

行政院農業委員會林務局委託研究計畫系列 100-00-5-04

人工林生態系經營及生物多樣性保育研究之 因應策略



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 100 年 12 月

目次

中文摘要.....	I
Abstract.....	II
研究團隊說明.....	IV
一、前言.....	1
二、過去整合計畫調查結果.....	5
(一) 真菌部份.....	5
(二) 蜘蛛部份.....	6
(三) 哺乳動物部份.....	7
1、紅外線自動相機調查.....	7
2、掉落式陷阱資料.....	7
三、計畫目標.....	8
(一) 全程目標.....	8
(二) 本年度目標.....	10
四、材料方法.....	10
(一) 實驗樣地.....	10
(二) 調查方法.....	11
1、真菌部份.....	11
(1) 本年度目標.....	11
(2) 實施方法與步驟.....	11
(3) 菌種資料建檔.....	15
2、蜘蛛部份.....	15
(1) 樣區設置.....	15
(2) 採集方法.....	15
(3) 資料分析.....	16
3、哺乳動物部份.....	16
(1) 紅外線自動相機監測調查.....	16
(2) 掉落式陷阱調查.....	17
五、結果與討論.....	18
(一) 真菌部份.....	18
1、優勢大型真菌出菇情形.....	18
2、珊瑚菌之生態功能探討.....	19
(二) 蜘蛛部份.....	22
1、各蜘蛛功能群在不同疏伐程度之成熟個體豐富度.....	22
2、各棲地蜘蛛組成相似度分析.....	22
3、不同疏伐程度棲地間蜘蛛組成的比較.....	23
(三) 哺乳動物部份.....	23
1、底片式紅外線自動照相機.....	23
2、掉落式陷阱.....	25
七、表和圖.....	26
八、參與研討會與發表論文.....	45
九、致謝.....	45
十、參考文獻.....	45
附錄、期末報告審查會議紀錄及審查意見與回覆說明.....	49

中文摘要

符合現今人工林永續發展-生態系經營之理念，需瞭解人工林實施疏伐作業對棲地生物多樣性的影響。本研究地點選擇於南投林區管理處巒大事業區第 74 林班未疏伐柳杉人工造林區，選定 12 個 1 公頃樣區 (Plot 1-Plot12)，比較分析疏伐樣區與未疏伐地區之生物多樣性組成，本年度計畫以真菌、蜘蛛及哺乳動物之生物相為主。

本研究繼續調查代表三種不同生態功能群真菌之優勢物種的出菇情形。疏伐後第四年，木棲腐生的楔形銳孔菌與略薄多孔菌，出菇量與前期研究相比無顯著差異，不受疏伐影響。土棲腐生的天鵝色環柄菇出菇量與疏伐無關，但年度間差異大，今年僅於未疏伐樣區少量出菇。柳杉林中之優勢菌種-珊瑚菌，經鑑定為新種，該菌無法培養，菌根經掃描式電子顯微鏡觀察及以珊瑚菌專一性引子由菌根中偵測出珊瑚菌，證明該菌為柳杉之外生菌根真菌。疏伐後，珊瑚菌族群量立即受疏伐強度顯著影響。疏伐後第四年，25% 與 50% 處理出菇量方回復到疏伐前之 95% 與 48%。

蜘蛛部份共分析了成體及幼體蜘蛛一千餘隻，以 MANOVA 綜合比較各功能群在不同疏伐程度之結果顯示，不同疏伐程度確實造成蜘蛛豐富度達顯著差異，差異來源主要來自於地表結網型蜘蛛及蜘蛛總數。以 ANOVA 分別比較各功能群豐富度結果指出，地表徘徊型之豐富度在 50%疏伐程度處理中顯著高於其它處理；總和所有功能群之豐富度在不同疏伐處理間幾乎達顯著差異，且以 50%疏伐程度最高。結果指出中度疏伐處理有利於地表徘徊型蜘蛛之生存。MDS 圖形顯示 25%疏伐程度人工林明顯的分成兩群，且和 50%疏伐程度人工林可明顯區分開來，ANOSIM 測試其分群模式達統計顯著性，顯示在疏伐的一、兩年後，蜘蛛的功能群結構或許會回復至疏伐前的功能群組成狀況。造成兩兩棲地間組成差異的主要貢獻者，各為狼蛛科、櫛足蛛科、皿蛛科以及地表徘徊型、葉間徘徊型、立體結網型；而在三種不同疏伐程度之人工林間，科級組成以狼蛛科的貢獻值最高，顯示在不同疏伐程度下會導致蜘蛛功能群組成及結構顯著的不同。

紅外線自動相機共紀錄哺乳動物 10 種及鳥類 11 種，有效照片以刺鼠、鼬獾及山羌出現頻率最高，將本年度資料與疏伐前後各年的資料以刺鼠、黃鼠狼、鼬獾、山羌與藍腹鷓鴣進行比較分析，結果顯示不論是在年度間或疏伐處理間皆無顯著差異。掉落式陷阱調查結果共分析長尾麝鼯 44 隻、灰鼯 56 隻及細尾長尾鼯 2 隻。結果發現長尾麝鼯的族群波動情形無顯著差異，灰鼯在 50%疏伐處理下，各疏伐年度之間具有顯著差異($P=0.002$)，細尾長尾鼯則是在疏伐後第 2 年內的三種不同疏伐處理具有顯著差異($P=0.010$)。

關鍵字：生態系經營、人工林、疏伐作業、生物多樣性

Abstract

The purpose of this study was to examine how thinning of a plantation forest affects biodiversity. The study area was located in 12 1-ha plots (Plot 1-Plot12) in a Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) plantation of the Nantou Forestry District, in central Taiwan. In these compartments, we comparative analyzed the biodiversity among thinning plots and no thinning plots. In 2011, we surveyed each plot for fungi, spiders, and mammals.

In this study, we continued monitoring the fruiting of dominant fungal species which represented three ecological functional groups to investigate the effect of different thinning intensity on the fungal degraders and symbiont of *Cryptomeria japonica*. In the fourth year after thinning, wood-inhabit fungus *Oxyporus cunneatus* and *Polyporus tenuiculus* fruited in each plot and were not affected by thinning as before. The fruiting of soil-inhabit fungus *Lepiota cygnea* had no correlation with thinning and its fruiting phenology was different among years. Only a few *L. cygnea* fruiting bodies were recorded in control plots in this year. A dominant fungus in the research site, *Scytinopogon sp.*, was identified as a new species. It was unable to be cultured. Based on the observation of mycorrhizal structures by SEM and specific-detection of the fungus from root tip of mycorrhizae by PCR, it was proofed as an ectomycorrhizal fungus associated with *C. japonica*. After thinning, fruiting of *Scytinopogon sp.* was influenced by the intensity of thinning significantly immediately. Fruiting amount of *Scytinopogon sp.* in 25% and 50% thinning plots were recovered to 95% and 48% at the 4th years, respectively.

We totally analyzed more than 1000 individuals of spiders. In MANOVA analysis shows the different thinning treatments actually affect the abundance. And in ANOVA result, the abundance of ground-layer spiders is higher in 50% thinning treatment than others. The result shows that the medium thinning treatment is good for the survivals of ground-layer spiders. MDS shows 25% thinning treatment significance different with others, means that the spiders function groups might return after one to two years. Lycosidae spider has highest contribution in three different thinning treatments, it means that the different thinning treatments makes the difference of function groups and structure of spiders.

In the automatic camera data, we found a total of 10 mammal species and 11 bird species. The camera data shows the *Niviventer coninga*, *Melogale moschata subaurantiac*, and *Muntiacus reevesi micrurus* have higher Occurrence Index value (OI value). Analyzing the OI values among this year and past four years of *Niviventer coninga*, *Mustela sibirica taivana*, *Melogale moschata subaurantiac*, *Muntiacus reevesi micrurus* and *Lophura swinhoii*, there are no significance difference among years and treatments. In the pitfall trap data, we totally found 44 *Crocidura kurodai*, 56 *Crocidura tanakae*, and 2 *Chodsigoa sodalis* individuals. Analyzing the trap

number, we found there are no difference among years and treatments of *Crocidura kurodai*. But in 50% thinning treatment, there are significance among the five years of *Crocidura tanakae* ($P=0.002$). In the second year after thinning, there are significance difference among the three treatments of *Chodsigoa sodalist* ($P=0.010$).

Keywords: Ecosystem management, Artificial forest, Thinning operation, Biodiversity

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所屬研究員之實驗室依研究類群分工合作執行完成。以下就各研究員實驗室計畫負責部分個別敘述。

1. 野生動物生態實驗室

負責人：林良恭

助理：侯惠美、陳逸文、藍軍凌

博士班生：袁守立

碩士班生：楊怡明、王玉婷、王詩婷、潘雪芸、張佳偉

負責項目：整體規劃與協調各執行實驗室相關事務處理及人員分配調度問題，並彙整其他實驗室研究資料。主要負責細項為哺乳動物類群，內容包括小型哺乳動物族群及多樣性樣區調查，紅外線自動相機監測調查中大型哺乳動物族群及多樣性，以及分析其他實驗室掉落式陷阱所得之小型哺乳動物資料。

2. 蜘蛛學實驗室

負責人：卓逸民

助理：陳陵霏

博士班生：廖鎮磐

碩士班生：林泰申、廖顯竣

負責項目：無脊椎動物物種組成分析監測調查，主要分析對象為蜘蛛類群。

3. 真菌實驗室

負責人：汪碧涵

博士班學生：林宛柔

負責項目：優勢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。

一、前言

近年來台灣林業政策的森林經營目標由原先之木材利用導向轉為多目標資源利用，且以維持生態系平衡為主要目標。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，且人工林的木材生產亦逐漸由進口木材所取代。由於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。林務局森林生態系經營計畫中，將人工林更新計畫列為重要項目。而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、增加林木生長空間，促進其生長、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，故為森林撫育上一個重要的課題。過去各林管處所轄疏伐示範區之相關研究較多著重於建立疏伐林分的基本資料，包括疏伐前後林分各項形態值、林分結構、地表植群、林地環境屬性資料的建立及評估示範區由於疏伐作業所產生的效益。相對而言，較缺乏以全面性生態系經營管理及生物多樣性的角度切入，即較著重於現存之人工林實施疏伐作業於林木利用狀況評析，較少考量疏伐作業對生物多樣性及森林功能的影響為何。

通常，疏伐對於森林結構、物化環境造成立即的變化（Gibson et al. 1992；Ash and Bruce 1994；Bender et al. 1997；Cushman 2006）。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，進而增加動物食物及棲地資源，如吸引有蹄類動物之利用。另疏林後森林間隙增加，地表溫度增高，吸引某些樹蟾科的青蛙及嗜熱性的蜥蜴移入；且疏伐導致樹冠層開放，讓底層草本植物能夠生長，進而提供鳥類的食物與遮蔽處所（Baker and Lacki 1997；Artman 2003）。疏伐亦讓土壤共生菌增加，參與森林營養循環，並與林木形成重要的互利共生關係（Luoma et al. 2004）。不過疏伐也可能增加特定植生物種優勢度，反而降低了林下植被的多樣性（Alaback and Herman 1988）。另疏林增加地表的光線及溫度，進而減少林下的相對濕度，對部分兩棲動物有負面的影

響 (Herbeck and Larsen 1999)。花旗松 (Douglas fir, *Pseudotsuga menziesii*) 的疏伐研究當中, Hagar et al. (2004) 發現疏伐雖然降低了某些鳥種的族群大小, 卻增加了其它鳥種的族群數量。Artman (2003) 發現對西部鐵杉 (Western Hemlock, *Tsuga heterophylla*) 的疏伐雖然會增加某些鳥種的密度, 但整體的鳥類密度並不受影響。Baker and Lacki (1997) 曾提到在美國肯塔基州 Daniel Boone 國家森林的疏伐作業提高了物種的密度與多樣性, 但屬於強度疏伐卻造成森林內部鳥種 (forest-interior species) 的消失。松樹林疏伐後發現一年後, 可食用性蘑菇的數量和重量都顯著的減少, 但六年後, 疏伐對於可食用性蘑菇產量的影響消失 (David et al. 2006)。疏伐在林業上是重要的經營方法, 可減少林木間的競爭 (Anderson and Holland, 1982), 增進林木的生長速率 (Grant et al., 2007), 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), 隨疏伐強度增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 (Zhuang et al., 2003), 改變土壤性質以及降低土壤含水量 (Barbhuiya et al., 2004, 2008; Tang et al., 2005)。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。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 (弓等 1997)。菌根真菌在森林中參與營養循環, 與林木形成重要的互利共生關係, 維繫林木與森林的活力與健康, 不同的菌根在樹木生長的時候扮演不同的角色, 而不同的菌根菌群聚結構也與不同年齡的森林相關。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 (Molina et al., 2001)。

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。

人工管理以皆伐 (clear cutting) 的影響調查較多，皆伐降低外生菌根真菌的多樣性 (Kristin et al., 2000) 以及影響森林復育的消長。至於疏伐，初期影響外生菌根真菌的生物量，減少外生菌根真菌出菇的頻率，並且改變優勢外生菌根真菌的組成 (Colgan et al., 1999; Waters et al., 1994)。Pilz 等人 (2006) 調查松樹林中食用性真菌的數量，發現疏伐一年後，其數量和重量都顯著的減少，但影響在六年後消失。

疏伐影響外生菌根菌產量，美國研究花旗松林，每公頃約有 58 到 72 種外生菌根擔子菌，22 到 29 種松露 (外生菌根子囊菌) 疏伐後第一年調查，對照組的未疏伐樣區中，外生菌根擔子菌種數減少 34%，松露種數則增加了 20%；至於 25% 到 85% 的疏伐處理，二類外生菌根菌出菇物種數都減少，疏伐度越高，出菇物種數越低。所有疏伐處理，其真菌產量都下降，尤以 85% 疏伐處理樣區真菌產量明顯降低 (Luoma et al., 2004)。

另外，探討人工森林生態系多樣性時，對於無脊椎動物的監測是絕對不可少的。無脊椎動物對於棲地環境之變化非常敏感，極適合作為指標生物來探討環境變動對生物多樣性所造成之影響。土壤和落葉層的昆蟲是森林生態系重要的一環，它們在物質分解的過程中扮演非常重要的角色。此外，這些生物影響在土壤中有機物的通透性及分佈，因此，土壤昆蟲可以是有效的森林生態系生物指標，特別在人工林管理及經營後，可以利用它們來監測土地利用對於能量動態及土地生產量的指標。在歐洲及澳洲有多數國家，將蜘蛛作為是一個良好的監測環境

遭受人為干擾及破壞的生態指標，藉由調查蜘蛛群落的變化，來監控環境的變動。蜘蛛的群落乃隨著環境梯度改變，群落結構的組成會隨著環境中的各種因子，如土壤、雨量、溫度、植被結構等所影響，並隨著其梯度變化而有所改變。蜘蛛群落對不同程度干擾相當敏感，Gibson et al. (1992) 在一處人工水源地，由近而遠選定了八個定點設置掉落式陷阱。陷阱在 48 小時的時間內總共捕獲 13 科，603 隻蜘蛛，其中法師蜘蛛科佔了 71%。他比較樣點到人工干擾源的距離與法師蜘蛛數量之關係而發現，距離干擾源越遠，亦即受干擾越少的樣點，法師蜘蛛的數量越多。此結果顯示蜘蛛的族群對不同的干擾程度有一定的敏感度。

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；廖宇廣 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. 2006）。

基於生物多樣性保育原則，人工森林生態系經營已有所謂生物多樣性為目的疏伐作業被實施。為符合現今人工林永續發展一生態系經營之理念，仍有必要對現存之人工林實施疏伐作業，尤其是不同疏伐強度的影響，瞭解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。期盼擬定出人工林的適度疏伐作業準則，達到人工森林於樹木成長與生物保育兩大功能之最大化，符合林業永續經營，維護生物多樣性及社會服務三大原則。

疏伐林區進行生物多樣性監測與評析的目的，主要是希望對區域內各棲地中不同類群生物的生物種數 (species composition) 及生息數量狀況的變化 (abundance) 能有所瞭解，進而探討疏伐作業的干擾行為所造成生息的衝擊有多大，如何避免 (avoidance)？如何減輕 (mitigation)？對不同程度的疏伐作業比較對生物多樣性的影響為何？此研究原則上應同一樣區比較疏伐作業前後，生物族群及群聚組成的差異，同時監測在時間上的變化，瞭解立即效應及演替表現。

為符合現今人工林永續發展之生態系經營的理念，並解決台灣 40 多公頃人

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。本研究選擇林務局在人倫工作站的巒大事業區 74、75、76 林班 60 年造林之柳杉人工林，進行長期整合研究計畫。計畫於 2005 年開始，由國科會、林試所、林務局及南投林管處共同支持下，在該地區設立十二個一公頃的樣區，進行三種不同的疏伐處理（控制、25%與 50%疏伐度）及四個重覆的設計。持續收集並監測疏伐後柳杉人工林之長期動態資料，以完整瞭解不同疏伐作業對人工林生態系結構及功能之影響、監測生物多樣性的變化、監測留存造林木空間結構及其質量的變化、了解森林演替過程，並評析不同疏伐作業之整合效應。

二、過去整合計畫調查結果

（一）真菌部份

2006 年到 2010 年的出菇季節，每二個月調查大型真菌多樣性。結果顯示，25%疏伐不影響柳杉林大型真菌群落組成，50%疏伐造成真菌群聚組成改變。由優勢菌種出菇情形，可觀察疏伐之影響：（1）珊瑚菌疏伐後第一及二年，出菇量受疏伐強度與林內溫度影響，50%疏伐樣區，無出菇紀錄；25% 疏伐樣區，出菇量減少；未疏伐區維持疏伐前的出菇量。疏伐後第三年，出菇量亦受疏伐強度影響，但 50%疏伐強度已發現少數珊瑚菌子實體。（2）木棲腐生的楔形銳孔菌，在疏伐後樣區出菇量略增，疏伐及溫度為影響其出菇之主要環境因子。（3）土棲腐生的天鵝色環柄菇，疏伐後的第一年，沒有出菇紀錄，疏伐後的第二年與第三年，未疏伐、25%及 50%疏伐樣區有出菇記錄，未疏伐樣區之出菇個數較高。疏伐與天鵝色環柄菇出菇個數沒有顯著相關，濕度、光照量、土壤水分以及土壤 pH 值為影響天鵝色環柄菇出菇之重要因子。近三年的數據顯示疏伐影響大型真菌多樣性，但不影響整體出菇量。柳杉林試驗樣區中，疏伐影響大型真菌群落組成與優勢真菌出菇表現，不影響出菇量與多樣性。真菌群落組成的改變與疏伐後林內森林光照度、溫度、濕度、土壤水及土壤溫度等環境因子變化有關。

(二) 蜘蛛部份

過去調查結果顯示以掃網及撈網在疏伐前一年共採集到蜘蛛 3995 隻個體，包括 20 科 159 個形態種，各棲地採集所得的蜘蛛物種組成計算各種多樣性指數中，皆以天然闊葉林最高，其餘三人工林棲地較低，三種人工林棲地間彼此無顯著差異。在疏伐後第一年共採集到蜘蛛 2958 隻個體，包括 17 科 107 個形態種，Richness 多樣性指數以天然闊葉林最高，其餘三人工林棲地較低，而三人工林棲地間彼此無顯著差異。在疏伐後第二年共採集到蜘蛛 3497 隻個體，包括 19 科 124 個形態種，Richness 多樣性指數以未疏伐人工林及 50%疏伐人工林較高，天然闊葉林及 25%疏伐人工林較低，其餘多樣性指數在各個森林棲地間皆無顯著差異。

以掉落式陷阱共採集到蜘蛛 5473 隻個體，其中 2733 個體為成體，包括 30 科 194 個形態種，疏伐前一年共採得 1404 個體，於疏伐後第一年共採得 1566 個體，疏伐後第二年採得 2503 個體。形態種數量以天然闊葉林最多（111 種），其次為 25%程度疏伐人工林（91 種）和 50%程度疏伐人工林（90 種），以未疏伐人工林最少（80 種）。於疏伐前，四種類型森林之間的蜘蛛豐度(abundance)並無顯著差異。另外各棲地採集所得的蜘蛛物種組成計算各種多樣性指數中，四種類型森林之間亦無顯著差異。於疏伐後第一年，天然闊葉林有顯著較高的蜘蛛豐度。三類型人工林間，以 50%程度疏伐人工林有最高的蜘蛛豐度，而未疏伐人工林有最低的蜘蛛豐度。各種多樣性指數中，天然闊葉林及 50%疏伐人工林顯著較高於其他兩種類型森林之指數。於疏伐後第二年，50%疏伐人工林有顯著最高的蜘蛛豐度，其次為 25%疏伐人工林，以未疏伐人工林蜘蛛豐度顯著最低。在 richness 指數中四種類型森林之間無顯著差異，而在 evenness, Shannon-Wiener 及 Simpson 指數中，天然闊葉林及未疏伐人工林顯著較高於其他兩種類型森林之指數（表七(c)）。棲地間比較之結果顯示，不同處理人工林棲地間蜘蛛組成在疏伐前並無不同，但在疏伐兩年後有顯著不同。各處理類型之人工林包含未

疏伐處理，於疏伐前及疏伐後兩年其蜘蛛組成及數量皆顯著不同，顯示蜘蛛組成有時間上之變化。微環境因子的測量值顯示，各處理類型人工林於疏伐後第一年及疏伐後第二年間的變化趨勢似乎不同。在三類型的人工林，林下層植被密度，在疏伐後第二年較疏伐後第一年高。人工林經疏伐後其過度密集的林下層植被結構產生改變，可能導致了物種數及密度之下降及組成之改變，而各疏伐處理之人工林其林下植被恢復速度之不同，以及蜘蛛組成在時間上之變化效應，都可能是導致棲地間蜘蛛科級組成差異的成因。

(三) 哺乳動物部份

1、紅外線自動相機調查

疏伐前調查時間為 2006/01/17 至 2007/5/25，共記錄到 11 種哺乳動物，即齧齒目刺鼠、長吻松鼠 *Dremomys owstoni*、條紋松鼠 *Tamiops maritimus* 和赤腹松鼠 *Callosciurus erythraeus*，食肉目黃鼠狼、鼬獾、黃喉貂 *Mates flavigula chrysospila* 和石虎 *Prionailurus bengalensis*，偶蹄目山羌和台灣山羊 *Naemorhedus swimhoei* 與兔形目台灣野兔 *Lepus sinensis formosus*。疏伐後第 1 年調查時間為 2007/10/10 至 2008/8/24，共記錄到 5 種哺乳動物，即齧齒目刺鼠和赤腹松鼠，食肉目黃鼠狼和鼬獾，與偶蹄目山羌。疏伐後第 2 年調查時間為 2008/8/24 至 2009/9/4，共記錄到 7 種哺乳動物，即齧齒目刺鼠和赤腹松鼠，食肉目黃鼠狼、鼬獾和黃喉貂，與偶蹄目山羌和台灣山羊。疏伐後第 3 年調查時間為 2009/9/4 至 2010/10/8，共記錄到 12 種哺乳動物即齧齒目刺鼠、長吻松鼠、赤腹松鼠和白面鼯鼠 *Petaurista lena*，食肉目黃鼠狼、鼬獾、白鼻心 *Paguma larvata* 和黃喉貂，與偶蹄目山羌、台灣山羊和台灣野豬 *Sus scrofa*，靈長目台灣獼猴 *Macaca cyclopis*。其中物種類數以疏伐後第 3 年最高而疏伐後第 1 年最低。

2、掉落式陷阱資料

疏伐前共紀錄有長尾麝鼯、灰鼯鼯和細尾長尾鼯等 3 種。疏伐後第 1 年共紀

錄到長尾麝鼯、灰鼯、細尾長尾鼯和長尾鼯等 4 種鼯。疏伐後第 2 年共紀錄到長尾麝鼯、細尾長尾鼯和長尾鼯等 3 種鼯。疏伐後第 3 年共紀錄有長尾麝鼯和灰鼯 2 種鼯。分析疏伐前與疏伐後三年內的四個時期於三種不同疏伐處理調查到的各種鼯數量比例差異，發現長尾麝鼯之族群波動情形，顯示數量比例於四個時期 (Mixed model, $P=0.180$) 與三種不同疏伐處理間 (Mixed model, $P=0.958$) 並無差異。灰鼯之族群波動則顯示疏伐後第 1 年、疏伐後第 2 年和疏伐後第 3 年的數量降低與疏伐前比較皆具有顯著差異 (疏伐後第 1 年 vs 疏伐前, contrast analysis, $P=0.007$; 疏伐後第 2 年 vs 疏伐前, contrast analysis, $P=0.0004$; 疏伐後第 3 年 vs 疏伐前, contrast analysis, $P=0.001$)。但三種不同處理間數量則無差異 (Mixed model, $P=0.969$)。而細尾長尾鼯之族群波動情形，顯示疏伐後第 2 年和疏伐後第 3 年的數量降低，與疏伐前比較皆具有顯著差異 (疏伐後第 2 年 vs 疏伐前, contrast analysis, $P=0.019$; 疏伐後第 3 年 vs 疏伐前, contrast analysis, $P=0.003$)。但三種不同處理間數量則無差異 (Mixed model, $P=0.510$)。

三、計畫目標

(一) 全程目標

本計畫將以調查真菌、無脊椎動物之蜘蛛和脊椎動物之哺乳動物等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。因為森林結構改變對於植物、動物、鳥類及昆蟲多樣性的影響已有許多的研究成果 (Okland 1994; Pena-Claros 2003; Fiedler and Schulze 2004; Naidoo 2004; Waltert et al. 2004)，但有關森林結構改變對於真菌多樣性的影響的研究則較少。然而真菌是森林中重要的分解者，在碳循環中扮演重要之角色；真菌也是植物重要的共生夥伴，形成內生菌或外生菌根，對森林的健康與植物的營養有重要貢獻。疏伐作業對真菌多樣性的影響極為重要。疏伐 (thinning) 程度的不同，改變植物相、地被、枯立倒木與枯枝落葉量，微環境如光照、溫度和濕度的不同，都會影響真菌多樣性。

另外，探討人工森林生態系多樣性時，對於無脊椎動物的監測是絕對不可少

的。在歐洲及澳洲有多數國家，將蜘蛛作為是一個良好的監測環境遭受人為干擾及破壞的生態指標（Gibson et al. 1992），藉由調查蜘蛛群落的變化，來監控環境的變動。蜘蛛的群落乃隨著環境梯度改變，群落結構的組成會隨著環境中的各種因子，如土壤、雨量、溫度、植被結構等所影響，並隨著其梯度變化而有所改變，顯示蜘蛛的族群對不同的干擾程度有一定的敏感度。

脊椎動物是生態系的結構及功能上佔很重要的成員，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，其組成和動態也和植物及其他環境因子一樣，易受疏林的影響。疏伐也可能增加特定植物種類的優勢度，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，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。因為哺乳動物對棲地環境變化非常敏感且對於棲地需求較為多樣，需求範圍也較廣大，因此常作為保護區的適合作為指標生物及保護傘種（umbrella species）來探討環境變動對生物多樣性所造成之影響。。

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，必須對於森林環境中真菌、蜘蛛與哺乳動物等資源資料加以蒐集，就不同疏伐處理條件而產生比較的資訊，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。

以這些資料來比較南投林管處巒大事業區人倫林道人工柳杉林 *Cryptomeria japonica* 三種不同疏伐程度(未疏伐 0%、25%疏伐和 50%疏伐)作業的 12 個 Plot，疏伐前後各年度以及不同疏伐處理 Plot 的生物多樣性組成資料之差異，並對此 12 個 Plot 進行持續監測，評析人工森林疏伐生態系中其組成與其環境因子等關係。

(二) 本年度目標

本年度報告以過去(2005至2010年)本中心於南投林管處巒大事業區人倫林道人工柳杉林的樣區之各項調查工作為基礎，透過已累積疏伐前與疏伐後之不同生物相與季節調查資料，進行疏伐後第四年的調查，進行生物多樣性物種組成比較及分析，並探討疏伐樣區之生物多樣性數量或生物量與關鍵物種族群動態之時空變化。本報告完成後將提供林業永續經營之參考，期望能更全面瞭解疏伐作業對現況之森林生態系與生物多樣性結構的影響為何。

四、材料方法

(一) 實驗樣地

巒大事業區介於東經 120°48' 至 121°09'，北緯 23°28' 至 23°55' 之間，行政轄區屬南投縣信義鄉、水里鄉和魚池鄉。東北與埔里及丹大事業區相鄰，東接秀姑巒事業區，南與台大實驗林及原住民山坡地保留地相接。全區地形以中央山脈為高點向西傾斜，西北向較平坦。山系由巒大山山系組成，由南而北綿延分歧於陳有蘭溪，郡大溪和巒大溪形成山勢崢嶸之形式，東向及東南側則為中央山脈之主脈，由台灣最高峰玉山山系北上綿延而來，經八通關而進入本事業區(林務局)。

主要的溪流巒大溪、郡大溪和陳有蘭溪，以中央山脈為制高點，向北、向西延伸。郡大溪自秀姑巒山北向往北流，其間有巒大溪由東南方向西北匯入，與東而來的丹大溪向西流而與陳有蘭溪會合，注入濁水溪本溪。此外第 28、29、30 林班水系流入日月潭。本事業區林地覆蓋良好，涵養充足水源，巒大溪、郡大溪經年水流不斷，但因陳有蘭溪西側有山地保留地之開墾農作，造成林地裸露，以及開闢新中橫道路，再加上 921 地震後土壤結構改變，所以每遇豪大雨極易造成崩塌及土石流的情形(林務局)。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，是目前台灣柳杉林造林最成功的區域之一。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 0%未疏伐區對照組，其中 0%疏伐包含 Plot 3、6、10 及 12、25%疏伐處理包含 Plot 1、4、7 及 11 和 50%疏伐處理則包含 Plot 2、5、8 及 9 (圖 1)，疏伐作業進行時間為 2007 年 5 月到 2007 年 9 月。進行疏伐的處理方式為於 1 公頃內，以 10×10m 方格畫分成 100 方格，以四個鄰近方格為一組，25%程度疏伐是以四個方格隨機選擇一方格進行疏伐，50%程度疏伐是以四個方格中選擇對角兩個方格進行疏伐處理。50%疏伐區平均每公頃有 476 株柳杉；25% 疏伐區平均每公頃有 693 株；以及未疏伐區對照組平均每公頃 956 株。伐採下來的段木大部分移走，部分留置於樣區內 (孫義方，私人通訊)。另外部份類群調查亦於人工林區附近的天然闊葉林設立樣區，以作為對照比較。

(二) 調查方法

1、真菌部份

(1) 本年度目標：

A、追蹤優勢菌種的生態功能與族群變化。

B、完成後設資料建置。

C、參加研討會與發表論文。

(2) 實施方法與步驟

A、樣區設置

樣區設於林務局南投林管處造林約三十至四十年的柳杉林，每個樣區面積一公頃，三種處理分別為 25% 及 50% 疏伐，與對照組未疏伐林，各四重覆，共建立十二公頃的試驗樣區 (圖 1)。本年度計畫調查第六到第十一樣區，包括三

種處理，每個處理二個樣區，每個樣區地毯式調查六個直徑十公尺的圓形小樣區（圖 2）。

B、子實體調查與採集

於出菇季節調查記錄柳杉林產生的四種優勢蕈菇，包括珊瑚菌 (*Scytinopogon* sp.)、天鵝色環柄菇 (*Lepiota cygnea*)、楔形銳孔菌 (*Oxyporus cunneatus*) 以及略薄多孔菌 (*Polyporus tenuiculus*)，圓形樣區內採定位調查，各圓形樣區間則採穿越線調查。在野外進行子實體調查時，詳細記錄每個種的著生基質、分佈、頻率和數量等，再依調查狀況將分佈頻率與分佈數量區分等級，並列檔記錄。

C、植物與土壤樣本採集

四種優勢菌中的天鵝色環柄菇、楔形銳孔菌以及略薄多孔菌屬腐生菌，惟新種擔子菌之珊瑚菌在培養基上都無法培養，其生態功能不明，因此，今年研究中，採集其子實體尖端，並挖取珊瑚菌附近植物根部與土壤樣本，攜回實驗室後，土壤陰乾後過篩，根部以蒸餾水洗淨，分別萃取 DNA。

D、樣本處理

(a) 菌根樣本

根表面消毒後，切取至微量離心管內，參考 Dolye 和 Doyle (1990) 的方法萃取採集之菌根樣本 DNA。取菌根切小塊置於微量離心管 (eppendorf) 中，加入適量金剛砂，以研磨棒 (pestle) 研磨後，萃取 DNA。在微量離心管中加入已於 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 [CTAB]) 後，於 65°C 加熱 30 分鐘，再加入等體積的 dichloromethane/isoamyl alcohol (24:1)，輕緩混合後，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) 沈澱 DNA，輕緩混合後，再以 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) 清洗，靜置二分鐘後，再以 14,000 rpm 離心二分鐘，倒掉上清液以去除鹽類物質。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) 大型真菌樣本

攜回之珊瑚菌子實體樣本，一部分以 1% 次氯酸鈉表面消毒後，切成小塊，放置於馬鈴薯培養基 (Potato Dextrose Agr) 或瓊脂培養基 (Water Agar) 上培養。另取一部分以 1% 次氯酸鈉表面消毒後，切成小塊，同上述步驟進行 DNA 萃取，凍存於 -20 °C 備用。

(c) 土壤樣本

自野外帶回實驗室的土壤樣本，以 2 mm 孔徑的篩網過篩，過篩後的土壤保存於 -20°C，並於 48 小時內以 PowerSoil™ DNA Isolation Kit (MO BIO Laboratories, Inc., USA) 萃取土壤菌體的 DNA。

E、珊瑚菌專一性引子設計

選用廣效性引子對 ITS5 /ITS4 增幅珊瑚菌 (*Scytinopogon* sp.) rDNA 中的 ITS 區域 (White et al., 1990)。PCR 反應液中，含 2.5 μ L 的 1 \times PCR buffer、1.5 mM MgCl₂、50 μ M dNTPs、引子對各 0.1 μ M、1 U Taq polymerase (Fermentas, USA.) 以及 12.5 ng 純化菌株之 DNA，並加入無菌水，總體積補至 25 μ L。PCR 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 作用 2 分鐘讓 DNA 變性，再於 58°C 下使引子對黏合模板 DNA 20 秒，72°C 下 3 秒使引子延伸。接著 40 個循環，94°C 1 分鐘，58°C 20 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 4 μ L 於內染 ethidium bromide 的 1.2% 瓊脂膠體 (BD, USA.)，在 0.5 \times 的 TBE 緩衝溶液以 100 V 進行電泳。電泳完成後，膠體用

影像分析儀 (BioDoc-It Imaging System, UVP, USA.) 照像存檔照像存檔。

PCR 反應增幅成功的產物送交明欣生物科技公司解序。解序後的序列與美國生物科技資訊中心 (National Center of Biological Information) 資料庫 (GenBank) 收錄的序列進行比對。

尋找定序的珊瑚菌 (*Scytinopogon* sp.) 序列中 18 至 39 個鹼基長度大小的片段，且 3' 端具有 G (guanine) 或 C (cytosine)，不會產生二級結構，片段的解鏈溫度 (melting temperature) 為 55°C 至 72°C，G、C 占全部鹼基 50% 至 60% 等條件，作為引子設計的依據，使用 FastPCR 軟體檢測引子片段，以避免產生具二級結構之正向引子 (forward primer) 與反向引子 (reverse primer)。

F、掃描式電子顯微鏡觀察

取野外採集的菌根與珊瑚菌子實體，樣本先以 0.1M 磷酸緩衝溶液 (pH7.2) 浸洗 3 次，浸泡於 2.5% 戊二醛溶液於 4°C 固定 16 小時，再以 0.1M 磷酸緩衝溶液 (pH7.2) 浸洗 3 次，接著將樣本依次置於 30%、50%、70%、85%、95% 與 100% 濃度梯度的酒精中連續脫水。完成固定脫水後，經臨界點乾燥、鍍膜及掃描式電子顯微鏡觀察，並照相記錄 (中興大學貴重儀器中心)。

G、PCR 擴增

增量複製植物根尖及土壤樣本中含有的真菌 rDNA 中的 ITS 區域，選用真菌的廣效性引子對 ITS1F (Gardes and Bruns 1993) 及 ITS4 (White et al., 1990) 進行第一次 PCR 增幅，並參考 Wang 等人 (2003) 的方法進行 PCR 增幅反應。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，經 ethidium bromide 染色後，在 UV 光下照相記錄。

接著利用珊瑚菌 (*Scytinopogon* sp.) 專一性引子對 RKf 與 RKr 進行第二次擴增，其 PCR 反應液及條件如同第一次 PCR。在 1% 電泳膠體 (Agarose) 上，以 100 V 電壓電泳 30 分鐘，確認 DNA 產量並利用 100-bp 分子量標幟比對產物的分子大小，經 EtBr 染色後，在 UV 光下照相記錄。

(3) 菌種資料建檔

本計畫將調查到的大型真菌資料，包含學名、著生基質、分佈、頻率和數量等，皆使用 Morpho 軟體建置管理 Metadata (鄭等人, 2008)。

2、蜘蛛部份

(1) 樣區設置

人工林樣區於每個 Plot 設置三個大小 10 m × 10 m 之採樣點，採樣間隔至少 20m，並避免選於 Plot 的邊緣，每種疏伐處理為三個 Plot，共個 12 個採樣點。利用系統化的採集方式於 36 個採樣點從地表到樹冠層的所有蜘蛛，並進行微棲地環境因子的測量。

(2) 採集方法

掉落式陷阱

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。

(3) 資料分析

A、變異數分析

利用變異數分析比較各蜘蛛功能群在不同疏伐程度之成熟個體豐富度平均 ± 標準誤差及不同疏伐程度。

B、功能群組成分析

蜘蛛的功能群在不同棲地及棲地不同層次間會因環境的改變而有所影響，因比較功能群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)。所收集的蜘蛛依 Uetz 等人 (1999) 所提供的分類系統及蜘蛛之生態行為分成六群：(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、科級組成及功能群組成計算 Bray-Curtis similarity，以進行 MDS (Kruskal and Wish 1978) 分析。之後以 ANOSIM (Clarke and Green 1988) 測試分群之結果是否有統計上之顯著性，而以變異數分析比較各蜘蛛功能群在不同疏伐程度之成熟個體豐富度是否有顯著差異。

3、哺乳動物部份

(1) 紅外線自動相機監測調查

在各 Plot 內架設兩台底片式紅外線自動照相機進行持續性的監測記錄 (圖 14)，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，建立疏伐後第四年記錄之哺乳類名錄，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 $(\text{物種總有效照片數} / \text{所有相機總工作時數}) \times 1000 \text{ 小時}$ 。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 4 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、疏伐後第 2 年與疏伐後第 3 年各物種的平均 OI 值資料以 SPSS 軟體 (version 17.0.0) 進行變異數分析 (Analysis of Variance, ANOVA)，將五個時期 (疏伐前、疏伐後第 1 年、疏伐後第 2 年、疏伐後第 3 年、疏伐後第 4 年) 與三種處理 (未疏伐 0%、25%疏伐、50%疏伐) 分別視為固定因子 (fixed factors)，將每 Plot 各物種平均 OI 值視為隨機因子 (random factor) 來分析五個時期和三種不同疏伐處理間各調查種類平均 OI 值是否存在差異。

(2) 掉落式陷阱調查

於每 Plot 中設置 5 組掉落式陷阱 (圖 15)，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 5 天以上，回收陷阱所獲樣本。

鑑定每 Plot 所得鼬獾種類並計算各 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。

將捕獲鼬獾數量以 SPSS 軟體 (version 17.0.0) 進行變異數分析，將五個時

期（疏伐前、疏伐後第 1 年、疏伐後第 2 年、疏伐後第 3 年和疏伐後第 4 年）與三種處理（未疏伐 0%、25%疏伐、50%疏伐）分別視為固定因子，將每 Plot 捕獲數量視為隨機因子，分析五個時期和三種處理間各種類的捕獲數量是否存在差異。

五、結果與討論

（一）真菌部份

1、優勢大型真菌出菇情形

根據調查資料發現數量多、分佈廣的優勢種，包括珊瑚菌（*Scytinopogon* sp.）、天鵝色環柄菇（*Lepiota cygnea*）、楔形銳孔菌（*Oxyporus cunneatus*）及略薄多孔菌（*Polyporus tenuiculus*）。珊瑚菌（*Scytinopogon* sp.）疏伐樣區出菇量大減，今年自六月延後至七月開始出菇，同時七月為出菇高峰，出菇到九月（表 1、圖 3）。七月平均出菇量，在未疏伐樣區為 594 個，25% 疏伐樣區為 295 個，50% 為 67 個。與去年相比，50% 疏伐樣區出菇量比去年同期高，25% 疏伐樣區與未疏伐樣區則與去年相似。珊瑚菌在前四年的調查中，是穩定出菇的優勢菌種，且出菇量受疏伐強度顯著影響，25% 疏伐樣區疏伐後第一年出菇量降低至 2.4%，50% 疏伐樣區未出菇；第二年，25% 疏伐樣區出菇量回復至 3.6%，50% 疏伐樣區仍未出菇；第三年，25% 疏伐樣區出菇量回復至 4.3%，50% 疏伐樣區發現出菇，出菇量達 4.3%；第四年，25% 疏伐樣區出菇量回復至 95.2%，50% 疏伐樣區發現出菇，出菇量回復至 48.3%。

土棲腐生型之天鵝色環柄菇（*Lepiota cygnea*），出菇季節為七月至九月，僅於未疏伐的第 6 與第 10 樣區發現少量子實體（表 1、圖 4）。根據 96~99 年分析結果，天鵝色環柄菇出菇個數與濕度、光照量、土壤水分以及土壤 pH 值相關。天鵝色環柄菇今年出菇數較前幾年減少，可能是年度間差異。

木棲腐生楔形銳孔菌 (*Oxyporus cunneatus*) 七月於調查之樣區內，皆可發現，出菇量平均每各樣區約 500 ~ 1000 個，維持大量出菇；九、十月出菇量減少 (表 1、圖 5)，楔形銳孔菌今年出菇總數、出菇物候與前幾年無顯著差異。另一木棲腐生型之略薄多孔菌 (*Polyporus tenuiculus*)，七月份調查僅於 25% 疏伐的第 7 樣區發現少量子實體；九月份出菇數增加，分布於第 7、8、10、11，未疏伐樣區出菇個數較高 (表 1、圖 6)。根據前期調查資料，略薄多孔菌廣佈於十一個樣區，出菇季節為 6-10 月，今年略薄多孔菌出菇個數與前幾年無顯著差異，但出菇期較短，十月份未發現子實體 (表 1、圖 6)。

2、珊瑚菌之生態功能探討

珊瑚菌為柳杉人工林內之優勢真菌，我們將珊瑚菌表面消毒後，放置於不同培養基上進行分離、純化，希望得到珊瑚菌之菌種。本研究總共分離了 114 個珊瑚菌子實體樣本，都無法獲得珊瑚菌菌株。

今年度採集珊瑚菌子實體基部附近的土壤樣本 14 個，以分離、純化方法無法分離獲得珊瑚菌的純培養菌株，由此看來自土表生出子實體的珊瑚菌可能不是土棲腐生菌。

柳杉林樣區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構造 (圖 7)，本研究自人工林第 6、7、8、9、10、11 樣區採集 22 個樣本，將土壤中的柳杉根系洗出後，以解剖顯微鏡挑選可能為菌根的樣本，將菌根切片後於光學顯微鏡下觀察，有菌絲 (hyphae) 在柳杉根部組織內與根表生長 (圖 8、a, b)，掃描式電子顯微鏡觀察細胞間與根尖表面有菌絲生長 (圖 9)。

除了菌根之觀察外，我們發展以分子生物方法來檢測菌根中的珊瑚菌。萃取珊瑚菌 (*Scytinopogon* sp.) 的全量 DNA 後，先以廣效性引子對 ITS5 /ITS4 增幅 rDNA ITS 區域 (White et al., 1990) 並予定序，比對該菌與樣區內植物及其他真菌的 rDNA ITS 序列，設計珊瑚菌 (*Scytinopogon* sp.) 專一性引子對 RKf/RKr。菌

根以表面消毒後，萃取 DNA，以廣效性引子對 ITS1F/ITS4 進行 PCR 擴增後，由菌根樣本得到一條約 700 bp 片段核酸的 PCR 產物，產物以珊瑚菌專一性引子對 RKf/RKr 進行巢式 PCR 擴增後，得到約 400 bp 的珊瑚菌產物（圖 10），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。生理生態上，一般腐生真菌很容易以實驗室常用培養基培養，以六種培養基均無法培養珊瑚菌，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。生態上，柳杉林疏伐後，珊瑚菌之族群變化與疏伐程度有關，疏伐程度增加，宿主減少導致共生菌族群降低，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）。

為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（表 2）。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（表 3）。許多研究認為子實體分布代表部份外生菌根菌多樣性（Hirose et al., 2004），但是外生菌根菌產生子實體受環境因子影響，未發現珊瑚菌子實體的樣區，未排除柳杉有菌根而菌根菌未出菇的可能，導致處理間柳杉胸高直徑沒有顯著差異。

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) 提及柳杉與外生菌根菌有關。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，但是目前尚未發現該菌與其他宿主共生。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。

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是否較高，結果未能看出有顯著影響。

疏伐影響優勢真菌之出菇。柳杉林疏伐後，外生菌根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) 開始回復到 95.2% 與 48.3%。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。

(二) 蜘蛛部份

1、各蜘蛛功能群在不同疏伐程度之成熟個體豐富度

表 4 顯示不同功能群蜘蛛在各種疏伐程度之豐富度。以 MANOVA 綜合比較 各功能群在不同疏伐程度之結果顯示，不同疏伐程度確實造成蜘蛛豐富度達顯著 差異 (Pillai's trace = 0.549, $F(10, 58) = 2.197$, $P = 0.031$)。以 ANOVA 分別比較 各功能群之蜘蛛豐富度之結果指出，地表徘徊型之豐富度在 50%疏伐程度處理中 顯著高於其它處理，而在其它功能群並沒有顯著之豐富度差異；總和所有功能群 之豐富度在不同疏伐處理間幾乎達顯著差異，且以 50%疏伐程度最高。

各蜘蛛功能群組成在不同疏伐程度棲地間達顯著差異，其中差異來源主要來自於地表徘徊型蜘蛛及蜘蛛總數所造成(表 4)。此外，地表徘徊型蜘蛛在本次採集中有 205 隻成熟個體，占全部蜘蛛個體數之 79%，因此為造成所觀察到結果之主要原因。這項結果指出 50%疏伐處理有利於地表徘徊型蜘蛛之生存，可能原因是開闊度增加亦增加了地表腐植物之分解而造成以腐植物為食之獵物(如蜚蠊目昆蟲)的數量增加，而間接提高了地表徘徊型蜘蛛之豐富度。其它功能群之蜘蛛豐富度似乎與環境開闊度無關，可能原因是該類蜘蛛之獵物量未隨環境開闊度改變。然而，本資料來源僅限於掉落式陷阱所收集之資料，因為對於地表徘徊型蜘蛛有較高之採集效率，故僅反應出地表徘徊型蜘蛛豐富度之差異。

2、各棲地蜘蛛組成相似度分析

以掉落式陷阱採集之各樣點之蜘蛛科組成所計算之 MDS 圖形，從圖 13 的兩張圖可以看到 25%疏伐程度人工林很明顯的分成兩群(圖 13)，且和 50%疏伐程度人工林可明顯區分開來，ANOSIM 測試結果顯示其分群模式達統計顯著性。

未疏伐人工林和 25%疏伐程度人工林無法很明顯的區分開來，相較於 50%疏伐程度人工林，整體呈現非常分散的方向(表 5、表 6)。

未疏伐人工林和 25%疏伐程度人工林無法很明顯區分開的原因有可能是因為 25%疏伐程度人工林的林相已逐漸恢復成未疏伐前的林相，此結果顯示在疏伐的一兩年後，蜘蛛的功能群結構或許會回復至疏伐前的功能群組成狀況。

3、不同疏伐程度棲地間蜘蛛組成的比較

將功能群組成有顯著差異之棲地間以 PRIMER 軟體之 SIMPER 功能測試各科級以及功能群之蜘蛛的貢獻度，發現造成兩兩棲地間組成差異的主要貢獻者，各為狼蛛科、櫛足蛛科、皿蛛科以及地表徘徊型、葉間徘徊型、立體結網型(表 7、表 8)；而在三種不同疏伐程度之人工林間，蜘蛛科級組成以狼蛛科的貢獻值為最高，其次為櫛足蛛科和皿蛛科，而蜘蛛功能群組成以地表徘徊型的貢獻值為最高，其次為立體結網型以及地表結網型。

地表徘徊型的蜘蛛功能群在三種不同疏伐程度的人工林貢獻度均占有很大的比例，推測原因可能是因為該功能群較能適應變動較大且較開闊的環境，此結果顯示在不同疏伐程度下會導致蜘蛛功能群組成顯著的不同。

(三) 哺乳動物部份

1、底片式紅外線自動照相機：

從 2011 年 4 月 8 日至 11 月 24 日止，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 9 所示，合計總共是 81060.48 小時。

自動照相機從 3/28 至 5/15 共拍攝到 7 種哺乳動物，包含刺鼠、長吻松鼠、赤腹松鼠、黃鼠狼、鼬獾、山羌及台灣野山羊和，其中以刺鼠、鼬獾及山羌的出現頻度較高，平均 OI 值分別是 2.31 及 2.41 及 2.97。另外，亦紀錄鳥類共 9 種，

包含大彎嘴畫眉、小彎嘴畫眉、紋翼畫眉、藪鳥、竹鳥、虎鷄、竹雞、深山竹雞及藍腹鵲，出現頻度較高的是藪鳥、竹雞和藍腹鵲，其平均 OI 值分別是 4.76、4.04 及 3.18 (表 10)。

自 5/15 至 6/24 共拍攝到 7 種哺乳動物，包含刺鼠、赤腹松鼠、長吻松鼠、黃鼠狼、鼬獾、山羌及臺灣野山羊，其中以刺鼠及山羌的出現頻度較高，平均 OI 值分別是 3.68 及 5.43。另外亦紀錄有鳥類 4 種，包含藪鳥、竹鳥、竹雞及藍腹鵲，出現頻度最高的是竹雞，平均 OI 值是 5.90 (表 10)。

自 6/24 至 8/10 共拍攝到 5 種哺乳動物，包含刺鼠、赤腹松鼠、鼬獾、山羌及台灣野山羊，其中以鼬獾的出現頻度最高，平均 OI 值是 9.16。另外亦紀錄有鳥類 5 種，包含大彎嘴畫眉、繡眼畫眉、藪鳥、藍尾鵲及竹雞，出現頻度較高的是藪鳥和竹雞，平均 OI 值分別是 4.15 及 3.70 (表 10)。

自 8/10 至 9/7 共拍攝到 6 種哺乳動物，包含刺鼠、赤腹松鼠、臺灣小鼯鼠、鼬獾、臺灣野兔及山羌，其中以刺鼠和山羌的出現頻度較高，平均 OI 值是 5.43 和 5.96。另外紀錄鳥類 3 種，包含藪鳥、竹雞及藍腹鵲，後兩者出現頻度較高，其平均 OI 值分別是 27.23 和 21.88 (表 10)。

自 9/7 至 10/6 共拍攝到 3 種哺乳動物，包含刺鼠、黃鼠狼及鼬獾，以刺鼠的出現頻度最高，平均 OI 值是 2.54。另外紀錄鳥類共 4 種，包含大彎嘴畫眉、藪鳥、竹雞及藍腹鵲，以竹雞的出現頻度最高，平均 OI 值是 5.99 (表 10)。

自 10/6 至 11/24 共拍攝到 7 種哺乳動物，包含刺鼠、赤腹松鼠、鼬獾、臺灣野兔、臺灣獼猴、山羌及臺灣野山羊，其中以刺鼠的出現頻度較高，平均 OI 值是 3.98。另外共紀錄鳥類 6 種，包含大彎嘴畫眉、藪鳥、竹鳥、藍尾鵲、竹雞及藍腹鵲，出現頻度最高的是藍腹鵲，平均 OI 值是 68.60 (表 10)。

將疏伐後第 4 年資料，與本中心已有的疏伐前後各年的資料進行比較分析，以選定物種：刺鼠、黃鼠狼和鼬獾，以及保育類物種山羌與藍腹鵲 (鳥類)，分

別以各疏伐年度間與各種疏伐處理進行分析，分析結果顯示，刺鼠、黃鼠狼、鼬獾、山羌及藍腹鵲在各年度內的不同疏伐處理下皆無顯著差異，而在不同疏伐處理下的各年間亦無顯著差異（圖 16）。

2、掉落式陷阱：

從 2011 年 3 月 28 日至 11 月 24 日共進行四次掉落式陷阱調查，分別是 11、12、5 及 7 個捕捉夜，共捕捉到鳥類 4 隻、哺乳類 65 隻及兩生類 21 隻，另外將本計畫蜘蛛調查部份中，其掉落式陷阱所捕獲的脊椎動物 42 隻一併列入計算，則捕獲之哺乳類動物增加為共 107 隻，其中共包含 102 隻齧形目動物（表 11）。

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，包含灰齧鼯（*Crocidura tanakae*）、長尾麝鼯（*Crocidura kurodai*）和細尾長尾齧（*Chodsigoa sodalis*），各種類總共捕獲數量分別是 56 隻、44 隻及 2 隻（表 12）。

將本年度齧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，分析五個時期於三種不同疏伐處理間的數量差異，結果發現長尾麝鼯的族群波動情形並無顯著差異；但是灰齧鼯在 50%疏伐處理下，各疏伐年度之間具有顯著差異（ $P=0.002$ ）；另外細尾長尾齧方面則是在疏伐後第 2 年內的三種不同疏伐處理具有顯著差異（ $P=0.010$ ）（圖 17）。

七、表和圖

表 1、本年度各優勢菌種於人倫林道柳杉人工林各樣區之出菇數。

	plot	<i>Scytinopogon sp.</i>			<i>Oxyporus cunneatus</i>			<i>Polyporus tenuiculus</i>			<i>Lepiota cygnea</i>		
		Jul.	Sep.	Oct.	Jul.	Sep.	Oct.	Jul.	Sep.	Oct.	Jul.	Sep.	Oct.
0%	6	329	27	0	24192	6200	2264	0	0	0	2	1	0
	10	860	10	0	1020	0	512	0	142	0	1	1	0
25%	7	465	88	0	530	1300	456	9	62	0	0	0	0
	11	125	6	0	1000	501	611	0	24	0	0	0	0
50%	8	104	0	0	1380	2000	226	0	16	0	0	0	0
	9	30	0	0	0	20	196	0	0	0	0	0	0

表 2、有/無珊瑚菌子實體樣區的柳杉胸高直徑沒有顯著差異。

珊瑚菌子實體	樣區	柳杉平均胸高直徑(cm/tree)	平均
—	1	28.2	27.1
	2	27.7	
	3	25.8	
	4	28.2	
	5	25.4	
	12	27.3	
+	6	26.6	25.4
	7	24.1	
	8	25.6	
	9	24.2	
	10	27.5	
	11	24.3	

*表示以 t-test 分析後， $p < 0.05$ ，達顯著差異。

表 3、北向坡樣區有/無珊瑚菌子實體的小樣區，柳杉之胸高直徑沒有顯著差異。

樣區	柳杉平均胸高直徑 (cm/tree)	
	有珊瑚菌子實體	沒有珊瑚菌子實體
6	25.0	26.8
7	24.0	24.2
8	25.7	25.6
9	24.8	24.1
10	27.2	27.5
平均	25.4	25.6

*表示以 t-test 分析後， $p < 0.05$ ，達顯著差異。

表 4、各蜘蛛功能群在不同疏伐程度之成熟個體豐富度平均 \pm 標準誤差及不同疏伐程度以變異數分析比較之結果；上標字母表示以最小顯著差異法 (LSD) 之分群結果。

疏伐程度	穴居型	葉間徘徊型	地表徘徊型	地表結網型	空間結網型	總和
0%	0.000 \pm 0.000	0.167 \pm 0.112	3.667 ^a \pm 0.882	0.500 \pm 0.289	0.833 \pm 0.345	5.167 ^a \pm 1.072
25%	0.000 \pm 0.000	0.583 \pm 0.260	4.833 ^a \pm 1.058	0.083 \pm 0.083	0.917 \pm 0.417	6.417 ^a \pm 1.294
50%	0.091 \pm 0.091	0.272 \pm 0.195	9.363 ^b \pm 1.416	0.272 \pm 0.141	0.909 \pm 0.211	10.90 ^b \pm 1.404
$F_{2,32}$	1.097	1.214	6.980	1.185	0.019	5.616
P	0.346	0.310	0.003	0.319	0.982	0.008

表 5、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。

	<i>R</i>	<i>p</i>
Global <i>R</i>	0.127	0.008
25% vs. 50%	0.097	0.039
25% vs. UPF	-0.003	0.448
50% vs. UPF	0.279	0.001

表 6、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。

	<i>R</i>	<i>p</i>
Global <i>R</i>	0.154	0.008
25% vs. 50%	0.128	0.037
25% vs. UPF	0.008	0.338
50% vs. UPF	0.318	0.002

表 7、人倫地表層各樣點蜘蛛科級組成進行以 PRIMER 軟體之 SIMPER 功能分析各蜘蛛科級組成對多樣性差異之貢獻度。

	contribution(%)	cumulative(%)
25% vs.50%	Average dissimilarity = 55.84	
狼蛛科	54.03%	54.03%
櫛足蛛科	13.59%	67.62%
皿蛛科	11.01%	78.62%
25% vs. UPF	Average dissimilarity = 64.93	
狼蛛科	41.32%	41.32%
皿蛛科	14.79%	56.11%
櫛足蛛科	14.02%	70.13%
50% vs. UPF	Average dissimilarity = 62.88	
狼蛛科	58.94%	58.94%
櫛足蛛科	13.18%	72.12%
皿蛛科	9.36%	81.47%

表 8、人倫地表層各樣點蜘蛛功能群組成進行以 PRIMER 軟體之 SIMPER 功能分析各蜘蛛功能群組成對多樣性差異之貢獻度。

	contribution(%)	cumulative(%)
25% vs.50%	Average dissimilarity = 44.38	
地表徘徊型	70.58%	70.58%
立體結網型	13.66%	84.24%
葉間徘徊型	10.11%	94.35%
25% vs. UPF	Average dissimilarity = 47.75	
地表徘徊型	57.15%	57.15%
立體結網型	21.58%	78.74%
葉間徘徊型	13.49%	92.23%
50% vs. UPF	Average dissimilarity = 52.53	
地表徘徊型	74.69%	74.69%
立體結網型	12.27%	86.96%
地表結網型	7.13%	94.09%

表 9、各相機工作時數(Hrs)。

		03/28~05/15		05/15~06/24		06/24~08/10		08/10~09/07		09/07~10/06		10/06~11/24		總計(Hrs)
		CAM1	CAM2	CAM1	CAM2	CAM1	CAM2	CAM1	CAM2	CAM1	CAM2	CAM1	CAM2	
	Plot3	1149.97	782.75	714.45	962.12	61.22	249.72	484.52	673.28	692.92	692.77	NA	715.30	7179.00
0%	Plot6	499.82	927.97	669.22	157.87*	865.58	0.00*	430.25	677.48	667.00	0.00*	970.10	3.75*	5869.03
未疏伐	Plot10	951.25	873.03	0.00*	799.13	0.00*	292.07	696.17	695.60	671.85	671.75	637.98	806.98	7095.82
	Plot12	974.93	94.47	303.93	470.43	972.08	0.28*	672.12	672.03	694.60	0.00*	1177.38	1177.38	7209.65
	Plot1	960.58	1459.25	960.47	301.62	113.65	311.95	424.80	445.73	91.28	NA	366.52	695.25	6131.10
25%	Plot4	925.37	580.93	0.00*	9.80*	738.28	304.52	692.03	691.80	675.65	675.23	NA	958.53	6252.15
疏伐	Plot7	1151.18	915.98	1013.38	0.00*	851.78	801.57	700.03	698.30	667.40	0.00*	NA	895.62	7695.25
	Plot11	988.35	661.35	0.02*	960.38	809.32	331.73	70.93	579.90	673.05	0.00*	0.00*	8.12*	5083.15
	Plot2	905.03	993.32	648.05	7.98*	353.17	501.50	58.42	NA	693.63	693.00	1100.80	1175.47	7130.37
50%	Plot5	886.18	976.42	741.92	919.47	369.08	0.00*	699.90	699.98	124.90	667.53	595.35	721.25	7401.98
疏伐	Plot8	989.93	665.98	379.88	545.62	811.58	64.53	695.88	366.00	671.33	670.77	8.18*	403.85	6273.55
	Plot9	0.00*	1012.45	917.07	154.08	359.00	884.03	566.95	695.02	672.10	672.47	943.17	1177.38	6975.43
總計(Hrs)		10382.60	9943.90	6348.38	5288.50	6304.75	3741.90	6192.00	6895.13	6995.72	4743.52	5797.17	8426.92	81060.48

NA：相機故障。

*：相機連續空拍造成工作時數過低。

表 10、各樣區(Plot)自動照相機所拍攝之物種 OI 值及總平均 OI 值。

	0%疏伐(未疏伐)				25%疏伐				50%疏伐				平均
	P3	P6	P10	P12	P1	P4	P7	P11	P2	P5	P8	P9	
03/28~05/15													
刺鼠	0.87	1.08	3.33		2.08	4.32	0.87	4.29	1.01		1.01		2.31
赤腹松鼠			1.05		0.86				2.16	2.05	2.02		1.60
長吻松鼠	2.61										1.01		1.81
黃鼠狼	0.87		2.22		1.04		2.18		1.10	1.13	1.01	5.93	1.94
鼬獾	0.87	3.23	5.55	2.05	1.37	2.16		1.01	2.71				2.41
山羌							0.87	1.51			7.51	1.98	2.97
臺灣野山羊										1.02	1.01		1.02
大彎嘴畫眉			3.33						1.01			1.98	2.10
小彎嘴畫眉												0.99	0.99
紋翼畫眉										1.13			1.13
藪鳥			4.44	7.18	2.07		0.87	4.04	10.61		1.50	4.94	4.76
竹鳥									1.10				1.10
虎鶇									1.06				1.06
竹雞											4.04		4.04
深山竹雞									1.06				1.06
藍腹鵲	1.94	8.54			0.69		1.41					0.99	3.18
05/15~06/24													
刺鼠			1.25	2.13				4.17				5.43	3.68
赤腹松鼠			1.25					1.04	1.54	4.04	2.63		2.10
長吻松鼠	1.22								3.09				1.84
黃鼠狼	1.40										1.83		1.62
鼬獾	1.40		1.25						3.09				1.91
山羌		2.99	1.25		3.32			3.12			11.00	10.90	5.43
臺灣野山羊							0.99			1.09			1.04
蝙蝠							0.99						0.99
藪鳥									6.17	1.09		3.79	3.71
竹鳥									3.09				3.09
竹雞											5.90		5.90
藍腹鵲		4.48	1.25				0.99						2.24
06/24~08/10													
刺鼠	10.17	2.31		1.03		3.28	6.09				3.70	1.13	4.89
赤腹松鼠					8.80		1.25			2.71			4.25
鼬獾	16.34								1.99				9.16
山羌			3.42					1.24			1.23	8.36	3.56
臺灣野山羊							2.35	2.47					2.41
蝙蝠										2.71			2.71
大彎嘴畫眉											2.46		2.46
繡眼畫眉											1.23		1.23
藪鳥					6.41	1.35		2.13		5.42	1.23	7.27	4.15
藍尾鶇							1.25						1.25

竹雞										3.70			3.70
08/10~09/07	P3	P6	P10	P12	P1	P4	P7	P11	P2	P5	P8	P9	平均
刺鼠	2.06	2.95	12.94	2.23	2.24		5.72	7.91	17.12		2.80	1.44	5.43
赤腹松鼠	1.49				2.24	1.45	1.43			1.43	1.44		1.58
臺灣小鼯鼠								1.72					1.72
鼬獾	4.87			1.49	4.71						1.44		3.47
臺灣野兔					2.35								2.35
山羌								3.45			13.66	3.37	5.96
藪鳥			1.44	1.49	2.24		1.43	3.45		10.00	1.44		3.07
竹雞								30.78			20.12		27.23
藍腹鵲		1.48						42.29					21.88
09/07~10/06	P3	P6	P10	P12	P1	P4	P7	P11	P2	P5	P8	P9	平均
刺鼠			1.49			5.92	3.00	1.49	1.44			2.97	2.54
黃鼠狼	1.44					1.48							1.46
鼬獾									1.44				1.44
蝙蝠		1.50											1.50
大彎嘴畫眉												1.49	1.49
藪鳥						2.96	5.99		1.44		1.49		2.97
竹雞							5.99						5.99
藍腹鵲	1.44	4.50	1.49										2.48
10/06~11/24	P3	P6	P10	P12	P1	P4	P7	P11	P2	P5	P8	P9	平均
刺鼠			8.75	2.02	4.17		1.12		0.85				3.98
赤腹松鼠				1.06		1.04						0.85	0.98
鼬獾			1.24										1.24
臺灣野兔					2.73								2.73
臺灣獼猴	1.40			2.12	1.44								1.65
山羌												1.70	1.70
臺灣野山羊				0.85					0.91				0.88
大彎嘴畫眉			1.24										1.24
藪鳥		2.06	1.57	3.18	4.31	1.04	2.23		3.63	1.39		1.70	2.35
竹鳥												0.85	0.85
藍尾鴿			2.48										2.48
竹雞									0.85		4.95	4.62	3.48
藍腹鵲		134.36					3.35					2.31	68.60

表 11、各樣區(Plot)之掉落式陷阱所捕捉之各類群物種數量。

疏伐處理	樣區	哺乳類	鳥類	兩生類
0% 未疏伐	Plot 3	5		1
	Plot 6	5	1	4
	Plot 10	7		4
	Plot 12	2		1
25% 疏伐	Plot 1			1
	Plot 4	15	3	1
	Plot 7	4		2
	Plot 11	8		
50% 疏伐	Plot 2	2		1
	Plot 5	6		2
	Plot 8	4		2
	Plot 9	7		2
總計		65	4	21

表 12、各樣區(Plot)掉落式陷阱所捕獲之鮑形目物種數量。

疏伐處理	樣區	灰鮑鱧	長尾麝鮑	細尾長尾鮑	總計
0% 未疏伐	Plot3	3	3		6
	Plot6	3	4		7
	Plot10	6	5		11
	Plot12		2	1	3
25% 疏伐	Plot1	2			2
	Plot4	16	6		22
	Plot7	2	1		3
	Plot11	6	5		11
50% 疏伐	Plot2	4	8		12
	Plot5	2	3		5
	Plot8	6	2		8
	Plot9	6	5	1	12
總計		56	44	2	102

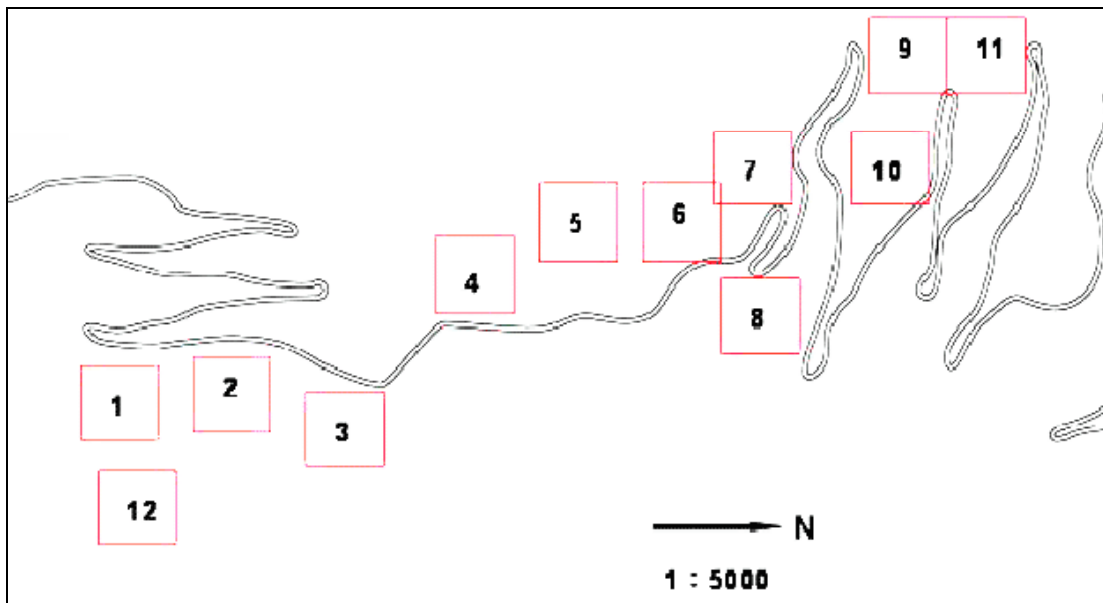


圖 1、南投林管處巒大事業區第 74 林班柳杉人造林樣區(Plot)位置圖。分別為未疏伐樣區(3、6、10 及 12)、25%疏伐樣區(1、4、7 及 11)以及 50%疏伐樣區(2、5、8 及 9)。未疏伐樣區為對照組。

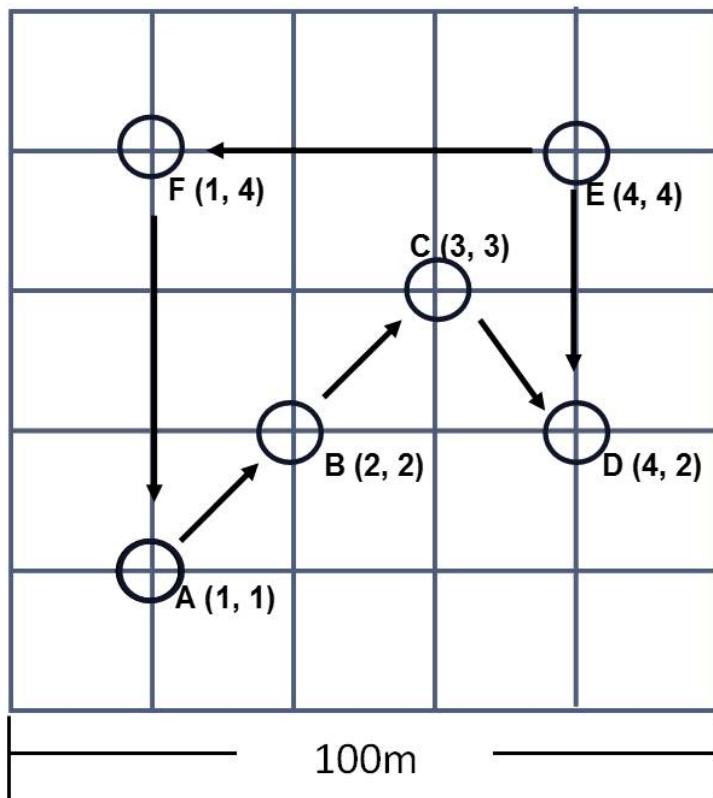


圖 2、人工林一公頃樣區中各設六個直徑 10 公尺圓形小樣區，調查大型真菌子實體。圓形樣區內採地毯式定點調查，樣區間採穿越線調查。

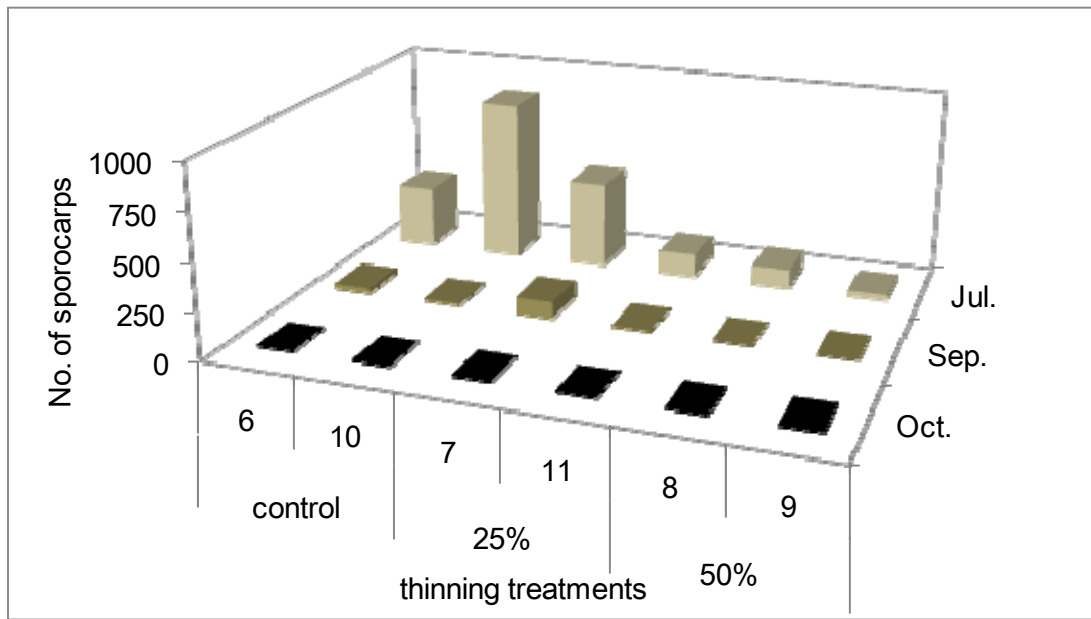


圖 3、本年度優勢菌種珊瑚菌(*Scytinopogon* sp.)於人倫林道柳杉人工林各樣區之出菇數。

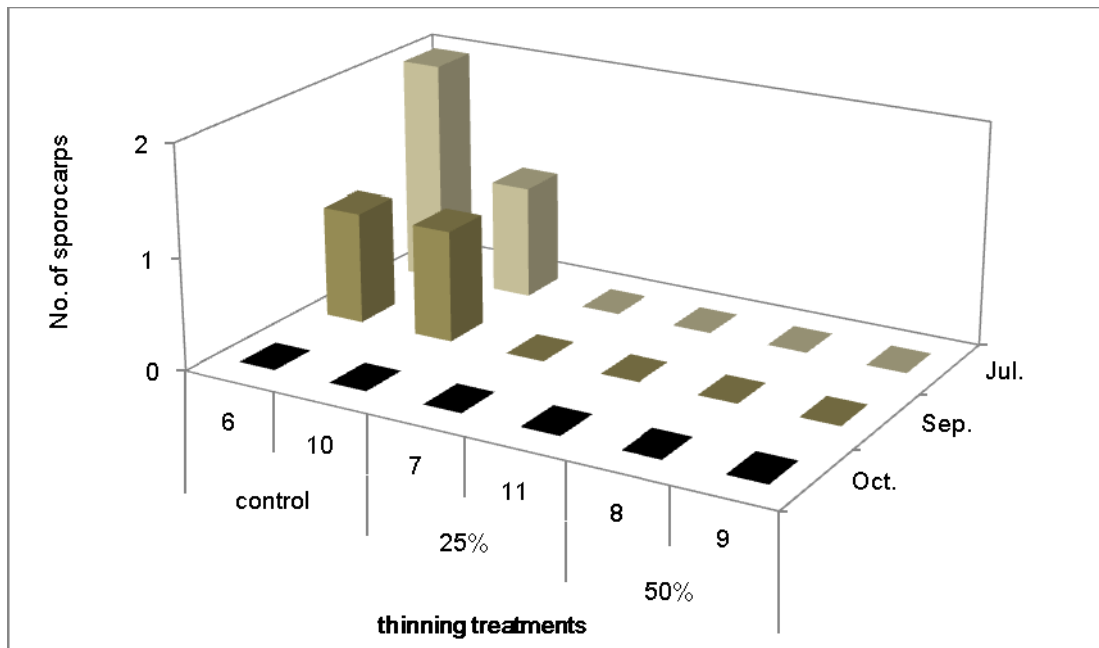


圖 4、本年度優勢菌種天鵝色環柄菇(*Lepiota cygnea*)於人倫林道柳杉人工林各樣區之出菇數。

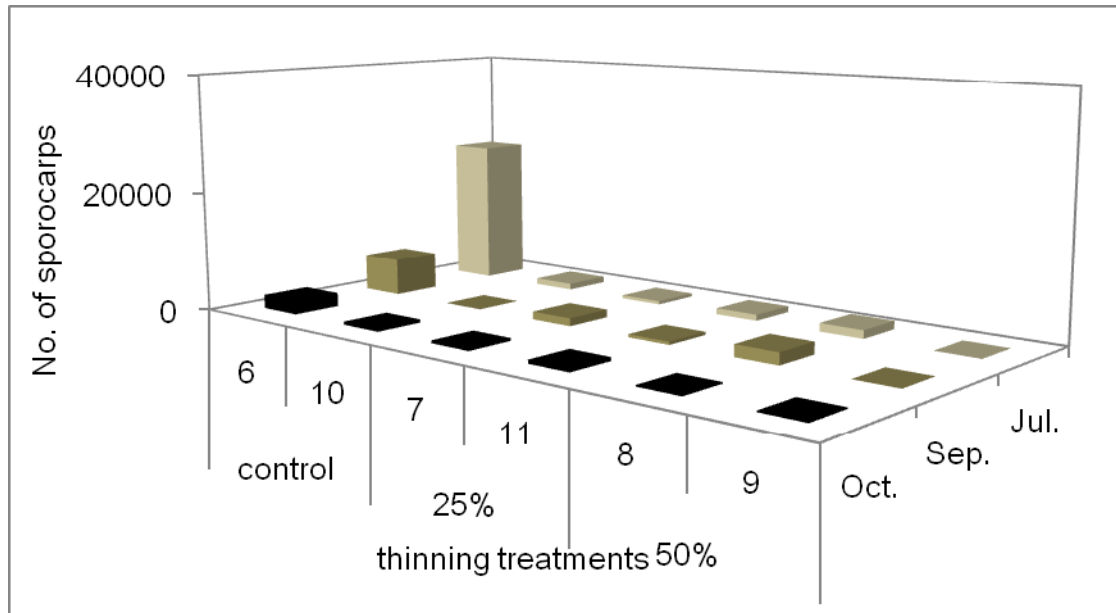


圖 5、本年度優勢菌種楔形銳孔菌(*Oxyporus cunneatus*)於人倫林道柳杉人工林各樣區之出菇數。

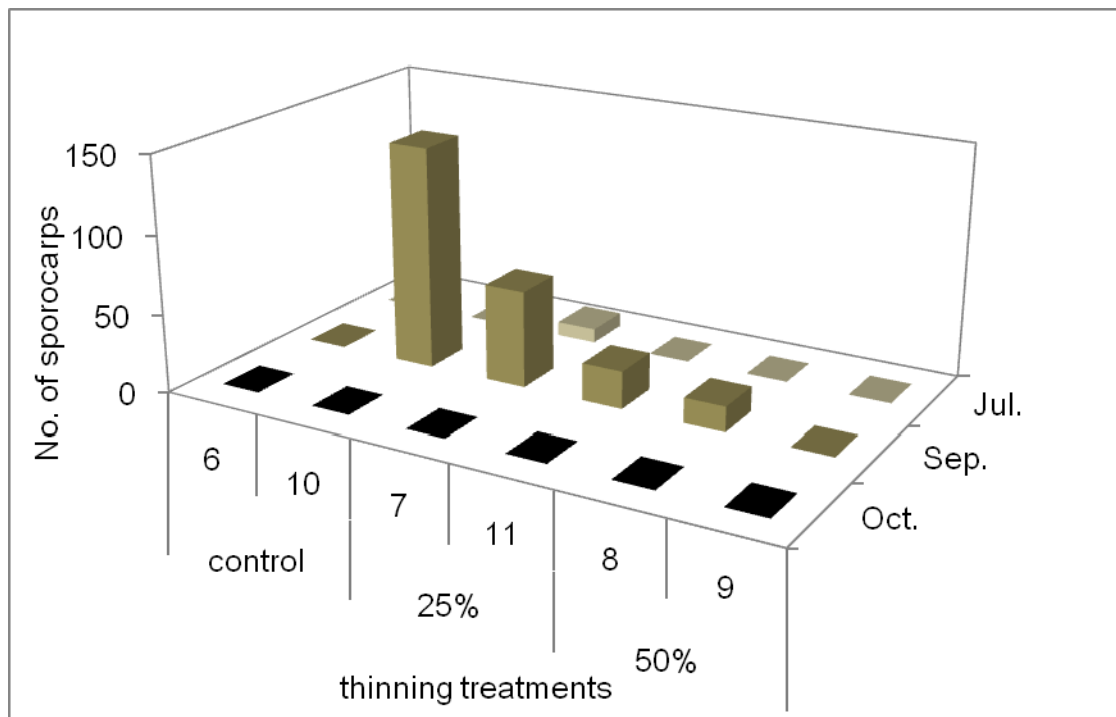


圖 6、本年度優勢菌種略薄多孔菌(*Polyporus tenuiculus*)於人倫林道柳杉人工林各樣區之出菇數。



圖 7、珊瑚菌(*Scytinopogon* sp.)子實體與其下方類似菌根之構造。

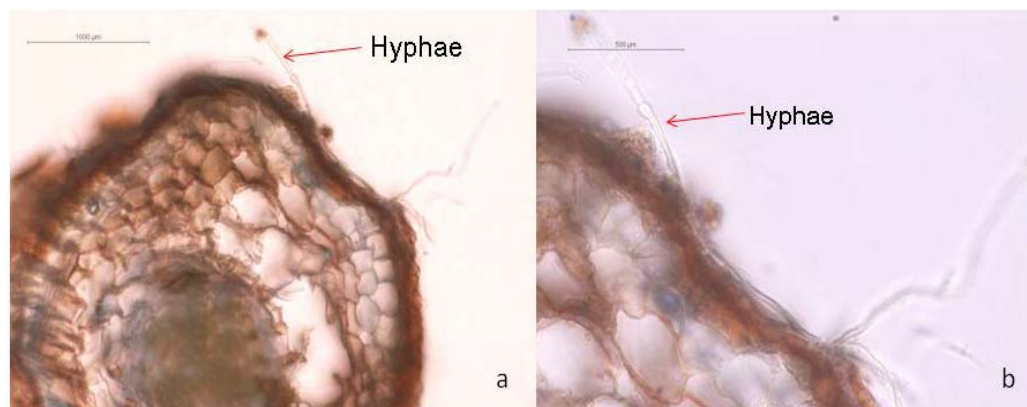


圖 8、珊瑚菌(*Scytinopogon* sp.)子實體下方菌根之切片。

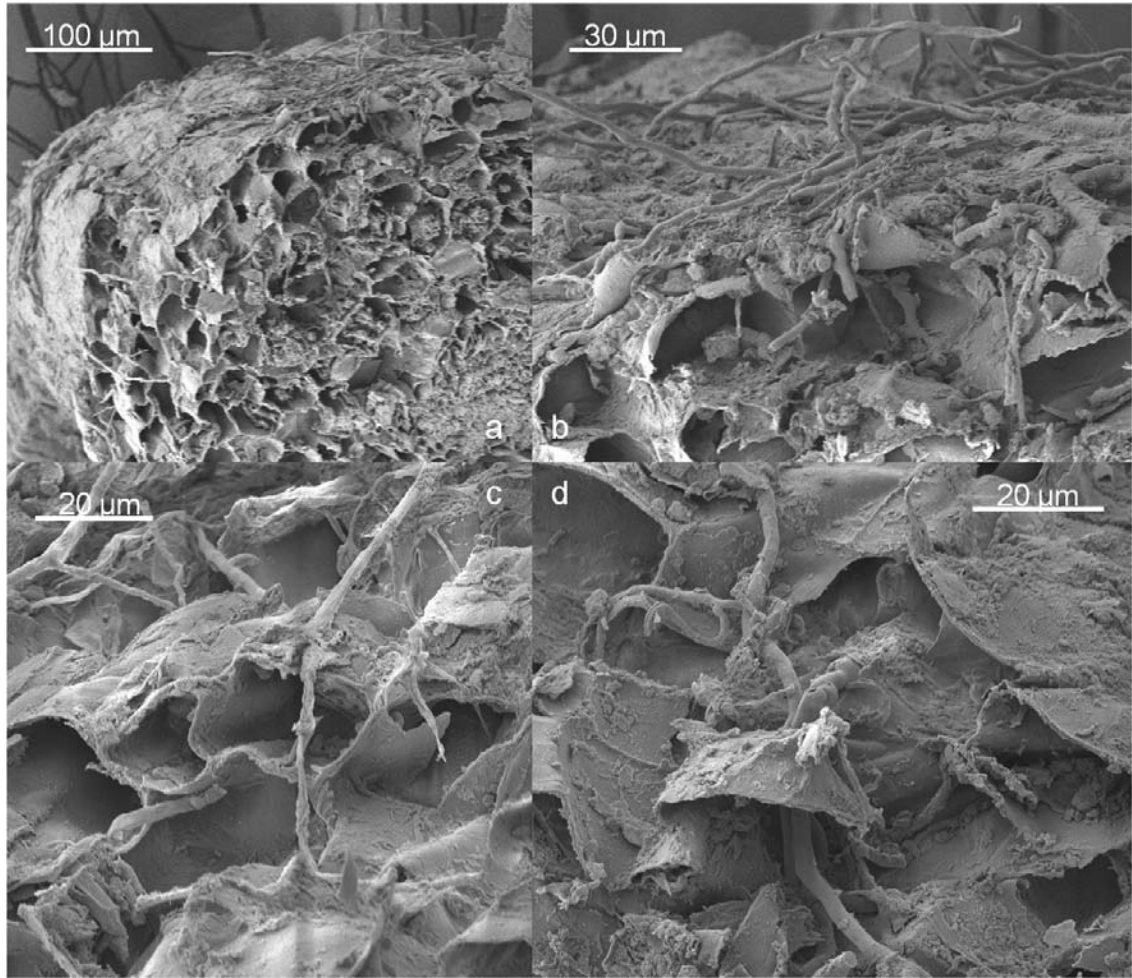


圖 9、以掃描式電子顯微鏡觀察珊瑚菌(*Scytinopogon* sp.)子實體下方菌根橫切面。

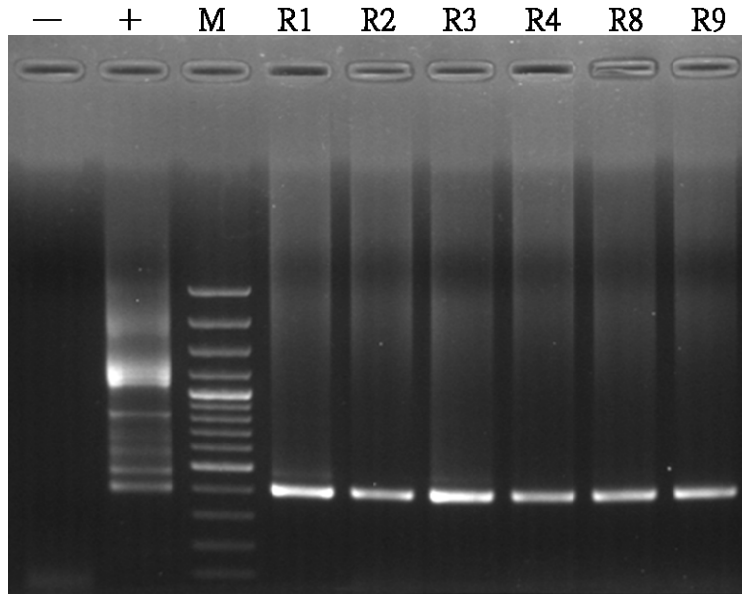


圖 10、以珊瑚菌(*Scytinopogon* sp.)專一性引子對 RKf/RKr 增幅菌根樣本中珊瑚菌(*Scytinopogon* sp.)DNA，可以得到一條約 400 bp 的亮帶。—為負控制組；+為正控制組；R1、R2、R3、R4、R8、R9 為菌根樣本。

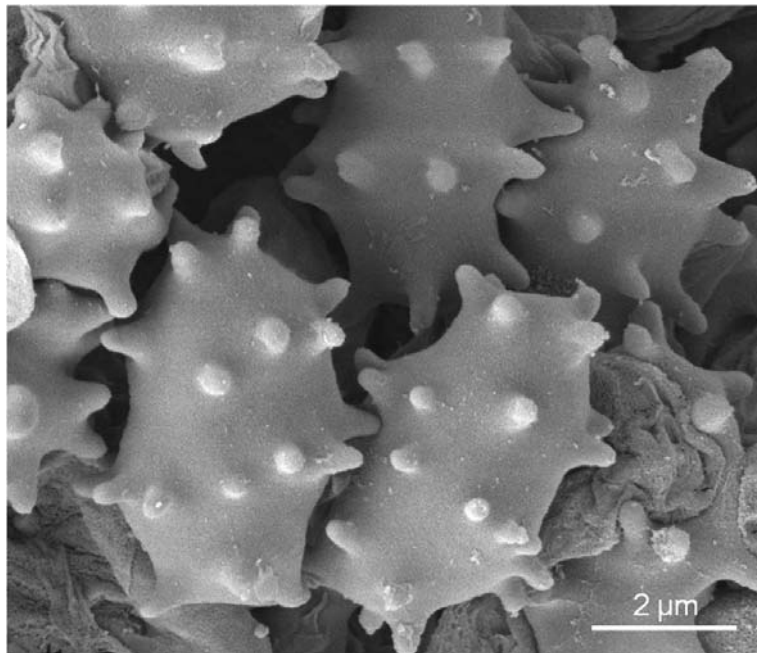


圖 11、以掃描式電子顯微鏡觀察珊瑚菌 (*Scytinopogon* sp.) 孢子

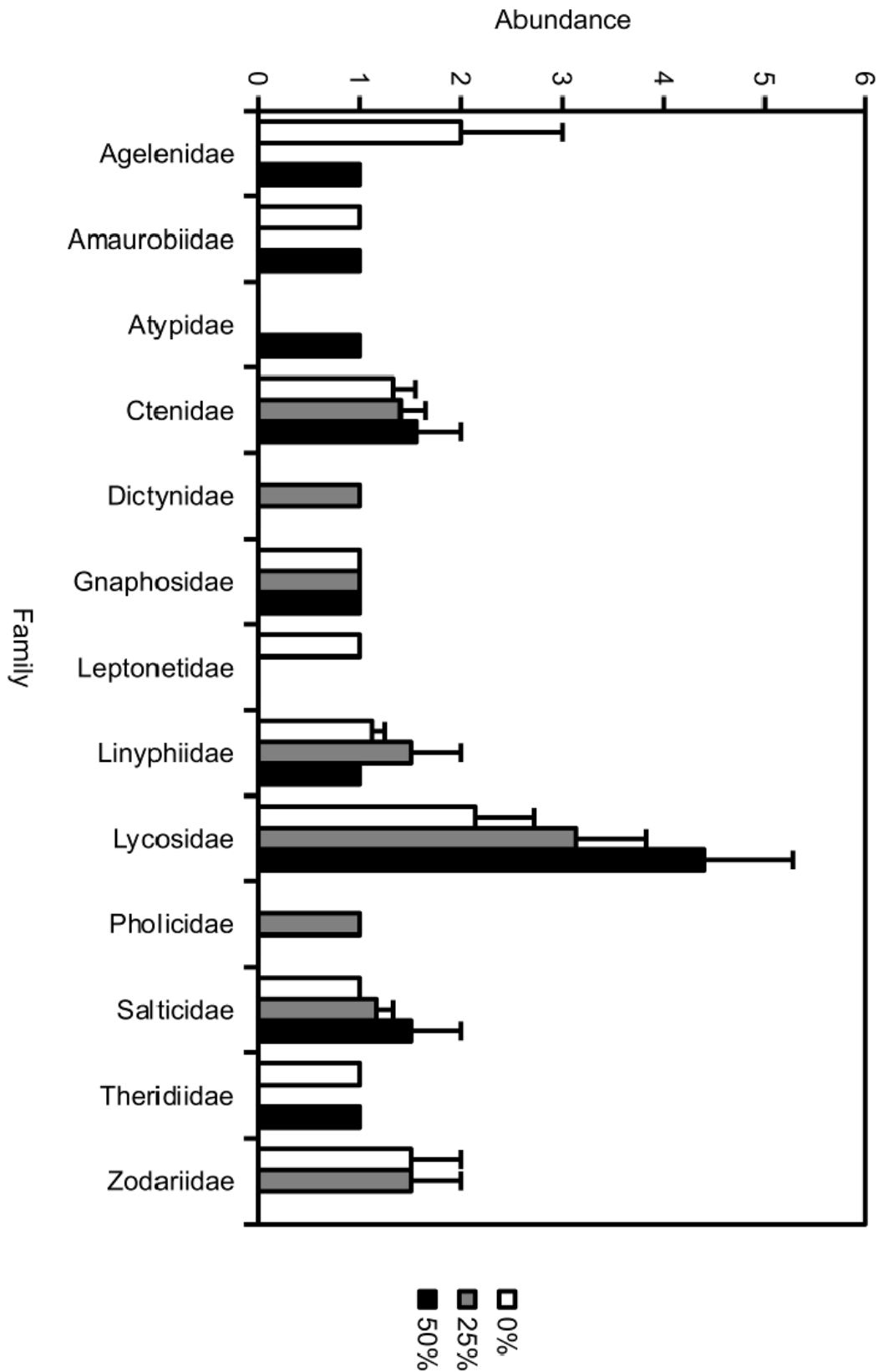


圖 12、不同科級蜘蛛在不同疏伐程度之豐富度平均 ± 標準誤差

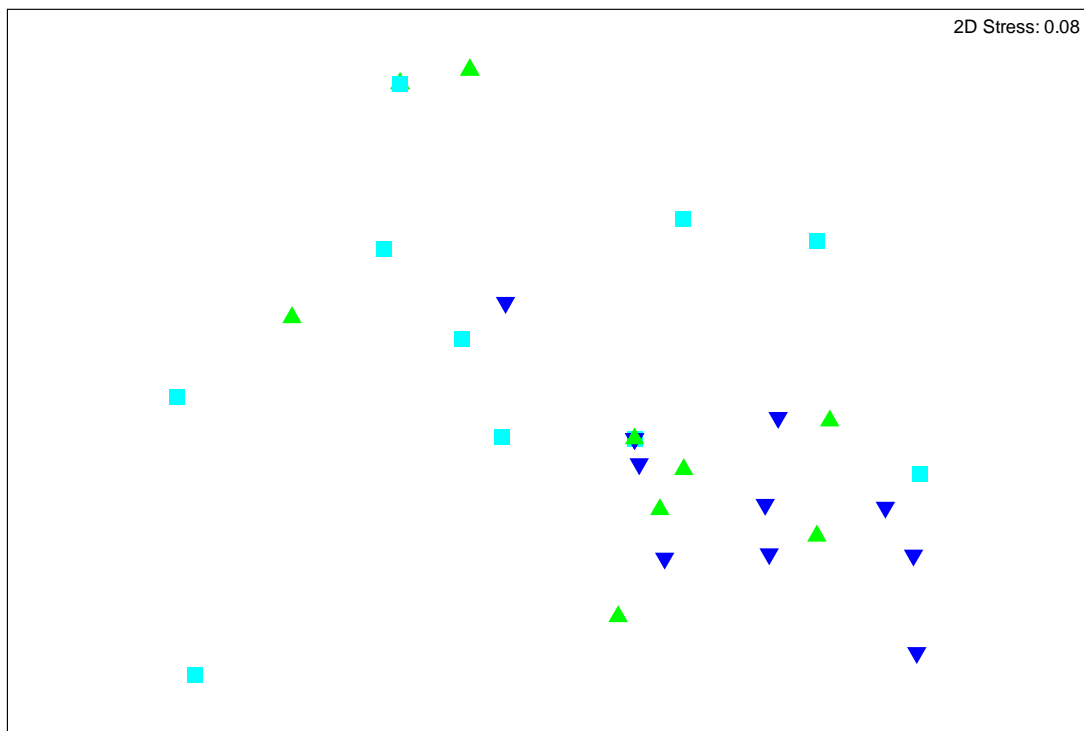
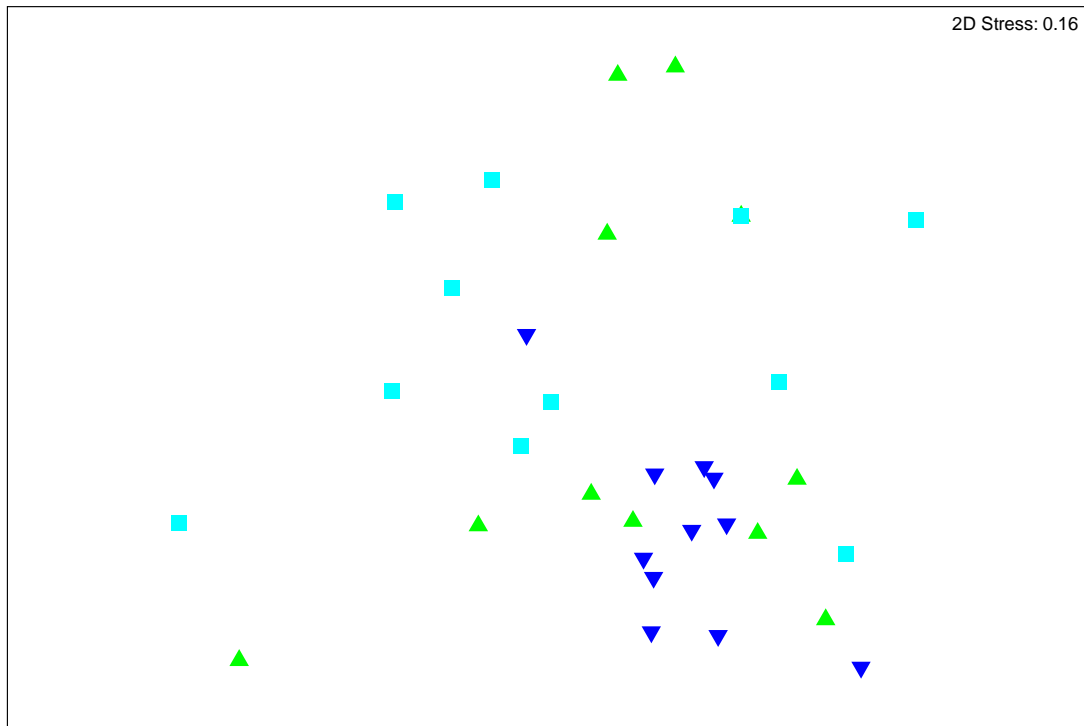


圖 13、人倫各棲地利用地表層蜘蛛數量組成所獲之 MDS 圖形。(a) 蜘蛛科級組成，(b)蜘蛛功能群組成，■：未疏伐人工林，▲：25%疏伐程度人工林，▼：50%疏伐程度人工林。



圖 14、每 Plot 架設兩台紅外線自動相機。



圖 15、每 Plot 架設 5 組掉落式陷阱。

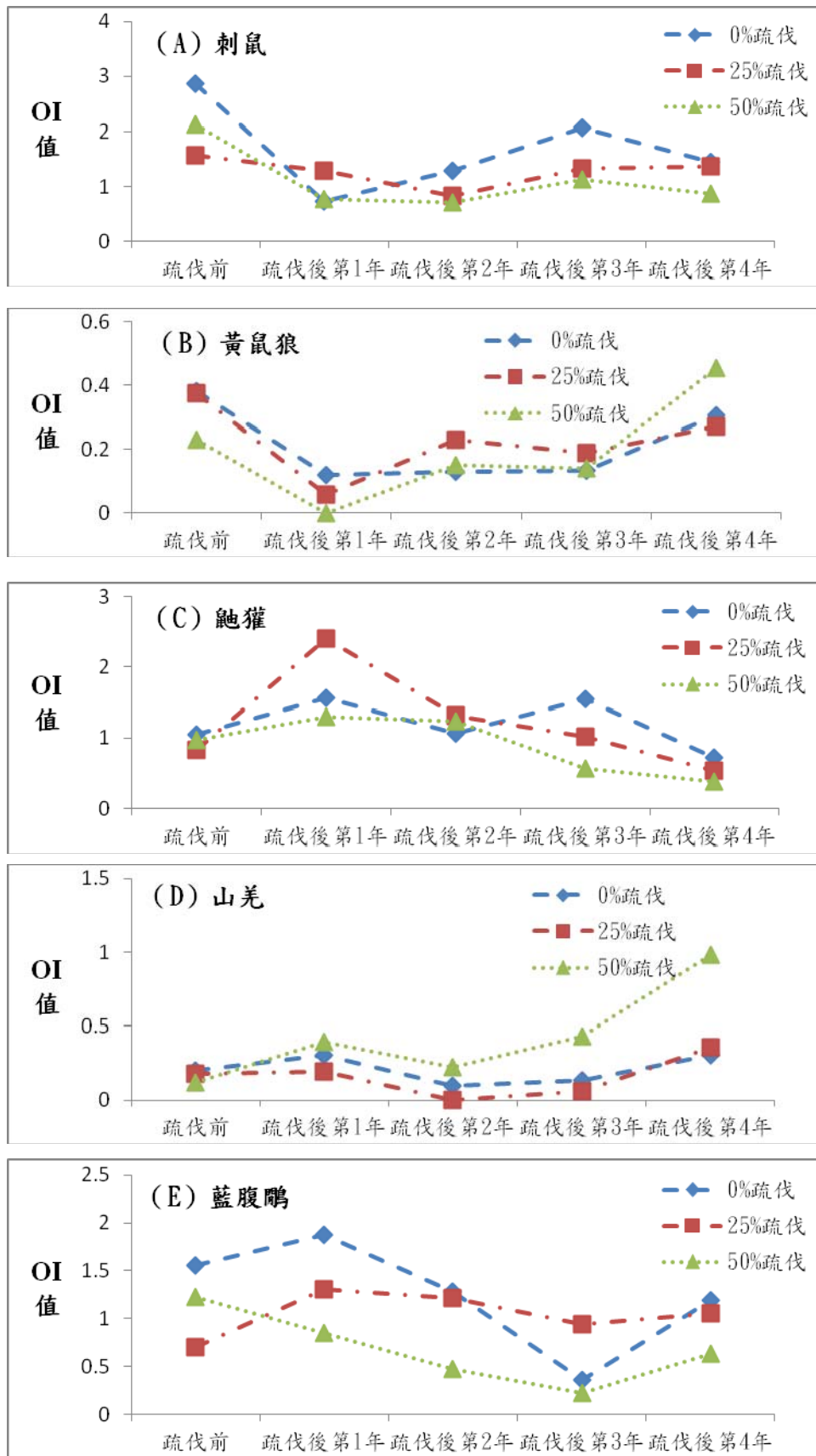
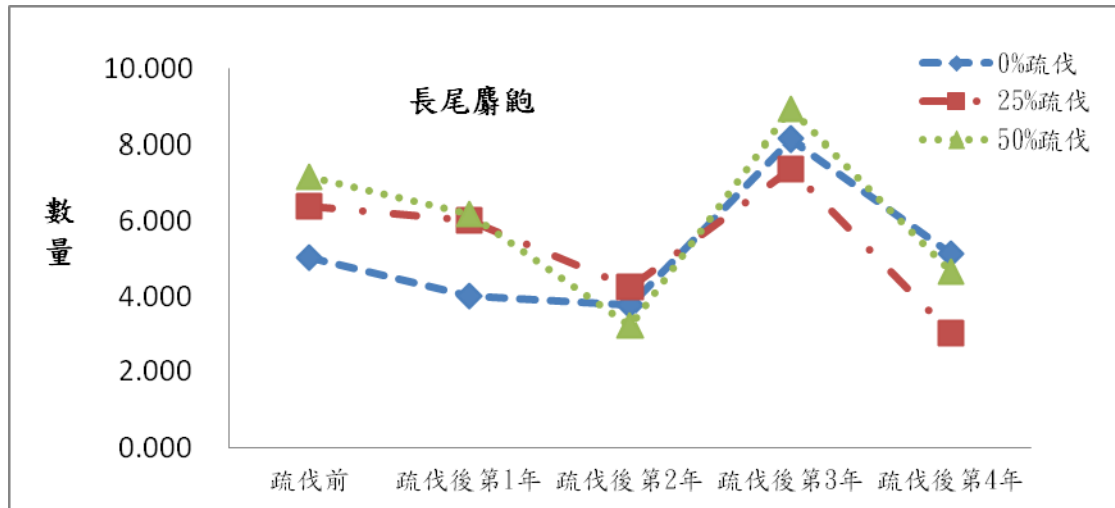
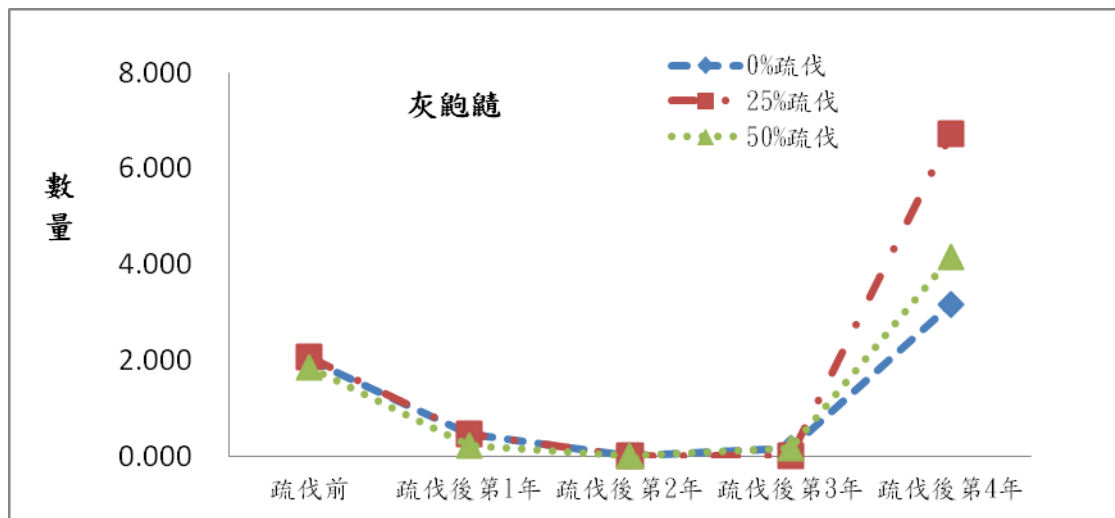


圖 16、三種不同疏伐處理下疏伐前後哺乳動物平均 OI 值數量變化。(A) 刺鼠；(B) 黃鼠狼；(C) 鼬獾；(D) 山羌；(E) 藍腹鷓。

(A)



(B)



(C)

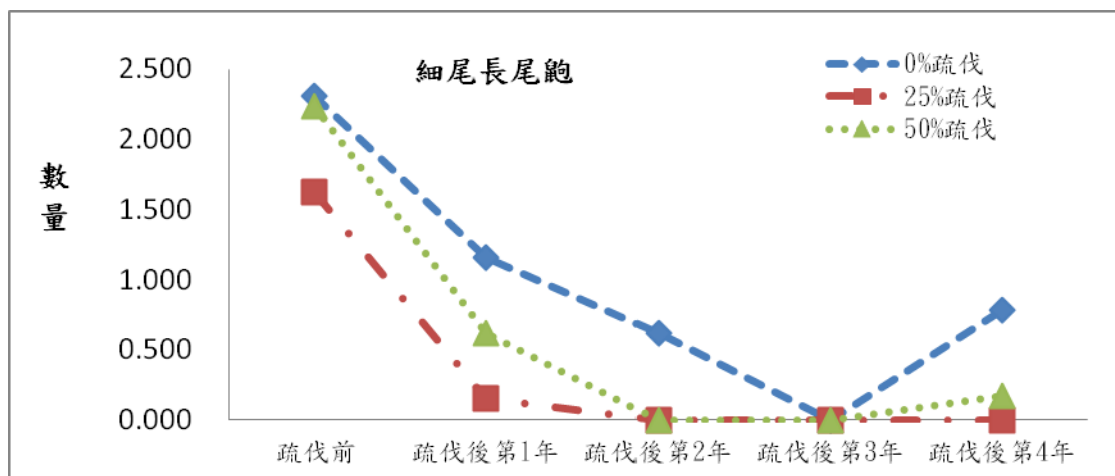


圖 17、三種不同疏伐處理下疏伐前後鼯形目哺乳動物數量變化。(A) 長尾麝鼯；(B) 灰鼯；(C) 細尾長尾鼯。

八、參與研討會與發表論文

1. 林宛柔、汪碧涵。2011。人工林疏伐後大型真菌多樣性與群聚結構變化及其與環境之關係。中華民國真菌學會 99 年度年會暨會員大會，民國 100 年 01 月 08 日，台灣台中。
2. 林宛柔、陳文政、汪碧涵。2011。人工林不同疏伐強度作業對土壤微生物與大型真菌組成結構與多樣性之影響。第十屆海峽兩岸菌物學暨第三屆食藥用菌學術研討會論文摘要集。民國 100 年 07 月 15 日，中國武漢。pp87。

九、致 謝

計畫承林務局計畫經費支持，林務局南投林管處與林試所蓮華池研究中心協助，東華大學孫義方教授提供柳杉相關數據，謹此致謝。

十、參考文獻

1. 弓明欽、陳應龍、仲崇祿，1997。菌根研究及應用。中國林業出版社。
2. 王國瑞，1963。台灣林業史。金氏圖書有限公司。
3. 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。
4. 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(2):107-111。
5. 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。
6. 鄭美如、蕭其文、陳建文、邱振財、楊馥璟、葉雲吟，2008。Morpho 生態後設資料語言編輯系統。行政院農業委員會林業試驗所。
7. 鄭欽龍、陳重銘、陳瑩達，2006。台灣人工林疏伐成本之計量分析。中華林學季刊 39: 57-66。

8. Alaback, P.B. and Herman, F.R., 1988. Long-term response of understory vegetation to stand density in Picea-Tsuga forests. *Canadian Journal of Forest Research* 18:1522–1530.
9. Anderson DA, Holland II (1982) *Forest and forestry*. The Interstate Printers and Publishers, Inc. USA
10. Ash, A.N. and R.C. Bruce. 1994. Impacts of Timber Harvesting on Salamanders." *Conservation Biology* 8(1):300–301.
11. 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
12. 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
13. Bender. L.C., D.L. Minnis., and J.B. Haufler. 1997. Wildlife responses to thinning red pine. *Northern Journal of Applied Forestry*. 14(3):1410–146.
14. 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
15. Colgan III W, Carey AB, Traoee JM, Molina R, Thysell D (1999) Diversity and productivity of hypogeous fungal sporocarps in a variably thinned Douglas-fir forest. *Canadian Journal of Forest Research* 29:1259–1268
16. Doyle JJ, Doyle JL (1990) Isolation of plant DNA from fresh tissue. *Focus* 12: 13–15
17. Gardes M, Bruns TD (1993) Community structure of ectomycorrhizal fungi in a *Pinus muricata* forest: above- and below-ground views. *Canadian Journal of*

Botany 74: 1572–1583

18. Goodland R (1995) The concept of environmental sustainability. *Annual Review of Ecology and Systematics* 26:1–24
19. Grant CD, Norman MA, Smith MA (2007) Fire and silvicultural management of restored bauxite mines in Western Australia. *Restoration Ecology* 15:127–136
20. Hayes, J.P., S.S. Chan, W.H. Emmingham, J.S. Tappeiner, L.D. Kellogg, and J.D. Bailey. 1997. Wildlife response to thinning young forests in the Pacific Northwest. *Journal of Forestry* 95(8):28-33.
21. Herbeck, L.A. and D.R. Larsen 1999. Plethodontid salamander responses to silvicultural practices in Missouri Ozark forests. *Conservation Biology* 13:623–632.
22. Hirose D, Kikuchi J, Kanzaki N, Futai K (2004) Genet distribution of sporocarps and ectomycorrhizas of *Suillus pictus* in a Japanese white pine plantation. *New Phytologist* 164:527–541.
23. Jairus T, Mpumba R, Chinoya S, Tedersoo L (2011) Invasion potential and host shifts of Australian and African ectomycorrhizal fungi in mixed eucalypt plantations. *New Phytologist* 192:179–187.
24. Kerr G (1999) The use of silvicultural systems to enhance the biological diversity of plantation forest in Britain. *Forestry* 72:191–205
25. 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.
26. Landeweert R, Hoffland E, Finlay RD, Kuyper TW, van Breemen N (2001). Linking plants to rocks: ectomycorrhizal fungi mobilize nutrients from minerals.

Trends in Ecology and Evolution 16:248–254.

27. Luoma DL, Eberhart JL, Molina R, Amaranthus MP (2004) Response of ectomycorrhizal fungus sporocarp production to varying levels and patterns of green-tree retention. *Forest Ecology and Management* 202:337–354
28. Molina P, Pilz D, Smith J, Dunham S, Dreisbach T, O'dell T, Castellano M. 2001. Conservation and management of forest fungi in the Pacific Northwestern United States: an integrated ecosystem approach. In: Moore D, Nauta MM, Evans SE, Rotheroe M, editors. *Fungal conservation, issues and solutions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp. 19-63.
29. Pilz D, Molina R, Mayo J (2006) Effects of thinning young forests on chanterelle mushroom production. *Journal of Forestry* 140:9–14
30. Sharna GD, Mishra RR (1982) Mycorrhizal Association in Gymnosperms of Meghalaya. *Acta Botanica Indica* 10:43–49
31. 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 Physiol* 25:57–66
32. Tate RL (1995) *Soil microbiology*. John Wiley & Sons, Inc., New York
33. Wang PH, Wang YT, White JG (2003) Species-specific PCR primers for *Pythium* developed from ribosomal ITS1 region. *Letters in Applied Microbiology* 37: 127–132
34. Waters AJ, McKelvey KS, Zabel CJ, Oliver WW (1994) The effects of thinning and broadcast burning on sporocarps production of hypogeous fungi. *Canadian Journal of Forest Research* 24:1516–1522
35. 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

36. White TJ, Burns TD, Lee S, Taylor J. (1990) Amplification and direct sequencing of ribosomal RNA genes. In: *PCR protocols: a guide to methods and applications* (eds. Innis M. A., Gelfand D. H., Sninsky J. J., White T. J.), Academic Press, San Diego: 315–322
37. Yuan, H.-W., T.-S. Ding, and H.-I. Hsieh. 2005. Short-term responses of animal communities to thinning in a *Cryptomeria japonica* (Taxodiaceae) plantation in Taiwan. *Zoological Studies* 44(3):393–402.
38. Zhong Z, Makeschin F (2003) Soil biochemical and chemical changes in relation to mature spruce (*Picea abies*) forest conversion and regeneration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166:291–299

附錄、期末報告審查會議紀錄及審查意見與回覆說明

時間：100 年 12 月 29 日（星期四）

地點：本局 8 樓會議室

主持人：本局楊組長駿憲

記錄：葉銘哲

委員審查意見及回覆說明：

審查意見	回覆說明
委員一：臺灣大學郭教授幸榮	
1、在結果與討論對中對珊瑚菌有詳細論述(P.19 至 P.22)，本菌種是否可當疏伐後菌種變化的指標性菌種？	1、疏伐與疏伐強度對珊瑚菌子實體量有顯著影響，因此，珊瑚菌可以當作疏伐後菌種變化的指標菌種。
2、在 P.20 第 3-4 行認為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，建議以苗木進行接種試驗予以驗證。	2、現有解剖學與分子生物學之證據，如能進一步進行接種試驗，將可獲得直接驗證，且了解該菌與苗木生長勢及存活的关系。
3、P.21 認為珊瑚菌隨柳杉自日本引入，此種可能性不大，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，Sharma and Mishra(1982)或其他論文是否指珊瑚菌與柳杉共生？	3、P. 21 提出日本引進是可能來源之一，的確可能性不大，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。該文指出柳杉林有發現他種外生菌根的紀錄，但未提出是柳杉的共生菌。
4、哺乳動物及鳥類的數量(包括不同年度的數量)在統計上是否顯示疏伐處理的效應，請補述。	4、本年度調查為疏伐後第 4 年資料，與本中心已有的疏伐前後各年的資料，以選定物種進行比較分析：刺鼠、黃鼠狼和鼬獾，以及保育類物種山羊與藍腹鵯（鳥類），分別以各疏伐年度間與各種疏伐處理進行分析，分析結果顯示，刺鼠、黃鼠狼、鼬獾、山羊及藍腹鵯在各年度內的不同疏伐處理下皆無顯著差異，而在不同疏伐處理下的各年間亦無顯著差異（詳見圖 16）。
5、建議期末報告修正後予以通過。	5、已按照各審查意見予以修正。

委員二：林業試驗所陳研究員財輝	
1、本研究之疏伐方式與一般疏伐作業差異極大，尤其疏伐後未設計後續植栽樹種，即使有很好研究成果，林務局未來也難依據施作。	1、本計畫承蒙國科會及林務局補助多年，於計畫初期即與各不同受補助單位進行多次會議討論，決定以產生 gap 的方式進行疏伐，兩種疏伐效果產生的干擾相差不遠，未來應能利用一般疏伐作業進行相同的監測調查，進而比較兩種不同疏伐模式對生物的影響。
2、疏伐 5 年後林相復舊情形如何？	2、本計畫著重於動物及真菌之調查研究，對於林相復舊情形無法進行詳細的描述，應向其他相關計畫的研究單位進行諮詢。
3、大面積柳杉人工林疏伐，因無良好天然母樹的種子來源，未來相關試驗建議考慮疏伐帶造林樹種的選擇要領。	3、建議林務局相關單位考慮選擇良好天然母樹的種子來源，再進行對人工林的疏伐，以建立疏伐帶造林樹種的選擇。
4、柳杉共生菌是否為腐杉菌？其菌落數量多，有何好處？	4、以八種培養基都無法促使柳杉共生菌生長，其腐生能力極差，不是腐生菌，不具有木材腐朽能力。其族群量大表示與柳杉共生量大，協助柳杉吸收水分與養份，促使柳杉在貧瘠環境可以生長良好。
委員三：林業試驗所邱研究員志明	
1、由圖(16)、(17)之 Q1(族群豐富度)哺乳動物因疏伐後不同動物有不同之變化，黃鼠狼、山羌，以強度疏伐 50%最佳。疏伐後 4 年，不但恢復原來水準，甚至超過。灰鼯亦有同樣情形，但亦有下降之情形如鼬獾，由此可知，疏伐撫育對多樣性監測，短期間之觀察和較長期間之現象，截然不同。	1、本研究發現所有監測物種在疏伐前後的不同時期，雖 0%的處理為對照組，但統計上顯示其與另兩種疏伐處理（25%及 50%）差異並不顯著，反而部分物種的波動現象是和不同疏伐時期的時間因子相關，如黃鼠狼和山羌部分波動現象差異在不同時期間接近統計顯著，或許本實驗因各處理 Plot 並非成群集取樣，而是以各種疏伐處理鑲嵌的方式進行，因此疏伐作業的進行應影響到未疏伐 Plot，使得不同處理即便造成差異也不易偵測出。因此，未來探討相關主題之研究時，疏伐方式與各種處理樣區間的距離亦需慎重考慮以降低人為干擾。本計畫監測物種的族群波動現象趨勢性，可歸納出兩大類較有規律之反應變化，一是受疏伐作業影響而活動頻度減少

	<p>但疏伐後時間拉長後逐漸回復的物種，如黃鼠狼。另外則是受疏伐作業影響而活動頻度增加但疏伐後時間拉長後逐漸回降的物種，如鼬獾。此外亦研究指出不同疏伐處理所造成對哺乳動物群聚的影響於短期無明顯差異（Gomez et al. 2005；Yuan et al. 2005；Meyer et al. 2007）。</p>
<p>2、出菇量之多寡，對林木之健康為何？</p>	<p>2、出菇量可作為族群大小指標。腐生菌出菇量大，表示森林中的分解者活力高，有良好的營養循環能力，有助於生產者的營養獲得；共生菌族群大，有益於共生林木的生長與健康。</p>
<p>3、以人工林經營而言，若以生產收穫為目的，而非以多樣性為目的的話，對人工林之健康或生產力何者為佳？</p>	<p>3、腐生菌與共生菌對人工林之健康或生產力都有幫助。健康成林有最高的真菌多樣性，當森林開始鬱閉老化，大形真菌多樣性開始隨之下降，對林木生長不利，為惡性循環。</p>
<p>4、發現柳杉林有新優勢種珊瑚菌，為柳杉共生外生菌根菌。</p>	<p>4、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。</p>
<p>5、P.9，疏伐增加特定種優勢度，反而降低了林下植被的多樣性，請再查明。</p>	<p>5、引用文獻內容是指相對於未疏伐樣區來看，疏伐樣區對林下植物的物種消失有些微影響，而在疏伐後初期多樣性會增加的原因是因為遭受非耐陰的植物物種的入侵，其中輕度或中度的疏伐通常會增加苔蘚植物及維管束植物物種的多樣性，以及草本植物跟蕨類的生產力，然而重度疏伐則降低了群落多樣性，因此疏伐會增加特定植物種類的優勢度，而降低了林下植物的多樣性。</p>
<p>6、(表 5)、(表 6)，PRF 是否為 Upf 之誤。</p>	<p>6、確實是將 UPF 誤植為 PRF，已將表格內容修正為 UPF。</p>