

臺灣梅花鹿的前世今生

The Formosan Sika Deer: Its Past and Present Status

裴家騏 國立屏東科技大學野生動物保育研究所

梁又仁 國立屏東科技大學生物資源研究所

Pei, Jai-Chyi Institute of Wildlife Conservation, National Pingtung University of Science and Technology

Liang, Yu-Jen Graduate Institute of Bioresources, National Pingtung University of Science and Technology



臺灣梅花鹿：雄性(上。墾丁國家公園)、雌性(下。綠島半開放的人工照養族群)。

摘要

本文回顧了近年有關臺灣梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*)復育現況的文獻，這些資料顯示墾丁及綠島的野生族群目前雖然均為小族群，但都為穩定族群。不過，墾丁族群的快速成長已造成珍貴森林、農作生產和交通安全的衝擊，未來應該要持續定期的估算鹿群的族群數量、監測其族群動態因子，以及追蹤其擴散的方向和速度；而積極的族群管理(例如區域性的數量調控)，以及與當地民眾共同發展參與式的危害防治策略，則會是現階段的重要工作。綠島族群重要的保育及經營管理工作則包括：估算並監測其族群數量、活動範圍和族群動態；同時，也應該積極探討綠島的人鹿關係，以妥善發展自然觀賞活動。最後，近年的遺傳學研究，已經有相當證據支持梅花鹿復育族群為「純的」臺灣梅花鹿。後續仍應加強族群遺傳多樣性的探討，以及如何完整的保存現存的遺傳多樣性。

一、前言

臺灣梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*)是臺灣特有亞種。根據各地現生的梅花鹿遺傳訊息的比對，臺灣梅花鹿的祖先最有可能是於4萬到1萬年前，自現在的華南地區，經過最近一次冰河時期的陸橋遷徙來臺的，但是牠們在華南的母族群應該已經絕跡了(Wilson, 2000)。雖然，理論上並無法排除更早的冰河時期也曾有梅花鹿遷徙來臺的可能性，但因為現生個體的遺傳訊息相當一致，因此，即使曾有梅花鹿在其他的冰河時期抵達臺灣，並曾經穩定存在過，牠們也應該都已經滅絕了(McCullough 2008)。不過，因為現生臺灣梅花鹿曾經在野外絕跡過，許多近年遺傳研究所用的材料多來自少數的圈養族群，因此，有關臺灣梅花鹿的族群遺傳組成，仍然有進一步確立的需要，而從考古遺址中尋找古老DNA的努力應該會有所貢獻。

由歷史記載可以知道，臺灣梅花鹿原本普遍分佈於臺灣500公尺以下低海拔的草生地及森林交界處(Severinghaus, 1989)，是個典型的邊緣環境物種(edge species)；牠們相當會利用遭受干擾後的環境，例如：森林或草地經過火燒後，鹿群會增加對這些火災跡地的利用，其他包括樹木的砍伐、開墾或牛隻的放牧等對環境的干擾也都可能產生類似的效果(裴家騏、李佩珍, 1999)。不過，雖然如此，因為在臺

灣適合梅花鹿生存的環境與適合人類活動的環境太類似，而且與一百多年來快速成長的農作耕地和都會區重疊，因此，當臺灣人口大量增加後，就導致梅花鹿族群的銳減。

臺灣梅花鹿在野外消失的原因可追溯到西元1630到1640年間荷蘭人在臺灣大肆的收購鹿隻的產製品。據載，當時每年均有數萬到十數萬隻的鹿被獵殺，並被外銷到華南沿海及日本等地，以供應當地的鹿肉、內臟及皮革市場。如此大規模的獵捕，以致荷蘭政府最後因為擔心梅花鹿數量持續的大量流失並絕滅，而要求限制狩獵，但臺灣梅花鹿的數量已經不多了。此後，再加上梅花鹿原棲地內大量的人類及農耕活動，以及居民引進的家犬所造成的掠殺，也都直接影響了臺灣梅花鹿的生存。大約在一百多年前，梅花鹿在臺灣的西部就已經找不到了，六、七十年前，東部的梅花鹿族群也基本上消失了，而1969年，最後一隻梅花鹿在東部海岸山脈的山區被捕後，就再沒有人見過野生的臺灣梅花鹿了(McCullough, 1974)。

但是，雖然野外絕跡了，在同一個時間內，臺灣也已經發展出一個規模相當不錯的梅花鹿飼養業及鹿茸生產業，只不過，為了育種的目的，飼養業者往往會引進外來的品系或鹿種進行雜交，因此，這麼多被飼養的梅花鹿中，是否還有所謂「純種」的臺灣梅花鹿則一向都是令人存疑的。本文回顧近三十年來

國內外研究人員對臺灣梅花鹿復育工作的努力成果，並兼論未來的研究或經營管理的需求。

二、墾丁國家公園的復育計畫

為了保種及復育梅花鹿，墾丁國家公園自1986年開始展開臺灣梅花鹿復育計畫，在社頂百餘公頃的復育區內，以半人工方式飼養繁殖梅花鹿。為了確保不受到干擾，整個社頂梅花鹿復育區的外圍都架設有圍籬保護，其內部再以圍籬分割成幾個數公頃到數十公頃不等的分區，部份更以人工栽植盤固牧草(*Digitaria decumbens*)，且採用頻繁的分區輪牧管理，以確保鹿隻的食物供應。

復育計畫的起始族群係來自臺北動物園及數個民間養鹿場的40餘隻成鹿，唯後續主要參與繁殖的核心族群僅22隻(王穎、楊慧娟，1988)。此核心族群，近年已自然繁衍超過200隻。根據歷年中曾經進行過三次的鹿隻數量總清算結果(墾丁國家公園，未發表資料)，在沒有任何死亡率的狀況下，每一隻起始族群中的成年雌鹿平均每年約可使族群增加 0.86 ± 0.10 隻(裴家騏，2001)，如此的繁殖能力與其他野生的梅花鹿族群比較起來略為偏高，應該是與復育區內長期高度的人為照養作業有關。

為了重新建立在自然棲息環境中可自行維持(self-sustained)的野生族群，這項復育計畫遂於1994、

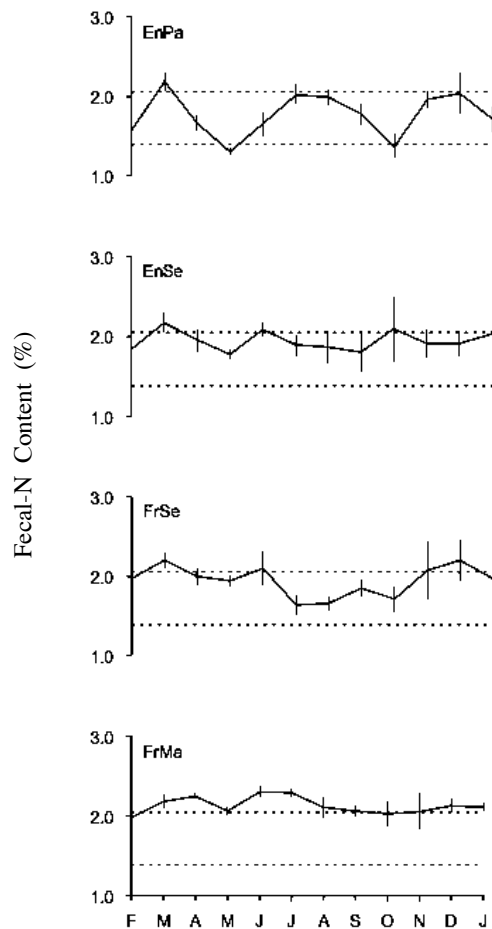
1995和1997年間，分別總共野放了47隻的梅花鹿，進入墾丁國家公園的其它地帶，形成了一個野生族群。不過，根據2000年的估計，在社頂的野生鹿群總數大約在55~83隻之間，僅為預測值(即128.2~179.4隻)的30.8~64.7%，並懷疑犬隻的獵捕，以及在天然闊葉林中放牧家羊的覓食競爭，都對梅花鹿群的成長有負面的影響(裴家騏，2001)。

當地自由活動的家犬常見追獵梅花鹿(裴家騏，2004)，例如：在2002年1月到2003年6月之間，研究人員及社頂梅花鹿復育區工作人員，就觀察到21起梅花鹿與自由活動犬隻相關的傷亡(表一)。雖然，所造成的死亡個體數還不致於造成數量的減少，不過，根據Vortex的模擬，2003年犬隻相關的梅花鹿死亡，已經達到阻礙梅花鹿族群持續成長的程度，對於此復育族群的存續是不利的，因此，建議要加強在社頂聚落的宣導及溝通，以約束自由活動犬隻的行為，同時，盡速修繕復育區中已多處毀損的圍籬，以將犬隻阻擋在外，避免增加梅花鹿遭遇犬隻時逃脫的障礙(鄭筑云，2003)。

另外，針對梅花鹿攝食營養的研究則顯示(裴家騏、陳則仁，2004)，墾丁地區自由覓食的梅花鹿群所獲食物的品質應該也是足夠的，尤其是較成熟的闊葉林環境，絕大多數月份更可能都超過了理想所需(圖一)。不過，這項結果也支持之前的推測：當

表一、2002年1月~2003年6月間，在墾丁社頂一帶發生犬隻攻擊梅花鹿或可能與犬隻有關的鹿隻受傷紀錄(鄭筑云, 2003)。

時間	地點	事件
2002/1/24	野外	發現一雄鹿死亡
2002/3/3	復育區內	兩雄鹿與狗對打
2002/3/11	復育區內	發現三頭鹿死亡
2002/3月底	野外	遊客發現狗追逐一雄鹿並使其臀部受傷流血，數天後發現其屍體
2002/4/23	復育區內	發現二頭雄鹿一頭母鹿死亡
2002/10月中	野外	發現一母鹿死亡
2002/12/26	野外	前後數天，社頂工作人員常於社頂工作站西北側山區聽見狗追逐鹿的聲音
2003/1/15	野外	狗追咬梅花鹿
2003/1/27	復育區內	發現五頭鹿隻死亡
2003/3/10	復育區內	狗追咬鹿隻，造成一雌鹿死亡，一雄鹿重傷
2003/3/24	復育區內	發現6頭母鹿1頭仔鹿死亡
2003/3/27	復育區內	發現一頭雌鹿死亡
2003/4/22	野外	龍仔埔草原發現兩頭鹿死亡
2003/5/5	復育區內	發現鹿屍一隻到處血跡懷疑狗咬死的
2003/5月中	復育區內	工作人員發現6頭死亡鹿隻，後數天研究人員又發現一頭角二到三岔的雄鹿死亡
2003/5/18	復育區內	聽見3隻狗追逐梅花鹿
2003/6/2	復育區內	2隻狗進入園區追趕一懷孕母鹿
2003/6/7	復育區內	發現4隻死亡鹿隻
2003/6/11	復育區內	發現狗進入復育區
2003/6/21	復育區內	3隻狗在一隻鹿死亡現場未離開
2003/6/28	復育區內	研究人員發現五頭鹿屍



圖一 墾丁社頂地區梅花鹿糞便中氮元素含量的月變化。EnPa= 復育區內的牧草地、EnSe= 復育區內的次生林、FrSe= 復育區外的次生林、FrMa= 復育區外的原生林。上方虛線代表鹿隻已攝取到理想的食物蛋白質含量，下方虛線則代表食物的蛋白質含量僅達基本維生需求(裴家騏、陳則仁, 2004)。

放牧的家羊大量使用較成熟的闊葉林環境時，是有可能會減少野生梅花鹿對高品質食物的攝取機會。所幸，2003年以來，由於管理單位(包括：墾丁國家公園管理處及林業試驗所恆春分所)的積極作為，社頂及梅花鹿復育區周邊的家羊放牧行為已減少了90%以上。如此持續而有效的家羊放牧管理，有助於提升野生梅花鹿的攝食品質(裴家騏、陳則仁, 2004)。

近年來，根據王穎(2009, 2010)與裴家騏(2011)於墾丁國家公園及周邊的梅花鹿分布調查結果顯示，牠們的野生族群分布呈現持續擴散的趨勢，主要分布區域為梅花鹿復育園區周邊，以及龍鑾潭、三台

山區、九鵬基地、牡丹村地區等多年來先後進行鹿隻野放的地點，分布面積已逾5000公頃，而總數量可能已經達到上千隻之譜。野生的梅花鹿應該已經在墾丁地區站穩腳步，不過，由於除了少數的犬隻以外，牠們並沒有明顯的天敵，而隨著野外族群數量的快速增加，梅花鹿的啃食、踐踏和磨角行為，已經開始對當地珍貴的熱帶森林生態系統的苗木更新產生壓力(吳郁娟, 2007; 林宜靜, 個人聯絡)，牠們的啃食也已經造成不小的農作物損失，而人鹿交通事故也時有所聞，顯然，梅花鹿復育計畫已經進入如何有效經營管理野外族群的進程了。後續經營管理的重點，將在於持續定期的估算墾丁野生梅花鹿



森林、灌叢、高草地、短草地鑲嵌的環境是梅花鹿喜歡的環境(綠島)。

群的族群數量、監測其天敵影響、追蹤其擴散的方向和速度，和以減低梅花鹿對生態系統、經濟活動和交通所造成的衝擊，並提升人一鹿的和諧。

雖然目前梅花鹿並沒有全區普遍分布，但在重點地區(例如：珍貴森林、農作區、鹿隻密集區…等)以人為方式降低鹿隻的密度，或可區域性改善衝擊。雖然北美、日、歐洲等國多以增加狩獵量來達到鹿科動物族群量控制的目的，但我國自1973年凍結「狩獵法」以來，已長期未實施狩獵管理，因此，以開放狩獵梅花鹿來進行族群控制的可行性除了有待評估，且應該是緩不濟急的。其他如捕捉移除和生育調控則是兩種可能的梅花鹿數量控制的方法。

生育調控是以長效性(有效期數年)的避孕手段來降低過高的族群生殖率，此法不但比實施絕育手術要安全和人道，而且對任何個體的生育能力並非永久性的破壞，因此，當未來族群需要恢復較高生殖率的時候，也可以快速的反應，對於梅花鹿這種僅區域性存活的野生動物，是個比較適當的選擇。野生動物族群的生育調控近年來有相當大的進展，例如，美國環保署近年就核准了一種名為Gonacon的免疫避孕針劑(immunocontraception vaccine)，開放作為野生白尾鹿(*Odocoileus virginianus*)、馬(*Equus caballus*)和野驢的避孕措施。Gonacon為一種促性腺激素釋放激素(Gonadotropin-Releasing Hormone, GnRH)的類似物，將其注射於鹿隻體內，免疫系統

便會產生對抗該藥物的抗體，進而一併對抗自身的GnRH，並造成鹿隻喪失生殖能力。Gonacon已經在白尾鹿、野豬(*Sus scrofa*)、貓、狗、野牛(*Bison bison*)、地松鼠(*Spermophilus beecheyi*)上進行過實驗，證實避孕效果可達1~6年之久(Massei and Miller, 2013)。

此外，在農作物危害防治部分，除了區域性降低族群密度外，還應該監測梅花鹿危害較嚴重的地點，針對梅花鹿對農作物的危害，收集受危害區域與農作面積、受危害的農作物、受危害之模式及程度、危害之季節現象、近年來之趨勢、造成危害的可能原因，以協助當地農民採取有效的防止鹿隻進入農作區的防治作法，例如：圍籬、忌避劑、苦味劑的使用等。更進一步，還應該要積極的了解當地民眾(尤其是農民)對重現梅花鹿野生族群的認知及態度，共同建構參與式的危害防治策略(Treves *et al.*, 2006)，重要的工作項目包括：找出國家公園管理處與當地居民共同的目標(意即找出野生動物保育和居民福祉間的共同目標)、建立對危害防治方法的共識，以及持續評估防治方法的有效性。

三、綠島的野生族群

依綠島鄉志的記載，一百三十多年前綠島住民由臺東縣的成功、長濱一帶帶回野生梅花鹿，之後並在綠島發展成頗具特色及規模的飼養事業，最多時全島飼



梅花鹿的啃食和踐踏對墾丁高位珊瑚礁自然保留區內林下植被的衝擊嚴重。照片顯示同一地點於2008年(左)和2014年(右)之間的比較，2004年時地被植物群幾乎完全被破壞。(照片提供：伍淑慧)

養高達三千隻之多。雖然在養鹿事業發展期間，綠島曾引入其他鹿種(如黓鹿 *Dama dama*)，不過多因不適應綠島的氣候而死亡，似乎並未與梅花鹿發生雜交(劉小如、McCullough, 1996)。後來因為臺灣的鹿場爆發結核病疫情，使得梅花鹿飼養事業式微，綠島民眾也紛紛棄養梅花鹿。綠島鄉公所遂於1986年開始，分批將民眾棄養的梅花鹿野放，前後共約兩百四十隻。這些野放的梅花鹿，迄今經過近三十年無約束的野外生活，已成功地繁殖、生存。由於綠島梅花鹿的生態學相關研究甚少，目前野外的族群數量不詳。

現在，前往綠島的遊客，在夜晚帶著探照燈沿綠島東岸的環島公路緩慢行進，將可不時的在開闊草地上看到梅花鹿的蹤影。根據研究(裴家騏、李佩珍, 1999)，綠島的梅花鹿對這些草生地的利用集中在人為干擾較少夜間及清晨；同時，4月、10月的使用率高，7~9月則較低；其中，4月的高使用率，可能與植物生長季節有關，而10月的高峰則為新生幼鹿加入的結果，至於，7~9月的低使用率則可能同時受到雌鹿的分娩季節及大量遊客所產生的影響。過高的汽機車流量及冬季的東北季風都會降低鹿隻對開闊草地的使用，而羊隻的放牧也可能會與鹿隻產生食物的競爭(裴家騏、李佩珍, 1999)。另一方面，綠島居民在草地上平均1~3隻的牛隻放牧量，則會促進梅花鹿對草生地的利用；同樣的，引火焚燒草地也會在短期內明顯增加鹿隻對草生地的使用(裴家騏、李佩珍, 1999)。

針對綠島的野生鹿群而言，現階段及未來重要的工作將包括：估算並監測其族群數量、活動範圍、攝食營養、生殖表現，以及死亡率和天敵；當然，長期監測綠島遊客及其他人為活動(例如：牛隻放牧及人為引火)對鹿群的行為及族群生態的影響，以及深入探討人一鹿關係，也都是發展自然觀賞活動時所應該要兼顧的重要工作。

四、現生野生鹿群的血統及品系

由於臺灣野外曾經完全絕跡，因此現在所重建的梅花鹿野生族群都是從圈養族群而來的，但在圈養個體缺乏血統資訊的情形下，這些復育而來的野生鹿群是否為純種的臺灣梅花鹿，以及牠們在瀕臨絕種野生動物的保種和復育上是否有價值，也曾經有過不少的討論(劉小如、McCullough, 1996；McCullough and Severinghaus, 1998)。

1993年一項比對母系遺傳的粒線體DNA中細胞色素b(cytochrome b)的450個核苷酸鹼基(bp)和控制區(control region)的512 bp的序列發現，墾丁和臺北動物園的梅花鹿個體間沒有差異，但與中國和日本的梅花鹿則有明顯的遺傳分群(Cook *et al.*, 1999)。1997年，美國加州大學柏克萊分校的Dale McCullough教授發起了「太平洋邊緣地區鹿科動物研究計畫(Pacific Rim Deer Project)」，由美國、英國、日本、臺灣等地的動物學家共同參與。這個計



梅花鹿啃咬墾丁稀有植物粗穗蛇菰(*Balanophora fungosa*)所造成的危害情形。(照片提供：伍淑慧)

畫進行了另一次梅花鹿的粒線體DNA和細胞核染色體的比對研究，這一次，不但同時採集了中國數個區域和日本的樣本，而且也深入蘇聯、南、北韓及越南去採集梅花鹿的肌肉、皮膚、毛髮或血液樣本，結果也發現綠島的梅花鹿也具有和墾丁、臺北動物園有相近的遺傳特徵，而且也和其他地區都有相當的差異(張學文，未發表資料；Wilson, 2000)。不過，這些研究都沒有包括古代臺灣梅花鹿的遺傳資訊，因此，也都因為仍有相當疑慮，而不能確認現在墾丁和綠島的鹿群就是「純種的」臺灣梅花鹿。

最近幾年，朱有田的團隊繼續擴大了現生梅花鹿的樣本採集範圍和遺傳分析深度，增加了金門畜試所、馬祖大坵島、壽山動物園以及一些臺灣民間畜

養場的現生個體的樣本，也分析了全長的細胞色素b(1140 bp)、控制區(991-993 bp)和Y染色體Zfy基因系的父系遺傳資訊(江慶華，2010；孫于婷，2014)；這個系列的研究更首次納入了宜蘭淇午蘭考古遺址出土梅花鹿骨骼(碳14定年為450年前標本)，並成功的定序了這古老粒線體DNA控制區的318 bp的序列(朱有田，個人聯絡)。這些努力除了再次更確認前人的研究結果外，也發現民間飼養場的梅花鹿因為曾引進外來鹿種雜交，因此有相當高比例被外來種紅鹿(*Cervus elaphus*)的基因所滲入，而現生野生梅花鹿則檢測不到類似的現象，顯示當年提供個體參與復育計畫的圈養鹿群應該都沒有受到其他鹿種的雜交。更重要的是，他們也證實了墾丁復育梅花鹿的粒線體DNA與450年前的宜蘭梅花鹿是一樣的。至

此，臺灣梅花鹿復育族群其血統的「純正性」可以說已獲得相當證據的支持了。

綜合而言，臺灣梅花鹿的遺傳特徵與亞洲現存其他的亞種都有相當的差異，而且現生各族群(民間飼養場例外)之間的遺傳差異很小。未來除了應該繼續從臺灣其他考古遺址所挖掘出來大量的梅花鹿遺骸中，嘗試抽出古老的遺傳物質(ancient DNA)來進行比對外，也應該收集至少百年以上歷史的骨董或毛皮中，抽出遺傳物質來進行比對，樣本除國內可收集到的之外，並涵蓋國外博物館中所收藏採自臺灣的標本，或過去曾自臺灣引種的國家(例如日本；Matsumoto *et al.*, 2014)的樣本，以釐清現生梅花鹿族群如此低的遺傳多樣性的可能產生原因。

最後，由於墾丁及綠島的族群在族群遺傳上略有差異(Wilson, 2000)，因此，未來若能選擇墾丁及綠島的部分個體，於臺灣的東部或中部成立另一個野生族群，亦將有助於遺傳訊息完整傳遞的下去。 ■

參考文獻

王穎、楊慧娟。1988。梅花鹿復育計畫簡介。臺灣梅花鹿復育研討會專輯，第4~25頁。內政部營建署墾丁國家公園管理處保育研究報告第63號。258頁。

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。內政部營建署墾丁國家公園管理處研究報告。

王穎。2010。99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。內政部營建署墾丁國家公園管理處研究報告。

江慶華。2010。臺灣梅花鹿類緣關係與族群之分子遺傳結構研究。國立臺灣大學動物科學技術學研究所碩士論文。

吳郁娟。2007。臺灣梅花鹿在墾丁高位珊瑚礁林中之棲地利用與對林下苗木的啃食。國立東華大學自然資源管理研究所碩士論文。

孫于婷。2014。臺灣梅花鹿遺傳多樣性與族群遺傳結構研究。國立臺灣大學動物科學技術學研究所碩士論文。

劉小如、D. R. McCollough。1996。陽明山國家公園臺灣梅花鹿野放研究(三)。內政部營建署陽明山國家公園管理處。

裴家騏。2001。墾丁國家公園內野放臺灣梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*)的現況。中華林學季刊 34 (4): 427-440。

裴家騏。2004。墾丁國家公園較大型哺乳類動物的現況及保育。臺灣林業科學19(3):199-214。

裴家騏。2011。100年度墾丁國家公園陸域野生哺乳類動物調查研究計畫(1)。內政部營建署墾丁國家公園管理處保育研究報告。

裴家騏、李佩珍。1999。梅花鹿對綠島外緣開闢草生地的利用。中華林學季刊32(4): 425-440。

裴家騏、陳則仁。2004。墾丁社頂地區臺灣梅花鹿的食物品質。臺灣林業科學(付印中)。

鄭筑云。2003。墾丁國家公園內社頂地區自由活動的犬隻對臺灣梅花鹿的潛在衝擊。屏東科技大學碩士論文，57頁。

Cook, C. E., Y. Wang and G. Sensabaugh (1999) A mitochondrial control region and cytochrome b phylogeny of sika deer (*Cervus nippon*) and report of tandem repeats in the control region. *Mol. Phyl. Evol.* 12(1): 47-56.

Matsumoto, Y., Y.-T. Ju, T. Yamashiro and A. Yamashiro. 2014. Evidence of pre-introduction hybridization of Formosan sika deer (*Cervus nippon taiouanus*) on Okinoshima, Wakayama Prefecture, Japan, based on mitochondrial and nuclear DNA sequences. *Conserv Genet*: DOI 10.1007/s10592-014-0675-z.

McCullough, D. R. (1974) Status of large mammals in Taiwan. Tourism Bureau, Taipei, Taiwan. 36pp.

McCullough, D. R. and L. L. Severinghaus (1998) Recovery program for the endangered Taiwan sika deer. *Proc. 4th International Deer Biol. Cong.*: 177-184.

Severinghaus, L. L. (1989) Natural resources. P. 49-127 In Taiwan 2000. The Steering Committee for Taiwan 2000 Study, Inst. Ethnol., Academia Sinica, Taipei.

Treves, A., R. B. Wallace, L. Naughton-Treves and A. Morales. 2006. Co-Managing Human-Wildlife Conflicts: A Review. *Human Dimensions of Wildlife* 11: 383-396.

Wilson, R. L. (2000) An investigation into the phylogeography of sika deer (*Cervus nippon*) using microsatellite markers. M.S. Thesis, Univ. of Edinburgh, Edinburgh. 128 pp.