

國立屏東科技大學野生動物保育研究所

碩士學位論文

馬來西亞婆羅洲沙巴低地雨林馬來熊
(*Helarctos malayanus*) 之棲地利用

Habitat Use by Malayan Sun Bears (*Helarctos malayanus*)
in the Lowland Rainforests of Sabah, Malaysian Borneo

指導教授：黃美秀 博士

研究生：張書德

中華民國九十八年一月八日

摘要

學號：M9417018

論文題目：馬來西亞婆羅洲沙巴低地雨林馬來熊 (*Helarctos malayanus*)
之棲地利用

總頁數：72

學校名稱：國立屏東科技大學 系(所)別：野生動物保育研究所

畢業時間及摘要別：97 學年度第 1 學期碩士學位論文摘要

研究生：張書德

指導教授：黃美秀 博士

論文摘要內容：

馬來熊 (*Helarctos malayanus*) 主要分布在東南亞熱帶雨林，是目前研究最少的熊科動物。目前有關其棲地利用的資訊不僅稀少，而且結論不一。本研究旨在探究馬來西亞婆羅洲沙巴州馬來熊棲地利用的模式，並探討影響的重要因素。

於 2006 年 5 月至 2007 年 1 月，利用穿越帶痕跡調查法研究位在 Ulu Segama 森林保留區，丹濃谷地研究站附近 200 km² 的低地雨林，馬來熊對棲地之利用情形。在樣區內劃設 100 格 (1×2 km 方格)，每一方格中進行一條 10×400 m 穿越帶，搜尋馬來熊的痕跡，並紀錄和分析 15 項相關環境因子 (坡度、海拔高度、與溪流最近距離、與使用中林道最近距離、與非使用中林道最近距離、使用中林道密度、非使用中林道密度、步道指標、冠層鬱閉度、地被覆蓋度、大樹密度、森林類別、枯木體積、白蟻巢密度和桑科榕屬植物密度)。

總計調查 94 條穿越帶，發現有熊爪樹的穿越帶共 75 條 (80%)；無熊爪樹穿越帶共 19 條 (20%)。累計記錄的 270 棵熊爪樹中，29% 分布在原始林，71% 在擇伐林，平均熊爪樹密度於原始林和擇伐林分別為 4.94 及 8.77 棵/ha。穿越帶中所紀錄的熊爪樹數量，大多是 1—3 棵，佔所有有熊穿越帶的 60%。

比較有發現和沒有記錄到馬來熊分布的穿越帶之各項生態因子發現，有熊穿越帶的步道、大樹密度、原始林指標皆顯著較無熊穿越帶者

低 (Mann-Whitney U Test, $p = 0.008\sim 0.029$)。進一步利用 Modified Ivlev' s Electivity Index 選擇指數評估發現，馬來熊似乎有迴避步道、偏好低大樹密度及擇伐林的棲地。邏輯迴歸分析逐步法整體模式 Omnibus 檢定值達顯著水準 ($p = 0.008$)，然 15 項因子中只有森林類別可作為解釋模式的因子 ($p = 0.011$)。廣義線性模型整體模式概似比卡方檢定值未達顯著水準 ($p = 0.059$)，檢定的環境因子中只有森林類別達到顯著，可作為解釋模式的因子 ($p = 0.016$)。

略異於過去人們認為馬來熊為森林內部物種的說法，本研究除了強調原始林於保育上的重要性之外，也建議森林砍伐若能經過適當規劃及操作作業，則後續演替階段的擇伐林，只要人為干擾活動有適當的限制，在某種程度上或許也可以提供野生動物重要的棲地環境。

關鍵詞：熊科、棲地選擇、伐木、偏好、穿越帶痕跡調查法

Abstract

Student ID: M9417018

Title of Thesis: Habitat Use by Malayan Sun Bears (*Helarctos malayanus*)
in the Lowland Rainforests of Sabah, Malaysian Borneo

Total Page:72

Name of Institute: Institute of Wildlife Conservation, National Pingtung
University of Science and Technology

Graduate Date: January 2009

Degree Conferred: Master

Name of Student: Shu-De Teo

Adviser: Mei-Hsiu Hwang

The Contents of Abstract in This Thesis:

The Malayan sun bear (*Helarctos malayanus*), the least studied animal of the Ursidae family, is mainly distributed in the tropical rainforests of Southeast Asia. Studies of its habitat use in the wild are particularly rare and with inconsistent results. The objective of this study was to ascertain the pattern of habitat use of the Malayan sun bear in the Malaysian state of Sabah.

This investigation of sun bear habitat use was conducted through strip transect between May 2006 and January 2007 in lowland rainforests of Borneo, around the Danum Valley Field Center, in the Ulu Segama Forest Reserve. The 200 km² study area was divided into 100 sampling units of 1 km-wide and 2 km-long grids. Within each sampling unit, a 10 m-wide and 400 m-long strip transect for a sign survey was then selected.

This research relied on an actual sample size of 94 strip transects for its data analysis on the presence (including numerical data) or absence of bear. It analyzed 15 factors, i.e. slope, elevation, distance to the river, distance to active logging road, distance to inactive road, density of active logging road, density of inactive road, index of trail, canopy cover, ground vegetation cover, large tree density, forest type, dead wood density, termite nest density, density of the genus of *Ficus*.

Bear presence was noted in 75 strip transects, i.e. 80% of all strip transects; while bear absence characterized the remaining 19 strip transects,

i.e. 20% of all strip transects. Of bear claw marks, 29% occurred on trees in the primary forest, for an average density of claw mark on tree of 4.94 trees/ha; 71% occurred on trees in the logged forest, with an average density of 8.77 trees/ha. For 60% of all transects, claw marks were concentrated on one to three trees.

By differentiating between absence ($n = 19$) and presence ($n = 75$) of bear claw marks in transects for the above-mentioned 15 factors, it revealed that the transects for which there was presence of claw marks on trees were the ones with fewer trails (Mann-Whitney U Test, $p = 0.028$), a lower large tree density ($p = 0.029$), and with less primary forest ($p = 0.008$). The Modified Ivlev's Electivity Index revealed that the Malayan sun bear avoided trails, had a preference for lower densities of large trees and for logged forest. I then proceeded with a logistic regression model, with presence or absence of Malayan sun bear, and the Omnibus test of model coefficients was significant ($p = 0.008$), yet only forest type could be considered as significant explanatory factor ($p = 0.011$). In a generalized linear model, with numerical data of Malayan sun bear, the Likelihood Ratio Chi-square test of model coefficients was not really significant ($p = 0.059$), except for the forest type variable which could be considered as a significant explanatory factor ($p = 0.016$).

The results indicate that the Malayan sun bear is not really a forest-interior species. I suggest that, in addition to addressing the importance of primary rainforests for conservation, with well designed logging practices for quality secondary succession and with a limited impact from human activity, logged forest could become an important habitat for wildlife.

Keywords: Ursidae, habitat selection, logging, preference, strip transect sign survey

謝誌

給在天國的阿財：

距離你離開這個世界已經兩年了，我終於完成了這本論文。我不能想像沒有你，我可能完成在雨林裡的所有野外工作。而，我總是期望著那場意外從來沒有發生過，我知道那一定是欺騙自己，那是一個一直沒有勇氣接受現實的我。

唉！其實，我連這篇誌謝你的文章也實在不知從何下筆……

我努力把悲傷的情緒硬拉回到現實，這要怎麼寫呢？？……

你熱愛佛法，熱愛人，熱愛野生動物，也熱愛生命，也懂得善待自己，我非常懷念和你在森林裡的日子，我可以感受到你時時刻刻對大自然的驚奇。我永遠記得你對所有不同種族，不同膚色，不同年齡，不同性別的人都有著同樣的愛，在科研中心裡總是可以創造出溫馨的氣氛。很多很多的點點滴滴，都永遠埋在我的心裡……

在這兩年寫論文的時間裡，我承認自己是如此的不中用！不時掉入自己情緒的困境裡，總是不想爬起來面對現實。我想你在天上總會微笑的鼓勵我的——“只要活著，任何困難都會過去的”。很幸運的，如今我可以很高興的獻給你這份小小禮物。永遠祝福你。

給師長、朋友和家人：

感恩我的指導教授，黃美秀老師，給我一個很特別的機會回到我的國家馬來西亞做研究，並且非常認真用心地指導我做科學研究的方法，也不時指引我做人的態度。如果沒有熊窟的經濟資源我也沒有可能在野外順利進行工作。

感恩我在雨林裡的老板，黃修德學長，不但在野外工作上給我很多的指導外，同時也借我所有野外研究需要的器材、車子和實驗室等等。如果沒有修德學長開頭在這片婆羅洲的雨林裡為馬來熊野外生態學而努力，我不可能進住 DVFC 開始學習馬來熊的生態保育行動。在我寫論文的過程裡，修德學長也提供我建議和相關文獻資料上的幫忙。

感恩台大森林系丁宗蘇老師，總是慈悲和善地和我討論論文，給我許多在統計分析上的指導。感恩裴家騏老師，提供寶貴的建議和給我的

鼓勵。感恩翁國精老師和我討論研究設計上的統計問題。感恩孫元勳老師及蘇秀慧老師不但在野保所課堂上的知識分享外，也同時給我的支持與鼓勵。

感恩林宜靜老師和陳焯杰老師教導我統計並在資料分析上提供我許多幫忙。我永遠記得那些每個星期跑去高醫大上統計學課的日子，陳焯杰老師還常常給我“課後輔導”基礎統計。還有在論文口試前的一星期和我討論 GLM 模式的問題。感恩屏科大莊慧姿老師在這一年多來的傾聽以及和我一起面對我內心的痛苦。

感恩台大的李玲玲老師借我研究器材回馬來西亞使用。感恩台大森林系袁孝維老師，自從我打算念研所以來都一直給我支持和鼓勵。感恩台灣偉盟國際有限公司的劉保宏先生贊助我野外研究上的許多器材。那是我生平第一次用“Gortex”這種東西。當登山鞋寄到我的研究地時，我和當地人分享這一切，他們都感到很有興趣和開心。

感恩 Dr. Fredriksson 和 Dr. Augeri 在 email 上提供我許多相關馬來熊生態學上的資訊 (I would like to thank Dr. Fredriksson and Dr. Augeri who share lot of information on sun bear ecology.)。感恩 Dr. Bridgman 和我討論論文的題目以及內容(I would like to thank Dr. Bridgman who gave me a lot of ideas and advices on my title and content.)。

感恩Mike Bernadus在Danum時幫忙我辨識植物物種，疼愛照顧我就如自己的孩子一樣(Mengucapkan terima kasih kepada Mike Bernadus, pada masa saya di Danum menolong saya identify pokok dan banyak sayang dengan jaga saya semacam anaknya.)。感恩Remmy Murus，在我得登革熱時給我的幫忙以及野外的資料收集工作(Mengucapkan terima kasih kepada Remmy Murus, banyak menjaga pada masa saya sakit jangkit penyakit nyamuk denggi dengan menolong saya di kerja hutan.)。感恩Adam、Dominik、Sajaril Itui、Tity Ah Chong、Nasir、Shiu Chuen Kilin、Alex、Jamal、Karim、Julie、Ninie、Siti和Mustamin在野外工作上的幫忙(Mengucapkan terima kasih kepada Adam, Dominik, Sajaril Itui, Tity Ah Chong, Nasir, Shiu Chuen Kilin, Alex, Jamal, Karim, Julie, Ninie, Siti dan Mustamin banyak menolong saya untuk habiskan kerja di hutan Danum.)。在Danum的野外研究工作我受到很多當地朋友的照顧和許多大大小小的幫助 (Akhir sekali saya hendak megucapkan ribuan terima kashi kepada semua kawan di Danum

kerana dapat banyak jaga dan tolong.)。感恩Gillian Sanders在意外發生後，我還無法接受現實時，冷靜地帶我走出森林(Nevertheless, I would like to thank Gillian Sanders who was guiding me to come out from the trauma when the accident happened.)。感恩偉柏除了幫助我野外工作外，在意外發生時負起重要連絡工作，並一直和我保持連絡，也和我分享許多當地相關資訊。

感恩博子學長和我討論資料分析以及給我的相關參考文獻。感恩所辦小姐淑女、家菱和郟筠在這些日子下來給我的很多幫忙。感恩葉楓、在廷與錦佑在台大提供我許多重要的“文獻資料庫”。感恩小君幫我修改中文文句和格式。感恩小波在 Excel 資料整理分析上幫我的許多忙。感恩明浩在統計和資料分析上和我的討論和解說。感恩大郭學姐和小青為我做部分的文字修訂。感恩漢偉幫我修訂馬來文的部分。感恩 GIS 的專家阿誠、浚紘在使用軟體上的協助。感恩胡笙在 GIS 軟體和英文翻譯上給我許多幫忙。感恩水蛭不但常常和我討論 paper，在做人處事上也給我許多的啟發，並在口試前的許多次做 ppt 時，提供我很多寶貴的建議和問題。感恩小蛙和我一起討論 paper 的日子，還有很多的鼓勵和幫忙。感恩可欣、小煜和永坤學長在口試前的預講時，提供我很多寶貴的建議。

感恩神魔之子珈慈，當我在馬來西亞的那一年裡，幫忙我處理很多很多在學校裡的雜事和每個月的匯錢。感恩阿仁無論人在何方都非常熱心地協助我解決疑難，而且在 GIS 軟體應用上給我很多協助。感恩阿布在論文方面和我做許多的討論並一同研究 SPSS 17.0 的下載並幫我跑論文最後的手續。感恩期末考中的慧旻在口試天的幫忙，還有亞萱的詳盡記錄、蔡鴨的攝影。感恩所有熊窟的朋友，曼儀、中翎、昌宏、雨岑、依容、小董、羽珊、阿輝、小葉、郭熊和阿助給我的關心、打氣和幫忙。

在這些為論文忙碌的日子裡，特別感恩我的室友秀雲姐，在生活中給我許多的啟發、關心以及超出極限的包容。感恩阿財的爸爸、媽媽和家人對我的關心和愛護。感恩阿爸和 mother，給我莫大的支持，特別贊助我一台在野外使用的機車。感恩我的所有家人和小朋友們給我的鼓勵和支持。

感恩樹木，我才能印出許多需要的 paper 和研究論文。最後，我特別要感恩的人是親愛的讀者您，因為有您，而使這個研究有著非凡的意義。

目錄

摘要.....	I
Abstract.....	III
謝誌.....	V
目錄.....	VIII
圖表目錄.....	X
壹、前言.....	1
貳、研究樣區.....	6
參、材料與方法.....	8
一、調查方法.....	8
二、資料分析.....	11
肆、結果.....	15
一、穿越帶調查結果和發現.....	15
二、馬來熊棲息地選擇.....	19
三、馬來熊棲地利用之模式.....	20
四、馬來熊穿越帶調查的代表性.....	20
伍、討論.....	22
一、森林類別.....	22
二、其他自然環境因素.....	24
三、人為干擾因素.....	29
四、研究限制.....	33
陸、結論及建議.....	37
參考文獻.....	38
附錄.....	67
附錄 1、過去有關馬來熊利用不同海拔範圍之報導.....	67
附錄 2、有關馬來熊食性之研究或調查報告之結果摘要.....	68
附錄 3、研究樣區調查穿越帶上擇伐林 (n = 55) 砍伐的年代分布 表.....	69
附錄 4、在原始林和擇伐林穿越帶內各種哺乳動物痕跡的出現情況 (以穿越帶 25 m 小樣帶作為紀錄單位).....	70

附錄 5、名詞定義及說明	71
作者簡介	72

圖表目錄

圖 1、研究區域位在婆羅洲之馬來西亞沙巴州的Danum Valley Conservation Area (DVCA)及其周邊的擇伐林	52
圖 2、研究樣區劃設 100 個 1×2 km的方格，其中 94 個完成馬來熊痕跡之穿越帶調查。樣區由原始林和擇伐林組成，包含科研中心 (Danum Valley Field Center, DVFC) 及遊憩區 (The Borneo Rainforest Lodge, BRL)	53
圖 3、發現馬來熊的穿越帶 (n = 75) 上，記錄不同熊爪樹的數量分布圖	54
圖 4、不同森林類別中，(A) 有熊穿越帶所佔的百分比例 (%)，以及 (B) 熊爪樹的密度 (棵/公頃)	55
圖 5、發現馬來熊爪痕的樹木 (n = 249 棵)，其胸高直徑 (DBH) 之分布圖	56
圖 6、發現馬來熊爪痕的樹木中，可辨識該植物科名的數量分布圖 (n = 74 棵)	57
圖 7、以 400 m的樣帶調查長度為基準，比較不同樣帶調查長度所偵測到有馬來熊 (樹幹爪痕) 的機率 (平均值和標準差分布圖)	58
圖 8、在原始林和擇伐林環境中，(A) 發現馬來熊痕跡的穿越帶 (n = 26、49)，與步道之關係；以及 (B) 累計的熊爪樹數量 (n = 77、193)，與步道之關係。	59
表 1、研究樣區發現樹幹上有馬來熊爪痕 (n = 75) 的可辨識樹種名稱	60
表 2、研究樣區原始林和擇伐林各項棲地生態因子的調查結果 (平均值±標準差) 及比較	61
表 3、比較有記錄及沒有紀錄到馬來熊痕跡的穿越帶上，各項生態因子之差異 (平均值±標準差)	62
表 4、馬來熊對於森林類別、步道指標、大樹密度等三項環境因子的棲地選擇指數 (Modified Electivity Ivlev's Index, E_i)	63
表 5、穿越帶是否有紀錄馬來熊爪痕之 (A) 邏輯迴歸模式 (Logistic regression model)，以及 (B) 廣義線性模式	

(Generalized linear model) 的整體模式之適配度檢定，以及 投入參數顯著性之最終檢定摘要	64
表 6、有熊和無熊穿越帶的邏輯迴歸分析整體模式之適配度檢定(逐 步法)，沒有被投入之參數之Score檢定顯著性摘要	65
表 7、馬來熊棲地利用模式之共線性診斷統計量表.....	66

壹、前言

野生動物的棲地利用是動物在其生存繁殖的棲地內，使用或消耗資源（包含物理性和生物性）的方式（Hall *et al.*, 1997）。當野生動物可利用的（availability）和實際利用（use）的棲地不成比例時，就會產生選擇性現象，也就是動物選擇特定棲地的過程，稱為棲地選擇（Johnson, 1980）。在不同的時空尺度下，一般可把動物棲地分為巨棲地（macrohabitats）和微棲地（microhabitats）兩種類別。巨棲地為動物在其典型的活動周期內，平均每個個體完成其所有生物功能的最小區域；微棲地為動物在其活動範圍內，影響個體在能量和時間配置的物理或化學的環境變因（Morris, 1987）。瞭解野生動物對於棲地的需要，則是保育野生動物和棲地經營管理的必要基礎資訊（Clark *et al.*, 1993; Groom *et al.*, 2006）。

馬來熊（*Helarctos malayanus*）是世界上體型最小的熊科動物，體長 1—1.4 m，體重 27—65 公斤（Nowak, 2005）。馬來熊主要分布在東南亞的熱帶地區，包括馬來西亞、印尼、泰國、越南、寮國、緬甸、柬埔寨、汶萊之熱帶森林（Servheen, 1999）。另在印度東北方（Chauhan, 2006）、中國雲南以南地區（Gong, 2006）和孟加拉（Sarker, 2006）也有小族群的分布。

國際保育聯盟（The International Union for Conservation of Nature, IUCN）於 2007 年底把馬來熊從原先在紅皮書中的保育等級之“缺乏基礎生態學資料（Data Deficient, DD）”修定為“易受傷害（Vulnerable, VU）物種”（IUCN, 2008）。這多少顯示相較於其他的七種熊類，人們直至近年來才對馬來熊生態習性有較初步的認識，但馬來熊目前所分布大部分的地區是屬於保育意識相對較低落的發展中國家，不僅動物棲息地日漸喪失或破碎化，盜獵和非法貿易也持續對此種群造成嚴重的影響（Servheen, 1999）。

相對於婆羅洲其他的大型動物如紅毛猩猩（*Pongo pygmaeus*）、婆羅洲侏儒象（*Elephas maximus*）、犀牛（*Dicerorhinus sumatrensis*）等明星物

種，馬來熊依然是被忽略的大型食肉目動物，同時也是目前研究做得最少的熊科動物 (Meijaard, 1999)。在華盛頓公約 (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, CITES) 上，馬來熊為附錄I物種 (CITES, 2008)，表示馬來熊身體的任何一部分都禁止在國際間進行商業買賣。但是，非法的國際交易依然存在 (Kemf *et al.*, 1999; Servheen, 1999)。在馬來西亞和印尼，雖然政府都有相關的野生動物保育法令保護馬來熊 (馬來西亞：Wildlife Conservation Enactment)，禁止狩獵和買賣 (Khan, 1988; Santiapillai and Santiapillai, 1996; Sabah Government, 1997)，然在這些地區依然存在馬來熊的國內交易 (Tumbelaka and Fredriksson, 2006; Wong, 2006)。

馬來熊最主要的受威脅因素為棲息地的減少和商業獵捕行為 (Servheen, 1999)。其中馬來熊的棲息地喪失，主要是因為森林砍伐和人類土地開發利用之結果 (Meijaard, 1999)。然而，和大部分的其他熊類多屬廣適型的習性相似，在熱帶雨林中，馬來熊也可適應各種類別森林，包含低地到山地的龍腦香科森林 (Lowland and hill dipterocarp forest)、泥炭沼澤林 (Peat swamp forest)、淡水沼澤林 (Freshwater swamp forest)、石灰岩森林 (Limestone/Karst hills forest) 和低海拔山區森林 (Lower montane forest) 等多樣化的棲地環境 (IUCN, 2007)。雖然馬來熊可以出現於 0–2,800 m 的海拔高度 (Payne, 1985; Santiapillai and Santiapillai, 1988; Augeri, 2005; Saw, 2006; Vinitpornsawan *et al.*, 2006) (附錄 1)，然 Augeri (2005) 在印尼的研究發現，在干擾過的環境，馬來熊大部分 (86%) 只出現在人為干擾程度較小的區域 (海拔高度大於 500 m)。因此，人為開發活動對於此物種的衝擊，似乎仍不明確。

野生動物的棲地利用和食物資源的可得性及分布通常有密切的關係。馬來熊是屬機會主義者的雜食性動物，其食物包含果實、樹上的芽體、蜂巢、白蟻、螞蟻、蚯蚓、小型齧齒目動物、小型鳥類、動物屍體、爬行類動物和其他小型脊椎動物等等 (附錄2)。在婆羅洲熱帶雨林中，Wong *et al.* (2002) 從馬來熊的排遺分析結果發現，其最重要的食物是白蟻、甲蟲、甲蟲幼蟲、蜂蜜和果實 (尤其是桑科榕屬的果實)。

馬來西亞和印尼在這近幾十年來都是世界上最主要出產熱帶木材的國家，同時也是世界上最大的油棕 (*Elaeis guineensis*) 輸出地 (Laarman, 1988; Abidin *et al.*, 1991)。這意味著大量森林持續地被砍伐或轉變為農地，在短期間內似乎是不可避免的趨勢。雖說馬來熊為原始熱帶森林的代表動物之一，但在人為破壞後的森林的適應性如何，一直以來都還沒有很清楚。Blouch (1984) 在印尼蘇門答臘的調查則發現，馬來熊分別可以存活在沒有干擾過，以及受干擾過的森林裡。

Wong *et al.* (2002, 2004) 於 1998—2001 年期間，在馬來西亞沙巴丹濃谷保護區和其周邊的擇伐森林，捕捉四隻雄性個體，並進行無線電追蹤，同時搭配自動相機的應用，觀察和分析馬來熊的棲地利用和活動模式進行。其結果發現馬來熊的活動範圍為 6.2—20.6 km²，日活動距離約為 1,454 m，這些熊都在擇伐林活動，僅有其中一隻個體也同時利用了原始林。Wong *et al.* (2004) 也發現 26 個馬來熊利用過的休息區 (bedding sites)，包含巨大的樹洞 (活或死的大樹)、倒樹，以及大樹上。馬來熊也會以樹上平台 (platforms) 作為休息區 (Lekagul and McNeely, 1977; Domico, 1988)。由於捕捉繫放的馬來熊樣本數較少，且都為雄性，追蹤的動物大部分只在擇伐林區域活動，此結果是否受到抽樣影響，則有待更多資料累積驗證。

同樣在 1999—2001 年間，Normua *et al.* (2004) 則在馬來西亞沙巴州東部另一塊原始林—野生動物保護區 (Tabin Wildlife Reserve, TWR) 和油棕園邊緣捕捉繫放四隻馬來熊 (二雄二雌)，無線電追蹤結果發現四隻馬來熊日間都活動於原始林，而夜間則在油棕園裡活動，牠們的活動範圍為 1.2—5.1 km²。上述同年進行的二個研究，顯示馬來熊不同的活動及棲地利用模式。此差異是否皆受限於少數的研究對象，或因其他各種人為或自然環境變因的差異所致，則不清楚。

痕跡調查法也廣被應用於調查隱密且活動性強的動物。Augeri (2005) 近年來於印尼蘇門答臘島北部和婆羅洲加里曼丹東部，以穿越帶 (1,000 m 長×10 m 寬) 調查法、自動相機的設置和熊毛陷阱等方式來探討馬來熊的自然棲地選擇，以及人為干擾如何影響馬來熊對地景的利

用。其結果顯示馬來熊利用未受人為干擾的原始森林（93%的熊痕跡出現），明顯多過人類干擾過的棲地；環境變因的分析也發現，熊顯著偏好結構較複雜的原始森林的各種特質，例如樹種多樣化、低到適中的樹木密度、樹的胸高直徑（Diameter at breast height, DBH）較大、樹高較高和冠層鬱閉度較密等。由於 Augeri（2005）在印尼研究樣區中的人為干擾情況較馬來西亞研究樣區的次生林來得嚴重，包括大量的原住民、狩獵、道路開發、土地轉變為農地等(Augeri, 2005)。因此，針對人為干擾相對小的馬來西亞的擇伐林而言，馬來熊的棲地利用情形，目前則尚無深入的認識。

事實上，許多森林受砍伐影響的文章發現，森林砍伐林對於不同的野生動物的影響不盡相同，並且通常視其砍伐的程度和方式而異（Meijaard *et al.*, 2005）。一般而言，砍伐過的森林對大部分野生動物會有較多的負面影響，但是在合適和有效的經營管理下，包含馬來熊在內的一些動物似乎可以某種程度降低那些負面的影響。馬來熊偶爾可以在擇伐林被發現，但大部分是在砍伐後大於 15–20 年的森林，並具備有足夠的食物資源，且已長達十年的緩衝時間是完全沒有或僅有低度干擾的棲地（Meijaard *et al.*, 2005）。

有鑑於瞭解動物棲地利用模式，乃是了解物種於其所生存環境中的各項生態因子，實則為落實保育與經營管理野生動物的重要基礎(Clark *et al.*, 1993; Garshelis, 2000)。本研究的目標是應用穿越帶的痕跡調查法，以了解馬來熊在熱帶雨林中棲地利用之情形，並探討可能影響其選擇性的重要環境因子。細項研究目標及相對假說分述如下：

目標（一）：馬來熊有利用和無利用環境於各項生態因子上是否有差異。

Ho（虛無假說）：馬來熊有利用和無利用的穿越帶上的生態因子無差異。

Ha（對立假說）：馬來熊有利用和無利用的穿越帶上的生態因子有差異。

目標(二)：針對馬來熊棲地利用有顯著差異的各別生態因子，進一步檢視動物是否有特殊選擇性，即偏好(preference)或趨避(avoidance)。

Ho (虛無假說)：馬來熊利用棲息地對特定生態因子無選擇性。

Ha (對立假說)：馬來熊利用棲息地對特定生態因子有選擇性。

目標(三)：釐清可能解釋馬來熊利用棲地的關鍵性影響因子。

Ho (虛無假說)：馬來熊利用棲地是逢機性的。

Ha (對立假說)：馬來熊利用棲地是非逢機性的。

貳、研究樣區

研究樣區位在婆羅洲東馬來西亞的沙巴州東南方的 Ulu Segama 森林保護區（圖 1，北緯 4° 57' 40"，東經 117° 48' 00"）。該區海拔 100—1,200 m，屬低地熱帶雨林，其中 90% 的面積位於海拔低於 760 m，並以龍腦香科 (Dipterocarpaceae) 樹木為優勢種 (Hinz, 2008)，約佔 88% (Marsh and Greer, 1992)。Ulu Segama 森林保護區的原始森林內部，自古以來都沒有人類活動的記錄，也就是說，早期並沒有任何原住民生活，也沒有狩獵和砍伐活動 (Hinz, 2008)。

相對於世界其他乾濕季分明的熱帶雨林而言，婆羅洲、馬來半島及蘇門答臘並無降雨量小於 100 mm 的旱季，反之，此地終年雨量充沛。根據森林內部氣象觀測站的資料 (Hinz, 2008) 顯示，1986—2006 年間，樣區最高溫度為攝氏 36.5 度、最低溫度為攝氏 19 度，平均每天的氣溫是攝氏 26.8 度，早晚平均相對濕度分別為 95% (上午八點測) 和 78% (下午二點測)，平均年雨量為 2,825 mm。在 2006 年本研究進行期間，年雨量為 3,083 mm，全年共有 246 天在下雨，平均每個月有 21 天會下雨 (Hinz, 2008)。

在這個常年溫暖多雨的獨特低地雨林生態系統裡，生物多樣性相當豐富，記錄超過 120 種哺乳類動物、340 種鳥類、75 種爬蟲類、60 種兩棲動物、40 種魚類，以及 15,000 種節肢動物。每公頃土地上生長著超過 200 種的樹木 (Hinz, 2008)，且隨時都可能有大開花 (general flowering) 現象 (Appanah, 1985)。

Ulu Segama 森林保護區包含兩個區域：(1) 丹濃谷保護區 (Danum Valley Conservation Area, DVCA)，此為一個佔地面積約 438 km² 的原始森林；(2) 丹濃谷保護區周邊的擇伐森林，佔地面積約 9,728 km²。在這兩種區域之間設有一個國際性科研中心 (Danum Valley Field Center, DVFC) (圖 2)，科研中心距離當地主要市鎮拿篤 (Lahat Datu) 約 83 km，內設有住宿區、圖書館、餐廳、氣象觀測站、各種實驗室和無線網路設備等。

在本研究樣區內的擇伐林於1978至1992年間已完成輪伐作業，砍伐作業方式乃根據1986年馬來西亞沙巴州森林局（Sabah Forestry Department）的森林法（Forest Enactment Act 1986），依據單週期系統（Monocyclic Unit System, MUS），以每60年為一輪伐週期，只能砍伐DBH大於60 cm的樹木，而且位在坡度小於20度的區域（Marsh, 1995）。但是在砍伐後的運輸過程中，拖拉機和高架鋼索的使用同樣會破壞中等坡度和陡坡森林（Johns, 1992）。Ahmad（2001）對當地原始林和擇伐林之結構組成進行比較後發現，擇伐森林主要的優勢樹木，因為環境條件的改變，部分已被大戟科（Euphorbiaceae）陽性樹種所取代，尤其是血桐屬（*Macaranga*）和野桐屬（*Mallotus*）植物。除此之外，整個環境也充滿各種不同的蔓藤類植物。然而，擇伐後的森林裡依然存在著中大型的哺乳動物，如雲豹（*Neofelis nebulosa*）、紅毛猩猩和婆羅洲侏儒象等（Newbery *et al.*, 1992）。其中，雲豹是當地馬來熊潛在的天敵（Meijaard, 1999），而另一種天敵則是網紋蟒（*Python reticulatus*）（Fredriksson, 2005）。

參、材料與方法

一、調查方法

本研究於 2006 年 3 月至 2007 年 1 月間，在婆羅洲低地雨林利用穿越帶痕跡調查法研究馬來熊對棲地之利用情形和選擇性。研究樣區為一個 10×20 km 的長方形區塊，選擇這個樣區是因為包含原始林（約 40%面積）和擇伐林（約 60%），而且所有擇伐工作已經在在十多年前完全結束，雖不同區域擇伐年代有所不同（附錄 3），但整體的森林環境則十分類似。此外，此研究區塊的劃設和選定另亦考量距離丹濃谷地科研中心的路程，以最近和最便利的方式達到預期的野外研究效率。

在穿越帶位置的選定上，首先把 200 km²的研究樣區等分成 100 個面積為 2 km²大小的方格（1×2 km），作為系統抽樣的基本單位。然後再把每一個抽樣單位（2 km²）等分成八個 0.25 km²的小格，以進行隨機抽籤方式來決定穿越帶的起始處。調查起始點為選定小格區域中的任何一點。所有的穿越帶調查方向為東西走向，而選擇穿越帶的確切位置和走向（東或西），則視研究者當時當地對環境的主觀考量。每一個方格中會進行一條穿越帶調查，預計完成 100 條穿越帶。

在地被覆蓋度較高的森林，調查人員有必要降低穿越帶的寬度以提高調查的可靠程度（Garshelis *et al.*, 1999）。在印尼的熱帶雨林中，寬度為 10 m 的穿越帶，以三位研究者同時進行調查是比較妥當的（Augeri, 2005）。本研究設置穿越帶採 10 m 寬和 400 m 長，由二或三位研究者進行各項生態因子的調查記錄。兩位研究者以之字行方式前進，分別觀察兩邊各 5 m 寬的範圍。每走 25 m 做一次記錄，故每條穿越帶共有 16 筆觀測資料，最後再以這 16 筆資料進行整合以及統計分析運算。

為了降低調查結果因人的誤差，所有的野外記錄都由研究者記錄，絕大部分生態因子的量測和判斷都由同樣的人進行估測。每條穿越帶的調查通常費時四個小時。研究團隊在一天內至少可以完成一個樣本單位的調查工作。

由於野生馬來熊生性害羞和隱避性（Nowak, 2005; Steinmetz and Garshelis, 2008），不但對研究者具有某種程度的危險性，而且難以直接觀察，故採取痕跡調查法瞭解於樣區的出沒狀況。由於馬來熊的排遺、覓食痕跡和巢位等在野外不易發現，且容易和其他動物類似的痕跡混淆。例如鬃鬚豬（*Sus barbatus*）、馬來麝貓（*Viverra zibetha*）、馬來獾（*Mydaus javanensis*）和穿山甲（*Manis javanica*），皆有可能為了取食枯木或泥土裡的蚯蚓、白蟻和螞蟻等昆蟲，而製造出和馬來熊非常類似的覓食痕跡（Yasuma and Andau, 2000）。因此，本研究只紀錄每個穿越帶內樹幹上有熊爪的樹，簡稱「熊爪樹」，作為判斷熊曾活動於此區域的依據。本研究並一一計數熊爪樹的棵數，以評估馬來熊利用此區之相對程度。

除了分析穿越帶有無熊爪樹的類別資料（有無出現）外，也計算其密度（棵/ha）。在研究者的能力範圍內，針對所有熊爪樹進行比較細緻的記錄，比如熊爪痕跡是否高於地面 1.5 m、是否新鮮（主觀判定在一個月以內為新鮮），或熊爪樹的 DBH、樹高（以目測方式估算）和樹種，以及是否有蜂巢痕跡等。

穿越帶調查研究過程中，除了熊爪樹的出現頻率記錄之外，本研究也量測環境中相關的十項生態因子。另外應用地理資訊系統（Geographic Information System, GIS）分析相關圖層，計算出五項相關生態因子。這些生態因子的選擇和調查方法，主要參考魯慶彬、胡錦轟（2003）在岷山對黑熊生境選擇的初步分析，以及 Wong（2002）和 Augeri（2005）分別在當地及印尼所做的馬來熊的生態學研究。各項觀測變數詳述如下：

- （一）坡度：應用可測地面傾斜度的羅盤儀（Suunto MC-2 Professional Mirror Compass w/Clinometer）來測量坡度（魯慶彬、胡錦轟，2003）。
- （二）海拔高度：應用全球位置測定系統（Global Positioning System, GPS），型號（GPSMAP 60CSx），測定穿越帶所在之海拔高度。
- （三）與溪流最近距離：應用來自馬來西亞政府測量與製圖部（Jabatan Ukur dan Pemetaan Malasia, JUPEM）製作的 GIS 圖層，計算每條穿

越帶的中點位置和附近溪流（溪寬 $> 5\text{ m}$ ）的最近距離。所有數據都以 ArcGIS 9.2 套裝軟體進行分析計算。

- (四) 與林道最近距離：應用來自馬來西亞政府測量與製圖部製作的 GIS 圖層，計算每條穿越帶的中點位置和林道（包含使用中的和非使用中的伐木林道兩種，路面寬度皆大於 3.5 m ）的最近距離。所有數據都以 ArcGIS 9.2 套裝軟體進行分析計算。然後依照熊類行為受道路影響的不同緩衝距離，分為五個等級： $< 250\text{ m}$ 、 $251 - 500\text{ m}$ 、 $501 - 800\text{ m}$ 、 $801 - 1,600\text{ m}$ 、 $> 1,600\text{ m}$ （Clark *et al.*, 1993; Rudis and Tansey, 1995; Powell *et al.*, 1997; Reynolds-Hogland and Mitchell, 2007）。
- (五) 林道密度：應用來自馬來西亞政府測量與製圖部製作的 GIS 圖層，計算每條穿越帶的林道密度，即以穿越帶為中心，半徑為 500 m 之圓面積上的林道長度，然後再將數據換算成每單位公頃的林道長度（ m/ha ）。
- (六) 步道指標：記錄在每個小區塊（ $25 \times 10\text{ m}$ ）附近（在小區塊中線以內 15 m 可見的範圍內）是否有觀察到步道。把所有穿越帶的所有 16 個小區塊中有記錄有步道的數量加總，作為該穿越帶步道之相對密度指標（筆/ ha ）。
- (七) 冠層鬱閉度：應用鬱閉度儀（Spherical densiometer model-C）來測量。每一個小區塊測量一次冠層鬱閉度，再換算成以下五個等級：(1) $\leq 20\%$ 、(2) $21\% - 40\%$ 、(3) $41\% - 60\%$ 、(4) $61\% - 80\%$ 、(5) $81\% - 100\%$ 。再以整條穿越帶 16 筆數據的平均值，作為該區冠層鬱閉度等級之代表值。
- (八) 地被覆蓋度：用目視法評估小區塊內地被高於地面 1 m 以下植物覆蓋（ $25 \times 10\text{ m}$ ）的百分比例。地被覆蓋度等級依其覆蓋地面的面積百分比例，分為以下五個等級：(1) $\leq 20\%$ 、(2) $21\% - 40\%$ 、(3) $41\% - 60\%$ 、(4) $61\% - 80\%$ 、(5) $81\% - 100\%$ 。再以整條穿越帶 16 筆數據的平均值，作為該區地被覆蓋等級之代表值。

- (九) 大樹密度：在馬來西亞，大樹砍伐的原則在 DBH > 60 cm 以上。計算每個小區塊內 DBH > 60 cm 大樹的株數。然後加總所有 16 筆數據作為整條穿越帶的資料，並轉換為密度（棵/ha）。
- (十) 森林類別：當地的森林主要以龍腦香科植物為主的森林類型（Marsh and Greer, 1992），分為原始林和擇伐林兩種類別。所有穿越帶不是在原始林就是在擇伐林，沒有同時涵蓋在兩種類別森林裡，以排除分析時的模糊地帶。
- (十一) 枯木體積：因為枯木中可能含有馬來熊的潛在昆蟲食物，如甲蟲、甲蟲之幼蟲、白蟻、螞蟻等（Wong et al., 2002）。為估算小區塊內所有枯木（DBH > 30 cm）的體積總和，本研究測量枯木的長度和直徑。然後加總所有 16 筆數據作為整條穿越帶的枯木材積（m³/ha）。
- (十二) 白蟻巢密度：以肉眼估算在穿越帶內地面上白蟻巢的數量，不論大小而只記錄堆數。如果有兩個同樣類別的白蟻巢相距在一公尺範圍內，則計算為同一個巢。白蟻巢的外型各異，有在地上結起來的長條型、在樹上結成一大串、以泥土在地上結成小山狀、直立枯木中、或的結在樹枝上的球狀白蟻巢等（Gabriella Fredriksson, 私人通訊）。計算在小區塊內不同種類白蟻巢之總數。然後加總所有 16 筆數據作為整條穿越帶白蟻巢相對豐富度的指標（個/ha）。
- (十三) 桑科榕屬密度：很多在熱帶雨林的研究者發現桑科（Moraceae）榕屬（Ficus）植物的果實是馬來熊重要的食物來源（McConkey and Galetti, 1999; Wong et al., 2002; Meijaard et al., 2005）。研究者記錄在穿越帶內所有桑科榕屬植物棵數。然後加總所有 16 筆數據作為整條穿越帶的資料（單位：棵/ha）。

二、資料分析

在野外現場所有收集的資料以小區塊（25×10 m）為最小單位得到一筆數據。每條穿越帶一共有 16 筆數據，然後以加總或平均的計算方式求

出整條穿越帶的資料代表值。所有資料應用 Microsoft Office Excel 2003 套裝軟體進行整理，而使用 SPSS 17.0 英文版套裝軟體作為統計分析輔助工具。由於哺乳動物豐富度、落果豐富度和蜂巢密度在資料收集上的經驗不足和當地環境的限制，恐難有效代表實際豐富度，所以這些資料僅提供參考，而不做深入的分析。

(一) 棲地利用

本研究調查所得的資料，包含有或無熊爪樹，以及原始林或擇伐林兩種類別森林之穿越帶的各種生態因子變項。由於在檢定常態性的 Lilliefors 顯著水準之 Kolmogorov-Smirnov 統計量和常態 Q-Q 圖檢定時，發現本研究資料皆不符合常態分配，所以應用無母數統計方法——曼—惠特尼 U 檢定 (Mann-Whitney U test) 對其平均值進行比較。此法是在無母數統計法中考驗力比較高的一種，用來考驗二個母體分配是否相同，利用兩個隨機樣本的等級和來進行差異考驗，適用於二個獨立母體分配未知的情況。其依變項為不連續變數，自變項為連續變項，除了林道距離、冠層鬱閉度和地被覆蓋度先轉化為等級再進一步檢定。

(二) 棲地選擇指數 (Modified Ivlev's Electivity Index, E_i) (附錄 5)

將經過曼—惠特尼 U 檢定 (Mann-Whitney U test) 有達到顯著水準的生態因子，進一步以選擇指數 (Modified Ivlev's Electivity Index, E_i) (Reynolds-Hogland and Mitchell, 2007) 分析馬來熊對此特定棲地因子是否有選擇性。此分析前，先把需要進行計算的變因轉變為類別變因 (categorical variables)。 E_i 由 Ivlev's Electivity Index 修定而來，好處是即使野生動物利用 (use) 的比例太低，經過計算後還是可以看出動物的選擇性，其計算公式如下：

$$E_i = [2 \times (\text{use of habitat } i - \text{availability of habitat } i)] / [1 + (\text{use of habitat } i + \text{availability of habitat } i)]$$

上式中：

E_i ：選擇指數， E_i 只介於 -1 和 1 之間。 E_i 等於負值時，表示迴避；

E_i 等於正值時，表示偏好 (Powell, 1997)

i : 生態因子的類別

use of habitat i : 動物使用之 i 類別穿越帶數量佔所有調查樣帶中該項生態因子的比率

availability of habitat i : i 類別穿越帶數量佔所有該項生態因子的調查樣帶比率

(三) 邏輯迴歸 (Logistic regression) 和廣義線性模型 (Generalized linear model)

邏輯迴歸分析的特性為觀察值在依變項上的機率分配呈現 S 型分布，又叫 Logistic 分配，是一般認為可以針對許多生態現象，提供較佳的預測和解釋的模型，因為其比較接近生物反應環境因子的特性 (Morrison *et al.*, 1998)。由於邏輯迴歸是非線性模型，因此以最大概似估計法 (Maximum Likelihood Estimation, MLE) 做模型估計 (王濟川等, 2005)。其自變項為連續變項或等距變項，而依變項則是二分之類別變項。

由於本研究沒有對各別生態因子有特定的理論依據來決定各別因子被選入模式中的秩序，所以沒有應用強迫輸入法 (Enter)，而使用逐步迴歸分析法 (Stepwise regression)。為了更有效的進行逐步檢定方法，本研究同時根據 Score 檢定值與 Wald 檢定值是否達到顯著水準而逐步選擇顯著的自變項。邏輯迴歸分析也有能力對於共線性的問題加以排除。而共線性的診斷 (Collinearity Diagnostics) 是通過容忍度 (Tolerance) 和變異數膨脹因素 (Variance Inflation Factor, VIF) 來決定。容忍度在 0 至 1 之間，數值愈小，表示和其他自變因的共線性關係愈嚴重。變異數膨脹因素為容忍度的倒數，數值愈大，表示和其他自變因的共線性關係愈嚴重。大致上容忍度小於 0.20 就有共線性問題存在，而小於 0.10 則表示共線性問題非常嚴重 (Menard, 1995)。

邏輯迴歸分析的整體模式以 Omnibus 檢定是否達到顯著，以了解是否有任何一個自變項可以作為預測的重要因子。而自變項和依變項之間關

聯性的強弱則以Cox & Snell R^2 值和Nagelkerke R^2 值的大小來判斷，其數值一般在 0 至 1 之間，數值愈大，表示自變項和依變項的關聯性愈強。本研究以熊爪樹之有無為依變項，而以 15 項生態因子為自變項進行分析。

廣義線性模型和以上的邏輯迴歸分析類似，將依變項的二分類變項改為熊爪樹的數量等級變項進行計算。由於熊爪樹數量的分布呈現卜瓦松 (Poisson) 分布，所以本研究選擇卜瓦松對數線性 (loglinear) 模型的類別進行計算。整體適配度以概似比卡方值 (Likelihood Ratio Chi-square) 檢定，參數則以類型 I 的 Wald 卡方值作為顯著性的檢定指標。

(四) 馬來熊穿越帶調查的偵測準確度

針對 94 條偵測到有熊痕跡的穿越帶，本研究以 400 m 為基準，25×10 m 為原則 (大於 25 m 則以有連續性為原則) 計算穿越帶上 25 m、50 m、100 m、150 m、200 m、250 m、300 m、350 m 和 400 m 各別所偵測到有熊爪樹的機率。

肆、結果

一、穿越帶調查結果和發現

(一) 穿越帶調查樣本數

從 2006 年 5 月至 2007 年 1 月，因為在 2007 年 1 月野外調查期間發生意外事故，研究中止，總共完成 96 條穿越帶。其中有兩條穿越帶因為調查位置的人為誤差，分別位在同樣的取樣調查方格 (1×2 km) 裡，由於考量到不同穿越帶間的距離太接近而不列入分析，故只以 94 筆穿越帶資料進行分析。

(二) 馬來熊野外痕跡

在 94 條穿越帶中，有 75 條穿越帶內有熊爪樹，穿越帶發現熊的百分比為 80%，共發現 270 棵有熊爪樹。平均熊爪樹密度為 7.18 棵/ha。穿越帶中紀錄最高熊爪樹數量為 11 棵，並以出現 1–3 棵熊爪樹較常見 (60%，n = 75) (圖 3)。

在所有穿越帶中，研究者沒有發現任何馬來熊的排遺，但有一個疑似熊的足跡和 11 個疑似熊的覓食區 (feeding site)。這些主要是一些被動物剝開的枯木，分散在地面上，但由於現場找不到馬來熊的其他痕跡 (腳印、爪痕、排遺等)，而無法確認為馬來熊的覓食區，故沒有列入分析。因此，本研究後續的分析皆以馬來熊在樹幹上的爪痕作為熊活動的依據。

就不同森林類別的穿越帶來看，位在原始林的 39 條穿越帶中，有 26 條有熊爪樹，佔 67%；擇伐林 55 條穿越帶，有發現 49 條有熊爪樹，佔 89% (圖 4)。就累計的熊爪樹而言，29% 發現於原始林 (n = 77 棵)，熊爪樹的密度為 4.94 棵/ha，而 71% 發現於擇伐林，熊爪樹密度為 8.77 棵/ha，為原始林熊痕跡相對密度之 1.8 倍 (圖 4)。

研究者發現研究樣區中也有一些以殼斗科 (Fagaceae) 為優勢的小區塊棲地 (通常約數公頃)，似乎有較高密度的熊爪樹分布。例如第 13 條穿越帶唯一發現最多熊爪樹 (n = 11 棵) 的棲地環境，其中可辨識出的樹

種 5 棵中，有 3 棵屬於殼斗科植物。

在所記錄的 270 棵熊爪樹中，針對其中 249 棵有做較詳細的記錄。其中熊爪有延伸上樹超過 1.5 m 的有 202 棵，有 47 棵沒有上樹。另有 22 棵熊爪樹上，有發現蜂巢的痕跡（9% = 22/249），其中兩棵為活的蜂巢，其他都是蜜蜂遺棄的舊蜂巢。最大的胸高直徑是 132 cm，最小的是 7 cm，其中有 93% 的熊爪樹的胸高直徑小於 60 cm（圖 5）；最高樹估計約為 40 m，最低樹高估計約為 1.8 m。在所有記錄的熊爪樹上，並未發現樹上有任何熊折枝形成的平台（platforms）。

74 棵熊爪樹可鑑定出科名者，分屬 21 科，36 屬。其中以大戟科（Euphorbiaceae）和樟科（Lauraceae）的數量最多，分別為 10 棵，其次是殼斗科和桃金娘科（Myrtaceae），分別為 8 棵，其他種類包括番荔枝科（Annonaceae, n = 5）、四數木科（Datiscaceae, n = 4）、龍腦香科（Dipterocarpaceae, n = 4）、楝科（Meliaceae, n = 4）、無患子科（Sapindaceae, n = 4）、五桠果科（Dilleniaceae, n = 2）、大風子科（Flacourtiaceae, n = 2）、玉蕊科（Lecythidaceae, n = 2）、梧桐科（Sterculiaceae, n = 2）、馬鞭草科（Verbenaceae, n = 2）、漆樹科（Anacardiaceae, n = 1）、橄欖科（Bursaceae, n = 1）、肉豆蔻科（Myristicaceae, n = 1）、鐵青樹科（Olacaceae, n = 1）、遠志科（Polygalaceae, n = 1）和茶科（Theaceae, n = 1）（圖 6）。可以辨識出的樹種共 27 種，包括 *Aporosa acuminatissima*、*Blumeodendron tok-brai*、*Mallotus pinangensis*、*Macaranga personii*、*Macaranga hypoleuca*、*Koilodepas longifolium*、*Dehaasia caesia*、*Dehaasia gigantocarpa*、*Litsea caulocarpa*、*Dehaasia micrantha*、*Quercus elmeri*、*Syzygium kunstleri*、*Eugenia chrysantha*、*Polyalthia sumatrana*、*Octomeles sumatrana*、*Shorea pauciflora*、*Shorea macrophylla*、*Chisocheton sarawakensis*、*Paranephelium xestophyllum*、*Dimocarpus longan*、*Dillenia excelsa*、*Ryparosa hulletii*、*Barringtonia lanceolata*、*Pterospermum stapfianum*、*Canarium denticulatum*、*Ochanostachys amentaceae* 和 *Adisandra dumosa*（表 1）。

(三) 研究樣區環境概況

在原始林和擇伐林的調查發現，兩者在整體環境上有很大的不同，比較於兩種森林類別穿越帶的生態因子發現，熊爪樹密度在原始林要比擇伐林少 1.8 倍（原始林 4.93 棵/ha、擇伐林 8.78 棵/ha， $p = 0.006$ ）、穿越帶和使用中林道或非使用中林道的最近距離（分別為原始林 4.38 等級、擇伐林 3.73 等級， $p = 0.021$ ；原始林 4.85 等級、擇伐林 2.47 等級， $p < 0.005$ ）、步道指標在原始林要比擇伐林高十倍（原始林 4.05 筆/ha、擇伐林 0.40 筆/ha， $p < 0.001$ ）、大樹密度在原始林要比擇伐林多 1.5 倍（原始林 28.03 棵/ha、18.13 棵/ha， $p < 0.001$ ）、枯木體積在原始林比擇伐林多 1.6 倍（原始林 39.23 m³/ha、擇伐林 24.25 m³/ha， $p = 0.003$ ）、地被覆蓋度在原始林都比擇伐林要低（原始林 4.09 等級、擇伐林 4.38 等級， $p = 0.045$ ）和非使用中林道密度在擇伐林有 38 倍大於原始林（0.49 m/ha、7.95 m/ha， $p < 0.001$ ）（表 2）。

其他因子包括坡度、海拔高度、與溪流最近距離、使用中林道密度、冠層鬱閉度、白蟻巢密度和桑科榕屬密度，在原始林和擇伐林兩種森林環境下，則皆未呈顯著性差異（表 2）。雖然擇伐林的熊潛在食物資源，包括哺乳動物豐富度、落果豐富度和蜂巢密度都為原始林的 1.5 倍以上，然由於調查技術上的限制，恐難有效地代表該區食物資源的相對量變化。

擇伐林的地勢一般比較緩和，顯少有遇到過峭壁地形。原始林的樹比較高大，目測評估一般可高達 40 m 以上，尤其是優勢的龍腦香科樹木。相對的，樣區擇伐林以佔優勢的陽性樹種較多，大戟科植物如血桐屬和野桐屬；樹一般不會太高，目測多小於 20 m。擇伐林冠層鬱閉度相對較低，地被覆蓋度也比原始林來得密，其中包含許多有刺或無刺的藤蔓植物。雖然擇伐林的砍伐年代不同（附錄 3），大約是在砍伐後 14 至 28 年間的次生林，但整體的擇伐林的環境看來非常類似。另無論在任一種類的森林裡，河濱地帶也是地被覆度非常高的環境，所以行進時也就困難許多。

在做穿越帶調查期間，研究者未曾在野外目擊馬來熊。但在協助其他研究者追蹤繫掛發報器的馬來熊時，曾七次目睹（同一隻）和四次聽

聞馬來熊進入科研中心和 FACE 取食人類食物（包含垃圾堆和屋子裡的食物）的紀錄。

研究者在樣區裡目擊到的哺乳動物種類繁多，但是一般目擊到這些動物的頻度不高。這些動物包括婆羅洲侏儒象、毛鼻水獺 (*Lutra sumatrana*)、黃喉貂 (*Martes flavigula*)、水鹿 (*Cervus unicolor*)、鼠鹿 (*Tragulus napu*)、小鼯鹿 (*Tragulus javanicus*)、赤鹿 (*Muntiacus muntjak*)、黃鹿 (*Muntiacus atherodes*)、馬來熊、鬍鬚豬 (*Sus barbatus*)、熊狸 (*Arctictis binturong*)、馬來麝貓 (*Viverra zangalla*)、懶猴 (*Nycticebus coucang*)、豬尾猴 (*Macaca nemestrina*)、栗紅葉猴 (*Presbytis rubicunda*)、食蟹獼猴 (*Macaca fascicularis*)、紅毛猩猩、婆羅洲長臂猿 (*Hylobates muelleri*)、豹貓 (*Prionailurus bengalensis*)、豪豬 (*Hystrix brachyura*)、短尾獾 (*Herpestes brachyurus*) 和各種小型哺乳動物等等。

除了馬來熊之外，就哺乳動物在穿越帶上留下的各種痕跡記錄來看，以靈貓科 (*Viverridae*) 動物最常見 ($n = 534$ 筆)、依次為水鹿 ($n = 262$)、鬍鬚豬 ($n = 107$)、山羌 ($n = 66$)、婆羅洲侏儒象、鼠鹿 ($n = 24$)、栗紅葉猴 ($n = 5$)、紅毛猩猩 ($n = 4$)、黃喉貂 ($n = 1$)、短尾獾 ($n = 1$) 和豪豬 ($n = 1$) (附錄 4)。若約略比較兩種森林遇見野生動物的頻度，研究者發現大部分調查到的物種如靈貓科動物、水鹿、馬來熊、鬍鬚豬、山羌、婆羅洲侏儒象、鼠鹿和紅毛猩猩似乎經常都有出現在兩種森林，而栗紅葉猴 ($n = 5$) 似乎經常出現在原始林；黃喉貂、短尾獾和豪豬只在擇伐林看到，但樣本數小 ($n = 1$) (附錄 4)。

研究者於所有的穿越帶上，以及在樣區活期間皆未曾發現任何狩獵陷阱。也有兩次跟隨科研中心的森林巡邏車，整夜在使用中林道附近守候盜獵者，其中有一次有遇到可疑人物，巡邏人員與其談話後該可疑人員即離開了。除此之外，每天晚間，約十一點以後都會有一組人員在科研中心周圍步行巡邏，研究者也曾參與過多次 ($n > 30$)，但從未發現任何可疑行為者。然而，調查期間曾聽聞盜獵者利用使用中林道在夜間以探照燈和獵槍進行非法狩獵。

科研中心正位於這兩種森林類型之間，為研究學者和生態觀光客的

活動中心。研究期間觀察到原始林裡有工人長期維護步道，以提供調查人員和遊客的使用。在距離科研中心約 5 km 的地方，為森林復育計劃(The Innoprise-FACE Foundation Rainforest Rehabilitation Project, INFAPRO) 下的育林中心，住著幾十名森林工作人員，會在擇伐森林裡育林，並且在林間砍伐出步道以利其工作。有時研究者也發現育林人員會利用非使用中的林道，以四輪驅動車子進入擇伐林工作。

二、馬來熊棲息地選擇

調查的 94 條穿越帶中，有熊樣帶共有 75 個，無熊樣帶共有 19 個。比較對有熊爪痕樹和無熊爪痕樹穿越帶之 15 項生態因子的平均值是否相等，發現 3 項因子有達顯著差異。穿越帶中有熊爪樹的步道指標顯著較低 ($p = 0.028$)，其平均值約四倍小於無熊爪樹出現的穿越帶（數據分別為 1.20 筆/ha 和 4.73 筆/ha）；大樹密度在有熊爪樹的穿越帶中明顯較低 ($p = 0.029$)，但其數據相差較小，分別為 20.83 棵/ha 和 27.78 棵/ha；原始林和擇伐林各別以 1 和 2 作為加權數值來比較時，有熊爪樹的穿越帶平均數據為 1.65，其集中趨勢偏向擇伐林，而無熊爪樹的穿越帶平均數據為 1.32，其集中趨勢偏向原始林 ($p = 0.008$)（表 3）。

雖然原始林的步道指標為擇伐林的十倍（表 2），但是無論在原始林或擇伐林，在穿越帶附近沒有步道時紀錄有熊痕跡的百分比（65%、90%），均較在附近有步道的情況下來得高（35%、10%）。累計熊爪樹的數量，也有類似的趨勢，原始林或擇伐林在附近無步道環境下所記錄的熊爪樹量分別佔 71%、87%（圖 8）。

穿越帶是否有紀錄到熊爪樹則與坡度、海拔高度、與溪流最近距離、與使用中林道最近距離、與非使用中林道最近距離、使用中林道密度、非使用中林道密度、冠層鬱閉度、地被覆蓋度、枯木體積、白蟻巢密度和無花果樹密度因素皆未呈顯著相關（表 3）。

針對環境中步道指標、大樹密度和森林類別三因子，利用選擇指數(E_i)檢視馬來熊的偏好狀況， E_i 皆介於-0.1~0.1之間，顯示偏好程度並非很明顯（表 4）。馬來熊會迴避有步道的棲地 ($E_i = -0.06$)，而偏好沒有步

道的棲地 ($E_i = 0.04$)；對於大樹密度低 (2.5–21.67 棵/ha) 的棲地有較高的偏好度 ($E_i = 0.04$)，而迴避大樹密度中等或高 (21.68–60 棵/ha) 的環境 ($E_i = -0.07$ 、 -0.03) (表 4)。

三、馬來熊棲地利用之模式

邏輯迴歸分析 94 個有熊和無熊穿越帶發現，只有森林類別因子 (Wald 檢定值 = 6.544，自由度 = 1， $p = 0.011$) 可做解釋 (表 5)。整體模式係數顯著性檢定 (Omnibus Tests of Model Coefficients) 的卡方值為 7.072，達差異水準 (自由度 = 1， $p = 0.008$)，表示迴歸模式之整體模式適配度理想 (表 5)。在自變項和依變項間之關聯強度檢定的 Cox & Snell R^2 值和 Nagelkerke R^2 值分別為 0.072 和 0.114，表示所有 15 項投入的生態因子和調查樣帶是否有熊出現的關聯性偏弱 (表 5)。沒有被投入之參數的顯著性之 Score 檢定的參數估計結果顯示，因子中，所有 14 自變項生態因子都未達到顯著水準 ($p < 0.05$)，表示它們和熊是否利用棲地沒有顯著的關聯 (表 6)。

共線性診斷結果顯示所有的自變因的容忍度都大於 0.20 (表 7)，所以共線性問題並不會影響邏輯迴歸模式之解釋能力。其中森林類別和與非使用中林道最近距離的容忍度最小 (0.23)，其次依序為大樹密度、非使用中林道密度、坡度、與使用中林道最近距離、白蟻巢密度、地被覆蓋度、使用中林道密度、桑科榕屬密度、與溪流最近距離、步道指標、冠層鬱閉度、海拔高度、枯木體積。

廣義線性模型整體模式概似比卡方檢定值為 24.373，接近然卻未達顯著水準 (自由度 = 15， $p = 0.059$)，表示迴歸模式之整體模式適配度未達理想 (表 5)。然所有 15 項因子中，只有森林類別達到顯著水準 (Wald 卡方檢定值 = 1.4069，自由度 = 1， $p = 0.016$)，可作為解釋模型的因子 (表 5)。

四、馬來熊穿越帶調查的代表性

以一 400 m 穿越帶發現是否有紀錄到熊痕跡的結果為基準，探討不同調查長度單位下，偵測到有熊爪樹的機率，結果顯示當調查樣帶單位長

度為 100 m 時，偵測到熊的平均機率為 0.41，代表性僅為 400 m 調查結果之 51%；當調查樣帶單位長度為 200 m 時，偵測到熊的平均機率為 0.63，代表性為 79%；當調查樣帶單位長度為 300 m 時，偵測到熊的平均機率為 0.74，代表性為 93%（圖 7）。

伍、討論

一、森林類別

本研究顯示原始林和擇伐林皆可發現馬來熊，唯馬來熊出現在擇伐林的頻度顯著多於出現在原始林，棲地選擇指數顯示對擇伐林之偏好(表4)。邏輯迴歸分析逐步法的結果發現，森林類別是可以作為解釋有無熊爪樹出現的唯一生態因子(表5)。然森林類別的共線性診斷結果顯示它是所有生態因子中，和其他因子有最大的共線性關係(容忍度最小,0.23,表7)，這似乎也很合理，因為人為擇伐作業不僅改變原始林的植物社會，也影響相關人為干擾活動的程度。

一般人多相信森林性的馬來熊對原始森林有特別偏好，然對於人為破壞後的森林的適應性如何，則是許多野生動物經營管理者關切的議題。甚至確切影響馬來熊對於原始林和經砍伐過過的兩種類型森林的選擇因素，至今的研究資料似乎尚無定論。例如，同樣在印尼加里曼丹，有的調查發現馬來熊只在原始森林活動，而非在擇伐林裡(Wilson and Johns, 1982)；然而也有研究發現馬來熊的痕跡密度在原始林和砍伐林並沒有顯著的差異(Eames *et al.*, 2001)。在印尼蘇門答臘，研究則發現馬來熊同時可以在沒有干擾過的和受干擾過的森林裡存活，只不過該研究中只調查到一個被干擾過的森林(Blouch, 1984)。

Augeri (2005) 認為馬來熊是高度依賴原始森林的森林內部物種(Interior forest-dependent species)，其於印尼的蘇門答臘和加里曼丹的調查結果顯示，92.7%的熊痕跡出現在未受人為干擾的原始森林，並推測此乃因為原始林人為干擾較少，且有較多的食物和穩定安全的環境。

筆著認為這些分歧的觀察結果可能導源於森林本身對於馬來熊所提供的棲息地品質不一所致，而此部分時常也是這些研究未能完全量化之處。例如 Wilson and Johns (1982) 在印尼加里曼丹的擇伐林研究樣區為砍伐3-5年內的森林，而且持續有高度人為干擾的影響，包括道路和打獵活動。相對的，本研究的擇伐林樣區森林經砍伐後，已有14-28年的

演替時間。所以相較之下，森林演替時間長度，加上人為干擾程度不同，從而影響不同擇伐林的棲地環境狀況。

在馬來西亞，沙巴州東部馬來熊會在接近森林邊緣的農地活動 (Normua *et al.*, 2004)。另和本研究同樣區的 Wong *et al.* (2004) 也發現，無線電追蹤四隻馬來熊的活動範圍中，三隻只在擇伐林裡活動，而另一活動範圍則同時涵蓋擇伐林和原始林。無線電追蹤結果和本研究的痕跡調查結果類似；本研究亦發現馬來熊痕跡的穿越帶有 65% 分布在擇伐林，而且熊爪樹在擇伐林也佔了將近七成二之多。

事實上，有的學者認為疏伐有助於增加棲地的生物生產力，次級演替的植物社會可提供滿足野生動物棲地需求之環境，提供熊類更多的食物，故吸引美洲黑熊 (*Ursus americanus*) 的利用 (Mattson, 1990; Litvaitis, 2001)。在美國不同砍伐程度的森林中，美洲黑熊偏好使用擇伐森林，因為這類森林具有較高的漿果類食物生產量 (Young and Beecham, 1986)。

婆羅洲熱帶雨林有大開花 (general flowering, GF) 的現象，這種現象間隔 2 至 10 年不等發生，一旦發生將在同時間內有大量的植物同時開花結果，尤其是龍腦香科樹木最為明顯 (Janzen, 1974; Appanah, 1985; Sakai, 2002)。Ahmad (2001) 發現在本研究樣區的非大開花結果期間，兩種類別森林的結果都很少，但植物的物種豐富度和數量，在擇伐林都比原始林要來得多，其中最大的差別還是擇伐林比原始林有更多的陽性樹種 (Pioneer tree species)。在這些陽性樹種裡，以大戟科 (Euphorbiaceae) 的血桐屬和野桐屬植物最多。和研究者同時期在同樣的樣區裡做研究，Munshi-South *et al.* (2007) 在不同森林類別架設種子陷阱，發現擇伐林的落果數量顯著多於原始林。此結果與本研究的初步評估前者為後者之 1.6 倍 (表 2) 相似。Augeri (2005) 調查的熊爪樹痕跡中，有 76.6% 都是熊為了上樹覓食果實而留下爪痕。因此，森林果實生產量較多，很可能是馬來熊在擇伐林留下較多熊爪痕樹的重要原因之一。

這些血桐屬和野桐屬植物全年都可以不停地開花結果 (Taylor, 1982)，而且它們的莖有特化的結構可以提供螞蟻築巢空間，而螞蟻則

保護它們免於草食動物啃食 (Primack and Lee, 1991)。目前已有研究指出血桐屬植物和弓背蟻屬 (*Camponotus*) 的螞蟻有互利共生現象 (Federle *et al.*, 1998)。活動於本研究樣區的馬來熊不僅會食用這類螞蟻 Wong *et al.* (2002)，而且也會利用血桐屬植物。本研究所紀錄的熊爪樹可辨識的 10 棵大戟科植物中，就有一半是血桐屬植物。只不過目前並沒有證據顯示馬來熊利用這一屬植物的目的，是為了植物性食物或螞蟻，或純粹為了休息，或其他原因。

二、其他自然環境因素

(一) 大樹密度

本研究發現有馬來熊對大樹密度低於 22 棵/ha 的棲地環境有偏好性，且偏好性似乎甚於大樹密度更高的棲地 (表 4)。由於該地擇伐作業規定 (>60 cm, Marsh, 1995)，故這些大樹相較密度低的區域可能大都在擇伐森林裡，此推測很可能是因擇伐林的整體環境差異，而造成馬來熊偏好上的差異。由於整個樣區沒有完全無大樹的對照組資料，此結果雖不能解釋馬來熊是否對大樹具有特殊偏好，但可能代表某種程度的數量是必須的。

Wong *et al.* (2002) 在當地找到的 20 個由樹形成的馬來熊休息區 (bedding sites) 中，85% 的直徑超過 70 cm (包含活和死的樹)。這似乎意味著那些殘存在森林裡的大樹，將來可能是馬來熊重要的潛在休息棲息地。另一方面，雌性的成年美洲黑熊利用大樹 (DBH = 86–257 cm) 為巢窩的比例也比利用地面為巢的比例高 (80%，調查利用大樹和地面為巢窩的總數 $n = 12$)，推測可能與大樹的微氣候和人為干擾較小有關 (Weaver and Pelton, 1994)。本研究是以調查到熊爪樹為依據，然無法確切熊對於大樹的特殊需求，比如覓食、遮蔽或休息等。

(二) 海拔 / 坡度

中國岷山的亞洲黑熊 (*Ursus thibetanus*) 迴避選擇使用小於 20 度的平緩坡面，推測是因為較平坦的坡面常位在比較陰濕的山溝環境 (坡下部)，植物多不結果，生產量也較少 (魯慶彬、胡錦轟, 2003)。馬來熊

可以適應不同海拔高度的環境，本研究樣區內的所有穿越帶之海拔高度（116–611 m）涵蓋於前人所記錄馬來熊的海拔範圍內（0–2,800 m，附錄 1）。本研究結果顯示海拔高度在有無熊爪樹的穿越帶之間（表 3），以及原始林和擇伐林之間（表 2）都沒有顯著的差異。在本研究樣區裡，海拔變化不大，季節性的影響不明顯，植物結果和生產量似乎不受海拔影響，所以推測，在當地，海拔可能不是影響馬來熊對棲地選擇的重要因子。因為 Izumiyama and Shiraishi（2004）於日本研究亞洲黑熊在海拔 600–3,000 m 之間的棲地利用模式，發現黑熊會隨著季節的不同而出現在不同的海拔高度，主要是因為不同海拔高度的植物類型不同，其結果的時機不同所影響。Yong *et al.*（2004）在中國對於貓熊(*Ailuropoda melanoleuca*)的棲地使用研究也同樣發現，因為不同季節在不同海拔其可利用的食物豐富度不同，而會有垂直遷徙的現象。在厄瓜多爾以 GIS 分析眼鏡熊 (*Tremarctos ornatus*) 的棲地利用模式，Cuesta（2003）認為眼鏡熊會選擇利用不同海拔，主要是因為食物的變化和植被遮蔽度的影響。

（三）溪流距離

Akhtar *et al.*（2004）在印度研究懶熊 (*Melursus ursinus*) 的棲地利用，發現大部分的熊痕跡和巢穴多出現和水域（包含主要大溪流和季節性出現的溪流）有顯著的相關性，其中 75% 的巢穴在離水 500 m 以內。此結果是因為那些近水的環境有較豐富的食物來源，如白蟻巢和果樹，並且便於飲水。本研究顯示溪流距離並沒有影響熊的棲地利用（表 3）。現場觀察結果也發現，溪流兩側 5 m 以內的地被覆蓋等級皆為 5 等（覆蓋度 80–100%）。此類棲地人的行動困難，因而推想馬來熊亦可能類似。對於平均每年有 224 天會降雨的熱帶雨林（Hinz, 2008）來說，當地的水源不只是大河流，還包含不少的小溪流、小溝渠，以及那些季節性才有出現的流水。然本研究只以 GIS 圖層的大河為依據，無法完全解釋水對當地馬來熊的關係。

（四）冠層鬱閉度 / 地被覆蓋度

植物社會的冠層鬱閉度會影響森林的陽光照射到森林內部的程度，並間接地影響到森林裡的下層植物的結構，造成地被植物或蔓藤植物生

長，導致地被覆蓋度增高。魯慶彬、胡錦轟（2003）發現亞洲黑熊會選擇林下阻礙物少的棲地，有利於動物活動其間。雖然馬來熊也會食用地被植物或蔓藤植物（Fredriksson *et al.*, 2006），然當地被覆蓋度過度增加時，研究者則懷疑可能造成其行動上的限制。另因為果實及非果實的植物對馬來熊食性的相對重要性的資料並不清楚，或馬來熊對特定種類的植物是否偏好，故尚無法釐清此植物社會組成及結構對於馬來熊對棲地利用的影響。

（五）枯木體積

昆蟲是當地馬來熊最為重要的食物來源，在所有覓食區中，有 60% 利用枯木覓食昆蟲（Wong *et al.* 2002）。這些昆蟲食物來源包括甲蟲、甲蟲的幼蟲、白蟻和螞蟻，大部分都依賴枯木為生。然本研究結果顯示枯木體積與熊活動痕跡無顯著相關，因此推測相對於其他環境因素，此類需利用枯木獲取的食物來源，可能非影響馬來熊的棲地選擇之關鍵因素。

（六）白蟻巢密度

另一類食物來源—白蟻，在兩種類型森林的豐富度並無顯著差異，此與和本研究同一個樣區調查白蟻的結果（Jones and Prasetyo, 2002）相同。該研究發現擇伐林裡的白蟻數量和多樣性依然豐富，推測主要是因為相較於在原始林，擇伐林的冠層覆蓋度改變不大，而使其微氣候沒有發生太大的變化之故。這一點在本研究的結果即可提供證明，因為擇伐林和原始林的冠層覆蓋度幾乎一樣（表 2）。

目前對野生馬來熊所食用的白蟻種類所知有限。全世界已知的白蟻種類有三千種左右，大多數分布在赤道兩旁（黃復生等，2000）。白蟻屬於昆蟲綱、等翅目昆蟲，目前分為六個科：澳白蟻科（Mastotermitidae）、草白蟻科（Hodotermitidae）、木白蟻科（Kalotermitidae）、鼻白蟻科（Rhinotermitidae）、齒白蟻科（Serritermitidae）和白蟻科（Termitidae）（黃復生等，2000）。大約有 85% 的白蟻屬於白蟻科（Kambhampati and Eggleton, 2000）。關於白蟻和蟻巢結構類別的關係非常複雜：雖然有少部分屬的白蟻已知有特定的巢穴形態（如 *Apicotermes* 屬），但也有同一種

白蟻可以做出不同結構類別的蟻巢（如 *Microcerotermes turneri*）。不同的白蟻也可能做出類似的蟻巢結構，白蟻巢結構也可能依不同氣候和土壤而有所不同（Noirot and Darlington, 2000）。有的白蟻的覓食區和巢是分開，有的在一起，有的白蟻可以在地面以下五公尺活動，而有的白蟻可同時在地上、地下活動自如等等（黃復生等，2000）。

Wong *et al.* (2002) 在當地收集到的所有馬來熊排遺 ($n = 56$) 中有一半都有白蟻，白蟻種類主要是鼻白蟻科和白蟻科，而在該研究發現的所有馬來熊覓食區中，以白蟻巢的數量最高，佔所有 105 個覓食區的 48%。國際馬來熊專家 Gabriella M. Fredriksson 被 Erik Meijaard 訪問時，特別強調地面以下的白蟻巢也是馬來熊重要的食物來源（Meijaard *et al.*, 2005）。研究者在追蹤馬來熊時，曾親眼目擊馬來熊除了食用地上的白蟻巢外，也挖掘地下的白蟻食用。由於目前人們對絕大部分的白蟻生態學，尚沒有足夠的資料表明特定種類的白蟻對不同白蟻巢的結構之專一性。所以本研究在調查時，只將地面上所有不同結構的白蟻巢，都視為馬來熊可利用的（available）蟻巢。雖然馬來熊也會挖掘地下的白蟻，但由於研究上的限制，而沒有辦法對地下白蟻豐富度進行調查。因此，本研究結果顯示白蟻巢在有無熊爪樹穿越帶並沒有顯著的差異，則可能是調查方法上的限制，不僅無法針對馬來熊特定偏好食用的種類進行調查，也缺少地下白蟻豐富度的資料，而無法解釋白蟻在馬來熊棲地利用上的重要性。

（七）桑科榕屬密度

桑科榕屬植物是森林裡重要的基石物種（keystone species），因為果實是許多熱帶食果動物的重要食物來源（Janzen, 1979），包括婆羅洲馬來熊。桑科榕屬植物全年都有不定期的結果，而且一次結果期可能超過兩個星期，果實產量非常多（Lambert and Marshall, 1991）。研究者即曾見各種哺乳動物與鳥類同時食用同一棵桑科榕屬植物的果實。

許多研究顯示桑科榕屬的果實是馬來熊重要的食物來源（McConkey and Galetti, 1999; Wong *et al.*, 2002; Meijaard *et al.*, 2005; Fredriksson *et al.* 2006），尤其是在這片食物經常不足的熱帶雨林裡

(Wong *et al.*, 2005)。在本研究樣區，桑科榕屬果實則是馬來熊排遺內含物中僅次於甲蟲的重要食物，或是僅次於殼斗科樹木的攀爬對象(Wong *et al.*, 2002)。Bargali *et al.* (2004) 在印度研究懶熊，同樣發現桑科榕屬植物全年都有不定期的結果，也是懶熊全年的重要食物來源，尤其是在白蟻和螞蟻較不易取得的地區。

本研究發現馬來熊的活動與桑科榕屬植物的分布並無明顯相關(表 3)，此類植物的豐富度在兩種森林亦無顯著差異。研究者推測可能原因是桑科榕屬植物在當地普遍分布比較平均，在原始林或擇伐林均有相當的分布數量(2.19 vs. 2.95 棵/ha)。據當地人說法—森林中的桑科榕屬植物因為其纏勒形態，被當地人認為有神靈在裡面，這可能會使部分桑科榕屬植物在擇伐森林被保留下來。此外，在所有穿越帶中共發現 99 棵桑科榕屬植物，43%有結果，然卻沒有記錄到任何熊爪痕。桑科榕屬的植物種類很多，全世界有超過 800 種以上(Harrison, 2005)，馬來熊可能並非食用所有種類，比如 Wong (私人通訊) 表示馬來熊大部分食用具有纏勒形態，結果量較多的桑科榕屬植物。動物對特殊種類食物的偏好程度，則可能影響到食物分布與動物棲地利用關係之觀察結果和詮釋。

(八) 熊爪樹

本研究共辨識的熊爪樹種類總共有 27 個物種(表 1)，其中只有四種曾出現於前人對馬來熊的生態研究中(Wong *et al.*, 2002; Fredriksson *et al.*, 2006)，其餘 23 種皆為新的記錄。這多少透露出有關此物種生態習性的資料累積，仍有十分需要加強的空間。

本研究於樹幹上所發現的熊痕跡幾乎都是舊的(預估一個月以上)本研究認為這可能與馬來熊在當地的密度比較低有關，故不容易發現新鮮(一個月以內)的熊爪樹。Wong *et al.* (2006) 估計在Ulu Segama森林保留區內馬來熊密度僅 0.128 頭/km²。但另有可能是因熱帶地區植物生長快或樹幹潮濕多長蘚苔，熊爪在樹幹上可辨識的時間較短，熊爪樹低估偵測到熊活動於該區的機率。雖然有研究者指出婆羅州馬來熊在樹上所留下可辨識的痕跡可能會保留好多年(Gabriella Fredriksson, 私人通訊)，甚至可能長達 10 年或以上(Augeri, 2005)。然研究者則懷疑某些陽

性樹種，如桑科榕屬或大戟科血桐屬植物，因樹幹生長較快，可能不需要十年就會消失。

本研究調查結果發現有高達 93% 的熊爪樹 DBH 在 60 cm 以上，在擇伐林裡的大樹 (DBH > 60 cm) 顯著比原始林要多，同時熊爪樹在擇伐林的數量也比原始林高 1.8 倍之多。這個結果也顯示這些觀察某種程度的合理性。然本研究卻沒有發現任何馬來熊在樹上所做的平台，和印尼的蘇門答臘及加里曼丹的馬來熊會利用樹上平台的行為 (Meijaard, 1999) 很不一樣，其行為上差異是否和不同地區馬來熊的遺傳基因，或因本研究所記錄的痕跡多老舊，而平台外觀因日久而不易偵測察有關，則有待更深入的研究。

三、人為干擾因素

(一) 步道

Mattson (1990) 認為大部分的熊類會迴避人類遊憩活動的區域中的步道，和本研究的結果類似。馬來熊出現穿越帶的頻度或累計痕跡數量較附近有步道的情況下均較無步道環境下高，而棲地利用選擇指數馬來熊偏好沒有步道的棲地。本研究樣區內的步道大致有二類，一類是主要分布在原始林，由丹濃谷保護區 (DVCA) 工作人員長期維護，以提供當地的生態旅遊、研究教學之用。這類步道的人類活動較頻繁，尤其是在寒暑假或假日時，人口更多，每日可達 50—100 人不等。另一類步道分布在擇伐林裡，是森林復育計劃 (IMFAPRO) 為造林和長期監測的需要才開的，一般使用頻率較為低，且只有特定的育林人員進出。因此，雖然原始林的步道指標為擇伐林的十倍 (表 2)，但是無論在原始林或擇伐林，在穿越帶附近沒有步道時紀錄有熊痕跡的百分比 (65%、90%)，均較在附近有步道的情況下來得高 (35%、10%)。累計熊爪樹的數量，也有類似的趨勢，原始林或擇伐林在附近無步道環境下所記錄的熊爪樹量分別佔 71%、87% (圖 8)。除了步道的密度之外，步道上實際人類活動的頻度應該也是影響馬來熊利用該地的因素。

(二) 林道距離

道路系統（包含所有車輛可行駛的柏油路、碎石路、獵路、伐木林道等）對野生動物可能的衝擊是多方面的，包括 1.道路造成的死亡（road killed）、2.交通工具的噪音影響、3.族群或基因的分裂隔離、4.水文學上沖蝕作用的間接影響、5.化學物品的影響、6.外來生物入侵、7.疾病的傳播、8.人類打獵行為增加所造成的死亡以及 9.人類遊憩活動本身的干擾等（McLellan and Shackleton, 1988；Forman and Alexander, 1998；Goosem, 2007；Reynolds-Hogland and Mitchell, 2007）。

由於道路開發所導致的人為干擾，已有不少研究指出熊會因迴避道路，而使其可利用的棲地減少（habitat loss）。熊類迴避道路的可能原因有：（1）車流量和聲量的干擾，例如棕熊（*Ursus arctos*）選擇每天不及 10 輛車而迴避每天多於 10 輛車的道路（Mace *et al.*, 1996）。（2）道路也使得獵人進入熊類的棲地打獵更為便利。目前已有不少在熱帶森林地區研究報告指出，砍伐森林開闢道路使人們易於進出到森林內部打獵，增加狩獵壓力，同時也連接了野生動物的買賣市場（Bennett *et al.*, 2000; Auzel and Wilkie, 2000; Wilkie *et al.*, 2000）。（3）被車撞死的危險，尤其是在交通流量大的柏油道路，這是美洲黑熊的重要死亡原因，也是牠們會迴避道路的主因（Beringer *et al.*, 1989; Brody and Pelton, 1989）。（4）綜合以上的原因。例如，由於交通工具的干擾和隨之的人類打獵活動，棕熊會迴避距離道路小於 250 m 的地區（McLellan and Shackleton, 1988）。美洲黑熊則會迴避距離碎石道路小於 800 m 的地方，可能是迴避人類近距離的接觸，包括盜獵者、露營者、徒步旅行者、單車騎士和合法狩獵者（Reynolds-Hogland and Mitchell, 2007）。

另一方面，部分研究也指出有的道路會吸引熊類前來使用，可能原因包括：（1）動物會利用開闢出來的道路，成為方便行動的通道，尤其是那些車輛較少的碎石道路（Manville, 1983; Young and Beecham, 1986; Brody and Pelton, 1989），以及（2）由於道路兩側的環境改變，而產生大量熊類可利用的漿果食物（Beringer *et al.*, 1989）。

林道是人類因為交通工具的需要而在森林裡所開闢的道路，在當地

使用中的林道主要目的是擇伐森林時的運輸道路，其次是到達熱帶雨林內部遊憩區（The Borneo Rainforest Lodge, BRL）和科研中心的交通要道。而非使用中的林道則是在十多年前擇伐森林時，所留下來深入森林內部，以推運木材所設置的林道。由於目前非使用中的林道，使用率並不比使用中的林道來得高，只有部分為當地育林作業時工作人員使用，而其他非使用中林道則荒蕪，被植被所覆蓋。雖然本研究結果顯示與兩種林道的最近距離此因素，對於穿越帶上是否偵測到熊爪並沒有顯著的差異（表 3），但是在距非使用中林道的遠近上，有熊的穿越帶的平均距離比無熊的穿越帶較接近林道，為接近顯著差異水準（ $p = 0.052$ ）。這顯示熊對林道並沒有特別的驅避，推測可能是在當地的使用中林道的車流量較一般柏油路來得少，還不至於明顯影響馬來熊對於棲地利用的選擇。

此外，林道在原始林顯著比擇伐林要來得遠（使用中林道—原始林 4.38 等級：擇伐林 3.73 等級， $p = 0.021$ 、非使用中林道 原始林 4.85 等級：擇伐林 2.47 等級， $p = 0.005$ ，等級 2 為 251—500 m、等級 3 為 501—800 m、等級 4 為 801—1600 m），這是因為大部分的林道設置是為了砍伐森林運輸木材，相對於擇伐林，原始林會較遠離林道。

（三）林道密度

國外研究顯示林道密度高往往造成熊類負面的影響，一般熊類遂而選擇使用林道密度較低的棲地，例如懶熊（Ratnayeke *et al.*, 2007）、棕熊（Mace *et al.*, 1999），以及雌性美洲黑熊（Fecske *et al.*, 2002）。然而，與上述研究結果不同，本研究顯示林道密度對於熊的活似乎沒有顯著的影響（表 3），這很可能是因為大部分道路已經存在十年以上，環境的差異性已經沒有在剛開闢道路時的影響大。對於當地的馬來熊而言，由於林道的車流量少而且在人為干擾相對不大下，林道密度似乎並非影響馬來熊棲地利用的主要因子。

（四）其他人為干擾影響因素

人為活動或干擾對於熊類的影響十分複雜。Augeri (2005) 研究印尼蘇門答臘和加里曼丹的馬來熊認為，牠對安全感的需求高於對食物的需

求，因為馬來熊明顯依賴原始森林棲地 (i.e., 92.7%馬來熊痕跡)，而迴避人為干擾過的地區。然而，本研究認為對安全感或食物的需求應該皆是影響馬來熊對於棲地利用的重要因素。本研究發現較高比例的熊爪樹出現於食物資源似乎較豐盛的擇伐林，此區步道的密度亦較原始林低。研究期間研究者大部分時間住於科研中心，曾多次親眼目睹馬來熊夜間進入科研中心尋找人類食物，顯示馬來熊並不完全迴避有人為活動的地方，但在人為干擾高的地區，增加夜間活動的程度 (Wong *et al.*, 2004)。這和許多原本日行性的熊類，在人為干擾的地區會避開人類，轉為夜行性的現象一樣 (Ayres *et al.*, 1986; Griffiths and van Schaik, 1993; Beckmann and Berger, 2003)。

婆羅洲的熱帶雨林雖然豐盛的生物多樣性著稱，但卻是果實相對缺乏的森林 (Wong *et al.*, 2005)，野生動物要在當地環境取得足夠的食物相對地困難。研究樣區中的馬來熊在某些食物缺乏的季節，甚至有因飢餓而營養不良甚至死亡的情況 (Wong *et al.*, 2005)。所以，食物豐富度及時空分布對於當地的馬來熊的活動，必有相當的重要性。因此，本研究認為或許人為活動 (如遊憩和盜獵活動) 的干擾程度在可容忍的範圍之內，馬來熊仍可適當利用這些棲息地。

此外，Normua *et al.* (2004) 也發現馬來熊只在晚上到棕油園活動，白天即使棕油園沒有勞工工作，馬來熊也只活動於原始林。因此，該研究認為這可能是馬來熊為減少白天暴露在氣溫較高的油棕園 (攝氏 35 度)，而傾向於只在原始林活動。由此可知，環境中的微氣候因素如溫度等，也可能是人為干擾間接影響馬來熊棲地利用的因素。

研究顯示棕熊會迴避道路，以避免人為干擾所造成的威脅。相對於車子行駛的道路，棕熊會更加迴避人類步行的道路 (McLellan and Shackleton, 1989; Wielgus *et al.* 2002)。這些結果似乎和本研究結果有些相似，馬來熊會迴避有步道的環境，但與距使用中或廢棄的林道的距離則無顯著相關。研究者於當地追蹤馬來熊之經驗得知，一旦野外馬來熊發現人類，每次皆有立刻迴避人的現象。道路和步道最大的差別在於道路一般是車子在走，而步道則只有人在走，人的行進速度比較慢，停留時

間較長，且較深入森林內部，故和馬來熊相遇的相對機率較高。此外，研究樣區的道路除了交通量十分低之外，道路路面較寬，兩側冠層覆蓋度較低，植被環境的改變大於步道，可能也某種程度提供了馬來熊可覓食更多地被植物或次級演替植物的果實。

四、研究限制

(一) 痕跡調查法

研究野生動物棲地利用的方法分為兩大類型，一為直接研究，包含野外直接觀察、無線電追蹤法和一次標記再捕捉法；另為間接研究，包含痕跡調查法和自動相機 (Litvaitis *et al.*, 2005)。直接研究法的好處包括可辨識個體、了解個體在棲地的活動行為和活動模式等；間接研究法的好處包括花費小、可在短時間內了解大區域中，動物之棲地利用情況，了解族群在季節性的棲地利用情形等。由於熊類體型大，嗅覺靈敏，加上習性隱蔽，所以非常不易接近直接觀察。曾有研究者進行了 13,902 小時的穿越帶調查中，只僅遇到過一隻雄性成體 (Augeri, 2005)。當地馬來熊的生態研究自 1999 年起應用無線電追蹤法，然結果顯示當地馬來熊的捕捉率非常低，僅捕捉率 1 熊/396 天 (Wong *et al.*, 2002, 2004)。雖然痕跡調查法也有它的限制和不足 (Silveira *et al.*, 2003)，本研究以痕跡調查法進行當地馬來熊活動情況及棲地之研究應為比較適合的作法之一。

痕跡調查法和無線電追蹤法遂成為當前科學家研究熊類棲地利用時，使用最頻繁的技術。例如，Augeri (2005) 在印尼研究馬來熊，Rios-Uzeda *et al.* (2006) 在玻利維亞研究眼鏡熊，以及 Akhtar *et al.* (2004) 在印度研究懶熊的棲地偏好都是應用痕跡調查法。本研究設計雖然部分參考 (魯慶彬、胡錦轟，2003) 在中國岷山地區對亞洲黑熊所做的微棲地選擇，以 20×20 m 調查單位的探討微棲地，可能忽略了地景上的環境特徵，因為亞洲黑熊的活動範圍廣大，從 16 至 200 km² 不等 (Reid *et al.*, 1991; Hwang, 2003; Izumiyama and Shiraishi, 2004)，其取樣面積相對太小，故棲地選擇性恐有誤差。馬來熊的活動範圍從 6.2 至 20.6 km² 不等，一天活動的距離為 141 至 5,660 m (Wong *et al.*, 2004)，本研究為了減少類似 (魯慶彬、胡錦轟，2003) 的可能問題，故以 400 x 10 m 的平均為樣

本單位計算。

馬來熊和亞洲黑熊同樣是非常精通爬樹野生動物，熊爪樹是熱帶或亞熱帶地區森林裡最普遍可發現的痕跡 (Reid *et al.*, 1991; Hwang *et al.*, 2002; Wong *et al.*, 2002; Fredriksson *et al.*, 2006)。例如，Augeri (2005) 觀察到 27 種馬來熊的活動痕跡，其中和熊爪樹有關的痕跡數量就佔了 96%。反之，馬來熊的糞便、覓食痕跡和巢區等在野外則不易發現，不僅偵測率低，也有偵測正確度的考量。當同域物種有類似的痕跡時，辨識物種將會非常困難或根本不可能 (Long *et al.*, 2008)。由於考量熱帶雨林內和馬來熊共域的野生動物種類很多，包括鬍鬚豬、馬來麝貓、馬來獾以及穿山甲等，除了樹上爪痕之外，其他動物皆很可能做出和馬來熊非常類似的覓食痕跡 (Yasuma and Andau, 2000)。所以，本研究只以完全可以確定的熊爪樹為依據，做為馬來熊棲地利用的指標。

本研究結果顯示如果以 400 m 的調查距離為基準的話，在當地只要調查長度超過 300 m，就有將近 75% 的機率調查到那個地區是否有馬來熊利用過熊爪樹。由於調查環境上的差異，本研究資料只能針對當地森林的情況，提供未來要在當地做相關調查時的參考。

馬來熊被認為是所有八種熊類中最常利用樹的動物 (Ewer, 1985)。但隨著環境條件的變化，馬來熊爬樹的頻度也可能有所變化。研究者曾於當地一整日持續 (08:25~17:50) 觀察一隻野放的馬來熊，發現該熊爬上兩棵樹，並且分別在樹上約二小時築簡單的巢休息，以及十分鐘趴在樹幹上休息。Wong *et al.* (2002) 所發現的 190 棵熊爪樹中，36% 有熊重複爬樹的現象。Gabriella Fredriksson (私人通訊) 初步觀察也發現，在低地熱帶雨林中的馬來熊一天爬樹約 8 棵，活動範圍涵蓋 8 ha 森林面積，移動距離可以超過 8 km。當昆蟲是很重要的食物來源時，馬來熊就比較少爬樹，而多利用地上的枯木和挖掘地面的昆蟲食用；在另一種泥炭沼澤森林，因為地面缺乏昆蟲，馬來熊則有比較高的爬樹頻度 (Fredriksson, 私人通訊)。但也因為熊爪樹是累積過去熊曾經活動此區且上樹的證據，因此熊爪樹的資料應該是顯現馬來熊過去對於此區整體的利用狀況，而非短期隨食物資源變動的棲地選擇行為，例如無線電追蹤和排遺分析的

研究結果。因此，利用熊爪樹分析熊與棲地環境因素的關係時，對於實際影響熊活動及分布的機制，在詮釋上則有其限制。

(二) 其他潛在的生態因子

1. 動物間的交互作用

雖然馬來熊的食性中包含了少量的小型哺乳動物(附錄2)，但本研究的調查記錄無法有效地收集小型到大型的哺乳動物的相對豐富度資料，但因脊椎動物類食物的相對重要性偏低(排遺分析出現頻度， $n = 56$ ，Wong *et al.*, 2002)，故推測未列入此因素對於本棲地利用模式的影響應該不大。

在婆羅洲所有哺乳動物中，只有雲豹是馬來熊的潛在掠食者(Meijaard, 1999)。但由於其數量相當稀少，有學者估算在沙巴州的踏續野生動物保護區(Tabin Wildlife Reserve)雲豹密度為8—17隻/100 km²，故粗略估算整個沙巴只有1,500—3,500隻個體(Wilting *et al.* 2006)。加上雲豹體型較小，約16—23kg (Nowak, 2005)，故可能僅對馬來熊幼體造成威脅。因此，掠食關係對於馬來熊棲地利用的影響可能亦有限。

2. 食物資源

馬來熊別名為蜜熊(honey bear)，意思是愛蜂蜜的熊。早期研究者多談到馬來熊喜食吃蜂蜜的現象(Lekagul and McNeely, 1977; Tweedie and Woods, 1978; Payne, 1985; Domico, 1988; 馬逸清等, 1994; Sam, 1999; Wong *et al.*, 2002; Nowak, 2005; Fredriksson, 2006)。由於有的蜂巢可能高掛在樹梢，無法在樹冠鬱蔽中輕易偵測到，故本研究未能有效進行蜂巢的相對豐富度調查。但仍在249棵熊爪樹中，發現9%有蜂巢的痕跡，這應該是最保守的估計，至於熊是否針對蜂巢抑或其他因素爬樹，則無法探究。

Wong *et al.* (2002) 分析56坨馬來熊排遺，發現有25% (出現頻度) 的排遺內有螞蟻的紀錄，其中包括了全世界最大的巨大巨山蟻(*Camponotus gigas*)。Große *et al.* (2003) 也發現Slovenia的棕熊偏好食

用體型較大的螞蟻。本研究並沒有針對螞蟻進行調查，主要是因為在野外的蟻種繁多，至今馬來熊對於螞蟻的擇食行為資料缺乏。本研究採用枯木體積的估算，是一種間接了解無脊椎動物豐富度的方式，然非所有種類的螞蟻都只利用枯木，也有在樹上結巢的種類。因此，本研究無法釐清螞蟻和馬來熊棲地利用的關係。如果要釐清這個議題，則需要進一步瞭解熊對於特定種類或類別無脊椎動物的偏好程度，以及配合重要食物資源的豐富度調查。

陸、結論及建議

馬來熊是熱帶雨林中重要的種子傳播者 (Fredriksson *et al.*, 2006; McConkey and Galetti, 1999)，也是食物鏈中較上層的食肉目動物，是熱帶雨林中重要的保護傘物種之一。雖然有人認為馬來熊是一種森林內部物種，但本研究發現馬來熊不但並非只生活在原始林，甚至偏好在砍伐後 14—28 年且人為干擾有限的擇伐林環境中。因此，本研究並建議森林砍伐若經過適當規劃及操作作業，則後續演替階段的擇伐林，只要人為干擾活動有適當的限制，擇伐林在某種程度也可以提供重要的棲地環境。因為相對於其他野生動物而言，馬來熊似乎有一些生態廣適性物種的特質，研究者呼籲當地政府，除了原始林之外，次生林也必須加以重視，應該盡可能不用皆伐 (clear cutting) 且盡量延長輪伐的時間，把對森林環境的衝擊減到最小的程度。

本研究認為馬來熊不適合作為監測原始森林內部的物種指標。原始林雖然有較少的熊爪樹，但並不意味著對馬來熊不重要，因為本研究所調查到的熊爪樹只能代表馬來熊部分的棲地利用模式，我們還不清楚原始林的大量枯木，大樹和不同的果樹種類等在馬來熊生態學 (休息區、覓食環境和生殖等) 上的重要性，此方面也有待更深入的了解。

本研究也發現馬來熊所在的熱帶雨林的動、植物物候資料不足，造成探討食物資源變動與動物時空的分布狀況的限制。故建議對重要植物如殼斗科及桑科榕屬植物，加強長期物候的資料收集，以及對馬來熊重要的無脊椎動物生態習性及相對豐富度的瞭解，並配合馬來熊的擇食試驗，以瞭解馬來熊在當地的整體生態和棲地利用情形。

參考文獻

- 王濟川、郭志剛 (2005) Logistic 迴歸模型--方法及應用。五南圖書出版股份有限公司，臺北市。338 頁。
- 馬逸清、胡錦轟、翟慶龍 (1994) 中國的熊類。四川科學技術出版社，成都。146 頁。
- 黃復生、平正明、李桂祥、朱世模、何秀松、高道蓉 (2000) 中國動物志，昆蟲綱，第十七卷，等翅目。科學出版社。中國。961 頁。
- 魯慶彬、胡錦轟 (2003) 岷山黑熊生境選擇的初步分析。獸類學報 23:98-103。
- Abidin, Z. Z., M. D. T. Abdullah, M. A. Rahman, and E. Yusof (1991) Large mammals in Peninsula Malaysia. pp. 173-176. In: R. Kiew (ed.) The state of nature conservation in Malaysia. Malayan Nature Society. Kuala Lumpur, Malaysia. 238pp.
- Ahmad, N. (2001) Frugivores and Fruit Production in Primary and Logged Tropical Rainforests. University kebangsaan Malaysia, Faculty of Science and Technology, Bangi, Malaysia. 229pp.
- Akhtar, N., H. S. Bargali, and N. P. S. Chauhan (2004) Sloth bear habitat use in disturbed and unprotected areas of Madhya Pradesh, India. *Ursus* 15: 203-211.
- Appanah, S. (1985) General flowering in the climax rain forests of South-east Asia. *Journal of Tropical Ecology* 1: 225-240.
- Augeri, D. M. (2005) On The Biogeographic Ecology of The Malayan Sun Bear. Ph. D. Thesis, University of Cambridge. UK. 331pp.
- Auzel, P., and D. S. Wilkie (2000) Wildlife use in northern Congo: hunting in a commercial logging concession. pp.413-426. In: J. G. Robinson, and E. L. Bennett (eds.) *Hunting for sustainability in tropical forests*. Columbia

University Press, New York, United States.

Ayres, L. A., L. S. Chow and D. M. Graber (1986) Black bear activity patterns and human induced modifications in Sequoia National Park. *International Conference on Bear Research and Management* 6:151-154.

Bargali, H. S., N. Akhtar, and N. P. S. Chauhan (2004) Feeding ecology of sloth bear in a disturbed area in central India. *Ursus* 15: 212-217.

Beckmann, J. P., and J. Berger (2003) Rapid ecological and behavioural changes in carnivores: the responses of black bears (*Ursus americanus*) to altered food. *Journal of Zoology* 261:207-212.

Bennett, E. L., A. J. Nyaoi, and J. Sompud (2000) Saving Borneo's bacon: The sustainability of hunting in Sarawak and Sabah. pp.305-324. In: Robinson, J. G., and E. L. Bennett (eds.) *Hunting for sustainability in tropical forests*. Columbia University Press, New York, United States..

Beringer, J. J., S. G. Seibert, and M. R. Pelton (1989) Incidence of road crossing by black bears on Pisgah National Forest, North Carolina. *International Conference on Bear Research and Management* 8: 85-92.

Blouch, R. A. (1984) The current status of the Sumatran rhino and other large mammals in southern Sumatra. World Wide Fund for Nature Report prepared for Perlingdungan Hutan dan Pelestarian Alam (PHPA), Bogor, Indonesia. 39pp.

Brody, A. J., and M. R. Pelton (1989) Effects of roads on black bear movements in western North Carolina. *Wildlife Society Bulletin* 17: 5-10.

Chauhan, N. P. S., and R. K. J. Singh (2006) Status and distribution of sun bears in Manipur, India. *Ursus* 17: 182-185.

Ciarniello, L. M., M. S. Boyce, D. C. Heard, and D. R. Seip (2007)

- Components of Grizzly Bear habitat selection: Density, habitats, roads, and mortality risk. *Journal of Wildlife Management* 71: 1446-1457.
- CITES (2008) CITES Appendices I, II and III. Retrieved October 06, 2008. from the CITES website: <http://www.cites.org/eng/app/appendices.shtml>.
- Clark, J. D., J. E. Dunn, and K. G. Smith (1993) A multivariate model of female black bear habitat use for a geographic information system. *Journal of wildlife Management* 57: 519-526.
- Cuesta, F., M. F. Peralvo, and F. T. van Manen (2003) Andean bear habitat use in the Oyacachi River Basin, Ecuador. *Ursus* 14: 198-209.
- Davies, G., and J. Payne (1982) A faunal survey of Sabah. IUCN/WWF Project No.1692. World Wildlife Fund-Malaysia, Kuala Lumpur, Malaysia.
- Domico, T. (1988) Bears of the world. Facts on File Press, United States. 189pp.
- Eames, J. C., A. N. Kuznetsov, G. Fredriksson, and B. Jarvis (2001) A preliminary biological assessment of PT Daisy, Berau District, East Kalimantan, Indonesia. Saigon: Tropical Forest Trust, Saigon, Vietnam.
- Ewer, R. F. (1985) The carnivores. Cornell University Press. Ithaca. New York. United States. 494pp.
- Fecske, D. M., R. E. Barry, F. L. Precht, H. B. Quigley, S. L. Bittner, and T. Webster (2002) Habitat use by female black bears in western Maryland. *Southeastern Naturalist* 1: 77-92.
- Federle, W., U. Maschwitz, and B. Fiala (1998) The two-partner ant-plant system of *Camponotus* (*Colobopsis*) sp. 1 and *Macaranga puncticulata* (Euphorbiaceae): natural history of the exceptional ant partner. *Insectes*

Sociaux 45: 1-16.

Ferguson, S. H., M. K. Taylor, and F. Messier (2000) Influence of sea ice dynamics on habitat selection by Polar Bears. *Ecology* 81: 761-772.

Forman, R. T. T., and L. E. Alexander (1998) Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*: 207-231.

Fredriksson, G. M. (2005) Predation on Sun Bears by Reticulated Python in East Kalimantan, Indonesian Borneo. *The Raffles Bulletin of Zoology* 53: 165-168.

Fredriksson, G. M., S. A. Wich, and Trisno (2006) Frugivory in sun bears (*Helarctos malayanus*) is linked to El Niño-related fluctuations in fruiting phenology, East Kalimantan, Indonesia. *Biological Journal of the Linnean Society* 89: 489-508.

Garneau, D. E., T. Boudreau, M. Keech, and E. Post (2008) Habitat use by black bears in relation to conspecifics and competitors. *Mammalian Biology* 73: 48-57.

Garshelis, D. L. (2000) Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection, and importance. pp.111-164. In: Boitani, L., T. K. Fuller (eds.) *Research techniques in animal ecology : controversies and consequences*. Columbia University Press. New York. United States. 442pp.

Garshelis, D. L., A. R. Joshi, and J. D. Smith (1999) Estimating Density and relative Abundance of Sloth Bears. *Ursus* 11: 87-98.

Gong, J., and B. R. Harris (2006) The status of bears in China. pp.50-56. In: Japan Bear Network (eds.) *Understanding Asian bears to secure their future*. Japan Bear Network, Ibaraki, Japan. 145pp.

Goosem, M. (2007) Fragmentation impact impacts caused by roads through

rainforests. *Current science* 93: 1587-1595.

Griffiths, M., and C. P. van Schaik. (1993) The impact of human traffic on the abundance and activity periods of Sumatran rain forest wildlife. *Conservation Biology* 7:623-629.

Groom, M. J., G. K. Meffe, and C. R. Carroll (2006) *Principles of Conservation Biology*. 3rd. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts United States. 793pp.

Große, C., P. Kaczensky, and F. Knauer (2003) Ants: A food source sought by Slovenian brown bears (*Ursus arctos*). *Canadian Journal of Zoology* 81: 1996-2005.

Hall, L. s., P. R. Krausman, and M. L. Morrison (1997) The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25: 173-182.

Harrison, R. D. (2005) Figs and the Diversity of Tropical Rainforests. *BioScience* 55: 1053-1064.

Hinz, F. (2008) The Royal Society London. Retrieved September 29, 2008, from SEARRP World Wide Web: <http://www.searrp.org/danum.cfm>.

Hwang, M. H. (2003) Ecology of Asiatic black bears (*Ursus thibetanus formosanus*) and People-bear interactions in Yushan National Park, Taiwan. Ph. D. Thesis, University of Minnesota, Twin City, United States. 181pp.

Hwang, M. H., D. L. Garshelis, and Y. Wang (2002) Diets of Asiatic Black Bears in Taiwan, With Methodological and Geographical Comparisons. *Ursus* 13: 111-125.

IUCN (2007) The IUCN Red List of Threatened Species *Helarctos malayanus*

Sun Bear. Retrieved October 06, 2008. from the IUCN World Wide Web:
http://liveassets.iucn.getunik.net/downloads/sun_bear.pdf.

Izumiyama, S., and T. Shiraishi (2004) Seasonal changes in elevation and habitat use of the Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in the Northern Japan Alps. *Mammal Study* 29: 1-8.

Janzen, D. H. (1974) Tropical blackwater rivers, animals, and mass fruiting by Dipterocarpaceae. *Biotropica* 4: 69-103.

Janzen, D. H. (1979) How to be a fig. *Annual Review of Ecology and Systematics* 10: 13-52.

Johns, A. D. (1992) Vertebrate responses to selective logging: Implication for the design of logging system. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 335: 437-442.

Johnson, D. H. (1980) The Comparison of Usage and Availability Measurements for Evaluating Resource Preference. *Ecology* 61: 65-71.

Jones, D. T., and A. H. Prasetyo (2002) A survey of the Termites (Insecta: Isoptera) of Tabalong district, South Kalimantan, Indonesia. *The Raffles Bulletin of Zoology* 50: 117-128.

Kambhampati, S., and P. Eggleton (2000) Taxonomy and Phylogeny of Termites. pp.1-23 In: Abe, T., D. E. Bignell, and M. Higashi (eds.) *Termite: Evolution, Sociality, Symbioses, Ecology*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands. 466pp.

Kemf, E., A. Wilson, and C. Servheen (1999) Bears in the wild-1999 a WWF species status reports. WWF. Gland, Switzerland.

Khan, M. K. M. (1988) Animal Conservation Strategies. pp.251-272. In: Earl of Cranbrook (eds.) *Key environments Malaysia*. Pergamon Press.

Oxford, UK.

- Laarman, J. G. (1988) Export of tropical hardwoods in the twentieth century. pp.147-163. In: Richards, J. F., and R. P. Tucker (eds.) World deforestation in the twentieth century. Duke University Press. Durham, North Carolina.UK.
- Lambert, F. R., and A. G. Marshall (1991) Keystone characteristics of bird dispersed Ficus in a Malaysian Lowland Rain Forest. *Journal of Ecology* 79: 793-809.
- Lekagul, B., and J. A. McNeely (1977) Mammals of Thailand. Sahakarnbhat, Bangkok. 758pp.
- Litvaitis, J. A. (2001) Importance of Early Successional Habitats to Mammals in Eastern Forests. *Wildlife Society Bulletin* 29: 466-473.
- Long, R. A., P. Mackay, W. J. Zielinski, and J. C. Ray (2008) Noninvasive survey methods for carnivores. Island Press, United States. 285pp.
- Mace, R. D., J. S. Waller, T. L. Manley, K. Ake, and W. T. Wittinger (1999) Landscape evaluation of Grizzly Bear habitat in Western Montana. *Conservation Biology* 13: 367-377.
- Mace, R. D., J. S. Waller, T. L. Manley, L. J. Lyon, and H. Zuuring (1996) Relationships among grizzly bears, roads and habitat in the Swan Mountains, Montana. *Journal of Applied Ecology* 33: 1395-1404.
- Manville, A. M. (1983) Human impact on the black bear in Michigan's Lower Peninsula. *International Conference on Bear Research and Management* 5: 20-33.
- Marsh, C. W. (1995) Management plan (1995-2000): Danum Valley conservation area, Sabah, Malaysia. Kota Kinabalu: Yayasan

Sabah/Innoprise Corporation Sendirian Berhad.

- Marsh, C. W., and A. G. Greer (1992) Forest land-use in Sabah, Malaysia: an introduction to Danum Valley. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 335: 331-339.
- Mattson, D. J. (1990) Human impacts on bear habitat use. *International Conference on Bear Research and Management* 8: 33-56.
- McConkey, K., and M. Galetti (1999) Seed dispersal by the sun bear *Helarctos malayanus* in Central Borneo. *Journal of Tropical Ecology* 15: 237-241.
- McDonald, L. L., J. R. Alldredge, M. S. Boyce, and W. P. Erickson (2005) Measuring vertebrate use of terrestrial habitats and foods. pp.465-488. In: Braun, E. Clait (ed.) *Techniques for Wildlife Investigations and Management*. Sixth edition. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, United States. 974pp.
- McLellan, B. N., and D. M. Shackleton (1988) Grizzly bears and resource-extraction industries: Effects of roads on behaviour, Habitat use and demography. *Journal of Applied Ecology* 25: 451-460.
- McLellan, B. N., and D. M. Shackleton (1989) Immediate reactions of grizzly bears to human activities. *Wildlife Society Bulletin* 17: 269-274.
- Meijaard, E. (1999) *Ursus (Helarctos) Malayanus*, the neglected Malayan sun bear. Mededelingen No. 34 of the Netherlands Foundation for International Nature Protection.
- Meijaard, E. (2004) Carniometric differences among Malayan Sun Bears (*Ursus malayanus*): Evolutionary and taxonomic implications. *The Raffles Bulletin of Zoology* 52: 665-672.

- Meijaard, E., D. Shell, R. Nasi, D. Augeri, B. Rosenbaum, D. Iskandar, T. Setyawati, M. Lammertink, I. Rachmatika, A. Wong, T. Soehartono, S. Stanley, and T. O'Brien (2005) *Life after logging: Reconciling wildlife conservation and production forestry in Indonesian Borneo*. CIFOR and UNESCO, Bogor, Indonesia. 345pp.
- Menard, S. W. (1995) *Applied Logistic Regression Analysis*. Thousand Oaks, CA: SAGE Publications, Inc. 98pp.
- Morris, D. W. (1987) Ecological Scale and Habitat Use. *Ecology* 68: 362-369.
- Morrison, L. M., B. G. Marcot, and R. W. Mannan (1998) *Wildlife-Habitat relationships: Concepts and Application*. The University of Wisconsin Press, Madison. United States. 416pp.
- Munshi-South, J., L. H. Emmons, and H. Bernard (2007) Behavioral monogamy and fruit availability in the large treeshrew (*Tupaia tana*) in Sabah, Malaysia. *Journal of Mammalogy* 88: 1427-1438.
- Newbery, D. M., E. J. F. Campbell, Y. F. Lee, C. E. Ridsdale, and M. J. Still (1992) Forest land-use in Sabah, Malaysia: an introduction to Danum Valley. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 335: 341-356.
- Noirot, C., and J. P. E. C. Darlington (2000) Termites nests: Architecture, Regulation and Defence. pp. 121-139. In: Abe, T., D. E. Bignell, and M. Higashi (eds.) *Termite: Evolution, Sociality, Symbioses, Ecology*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands. 466pp.
- Normua, F., S. Higashi, L. Ambu, and M. Mohamed (2004) Notes on oil palm plantation use and seasonal spatial relationships of sun bears in Sabah, Malaysia. *Ursus* 15: 227-231.
- Nowak, R. M. (2005) *Walker's Carnivores of the World*. The Johns Hopkins

University Press. Baltimore and London. UK. 313pp.

Payne, J., C. M. Francis, and K. Phillipps (1985) A field guide to the mammals of Borneo. World Wildlife Fund Malaysia, Kuala Lumpur, Malaysia.

Powell, R. A., J. W. Zimmerman, and D. E. Seaman (1997) Ecology and behavior North American black bears: home ranges habitat and social organization. Chapman & Hall, London, UK. 203pp.

Primack, R. B., and H. S. Lee (1991) Population dynamics of pioneer (Macaranga) tree and understorey (Mallotus) trees (Euphorbiaceae) in primary and selectively logged Bornean rain forests. *Journal of Tropical Ecology* 7: 439-458.

Ratnayeke, S., F. T. van Manen, R. Pieris, and V. S. J. Pragash (2007) Landscape characteristics of sloth bear range in Sri Lanka. *Ursus* 18: 189-202.

Reid, D., M. Jiang, Q. Teng, Z. Qin, and J. Hu (1991) Ecology of the Asiatic Black Bear (*Ursus Thibetanus*) in Sichuan, China. *Mammalia* 55: 221-237.

Reynolds-Hogland, M. J., and M. S. Mitchell (2007) Effects of roads on habitat quality for bears in the Southern Appalachians: A long-term study. *Journal of Mammalogy* 88: 1050-1061.

Rios-Uzeda, B., H. Gomez, and R. B. Wallace (2006) Habitat preferences of the Andean bear (*Tremarctos ounatus*) in the Bolivian Andes. *Journal of Zoology* 268: 271-278.

Rudis, V. A., and J. B. Tansey (1995) Regional assessment of remote forests and black bear habitat from forest resource surveys. *Journal of Wildlife Management* 59: 170-178.

- Sabah Government (1997) Wildlife Conservation Enactment 1997. The Legislature of the State of Sabah, Sabah, Malaysia. 302pp.
- Sakai, S. (2002) General flowering in lowland mixed dipterocarp forests of South-east Asia. *Biological Journal of the Linnean Society* 75: 233-247.
- Sam, D. D. (1999) Status and management of the Asiatic Black Bear and Sun Bear in Vietnam. pp.216-218. In: Servheen, C., Herrero, S., and Peyton, B.(eds.) MCN, Gland. Switzerland and Cambridge, UK. 309pp.
- Santiapillai, A., and C. Santiapillai (1988) The status, distribution, and conservation of the Malayan sun bear (*Helarctos malayanus*) in Indonesia. World Wildlife Federation No. 3769.
- Santiapillai, A., and C. Santiapillai (1996) The status, distribution, and conservation of the Malayan sun bear (*Helarctos malayanus*) in Indonesia. Tiger Paper 23: 11-16.
- Sarker, M. S. U. (2006) The status and Conservation of bears in Bangladesh. pp.41-44. In: Japan Bear Network (eds.) Understanding Asian bears to secure their future. Japan Bear Network Ibaraki, Japan. 145pp.
- Saw, H. (2006) The status and conservation of bears in Myanmar. pp.45-49. In: Japan Bear Network (eds.) Understanding Asian bears to secure their future. Japan Bear Network, Ibaraki, Japan. 145pp.
- Servheen, C. (1999) Sun bear conservation action plan. pp.219-222. In: Servheen, C. ,Herrero S. and Peyton B. Bear-status survey and conservation action plan. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 309pp.
- Silveira, L., A. T. A. Jacomo, and J. A. F. Diniz (2003) Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114: 351-355.

- Steinmetz, R., and D. L. Garshelis (2008) Distinguishing Asiatic Black Bears and Sun Bears by Claw Marks on Climbed Trees. *Journal of Wildlife Management* 72: 814–821.
- Taylor, C. E. (1982) Reproductive biology and ecology of some tropical pioneer trees. Ph. D. Thesis. University of Aberdeen, Aberdeen, Scotland.
- Thomas, D. J., and E. J. Taylor (1990) Study designs and tests for comparing resource use and availability. *Journal of Wildlife Management* 54: 322-330.
- Tumbelaka, L., and G. M. Fredriksson (2006) The status of sun bears in Indonesia. pp.73-78. In: Japan Bear Network (eds.) *Understanding Asian bears to secure their future*. Japan Bear Network, Ibaraki, Japan. 145pp.
- Tweedie, M. W. F., and M. J. Woods (1978) *Mammals of Malaysia*. Longman Malaysia, Kuala Lumpur, Malaysia.
- Vinitpornawan, S., R. Steinmetz, and B. Kanchanasakha (2006) The status of bears in Thailand. pp.50-56. In: Japan Bear Network (eds.) *Understanding Asian bears to secure their future*. Japan Bear Network, Ibaraki, Japan. 145pp.
- Weaver, K. M., and M. R. Pelton (1994) Denning ecology of black bears in the Tensas river basin of Louisiana. *International Conference on Bear Research and Management* 9: 427-433.
- Wielgus, R. B., P. R. Vernier, and T. Schivatcheva (2002) Grizzly bear use of open, closed, and restricted forestry roads. *Canadian Journal of Forest Research*. 32: 1597-1606.
- Wilkie, D., E. Shaw, F. Rotberg, G. Morelli, and P. Auzel (2000) Roads, development, and conservation in the Congo Basin. *Conservation Biology* 14: 1614-1622.

- Wilson, W. L., and A. D. Johns (1982) Diversity and abundance of selected animal species in undisturbed forest, selectively logged forest and plantations in East Kalimantan, Indonesia. *Biological Conservation* 24: 205-218.
- Wilting, A., F. Fischer, S. Abu Bakar, and K. E. Linsenmair (2006) Clouded leopards, the secretive top-carnivore of South-East Asian rainforests: their distribution, status and conservation needs in Sabah, Malaysia. *BMC Ecology* 6: Article No.: 16.
- Wong, S. T. (2002) The ecology of Malayan sun bears (*Helarctos malayanus*) in lowland tropical rainforest of Sabah, Malaysian Borneo. M. Sc. Thesis, University of Montana, Missoula, MT, United States. 153pp.
- Wong, S. T. (2006) The status of Malayan sun bears in Malaysia. pp.66-72. In: Japan Bear Network (eds.) *Understanding Asian bears to secure their future*. Japan Bear Network, Ibaraki, Japan. 145pp.
- Wong, S. T., C. Servheen, and L. Ambu (2002) Food habits of Malayan sun bears in Lowland tropical forests of Borneo. *Ursus* 13: 127-136.
- Wong, S. T., C. Servheen, and L. Ambu (2004) Home range, movement and activity patterns, and bedding sites of Malayan sun bears *Helarctos malayanus* in the Rainforest of Borneo. *Biological Conservation* 119: 169-181.
- Wong, S. T., C. Servhen, L. Ambu, and A. Norhayati (2005) Impacts of fruit production cycles on Malayan sun bears and bearded pigs in lowland tropical forest of Sabah, Malaysian Borneo. *Journal of Tropical Ecology* 21: 627-637.
- Yasuma, S. and M. Andau (2000) *Mammals of Sabah, Part-2, Habitat and Ecology*. Japan International Cooperation Agency and Sabah Wildlife

Department. Kota Kinabalu, Malaysia. 331pp.

Yong, Y., X. Liu, T. Wang, A. K. Skidmore, and H. H. Prins (2004) Giant Panda migration and habitat utilization in Foping Nature Reserve, China. pp. 150-175. In: Lindburg, D. and K. Baragona (eds.) Giant Pandas biology and conservation. University of California Press, Ltd. London, UK.

Young, D. D., and J. J. Beecham (1986) Black bear habitat use at Priest Lake, Idaho. International Conference on Bear Research and Management 6: 73-80.

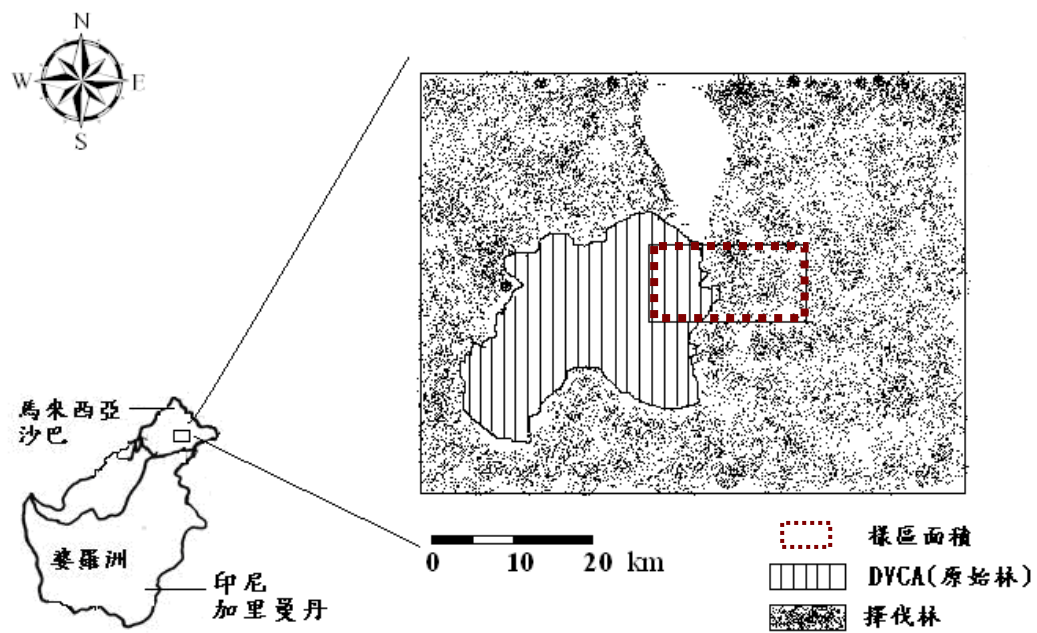
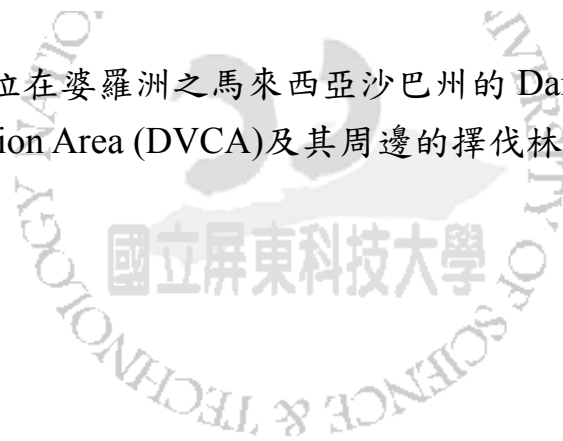


圖 1、研究區域位在婆羅洲之馬來西亞沙巴州的 Danum Valley Conservation Area (DVCA)及其周邊的擇伐林



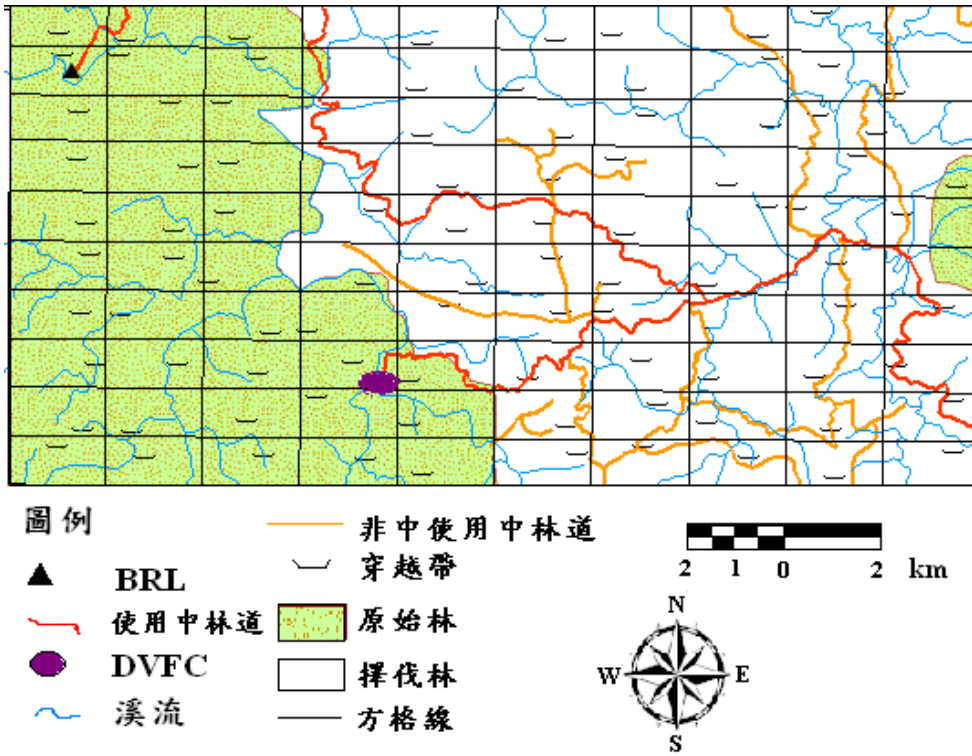


圖 2、研究樣區劃設 100 個 1x2 km 的方格，其中 94 個完成馬來熊痕跡之穿越帶調查。樣區由原始林和擇伐林組成，包含科研中心（Danum Valley Field Center, DVFC）及遊憩區（The Borneo Rainforest Lodge, BRL）

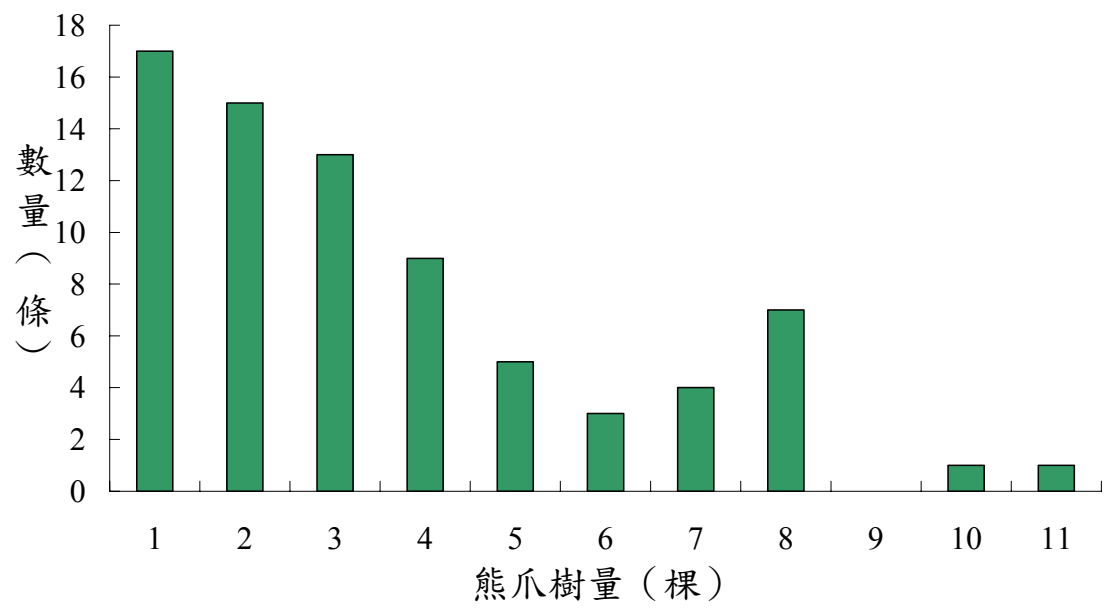
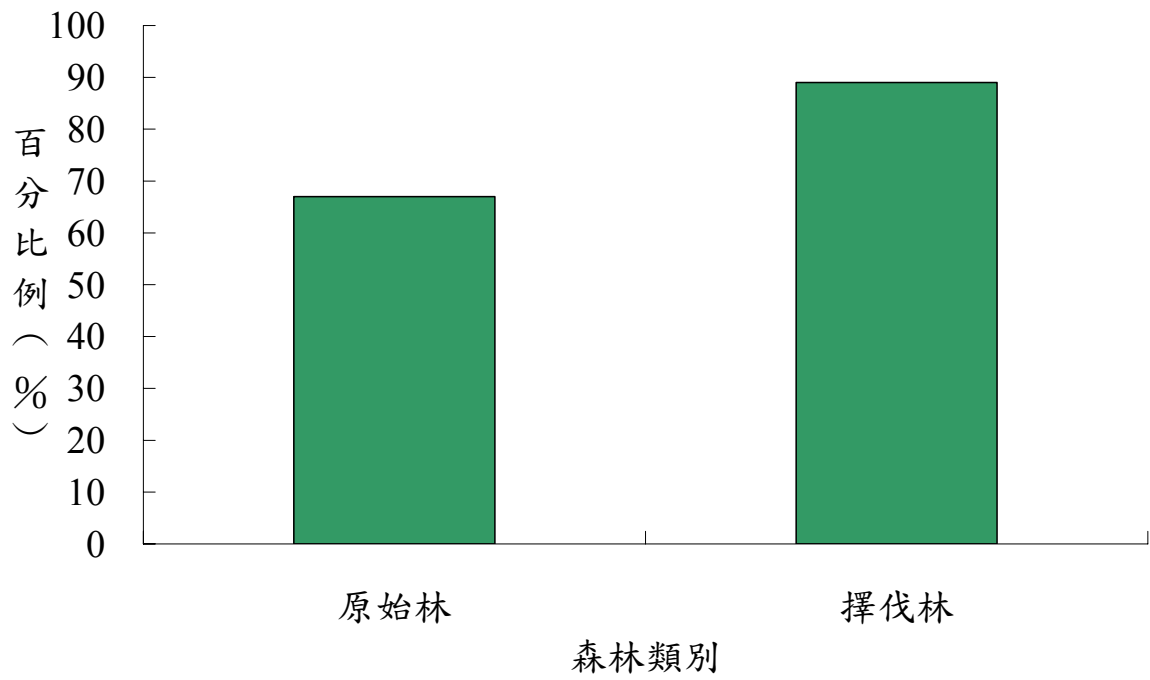


圖 3、發現馬來熊的穿越帶 (n = 75) 上，記錄不同熊爪樹的數量分布圖

(A) 穿越帶



(B) 熊爪樹

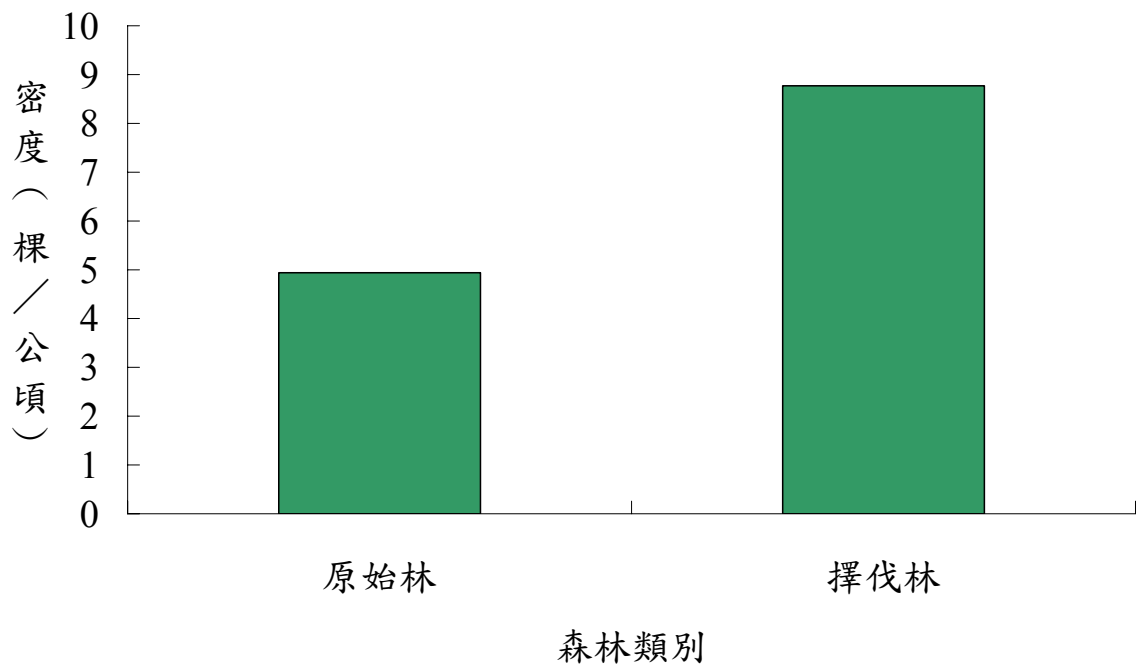


圖 4、不同森林類別中，(A) 有熊穿越帶所佔的百分比 (%)，以及 (B) 熊爪樹的密度 (棵/公頃)

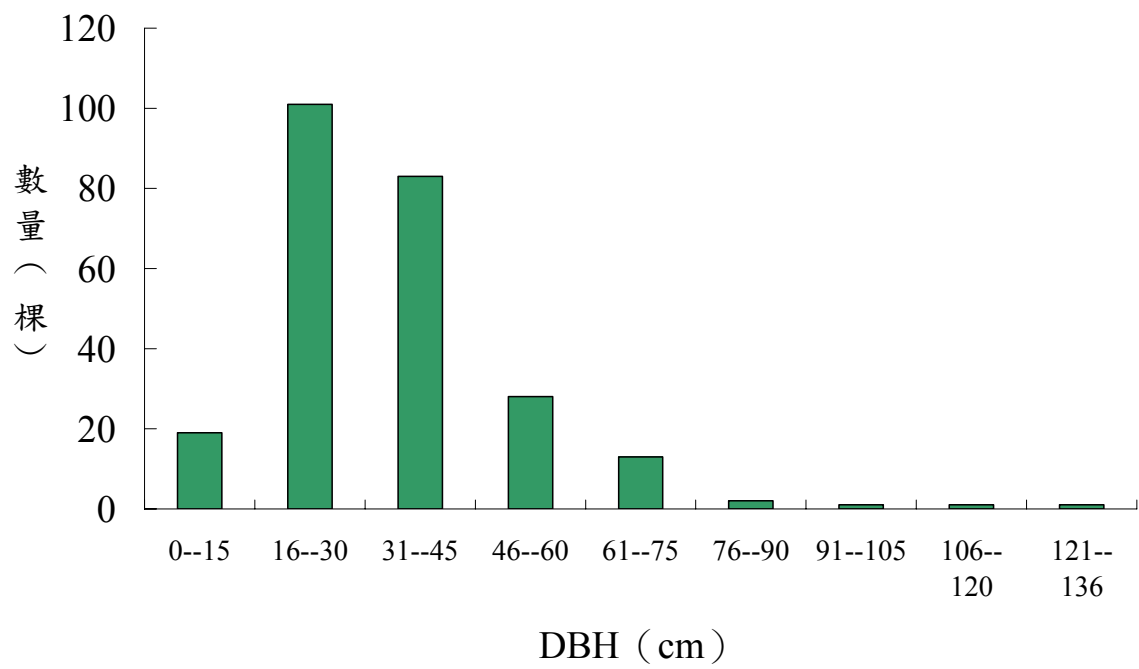


圖 5、發現馬來熊爪痕的樹木 (n = 249 棵)，其胸高直徑 (DBH) 之分布圖

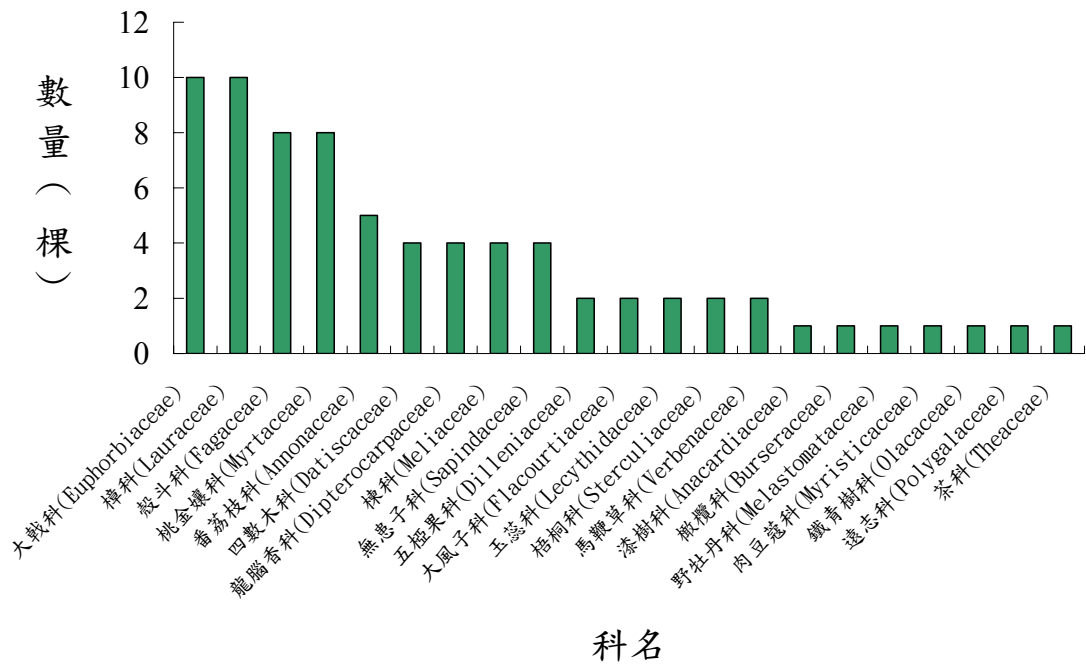


圖 6、發現馬來熊爪痕的樹木中，可辨識該植物科名的數量分布圖 (n = 74 棵)

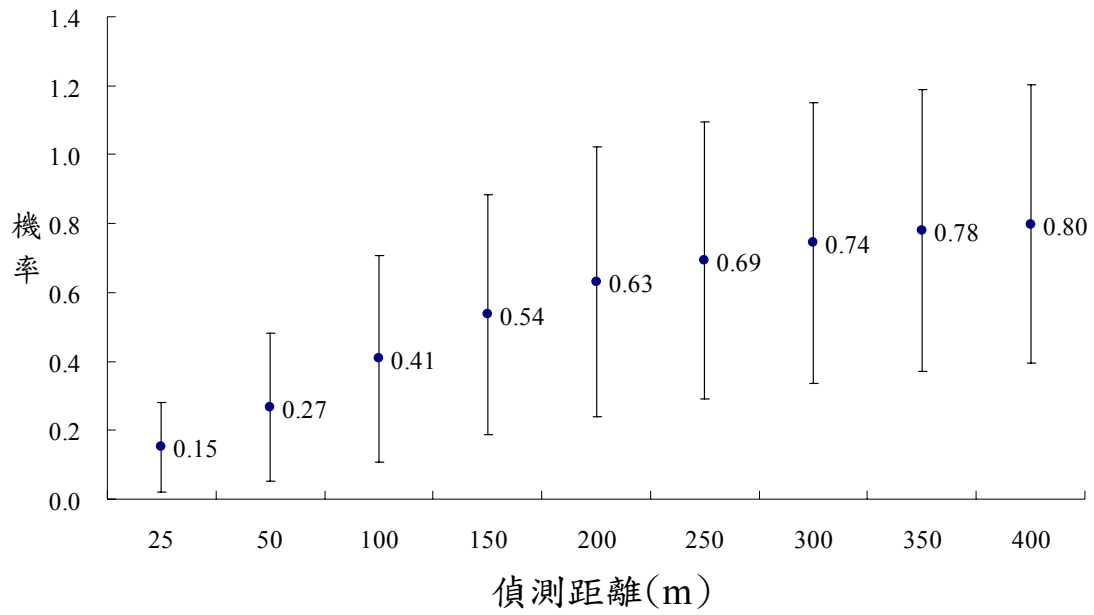
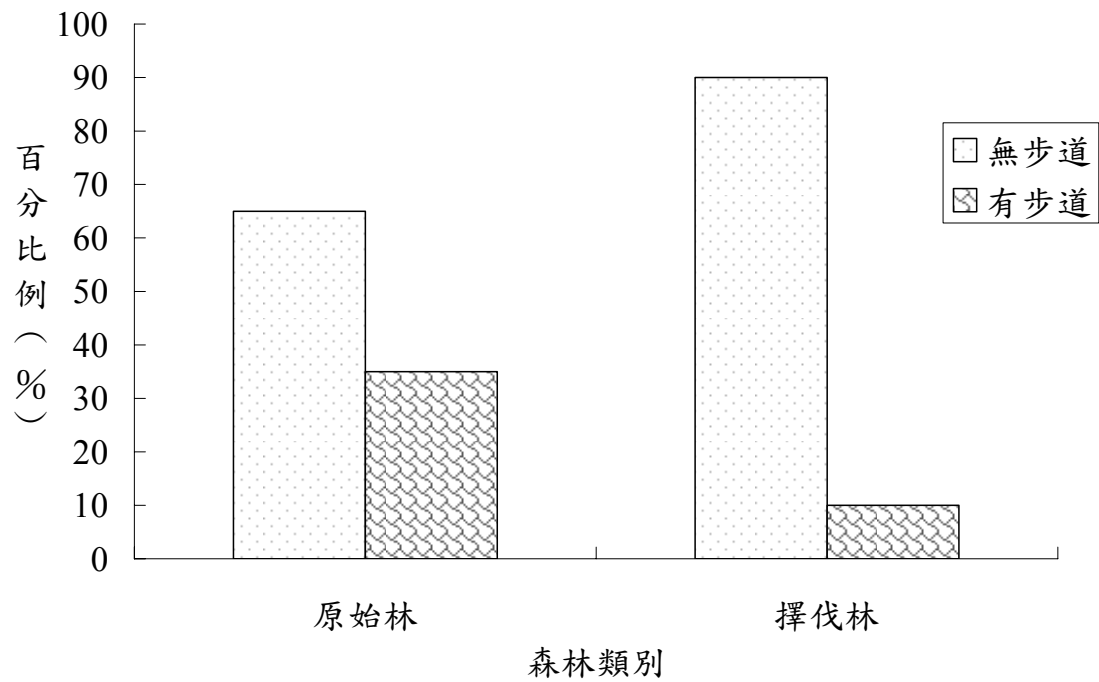


圖 7、以 400 m 的樣帶調查長度為基準，比較不同樣帶調查長度所偵測到有馬來熊（樹幹爪痕）的機率（平均值和標準差分布圖）

(A) 穿越帶



(B) 熊爪樹

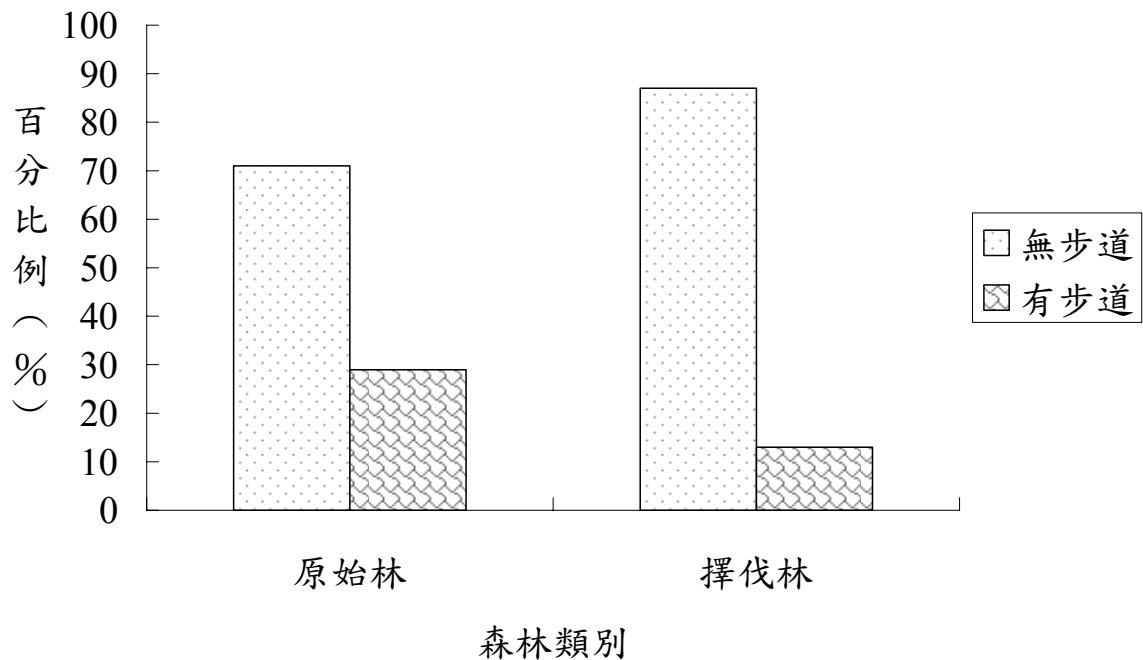


圖 8、在原始林和擇伐林環境中，(A) 發現馬來熊痕跡的穿越帶 (n = 26、49)，與步道之關係；以及 (B) 累計的熊爪樹數量 (n = 77、193)，與步道之關係。

表 1、研究樣區發現樹幹上有馬來熊爪痕 (n = 75) 的可辨識樹種名稱

科名	物種名稱
大戟科 (Euphorbiaceae)	<i>Aporusa acuminatissima</i> ; <i>Blumeodendron tok-brai</i> ; <i>Mallotus pinangensis</i> ; <i>Macaranga personii</i> ; <i>Macaranga hypoleuca</i> ; <i>Koilocedrus longifolium</i> ; <i>Macaranga sp.</i>
樟科 (Lauraceae)	<i>Dehaasia caesia</i> ; <i>Dehaasia gigantocarpa</i> ; <i>Litsea caulocarpa</i> ; <i>Dehaasia micrantha</i> ; <i>Litsea sp.</i> ; <i>Cryptocarya sp.</i> ; <i>Dehaasia sp.</i>
殼斗科 (Fagaceae)	<i>Quercus elmeri</i> ; <i>Lithocarpus sp.</i> ; <i>Synpetalandra borneensis</i>
桃金娘科 (Myrtaceae)	<i>Syzygium kunstleri</i> ; <i>Eugenia chrysantha</i> ; <i>Eugenia sp.</i>
番荔枝科 (Annonaceae)	<i>Polyalthia sumatrana</i> ; <i>Polyalthia sp.</i>
四數木科 (Datiscaceae)	<i>Octomeles sumatrana</i>
龍腦香(Dipterocarpaceae)	<i>Shorea pauciflora</i> ; <i>Shorea macrophylla</i> ; <i>Shorea sp.</i>
楝科 (Meliaceae)	<i>Chisocheton sarawakensis</i> ; <i>Dysoxylum sp.</i> ; <i>Aglaia sp.</i>
無患子科 (Sapindaceae)	<i>Paranephelium xestophyllum</i> ; <i>Dimocarpus longan</i> ; <i>Nephelium sp.</i>
五桠果科 (Dilleniaceae)	<i>Dillenia excelsa</i>
大風子科(Flacourtiaceae)	<i>Ryparosa hulletii</i>
玉蕊科 (Lecythidaceae)	<i>Barringtonia lanceolata</i> ; <i>Barringtonia sp.</i>
梧桐科 (Sterculiaceae)	<i>Pterospermum stapfianum</i> ; <i>Heritiera sp.</i>
馬鞭草科 (Verbenaceae)	<i>Callicarpa sp.</i>
漆樹科 (Anacardiaceae)	<i>Buchanania sp.</i>
橄欖科 (Bursaceae)	<i>Canarium denticulatum</i>
野牡丹(Melastomataceae)	<i>Pternandra sp.</i>
肉豆蔻科(Myristicaceae)	<i>Horsfieldia sp.</i>
鐵青樹科 (Olacaceae)	<i>Ochanostachys amentaceae</i>
遠志科 (Polygalaceae)	<i>Xanthophyllum sp.</i>
茶科 (Theaceae)	<i>Adinandra dumosa</i>

表 2、研究樣區原始林和擇伐林各項棲地生態因子的調查結果（平均值±標準差）及比較

生態因子	原始林 (n = 39)	擇伐林 (n = 55)	漸近顯著性 ^a (雙尾)
熊爪樹密度 (棵/ha)	4.93±5.38	8.78±7.10	0.006**
坡度 (度)	18.18±9.92	17.89±7.15	0.976
海拔高度 (m)	273.50±103.31	250.69±73.09	0.447
與溪流最近距離 (m)	410.51±310.17	392.25±334.14	0.653
與使用中林道最近距離 (等級 ^b)	4.38±0.99	3.73±1.42	0.021*
與非使用中林道最近距離 (等級 ^b)	4.85±0.54	2.47±1.26	0.005**
使用中林道密度 (m/ha)	0.49±1.77	2.68±5.53	0.062
非使用中林道密度 (m/ha)	0.20±1.26	7.95±7.92	< 0.001**
步道指標 (筆/ha)	4.05±9.80	0.40±1.25	< 0.001**
冠層鬱閉度 (等級 ^c)	5.00±0.00	4.95±0.23	0.14
地被覆蓋度 (等級 ^c)	4.09±0.66	4.38±0.59	0.045*
大樹密度 (棵/ha)	28.03±11.65	18.13±10.68	< 0.001**
枯木體積 (m ³ /ha)	39.23±29.00	24.25±23.93	0.003**
白蟻巢密度 (個/ha)	22.98±20.08	32.50±32.90	0.200
桑科榕屬密度 (棵/ha)	2.18±2.70	2.95±22.85	0.522
哺乳動物豐富度 (筆/ha)	19.35±22.10	33.13±20.78	
落果豐富度 (筆/ha)	9.18±0.35	14.78±9.55	
蜂巢密度 (巢數/ha)	0.45±1.28	0.90±2.05	

^aMann-Whitney U Test: * p < 0.05, ** p < 0.01; 哺乳動物豐富度、落果豐富度和蜂巢密度三者由於調查技術上的限制，恐難有效地代表該區食物資源的相對量變化，故無做統計分析。

^b林道距離分五等級：(1) < 250 m、(2) 251 – 500 m、(3) 501 – 800 m、(4) 801 – 1600 m、(5) > 1600 m。

^c佔覆蓋面積百分比例，分五等級：(1) ≤ 20%、(2) 21% – 40%、(3) 41% – 60%、(4) 61% – 80%、(5) 81% – 100%。

表 3、比較有記錄及沒有紀錄到馬來熊痕跡的穿越帶上，各項生態因子之差異（平均值±標準差）

生態因子	有熊穿越帶 (n=75)	無熊穿越帶 (n=19)	漸近顯著性 (雙尾) ^b
森林類別 ^a	1.65±0.48	1.32±0.48	0.008**
坡度 (度)	17.84±8.29	18.73±8.82	0.591
海拔高度 (m)	260.23±80.94	259.84±110.82	0.371
與溪流最近距離 (m)	426.95±346.57	292.75±171.80	0.186
與使用中林道最近距離 (等級 ^c)	3.92±1.34	4.32±1.06	0.131
與非使用中林道最近距離 (等級 ^c)	3.33±1.65	3.95±1.61	0.052
使用中林道密度 (m/ha)	2.09±4.91	0.52±1.75	0.283
非使用中林道密度 (m/ha)	5.27±7.54	2.63±5.30	0.150
步道指標 (筆/ha)	1.20±4.85	4.73±10.83	0.028*
冠層鬱閉度 (等級 ^d)	4.96±1.97	5.00±0.00	0.378
地被覆蓋度 (等級 ^d)	4.27±0.70	4.11±0.81	0.420
大樹密度 (棵/ha)	20.83±11.40	27.78±13.35	0.029*
枯木體積 (m ³ /ha)	28.75±27.39	37.28±25.17	0.091
白蟻巢密度 (巢數/ha)	22.98±20.08	32.50±32.90	0.414
桑科榕屬密度 (棵/ha)	2.58±3.28	2.90±4.35	0.968

^a 1：原始林，2：擇伐林；並分別以 1 和 2 作為其加權指數計算其平均數是否相等。

^b Mann-Whitney U Test：* p<0.05，** p<0.01。

^c 林道距離分五等級：(1) < 250 m、(2) 251–500 m、(3) 501–800 m、(4) 801–1600 m、(5) > 1600 m。

^d 佔覆蓋面積百分比例，分五等級：(1) ≤20%、(2) 21%–40%、(3) 41%–60%、(4) 61%–80%、(5) 81%–100%。

表 4、馬來熊對於森林類別、步道指標、大樹密度等三項環境因子的棲地選擇指數 (Modified Electivity Ivlev's Index, E_i)^a

生態因子	等級	調查的 穿越帶數 (n=94)	偵測到熊 的穿越帶數 (n=75)	E_i
森林類別	原始林	39	26	-0.08
	擇伐林	55	49	0.06
步道指標	無	72	61	0.04
	有	21	14	-0.05
大樹密度 (棵/ha)	低 (2.5-21.67)	51	46	0.07
	中 (21.68-40.83)	34	23	-0.07
	高 (40.84-60.00)	9	6	-0.03

^a E_i 介於 -1 和 1 之間， E_i 負值時，表示迴避； E_i 正值時，表示偏好。

表 5、穿越帶是否有紀錄馬來熊爪痕之 (A) 邏輯迴歸模式 (Logistic regression model)，以及 (B) 廣義線性模式 (Generalized linear model) 的整體模式之適配度檢定，以及投入參數顯著性之最終檢定摘要表

(A) Logistic regression model

投入自變 項名稱	B ^b	S.E. ^c	Wald 值	自由度	顯著性
森林類別 ^a	1.4069	0.5499	6.544	1	0.011
常數	-0.703	0.805	0.785	1	0.375
整體模式之 適配度檢定	Omnibus 檢定，卡方值 = 7.072，自由度 = 1， p = 0.008，有顯著。 Cox & Snell R ² = 0.072 Nagelkerke R ² = 0.114				

^a 分別以 1 和 2 作為其加權指數計算，1 代表原始林，2 代表擇伐林

^b 自變項係數估計值

^c 係數估計標準誤

(B) Generalized linear Model (Poisson loglinear)

投入自變 項名稱	Wald Chi-Square (Type I) ^b	自由度	顯著性
森林類別 ^a	1.4069	1	0.016
常數	-0.703	1	0.375
整體模式之適配 度檢定	Likelihood Ratio Chi-square 檢定值 = 24.373， 自由度 = 15，p = 0.059		

^a 分別以 1 和 2 作為其加權指數計算，1 代表原始林，2 代表擇伐林

^b 參數顯著性檢定值 (類型 I)

表 6、有熊和無熊穿越帶的邏輯迴歸分析整體模式之適配度檢定（逐步法），沒有被投入之參數之 Score 檢定顯著性摘要

沒有被投入的自變項名稱	Score ^a	自由度	顯著性
坡度	0.131	1	0.717
海拔高度	0.128	1	0.721
與溪流最近距離	3.238	1	0.072
與使用中林道最近距離	1.149	1	0.284
使用中林道密度	0.838	1	0.360
非使用中林道密度	0.000	1	0.985
與使用中林道最近距離	1.149	1	0.284
步道指標	1.496	1	0.221
冠層鬱閉度	0.711	1	0.399
地被覆蓋度	0.099	1	0.753
大樹密度	1.703	1	0.192
枯木體積	0.273	1	0.601
白蟻巢密度	3.743	1	0.053
桑科榕屬植物密度	0.554	1	0.457

^a各別參數的顯著性指標。

表 7、馬來熊棲地利用模式之共線性診斷統計量表

生態因子	容忍度	變異數膨脹因素
森林類別	0.230	4.343
坡度	0.513	1.949
海拔高度	0.788	1.269
與溪流最近距離	0.725	1.379
與使用中林道最近距離	0.527	1.898
與非使用中林道最近距離	0.231	4.335
使用中林道密度	0.648	1.543
非使用中林道密度	0.495	2.020
步道指標	0.738	1.354
冠層鬱閉度	0.755	1.325
地被覆蓋度	0.625	1.599
大樹密度	0.470	2.127
枯木體積	0.837	1.194
白蟻巢密度	0.611	1.638
桑科榕屬密度	0.683	1.464

附錄

附錄 1、過去有關馬來熊利用不同海拔範圍之報導

海拔高度 (m)	研究地點	資料來源
0-2,500	Thailand	(Lekagul and McNeely, 1977)
0-1,350	Malaysia , Sabah	(Davies and Payne, 1982)
0-2,300	Borneo	(Payne <i>et al.</i> , 1985)
0-2,800	Indonesia	(Santiapillai and Santiapillai, 1988)
0-2,143 ^a	Indonesia, Sumatra and Borneo	(Augeri, 2005)
951-2,131	Myanmar	(Saw, 2006)

^a熊分布於 500-1,000 m，約佔 60%。

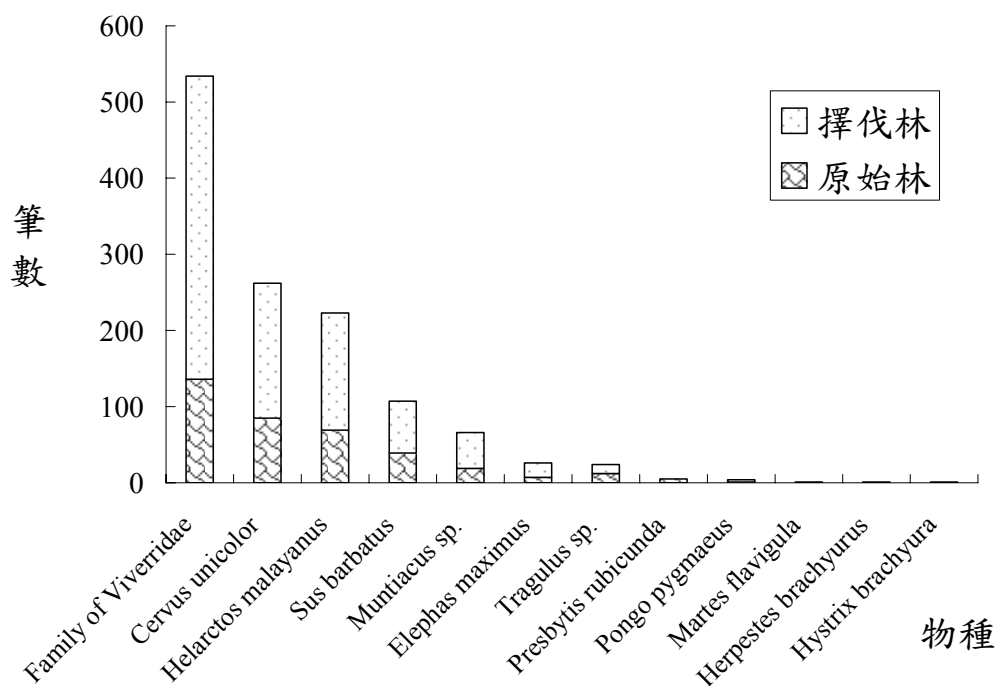
附錄 2、有關馬來熊食性之研究或調查報告之結果摘要

主要食物	資料來源
果實、蜂巢、白蟻、蚯蚓、小型哺乳動物和棕櫚心。	(Lekagul and McNeely, 1977)
果實、植物體、野蜂、白蟻和小型脊椎動物。	(Tweedie and Woods, 1978)
果實、整個蜂巢、白蟻、小型動物和棕櫚心。	(Payne, 1985)
果實、樹上的芽體、蜂巢、白蟻、昆蟲、蜥蜴、小型齧齒目動物、小型鳥類和棕櫚心。	(Domico, 1988)
果實(尤其漿果)、野蜂、昆蟲及其幼蟲、白蟻巢、小型齧齒目動物和鳥類等等。	(Nowak, 1991)
果實、白蟻、蜂蜜、鼠、白蟻和螞蟻。	(馬逸清等, 1994)
果實(非大結果期間主要吃桑科榕屬果實)。	(McConkey, 1999)
100 種果實、植物芽體、動物屍體、蛋、鳥類、蛙類、蟹、蝸牛、蜂蜜和其他昆蟲。	(Sam, 1999)
果實(非大結果期間主要吃桑科榕屬果實)、花、蜂巢、白蟻、甲蟲、甲蟲幼蟲、小型脊椎動物、爬行類動物、陸龜和鳥蛋等等。	(Wong <i>et al.</i> , 2002)
150 種果實、花、白蟻、蜂和植物體等等。	(Fredriksson, 2006)

附錄 3、研究樣區調查穿越帶上擇伐林 (n = 55) 砍伐的年代分布表

擇伐年代	穿越帶編號
1978	57,74,78,79,80
1981	29,47,46,48,52,34,77
1983	49,67,72
1987	55,59,94
1988	27,76,73,75,56,66,19,13,64,18,53,39,9
1989	15,50,70,71,25,60,51,65,23,90
1990	61,68,69
1991	16,54,85,86,87,88,92
1992	24,58,95,96

附錄 4、在原始林和擇伐林穿越帶內觀察到的各種哺乳動物痕跡(包含目擊、足跡、爪痕、拱痕、擦樹痕跡和排遺等)的出現情況。以穿越帶 25 m 小樣帶作為紀錄單位 ($n = 94 \times 16 = 1,504$)，於此調查單位內動物出現與否的資料筆數



附錄 5、名詞定義及說明

相關野生動物對棲地利用的概念的許多名詞，在很多作者的文章中有許多不同甚至混淆的地方 (Hall *et al.*, 1997)，為了免於誤解，這裡將一些應用在本論文中的名詞定義說明如下：

棲地(Habitat): 提供生物體生存和繁殖所需的整體資源、條件和空間(Hall *et al.*, 1997)。本研究是以馬來熊在樹木留下的熊爪痕跡作為其棲地使用的代表。

棲地利用 (Habitat use): 一般指動物在其所在的棲地，使用 (或消耗) 資源 (包含物理性和生物性的) 的方式 (Hall *et al.*, 1997)。本研究是探討馬來熊如何以爬樹的方式利用棲地環境及牠們之間的交互關係。

棲地的可利用性 (Habitat availability): 在整體環境中，所有能夠提供該動物使用的所有資源。在本研究中，整個 Ulu Segama 森林保護區都算是馬來熊可利用性的棲地。

棲地選擇 (Habitat selection): 選擇性是指野生動物可利用的 (availability) 和實際利用 (use) 的棲地不成比例時，所產生的現象。棲地選擇是指動物選擇特定棲地中某成分的過程 (Johnson, 1980)。在本研究中屬於第一層次的棲地選擇 (First-order selection) 研究 (Johnson, 1980)。也就是說，本研究並不清楚馬來熊特定個體對棲地的利用方式，而只能知道馬來熊族群在整個地理範圍的某一時期內，對棲地的選擇情形。

棲地偏好 (Habitat preference): 在棲地組成分平等的情況下，動物有選擇性地對於特定的組成分有較高的使用比率時，則表示對該棲地特徵有偏好性 (Johnson, 1980; Thomas and Taylor, 1990)。本研究以棲地利用的選擇指數 (Modified Ivlev's Electivity Index, E_i) 來計算馬來熊對不同生態因子是否有偏好現象，這也是一種動物進行棲地選擇的過程。

棲地減少 (Habitat loss): 野生動物原始自然的棲地完全被人類改變或佔有，導致野生動物無法使用部分或整個棲地 (Groom *et al.*, 2006)。

作者簡介

中文姓名：張書德（馬來西亞華裔外籍生）

英文姓名：Teo Shu De

性別：男

通訊地址：No. 12, Jalan Tan Chay Yan, 84500 Panchor, Muar, Johor, Malaysia.

電子信箱：ade323@yahoo.com.tw；adaaddee@gmail.com

出生：1980年2月19日

學經歷：麻坡中化中學（馬來西亞華文獨立中學）

國立台灣大學森林系森林資源保育組

國立屏東科技大學野生動物保育研究所

興趣：大自然、運動、自然農法、自助旅遊、台灣人本教育思想和印度葛印卡內觀禪修等等。

