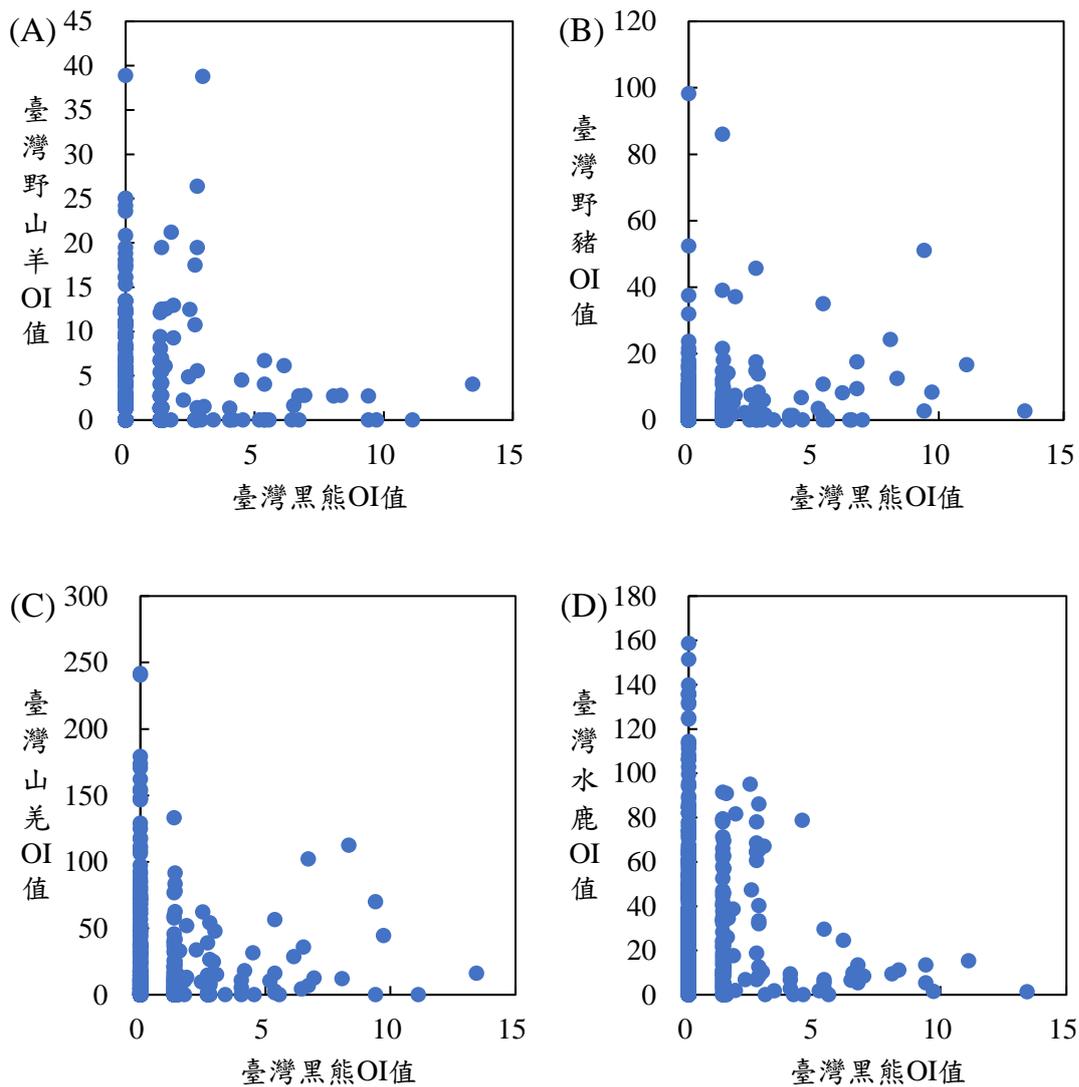


圖 2-11、玉山國家公園全區各月相機樣點記錄臺灣黑熊與 4 種偶蹄類動物之 OI 值散佈圖($n=859$)。(A)臺灣野山羊；(B)臺灣野豬；(C)臺灣山羌；(D)臺灣水鹿。其中黑熊分別與野豬和山羌 OI 值呈顯著正相關。

(4)臺灣黑熊 OI 值之季節與海拔變化

為了解臺灣黑熊的 OI 值是否會因季節而有海拔分布的差異，本研究針對長期架設的監測系統，排除因故障、干擾而未能完整運作的相機樣點，篩選出運作時間含括 2022 年 6 月至 2023 年 5 月，可完整呈現春夏秋冬四季變化的全年度自動照相機(n=25 台)，其中有拍攝到黑熊的相機佔 72.0%(n=18 台)。全年度自動照相機的海拔分布與玉山國家公園全區所設置的相機樣點相比並無顯著差異 (Independent sample t test, $t=-1.797$, $df=74$, $p=0.076$)。

全年各相機樣點的黑熊 OI 值之季節變化顯示，全年中央山脈東西兩側皆有拍到黑熊，高 OI 值的熱點地區則會隨季節有些微轉變(圖 2-12)。夏季時園區東側的樂樂溪(拉庫拉庫溪)流域中上游有較高的 OI 值，園區邊界的 OI 值也較其他季節高；秋季時，OI 值較高的地區同樣為樂樂溪流域，但熱點區偏轉至中下段流域，西部及較高海拔的樣點 OI 值有微幅上升；冬季時，只有少數相機(n=6)偵測到黑熊，但熱點區與秋季大致相似；春季時偵測到黑熊的相機亦較少(n=7)，OI 值在各樣點普遍偏低且較為平均，OI 值最高的樣點為 D11s 阿桑來嘎西稜 (3.56)。

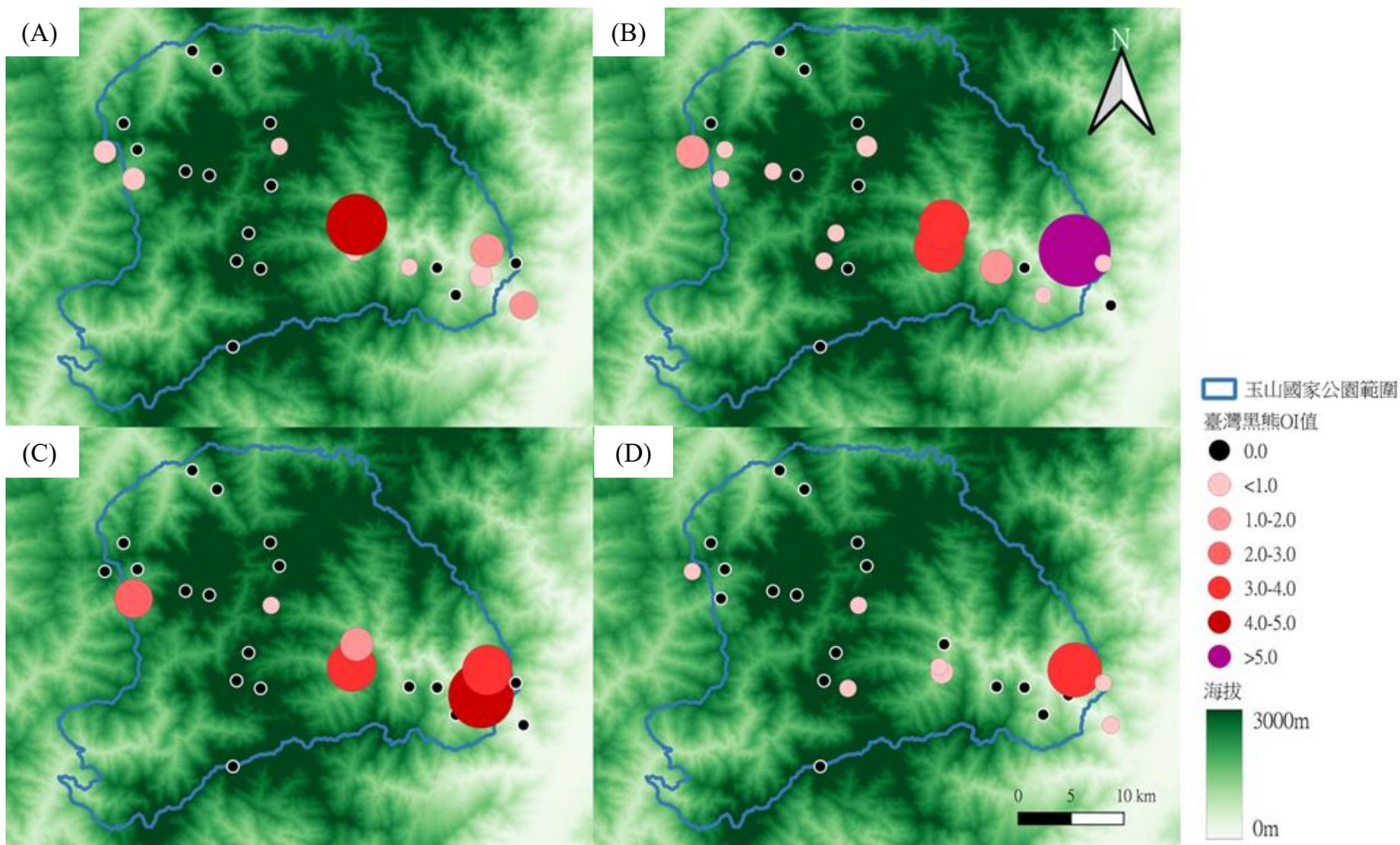


圖 2-12、玉山國家公園臺灣黑熊 OI 值 2022 年夏季至 2023 年春季之地理分布變化。(A)2022 年夏季(6-8 月)；(B)2022 年秋季(9-11 月)；(C)2022 年冬季(12-2 月)；(D)2023 年春季(3-5 月)。

黑熊 OI 值於各季節(6-8 月為夏季，9-11 月為秋季，12-2 月為冬季，3-5 月為春季)出現海拔梯度變化，夏季時，<500 m 的海拔梯度有最高的平均 OI 值(1.34)，且隨海拔上升有逐漸遞減的趨勢；秋季時，1,000-1,500 m 及 1,500-2,000 m 海拔梯度的平均 OI 值(1.65、1.56)較其他海拔梯度高；冬季的平均 OI 值則是 500-1,000 m 海拔梯度最高(2.24)，而 1,000-2,000 m 海拔的 OI 值(0.99、1.08)則較秋季低；春季時黑熊在各海拔梯度的 OI 值皆較其他季節低，介於 0.19-0.81 間(圖 2-13)。以各樣點每個月之黑熊 OI 值針對季節與海拔梯度進行二因子變異數分析(Two way ANOVA)，結果顯示海拔之間有顯著差異($F=2.491, df=7, p=0.017$)，但季節($F=0.533, df=3, p=0.660$)和季節×海拔($F=0.606, df=21, p=0.913$)則未呈顯著差異。針對不同海拔梯度進行 Dunnett T3 事後檢定(全年期間海拔 >3,500 m 沒有相機監測到黑熊，因此剔除該組)，海拔 1,500-2,000 m 與 2,000-2,500 m 有顯著差異，其他海拔梯度則不顯著。

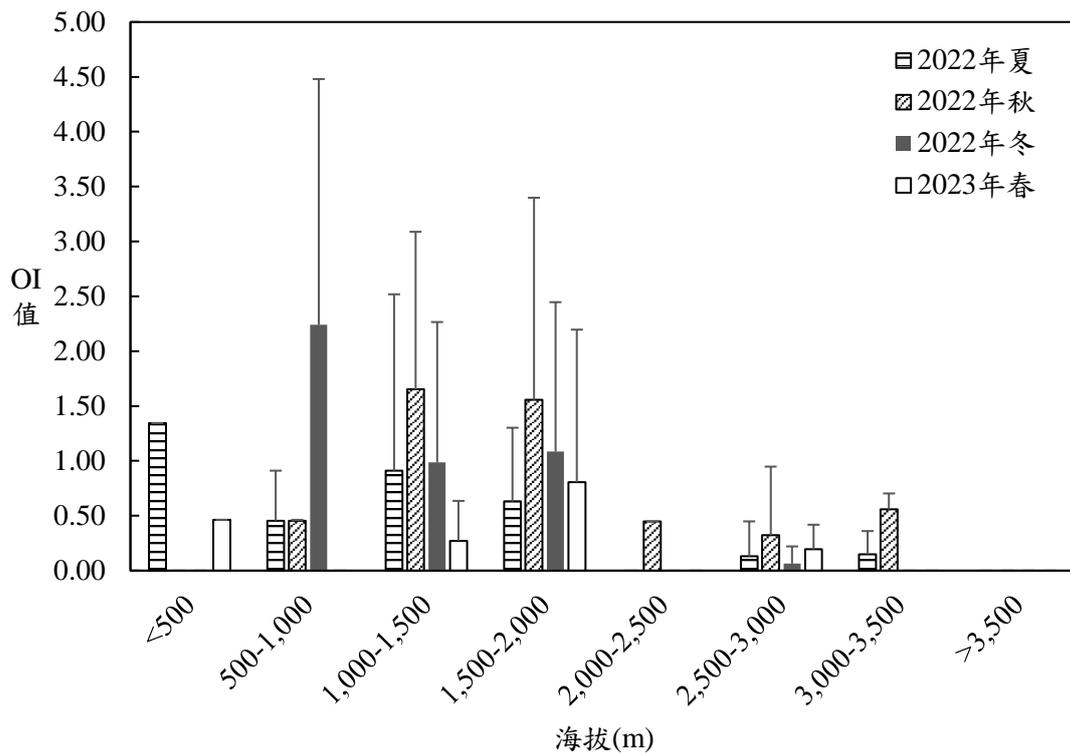


圖 2-13、自動照相機記錄臺灣黑熊 OI 值之季節與海拔分布變化。

2. 臺灣黑熊於自動相機前之行為表現與個體組成

(1) 自動相機前之行為表現

分析臺灣黑熊於有效影片中的行為，未接觸相機行為計 185 筆 (70.9%，n=261)，其中各項行為次數依序為：位移(94.1%)、爬樹(2.2%)，進食(2.2%)、遊戲(0.5%)和其他行為(1.1%)，如全身浸入水坑及嗅聞翻掘地面。黑熊接觸相機行為佔 29.1%，即 76 筆中，各項行為依序為觀察相機(63.2%)，扳動相機(31.6%)，破壞相機(5.3%)。

(2) 可辨識之個體及母子組

相機影像紀錄中共有 17 筆母熊帶小熊影像，整理日期跟地點相近的組別，再檢視個體組成及體型，最後歸納為 11 組不同的母子熊(表 2-5)。其中僅 1 組出現於西部園區，其餘 10 組皆記錄於東部園區。所有母子熊出現於 6 個樣點，海拔介於 774-1,942m，其中以 D11 佳心樣點紀錄 3 組最多。由組成來看，多數母熊(n=8，72.7%)僅育有 1 崽，其次為 2 崽(n=2，18.2%)，3 崽(n=1，9.1%)。

相機影像因可見雄性生殖器，41 隻次(13.9%，n=296)辨識為公熊，其餘則受限於角度和光影等因素而無法辨識。此外，有效影片共有 7 次記錄到佩掛頸圈的個體，由時間、地點、頸圈顏色判斷，分別為編號 39917 (n=1 次)、39920 (n=1 次)、39918 (n=5 次)個體。

本研究另於 F03 楠溪 16K(2022 年 12 月 6 日)、D11s 阿桑來嘎西稜(2022 年 12 月 27 日)，以及 D11 佳心(2023 年 6 月 3 日)，共 3 個樣點記錄非母子組成的兩黑熊同時經過相機前的情況，於 D11、D11s 出現者從體型判斷皆為亞成體，於 F03 出現者包含追蹤個體(編號 39920)和另一成年黑熊。

表 2-5、玉山國家公園自動相機監測臺灣黑熊母子組的出現紀錄(n=17)。

編號	樣點名稱	影片時間	崽數	組別	描述說明
1	F07_意西拉	2022/08/01 06:52	1	1	
2	D09s_十里水池	2022/09/30 17:26	2	2	
3	D09s_十里水池	2022/10/03 09:24	1	3	母熊體型看起來比組別 2 的紀錄小，推測應為不同個體。
4	F07_意西拉	2022/10/15 14:55	1	1	推測同組別 1。
5	D09_多美麗	2022/11/21 12:55	1	4	
6	D11_佳心	2022/11/21 17:07	3	5	
7	D08_華巴諾	2022/11/23 20:26	1	4	由於體型地點相近，無法排除跟組別 4 相同的可能，故視為同組。
8	D11_佳心	2022/12/07 17:19	2	5	推測同組別 5。
9	D11_佳心	2022/12/10 17:21	3	5	推測同組別 5。
10	F03_楠溪 16K	2022/12/16 02:38	1	6	
11	D11_佳心	2022/12/28 20:01	1	7	
12	D11_佳心	2022/12/30 15:20	1	7	推測同組別 7。
13	D09_多美麗	2023/07/04 18:25	1	8	
14	D08_華巴諾	2023/11/28 22:33	2	9	
15	F07_意西拉	2023/12/12 14:44	1	10	體型大，跟近期其他紀錄不同。
16	D08_華巴諾	2023/12/15 20:50	2	9	推測同組別 9。
17	D11_佳心	2024/02/25 16:17	1	11	

(3) 臺灣黑熊活動季節及時間

將母子熊與非母子熊每年各月份的所有有效照片數除以每年當月相機總運作時數，計算各月份 OI 值顯示黑熊總 OI 值較高的月份為 10 月(0.58)、11 月(0.55)、12 月(0.82)；較低的月份為 1 月(0.14)和 2 月(0.10)。母子熊出現季節包含 7-12 月及 2 月，3-6 月和 1 月未有紀錄。其中母子熊於 12 月的 OI 值 0.12 最高，11 月 0.07 次之(圖 2-14)。

黑熊有效照片於整日 24 小時皆有紀錄，主要出現於上午 6 時至下午 9 時的時段，尤其是上午 6-8 時和下午 5-7 時，中午前後稍低(圖 2-15)。活動較低的時段則為晚上 10 時至凌晨 1-5 時。

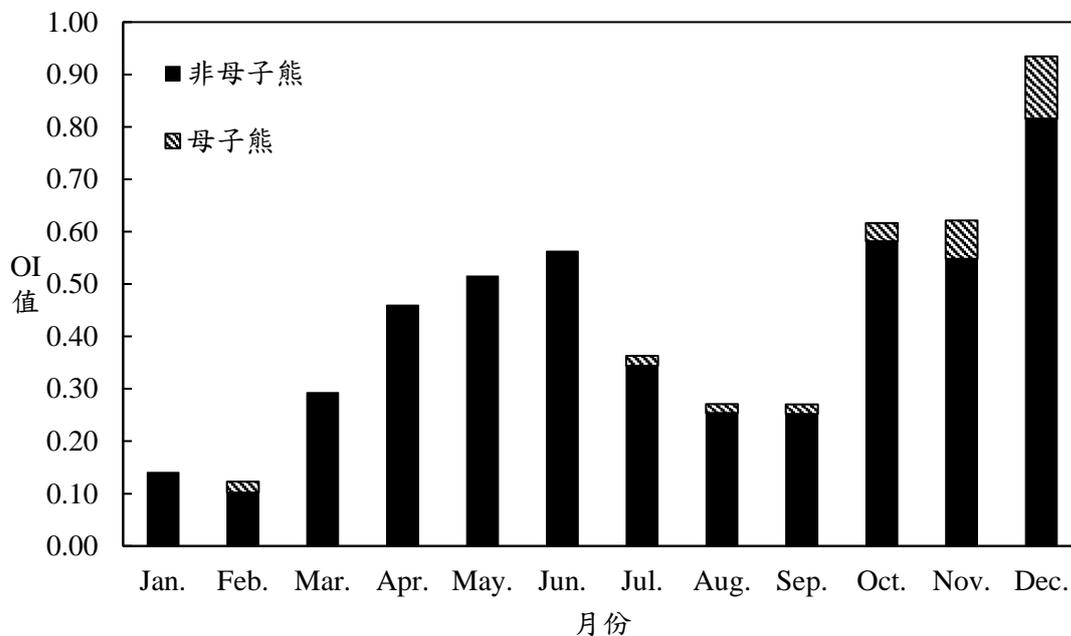


圖 2-14、自動照相機記錄臺灣黑熊母子熊於各月份之活動情況。

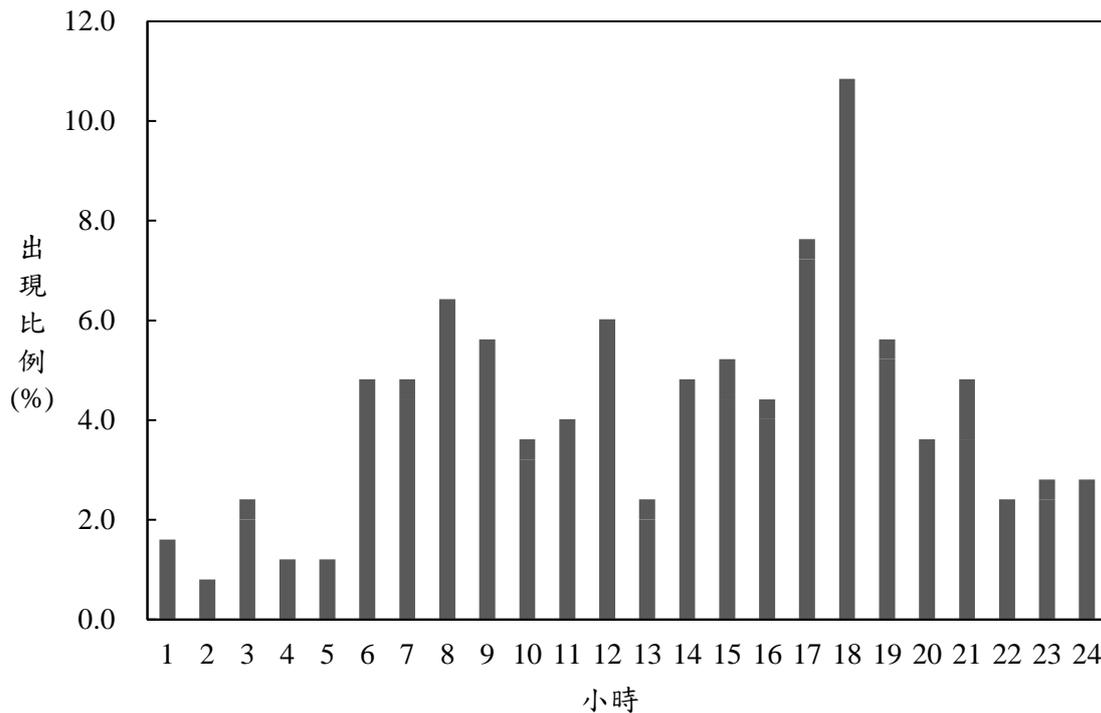


圖 2-15、自動照相機記錄玉山國家公園臺灣黑熊於全日各時段之出現比例。

(二)臺灣黑熊占據模型

1. 占據模型

考量占據模型之族群封閉假設，本研究取用研究期間 2022 年 9 月至 2023 年 2 月，共 6 個月，所有相機運作時間幾乎一致之資料進行分析。在 6 個月調查季中，用於資料分析的相機(n=71)總運作時間為 266,686 小時，總有效物種影片數為 16,498 筆，其中黑熊有效影片數為 96 筆。

本研究使用 15 天作為採樣週期，因此在為期 180 天的調查季中可獲得 12 次重複調查，平均每個樣點被調查 10.68 次。本研究涵蓋之占據預測網格共有 339 格，相機調查中有 39 個網格未偵測到黑熊，多位於園區北側(除郡大無雙以外)與南橫地區；另有 32 個網格至少偵測到一次黑熊，主要分布於園區東側清朝八通關古道與日治八通關越嶺古道東段，以及西側楠溪林道接梅蘭林道路線，占總調查網格數(n=71)約 45% (圖 2-16)。該百分比亦為研究樣區內黑熊的原始占據率(Naïve occupancy)。修正後的預測占據率為 0.57，標準誤差為 0.08 (95%CI：0.40-0.71)；偵測率為 0.14，標準誤差為 0.02 (95 % CI：0.11-0.19)。偽缺席率為 0.19，累積偵測率達 0.81。

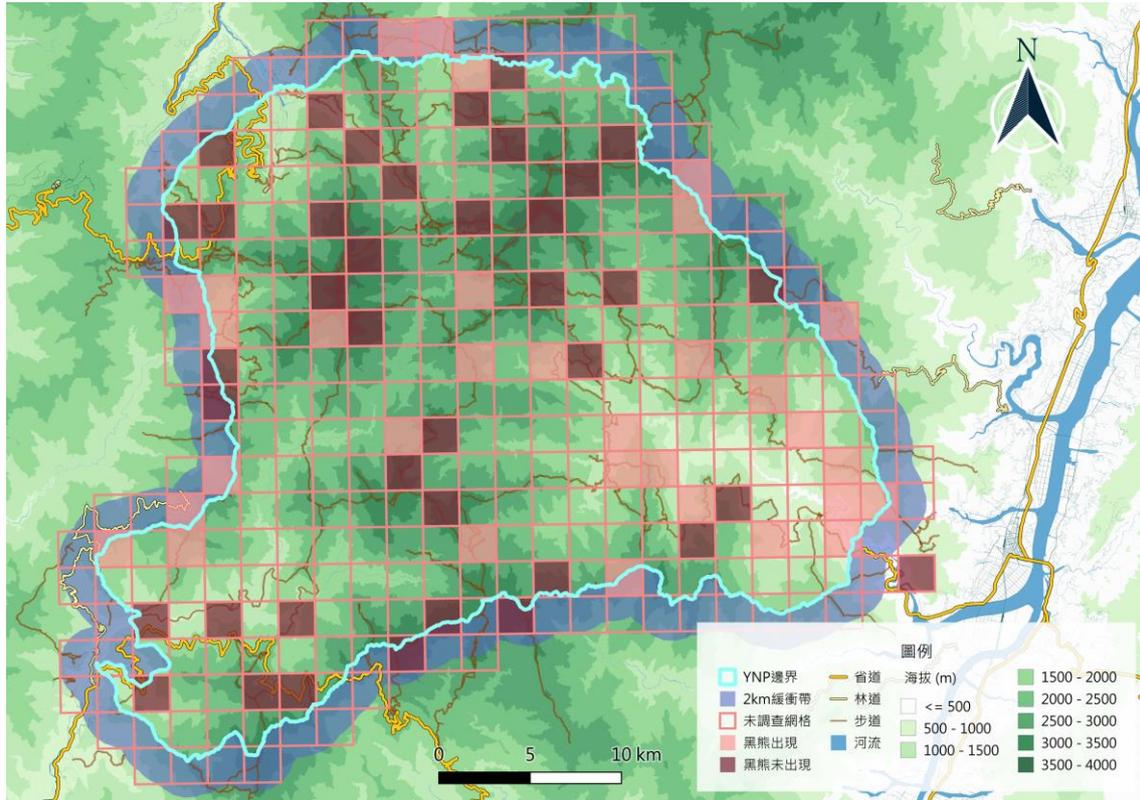


圖 2-16、占據率調查季期間(2022 年 9 月-2023 年 2 月)，於玉山國家公園研究樣區 71 個取樣單位($2 \times 2 \text{ km}^2$ 網格)中偵測到黑熊出現($n=32$)和未出現($n=39$)的情況。

(1) 協變量

a. 森林覆蓋率

已進行自動相機調查樣點所在的網格單位($n = 71$)的森林覆蓋率範圍介於 0.00-1.00，平均值與標準偏差為 0.47 ± 0.38 。所有網格($n=339$)資料範圍介於 0.00-1.00，平均值與標準偏差為 0.44 ± 0.35 (表 2-6)。兩者資料分布沒有顯著差異(Mann-Whitney U test, $p=0.586$)，整體多集中於數值較低與較高處，中間值較少(圖 2-17)。

b. 常態化差異植生指標

已調查樣點網格的 NDVI 範圍介於 0.56-0.85，平均值與標準偏差為 0.73 ± 0.07 。所有網格資料範圍介於 0.50 - 0.86，平均值與標準偏差為

0.74±0.07 (表 2-6)。兩者資料分布無顯著差異(Mann-Whitney U test, $p = 0.174$)，且 NDVI 值皆高於 0.5，顯示研究樣區植被多為森林(圖 2-17)。

c. 與河流最近距離

已調查樣點與河流最近距離範圍介於 0.01-1.46 km，平均值與標準偏差為 0.58±0.38 km。所有網格資料範圍介於 0.00 - 1.83 km，平均值與標準偏差為 0.51±0.39 km (表 2-6)。兩者資料分布無顯著差異(Mann-Whitney U test, $p=0.075$)，且多集中於與河流距離 1 km 以內，顯示研究樣區內河流廣泛分布(圖 2-17)。

d. 海拔

已調查樣點網格的海拔範圍介於 599.4-3,464.7 m，平均值與標準偏差為 2,264.9±726.3 m。所有網格資料範圍介於 522.4-3,464.7 m，平均值與標準偏差為 2,231.1±632.7 m (表 2-6)。兩者資料分布無顯著差異(Mann-Whitney U test, $p=0.589$)，且多集中於 1,500-3,000 m 處，低海拔樣點較少(圖 2-17)。

e. 地形位置指數

已調查樣點網格的地形位置指數範圍介於 398.3-490.3 m，平均值與標準偏差為 40.3±244.5 m。所有網格資料範圍介於 540.2-490.3 m，平均值與標準偏差為 10.3±228.5 m (表 2-6)。兩者資料分布無顯著差異(Mann-Whitney U test, $p=0.305$)。已調查樣點網格缺乏 TPI 值較低地區的資料(圖 2-17)，可能與相機多架設於稜線處有關。

f. 地形崎嶇度指數

已調查樣點網格的地形崎嶇度指數範圍介於 336.6-1,850.9 m，平均值與標準偏差為 1,108.3±293.3 m。所有網格資料範圍介於 336.6-1,850.9 m，平均值與標準偏差為 1,089.1±287.0 m (表 2-6)。兩者資料分布無顯著差異(Mann-Whitney U test, $p=0.533$) (圖 2-17)。

g. 與聚落最近距離

已調查樣點與聚落最近距離範圍介於 0.15-17.72 km，平均值與標準偏差為 7.46±5.08 km。所有網格資料範圍介於 0.00-18.15 km，平均值與標準偏差為 7.57±5.11 km (表 2-6)。兩者資料分布無顯著差異(Mann-Whitney U test, $p=0.852$) (圖 2-17)。

h. 遊憩壓力程度

已調查樣點網格的遊憩壓力程度範圍介於 1.00-6.00，平均值與標準偏差為 3.32 ± 1.44 。所有網格資料範圍介於 0.00-6.00，平均值與標準偏差為 2.19 ± 1.89 (表 2-6)。由於遊憩壓力第零級定義為：無行跡或路徑可參考之路線，相機樣點皆是沿著步道再岔出進入林中架設，故已調查樣點網格會缺少第零級的資料，導致與所有網格資料分布有顯著差異(Mann-Whitney U test, $p < 0.001$) (圖 2-17)。

8 種協變量中，僅遊憩壓力之已調查網格與所有網格的資料分布有顯著差異(圖 2-17)，但考量該變量可能對黑熊分布有所影響，故在未刪除任何一項變量的情況下進行下一步模型建構。

表 2-6、建構棲地占據模型之協變量於已調查 $2 \times 2 \text{ km}^2$ 網格(observed, $n=71$)和樣區所有網格(expected, $n=339$)之平均值、標準偏差、最大值與最小值。

	變量(模型代碼)	單位	最小值	最大值	平均值±標準偏差
已 調 查 網 格	森林覆蓋率(forest_pc) ^a	%	0.00	1.00	0.47 ± 0.38
	常態化差異植生指標 (NDVI)	-	0.56	0.85	0.73 ± 0.07
	與河流最近距離 (dist_water)	km	0.01	1.46	0.58 ± 0.38
	海拔(elev) ^a	m	599.4	3,464.7	$2,264.9 \pm 726.3$
	地形位置指數(TPI)	m	-398.3	490.3	40.3 ± 244.5
	地形崎嶇度指數(TRI)	m	336.6	1,850.9	$1,108.3 \pm 293.3$
	與聚落最近距離(dist_sett)	km	0.15	17.72	7.46 ± 5.08
	遊憩壓力程度(pressure)	-	1.00	6.00	3.32 ± 1.44
樣 區 所 有 網 格	森林覆蓋率(forest_pc) ^a	%	0.00	1.00	0.44 ± 0.35
	常態化差異植生指標 (NDVI)	-	0.50	0.86	0.74 ± 0.07
	與河流最近距離 (dist_water)	km	0.00	1.83	0.51 ± 0.39
	海拔(elev) ^a	m	522.4	3,464.7	$2,231.1 \pm 632.7$
	地形位置指數(TPI)	m	-540.2	490.3	10.3 ± 228.5
	地形崎嶇度指數(TRI)	m	336.6	1,850.9	$1,089.1 \pm 287.0$
	與聚落最近距離(dist_sett)	km	0.00	18.15	7.57 ± 5.11
	遊憩壓力程度(pressure)	-	0.00	6.00	2.19 ± 1.89

^a 森林覆蓋率與海拔高度相關($r = -0.89$)，建立占據模型時會避免將兩變量放入同一模型中。

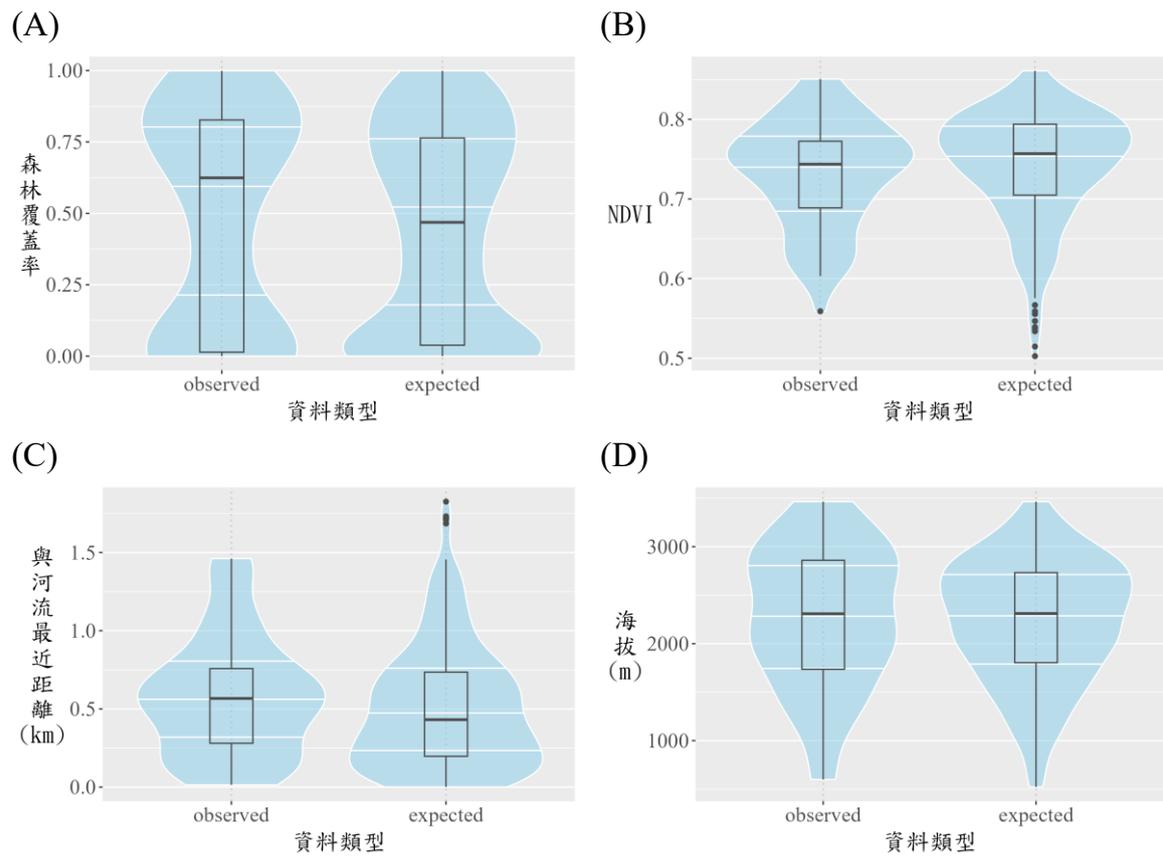


圖 2-17、自動相機已調查 $2 \times 2 \text{ km}^2$ 網格(observed, n=71 格)與樣區所有網格(expected, n=339 格)單位協變量等級之小提琴圖(violin plot)。黑色盒型範圍為下四分位距至上四分位距，中線為中位數，藍色面積為核密度估計。(A)森林覆蓋率；(B)常態化差異植生指標(NDVI)；(C)與河流最近距離；(D)海拔；(E)地形位置指數(TPI)；(F)地形崎嶇度指數(TRI)；(G)與聚落最近距離；(H)遊憩壓力等級。

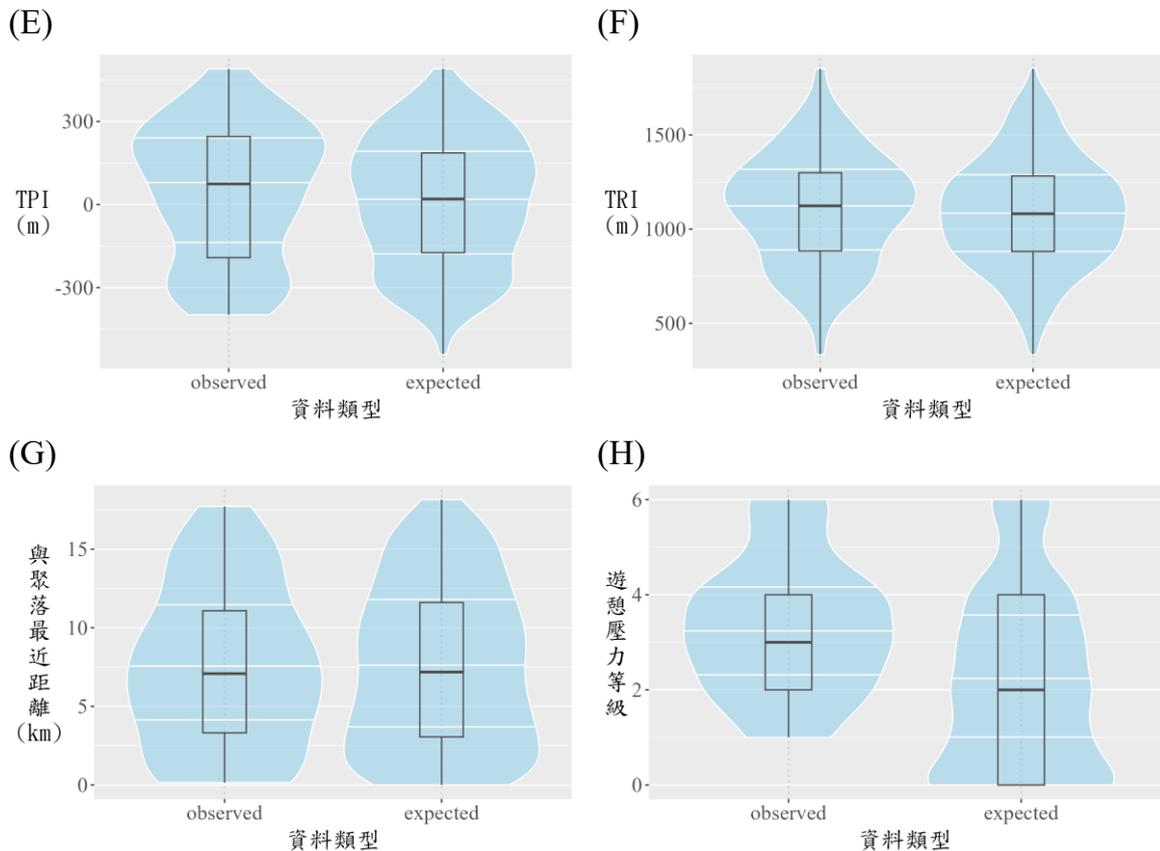


圖 2-17 (續)、自動相機已調查 $2 \times 2 \text{ km}^2$ 網格(observed, $n=71$ 格)與樣區所有網格(expected, $n=339$ 格)單位協變量等級之小提琴圖(violin plot)。黑色盒型範圍為下四分位距至上四分位距，中線為中位數，藍色面積為核密度估計。(A)森林覆蓋率；(B)常態化差異植生指標(NDVI)；(C)與河流最近距離；(D)海拔；(E)地形位置指數(TPI)；(F)地形崎嶇度指數(TRI)；(G)與聚落最近距離；(H)遊憩壓力等級。

(2)最佳模型

將協變量依三大類別各自組合，可獲得資源因素 11 個、地理因素 11 個與人為因素 5 個，共 27 個候選模型，其中各類 $\Delta\text{AICc} < 2$ 的參考模型分別為 3、3、2 個，共 8 個。再將所用到的協變量加以組合，獲得所有候選模型總共 38 個， $\Delta\text{AICc} < 2$ 的參考模型有 2 個(表 2-7)。

2 個參考模型中皆使用了海拔、TPI、與聚落最近距離、與聚落最近距離平方 4 個變量；同時皆有使用海拔、與聚落最近距離、與聚落最近距離平方 3 項變量，且皆顯著影響占據率(p 介於 0.007-0.041)；TPI 則無顯著相關($p=0.248$)(表 2-8)。

將上述 2 個參考模型加權平均後，獲得占據率與變量的關係(表 2-9)，並透過 R 軟體中的 ggplot2 (version 3.4.4, Wickham 2016) 套件繪製占據率與變量的關係圖(圖 2-18)，若有平方項則會合併繪製。變量的係數值(β)表示對占據率的影響程度。在預測模型中，影響程度由高到低依序為海拔、與聚落最近距離、與聚落最近距離平方，最後是 TPI。占據率與協變量呈正相關趨勢者包括 TPI 和與聚落最近距離；反之，呈負相關趨勢的變量為海拔(表 2-9，圖 2-18)。

a. 海拔(elev)

整體占據率趨勢由低海拔至高海拔降低，海拔小於約 1,500 m 時占據率幾乎維持在 1.00，自 2,000 m 處開始微幅降低，2,500 至 3,000 m 時占據率急遽下降，而當海拔高於 3,000 m 後占據率持續降低，但也越趨緩(圖 2-18)。顯示在 $2 \times 2 \text{ km}^2$ 尺度下，黑熊對於海拔低於 2,000 m 區域的利用程度較高。

b. 地形位置指數(TPI)

隨著 TPI 上升，占據率逐漸增加，由斜率(即 β 值)可看出該變量對占據率的影響較小(圖 2-18)。也就是說，在 $2 \times 2 \text{ km}^2$ 尺度下，黑熊的占據率較不受 TPI 所影響，但與谷地相比，黑熊較喜歡利用坡面和稜線地形。

c. 與聚落最近距離(dist_sett/ dist_sett_2)

將與聚落最近距離和其平方項合併繪製關係曲線，獲得非線性的似拋物線曲線關係圖(圖 2-18)。在與聚落距離約小於 7.5 km 時，占據率幾乎是隨著與聚落距離越遠而增加，並在與聚落距離介於 7.5 至 15 km 處影響趨緩，維持在占據率高點(約為 0.86)，而當與聚落距離大於 15 km 後占據率又逐漸降低。此結果顯示與聚落距離 7.5 km 內和 15 km 以上時，對黑熊占據率有較大的負面影響。

表 2-7、玉山國家公園地區臺灣黑熊棲地占據模型 $\Delta AICc < 2$ 的 2 個參考模型。

Model ^a	df	-2logLik	AICc	$\Delta AICc$	AICc weight
psi(elev+dist_sett+dist_sett_2),p(.)	5	395.51	406.41	0.00	0.58
psi(elev+TPI+dist_sett+dist_sett_2),p(.)	6	393.77	407.04	0.63	0.42

^a elev(海拔)、dist_sett(與聚落最近距離)、dist_sett_2(與聚落最近距離平方)、TPI(地形位置指數)。

表 2-8、 $\Delta AICc < 2$ 的棲地占據模型中，影響玉山國家公園臺灣黑熊占據率各變量之 beta (β)係數和標準誤差(SE)。

Model ^a	p(.)	psi(.)	psi(elev)	psi(TPI)	psi(dist_sett)	psi(dist_sett_2)
psi(elev+dist_sett+dist_sett_2),p(.)	-1.76 ^{***}	1.41 [*]	-1.49 ^{**}		1.22 ^{**}	-1.09 ^{**}
psi(elev+TPI+dist_sett+dist_sett_2),p(.)	-1.77 ^{***}	1.41 [*]	-2.29 ^{**}	0.88	1.37 ^{**}	-0.94 ^{**}

^a elev(海拔)、dist_sett(與聚落最近距離)、dist_sett_2(與聚落最近距離平方)、TPI(地形位置指數)。

*表示 $p < 0.1$ ；**表示 $p < 0.05$ ；***表示 $p < 0.001$ 。

表 2-9、棲地占據預測模型與各變量之 beta (β)係數、標準誤差(SE)、標準分數(z)和 p 值。

	Covariate	Estimate(β)	SE	z	P
Occupancy	(Intercept)	1.41	0.74	1.90	0.058
	Elevation	-1.83	0.93	1.97	0.049
	TPI	0.88	0.77	1.16	0.248
	Distance to settlement	1.28	0.58	2.21	0.027
	Distance to settlement ^{sq}	-1.03	0.47	2.17	0.030
Detection	(Intercept)	-1.76	0.17	10.40	<0.001

^{sq} 表示平方項。

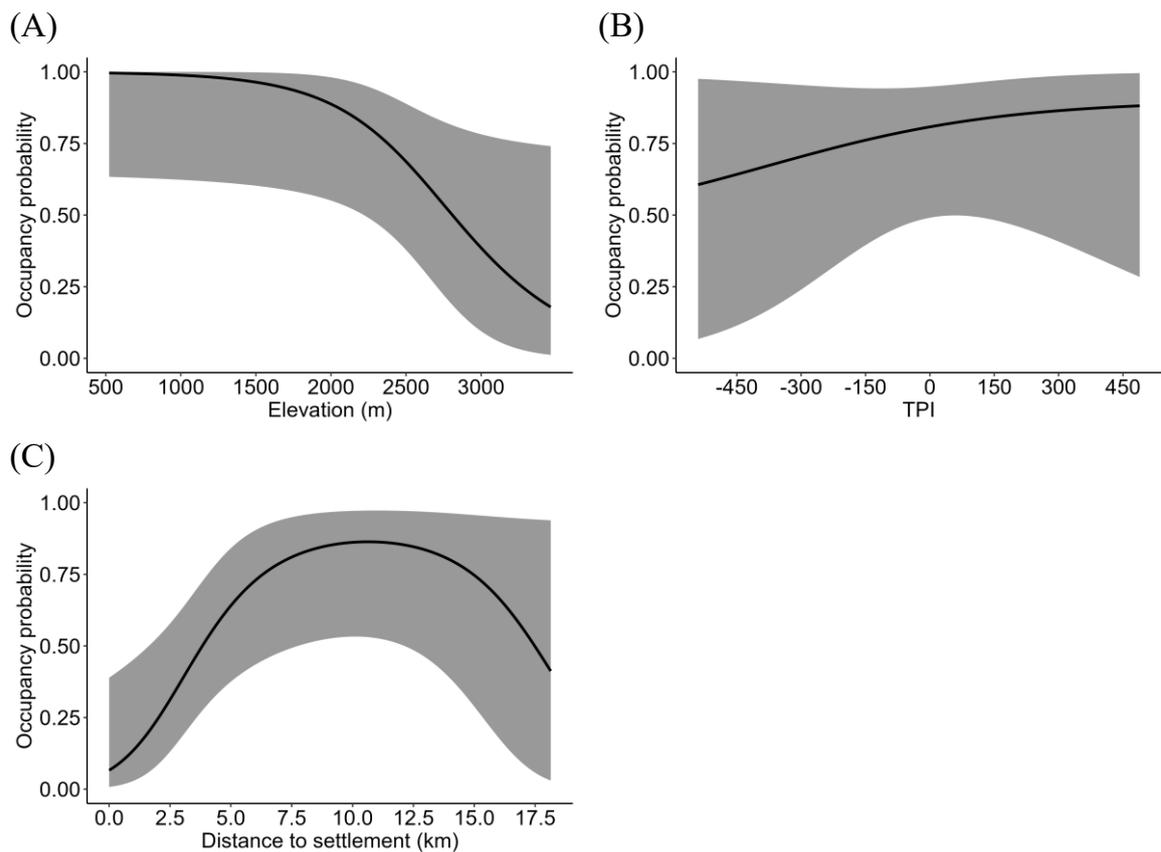


圖 2-18、玉山國家公園臺灣黑熊之預測占據率與三項變量之關係。黑色實線為趨勢，灰色面積為 95%CI 區間。(A)海拔；(B)地形位置指數(TPI)；(C)與聚落最近距離。

2. 占據預測圖

透過預測模型中占據率與協變量之關係對研究樣區所有網格進行占據率預測，將占據率由 0.0 到 1.0 平均切分為十個等級，研究樣區內占據率由高至低分別占研究樣區之 9.4 %、15.3 %、13.6 %、11.5 %、13.3 %、8.8 %、9.1 %、7.7 %、7.4 %、3.8 %，及占據率 >0.5 者約佔三分之二(圖 2-19)。

就地理位置來看，黑熊占據率較高且範圍連續的區域有三區，分別為(1)園區東部拉庫拉庫溪流域，也是高占據率面積相對最大且連續的範圍，屬於花蓮縣卓溪鄉，(2)中央山脈西側荖濃溪一帶和楠溪林道，以及(3)園區北側郡大無雙和盆駒山一帶。占據率較低的地區有南北二區，北區位於塔塔加新中橫公路和玉山群峰一帶、秀姑巒山至馬博拉斯山一帶，南區則位於關山與南橫公路東段，並向東延伸至向陽山和三叉山一帶(即嘉明湖國家步道全段)(圖 2-20)。占據率介於中間值的地區則包括馬博橫斷、新康橫斷、南二段與梅蘭林道地區。

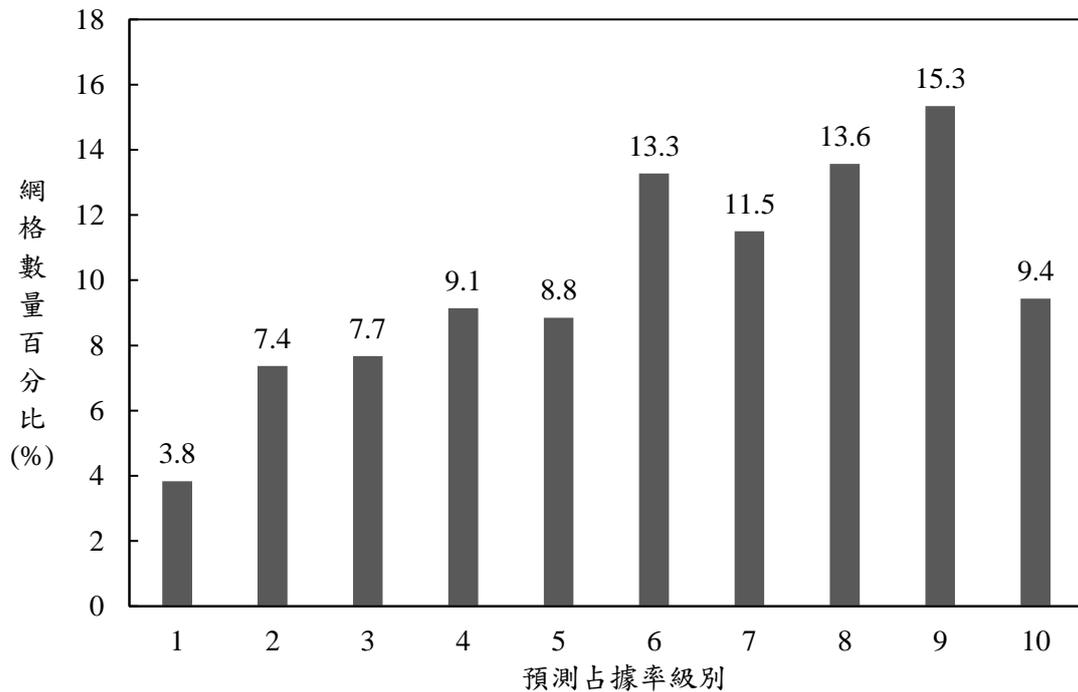


圖 2-19、玉山國家公園樣區臺灣黑熊預測占據率由 0.0 至 1.0 平均切分為十個等級(1-10)之網格分布情況(n=339, 2×2 km²)。

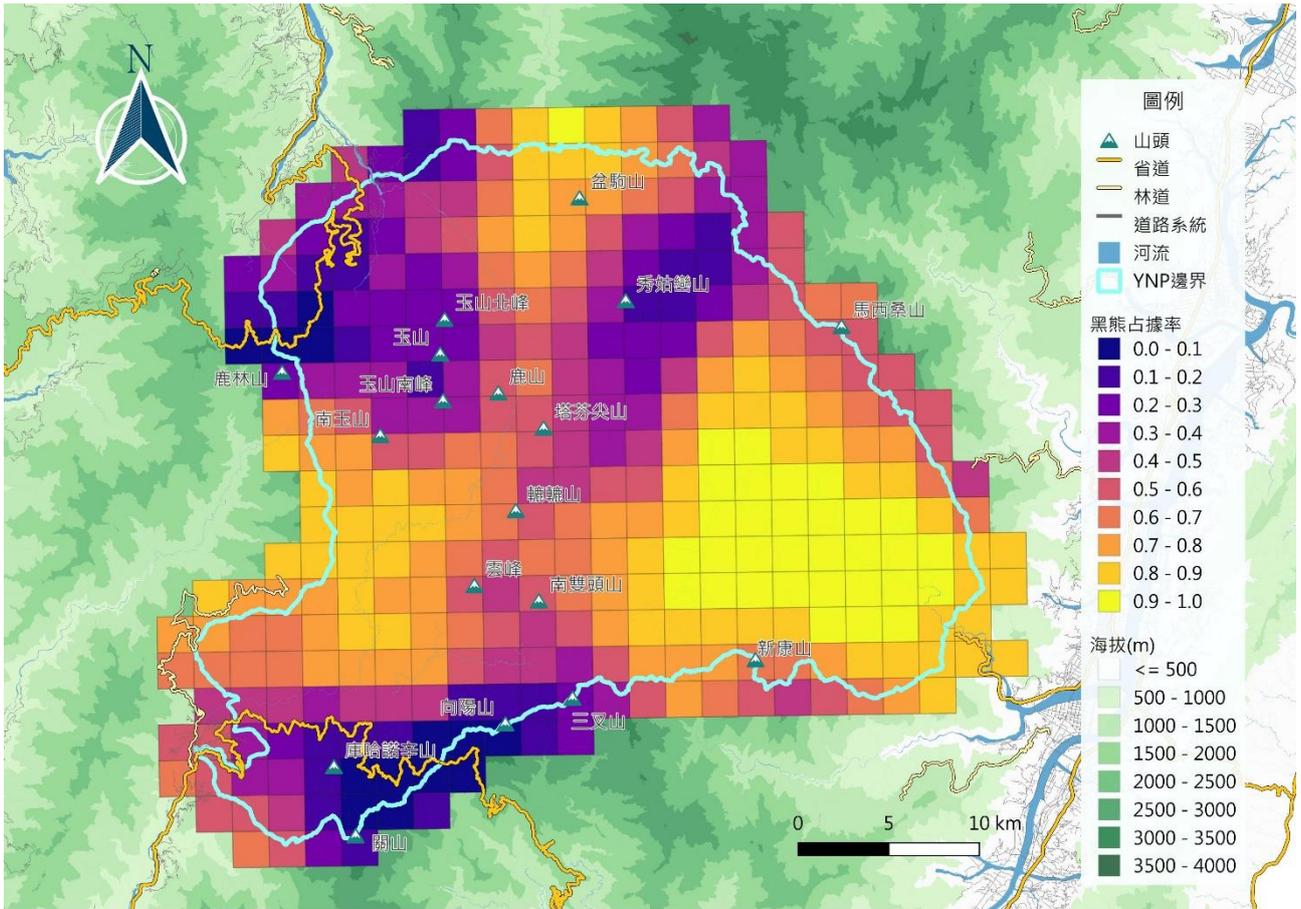


圖 2-20、利用預測模型估算玉山國家公園臺灣黑熊占據率之分布圖(2×2 km² 網格)，占據率由 0.0 至 1.0 平均切分為十個等級。

(三)熊痕跡樣帶調查

1.沿線熊痕跡調查

自 2022 年 4 月 6 日至 2024 年 8 月 9 日共執行 45 次沿線調查，總計 746 工作人天(附錄 2-3)。記錄 175 個黑熊痕跡，包含目擊(n=1)、爪痕(n=16)、上樹爪痕(n=68)、折枝(n=48)、樹窩(n=2)、樹上平台(n=1)、排遺(n=23)、食痕(n=12)。食痕包括 5 筆水鹿骨骸、5 筆蜂窩食痕(中國蜂 *Apis cerana* (中華蜜蜂)，n=4；細黃胡蜂 *Vespula flaviceps*，n=1)，以及 2 筆於米亞桑駐在所及土葛駐在所啃咬塑膠桶之紀錄。由於現場可能會有複數不同類型的痕跡，如排遺與腳印(n=1)、排遺與食痕(n=1)、爪痕與腳印(n=1)、樹窩與折枝(n=1)、折枝或上樹爪痕與排遺(n=3)，若判斷為同一時間之黑熊活動所留，則視為同 1 筆紀錄，因此調查期間共有 168 筆黑熊活動紀錄(圖 2-21)。這些痕跡紀錄分布介於海拔 466-3,412 m，其中海拔 1,000-2,000 m 紀錄之熊痕跡數量最多，佔 63.1%(圖 2-22)。

為建構黑熊生態習性及食性之資料庫，本研究將經常與覓食活動相關的痕跡，包含上樹爪痕、折枝、樹上平台，以及黑熊休息時的樹窩，其所利用之木本植物概括稱為「熊樹」。目前已確認「熊樹」物種共 8 科 22 種，包含殼斗科(Fagaceae)長尾尖葉槲(*Castanopsis cuspidata* var. *carlesii*)、大葉石櫟(*Lithocarpus kawakamii*)、鬼石櫟(*Lithocarpus lepidocarpus*)、青剛櫟(*Quercus glauca*)、錐果櫟(*Quercus longinux*)、森氏櫟(赤柯)(*Quercus morii*)、高山櫟(*Quercus spinosa*)、狹葉櫟(*Quercus stenophylloides*)、栓皮櫟(*Quercus variabilis*)、樟科(Lauraceae)臺灣肉桂(*Cinnamomum insulari-montanum*)、大葉楠(*Machilus japonica* var. *kusanoi*)、香楠(*Machilus zuihoensis*)、五掌楠(*Neolitsea konishii*)、薔薇科(Rosaceae)山枇杷(*Eriobotrya deflexa*)、臺灣蘋果(*Malus doumeri*)、山櫻花(*Prunus campanulata*)、柏科(Cupressaceae)的紅檜(*Chamaecyparis formosensis*)和臺灣杉(*Taiwania cryptomerioides*)、樺木科(Betulaceae)的臺灣赤楊(*Alnus formosana*)、大麻科(Cannabaceae)的山黃麻(*Trema orientalis*)、千屈菜科(Lythraceae)九芎(*Lagerstroemia subcostata*)，以及木蘭科(Magnoliaceae)烏心石(*Magnolia compressa*)。

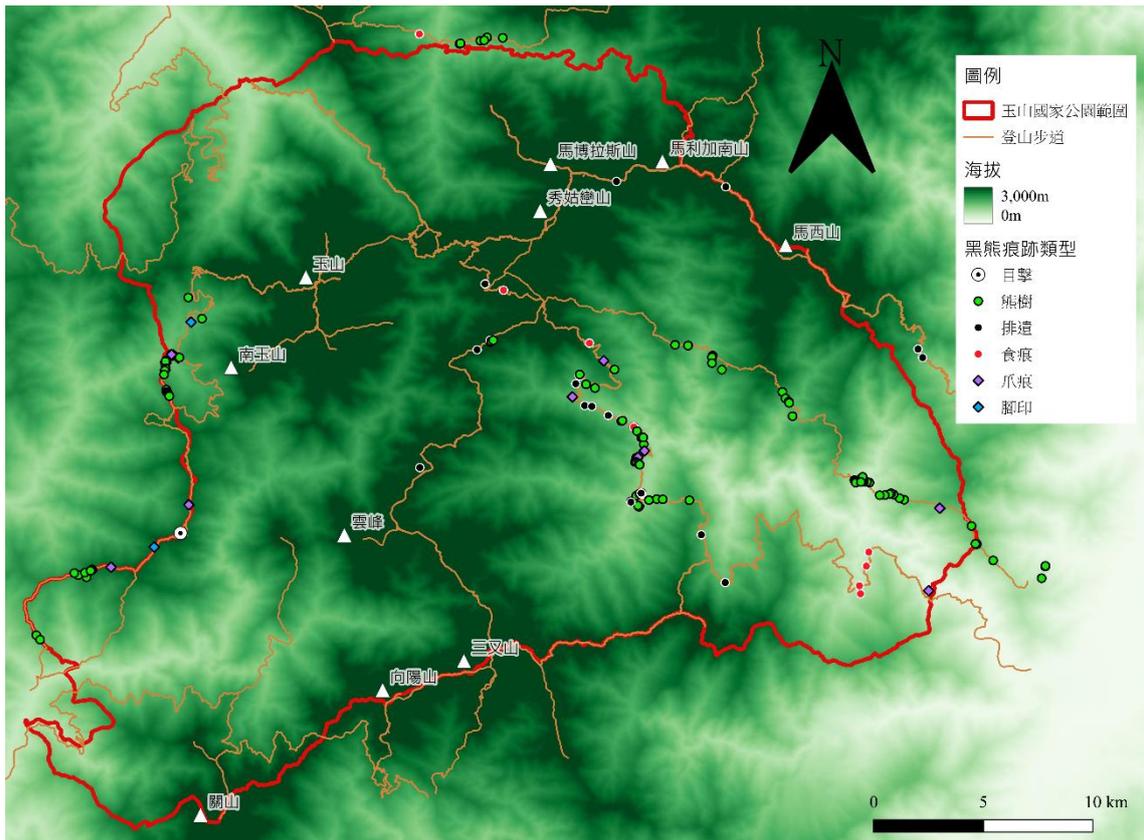


圖 2-21、熊痕跡沿線調查所紀錄熊活動痕跡(n=168 筆，扣除可能重複者)之分布圖。

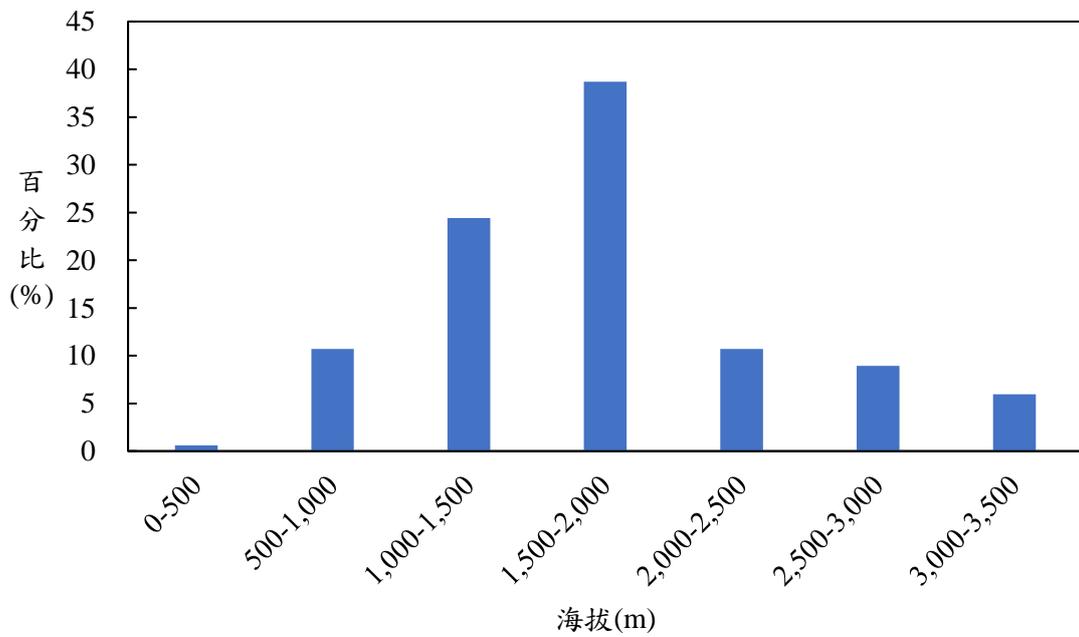


圖 2-22、沿線熊痕跡調查所紀錄熊活動痕跡之海拔分布。

2.黑熊痕跡穿越帶調查

熊痕跡穿越帶調查於 2023 年 9 月 20 日至 2024 年 8 月 9 日完成，總計 65 工作人天(附錄 2-3)，調查 30 條穿越帶。其中 12 條為過往研究曾調查之穿越帶(黃美秀等 2014)，以利比較 10 年來之變化。穿越帶位置分為西部及東部兩區，分別有 11 條和 19 條樣帶(圖 2-23)。樣帶分布於海拔 464-2,453 m，西部樣帶平均海拔相對較高，位於 1,500 -2,500 m，東部樣帶則皆位在 2,000 m 以下(圖 2-24)。樣帶平均坡度介於 3.2°-31.1°(表 2-10)。

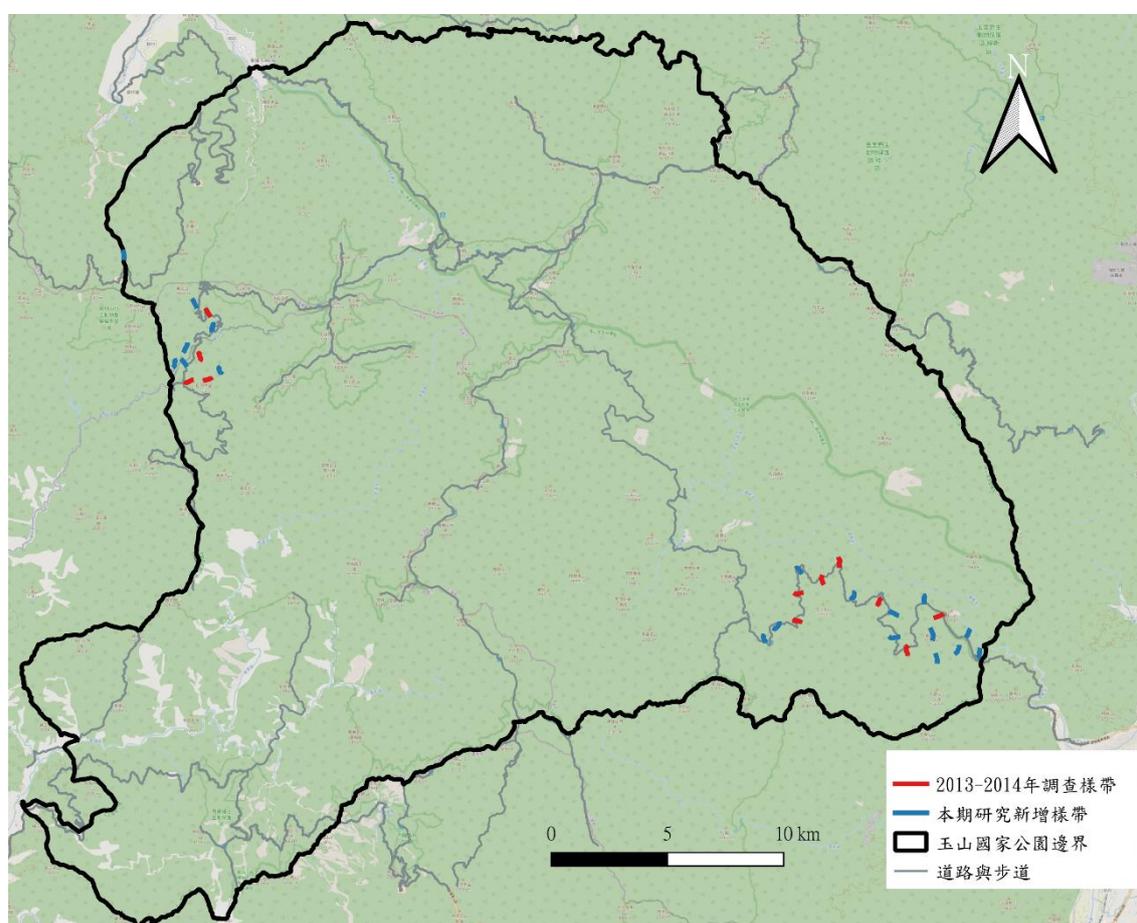


圖 2-23、黑熊痕跡穿越帶調查位置圖。紅線為早期(2013-2014，黃美秀等 2014)之調查樣帶，藍線為本期新增之調查樣帶。

表 2-10、黑熊痕跡穿越帶之環境資訊及黑熊痕跡調查結果。

樣帶編號 ^a	平均海拔 (m)	平均坡度 (°)	主要植被 類型 ^c	鬱閉度 (級)	草生覆蓋率 (級)	痕跡密度 (個數/ha)	痕跡數		地點概述
							樣帶內	樣帶外 ^d	
EYNP-1	464.0	21.9	人工混合林	9	2	6.7	2	0	山風
EYNP-2	953.5	17.3	人工針葉林	7	1	6.7	2	0	日八 3.5K
EYNP-3	574.5	31.1	天然闊葉林	9	1	0.0	0	0	日八 2.8K
EYNP-4 ^b	911.0	25.7	人工混合林	7	4	3.3	1	0	佳心
EYNP-5	1,270.0	9.6	天然闊葉林	8	3	3.3	1	0	黃麻山山頂
EYNP-6	1,320.5	15.8	天然闊葉林	8	2	6.7	2	0	黃麻山南稜
EYNP-7	732.5	19.6	人工混合林	7	9	23.3	7	3	大白鯊(6K)
EYNP-8 ^b	965.0	16.9	人工混合林	9	7	10.0	3	0	喀西帕南
EYNP-9	1,010.0	27.0	人工混合林	9	5	13.3	4	0	綠山東(10K)
EYNP-10	948.0	19.0	人工混合林	8	6	10.0	3	1	瓦拉米下 1K
EYNP-11 ^b	1,235.5	26.5	人工混合林	9	1	3.3	1	2	瓦拉米
EYNP-12	1,197.0	19.0	人工混合林	9	9	6.7	2	1	綠
EYNP-13 ^b	1,512.5	11.5	人工混合林	9	4	13.3	4	0	多土褒
EYNP-14 ^b	1,676.0	24.8	天然闊葉林	10	1	26.7	8	0	山陰
EYNP-15	1,715.5	21.3	天然混合林	9	1	6.7	2	0	卡雷卡斯
EYNP-16 ^b	1,778.5	25.9	天然混合林	9	1	13.3	4	0	十里
EYNP-17 ^b	1,774.5	24.8	天然闊葉林	8	1	23.3	7	0	三四溪
EYNP-18	1,796.5	9.2	天然闊葉林	10	1	30.0	9	2	石洞
EYNP-19	1,636.5	17.7	天然闊葉林	9	6	13.3	4	0	抱崖

^a 樣帶編號按其位於東部或西部園區記為 EYNP 或 WYNP。

^b 重複過往調查(黃美秀等 2014)之樣帶

^c 依該樣帶占比較高之森林類型認定其主要森林類型。

^d 樣帶外側鄰近處發現之痕跡，不列入痕跡密度計算。

表 2-10(續)、黑熊痕跡穿越帶之環境資訊及黑熊痕跡調查結果。

樣帶編號 ^a	平均海拔 (m)	平均坡度 (°)	主要植被 類型 ^c	鬱閉度 (級)	草生覆蓋率 (級)	痕跡密度 (個數/ha)	痕跡數		地點概述
							樣帶內	樣帶外 ^d	
WYNP-1	2,380.5	10.0	人工混合林	9	4	3.3	1	0	石山觀景台
WYNP-2	2,452.5	25.7	天然混合林	8	3	0.0	0	0	楠溪 2K 西側
WYNP-3 ^b	2,041.5	22.2	人工混合林	4	6	0.0	0	0	楠溪 3.7K
WYNP-4	1,929.0	13.1	天然闊葉林	9	1	0.0	0	0	楠溪 8K
WYNP-5	1,788.5	4.4	天然闊葉林	9	1	30.0	9	0	楠溪 10K 附近南向 稜線
WYNP-6 ^b	1,719.0	29.0	天然闊葉林	9	2	3.3	1	0	楠溪約 15K 往溪邊 稜線
WYNP-7	1,650.0	18.2	天然闊葉林	8	1	36.7	11	0	楠溪 15K 過溪西側 山稜
WYNP-8 ^b	1,929.0	19.4	天然闊葉林	9	1	13.3	4	0	巴伊車留北稜
WYNP-9 ^b	2,012.5	29.9	人工針葉林	9	1	3.3	1	0	楠溪 16K
WYNP-10 ^b	2,263.0	3.2	人工混合林	9	1	0.0	0	0	巴伊車留山頂
WYNP-11	2,382.0	26.6	人工混合林	9	2	3.3	1	0	往南玉山路線的北 側稜線

^a 樣帶編號按其位於東部或西部園區記為 EYNP 或 WYNP。

^b 重複過往調查(黃美秀等 2014)之樣帶。

^c 依該樣帶占比較高之森林類型認定其主要森林類型。

^d 樣帶外側鄰近處發現之痕跡，不列入痕跡密度計算。

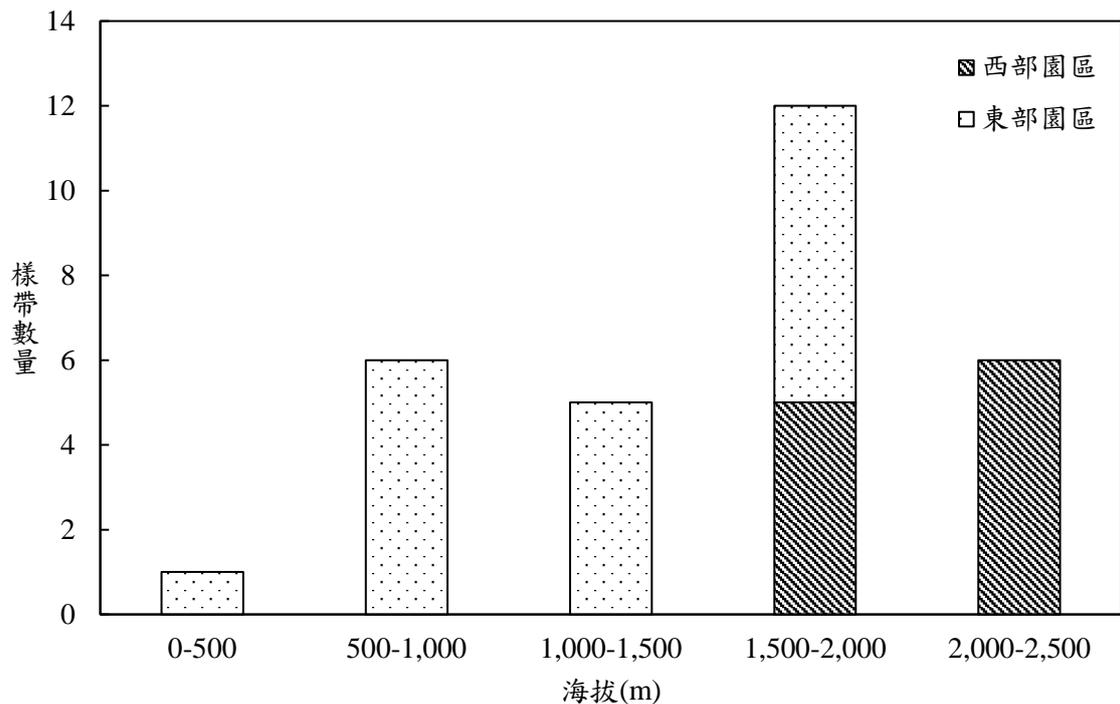


圖 2-24、玉山國家公園東西部黑熊痕跡穿越帶(n=30)之海拔梯度分布。

在 30 條穿越帶中，於 25 條(83.3%)樣帶內發現總計 94 個熊痕跡，東部和西部樣帶記錄熊痕跡的比例分別為 94.7% (n=19)和 63.6% (n=11)。每一樣帶內發現熊痕跡數為 1-11 筆不等，所有樣帶內熊痕跡的平均密度為 10.4 ± 10.3 個/ha (n=30)。位於不同海拔梯度之樣帶皆有紀錄到熊痕跡，以海拔 1,500-2,000 m 之密度最高， 17.5 ± 11.7 個/ha (n=12)，而海拔 2,000-2,500 m 則最低 1.7 ± 1.8 個/ha (n=6) (圖 2-25)。不同海拔梯度間有顯著差異 (One way ANOVA, df=29, F=3.811, p=0.015)，其中 1,500-2,000 m 與 2,000-2,500 m 此二海拔梯度的熊痕跡密度呈顯著差異，但其他海拔梯度間無顯著差異 (Dunnnett T3 事後檢定)。

東部樣帶的熊痕跡密度平均為 11.6 ± 8.6 個/ha (n=19)，西部為 8.5 ± 13.0 個/ha (n=11) (圖 2-25)，二者無顯著差異 (Independent sample t test, t=0.791, df=28, p=0.435)。若僅以東西部樣帶皆有分布的海拔 1,500-2,000 m 之穿越帶比較，結果亦無顯著差異 (t=0.200, df=10, p=0.845)。

西部發現最多熊痕跡(n=11 筆)的樣帶 WYNP-7 位於楠溪林道 13K 西側過楠梓仙溪溪床後之山坡，該處有許多樟科喬木，附近疑似為過往開採樟腦的位址，下方有較平坦的林道及樟樹(*Cinnamomum camphora*)族群。東部發現最多痕跡(n=9 筆)的樣帶 EYNP-18 位於石洞駐在所上方的稜線，優勢樹種為大葉石櫟、鬼石櫟及臺灣赤楊等。

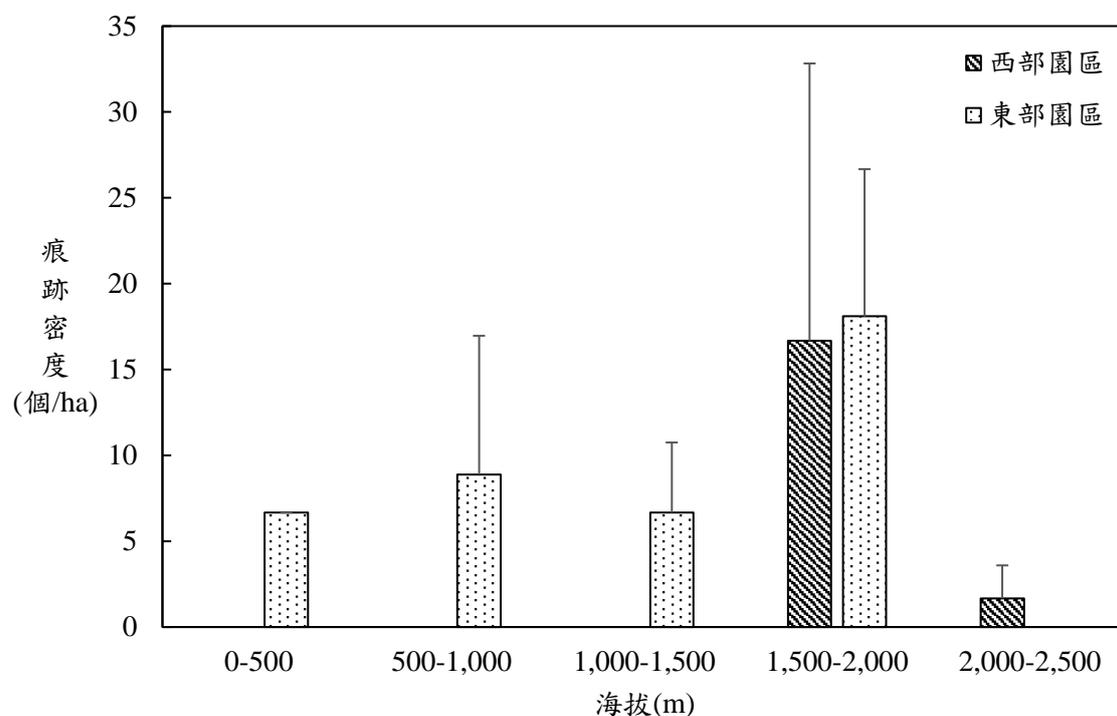


圖 2-25、玉山國家公園東西部各海拔梯度黑熊痕跡穿越帶紀錄之黑熊痕跡密度。

穿越帶的森林類型包含天然闊葉林(40.0%)，天然針闊葉混合林(10.0%)，人工針闊葉混合林(43.3%)，以及人工針葉林(6.7%)。上述所有林型中皆有發現熊痕跡，熊痕跡密度為天然闊葉林 15.6 ± 13.2 個/ha 最高，其次分別為人工針闊葉混合林 7.4 ± 6.5 個/ha，天然針闊葉混合林 6.7 ± 6.7 個/ha，人工針葉林 5.0 ± 2.4 個/ha。

在不同林型中，各類型的熊痕跡密度有所差異。熊樹(上樹爪痕與折枝)在天然闊葉林中痕跡密度最高(15.3 ± 13.0 個/ha)，而中國蜂(中華蜜蜂)蜂窩食痕僅出現在人工針葉林(3.3 ± 4.7 個/ha)及人工針闊葉混合林(2.6 ± 3.1 個/ha) (圖 2-26)。未上樹的熊爪痕除人工針葉林未記錄到外，其他闊葉林或混合林皆有紀錄。

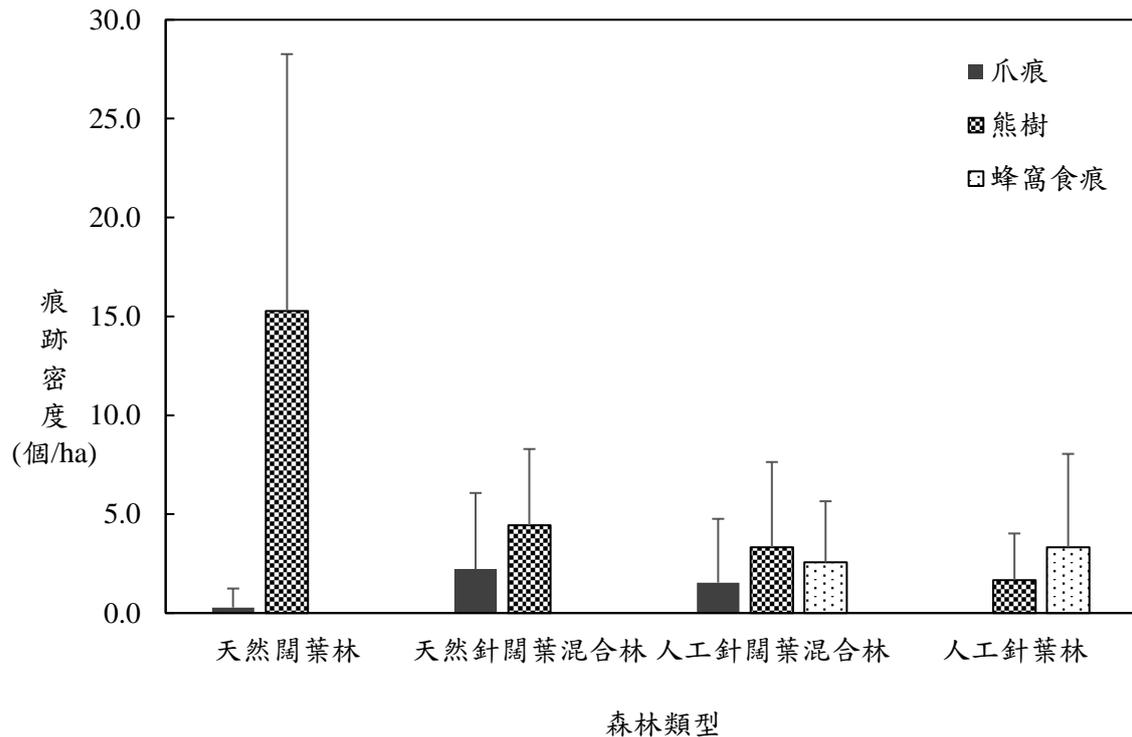


圖 2-26、穿越帶熊痕跡調查記錄 3 種熊痕跡(未上樹爪痕、熊樹、蜂窩食痕)於不同森林類型之情況。其中「熊樹」為熊爬上樹留下之爪痕或折枝。

另於調查樣帶以外的附近區域記錄到 9 個熊痕跡，故所有紀錄之熊痕跡共 103 筆，包括(1)上樹爪痕(n=76, 73.7%)，其中有 2 筆觀察到樹冠上的熊折枝；(2)爪痕(n=11, 10.7%)；(3)啃扒中國蜂蜂窩食痕(n=16, 15.5%)。由於熊爪痕會隨樹皮脫落、樹幹成長，以及苔蘚覆蓋等因素而逐漸模糊或消失，1 年以上者較難鑑定確切時間，因此將熊痕跡的新舊程度大致區分為二種，1 年內的痕跡佔 31.1%；超過 1 年的痕跡佔 68.9%。

熊樹(含上樹爪痕及折枝，n=77 筆)的樹種共紀錄 21 種，其中可確認的樹種有 19 種，其出現頻率由高至低分別為狹葉欖(n=14)、鬼石欖(n=8)、霧社楨楠(青葉楠)(*Machilus zuihoensis* var. *mushaensis*, n=7)、青剛欖(n=6)、長尾尖葉櫟(n=5)、大葉楠(n=4)、錐果欖(n=4)、紅楠(*Machilus thunbergii*, n=3)、紅檜(n=2)、臺灣赤楊(n=2)、三斗石欖(*Lithocarpus hancei*, n=2)、江某(*Schefflera octophylla*, n=2)、木荷(*Schima superba*, n=2)、巒大杉(*Cunninghamia konishii*, n=1)、山枇杷(n=1)、臺灣蘋果(n=1)、假長葉楠(*Machilus pseudolongifolia*, n=1)、臺灣肉桂(n=1)、烏心

石(n=1)、大頭茶(*Godonia axillaris*, n=1)、厚皮香(*Ternstroemia gymnanthera*, n=1)。另有部分因調查時光線不足而難以觀察辨識樹種(n=7)。

記錄樹幹上出現熊爪痕但未上樹者，包括 4 種針葉樹種(n=8)，如巒大杉(n=3)、柳杉(*Cryptomeria japonica*, n=3)、紅檜(n=1)、臺灣五葉松(*Pinus morrisonicola*, n=1)；以及 3 種闊葉樹種：狹葉櫟(n=1)、大葉楠(n=1)、霧社楨楠(n=1)。

黑熊的蜂窩食痕中被破壞的中國蜂蜂窩都位於樹幹內，蜂窩洞口的樹幹被熊啃咬和扒抓撕裂，形成足以讓掌部可伸入的口徑，其中 75%洞口位於基部，25%位於離地約 1 m 至 2 m 的高度。蜂窩食痕於針葉樹樹種佔 93.8%，包括柳杉(n=6)、巒大杉(n=9)，而闊葉樹種只有 1 種臺灣雅楠(*Phoebe formosana*, n=1)。

本次調查發現有熊痕跡的樣帶比例為 83.3%，相較早期 2013-2014 年於玉山國家公園調查之 46.2%為高。熊痕跡密度(10.4 ± 10.3 個/ha)亦較早期調查所得(4.4 ± 7.7 個/ha)高，但無顯著差異(Independent sample t test, $t=1.909$, $df=41$, $p=0.063$)。若比較本研究複查早期之樣帶(n=12)(黃美秀等 2014)，本期平均密度為 9.4 ± 8.9 個/ha，為早期痕跡密度(平均 4.2 ± 8.1 個/ha)之 2 倍，但檢定則無顯著差異(Paired sample t test, $t=1.929$, $df=11$, $p=0.080$)。

(四)臺灣黑熊人造衛星追蹤

1.活動範圍

本計畫延續前期人造衛星追蹤個體編號 39918 與 39920，並陸續回收頸圈。另 2024 年 4 月 26 日玉管處境內山風二號吊橋通報一黑熊被槍擊獵殺死亡事件，經查證為先前頸圈已自然脫落的個體(編號 39915)。

以最小凸多邊形法估算人造衛星追蹤之臺灣黑熊(n=6 隻)的活動範圍 38.9-257.3 km² 不等，平均為 141.9±91.3 km² (n=6 隻)(表 2-11)。活動於園區東部和西部的個體之範圍沒有重疊，其中 3 隻雄性個體分布於國家公園東南側拉庫拉庫溪流域，另 3 隻雄性則分布中央山脈西南側，涵蓋荖濃溪和楠梓仙溪上游地區，以及西北側的陳有蘭溪上游(圖 2-27)。每一個體活動範圍皆有涵蓋國家公園以外區域，其中 2 隻(編號 39917、39919)甚至超過活動範圍的一半以上(圖 2-27)。

以 95%加權自相關核密度估計法估計活動核心範圍為 57.3-230.6 km²，平均 140.4±75.3 km² (n=6 隻)(表 2-11)。西部園區追蹤個體 100%MCP 與 95%wAKDE 活動範圍重疊區域大致涵蓋楠溪林道 0-16K 周圍；東部園區追蹤個體 100%MCP 與 95%wAKDE 活動範圍重疊區域，則在南安至瓦拉米一帶(圖 2-28)。

活動核心範圍以 50%加權自相關核密度估計，14.0-57.4 km²，平均為 32.6±18.4 km² (n=6 隻)(表 2-11)。每隻個體有 1-2 個活動核心，廣泛重疊，且除了一西部個體(編號 39920)的活動核心全位於國家公園內，其它個體活動核心均有一定比例涵蓋國家公園以外地區(圖 2-29)。

分布園區東西兩區的個體活動範圍並無任何重疊，但各區的個體則彼此廣泛重疊。個體之間 100%MCP 重疊率為 5.4-100%，平均重疊率 38.0±29.9%(表 2-12)；95%wAKDE 活動範圍重疊率為 20.0-100%，平均重疊率 49.9±28.3%(表 2-13)；50%wAKDE 活動範圍重疊率為 0.9%-90.5%，平均重疊率 33.5±29.9%(表 2-14)。

表 2-11、以 100%MCP，以及 95%wAKDE、50% wAKDE 估計玉山國家公園 6 隻臺灣黑熊之活動範圍大小(單位：km²)。

區域	頸圈編號	100% MCP	95% wAKDE*	50% wAKDE*
西部	39916	56.1	63.5	15.8
	39917	203.9	203.5	57.4
	39920	257.3	102.7	20.6
東部	39915	38.9	57.3	14.0
	39918	204.6	230.6	38.2
	39919	90.7	184.7	49.5
平均面積(n=6)		141.9±91.3	140.4 ±75.3	32.6 ±18.4

*wAKDE 為加權自相關核密度估計法。

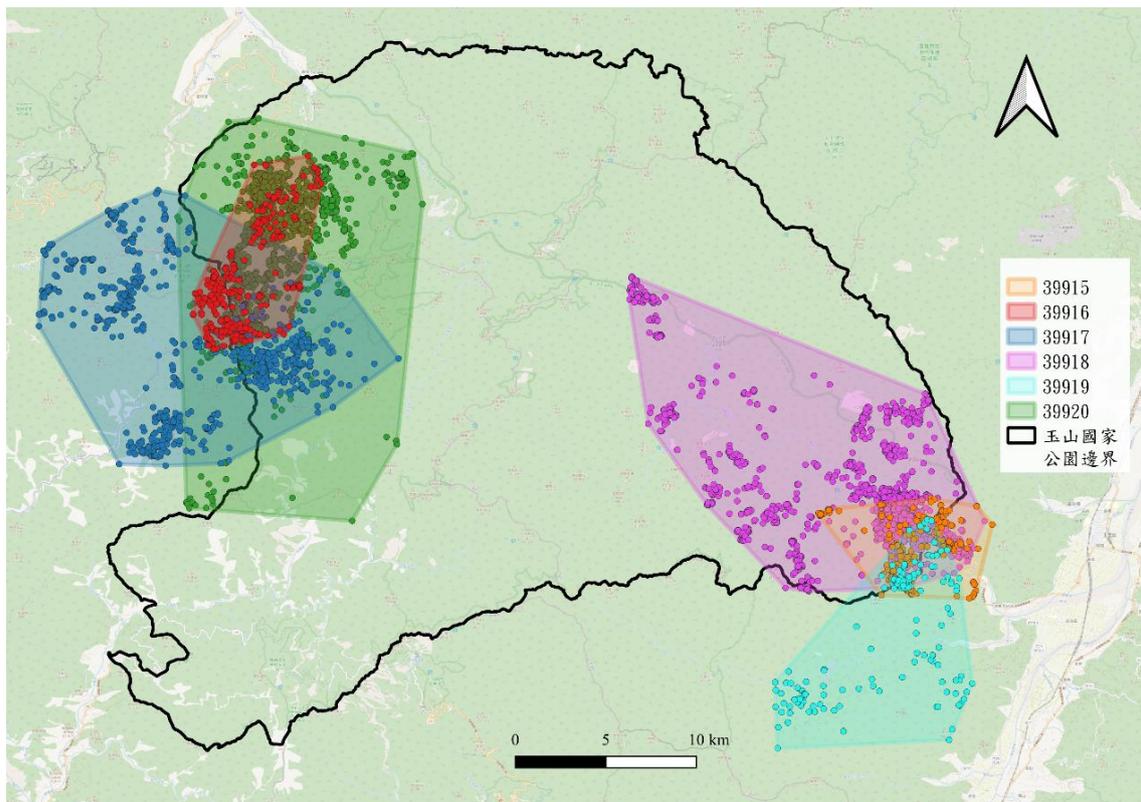


圖 2-27、玉山國家公園人造衛星追蹤 6 隻臺灣黑熊之點位及最小凸多邊形法(100% MCP)之活動範圍。

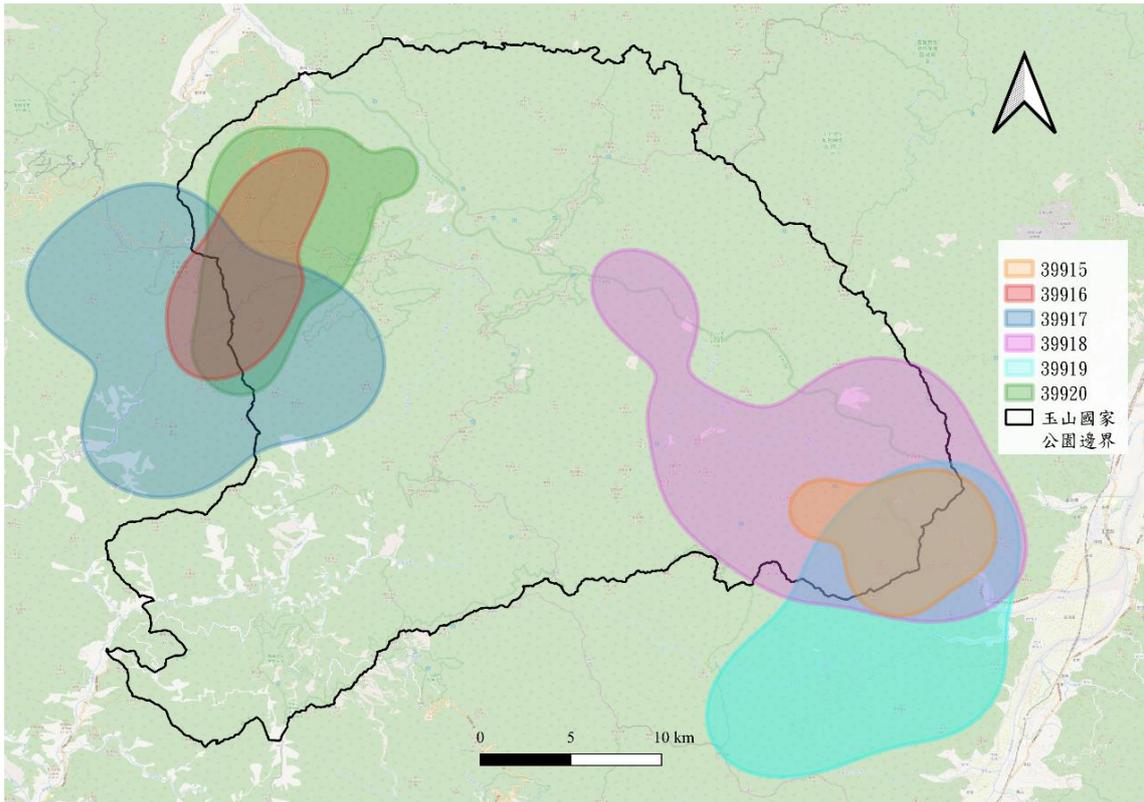


圖 2-28、玉山國家公園人造衛星追蹤 6 隻臺灣黑熊以 95%加權自相關核密度估計法(wAKDE)估算之活動範圍。

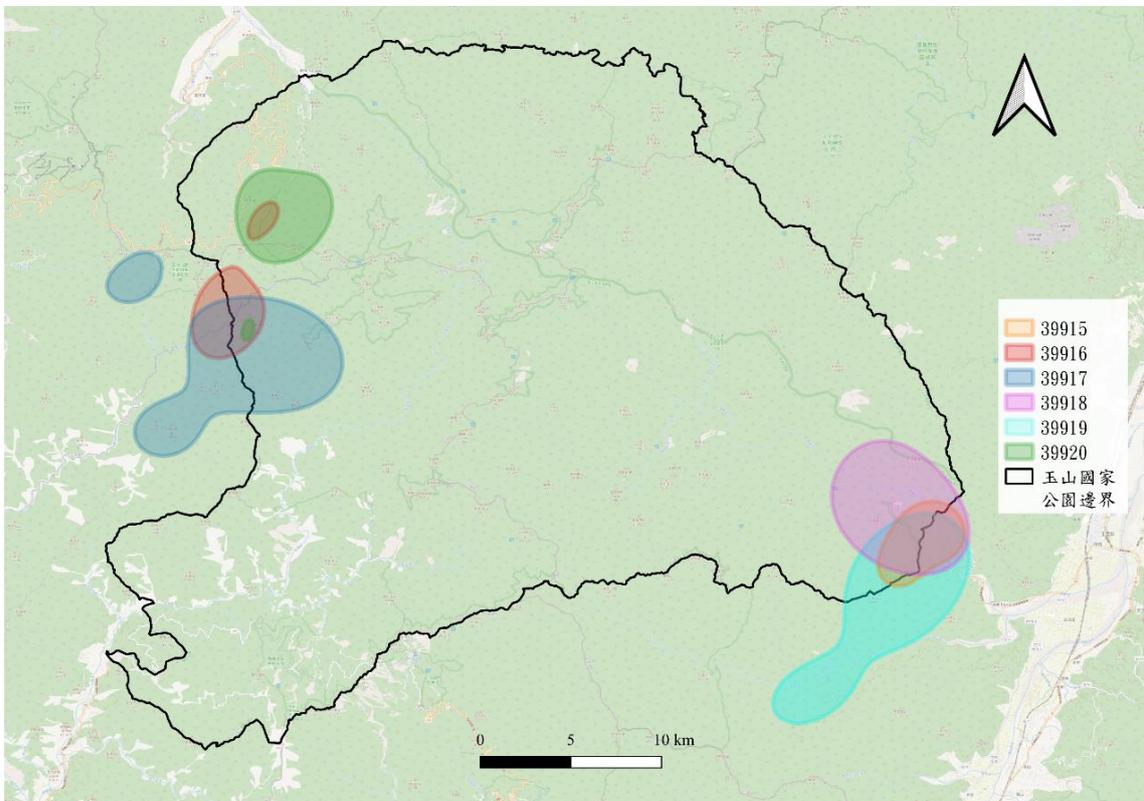


圖 2-29、玉山國家公園人造衛星追蹤 6 隻臺灣黑熊以 50%加權自相關核密度估計法(wAKDE)估算之活動範圍。

表 2-12、利用最小凸多邊形法(100%MCP)計算玉山國家公園臺灣黑熊活動範圍重疊率。

頸圈編號	39916	39917	39920	39915	39918	39919
39916	-	54.5%	100%	-	-	-
39917	15.0%	-	54.7%	-	-	-
39920	21.8%	43.4%	-	-	-	-
39915	-	-	-	-	81.5%	36.8%
39918	-	-	-	15.5%	-	5.4%
39919	-	-	-	15.8%	12.1%	-

*重疊率=(兩隻個體活動範圍重疊面積/左側個體活動範圍面積)*100%。

表 2-13、利用 95%加權自相關核密度估計法(wAKDE)計算玉山國家公園臺灣黑熊活動範圍重疊率。

頸圈編號	39916	39917	39920	39915	39918	39919
39916	-	64.1%	86.8%	-	-	-
39917	20.0%	-	20.6%	-	-	-
39920	53.7%	40.9%	-	-	-	-
39915	-	-	-	-	100.0%	87.0%
39918	-	-	-	24.8%	-	32.6%
39919	-	-	-	27.0%	40.7%	-

*重疊率=(兩隻個體活動範圍重疊面積/左側個體活動範圍面積)*100%。

表 2-14、利用 50%加權自相關核密度估計法(wAKDE)計算玉山國家公園臺灣黑熊活動範圍重疊率。

頸圈編號	39916	39917	39920	39915	39918	39919
39916	-	59.4%	16.4%	-	-	-
39917	16.4%	-	0.9%	-	-	-
39920	12.6%	2.4%	-	-	-	-
39915	-	-	-	-	90.5%	85.5%
39918	-	-	-	33.2%	-	33.7%
39919	-	-	-	24.3%	26.1%	-

*重疊率=(兩隻個體活動範圍重疊面積/左側個體活動範圍面積)*100%。

2. 個體季節性活動範圍和海拔變化

本計畫 4 隻個體(編號 39916、39917、39918、39920)追蹤期均包含完整四季活動範圍資料，另 2 隻(編號 39915、39919)則僅包含春、夏季。以最小凸多邊形法計算追蹤個體的季節平均活動範圍(100%MCP)，春季 $50.4 \pm 39.5 \text{ km}^2$ (n=6)、夏季 $58.6 \pm 40.2 \text{ km}^2$ (n=6)、秋季 $141.9 \pm 85.9 \text{ km}^2$ (n=4)、冬季 $81.7 \pm 53.9 \text{ km}^2$ (n=4)。平均 95% wAKDE 季節活動範圍，春季 $69.6 \pm 79.6 \text{ km}^2$ (n=6)、夏季 $75.9 \pm 46.9 \text{ km}^2$ (n=6)、秋季 $202.8 \pm 131.6 \text{ km}^2$ (n=4)、冬季 $174.1 \pm 155.0 \text{ km}^2$ (n=4) (表 2-15)。

考量有限的追蹤個體數，以及個體和追蹤期間差異，故以 50% wAKDE 觀察個體各季節的活動核心範圍及其幾何中心的位置變化。個體 39916 活動核心在冬季和春季較小，兩者廣泛重疊，皆於楠梓仙溪流域活動，海拔約在 1,700 m (圖 2-30)，夏季幾何中心往北側上游區域移動約 3.9 km，核心範圍跨越楠梓仙溪及沙里仙溪流域夏秋季活動核心範圍亦較大；秋季核心範圍則在東埔山附近，幾何中心向北位移約 2.4 km。

個體 39917 四季的活動範圍廣泛重疊，春季核心範圍在楠梓仙溪流域，海拔中位數 2,026 m，夏季活動範圍幾何中心往西南方位移約 2.3 km，具 2 個活動核心；秋季活動核心在鹿林山一帶，幾何中心往西北位移約 7.7 km，冬季則返回楠梓仙溪流域，幾何中心往東南位移約 5.7 km。相對於秋季，春、夏、冬季核心範圍重疊程度高(圖 2-31)。

個體 39920 四季活動範圍高度重疊，秋季活動最廣泛；核心範圍主要在玉山主峰線步道周圍，四季的 50%wAKDE 幾何中心均相距不遠，春夏季範圍在玉山前峰至東埔山區域高度重疊，秋季幾何中心略往南位移 1.4 km，僅於 2021 年冬季再往南側楠溪林道移動約 1.7 km (圖 2-32)。追蹤 3 年間的季節性活動核心範圍和位置雖略變動，但春季似乎是最穩定的(圖 2-32 之 B-D)。

於東部園區，個體 39915 春季活動核心在大里仙山北側，夏季則往北移動 3.5 km 到拉庫拉庫溪流山風至南安一帶，二者無重疊(圖 2-33)。此熊追蹤日期不及 5 個月(2021 年 4 月至 9 月)，頸圈自然鬆脫並被拾回。然於 2024 年 4 月 26 日於境內山風二號吊橋被通報死亡，後經解剖檢驗發現左側胸腔背側有致死之子彈。

個體 39918 秋、冬季的整體活動範圍或核心範圍面積皆較大，且涵蓋春、夏季核心範圍(圖 2-34，A、D、E 圖)，然這與年間的季節變化有

關。在二年的春、夏季活動核心皆位於佳心一帶的拉庫拉庫河流域，海拔多位於 500-1,000 m(中位數為春季 778 m、夏季 569 m)，且除 2021 年之外，春、夏季活動核心廣泛重疊(圖 2-34，B、C 圖)。同年秋冬季活動核心重疊度因年而異，例如 2023 年範圍和重疊度皆特別大，而不同年的秋季或冬季活動核心秋季亦如是，顯示年間與秋冬季節間的移動變化大。

我們特別檢視追蹤跨域東部 3 個秋冬季的編號 39918 於大分的利用情況，發現在 2022 年 1 月曾在大分停留約 3 週；同年 10 月則從佳心往北移動至阿桑來嘎山區，並停留至 12 月底；2023 年 10 月底則是沿清八通關古道進入公山山區，約在大水窟山屋東側 3 km 處，並在此停留至 12 月底，隨後返回佳心(圖 2-34)。亦即編號 39918 於 3 年追蹤期間櫟實季時均會進行一定較長距離的移動，但僅有 1 年進入大分。

個體 39919 追蹤不及 5 個月(2021 年 3 月至 8 月)，訊號消失且尋獲未果。春夏季核心範圍廣泛重疊，多活動於中海拔山區(中位數 1,107.0 m-1,238.8 m)。春季核心範圍位於大里仙山東側，夏季時核心範圍 2 處，包含大里仙山東側並擴張至西南側山域，幾何中心往西南移動約 6.3 km(圖 2-35)。

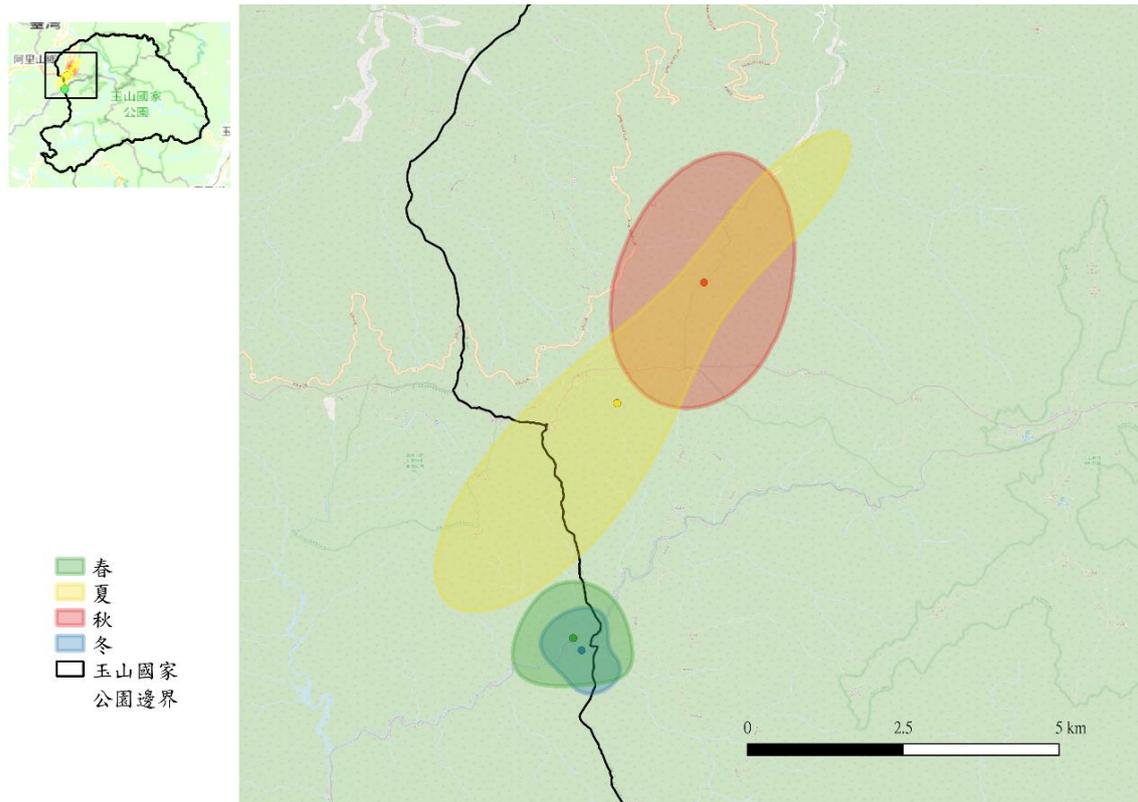
黑熊個體之衛星定位點之海拔分布資料範圍自 247.0 m 至 3,380.3 m 不等($n=6,589$ 點)(圖 2-36)。東部個體($W=0.919, p<0.001$)及西部個體($W=0.987, p<0.001$)定位資料均不符常態分布(Shapiro-Wilk normality test)，東部個體海拔中位數與四分位距為 $1,006.4\pm 997.3$ m (範圍 247.0-2,388.9 m， $n=3,216$ 點)，西部個體則為 $2,128.8\pm 468.8$ m (範圍 1,196.6-3,380.3 m， $n=3,924$ 點)，兩者呈顯著差異(Kruskal-Wallis test, $X^2=3,384.8, df=2, p<0.001$)，即東部個體海拔分布明顯低於西部個體。

表 2-15、利用最小凸多邊形法(100% MCP)，以及 95%、50%加權自相關核密度估計法(wAKDE)估算玉山國家公園臺灣黑熊四季的活動範圍(km²)。

區域	個體 編號	春			夏			秋			冬		
		100% MCP	95% KDE	50% KDE									
	39916 ^a	9.2	10.7	2.4	22.1	48.4	13.0	28.6	43.9	8.5	7.8	6.7	1.3
西部	39917	114.6	218.9	47.2	65.7	107.5	29.3	137.0	208.2	57.0	99.7	172.0	44.3
	39920	64.8	56.9	11.2	132.0	83.6	14.2	235.1	193.1	34.6	83.5	137.0	33.2
	39915	9.0	12.1	2.3	27.2	29.2	6.9	-	-	-	-	-	-
東部	39918	56.8	92.7	18.5	41.6	36.6	7.7	166.9	365.9	78.1	135.7	380.7	95.3
	39919	48.2	26.3	26.3	62.9	149.7	39.5	-	-	-	-	-	-

^a 依外觀和體重判斷為亞成體。

(A)



(B)

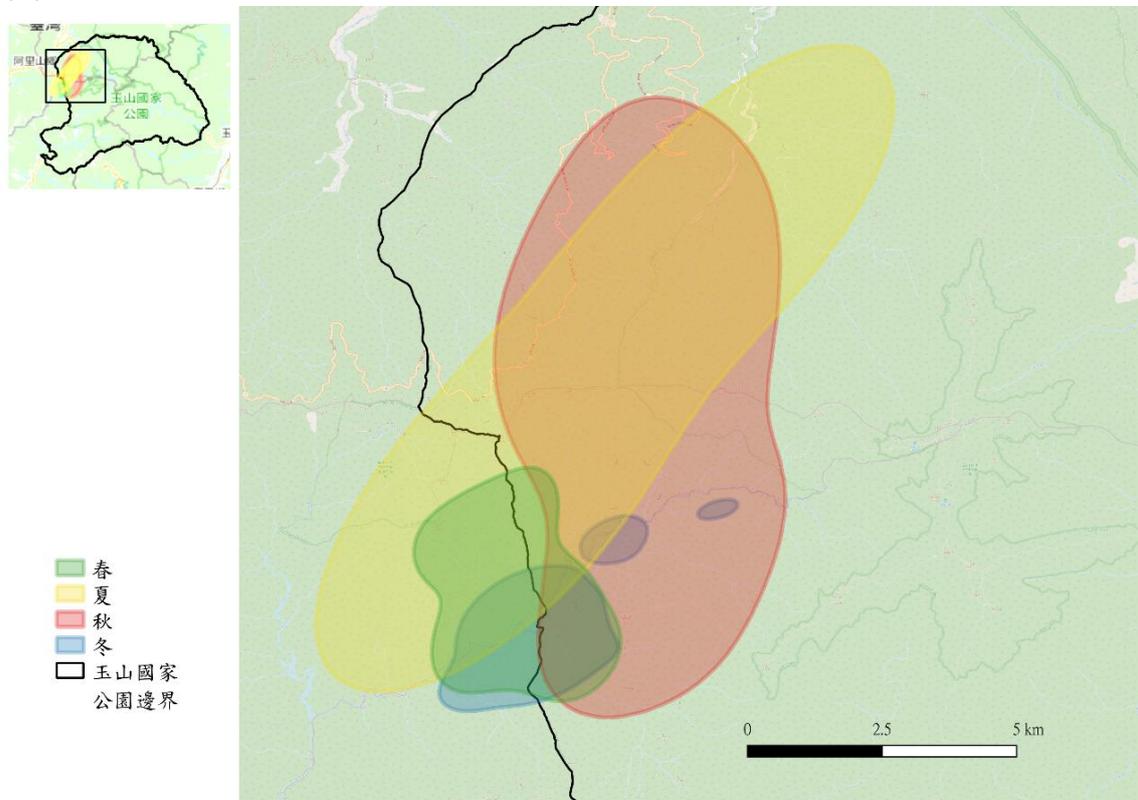
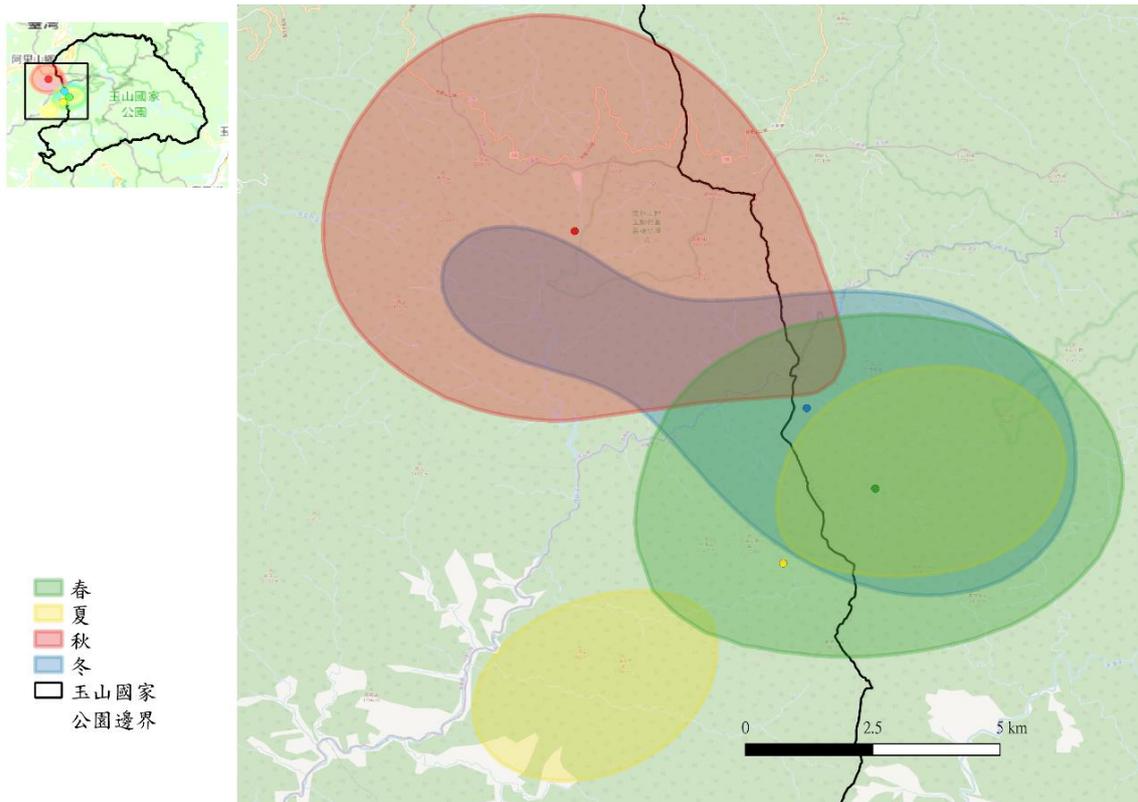


圖 2-30、玉山國家公園臺灣黑熊編號 39916 之四季核心活動範圍。
(A)50%wAKDE，圓點為圖形幾何中心；(B)95% wAKDE。

(A)



(B)

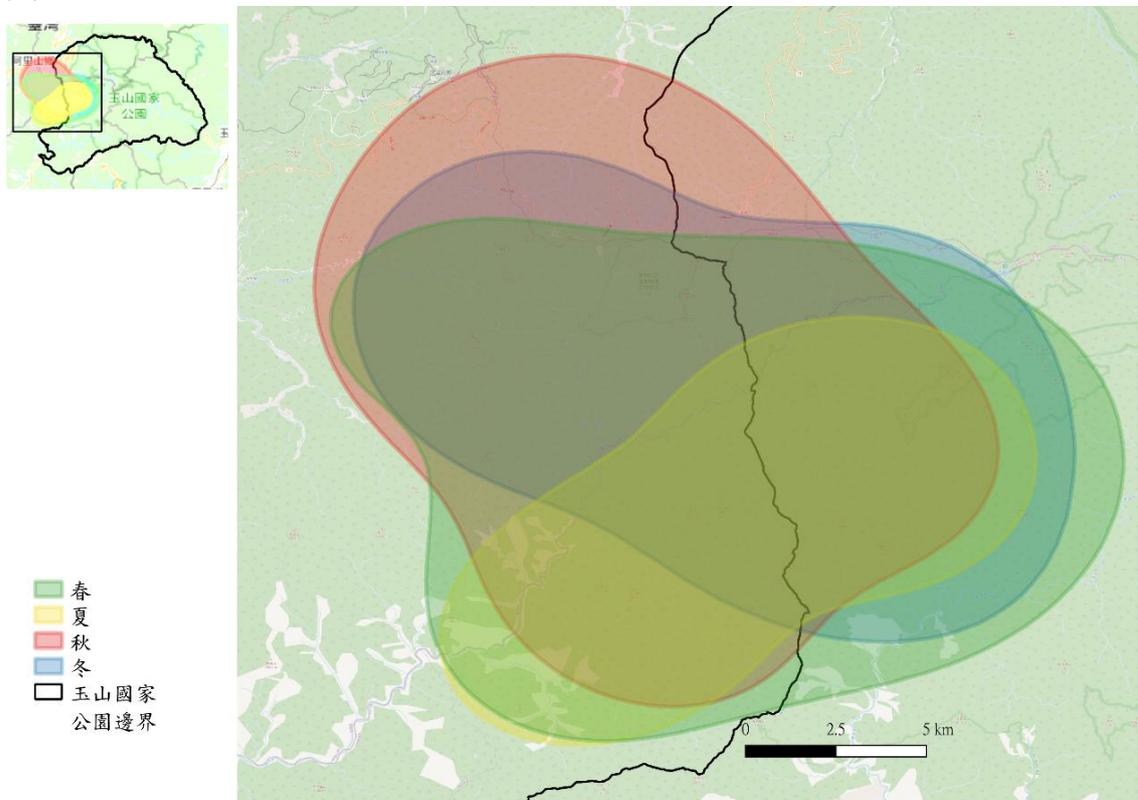


圖 2-31、玉山國家公園臺灣黑熊編號 39917 之四季核心活動範圍。
(A)50%wAKDE，圓點為圖形幾何中心；(B)95% wAKDE。

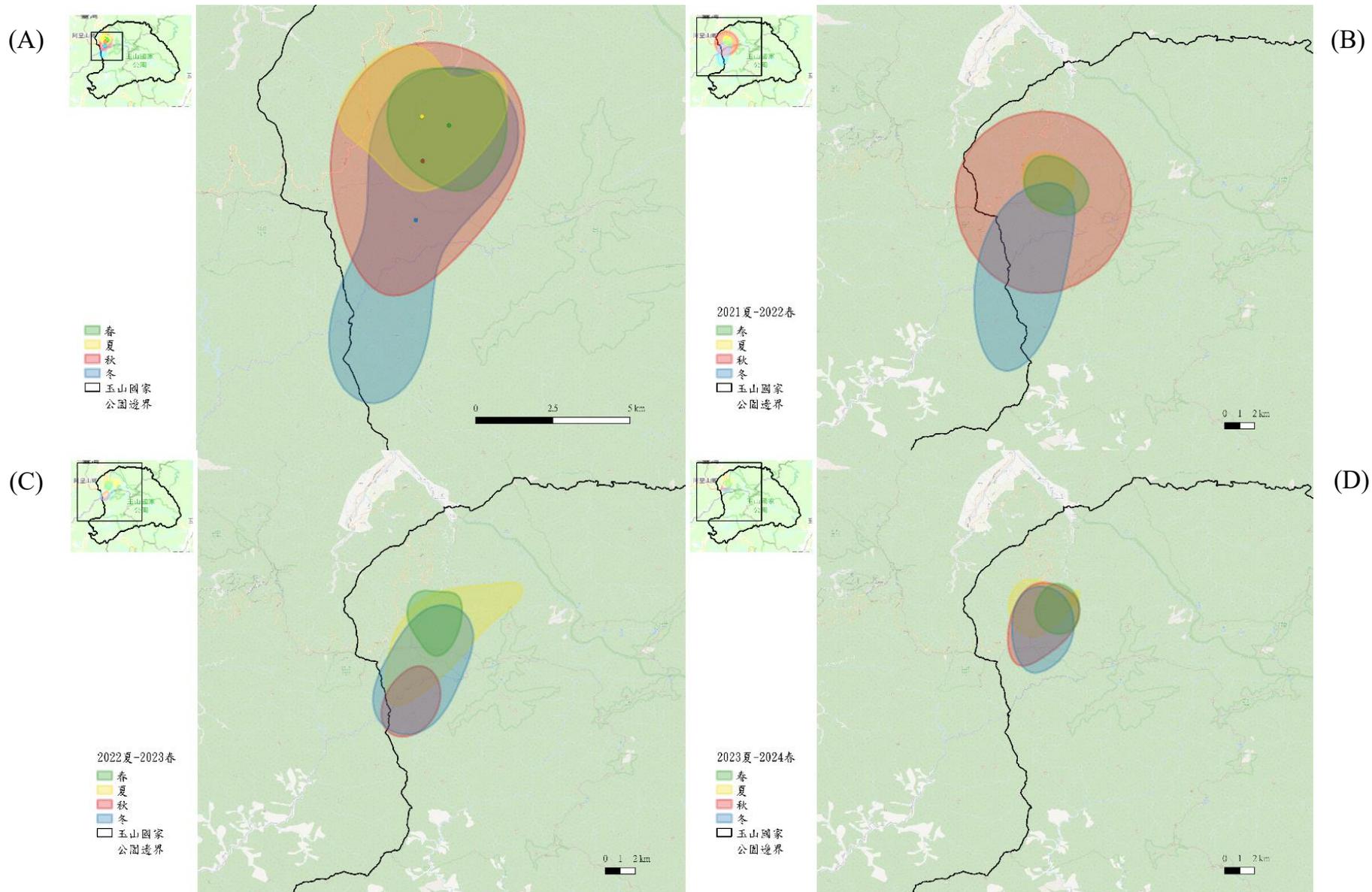


圖 2-32、玉山國家公園臺灣黑熊編號 39920 之四季核心活動範圍。(A)監測期間 50%wAKDE，圓點為圖形幾何中心；(B) 2021 年夏季-2022 年春季 50%wAKDE；(C) 2022 年夏季-2023 年春季 50%wAKDE；(D) 2023 年夏季-2024 年春季 50%wAKDE；(E)監測期間 95%wAKDE。

(E)

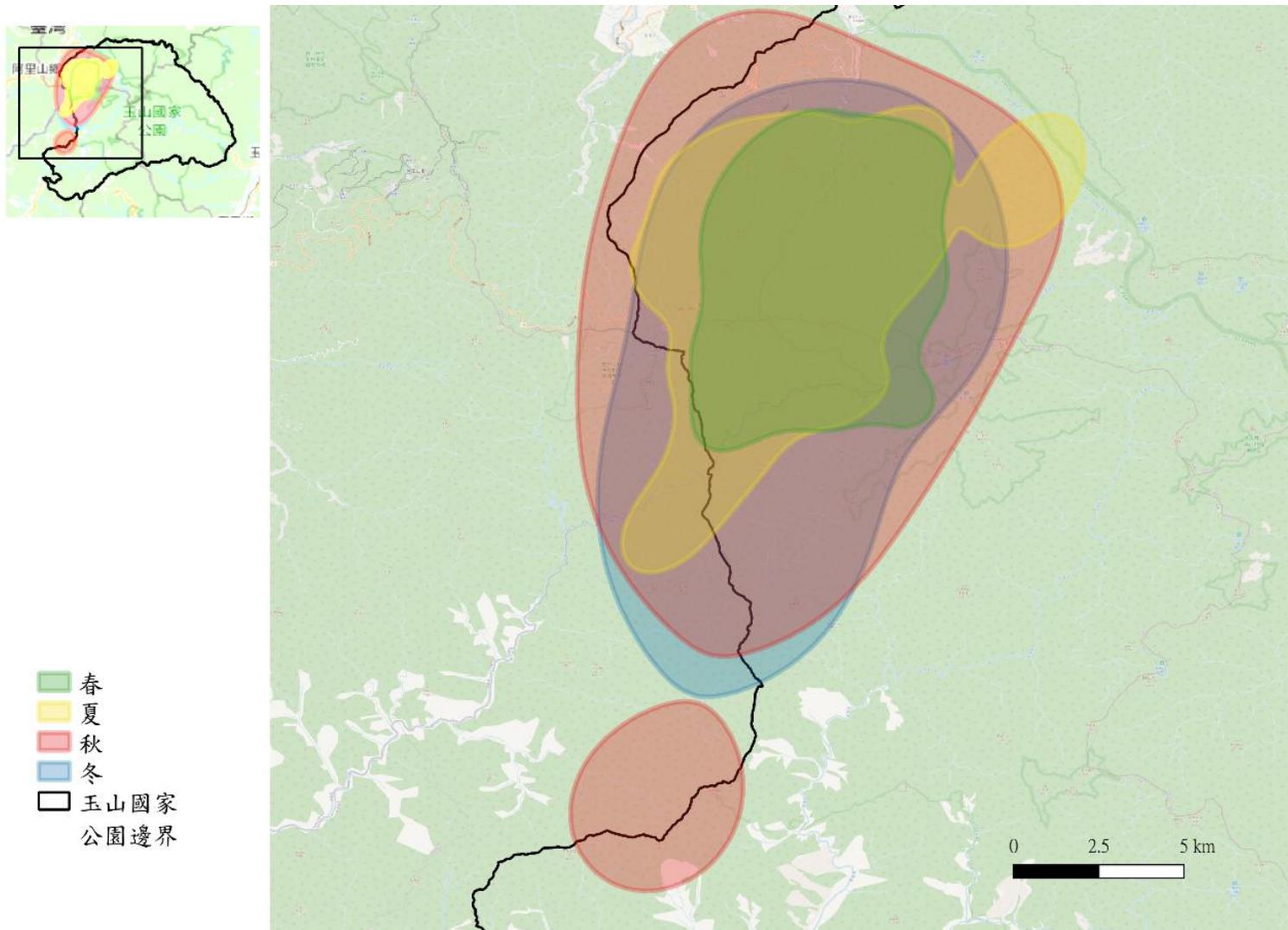
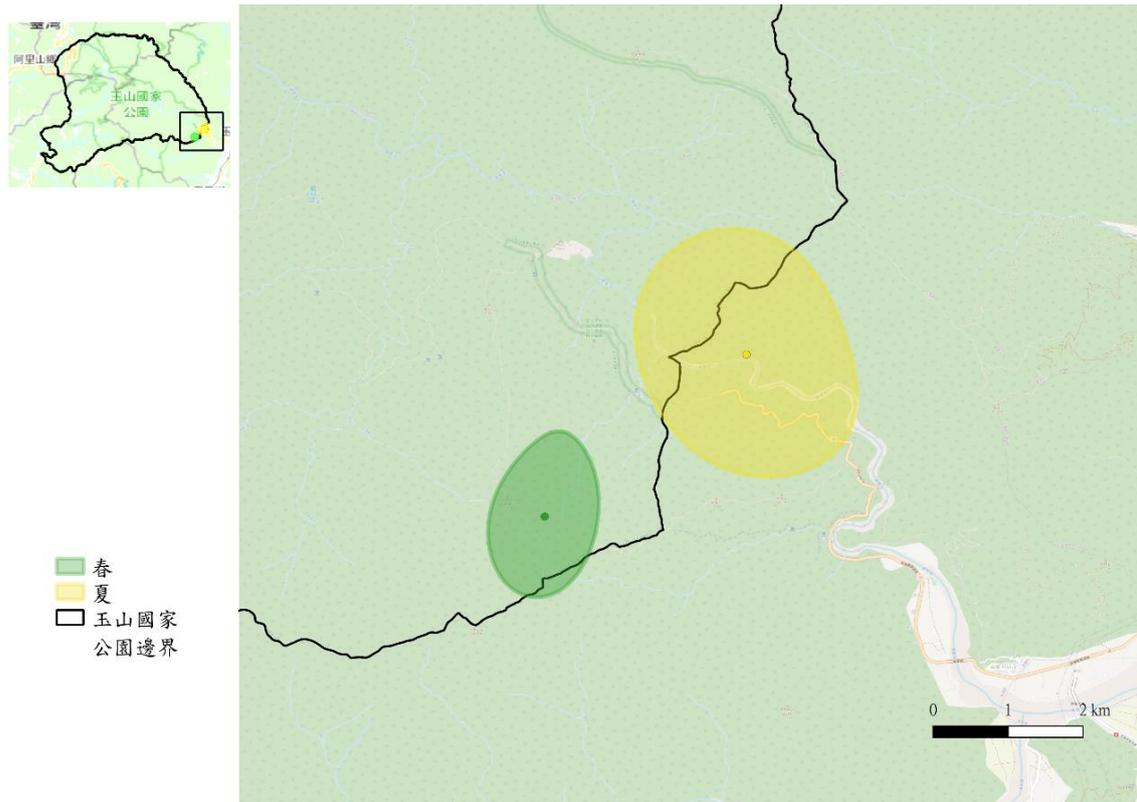


圖 2-32(續)、玉山國家公園臺灣黑熊編號 39920 之四季核心活動範圍。(A)監測期間 50%wAKDE，圓點為圖形幾何中心；(B) 2021 年夏季-2022 年春季 50%wAKDE；(C) 2022 年夏季-2023 年春季 50%wAKDE；(D) 2023 年夏季-2024 年春季 50%wAKDE；(E)監測期間 95%wAKDE。

(A) 50%wAKDE



(B) 95% wAKDE

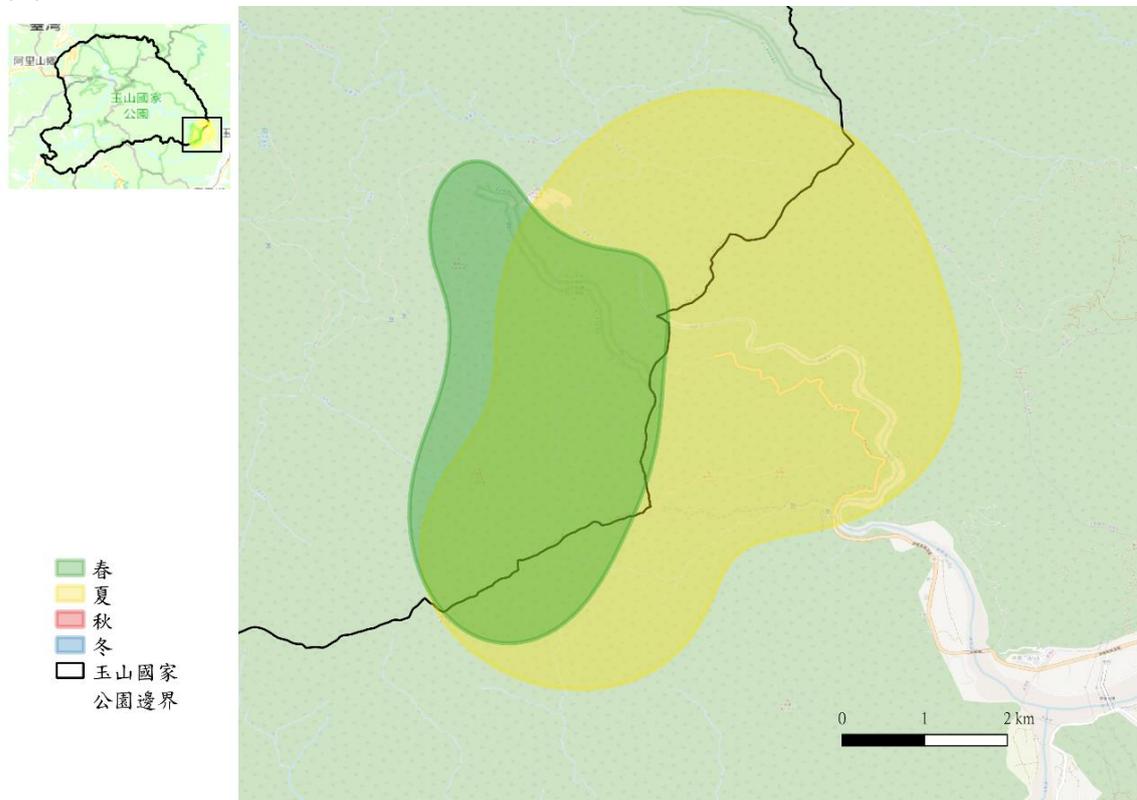


圖 2-33、玉山國家公園臺灣黑熊編號 39915 之四季核心活動範圍。
(A)50%wAKDE，圓點為圖形幾何中心；(B)95% wAKDE。

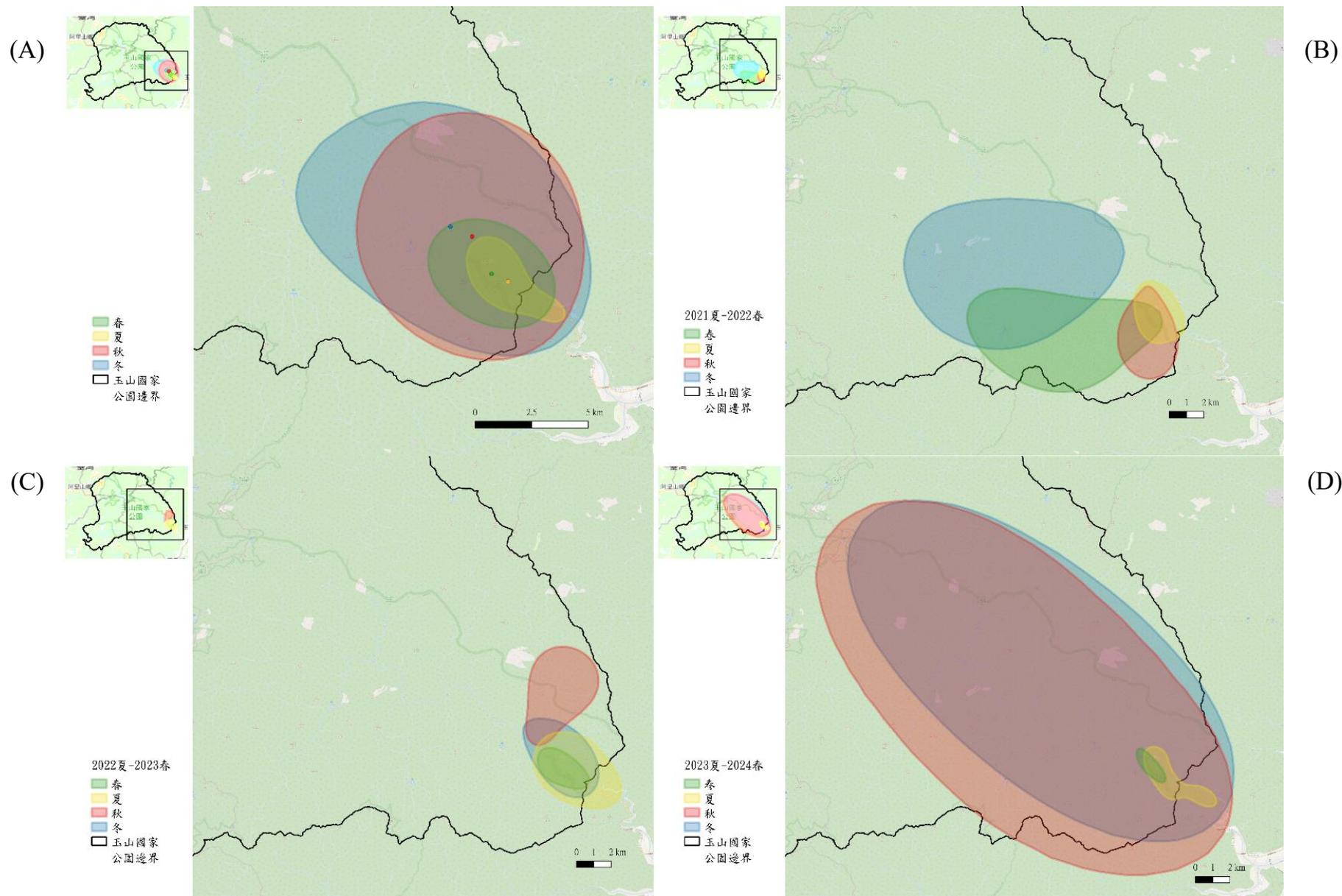


圖 2-34、玉山國家公園臺灣黑熊編號 39918 之四季核心活動範圍。(A)監測期間 50%wAKDE，圓點為圖形幾何中心；(B) 2021 年夏季-2022 年春季 50%wAKDE；(C) 2022 年夏季-2023 年春季 50%wAKDE；(D) 2023 年夏季-2024 年春季 50%wAKDE；(E)監測期間 95%wAKDE。

(E)

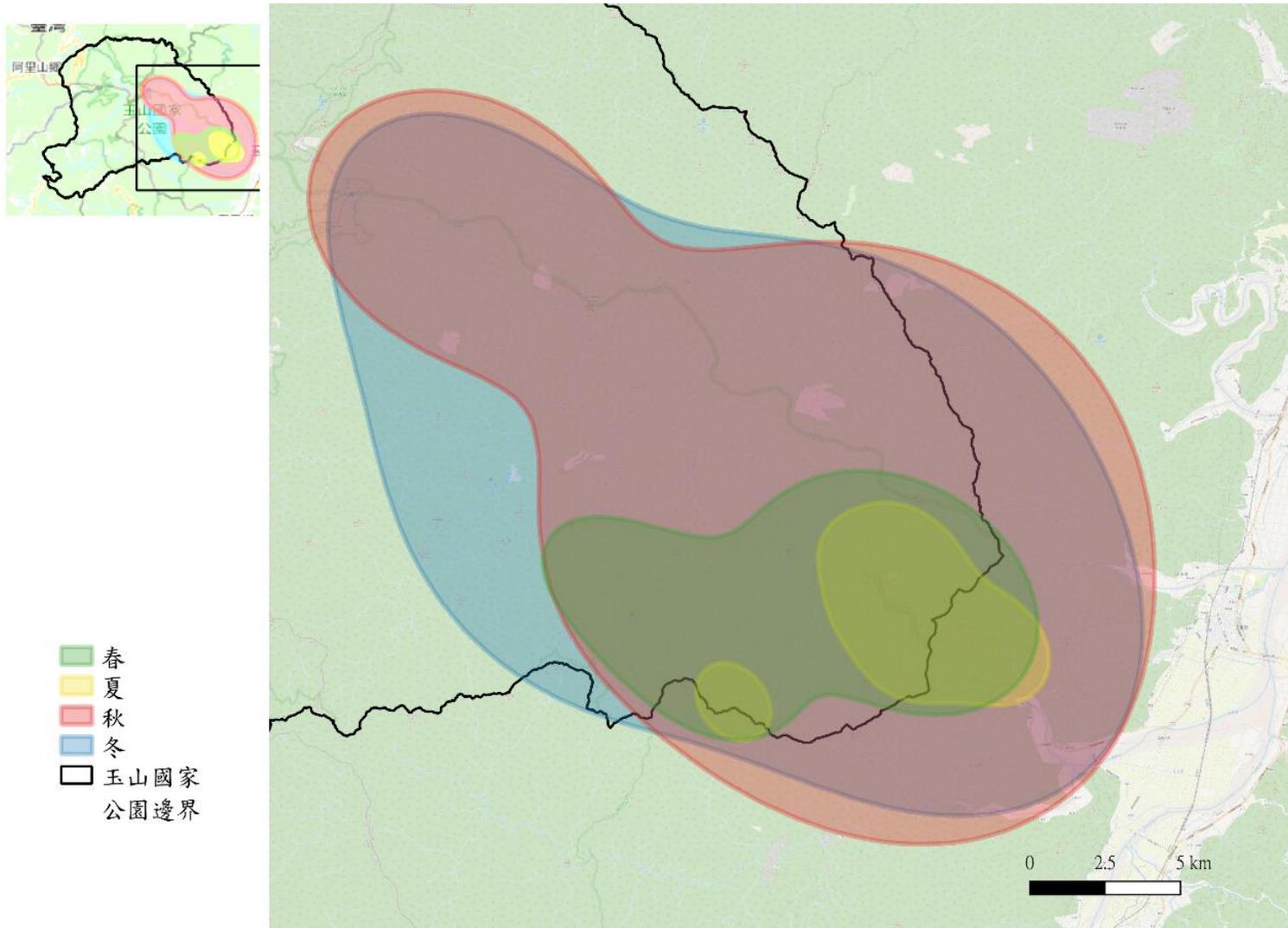
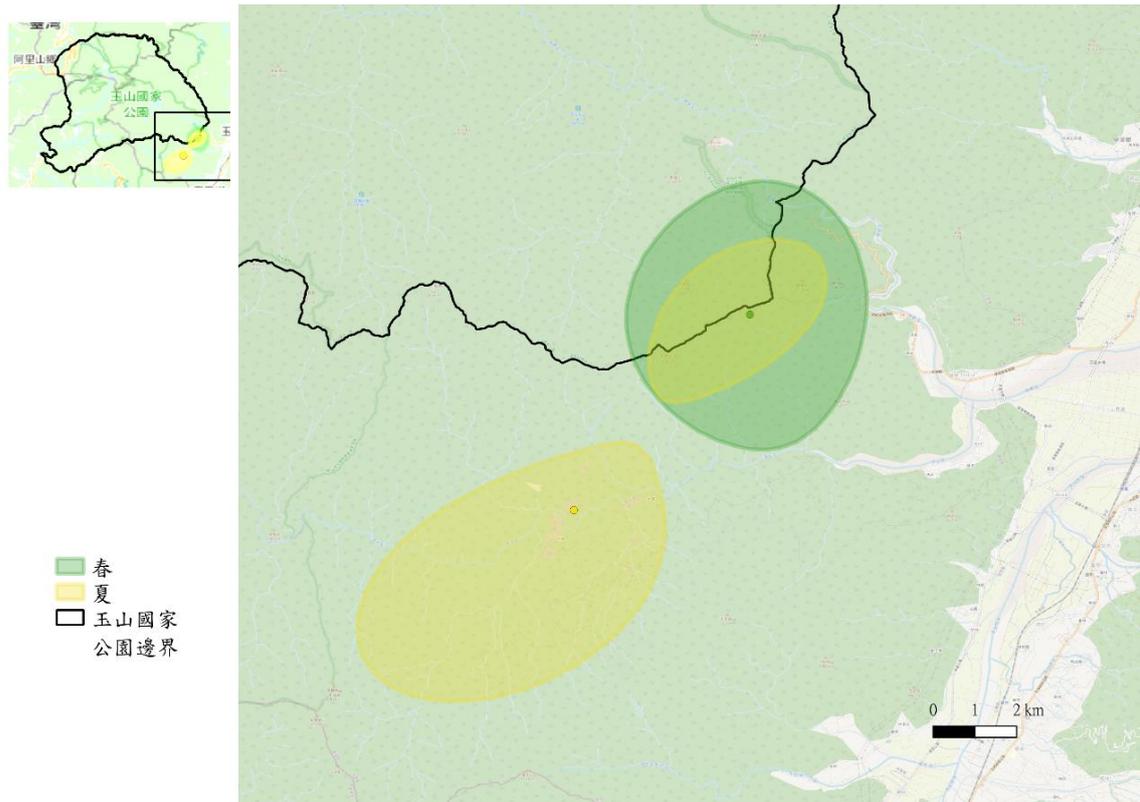


圖 2-34(續)、玉山國家公園臺灣黑熊編號 39918 之四季核心活動範圍。(A)監測期間 50%wAKDE，圓點為圖形幾何中心；(B) 2021 年夏季-2022 年春季 50%wAKDE；(C) 2022 年夏季-2023 年春季 50%wAKDE；(D) 2023 年夏季-2024 年春季 50%wAKDE；(E)監測期間 95%wAKDE。

(A) 50%wAKDE



(B) 95% wAKDE



圖 2-35、玉山國家公園臺灣黑熊編號 39919 之四季核心活動範圍。
(A)50%wAKDE，圓點為圖形幾何中心；(B)95% wAKDE。

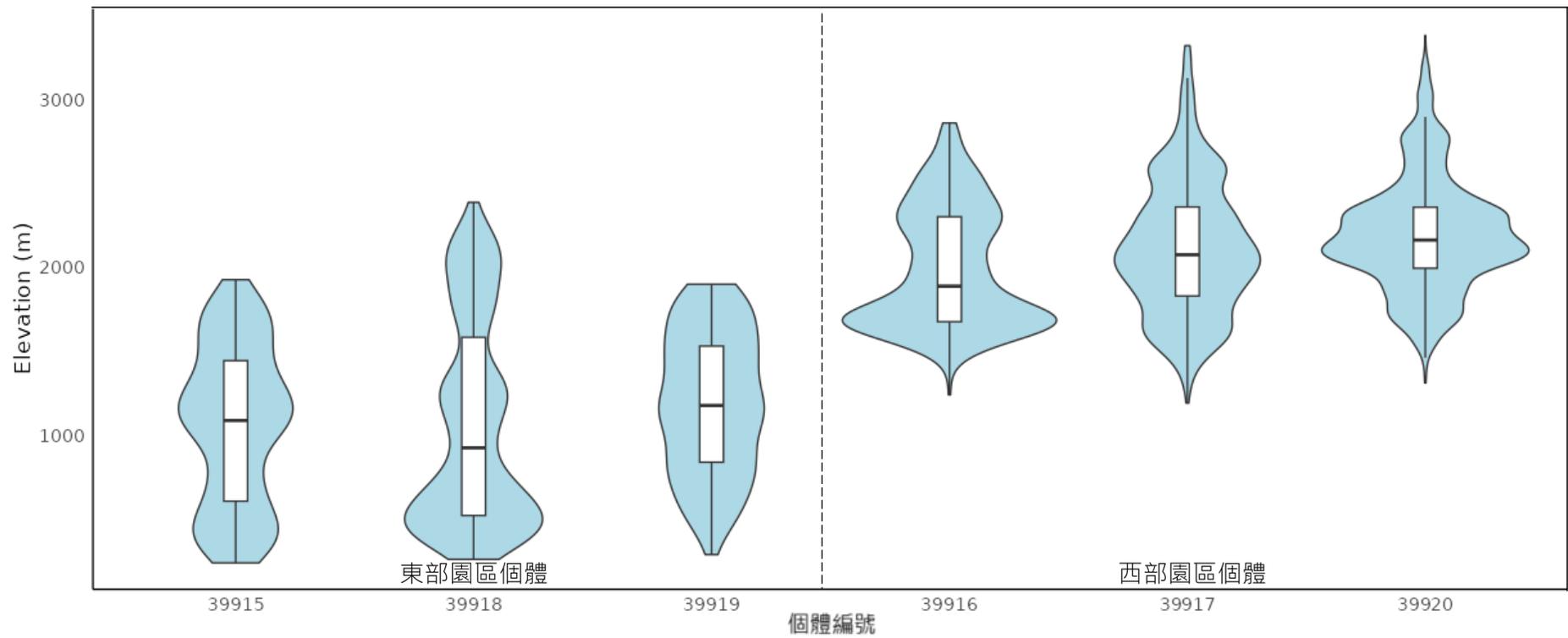


圖 2-36、衛星追蹤玉山國家公園臺灣黑熊 6 隻個體定位資料之海拔分布。小提琴圖外框代表點位在不同海拔的數量，黑線上下末端分別為最大及最小值，盒狀圖 3 條橫線依序為上四分位數、中位數、下四分位數。

3.活動模式

5 隻人造衛星追蹤個體於 24 小時之平均活動百分比在上午 6 時 ($56.1\pm 12.9\%$) 至 7 時 ($54.9\pm 19.3\%$)，以及下午 16 時 ($60.4\pm 13.4\%$) 至 17 時 ($60.0\pm 10.1\%$) 兩個高峰，11 時 ($43.0\pm 12.5\%$) 為白天活動較少的時段，19 時後活動百分比大幅降低 (10-20%)，凌晨 1 至 3 時 (5-10%) 則為一天之中最少活動的時段 (圖 2-37)。黑熊 24 小時平均活動百分比在個體之間有一定差異，但西部個體與東部個體的皆呈現相似的全日規律，以晨昏為活動高峰，夜間減少活動 (圖 2-38)。

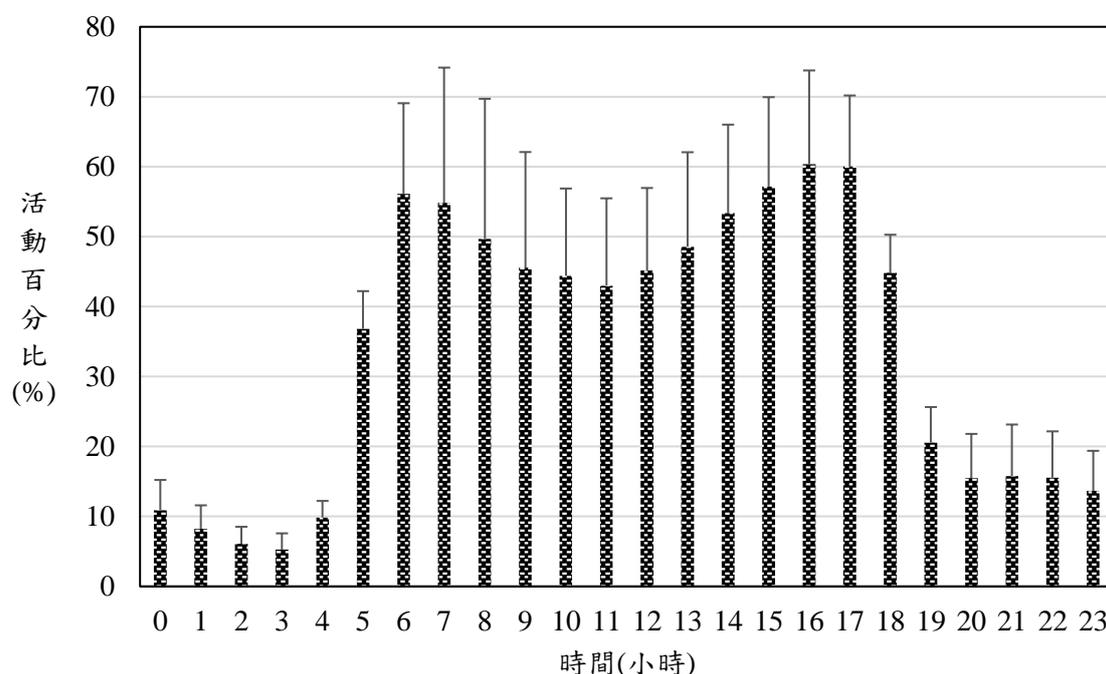
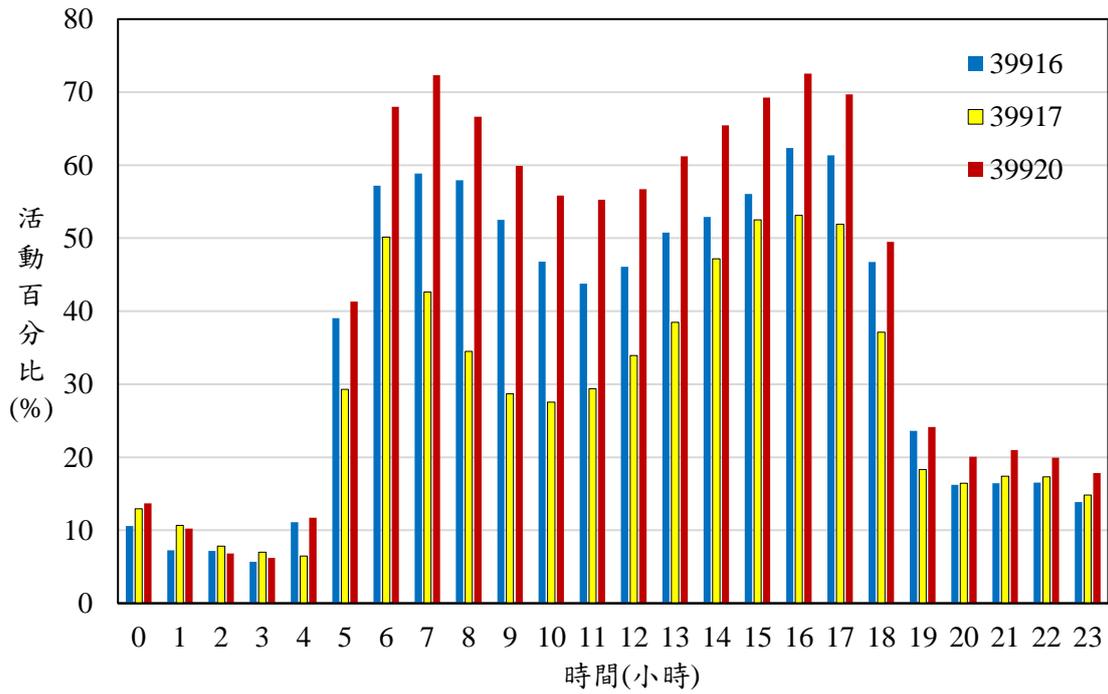


圖 2-37、玉山國家公園人造衛星追蹤臺灣黑熊之 24 小時平均活動百分比 (n=5 隻)。

(A) 西部園區



(B) 東部園區

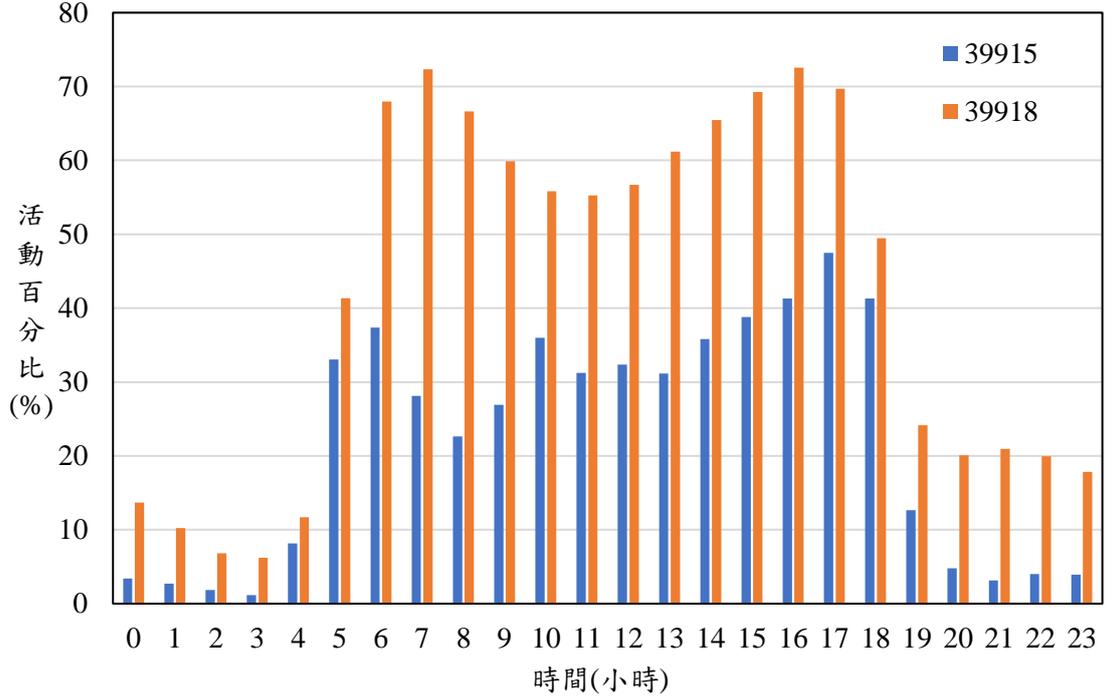


圖 2-38、玉山國家公園人造衛星追蹤臺灣黑熊個體之 24 小時活動百分比。(A)西部園區；(B)東部園區。

月活動百分比顯示 5 隻黑熊個體的各月均有活動，個體亦存在差異，惟編號 39916 於 1-2 月活動平均值相當低(<10%)。若將當月活動百分比高於該個體平均月活動百分比視為活躍期，則可以將活躍期歸納出 2 個時間段，第一段大致為春夏季(4-7 月)，活動百分比介於 25.1-47.9%，其中 6-7 月所有的個體活動百分比皆高於自身平均值；第二段在秋冬季(10-1 月)，活動百分比介於 35.5-55.5%，其中 11-12 月所有的個體活動百分比皆高於自身平均值。3 月及 8 月所有追蹤個體的活動百分比(介於 7.8-39.6%)皆低於自身平均值，相對較低(圖 2-39)。

較長期追蹤的 2 隻個體，即東部編號 39918 及西部編號 39920，將其月活動百分比依年份呈現，兩者的月平均活動百分比分別 23.4-58.2%，以及 15.5-57.4%，雖不同年份間有些微差異，但兩者的變化趨勢大致相同，10-12 月活動百分比比較高，且此高峰於 2021 年皆延續至次年 1 月(圖 2-40)。

就全日活動模式來看，所有追蹤個體在白天的活動程度皆明顯較夜晚高，然 10-12 月夜晚的活動程度則亦有增加的狀況(圖 2-41)。

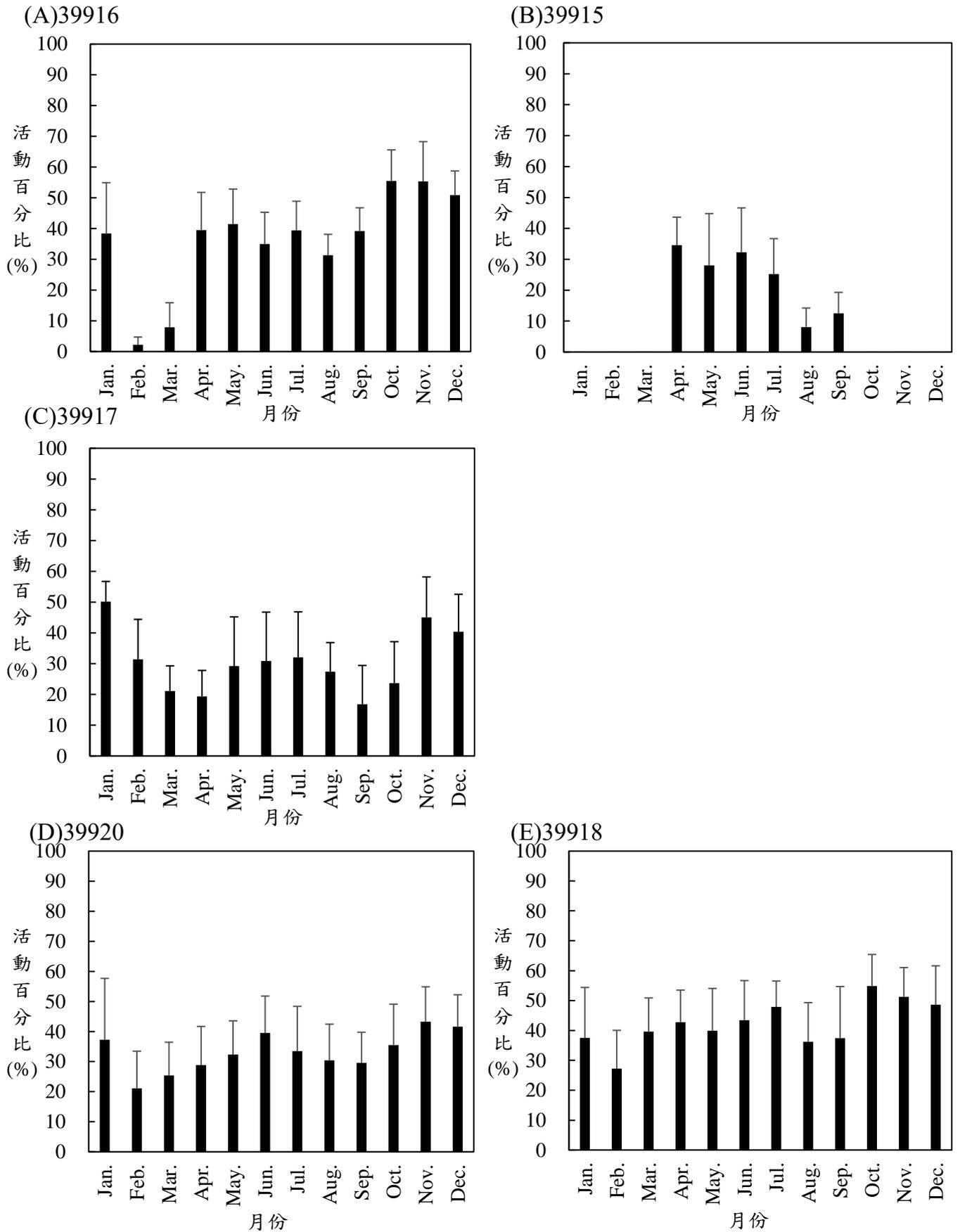


圖 2-39、玉山國家公園人造衛星追蹤臺灣黑熊之各月份活動百分比。個體編號：
 (A)39916；(B)39915；(C)39917；(D)39920；(E)39918。左側和右側的個體分別位於園區西部和東部。

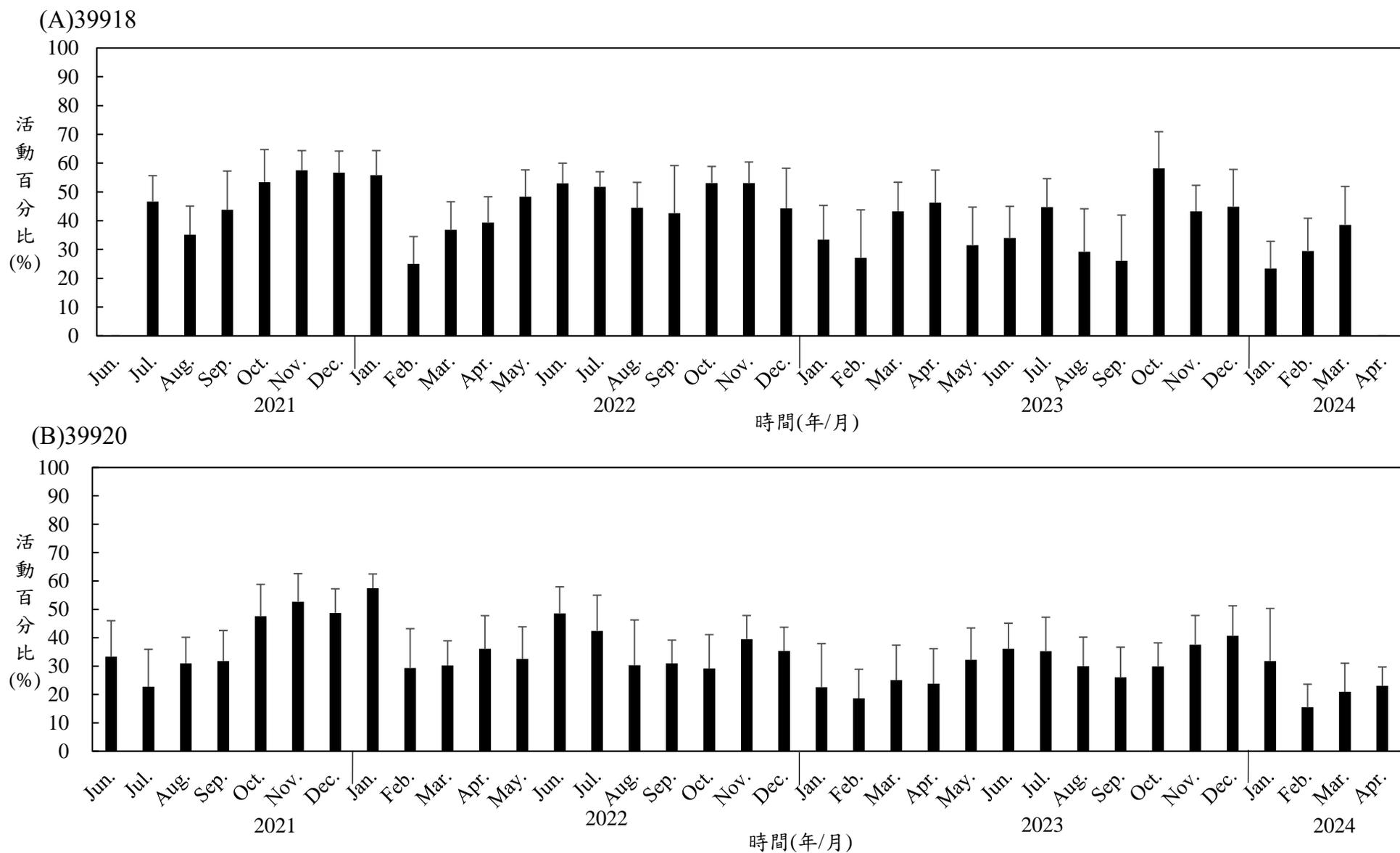


圖 2-40、玉山國家公園人造衛星追蹤二臺灣黑熊，編號分別為(A)39918(東部)和(B)39920(西部)之各月份活動百分比。

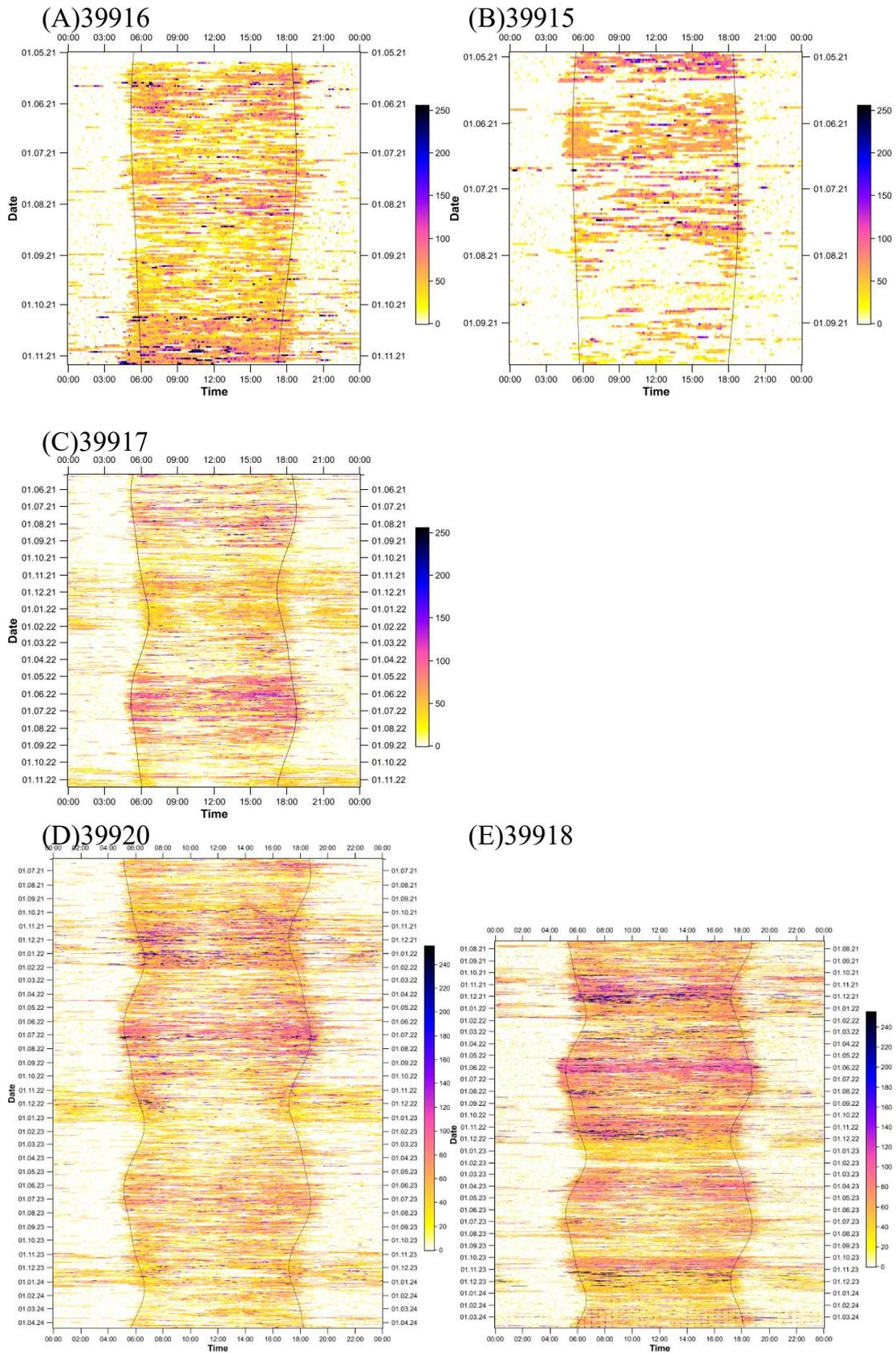


圖 2-41、玉山國家公園人造衛星追蹤臺灣黑熊之全日活動模式。顏色深淺表示活動相對程度(值 0-255)，黑色曲線代表日出日落。個體編號：(A) 39916；(B)39915；(C)39917；(D)39920；(E)39918。

(五)臺灣黑熊分布潛勢預測

各環境協變量之間的相關係數(Correlation)大於 0.6 或是小於-0.6 者視為有高度相關後。所有環境協變量均由計算所有熊的活動範圍內總合的平均以及標準差後標準化，使平均為 0 標準差為 1 以利比較不同環境協變量對於熊的資源選擇的影響。相關係數為於標準化各環境協變量後計算。計算後發現海拔與自然對數變換後的到道路的距離的相關係數為 0.66，即有正的高度相關，其餘環境協變量之間則無高度相關。

1.綜合資源選擇函數

綜合資源選擇函數結果顯示，整體而言，黑熊對於崎嶇的地表有顯著選擇性(中位數=0.20，95 CI%：0.09~0.32)，對於海拔和對數變換後的與道路距離有顯著負相關(中位數=-0.65，95% CI：-1.23~-0.10)，以及相較於闊葉林，黑熊對於針葉林(中位數=-2.40，95% CI：-4.87~-1.01)、針闊葉混合林(中位數=-0.58，95% CI：-1.39~-0.02)、以及其他覆蓋類型(中位數=-0.48，95% CI：-0.96~-0.11)有顯著的趨避性(圖 2-42)。至於其他環境協變量，則皆未顯示顯著選擇性或趨避性，包括 NDVI(常態化差值植生指標)、到最近水源的距離(取自然對數)、到最近步道的距離(取自然對數)、以及到最近道路的距離(取自然對數)。

2.棲息地適合度分布圖

根據黑熊的綜合資源選擇函數結果繪製了研究樣區內的棲息地選擇的預測圖以反映棲息地適合度等級。藉由綜合資源選擇函數的結果以及地圖上各像素的環境協變量的值，計算出綜合資源選擇函數分數，並藉由分位數分類將樣區分成十個不同的等級，以繪製在樣區內的棲息地選擇預測地圖(圖 2-43)。此結果顯示樣區內相較主要適合黑熊分布的地區有 4 區：玉山國家公園東南部的拉庫拉庫河流域附近、中央山脈以西的楠梓仙河流域、園區北部的陳有蘭溪和無雙山一帶、以及西南部的南橫公路以南區域。

由棲息地預測圖計算出玉山國家公園園內臺灣黑熊棲息地適合度的等級分布，發現有 0.22% 的點位位於等級一的棲息地、有 1.26% 的點位位於等級二、5.71% 位於等級三、13.05% 位於等級四、16.45% 位於等級五、13.52% 位於等級六、9.3% 位於等級七、10.54% 位於等級八、11.38% 位於等級九、以及 18.56% 位於等級十(圖 2-44)。

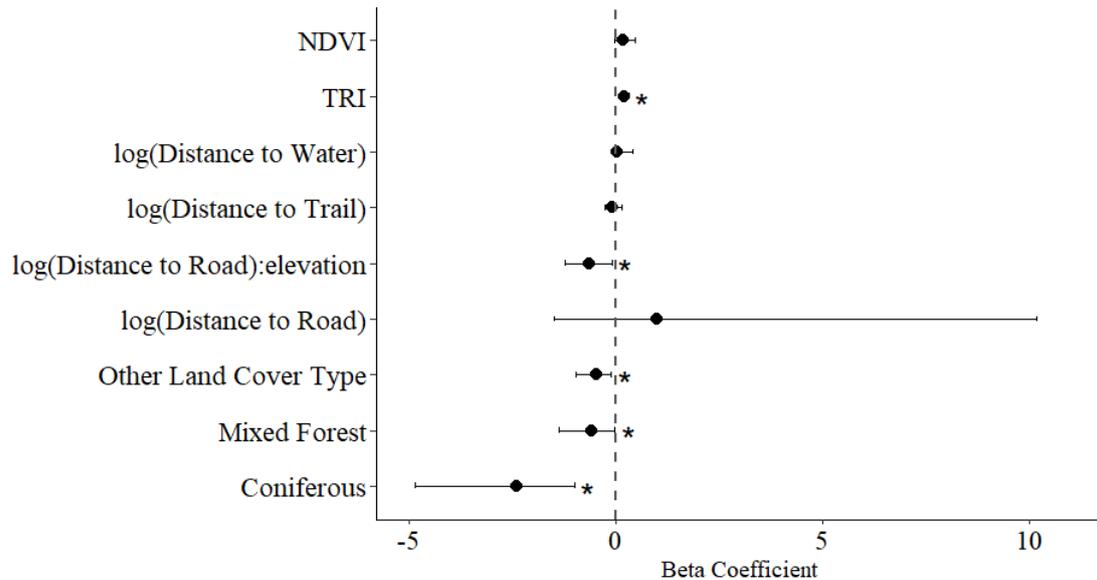


圖 2-42、玉山國家公園臺灣黑熊綜合資源選擇函數棲息地選擇結果。由上至下的環境協變量分別為為常態化差值植生指標(NDVI)、地形崎嶇指數(TRI)、到最近水源的距離(取自然對數)、到最近步道的距離(取自然對數)、到最近道路的距離(取自然對數)及海拔的交互作用、到最近道路的距離(取自然對數)、其他地表覆蓋類型、針闊葉混合林、針葉林。X 軸 (Beta coefficient) 顯示在模型中各環境協變量的選擇係數，若選擇係數大於零則代表熊會選擇該環境變量數值越大的區域，若選擇係數小於零則代表熊會選擇該環境協變量越小的區域，意同於對於環境協變量越大的區域有趨避的趨勢。闊葉林為參照分類，故若選擇係數小於零則代表該地表覆蓋類型的選擇性低於闊葉林，若選擇係數大於零則代表該覆蓋類型的選擇性高於闊葉林。

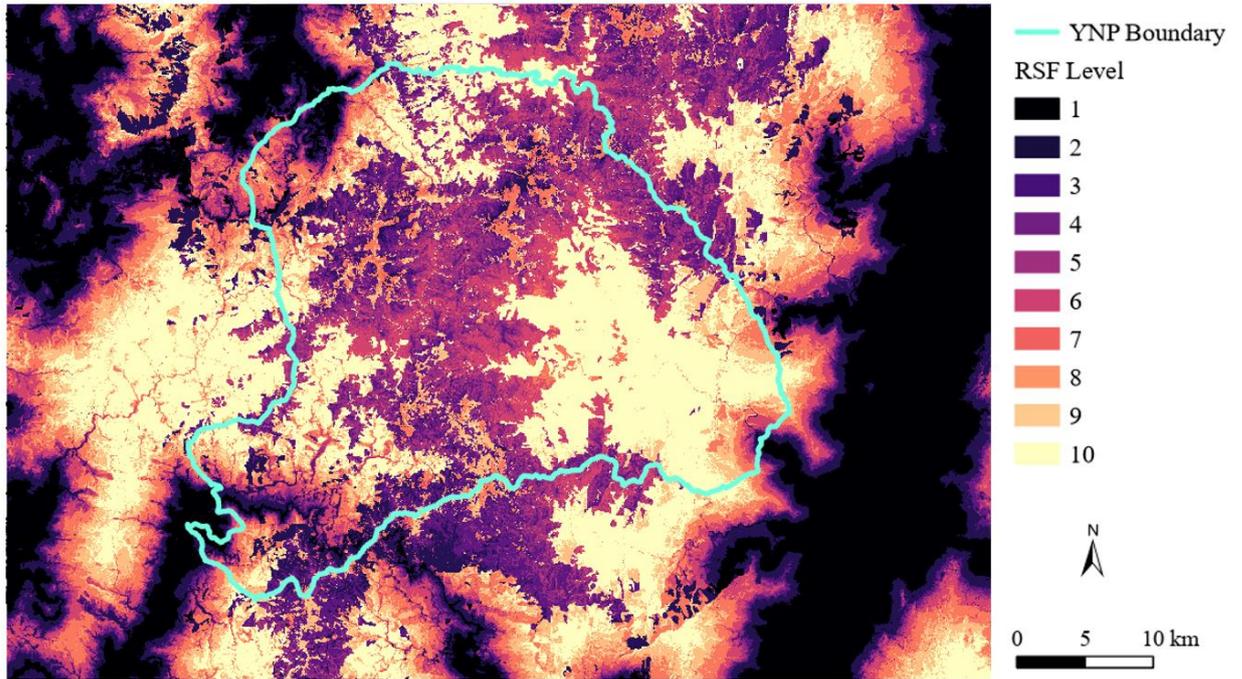


圖 2-43、根據綜合資源選擇函數模式預測臺灣黑熊於玉山國家公園樣區棲息地適合度分布圖。等級 1-10，1 為最低選擇性，10 為最高選擇性。

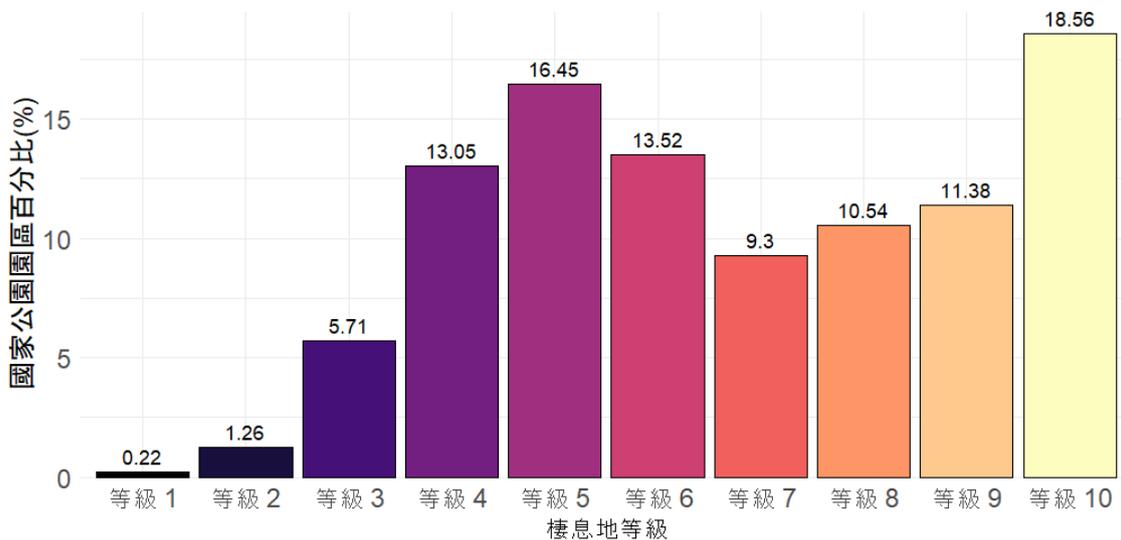


圖 2-44、根據綜合資源選擇函數模式預測玉山國家公園樣區內各臺灣黑熊棲息地適合度等級分類(1-10)的相對比例。等級 1 為最低選擇性，等級 10 為最高選擇性。

(六)公民科學家成果發表會

計畫期間共有 10 趟的相機維護行程由 15 位公民科學家及 8 位山盟公益協會成員支援協力完成，其中有 6 趟行程完全由公民科學家獨立進行，路線主要為新中橫公路、玉山群峰、瓦拉米步道等入門路線，另 4 趟則由研究團隊帶領，包含日八通關、清八通關、馬博橫斷等進階路線(附錄 2-3)。行程進行時，團隊互相交流學習，認識途中動植物及人文史蹟，分享登山心得，並有幸於馬博橫斷和清八通關路線親眼見到野生臺灣黑熊。在影像辨識部分，團隊會特別將動物的有趣片段額外標記，相較於頻繁接觸相關影像的研究人員，公民科學家有時更能以一般人的角度來欣賞這些畫面，補充了許多漏網鏡頭。

本計畫於 2024 年 8 月 5 日辦理「臺灣黑熊公民科學家成果發表會」，共計有 32 位參與者，線上參與者 15 位(附錄 2-6)。主要參與成員包括公民科學家、台灣黑熊保育協會志工、玉山國家公園南安站工作人員、保安警察第七總隊第六大隊南安小隊(附錄 2-7)。

「臺灣黑熊公民科學家成果發表會」安排研究成果發表，共計 3 場主題(附錄 2-8)。第一場「玉山國家公園地區臺灣黑熊占據模式及分布預測」，由本計畫助理呂竹萱報告運用自動相機陷阱與棲地占據模型，釐清影響臺灣黑熊族群占據率的環境變量，並透過變量與占據率的關係建構玉山國家公園地區黑熊族群占據預測圖。

第二場為臺灣黑熊地理分布預測模式及人熊關係分析，由團隊計畫主持人黃美秀老師分享 2011 年至 2023 年 7 月 31 日期間黑熊於全島的出現紀錄，以 MaxEnt 物種分布模式搭配與黑熊重要生態棲位相關的 12 類環境因子，預測合適棲息地範圍，即潛在分布地圖，並分析影響的重要因素。相較於前期(2000-2010 年)的有熊預測分布圖，本期預測黑熊潛在分布區域面積稍有增加趨勢，明顯增加的主要於低潛在分布區，而中或高潛在分布區的面積則變化不大。潛在分布範圍於中央山脈保育廊道外圍的東部和西部地區有不等程度增加的趨勢，而在北臺灣相較南臺灣有較多面積由潛在分布區轉變為預測無熊分布區域。透過研究成果增進公民科學家對臺灣黑熊分布、重要季節性自然食物資源、棲地品質、適當

減少人為干擾，正確人熊互動關係資訊的教育推廣，提升社會大眾對臺灣黑熊的認識和容忍度等面向，有助於人熊共生和保育目標的達成。

第三場為 112-113 年度自動相機監測成果分享，由本計畫助理陳彥翔分享自動相機監測辨識成果，包括監測物種與出現指數，由公民科學家共同協助參與的自動相機架設與影像辨識，節錄影像辨識過程中辨識上的挑戰，例如身形相近的野山羊與臺灣水鹿、白鼻心與鼬獾，森林中出現的有趣影像畫面例如停留在水鹿身上的臺灣藍鵲、在森林泥巴浴盡情玩耍的野豬家族、幼猴舉起雙手讓母猴整理身子的畫面、食蟹獾成群(4隻)一起覓食、傍晚帶 3 隻幼熊探險的母熊、在森林水池泡水的臺灣黑熊。這些都是平常學術報告中比較少見的影像，也透過成果分享與公民科學家夥伴們分享辨識成果，以及參與自動相機計畫時，在山上與臺灣黑熊面對面的珍貴時刻，能有這麼多珍貴的影像紀錄，都是大家共同參與的研究成果，也是最期盼參與的計畫項目。

活動最後邀請公民科學家一起接受感謝狀，感謝大家在計畫期間一起上山更換自動照相機電池、設置自動照相機、辨識監測影像，會後交流座談時間研究團隊與公民科學家、志工、玉山國家公園管理處南安站同仁，也一起進行經驗分享與討論，透過實際參與研究、調查與辨識影像內容，是研究過程中重要的合作經驗。

四、討論

(一)自動照相機監測

本研究是國內首次在玉山國家公園全園區範圍進行系統性的相機監測。過往玉山國家公園地區以臺灣黑熊為目標物種的自動相機研究多侷限在東部，僅少數於西北部園區，監測時間自 8 個月至 1 年不等，整體黑熊 OI 值約介於 0.2-0.4，樣點 OI 值則介於 0.0-2.7，而且 OI 值高的樣點多位於東部佳心至瓦拉米山屋之八通關古道沿線一帶(黃美秀、簡熒芸 2007；黃美秀、張鈞皓 2018；黃美秀等 2021)。於本計畫自動相機監測期間(2022 年 4 月至 2024 年 3 月)，臺灣黑熊總 OI 值為 0.42，與前期東部園區之監測結果相近(OI=0.41)(黃美秀等 2021)。園區東部 OI 值較高的樣點也皆位於拉庫拉庫河流域，但座落於比瓦拉米更深處的大分和清八通關古道一帶。

相較於玉山國家公園鄰近地區的自動照相機監測結果，以其監測期間記錄到的所有有效照片及相機總運作時數計算其總 OI 值，玉山國家公園西南側監測黑熊總 OI 值約為 0.26，該區自 2022 年起陸續有民眾目擊黑熊，且 OI 值有增長的趨勢，亦有記錄到母子熊出現(2021 年 2 月至 2023 年 6 月，吳幸如等 2023)。另東部花蓮卓溪地區之監測結果總 OI 值為 0.18 (2021 年 4 月至 10 月，姜博仁等 2021)。尤其卓溪地區近年之目擊或救傷黑熊案件較以往頻仍，推測乃園區的核心族群播遷的結果。

本樣區獨立相機偵測黑熊的比例為臺灣目前最高的紀錄。相較臺灣其他地區的自動相機監測結果，2022-2023 年全臺的 9 個黑熊監測熱區架設 91 台自動照相機，有監測到黑熊的樣區 OI 值介於 0.01-0.16 之間，OI 值較高的樣區為大雪山及谷關地區(0.06-0.16)(翁國精等 2023)。整體而言，玉山國家公園臺灣黑熊的豐度與其他地區相比較高。此差異與過往研究及全臺調查的黑熊出沒紀錄結果相似(黃美秀等 2010；2023)。

黑熊的 OI 值隨海拔和季節有所變化。海拔 2,500 m 以上之 OI 值明顯降低，而 10 月至 12 月則相對增加。臺灣黑熊對中低海拔的樟櫟林帶植物性資源利用有密切關係(Hwang et al. 2002)。其中海拔 1,500-2,000 m，不僅自動照相機 OI 值最高，熊痕跡密度亦是。此結果與沿線熊痕跡調查所記錄的植物性食物以闊葉樹種為主，以及熊痕跡樣調查在天然闊葉林

中痕跡密度最高的觀察一致。全年性的相機分析結果雖顯示黑熊 OI 值有海拔上的差異，然由於海拔 2,000-2,500 m 僅有 1 台相機(G03 楠溪梅蘭)，且僅在 10 月監測到黑熊，可能導致分析結果上有些出入。

臺灣黑熊與 4 種草食獸的 OI 值相關性分析中，野豬與山羌 OI 值皆與黑熊 OI 值呈顯著正相關，但相關性偏低($r < 0.3$)，而水鹿與野山羊則不顯著。雖說四種偶蹄類動物皆是黑熊的獵物，但重要性上乃以山羌最重要，其次為野山羊、水鹿和野豬(Hwang et al. 2002)。山羌的相對豐度(OI 值)也於海拔 $< 2,500$ m 有較高的分布，因此除了重要植物性闊葉林果實的豐度分布之外，合理推測黑熊之分布亦可能受山羌豐度影響。野豬雖非黑熊的常見或重要動物性食物，但雜食性與黑熊相近，包括對櫟實的偏好(Kolchin 2018；郭彥仁等 2021)，或許是野豬和黑熊相對豐富度吻合的原因之一。但值得注意的是，本研究除了於 $> 3,500$ m 未記錄到山羌之外， < 500 m 之相機亦皆未有野豬記錄，4 種偶蹄類動物廣泛分布於轄區的各海拔梯度。

全年性的監測結果顯示，OI 值較高的地點為靠近國家公園邊界的阿桑來嘎地區($OI > 5.0$)。此區位在靠近國家公園外圍東部清古道轄區範圍，四季 OI 值穩定偏高(> 1.0)，顯示穩定的熊分布區。除此之外，自動照相機監測黑熊的相對豐度變化呈現季節和地區性的變化。一二月監測到黑熊的相對豐度(OI 值)，以及冬季各相機樣點記錄到黑熊的頻度偏低。此情況可能與母熊繁殖產仔期主要出現於 12 月底至 3 月，加上剛出生幼熊滿二月齡後方有移動能力(林依蓉 2007)有關，故繁殖母熊於林中移動的活動力減少。此外，過往研究部分公熊在冬末初春時會呈現活動力大幅降低的狀態(林宛青 2017)。本研究亦發現一公熊(編號 39916，2-3 月)有類似的行為。雖然國外無冬眠期地區的黑熊尚未有類似的紀錄，我們推測可能是黑熊對於此時環境中植物性食物來源較為匱乏時，熊的行為適應，這也是未來值得進一步探究的研究主題。

本研究自動相機監測期間共記錄鑑定出 11 組不同母熊攜帶幼熊記錄，這是國內首次多組的記錄，此乃反映繁殖族群的一個重要指標。大部分的出現紀錄為 1-2 隻幼熊(90.9%)，此情況與臺灣圈養環境下的繁殖狀況相符(林依蓉 2007)。亞洲黑熊 1 胎生產 1 或 2 隻較為常見(Garshelis 2004)，但

本計畫亦首次記錄到一胎有 3 隻幼熊的情況。母子熊被相機記錄的季節主要出現於 10-12 月，這除了可能與此季本是黑熊因穀斗季而活動頻繁有關之外，應與幼熊的發育和移動能力有關。臺灣的黑熊多於 12 月底至 3 月期間出生，並得超過 3 月齡方具些微的爬行能力(林依蓉 2007；黃美秀 私人觀察)。這或許也可以解釋相機於 3 至 6 月皆未記錄到仔熊的原因。繁殖母熊於冬季和春季的產仔期和育幼期也可能影響全年性相機監測的結果，而使此段期間 OI 值偏低。

(二)臺灣黑熊偵測率與占據率

野生動物的占據率通常與族群豐度呈正相關，雖然兩者之間的關係有時可能是非線性的，但仍為正向關係，因此占據率被認為是合適的族群豐度估計指標(Gaston et al. 2000；Steenweg et al. 2018)。例如，棕熊占據率和豐度的監測結果一致，且占據率對於豐度隨時間的變化相當敏感，即便是微小變化也會直接反映在占據率上(Schmidt et al. 2017)。因此，占據率對於豐度推論宜謹慎，本計畫期望能對臺灣黑熊族群相對豐度提供另類的詮釋方式。

占據模型對於不完善的偵測，透過偵測率(0.14)校正原始占據率(0.45)，所估計之預測占據率為 0.57，即黑熊族群約占據玉山國家公園樣區近 6 成面積。本研究預測占據率比原始占據率高出 0.12，顯示在未考量偵測率的情況下，許多樣點可能存在偽缺席的問題，誠如本研究近兩成(0.19)的偽缺席率。像黑熊如此難以捉摸的物種，考量其偵測率確實有其必要性，若未將偵測率可能造成的觀察偏差納入估計，有可能會低估該物種的族群分布或棲地利用(Mackenzie et al. 2017)。

占據模型將觀察過程與生態過程(即偵測率和占據率)分開建模，能夠更準確地描述目標物種在何處被偵測到，以及如何使用地景環境(Guillera-Arroita 2017)。與國外其他地區的熊類占據研究相比(附錄 2-9)，在跨地區和調查技術的熊類偵測率上，美洲黑熊為 0.07 至 0.38，馬來熊為 0.18 至 0.39，棕熊為 0.13 至 0.38，懶熊和安地斯熊則分別為 0.25 和 0.4。在同樣使用自動相機調查的熊類研究中，本研究臺灣黑熊的偵測率(0.14)與受威脅等級相同的印度亞洲黑熊(0.14)和義大利阿爾卑斯山地區的棕熊(0.13)的偵測率相近。

物種偵測率亦會受到採樣週期和調查季長度等因素影響，通常當採樣週期或調查季時間越長，偵測率會越高(Steenweg et al. 2016)。另本研究預測占據率皆較不丹和印度地區同種的亞洲黑熊預測占據率高或相近(分別為 0.55 與 0.29)(附錄 2-9)。美洲黑熊預測占據率為 0.46-0.83，馬來熊為 0.29-0.95，棕熊為 0.40-0.79，懶熊為 0.69，故相較之下，玉山國家公園地區的臺灣黑熊族群占據率並不低。對於習性隱蔽的物種來說，調查季越長，能夠在更多目標物種存在的地點偵測其出現，便可能使占據率越高。本研究調查季跨度 6 個月，與部分調查季更長的研究相比，玉山國家公園臺灣黑熊占據率似乎有相近或較高的現象，然這實則亦受當地的環境資源影響，故於技術上恐仍難有定論。

本研究中黑熊占據率在海拔 500-2,000 m 區間較高，海拔 2,000 m 以上則偏低。此結果與葉子維(2020)和彭筱晴(2022)分別利用梯度提升樹與衛星定位追蹤資料，預測玉山國家公園和大雪山地區臺灣黑熊棲地利用的結果相似。雖然本研究將海拔歸類於地理環境變量，但海拔實則更與影響黑熊棲地利用的植被類型或食物資源組成，或人為活動等因素皆有關(Mace and Waller 1997；Pop et al. 2018)。

臺灣黑熊占據率較高的中低海拔地區，多為闊葉林與針闊葉混合林所覆蓋。根據臺灣山地垂直氣候-植群帶分類(Su 1984)，低海拔 500-1,500 m 為楠櫨林帶(Machikus-Castanopsis zone)，中海拔 1,500-2,500 m 為櫟林帶(Quercus zone)，其果實均為黑熊常見植物性食物(Hwang et al. 2002)。海拔高於 2,500 m 以上地區，除氣候差異之外，為鐵杉雲杉林帶(Tsuga-Picea zone)，多為針葉林與高山草原，由玉山箭竹(*Yushania niitakayamensis*)、臺灣二葉松(*Pinus taiwanensis*)、臺灣鐵杉(*Tsuga chinensis* var. *formosana*)等植物所組成(Su 1984；黃明通 1995)，黑熊能食用之植物資源也相對地較為缺乏。這亦與本研究穿越帶或沿線熊痕跡調查所記錄的黑熊食痕結果，以及本計畫所彙整黑熊植物性食物名錄(附錄 3-3)的相符。

本研究結果發現距離聚落約 7.5 km 的範圍內，對黑熊占據率有顯著負面影響，與過去研究指出黑熊會避開距離道路 1 km (蔡幸蒨 2011)或 5 km (葉子維 2020)內區域的趨避行為相符。玉山國家公園具有廣大範圍的

連續自然棲息環境，園區內除了遊客中心外鮮有村落存在，僅有少數聯外道路於園區外圍通過，故可能導致本研究黑熊迴避道路或聚落的距離較全島資料的預測距離長。此外，距離聚落大於 15 km 的地區，根據實際調查經驗大多分布於高海拔地區，高海拔本身並非黑熊喜歡利用的環境，這可能是導致模型預測黑熊占據率降低的原因。

黑熊在稜線地形的占據率較高，但其在預測模型中並非顯著影響因子。國外案例指出美洲黑熊和棕熊會傾向避開稜線，因為多數登山遊憩步道闢建於稜線上(Powell and Mitchell 1998；Steenweg et al. 2016)。然本研究樣區中登山步道途經稜線者多分布在高海拔，低海拔地區的步道則常不一定在稜線上，可能是與國外差異的原因。此外，本研究調查樣點相對缺乏明顯山谷地形(即 TPI 低於-400)，雖然與樣區所有網格的資料分布上並無顯著差異，但仍可能會降低臺灣黑熊占據率在谷地的預測能力。考量臺灣山區地形的複雜度及季節性等因素，以較細緻的尺度分析地形對黑熊棲地的選擇性，或能更適當反映實際利用情況。

本研究樣區的森林覆蓋率與海拔具有高度負相關(表 2-3)，但在篩選最佳模型時，使用森林面積覆蓋率變量模型的 AICc 數值大多不理想，這與過去的研究結果一致(葉子維 2020)。這顯示海拔比森林覆蓋率可能更能解釋黑熊的占據模式。當透過衛星追蹤資料分析比較精細的尺度時，NDVI 是黑熊棲地選擇的關鍵因素，例如大雪山地區的黑熊偏好選擇 NDVI 介於 0.3 至 0.7 的區域，玉山地區的黑熊在櫟實季時則偏好 NDVI 大於 0.8 以上的區域，且在兩地 NDVI 皆會受到海拔或道路交互作用的影響(葉子維 2020；彭筱晴 2022)。

玉山國家公園轄區具許多熱門登山步道。遊憩壓力雖是本研究關注的變量，但發現遊憩壓力對黑熊占據率並非顯著影響因素。園區內遊憩壓力主要來自步道上的登山健行活動，以及遊憩區較多的遊客流量，但多僅限於步道或已規劃的有限範圍內。另本研究相機樣點位置大多與步道有一定距離，使人為干擾對樣點的影響程度減弱。然保護區內幾乎任何程度的人類活動都可能或多或少影響野生動物的行為(Sytsma et al. 2022)。但登山健行這類非消耗性(non-consumptive)娛樂對野生動物所造成的影響通常不易識別和量化，前人研究發現哺乳動物會盡量避開與步道

或人距離 40-1,000 m 的範圍，且健行步道的影響約只有非機動性之多用途道路(包含徒步健行、陸上野生動物觀察、騎馬等等)和機動性道路(允許引擎式機具駛入，例如汽機車、雪地摩托車等等)的一半(Dertien et al. 2021)，美洲黑熊也會避開狩獵與遊憩活動頻繁的碎石路(非機動性道路) 800 m 內的區域(Reynolds-Hogland and Mitchell 2007)。故路徑上的人為活動類型和干擾程度皆可能是影響熊迴避程度的關鍵。

本預測結果顯示轄區黑熊分布熱區有東西北 3 區，分別位於(1)園區東部拉庫拉庫河流域；(2)中央山脈西側荖濃溪一帶和楠溪林道；(3)園區北側郡大無雙和盆駒山一帶。占據率相對較低的地區則多沿著高海拔山脊分布，分為南北二區，北區位於塔塔加新中橫公路和玉山群峰、秀姑巒山至馬博拉斯山一帶，南區則位於關山與南橫公路東段，並沿著嘉明湖國家步道向東延伸。

玉山國家公園外圍鄰近周邊地區涵蓋連續且人為活動較少的林地(如其他保護區系統和國有林)，提供黑熊和其他眾多野生動物棲地。過往研究高達半數追蹤黑熊個體會移動至玉山國家公園以外區域(Hwang et al. 2010；林宛青 2017；黃美秀等 2021)。東部園區邊界向外延伸靠近聚落地區的預測占據率高達 0.80，南側新康橫斷沿線亦至少達 0.50 (圖 2-20)。該區域地處於花蓮縣卓溪鄉(如卓溪村與卓清村)一帶，近 3 年來黑熊目擊次數增加(資料來源：玉山國家公園管理處，黃美秀等 2023)，當地居民亦認為黑熊族群有增加趨勢(姜博仁等 2021)。該地區同時也涵蓋部落潛在狩獵區與農耕範圍，擴增的族群或播遷個體則有可能增加黑熊誤觸陷阱的風險或危害部落居民安全的疑慮(姜博仁等 2021)。考量近年來該區黑熊的因陷阱或槍擊的救傷或死亡通報頻仍，並出現黑熊滋擾農舍(如養雞場)的紀錄，如何避免因熊靠近聚落或鄰近的天然棲地而成為生態陷阱(Penteriani et al. 2018)，則為經營管理上的重要課題之一。

占據模型預測之黑熊高占據率區域與使用綜合資源選擇函數預測的玉山國家公園棲息地適合度預測圖不盡相同。由於人造衛星追蹤資料顯示玉山國家公園黑熊在高海拔地區對道路有選擇偏好，故南橫地區的棲息地適合度在模型預測中較高。其間差異可能有下列原因：(1)交通量較低的道路可以作為動物移動於合適棲息地斑塊間的廊道(Reynolds-Hogland

and Mitchell 2007)。新中橫與南橫公路平時皆執行部分管制，同時占據模型未考量海拔與聚落間的交互作用，可能導致低估黑熊在高海拔或交通量較低道路的利用程度。(2)黑熊對道路的偏好存在季節性差異，占據模型的調查時間尺度相對較短，且涵蓋迴避情形較明顯的冬季(彭筱晴 2022)，故對塔塔加與南橫地區較低的占據率預測可能是受到分析資料選用的時間區間所致。(3)棲息地適合度預測所使用之人造衛星追蹤個體資料，在西部園區捕捉繫放的追蹤個體共 3 隻，占所有樣本數(n=15)的五分之一，故少數個體靠近或跨越道路(新中橫)的情形，將會放大到整體預測結果中，使南橫公路經過的鄰近地區於該研究被預測為合適棲息地。(4)動物對於棲息地的選擇並不等於該棲息地適合度較高，意即道路本身並非合適棲地，而是其他環境因素對黑熊造成吸引力(Garshelis et al. 2022)，例如道路兩側可能存在合適的天然食物，抑或是道路周圍產生的人為垃圾等等。

(三)沿線及穿越帶熊痕跡調查

在熊痕跡調查中，包括沿線調查及穿越帶調查，總計紀錄 11 科 31 種可辨識之熊樹物種，以殼斗科 10 種與樟科 7 種為主，顯示這兩科臺灣中低海拔最優勢的植物類群對於黑熊的重要性，故預期其物候及重要度指數(IVI)密切地影響黑熊的移動和棲地選擇(詳見第參章)。在熊痕跡穿越帶調查中也可發現，海拔 500-2,000 m 的熊痕跡密度較此以上海拔地區為高，而在沿線調查的結果中也有類似的情況。

雖說臺灣的針葉樹並非黑熊的食物來源，但本研究發現蜂窩食痕(主要為中國蜂)僅出現於人工針葉林和人工針闊葉混合林此兩種以針葉樹種為主要優勢的森林類型，且大多數蜂窩食痕位於針葉樹種上。這應該與蜂類的築巢偏好樹種有關，以及對不同森林類型的微棲地環境或選擇(Roberts et al. 2017)。綜上結果顯示，臺灣黑熊之食物來源並非僅侷限於單一森林類型，多樣化的林相組成可能更有助於提供黑熊穩定的食物來源。

樹幹上的熊痕跡可持續多年仍可為人所偵測，不易受一時植物食物豐歉年影響，但仍受樹種、大小、環境和觀測者經驗影響。此法也被廣泛使用於亞洲地區熊類相對豐度的調查(Proctor et al. 2022)。本期調查熊痕跡樣帶與前期研究(黃美秀等 2014)相比，雖然穿越帶有熊痕跡比例及穿越帶熊痕跡密度皆為前期結果的近 2 倍，但未達顯著差異，推測可能與有限的樣本數有關。然綜合各方面的證據，我們認為痕跡密度的族群相對指標仍十分具有參考的價值，不僅提升對黑熊食物資源的瞭解，也某種程度足以反映出該地族群豐度的時空變化。

(四)臺灣黑熊人造衛星追蹤

本研究追蹤成體且時間長達 1 年的雄性之 100%MCP 皆大於 200 km²，95%wAKDE 為 102.7-203.5 km²，且年活動範圍或核心範圍皆廣泛重疊。相較於園區東部園區首次利用 GPS 人造衛星追蹤的結果，100% MCP 活動範圍為 20-558 km²，核密度估計 95% KDE 活動範圍為 12-165 km² (葉子維 2020)。該研究指出雌性和雄性平均最小凸多邊形法活動範圍分別為 75 km² (range=20.2-155.2，SD=54.2，n=6)和 272 km² (range=37.6-558.3，SD=264.3，n=3)；95%核密度估計法面積則分別為 16 km² (range=11.9-25.3，SD=5，n=6)及 90 km² (range=17.8-165.4，SD=73.9，n=3) (葉子維 2020)。

在所有熊科動物當中，雄性的活動範圍通常大於雌性(Powell et al. 1997; Koehler and Pierce 2003; Garshelis 2009)。以 100% MCP 活動範圍而言，亞洲黑熊活動範圍研究資料較完整的除臺灣之外，另有印度及日本。印度喜馬拉雅山脈 Dachigam 國家公園的黑熊之雄性平均活動範圍為 41.8 km²，雌性平均為 48.8 km²，雌雄之差異不大(Sathyakumar et al. 2015)。在日本，北阿爾卑斯山脈東側地區，雄性平均活動範圍為 92.9 km²，雌性則為 54.9 km² (Izumiyama and Shiraishi 2004)；另在阿爾卑斯山脈中部地區，雄性平均活動範圍為 147.5 km²，雌性平均為 25.1 km² (Takahata et al. 2017)。在俄羅斯，亞洲黑熊雄性的活動範圍平均為 220 km²，雌性則為 20 km² (Kostyria et al. 2002)。由此可見，臺灣黑熊的活動範圍與上述族群相近。

本研究追蹤玉山國家公園東、西園區追蹤之個體活動範圍大小並無明顯差異，且亦無重疊。50%wAKDE 活動範圍均遠離中央山脈，個體 39920 與 39918 活動區域曾接近中央山脈，但並未出現於中央山脈主稜區域，顯示追蹤個體對於此區的利用較少。此與本研究自動照相機或全島臺灣黑熊分布對於海拔>3,000 m 區域較低的利用結果一致(黃美秀等 2012；2023)。雖說過往研究有東部個體跨越園區中央山脈移動至西部楠梓仙溪流域的記錄(Hwang et al. 2010)，但中央山脈對於東西部個體之有限阻隔效應則由本研究的遺傳證據獲得支持(詳見第肆章)。

過往研究顯示玉山國家公園東部的黑熊於大分青剛櫟盛產時會移動至該區聚集，密集取食該區的青剛櫟果實，惟個體滯留時間雖不一，並與該季(10 月底至 2 月初)櫟實產量有關(Hwang et al. 2010；林宛青 2017)。本研究於園區東部追蹤的 3 隻個體中，僅有 1 隻個體涵蓋 3 個殼斗季，該個體於 2021 年 12 月 24 日離開瓦拉米地區，近乎直線運動往西移動至多美麗地區，並於次年 1 月 10 日移動至大分，滯留 3 星期後，於 2 月 1 日離開該區並回到多美麗地區。此時其日活動程度延續前 3 個月的高峰，推測該年該區(包括多美麗與大分地區)櫟實應該盛產，然後續二年的櫟實季則未返回大分，且一月的日活動程度僅約其二分之一。其他東部另 2 隻個體則皆未涵蓋殼斗季，故無從得知對大分地區的利用。

本研究所追蹤的黑熊活動範圍甚或活動核心皆超出玉山國家公園範圍，甚至有東西部各有一個體佔其一半以上的活動範圍，惟活動核心皆緊鄰國家公園或位在其內(圖 2-29)。玉山國家公園外圍鄰近周邊地區涵蓋連續且人為活動較少的林地，提供黑熊和其他眾多野生動物活動棲地。對於活動廣泛的黑熊而言，過往研究也有高達半數追蹤黑熊會移動至國家公園以外地區(Hwang et al. 2010；葉子維 2020)。本研究所追蹤的個體雖僅 6 隻，然其移動卻是目前離開園區距離最遠且比例最高的。這應該也與捕捉繫放位置皆位於國家公園外圍(如東部位於半天內走路距離，西部為楠溪林道)有關。

野生黑熊多為日型性 (Amstrup and Beecham 1976; Lindzey and Meslow 1977; Garshelis and Pelton 1980; Ayres et al. 1986; Lariviere et al. 1994)，包括過去臺灣黑熊(Hwang and Garshelis 2007)和本研究結果。

Bacon and Burghardt (1976)認為熊在白天會依靠視覺活動，對近距離細節和對顏色的區分有更好的覓食效率，因此可用覓食行為來解釋熊白天活動。然黑熊在人類活動頻繁的地區、果園或露營區等人為環境，則轉變為夜間活動，並被視為是減少人為騷擾機會的反應(Waddell and Brown 1984; Ayres et al. 1986; Lariviere et al. 1994; Reimchen 1998)。本研究的自動照相機和人造衛星結果皆顯示日行性為主的活動模式，以晨昏時段尤為明顯，夜間則有較低程度的活動，顯示野外族群未受太多人為干擾的自然活動表現。

本研究發現黑熊活動模式有季節性的變化。黑熊的活動比例在 11 月至 12 月會達一個高峰，有時活動高峰也會提早至 10 月或延至隔年 1 月，此結果與過往研究記錄黑熊於櫟實季(10 月至隔年 1 月)時全天活動頻度顯著高於非櫟實季(2 月至 9 月)之情況相符(Hwang et al. 2007；林宛青 2017)。這段期間的活動變化與殼斗科果實的豐度或可得度有密切關係。秋冬季，黑熊以富含脂肪的殼斗科為主，堅果擁有高含量的脂質和碳水化合物，可視為高濃度濃縮形式的食物資源(Kirkpatrick and Pekins 2002)。在此期間熊會有一段冬眠前大量攝取食物的食慾亢進期(Nelson et al. 1983)，導致體重快速增加，為適應冬眠的一種方式。亞洲黑熊日本亞種的研究亦發現，黑熊的活動在 7 月時達到高峰，並在 8 月底進入低谷，於 10 月達到另一個高峰，並於 12 月進入冬眠，隔年 3 月時恢復活動，該研究推測活動頻率波動的原因可能來自季節性的食物變化(Kozakai 2013)。即使在臺灣地區的黑熊沒有冬眠，亦有類似的季節性行為模式。

早期利用傳統超高頻無線電追蹤結果指出，臺灣黑熊晝夜皆會活動，但以白天活動為主，且全年皆會活動，並於夏季(6-9 月)、秋季(10-隔年 1 月)之全天活動頻度顯著高於春季(2-5 月)，於秋季的夜間活動頻度會高於春季與夏季(Hwang and Garshelis 2007)。我們發現黑熊月活動程度最低的月份多發生在 2 月，其次是 1 月或 3 月，但仍有年間的變化(圖 2-10)，同時顯示個體差異或食物資源變動的影響。

臺灣黑熊於春季多以植物的嫩草、樹木的幼芽及嫩葉為主食(Hwang et al. 2002)。初春的活動水平下降，可能反映環境中的食物不足，如北美

的黑熊通常在春初冬眠醒來後的活動水平較低，而後隨著春末和夏季富含碳水化合物果實的果實逐漸增加而上升 (Amstrup and Beecham 1976; Garshelis and Pelton 1980)。夏季則以各種富含碳水化合物營養份的果實和漿果為主食，例如懸鉤子、山枇杷、獼猴桃及各種樟科的果實，如紅楠、大葉楠、臺灣雅楠、香楠及土肉桂等(Hwang et al. 2002)。此外，成年雄性黑熊在春季至初夏有較高運動速率，也可能與增加移動距離以尋找雌性個體交配繁殖有關，這也會提高活動程度(Lewis and Rachlow 2011)。

(五)臺灣黑熊分布潛勢預測

棲息地選擇是指個體在特定空間及時間尺度下，於可使用環境內選擇特定棲息地的過程，以提供個體足夠的資源及條件(如食物、遮蔽及配偶)，以利生存及繁殖(Manly et al. 2007)。棲地類型的特徵和動物本身的生理需求也影響動物移動的重要因素(Van Beest et al. 2011)。在資源破碎化分布及品質差異懸殊的環境中，棲息地選擇對於個體自身適存度(fitness)及族群動態具決定性的影響(Martin 2009)。

根據綜合資源選擇函數模式發現，臺灣黑熊選擇較崎嶇地形、闊葉林，並表現出在高海拔地區靠近道路而在低海拔地區避開道路的情況。對於多種熊類，包括棕熊和亞洲黑熊，崎嶇的地形提供了豐富的食物資源和遠離人類的庇護所，因此熊傾向於選擇這些區域，這與本分析結果一致(Nellemann et al. 2007; Takahata et al. 2013; Suel 2019)。此結果也反映了闊葉林的重要性，為臺灣黑熊提供了橡實和漿果等食物資源，前文已有所論述，這亦與先前的研究有所呼應(Hwang et al. 2002; Takahata et al. 2017)。

本研究雖發現黑熊對於道路的趨避性隨著海拔的升高有顯著減弱的趨勢，然是在約海拔 3,200 m 以下的地區有趨避傾向，而於 3,200 m 以上的地區有選擇傾向。這是由於本研究樣區內高於海拔 3,200 m 區域並無道路，故黑熊實則是迴避道路的，唯道路之影響會隨海拔增高而減弱。此現象可能因樣區中位於較低海拔(1,000 m 以下)的密集道路網主要為花東縱谷地區，黑熊趨避頻繁的人為活動。反之，國家公園內部的道路位於較高海拔，並部分路段有通行管制，包含塔塔加遊客中心到新中橫公路

南投信義端(台 21 線)110-145K 處每日下午 17 時 30 分至隔日 7 時止進行夜間封閉管制，以及南橫公路路段梅山口到向陽段每日 17 時至隔日 7 時止禁止通行。此管制可限制交通流量及夜間的道路使用，故可預期黑熊對於此地區道路可能不會像低海拔的高頻率使用道路有同等強度的趨避性。

此外，交通量大的道路往往會導致更高的人為致死率，美洲黑熊、棕熊及日本黑熊等熊類皆會避免使用靠近道路的區域(Simek et al. 2015; Skuban et al. 2017, Baek et al. 2023)。儘管道路對於動物可能造成威脅，亦可能提供於棲息地之間較容易的移動路徑，故有些熊類在地景上選擇靠近交通量較低的道路活動的情況並不少見(Stewart et al. 2013; Thorsen et al. 2022)。因此，本結果主要顯示在研究樣區中黑熊不論海拔皆對於道路有所趨避，但程度不同，則可能反映黑熊對於不同海拔道路的交通量差異所致。

綜合資源選擇函數分析顯示黑熊對於 NDVI 雖有選擇傾向，但未達顯著性。NDVI 作為森林生產力的標準，也常是影響熊類棲地選擇的關鍵因素，因為高 NDVI 的森林往往具有更高的食物資源供應，這亦見於先前的玉山國家公園臺灣黑熊的研究(葉子維 2020)。然而，可能是因為此次分析的棲息地選擇為第三階層，即比較活動範圍內的棲息地特性以及黑熊所使用的點位地區的棲息地特性，而非研究樣區(第二階層)。黑熊的活動範圍內所涵蓋的地區以國家公園內部、森林地區居多，故相較於與整個樣區比較的第二階層分析(葉子維 2020)，則可能顯示出對 NDVI 較不顯著的選擇性。

臺灣黑熊對於對水源以及步道沒有特別的選擇或是趨避性。在研究樣區內河流分布密集，離河流最遠的部分也僅距離河流 2.5 km，加上其他未圖層上標示的小水源，因此黑熊可能不需要特別改變移動路徑到靠近河流或湖泊的區域即可取得水資源。另先前國外研究顯示步道常是可能影響熊類棲息地選擇的因素，然熊對於步道的趨避性則尚需考量到步道的使用頻率，以及步道的使用方式(如是否有引擎式的遊憩活動)(Coltrane and Sinnott 2015; Ladle et al. 2019)。本次分析中所使用的步道

為有人類行徑的區域，並未考量每條步道使用強度的差異，故未能偵測到熱門步道的潛在影響。

本研究利用綜合資源選擇函數所預測的臺灣黑熊棲息地適合度地圖(圖 2-43)顯示，棲息地適合度高的區域涵蓋山國家公園東南部的拉庫拉庫溪流域附近、中央山脈以西的楠梓仙溪流域、園區北部的陳有蘭溪和無雙山一帶、以及西南部的南橫公路以南區域。反之，樣區棲息地適合度以花東縱谷平原、中橫公路以及南橫公路附近為最低，其次為中央山脈高海拔地區的針葉林區域。花東縱谷平原的低適合度可能反映於低海拔的密集道路等開發活動對於黑熊棲息地選擇的影響，中央山脈地區的針葉林區域的低適合度，則相對地反映黑熊傾向於闊葉林和針闊葉混合林覓食的特性。

根據過往研究(葉子維 2020；黃美秀等 2012；2023)，以及本期野外實地調查發現，位於園區拉庫拉庫溪流域中的八通關古道和清古道東段為黑熊的重要棲地，與本棲息地預測圖多為適合度最高等級十相符，同時也與本期利用自動照相機估計的占據率預測圖一致。在園區西部楠溪林道一帶發現棲息地適合度等級甚高，多數地區為等級九及十。此情況可能是因為依據棲息地選擇的結果，此處離道路較遠並且為選擇性強的闊葉林地區，不僅提供臺灣黑熊豐富的食物資源，人為干擾的影響也減少。此模式使用的捕捉繫放資料並沒有涵蓋南橫地區，但棲息地適合度預測圖顯示此地區亦為適合度高的區域。先前研究結果亦發現此地區有黑熊出沒的痕跡，Maxent 模型預測此地區有高機率黑熊分布的可能性(黃美秀等 2012；2023)，加上此區近年南橫公路開通亦有多起目擊事件，足見此區潛在重要性。

綜合資源選擇函數亦顯示玉山國家公園內部一半為高棲息地品質(即等級七以上)的棲息地，顯示玉山國家公園對於提供臺灣黑熊高品質棲息地的重要程度。再者，預測的高品質棲地並不僅只限於國家公園內部，而是與鄰近區域有所相連，顯示這些高品質的鄰近區域的經營管理對於黑熊棲息地保育的重要性。然而，此次的模式分析結果並沒有納入更詳細的食物資源分布以及狩獵壓力等因素，對於臺灣黑熊棲息地選擇的影響，故恐未能完全反映所有影響黑熊棲息地選擇的因子。

(六)結論

本研究顯示玉山國家公園地區黑熊族群應呈現穩定成長，且有向外擴展的情況。人造衛星追蹤 6 隻黑熊活動範圍廣泛涵蓋玉山國家公園轄區內外地區，然活動核心多位於轄區內。不僅樣帶熊痕跡密度約為前期近 2 倍，且記錄到難得的 11 組不同母子家族。自動照相機記錄樣區黑熊族群的相對豐度遠高於臺灣其他地區的紀錄值，且轄區外鄰近的卓溪或那瑪夏山區的其他調查監測數據亦具有相對較高的豐度。

臺灣黑熊於玉山國家公園廣泛分布，然主要分布於海拔 2,500 m 以下的中低海拔山區。本研究利用占據率預測模型、棲息地適合度分布圖，以及自動相機監測系統的黑熊 OI 值分布所呈現的玉山國家公園全園區臺灣黑熊的相對豐度分布情況大致相同。族群相對豐度較高地區主要有(1)拉庫拉溪流域；(2)楠梓仙溪流域；(3)無雙山一帶。然棲息地適合度分布圖預測顯示南橫公路一帶為適合度高的棲地，但該區域的相機監測中 OI 值則偏低，顯示可能其他環境或人為活動變因資料的不足。

棲息地選擇分析亦發現海拔、地形、林相、與聚落最近距離及道路分布等因素皆可能影響黑熊的棲息地利用情況。雖說園區東部及西部的熊痕跡密度差異不顯著，但自動相機監測紀錄之母子熊有 9 成皆出現在東部園區的監測樣點，此亦可能反映出整體棲息地品質分布(包括等級和範圍)於東西部的差異。

自動相機監測的黑熊 OI 值變化與人造衛星追蹤的黑熊的全日活動程度，呈現類似的活動趨勢，即夏季和秋末冬初(10-12 月)為活動高峰。此與偏好棲地中之主要優勢植物，即樟科和殼斗科分別提供此季節重要的果實來源有關。然其他動物性食物如山羌和中國蜂蜂窩，亦可能是重要的食物來源，顯示多樣化食物的重要性。

五、參考文獻

- 內政部地政司。2022。2022 年版全臺灣及部分離島 20 公尺網格數值地形模型 DTM 資料。國家發展協會。2023 年 10 月 23 日，取自「政府資料開放平臺」：<https://data.gov.tw/dataset/160361>
- 王穎、黃美秀。1999。玉山國家公園臺灣黑熊之生態及人熊關係之研究(一)。內政部營建署玉山國家公園管理處。50 頁。
- 古馥宇。2018。臺灣水鹿(*Rusa unicolor swinhoii*)之相對族群量指標開發與評估。碩士論文。國立屏東科技大學。
- 行政院農業部林業及自然保育署。2017。第四次森林資源調查報告。行政院農業部林業及自然保育署。79 頁。
- 行政院農業部林業及自然保育署。2018。國土生態綠網藍圖規劃及發展計畫。行政院農業部林業及自然保育署。500 頁。
- 吳尹仁。2007。臺灣黑熊之棲息地利用及分布預測模式。碩士論文。國立屏東科技大學。100 頁。
- 吳幸如、林軒宇、柯靜宜。2023。111-112 年玉山國家公園南部園區原住民狩獵自主管理機制規劃案。內政部營建署玉山國家公園管理處。340 頁。
- 呂竹萱。2024。玉山國家公園臺灣黑熊(*Ursus thibetanus formosanus*)占據模式及分布預測。碩士論文。國立屏東科技大學。
- 林一宏。2005。八二籽一四五米：八通關越道路東段史話。內政部營建署玉山國家公園管理處。285 頁。
- 林依蓉。2007。圈養臺灣黑熊幼獸行為發展及親子關係。碩士論文。國立屏東科技大學。
- 林宛青。2017。衛星定位追蹤玉山國家公園臺灣黑熊(*Ursus thibetanus formosanus*)之移動與活動模式。碩士論文，國立屏東科技大學。
- 姜博仁、蔡幸蓓、田照軒、郭彥仁。2021。防範人熊衝突保育措施評估調查。行政院農業委員會林務局花蓮林區管理處。87 頁。
- 徐逸祥、朱子豪。2013。光學式衛星影像雲層處理之研究。航測及遙測學刊。17(2):115-134。
- 翁國精、劉建男、端木茂甯。2023。野生動物長期監測系統之優化與資料整合計畫(3/4)。行政院農業部林業及自然保育署。
- 郭彥仁、翁國精、黃美秀。2021。誰吃了青剛櫟(*Cyclobalanopsis glauca*)?

- 玉山國家公園大分地區的櫟實取食壓力。國家公園學報 31(2):42-57。
野生動物保育法。行政院農業部，2013年1月23日。
- 彭筱晴。2022。大雪山地區臺灣黑熊(*Ursus thibetanus formosanus*)的活動範圍和棲息地選擇模式。碩士論文。國立屏東科技大學。
- 黃明通。1995。玉山國家公園八通關越道之森林植群調查與分析。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 黃美秀、朱有田、潘姿麟、蔡蕙雯。2014。國家公園臺灣黑熊保育監測及推廣。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 黃美秀、朱有田、蔡幸蓓、蔡蕙雯。2013。玉山國家公園臺灣黑熊族群生態及遺傳狀況評估研究(4/4)。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 黃美秀、林冠甫、何冠助。2010。玉山國家公園臺灣黑熊族群生態及遺傳狀況評估研究(1/4)。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 黃美秀、郭彥仁、廖贊淳。2017。大雪山地區臺灣黑熊之族群監測和保育宣導(2/2)。林務局東勢林管處。
- 黃美秀、書合頡、詹凡儀、羅丹笛。2023。臺灣黑熊地理分布預測模式及人熊關係分析。台灣黑熊保育協會。
- 黃美秀、張鈞皓、高瑄鎂。2022。111年度玉山國家公園臺灣黑熊族群監測暨保育行動策略推廣。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 黃美秀、張鈞皓、葉子維、高瑄鎂。2021。鳥瞰臺灣黑熊：玉山國家公園臺灣黑熊人造衛星追蹤暨生態監測計畫案。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 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第100-14號。
- 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(一)。行政院農業委員會林務局保育研究系列第98-23號。
- 黃美秀、簡榮芸。2007。玉山國家公園楠溪林道較大型哺乳動物之監測。台灣林業科學 22(2):135-147。
- 葉子維。2020。利用梯度提升樹建構玉山國家公園臺灣黑熊(*Ursus thibetanus formosanus*)棲地選擇模型。碩士論文。國立屏東科技大

- 學。
- 裴家騏、姜博仁。2002。大武山自然保留區和周邊地區雲豹及其他中大型哺乳動物之現況與保育研究(一)。行政院農委會林務局保育研究系列 90-6 號。
- 裴家騏。2005 自動照相機在動物監測上之應用與成效分析。2005 年國家生物多樣性與環境監測研討會。
- 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。
- 賴哲儂、黃俊議。2021。廣域崩塌偵測品質精進初探——以經典群集分析為例。中國土木水利工程學刊 33(7):535-544。
- Ahmadipari, M., A. Yavari, and M. Ghobadi. 2021. Ecological monitoring and assessment of habitat suitability for brown bear species in the Oshrankooh protected area, Iran. *Ecological Indicators* 126:107606. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107606>
- Akaike, H. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. Pages 199–213 in Petrov, B. N., and F. Csaki, editors. 1998. *Selected Papers of Hirotugu Akaike*. Springer, New York, USA.
- Alston, J. M., C. H. Fleming, R. Kays, J. P. Streicher, C. T. Downs, T. Ramesh, B. Reineking, and J. M. Calabrese. 2022. Mitigating pseudoreplication and bias in resource selection functions with autocorrelation-informed weighting. *Methods in Ecology and Evolution* 2023(September 2022): 643-654. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14025>
- Amstrup, S. C., and J. Beecham. 1976. Activity patterns of radio-collared black bears in Idaho. *J. Wildl. Mgmt.* 40: 340-348.
- Ansari, M., and A. Ghoddousi. 2018. Water availability limits brown bear distribution at the southern edge of its global range. *Ursus* 29(1):13-24.
- Ayres, L. A., L. S. Chow, and D. M. Graber. 1986. Black bear activity patterns and human induced modifications in Sequoia National Park. *Bears: Their Biology and Management* 6:151-154.
- Bacon, E. S., and G. M. Burghardt. 1976. Learning and color discrimination in the American black bear. *Bears: Their Biology and Management* 3:27-36.
- Baek, S. Y., A. Shimazaki, A. Zedrosser, T. Naganuma, K. Yamazaki, and S. Koike. 2023. Response to human-modified landscape of an apex consumer: Sex-and season-related variations in road selection and movement pattern. *Global Ecology and Conservation* 46: e02603.

- Baldwin, R. A., and L. C. Bender. 2012. Estimating population size and density of a low-density population of black bears in Rocky Mountain National Park, Colorado. *European Journal of Wildlife Research* 58:557-566.
- Bashir, T., T. Bhattacharya, K. Poudyal, Q. Qureshi, and S. Sathyakumar. 2018. Understanding patterns of distribution and space-use by *Ursus thibetanus* in Khangchendzonga, India: Initiative towards conservation. *Mammalian Biology* 92: 11-20.
<https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.04.004>
- Bisi, F., G. Cremonesi, L. Gaffi, F. Zibordi, A. Gagliardi, L. Gueli, A. Martinoli, and D. Preatoni. 2019. Watching a movie or going for a walk? Testing different Sun bear (*Helarctos malayanus*) occupancy monitoring schemes. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy* 30(2):178-182.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 2002. Advanced Issues and Deeper Insights. Page 267-351 in *Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach*. Springer, New York, USA.
- Calabrese, J. M., C. H. Fleming, and E. Gurarie. 2016. Ctm: an R package for analyzing animal relocation data as a continuous-time stochastic process. *Methods in Ecology and Evolution* 7(9):1124-1132.
<https://doi.org/10.1111/2041-210X.12559>
- Canon, S. K., and F. C. Bryant. 1997. Bed-site characteristics of pronghorn fawns. *Journal of Wildlife Management* 61:1134-1141.
- Castrillón-Hoyos, L., L. Rincón, J. Troncoso-Saavedra, M. Giraldo-Rojas, J. Hernández-Rincón, A. Velásquez-Vázquez, L. Gallego-López, C. Guzmán-Valencia, L. Gallego-Patiño, J. Rojas-Osorio, J. Gómez-González, L. Osorio-Parra, R. Marquez, G. Bianchi, I. Goldstein and R. Márquez. 2023. Occupancy and habitat use by the Andean bear are negatively affected by human presence and forest loss. *Journal for Nature Conservation* 73:126409.
- Chaudhuri, S., M. Bandyopadhyay, R. Rajaraman, S. Kalyanasundaram, S. Sambandam, and R. Krishnamurthy. 2022. Spatio-temporal patterns and source-dispersion modeling towards sloth bear-human conflict management in central India. *Frontiers in Conservation Science* 3:850309.
- Chen, F. 2024. Impact of Injury Caused by Snare Traps on the Space Use of Endangered Asiatic Black Bears in Taiwan. Thesis, University of Michigan, Ann Arbor, MI, USA.
- Coltrane, J. A., and R. Sinnott. 2015. Brown bear and human recreational use

- of trails in Anchorage, Alaska. *Human-Wildlife Interactions* 9(1):132-147.
- Costello, C. M., S. I. Cain, R. M. Nielson, C. Servheen, and C. C. Schwartz. 2013. Response of American black bears to the non-motorized expansion of a road corridor in Grand Teton National Park. *Ursus* 24(1):54-69.
- Dertien, J. S., C. L. Larson, and S. E. Reed. 2021. Recreation effects on wildlife: a review of potential quantitative thresholds. *Nature Conservation* 44:51-68.
- Doligez, B., and T. Boulinier. 2008. Habitat Selection and Habitat Suitability Preferences. in Sven Erik Jørgensen and Brian D. Fath (Editor-in-Chief), *Behavioral Ecology*. Vol. 3 of *Encyclopedia of Ecology* 5 vols. pp.1810-1830. Oxford: Elsevier.
- Elfström, M., A. Zedrosser, O.-G. Støen, and J. E. Swenson. 2014. Ultimate and proximate mechanisms underlying the occurrence of bears close to human settlements: review and management implications. *Mammal Review* 44(1):5-18.
- Evans, J. S., and M. A. Murphy. 2023. *spatialEco*.
<https://github.com/jeffrejevans/spatialEco>
- Ficetola, G. F., J. Pansu, A. Bonin, E. Coissac, C. Giguët-Covex, M. De Barba, L. Gielly, C. M. Lopes, F. Boyer, F. Pompanon, G. Rayé, and P. Taberlet. 2015. Replication levels, false presences and the estimation of the presence/absence from eDNA metabarcoding data. *Molecular ecology resources* 15(3):543-556.
- Fiske, I. and R. Chandler. 2011. Unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software* 43(10):1-23. <https://www.jstatsoft.org/v43/i10/>
- Fleming, C. H., W. F. Fagan, T. Mueller, K. A. Olson, P. Leimgruber, and J. M. Calabrese. 2015. Rigorous home range estimation with movement data: A new autocorrelated kernel density estimator. *Ecology* 96(5):1182-1188.
- Fleming, C. H., D. Sheldon, W. F. Fagan, P. Leimgruber, T. Mueller, D. Nandintsetseg, M. J. Noonan, K. A. Olson, E. Setyawan, A. Sianipar, and J. M. Calabrese. 2018. Correcting for missing and irregular data in home-range estimation. *Ecological Applications* 28(4): 1003-1010.
- Fleming, C. H., I. Deznabi, S. Alavi, M. C. Crofoot, B. T. Hirsch, E. P. Medici, M. J. Noonan, R. Kays, W. F. Fagan, D. Sheldon, and J. M. Calabrese. 2022. Population-level inference for home-range areas. *Methods in Ecology and Evolution* 13(5):1027-1041.
- Foga, S., P. L. Scaramuzza, S. Guo, Z. Zhu, R. D. Dilley, T. Beckmann, G. L.

- Schmidt, J. L. Dwyer, M. Joseph Hughes, and B. Laue. 2017. Cloud detection algorithm comparison and validation for operational Landsat data products. *Remote Sensing of Environment* 194: 379-390.
- Fuller, A. K., B. C. Augustine, D. J. Morin, K. Pigeon J. Boulanger, D. C. Lee, F. Bisi, and D. L. Garshelis. 2022. The occupancy-abundance relationship and sampling designs using occupancy to monitor populations of Asian bears. *Global Ecology and Conservation* 35(7):e02075
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02075>
- Garshelis, D. L., and M. R. Pelton. 1980. Activity of black bears in the Great Smoky Mountains National Park. *Journal of Mammalogy* 61.1:8-19.
- Garshelis, D. L. 2004. Variation in ursid life histories: is there an outlier. Pages 53-73 in D. G. Lindburg and K. Baragona, editors. *Giant pandas: Biology and conservation*. University of California Press, Berkeley, California, USA.
- Garshelis, D. L. and H. Hristienko. 2006. State and provincial estimates of American black bear numbers versus assessments of population trend. *Ursus* 17:1-7.
- Garshelis, D. L. 2009. Family Ursidae (bears). Pages 448-497 in D. E. Wilson and R.A. Mittermeier, editors. *Handbook of the Mammals of the World*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Garshelis, D. L., K. Pigeon, M.-H. Hwang, M. Proctor, W. J. McShea, A. K. Fuller, D. J. Morin. 2022. The need to step-up monitoring of Asian bears. *Global Ecology and Conservation*. 35:e02087.
- Gaston, K. J., T. M. Blackburn, J. J. Greenwood, R. D. Gregory, R. M. Quinn, and J. H. Lawton. 2000. Abundance–occupancy relationships. *Journal of Applied Ecology* 37(s1):39-59.
- Gervasi, V., S. Brunberg, and J. E. Swenson. 2006. An individual-based method to measure animal activity levels: a test on brown bears. *Wildlife Society Bulletin* 34(5):1314-1319.
- Gill, R., R. Serrouya, A. M. Calvert, A. Ford, R. Steenweg, and M. J. Noonan. 2023. Movement ecology of endangered caribou during a COVID-19 mediated pause in winter recreation. *Animal Conservation* 27(3):
 DOI:10.1111/acv.12912
- Gorelick, N., M. Hancher, M. Dixon, S. Ilyushchenko, D. Thau, and R. Moore. 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment* 202:18-27.
- Griffiths, M., and C. P. Schaik. 1993. The impact of human traffic on the

- abundance and activity periods of Sumatran rain forest wildlife. *Conservation Biology* 7:623-626.
- Guharajan, R., A. Mohamed, S. T. Wonga, J. Niedballa, A. Petrus, J. Jubili, R. Lietz, G. R. Clements, W. M. Wongd, J. Kissing, P. Lagan, and A. Wiltinga. 2021. Sustainable forest management is vital for the persistence of sun bear (*Helarctos malayanus*) populations in Sabah, Malaysian Borneo. *Forest Ecology Management* 493:119270.
- Guillera-Arroita, G. 2017. Modelling of species distributions, range dynamics and communities under imperfect detection: advances, challenges and opportunities. *Ecography* 40(2):281-295.
- Haroldson, M. A., M. Clapham, C. C. Costello, K. A. Gunther, K. C. Kendall, S. D. Miller, K. E. Pigeon, M. F. Proctor, K. D. Rode, C. Servheen, G. B. Stenhouse, and F. T. van Manen. Brown Bear (*Ursus arctos*, North America). Pages 162-195 in V. Penteriani and M. Melletti, editors. 2021. *Bears of the world: ecology, conservation and management*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Haro, S., Jimenez-Reina, J., Bermejo, R., and Morrison, L. 2023. BioIntertidal Mapper software: A satellite approach for NDVI-based intertidal habitat mapping. *SoftwareX* 24:101520.
<https://doi.org/10.1016/j.softx.2023.101520>
- Hartley, S. and W. E. Kunin. 2003. Scale Dependency of Rarity, Extinction Risk, and Conservation Priority. *Conservation Biology* 17: 1559-1570.
- Hofmeester, T. R., N. H. Thorsen, J. P. G. M. Cromsigt, J. Kindberg, H. Andrén, J. D. C. Linnell, and J. Odden. 2021. Effects of camera-trap placement and number on detection of members of a mammalian assemblage. *Ecosphere* 12(7):e03662.
- Hsiao, C., Y. T. Ju, C. H. Chang, S. W. Chen, H. W. Tsai, L. Wang, W. C. Lin, and M. H. Hwang. 2022. Genetic status and conservation implications of endangered Formosan black bears. *Ursus* 2022(33e16):1-13.
- Huete, A., K. Didan, T. Miura, E. P. Rodriguez, X. Gao, and L. G. Ferreira. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment* 83(1-2):195-213.
- Hwang, M. H. 2003. Ecology of Asiatic black bears (*Ursus thibetanus formosanus*) and people-bear interactions in Yushan National Park, Taiwan. Dissertation, University of Minnesota, Twin Cities, Minnesota.
- Hwang, M. H. and Y. Wang. 2006. The status and Management of Asiatic black

- bears in Taiwan. Pages 107-110 in Japan Bear Network, compilers. Understanding Asian Bears to Secure Their Future. Japan Bear Network Press, Japan.
- Hwang, M. H., D. L. Garshelis, and Y. Wang. 2002. Diets of Asiatic black bears in Taiwan, with methodological and geographical comparisons. *Ursus* 13: 111-125.
- Hwang, M. H., and D. L. Garshelis. 2007. Activity patterns of Asiatic black bears (*Ursus thibetanus*) in the Central Mountains of Taiwan. *Journal of Zoology* 271:203-209.
- 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.
- IUCN. 2024. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2024-2. <https://www.iucnredlist.org>
- Izumiyama, S., and T. Shiraishi. 2004. Seasonal changes in elevation and habitat use of the Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in the Northern Japan Alps. *Mammal Study* 29:1-8.
- Jing, R., F. Duan, F. Lu, M. Zhang, and W. Zhao. 2022. An NDVI Retrieval Method Based on a Double-Attention Recurrent Neural Network for Cloudy Regions. *Remote Sensing* 14(7): Article 7. <https://doi.org/10.3390/rs14071632>
- Johnson, D. H. 1980. The Comparison of Usage and Availability Measurements for Evaluating Resource Preference. *Ecology* 61(1): 65-71.
- Karlsen, S. R., L. Stendardi, H. Tømmervik, L. Nilsen, I. Arntzen, and E. J. Cooper. 2021. Time-Series of Cloud-Free Sentinel-2 NDVI Data Used in Mapping the Onset of Growth of Central Spitsbergen, Svalbard. *Remote Sensing* 13(15): Article 15. <https://doi.org/10.3390/rs13153031>
- Kautz, T. M., N. L. Fowler, T. R. Petroelje, D. E. Beyer, N. J. Svoboda, and J. L. Belant. 2021. Large carnivore response to human road use suggests a landscape of coexistence. *Global Ecology and Conservation* 30: e01772. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01772>
- Kellner, K. F., A. D. Smith, J. A. Royle, M. Kéry, J. L. Belant, and R. B. Chandler. 2023. The unmarked R package: twelve years of advances in occurrence and abundance modelling in ecology. *Methods in Ecology and Evolution* 14(6):1408-1415.
- Kirkpatrick, R. L., and P. D. Pekins. 2002. Nutrition value of acorns for wildlife. Pages 173-181 in W.J. McShea and W.M. Healy, editors. *Oak*

- forest ecosystems: ecology and management for wildlife. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA.
- Koehler, G. M., and D. J. Pierce. 2003. Black bear home-range sizes in Washington: climatic, vegetative, and social influences. *Journal of Mammalogy* 84:81-91.
- Kolchin, S. 2018. Feeding Associations between the Asiatic Black Bear (*Ursus thibetanus*) and the Wild Boar (*Sus scrofa*) in the Sikhote-Alin Mountains. *Biology Bulletin*. 45(7):751-755.
- Kostyria, A., I. Seryodkin, and D. Goodrich. 2002. Home range of the Asiatic black bears of east macroslope central Sikhote-Alin. Pages 129-139 in A. A. Ulitin, editor. Proceedings of the second international conference of bears within the framework of the CIC. Moscow, Russia. (In Russian).
- Kozakai, C., I. Seryodkin, K. E. Pigeon, K. Yamazaki, S. Wangchuk, S. Koike, T. Tsubota, and Y. Jamtsho. 2021. Asiatic Black Bear (*Ursus thibetanus*). Pages 110-121 in V. Penteriani and M. Melletti, editors. Bears of the world: ecology, conservation and management. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Kozakai, C., K. Yamazaki, Y. Nemoto, A. Nakajima, Y. Umemura, S. Koike, Y. Goto, S. Kasai, S. Abe, T. Masaki, and K. Kaji. 2013. Fluctuation of daily activity time budgets of Japanese black bears: Relationship to sex, reproductive status, and hard-mast availability. *Journal of Mammalogy* 94:351-360.
- Kriegler, F. J., W. A. Malila, R. F. Nalepka, and W. Richardson. 1969. Preprocessing transformations and their effect on multispectral recognition. Pages 97-131 in Proceedings of the Sixth International Symposium on Remote Sensing of Environment. October 13-16, 1969. Ann Arbor, Michigan, USA.
- Kruuk, H. Interactions between Felidae and their prey species: a review. Pages 353-374 in Miller, S. D., and D. D. Everett, editors. 1986. Cats of the world: biology, conservation, and management. National Wildlife Federation, Washington, D. C.
- Ladle, A., T. Avgar, M. Wheatley, G. B. Stenhouse, S. E. Nielsen, and M. S. Boyce. 2019. Grizzly bear response to spatio-temporal variability in human recreational activity. *Journal of Applied Ecology* 56(2): 375-386. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13277>
- Lara-Díaz, N. E., H. Coronel-Arellano, C. A. López-González, G. Sánchez-Rojas, and J. E. Martínez-Gómez. 2018. Activity and resource selection of

- a threatened carnivore: The case of black bears in northwestern Mexico. *Ecosphere* 9(1):e01923. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1923>
- Larivière, S., J. Huot, and C. Samson. 1994. Daily activity patterns of female black bears in a Northern mixed-forest environment. *Journal of Mammalogy* 75(3):613-620.
- Letro, L., S. Wangchuk, T. Dhendup. 2020. Distribution of Asiatic black bear and its interaction with humans in Jigme Singye Wangchuck National Park, Bhutan. *Nature Conservation Research* 5(1):44-52.
- Lewis, J. S., J. L. Rachlow, E. O. Garton, and L. A. Vierling. 2007. Effects of habitat on GPS collar performance: using data screening to reduce location error. *Journal of applied ecology* 44(3): 663-671.
- Lewis, J. S., J. L. Rachlow, J. S. Horne, E. O. Garton, W. L. Wakkinen, J. Hayden, and P. Zager. 2011. Identifying habitat characteristics to predict highway crossing areas for black bears within a human modified landscape. *Landscape and Urban Planning* 101(2):99-107.
- Lewis, J. S., L. LeSueur, J. Oakleaf, and E. S. Rubin. 2022. Mixed-severity wildfire shapes habitat use of large herbivores and carnivores. *Forest Ecology and Management* 506:119933.
- Lindzey, F. G., and E. C. Meslow. 1977. Home range and habitat use by black bears in southwestern Washington. *Journal of Wildlife Management* 41: 413-425.
- Linkie, M., Y. Dinata, A. Nugroho, and I. A. Haidir. 2007. Estimating occupancy of a data deficient mammalian species living in tropical rainforests: Sun bears in the Kerinci Seblat region, Sumatra. *Biological Conservation* 137:20-27.
- Mace, R. D., and J. S. Waller. 1997. Grizzly bear ecology in the Swan Mountains, Montana. Montana Department of Fish, Wildlife and Parks.
- MacKenzie, D. I and J. A. Royle. 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42:1105-1114.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. A. Royle, and C. A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecological Society of America* 83(8):2248-2255.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. A. Royle, K. H. Pollock, L. L. Bailey, and J. E. Hines. 2006. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Academic Press, San Diego, USA.

- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. A. Royle, K. H. Pollock, L. L. Bailey, and J. E. Hines. 2017. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Second edition. Academic Press, Massachusetts, USA.
- Mangipane, L. S., J. L. Belant, T. L. Hiller, M. E. Colvin, D. D. Gustine, B. A. Mangipane, and G. V. Hilderbrand. 2018. Influences of landscape heterogeneity on home-range sizes of brown bears. *Mammalian Biology* 88:1-7.
- Mori, T., and S. Izumiyama. 2024. Bed-site selection of Asiatic black bears in the Central Alps, Japan. *Ursus* 2024(35e2):1-10.
<https://doi.org/10.2192/URSUS-D-23-00001>
- Mowat, G., D. C. Heard, and C. J. Schwarz. 2013. Predicting grizzly bear density in Western North America. *PLoS One* 8(12):e82757. doi: 10.1371/journal.pone.0082757.
- Nellemann, C., and M. G. Thomsen. 1994. Terrain ruggedness and caribou forage availability during snowmelt on the Arctic Coastal Plain, Alaska. *Arctic* 47:361-367.
- Nellemann, C., O. G. Støen, J. Kindberg, J. E. Swenson, I. Vistnes, G. Ericsson, J. Katajisto, B. P. Kaltenborn, J. Martin, and A. Ordiz. 2007. Terrain use by an expanding brown bear population in relation to age, recreational resorts and human settlements. *Biological Conservation* 138(1):157-165.
- Nelson, R. A., G. E. Folk, JR., E. W. Pfeiffer, J. J. Craighead, C. J. Jonkel, and D. L. Steiger. 1983. Behavior, biochemistry, and hibernation in black, grizzly, and polar bears. *Bears: their biology and management*, 5:284-290.
- Nielsen, S. E., S. Herrero, M. S. Boyce, R. D. Mace, B. Benn, M. L. Gibeau, and S. Jevons. 2004. Modelling the spatial distribution of human-caused grizzly bear mortalities in the Central Rockies ecosystem of Canada. *Biological Conservation* 120:101-113.
- Nicholson, J. M., and F. T. Van Manen. 2009. Using occupancy models to determine mammalian responses to landscape changes. *Integrative zoology* 4(2):232-329.
- Noonan, M. J., M. A. Tucker, C. H. Fleming, T. S. Akre, S. C. Alberts, A. H. Ali, J. Altmann, P. C. Antunes, J. L. Belant, D. Beyer, N. Blaum, K. Böhning-Gaese, L. Cullen Jr., R. C. de Paula, J. Dekker, ...and J. M. Calabrese. 2019. A comprehensive analysis of autocorrelation and bias in home range estimation. *Ecological Monographs* 89(2): e01344.

- Northrup, J. M., E. Vander Wal, M. Bonar, J. Fieberg, M. P. Laforge, M. Leclerc, C. M. Prokopenko, and B. D. Gerber. 2022. Conceptual and methodological advances in habitat-selection modeling: Guidelines for ecology and evolution. *Ecological Applications* 32(1):1-31.
- Nuissl, H. 2018. Settlement/settlement structure. <https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:0156-559920143>.
- Oberosler, V., C. Groff, A. Iemma, P. Pedrini, and F. Rovero. 2017. The influence of human disturbance on occupancy and activity patterns of mammals in the Italian Alps from systematic camera trapping. *Mammalian Biology* 87(1):50-61.
- Packer, C., M. Kosmala, H. S. Cooley, H. Brink, L. Pintea, D. Garshelis, G. Purchase, M. Strauss, A. Swanson, G. Balme, L. Hunter, and K. Nowell. 2009. Sport hunting, predator control, and conservation of large carnivores. *PloS One* 4: e5941. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005941>
- Pastor-Guzman, J., P. Atkinson, J. Dash, and R. Rioja-Nieto. 2015. Spatiotemporal variation in mangrove chlorophyll concentration using Landsat 8. *Remote Sensing* 7(11):14530-14558.
- Paudel, R. P., R. Kadariya, B. R. Lamichhane, N. Subedi, M. Sashika, M. Shimozuru, and T. Tsubota. 2022. Habitat occupancy of sloth bear *Melursus ursinus* in Chitwan National Park, Nepal. *Ecology and Evolution* 12(3):e8699.
- Pelton, M. R. 2003. Black Bear. *Wild mammals of North America: Biology, management, and conservation*. Johns Hopkins University, Baltimore, Maryland, USA.
- Penteriani, V., M. D. M. Delgado, M. Krofel, K. Jerina, A. Ordiz, F. Dalerum, A. Zarzo-Arias, and G. Bombieri. 2018. Evolutionary and ecological traps for brown bears *Ursus arctos* in human-modified landscapes. *Mammal Review* 48(3):180-193.
- Pettorelli, N., J. O. Vik, A. Mysterud, J. M. Gaillard, C. J. Tucker, and N. C. Stenseth. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology and Evolution* 20(9):503-510.
- Pop, I. M., L. Bereczky, S. Chiriac, R. Iosif, A. Nita, V. D. Popescu, and L. Rozyłowicz. 2018. Movement ecology of brown bears (*Ursus arctos*) in the Romanian Eastern Carpathians. *Nature Conservation* 26:15-31.
- Powell, R. A., J. W. Zimmerman, and D. E. Seaman. 1997. *Ecology*

- and behaviour of North American black bears: home ranges, habitat, and social organization. Chapman and Hall, London, UK.
- Powell, R. A., and M. S. Mitchell. 1998. Topographical constraints and home range quality. *Ecography* 21(4):337-341.
- Proctor, M. F., D. L. Garshelis, P. Thatte, R. Steinmetz, B. Crudge, B. N. McLellan, W. J. McShea, D. Ngoprasert, M. A. Nawaz, S. T. Wong, S. Sharma, A. K. Fuller, N. Dharaiya, K. E. Pigeon, G. Fredriksson, D. Wang, S. Li, and M.-H. Hwang. 2022. Review of field methods for monitoring Asian bears. *Global Ecology and Conservation* 35(12):e02080 DOI:10.1016/j.gecco.2022.e02080
- Prokopenko, C. M., M. S. Boyce, and T. Avgar. 2017. Characterizing wildlife behavioural responses to roads using integrated step selection analysis. *Journal of Applied Ecology* 54(2): 470-479.
- Rathore, B. C. 2008. Ecology of brown bear (*Ursus arctos*) with special reference to assessment of human-brown bear conflicts in Kugti Wildlife Sanctuary, Himachal Pradesh and mitigation strategies. Dissertation. Saurashtra University, Rajkot, Gujarat, India.
- Reimchen, T. E. 1998. Nocturnal foraging behaviour of black bears, *Ursus americanus*, on Moresby Island, British Columbia. *Canadian Field-Naturalist* 112:446-450.
- Reynolds-Hogland, M. J., and M. S. Mitchell. 2007. Effects of road on habitat quality for bears in the southern Appalachians: a long-term study. *Journal of Mammalogy* 88(4):1050-1061.
- Riley, S. J., S. D. Degloria, and R. Elliot. 1999. A terrain ruggedness index that quantifies topographic heterogeneity. *Intermountain Journal of Science* 5(1-4):23-27.
- Roberts, H. P., D. I. King, and J. Milam. 2017. Factors affecting bee communities in forest openings and adjacent mature forest. *Forest Ecology and Management* 394:111-122.
- Rogers, L. L. 1993. The role of habitat quality in the natural regulation of black bear populations. Pages 95-102 in *Proceedings of the 4th Western Black Bear Workshop*. April 2-5, 1991. Yosemite National Park, CA, USA. Published by National Park Service, United States Department of the Interior, Colorado, USA.
- Rouse, J. W., R. H. Haas, J. A. Scheel, and D. W. Deering. 1974. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. Vol. 1, Pages 48-62. in *Proceedings of the 3rd Earth Resource Technology Satellite (ERTS)*

- Symposium. December 10-14, 1974. Washington D. C., WA, USA.
 Scientific and Technical Information Office, National Aeronautics and
 Space Administration, USA.
- Rovero, F. and D. Spitale. Species-level occupancy analysis. Pages 68-94 in F.
 Rovero and F. Zimmermann, editors. 2016. Camera trapping for wildlife
 research. Pelagic Publishing, Exeter, UK.
- Running, S. W. 1990. Estimating terrestrial primary productivity by combining
 remote sensing and ecosystem simulation. Pages 65-86 in R. J. Hobbs and
 H. A. Mooney, editors. Remote Sensing of Biosphere Functioning.
 Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Sadeghpour, M. H., and T. F. Ginnett. 2011. Habitat selection by female
 American black bears in northern Wisconsin. *Ursus* 22(2):159-166.
<https://doi.org/10.2192/URSUS-D-10-00032.1>
- Sathyakumar, S., L. Sharma, and S. Charoo. 2015. Ecology of Asiatic black
 bear (*Ursus thibetanus*) in Dachigam National Park, Kashmir, India. Final
 project report, Dehradun.
- Schielzeth, H. 2010. Simple means to improve the interpretability of regression
 coefficients. *Methods in Ecology and Evolution* 1(2):103-113.
<https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2010.00012.x>
- Schmidt, J. H., K. L. Rattenbury, H. L. Robison, T. S. Gorn, and B. S. Shults.
 2017. Using non-invasive mark-resight and sign occupancy surveys to
 monitor low-density brown bear populations across large landscapes.
Biological Conservation 207:47-54.
- Scotson, L., C. Frederick, K. Officer, and W. M. Wong. Sun Bear (*Helarctos
 malayanus*). Pages 88-98 in V. Penteriani and M. Melletti, editors. 2021.
 Bears of the world: ecology, conservation and management. Cambridge
 University Press, Cambridge, UK.
- Scotson, L., S. Ross, and T. W. Arnold. 2021. Monitoring sun bears and Asiatic
 black bears with remotely sensed predictors to inform conservation
 management. *Oryx* 55(1): 131-138.
- Sells, S. N., C. M. Costello, P. M. Lukacs, L. L. Roberts, and M. A. Vinks.
 2022. Grizzly bear habitat selection across the Northern Continental
 Divide Ecosystem. *Biological Conservation* 276: 109813.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109813>
- Sharief, A., B. D. Joshi, V. Kumar, M. Kumar, R. Dutta, C. M. Sharma, A.
 Thapa, H. S. Rana, T. Mukherjee, A. Singh, M. Thakur, L. K. Sharma, and
 K. Chandra. 2020. Identifying Himalayan brown bear (*Ursus arctos*

- isabellinus*) conservation areas in Lahaul Valley, Himachal Pradesh. *Global Ecology and Conservation* 21:e00900.
- Silverman, B. W. 1986. Density estimation for statistics and data analysis. *Monographs on Statistics and Applied Probability* 26.
- Simek, S. L., J. L. Belant, Z. Fan, B. W. Young, B. D. Leopold, J. Fleming, and B. Waller. 2015. Source populations and roads affect American black bear recolonization. *European Journal of Wildlife Research* 61(4): 583-590.
- Skuban, M., S. Find'o, M. Kajba, M. Koreň, J. Chamers, and V. Antal. 2017. Effects of roads on brown bear movements and mortality in Slovakia. *European Journal of Wildlife Research* 63(5):1-9.
- Sollmann, R., N. M. Tôrres, M. M. Furtado, A. T. de Almeida Jácomo, F. Palomares, S. Roques, and L. Silveira. 2013. Combining camera-trapping and noninvasive genetic data in a spatial capture–recapture framework improves density estimates for the jaguar. *Biological Conservation* 167: 242-247.
- Stache, A., P. Löttker, and M. Heurich. 2012. Red deer telemetry: Dependency of the position acquisition rate and accuracy of GPS collars on the structure of a temperate forest dominated by European beech (*Fagus sylvatica*) and Norway spruce (*Picea abies*). *Silva Gabreta*. 18:35-41.
- Steenweg, R., M. Hebblewhite, R. Kays, J. Ahumada, J. T. Fisher, A. C. Burton, S. E. Townsend, C. Carbone, J. M. Rowcliffe, J. Whittington, A. Switalski, A. P. Clevenger, N. Heim, and L. N. Rich. 2016. Scaling up camera traps: monitoring the planet's biodiversity with networks of remote sensors. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15(1):26-34.
- Steenweg R, Hebblewhite M, Whittington J, Lukacs P, McKelvey K. 2018. Sampling scales define occupancy and underlying occupancy-abundance relationships in animals. *Ecology*. 99(1):172-183.
- Stewart, B. P., T. A. Nelson, K. Laberee, S. E. Nielsen, M. A. Wulder, and G. Stenhouse. 2013. Quantifying grizzly bear selection of natural and anthropogenic edges. *The Journal of Wildlife Management* 77(5):957-964.
- Su, H.-J. 1984. Studies on the climate and vegetation types of the natural forests in Taiwan (II): altitudinal vegetation zones in relation to temperature gradient. *Quarterly Journal of Chinese Forestry* 17: 57-73.
- Suel, H. 2019. Brown bear (*Ursus arctos*) habitat suitability modelling and mapping. *Applied Ecology and Environmental Research* 17(2): 4245-4255.
- Sytsma, M. L., T. Lewis, B. Gardner, and L. R. Prugh. 2022. Low levels of

- outdoor recreation alter wildlife behaviour. *People and Nature* 4(6):1547-1559.
- Takahata, C., A. Takii, and S. Izumiya. 2017. Season-specific habitat restriction in Asiatic black bears, Japan. *The Journal of Wildlife Management* 81(7):1254-1265.
- Takahata, C., S. E. Nielsen, A. Takii, and S. Izumiya. 2014. Habitat Selection of a Large Carnivore along Human-Wildlife Boundaries in a Highly Modified Landscape. *PLOS ONE* 9(1):e86181.
- Takahata, C., S. Nishino, K. Kido, and S. Izumiya. 2013. An evaluation of habitat selection of Asiatic black bears in a season of prevalent conflicts. *Ursus* 24(1):16-26.
- TEAM Network. 2011. TEAM Network sampling design guidelines. Tropical Ecology Assessment and Monitoring Network. Science and Knowledge Division, Conservation International, Arlington, VA, USA
- Thorsen, N. H., J. E. Hansen, O. G. Støen, J. Kindberg, A. Zedrosser, and S. C. Frank. 2022. Movement and habitat selection of a large carnivore in response to human infrastructure differs by life stage. *Movement Ecology* 10(1):52.
- Ullah, Z., Mahmood, S., Iqbal, Z., Khan, J., Akhtar, N., Khan, M. A., Arif, M., Khan, R. A., Khan, M. F., Saira, Qureshi, B. U. D., Aksar, N., and Yasmin, S. 2021. Habitat selection by Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in Siran and Kaghan Valleys, Pakistan. *Brazilian Journal of Biology* 83:e247890.
- UNESCO. 1977. Operational Guidelines for the Implementation of the World Heritage Convention. CC-77/CONF.001/8 Rev. P.10
- Van Den Noortgate, W., and Onghena, P. 2005. Parametric and nonparametric bootstrap methods for meta-analysis. *Behavior Research Methods* 37(1): 11-22.
- Vicente-Serrano, S. M., J. J. Camarero, J. M. Olano, N. Martín-Hernández, M. Peña-Gallardo, M. Tomás-Burguera, A. Gazol, C. Azorin-Molina, U. Bhuyan, and A. El Kenawy. 2016. Diverse relationships between forest growth and the normalized difference vegetation index at a global scale. *Remote Sensing of Environment* 187:14-29.
- Waddell, T. E., and Brown, D. E. 1984. Exploitation of two subpopulations of black bears in an isolated mountain range. *The Journal of Wildlife Management* 48:933-938.

- Wang, Y. 1999. Status and management of the Asiatic black bear in Taiwan. Pages 213-215 in C. Servheen, editor. Bears: status survey and conservation action plan. IUCN, Gland, Switzerland.
- Wei, W., R. R. Swaisgood, Q. Dai, Z. Yang, S. Yuan, M. A. Owen, N. W. Pilfold, X. Yang, X. Gu, H. Zhou, H. Han, J. Zhang, M. Hong, and Z. Zhang. 2018. Giant panda distributional and habitat-use shifts in a changing landscape. *Conservation Letters* 11:e12575.
- Weiss, A. D. 2001. Topographic position and landforms analysis. In ESRI International User Conference. San Diego, CA.
- Wickham, H. 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag, New York, USA. <https://ggplot2.tidyverse.org>
- Wiegand, T., Naves, J., Garbulsky, M. F., and Fernández, N. 2008. Animal Habitat Quality and Ecosystem Functioning: Exploring Seasonal Patterns Using Ndvi. *Ecological Monographs* 78(1):87-103.
- Wong, W. M., and M. Linkie. 2013. Managing sun bears in a changing tropical landscape. *Diversity and Distributions* 19:700-709.
- Yoganand, K., C. G. Rice, and A. J. T. Johnsingh. 2006. Is the sloth bear in India secure? A preliminary report on distribution, threats and conservation requirements. *Journal of the Bombay Natural History Society* 103:2-3.
- Young, B. F., and R. L. Ruff. 1982. Population dynamics and movements of black bears in east central Alberta. *Journal of Wildlife Management* 46: 845-860.
- Zedrosser, A., B. Dahle, J. E. Swenson, and N. Gerstl. 2001. Status and management of the brown bear in Europe. *Ursus* 12:9-20.
- Zhu, X., and D. Liu. 2015. Improving forest aboveground biomass estimation using seasonal Landsat NDVI time-series. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 102:222-231.

六、附錄

附錄 2-1、本計畫彙整玉山國家公園人造衛星追蹤之臺灣黑熊。

編號 ^a	有效追蹤期間 ^b (yyyy/mm/dd)	有效追蹤天數	追蹤定位間隔	有效點位數	接收率	平均接收率 ^a	
16698	2014/11/15 - 2015/06/29	225	5 hr	796	73.4%		
16703	2014/11/16 - 2015/10/12	330	5 hr	1342	84.6%		
16708	2014/11/24 - 2015/09/06	286	5 hr	842	61.3%		
16702	2014/12/19 - 2015/10/01	286	5 hr	1154	83.8%		
16709	2014/12/31 - 2016/07/22	570	5 hr	1638	59.9%	60.9%	
	2016/07/23 - 2016/09/05	43	8.5 hr	101	82.8%		
16704	2015/07/15 - 2016/07/08	359	5 hr	688	39.9%	34.1%	
	2016/07/13 - 2017/01/27	203	8.5 hr	91	16.3%		
16707	2015/12/25 - 2016/01/08	15	5 hr	47	68.1%	79.6%	
	2016/01/08 - 2018/03/29	811	8.5 hr	1831	79.9%		
16699	2016/05/04 - 2016/08/09	97	8.5 hr	234	84.8%		
16706	2016/07/05 - 2018/02/13	588	8.5 hr	1371	82.6%		
39916	2020/11/16 - 2021/05/06	354	8.5 hr	562	56.2%		
	2021/05/10 - 2021/11/05						
39919	2021/03/23 - 2021/08/07	137	8.5 hr	171	44.2%		
39915	2021/04/29 - 2021/09/19	144	8.5 hr	291	71.6%		
39917	2021/05/06 - 2022/11/12	556	8.5 hr	1366	87.0%		
39920	2021/06/05 - 2023/06/29	754	8.5 hr	1343	63.1%		67.7%
	2023/06/30 - 2024/04/11	286	5hr	1027	74.8%		
39918	2021/07/14 - 2023/06/17	703	8.5 hr	1816	91.5%		82.4%
	2023/06/18 - 2024/03/27	283	5hr	938	69.1%		

^a 編號 16698 至 16706 者為國家科學及技術委員會計畫追蹤之個體；編號 39916 至 39918 為玉山國家公園管理處研究計畫追蹤之個體。

^b 有效追蹤期間指捕捉繫放後第 4 天為起始日期，旨在除去麻醉以及捕捉繫放對於黑熊行為可能造成影響。

附錄 2-2、棲息地選擇模式各環境協變量之間的相關係數(correlation)。大於 0.6 或是小於-0.6 者視為有高度相關。所有環境協變量均由計算所有熊的活動範圍內總合內的平均以及標準差後標準化，使平均為 0 標準差為 1 以利比較不同環境協變量對於熊的資源選擇的影響。相關係數為於標準化各環境協變量後計算。

	海拔	NDVI	TRI	到水源距離*	到道路距離*	到步道距離*
海拔	1	-0.06	0.34	0.31	0.66	-0.56
NDVI	-0.06	1	0.03	0.2	0.04	0.07
TRI	0.34	0.03	1	0.06	0.41	-0.17
到水源距離*	0.31	0.2	0.06	1	0.1	-0.12
到道路距離*	0.66	0.04	0.41	0.1	1	-0.39
到步道距離*	-0.56	0.07	-0.17	-0.12	-0.39	1

*為探討到距離越遠該因素對於熊的棲息地選擇影響越小之特性，故到水源、道路、步道距離變數皆經自然對數變換處理。

附錄 2-3、相機維護及痕跡調查努力量(含前期計畫)。

路線(起-訖)	調查類型	出發日期	天數	參與人數	工作人天
新中橫(石山觀景台-同富山)	相機巡視維護	2022/4/6	2	3	6
日八通關(東埔-山風)	相機巡視維護	2022/5/9	7	6	42
楠溪梅蘭(楠溪工作站-梅蘭林道)	相機巡視維護	2022/6/7	5	4	20
南橫(向陽-唯金溪)	相機巡視維護	2022/6/15	2	1	2
南二段(向陽-東埔)	相機巡視維護	2022/6/26	7	4	28
玉山群峰(塔塔加-玉山群峰)	相機巡視維護	2022/6/27	5	2	10
新康橫斷(向陽-山風)	相機巡視維護	2022/7/11	6	3	18
清八通關(卓溪-塔洛木溪)	相機巡視維護	2022/7/12	4	4	16
馬博橫斷(東埔-中平林道)	相機巡視維護	2022/7/22	7	4	28
郡大無雙(郡大林道-無雙山南稜)	相機巡視維護	2022/7/26	3	2	6
新中橫(石山觀景台-同富山)	相機巡視維護	2022/8/6	2	3	6
日八通關(南安-佳心)	相機巡視維護	2022/8/20	1	5	5
日八通關(黃麻-綠)	相機巡視維護	2022/9/5	2	1	2
楠溪梅蘭(楠溪工作站-梅蘭林道)	相機巡視維護	2022/9/26	5	4	20
南二段(向陽-東埔)	相機巡視維護	2022/9/28	7	3	21
日八通關(東埔-托馬斯)	相機巡視維護	2022/10/2	7	4	28
南橫(向陽-唯金溪)	相機巡視維護	2022/10/10	2	5	10
玉山群峰(塔塔加-玉山群峰)	相機巡視維護	2022/10/18	5	2	10
南橫、山風(山風-庫哈諾辛)	相機巡視維護	2022/10/22	1	1	1
新康橫斷下華巴諾(向陽-山風)	相機巡視維護	2022/11/3	8	4	32
清八通關(東埔-卓溪)	相機巡視維護	2022/11/7	15	2	30
馬博橫斷(東埔-中平林道)	相機巡視維護	2022/11/16	8	4	32
郡大無雙(郡大林道-無雙山南稜)	相機巡視維護	2022/11/28	3	3	9
新中橫(石山觀景台-同富山)	相機巡視維護	2022/12/18	2	3	6
日八通關(黃麻-佳心)	相機巡視維護	2023/1/16	1	1	1
*日八通關(鹿鳴-山風)	相機巡視維護	2023/1/25	1	2	2
楠溪梅蘭(楠溪工作站-梅蘭林道)	相機巡視維護	2023/2/24	6	3	18
*南橫(向陽-唯金溪)	相機巡視維護	2023/4/5	3	6	18
*新康橫斷(向陽-山風)	相機巡視維護	2023/4/6	6	2	12
*新中橫(石山觀景台-同富山)	相機巡視維護	2023/5/1	2	4	8
日八通關(東埔-山風)	相機巡視維護	2023/5/2	8	4	32
*玉山群峰(塔塔加-小南山、東小南山)	相機巡視維護	2023/5/16	3	4	12
*馬博橫斷(東埔-中平林道)	相機巡視維護	2023/5/18	8	4	32

附錄 2-3 (續)、相機維護及痕跡調查努力量(含前期計畫)。

路線(起-訖)	調查類型	出發日期	天數	參與 人數	工作 人天
*日八通關(鹿鳴-黃麻)	相機巡視維護	2023/6/11	2	4	8
*玉山群峰(塔塔加-北峰、東峰)	相機巡視維護	2023/6/19	3	4	12
*清八通關(東埔-卓溪)	相機巡視維護	2023/6/25	10	5	50
郡大無雙(郡大林道-無雙山南稜 南二段(向陽-東埔)	相機巡視維護	2023/7/8	3	3	9
新中橫(石山觀景台-同富山)	相機巡視維護	2023/7/12	7	4	28
日八通關(東埔-山風)	相機巡視維護	2023/10/11	1	2	2
*日八通關(東埔-山風)	相機巡視維護	2023/12/5	7	2	14
*日八通關(東埔-山風)	相機巡視維護	2024/3/20	7	5	35
楠溪林道(塔塔加-楠溪工作站)	穿越帶痕跡調查	2023/9/20	2	5	10
日八通關(山風-佳心)	穿越帶痕跡調查	2023/10/23	5	3	15
楠溪林道(塔塔加-楠溪 16K)	穿越帶痕跡調查	2023/11/13	5	4	20
日八通關(山風-抱崖)	穿越帶痕跡調查	2024/8/5	5	4	20
合計			211	152	746

*為有公民科學家參與之路線。

附錄 2-4、玉山國家公園自動照相機運作狀況。

樣點 編號	樣點名稱	海拔 (m)	緯度 (°N)	經度 (°E)	架設日期	最後運作 日期	運作時數(hr)
A02	唯金溪	1,050	23.2548	120.8503	2022/6/15	2023/4/5	7,062.2
A03	庫哈諾辛	2,616	23.2592	120.9155	2022/6/15	2023/2/17	5,078.5
A04	塔關山	2,669	23.2642	120.9377	2022/6/15	2023/4/6	7,078.1
B02	禮觀	1,433	23.2890	120.8611	2022/6/15	2023/4/5	7,062.6
B03	中之關	1,847	23.2901	120.9001	2022/6/15	2023/4/5	7,057.6
B04	天池東北稜	1,941	23.2881	120.9241	2022/6/15	2023/4/5	7,058.2
B05	向陽	2,883	23.2819	120.9861	2022/7/11	2023/6/27	8,413.8
B05s	嘉明湖山屋	3,289	23.2817	120.9980	2022/7/12	2023/4/6	6,438.8
B06	三叉	3,231	23.2917	121.0147	2022/6/27	2022/11/21	2,472.6
B07	布新營地	3,150	23.2950	121.0566	2022/7/12	2023/1/18	4,559.8
C01	梅蘭停機坪	1,901	23.3242	120.8251	2022/6/11	2023/2/21	6,136.4
C02	南面山南稜	2,283	23.3349	120.8761	2022/9/29	2023/2/27	3,627.7
C06	拉庫音溪山屋	2,693	23.3280	121.0252	2022/6/27	2023/3/6	6,051.5
C07	連理山西峰	3,063	23.3096	121.0715	2022/7/13	2023/4/7	6,433.4
C08	新仙西鞍	2,974	23.3176	121.1117	2022/7/14	2023/4/8	6,427.7
C09	抱崖櫻橋	1,796	23.3338	121.1372	2022/5/13	2024/3/25	13,096.6
C10	黃麻吊橋	925	23.3293	121.1924	2022/5/5	2024/2/29	15,965.7
C11	山風	577	23.3270	121.2269	2022/6/16	2023/6/17	7,460.1
C12	鹿鳴	249	23.3198	121.2550	2022/6/16	2023/6/10	8,616.2
D02	南面山	2,749	23.3405	120.8679	2022/6/10	2023/2/28	6,307.6
D03	魔界腕山	2,623	23.3606	120.8967	2022/6/9	2023/2/26	4,039.0
D05	雲峰	3,257	23.3604	120.9895	2022/6/28	2023/7/14	9,143.1
D06	南雙頭	2,981	23.3534	121.0117	2022/6/28	2023/7/14	9,142.6
D08	華巴諾	1,400	23.3683	121.0986	2022/5/13	2024/3/24	16,353.1
D08s	大分山屋	1,359	23.3732	121.0960	2022/5/12	2024/3/24	16,331.4
D09	多美麗	1,724	23.3673	121.1292	2022/5/13	2024/3/25	8,285.1
D09s	十里水池	1,681	23.3549	121.1493	2022/5/14	2024/3/26	16,364.9
D10	綠	1,129	23.3542	121.1751	2022/5/14	2024/3/26	16,365.0
D11	佳心	774	23.3471	121.2156	2022/5/5	2024/3/26	14,575.2
D11s	阿桑來嘎西稜	1,575	23.3702	121.2215	2022/7/13	2023/5/25	7,577.2
D12	玉里山南稜	1,624	23.3584	121.2480	2022/7/12	2023/7/4	8,561.0
E03	廣東丸	2,628	23.3939	120.9008	2022/6/9	2022/10/14	3,040.9
E05	轆轤山	3,236	23.3912	120.9972	2022/6/29	2023/2/12	5,480.8
E05s	轆轤谷	2,903	23.3860	121.0006	2022/6/29	2023/7/14	9,131.0
E06	塔芬南稜	2,926	23.3947	121.0171	2022/6/29	2023/2/21	5,675.8

附錄 2-4 (續)、玉山國家公園自動照相機運作狀況。

樣點 編號	樣點名稱	海拔 (m)	緯度 (°N)	經度 (°E)	架設日期	最後運作 日期	運作時數(hr)
E08	拉古拉	1,497	23.3938	121.1007	2022/5/12	2024/3/24	16,361.5
E10	阿布朗	2,038	23.4047	121.1854	2022/11/17	2023/7/1	5,431.9
E10s	阿布朗 s	2,107	23.4097	121.1794	2022/11/16	2023/7/1	5,446.4
E11	塔洛木溪	835	23.3815	121.1981	2022/7/14	2022/12/28	4,021.7
F03	楠溪 16k	1,942	23.4357	120.8942	2022/4/5	2023/7/31	11,572.5
F03s	新素左屈	2,036	23.4277	120.8867	2022/6/8	2023/2/25	4,177.1
F04	小南山東鞍	3,437	23.4426	120.9423	2022/6/28	2023/5/17	7,753.1
F05	東小南山	3,690	23.4389	120.9643	2022/6/28	2023/5/17	7,752.8
F06	塔芬山屋	2,924	23.4295	121.0215	2022/6/30	2023/7/16	9,142.9
F07	意西拉	1,833	23.4196	121.0713	2022/5/12	2024/3/23	8,048.5
F08	馬沙布	2,125	23.4317	121.0908	2022/5/11	2023/8/11	7,394.3
F09	馬霍拉斯	2,240	23.4311	121.1375	2022/11/13	2023/6/29	5,470.9
F11	中平林道 34K	1,944	23.4372	121.2221	2022/7/27	2023/5/24	7,219.3
G02	鹿林山鞍部	2,799	23.4605	120.8676	2022/4/6	2023/10/11	13,272.2
G03	楠溪 3.7k	2,224	23.4624	120.8978	2022/4/6	2023/9/21	12,789.6
G04	玉山 7k	3,216	23.4649	120.9416	2022/6/27	2023/4/9	6,856.1
G04s	圓峰	3,676	23.4559	120.9539	2022/6/30	2022/10/24	2,792.5
G05	東峰鞍部	3,765	23.4708	120.9634	2022/6/29	2022/10/27	2,879.7
G06	杜鵑營地	3,129	23.4655	121.0291	2022/5/10	2024/2/10	14,601.4
G07	大水窟東稜	3,204	23.4601	121.0601	2022/5/11	2023/12/21	4,894.4
G08	伊波克山	1,362	23.4561	121.0999	2022/11/11	2023/6/15	5,193.4
G10	喀西帕南西峰	3,157	23.4677	121.1832	2022/7/27	2023/5/24	7,221.4
H02	石山觀景台	2,177	23.4940	120.8633	2022/8/7	2023/11/17	11,203.8
H03	神木林道	2,561	23.4865	120.8849	2022/6/7	2023/10/11	11,207.6
H04	北峰	3,780	23.4870	120.9584	2022/6/29	2022/12/16	4,083.9
H05	八通關 13k	2,435	23.5105	120.9906	2022/5/10	2023/9/1	8,140.9
H06	巴奈伊克	2,910	23.4869	121.0206	2022/5/10	2024/3/21	14,158.7
H07	秀姑巒北稜	3,688	23.5024	121.0625	2022/7/23	2023/5/20	7,218.5
H08	馬利亞文路	3,388	23.5122	121.0948	2022/7/25	2023/1/8	4,012.4
H09	塔比拉斷崖	3,305	23.5110	121.1369	2022/7/26	2023/3/21	5,714.1
H09s	塔比拉東南稜	3,123	23.4970	121.1494	2022/7/26	2023/5/23	7,219.8
I03	同富山	2,238	23.5369	120.8937	2022/4/7	2023/10/11	10,388.8
I04	雲龍	1,407	23.5531	120.9485	2022/5/9	2024/3/20	16,345.5
I05	八通關 8.8k	1,929	23.5356	120.9715	2022/5/9	2024/3/21	12,361.9
I06	盆駒山	2,985	23.5461	121.0319	2022/7/24	2023/5/21	6,943.5

附錄 2-4 (續)、玉山國家公園自動照相機運作狀況。

樣點 編號	樣點名稱	海拔 (m)	緯度 (°N)	經度 (°E)	架設日期	最後運作 日期	運作時數(hr)
I07	盆駒中南峰	3,149	23.5328	121.0468	2022/7/24	2023/2/16	4,028.5
I08	馬利亞文路東峰	3,375	23.5230	121.0964	2022/7/25	2023/5/22	7,222.3
J05	郡大東稜	2,392	23.5789	120.9797	2022/7/26	2023/5/21	7,178.8
J06	無雙吊橋	1,721	23.5749	121.0177	2022/7/27	2023/3/7	5,238.0
J06s	烏瓦拉鼻	1,667	23.5799	120.9996	2022/7/28	2023/1/12	3,729.3
J07	亞力士營地	1,795	23.5731	121.0461	2022/7/27	2023/7/9	8,327.1

附錄 2-5、臺灣黑熊野外痕跡照片。



大葉楠樹幹上爪痕。



巒大杉樹幹上爪痕。



於巒大杉基部之蜂窩食痕。



臺灣雅楠樹幹上的蜂窩開口。



楠木折枝。



黑熊排遺。

附錄 2-6、公民科學家成果發表會海報。



台灣黑熊公民科學家成果發表會

2024/08/04 (日)
玉山國家公園管理處 南安遊客中心

10:00-10:25 報到

10:30-10:50 研究成果
利用占據模型探討影響
玉山國家公園地區臺灣
黑熊分布模式之因素-
呂竹萱

10:50-11:30
臺灣黑熊地理分布預測
模式及人熊關係分析
-黃美秀老師

11:30-12:20
公民科學家監測野生動物
物成果-陳彥翔

12:30 午餐交流時間

執行單位： Taiwan Black Bear
台灣黑熊
保育協會
 玉山國家公園
Yushan National Park

附錄 2-7、公民科學家成果發表會簽到表。

112-113 年度玉山國家公園臺灣黑熊生態保育及監測管理計畫
 台灣黑熊公民科學家成果發表會
 簽到表

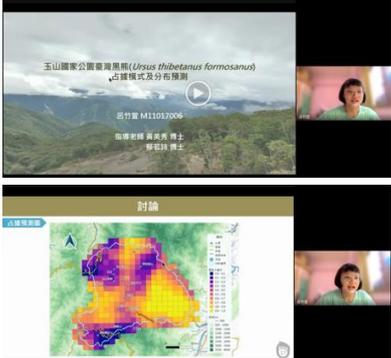
姓名	單位	簽到	備註
顏 歸 真	公民科學家	顏歸真	素食 1
黃 文 璋	公民科學家	黃文璋	1
卓 玉 惠	公民科學家	卓玉惠	2
林 宗 賢	公民科學家	林宗賢	
陳 正 忠	公民科學家		
張 振 一	台灣黑熊保育協會	張振一	葷食 3
吳 易 庭	台灣黑熊保育協會	吳易庭	自理
饒 文 成	台灣黑熊保育協會志工	饒文成	葷食 4
曾 桂 欄	台灣黑熊保育協會志工	曾桂欄	葷食 5
曾 玉 英	台灣黑熊保育協會志工	曾玉英	葷食 6
游 惠 玲	台灣黑熊保育協會志工	游惠玲	葷食 7
張 寶 珠	台灣黑熊保育協會志工	張寶珠	葷食 8
Mei 李允中		李允中	不用簽
吳嘉穎		吳嘉穎	9
3. 林子宸		林子宸	10
4. 翁詠欣		翁詠欣	11
黃美香		黃美香	素食 2

附錄 2-7(續)、公民科學家成果發表會簽到表。

112-113 年度玉山國家公園臺灣黑熊生態保育及監測管理計畫
 台灣黑熊公民科學家成果發表會
 簽到表

姓名	單位	簽到	備註
○ 謝錫	玉山志工	謝錫	12
○ 金律志	南安站	金律志	13
○ 李俊香	志工	李俊香	14
○ 謝忠輝	南安站		15
○ 吳俊杰	南安站	吳俊杰	16
吳銘忠		吳銘忠	17
○ 張彩厚		張彩厚	18
○ 宋炳虹		宋炳虹	19
○ 林志祥	南安站	林志祥	20
○ 高維祥	南安站	高維祥	21
○ 邱創椿	南安站	邱創椿	素食③
○ 陳秉德	南安小隊	陳秉德	22
○ 林文傑		林文傑	23
○ 林文傑	玉管處保育科	林文傑	24

附錄 2-8、2024 年 8 月 5 日辦理「臺灣黑熊公民科學家成果發表會」活動紀錄與照片。

	
<p>第一場計畫助理呂竹萱分享「玉山國家公園地區臺灣黑熊占據模式及分布預測」</p>	<p>第一場計畫助理呂竹萱分享「玉山國家公園地區臺灣黑熊占據模式及分布預測」</p>
	
<p>第二場計畫主持人黃美秀老師分享「臺灣黑熊地理分布預測模式及人熊關係分析」</p>	<p>第三場計畫助理陳彥翔「112-113 年度自動相機監測成果」</p>
	
<p>大合照，感謝公民科學家共同參與本計畫自動相機監測與影像辨識。</p>	

附錄 2-9、回顧國內外熊科動物占據率相關研究，其所使用之調查方式、調查季長度、採樣週期、原始占據率(Naïve ψ)、預測占據率(ψ)與偵測率(p)。

目標物種	調查方式	調查季	採樣週期 ^c	Naïve ψ	預測占據率 ψ (SE)	偵測率 p (SE)	文獻
臺灣黑熊	相機	6 個月	15 天	0.45	0.57 (0.08)	0.14 (0.02)	本研究
亞洲黑熊	相機	3 個月	10 天	0.17	0.29 (0.16)	0.14 (0.07)	Bashir <i>et al.</i> 2018
亞洲黑熊	相機	2.5 個月	15 天	0.51	0.55 (0.10)	-	Letro <i>et al.</i> 2020
馬來熊	相機	3 個月	14 天	0.31-0.71	0.40 (0.13)-0.95 (0.08)	0.18-0.38	Linkie <i>et al.</i> 2007
馬來熊	相機	約 3 年	14 天	0.38	0.29 (0.12)-0.69 (0.09)	0.31 (0.05)-0.39 (0.06)	Wong and Linkie 2013
馬來熊	相機	4-5 個月	15 天	0.41-0.56	0.55 (0.06)-0.59 (0.06)	-	Guharajan <i>et al.</i> 2021
美洲黑熊	相機	約 2 個月	14 天	0.25	0.46 (0.11)	0.07 (0.02) ^b	Baldwin and Bender 2012
美洲黑熊 ^a	相機	3.5 個月	14 天	0.78	0.83 (0.06)	0.38 (0.03)	Lewis <i>et al.</i> 2022
棕熊	相機	5.5 個月	4 天	0.70	0.79	-	Steenweg <i>et al.</i> 2016
棕熊	相機	3 個月	5 天	0.33	0.52 (0.15)	0.13 (0.06)	Oberosler <i>et al.</i> 2017
棕熊 ^a	相機、痕跡與 DNA	4 個月	-	0.54	0.56 (0.02)-0.76 (0.01)	-	Sharief <i>et al.</i> 2020
懶熊	相機	4-5 個月	3 天	-	0.71 (0.04)-1.00 (0.00)	-	Chaudhuri <i>et al.</i> 2022

^a 調查樣區並非僅限於保護區內。

^b 該研究使用誘餌或氣味劑。

^c 僅列出自動相機調查方法之採樣週期(時間)，因為痕跡穿越帶調查是屬於空間採樣長度。

第參章、全園區臺灣黑熊活動範圍及棲地利用熱區與植群類型之關聯性

一、前言

玉山國家公園東部園區以八通關越嶺，由南安至大分，海拔由南安(海拔約 300 m)至瓦拉米(海拔約 1,000 m)、抱崖(海拔約 1,600 m)陡上至往大分最高的地方近多美麗山頭(海拔約 2,000 m)，再緩下至大分(海拔約 1,300 m)，由瓦拉米山屋往後人煙罕至，此段路程約為 40 km。玉山國家公園西部園區為楠溪林道，兩段路徑植被包含常綠闊葉林、針闊葉混淆林、針葉林以及草生地等，除了豐富的植物資源外，也包含許多動物資源，不僅是臺灣水鹿、山羌之偶蹄動物，其中也包含臺灣黑熊等食肉目之動物(郭城孟 1999；黃美秀 2006；2007；2008；楊勝任 2009)。

玉山國家公園園區內已持續多年的臺灣黑熊之研究，也執行了許多動物豐度、棲地利用情形等多種調查及監測，其中動物族群會受植物動態而變動，植物是整個生態系的生產者，植物社會及動態更是為生態系穩定的基石，所以了解植物資源與植被分布調查更是在保育研究和經營管理上最重要的基礎工作(楊勝任 2009)。玉山國家公園內的棲地環境、植群組成、植物社會的結構及其多樣性和優勢種之資訊仍有所不足，此次研究為釐清臺灣黑熊使用頻率較高之棲地植群組成及其環境因子，包含氣候、土壤等物理條件，這些經常是決定森林組成的主因，在其中生活的野生動物種類也因林相結構或組成而有所不同(陳子英等 2022)。在玉山國家公園的研究發現，大分地區的青剛櫟結實量變化，對於臺灣黑熊的活動有決定性的影響(Hwang et al. 2002；Hwang 2003；Hwang et al. 2010)。除了園區植物社會組成或結構，大範圍的地景尺度如何影響黑熊的活動，亦是值得進一步探索的。

過去較少研究將臺灣黑熊族群豐度結合棲地之植群分類單元進行探討，本計畫透過較完整環境、植被的資料和臺灣黑熊之研究做結合，有助於玉山國家公園對植物資源經營方針之制定、清查、保育、保護區規劃等(蘇鴻傑 1995；楊勝任 2009)。希望以此研究做基石，分析臺灣黑熊對於環境及植被之選擇，協助經營管理者對於物種資訊以及評估和保護等事項提供科學之證據。

二、研究方法

(一)全園區植物概況

1.維管束植物統計

為求調查的完整性將在本調查區中調查並記錄樣區內所有出現的維管束植物物種，若有辨認特徵不明顯等不清楚之物種，將進行採樣帶回鑑定，比對前人調查資料及植物圖鑑鑑別後給予命名，並將其製成臘葉標本存放於國立屏東科技大學森林系植物標本館(Provincial Pingtung Institute, PPI)，做為樣區與植物名錄之證據標本，以便於核對與參考。植物名錄之建立則會採用 2017 臺灣維管束植物紅皮書名錄(臺灣植物紅皮書編輯委員會 2017)作為主要分類依據，將區內所調查記錄的物種以科名及學名來分類及排序，製作此次玉山國家公園臺灣黑熊熱區與非熱區樣區內維管束植物名錄。

維管束植物中蕨類植物多生長於溫暖且潮濕的環境之中，雖然也有出現於乾燥或寒冷地區之物種分布，但蕨類植物於繁殖時需以水為媒介完成受精，因此水為蕨類植物生活史中不可或缺的元素。以此生活特性推估，蕨類物種數越多之地區則代表為溫暖潮濕的環境，相反則就越為寒冷乾燥。Raunkiaer (1934)採用蕨類商數(Pteridoplyte-Quotient, Ptp-Q)來進行調查地區中氣候乾濕情形及此地區有無明顯的乾濕季變化，將以蕨類植物物種數及被子植物物種數的比例來進行評估，再以數值來觀察其中生態環境特性。計算公式為：

$$Ptp-Q = (P \times 25) / S$$

(P 為蕨類植物物種數，S 為被子植物物種數)

氣候情形與蕨類商數計算之結果有關係，數值小於 1 之地區大多為雨量稀少，或有明顯乾濕季，而且當地主要組成物種為一年生被子植物的地區，大多為冷溫帶且半地中(Hemicryptophytes)之物種，也就是大多為兩年生或多年生之草本於該地區有較優勢的情形出現，在此地區數值則不會太高；然而在蕨類植物較為繁盛的潮濕地區則數值相對較高(劉崇

瑞、蘇鴻傑 1983)。但蕨類商數使用名錄有無出現物種來評估，未考量到各種植物所出現的數量，此計算方式為植物社會的定性研究，也運用此來驗證氣候潮濕的程度。

2. 紅皮書受脅植物保育等級評估

稀有(rarity)物種於保育經營(conservation management)方面具有急迫性。2017年臺灣植物紅皮書編輯委員會依據國際自然保育聯盟(International Union for Conservation of Nature, IUCN)發展之物種保育等級進行認定，主要根據物種的族群數、地理分度範圍、成熟個體數及經過幾年後或幾個世代後的滅絕機率，進行紅皮書名錄之類別及標準化界定，以評估臺灣原生及外來種之類別與現地之植物狀況，作為擬定出適用於臺灣的臺灣維管束植物紅皮書名錄之參考。

將調查到的物種進行保育等級的劃分，其中共分為 11 個等級，分為滅絕(Extinct, EX)、野外滅絕(Extinct in the Wild, EW)、地區滅絕(Regional Extinct, RE)、嚴重瀕臨滅絕 (Critically Endangered, CR)、瀕臨滅絕(Endangered, EN)、易受害(Vulnerable, VU)、接近威脅(Near Threatened, NT)、安全(Least Concern, LC)、資料不足(Data Deficient, DD)、不適用(Not Applicable, NA)及未評估(Not Evaluated, NE)等 11 個等級(臺灣植物紅皮書編輯委員會 2017)(圖 3-1)。

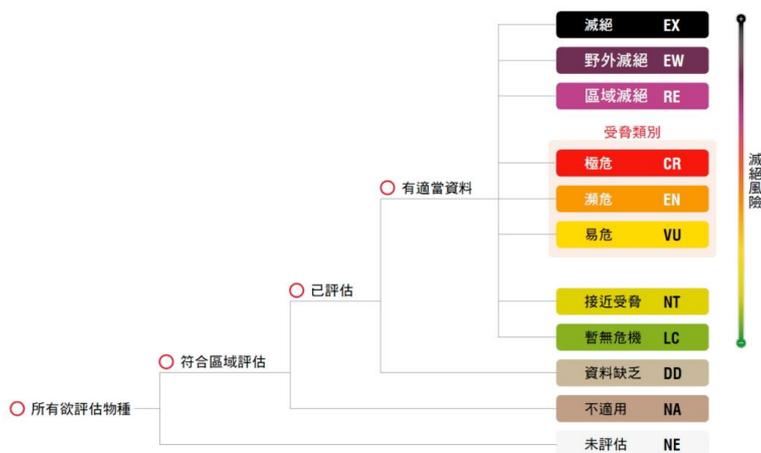


圖 3-1、臺灣植物紅皮書保育等級評估(臺灣植物紅皮書編輯委員會 2017)。

本研究將根據 2017 臺灣維管束植物紅皮書名錄的分級方式進行分級，對比玉山國家公園植物名錄及現有稀有植物相關研究之文獻，針對本研究區域之植物種類進行保育等級之評量，藉由此方法來選擇出需特別優先重視之保育物種，以利於掌握現地狀態。

3.維管束植物生活型

植物生活型(Life-form)是指植物為了適應特定地區的自然環境，長期的演化過程中造就出的外觀及形態(海鷹等 1995；Lande 1982；Galán de Mera et al. 1999)，透過外觀及型態的辨別，可以觀察出植物和環境間的關係 (Raunkiaer 1934；Mueller-Dombois and Ellenberg 1974)；其中生活型譜主要透過植物對於不良環境的抵抗力及適應性來分類，主要以生長芽作為重點，觀察其受保護的程度(Raunkiaer 1934)。植物生活型譜(Life-Form Spectrum)是指某地區植物相中各類型植物生活型所佔據的種數百分比(劉崇瑞、蘇鴻傑 1983；Raunkiaer 1934)。不同地區會因為環境條件之差異形成不同的生活型譜，就算於同一地區，但是演替階段不同的族群也會有所不同，其生活型譜也有差異(Batalha and Martins 2002)。因此透過分析生活型譜可以了解群落對生育地特定氣候的反應(Raunkiaer 1934)、族群對空間的利用以及群落內族群間可能產生的競爭及其發展的趨勢(雷寧菲等 2002)。

本研究依 Raunkiaer (1934)植物生活型分為挺空植物、地表植物、半地中植物、地中植物以及一年生種子植物(圖 3-2)，其中各類別的定義如下(劉崇瑞、蘇鴻傑 1983)：

(1) 挺空植物(Phanerophytes, P)：渡過不良環境之生存芽高挺入空中，位於多年生且有背地性之莖或枝條頂端。此種植物多為喬木，其生存芽所受之保護最少，如圖 3-2 的 1 號植株。

(2) 地表植物(Chamaephytes, Ch)：生存芽位於地面甚近之枝上(通常不超過 25 cm)，可受冬雪或枯枝落葉層之保護，如一般小灌木或亞灌木植物，如圖 3-2 的 2、3 號植株。

(3) 半地中植物(Hemicryptophytes, H)：生存芽恰位於土表，可受冬雪、落葉層及土壤之保護，大多二年生及多年生之草本均屬此型，如圖 3-2 之 4 號植株。

(4) 地中植物(Cryptophytes, Cr)：生存芽完全埋入土中或浸入水中，可受土壤或水之保護，如圖 3-2 的 5 至 9 號植株。

(5) 一年生種子植物(Therophytes, Th)：無生存芽，植物在極短之生長季中完成生活週期，以種子型態渡過不利生存的季節。

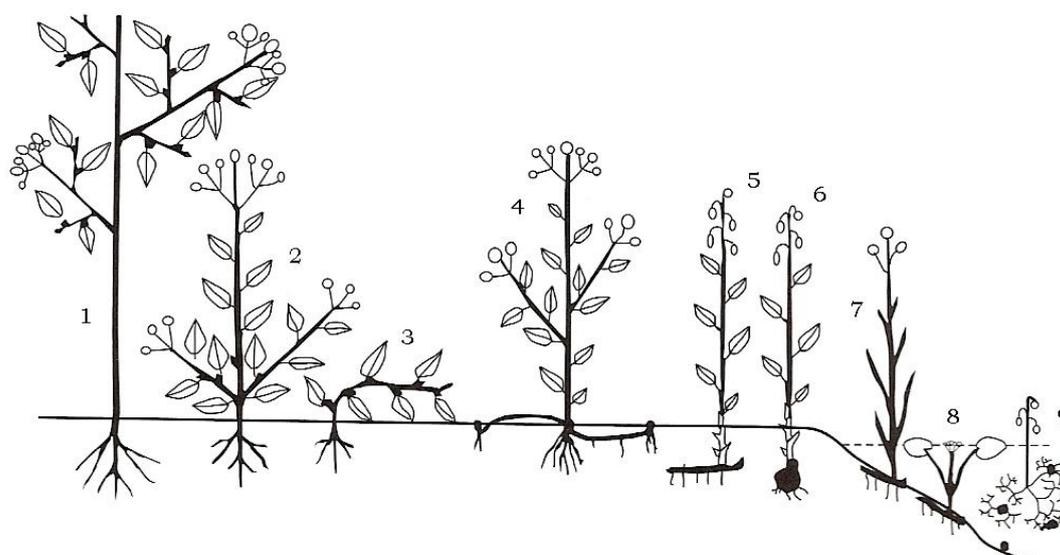


圖 3-2、Raunkiaer 之生活型圖解，(1)為挺空植物、(2-3)地表植物、(4)半地中植物、(5-9)地中植物。

本研究採用沿路徑及樣區內記錄所有出現的維管束植物物種，主要將園區分為東段及西段兩側，記錄沿路徑及樣區中所有維管束植物種類，進行照片拍攝與植物標本採集；引證標本採集收藏於國立屏東科技大學森林系植物標本館(PPI)，此外本研究另將臺灣黑熊熱區與非熱區樣區內維管束植物，依 Raunkiaer (1934)植物生活型分類系統製作生活型譜。

(二)植群組成與環境變數調查

1.臺灣黑熊活動熱區分析

本計畫利用現有追蹤與紀錄之臺灣黑熊(n=15 隻)移動分布位置資料(圖 3-3)，透過地理資訊系統(Geographic Information System, GIS)將臺灣黑熊人造衛星追蹤的坐標與該位置之環境和地理因子進行空間分析。

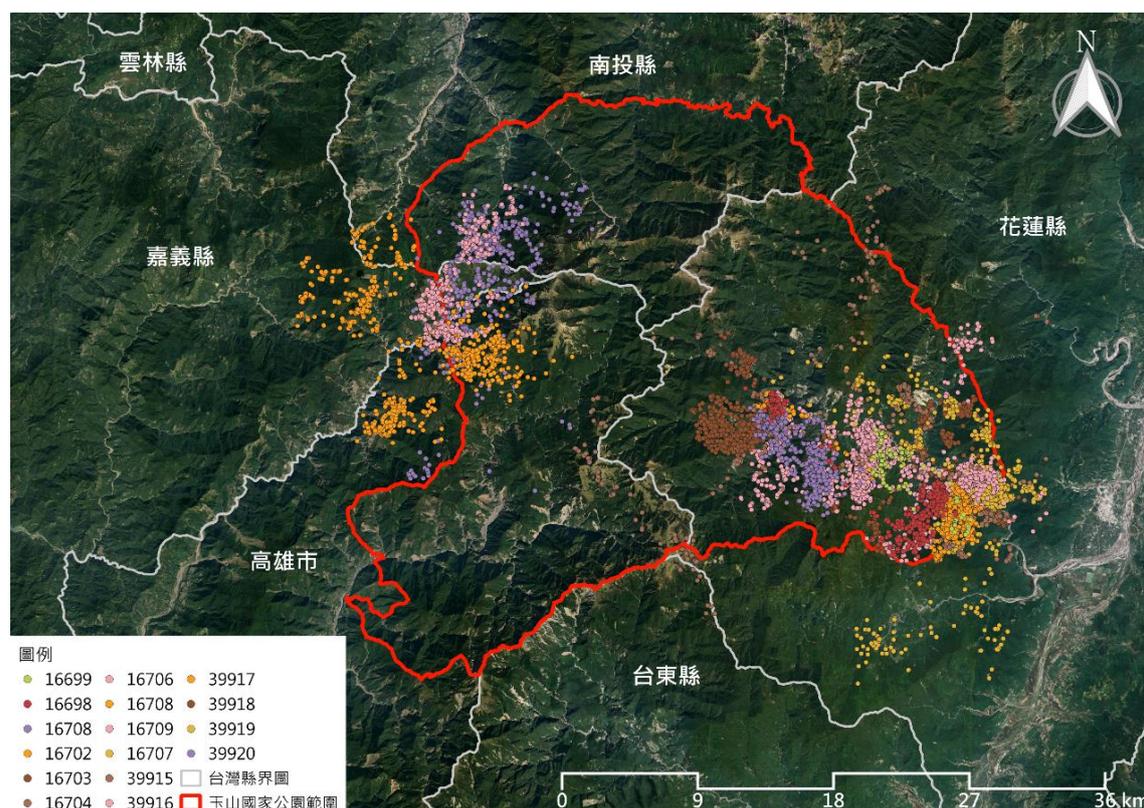


圖 3-3、玉山國家公園捕捉繫放人造衛星追蹤臺灣黑熊(n=15 隻)定位點。

(1)以 k-means 集群分析法推估臺灣黑熊活動熱區

本計畫利用 15 隻臺灣黑熊人造衛星追蹤定位資料，透過坐標位置與停留時間進行黑熊軌跡分群演算，以 k-means 集群進行熱區分析。k-means 統計方式屬於非監督式學習(Unsupervised learning)，起源於訊號處理中的一種向量量化方法，現在則更多地作為一種集群分析方法流行於資料探勘領域。以各黑熊行動軌跡 n 個點(為樣本的一次觀察或一個實例)劃分到 k 個群集中，使得每個點都屬於離該黑熊軌跡最近的均值(此即群集中心)對應的群集，以之作為群集的標準，並依歐基李德距離(Euclidean

Distance)進行疊代，每隻黑熊軌跡以 10 群其全部的誤差方和為最小，為最適合的群心。

本計畫假設 15 隻臺灣黑熊套疊分析較高之區域即為活動熱區，透過活動軌跡分群結果，以地理資訊系統中套疊分析找出熱區位置，將各隻臺灣黑熊活動軌跡進行分群，其中顏色越深則表示這區域黑熊活動重疊度越高，故依其分群重疊在 3 群以上之範圍進行劃定後，其結果如下圖 3-4 所示(共 4 區)。

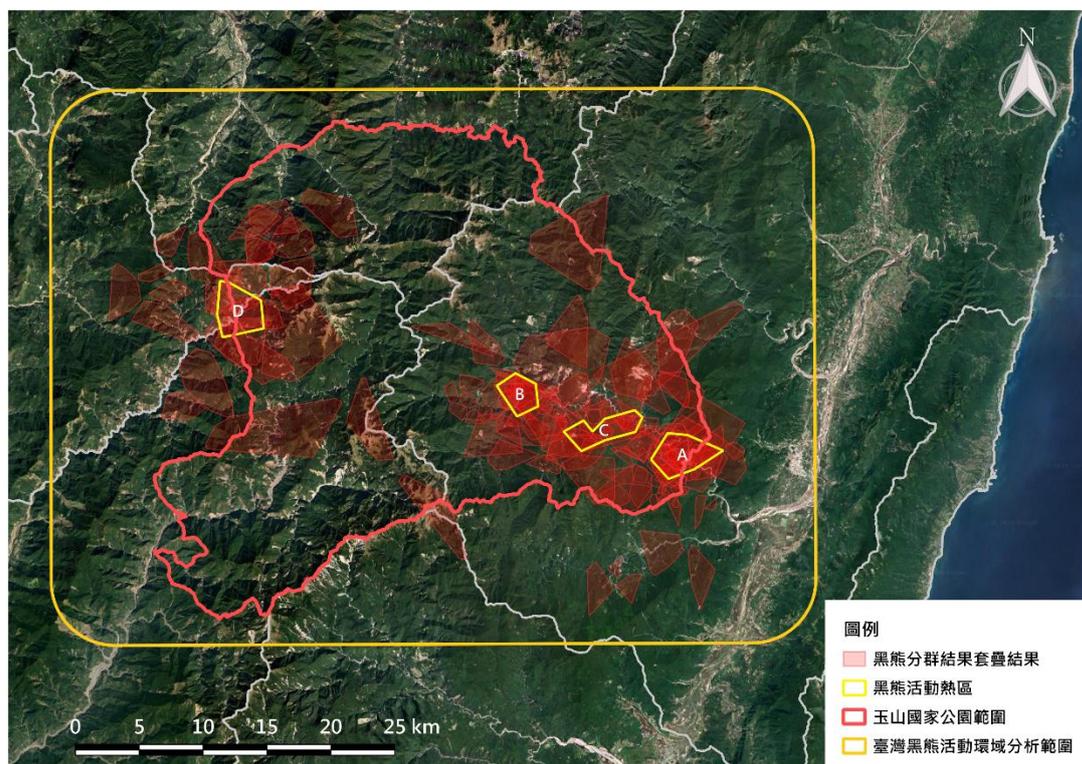


圖 3-4、玉山國家公園捕捉繫放的臺灣黑熊活動軌跡熱區之分布圖。

由結果可知，臺灣黑熊活動軌跡熱區所存在 4 個 k-means 熱區，其中以 A、B 兩區為最主要活動區域，A、B、C 區為八通關越嶺步道(南安至大分路段)，A 區為步道登山口的鄰近地區，是人為活動較頻繁之區域，溪流以拉庫拉庫溪為主；B 區為大分山屋附近(約 37k 至 40k 處)及 C 區為瓦拉米山屋往抱崖方向(約 14k 至 25k 處)，而 C 區雖臺灣黑熊活動重疊程度較低，但周遭不同個體黑熊活動分布密集，因此亦劃定為熱區範圍；而 D 區鄰近於玉山國家公園玉山登山口往南處，其主要環境以中央山脈為主之高山地型，溪流則以楠梓仙溪為主。

(2)影響臺灣黑熊之環境因子與 k-means 熱區分布

根據推估影響中大型動物移動與存在與否之文獻(Buho et al. 2011; Karina et al. 2017; Xu et al. 2019)可知，建構生態資料之主要因素有物理環境因子與人為因子，考量相關因子圖層的可得性，分析臺灣黑熊 k-means 熱區分布及影響之環境因子，包括海拔、坡度與坡向、離溪流距離、離道路最近之距離、林相組成(植群類型)。

a.海拔

海拔升高或降低等變化會使環境的溫度、濕度及雲霧等產生明顯變化，而影響物種之分布。本計畫使用解析度 20 m × 20 m 之數值高程模型(Digital Elevation Model, DEM)，透過地理資訊系統進行等高線製作與空間分析，如圖 3-5 所示。

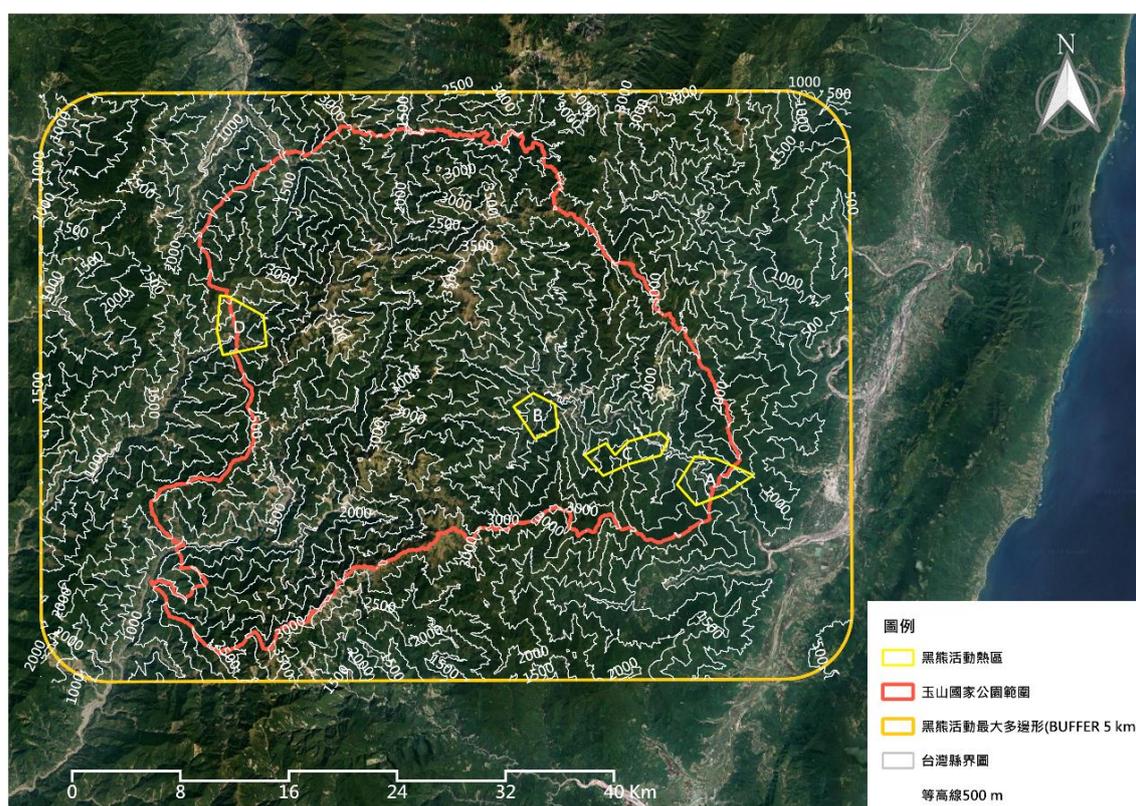


圖 3-5、玉山國家公園及臺灣黑熊 k-means 熱區之等高線分析圖。

b. 坡度與坡向

坡度代表環境中平緩陡峭程度，除了影響植物分布外，亦影響動物之活動範圍。坡向是地表某點的坡度方向，表示該點的斜坡面朝向的方位角。常用 0° 至 360° 表示， 0° 為北方， 90° 為東方， 180° 為南方， 270° 為西方。透過地理資訊系統將研究區域數值高程模型依山坡地土地可利用程度分類標準計算坡度及坡向，結果如圖 3-6、圖 3-7 及表 3-1、表 3-2 所示。

表 3-1、玉山國家公園園區各坡度分級面積表。

坡度分級	面積(ha)	比例(%)
一級坡(<5%)	455.49	0.44
二級坡(5-15%)	2,989.99	2.90
三級坡(15-30%)	19,031.30	18.46
四級坡(30-40%)	37,410.06	36.28
五級坡(40-55%)	39,090.52	37.91
六級坡(>55%)	4,144.09	4.01

表 3-2、玉山國家公園園區各坡向分布表。

坡向	面積(ha)	比例(%)
北向	13,320.35	12.92
東北向	14,746.71	14.30
東向	12,252.14	11.88
東南向	6,547.41	6.35
南向	4,127.58	4.00
西南向	25,709.03	24.93
西向	13,617.88	13.21
西北向	12,800.36	12.41

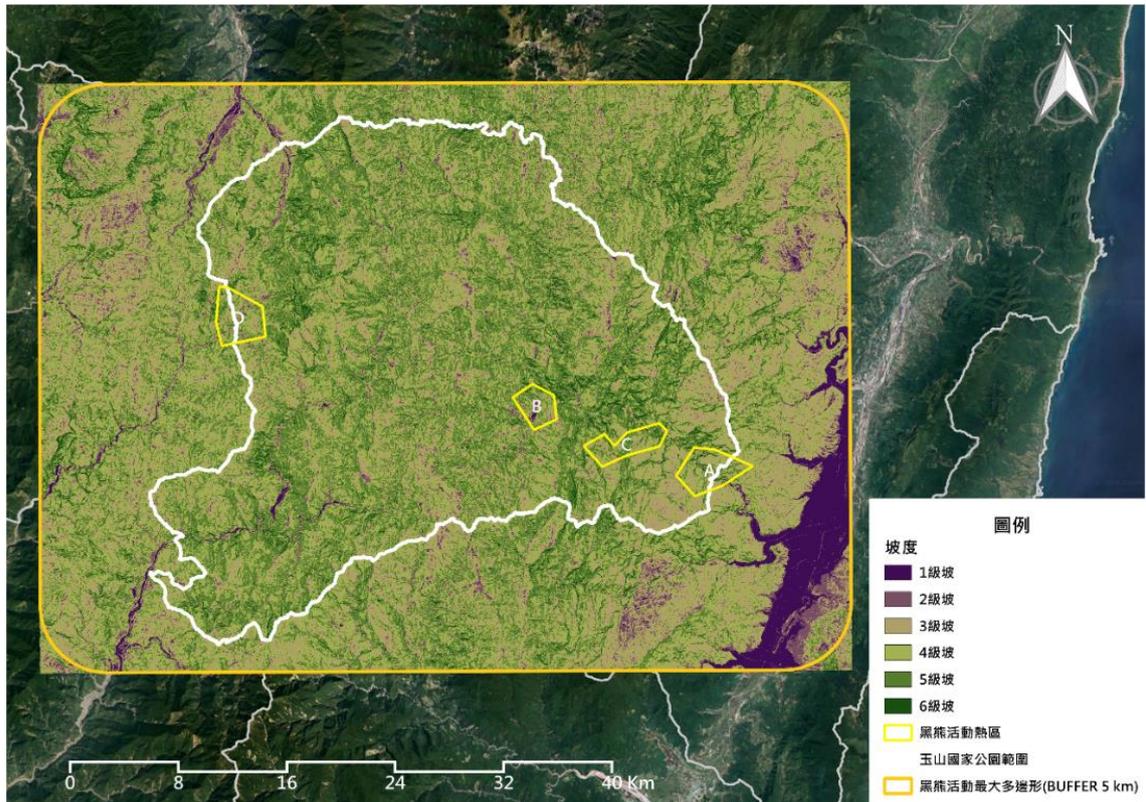


圖 3-6、玉山國家公園及臺灣黑熊 k-means 熱區之坡度級數分析圖。

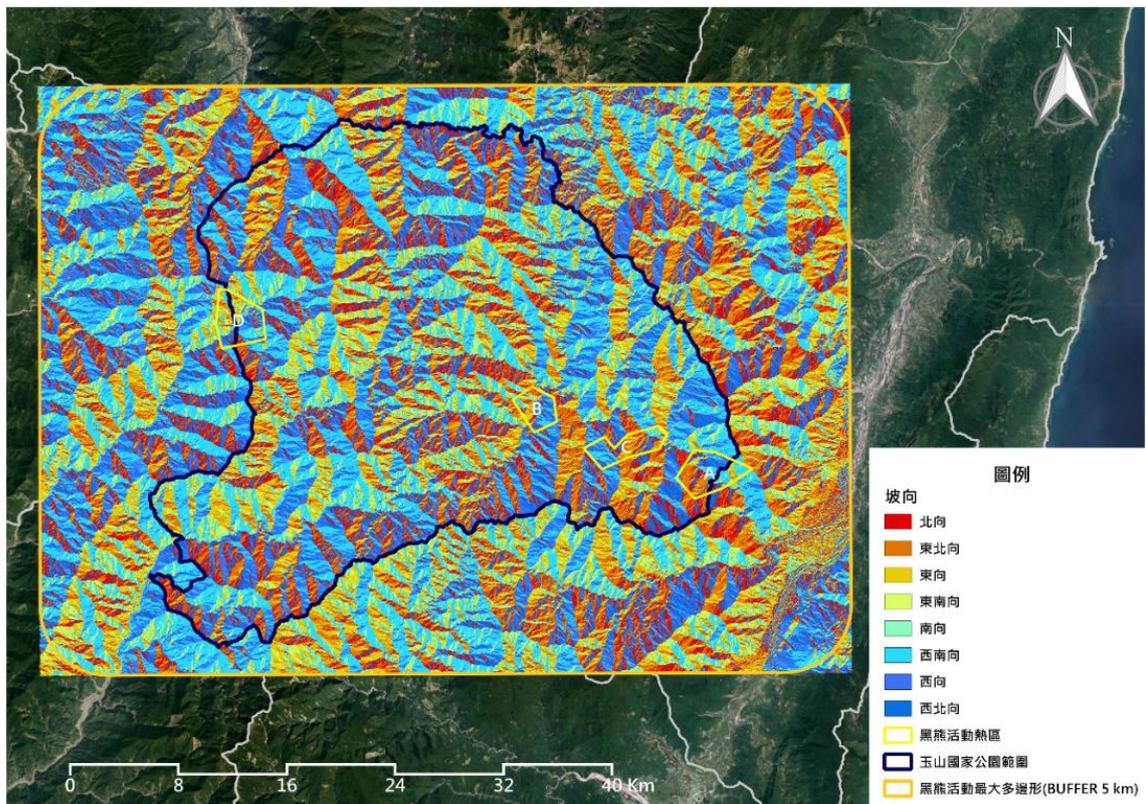


圖 3-7、玉山國家公園及臺灣黑熊 k-means 熱區之坡向分析圖。

c. 離溪流距離

資料取自交通部運輸研究所網站所提供臺灣本島河流與湖泊圖層，並以地理資訊系統空間分析計算出各臺灣黑熊樣點離最近溪流之距離(圖 3-8)。

d. 離道路距離

資料取自交通部運輸研究所網站所提供臺灣道路圖層，以地理資訊系統空間分析計算出最近距離(圖 3-8)。

e. 林相組成

林相為最常用來分析動物棲地的因素，故本計畫將第四次森林資源調查之地面樣區資料(圖 3-9)以及臺灣現生天然植群圖層(闊葉樹林型、針闊葉樹混淆林型、針葉樹林型、裸露地、箭竹地、竹闊混淆林型、灌木林型、天然草生地、天然濕地、其他農作地等)進行套疊以了解黑熊分布位置之植群狀態(圖 3-10)。

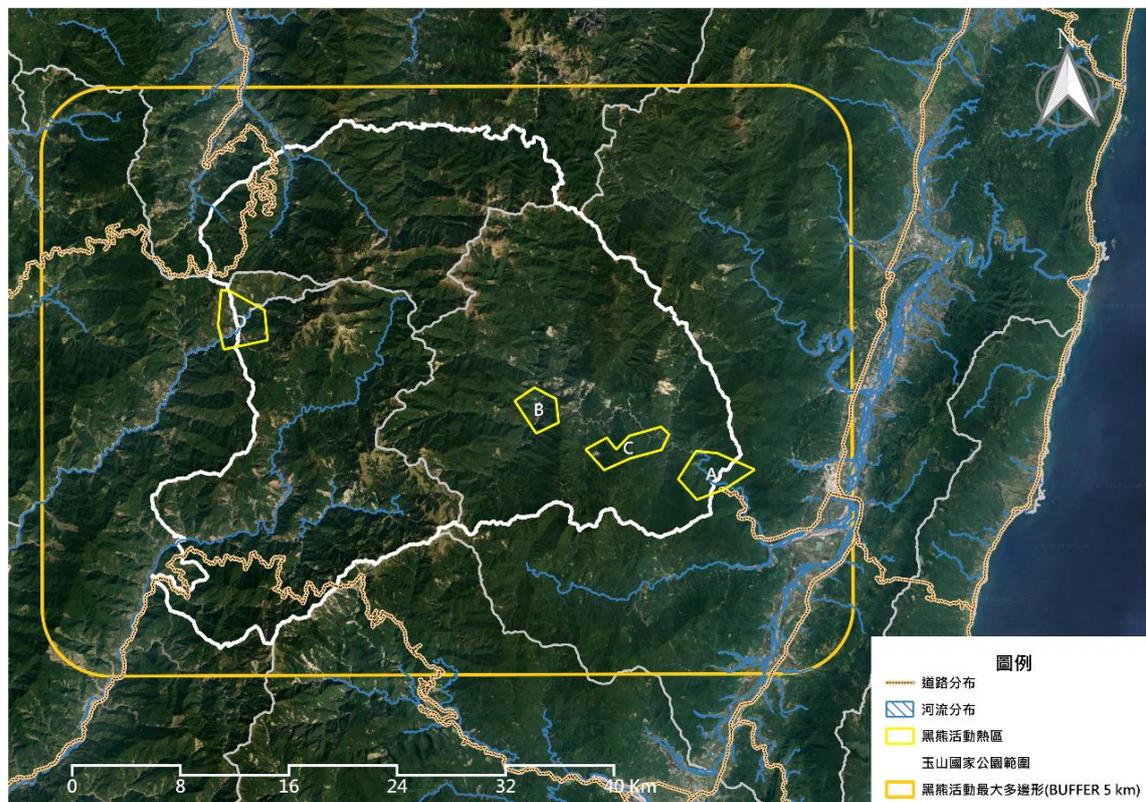


圖 3-8、玉山國家公園及臺灣黑熊 k-means 熱區之道路及河流分布圖。

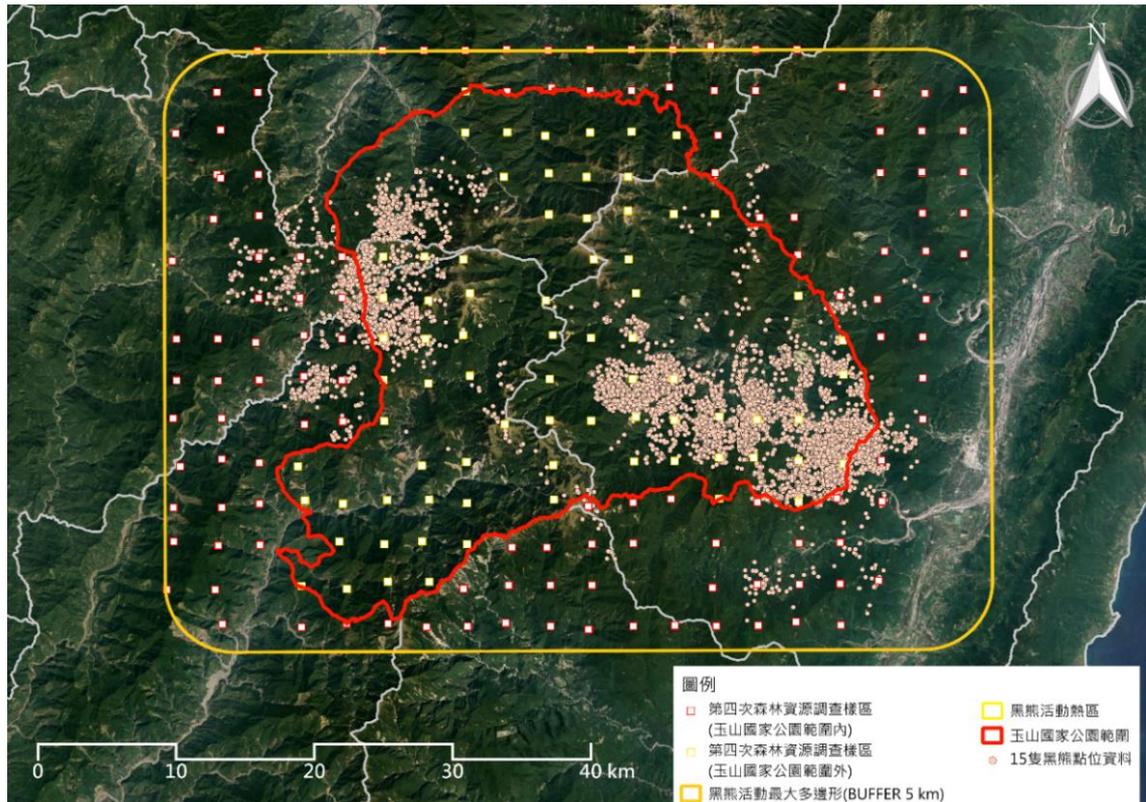


圖 3-9、玉山國家公園捕捉繫放之臺灣黑熊(n=15 隻)人造衛星追蹤點位及第四次森林資源調查的地面樣區點位分析圖。

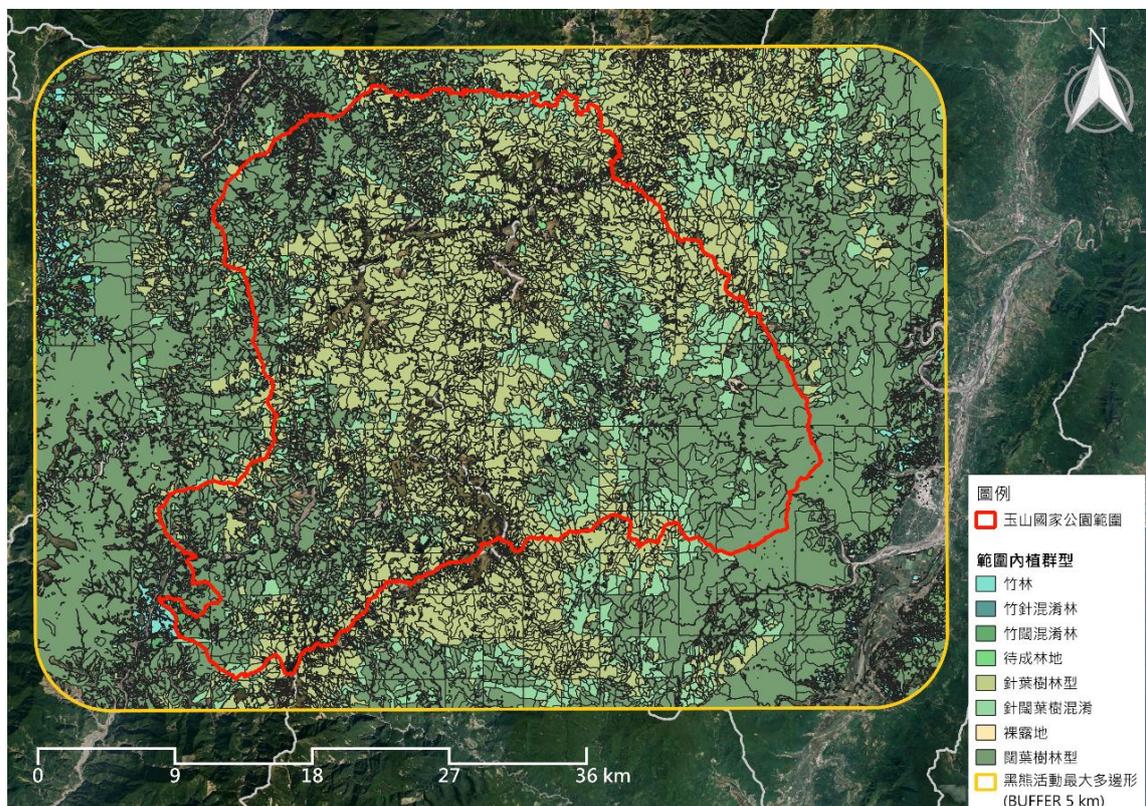


圖 3-10、玉山國家公園現生天然植群類型分析圖。

(3)綜合定義臺灣黑熊活動熱區

本次運用人造衛星追蹤臺灣黑熊項圈內之發報器所回傳的分布樣點(黃美秀等 2022)，透過 k-means 分析確定 15 隻臺灣黑熊多數會運用的區域，此於前期視為臺灣黑熊的使用熱區，後續植物樣區調查會優先以 k-means 熱區內作為主要調查範圍。

然而臺灣黑熊的活動區域不應簡單以二分法區分，因此進一步利用臺灣黑熊分布潛勢預測之適合度等級對臺灣黑熊活動熱區與非熱區進行定義(見第貳章 P.2-96)。根據適合度等級，等級 1-5 被定義為「分布潛勢熱區」，而等級 6-10 則被定義為「分布潛勢非熱區」，分布潛勢非熱區的區域不一定不適合臺灣黑熊棲息，而是相對而言使用機率較低。值得注意的是，臺灣黑熊分布潛勢預測乃基於 15 隻臺灣黑熊的衛星追蹤數據，可能低估了其他未追蹤的臺灣黑熊所使用的棲地狀況。

本研究後續將兩種方式作結合選擇出最終所描述的熱區(後稱之為熱區)，為基於此次追蹤 15 隻臺灣黑熊 k-means 熱區，或資源選擇函數適合度等級 6-10 的區域；最終所描述的非熱區(後稱之為非熱區)，為此次追蹤 15 隻臺灣黑熊 k-means 熱區外之區域，以及資源選擇函數適合度等級 1-5 的區域所制定(圖 3-15)。

2.植物調查樣區設置與調查方法

(1)植物樣區設置

本研究優先選擇 k-means 熱區內以天然林為主的地區，並考量植物相及地形、坡度、坡向等環境因子呈現均質處作為設置樣區的優先選項，也另外設置非熱區作為對照組。本研究採用多樣區法(Multiple Plot Method)進行取樣，將樣區設置成 10 m × 25 m (250 m²)的長方形，此長方形樣區由 10 個 5 m × 5 m (25 m²)的小區組成(圖 3-11)，以利於樣區之調查，共設置 100 個樣區。

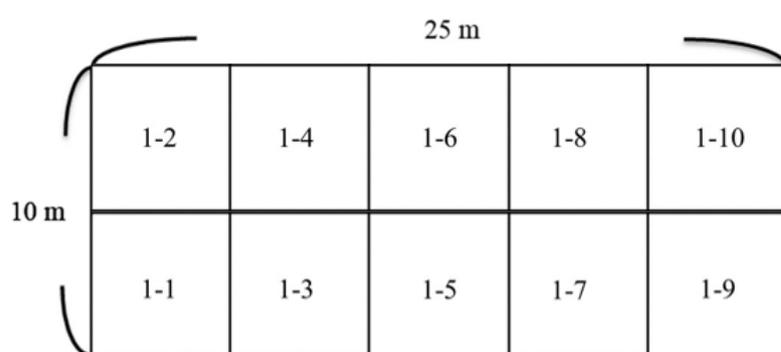


圖 3-11、調查植物社會樣區之設置示意圖(本研究繪製)。

環境資料將包含樣區內之地理位置、範圍、土壤等，經由地圖來確認範圍以及判斷其調查路線與基本之林型，並針對植物樣區調查之植物製作維管束植物名錄，有疑慮之植物將採集並攜回研究室予以鑑定，鑑定完成後壓製成臘葉標本，並進行照片拍攝，納入研究調查之植物資源清單內。

(2)植物調查

樣區調查採用兩個層次進行，分為喬木層及地被層，喬木層以樹高 ≥ 1.5 m 以上且胸高直徑(Diameter at Breast Height, DBH) ≥ 1 cm 以上之喬木，進行物種的鑑定及測量胸高直徑等工作；地被層則以樹高高度 < 1.5 m 以下及胸高直徑 < 1 cm 的樹種、草本、蕨類，將記錄植物物種及評估覆蓋度來進行記錄，覆蓋度是使用 Braun-Blanquet Scale 覆蓋度級數來進行各層次物種覆蓋度之評估，覆蓋度等級為 r，數量稀少不足 0.1%或僅單

株出現為+，覆蓋度等級分級如下：(1)覆蓋度低於5%；(2)覆蓋度5-25%會細分為覆蓋度5-15%以及覆蓋度15-25%；(3)覆蓋度25-50%；(4)覆蓋度50-75%；(5)覆蓋度75-100% (van der Maarel 1979)。樣區進行植物調查時，將觀察記錄各層次哪些物種出現，再來估算各物種於不同層次的覆蓋度，評估完覆蓋值之後，會立即在現場做檢核。檢核方式為將同一層次的各物種之覆蓋度加總，並比對此層次的覆蓋度之估算值，來觀察有多少差異。若各物種加總的覆蓋度小於對此層次的覆蓋度估算值，此情形則表示有某些物種的覆蓋度低估或高估此層次之覆蓋度的狀況發生。樣區調查到的地被植物以覆蓋度較高的物種視為地被的優勢種；記錄附生於喬木上的植物的種類(大多為蕨類及蘭科植物)，調查植物物種中皆為定性及定量兼具之研究，但附生植物僅採用定性作為調查標準，只記錄其中出現的物種。

(3)環境因子測量及評估方法

植物和環境的相互關係會影響到植物的地理分布，透過評估植物群落在不同生育地的分布情況與環境因子之間的關聯性，可以作為解釋或判斷的依據(蘇鴻傑 1987a)。本研究所採用直接觀測及間接評估之8項環境因子，其中包含海拔高度(Altitude, Alt.)、坡度(Slope, Slo.)、坡向(Aspect, Asp.)、地形位置(Topographic position, Top.)、全天光空域(Whole light sky space, WLS)、直射光空域(Direct light sky space, DLS)、含石率(Stoniness, Sto.)以及土壤pH值(Soil pH)。各項環境因子表述如下：

a.海拔(Altitude, Alt.)

海拔高度是為影響太陽輻射、降雨、溫度及土壤等因子影響最深及最為主要的因子，其影響諸多環境因子之綜合效應，且也間接性的影響植群分布情形(蘇鴻傑 1987a)，海拔變化會間接影響降雨、溫度等環境因子。本研究利用全球定位系統(Global positioning system, GPS)於樣區中心進行測定此樣區的海拔高度。本研究樣區介於海拔500至3,000 m之間，分析時將資料以間距100 m為1級作轉換。

b.坡度(Slope, Slo.)

坡度影響到生育地土壤相關(包含排水性、含水性、發育及層積等)也將影響太陽的入射角度(蘇鴻傑 1987a; Tsui et al. 2004)。測量方法為使用手持式的羅盤傾斜儀(Suunto Tandem)量測出此樣區之仰角或俯角，若樣區內之地形坡度呈現分布不平均或落差較大者，則於樣區內進行多個點進行量測後取其平均之數值，單位為度(°)。

c.坡向(Aspect, Asp.)與水分梯度(Moisture gradient, Mos.)

坡向是指樣區中最大坡度所面臨之方向，不同坡向會導致生育地的日照、溫度、濕度及土壤水分具有差異。方位角測定由指北針或羅盤儀直接讀出，但其數字大小與產生之效應並無相關，一般多轉換為相對之效應值，以代表其所影響的環境因子，此影響梯度可稱為水分梯度。於臺灣生處之北半球來探討，南向及西南向坡最乾燥，北向及東北向最為潮濕，故給予每一樣區 1-16 不等的相對值。依據 Day and Monk (1974)指出西南向最乾燥(1)、東北向最潮濕(16)，其他方位依相對角度將給予 2-15 之相對值(圖 3-12)。

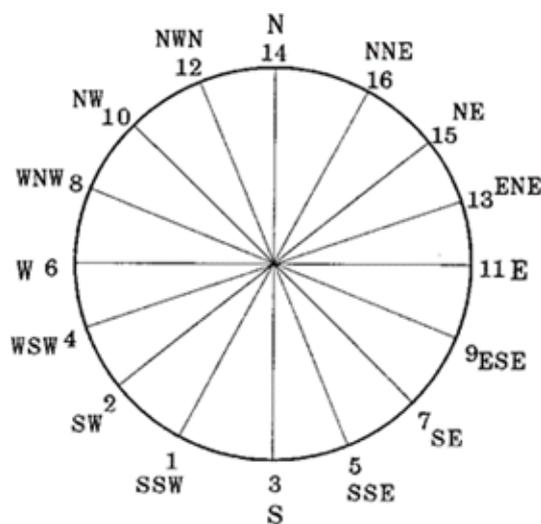


圖 3-12、不同坡向角度轉換水分梯度圖(Day and Monk 1974)。

d.地形位置(Topographic position, Top.)

地形位置的變化會影響環境的土壤含水率、有機物含量等土壤因子，同時將反應生育地位置和當地地形起伏的相對關係，主要影響乾或

濕性之局部氣候、太陽輻射等環境因子 (蘇鴻傑 1987a ; Tsui et al. 2004)。於山頂、稜線及上坡太陽輻射通常較高，環境相對較乾燥。反之溪谷及下坡因輻射量較少則較潮濕。本研究將地形位置分為 6 項，由乾燥到潮濕給予序位值，分別為：(1)山頂；(2)稜線；(3)上坡；(4)中坡；(5)下坡、(6)溪谷(圖 3-13)。

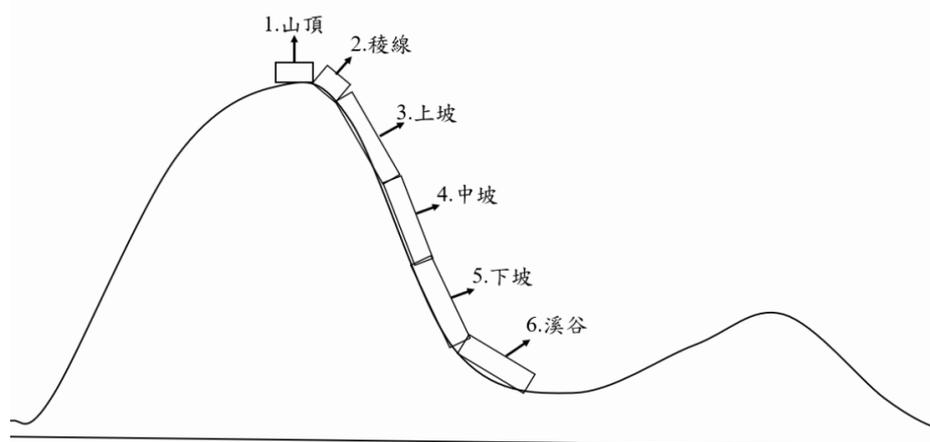


圖 3-13、地形位置示意圖(本研究繪製)。

e. 全天光空域(Whole light sky space, WLS)

太陽輻射為控制生育地之大氣候及局部氣候，全天光空域指樣區能接受到太陽輻射的空域大小，其為綜合坡向、坡度、地形遮蔽度以及太陽輻射能的估計值(蘇鴻傑 1987a)。本研究利用傾斜羅盤儀直接觀測樣區四周的 12 個固定方位角，以量測出遮蔽物高度角；以樣區之點位來比較 12 個方位之參考點，圓心數值為傾斜羅盤儀測量出角度 0° ，往外數值越大最外圈則為 90° ，繪製完成如圖 3-14 灰色部分，進而計算出未受遮蔽的天空範圍分率，其中數值會介於 0-255 之間，0 表示全天光空域為 0%，反之 255 為 100%，將運用兩方法相互對照、修正並求出此樣區全天光空域之數值。

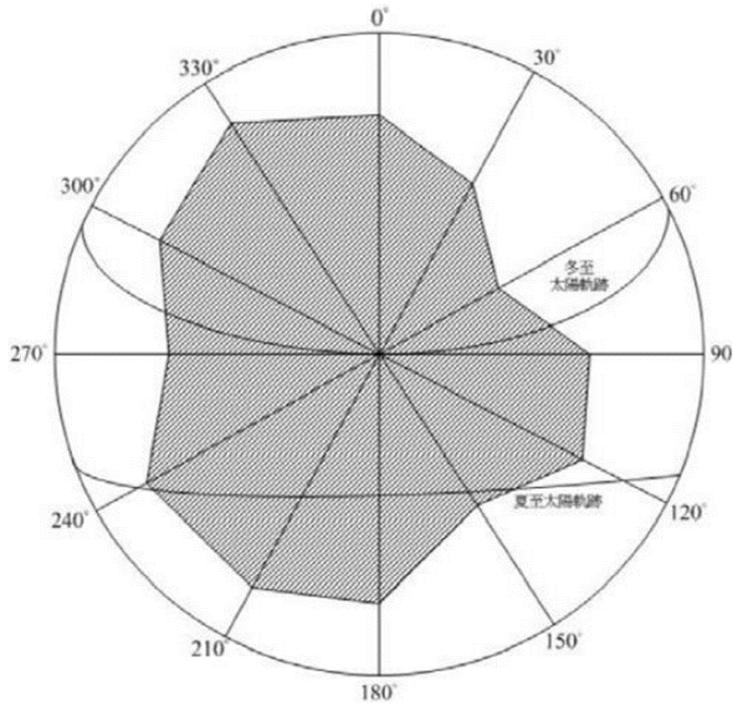


圖 3-14、林分樣區之全天光空域(蘇鴻傑 1987a)。

f. 直射光空域(Direct light sky space, DLS)

直射光空域為表示某一生育地樣區直射光量的評估，直射光範圍是由樣區可以直接看到太陽在空中運行之天域大小(蘇鴻傑 1987a)。因此直射光空域之計算是指全年太陽直接輻射之時間的累積總和，將扣除被地形遮蔭的時間來計算(謝漢欽 1997)。

g. 含石率(Stoniness, Sto.)

由土壤含石率可看出樣區之土壤發育狀況，並判斷對植群生長所產生的影響(蘇鴻傑 1987a)。本研究於樣區內以肉眼直接評估含石率之數值，將依循 Franklin et al. (1979)之標準，把土壤含石率共分為 5 個等級，依序為 0-5%為 1 級、6-35%為 2 級、36-65%為 3 級、66-95%為 4 級，以及 96-100%為 5 級。

h. 土壤 pH 值(Soil pH, pH)

土壤 pH 值可視為土壤肥力之綜合評估(蘇鴻傑 1987a)。土壤中礦物質鹽基與 pH 值息息相關，土壤中礦物質鹽基愈多，則 pH 值愈高；反之則相反，於雨量多的地區會因礦物質鹽基常會被嚴重沖刷，其 pH 會越低。因此土壤 pH 和土壤組成成分有高度相關。本研究將採集回來的土樣經由 10 mesh 孔徑 2 mm 的篩網進行過篩，將過篩後的土壤依照 1：5 蒸餾水的比例配置進行攪拌，其攪拌時間為 1 分鐘，攪拌完成後靜置半小時此步驟重複 2 次，再攪拌 1 分鐘後靜置 5 分鐘後再進行測定，每一個樣區將進行三重複之測定。

3. 植群組成及族群結構徑級分析

(1) 植物社會資料統計

本研究採用植群生態研究常用之分類法(Classification)和分布序列法(Ordination)以兩者作為分析方法。因為兩種分析方法可以相輔相成，亦於植物社會結構的多樣性分析中有效的技術，所以不管在林型之間的相互關係或與環境因子相關之研判上，能得到理想之結果(蘇鴻傑 1996)。

本研究將樣區中帶回之原始資料，利用 Excel 等文書處理軟體進行樣區、小區、植物名錄、各喬木層次之胸高直徑輸入其中，再將輸入數據轉換成資料庫中的文件格式，樣區中植群社會以重要值指數(Importance value index, IVI)來進行表示，胸高直徑 ≥ 1 cm 之物種，計算其密度(單位面積內之株數)、頻度(小區出現數量之百分率)以及優勢度(胸高斷面積之總和)來進行計算，將所得的密度、頻度優勢度轉換為百分比之相對值，三項相加總後即為重要值指數，再經由計算將重要值指數轉換成相對重要值指數，根據八分級制表(表 3-3)進行轉換，將植群分為 0-9 級，以此來判定某一植物於該樣區中所佔的重要性(Gauch 1982)。

$$\text{密度} = \frac{\text{某一植物的個數之總和}}{\text{所有樣區內全部物種的個數}} \dots\dots\dots(\text{式 1})$$

$$\text{頻度} = \frac{\text{某一植物出現的樣區數}}{\text{所有物種出現的樣區數}} \dots\dots\dots(\text{式 2})$$

$$\text{優勢度} = \frac{\text{某一植物胸高斷面積之總和}}{\text{所有植物之胸高斷面積植之總和}} \dots\dots\dots(\text{式 3})$$

$$\text{相對密度} = \frac{\text{某一植物之密度}}{\text{所有植物密度之總和}} \times 100\% \dots\dots\dots(\text{式 4})$$

$$\text{相對頻度} = \frac{\text{某一植物之頻度}}{\text{所有植物密度之總和}} \times 100\% \dots\dots\dots(\text{式 5})$$

$$\text{相對優勢度} = \frac{\text{某一植物之優勢度}}{\text{所有植物優勢度之總和}} \times 100\% \dots\dots\dots(\text{式 6})$$

$$\text{重要值指數} = \text{相對密度} + \text{相對面積} + \text{相對頻度} \dots\dots\dots(\text{式 7})$$

$$\text{相對重要值指數} = (\text{相對密度} + \text{相對面積} + \text{相對頻度}) \div 3 \dots\dots\dots(\text{式 8})$$

表 3-3、相對重要值指數八分級制轉換表(Gauch 1982)。

等級	相對重要值指數
0	0
1	$0 \leq x < 0.5$
2	$0.5 \leq x < 1$
3	$1 \leq x < 2$
4	$2 \leq x < 4$
5	$4 \leq x < 8$
6	$8 \leq x < 16$
7	$16 \leq x < 32$
8	$32 \leq x < 64$
9	$64 \leq x < 100$

註：x 為各植物於樣區中的相對重要值指數。

(2)植物社會分類(classification)

植物社會分類是根據植物出現與否之定性數值或所調查到的量的多寡之定量之數值，相似之樣區將會排列在一起，相異樣區則會分開，以辨別出植群型或林型(蘇鴻傑 1996)，其中採用指標種(Indicator species)來將異質性較高的植物社會切分成較為等質的植群或林型，並且列出切分時的特徵值(Eigenvalue)，作為分型的參考(李政賢 2003)。因此分類法會重視定性及定量兩種方法的取樣，定性是以採取製作名錄為主要目的，

且環境大約具有一致之林分，求得此族群之完整植物名錄(劉崇瑞、蘇鴻傑 1983)。

本研究參考黃美秀(2008)進行大分地區之植群生態及森林更新調查及楊勝任(2009)於玉山國家公園東部園區植群生態調查計畫，將使用 PC-ORD 6.0 進行分析，利用雙向指標種分析法 (Two-Way Indicator Species Analysis, TWINSpan)將樣區進行分群，TWINSpan 為一多元切分法，其應用分化種之觀念，根據物種的數量，將同一物種分成不同級之擬種 (Pseudospecies)，以擬種在樣區內出現與否的定性數值，來評估其對於生育地或植物社會的偏好，分析過程利用序列法內的交互平均法 (Reciprocal averaging, RA) (Hill et al. 1975; 1979) 將樣區中的樹種資料重新做排序，逐次分析出分層分群後呈現出的樹狀圖(蘇鴻傑、劉靜榆 2004)，此次運用雙向指標種進行切分時，以 3 個樣區以上才會做為一群叢分類及討論，少於 3 者將視為無代表性樣區，以此作為標準。

本研究植被分類系統採美國植群分類的形相-植相(Physiognomic floristic)層級系統(Grossman et al. 1998)，其分類架構分為 2 個層次，分別為形相層次(Physiognomic level)包括綱(Class)、亞綱(Subclass)、集團(Group)、亞集團(Subgroup)、群系(Formation)；植群組成層次(Floristic level)包括：群團(Alliance)、群叢(Association)。此物撰寫將採用植群組成層次來進行撰寫，群團將採用其中包含的群叢中重要值最高之優勢種作為命名，則群叢名稱之命名原則是採用特徵種-優勢種的方式，若特徵種剛好也是優勢種，則以此樹種名稱命名之。

(3)族群結構徑級

樹木的株數或個體數，於不同齡級(Age-classes)和大小級(Size-classes)的分布情形，若以一個物種進行分析時就稱為族群結構(Population structure)，則以整個林分進行分析的稱為林分結構(Stand structure)。此族群結構圖為了解林分特徵(Stand characteristics)很重要的表示方式，其中透過建立其物種的長條圖，來了解該林分之狀況。本研究將分析各群叢之優勢種及特徵種建立其林分之族群結構，了解群叢的主要樹種生長及分布之情形，並試圖解釋其林分與環境間的關係以及推斷植群的演替階段

及後續之趨勢，以便預測該植群未來消長的狀況(Daubenmire, 1968)。此外玉山國家公園全園區之該物種之胸高徑級與熱區或非熱區之胸高徑級進行比較討論，胸高徑級株數需達 25 株以上予以討論，不足者則以全園區之數據進行討論。其中徑級級距因樹種生長期速度不同，利用史達格斯法(Sturges method)計算每種樹種的級距，將此級距作為齡級劃分。

$$\text{徑級級距} = \frac{\text{物種中最大胸徑}-\text{物種中最小胸徑}}{6 \times \log(\text{該樹種於樣區中的總株數})}$$

徑級結構參考 Knight (1975) 與 Bongers et al. (1988) 兩篇文獻將植物族群徑級類型區分為 5 種型態，其中包含：

a.倒 J 型分布(reverse J-shaped)：

通常植株數量集中於第 1 或第 2 個徑級，也就為前 2 個徑級的數量最高，其隨著徑級增加，個體數則逐漸減少。本型植群其結構相較穩定，幼樹補充與老樹死亡兩者間有穩定的關係，使其族群數量一直能維持在一個穩定的狀態。

b.J 型分布(J-shaped)：

族群中大部分徑級皆以較大徑級之株數所組成，幼樹數量極少，其造成原因是因林下環境較不適合其物種繁殖或小樹苗存活，呈現其型態之植群除非持續事件干擾或有大型的干擾事件發生，使其進行個體更新，否則此型態之植群將很容易從林分中消失。

c.L 型分布(L-shaped)：

族群中徑級最小具有最多的個體數(其占比多達總數的一半以上)，其他不同層次之徑級的個體比例明顯下降，在族群幼樹多且死亡率較高或成熟樹木之移除率較少的情況下，都機會造就此種情形發生；多數樣區中的樹冠層優勢組成物種多呈現本狀態。

d.鈴型分布(bell-shaped)：

鈴型分布也稱之為鐘型分布，族群個體數量會和徑級結構呈常態分布的曲線，集中於中間徑級的樹木量最多。其代表此族群於拓殖或更新

時只集中於過去的一小段時間，樹木之性質介於陽性樹及耐陰性樹之間，屬於中性樹木大多呈現此型之分布情形，或為另一種狀況小徑級的個體於生長環境有改變者，使其小徑級之個體能快速生長進而達到中徑級的狀態，其也將最呈這類的徑級分布結構之狀態。

e. 旋轉 S 型分布(rotated sigmoid shaped)：

旋轉 S 型分布也稱為波浪型分布，其中以最小徑級內的個體數量為最多，將隨著徑級增大則個體為隨之降低，較大徑級的個體數量又出現高峰的狀態，此型為大徑級的老樹移除速率低，而幼苗於補充時呈現階段性的狀態，造就此型的分布。此型樹種為良好的更新狀況，但世代多呈現不連續性分布。

4. 植群組成與環境因子的關係

環境因子雖然可以做為獨立變數來加以觀測，但有些環境因子之間有顯著之關聯性，根據影響的程度及相關性能組合成環境層次系統的觀念，此外也需要考慮環境因子中的補償作用(Factor compensation)，且生育地中的各個環境因子經常與植物社會的組成間具有相關性，所以本研究會根據群叢的分類結果，進而以各群叢中佔有優勢且具潛力的特徵之物種挑出，運用各植群間特徵種的重要值指數與樣區的各個環境因子進行相關性之分析。

利用 Pearson 相關性分析來分析植物社會和環境因子相關性，進而了解影響植群分化的主要影響因子後，在運用分布序列觀測出物種或樣區之間於空間上的分布情形，進而說明個群叢於環境梯度上的位置，並且找尋出植群變異和環境梯度之間的相關性，以此驗證植群連續體的情形，可使得植群的變化在相關環境梯度上有更好的解釋(Curtis 1959)。分布序列中包含直接梯度分析(Direct Gradient Analysis)及間接梯度分析(Indirect Gradient Analysis)，直接梯度分析是以分析物種或樣區的出現與否或為豐量資料沿著特定環境梯度分布(Whittaker 1956)，在已知會影響環境梯度為原則下，將樣區在主要影響梯度依據其環境觀測值標定出位置；間接梯度則是於分析前無法確認哪個環境因子會對於植群分布產生

影響，只能分析特定物種依據物種的共變異(Covariation)和關聯性(Association)，再逐一測驗各個環境因子和植群變異的相關性，以此來決定物種或樣區的位置(蘇鴻傑 1987b；McCune and Grace 2002)。

物種在環境梯度反應需呈現單峰曲線，得知兩者呈現單峰反應後，可利用降趨對應分析(Detrended Correspondence Analysis, DCA)來測試軸長，且利用軸長來解釋樣區和物種組成間是否有轉換，當軸長有大於 4 SD 時，即顯示出物種在環境梯度間呈現單峰反應或線性反應模式下降，此時就應使用典型對應分析(Canonical Correlation Analysis, CCA)來測試物種和環境因子之間的相關性，反之則使用主成分分析(Principal Components Analysis, PCA) (McCune and Grace 2002；Lepš and Šmilauer 2003)。

主成分分析的目的是將多變數的觀測數值簡化，且抽出若干個主要的變異梯度而稱之，分析時將計算變數之間的關係進而求出矩陣，再求出主要變異梯度，並算出特徵值代表此梯度所包含的變異程度(蘇鴻傑 1987c)；典型對應分析是屬於直接梯度分析，其可與多個環境因子同時來進行分析，再從物種和環境變數資料中萃取出最好的複合梯度軸，並且由環境變數的線性組合將每個物種細分到最大限度，能有效反應出植群與環境的關係，找出會影響植群分化的環境相關因子及其分布位置(Whittaker 1967)。結果可把環境變數顯現於雙序圖(Biplot)上，環境變數則會以箭頭做為表示，其箭頭所處於的象限則表示環境變數和梯度軸兩者間呈現的正相關或負相關，其箭頭的長度則表示與植群分布間的相關程度，其長度越長代表相關性越大且越重要，反之則越短就代表相關性越小越不重要；其箭頭與軸之間的夾角則顯示出環境變數間的顯著及不顯著之關係，其夾角越小代表該環境變數越顯著，反之夾角越大則越不顯著(Girardin et al. 2001)。

(三)臺灣黑熊食用植物調查

1.臺灣黑熊食用植物比對及物候調查結果

整理研究團隊提供圈養及野外的臺灣黑熊食性植物名錄，與本研究調查到的植物名錄進行比較，挑出兩者皆有的物種進行分析，其中特別選取野外之個體的臺灣黑熊之紀錄，再將本研究調查到的植物名錄兩者相互對比，挑出兩者皆有之物種進行分析製作臺灣黑熊食用植物物候表，製作植物物候整理時考量植物會受地理因子如坡向、海拔等影響，也受許多氣候因子包含太陽輻射、溫度、水分含量等，植物受生育地因子而影響其生活史的狀態。另外參考呂理昌(1990)塔塔加至玉山主峰開花週期以及呂理昌(1991)玉山國家公園東埔玉山區開花植物物候的兩篇研究，推斷玉山國家公園內該植物物候狀況，若相關物種缺乏直接記錄，本研究則利用國內各大植物標本館提供的玉山國家公園區域內或鄰近區域的植物標本數據，整理植物的開花與結果月份，進一步分析玉山國家公園內臺灣黑熊可能食用的植物物種的物候特性。藉由這些物候資料，本研究討論了臺灣黑熊在四季中的主要食用物種，並提供了不同季節中臺灣黑熊食性與植物物候之間的關聯。

2.臺灣黑熊季節核密度活動範圍與樟科、殼斗科 IVI 分布之關係

為瞭解臺灣黑熊季節性活動與其食物資源之關聯性，本研究將臺灣黑熊主要的植物性食物來源：樟科及殼斗科，依其結果季計算該段時間臺灣黑熊之活動核密度，並與樟科、殼斗科之 IVI 分布圖進行套疊分析。

(1)核密度活動範圍分析

自然斷點(Natural Breaks)是一種常用的分類方法，用於將連續型資料進行分組，這種方法的目的是讓組與組之間的差異最大化，而組內的數據差異最小化，其原理根據統計學中之 Jenks 最佳化算法(Jenks Optimization Algorithm)，會依照數據分布進行分析，尋找自然的分界點，從而將數據分組，這種方法特別適用於數據分布不均勻或資料中存在明顯聚類的情況，故核密度分析可用此方式進行分群。透過這種分類

方式能夠反映黑熊資料之核密度真實分布模式，結果更貼近現實，且自動識別資料之自然分界點，讓可視化結果更加直觀。

核密度與 Natural Breaks 是地理資訊系統中兩個不同但互補之空間分析方法。核密度生成連續的空間密度分布，而 Natural Breaks 通過分類，將這些密度資料以分級方式展示出來，便於理解和決策，兩者結合使用時，能更有效地發現數據中的模式與趨勢。本計畫透過臺灣黑熊之 GPS 資料收集其分布資料，結合核密度(Kernel Density)和自然斷點(Natural Breaks)法進行空間分析。

高密度區域顯示野生動物活動的熱點，例如覓食地、棲息地或水源附近；低密度區域可能代表活動稀疏的地區，可能是生態屏障、不適宜的棲息地或遷徙通道，但本次僅使用玉山國家公園人造衛星追蹤的 15 隻黑熊資料，此 15 隻黑熊未抵達處，不見得其他黑熊無法抵達，故分析結果之高密度區域僅代表此 15 隻黑熊的活動熱點。本研究採用之自然斷點共分五級，分別是第一級(128,907.1407 - 453,452.7188)、第二級(453,452.7189 - 1,082,540.75)、第三級(1,082,540.751 - 2,034,661.375)、第四級(2,034,661.376 - 3,792,300.5)、以及第五級(3,792,300.501 - 6,531,130)，根據核密度數值，其數值越高代表分級程度越高，亦表示臺灣黑熊較容易聚集於此。

(2)樟科及殼斗科 IVI 分布熱點

本計畫透過第四次森林資源調查之地面樣區資料與本計畫所調查之樣區進行樟科及殼斗科 IVI 熱點分析，並以空間內插法製作 IVI 熱點分析圖。首先透過全島第四次森林資源調查之地面樣區資料進行本計畫範圍篩選，將範圍內樣區選出，共計選出 333 個樣區並與現場調查之樣區一起計算各樣區各科樹種之 IVI 值，並依上述類別進行分類，即獲得兩種類別之 IVI 圖。

克力金法(Kriging)為內插方法的一種，可以利用已知點資料推估其他未知點之數據。克力金法以統計學為基礎，根據相鄰已知點的數值，利用變異函數來找尋區域內各點位變項間的關係，進而推估未知點的值。其步驟需先對已知點進行統計分析，求出變異函數模型後，再進行克力金插值運算，此方法考量區域性變量的不規則特性，根據優化準則函數

提出空間權重係數的動態建議。克利金法可對周圍的測量值進行加權以得出未測量位置的預測，其公式係由資料的加權總和組成：

$$\hat{Z}(s_0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i Z(s_i) \dots\dots\dots(\text{式 } 9)$$

$Z(s_i)$ = 第 i 個位置處的測量值； λ_i = 第 i 個位置處的測量值未知權重；
 s_0 = 預測位置； N = 測量值數。

使用克力金法時，權重不僅取決於測量點之間的距離、預測位置，還取決於基於測量點的整體空間排列。要在權重中使用空間排列，必須量化空間自相關。因此，在普通克力金法中，權重 λ_i 取決於測量點、預測位置的距離和預測位置周圍的測量值之間空間關係的擬合模型。

三、結果

(一)全園區植物概況

1.維管束植物統計

本研究於 2023 年 9 月至 2024 年 9 月止，在玉山國家公園內進行植物樣區實地調查。將所有出現的維管束植物進行記錄，以利於製作維管束植物名錄(附錄 3-1)，並根據 APG IV 植物分類系統對調查的物種進行分類，共記錄 121 科 330 屬 595 種維管束植物，其中包括石松植物 2 科 2 屬 8 種，蕨類植物 15 科 46 屬 130 種，裸子植物 2 科 10 屬 11 種，雙子葉植物 88 科 225 屬 372 種以及單子葉植物 14 科 47 屬 74 種(表 3-4)，根據調查蕨類植物(含石松植物的 8 種物種)佔此次調查的 23.2%，被子植物佔 76%，顯示該區域蕨類植物較全臺灣平均比例高(表 3-5)。與全臺灣蕨類植物資源相比，本區蕨類植物佔全臺蕨類植物的 15.8%。在玉山國家公園內的調查範圍被子植物為 445 種，蕨類植物為 130 種，蕨類商數為 7.30。

根據本次調查結果，前三的科別分別為雙子葉植物薔薇科(Rosaceae) (22 種)、蕨類植物鱗毛蕨科(Dryopteridaceae) (30 種)，以及單子葉的蘭科(Orchidaceae) (26 種)。另外薔薇科、樟科、殼斗科皆是臺灣黑熊的食物來源(表 3-6)。

表 3-4、玉山國家公園樣區維管束植物資源統計表。

分類群	科	屬	種
石松植物	2	2	8
蕨類植物	15	46	130
種子植物	104	282	457
裸子植物	2	10	11
被子植物	102	272	446
雙子葉植物	88	225	372
單子葉植物	14	47	74
合計	121	330	595

表 3-5、玉山國家公園維管束植物與全臺灣各類維管束植物種數統計表。

類別	玉山(本次研究)		臺灣地區*	
	種數	百分比(%)	種數	百分比(%)
蕨類植物	138	23.2	570	14.2
裸子植物	11	1.9	28	0.7
被子植物	445	76.0	3,420	85.1
雙子葉植物	369	62.9	2,334	58.1
單子葉植物	77	13.1	1,086	27.0
總計	595	100.0	4,018	100.0

*資料來源：臺灣全島資料統計來源自臺灣植物誌第二版。

表 3-6、玉山國家公園臺灣黑熊棲地內維管束植物較高之科別統計表。

科(Family)	屬(Genus)		種(Species)	
	總計	百分比(%)	總計	百分比(%)
鱗毛蕨科(Dryopteridaceae)	5	0.8	30	5.0
蘭科(Orchidaceae)	17	2.9	26	4.4
薔薇科(Rosaceae)	11	1.8	22	3.7
水龍骨科(Polypodiaceae)	10	1.5	22	3.7
蕁麻科(Urticaceae)	9	1.7	22	3.7
鳳尾蕨科(Pteridaceae)	6	1.0	21	3.5
樟科(Lauraceae)	7	1.2	20	3.4
鐵角蕨科(Aspleniaceae)	2	0.3	20	3.4
茜草科(Rubiaceae)	13	2.2	15	2.5
菊科(Asteraceae)	12	2.0	15	2.5
唇形科(Lamiaceae)	11	1.8	13	2.2
五加科(Araliaceae)	9	1.5	11	1.8
報春花科(Primulaceae)	5	0.8	11	1.8
芸香科(Rutaceae)	6	1.0	11	1.8
豆科(Fabaceae)	9	1.5	10	1.7
殼斗科(Fagaceae)	5	0.8	10	1.7
杜鵑花科(Ericaceae)	3	0.5	10	1.7
毛茛科(Ranunculaceae)	1	0.2	10	1.7
禾本科(Poaceae)	9	1.5	9	1.5
菝葜科(Smilacaceae)	1	0.2	9	1.5

2.紅皮書植物保育等級評估

依據 2017 年臺灣維管束紅皮書名錄(臺灣植物紅皮書編輯委員會 2017)做為評級標準，於本區所進行的研究共記錄到 47 種紅皮書物種，其中瀕臨滅絕(EN)之物種為 7 種、易受害(VU) 之物種為 13 種、接近威脅(NT) 之物種為 19 種、缺乏資料 DD 之物種為 8 種(附錄 3-1)。

3.維管束植物生活型

本研究於玉山國家公園調查之維管束植物總計 595 種，維管束植物生活型分析結果顯示，挺空植物(P)為 325 種，佔總數 54.6%，為最高比例。地表植物(Ch)為 241 種，佔 40.5 %；半地中植物(H)為 13 種，佔 2.2%；土中植物(Cr)為 7 種，佔 1.0%；一年生種子植物(Th)為 3 種，佔 0.5%，結果顯示物種組成以挺空植物為主導。

(二)植群組成與環境變數間之關係

1.植群組成分類及族群結構徑級分析

(1)植物社會分類

本研究共調查了 100 個樣區(圖 3-15)，並以雙向指標種分析法進行樣區資料的分析，計算各樣區的物種相對重要值，將結果分為八個等級(表 3-3)。藉由層級切分分析，建立了樣區的層級切分關係圖(圖 3-16)，進行層級切分時，植物群落分類樣區數少於 3 個的群叢不納入討論(如樣區 9、10、11、12、78、81、84、85、90 等共 9 個樣區)，這是由於取樣數不足，無法進行有效分類。此外位於人工林的樣區也被排除於植群分類中，這些樣區包括臺灣杉(*Taiwania cryptomerioides*)、紅檜(*Chamaecyparis formosensis*)及柳杉(*Cryptomeria japonica*)的造林地區，這些樣區將不放入討論。本次調查於熱區中的樣區為 71 個，於非熱區中的樣區為 17 個，無法分型的樣區為 9 個，人工林為 3 個，共計 100 個樣區。

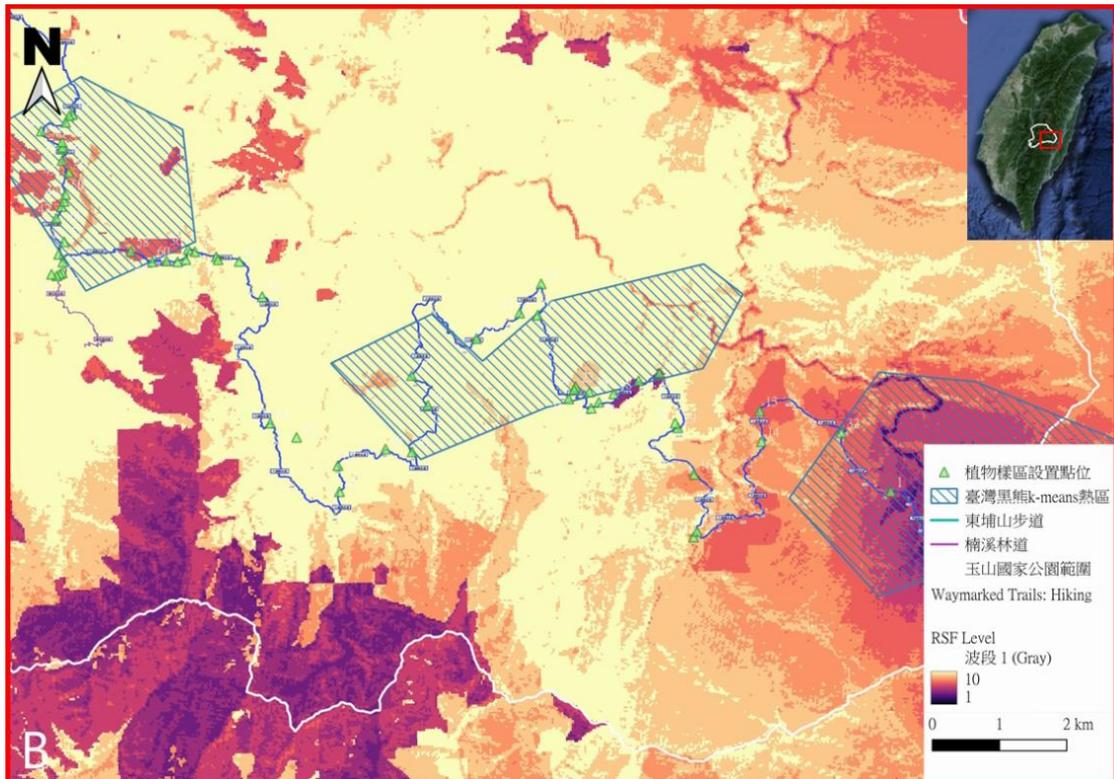
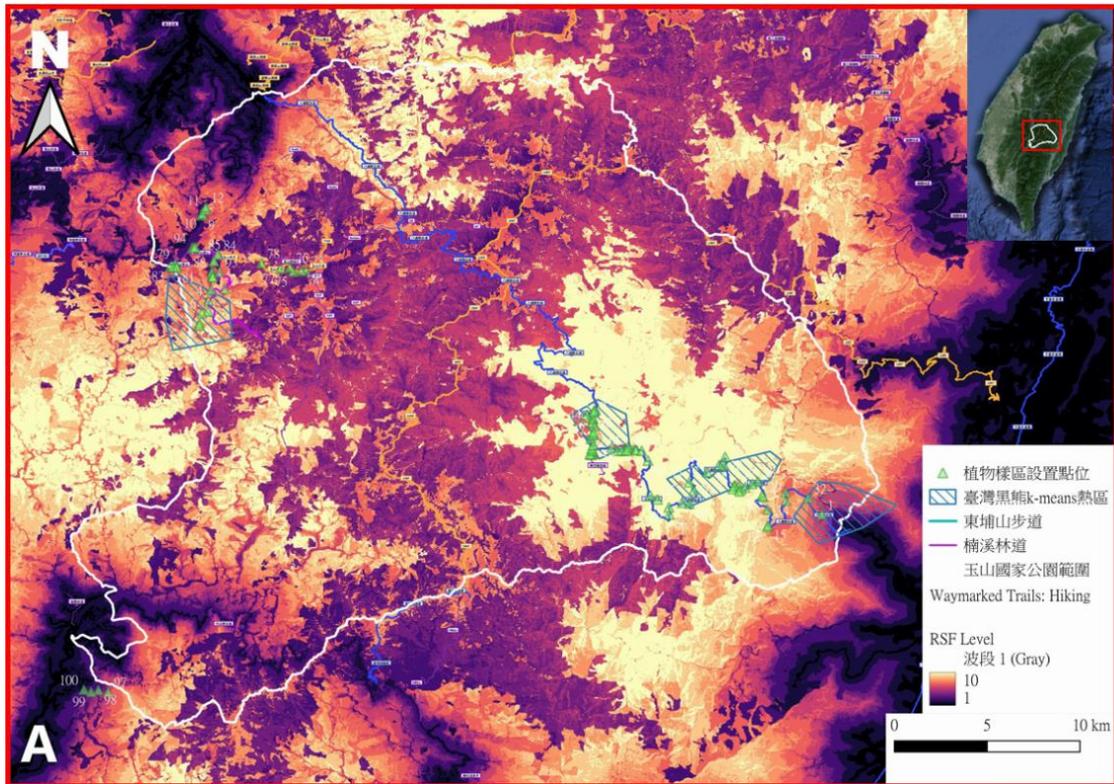


圖 3-15、玉山國家公園臺灣黑熊植群樣區設置位置圖。(A)全園區之樣區分布；(B)東側八通關越嶺(南安至大分)；(C)西側楠溪林道、玉山主峰、東埔山步道；(D)高雄市桃源區拉芙蘭地區之樣區分布。

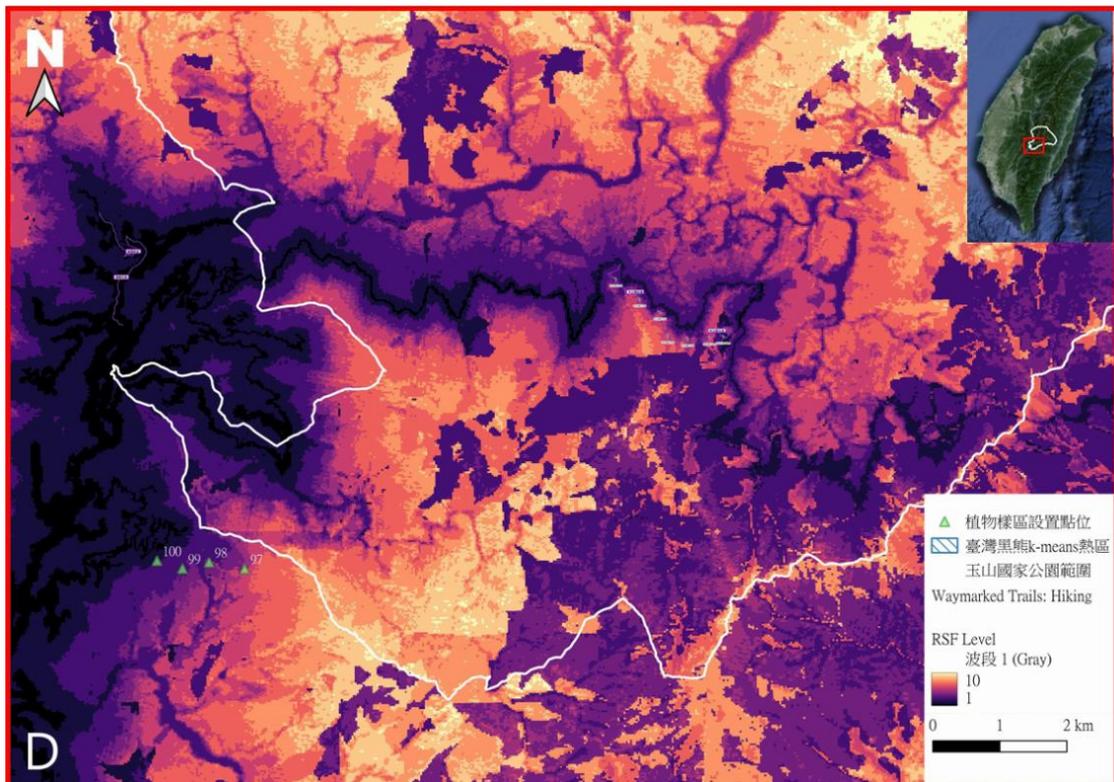
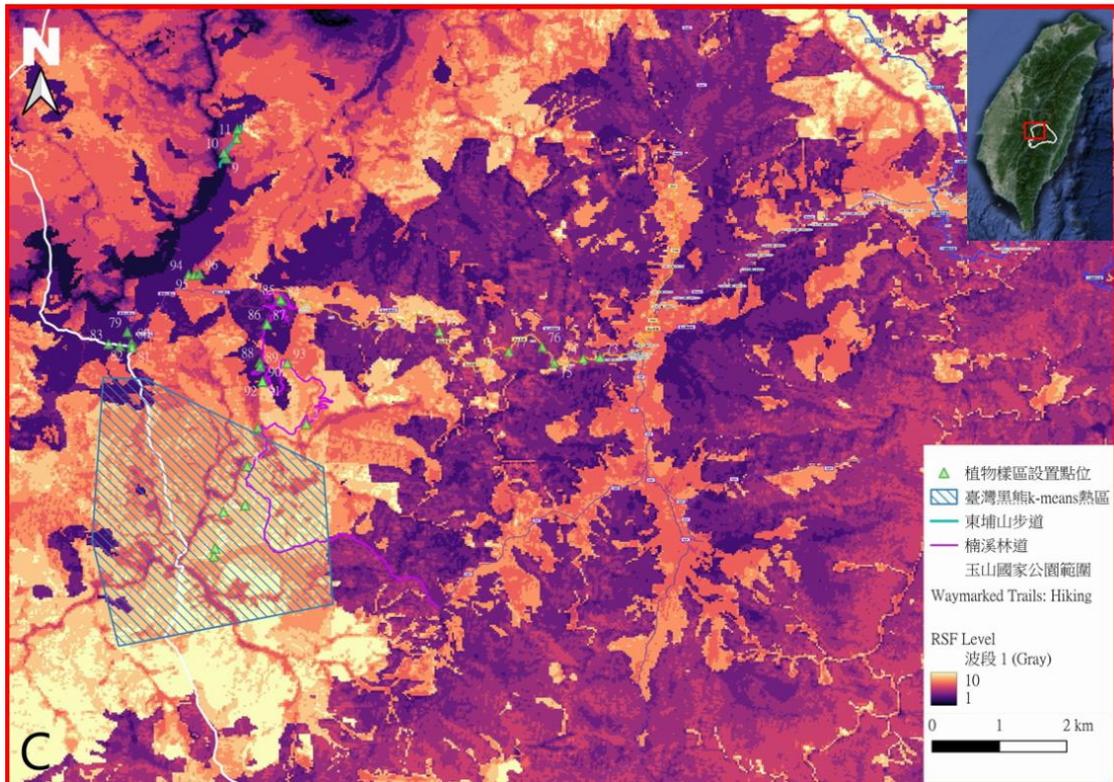


圖 3-15(續)、玉山國家公園臺灣黑熊植群樣區設置位置圖。(A)全園區之樣區分布；(B)東側八通關越嶺(南安至大分)；(C)西側楠溪林道、玉山主峰、東埔山步道；(D)高雄市桃源區拉芙蘭地區之樣區分布。

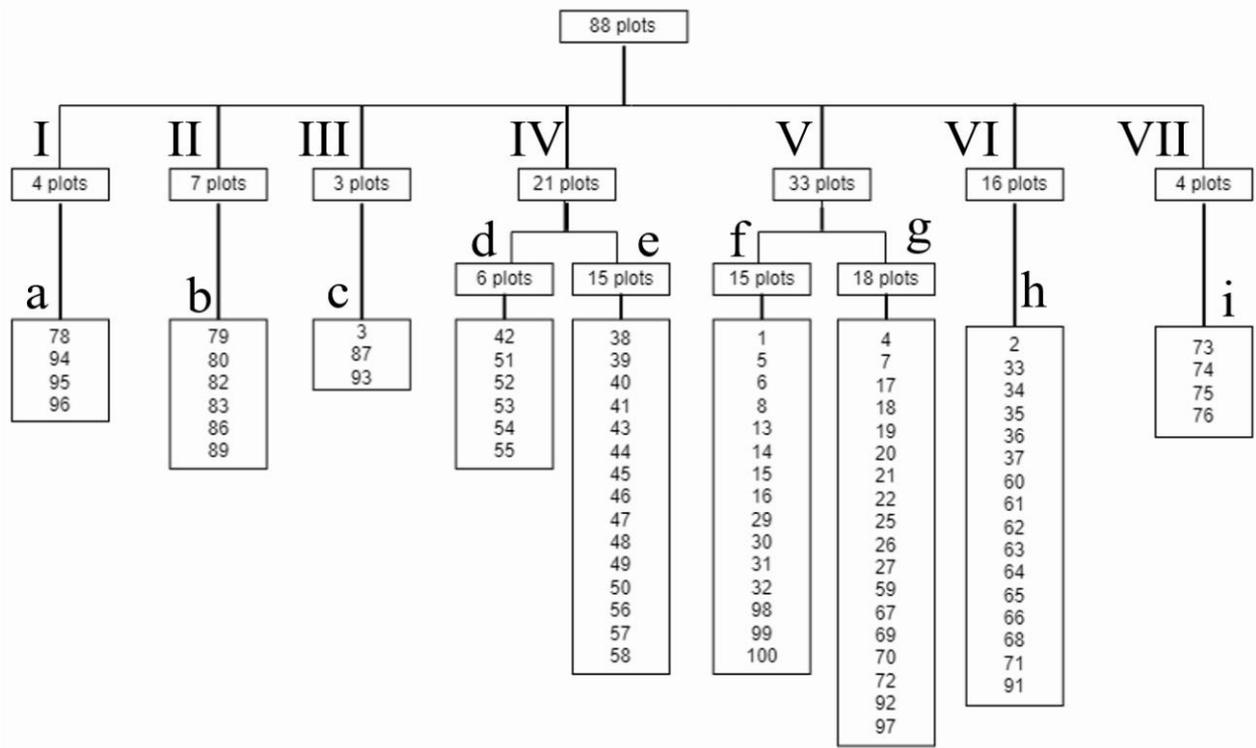


圖 3-16、植群樣區雙向指標種層級切分關係圖。羅馬數字 I 至 VII 為群團編號，a 至 i 為群叢編號，數字代表樣區編號。

本研究以最高層級之分類單元為群系綱、群系亞綱、群系集團、群系亞集團、群系；植群組成層次包括：群團和群叢為命名方式來討論，似 I 臺灣鐵杉群團屬森林(群系綱)、冷溫帶下段(群系亞綱)、常綠針葉混交林(群系組)、臺灣鐵杉(群系)等(邱清安等 2008)，但本研究著重於植群組成層次(Florstistic level)來進行討論。植物社會的命名遵循特徵種在前、優勢種在後的原則。如果某植物群落中的特徵種同時為優勢種，則該群叢將使用優勢種在前、次優勢種在後的方式進行命名。

以下為植物社會分析的具體結果(西側將以^W標示，東側以^E標示，如同一群團、群叢中含有兩側則以*標示)，並依樣區植群類型分布於臺灣黑熊活動熱區及非熱區整理資料於表 3-7：

- I. 臺灣鐵杉群團^W (*Tsuga chinensis* var. *formosana* alliance)
a. 厚葉柃木-臺灣鐵杉群叢^W (*Eurya glaberrima* - *Tsuga chinensis* var. *formosana* association)
- II. 臺灣二葉松群團^W (*Pinus taiwanensis* alliance)
b. 臺灣華山松-臺灣二葉松群叢^W (*Pinus armandii* var. *mastersiana* - *Pinus taiwanensis* association)
- III. 臺灣赤楊群團^W (*Alnus formosana* alliance)
c. 臺灣紅榨槭-臺灣赤楊群叢^W (*Acer morrisonense* - *Alnus formosana* association)
- IV. 細葉饅頭果群團^E (*Glochidion rubrum* alliance)
d. 臺灣山桂花-臺灣赤楊群叢^E (*Maesa perlaria* var. *formosana* - *Alnus formosana* association)
e. 青剛櫟-細葉饅頭果群叢^E (*Quercus glauca* - *Glochidion rubrum* association)
- V. 臺灣烏心石群團* (*Michelia compressa* var. *formosana* alliance)
f. 鵝掌柴-臺灣肉桂群叢* (*Schefflera octophylla* - *Cinnamomum insularimontanum* association)
g. 長葉木薑子-大葉石櫟群叢* (*Litsea acuminata* - *Lithocarpus kawakamii* association)
- VI. 長葉木薑子群團* (*Litsea acuminata* alliance)
h. 細枝柃木-長葉木薑子群叢* (*Eurya loquaiana* - *Litsea acuminata* association)
- VII. 臺灣冷杉群團^W (*Abies kawakamii* alliance)。
i. 巒大花楸-臺灣冷杉群叢^W (*Sorbus randaiensis* - *Abies kawakamii* association)

表 3-7、臺灣黑熊活動熱區及非熱區之植群類型及樣區分布。

熱區/非熱區	群叢	樣區編號
熱區	植群 a	77、95
	植群 c	3、93
	植群 d	42、51、52、53、54
	植群 e	38、39、40、41、43、44、45、46、47、48、49、50、55、56、57、58
	植群 f	1、5、6、8、13、14、15、16、29、30、31、32
	植群 g	4、7、17、18、19、20、21、22、25、26、27、59、67、69、70、72、97
	植群 h	2、33、34、35、36、37、60、61、62、63、64、65、66、68、71
	植群 i	74、75
	非熱區	植群 a
植群 b		79、80、82、83、86、88、89
植群 c		87
植群 f		98、99、100
植群 g		92
植群 h		91
植群 i		73、76
無法分型		9、10、11、12、78、81、84、85、90
人工林		23、24、28

本研究的樣區分布於不同的植群類型，其中全部樣區皆位於熱區的植群包括 d.臺灣山桂花-臺灣赤楊群叢以及 e.青剛櫟-細葉饅頭果群叢。樣區全部位於非熱區的則為 b.臺灣華山松-臺灣二葉松群叢。其餘 6 個植群則同時分布於熱區與非熱區。

I. 臺灣鐵杉群團^W (*Tsuga chinensis* var. *formosana* alliance)

a. 厚葉柃木-臺灣鐵杉群叢^W (*Eurya glaberrima*-*Tsuga chinensis* var. *formosana* association)

本群團位於西側，總共有 4 個樣區，此群叢樣區含熱區及非熱區，主要優勢樹種為臺灣鐵杉(*T. chinensis* var. *formosana*)；特徵種為厚葉柃木(*E. glaberrima*)、玉山杜鵑(*Rhododendron pseudochrysanthum*)以及玉山假沙梨(*Photinia niitakayamensis*)，無伴生物種，地被優勢為玉山箭竹(*Yushania niitakayamensis*)、臺灣鬼督郵(*Ainsliaea latifolia*)；附生植物為擬笈瓦韋(*Lepisorus monilisorus*)、小膜蓋蕨(*Davallia clarkei*)、細葉落蕨(*Hymenophyllum polyanthos*)、粵瓦韋(*L. obscurevenulosus*)、細葉書帶蕨(*Haplopteris mediosora*)、大枝掛繡球(*Hydrangea integrifolia*)、玉山蕨蕨(*Selliguea quasidivariata*)、箭葉水龍骨(*Goniophlebium mengtzeense*) (圖 3-17)。



圖 3-17、厚葉柃木-臺灣鐵杉群叢之樣區植群環境照。

II. 臺灣二葉松群團^W (*Pinus taiwanensis* alliance)

b. 臺灣華山松-臺灣二葉松群叢^W (*Pinus armandii* var. *mastersiana*-*Pinus taiwanensis* association)

本群位於西側，總共 7 個樣區，此群叢樣區皆位於非熱區，主要優勢樹種為臺灣二葉松(*P. taiwanensis*)；特徵種為臺灣華山松(*P. armandii* var. *mastersiana*)、臺灣馬醉木(*Pieris taiwanensis*)、毛果柃木(*Eurya gnaphalocarpa*)，伴生種為金毛杜鵑(*Rhododendron oldhamii*)，地被優勢為玉山箭竹、臺灣馬醉木、毛地黃(*Digitalis purpurea*)；無附生植物(圖 3-18)。



圖 3-18、臺灣華山松-臺灣二葉松群叢之樣區植群環境照。

III. 臺灣赤楊群團^W (*Alnus formosana* alliance)

c. 臺灣紅榨槭-臺灣赤楊群叢^W (*Acer morrisonense*-*Alnus formosana* association)

本群叢位於西側，總共 3 個樣區，此群叢樣區含熱區及非熱區，主要優勢樹種為臺灣赤楊(*Al. formosana*)；特徵種為臺灣紅榨槭(*Ac. morrisonense*)、柘樹(*Maclura cochinchinensis*)、毛瓣石楠(*Photinia serratifolia* var. *lasiopetala*)，伴生種為米碎柃木(*Eurya chinensis*)、臺灣老葉兒樹(*Pourthiaea beauverdiana* var. *notabilis*)，地被優勢為玉山箭竹、臺灣馬醉木、粗毛鱗蓋蕨(*Microlepia strigosa*)、瓦氏鳳尾蕨(*Pteris wallichiana*)、弧脈鳳尾蕨(*Pteris biaurita*)；附生植物為擬笈瓦韋、紅毛杜鵑(*Rhododendron rubropilosum* var. *rubropilosum*) (圖 3-19)。



圖 3-19、臺灣紅榨槭-臺灣赤楊群叢之樣區植群環境照。

IV. 細葉饅頭果群團^E (*Glochidion rubrum* alliance)

d. 臺灣山桂花-臺灣赤楊群叢^E (*Maesa perlaria* var. *formosana*-*Acer formosana* association)

本群叢位於東側，總共 7 個樣區，本群叢樣區皆於熱區，主要優勢樹種為臺灣赤楊(*A. formosana*)；特徵種為臺灣山桂花(*M. perlaria* var. *formosana*)、杜虹花(*Callicarpa formosana* Rolfe var. *formosana*)，伴生種為青剛櫟(*Quercus glauca* var. *glauca*)、呂宋莢蒾(*Viburnum luzonicum*)、木蠟樹(*Rhus succedanea* var. *succedanea*)、金毛杜鵑，地被優勢為聚生穗序薹(*Carex nubigena*)、粗毛鱗蓋蕨、臺灣山桂花、海螺菊(*Ellisiophyllum pinnatum*)、求米草(*Oplismenus hirtellus*)、瓦氏鳳尾蕨；附生植物為石韋(*Pyrrosia lingua*) (圖 3-20)。



圖 3-20、臺灣山桂花-臺灣赤楊群叢之樣區植群環境照。

e. 青剛櫟-細葉饅頭果群叢^E (*Quercus glauca* var. *glauca*-*Glochidion rubrum* association)

本群叢位於東側，總共 14 個樣區，此群叢樣區皆位於熱區，主要優勢樹種為青剛櫟(*Q. glauca*)；次優勢種為細葉饅頭果(*G. rubrum*)；特徵種為青剛櫟、阿里山千金榆(*Carpinus kawakamii*)，伴生種為呂宋莢蒾、木蠟樹，地被優勢為伏石蕨(*Lemmaphyllum microphyllum*)、聚生穗序臺、求米草、瓦氏鳳尾蕨、粗毛鱗蓋蕨、賽山椒(*Embelia lenticellata*)、臺灣崖爬藤(*Tetrastigma umbellatum*)、腎蕨(*Nephrolepis cordifolia*)；附生植物為瓦韋(*Lepisorus thunbergianus*)、臺灣山蘇花(*Asplenium nidus*)、臺灣水龍骨(*Goniophlebium formosanum*)、扁蜘蛛蘭、鶴冠蘭(*Bulbophyllum setaceum*)、連珠絨蘭(*Eria japonica*) (圖 3-21)。



圖 3-21、青剛櫟-細葉饅頭果群叢之樣區植群環境照。

V. 臺灣烏心石群團* (*Michelia compressa* var. *formosana* alliance)

f. 鵝掌柴-臺灣肉桂群叢* (*Schefflera octophylla*-*Cinnamomum insularimontanum* association)

本群叢位於東西兩側，總共 15 個樣區，本群叢樣區於熱區及非熱區皆有分布，東側樣區的主要優勢樹種為臺灣肉桂(*C. insularimontanum*)；特徵種為鵝掌柴(*S. octophylla*)、九芎(*Lagerstroemia subcostata*)、樟葉槭(*Acer albopurpurascens*)、五掌楠(*Neolitsea konishii*)，伴生種為細葉饅頭果、瓊楠(*Beilschmiedia erythrophloia*)，地被優勢為九節木(*Psychotria rubra*)、臺灣及己(*Chloranthus oldhamii*)、聚生穗序薑、賽山椒、玉山紫金牛(*Ardisia cornudentata*)、冷清草(*Elatostema lineolatum* var. *majus*)、全緣卷柏(*Selaginella delicatula*)、粗毛鱗蓋蕨、肋毛蕨(*Ctenitis subglandulosa*)、斜方複葉耳蕨(*Arachniodes amabilis* var. *fimbriata*)、腎蕨、細葉複葉耳蕨(*Arachniodes aristata*)、落鱗鱗毛蕨；附生植物為柚葉藤(*Pothos chinensis*)、黃絨蘭(*Eria corneri*)、腎蕨、大葉骨碎補(*Davallia divaricata*)、長果藤(*Aeschynanthus acuminatus*)、臺灣山蘇花、海州骨碎補(*Davallia trichomanoides*)、絨蘭(*Hoya carnososa*)、山蘇花(*Asplenium antiquum*)、珍珠蓮(*Ficus sarmentosa* var. *nipponica*)、伏石蕨、扁球羊耳蒜(*Liparis elliptica*)、臺灣水龍骨(*Goniophlebium formosanum*)、崖薑蕨(*Drynaria coronans*)；西側樣區的主要優勢樹種為臺灣肉桂；特徵種為鵝掌柴、菲律賓楠(*Machilus philippinensis*)、狗骨仔(*Tricalysia dubia*)，伴生種為瓊楠、玉山紫金牛，地被優勢為賽山椒、粗毛鱗蓋蕨、細葉複葉耳蕨、臺灣山桂花、長梗紫麻(*Oreocnide pedunculata*)、玉山紫金牛；附生植物為粗毛鱗蓋蕨、尖葉耳蕨(*Polystichum parvipinnulum*)、紅柄鳳尾蕨(*Pteris scabristipes*)、蓬萊鱗毛蕨(*Dryopteris cacaia*)、臺灣崖爬藤、伏石蕨、愛玉子(*Ficus pumila* var. *awkeotsang*)、臺灣松蘭(*Gastrochilus formosanus*)、臺灣五葉參(*Pentapanax castanopsidicola*)、槭葉石韋(*Pyrrosia polydactyla*)、臺灣水龍骨、臺灣常春藤(*Hedera rhombea* var. *formosana*)、小車前蕨(*Antrophyum parvulum*)、絨毛石韋(*Pyrrosia linearifolia*) (圖 3-22)。

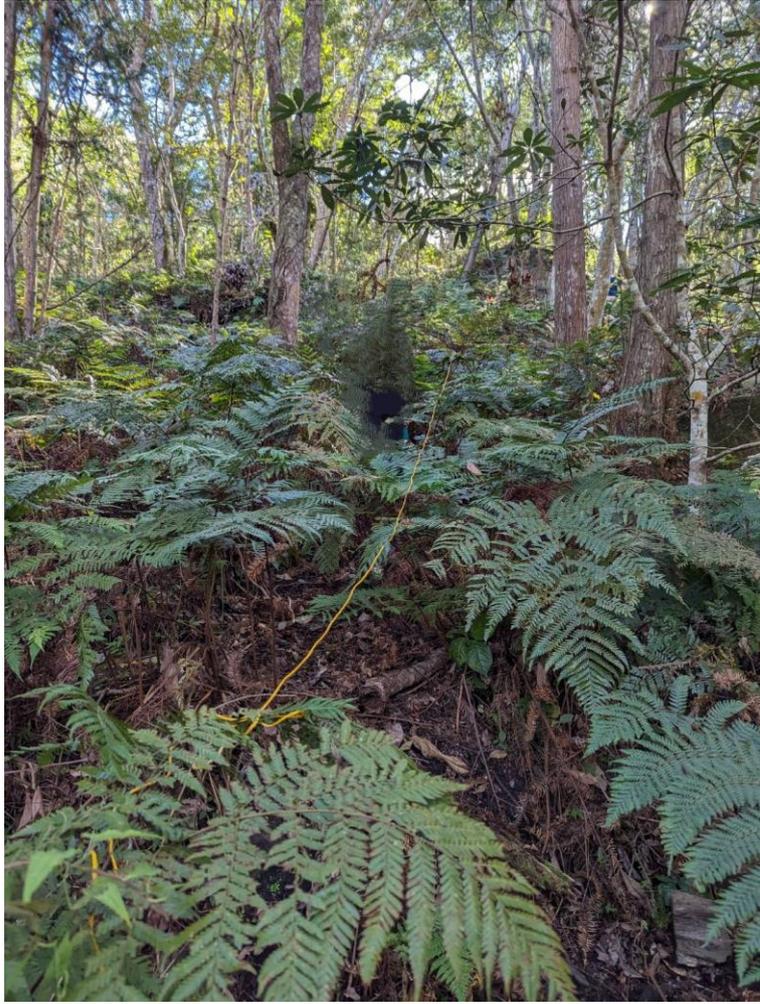


圖 3-22、鵝掌柴-臺灣肉桂群叢之樣區植群環境照。

g.長葉木薑子-大葉石櫟群叢*(*Litsea acuminata*-*Lithocarpus kawakamii* association)

本群叢位於東西兩側，共計 18 個樣區，此群叢樣區含熱區及非熱區，東側主要優勢樹種為大葉石櫟(*Lits. kawakamii*)；特徵種為長葉木薑子(*Lith. acuminata*)、大頭茶(*Gordonia axillaris*)，伴生種為鬼石櫟(*Lithocarpus lepidocarpus*)、狹葉櫟(*Quercus stenophylloides*)、青葉楠(*Machilus zuihoensis* var. *mushaensi*)、賽山椒，地被優勢為聚生穗序薑、求米草、全緣卷柏、肋毛蕨、華鳳了蕨(*Coniogramme intermedia*)、短角冷水麻(*Pilea aquarum*)、粗毛鱗蓋蕨、紅柄鳳尾蕨、瓦氏鳳尾蕨、玉山紫金牛、臺灣排香(*Lysimachia ardisioides*)、波氏星蕨(*Lepidomicrosorium ningpoense*)、長梗紫麻、小金石榴(*Bredia gibba*)、臺灣山桂花、小葉白筆(*Symplocos modesta*)、三葉崖爬藤(*Tetrastigma formosanum*)、長葉木薑子、絨莖樓梯草(*Elatostema parvum*)、腎蕨、臺東耳蕨(*Polystichum acutidens*)、西南冷水麻(*Pilea plataniflora*)、齒葉矮冷水麻(*Pilea peploides* var. *major*)、斜方複葉耳蕨、間型沿階草(*Ophiopogon intermedius*)、臺灣土茯苓(*Smilax lanceifolia*)、小葉複葉耳蕨(*Arachniodes pseudoaristata*)、杜虹花；附生植物為波氏星蕨、石吊蘭(*Lysionotus pauciflorus* var. *pauciflorus*)、臺灣水龍骨、黃萼捲瓣蘭(*Bulbophyllum retusiusculum*)、伏石蕨、密葉卷柏(*Selaginella involvens*)、柳葉劍蕨(*Loxogramme salicifolia*)、紫葉旗唇蘭(*Vexillabium yakushimense*)、腎蕨、帶狀瓶爾小草(*Ophioderma pendulum*)、青棉花(*Hydrangea viburnoides*)、大枝掛繡球(*Hydrangea integrifolia*)、垂葉書帶蕨(*Haplopteris elongata*)、山蘇花(*Asplenium antiquum*)、臺灣崖爬藤(*Tetrastigma umbellatum*)、海州骨碎補、大黑柄鐵角蕨(*Asplenium pseudolaserpitiifolium*)、愛玉子、瓶蕨(*Vandenboschia auriculata*)、書帶蕨(*Haplopteris flexuosa*)、扁球羊耳蒜(*Liparis elliptica*)、槭葉石韋、大星蕨(*Neolepisorus fortunei*)、青葉楠、石月(*Stauntonia obovatifoliola*)、箭葉水龍骨、翅柄假脈蕨(*Crepidomanes latealatum*)、長葉羊耳蒜(*Liparis nakaharae*)、車前蕨(*Antrophyum obovatum*)、風不動(*Dischidia formosana*)、臺灣澤蘭(*Eupatorium cannabinum*)、臺灣山桂花、臺灣厚距花(*Pachycentria formosana*)、臺灣五葉參(*Pentapanax castanopsidicola*)、短角冷水麻、紫紋捲瓣蘭、小膜蓋

蕨、粵瓦韋、細齒貫眾蕨(*Cyrtomium caryotideum*)、臺灣新耳草(*Neanotis formosana*)、薄葉鐵角蕨、臺東耳蕨、西南冷水麻。

西側主要優勢樹種為大葉石櫟；特徵種為長葉木薑子、西施花(*Rhododendron leptosanthurum*)，伴生種為狹葉櫟、紅子英蓮(*Viburnum formosanum*)、假長葉楠(*Machilus japonica*)，地被優勢為擬笈瓦葦、粗毛鱗蓋蕨、賽山椒、瓦氏鳳尾蕨、風藤(*Piper kadsura*)、臺灣崖爬藤、黑星紫金牛(*Ardisia virens*)、廣葉鋸齒雙蓋蕨(*Diplazium dilatatum*)、金絲草(*Pogonatherum crinitum*)、刺柄碗蕨(*Dennstaedtia scandens*)；附生植物為山蘇花、烏來麻(*Procris laevigata*)、柳葉劍蕨、珍珠蓮、石吊蘭、愛玉子、伏石蕨(圖 3-23)。



圖 3-23、長葉木薑子-大葉石櫟群叢之樣區植群環境照。

VI. 長葉木薑子群團* (*Litsea acuminata* alliance)

h. 細枝柃木-長葉木薑子群叢* (*Eurya loquaiana*-*Litsea acuminata* association)

本群叢位於東西兩側，共計 16 個樣區，此群叢樣區含熱區及非熱區，東側主要優勢樹種為長葉木薑子；特徵種為細枝柃木(*E. loquaiana*)、臺灣老葉兒樹、平遮那灰木(*Symplocos heishanensis*)、厚皮香(*Ternstroemia gymnanthera*)、圓葉冬青(*Ilex goshiensis*)、毛柱楊桐(*Adinandra lasiostyla*)、臺灣黃杉(*Pseudotsuga wilsoniana*)，伴生種為大葉石櫟、鬼石櫟(*Lithocarpus lepidocarpus*)、狹葉櫟(*Quercus stenophylloides*)、臺灣烏心石、青葉楠，地被優勢為稀子蕨(*Monachosorum henryi*)、臺灣鱗毛蕨、高山新木薑子(*Neolitsea acuminatissima*)、平遮那灰木、臺灣排香(*Lysimachia ardisioides*)、青葉楠、粗毛鱗蓋蕨、長葉木薑子、海螺菊(*Ellisiophyllum pinnatum*)、肉穗野牡丹(*Sarcopyramis napalensis* var. *bodinieri*)、賽山椒、刺萼寒莓(*Rubus pectinellus*)、愛玉子、臺灣土茯苓、聚生穗序薑、求米草、尖葉耳蕨(*Polystichum parvipinnulum*)、間型沿階草、華中瘤足蕨(*Plagiogyria euphlebia*)、平遮那灰木、細枝柃木、大葉石櫟、大枝掛繡球、紅果薑(*Carex baccans*)、斯氏懸鉤子(*Rubus swinhoei*)、玉山箭竹、賽山椒、杜虹花；附生植物為石月、廬山石韋(*Pyrrosia sheareri*)、波氏星蕨、腎蕨、紫紋捲瓣蘭(*Bulbophyllum melanoglossum*)、槭葉石韋(*Pyrrosia polydactyla*)、海州骨碎補、粵瓦韋、細葉落蕨、山蘇花、臺灣水龍骨、珍珠蓮、大枝掛繡球。

西側主要優勢樹種為長葉木薑子；特徵種為細枝柃木，伴生種為狹葉櫟、大頭茶(*Gordonia axillaris*)、大葉石櫟，地被優勢為臺灣鱗毛蕨、劍葉鐵角蕨(*Asplenium ensiforme*)、賽山椒；附生植物為書帶蕨、珍珠蓮、石吊蘭、中國宿柱薑(*Carex sociata*) (圖 3-24)。



圖 3-24、細枝桧木-長葉木薑子群叢之樣區植群環境照。

VII. 臺灣冷杉群團^W (*Abies kawakamii* alliance)。

i. 巒大花楸-臺灣冷杉群叢^W (*Sorbus randaiensis*-*Abies kawakamii* association)

本群叢位於東西兩側，共計 4 個樣區，此群叢樣區於熱區及非熱區皆有分布，主要優勢樹種為臺灣冷杉(*A. kawakamii*)；特徵種為巒大花楸(*S. randaiensis*)、香青(*Juniperus squamata*)，無伴生種，地被優勢為玉山箭竹、臺灣鬼督郵、刺果豬殃殃(*Galium echinocarpum*)、玉山針藺(*Trichophorum subcapitatum*)，無附生植物(圖 3-25)。

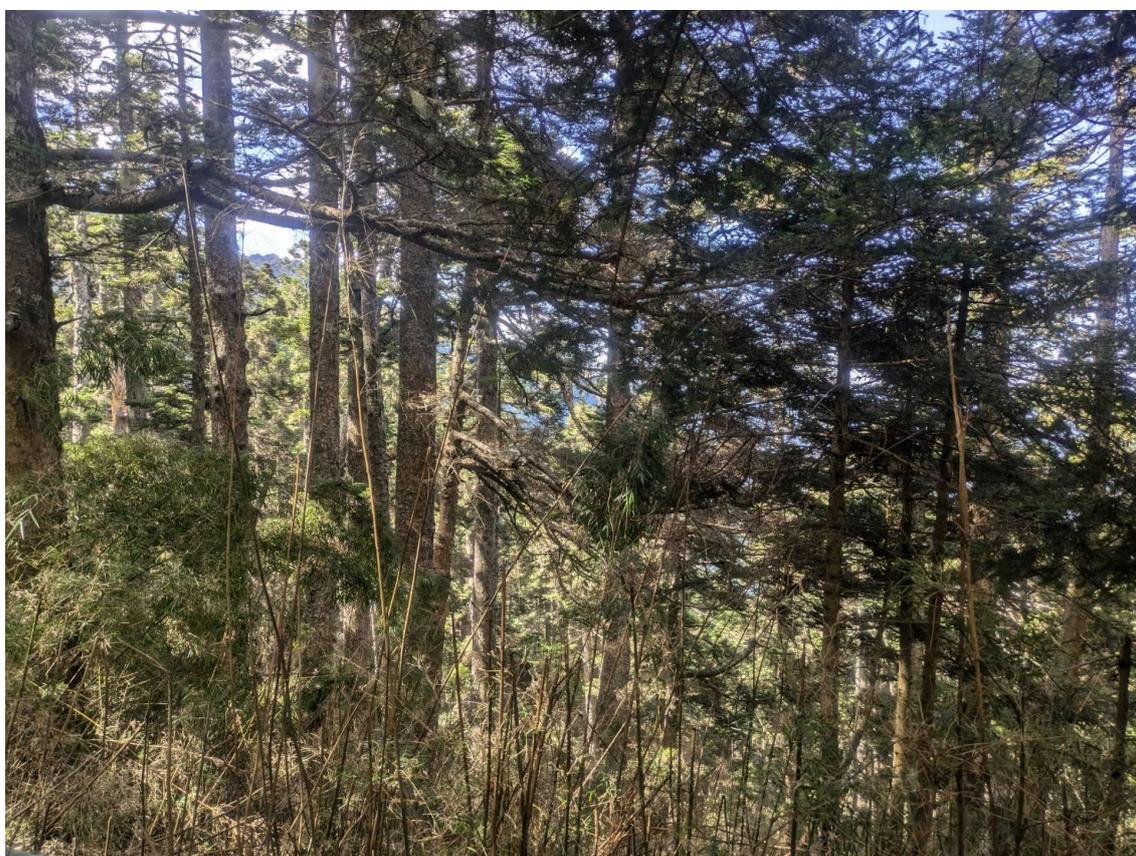


圖 3-25、巒大花楸-臺灣冷杉群叢之樣區植群環境照。

(2) 族群結構

在林分族群結構分析中，常以樹木的胸高直徑(Diameter at Breast Height, DBH)作為分級依據，以觀察林分內樹木數量變化、族群消長以及演替動態。本研究針對徑級大於 1 cm 的樹木進行調查，統計各群叢中主要優勢樹種及特徵種的樹木個體數，並依據其徑級數據繪製徑級直方圖。若某類型的樹種個體數少於 25 株，則不繪製徑級直方圖。徑級級距的設定基於各類樹種的實際數據，並採用史達格斯法(Sturges Method)計算各樹種的徑級級距。計算的切分點自徑級大於 1 cm 的樹木起，依次將徑級級距應用至涵蓋最高直徑的樹木(徐中芄 2006)。以下針對本研究 9 個群叢類型的徑級分布進行深入探討。

a. 厚葉柃木-臺灣鐵杉群叢^W

此群叢位處鐵杉雲杉林帶，主要優勢樹種為臺灣鐵杉；特徵種包括厚葉柃木、玉山杜鵑及玉山假沙梨，在園區內所調查到的樣區中(後簡稱全園區)，共記錄到臺灣鐵杉 97 株，其中在熱區中記錄到 42 株，非熱區也記錄到 42 株，繪製徑級直方圖(圖 3-26)，其餘特徵種因未達標準的 25 株，故未繪製直方圖。整體園區內的徑級結構呈現近鈴型的倒 J 型分布，熱區整體與全園區趨勢相同，顯示這類型林分處於演替中後期的階段，非熱區呈現鈴型分布，顯示林分處於演替中期階段。

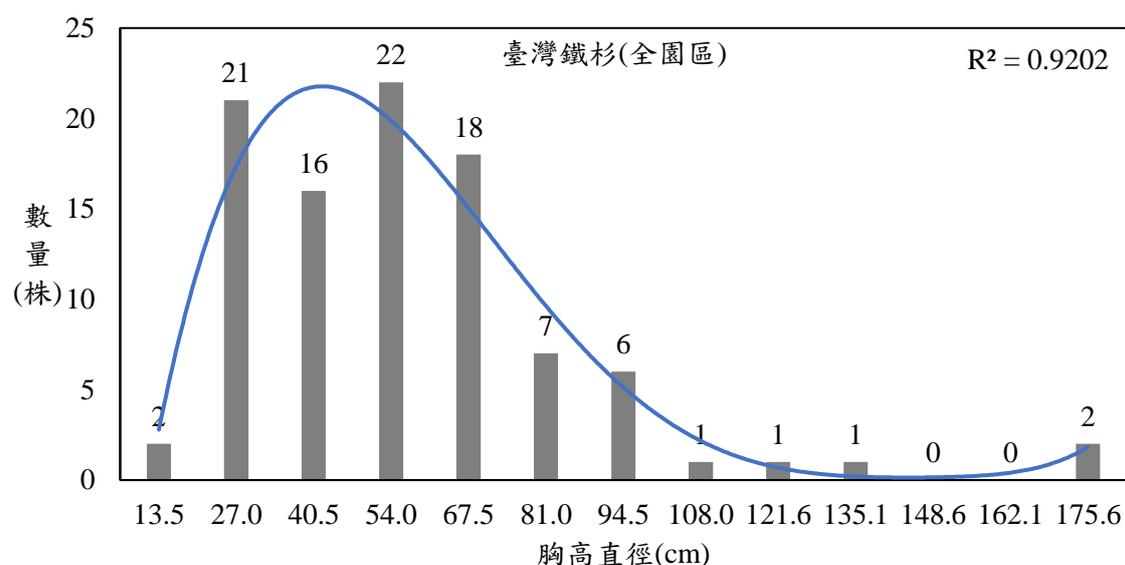


圖 3-26、厚葉柃木-臺灣鐵杉群叢之臺灣鐵杉全園區與熱區及非熱區中樣區植株胸高徑級結構圖。

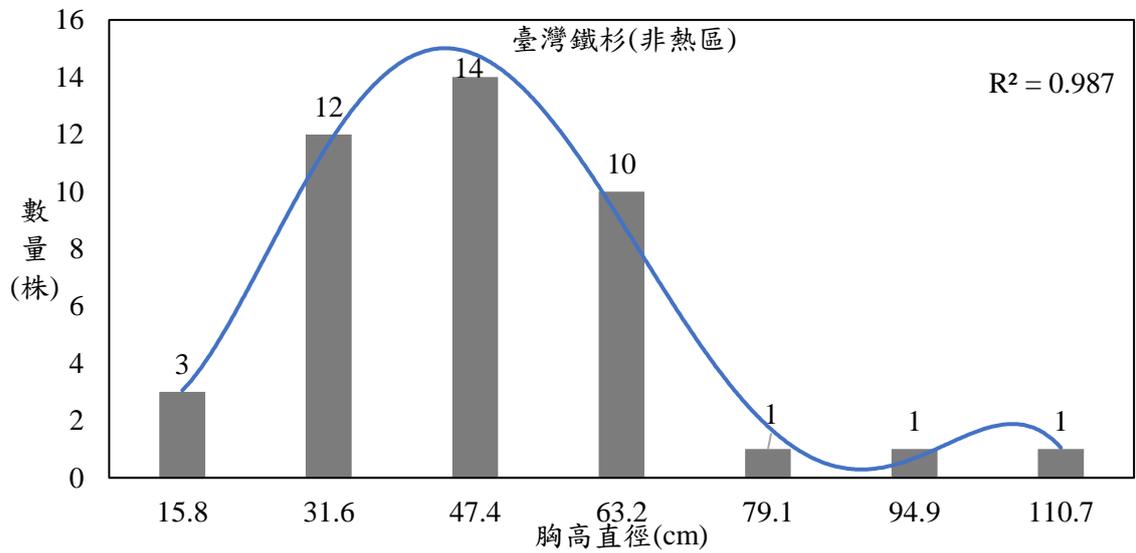
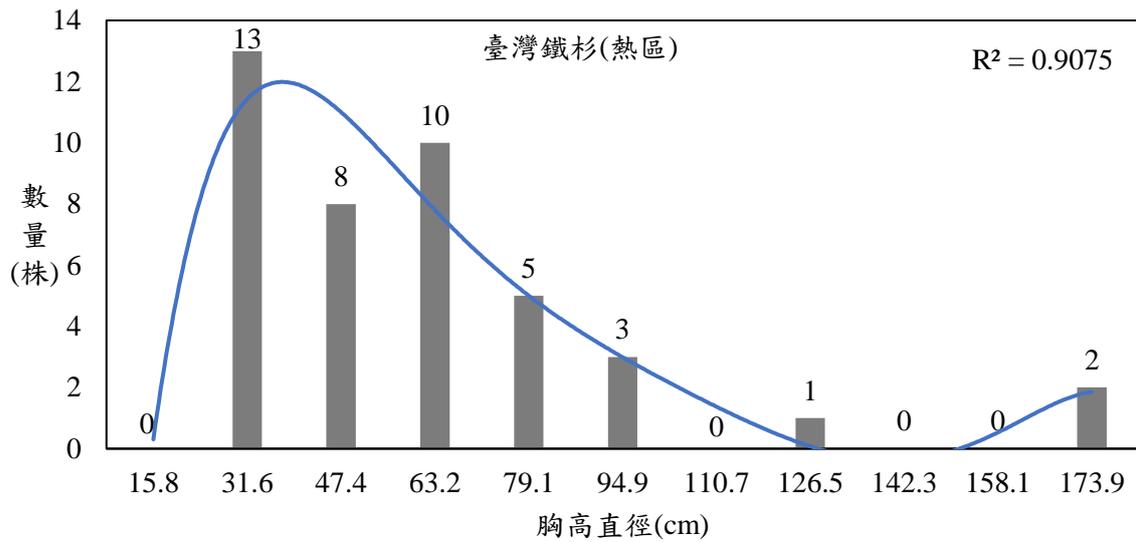


圖 3-26(續)、厚葉鈴木-臺灣鐵杉群叢之臺灣鐵杉全園區、與熱區及非熱區中樣區植株胸高徑級結構圖。

b. 臺灣華山松-臺灣二葉松群叢^W

本群叢位於櫟林帶上層至鐵杉雲杉林帶的過渡區，主要優勢樹種為臺灣二葉松；特徵種為臺灣華山松、臺灣馬醉木、毛果柃木，在全園區內臺灣二葉松的總株數達 283 株，其中非熱區樣區的株數為 73 株；臺灣華山松的總株數為 88 株，非熱區樣區有 50 株。因此針對這兩個樹種分別繪製了徑級直方圖(圖 3-27)。由於其餘特徵種的樣區株數皆未達繪圖標準的 25 株，故未予以繪製徑級直方圖。臺灣二葉松徑級結構在全園區呈現鈴形近似倒 J 型分布，顯示該群叢正處於演替的中後期階段。非熱區樣區的徑級結構則呈現鈴型，顯示此區域呈現演替中期階段；臺灣華山松的徑級結構在全園區呈現鈴形近似倒 J 型分布，非熱區整體與全園區趨勢相同，顯示群叢的演替階段處於中後期。

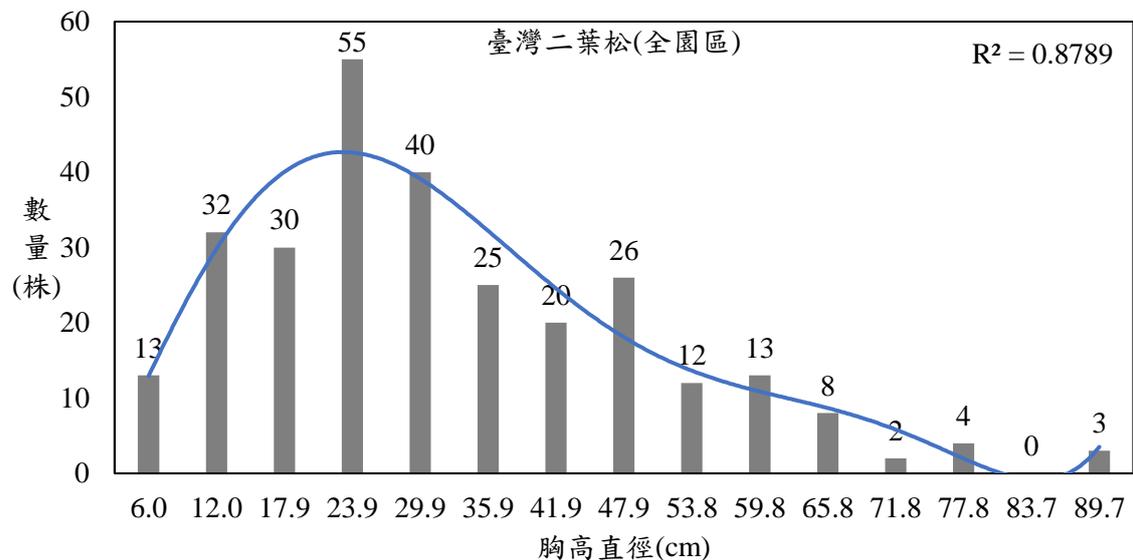


圖 3-27、臺灣華山松-臺灣二葉松群叢之臺灣二葉松及臺灣華山松全園區與非熱區中樣區植株的胸高徑級結構圖。

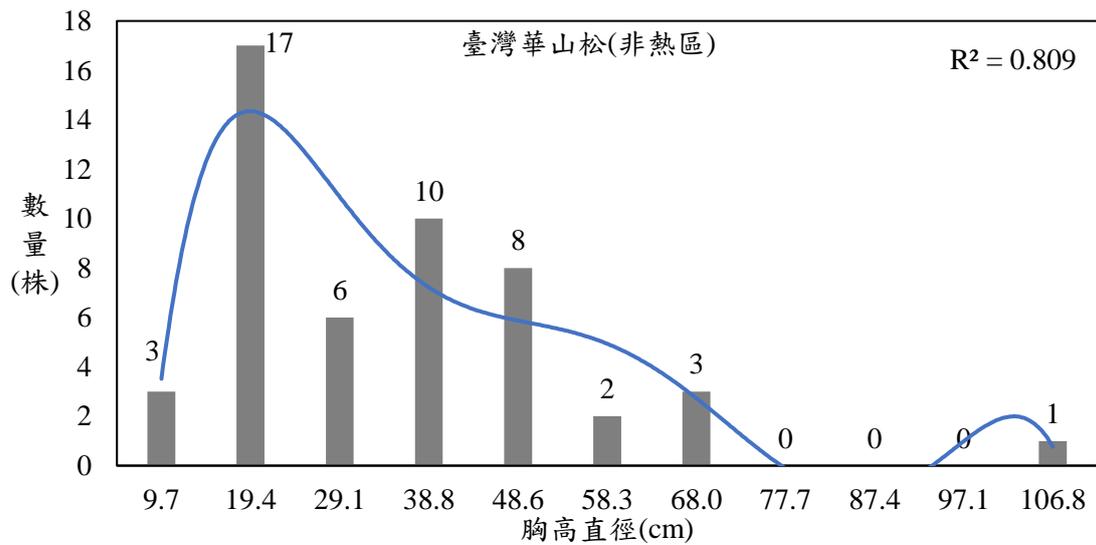
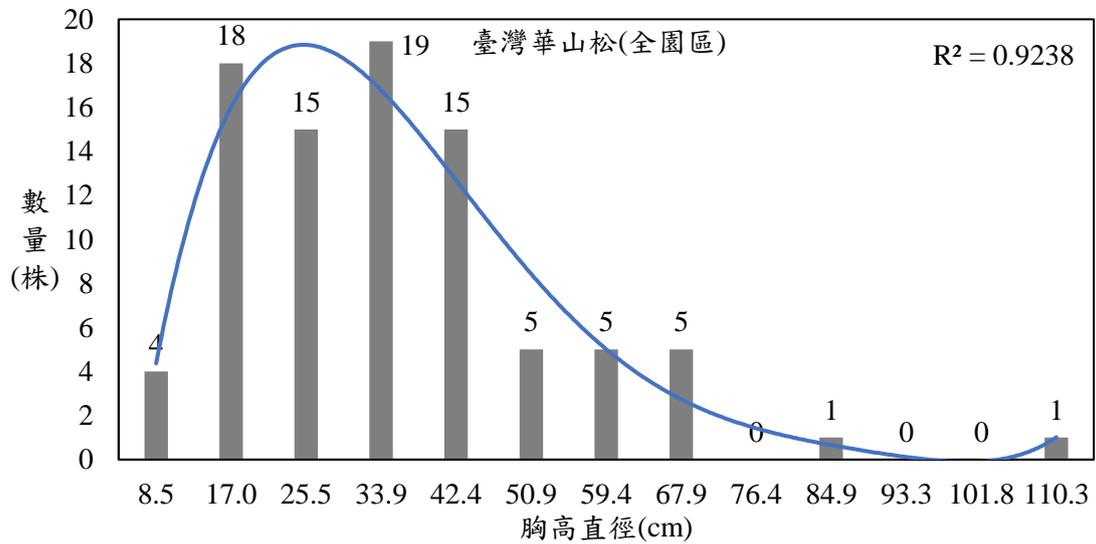
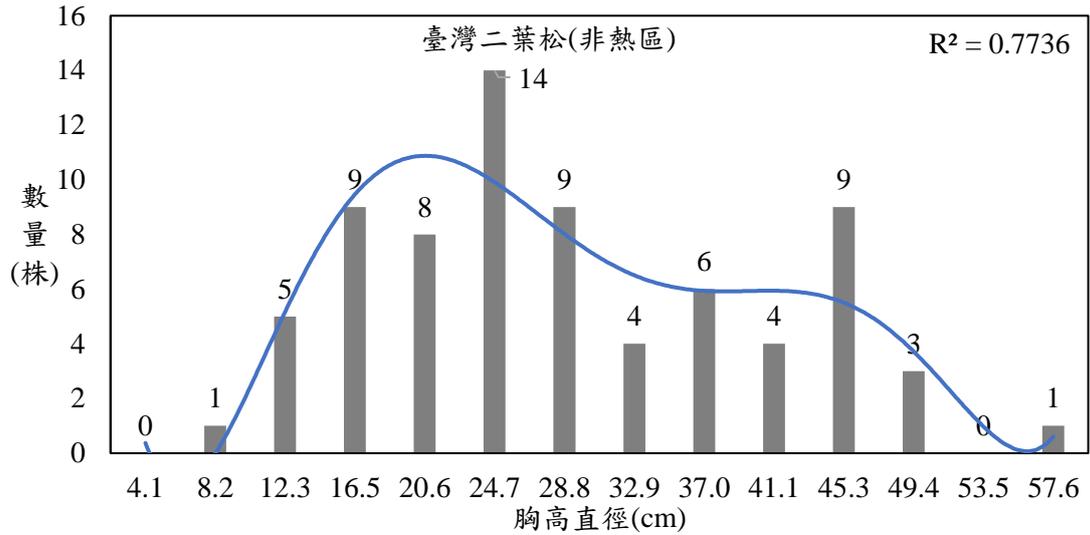


圖 3-27(續)、臺灣華山松-臺灣二葉松群叢之臺灣二葉松及臺灣華山松全園區與非熱區中樣區植株的胸高徑級結構圖。

c. 臺灣紅榨槭-臺灣赤楊群叢^W

本群叢位於櫟林帶中下層至鐵杉雲杉林帶，主要優勢樹種為臺灣赤楊；特徵種為臺灣紅榨槭、柘樹、毛瓣石楠，主要優勢種之臺灣赤楊於全園區為 66 株，此群叢非熱區之樣區株數為 32 株，其餘特徵種皆未達標準的 25 株，則不予繪製徑級直條圖。臺灣赤楊全園區與非熱區徑級結構皆呈現倒 J 型近鈴型之結構(圖 3-28)，林相為演替較為中後期的階段。

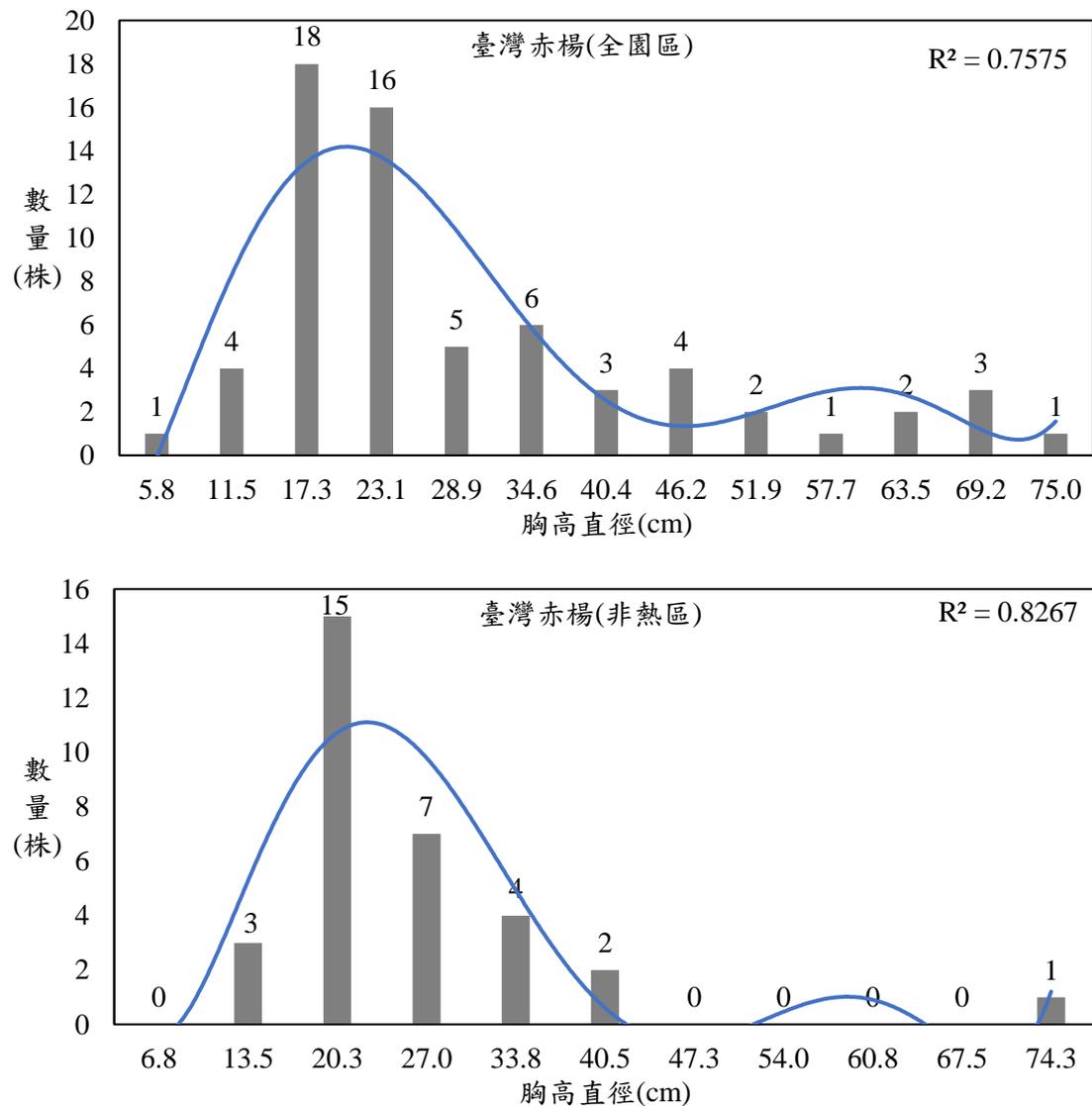


圖 3-28、臺灣紅榨槭-臺灣赤楊群叢之臺灣赤楊於全園區及非熱區中樣區植株的胸高徑級結構圖。

d. 臺灣山桂花-臺灣赤楊群叢^E

本群叢位於楠櫨林帶中上層，主要優勢樹種為臺灣赤楊；特徵種為臺灣山桂花、杜虹花，全園區內臺灣赤楊的總株數為 66 株，但在熱區中僅有 24 株，因此未繪製徑級結構圖。特徵種臺灣山桂花在全園區內的總株數為 43 株，但熱區中個體數未達 25 株標準，故僅繪製全園區的臺灣山桂花徑級結構圖(圖 3-29)。臺灣赤楊的徑級結構屬於臺灣紅榨槭-臺灣赤楊群叢，已在其他群叢中詳細討論，故在此不贅述。臺灣山桂花的徑級結構呈現 L 型分布，顯示該物種的小徑級個體數量最多，但大徑級個體數量偏低。這類型的群叢顯示出大樹存活率較低，幼樹難以成長為大樹，可能因競爭壓力或其他環境因素限制了該物種的生長潛力，顯示出該環境對臺灣山桂花較不適宜。

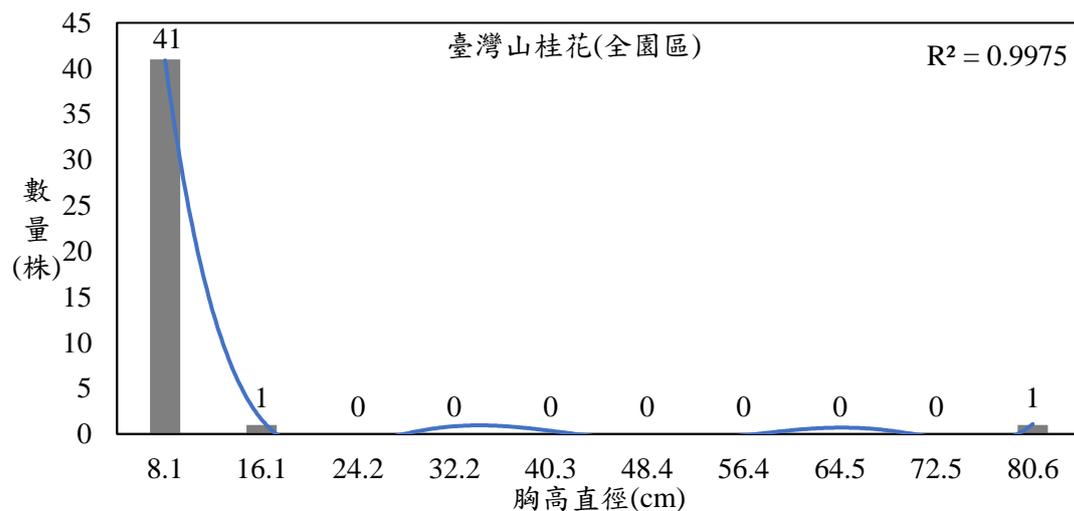


圖 3-29、臺灣山桂花-臺灣赤楊群叢之臺灣山桂花全園區之植株的胸高徑級結構圖。

e. 青剛櫟-細葉饅頭果群叢^E

本群叢位於楠櫛林帶中上層，主要優勢樹種為青剛櫟；次優勢種為細葉饅頭果；特徵種為青剛櫟、阿里山千金榆。青剛櫟作為全園區的主要優勢及特徵樹種，共計 135 株，熱區內共有 93 株。細葉饅頭果則為 93 株，熱區內的個體數量為 40 株。針對優勢樹種繪製了徑級直條圖(圖 3-30)，其餘特徵種因個體數未達 25 株的標準，故不予繪製徑級直條圖。青剛櫟的徑級結構在全園區與熱區內皆呈現倒 J 型，接近鈴型分布。第 1 層級的株數較少，從第 2 層級開始遞減至第 5 層級，顯示該群叢的演替進程較為後期。細葉饅頭果在全園區的徑級結構同樣呈現倒 J 型，但於熱區中因株數較少，難以觀察明顯趨勢，但其分布形態與全園區的趨勢差距不大，均顯示小徑級個體數量較多，呈現中後期的演替階段。綜合分析這兩個樹種在演替階段上均屬較後期群落。

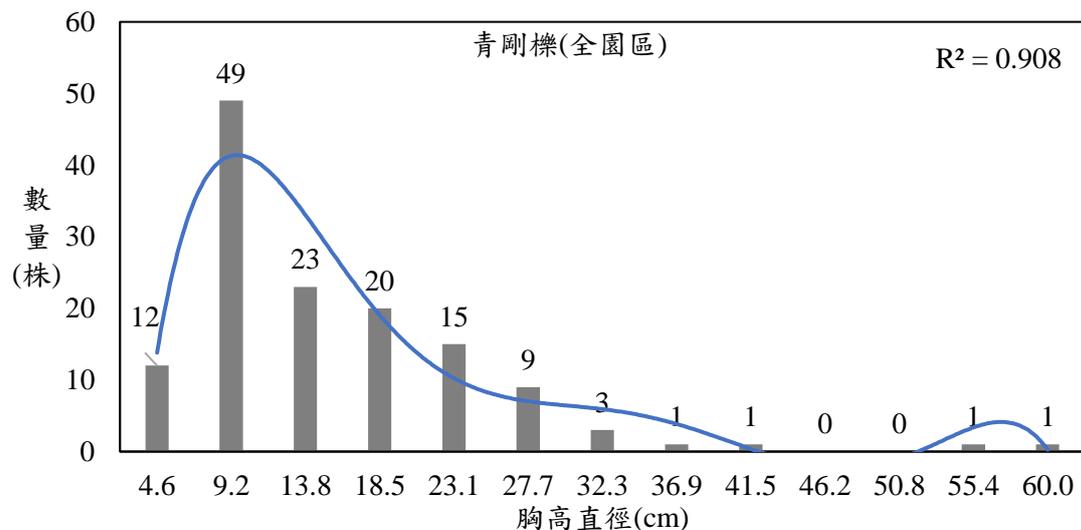


圖 3-30、青剛櫟-細葉饅頭果群叢之青剛櫟及細葉饅頭果全園區與熱區植株的胸高徑級結構圖。

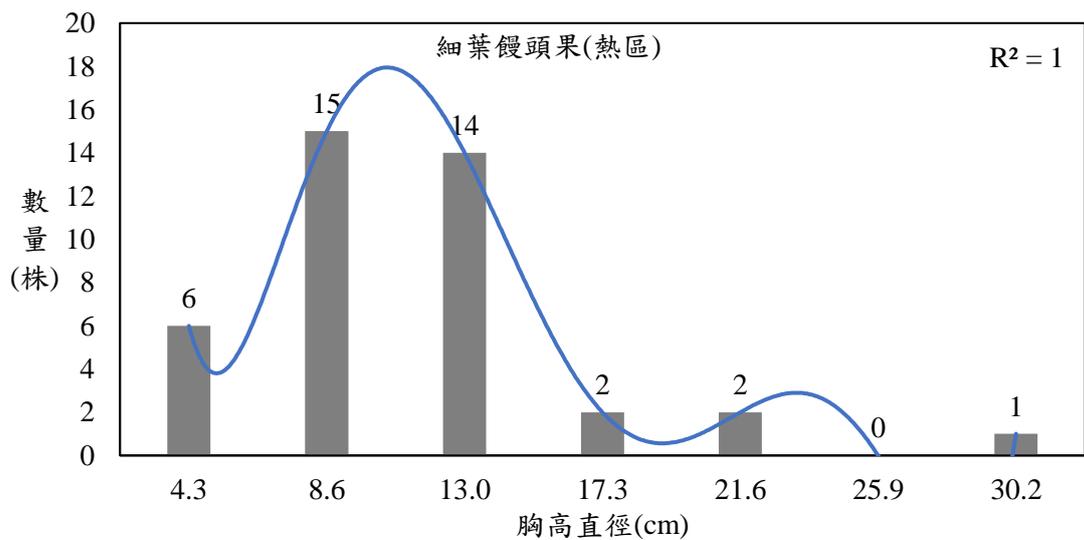
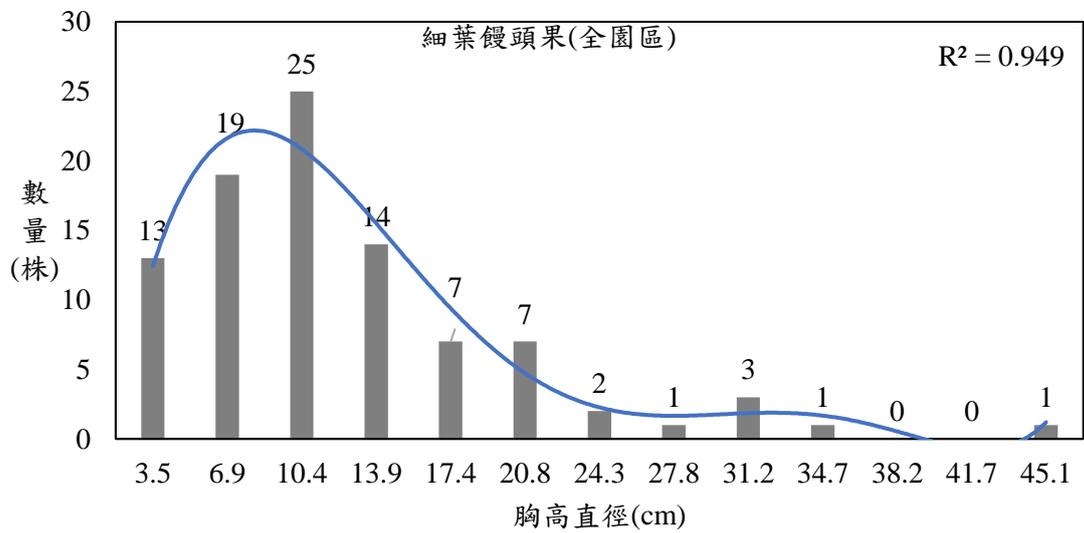
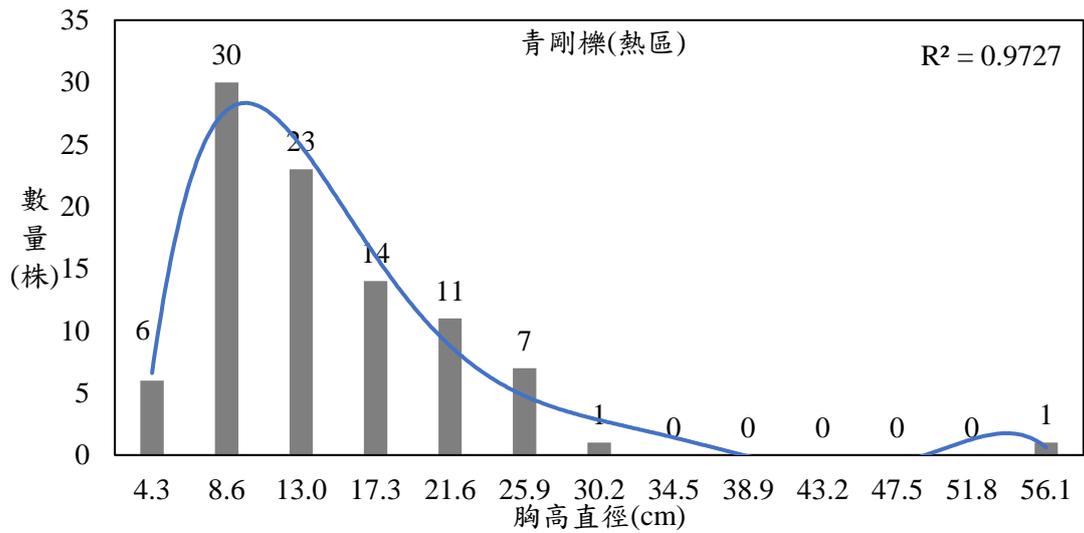


圖 3-30(續)、青剛櫟-細葉饅頭果群叢之青剛櫟及細葉饅頭果全園區與熱區植株的胸高徑級結構圖。

f. 鵝掌柴-臺灣肉桂群叢*

本群叢位於楠櫛林帶下層至櫟林帶中上層，主要優勢樹種為臺灣肉桂；特徵種為鵝掌柴、九芎、樟葉槭、五掌楠、菲律賓楠、狗骨仔。在全園區中臺灣肉桂的株數共計 79 株，熱區中臺灣肉桂有 27 株，非熱區則有 52 株，據此繪製徑級直條圖(圖 3-31)，其餘特徵種由於未達到 25 株的繪製標準，因此未繪製徑級直條圖。全樣區徑級結構呈現倒 J 型分布，非熱區也呈現同樣趨勢，顯示該林分處於演替較後期的階段；熱區則呈現近鈴型的倒 J 型分布，顯示該林分處於演替中後期階段。

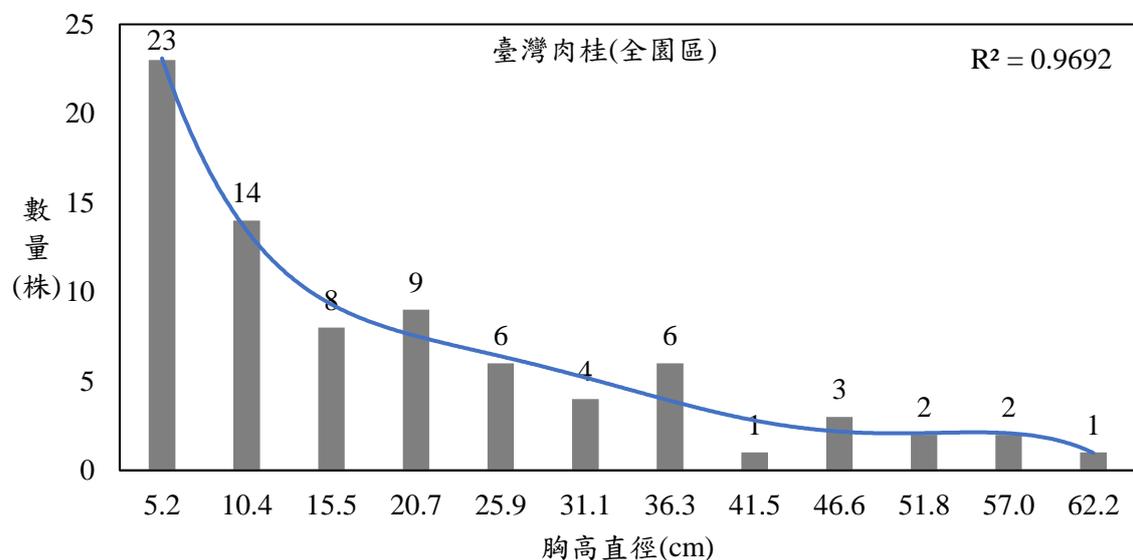


圖 3-31、鵝掌柴-臺灣肉桂群叢之臺灣肉桂本次調查之全園區、熱區及非熱區植株的胸高徑級結構圖。

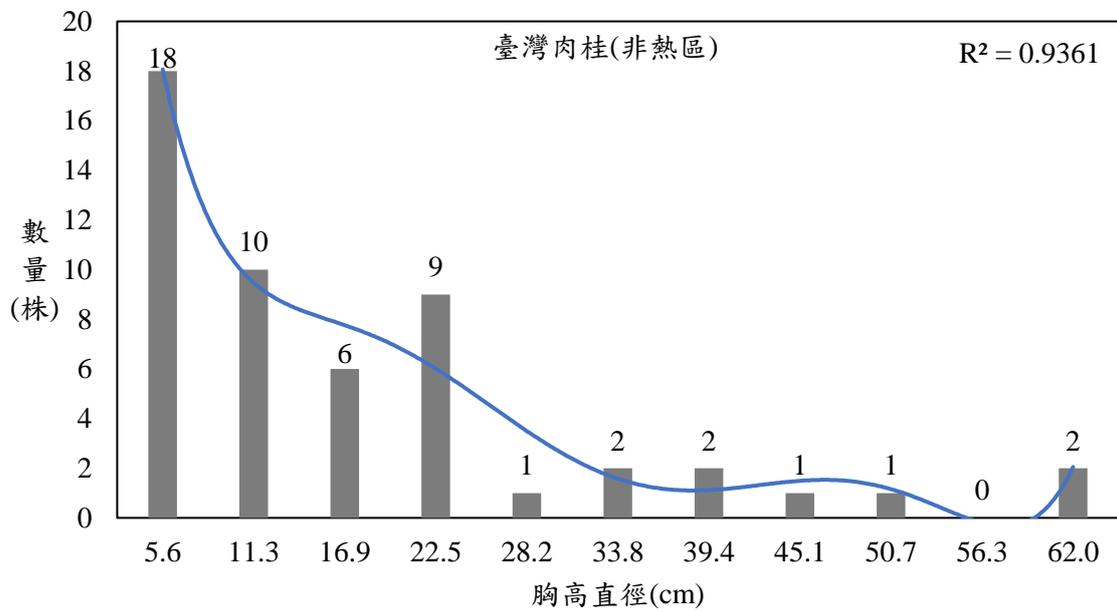
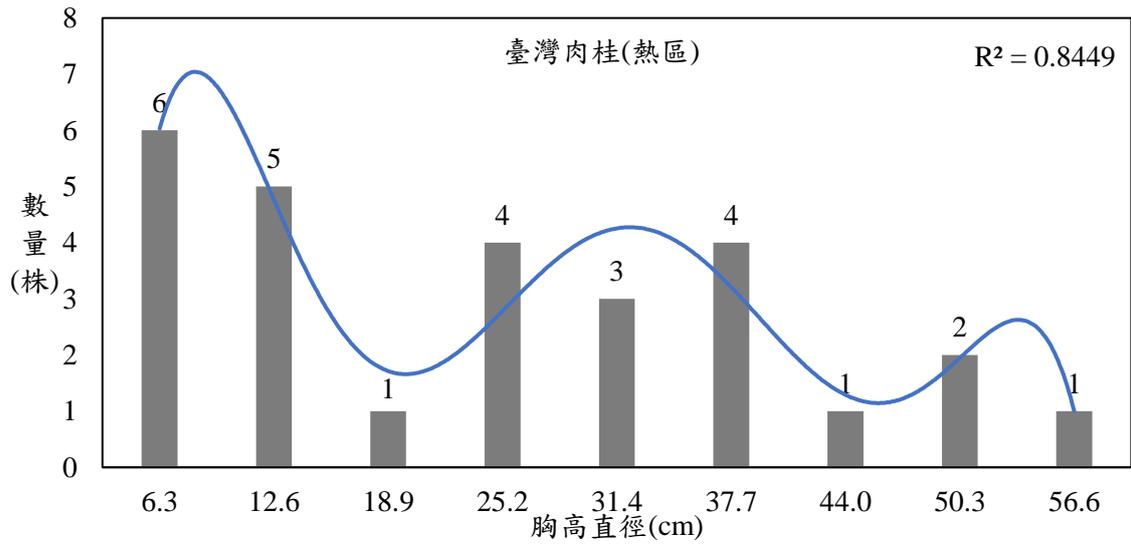


圖 3-31(續)、鵝掌柴-臺灣肉桂群叢之臺灣肉桂本次調查之全園區、熱區及非熱區植株的胸高徑級結構圖。

g.長葉木薑子-大葉石櫟群叢*

本群叢位於楠櫨林帶中層至櫟林帶中層，主要優勢樹種為大葉石櫟，特徵種為長葉木薑子、大頭茶、西施花。主要優勢種大葉石櫟全園區共記錄 43 株，熱區內有 13 株，未達標準 25 株，不予繪製徑級直條圖，僅繪製全園區徑級直條圖(圖 3-32)。特徵種長葉木薑子於全園區的總株數達 120 株，熱區內 29 株，依此繪製徑級直條圖。其他特徵種則未達標準株數，不繪製徑級直條圖。長葉木薑子在全園區及熱區的徑級結構均呈現倒 J 型分布，顯示林相處於演替較後期，大葉石櫟的徑級結構亦呈倒 J 型，顯示處於演替後期。

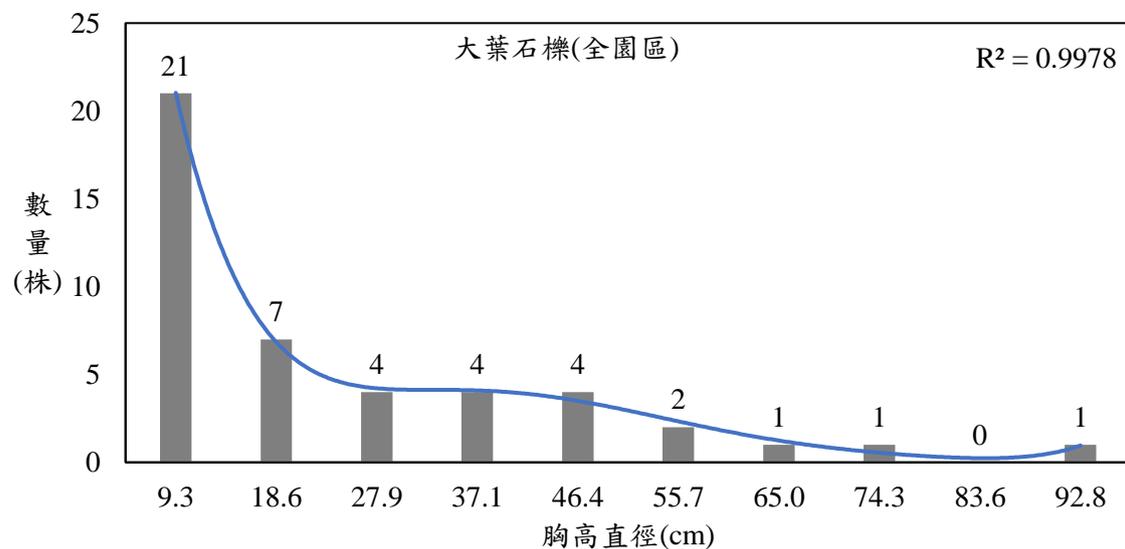


圖 3-32、長葉木薑子-大葉石櫟群叢之長葉木薑子及大葉石櫟全園區及熱區植株的胸高徑級結構圖。

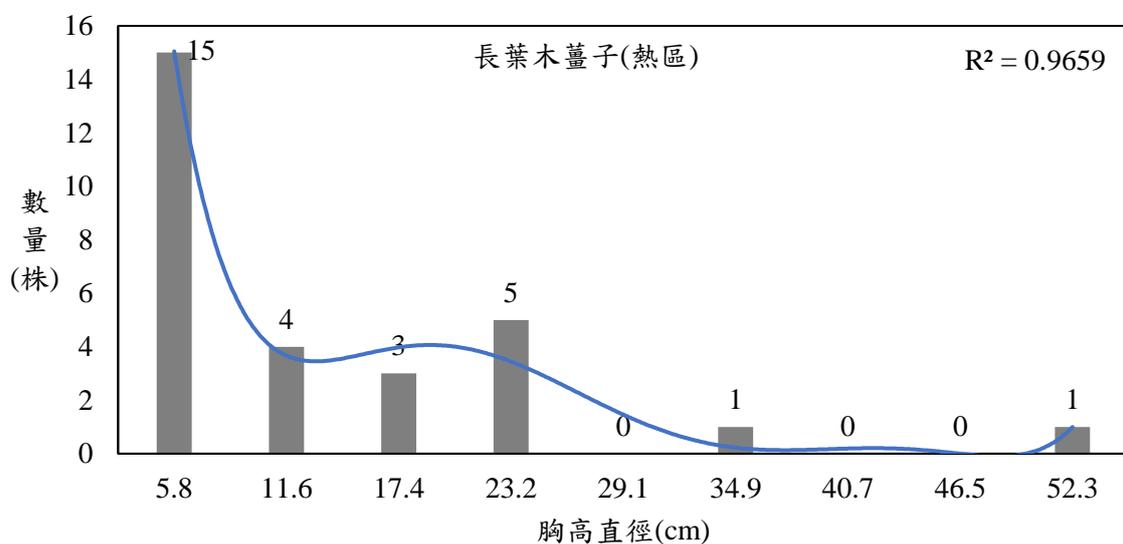
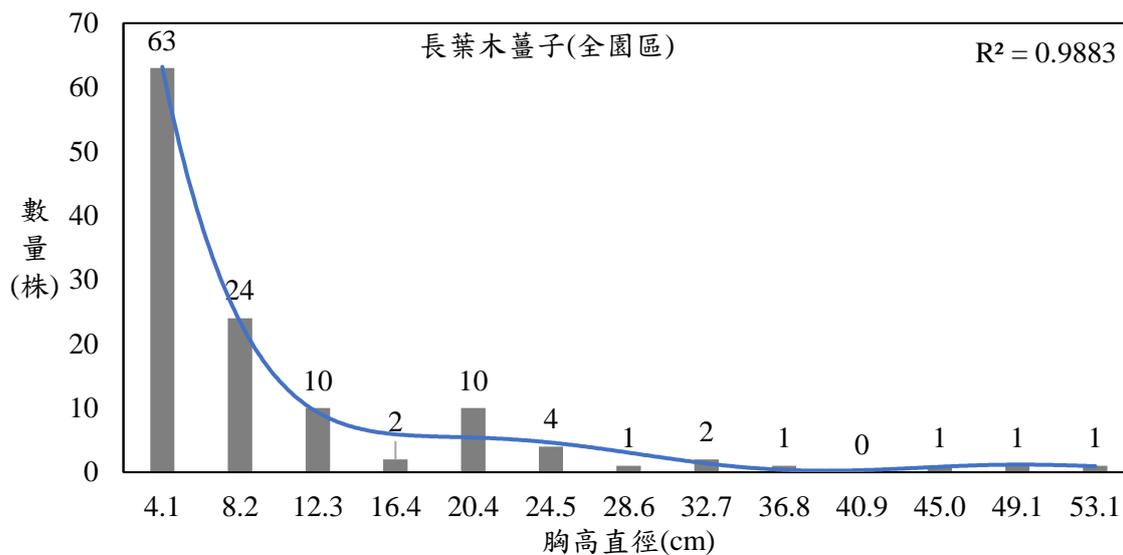


圖 3-32(續)、長葉木薑子-大葉石櫟群叢之長葉木薑子及大葉石櫟全園區級熱區植株的胸高徑級結構圖。

h. 細枝柃木-長葉木薑子群叢*

本群叢位於楠櫛林帶中層至櫟林帶中層，主要優勢樹種為長葉木薑子；特徵種為細枝柃木、臺灣老葉兒樹、平遮那灰木、厚皮香、圓葉冬青、毛柱楊桐、臺灣黃杉。在玉山國家公園調查的樣區中，長葉木薑子的總株數為 120 株(圖 3-32)，其中熱區內的個體數量為 68 株，並據此繪製徑級直條圖(圖 3-33)。細枝柃木在全園區的總株數為 51 株，熱區內則為 40 株，亦繪製了徑級直條圖(圖 3-33)，其他特徵種的株數皆未達標準，故不繪製徑級直條圖。長葉木薑子於全園區及群叢熱區中的徑級結構均呈現倒 J 型分布，顯示林相處於中後期的演替階段。細枝柃木的徑級結構則呈現倒 J 型趨近於鈴型，株數在第 2 或第 3 階層較多，林相同樣顯示處於中後期的演替狀態。

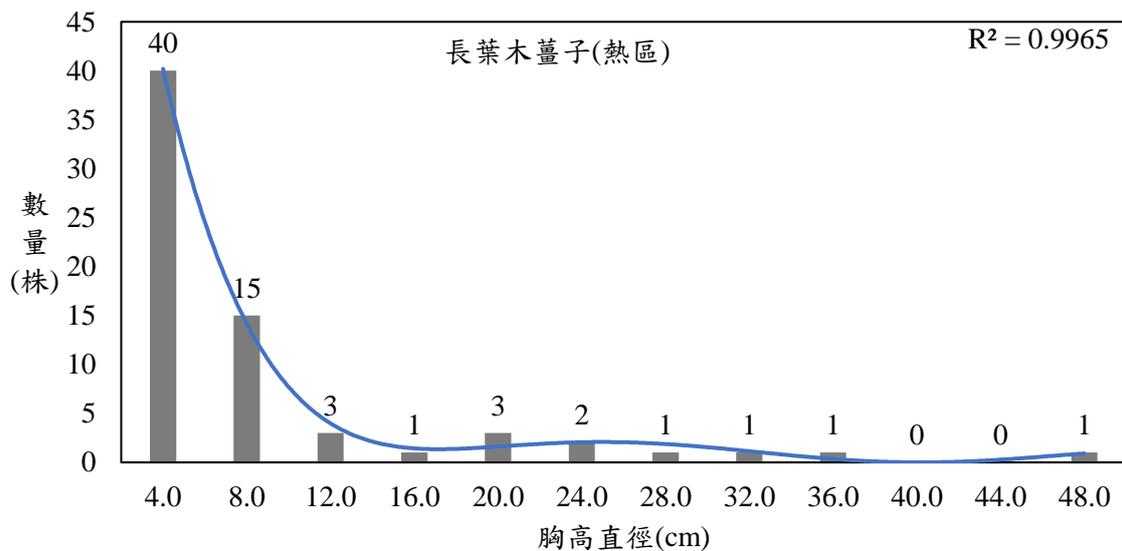


圖 3-33、細枝柃木-長葉木薑子群叢之長葉木薑子及細枝柃木全園區及熱區的胸高徑級結構圖。

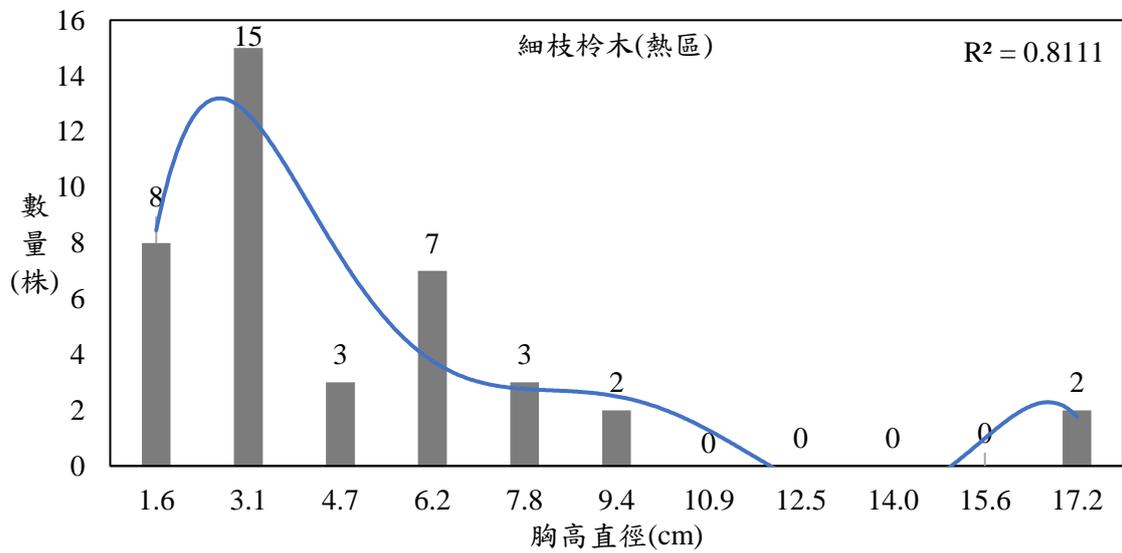
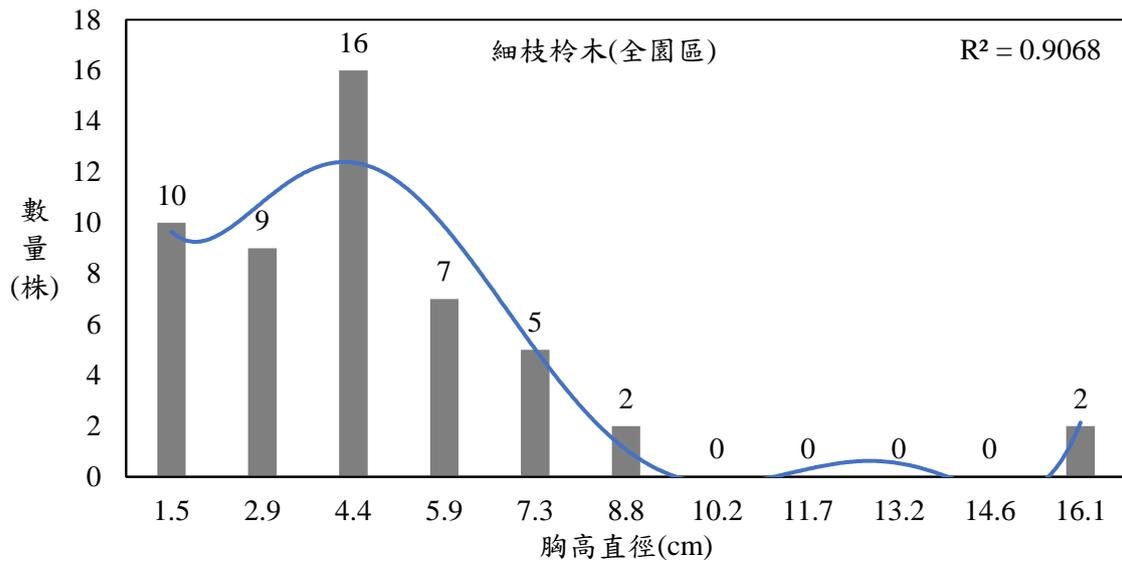


圖 3-33(續)、細枝桧木-長葉木薑子群叢之長葉木薑子及細枝桧木全園區及熱區的胸高徑級結構圖。

i. 巒大花楸-臺灣冷杉群叢^W

本群叢位於冷杉林帶，主要優勢樹種為臺灣冷杉；特徵種為巒大花楸、香青。在本群叢中，臺灣冷杉的總株數為 52 株，依此繪製了徑級直條圖(圖 3-34)，其餘特徵種的株數未 25 株的標準，故未繪製徑級直條圖。臺灣冷杉的徑級結構呈現近似旋轉 S 型的分布，顯示林相的更新狀況良好，但世代分布存在不連續性，呈現一定的落差，暗示著在更新過程中可能存在外部干擾或內部競爭等因素。

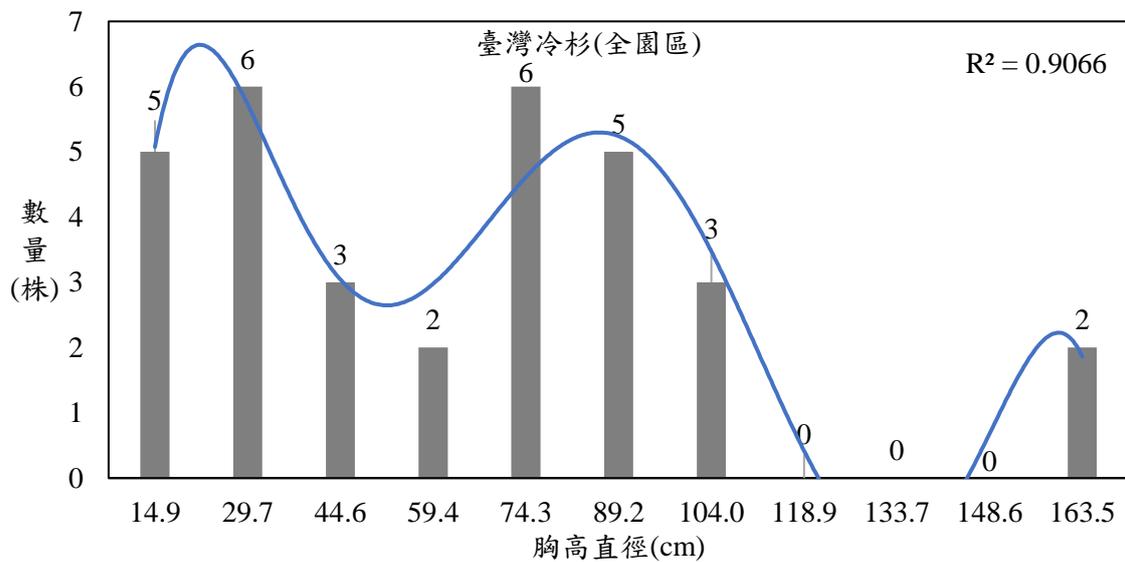


圖 3-34、巒大花楸-臺灣冷杉群叢之臺灣冷杉全園區的胸高徑級結構。

2. 植群組成與環境變數間之關聯性

(1) 植物群叢之環境描述

以雙向指標種分析之 9 種群叢於玉山國家公園之生長環境敘述如下：

I. 臺灣鐵杉群團^W (*Tsuga chinensis* var. *formosana* alliance)

a. 厚葉柃木-臺灣鐵杉群叢^W (*Eurya glaberrima* - *Tsuga chinensis* var. *formosana* association)

此群叢於熱區之樣區分布於海拔 2,723 - 3,161 m，坡度 18°-34°，坡向介於 45°- 250°，地形位置為中坡，土壤 pH 值介於 5.45 - 6.60，全天光空域介於 58 - 61%，直射光空域為 45 - 62%，土壤含石率為 5 - 45%，樣區內環境整體較濕潤。非熱區海拔介於 2,729 - 2,753 m，坡度 18° - 19°，坡向 335° - 355°，地形位置為中坡至下坡，土壤 pH 值介於 4.64 - 4.81，全天光空域 69 - 79%，直射光空域為 54 - 66%，土壤含石率為 2%。枯枝落葉層為中等偏厚，林相較鬱閉。

II. 臺灣二葉松群團^W (*Pinus taiwanensis* alliance)

b. 臺灣華山松-臺灣二葉松群叢^W (*Pinus armandii* var. *mastersiana* - *Pinus taiwanensis* association)

此群叢皆於非熱區，樣區分布於海拔 2,309 - 2,838 m，坡度 3° - 43°，坡向介於 125°- 340°，地形位置為上坡至下坡，土壤 pH 值介於 4.12 - 6.26，全天光空域介於 44 - 81%，直射光空域為 45 - 84%，土壤含石率為 0 - 10%。樣區環境較為濕潤，枯枝落葉層偏少，林相較鬱閉。

III. 臺灣赤楊群團^W (*Alnus formosana* alliance)

c. 臺灣紅榨槭-臺灣赤楊群叢^W (*Acer morrisonense* - *Alnus formosana* association)

此群叢於熱區之樣區分布於海拔 1,855 - 2,102 m，坡度 13° - 24°，坡向介於 125° - 160°，地形位置為下坡，土壤 pH 值介於 4.85 - 6.10，全天光空域介於 46 - 48%，直射光空域為 46 - 57%，土壤含石率為 8 - 15%。非熱區則為海拔 2,381 m，坡度為 27°，坡向為 115°，地形位置為中坡，土壤 pH 值為 5.62，全天光空域為 49%，直射光空域為 49%，土壤含石率為 45%，樣區內環境濕度中等，枯枝落葉層為中等偏少，林相較稀疏。

IV. 細葉饅頭果群團^E (*Glochidion rubrum* alliance)

d. 臺灣山桂花-臺灣赤楊群叢^E (*Maesa perlaria* var. *formosana* - *Alnus formosana* association)

此群叢樣區皆位於熱區，樣區分布於海拔 1,339 - 1,519 m，坡度 5° - 40°，坡向介於 30° - 115°，地形位置為稜線至下坡，土壤 pH 值介於 5.04 - 5.83，全天光空域介於 51 - 63%，直射光空域為 41 - 60%，土壤含石率為 0 - 25%。樣區環境濕度較為乾燥，枯枝落葉層為少量，林相較為稀疏。

e. 青剛櫟-細葉饅頭果群叢^E (*Quercus glauca* var. *glauca* - *Glochidion rubrum* association)

此群叢樣區皆位於熱區，樣區分布於海拔 1,252 - 1,501 m，坡度 2° - 44°，坡向介於 30° - 330°，地形位置為上坡至下坡，土壤 pH 值介於 4.60 - 6.67，全天光空域介於 30 - 58%，直射光空域為 24 - 66%，土壤含石率為 3 - 75%。樣區環境濕度範圍較廣由乾燥至濕潤皆有，枯枝落葉層為中等偏少，林相稀疏至鬱閉皆有。

V. 臺灣烏心石群團*(*Michelia compressa* var. *formosana* alliance)

f. 鵝掌柴-臺灣肉桂群叢*(*Schefflera octophylla* - *Cinnamomum insularimontanum* association)

此群叢於東側熱區之樣區分布於海拔 697 - 1,071 m，坡度 5° - 39°，坡向介於 45° - 350°，地形位置為山頂至下坡，土壤 pH 值介於 4.63 - 7.34，全天光空域介於 38 - 75 %，直射光空域為 27 - 66 %，土壤含石率為 3 - 37%，樣區環境濕度中等偏濕潤，枯枝落葉層中等偏少，林相較鬱閉。西側熱區分布於海拔 1,800 - 1,836 m，坡度 13° - 44°，坡向介於 300° - 315°，地形位置為中坡，土壤 pH 值介於 6.04 - 6.21，全天光空域介於 47 - 61 %，直射光空域為 45 - 62 %，土壤含石率為 2 - 10%；西側非熱區樣區分布於海拔 1,535 - 1,562 m，坡度 2° - 33°，坡向介於 157° - 190°，地形位置為中坡，土壤 pH 值介於 5.89 - 6.74，全天光空域介於 51 - 67 %，直射光空域為 44 - 64 %，土壤含石率為 2 - 5%。樣區環境濕度中等，枯枝落葉層中等偏少，林相較鬱閉。

g. 長葉木薑子-大葉石櫟群叢*(*Litsea acuminata* - *Lithocarpus kawakamii* association)

此群叢於東側樣區皆分布於熱區，海拔介於 1,124 - 1,761 m，坡度 3° - 47°，坡向介於 0° - 315°，地形位置為上坡至下坡，土壤 pH 值介於 4.16 - 7.11，全天光空域介於 43 - 74 %，直射光空域為 26 - 64 %，土壤含石率為 0 - 85%。樣區環境較濕潤，枯枝落葉層為中等偏厚，林相鬱閉。西側於熱區內樣區則分布於海拔 1,463 - 1,844 m，坡度 8° - 43°，坡向介於 200° - 270°，地形位置為中坡至下坡，土壤 pH 值介於 5.95 - 7.60，全天光空域介於 54 - 55%，直射光空域為 55 - 58 %，土壤含石率為 2 - 30%；西側非熱區為海拔 2,086 m，坡度 16°，坡向 170°，地形位置近溪谷，土壤 pH 值 5.34，全天光空域 54%，直射光空域為 56 %，土壤含石率 15%，樣區環境濕度中等，枯枝落葉層為中等偏少，林相偏鬱閉。

VI. 長葉木薑子群團* (*Litsea acuminata* alliance)

h. 細枝柃木-長葉木薑子群叢* (*Eurya loquaiana* - *Litsea acuminata* association)

此群叢於東側熱區之樣區分布於海拔 1,683 - 2,042 m，坡度介於 2° - 42°，坡向介於 0° - 345°，地形位置為山頂至中坡，土壤 pH 值介於 3.60 - 5.90，全天光空域介於 48 - 69%，直射光空域為 37 - 68%，土壤含石率為 0 - 80%，樣區環境濕度中等，枯枝落葉層中等偏厚，林相鬱閉。西側樣區熱區分布於海拔 1,939 m，坡度 3°，坡向 190°，地形位置為下坡，土壤 pH 值介於 5.39，全天光空域 46%，直射光空域為 51%，土壤含石率為 12%；西側非熱區之樣區分布於海拔 2,055 m，坡度 13°，坡向 290°，地形位置為近溪谷，土壤 pH 值介於 5.30，全天光空域 58%，直射光空域為 60%，土壤含石率為 5%，樣區環境較為濕潤，枯枝落葉層偏厚，林相鬱閉。

VII. 臺灣冷杉群團^W (*Abies kawakamii* alliance)。

i. 巒大花楸-臺灣冷杉群叢^W (*Sorbus randaiensis* - *Abies kawakamii* association)

此群叢於熱區之樣區分布於海拔 3,242 - 3,332 m，坡度 16° - 26°，坡向介於 100° - 220°，地形位置為上坡至中坡，土壤 pH 值介於 6.44 - 6.56，全天光空域介於 42 - 61%，直射光空域為 50 - 75%，土壤含石率為 50 - 60%。非熱區之樣區分布於海拔 3,202 - 3,353 m，坡度 15° - 38°，坡向介於 90° - 320°，地形位置為上坡至中坡，土壤 pH 值介於 6.61 - 7.68，全天光空域介於 36 - 52%；直射光空域為 36 - 60%；土壤含石率為 20 - 85%，樣區環境較為濕潤，枯枝落葉層偏厚，林相偏鬱閉。

(2) 降趨對應分析(DCA)

本研究總計 100 個樣區，排除不符合分型標準的群叢及人工林，最終選定 88 個樣區，將調查資料整理後製作成原始矩陣，以降趨對應分析(DCA)測試軸長，以此方法用來計算三個序列之軸長，軸長的單位又稱之為數種轉換之平均標準偏差(Average Standard Deviaion of Species Turnover, SD)(蘇鴻傑 1987b)，代表植物社會變異之梯度，並依據軸長是否大於 4 來解釋樣區與物種組成是否有轉換，該選擇使用典型對應分析(CCA)或主成分分析(PCA)，以分析環境因子與植群組成之關係。

經降趨對應分析發現無法得出軸一之梯度軸長(表 3-8)，推測因為樣區海拔由 697 - 3,353 m，其中涵蓋的範圍之梯度太廣、差異太大，而且樣區數以此海拔範圍而言數據太少，導致數值無法正常運算，故將海拔較高的群叢 a、i，也就是樣區 73、74、75、76、78、94、95、96，總計 8 個樣區別除，並將剩下之樣區進行分析。

表 3-8、本研究調查天然植被之植物樣區降趨對應分析。

	軸一	軸二	軸三
梯度軸長	*****	7.523	5.810
特徵值	1.000	0.878	0.664

註：軸一之梯度軸長無法分析。

移除群叢 a、i，及無法分型之樣區後，透過重新分析測得三軸之軸長及特徵值。軸長依序為 6.950、5.705 及 4.536；而相對應的特徵值依序為 0.829、0.588 及 0.528 (表 3-9)。各軸長及特徵值依序遞減，表示各軸所代表的植群變異依序遞減，軸長及特徵值呈現遞減趨勢，表明每個軸代表的植群變異量逐次減少，其中第一軸為主導植群變異的主要方向。樣區依其固有值標示於第一軸與第二軸構成的平面上，並參考雙向矩陣群團分析法的結果。由於第一軸的軸長為 $6.950 > 4 SD$ ，顯示出物種在環境梯度上呈現出單峰分布，由 DCA 所得到的結果如圖 3-35，進一步運用典型對應分析(CCA)來檢視環境變數與植物社會組成之間的關聯性。

表 3-9、本研究調查天然植被樣區(剔除群叢 a、i)之降趨對應分析。

	軸一	軸二	軸三
梯度軸長	6.950	5.705	4.536
特徵值	0.829	0.588	0.528

表 3-10、本研究調查天然植被樣區(剔除群叢 a、i)之典型對應分析。

	軸一	軸二	軸三
特徵值	0.596	0.398	0.332
變異解釋量	4.0	2.6	2.2
累積變異解釋量	4.0	6.6	8.8
Pearson 相關係數	0.936	0.854	0.780

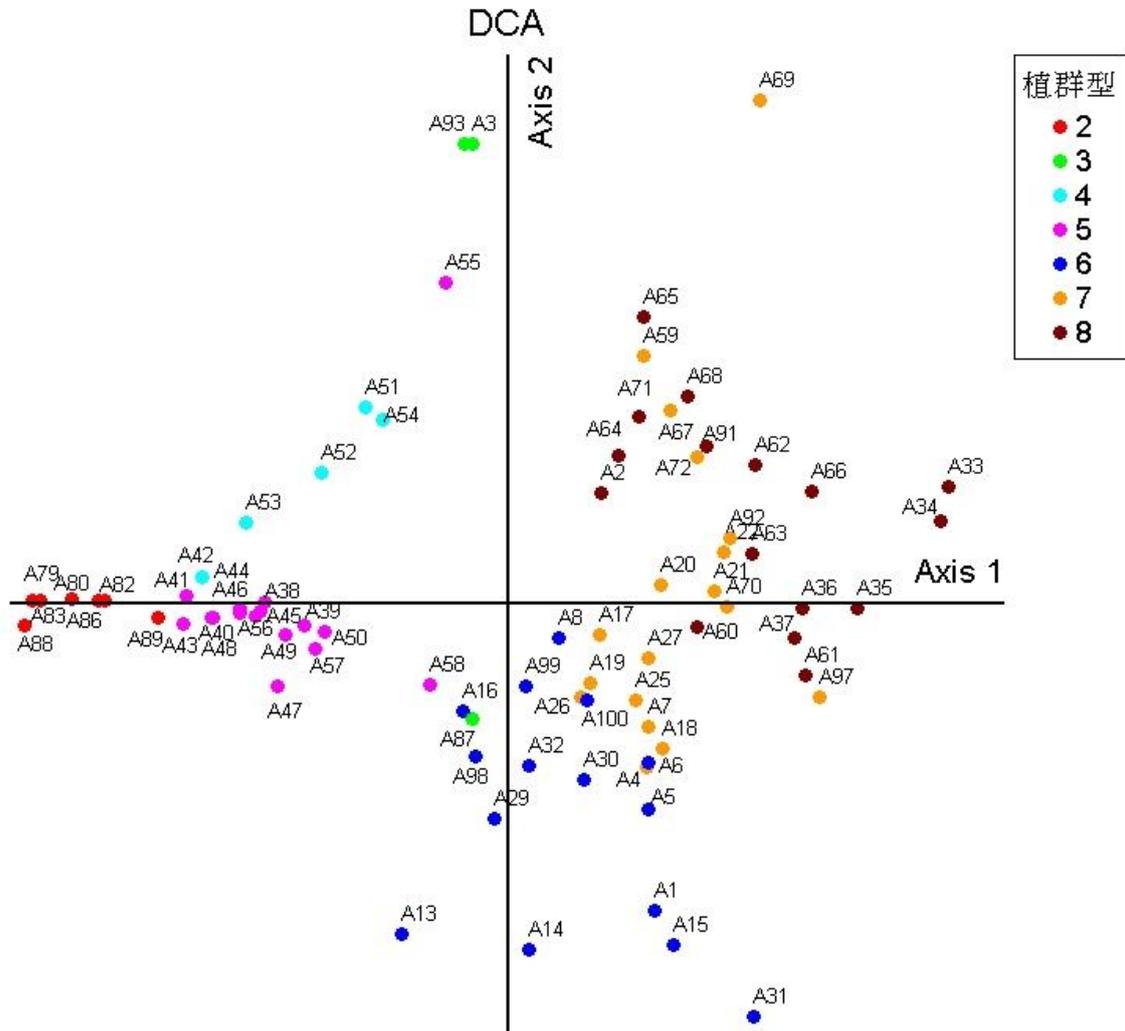


圖 3-35、本研究調查天然植被樣區(剔除群叢 a、i)之降趨對應分析圖。群叢代號分別為 b.臺灣華山松-臺灣二葉松群叢(*Pinus armandii* var. *mastersiana*-*Pinus taiwanensis* association)；c.臺灣紅榨槭-臺灣赤楊群叢(*Acer morrisonense*-*Alnus formosana* association)；d.臺灣山桂花-臺灣赤楊群叢(*Maesa perlaria* var. *formosana*-*Alnus formosana* association)、e.青剛櫟-細葉饅頭果群叢(*Quercus glauca* var. *glauca*-*Glochidion rubrum* association)；f.鵝掌柴-臺灣肉桂群叢 (*Schefflera octophylla*-*Cinnamomum insularimontanum* association)；g.長葉木薑子-大葉石櫟群叢(*Litsea acuminata*-*Lithocarpus kawakamii* association)；h.細枝柃木-長葉木薑子群叢(*Eurya loquaiana*-*Litsea acuminata* association)。

(3) 典型對應分析(CCA)

本次調查樣區之木本植物社會進行典型對應分析結果(表 3-10)顯示，第一軸之軸長為 6.950 大於 4 SD，整體會呈現單峰分布，採用典型對應分析來進行環境變數和植物社會組成的探討。典型對應分析之結果的三軸特徵值為 0.596、0.398、0.332，物種變異量分別為 4.0、2.6、2.2，物種與環境的 Pearson 相關係數則分別為 0.936、0.854、0.780，表明第一軸與環境變數的相關性最高，前兩軸的變異解釋量為 14.3，因此後續分析將以第一軸及第二軸為基礎，進行繪圖和係數解釋。

本研究於各樣區共進行 8 項環境因子調查，經由 Pearson 相關性測試共有 6 項達極顯著水準，分別為海拔高度、坡向、含石率、地形位置、土壤 pH 值、全天光空域，其中直射光空域達到顯著水準，僅剩 1 項環境因子未達顯著水準。進一步分析顯示第一軸與土壤 pH 值呈正相關，與海拔高度呈負相關，第二軸則與坡向及全天光空域呈正相關，與含石率呈負相關(表 3-11)。基於這些環境因子，結合第一軸與第二軸的結果，繪製出樣區樹種的雙序圖(圖 3-36)，此圖中環境變數的方向代表該變數最大變化的方向，物種與環境因子的相關性則由物種與該因子的夾角來衡量。從圖中可觀察到位於右側的樣區海拔較低且土壤 pH 值較高，如群叢 d、e、f 的樣區，海拔較低且土壤 pH 值較高，相反地群叢 b、c、h 的樣區位於 X 軸左側，顯示海拔較高且土壤 pH 值較低，群叢 g 的樣區位於圖的中間，顯示海拔和土壤 pH 值處於中等水平。此外位於圖下方的群叢 c、d、e 顯示坡向數值較低，但含石率較高，而群叢 f、g、h 則顯示坡向數值較高，但含石率較低，群叢 b 所涵蓋的樣區中坡向和含石率呈現較大的變異性，所以 Y 軸所涵蓋的距離較遠，這些結果進一步強化了各環境因子對植群結構的影響。

本次比對了熱區及非熱區的環境因子，先對比單純於熱區及非熱區熱的群叢，共計 4 個群叢(表 3-12)，其餘 5 個群叢中的樣區皆有位於熱區及非熱區之中，是熱區及非熱區以及東西兩側的環境因子之對比(表 3-13)。

表 3-11、本研究調查天然植被樣區(剔除群叢 a、i)之環境因子和各軸相關性係數表。

環境因子	軸一	軸二	軸三
Alt	-0.900**	0.182	-0.109
Slo	0.125	0.181	0.051
Asp	-0.082	0.450**	-0.076
Sto	0.149	-0.427**	-0.253*
Top	0.112	-0.139	-0.638**
Soil pH	0.508**	0.116	-0.496*
WLS	-0.090	0.342**	0.070
DLS	-0.262*	0.252*	-0.101

註： $P > 0.220$ 為顯著相關*； $P > 0.286$ 為極顯著相關**。

Alt：海拔高度；Slo：坡度；Asp：坡向；Sto：土壤含石率；Top：地形位置；soil pH：土壤 pH 值；WLS：全天光空域；DLS：直射光空域。

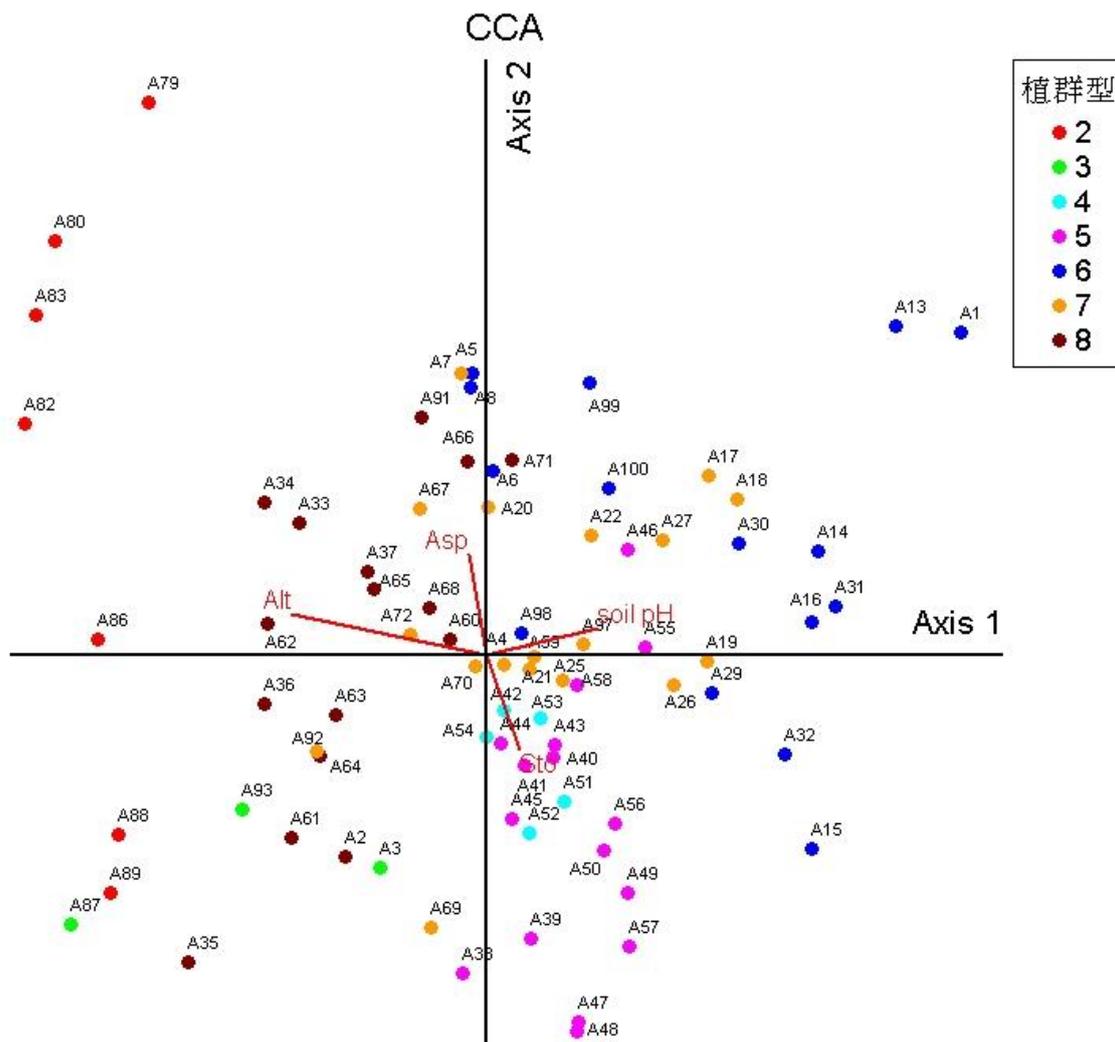


圖 3-36、本研究調查天然植被樣區(剔除群叢 a、i)之典型對應分析圖。群叢代號分別為 b.臺灣華山松-臺灣二葉松群叢(*Pinus armandii* var. *mastersiana*-*Pinus taiwanensis* association)、c.臺灣紅榨槭-臺灣赤楊群叢(*Acer morrisonense*-*Alnus formosana* association)、d.臺灣山桂花-臺灣赤楊群叢(*Maesa perlaria* var. *formosana*-*Alnus formosana* association)、e.青剛櫟-細葉饅頭果群叢(*Quercus glauca* var. *glauca*-*Glochidion rubrum* association)、f.鵝掌柴-臺灣肉桂群叢(*Schefflera octophylla*-*Cinnamomum insularimontanum* association)、g.長葉木薑子-大葉石櫟群叢(*Litsea acuminata*-*Lithocarpus kawakamii* association)、h.細枝柃木-長葉木薑子群叢(*Eurya loquaiiana*-*Litsea acuminata* association)。

表 3-12、植群樣區集中分布於臺灣黑熊熱區或非熱區之群叢各項環境因子比較。

群叢名稱	區域	海拔(m)	坡度(°)	坡向(°)	地形位置	土壤 pH 值	全天光空域 (%)	直射光空域 (%)	土壤含石率 (%)
臺灣山桂 花-臺灣赤 楊群叢	熱區	1,339-1,519	5-40	30-115	稜線至下坡	5.04-5.83	51-63	41-60	0-25
青剛櫟-細 葉饅頭果 群叢	熱區	1,252-1,501	2-44	30-330	上坡至下坡	4.60-6.67	30-58	24-66	3-75
臺灣華山 松-臺灣二 葉松群叢	非熱區	2,309-2,838	3-43	125-340	上坡至下坡	4.12-6.26	44-81	45-84	0-10

表 3-13、植群樣區於臺灣黑熊熱區及非熱區皆有分布之群叢各項環境因子比較。

群叢名稱	區域	海拔(m)	坡度(°)	坡向(°)	地形位置	土壤 pH 值	全天光空域 (%)	直射光空域 (%)	土壤含石率 (%)
厚葉柃木- 臺灣鐵杉 群叢	熱區	2,723-3,161	18-34	45-250	中坡	5.45-6.60	58-61	45-62	5-45
	非熱區	2,729-2,753	18-19	335-355	中坡至下坡	4.64-4.81	69-79	54-66	2
臺灣紅榨 槭-臺灣赤 楊群叢	熱區	1,855-2,102	13-24	125-160	下坡	4.85-6.10	46-48	46-57	8-15
	非熱區	2,381	27	115	中坡	5.62	49	49	45
巒大花楸- 臺灣冷杉 群叢	熱區	3,242-3,332	16-26	100-220	上坡至中坡	6.44-6.56	42-61	50-75	50-60
	非熱區	3,202-3,353	15-38	90-320	上坡至中坡	6.61-7.68	36-52	36-60	20-85

表 3-13(續)、植群樣區於臺灣黑熊熱區及非熱區皆有分布之群叢各項環境因子比較。

群叢名稱	區域	海拔(m)	坡度(°)	坡向(°)	地形位置	土壤 pH 值	全天光空域 (%)	直射光空域 (%)	土壤含石率 (%)
鵝掌柴-臺灣肉桂群叢	熱區(東)	697-1,071	5-39	45-350	山頂至下坡	4.63-7.34	38-75	27-66	3-37
	熱區(西)	1,800-1,836	13-44	300-315	中坡	6.04-6.21	47-61	45-62	2-10
	非熱區(西)	1,535-1,562	2-33	157-190	中坡	5.89-6.74	51-67	44-64	2-5
長葉木薑子-大葉石櫟群叢	熱區(東)	1,124-1,761	3-47	0-315	上坡至下坡	4.16-7.11	43-74	26-64	0-85
	熱區(西)	1,463-1,844	8-43	200-270	中坡至下坡	5.95-7.60	54-55	55-58	2-30
	非熱區(西)	2,086	16	170	近溪谷	5.34	54	56	15
細枝柃木-長葉木薑子群叢	熱區(東)	1,683-2,042	2-42	0-345	山頂至中坡	3.60-5.90	48-69	37-68	0-80
	熱區(西)	1,939	3	190	下坡	5.39	46	51	12
	非熱區(西)	2,055	13	290	近溪谷	5.30	58	60	5

3. 臺灣黑熊熱區及非熱區植群重要值比較

分析玉山國家公園臺灣黑熊熱區與非熱區之區域中樟科、殼斗科、薔薇科三個科別之 IVI 值(表 3-14, 圖 3-37)。其中薔薇科數值較低，是因薔薇科有許多草本或藤本植物，木本植物較少，因此運用第四次森林資源調查之記錄無法獲取出準確之薔薇科之數據。由表 3-14 可看出樟科熱區平均值 20.76 (± 18.54)，非熱區平均 12.29 (± 13.98)，殼斗科熱區平均值 29.67 (± 22.26)，非熱區平均 17.72 (± 15.68)，薔薇科熱區平均值 4.71 (± 4.58)，非熱區平均 3.71 (± 4.60)，以獨立樣本 T 檢定分析(Independent Sample t test)，樟科($t=12.04, p<0.001$)、殼斗科($t=13.28, p<0.001$)、薔薇科($t=4.82, p<0.001$)在熱區及非熱區皆具顯著差異。

表 3-14、玉山國家公園樟科、殼斗科及薔薇科於臺灣黑熊熱區及非熱區之 IVI 值統計。

區域	熱區			非熱區		
	樟科	殼斗科	薔薇科	樟科	殼斗科	薔薇科
平均值	20.76	29.67	4.71	12.29	17.72	3.71
標準差	18.54	22.26	4.58	13.98	15.68	4.60
最小值	0.11	0.19	0.03	0.02	0.10	0.03
最大值	108.28	125.35	22.66	82.67	79.40	20.20

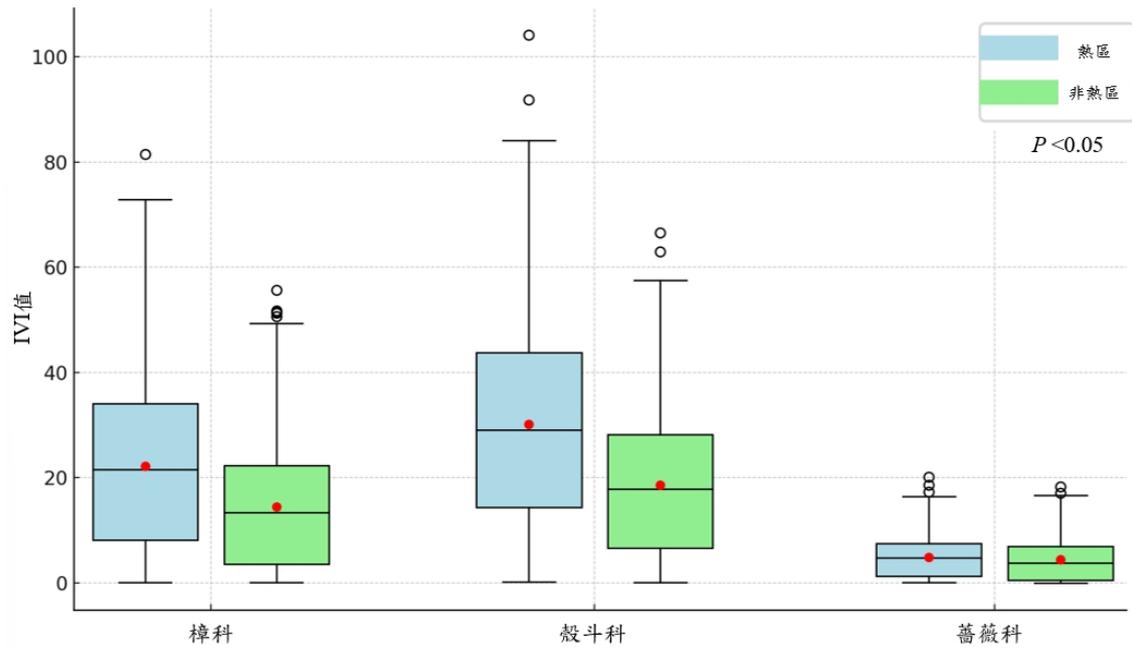


圖 3-37、玉山國家公園樟科、殼斗科及薔薇科於臺灣黑熊熱區及非熱區之 IVI 值盒鬚圖。圖中藍色為熱區；綠色為非熱區，紅點為平均值。

(三)臺灣黑熊食用植物物候及臺灣黑熊分布範圍之關係

1.臺灣黑熊食用植物比對及物候調查結果

本研究統合過往文獻中圈養觀察以及野外目擊或痕跡紀錄(表 3-15)，整理出臺灣黑熊曾食用的維管束植物名錄(附錄 3-3)，並統計名錄中維管束植物之分類及木本、草本、藤本及蕨類植物分布情況(表 3-16、表 3-17)。

表 3-15、臺灣黑熊食用名錄之圈養觀察及野外觀察植物統計。

資料來源	科	屬	種
圈養觀察	73	162	230
野外觀察	82	222	287
食痕	10	16	27
排遺	12	16	24
上樹爪痕	12	17	19
訪談	5	5	5
目擊	2	3	3

表 3-16、野外及圈養觀察之臺灣黑熊食用名錄之植物類型統計。

植物類型	科	屬	種
蕨類植物	3	3	3
藤本植物	8	10	17
草本植物	24	55	69
木本植物	47	101	141

表 3-17、野外及圈養觀察臺灣黑熊食用之維管束植物統計。

分類群	科	屬	種
蕨類植物	4	4	4
種子植物	79	183	285
裸子植物	2	3	3
被子植物	77	180	282
雙子葉植物	65	168	245
單子葉植物	12	12	37
合計	83	187	289

將本次研究樣區內所調查到維管束植物物種名錄(附錄 3-1)，與團隊研究臺灣黑熊曾食用的維管束植物名錄(附錄 3-3)進行比對，兩種名錄皆有的植物種類共有 78 種，將其進行物候分析，並以開花及結果的明顯可辨認變化作為物候標準，蕨類植物則未列入物候紀錄(附錄 3-4)。

將樣區調查結果(附錄 3-1)與臺灣黑熊食物名錄中(附錄 3-3)所出現之物種做比較，於春、夏、秋、冬各季進行整理，臺灣黑熊於喬木層大多食用果實，但有少數幾種例外如九芎、尖葉槭等物種則食用葉，或全株皆有食用紀錄物種，如山櫻花等樹種。草本則以食用葉或莖部為主，少數幾種也有同時食用葉及果實如昭和草、火炭母草等，樟科植物於夏秋(約 6-9 月)為主要果期，薔薇科則於夏、秋及冬三季(約 5-12 月)，殼斗科(約 10-12 月)則於秋冬為主要果期(附錄 3-4)。

四季分析顯示臺灣黑熊在不同季節有不同的主要食物來源，春季的主要食物包括鵝掌柴、阿里山十大功勞、假長葉楠等；夏季則食用長尾尖葉槭、三斗石櫟、青剛櫟、臺灣蘋果等；秋季則主要食用奧氏虎皮楠、青剛櫟、珍珠蓮、柘樹等；冬季則以鵝掌柴、青剛櫟、鬼石櫟、厚葉柃木等為主。鄧氏胡頹子、厚葉柃木、臺灣山桂花、臺灣紅榨槭等植物近乎全年結果，對臺灣黑熊食物來源的穩定性有重要影響。

草本植物如薄葉野山藥、糙莖菝葜等主要食用葉和莖，有些植物也有食用果實的記錄。臺灣黑熊食用的喬木如香葉樹、臺灣柘樹、小葉桑等，除食用葉外，有時也食用莖或果實。季節分布顯示春夏兩季是這些植物的主要展葉和結實期。

2. 臺灣黑熊活動、季節與植物分布關係

根據臺灣黑熊食用的維管束植物名錄顯示，臺灣黑熊主要要取食果實，部分樟科與薔薇科植物則有食用嫩芽、莖及葉的記錄。黑熊常食用的殼斗科植物多從 8 月開始結果，10 月果實成熟，至 12 月結束，而青剛櫟、錐果櫟、狹葉櫟等物種則最早於 5 月開始結果。樟科植物在 1 至 4 月多進行抽芽展葉，結實季節集中於 6 至 9 月，少數物種於 5 月、10 月及 11 月結果。薔薇科植物的結實時間較為分散，臺灣蘋果從 5 月開始結果至 12 月，山櫻花從 4 月至 7 月，墨點櫻桃從 12 月至翌年 5 月，懸鉤子屬則主要集中於 5 月至 11 月。

透過對 15 隻臺灣黑熊在 6 至 9 月(夏秋)和 10 至 12 月(秋冬)的核密度分析，結果顯示 6 至 9 月的活動範圍較廣且海拔有下降的趨勢，而 10 至 12 月的活動範圍較集中，顯示黑熊在不同季節的密集分布情形會有所變化(圖 3-38、圖 3-39)。

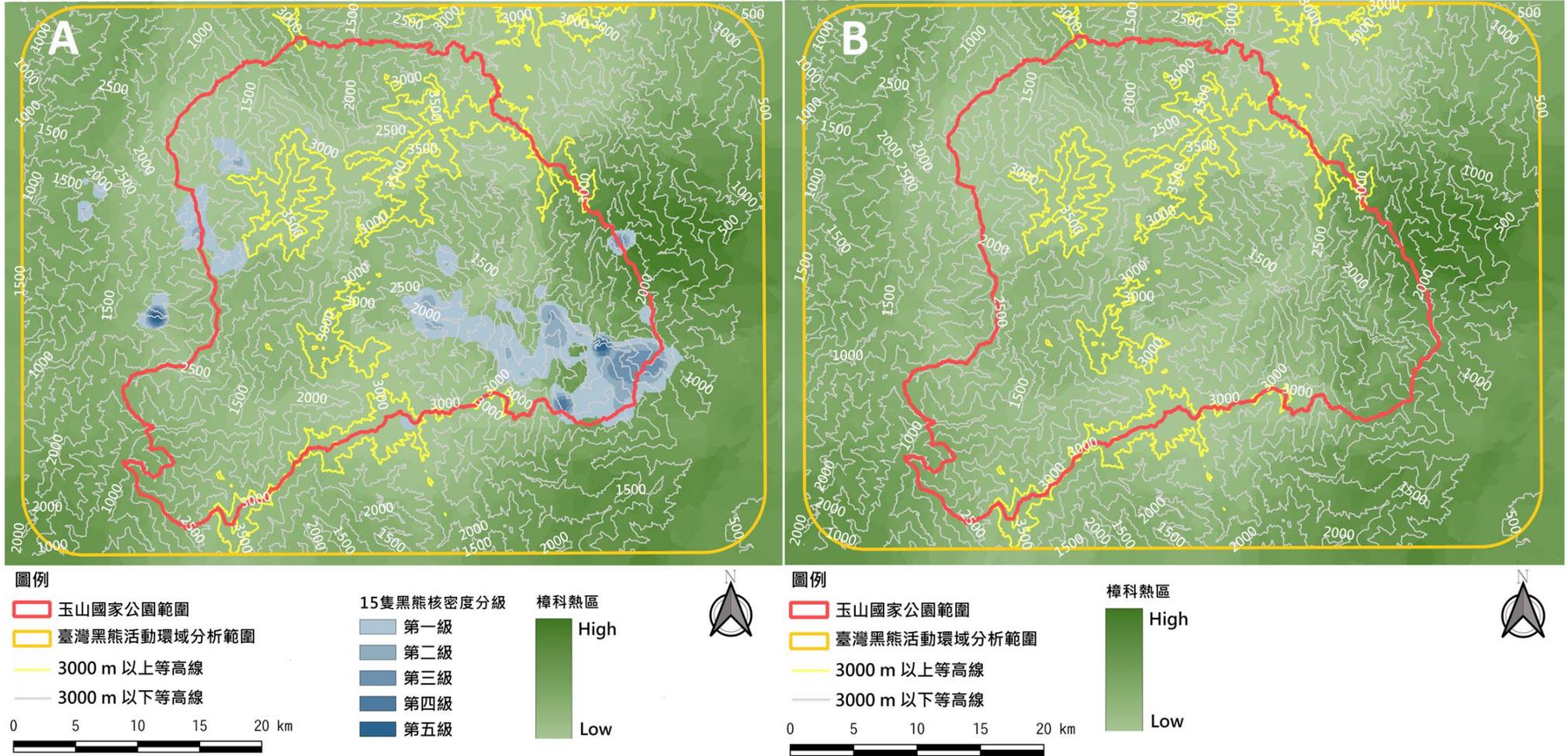


圖 3-38、玉山國家公園人造衛星追蹤 15 隻臺灣黑熊於 6 至 9 月之核密度活動範圍與樟科 IVI 熱區之分布。(A)核密度與 IVI 比較；(B)樟科植物之 IVI 圖。

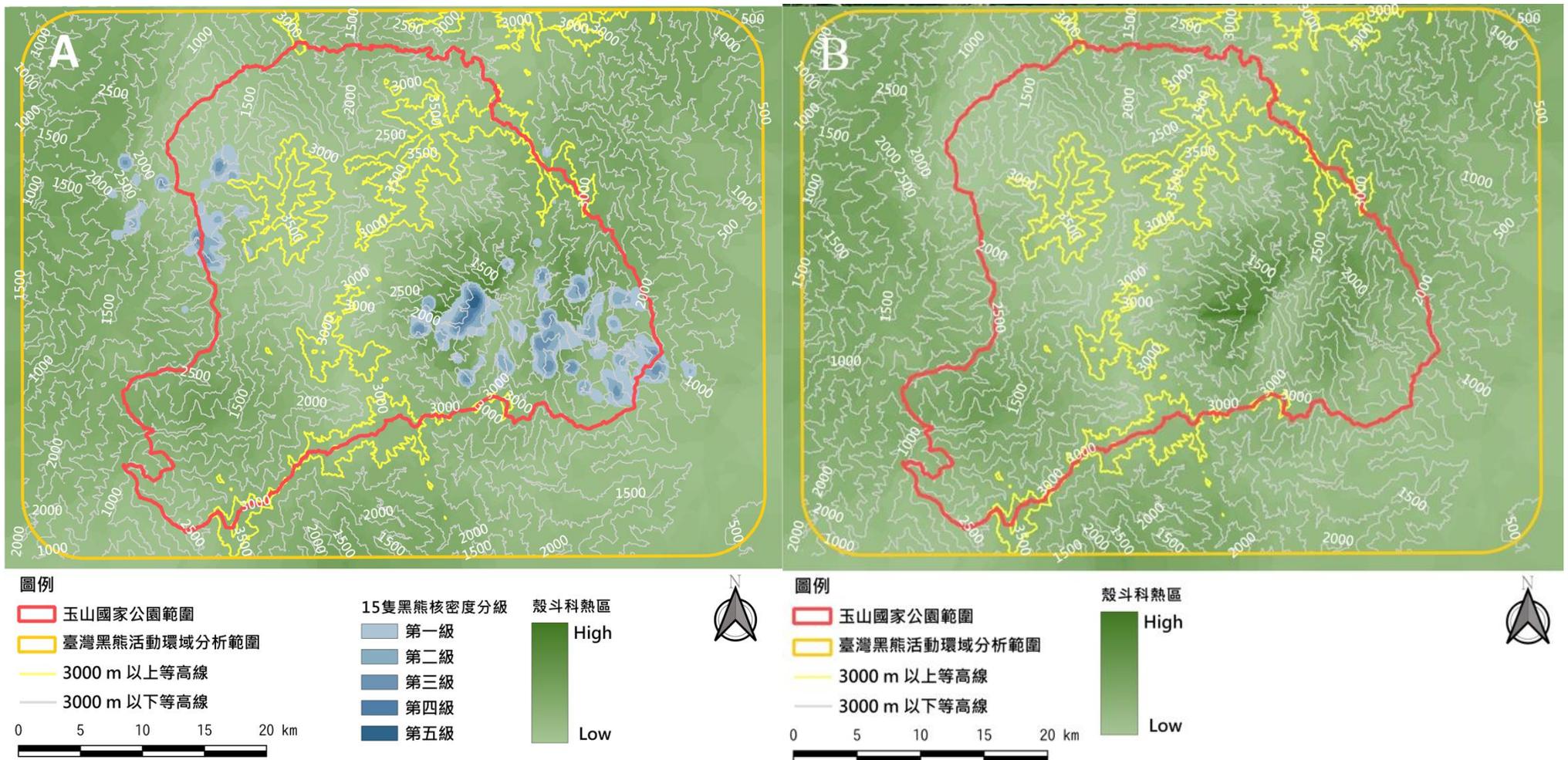


圖 3-39、玉山國家公園人造衛星追蹤 15 隻臺灣黑熊於 10 至 12 月之核密度活動範圍與殼斗科 IVI 熱區之分布。(A)核密度與 IVI 比較；(B)殼斗科植物之 IVI 圖。

四、討論

(一)全園區植物概況

本研究調查樣區海拔分布範圍由 300 m 至 3,300 m，從南安登山口至玉山主峰，其中涵蓋榕楠林帶、楠櫛林帶、櫟林帶、鐵杉雲杉林帶、冷杉林帶等天然林型，地形差異較大，環境較複雜等原因，導致植物組成較為複雜，樣區調查統計維管束植物共 595 種。臺灣物種數 4,428 種(王震哲 2022)，本研究約占 13.4%，與楊勝任(2009)南安至大分地區調查占 67.83 %相比較少，推測是因為本計畫調查採用樣區作為主體調查，未針對沿線進行物種調查，導致物種比例有差距。調查區域中含有 130 種蕨類，以臺灣維管束植物野外鑑定指南所顯示臺灣蕨類為 776 種(王震哲 2022)，本研究調查出之蕨類佔臺灣總蕨類物種數 16.8%。

本次調查結果顯示玉山國家公園內具有豐富的維管束植物種類，尤其是蕨類植物佔據重要地位。蕨類商數(7.30)明顯高於臺灣全島的平均值(4.25)，水龍骨科(Polypodiaceae)、鳳尾蕨科(Pteridaceae)和鐵角蕨科(Aspleniaceae)等蕨類植物佔優勢。玉山國家公園位處中央山脈，海拔變化大，形成了不同的微氣候環境，蕨類植物的繁盛可能與其潮濕環境和較為完整多樣的棲地有關。

本次植物調查結果中，有 78 種植物為臺灣黑熊食用植物名錄的物種，約佔名錄的四分之一，物種佔比較多的科別有薔薇科 23 種、殼斗科 16 種及樟科 15 種，顯示玉山國家公園不只植物種類多樣，也擁有豐富的臺灣黑熊植物性食物資源。

(二)植群組成與環境因子及熱區分布之關係

1.植群組成與環境變數之關聯性

玉山國家公園海拔涵蓋範圍極廣，植被多樣，林帶由楠櫛林帶分布至冷杉林帶，但東西部園區海拔有所差異，西部較東部高，因此群叢分布有所不同。東部園區之八通關越嶺，從南安到大分一帶總共 61 個樣區，可分類為 5 個群叢。依據蘇鴻傑(1992)的植群帶系統架構與各植群帶

中所描述的主要林型分類群，沿海拔梯度由下往上為楠櫨林帶下層(鵝掌柴-臺灣肉桂群叢)、楠櫨林帶(臺灣山桂花-臺灣赤楊群叢、青剛櫨-細葉饅頭果群叢)，以及海拔介於楠櫨林帶及至櫨林帶的長葉木薑子-大葉石櫨群叢，海拔再上升則有櫨林帶(細枝柃木-長葉木薑子群叢)；同樣的海拔梯度也出現赤楊落葉林帶(臺灣山桂花-臺灣赤楊群叢)。

西部園區主要調查區域為玉山主峰路線以及楠溪林道，主要為櫨林帶，沿海拔梯度由下往上有鵝掌柴-臺灣肉桂群叢、長葉木薑子-大葉石櫨群叢、細枝柃木-長葉木薑子群叢，此 3 型群叢園區東西側皆有分布，群叢樣區在西側的分布位置皆比東側的海拔高，同樣海拔梯度亦分布赤楊落葉林(臺灣紅榨槭-臺灣赤楊群叢)。海拔再向上則為鐵杉雲杉林帶(臺灣華山松-臺灣二葉松群叢)、冷杉林帶(厚葉柃木-臺灣鐵杉群叢、巒大花楸-臺灣冷杉群叢)。

部分群團如臺灣烏心石群團與長葉木薑子群團，呈現出跨越東西側園區的分布，展現了較強的環境適應能力，能夠在不同海拔和坡度條件下生長。而細葉饅頭果群團僅分布於園區東側，臺灣赤楊群團僅分布於園區西側，群團分布的差異也顯示出植群對不同坡度、坡向和土壤條件有不同的適應方向。西部園區海拔較高的區域主要有臺灣鐵杉群團分布，其偏好的環境較為濕潤，且植群結構相對鬱閉，土壤偏酸性；臺灣冷杉群團亦偏好濕潤環境，但土壤較偏中性；而臺灣二葉松群團則出現在環境稍乾燥的區域，植群結構則較稀疏。

總體來說這些植群類型的分布特徵反映了玉山國家公園複雜的地形和氣候條件如何影響植物社會的組成與分布，並且提供了豐富的資料以探討植物與環境之間的互動關係。

CCA 結果表明，環境因子的海拔、土壤 pH 值、坡向及含石率，顯著影響群叢分布及植群組成。海拔、坡度或坡向皆會影響光照量，且這些變數也會受地形影響而使植物組成產生差異(劉崇瑞、蘇鴻傑 1983; Pausas 2001)，群叢環境因子的差異反映了不同植群對棲息地的需求。海拔和土壤 pH 值是影響植群組成的重要因素，與植物對土壤酸鹼度的適應性有關。較高海拔地區的植群樣區土壤 pH 值較低，植群以臺灣鐵杉群團的厚葉柃木-臺灣鐵杉為主；而較低海拔地區的土壤 pH 值較高，以臺灣

烏心石群團之鵝掌柴-臺灣肉桂、長葉木薑子-大葉石櫟為主要分布植群。坡向和含石率也影響植群分布，如臺灣赤楊群團的臺灣紅榨槭-臺灣赤楊群叢偏好含石率較低、坡向則偏好東-南方。

另 DCA 結果顯示，海拔範圍過大及群叢樣本不足會影響分析效果，未來相關研究需要更謹慎考慮樣區設置的數量及海拔分布。徑級結構分析顯示調查範圍的植群演替較後期，林相老化可能會導致結實數量減少、老齡木也較易遭受病蟲害，可能使部分臺灣黑熊食物來源減少。但以目前調查樣區的成熟林狀態，近年變化應仍算穩定，未來可再持續觀測瞭解詳細影響。

2. 臺灣黑熊熱區、非熱區植群之環境因子及分布區域比較

不同群叢分布於熱區及非熱區的情況顯示臺灣黑熊對植群可能有特定偏好。青剛櫟-細葉饅頭果群叢之樣區皆分布於熱區，且優勢種青剛櫟及細葉饅頭果皆為臺灣黑熊食用植物，樣區中亦觀察到臺灣黑熊食痕。臺灣山桂花-臺灣赤楊群叢之樣區亦皆分布於熱區，其優勢種臺灣赤楊及特徵種臺灣山桂花皆為臺灣黑熊食用植物，推測臺灣黑熊對此兩種群叢有較高的偏好。

鵝掌柴-臺灣肉桂群叢之樣區分布於熱區及非熱區，分布在熱區的樣區占多數，此群叢之優勢種臺灣肉桂及特徵種鵝掌柴皆為臺灣黑熊食用植物。長葉木薑子-大葉石櫟群叢雖樣區於熱區及非熱區皆有分布，但絕大部分皆位於熱區，優勢種大葉石櫟為黑熊食用植物，特徵種長葉木薑子亦為黑熊潛在食用植物。細枝柃木-長葉木薑子群叢的樣區於熱區及非熱區均有分布，但絕大部分樣區位於熱區中，雖目前未有黑熊食用細枝柃木及長葉木薑子的證據，但兩者皆為潛在食用植物，且其中伴生種大葉石櫟、鬼石櫟、狹葉櫟皆為黑熊食用植物。推測黑熊對此三种植群類型有一定程度的偏好。

厚葉柃木-臺灣鐵杉群叢於熱區及非熱區皆有分布，臺灣鐵杉雖未被列入黑熊的食物名單，但特徵種的厚葉柃木、玉山假沙梨，以及地被優勢之玉山箭竹皆為黑熊食用植物。臺灣紅榨槭-臺灣赤楊群叢於熱區及非熱區亦皆有分布，其特徵種臺灣紅榨槭及優勢種臺灣赤楊皆為黑熊食用植物。巒大花楸-臺灣冷杉群叢的植群樣區於熱區及非熱區皆有分布，此

群叢樣區林相較為稀疏，且海拔分布較高，但巒大花楸為臺灣黑熊的食用植物，臺灣黑熊亦有可能在此群叢取食，也可能有其他非植物性食物來源吸引黑熊(見第貳章)。惟此三種植群樣區數較少。

臺灣華山松-臺灣二葉松群叢之樣區皆分布於非熱區，臺灣華山松及臺灣二葉松目前皆未有臺灣黑熊的食用紀錄，雖地被優勢種玉山箭竹為黑熊食用植物，但食物資源與其他植群相比仍較少。這些結果顯示黑熊對植群類型的偏好可能受該群叢中植物性食物資源豐度影響。

(三)臺灣黑熊食用植物物候及臺灣黑熊分布範圍之關係

1.臺灣黑熊食用植物比對及物候調查結果

臺灣黑熊作為臺灣最大的食肉目動物，雖以植物為主要食物，但其利用物種及物候學皆未詳盡整理。目前調查目標以木本植物為主，草本物種的量化調查則較少。本研究建立之臺灣黑熊食用植物名錄亦統整熊痕跡調查之結果，以此提供更多臺灣黑熊植物性食物來源之基礎資料。

根據現有臺灣黑熊食用植物物候資料(附錄 3-4)，於春夏兩季果實成熟的植物科別較少，薔薇科的懸鉤子屬物種於此季節佔有主要的地位，但因草本植物物種被調查到的較少，以此推測臺灣黑熊可能還有未確認的食物來源。

2.臺灣黑熊活動、季節與植物分布關係

樟科、殼斗科 IVI 於臺灣黑熊熱區及非熱區有顯著差異，此次分析使用之 15 隻人造衛星追蹤臺灣黑熊個體 10 至 12 月核密度較高的區域，與殼斗科 IVI 值較高之區域相近，對應在青剛櫟結實時期大分地區的臺灣黑熊出現比率會呈倍數增長的情況，顯示出臺灣黑熊會因食物豐富度而有所移動(黃美秀 2009)。分析臺灣黑熊喜愛的植群類型可做為建立保育措施的基礎，本次研究發現青剛櫟-細葉饅頭果群叢、鵝掌柴-臺灣肉桂群叢、長葉木薑子-大葉石櫟群叢大多都包含在熱區之中，這 3 種植群類型之優勢或特徵種皆有臺灣黑熊食用植物名錄所紀錄之物種，但仍有其他因素影響臺灣黑熊對棲地的使用情形，如森林覆蓋類型、水源、地形崎嶇指數等，各環境因素之影響可詳見第貳章節。

(四)結論

玉山國家公園特定植群的分布與環境因素(如光照、濕度、海拔等)密切相關。園區東側環境的坡向、地理位置及土壤含石率變化較大，這將導致物種競爭較劇烈，使植物相更多樣化，而園區西側環境較的穩定則有利於特定植物群落的生長。

本研究整理出臺灣黑熊可能較偏好的植群，包括細葉饅頭果群團之青剛櫟-細葉饅頭果群叢、臺灣山桂花-臺灣赤楊群叢，以及臺灣烏心石群團的鵝掌柴-臺灣肉桂群叢、長葉木薑子-大葉石櫟群叢，以及長葉木薑子群團的細枝柃木-長葉木薑子群叢，這些群叢位於熱區的樣區海拔皆低於2,050 m，介於 697-2,042m 之間。

全園區中黑熊熱區及非熱區的樟科、殼斗科及薔薇科 IVI 有顯著差異，熱區皆較非熱區高。本研究統整臺灣黑熊食用植物名錄 289 種，並為植物資源分布可能影響臺灣黑熊之活動提供證據，為未來管理與保育提供參考依據。

五、參考文獻

- 王偉、邱清安、李佩樺、廖敏君、曾喜育。2021。陽明山國家公園磺嘴山火山口植相與植群調查。中華林業季刊 54(2): 41-58。
- 王偉、蔡尚惠、邱清安、許俊凱、曾喜育、呂金誠。2013。雪山雪東線之不同海拔梯度的物種及生活型多樣性。林業研究季刊 35(3):139-152。
- 王震哲、楊智凱、張和明、林讚標、王偉聿、呂長澤、洪鈴雅、陳志雄、陳志輝、劉威廷、鄭憲燦、謝宗欣。2022。臺灣維管束植物野外鑑定指南。農業部林業及自然保育署。497 頁。
- 呂理昌。1990。玉山國家植物開花週期之研究塔塔加~玉山主峰。玉山國家公園自行研究。88 頁。
- 呂理昌。1991。玉山國家公園東埔玉山區開花植物物候調查報告(一)-(三)。玉山國家公園自行研究。870 頁。
- 李政賢。2003。臺灣東部海岸山脈新港山東側植群分析之研究。國立屏東科技大學森林學系碩士論文。107 頁。
- 林宗儀。2019。臺灣東北部蕨類與石松植物之物種組成與蕨類群集之葉部形態形質沿海拔梯度之變化。國立臺灣大學生命科學院生態學與演化生物學研究所碩士論文。218 頁。
- 邱清安、林鴻志、廖敏君、曾彥學、歐辰雄、呂金誠、曾喜育。2008。臺灣潛在植群形相分類方案。林業研究季刊 30(4): 89-111。
- 邱清安、曾喜育、王俊閔、許俊凱、陳韋志。2017。觀霧地區之植項與植群類型。林業研究季刊 39(4):249-270。
- 徐國士、張惠珠。1994。雪霸國家公園特有及稀有植物之研究。中華民國國家公園學會。42 頁。
- 海鷹、張洪江、崔大方。1995。新源山地草甸類草地自然保護區植物生活型研究。新疆師範大學學報自然科學版 14(1):81-85。
- 郭城孟。1999。玉山國家公園瓦拉米地區生態資源與經營管理之研究。內政部營建署玉山國家公園管理處。92 頁。
- 陳子英、俞秋豐、林登秋、林大利、林宜靜、張坤城、林朝欽、李靜峯、范素瑋、趙國容、宋國彰、袁孝維、洪崇航、林奐宇、林建

- 融、劉一新、曾喜育、邱志明。2022。森林生態。行政院農業委員會林務局。244 頁。
- 黃美秀、張鈞皓、高瑄鎂。2022。111 年度玉山國家公園臺灣黑熊族群監測暨保育行動策略推廣。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 黃美秀。2006。玉山國家公園臺灣黑熊族群生態學及保育研究(1/4)。內政部營建署玉山國家公園管理處。36 頁。
- 黃美秀。2007。玉山國家公園臺灣黑熊族群生態學及保育研究(2/4)。內政部營建署玉山國家公園管理處。88 頁。
- 黃美秀。2008。玉山國家公園臺灣黑熊族群生態學及保育研究(3/4)。內政部營建署玉山國家公園管理處。75 頁。
- 黃美秀。2009。玉山國家公園臺灣黑熊族群生態學及保育研究(3/4)。內政部營建署玉山國家公園管理處。
- 楊勝任。2009。玉山國家公園東部園區植群生態調查計畫。內政部營建署玉山國家公園管理處。83 頁。
- 雷寧菲、蘇智先、宋會興、張焱。2002。縉雲山常綠闊葉林不同演替階段植物生活型譜比較研究。應用生態學報 13(3):267-270。
- 廖家宏。2006。北大武山區植群多樣性之研究。國立屏東科技大學森林系。116 頁。
- 臺灣植物紅皮書編輯委員會。2017。臺灣維管束植物紅皮書名錄。行政院農業委員會特有生物研究保育中心、行政院農業委員會林務局、臺灣植物分類學會。南投。
- 劉崇瑞、蘇鴻傑。1983。森林植物生態學。臺灣商務印書館。462 頁。
- 謝漢欽。1997。應用數值地形資料推導福山地區森林生育地因子。臺灣林業科學 12(1):1-14。
- 蘇鴻傑、劉靜榆。2004。論植相社會學之植群分類法。國立臺灣大學生物資源暨農學院實驗林研究報告 18(3):129-151。
- 蘇鴻傑、劉靜榆。2004。論植相社會學之植群分類法。國立臺灣大學生物資源暨農學院實驗林研究報告 18(3):129-151。
- 蘇鴻傑。1987a。森林生育地因子及其定量評估。中華林學季刊 20(1):1-14。

- 蘇鴻傑。1987b。植群生態多變數分析法之研究(II)直接梯度分析。中華林學季刊 20(2):29-46。
- 蘇鴻傑。1987c。植群生態多變數分析法之研究 (III)降趨對應分析及相關分布序列法。中華林學季刊 20(3):45-68。
- 蘇鴻傑。1992。臺灣之植群：山地植群帶與地理氣候區。臺灣生物資源調查及資訊管理研習會論文集第 39-54 頁，彭鏡毅編。中央研究院植物研究所專刊第 11 號。
- 蘇鴻傑。1995。臺灣森林植群研究之回顧與展望，林業試驗所百年慶學術討論會論文集。臺灣省林業試驗所。23-27 頁。
- 蘇鴻傑。1996。植群生態多變數分析法IV植群分類法及相關環境因子之分析。臺灣博物館年刊 39:249-268。
- Batalha M. A. and F. R. Martins. 2002. Life-Form Spectra of Brazilian Cerrado Sites. *Flora* 197:452-460.
- Bongers, F., J. Popma, J. M. del Castillo and J. Catabias. 1988. Structure and floristic composition of the lowland rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. *Vegetatio* 74:55-80.
- Buho, H., Z. Jiang, C. Liu, T. Yoshida, Halik Mahamut, M. Kaneko, M. Asakawa, M. Motokawa, K. Kaji, X. Wu, N. Otaishi, Sumiya Ganzorig, and R. Masuda. 2011. Preliminary study on migration pattern of the Tibetan antelope (*Pantholops hodgsonii*) based on satellite tracking. *Advances in Space Research* 48(1):43-48.
- Carvajal-Hernández, C. I., T. Krömer, J. C. López-Acosta, J. A. Gómez-Díaz, and M. Kessler. 2017. Conservation value of disturbed and secondary forests for ferns and lycophytes along an elevational gradient in Mexico. *Applied Vegetation Science* 20(4):662-672.
- Curtis, J. T. 1959. *The Vegetation of Wisconsin*. University of Wisconsin Press, Madison, USA.
- Daubenmire, R. 1968. *Plant communities : a textbook of plant synecology*. Harper and Row, New York, USA.

- Day, F. P., and C. D. Monk. 1974. Vegetation patterns on a southern Appalachian watershed. *Ecology* 55(5):1064-1074.
- Della, A. P., and D. D. B. Falkenberg. 2019. Pteridophytes as ecological indicators: an overview. *Hoehnea* 46:1-25.
- Franklin, J. F., T. Maeda, Y. Ohsumi, M. Matsui, H. Yagi and G. M. Hawk. 1979. Subalpine coniferous forests of central Honshu, Japan. *Ecological monographs* 49(3):311-334.
- Galán de Mera A., M. A. Hagen and J. A. Vicente Orellana. 1999. Aerophyte, a New Life Form in Raunkiaer's Classification? *Journal of Vegetation Science* 10:65-68.
- Gauch H. G. 1982. *Multivariate Analysis in Community Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Girardin, M. P., J. Tardif and Y. Bergeron. 2001. Gradient analysis of *Larix laricina* dominated wetland in Canada's southeastern boreal forest. *Canadian Journal of Botany* 79:444-456.
- Grossman D. H., D. Faber-Langendoen, A. S. Weakley, M. Anderson, P. Bourgeron, R. Crawford, K. Goodin, S. Landaal, K. Metzler, K. Patterson, M. Pyne, M. Reid and L. Sneddon. 1998. International classification of ecological communities: terrestrial vegetation of the United States. Volume I. The National Vegetation Classification system: development, status, and applications. The Nature Conservancy. Arlington, Virginia, USA.
- Hill, M. O. 1979. TWINSpan : A FORTRAN Program for arranging Multivariate Data in an Ordered Two-way Table by Classification of the Individuals and Attributes. *Ecology and Systematics*, Cornell University, Ithaca, New York, USA.
- Hill, M. O., R. G. H. Bunce, and M. W. Shaul. 1975. Indicator species analysis, a divisive polythetic method of classification and its application to a survey of native pinewoods in Scotland. *Journal of Ecology* 63: 597-613.

- Huang, T. C. and Editorial Committee of the Flora of Taiwan (eds.). 2003. Flora of Taiwan, Volume 6. 2nd ed. Editorial Committee of the Flora of Taiwan, Department of Botany, National Taiwan University, Taipei, Taiwan.
- Huang, X., T. Deng, M. J. Moore, H. Wang, Z. Li, N. Lin, Z. Ziyoviddin Yusupov, K. S. Tojibaev, Y. Wang, and H. Sun. 2019. Tropical Asian origin, boreotropical migration and long-distance dispersal in nettles (Urticeae, Urticaceae). *Molecular phylogenetics and evolution* 137:190-199.
- Hwang, M. H. 2003. Ecology of Asiatic black bears (*Ursus thibetanus formosanus*) and people-bear interactions in Yushan National Park, Taiwan. Dissertation, University of Minnesota, Twin Cities, Minnesota.
- Hwang, M. H., D. L. Garshelis, and Y. Wang. 2002. Diets of Asiatic black bears in Taiwan, with methodological and geographical comparisons. *Ursus* 13: 111-125.
- 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.
- Karina, M., H. Buho, I. Hiromasa, N. Takashi and S. Ganzorig. 2017. Seasonal Migration and Home Ranges of Tibetan Antelopes (*Pantholops hodgsonii*) Based on Satellite Tracking. *International Journal of Zoological Research* 13(1):26-37.
- Knight, D. H. 1975. A phytosociological analysis of species-rich tropical forest on Barro Colorado Island, Panama. *Ecological Monographs* 45:259-284.
- Kuo, C. M. 1985. Taxonomy and phytogeography of Taiwanese pteridophytes. *Taiwania* 30:5-100.
- Lande R. 1982. A Quantitative Genetic Theory of Life History Evolution. *Ecology* 63:607-615.
- Lepš, J., and P. Šmilauer. 2003. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge university press, UK.

- McCune, B. and J. B. Grace. 2002. Analysis of Ecological Communities. MjM Software Design. Gleneden Beach.
- Mueller-Dombois D. and H. Ellenberg. 1974. Aims and Methods of Vegetation ecology. John Willey and Sons, New York, USA.
- Raunkiaer C. 1934. Life-Forms of Plants and Statistical Plant Geography. Clarendon Press, Oxford, UK.
- Taiwan Pteridophyte Group. 2019. Updating Taiwanese pteridophyte checklist: a new phylogenetic classification. *Taiwania* 64(4):367-395.
- Tsui, C. C, Z. S. Chen and C. F. Hsieh. 2004. Relationships between soil properties and slope position in a lowland rain forest of southern Taiwan. *Geoderma* 123:131-142.
- van der Maarel, E. 1979. Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio* 39(2): 97-114.
- Whittaker, R. H. 1956. Vegetation of the great smoky mountains. *Ecological Monographs* 26(1):2-80.
- Whittaker, R. H. 1967. Gradient analysis of vegetation. *Biology Review* 42: 209-264.
- Xu, W., Q. Huang, J. Stabach, H. Buho, and P. Leimgruber. 2019. Railway underpass location affects migration distance in Tibetan antelope (*Pantholops hodgsonii*). *PLOS ONE* 14(2):1-13.

六、附錄

附錄 3-1、臺灣黑熊熱區與非熱區樣區內維管束植物名錄。

本名錄中共有 121 科、595 種，科名後括弧內為該科之物種總數。

石松類植物 Lycophytes

1. Lycopodiaceae 石松科 (1)

1. *Phlegmariurus fordii* (Baker) Ching 福氏馬尾杉 (LC)

2. Selaginellaceae 卷柏科 (7)

2. *Selaginella delicatula* (Desv.) Alston 全緣卷柏 (LC)

3. *Selaginella doederleinii* subsp. *doederleinii* 生根卷柏 (LC)

4. *Selaginella involvens* (Sw.) Spring 密葉卷柏 (LC)

5. *Selaginella labordei* Hieron. ex Christ 玉山卷柏 (LC)

6. *Selaginella moellendorffii* Hieron. 異葉卷柏 (LC)

7. *Selaginella remotifolia* Spring 疏葉卷柏 (LC)

8. *Selaginella stauntoniana* Spring 擬密葉卷柏 (LC)

蕨類植物 Monilophytes

3. Aspleniaceae 鐵角蕨科 (20)

9. *Asplenium antiquum* Makino 山蘇花 (LC)

10. *Asplenium cuneatiforme* Christ 大蓬萊鐵角蕨 # (EN)

11. *Asplenium ensiforme* Wall. ex Hook. & Grev. 劍葉鐵角蕨 (LC)

12. *Asplenium exiguum* Bedd. 雲南鐵角蕨 (DD)

13. *Asplenium falcatum* Lam. 革葉鐵角蕨 (LC)

14. *Asplenium griffithianum* Hook. 叢葉鐵角蕨 (LC)

15. *Asplenium gueinzianum* Mett. ex Kuhn 鱗柄鐵角蕨 (LC)

16. *Asplenium incisum* Thunb. 縮羽鐵角蕨 (LC)

17. *Asplenium nidus* L. 臺灣山蘇花 (LC)

18. *Asplenium normale* var. *normale* 生芽鐵角蕨 (LC)

19. *Asplenium oldhami* Hance 俄氏鐵角蕨 (LC)

20. *Asplenium pseudolaserpitiifolium* Ching 大黑柄鐵角蕨 (LC)

21. *Asplenium ritoense* Hayata 尖葉鐵角蕨 (LC)

22. *Asplenium tenuicaule* Hayata 小葉鐵角蕨 (LC)

23. *Asplenium tenuifolium* D. Don 薄葉鐵角蕨 (LC)

24. *Asplenium trichomanes* L. 鐵角蕨 (LC)
25. *Asplenium tripteropus* Nakai 三翅鐵角蕨 (LC)
26. *Asplenium wilfordii* var. *wilfordii* 威氏鐵角蕨 (LC)
27. *Hymenasplenium cheilosorum* (Kunze ex Mett.) Tagawa
薄葉孔雀鐵角蕨 (LC)
28. *Hymenasplenium subnormale* (Copel.) Nakaike 小膜葉
鐵角蕨 (DD)
4. **Athyriaceae 蹄蓋蕨科 (8)**
29. *Athyrium arisanense* (Hayata) Tagawa 阿里山蹄蓋蕨
(LC)
30. *Athyrium atkinsonii* Bedd. 亞德氏蹄蓋蕨 (LC)
31. *Athyrium oppositipennum* var. *pubescens* (Tagawa)
Tagawa 逆羽蹄蓋蕨 (LC)
32. *Athyrium silvicola* Tagawa 高山蹄蓋蕨 (LC)
33. *Deparia petersenii* (Kunze) M.Kato 假蹄蓋蕨 (LC)
34. *Diplazium dilatatum* Blume 廣葉鋸齒雙蓋蕨 (LC)
35. *Diplazium kawakamii* var. *kawakamii* 川上氏雙蓋蕨
(LC)
36. *Diplazium virescens* var. *virescens* 綠葉雙蓋蕨 (LC)
5. **Cystopteridaceae 冷蕨科 (1)**
37. *Cystopteris fragilis* (L.) Bernh. 冷蕨 (LC)
6. **Davalliaceae 骨碎補科 (3)**
38. *Davallia clarkei* Baker 小膜蓋蕨 (LC)
39. *Davallia divaricata* Blume 大葉骨碎補 (LC)
40. *Davallia trichomanoides* Blume 海州骨碎補 (LC)
7. **Dennstaedtiaceae 碗蕨科 (7)**
41. *Dennstaedtia scandens* (Blume) T.Moore 刺柄碗蕨
(LC)
42. *Dennstaedtia smithii* (Hook.) T.Moore 司氏碗蕨 (LC)
43. *Histiopteris incisa* (Thunb.) J. Sm. 栗蕨 (LC)
44. *Microlepia strigosa* (Thunb.) C.Presl 粗毛鱗蓋蕨
(LC)
45. *Monachosorum henryi* Christ 稀子蕨 (LC)
46. *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum* (Nakai) Á.Löve
& D.Löve 蕨 (LC)

47. *Pteridium aquilinum* subsp. *wightianum* (Wall. ex J.Agardh) W.C.Shieh 巒大蕨 (LC)
8. **Dryopteridaceae 鱗毛蕨科 (30)**
48. *Arachniodes amabilis* var. *fimbriata* K.Iwats 斜方複葉耳蕨 (LC)
49. *Arachniodes aristata* (G.Forst.) Tindale 細葉複葉耳蕨 (LC)
50. *Arachniodes globisora* (Hayata) Ching 臺灣複葉耳蕨 (NT)
51. *Arachniodes pseudoaristata* (Tagawa) Ohwi 小葉複葉耳蕨 (LC)
52. *Ctenitis eatonii* (Baker) Ching 愛德氏肋毛蕨 (LC)
53. *Ctenitis subglandulosa* (Hance) Ching 肋毛蕨 (LC)
54. *Cyrtomium caryotideum* (Wall. ex Hook. & Grev.) C.Presl 細齒貫眾蕨 (LC)
55. *Cyrtomium falcatum* subsp. *falcatum* 全緣貫眾蕨 (LC)
56. *Cyrtomium taiwanianum* Tagawa 臺灣貫眾蕨 # (VU)
57. *Dryopteris austriaca* (Jacq.) Wayn. Ex Schinz & Thell. 闊葉鱗毛蕨 (LC)
58. *Dryopteris cacaina* Tagawa 蓬萊鱗毛蕨 # (LC)
59. *Dryopteris championii* (Benth.) C.Chr. ex Ching 闊鱗毛蕨 (VU)
60. *Dryopteris cycadina* (Franch. & Sav.) C.Chr. 杪欏鱗毛蕨 (LC)
61. *Dryopteris enneaphylla* (Baker) C.Chr. 頂羽鱗毛蕨 (LC)
62. *Dryopteris formosana* (Christ) C.Chr. 臺灣鱗毛蕨 (LC)
63. *Dryopteris fructuosa* (Christ) C.Chr. 硬果鱗毛蕨 # (LC)
64. *Dryopteris lepidopoda* Hayata 厚葉鱗毛蕨 (LC)
65. *Dryopteris paleolata* (Pic.Serm.) Li Bing Zhang 魚鱗蕨 (LC)
66. *Dryopteris peranema* Li Bing Zhang 柄囊蕨 (LC)

67. *Dryopteris pseudosieboldii* Hayata 大頂羽鱗毛蕨 #
(NT)
68. *Dryopteris sordidipes* Tagawa 落鱗鱗毛蕨 (LC)
69. *Dryopteris varia* (L.) Kuntze 南海鱗毛蕨 (LC)
70. *Polystichum acutidens* Christ 臺東耳蕨 (LC)
71. *Polystichum capillipes* (Baker) Diels 小耳蕨 (CR)
72. *Polystichum deltodon* (Baker) Diels 對生耳蕨 (LC)
73. *Polystichum hancockii* (Hance) Diels 韓氏耳蕨 (LC)
74. *Polystichum integripinnum* Hayata 狹葉貫眾蕨 (LC)
75. *Polystichum manmeiense* (Christ) Nakaike 鑷葉耳蕨
(LC)
76. *Polystichum parvipinnulum* Tagawa 尖葉耳蕨 # (LC)
77. *Polystichum xiphophyllum* (Baker) Diels 關山耳蕨
(EN)
9. **Hymenophyllaceae 膜蕨科 (4)**
78. *Crepidomanes latealatum* (Bosch) Copel. 翅柄假脈蕨
(LC)
79. *Hymenophyllum polyanthos* (Sw.) Sw. 細葉落蕨 (LC)
80. *Vandenboschia auriculata* (Blume) Copel. 瓶蕨 (LC)
81. *Vandenboschia kalamocarpa* (Hayata) Ebihara 管苞瓶
蕨 (LC)
10. **Hypodematiaceae 腫足蕨科 (2)**
82. *Hypodematium shingii* Li Bing Zhang, X.P.Fan &
X.F.Gao 腫足蕨 (LC)
83. *Leucostegia truncata* (D.Don) Fraser-Jenk. 大膜蓋蕨
(LC)
11. **Nephrolepidaceae 腎蕨科 (1)**
84. *Nephrolepis cordifolia* (L.) C.Presl 腎蕨 (LC)
12. **Ophioglossaceae 瓶爾小草科 (2)**
85. *Ophioderma pendulum* (L.) C.Presl 帶狀瓶爾小草
(LC)
86. *Sceptridium formosanum* (Tagawa) Holub 臺灣大陰地
蕨 (NT)
13. **Osmundaceae 紫萁科 (1)**
87. *Plenasium banksiifolium* (C.Presl) C.Presl 粗齒革葉紫
萁 (LC)

14. **Plagiogyriaceae** 瘤足蕨科 (2)

88. *Plagiogyria euphlebia* (Kunze) Mett. 華中瘤足蕨 (LC)
89. *Plagiogyria glauca* (Blume) Mett. 臺灣瘤足蕨 (LC)

15. **Polypodiaceae** 水龍骨科 (22)

90. *Drynaria coronans* (Wall. ex Mett.) J.Sm. ex T.Moore 崖薑蕨 (LC)
91. *Goniophlebium amoenum* var. *arisanense* (Hayata) Rödl-Linder 阿里山水龍骨 # (LC)
92. *Goniophlebium formosanum* (Baker) Rodl-Linder 臺灣水龍骨 (LC)
93. *Goniophlebium mengtzeense* (Christ) Rodl-Linder 蒙自水龍骨(箭葉水龍骨) (LC)
94. *Lemmaphyllum microphyllum* C.Presl 伏石蕨 (LC)
95. *Lepidomicrosorium ningpoense* (Baker) L.Y.Kuo 攀援星蕨(波氏星蕨) (LC)
96. *Lepisorus monilisorus* (Hayata) Tagawa 擬笈瓦韋 # (LC)
97. *Lepisorus obscurevenulosus* (Hayata) Ching 奧瓦韋 (LC)
98. *Lepisorus thunbergianus* (Kaulf.) Ching 瓦韋 (LC)
99. *Leptochilus hemionitideus* (C.Presl) Noot. 斷線蕨 (LC)
100. *Loxogramme salicifolia* (Makino) Makino 柳葉劍蕨 (LC)
101. *Micropolypodium okuboi* (Yatabe) Hayata 梳葉蕨 (LC)
102. *Microsorium punctatum* (L.) Copel. 星蕨 (LC)
103. *Neolepisorus fortunei* (T.Moore) Li Wang 大星蕨 (LC)
104. *Pyrrosia linearifolia* (Hook.) Ching 絨毛石韋 (LC)
105. *Pyrrosia lingua* (Thunb.) Farw. 石韋 (LC)
106. *Pyrrosia matsudae* (Hayata) Tagawa 松田氏石韋 # (EN)
107. *Pyrrosia polydactyla* (Hance) Ching 槭葉石韋 # (LC)

108. *Pyrrhosia porosa* (C.Presl) Hovenkamp 柔軟石韋(玉山石韋) (DD)

109. *Selliguea hastata* (Thunb.) Fraser-Jenk. 三葉蕨 (LC)

110. *Selliguea lehmannii* (Mett.) Christenh. 肢節蕨 (LC)

111. *Selliguea quasidivaticata* (Hayata) H.Ohashi & K.Ohashi 玉山蕨 (LC)

16. **Pteridaceae 鳳尾蕨科** (21)

112. *Adiantum diaphanum* Blume 長尾鐵線蕨 (LC)

113. *Antrophyum obovatum* Bak. 車前蕨 (LC)

114. *Antrophyum parvulum* Blume 小車前蕨(無柄車前蕨) (VU)

115. *Coniogramme intermedia* Hieron. 華鳳了蕨 (LC)

116. *Haplopteris anguste-elongata* (Hayata) E.H.Crane 姬書帶蕨 (LC)

117. *Haplopteris elongata* (Sw.) E.H.Crane 垂葉書帶蕨 (LC)

118. *Haplopteris flexuosa* (Fée) E.H.Crane 書帶蕨 (LC)

119. *Haplopteris mediosora* (Hayata) X.C.Zhang 中孢書帶蕨(細葉書帶蕨) # (VU)

120. *Onychium japonicum* (Thunb.) Kunze 日本金粉蕨 (LC)

121. *Pteris arisanensis* Tagawa 阿里山鳳尾蕨 (LC)

122. *Pteris biaurita* L. 弧脈鳳尾蕨 (LC)

123. *Pteris cretica* L. 大葉鳳尾蕨 (LC)

124. *Pteris dactylina* Hook. 掌鳳尾蕨 (LC)

125. *Pteris dispar* Kunze 天草鳳尾蕨

126. *Pteris ensiformis* Burm.f. 箭葉鳳尾蕨 (LC)

127. *Pteris grevilleana* fo. *grevilleana* 翅柄鳳尾蕨 (LC)

128. *Pteris kidoi* Sa. Kurata 城戶氏鳳尾蕨 (NT)

129. *Pteris longipes* D.Don 蓬萊鳳尾蕨 (LC)

130. *Pteris scabristipes* Tagawa 紅柄鳳尾蕨 # (LC)

131. *Pteris vittata* L. 鱗蓋鳳尾蕨 (LC)

132. *Pteris wallichiana* Ag. 瓦氏鳳尾蕨 (LC)

17. **Thelypteridaceae 金星蕨科** (6)

133. *Amauropelta beddomei* (Baker) Y.H.Chang 縮羽泛美金星蕨(縮羽金星蕨) (LC)
134. *Christella dentata* (Forssk.) Brownsey & Jermy 野小毛蕨 (LC)
135. *Christella ensifer* (Tagawa) Holttum ex C.M.Kuo 突尖小毛蕨 # (DD)
136. *Christella jaculosa* (Christ) Holttum 小密腺小毛蕨(小毛蕨) # (LC)
137. *Christella papilio* (C.Hope) K.Iwats. 薄葉梳小毛蕨(縮羽小毛蕨) (NT)
138. *Phegopteris decursive-pinnata* (H.C. Hall) Fée 短柄卵果蕨 (LC)

裸子植物 Gymnosperms

18. Cupressaceae 柏科 (5)

139. *Chamaecyparis formosensis* Matsum. 紅檜 # (NT)
140. *Cryptomeria japonica* (Thunb. ex L.f.) D.Don 柳杉 †
141. *Cunninghamia lanceolata* (Lamb.) Hook. 杉木 †
142. *Juniperus squamata* Lamb. 香青 (LC)
143. *Taiwania cryptomerioides* Hayata 臺灣杉 # (EN)

19. Pinaceae 松科 (6)

144. *Abies kawakamii* (Hayata) T. Itô 臺灣冷杉 # (LC)
145. *Picea morrisonicola* Hayata 臺灣雲杉 # (LC)
146. *Pinus armandii* var. *mastersiana* (Hayata) Hayata 臺灣華山松 # (LC)
147. *Pinus taiwanensis* Hayata 臺灣二葉松 # (LC)
148. *Pseudotsuga wilsoniana* Hayata 臺灣黃杉 # (LC)
149. *Tsuga chinensis* var. *formosana* (Hayata) H.L. Li & H. Keng 臺灣鐵杉 # (LC)

單子葉植物 Monocots

20. Araceae 天南星科 (7)

150. *Alocasia odora* (Roxb.) K. Koch 姑婆芋 (LC)
151. *Arisaema consanguineum* Schott 長行天南星 (LC)
152. *Arisaema formosanum* (Hayata) Hayata 臺灣天南星 # (LC)
153. *Arisaema heterophyllum* Blume 羽葉天南星 (LC)

154. *Arisaema taiwanense* J. Murata 蓬萊天南星 # (LC)
155. *Colocasia konishii* Hayata 山芋
156. *Pothos chinensis* (Raf.) Merr. 柚葉藤 (LC)
21. **Areaceae 棕櫚科 (1)**
157. *Calamus formosanus* Becc. 黃藤 # (LC)
22. **Asparagaceae 天門冬科 (3)**
158. *Asparagus cochinchinensis* (Lour.) Merr. 天門冬 (LC)
159. *Aspidistra elatior* var. *attenuata* (Hayata) S.S.Ying 臺灣蜘蛛抱蛋 # (LC)
160. *Ophiopogon intermedius* D.Don 間型沿階草 (LC)
23. **Commelinaceae 鴨跖草科 (2)**
161. *Commelina communis* L. 鴨跖草 (LC)
162. *Pollia miranda* (H. Lév.) H. Hara 小杜若 (LC)
24. **Cyperaceae 莎草科 (8)**
163. *Carex baccans* Nees 紅果薹 (LC)
164. *Carex brunnea* Thunb. 束草 (LC)
165. *Carex cruciata* Wahlenb. 煙火薹 (LC)
166. *Carex nubigena* D.Don ex Tilloch & Taylor 聚生穗序薹 (LC)
167. *Carex sociata* Boott 中國宿柱薹 (LC)
168. *Carex tristachya* var. *poeciliformis* (Boott) Kük. 抱鱗宿柱薹 (LC)
169. *Cyperus cyperoides* (L.) Kuntze 磚子苗 (LC)
170. *Trichophorum subcapitatum* (Thwaites & Hook.) D.A.Simpson 玉山針藺 (LC)
25. **Dioscoreaceae 薯蕷科 (2)**
171. *Dioscorea collettii* Hook.f. 華南薯蕷 (LC)
172. *Dioscorea japonica* var. *japonica* 薄葉野山藥 (LC)
26. **Liliaceae 百合科 (3)**
173. *Liriope minor* var. *angustissima* (Ohwi) S.S.Ying 細葉麥門冬 #
174. *Tricyrtis formosana* var. *formosana* 臺灣油點草 # (LC)
175. *Tricyrtis ravenii* C.I. Peng & C.L. Tiang 高山油點草 # (LC)

27. **Melanthiaceae** 黑藥花科 (2)

176. *Paris polyphylla* var. *polyphylla* 七葉一枝花 # (LC)

177. *Paris polyphylla* var. *stenophylla* Franch. 狹葉七葉一
枝花 # (LC)

28. **Orchidaceae** 蘭科 (26)

178. *Acanthehippium sylhetense* Lindl. 罈花蘭 (LC)

179. *Anoectochilus formosanus* Hayata 臺灣金線蓮 # (LC)

180. *Bulbophyllum hirundinis* (Gagnep.) Seidenf. 花蓮捲瓣
蘭 (LC)

181. *Bulbophyllum melanoglossum* Hayata 紫紋捲瓣蘭 #
(LC)

182. *Bulbophyllum pectinatum* Finet 阿里山豆蘭 (LC)

183. *Bulbophyllum retusiusculum* Rchb.f. 黃萼捲瓣蘭 (LC)

184. *Calanthe puberula* Lindl. 反捲根節蘭 (LC)

185. *Cheirostylis liukuensis* Masam. 琉球指柱蘭 (LC)

186. *Dendrobium moniliforme* (L.) Sw. 石斛 (LC)

187. *Dendrobium nakaharac* Schltr. 蠟著頰蘭 # (DD)

188. *Epigeneium fargesii* (Finet) Gagnep. 著頰蘭 (LC)

189. *Eria corneri* Rchb.f. 黃絨蘭 (LC)

190. *Eria japonica* Maxim. 連珠絨蘭 (LC)

191. *Gastrochilus formosanus* (Hayata) Hayata 臺灣松蘭
(LC)

192. *Goodyera matsumurana* Schltr. 銀線蓮 (NT)

193. *Goodyera maximowicziana* Makino 短穗斑葉蘭 (LC)

194. *Liparis elliptica* Wight 扁球羊耳蒜 (LC)

195. *Liparis formosana* Rchb.f. 寶島羊耳蒜 (LC)

196. *Liparis nakaharae* Hayata 長葉羊耳蒜 # (LC)

197. *Liparis nervosa* (Thunb.) Lindl. 紅花羊耳蒜 (LC)

198. *Malaxis monophyllos* (L.) Sw. 單葉軟葉蘭 (LC)

199. *Oberonia caulescens* Lindl. 二裂唇莖白蘭 (LC)

200. *Rhomboda tokioi* (Fukuy.) Ormerod 白點伴蘭 (LC)

201. *Taeniophyllum complanatum* Fukuy. 扁蜘蛛蘭 # (NT)

202. *Tropidia nipponica* Masam. 日本摺唇蘭 (LC)

203. *Vexillabium yakushimense* (Yamam.) F. Maek. 紫葉旗
唇蘭 (LC)

29. **Poaceae** 禾本科 (9)

204. *Agrostis infirma* var. *infirma* 玉山翦股穎 (LC)
205. *Arundo donax* L. 蘆竹 (LC)
206. *Helictotrichon abietetorum* (Ohwi) Ohwi 冷杉異燕麥 # (LC)
207. *Miscanthus transmorrisonensis* Hayata 高山芒
208. *Oplismenus hirtellus* (L.) P. Beauv. 求米草 (LC)
209. *Poa annua* L. 早熟禾 (LC)
210. *Pogonatherum crinitum* (Thunb.) Kunth 金絲草 (LC)
211. *Sinobambusa kunishii* (Hayata) Nakai 臺灣矢竹 # (DD)
212. *Yushania niitakayamensis* (Hayata) Keng f. 玉山箭竹 (LC)

30. **Smilacaceae** 菝葜科 (9)

213. *Smilax arisanensis* Hayata 阿里山菝葜 (LC)
214. *Smilax bockii* Warb. 平柄菝葜 (DD)
215. *Smilax bracteata* var. *bracteata* 假菝葜 (LC)
216. *Smilax bracteata* var. *verruculosa* (Merr.) T. Koyama 糙莖菝葜 (LC)
217. *Smilax china* L. 菝葜 (LC)
218. *Smilax elongatoumbellata* Hayata 細葉菝葜 (LC)
219. *Smilax horridiramula* Hayata 密刺菝葜 # (LC)
220. *Smilax lanceifolia* Roxb. 臺灣土茯苓 (LC)
221. *Smilax riparia* A. DC. 大武牛尾菜 (LC)

31. **Zingiberaceae** 薑科 (2)

222. *Alpinia pricei* Hayata 普萊氏月桃 # (LC)
223. *Alpinia shimadae* var. *kawakamii* (Hayata) J. Jung Yang & J.C. Wang 川上氏月桃 # (LC)

真雙子葉植物 **Eudicots**

32. **Acanthaceae** 爵床科 (3)

224. *Codonacanthus pauciflorus* (Nees) Nees 針刺草 (LC)
225. *Justicia procumbens* var. *procumbens* 爵床 (LC)
226. *Strobilanthes rankanensis* Hayata 蘭崁馬藍 # (LC)

33. **Actinidiaceae** 獼猴桃科 (1)

227. *Actinidia rufa* (Siebold & Zucc.) Planch. ex Miq. 腺齒獼猴桃 (LC)
34. **Adoxaceae 五福花科 (6)**
228. *Sambucus chinensis* Lindl. 有骨消 (LC)
229. *Viburnum arboricola* Hayata 著生珊瑚樹 # (LC)
230. *Viburnum formosanum* (Hance) Hayata 紅子英蒨 (LC)
231. *Viburnum luzonicum* Rolfe 呂宋英蒨 (LC)
232. *Viburnum parvifolium* Hayata 小葉英蒨 # (LC)
233. *Viburnum taitoense* Hayata 臺東英蒨 # (LC)
35. **Amaranthaceae 莧科 (2)**
234. *Achyranthes aspera* var. *rubrofusca* (Wight) Hook. f. 臺灣牛膝 (LC)
235. *Amaranthus dubius* Mart. ex Thell. 假刺莧 *
36. **Anacardiaceae 漆樹科 (2)**
236. *Pistacia chinensis* Bunge 黃連木 (LC)
237. *Rhus succedanea* var. *succedanea* 木蠟樹 (LC)
37. **Apiaceae 繖形科 (1)**
238. *Chaerophyllum involucratum* (Hayata) K.F.Chung 山薰香 # (LC)
38. **Apocynaceae 夾竹桃科 (5)**
239. *Dischidia formosana* Maxim. 風不動 # (LC)
240. *Hoya carnosa* (L.f.) R. Br. 絨蘭 (LC)
241. *Trachelospermum gracilipes* Hook. f. 細梗絡石 (LC)
242. *Trachelospermum jasminoides* (Lindl.) Lem. 絡石 (LC)
243. *Urceola rosea* (Hook. & Arn.) D.J. Middleton 酸藤 (LC)
39. **Aquifoliaceae 冬青科 (3)**
244. *Ilex ficoidea* Hemsl. 臺灣糊櫨 (LC)
245. *Ilex goshiensis* Hayata 圓葉冬青 (LC)
246. *Ilex tugitakayamensis* Sasaki 雪山冬青 # (LC)
40. **Araliaceae 五加科 (11)**
247. *Aralia bipinnata* Blanco 裏白椴木 (LC)
248. *Dendropanax dentiger* (Harms) Merr. 臺灣樹參 (LC)

249. *Eleutherococcus trifolius* (L.) S.Y. Hu 三葉五加 (LC)
250. *Fatsia polycarpa* Hayata 臺灣八角金盤 # (LC)
251. *Hedera rhombea* var. *formosana* (Nakai) H.L. Li 臺灣常春藤 # (LC)
252. *Hydrocotyle nepalensis* Hook. 乞食碗 (LC)
253. *Hydrocotyle setulosa* Hayata 阿里山天胡荽 # (LC)
254. *Pentapanax castanopsidicola* Hayata 臺灣五葉參 # (NT)
255. *Schefflera octophylla* (Lour.) Harms 鵝掌柴 (LC)
256. *Schefflera taiwaniana* (Nakai) Kaneh. 臺灣鵝掌柴 # (LC)
257. *Sinopanax formosanus* (Hayata) H.L. Li 華參 # (VU)
41. **Aristolochiaceae 馬兜鈴科 (2)**
258. *Aristolochia cucurbitifolia* Hayata 瓜葉馬兜鈴 # (VU)
259. *Asarum macranthum* Hook. f. 大花細辛 # (LC)
42. **Asteraceae 菊科 (15)**
260. *Ainsliaea latifolia* subsp. *henryi* (Diels) H. Koyama 臺灣鬼督郵 (LC)
261. *Artemisia capillaris* Thunb. 茵陳蒿 (LC)
262. *Blumea aromatica* DC. 薄葉艾納香 (LC)
263. *Carpesium nepalense* Less. 黃金珠 (LC)
264. *Cirsium arisanense* Kitam. 阿里山薊 # (LC)
265. *Crassocephalum crepidioides* (Benth.) S. Moore 昭和草 *
266. *Eupatorium cannabinum* subsp. *asiaticum* Kitam. 臺灣澤蘭 # (LC)
267. *Gynura japonica* (Thunb.) Juel 黃花三七草 (LC)
268. *Myriactis humilis* Merr. 矮菊 (LC)
269. *Notoseris formosana* (Kitam.) C. Shih 臺灣福王草 # (LC)
270. *Senecio morrisonensis* Hayata 玉山黃菀 # (LC)
271. *Senecio nemorensis* var. *dentatus* (Kitam.) H. Koyama 黃菀 # (LC)
272. *Senecio scandens* var. *incisus* Franch. 裂葉蔓黃菀 (LC)

273. *Youngia japonica* subsp. *japonica* 黃鶴菜 (LC)
274. *Youngia japonica* subsp. *formosana* (Hayata) Kitam. 臺灣黃鶴菜 # (LC)
43. **Balanophoraceae** 蛇菰科 (1)
275. *Balanophora laxiflora* Hemsl. 穗花蛇菰 (LC)
44. **Begoniaceae** 秋海棠科 (2)
276. *Begonia chitoensis* T.S. Liu & M.J. Lai 溪頭秋海棠 # (LC)
277. *Begonia formosana* (Hayata) Masam. 水鴨腳 (LC)
45. **Berberidaceae** 小檗科 (3)
278. *Berberis brevisepala* Hayata 高山小檗 # (NT)
279. *Berberis kawakamii* Hayata 臺灣小檗 # (NT)
280. *Mahonia oiwakensis* Hayata 阿里山十大功勞 # (EN)
46. **Betulaceae** 樺木科 (3)
281. *Alnus formosana* (Burkill) Makino 臺灣赤楊 (LC)
282. *Carpinus kawakamii* Hayata 阿里山千金榆 # (LC)
283. *Carpinus rankanensis* Hayata 蘭邯千金榆 # (LC)
47. **Boraginaceae** 紫草科 (2)
284. *Cynoglossum furcatum* Wall. 琉璃草 (LC)
285. *Trigonotis formosana* Hayata 臺灣附地草 # (LC)
48. **Brassicaceae** 十字花科 (1)
286. *Cardamine flexuosa* With. 蔊菜 (LC)
49. **Campanulaceae** 桔梗科 (1)
287. *Peracarpa carnosus* (Wall.) Hook. f. & Thomson 山桔梗 (LC)
50. **Cannabaceae** 大麻科 (3)
288. *Celtis formosana* Hayata 石朴 # (LC)
289. *Celtis sinensis* Pers. 朴樹 (LC)
290. *Trema orientalis* (L.) Blume 山黃麻 (LC)
51. **Caprifoliaceae** 忍冬科 (3)
291. *Lonicera acuminata* Wall. 阿里山忍冬 (LC)
292. *Lonicera hypoglauca* Miq. 裏白忍冬 (LC)
293. *Triplostegia glandulifera* Wall. ex DC. 三萼花草 (LC)
52. **Caryophyllaceae** 石竹科 (2)
294. *Cerastium arisanense* Hayata 阿里山卷耳 #

295. *Stellaria arisanensis* (Hayata) Hayata 阿里山繁縷 # (LC)
53. **Celastraceae** 衛矛科 (3)
296. *Celastrus kusanoi* Hayata 大葉南蛇藤 (LC)
297. *Euonymus spraguei* Hayata 刺果衛矛 # (LC)
298. *Microtropis fokiensis* Dunn 福建賽衛矛 (LC)
54. **Chloranthaceae** 金粟蘭科 (2)
299. *Chloranthus oldhamii* Solms 臺灣及己 (LC)
300. *Sarcandra glabra* (Thunb.) Nakai 草珊瑚 (LC)
55. **Convolvulaceae** 旋花科 (1)
301. *Erycibe henryi* Prain 亨利氏伊立基藤 (LC)
56. **Crassulaceae** 景天科 (5)
302. *Kalanchoe gracilis* Hance 小燈籠草 # (DD)
303. *Kalanchoe spathulata* DC. 倒吊蓮 (LC)
304. *Sedum actinocarpum* Yamam. 星果佛甲草 # (LC)
305. *Sedum formosanum* N.E. Br. 臺灣佛甲草 (LC)
306. *Sedum morrisonense* Hayata 玉山佛甲草 # (LC)
57. **Cucurbitaceae** 瓜科 (2)
307. *Gynostemma pentaphyllum* (Thunb.) Makino 絞股藍 (LC)
308. *Trichosanthes homophylla* Hayata 芋葉括樓 # (LC)
58. **Daphniphyllaceae** 虎皮楠科 (2)
309. *Daphniphyllum glaucescens* subsp. *oldhamii* T.C. Huang 奧氏虎皮楠 (LC)
310. *Daphniphyllum himalaense* subsp. *macropodum* (Miq.) T.C.Huang 薄葉虎皮楠 (LC)
59. **Dipentodontaceae** 十萼花科 (1)
311. *Perrottetia arisanensis* Hayata 佩羅特木 # (LC)
60. **Ehretiaceae** 厚殼樹科 (1)
312. *Ehretia longiflora* Champ. ex Benth. 長花厚殼樹 (LC)
61. **Elaeagnaceae** 胡頹子科 (1)
313. *Elaeagnus thunbergii* Servett. 鄧氏胡頹子 # (LC)
62. **Elaeocarpaceae** 杜英科 (3)
314. *Elaeocarpus japonicus* Siebold 薯豆 (LC)
315. *Elaeocarpus sylvestris* var. *sylvestris* 杜英 (LC)

316. *Sloanea formosana* H.L. Li 猴歡喜 # (LC)
63. **Ericaceae 杜鵑花科 (10)**
317. *Lyonia ovalifolia* var. *ovalifolia* 南燭 (LC)
318. *Pieris taiwanensis* Hayata 臺灣馬醉木 (LC)
319. *Pyrola alboreticulata* Hayata 斑紋鹿蹄草 # (LC)
320. *Rhododendron leptosantherum* Hayata 西施花 (LC)
321. *Rhododendron oldhamii* Maxim. 金毛杜鵑 # (LC)
322. *Rhododendron pseudochrysantherum* Hayata 玉山杜鵑 # (LC)
323. *Rhododendron rubropilosum* var. *rubropilosum* 紅毛杜鵑 # (LC)
324. *Vaccinium bracteatum* Thunb. 米飯花 (LC)
325. *Vaccinium dunalianum* var. *caudatifolium* (Hayata) H.L. Li 珍珠花 # (LC)
326. *Vaccinium randaiense* Hayata 巒大越橘 # (LC)
64. **Euphorbiaceae 大戟科 (2)**
327. *Mallotus japonicus* (Spreng.) Müll. Arg. 野桐 (LC)
328. *Mallotus paniculatus* var. *paniculatus* 白匏子 (LC)
65. **Fabaceae 豆科 (10)**
329. *Albizia julibrissin* Durazz. 合歡 (LC)
330. *Bauhinia championii* (Benth.) Benth. 菊花木 (LC)
331. *Derris laxiflora* Benth. 疏花魚藤 # (LC)
332. *Desmodium sequax* Wall. 波葉山螞蝗 (LC)
333. *Dumasia villosa* subsp. *bicolor* (Hayata) H. Ohashi & Tateishi 臺灣山黑扁豆 # (LC)
334. *Galactia tenuiflora* var. *tenuiflora* 細花乳豆 (LC)
335. *Hylodesmum laterale* (Schindl.) H. Ohashi & R.R. Mill 琉球山螞蝗 (LC)
336. *Lespedeza chinensis* G. Don 華胡枝子 (LC)
337. *Lespedeza cuneata* (Dum. Cours.) G. Don 鐵掃帚 (LC)
338. *Rhynchosia volubilis* Lour. 鹿藿 (LC)
66. **Fagaceae 殼斗科 (10)**
339. *Castanopsis cuspidata* var. *carlesii* (Hemsl.) T. Yamaz. 長尾尖葉槲 (LC)

340. *Castanopsis kawakamii* Hayata 大葉苦槠 (NT)
341. *Lithocarpus hancei* (Benth.) Rehder 三斗石櫟 # (LC)
342. *Lithocarpus kawakamii* (Hayata) Hayata 大葉石櫟 # (LC)
343. *Lithocarpus konishii* (Hayata) Hayata 油葉石櫟 # (LC)
344. *Lithocarpus lepidocarpus* (Hayata) Hayata 鬼石櫟 # (LC)
345. *Quercus glauca* var. *glauca* 青剛櫟 (LC)
346. *Quercus longinux* var. *longinux* 錐果櫟 # (LC)
347. *Quercus morii* Hayata 赤柯 # (LC)
348. *Quercus stenophylloides* Hayata 狹葉櫟 # (LC)
67. **Gentianaceae 龍膽科 (3)**
349. *Gentiana davidii* var. *formosana* (Hayata) T.N. Ho 臺灣龍膽 (LC)
350. *Gentiana tatakensis* Masam. 塔塔加龍膽 # (VU)
351. *Tripterospermum taiwanense* (Masam.) Satake 臺灣肺形草 # (LC)
68. **Gesneriaceae 苦苣苔科 (4)**
352. *Aeschynanthus acuminatus* Wall. ex A. DC. 長果藤 (LC)
353. *Hemiboea bicornuta* (Hayata) Ohwi 角桐草 (LC)
354. *Lysionotus pauciflorus* var. *pauciflorus* 石吊蘭 (LC)
355. *Rhynchotechum discolor* (Maxim.) B.L. Burtt 同蕊草 (LC)
69. **Hamamelidaceae 金縷梅科 (1)**
356. *Sycopsis sinensis* Oliv. 水絲梨 (LC)
70. **Hydrangeaceae 八仙花科 (8)**
357. *Deutzia pulchra* S. Vidal 大葉溲疏 (LC)
358. *Hydrangea angustipetala* Hayata 狹瓣八仙花 # (LC)
359. *Hydrangea aspera* D. Don 高山藤繡球 # (LC)
360. *Hydrangea chinensis* Maxim. 華八仙 (LC)
361. *Hydrangea fauriei* (Hayata) Y. De Smet & Granados 圓葉鑽地風 # (LC)
362. *Hydrangea integrifolia* Hayata 大枝掛繡球 (LC)

363. *Hydrangea longifolia* Hayata 長葉繡球 # (LC)
364. *Hydrangea viburnoides* (Hook.f. & Thomson) Y.De Smet & Granados 青棉花 (LC)
71. **Hypericaceae** 金絲桃科 (2)
365. *Hypericum geminiflorum* Hemsl. 雙花金絲桃 (LC)
366. *Hypericum nagasawae* Hayata 玉山金絲桃 # (LC)
72. **Iteaceae** 鼠刺科 (1)
367. *Itea parviflora* Hemsl. 小花鼠刺 # (LC)
73. **Juglandaceae** 胡桃科 (2)
368. *Engelhardia roxburghiana* Wall. 黃杞 (LC)
369. *Juglans cathayensis* Dode 野核桃 (LC)
74. **Lamiaceae** 唇形科 (13)
370. *Ajuga taiwanensis* Nakai ex Murata 臺灣筋骨草 (LC)
371. *Anisomeles indica* (L.) Kuntze 金劍草 # (LC)
372. *Callicarpa formosana* var. *formosana* 杜虹花 (LC)
373. *Callicarpa randaiensis* Hayata 巒大紫珠 # (LC)
374. *Clinopodium laxiflorum* var. *taiwanianum* T.H. Hsieh & T.C. Huang 臺灣風輪菜 # (NT)
375. *Leucas chinensis* (Retz.) R. Br. 白花草 (LC)
376. *Paraphlomis formosana* T.H. Hsieh & T.C. Huang 臺灣假糙蘇 # (LC)
377. *Perilla frutescens* (L.) Britton 紫蘇 *
378. *Salvia hayatae* Makino ex Hayata 早田氏鼠尾草 # (VU)
379. *Scutellaria taiwanensis* C.Y. Wu 臺灣黃芩 # (VU)
380. *Scutellaria tashiroi* Hayata 田代氏黃芩 # (VU)
381. *Teucrium bidentatum* Hemsl. 二齒香科科 (LC)
382. *Teucrium taiwanianum* T.H. Hsieh & T.C. Huang 臺灣香科科 # (VU)
75. **Lardizabalaceae** 木通科 (2)
383. *Stauntonia obovata* Hemsl. 鈍藥野木瓜 (LC)
384. *Stauntonia obovatifoliola* Hayata 石月 (LC)
76. **Lauraceae** 樟科 (20)
385. *Beilschmiedia erythrophloia* Hayata 瓊楠 (LC)
386. *Cinnamomum camphora* (L.) J. Presl 樟樹 (LC)

387. *Cinnamomum insularimontanum* Hayata 臺灣肉桂 # (LC)
388. *Cinnamomum osmophloeum* Kaneh. 土肉桂 # (NT)
389. *Lindera communis* Hemsl. 香葉樹 (LC)
390. *Litsea acuminata* (Blume) Kurata 長葉木薑子 (LC)
391. *Litsea akoensis* var. *akoensis* 屏東木薑子 # (LC)
392. *Litsea elongata* var. *mushaensis* (Hayata) J.C. Liao 霧社木薑子 (LC)
393. *Litsea hypophaea* Hayata 黃肉樹 # (LC)
394. *Litsea morrisonensis* Hayata 玉山木薑子 # (LC)
395. *Machilus japonica* var. *japonica* 假長葉楠 (LC)
396. *Machilus japonica* var. *kusanoi* (Hayata) J.C. Liao 大葉楠 # (LC)
397. *Machilus philippinensis* Merr. 菲律賓楠 (LC)
398. *Machilus thunbergii* Siebold & Zucc. 豬腳楠 (LC)
399. *Machilus zuihoensis* var. *zuihoensis* 香楠 # (LC)
400. *Machilus zuihoensis* var. *mushaensis* (F.Y. Lu) Y.C. Liu 青葉楠 # (LC)
401. *Neolitsea acuminatissima* (Hayata) Kaneh. & Sasaki 高山新木薑子 # (LC)
402. *Neolitsea konishii* (Hayata) Kaneh. & Sasaki 五掌楠 (LC)
403. *Neolitsea sericea* var. *sericea* 白新木薑子 (LC)
404. *Phoebe formosana* (Hayata) Hayata 臺灣雅楠 (LC)
77. **Loganiaceae 馬錢科 (1)**
405. *Gardneria multiflora* Makino 多花蓬萊葛 (LC)
78. **Loranthaceae 桑寄生科 (1)**
406. *Taxillus lonicericifolius* var. *lonicerifolius* 忍冬葉桑寄生 # (LC)
79. **Lythraceae 千屈菜科 (1)**
407. *Lagerstroemia subcostata* Koehne 九芎 (LC)
80. **Magnoliaceae 木蘭科 (1)**
408. *Michelia compressa* var. *formosana* Kaneh. 臺灣烏心石
81. **Malpighiaceae 黃禱花科 (1)**

409. *Hiptage benghalensis* (L.) Kurz 猿尾藤 (LC)
82. **Malvaceae** 錦葵科 (1)
410. *Hibiscus taiwanensis* S.Y. Hu 山芙蓉 # (LC)
83. **Mazaceae** 通泉科 (2)
411. *Mazus alpinus* Masam. 高山通泉草 # (LC)
412. *Mazus pumilus* (Burm. f.) Steenis 通泉草 (LC)
84. **Melastomataceae** 野牡丹科 (5)
413. *Bredia gibba* Ohwi 小金石榴 # (LC)
414. *Bredia oldhamii* Hook. f. 金石榴 # (LC)
415. *Melastoma candidum* D.Don 野牡丹 (LC)
416. *Pachycentria formosana* Hayata 臺灣厚距花 # (LC)
417. *Sarcopyramis napalensis* var. *bodinieri* (H. Lév. & Vaniot) H. Lév. 肉穗野牡丹 (LC)
85. **Menispermaceae** 防己科 (3)
418. *Cocculus orbiculatus* (L.) DC. 木防己 (LC)
419. *Pericampylus formosanus* Diels 蓬萊藤 (LC)
420. *Stephania cephalantha* Hayata 大還魂 (LC)
86. **Moraceae** 桑科 (5)
421. *Ficus erecta* var. *beeheyana* (Hook. & Arn.) King 牛奶榕 (LC)
422. *Ficus pumila* var. *awkeotsang* (Makino) Corner 愛玉子 # (LC)
423. *Ficus sarmentosa* var. *nipponica* (Franch. & Sav.) Corner 珍珠蓮 (LC)
424. *Maclura cochinchinensis* (Lour.) Corner 柘樹 (LC)
425. *Morus australis* Poir. 小葉桑 (LC)
87. **Myrtaceae** 桃金娘科 (1)
426. *Syzygium formosanum* (Hayata) Mori 臺灣赤楠 # (LC)
88. **Oleaceae** 木犀科 (6)
427. *Fraxinus griffithii* C.B. Clarke 白雞油 (LC)
428. *Fraxinus insularis* Hemsl. 臺灣梣 (LC)
429. *Ligustrum morrisonense* Kaneh. & Sasaki 玉山女貞 # (NT)
430. *Ligustrum sinense* Lour. 小實女貞 (LC)

431. *Osmanthus heterophyllus* (G. Don) P.S. Green 異葉木犀 # (LC)
432. *Osmanthus matsumuranus* Hayata 大葉木犀 (LC)
89. **Onagraceae** 柳葉菜科 (1)
433. *Circaea alpina* subsp. *imaicola* (Asch. & Magn.) Kitam. 高山露珠草 (LC)
90. **Oxalidaceae** 酢漿草科 (2)
434. *Oxalis acetosella* subsp. *griffithii* var. *formosana* S.F.Huang & T.C.Huang 臺灣山酢漿草 (LC)
435. *Oxalis corniculata* L. 酢漿草 (LC)
91. **Pentaphylacaceae** 五列木科 (8)
436. *Adinandra lasiostyla* Hayata 毛柱楊桐 # (LC)
437. *Cleyera japonica* var. *japonica* 紅淡比 (LC)
438. *Eurya chinensis* R. Br. 米碎柃木 (LC)
439. *Eurya glaberrima* Hayata 厚葉柃木 # (LC)
440. *Eurya gnaphalocarpa* Hayata 毛果柃木 (LC)
441. *Eurya leptophylla* Hayata 薄葉柃木 # (LC)
442. *Eurya loquaiana* Dunn 細枝柃木 (LC)
443. *Ternstroemia gymnanthera* (Wight & Arn.) Sprague 厚皮香 (LC)
92. **Phyllanthaceae** 葉下珠科 (2)
444. *Glochidion acuminatum* Müll. Arg. 裏白饅頭果 (LC)
445. *Glochidion rubrum* Blume 細葉饅頭果 (LC)
93. **Piperaceae** 胡椒科 (6)
446. *Peperomia japonica* Makino 椒草 (LC)
447. *Peperomia nakaharae* Hayata 山椒草 # (LC)
448. *Peperomia reflexa* Kunth 小椒草 (LC)
449. *Peperomia sui* T.T. Lin & S.Y. Lu 紅莖椒草 # (LC)
450. *Piper kadsura* (Choisy) Ohwi 風藤 (LC)
451. *Piper sintenense* Hatus. 薄葉風藤 # (LC)
94. **Pittosporaceae** 海桐科 (1)
452. *Pittosporum illicioides* var. *illicioides* 疏果海桐 (LC)
95. **Plantaginaceae** 車前科 (3)
453. *Digitalis purpurea* L. 毛地黃 *

454. *Ellisiophyllum pinnatum* (Wall. ex Benth.) Makino 海螺菊 (LC)
455. *Hemiphragma heterophyllum* Wall. 腰只花 (LC)
96. **Polygalaceae 遠志科 (1)**
456. *Polygala japonica* Houtt. 瓜子金 (LC)
97. **Polygonaceae 蓼科 (3)**
457. *Fallopia multiflora* (Thunb.) Haraldson 臺灣何首烏 # (LC)
458. *Persicaria chinensis* (L.) H.Gross 火炭母草 (LC)
459. *Reynoutria japonica* Houtt. 虎杖 (LC)
98. **Primulaceae 報春花科 (11)**
460. *Ardisia cornudentata* subsp. *morrisonensis* (Hayata) Y.P. Yang 玉山紫金牛 # (LC)
461. *Ardisia crenata* Sims 珠砂根 (LC)
462. *Ardisia sieboldii* Miq. 樹杞 (LC)
463. *Ardisia virens* Kurz 黑星紫金牛 (LC)
464. *Embelia laeta* (L.) Mez 藤木櫛
465. *Embelia lenticellata* Hayata 賽山椒 # (LC)
466. *Lysimachia ardisioides* Masam. 臺灣排香 # (LC)
467. *Lysimachia capillipes* Hemsl. 排香草 (LC)
468. *Maesa japonica* (Thunb.) Moritzi & Zoll. 山桂花 (LC)
469. *Maesa perlaria* var. *formosana* (Mez) Y.P. Yang 臺灣山桂花 (LC)
470. *Myrsine africana* L. 小葉鐵仔 (LC)
99. **Ranunculaceae 毛茛科 (10)**
471. *Clematis formosana* Kuntze 臺灣鐵線蓮 # (NT)
472. *Clematis gouriana* subsp. *lishanensis* T.Y. Yang & T.C. Huang 梨山小蓑衣藤 # (LC)
473. *Clematis grata* Wall. 串鼻龍 (LC)
474. *Clematis henryi* var. *henryi* 亨利氏鐵線蓮 (LC)
475. *Clematis henryi* var. *leptophylla* Hayata 薄單葉鐵線蓮
476. *Clematis lasiandra* Maxim. 小木通 (LC)
477. *Clematis meyeniana* Walp. 麥氏鐵線蓮 (LC)
478. *Clematis montana* Buch.-Ham. ex DC. 繡球藤 (LC)

479. *Clematis tamurae* T.Y.A. Yang & T.C. Huang 田村氏鐵線蓮 # (NT)
480. *Clematis tashiroi* var. *tashiroi* 田代氏鐵線蓮 (LC)
100. **Rhamnaceae** 鼠李科 (3)
481. *Rhamnus kanagusuki* Makino 變葉鼠李 (LC)
482. *Sageretia randaiensis* Hayata 巒大雀梅藤 # (LC)
483. *Sageretia thea* var. *thea* 雀梅藤 (LC)
101. **Rosaceae** 薔薇科 (22)
484. *Eriobotrya deflexa* (Hemsl.) Nakai 山枇杷 # (LC)
485. *Malus doumeri* (Bois) A. Chev. 臺灣蘋果 (LC)
486. *Photinia niitakayamensis* Hayata 玉山假沙梨 (LC)
487. *Photinia serratifolia* var. *lasiopetala* (Hayata) H. Ohashi 毛瓣石楠 # (LC)
488. *Pourthiaea beauverdiana* var. *notabilis* (C.K. Schneid.) Hatus. 臺灣老葉兒樹 (LC)
489. *Prunus campanulata* Maxim. 山櫻花 (LC)
490. *Prunus phaeosticta* var. *phaeosticta* 墨點櫻桃 (LC)
491. *Rosa transmorrisonensis* Hayata 高山薔薇 (LC)
492. *Rubus alnifoliolatus* H. Lév. 檜葉懸鉤子 (LC)
493. *Rubus cardotii* Koidz. 紅狹葉懸鉤子 #†
494. *Rubus corchorifolius* L.f. 變葉懸鉤子 (LC)
495. *Rubus formosensis* Kuntze 臺灣懸鉤子 (LC)
496. *Rubus fraxinifoliolus* Hayata 柗葉懸鉤子 # (LC)
497. *Rubus pectinellus* Maxim. 刺萼寒莓 (LC)
498. *Rubus pungens* var. *pungens* 刺懸鉤子 (LC)
499. *Rubus pungens* var. *oldhamii* (Miq.) Maxim. 毛刺懸鉤子 # (LC)
500. *Rubus sumatranus* Miq. 紅腺懸鉤子 (EN)
501. *Rubus swinhoei* Hance 斯氏懸鉤子 (LC)
502. *Rubus taitoensis* var. *aculeatiflorus* (Hayata) H. Ohashi & C.F. Hsieh 刺花懸鉤子 # (LC)
503. *Rubus wallichianus* Wight & Arn. 鬼懸鉤子 (LC)
504. *Sorbus randaiensis* (Hayata) Koidz. 巒大花楸 # (LC)
505. *Spiraea formosana* Hayata 臺灣繡線菊 # (LC)
102. **Rubiaceae** 茜草科 (15)

506. *Damnacanthus indicus* C.F. Gaertn. 伏牛花 (LC)
507. *Galium echinocarpum* Hayata 刺果豬殃殃 # (LC)
508. *Galium formosense* Ohwi 圓葉豬殃殃 # (LC)
509. *Galium spurium* fo. *vaillantii* (DC.) R.J. Moore 豬殃殃 (LC)
510. *Gardenia jasminoides* J. Ellis 山黃梔 (LC)
511. *Hedyotis uncinella* Hook. & Arn. 長節耳草 (LC)
512. *Mussaenda pubescens* W.T. Aiton 毛玉葉金花 (LC)
513. *Neanotis formosana* (Hayata) W.H. Lewis 臺灣新耳草 (LC)
514. *Nertera nigricarpa* Hayata 黑果深柱夢草 # (LC)
515. *Ophiorrhiza japonica* Blume 蛇根草 (LC)
516. *Paederia foetida* L. 雞屎藤 (LC)
517. *Psychotria rubra* (Lour.) Poir. 九節木 (LC)
518. *Rubia lanceolata* Hayata 金劍草 # (LC)
519. *Tricalysia dubia* (Lindl.) Ohwi 狗骨仔 (LC)
520. *Wendlandia formosana* Cowan 水金京 (LC)
103. **Rutaceae 芸香科 (11)**
521. *Citrus depressa* Hayata 臺灣香檬 (VU)
522. *Glycosmis citrifolia* (Willd.) Lindl. 石苓舅 (LC)
523. *Glycosmis parviflora* var. *parviflora* 山桔 (NT)
524. *Glycosmis parviflora* var. *erythrocarpa* (Sims) Kurz. 長果山桔 (LC)
525. *Murraya euchrestifolia* Hayata 山黃皮 # (LC)
526. *Tetradium glabrifolium* (Champ. ex Benth.) T.G. Hartley 賊仔樹 (LC)
527. *Toddalia asiatica* (L.) Lam. 飛龍掌血 (LC)
528. *Zanthoxylum ailanthoides* var. *ailanthoides* 食茱萸 (LC)
529. *Zanthoxylum nitidum* (Roxb.) DC. 雙面刺 (LC)
530. *Zanthoxylum scandens* Blume 藤花椒 (LC)
531. *Zanthoxylum schinifolium* Siebold & Zucc. 翼柄花椒 (LC)
104. **Sabiaceae 清風藤科 (2)**
532. *Meliosma rhoifolia* Maxim. 山豬肉 (LC)

533. *Meliosma squamulata* Hance 綠樟 (LC)
105. **Salicaceae 楊柳科 (2)**
534. *Casearia membranacea* Hance 薄葉嘉賜木 (LC)
535. *Idesia polycarpa* Maxim. 山桐子 (LC)
106. **Sapindaceae 無患子科 (5)**
536. *Acer albopurpurascens* Hayata 樟葉槭 # (LC)
537. *Acer kawakamii* Koidz. 尖葉槭 # (LC)
538. *Acer morrisonense* Hayata 臺灣紅榨槭 # (LC)
539. *Acer serrulatum* Hayata 青楓 # (LC)
540. *Dodonaea viscosa* Jacq. 車桑子 (LC)
107. **Saxifragaceae 虎耳草科 (1)**
541. *Astilbe longicarpa* (Hayata) Hayata 落新婦 # (LC)
108. **Schisandraceae 五味子科 (1)**
542. *Kadsura japonica* (L.) Dunal 南五味子 (LC)
109. **Schoepfiaceae 青皮木科 (1)**
543. *Schoepfia jasminodora* Siebold & Zucc. 青皮木 (NT)
110. **Solanaceae 茄科 (5)**
544. *Lycianthes lysimachioides* (Wall.) Bitter 蔓茄 (LC)
545. *Physalis angulata* L. 燈籠草 *
546. *Physalis peruviana* L. 秘魯苦蕒 *
547. *Solanum peikuoensis* S.S.Ying 白狗大山茄 # (LC)
548. *Solanum pittosporifolium* Hemsl. 玉山茄 (LC)
111. **Stachyuraceae 旌節花科 (1)**
549. *Stachyurus himalaicus* Hook. f. & Thomson 通條樹 (LC)
112. **Staphyleaceae 省沽油科 (2)**
550. *Turpinia formosana* Nakai 山香圓 # (LC)
551. *Turpinia ternata* Nakai 三葉山香圓 (LC)
113. **Styracaceae 安息香科 (3)**
552. *Alniphyllum pterospermum* Matsum. 假赤楊 (LC)
553. *Styrax formosanus* var. *formosanus* 烏皮九芎 # (LC)
554. *Styrax suberifolius* Hook. & Arn. 紅皮 (LC)
114. **Symplocaceae 灰木科 (5)**
555. *Symplocos arisanensis* Hayata 阿里山灰木 (LC)
556. *Symplocos heishanensis* Hayata 平遮那灰木 (LC)

557. *Symplocos modesta* Brand 小葉白筆 # (LC)
558. *Symplocos morrisonicola* Hayata 玉山灰木 # (LC)
559. *Symplocos setchuensis* Brand 四川灰木 (LC)
115. **Theaceae** 茶科 (2)
560. *Gordonia axillaris* Endl. 大頭茶 (LC)
561. *Schima superba* var. *superba* 木荷 (LC)
116. **Thymelaeaceae** 瑞香科 (1)
562. *Daphne arisanensis* Hayata 臺灣瑞香 # (LC)
117. **Trochodendraceae** 昆欄樹科 (1)
563. *Trochodendron aralioides* Siebold & Zucc. 昆欄樹 (LC)
118. **Ulmaceae** 榆科 (1)
564. *Zelkova serrata* (Thunb.) Makino 檫 (LC)
119. **Urticaceae** 蕁麻科 (22)
565. *Boehmeria formosana* Hayata 臺灣苧麻 (LC)
566. *Boehmeria longispica* Steud. 長穗苧麻 (EN)
567. *Boehmeria pilushanensis* Liu & Lu 畢祿山苧麻 # (VU)
568. *Debregeasia orientalis* C.J. Chen 水麻 (LC)
569. *Elatostema lineolatum* var. *majus* Wedd. 冷清草 (LC)
570. *Elatostema microcephalanthum* Hayata 微頭花樓梯草 # (LC)
571. *Elatostema parvum* (Blume) Miq. 絨莖樓梯草 (LC)
572. *Elatostema rivulare* B.L. Shih & Y.P. Yang 溪澗樓梯草 # (LC)
573. *Elatostema trilobulatum* (Hayata) T. Yamaz. 裂葉樓梯草 # (LC)
574. *Girardinia diversifolia* (Link) Friis 蠍子草 (LC)
575. *Nanocnide japonica* Blume 花點草 (LC)
576. *Oreocnide pedunculata* (Shirai) Masam. 長梗紫麻 (LC)
577. *Pellionia radicans* (Siebold & Zucc.) Wedd. 赤車使者 (LC)
578. *Pilea angulata* (Blume) Blume 長柄冷水麻 (LC)

579. *Pilea aquarum* subsp. *brevicornuta* (Hayata) C.J. Chen
短角冷水麻 (LC)
580. *Pilea melastomoides* (Poir.) Wedd. 大冷水麻 (LC)
581. *Pilea peploides* (Gaudich.) Hook. & Arn. 矮冷水麻
(LC)
582. *Pilea peploides* var. *major* Wedd. 齒葉矮冷水麻 (LC)
583. *Pilea plataniflora* C.H. Wright 西南冷水麻 (LC)
584. *Pilea rotundinucula* Hayata 圓果冷水麻 # (LC)
585. *Procris laevigata* Miq. 烏來麻 (LC)
586. *Urtica thunbergiana* Siebold & Zucc. 咬人貓 (LC)
120. **Violaceae 堇菜科 (4)**
587. *Viola adenothrix* var. *adenothrix* 喜岩堇菜 (LC)
588. *Viola arcuata* Blume 如意草 (LC)
589. *Viola senzanensis* Hayata 尖山堇菜 # (LC)
590. *Viola shinchikuensis* Yamam. 新竹堇菜 # (LC)
121. **Vitaceae 葡萄科 (5)**
591. *Ampelopsis brevipedunculata* var. *hancei* (Planch.)
Rehder 漢氏山葡萄 (LC)
592. *Ampelopsis cantoniensis* var. *cantoniensis* 廣東山葡萄
(LC)
593. *Tetrastigma bioritsense* (Hayata) Hsu & Kuoh 三腳鼈
草 # (LC)
594. *Tetrastigma formosanum* (Hemsl.) Gagnep. 三葉崖爬
藤 # (LC)
595. *Tetrastigma umbellatum* (Hemsl.) Nakai 臺灣崖爬藤
(LC)

屬性："#" 代表特有種，"*" 代表歸化種，"†" 代表栽培種。

保育等級將依照「臺灣維管束植物紅皮書初評名錄」中依照 IUCN 瀕危物種所評估等級。分為 EX：滅絕、EW：野外滅絕、RE：區域性滅絕、CR：嚴重瀕臨滅絕、EN：瀕臨滅絕、VU：易受害、NT：接近威脅、DD：資料不足。若未註記者代表安全(Least concern)

附錄 3-3、野外及圈養觀察之臺灣黑熊食用植物名錄，共 83 科 289 種。

科名	學名	中文名	熊食用資料
Aspleniaceae 鐵角蕨科	<i>Asplenium nidus</i> L.	臺灣山蘇花	圈養觀察
Athyriaceae 蹄蓋蕨科	<i>Diplazium esculentum</i> (Retz.) Sw.	過溝菜蕨	圈養觀察
Cyatheaceae 杪羅科	<i>Sphaeropteris lepifera</i> (J. Sm. ex Hook.) R.M.Tryon	筆筒樹	圈養觀察
Nephrolepidaceae 腎蕨科	<i>Nephrolepis cordifolia</i> (L.) C.Presl	腎蕨	取食痕跡
Podocarpaceae 羅漢松科	<i>Podocarpus fasciculus</i> de Laub.	叢花百日青	圈養觀察
Taxaceae 紅豆杉科	<i>Cephalotaxus wilsoniana</i> Hayata <i>Taxus chinensis</i>	臺灣粗榧 紅豆杉	圈養觀察 圈養觀察
Amaryllidaceae 石蒜科	<i>Allium sativum</i> L.	大蒜	圈養觀察
Araceae 天南星科	<i>Alocasia odora</i> (Roxb.) K. Koch <i>Colocasia esculenta</i> (L.) Schott <i>Colocasia formosana</i> Hayata <i>Colocasia konishii</i> Hayata <i>Pothos chinensis</i> (Raf.) Merr. <i>Xanthosoma sagittifolium</i> (L.) Schott	姑婆芋 芋 臺灣青芋 山芋 柚葉藤 千年芋	圈養熊、目擊， 排遺，食痕 圈養觀察 取食痕跡 圈養觀察、目 擊、排遺 圈養觀察 圈養觀察

附錄 3-3(續)、野外及圈養觀察之臺灣黑熊食用植物名錄，共 83 科 289 種。

科名	學名	中文名	熊食用資料
Arecaceae	<i>Areca catechu</i> L.	檳榔	圈養觀察
棕櫚科	<i>Arenga tremula</i> (Blanco) Becc.	山棕	圈養觀察
	<i>Calamus formosanus</i> Becc.	黃藤	圈養觀察
	<i>Chrysalidocarpus lutescens</i> H. Wendl.	黃椰子	圈養觀察
	<i>Cocos nucifera</i> L.	可可椰子	圈養觀察
	<i>Phoenix hanceana</i> Naudin	臺灣海棗	圈養觀察
Asparagaceae	<i>Asparagus cochinchinensis</i> (Lour.) Merr.	天門冬	圈養觀察
天門冬科			
Asphodelaceae	<i>Phoenix hanceana</i> Naudin	臺灣海棗	圈養觀察
阿福花科			
Bromeliaceae	<i>Ananas comosus</i> (L.) Merr.	鳳梨	圈養觀察
鳳梨科			
Dioscoreaceae	<i>Dioscorea japonica</i> Thunb. var. <i>japonica</i>	薄葉野山藥	圈養觀察
薯蕷科			
Hypoxidaceae	<i>Curculigo capitulata</i> (Lour.) Kuntze	船子草	圈養觀察
仙茅科			
Musaceae	<i>Musa basjoo</i> var. <i>formosana</i> (Warb. ex Schum.) S.S.Ying	臺灣芭蕉	圈養觀察
芭蕉科	<i>Musa sapientum</i> L.	香蕉	圈養觀察
Poaceae	<i>Bambusa oldhamii</i> Munro	綠竹	圈養觀察
禾本科	<i>Dendrocalamus latiflorus</i> Munro	麻竹	圈養觀察
	<i>Miscanthus floridulus</i> (Labill.) Warb. ex K. Schum. & Lauterb.	五節芒	圈養觀察
	<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.	象草	圈養觀察

附錄 3-3 (續)、野外及圈養觀察之臺灣黑熊食用植物名錄，共 83 科 289 種。

科名	學名	中文名	熊食用資料
Poaceae	<i>Phyllostachys makinoi</i> Hayata	桂竹	圈養觀察
禾本科	<i>Phyllostachys pubescens</i> Mazel ex J. Houz.	孟宗竹	圈養觀察
	<i>Saccharum sinense</i> Roxb. et Jeswiet	甘蔗	圈養觀察
	<i>Setaria palmifolia</i> (J. Koenig) Stapf	棕葉狗尾草	圈養觀察
	<i>Yushania niitakayamensis</i> (Hayata) Keng f.	玉山箭竹	食痕
	<i>Zizania latifolia</i> (Griseb.) Turcz. ex Stapf	茭白筍	圈養觀察
Smilacaceae	<i>Smilax bracteata</i> var. <i>verruculosa</i> (Merr.) T. Koyama	糙莖菝葜	圈養觀察
菝葜科	<i>Smilax china</i> L.	菝葜	圈養觀察
Zingiberaceae	<i>Alpinia pricei</i> Hayata	普萊氏月桃	圈養觀察
薑科	<i>Alpinia shimadae</i> Hayata	島田氏月桃	圈養觀察
	<i>Alpinia shimadae</i> var. <i>kawakamii</i> (Hayata) J. Jung Yang & J.C. Wang	川上氏月桃	圈養觀察
	<i>Alpinia zerumbet</i> (Pers.) B.L. Burtt & R.M. Sm.	月桃	圈養觀察
	<i>Hedychium coronarium</i> J. Koenig	野薑花	圈養觀察
	<i>Zingiber zerumbet</i> (L.) Roscoe ex Sm.	薑花	圈養觀察
Actinidiaceae	<i>Actinidia chinensis</i>	奇異果	圈養觀察
獼猴桃科	<i>Actinidia chinensis</i> var. <i>setosa</i> H.L. Li	臺灣羊桃	圈養觀察、排遺
	<i>Actinidia rufa</i> (Siebold & Zucc.) Planch. ex Miq.	腺齒獼猴桃	圈養觀察

附錄 3-3 (續)、野外及圈養觀察之臺灣黑熊食用植物名錄，共 83 科 289 種。

科名	學名	中文名	熊食用資料
Actinidiaceae	<i>Saurauia tristyla</i> var. <i>oldhamii</i> (Hemsl.)	水冬瓜	圈養觀察
獼猴桃科	Finet & Gagnep.		
Adoxaceae	<i>Sambucus chinensis</i> Lindl.	冇骨消	圈養觀察
五福花科	<i>Viburnum betulifolium</i> Batalin	樺葉莢蒾	圈養觀察
	<i>Viburnum luzonicum</i> Rolfe	呂宋莢蒾	食痕、排遺
	<i>Viburnum propinquum</i> Hemsl.	高山莢蒾	圈養觀察
	<i>Viburnum taitoense</i> Hayata	臺東莢蒾	排遺
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.	檬果	圈養觀察
漆樹科			
Annonaceae	<i>Rhus javanica</i> var. <i>roxburghii</i> (DC.) Rehd. & E.H. Wilson	羅氏鹽膚木	訪談
番荔枝科	<i>Annona glabra</i> Linn.	圓滑番荔枝	圈養觀察
	<i>Annona montana</i> Macfad.	巴西番荔枝	圈養觀察
	<i>Annona squamosa</i> L.	番荔枝	圈養觀察
Apiaceae	<i>Cryptotaenia japonica</i> Hassk.	鴨兒芹	圈養觀察
繖形科	<i>Daucus carota</i> L.	胡蘿蔔	圈養觀察
	<i>Oenanthe javanica</i> (Blume) DC.	水芹菜	圈養觀察
Aquifoliaceae	<i>Ilex ficoidea</i> Hemsl.	臺灣糊櫨	上樹爪痕
冬青科			
Araliaceae	<i>Schefflera arboricola</i> (Hayata) Merr.	鵝掌蘂	圈養觀察
五加科	<i>Schefflera octophylla</i> (Lour.) Harms	鵝掌柴	上樹爪痕、排遺

附錄 3-3 (續)、野外及圈養觀察之臺灣黑熊食用植物名錄，共 83 科 289 種。

科名	學名	中文名	熊食用資料
Araliaceae 五加科	<i>Schefflera odorata</i> (Blanco) Merr. & Rolfe	鵝掌藤	圈養觀察
	<i>Schefflera taiwaniana</i> (Nakai) Kaneh.	臺灣鵝掌柴	排遺
Asteraceae 菊科	<i>Chrysanthemum coronarium</i> L.	茼蒿	圈養觀察
	<i>Crassocephalum crepidioides</i> (Benth.) S. Moore	昭和草	圈養觀察
	<i>Lactuca sativa</i> var. <i>asparagina</i> L.	嫩莖萵苣	圈養觀察
Basellaceae 落葵科	<i>Basella alba</i> L.	落葵	圈養觀察
Berberidaceae 小檗科	<i>Mahonia oiwakensis</i> Hayata	阿里山十大 功勞	圈養觀察
Betulaceae 樺木科	<i>Alnus formosana</i> (Burkill) Makino	臺灣赤楊	上樹爪痕
Brassicaceae 十字花科	<i>Brassica campestris</i> subsp. <i>chinensis</i> L.	綠花椰菜	圈養觀察
	<i>Brassica campestris</i> subsp. <i>pekinensis</i> L.	花椰菜	圈養觀察
	<i>Brassica campestris</i> var. <i>amplexicaulis</i> Makino	大白菜	圈養觀察
	<i>Brassica chinensis</i> L.	小白菜	圈養觀察
	<i>Brassica juncea</i> var. <i>japonica</i> (L.) Czern.	千寶菜	圈養觀察
	<i>Brassica oleracea</i> var. <i>capitata</i> L.	甘藍	圈養觀察
	<i>Brassica rapa</i> L.	蕪菁	圈養觀察
	<i>Raphanus sativus</i> L.	白蘿蔔	圈養觀察

附錄 3-3 (續)、野外及圈養觀察之臺灣黑熊食用植物名錄，共 83 科 289 種。

科名	學名	中文名	熊食用資料
Cactaceae 仙人掌科	<i>Hylocereus undatus</i>	火龍果	圈養觀察
Calophyllaceae 胡桐科	<i>Calophyllum blancoi</i> Planch. & Triana <i>Calophyllum inophyllum</i> L.	蘭嶼胡桐 瓊崖海棠	圈養觀察 圈養觀察
Campanulaceae 桔梗科	<i>Lobelia nummularia</i> Lam.	普刺特草	圈養觀察
Cannabaceae 大麻科	<i>Aphananthe aspera</i> (Thunb.) Planch. <i>Trema orientalis</i> (L.) Blume	糙葉樹 山黃麻	圈養觀察 食痕
Caricaceae 番木瓜科	<i>Carica papaya</i> L.	番木瓜	食痕、圈養觀察
Clusiaceae 藤黃科	<i>Garcinia subelliptica</i> Merr.	菲島福木	圈養觀察
Combretaceae 使君子科	<i>Terminalia catappa</i> L.	欖仁	圈養觀察
Convolvulaceae 旋花科	<i>Ipomoea aquatica</i> Forssk. <i>Ipomoea batatas</i> (L.) Lam.	甕菜 甘薯	圈養觀察 圈養觀察
Cordiaceae 破布子科	<i>Cordia dichotoma</i> G. Forst.	破布子	圈養觀察
Cucurbitaceae 瓜科	<i>Benincasa hispida</i> (Thunb.) Cogn. <i>Citrullus vulgaris</i> Schrad. <i>Cucumis anguria</i> <i>Cucumis sativus</i> L.	冬瓜 西瓜 小黃瓜 胡瓜	圈養觀察 圈養觀察 圈養觀察 圈養觀察

附錄 3-3 (續)、野外及圈養觀察之臺灣黑熊食用植物名錄，共 83 科 289 種。

科名	學名	中文名	熊食用資料
Cucurbitaceae 瓜科	<i>Cucurbita moschata</i> var. <i>meloniformis</i> (Carrière) L.H. Bailey	南瓜	圈養觀察
	<i>Lagenaria siceraria</i> (Mol.) Standl.	扁蒲	圈養觀察
	<i>Luffa cylindrica</i> (L.) M. Roem.	絲瓜	圈養觀察
	<i>Momordica charantia</i> L.	苦瓜	圈養觀察
	<i>Sechium edule</i> (Jacq.) Sw.	佛手瓜	圈養觀察
	<i>Trichosanthes laceribractea</i> Hayata	槭葉栝樓	圈養觀察
Daphniphyllaceae 虎皮楠科	<i>Daphniphyllum glaucescens</i> subsp. <i>oldhamii</i> T.C. Huang	奧氏虎皮楠	圈養觀察
Dilleniaceae 第倫桃科	<i>Dillenia indica</i> L.	第倫桃	圈養觀察
Ebenaceae 柿樹科	<i>Diospyros blancoi</i> A. DC.	毛柿	圈養觀察
	<i>Diospyros japonica</i> Siebold & Zucc.	山柿	圈養觀察
	<i>Diospyros kaki</i> Thunb.	柿	圈養觀察
	<i>Diospyros oldhamii</i> Maxim.	俄氏柿	圈養觀察
Elaeagnaceae 胡頹子科	<i>Elaeagnus thunbergii</i> Servett.	鄧氏胡頹子	訪談
Elaeocarpaceae 杜英科	<i>Elaeocarpus japonicus</i> Siebold	薯豆	上樹爪痕、排遺
	<i>Elaeocarpus serratus</i> L.	錫蘭橄欖	圈養觀察
Ericaceae 杜鵑花科	<i>Elaeocarpus sylvestris</i> (Lour.) Poir. var. <i>sylvestris</i>	杜英	排遺
	<i>Gaultheria cumingiana</i> Vidal	白珠樹	訪談

附錄 3-3(續)、野外及圈養觀察之臺灣黑熊食用植物名錄，共 83 科 289 種。

科名	學名	中文名	熊食用資料
Ericaceae	<i>Gaultheria itoana</i> Hayata	高山白珠樹	圈養觀察
杜鵑花科	<i>Vaccinium randaiense</i> Hayata	巒大越橘	食痕
	<i>Vaccinium wrightii</i> A.Gray var. <i>wrightii</i>	大葉越橘	食痕
Euphorbiaceae	<i>Melanolepis multiglandulosa</i> (Reinw. ex Blume) Rchb.f. & Zoll.	蟲屎	圈養觀察
大戟科	<i>Triadica cochinchinensis</i> Lour.	白柏	圈養觀察
Fabaceae	<i>Cassia fistula</i> L.	阿勃勒	圈養觀察
豆科	<i>Glycine max</i> (L.) Merr.	大豆	圈養觀察
	<i>Mucuna macrocarpa</i> Wall.	血藤	圈養觀察
	<i>Phaseolus vulgaris</i> L.	菜豆	圈養觀察
	<i>Pisum sativum</i> L.	豌豆	圈養觀察
	<i>Pueraria lobata</i> subsp. <i>thomsonii</i> (Benth.) Ohashi & Tateishi	大葛藤	圈養觀察
Fagaceae	<i>Castanea mollissima</i> Blume	板栗	圈養觀察
殼斗科	<i>Castanopsis cuspidata</i> var. <i>carlesii</i> (Hemsl.) T. Yamaz.	長尾尖葉槲	上樹爪痕
	<i>Castanopsis hystrix</i> Miq.	刺栲	圈養觀察
	<i>Lithocarpus amygdalifolius</i> (Skan) Hayata	杏葉石櫟	食痕
	<i>Lithocarpus glaber</i> (Thunb.) Nakai	子彈石櫟	圈養觀察
	<i>Lithocarpus kawakamii</i> (Hayata) Hayata	大葉石櫟	上樹爪痕
	<i>Lithocarpus hancei</i> (Benth.) Rehder	三斗石櫟	上樹爪痕

附錄 3-3 (續)、野外及圈養觀察之臺灣黑熊食用植物名錄，共 83 科 289 種。

科名	學名	中文名	熊食用資料
Fagaceae	<i>Lithocarpus lepidocarpus</i> (Hayata) Hayata	鬼石櫟	食痕、排遺
殼斗科	<i>Quercus aliena</i> Blume	榭櫟	圈養觀察
	<i>Quercus glauca</i> Thunb. var. <i>glauca</i>	青剛櫟	食痕、排遺
	<i>Quercus longinux</i> Hayata var. <i>longinux</i>	錐果櫟	食痕
	<i>Quercus morii</i> Hayata	赤柯	食痕、排遺
	<i>Quercus spinosa</i> David ex Franch.	高山櫟	食痕
	<i>Quercus stenophylloides</i> Hayata	狹葉櫟	食痕、排遺
	<i>Quercus tarokoensis</i> Hayata	太魯閣櫟	食痕、排遺
	<i>Quercus variabilis</i> Blume	栓皮櫟	食痕
Grossulariaceae	<i>Ribes formosanum</i> Hayata	臺灣茶藨子	圈養觀察
茶藨子科			
Juglandaceae	<i>Juglans cathayensis</i> Dode	野核桃	排遺
胡桃科			
Lamiaceae	<i>Callicarpa formosana</i> Rolfe var. <i>formosana</i>	杜虹花	圈養觀察
唇形科	<i>Vitex quinata</i> (Lour.) F.N. Williams	山埔姜	圈養觀察
Lauraceae	<i>Cinnamomum burmannii</i> (Nees & T. Nees)	陰香	圈養觀察
樟科	Blume		
	<i>Cinnamomum camphora</i> (L.) J. Presl	樟樹	圈養觀察
	<i>Cinnamomum insularimontanum</i> Hayata	臺灣肉桂	食痕、排遺
	<i>Cinnamomum osmophloeum</i> Kaneh.	土肉桂	圈養觀察

附錄 3-3 (續)、野外及圈養觀察之臺灣黑熊食用植物名錄，共 83 科 289 種。

科名	學名	中文名	熊食用資料
Lauraceae	<i>Cinnamomum subavenium</i> Miq.	香桂	上樹爪痕
樟科	<i>Cryptocarya chinensis</i> (Hance) Hemsl.	厚殼桂	圈養觀察
	<i>Lindera communis</i> Hemsl.	香葉樹	圈養觀察
	<i>Litsea acutivena</i> Hayata	銳脈木薑子	圈養觀察
	<i>Machilus japonica</i> Siebold & Zucc. var. <i>japonica</i>	假長葉楠	圈養觀察
	<i>Machilus japonica</i> var. <i>kusanoi</i> (Hayata) J.C. Liao	大葉楠	食痕、排遺
	<i>Machilus pseudolongifolia</i>	日本楨楠	圈養觀察
	<i>Machilus thunbergii</i> Siebold & Zucc.	豬腳楠	食痕、排遺
	<i>Machilus zuihoensis</i> var. <i>mushaensis</i> (F.Y. Lu) Y.C. Liu	青葉楠	上樹爪痕
	<i>Machilus zuihoensis</i> Hayata var. <i>zuihoensis</i>	香楠	食痕、排遺
	<i>Neolitsea konishii</i> (Hayata) Kaneh. & Sasaki	五掌楠	上樹爪痕
	<i>Phoebe formosana</i> (Hayata) Hayata	臺灣雅楠	食痕
Lythraceae	<i>Lagerstroemia subcostata</i> Koehne	九芎	上樹爪痕
千屈菜科			
Magnoliaceae	<i>Magnolia champaca</i> (L.) Baill. ex Pierre	黃玉蘭	圈養觀察
木蘭	<i>Michelia compressa</i> (Maxim.) Sarg.	烏心石	上樹爪痕

附錄 3-3 (續)、野外及圈養觀察之臺灣黑熊食用植物名錄，共 83 科 289 種。

科名	學名	中文名	熊食用資料
Malvaceae	<i>Chorisia speciosa</i> St. Hill.	美人樹	圈養觀察
錦葵科	<i>Durio zibethinus</i> Murr.	榴槿	圈養觀察
	<i>Sterculia nobilis</i> Salisb. R. Brown	蘋婆	圈養觀察
Meliaceae	<i>Aglaia formosana</i> (Hayata) Hayata	紅柴	圈養觀察
楝科	<i>Sandoricum indicum</i> Cav.	山陀兒	圈養觀察
Moraceae	<i>Swietenia macrophylla</i> King	大葉桃花心木	圈養觀察
桑科	<i>Toona sinensis</i> (A. Juss.) M. Roem.	香椿	圈養觀察
	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	波羅蜜	圈養觀察
	<i>Artocarpus treculianus</i> Elmer	麵包樹	圈養觀察
	<i>Broussonetia monoica</i> Hance	小構樹	圈養觀察
	<i>Broussonetia papyrifera</i> (L.) L'Hér. ex Vent.	構樹	圈養觀察
	<i>Ficus erecta</i> var. <i>beeheyana</i> (Hook. & Arn.) King	牛奶榕	圈養觀察
	<i>Ficus fistulosa</i> Reinw. ex Blume	豬母乳	圈養觀察
	<i>Ficus irisana</i> Elmer	澀葉榕	圈養觀察
	<i>Ficus pumila</i> L. var. <i>pumila</i>	薜荔	訪談
	<i>Ficus pumila</i> var. <i>awkeotsang</i> (Makino) Corner	愛玉子	圈養觀察
	<i>Ficus sarmentosa</i> var. <i>nipponica</i> (Franch. & Sav.) Corner	珍珠蓮	圈養觀察

附錄 3-3 (續)、野外及圈養觀察之臺灣黑熊食用植物名錄，共 83 科 289 種。

科名	學名	中文名	熊食用資料
Moraceae	<i>Ficus septica</i> Burm. f.	稜果榕	圈養觀察
桑科	<i>Ficus superba</i> var. <i>japonica</i> Miq.	雀榕	圈養觀察
	<i>Ficus variegata</i> var. <i>garciae</i> (Elmer) Corner	幹花榕	圈養觀察
	<i>Ficus virgata</i> Reinw. ex Blume	白肉榕	圈養觀察
	<i>Maclura cochinchinensis</i> (Lour.) Corner	柘樹	圈養觀察
	<i>Morus alba</i> L.	桑樹	圈養觀察
	<i>Morus australis</i> Poir.	小葉桑	圈養觀察
Myristicaceae	<i>Myristica ceylanica</i> A. DC. var.	蘭嶼肉荳蔻	圈養觀察
肉荳蔻科	<i>cagayanensis</i> (Merr.) J. Sinclair		
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	番石榴	圈養觀察
桃金娘科	<i>Syzygium kusukusense</i> (Hayata) Mori	高士佛赤楠	圈養觀察
	<i>Syzygium samarangense</i> (Blume) Merr. & L.M. Perry	蓮霧	圈養觀察
Oxalidaceae	<i>Averrhoa bilimbi</i> L.	木胡瓜	圈養觀察
酢漿草科	<i>Averrhoa carambola</i> L.	楊桃	圈養觀察
Passifloraceae	<i>Passiflora edulis</i> Sims	西番蓮	訪談
西番蓮科	<i>Passiflora foetida</i> var. <i>hispida</i> (DC. ex Triana & Planch.) Killip	毛西番蓮	圈養觀察
	<i>Passiflora raedulis</i> Sims	百香果	圈養觀察
	<i>Passiflora suberosa</i> L.	三角葉西番蓮	圈養觀察

附錄 3-3 (續)、野外及圈養觀察之臺灣黑熊食用植物名錄，共 83 科 289 種。

科名	學名	中文名	熊食用資料
Pentaphylacaceae	<i>Eurya glaberrima</i> Hayata	厚葉柃木	圈養觀察
五列木科	<i>Ternstroemia gymnanthera</i> (Wight & Arn.) Sprague	厚皮香	上樹爪痕
Phyllanthaceae	<i>Antidesma pentandrum</i> var. <i>barbatum</i> (C. Presl) Merr.	枯里珍	圈養觀察
葉下珠科	<i>Bischofia javanica</i> Blume	茄冬	上樹爪痕
	<i>Flueggea virosa</i> (Roxb. ex Willd.) Royle	密花白飯樹	圈養觀察
Phyllanthaceae	<i>Glochidion acuminatum</i> Müll. Arg.	裏白饅頭果	圈養觀察
葉下珠科	<i>Glochidion rubrum</i> Blume	細葉饅頭果	上樹爪痕
Piperaceae	<i>Piper kadsura</i> (Choisy) Ohwi	風藤	圈養觀察
胡椒科			
Pittosporaceae	<i>Pittosporum pentandrum</i> (Blanco) Merr.	七里香	圈養觀察
海桐科			
Polygonaceae	<i>Persicaria chinensis</i> (L.) H.Gross	火炭母草	圈養觀察
蓼科			
Primulaceae	<i>Ardisia chinensis</i> Benth.	華紫金牛	圈養觀察
報春花科	<i>Ardisia cornudentata</i> subsp. <i>morrisonensis</i> (Hayata) Y.P. Yang	玉山紫金牛	圈養觀察
	<i>Ardisia crenata</i> Sims	珠砂根	圈養觀察
	<i>Ardisia elliptica</i> Thunb.	蘭嶼紫金牛	圈養觀察
	<i>Ardisia squamulosa</i> C. Presl	春不老	圈養觀察
	<i>Maesa perlaria</i> (Lour.) Merr.	鯽魚膽	圈養觀察

附錄 3-3 (續)、野外及圈養觀察之臺灣黑熊食用植物名錄，共 83 科 289 種。

科名	學名	中文名	熊食用資料
Primulaceae 報春花科	<i>Maesa perlaria</i> var. <i>formosana</i> (Mez) Y.P. Yang	臺灣山桂花	排遺
Proteaceae 山龍眼科	<i>Helicia formosana</i> Hemsl.	山龍眼	圈養觀察
Rhamnaceae 鼠李科	<i>Ziziphus vulgaris</i> var. <i>inermis</i> Bunge	大棗	圈養觀察
Rosaceae 薔薇科	<i>Cotoneaster apiculatus</i> Rehder & E.H. Wilson	細尖柃子	圈養觀察
	<i>Cotoneaster apiculatus</i> Rehder & E.H. Wilson	細尖柃子	圈養觀察
	<i>Cotoneaster konishii</i> Hayata	臺灣鋪地蜈蚣	圈養觀察
	<i>Eriobotrya deflexa</i> fo. <i>buisanensis</i> (Hayata) Nakai	武威山枇杷	圈養觀察
	<i>Fragaria chiloensis duchesne</i> var. <i>ananassa</i>	草莓	圈養觀察
	<i>Malus doumeri</i> (Bois) A. Chev.	臺灣蘋果	食痕、排遺
	<i>Malus tschonoskii</i>	海棠果	圈養觀察
	<i>Malus pumila</i> Mill.	蘋果	圈養觀察
	<i>Photinia nitakayamensis</i> Hayata	玉山假沙梨	圈養觀察
	<i>Prunus brachypoda</i>	短柄稠李	圈養觀察
	<i>Prunus campanulata</i> Maxim.	山櫻花	食痕、排遺
	<i>Prunus phaeosticta</i> (Hance) Maxim. var. <i>phaeosticta</i>	墨點櫻桃	食痕

附錄 3-3 (續)、野外及圈養觀察之臺灣黑熊食用植物名錄，共 83 科 289 種。

科名	學名	中文名	熊食用資料
Rosaceae 薔薇科	<i>Prunus salicina</i> Lindl.	中國李	圈養觀察
Vitaceae 葡萄科	<i>Pyracantha koidzumii</i> (Hayata) Rehder	臺灣火刺木	圈養觀察
	<i>Pyrus pyrifolia</i> (Burm. f.) Nakai	梨樹	圈養觀察
	<i>Rosa transmorrisonensis</i> Hayata	高山薔薇	圈養觀察
	<i>Rubus alnifoliolatus</i> H. Lév.	檜葉懸鉤子	圈養觀察
	<i>Rubus formosensis</i> Kuntze	臺灣懸鉤子	圈養觀察
	<i>Rubus lambertianus</i> Ser.	高粱泡	圈養觀察
	<i>Rubus niveus</i> Thunb.	白絨懸鉤子	圈養觀察
	<i>Rubus rosifolius</i> Sm.	刺莓	圈養觀察
	<i>Rubus wallichianus</i> Wight & Arn.	鬼懸鉤子	圈養觀察
	<i>Sorbus randaiensis</i> (Hayata) Koidz.	巒大花楸	圈養觀察
Rubiaceae 茜草科	<i>Gardenia jasminoides</i> J. Ellis	山黃梔	圈養觀察
	<i>Lasianthus fordii</i> Hance	琉球雞屎樹	圈養觀察
	<i>Lasianthus obliquinervis</i> Merr. var. <i>obliquinervis</i>	雞屎樹	圈養觀察
	<i>Lasianthus wallichii</i> (Wight & Arn.) Wight	圓葉雞屎樹	圈養觀察
	<i>Psychotria rubra</i> (Lour.) Poir.	九節木	圈養觀察
Rutaceae 芸香科	<i>Citrus kotokan</i>	虎頭柑	圈養觀察

附錄 3-3 (續)、野外及圈養觀察之臺灣黑熊食用植物名錄，共 83 科 289 種。

科名	學名	中文名	熊食用資料
Rutaceae	<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck	檸檬	圈養觀察
芸香科	<i>Citrus maxima</i>	柚子	圈養觀察
	<i>Citrus paradisi</i>	葡萄柚	圈養觀察
	<i>Citrus sinensis</i>	柳丁	圈養觀察
	<i>Fortunella japonica</i> (Thunb.) Swingle	圓實金柑	圈養觀察
Sapindaceae	<i>Acer albopurpurascens</i> Hayata	樟葉槭	食痕
無患子科	<i>Acer insulare</i> Makino	大屯尖葉槭	排遺
	<i>Acer kawakamii</i> Koidz.	尖葉槭	上樹爪痕
	<i>Acer morrisonense</i> Hayata	臺灣紅榨槭	取食痕跡
	<i>Euphoria longana</i> Lam.	龍眼	圈養觀察
	<i>Litchi chinensis</i> Sonn.	荔枝	圈養觀察
	<i>Sapindus mukorossi</i> Gaertn.	無患子	上樹爪痕
Sapotaceae	<i>Lucuma nervosa</i> A.DC.	蛋黃果	圈養觀察
山欖科	<i>Manilkara zapota</i> (L.) Van Royen	人心果	圈養觀察
	<i>Palaquium formosanum</i> Hayata	大葉山欖	圈養觀察
	<i>Planchonella obovata</i> (R. Br.) Pierre	山欖	排遺
	<i>Pouteria caimito</i> Badlk.	加蜜蛋黃果	圈養觀察
Schisandraceae	<i>Illicium anisatum</i> L.	白花八角	圈養觀察
五味子科	<i>Schisandra arisanensis</i> Hayata	阿里山五味子	圈養觀察

附錄 3-3 (續)、野外及圈養觀察之臺灣黑熊食用植物名錄，共 83 科 289 種。

科名	學名	中文名	熊食用資料
Solanaceae	<i>Capsicum annuum</i> L.	辣椒	圈養觀察
茄科	<i>Capsicum annuum</i> var. <i>grossum</i> L.	甜椒	圈養觀察
	<i>Cyphomandra betacea</i> (Cav.) Sendtn.	樹番茄	圈養觀察
	<i>Lycianthes biflora</i> (Lour.) Bitter	雙花龍葵	圈養觀察
	<i>Lycopersicon esculentum</i> Mill.	番茄	圈養觀察
	<i>Solanum capsicoides</i> All.	刺茄	圈養觀察
	<i>Solanum diphyllum</i> L.	瑪瑙珠	圈養觀察
	<i>Solanum melongena</i> var. <i>esculentum</i> L.	茄子	圈養觀察
	<i>Solanum nigrum</i> L.	龍葵	圈養觀察
	<i>Solanum torvum</i> Sw.	萬桃花	圈養觀察
	<i>Tubocapsicum anomalum</i> (Franch. & Sav.) Makino	龍珠	圈養觀察
Staphyleaceae	<i>Euscaphis japonica</i> (Thunb. ex Roem. & Schult.) Kanitz	野鴉椿	圈養觀察
省沽油科	<i>Turpinia ternata</i> Nakai	三葉山香圓	圈養觀察
Stemonuraceae	<i>Gomphandra luzoniensis</i> (Merr.) Merr.	呂宋毛蕊木	圈養觀察
金檀木科			
Theaceae	<i>Boehmeria densiflora</i> Hook. & Arn.	大頭茶	上樹爪痕
茶科	<i>Schima superba</i> Gard. & Champ. var. <i>superba</i>	木荷	上樹爪痕
Staphyleaceae	<i>Euscaphis japonica</i> (Thunb. ex Roem. & Schult.) Kanitz	野鴉椿	圈養觀察
省沽油科			

附錄 3-3 (續)、野外及圈養觀察之臺灣黑熊食用植物名錄，共 83 科 289 種。

科名	學名	中文名	熊食用資料
Staphyleaceae 省沽油科	<i>Turpinia ternata</i> Nakai	三葉山香圓	圈養觀察
Stemonuraceae 金檀木科	<i>Gomphandra luzoniensis</i> (Merr.) Merr.	呂宋毛蕊木	圈養觀察
Urticaceae 蕁麻科	<i>Boehmeria densiflora</i> Hook. & Arn.	密花苧麻	圈養觀察
	<i>Debregeasia orientalis</i> C.J. Chen	水麻	圈養觀察
	<i>Elatostema herbaceifolium</i> Hayata	臺灣樓梯草	圈養觀察
	<i>Elatostema lineolatum</i> var. <i>majus</i> Wedd.	冷清草	圈養觀察
	<i>Oreocnide pedunculata</i> (Shirai) Masam.	長梗紫麻	圈養觀察
	<i>Urtica thunbergiana</i> Siebold & Zucc.	咬人貓	目擊、排遺
Vitaceae 葡萄科	<i>Leea guineensis</i> G. Don	火筒樹	圈養觀察

附錄 3-4、玉山國家公園臺灣黑熊食用植物之物候表。

物種/月份	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
冇骨消	◆	◆	◆	▲●★	●★	★○	★○	★○	★○	○	○	○◆
呂宋莢蒾	◆◇	▲◆◇	▲△◆◇	▲△●★	●★○	★☆○	★☆○	○	○◆	○◆	○◆◇	○◆
臺灣糊樗				★	★○	★○	○		○	○	○	
鵝掌柴	★○	★○	★○	○						★	★○	★○
臺灣鵝掌柴	○◎◆◇	○◎◆◇	○◆◇	▲△	▲△	●○	★	★☆	★☆○	★☆○	○◎	○◎
阿里山十大 功勞		○	○	○				★	★○	★○	★○	★○
臺灣赤楊	○◆◇	○◆◇	▲●○◆ ◇	▲△○	●○○	●○	★☆○	★☆○	★☆○☆	★○◎	○◎◇	○◎◆◇
奧氏虎皮楠	◆	◆	◆	★	★	○		○	○	○	○	
鄧氏胡頹子	▲○◆◇	▲○◆◇	▲◆◇	▲△●☆ ○◆◇	●☆○	☆○	◎	◎	★◎	★○	★○	★○
薯豆	◆				★	★	★	○	○	○	○	○◆
杜英	◆		▲	●	★	★	★		○	○	○	○

附錄 3-4 (續)、玉山國家公園臺灣黑熊食用植物之物候表。

物種/月份	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
巒大越橘					★	★	★	○	○	○	○	○
長尾尖葉槲	◆	◆	★	▲●★	★○	●○	○		○	○	○	○◆
大葉苦槲*				□	□	□	□	♠	□	□♠	♠	
三斗石櫟	○◆	◆	◆	▲★	●★	●○	○	○	○	○	○◆	○◆
大葉石櫟	○◆	○◆	◆	▲★	▲★	●★	●★	★○	○	○◆	○◆	○◆
鬼石櫟	◆	◆	◆	▲◆	▲	●	●★	★○	★○	○	○	○◆
青剛櫟	▲◆	◆	▲★◆	▲★◆	●○	○	○	○	○	○	○	○◆
錐果櫟	▲◆	▲◆	▲◆	▲★	●★	○	○	○	○	○	○	○◆
赤柯*				□	□					♠	♠	
狹葉櫟	▲◆◇	▲◆◇	▲△★◆ ◇	▲△★☆ ◆◇	△●☆○	○	○	○	○	○◎	○◎◇	○◎◆◇
野核桃	★○◆	○◆		★	★	★○	★○	○	○	○	★○	★○

附錄 3-4 (續)、玉山國家公園臺灣黑熊食用植物之物候表。

物種/月份	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
杜虹花	★◎◆	◎◆	▲	▲●★	★	★◎	★◎	◎	◎	◎	★◎	★◎
臺灣肉桂			▲★	▲●★	●★	●◎	◎	◎	◎	◎	◎	
土肉桂*		□	□	□	□		♠	♠	♠			
香葉樹				★	★	★			◎	◎	◎	
長葉木薑子				▲	●◎	◎	★	★		◎		◎
假長葉楠	▲	▲	▲★	●★◎	◎	◎	◎	◎	◎	▲	▲	
大葉楠		▲★	▲●★	★◎	◎	◎	◎	◎	◎			
豬腳楠	◎	◎◆	▲★◎	●★◎						◎	▲◎	▲◎
青葉楠*	□	□	□	□	□♠	♠	♠					
香楠*	□	□	□	□♠	♠	♠						
五掌楠	★	★	▲	▲●	★◎	◎	◎	◎	◎			

附錄 3-4 (續)、玉山國家公園臺灣黑熊食用植物之物候表。

物種/月份	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
臺灣雅楠				★	★	★⊙	⊙	⊙	⊙			
九芎	◆	◆	▲◆	▲●	▲	★⊙	★	★	⊙	⊙	⊙	⊙
臺灣烏心石			★	★	★				⊙	⊙	⊙	
牛奶榕				▲★	●★	★⊙	⊙					
臺灣柘樹*				★	★	★			⊙	⊙		
小葉桑	◆	◆	▲★	●★⊙	★⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙		
厚葉柃木	▲⊙⊙	▲⊙⊙	⊙⊙	△★⊙⊙	▲△⊙⊙	●☆⊙⊙	●★☆⊙	★☆⊙	●★☆⊙	★☆⊙	★☆⊙⊙	▲⊙⊙
大頭茶	★⊙	▲⊙◆	▲●◆	●	●	●	●★	★⊙	★⊙	★⊙	★⊙	★⊙◆
木荷	⊙		▲⊙	▲●⊙	●⊙	●⊙	▲⊙	▲⊙	▲★⊙	★⊙	★⊙	⊙◆
厚皮香	◆		▲	●	★	★	★	⊙	⊙	⊙	⊙	◆
細葉饅頭果	⊙		▲	●★	★⊙	★⊙	★⊙	★⊙	★⊙	⊙	⊙	⊙

附錄 3-4 (續)、玉山國家公園臺灣黑熊食用植物之物候表。

物種/月份	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
玉山紫金牛	○	○			★	★	★	★		○	○	○
珠砂根	○				★	★	★	★		○	○	○
山桂花*	□	□	□						♠	♠		
臺灣山桂花	★	★	○	○	○	○	○	○	★	★○	★○	★○
山枇杷			★	▲★	▲●○	●○	●○	●○	●○	●○	●○◆	●○◆
臺灣蘋果	◆	◆	▲★	●★	○	○	○	○	○	○	○	○◆
山櫻花	★◆	★◆	★	★○	○	○	○			◆	◆	◆
墨點櫻桃	★	○	○	○	○							○
巒大花楸	●◆◇	▲◆◇	●◆◇	▲△●★ ☆	●★☆	★☆○	★○○	○○	○○	○○◆	○◆	○◆◇
山黃梔	◆	◆		★	★	★						
九節木						★	★			○	○	

附錄 3-4 (續)、玉山國家公園臺灣黑熊食用植物之物候表。

物種/月份	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
樟葉槭	◆		▲★	●★		○	○	○	○	○	○	◆
尖葉槭	◆◇	◆◇	▲△★ ○◇	▲●△ ★○◇	●○	○	○	○	○◎◆	○◎◆	○◎◆	◆◇
臺灣紅榨槭	▲○◆ ◇	▲○◆ ◇	▲△★ ○◎◆ ◇	▲●△ ★○◎ ◇	▲△○	▲●○	▲●○	○	○◎	○◆◎	○◆◎	○◆◇
三葉山香圓*			□	□				♠	♠	♠	♠	
長梗紫麻	▲○		▲★	▲★○	●★○	●○	★○	★○	★○	○	○	★○
姑婆芋				★	★○	★○	★○	○	○			
山芋*					□♠	♠	♠	♠				
柚葉藤*		□	□	□	□		♠	♠	♠	♠		
黃藤*						□	□	□♠	♠	♠	♠	♠
天門冬				▲△	●○★ ☆	★☆	★☆○	○◎	○◎	○◎	○◎	
薄葉野山藥*					□	□	□♠	♠	♠	♠		

附錄 3-4 (續)、玉山國家公園臺灣黑熊食用植物之物候表。

物種/月份	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
糙莖菝葜		★	★	★⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	
菝葜			★	★	⊙	⊙	⊙		⊙	⊙	⊙	
普萊氏月桃*			□	□	□♠	□♠	□♠	♠				
川上氏月桃*			□	□	□♠	□♠	□♠	♠				
腺齒獼猴桃*	□	□	□	□		♠	♠	♠	♠	♠		
昭和草	★⊙◆◇	★⊙◇	△★⊙◇	△★⊙◇	★☆⊙	★☆⊙	★☆⊙	★☆⊙◎	★☆⊙◎	★☆⊙◎	★☆⊙◎	★⊙◎◇
愛玉子	⊙	⊙			★	★	★	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙
珍珠蓮					★	★	★	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙
風藤	⊙	⊙		★	★	★⊙	⊙	⊙	⊙		⊙	⊙
火炭母草	★⊙	★⊙	▲◆	▲★	●★	●★	★	★	★⊙	★⊙	★⊙	★⊙
檜葉懸鉤子							★⊙	★⊙	★	⊙	⊙	

附錄 3-4 (續)、玉山國家公園臺灣黑熊食用植物之物候表。

物種/月份	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
鬼懸鈎子		▲	▲●	▲●★	★○	○	○					
水麻	◆		★○	★○	★○	★○	●★○	★○	○	●○	○	
冷清草				★	★	★	★○	★○	★○	★○	★○	★○
咬人貓				▲★	★	★	★○	★○	★○	○	○	

註 1.植物狀態將以圖例表示，此次分為玉山國家公園兩個不同路線的物候調查為參考依據，分別為呂理昌(1990)塔塔加至玉山主峰路線(△抽芽○展葉☆開花◎結果◇落葉)及呂理昌(1991)東埔至塔塔加路線(▲抽芽●展葉★開花○結果◆落葉)。

註 2.(物種)*為標示之物種為玉山開花物候文獻缺乏之數據，此參照標本館之物候進行製作，開花及結果之物候圖例將以□代表開花；♣代表結果。

第肆章、發展以臺灣黑熊毛囊細胞為材料之非侵入性遺傳檢測技術

一、前言

由於臺灣黑熊的活動範圍大和棲地的複雜地形，因此研究在茂密森林棲息的這種大型和獨自行動的熊的研究具有相當的挑戰性(Hwang et al. 2010)。過去北美黑熊和灰熊的族群結構和豐度研究已被確立，他們使用狩獵、目擊和標記-捉放法來獲得的數據，方法學已經有很好的發展(Pelton 2003; Garshelis and Hristienko 2006; Mowat et al. 2013)。然而，這些方法不適用於數據稀少的小族群或受威脅物種。尤其對於陷阱敏感性高或個體數量少，如臺灣黑熊。在這種情況下，樣本極少和其行為特性恐無法滿足一般捕捉標放法模型的假設，而使得研究臺灣黑熊的族群遺傳可能很困難。因此，如能獲得非侵入性的遺傳樣本，有效增加樣本數目則可讓族群遺傳監測發揮重要作用。

野生臺灣黑熊族群主要分布在中央山脈和雪山山脈(Hwang and Wang 2006)。棲地喪失和破碎化，以及非法獵殺，已危及野生族群(Hwang and Wang 2006; Hwang and Garshelis 2007)。儘管牠們處於瀕危狀態，由於臺灣地形複雜且植被茂密，對野生黑熊進行包括遺傳樣本採樣在內的實地研究非常具有挑戰性(Hwang et al. 2010; Hsiao et al. 2022)。

迄今對臺灣黑熊的遺傳研究非常少，尤其是在野外。現有研究已經確定臺灣黑熊棲地有兩個潛在熱點，分別在玉山國家公園和大雪山國家森林遊樂區。我們團隊利用自臺灣黑熊開發出的 8 組微衛星標記，分析自 2014 年收集來自玉山國家公園和大雪山國家森林遊樂區黑熊排遺樣本，並檢驗出 139 個野外黑熊個體(Hsiao et al. 2022)。於基因分型與遺傳結構(STRUCTURE)分析中亦發現，玉山國家公園中檢測到較高的雜合性，但玉山國家公園和大雪山國家森林遊樂區這兩個亞群(暫定)呈現顯著的遺傳分化。所有大雪山國家森林遊樂區樣本都被分配到一個 STRUCTURE 的同一群中，證明該樣區黑熊亞群是單系群。然玉山國家公園亞群則被分配到不同的譜系中，顯示遺傳多樣性較高，部分玉山國家公園樣本被分配到與大雪山國家森林遊樂區相同的演化枝。此研究雖建立了利用野外黑熊排遺鑑定黑熊個體的方法，但在獲取遺傳樣本的數量與效益上仍有可精進之處(Hsiao et al. 2022)。

收集排遺或利用毛髮陷阱(DNA hair trapping)收集數量極少動物的遺傳物質，是一種將對目標動物的干擾降到最低的簡單方法，並且已被廣泛用於瀕危物種(Proctor et al. 2022)，例如美洲豹(*Panthera onca*, Sollmann et al. 2013)和白頭葉猴(*Trachypithecus leucocephalus*, Wang et al. 2017)。然而，由於糞便樣本的降解通常導致 DNA 品質和數量低下，此類技術因基因分型難度較高(Lampa et al. 2013; Zemanova 2019)。但由於臺灣過去沒有進行野外臺灣黑熊族群的微衛星 DNA 分析經驗和數據，所以本研究團隊仍是先選擇分析 DNA 量較多的新鮮排遺樣本。這種方式需要應用一些程序和條件來提高 PCR 的成功率和基因型分析的可靠性，使我們能夠成功地對 98.9%的樣本進行基因型分析：(1)在青剛櫟結果季節進行採樣，此時熊可能聚集，並且可以新鮮收集糞便；(2)通過擴增粒線體控制區來篩選樣本，以確認 DNA 品質適合 PCR；(3)一式三份進行基因分型，以盡量減少隨機誤差的影響，並提高整體基因分型的可靠性。

雖然研究團隊已建立藉由排遺 DNA 建立臺灣黑熊族群遺傳結構，並建立可監測黑熊族群親緣遺傳關係的技術。但野外黑熊排遺收集不易，且需要新鮮的樣本，因此若能建立適合的毛髮(囊)捕捉陷阱，同時成功抽取毛囊中微量 DNA 以鑑定個體遺傳特徵，將能提升野外臺灣黑熊的族群的遺傳監測效能。此法已經廣泛大範圍地應用於歐美地區(Proctor et al. 2022)。另外，日本團隊利用開發自其他熊類的微衛星標記分析日本的亞洲黑熊遺傳結構，為了未來能研究臺灣黑熊與日本與其他亞洲國家的亞洲黑熊的親緣遺傳與演化關係，分析這些微衛星標記是否適用在臺灣黑熊的族群遺傳分析有其重要性。

另一種技術即毛髮陷阱取樣，亦可在不干擾動物行為的情況下，可以增加樣本數(Gurney et al. 2020)。二者也是近年來研究熊類族群遺傳訊息的主要技術，毛髮分析的優點包括：(1)可取得具有代表性的樣本；(2)研究範圍可涵蓋廣大地區；(3)可區別近似種、個體或是性別；(4) DNA 分析可計算多個族群；(5)可應用在各種棲地型態；(6)裝設器材較輕(國外情況)，也較便宜；(7)可合併使用誘餌及被動方法，以增進採樣品質並降低偏差。在亞洲，日本亞洲黑熊的遺傳研究皆利用毛囊 DNA 評估遺傳多樣性和結構(Ohnishi et al. 2007; Yamamoto et al. 2012)或諸如性別偏向傳播等熊類行為(Koike et al. 2012; Ohnishi et al. 2014)，有助於了解族群隔離

情況。有鑑於此技術的優勢和應用性，建立和發展此技術對於臺灣野外黑熊族群的估算具有相當的價值。

臺灣屬亞熱帶，玉山國家公園黑熊分布的熱點大分地區海拔約 1,500 m，7 月均溫 20 °C，海拔低、溫度與濕度高，野外排遺 DNA 降解快。排遺中含有其他動植物細胞組織，加上食肉目動物食性常隨季節而變化，故排遺內含物較為複雜，臺灣黑熊即為一例。黑熊排遺包括植物和動物等，分別如青剛櫟和山羌(*Muntiacus reevesi*)等其他物種。因此，利用排遺中 DNA 進行聚合酶鏈鎖反應(polymerase chain reaction, PCR)，若引子(primer)設計不佳，常會造成結果受所採食消化之相似的哺乳動物 DNA 序列干擾，進而造成專一性低，無法成功重複個體鑑別、性別鑑定或野外族群遺傳結構之毛細管電泳結果。以性別鑑定引子為例，野外熊科性別鑑定與瞭解性別比例有助於瞭解有效族群量、族群動態與保育行為研究。Pages et al. (2009) 專門為熊科所設計的性別鑑定引子(MP-ZF- F/MP-ZF-R)與 SRY 基因。另外 Amelogenin (AMEL)基因也常被用來做為判定熊科性別的遺傳標記。然而 3 組性別鑑定引子利用排遺檢測時，因排遺內含有其他物種的 DNA，在進行 PCR 時就可能增幅到非黑熊的 DNA，造成非專一性增幅而誤判性別(Murphy et al. 2003)。AMEL 為所有哺乳動物共有之基因，因此若雌性肉食者攝食雄性之獵物，其排遺當中便會含有雄性動物之 DNA，此時以 AMEL 檢測即可能造成誤判。另先前研究發現，部分母熊之排遺 DNA 進行 SRY 檢測時，也出現陽性結果，或在膠片上出現模糊的條帶，導致無法判別，推測可能是攝食之動物 DNA 中含有類似序列，進而造成偽陽性之結果。因此，欲從圈養或野外臺灣黑熊獲得正確的個體與性別遺傳資訊，必須有賴最佳化 PCR 引子設計、螢光標定等實驗策略和方法步驟。最後，為比較臺灣黑熊與其他亞洲黑熊亞種在遺傳組成的相異性，並開發更多可反應臺灣黑熊各族群間遺傳差異的分子標記，應用於黑熊族群的遺傳長期監測，以 Paetkau et al. (1995)與 Kitahara et al. (2000)開發的 16 組微衛星標記進行臺灣黑熊的可利用性探討。

二、研究方法

此章節研究架構主要分為兩部分，(一)發展以臺灣黑熊毛囊細胞為材料之非侵入性遺傳檢測技術，以及(二)探討國外開發之微衛星標記於野外臺灣黑熊個體鑑別之應用性。研究流程如下圖 4-1。

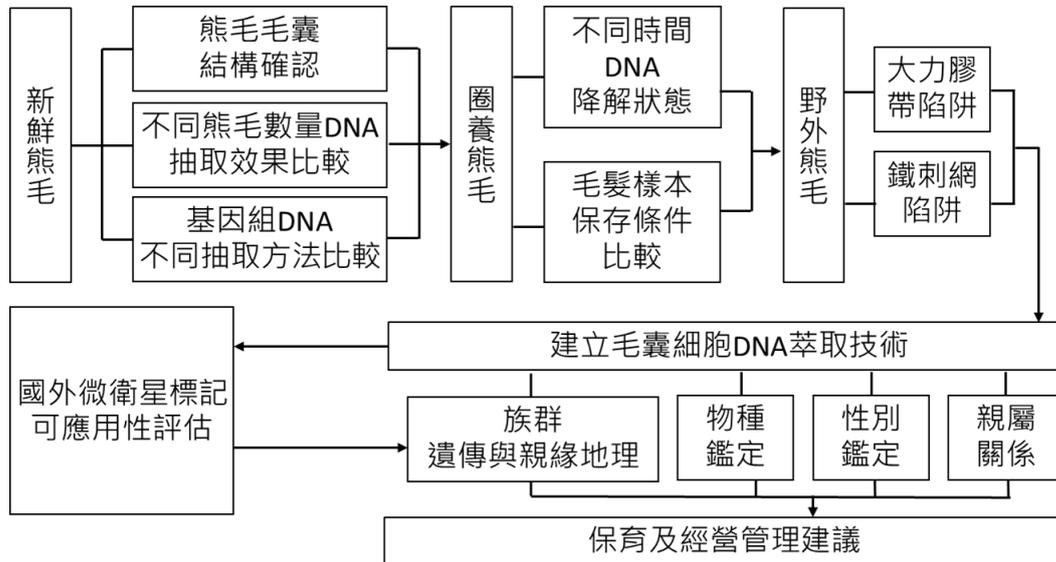


圖 4-1、建立臺灣黑熊毛囊之非侵入性遺傳檢測技術研究流程圖。

(一)發展以臺灣黑熊毛囊細胞為材料之非侵入性遺傳檢測技術

1.利用歐亞野豬與臺灣黑熊建立穩定的毛囊細胞 DNA 萃取技術

(1)毛髮樣本之毛囊結構完整性檢視

以歐亞野豬與野外採樣不同天數的臺灣黑熊毛髮樣本，於顯微鏡下檢視毛髮結構，比較毛囊結構的大小與完整性，選取帶有明顯鈍端毛囊結構的毛髮樣本進行 DNA 萃取測試樣本。

(2)以三種不同策略進行毛囊細胞萃取純化基因組 DNA (Khan et al. 2020)：

a.5% Chelex 100 抽取法：

依毛髮樣本數分為 4 組處理組，每組處理組各包含 1、2、3、4 根毛髮樣本，各處理組取樣本自毛囊鈍端起約 1 公分長度，加入 200 uL 5% Chelex 溶液，而後加入 10 uL Proteinase K (10 mg/mL)，混合液於 55°C

作用 12 至 16 小時，再於 100°C 乾浴槽中作用 8 分鐘，15,000 ×g 室溫下離心 3 分鐘，離心後的上清液即為 DNA。

b. QIAamp® DNA mini kit (Qiagen, USA) :

依毛髮樣本數分為 4 組處理組，每組處理組各包含 1、2、3、4 根毛髮樣本，各處理組取樣本自毛囊鈍端起約 1 公分長度，加入 200 uL Buffer X1 (10 mM Tris·Cl pH 8.0, 10 mM EDTA, 100 mM NaCl, 40 mM DTT, 2% SDS, 250 ug/mL Proteinase K)，混合液於 55°C 作用 12 至 16 小時，再加入 200 uL Buffer AL 和 200 uL 100% EtOH，震盪混勻後將混合液移至 QIAamp mini spin column，以 6,000 ×g 室溫下離心 1 分鐘，而後倒掉濾液並加入 500 uL Buffer AW1，震盪混勻後以 6,000 ×g 室溫下離心 1 分鐘，倒掉濾液後再加入 500 uL Buffer AW1，震盪混勻後以 14,000 rpm 室溫下離心 3 分鐘，倒掉濾液後，以 14,000 rpm 室溫下離心 1 分鐘，最後加入 50 uL Buffer AE，室溫下作用 1 分鐘，以 6,000 ×g 室溫下離心 1 分鐘回溶 DNA。

c. Wizard® HMW DNA Extraction kit (Promega, USA) :

依毛髮樣本數分為 4 組處理組，每組處理組各包含 2、5、10、15 根毛髮樣本，各處理組取樣本自毛囊鈍端起約 1 公分長度，加入 500 uL HMW Lysis Buffer A，並於 65°C 作用 30 分鐘，而後加入 3 uL RNaseA solution，在 37°C 作用 15 分鐘，接續加入 20 uL Proteinase K solution，於 56°C 作用 30 分鐘，再加入 200 uL Protein precipitation solution，並置於冰上反應 15 分鐘。反應後以 16,000 xg 室溫下離心 5 分鐘，將上清液加入 600 uL Isopropanol，以 16,000 xg 室溫下離心 2 分鐘，而後倒除上清液，加入 600 uL 70% EtOH，再以 16,000 xg 室溫下離心 2 分鐘，重複以 70% EtOH 清洗一次，以 16,000 xg 室溫下離心 2 分鐘，離心後所得 pellet 於風乾後以 25 uL DNA rehydration solution 回溶 DNA。

(3) 不同毛囊樣本數於聚合酶連鎖反應下之 DNA 片段擴增敏感度測試：

為比較不同毛髮樣本數來源，所抽取歐亞野豬與臺灣黑熊基因組 DNA 含量差異，以粒線體 cytb 基因、D loop 序列與核基因 von

Willebrand Factor exon 28 針對不同毛囊數之樣本進行擴增成功率分析，評估三種 DNA 萃取純化方法，在粒線體基因與核基因上的增幅量差異。

a. 粒線體 D loop 序列擴增

歐亞野豬樣本依據李一泓(2014)開發之粒線體細胞色素 b 基因座引子，進行全長 1,140 bp 序列擴增。反應條件依 Blend Taq® (TOYOBO, Japan) 說明書建議，總體積為 25 uL，包含滅菌去離子水 17.75 uL，正向引子(10 uM) 0.5 uL，反向引子(10 uM) 0.5 uL，dNTP (2 mM each) 2.5 uL，Blend Taq® 10 倍 PCR 緩衝液 2.5 uL，以及 DNA 1 uL；溫度作用條件為先以 94°C 作用 5 分鐘，而後以 94°C 作用 30 秒，接續以 57°C 作用 30 秒，以 72°C 作用 1 分 20 秒，並進行 33 次循環，最後於 72°C 環境作用 10 分鐘，並於 4°C 環境停止序列擴增程序。所獲得之 PCR 產物以 1% 瓊脂膠體進行電泳分析，進行三種萃取方法在野豬毛囊 DNA 濃度敏感性比較。

黑熊樣本亦使用團隊設計的 D-loop 序列引子進行增幅，反應條件依 Blend Taq® (TOYOBO, Japan) 說明書建議，總體積為 25 uL，包含滅菌去離子水 17.75 uL，正向引子(10 uM)0.5 uL，反向引子(10 uM) 0.5 uL，dNTP (2 mM each) 2.5 uL，Blend Taq® 10 倍 PCR 緩衝液 2.5 uL，以及 DNA 1 uL；溫度作用條件為先以 94°C 作用 5 分鐘，而後以 94°C 作用 30 秒，接續以 56°C 作用 30 秒，以 72°C 作用 2 分鐘，並進行 35 次循環，最後於 72°C 環境作用 10 分鐘，並於 4°C 環境停止序列擴增程序。所獲得之 PCR 產物以 1% 瓊脂膠體進行電泳分析，進行毛囊 DNA 濃度敏感性比較。

b. 核基因 vWF (von Willebrand Factor exon 28)之擴增

歐亞野豬與黑熊毛囊樣本皆參考 Porter et al. (1996)開發引子，目標序列長度約為 1,081 bp，聚合酶連鎖反應條件依 Blend Taq® (TOYOBO, Japan) 說明書建議，總體積為 25 uL，包含滅菌去離子水 17.75 uL，正向引子 (10 uM) 0.5 uL，反向引子(10 uM) 0.5 uL，dNTP (2 mM each) 2.5 uL，Blend Taq® 10 倍 PCR 緩衝液 2.5 uL，以及 DNA 1 uL。溫度作用條件先以 94°C 作用 2 分鐘，而後以 94°C 作用 30 秒，接續以 63°C 作用 30

秒，以 72°C 作用 1 分 30 秒，並進行 35 次循環，最後於 72°C 環境作用 10 分鐘，並於 4°C 環境停止序列擴增程序。聚合酶連鎖反應結果以 1%瓊脂膠體電泳分析，進行 DNA 成功擴增效率比較。

2.以圈養黑熊熊毛比較不同保存時間與方法下 DNA 降解差異

建立毛髮樣本於野外環境的基因體 DNA 降解比較結果，才可判斷野外毛髮樣本最佳採集時間與陷阱巡視頻度。試驗以 2 頭自屏東保育類野生動物收容中心採集之圈養亞洲黑熊個體(Bingo 和 Queen)作為對照組，於試驗期間直接自黑熊身上採集毛髮樣本，並同時進行以下試驗探討。

(1)圈養黑熊毛髮樣本採集

圈養黑熊熊毛於 5 月、6 月、7 月與 9 月針對每頭黑熊收集四批次熊毛樣本，於試驗進行當月由圈養環境同仁協助進行採集，樣本採集量以 15 至 20 根熊毛為一組，並均分為 5 組，其中 1 組將直接放置 75%酒精中作為新鮮熊毛對照組，儲存於 4°C 環境，剩餘 4 組將於乾燥與低溫狀態轉移至玉山國家公園內臺灣黑熊野生棲地。

(2)於自然棲地環境分析毛囊 DNA 的降解速率變化

轉移至野外棲地的圈養熊毛，接續於試驗期間以週次為間隔，每週回收一組處理組，持續一個月，回收之處理組將放置至 75%酒精中保存。另外，於第三與第四批次之新鮮熊毛組別額外新增以乾燥包保存的方式。通過比較各處理組別中 DNA 於特定基因下增幅量的差異，評估熊毛在不同月份及氣候條件下，於野外棲地的保存時間與方法對基因組 DNA 降解的影響，藉此探討熊毛 DNA 在野外環境中的降解情況。

a.圈養黑熊毛囊樣本 DNA 萃取

於每個處理組中皆選擇 4 根具有毛囊的熊毛，透過 QIAamp® DNA mini kit (Qiagen, USA) 抽取熊毛毛囊 DNA。

b.擴增粒線體細胞色素 b 基因以比較抽取之毛囊 DNA 品質

進行毛髮樣本 DNA 萃取後，透過 Hwang 等人(2008)比較熊粒線體基因序列而開發之粒線體細胞色素 b 基因引子對，進行 DNA 品質比較。引

子對使用 Br-cytb-L(5'-ATT CTC ACA TGG AAT CTA AC-3')和 Br-cytb-H(5'-TTC GAG AAC ATA CTG TGA TGG TAC-3')進行聚合酶連鎖反應擴增細胞色素 b 基因片段，擴增序列片段為 1429 鹼基對長度(base pair)。反應條件依 Advantage® 2 Polymerase Mix(Takara Bio, Japan)說明書建議，包含滅菌去離子水 17 uL，正向引子(10 uM)1 uL，反向引子(10 uM)1 uL，dNTP(2.5 mM each)2 uL，10 倍的 PCR 緩衝液 2.5 uL，Taq 聚合酶 0.5 uL，與萃取出 DNA 1 uL。溫度作用條件：94°C 反應 5 分鐘，接續 94°C 反應 30 秒，61°C 反應 30 秒，68°C 反應 1 分 40 秒，重複共 40 循環，最後以 68°C 反應 10 分鐘後結束 PCR 作用，在溫度循環機(Applied Biosystems Veriti™ Thermal Cycler)中進行 PCR，並以 1%瓊脂膠體/0.5X TBE 下分析反應產物。而後使用 ImageJ 對 PCR 後的膠圖進行 DNA 量化，分析各組別表現量以進行比較。

c. 以即時定量聚合酶連鎖反應評估毛囊 DNA 降解速率

為了精準定量分析毛囊 DNA，使用即時定量聚合酶鏈式反應以絕對定量方式獲得不同處理組毛囊 DNA 的確切濃度。首先，為建立標準曲線，將黑熊粒線體細胞色素 b 基因的 DNA 片段通過 pGEM-T Easy Vector 系統(Promega Corporation, Madison, WI, USA)插入到 pGEM-T Easy 載體中，作為後續定量分析的已知濃度模板。接著，依照 Fast SYBR green master mix (Applied Biosystems, CA, USA)產品說明書建議所使用。配製 reaction mix，各產物添加之最終濃度為 1 µl 毛囊 DNA、200 nM 的細胞色素 b 基因短片引子對 BB-CYTB L1 qPCR(5'-AGGATCCAACAACCCCTCTG-3')和 BB-CYTB H1 qPCR(5'-GGTCTCCTAGTAAGTCGGGC-3')、5 µl Fast SYBR green master mix，並以 RNase-free ddH₂O 將總反應體積補至 10 µl。利用 Quantstudio 3 (Applied Biosystems, CA, USA)進行 PCR 與 SYBR Green 螢光信號的偵測。透過測量各組樣品的 Ct 值(Cycle threshold value)，將其對應至標準曲線，計算出樣品中目標基因的確切濃度。

3. 野外熊毛陷阱的架設和毛髮收集頻率

(1) 野外熊毛陷阱架設位置與方法

熊毛陷阱地點架設於玉山國家公園西部楠溪林道與東部瓦拉米步道佳心地區，每個地區 3 個陷阱(圖 4-2)。此研究目的乃為評估陷阱捕獲熊毛效率，因此架設位置會以過去研究出現黑熊頻率較高的地點為參考。熊毛陷阱架設方式參考黃美秀團隊過去架設方式，以及 Miura and Oka (2003)所發表的文獻，以不鏽鋼刺鐵絲網圍籬(barbed-wire)，距離地面約 30-50 cm，面積約為 3 m*3 m，陷阱中央吊放氣味劑吸引黑熊。另外，在熊毛陷阱附近，亦參考利用膠帶方法(duct tape)，以大力膠帶纏繞留有熊跡的樹幹來收集熊毛(Tee et al. 2020)，並在每週定期前往樣區維護陷阱，且於每座熊毛陷阱架設至少一台紅外線自動相機，監測黑熊造訪陷阱的次數與行為。監測項目包括陷阱外的時間與行為，留在陷阱內的時間與行為與如何通過鐵絲陷阱等項目。

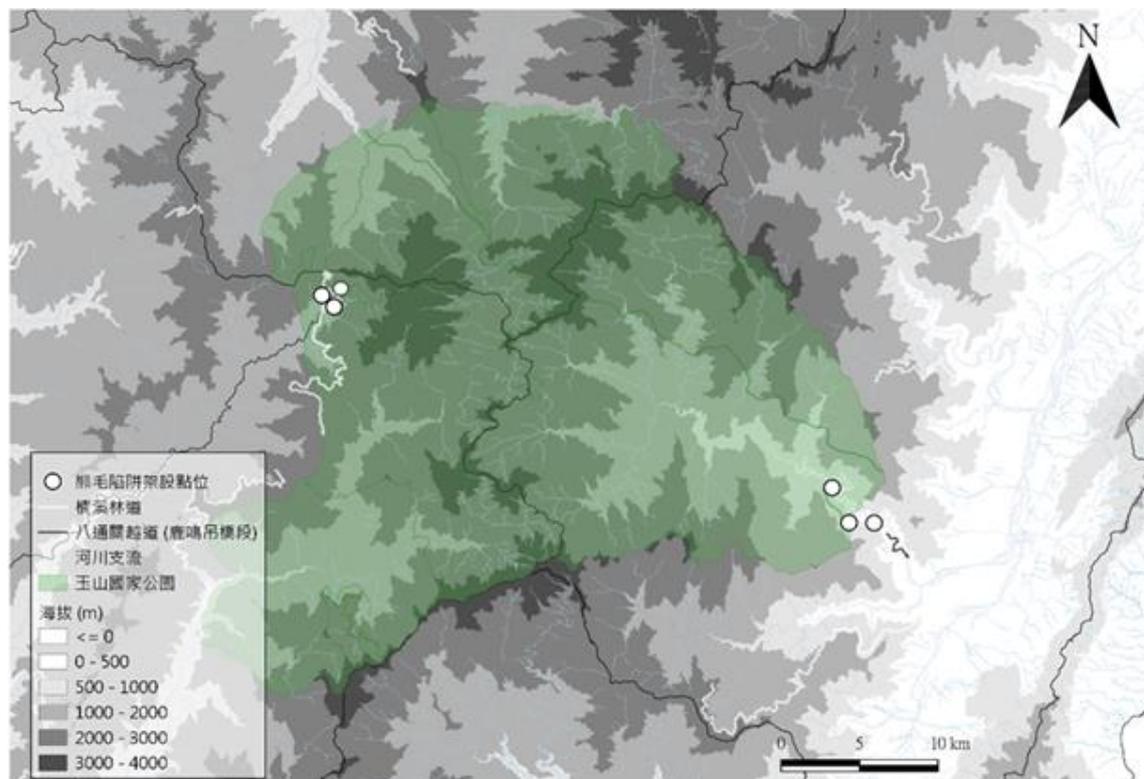


圖 4-2、熊毛陷阱架設地點。於玉山國家公園西側楠溪林道，與東側瓦拉米步道前段各架設 3 座熊毛陷阱。

(2)野外毛髮樣本收集頻率

熊毛收集頻率預計於3月、6月、9月與12月收集4批次，每批次為期一個月，期間每週收集記錄熊毛採集狀況，於陷阱採集到毛髮時，紀錄採集陷阱類型(鐵刺網陷阱/大力膠帶)、陷阱編號與毛髮位置，並拍照進行紀錄。毛髮立即進入含有乾燥包之夾鏈袋，並保持低溫冷藏環境後送至實驗室進行遺傳分析。

4.野外採集毛髮樣本之遺傳資訊含量分析

(1)毛髮樣本 DNA 萃取

基因體 DNA 萃取純化策略，根據單筆樣本毛髮數而定。單筆樣本毛髮數中帶有毛囊之毛髮數大於4根者，以 QIAamp® DNA mini kit (Qiagen, USA)進行基因組 DNA 萃取；單筆樣本毛髮數少於4根者，則以 Wizard® HMW DNA Extraction Kit (Promega, USA)進行基因組 DNA 萃取。

(2)毛髮樣本物種鑑別

於野外採集毛髮樣本後，先利用 Kitano et al. (2007)開發之兩組跨物種引子對，進行物種鑑別。引子使用 12S rRNA 基因座順向引子 L1085 (5'-CCCAAAGTGGGATTAGATACCC-3')與反向引子 H1259 (5'-GTTTGCTGAAGATGGCGGTA-3')，以及 16S rRNA 基因座順向引子 L2513 (5'-GCCTGTTTACCAAAAACATCAC-3')與反向引子 H2714 (5'-CTCCATAGGGTCTTCTCGTCTT-3')進行聚合酶連鎖反應，擴增序列分別為 215 及 244 鹼基對長度。反應條件依 Advantage® 2 Polymerase Mix (Takara Bio, Japan)說明書建議，包含滅菌去離子水 17 uL，正向引子(10 uM) 1 uL，反向引子(10 uM) 1 uL，dNTP (2.5 mM each) 2 uL，10 倍的 PCR 緩衝液 2.5 uL，Taq 聚合酶 0.5 uL，與萃取出 DNA 1 uL。溫度作用條件：94°C 反應 5 分鐘，接續 94°C 反應 30 秒，61°C 反應 15 秒，68°C 反應 30 秒，重複共 35 循環，最後以 68°C 反應 10 分鐘後結束 PCR 作用，在溫度循環機(Applied Biosystems Veriti™ Thermal Cycler)中進行 PCR，並以 1.8%瓊脂膠體/0.5X TBE 下分析反應產物。反應完成的 PCR

產物利用 GenepHlow™ Gel/PCR Kit (Geneaid, Taiwan)依照產品說明書建議步驟進行純化，委送基龍米克斯公司(Genomics)進行 DNA 序列定序。定序經由 Sanger 方法，以 ABI PRISM™ Dye Terminator Cycle Sequence Kit (Applied Biosystems Division, Perkin-Elmer Cetus)標定並經 3730 DNA 序列分析儀(ABI)分析其 DNA 序列。取得之序列經 EditSeq 軟體 (DNASTAR Inc.)編輯，於去除訊號混亂片段後，將所得序列以 NCBI 資料庫 Blast 進行相近物種比對。未成功增幅兩基因座的毛髮樣本、鑑定結果非臺灣黑熊來源之樣本，即不繼續進行性別鑑定與微衛星基因座分析之實驗。

(3)以性別判定引子片段之增幅以進行性別鑑定

臺灣黑熊性別鑑定之引子採用 Pagès et al. (2009)專門為熊科動物所設計的兩組性別鑑定引子：

- a. MP-SRY-1F-Ursus (5' -TGGTCTCGTGATCAAAGGCGC-3') ;
MP-SRY-1R-Ursus (5' -GCCATTTTTTCGGCTTCCGTAAG-3') 。
- b. MP-ZF-F (5' -GA CAGCTGAACAAGGGTTG-3') ;
MP-ZF-R (5' -GCTTCTCGCCGGTATGGATG 3') 。

為增加性別鑑別正確性，本計畫同時增幅 AMEL-X (Amelogenin)基因進行性別鑑定。3 條正向引子，分別標定帶有 FAM (藍)、VIC (綠)、PET (紅)三種不同螢光的引子。PCR 反應總體積為 10 µl，包含滅菌去離子水 5.7 µl，正向引子 (10 µM) 0.4 µl，反向引子(10 µM) 0.4 µl，dNTP (2.5 mM each) 0.8 µl，10 倍的 PCR 緩衝液 1 uL，Taq 聚合酶 0.2 µl，與 DNA 模板 1 uL。以 1.8%的瓊脂糖凝膠電泳分析檢視結果。正控制組 (positive control)為已知性別野外黑熊個體的 DNA 樣本。性別判定方法與原則如下：以 ZF/SRY 與 AMEL-X 序列所設計合成之 3 條帶有螢光團引子進行性別鑑定。ZF 之擴增片段大小為 144 bp；SRY 之擴增片段大小為 115 bp；AMEL-X 於公熊的擴增片段大小為 191 與 245 bp，母熊之片段大小為 245 bp。

(4)分析國外開發之微衛星遺傳標記在臺灣黑熊個體的遺傳資訊含量

國外開發之微衛星基因座參考 Kitahara et al. (2000)與 Kadariya et al. (2018)發表之 16 組微衛星基因座，選擇其中於臺灣黑熊具有較佳鑑別力的 8 組微衛星基因座引子進行聚合酶連鎖反應(UT1、UT3、UT4、UT25、UT29、UT31、UT35、UT38)，並於後續針對對偶基因型分析，微衛星標記資訊如表 4-1。

a.微衛星基因座增幅：

為配合使用之毛細管電泳機器(ABI 3730 DNA Analyzer)，皆由 ABI 公司重新合成，同時分別標定帶有 FAM (藍)、VIC (綠)、PET (紅)三種不同螢光的引子。反應總體積為 10 μ l，包含滅菌水 5.2 uL，帶有螢光團標記之順向引子(10 uM) 0.4 uL，反向引子 (10 uM) 0.4 uL，dNTP (2.5 mM each) 0.8 uL，10 倍的 PCR 緩衝液 1 uL，Taq 聚合酶 0.2 uL，與毛囊萃取出 DNA 2 uL。

PCR 在溫度循環機(Applied Biosystems Veriti™ Thermal Cycler)中進行。反應條件為：(a) 94°C、5 分鐘；(b) 94°C、30 秒，60°C、30 秒，68°C、25 秒；(c)進行 42 次循環，68°C、7 分鐘。反應完畢後取 PCR 產物 1 uL 以 0.5 倍 TBE 緩衝液進行 1.8%的瓊脂糖凝膠電泳，確定是否有擴增到微衛星基因座。

b.微衛星基因型判定：

聚合酶連鎖反應的產物置於 96 孔盤中，以 LIS-500 作為校正標準，並以 ABI PRISM 3730 DNA Analyzer 自動定序儀及 Peak Scanner Software v1.0 軟體進行基因型(genotyping)判讀。為了避免等位基因遺漏(allelic dropout)及假性等位基因(false allele)造成誤判基因型及假性個體的機會，以重複多次 PCR 的方式減少假性等位基因出現。每組基因座進行重複且獨立的聚合酶連鎖反應，最少重複三次。

c.以微衛星標記獲取之對偶基因型進行族群遺傳與個體鑑別：

經過毛細管電泳所得到的基因型，使用 GENECAP 判讀及計算個體鑑別率(probability of identity: P (ID))，此為「族群內兩個不同個體進基因座基因分型時，具有同樣的基因型的機率」；一般建議該數值必須小於

0.01，實驗方具有鑑別力(Miller et al. 2002)。同時利用此軟體檢視有無重複的基因型，如果出現兩樣本的基因型只有 1-2 個基因座，則為不同的基因型(mismatch-pairs)，且若原始數據難以判別，則再對兩樣本此基因座進行一次微衛星基因座擴增 PCR，確認基因型是否正確。在共顯性遺傳的分子標記上，單一基因座之 P (ID)計算參考 Waits et al. (2001)。

為了解以熊毛陷阱個體樣本間的親緣關係，我們以 Colony 軟體計算本計畫所獲得個體與過往研究計畫捕捉繫放個體、救傷和死亡野生黑熊個體所取得的基因型，藉由兩兩比較似然率(pairwise likelihood method)預測並分派可能的親子與半同胞/全同胞，建構可能的族譜關係，也可預測這些個體其父母的基因型，比對資料庫中是否有符合此預測父母基因型之個體。

(5)分析黑熊族群遺傳結構

a.玉山國家公園園內黑熊族群遺傳結構釐清

為探討玉山國家公園與園區鄰近區域，捕捉黑熊的遺傳結構差異，結合過去 2014-2016 年與 2020-2021 玉山國家公園及大雪山國家森林遊樂區計畫執行期間所繫放的臺灣黑熊個體資訊，過去 2019 年至 2020 年林業及自然保育署臺東分署協助救傷於園區周邊救傷黑熊個體的遺傳資料，及本次研究中熊毛樣本鑑定成功個體，進行遺傳結構分析整合。分析藉由軟體 structure 2.3.4 (Pritchard et al. 2000)進行，利用毛細管電泳後基因型分析結果，經隨機分派至相似族群後，來獲取最佳分群可能，比較不同黑熊個體與族群在遺傳上的相似度。

b.玉山國家公園東西側黑熊基因交流情形

為了解不同山域族群及玉山國家公園內東西兩側黑熊近期的基因交流情形，以軟體 BayesAss v3.0 (Wilson and Rannala 2003)計算兩側各族群間的播遷速率(dispersal rate)。驗算值 Length of Burnin Period 設定為 500,000 generations，馬可夫鏈法(Markov Chain Monte Carlo, MCMC chain)設定為 10,000,000 generations，進行 5 次獨立驗算。播遷速率、近親係數與對偶基因頻率參數分別設定為 0.3、0.3、0.2 以符合軟體之使用規範。

表 4-1、臺灣黑熊微衛星標記之螢光引子序列。

基因座	正向引子序列 (5'-3')	^d Ta (°C)	對偶基因長度 (bp)
UT1	PET ^a -AGCAACTCTTCTCAGATGTTCAAAA	62	160-176
UT3	VIC ^b -AAGACATACAGAAGCCAAGACTAG	56	240-266
UT4	PET-GAGTTATTGGCACTAAAATCTAATG	60	139-164
UT25	6-FAM ^c -GCTCAGGGCGTGATCCCAGAG	62	296-315
UT29	VIC-GACATTGCCTTTTACAGAGCAG	60	188-220
UT31	PET-AATAAACTGATGCAGCCATACTAG	62	299-353
UT35	6-FAM-ACTCCCTAGTAAGTAGAAAGCACAC	60	202-231
UT38	VIC-ATTATTGATGAGCAGGGACAG	62	178-214

^a 螢光標記的一種，在毛細管電泳中被雷射激發後發出紅色螢光。

^b 螢光標記的一種，在毛細管電泳中被雷射激發後發出綠色螢光。

^c 螢光標記的一種，在毛細管電泳中被雷射激發後發出藍色螢光。

^d PCR 黏合溫度(annealing temperature)。

(二)探討國外開發之微衛星標記於野外臺灣黑熊個體鑑別之應用性

1.野外採集毛髮樣本之遺傳資訊含量分析

使用的 16 組微衛星標記資訊如表 4- (Paetkau et al. 1995 ; Kitahara et al. 2000)，以 16 組標記的引子對將一頭臺灣黑熊之 DNA 樣本先以透過梯溫 PCR (temperature gradient PCR)測試最適合之黏合溫度(annealing temperature)，找出引子增幅目標序列專一性最佳溫度，反應條件依 Advantage® 2 Polymerase Mix (Takara Bio, Japan)說明書建議，包含滅菌去離子水 6.2 uL，正向引子(10 uM) 0.4 uL，反向引子(10 uM) 0.4 uL，dNTP (2.5 mM each) 0.8 uL，10 倍的 PCR 緩衝液 1 uL，Taq 聚合酶 0.2 uL，與萃取出之 DNA 1 uL。溫度作用條件：94°C反應 5 分鐘，接續 94°C反應 30 秒，黏合測試溫度 53°C、55°C、57°C、59°C、61°C反應 30 秒，68°C反應 30 秒，重複共 35 循環，最後以 68°C反應 10 分鐘後結束 PCR 作用，在溫度循環機(Applied Biosystems Veriti™ Thermal Cycler)中進行 PCR，並以 1.8%瓊脂膠體/0.5X TBE 下分析反應產物，而後針對擴增片段長度，選擇具有最佳專一性表現之溫度作為該引子對後續實驗所用黏合溫度。不同溫度下均無法有效擴增出專一性片段之引子對將被淘汰，再設定的溫度區間具有專一性的引子對(標記)將會進行下一步實驗。

2.國外標記 PCR 產物微衛星序列確認與正向螢光引子的訂製

為確認臺灣黑熊的 DNA 經前一步所挑選的引子對進行 PCR 後所得到的產物是否為具備微衛星序列的片段，各標記進行 PCR 擴增。反應條件依 Advantage® 2 Polymerase Mix (Takara Bio, Japan)說明書建議，包含滅菌去離子水 6.2 uL，正向引子(10 uM) 0.4 uL，反向引子(10 uM) 0.4 uL，dNTP (2.5 mM each) 0.8 uL，10 倍的 PCR 緩衝液 1 uL，Taq 聚合酶 0.2 uL，與樣本之 DNA 1 uL。溫度作用條件：94°C反應 5 分鐘，接續 94°C反應 30 秒，依據不同微衛星標記之最適黏合溫度反應 30 秒，68°C反應 30 秒，重複共 35 循環，最後以 68°C反應 10 分鐘後結束 PCR 作用，在溫度循環機(Applied Biosystems Veriti™ Thermal Cycler)中進行 PCR，並以 1.8%瓊脂膠體/0.5X TBE 下確認反應產物，並將產物純化後委

託基龍米克斯公司(ROC)進行 DNA 序列定序，以確認產物是否包含微衛星基因座。而後挑選具有微衛星特徵重複片段之標記，委託 Applied Biosystems 公司(USA)合成 5' 端標定螢光基團的正向引子，進行引子螢光染劑(Fluorescent dye)的標記，使用的螢光團為 VIC 及 6-FAM。具螢光基團的正向引子將重新以梯溫 PCR 測試最適合之黏合溫度。

3.以螢光標記進行微衛星基因座增幅與基因型分型

於前一步確認訂製的微衛星標記螢光引子的專一性最佳之黏合溫度後，再以前述相同 PCR 條件，對 10 頭來自大雪山及玉山的臺灣黑熊 DNA 樣本進行目標片段擴增，產物將委由中央研究院國家基因體醫學研究中心(NCGM STRP)進行毛細管電泳(Capillary Genetic Analyzer)分析，測定微衛星片段增幅之長度，以標準品 GeneScanTW 500 LIZ Size Standard (Thermo, U.S.A.)與 Hi-di Formamide (Applied Biosystems, U.S.A.)作為對偶基因長度校正之標準液，利用 3730 DNA 分析儀(Applied Biosystems, U.S.A.)標定增幅序列長度。國家基因體醫學研究中心之分析結果將以 Peak Scanner™ Software version 1.0 (Applied Biosystems, U.S.A.)判讀樣本之序列長度，以人工掃視波形結果，再以軟體讀值並校正。因每個引子對增幅出之 PCR 產物會有不同的特徵波形，可依觀察不同波形結果找出相似的波形特徵，並以此建立微衛星基因座之標準波形以減少人工判讀之誤差，若出現三個以上明顯波形的基因型則予以淘汰。

4.分析微衛星基因座的鑒別能力

為探討國外微衛星基因座在臺灣黑熊亞種內的多型性解析程度，欲分析微衛星基因座的對偶基因數、多型性資訊含量(polymorphism information content, PIC)、個體鑑別率(Probability of identity, $P_{(ID)}$)和近親個體鑑別率(Probability of identity among sibs, $P_{(ID) sib}$)，決定篩選哪幾個微衛星基因座適合作為未來分析的遺傳標記。方法如下：利用 Cervus Version 3.0.3 軟體分析基因型頻率、PIC、 $P_{(ID)}$ 及 $P_{(ID) sib}$ ，其中 PIC 可代表該族群遺傳多型性之程度，其值大於 0.5 者視為高等資訊含量(highly

informative)，介於 0.25 至 0.5 之間視為中等資訊含量(reasonably informative)，低於 0.25 者視為低等資訊含量(slightly informative) (Bostein et al. 1980)； $P_{(ID)}$ 為族群內隨機兩個不同個體進行基因座基因分型時，具有同樣的基因型的機率，故其數值越低，個體的鑑別力越佳， $P_{(ID) sib}$ 為研究族群為近親繁殖族群時的個體鑑別率(Waits et al. 2001)。另外為了篩選出具有較高鑑別度的微衛星標記，本研究使用 WHICHLOCI 計算各標記族群分派能力(大雪山族群及玉山族群)之分數，計算設定預期正確率為 98%，嚴謹度(Assignment stringency)為 1.0，軟體根據 10 隻臺灣黑熊個體於兩族群對偶基因頻率，隨機生產 1000 組基因型，測試 1000 組基因型被分配到正確的族群的比列需要多少個基因座去進行分派檢定來到達 98%的正確率，同時再為這些基因座計算 Locus score 並予以排名。最後綜合上述分析結果討論國外微衛星標記於臺灣黑熊遺傳研究的適用性。

表 4-2、國外 16 組熊屬動物微衛星標記。

基因座	引子序列(5'-3')	對偶基因長度 (bp)	文獻來源
MSUT 1	F CCTTGGGATTCGGGATTGT RAGTCCTCACCCCTCCCTTTT	170-174	
MSUT 2	F AGTGAATCCTAAACAGGTTA RTAATATGAATATGGTGTGCT	77-91	
MSUT 3	F TCCACAAATACTGACTGAAT RAGCATTGCAGTCTTATGAGG	220-222	
MSUT 4	F GTGTCCAACGTAGATGA RTGAGTAATATTCTTTTCTCT	85-101	Kitahara et al. 2000
MSUT 5	F GGGACTGAGCCTCTCATC RTCCAATATTTTGTCTGAGTG	167-171	
MSUT 6	F CATATGGTGACTAAGATAAC RAAGAGATGATTTCTGTCTC	183-193	
MSUT 7	F TGGAAAATATTCTCATTC RTTGTAGGTTACTGGTTAC	114-116	
MSUT 8	F GATCCTGGGACTTCTCAG RTCCAGAGAAAGAGGACTG	106-110	
G1A	F GACCCTGCATACTCTCCTCTGAT RGCCTGTGCTTGGCGTAGAAGTGAC	192	
G1D	F GATCTGTGGGTTTATAGGTTACA RCTACTCTTCCTACTCTTTAAGAG	176	
G10B	F GCCTTTTAATGTTCTGTTGAATTTG RGACAAATCACAGAAACCTCCATCC	158	
G10C	F AAAGCAGAAGGCCTTGATTTCCCTG RGGGGACATAAACACCGAGACAGC	113	Paetkau and Strobeck 1995
G10L	F GTACTGATTTAATTCACATTTCCC RGAAGATACAGAAACCTACCCATGC	165	
G10M	F TTCCCCTCATCGTAGGTTGTA RGATCATGTGTTTCCAAATAAT	210	
G10P	F AGGAGGAAGAAAGATGGAAAAC RTCATGTGGGGAAATACTCTGAA	159	
G10X	F CCCTGGTAACCACAAATCTCT RTCAGTTATCTGTGAAATCAAAA	147	

三、結果

(一)發展以臺灣黑熊毛囊細胞為材料之非侵入性遺傳檢測技術

1.自毛囊細胞萃取並純化 DNA 之技術建立

本計畫執行期間，使用歐亞野豬毛囊樣本，並配合黑熊數量調查採集之毛囊樣本，初步建立自毛囊細胞萃取 DNA 技術。毛囊樣本 DNA 抽取方法參考前人文獻(Suenaga and Nakamura 2005)，分別以 a. Chelex method、b. QIAamp® DNA Mini Kit 與 c. Wizard® HMW DNA Extraction Kit (Promega, USA)三種方法進行萃取。另因毛囊 DNA 含量較低，萃取純化所得之 DNA 將直接進行聚合酶連鎖反應，歐亞野豬與臺灣黑熊毛髮樣本分別擴增粒線體 cytb 基因座與 D loop 序列，並擴增核基因 von Willebrand factor exon 28，以同時評估粒線體與基因體 DNA 敏感度。

(1)毛囊樣本構造確立

於顯微鏡下檢視採集毛囊樣本，確認欲分析的毛髮組織帶有毛囊結構。結果顯示，比較測試組歐亞野豬與臺灣黑熊(圖 4-3)，在毛髮結構、毛囊大小有明顯差異。檢視在野外環境存放不同時間的熊毛樣本(7 天與 60 天，圖 4-4，發現其毛囊結構較不明顯，且存放 60 天的樣本與存放 7 天的樣本相比，有較不完整的毛囊結構。考量熊毛樣本毛囊大小與野外存放時間是影響 DNA 萃取純化成功率的因子之一，本計畫後續架設之熊毛陷阱，可能接觸黑熊的身體部位，如腹部或背部也需列為考量的設計方向之一。

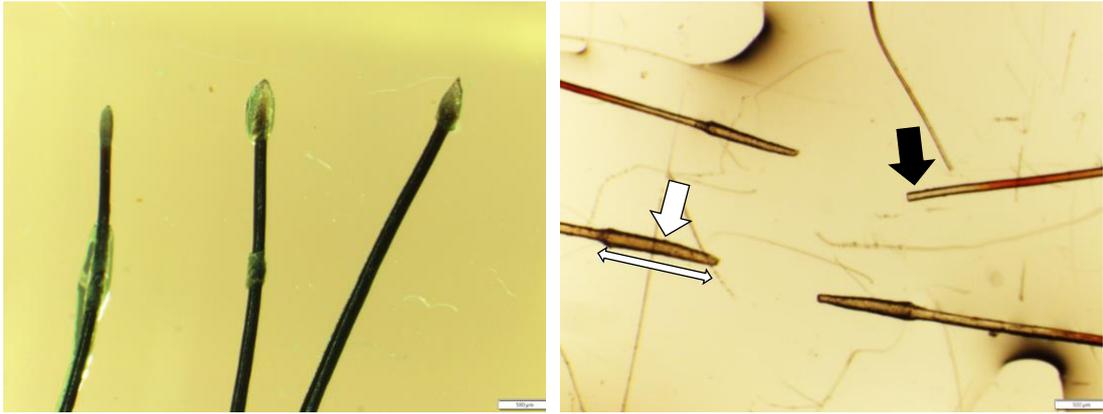


圖 4-3、新鮮歐亞野豬(左)與臺灣黑熊(右)毛囊於解剖顯微鏡下之成像。歐亞野豬毛髮結構較粗，且毛囊組織均有明顯鈍端；臺灣黑熊毛囊具有明顯鈍端特徵(白色箭頭)，無毛囊的毛髮樣本則僅具平滑的毛髮結構(黑色箭頭)。

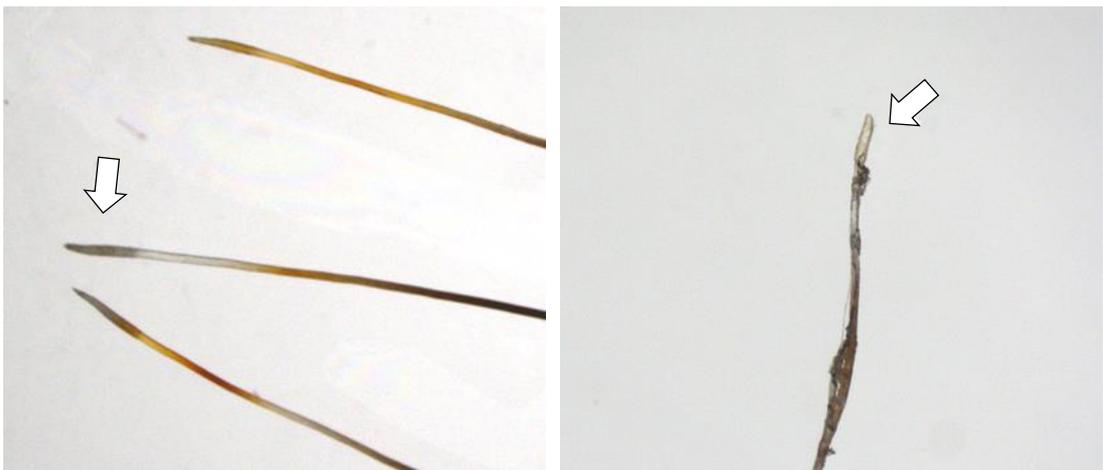


圖 4-4、野外存放約 7 日(左)與約 60 日(右)的熊毛毛囊於解剖顯微鏡下之成像。臺灣黑熊毛囊具有明顯鈍端特徵(白色箭頭)，野外存放天數不同的熊毛樣本，在毛囊結構完整性上具有差異。

(2)以三種不同策略進行毛囊 DNA 萃取純化

a.5% Chelex 100 抽取法

分別自歐亞野豬與黑熊毛囊樣本中，針對不同毛髮樣本數(1 根、2 根、3 根、4 根)進行基因組 DNA 萃取，而後以 nanodrop UV-vis absorbance-based methods 針對一頭黑熊毛髮來源樣本，進行 DNA 濃度測定。以 1 根毛髮樣本進行 DNA 萃取純化時，樣本因 DNA 濃度過低而無法有效反應有效濃度區間，且顯示隨毛髮數上升，DNA 萃取濃度也會隨之提升，整體表現的 DNA 萃取量為三種方式中最小者，結果如表 4-3。另以三隻歐亞野豬與三頭臺灣黑熊，進行核基因 vWF exon 28 與粒線體序列(歐亞野豬使用 cytb 基因，臺灣黑熊使用 Dloop 序列)擴增重覆試驗，擴增成功率如表 4-4、表 4-5。

b.QIAamp® DNA mini kit (Qiagen, USA)

分別自歐亞野豬與黑熊毛囊樣本中，針對不同毛髮樣本數(1 根、2 根、3 根、4 根)進行基因組 DNA 萃取，而後以 nanodrop UV-vis absorbance-based methods 針對一頭黑熊毛髮來源樣本，進行 DNA 濃度測定。以 1 根毛髮樣本進行 DNA 萃取純化時，樣本因 DNA 濃度過低而無法有效反應有效濃度區間，且顯示隨毛髮數上升，DNA 萃取濃度也會隨之提升，DNA 萃取量為三種方法中最佳者，結果如表 4-3。另以三隻歐亞野豬與三頭臺灣黑熊，進行核基因 vWF exon 28 與粒線體序列(歐亞野豬使用 cytb 基因，臺灣黑熊使用 Dloop 序列)擴增重覆試驗，擴增成功率如表 4-4、表 4-5。

c.Wizard® HMW DNA Extraction Kit (Promega, USA)

分別自歐亞野豬與黑熊毛囊樣本中，針對不同毛髮樣本數(2 根、5 根、10 根、15 根)進行基因組 DNA 萃取，而後以 nanodrop UV-vis absorbance-based methods 針對一頭黑熊毛髮來源樣本，進行 DNA 濃度測定。以 1 根毛髮樣本進行 DNA 萃取純化時，樣本因 DNA 濃度過低而無法有效反應有效濃度區間，且顯示隨毛髮數上升，DNA 萃取濃度也會隨之提升，DNA 萃取量較 Chelex 法佳、僅次 QIAamp® DNA mini kit 法後，結果如表 4-3。另以三隻歐亞野豬與三頭臺灣黑熊，進行核基因 vWF

exon 28 與粒線體序列(歐亞野豬使用 cytb 基因，臺灣黑熊使用 Dloop 序列)擴增重覆試驗，擴增成功率如表 4-4、表 4-5。

在核基因與粒線體序列擴增敏感度測試中，不同物種根據三種 DNA 萃取純化的擴增效果，以 QIAamp® DNA mini kit 方法在歐亞野豬中可達到較高的成功率，且 2 根以上新鮮毛髮可達到穩定的 DNA 萃取純化成功率；在臺灣黑熊樣本中，以 Wizard® HMW DNA Extraction Kit 方法則有較好的基因組 DNA 萃取純化成功率表現，且隨毛髮樣本數增加，QIAamp® DNA mini kit 方法及 Wizard® HMW DNA Extraction Kit 方法在順利擴增目標序列的比率也隨之上升。在三種萃取方法中，使用一根毛囊的處理組別雖仍有機會抽取到個體的遺傳物質，然而成功率在不同抽取方法下，卻無法定量且穩定的獲得產物，另外，考量三種方式對於後續專一性序列擴增的影響，與基因組 DNA 擴增所需要的毛髮樣本數，後續圈養與野外採集獲得之毛髮樣本，將先以 QIAamp® DNA mini kit 方法針對毛髮樣本數大於 4 根毛髮者進行基因組 DNA 萃取純化，而單叢毛髮樣本數少於 4 根者，則以 Wizard® HMW DNA Extraction Kit 方法進行 DNA 萃取純化，並接續比較毛髮樣本的新鮮度對 DNA 萃取純化的產量及品質的影響。

表 4-3、三種基因組 DNA 萃取方法於不同熊毛根數組別檢測之 DNA 濃度。

Methods ¹	Group 1	Group 2	Group 3	Group 4
Chelex	- ²	0.033	0.009	0.062
QIAamp	- ²	0.152	1.370	2.380
HMW	- ²	0.145	0.147	0.392

¹Chelex 與 QIAamp 法於 group 1 至 group 4 分別使用 1、2、3、4 根毛髮樣本進行基因組 DNA 萃取純化；HMW 法於 group 1 至 group 4 分別使用 2、5、10、15 根毛髮樣本進行基因組 DNA 萃取純化。

²三種方法於 Group 1 樣本皆因 DNA 濃度過低而無法有效反應有效濃度區間。基因體 DNA 濃度為 ng/uL。

表 4-4、歐亞野豬來源毛囊 DNA 於三種不同基因組 DNA 萃取方法中不同毛髮根數於粒線體與核基因序列擴增成功率。

Methods ¹	nuclear gene					mitochondrial sequence				
	group 1	group 2	group 3	group 4	average	group 1	group 2	group 3	group 4	average
chelex	33%	100%	100%	100%	83%	33%	100%	100%	100%	83%
QIAamp	67%	100%	100%	100%	92%	100%	100%	100%	100%	100%
HMW	33%	100%	100%	100%	83%	67%	100%	100%	100%	92%

¹Chelex 與 QIAamp 法於 group 1 至 group 4 分別使用 1、2、3、4 根毛髮樣本進行基因組 DNA 萃取純化；HMW 法於 group 1 至 group 4 分別使用 2、5、10、15 根毛髮樣本進行基因組 DNA 萃取純化。

表 4-5、不同臺灣黑熊來源毛囊 DNA 於三種基因組 DNA 萃取方法中不同毛髮根數於粒線體與核基因序列擴增成功率。

Methods ¹	nuclear gene					mitochondrial sequence				
	group 1	group 2	group 3	group 4	average	group 1	group 2	group 3	group 4	average
chelex	67%	100%	67%	67%	75%	67%	100%	100%	100%	92%
QIAamp	0%	100%	100%	100%	75%	0%	100%	100%	100%	75%
HMW	33%	100%	100%	100%	83%	67%	100%	100%	100%	92%

¹Chelex 與 QIAamp 法於 group 1 至 group 4 分別使用 1、2、3、4 根毛髮樣本進行基因組 DNA 萃取純化；HMW 法於 group 1 至 group 4 分別使用 2、5、10、15 根毛髮樣本進行基因組 DNA 萃取純化。

2.以圈養黑熊熊毛來源建立 DNA 分析技術平台

於計畫執行期間，已完成屏東保育類野生動物收容中心之亞洲黑熊毛髮利用申請，試驗中收集 2 頭圈養亞洲黑熊個體(Bingo 和 Queen) 四批次的熊毛樣本(5 月、6 月、7 月、9 月)，以進行野外棲地移地試驗，將保存時間分為新鮮、保存 1 週、2 週、3 週及 4 週，與後兩批次新增的乾燥包新鮮保存組，透過 QIAamp® DNA mini kit 方法萃取熊毛毛囊 DNA，接著以專為熊開發之引子對擴增細胞色素 b 基因序列。於固定條件下，比較不同處理組別的 DNA 品質與降解情況(表 4-6)。結果顯示，除了第三批(7 月)中 Queen 保存 1 週的組別未能成功擴增外，其餘組別均成功擴增出可檢測到 DNA 濃度的條帶，在未成功擴增的組別由於原先熊毛量較少，無法重複實驗抽取毛囊 DNA。根據整體結果，儘管無法明確觀察到隨著保存時間延長而導致的 DNA 降解情況，但可以確認在野外環境中保存四週後，仍然能成功提取到熊毛毛囊中的 DNA。另外，在新鮮組的比較中，由於酒精保存的 DNA 濃度普遍較高，顯示酒精保存相較於乾燥包保存，能更有效地減少 DNA 的降解情況。為了更加精準的定量毛囊 DNA，透過擴增細胞色素 b 基因短片段序列進行即時定量聚合酶連鎖反應，以比較不同處理組別下之 DNA 濃度變化(圖 4-5)。結果顯示，在 5、6 月份的熊毛 DNA 普遍高於 7、9 月份，同時也以更精確的數據再次驗證，熊毛毛囊於野外環境保存四週的情況下仍能抽取到 DNA。

表 4-6、熊毛毛囊 DNA 以粒線體細胞色素 b 序列進行聚合酶連鎖反應之各處理組別 DNA 相對濃度。

批次	個體	保存時間					
		新鮮組		1 週	2 週	3 週	4 週
第一批次 (5 月)	Bingo	74.44	-	61.96	76.25	62.25	65.06
	Queen	11.46	-	33.49	30.09	63.29	26.40
第二批次 (6 月)	Bingo	37.73	-	11.37	28.93	9.93	26.84
	Queen	33.41	-	10.89	42.14	2.63	16.01
		酒精	乾燥包				
第三批次 (7 月)	Bingo	41.30	12.23	39.28	37.96	26.89	4.02
	Queen	14.28	13.77	x ¹	12.07	13.52	13.22
第四批次 (9 月)	Bingo	23.39	12.18	14.28	20.44	27.86	27.28
	Queen	30.49	20.40	33.86	24.96	17.65	30.12

¹x：未成功擴增出細胞色素 b 序列。

基因體 DNA 濃度為 ng/uL。

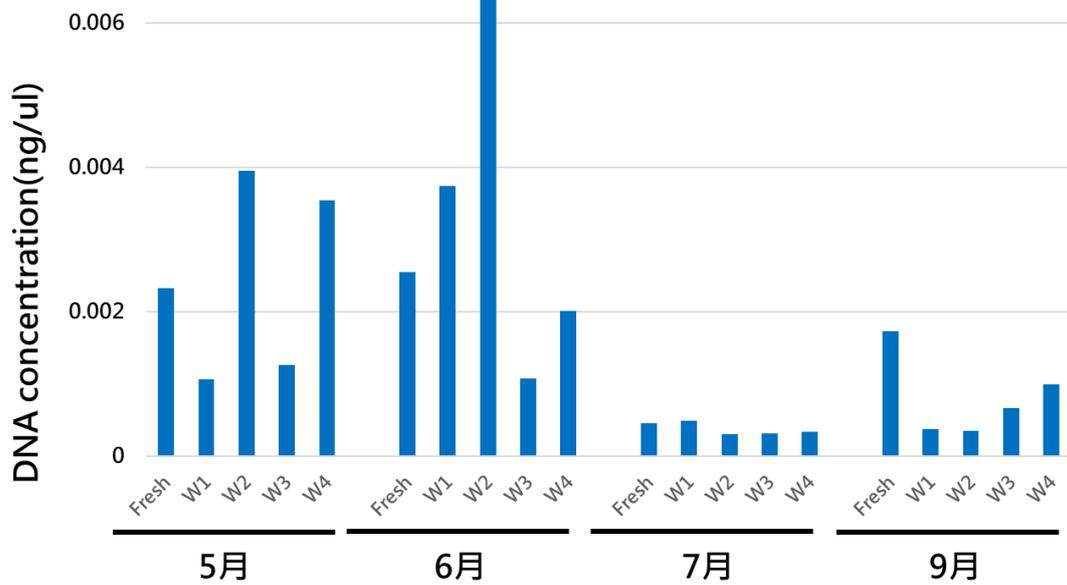


圖 4-5、以即時定量聚合酶連鎖反應之絕對定量的方式，比較不同月份(5月、6月、7月、9月)與不同保存時間下熊毛 DNA 的濃度差異。

3. 野外熊毛陷阱樣本收集、物種比對與園區內黑熊族群遺傳結構分析

本計畫執行期間，完成架設玉山國家公園西部楠溪林道熊毛鐵刺網陷阱三座，與玉山國家公園東側瓦拉米步道佳心地區熊毛鐵刺網陷阱三座，並於鐵刺網陷阱周邊以大力膠帶反貼纏繞樹幹，作為大力膠帶毛髮陷阱數座(圖 4-6)。楠溪林道樣區於計畫執行期間，累計收集熊毛樣本共 65 筆，其中為鐵刺網來源的樣本數共 63 筆，大力膠帶來源的樣本數共 2 筆；瓦拉米樣區則累計採計毛髮樣本 28 筆，鐵刺網來源者共 21 筆，大力膠帶來源占 7 筆。發現毛髮樣本當下，記錄毛髮發現陷阱名稱、採集日期與陷阱編號，並將毛髮置於乾燥夾鏈袋中保存，並保持低溫冷藏環境後送至實驗室進行遺傳分析。

採集之野外毛髮樣本，而後分別根據單叢毛髮樣本數量以 QIAamp® DNA mini kit 方法或 Wizard® HMW DNA Extraction Kit 方法進行基因體 DNA 萃取純化，接續以兩組跨物種引子對擴增 16S rRNA 與 12S rRNA 序列以進行物種鑑別。於固定分析條件下，可成功辨識毛髮來源物種者，則稱為有效分析樣本。在楠溪林道 65 筆毛髮樣本中，共有 46 筆樣本成

功擴增出目標序列並比對至特定物種，物種成功鑑定率約為 70.77%，且成功鑑定之毛髮樣本皆為鐵刺網法來源；於瓦拉米樣區中，共有 21 筆樣本成功擴增出目標序列並比對至特定物種，共有臺灣黑熊 15 筆、山羌 2 筆、長鬃山羊 1 筆，物種成功鑑定率約為 75%，其中鐵刺網法來源樣本共計 16 筆，大力膠帶法樣本共計 5 筆。結合兩地區於不同毛髮樣本收集策略差異，於最終收集的 93 筆毛髮樣本中，鐵刺網來源的毛髮樣本物種成功鑑定率約為 73.81% (62/84)，大力膠帶來源的樣本物種成功鑑定率約為 55.56% (5/9)。

檢視楠溪林道有效毛髮樣本之物種組成(圖 4-7)，共有長鬃山羊 27 筆、臺灣黑熊 7 筆、臺灣水鹿 4 筆、白鼻心 3 筆、臺灣獼猴 1 筆、黃喉貂 1 筆、黃鼠狼 1 筆與白面鼯鼠 1 筆；於瓦拉米樣區的 21 筆有效毛髮樣本中(圖 4-8)，則有 15 筆臺灣黑熊來源、2 筆山羌與 1 筆長鬃山羊。相比較兩種毛髮採集法之優缺點，大力膠帶法的架設方法較鐵刺網法簡易、且於兩樣區均有觀察到黑熊磨蹭膠帶的行為，然於臺灣高濕度的針闊葉林環境中，膠帶黏性會隨時間下降，需定期定時進行更換；另一方面，鐵刺網法於無物種差別之毛髮樣本收集成效，則明顯較大力膠帶法高，然其收集樣本於單叢毛髮樣本根數變化幅度大，則可能間接導致樣本抽取 DNA 品質不穩定的情形。

後續分別以 SRY、ZF 與 AMEL 三組臺灣黑熊性別鑑定引子，以及 8 組衛星基因座進行基因型擴增，分析 22 筆於前述步驟鑑定為臺灣黑熊之毛髮樣本。截至本年度 10 月止，已完成 12 筆樣本的初步分析，包含來自瓦拉米樣區的 8 筆樣本，與楠溪林道的 4 筆樣本(表 4-7)。結果顯示，12 筆樣本於性別判斷中，有 4 筆為雌性、5 筆為雄性，與 3 筆性別擴增失敗。於核基因微衛星標記的擴增中，12 筆樣本的擴增率介於 33.33% 至 100% 不等。配合樣區中架設的自動相機紀錄資訊、及性別與核基因標記的擴增結果，推測 BB43、BB44、BB45 與 BB46 之熊毛來源，為當日一同行動的母熊帶兩隻小熊所留下，且因不同個體來源的熊毛混雜，導致微衛星標記擴增率低與判讀不易的現象；而 BB50、BB51、BB52、BB53 與 BB54，根據微衛星標記基因型，與前後兩週瓦拉米的自動相機影像資訊，推測應屬於滯留該棲地活動的同隻公熊。



圖 4-6、於楠溪林道架設之大力膠帶(左)與熊毛陷阱(右)。

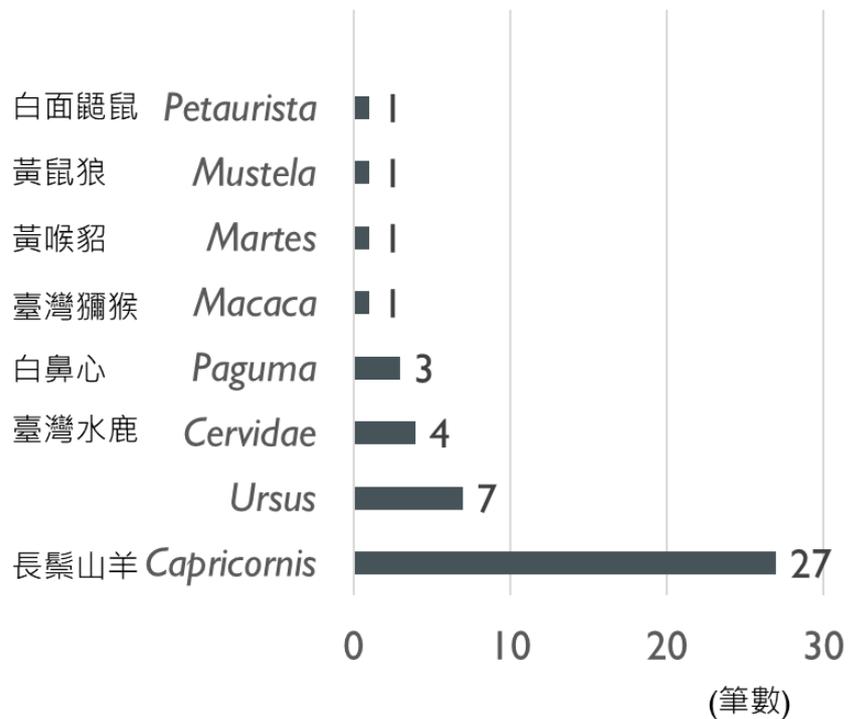


圖 4-7、楠溪林道熊毛陷阱有效鑑定物種類群數量。於 46 筆有效物種鑑定結果中，有 27 筆來自長鬃山羊、7 筆來自臺灣黑熊、4 筆來自臺灣水鹿、3 筆來自白鼻心、1 筆來自臺灣獼猴、1 筆來自黃喉貂、1 筆來自黃鼠狼與 1 筆來自白面鼯鼠。

表 4-7、瓦拉米與楠溪樣區 12 筆黑熊毛髮樣本遺傳分析結果。

毛髮樣本代號	採集地	陷阱來源	採集日期	性別	微衛星擴增率	備註
BB43	楠溪	鐵網	2023/11/13	Female	33.33%	
BB44	楠溪	鐵網	2023/11/13	Fail	11.11%	母帶兩子
BB45	楠溪	鐵網	2023/11/13	Female	33.33%	
BB46	楠溪	鐵網	2023/11/13	Female	88.88%	
BB47	瓦拉米	膠帶	2024/05/19	Female	22.22%	
BB48	瓦拉米	膠帶	2024/06/06	Fail	22.22%	
BB49	瓦拉米	鐵網	2024/07/04	Fail	55.55%	
BB50	瓦拉米	膠帶	2024/07/14	Male	88.88%	
BB51	瓦拉米	膠帶	2024/07/14	Male	88.88%	
BB52	瓦拉米	鐵網	2024/07/19	Male	100%	推測為同個體
BB53	瓦拉米	膠帶	2024/07/19	Male	33.33%	
BB54	瓦拉米	鐵網	2024/07/19	Male	77.77%	

為進行園區內黑熊的親屬關係確認，後續我們將 12 筆黑熊毛髮資料，與團隊過去累積的基因庫資料進行比對。親屬關係比對以軟體 Colony 進行，根據個體於微衛星核基因標記所獲得的對偶基因型，判斷互為雙胞胎、全同胞(full sibling)或是半同胞(half sibling)的機率，結果如表 4-8。檢視全同胞評估情形，毛髮採集樣本 BB43 與 BB44 有 75.2%的機率為全同胞手足，亦有不到 20%的機率支持與過去園內繫放個體 39917、39920 為全同胞手足。接續，欲釐清玉山國家公園內黑熊族群遺傳結構，我們整合來自玉山國家公園與大雪山國家森林遊樂區的 39 隻個體，進行分派檢定(圖 4-9)，分析個體包含 2014-2016 年間玉山國家公園內進行繫放的 8 隻個體：16698、16703、16708、16702、16704、16707、16699 與 16706；2021 年園區內執行繫放的 6 隻個體：39915、39916、39917、39918、39919 與 39920；過去玉山國家公園及林業及自然保育署臺東分署協助救傷黑熊：南安小熊、廣原小熊、利稻小熊、錦屏母熊、卓溪 YNP20190610、大分 YNP20210511 與卓溪 YNP20200317；大雪山國家森林遊樂區過去繫放的黑熊個體 10 頭；以及本計畫執行期間採樣的黑熊熊毛，經剔除潛在相同個體後的樣本 8 筆。依分派結果顯示，玉山國家公園與園區周邊的黑熊族群，與大雪山國家森林遊樂區的 10 頭黑熊具有顯著不同的遺傳組成，且可明顯將 39 頭黑熊區分為兩個次族群。

欲探討國家公園內東西側地區之黑熊族群潛在的基因交流，以軟體 BayesAss 計算族群的播遷速率(dispersal rate)，結果如表 4-9。分析使用的東側族群包含過去在園區內大分、佳心與瓦拉米採集到的個體 12 頭，西側族群則包含過去於楠溪林道採集之個體 3 頭。將 15 頭個體區分為東西兩族群時，顯示西族群內有檢測到約 22.05%來自東族群的播遷速率，而東族群內亦有檢測到來自西族群 26.7%的播遷速率，兩者皆支持園區內兩側族群近期有過基因交流的跡象。

表 4-8、玉山國家公園內黑熊之全同胞機率計算結果。

Offspring ID1	Offspring ID2	Probability
39917	39920	0.838
16704	YNP20180710, 南安小熊	0.764
BB43 (楠溪熊毛)	BB44 (楠溪熊毛)	0.752
39920	BB43 (楠溪熊毛)	0.192
39917	BB43 (楠溪熊毛)	0.154
39917	BB44 (楠溪熊毛)	0.122
39920	BB44 (楠溪熊毛)	0.122
BB44 (楠溪熊毛)	BB46 (楠溪熊毛)	0.032
BB43 (楠溪熊毛)	BB46 (楠溪熊毛)	0.029
TAT20200419, 錦屏母熊	BB47 (瓦拉米熊毛)	0.017

表 4-9、玉山國家公園內東西側族群基因交流檢測結果。

K=2	Into site	
	East population	West population
East population	-	22.05% (0.0849)
West population	26.70% (0.0564)	-

表格中數值表示計算所得之播遷速率，括號內表示標準差(standard deviation)，95%信賴區間計算為平均播遷速率 $\pm 1.96 \times$ 標準差。

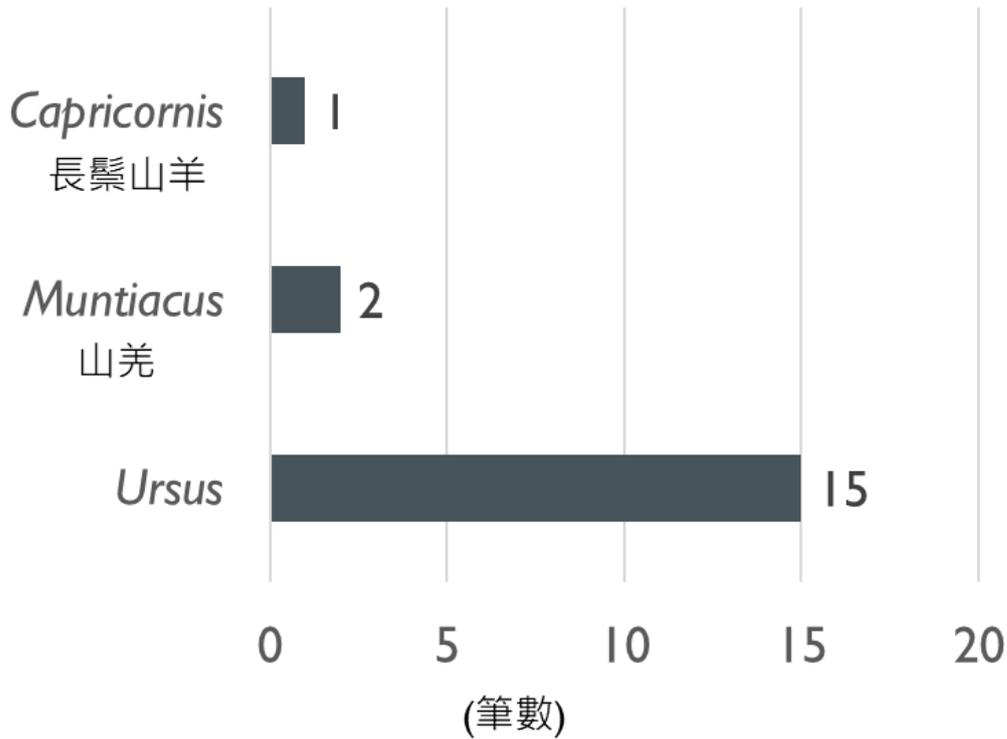


圖 4-8、瓦拉米樣區熊毛陷阱有效鑑定物種類群數量。於 21 筆有效物種鑑定結果中，有 15 筆來自臺灣黑熊、2 筆山羌與 1 筆來自長鬃山羊。

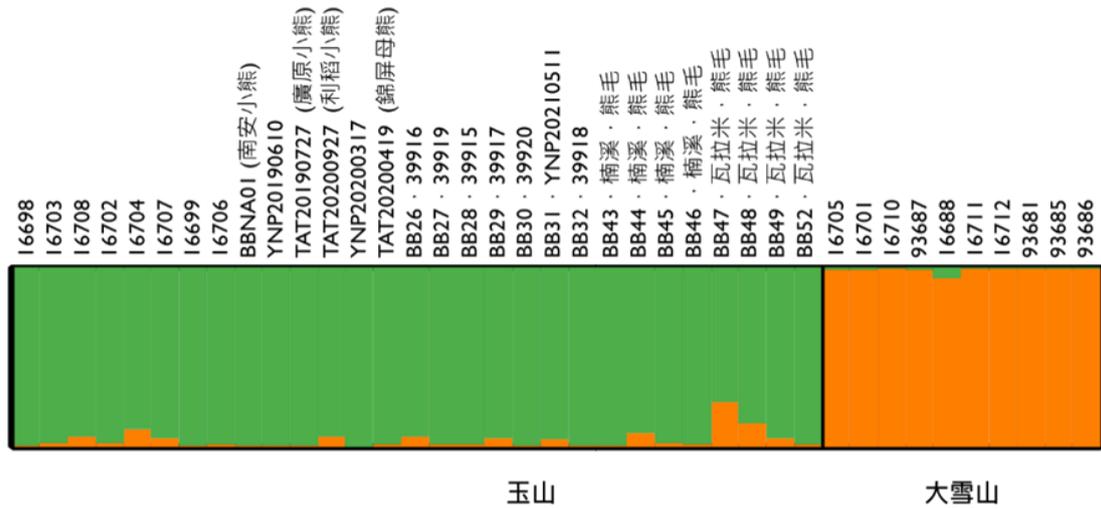


圖 4-9、來自玉山國家公園與大雪山森林遊樂區，以及來自林業署救傷個體共計 39 頭黑熊分派檢定。五碼數字註記者為個體發報器編號，其餘為熊毛來源或救傷個體，同樣顏色表示具有相近的遺傳結構，綠色個體均為玉山國家公園或園區周邊環境捕捉到的黑熊、橘色個體則為大雪山捕捉繫放的黑熊。

(二)國外開發之微衛星遺傳標記於野外臺灣黑熊個體鑑別之應用性

1.微衛星基因座之引子的黏合溫度與產物專一性分析

擴增後的 PCR 產物經瓊脂膠體電泳分析，進行 PCR 產物產量與專一性測試。經過淘汰掉無法擴增產物、產量低與缺乏專一性的微衛星基因座，我們再將具有專一性的 PCR 產物進行 DNA 序列分析，確認是否所擴增的 PCR 產物是否具有微衛星 DNA 的重複核苷酸序列。最後，我們篩選出 9 組微衛星標記，在特定黏合溫度下，可成功擴增具有專一性的微衛星序列，成功擴增之微衛星遺傳標記，可在瓊脂膠體電泳結果圖中觀察到具有 1 (同型合子) 至 2 條 (異型合子) 專一性的條帶，若為不具有專一性的微衛星標記，則會在電泳膠圖中檢視到多條雜亂的條帶(圖 4-10)。

根據兩篇文獻開發的 16 組微衛星標記專一性測試結果，總共 9 組標記(MSUT 3、MSUT 4、MSUT 6、MSUT 7、G1D、G10B、G10M、G10P、G10X)能夠在以臺灣黑熊纖維母細胞的基因體 DNA 為模板擴增出具有專一性的片段。本研究顯示直接採用國外所開發的黑熊遺傳標記，可以被擴增且具專一性的基因座比率為 56.25%，顯示參考自其他研究的微衛星基因座使用前必須經過驗證。

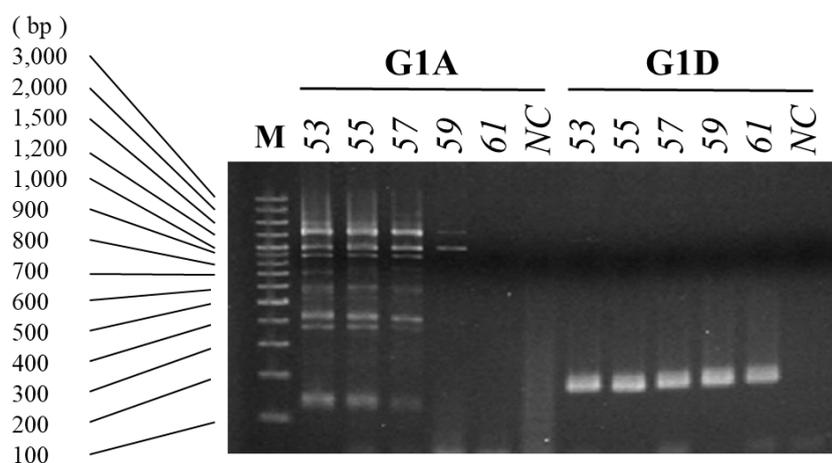


圖 4-10、微衛星標記 PCR 反應與臺灣黑熊引子專一性測試。M：GeneRuler 100 bp Plus DNA Ladder (100 ng)；NC：負控制組；53-61：測試所採用的黏合溫度(°C)；G1A 為不具有專一性的引子對，G1D 則具有臺灣黑熊黏合專一性。

2.PCR 擴增 9 組微衛星基因座之引子與引子螢光團標定

將上述所篩選出的 9 組微衛星基因座經 PCR 擴增後，進行 DNA 定序以確認其 PCR 產物片段是否具有微衛星基因座特徵的重複核苷酸序列。結果顯示 9 組標記均具有微衛星序列。確認後委託 Applied Biosystems 公司合成含螢光基團的正向引子，引子資訊如表 4-10。最後將含有不同螢光團的引子對，利用臺灣黑熊 DNA 為模板，進行 PCR 擴增與瓊脂電泳分析，可獲得專一性產物的溫度視為最佳 PCR 黏合溫度(表 4-10)。

表 4-10、對臺灣黑熊具專一性之 9 組微衛星標記及其最適黏合溫度。

標記名稱	重複核苷酸	正向引子所接之螢光基團	引子序列(5'-3') (上為正向引子；下為反向引子)	最適黏合溫度(°C)
MSUT 3	TG	6-FAM ^a	TCCACAAATACTGACTGAAT AGCATTGCAGTCTTATGAGG	55
MSUT 4	TG	VIC ^b	GTGTCCAAGTGTAGATGA TGAGTAATATTCTTTCTCT	53
MSUT 6	TG	6-FAM	CATATGGTGACTAAGATAAC AAGAGATGATTTCTGTCTC	59
MSUT 7	CA+CA+CA	VIC	TGGAAAATATTCTCATTC TTGTAGGTTACTGGTTAC	53
G1D	GT	6-FAM	GATCTGTGGGTTTATAGGTTACA CTACTCTTCTACTCTTTAAGAG	59
G10B	GT	VIC	GCCTTTTAATGTTCTGTTGAATTTG GACAAATCACAGAAACCTCCATCC	61
G10M	GT	6-FAM	TTCCCCTCATCGTAGGTTGTA GATCATGTGTTTCCAATAAT	57
G10P	GT	6-FAM	AGGAGGAAGAAAGATGGAAAAC TCATGTGGGGAAATACTCTGAA	61
G10X	GT	VIC	CCCTGGTAACCACAAATCTCT TCAGTTATCTGTGAAATCAAAA	61

^a6-FAM 為藍色螢光基團。

^bVIC 為綠色螢光基團。

3.分析 9 組微衛星基因座在臺灣黑熊族群的多型性資訊含量、個體鑒別能力與族群鑒別能力

為了研究所篩選出的 9 組微衛星基因座所具有的對偶基因型的多樣性與多型性資訊含量，是否足夠作為標記分析臺灣黑熊族群。我們篩選來自大雪山與玉山國家公園不同棲地的 10 隻野外臺灣黑熊個體，進行微衛星基因座多型性檢測。結果顯示，9 組微衛星基因座均成功自臺灣黑熊基因體 DNA 擴增出專一性之 PCR 產物，而後將經由毛細管電泳分析取得之對偶基因型讀值，以 Peak Scanner™ Software version 1.0 (Applied Biosystems, U.S.A.)判讀峰值後人工校正，建立 9 組微衛星基因座之標準波型。

將 10 隻臺灣黑熊個體的 9 組微衛星基因座的基因型資訊，利用 Cervus Version 3.0.3 軟體分析出 9 組微衛星基因座之基因型頻率、多型性資訊含量及個體鑒別率(表 4-11、表 4-12)，並以 Whichloci 軟體計算各微衛星基因座在這 10 隻熊的分派能力排名(表 4-13)。

9 組微衛星基因座中，MSUT 3 及 G10B 基因座在 10 隻臺灣黑熊僅偵測到 1 個對偶基因，缺乏多型性，故在臺灣黑熊種內的遺傳分析我們建議排除這兩個標記；其餘 7 個微衛星標記對偶基因數量範圍則介於 2 至 4 個。G1D 被偵測到有 2 個對偶基因，分別為 177 bp 及 178 bp，鑒於基因型判讀不易，我們亦建議將此標記排除。

參考 Botstein et al. (1980)的研究，微衛星基因座的多型性資訊含量 (PIC)值若在 0.25 以下被視為低資訊含量；0.25 到 0.5 被視為中等資訊含量；大於 0.5 則視為高等資訊含量。我們分析剩下 6 個微衛星基因座的 PIC 值由低到高分別為 Msut 4 (0.332)、Msut 7 (0.351)、Msut 6 (0.527)、G10X (0.531)、G10M (0.551)及 G10P (0.645)基因座，皆達 0.25 以上，為中等到高等遺傳資訊含量。此結果顯示 6 個微衛星基因座的對偶基因多型性應足夠用來分析臺灣黑熊族群的親緣關係。

我們以這 9 組微衛星基因座進行 10 隻野外臺灣黑熊的個體鑒別率 ($P_{(ID)}$)與近親個體鑒別率($P_{(ID) \text{ sib}}$)分析。個體鑒別率($P_{(ID)}$)近親個體鑒別率($P_{(ID) \text{ sib}}$)的定義為在族群中隨機兩隻個體在基因座上有相同基因型的機率，後者為假設分析族群為近親繁殖的族群的個體鑒別率，在兩個個體

在同一個基因座獲得相同基因型的機率，後者會比前者要來的高。個體鑑別率的數值愈低，代表隨機二隻個體擁有相同基因型的機率愈低，鑑別力愈好。若欲使用一個以上的基因座進行研究，則所有標記的個體鑑別率為各基因座個體鑑別率的乘積，故可根據欲研究族群的大小與各基因座之個體鑑別率來選擇欲使用的微衛星基因座及數量。

本研究將個體鑑別率分為全部個體(表 4-11)及個別族群(大雪山與玉山)(表 4-12)計算。排除只有一種對偶基因的 MSUT 3 和 G10B 基因座，以及在基因型判讀上有疑慮的 G1D 基因座，剩下 6 組標記在全體 10 隻黑熊樣本的個體鑑別率與近親個體鑑別率分別為 0.147 至 0.424 以及 0.436 至 0.646，數值最低和最高者分別為 G10P 及 MSUT4，數值愈低者，個體鑑別能力愈佳。當把個體分為大雪山及玉山兩個族群時，MSUT 4、MSUT 6、MSUT 7 及 G10X 基因座之個體鑑別率及近親個體鑑別率在玉山族群有相較大雪山族群較高的數值，代表上述標記在大雪山族群有較佳的個體鑑別能力。MSUT 4 及 MSUT 7 基因座在玉山族群各只有偵測到一種基因型，數值皆為 1，代表兩者在玉山族群沒有個體鑑別能力。G10M 及 G10P 在大雪山族群有相較玉山族群較高的數值，代表兩者在玉山族群有較佳的個體鑑別能力。

WHICHLOCI 軟體會依據特定基因座於不同族群的對偶基因頻率，演算使用該基因座時將個體分派至所屬族群的正確率與錯誤率，再計算出該基因座的族群鑑別能力分數，並與其他基因座分數比較以產生排名。本研究中將 10 隻臺灣黑熊個體分為大雪山及玉山兩族群，根據軟體分析結果，在剔除缺乏遺傳資訊含量(多型性)或在基因型判讀上有疑慮的基因座後，6 組基因座的排名一到六名為 MSUT 7 (0.7365)、MSUT 6 (0.3065)、MSUT 4 (0.1720)、G10P (0.1265)、G10M (0.000)及 G10X (0.000) (表 4-13)，G10M 及 G10X 分數為 0，被認為不具將個體進行族群分派的能力。

從 16 組外國所開發之微衛星標記(基因座)中，我們篩選出的 6 組標記(MSUT 4、MSUT 6、MSUT7、G10M、G10P 及 G10X)在臺灣黑熊族群皆表現出中等以上的遺傳資訊含量(0.332 至 0.645)，有足夠的多樣性可應用於臺灣黑熊種內的遺傳研究。藉由分析 10 隻野外臺灣黑熊在全部個體

及個別族群兩種情況下的個體鑑別率，我們發現當以 6 組標記分析所有個體時，各標記雖皆具有一定程度的個體鑑別能力，但當我們將個體分為大雪山族群及玉山族群時，標記 MSUT 4、MSUT 6、MSUT 7 及 G10X 在大雪山具有較佳的個體鑑別能力，標記 G10M 及 G10P 則在玉山族群有較佳的個體鑑別能力，而標記 MSUT 4 及 MSUT 7 在玉山族群之個體鑑別率為 1，代表兩者在玉山族群不具有個體鑑別能力，上述結果顯示各標記對臺灣黑熊的個體鑑別能力會因分析對象的族群組成而有所不同，將來在使用各標記進行個體鑑別時須注意樣本的來源族群。

根據 WHICHLOCI 軟體結果，顯示標記 MSUT 7 (0.7365)、MSUT 6 (0.3065)、MSUT 4 (0.1720)、G10P (0.1265) 具備將個體分派至大雪山及玉山族群的能力，標記 G10M 及 G10X 分數皆為 0，表示兩者不足以將樣本進行族群分派，將來如欲對臺灣黑熊樣本進行族群鑑別，上述具分派能力的標記可優先使用。而標記 MSUT 3 及 G10B 雖在臺灣黑熊僅偵測到一個對偶基因，然未來如將臺灣黑熊與其他地區之亞洲黑熊一起研究比較時，或許仍可觀測到遺傳上的鑑別性。同時我們也建議未來若有跨國性的亞洲黑熊研究計畫，其他地區的學者亦可將由臺灣黑熊開發出來的微衛星標記 (Shih et al. 2009) 應用於當地亞洲黑熊族群，進行適用性測試，以評估臺灣所開發出來的微衛星標記在不同亞洲黑熊族群中的多態性和有效性。這將有助於擴展現有標記的應用範圍，並促進亞洲黑熊各地族群的遺傳多樣性和族群親緣地理研究，從而為亞洲黑熊的保育工作提供更為全面的遺傳資訊。

表 4-11、各微衛星標記、多型性資訊含量、個體鑑別率。

基因座	對偶基因長度 (bp)	對偶基因數	PIC	$P_{(ID)}$	$P_{(ID)sib}$
MSUT 3	271	1	0	1.000	1.000
MSUT 4	92-94	2	0.332	0.424	0.646
MSUT 6	165-169	3	0.527	0.234	0.506
MSUT 7	110-112	2	0.351	0.401	0.623
G1D	177-178	2	ND ^a	ND	ND
G10B	156	1	0	1.000	1.000
G10M	214-222	4	0.551	0.215	0.491
G10P	147-153	4	0.645	0.147	0.436
G10X	145-151	4	0.531	0.228	0.510

^a基因型有判讀疑慮者，不進行 PIC、 $P_{(ID)}$ 及 $P_{(ID)sib}$ 分析。在表上標註為 ND (Not done)。

表 4-12、各標記於臺灣黑熊大雪山族群(n=5)及玉山族群(n=5)的 $P_{(ID)}$ 及 $P_{(ID)sib}$ 值。

基因座	大雪山 (n=5)		玉山 (n=5)	
	$P_{(ID)}$	$P_{(ID)sib}$	$P_{(ID)}$	$P_{(ID)sib}$
MSUT 4	0.375	0.594	1.000	1.000
MSUT 6	0.285	0.551	0.425	0.646
MSUT 7	0.375	0.594	1.000	1.000
G10M	0.375	0.594	0.145	0.436
G10P	0.180	0.465	0.165	0.461
G10X	0.180	0.465	0.514	0.718

表 4-13、各標記於 WHICHLOCI 排名與族群分派能力分數。

排名	基因座	族群鑑別能力分數
1	MSUT 4	0.7365
2	MSUT 6	0.3065
3	MSUT 7	0.1720
4	G10M	0.1265
5	G10P	0
6	G10X	0

四、討論

於本期計畫中，已建立臺灣黑熊毛囊細胞為材料的非侵入性 DNA 萃取技術，並測試三種不同的 DNA 萃取方法：Chelex 法、QIAamp® DNA mini kit 法和 Wizard® HMW DNA Extraction Kit 法，顯示 QIAamp® DNA mini kit 法在 2 根以上毛髮樣本中具最佳的 DNA 萃取效能，適合用於後續基因組與粒線體基因擴增。Wizard® HMW DNA Extraction Kit 法則在毛髮樣本較少時具相對較好的表現。

於圈養熊毛的異地 DNA 降解試驗，透過圈養黑熊(Bingo 和 Queen)的毛髮樣本，依不同保存時間(新鮮至 4 週)的樣本中萃取基因組 DNA，並擴增細胞色素 b 基因序列。結果顯示，大多數樣本均成功擴增出 DNA 濃度條帶，且皆能以即時定量聚合酶連鎖反應的方式定量出毛囊 DNA 的濃度，並會依月份不同影響到 DNA 濃度差異，儘管未能明確觀察到隨保存時間延長導致的 DNA 降解，但在野外保存四週後，仍然可以成功提取 DNA。這為未來熊毛陷阱樣本收集頻率提供了關鍵參考，尤其在難以頻繁收集樣本的野外環境中，該資訊具有重要應用價值。

此外，於野外現地的楠溪林道與瓦拉米步道的野外毛髮陷阱，共採集楠溪毛髮樣本 65 份與瓦拉米毛髮樣本 28 份。經物種鑑別，鑑別成功率在鐵刺網陷阱中高達 73.81%，優於大力膠帶陷阱。在楠溪 46 筆有效鑑定中有 7 筆為臺灣黑熊，成功進行性別判斷的 3 筆為雌性個體；瓦拉米樣本 21 筆物種有效鑑定中有 15 筆為臺灣黑熊，成功判斷性別的樣本中 1 筆為雌性個體，5 筆為雄性個體。根據黑熊的親緣分析，推測部分個體具

有親屬關係，並觀察到玉山國家公園東西側族群之間存在基因交流的跡象。

針對 16 組國外微衛星標記進行臺灣黑熊的應用性探討，結果顯示有 9 組標記能成功擴增專一性微衛星片段，將上述標記針對大雪山及玉山族群的 10 隻黑熊個體進行基因型分析。經毛細管電泳與軟體分析後，3 組標記因只表現單一基因型或分型結果不易判讀而被排除。剩餘 6 組標記經過進一步遺傳分析，所有標記皆具中等以上的多型性資訊含量(0.332 至 0.645)；個體鑑別率方面，6 組標記在所有個體不分群時皆具有一定程度的鑑別能力，但在分為大雪山及與玉山族群時，各標記在不同族群有不同的鑑別能力表現，證明各標記對臺灣黑熊的個體鑑別能力會因分析對象的族群組成而有所不同，因此未來進行個體鑑別時須考量樣本的來源族群。在 WHICHLOCI 標記族群分派能力分析顯示，僅 4 組標記具有族群分派能力，分數範圍為 0.7365 至 0.1265，顯示其具備一定的族群分派效能，這些標記未來可優先應用於臺灣黑熊的族群鑑別研究。

五、參考文獻

- 李一泓。2014。臺灣野豬與臺灣商用豬種之親源關係研究。國立臺灣大學動物科學技術學系碩士論文。臺北市。
- Dae-Sik Hwang, D. S., J. S. Ki, D. S. Hwang, J. S. Ki, D. H. Jeong, B. H. Kim, B. K. Lee, S. H. Han, and J. S. Lee. 2008. A comprehensive analysis of three Asiatic black bear mitochondrial genomes (subspecies *ussuricus*, *formosanus* and *mupinensis*), with emphasis on the complete mtDNA sequence of *Ursus thibetanus ussuricus* (Ursidae). DNA seq. Volume 19, 2008. Issue 4. doi.org/10.1080/19401730802389525
- Garshelis, D. L. and H. Hristienko. 2006. State and provincial estimates of American black bear numbers versus assessments of population trend. *Ursus* 17:1-7.
- Gurney, S. M., J. B. Smith, D. R. Etter, and D. M. Williams. 2020. American black bears and hair snares: a behavioral analysis. *Ursus* 2020(31e9):1-9.
- Hsiao, C., Y. T. Ju, C. H. Chang, S. W. Chen, H. W. Tsai, L. Wang, W. C. Lin, M. H. Hwang. 2022. Genetic status and conservation implications of endangered Formosan black bears (*Ursus thibetanus formosanus*). *Ursus* 2022(33e16):1-13.
- Hwang, M.-H. and Y. Wang. 2006. The status and management of Asiatic black bears in Taiwan. Pages 107-110 in Japan Bear Network, compilers. Understanding Asian Bears to Secure Their Future. Japan Bear Network Press, Japan.
- Hwang, M.-H., and D. L. Garshelis. 2007. Activity patterns of Asiatic black bears (*Ursus thibetanus*) in the Central Mountains of Taiwan. *Journal of Zoology* 271:203-209.
- 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.
- Kadariya, R., M. Shimozuru, J. E. Maldonado, M. A. M. Moustafa, M. Sashika, and T. Tsubota. 2018. High genetic diversity and distinct ancient

- lineage of Asiatic black bears revealed by non-invasive surveys in the Annapurna Conservation Area, Nepal. *PLoS One*. 13(12):e0207662.
- Khan, A., K. Patel, S. Bhattacharjee, S. Sharma, A. N. Chugani, K. Sivaraman, V. Hosawad, Y. K. Sahu, G. V. Reddy, and U. Ramakrishnan. 2020. Are shed hair genomes the most effective noninvasive resource for estimating relationships in the wild? *Ecology Evolution* 10(11): 4583-4594.
- Kitahara, E., Y. Isagi, Y. Ishibashi, and T. Saitoh. 2000. Polymorphic microsatellite DNA markers in the asiatic black bear *Ursus thibetanus*. *Molecular Ecology* 9(10):1661-2. doi: 10.1046/j.1365-294x.2000.01030.x.
- Kitano, T., K. Umetsu, W. Tian, and M. Osawa. 2007. Two universal primer sets for species identification among vertebrates. *Int. J. Leg. Med.* 121, 423-427.
- Koike, S., C. Kozakai, Y. Nemoto, T. Masaki, K. Yamazaki, S. Abe, A. Nakajima, Y. Umemura, and K. Kaji. 2012. Effect of hard mast production on foraging and sex-specific behavior of the Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*). *Mammal Study* 37(1):21-28.
- Lampa, S., K. Henle, R. Klenke, M. Hoehn, and B. Gruber. 2013. How to overcome genotyping errors in non-invasive genetic mark-recapture population size estimation-A review of available methods illustrated by a case study. *Journal of Wildlife Management* 77:1490-1511.
- Miller, C. R., P. Joyce, and L. P. Waits. 2002. Assessing allelic dropout and genotype reliability using maximum likelihood. *Genetics* 160:357-366.
- Miura, S., and T. Oka. 2003. Evaluation of apple bait hair-traps for genetic tagging of Asiatic black bears in the Kitakami Highland, northern Honshu, Japan. *Mammal study* 28:149-152.
- Mowat, G., D. C. Heard, and C. J. Schwarz. 2013. Predicting grizzly bear density in Western North America. *PLoS One* 8(12):e82757.
- Murphy, M. A., L. P. Waits, and K. C. Kendallrine. 2003. The influence of diet on faecal DNA amplification and sex identification in brown bears (*Ursus arctos*). *Molecular Ecology* 12: 2261-2265.

- Ohnishi, N., and T. Osawa. 2014. A difference in the genetic distribution pattern between the sexes in the Asian black bear. *Mammal Study* 39(1):11-16.
- Ohnishi, N., T. Saitoh, Y. Ishibashi, and T. Oi. 2007. Low genetic diversities in isolated populations of the Asian black bear (*Ursus thibetanus*) in Japan, in comparison with large stable populations. *Conservation Genetics* 8:1331-1337.
- Paetkau, D., W. Calvert, I. Stirling, and C. Strobeck. 1995. Microsatellite analysis of population structure in Canadian polar bears. *Mol. Ecol.* 4(3):347-354.
- Pagès, M., C. Maudet, E. Bellemain, P. Taberlet, S. Hughes, and C. Hänni. 2009. A system for sex determination from degraded DNA: a useful tool for palaeogenetics and conservation genetics of ursids. *Conservation Genetics* 10:897-907.
- Pelton, M. R. 2003. Black Bear. *Wild mammals of North America: Biology, management, and conservation*. Johns Hopkins University, Baltimore, Maryland, USA.
- Porter, C. A., M. Goodman, and M. J. Stanhope. 1996. Evidence on mammalian phylogeny from sequences of exon 28 of the von Willebrand factor gene. *Mol. Phylogenet Evol.* 5:89-101.
- Pritchard, J. K., M. Stephens, and P. Donnelly. 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* 155(2):945-959.
- Proctor, M. F., D. L. Garshelis, P. Thatte, R. Steinmetz, B. Crudge, B. N. McLellan, W. J. McShea, D. Ngoprasert, M. A. Nawaz, S. T. Wong, S. Sharma, A. K. Fuller, N. Dharaiya, K. E. Pigeon, G. Fredriksson, D. Wang, S. Li, and M.-H. Hwang. 2022. Review of field methods for monitoring Asian bears. Volume 35, June 2022, e02080.
- Sollmann, R., N. M. Tôrres, M. M. Furtado, A. T. de Almeida Jácomo, F. Palomares, S. Roques, and L. Silveira. 2013. Combining camera-trapping and noninvasive genetic data in a spatial capture–recapture framework

- improves density estimates for the jaguar. *Biological Conservation* 167:242-247.
- Suenaga, E., and H. Nakamura. 2005. Evaluation of three methods for effective extraction of DNA from human hair. *Journal of Chromatography B* 820:137-141.
- Tee, T. L., W. L. Lai, T. K. J. Wei, O. Z. Shern, F. T. van Manen, S. P. Sharp, S. T. Wong, J. Chew, and S. Ratnayake. 2020. An evaluation of noninvasive sampling techniques for Malayan sun bears. *Ursus* 31: e16. DOI: 10.2192/URSUS-S-20-00004.1
- Waits, L. P., G. Luikart and P. Taberlet. 2001. Estimating the probability of identity among genotypes in natural populations: cautions and guidelines. *Molecular Ecology* 10:249-256.
- Wang, W., Y. Qiao, S. Li, W. Pan, and M. Yao. 2017. Low genetic diversity and strong population structure shaped by anthropogenic habitat fragmentation in a critically endangered primate, *Trachypithecus leucocephalus*. *Heredity* 118:542-553.
- Wilson, G. A., and B. Rannala. 2003. Bayesian inference of recent migration rates using multilocus genotypes. *Genetics* 163(3):1177-1191.
- Yamamoto, T., T. Oka, N. Ohnishi, H. Tanaka, N. Takatsuto, and Y. Okumura. 2012. Genetic characterization of northernmost isolated population of Asian black bear (*Ursus thibetanus*) in Japan. *Mammal Study* 37(2):85-91.
- Zemanova, M. A. 2019. Poor implementation of non-invasive sampling in wildlife genetics studies. *Rethinking Ecology* 4:119-132.

六、附錄

附錄 4-1、引子使用目的與序列資訊。

用途	適用物種	引子名稱	引子序列(5'-3')
DNA 片段擴增敏感度測試	歐亞野豬	pig_cytb L1	L : GGTGCTGATGGCGGAGTT
		pig_cytb R1	H : GTCCTGCCCTGAGGACAA
	黑熊	UTF-CRF	L : CACTGGAGCGCGGAGACTTACAT
		UTF-CRR	H : TGTAAGCCAAAAACGGAGAATA
	歐亞野豬 黑熊	vWFA	F :
		vWFB	R : TCGGGGAGCGTTCTCAAAGTCCTGGATGA
DNA 品質鑑定	黑熊	Br-cytb-L	L : ATTCTCACATGGAATCTAAC
		Br-cytb-H	H : TTCGAGAACATACTGTGATGGTAC
cytb 序列 qPCR	黑熊	BB-CYTB	L : AGGATCCAACAACCCCTCTG
		L1 qPCR	
		BB-CYTB	H : GGTCTCCTAGTAAGTCGGGC
物種鑑別	-	12S rRNA- _L1085	L : CCCAAACTGGGATTAGATACCC
		12S rRNA- _H1259	H : GTTTGCTGAAGATGGCGGTA
		16S rRNA- _L2513	L : GCCTGTTTACCAAAAACATCAC
		16S rRNA- _H2714	H : CTCCATAGGGTCTTCTCGTCTT
性別鑑定	黑熊	MP-SRY-1F- Ursus	F : TGGTCTCGTGATCAAAGGCGC
		MP-SRY- 1R-Ursus	R : GCCATTTTTCGGCTCCGTAAG
		MP-ZF-F	F : GACAGCTGAACAAGGGTTG
		MP-ZF-R	R : GCTTCTCGCCGGTATGGATG

第五章、總結與經營管理建議

本研究透過玉山國家公園首次全區的自動相機監測系統，記錄包含臺灣黑熊等共 12 種臺灣原生中大型哺乳動物。期間監測到黑熊的自動相機比例近三分之二，共記錄到 261 筆黑熊有效影像資料，出現指數(OI 值)為 0.42。其中記錄到 11 組不同的母子熊家族，且 9 成出現於東部園區。這是目前臺灣相機監測黑熊相對豐富指數最高的地區，加上參考過往長期監測和其他地區研究數據顯示，樣區為穩定成長的族群趨勢。例如，本期樣帶有熊痕跡比例及熊痕跡密度皆較十年前約高出一倍。

於族群監測上，有鑑於臺灣黑熊移動力強和季節性移動，考量玉山國家公園轄區範圍廣大且地形複雜，加上交通不便，長期的族群監測若能搭配園區的巡護作業和公民科學家計畫，將有助於提升執行上的成效。雖說自動照相機為當前普遍的調查技術，然考量其應用上的限制，建議可搭配其他方法，如樣帶痕跡調查法等，同時可以增加其他黑熊相關生態習性資料之收集。其他目擊通報的長期收集亦有助於掌握轄區黑熊族群的動態變化，和採取即時性的經營管理措施。人造衛星追蹤除了可以提供深入的個體行為生態資訊之外，對於族群於野外之存續風險(如存活率或死因等)亦可以提供重要的資訊。

本研究分別利用自動照相機和人造衛星追蹤定位點資料建構臺灣黑熊占據率和綜合資源選擇函數兩種模式，瞭解影響黑熊分布的重要因素包括海拔、地形或崎嶇度、與聚落或道路的距離、闊葉林等。兩種模式皆一致指出園區東部的拉庫拉庫河流域地區、西側荖濃溪和楠溪林道地區，以及園區北側郡大無雙地區，為黑熊高占據率或高棲地品質地區。針對這些地區的經營管理策略，除了維繫原本高品質的自然棲地環境之外，宜加強防範潛在的人熊衝突或滋擾情事的發生，包括鄰近村落或山屋。

臺灣黑熊活動範圍平均超過 100 km²，個體活動範圍廣大，也涵蓋國家公園以外區域，惟活動核心多半仍位於國家公園內，這雖可能與捕捉繫放地點多位於國家公園鄰近外圍區域有關，也凸顯保護區棲地環境之重要性。由於研究期間於 2024 年 4 月於東部轄區發現追蹤個體(編號 39915)於轄區內遭槍擊死亡之情事，顯示狩獵活動持續造成的潛在威脅。

有鑑於近幾年來，臺灣黑熊因基於野生動物危害防治或狩獵而擺設的陷阱，或其他人為活動而被通報救傷或死亡情事頻仍，迄今超過 30 起，且主要發生於鄰近園區的卓溪鄉山區(黃美秀等 2023)。因此，除了鼓勵民眾救傷通報之外，如何積極減少臺灣黑熊的人為致死或傷殘，實為永續臺灣黑熊族群之關鍵。

臺灣黑熊於季節性的棲地選擇上與中低海拔地區殼斗科和樟科的結果物候密切有關。因此，在規劃臺灣黑熊棲地營造時，應依據臺灣黑熊的食性需求，對應不同季節以確保全年各季節均能提供足夠的食物來源。建議種植原生植物，並優先選用本研究彙整的物候表(附錄 3-4)的物種作為造林及育苗計劃的參考，例如鵝掌柴、臺灣鵝掌柴、豬腳楠、厚葉柃木等物種，其果實成熟期可補足 1 月至 4 月期間臺灣黑熊食物資源的空缺，有助於提升該時期的食物可得性，進而達成生態平衡及保育目標。並避免選擇如楓香、臺灣杉、紅檜和柳杉等針葉樹種。這些樹種因生長速度緩慢且較不為臺灣黑熊所利用。本研究亦顯示園區臺灣黑熊在秋冬季的食物資源較為充足，但春夏季的食物選擇相對有限。故針對春夏季食物來源的研究仍需深入，以進一步完善黑熊的全年食物供應。

黑熊族群量的估算是經營管理的重要課題，惟於執行技術上和經費上具挑戰性。針對野外臺灣黑熊遺傳物質取得方法，本研究以定點式鐵刺網法及大力膠帶法，印證黑熊使用的可行性。然此法較難掌控單叢毛髮的收集數量、易受黑熊活動密度影響，與不具有物種收集專一性，故若欲利用遺傳分析評估族群數量則建議仍需配合排遺法取樣。此外，本研究共篩選出在臺灣黑熊族群具有遺傳多型性的 6 組國外已開發之微衛星基因座，然建議未來若要用微衛星基因座進行臺灣黑熊的個體鑑別或族群遺傳分析，除原本所用的 8 組微衛星基因座與性別鑑定標記外，再加上本研究所篩選 6 組微衛星基因座，以增加分析的正確率，未來亦可以與其他地區亞洲黑熊進行親緣地理分析。

無線電追蹤資料雖顯示國家公園內東西側地區的個體活動範圍沒有重疊，但遺傳資料指出二區之黑熊族群近期仍有基因交流的情況。然就來自臺灣全島的黑熊遺傳資訊來看，玉山國家公園及園區周邊的黑熊族群(包括臺東縣海端鄉和延平鄉)，與北部大雪山國家森林遊樂和鄰近地區

(即臺中市和平區)的黑熊具有顯著不同的遺傳組成。族群遺傳分化的情況如何透過生態連接度(connectivity)的提升，以及北部高山型國家公園(如太魯閣國家公園)的遺傳資訊的收集累積，將有助於釐清和避免族群可能隔離之情況。

我們相信，透過各方的努力，臺灣黑熊的處境在過去三十年已經有所改善。儘管沒有跡象表明整個族群已完全脫離險境，但玉山國家公園臺灣黑熊族群現況實例在提供我們族群復育的信心之餘，公眾的日益關注和更有效和積極的管理也正在為實現未來的保育目標奠定良好的基礎。為此，我們應持續減少人為造成的熊死亡率，改善棲息地品質和連結性，並透過教育減少潛在的人熊衝突。除了落實國家公園鄰近地區生態緩衝區(buffer zone, UNESCO 1977)功能的長期目標之外，建議持續擴大和深化鄰近聚落的友善黑熊教育宣導，並與地方社區生態監測和相關決策，同時強化與不同相關管理單位之間的合作，以協力落實相關經營管理措施，以及統籌運用保育資源和專業。

附錄一、期初審查意見回覆

「112-113年度玉山國家公園臺灣黑熊生態保育及監測管理計畫」

期初審查會議記錄

(一) 李玲玲委員審查意見	已修正內容
<p>1.請簡要說明前置作業(如相機樣線、樣帶、無線電追蹤等)與前期相關研究所收集資料的分析結果，並思考如何將這些既有成果應用在本計畫之研究方法、資料收集內容及資料分析方式的規劃與調整。</p> <p>例如：</p> <p>(1)相機樣線、樣帶設置是否合宜?由於無線電追蹤顯示黑熊在區外活動比例高，樣線是否需要往外延伸?</p> <p>(2)殼斗科植物物候與年間差異對黑熊分布與移動影響頗大，是否考慮將所累積或繼續收集之黑熊資料以區分不同季節與殼斗科結實豐年歉年之方式分析?</p> <p>(3)過往自動相機資料是否有熊利用樹幹摩擦背部的行為紀錄，幫助規劃野外熊毛收集之方式與器材之設置?</p> <p>(4)個體辨識之可行性等。</p>	<p>(1)本次計畫研究包括：自動相機分析、樣區棲息地分析、占據模型分析、無線電追蹤資料分析、樣線調查法、樣帶調查法、物種預測模式等多種監測族群之研究方法，本團隊期探究不同方法彼此間之關聯性，供國家公園乃至於各管理單位參考，盼能解答不同監測調查方法間之應用性、盤點學界各式研究方法，以及不同方法間之盲點。</p> <p>關於無線電發報器追蹤之研究，囿於行政單位間彼此轄管區域及職司不同範圍，盼能透過跨域合作方式相互撮合，此雖非研究團隊可掌握，惟仍盡可能朝此目標努力。</p> <p>(2)關於樣區的調查與臺灣黑熊資料在不同季節的資料皆列入考慮，從臺灣黑熊的在不同季節的分布點位有著差異，目前除了秋冬季的殼斗科果實成熟之外，在不同季節臺灣黑熊分布熱點也有初步資料，將會前往相關地點進行調查。</p> <p>(3)過往自動相機資料曾偶有熊利用樹幹摩擦背部的行為紀錄，野外痕跡觀察不常見。若情況允許，自動照相機匯考量列入監測行為觀察監測。</p> <p>(4)個體辨識之可行性和成效，以及 SOP，為本計畫的重點。</p>
<p>2.請說明與釐清各子計畫各項工作項目執行之目的、擬收集資料之方式與內容及分析方法，並加強思考各子計畫所收集資料的關連及如何分析比較或互補，同時考慮目前資料收集可能的缺口，以確保資料的收集與分析可有效回應擬解答之問題，並擴大資料應用的範圍與成效。</p> <p>例如：</p>	<p>(1)已補述於報告中。</p> <p>(2)同一陷阱若有多隻個體使用，可以從混在一起的熊毛中準確區分不同個體。我們團隊過去的研究皆藉由黑熊排遺中的 DNA 來進行個體鑑別，因為排遺內的黑熊 DNA 較多，發展以微衛星基因座進行個體鑑別技術較為可行。唯野外黑熊排遺收集不易(除青剛櫟結果季節)且在亞熱帶臺灣容易腐敗。因此</p>

<p>(1)相機樣線、沿線調查、樣帶複查的各自目的、收集資料的內容與分析結果除回應各自的工作目的外，是否會相互比較、互補，以支持分析結果的可信度，包括分布、相對豐度、監測架構的合理性等</p> <p>(2)本計畫擬收集熊毛進行遺傳檢測的部分雖以發展技術為主，但亦應說明此技術發展候擬解決之問題、與其他子計畫之關聯，及可能遭遇之困難與解決方式，包括陷阱架設地點與方式及原因，同一陷阱若有多隻個體使用，能否從混在一起的熊毛中準確區分不同個體?</p> <p>(3)植群調查分析樣區如何選擇?是基於沿相機樣線選或是無線電追蹤結果取黑熊熱點與非熱點或是從既有植群資料選取不同植群區?如何整合植群調查的資料與黑熊資料進行分析? 是否考慮及分析物候的影響等</p> <p>(4)目前無法到達或架設相機而致有資料缺口的地點，對本計畫資料分析與解讀之影響等。</p>	<p>發展由熊毛陷阱輔以氣味劑，收集毛囊 DNA，進而進行野外黑熊個體鑑別分析技術，應可解決非青剛櫟季時四散的個體黑熊 DNA 樣本收集不易的問題。未來可藉由毛髮陷阱的架設，進行毛囊 DNA 分析，鑑定出出沒在特定區域的黑熊個體、個體遷移、探討族群遺傳結構與親緣地理的議題。未來的遺傳結構也可以套疊黑熊採食動植物的地理分布，提供行為活動模式佐證。熊毛陷阱地點選擇佳心與楠梓仙溪兩地架設陷阱是因為由捕捉繫放發現這兩個地方皆有熊出沒且交通較為便捷，在測試陷阱的效率與 DNA 抽取純化技術上，較為有效率。現階段我們團隊已可自 1 至 2 根帶有毛囊的樣本中萃取純化個體 DNA。若兩根以上毛髮來自不同個體，應該會在一個基因座(或多個基因座)，出現 3 個以上的不同基因型。</p> <p>(3) 植群調查分析樣區如何選擇將優先透過無線電追蹤結果取黑熊熱點與非熱點，從中進行既有植群資料分析，選取不同植群樣區設置研究，此資料透過第四次森林資源調查資料來進行初步篩選，進一步規劃樣區的調查範圍，以及同時回答熱點與非熱點的植群結構的差異。</p> <p>(4) 目前無法到達或架設相機而致有資料缺口的地點，黑熊相對豐度的預測圖擬透過其他棲地利用模式預測，或如 Maxent 模式。本計畫規劃有關熊毛陷阱及 DNA 萃取等研究項目，係基於李委員等許多學者發表之國內外文獻成果。惟鑒於文獻並未針對臺灣黑熊棲地環境部分擬定前置作業、標準作業流程及方法等比較適用說明。為此，研究團隊將以先前蒐集與分析自動照相機資料與黑熊行為模式(例如：是否具磨背行為或是否能受氣味劑吸引)，擬具陷阱種類(例如：大力膠帶纏樹皮或設立鐵絲網圍籬)，制定最佳陷阱架設標準作業流程。</p>
<p>3.建議盡可能從擬解決問題的可能原因建立</p>	<p>謝謝委員提醒。因為我們是由微衛星基因座</p>

<p>假說的方式規劃研究方法與資料收集內容及分析方式。例如本計畫認為中央山脈東西兩側黑熊少交流，到底是採樣的偏差或是受那些環境與棲地因子的影響?可否將可能的因子轉為測試假說，以使資料收集的目標與方式更為明確，更能有些對應擬解決之問題。</p>	<p>進行遺傳分析，因此未來我們會利用 BayesAss 軟體計算中央山脈東西兩側黑熊基因交流的可能性。我們也會估算 resistance surfaces，測試哪些環境、棲地因子與地理距離，影響基因交流。</p>
<p>4.請說明本計畫執行內容與既有資料是否與如何回應臺灣黑熊保育行動綱領的內容，分析相關進展，並指出後續優先待解決問題，以利滾動修正與更新該行動綱領。</p>	<p>將於本計畫期末報告中，分析相關進展及優先待解決之問題。</p>
<p>5.黑熊活動範圍極大，群體活動範圍並非單一機關管轄範圍所能涵蓋。目前雖受限於機關權責與可用資源無法進行跨區整合研究，但建議仍可提出保育與經營管理優先擬解決研究問題合理與可行的研究架構與方式，以利後續討論與爭取所需資源。</p>	<p>遵照辦理。</p>
<p>(二) 陳子英委員審查意見</p>	
<p>1.有關本計畫植物調查部分，一般而言植被調查可從3個研究尺度資料進行初探，其一為樣點調查，例如：標本館之植物採集資料；其二為樣區調查，可區分植物社會相關資料；最後為空間調查，例如大尺度國家植群植被圖等資料。本研究或許能先自大範圍之植被圖等森林形相圖資中，篩選出殼斗科植物分布之區域，預先排除冷杉、鐵杉可能分布之地點，找出櫟林帶所在區域(推測多數位於國家公園園區外)，藉此探究其與黑熊分布之關聯性。建議研究團隊可先以玉山國家公園區域內及周邊之植被圖，藉此研判區樣區為何種形相(例如：鐵杉雲杉林帶、上部櫟林帶、下部櫟林帶等)，至於植物位於樣區之詳細資訊，例如殼斗科各種之數量、分布位置等，可在參考森林形相資料後，進一步規劃樣區調查，以了解其植物組成結構。</p>	<p>本研究計畫預計先自大範圍之植被圖等森林形相圖資中，篩選出殼斗科植物分布之區域，預先排除冷杉、鐵杉可能分布之地點，找出櫟林帶所在區域(推測多數位於國家公園園區外)，藉此探究其與黑熊分布之關聯性。將先將玉山國家公園區域內植被圖進行分析，同時也可以從資源調查資料初步得知各種殼斗科的種類、分布位置與數量，規劃後續樣區調查的點位。</p>
<p>2.建議本研究可搭配殼斗科花期、果期等物候資訊，結合黑熊個體出沒之空間、時間資料與植被類型進行分析，或許可從中推論臺灣黑熊出沒之潛勢區域，並將結果運用於後</p>	<p>此部份將是很重要的資訊，將透過植物花期與果期的資訊進行分析研究，目前從黑熊發報器的相關點位回傳與時間，森林植被中優勢植物的花期與果期為吻合，將可以得知臺</p>

<p>續研究規劃。</p>	<p>灣黑熊潛勢區域。</p>
<p>3.有關期初報告書內提及有關樣區內取樣作法上將採「多樣區分析法」(multiple plot method)，以便進行後續徑級分析，惟報告書內另提及「Braun-Blanquet scale」方式進行樣區調查。請問哪些樣區將採取哪些調查方法，宜請受託團隊解釋敘明。</p>	<p>感謝委員指正，將使用多樣區分析法。</p>
<p>(三) 本處各單位審查意見</p>	
<p>1.建構全園區臺灣黑熊及中大型哺乳動物族群相對豐度及時空分布之監測系統： (1)依先前以無線電繫放追蹤之個體研究發現，園區內、外皆有一定之活動頻度，請問這現象與園區內外環境資源差異、季節變化是否有關？例如可設計族群資料呈現東、西部之分布情況等現象之假說。 (2)占據模型之估算，是否有高估黑熊族群數量之虞？</p>	<p>(1)臺灣黑熊活動範圍廣大，活動於國家公園外應是可預期的情況。然由於追蹤個體有限，目前無驗證相關假說。然棲地利用模式或可檢視園區東西側樣區的棲地利用差異。 (2)占據模型之分析結果，尚無法用於族群估算(即一定範圍內之個體數量)，惟相關結果可作為不同方法學之間比較參考，供不同經營管理策略。</p>
<p>2.發展以臺灣黑熊毛囊細胞為材料之非侵入性遺傳檢測技術： (1)對於陷阱部分之布設位置，是否容易引起遊客注意？請受託團隊說明並請留意後續計畫執行部分。</p>	<p>關於熊毛陷阱架設，遊客較多之地點通常鮮少有熊出沒，如需於相關地點設置熊毛陷阱，將依規定明顯標示採集證及許可證等文件，避免民眾誤會。現階段評估熊毛陷阱架設地點皆會避開遊客行走步道，並考量黑熊出沒紀錄與點位隱蔽性進行架設。</p>
<p>(2)有關黑熊毛囊細胞 DNA 萃取利用之圈養黑熊係來自臺北市立動物園，建議列名個體詳細背景來源，以了解個體間差異是否影響實驗結果。</p>	<p>感謝建議，遵照辦理。 另對於熊毛陷阱恐同時蒐集多方個體熊毛樣本之疑義，本團隊將輔以自動相機進行判識，避免誤判之情況。</p>
<p>(3)排遺及毛囊樣本之 DNA 採樣及萃取技術之優劣比較方面，係以過往結果進行比較？抑或於本計畫執行期間重新採集排遺進行比較？對於熊毛陷阱之採樣及驗證方面，如何鑑別陷阱上之熊毛為同一個體之可能性？</p>	<p>本計畫將不再針對排遺樣本進行 DNA 萃取，而將資源投入於熊毛毛囊細胞 DNA 萃取技術之建構。惟野外調查過程中，倘若發現黑熊排遺樣本，將一併採集，俟研究條件許可之情況下，再行分析其食性與 DNA 遺傳資訊。 毛囊細胞 DNA 分析技術建立初期會先以圈養蘭嶼豬毛作為測試組，待確立技術可行後，再向臺北市立動物園申請圈養黑熊的遺傳樣本利用，並將個體資訊列冊，以利後續瞭解 DNA 分析結果是否會因個體不同而有</p>

<p>(4)受託團隊規劃以大力膠帶採集熊毛之方法上，預計將如何設置？例如纏繞高度或試驗樹木之胸徑為何？以大力膠帶蒐集樣本方法，其膠體成分是否會影響後續 DNA 萃取或 PCR 之結果？</p>	<p>差異。</p> <p>本研究項目包括熊毛陷阱架設及後續熊毛毛囊細胞 DNA 萃取等，均屬試驗性質，目的係尋找最佳研究方法並建立標準作業流程與研究平台；至於後續之技術應用，將俟前述平台建構情形，運用於後繼計畫。大力膠帶之設置，目前規劃以一般黑熊磨背行為及研究人員可作業之高度架設。有關管理處同仁提及大力膠帶相關條件疑義，係本研究亟需解答之項目，本計畫目的係於建構熊毛毛囊細胞 DNA 萃取之技術平台，這些部分將俟後續研究進一步釐清。依據文獻報告從排遺與毛囊萃取純化野外動物 DNA 各有優缺點。另外，研究目的、研究設計與環境條件也是影響考量從排遺或毛囊獲取 DNA 的重要因素。本計畫並無比較排遺與毛囊萃取純化野外黑熊 DNA 效率為目的。</p> <p>現階段我們團隊已可自 1 至 2 根帶有毛囊的樣本中萃取純化個體 DNA。若兩根以上毛髮來自不同個體，應該會在一個基因座(或多個基因座)，出現 3 個以上的不同基因型。因此可以判斷一搓毛髮是來自一個個體，或是多個個體。因此我們可以排除一搓毛髮是來自不個體的樣本。若進行完毛囊個體鑑別，我們會進一步以 Colony 軟體根據野生黑熊個體基因型進行親子關係預測。</p>
<p>(5)有關本計畫工作項目「發展以臺灣黑熊毛囊細胞為材料之非侵入性遺傳檢測」中，探討圈養黑熊毛毛囊「自然棲地環境研究毛囊 DNA 的降解速率」，僅選擇以塔塔加自然棲地作為試驗區之原因為何？建議受託團隊應通盤考量園區內各個區域(例如東部、西北、南部園區)環境條件，訂定以單一標準化採集流程或針對各區域環境訂定專屬採集流程。建請說明。</p>	<p>選擇黑熊出沒頻繁及交通可及度高的地區，為樣點的選擇原則。熊毛陷阱地點選擇佳心與楠梓仙溪兩地架設陷阱。選擇此兩樣區係根據過去的痕跡調查、自動相機資料、衛星追蹤及初步試驗的研究平度與交通便利性等因素考量。熊毛陷阱的架設條件、毛囊採集頻度、方法與流程待初步實施後，會依經驗修正。</p>
<p>(6)相較於亞洲地區其他黑熊行為模式，臺灣黑熊個體間共域情況為何？共域個體之行為是否造成熊毛陷阱樣本交叉污染，於特定時</p>	<p>根據先前研究，臺灣黑熊活動廣泛重疊。不同的個體的熊毛可透過遺傳鑑定檢驗出個體差異。臺灣黑熊活動範圍大，因此，有可能在一</p>

<p>間內獲得來自不同個體之樣本資訊？</p>	<p>個陷阱內同個時間集到兩隻個體的熊毛。若 2 根以上毛髮來自不同個體，應該會在一個基因座(或多個基因座)，出現 3 個以上的不同基因型。因此可以判斷一搓毛髮是來自一個個體，或是多個個體。因此我們可以排除一搓毛髮是來自不個體的樣本。</p>
<p>3.進行全園區臺灣黑熊活動範圍及棲地利用熱點與植群類型之關聯性： (1)鑒於殼斗科植物分布多位於中低海拔環境，爰建請受託團隊可於園區外周邊鄰近中低海拔區域規劃調查，俾利完備蒐集黑熊分布資料更加連續完整，減少空間資訊方面之落差。針對園區外周邊區域研究部分，可結合家園守護圈之構想，整合自然資源及保育量能。</p>	<p>園區外周邊將適當納入本研究的調查範圍，能將資料更完整的呈現，並結合鄰近區域進行家園守護圈的想法。</p>
<p>(2)植群調查過程中，倘發現外來種植物，請受託單位協助通報並移除。</p>	<p>目前外來種在臺灣普遍分布，若看到外來入侵種，研究團隊會直接移除。</p>
<p>4.根據最新之臺灣黑熊研究資訊，由受託單位自行規劃舉辦至少 1 場或線上公民科學家成果發表會：(1)依契約規定，僅辦理 1 場公民科學家成果發表會，並無規劃任何培訓或相關活動，是否造成公民科學家成員流失或人力退化？ (2)有關公民科學家勤務規劃方面，是否以楠溪林道及瓦拉米區域為主？是否須本處保育巡查員支援及配合？</p>	<p>(1)待本計畫全區相機資料分析完善，再辦理公民科學家成果發表會，再給大家一個完整的研究成果回饋。 (2)勤務規劃與相關支援配合，將進行盤點之後，提前告知貴處協助。</p>
<p>1.報告書格式規格： (1)請依本處報告書規定之格式，包括字型、行距、字體大小、標號等，撰寫期中報告書。 (2)有關參考文獻引述誤植、缺漏部分，請再次檢視修正及補充。 (3)建議參考各委員意見，建立適當及可驗證之假說，於第 1 次期中報告時綜整及提出詳細說明。</p>	<p>感謝建議，遵照辦理</p>
<p>審查結論 請受託單位就審查意見，於契約書工作要求範圍內作必要之補充及修正，請一併納入本案期末報告書，並於下次審查報告中提供相關回應資料供參。</p>	

附錄二、第一次期中審查意見回覆

(一)李玲玲委員意見	已修正內容
1.建議以計畫目的或擬解決問題為標的的方式思考研究架構，即便報告撰寫仍是依序說明各項方法，但應考慮將所建議的研究架構盡可能納入撰寫的內容，或是另闢一節說明與比較不同研究方法所收到的資料如何回應各項計畫目的或擬解決問題。	有關委員提及本案計畫應先建立研究架構、假說等項目，本團隊深表同意，並將於下期報告中完備及釐清。
2.建議以建立假說、釐清關鍵因子之方式規劃資料收集與分析之方式與內容。	將於下期報告中完備假說及釐清關鍵因子。
3.建議再檢視本報告研究方法所收集之時空分布與涵蓋範圍及與擬使用統計分析或模型推估(相關前提假設)之適宜度。	團隊會重新檢視與討論資料範圍及分析方法、模型之適宜度。
4.建議說明大型動物時空分布與相對豐度的資料未來要以何方式分析與呈現	團隊會再探討未來如何進一步使用大型哺乳動物的相對豐度資料。
5.建議建立植被、棲地與黑熊活動及空間利用之關聯的假說，以思考與規畫研究樣區選取、調查與資料收集之方式及內容。例如：除進行熱區的植被調查，是否亦應有對照的非熱區的植被調查以資比較等，其他見第1點。此外，建議或可比較相機、樣帶調查結果所反映的黑熊活動熱區是否與衛星收集的資料所反映的熱區一致，以利植被樣區之選取。	本團隊依據現有資料推論黑熊食性偏好之樟櫟林，為森林演替後期之樹種，倘若後續設計假說，將以熱區(假設為森林演替後期)及非熱區(假設為森林演替初、中期)之方向驗證，可能從停留時間找出規律。會將相機、樣帶所反映之熱區列入比較。
6.建議說明遺傳檢測的目的及成本。目前報告中所述目的除確認野外收集黑熊毛髮到實驗室分析的最佳做法，以及後續希望確認黑熊的族群遺傳結構外，請思考、規劃及說明研究成果如何幫助後續取得具代表性樣本、進行分析，一併回應本計畫生態保育及監測管理的目標。	建立黑熊毛髮 DNA 分析技術，除可補足排遺樣本 DNA 保存不易的問題，以及採樣的高季節限制性，亦配合玉山國家公園內黑熊出沒熱區，自黑熊個體 DNA 中比對與該區域曾出沒的黑熊個體，為難以進行樣本採集的物種建立多元的遺傳資料取得途徑。
7.請說明本計畫公民科學參與者的權利義務，包括其參與是屬於計畫性質或是會延續到計畫後成為常態監測的一環。	關於本案計畫運用「黑熊公民科學家」人力方面，目前屬計畫導向，並配合執行計畫之工作項目。未來是否依志工服務法納編成為玉管處之志工人力，再視玉管處之規劃配合。
8.建議補強本計畫後續執行工作的討論。	遵照辦理。

<p>9.請注意其他報告撰寫方式，包括：表格中無論是相機位置或是樣帶紀錄地點呈現順序的邏輯，目前的排列順序不易閱讀或綜整內容；報告中部分文句語意不清，例如：摘要中「利用歷年人造衛星資料或相機資料進行全園區植群分析，釐清實際植被及棲地，與黑熊活動範圍或棲地利用之關聯性。」請自行檢視與調整。</p>	<p>原相機樣點順序按步道路線排列，此後將會依照英文字母順序排列，以便檢索；團隊會重新檢視報告，調整語意不清的文句。</p>
<p>(二)陳子英委員意見</p>	
<p>1.整體計畫上、團隊有使用自動照相機、雄痕跡調查和人造衛星追蹤對黑熊與中大型哺乳類動物族群時空分布、活動範圍及棲地利用進行分析研究，同時利用黑熊使用植物熱點與植群類型之關聯性做調查與分析；同時發展黑熊非侵入性遺傳檢測技術。</p>	<p>此意見為後續意見之前言，併於下方意見回覆。</p>
<p>2.建議在黑熊族群相對豐富度及時空分布、黑熊活動範圍及棲地熱點與植群類型之關聯研究上考慮物種分布、植群型與地景三種尺度一齊做研究，並找出三種尺度關聯性</p>	<p>未來將參照此方向進行研究。</p>
<p>3.植被調查尺度上，所取的樣區與黑熊自動照相機點位做搭配，將調查植群型與黑熊出現與植群做關聯，同時也可蒐集過去已有的植群樣區資料與新的樣區一併分析，增加植被類型的樣區數，並分類出區域內的植群型與植被層級，並製作簡易的植群檢索表，供植被圖調繪使用。</p>	<p>將討論如何合併自動相機及調查樣區之資料；同時回顧過去植被資料及第四次資源調查資料，包括楊勝任老師過去於玉山園區內之植群調查，並與本次研究調查之結果互相比較討論，探討植群方面之變化。</p>
<p>4.地景尺度上建議使用過去以國家植被計畫以植群形相產生的植被圖做基礎，利用做出的檢索表進行不同尺度層級的植被劃分，建議使用似國家多樣型與植群製圖計畫所用的觀測點(observation point)調查方法，增加不易到達的植被型的觀測，繪出更細緻的植被圖，方便了解黑熊在不同季節下於不同植被類型的空間移動和高出現比率的植被類型。</p>	<p>本計畫將於下次期中報告補充國家植群圖相關資料並分析探討，並參採陳委員之建議，以國家植群圖資料為基礎，於制高點進行初步繪製，並以望遠鏡觀察樟科、殼斗科樹種，繪製前再分布區域，並以此做為本計畫樣區選擇之基礎。</p>
<p>5.物種尺度上建議將植群型所出現的殼斗科及樟科物種，找出其開花、展葉及結果的時間，除可作為觀測點樣區的依據，同時可以與黑熊活動的時序相配合，找出黑熊與植群</p>	<p>在調查時將針對植群型的優勢樹種進行物候期觀察，可找出黑熊活動的關聯性。</p>

類型之關聯性。	
6.文中提及植被調查上採用 Brawn-Blanquet 方法進行樣區的植物調查，但 PPT 報告時也提及多樣區法採樣，建議可統一為多樣區法。	報告書內文提及 Brawn-Blanquet 法為誤植，本研究將採英美學派探討植群多樣性，並將於後續報告中進行更正
(三)玉管處各單位審查意見	
建構全園區臺灣黑熊及中大型哺乳動物族群相對豐度及時空分布之長期監測系統。	
(1)有關履約工作項目第 1 點，針對臺灣黑熊分布熱點評估部分(報告書 P10-11)，擬採用棲地佔據模型(即 occupancy models)預測該物種之棲地利用及分布模式，並以多季佔據模型(multi-season occupancy models)進行分析，其中有關臺灣黑熊與其他物種(例如與青剛櫟、中大型哺乳動物)之共生(Species co-occurrence)現象，是否將另以其他佔據模式假設(例如：species co-occurrence model)進行分析？	目前對其他中大型哺乳動物僅有分析各樣點之占據率，黑熊與其他物種之共生模型，可納入未來研究規劃。
(2)有關報告書第 25-26 頁自動相機監測部份： A. 其中日八通關、南二段、郡大、馬博橫斷線尚在持續監測，其後續規劃為何？明年是否持續監測，是否作為多季資料之收集監測樣站？ B. 報告書第 35 頁相機所呈現出之黑熊族群，是否有可能探討其出沒之社會組成結構？另外以相機監測如何判斷成體、亞成體，或幼體，也請一併在報告書中敘明，以利後續經營管理應用。	A. 日八通關、楠溪林道及新中橫公路作為多季資料之收集監測樣站資料收集已滿一年，目前規劃保留日八通關全線樣點至 113 年春季，其餘路線相機已逐步回收。 B. 對影像進行判讀後，推測約有 8 組母熊帶小熊的家庭，可於下期報告新增表格描述。影片判讀成體、亞成體、幼體的分別，可從身形、身長、頭部與身體的比例區分，或由與其他個體之互動情形判斷。
(3)報告書第 49 頁(現 56 頁)，臺灣黑熊活動潛在熱區空間分析： A. 以 15 隻臺灣黑熊活動範圍資料，透過坐標位置與停留時間進行黑熊群演算，以 K-means 集群分析之熱區判斷，所引述之文獻為何？除分析結果輸出(圖 17)外，是否可提供相關參數依據？以及最終套疊出 A 至 D 區之範圍，是否考量活動軌跡熱區以外之環境資訊？	感謝委員指正 A.本次 K-means 集群分析，已有多篇研究利用此方法討論，相關專書的文獻為 Duda R., P. Hart, D. Stork 2000 Pattern classification (2nd ed.), Wiley, New York。相關參數依據，將於報告中呈現，並將修正後進行呈現。最終呈現 A 至 D 區域的熱區外，研究團隊也考量可能的區外的環境資訊，從追蹤黑熊的點位評估，僅能

<p>B. 第 56 頁由圖 17 所得之資料應僅奠基於前期捕捉之黑熊活動軌跡，尚不足以涵蓋全園區之黑熊熱區(依本處南部園區狩獵自主管理計畫發現南部園區至少有 10-12 隻黑熊出沒)，爰請更新就東部及西北園區含第 56 頁之黑熊熱點分布區域論述探討，並納入全園區之討論及經營管理建議事項，提供本處參考。</p>	<p>回答少數個體的熱點，但不見得區外環境非黑熊偏好的環境，故在取樣時，也同樣會搭配自動照相機點位及國家公園境內的其它研究資料與訊息。</p> <p>B.南部園區黑熊的相關訊息是十分明確的，團隊將安排前往該區進行植群調查，盼能夠強化論述探討的訊息，提供全園區之討論及經營管理建議。</p>
<p>(4)相機監測數據有些請再確認：報告書第 10 頁圖 2 樣區寫 78 個相機點，但途中實際為 76，完成 67 處樣點，若加上第 27 頁備用樣點 11 個，應為 78 個相機點，但又與第 25 頁相機點數(n=77)不同。另建議可補充相機編號之命名原則及代表之意義。</p>	<p>計畫初期原規劃 78 個樣點，後有一樣點(A1)廢棄不用，故現有 77 個樣點。編號命名方式請見第 10 頁圖 2，乃以英文字母為縱軸，數字為橫軸標記網格。</p>
<p>(5)建議可於報告書表 4 新增自動相機架設座標與編號。</p>	<p>已新增編號，但由於座標字元較多，下期報告將重新調整表 3 並放入各樣點環境資料。</p>
<p>(6)相機樣點建議可加上海拔資料，未來有整年四季資料時，可就黑熊紀錄進行海拔、季節變化及親子(育幼)行為的分析。</p>	<p>遵照辦理，待自動相機資料收集告一段落即會進行相關分析。</p>
<p>(7)潛在熱點的劃定除以 15 隻個體活動軌跡分析，是否可能在加上全園區相機黑熊頻度資料，更具全園區熱點的代表性。</p>	<p>遵照辦理，已在進行相關分析。</p>
<p>(8)本計畫樣點多於步道周邊，這部分資料是否足以代表全園區？黑熊是否可能出沒於非步道之地區？</p>	<p>從衛星追蹤的活動路徑、熊痕跡來看，黑熊活動受步道影響不明顯，也會通過步道或在步道周圍活動，故樣點對於各網格的代表性應不致於受步道影響。</p>
<p>2. 發展以臺灣黑熊毛囊細胞為材料之非侵入性遺傳檢測技術。</p>	
<p>(1)開發臺灣黑熊毛囊細胞 DNA 萃取技術之研究(第 61 頁)：除以新鮮毛髮之根數(DNA 樣本濃度)為操作變因外，是否分析諸如毛囊細胞隨脫時長等，其餘可能影響毛囊細胞 DNA 品質之因素？</p>	<p>在子計畫第一部分，規劃先以新鮮毛髮做為樣本來源，評估並測試三種萃取純化 DNA 之可行性。於子計畫第二部分中，則將接續評估不同季節與不同新鮮程度的熊毛樣本在 DNA 萃取純化成效上的變化。</p>
<p>(2)建請受託單位探討熊毛及排遺之成本效益及優劣比較，俾利管理單位評估後續施行之可能性。</p>	<p>黑熊毛囊及排遺樣本採集 DNA 之經費成本差異不大，兩者侷限性分別為：排遺樣本受限於野外採集當下之新鮮程度及個體取食雜質之影響，毛囊採樣則受限於野外棲地架設裝置位置。</p>

<p>(3)有關熊毛陷阱之架設，是否影響一般遊客之入園活動進行？請研究團隊提供預計架設地點等相關資訊，供管理處知悉</p>	<p>熊毛陷阱架設位置以避開遊容易抵達與步行區域為原則，並考量黑熊出沒紀錄與點位隱蔽性進行架設。陷阱架設區段已更新於本次進度報告。</p>
<p>3. 進行全園區臺灣黑熊活動範圍及棲地利用熱點與植群類型之關聯性。</p>	
<p>依初審會議中，陳子英委員之建議「…本研究可搭配殼斗科花期、果期等物候資訊…」。本案研究團隊是如何選取部分代表性「熊樹」樹種(報告書 P41)，進行觀察並記錄其物候？</p>	<p>報告書提及之「熊樹」，係定義黑熊個體利用該樹種及從事上樹行為，並推論可能進行爬樹取食行為(即推論其為潛在植物性食源)。</p>
<p>(2)有關植群方面之調查，在成果發表會太魯閣國家公園簡報中，陳添財教授曾提及：太魯閣地區與其他高山型國家公園之光照量不同、光照時間多 2 小時，致其植被與其他高山型有所差異，建請研究團隊可納入這方面的環境因子討論。</p>	<p>植群環境中的全天光空域及入射角的位置在山區的環境上的確會有所差異，特別是稜線及狹谷地形，勢必光照時間非常不同。目前研究進行的環境因子量測值有採用全天光空域，將探討在不同植群型分析後將嘗試討論光線上的差異。</p>
<p>4.報告書格式規格</p>	
<p>(1)文獻或資料格式引用疑似誤植處如下，請修正。</p> <p>A. P3 第 1 段第 1 行，學名應以斜體書寫；第 2 行應為「…，屬亞洲黑熊的亞種之一」。第 2 段第 2 行之文獻引用格式疑誤植。</p> <p>B. P6 出現臺灣黑熊學名部分，依書寫習慣應可省略。</p> <p>C. P7 文獻引用出現「Shiao et al. 2022」處疑為誤植，應更正為「Hsiao et al. 2022」。</p> <p>D. P9 最後 1 行，「筆者」建議改為「本團隊」或「OOO 計畫主持人」。</p> <p>E. P11 「MacKenzie et al. 2006」之文獻引用年代疑有誤，請更正。</p> <p>F. P35 案例編號之備註說明：「…雀躍走路、步伐大但沒看到…」相關描述宜調整。</p> <p>G. P37 案例 97 之備註；「中型的熊熊經過」宜改為「中型熊經過」。</p> <p>H. P54 之 D 區的地點描述請修正，應為玉山登山口往南的楠溪林道周邊，而非鹿林登山</p>	<p>感謝建議，已全數修正。</p>

<p>口處，溪流則以楠梓仙溪為主。 I. P70 倒數第 6 行漏「玉」字。</p>	
<p>(2) 報告書中譯名詞宜以本國慣用之翻譯書寫，例如：P7，「…與大雪山森林遊樂區相同的簇或進化枝」，其中簇與進化枝為何？是否有相關文獻供參？若為 branch 或 clade，建議可譯為演化枝；「DNA 質量」建議改為「DNA 品質」(DNA quality)；「…；(2)通過擴增線粒體控制區來篩選樣品，…」建議改為「…；(2) 通過擴增粒線體 (mitochondrion)控制區來篩選樣本，…」；「種群」宜寫作「族群」(population)。</p>	<p>已遵照意見修正。</p>
<p>(3) 部分贅詞、錯字或誤植，例如：P3 第 2 段第 3 行「…臺灣黑 野外族群監測」，缺「熊」字；P4 第 3 行「…。唯惟這些樣本…」；P5 第 3 段「…氣候、土壤、地適勢等物理條件，…」；P6 最後 1 段應為《野生動物保育法》，而非野生動物保護法；本報告書中，除「台灣黑熊保育協會」或其他專有中文名詞外，「台灣黑熊」建請統一書寫為「臺灣黑熊」。</p>	<p>已遵照意見修正。</p>
<p>(4) 報告書 P7 第 9 至 10 行描述：「所有大雪山國家森林遊樂區樣本都被分配到一個 STRUCTURE 中的單一個譜系中，證明該樣區黑熊亞群是單系群」疑與單系群 (monophyletic group)之定義(分類群內具有共同祖先)不符，建議可再補充敘明，例如可提供外群(outgroup)之遺傳距離資料，以確立其演化方向，建立樹根(root)並重建親緣關係。</p>	<p>感謝建議，未來若有機會取得其他亞洲黑熊 9 組微衛星標記之對偶基因型外群資料，會一併納入與檢視臺灣黑熊族群島內遺傳分化情形。</p>

附錄三、第二次期中審查意見回覆

玉管處建議	本次修正
P.1 第二段臺灣黑熊(<i>Ursus thibetanus formosanus</i>)學名，建議整篇文章在最開始提到本物種時書寫即可，不需重複寫出學名。請檢視整篇文章中是否仍有其他重複書寫的問題(如山羌)。	遵照辦理，已修正。
P3. 第二段：「玉山國家公園捕捉繫放的研究成果與研究者近年於全島 20 個黑熊潛在棲地的樣區野外調查，廣泛發現非法狩獵活動的情況相符(黃美秀等，2012)」，建議將相符的部分說明清楚(應該是指國家公園園區內還是有許多斷掌個體?)	已修正說明非法狩獵造成缺趾、斷掌。
P3. 最後一句「本研究團隊國科會計畫於 2014-2016 年...」，建議寫作「本研究團隊於 2014-2016 年...」較為簡潔且不影響理解。	遵照辦理，已修正。
P4. 第二段：「輔以近年陸續累計的黑熊通報案例頻度增加(黃美秀等，2021) 一加上 其他觀察證據...」建議寫為「輔以近年陸續累計的黑熊通報案例頻度增加(黃美秀等，2021)及其他觀察證據...」即可。	遵照辦理，已修正。
P4. 第二段：「不僅誠屬必要，而且經營管理上 一有 必要進一步建構全區臺灣黑熊前潛在的分布預測圖。」建議寫作「不僅誠屬必要，而且在經營管理上還有必要進一步建構全區臺灣黑熊前潛在的分布預測圖。」	已修正。
P4. 第三段：「Shiao et al. 2022」確認為 Hsiao et al.之誤植，請務必更正。建議用搜尋功能進行最後確認。	已修正。
P4. 第四段：「野生動物的無線電追蹤雖然可以提供個體詳細的活動資訊」，是否也是指衛星追蹤此方法(目前黑熊的追蹤工作仍有在用無線電追蹤嗎? 至少園區內黃喉貂的追蹤也已經大部分換成衛星追蹤的方式了)，如果是的話建議更新。	此處無線電追蹤泛指以 GPS 訊號或傳統 VHF 追蹤，熊頸圈本身也有 VHF 之功能。
P4. 第四段：「...然卻經常礙於有限的樣本個體。因此，如何掌握一個地區或保護區的物	已修正。

<p>種分布情況也是經營管理重要的議題。」建議改寫為「然卻經常礙於有限的樣本個體因此較難具有代表性，而掌握一個地區或保護區的物種分布資情況亦是經營管理重要的課題」</p>	
<p>P6. 第一段：「植物資源部分則有黃明通(1996)玉山國家公園曾經針對八通關越嶺道之森林植群調查與分析，分析本研究出現之植物種類共計 363 種，分為 16 個植群型；陳玉峰(2002)塔塔加遊憩區及鄰近地區高地草原及其他植群之變遷研究；郭城孟(1999)則針對瓦拉米地區建置植物明錄及描述植物社會型；全鴻德(2007)進行塔塔加地區植物相調查與解說規劃；楊勝任(2009)進行玉山國家公園東部園區植群生態調查計畫，植物種類共計 883 種，植群分析結果分為 7 個植物社會型。」</p> <p>1.這段建議要寫得更有統整性一點。許富雄老師在 2019 年的「玉山國家公園長期生態監測與指標生物研究之先期規劃案」有統整歷年研究調查的動植物研究案，可以以這份研究案作為索引進行改寫。</p> <p>2.改寫建議可寫作：「植物資源部分，西北園區共有 000 種，00 種植群型；東部園區...。整體來說，玉山國家公園共記錄有維管束植物 2515 種，00 個植群型，包含臺灣黑熊偏好的楠櫨林帶、櫟林帶...(可依據過去東西部族群偏好的林相資料撰寫)」</p> <p>3.過往研究資料有關聯的即有郭長生針對南部園區的調查(1987；1987；1988)、郭城孟針對東埔玉山區(1987、1989)、楊國禎針對楠溪地區(2002；2003)、謝宗欣(2003)...等，請將資料詳細爬梳後改寫。</p>	<p>遵照辦理，已改寫修正。</p>
<p>P6. 第二段：「...以及族群遷播(dispersal)、拓殖(colonization)和基因交流。」建議寫作「...以及族群遷播(dispersal)、拓殖(colonization)和基因交流等問題。」</p>	<p>遵照辦理，已修正。</p>

<p>P6. 第三段：「然而，這些方法不適用於數據稀少的小族群或受威脅物種。尤其對於陷阱敏感性高或個體數量少，如臺灣黑熊...」建議改寫為「然而，這些方法不適用於數據稀少的小族群或受威脅物種。尤其對於陷阱敏感性高或個體數量少的物種，如臺灣黑熊...」</p>	<p>遵照辦理，已修正。</p>
<p>P7. 第二段：「我們團隊利用自臺灣黑熊開發出的 8 組微衛星標記...」，建議統一為「本研究團隊」、「研究團隊」、「本團隊」其中之一，以利閱讀。</p>	<p>遵照辦理，已修正。</p>
<p>P8. 第一段：「另一種技術即毛髮陷阱取樣(DNA hair trapping)，亦可在不干擾動物行為的情況下，可以增加樣本數(Gurney et al. 2020)。二者也是近年來研究熊類族群遺傳訊息的主要技術...」建議寫作「另一種技術即毛髮陷阱取樣(DNA hair trapping)，亦可在不干擾動物行為的情況下，可以增加樣本數(Gurney et al. 2020)。二者也與糞便樣本取樣是近年來研究熊類族群遺傳訊息的主要技術...」</p>	<p>遵照辦理，已修正。</p>
<p>P8. 第二段：山羌(<i>Muntiacus reevesi</i>)前段已有列出學名了，請檢視文中是否有其他重複列出學名的問題，若有確定的亞種名也建議列上(前段寫到亞種名，本段寫到種名而已)</p>	<p>遵照辦理，已修正。</p>
<p>P9. 第一段、圖 1 圖說：「面積 103,121.4ha。」建議改為「面積 103,121.4 公頃。」中文報告建議單位若有中文寫法盡量用中文。</p>	<p>遵照辦理，已修正。</p>
<p>P11. (四)沿線及樣帶黑熊痕跡調查： 1. 想確認沿途調查跟樣帶調查應該是兩個不同的調查方式吧？沿途調查感覺就是在說步行到樣區的沿途我們會注意熊的痕跡。 2. 樣帶調查應該是有固定的樣帶，那樣帶的位置是否該製表羅列？</p>	<p>如意見所述，樣線與樣帶是不同的調查，並已表列穿越帶。</p>
<p>P12. (五)臺灣黑熊人造衛星追蹤： 1. (黃美秀等，2021，2022)，請確認通篇報告中，文獻引用格式一致，中文多筆引用</p>	<p>遵照辦理，已修正。</p>

中間應該是用「、」或「；」 2. (R Development Core Team, 2013), 請確認通篇報告中, 文獻引用格式一致, 本篇報告絕多數英文引用格式都是中間沒有逗號的, 如(Huang 2022)	
P13. 第二段:「如美洲黑熊 <i>Ursus americanus</i> 、棕熊 <i>Ursus arctos</i>)棲地選擇之相關文獻」	遵照辦理, 已修正。
P14. (三)植群調查:「木本植物社會樣區大小為 25×10 m ² 」, 請更正為「10×25m ² 」	遵照辦理, 已修正。
P17. 3. 族群結構分析:「...法, 常以胸高直徑分布加以描述, 」, 請在這裡加上「...法, 常以胸高直徑(DBH, Diameter at breast height)分布加以描述, 」	遵照辦理, 已修正。
P17. 4. 植群與環境因子相關性分析:「因子補償作用(Factor compensation)」, 請檢視英文專有名詞字首統一大寫	遵照辦理, 已修正。
P18. 1.毛囊樣本結構檢視:「選取帶有明顯鈍端毛囊結構之毛髮樣本作為預試驗處理處。」贅字?	遵照辦理, 已修正。
P20.1.圈養黑熊毛髮樣本採集:「剩餘4組將於乾燥與低溫狀態轉移至玉山國家公園內(預計於塔塔加地區)臺灣黑熊野生棲地。」熊毛陷阱不是應該會架在楠溪林道或佳心這些比較低海拔高溫高濕度的地方嗎? 塔塔加的環境會不會不太夠用來作DNA降解的壓力測試?(感覺放在蟾蜍山測試更符合一點?)	將參考辦理。
P21. (Tee et al.; 2020)、(Suenaga and Nakamura; 2005), 文獻引用方式請統一	遵照辦理, 已修正。
P23. (Miller et al.; 2002), 文獻引用方式請統一, 這份研究跟文章由三位老師的團隊執行, 因此偏勞統整資料的研究助理進行最後檢視	遵照辦理, 已修正。
P25. 一、全園區臺灣黑熊及中大型哺乳動物族群相對豐度及時空分布:「日八通關線」前段有「日據八通關」之寫法, 請統一成「日八通關」即可(相對於清八通關)	遵照辦理, 已修正。

P25. (黃美秀等, 2021, 2022), 中文引用文獻間隔請用、或;	遵照辦理, 已修正。
P25. 「我們持續蒐集今年至六月為止的衛星點位資料, 並以最小凸多邊形法(100% minimum convex polygon, MCP)分析追蹤個體的活動範圍。」後面的初步研究結果已更新至 10 月, 請同步更新或將「參、進度說明」整併進「肆、初步研究結果」裡。	遵照辦理, 已修正。
P25. 二、全園區臺灣黑熊活動範圍及棲地利用熱點與植群類型之關聯性 許多用圖呈現的結果在此段中沒有標註圖號, 比如:「...空間分析, 主要有四個潛在熱區, 分別」, 應在前在熱區後面加註(圖 11), 或直接整併「參、進度說明」進「肆、初步研究結果」裡才不會出現這種前後文對照困難的問題。	遵照辦理, 已修正。
P26. 1. 公民科學家協力參與自動相機監測內文部分沒有更新(表 2 有更新至 2023/10/31)	遵照辦理, 已修正。
P26. 山羌(<i>Muntiacus reevesi</i>)前段已有列出學名了, 請檢視文中是否有其他重複列出學名的問題, 若有確定的亞種名也建議列上(最前段寫到亞種名, 本段寫到種名而已)	遵照辦理, 已修正。
P27. 表 3 項目排序建議以樣點編號作為第一排序依據、起始日期作為第二排序依據以利資料檢視	已修正, 表 3 移至附錄。
P34. 表 5 學名有多處錯誤, 比如臺灣野豬 <i>Sus scrofa</i> subsp. <i>Taivanus</i> , 應為 <i>Sus scrofa taivanus</i> , 請一一檢視正確性。另外表 5 表說「玉山國家公園紅外線自動相機(n=72)記錄物種及相對豐富度。」, 為何不是(n=77)?表 5 的監測相機有部分機台沒有計入嗎?	學名已重新修正, 另於附錄五說明自動相機架設狀況與採用規則。
P35. 圖 5 未隨表 4 之豐富度變化更新。	已修正。
P41. (二)臺灣黑熊人造衛星追蹤內文未更新(根據表 7, 最後資料收集時間為 2023/10/28)	已修正。
P44. 表 8 請依據路線別對表進行排序以利閱讀。	此表謹羅列所有相機行程, 以了解相機回收之時序。
P46. 「臺灣黑熊活動範圍廣泛, 因此本計畫以現階段其分布之最大多邊形為基礎,	此處 Buffer 是作為環域分析的英文。

<p>並透過環域分析(Buffer)將其向外擴張至 5 km 之範圍作為分析範圍」, Buffer 的擺放位置是否應該在後面?如「灣黑熊活動範圍廣泛, 因此本計畫以現階段其分布之最大多邊形為基礎, 並透過環域分析將其向外擴張至 5 km 之範圍(Buffer)作為分析範圍」</p>	
<p>P52. 因為每個小圖都代表不同黑熊個體, 圖 16 未來在呈現時請注意將每個小圖標上較大的圖說字體(尤其是黑熊編號)</p>	<p>此系列圖已移至附錄, 僅供參考分群演算的範圍, 個體活動範圍非此項目重點。</p>
<p>P57. 如有中文單位寫法請以中文為主, ha 請改為 公頃</p>	<p>遵照辦理, 已修正。</p>
<p>P64. 表 12、13 請於下次期中報告時統一規格。</p>	<p>遵照辦理, 已修正。</p>
<p>P64. (Suenaga and Nakamura, 2005) 請確認通篇報告中, 文獻引用格式一致, 本篇報告絕多數英文引用格式都是中間沒有逗號的, 如(Huang 2022)</p>	<p>遵照辦理, 已修正。</p>

附錄四、第三次期中審查意見回覆

(一)鄭錫奇委員之審查意見	
1.報告中有部分機關名(如科技部、林業署的改組時間前後，在引用上要注意時間點不同的名稱差異)、標點符號的使用，或專有名詞的部分有誤，請確認正確性及完整性。如摘要第二句：『「瀕臨絕種」保育類動物』應為「野生動物保育法」之瀕臨絕種保育類野生動物』。	感謝委員指正，團隊會再確認機關名稱使用正確性，以及其他專有名詞完整性。
2.研究方法中，黑熊佔據率調查的網格數請確認為76格(台)或是66格(台)，在報告書中有諸多版本。	已調查之網格數是66個，包含76台相機，團隊會重新調整敘述方式以便閱讀理解。
3.P20圖1，報告書與投影片有差異，且圖1的圖說過於簡單，圖內的分色各自代表的意涵亦須加強解釋。	感謝委員提醒，遵照辦理。
4.研究方法部分，請詳細說明衛星資料設定追蹤資料的時間(頻率)。附錄一缺乏 YNP-BB01~BB06 的資料。	團隊會再完善衛星追蹤的方法敘述。
5.表說、圖說請統一放置位置，表說通一放在表上方；圖說統一放在圖下方。	有部分圖表及其說明文字移位，團隊最後排版時會多加注意。
6.頁碼有缺漏，請統整人員於整合報告時留意。	感謝委員提醒，團隊會加以留意。
7.遺傳材料取得的部分，投影片解說得很清楚，但方法敘述在報告書中缺乏描述，比如熊毛陷阱如何架設，架多高，為什麼要這樣架設，都應該在方法篇章中詳細文字敘述。	感謝委員提醒，團隊已新增遺傳材料取得之方法說明。
8.衛星資料取得的方法部分缺乏描述，如為什麼要直到第四天起才開始收集資料，應在方法篇章中補充說明。	團隊會再完善衛星追蹤的方法敘述，從第4天起收集資料是為排除麻醉對活動模式之影響。
9.P186附錄四的分群演算範圍在報告書中缺乏討論及敘述。	感謝委員指導，本研究基於15隻臺灣黑熊的活動範圍繪製最小凸多邊形，並後續進行k-means分析，確定4個熱區範圍資料。
10.研究結果的資料呈現非常豐富，但缺乏研究結果對玉管處經營管理或黑熊保育工作的整合建議，應該在下次期末報告中呈現。	為求資料的收集及分析之完整性，團隊會於期末報告呈上經營管理及黑熊保育之建議。

(二) 曾喜育委員之審查意見	
<p>1.報告書格式：</p> <p>(1)因本計畫為小型整合性研究計畫，報告由研究團隊多位專家組成，但報告書只有一份，建議在彙整過程應進行段落格式統一，使報告書展現科學論文的嚴謹性，並方便閱讀。段落標題(一)後不加標點符號(P44...)，阿拉伯數字標題後不使用中文標點符號等。</p> <p>(2)標題「壹、文獻資料」看不出本研究的整體計畫目的，比較像前人研究，但又包含計畫的研究動機？非常少見的文體；此外，必需在最後一段「四、研究架構」才知道本計畫目的。因此，建議報告書架構依管理處計畫通用格式，或一般論文常用格式撰寫，新增「計畫緣由」或「前言」，將「壹、文獻資料」改為「前人研究」。</p> <p>(3)P42「(七)公民科學家成果發表會」此部分的成果發表會內容為何？是本計畫的所有成果？亦是僅「二、全園區臺灣黑熊及中大型哺乳動物族群相對豐度及時空分布」？</p> <p>(4)P21「一、研究地區」應就本計畫研究區進行概述，但本部分僅針對國家公園東境園區的林型與相關研究的描述，但綜觀計畫題目、研究架構與報告書內容應是玉山國家公園全境，此部分請團隊再確認。另有關林型描述，一般而言，學名應全文寫出，屬名不縮寫，依前人調查研究的命名方式加註”type”或”subtype”，請團隊確認。</p> <p>(5)英文專有名詞請統一書寫格式，全部字母小寫 p15、全部字母大寫 p17、字首字母大寫 p15 等，請全文確認。</p> <p>(6)括弧使用全形(P23-35)或半形請全文統一。</p> <p>(7)表 3 請考量利用段落行高縮減方式將 2 頁處理成 1 頁，方便閱讀。</p> <p>(8)物種第 1 次出現請加注生物學名，例如 P16 青剛櫟在 P52 才出現學名；同屬生物學名出現第 2 個分類群，屬名可以予以縮寫，P16</p>	<p>(1)感謝委員建議，下次彙整時團隊將謹慎地統一格式，並注意標點符號的正確使用。</p> <p>(2)對於章節標題及內容，團隊將遵照委員建議來調整架構。</p> <p>(3)發表會內容擬以公民科學家參與部分為主軸，即「二、全園區臺灣黑熊及中大型哺乳動物族群相對豐度及時空分布」之研究成果。</p> <p>(4)感謝委員建議，已修正。</p> <p>(5)團隊已重新確認並修改。</p> <p>(6)團隊會確認格式一致。</p> <p>(7)感謝委員建議。</p> <p>(8)團隊會再確認學名使用問題。</p>

<p>美洲黑熊與棕熊、P52 的錐果櫟與狹葉櫟、P52 樟葉槭、P52 鬼石櫟等。</p> <p>(9)頁碼全文有誤，請再確認！目錄頁碼與本文不一致，報告本文頁碼與目錄格式不一；p.51-90 沒有顯示頁數等請團隊再確認。</p> <p>(10)計畫書的公式編號請統一，P26-28(式一...), P40(未說明), P54(式 1...)</p> <p>(11)「台灣」應統一使用教育部公告的「臺灣」。請統一將報告中圖表的「黑熊」改為「臺灣黑熊」。</p> <p>(12)圖表是報告獨立單元，應充分說明人事時地物。</p> <p>(13)參考資料中的外文文獻格式多樣，請團隊全文確認。</p>	<p>(9)團隊將修正頁碼問題。</p> <p>(10)團隊會再重新確認修正。</p> <p>(11)團隊將予以修正。</p> <p>(12)團隊將充實圖表說明。</p> <p>(13)會再重新確認格式一致。</p>
<p>2.文獻來源：P16 第 1 段 L8：請補充「整體來說，玉山國家公園共記錄有維管束植物 2515 種，約 41 個植群型」的文獻來源。</p>	<p>維管束植物種數來自玉山國家公園長期生態監測與指標生物研究之先期規劃案(許富雄等 2019)之統計，團隊將重新確認資料來源。</p>
<p>3.臺灣黑熊分布與植群類型之關聯性：</p> <p>(1)P44 附錄三是本計畫「三、臺灣黑熊分布與植群類型之關聯性」最重要的流程架構，不應放在附錄。</p> <p>(2)P44(一)臺灣黑熊分布範圍之植群類型：此部分研究方法說明不清楚。此外，臺灣現生植群圖為開放資料，但綜觀研究方法與成果似乎沒有使用此資料？請團隊再確認。</p> <p>(3)(二)影響臺灣黑熊之環境因子：請說明「根據文獻」為那些？此部分內文說明與圖號順序有誤，請再確認。</p> <p>(4)請說明「影響臺灣黑熊之環境因子」與「棲地佔地模型」與「黑熊分布潛勢區域預測」所選用的環境因子差異為何？</p> <p>(5)圖 6(p45)-圖 12 中的「黑熊活動熱區範圍」如何獲得？如何界定圖 6(p45)-圖 11「黑熊活動最大多邊型 buffer 5k」的擴展 5k 是合理的，是否有調查或學理依據？</p> <p>(6)P51 第一段 L1「本計畫假設 15 隻臺灣黑熊套疊分析較高之區域，則為熱區，...」此部</p>	<p>(1)感謝委員建議，已修正位置。</p> <p>(2)感謝委員建議，目前是有使用此開放性資料，如第四次森林資源。</p> <p>(3)感謝委員建議，有關影響臺灣黑熊的環境因子，主要根據為推估物種出現地點時考慮之項目，如海拔因子會影響植物分布，造成動物根據其食物分布進行移動，或距道路距離，亦代表其棲地分割狀態，以及該物種是否會因為道路有所趨避，故本計畫將相關可使用之因子進行獲取且加入分析以了解對黑熊移動之影響。已修正內文與圖號順序。</p> <p>(4)感謝委員建議，對於本計畫三種項目所使用之環境因子差異主要會因推估方式或方法學之不同而選定。對影響臺灣黑熊的環境因子，如海拔、棲地類型、降雨量等，或道路密度等人為因子，可分析物種對不同環境的偏好。</p> <p>(5)感謝委員建議，有關黑熊活動最大多邊形buffer 5K主要是以現有資料進行推估</p>

<p>分「三、臺灣黑熊分布與植群類型之關聯性」的前題假設，應置於最前面，而非放在此位置。第二段「臺灣黑熊活動軌跡熱區所存在之四個潛在熱區」，請說明「潛在熱區」與前段「熱區」的差異性？又所有圖例說明皆為「熱區」，何者是對的？再者，依附錄三流程圖可知，此部分方法彙整使用 15 隻臺灣黑熊繫放的活動軌跡和 27 台紅外線自動照相機的 OI 值，如何彙整？</p> <p>(7)請說明「影響臺灣黑熊之環境因子」與「棲地佔地模型」、「黑熊分布潛勢區域預測」如何區別？附錄二的流程圖的目標與附錄說明不一致，與方法內容也不同，請再確認。再者，本研究使用空間尺度不同，要如何整合？</p> <p>(8)P52 第三段「...，其樣區內樟科以無患子科為主要樹種」，「如臺灣赤楠」，請確認資料是否正確？</p> <p>(9)P.53 缺乏圖 17</p> <p>(10)P53-54 請補充重要值指數的引用文獻？並請確認計算方式是否正確？何為相對密度、相對面積、相對頻度？並請說明 P54 重要值指數與 P62 重要值指數(P63 重要值)的公式差異。</p> <p>(11)依附錄三流程圖的方法步驟，此部分原架構是利用「第四次森林資源資料」的成果來進行「三、臺灣黑熊分布與植群類型之關聯性」的探討，並沒有要進行植群調查，但方法與結果有出現，請修訂此部分的流程圖。</p>	<p>時，避免產生邊界效益，故向外進行推移，以減少邊際效益之產生，以本計畫來說，若僅用國家公園範圍獲取第四次森林資源調查之樣區其樣區數量會較少且邊界推估會出現誤差，故向外至少 5 km 可多獲取較多樣區資料，以利分析。</p> <p>(6)感謝委員建議，已修正增加解釋名詞，預測圖中熱區為已確定臺灣黑熊會使用之地區(數值為9-10間)，潛在熱區則與熱區相比數值較低(6-8間)，兩者皆正確，但分析方式不同，前者為k-means分析出之熱區，後者為棲地預測所分析出之熱區。</p> <p>(7)棲地占據模型是以動物是否出現於該區評估動物族群在某地區的活動熱點，分布潛勢則是以人造衛星追蹤資料(個體)推估整個族群可能利用的棲地環境，兩個模型皆有各自特定的估算方式檢視環境因子影響黑熊的程度。兩者雖尺度不同，然可互相比較對模式的預測結果，瞭解其中有何因素造成差異。流程圖已修正，感謝建議。</p> <p>(8)感謝委員建議，已修正。</p> <p>(9)感謝委員建議，已修正。</p> <p>(10)感謝委員建議，已修正。</p> <p>(11)感謝委員建議，已修正。</p>
<p>4.自動相機監測系統：</p> <p>(1)P82 原有相機數為 77 台，扣除 1 台故障，共有 76 台有效相機，此部分與圖 19 玉山國家公園紅外線自動相機樣點(n=66)，以及 P85 圖 20(n=66 台相機)、P87 圖 21 全年自動照相機(n=28)、P88 P87 圖 22 全年自動照相機(n=28)、P89 圖 23 全年自動照相機(n=28)不一致，經口頭報告才能了解，建議此部應在紙本明確說明。此外，圖 19 紅外線自動相機與</p>	<p>(1)團隊將重新調整自動相機樣本數之敘述，以利讀者理解；圖19之紅外線自動相機與後述全年自動照相機皆為同一批相機，其中有25台設置時間滿1年。團隊將會統一自動相機/照相機的說法。</p>

<p>圖 20-23、圖 25 的全年自動照相機有何差別？是功能還是型號？</p> <p>(2)P87 海拔分布差異統計檢定需再確認，樣本數小時，應使用無母數檢定，或進行常態檢定後方能使用 ANOVA。</p> <p>(3)P90 圖 24 缺比例尺、指北針，圖解析度太模糊。</p>	<p>(2)感謝委員提醒，團隊會再確認統計檢定的使用正確性。</p> <p>(3)團隊會再改善圖24的呈現方式。</p>
<p>5.臺灣黑熊分布熱點評估：棲地佔據模型</p> <p>(1)P91 應先說明玉山國家公園範圍在 2km×2km 網格式度下可以劃分成多少方格？P95 圖 26 亦要補充說明總網格式數？P97 圖 27 所有待預測網格式單位(predicted, n=339)是否為玉山國家園在 2km×2km 網格式度下的總網格式數？</p> <p>(2)P99 「(1)海拔」討論段落的最後一句似乎沒有寫完，請團隊再確認。</p> <p>(3)棲地佔據模型分析的所有圖表應說明資料引用的時期。</p>	<p>(1)團隊會按照委員建議來補充說明；339是以玉山國家公園為樣區的總網格式數(包含園區邊界外2km緩衝區)。</p> <p>(2)感謝委員提醒，已補完此段落。</p> <p>(3)團隊會於表1補上各環境因子圖層的資料來源時期。</p>
<p>6.臺灣黑熊活動範圍：p107 分析的樣本數 (n=5)與 P108 表 15、P109-110 的圖 32-34 的 6 隻雄性臺灣黑熊不一致，請團隊再確認。</p>	<p>編號 39919 追蹤期間僅有 5 個月，活動範圍恐有低估之虞，故未列入平均估計。團隊會調整敘述，令讀者更易理解。</p>
<p>7.全園區臺灣黑熊活動範圍及棲地利用熱點與植群類型之關聯性</p> <p>(1)標題為全園區但資料來源並非是全園區的普查資料，請團隊再確認標題與研究內容的一致性。此部分僅能說明依據 15 隻臺灣黑熊活動範圍進行植群調查，而且幾乎所有取樣位置都在步道或林道旁，此部分作為棲地利用熱點是令人疑慮的；因此，請研究團隊可以考量臺灣黑熊棲息活動特性(衛星發報器訊息)，例如休息、覓食等較長時間停留駐點，探討臺灣黑熊如何利用植群環境棲地。</p> <p>(2)P120 表 19 有關 Flora of TaiwanII臺灣全島的蕨類商數資料引用有誤，依 Hsieh CF 2003 Composition, Endemism and Phytogeographical Affinities of The Taiwan flora. Flora of Taiwan, 2nd edition 6:1-14.蕨類商數為 4.25。此外，蕨類商數除了受「海拔梯度」影響外，「調查面</p>	<p>(1)感謝委員建議，已修正用字遣詞。</p> <p>(2)感謝委員建議，已修正正確之蕨類商數，且已增加調查範圍。</p>

積」亦會影響蕨類商數，表 19 應加入各調查報告的面積。

(3)P122-123 受脅物種依據 2017 臺灣維管束紅皮書，但圖 38、39 是 IUCN？請團隊確認。另外，圖說明為受脅物種數樣區分布圖，應明確說明受脅物種為維管束植物。又此部分分析結果為臺灣黑熊棲地樣區內受脅物種數，是否要說明臺灣黑熊與受脅維管束植物的關係？若兩者沒有關聯，此分析結果的意義為何？在熱帶地區，物種組成的定性資料與植群定量的結構組成特性沒有太大的關聯，此用作臺灣黑熊環境描述是令人疑慮的。

(4)以植相為單位的植群分類法大致區分成群聚分析(cluster analysis)與雙向指標種分析(TWINSPAN)，想請教在探討「臺灣黑熊分布與植群類型之關聯性」為何使用 TWINSPAN 進行植群分類，其用意為何？

(5)通常在進行植群分類時會參考分布序列法的 DCA 的結果進行劃分，提供團隊參考。再者，由 DCA 結果可以發現，DCA 第一軸大致反應的玉山國家公園東西側組成差異，反應物種分布的地理特性。又 DCA 為間接梯度分析，不宜加入環境因子進行分析，製成 DCA 排序圖(P137)；再者，DCA 軸長 $>4S.D.$ ，加入環境因子進行 CCA 分析，並製成 CCA 雙序圖。

(6)P124 樣區數量與後面討論數量不符，P135 「(四)植群組成與環境變數間的關係」DCA (P137 圖 48)與 CCA(P140 圖 49)分析的僅有 29 個樣區，缺樣區 23、24、28，請團隊再確認。

(7)P133 「7.狹葉櫟-假長葉楠型」本型包括 2,4,7 共 5 個樣區，但只有 3 個樣區，缺兩個樣區。

(8)P146 長葉木薑子型文中，假長葉楠應為誤寫，請修正

(3)感謝委員建議，圖38、39已修正，會進行受脅位種是因臺灣黑熊會因多種因素導致選擇區域有所不同，受脅之物種也與此相似，所進行探討。

(4)使用TWINSPAN是為探討黃美秀(2008)、楊勝任(2009)於東部園區之調查有無變動等因素，所採用TWINSPAN。

(5)感謝委員建議，已修正。

(6)感謝委員建議，於分析時數據有誤植已修正。

(7)感謝委員建議，數據有誤植已修正。

(8)感謝委員建議，已修正。

<p>(9)P150 黑熊食用植物物候僅有附錄，文內沒有特別說明，建議可依各季節進行分段描述，並加以分析有無差別。</p> <p>(10)「(五)族群結構徑級分析」樹木的族群結構徑級分析的前題中，族群數量至少要達到統計數量 25 株以上，此徑級分析的結果才有義意；族群結構徑級分析是綜合多個樣區集合而成，此不同樣區有不同的特性，此部分要小心使用說明。再者，族群結構徑級分析的結果要如何與臺灣黑熊棲地進行關聯。請團隊再確認。</p> <p>(11)「(七)樣區殼斗科分布」P151 圖 58 並沒有進行臺灣黑熊出現位置與樣區殼斗科 IVI 間的相關分析，無法得出秋冬殼斗科 IVI 高的位置，臺灣黑熊較容易出現。再者，臺灣黑熊出現點位與樣區殼斗科 IVI 的空間尺度不同，不同空間尺度的資料要如何進行分析？</p> <p>(12)圖 58 對應圖可加入等高線，有無殼斗科植物第一層劃分以海拔可即，臺灣自生殼斗科分布海拔最高的是高山櫟，低於 3,000m，因此將國家公園範圍 3,000m 先切除即可以確認沒有殼斗科分布。</p>	<p>(9)感謝委員建議，已修正補全四季與臺灣黑熊食性之相關性。</p> <p>(10)感謝委員建議，已修正數種將已超過25株以上才給予直方圖製作並討論，也已補全徑級與臺灣黑熊之相關性討論。</p> <p>(11)感謝委員建議，已將臺灣黑熊出現位置與殼斗科進行相關性探討，此次採用等距資料為第四次森林資源調查進行製作。</p> <p>(12)感謝委員建議，已確認。</p>
<p>(三)吳立偉委員之審查意見：</p>	
<p>1.報告書在三個子項目的整合性上略有不足，是否能讓整個資料的論述更完整，目標和目的更明確。</p>	<p>感謝委員建議，團隊會再完善研究目標，以及子項目整合的說明。</p>
<p>2.報告書中有一些重複的段落，比如報告書 P12 的臺灣黑熊保育現況(IUCN)和 P16、P17 的段落重複。請於撰寫或統整時留意重複敘述的狀況。</p>	<p>團隊會再檢查敘述重複的部分，並予以刪改。</p>
<p>3.P46 圖 8 的玉山國家公園範圍以紅色標記不明顯，建議更改顏色以利辨識。</p>	<p>團隊將調整各圖範圍顏色區別。</p>
<p>4.假設 DNA 樣本的品質不佳，在臺灣黑熊的野外樣本取得較困難的狀態下，是否有其他方法(如將定序的短片段 mapping 到已有資訊的其他亞種的基因體資料上，就能使用品質較低的樣本來進行遺傳分析)來協助玉管處評估族群結構的狀況，也讓玉管處能在臺灣黑熊的保</p>	<p>感謝委員建議。針對臺灣黑熊的遺傳物質保存，團隊過去至今已建構細胞 DNA 貯存庫，位還若有族群結構或保育應用的需求，可直接自細胞中提取遺傳物質，進行基因體或轉錄組研究。</p>

育上有更好的經營管理策略。	
5.食物分析部分，因為近年來不論是動、植物的DNA資訊都有越來越多公開資訊可參考，而且次世代基因體定序的費用與從前相比也下降許多，未來可能可以採用遺傳的方法分析糞便中的遺傳物質組成，更精確的了解臺灣黑熊的食性組成。	自排遺樣本中藉由DNA barcode技術、或是藉由環境DNA擷取，以協助推測臺灣黑熊的食性組成乃未來可行的方向之一，感謝委員建議，團隊會再評估未來執行的可能性。
(四)本處內部委員之審查意見	
1.解說科意見： (1)P108表6部分，6隻衛星追蹤的成果建議加上追蹤期程(起始的時間)，以呈現MCP之計算依據。 (2)P156目前尚難進行個體鑑別，請建議未來是否有可改善的方法？	(1)感謝建議，遵照辦理。 (2)由於上次的黑熊樣本數量較少，團隊在後續的報告中已新增更多樣本資料，並進行親屬關係鑑定。
2.企劃科意見： (1)園區範圍部分使用到舊的資料，建議更新。如圖6、7、9、10、11、12、18、58、59。 (2)圖8的園區範圍，使用舊圖套疊的話會影響表4、5的值，請更新。 (3)P123-135的圖，各圖右邊的小園區圖請更新為新的園區範圍圖。 (4)P81、117標題與目錄不同。 (5)目錄II，四、國外開發之微衛星(後略)為P159，請統整資料時重新檢查頁碼是否正確。	(1)已修正，感謝提醒。 (2)已修正，感謝提醒。 (3)已修正，感謝提醒。 (4)已修正，感謝提醒。 (5)已修正，感謝提醒。
3.保育科意見： (1)本研究主要以前期捕捉繫放的個體資料來分析熱區、佔據率模型及棲息地適合分布圖，而近期南部園區的黑熊族群有穩定出現和記錄的情形，想知道團隊在南部園區的部分目前是否是以推估的方式得知？未來是否能加入南部園區的資訊一起呈現。 (2)報告書引用格式請統一，如外文引用即出現兩種分隔方式，如：使用逗號(Matsumura 1912, Braby 2009)以及使用分號(Matsumura	(1)南部園區的預測圖皆是由模型推估而來，近期南部園區黑熊出現之紀錄，或可做為預測結果的對照，以及討論的參考資料。 (2)團隊會再統一檢查修正引用格式。 (3)這些不需申請的熱門路段也都是其他路線必經之處，故可以評估為第六級，評估方式會再詳加補充，感謝建議。

1912; Braby 2009)兩種；另外英文之”et al.”請統一是否斜體。

(3)報告書 p.29 遊憩壓力評估，依據報告之論述主要依據入山資訊，以入山或入園資訊是否會遺漏部分無需申請許可之區域？如塔塔加地區之步道系統、瓦拉米步道之佳心以前之路段，是否直接評估為第六級？建議增加評估方式之論述。

(4)報告書 P.51 第一段標示之「圖 14」應為誤植，應為「圖 12」。

(5)報告書 P.92 有關棲地估據模型之各變量解釋偏少，如：(1)果性森林覆蓋率之資料呈雙峰分布，但內文僅敘述「整體多集中於數值較低與較高處，中間值較少」，缺乏對結果之解釋與討論。

(6)黑熊估據率分布圖(圖 29)與臺灣黑熊於玉山國家公園樣區棲地適合度分布預測圖(圖 36)結果略有不同，是否能將造成這些差異的可能原因列入討論？

(7)報告書 P.115 「本次分析所使用的步道為有人類行經的區域，並未加以討論每條步道使用強度的差異」，建議在未來將步道使用強度之變因加入分析。

(8)報告書 P.127，紅皮-臺灣烏心石型植群調查位置於瓦拉米地區，然結果內文敘述含「鹿林登山口」，應為誤植，請更正。

(9)報告書 P.163 工項「全園區臺灣黑熊活動範圍其棲地利用熱點與植群類型之關聯性分析」是否能加入 A~D 四潛在熱區內，黑熊會食用植物的物候製成表格並討論。以得知這些熱區內，黑熊可能受食物吸引而集中出現或提高出現頻率的季節。

(4)已修正，感謝提醒。

(5)得到此研究結果之日期與本次報告繳交時間相近，故討論多有不足，團隊將於期末報告充實對結果之詮釋，同時完善討論部分。

(6)兩種預測結果相異之處，也是團隊欲探討的問題之一，期末報告會補完此部分的討論。

(7)誠如委員建議，步道使用強度可能會造成預測上的差異，團隊將參酌列入分析。

(8)已修正，感謝提醒。

(9)感謝建議，遵照辦理。

附錄五、期末審查意見回覆

鄭錫奇委員之審查意見	已修正內容
<p>(一) 摘要部分：</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. 請明列本計畫之執行期程。 2. 執行內容之(一)~(三)執行成果豐碩，論述亦多，但(四)公民科學家及志工參與部分似乎著墨有限，敘述亦較少，可斟酌放入成果報告內。 3. 野生動物保育法及 IUCN 之引用未見於參考文獻，請標示所引用的年份及版本。 4. 「熊樹」可斟酌補充其意涵。 5. 部分論述之用詞稍微艱深，可用較口語化之方式論述。如「海拔和對數變換後的與道路距離有顯著負相關」。 	<ol style="list-style-type: none"> 1. 遵照辦理。 2. 遵照辦理。 3. 已修正。 4. 已補充說明。 5. 已修正。
<p>(二) 研究論文部分：</p> <ol style="list-style-type: none"> 6. 根據研究團隊之資料，玉管處轄區之黑熊族群量似有正向成長趨勢，這可以推估全台的黑熊狀況嗎?(從各方資料如生殖資料、痕跡資料、救傷狀況等) 7. P2-58 聚落距離 7.5km 內和 15km 以上對黑熊佔據率有較大的負面影響，其中 7.5km 以內之部分可理解，亦有說明討論，但 15km 以上之區域之因素為何?似未說明。 8. P2-14~15 表 2-2 遊憩壓力之分級及定義為團隊自創之評估? 但只有定性定義，卻未呈現定量資料(如內文所述及內政部的入山人數統計資料)。 9. 針對活動範圍之計算，有時以 5 隻追蹤個體為依據(如 P2-73)，部分以 6 或 4 隻進行論述(如 p2-77)，引用條件為何?可釐清說明之。 10. 根據監測資料，調查樣區中的水鹿 OI 值及拍攝率均很高，值得注意，另外毛囊樣本及自動相機亦有偵測到犬貓存在，亦須關注。 	<ol style="list-style-type: none"> 6. 玉山國家公園為受保護的棲地，其內族群雖有增加趨勢，但在未受保護的區域，棲地狀況及狩獵壓力等問題皆有差異，因此無法僅以保護區內的族群狀況推估全台的黑熊族群現況。 7. 推測原因為距離部落較遠處(15 km 以上)多為高海拔區域，黑熊較少利用，已加入占據模型之討論中。 8. 本研究之遊憩壓力分際係多方綜合考量，除入山人數之定量資料外，同時結合多位現場調查人員之經驗、觀察結果，經討論後定義分級。 9. 原本由於個體 39919 之追蹤點位較少而不納入活動範圍平均計算，但考量其活動範圍大小與其他個體沒有明顯差異，平均活動範圍改為納入所有個體(n=6)；p2-77 頁以季節將點位分組，所有個體皆有春、夏季之完整追蹤資料，而秋、冬季缺少個體 39915、39919 之資料，故秋、冬季以其他 4 隻個體活動面積平均計算。 10. 感謝委員建議，紀錄到家犬的相機(C01 及 I04)皆為靠近園區邊界的相機，應為零星闖入之遊蕩犬隻。毛囊 DNA 中檢測到非原生物種

<p>11. “hair trap”之位置調整，另「易危」等級和 OI 值亦請補充全英文呈現。而圖 2-9 網格斜線部分之圖說請再詳細說明。</p> <p>12. 在調查樣區之相機資料所呈現之 OI 值變化，當黑熊 OI 值高，可以理解其可能受食源植物之吸引而來，或經過園區某些路徑；但當 OI 值低時，其生態行為的意義如何？離開園區的可能因素為何？</p> <p>13. 根據衛星追蹤資料，園區東西區之黑熊似乎沒有交流，但當以遺傳資料分析時又似有交流現象，這些資料應有助於全園區棲地之經營管理參考用。</p>	<p>的家貓，但毛髮陷阱的相機並未拍攝到家貓，團隊會再回頭檢視是否有潛在污染的可能。</p> <p>11.遵照辦理，已修正。</p> <p>12.當 OI 值變低時，表示該區域的黑熊變少或活動程度變低，可能移動到園區其他地區及園區外，未被相機監測到。移動原因推測與黑熊之植物性食物來源的物候變化較為相關。</p> <p>13.感謝委員的肯定。本研究人造衛星追蹤個體於追蹤期間皆未跨越中央山脈，但過往研究曾有東部個體移動至西部的記錄(Hwang et al. 2010)，而本研究的遺傳分析雖顯示東西側族群有基因交流，但無法確定交流年代，顯示中央山脈對東西部個體有一定的阻隔效應。團隊會再試著整合跨山域的基因交流檢測，嘗試回答個體移動與基因交流上的綜合影響。</p>
<p>曾喜育委員之審查意見</p>	
<p>1. p3-15 圖 3-10 的圖例不清，顏色對比不明顯，底圖的綠色漸層至白色表示什麼？黑熊分群套疊結果如何獲得 4 個潛在熱區的形狀？黑熊活動熱區與最大多邊形顏色難以區別？又 4 個「潛在熱區」與圖例說明的活動熱區有何區別？此圖可讀性不佳，建議重製。</p>	<p>感謝委員建議，圖將會重製。</p>
<p>2. p3-15 圖 3-10 的圖層與 p3-15-17 環境與植群、表 3-3 的說明不恰當，建議應使用臺灣植群圖於研究區資料，再佐以永久樣區資料，才能得到較佳說明；再者，4 個潛在熱區面積達 750-1,300ha 與單一林保署 40m×40m 永久樣區的空間尺度不一致，潛在熱區的植群組成並非永久樣區資料可以描述，此會造成解釋錯誤。</p>	<p>感謝委員建議，相關論述在文中在進行調整。</p>
<p>3. p3-19 請說明適存度的定義，以及說明文獻來源？</p>	<p>適合度等級 1-5 被本研究定義為非熱區，等級 6-10 定義為熱區，文獻來源為 P.2-97 資源選擇函數之黑熊分布潛勢預測數值。</p>

<p>4. P3-26-27 植物社會分類：本計畫研究重點不在於植物社會的「分類系統」研究，而是在於如何了解臺灣黑熊分布與植物社會之關係。此外，植物社會分類的探究上並沒有針對整個國家公園境內植群組成進行分類，僅使用 100 個樣區進行臺灣黑熊分布熱區植群的植物社會系統分類，樣區數明顯不足；因此建議僅需進行植群分型，了解植群型的特徵種與優勢種組成，並針對這些組成探討與臺灣黑熊分布關係即可。</p> <p>p3-45 植群分類結果並未針對植群系統分類描述進行更進一步的探究，因此在材類與方法似乎沒有其必要說明分類系統。若要進行植群分類系統研究，請進一步在研究目的與方法學參考劉靜瑜等(2006)臺灣中西部氣候區楠櫛林帶植群分類系統之研究，或其他植群分類系統研究的報告。</p>	<p>感謝委員建議，但此次使用分類系統之研究是為呈現植群型並非為僅為一個層次之數據，應為多層次之分類。</p> <p>感謝委員建議，將參照其他分類系統之研究進行撰寫。</p>
<p>5. P45-75 的群叢代號 a-i 與 DCA、CCA 的植群型代號不一致？請團隊統一。</p>	<p>感謝委員建議，已修正。</p>
<p>6. P3-31 請說明何謂相對重要值指數？其文獻來源？</p>	<p>相對重要值指數公式誤植，已修正。</p>
<p>7. 植群分類的分群建議參考 DCA 分析結果。</p>	<p>感謝委員建議。</p>
<p>8. P3-47-48 圖 21：本研究 100 個樣區中，有些樣區分布在 4 個潛在熱區，有些樣區不是，而這些不在潛在熱區的樣區其取樣意義為何？在整個研究計畫的結果與討論，似乎將這 100 個樣區都視為臺灣黑熊分布潛在熱區的植群，這顯示著取樣方法與結果討論似乎是不一致的？再者，試驗設計也沒有針對臺灣黑熊分布的「非潛在熱區」進行對照取樣比較？請團隊說明理由。</p>	<p>感謝委員提點，因本計畫統合兩種方式進行熱區之篩選，位於 k-means 熱區外，但適合度等級 6-10 之區域在本計畫中視為熱區，所以可能出現不位於 k-means 熱區中但為熱區之情形，適合度等級為 1-5 且位於 k-means 熱區外則為非熱區。撰寫時非熱區之描述有疏漏，將予以補足，且會進行與熱區之比較。</p>
<p>9. P3-35-45 瀕危植物、蕨類商數、特有種、植物生活型譜等植群組成特性並不是探討臺灣黑熊潛在熱區與植群組成關係研究的重點，兩者似乎沒有直接的關聯，亦或是研究團隊可以分析植物組成特性與臺灣黑熊之關係？因為計畫研究重心在於臺灣黑</p>	<p>感謝委員建議，此部分將進行調整。</p>

<p>熊分布的潛在熱區的植群組成特性，但試驗設計並沒有針對臺灣黑分布的「非潛在熱區」進行對照取樣比較。建議上述資料放在附錄即可，並提供點位供管理處參考。再者，植物生活型譜建議應依據植群型分別製作，否則會缺乏深入討論的意義；此部分即在 P3-89 討論植物生活型沒有太大意義，因為這章節並非針對臺灣黑熊分布植群型的植物生活型進行論述。p3-88 特有種的種類應放在結果非討論。</p>	
<p>10. P3-87 蕨類商數 7.30 並非是玉山國家公園整個園區範圍的結果，而是計畫研究區域的調查結果。請團隊修訂。</p>	<p>感謝委員建議，將重新研擬計畫區域之範圍建立方式。</p>
<p>11. p3-87-88 「國家公園東側受脅數量相對較少，可能因為路徑不明顯導致人為活動少，使得稀有植物得以生存。」請團隊詳細說明此推測原由。</p>	<p>感謝委員建議，已修正說明。</p>
<p>12. P3-76 的 DCA 的結果描述方式不適宜，請團隊再確認。</p>	<p>感謝委員建議，已修正。</p>
<p>13. 圖 3-41、3-42 與 3-43 植群型的圖例顏色差異不明顯，難以區別，建議圖重製。</p>	<p>感謝委員建議，已重製。</p>
<p>14. P3-90 「總結來看，環境因子特別是海拔、土壤 pH 值.....，顯著影響了臺灣黑熊棲地的植物群落組成，....。」此描述過度解釋計畫的調查結果。若依計畫調查方法中，此部分應是僅針對「臺灣黑熊 4 個潛在熱區」的植群進行分析！請團隊再確認。</p>	<p>感謝委員建議，已將植群之環境因子部份重新撰寫，將非熱區之環境因子補足。</p>
<p>15. 影響臺灣黑熊棲地利用的因素很多，研究團隊有 GIS 的專家，建議將植群組成、地理環境、人為影響等環境參數加入一起分析，應該可以讓管理處對臺灣黑熊的保育管理更全面了解。</p>	<p>感謝委員建議，相關討論請見第五章總結與建議。</p>
<p>吳立偉委員之審查意見：</p>	
<p>(一) 有關臺灣黑熊的調查部分： 1. 是否有建議方法提供給玉管處進行臺灣黑熊的持續監測工作，使用相機或是錄影方式？</p>	<p>1. 目前使用之紅外線自動照相機可以設定為同時照相和錄影，功能不會衝突，照相與錄影方式皆能計算 OI 值，設定錄影是為更詳細記錄黑熊的野外行為。其他經營管理建議提供</p>

<p>2. 以相機調查資料以及過往經驗，玉管處範圍內已知有多少臺灣黑熊個體?</p> <p>3. 相機的資料是否與分子分析結果相符?(如東西兩側園區的黑熊基因交流情形)</p> <p>4. 南橫區域未來是否有調查規劃?</p>	<p>於第五章。</p> <p>2. 過往研究以排遺檢測 DNA 結果顯示園區至少有 148 隻黑熊(Hsiao et al. 2022)。相機調查資料須搭配個體辨識，但目前黑熊個體辨識難度較高，實際族群估算較難以相機調查資料推估。</p> <p>3. 由於相機資料較難進行個體辨識，無法確認研究期間是否有個體跨越中央山脈移動。過往人造衛星追蹤有東部個體跨越園區中央山脈移動至西部的記錄(Hwang et al. 2010)，而本研究的遺傳分析則顯示東西側族群有 22.1-26.7%的基因交流，但無法確定交流年代，推測中央山脈對於東西部個體仍有一定的阻隔效應。</p> <p>4. 玉管處於南橫地區西側已有相關的黑熊監測計畫。根據本研究結果，建議其他地區也應持續相關監測。</p>
<p>(二) 有關植群調查部分：</p> <p>5. 植物相調查結果將影響後續玉管處的生物分布調查資料(如植食性昆蟲的調查規劃)，是否有後續植物調查規劃能提供給玉管處參考?</p> <p>6. 植群調查整體而言十分清楚，了解調查除了植物種類、植物相以及環境因子、植物與黑熊之間的相關性研究。有關黑熊利用的植物種類，是否根據此研究能畫出一個每個月或者每個季節區間黑熊主要利用的植物性食物來源，我相信對於黑熊能利用的植物種類會有一個初步的資料提供給社會大眾。</p> <p>7. 能以此研究所提供相關的植物向與臺灣黑熊相較來說，有沒有理由支持玉管處的轄區內有較其它地方更合適黑熊生存與棲息，其它植被環境是否也是潛在黑熊生存的区域?</p> <p>8. 時序-植物表僅出現在簡報而沒有在報告書中出現，建議成果報告書應納入。</p>	<p>5. 感謝委員建議。本研究建議玉山國家公園管理處可以與農業部林業及自然保育署花蓮分署進行相關合作，挑選臺灣黑熊偏好的食用植物進行造林。</p> <p>6. 感謝委員提點，已將各物種物候整理為附錄 3-4。</p> <p>7. 吳幸如老師於拉芙蘭地區的黑熊研究中，自動照相機也有拍到臺灣黑熊的身影，此次進行的植群調查，可看出於此地植物性食物名錄中樹種有出現時，相對應徑級也相當大，可能也為潛在黑熊適宜生存之區域。</p> <p>8. 感謝委員提點，可能書寫時有疏漏未將附錄之資料註記清楚將再次確認。</p>

(三) 有關遺傳研究部分：

9. 取得臺灣黑熊的遺傳物種，並進行後續的族群遺傳研究十分重要。本研究著手於不同 DNA 萃取方法優劣、樣本與野外保存時間，以及乾燥或者放入酒精中保存。整體而言清楚了解本次計畫的遺傳實驗的目的為建立非侵入性遺傳檢技術。
10. 從野外取得的毛髮樣本有進行 1-4 根方式以進行 DNA 萃取，在美秀老師的拍攝過程也有母熊帶小熊的紀錄，想了解不同個體的 DNA 毛囊取得後，看似無法從野外確認每根毛是否為同一來源，如果混不同毛囊進行實驗時，會不會將不同個體一同進行 DNA 萃取？另外一根毛囊萃取的 DNA 量很少，有沒有考慮使用 GenomiPhi 來增加 DNA 量？以便進行後續分析試驗？
11. P4-9、P4-10、P4-13、P4-17 與 P4-34 有很多 primers 的序列訊息，有些列為同一表會比較清楚，有一些有重覆，建議合併圖表或以另一個方式呈現會更清楚。使用的基因片段有 D-loop, Cytb, 16S, 12S，性別鑑定引子，看起來是測試黑熊族群的粒線體與核 DNA，但也有一些是測試不同物種的序列，建議一併匯整幾個表格來說明呈現更清楚。
12. 因為本計畫分子遺傳部分著重於分析設立，建議可以圖示說明取樣流程以及分析流程，讓不太了解遺傳分析的人可以理解研究方法的設計過程。
13. 測 DNA 濃度使用 Nanodrop，有沒有考慮使用螢光方式來測定？之前的經驗是 Nanodrop 的濃度測定會受到使用的 DNA extraction kit 及混入溶液內含物所影響。另外 P4-22 的表 4-3，請問不同 DNA 萃取及濃度表示是否有重覆次數提供檢驗？
14. P4-24 的試驗是以多少根毛囊進行分析的？
15. P4-28 表 4-7d 備註標示不清
9. 感謝委員的勉勵，團隊也期望此次的研究結果未來有機會實際應用於樣本採集。
10. 於野外熊毛陷阱採集到的毛髮數量其根數時常少於四根，若是有混到不同物種的毛囊的 DNA，在送定序後的結果會發現有混亂的峰值，得以辨認此份 DNA 是否含有多種物種。另外，考量到成本與我們無法確保每個毛囊樣本都是黑熊。如果每一組都使用 GenomiPhi，整體成本會大幅增加，因此需謹慎評估，以保持實驗的經濟效益。
11. 感謝委員建議，已於報告書中新增彙整圖表。
12. 感謝委員建議，已於報告書中新增流程圖示。
13. 另在 P4-22 的表 4-3 實驗皆為進行三重複試驗並取平均值後的結果。
14. 同材料方法的「圈養黑熊毛囊樣本 DNA 萃取」，每個處理組皆選擇 4 根具有毛囊的熊毛抽取基因組 DNA。
15. 感謝委員提醒，已於報告書中修正。
16. 感謝委員建議，已於報告書中新增分子研究流程圖。
17. 感謝委員建議，本次計畫目的著重於新的 DNA 萃取法方法學建立，及外國通用分子標記的檢測，未來會再整合多筆黑熊遺傳資訊，提供族群遺傳分析結果予管處參考。

<p>16. 分子研究流程應加入成果報告書中。</p> <p>17. 目前只有性別、分群的分析，是否有其他方面的族群遺傳資料可提供？如分子遺傳分析中的 inbreeding index，及有效族群量提供管理單位參考。</p>	
<p>(四) 其他部分：</p> <p>18. 如何宣導友善黑熊教育？有無可執行的方案可提供玉管處？</p>	<p>18. 可於園區內遊客中心提供解說教育、友善黑熊之文宣品等，園區外可於鄰近部落舉辦教育講座或與地區性民間團體合作宣導。其他相關建議詳見第五章。</p>
<p>本處內部委員之審查意見</p>	
<p>(一) 處長意見：</p> <p>1. 本次研究所採集到的遺傳樣本之個體，與前期研究之 139 隻個體是否有所重疊？</p> <p>2. 本次針對臺灣黑熊之全園區普查之相機資料，是否能集中檢視特定時間區間加以個體辨識以獲得個體數量之資訊？</p>	<p>1. 根據 8 組微衛星標記的基因型組合，初步判斷是沒有重複個體的可能。</p> <p>2. 目前除有頸圈或耳標之個體外，要辨識其餘黑熊個體實屬困難。比對過往研究捕捉之個體資料，其胸前白 V 雖可能有細微個體差異，但難以在相機中明確辨識，雖綜合體型及出現時間或可勉強辨識個體，但可靠性較低，可能無法排除重複出現之個體。檢視監測期間各月分拍攝到的黑熊影片，記錄最多臺灣黑熊有效個體之月份為 2022 年 12 月，共出現 53 隻。</p>
<p>(二) 解說科意見：</p> <p>3. P2-97 圖 2-43 資源選擇函數模式預測棲息適合度分布圖與 P3-47~48 圖 3-21 植群樣區設置圖的底圖應為相同的(同樣都是 10 級色差呈現)，但報告內這兩組(圖 2-43；圖 3-21)的底圖並不相同，植群樣區選擇的底圖是否為舊版本？</p>	<p>3. 感謝管處的提點，圖層誤植將予以修正。</p>
<p>(三) 保育科意見：</p> <p>4. 受託團隊期末報告提供許多園區黑熊出沒之季節、熊喜愛的植物資源概況資料豐富也釐清了野外黑熊族群的分布，以及時空利用之詳細資料，仍請協助補充以下事項，以利本報告之完整性：</p> <p>(1) 請團隊協助補充相關經營管理建議意見包含：未來在玉山國家公園黑熊族群長期監測之方法學建議，及倘若以全臺國家公園大尺度的黑熊族群監測建議。</p>	<p>4. 感謝建議。</p> <p>(1) 關於長期監測可參考第貳章討論(p2-101)，及第五章建議(p5-1)。</p>

(2)有關海拔似乎為影響黑熊出沒及棲地利用之重要因素，因此占據率的海拔估算須較嚴謹詮釋，想請教海拔的估算以佔據率模型 4*4 km² 方格的資訊是以平均值或單一數值?如何減少山區海拔跨幅大造成的估算偏差。

(3)熊有扒樹皮的行為習性，在日本黑熊因族群量大，造成森林危害情形較為顯著，想請教團隊在現地調查時，是否有觀察到樹木被破壞的情形?另外，因為玉山園區多數為天然林多為極盛相林相接近老熟林相，根據團隊的資料，黑熊似乎對林木徑級有偏好，也反應出黑熊喜歡的林相為演替中的林相，在國家公園天然林採取天然更新演替的前提下，林木的老化是否可能影響黑熊的食物來源?在棲地維護上，是否有需要注意，或加強保育的地方。

(4)從過往塔塔加至玉山主峰的植物物候調查成果發現，因近年氣候暖化，山區長期高溫，使得薔薇科、菊科為主的開花植物延長花期及延遲結果期，而根據貴團隊之資料有發現黑熊在 12 月(冬季)的出現頻率也蠻高的，與我們預期冬季熊活動量較低有落差，是否為植物結果期延後對黑熊出沒造成影響?

(2)占據模型之海拔圖層為先利用 Zonal Statistic 功能計算每個 2x2km² 網格之海拔平均值，再以 point sampling tool 萃取相機樣點之海拔高度。海拔跨幅之差異則是以協變量地形崎嶇度指數呈現。

(3)目前野外調查及相機監測結果中，有觀察到黑熊磨擦樹皮的行為，但並未對樹木造成嚴重損害。雖黑熊取食蜂蜜時會扒開樹幹造成結構破壞，但數量不多，調查期間僅觀察到 21 筆蜂窩食痕。而林木老化可能會導致結實數量減少，但於現今的成熟林之現狀看來，要保持極盛相不難，應於近年內不易改變，另外則建議玉管處可建立臺灣黑熊喜愛之樹種園，可使大眾更易了解臺灣黑熊。

(4)全球沸騰之狀態可能將影響玉山國家公園境內之樹種物候，臺灣黑熊可利用之樹種選擇可能會更限縮。

5. 報告書引用格式已改善許多，但仍有零星不一致處，如作者和年份之間是否須加逗號，在文中出現兩種版本，再請團隊檢視。

5.遵照辦理，將重新檢視並修正。

6. 報告書中有部分文稿有標點符號缺漏、錯字或文意須再通順之處，本科有發現之部分表列於下方，請團隊參考並整體重新檢視。

6.感謝委員悉心建議，已重新檢視此部分後全數修改。

頁碼	段落文字及建議修改處(紅色標註)	備註
P3-1	這些資訊有助於玉山國家公園一對於植物資源經營方針之制定、清查、保	標點符號刪除

	育、保護區規劃等(蘇鴻傑 1995；楊勝任 2009)	
P3-2	以蕨類植物物種數及被子植物物種數的比比例來進行評估	贅字
P3-3	，數值將會較低通常小於 1 之地區大多是於雨量稀有或有明顯之乾濕季且於當地主要組成之物種為一年生之被子植物的地區，則大多為冷溫帶且半地中(Hemicryptophytes)之物種也就是大多為兩年生或多年生之草本於該地區有較優勢的情形出現	應為段落貼上 時有誤，請重新檢視
P3-5	本研究依 Raunkiaer(1934)植物生活型分為挺空植物、地表植物、半地中植物、地中植物以及一年生種子植物	錯字
P3-5	如一般小灌木或亞灌木植物，如圖 3-2 的 2、3 號植株。	缺標點符號
P3-15	其中以 A、B 兩區為最主要活動區域，A、B、C 區為八通關越嶺步道(南安置至大分路段)	錯字
P3-15	溪流以樂樂溪為主	建議整篇文章 統一稱呼樂樂 溪或拉庫拉庫 溪
P3-21、25	(蘇鴻傑，1987a)	引用文獻格式 統一(加上逗 號與否)
P3-27	胸高，級株數需達 25 株以上方予以討論	缺字
P3-49	奧瓦韋(<i>L. obscurevenulosus</i>)	奧瓦葦?

P3-87	而東側的八通關越嶺步道(瓦拉米步道)受脅威物種數相對較少，可能因為靠近抱崖山屋和多美麗山屋的地形崎嶇、路徑不清，導致人為破壞較少，使得稀有植物得以生存。	前後文邏輯不連貫。	
P3-93	本研究占 13.4%，與楊勝任(2009)南安至大分地區調查占 67.83%→相比	書寫問題，標點符號位置應再檢視	
P3-95	可得知此林相較少變化維持其植群型之優勢種或特徵種之情形。	句型較不通順，建議檢視後改寫	
7. 圖 3-44、45 核密度分級和植物熱區在圖上的標示皆以色塊之方式呈現會互相干擾。			7.感謝管處建議，已重製此圖。
8. 報告書 3-42 頁：「結果顯示，47 個樣區未記錄到受威脅物種，分別為樣區 4、12.....62、75。具備 3 種受脅威物種的樣區共有 7 個，編號為 3、33、65、66、72、76、99。」此段落直接將近 100 個樣區直接羅列在文內恐難以閱讀及理解，建議製成圖表以利閱讀。			8.感謝管處建議，已將此部分製作成表格。
9. 報告書 4-26 頁：「過去玉山國家公園『內』的救傷黑熊」，建議寫作「過去玉山國家公園內及周邊地區的救傷黑熊」			9.感謝建議，已修改。
10. 報告書 4-26 頁，依據自動相機紀錄資訊、及性別與核基因標記的擴增結果，是否表示目前 12 筆熊毛樣本中，有 9 筆來自於三隻個體?另外 3 筆(BB47、BB48、BB49)的個體鑑別在論文中似乎較少討論，希望團隊詳細說明。			10.這 9 筆資料中，經過自動相機與性別和核基因標記擴增結果，有 4 筆推測為母熊帶兩隻小熊；而其他 5 筆則推測為同一隻公熊。另外三筆資料依目前分析結果，因成功取得的基因型不足，較無法判定其個體鑑別。
11. 報告書 4-28 頁，建議表格 4-7 內的格線保留，才能知道備註的內容指的是哪些編號的個體，或是要敘明哪些是同母手足、那些推測為同個體。			11.感謝委員建議，已編輯表格 4-7 保留格線。
12. 附錄-第三次期中報告審查保育科意見：「黑熊占據率分布圖(圖 29)與臺灣黑熊於玉山國家公園樣區棲地適合度分布預測圖			12.造成兩者差異之原因主要為資料來源，以及不同預測模型對道路的預測趨勢差異所致，詳細內容已新增於第貳章占據模型之討

<p>(圖 36)結果略有不同，是否能將造成這些差異的可能原因列入討論？」，團隊回復為「兩種預測結果相異之處，也是團隊欲探討的問題之一，期末報告會補完此部分的討論。」。然期末報告尚未見此部分之分析或討論。</p>	<p>論。</p>
--	-----------