

行政院農業委員會林務局委託研究計畫系列 tfbc-1010514

成果報告

人工林疏伐經營下之生物多樣性保育研究 (2/3)



委託機關：行政院農業委員會林務局

執行機關：東海大學生命科學系

中華民國 102 年 8 月

目次	
中文摘要.....	3
英文摘要.....	4
研究團隊說明.....	5
一、前言.....	6
二、計畫目標.....	11
1. 全程目標.....	11
2. 本年度目標.....	11
三、材料方法.....	13
1. 實驗樣地.....	13
2. 調查方法.....	14
(1) 真菌部份.....	14
(A) 樣本處理.....	15
(B) Random Amplification of Polymorphic DNA (RAPD)分析.....	15
(C) ITS 區域序列分析.....	16
(D) RAPD 圖譜分析.....	16
(E) 序列資料分析.....	16
(2) 蜘蛛部份.....	17
(A) 小樣區設置.....	17
(B) 採集方法.....	17
(C) 資料分析.....	17
(3) 哺乳動物部份.....	19
(A) 紅外線自動相機監測調查.....	19
(B) 掉落式陷阱調查.....	20
四、結果與討論.....	21
1. 真菌部份.....	21
(A) 珊瑚菌族群消長.....	21
(B) 珊瑚菌族群遺傳分析.....	27

2. 蜘蛛部份.....	33
(A) 蜘蛛多樣性.....	33
(B) 以多元尺度分析比較不同疏伐程度樣區之蜘蛛多樣性.....	37
3. 哺乳動物部份.....	40
(A) 底片式紅外線自動照相機.....	40
(B) 掉落式陷阱.....	50
五、參與研討會與發表論文.....	53
六、致謝.....	53
七、參考文獻.....	54
附錄一、期中報告委員意見回覆表.....	56
附錄二、期末報告委員意見回覆表.....	62

中文摘要

為達到以永續發展生態系的目標經營人工林，需瞭解人工林經營管理方式對棲地生物多樣性的影響，本研究調查習用的經營方式中，疏伐作業對柳杉人工造林區的三類指標生物相的監測、影響與回復情形。研究地點在南投林區管理處巒大事業區第 74 林班的柳杉人工造林區永久樣區，已設定 12 個 1 公頃樣區 (Plot 1 ~ Plot 12)，包括 25% 疏伐度、50% 疏伐度與對照組各四各樣區，調查監測疏伐後第五年真菌、蜘蛛及哺乳動物之多樣性組成。真菌部份，已累積四年總真菌相建檔與分析，本年度調查優勢珊瑚菌族群動態及利用分子生物學方法分析其族群遺傳。本年度珊瑚菌族群量仍受疏伐影響而持續回復中；由於年度氣候變化幅度增加，致使整體族群量降低。根據子實體樣本的遺傳多樣性分析發現珊瑚菌遺傳體分布範圍小、生命短暫，菌落每年更新，屬於高擾動、低逆壓環境生存的 R 策略 (R strategy) 菌種，以擔孢子傳播與拓殖，族群量受疏伐影響，疏伐程度越高，族群量越低，50% 疏伐度第三年方重新出現，第五年回復至 10% 族群量，且由其他處理保留的族群拓殖形成。珊瑚菌可以作為 R 策略生物受疏伐影響的指標，建議林業管理應保留部分區域生態與種源，使生物族群可以維持，本研究可作為保育 R 策略生物之參考。蜘蛛部份，今年度調查發現未疏伐、25% 疏伐度與 50% 疏伐度人工林之蜘蛛多樣性不具明顯分群現象，此結果顯示在疏伐的五至六年後，與蜘蛛群聚結構相關的微環境因子回復至疏伐前之狀況，致使蜘蛛相回復。哺乳動物本年度山羌、鼬獾及藍腹鵝的平均 OI 值在不同疏伐處理下皆呈現增加的趨勢，刺鼠本年度則是在 50% 疏伐處理下有增加的趨勢，黃鼠狼則是在 25% 疏伐處理的平均 OI 值增加。赤腹松鼠的平均 OI 值僅在疏伐後第二、三年有差異，本年度在是 25% 或 50% 疏伐的樣區具有較高的平均 OI 值，可能與松鼠樹棲的特性有關。

關鍵字：柳杉、疏伐作業、真菌、蜘蛛、哺乳動物

英文摘要

The purpose of this study was to examine how thinning of a plantation forest affects biodiversity. The long term research site was located in a Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) plantation of the Nantou Forestry District, in central Taiwan. In 12 1-ha plots (Plot 1 ~ Plot 12), we comparative analyzed the biodiversity of fungi, spiders and mammals among 25% and 50% thinning and control plots. We monitored the population fluctuation and investigated population genetics of the dominant species, *Scytinopogon* sp. and analyzed the data of four years' survey. The fruiting of *Scytinopogon* was influenced by thinning and the population was recovering. Its population was decreased last year due to the climate changes. Base on the population genetic diversity of *Scytinopogon* sp., it had small size and numerous short lifespan genets and the colonies renewed yearly. The fungus dispersed and colonized by basidiospores. It seemed that *Scytinopogon* sp. favored ruderal ecological strategy which survived in the environment with high disturbance and low stress. The recovery population in thinning treatments plots was recruited from adjacent area. The population fluctuation of *Scytinopogon* sp. could be an indicator of organisms with ruderal strategy. Spider communities among treatments were not grouping clearly suggested that the spider communities were returned to the communities before thinning. In this year, OI values of *Muntiacus reevesi micrurus*, *Melogale moschata subaurantiac* and *Lophura swinhoii* are increasing in all treatments. OI values of *Niviventer coxingi* is increasing in 50% treatment. OI values of *Mustela sibirica* is increasing in 25% treatment. OI values of *Callosciurus erythraeus* only different between the second and the third year after thinning, and have higher OI values in 25% and 50% treatments.

Keywords: Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*), Thinning operation, Fungi, Spider, Mammals

研究團隊說明

本研究計畫由東海大學熱帶生態學與多樣性研究中心研究員之研究室分工合作完成執行。負責本計畫各研究員研究室之研究類群、參與研究人員與工作項目如下：

1. 真菌學研究室

負責人：汪碧涵

助理：林宛柔(博士班生)

大學部學生：石豐銘、孫華駿

負責項目：

計畫整體規劃、各執行實驗室協調、預算會計相關事務處理、報告編撰彙整。

真菌族群動態變化調查、樣本採集、樣本 DNA 萃取、PCR 擴增與解序、核酸序列比對、實驗資料整理、統計分析與後設資料建檔。

2. 蜘蛛學研究室

負責人：卓逸民

助理：陳陵霏

博士後研究員：黃博森

碩士班生：廖顯駿

大學部學生：陳冠語、陳泓霖

負責項目：無脊椎動物監測調查，資料整理、物種組成統計分析與後設資料建檔。

主要分析對象為蜘蛛類群。

3. 野生動物生態研究室

負責人：林良恭

助理：侯惠美、陳逸文

碩士班生：王詩婷

負責項目：負責哺乳動物類群族群及多樣性調查，以紅外線自動相機監測調查中大型哺乳動物，以掉落式陷阱收集小型哺乳動物資料，族群及多樣性資料整理、統計分析與後設資料建檔。

一、前言

台灣全島森林超過 76% 為國有林地，其中約 42 萬公頃為人工造林地，人工森林生態系實為台灣非常重要的生態系之一。台灣人工林木材生產成本高，木材供應逐漸由進口木材取代。人工林除了提供一般性森林公益機能外（如防風、防火、氣象、保安、大氣淨化、水源涵養、休憩娛樂及野生動植物棲地等），還可以劃定為自然保護區之緩衝帶，它可以降低外界對生態系統較敏感之老熟林或天然林的危害衝擊。台灣林業需以生態學原則來經營森林資源，以符合永續發展的目標。

過去造林偏重於林木之木材利用，因此形成大面積單純林相之林分結構。台灣現存人工林大部分多未疏伐進行林分密度調整，使林木因密度競爭而淪為生長有限的不良木。人工林經營著重疏伐，疏伐是對林地內樹木進行部分的砍伐，有效控制林分密度，減少林木間的競爭 (Anderson and Holland, 1982)，增進林木的生長速率 (Grant et al., 2007)。疏伐對於森林結構、物化環境造成立即的變化，會對棲息其中的生物造成衝擊 (Ash and Bruce 1994; Bender *et al.* 1997)。造成森林結構、環境改變及生態作用的改變，疏伐強度愈強則冠層鬱閉度及覆蓋度低，土壤溫度、氣溫及光照度較高 (Barbhuiya et al., 2004, 2008)，隨疏伐強度愈強則空氣之相對溼度愈低 (Weng et al., 2007)，疏伐提高森林氮礦化速率 (莊等人, 2005)，改變土壤性質以及降低土壤含水量 (Barbhuiya et al., 2004, 2008; Tang et al., 2005)。疏伐改善林分組成與結構、增進人工林生物物種多樣性、健全林分結構及發揮森林環境功能，為森林撫育上一個重要的課題。

為符合人工林永續發展之生態系經營的理念，並解決台灣 40 多萬公頃人工林之經濟效益、生物多樣性保育及復育為天然林等問題，有必要瞭解不同疏伐強度其對生物多樣性的影響，以作為台灣森林生態系永續經營的重要參考。為符合現今人工林永續發展一生態系經營之理念，實有必要對現存之人工林實施疏伐 (thinning) 作業，配合林下人工間植或天然更新方式形成混淆或複層林，以增加人工林結構之異質度和生物多樣性，達到生態系經營之目的。

在森林生態系極為複雜的情況下，欲達成人工林生物多樣性保育經營管理目標，必須蒐集森林動態資料，就不同疏伐處理條件而產生的比較資訊，以擬定人工林生物多樣性保育經營因應策略，並提供森林經營管理者有所依據。針對以上目標，於 2005 年由林務局、林業試驗所與東海大學、台灣大學、中興大學、屏東科技大學等多個學術單位建立大型研究團隊，有十餘個子計畫執行調查研究，為台灣未來必須復育的人工林於中部建立一個長期森林動態研究樣區。在林務局南投林管處巒大事業區第 74、75、76 林班地之人造柳杉林保留區內，於 2005 年設立了十二個一公頃的永久試驗樣區，各團隊進駐蒐集疏伐前的基線數據。這些樣區依三種疏伐強度處理 (0%、25%、50%)、每種處理四個重複的設計，於 2007 年 8 月底完成疏伐。2007 年 9 月，開始執行疏伐後的所有調查研究，包括調查疏伐前後林分各項形態值、林分結構、地表植群、林地環境屬性、留存造林木空間結構及其質量的變化等資料的建立及評估所產生的效益，同時，監測生物多樣性的變化與森林演替過程，並評析不同疏伐作業之整合效應，是國內所設置投入調查研究領域最多，所建置資料庫最完整的人工林研究樣區。該計畫由林務局、林試所與國科會計畫支持，於 2010 年完成疏伐初期逐年調查研究，大型計畫之長期監測規劃將於五年後進行下一輪的調查。而其中對棲地變化最敏感的幾類生物，疏伐後族群與群聚結構持續變化中，強烈建議維持較低頻度之逐年調查，將可獲致疏伐後人工林在演替過程中，這些具指標意義的生物的種數或生物量與關鍵物種族群動態之時空變化。遂此，本年度計畫延續前期計畫之目標，以對棲地改變最敏感的真菌、無脊椎動物（蜘蛛）和脊椎動物（哺乳動物）等關鍵或優勢物種為指標，調查這些生物類群之組成結構與數量，蒐集族群與群聚兩個層次的資料，持續監測不同疏伐處理樣區的生物多樣性組成，以及疏伐後各處理的生物多樣性的演替，提供珍貴實測資料，評析人工森林疏伐生態系中其組成與環境因子的關係，探討何種模式之人工林經營模式最能促進人工林之復育而有異質度最高的生物多樣性，以達更符合永續發展理念的生態系經營，維護生物多樣性及社會服務等原則。

真菌在森林生態系中扮演多種的角色。腐生性真菌提供分解活性 (Tate, 1995; Chapin et al., 2002)，使巨量的動、植物殘體得以分解，有機體成為植物可運用的

養分，供應生產者生長所需，參與各種元素循環，間接繁榮消費者，是地球圈元素循環重要的一環。各種真菌對環境需求不同，環境變化導致真菌組成與多樣性改變 (Kristin et al. 2000)。森林生長發育過程中，植物群聚發生一系列的變化，真菌的物種多樣性隨之改變：森林鬱閉之前，隨著樹齡的增加，多樣性隨之增加；林木鬱閉後，物種多樣性降低；當下層草本植物衰退，分解者可利用的資源就變得越來越差(Kerr, 1999)，可能導致分解者中的真菌群聚衰退。

菌根真菌與 90% 以上的陸生植物形成穩定的、互惠互利的共生體系，對林木的健康與森林生態系統的穩定扮演著舉足輕重的角色。在林業和生態學方面，許多外生菌根菌在植物引種馴化、菌根化育苗和逆境造林等方面發揮著重要的作用，是發展林業和維持生態平衡不可或缺的生態因子。因此，要有效的管理森林裡真菌的多樣性，就必須鑑定森林裡的真菌種類，描述它們在時間和空間的族群結構，以及瞭解人為造成 (human-induced) 和自然干擾 (natural disturbances) 這二者對森林裡真菌的動態消長之衝擊。前期計畫完成永久樣區連續五年的大型真菌多樣性調查，建立後設資料庫與生態分析發現疏伐影響優勢真菌之出菇。土棲腐生真菌天鵝色環柄菇出菇不受疏伐影響，但年間差異大。木棲腐生的楔形銳孔菌與略薄多孔菌皆不受疏伐影響。根據 96 年至目前為止之研究結果，柳杉林經不同程度疏伐後，可產生不同之微棲地，提高生態區位多樣性，使整個柳杉林之真菌多樣性增加。柳杉林疏伐後，新種真菌白色珊瑚菌族群驟減，次年 25% 與 50% 疏伐處理出菇量分別減少 97.6% 與 100%，第四年(100 年) 回復到控制組的 56% 與 11%。

根據 100 年度林務局委託研究計畫「人工林生態系經營及生物多樣性保育研究之因應策略」期末報告，珊瑚菌為柳杉人工林內之優勢真菌，生理生態上，一般腐生真菌很容易以實驗室常用培養基培養，珊瑚菌以六種培養基均無法培養，該菌腐生生長能力不佳，不是腐生菌，應有特殊營養需求，為共生菌。珊瑚菌子實體下方常有植物的根與其連接，有些根尖類似菌根之外形，在光學顯微鏡下，有菌絲 (hyphae) 在柳杉根部組織內與根表生長，掃描式電子顯微鏡觀察細胞間與根尖表面有菌絲生長，但不具菌氈構造，也無法以菌絲形態鑑別菌種。進一步設計珊瑚菌專一性引子對，發展分子生物方法，以巢式 PCR 由菌根中檢測出珊

瑚菌，直接證明柳杉根中有珊瑚菌，該菌為外生菌根真菌與柳杉共生。生態上，柳杉林疏伐後，其他木棲與土棲腐生菌受疏伐影響不大，唯有珊瑚菌之族群變化與疏伐程度有關，疏伐程度增加，族群降低，珊瑚菌出菇量減少，許多外生菌根菌有這樣的族群變化趨勢（Luoma et al., 2004），宿主減少導致共生菌減少。基於以上原因，設想該新種珊瑚菌為柳杉的外生菌根菌。

前人研究以外生菌根真菌接種宿主植物幼苗後，再以同位素標定的水或營養來培養植物幼苗，觀察外生菌根真菌與植物間的營養交流狀況，證實外生菌根真菌幫助植物吸收水分與礦物質（Landeweert et al., 2001）。我們以計畫中既有的樣區之柳杉胸高直徑數據，分析有珊瑚菌子實體的柳杉胸高樹徑，以了解珊瑚菌共生對柳杉林木健康之影響。比較有珊瑚菌子實體的北向坡樣區與沒有珊瑚菌子實體的東向坡樣區，疏伐前柳杉之株數與平均胸高直徑，東向坡樣區每公頃平均有 841 株柳杉，北向坡樣區 1,105 株，有珊瑚菌子實體的樣區柳杉株樹多，平均胸高直徑則沒有顯著差異。由於林木生長受坡向、光照、濕度等環境因子影響甚鉅，比較分析難以排除這些變因，因此，獨立測試珊瑚菌對柳杉生長之影響不易。由於珊瑚菌子實體只出現在北向坡樣區中，因此，比較北向坡有或無珊瑚菌子實體記錄之小樣區的柳杉胸高樹徑，藉由同一樣區內各小樣區之比較，來降低不同坡向或其他環境因子之影響程度。結果顯示有無珊瑚菌子實體的小樣區間，柳杉之胸高直徑沒有顯著相關。

本研究獲得兩個新發現，柳杉林有優勢珊瑚菌，我們鑑定為新種，以及該菌是柳杉共生的外生菌根菌。溫帶地區針葉樹都有豐富的外生菌根真菌與之共生，但是柳杉沒有任何共生菌的報導與紀錄，與其他針葉樹不同。柳杉是台灣重要的造林樹種，原產於日本與中國。柳杉引進歷史可追溯到日據時期，1891 年由日本土倉株式會社公司（伐木業者）自日本引進，在烏來、龜山一帶種植，但當時栽植失敗。其後成立日本東京帝國大學台灣演習林，主任西川末三於 1901 年引進“吉野柳杉”，種植於山谷地形、高濕度與氣候相當接近原產地的溪頭森林遊樂區中。經過十年的栽種之後，日本東京大學教授吉野正男進行調查，結果發現其生長的高度、直徑比日本原產地高出二倍以上，這個成功的經驗，促使台灣在阿

里山等地陸續種植柳杉。1909年西川末三引進吉野柳杉來台播種，兩年後正式在台栽植。過去廣泛種植於台灣中海拔地區，現幾乎遍佈全島（王，1963）。柳杉傳往歐洲、美洲及南半球始自1844年，現在遍佈世界各地，但是目前沒有柳杉外生菌根真菌之報告；僅Sharma and Mishra（1982）提及柳杉林真菌調查有外生菌根菌的紀錄，但未說明與柳杉的關係。台灣發現的柳杉外生菌根真菌 *Scytinopogon* sp.，可能是台灣原生種或隨柳杉由日本移入。如該菌原生於台灣，與柳杉建立共生關係便在柳杉引入台灣的100年期間，這段期間種植相當大面積的純林，的確有很大的機會接觸本土菌類，發生宿主轉移，在觀霧、蓮華池與人倫林道的柳杉林都有珊瑚菌的紀錄；根據紅檜、黃杉、台灣鐵杉、台灣冷杉與其他低海拔、中海拔闊葉林、或針闊葉混合林的調查，目前尚未發現該菌出現在其他林份。澳洲桉樹移植至非洲後，非洲原生蘇木科植物上之外生菌根真菌開始與桉樹共生（Jairus et al., 2011），外來植物引入的確可能導致原生真菌轉移到新宿主，建立共生關係，也影響當地外生菌根真菌群落結構。

本年度真菌的研究目標鎖定柳杉新發現的外生菌根真菌，也是柳杉林中最優勢的大型真菌，根據過去的調查，其出菇深受疏伐度影響，今年調查柳杉共生珊瑚菌的族群遺傳結構，探討程度不等的疏伐後，該菌的存活、傳播與族群回復情形。

動物是生態系的結構及功能上重要的成員，不管是在群聚結構及組成、食物網、能量和物質的流動與循環等扮演不可缺的角色。無脊椎動物蜘蛛為森林生態系中種類及數量最多的生物，且蜘蛛對於棲地改變相當敏感。脊椎動物的組成和動態易受疏伐影響。例如，疏伐的結果會製造冠層孔隙，地表受到日曬，溫度上昇，濕度降低，微氣候改變，這樣會影響到動物的生理平衡，進而影響到它們的生存、活動、生殖等。微環境的改變，也將會減少動物覓食及避難之處，因此整個食物網的結構的動態也會改變。疏伐可能增加特定植生物種優勢度，林下植被乃生長茂密，提昇林下植被的種類及數量，進而增加草食動物食物及棲地資源。Hayes et al.（1997）指出，森林疏伐最大的立即影響就是樹冠層的開放，並可能對林木生產以及野生動物的管理都有幫助。不過疏伐也可能增加特定植種優勢

度，反而降低了林下植被的多樣性（Alaback and Herman 1988）；疏林增加地表的光線及溫度，進而減少林下的相對濕度，對穴居鼯鼠動物有負面的影響

（Herbeck and Larsen 1999）。Hayes（1998）研究人工林內樹棲性小型哺乳類對棲地的利用，其中指出花栗鼠（chipmunk）族群與林下因疏伐打開之空隙所形成植被覆蓋度有很大的相關。國內目前對人工林疏伐與整體生物多樣性的關係研究並不多，大部分偏重於松鼠科對造林地危害的探討，其中撫育疏伐對松鼠危害有減緩之效果（郭寶章 1985；廖宇賡 1985），近年則才有台灣杉純林疏伐對鳥類及鼠類群聚影響之初步研究（張學文等 2000；Yuan et al., 2005）。

本年度計畫延續前期計畫之目標，以對棲地改變最敏感的真菌、無脊椎動物（蜘蛛）和脊椎動物（哺乳動物）等關鍵或優勢物種為指標，調查這些生物類群之組成結構與數量，蒐集族群與群聚兩個層次的資料，持續監測不同疏伐處理樣區的生物多樣性組成，以及疏伐後各處理的生物多樣性的演替，提供珍貴實測資料，評析人工森林疏伐生態系中其組成與環境因子的關係，探討何種模式之人工林經營模式最能促進人工林之復育而有異質度最高的生物多樣性，以達更符合永續發展理念的生態系經營，維護生物多樣性及社會服務等原則。

二、 計畫目標

1. 全程目標

本計畫蒐集族群與群聚兩個層次的資料，調查真菌、蜘蛛和哺乳動物等生物類群之組成結構與數量，比較南投林管處巒大事業區人倫林道人工柳杉林三種不同疏伐程度（未疏伐、25% 疏伐和 50% 疏伐）作業的各四重複樣區，共計 12 個 1 公頃樣區，持續監測疏伐前後以及不同疏伐處理樣區的生物多樣性，分析組成資料之差異，評析人工森林疏伐生態系中，生物組成變化、回復或演替狀況及其與環境因子的關係。

2. 本年度目標

出菇為真菌進入有性世代產生的大型構造，前期研究發現疏伐大幅影響珊瑚菌出菇，疏伐後有逐年回復趨勢，今年追蹤監測第五年的出菇情

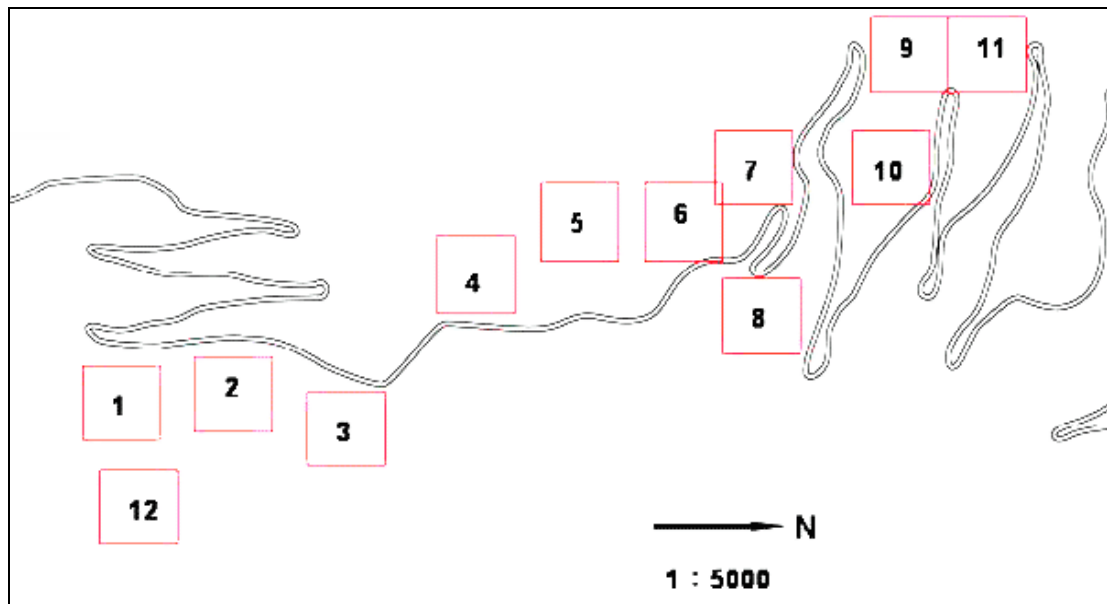
形。同時調查不同疏伐程度樣區內之珊瑚菌遺傳多樣性，比較不同年度間珊瑚菌之族群遺傳結構變化，探討疏伐對於珊瑚菌族群遺傳多樣性之影響與產生的變化，以釐清疏伐對於珊瑚菌存活及出菇之影響。

動物監測部份調查監測錄疏伐後第五年無脊椎動物（蜘蛛）和脊椎動物（哺乳動物）等對棲地改變最敏感的關鍵或優勢物種為指標，調查這些生物類群之組成結構與數量，蒐集族群與群聚兩個層次的資料，持續監測不同疏伐處理樣區的生物多樣性組成，提供各疏伐處理的生物多樣性的演替變化與珍貴實測資料，評析人工森林疏伐生態系中，其生物組成與環境因子間的關係，以探討何種模式之人工林經營模式最能促進人工林之復育而有異質度最高的生物多樣性，以達更符合永續發展理念的生態系經營，維護生物多樣性及社會服務等原則。

三、 材料方法

1. 實驗樣地

本計畫實施地點於巒大事業區第 74、75、76 林班地之人造柳杉林保留區內，區域平均海拔約 1,300 公尺，永久樣區設於人倫林道 17.5 公里處，卓棍溪上游分支處坡面，林相整齊，主要樹種為柳杉，栽種面積約 78 公頃。天然林樣區於 17 公里處，林中以殼斗科植物為主。樣區於 2007 年 10 月完成疏伐，分為三種處理，每一處理有四個重複：50%、25% 疏伐區以及未疏伐區對照組，對照組為 Plot 3、6、10 及 12，25% 疏伐處理為 Plot 1、4、7 及 11，50% 疏伐處理為 Plot 2、5、8 及 9（圖一）。疏伐作業進行時間為 2007 年 5 月到 2007 年 9 月。疏伐處理的設計，將 1 公頃樣區以 10 m × 10 m 方格畫分成 100 方格，以四個鄰近方格為一組，25% 疏伐度由每四個方格疏伐一個方格中的柳杉，50% 疏伐度處理則是以四個方格中，疏伐對角兩個方格中的柳杉。

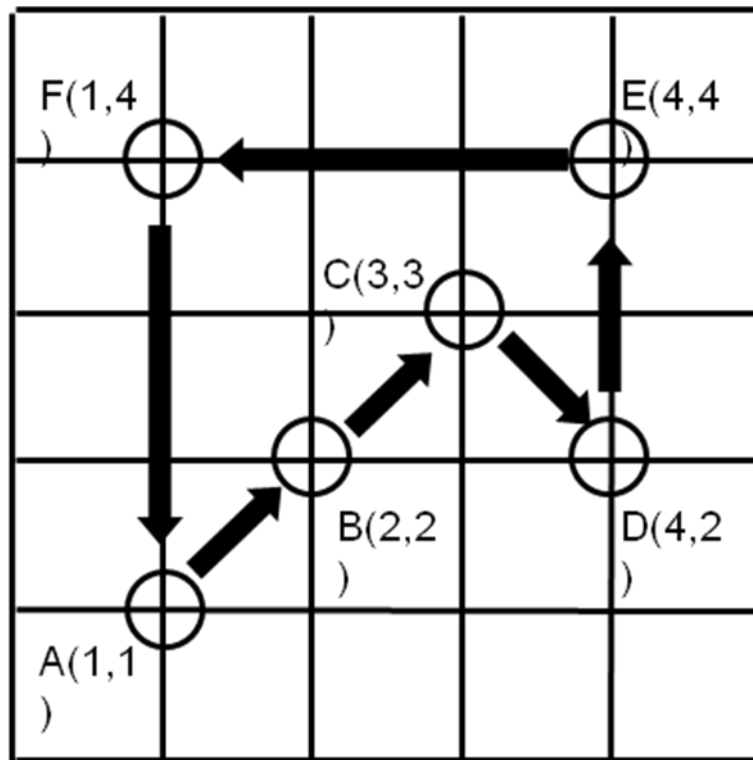


圖一、南投林區管理處巒大事業區 74、75、76 林班柳杉人工林區，人倫林道永久樣區設置 12 個樣區，3 種處理的相對位置圖。Plot 3、6、10 與 12 為對照組，Plot 1、4、7 與 11 是 25% 疏伐處理，和 Plot 2、5、8 與 9 是 50% 疏伐處理之樣區。

2. 各類群研究方法：本年度調查生物類群包括真菌、無脊椎動物（蜘蛛）和脊椎動物（哺乳動物）。各生物類群有不同的調查方法，研究方法分述如下：

(1) 真菌：

根據前期研究，珊瑚菌出菇季節為六到十月，出菇期長，只出現在人倫林道永久樣區第六到第十一樣區，本年度調查記錄第六到第十一樣區設置的六個直徑十公尺的圓形小樣區（圖二）中，珊瑚菌出菇位置與數量，圓形樣區內採定位調查，各圓形樣區間採穿越線調查。採集所需子實體尖端之微量樣本，以保育族群，樣本攜回實驗室後以分子生物學方法分析其族群遺傳結構。



圖二、試驗永久樣區的一公頃樣區中，各設六個直徑 10 公尺圓形小樣區，調查大型真菌子實體。圓形樣區內採地毯式定點調查，樣區間採穿越線調查。

(A) 樣本處理

攜回之珊瑚菌子實體樣本，以 1% 次氯酸鈉表面消毒，參考 Dolye 和 Doyle (1990) 的方法萃取 DNA。樣本置於微量離心管 (Eppendorf) 中，加入適量無菌金剛砂，以研磨棒 (pestle) 研磨後，萃取 DNA。在微量離心管中加入 65°C 預熱的 500 μ L CTAB 萃取緩衝液 (1.4 M NaCl, 100 mM Tris-HCl, pH 8.0, 20 mM EDTA, 2% PVP-40 [w/v], 20 mM cetyl trimethyl ammonium bromide) 後，於 65°C 加熱 30 分鐘，加入等體積的 dichloromethane/ isoamyl alcohol (24:1)，輕緩混合，以桌上型超高速微量離心機 (centrifuge 5415c, Eppendorf, Germany) 14,000 rpm 離心二分鐘。取出上層液，加入 0.6 倍體積的異丙醇 (isopropanol)，輕緩混合沈澱 DNA，以 14,000 rpm 離心二分鐘，倒掉上清液。沈澱物加入 500 μ l wash buffer (76% ethanol, 10 mM ammonium acetate) 以去除鹽類，靜置二分鐘後，以 14,000 rpm 離心二分鐘，倒掉上清液。將微量離心管內的 DNA 置於無菌操作台吹乾後，以 20 μ l 無菌水加以溶解，保存於 -20°C。

(B) Random Amplification of Polymorphic DNA (RAPD) 分析

預備試驗篩選逢基引子 80 個 (BiogeneTM, United state biological, USA)，將沒有產物或產物一致的引子淘汰，得到 16 個可作用的引子，選出其中可區辨種內遺傳多樣性的 4 個引子：Kit 1-3、Kit 1-7、Kit 1-13、B1F 進行 RAPD 分析。修改 Dettman 及 Kamp (2001) 的反應條件，反應液包含 1 \times PCR buffer、2.0 mM MgCl₂、100 μ M dNTPs、逢基引子 0.2 μ M (BiogeneTM, United state biological, USA)、2 U *Taq* polymerase (Fermentas, USA) 以及 20 ng 樣本 DNA，加入無菌水使總體積至 25 μ l。反應以自動梯度溫度循環調控機 (T3000 Thermocycler, Biometra, Germany) 進行：第一個循環 94°C、5 分鐘讓 DNA 變性，40°C、30 秒讓引子黏合，72°C、30 秒使產物延伸。再來的 35 個循環，94°C、1 分鐘，40°C、30 秒，72°C、3 秒。最終循環，94°C、1 分鐘，58°C、20 秒，引子黏合溫度 72°C 增至 5 秒。反應後，取產物 5 μ l 注

於內染 ethidium bromide 的 1.2% 瓊脂膠體 (BD, USA.)，在 0.5× TBE 緩衝溶液以 100 V 進行電泳。電泳完成後，用影像分析儀 (BioDoc-It Imaging System, UVP, USA.) 照像存檔。

(C) ITS 區域序列分析

增量複製珊瑚菌子實體 rDNA 中的 ITS 區域，選用 ITS5 及 ITS4 引子對進行 PCR 增幅。每 100 μ l 反應液中含引子各 100 nM，4 U *Taq* polymerase (MBI Fermentas, Lithuania)，50 nM dNTPs (Roche, Germany) 及 1.5 mM MgCl₂ 及 50 ng DNA 模版。反應以溫度循環控制器進行，DNA 在 94°C 之下變性 2 分鐘，接下來 40 個循環，94°C、1 分鐘，56°C 下引子煉合 20 秒，72°C 煉合延展 5 秒，最後以 72°C 煉合延展 2 分鐘。PCR 產物取 5 μ l，以 0.5X 的 TBE 緩衝溶液，在 1.2% 電泳膠體 (Agarose, Amresco, USA) 上，以 100 V 電壓電泳 40 分鐘，與 50-bp 分子量標幟 (MBI Fermentas) 比對產物的分子量大小後，將產物送明欣生物科技公司進行序列分析。

(D) RAPD 圖譜分析

記錄 RAPD 圖譜亮帶清晰之條帶，以 1 代表條帶出現，0 代表沒有條帶出現，將分子數據資料建檔，計算不同珊瑚菌子實體間之 RAPD 圖譜之相似度。利用 POPGENE 套裝軟體計算珊瑚菌在不同疏伐樣區的遺傳歧異度指數，以不加權平均重方式 (unweighted pair-group method analysis, UPGMA) 進行群叢分析 (clustering)，繪出樹狀關係圖，探討珊瑚菌菌株遺傳變異與時間與空間上之分布關係。

(E) 序列資料分析

將珊瑚菌的 ITS 序列與 NCBI 資料庫上之其他珊瑚菌比對，並以 UPGMA 進行叢分析 (clustering)，繪出樹狀關係圖，用以探討此種珊瑚菌與其他珊瑚菌之親緣關係。

(2) 蜘蛛

(A) 小樣區設置

於每個一公頃樣區內設置三個大小 10 m × 10 m 之採樣點，採樣間隔至少 20 m，並避免選於樣區邊緣，十二個樣區共 36 個採樣點。利用系統化採集方式於 36 個採樣點採集地表層的所有蜘蛛，並進行微棲地環境因子的測量。

(B) 採集方法

在各個樣點中埋設一組掉落陷阱，用以收集樣區內之底棲性節肢動物。掉落式陷阱為調查底棲性動物最普遍的採用方法，除了可減低人為捕捉所造成在取樣上的誤差，掉落式陷阱亦可維持底棲動物棲地完整性，將其棲地的破壞程度減到最低。每一組掉落式陷阱是由四個塑膠罐及三片珍珠排成 Y 字型所構成，塑膠罐徑 15 公分，內含 70% 的酒精。塑膠罐之間的分隔板板高 40 公分，長 1 公尺，用來增物種的捕獲能力。塑膠罐埋於土中，罐口與地面平齊，分隔垂直置於地面，各連接兩個塑膠罐。陷阱每季取樣一次，所有陷阱於採樣前一個禮拜置入酒精，收樣時將酒精倒出，以紗布過濾其中所捕捉到之生物，帶回實驗室進行保存、鑑定分類及統計分析的工作。

(C) 資料分析

以掉落式陷阱所收集之蜘蛛在不同疏伐程度之個體豐富度，以及各環境因子在不同疏伐程度之數據為主，進行下列分析。

(a) 變異數分析

利用變異數分析蜘蛛功能群、形態種之個體豐富度及各環境因子在疏伐程度間之差異。

(b) 功能群組成分析

蜘蛛的功能群與形態種在棲地及棲地層次間因環境的改變而有所影響，因比較功能群與形態種組成可以了解棲地的改變及干擾對節肢動物多樣性的影響 (Stork 1987)。依 Uetz 等人(1999) 將蜘蛛

蛛分成六群：(A)立體網型，(B)平面圓網型，(C)地表徘徊型，(D)葉間徘徊型，(E)地表結網型，(F)地表徘徊型。依據以所採獲的蜘蛛的形態種組成與功能群組成，以及環境因子計算 Bray-Curtis similarity，以進行多元尺度法 (Multidimensional scaling, Kruskal and Wish 1978) 分析。之後以相似度分析法 (Analysis of similarities, Clarke and Green 1988) 測試分群之結果是否有統計上之顯著性。

(3) 哺乳動物

(A) 紅外線自動相機監測調查

每季在各 Plot 內架設兩台底片式紅外線自動照相機進行持續性監測記錄 (圖三)，各 Plot 架設座標 (X, Y) (西南端為原點)，除 Plot 3 為 (3, 2) 及 (2, 3)、Plot 5 (2, 3) 及 (4, 3)、Plot 6 (1, 4) 及 (4, 5) 和 Plot 11 (2, 4) 及 (5, 4) 和 Plot 12 (1, 2) 及 (4, 4) 外，其餘 Plot 皆設置於 (1, 4) 及 (4, 4)。整理每 Plot 中記錄到之哺乳類，建立哺乳類名錄，並與本中心過去研究進行物種種類及種數差異之比較。

以出現指數 (Occurrence Index, OI) 代表族群豐富度，每次相機間隔調查中計算各 Plot 中各物種 OI 值，計算公式為 $OI = (\text{半小時內有效照片數} / \text{相機有效工作時數}) \times 1000 \text{ 小時}$ (Pei 1995)。各物種 OI 值有兩種計算方式 (OI 值與平均 OI 值)，總 OI 值計算方式為 (物種總有效照片數 / 所有相機總工作時數) $\times 1000 \text{ 小時}$ 。平均 OI 值計算方式是將 12 個 Plot 中的兩台相機 OI 值平均後，再將 12 個樣區的 OI 值再平均。

本年度為疏伐後第 5 年資料，與本中心具有的疏伐前後各年的資料進行比較分析，其中選定每個樣區皆有紀錄的物種：刺鼠、黃鼠狼和鼬獾，以及保育類物種山羌與藍腹鷓 (鳥類)，將各物種的平均 OI 值和疏伐前、疏伐後第 1 年、第 2 年與第 3 年各物種的平均 OI 值資料以 SPSS 軟體進行變異數分析，分析疏伐處理間差異。



圖三、哺乳動物調查，每個樣區架設兩台紅外線自動相機。

(B) 掉落式陷阱調查

每一季調查於每 Plot 中設置二組掉落式陷阱，陷阱中倒入濃度 70% 酒精達其容積 1/2 滿，每次開啟掉落式陷阱至少連續 6 天以上，回收陷阱所獲樣本（圖四）。並鑑定每 Plot 所得鼯鼠種類並計算各 Plot 所獲數量，並將捕獲數量與陷阱組數及捕捉天數進行捕獲數量標準化，以每 100 個捕捉夜所捕獲隻數表示。將捕獲鼯鼠數量以 SPSS 軟體（version 17.0.0）進行變異數分析，分析不同疏伐處理間各調查種類的捕獲數量是否存在差異。



圖四、哺乳動物調查，每個樣區架設 2 組掉落式陷阱。

四、 結果與討論

各類群結果與討論分述如下：

1. 真菌部份

(A) 珊瑚菌族群消長

珊瑚菌 (*Scytinopogon* sp.) (圖五) 101 年自六月開始出菇，六月為出菇高峰，出菇到九月，十月未調查到珊瑚菌出菇。與前幾年出菇季節(五~十月) 相比，出菇季較短(圖六)。六月平均出菇量，在未疏伐樣區為 172 個，25% 疏伐樣區為 169 個，50% 為 10 個，九月僅第六、第七和第九樣區有發現少量珊瑚菌，其他樣區皆未發現珊瑚菌。出菇量各樣區不同，與去年相比，各樣區出菇量都大量減少(圖七)。十月到十二月沒有發現珊瑚菌出菇。102 年四月份調查未發現珊瑚菌，五月少量珊瑚菌出菇。

珊瑚菌是穩定出菇的優勢菌種，在疏伐後四年的調查中，對照組出菇量疏伐後分別為疏伐前的 61%、158%、121%、190% 和 54%，年度間有變化，且出菇量受疏伐強度顯著影響，與疏伐前的出菇量相比，25% 疏伐樣區疏伐後第一年到第四年，出菇由 2.4%、3.6%、4.3%、回復至 95.2%。50% 疏伐樣區疏伐後第一、二年未出菇，第三、四年回復至 4.3% 與 48.3% (圖八)。101 年為第五年調查，未疏伐樣區出菇量僅達疏伐前的 54%，25% 疏伐樣區出菇量達 54%，50% 疏伐樣區出菇量僅達疏伐前的 8% (圖八)。

考慮珊瑚菌每年出菇量的消長，將處理組出菇量與各年度對照組樣區出菇量比對，在疏伐後四年的調查中，與未疏伐樣區出菇量相比，25% 疏伐樣區疏伐後第一年到第四年，出菇由 4%、4%、4%、56% 回復至 100%。50% 疏伐樣區疏伐後第一、二年未出菇，第三、四、五年回復至 2%、11% 與 7% (圖九)。疏伐處理造成珊瑚菌的族群量衰減，25% 疏伐度處理需五年時間回復成疏伐前的族群大小，50% 疏伐度處理樣區五年後方回復 10% 的族群量。我們將繼續追蹤珊瑚菌族群消長，以

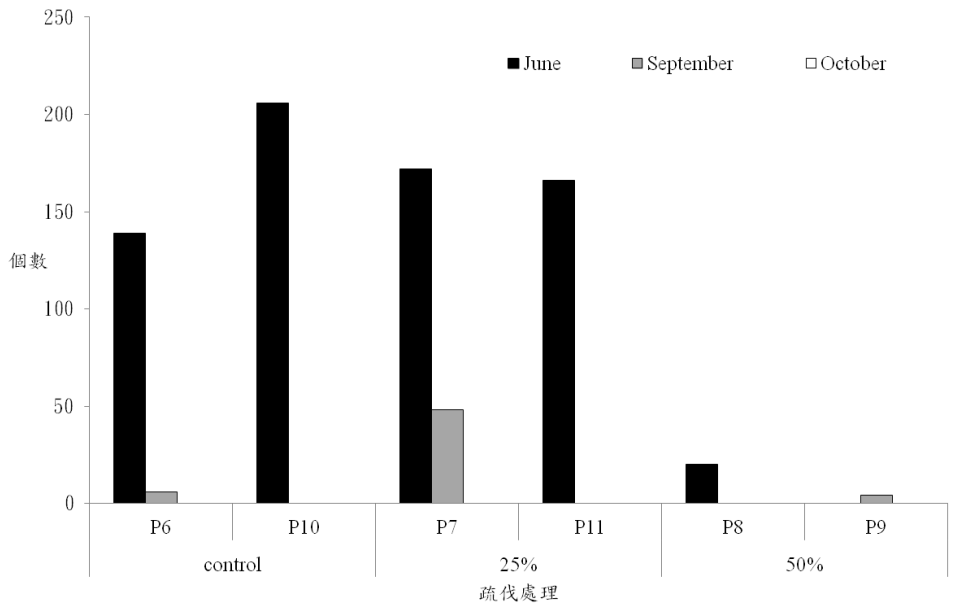
了解 25% 疏伐樣區疏伐後族群成長、成長減緩與回復狀況，以及 50% 疏伐樣區回復受阻的原因。

有些真菌生存期短，有些真菌在棲地有多年生的菌落，珊瑚菌在柳杉林是最優勢真菌，是否屬於宿存菌種？疏伐影響生態環境而干擾出菇，還是未出菇情形反映其族群的消失？

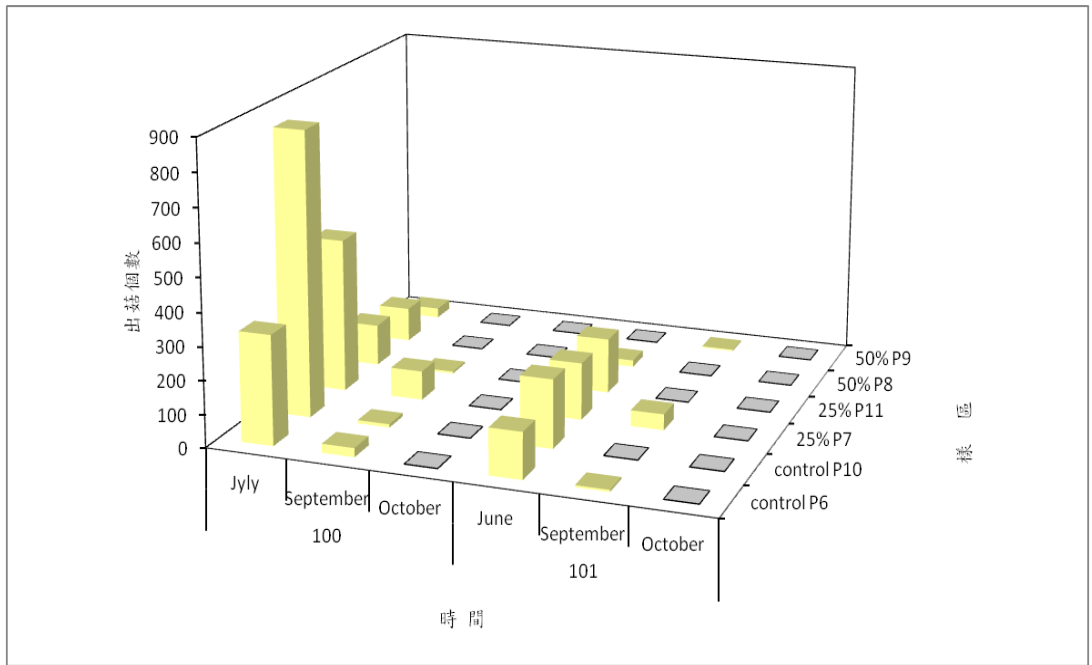
101 年度對照組珊瑚菌族群量比 100 年度減少 71%，應與 101 年氣候條件劇烈變化有關。雨量與光照是大型真菌出菇的重要影響因子，101 年六月份受泰利颱風影響，雨量較去年同期高出四倍；七月雨量少，比去年同期減少 50%；八月份受蘇拉、海葵及天秤颱風影響，雨量較去年同期高出三倍（圖十 A）。六月及八月份日照時數也較去年同期減少約 37% 和 45%（圖十 B）。



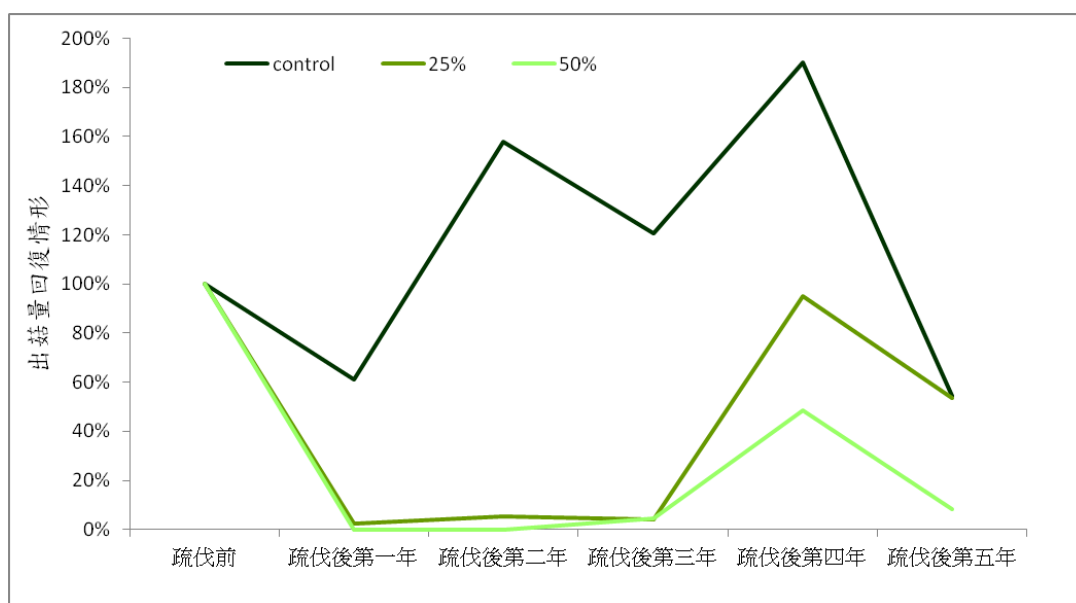
圖五、柳杉林試驗林內的優勢真菌，白珊瑚菌(*Scytinopogon* sp.)。



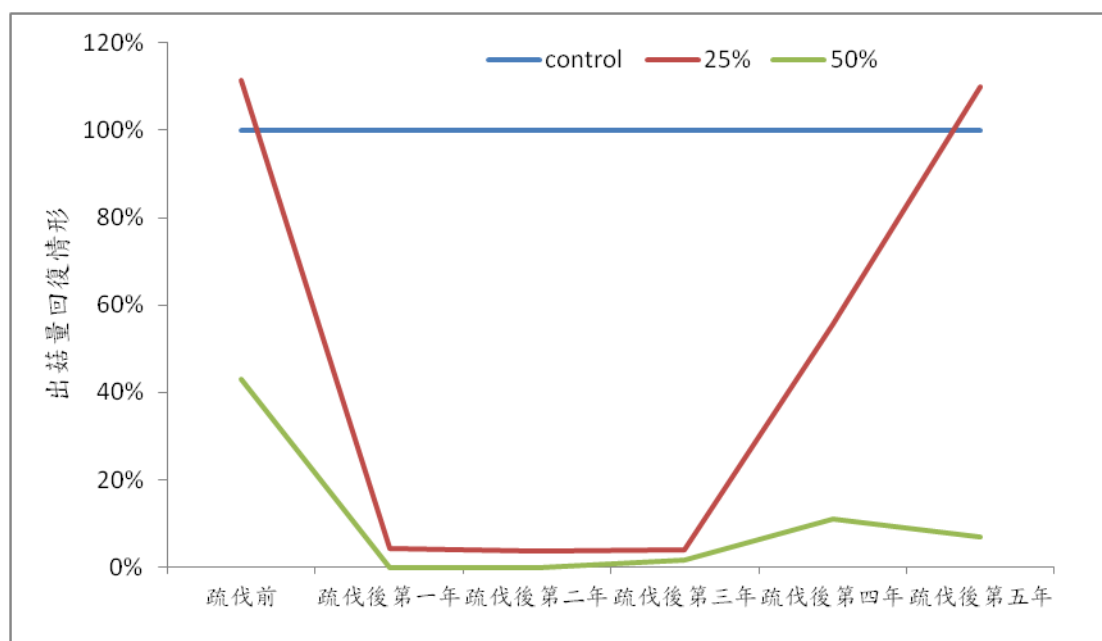
圖六、101 年珊瑚菌 (*Scytinopogon* sp.) 於柳杉試驗林各疏伐處理 6 個樣區之出菇數。



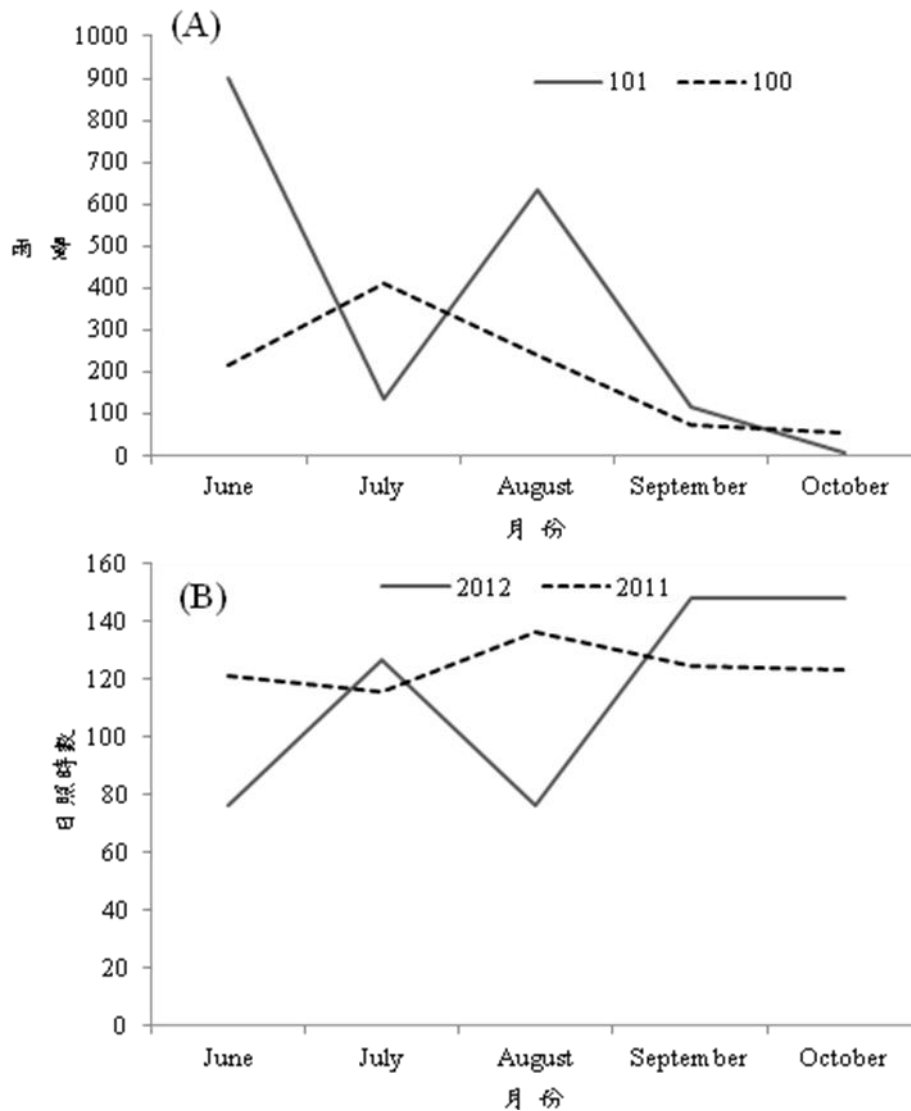
圖七、100 年與 101 年人倫林道永久樣區各疏伐處理樣區珊瑚菌出菇量。



圖八、人倫林道柳杉人工林優勢菌種珊瑚菌 (*Scytinopogon sp.*) 疏伐後出菇量變化與回復情形。以各處理樣區疏伐前的出菇量為比較基準。



圖九、人倫林道柳杉人工林優勢菌種珊瑚菌 (*Scytinopogon sp.*) 疏伐後出菇量變化與回復情形。以各年度對照組出菇量為處理組的比較基準。

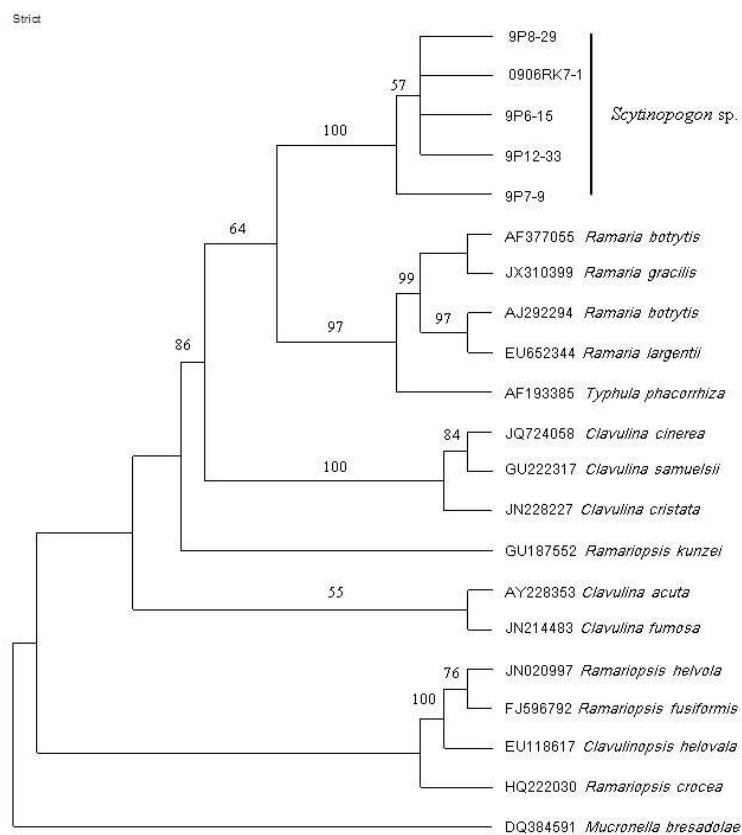


圖十、101 年與 100 年 (A) 雨量與 (B) 日照時數比較。

所萃取珊瑚菌子實體 DNA 分別以 ITS5/4 引子對增幅珊瑚菌的 ITS 片段，訂定珊瑚菌 ITS 序列。自 GenBank (NCBI) 收集 15 種珊瑚菌的 ITS 序列，進行 ITS 序列親緣關係分析，結果如圖十一。由圖可見，人倫林道採集所得的珊瑚菌與 GenBank 上已知珊瑚菌屬不同，類緣關係最相近的屬為枝瑚菌屬 *Ramaria* S. F. Gray emend. Donk 和核瑚菌屬 *Typhula* Fr., emend. Karst。

人倫林道的珊瑚菌為珊瑚狀子實體，二叉分枝，分枝扁平，乳白色至象牙白色，群生型個體，孢子呈廣橢圓形，表面具有疣。根據 Corner (1950,1970)，

分枝扁平為 *Scytinopogon* 的分類特徵，故將此珊瑚菌屬名定為 *Scytinopogon*，但我們採集到的珊瑚菌樣本，其特徵包括子實體、孢子與擔子都與文獻上已知 *Scytinopogon* 屬的種類不同，此珊瑚菌可能為新種，但缺乏此屬的其他種類標本或 DNA 序列。由 ITS 序列比對發現，此珊瑚菌的 ITS 序列與 *Typhula* 和 *Ramaria* 相近。*Ramaria* 也是珊瑚狀子實體，輻射分枝，分支少扁平，一般顏色鮮艷，子實體質地鮮脆、革質、堅韌或凝膠狀，孢子表面可能平滑、條紋，粗糙，微皺，瘤狀或具小棘。*Typhula* 子實體細長，通常無分支。就外觀或顯微特徵來看，我們所發現的這個珊瑚菌較接近 *Ramaria*，而 ITS 序列接近 *Ramaria* 和 *Typhula*。



圖十一、珊瑚菌 ITS 序列所建立珊瑚菌類群之親緣關係樹狀圖。自 GenBank (NCBI) 收集 15 種珊瑚菌的 rDNA 的 ITS 序列與在樣區內發現的珊瑚菌 *Scytinopogon* sp. 比序，使用 PAUP 軟體進行 Maximum parsimony 親緣關係分析。分支上的代號為 bootstrap value，僅顯示 50% 以上之數值。

(B) 珊瑚菌族群遺傳分析

以 3 株位於不同樣區的菌株做為代表，篩選隨機引子 80 個 (Biogene™, United state biological, USA)，將沒有產物、產物一致的引子淘汰，得 17 個可作用的引子，共選出四個高多型性產物的引子，分別為 1-3、1-7、1-13、B1F 進行族群遺傳分析。自四個具多型性之標誌引子共產生 75 條 DNA 條帶，其中 73 條 (97%) 具多型性，2 條帶為單型性，顯示珊瑚菌族群具有高度的 RAPD 多型性。

遺傳個體 (genet) 分析發現 95 年 88 個珊瑚菌樣本，分屬於 79 個不同的遺傳個體，僅 2 個遺傳個體分別出現 2 個與 3 個子實體(表一、圖十二 A)。97 年 42 個珊瑚菌樣本，分屬於 38 個不同的遺傳個體，僅 3 個遺傳個體出現 2 個以上子實體(表一、圖十二 B)。98 年 244 個珊瑚菌樣本，分屬於 194 個不同的遺傳個體，11 個遺傳個體出現 2 個以上子實體(表一、圖十二 C)。99 年 168 個珊瑚菌樣本，分屬於 128 個不同的遺傳個體，18 個遺傳個體出現 2 個以上子實體(表一、圖十二 D)。101 年 67 個珊瑚菌樣本，分屬於 61 個不同的遺傳個體，6 個遺傳個體產生 2 個子實體 (表一、圖十二 E)。四年子實體樣本的遺傳多樣性分析中，87.2% (430 個) 的遺傳個體只出現一次，僅 5 個遺傳個體在 97 年和 98 年都發現，其中 1 個在 99 年再次發現，大部分遺傳個體次年不再現，且分佈範圍很小，僅產生 1~6 個子實體 (表一)。

珊瑚菌擔孢子發芽率高、遺傳體分布範圍小且生命短暫，顯示珊瑚菌以有性生殖產生的擔孢子傳播與拓殖比以菌絲營養生長的菌落拓殖重要，屬於 R 型策略 (ruderal) 菌種 (Nara 2009; Douhan et al., 2011)。珊瑚菌族群的高度遺傳變異，可能原因有二，遺傳多樣化的擔孢子，以及由這些擔孢子形成的菌落間，以菌絲融合造成的雙核異核現象所導致不同的遺傳特性組合 (Podila and Varma 2005)。

各樣區珊瑚菌族群遺傳結構相似度樹狀圖 (圖十三) 顯示各樣區

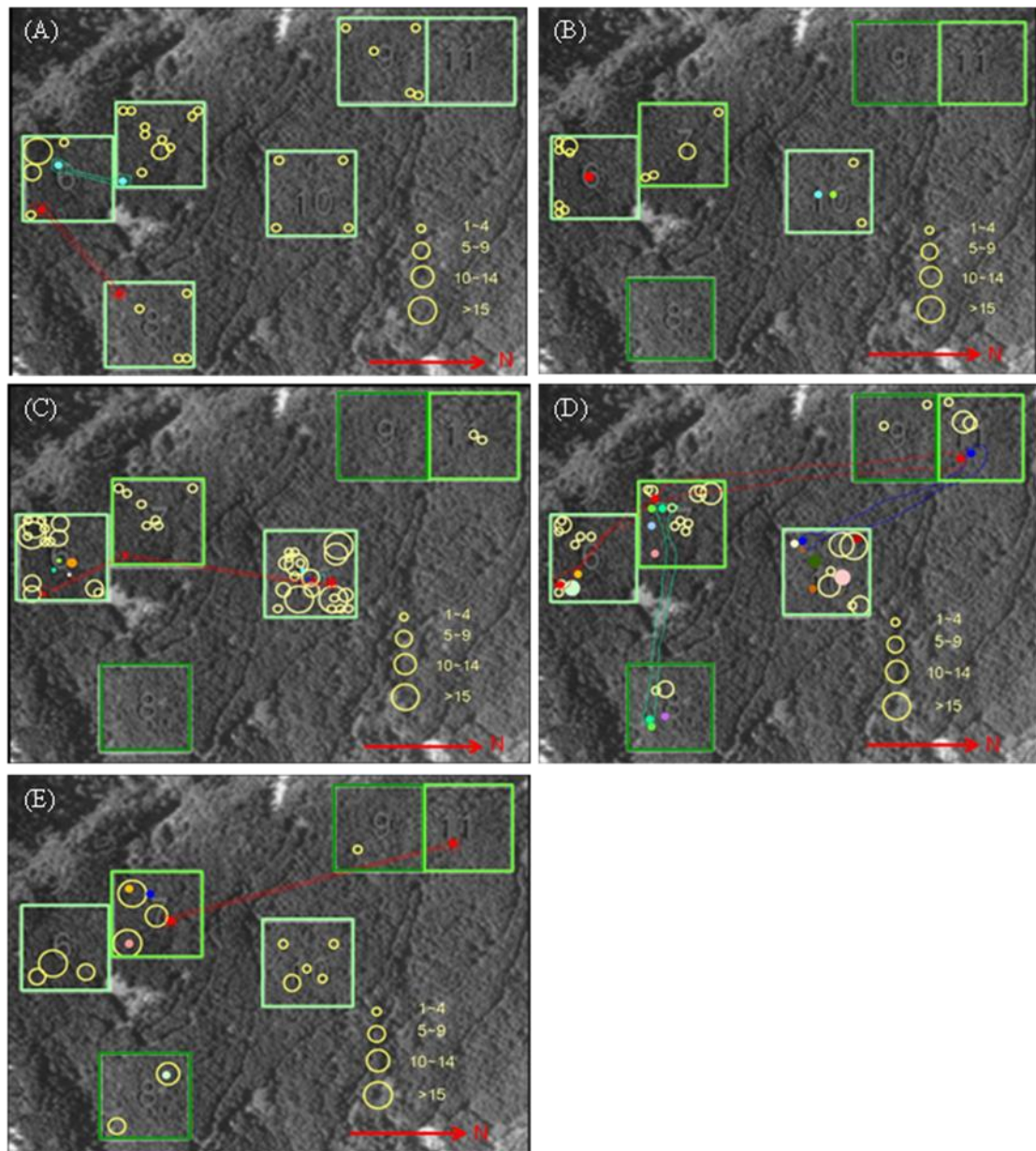
族群遺傳結構分成二個主要分支，2009 年以前與 2010 年以後的族群。
 相同年度各樣區族群遺傳結構相似度較高，而相同樣區在不同年度間族
 群遺傳結構相似度低。

表一、優勢菌種珊瑚菌 (*Scytinopogon* sp.) 以 RAPD 指紋所進行族群遺傳分析
 的結果。

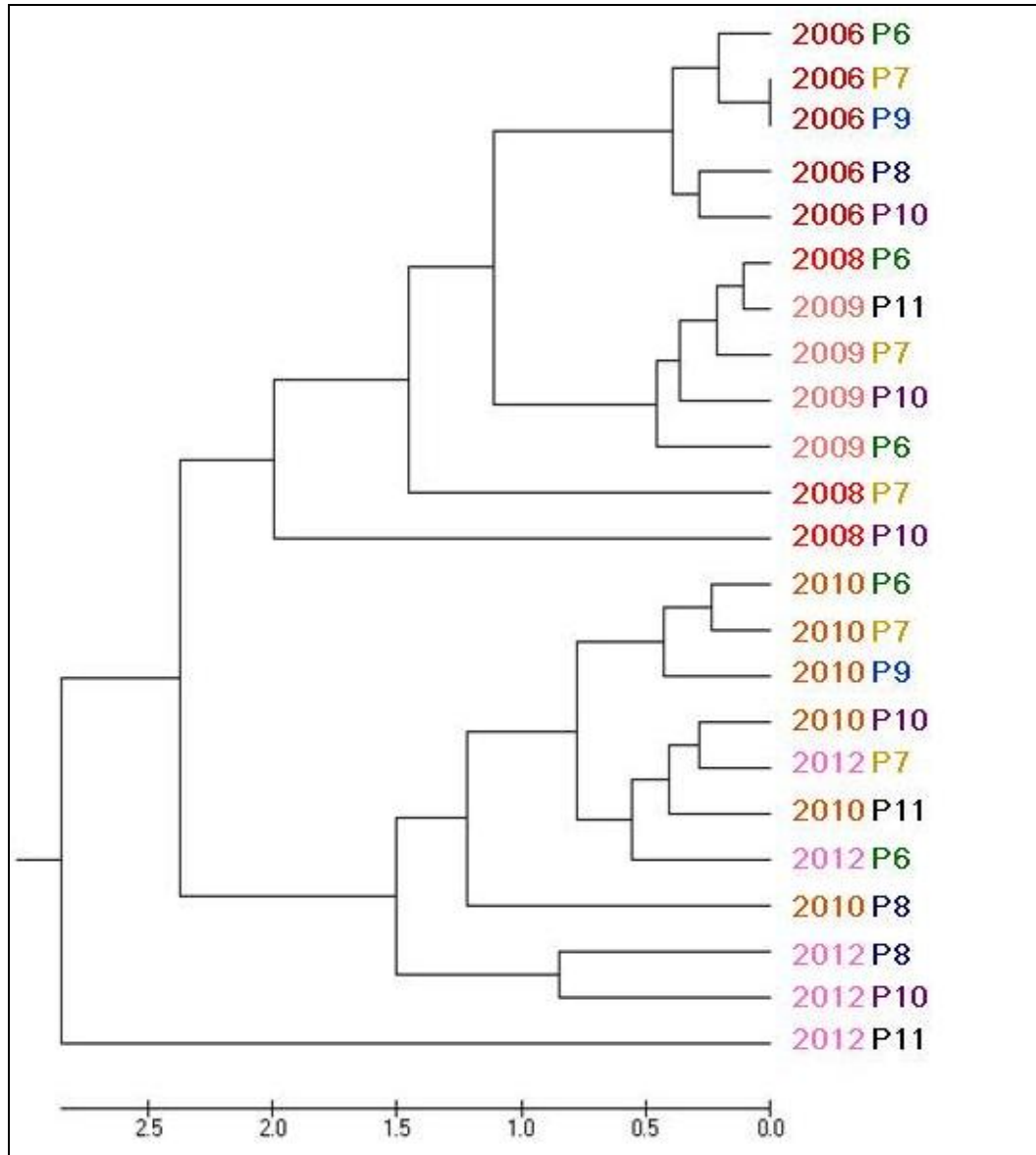
年度	95	97	98	99	101	Total
分析子實體個數	88	42	244	168	67	609
多型性條帶數目	49	43	55	60	31	73
多型性條帶百分比	65%	57%	77%	80%	41%	97%
遺傳個體 (genet) 數目	79	38	194 (5)*	128 (1) ⁺	61	493
遺傳多樣性	0.9	0.9	0.8	0.76	0.91	0.81
子實體 / 範圍	1~2	1~3	1~6	1~6	1~2	1~6
遺傳個 體 平均值	1.11	1.11	1.26	1.31	1.1	1.24

*括號內數字為跨 97 與 98 年度出現的遺傳個體數目

⁺括號內數字為跨 97、98 與 99 年度出現的遺傳個體數目



圖十二、95 年 ~ 101 年珊瑚菌遺傳個體 (genet) 空間分布圖。空心圓圈大小表示不同的遺傳個體族群大小，。實心圓表示出現二次以上的遺傳個體。(A) 疏伐前 (95 年)；疏伐後(B)第一年 (97 年)，(C)第二年 (98 年)，(D)第三年 (99 年)，(E)第五年 (101 年)。各圖間相同顏色圓圈不相關。



圖十三、2006 年到 2012 年，各處理樣區珊瑚菌族群遺傳結構相似度樹狀圖。

(P6、P10 為對照組；P7、P11 為 25% 疏伐處理組；P8、P9 為 50% 疏伐處理組。

根據以上珊瑚菌族群遺傳學特性，推測疏伐影響珊瑚菌不僅是出菇量所代表的有性生殖量的變化，而是年度菌落的更新。疏伐後第一年和第二年，原本位於疏伐樣區的珊瑚菌族群未見出菇，第三年以後出菇為不同遺傳體，係因原菌落生命週期短而未得延續，又受疏伐影響，新菌落未能拓殖，所導致的空窗期；第三年以後，回復的珊瑚菌族群為鄰近未疏伐樣區的珊瑚菌族群擔孢子傳播過去所拓殖的族群，與鄰近樣區族群遺傳個體 RAPD 相近。

因應環境條件，生物發展出它們的生存策略或生命史，歸納出三種植物對環境適應的策略，(1) R-策略 (Ruderal strategy) 物種，適應脅迫較低、干擾較強的環境；(2) C-策略 (Competitive strategy) 物種，適應脅迫較低、干擾較低的環境；(3) S-策略 (Stress-tolerant strategy) 物種，適應於脅迫較強、干擾較低的環境。Deacon 和 Fleming 於 1992 年引用以上植物學的概念，建立外生菌根真菌之生活史策略、拓殖策略與森林動態間的關係。他認為菌根真菌具有較短之生活週期、利用孢子拓殖、具有高繁殖力者，在營養豐富區或是剛受到擾動後之環境具有優勢，為 R-策略物種。S-策略菌根菌種則利用菌絲拓殖，它們會避免競爭且不投資太多能源在繁殖上，在脅迫較強的環境下可存活。

由珊瑚菌族群遺傳分析結果，可知該菌具有較短之生活週期、利用擔孢子拓殖以及具有高繁殖力。具高繁殖力與短生活週期，使珊瑚菌得以不斷建立新的菌落，而能適應干擾強的環境，使其在營養豐富的環境具有優勢，為 R-策略菌種。但是 R-策略菌種對低脅迫環境適應良好，對珊瑚菌而言，原來的柳杉林是營養豐富且低脅迫的棲地，使採行 R-策略的珊瑚菌成為該生態系的優勢菌種。疏伐處理對珊瑚菌造成高脅迫，影響珊瑚菌族群的可能因素有：1. 疏伐宿主植物，使存留宿主族群降低，減少棲地，使菌落族群降低；2. 疏伐導致環境因子改變，降低拓殖率，降低族群量；3. 疏伐導致環境因子改變，降低出菇率，減少孢子產量與傳播，降低拓殖率。也就是降低族群量使得疏伐樣區珊瑚

菌不僅有性生殖受干擾，出菇數降低，尤其年度更新時，族群拓殖受阻，導致族群衰減，中度疏伐族群猶可維持 4%，五年後回復；強度疏伐區疏伐後的壓力使族群消失，五年後回復 10%。根據族群遺傳多樣性分析顯示疏伐樣區族群係由鄰近區域珊瑚菌族群的孢子所播遷拓殖。

R-策略 (Ruderal strategy) 物種，適應脅迫較低、干擾較強的環境，具有較短之生活週期、利用孢子拓殖、具有高繁殖力者，在營養豐富區或是剛受到擾動後之環境具有優勢的物種。由珊瑚菌族群的遺傳個體分析讓我們了解干擾後樣區的族群為由鄰近區域族群傳播拓殖而來。若保留區域生態與種源，即使受干擾區域的族群消失，也可以藉由保留區的族群傳播拓殖，避免這個物種消失。

由珊瑚菌族群的遺傳個體分析讓我們了解 R-策略 (Ruderal strategy) 物種受壓力脅迫後的族群復育，有賴尚存族群的傳播與拓殖，在進行疏伐管理時，建議避免全面疏伐，應保留部分塊狀棲地區域(或島嶼)不予疏伐，以保留/保護種源，使 R-策略物種受壓力脅迫後，得以有保留的種源以更新、拓殖，避免消失。疏伐對其他 R-策略生物可能造成類似的效應，在以生態系經營為目的的林份管理上，本研究成果可作為 R-策略型生物保育參考。

珊瑚菌為外生菌根菌且與柳杉共生，如能獲得驗證，將是林業與學術上很大的發現，臺灣大學郭教授幸榮建議以苗木進行接種試驗予以驗證。郭教授認為珊瑚菌隨柳杉自日本引入可能性不大，原因為當年台灣係自日本購置種子而非苗木。另外，本菌種如為日本種源，則應有其與柳杉結合之充分論述，日本直到目前仍沒有此菌種的紀錄與報導，他們仍未發現柳杉共生菌。Sharma and Mishra (1982) 論文指出柳杉林發現他種外生菌根菌的紀錄，但未提出是柳杉的共生菌。研究團隊中的博士班學生林宛柔獲國科會與日本交流協會補助暑期赴日本研究，調查日本柳杉林是否有本珊瑚菌。該菌的分布和與柳杉的關係值得了解與驗證。

2. 蜘蛛部份

(A) 蜘蛛多樣性

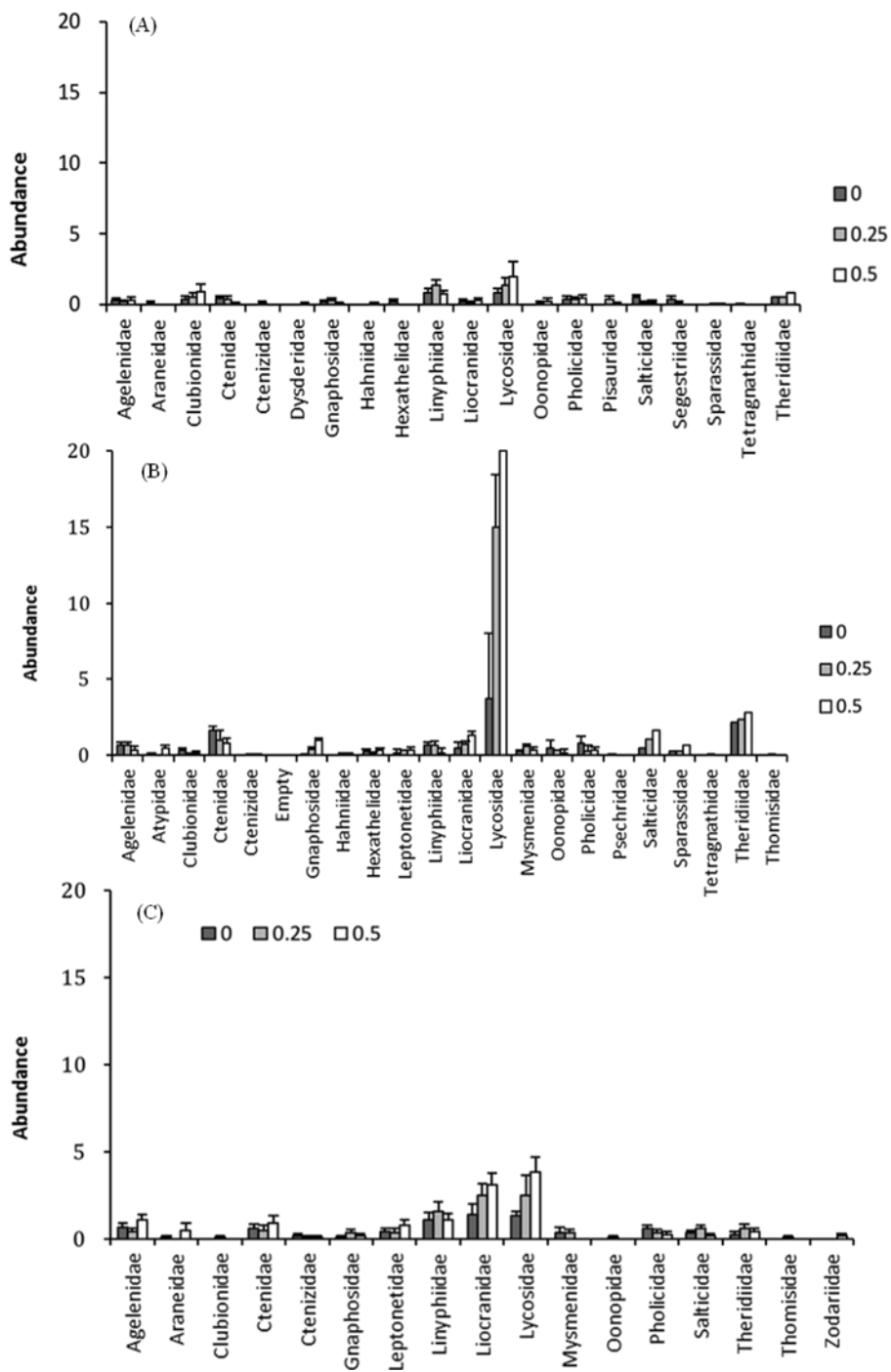
圖十四和圖十五分別顯示三個調查季節下疏伐程度間不同蜘蛛功能群及科級組成之個體數平均的長條圖。圖十四(A)及圖十五(A)的疏伐時間為疏伐前一年，捕捉到的蜘蛛個體數量為 201 隻，圖十四(B)及圖十五(B)的疏伐時間為疏伐後兩年，捕捉到的蜘蛛個體數為 807 隻，圖十四(C)及圖十五(C)的疏伐時間為疏伐後五年，捕捉到的蜘蛛個體數為 362 隻。不同的採集時間也會出現不同的優勢物種，在 2006 年八月的優勢科級物種（圖十四 A）與功能群物種（圖十五 A）分別為皿蛛科（Linyphiidae）與立體結網型蜘蛛功能群（Space weaver），在 2009 年九月的優勢科級物種（圖十四 B）與功能群物種（圖十五 B）分別為狼蛛科（Lycosidae）與地表徘徊型蜘蛛功能群（Ground runner），2012 年十月和 2009 年九月有類似的分布模式，但狼蛛科蜘蛛的數量遠少於上一季的數量。表二顯示以掉落式陷阱所收集之蜘蛛形態種在各種疏伐程度之多樣性指數。以 MANOVA 綜合比較掉落式陷阱所收集之動物在不同疏伐程度之結果顯示，不同疏伐程度對蜘蛛形態種之多樣性指數無顯著之影響（ $P = 0.7493$ ）。以 ANOVA 分別比較不同疏伐程度收集之蜘蛛形態種結果指出，物種數、個體數、物種歧異度、物種相似度、物種均勻度皆沒有顯著差異；在不同疏伐程度的物種均勻度當中，結果顯示為 NaN，顯示該疏伐程度內的樣區中，掉落式陷阱沒有捕捉到成熟蜘蛛個體，因此無法計算物種均勻度指數。而在進行不同疏伐程度的物種均勻度之變異數分析時，會將七個無成熟蜘蛛個體出現的樣區移除，以利分析進行。

以掉落式陷阱所收集之蜘蛛個體所計算之生物多樣性指數在不同疏伐處理樣區間並無顯著差異，可能原因是三種不同疏伐程度的人工林之植被已經相當類似已趨近彼此相似的植被。和前幾年的資料比較可得知，疏伐前一年捕捉到的蜘蛛個體數量為 201 隻，疏伐後兩年捕捉到的

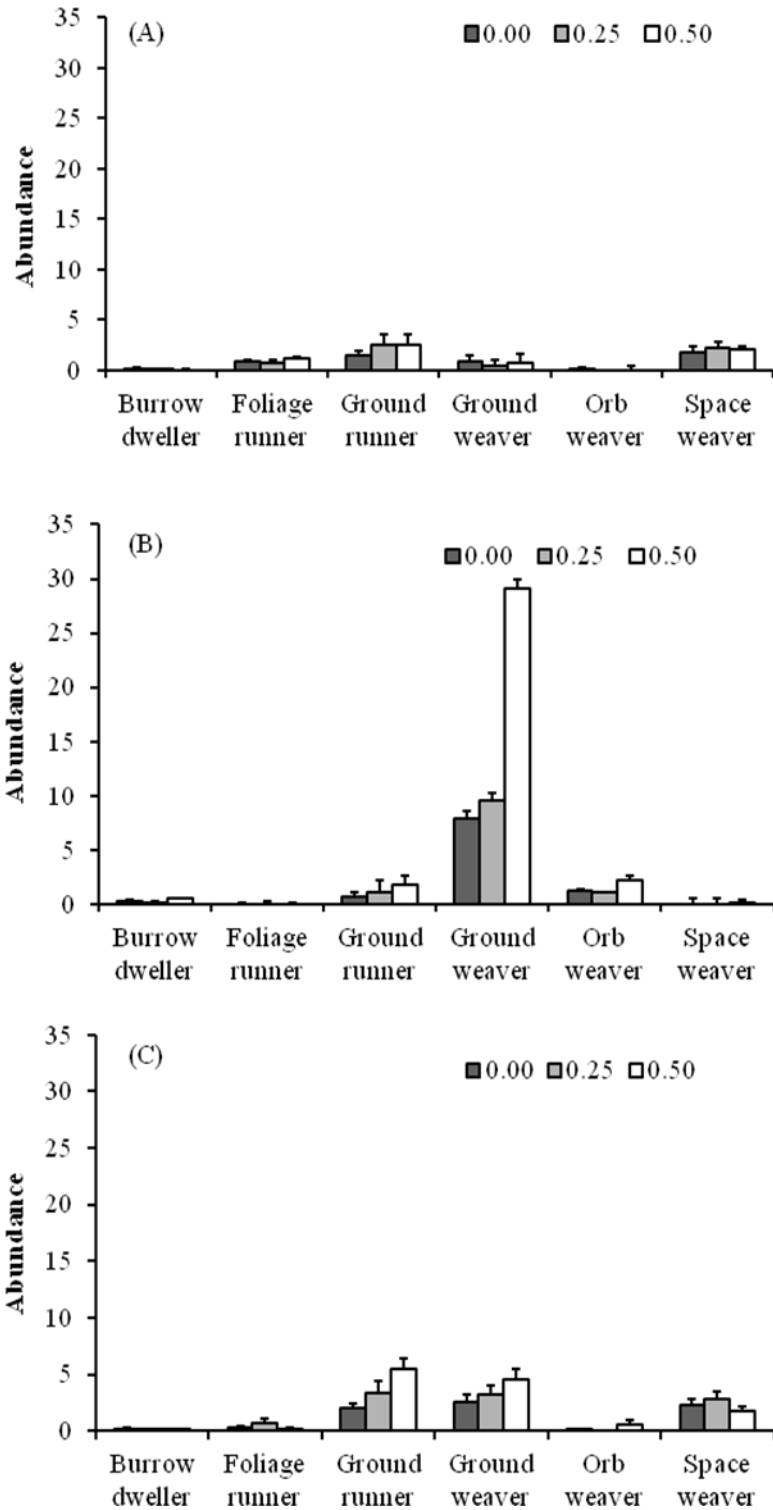
蜘蛛個體數為 807 隻，兩季的蜘蛛個體數差異為 603 隻，而本季所捕捉到的蜘蛛個體數為 362 隻，數量近似於疏伐前捕捉的蜘蛛個體數量。圖十四和圖十五也顯示了蜘蛛功能群與科級數量非常相近，表示出現在此三種不同疏伐程度的樣區的蜘蛛相非常近似於未疏伐的人工林之蜘蛛相。

表二、以掉落式陷阱所收集之蜘蛛形態種在不同疏伐程度之多樣性指數及以變異數分析比較之結果。多變量變異數分析 (MANOVA) 指出，三種不同疏伐程度對蜘蛛形態種無顯著之影響 ($P = 0.7493$)。

疏伐程度	物種數	個體數	物種歧異度	物種相似度	物種均勻度
0%	2.250 ± 1.602	2.750 ± 2.527	0.684 ± 0.558	0.573 ± 0.316	NaN
25%	2.333 ± 1.614	2.917 ± 1.782	0.677 ± 0.613	0.476 ± 0.338	NaN
50%	2.083 ± 1.083	2.917 ± 1.929	0.632 ± 0.442	0.483 ± 0.279	NaN
<i>P</i>	0.912	0.975	0.968	0.7	0.877



圖十四、2006年8月(A)、2009年9月(B)、2012年10月(C)之不同科級蜘蛛在不同疏伐程度之個體數平均 ± 標準誤差。



圖十五、2006年8月(A)、2009年9月(B)、2012年10月(C)之不同蜘蛛功能群在不同疏伐程度之個體數平均 ± 標準誤差。

(B) 以多元尺度分析比較不同疏伐程度樣區之蜘蛛多樣性

以掉落式陷阱採集之各樣點之蜘蛛科級組成與功能群所顯示未經過疏伐（2006 年 8 月）的人工林，其蜘蛛科級組成與功能群沒有顯著的分群現象。進行多元尺度之分析結果，發現在還未經過疏伐前，各個樣區彼此的組成是相當類似的（圖十六 A、B、表三、表四）。圖十六 C、D 的結果顯示在 2009 年，50%疏伐程度處理之蜘蛛，不論是科級組成或功能群組成，和其他兩種疏伐程度之人工林處理有很明顯的差異，且 25%及未疏伐程度處理之蜘蛛也有明顯之分群現象。圖十六 E 的結果顯示 2012 年 10 月未疏伐人工林、25%疏伐程度人工林與 50%疏伐程度人工林無法很明顯的區分開來（表三），和 2009 年 9 月在疏伐後兩年所進行之採集所獲之結果相比，三種不同疏伐程度的人工林之蜘蛛多樣性似乎有些類似。

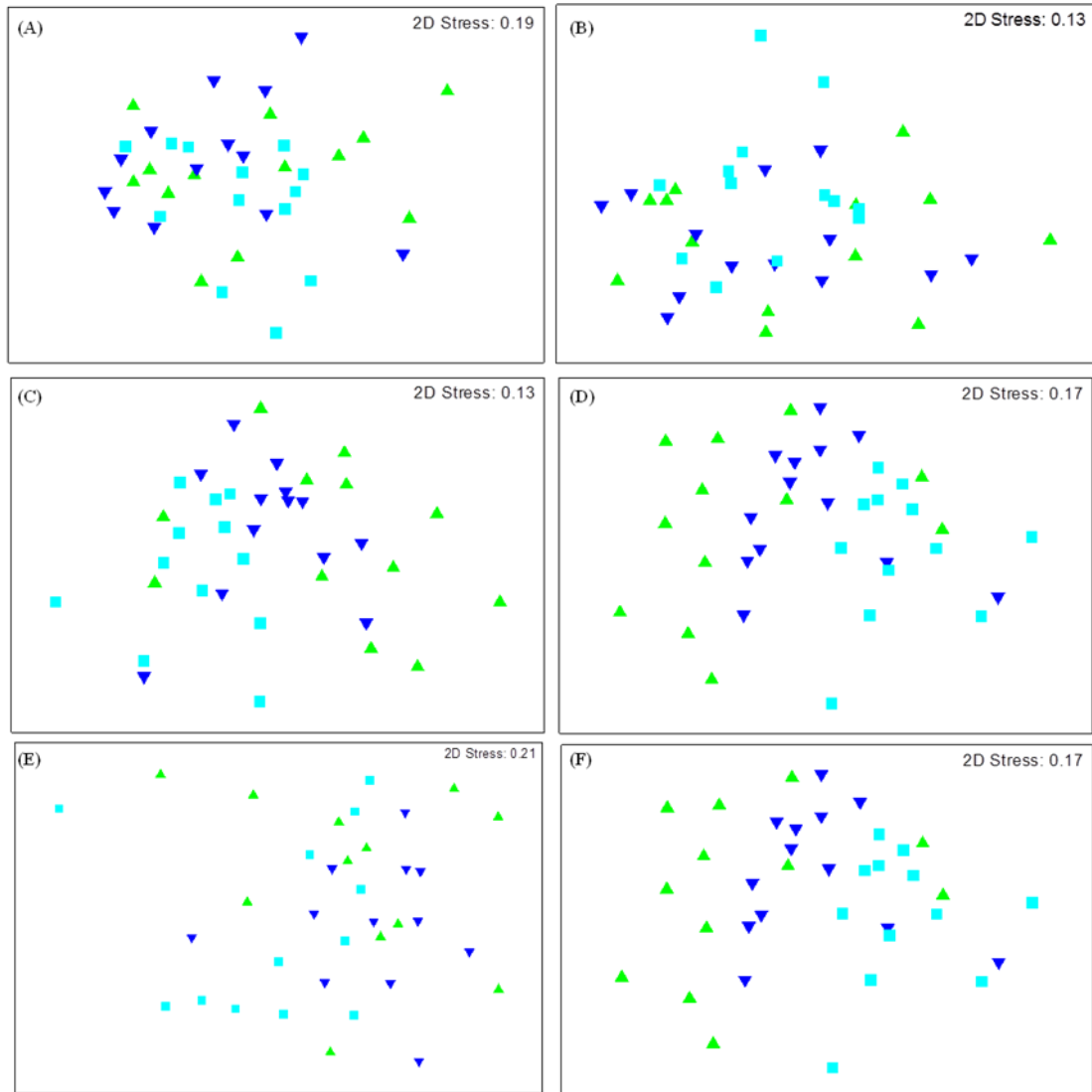
從三種不同疏伐程度之整體蜘蛛多樣性來看，三種不同疏伐程度之人工林已經不具明顯的分群現象($P = 0.076$)。在圖十六 E 中，2012 年十月的未疏伐人工林與 25%疏伐程度人工林之蜘蛛多樣性不具明顯分群現象，有可能的原因是，對蜘蛛的棲地而言，25%疏伐程度人工林的植被已逐漸恢復成未疏伐前的狀態。50%疏伐程度人工林的植被雖然仍和未疏伐人工林有明顯地分群現象(表四，50% vs. UPF, $P = 0.022$)，和 2009 年九月的結果相比，分群現象已趨於減緩。此結果顯示在疏伐的五至六年後，微環境因子或許已回復至疏伐前之狀況，而導致蜘蛛相回復到未疏伐前的情況。

表三、2006 年 8 月、2009 年 9 月、2012 年 10 月人倫地表層各樣點蜘蛛科級組成進行之兩兩棲地間之 ANOSIM 分析之結果。UPF：未疏伐人工林，25%：疏伐程度 25% 之人工林，50%：疏伐程度 50% 之人工林。

		Global <i>R</i>	25% vs. 50%	25% vs. UPF	50% vs. UPF
Aug-06	<i>R</i>	0.114	0.097	-0.007	-0.022
	<i>p</i>	0.019	0.039	0.472	0.638
Sep-09	<i>R</i>	0.275	0.269	0.142	0.442
	<i>p</i>	0.001	0.002	0.017	0.001
Oct-12	<i>R</i>	0.055	0.022	0.05	0.098
	<i>p</i>	0.087	0.302	0.16	0.056

表四、2006 年 8 月、2009 年 9 月、2012 年 10 月人倫地表層各樣點蜘蛛功能群組成進行之兩兩棲地間之 ANOSIM 分析之結果。UPF：未疏伐人工林，25%：疏伐程度 25% 之人工林，50%：疏伐程度 50% 之人工林。

		Global <i>R</i>	25% vs. 50%	25% vs. UPF	50% vs. UPF
Aug-06	<i>R</i>	0.006	0.058	-0.056	0.019
	<i>p</i>	0.373	0.126	0.926	0.254
Sep-09	<i>R</i>	0.195	0.166	0.085	0.357
	<i>p</i>	0.001	0.012	0.064	0.001
Oct-12	<i>R</i>	0.055	-0.027	0.128	0.077
	<i>p</i>	0.076	0.077	0.688	0.022



圖十六、各棲地利用地表層蜘蛛數量組成所獲之 MDS 圖形。(A) 2006 年 8 月由蜘蛛科級組成所計算之結果；(B) 2006 年 8 月由蜘蛛功能群組成所計算之結果；(C) 2009 年 9 月由蜘蛛科級組成所計算之結果；(D) 2009 年 9 月由蜘蛛功能群組成所計算之結果；(E) 2012 年 10 月由蜘蛛科級組成所計算之結果；(F) 2012 年 10 月由蜘蛛功能群組成所計算之結果。■：未疏伐人工林，▲：25%疏伐程度人工林，▼：50%疏伐程度人工林。

3. 哺乳動物

(A) 底片式紅外線自動照相機：

從 2012 年 4 月 17 日至 2013 年 4 月 27 日止，已完成 5 個階段的調查，每次皆架設共 24 台底片式紅外線自動照相機進行調查，各段調查時間的相機工作時數及總工作時數如表五所示，合計總共是 75129.42 小時。

表五、各相機工作時數(Hrs)。

		04/17~09/14		09/14~11/08		11/08~01/10		01/10~03/18		03/18~04/27		總計(Hrs)
		CAM1	CAM2	CAM1	CAM2	CAM1	CAM2	CAM1	CAM2	CAM1	CAM2	
0% 未疏伐	Plot3	790.78	NA	527.68	776.35	837.70	300.50	399.08	930.87	960.42	960.87	6484.25
	Plot6	1116.53	1274.17	981.72	1000.00	1017.73	1015.58	1011.75	1010.07	1010.38	1012.28	1014.22
	Plot10	7.40*	NA	NA	NA	613.10	NA	NA	1356.00	881.50	696.08	3554.08
	Plot12	898.25	1153.95	171.03	170.88	256.60	3.03*	735.32	908.88	963.70	963.48	6225.13
25% 疏伐	Plot1	1558.20	1007.00	1060.58	0.15*	1091.87	NA	1123.82	900.33	963.07	891.53	8596.55
	Plot4	1444.78	880.83	236.20	955.50	293.38	1125.63	979.98	500.10	960.88	324.00	7701.30
	Plot7	630.92	NA	814.15	410.30	1015.15	NA	745.52	478.32	420.53	476.92	4991.80
	Plot11	728.95	830.57	476.02	700.10	769.55	1098.37	NA	0.00*	2.97*	20.60*	4627.12
50% 疏伐	Plot2	846.97	8.62*	1244.50	29.07*	708.10	284.25	NA	375.38	961.60	948.00	5406.48
	Plot5	NA	861.48	NA	798.63	981.73	523.78	1016.17	276.00	571.77	783.92	5813.48
	Plot8	803.98	1019.25	2.48*	385.60	747.93	NA	865.25	28.62*	NA	540.00	4393.12
	Plot9	1180.23	NA	731.33	1.22	1014.78	1016.68	1017.20	1010.65	1010.27	1010.52	1010.88
計(Hrs)	1007.00	1015.87	1015.70	1019.80	1015.63	1011.83	1014.08	1017.22	1017.08	1015.20	10129.42	

NA：相機故障。

*：相機連續空拍造成工作時數不足。

自動照相機從 2012/4/17 至 2012/6/21 間，共拍攝到 7 種哺乳動物，包含刺鼠、赤腹松鼠、鼬獾、黃鼠狼、臺灣野兔、山羌及臺灣野山羊，其中以刺鼠、鼬獾、山羌及臺灣野山羊的出現頻度較高，平均 OI 值分別是 2.59 及 2.34、4.31 及 16.92，但是臺灣野山羊的平均 OI 值因 P2 樣區相機工作時數不足造成高估，將此修正後之平均 OI 值應為 2.62。另外，亦紀錄鳥類共 5 種，包含藪鳥、竹鳥、虎鶯、竹雞及藍腹鷓，出現頻度較高的是藪鳥、竹雞和藍腹鷓，其平均 OI 值分別是 2.49、3.73 及 2.77（表六）。

原預計於 8 月初將自動照相機的底片及電池更換已進行第二次監測調查，但是本年度受蘇拉、海葵及天秤颱風影響，造成野外調查困難，本團隊於 8/10 欲前往樣區時發現人倫林道約 5K 處正在進行道路修補，以至於無法通行，遂延宕至 9/14 尚前往進行更換，然 P3 樣區以後的路段毀損嚴重，需人為徒步進入 P4 至 P11 樣區，其中以 P5 樣區處的崩壁尤其危險（圖十七）。



圖十七、P5 樣區處的大崩壁。

自 2012/9/14 至 2012/11/08 共拍攝到 8 種哺乳動物，包含刺鼠、赤腹松鼠、鼬獾、黃鼠狼、臺灣獼猴、山羌、臺灣野山羊及一種無法清楚辨識的蝙蝠，其中以刺鼠及鼬獾的出現頻度較高，平均 OI 值分別是 3.10 及 6.33。另外亦紀錄有鳥類 6 種，包含藪鳥、竹鳥、大彎嘴畫眉、虎鶯、竹雞及藍腹鷓，出現頻度最高的是藪鳥，平均 OI 值是 80.08，但此平均 OI 值因 P8 樣區相機工作時數不足造成高估，將此修正後之平均 OI 值應為 6.96（表六）。

自 2012/11/08 至 2013/1/10 共拍攝到 10 種哺乳動物，包含刺鼠、鼬獾、黃鼠狼、黃喉貂、臺灣獼猴、臺灣野豬、臺灣野兔、山羌及臺灣野山羊，其中以臺灣野兔、山羌和臺灣野山羊出現頻度較高，平均 OI 值分別是 3.66、3.85 和 4.21。另外紀錄鳥類 5 種，包含藪鳥、竹鳥、大彎嘴畫眉、虎鶯和藍腹鷓，以藪鳥出現頻度最高，平均 OI 值為 4.04（表六）。

自 2013/1/10 至 2013/3/18 共拍攝到 9 種哺乳動物，包含刺鼠、赤腹松鼠、鼬獾、黃鼠狼、黃喉貂、臺灣野兔、山羌及臺灣野山羊及一種不知名蝙蝠。其中以赤腹松鼠及山羌的出現頻度較高，其平均 OI 值分別為 10.21 和 5.45。另外鳥類紀錄有 5 種，含藪鳥、大彎嘴畫眉、虎鶯、竹雞和藍腹鷓，以大彎嘴畫眉的出現頻度最高，平均 OI 值為 7.25（表六）。

自 2013/3/18 至 2013/4/27 共拍攝到 9 種哺乳動物，包含刺鼠、赤腹松鼠、長吻松鼠、鼬獾、黃鼠狼、臺灣野豬、臺灣野兔、山羌和臺灣野山羊。其中以長吻松鼠及鼬獾的出現頻度較高，平均 OI 值為 2.16 和 2.98。另外紀錄有六種鳥類，包含藪鳥、竹鳥、虎鶯、竹雞、深山竹雞和藍腹鷓，以藪鳥和藍腹鷓出現頻度較高，平均 OI 值為 2.06 和 5.06（表六）。

本年度所拍攝到的物種，與上年度相比較，並沒有增加新的紀錄物種，但是本年度減少的紀錄物種中，屬於此海拔較不常見或是數量本身即為稀少的物種，如水鹿和臺灣小鼩鼠。

以下是主要監測物種結果在疏伐前後的平均 OI 值的趨勢：

刺鼠方面，顯示疏伐後第 1 年三種不同疏伐處理下平均 OI 值皆呈現下降趨勢。疏伐後第 2 年僅未疏伐樣區明顯上升，25%疏伐稍微下降，50%疏伐則持平，疏伐後第 3 年未疏伐 Plot 仍持續上升且 25%疏伐和 50%疏伐亦略微增加。疏伐後第 4 年除 25%疏伐樣區持平外皆略為下降。疏伐後第 5 年則呈現 50%疏伐樣區上升，其他疏伐處理則下降(圖十八)。

鼬獾方面，疏伐後第 1 年三種處理下的平均 OI 值皆呈現上升趨勢，以 25%疏伐處理上升最多。疏伐後第 2 年僅 50%疏伐 Plot 維持穩定，未疏伐 0%和 25%疏伐則明顯下降。疏伐後第 3 年僅 0%未疏伐處理些微上升，25%和 50%疏伐則下降。疏伐後第 4 年除 50%疏伐處理維持穩定外，另外兩種處理仍呈現下降趨勢。疏伐後第 5 年則是皆呈現上升的趨勢(圖十八)。

黃鼠狼方面，疏伐後第 1 年三種疏伐處理下的平均 OI 值皆呈現下降的趨勢，且 50%疏伐處理下平均 OI 值降低至零。疏伐後第 2 年三種疏伐處理皆上升。疏伐後第 3 年大致維持穩定。疏伐後第 4 年在 25%處理下平均 OI 值下降，其餘兩種處理則呈現上升趨勢，以 50%疏伐處理上升最為明顯。疏伐後第 5 年則都呈現上升的趨勢(圖十八)。

山羌方面，疏伐後第 1 年除 50%疏伐處理下的平均 OI 值呈現上升情形，另外皆呈現降低的趨勢。疏伐後第 2 年三種疏伐處理皆呈現略微下降情形，且 25%疏伐降低至零。疏伐後第 3 年三種處理皆呈現上升情形。疏伐後第 4 年三種處理亦呈現上升情形且穩定。疏伐後第 5 年則又明顯上升(圖十八)。

藍腹鵲方面，疏伐後第 1 年在未疏伐及 25%疏伐處理下的平均 OI 值增加，但是接下來幾年在不同處理上有並無明顯不同的波動情形(圖十八)。

另外在赤腹松鼠方面，50%疏伐處理在各年度間較無變化，25%疏伐處理僅在疏伐後第 3 年降低為零外，其他年度亦無明顯變化，未疏伐樣區在疏伐後第 2

年及疏伐後第 3 年呈現上升趨勢，但是在疏伐第 4 年以後回復到與疏伐前相似的平均 OI 值(圖十八)。

利用統計分析結果可發現在各年度內的不同疏伐處理下多為無顯著差異，僅赤腹松鼠在 25% 和 50% 疏伐處理下有差異($P=0.024$)以及藍腹鷓在 0% 和 50% 疏伐處理下有差異($P=0.023$)。

在不同疏伐處理下的各年間亦多為無顯著差異，僅山羌在疏伐後第 5 年與其他年度皆達顯著差異($P<0.01$)，以及鼬獾在疏伐後第 1 年和疏伐後第 4 年達顯著差異($P=0.027$)。

以赤腹松鼠來看，疏伐前與疏伐後皆呈現相似的平均 OI 值，僅在疏伐後第 2、3 年稍有差異，但就本年度來看，不管是 25% 或 50% 疏伐的樣區皆具有較高的平均 OI 值，可能與松鼠樹棲的特性有關，因本研究調查使用的自動照相機皆為朝向地面進行拍攝，因此可能拍到松鼠的機會與地表植物密度有關，疏伐過後的樣區地表植物密度較為稀疏，因此較有機會能拍到松鼠經過(圖十八、表七)。

而本年度資料發現山羌的平均 OI 值在不同疏伐處理下皆呈現增加的趨勢，刺鼠本年度則是在 50% 疏伐處理下有增加的趨勢，黃鼠狼則是在 25% 疏伐處理的平均 OI 值增加，鼬獾和藍腹鷓則是皆呈現增加的趨勢(圖十八、表七)。

本年度臺灣獼猴的出現頻度較低，僅在 25% 疏伐處理的 P11 樣區有紀錄。臺灣野山羊多出現於坡度較大的樣區，應該與物種生活習性有關。臺灣野豬則是在 25% 和 50% 疏伐樣區有零星紀錄。保育類黃喉貂則是在春季時間於未疏伐和 50% 疏伐樣區有零星紀錄，可能是經過的個體(表六)。

表六、不同疏伐樣區自動照相機所拍攝之物種有效照片張數及平均 OI 值。

	0%疏伐(未疏伐)		25%疏伐		50%疏伐		總計	
	有效照 片張數	平均 OI 值	有效照 片張數	平均 OI 值	有效照 片張數	平均 OI 值	有效照 片張數	平均 OI 值
2012/04/17~ 2012/09/14								
刺鼠	9	2.84	2	2.27	4	1.97	15	2.47
赤腹松鼠	1	0.90	0	0	0	0	1	0.90
鼬獾	0	0	1	1.14	3	3.54	4	2.32
黃鼠狼	0	0	0	0	1	1.16	1	1.16
臺灣野兔	0	0	2	1.28	0	0	2	1.28
山羌	12	5.02	19	4.21	16	4.14	47	4.36
臺灣野山羊	8	2.61	12	3.09	2	2.46	22	2.84
藪鳥	0	0	0	0	2	2.49	2	2.49
竹鳥	1	0.87	0	0	0	0	1	0.87
虎鵝	0	0	0	0	1	1.18	1	1.18
竹雞	0	0	0	0	3	3.73	3	3.73
藍腹鵲	9	2.83	0	0	0	0	9	2.83
2012/09/14~ 2012/11/08								
刺鼠	1	1.02	2	2.26	5	6.84	8	3.08
赤腹松鼠	1	3.97	4	1.55	0	0	5	1.77
鼬獾	3	1.71	3	1.49	4	1.93	10	1.71
黃鼠狼	0	0	1	0.94	1	0.80	2	0.87
臺灣獼猴	0	0	1	2.10	0	0	1	2.10
山羌	1	1.02	2	1.46	4	2.09	7	1.64
臺灣野山羊	0	0	1	1.05	1	0.80	2	0.91
不知名蝙蝠	0	0	0	0	1	0.80	1	0.80
藪鳥	9	6.41	25	5.99	5	6.24	39	6.11
竹鳥	0	0	0	0	8	2.88	8	2.88
大彎嘴畫眉	0	0	2	1.63	0	0	2	1.63
虎鵝	1	1.29	0	0	0	0	1	1.29
竹雞	0	0	0	0	2	2.73	2	2.73
藍腹鵲	4	3.24	5	4.08	1	0.87	10	2.77

續表六、不同疏伐樣區自動照相機所拍攝之物種有效照片張數及平均 OI 值。

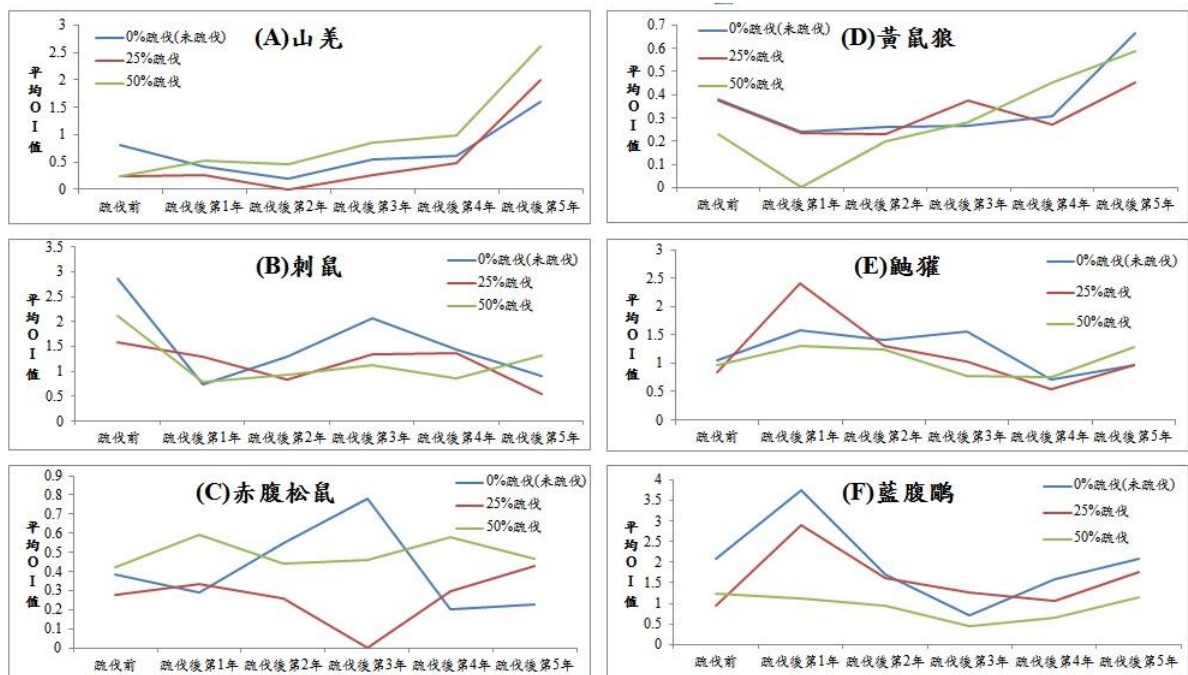
2012/11/08~ 2013/01/10	0%疏伐(未疏伐)		25%疏伐		50%疏伐		總計	
	有效照 片張數	平均 OI 值	有效照 片張數	平均 OI 值	有效照 片張數	平均 OI 值	有效照 片張數	平均 OI 值
刺鼠	1	1.63	1	0.91	2	1.67	4	1.37
鼬獾	1	3.90	5	2.31	3	1.52	9	2.05
黃鼠狼	1	1.63	3	1.35	1	2.04	5	1.50
黃喉貂	1	3.33	0	0	0	0	1	3.33
臺灣獼猴	0	0	1	1.30	0	0	1	1.30
臺灣野豬	0	0	1	0.89	0	0	1	0.89
臺灣野兔	0	0	4	3.66	0	0	4	3.66
山羌	11	6.07	13	3.68	10	2.61	34	3.71
臺灣野山羊	1	3.33	0	0	5	5.09	6	4.68
不知名動物	0	0	0	0	1	1.34	1	1.34
藪鳥	3	2.64	2	1.44	7	4.62	12	2.97
竹鳥	0	0	0	0	2	1.62	2	1.62
大彎嘴畫眉	0	0	0	0	1	1.91	1	1.91
虎鵝	1	3.33	0	0	0	0	1	3.33
藍腹鵲	11	3.37	5	1.37	4	1.54	20	2.10
2013/01/10~ 2013/03/18	有效照 片張數	平均 OI 值	有效照 片張數	平均 OI 值	有效照 片張數	平均 OI 值	有效照 片張數	平均 OI 值
刺鼠	2	1.54	1	1.11	5	3.04	8	2.08
赤腹松鼠	0	0	1	1.11	3	2.56	4	1.93
鼬獾	5	1.46	2	1.06	0	0	7	1.32
黃鼠狼	0	0	1	0.89	2	2.57	3	1.58
黃喉貂	0	0	0	0	1	1.28	1	1.28
臺灣野兔	0	0	2	2.22	0	0	2	2.22
山羌	5	1.40	8	2.56	11	3.54	24	2.45
臺灣野山羊	1	0.74	2	1.35	2	1.06	5	1.06
不知名蝙蝠	0	0	0	0	2	1.45	2	1.45
藪鳥	3	1.32	10	3.84	19	9.90	32	4.71
大彎嘴畫眉	0	0	0	0	2	7.25	2	7.25
虎鵝	5	1.43	5	3.63	1	1.16	11	1.91
竹雞	0	0	1	0.89	0	0	1	0.89
藍腹鵲	2	1.18	0	0	11	3.93	13	2.89

續表六、不同疏伐樣區自動照相機所拍攝之物種有效照片張數及平均 OI 值。

2013/03/18~ 2013/04/27	0%疏伐(未疏伐)		25%疏伐		50%疏伐		總計	
	有效照 片張數	平均 OI 值	有效照 片張數	平均 OI 值	有效照 片張數	平均 OI 值	有效照 片張數	平均 OI 值
刺鼠	5	1.46	2	1.52	4	2.10	11	1.65
赤腹松鼠	0	0	2	2.08	2	1.15	4	1.48
長吻松鼠	0	0	1	1.12	3	3.13	4	2.16
鼬獾	5	2.02	9	4.14	10	2.93	24	2.98
黃鼠狼	0	0	0	0	1	1.04	1	1.04
臺灣野豬	0	0	1	1.04	1	1.75	2	1.30
臺灣野兔	0	0	1	1.04	0	0	1	1.04
山羌	4	1.19	4	2.16	5	1.54	13	1.54
臺灣野山羊	5	1.91	1	1.04	3	1.22	9	1.49
藪鳥	0	0	4	2.13	3	1.97	7	2.06
竹鳥	1	1.04	2	1.08	1	1.04	4	1.06
虎鵝	5	1.91	0	0	0	0	5	1.91
竹雞	0	0	0	0	1	1.75	1	1.75
深山竹雞	1	1.04	0	0	0	0	1	1.04
藍腹鵝	17	5.08	10	8.19	1	1.04	28	5.06

表七、各監測物種在不同年度及不同疏伐程度樣區的平均 OI 值。

	物種名稱	0%疏伐 (未疏伐)	25% 疏伐	50% 疏伐	總計
疏伐前	刺鼠	2.87	1.57	2.13	2.19
	赤腹松鼠	0.38	0.28	0.42	0.35
	鼬獾	1.05	0.83	0.97	0.95
	黃鼠狼	0.38	0.37	0.23	0.33
	山羌	0.82	0.24	0.24	0.34
	藍腹鵲	2.07	0.94	1.23	1.39
	疏伐後 第 1 年	刺鼠	0.73	1.29	0.78
赤腹松鼠		0.29	0.33	0.59	0.38
鼬獾		1.57	2.40	1.31	1.76
黃鼠狼		0.24	0.24	0.00	0.24
山羌		0.41	0.26	0.53	0.40
藍腹鵲		3.76	2.90	1.13	2.45
疏伐後 第 2 年		刺鼠	1.29	0.82	0.94
	赤腹松鼠	0.55	0.26	0.44	0.42
	鼬獾	1.41	1.31	1.23	1.31
	黃鼠狼	0.26	0.23	0.20	0.23
	山羌	0.19	0.00	0.45	0.32
	藍腹鵲	1.70	1.63	0.94	1.48
	疏伐後 第 3 年	刺鼠	2.06	1.33	1.13
赤腹松鼠		0.78	0.00	0.46	0.64
鼬獾		1.55	1.02	0.77	1.15
黃鼠狼		0.27	0.37	0.28	0.31
山羌		0.55	0.25	0.86	0.63
藍腹鵲		0.72	1.25	0.44	0.87
疏伐後 第 4 年		刺鼠	1.44	1.37	0.87
	赤腹松鼠	0.20	0.30	0.58	0.36
	鼬獾	0.72	0.54	0.76	0.66
	黃鼠狼	0.31	0.27	0.45	0.34
	山羌	0.61	0.47	0.98	0.73
	藍腹鵲	1.59	1.05	0.64	1.05
	疏伐後 第 5 年	刺鼠	0.92	0.55	1.33
赤腹松鼠		0.23	0.43	0.47	0.42
鼬獾		0.96	0.96	1.29	1.08
黃鼠狼		0.67	0.45	0.59	0.54
山羌		1.60	1.99	2.62	2.06
藍腹鵲		2.08	1.76	1.14	1.73



圖十八、三種不同疏伐處理下疏伐前後山羌(A)、刺鼠(B)、赤腹松鼠(C)、黃鼠狼(D)、鼬獾(E)及藍腹鵝(F)的平均 OI 值變化。

(B) 掉落式陷阱：

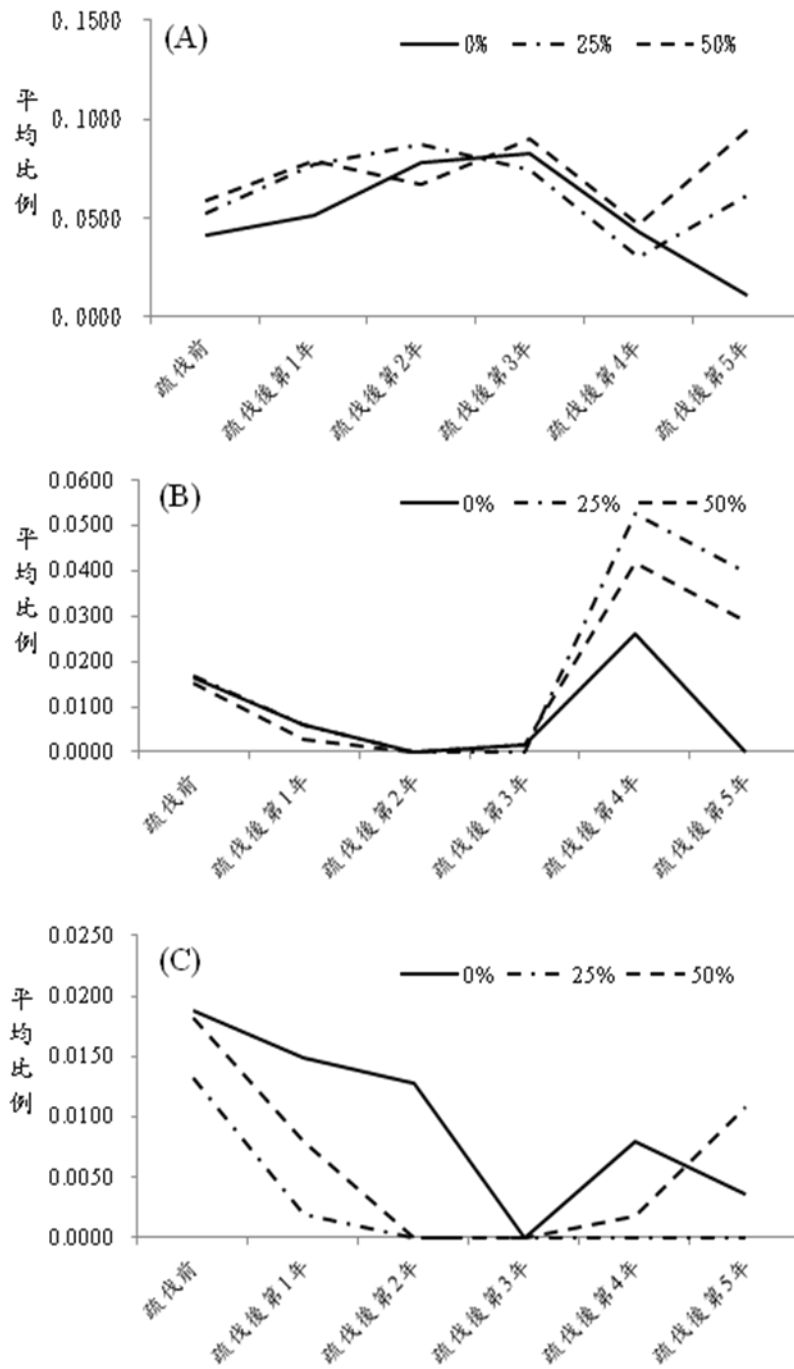
從 2012 年 4 月 17 日至 2013 年 4 月 27 日共進行 2 次掉落式陷阱調查，分別在 2012 年 10 月及 2013 年 4 月，都是 7 個捕捉夜，共捕捉到哺乳類 44 隻，其中共包含 43 隻齧形目動物。因為掉落式陷阱捕獲的個體多為齧形目動物，因此僅分析齧形目動物部份，其中共捕獲 3 個種類的齧形目哺乳動物，包含灰鼯鼯 (*Crocidura tanakae*)、長尾麝鼯 (*Crocidura kurodai*) 和細尾長尾鼯 (*Chodsigoa sodalis*)，各種類總共捕獲數量分別是 13 隻、28 隻及 2 隻 (表八)。

表八、各樣區(Plot)掉落式陷阱所捕獲之鼬形目物種數量。

疏伐處理	樣區	灰鼬	長尾麝鼬	細尾長尾鼬	總計
0% 未疏伐	Plot3	0	1	1	2
	Plot6	0	0	0	0
	Plot10	0	0	0	0
	Plot12	0	0	0	0
25% 疏伐	Plot1	0	2	0	2
	Plot4	3	5	0	8
	Plot7	2	0	0	2
	Plot11	2	4	0	6
50% 疏伐	Plot2	2	2	1	5
	Plot5	2	2	0	4
	Plot8	1	6	0	7
	Plot9	1	6	0	7
總計		13	28	2	43

本年度結果看來在未疏伐樣區所捕獲的數量非常少，僅有 2 隻細尾長尾鼬，而此物種在本研究地的數量本來就不多，因此未疏伐樣區幾乎沒有捕獲任何鼬形目動物，而 25% 及 50% 疏伐處理的樣區在數量上呈現捕獲較多的趨勢。利用本年度鼬形目動物的捕捉數量與本中心以往調查所得的資料進行比較，分析不同疏伐處理間的數量差異，可以發現各種類族群波動情形(圖十九)。

長尾麝鼬的數量在疏伐後第 3 年開始呈現數量下降的趨勢，但是在疏伐後第 5 年數量又有回升。而灰鼬則是在疏伐後第 3 年開始數量增加，但是在疏伐後第 5 年數量下降。細尾長尾鼬則是因為數量原本就不多，在疏伐後的數量皆呈現較少的趨勢。



圖十九、三種不同疏伐處理下疏伐前後長尾麝鮑(A)、灰鮑鱧(B)及細尾長尾鮑(C)數量變化。

五、 參與研討會與發表論文

1. Lin WR, Wang PH. 2013. The responses of macrofungal community to forest thinning. Asian Mycological Congress and the 13th International Marine and Freshwater Mycology Symposium. Beijing, China.
2. 林宛柔、汪碧涵。2013。柳杉林內優勢白珊瑚菌的出菇表現和遺傳多樣性。第十一屆海峽兩岸菌物學會。北京，中國。

六、 致謝

計畫承林務局計畫經費支持，林務局南投林管處協助，謹此致謝。

七、 參考文獻

- 莊舜堯、陳岳民、王明光、郭幸榮、黃正良和金恒鏞。2005。森林疏伐對土壤氮素礦化及硝化作用之影響。台灣林業科學 20: 167-77。
- 張學文、吳啟斌、楊建鴻和陳盈良。2000。台灣杉純林疏伐前後對鳥類群聚的影響。2000 年動物行為暨生態研究研討會討論文摘要。
- 郭寶章。1985。台灣赤腹松鼠對松林危害及其防除之造林學研究。臺灣大學農學院研究報告 25:107-111。
- 廖宇賡。1985。撫育對柳山造林地內松鼠活動與危害之研究。臺灣大學森林所碩士論文,台北。
- Alaback PB, Herman FR (1988) Long-term response of understory vegetation to stand density in Picea-Tsuga forests. Canadian Journal of Forest Research 18:1522–1530
- Anderson DA, Holland II (1982) Forest and forestry. The Interstate Printers and Publishers, Inc. USA
- Ash AN, Bruce RC (1994) Impacts of timber harvesting on salamanders. Conservation Biology 8:300–301
- Barbhuiya AR, Arunachalam A, Pandey HN, Khan ML, Arunachalam K (2008) Effects of disturbance on fine roots and soil microbial biomass C, N and P in a

- tropical rainforest ecosystem of Northeast India. *Current Science* 94:572–574
- Barbhuiya AR, Arunachalam A, Pandey HN, Khan ML, Arunachalam K, Khan ML, Nath PC (2004) Dynamics of soil microbial biomass C, N and P in disturbed and undisturbed stands of a tropical wet-evergreen forest. *European Journal of Soil Biology* 40:113–121
- Bender LC, Minnis DL, Haufler JB (1997) Wildlife responses to thinning red pine. *Northern Journal of Applied Forestry*. 14:1410–146
- Chapin FS III, Matson PA, Mooney HA (2002) Terrestrial decomposition. In: Chapin FS III, Matson PA, Mooney HA (eds) *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer-Verlag New York Inc. New York. pp 151–175
- Clarke KR, Warwick RM (2001) Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. *PRIMER-E*, Plymouth
- Douhan GW, Vincenot L, Gryta H, Selosse M (2011) Population genetics of ectomycorrhizal fungi: from current knowledge to emerging directions. *Fungal Biology* 115: 569–597
- Doyle JJ, Doyle JL (1990) Isolation of plant DNA from fresh tissue. *Focus* 12: 13-15
- Grant CD, Norman MA, Smith MA (2007) Fire and silvicultural management of restored bauxite mines in Western Australia. *Restoration Ecology* 15:127–136
- Hayes JP, Chan SS, Emmingham WH, Tappeiner JS, Kellogg LD, Bailey JD (1997) Wildlife response to thinning young forests in the Pacific Northwest. *Journal of Forestry* 95:28-33
- Herbeck LA, Larsen DR (1999) Plethodontid salamander responses to silvicultural practices in Missouri Ozark forests. *Conservation Biology* 13:623–632
- Kerr G (1999) The use of silvicultural systems to enhance the biological diversity of plantation forest in Britain. *Forestry* 72:191–205
- Kristin BB, Parker VT, Vogler DR, Cullings KW (2000) The influence of clear-cutting on ectomycorrhizal fungus diversity in a lodgepole pine (*Pinus contorta*) stand, Yellowstone National Park, Wyoming, and Gallatin National Forest, Montana. *Canadian Journal of Botany* 78:149–156
- Kruskal JB, Wish M (1978) *Multidimensional Scaling*. Sage University Paper series on Quantitative Applications in the Social Sciences, number 07-011. Sage Publications, Newbury Park, CA
- Nara K (2009) Spores of ectomycorrhizal fungi: ecological strategies for germination

- and dormancy. *New Phytologist* **181**: 245–248
- Podila GK, Varma A (2007). Basic research and applications of mycorrhizae. I.K. International, New Delhi
- Sharna GD, Mishra RR (1982) Mycorrhizal Association in Gymnosperms of Meghalaya, *Acta Botanica Indica* 10:43–49
- Tang J, Qi YE, Xu M, Misson L, Goldstein AH (2005) Forest thinning and soil respiration in a ponderosa pine plantation in the Sierra Nevada. *Tree Physiology* 25:57–66
- Tate RL (1995) Soil microbiology. John Wiley & Sons, Inc., New York
- Weng SH, Kuo SR, Guan BT, Chang TY, Hsu HW, Shen CW (2007) Microclimatic responses to different thinning intensities in a Japanese cedar plantation of northern Taiwan. *Forest Ecology and Management* 241:91–100
- Yuan, H.-W., T.-S. Ding TS, and H.-I. Hsieh HI. (2005). Short-term responses of animal communities to thinning in a *Cryptomeria japonica* (Taxodiaceae) plantation in Taiwan. *Zoological Studies* 44:393–402

附錄一、期中報告委員意見回覆表

審查委員	審查意見	意見回覆
<p>臺灣大學植病系 孫岩章教授</p>	<p>本研究指在探討柳杉林疏伐後珊瑚菌的出菇變遷，菌種遺傳特性變遷，由 RAPD 之調查似以為疏伐者，複雜度增高，但真菌物種似太少一些。</p>	<p>前期計畫完成疏伐後連續三年大型真菌之多樣性、物候與族群豐量調查，紀錄真菌物種超過 200 種，子實體 140,000 個，建立後設資料 2,093 筆，發現疏伐不影響本樣區大型真菌物種多樣性，但 50% 疏伐處理的群聚結構改變。珊瑚菌為柳杉人工林內優勢真菌，受疏伐影響甚鉅，故本年度選擇珊瑚菌為監測物種。</p>
	<p>本研究亦探討蜘蛛及哺乳類因疏伐之變遷，但差異似不大，另應增松鼠部分。</p>	<p>因松鼠屬於樹棲性哺乳動物，而自動相機拍攝的角度是朝向地面，因此所紀錄的松鼠皆為偶然的情形，且各月份的松鼠平均 OI 值介於 0.9-2.2 之間，並不算高，因此若有需要增加松鼠的部分應另外進行針對松鼠的實驗設計，才能達到目的。</p>
	<p>有關樣區代表性似太低，建議有機會應增加不同林區之樣區。</p>	<p>謝謝委員的建議。 柳杉是台灣重要之造林樹種，約有 39,100 公頃為柳杉人工林。如何最大化人工林之森林功能，使人工林生態系經營符合永續經營、維護生物性及社會服務等原則為目前林業經營</p>

		<p>之重要課題。本研究樣區為七十八公頃人工柳杉林，可能用來代表台灣所有的柳杉人工林略有不足，但極具參考價值，本計畫以共同樣區作為研究地點，進行長時間、大面積的研究，從多個向面探討不同疏伐處理對人工林生態系的影響，可做為此類研究的參考。目前已具有成熟的調查技術與能力，如林務局須要了解待疏伐或已疏伐不同期程之生物多樣性狀況，可在不同林區實施調查計畫，以得到較完整且更具代表性的資料。</p>
<p>臺灣大學森林系 胡弘道教授</p>	<p>本研究對柳杉人工林之基本資料應先做充份之瞭解與建立</p>	<p>前期大型計畫自疏伐處理前開始蒐集樣區動植物與氣象水土等相關資料，持續調查到疏伐處理後三年間的生態與生物多樣性，已建立本永久樣區完備的基線資料。</p>
	<p>柳杉屬內生菌根菌，何以本報告說柳杉是外生菌根，且與珊瑚菌形成外生菌根，不知依據為何？應先確定珊瑚菌之功能，再做此消長變化才有意義。</p>	<p>如委員建議，應先確認珊瑚菌的生態功能。珊瑚菌為外生菌根菌且與柳杉共生，如實為真，將是學術上很大的發現，臺灣大學郭教授幸榮建議以苗木進行接種試驗予以驗證。郭教授認為珊瑚菌隨柳杉</p>

		<p>自日本引入可能性不大，原因為台灣係自日本購置種子而非苗木。另外，本菌種如為日本種源，則應有與柳杉結合之充分論述，日本直到目前仍沒有此菌的紀錄與報導，他們仍未發現柳杉共生菌。研究團隊中的博士班生林宛柔獲國科會與日本交流協會補助暑期赴日本研究，調查日本柳杉林是否有本珊瑚菌。該菌在台灣柳杉林的分布與共生關係確認值得了解與驗證。珊瑚菌為柳杉人工林內之優勢真菌，子實體常連接根系，有些根尖形態類似菌根，以光學顯微鏡觀察，柳杉根部組織內與根表有菌絲生長，掃描式電子顯微鏡觀察到相同的狀況。以珊瑚菌專一性引子偵測出菌根樣本中有 317 bp 的珊瑚菌 PCR 產物，證明柳杉根中有珊瑚菌。</p> <p>生理生態上，一般腐生真菌很容易以實驗室常用培養基培養，該菌以六種相關培養基均無法培養，腐生生長能力不佳，不是腐生菌，應有特殊營養需求，可能為共生菌。</p>
--	--	---

		生態上，柳杉林疏伐後，珊瑚菌族群變化受疏伐程度高度衝擊，有別於調查紀錄的其他腐生菌。若是共生菌，則應是因宿主族群降低所致。
	柳杉林內之大型真菌不止一種，何以只調查珊瑚菌	前期計畫完成疏伐後連續三年大型真菌之多樣性、物候與族群豐量調查，建立後設資料 2,093 筆，紀錄真菌物種超過 200 種，子實體 140,000 個，發現疏伐不影響本樣區大型真菌物種多樣性，但 50% 疏伐處理的群聚結構改變。珊瑚菌為柳杉人工林內優勢真菌，且受疏伐影響甚鉅，故本年度選擇珊瑚菌為監測物種。
	柳杉林昔日受松鼠及野鼠危害嚴重，在此調查顯示其數量甚少，是否確定柳杉已無鼠害問題	刺鼠的平均 OI 值皆介於 1.5-3.1 之間，並不算高，且與疏伐前相比較並沒有比較高，相關鼠害問題應該已減輕。
	柳杉林分內有其他大型真菌，何以此篇研究不做	林內所有的大型真菌已完成三年的調查與資料庫建構。本年度計畫目標在調查樣區中受疏伐影響甚鉅的最優勢菌種，在處理三年後族群開始回復，得以探討其族群遺傳結構與可能的生存與傳播策略。可做為此類生存策略物種之保育參考。

	<p>蜘蛛在灌木植群內之動態，應予補充</p>	<p>林內所有蜘蛛多樣性已疏伐前及疏伐後完成三年的調查與資料建構，在疏伐二年後以地表群聚影響最大。故本年度計畫目標在調查樣區疏伐後 4-5 年後，針對地表蜘蛛多樣性的影響，探討蜘蛛群聚是否回復，以及其群聚結構長期動態模式。</p>
	<p>樣區是否有代表性?應再評估</p>	<p>樣區為七十八公頃柳杉林，應可代表台灣中海拔的柳杉人工林。三種處理，各四重複樣區，每個實驗樣區一公頃，符合林業研究習用設計。</p>
	<p>電顯之叢枝菌根不明顯，應予放大確認。</p>	<p>簡報中為叢枝菌根照片，非電顯照片。</p>
<p>林業試驗所 邱志明組長</p>	<p>人工林疏伐經營面臨困境之一，為環保團體等 NGO 人士，對環境和生物多樣性之衝擊疑慮，本計畫為探討疏伐後對真菌、蜘蛛等重要環境指標和哺乳動物等生物類群之組成結構與數量，比較不同處理生物組成變化回復或演替狀況及微環境因子之關係以便解決一些疑慮。</p>	<p>謝謝委員的評議。</p>

	<p>不同疏伐處理對生物類群之影響，作業初期會造成衝擊，但因林分組成結構改變，故對物種之衝擊及回復視生物種類而異，但大部分 3-4 年後均可回復原來狀態，甚至增加生物類多樣性，此可提供一些重要資訊。</p>	<p>謝謝委員的評議。</p>
	<p>表 1- 表 3 不要用太專業之術語，使基層人員能看懂應用，一些變異分析、統計值在學術報告上為必須，但應用推廣之技術，建議把實際監測之數值列出。</p>	<p>謝謝委員的建議，期末報告依委員的建議改進。</p>

附錄二、期末報告委員意見回覆表

審查委員	審查意見	意見回覆
<p>台灣大學 郭幸榮 教授</p>	<p>1. 本研究在真菌類之調查以珊瑚菌為主，建議將珊瑚菌在柳杉林分之生態意義予以敘明，並確認該菌與柳杉是否有共生關係及論述疏伐作業為何會有所影響。</p>	<p>珊瑚菌在柳杉林分之生態意義與研究背景於前言(p.8~ p.10) 敘明。</p> <p>該菌與柳杉是否有共生關係及疏伐作業為何會有所影響於結果與討論(p.21~ p.32) 中論述。</p> <p>謝謝委員建議。</p>

	<p>2. 本研究疏伐試區已設置5年，加上疏伐前1年資料，已有6年的資料，在哺乳類方面建議就變化趨勢以文字及圖、表合併敘明。另外，對昆蟲類的調查為何針對這些種類，也請敘明。</p>	<p>哺乳類方面已將6年的主要監測物種變化趨勢以文字(p.43 ~ p.45)配合圖(圖十八)、表(表七)合併敘明。</p> <p>本研究以蜘蛛為調查對象，主要原因有幾個：</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. 蜘蛛種類為昆蟲之外，種類數量最多的動物種類(40萬種以上)，分佈廣泛全球。所有環境皆能找到，尤其位於亞熱帶的台灣，含有很高的蜘蛛多樣性。 2. 蜘蛛種類繁多，各種不同種類的蜘蛛物種對棲地微環境需求不同，根據調查蜘蛛群聚的改變，能敏感的反應環境經人為管理(如疏伐)改變的影響。 3. 所有的蜘蛛皆為捕食者，在食物網扮演重要的角色，相較昆蟲種類繁多，且於食物鏈中角色多樣，很難調查單一分類群來反應食物網能量流的變化。但是可根據蜘蛛群聚的變化，反應食物網能量流動的變化。 <p>依據以上原因，我們以蜘蛛為生物指標種類進行調查，經長期調查蜘蛛群聚動態，可探討疏伐不同的空間及時間變化所造成的影響。</p>
--	--	--

<p>林業試驗所 陳財輝 研究員</p>	<p>1. 林分疏伐主要為舒緩柳杉林過密，林木間相互競爭，改善留存木之生長空間。本試驗疏伐方式與目前推廣使用之疏伐式樣有很大差異，本試驗研究報告雖多，對實務工作難以應用。</p>	<p>人倫林道長期研究樣區設置時，由林務局與林試所相關專家與參與研究各領域學者集合討論，顧及疏伐執行實務與各子計畫試驗設計需求，經多次會議溝通協商後，所決定採行的疏伐方式。本試驗疏伐方式雖有別於習用之疏伐方式，但所獲致之數據與結果的完整性與跨各領域的豐富度具重要參考價值。習用方式疏伐林的生物多樣性影響，可延用本計畫實施的調查方法與技術，進行調查與追蹤。</p>
	<p>2. 人倫林道柳杉生長遠較新竹觀霧、南庄為差，不知為何有證據說明人倫林道為最成功的區域之一？</p>	<p>原計畫於94年開始籌備長期研究樣區時，考量篩選多處柳杉林，人倫林道原非首選，以其林份面積、研究可及性、受干擾程度與柳杉生長狀況均達研究試驗設計需要，故而獲選。其生長狀況相當不錯，委員有不同考量，報告依委員意見修改。</p>

	<p>3. 保育R策略為何？建議林業管理應保留部分區域生態與種源，使生物族群可以維持，避免滅絕不知為何意？</p>	<p>保育 R-策略 (Ruderal strategy) 物種，係指保育不適應高脅迫環境的物種。以本研究為例，疏伐壓力對其他土棲與木棲的優勢大形真菌並未造成顯著的脅迫，只有珊瑚菌族群受疏伐與疏伐度的顯著影響，屬於不適應高脅迫環境的物種，而對本菌而言，疏伐是脅迫而非干擾。這類物種具有較短之生活週期、利用孢子拓殖、具有高繁殖力，在營養豐富區或是剛受到擾動後之環境具有優勢，適應脅迫較低、干擾較強的環境。由珊瑚菌族群的遺傳個體分析讓我們了解干擾後樣區的族群乃自鄰近區域族群傳播拓殖而來。疏伐作業為林業管理必要的經營，對 R-策略物種形成脅迫，族群可能消失，在進行疏伐管理時，建議避免全面疏伐，應保留部分塊狀棲地區域(或島嶼)不予疏伐，以保留/保護種源，使鄰近保留的 R-策略物種種源得以拓殖至受壓力脅迫區域，使疏伐區物種得以回復，免於消失。</p>
<p>中興大學 顏江河 副教授</p>	<p>1. 根系為何種樹根？</p>	<p>由珊瑚菌子實體基部的菌根切片觀察，鑑定為柳杉的根 (100年林務局委託計畫期末報告)。</p>
	<p>2. p.18 Sharna & Mishra 1982 文獻缺。</p>	<p>補充於參考文獻 (p.55)。</p>

