

新角度新視野：空拍系統強化了 野生動物族群經營管理與保育

賴玉菁¹，裴家騏²，吳杰龍¹，郭璿²，梁又仁^{2,3}

¹華梵大學景觀與環境設計學系；²屏東科技大學野生動物保育研究所；³通訊作者 E-mail:
dahsingliang@gmail.com

[摘要] 常用的較大型哺乳動物普查方法，通常只能估計族群可能的數量，無法得到全數值(例如：糞堆計數法、穿越線距離法、自動相機法等)，或因為需要很大的人力與物力而無法經常施行(例如：驅趕法)。本研究團隊分別於澎湖南方四島、陽明山與墾丁等三個國家公園，各針對放牧山羊、野化水牛和野生梅花鹿等三種有蹄類的野生族群，以無人飛行系統進行族群數量與分布的調查。結果顯示，無人飛行系統在大面積的開闊地景中，可以克服地形地貌障礙，在短時間內完成高正確性的動物計數，同時，空拍影像還提供了清晰的個體影像及行為，更可作為族群結構分析與個體健康狀況探討之用。雖然空拍調查仍有受天候的限制和對野生動物可能造成干擾等缺點，然而只要適當的操作，無人飛行系統可以是一個極有效率、機動力高，且經濟的調查工具。無人飛行系統的技術將逐漸強化，其在野生動物族群生態學、保育與經營管理上之應用，預期也將持續的增加與擴大。

關鍵字：空拍機、族群量計算、族群結構、空間分布、有蹄類

New Perspective and New Vision: Drone Photography Enhanced the Wildlife Management and Conservation

Yu-Ching Lai¹, Kurtis Jai-Chyi Pei², Chieh-Lung Wu¹,
Hsuan Kuo² and Yu-Jen Liang^{2,3}

¹Department of Landscape Architecture and Environmental Design, Huaifan University; ²Institute of Wildlife Conservation, National Pingtung University of Science and Technology; ³Corresponding author E-mail: *dahsingliang@gmail.com*

ABSTRACT Conventional wildlife census methods used on larger mammals provide only an estimation of population size (e.g., pellet-group count, line transect distance sampling, or camera trapping) or could be too costly (e.g., drive approach). We assessed the effectiveness Unmanned Aerial System (UAS) used to survey free-range goat, feral water buffalo, and wild sika deer, respectively, in three national parks in Taiwan. Our results show that in large open landscapes, UAS can overcome the challenge presented by difficult terrains and complete highly accurate population counts in a timely manner. UAS also provided clear images of individuals and their behaviors that are useful for generating structures of population and health evaluations of individuals. Although weather conditions and interference to wildlife in some situations may limit its application, with proper operation procedures UAS can be an effective, highly-mobile, and low-cost survey

device. Further advancements in UAS technology will certainly expand its application in wildlife ecology studies and in population conservation and management.

Keywords: Drone, population count, population structure, spatial distribution, ungulates

前言

族群數量與結構為野生族群保育與經營管理的關鍵資訊，而為了有效達成目的，前述資訊須盡量接近真值。較大型陸域野生哺乳類的族群通常利用糞堆估算法(Karcelis *et al.* 2004, Camargo-Sanabria and Mandujano 2011)、穿越線距離法(Smallwood and Fitzhugh 1995, Vreeland and Tietie 1999)、紅外線自動相機(Negrões *et al.* 2010, Burton *et al.* 2015)或驅趕法(Janvrin *et al.* 1991, Takeshita *et al.* 2016)等方法進行數量的估算或計算。在這些常用的方法中，糞堆估算法需考量動物的排糞率與排遺偵測率(Lioy *et al.* 2015)；穿越線距離法的使用也必須符合一些假設前提，如動物需為隨機分布、非運動狀態、不存在測量誤差、動物被發現的機會均等、距離估算需準確等(Bibby *et al.* 1992)；紅外線自動相機法則必須藉由目標物種被拍攝率和個體被重複記錄的次數等參數值間接推估族群數量(Burton *et al.* 2015, Wearn and Glover-Kapfer 2017)，三者皆需經間接的換算過程方能求得目標族群之密度或數量，通常會有程度不等的誤差。而驅趕法雖然可以取得族群全數值，但只適合在小面積、相對平坦、無障礙且封閉的區域內實施，且執行時需使用大量之人力圍堵驅趕個體，是一種高耗費人力的做法(Borkowski *et al.* 2011)。其次，族群結構分析常使用直接觀察或狩獵結果(harvest survey)進行推估(Roseberry and Woolf 1991, Rabe *et al.* 2002, Lukacs *et al.* 2011)，其完整性或代表性往往因試驗設計或取樣方式而異(McCullough 1993, McCullough *et al.* 1994, Rabe *et al.* 2002, Lagory 2009)。整體而言，受限於野生族群之特性與調查區域的地形地貌，在實際執行前

述研究時，常用的調查法多無法精確估算野生族群的數量或分析其族群結構(McCullough *et al.* 1994, Rabe *et al.* 2002, Bristow *et al.* 2019)。

近年來，無人飛行系統(UAS, Unmanned Aerial Systems)已廣泛被嘗試應用在不同物種類群的研究、調查與經營管理上。其中，搭配攝影鏡頭的多軸無人飛行載具(drone，俗稱空拍機)最常被用在生物多樣性監測(Ivošević, *et al.* 2015, Vermeulen *et al.* 2013)、特定物種的族群分布與數量估算(Hodgson *et al.* 2013, Evans *et al.* 2014, Goebel *et al.* 2015, Mulero-Pázmány *et al.* 2015, Šimek *et al.* 2017)，以及棲地利用評估與族群結構探討(Hodgson *et al.* 2013)等研究。利用 UAS 進行調查的物種類群多為開放性地景的物種，如大草原上的有蹄類(Šimek *et al.* 2017)、非洲象(*Loxodonta africana*; Vermeulen *et al.* 2013)，以及海鳥(Vas *et al.* 2015, Hodgson *et al.* 2016, Hodgson *et al.* 2018)和較大型的海洋哺乳類，如儒艮(*Dugong dugon*)和豹海豹(*Hydrurga leptonyx*) (Hodgson *et al.* 2013, Goebel *et al.* 2015)等。

臺灣近年也有針對特定物種族群之空拍調查與研究，本文以其中三個針對三種野生有蹄類族群：放牧的山羊(*Capra aegagrus hircus*，裴家騏 2016)、野化的水牛(*Bubalus bubalis*，賴玉菁 2017)與野生的臺灣梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*，Liang *et al.* 2020)的調查研究計畫為例，分別說明並探討 UAS 在臺灣野生有蹄類族群經營管理上之應用以及優缺點。由於這三個計畫的目的、涵蓋項目和深入程度並不相同，也並非重複性的研究設計，因此僅針對個別計畫的成果進行討論，而不進行各計畫間的一致性分析或比較。

材料與方法

一、研究地點

前述放牧山羊的數量清點是在澎湖南方四島國家公園的主要島嶼上進行。當地包括東吉嶼、西吉嶼、東嶼坪嶼、西嶼坪嶼及鋤頭嶼等，皆有居民放養之羊群，部分族群甚至已為無主之野化羊群多年。間接證據指出這些山羊對地表植栽與生態系統可能造成影響，羊糞尿也造成環境衛生問題(蕭志榮等 2010, 張朝勝和李光中 2015)，故亟需瞭解各島羊隻的數量，以監測、評估羊群對生態系與環境衛生可能的影響。

野化水牛族群的研究場域位於陽明山國家公園。該處在日治時期(1934 年)曾設置牧場進行大規模飼養，後因國家公園於 1985 年成立而停止放牧，部分個體逸出野化。這些野化水牛在園區內的分布與數量不明，但可能會因為啃食與踐踏而改變區域內原有植群，並已經零星發生與遊客間的輕微負面互動事件，恐將進而影響園區的保育與遊憩功能(張新軒 1991, 王穎 1995, 趙榮台 2009, 朱有田 2013)，因此需要了解其在園區內的分布與數量，以提供經營管理決策擬定之依據。

最後，墾丁國家公園自 1984 年在社頂開始梅花鹿的復育計畫(王穎等 1985)，該復育計畫經過多年數次野放後，至今野外梅花鹿數量已超過 1,000 隻(裴家騏 2017)，IUCN 並於 2015 年公布此一野生族群為穩定成長的復育族群(Harris 2015)。然而隨著族群增長，此一野生族群在墾丁對農作物與森林的損害漸增，除了啃食農作物造成損害(陳順其等 2007, 王穎等 2009, 裴家騏 2017)外，也嚴重影響高位珊瑚礁生態系統苗木的更新(王相華等 2015, 王相華等 2019)，積極的族群管理是現階段必須探討的議題。

二、調查方法

族群調查規畫須考量區域內地形地貌的特質與周邊居民生活方式的現況，並考量目標物種之族群發生歷史背景與棲地需求。前述三個目標族群皆源於人類飼養後的逸逃或野放，因此皆為由少量個體於特定位置開始逐漸向外擴張之族群，而目前不同地點的次族群乃源於野放起源之族群，並非自然形成的分布模式，其中，除了以社頂為擴散核心的墾丁梅花鹿族群(不包括孤立的龍鑾潭邊逃逸鹿群)的連續性較高外(裴家騏 2017)，陽明山上各水牛族群間的交流程度非常低(賴玉菁 2017, 胡正恆、李一泓 2019)，而澎湖南方幾個離島之間的山羊群幾乎無從交流。故後二者只須針對各次族群的數量與分布進行了解，即可獲得完整之族群資訊；至於前者，該研究只集中針對水蛙窟一處約 100 公頃範圍的草原進行鹿隻數量的計算。

為有效進行數量與分布普查，這三個計畫於執行期間均每月收集 2-3 次的空中普查資料，以多次重複調查來降低總數計算的誤差。資料收集時間都在日間野生族群活動的高峰時段。將調查區域分為數個較小的區塊，並分區擬定空拍調查航線，執行時將空拍機起飛上升至一定高度後，飛行到各個區塊依擬定航線進行全區搜尋，此一飛行高度(約 10-30m 不等)以不干擾調查個體、但能精確分辨個體為原則。飛手(pilot)根據遙控器上的即時影像觀察是否出現目標族群或個體。若目標出現，便開始進行錄影與拍照，確認得到充分的影像後，進行計數統計與個體判釋。由於草食動物出現在草地上時，具群聚活動之行為模式，在此時進行空拍，可獲得最接近全數個體之計數。

所使用之無人飛行系統須依現地地形、當日氣象狀況與獲得之資料精度而定。本文所呈現之資料係依不同現地狀況與計畫需求選擇使用消費級的 DJI PHANTOM 3 ADVANCED、MAVIC PRO 與 YUNEEC TYPHOON H 與專業級之 DJI INSPIRE 1 V2.0、INSPIRE 1 PRO - X5 或等 5 款 UAS 機

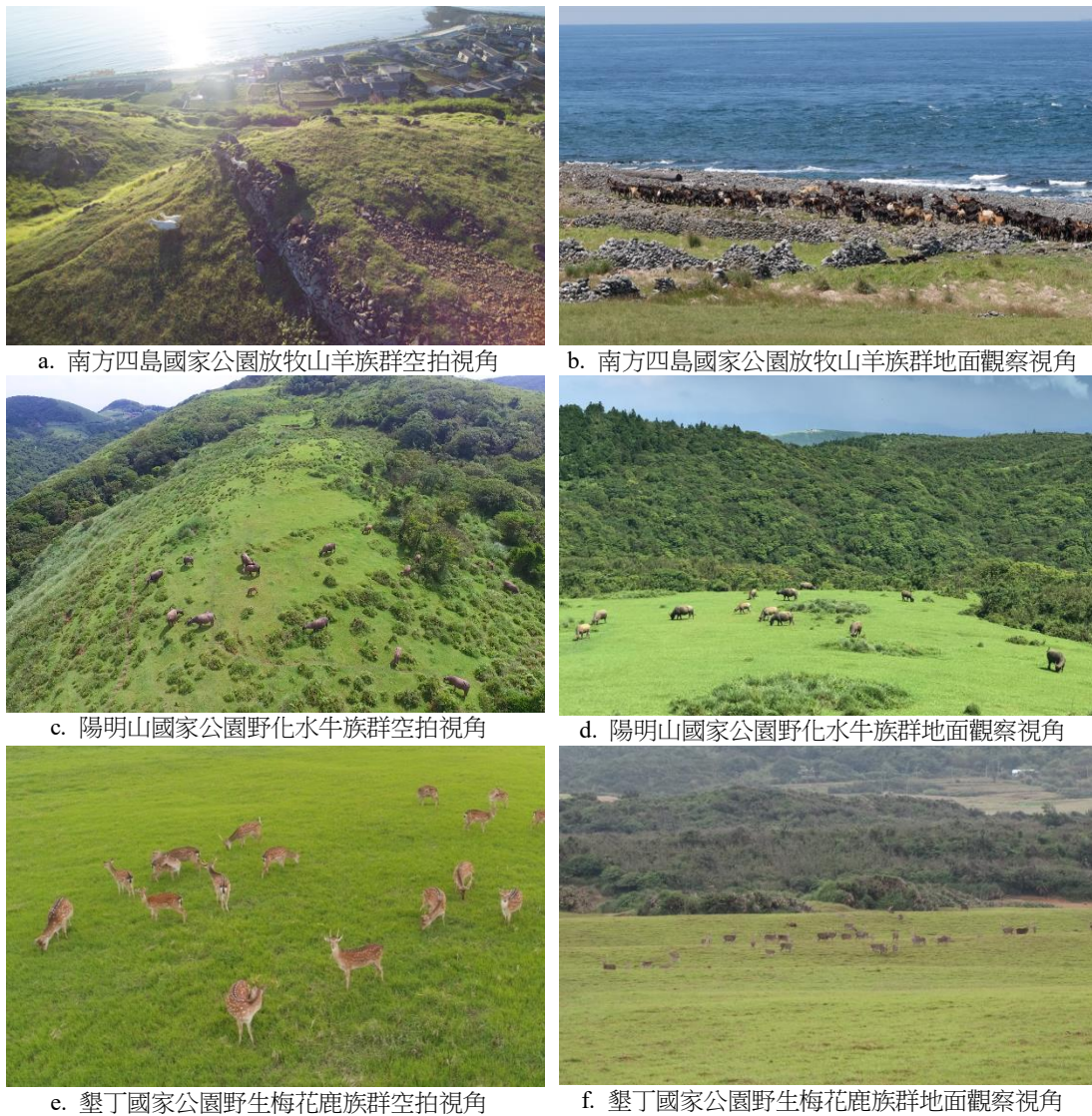


圖 1. 三個使用 UAS 調查的案例調查場域中，使用 UAS 之調查視角與近地水平視角之比較

型，此 5 款 UAS 之重量、體積、飛行時間與鏡頭皆有不同，適用於不同調查狀況與目的。

結果

案例一：澎湖南方四島國家公園羊群管理策略評估

南方四島國家公園於 2016 年 7 月共執行 9 天、11 次空拍調查(圖 1a)。島嶼多為邊緣陡峭、中央為隆起平台的玄武岩地景，山羊常棲息於島嶼邊緣的峭壁或裸露地形，令研究人員難以接近，即便位於島嶼中央平台

上，也因羊群喜好成群結隊，而使地面水平視角的族群數量計算工作非常不容易(圖 1b)。另外，南方四島諸島多有先民搭建的「菜宅」(即農田四周由咾咕石圍之，意在防風，圖 1a 中央即為菜宅壁面)、廢棄房舍、建築的角落等，皆提供山羊躲藏場所，因而產生非常多的視覺屏障。調查進行時，每個島嶼視面積大小和羊隻數量多寡，各進行不等次數的全島搜索式空拍掃描及拍照，每次約 30 分鐘；其中，東吉嶼進行了 2 次清晨、1 次傍晚的全島空拍，羊隻數量最大值為 528 隻；東嶼坪嶼進行 2 次清晨、1 次傍晚空拍，羊

表 1. 南方四島國家公園山羊數量調查記錄

	東吉嶼	西吉嶼	東嶼坪嶼	西嶼坪嶼	鋤頭嶼
島嶼面積(平方公里) ⁽¹⁾	1.7712	0.8978	0.4792	0.3477	0.1471
空拍調查次數	3	2	4	1	1
數量範圍	476-528	188 ⁽²⁾	365-406	55	35

(1) 資料來源：澎湖縣政府網頁

(2) 2 次調查羊隻數量皆同

表 1. 陽明山國家公園野生水牛調查記錄

方法	擎天崗次族群			磺嘴山次族群			石梯嶺次族群		
	調查次數	0 隻數 次數	數量範圍	調查次數	0 隻數 次數	數量範圍	調查次數	0 隻數 次數	數量範圍
空拍調查	14	3	7-29	7	1	2-16	2	0	15, 19
沿線調查	4	1	10, 16, 16	2	2	-	1	0	13
最大數量			29			16			19



a. 密集群聚山羊



b. 站立陡峭岩壁之山羊



c. 當年生幼牛與一歲亞成體



d. 當年生幼、一歲亞成體與成體



e. 公鹿、母鹿與幼鹿



f. 亞成體與母鹿

圖 2. 目標族群空拍影像判釋

隻數量最大值為 406 隻；西吉嶼進行 2 次清晨空拍，羊隻數量皆為 188 隻；西嶼坪嶼和鋤頭嶼則各只有 1 次的清晨空拍，羊隻數量各為 55 隻與 35 隻，總共記錄到山羊的最大值為 1,212 隻(表 1)。

本案例中，UAS 可由上而下俯視地景並多角度檢視建築物周圍，故空拍影像可清晰判釋密集群體與陡峭環境的羊隻個體(圖 2a, b)，使視線死角大大降低，且島嶼上放牧的山羊多為白、黑、花色，與黃綠色的草生植被對比明顯，這也讓 UAS 之空拍應用在野生山羊族群的數量計算上，更有把握其正確性或完整性。UAS 在族群數量較大、個體緊密聚集的狀況，也有資料收集技術的優勢，飛手可以利用間隔 0.5-1 秒的連續拍攝，以影像的時間差所造成的動物位移來辨識個體，實務上對於消弭誤判、提高個體計數的準確度有非常好的效果。另外，由於山羊喜好成群，現場也發現當山羊發現空中的 UAS 時，並不會四散，反而會更聚集成大群體。因此，若搭配一些先期準備工作，如研究人員先清查島上空屋，將羊群由空屋或遮蔽處中驅趕至曠野；或是在較大型的島嶼上，安排研究人員在關鍵地點站位，使羊群移動區域受限，再分為數個區塊分別空拍計數，如此更可增加南方四島羊群數量計算的精準度。

本案例中，較大型或羊隻較多的島嶼如東吉嶼、東嶼坪嶼，因為初調查時尚在熟悉地形中，飛手因安全顧慮而使用較高的高度拍攝，致使計數上有所缺漏，使得東吉第 1 次計算(476 隻)、東嶼坪嶼第 1 次計算數值(365 隻)的精確性較低，在研究人員熟悉島上地形與增加站位的安排後，接下來的計數皆與最大值差距在 10 隻(或 3%)內。西吉嶼的羊群計算便是調查流程規劃成熟後的例子，研究人員於登島後即先行清查廢棄房舍，將躲藏其中的羊隻趕往曠野，再由飛手操作 UAS 進行數量估算，兩次計算皆同為 188 隻(表 1)。而較小的島嶼如西嶼坪嶼和鋤頭嶼，

羊群在研究人員登島後皆聚集為單一羊群，故計數上並無太大困難。

另外，空拍影像中也可以分辨出當年生的幼獸、1 歲以上的亞成體，以及 2 歲以上的成體，惟因並非該計畫的目的，因此沒有進一步進行相關分析與探討。同時，該計畫判斷島嶼上的山羊族群的數量應該已呈穩定，因此建議應該積極深入了解，必要時並管理牠們對植群啃食之影響(裴家騏 2016)。

案例二：陽明山國家公園園區野化偶蹄類動物調查及經營管理探討

陽明山國家公園野化水牛族群的研究於 2017 年 2 月到 11 月間，在擎天崗、磺嘴山與石梯嶺地區進行共計 16 天、23 次的空拍作業(圖 1c)。在這個水牛研究案例中，由於個體常定點停留於泥灘或芒草叢中，雖然水牛體型龐大，惟研究人員若由平面觀察，仍有相當多的視覺死角與障礙(圖 1d)，且由於陽明山國家公園多為中低海拔的丘陵地形，研究人員在各調查點間的移動受到很大的限制。UAS 調查每次都視現場的條件，決定在哪一個地區進行，因此三個地區的空拍次數並不相等。另外，也進行了 4 天、7 次的一般沿線調查，同樣的，三個地區的沿線調查次數並不相同(表 2)。由空拍得知調查區域內共有 64 隻，可分為 3 個水牛次族群，包括擎天崗 29 隻、磺嘴山 16 隻與石梯嶺 19 隻(表 2)。

本案例中，藉由 UAS 由上而下拍攝，可大大降低觀察難度，使研究人員克服地形與視野的限制，明確辨識與計數不致缺漏。和山羊一樣，UAS 拍攝的水牛照片，也可以分辨當年生的幼獸、1 歲以上的亞成體與 2 歲以上的成體外(圖 2c, d)。同時，低空拍攝的影像也可粗估水牛個體的健康狀況，例如：曾於空拍時發現體態異常瘦弱之幼體，而此個體於數日後即被發現死亡。同時，4 次沿線調查所得各地區最大族群數量都比較少，磺嘴山次族群甚至 2 次沿線調查都沒有觀察

到任何個體(表 2)。顯示相較於沿線調查法，空拍可獲得相當完整的族群數量。該項研究結果也顯示次族群所在位置各有不同的棲地組成與結構，而與遊客亦有不同形式之互動，建議應該採取不同之管理模式(賴玉菁 2017)。

另外，該計畫也利用 UAS 於遊客活動定點監測，記錄野化水牛個體與遊客的互動行為，以及野化水牛個體對遊客刺激的行為反應。於陽明山水牛的案例發現，該地區水牛對 UAS 的出現反應溫和，甚或沒有反應，僅分布在受人類干擾較低的磺嘴山的水牛族群，在第 1 次空拍執行時出現短暫奔跑的狀況，但是第 2 次空拍之後就不再受到影響。至於分布在人類干擾頻繁的擎天崗的水牛，則完全看不出有受到 UAS 出現的影響。

案例三：106 年度墾丁國家公園臺灣梅花鹿野外族群監測調查及族群管理策略研擬

墾丁國家公園野生梅花鹿研究在 2016 年 10 月到 2018 年 3 月間進行，該研究於水蛙窟草生地共進行 47 天、每天清晨 1 次的空拍調查(圖 1e)。與前述兩個案例不同的是，本案例藉由觀察鹿群大小與性別組成、成幼比例等資訊，完成季節間鹿群結構(Herd composition)變化之研究(Liang *et al.* 2020)。其主要調查區域水蛙窟草原雖為開放的牧草地環境，惟起伏的地形和草原中遍生的林投仍然讓研究人員難以在近地水平視角進行資料收集工作(圖 1f)，且鹿群生性懼人，與研究人員往往保持一段距離，使藉由地面觀察以辨識個體性別和成幼的工作十分困難。本案例利用 UAS 總共記錄到 139 隻次的單隻鹿隻與 419 次的鹿群，鹿群隻數介於 2 到 51 隻之間，共計 4,973 隻次紀錄。

由於梅花鹿成體具明顯的雌雄二型性(sexual dimorphism)，雄鹿可藉由鹿角的分岔數約略區分年齡層(Kaji *et al.* 1988, Hayden *et al.* 1994)，而成幼體型亦可經由近距離拍照提高辨識度，因此 UAS 非常適合用來執行

鹿群結構分析(圖 2e, f)。在這個案例中，UAS 除了一般使用的俯視角度外，更使用了繞行拍攝的技術，提高了個體辨識的準確度。同時，由於影像資料為現況之原貌保存，故綜合繞行拍攝技術可以多角度、重複檢視同一鹿群的影像資料，有助於後續針對其他資訊的判讀與分析。田野經驗也發現，UAS 若以低空直線飛行接近鹿群或鹿隻，確實會造成梅花鹿的擾動與迴避，但若由遠方起飛後於高處(約 30m 航高)平移至目標上方，再以垂直角度緩慢降低高度，則可以在不驚擾鹿隻的情形下，降至離地 10m(相當於 3 層樓高)甚或更接近地面的高度繞行，而 UAS 的低空繞行也有助於暫時性的聚集鹿隻，如此近距離且環繞的影像資料，能清楚辨識鹿群組成與鹿隻的體表與體態特徵，使鹿群結構研究的深度提高。同時，也由於較低的干擾程度，本案例也能藉由 UAS 有系統的記錄到如優勢雄鹿間的打鬥或追逐母鹿等關鍵的發情期行為(Liang *et al.* 2020)。

墾丁水蛙窟鹿群研究結果顯示，梅花鹿在野生族群重建後已經展示出自然狀態下的行為模式，交配季高峰為 10 月到隔年的 1 月，而 9-10 月可見到許多新生鹿隻加入族群，其繁殖模式與行為也與日本開闊地區的梅花鹿(*C. n. nippon*)類似(Minami *et al.* 2009)。由於前述研究高程度的掌握野生鹿群的數量與結構，因此在缺少天敵的環境下，可預期該地區的梅花鹿數量將持續增加，並可能從源點繼續向外擴張其分布範圍。同時，亦可預期梅花鹿對國家公園內、外的農田之破壞將會日益增加，管理單位應防範未然盡早規劃適當的管理措施，以避免與當地居民產生衝突(裴家騏 2017)。

討論

要建立特定區域的野生族群數量與分布資訊，必須能於最短的時間內對最大範圍進行有效調查，以避免期間因個體或群體空

間的變動而無法掌握正確的資訊。然而，臺灣複雜的植被和地形，常用調查方法受限於人力與設備，多無法達成此一目標，尤其是較大型的有蹄類動物，因生性懼人，常與研究人員保持距離。所幸，這些有蹄類動物往往都有明顯的群聚現象，因此若調查場域位於開放地景(如草生地或陡峭之裸露山坡)，在掌握群體活動模式的條件下，就可以在特定時間與地點執行觀察任務。因此，若是利用 UAS 具大範圍且快速調查的特性，在適切的環境條件下，搭配對調查場域特性的熟悉，即可達到動物數量的全數計算(total count)或極接近全數計算的目標，大大改善多數地面觀察方法因人員移動之限制、水平視角的視覺障礙，或因視野內個體重疊所造成計數上的誤差。

本文的案例一、二即是利用 UAS 特性，在合適研究場域進行族群數量計算的例子。案例一之中，南方四島國家公園諸島皆為短草地為主的島嶼，在草生地與低矮植被之開闊地形上，羊隻的體色與環境背景形成強烈對比，故個體的辨識度十分高。UAS 可由上而下俯視地景，兼具多角度俯瞰優勢，使得調查死角大大減少，且不會受限於地形或地上物的影響，僅需少量的前期人力布置，即可用 UAS 進行快速普查。案例二亦是利用水牛常在白天使用泥灘或芒草叢環境的行為特性，雖然水牛體型龐大易辨，惟因地處中低海拔森林，其水平視角經常受到阻礙，不過 UAS 可以輕易克服這樣的地形與地貌，飛手僅需在幾處制高點起飛，即可對族群分布的全區進行細緻的資料收集，明顯減低所花費之人力與時間，且完整性也比一般作法(例如：沿線調查)要高(表 2)。一些研究已經證實，空拍所得族群數量的精度遠高於傳統地面調查(Hodgson *et al.* 2016, Hodgson *et al.* 2018)。

UAS 相較於傳統地面觀察的另一優點，便是其影像資料可重複檢視。由於空拍影像為現況之定格紀錄，因此可以藉由連續影像、

影像放大以及利用計數軟體(如 ImageJ)協助計數之方式，重複確認計數精確性。本文所引用的三個案例，基本上也都因為重複檢視野外資料，而提高了計數完整性。同時，已有案例顯示，將同一組空拍影像由不同人員判讀，即使判讀的結果不同，至少都可以產生統計上的誤差值，讓經營管理更具備科學性(Vermeulen *et al.* 2013, Hodgson *et al.* 2016)。而若需對目標物種進行多年期的族群監測，在熟稔調查場域與物種特性的情況下，UAS 相較於一般地面調查將更具優勢。此外，目前新興蓬勃發展的自動影像判釋技術，亦可望於將來取代人力判釋，增加分析效率(Šimek *et al.* 2017, Hodgson *et al.* 2018)。

在目標動物具有目視可辨的外形特徵下，UAS 亦可達成族群數量計算以外的目的，如族群結構組成的研究。如本文所提之案例三，梅花鹿明顯的雌雄二型性與鹿角分叉及長度隨年齡增加的特性，使得空拍所獲得的影像亦可以用來分析族群的性別與年齡結構，並同時獲得其他重要的族群參數(population parameters)，例如：生殖力(productivity)、存活率(survivorship)、季節性(seasonality)等，研究者可以因此而探討族群數量未來之變動趨勢，並進而提供管理單位對野生族群進行科學性管理之必要資訊。而案例一、二所提及之山羊、水牛等牛科(Bovidae)動物，儘管成體的雌雄二型性不若鹿科動物般明顯，但仍有相關研究指出這些牛科動物成體性別間的外觀差異：如山羊，成年雄性體型、角的長度皆大於雌性(Polak and Frynta 2009)；另外，視其品系的不同，性別間亦可能有其他外觀差異，如阿拉斯加地區的山羊，雌、雄頭部角基座大小、間距、角的弧度、站立的體態皆有所不同，而雄山羊的臀部皮毛也具有獨特的色塊(Mountain goat identification guide 2013)。水牛亦有研究指出其成體外觀性別間的差異，如雄水牛的體重、體型、臉寬、角基座大小、間距亦顯著大於雌水牛(魏良原等 2011)。惟要區分這

些形質上的細微差異，以目前空拍設備的技術規格來說仍力有未殆，不過隨著科技能力與日俱進，與相關技術的發展，未來空拍照片應有相當潛力可對雌雄二型性較不明顯的物種進行性別判釋。

不過，隨著空拍調查的普及，利用 UAS 執行動物調查常常衍生出另一個爭議，即 UAS 設備及噪音可能會因為動物對器材的警戒，而產生緊迫或行為改變。例如，研究顯示當 UAS 飛過時，美洲黑熊 (*Ursus americanus*) 雖然沒有行為上的改變，但仍然會有心跳加速的生理反應 (Ditmer *et al.* 2015)。不過，許多研究亦發現，UAS 對行為的影響通常來自於飛行載具的飛行模式、引擎聲音與載具的大小 (Mulero-Pázmány *et al.* 2015)，而 UAS 的顏色、接近速度、拍攝時航高、飛航角度則通常不會影響個體行為 (Vermeulen *et al.* 2013, Šimek *et al.* 2017)，例如本文中的案例三便是利用飛行模式的改變達到最小化干擾的例子，為能達到儘可能接近鹿群、增加拍攝影像的解析度，飛手採取使 UAS 先由較高之飛行高度移動至目標上方，再垂直向下緩慢降落至鹿群的方式，便可大幅降低鹿隻對 UAS 的警戒反應，達到近距離觀察的目的。除空拍機的器材特徵外，目標物種特性，如種類、繁殖週期的階段與群聚的程度等，也會造成干擾程度的差異，通常有蹄類(如鹿或牛)或較大型動物(如大象)比較不受到 UAS 的干擾 (Vermeulen *et al.* 2013, Mulero-Pázmány *et al.* 2015, Šimek *et al.* 2017)；而溼地鳥類在空拍機飛航角度為垂直角時會受到干擾，其他飛航角度則沒有影響 (Vas *et al.* 2015)。因此，執行空拍調查時，確實必須盡量減少 UAS 對動物的干擾和其他可能造成之負面影響。對物種和環境的瞭解、事前擬定妥適之調查規畫，以及飛手臨場的掌控能力，是 UAS 調查成敗與否的關鍵。

除此之外，UAS 在空間生態學研究的應用時，尚有其他限制條件，其中最關鍵的限

制即在續航力，本文所提的三個案例中，使用的 UAS 續航力皆只有 15-20 分鐘，故單次調查範圍因此受限，若要進行較大範圍或長時間的調查，所需電池成本也會大幅提高。其次，UAS 也受限於只能在飛手一定距離範圍內進行作業，如本文提及的案例中，使用的 UAS 操控半徑皆只能在 2 公里甚或更短的距離以內。另夜間調查亦有其限制性。此外，UAS 的飛行受氣候影響極大，無法在下雨、強風及太陽離子活動較強時進行調查，也無法在雷達站、高壓電塔鄰近處飛行。近年來，UAS 功能發展愈臻完備，單顆電池的續航力可達 30 分鐘以上，也有一定的耐候性，現今消費級以上的 UAS 機型，其操作半徑可至 5-7 公里，而搭配的軟體也趨於多樣化，如 GPS 導航、排程飛行、斷點續航等，專業級 UAS 甚至可更換影像雲台，如長焦鏡頭及熱像攝影設備進行觀察，這些改進都能提升未來 UAS 的應用深度和廣度。

最後，由於 UAS 的日漸普及與便利，運用層面與頻率皆大幅度地提高，進而衍生出飛安相關問題。我國於 2018 年在「民用航空法」中增訂遙控無人機專章及相關法規以規範 UAS 的使用。而地方主管機關如各縣市政府、國家公園、森林遊樂區亦對 UAS 的操作地點和時機訂定規則，未來 UAS 的使用應該要在合乎法規與地方主管機關規範下方能進行，而相同空域內也應該要透過區域管理的機制，以排除不同調查、研究團隊間發生相互干擾，並因而影響調查研究成果與品質的情形。除此之外，由於飛手對載具的操控能力以及對目標物種的瞭解，將會明顯影響調查結果，未來的研究成果也建議需註明飛手的認證資格或技術條件。

總結而言，空拍調查有下列優點：1. 野外資料收集效率較高，可於短時間內以極少人力完成調查研究；2. 可產生全值或接近全值的野生動物數量計數，資料完整性與準確度高；3. 可於空拍影像中清楚辨識個體與體表特徵；4. 影像可重複檢核和提供其他研究

之用。但在操作時，須依調查目標其調查場域與物種特性，擬定相應之調查計畫，並注意空拍法規與調查、研究倫理。

結論

近來，無人飛行系統(UAS)廣泛應用於開放地景中的野生動物調查研究。本篇文章整理三個近年應用空拍機於國家公園內進行的較大型哺乳動物研究，簡述其調查過程、結果、及探討空拍機調查技術於該研究的優勢。在這三個較大型野生動物研究中，使用空拍機作為調查工具，均可以克服地形與植被的限制，有效完成族群數量的全數計算或極接近全數的計算，而具有明顯的雌雄二型性與年齡特徵的動物，其空拍影像另可用來分析如年齡、性別組成等族群參數，除此之外，空拍機也可觀察個體及群體之行為模式與紀錄異常狀況。相較一般的地面調查，空拍機調查具有快速、大面積、多角度、影像資料可重複檢視使用的優勢，隨著空拍機的續航力、操作半徑和影像解析度持續提升，未來 UAS 在野生動物生態調查研究的深度和廣度可預期將大大提高。惟 UAS 的使用亦相對衍生出法規與調查倫理的問題，故進行調查前亦須依調查目標與物種特性進行飛行計畫，方能減少其對調查物種或環境的負面影響。

誌謝

本研究承蒙海洋國家公園管理處 105 年度、陽明山國家公園管理處 106 年度、墾丁國家公園管理處年度 107 年度委託辦理計畫支持及行政作業上之協助，謹此致謝。

引用文獻

王穎、宋永義、宋尚美、周繼發、施宗雄、程中江、黃添美、黃國雄、傅以仁、董

光中、黃錫坤、蘇鴻傑、江樹生、C. W. Cameron。1985。臺灣梅花鹿復育之研究七十三年度報告。墾丁國家公園管理處委託研究報告。

王穎、陳順其。2009。98 年度墾丁國家公園及鄰近地區臺灣梅花鹿調查計劃及其族群經營管理探討。墾丁國家公園管理處委託研究報告。

王相華、伍淑惠、孫義方、陳可芳。2015。墾丁高位珊瑚礁森林之幼齡稚樹在 2001 至 2013 年間急遽減少。國家公園學報 25:17-23。

王相華、王玉婷、伍淑惠、蘇聲欣。2019。臺灣梅花鹿磨角行為對墾丁高位珊瑚礁森林樹木的危害。臺灣林業科學 34:207-215。

朱有田。2013。陽明山國家公園特殊稀有動物(麝香貓)生活史之研究。陽明山國家公園管理處委託研究報告。

胡正恆、李一泓。2019。擎天崗野化水牛的春夏活動與植被衝擊，2019 年森林資源永續發展研討會。

澎湖縣政府全球資訊網。
<https://www.penghu.gov.tw/ch/index.jsp>。

陳順其、王穎、顏士清。2007。墾丁國家公園及鄰近地區野放臺灣梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*)之族群分布。國家公園學報 17: 43-70。

張朝勝、李光中。2015。島民何在？我眼中的南方四島。臺灣博物 34:66-77。

張新軒。1991。磺嘴山(含擎天崗)地區動物(牧牛)對環境影響之研究與管理。陽明山國家公園管理處委託研究報告。

裴家騏。2016。澎湖南方四島國家公園羊群管理策略評估。海洋國家公園管理處委託研究報告。

裴家騏。2017。106 年度墾丁國家公園臺灣梅花鹿野外族群監測調查及族群管理策略研擬。墾丁國家公園管理處保育研究報告。

- 趙榮台。2009。陽明山國家公園陸域脊椎動物相調查(二)-百拉卡公路以南，陽金公路以西地區。陽明山國家公園管理處委託研究報告。
- 賴玉菁。2017。陽明山國家公園園區野化偶蹄類動物調查及經營管理探討。陽明山國家公園管理處委託辦理報告。
- 蕭志榮、李建堂、許立志、林俊全、方引平、李玲玲。2010。澎湖群島東南海域五個島嶼陸域維管束植物的物種調查。國家公園學報 20:69-85。
- 魏良原、黃崑龍、郭曉芸、賈玉祥、林正鏞。2011。臺灣水牛生長速率與體型調查。畜產研究 44:129-138。
- Bibby C. J., N. D. Burgess and D. H. Hill. 1992. *Bird Census Techniques*. Academic Press, Cambridge, Massachusetts, United States.
- Borkowski J., S. C. F. Palmer and Z. Borowski. 2011. Drive counts as a method of estimating ungulate density in forests: mission impossible? *Acta Theriologica* 56:239-253.
- Bristow K. D., M. J. Clement, M. L. Crabb, L. E. Harding and E. S. Rubin. 2019. Comparison of aerial survey methods for elk in Arizona. *Wildlife Society Bulletin* 43:77-92.
- Burton A. C., E. Neilson, D. Moreira, A. Ladle, R. Steenweg, J. T. Fisher, E. Bayne and S. Boutin. 2015. Review: Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology* 52:675-685.
- Camargo-Sanabria A. A., Mandujano, S. 2011. Comparison of pellet-group counting methods to estimate population density of white-tailed deer in a Mexican tropical dry forest. *Tropical Conservation Science* 4:230-243.
- Ditmer, M. A., John B. Vincent, Leland K. Werden, Jessie C. Tanner, Timothy G. Laske, Paul A. Iazzo, David L. Garshelis, John R. Fieberg. 2015. Bears show a physiological but limited behavioral response to unmanned aerial vehicles. *Current Biology* 25:2278-2283.
- Evans L. J., T. H. Jones, K. Pang, M. N. Evans, S. Saimin and B. Goossens. 2014. Use of drone technology as a tool for behavioral research: A case study of crocodilian nesting. *herpetological conservation and biology* 10:90-98.
- Goebel M. E., Wayne L. Perryman, J. T. Hinke, D. J. Krause, N. A. Hann, S. Gardner, D. J. 2015. Unmanned aircraft systems complement biologging in spatial ecology studies. *Ecology and Evolution* 5:4808-4818.
- Harris R. B. 2015. *Cervus nippon*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2015:e.T41788A22155877
- Hodgson, A., N. Kelly, and D. Peel. 2013. Unmanned aerial vehicles (UAVs) for surveying marine fauna: a dugong case study. *PLoS ONE* 8:e79556.
- Hodgson J. C., R. Mott, S. M. Baylis, T. T. Pham, S. Wotherspoon, A. D. Kilpatrick, R. R. Segaran, I. Reid, A. Terauds, L. P. Koh. 2018. Drones count wildlife more accurately and precisely than humans. *Methods in Ecology and Evolution* 9:1160-1167.
- Hodgson J. C., S. M. Baylis, R. Mott, A. H. Rohan, H. Clarke. 2016. Precision wildlife monitoring using unmanned aerial vehicles. *Scientific Reports* 6: 22574.
- Hayden T. J., J. M. Lync, and G. O'Corry-Cro. 1994. Antler growth and morphology in a feral sika deer (*Cervus nippon*) population in Killarney, Ireland. *Journal of Zoology* 232:21-35.
- Ivosevic B., Y. G. Han, Y. Cho, and O. Kwon. 2015. The use of conservation drones in ecology and wildlife research. *Journal of Ecology and Environment* 38:113-118.
- Janvrin J. A., E. P. Wiggers, T. Dailey. 1991. Evaluation of Drive Counts for Estimating Northern Bobwhite Densities. *Wildlife Society Bulletin* 19:475-481.
- Kaji K., T. Koizumi and N. Ohtaishi. 1988. Effects of resource limitation on the physical and reproductive condition of sika deer on Nakanoshima Island, Hokkaido. *Acta Theriologica* 33:187-208.
- Karels T.J., L. Koppel, D.S. Hik. 2004. Fecal pellet counts as a technique for monitoring an alpine-dwelling social rodent, the hoary marmot (*Marmota caligat*). *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 36:490-494
- Lagory K. E. 2009. Habitat, group Size, and the behaviour of white-tailed deer. *Behaviour* 98:168-179.
- Liang Y. J., H. Kuo, A. J. Giordano and K. J. C. Pei. 2020. Seasonal variation in herd composition of the Formosan sika deer (*Cervus nippon taiouanus*) in a forest-grassland mosaic habitat of southern Taiwan. *Global Ecology and Conservation* 24:e01283.
- Lioy S., S. Braghiroli, A. Dematteis, P. Meneguz and P. Tizzani. 2015. Faecal pellet count method: some evaluations of dropping detectability for *Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758 (Mammalia: Cervidae), *Cervus elaphus* Linnaeus, 1758 (Mammalia: Cervidae) and *Lepus europaeus* Pallas, 1778 (Mammalia: Leporidae). *Italian Journal of Zoology* 82: 231-237.
- Lukacs P. M., J. A. Gude, R. E. Russell and B. B. Ackerman. 2011. Evaluating cost-efficiency

- and accuracy of hunter harvest survey designs. *Wildlife Society Bulletin* 35:430-437.
- Minami M., N. Ohnishi, A. Okada and S. Takatsuki. 2009. Reproductive ecology of sika deer on Kinkazan Island, Northern Japan: Reproductive success of males and multi-mating of females. pp. 297-318. In: *McCullough, D. R., S. Takatsuki and K. Kaji. (eds), Sika deer: biology and management of native and introduced populations*. Springer, Berlin, Germany.
- McCullough D. R. 1993. Variation in black-tailed deer herd composition counts. *The Journal of Wildlife Management* 57:890-897.
- McCullough D. R., F. W. Weckerly, P. I. Garcia and R. R. Evett. 1994. Sources of inaccuracy in black-tailed deer Herd composition counts. *The Journal of Wildlife Management* 58:319-329.
- Mountain goat identification guide. 2013. Retrieved from *The Alaska Department of Fish and Game*. <https://www.adfg.alaska.gov/>
- Mulero-Pázmány M., J. Á. Barasona, P. Acevedo, J. Vicente and J. J. Negro. 2015. Unmanned aircraft systems complement biologging in spatial ecology studies. *Ecology and Evolution* 5:4808-4818.
- Negrões N., P. Sarmiento, J. Cruz, C. Eira, E. Revilla, C. Fonseca, R. Sollmann, N. M. Tôrres, M. M. Furtado, A. T. A. Jácomo and L. Silveira. 2010. Use of Camera-Trapping to Estimate Puma Density and Influencing Factors in Central Brazil. *Journal of Wildlife Management* 74:11951203.
- Polak J. and D. Frynta. 2009. Sexual size dimorphism in domestic goats, sheep, and their wild relatives. *Biological Journal of the Linnean Society* 98:872-883.
- Rabe M. J., S. S. Rosenstock and J. C. de Vos Jr. 2002. Review of big-game survey methods used by wildlife agencies of the western United States. *Wildlife Society Bulletin* 30:46-52.
- Roseberry J. L. and A. Woolf. 1991. A comparative evaluation of techniques for analyzing white-tailed deer harvest data. *Wildlife Monographs* 117:3-59.
- Šimek P., Jan Pavlík, Jan Jarolímek, Vladimír Očenášek, Michal Stočes. 2017. Use of unmanned aerial vehicles for wildlife monitoring. *Proceedings of ty3 8th International Conference on Information and Communication Technologies in Agriculture, Food and Environment (HAICTA 2017)*, Chania, Greece.
- Smallwood K. S. and E. L. Fitzhugh. 1995. A track count for estimating mountain lion *Felis concolor californica* population trend. *Biological Conservation* 71:251-259.
- Takeshita K., T. Ikeda, H. Takahashi, T. Yoshida, H. Igota, Y. Matsuura and K. Kaji. 2016. Comparison of drive counts and mark-resight as methods of population size estimation of highly dense sika deer (*Cervus nippon*) populations. *PLoS ONE* 11:e0164345.
- Vas E., A. Lescroel, O. Duriez, G. Boguszewski and D. Gremillet. 2015. Approaching birds with drones: first experiments and ethical guidelines. *Biology Letters* 11:20140754-20140754.
- Vreeland J. K. and W. D. Tietje. 1999. Counts of woodrat houses to index relative population abundance. *Wildlife Society Bulletin* 27:337-343.
- Vermeulen C, P. Lejeune, J. Lisein, P. Sawadogo, P. Bouché. 2013. Unmanned aerial survey of elephants. *PLoS ONE*:e54700.
- Wearn O. R., P. Glover-Kapfer. 2017. Camera-trapping for conservation: a guide to best-practices. *WWF Conservation Technology Series 1 (1)*. WWF-UK, Woking, England, United Kingdom.