

110-111 年度壽山國家自然公園哺乳類動物族群與流浪犬現況調查計畫

成果報告書



國家自然公園管理處

中華民國 111 年 10 月

(本報告內容及建議，純屬研究小組意見，不代表本機關意見)

110-111 年度壽山國家自然公園哺乳類 動物族群與流浪犬現況調查計畫

受委託單位：國立清華大學

研究主持人：顏士清

研究人員：張高銘、陳怡潔、何欣澄、許文馨

研究期程：中華民國 110 年 4 月至 111 年 10 月

研究經費：新臺幣 248 萬元

國家自然公園管理處 委託研究

中華民國 111 年 10 月

(本報告內容及建議，純屬研究小組意見，不代表本機關意見)

目錄

圖次	III
表次	V
摘要	VII
Abstract.....	X
一、研究主旨	1
二、研究方法及過程.....	5
三、結果.....	22
四、討論.....	65
五、建議事項.....	70
六、參考文獻.....	73
附錄一、相機站基本資料表	81
附錄二、自動相機拍攝到之各物種照片	85
附錄三、餵食點現場照片	93
附錄四、評選會議委員意見回覆	96
附錄五、工作計劃書委員審查意見回覆	99
附錄六、期初報告委員審查意見回覆	109
附錄七、期中報告委員審查意見回覆	115
附錄八、期末報告委員審查意見回覆	124

圖次

圖 1、國家自然公園計畫範圍圖.....	6
圖 2、2021-2022 年國家自然公園遊蕩犬與野生哺乳動物調查，自動相機架設位置與地形圖.....	9
圖 3、半屏山遊蕩犬普查調查樣線.....	15
圖 4、大小龜山遊蕩犬普查調查樣線.....	16
圖 5、旗後山遊蕩犬普查調查樣線.....	17
圖 6、壽山遊蕩犬定期調查樣線.....	18
圖 7、壽山區自動相機調查，遊蕩犬貓與野生動物出現指數(平均值與 95%信賴區間)歷年比較.....	31
圖 8、2021-2022 年自動相機調查，國家自然公園範圍內各樣點遊蕩犬出現指數.....	33
圖 9、2021-2022 年自動相機調查，國家自然公園範圍內各樣點遊蕩貓出現指數.....	34
圖 10、2021-2022 年自動相機調查，國家自然公園範圍內各樣點山羌出現指數.....	35
圖 11、2021-2022 年自動相機調查，國家自然公園範圍內各樣點臺灣獼猴出現指數.....	36
圖 12、2021-2022 年自動相機調查，國家自然公園範圍內各樣點白鼻心出現指數.....	37
圖 13、2021-2022 年自動相機調查，國家自然公園範圍內各樣點鼬獾出現指數.....	38
圖 14、使用自動相機資料，以 kernel density method 評估遊蕩犬貓與野生動物的日活動模式.....	39
圖 15、2021-2022 年(a)壽山東線與(b)南線遊蕩犬定期調查，累積辨識個體數隨調查趟次變化情形.....	48
圖 16、2021-2022 年(a)壽山東線與(b)南線之樣線調查，遊蕩犬平均目擊隻次每	

月變化.....	49
圖 17、2021 年(a)半屏山、(b)大小龜山、(c)旗後山遊蕩犬普查，累積辨識個體數隨調查趟次變化情形.....	50
圖 18、2022 年(a)半屏山、(b)大小龜山、(c)旗後山遊蕩犬普查，累積辨識個體數隨調查趟次變化情形.....	51
圖 19、半屏山區現有遊蕩犬族群量未來 20 年變化預測.....	54
圖 20、半屏山區現有遊蕩犬族群量未來 20 年變化預測.....	54
圖 21、壽山區現有遊蕩犬族群量未來 20 年變化預測.....	55
圖 22、壽山區現有遊蕩犬族群量未來 20 年變化預測.....	55
圖 23、壽山東線與南線餵食點分布圖.....	59
圖 24、半屏山周遭餵食點分布圖.....	60
圖 25、2022 年壽山區遊蕩犬追蹤，個體定位點分布.....	63

表次

表 1、2021-2022 年壽山區第一組自動相機調查，相機站工作時數與各物種之有效張數	25
表 2、2022 年壽山區第二組自動相機調查，相機站工作時數與各物種之有效張數	26
表 3、2021-2022 年壽山區自動相機調查，各物種之出現指數	27
表 4、2021-2022 年半屏山、大小龜山、旗後山自動相機調查，各物種拍攝之有效張數	29
表 5、2021-2022 年半屏山、大小龜山、旗後山自動相機調查，各物種之出現指數	29
表 6、壽山區自動相機調查，遊蕩犬貓與野生動物出現指數歷年比較	30
表 7、單季節佔據度模式(single-season occupancy model)分析	41
表 8、壽山地區自動相機調查，各物種之偵測機率及相機品牌影響之係數值(β)與標準誤(SE)	42
表 9、壽山地區各物種之出現機率受到各種因子影響之係數值(β)與標準誤(SE)	42
表 10、2021 年 4 月至 2022 年 5 月壽山區遊蕩犬隻族群長期調查，犬隻數量、性別、絕育情形、斷肢情形、皮膚病情形	46
表 11、2021 年 4-7 月及 2022 年 4-6 月，國家自然公園遊蕩犬隻族群狀況普查，各區域犬隻數量、性別、絕育情形、斷肢情形、皮膚病情形	47
表 12、2021 年 4-7 月(第一期)及 2022 年 4-6 月(第二期)，半屏山、大小龜山、旗後山遊蕩犬族群狀況普查，兩期間之個體留存與新增情形	48
表 13、遊蕩犬族群變化趨勢模擬，使用之參數設定	53
表 14、國家自然公園及鄰近區域，遊蕩犬貓餵食點分布與概況	57
表 15、2022 年壽山區遊蕩犬追蹤個體基本資料	61
表 16、2022 年壽山區遊蕩犬追蹤，個體空間使用概況	62
表 17、2013 年至 2022 年 7 月，國家自然公園野生動物遭犬隻攻擊傷亡事件數	

摘要

壽山國家自然公園範圍位於高雄市西側，為野生哺乳動物如：山羌(*Muntiacus reevesi*)、臺灣獼猴(*Macaca cyclopis*)、鼬獾(*Melogale moschata*)、白鼻心(*Paguma larvata*)等之棲地。但因鄰近市區，繁衍出數量龐大的遊蕩犬(*Canis familiaris*)族群，時常與野生動物發生衝突，嚴重違背國家自然公園「保存重要生態系統」的宗旨。遊蕩犬包含無飼主的流浪犬與有飼主的放養家犬，在本區以前者比例較高。本區過去曾進行兩次山羌與遊蕩犬族群調查，自 2018 年起積極辦理流浪犬捕捉絕育回置工作(後續簡稱 TNVR：Trap, Neuter, Vaccination, and Return)，以嘗試減少流浪犬數量。目前有必要重新了解犬、貓、山羌、及其他野生哺乳動物族群的狀態與變化趨勢，並評估 TNVR 的成效及犬隻對野生動物的威脅。

本計畫調查範圍包括壽山、半屏山、大小龜山、旗後山四區，進行以下主要工作項目：

1. 利用自動相機，調查野生哺乳動物與遊蕩犬貓族群狀態。壽山區 59 個相機站共工作 243,499 小時，遊蕩犬出現指數為 17.4 ± 31.9 (平均值 \pm 標準差)、遊蕩貓為 0.4 ± 0.9 、山羌為 2.4 ± 3.3 、臺灣獼猴為 16.7 ± 16.7 、白鼻心為 2.9 ± 3.7 、鼬獾為 1.4 ± 2.6 。半屏山、大小龜山、旗後山均發現遊蕩犬與遊蕩貓出沒，但均無山羌。半屏山另記錄到臺灣獼猴、白鼻心、鼬獾，大小龜山記錄到臺灣獼猴與白鼻心，旗後山則未發現野生哺乳動物。

壽山區資料與 2018 年的調查資料相比，遊蕩犬的平均出現指數下降 35.4% (統計上未達顯著)，但山羌的平均出現指數顯著下降 92.6%。遊蕩犬不論在空間分布上或活動時間上，均與野生哺乳動物明顯重疊，造成嚴重的威脅，特別是山羌已出現區域性滅絕的可能性，因此建議必須加速對犬隻數量的控制。

2. 使用佔據度模式，評估影響野生哺乳動物出現機率的因子。結果顯示臺灣獼猴分布廣泛，不受任何因子影響；山羌、白鼻心、鼬獾的出現機率都和犬出現指數成反比，山羌、鼬獾的出現機率和與道路距離成正比。
3. 使用隨機遭遇模式，估計壽山區遊蕩犬密度為 45.1-86.7 隻/km² (95%信賴區間)。使用自動相機距離取樣法，估計遊蕩犬密度為 44.3-47.8 隻/km² (95%信賴區間)；估計山羌密度為 5.4-6.8 隻/km² (95%信賴區間)，數量 50-63 隻。
4. 使用樣線調查，一年期間每月調查 2 次，在壽山東線累積記錄到 94 隻遊蕩犬個體，雌犬絕育率 78.8%，在壽山南線累積記錄到 215 隻遊蕩犬個體，雌犬絕育率 89.5%，全年共發現 1 隻幼犬。

在半屏山、大小龜山、旗後山分別進行兩次遊蕩犬普查(2021、2022 各一次)，半屏山族群量分別為 72、77 隻，第一年的個體留存到第二年的比例為 50.0%，雌犬絕育率分別為 37.1%、74.3%。大小龜山族群量分別為 5、8 隻，雌犬絕育率分別為 100%、33.3%，兩期調查記錄到的個體完全不同。旗後山族群量分別為 11、12 隻，雌犬絕育率均為 100%，兩期間的留存率 63.6%。

影響動物族群變化的主因包括出生、死亡、遷入、遷出等，調查結果顯示 TNVR 行動在抑制壽山區犬隻出生的成效十分顯著，在半屏山區還有加強空間；但各區都持續有新犬從區外遷入，導致犬隻數量控制之成效不明顯。

5. 利用絕育比例及其他可能影響族群量變化之參數，評估遊蕩犬族群量未來的變化，及 TNVR 可能改善的方向。評估結果顯示，即使在高強度 85%絕育率與無任何新個體移入的最佳情境下，仍需要超過 10 年才能讓族群接近消失。只要有新個體移入(也是實際情況)，便會嚴重破壞絕育達成的控制效果，若絕育率未能長年維持，控制效果也會消失。建議必須加入移除安置方案，以抵銷新個體移入的影響，加速遊蕩犬族群量的下降。

6. 調查民眾餵食遊蕩犬貓之位置與概況。共發現餵食點：壽山東線 7 處、壽山南線 19 處、半屏山 11 處、大小龜山 4 處。絕大多數餵食點位在山腳下、靠近馬路處，食物可概分為飼料、肉類、廚餘三類。大多數地點都十分髒亂，腐敗的食物及其包裝垃圾四散。建議對應之主管機關必須加強取締、宣導、及清潔環境。
7. 使用 GPS 項圈追蹤遊蕩犬，以瞭解犬群活動範圍與空間使用。共捕捉 3 隻流浪犬進行追蹤，三隻個體之平均日移動速度為 2.165 km/日，活動範圍面積分別為 74.6、85.2、2.5 ha，位在自然環境的定位點比例分別為 94.2%、100%、0%。根據以上分析結果推測，野生動物在壽山區可能沒有任何安全區域，隨時都有與犬隻遭遇的機會。
8. 以社群網站(臉書)經營網路平台，接受民眾通報園區內野生動物的傷亡案例，蒐集並彙整相關資料。2021 年 4 月開始於壽山現場及網路平台推廣民眾加入，社團人數共 208 人，2022 年 5 月因故停止營運。營運期間無人通報野生動物傷亡案件。整合過去 2013-2022 的野生動物傷亡通報資料，共有 41 筆山羌遭狗攻擊案件，但 2020-2022 總共只有 3 件，間接佐證本區山羌數量已大幅減少。
9. 根據以上研究結果，建議必須管理及禁止餵食行為，必須維持目前的高絕育率並擴及周遭之園外區域，必須監測及處理新遷入之犬隻，並且必須啟動移除安置方案，不能僅仰賴 TNVR。

Abstract

The National Nature Park is located on the west side of Kaoshiung City, offering habitat for wild mammals such as Reeve's muntjac (*Muntiacus reevesi*), Formosan macaque (*Macaca cyclopis*), ferret badger (*Melogale moschata*), and gem-faced palm civet (*Paguma larvata*). However, free-roaming dogs (*Canis familiaris*) also occur in the park and threaten wild mammals. The conflict between dogs and wildlife is against one of the goals and objectives of the National Nature Park, i.e. conserving the important ecosystem. Since 2018, the administrators applied a Trap, Neuter, Vaccination, and Return (TNVR) method to control the population size of dogs. Now, this method has been implemented for several years. An evaluation of the effectiveness of this management action is essential. In addition, an estimation of the present population status of dogs and muntjacs, as well as cats and other wild mammals is also required. By comparing with the previous surveys in 2014 and 2018, we would reveal the long-term changes of population status.

The study area included Shoushan, Banpingshan, Gueishan, and Qihoushan. The following items were accomplished.

1. We carried out a camera trap survey for the relative abundance and distribution of dogs, cats, and wild mammals. The 59 traps in Shoushan totally operated for 243,499 h. The occurrence indices were 17.4 ± 31.9 (mean \pm SD) for dogs, 0.4 ± 0.9 for cats, 2.4 ± 3.3 for Reeves's muntjacs, 16.7 ± 16.7 for Formosan macaques, 2.9 ± 3.7 for gem-faced palm civet, and 1.4 ± 2.6 for ferret badger. Free-roaming dogs and cats also occurred in Banpingshan, Gueishan, and Qihoushan, but Reeves's muntjacs did not. Moreover, Formosan macaques, gem-faced palm civets, and ferret badgers were observed in Banpingshan. The former two species were observed in Gueishan. No wild mammals occurred in Qihoushan.

By comparing the data of 2018, we found that the relative abundance of free-roaming dogs decreased by 35.4% (but not statistically significant), and that of Reeves's muntjacs significantly decreased by 92.6%. The activity of dogs overlapped spatially and temporally with wild mammals, leading to serious threats. The muntjacs are facing a risk of local extinction. Therefore, we suggest that actions to reduce dog population size must be accelerated.

2. We used occupancy modeling to estimate the occurrence of wild mammals. The results suggested that Formosan macaques had a widespread distribution, not being influenced by any environmental factor. For muntjacs, gem-faced palm civets, and

ferret badgers, the probability of occurrence was negatively correlated with the relative abundance of dogs.

3. We estimated the density of free-roaming dogs in Shoushan as 45.1-86.7 no./km² and 44.3-47.8 no./km² (95% confidence interval) by using a random encounter modeling and a Camera Trap Distance Sampling method, respectively. By the latter method, we estimated the density of muntjacs as 5.4-6.8 no./ km², indicating a population size of 50-63.

4. In Shoushan, we carried out a line survey with a frequency of 2 times per month during a 1-year period. In the Shoushan east line and south line, we totally recorded 94 and 215 dog individuals with 78.8% and 89.5% sterilization rates for females, respectively. During the 1-year period, only one pup was observed.

In Banpingshan, Gueishan, and Qihoushan, we conducted two population censuses for free-roaming dogs in April-June of 2021 and 2022. The population size of Banpingshan was 72 and 77 with 37.1% and 74.3% sterilization rates for females, respectively. The population size of Gueishan was 5 and 8 with 100% and 3.3% sterilization rates for females, respectively. The population size of Qihoushan was 11 and 12, respectively, with a 100% sterilization rate for females. The proportions of individuals that stayed from the first census to the next were 50.0%, 0%, and 63.6% in the three areas, respectively.

Factors to influence population size include birth, death, immigration, and emigration. The TNVR method effectively prevented the birth of pups at Shoushan, but not at Banpingshan. However, the unceasing immigration resulted in population control being ineffective.

5. We applied a population viability analysis with life history parameters to simulate the population size of free-roaming dogs in the future 20 years. The results suggested that in the best scenario, i.e. 85% female sterilization rate and zero immigration, it will take more than 10 years to eliminate the population. The effect of population control by TNVR method would become invalid as long as immigration occurs (real-world scenario) or the sterilization rate drops. We suggest that a dog removal action should be conducted to decrease the population effectively and efficiently.

6. We recorded the location and general situation of dog/cat feeding sites. There were 7, 19, 11, and 4 feeding sites observed at Shoushan east line, Shoushan south line, Banpingshan, and Gueishan, respectively. Most sites were located at the foot of hills and close to roads. Food types included dry feed, meats, and kitchen waste, constituting a messy environment. We suggest the administrators prohibit feeding, educate the feeders, and clean up the environment.

7. To study the space use of free-roaming dogs, we tracked 3 dogs with GPS collars. The mean movement speed was 2.165 km/day. The home range sizes were 74.6 、 85.2 、 2.5 ha, respectively. There were 94.2% 、 100% 、 0% of fixes located in natural environments. By their large coverage of the natural environment of Shoushan, we suggest wild mammals were under dog threat in the whole Shoushan, no shelter was available.

8. We created an online club on Facebook to receive notifications of dog attack cases from people. We promote the club both in situ and online, and a total of 208 people joined. The club ceased operation in May 2022. No dog attack case was received during its operation. We then collected dog attack cases in National Natural Park during 2013-2022. A total of 41 muntjacs were attacked by dogs. However, only 3 cases happen in 2020-2022, which is indirect evidence to prove the serious reduction of muntjacs.

9. According to our study, we suggest 1. dog feeding should be controlled and prohibited; 2. the high sterilization rate of Shoushan should be maintained and expanded to the neighboring areas; 3. immigration of dogs should be monitored and prevented; 4. a dog removal action should be launched.

一、研究主旨

(一)、緣起

壽山國家自然公園位於高雄市西側，為南臺灣的都會區保存一塊珍貴的自然環境，具有特殊的高位珊瑚礁地形(齊士錚等 2013)，也是多種野生動植物的棲地(劉和義等 2015)，野生哺乳動物有山羌(*Muntiacus reevesi*)、臺灣獼猴(*Macaca cyclopis*)、鼬獾(*Melogale moschata*)、白鼻心(*Paguma larvata*)等(張學文等 2014a)。但因鄰近市區，過去常發生民眾棄養犬隻(*Canis familiaris*)情形，犬隻多年來持續繁衍、遷入，再加上民眾的餵食，無主流浪犬的數量逐年增加，再加上鄰近區域部分居民的放養家犬，形成數量龐大的遊蕩犬族群，時常與野生動物發生衝突(張學文等 2018)，特別是山羌與臺灣獼猴，已有多筆遭犬隻攻擊致死的紀錄，嚴重影響國家自然公園「保存重要生態系統」的宗旨。

為了避免犬隻干擾野生動物棲地，同時兼顧動物福利，最好的方法應將犬隻捕捉後安置於環境良好之收容所，並進一步送交民眾認養。但自從 2015 年動物保護法修法、2017 年正式實施，不再以收容過久無人認養為由，對收容個體施行安樂死，此舉雖顧及動物的生存權利，但也同時導致各地收容所嚴重滿載，難以收容新進犬隻，因此許多地方於近年改採 TNVR(Trap 捕捉、Neuter 絕育、Vaccination 施打疫苗、Return 原地回放)法，希望能藉由絕育來降低出生率，進而減少流浪犬數量。

壽山國家自然公園在 2014 年與 2018 年分別進行山羌與遊蕩犬族群調查(張學文等 2014b; 2018)，發現這段期間山羌的族群量大致持平，估計約 193-550 隻，但流浪犬的數量大量增加，估計已成長至 406-1014 隻。2018 年下半年起，國家自然公園管理處委託臺灣之心愛護動物協會進行 TNVR 行動，截至 2020 年為止，已絕育並回置流浪犬約 400 隻(以母犬為主)，移除安置流浪犬約 150 隻。經過兩

年半的高強度 TNVR 行動，應再次調查犬隻族群的數量及變化趨勢，以評估 TNVR 的成效，也必須重新了解野生哺乳動物目前的族群狀態、變化趨勢、及受犬隻威脅的程度，方能擬定有效的管理策略。

(二)、研究背景

犬(*Canis familiaris*)被人類馴化之後，隨著人類遷徙，成為世界上分布最廣泛的食肉目動物之一，也是威脅性很高的外來入侵種(Lowe et al. 2000)，對許多地區的原生生態系產生嚴重負面衝擊(Vanak and Gompper 2009)，影響方式包括獵捕、資源競爭、疾病傳播、雜交……等(Yamaguchi et al. 2004; Silva-Rodríguez and Sieving 2012; Soto and Palomares 2015)，目前已被證實威脅許多瀕危物種，甚至造成許多物種滅絕(Doherty et al. 2017)，已成為全球性的重要保育問題(Hughes and McDonald 2013)。由於犬為機會性掠食者，食性十分廣泛(Boitani et al. 1995)，且具有群體狩獵的能力，是對野生動物極具威脅性的掠食者。在獲得人類食物供給的情況下，更可能形成高密度的遊蕩犬族群，對野生動物造成更強烈的負面衝擊(Gompper 2014; Vanak and Gompper 2009)。

臺灣估計有1,235,218隻家犬(2021年)及155,869隻遊蕩犬(2020年)(動物保護資訊網，<https://animal.coa.gov.tw/>)。目前已有許多遊蕩犬隻傷害野生動物的案例，顏士清等(2015)的研究顯示犬隻威脅麝香貓(*Viverricula indica*)族群，2012-2014年間記錄到3筆麝香貓受犬隻攻擊致死案例；Yen et al. (2019a)利用自動相機長期監測資料，評估遊蕩犬及遊蕩貓(*Felis catus*)對陽明山國家公園野生哺乳動物活動的影響，結果顯示犬的出沒會導致物種豐富度下降，且野生哺乳動物在春季時會避開犬的活動時間，可能與繁殖育幼有關；墾丁地區的梅花鹿(*Cervus nippon*)復育族群，有多起受犬隻攻擊致死的案例(鄭筑云 2003)，且至今仍不時發生；臺北市立動物園救援的受傷野生穿山甲(*Manis pentadactyla*)中，有20-30%是遭受犬隻攻擊(Chao et al. 2005)，在屏東科技大學野生動物收容中心的穿山甲救傷個案中

，疑似遭犬隻攻擊導致的創傷佔所有創傷案件中的20.4% (Sun et al. 2019)，在特有生物研究中心野生動物急救站之穿山甲救傷個案，遭動物攻擊的比例則為5.1% (王等 2011)，但到了2018-2020年，比例上升為超過15% (野生動物急救站，未發表資料)；甚至棲息於濕地水域的保育類黑面琵鷺(*Platalea minor*)也可能遭犬隻獵殺(台南鳥會 私人通訊)。此外，犬瘟熱病毒(canine distemper virus)威脅野生鼬獾(*Melogale moschata*)，小病毒(carnivore protoparvovirus)威脅野生石虎(*Prionailurus bengalensis*)，而犬隻很可能是導致這些病毒傳播與流行的保毒物種(Chen et al. 2008; 2019)。因此，如何監測犬隻對自然環境的影響，並且有效管理遊蕩犬隻，已是我國生物多樣性保育目前面臨的嚴峻挑戰。

此外，任犬隻流浪在外，也有動物福利的疑慮。國外文獻顯示流浪犬的壽命很短(Morters et al. 2014b)，在許多地方可能小於三年(Beran 1985; Kitala et al. 2001)，並且常有疾病問題(Chee et al. 2008; Morters et al. 2014a; Wiryana et al. 2014; Cortez-Aguirre et al. 2018)。在臺灣陽明山區的研究發現，有5.1-8.8% 的遊蕩犬具有斷掌或斷肢，14.2-18.1%的個體具有皮膚病，血液檢測亦發現至少三分之一的犬隻有健康疑慮(貧血、發炎、血液寄生蟲...等)(Hu et al. 2019)，另外也發現犬隻感染焦蟲病與弓蟲病，與野生動物具有共通的體外寄生蟲，平均年存活率為44.7% (95%信賴區間32.7-56.1%)(顏士清等 2019)。因此，就動物福利的考量，也應該設法盡量避免犬隻在外流浪。

近年來，TNVR法被越來越多國家推行，用以減少遊蕩犬、貓的族群量，相較於過往的安樂死，此方法的好處是能顧及動物的生存權及民眾的情感(Patter and Hovorka 2016)，並且減少族群的整體死亡數量(Boone et al. 2019)。但達成門檻很高，需要滿足許多條件，包括：高絕育率、無新個體遷入、確實追蹤管理每隻個體、等待多年使其老死...等，才可能奏效(Boone 2015; Read et al. 2020)。因此目前雖然已有多篇研究論文以數學模式探討TNVR法的族群量控制效果(e.g. Schmidt et al. 2009; Belsare and Vanak 2020; Yoak et al. 2016)，但實際執行並且具

有實證成效的案例仍十分少，且這些案例仍受到許多的限制(Foley et al. 2005; Totton et al. 2010; Kreisler et al. 2019)。Kennedy et al. (2020)對遊蕩貓的族群管理實際案例進行文獻回顧，結論認為家貓絕育、TNVR、捕捉移除三者必須同時進行，且維持時間多年，才能讓遊蕩貓數量顯著下降，若僅單用TNVR法或執行時間不夠長，成效極微。國家自然公園近幾年積極進行流浪犬TNVR工作，提供一個絕佳的機會，檢視TNVR在我國實際應用的成效。

(三)、預期目標

1. 進行國家自然公園園區內野生哺乳類動物族群調查，包含物種、分布、相對數量、出沒熱點...等，並利用張學文等(2014b、2018)之調查資料，分析山羌族群數量的長期變化。
2. 進行園區遊蕩犬族群調查，包括數量、分布、偏好環境，並調查其絕育比例及繁殖概況，評估長期族群變化趨勢。
3. 分析山羌等野生哺乳類動物與遊蕩犬之空間關聯，及評估犬隻對野生動物威脅之高風險區。
4. 評估本區歷年來遊蕩犬 TNVR 與移除安置工作成效，並提出經營管理的建議。
5. 調查園區內民眾餵食點分布情形，並分析區內遊蕩犬的食物類型。
6. 使用 GPS 項圈追蹤遊蕩犬，以瞭解犬群活動範圍與空間使用。
7. 以社群網站(Facebook)經營網路平台，接受民眾通報園區內野生動物傷亡案例，蒐集並彙整相關資料。
8. 依本處所提供之格式填寫生物資源研究調查表電子檔，並配合將相關資料登錄「臺灣國家公園生物多樣性資料庫與知識平台」。
9. 完成計畫成果報告書。

二、 研究方法及過程

(一)、研究地區

國家自然公園成立於 2011 年，位處高雄市西側，用以永續保育國家特殊景觀與生態系統，並提供育樂與研究功能。本區涵蓋面積 1,123 ha，屬於高位珊瑚礁地質，以淺山、丘陵地形為主，海拔最高 350 m(內政部 2018)。2016-2020 年間，本區年均溫 25.5°C，以 6-9 月平均 28.9°C 最高，12-1 月平均 20.5°C 最低，年均降雨量 2,088 mm，降雨主要集中在 5-9 月，約佔全年降雨量的 90%(氣象局鼓山測站資料，<https://www.cwb.gov.tw/>)。據張學文等(2014a)之動物資源調查與彙整之文獻紀錄，本區哺乳類動物計有 15 種、其中屬中大型者(體重 >500 g)有臺灣獼猴、鼬獾、白鼻心、山羌、及穿山甲(僅訪查紀錄)；鳥類 147 種(含外來種)；爬行類 22 種；兩生類 7 種；另有數量及種類豐富之無脊椎動物。

本計畫於壽山國家自然公園範圍內之以下區域進行(圖 1)，包括：北壽山特別景觀區(特 1)、壽山(管 2)、半屏山(管 1)、旗後山(管 3)、大小龜山(遊 1)，其中北壽山特別景觀區與壽山在本研究合稱為壽山區。總調查涵蓋面積約 1,110 ha。

壽山國家自然公園計畫(第1次通盤檢討)計畫圖

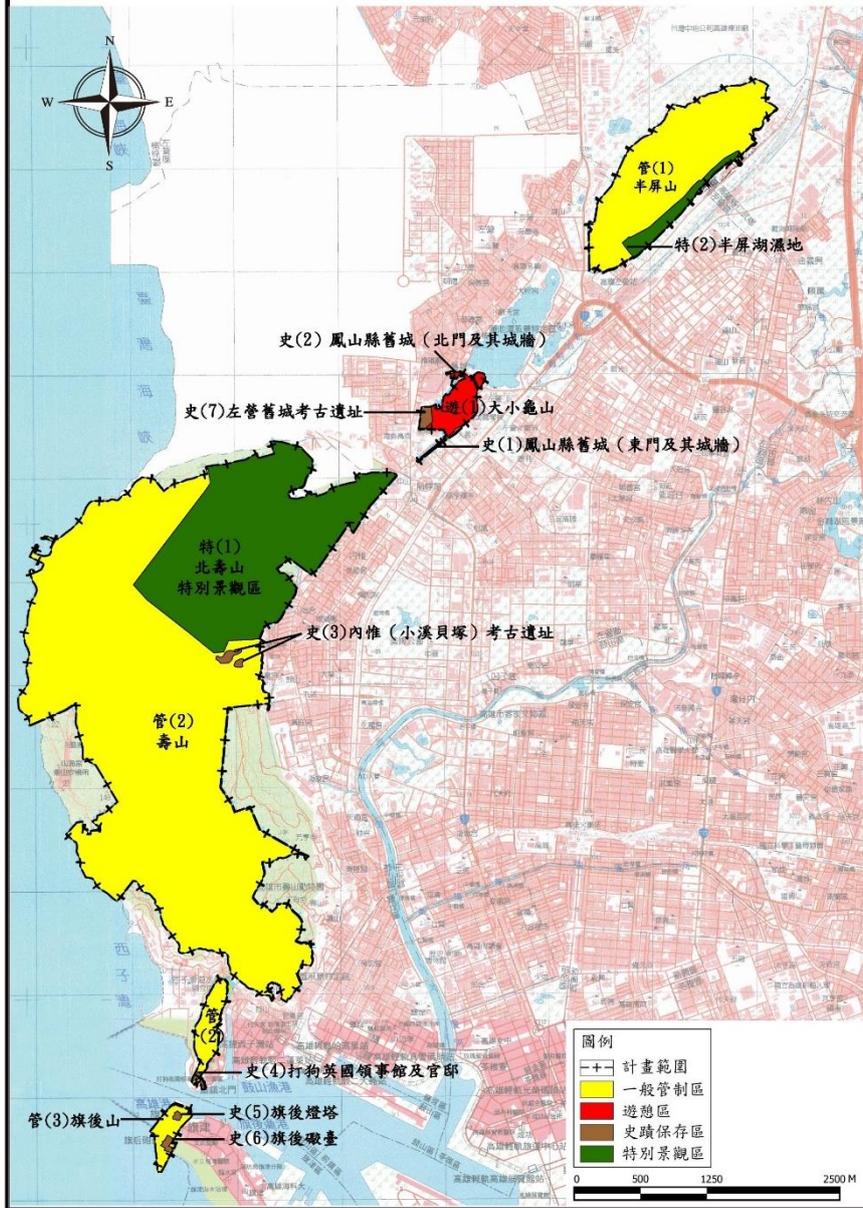


圖 1、國家自然公園計畫範圍圖 (出處：<https://nnp.cpami.gov.tw/>)。

(二)、野生哺乳類動物與遊蕩犬族群相對數量與分布調查

1. 自動相機架設方式

由於野生哺乳動物與遊蕩犬貓對人類的出現較敏感，我們主要使用自動相機進行調查，此器材的優點是不干擾動物行為，能夠連續多日、24小時不間斷的進行監測，節省人力與經費，且預期可獲得品質良好的資料 (Sunarto et al. 2013)。

為了能與過去研究資料互相比較，呈現動物族群長期變化情形，本計畫之自動相機架設原則與編號依循張學文等(2018)之設計，使用系統性取樣方法，利用TW67座標系統，在地圖上劃設7條平行經線與12條平行緯線，相鄰經緯線的間隔距離為 500 m，經緯線形成數十個交叉點及500*500 m 之正方形網格，選擇座落於園區範圍內之經緯線交叉點為第一組位置(圖2，分組編號：壽山一)、及各網格中心點為第二組位置(圖2，分組編號：壽山二)，兩組位置各進行約6-8個月的調查。若預定位點實際上受到環境或地形因素不適合架設，則在其周遭半徑25 m以內擇一恰當位置架設。

依照規劃原則，第一組相機預設應有38個站點，但D9所在位置為人造建物，而D1、D2、D3、E1、E2、E3、F1、F2位於軍事機敏區，無法取得架設許可，故實際為29個站點；第二組相機預設應有34個站點，但B'6所在位置為人造建物，而D'1、D'2、D'3、E'2位於軍事機敏區，無法取得架設許可，另保留D11(監測該獨立區塊，圖2)，故實際為30個站點。

因半屏山面積較小無法劃設網格，參考張學文等(2018)之架設方式，沿既有登山路線選擇3個位置進行架設(圖2，分組編號：其他區)，相機間距離約500 m，此外再於山腳下半屏湖旁設置一個相機站，共計4個站點。旗後山、大小龜山面積較小，由研究人員自行選擇適當位置各架設1個站點(圖2，分組編號：其他區)。

張學文(2018)的調查，壽山兩組相機間，位置輪替的時間間隔為1.5月，原因

是張學文(2014b)之調查發現，從未在相鄰之相機點位記錄到同一隻山羌個體，推測山羌在本區之活動範圍可能小於此距離，因此利用這樣的輪換來更全面的涵蓋調查樣區。但本研究使用的分析方法包括利用隨機遭遇模式(random encounter model, Rowcliffe et al. 2008)及自動相機距離取樣法(distance sampling with camera traps, Howe et al. 2017)來評估動物密度，及利用單季節佔據度模式(single-season occupancy modeling, MacKenzie et al., 2006)來評估各種環境因子對動物出現機率的影響，前兩者之實驗設計對於相機之間距並無嚴格要求，而後者則建議相機間的距離需大於一隻個體的活動範圍。綜合實驗設計及野外工作的考量，本計畫決定只移動一次位置，目的為增加取樣位點數量。

本計畫使用Reconyx HyperFire2 HF2X、Browning 8E-HP4 兩款自動相機，設定為每次觸發連拍5張，觸發間隔設為最短(Reconyx相機無間隔、Browning相機間隔1秒)，以求盡量不遺漏任何經過相機前的動物。調查期間每1.5-2個月更換一次相機電池及記憶卡。相機固定在樹上，離地約0.3-0.8 m，呈水平或些微的俯角。架設時盡量不干擾周遭環境，僅清除會明顯影響相機視野的植物，並以相機為原點，向正前方每隔2 m放一個簡易標示，以利後續的距離取樣法分析。為了後續能與前人資料整合分析，相機架設方法盡力與前人之方法一致，並設定相機品牌為變因置於統計模型中。

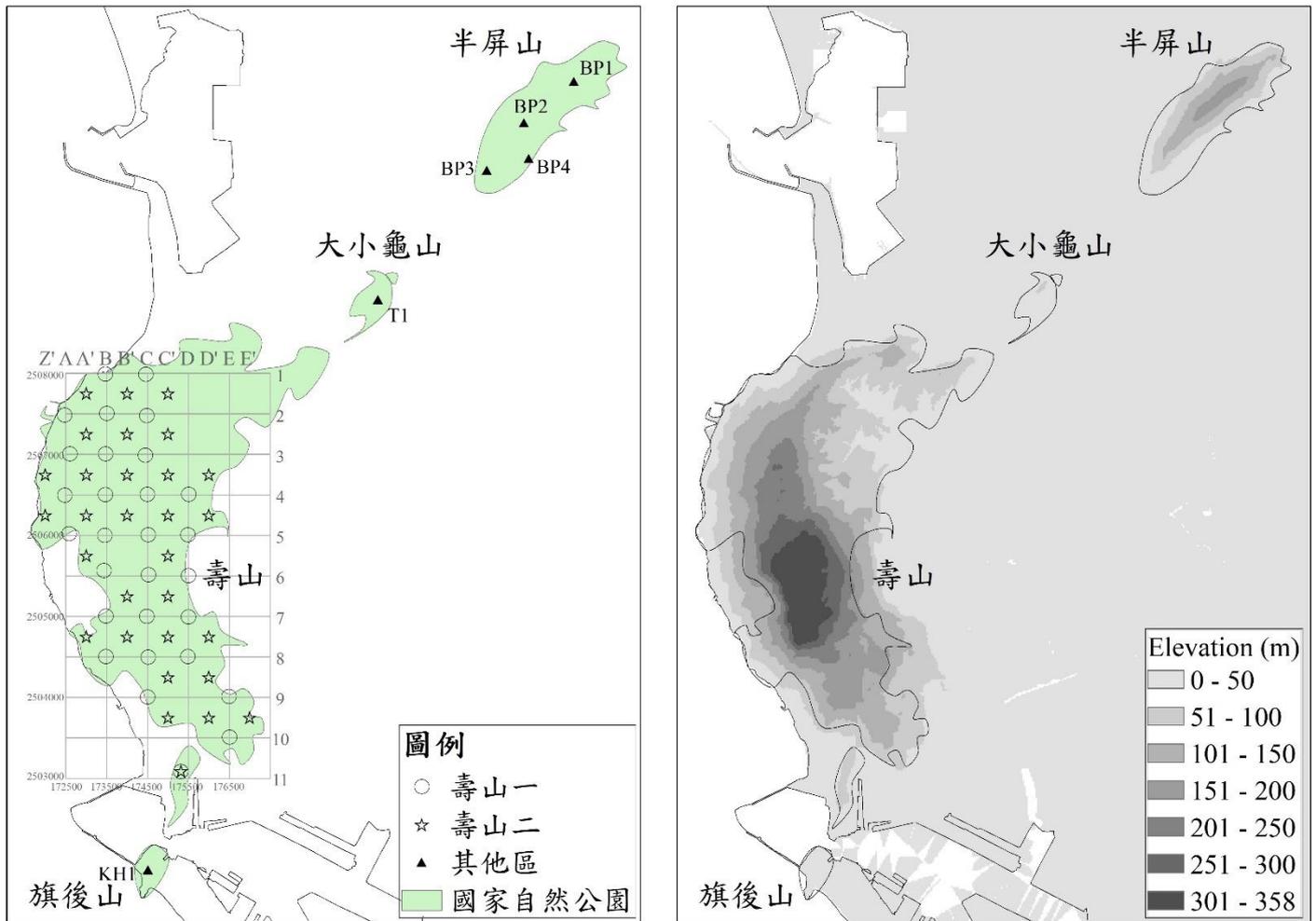


圖 2、2021-2022 年國家自然公園遊蕩犬與野生哺乳動物調查，自動相機架設位置與地形圖。圖中座標格式為 TWD67 二度分帶系統。

2. 相對數量與分布調查分析方法

為呈現樣區內野生哺乳動物與遊蕩犬、遊蕩貓的分布與相對數量概況，我們計算各相機所拍攝的動物照片總數及出現指數(occurrence index, OI；裴家騏等 1997；裴家騏及姜博仁 2002)，出現指數是把相機資料標準化的方法，即平均每一千小時所能攝得的目標動物有效照片數量，是評估動物族群相對數量的一種簡易方式(Kelly and Holub 2008; Rovero and Marshall 2009)。為避免同個體在短時間內重複被拍攝導致資料偏差，當同物種被連續拍攝時，間

隔 60 分鐘以上始視為有效紀錄，若間隔 60 分鐘以內但可辨識為不同個體，亦視為有效紀錄，若一張照片有兩隻以上的個體，則分別都視為有效紀錄，但由於臺灣獼猴為群居性，故以群為單位進行記錄。

出現指數可以作為動物相對數量的簡易指標，進行時間上與空間上的比較。為評估犬貓與野生動物的長期相對數量變化趨勢，我們計算本次調查所有相機的出現指數平均值，並以平均值 $\pm 1.96 * SE$ (標準誤)為 95%信賴區間，與張學文等(2014b、2018)的調查資料進行年間的比較，若 95%信賴區間不重疊，則視為統計上具顯著差異。在空間上的比較，使用本次調查所有相機資料，使用各相機站之出現指數，繪製各物種的分布與相對數量圖。

(三)、野生哺乳動物族群動態及受犬隻威脅之評估

本研究中，紅外線自動相機一共紀錄到四種中大型野生哺乳動物：山羌、臺灣獼猴、白鼻心、鼬獾，以及兩種外來種哺乳動物：犬、貓。我們採用單季節佔據度模式(single season occupancy model, MacKenzie et al., 2017)評估各物種的空間分布是否受到環境因子、人為干擾、或犬貓活動之影響。有別於傳統的出現指數計算與物種分佈模型，佔據模型使用偵測/未偵測(detection/ non-detection)資料以及重複取樣調查方法(Gálvez et al., 2021)，將物種的佔據機率(ψ)以及被偵測機率(p)分開估計，避免不完全偵測所造成的估計偏差(MacKenzie et al., 2002; Tyre et al., 2003)。

佔據度指研究樣區範圍被目標物種使用的比例，可用來進一步估計族群的相對數量，評估影響分布的因子。調查時段(survey period)中有記錄到該物種，則標記為1；若否，則標記為0。調查時段設定為每7天一個回合，可讓每個物種有足夠的偵測率($p > 0.10$)，同時不會因時間過長而喪失資料的精確性。

由於不同品牌的相機可能有不同的視野角度與偵測距離，可能會影響到物種偵測機率，因此將相機品牌列為偵測機率的變因。在估據度的估計中，我們假設各物種的出現機率，可能受到五種環境因子之影響：海拔、太陽輻射量、與道路最近距離(指汽車可通行之道路)、犬出現指數、貓出現指數。遊蕩犬貓之出現指數經過對數轉換，所有因子均經過z-transformation標準化處理。由於本區80%以上面積為熱帶/亞熱帶季節林或其他林地類型(劉和義等 2015)，多數相機站都位在相同植被類型之中，故我們並沒有將植被類型納入模型。

為避免環境因子間有顯著相關性，我們使用ArcGIS pro 2.9.3 (Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA, USA)，在樣區範圍內創建100個隨機點位並讀取其環境因子數值，接著利用軟體R (版本4.1.1)進行皮爾森相關性分析(Pearson Correlation Test)以估計隨機點位的環境因子關聯性，高度相關的兩個變因(相關係數 $|r| > 0.7$)將不會被放入同一個模型當中，篩選結果無任兩個變因具高度相關。針對犬出現指數與貓出現指數，我們利用所有相機站資料進行皮爾森相關性分析，結果發現具高相關性($r=0.85$)，因此在後續分析中，這兩個變數不會同時出現在模型裡。

(四)、遊蕩犬與山羌族群量

1. 壽山區遊蕩犬族群量估算

為評估壽山區的遊蕩犬與山羌之密度與數量，使用自動相機資料，採隨機遭遇法(random encounter model, Rowcliffe et al. 2008)與自動相機距離取樣法(distance sampling with camera traps, Howe et al. 2017)進行分析。

(1). 隨機遭遇模式

此模式基本概念為假設動物在樣區內隨機移動，因此設置多個監測樣點，以監測樣點的面積、動物的移動速度、監測時間長度、動物出現在監測樣點的次數，來推估動物族群密度。公式如下：

$$D = \frac{y}{t} \frac{\pi}{vr(2 + \theta)}$$

y 為取樣時段內動物出現次數， t 為取樣時段，本研究以一天為一個取樣時段，因此 y/t 即為平均每日的有效紀錄筆數； v 為動物每日移動距離，根據本研究之追蹤資料，設定為2.621 km/日； r 為相機拍攝距離，根據本次調查測量結果，設定為4 m； θ 為相機拍攝角度，在Browning HP4相機為53° (弧度0.93)，在Reconyx HF2X相機為43° (弧度0.75)，平均弧度0.849，標準誤0.0169。

隨機遭遇模式有三個前提假定：a. 動物以類似物理學中理想氣體分子的方式隨機移動，且不同個體間的移動不會互相干擾；b. 動物移動與自動相機的設置彼此互相獨立；c. 取樣族群為封閉族群，取樣期間內無出生、死亡、遷入、遷出。第一項假定在現實生活中難以達成，因為動物具有社會行為、並且會選擇合適的棲地，本研究以系統性取樣方式，以密集的網格設立監測點，應能一定程度減少此項疑慮；本研究應可符合第二項假定，因為自動相機對動物的干擾很低，且自動相機採系統性放置；關於第三項假定，壽山區為一相對封閉區域，遷入與遷出的狀況較少，若減少取樣時間，也可降低出生、死亡之影響，但取樣時間若太短，會導致觀察樣本數的不足，故經初步分析測試後，決定折衷以兩個月為取樣時間。

使用統計軟體R (version 4.1.3)及套件camtools (<https://github.com/MarcusRowcliffe/camtools>)進行分析。把資料每兩個月分為一組，分別進行一次估算。相機站運作超過10天才視為有效樣本進行分析，各組資料之有效樣本均超過25份。最後計算各組資料估計值之平均數與標準誤 (standard error, SE)，以平均數 $\pm 1.96*SE$ 為95%信賴區間。

本方法高度仰賴日移動速度參數之正確性(Gilbert et al. 2021)，在估算遊蕩犬密度時，運用本研究追蹤之犬隻個體の日移動速度進行計算。但本研究不使用此法估算山羌之族群密度，雖然張學文等(2018)曾進行該分析，參數值引用

Rowcliffe et al. (2008)使用的山羌每日移動速度8.27 km/日，但不同族群居住在不同地形環境，移動速度會有差異，以本研究樣區僅9.287 km²的大小而言，此參數值設定可能不合理，故在未能獲得更正確參數值的狀況下，我們決定不採行此法估算。

(2). 自動相機距離取樣法

本方法用來估算壽山地區遊蕩犬及山羌之密度與數量。傳統的距離取樣法主要以穿越線調查進行，基本概念為設置多條穿越線來對研究地區取樣，藉由動物的距離樣線的位置來估算穿越線的有效寬度，進而計算樣帶面積，再由記錄到的動物數量除以樣帶面積來計算族群密度(Buckland et al. 2001)。自動相機距離取樣法為近年新開發的方法，把穿越線調查改為自動相機調查(Howe et al. 2017)，其公式為：

$$\hat{D} = \frac{2t \sum_{k=1}^K n_k}{\theta w^2 \sum_{k=1}^K T_k \hat{P}_k}$$

其中 t 為自動相機拍照間隔時間，本研究依照相機反應速度與連拍間隔，設為5 秒鐘； n_k 為動物在樣點 k 的出現次數； T_k 為相機在樣點 k 的總監測時間； θ 為相機拍攝角度， w 為相機拍攝距離， θ 與 w 之設定值如前文所述； \hat{P}_k 為當動物出現在相機 k 的拍攝範圍內時被拍攝到的機率，因本研究相機之視野距離都很短，故設為1； K 為相機樣點總數。95%信賴區間以bootstrapping 隨機重複取樣各相機樣點進行估算。

此模式之前提假定同於一般的距離取樣法，包括：a. 動物之分布與相機架設之位置，兩者相互獨立；b. 當動物出現在相機偵測範圍內一定會被記錄到；c. 動物與相機間的距離能正確測量，以評估有效偵測距離；d. 當動物一進入相機偵測範圍時即被拍下。第一項假定疑慮不大，請見前文隨機遭遇模式所述；第二項假定可藉由降低相機架設高度，使其更接近目標物種體型，並挑選功能良好之相機

款式，來盡量達成；第三項假定，因本研究樣區植被較茂密、地形較多變，相機視野距離很短(平均約3.6 m)，故我們可以假設視野距離即為有效偵測距離；第四項假定則可藉由快速多張連拍、挑選功能良好的相機型號，使其趨近於符合。

本方法使用之照片資料以5秒為間隔，需要花費許多人力與時間來判讀照片資料，故我們挑選相機資料較完整的月份來進行資料整理與後續分析，分別為第一組相機9-11月及第二組相機3-5月的資料。

2. 半屏山、大小龜山、旗後山族群普查，及壽山區長期監測

半屏山、大小龜山、旗後山三個區域因範圍較小，可以用普查方式記錄所有個體，故以樣線調查法進行。此外，亦在壽山區劃設2條樣線，以了解本區遊蕩犬之族群參數及相對數量變化。半屏山(樣線長6.8 km；圖3)、大小龜山(樣線長1.5 km；圖4)、旗後山(樣線長1.8 km；圖5)三區各劃設一條樣線，壽山則劃設兩條樣線(圖6)：東線長5.1 km，由動物園登山口經維也納森林(園區外)、地磅站、入料口、再往南下山至柴山滯洪池公園；南線為車道，長4.4 km，從萬壽路岸巡第五總隊開始，往西南至中山大學側門、再往東北經忠烈祠、動物園、元亨寺，止於興隆路與鼓山二路岔路口。

調查時段為清晨約6:00-8:00、黃昏約16:00-18:30，選擇晨昏時段原因有三，一為光線良好便於調查，二為犬隻活動量較高(Hu et al. 2019)，三為晨昏時段人類餵食行為較頻繁，易吸引犬隻出現。每次調查由研究人員一至兩名執行，以1-2 km/h的時速慢速步行，壽山南線則以機車代步，以約10 km/h的時速慢行，沿途記錄目擊每隻個體的性別、年齡(粗分為成犬、3-12個月齡亞成犬，0-3個月齡幼犬)、皮膚病、斷肢、繁殖跡象、絕育記號，並利用長焦鏡頭相機拍照記錄留存。若因植被茂密等原因無法觀察，會搭配自動相機進行觀測。

半屏山、大小龜山、旗後山之普查，於2021年4-6月及2022年4-6月分別各進行一期，每期每區調查5-10趟。壽山東線與南線每月調查2趟，從2021年4月執行至2022年5月，分析各季節的犬隻相對數量(隻/km)變化。

除了以上的固定調查之外，架設與更換相機時會深入壽山全區的步道與小徑，過程中若發現犬隻，同樣進行前述之觀察及拍照記錄，並且使用手持GPS標定座標。

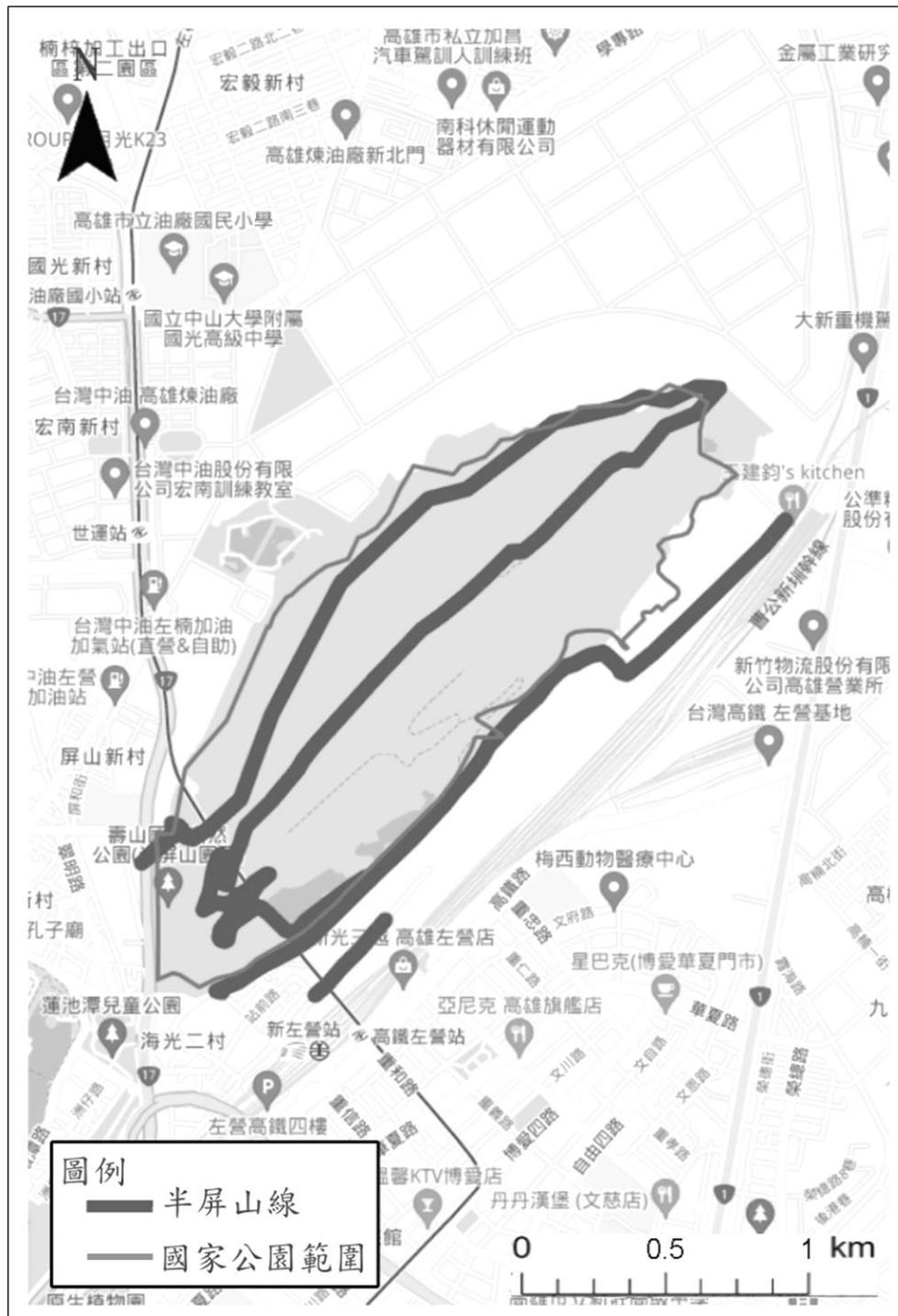


圖 3、半屏山遊蕩犬普查調查樣線。

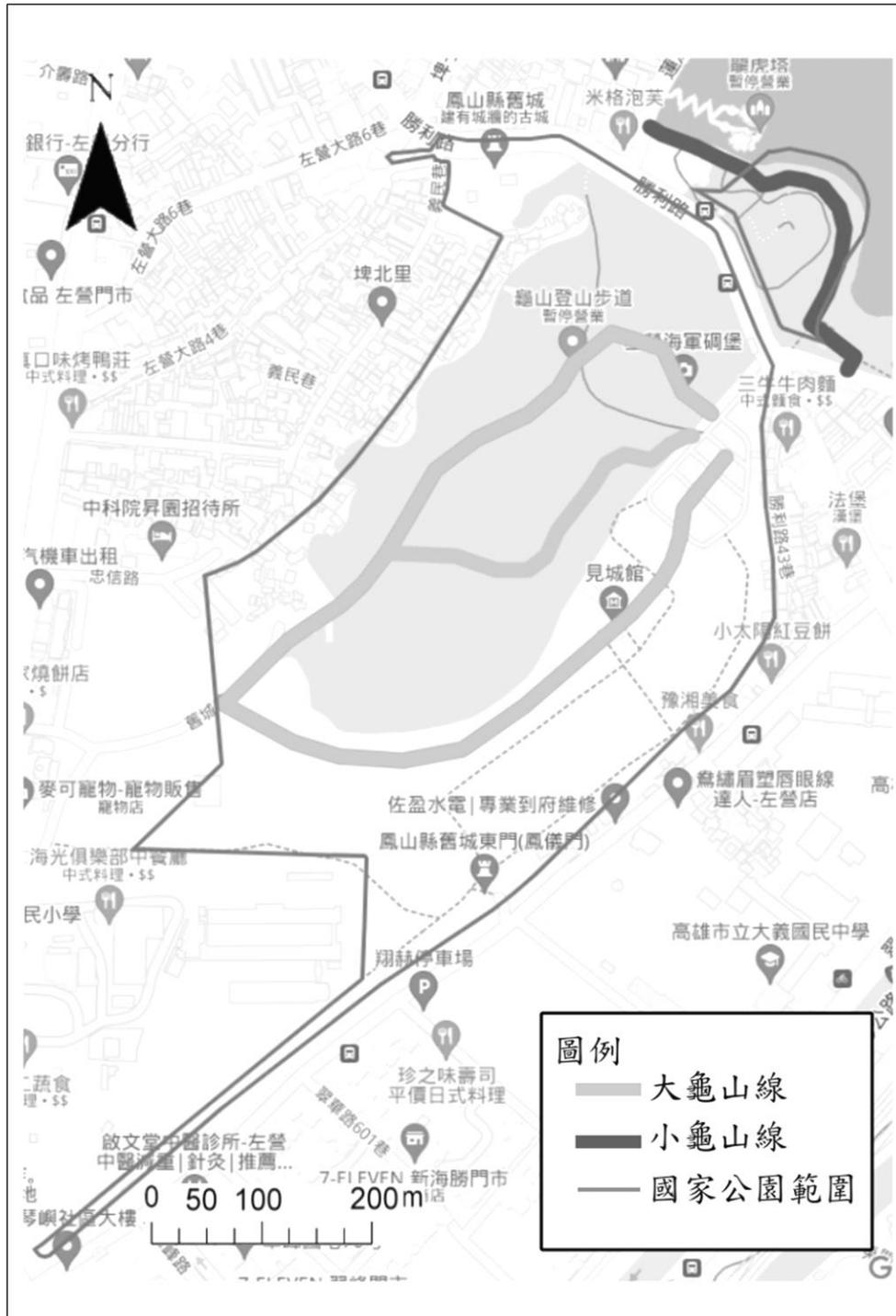


圖 4、大小龜山遊蕩犬普查調查樣線。

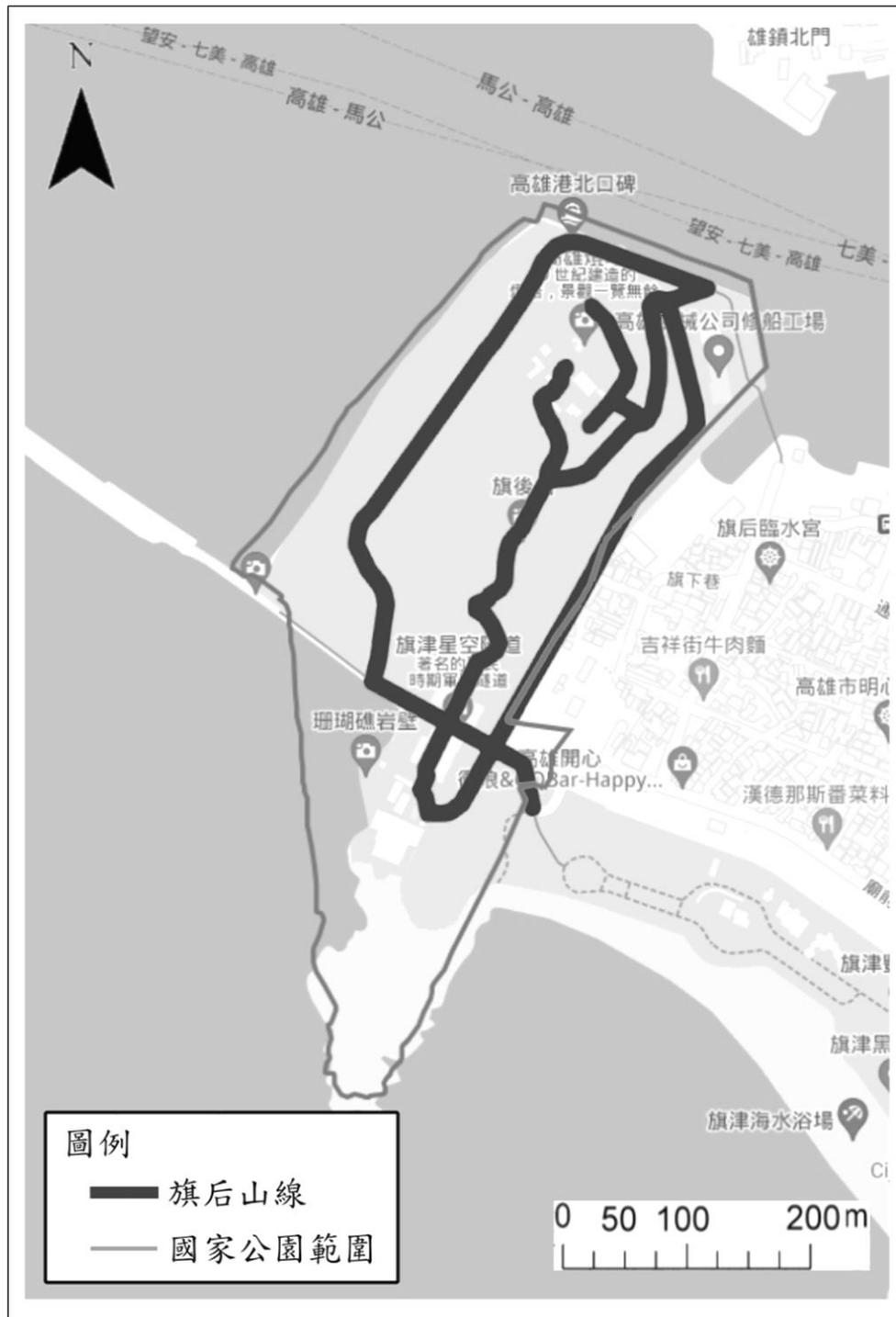


圖 5、旗後山遊蕩犬普查調查樣線。



圖 6、壽山遊蕩犬定期調查樣線。

(五)、遊蕩犬族群未來變化評估

為了進一步評估遊蕩犬族群的未來變化趨勢，我們使用Vortex 10.5.5軟體(Lacy and Pollak 2021)，以數學模式模擬長期維持現行絕育率的情況下，族群量將如何隨時間變化。有效的族群變動趨勢模擬需要許多相關參數的配合，包括：雌雄比例、幼體存活率、雌性初始繁殖年齡、雌性生育間隔時間、每胎平均幼體數、平均壽命、遷入速度、遷出速度...等(Lacy and Pollak 2020)，本計畫執行期間調查與收集本區犬隻族群的相關參數值，其餘無法確知的參數，則參考文獻資料，以獲得最符合事實的推衍結果。

首先評估現行管理策略之效果，及其可能改善方向。依照樣線調查之結果，設定初始族群量、絕育率、與每年遷入量，以評估絕育率與遷入量對族群量變化的影響。半屏山之初始族群量為 77 隻，評估現行絕育率(74%)、高強度絕育率(85%)兩種情境，對應無外來個體移入、每年 20 隻外來個體移入(現況減半)、每年 40 隻外來個體移入(現況)三種情境，共 6 個組合，評估族群量 20 年變化趨勢。壽山之初始族群量設定為 500 隻，評估現行絕育率(約 85%)與絕育率未能繼續維持(下降至 60%)兩種情境，對應無外來個體移入、每年 50 隻移入、每年 100 隻移入(無相關數據，假設此為現況)三種情境，共 6 個組合，評估族群量 20 年變化趨勢。

接著評估加入移除安置方案之族群控制效果。初始族群量(半屏山 77 隻、壽山 500 隻)與絕育率(半屏山 74%或 85%，壽山 85%或 60%)設定同前，每年移入量設定為現況(半屏山 40 隻、壽山假設 100 隻)，移除則數量設定為移入量之 25%、50%、100%，共 6 種情境，評估族群的 20 年變化趨勢。

(六)、餵食點調查

於前述各分項調查過程中，若發現民眾餵食處所，均紀錄其座標位置、食物種類、放置時間或發現時間、及其他相關資訊，繪製餵食分布概況圖。遇到餵食者

時，會視情況進行訪談，了解其餵食方式，及對於遊蕩動物經營管理之意見，尋求引導其配合與協助遊蕩動物管理政策之可能性，並提供主管機關參考。

(七)、遊蕩犬之活動範圍

設置圍籬式陷阱，待犬群進入後關閉柵門。若捕獲個體尚未絕育，則配合管理處及其委託團隊之絕育工作，利用動物被麻醉進行手術時設置項圈，術後情況良好便原地釋回。若個體已絕育，則使其留置於圍籬內8-12小時，並且暫時禁水禁食，以利後續麻醉工作之安全，之後研究人員與獸醫師一同前往操作，投以麻醉藥物zoletil (2-4 mg/kg)及dexmedetomidine (0.02-0.04 mg/kg)，麻醉過程中監控動物生命跡象包含呼吸、心跳、血氧、體溫等，並且給予皮下輸液補充水份；測量基本形質後，放置追蹤用GPS項圈；操作結束後投以藥物atipamazole (0.02-0.04 mg/kg)使其恢復，移回陷阱圍籬中，觀察動物甦醒狀況，待動物完全甦醒後原地釋放，全部流程於30分鐘內完成以減少緊迫。捕捉追蹤之個體必須屬於不同犬群。

使用項圈Lotek 330 RF (Lotek Engineering, Newmarket, Canada)項圈，其重量約400 g，為減少影響動物行動與健康之疑慮，均選擇體重13kg以上的個體進行配戴，使項圈重量低於其體重的3%。項圈繫於動物頸部，啟動90天後會觸發自動脫落裝置，從動物身上掉落。追蹤期間，每隔30分鐘GPS定位一次，定位資料儲存在項圈上，研究人員每2-4周前往現場一次，手持接收器無線下載定位資料，並檢視該追蹤個體之狀況。

分析定位資料時，首先刪除誤差過大之點位，篩選標準為衛星數在3以下、精度衰減因子(Dilution of precision)在7以上之點位。篩選後之資料視為有效定位點，我們使用軟體ArcGIS 10.3 (Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA, USA) 及Geospatial Modelling Environment Version 0.7.2.1 (<http://www.spatial ecology.com/gme>)進行分析。採用99% fixed kernel isopleth評估

犬隻活動範圍，採用50% fixed kernel isopleth評估核心區域範圍(Lendrum *et al.* 2014)，佐以平滑參數CVh (Horne and Garton 2006)。為評估遊蕩犬與野生動物的衝突情形，使用壽山地區的植群與土地利用型圖層、公路圖層，把環境概分為人類環境(含建地、公路、農地)與自然環境(含各類森林、灌叢草地、裸露地)兩大類，分析各犬隻定位點出現在兩類環境的比例與時間，並與其他文獻比較。為計算犬隻每日移動速度，我們計算兩個定位點(間隔30分鐘)之平均直線距離，乘以48作為該個體之日移動速度，再將各個體之移動速度平均，供隨機遭遇模式估算使用。

(八)、野生動物傷亡案件之網路通報與彙整

沿用過去張學文等(2018)已建立之臉書社團：壽山山羌傷亡事件通報(<https://www.facebook.com/groups/SS.muntjac.casualty.report/>)，利用網路平台進行宣傳遊蕩犬貓與野生動物衝突之資訊，鼓勵民眾通報山羌及其他野生動物受犬隻攻擊事件及發生位置；若發現受傷個體或屍體，則通報相關單位前往會勘處理。另彙整國家自然公園歷年收到之通報案件，分析其長期趨勢。

三、 結果

(一)、 野生哺乳類動物與遊蕩犬族群相對數量與分布調查

1. 相機資料收集概況與各物種相對數量

計畫期間，總共架設有壽山區第一組29個相機站、壽山區第二組30個相機站、半屏山區4個相機站、旗後山1個相機站、大小龜山1個相機站(附錄一)。

壽山區第一組自2021年5月開始架設，之後受疫情及軍區公文往返時程影響略有延宕，9月全部設置完成，收集資料至2022年2月拆除，工作時數總計119,450小時，犬貓與野生哺乳動物的有效照片計有：遊蕩犬2,128張、遊蕩貓55張、山羌328張、臺灣獼猴1,903張、白鼻心264張、鼬獾129張(附錄二)，另有赤腹松鼠、鼠類...等物種(表1)。壽山區第二組自2022年2月架設，資料至2022年9月拆除，工作時數總計124,049小時，犬貓與野生哺乳動物的有效照片計有：遊蕩犬1,900張、遊蕩貓30張、山羌205張、臺灣獼猴2,048張、白鼻心404張、鼬獾197張(表2)。

綜合壽山區所有相機站的資料，以出現指數(OI值)進行標準化比較(表3)，遊蕩犬出現指數為 17.4 ± 31.9 (平均值 \pm 標準差)、遊蕩貓為 0.4 ± 0.9 、山羌為 2.4 ± 3.3 、臺灣獼猴為 16.7 ± 16.7 、白鼻心為 2.9 ± 3.7 、鼬獾為 1.4 ± 2.6 (表3)。

在半屏山區，共收集2021年5月至2022年9月的資料，總工作時數為20,534小時，有效照片包含遊蕩犬868張、遊蕩貓5張、臺灣獼猴4張、白鼻心28張、鼬獾11張(表4)。遊蕩犬出現指數於接近山腳的BP3 (35.0)、BP4 (217.9)較高，於接近山頂稜線的BP1 (2.6)、BP2 (3.8)較低；遊蕩貓出現在BP2、BP3、BP4；臺灣獼猴出現在BP2；白鼻心出現在BP1、BP2、BP3；鼬獾出現在BP1、BP2(表5)。本區未發現山羌。

在大小龜山，共收集2022年1月至2022年9月的資料，總工作時數為5,303小時，拍到33張遊蕩犬照片(出現指數6.2)、249張遊蕩貓照片(出現指數47.0)、7張臺灣獼猴(出現指數1.3)、16張白鼻心(出現指數3.0)。未發現山羌與鼬獾(表4、5)。

在旗後山，共收集2022年1月至2022年9月的資料，總工作時數為4,485小時，拍到14張遊蕩犬照片(出現指數3.1)、10張遊蕩貓照片(出現指數2.2)，未發現其他野生哺乳動物(表4、5)。

2. 相對數量的長期變化趨勢

以壽山區之犬貓和野生動物之出現指數平均值及95%信賴區間，與張學文等(2014b、2018)的結果相比(表6、圖7)，可見2018年的犬隻平均出現指數較2014顯著上升381.9%，2021-2022年的犬隻平均出現指數則比2018年下降35.4% (統計上未達顯著)；2018年的山羌出現指數比2014年下降18.5% (統計上未達顯著)，但2021-2022年的山羌出現指數較2018年顯著下降92.6%；白鼻心亦有下降趨勢(統計上未達顯著)；而遊蕩貓、鼬獾、獼猴的出現指數則在各年間波動。

3. 分布概況

遊蕩犬廣泛分布在國家自然公園(圖8)，所有樣區共65個相機站中，只有3個沒記錄過犬隻，其中2個位在壽山區西北端的軍事管制區內。不論是鄰近萬壽路餵食熱區的E9、E10、E'10，靠近登山步道的D'4、D'5，或是位於較深山地區的B3、B4、C'3等相機，都可能有較高的相對數量，顯示犬隻的分布與活動範圍並未明顯受到人類的影響，且能夠深入山區活動。在半屏山區，則以山腳地帶的BP3、BP4相對數量較高。

遊蕩貓在大小龜山、旗後山、半屏山腳BP4均有較高的相對數量，在壽山區則以東側靠近滯洪池公園的D'4、D'5，及南側鄰近萬壽路的D11、D'9、D'10、E10等區域之相對數量較高(圖9)，在山區則較少出現。

山羌在壽山區的分布以中部以北為主，在南側的相對數量較低、甚至未發現(圖10)，在半屏山、大小龜山、旗後山則完全未曾發現。

臺灣獼猴在壽山區呈廣泛分布，無明顯的集散趨勢(圖11)，此外也出現在半屏山BP2相機及大小龜山，未出現在旗後山。

白鼻心在壽山區呈廣泛分布(圖12)，但在壽山區東側靠近山腳的區域較少出現，有數台相機不曾記錄到白鼻心。此外，在半屏山的BP1、BP2、BP3及大小龜山也有紀錄，未出現在旗後山。

鼬獾的分布與山羌相似，在壽山區的中部以北較常出現，在南側的紀錄較少，但也出現在鄰近萬壽路的D'10、E9、E10、E'10(圖13)，此外也出現在半屏山稜線上的BP1、BP2，未曾出現在大小龜山、旗後山。

4. 活動模式

分析結果顯示(圖14)，犬為全日均活動，清晨約6:00-7:00有明顯活動高峰；貓在夜間活動為主，但日間仍會出沒；山羌為全日均活動，黃昏約18:00有明顯活動高峰；臺灣獼猴為日行性；鼬獾與白鼻心為夜行性。

表 1、2021-2022 年壽山區第一組自動相機調查，相機站工作時數與各物種之有效張數。

相機站	工作時數	犬	貓	山羌	臺灣獼猴	白鼻心	鼬獾	赤腹松鼠	鼠類	無法辨識 ^a
A2	1,048	0	0	5	6	9	5	0	2	0
A3	3,767	13	2	6	85	8	23	27	0	0
A4	4,338	43	3	11	28	4	3	15	0	0
A5	5,179	14	1	2	37	9	0	1	0	0
B1	4,341	26	0	5	13	1	6	0	19	4
B2	5,228	11	0	2	32	1	2	3	2	0
B3	3,769	181	9	15	100	11	1	2	0	0
B4	3,770	62	1	45	147	10	20	15	11	0
B5	4,124	14	0	9	25	11	29	0	0	0
B6	4,343	41	0	20	125	1	0	4	1	3
B7	3,443	40	0	10	191	10	1	0	2	0
B8	6,322	1	1	0	23	51	1	1	0	0
C1	3,719	35	0	48	57	3	0	13	18	0
C2	3,769	71	1	13	201	4	1	25	0	0
C3	3,772	42	0	41	114	7	17	25	0	0
C4	5,047	7	0	4	99	6	0	0	0	0
C5	4,280	17	0	5	54	11	9	5	1	0
C6	3,106	24	0	44	10	16	2	0	1	0
C7	4,548	5	0	11	50	15	0	19	1	0
C8	3,766	2	0	1	39	1	0	1	0	0
C9	2,012	57	0	4	25	0	0	0	0	0
D4	4,291	35	1	2	31	24	3	3	2	0
D5	4,809	26	3	0	184	0	0	6	2	0
D6	3,508	41	1	12	54	13	1	0	4	0
D7	3,645	26	0	0	56	0	0	0	0	0
D8	6,305	18	0	7	30	12	0	4	7	0
D11	2,720	366	12	0	17	1	0	4	0	0
E9	5,229	747	1	0	60	0	2	14	3	0
E10	5,248	163	19	6	10	15	3	25	1	0
總計	119,450	2128	55	328	1903	254	129	212	77	7

^a 含齧形目及影像太過模糊之中大型哺乳動物。

表 2、2022 年壽山區第二組自動相機調查，相機站工作時數與各物種之有效張數。^a 含鮑形目及影像太過模糊之中大型哺乳動物。

相機站	工作時數	犬	貓	山羌	臺灣獼猴	白鼻心	鼬獾	赤腹松鼠	鼠類	無法辨識 ^a
A'2	4,809	0	0	4	53	17	1	3	1	0
A'3	4,829	15	0	0	66	5	2	0	0	0
A'4	4,828	44	0	22	144	43	22	2	0	0
A'5	2,116	4	0	11	6	23	11	2	0	0
A'6	4,820	1	0	1	3	2	6	3	2	0
A'8	4,873	14	0	26	303	13	0	2	0	0
B'2	2,628	11	0	12	64	23	0	3	7	0
B'3	4,756	8	0	9	117	18	3	4	0	0
B'4	5,272	10	0	1	17	29	50	2	1	0
B'5	5,268	29	0	16	41	11	0	6	2	1
B'7	2,921	22	0	0	4	6	1	1	2	0
B'8	2,251	6	0	1	4	4	1	0	5	0
C'2	3,052	0	0	1	54	0	0	0	1	0
C'3	2,636	113	0	6	37	58	29	2	1	0
C'4	5,280	14	0	3	37	6	0	7	2	1
C'5	3,615	37	3	0	32	2	0	0	0	0
C'6	4,860	37	0	4	195	18	7	1	6	0
C'7	4,790	6	0	2	76	1	0	1	2	0
C'8	4,793	82	1	14	106	14	0	3	0	1
C'9	4,438	6	0	0	45	7	2	39	1	0
C'10	4,413	3	0	1	19	4	1	7	3	1
D'4	4,758	290	2	39	58	43	18	9	7	1
D'5	2,507	265	5	13	198	0	0	1	0	1
D'8	4,357	29	0	0	209	17	0	4	1	0
D'9	2,186	32	4	1	27	17	0	23	0	1
D'10	4,800	23	10	0	29	7	37	7	1	0
D11	4,777	216	2	0	25	6	0	2	1	0
E'10	4,615	521	3	0	4	0	6	13	0	0
Z'4	4,821	20	0	3	26	8	0	3	2	0
Z'5	3,980	42	0	15	49	2	0	0	0	0
總計	124,049	1900	30	205	2048	404	197	150	48	7

表 3、2021-2022 年壽山區自動相機調查，各物種之出現指數(平均每 1,000 小時之有效照片數)。

相機站	犬	貓	山羌	臺灣獼猴	白鼻心	鼬獾	赤腹松鼠	鼠類	哺乳類 (無法辨識) ^a
A2	0	0	4.8	5.7	8.6	4.8	0	1.9	0
A3	3.5	0.5	1.6	22.6	2.1	6.1	7.2	0	0
A4	9.9	0.7	2.5	6.5	0.9	0.7	3.5	0	0
A5	2.7	0.2	0.4	7.1	1.7	0	0.2	0	0
B1	6.0	0	1.2	3.0	0.2	1.4	0	4.4	0.9
B2	2.1	0	0.4	6.1	0.2	0.4	0.6	0.4	0
B3	48.0	2.4	4.0	26.5	2.9	0.3	0.5	0	0
B4	16.4	0.3	11.9	39.0	2.7	5.3	4.0	2.9	0
B5	3.4	0	2.2	6.1	2.7	7.0	0	0	0
B6	9.4	0	4.6	28.8	0.2	0	0.9	0.2	0.7
B7	11.6	0	2.9	55.5	2.9	0.3	0	0.6	0
B8	0.2	0.2	0	3.6	8.1	0.2	0.2	0	0
C1	9.4	0	12.9	15.3	0.8	0	3.5	4.8	0
C2	18.8	0.3	3.4	53.3	1.1	0.3	6.6	0	0
C3	11.1	0	10.9	30.2	1.9	4.5	6.6	0	0
C4	1.4	0	0.8	19.6	1.2	0	0	0	0
C5	4.0	0	1.2	12.6	2.6	2.1	1.2	0.2	0
C6	7.7	0	14.2	3.2	5.2	0.6	0	0.3	0
C7	1.1	0	2.4	11.0	3.3	0	4.2	0.2	0
C8	0.5	0	0.3	10.4	0.3	0	0.3	0	0
C9	28.3	0	2.0	12.4	0	0	0	0	0
D4	8.2	0.2	0.5	7.2	5.6	0.7	0.7	0.5	0
D5	5.4	0.6	0	38.3	0	0	1.2	0.4	0
D6	11.7	0.3	3.4	15.4	3.7	0.3	0	1.1	0
D7	7.1	0	0	15.4	0	0	0	0	0
D8	2.9	0	1.1	4.8	1.9	0	0.6	1.1	0
D11	134.5	4.4	0	6.2	0.4	0	1.5	0	0
E9	142.9	0.2	0	11.5	0	0.4	2.7	0.6	0
E10	31.1	3.6	1.1	1.9	2.9	0.6	4.8	0.2	0
A'2	0	0	0.8	11.0	3.5	0.2	0.6	0.2	0
A'3	3.1	0	0	13.7	1.0	0.4	0	0	0
A'4	9.1	0	4.6	29.8	8.9	4.6	0.4	0	0

相機站	犬	貓	山羌	臺灣獼猴	白鼻心	鼬獾	赤腹松鼠	鼠類	哺乳類 (無法辨識) ^a
A'5	1.9	0	5.2	2.8	10.9	5.2	0.9	0	0
A'6	0.2	0	0.2	0.6	0.4	1.2	0.6	0.4	0
A'8	2.9	0	5.3	62.2	2.7	0	0.4	0	0
B'2	4.2	0	4.6	24.3	8.8	0	1.1	2.7	0
B'3	1.7	0	1.9	24.6	3.8	0.6	0.8	0	0
B'4	1.9	0	0.2	3.2	5.5	9.5	0.4	0.2	0
B'5	5.5	0	3.0	7.8	2.1	0	1.1	0.4	0.2
B'7	7.5	0	0	1.4	2.1	0.3	0.3	0.7	0
B'8	2.7	0	0.4	1.8	1.8	0.4	0	2.2	0
C'2	0	0	0.3	17.7	0	0	0	0.3	0
C'3	42.9	0	2.3	14.0	22.0	11.0	0.8	0.4	0
C'4	2.7	0	0.6	7.0	1.1	0	1.3	0.4	0.2
C'5	10.2	0.8	0	8.9	0.6	0	0	0	0
C'6	7.6	0	0.8	40.1	3.7	1.4	0.2	1.2	0
C'7	1.3	0	0.4	15.9	0.2	0	0.2	0.4	0
C'8	17.1	0.2	2.9	22.1	2.9	0	0.6	0	0.2
C'9	1.4	0	0	10.1	1.6	0.5	8.8	0.2	0
C'10	0.7	0	0.2	4.3	0.9	0.2	1.6	0.7	0.2
D'4	60.9	0.4	8.2	12.2	9.0	3.8	1.9	1.5	0.2
D'5	105.7	2.0	5.2	79.0	0	0	0.4	0	0.4
D'8	6.7	0	0	48.0	3.9	0	0.9	0.2	0
D'9	14.6	1.8	0.5	12.3	7.8	0	10.5	0	0.5
D'10	4.8	2.1	0	6.0	1.5	7.7	1.5	0.2	0
D11	45.2	0.4	0	5.2	1.3	0	0.4	0.2	0
E'10	112.9	0.7	0	0.9	0	1.3	2.8	0	0
Z'4	4.1	0	0.6	5.4	1.7	0	0.6	0.4	0
Z'5	10.6	0	3.8	12.3	0.5	0	0	0	0
平均	17.4	0.4	2.4	16.7	2.9	1.4	1.5	0.6	0.1
標準差	31.9	0.9	3.3	16.7	3.7	2.6	2.3	1.0	0.2
中位數	6.0	0	1.1	11.5	1.9	0.3	0.6	0.2	0

^a 含鮑形目及影像太過模糊之中大型哺乳動物。

表 4、2021-2022 年半屏山、大小龜山、旗後山自動相機調查，各物種拍攝之有效張數。

		工作時 數	犬	貓	山羌	臺灣獼 猴	白鼻心	鼬獾	赤腹松 鼠	鼠類	鼬形目
半屏山	BP1	3,417	9	0	0	0	15	3	0	2	0
	BP2	7,947	30	1	0	4	8	8	1	6	0
	BP3	6,393	224	2	0	0	5	0	0	0	0
	BP4	2,777	605	2	0	0	0	0	0	1	0
	總計	20,534	868	5	0	4	28	11	1	9	0
大小龜山	T1	5,302	33	249	0	7	16	0	0	3	0
旗後山	KH1	4,485	14	10	0	0	0	0	8	44	40

表 5、2021-2022 年半屏山、大小龜山、旗後山自動相機調查，各物種之出現指數(平均每 1,000 小時之有效照片數)。

		犬	貓	山羌	臺灣獼 猴	白鼻心	鼬獾	赤腹松 鼠	鼠類	鼬形目
半屏山	BP1	2.6	0	0	0.0	4.4	0.9	0.0	0.6	0
	BP2	3.8	0.1	0	0.5	1.0	1.0	0.1	0.8	0
	BP3	35.0	0.3	0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0
	BP4	217.9	0.7	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0
	平均	64.8	0.3	0	0.1	1.5	0.5	0.0	0.4	0
	標準差	103.1	0.3	0	0.3	1.9	0.5	0.1	0.3	0
大小龜山	T1	6.2	47.0	0	1.3	3.0	0	0	0.6	0
旗後山	KH1	3.1	2.2	0	0	0	0	1.8	9.8	8.9

表 6、壽山區自動相機調查，遊蕩犬貓與野生動物出現指數歷年比較。資料取自張學文等(2014b、2018)及本計畫調查結果。

		2014	2017-2018	2021-2022
犬	平均	5.6	27.0	17.4
	(標準差)	(7.3)	(48.8)	(31.9)
	95%信賴區間	3.2-8.0	15.6-38.4	9.3-25.5
貓	平均	0.2	1.0	0.4
	(標準差)	(0.3)	(2.3)	(0.9)
	95%信賴區間	0.1-0.3	0.5-1.5	0.2-0.6
山羌	平均	40.1	32.7	2.4
	(標準差)	(45.1)	(34.8)	(3.3)
	95%信賴區間	25.2-55.0	24.5-40.9	1.6-3.2
臺灣獼猴	平均	13.1	24.2	16.7
	(標準差)	(13.6)	(26.6)	(16.7)
	95%信賴區間	8.6-17.6	18.0-30.4	12.4-21.0
白鼻心	平均	6.1	4.4	2.9
	(標準差)	(7.3)	(4.2)	(3.7)
	95%信賴區間	3.7-8.5	3.4-5.4	2.0-3.8
鼬獾	平均	0.6	1.8	1.4
	(標準差)	(0.9)	(3.4)	(32.6)
	95%信賴區間	0.3-0.9	1.0-2.6	0.7-2.1

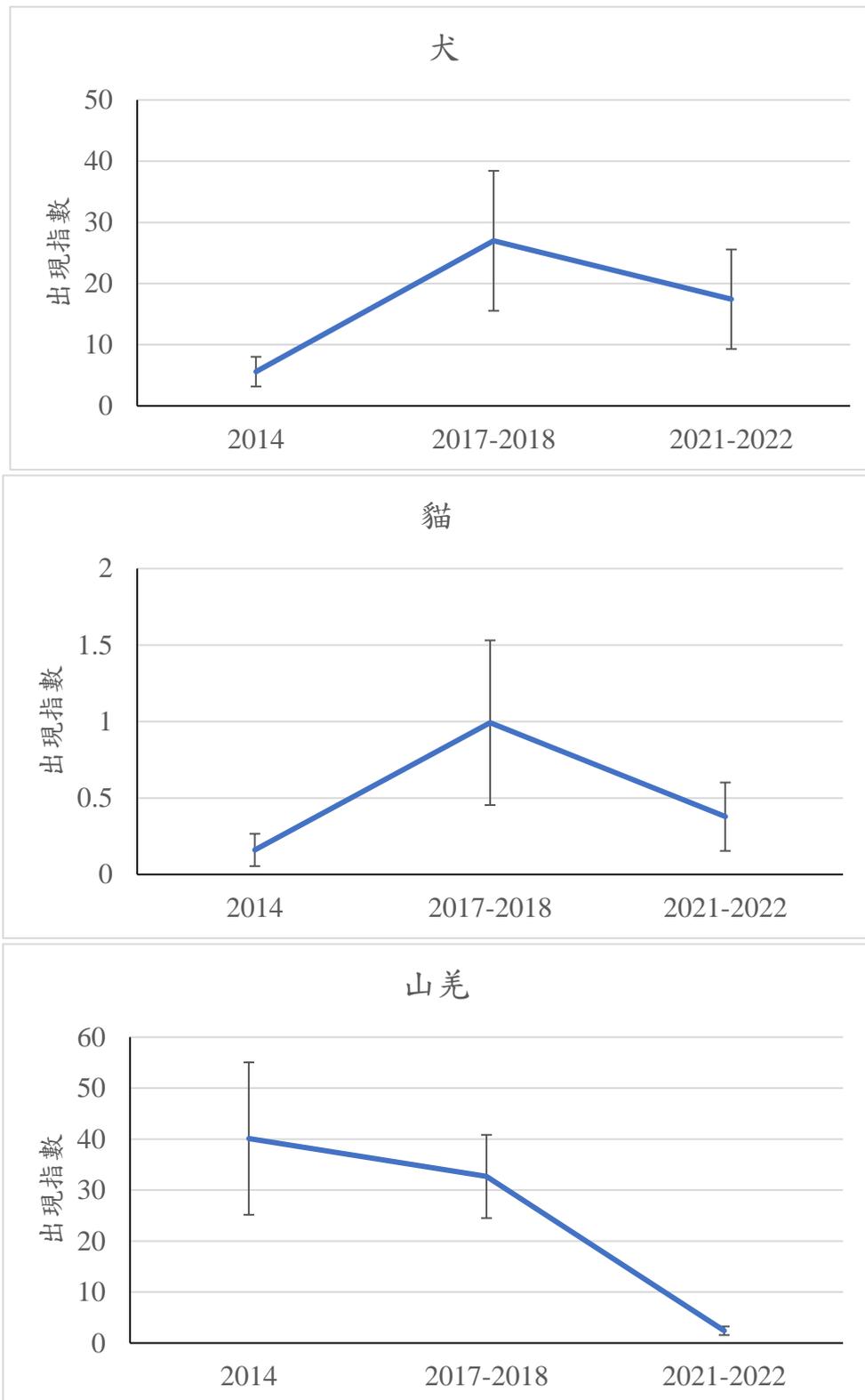


圖 7、壽山區自動相機調查，遊蕩犬貓與野生動物出現指數(平均值與 95%信賴區間)歷年比較。資料取自張學文等(2014b、2018)及本計畫調查結果。

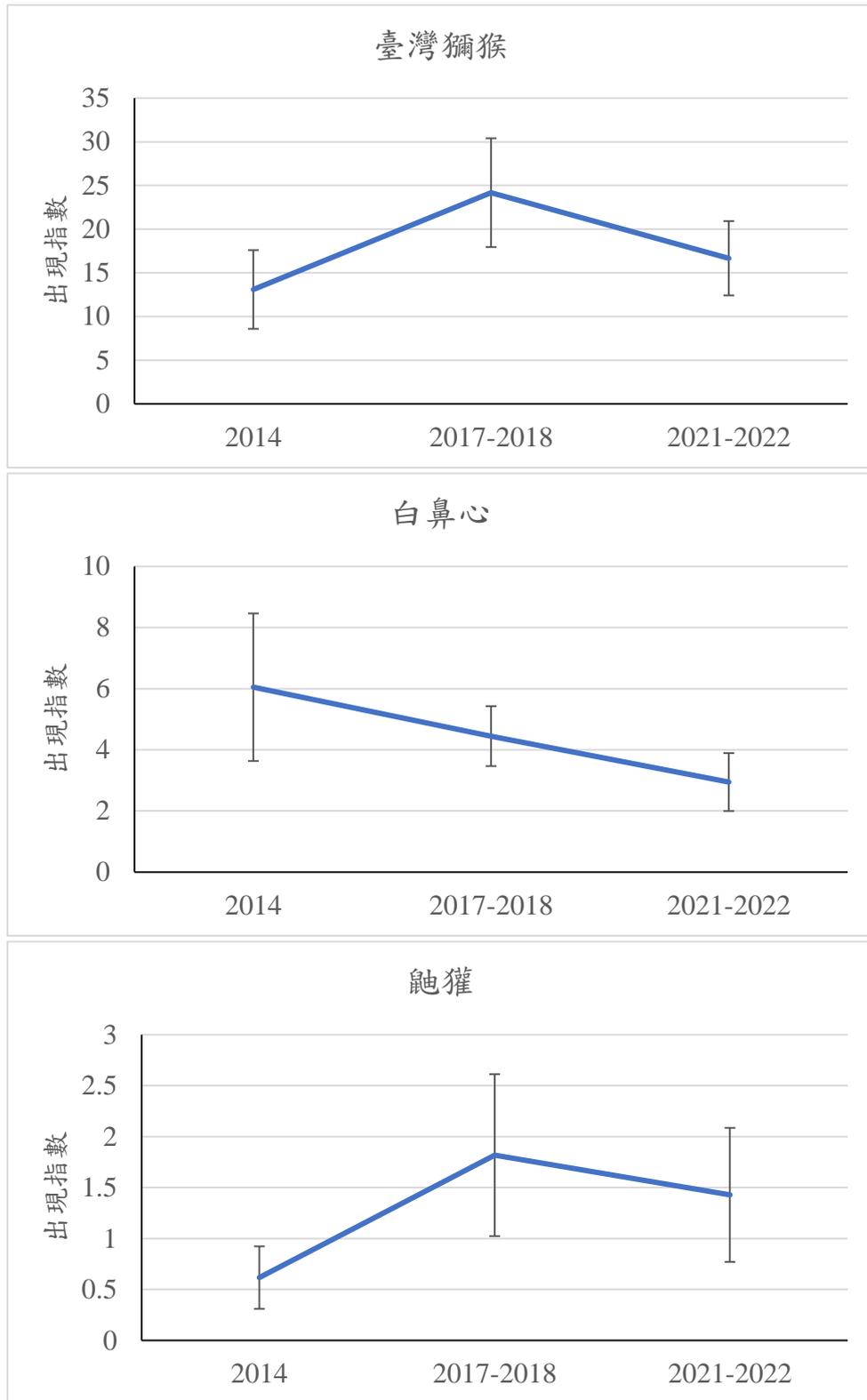


圖 7(續)、壽山區自動相機調查，遊蕩犬貓與野生動物出現指數(平均值與95%信賴區間)歷年比較。資料取自張學文等(2014b、2018)及本計畫調查結果。

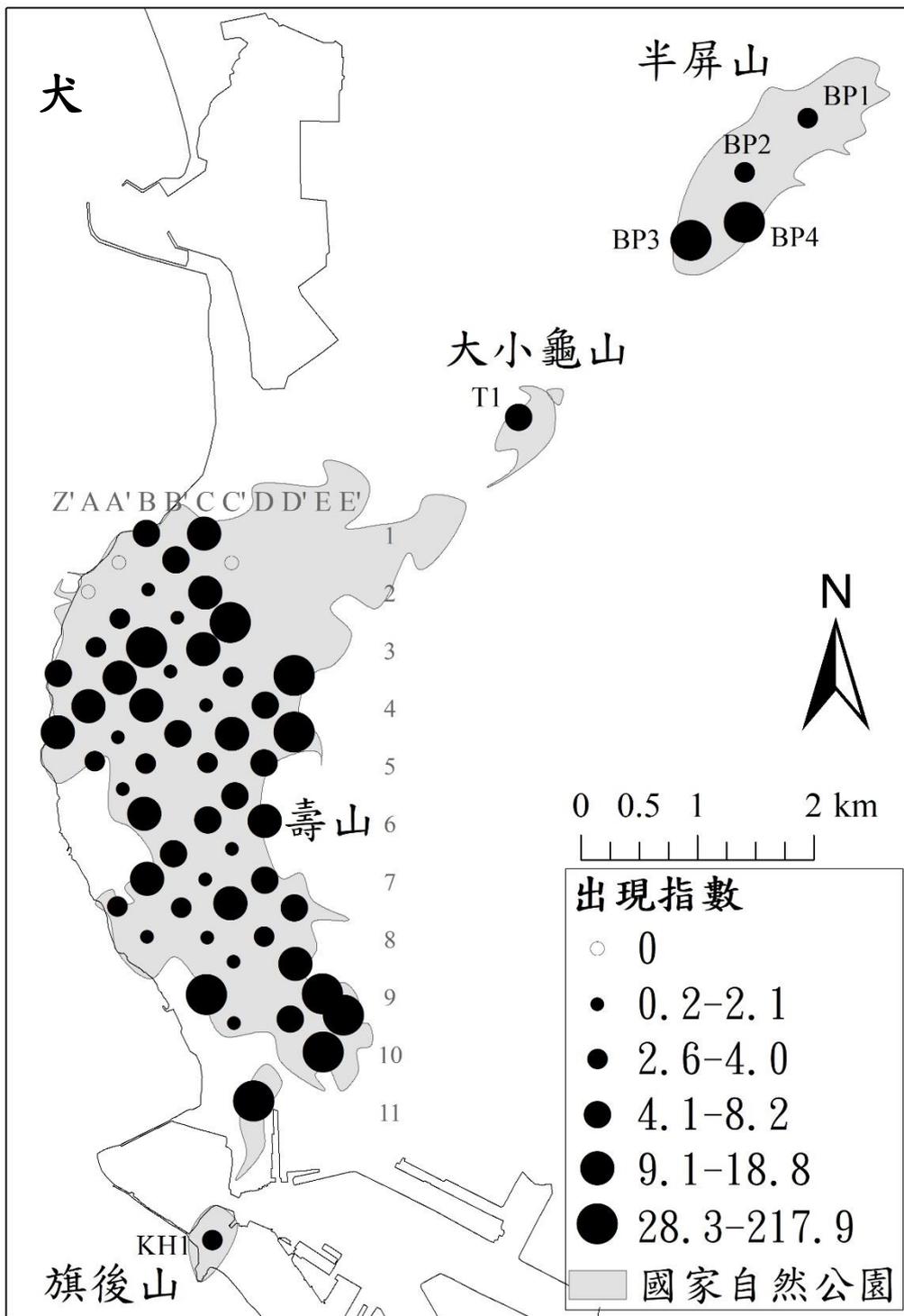


圖 8、2021-2022 年自動相機調查，國家自然公園範圍內各樣點遊蕩犬出現指數 (OI，平均每 1,000 小時有效照片數)。共分為 6 個級距，依出現指數之多寡排序，出現指數為 0 者為一級距，其餘每 20% 為一級距。

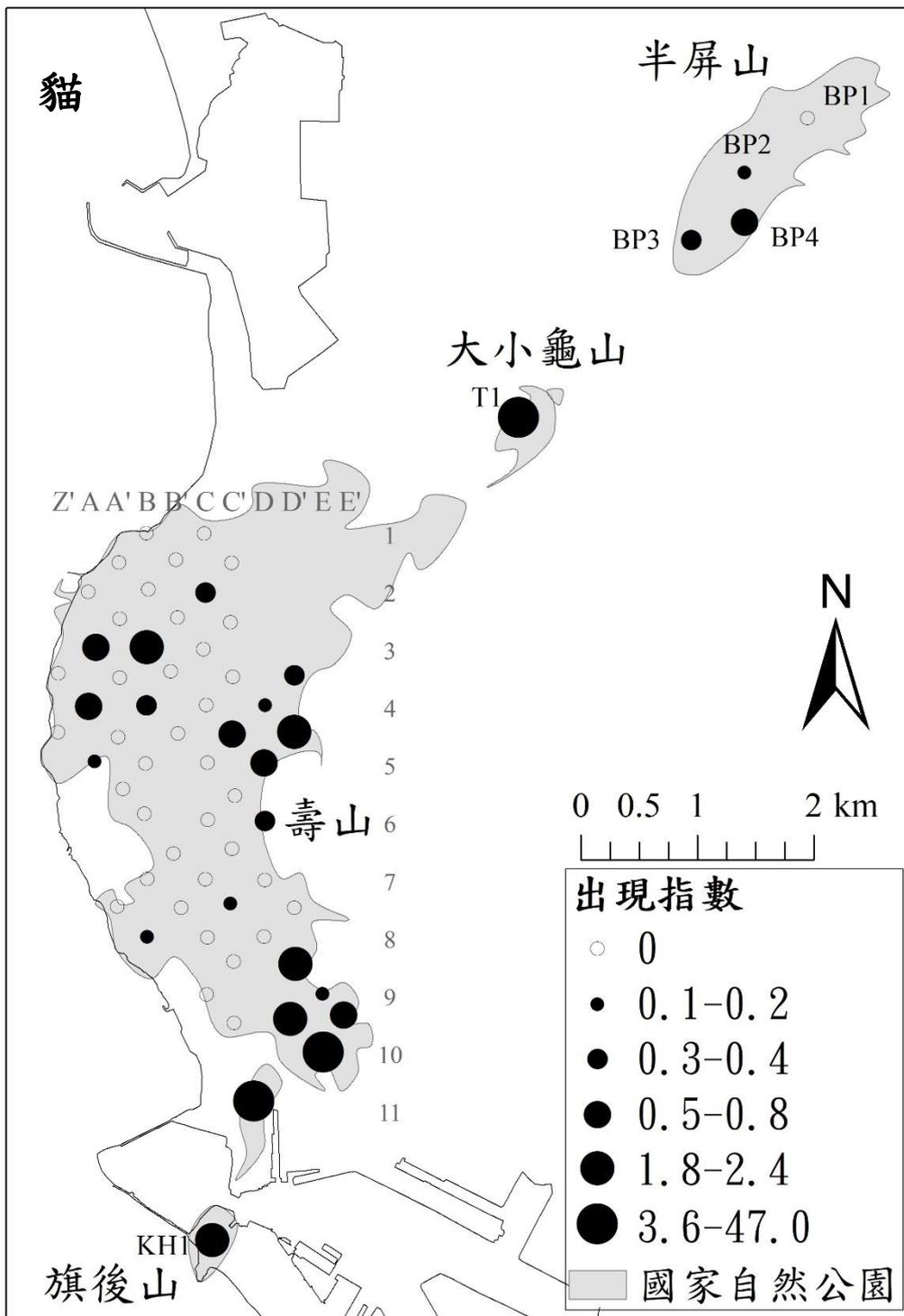


圖 9、2021-2022 年自動相機調查，國家自然公園範圍內各樣點遊蕩貓出現指數 (OI，平均每 1,000 小時有效照片數)。共分為 6 個級距，依出現指數之多寡排序，出現指數為 0 者為一級距，其餘每 20% 為一級距。

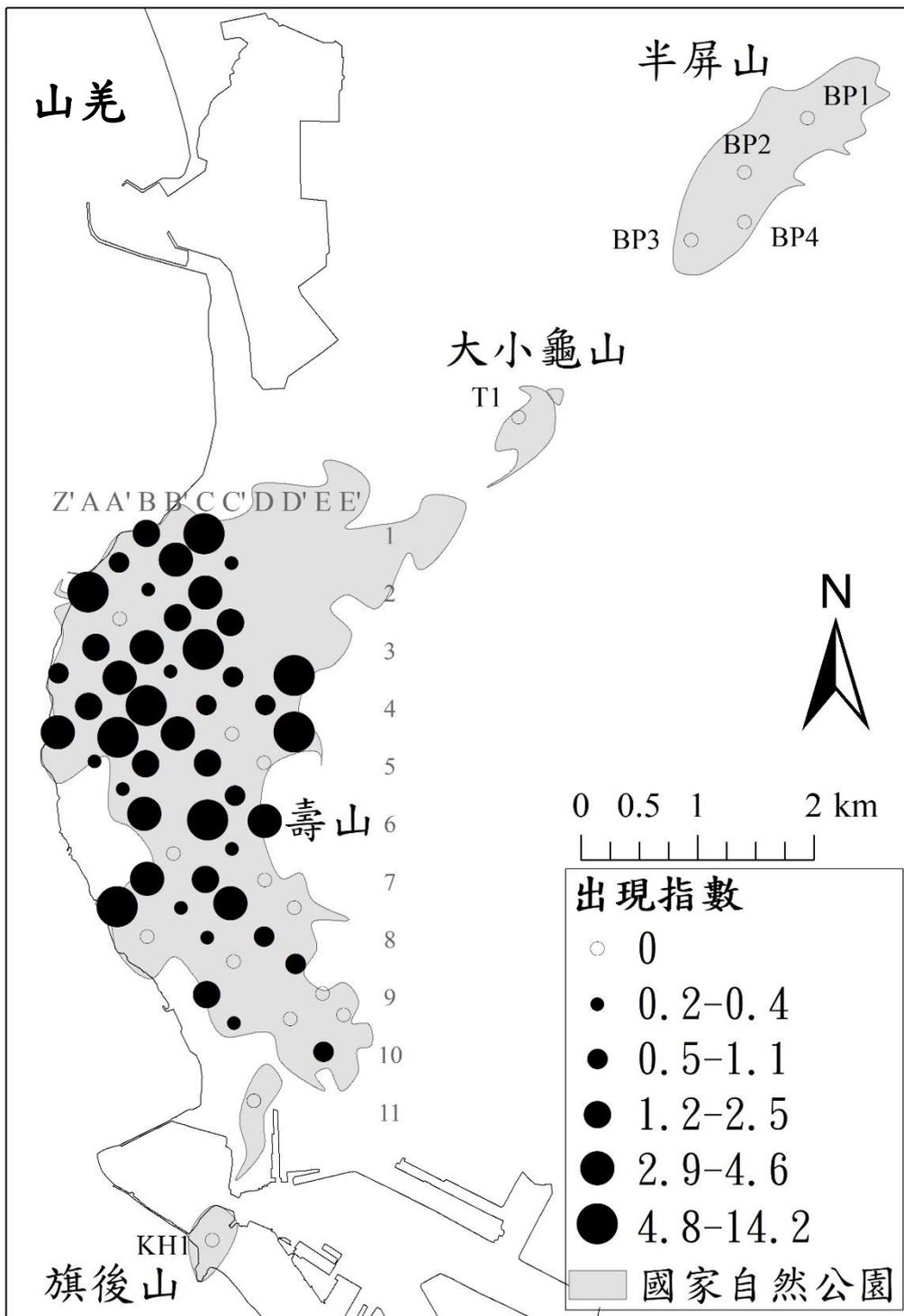


圖 10、2021-2022 年自動相機調查，國家自然公園範圍內各樣點山羌出現指數 (OI，平均每 1,000 小時有效照片數)。共分為 6 個級距，依出現指數之多寡排序，出現指數為 0 者為一級距，其餘每 20% 為一級距。

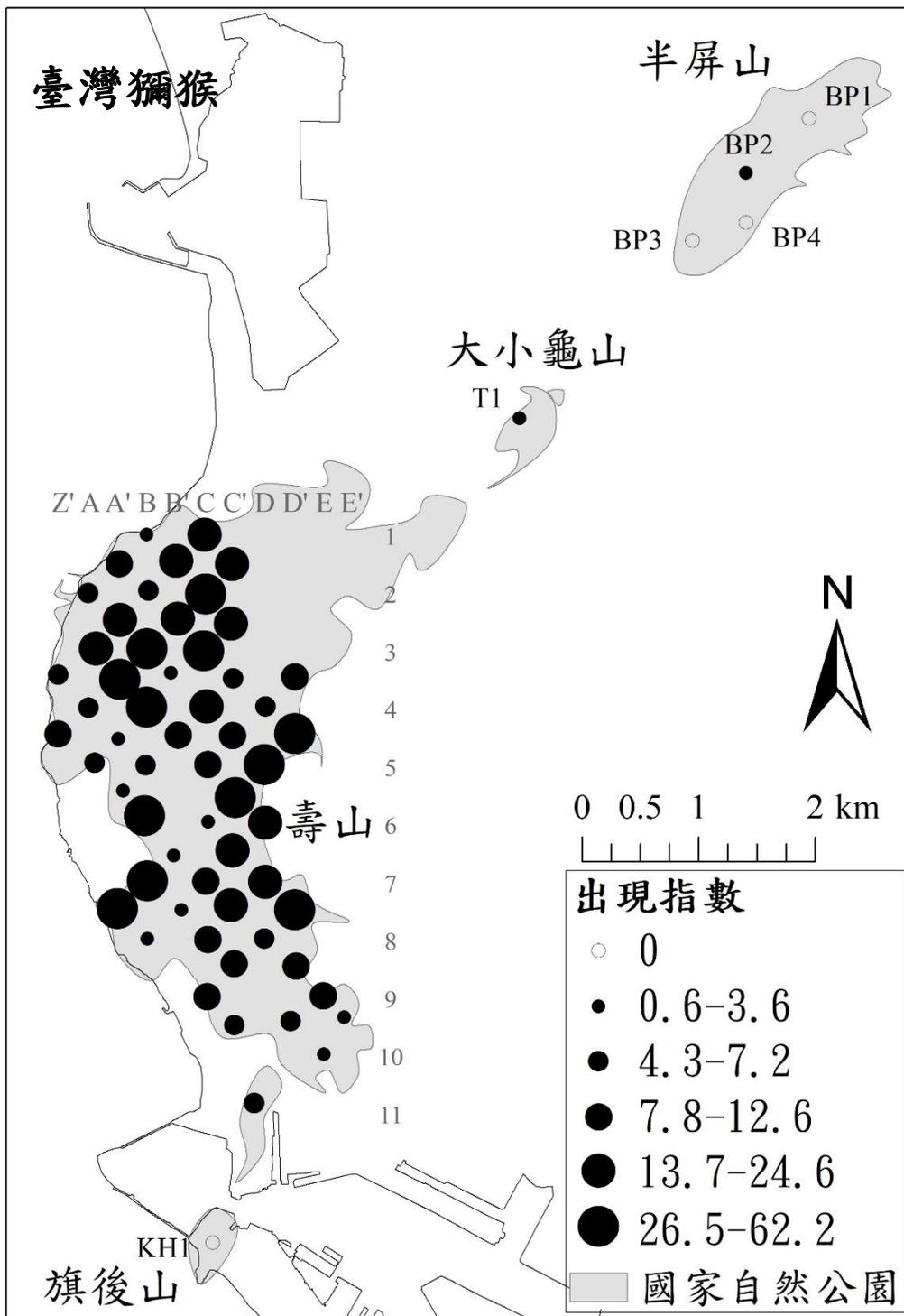


圖 11、2021-2022 年自動相機調查，國家自然公園範圍內各樣點臺灣獼猴出現指數(OI，平均每 1,000 小時有效照片數)。共分為 6 個級距，依出現指數之多寡排序，出現指數為 0 者為一級距，其餘每 20% 為一級距。

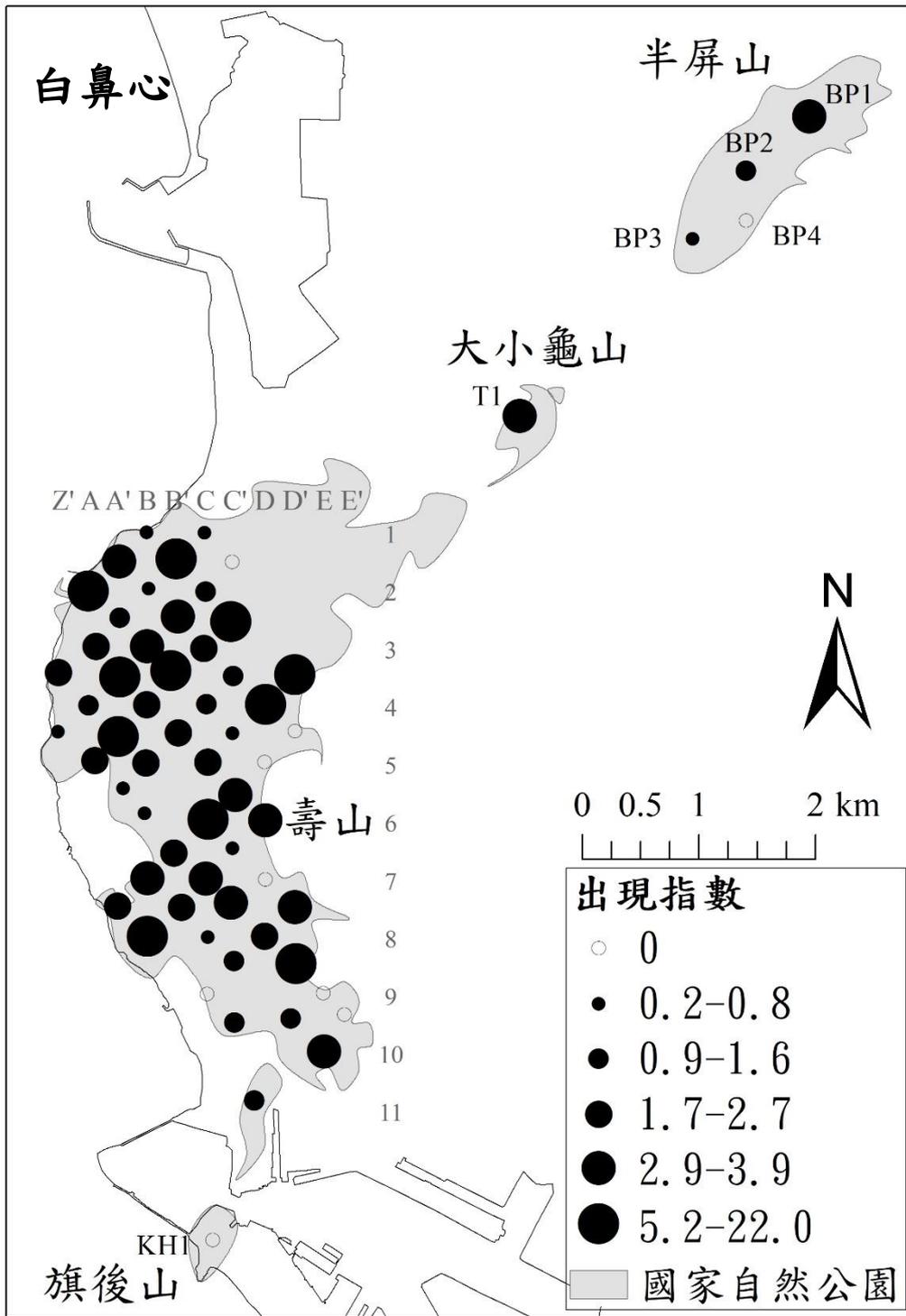


圖 12、2021-2022 年自動相機調查，國家自然公園範圍內各樣點白鼻心出現指數(OI，平均每 1,000 小時有效照片數)。共分為 6 個級距，依出現指數之多寡排序，出現指數為 0 者為一級距，其餘每 20% 為一級距。

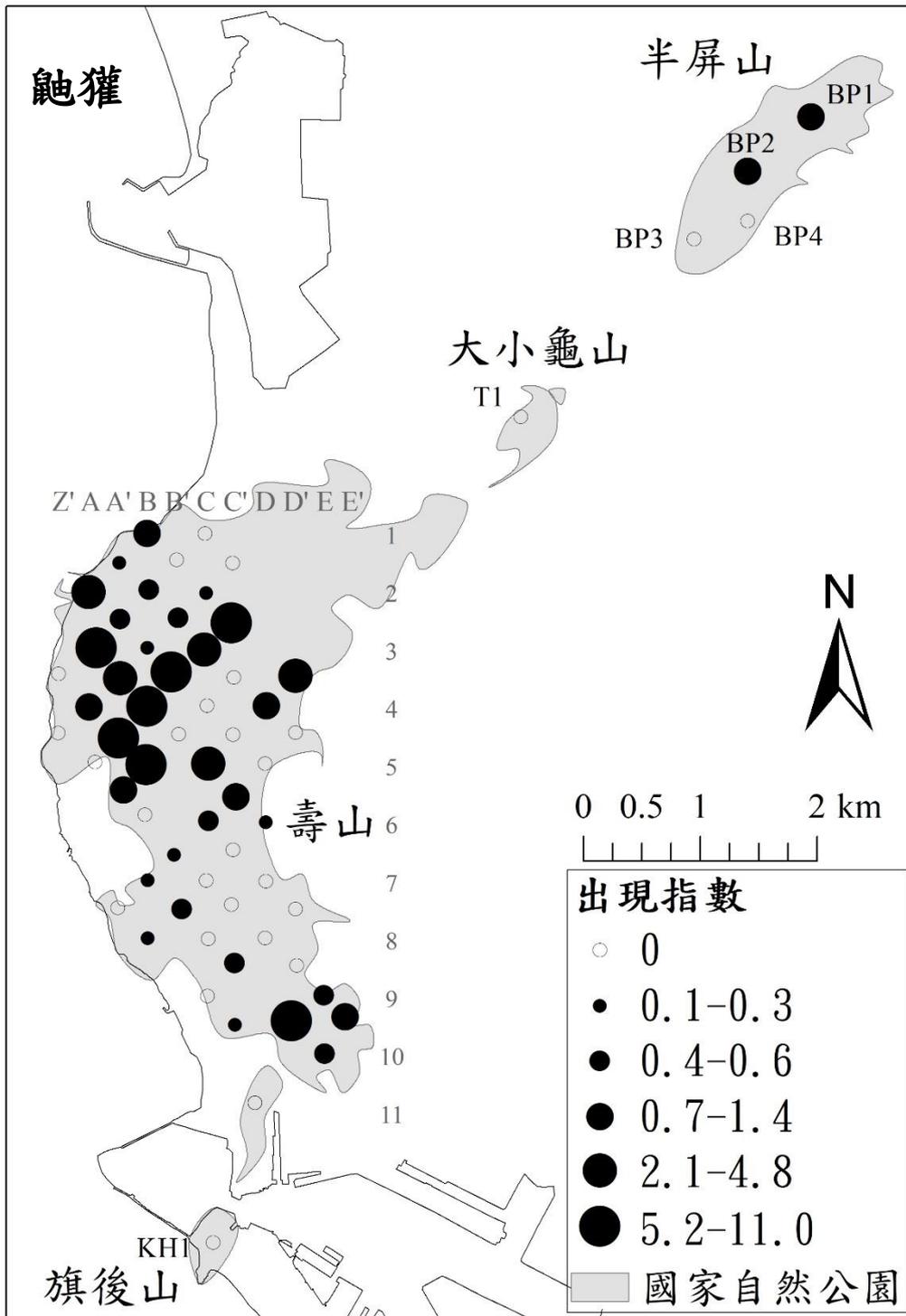


圖 13、2021-2022 年自動相機調查，國家自然公園範圍內各樣點鼈獾出現指數 (OI，平均每 1,000 小時有效照片數)。共分為 6 個級距，依出現指數之多寡排序，出現指數為 0 者為一級距，其餘每 20% 為一級距。

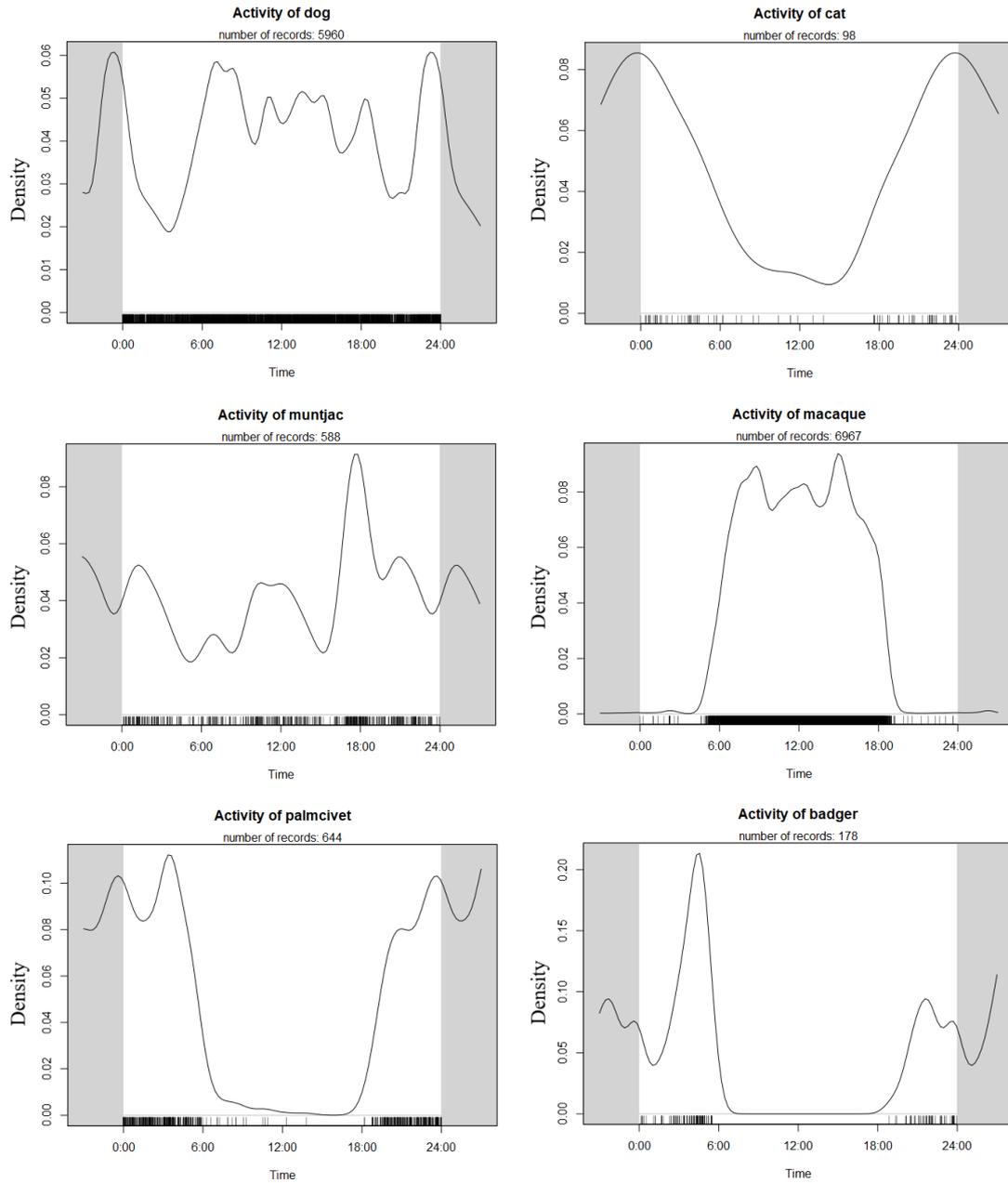


圖 14、使用自動相機資料，以 kernel density method 評估遊蕩犬貓與野生動物的日活動模式。由左至右、由上自下依序為犬、貓、山羌、臺灣獼猴、白鼻心、鼬獾。

(二)、野生哺乳動物族群動態及受犬隻威脅之評估

1. 單季節佔據度模式

使用壽山第二組相機資料進行各物種之單季節佔據度模式分析。先以AIC值選出最適模型，結果顯示影響各物種佔據度之因子有所差異(表7)，但相機品牌會影響除貓外所有物種的偵測機率，通常以Reconyx具有較佳之偵測力(表8)。

在犬的模式中，出現機率與貓出現指數、海拔、太陽輻射量三個因子呈正相關，但三個因子的SE都偏高，其影響程度較不明確(表9)。

在貓的模式中，貓的出現機率與犬出現指數呈正相關(表9)，當犬出現指數越高時，則貓的出現機率越高。

在山羌的模式中，山羌的出現機率和與道路距離正相關、和犬出現指數負相關(表9)，當距離道路越遠、犬出現指數越低，則山羌的出現機率越高。變因中以與道路距離具有較強的影響力。

在臺灣獼猴的模式中，沒有任何環境因子會影響其出現機率(表9)。

在白鼻心的模式中，白鼻心的出現機率和犬出現指數呈負相關(表9)，但該因子的SE偏高，其影響程度較不明確(表9)。

在鼬獾的模式中，鼬獾的出現機率和與道路距離、海拔、太陽輻射量呈正相關，和犬出現指數、貓出現指數呈負相關(表9)。變因中以與道路距離具有較強的影響力，但SE偏高，其影響程度較不明確(表9)。

表 7、單季節佔據度模式(single-season occupancy model)分析，利用 Akaike's Information Criterion (AIC)評估影響壽山地區犬貓與野生哺乳動物出現機率(psi)與偵測機率(p)之最適模式。cam 為相機品牌、d_road 為與道路距離、ele 為海拔、DogOI 為犬出現指數、CatOI 為貓出現指數、solar 為太陽輻射量。

物種	最適模式	K	AICc	ΔAICc	weight
犬	p(cam)psi(.)	3	910.46	0.00	0.20
	p(cam)psi(ele)	4	910.99	0.53	0.16
	p(.)psi(.)	2	911.30	0.84	0.13
	p(cam)psi(solar)	4	911.49	1.03	0.12
	p(.)psi(ele)	3	911.63	1.17	0.11
	p(cam)psi(CatOI)	4	911.91	1.45	0.10
	p(cam)psi(ele+solar)	5	912.10	1.64	0.09
	p(.)psi(solar)	3	912.13	1.67	0.09
貓	p(.)psi(DogOI+road)	4	141.90	0.00	0.72
	p(.)psi(DogOI)	3	143.82	1.92	0.28
山羌	p(cam)psi(road)	4	581.43	0.00	0.60
	p(cam)psi(road+DogOI)	5	583.18	1.75	0.40
臺灣獼猴	p(cam)psi(.)	3	888.30	0.00	1.00
白鼻心	p(cam)psi(road)	4	833.80	0.00	1.00
鼬獾	p(.)psi(.)	2	475.35	0.00	0.18
	p(.)psi(road)	3	475.80	0.45	0.15
	p(.)psi(solar)	3	476.02	0.66	0.13
	p(.)psi(ele)	3	476.13	0.78	0.12
	p(.)psi(road+solar)	4	476.35	0.99	0.11
	p(cam)psi(.)	3	476.94	1.59	0.08
	p(.)psi(road+ele)	4	477.00	1.64	0.08
	p(.)psi(CatOI)	3	477.11	1.75	0.08
	p(.)psi(DogOI)	3	477.31	1.95	0.07

表 8、壽山地區自動相機調查，各物種之偵測機率及相機品牌影響之係數值(β)與標準誤(SE)。相機品牌分為 Reconyx 與 Browning，設 Browning 為基準值。95% CI 指 95%信賴區間。

Species	偵測機率		Reconyx	
	estimate	95% CI	β	SE
犬	0.36	0.32-0.41	0.20	0.20
貓	0.10	0.06-0.15		
山羌	0.16	0.12-0.20	1.31	0.21
臺灣獼猴	0.64	0.60-0.68	0.64	0.18
白鼻心	0.26	0.22-0.30	0.78	0.17
鼬獾	0.24	0.20-0.29	-0.02	0.04

表 9、壽山地區各物種之出現機率受到各種因子影響之係數值(β)與標準誤(SE)。95% CI 指 95%信賴區間。

物種	出現機率		與道路距離		犬出現指數		貓出現指數		海拔		太陽輻射量	
	estimate	95% CI	β	SE	β	SE	β	SE	β	SE	β	SE
犬	0.96	0.58-1.00					0.29	1.01	0.63	1.09	0.29	0.52
貓	0.03	0.00-0.77	-3.76	3.64	5.26	3.10						
山羌	0.83	0.56-0.95	1.70	1.09	-0.19	0.33						
臺灣獼猴	1.00	0-1.00										
白鼻心	1.00	0-1.00			-25.30	44.10						
鼬獾	0.54	0.36-0.71	0.21	0.35	-0.02	0.05	-0.02	0.06	0.10	0.19	0.13	0.24

(三)、遊蕩犬與山羌族群量

1. 壽山區遊蕩犬族群量估算與族群概況

(1). 隨機遭遇模式

使用2021年8月至2022年7月的資料進行分析，估計遊蕩犬密度為65.9隻/km²，95%信賴區間為45.1-86.7隻/km²。

若乘上壽山區面積9.287 km²，數量估計為612隻，95%信賴區間為419-806隻。

(2). 自動相機距離取樣法

使用2021年9-11月及2022年3-5月的資料進行分析，估計犬隻密度為46.0隻/km²，95%信賴區間為44.3-47.8隻/km²。

若乘上壽山區面積9.287 km²，估計犬隻數量為427隻，95%信賴區間為411-444隻。

(3). 樣線長期監測

a. 壽山東線

2021年4月至2022年5月共進行19次調查，總記錄到94隻遊蕩犬(表10)，樣線調查至第11次，可以累積辨識約80%的個體(圖15a)。調查期間，每月的目擊隻次相近，無明顯變化(圖16a)。

所有犬隻皆為成犬，包含有51隻雄犬、33隻雌犬、10隻性別不明，雄雌比1:0.65。51隻雄成犬中30隻有剪耳標記(雄犬絕育率58.8%)，33隻雌成犬中26隻有剪耳標記(雌犬絕育率78.8%)。未發現任何有斷肢的個體，但有4隻皮膚病個體(皮膚病率4.3%)(表10)。

另記錄到5隻遊蕩貓，包含1雄3雌1性別不明，雌貓絕育率33.3%，其中一隻雌貓應為懷孕個體，但後續未能找到幼貓。

b. 壽山南線

2021年4月至2022年5月共進行20次調查，總記錄到215隻遊蕩犬個體及1隻新

生幼犬(表10)。樣線調查至第5次，累積辨識約80%的個體(圖15b)。調查期間，每月的目擊次數有下降趨勢(圖16b)。

215隻遊蕩犬中有92隻雄犬、105隻雌犬、18隻性別不明，雄雌比1：1.14。

92隻雄成犬中24隻有剪耳標記(雄犬絕育率26.1%)，105隻雌成犬中94隻有剪耳標記(雌犬絕育率89.5%)(表10)。

觀察到有6隻遊蕩犬具有斷肢(斷肢率2.8%)，有17隻染患皮膚病(皮膚病率7.9%)(表10)。

另記錄到30隻遊蕩貓，包含2雄6雌22性別不明，因性別不明之個體數過多，不計算絕育率。調查期間共記錄到四窩幼貓。

2. 半屏山、大小龜山、旗後山遊蕩犬族群量與族群概況

2021年4-7月間(第一期)及2022年4-6月間(第二期)，分別完成半屏山、大小龜山、旗後山之遊蕩犬族群普查，成果簡述如下。

(1) 半屏山

第一期共進行11次樣線調查，記錄63隻個體，再加上自動相機資料，總共記錄72隻成犬及1隻新生幼犬(表11)。第二期共進行8次樣線調查，記錄67隻個體，含66隻成犬與1隻亞成犬，加上自動相機資料，總共記錄77隻個體，另外透過訪查，由遊客處得知10隻新生幼犬(表11)。樣線調查分別至第8次、第3次，可以累積辨識約80%的個體(圖17a、18a)，另有約15%的個體，必須使用自動相機才得以觀測。

第一期雄雌比1：1.21，29隻雄犬之絕育率為17.2%，雌成犬之絕育率為37.1%。第二期雄雌比1：1.25，28隻雄犬之絕育率為21.4%，雌成犬之絕育率為74.3%。兩期均未記錄到具有斷肢的個體，但分別發現17.8%、20.8%的個體染患皮膚病(表11)。

第一期的72隻個體中，有36隻留存至第二期(留存率50.0%)，兩期間新增40隻

個體(表12)。

第一期記錄到6隻遊蕩貓，包含1雄4雌1性別不明。雌貓絕育率75.0%。第二期記錄到4隻遊蕩貓，包含2雄2雌，皆有剪耳標記，雌貓絕育率100.0%。

(2) 大小龜山

第一期共進行6次調查，記錄5隻個體(表11)，根據訪查資訊研判皆為附近居民的放養家犬，並依體型及繁殖特徵判斷，應有結紮(估計絕育率約100%)。第二期共進行5次調查，記錄8隻個體，均為流浪犬，雄犬皆無絕育(雄犬絕育率0%)，雌犬有1隻有絕育(雌犬絕育率33.3%)，觀察期間發現12隻新生幼犬(表11)。兩期調查未發現任何具斷肢、皮膚病個體。

第二期的8隻個體全為新增個體，而第一期的5隻個體全部消失，不曾再被記錄(表12)，但由於第一期個體均為放養家犬，故這些個體的消失不一定是死亡。

另於第一期記錄到1隻遊蕩貓，性別不明，未絕育，第二期未發現。

(3) 旗後山

第一期共進行11次調查，記錄到11隻個體(表11)，第二期進行5次調查，記錄到12隻個體(表11)。第一期的個體中僅有1隻雄犬未絕育(雄犬絕育率50.0%，雌犬絕育率100%)，觀察期間不曾記錄到幼犬；第二期的個體中，5隻雄犬均未絕育(雄犬絕育率0%)，但6隻雌犬均已絕育(雌犬絕育率100%)，另有1隻性別不明。所有個體皆無斷肢症狀，第二期發現4隻個體染皮膚病(皮膚病率33.3%)(表11)。

第一期的11隻個體中有7隻留存到第二期(留存率63.6%)，兩期間消失4隻個體、新增5隻個體(表12)。

本區不曾觀察到遊蕩貓個體。

3. 壽山區山羌族群量

(1). 自動相機距離取樣法

使用2021年9-11月及2022年3-5月之資料進行分析，估計山羌密度為6.0隻/

km²，95%信賴區間為5.4-6.8隻/km²。

若乘上壽山區面積9.287 km²，估計山羌數量為56隻，95%信賴區間為50-63隻。

表 10、2021 年 4 月至 2022 年 5 月壽山區遊蕩犬隻族群長期調查，犬隻數量、性別、絕育情形、斷肢情形、皮膚病情形。

	壽山東線	壽山南線
辨識個體數	94	215
年齡		
成犬	94	215
亞成犬	0	0
新生犬 ^a	0	1
性別		
雄性	51	92
雄性絕育率	58.8%	26.1%
已絕育	30	24
未絕育	18	67
絕育狀況不明	3	1
雌性	33	105
雌性絕育率	78.8%	89.5%
已絕育	26	94
未絕育	6	6
絕育狀況不明	1	5
不明	10	18
健康狀況		
斷肢	0	2
斷肢率	0%	0.9%
皮膚病	4	9
皮膚病率	4.3%	4.2%

^a 新生幼犬不列入總辨識個體數。

表 11、2021 年 4-7 月及 2022 年 4-6 月，國家自然公園遊蕩犬隻族群狀況普查，各區域犬隻數量、性別、絕育情形、斷肢情形、皮膚病情形。

	半屏山		大小龜山		旗後山	
	2021	2022	2021	2022	2021	2022
辨識個體數	72	77	5	8	11	12
年齡						
成犬	72	76	5	7	11	12
亞成犬	0	1	0	1	0	0
新生犬 ^a	1	10	0	12	0	0
性別						
雄性	29	28	3	5	2	5
雄性結紮率	17.2%	21.4%	100%	0%	50.0%	0%
已絕育	5	6	3	0	1	0
未絕育	23	16	0	4	1	5
絕育狀況不明	1	6	0	1	0	0
雌性	35	35	2	3	9	6
雌性結紮率	37.1%	74.3%	100%	33.3%	100%	100%
已絕育	13	26	2	1	9	6
未絕育	21	7	0	2	0	0
絕育狀況不明	1	2	0	0	0	0
不明	8	14	0	0	0	1
健康狀況						
斷肢	0	0	0	0	0	0
斷肢率	0%	0%	0%	0%	0%	0%
皮膚病	13	16	0	0	0	4
皮膚病率	17.8%	20.8%	0%	0%	0%	33.3%

^a 新生幼犬不列入總辨識個體數。

表 12、2021 年 4-7 月(第一期)及 2022 年 4-6 月(第二期)，半屏山、大小龜山、旗後山遊蕩犬族群狀況普查，兩期間之個體留存與新增情形。

	半屏山	大小龜山	旗後山
第一期個體數	72	5	11
第二期個體數	77	8	12
新增個體	40	8	5
留存個體	36	0	7
留存率	50.0%	0%	63.6%
消失個體	36	5	4

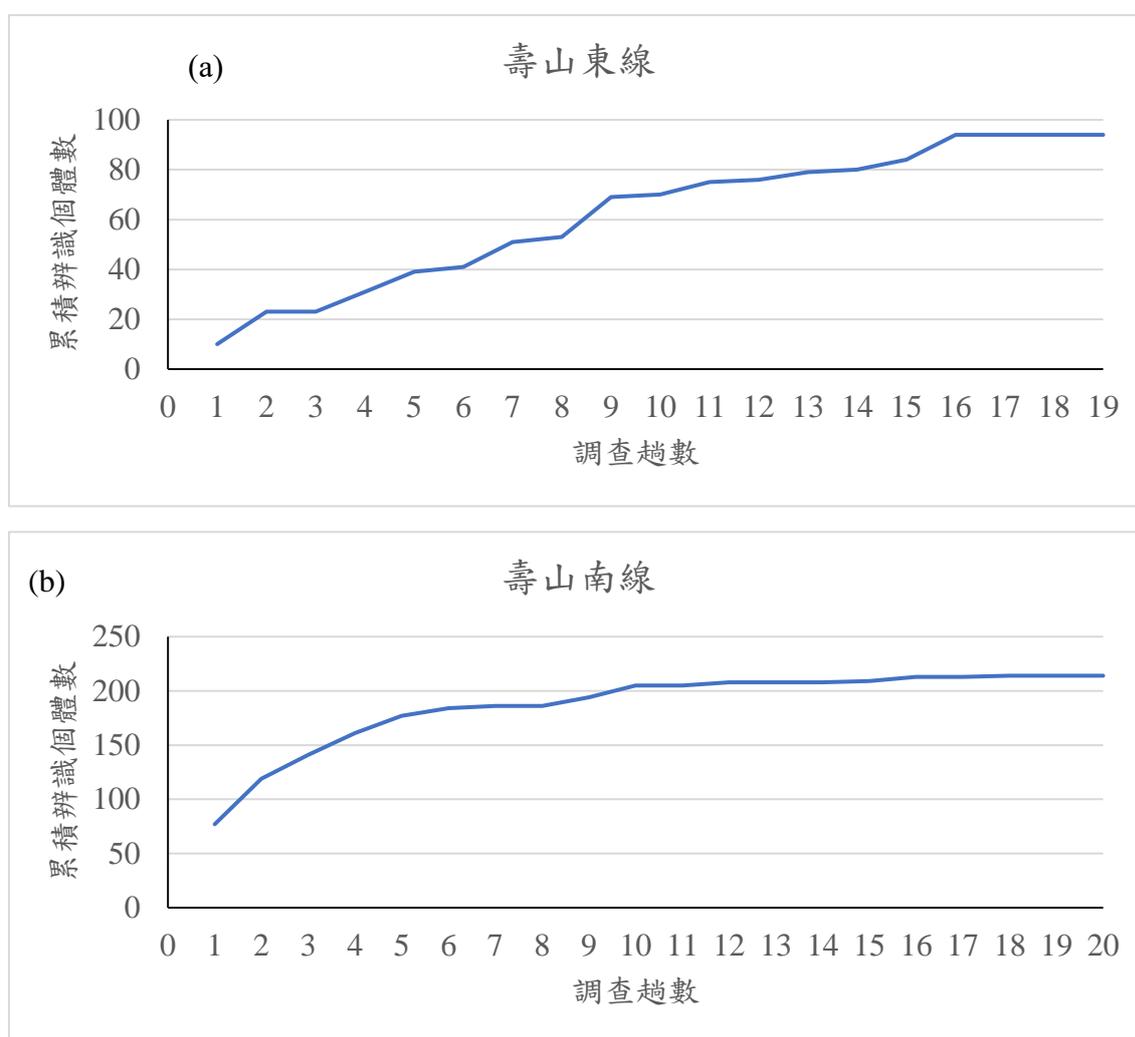


圖 15、2021-2022 年(a)壽山東線與(b)南線遊蕩犬定期調查，累積辨識個體數隨調查趟次變化情形。

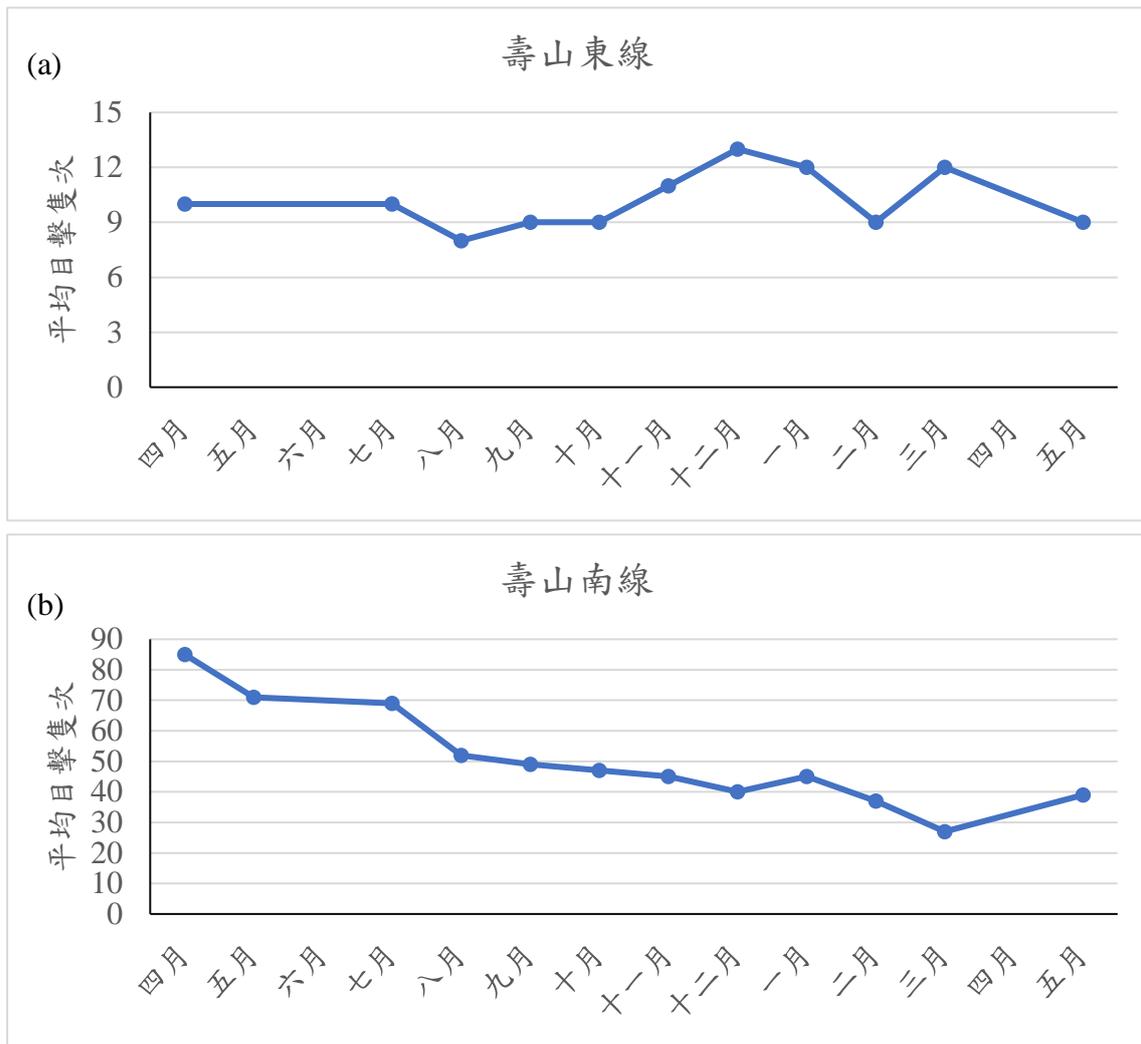


圖 16、2021-2022 年(a)壽山東線與(b)南線之樣線調查，遊蕩犬平均目擊隻次每月變化。

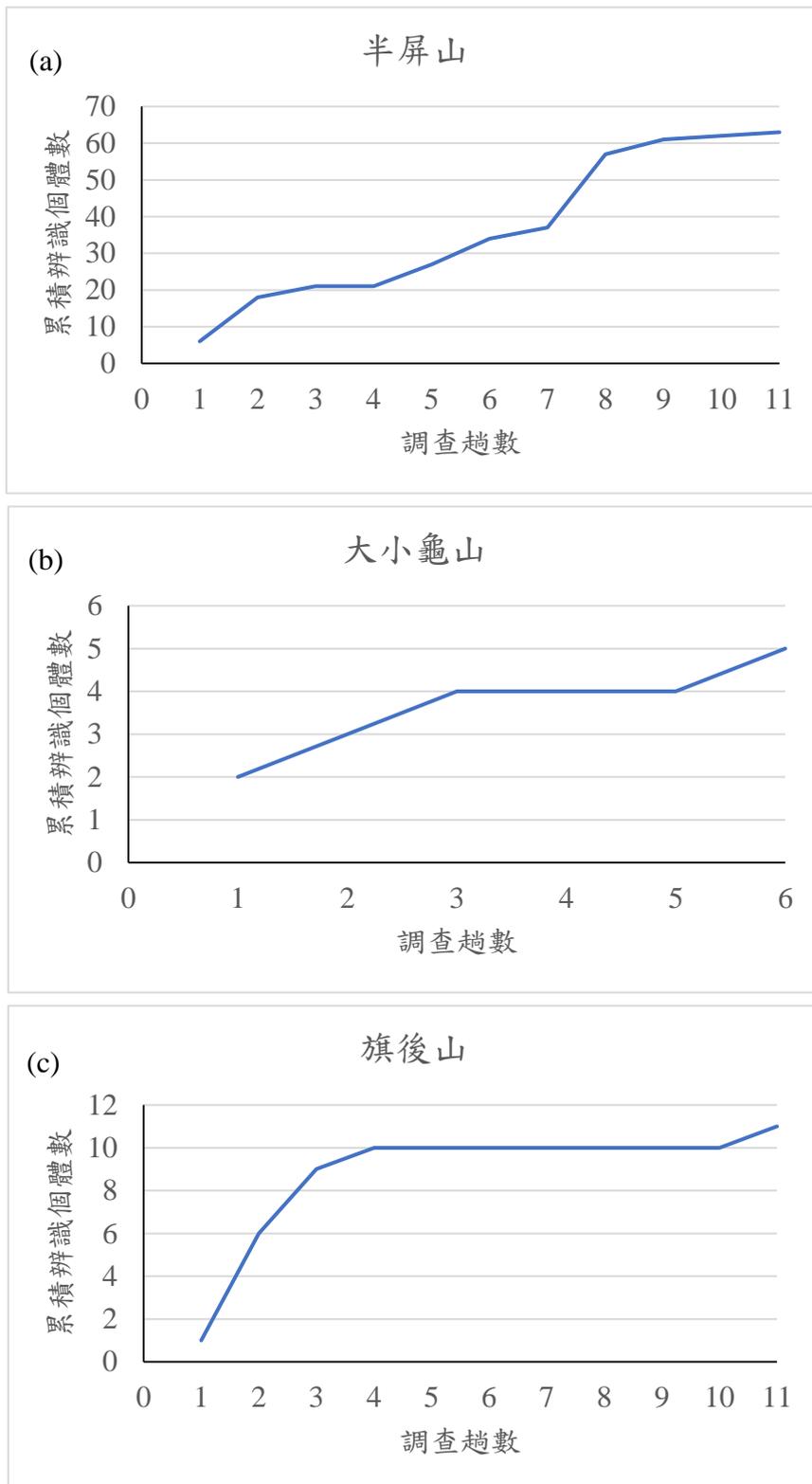


圖 17、2021 年(a)半屏山、(b)大小龜山、(c)旗後山遊蕩犬普查，累積辨識個體數隨調查趟次變化情形。

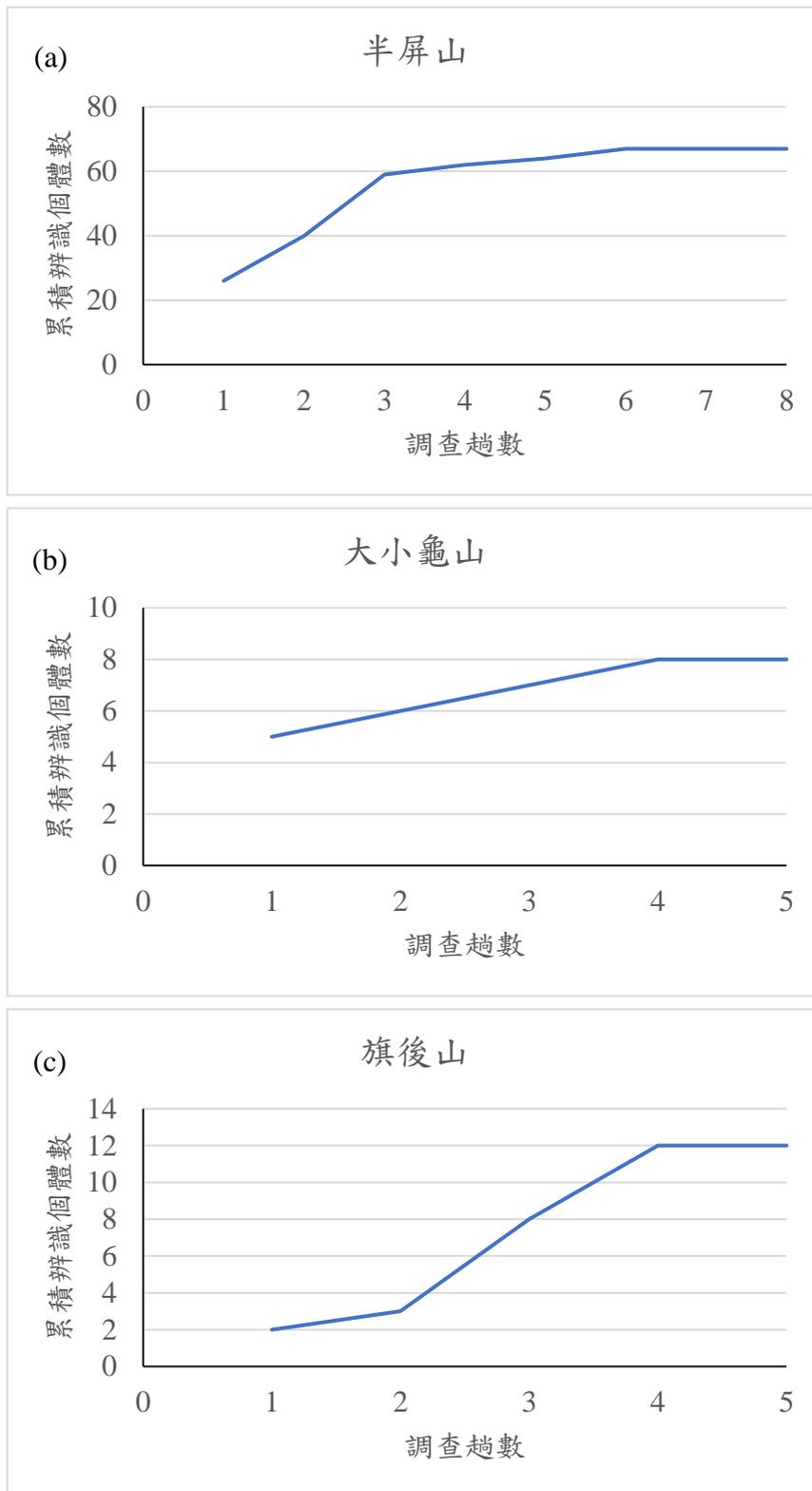


圖 18、2022 年(a)半屏山、(b)大小龜山、(c)旗後山遊蕩犬普查，累積辨識個體數隨調查趟次變化情形。

(四)、遊蕩犬族群未來變化評估

我們收集犬隻族群變化相關參數如表 13，應用在後續的分析。

半屏山區模擬結果發現，只要有個體持續移入，不論是現況的每年移入40隻、或減半後的移入20隻，現況的74%絕育率或高強度的85%絕育率都無法成功控制族群(圖19)。若完全阻斷新個體的移入，在85%絕育率下經過約8-9年，族群會降至10隻以下，到了第14年，族群會消亡；然而若為現況的74%絕育率，經過20年後，僅能讓族群量減半。

假設每年持續新移入40隻個體，但加入移除安置策略，模擬結果顯示，在85%高強度絕育加上每年移除40隻的情境下，4年後可成功控制住族群，僅需持續移除新移入個體；但只要絕育率下降或移除數量下降，最後的數量控制成效均不彰(圖20)。

壽山區模擬結果顯示，現行85%絕育率配合完全杜絕新個體移入，大約6年之後族群量可降至100隻，約17年後族群消亡(圖21)；然而只要每年有50隻個體移入，族群逐年下降至200-250隻左右，之後便維持穩定。但在85%絕育率與每年移入100隻之情境，及60%絕育率對應無移入、移入50隻、移入100隻之三種情境，均無法有效控制族群，族群量將持平或持續上升。

假設每年持續新移入100隻個體，但加入移除安置策略，在維持85%絕育率與每年移除安置100隻個體的情境下，8年後可成功控制族群，每年僅需持續移除新移入個體；85%絕育率與每年移除50、25隻的情境下，也有一定程度的控制效果，但族群降到一定程度後便無法再減少；若絕育率弱化為60%，即使每年移除100隻，仍無法有效讓族群量下降(圖22)。

表 13、遊蕩犬族群變化趨勢模擬，使用之參數設定。

Parameter	Value	Reference	說明
Mating system	polygynous	Lord et al.(2013)	
Age of first offspring ♀	1 year old	Paul et al.(2016)	家犬在 6-9 個月時即可達性成熟
Age of first offspring ♂	1 year old	Paul et al.(2016)	家犬在 6-9 個月時即可達性成熟
Maximum age of survival	12 years old	Salvin et al.(2012)	
Max. age of reproduction ♀	12 years old		家犬無更年期，終身可繁殖，故等於最高壽命
Max. age of reproduction ♂	12 years old		家犬無更年期，終身可繁殖，故等於最高壽命
Sex ratio (percent males) at birth	50%		設定新生雌犬與雄犬的比例為 1:1
% Adult ♀ breeding	半屏山：15%、36% 壽山：15%、40%		使用實際觀察數據，及現有絕育率加強或減弱後之效果
Maximum broods per year	2	Lord et al.(2013)	雌犬平均每七個月發情一次
Distribution of number of broods per year		Lord et al.(2013)	雌犬平均每七個月發情一次
0 broods	0%		
1 broods	30%		
2 broods	70%		
Maximum offspring per brood	6	Majecka et al. (2020)	
Brood size 6	100%		假設每胎都生 6 隻
♀ mortality from 0 to 1 year	80%	Paul et al. (2016)	
♀ mortality after 1 year	40%	Morters et al. (2014b)，顏士清等 (2019)	
♂ mortality from 0 to 1 year	80%	Paul et al. (2016)	
♀ mortality after 1 year	40%	Morters et al. (2014b)，顏士清等 (2019)	
Carrying capacity (K)	半屏山：150 壽山：1000		假設為現有族群量的兩倍
Initial population size	半屏山：77 壽山：500		樣區實際觀察資料
Supplementation	半屏山：0, 20, 40 壽山：0, 50, 100		半屏山使用樣區實際觀察資料及其減半，壽山假設為族群的 10%、20%。假設雌雄各 50%

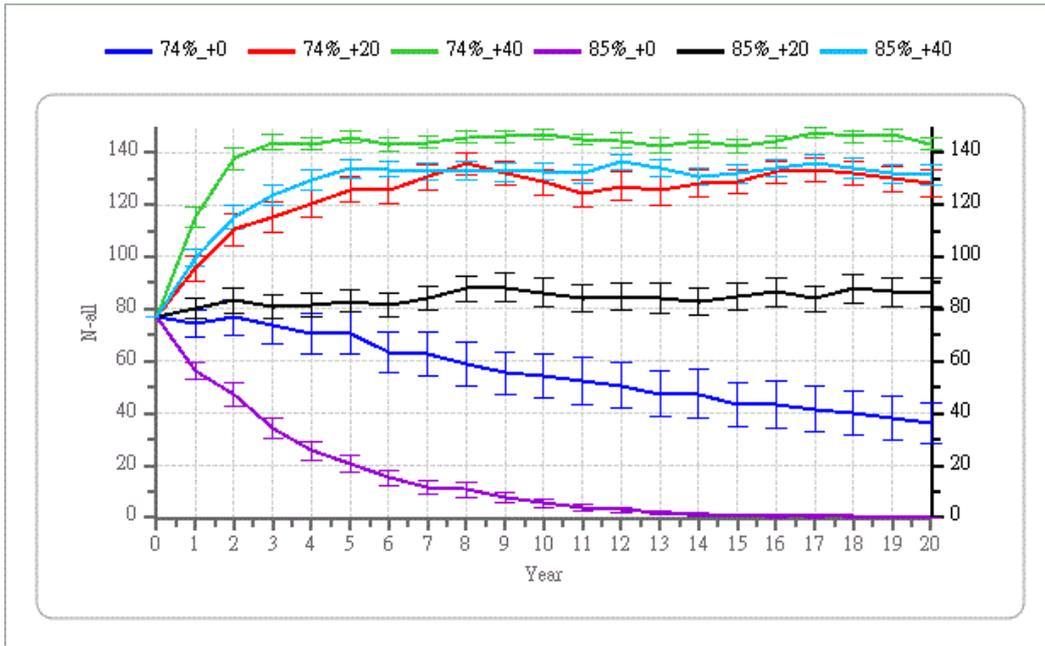


圖 19、半屏山區現有遊蕩犬族群量未來 20 年變化預測。影響參數包含絕育率(現況 74%、高強度 85%)及移入量(無移入、每年 20 隻、每年 40 隻)。其他族群參數見表 15。誤差線為 95%信賴區間。

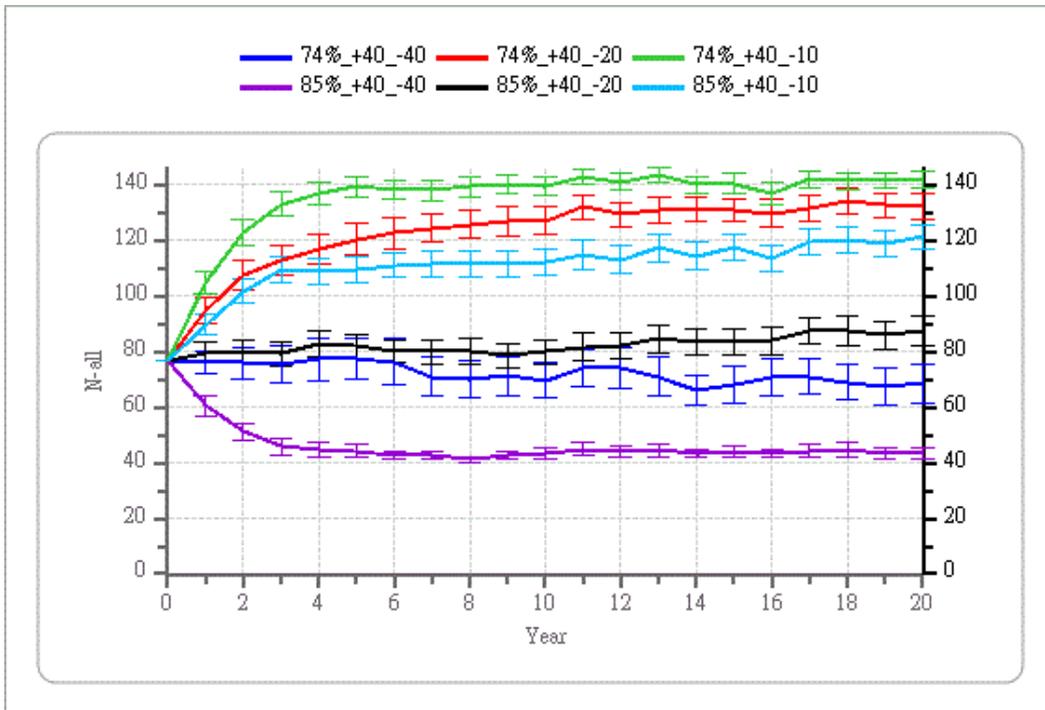


圖 20、半屏山區現有遊蕩犬族群量未來 20 年變化預測。影響參數包含絕育率(現況 74%、高強度 85%)、移入量(每年 40 隻)、移除量(40、20、10 隻)。其他族群參數見表 15。誤差線為 95%信賴區間。

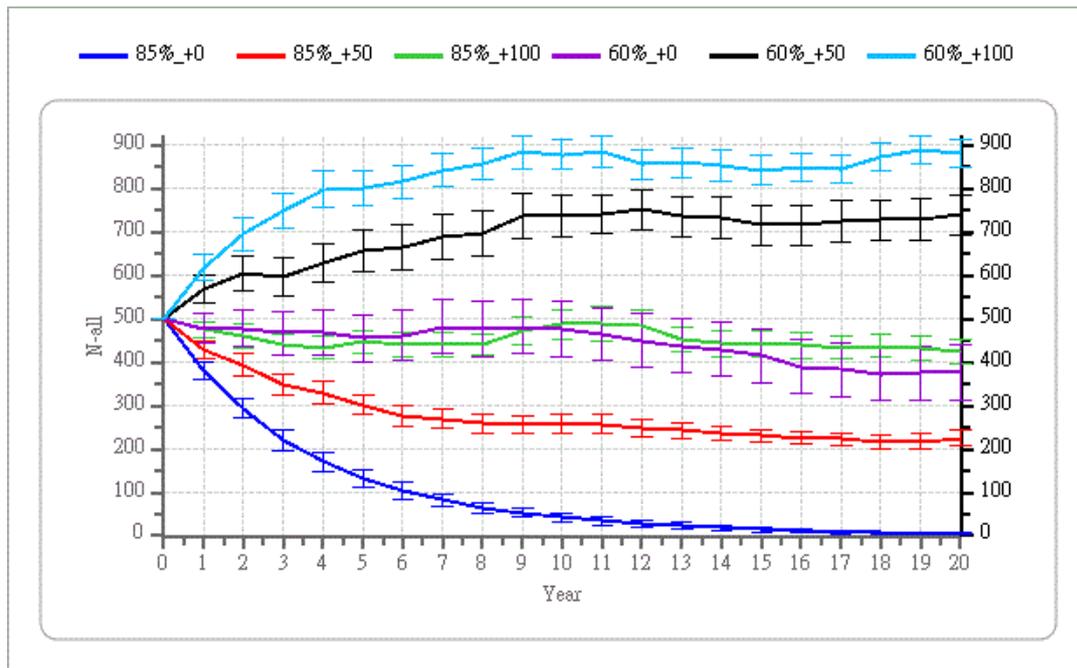


圖 21、壽山區現有遊蕩犬族群量未來 20 年變化預測。影響參數包含絕育率(現況 85%、弱化為 60%)及移入量(無移入、每年 50 隻、每年 100 隻)。其他族群參數見表 15。誤差線為 95%信賴區間。

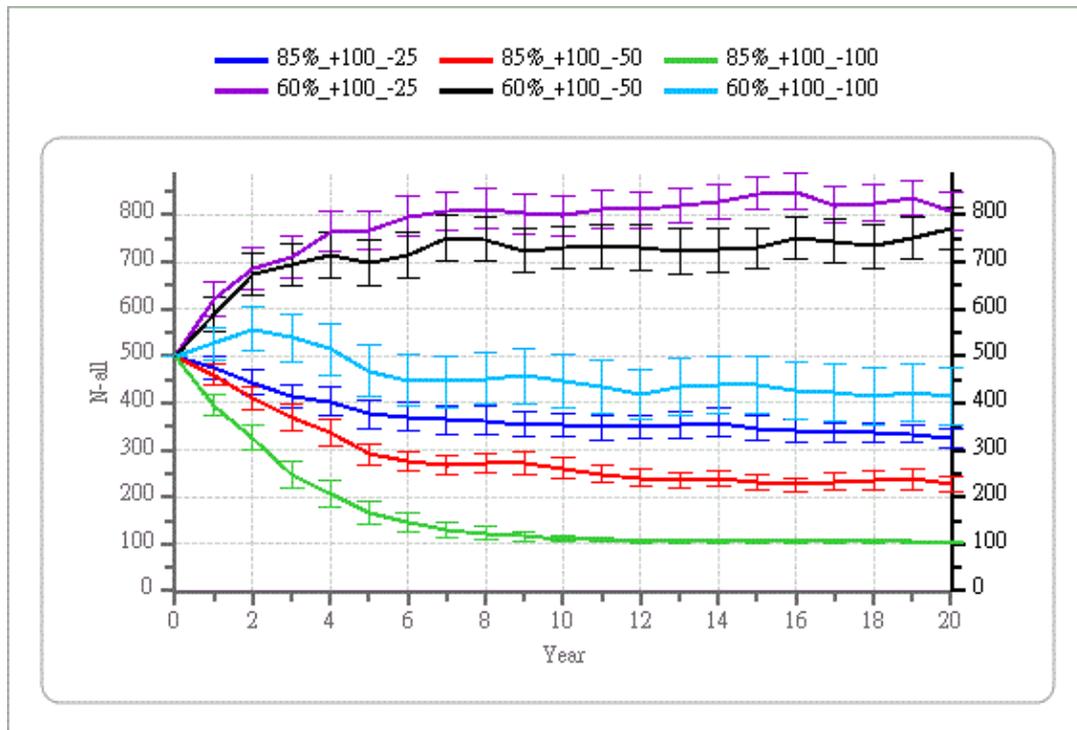


圖 22、壽山區現有遊蕩犬族群量未來 20 年變化預測。影響參數包含絕育率(現況 85%、弱化為 60%)、移入量(每年 100 隻)、移除量(100、50、25 隻)。其他族群參數見表 15。誤差線為 95%信賴區間。

(五) 餵食點分布與概況

1. 壽山東線

共發現7處餵食點(表14、圖23)，主要食物為飼料、肉類、廚餘，犬隻會從餵食點把食物叨走再食用。肉類食物內含的骨頭通常長期不清理，任其腐壞，導致環境髒亂。

2. 壽山南線

共發現19處餵食點(表14、圖23)，食物類型包含廚餘、肉類、飼料(附錄三：圖A、B)，餵食痕跡明顯，多數餵食者為每日餵食，以清晨與黃昏為主。部分餵食點設有狗屋，但並未維護環境，各種廢棄物(飼料袋、空罐頭、廚餘袋等)隨意棄置十分髒亂，餵食後也不會收走骨頭等無法食用的部分，任其於原地腐壞(附錄三：圖C)。少部分餵食點為定時定點餵食，會在餵食後清理乾淨。

3. 半屏山

共發現11處餵食點(表14、圖24)，放置食物以飼料為主，部分地點被放置廚餘(附錄三：圖D)。放置時間以清晨及黃昏較多，多數在餵食後未清理善後。除了遊蕩犬，亦見過松鼠及鳥類取食(附錄三：圖E、F)。

4. 大小龜山

發現4處餵食點，包含犬飼料、貓飼料、廚餘等種類，並且提供飲水。在其中一處餵食點發現幼犬出沒。

5. 旗後山

未發現明確餵食點。

6. 餵食者訪談

共進行2次訪談，皆於南線進行，受訪者參與意願非常低，談話過程戒心很重。受訪者皆認同TNVR之理念，但不願意親自執行，並且對於該區域TNVR執行狀況不甚了解，除了認為本區貓狗皆已結紮，亦不認為TNVR成果需要長期維護。

表 14、國家自然公園及鄰近區域，遊蕩犬貓餵食點分布與概況。

樣線	X 座標 (TWD67)	Y 座標 (TWD67)	食物類型	概況
半屏山	178069	2510350	不明	水泥塔旁，太遠無法看見食物類型
半屏山	178004	2510385	飼料	步道旁隨機餵食，非固定餵食點
半屏山	178543	2510900	水，飼料	
半屏山	177714	2510208	飼料，廚餘	馬路轉角
半屏山	177671	2510625	飼料	路邊遊蕩貓吃飼料，非固定餵食點
半屏山	177908	2510307	廚餘	紅色電話亭餵食點轉移至此
半屏山	177771	2510782	飼料	放在葉子上的貓食，非固定餵食點
半屏山	177972	2510344	飼料	馬路邊空地
半屏山	177595	2510505	廚餘	公廁旁邊草地
半屏山	177676	2510205	飼料	馬路邊 (2022 年已消失)
半屏山	177934	2510340	飼料	後巷入口處 (2022 年已消失)
大小龜山	176239	2508815	飼料，廚餘，水	幼犬出沒
大小龜山	176430	2509150	飼料	放在葉子上的貓飼料
大小龜山	176423	2508906	廚餘	見城館前
大小龜山	176503	2509227	飼料	小龜山樓梯口
東線	174444	2505757	廚餘、肉	
東線	174419	2505942	廚餘、飼料、肉	
東線	174529	2505861	廚餘、飼料、肉	樣線入口，多貓
東線	174459	2505435	廚餘、飼料、肉	
東線	174449	2505649	廚餘、肉	
東線	174409	2505645	飼料、肉	(2022 年 5 月已消失)

樣線	X 座標 (TWD67)	Y 座標 (TWD67)	食物類型	概況
東線	174420	2505431	飼料、肉	(2022 年 5 月已消失)
南線	175014	2503487	廚餘	金馬驛站
南線	175017	2503587	飼料	貓餵食點
南線	175032	2503639	飼料	海巡署對面，每日晨昏投放，多貓
南線	174967	2503487	飼料、肉	有狗屋
南線	174930	2503509	飼料、肉	有狗屋
南線	174934	2503539	飼料、肉	有狗屋
南線	174396	2503240	廚餘	壽管處對面，有記錄過垂奶狗
南線	174513	2503100	廚餘、飼料、肉	羽球場內
南線	174387	2503242	廚餘	非固定餵食點
南線	174901	2503604	廚餘、飼料、肉	有狗屋
南線	174908	2503691	廚餘、飼料、肉	青春健操會對面
南線	175075	2504360	廚餘、飼料、肉	和平公園，傍晚 1830 左右餵食
南線	174897	2504338	肉	動保園區外路障，傍晚餵食，餵完收走
南線	174830	2504531	廚餘、飼料、肉	中興亭，傍晚餵食，餵完收走
南線	175022	2504282	廚餘、飼料、肉	傍晚遊蕩犬在此等食
南線	174703	2503430	廚餘	旁邊標牌寫軍事重地
南線	174334	2503302	廚餘	置於樹叢或路邊，髒亂 (2022 年 5 月已消失)
南線	174845	2503426	廚餘、飼料、肉	法興禪寺廣場或對面 (2022 年 5 月已消失)
南線	174602	2503260	廚餘、飼料、肉	草叢內隨意餵食

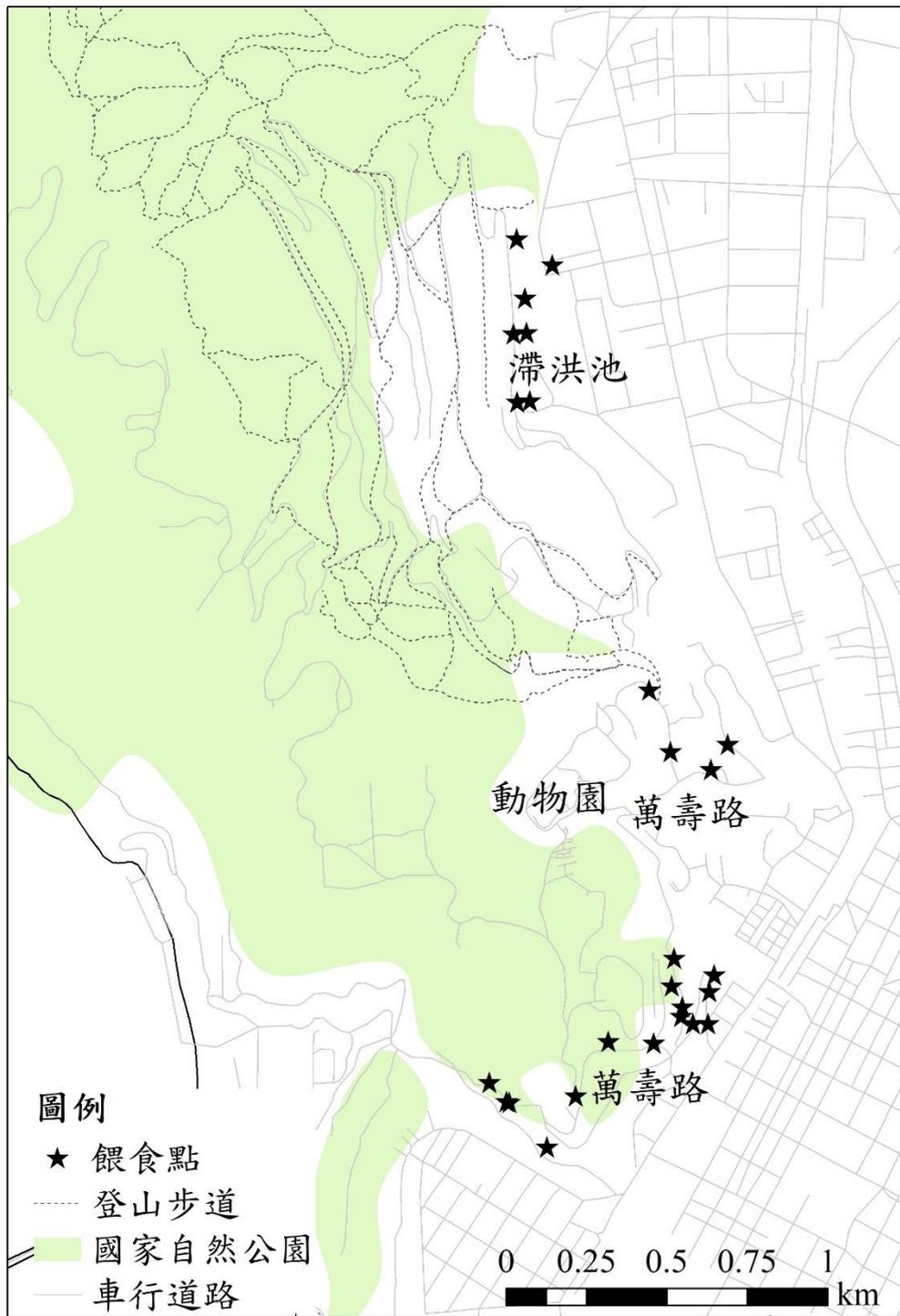


圖 23、壽山東線與南線餵食點分布圖。

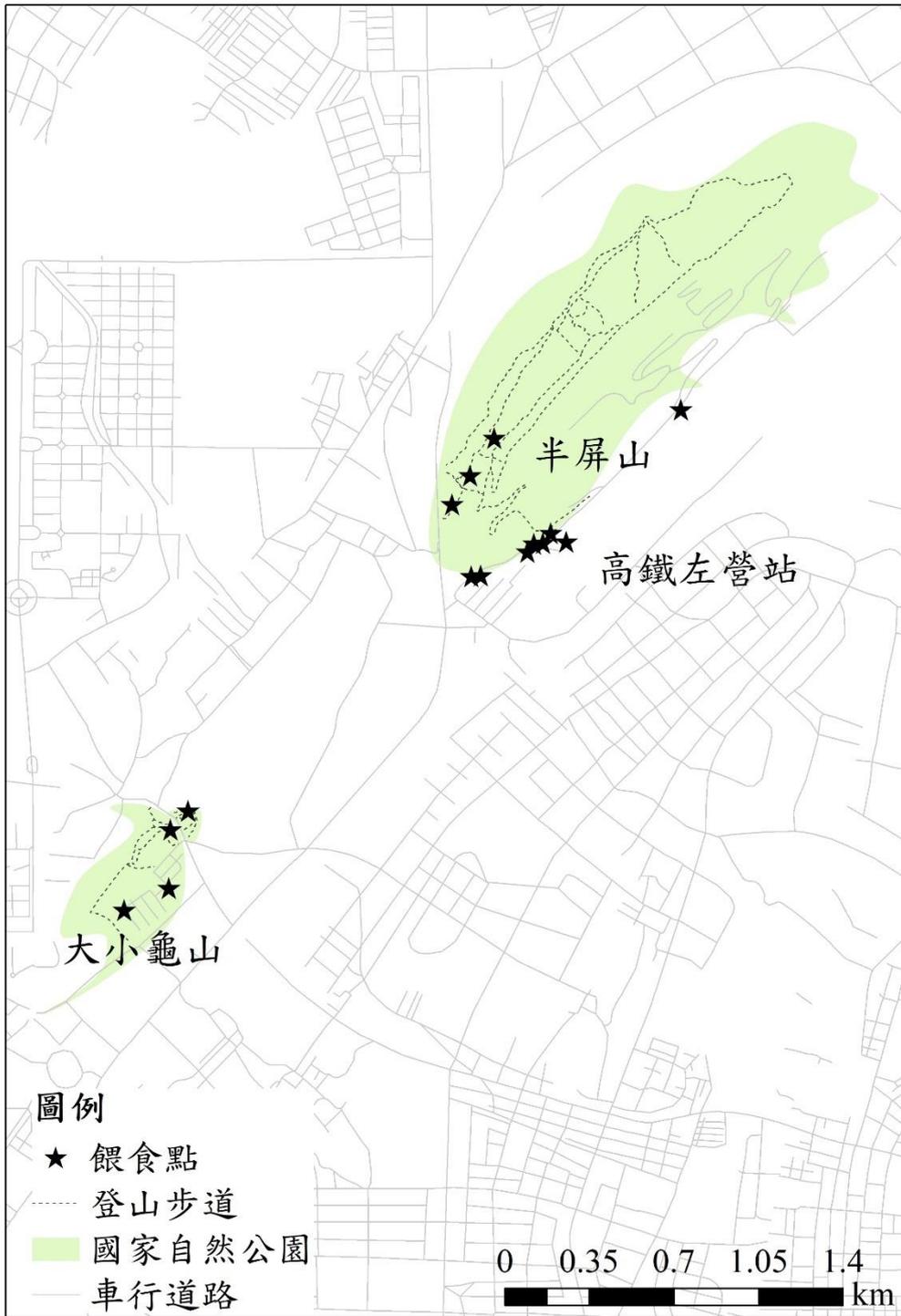


圖 24、半屏山周遭餵食點分布圖。

(六)、遊蕩犬之活動範圍

計劃期間共捕捉3隻流浪犬進行追蹤，包含1雄2雌，均為成犬(表15)。個體ss850(雄性未絕育)共追蹤121天，獲得3,681個有效定位點；個體ss840(雌性已絕育)在追蹤34天後，獲得1,147個有效定位點，但項圈遭民眾破壞取下，經多方聯絡協調後成功取回，已完全損壞無法維修；個體ss1105(雌性已絕育)共追蹤14天，獲得591個有效定位點，之後項圈故障，再次捕提取回。

個體ss850平均每30分鐘位移60.4 m，個體ss849平均每30分鐘位移62.9 m，個體ss850平均每30分鐘位移29.2 m，推估平均日移動速度分別為2.901 km/日、2.192 km/日、1.401 km/日，三者平均為2.165 km/日。

個體ss850之活動範圍涵蓋壽山區西側之軍區與聚落(圖25)，面積為74.6 ha (99% fixed kernel method)，活動核心區域面積為2.9 ha (50% fixed kernel method)，有94.2%的定位點位在自然環境內、4.9%在人類建物或道路上，另外0.9%位在海岸邊，定位點距離道路平均 43 ± 46 m (平均值 \pm 標準差) (表16)。個體ss849之活動範圍主要涵蓋壽山區東側的登山步道區域(圖25)，面積為85.2 ha，活動核心區域面積為3.0 ha，100%的定位點都位在自然環境內，定位點距離道路平均 534 ± 92 m (表16)，僅6個點位距離道路在100 m以內。個體ss1105固定在軍隊的營舍周圍活動(圖25)，活動範圍面積為2.5 ha，活動核心區域面積為0.2 ha，100%的定位點都位在人類建物或道路上，未觀察到進入自然環境活動，定位點距離道路平均 14 ± 9 m (表16)。

表 15、2022 年壽山區遊蕩犬追蹤個體基本資料。

編號	捕捉地點	性別	絕育	體重 (kg)	頸圍 (cm)	體長 (cm)	肩高 (cm)	捕捉日期	結束日期
ss850	軍區	雄	無	16	33	90	50	2022/4/26	2022/8/24
ss849	四棵榕	雌	有	18	36	97	53	2022/4/29	2022/6/1
ss1105	軍區	雌	有	20	40	108	57	2022/6/23	2022/7/6

表 16、2022 年壽山區遊蕩犬追蹤，個體空間使用概況。

編號	平均日移動速度 (km/日)	活動範圍 (ha, 99% fixed kernel method)	核心區域 (ha, 50% fixed kernel method)	定位點在自然環 境比例	定位點與道路距 離 (m) (平均值±標準差)
ss850	2.901	74.6 ha	2.9 ha	94.2%	43 ± 46
ss849	2.192	85.2 ha	3.0 ha	100%	534 ± 92
ss1105	1.401	2.5 ha	0.2 ha	0%	14 ± 9

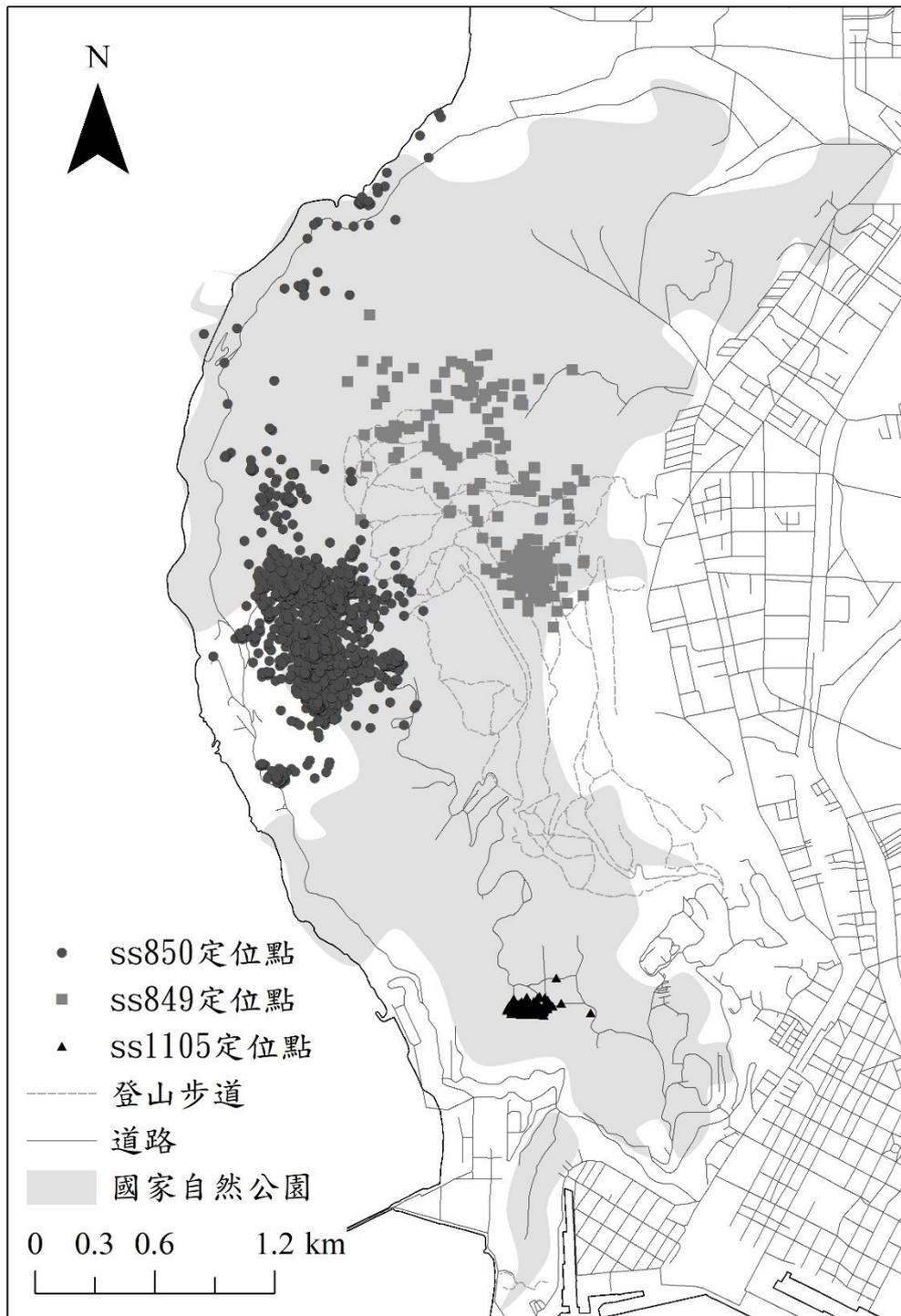


圖 25、2022 年壽山區遊蕩犬追蹤，個體定位點分布。

(七)、野生動物傷亡案件之網路通報與彙整

1. 網路通報

本團隊於2021年4月與中山大學張學文老師團隊取得聯繫，承接原有之臉書[壽山山羌傷亡事件通報]社團，重新開始經營，並改名為[壽山野生動物傷亡事件通報]。

社團原有人數為91人，經研究團隊在現場向登山民眾宣傳、在網路上之在地社團宣傳，增加為208人。經營期間不定時發布遊蕩犬、野生動物之相關貼文，以增進社團成員對本議題之了解。

2022年5月，國家自然公園管理處整併粉絲專頁與社團，統一使用壽山國家自然公園粉絲專頁(<https://www.facebook.com/national.nature.park>)，故本社團結束營運。營運期間並未於社團內接獲任何野生動物傷亡之通報案件。

2. 歷年彙整

彙整國家自然公園管理處的紀錄，2013年至2022年7月約10年期間，野生動物受犬隻攻擊受傷或死亡之通報事件共有56件(表17)，包含山羌41件、臺灣獼猴9件、白鼻心4件、鼬獾2件。山羌之傷亡事件主要出現在2019年之前，2020年至2022年7月僅有3筆紀錄，發生在2021年2月到8月之間。

表 17、2013 年至 2022 年 7 月，國家自然公園野生動物遭犬隻攻擊傷亡事件數。

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022 (1-7 月)	總計
臺灣獼猴	0	0	1	0	1	0	1	5	1	0	9
山羌	1	1	5	6	11	11	3	0	3	0	41
白鼻心	0	1	0	0	0	0	0	1	2	0	4
鼬獾	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	2

四、討論

(一)、遊蕩犬貓與野生哺乳動物之族群狀態及威脅評估

根據Yen et al. (2019)於陽明山區的研究，當遊蕩犬出現指數OI值超過大約3時，將明顯影響野生哺乳動物的出現機率。在壽山區的59個相機站中，有39站的遊蕩犬出現指數高於3(表3)，顯示犬隻對野生哺乳動物的負面影響很可能已經遍及國家自然公園全區。由於本研究之相機樣點距離僅500 m，即使是犬出現指數較低的區域，能提供給野生動物的生存空間不大，隨時可能有犬隻侵入。此外，犬隻為全日均活動，與所有動物的活動時間均重疊，因此野生動物無法以調整活動模式的方式，在活動時間上避開犬隻。

除了壽山區之外，半屏山區、大小龜山、旗後山也觀察到有許多犬隻活動(表4)，顯示遊蕩犬問題遍及整個國家自然公園園區，也必定存在於高雄市範圍。故欲處理此問題，必須由壽管處與地方政府共同投入資源，積極合作處理。

遊蕩貓主要出現在壽山東側與西側海拔較低的地區(圖9)，並且有四窩繁殖紀錄。此外，貓也頻繁出沒在半屏山區、大小龜山、旗後山(表4)。由於貓主要捕食鳥類、兩棲類、爬行類等獵物，也可能傳播弓蟲病等疾病(顏士清等2017, Chen et al. 2019)，這些並非本計畫的調查項目，但都是對園區生態的潛在威脅，不能因其分布相對較窄，便輕忽其對園區自然生態的影響，未來仍應進行相關研究及積極管理遊蕩貓族群。

山羌在壽山區的分布尚屬廣泛，但很少出現在犬隻活動頻度最高的東南側區域，且未分布在半屏山區、大小龜山、旗後山。佔據度模式顯示山羌的出現機率與道路距離呈正相關、與犬出現指數呈負相關，說明人為干擾、遊蕩犬均會影響山羌的活動。

山羌於2021-2022的出現指數較2014、2017-2018兩次調查之數據降低超過90%(表6、圖7)，以自動相機距離取樣法估計之族群量僅50-63隻，此為非常嚴重

之警訊，若放任不管，其族群很有可能在近年內滅絕。由於遊蕩犬數量的成長態勢與山羌數量的下降態勢十分吻合，且已知本區有多筆犬隻攻擊山羌致死的事件，故推測遊蕩犬是造成山羌數量下降的主要因素，應積極進行管理，讓犬隻數量快速下降。除此之外，可針對山羌屍體進行疾病檢測，以了解族群的大幅下降是否與傳染病有關。

臺灣獼猴在壽山區的數量多、分布廣，出現機率不受任何環境因子影響(表7)，2021-2022的出現指數介於2014、2017-2018兩次調查之間，無明顯的上升或下降趨勢(圖7)。過去臺灣獼猴不曾在半屏山區及大小龜山被記錄(張學文等 2010、2018)，僅張學文等(2014a)曾在半屏山收集到訪談及排遺之紀錄，本次調查成功在半屏山區及大小龜山拍攝到臺灣獼猴照片，驗證其存在。

白鼻心與鼬獾均出現在壽山區與半屏山，其中以白鼻心的分布更廣泛一些，且還首次記錄到出現在大小龜山。壽山區歷年出現指數的變化顯示(表6、圖7)，白鼻心的相對數量可能有下降趨勢，鼬獾則無明顯變化。佔據度模式模擬結果，此兩個物種的出現機率均與犬出現指數呈負相關，但因模式評估之標準誤較大，無法確認其影響程度。然而國內其他地區已有許多白鼻心與鼬獾受遊蕩犬攻擊導致傷亡、及傳播犬瘟熱等疾病之案例(Chen et al. 2008)，故仍不可輕忽。

(二)、遊蕩犬族群量、TNVR成效、與族群未來變化評估

壽山區遊蕩犬密度之估算，以隨機遭遇模式所得結果為45.1-86.7隻/km²，以自動相機距離取樣法所得之結果為44.3-47.8 隻/ km²，兩者重疊區間為45.1-47.8 隻/ km²，可能為較接近實際狀況之密度。

使用前述密度換算後，得到遊蕩犬估計數量為419-444隻。但轉換犬隻密度為實際族群量時，必需詳加斟酌，原因是園區並非獨立存在，界線上並無任何障礙物，犬隻能夠輕易往來於園區內外，因此我們難以劃定正確的面積範圍來乘以密度。此報告中我們以較單純的方式，以密度乘上壽山區的面積9.287 km²，所獲得的族群量數字可作為參考，但跟實際數量可能有一些落差。由於犬隻還可生活

在鄰近的工廠、公園、及各式都市環境，實際數量應該會更高。

本研究用來估算密度的數學模式雖然與張學文等(2018)使用的方法相同，然而我們對於模式裡的許多參數，都依照實際情況及最新資料重新調整過，因此在不同年間族群密度或數量的比較上，必須非常保守及小心。張學文等(2018)所估算的密度依不同方法分別為84.6-139.7 隻/km²、34.7-53.6 隻/km²、58.6 隻/km²，除了隨機遭遇模式的數值特別高外，其他與本研究結果相似。且當時隨機遭遇模式使用的犬隻移動速度值較低，若改為本研究使用的參數值，可能也會得到類似區間的估算結果。故雖然不同年間的數字不宜直接比較，但我們可粗略判斷，犬隻族群密度應該沒有大幅的變化，與前文出現指數的分析結果相符。

隨機遭遇模式與自動相機距離取樣法均為受到國際文獻認可之估算方式，一般來說，隨機遭遇模式的估算值會較高，與本研究結果相符(Palencia et al. 2021)。使用這些數學模式時，在實驗設計與分析上需注意許多細節與前提假說(Gilbert et al. 2021)，本研究力求盡量符合，但仍有部分難以達成：首先為了收集足夠的資料以降低誤差，我們的取樣時間較長，這段期間目標族群可能有個體出生、死亡、遷入、遷出的情形發生，導致族群量有一些變化；其次，這兩個分析方法都需要精確計算每一張照片中動物與相機的距離，但我們在現場標記距離的標牌常被雨水或動物所破壞，因此分析時僅能使用平均視野距離作為替代。

2018年開始執行的TNVR絕育回放工作，至2021年底為止已絕育476隻流浪犬，在壽山區達成高絕育率。相較於張學文等(2018)於壽山區發現100隻新生幼犬紀錄，本計畫總共只發現1隻，顯示TNVR行動在抑制犬隻出生的成效十分顯著。但影響族群變化的原因尚有死亡、遷入、遷出等，根據犬隻出現指數的變化與族群量的估算，目前的管理措施在降低族群量的成效上，仍不明顯。

根據未來變化趨勢模擬，依賴高強度絕育TNVR，且無任何新個體移入的最佳情境下，需要14年以上的時間，犬隻族群才會完全消失。當有新個體持續移入，則族群控制的效果會受到嚴重破壞。由此可見TNVR的收效速度慢，現實狀況

中也不可能沒有任何新個體移入，故我們不能只仰賴高強度TNVR一種策略，必須加入移除安置的措施，才能真正控制遊蕩犬的族群量。

模擬加入移除安置策略的效果發現，若有85%的高強度絕育配合，族群量能有效且快速下降，兩策略缺一不可。在移入量占族群比例很高的半屏山，移除安置的數量必須與新移入量相等，才能有效控制族群；在移入量(假設值)占族群比例相對較低的壽山，則三種模擬移除量都有一定程度的控制效果，但只有移除安置量與新移入量相等時，才能真正把族群量降到低點。

與陽明山的遊蕩犬族群相比(Hu et al. 2019)，壽山區遊蕩犬的斷肢與皮膚病比例都較低。未來可藉由TNVR的捕捉機會，採檢血液樣本，進一步探討本區遊蕩犬健康狀態。若發現本區遊蕩犬健康狀態的確較佳，加上高雄緯度較低、冬季低溫日數少，較低的犬隻死亡率可能導致TNVR控制族群量生效的等待期變得更長，對野生動物的影響也將持續更久且更嚴重，會更需要其他管制措施的介入。若發現本區遊蕩犬與陽明山一樣，整體健康狀態不佳，也應該盡量移除安置本區的遊蕩犬，使其獲得良好的動物福利。

(三) 餵食點分布與概況

餵食會造成犬隻群聚，形成高密度族群，對野生動物的威脅更大，也增加疾病傳染風險及生殖潛能。此外，調查過程也多次記錄到野生動物取食飼料與廚餘，這也可能危害野生動物的健康、增加受攻擊機率、增加疾病傳染機率。因此必須積極管理與禁止餵食行為。

雖然萬壽路大部分位在國家自然公園界線外，但地理位置緊鄰園區，犬隻的移動能力強，能夠隨時進入界線內活動，故有必要對萬壽路沿線的餵食行為進行管制。而半屏山旁即為高鐵左營站，有來自全台甚至世界各地的旅客從此處踏入高雄市，山腳下髒亂的餵食場所及群聚的犬隻，可能造成觀感不佳、甚至有安全疑慮，因此也需要加強管制此處的餵食行為。

由於犬隻及餵食者的活動都不會受到國家自然公園界線的限制，因此管理作

為必須由管理處與高雄市政府共同執行。建議管理處協請高雄市環保局，對以上區域加強環境清潔工作，並協請保七警察總隊，依據廢棄物清理法及國家公園法，加強取締放置食物與包裝垃圾之民眾。然而，嚴格執法僅能降低餵食強度，減少偶發性的餵食者，但無法阻止態度堅定的固定餵食者，因此同時也必須透過獸醫師、動保團體等中間人，對固定餵食者灌輸正確的動保觀念，逐漸改變其行為方式。

(四)、遊蕩犬之活動範圍

本計畫追蹤的三隻個體之活動範圍分別為74.6、85.2、2.5 ha，與陽明山地區的流浪犬相比小了許多(平均 244.6 ± 169.8 ha，中位數324.2 ha；柯伶樺等 2021)，這部分可能是因為壽山的地形十分陡峭崎嶇，遠距離移動較不容易，也很可能是因為本區的犬隻密度更高，在領域與資源的高度競爭之下，活動範圍受到限縮(Kjellander et al. 2004)。

但儘管活動範圍相對較小，由於壽山區的面積僅為 9.287 km^2 ，這三隻個體的活動範圍加起來便佔了全區的17.5%，且其中兩隻個體絕大多數的定位點都位在自然環境之內，並且都能夠遠離道路深入山區，顯示野生動物在壽山區可能沒有任何安全區域，隨時都有與犬隻遭遇的機會。

個體ss8495追蹤期間為34天，其固定會在登山步道附近活動，當地餵食者見到該個體戴著項圈，便尋找幫手以吹箭麻醉，剪斷項圈後帶回。經由其他民間團體的通知與居中協調，本團隊研究人員才得以取回項圈，但廠商檢查後表示內部電路已經完全毀損無法修復。溝通過程也發現餵食者對於犬隻的管理措施及相關研究非常的不了解，因此呼應前文所述，未來欲有效的管理餵食行為及管理流浪犬族群，必須加強與餵食者的溝通及宣導教育。

五、 建議事項

建議一：管理及禁止餵食行為

建議性質：立即可行建議

主辦機關：國家自然公園管理處、高雄市政府環保局、保安警察第七總隊壽山分隊

協辦機關：無

說明：餵食會提升犬隻的生存時間、吸引犬隻聚集、增加繁殖生育率，最後造成高密度的族群，對野生動物產生嚴重衝擊。此外，我們亦發現有多種野生動物前來餵食點取食，這可能影響野生動物的健康、增加野生動物被攻擊的機率、增加共通疾病傳染的機率。並且也導致園區內外環境十分髒亂，影響遊客的觀感及居民的生活品質。

管理目標應設定為完全禁絕餵食，但現階段實務上可行的作法為逐漸限縮餵食的範圍與強度。建議第一步由對應主管機關(國家自然公園管理處或市政府)及警察人員加強宣導與取締，以確實執法的方式抑制餵食行為，使得餵食行為不再那麼容易且顯目，並且先阻止非常態、低強度的餵食者。對於態度更堅定的高強度餵食者，單靠取締方式很難真正阻止，必須尋找能讓其信賴的中間人，例如獸醫師、從事抓紮工作的民間組織，藉由中間人的協助使其接收正確的動物保護知識、及了解野生動物受影響的現況，改變其餵食方式，使其能有助於、或至少不干擾捕捉絕育工作。

建議二：持續監控遊蕩犬族群，並維持高絕育率，擴大管理範圍

建議性質：立即可行建議

主辦機關：國家自然公園管理處、高雄市政府動物保護處

協辦機關：無

說明：根據目前的族群調查數據與未來變化模擬，半屏山區目前的雌犬絕育率對族群控制的效果不佳，應繼續提升；而壽山區目前已達到高絕育率，具有一定的控制效果，必須繼續維持，若無法維持則將重新失控。並且應特別注意，犬隻持續的遷入會嚴重破壞絕育的控制效果，因此必須對樣區內的犬隻族群進行定期監測，發現新移入個體時要盡速移除安置、或至少要絕育。同時應調查附近居民家犬的絕育與放養情形，加強絕育、禁止放養，以防止家犬或其在外繁殖之犬隻遷移進入園區之內。

建議所有的管理方案都應擴大範圍，與高雄市政府合作同時進行，否則犬隻仍會源源不絕自園區外移入。

建議三：啟動流浪犬移除安置方案

建議性質：立即可行建議

主辦機關：國家自然公園管理處、高雄市政府動物保護處

協辦機關：無

說明：根據目前的族群調查數據與未來變化模擬，即使在高強度絕育及無任何新遷入個體的最樂觀情境之下，仍然需要等待多年，才能讓族群明顯下降。然而目前山羌族群量已經出現非常明顯的下滑，白鼻心亦有下降趨勢，若還要再等待多年，野生動物族群很可能再也無法恢復。因此除了 TNVR 外，應積極設法執行移除安置的方案，讓流浪犬數量更快速有效的減少。

建議初期可從軍事管制區內優先開始執行移除安置計劃，其優點為：1. 位在壽山的中心區域，野生動物數量多、受威脅機率高；2. 車輛可通行，易於人員來往與運送器材；3. 一般民眾無法進入，可避免受到干擾。

移除後的去處應為合法之收容所，個體狀況若許可則應協助其受到認養。在收容空間與認養量能不足的狀況下，考量到動物福利、自然生態、公共安全、公共衛生等面向，由中央修法恢復安樂死，亦為必須詳加評估的選項。

建議四：了解民眾之態度與意見

建議性質：立即可行建議

主辦機關：國家自然公園管理處

協辦機關：無

說明：民眾的意見可能會影響施政方向，在實務執行上，民眾也可能成為助力或阻力，因此建議敦請學者，調查本區民眾對遊蕩犬族群之態度與管理意見。學者需熟悉社會科學研究方法，例如問卷調查、深度訪談，且本身需具備保育生物學與國家公園經理管理等背景知識。調查對象可分為三個類群：登山客（或高雄市民）、鄰近區域居民、餵食者，對其相關知識、態度、與行動進行深入研究，以利未來之施政與宣導教育。

六、參考文獻

- 內政部。2018。壽山國家自然公園計畫(第 1 次通盤檢討)案(草案)。內政部。臺北，臺灣。
- 王齡敏、林依蓉、詹芳澤。2011。以救援病例回溯分析臺灣穿山甲的傷病原因。臺灣生物多樣性研究 13(3), 245–255。
- 柯伶樺、顏士清、張高銘、陳怡潔、邱珣文。2021。109 – 110 年度陽明山國家公園流浪動物族群現況調查。陽明山國家公園管理處委託研究報告。台北，臺灣。
- 張學文、黃重期、顏聖紘、施習德。2014a。壽山國家自然公園動物資源調查計畫。國家自然公園管理處。高雄，臺灣。
- 張學文。2014b。壽山國家自然公園山羌族群現況研究。國家自然公園管理處。高雄，臺灣。
- 張學文、何英毅、曹家銘、鄭瓊珍、徐銘宏、姜景展、黃紀瑜、王思閑、傅姿玟、蘇全俊、林紘璋、謝宜樵。2018。壽山國家自然公園流浪動物與山羌族群現況調查計畫。國家自然公園管理處。高雄，臺灣。
- 齊士錚。2013。102 年壽山國家自然公園園區石灰岩洞穴地景資源調查暨西壽山地表變形監測計畫。國家自然公園管理處。高雄，臺灣。
- 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研究系列 90–6 號。
- 裴家騏、陳朝圳、吳守從、滕民強。1997。利用自動照相設備與地理資訊系統研究森林野生動物族群之空間分布。中華林業季刊 30(3), 279–289。
- 劉和義、劉以誠、趙偉村、江友中、謝漢君。2015。104 年壽山國家自然公園植群分類及生態空間分布研究計畫。國家自然公園管理處。高雄，臺灣。
- 鄭筑云。2003。墾丁國家公園內社頂地區自由活動犬隻對臺灣梅花鹿(*Cervus*

- nippon taiouanus*)的潛在衝擊。國立屏東科技大學野生動物保育研究所，碩士論文。
- 顏士清、余品奐。2019。108 年度陽明山國家公園流浪動物族群現況調查。陽明山國家公園管理處。臺北，臺灣。
- 顏士清、翁綉茗、龔明祥、曾建閔、張世欣、蘇迎晨、林宗以、朱有田。2015。陽明山國家公園麝香貓的分布、活動模式與潛在生存威脅。國家公園學報 25, 58–65。
- Belsare, A., and A.T. Vanak. 2020. Modelling the challenges of managing free-ranging dog populations. *Scientific Reports* 10, 18874.
- Beran, G.W., 1985. Ecology of dogs in developing countries in relation to rabies control programmes. In: Kuwert, E., C. Merieux, H. Koprowski, and K. Bogel (Eds.), *Rabies in the Tropics*. Springer, Berlin, Germany, pp. 691–697.
- Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham, J.L. Laake, D.L. Borchers, and L. Thomas. 2001. *Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press, New York, USA.
- Boitani, L., F. Francisci, P. Ciucci, and G. Andreoli 1995. Population biology and ecology of feral dogs in central Italy. In *The domestic dog - Its evolution, behaviour, and interactions with people* (ed. J. Serpell), pp. 217–244. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Boone, J. D. 2015. Better trap-neuter-return for free-roaming cats: using models and monitoring to improve population management. *Journal of Feline Medicine and Surgery* 17, 800–807.
- Boone, J.D., P.S. Miller, J.R. Briggs, V.A. W. Benka, D.F. Lawler, M. Slater, J.K. Levy, and S. Zawistowski. 2019. A Long-term lens: cumulative impacts of free-roaming

- cat management strategy and intensity on preventable cat mortalities. *Frontiers in Veterinary Science* 6, 238.
- Chao, J.T., E. H. Tsao, K. Traylor-Holzer, D. Reed, and K. Leus (eds.). 2005. Formosan pangolin population and habitat viability Assessment: Final Report. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, MN.
- Chee, J.H., Kwon, J.K., Cho, H.S., Cho, K.O., Lee, Y.J., El-Aty, A.M.A., and S.S. Shin. 2008. A survey of ectoparasite infestations in stray dogs of Gwang-ju City, Republic of Korea. *Korean Journal of Parasitology* 45, 23–27.
- Chen, C.C., A.M. Chang, T. Wada, M.T. Chen, and Y.S. Tu. 2019. Distribution of Carnivore protoparvovirus 1 in free-living leopard cats (*Prionailurus bengalensis chinensis*) and its association with domestic carnivores in Taiwan. *PloS one* 14(9), e0221990.
- Chen, C.C., K. J. C. Pei, M. H. Liao, and J.A. Mortenson. 2008. Canine distemper virus in wild ferret-badgers of Taiwan. *Journal of Wildlife Diseases* 44, 440–445.
- Cortez-Aguirre, G.R., M. Jimenez-Coello, E. Gutierrez-Blanco, A. Ortega-Pacheco. 2018. Stray dog population in a city of southern Mexico and its impact on the contamination of public areas. *Veterinary Medicine International*, 2381583.
- Doherty, T.S., C.R. Dickman, A.S. Glen, T.M. Newsome, D.G. Nimmo, E.G. Ritchie, A.T. Vanak, and A.J. Wirsing. 2017. The global impacts of domestic dogs on threatened vertebrates. *Biological Conservation* 210, 56–59.
- Foley, P., J. E. Foley, J. K. Levy, and T. Paik. 2005. Analysis of the impact of trap-neuter-return programs on populations of feral cats. *Journal of the American Veterinary Medical Association* 227, 1775–81.
- Gálvez, N., J. Infante, A. Fernandez, J. Díaz, and L. Petracca. 2021. Land use intensification coupled with free-roaming dogs as potential defaunation drivers of

- mesocarnivores in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 58(12), 2962–2974.
- Gilbert, N.A., J.D. Clare, J.L. Stenglein, and B. Zuckerberg. 2021. Abundance estimation of unmarked animals based on camera-trap data. *Conservation Biology* 35, 88–100.
- Gompper, M.E. 2014. *Free-ranging dogs and wildlife conservation*. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.
- Hu, C.H., Yu, P.H., Kang, C.L., Chen, H.L., Yen, S.C., 2019. Demography and welfare status of free-roaming dogs in Yangmingshan National Park, Taiwan. *Preventive Veterinary Medicine* 166, 49–55.
- Hughes, J., and D.W. Macdonald. 2013. A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. *Biological Conservation* 157, 341–351.
- Horne, J. S., and E.O. Garton. 2006. Likelihood cross-validation versus least squares cross-validation for choosing the smoothing parameter in kernel home-range analysis. *Journal of Wildlife Management* 70, 641–648.
- Howe, E.J., S.T. Buckland, M.L. Després-Einspenner, H.S. Kühl. 2017. Distance sampling with camera traps. *Methods in Ecology and Evolution*, 8, 1558–1565.
- Kelly, M.J., and E.L. Holub. 2008. Camera trapping of carnivores: trap success among camera types and across species, and habitat selection by species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeast Naturalist* 15, 249–262.
- Kennedy, B.P.A., B. Cumming, and W.Y. Brown. 2020. Global strategies for population management of domestic cats (*Felis catus*): a systematic review to inform best practice management for remote indigenous communities in Australia. *Animals* 10, 4.

- Kitala, P., J. McDermott, M. Kyule, J. Gathuma, B. Perry, and A. Wandeler. 2001. Dog ecology and demography information to support the planning of rabies control in Machakos District, Kenya. *Acta Tropica* 78, 217–230.
- Kjellander, P., A.J.M. Hewison, O. Liberg, et al. 2004. Experimental evidence for density-dependence of home-range size in roe deer (*Capreolus capreolus* L.): a comparison of two long-term studies. *Oecologia* 139, 478–485.
- Kreisler, R. E., H. N. Cornell, and J. K. Levy. 2019. Decrease in population and increase in welfare of community cats in a twenty-three year trap-neuter-return program in Key Largo, Fl: The Orcat Program. *Frontiers in Veterinary Science* 6, 7.
- Lacy, R.C., and J.P. Pollak. 2021. Vortex: A stochastic simulation of the extinction process. Version 10.5.5. Chicago Zoological Society, Brookfield, Illinois, USA.
- Lord, K., M. Feinstein, B. Smith, and R. Coppinger. 2013. Variation in reproductive traits of members of the genus *Canis* with special attention to the domestic dog (*Canis familiaris*). *Behavioural Processes* 92, 131–142.
- Lowe S., M. Browne, S. Boudjelas, and M. De Poorter. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the Global Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN). Invasive Species Specialist Group, Auckland.
- 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. *Ecology* 83(8), 2248–2255.
- MacKenzie, D.I., J.D. Nichols, J.A. Royle, K.H. Pollock, L. Bailey, and J.E. Hines. 2017. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier.

- Morters, M.K., S. Bharadwaj, H.R. Whay, S. Cleaveland, I.M. Damriyasa, J.L.N. Wood. 2014a. Participatory methods for the assessment of the ownership status of free-roaming dogs in Bali, Indonesia, for disease control and animal welfare. *Preventive Veterinary Medicine* 116, 203–208.
- Morters, M.K., T.J. McKinley, O. Restif, A.J. Conlan, S. Cleaveland, K. Hampson, H.R. Whay, I.M. Damriyasa, and J.L. Wood. 2014b. The demography of free-roaming dog populations and applications to disease and population control. *Journal of Applied Ecology* 51, 1096–1106.
- Palencia, P., J. M. Rowcliffe, J. Vicente, and P. Acevedo. 2021. Assessing the camera trap methodologies used to estimate density of unmarked populations. *Journal of Applied Ecology* 58, 1583–1592.
- Patter, L.E.V., and A.J. Hovorka. 2017. ‘Of Place’ or ‘of People’: Exploring the animal spaces and beastly places of feral cats in southern Ontario. *Social & Cultural Geography* 19, 275–295.
- Paul, M., S.S. Majumder, S. Sau, A.K. Nandi, and A. Bhadra. 2016. High early life mortality in free-ranging dogs is largely influenced by humans. *Scientific reports* 6, 19641.
- Read, J.L., C.R. Dickman, W.S. J. Boardman, and C.A. Lepczyk. 2020. Reply to Wolf et al.: Why trap-neuter-return (TNR) is not an ethical solution for stray cat management. *Animals* 10, 1525.
- Rovero, F., and A.R. Marshall. 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology* 46, 1011–1017.
- Rowcliffe, J.M., J. Field, S.T. Turvey, C. Carbone. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* 45, 1228–1236.

- Salvin, H.E., P.D. McGreevy, P.S. Sachdev, and M.J. Valenzuela. 2012. The effect of breed on age-related changes in behavior and disease prevalence in cognitively normal older community dogs, *Canis lupus familiaris*. *Journal of Veterinary Behavior* 7, 61–69.
- Schmidt, P.M., T.M. Swannack, R.R. Lopez, and M.R. Slater. 2009. Evaluation of euthanasia and trap–neuter–return (TNR) programs in managing free-roaming cat populations. *Wildlife Research* 36, 117–25.
- Silva-Rodríguez, E. A. and K. E. Sieving. 2012. Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. *Biological Conservation* 150, 103–110.
- Soto, C. A., and F. Palomares. 2014. Human-related factors regulate the presence of domestic dogs in protected areas. *Oryx* 49, 254–260
- Sun, N.C.M. B. Arora, J.S. Lin, W.C. Lin, M.J. Chi, C.C. Chen, and K.J.C. Pei. 2019. Mortality and morbidity in wild Taiwanese pangolin (*Manis pentadactyla pentadactyla*). *PLoS ONE* 14, e0198230.
- Sunarto, S., R. Sollmann, A. Mohamed, M.J. Kelly. 2013. Camera trapping for the study and conservation of tropical carnivores. *Raffles Bulletin of Zoology* 28, 21–42.
- Symonds, M.R., and A. Moussalli. 2011. A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike’s information criterion. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65(1), 13–21.
- Totton, S.C., A.I. Wandeler, J. Zinsstag, C.T. Bauch, C.S. Ribble, R.C. Rosatte, and S.A. McEwen. 2010. Stray dog population demographics in Jodhpur, India following a population control/rabies vaccination program. *Preventive Veterinary Medicine* 97, 51–57.

- Tyre, A. J., B. Tenhumberg, S.A. Field, D. Niejalke, K. Parris, and H.P. Possingham. 2003. Improving precision and reducing bias in biological surveys: estimating false-negative error rates. *Ecological Applications* 13(6), 1790–1801.
- Vanak, A.T., and M. E. Gompper. 2009. Dogs *Canis familiaris* as carnivores: their role and function in intraguild competition. *Mammal Review* 39, 265–283.
- Wiryana, I.K.S., I.M. Damriyasa, N.S. Dharmawan, K.A.A. Arnawa, K. Dianiyanti, and D. Harumna. 2014. A high dermatosis incidence among stray dogs in Bali. *Jurnal Veteriner* 15, 217–220.
- Yamaguchi, N., A.C. Kitchener, C.A. Driscoll, J.M. Ward, and D.W. Macdonald. 2004. Craniological differentiation amongst wild-living cats in Britain and southern Africa: natural variation or the effects of hybridisation? *Animal Conservation* 7, 339–351.
- Yen, S.C., Y.T. Ju, P.J.L. Shaner, and H.L. Chen. 2019a. Spatial and temporal relationship between native mammals and free-roaming dogs in a protected area surrounded by a metropolis. *Scientific Reports* 9, 8161.
- Yoak, A.J., J.F. Reece, S.D. Gehrt, and I.M. Hamilton. 2016. Optimizing free-roaming dog control programs using agent-based models. *Ecological Modelling* 341, 53–61.

附錄一、相機站基本資料表

組別	樣點編號	X 座標 ^a	Y 座標	鄰近地標	架設日	拆除日	相機品牌	植被類型 ^b
壽山一	A2	172485	2507481		20210815	20220212	Browning	雀榕—榕樹/構樹/鞭葉鐵線蕨森林
	A3	172550	2507003		20210908	20220212	Reconyx	雀榕—榕樹/構樹/鞭葉鐵線蕨森林
	A4	172489	2506492	新樂園	20210815	20220212	Reconyx	果園
	A5	172540	2506016	水塔哨	20210709	20220210	Reconyx	刺竹林
	B1	172985	2507988	海七哨	20210815	20220212	Browning	榕樹—構樹—恆春厚殼樹/盤龍木—山豬枷森林
	B2	173002	2507502	羊舍	20210709	20220212	Reconyx	混合植栽
	B3	172986	2507001	新樂園	20210908	20220212	Reconyx	大冇榕/咬人狗/山棕—臺灣魔芋森林
	B4	172983	2506497	猴區亭	20210908	20220212	Reconyx	大冇榕/咬人狗/山棕—臺灣魔芋森林
	B5	172976	2505997		20210708	20220212	Reconyx	無患子—榕樹/樹杞—粗糠柴/狗骨仔森林
	B6	172966	2505561		20210815	20220212	Browning	相思樹/構樹—銀合歡—羊蹄甲—血桐—恆春厚殼樹森林
	B7	172991	2505001		20210519	20220212	Browning	相思樹/稜果榕—恆春厚殼樹/山柚森林
	B8	172991	2504502		20210519	20220210	Browning	相思樹/稜果榕—恆春厚殼樹/山柚森林
	C1	173479	2507983		20210909	20220211	Reconyx	相思樹/構樹—銀合歡—羊蹄甲—血桐—恆春厚殼樹森林
	C2	173490	2507473		20210907	20220211	Reconyx	相思樹/構樹—銀合歡—羊蹄甲—血桐—恆春厚殼樹森林
	C3	173473	2506986		20210907	20220211	Reconyx	相思樹/稜果榕—恆春厚殼樹/山柚森林
	C4	173499	2506503		20210518	20220210	Browning	相思樹/稜果榕—恆春厚殼樹/山柚森林
	C5	173508	2506004	盤榕	20210518	20220210	Browning	相思樹/稜果榕—恆春厚殼樹/山柚森林
	C6	173510	2505509		20210518	20220210	Browning	無患子—榕樹/樹杞—粗糠柴/狗骨仔森林
	C7	173492	2504995		20210708	20220212	Reconyx	相思樹/構樹—銀合歡—羊蹄甲—血桐—恆春厚殼樹森林

組別	樣點編號	X 座標 ^a	Y 座標	鄰近地標	架設日	拆除日	相機品牌	植被類型 ^b
壽山二	C8	173509	2504495		20210906	20220210	Reconyx	榕樹—構樹—恆春厚殼樹/盤龍木—山豬枷森林
	C9	173501	2504001		20210816	20220210	Browning	果園
	D4	174003	2506501	龍門亭	20210518	20220209	Browning	相思樹/稜果榕—恆春厚殼樹/山柚森林
	D5	173993	2506004		20210518	20220210	Browning	銀合歡—相思樹/大黍森林
	D6	174000	2505498	長壽園	20210518	20220210	Browning	銀合歡—相思樹/大黍森林
	D7	174002	2504991	山友亭	20210518	20220210	Browning	相思樹/稜果榕—恆春厚殼樹/山柚森林
	D8	173995	2504501	南三角點	20210518	20220209	Browning	相思樹/稜果榕—恆春厚殼樹/山柚森林
	D11	173908	2503083	西子灣隧道	20211021		Reconyx	雀榕—榕樹/構樹/鞭葉鐵線蕨森林
	E9	174497	2504007		20210709	20220212	Browning	相思樹/稜果榕—恆春厚殼樹/山柚森林
	E10	174502	2503506		20210708	20220212	Browning	相思樹/構樹—銀合歡—羊蹄甲—血桐—恆春厚殼樹森林
	A'2	172235	2506774	海七哨	20220212			雀榕—榕樹/構樹/鞭葉鐵線蕨森林
	A'3	172754	2507249	羊舍	20220212		Reconyx	雀榕—榕樹/構樹/鞭葉鐵線蕨森林
	A'4	172755	2506739	新樂園	20220212		Reconyx	果園
	A'5	172740	2506225	水塔哨	20220212		Reconyx	相思樹/稜果榕—恆春厚殼樹/山柚森林
	A'6	172783	2505778		20220212		Browning	榕樹—構樹—恆春厚殼樹/盤龍木—山豬枷森林
	A'8	172782	2505776		20220212		Browning	榕樹—構樹—恆春厚殼樹/盤龍木—山豬枷森林
	B'2	173250	2507750					相思樹/稜果榕—恆春厚殼樹/山柚森林
	B'3	173250	2507260	觀海岩	20220303		Reconyx	相思樹/稜果榕—恆春厚殼樹/山柚森林
	B'4	173191	2506795	泰國谷	20220210		Browning	相思樹/稜果榕—恆春厚殼樹/山柚森林
	B'5	173255	2506257	天雨天財洞	20220210		Browning	相思樹/稜果榕—恆春厚殼樹/山柚森林

組別	樣點編號	X 座標 ^a	Y 座標	鄰近地標	架設日	拆除日	相機品牌	植被類型 ^b
	B'7	173216	2505219	中廣接收台	20220212		Browning	大冇榕/咬人狗/山棕—臺灣魔芋森林
	B'8	173281	2504751	少女峰	20220304		Reconyx	相思樹/稜果榕—恆春厚殼樹/山柚森林
	C'2	173715	2507729	少男峰	20220306		Browning	相思樹/構樹—銀合歡—羊蹄甲—血桐—恆春厚殼樹森林
	C'3	173705	2507217	海洋美景	20220303		Reconyx	相思樹/稜果榕—恆春厚殼樹/山柚森林
	C'4	173725	2506745	鳥瞰高雄	20220210		Browning	相思樹/稜果榕—恆春厚殼樹/山柚森林
	C'5	173721	2506254	鳳凰亭	20220211		Browning	銀合歡—相思樹/大黍森林
	C'6	173742	2505719		20220210		Browning	相思樹/稜果榕—恆春厚殼樹/山柚森林
	C'7	173721	2505259	長春亭	20220210		Browning	無患子—榕樹/樹杞—粗糠柴/狗骨仔森林
	C'8	173706	2504789		20220212		Browning	相思樹/構樹—銀合歡—羊蹄甲—血桐—恆春厚殼樹森林
	C'9	173734	2504284	靶場	20220212		Browning	相思樹/構樹—銀合歡—羊蹄甲—血桐—恆春厚殼樹森林
	C'10	173735	2503756	中山大學	20220302		Reconyx	相思樹/構樹—銀合歡—羊蹄甲—血桐—恆春厚殼樹森林
	D'4	174255	2506758	土地公	20220303		Browning	相思樹/稜果榕—恆春厚殼樹/山柚森林
	D'5	174252	2506270		20220211		Browning	銀合歡—相思樹/大黍森林
	D'8	174255	2504750	相思亭	20220211		Browning	銀合歡—相思樹/大黍森林
	D'9	174264	2504265		20220304		Browning	龍眼—稜果榕/鷹爪花森林
	D'10	174219	2503789		20220212		Browning	建地
	D11	173908	2503083		20211021		Reconyx	雀榕—榕樹/構樹/鞭葉鐵線蕨森林
	E'10	174678	2503823	指揮部	20220212		Browning	相思樹/稜果榕—恆春厚殼樹/山柚森林
	Z'4	172228	2506775	有應公廟	20220212			雀榕—榕樹/構樹/鞭葉鐵線蕨森林
	Z'5	172224	2506265	廢棄營區	20220212			果園
其他區	BP1	178660	2511575		20210517		Reconyx	雀榕—榕樹/構樹/鞭葉鐵線蕨森林

組別	樣點編號	X 座標 ^a	Y 座標	鄰近地標	架設日	拆除日	相機品牌	植被類型 ^b
	BP2	178118	2511106		20210517		Reconyx	雀榕—榕樹/構樹/鞭葉鐵線蕨森林
	BP3	177659	2510518		20210517		Reconyx	榕樹—構樹—恆春厚殼樹/盤龍木—山豬枷森林
	BP4	178119	2510676	半屏湖	20210517		Reconyx	銀合歡—相思樹/大黍森林
	KH1	173551	2501879	砲台	20220104		Browning	香附子草本
	T1	176180	2508990		20220104		Reconyx	龍眼—稜果榕/鷹爪花森林

^a 採 TWD67 二度分帶座標系統。

^b 圖資取自劉和義等(2015)之研究成果。

附錄二、自動相機拍攝到之各物種照片

A. 白鼻心



B. 鼬獾



C. 遊蕩貓



D. 臺灣獼猴



E. 山羌



F. 遊蕩犬



G. 鳥類





附錄三、餵食點現場照片

A. 棄置的空罐頭



B. 南線上髒亂的餵食點



C. 南線與東線常見到餵食者將犬隻無法食用的部分棄置原地任其腐壞



D. 半屏山腳的餵食點狀況



E. 樹鵲、珠頸斑鳩等鳥類取食狗飼料



F. 赤腹松鼠取食狗飼料

