

墾丁高位珊瑚礁森林之幼齡稚樹 在 2001 至 2013 年間急遽減少

王相華^{1,3}，伍淑惠¹，孫義方²，陳可芳¹

¹ 林業試驗所恆春研究中心；² 東華大學自然資源與環境學系；³ 通訊作者 E-mail:
hhwang@tfri.gov.tw

[摘要] 墾丁高位珊瑚礁森林位於恆春半島南端，為臺灣唯一保存較為完整之高位珊瑚礁原始林，為長期監測該林分之動態變化，於 2001 年設置 10 ha 的高位珊瑚礁森林動態樣區，並於 2008 年及 2013 年進行 2 次複查，調查期間在樣區內經常發現梅花鹿活動留下的大量排遺，幼苗、稚樹亦被嚴重啃咬。本研究以動態樣區之林木為樣本，分析 3 次動態樣區之調查資料，主要項目包括林木徑級結構變化，以及不同物種數量之變化，目的在評估高位珊瑚礁森林於鹿隻族群擾動下可能已產生何種變化。研究結果顯示，幼齡稚樹(胸徑 1-2 cm)的密度大幅降低，由 2001 年約 1600 株/ha 降至 2013 年約 770 株/ha，減少之比例高達約 52%，較大徑級林木之密度變化則不明顯。就 26 種幼齡稚樹主要組成樹種而言，有 21 種數量減少，5 種數量增加，不同樹種間的變異非常大。其中陽性樹種血桐、蟲屎、咬人狗及大有榕、番仔林投、長葉芋麻 6 種之減少比例高於 70%，臺灣假黃楊、月橘、土楠、桔里珍、軟毛柿、紅柴 6 種的減少比例小於 30%，裏白巴豆、山欖、石苓舅、毛柿、樹杞 5 種的數量則有增加。不同物種之幼齡稚樹減增比例有很大差異，可能導因於鹿隻喜食與否，或對鹿隻咬食有著不同的抵抗及(或)耐受度，但仍有待進一步的研究分析予以釐清。

關鍵字：臺灣、梅花鹿、森林、擾動

Young Sapling Dramatically Decreased during 2001 and 2013 in Kenting Uplifted Coral Reef Forest, Southern Taiwan

Hsiang-hua Wang^{1,3}, Shu-Hui Wu¹, I-fang Sun² and Ke-fang Chen¹

¹Hengchun Research Center, Taiwan Forestry Research Institute; ²Department of Natural Resources and Environmental Studies, DongHwa University; ³Corresponding author E-mail: *hhwang@tfri.gov.tw*

ABSTRACT The Kenting uplifted coral reef forest, located on the southern tip of Hengchun peninsula, is the only near-nature high coral reef forest now reserved in Taiwan. To long-term monitor the tendency of forest changes, a 10 ha dynamic plot was established in 2001 and re-inventoried in 2008 and 2013. During two re-inventory periods (2008 and 2013), deer pellets were frequently found in the plot, and seedlings and saplings were seriously browsed by deer. Based on the three-time dynamic plot data, we analyzed the forest diameter structural change as well as the population change of different species. The goal of this study was to evaluate the possible changes caused by deer disturbance in this uplifted coral reef forest. The result showed that the density of

young sapling (dbh 1-2 cm) reduced from 1600/ha in 2001 to 770/ha in 2013, and the percentage of the reduction reached as high as approximately 52%. However, the tree density of the great dbh classes showed fewer changes than the young saplings. Among the 26 dominant young sapling species, 21 species reduced in population and five species increased in population. Among them, six species, including pioneer trees *Macaranga tanarius*, *Melanolepis multiglandulosa*, *Laportea pterostigma* and *Ficus septica*, *Dracaena angustifolia*, *Boehmeria wattersii*, showed a reduction percentage higher than 70%. The other six species, specifically *Liodendron formosanum*, *Murraya paniculata*, *Cryptocarya concinna*, *Antidesma pentandrum* var. *barbatum*, *Diospyros eriantha* and *Aglaia formosana*, had a reduction percentage lower than 30%. On the other hand, five species, specifically *Croton cascarilloide*, *Planchonella obovata*, *Glycosmis cochinchinensis*, *Diospyros discolor* and *Ardisia sieboldii*, increased in percentage. It seems that deer has different preference to different species' young sapling, and (or) different species' young sapling might have different resistance and (or) tolerance to deer browsing. Further research is necessary to clarify this finding.

Keywords: Taiwan, sika deer, forest, disturbance

前言

墾丁高位珊瑚礁森林位於恆春半島南端，蘇鴻傑與蘇中原(1988)於研究墾丁國家公園植被時，將此區植群歸類為黃心柿(*Diospyros maritima*)—白榕(*Ficus benjamina*)亞型，其組成除白榕及其他榕樹類以外，另有大量的珊瑚礁岩生植物，如黃心柿、鐵色(*Drypetes littoralis*)、象牙樹(*Diospyros ferrea*)、毛柿(*Diospyros discolor*)、紅柴(*Aglaia formosana*)、臺灣膠木(*Palaquium formosanum*)。此一高位珊瑚礁森林之地質屬於更新世時代的石灰岩，因恆春半島受到菲律賓板塊的擠壓逐漸抬昇，形成了現今特殊的高位珊瑚礁地形(石再添等 1989)。為保護此一珍貴自然資源，由行政院農業委員會於民國 83 年 1 月，依據文化資產法公告設立「墾丁高位珊瑚礁自然保留區」，面積為 138 ha；此外，內政部亦於民國 85 年 1 月，依國家公園法劃設 538 ha 之林地為「社頂高位珊瑚礁生態保護區」。林業試驗所與東海大學合作，於 2001 年設置一個 10 ha 的高位珊瑚礁森林動態樣區，並於 2008 年及 2013 年進行 2 次複查，長期監測該林分之動態變化，期提供研究及保育管理所需之重要基礎資料。

臺灣梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*)於 1970 年左右在野外絕跡(McCullough 1974)，

墾丁國家公園管理處自 1984 年進行復育，並於 1994 年開始在墾丁國家公園內陸續野放臺灣梅花鹿。野放後鹿隻適應良好，其族群數量逐漸增加，活動範圍亦向外擴張(陳順其、王穎 2004，陳順其等 2007)，顏士清等(2012)曾估算墾丁國家公園內的梅花鹿野生族群密度，依保守估計林地 9.6-11.4 隻/km²、開闊地 26.7 隻/km²，以墾丁國家公園 180km² 之面積估計，野外族群數至少有 2,000 隻。吳郁娟(2007)於高位珊瑚礁森林動態樣區中設置 60 個 10 x 10m 小區，採排遺移除法估算梅花鹿之密度，在 1 年 6 次(2 個月 1 次)調查中共紀錄 672 堆排遺。依 Mayle *et al.* (2000)公式計算，動態樣區內梅花鹿族群密度約為 22 隻/km²。吳郁娟(2007)亦同時設置 60 個 2*2m 樣區，對樣區內 30-150cm 苗木進行啃蝕情形調查，發現在 1 月份(乾季)的啃食比例最高，達 30%。此外，在 2008 年及 2013 年的兩次動態樣區複查及相關研究人員近期調查研究期間，樣區內經常發現鹿隻活動留下的大量排遺，地被、幼苗、稚樹亦被嚴重啃咬(林宜靜、郭耀綸 個人聯繫)，少數成樹也有因鹿隻磨角導致樹皮受損，但少有死亡現象發生(陳可芳 個人聯繫)。由上述調查及現場觀察，可見梅花鹿對高位珊瑚礁森林植生有相當程度之影響。鹿科動物為大型草食動物，經由對植物之咬食(browsing)、剝皮(bark-stripping)及磨角

(fraying)對整體生態系造成直接、間接的巨大影響(Gill 1992, Rooney 2001, Flowerdew and Ellwood 2001),故有學者認為大型鹿科動物是生態系的基石物種(keystone species) (Rooney 2001),當其族群密度過大時,會對生態系造成難以恢復的影響及改變(Cote *et al.* 2004)。

本研究以動態樣區之林木為樣本,分析3次動態樣區之調查資料,主要項目包括林木徑級結構變化,以及不同物種數量之變化,目的在瞭解高位珊瑚礁森林於鹿隻族群擾動下是否已產生何種變化。雖然此一變化有可能部分導因於其它天然擾動因子(如颱風強度、頻率等),未必全然是受到梅花鹿族群擴增所導致,但依據調查人員於現場之長期觀察,梅花鹿啃咬及磨角可能為最重要的因素。

材料與方法

一、樣區設置及植物調查方法

在墾丁高位珊瑚礁自然保留區內已於2001年設立10ha動態樣區(伍淑惠等2011),並用已編號的鋁牌標記每株胸高(離地面1.3m處)直徑 ≥ 1 cm之存活木本植物,記錄其種類及測量其胸高直徑,並以方格紙繪製其在各小區的相對位置。在2008及2013年複查期間,則記錄各小區之死亡單株,並增列新增加單株之編號、種類、胸高直徑及其位置。

二、資料分析

將林木徑級劃分為 $1\text{ cm} \leq \text{dbh} \leq 2\text{ cm}$ 、 $2.1\text{ cm} \leq \text{dbh} \leq 4\text{ cm}$ 、 $4.1\text{ cm} \leq \text{dbh} \leq 8\text{ cm}$ 、 $8.1\text{ cm} \leq \text{dbh} \leq 16\text{ cm}$ 、 $16.1\text{ cm} \leq \text{dbh} \leq 32\text{ cm}$ 及 $\text{dbh} \geq 32\text{ cm}$ 六級。取用動態樣區3次調查資料,繪製徑級結構圖,以比較林木徑級結構在3次調查期間產生的變化。此外,針對數量變化最大的幼齡稚樹(胸徑1-2cm)(young sapling),選取2001年單株數大於40(密度高於4株/ha)之物種共計26種,計算各物種在2001年及2013年間之數量增減比例,用以比較不同物種幼齡稚樹在12年間於數量上

是否產生不同的變化。

結果

一、徑級結構變化

相較於2001年調查資料,2013年胸徑1-2cm之幼齡稚樹(young sapling)的密度急遽減少,由2001年約1600株/ha降至2013年約770株/ha,減少之比例高達52%;胸徑2.1-4cm之大型稚樹(old sapling)的密度亦略微減少,由2001年約1160株/ha降至2013年約1050株/ha,減少之比例約為9%;胸徑4.1-8cm之幼樹(small tree)密度無明顯變化,胸徑8.1-32cm的中徑級林木(medium tree)密度略有增加,胸徑32cm以上之大樹(big tree)密度則無明顯變化(圖1)。

二、不同樹種幼齡稚樹之增減比例

就26種幼齡稚樹(胸徑1-2cm)主要組成樹種(於2001年之密度 >4 株/ha)而言,有21種之數量減少,5種數量增加,樹種間的變異性非常大(圖2)。其中,減少比例高於平均值52%的有11種,增加或減少比例低於平均值52%的樹種共計15種。其中陽性樹種血桐(*Macaranga tanarius*)、蟲屎(*Melanolepis multiglandulosa*)、咬人狗(*Laportea pterostigma*)及大有榕(*Ficus septica*)、番仔林投(*Dracaena angustifolia*)、長葉芋麻(*Boehmeria wattersii*)6種之減少比例高於70%,為減少較嚴重的種類;臺灣假黃楊(*Liodendron formosanum*)、月橘(*Murraya paniculata*)、土楠(*Cryptocarya concinna*)、枯里珍(*Antidesma pentandrum* var. *barbatum*)、軟毛柿(*Diospyros eriantha*)、紅柴(*Aglaia formosana*)6種的減少比例小於30%,為減少比例較低的種類;另有裏白巴豆(*Croton cascarilloides*)、山欖(*Planchonella obovata*)、石苓舅(*Glycosmis cochinchinensis*)、毛柿(*Diospyros discolor*)、樹杞(*Ardisia sieboldii*)5種的數量反而有所增加。

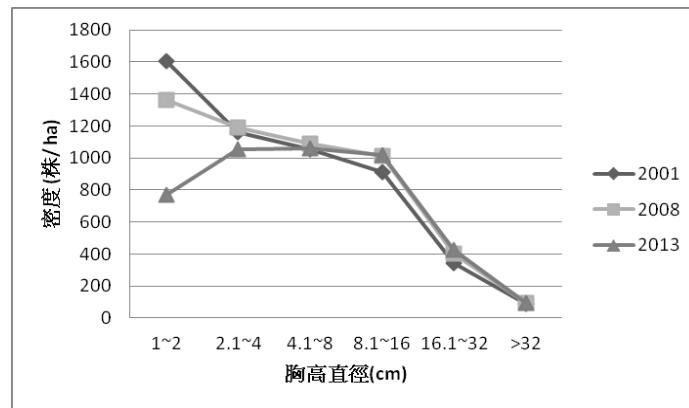


圖 1. 墾丁高位珊瑚礁森林動態樣區於 3 次調查期間之胸徑級結構變化

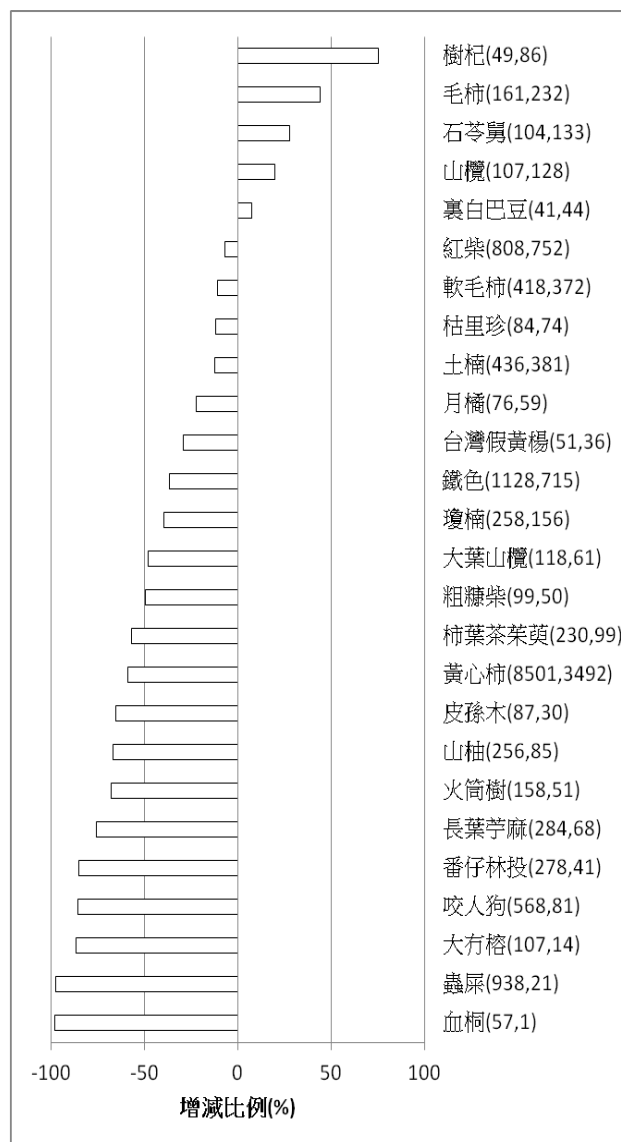


圖 2. 墾丁高位珊瑚礁森林之幼齡稚樹(胸徑 1-2cm)主要組成物種(於 2001 年密度>4 株/ha 的種類)在 2001 至 2013 年間之增減比例(+值表是增加, -值表是減少。個別物種後方括弧內之數值分別為樣區於 2001 及 2013 年之調查數量)

討論

本研究之徑級結構變化分析結果顯示，在 2001 至 2013 年間，胸徑 1-2 cm 幼齡稚樹之密度急遽減少，中、大徑級林木之密度變化不大。除了高位珊瑚礁森林外，學者曾於恆春半島之南仁山及高士佛進行森林動態研究，張勵婉等(2005)及葉定宏(2006)曾分析高士佛山及南仁山森林動態樣區之短期動態，發現高士佛山在 1997-2004 年間及南仁山在 1990-2005 年間之幼齡稚樹(胸徑 1-2 cm)密度變化都不大(<1%)，並無高位珊瑚礁森林所出現之銳減現象，且其它徑級之密度亦未發生明顯變化。墾丁國家公園梅花鹿復育、野放計畫啟始於墾丁高位珊瑚礁森林所在地之社頂地區，其族群密度遠高於南仁山及高士佛山(顏士清等 2012)，可能是導致上述高位珊瑚礁森林與南仁山、高士佛山幼齡稚樹動態變化有明顯差異的主要原因。但即便如此，高位珊瑚礁森林在 2001 至 2013 年間稚樹數量銳減的現象，尚無法完全歸因於梅花鹿咬食，要釐清此一問題有待進行更深入之研究、調查，例如鹿隻在高位珊瑚礁森林的活動和族群密度監測，以及隔離鹿隻之圍籬架設試驗，用以監測圍籬內、外試驗單株之受害、恢復、死亡等現象。颱風是臺灣森林最重要的擾動因子，但並未造成冠層林木大量死亡，主要影響是枝葉被大量吹落(defoliation)(Lin *et al.* 2011)。例如，1994 年有 4 個颱風侵襲北臺灣，福山試驗林的森林葉面積指數(leaf area index)從 4.3 驟降至 1.4，但僅有 1.4% 冠層林木被吹倒(Lin *et al.* 2011)。國內並未有針對林下稚樹受颱風擾動影響之研究報告，但國外針對強烈颶風 Hugo 對加勒比海島嶼森林影響的研究報告指出，森林遭受強烈颶風(Hurricane)侵襲導致樹冠鬱閉疏開、林下陽光入射量增加，此時幼苗、稚樹會大量發生(Brokaw and Grear 1991)，並不會有減少情形。因此，墾丁高位珊瑚礁森林幼齡稚樹銳減之現象，研判並非颱風擾動所造成。然而，除了梅花鹿及颱風外，是否還有其他擾動因子會

對高位珊瑚礁森林之動態變化造成影響，尚有待釐清。

依據國外相關研究 (eg. Russell *et al.* 2001, Takatsuki and Gorai 1994)，高密度鹿隻對森林結構的影響約略可分為下述幾個階段：(1) 小徑木因被啃食、剝皮而大量死亡，(2) 中、大徑級林木因被剝皮而死亡，(3) 存活林木加速生長，林地材積量增加，(4) 原存活林木持續受到剝皮危害，林地材積量下降，耐啃食的外來物種入侵。參考上述國外研究結果，高位珊瑚礁森林尚處國外研究所認定鹿隻危害的初期，但如鹿隻族群數量不予控制，當幼苗、稚樹等可口食物資源不足時，中、大徑級之林木恐因被鹿隻嚴重剝皮而開始受害死亡(Russell *et al.* 2001, Takatsuki and Gorai 1994, Miyaki and Kaji 2009)。因此鹿科動物啃食、剝皮等行為會改變植群的結構、組成(Gill 1992, Rooney 2001, Flowerdew and Ellwood 2001, Cote *et al.* 2004, Takatsuki 2009, Martin *et al.* 2011, Kato and Okuyama 2004, Horsley *et al.* 2003, Susuki *et al.* 2008)，甚至於降低植物的豐富度及多樣性(Adashi and Nakashizuka 1999, Martin *et al.* 2011, Kato and Okuyama 2004, Rooney 2009)。就草本植物而言，闊葉草本(herb)數量會降低，取而代之的是一些鹿隻不喜食的禾草(grass)及蕨類(fern)植物(Rooney 2009)。就木本植物而言，幼苗、稚樹受咬食危害較早發生(Russell *et al.* 2001, Takatsuki and Gorai 1994)，導致林下天然更新材料銳減；剝皮現象在初期不嚴重，但當鹿隻密度持續增加，中、大徑木將陸續受到剝皮危害，枯死後森林冠層鬱蔽疏開、形成孔隙，造成棲地環境及森林結構、物種組成之重大改變(Miyaki and Kaji 2009)。嚴重時恐危及森林生態系統之運作平衡，造成難以恢復的影響及改變。為避免日本梅花鹿超過生態承載量，對森林及農作造成損害，日本近年來鼓勵民眾合法狩獵梅花鹿，於 2009 年約有 10 萬頭鹿被合法獵人移除(Takatsuki 2009)，歐美已開發國家亦不乏相關族群數量控管措施(Tanentzap *et al.* 2009,

Warren 2011)。國內相關主管單位實應未雨綢繆，正視梅花鹿族群在大墾丁地區擴增所帶來之生態及農損問題，研擬適當之經營管理方案。

鹿科動物會因適口性(palatability)而對咬食、剝皮的植物具有選擇性(Ando *et al.* 2002, Horsley *et al.* 2003, Susuki *et al.* 2008)；相對的，植物在演化過程中會產生對草食動物有著不同的抵抗力(resistance)及耐受性(tolerance)(Thaler *et al.* 1999, Lemmu and Koricheva 2006, Stinchcombe 2002, Stinchcombe and Rausher 2002)。國外研究指出，植物對鹿隻之適口性與其化學成分有關，部分植物之葉片演化出富含鹿隻不適口之二次代謝物(secondary metabolites)成分，用以抵抗鹿隻咬食(Wright and Milne 1996, Stinchcombe 2002, Stinchcombe and Rausher 2002, Thaler *et al.* 1999)，例如 Wright and Milne (1996)實驗指出，苯酸鹽(Denatonium benzoate)在一定濃度(1000 ppm)以上可使樹葉變成不適口，使紅鹿避食這些樹葉。亦有部分植物在受鹿隻咬食後能快速恢復並生長，即發展出對鹿隻咬食之高耐受性(Stinchcombe 2002, Stinchcombe and Rausher 2002)。本研究有關物種幼齡稚樹數量變化的分析結果顯示，不同物種幼齡稚樹之密度變化有很大差異(圖 2)，有可能導因於不同物種之幼齡稚樹對鹿隻咬食有著不同的抵抗及(或)耐受度。本研究中，族群密度減少比例較低的有土楠、枯里珍、軟毛柿、紅柴，族群密度增加的有裏白巴豆、山欖、石荳舅、毛柿、樹杞，是否因其葉片中含有梅花鹿不喜食之二次代謝物，有待進一步探討。

引用文獻

張勳婉、王相華、陳永修、楊國禎、簡慶德、薛惠芳。2005。恆春半島高士佛常綠潤葉林之短期林分動態。臺灣林業科學 20(4):293-302。
石再添、蔡文彩、許民陽、目崎茂和、木庭元

晴。1989。墾丁國家公園地區的珊瑚礁定年及地形研究，墾丁國家公園保育研究報告第 57 號。

伍淑惠、許正一、施郁庭、孫義方、王相華、沈勇強。2011。墾丁高位珊瑚礁森林動態樣區樹種特徵及分布模式。行政院農業委員會林業試驗所，306 頁。

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，50 頁。

陳順其、王穎。2004。墾丁國家公園臺灣梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*)之族群分佈。國家公園學報 14(2):81-102。

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*)之族群分佈。國家公園學報 17(2):43-70。

葉定宏。2006。南仁山欖仁溪樣區木本植物社會 15 年期動態。國立臺灣大學生命科學研究所碩士論文，99 頁。

顏士清、王穎、賴冠榮、廖昱銓、高詩豪、陳匡洵、陳順其。2012。墾丁國家公園及鄰近地區臺灣梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*)之族群現況。國家公園學報 22(1):27-40。

蘇鴻傑、蘇中原。1987。墾丁國家公園植群之多變數分析。中華林學季刊 21(1):17-32。

Ando M, H Yokota and E Shibata. 2002. Bark stripping preference of sika deer, *Cervus Nippon*, in term of bark chemical contents. *Forest Ecology and Management* 177:323-331.

Adashi N and T Nakashizuka. 1999. Effects of bark-stripping by sika deer (*Cervus Nippon*) on population dynamics of a mixed forest in Japan. *Forest Ecology and Management* 113:75-82.

Brokaw NVL and JS Grear 1991. Forest Structure Before and After Hurricane Hugo at Three Elevations in the Luquillo Mountains, Puerto Rico. *Biotropica* 23(4a):386-392.

Cote SD, TP Rooney, J Tremblay, C Dussault and DM Waller. 2004. Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic* 35:113-147.

Flowerdew JR. and SA Ellwood. 2001. Impacts of

- woodland deer on small mammal ecology. *Forestry* 74(3):277-287.
- Gill RMA. 1992. A review of damage by mammals in north temperate forests: 1. deer. *Forestry* 65(2):145-169.
- Horsley SB, SL Stout and DS DeCalesta. 2003. White-tailed deer impact on the vegetation dynamics of a northern hardwood forest. *Ecological Applications* 13(1):98-118.
- Kato M and Y Okuyama. 2004. Change in the biodiversity of a deciduous forest ecosystem caused by an increase in the Sika deer population at Ashiu, Japan. *Contribution from Biology Laboratory, Kyoto University* 29:437-448.
- Lemmu R and J Koricheva. 2006. A meta-analysis of tradeoffs between plant tolerance and resistance to herbivores: combining the evidence from ecological and agricultural studies. *Oikos* 112(1):1-9.
- Lin TC, SP Hamburg, KC Lin, LJ Wang, CT Chang and YJ Hsia. 2011. Typhoon disturbance and forest dynamics: lessons from a Northwest Pacific subtropical forest. *Ecosystems* 14(1):127-143.
- Mabry CM, SP Hamburg, TC Lin, FW Horng, HB King and YJ Hsia. 1998. Typhoon disturbance and stand-level damage patterns at a subtropical forest in Taiwan. *Biotropica* 30:238-50.
- Martin TG, P Arcese and N Scheerder. 2011. Browsing down our heritage: deer impacts on vegetation structure and songbird populations across and island archipelago. *Biological Conservation* 144(1):459-469.
- Mayle BA, RJ Putman and I Wyllie. 2000. The use of trackway counts to establish an index of deer presence. *Mammal Review* 30:233-237.
- McCullough, D. R. 1974. Status of larger mammals in Taiwan. Tourism Bureau, Taipei, Taiwan 35pp.
- Miyaki M and K Kaji. 2009. The dynamics of forest stands affected by sika deer on nakanoshima island - change of size structure similar to the thinning effect. pp. 181-191. In *McCullough, DR, S Takatsuki and K Kaji (eds.), Sika Deer: Biology and Management of Native and Introduced Population*, Springer Press, Tokyo, Japan.
- Rooney TP. 2001. Deer impacts on forest ecosystems: a north American perspective. *Forestry* 74(3):201-208.
- Rooney TP. 2009. High white-tailed deer densities benefit graminoids and contribute to biotic homogenization of forest ground-layer vegetation. *Plant Ecology* 202:103-111.
- Russell FL, DB Zippin and NL Fowler. 2001. Effects of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) on plant, plant populations and communities: a review. *The American Midland Naturalist* 146(1):1-26.
- Stinchcombe JR. 2002. Environmental dependency in the expression of costs of tolerance to deer herbivory. *Evolution* 56(5):1063-1067.
- Stinchcombe JR and MD Rausher. 2002. The evolution of tolerance to deer herbivory: modifications caused by the abundance of insect herbivores. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B* 269:1241-1246.
- Susuki M, T Mitashita, H Kabaya, K Ochiai, M Asada and T Tange. 2008. Deer density affects ground-layer vegetation differently in conifer plantations and hardwood forests on the Bosa peninsula, Japan. *Ecological Research* 23:151-158.
- Takatsuki, S. and T Gorai. 1994. Effects of sika deer on the regeneration of a *Fagus crenata* forest on Kinkazan island, northern Japan. *Ecological Research* 9:115-120.
- Takatsuki S. 2009. Effects of sika deer on vegetation: a review. *Biological Conservation* 142(9):1922-1929.
- Tanentzap AJ, LE Burrows, WG Lee, G Nugent, JM Maxwell and DA Coomes. 2009. Landscape-level vegetation recovery from herbivory: progress after four decades of invasive red deer control. *Journal of Applied Ecology* 46(5):1064-1072.
- Thaler JS, AL Fidantsef, SS Duffey and RM Bostock. 1999. Trade-offs in plant defense against pathogens and herbivores: a field demonstration of chemical elicitors of induced resistance. *Journal of Chemical Ecology* 25(7):1597-1609.
- Warren RJ. 2011. Deer overabundance in the USA: recent advances in population control. *Animal Production Science* 51(4):259-266.
- Wright, I. A., and J. A. Milne. 1996. Aversion of red deer and roe deer to denatonium benzoate in the diet. *Forestry* 69(1):1-4.