

第一章 前言

在環境時常變動的溫熱帶環境中，干擾(disturbance)是一種常態現象，由於氣候變化的影響，地球自然景觀和自然環境遭受著風害、洪澇等自然災害作用，特別是隨著世界人口的急劇增長，人類對自然資源的開發利用程度和對自然環境的破壞程度日益提高，造成了生育地的破壞和破碎化，致使地球上的各類生態系統都或多或少地遭受著各種干擾現象的作用。從整個生態學的發展來看，生態學家對生態系統動態變化的重要性已經有了比較充分的認識，但長期以來，他們把注意力放在處於平衡狀態的群落演替和發展方面，因此我們有必要加強對在自然變化過程和人為干擾過程作用下產生的生態學問題加以研究，研究各種干擾現象的影響程度，研究它們對種群進化、生物多樣性及群落和生態系統結構和功能的作用效應。

林火，為大自然干擾型態之一，是以亦恆常存在於自然界中。在過去植物社會演化過程中，林火扮演著一個基本的自然影響力量，某些植物社會甚至需週期性之火燒來維持它們在生態系上之地位。火燒對於生態系的影響至為複雜，嚴重的火燒固足以摧毀整個森林生態系，然輕微的火燒則無論對養分之回歸、林木更新，或病蟲害族群的控制、草食性野生動物之食草來源及棲地均具有某種程度之助益。

武陵地區位於大甲河流域上游，主要範圍位於有勝溪以西經七家灣溪至高山溪，2002年5月11日武陵37、38林班發生大火，延燒數日，燒毀大面積林地，更威脅到國寶魚櫻花鉤吻鮭的棲地環境；火燒過後，大面積的臺灣二葉松死亡，林地一片枯寂，原有生育地環境改變，導致演替的重新開始。森林大火發生過後，即著手進行植被恢復情形之研究，經過近二年之初步研究結果，火燒過後演替之裸化(nudation)階段極短，植物很快進入遷移(migration)與建立(excesis)之時期，本年度續針對植被之變化情形加以監測，並冀能得知火燒跡地之植被進入競爭(competition)階段之確切時間。

第二章 研究區域概況

武陵位於雪霸國家公園東南隅，範圍主要包括大甲溪上游七家灣溪、高山溪集水區和部分有勝溪水系。武陵地區之範圍，東側以羅葉尾山、武左野群山為界，與有勝溪相隔，西臨雪山與大安溪流域分隔，南達馬武霸山脈連接中橫公路宜蘭支線，北起桃山、池有山與品田山與淡水河流域區隔，為南北走向而成葫蘆型的狹長谷地，為櫻花鉤吻鮭保護區之涵蓋範圍，行政區域隸屬於台中縣和平鄉，距梨山約 30 km。本區海拔高度約在 1,720 至 3,325 m 之間，氣候屬於副寒帶山地氣候區，終年平均氣溫約在 15°C 左右，年雨量約 1,600mm，降雨量集中於濕季，地層主要由硬頁岩及石英質的砂岩所組成，地表由保水力及通氣性佳的粘質壤土組成，區內植物受地形、氣候與土壤影響分布，林型概分為針葉林型、針闊葉混生林型與闊葉林型。本次林火範圍如圖 1 所示，沿武佐野群山之稜線蔓延，為七家灣溪與有勝溪所圍繞，屬大甲溪事業區第 37、38 林班，波及面積約 185 ha，受害林木以造林之臺灣二葉松為主，火燒原因為引火整地不慎所致。

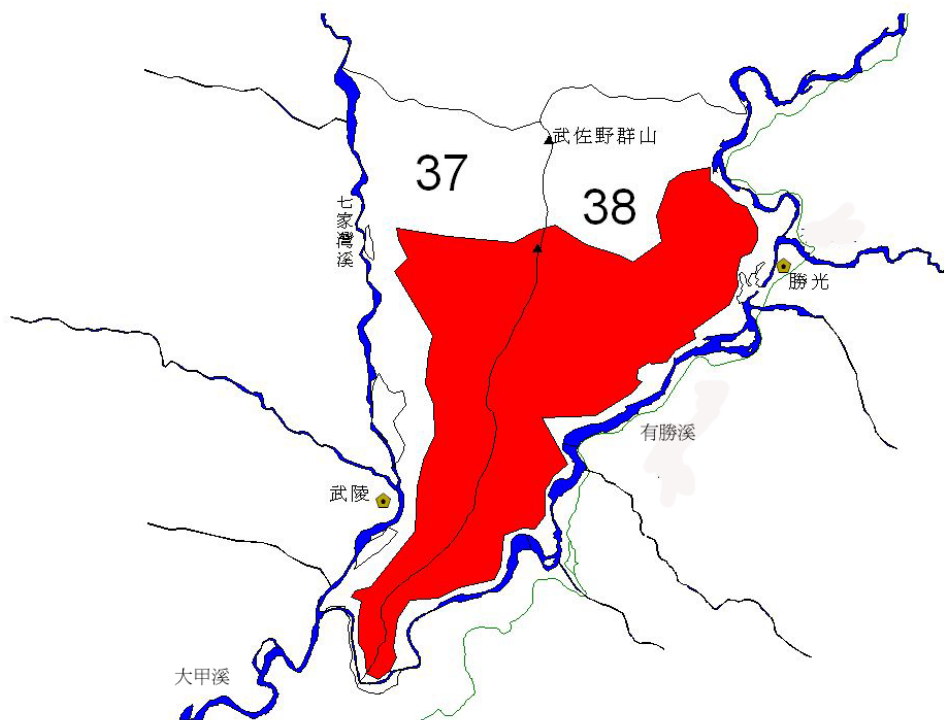


圖 1. 武陵地區火燒範圍圖。

第三章 前人研究

一、火燒發生統計

陳源長(1967)曾分析 1955~1965 年間，臺灣火燒發生的次數與原因，以台中地區為最，多發生於 12 月至隔年 4 月，發生原因以引火整地為主。許啟佑等(1984)曾統計 1974 年~1983 年間，臺灣森林火燒發生的次數與原因，有 70% 以上火燒發生於 10:00~18:00 之間，呂金誠(1990)提出火燒發生於上述時段中，除因這段時間人們活動最頻繁，致火燒發生的機會大增外，同時白天因為太陽照射，燃料之含水率較低，以致於可燃性提高；而夜晚則因大氣濕度較高，燃料有回潮之現象，使其較不易燃燒所致。陳正改等(1983)曾研究臺灣林火之有關氣象條件，認為大甲溪事業區在乾季時最易引起火燒是由於 1. 微弱東北季風；2. 高壓迴流；3. 移動性高氣壓等三種，並認為野火前十日之累積雨量可視為其嚴重性程度的一項指標。呂金誠(1990)亦統計自 1967 至 1988 年，22 年間臺灣地區紀錄有案之森林火燒共 706 次，平均每年發生林火 33.6 次，每年焚燒面積達 1,256.71 ha，平均每次火燒面積為 39.16 ha。而發生的原因除有 50% 左右個案係原因不明者外，其餘幾乎全由人為所引起。林朝欽(1992、1993a、1993b、1999、2001)統計 1963~2000 年間森林火燒，在國有林事業區中，以大甲溪事業區最多、被害面積亦最廣。

二、火燒對於土壤的影響

呂福原等(1984)研究發現，火燒當年土壤的 pH 質顯著上升，第二年則開始下降。表土中所含的有效磷、鉀及全氮量在火燒後均有增加，但有機質則有減少的趨勢。在養分循環方面，DeBano and Conard(1978)研究發現，由於灰分物質落至地表，除氮外，大部分植物養分在火燒後均有增加。White *et al.*(1973)、Spurr and Barnes(1980)認為，高溫會使植物體及枯枝葉中的氮被損耗，溫度越高則損失越多。

呂金誠(1990)曾對惠蓀林場及東卯山之火燒區，進行土壤含水率、孔隙率、飽和導水度、有機質含量及地表沖蝕深度等之調查，指出在惠蓀林場火燒區於日間最高表土溫度較對照區為高，最大差異甚至可達 16.2°C。林昭遠(1991)亦曾對火燒後土壤性質及沖蝕深度的變化，進行詳細之探討。

王亞男等(1999a、1999b)指出在塔塔加地區火燒後，土壤 pH 值提高，交換性陽離子鉀、鈣、鎂隨著時間有增加的趨勢，以對照區顯著高於火燒跡地，而有效磷卻呈現相反；表土溫度 3 年年平均值以火燒區顯著高於對照區。

三、林木致死及萌蘖情形

林火對於植物直接的傷害，為導致死亡或木材的損壞。植物的火燒致死情形還受到許多因子影響如植物種類、個體差異、生育地之地形、氣候條件等。呂金誠(1990)曾對火燒後林木之致死率及萌蘖進行調查，發現闊葉樹之萌蘖能力遠大於針葉樹，而使兩者之火燒致死率有極大之差異。火燒致死率除與樹種、胸徑及火燒強度有關外，亦與火燒發生的季節時期有關(陳明義等，1987)。

闊葉樹萌蘖方面，主要以地際萌蘖為主(呂金誠等，1986)。植物在火燒後能夠再行萌蘖，是因為植物具有保護營養芽的機制，包括樹皮、密集的葉基或土壤保護(Gill, 1977)。土壤為熱的有效隔絕體，對於火燒時所釋放的熱量，在土壤中則顯的很低(Packham,1970)，通常只要幾公分的土壤，便可保護植物地下芽遭受火燒的危險(Flinn and Wein, 1977)。可見土壤對於植物分生組織的保護能力，遠較於樹皮來得有效。

萌蘖能力除了與樹種有關之外，林齡亦具有相當大之影響，Miller 和 Miles(1970)對杜鵑科植物(*Calluna vulgaris*)研究發現，火燒後萌蘖能力在林齡 6~10 年生時最佳，然後其萌蘖能力隨著林齡而逐漸減弱。

四、火燒對歧異度之影響

干擾(disturbance)是指對某一植群的破壞，並且釋出生長空間，造成其他植物有利的生長環境(Oliver and Larson, 1996)。Connell(1978)觀察熱帶雨林植物與海岸珊瑚礁受暴風雨干擾之現象而提出中度干擾假說(Intermediate Disturbance Hypothesis)，此假說認為頻度和強度皆處於中等程度之干擾，會促使一生育地有足夠之時間與空間供生物種進入，因此歧異度會保持最高。

林火是森林生態系中最常發生之干擾之一，因其頻度、強度、尺度之不同而影響生物社會物種的存活。陳明義等(1986；1987)研究東卯山及武

陵地區火燒後植物 α 歧異度由 1.66 增至 2.58。Schwilk *et al.*(1997)以南非高山硬葉灌木林在遭受不同程度火燒後，以不同空間尺度之設計，以驗證種豐度與林火干擾之關係，研究結果證實生物歧異度與干擾頻度之關係恰與中度干擾假說之結果相反，而尺度大小影響歧異度之測量結果甚劇。林朝欽與陳子英(2002)研究加羅湖地區火燒對歧異度之影響，結果顯示木本植物火燒干擾越大，無論物種或 α 歧異度均降低；而草本植物則以中度火燒干擾之 α 歧異度最高，輕度火燒干擾 α 歧異度最低。但若是火燒的強度太高或是太頻繁，反而會造成植物種多樣性的降低，而僅有利於松屬植物的下種(Gill and Williams, 1996)。

五、火燒後天然更新

呂金誠(1990)曾調查惠蓀林場杜鵑嶺之火燒跡地，發現火燒對於蘇鐵蕨(*Brainea insignis*)有促進孢子著生之現象；另外亦發現火燒區淡竹葉(*Lophatherum gracile*)之植株高度、每叢總桿數、開花桿數、花序鮮重及營養部分鮮重，均較未火燒區高，顯示火燒對淡竹葉之開花有促進作用。

Keely(1987)曾研究火燒後影響種子發芽的原因，認為光、遺炭及熱均會刺激種子發芽，但高溫卻會影響種子的存活；火燒後由於林冠疏開以及表土遺留的黑色焦炭，使溫度變化遠較未火燒之立地為劇烈，促使種子發芽。許多育林學上研究指出，用熱及變溫作用來處理種子，可消除抑制發芽的物質、打破種子休眠而提高發芽率(王子定，1974)。Christensen and Muller(1975)認為火燒會促使種子發芽，但嚴重的火燒卻可能會焚毀大量埋藏於土壤中之種子庫。

許多松類的毬果平常均為樹脂所封閉住，僅在發生火燒時，高溫將樹脂溶化掉，才將種子釋放出來，柱松(*Pinus contorta*)則為一例(Lotan, 1975)。梁立明(1999)研究指出，臺灣二葉松毬果具有輕度之延遲性(*serotiny*)，種子成熟後毬果並未完全張開，而是將種子保存於毬果內一段時間，果鱗才陸續張開將種子慢慢釋放。Lamont *et al.*(1991)指出毬果的延遲性使得種子被保存以確保子代的來源，而火燒後立即釋放種子可保證種子成功地在適當時機、適當地區萌芽，大量下種使得在被動物取食後，能有少數留下，有機會形成苗木。

劉崇瑞與蘇鴻傑(1978)對大甲河流域臺灣二葉松所做的研究發現，在

林火發生後，因地表草類及灌木多被清除，礦質土暴露，成為倖免於難的植物下種之優良環境。在臺灣二葉松／高山芒過度群叢中，每公頃之幼苗數量可達 3,216 株之多。其中以臺灣二葉松最多，佔 95.8%。而後樹冠層覆蓋度增加，幼苗隨之減少，至覆蓋度達到 150%時，幼苗密度即接近零。

呂金誠等(2002)研究環山地區火燒跡地天然更新情形，天然下種數量以臺灣二葉松為最，推論為火燒後林冠疏開，礦質土壤裸露而有利於先驅植物下種，而火燒區更新苗數量遠大於對照區。

六、火燒對於植群演替之影響

柳樞(1963)推論高山草原的形成原因，係由火燒所造成。劉業經等(1984)研究指出，玉山箭竹草生地之形成，火燒是主要原因，而且玉山箭竹和臺灣冷杉之間有明顯的推移帶(ecotone)存在。劉崇瑞與蘇鴻傑(1978)研究大甲溪上游臺灣二葉松天然群落組成時，認為連續之週期性火燒是形成臺灣二葉松林之主要原因。呂金誠(1990)曾研究臺灣主要森林生態系火燒後之演替，認為臺灣二葉松為臺灣最易誘發火燒之林型，此亦為臺灣二葉松林難以演替到極相植物社會之主因；陳明義等(1986)指出若無火燒的再次發生，臺灣二葉松因更新困難將無法繼續生存。呂福原等(1984)亦認為火燒後由於先趨植物迅速入侵，如五節芒、玉山箭竹、巒大蕨、白茅、野桐等，此類植群一遇乾季，極易引起週期性火燒。

Lorimer(1990)指出火燒頻率和強度能夠影響森林的發育，而成為同齡林或異齡林、初期演替或極盛相林。在不同的林相對於野生動物族群、林木生長及昆蟲、細菌的族群狀態會有所影響。並認為火燒可妨礙演替後期植物種類的入侵，所以週期性的火燒，對於某些植物是有利的。陳明義與施纓煜(1998)指出若火燒強度過大或過於頻繁，則臺灣二葉松林將因更新困難而逐漸消退，甚至淪為草生地。一但淪為草生地，將因燃料快速累積，更易引起週期性火燒，而長期維持於草生地景觀。

第四章 調查項目及方法

一、資料蒐集與勘查

首先蒐集與本區有關之基本環境資料，包括地理環境、範圍、氣候、地質土壤及一萬分之一相片基本圖、二萬五千分之一等高線圖、林相圖、林班圖等資料，以初步瞭解研究區之環境概況；另外對前人的研究文獻亦加以蒐集、整理。參考林務局東勢林區管理處資料確定火燒範圍，查定地圖研擬調查路線後即進行踏勘。

二、樣區設置與調查方法

本研究調查採用多樣區法(multiple plot method)之集落樣區設置法(contagious quadrat method)，樣區之設置主要係考慮海拔、地形等環境變化與火燒程度，並儘可能使樣區於研究區中均勻分布(圖 2)。樣區大小為20m×20m，由16個5m×5m之連結小區組成，樣區內植群資料登錄木本植物的種類、株數及胸高直徑(diameter at breast height, DBH)，並估計地面草本植物之覆蓋度(coverage)。凡樣區內之樹木胸徑大於1 cm者，列入喬木層，逐株予以量計胸高直徑，記錄種類；其他胸高直徑小於1 cm之樹種及草本、蕨類等皆列為地被層，記錄全部種類及其覆蓋面積。

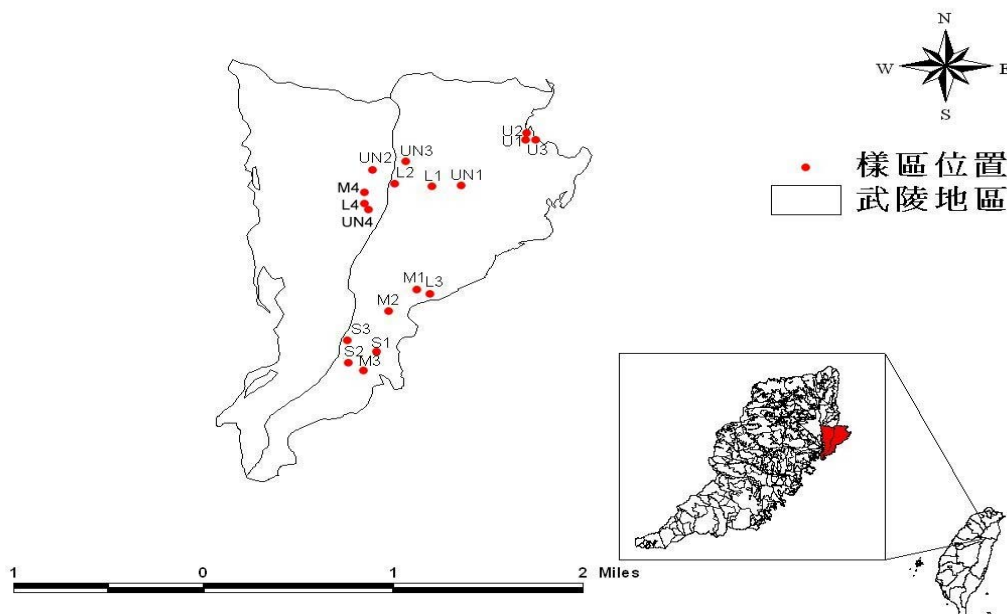


圖 2. 樣區位置圖。

於火燒跡地現場判視，將樣區分為重度(S)、中度(M)及輕度(L)火燒樣區，並運用樹冠燃燒範圍、焦黑面積與焦黑高度之平均值(表 1)，以 F 檢定加以驗證，測試各樣區間是否有達到顯著性之差異，以降低個人判視之主觀性。於 2003 年 1 月及 2003 年 2 月分別於未火燒二葉松林與天然闊葉林各設置 3 個 20m×20m 樣區，以作為火燒跡地恢復情形之基準。

表 1. 各樣區內林木統計資料

樣區	林木數量	被燒樹冠(%)	焦黑樹圍(%)	焦黑高(上坡)(m)	焦黑高(下坡)(m)
L1	138	1.52	52.54	0.61	0.31
L2	86	0.00	78.20	1.15	0.76
L3	104	38.46	52.78	2.88	0.58
L4	203	—	—	—	—
M1	134	58.36	67.69	2.66	1.02
M2	72	70.28	74.24	2.61	1.24
M3	113	60.53	80.50	1.47	0.80
M4	143	—	—	—	—
S1	122	100.00	100.00	6.60	6.60
S2	81	96.05	100.00	5.83	5.83
S3	124	100.00	100.00	10.65	10.65
U1	189	—	—	—	—
U2	125	—	—	—	—
U3	143	—	—	—	—
UN1	135	—	—	—	—
UN2	125	—	—	—	—
UN3	211	—	—	—	—
UN4	190	—	—	—	—

—：無觀測值

三、環境因子調查

植物之生長常受環境因子所影響，其間具有複雜的反應關係。因此，植群生態的研究，需探究影響植群分化的環境因子。理論上，應以環境因子的整體效應，來評估林木的生育與分布，但環境因子彼此之間，亦具有複雜的交互作用及補償作用，因此不容易直接評估，為便於研究，本研究將此複雜的環境因素分離為若干單一因子，以利於觀測，而後再進行相關分析與探討。為瞭解環境因子與植群分布的關係乃對 5 項環境因子進行調查及評估，其方法分述如下：

(一) 海拔高度(altitude, Alt.)

此係一間接影響因子，可作為局部氣溫的評估值，而溫度梯度為控制植群大範圍分布及變異之高層次因子，可據以判斷植群之概略分布。本研究以氣壓高度計直接量測記錄，並以二萬五千分之一的地形圖比對校正。

(二) 坡度(slope, Slo.)

坡度即坡面的仰角度，影響土壤的發育、堆積、排水和含水量，另外，不同坡度亦控制了太陽入射角，進而影響太陽輻射強度與局部氣候(蘇鴻傑，1987)。測量方法以羅盤儀直接測出樣區的仰角度，若林分樣區為傾斜率不均的生育地，則宜取多次測值的平均坡度。

(三) 全天光空域(whole light sky, WLS)

太陽輻射為控制生育地大氣候的主要因子，當研究區涵蓋緯度差異不大時，生育地的輻射量變化，可用附近地形、地物的遮蔽率作為長期累積效應的評估。全天光空域是指林分樣區能接受到太陽輻射的空域大小，為綜合方位、坡度、地形遮蔽度及太陽輻射能的估計值；鈴木時夫建議觀察樣區四周之十二個固定的方位角，測出遮蔽物之高度角(altitude angle)；更方便之方法為視附近山脊所在處，測其方位角和高度角(夏禹九與王文賢，1985)，然後再以製圖的方式，求出未受遮蔽空域之面積，除以整個圓之面積，所得之百分率作為全天光空域(圖 3)。

(四) 直射光空域(direct light sky, DLS)

直射光空域係樣區林分中直接看到太陽在天空中運行的空域大小，其大小相當於太陽夏至與冬至軌跡的範圍，再扣除直射光被稜線所遮蔽的部份(圖 3)。以此二線中未受遮蔽之空域面積除以二線所夾之總面積，所得之百分率為樣區之 DLS 值。

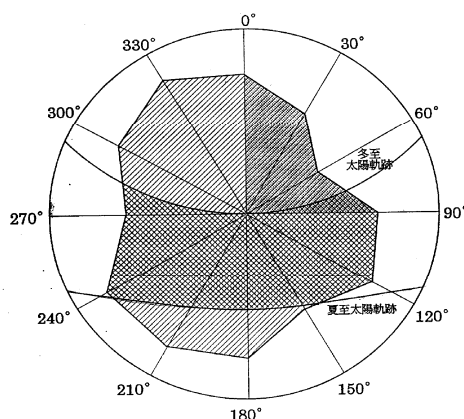


圖 3. 林分樣區之全天光空域(單斜線部分)、直射光空域(雙斜線部分)圖。

(五) 方位與水分指數(Mos.)

方位係指樣區坡度所面臨的方向，亦即樣區最大的坡度所面臨的方向。方位角度值對於植物生長並無直接效應，又不同方位實質導致日照、氣溫與濕度的差異，故欲探討其與植物之關係，須將方位角度轉化為效應的相對值。本研究將方位視為水分梯度之對應值，通常北半球而言，西南向最乾燥，東北向最陰濕，故給予 1(最乾)至 16(最濕)之相對值(圖 4)(Day and Monk, 1974)。

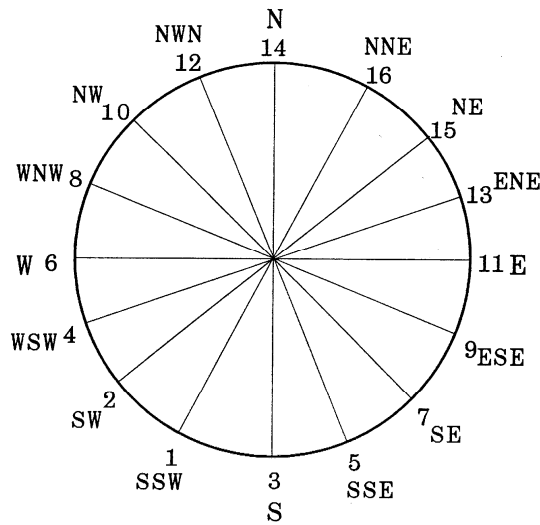


圖 4. 以方位表示之水分梯度級(Day and Monk, 1974)。

四、植群資料之統計分析

首先對野外調查原始資料之植物種類進行編碼，於文書處理軟體中輸入樣區植物種類、代碼及各株之覆蓋度，計算各種植物在各樣區中之頻度及優勢度，再轉換成相對值。樣區之植物社會介量以重要值指數值 (important value index, IVI)表示，下層植物社會之重要值即相對頻度和相對優勢度之總和，其意義代表某植物在樣區中所佔有之重要性。

有關各計算公式如下：

$$\text{密度(density)} = \frac{\text{某種植物株數之總和}}{\text{所調查之總樣區數}}$$

$$\text{頻度(frequency)} = \frac{\text{某種植物出現之總樣區數}}{\text{所調查之總樣區數}}$$

$$\text{地被層優勢度(dominance)} = \frac{\text{某種植物覆蓋面積總和}}{\text{所調查之總樣區數}}$$

$$\text{相對密度(relative density)\%} = \frac{\text{某種植物之密度}}{\text{所有植物密度之總和}} \times 100\%$$

$$\text{相對頻度(relative frequency)\%} = \frac{\text{某種植物之頻度}}{\text{所有植物頻度之總和}} \times 100\%$$

$$\text{相對優勢度(relative dominance)\%} = \frac{\text{某種植物優勢度}}{\text{所有植物優勢度之總和}} \times 100\%$$

地被層重要值指數 = 相對頻度 + 相對優勢度 = 200

喬木層重要值指數 = 相對密度 + 相對頻度 + 相對優勢度 = 300

五、植群多變數分析

植群生態學為研究植群結構、植群分類與環境因子相結合之科學。植群生態學之研究，往往為調查整個植物社會之分布與組成之變異，並依生育地因子加以研判，因須考慮之植物種類與可能影響之環境因子眾多，故問題趨於複雜，所以生態學者常採用多變數分析法進行分析。

植物社會生態學中的多變數分析(multivariate analysis)一般可分為二大類，即：1. 分布序列(ordination)；2. 分類(classification)。其中分布序列又可區分為直接梯度分析(direct gradient analysis)及間接梯度分析(indirect gradient analysis)。分布序列亦稱梯度分析法，梯度分析係將樣區或植物在具有影響力之環境梯度上加以排列，說明植群型在環境梯度上之位置，並尋求植群變異與環境梯度之相關性。梯度分析又依梯度探討方法分為兩種方式，若已知環境影響梯度時可將樣區在主要影響梯度上，依其環境觀測值標出位置，稱為直接梯度分析(蘇鴻傑，1987b)。若事先不瞭解或不確定那一環境因子，對植物分布具有決定性作用，則宜先就樣區之植群資料進行分析，求出植群本身之變異梯度，再逐一測試各項環境因子與植群變異梯度之相關性，並進行合理之環境解說，此法稱為間接梯度分析(蘇鴻傑，1987c；呂金誠，1997；)。本文採用降趨對應分析進行植群生態分析。

降趨對應分析(detrended correspondence analysis, DCA)之基本運算與交互平均法(RA)相同，仍採用加權平均法(WA)之反覆計算，然在過程中加入改良軸端壓縮及拱形效應之方法，使分析結果更為理想(Hill, 1979; Hill and Gauch, 1980)。DCA 係將 RA 每一軸所求得之序列分數，施以重新刻劃

(rescaling)，以消除軸端壓縮，此外在第二軸之後之運算中，每次反覆 WA 之計算時，均進行降趨(detrending)之步驗，以降低拱形效應，茲將此二步驟說明如下：

1. 序列分數之重新刻劃：

為消除軸端壓縮，本法係將樹種分布序列之片段予以延伸或收縮，使在樣區分布序列軸上之各片段內，樹種分數在樣區內之平均分散度均相等，設令樣區內樹種分數之標準偏差為常數，則可設定為 1，以採取標準化之單位，而分布多列軸之長度單位可稱為樹種轉換之平均標準偏差(average standard deviation of species turnover)，簡稱SD，換言之，DCA之序列分數不採用 0~100 之單位，而將其標準化，使平均為 0，標準偏差為 1，此乃用自然變異單位來表示序列分數之變異量。DCA每一軸之序列分數及固有值之計算，均與RA相同，在序列分數求得以後，先將分數標準化，以便進行重新刻劃。設令 Y_i 為RA所求出之樹種分數，樹種之平均為 \bar{Y} ，變方(variance)為 V ，標準偏差為SD，則：

$$\bar{Y} = \frac{\sum \sum A_{ij} \times Y_i}{\sum \sum A_{ij}} = \frac{\sum Y T_i \times Y_i}{\sum Y T_i}$$

$$V = \frac{\sum Y T_i \times (Y_i - \bar{Y})^2}{\sum Y T_i}$$

$$SD = \sqrt{V}$$

計算出SD之後，可將樹種分數標準化，設為 Y_i' ，即：

$$Y_i' = \frac{(Y_i - \bar{Y})}{SD}$$

而標準化之樣區分數 X_j' ，則由 Y_i' 以WA方法計算之：

$$X_j' = \frac{A_{ij} - Y_i'}{\sum T_j}$$

分數標準化後，再進行重新刻劃，首先將樣區分布序列軸切成適當數目之小段(segment)，如以KT表示總段數，XK代表每一段之長度，則：

$$XK = \frac{X'_{j\max} - X'_{j\min}}{KT}$$

樣區之序列軸經分段後，可根據各樣區之分數，判定其所在之段數，

並統計各段中含有那幾個樣區，接著計算每一段內樣區中樹種分數之均方 (S_k)及變方 (V_k)，設第 k 段內含有之樣區數為 K_k ，則：

$$S_k = \frac{\sum A_{ij} \times (Y'_i - X'_j)^2}{\sum XT_j} \quad (i=1\sim n, j=1\sim k, k=1\sim KT)$$

$$V_k = \frac{S_k}{K_k} \quad (k=1\sim KT)$$

每一小段之變方算出後，可計算包括所有小段在內之整個軸之標準偏差 (SD')，此與未分段前之 SD 不同：

$$SD = \frac{\sqrt{\sum V_k}}{KT} \quad (k=1\sim KT)$$

SD' 表示重新刻劃後序列分數之標準偏差，故重新刻劃之樹種分數及樣區分數如分別以 Y_i 及 X_j 表示，則：

$$Y_i = \frac{Y'_i}{SD} \quad (i=1\sim N)$$

$$X_j = \frac{X'_j}{SD} \quad (j=1\sim M)$$

上述若干步驟乃重新刻劃 DCA 序列軸之主要運算原理，實際上 Hill 在設計 DCA 之程式時所用之方法更為複雜，分段時頂設之段數 (KT) 為 20，然重新刻劃之步驟重覆 4 次，在第一次刻劃後， KT 值即重新評估，假設該軸的梯度長度為 L (以 SD 為單位)，則 KT 值調整為 $5L$ (取整數)，經反覆試驗證明，此種方式幾乎可完全消除軸端壓縮之效應。

最後所得之序列分數，Hill(1979) 將其再加調整，樣區分數之最小值校正為 0，使所有樣區序列分數均為正值，然樹種分數較低之值仍可能出現負值。

2. 高次軸之降趨方法：

降趨之步驟在第二軸以後均要進行，乃將正在計算中之軸 (特稱運算軸) 的樣區分數，針對所要修正之軸 (特稱降趨軸)，根據其在降趨軸上之分段位置，減去一修正值，以減低運算產生之拱形效應，但仍保留數據中之自然變異資料。在降趨之前，應先將降趨軸分段，此步驟與重新刻劃所用者相似，設共分 KT 段，而樣區 j 所在之段數為 K_j 。高次軸之主要運算步驟仍

與RA相同，即任意設定樹種分數(Y_i)，以WA方式計算樣區分數(X_j)，降趨之過程即在此時進行，將運算軸之樣區分數，依其在降趨軸所在之段數，組成KT群，即位在同一段內之若干樣區集成一群，並將每一段內之運算軸樣區分數加以調整，使其平均為 0，故應先計算各段內樣區分數之加權平均值，設第k段內所含有之樣區數為 K_k ，則該段內分數之加權平均 XM_k 為：

$$XM_k = \sum X_j \times XT_j \quad (j=1\sim K_k, k=1\sim KT)$$

同一段內樣區在運算軸之分數(X_j)，減去該段內之分數加權平均值，即得降趨後之分數(X'_j)，即：

$$X'_j = X_j - XM_k \quad (k=1\sim M)$$

上述步驟在每一次RA之反覆運算均要進行，樣區分數降趨後，再以所得之 X'_j 計算樣種分數，如此繼續運算，直到樹種分數趨同為止，最後之樣區分數則由樹種分數計算而來，不再進行降趨計算。每一個高次之運算軸，對於以前已設立之軸均須進行降趨修正，若正在計算者為第4軸，則降趨軸之順序為1,2,3,2,1。

對於上述各種分布序列方法，Gauch(1982)曾以有效性(effectiveness)、健全性(robustness)及實用性(practicality)為標準加以評估，其中實用性涉及電腦運算使用時間及佔用記憶量，若使用個人電腦，似可不必強調此一因素。就有效性而言，應視資料之特性是否符合運算方法之假設模式，此一考慮應比強調方法之優劣更為重要。若依健全性觀點，則極點分布序列(PO)及組成分分析(PCA)之應用範圍較小，RA 及 DCA 較能處理長的變異梯度，均為 WA 之衍生方法，而 DCA 之運算已修正 RA 之缺陷，故不論梯度數目之多寡及長度大小，目前以 DCA 之使用最為普遍。本文之降趨對應分析係以 PC-ORD 4.0 套裝軟體計算之。

六、種間相關性測驗

本研究採用定性的 2x2 關連表進行種間相關性之分析。其主要用於測驗二向表中各行和各列所形成的各事件是否為獨立性，乃係二獨立事件一起發生的機率等於該二事件各自發生機率之乘積，即期望值(expected, E)等於機率乘上所觀測之總樣品數；若此二事件非為獨立事件，則其實際觀

測值(observed, O) 必大於或小於期望值；而實際觀測值與期望值之偏差，可用卡方測驗(chi-square test)檢定其顯著水準。上述所謂的事件即是生態調查上的樹種之出現情形，有關之計算如下：

		種 A		
		+	-	
種 B	+	a	b	a+b
	-	c	d	c+d
		a+c	b+d	n=a+b+c+d

式中 a=A、B 兩種植物均出現之樣區數

b=僅 B 種植物出現之樣區數

c=僅 A 種植物出現之樣區數

d=A、B 兩種植物均未出現之樣區數

$$\chi^2 \text{ (with Yate's correction)} = \frac{(|ad-bc| - n/2)^2 \times n}{(a+b)(c+d)(a+c)(b+d)}$$

在 2x2 關連表中，種間之關聯係數則以下式計算：

$$C = \frac{ad-bc}{[(a+b)(c+d)(a+c)(b+d)]^{1/2}}$$

C 值大小介於 -1 至 +1 之間，當 C 越趨近於 0 時，表示種 A 與種 B 之出現越不相關，否則即是有某一程度上的正相關或負相關。以上計算係利用呂金誠所設計之 2x2 程式(未發表)。

前述的 2x2 關連表，僅記錄植物種類之出現與否，至於其出現量多寡則不予考慮，而另一種定量的方法為相關分析，由植群調查所發現之植物種類中，挑出在樣區中優勢之植物種類，將其在各樣區中之重要值以多變數迴歸分析，來探討兩兩之間相互消長的關係，以作為推斷植群演替之參考。

七、種歧異度之計算

在一般自然生態系中，常有許多歧異之生物種，種之歧異現象稱為生物社會之種歧異度(species diversity)。歧異度可顯示反饋系統之作用程度，歧異度高表示食物鏈較長，生物容易發生共生(symbiosis)現象，負反饋作用也較顯著，因而增加社會之安定性。歧異度亦可顯示演替的階段，在遭受干擾，進行演替的初期，歧異度由最低漸漸增加，之後趨於穩定，至晚

期可能稍微下降(劉崇瑞與蘇鴻傑, 1992)。林朝欽與陳子英(2002)認為火燒強度對於植物之 α 多樣性指數有明顯影響, 並且火燒後會降低木本植物多樣性, 而草本植物則會增加。本研究使用四種生態歧異度指數計算植群種類之歧異度, 各計算方式分述如下:

(1)種豐富度指數(Species richness, R)

$$R = S / N$$

S: 為植物社會中所有植物種類總數

N: 為植物社會中所有植物種類個體數之和

(2)新浦森歧異度指數(Simpson's index of diversity)

$$C = \sum (n_i / N)^2 = \sum (P_i)^2$$

$$Dsi = 1 - C$$

式中:

C: 為植物社會的優勢度

n_i : 為第 i 種植物的個體數

N: 為植物社會中所有植物種類個體數之和

$P_i = n_i / N$, 即在某林分中發現第 i 種植物的機率

Dsi: 為植物社會的 Simpson 氏歧異度指數

(3)夏農歧異度指數(Shannon's index of diversity)

$$Dsh = - \sum (n_i / N) \times \log(n_i / N) = - \sum P_i \times \log P_i$$

(4)均勻度指數(evenness index)

$$E = Dsh / \log S$$

八、林木致死及萌蘖情形調查

於火燒跡地上對林木進行繫牌標誌, 趁其枯葉尚未脫落之前, 或待萌芽後對其數種加以判視, 並調查其火燒致死與萌蘖情形, 將受害情形分為下列四級加以統計:

- A. 全株完全為野火所燒死;
- B. 地上部完全被野火所燒死, 僅由地際萌蘖;
- C. 樹冠被野火燒死, 由枝幹萌蘖;
- D. 樹冠存活。

第五章 結果與討論

一、環境因子描述

武陵地區各樣區環境因子如附錄一所示，樣區海拔高度介於 1,805m~2,395m 之間；坡度介於 11°~47°之間；坡向多介於東至東南向，有 4 個樣區為西至西北向坡；水分指數從 3 至 13 皆有分布，顯示樣區間之差異；全天光空域與海拔、坡度及坡向有關，介於 52%~84%；而直射光空域則介於 61%~84%。

二、植群組成

(一)冠層植群

為比較臺灣二葉松林與天然林之間上木組成之差異，將冠層所調查之資料加以分析並比較其樹種之重要值。表 2 是演替階段上兩種不同演替序列重要值前五名之比較。

表 2. 冠層植群重要值前五名植物種類

臺灣二葉松林		天然林	
樹種	重要值	樹種	重要值
臺灣二葉松	127.0	森氏櫟	62.9
栓皮櫟	52.6	高山新木薑子	29.0
細葉杜鵑	14.0	臺灣鐵杉	27.0
南燭	13.1	三斗柯	26.4
臺灣赤楊	11.9	阿里山灰木	22.2

由兩個不同植物社會之重要值差異，可看出並未有相同之優勢樹種出現之情形，是以推論此兩種植物社會分屬於不相鄰之演替階段；由於臺灣二葉松林為演替階段初期之植群，且此區域之臺灣二葉松皆為人工造林所成，是以其重要值相較於其他樹種為絕對優勢，其伴生樹種亦多屬演替早期之栓皮櫟、南燭、杜鵑及臺灣赤楊等；而天然林之植物組成，以森氏櫟為最優勢種，其他伴生樹種迥異於臺灣二葉松林之組成，此乃因二種植物社會在演替序列上差異頗大。由伴生樹種判斷，此區域為演替階段之中後期植群，是以並未有演替初期之陽性樹種出現，且下層植群亦由臺灣瘤足蕨取代高山芒及巒大蕨成為主要組成物種。

(二)地被植群

地被植群如表 3 所示，初次調查火燒臺灣二葉松林之地被植物以巒大蕨、高山芒等陽性先驅植物為主，和其他火燒跡地相同，栓皮櫟具有厚樹皮保護形成層，故火燒後可快速萌蘖恢復生長，臺灣蘆竹與火炭母草亦可藉由地下根萌蘖。複查時優勢植物和前次調查相同，僅栓皮櫟之重要值排名下降，此乃栓皮櫟於秋冬之際落葉所致，各植物之重要值皆有增加之趨勢，顯示近期內巒大蕨等植物在火燒跡地尚可維持其優勢。未火燒臺灣二葉松林之地被優勢植物除高山芒外，其餘與火燒跡地處相異甚大，此結果顯示火燒對於地被植物組成影響明顯。天然林之地被層優勢植物則完全異於火燒臺灣二葉松林，以臺灣瘤足蕨、伏牛花等為主，為演替中後期之植物，此類植物通常適合生長於較潮濕之處。

表 3. 地被植群重要值前五名植物種類

火燒臺灣二葉松林									
(2002/08)		(2003/01)		(2003/08)		(2003/11)		(2004/08)	
樹種	重要值	樹種	重要值	樹種	重要值	樹種	重要值	樹種	重要值
巒大蕨	28.1	巒大蕨	35.4	高山芒	36.8	高山芒	43.7	高山芒	38.81
高山芒	25.4	高山芒	34.5	加拿大蓬	36.7	巒大蕨	23.5	火炭母草	19.79
栓皮櫟*	13.9	臺灣蘆竹	16.6	巒大蕨	22.2	昭和草	8.9	巒大蕨	16.51
臺灣蘆竹	10.3	栓皮櫟*	15.4	火炭母草	10.7	臺灣蘆竹	7.7	臺灣蘆竹	13.37
火炭母草	6.7	火炭母草	11.9	栓皮櫟*	7.0	加拿大蓬	7.5	臺灣澤蘭	8.06

未火燒臺灣二葉松林				天然林	
樹種	重要值	樹種	重要值	樹種	重要值
高山芒	39.9	臺灣瘤足蕨	74.8		
細葉杜鵑*	28.2	伏牛花*	13.4		
廬山石葦	10.0	高山新木薑子*	13.0		
奧瓦葦	9.8	臺灣鱗毛蕨	11.8		
臺灣沿階草	9.7	阿里山灰木*	11.7		

*：木本植物

(三)覆蓋度變化

由各樣區覆蓋度變化(圖 5、6)可看出火燒過後(第 0 年)，隨著時間經過覆蓋度亦逐漸增加，即使在冬季亦有少幅增加，而無冬枯之情形，此因火後地被層被焚燬殆盡，林地空出而使演替回到「定殖」之階段。在此階段中，各植物種類理論上萌芽發育之機會均等且機會較高，是以覆蓋度有少幅上升，此亦顯示火燒跡地植物有逐漸恢復之趨勢。待第一年(翌年)生長季開始後，各火燒樣區之覆蓋度明顯上升許多，甚至中度與重度火燒之

樣區覆蓋度在 2002 年底時還超越天然林。若不論植物組成之差異，由圖 5 可初步得知火燒後第一個生長季之覆蓋度，已恢復至火燒前之植被覆蓋情形。圖中 M1(中度火燒)樣區在火後初期下降之原因，初步推論為此樣區地被層以巒大蕨為最優勢，至秋冬時巒大蕨地上部會枯萎，故造成 M1 樣區覆蓋度降低。而不同演替序列之樣區比較方面，火後初期，未火燒臺灣二葉松林之覆蓋度高於火燒跡地，之後其覆蓋度變化不大。天然林覆蓋率方面，其中 UN 3 樣區之覆蓋度遠低於其他天然林樣區之原因，根據樣區之植生種類及微生育地環境之情形判斷，此樣區亦同樣處於演替中後期階段，但因為土壤質地之含石率高，影響地被層植物之發育，是以覆蓋度遠低於其他天然林之樣區，然以平均值而言，天然林之覆蓋度為樣區中最高為穩定者。

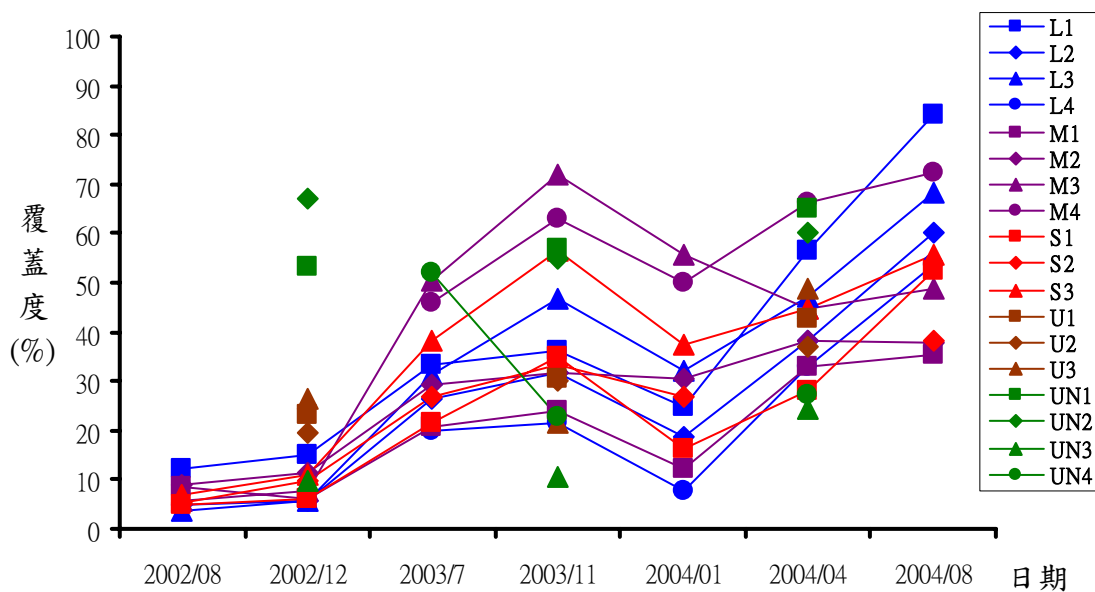


圖 5. 不同時期各樣區覆蓋度變化

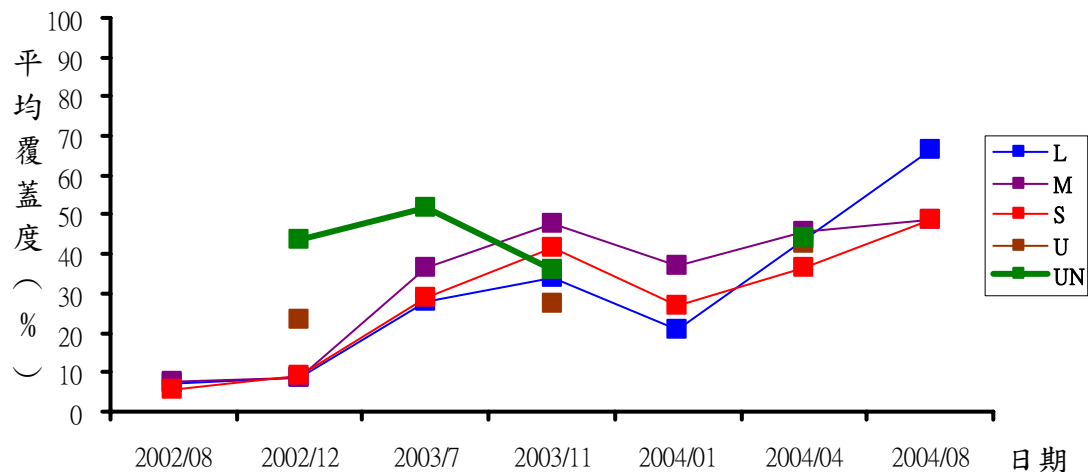


圖 6. 各時期不同處理之平均覆蓋度變化

三、環境因子與植群間相關分析

(一)環境因子間相關分析

環境因子間關係如表 4 所示，海拔高與全天光空域、直射光空域有顯著之正相關，坡度與全天光、直射光空域有顯著之負相關，由於海拔較高、坡度較小之處，周圍屏蔽較少，因此全天光空域、直射光空域較大；水分指數則由於北向坡之天然林海拔較高，因此相關分析中和海拔成正相關，實際上水分指數則受到坡向及坡度等地形因子綜合影響。

表 4. 環境因子間相關分析

	海拔高	坡度	水分指數	全天光空域	直射光空域
海拔高		*	*	**	**
坡度	-0.631			**	**
水分指數	0.621	-0.296		*	
全天光空域	0.882	-0.819	0.554		**
直射光空域	0.673	-0.693	0.180	-0.861	

*：5%的顯著水準

**：1%的顯著水準

(二)環境因子與植群間之關係

分布序列法係利用林分組成或環境梯度之最大變域(range)作為軸之長度，並使樣區間之距離與組成之相異程度相當；各樣區在此三軸所建立的分布序列空間中的位置，即代表各樣區在由各軸所代表的環境梯度上所佔之相對位置；亦顯示各樣區的大略生態幅度(ecological amplitude)，換言

之，各植群型的適生環境，可由其在分布序列空間中的位置予以顯示(蘇鴻傑、林則桐，1979)。

DCA 3 軸與各環境因子相關分析結果(表 5)顯示以第一軸與環境因子間相關性最高，與海拔高、水分指數及全天光空域成顯著之相關性，故以第一軸與第二軸可代表樣區之分布情形。武陵地區植群分布與水分指數、海拔高度及全天光空域成相關，由於樣區海拔介於 1,800~2,400 m 之間，相差約 600m，海拔高度並非為影響主因，故水分指數為植群分布之主要影響因子。

表 5. DCA 三軸與環境因子相關分析

	海拔高	坡度	水分指數	全天光空域	直射光空域
AXIS 1	0.750**	-0.445	0.792**	0.631*	0.452
AXIS 2	0.109	0.156	-0.051	-0.143	-0.019
AXIS 3	-0.012	-0.006	-0.329	-0.004	-0.113

*： 5%的顯著水準

**： 1%的顯著水準

圖 7 為各樣區在 DCA 第一軸與第二軸之分布情形，可看出臺灣二葉松林皆分布於南向坡，而天然闊葉林分布於水分指數高之北向坡，武陵火燒跡地植物分布主要受到坡向與濕度之影響。

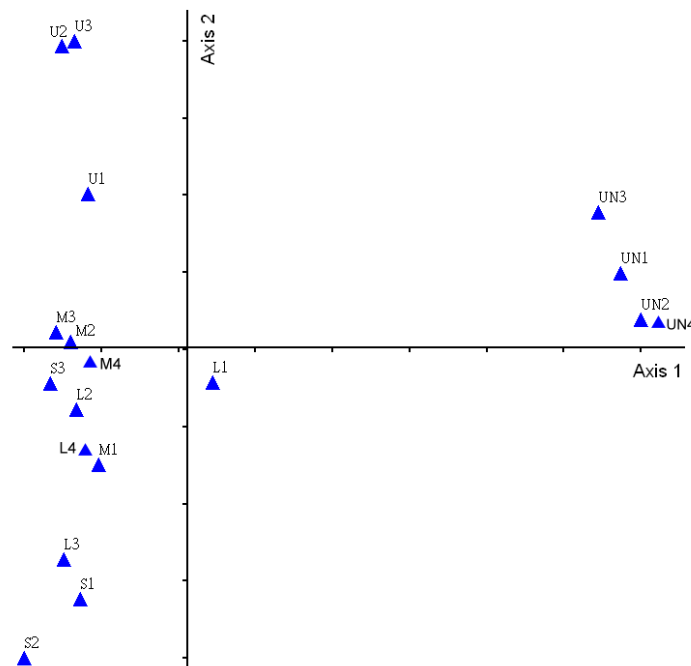


圖 7. 各樣區於 DCA 第一軸與第二軸平面上之分布位置

四、植物間之相關性

所謂植物社會，是指在一特定地區或生育地，任何生物族群的集合。植物社會種間相關係之測驗，目的乃在於客觀的決定：(1)哪些種類該歸成一類而形成一植物社會，及(2)植物社會的邊界應該在哪裡。若組一植物社會的各個族群各成叢機分布，則各族群之出現地點及樣區，亦均應具有獨立性，不受其他族群存在與否之影響，亦即同一個植物社會的族群間，應不具有關連性(association)。

在探討一個植物社會之演替時，對於植物社會中每個植物生態區位(niche)的瞭解是相當重要。所謂生態區位即每一種植物在該植物社會中，相對於其他植物在空間、時間及營養上所佔據的功能地位。同生態區位之植物，對於各項環境需求相似，因此彼此間之競爭作用激烈，由於競爭作用造成環境之改變，使得演替進行。許多陽性植物的生態區位相似，因此其出現於演替階段之時期亦相近，而陰性植物與陽性植物的生態區位相差大，故不會同時出現。因此我們可用統計的方法來測驗所有植物種類間的關連性。目前最常用的方法有兩種，一為 2×2 關連表(2×2 contingency table)；另一種為相關分析(correlation analysis)。

2×2 關連表為最簡單的一種關連表，對任意兩種植物，記錄它們之間的出現情形，將彼此出現與否的情況做成 2×2 關連表，然後再用 χ^2 測驗予以檢定，故常被生態學家用來測驗兩種植物之間是否具有關連的假說。將武陵火燒跡地之植物做成 2×2 關連表並測驗其關連情形(附錄 2)，結果顯示第 0 年頻度介於 30%~80%之 12 種植物彼此之間並無統計上之相關性存在；第 1 年頻度介於 40%~75%之 15 種植物中，山薔薇與光果南蛇藤、火炭母草具有顯著之正相關，巒大蕨與光果南蛇藤亦具有顯著之相關，此類植物具有相似之生態區位，通常出現於相似之生育地；栓皮櫟與阿里山忍冬具有負相關，由於各為演替不同時期之兩種植物，生態區位相差甚多，故不會同時出現於一植物社會；第二年頻度介於 40%~70%之 11 種植物中，水麻與天門冬有顯著之負相關，而與臺灣何首烏具顯著之正相關，另狗筋蔓與變葉懸鉤子亦具有顯著之正相關。

五、火燒跡地之種歧異度

武陵地區火燒跡地中，未火燒臺灣二葉松林與天然闊葉林之種歧異度如圖 8、9 所示，火燒樣區中以輕度火燒樣區之 35 種最多，隨著火燒嚴重程度增加其種數逐漸下降。歧異度指數同樣以輕度火燒樣區最高，然而不同歧異度指數所呈現出來之數值，在中度與重度火燒之間互有高低，此情形有異於其他之研究結果，其形成原因為何，目前尚無法下結論，是火燒分級不恰當？亦或是本地環境異於其他火燒環境？似應再持續加以探討之。和未火燒臺灣二葉松林比較之下，則以未火燒樣區之種數與種歧異度指數較高，此結果顯示火燒造成植物種類與數量之降低，且在火後初期，雖然覆蓋度已恢復至一穩定狀態，然尚未能恢復到火前之種數與歧異度。天然林部分亦出現種數及歧異度低於未火燒臺灣二葉松林之情形，推測應為所設置之天然林樣區已處於演替中後期，其種類歧異度反而下降，是以稍低於未火燒臺灣二葉松林。然而此情形並不表示未火燒之臺灣二葉松林地優於天然演替之植群，因為演替後期植群之能量流動漸趨於動態之平衡，生物與生物間之關係更為複雜，以人類經濟觀點視之，其收益遠超過演替其他階段所預期。本研究所呈現之初步結果，可能僅是此區域之個案，無法代表其他火燒地區之實際情形。

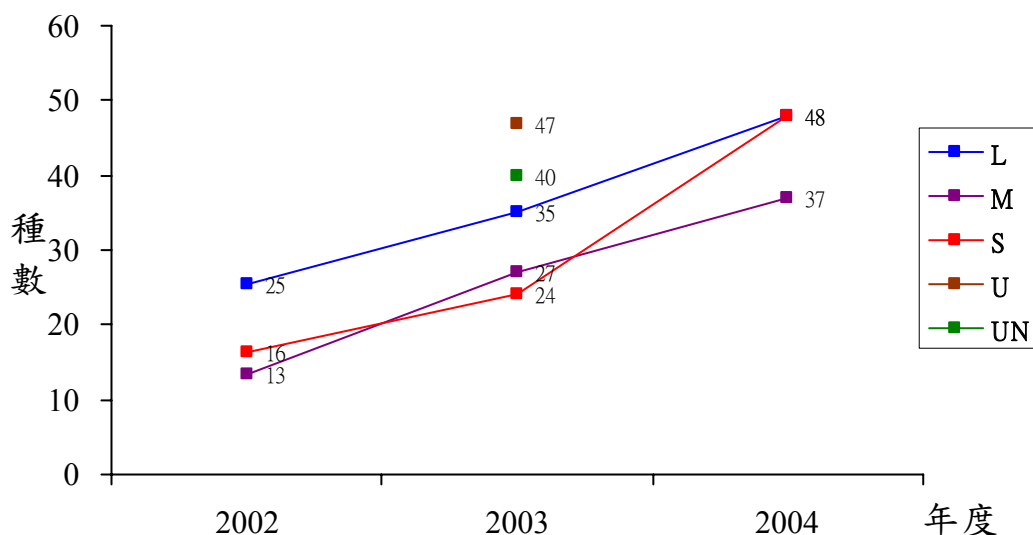


圖 8. 各時期不同處理之種數變化

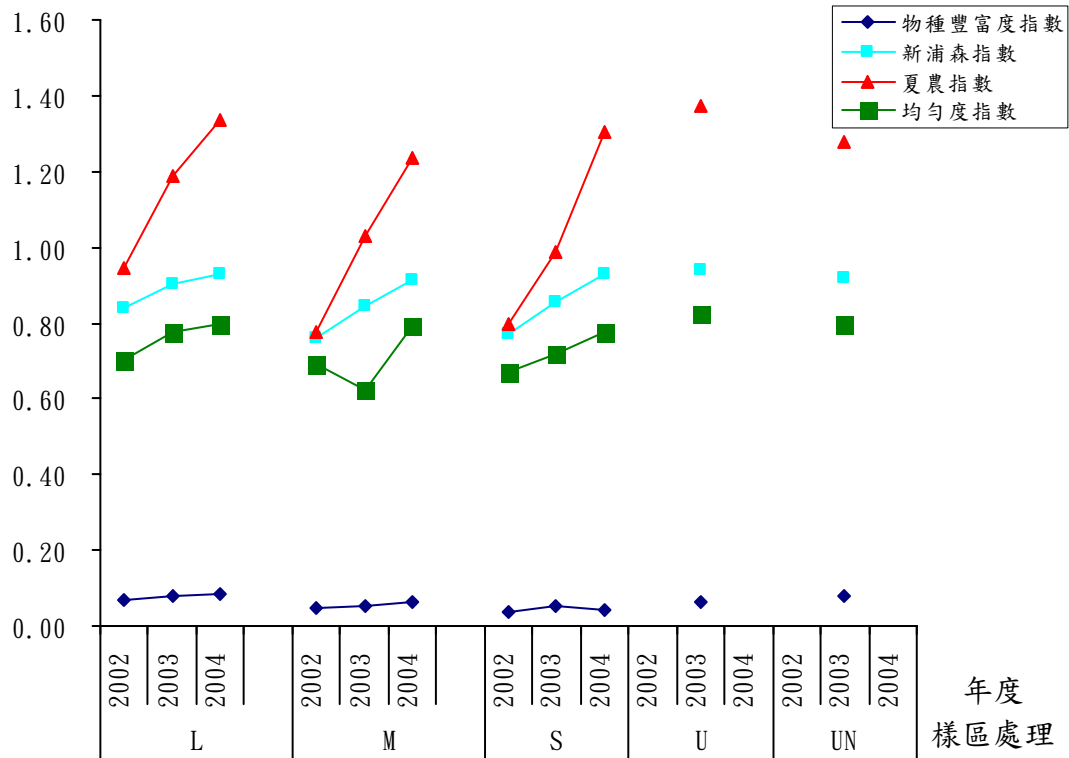


圖 9. 各時期不同處理之歧異度變化

六、林木致死及萌蘗情形調查

火燒後第一年之林木致死及存活情形如表 6 所示，輕度火燒區域(L1~L4)中，臺灣二葉松之致死率並未高出其他樹種許多；而在中度(M1~M4)及重度火燒區域(S1~S3)中，臺灣二葉松之死亡率則明顯高出其他樹種，甚至有 100% 死亡率者。由此可見，火燒強度若過強(本研究中屬於中、強度火燒者)，對於臺灣二葉松林會造成極嚴重之傷害，不僅會使演替序列倒退，甚至可能使演替重新開始。此結果符合呂金誠(1990)所述闊葉樹之萌蘗能力遠大於針葉樹，且火燒程度愈嚴重者對植物之傷害愈大。對於重度火燒樣區臺灣二葉松 100% 死亡率之推測，或許與陳明義等(1987)所述火燒致死率除與樹種、胸徑及火燒強度有關外，亦與火燒發生的季節有關。本次森林火燒發生於 5 月中旬，是以可能是造成死亡率如此高之主要原因。

從我們人類利用的觀點來看，這種退化演替(regressive succession)之發生似乎並非是我們所希望見到的，然而若從植物，甚至其他生物之角度去思考，此種情形似乎又是有利的，甚至是必須的過程。臺灣二葉松屬於火燒適存植群(fire adapted vegetation)，必須藉由「火」這個因子方能永久維

持其優勢，而不克恢復其原來植群，一旦火因子消失，則演替路線順遂進行，臺灣二葉松將從此生育地裡永久消失，此亦非是吾等人員所樂意見到的情形，如何平衡此一衝突，有賴人類思考一應對之策。

表 6. 武陵地區火燒樣區火後第一年木本植物致死及存活情形

	林木 總株數	死亡 株數	死亡率 (%)	臺灣二葉松 株數	死亡 株數	死亡率 (%)	非臺灣二葉 松株數	死亡 株數	死亡率 (%)
L1	138	74	53.6	63	39	61.9	75	35	46.7
L2	86	33	38.4	47	21	44.7	39	12	30.8
L3	106	72	67.9	33	24	72.7	73	48	65.8
L4	203	75	36.9	54	18	33.3	149	54	36.2
M1	134	100	74.6	37	35	94.6	97	65	67
M2	72	21	29.2	14	4	28.6	58	17	29.3
M3	28	19	75	9	9	100	19	12	63.2
M4	143	100	69.9	82	81	98.8	61	19	31.1
S1	122	93	77.9	54	54	100	68	41	60.3
S2	81	35	43.2	26	25	96.2	55	10	18.2
S3	124	82	66.1	36	32	88.9	88	50	56.8

七、不同火燒區域初步之比較

臺灣生物領域之學術研究環境困難處之一，是大多數的研究都僅是短短 2-3 年間，便要求有具體可行的結果可資行政單位所運用，因此造成或多或少的研究成果是因當時特殊的時空背景，或生物體循環現象之特殊時期，而歸結出之結果，雖說科學方式不外乎演繹與歸納兩種方法，由眾多短時期的研究成果，亦可推論而得接近事實之結果，然必須花費更多之時間與金錢，且必須冒著前人可能有意或無意犯下之謬誤。生物科學研究由於研究時間、地點與對象的差異，造成或多或少的研究結果差異。

林火研究亦因火燒發生地點、火燒強度、頻度與尺度不同而有極大的差異。本研究僅針對 2002 年武陵火燒與 2001 年環山火燒後之植群研究相比較。在環境因子部分，位於相同海拔高度之兩區域，海拔分佈介於 1,700m ~ 2,400m，由於取樣方法之差異，是以比較某些環境因子並無意義，其中土壤 pH 值同樣呈現出火燒樣區較未火燒樣區高之結果，而土壤全氮含量、有機質含量與有效磷含量亦出現相同之結果。植群演替方面，由於火燒不同程度可能造成不同的演替階段後退，是以造成鑲嵌於武陵與環山地區內

之小區塊(patch)各自處於不同之演替序列，因而呈現出兩區域不同之植群景觀。整體而言，兩地區若在無火燒因子干擾下，海拔較低之處將朝向以殼斗科為主之闊葉林演進，而較高海拔之處則會成為以鐵杉、紅檜為主之針闊葉混交林。然若此類型之生育地持續發生火燒，則火燒適存樹種臺灣二葉松林將長時間成為此區域之主要組成。

第六章 結論與建議

根據本年度研究結果之地被層覆蓋度可發現，植群已恢復至一穩定狀態。火燒後之初期階段為植群演替變化最激烈之時期，火後一年半時間，植群已進入演替初期之「定殖」階段，原立地(habitat)及外來之散殖體(disseminules)已陸續進入火燒跡地，其自然演替進行快速且順遂，若非絕對必要，所有人為復育工作可不加以進行，而放任其自然演替發展似乎是火燒跡地最好的方式。

本地區植群包括針闊葉混濘林、闊葉林、未火燒臺灣二葉松人工林、不同程度臺灣二葉松人工林火燒跡地及人為進入干預之護坡工程地區，為一甚適合之火燒後植群監測之研究區域，復加上此區域經常火燒之特性，是以建議能針對區地區持續進行林火相關之研究。

第七章 參考文獻

- 王子定 (1974) 應用育林學。國立編譯館。
- 王亞男、姜家華、楊美玲、詹明勳 (1999) 塔塔加地區森林火災對松類造林地土壤化學性質的影響。中華林學季刊 32(3)：323-331。
- 王亞男、姜家華、楊美玲、詹明勳、宋輝 (1999) 塔塔加地區森林火災對松類造林地微氣候的影響。中華林學季刊 32(2)：171-181。
- 呂金誠 (1990) 野火對臺灣主要森林生態系影響之研究。國立中興大學植物學研究所博士論文。
- 呂金誠、蔡進來、林昭遠、陳明義 (1986) 人倫臺灣二葉松林火燒後之植群演替。中興大學實驗林研究報告 7：11-22。
- 呂金誠、顏江河、唐立正 (2002) 大甲溪事業區第二十二~二十四林班火燒跡地之監測研究。
- 呂福原、歐辰雄、廖秋成、陳慶芳 (1984) 林火對森林土壤及植群演替影響之研究(二)嘉義農專學報 10：47-72。
- 林昭遠 (1991) 野火影響土壤性質之研究。國立中興大學植物學研究所博士論文。
- 林朝欽 (1992) 臺灣地區國有林之森林火分析(1963-1991 年)。林業試驗所研究報告季刊 7(2)：169-178。
- 林朝欽 (1993a) 玉山、太魯閣及雪霸地區國有林森林火災之研究(1963-1991 年)。中華林學季刊 26(2)：51-61。
- 林朝欽 (1993b) 國有林大甲溪事業區之森林火災及防火線。林業試驗所研究報告季刊 8(2)：51-61。
- 林朝欽 (1999) 國有林大甲溪事業區森林防火線評估。中華林學季刊 32(4)：505-515。
- 林朝欽 (2001) 從千禧年美國林火季探討—臺灣林火管理策略。臺灣林業 27(1)：13-17。
- 林朝欽、陳子英 (2002) 林火對森林植群多樣性之影響。2002 年生物多樣性保育研討會論文集 p.121-135。
- 柳檣 (1963) 小雪山高山草原生態之研究。林試所報告 92 號。
- 夏禹九、王文賢 (1985) 坡地日輻射潛能之計算。臺灣省林業試驗所簡報第 001 號。
- 梁立明 (1999) 關刀溪森林生態系臺灣二葉松與臺灣五葉松之物候現象及其在干擾地之天然更新。國立中興大學植物學系碩士論文。
- 許啟祐、林基王、陳溪洲 (1984) 近十年來臺灣之森林火災。臺灣省林務局。
- 陳正改、邱永和、許翠玲 (1983) 森林火災之相關氣象條件研究。臺灣林業 9(11)：18-29。
- 陳明義、呂金誠、林昭遠 (1987) 武陵臺灣二葉松林火燒後植群之初期演替。中興大學實驗林研究報告 8：1-10。

- 陳明義、施纓煜 (1998) 野火影響環山與雪山地區植群之研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處八十六年度研究報告。
- 陳明義、劉業經、呂金誠、林昭遠 (1986) 東卯山臺灣二葉松林火燒後第一年之植群演替。中華林學季刊 19(2)：1-15。
- 陳源長 (1967) 臺灣之森林火災。臺灣銀行季刊 18(2)：329-360。
- 劉崇瑞、蘇鴻傑 (1978) 大甲溪上游臺灣二葉松天然林之群落組成及相關環境因子之研究。臺大實驗林研究報告 121：207-239。
- 劉崇瑞、蘇鴻傑 (1992) 森林植物生態學。臺灣商務印書館。
- 劉業經、呂福原、歐辰雄、賴國祥 (1984) 臺灣高山箭竹草生地之植物演替與競爭機制。林學季刊 17(1)：1-32。
- 蘇鴻傑 (1987a) 森林生育地因子及其定量評估。中華林學季刊 20(1)：1-14。
- 蘇鴻傑 (1987b) 植群生態多變數分析法之研究 II—直接梯度分析。中華林學季刊 20(2)：29-46。
- 蘇鴻傑 (1987c) 植群生態多變數分析法之研究 III—降趨對應分析及相關分佈序列法。中華林學季刊 20(3)：45-68。
- Christensen, N. L. and C. H. Muller (1975) Effect of fire on factors controlling plant growth in *Adenostoma chaparral*. *Ecol. Monogr.* 45:29-55.
- Connell, J. H. (1978) Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199(24):1302-1310.
- Day, F. P. and C. D. Monk (1974) Vegetation patterns on a southern Appalachian watershed, *Ecology* 55:1064-1074.
- DeBano, L. F. and C. E. Conard (1978) The effect of fire on nutrients in a chaparral ecosystem. *Ecol.* 59(3):489-497.
- Flinn, M. A. and R. W. Wein (1977) Depth of underground plant organs and theoretical survival during fire. *Can. J. Bot.* 55:2550-2554.
- Gill, A. M. (1977) Plants traits adaptive to fires in the Mediterranean land ecosystem p. In: Symp. Environment Consequences of Fire Fuel Management in Mediterranean Ecosystem. U. S. For. Serv. Gen. Tech. Report WO-3 p.17-26.
- Gill, A. M. and Williams, J. E. (1996) Fire regimes and biodiversity: the effect of fragmentation of southeastern Australian eucalypt forest by urbanization, agriculture and pine plantations. *Forest ecology and management* 85:261-278.
- Keely J. E. (1987) Role of fire in seed germination of woody taxa in California chaparral. *Ecol.* 68(2):434-443.
- Lamont, B. B., D. C. Maitre, R. M. Cowling and N. J. Enright (1991) Canopy seed storage in woody plants. *Bot. Rev.* 57:277-317.
- Lorimer, C. G. (1990) Behavior and management of forest fire. p.427-448 In *Introduction to Forest Science*, 2nd. Ed., John Wiley and Sons.

- Lotan, J. E. (1975) The role of cone serotiny in lodgepole pine forest. In: Manage. Lodgepole pine Ecosystem. Symp. Wash. State Coop. Ext. Serv. p.471-495.
- Miller, G. R. and J. Miles (1970) Regeneration of heather [*Calluna vulgaris* L Hull.] at different ages and seasons in northeast Scotland. *J. Appl. Ecol.* 7:51-60.
- Oliver, C. D. and B. C. Larson (1996) *Forest Stand Dynamics*. McGraw Hill Inc., New York pp.89-97.
- Packham, D. R. (1970) Heat transfer above a small ground fire. *Aust. For. Res.* 5:19-24.
- Spurr, H. S. and B. V. Barnes (1980) *Forest Ecology*. John Wiley and Sons.
- White, E. M., W. W. Thompson and F. R. Garthen (1973) Heat effects on nutrient release from soils under ponderosa pine. *J. Range Manage.* 26:22-24.

附錄 1. 18 個樣區環境因子

樣區編號	樣區分級	X	Y	海拔(m)	坡度(°)	土壤性質					坡向(°)	水分指數	全天光空域 (%)	直射光空域 (%)
						含水率 (%)	有機質 (%)	pH	全氮含量 (%)	有效磷含量 (ppm)				
L1	輕度	282266	2696192	2,257	29	3.40	6.22	4.77	0.16	3.17	120	9	74.54	77.48
L2	輕度	281950	2696212	2,395	13	1.14	5.21	4.12	0.45	15.55	160	5	84.05	84.76
L3	輕度	282256	2695127	1,805	39	2.64	7.48	7.52	0.29	526.01	171	3	57.76	74.48
L4	輕度	281865	2696088	2,352	11	—	—	—	—	—	260	6	64.80	—
M1	中度	282140	2695168	1,850	47	1.71	5.10	4.82	0.19	34.61	133	7	54.60	66.74
M2	中度	281900	2694950	1,895	33	1.79	6.04	4.95	0.23	5.22	90	11	57.67	62.93
M3	中度	281687	2694359	1,800	36	1.19	4.83	6.22	0.19	9.31	149	5	53.55	64.90
M4	中度	281859	2696145	2,359	10	—	—	—	—	—	287	8	88.67	—
S1	重度	281799	2694536	1,900	16	1.70	5.94	5.23	0.26	10.59	144	7	73.35	78.64
S2	重度	281563	2694440	1,963	26	1.10	5.37	4.81	0.35	5.28	130	7	57.08	61.78
S3	重度	281522	2694528	2,053	46	1.98	5.66	5.20	0.32	7.59	132	7	62.63	68.71
U1	未火燒臺灣二葉松林	—	—	1,885	36	2.01	6.14	4.30	0.29	3.23	150	5	55.16	70.09
U2	未火燒臺灣二葉松林	283799	2697260	1,880	36	—	—	—	—	—	180	3	52.00	67.21
U3	未火燒臺灣二葉松林	283905	2696891	1,914	39	5.28	12.74	5.73	0.54	3.63	180	3	53.53	69.52
UN1	天然林	283124	2696054	2,303	34	26.62	9.23	4.27	0.65	1.37	70	13	68.60	67.09
UN2	天然林	282777	2696085	2,362	13	10.92	9.71	4.57	0.53	2.21	330	12	82.78	82.79
UN3	天然林	282875	2696131	2,368	14	58.29	29.00	4.24	2.32	45.26	68	13	83.02	84.18
UN4	天然林	281867	2696072	2,350	11	—	—	—	—	—	275	6	87.10	—
平均值	—	—	—	2,094	27	8.56	8.48	5.5	0.48	48.07	—	—	—	—

—：無測值

附錄 2. 2002 年武陵地區 12 種植物種間關連測驗

代號及樹種	卡方值	頻度	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l
a 來特氏越橘	10.4	5												
b 巒大菝契	9.0	6	-0.63											
c 灰背葉懸鈎子	8.8	5	-0.35	0.32										
d 大葉馬兜鈴	8.8	4	-0.10	0.16	-0.55									
e 南燭	8.8	5	0.10	-0.63	-0.35	-0.10								
f 細葉杜鵑	8.3	7	-0.48	0.19	0.60	-0.60	0.06							
g 火炭母草	8.2	4	-0.55	0.16	-0.10	0.10	0.35	-0.06						
h 光果南蛇藤	8.2	4	-0.55	0.16	0.35	0.10	0.35	0.48	0.10					
i 山薔薇	7.2	7	0.06	0.19	0.06	-0.06	0.06	-0.29	0.48	-0.06				
j 菝契	7.2	7	-0.48	0.19	-0.48	0.48	0.06	-0.29	0.48	-0.06	-0.29			
k 栓皮櫟	6.3	6	0.32	-0.50	-0.16	0.16	0.32	0.19	-0.32	0.16	-0.38	-0.38		
l 細葉菝契	3.6	8	0.40	-0.25	0.40	-0.40	-0.32	-0.19	-0.40	-0.40	-0.19	-0.19	-0.25	

(左下部為關連係數；右上部為卡方值之顯著水準)

(++及--：表在 1% 下顯著；+及-：表在 5% 下顯著)

附錄 2(續). 2003 年武陵地區 15 種植物種間關連測驗

	卡方值	頻度	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l	m	n	o
a 山薔薇	52.1	11		++			++										
b 光果南蛇藤	47.1	10	0.85		++	+	+										
c 巒大蕨	43.0	11	0.66	0.85													
d 昭和草	42.5	8	0.64	0.76	0.64							+	+				
e 火炭母草	41.2	10	0.85	0.70	0.53	0.47								+			+
f 細葉杜鵑	40.4	11	0.66	0.53	0.66	0.34	0.53					+					
g 臺灣懸鈎子	37.5	8	0.64	0.47	0.34	0.20	0.47	0.64		+							
h 大葉越橘	33.3	8	0.64	0.47	0.34	0.20	0.47	0.64	0.73								
i 栓皮櫟	33.2	9	0.43	0.29	0.43	0.33	0.29	0.74	0.60	0.60					-		
j 苦蕒菜	33.2	8	0.34	0.47	0.64	0.73	0.19	0.34	0.20	-0.07	0.33		+				
k 紅毛杜鵑	33.2	8	0.34	0.47	0.64	0.73	0.19	0.34	-0.07	-0.07	0.33	0.73					
l 天門冬	28.5	7	0.56	0.38	0.26	0.07	0.66	0.56	0.61	0.34	0.22	0.07	-0.2				
m 阿里山忍冬	25.5	6	-0.12	-0.29	-0.43	-0.33	0.00	-0.43	-0.33	-0.33	-0.72	-0.33	-0.33	0.05			
n 加拿大蓬	25.5	9	0.12	0.29	0.43	0.60	0.00	0.12	-0.22	-0.22	0.17	0.60	0.60	-0.05	-0.44		
o 呂宋莢蒾	22.0	7	0.56	0.38	0.26	0.07	0.66	0.26	0.07	0.31	-0.05	-0.20	0.07	0.20	0.33	-0.33	

(左下部為關連係數；右上部為卡方值之顯著水準)

(++及--：表在 1% 下顯著；+及-：表在 5% 下顯著)

附錄 2(續). 2004 年武陵地區 11 種植物種間關連測驗

代號	物種	卡方值	頻度	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
A	水麻	18.0	5			-		+						
B	狗筋蔓	17.2	5	0.27						+				
C	天門冬	17.0	5	-0.83	-0.10									
D	鐵掃帚	16.4	6	-0.27	-0.63	0.10								
E	何首烏	15.6	6	0.83	0.10	-0.63	-0.10							
F	串鼻龍	15.6	5	0.27	-0.47	-0.10	0.47	0.47						
G	變葉懸鉤子	15.6	6	0.10	0.83	-0.27	-0.47	-0.10	-0.63					
H	秋鼠麴草	14.8	5	-0.10	-0.47	-0.10	0.47	0.10	0.63	-0.27				
I	南燭	11.9	6	0.47	0.10	-0.63	-0.47	0.27	-0.27	0.27	-0.27			
J	咸豐草	11.9	6	0.10	-0.27	-0.27	0.63	0.27	0.47	-0.10	0.47	-0.10		
K	莎草	11.9	6	0.10	0.47	0.10	-0.47	-0.10	-0.27	0.27	-0.63	0.27	-0.10	

(左下部為相關係數，右上部則為顯著水準)。

(+++及---：表在 0.1%下顯著；++及--：表在 1%下顯著；+及-：表在 5%下顯著)

附錄 3. 審查意見改善表

審查意見改善表

項次	審查意見	改善內容	於報告書之 頁次
1	請將本區域之火燒後植群狀況與環山地區加以比較並說明之。	依規定於內文中加以比較說明。	p.25