

110 年雪霸國家公園管理處委託研究計畫
成果報告

110 年雪山三六九山莊附近灌叢草生地火
燒後之樣區復原及植被變化監測研究

委託機關：雪霸國家公園管理處

受託單位：國立中興大學

執行單位：國立中興大學森林系

研究主持人：曾喜育 博士

研究期程：中華民國 110 年 01 月至 110 年 12 月

摘要

關鍵詞：火燒生態、亞高山、雪山、灌叢草生地、林緣更新、菌根菌

一、研究緣起

雪山三六九山莊附近之灌叢草生地於2008年12月18日發生火燒，影響面積約 20 ha；2014年1月20日因人為用火不慎，造成三六九山莊後方0.2ha火燒；2019年2月3日為10年來第3度人為用火不慎，引燃近3 ha的灌叢草生地。本研究目標：(一)三六九山莊附近灌叢草生地之火燒監測樣區維護，進行夏季與秋季植物社會調查。(二)完成雪山雪東線步道沿線如雪山東峰(5K)、步道里程6K等不同火燒時期之植物社會調查。(三)三六九山莊周邊及改建時之臨時營地植被調查，建立植物種類清單。(四)進行雪山三六九山莊附近灌叢草生地與冷杉林之內生菌根菌種類組成調查。

二、研究方法及過程

本研究於三六九山莊草生地火燒跡地設置3 m × 3 m之系統樣區(36個)和隨機樣區(33個)，以及9個對照樣區進行調查；系統樣區向臺灣冷杉林延伸，設置臺灣冷杉森林與玉山箭竹-高山芒草原之推移帶樣區。本年度工作主要針對三六九山莊草生地進行火後植物組成與覆蓋之季節變動調查，進行其生活史、生活型、葉候、火後反應等功能群劃分，並以物種多樣性指數、對應分析(CA)、典型對應分析(CCA)進行分析以了解物種組成與功能群在季節間的短期動態，並透過菌根菌調查了解其對於推移帶喬木之專一性及宿主共生之關係，提供高山生態系經營管理參考。

三、重要發現

(一) 至2021年9月雪山三六九山莊火燒後之灌叢草生地演替調查共計73種維管束植物(含系統樣區、隨機樣區)。其中，貓耳葉菊、早熟禾及大扁雀麥等3種為歸化植物，目前發現在三六九山莊附近及鄰近步道，但研究樣區內，僅早熟禾在非系統樣區偶有分布，未來應注意外來種之族群數量變動。 α 物種多樣性部分，樣區的種密度、物種豐富度、多樣性指數隨著植物的萌蘗與繁殖體的進入而逐漸增加，在2010年6月的達到最高峰，隨後略為下降。 β 物種多樣性部分，不同時期調查之出現物種相似性隨火後恢復時間增加，每季植物組成相似亦增加。

- (二) 隨著火後演替時間增加，試驗組之常綠與冬枯植物比例有逐漸穩定的趨勢，對照組樣區常綠與冬枯植物組成比例多大於30%。7K因為高玉山箭竹族群，其生育地環境較為陰濕，適合蕨類植物生存，其他種子植物拓殖及生存則較為困難，故該樣區之蕨類商數比重為本研究最高。對照組樣區相較試驗組樣區內萌櫟型及種子散播型植物比例則較為相近。
- (三) 因今年3-6月降雨量較少，致使整體生長季延後，初期調查的覆蓋率皆相對較低。試驗樣區經過踩踏試驗在第三季的結果顯示，覆蓋率明顯下降($p<0.05$)，土壤硬度明顯上升($p<0.05$)。土壤含水率及土壤pH值則無明顯差異，大部分的試驗結果主要根據調查季節而有所變化，推測大尺度的環境影響性比較大，但人為擾動仍會對局部性的生態環境產生影響，但若恢復時間夠長，仍能使其逐漸回復至未受干擾前的環境條件。
- (四) 在灌叢草生地至臺灣冷杉林植群的物種多樣性分析中，研究區共紀錄6科8屬16種的叢枝菌根菌孢子形態種，其中以*Acaulospora*屬為優勢，相對豐多度高達46.9%，該優勢組成來自海拔環境影響。結果顯示推移帶植群的物種多樣性最高，而森林和草生地植群的物種多樣性則視位置而有所差異。在叢枝菌根菌孢子多樣性的分析中，推移帶和灌叢草生地的物種多樣性高於森林型植群，森林下的孢子種類及數量稀少，土壤環境和枯落葉層可能是導致林下不利叢枝菌根菌生長的因素。
- (五) 火燒對叢枝菌根菌之影響研究發現，夏季未火燒區的叢枝菌根菌種類與孢子數較多，但差異不顯著；此現象與地上部植物種類物種多樣性結果一致。
- (六) 根據臺灣冷杉小苗染根觀察，臺灣冷杉林的小苗與外生菌根菌和暗色隔膜菌感染比例皆非常高，但與叢枝菌根菌的感染比例低。

四、主要建議事項

根據研究發現，本研究針對三六九草生地火燒研究，提出下列具體建議。以下分別從立即可行的建議、及長期性建議加以列舉。

(一) 立即可行的建議：

主辦機關：雪霸國家公園

協辦機關：國立中興大學森林學系

1. 亞高山生態系草生地的優勢組成多具冬枯特性，加上冬季較為乾燥，應加強提醒登山民眾用火安全。

(二) 長期性建議：

主辦機關：雪霸國家公園

協辦機關：國立中興大學森林學系

1. 雪山三六九山莊草生地火後2年的季節調查發現，物種多樣性隨著季節與年際增加的趨勢，且較對照樣區高，顯示輕度地表火的干擾雖然會增加早期火後生育地的物種多樣性，但火燒明顯的耗損自然資源，雖對生物多樣性之維持有相當之助益，但部分物種因為生物學特性有可能會在此區域局部滅絕。因此，必需瞭解火對生態系的重要性，除防止不當引火外，更可利用控制燃燒，進行適切影響，進而綜合火燒體制、生態系及其過程，作為自然資源經營之依據。雪山地區是臺灣頗具代表性的高山生態系，至今仍保存著極為完整之自然資源，在嚴苛氣候條件下孕育著不同的植物社會，動、植物資源迥異於其它生態系，尤其火燒干擾一直為雪山三六九山莊區域灌叢草生地主要的干擾因子，極需進行調查及長期監測火燒為亞高山地區最主要之干擾因子。
2. 雪山三六九山莊改建時的臨時營地踩踏試驗結果顯示，即便是短期的人為踩踏擾動，對研究區域的生態環境仍有明顯影響。因疫情舒緩而宣布開放山林後，登山人數明顯高於過往的紀錄，可能會對生態環境造成負面影響。除了向民眾宣導繞行捷徑會出現的生態疑慮外，適度的控管熱門登山月份的人數並且確認裝備相當重要(目前觀察比較多的繞路行為跟如廁行為比較有關)。

Abstract

The study reports the post-fire succession of 73 subalpine recorded species in the 369 Hut, Mt. Xue in Taiwan from September 2020 to September 2021. *Hypochaeris radicata*, *Bromus catharticus*, and *Poa annua*, the naturalized plants in the area, had distributed over the trail near the 369 Hut. However, they were rarely recorded in the burned plots, except for *Poa annua*, which was less abundant in the random plots. Thus, the population of invasive species should be monitored in the future. Fire incidents destroy the composition and structure of native species and facilitate easy invasion by exotic species. Therefore, long-term monitoring and planning of the strategy and management approach after exotic species invasion is also significant.

According our survey, the critical results found are as follows:

- (1) A total of 73 species of vascular plants (from systematic and random plots) were investigated in the post-fire succession in the shrub-grassland habitat near 369 hut on Mt. Xue from September 2020 to September 2021. Among these species, *Hypochaeris radicata*, *Poa annua* and *Bromus catharticus* are naturalized plants. They invaded the sample plots along the trail near 369 hut. However, they were not recorded in the systematic plots. The population of alien species should be monitored in the future. The α diversity, the species density, species richness, and diversity index of a plot gradually increased with the sucker and germination of the individual species. The species diversity peaked in June 2010; however, β diversity, the evenness between the different periods and the species composition gradually increased in the post-fire period.
- (2) As the post-fire succession time increases, the proportion of evergreen and winter withered plants in the long-term unburned plots showed a gradual stable trend, and the proportion of evergreen and winter withered plants in the control plots was more than 30%. This was due to the relative humidity of the bamboo stands, which may be more suitable for ferns to survive than for seed plants to colonize and survive. Therefore, samples in 7 Km of trail had the highest proportion of fern species in this study. The proportions of sprout and seed plants in the control

plots were similar to those in the experimental group.

- (3) Annual precipitation during 2021 was not as high as in previous years, and the growing season was delayed. The coverage rate was also relatively low. The results of the pedal test in the third season of the experimental plot showed that the coverage rate significantly decreased ($P < 0.05$) while the soil hardness significantly increased ($P < 0.05$). There was no significant difference in soil moisture content and soil pH. Most of the experimental data varied according to the survey season. Large-scale environmental impacts are speculated to be relatively large and human disturbances will also likely affect the ecosystem at the local scale. If the recovery time is sufficiently long, it can gradually return to the environmental conditions before the disturbance.
- (4) Based on the analysis of the species diversity of different landscapes, the results of our study showed that the ecotones were the most diverse. However, the species diversity in the forest and grassland habitats depended on the location. The diversity analysis of arbuscular mycorrhizal fungus (AMF) spores revealed that the species diversity of spores in the ecotone and grassland was significantly greater than that in the forest. As soil environment or litter might be unfavorable to AMF, only few spores were found in forest. An appraisal of AMF spores in the plant community near 369 hut, recorded a total of six families, eight genera, and sixteen species of AMF. Among them, *Acaulospora* was the most dominant with a relative abundance of up to 46.9%. Altitude also had an influence on the composition of AMF at the site.
- (5) The number of AMF spores was lower in the unburned plots during summer; however, they were not significantly low. The result was also consistent with the species diversity of vegetation when was compared between burned and unburned plots.
- (6) According to a survey of mycorrhizal infection in *Abies kawakamii* seedlings, the dark septate endophytes (DSE) and ectomycorrhizal fungi (EMF) had a higher infection percentage than AMF, with only a few hyphae of AMF being observed.

Keywords: Fire ecology, subalpine, Mt. Xue, shrub grassland, forest edge regeneration, mycorrhizal fungi

目錄

一、計畫緣由	1
二、計畫目標	2
三、前人研究	2
四、研究地區	9
(一) 研究區位置	9
(二) 地質與土壤	10
(三) 氣候	10
(四) 雪山主峰線山地植群帶	11
五、研究方法	12
(一) 雪山三六九山莊附近灌叢草生地火燒樣區複查與調查	12
(二) 雪山雪東線步道沿線火燒長期樣區恢復與植被複查	13
(三) 三六九山莊改建臨時營地踩踏試驗調查	14
(四) 雪山三六九山莊附近菌根菌調查	15
(五) 資料分析	16
六、結果與討論	20
(一) 雪山三六九山莊附近灌叢草生地火燒樣區複查與調查	20
(二) 雪山雪東線步道沿線火燒長期樣區恢復與植被複查	37
(三) 三六九山莊改建臨時營地踩踏試驗調查	39
(四) 雪山三六九山莊附近菌根菌調查	43
(五) 雪山三六九山莊周邊防火樹種選擇參考	70
七、結論與建議	71
八、引用文獻	73
附錄一、委員審查意見回覆	83

表目錄

表 1. 本計畫研究區範圍、氣候帶、植群帶及優勢組成摘要表	11
表 2. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地之維管束植物生活型及種子散播資料表	21
表 3. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地火後之系統樣區生活型及蕨類商數 ...	25
表 4. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地火後之維管束植物種類清單	26
表 5. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地火後之調查介量摘要表	39
表 6. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地火後系統樣區各時期物種組成相似性及物種轉移率表	311
表 7. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地不同時期之對應分析表	33
表 8. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地不同時期之降趨對應分析表	36
表 9. 雪山 3,000 m 以上與三六九山莊草生地火後出現維管束植物頻度表	38
表 10. 雪山 3,000 m 以上草生地與三六九山莊草生地之植物組成統計表	39
表 11. 雪山三六九山莊附近植群之叢枝菌根菌孢子形態種類清單	43
表 12. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林之調查介量摘要表	50
表 13. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林叢枝菌根菌孢子形態種類清單	51
表 14. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林叢枝菌根菌孢子數量分布	54
表 15. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林之叢枝菌根菌 Sørensen 相似性指數分析	55
表 16. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林不同時期之植群降趨對應分析表	56
表 17. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林不同時期之叢枝菌根菌孢子降趨對應分析表	57
表 18. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林菌相與土壤因子典型對應分析表	58
表 19. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林菌相與土壤因子典型對應分析結果之各土壤因子與前 3 軸之相關性	59

表 20. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林土壤分析表	60
表 21. 雪山三六九山莊灌叢草生地之叢枝菌根菌孢子形態種類清單	62
表 22. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地 2019 年火燒樣區與非火燒樣區之地上 部植群與叢枝菌根菌(AMF)物種多樣性比較摘要表	63
表 23. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地之火燒與未燒樣區叢枝菌根菌之孢子 數量 Mann-Whitney U test 比較表	63
表 24. 雪山三六九山莊 2019 受擾動灌叢草生地與鄰近未受擾動區域地被植物 之重要值(IV)	66
表 25. 雪山三六九山莊灌叢草生地叢枝菌根菌孢子調查介量摘要表	67
表 26. 雪山三六九山莊附近臺灣冷杉小苗根部暗色隔膜菌、叢枝菌根菌及外生 菌根菌感染率	69
表 27. 防火樹種特性列表	70

圖目錄

圖 1. 本計畫研究地區範圍圖。	9
圖 2. 雪山三六九山莊附火燒跡地之生態氣候圖。	10
圖 3. 系統樣區設置示意圖。	12
圖 4. 雪山三六九山莊草生地火燒隨機樣區及系統樣區設置示意圖。	13
圖 5. 雪山三六九山莊臨時營地。	14
圖 6. 雪山三六九山莊附近叢枝菌根菌調查樣區架設點位與樣區示意圖。 ..	15
圖 7. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地火後不同時期之樣區對應分析圖。 ..	33
圖 8. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地火後不同時期之物種對應分析圖。 ..	34
圖 9. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地系統樣區不同時期之典型對應分析圖。	36
圖 10. 雪山三六九山莊之臨時營地踩踏試驗之各環境及生物指標結果。	40
圖 11. 雪山 369 山莊臨時營地之踩踏試驗照片。	42
圖 12. 雪山山六九山莊附近叢枝菌根菌孢子形態照。	44
圖 13. 雪山山六九山莊附近叢枝菌根菌孢子形態照(續)。	45
圖 14. 雪山三六九山莊附近植群地景梯度之樣區位置圖。	47
圖 15. 雪山三六九山莊附近植群地景梯度之植群樣區調查現地狀況。	48
圖 16. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林不同時期之植物社會總 物種數與 Shannon's 物種多樣性指數圖。	49
圖 17. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林不同時期之叢枝菌根菌 總物種數與 Shannon's 物種多樣性指數圖。	53
圖 18. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林不同時期之植群降趨對 應分析圖。	56
圖 19. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林不同時期之叢枝菌根菌 孢子降趨對應分析圖。	58
圖 20. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林菌相與土壤因子典型對 應分析圖。	59
圖 21. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地 2019 年 2 月火燒擾動範圍。	61
圖 22. 雪山三六九山莊附近火燒灌叢草生地調查之樣區設置位置圖。	61

圖 23. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地火燒與未火燒樣區之叢枝菌根菌調查現狀照片。	63
圖 24. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地 2019 年火燒樣區與非火燒樣區之植物社會及叢枝菌根菌的總物種數及 Shannon's 多樣性、均勻度指數。 ..	64
圖 25. 臺灣冷杉小苗染根後觀察。	68
圖 26. 臺灣冷杉小苗根部感染情形。	69

一、計畫緣由

雪山 3,000 m 以上亞高山生態系主要由 3 種植群形相鮮明的植物社會組成，分別為以臺灣冷杉(*Abies kawakamii*)為優勢之森林植物社會，分布在臺灣冷杉林上方，以玉山圓柏(*Juniperus squamata*)與玉山杜鵑(*Rhododendron pseudochrysanthum*)優勢的灌叢植物社會，以及主要分布在嶺線，與臺灣冷杉林形成鑲嵌體，由玉山箭竹(*Yushania niitakayamensis*)與高山芒(*Miscanthus transmorrisonensis*)組成的灌叢草本植物社會(王偉等 2010；廖敏君 2012)。其中玉山箭竹、高山芒之灌叢草生地和臺灣冷杉林間因火燒干擾常形成明顯推移帶(ecotone)，兩個植物社會形成競爭的動態推移(呂金誠 1990；王偉 2016)。

火燒為臺灣亞高山地區最主要之干擾因子，其影響森林與灌叢草生地之空間分布(呂金誠 1990；王偉 2016)。火燒對植物生態系的影響依其強度有不同結果，嚴重的火燒會破壞當地環境，使其演替階段退化至較初期的植物社會組成；然而輕微的火燒可使養分回歸土壤、對苗木下種更新、病蟲害控制、野生動物食物來源等皆有不同助益。自 2001 至 2020 年的 20 年間，雪山雪東線步道沿線共發生 4 次火燒，分別是 2001 年 2 月雪山東峰灌叢草生地，2008 年 12 月、2014 年 1 月及 2019 年 2 月的三六九山莊附近灌叢草生地；這 4 次火燒多為人為用火不慎所引起。

本計畫為持續雪山三六九山莊附近灌叢草生地火燒後之樣區維護及植被變化監測研究，調查 2019 年火後灌叢草生地之植被恢復狀況、優勢物種之季節性變化、冷杉林至灌叢草生地間的內生菌根菌組成等；並針對雪山雪東線步道沿線如雪山東峰、雪東線步道里程 6K 處等不同年度火燒跡地之植物社會進行復查，建立雪山地區火後生態系之基礎資訊，供火燒後經營管理及決策參考。此外，針對三六九山莊改建時建立之臨時營地預定地進行植物社會調查，建置植物種類清單等基礎資料供管理處參考。由於研究區屬七家灣溪濕地範圍，是七家灣溪的集水區，溪流上游的森林集水區富有涵養水資源、減低土壤沖蝕、改善水質等功能；因此維持集水區的森林覆蓋是非常重要的，本計畫亦可做為集水區森林保護與經營管理未來參考基礎。

二、計畫目標

- (一)雪山三六九山莊附近灌叢草生地火燒後之監測樣區維護，以及植群調查與資料分析，了解亞高山生態系植群火後植群演替變化。
- (二)建立雪山三六九山莊灌叢草生地與冷杉林之內生菌根菌種類組成，了解內生菌根菌在亞高山地區植群演替過程的作用。
- (三)三六九山莊改建之臨時營地預定地植被調查，建立植物種類清單。
- (四)調查及比較雪山雪東線步道沿線不同年度火燒跡地之植群，提供建立臺灣亞高山灌叢草生地火燒後植群演替趨勢的理論與基礎。
- (五)研究成果提供科普教育，讓民眾可清楚瞭解植群火燒後自然演替進行的發展。

三、前人研究

(一)火燒對植群之影響

柳楮(1963)針對小雪山高山草原生態的研究中，推論火燒為臺灣高山草原形成之主要因素。劉業經等(1984)研究指出，玉山箭竹灌叢草生地之形成，係因火燒所造成，且玉山箭竹與臺灣冷杉之間有明顯的推移帶(ecotone)存在。Cierjacks et al. (2008)亦認為火燒是樹限下方高山森林鑲嵌分布之主因，火燒導致成熟木及苗木大量死亡，造成其於分布範圍內之不連續分布。

劉崇瑞&蘇鴻傑(1978)研究大甲溪上游臺灣二葉松(*Pinus taiwanensis*)天然群落組成認為，連續性週期性火燒是形成臺灣二葉松林的主要原因，在林火發生後，因地表草類及灌木多被清除，礦質土暴露，成為植物下種之優良環境。呂金誠(1990)研究臺灣主要森林生態系火燒後演替，認為臺灣二葉松林為臺灣最易誘發火燒之林型；陳明義等(1986)指出若無火燒的再次發生，臺灣二葉松將因更新困難而無法繼續存在。呂福原等(1984)認為火燒後先驅植物迅速入侵，如五節芒、玉山箭竹、巒大蕨(*Pteridium aquilinum* ssp. *wightianum*)等，此類植物在乾燥季節極易引起週期性火燒。

賴國祥及陳明義(1992)指出合歡山地區火燒後植物之恢復以原有之種類占較大優勢，第1年火後7個月(10月)覆蓋度為28%，優勢物種為高山

芒、巒大蕨及玉山箭竹，至火燒後 19 個月覆蓋度可達 85%。至於火燒後之嚙齒類以森鼠為主。另陳隆陞(1995)調查玉山塔塔加地區 1993 年元月火燒後之植被演替，指出玉山箭竹及高山芒因具地下莖，火後萌蘖迅速，其原覆蓋區經 6 個月後覆蓋度可達 65%。Zimmermann et al. (2008)指出苗木重建之 4 項主要影響因子為火燒、競爭者、溼度及種子活性。Bader et al. (2007)認為森林向林限擴展之能力可能受限於低溫、過量的幅射、競爭、土壤性質、散布能力及火燒，並指出遮陰為大多數苗木生長存活之重要因素。Germino et al. (2002)研究指出苗木之存活率除了時間(當時的氣候環境)及空間(方位、微立地狀況等)模式之影響外，若曝露於強光下，將加重低溫及缺水之壓力，限制其在高山地區樹限之苗木重建。Kemball et al. (2006)探討不同火燒程度苗床之種子發芽及存活率後指出，火燒嚴重之礦質土苗床發芽率最差，但經過一個生長季後其存活率較高，可是其高的存活率並無超越低發芽率，另不同樹種其適合之苗床亦稍有差異。Eshel et al. (2000)火燒後種子之發芽可能受灰燼產生之高 pH 值所抑制。Kalamees et al. (2005)則指出 *Pi. patens* 於火燒過及早期演替階段之生育地其發芽及苗木建立有增加現象。

賴國祥(2005)指出臺灣二葉松林發生火燒後，更新狀況需視火燒強度而定，一般中高強度之火燒，若種源足夠，於亞高山地區 7-8 年即可完成，但若發生較高強度之火燒，更新完成時間將超過 10 年。其亦指出天然更新苗木雖於火後即有發生，但大發生似乎於火後 2-3 年才出現。另林外灌叢草生地因其乾旱的棲地型態(地表枯枝落葉之含水率不高)及燃料排列方式，一經點燃，燃燒迅速，地表植生常燃燒殆盡，然由於高山芒及玉山箭竹火後萌蘖迅速，大約 6 個月即可恢復覆蓋。至於臺灣冷杉-臺灣鐵杉林則因其富含水分之枯枝落葉及腐植質，在未完全燃燒之狀況下，火燒強度將逐漸減弱，而於林緣地帶熄滅，僅林緣小苗遭火焚燬(賴國祥，2003)。

雪山東峰玉山箭竹灌叢草生地於 2001 年發生火燒，邱清安等(2015)在火燒後設置 10 個樣區於 4 個不同時期進行植群調查發現，植物社會恢復過程中共計調查到 25 科 41 屬 43 種維管束植物；火燒後 4 個時期調查之物種數分別為 27、33、32 及 33 種，顯示火燒後 6 個月，大部分的灌叢草生地植物種類即出現，而物種多樣性則隨著火燒後植群恢復時間的增加而

有增加趨勢。雪山東峰灌叢草生地之火燒後約 2 年可回復至火燒前的植被覆蓋狀態，但植群高度回復則約須 3 年後才能接近火燒前之原有高度。由 DCA 分析結果顯示，火燒後植群演替具時序的變化，物種組成差異來自火燒干擾初期的物種消失，以及火燒後期非萌蘗種類的新增。玉山箭竹灌叢草生地若發生火燒則將維持其原有形相，但長期無火燒的情況下，雪山東峰灌叢草生地將緩慢恢復至本地的潛在自然植群—臺灣冷杉林。

曾喜育等(2010)調查雪山三六九山莊附近灌叢草生地 2008 年 12 月 18 日火燒後植群恢復狀況發現，三六九山莊灌叢草生地火燒 2 年，火後出現之植物種類清單共記錄 47 種，種子植物以菊科種類最多(8 種)，禾本科(4 種)、薔薇科(4 種)和百合科(4 種)次之。火後樣區出現種數及植物覆蓋度隨時間有增加之趨勢，其中 2009 年 2 月和 4 月分別為 14 種及 15 種，2009 年 9 月增至 28 種，與 2010 年 4 月調查 38 種，至 2010 年 6 月共調查 47 種。總覆蓋度由 2009 年 2 月的 2.1% 增至 2009 年 9 月 35.6%，但於 2010 年 4 月調查時總覆蓋度下降至 29.1%，總覆蓋度下降原因在三六九山莊灌叢草生地植物多年生植物冬枯導致。Sørensen 相似性指數分析不同時期調查之出現物種相似性發現，三六九山莊灌叢草生地在火後 2 個月出現的植物種類與其他時期的調查物種差異最大，樣區內個體多為火後殘存的種類；隨著火後恢復時間的增加，物種相似性有愈高趨勢，2009 年 4 月調查結果與 2009 年 9 月和 2010 年 4 月的物種相似性差異不大，顯示火後裸露的生育地為萌蘗植株先佔領，其他種類陸續進入。DCA 分析結果大致與不同時期樣區出現物種之相似性結果相符，DCA 的 2 個軸皆可大致顯示火後物種更新恢復的時序差異。

王偉(2016)於三六九山莊進行調查發現，自 2008 年火燒後，研究區域已有 80 種維管束植物， α 物種多樣性及植物覆蓋度則隨時間呈季節性增加；儘管系統樣區於 2014 年受火燒干擾， α 物種多樣性不減反增，推測為第 2 次火燒的生物燃料量較少，對生育地的破壞降低，加上第 2 次火燒面積較小，火後鄰近地區的種子容易拓植進入所致。 β 物種多樣性分析顯示，2008 年火燒後至 2010 年，Sorenson 相似性指數達到一個穩定狀態，Cody 指數顯示物種拓植與消失降低呈現相似結果；但 2011 年及 2013 年之 Sorenson 相似性指數有下降趨勢，Cody 指數與之相反，推測為繁殖體拓殖

的物種增加、種子庫萌發的物種新增、或因物種間競爭致使物種消失所致。此外，覆蓋度最大的玉山箭竹與高山芒為研究區主要之優勢種對物種多樣性的影響不同，玉山箭竹之覆蓋度與物種多樣性成反比，高山芒之覆蓋度與物種之多樣性則較無明顯關係，推測此因與兩者生長特性及火候快速散殖之策略不同而致(王偉，2016)。

(二) 菌根對植群之影響

菌根(mycorrhiza)一詞由 Frank 於 1885 年所提出，是植物與真菌的共生關係(Mikola 1962; Meyer 1973)，依共生方式分為內生菌根(endomycorrhiza, EDM)及外生菌根(ectomycorrhiza, ECM)兩種型態。內生菌根之主要特徵在其菌絲會進入植物細胞內，以菌絲捲(hyphal coil)或叢枝(arbuscule)構造等方式與植物細胞有較緊密之接觸(吳繼光&林素禎 1998)。ECM 由真菌菌絲體包圍宿主植物尚未木栓化之營養根所形成，並於表面形成一層由菌絲體緊密交織而成的菌毯(mantle)，此外，部分菌絲會進入到皮層細胞壁之間，延伸生長後形成類似網格狀之結構，稱為哈替式網(Hartignets)(高嘉鴻 2005)。

菌根對於植物生長、抗病蟲害或是逆境具有相當程度的效益(林子超 2009)，如叢枝菌根(arbuscular mycorrhizal, AM)是內生菌根的一個類群，對磷有較高的吸收能力，可協助植物適應低有效磷的環境(Read 1991)，或是特定外生菌根菌(ectomycorrhizal fungi, ECMF)的接種可增加植物對土壤重金屬的忍受能力(陳庭筠 2012)，在苗木的接種試驗中也顯著促進了植物的生長狀況(朱君逸&李明仁 2004；許崑衍&李明仁 2005)。

菌根真菌對其宿主(host)和土壤性質有選擇上的差別，宿主的挑選上，在科的層級，ECMF 幾可與殼斗科(Fagaceae)、松科、樺木科(Betulaceae)及楊柳科(Salicaceae)的多數植物共生，其他科的植物則僅有部分的屬會與之形成菌根(Meyer 1973)。土壤性質上，ECMF 多偏好腐植層(Meyer 1973; Baier et al. 2006)、有機酸含量較高、碳氮比 40-80 及 pH 介於 4.2-5.4 之土壤(Read 1991)；內生菌根菌(endomycorrhizal fungi, EDMF)則以草本植物為主要共生對象(Read 1991)，如常見的經濟作物小麥、玉米等都包含於其中(Paul & Clark 1996)，EDMF 以腐植層薄、有機酸較低、碳氮比 30-40 及 pH > 4.5 之土壤為主要分佈(Read 1991)。

另外，Meyer(1973)指出刺柏屬(*Juniperus*)、柏木屬(*Cupressus*)、柳樹屬(*Salix*)、蘋果屬(*Malus*)、梨屬(*Pyrus*)、椴樹屬(*Tilia*)、桉樹屬(*Eucalyptus*)、漿果鵝屬(*Arbutus*)的植物可同時與 ECMF 及 EDMF 進行共生，由此可知，如果要了解菌根對一種植物的影響時，同時都要對兩者進行觀察，才能夠較為全面地了解不同菌根與植物之間所產生的互動。

Becklin et al.(2012)在美國洛磯山脈 Pennsylvania 山區的 krummholz-草地推移帶進行試驗，該地以灰藍柳(*Salix glauca*)及短果柳(*Sa. brachycarpa*)兩種柳樹為優勢，這些生長在高山上的柳樹屬植物在高山(alpine)及亞高山(subalpine)地區扮演重要的角色，會左右著周圍植物群落的分佈(Amy & Galen, 2007)，同時也是與 ECMF 共生的主要樹種，他們將柳樹的枯落物移到開放的草地上，兩年的試驗下來，枯落物的沉積使 AM 的共生比率下降，同時 AM 和 ECM 的分佈也發生改變，這樣的變化改變其宿主對這些棲息地的適應性，進而影響推移帶的變動。Neville 等(2002)以一種可同時與內外生菌根共生的廣泛性分佈之顫楊(*Populus tremuloides*)為材料(Vozzo & HacsKaylo 1974)，瞭解內外生菌根在同一個植株的根系內如何同時共存，發現內外生菌根在不同深度上其共生比率不同，這樣的差異來自於土壤性質(Read 1991; Baier et al. 2006)，ECM 在有機酸較高之淺層土壤豐度較高，與深度呈負相關；AM 則呈相反趨勢，在較深的礦質土層擁有較高豐度，而中間的土層則是兩者的交會帶，是物種多樣性最高的地方。

枯落物的累積會改變土壤中的養分循環，ECMF 被認為能夠更好地降解有機物，對植物而言可以視為一種氮源的提供(Read & Perez-Moreno 2003)，而養分循環的改變會造成宿主對養分需求的轉變，進而形成一種枯落物對 ECMF 造成的一種正回饋；反之，若對枯落物的移除，也會有類似的正回饋發生在叢枝菌根菌(arbuscular mycorrhizal fungi, AMF)身上(Becklin et al. 2012)。這可以解釋在部分的研究中(Paul & Clark 1996)發現枯落物的累積常伴隨著 ECMF 的共生比率增加的情況。總結來說，森林的枯落物較多且容易累積，使的 ECMF 容易在森林表土與其特定宿主樹木形成共生；草原則相反，多以 EDMF 與草本植物共生為主。

高明脩(2011)調查臺灣亞高山地區臺灣鐵杉林與臺灣冷杉林交界帶混合林的外生菌根真菌多樣性，共調查到 42 個形態種，鑑定出 21 種，其餘

21 個形態種鑑定至屬。其中臺灣冷杉的外生菌根真菌有 20 種，且外生菌根真菌物種數及豐富度與宿主植物胸徑級呈正相關。顏江河(2012)研究雪山外生菌根林地土壤滲漏水陰、陽離子養分狀況結果發現，不論天然降雨或模擬降雨，有菌根土壤的陰陽離子養分濃度皆高於裸土壤的陰陽離子養分濃度，其表示菌根共生能有效吸收各種離子養分，對於土壤的養分流動具有攔截養分之作用，減少養分漏失，以提供此高山土壤養分缺乏的環境下，植物能適應生存之條件。在高海拔嚴苛的環境下，菌根的共生對植物而言是一種重要的機制(林子超 2009)，且礦化速度緩慢的地區植物會去選擇與適合的真菌進行共生，來獲得營養元素(Read & Perez-Moreno 2003)。

菌根是一種植物與真菌的共生關係(Mikola 1962)，冷杉屬(*Abies*)的植物是個與外生菌根菌關係密切的類群，甚至有共同演化的趨勢(Oros-Ortega et al. 2017)，這也代表菌根在冷杉的生活史上可能扮演重要的角色；玉山箭竹則以內生菌根菌為主要共生對象。樹木的小苗於推移帶的存活率對於其在森林-草原推移帶的競爭中具有一定程度之重要性，主要影響因子包括了積雪深度、積雪期、競爭植被等(Germino 2002; Ferrar 1988)，這些因子是較容易被觀察到的，然菌根在推移帶的角色較少被探討，目前實驗多針對小苗在推移帶的存活率(Ferrar 1988)，或是菌根對小苗的生長效益。

曾喜育&曾彥學(2020)於雪山地區進行臺灣冷杉小苗感染菌根菌的初步調查發現，18 株小苗樣本中，內生菌根菌皆可於小苗根系中發現，且感染比例甚高超過 70%；外生菌根菌感染臺灣冷杉小苗的比例變異大，而叢枝菌根菌只有發現 1 株小苗感染。曾喜育&曾彥學(2020)於三六九山莊附近灌叢草生地調查叢枝菌根菌初步發現，火燒跡地與冷杉林內的叢枝菌根菌種類與孢子數量皆非常少，在火燒跡地與冷杉林的推移帶有較多的趨勢。因此本研究希望藉由在灌叢草生地-推移帶-森林下的一年生冷杉小苗分佈與菌根的共生狀況來了解菌根在冷杉的推移帶中可能扮演的角色。

(三)人為踩踏對草生地植群的衝擊

隨著近年來登山活動的興起，登山人數屢屢爬升的情況，尤其是熱門路段如雪山主峰線，致使相應的環境問題及衝擊慢慢出現；過去國內多數對於環境衝擊的研究多根據現有的步道進行(劉儒淵 2004; 2005；黃國書&李健堂 2007；曾碩文 2008；王正平 2017)，多數結果顯示，隨著遊客人

數的增加，多數步道表面地被植群消失，土壤裸露後因而增加土壤流失的效應，尤其在坡度陡峭的路段更易出現此種現象(黃國書&李健堂 2007)；另外，遊客踩踏的作用下造成的地勢差異所致的積水加速土壤沖蝕，使得樹根與岩石裸露(劉儒淵 2005；王正平 2017)，甚至因路面加深而淪為排水溝，步道因而難以使用，遊客或登山健行者只好另闢捷徑，造成路面加寬而擴大衝擊面積，因而形成惡性循環(王正平 2017)。

國外對於踩踏對植群的研究中，許多研究除了提及踩踏(包括動物)對土壤的負面影響外(Gamoun et al. 2010; Hargreaves et al. 2019)，亦提及了物種多樣性隨著踩踏強度的影響變化(Kobayashi et al. 1997; Klink et al. 2014)；Kobayashi et al. (1997)對日本茨城縣的實驗林分別對鬱閉及開闊的草生地進行人為踩踏及移除地被優勢物種的實驗發現，連續踩踏會導致植物矮化，開闊處的踩踏試驗降低物種豐富度，僅耐旱的一年生白刺藻(*Digitaria adscendens*)可不受影響的生長。除此之外，土壤含水率因夏季乾旱，致使物種多樣性有更為明顯的負面影響。反之，鬱閉環境下踩踏不會影響土壤水的有效性，使得許多物種得以生存，並防止了物種多樣性的急劇下降。Klink et al. (2014)整理過往大型食草動物與節肢動物物種多樣性的研究亦發現濕潤及乾燥的草生地環境，大型食草動物的影響在乾生的環境影響遠甚於濕生的環境，另外也提出除了環境的影響外，草生地植群本身所造成的空間異質性也會影響其組成於踩踏影響後的差異。

除了環境的異質性造就踩踏試驗的結果差異，許多研究也指出物種本身的生物特性對於踩踏強度的影響也有所差異(Xu et al. 2013; Pescott & Stewart 2014)。Xu et al. (2013)於中國北方的鄂爾多斯沙地生態研究站收集了4個物種的種子，並培育為幼苗後分別用不同的試驗組合測試，4種植物對於含水率及踩踏試驗的抗性，結果顯示植物對踩踏反應取決於植物的類型(灌木與草本)和刺激強度(一次壓倒性踩踏與其他類型的刺激)，土壤含水率也因為各物種對其利用方式的差異，造成各部位結構的韌性也有所差異。Pescott & Stewart (2014)的研究也指出，踩踏對植被恢復的影響存在明顯的異質性，這與抵抗力和恢復時間有關，此與 Raunkiaer 生活型的相互作用，但與踩踏強度沒有明顯關係。半地中植物和地中植物為優勢的植被在踩踏後恢復較快，生物特性亦為植被對踩踏干擾反應的重要因素。

四、研究地區

(一)研究區位置

本計畫研究區在雪山三六九山莊附近灌叢草生地(圖 1)。

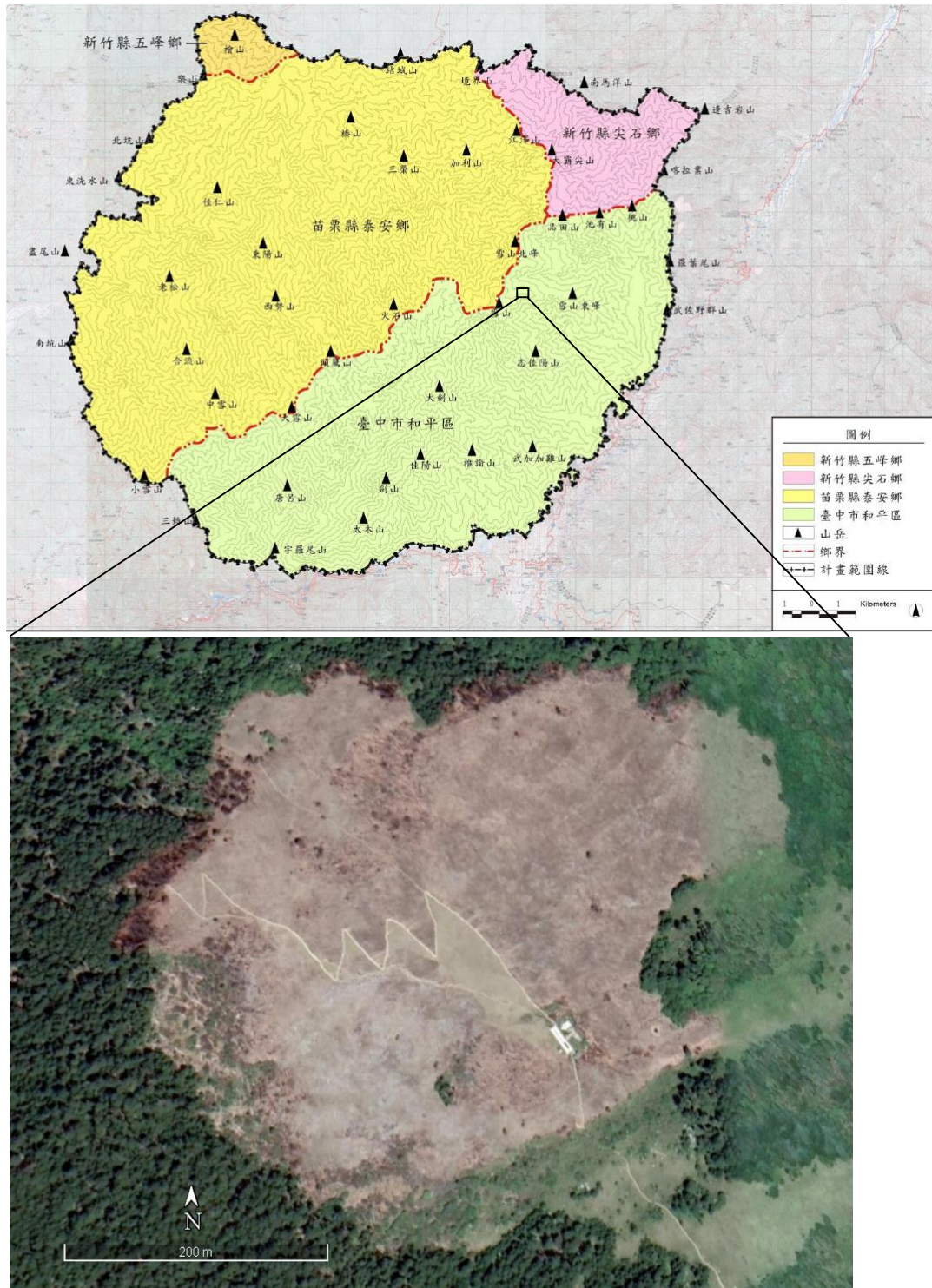


圖 1. 本計畫研究地區範圍圖。(資料來源: Google earth 2020)

(二)地質與土壤

研究區地質屬中央山脈地質區西部亞區的雪山山脈帶，由第三紀的亞變質岩所組成，地質帶以深灰色的硬頁岩和板岩為主(何春蓀 1986)。高山土壤約可分成 2 種情況，森林界限以上地區多為粘板岩風化而成的岩屑地，土壤淺薄，森林地或高山草原的土壤多以壤土、腐植土為主，地形陡峭區的表土層淺薄，多瘠土(應紹舜 1976)。顏江河(2009)於七卡、哭坡、火燒地、黑森林與圈谷等 5 個地區土壤研究發現，土壤皆呈極酸性，土壤 pH 隨土層深度增加而增高之趨勢。土壤有機碳越向下層含量越低，有效磷隨土壤深度上升而下降且呈現明顯缺乏現象；陽離子置換能量(C.E.C.)高，但置換性鈉、鈣、鎂低。土壤總含根量以圈谷 0.27 kg/m^2 (40 cm 土深)最低，七卡土壤總含根量 1.63 kg/m^2 最高，黑森林 1.16 kg/m^2 次之，哭坡與火燒地幾乎一樣，各為 0.74 與 0.75 kg/m^2 。

(三)氣候

雪山地區依陳正祥(1957)的臺灣氣候分類，研究區位於海拔 3,000 m 以上，屬於寒帶重濕氣候(AC' Ira')，溫度低而濕度高，冬季有霧雪，冬寒，有積雪；依雪山高山生態系研究架設之三六九山莊氣象站氣候資料顯示，平均年降雨量約為 2,077 mm，年平均溫約 7.23°C (林博雄、魏聰輝 2017)，生態氣候圖顯示(圖 2)，研究區為全年幾乎為重潮濕環境，僅 9 月為相對濕潤期，顯示研究區的水分相對充足。

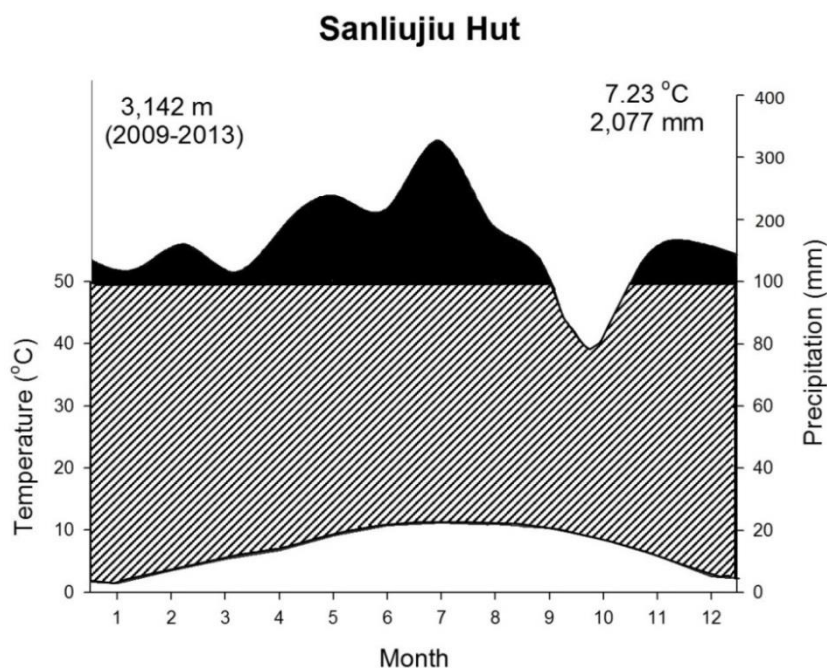


圖 2. 雪山三六九山莊附火燒跡地之生態氣候圖。

(四) 雪山主峰線山地植群帶

依 Su(1984)、邱清安(2006)海拔高度帶、植群帶與氣候帶之分類(表 1)，雪山主峰線植群依海拔高度劃分成 3,600 m 以上的高山植群帶(Alpine vegetation)、3,100-3,600 m 的冷杉林帶(*Abies* forest zone)、2,500~3,100 m 的鐵杉雲杉林帶(*Tsuga-Picea* forest zone)與 1,800~2,500 m 的櫟林帶上層(Upper *Quercus* forest zone)。高山植群帶分布範圍為圈谷，主要以玉山圓柏、玉山杜鵑為優勢的矮盤灌叢，灌叢間或下間雜有冬枯或常綠的玉山薔薇(*Rosa sericea* var. *morrisonensis*)、玉山小蘗(*Berberis morrisonensis*)、玉山白珠樹(*Gaultheria itoana*)、雪山翻白草(*Potentilla tugitakensis*)、玉山當歸(*Angelica morrisonicola*)、高山艾(*Artemisia oligocarpa*)、羊茅(*Festuca ovina*)、曲芒髮草(*Deschampsia flexuosa*)等(王偉等 2010)。

表 1. 本計畫研究區範圍、氣候帶、植群帶及優勢組成摘要表

雪山沿線 相對位置	Altitude zone 高度帶	Alt. (m) 海拔高度	Vegetation zone 植群帶	Dominant Taxa 優勢分類群	Tm(°C) 年均溫	Equivalent Climate 相當氣候 帶
雪山東峰 ~黑森林	Subalpine 亞高山帶	3,100~ 3,600	<i>Abies</i> zone 冷杉林 帶	臺灣冷杉 玉山箭竹 高山芒	5-8	Cold- temperate 冷溫帶

冷杉林帶為臺灣冷杉最優勢，以黑森林最為典型，黑森林近圈谷附近有較多的玉山圓柏與臺灣冷杉混生，生活型為喬木型；林下優勢地被植物可大致分成 2 型，一型以玉山箭竹為近單一優勢地被，另一型為以苔蘚、蕨類、鬼督郵屬(*Ainsliaea*)、裂葉樓梯草(*Elatostema trilobulatum*)等較優勢，間雜臺灣茶藨子(*Ribes formosanum*)、玉山女貞(*Ligustrum morrisonense*)等灌木(廖敏君等 2012)。冷杉林帶常因火燒造成玉山箭竹或高山芒優勢的草原景觀，此等草原植物社會與臺灣冷杉形成動態推移，並存有巒大花楸、褐毛柳(*Sa. fulvopubescens*)等小喬木組成之闊葉樹優勢之植物社會，下層數量較豐的灌木及草本組成尚有臺灣茶藨子、玉山小蘗、川上氏忍冬(*Lonicera kawakamii*)、高山芒、黃苑(*Senecio nemorensis*)、假繡線菊(*Spiraea hayatana*)等(王偉等 2010)。以上區域為本計畫主要重點調查研究範圍。

五、研究方法

(一)雪山三六九山莊附近灌叢草生地火燒樣區複查與調查

樣區設置：針對火燒後玉山箭竹與高山芒草生地之物種種類與各物種覆蓋度進行季節性變化之調查，分別於5月與9月進行調查。本研究依三六九山莊草生地現場進行系統取樣及隨機取樣方式進行調查。

1. 系統樣區：於三六九山莊後方臺灣冷杉林緣至步道間之草生地，設定一條水平之高界，間隔 25 m 設立一鐵桿，以鐵桿為該樣帶最上部的頂點，向下設置 70-100 m 樣線，每間隔 10 m 設立一 3 m × 3 m 樣區 (如圖 3 所示)，共 34 個樣區，每一樣區再劃分成 9 個 1 m × 1 m 之小區。其中 4 個角落之 1 m × 1 m 小區為調查區域。調查各小區之植物種類及各物種之覆蓋面積並拍照建檔。
2. 隨機樣區：由黑森林入口處至水源地入口下方之草生地，沿步道兩側隨機設立 3 m × 3 m 之樣區，共 32 個樣區，調查項目及方法同系統樣區，本次調查後會搭配航照圖繪製地圖，並記錄樣區間的距離及方位角。兩種樣區設置完後將於 5 月、7 月分別作一次調查。

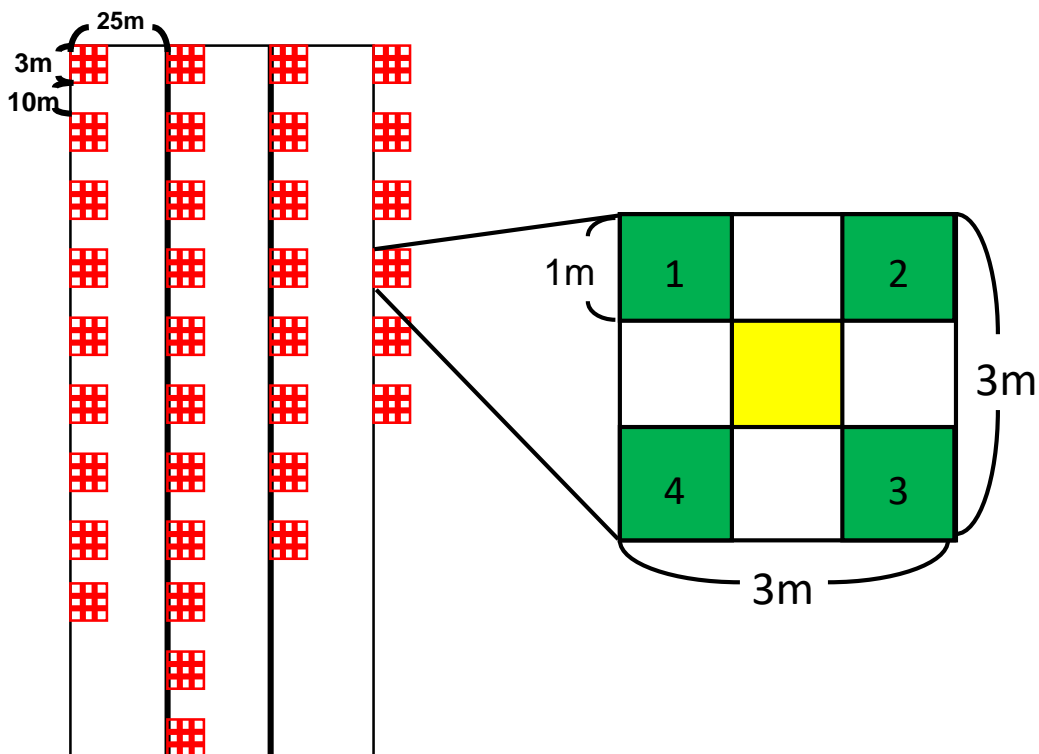


圖 3. 系統樣區設置示意圖，樣區中角落 4 個綠色區塊之 1×1 m² 小區為調查區域。

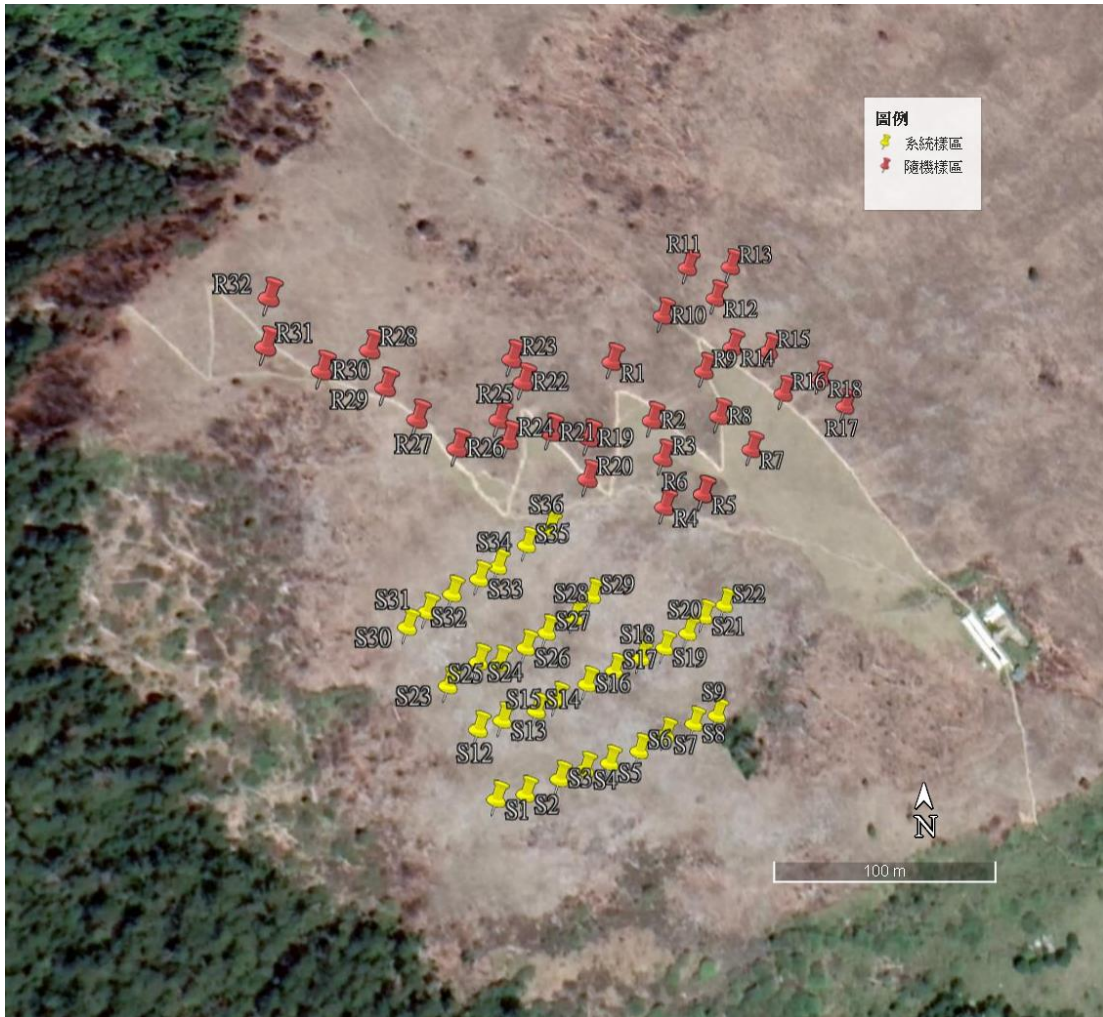


圖 4. 雪山三六九山莊草生地火燒隨機樣區及系統樣區設置示意圖。紅點為隨機樣區，黃點為系統樣區(S10、S11 位置已進入林緣，並未架設樣區)。圖為 2019 火燒照片。(資料來源:Google earth 2020)

3. 樣區環境因子調查

於設置樣區時，針對樣區所在坡面位置、樣區所在坡度、樣區原有優勢植物種類、樣區內之原有喬木種類與大小、等環境因子，進行觀測與調查，並比對不同火後時期區域之環境因子差異性。

(二)雪山雪東線步道沿線火燒長期樣區恢復與植被複查

本研究將針對 2010 年設立於雪東線步道 5k 及 6k 處的對照樣區予以恢復，並進行植被複查，以供比對不同年度火燒擾動後演替時序差異所造成的物種組成差異。調查與分析方法與三六九山莊附近灌叢草生地相同。

(三)三六九山莊改建臨時營地踩踏試驗調查

針對三六九山莊改建前的臨時營地、共用區及廁所附近範圍(圖 3)，以及目前三六九山莊周遭植群進行植物社會調查，建立物種組成及植群結構基本資料。在臨時營地設置 3 條 1 m × 15 m 樣帶 (每條再分為 3 個次樣帶 1 m × 5 m) 進行踩踏試驗，其中 1 條樣帶為控制組，其餘 2 條樣帶分別做為強、弱試驗組。參考肖紅等(2018)模擬踩踏和降水對高寒草甸陰山扁蓿豆(*Medicago ruthenica* var. *inschanica*)之研究試驗設計，該研究在放牧季(6-8 月)每月試驗，以不同體重試驗者加安裝蹄子之踩踏器進行踩踏，踩踏強度依據步數劃分為輕度、中度、重度踩踏，模擬犛牛和藏羊對該地陰山扁蓿豆之影響。踩踏試驗參考該實驗方法，每季針對強試驗組、弱試驗組，分別以 60-80 kg 之試驗者踩踏 200、100 趟作為踩踏強度，共分三季進行。

調查比較踩踏試驗的植物覆蓋面積、植物物種多樣性及土壤因子等等差異，踩踏模擬試驗於 4、6 及 9 月分別進行調查記錄。其中，環境因子的調查包括土壤硬度、土壤含水率及土壤 pH 值之測定。



圖 5. 雪山三六九山莊臨時營地。A 為三六九山莊臨時營地、B 為臨時營地之共用區、C 為臨時營地廁所；藍框為擬調查範圍。(資料來源:雪霸國家公園管理處)

(四)雪山三六九山莊附近菌根菌調查

1. 叢枝菌根菌孢子菌相調查

在灌叢草生地、推移帶及臺灣冷杉林左側和右側各設置 6 個 $3 \times 3 \text{ m}^2$ 的隨機樣區，共 36 個樣區；以及 2019 年 2 月火燒擾動區域和未受火燒擾動區域，同樣各設置 6 個 $3 \text{ m} \times 3 \text{ m}$ 的隨機樣區，共 12 個樣區(圖 6)。 $3 \text{ m} \times 3 \text{ m}$ 的樣區劃分為 9 個小樣區，由左而右、由上而下編號 1-9。編號 1、3、7、9 四個角落樣區進行地被植群覆蓋度調查；在編號 5 小樣區進行植物根系土壤採樣。首先去除表層腐植質後，挖取植物根系土壤，編號 5 含石量高的樣區則取樣編號 2、4、6、8 之土壤，並將土壤密封後裝入保冷袋攜帶下山，進行叢枝菌根菌孢子鑑定。2021 年 3 月採集之樣本增加土壤分析試驗。

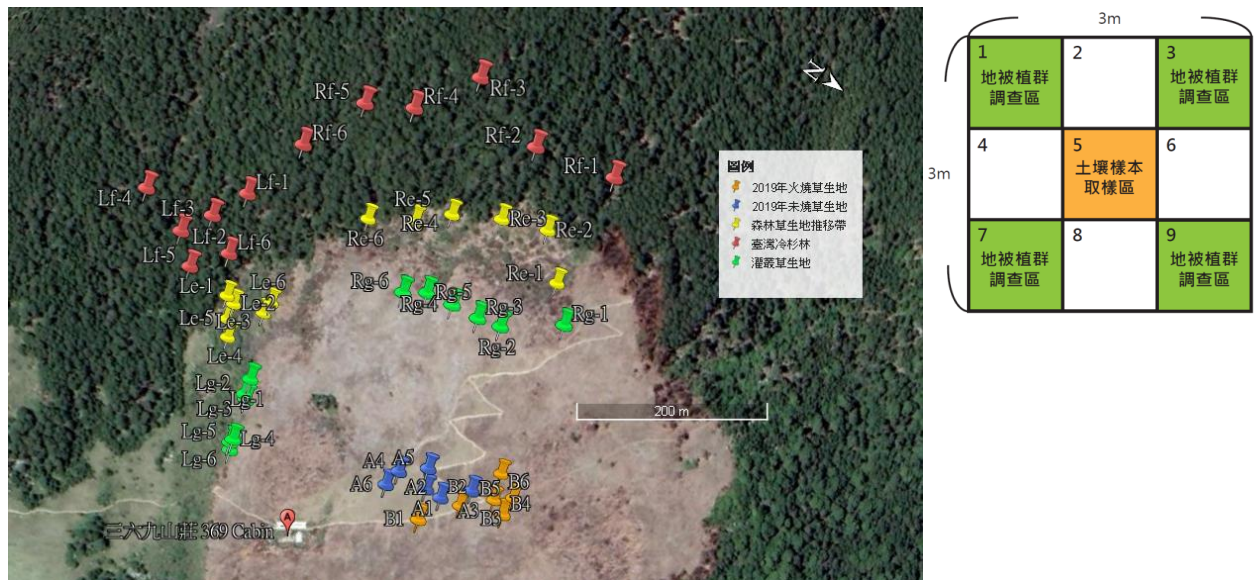


圖 6. 雪山三六九山莊附近叢枝菌根菌調查樣區架設點位與樣區示意圖。紅點為臺灣冷杉林，黃點為巒大花楸推移帶，綠點為灌叢草生地樣區，藍點為 2019 年未火燒區域；橘點為 2019 年火燒擾動區域。(資料來源: Google earth 2021)

2. 臺灣冷杉小苗取樣

為了解臺灣冷杉小苗存活與菌根菌共生關係，主要以三六九山莊周圍玉山箭竹灌叢草生地、推移帶至臺灣冷杉林為主要研究範圍，在各植群型隨機採集約 5 株一年生臺灣冷杉小苗，將其連同根系掘起，浸置於裝有 50% 酒精之菌根固定液，帶下山以進行後續觀察，分析試驗其與菌根菌共生之情形。

(五)資料分析

1. 火燒後物種組成清單

將歷年調查物種名錄與本研究計畫調查之物種進行彙整，植物學名依「臺灣植物誌」(Flora of Taiwan)第2卷第6冊為主(Boufford et al. 2003)，統計調查區內所有維管束植物種類總數與其來源研究報告記錄依據外，亦分別依科、屬製作研究區植物種類清單(inventory)。稀有植物依「2017 臺灣維管束植物紅皮書名錄」(臺灣植物紅皮書編輯委員會 2017)判定；外來的歸化植物依據許再文等(2003)、Wu et al. (2004)、張芷熒(2007)、Chen (2008)之植物判定。

2. 原生植物屬性分析

本研究可望藉由將所記錄的種子植物進行屬性分析，瞭解本研究區的植物與生育地間的關係。資料分析僅於蕨類商數計算時使用到蕨類名錄，其餘之屬性分析皆以本研究野外調查到之原生種子植物名錄進行分析。

(1)植物生長型 (growth form)

生長型是指生物外在形態特徵，根據其習性(habit)進行劃分(宋永昌 2001)。Whittaker (1970) 認為植物的形狀類別即是生長型，可將其劃分為下列植物生長型：

- a. 喬木：較高大的木本植物，植株高約為3 m以上。
- b. 藤本植物：木本的攀緣植物或藤本。
- c. 灌木：較矮小的木本植物，植株高約為3 m以下。
- d. 亞灌木：在近地表處分枝的低灌木，植株高在25 cm以下。
- e. 附生植物：全株都在地表之上，並生長在其他植物上。
- f. 草本植物：沒有多年生木質化地上部。

(2)植物生活型

參考Raunkiaer (1934)生活型分類系統，將顯花植物生活型分為挺空植物(phanerophytes, P)、地表植物(chamaephytes, Ch)、半地中植物(hemicryptophytes, H)、地中植物(cryptophytes, Cr)及一年生種子植物(therophytes, T)等5類型，建立並比較不同植群帶生活型譜(life form spectrum)之差異。

a. 挺空植物：渡過不良環境之生存芽，高挺入空中，位於多年生且有背地性之莖或枝條頂端。此種植物多為喬木，其生存芽所受之保護最少。

b. 地表植物：生存芽位於地面甚近之枝上(通常不超過 25 cm)，可受冬 雪

或枯枝落葉層之保護，如一般小灌木或亞灌木植物。

c.半地中植物：生存芽恰位於土表，可受冬雪、落葉層及土壤之保護，大多二年生及多年生之草本均屬此型。

d.地中植物：生存芽完全埋入土中或浸入水中，可受土壤或水之保護。

e.一年生種子植物：無生存芽，植物在極短之生長季中完成生活週期。

(3)蕨類商數

Raunkiaer (1934)生活型分類只針對顯花植物的種子植物，並未對維管束植物的蕨類進行討論；因此，Raunkiaer (1934)另外提出蕨類商數(pteridophyte-quotient)之計算，以顯示蕨類植物與種子植物之比例。其蕨類商數(簡寫為PtpH-Q)計算公式如下：

$$\text{PtpH} - \text{Q} = (\text{B} \times 25) \div \text{A} \quad \text{式1}$$

式中B為蕨類物種數，A為種子植物種數。

在雨量稀少或有明顯乾季且以一年生種子植物為主要組成的地區，數值較低，常小於1；在冷溫帶以半地中植物盛行的氣候區，此數值亦不會太高，在溼熱地區，此數值則相對較高(劉崇瑞&蘇鴻傑 1983)。

(4)種子植物之果實類型

本研究依臺灣植物誌描述，將研究區之種子植物種類進行果實類型區分。

(5)種子散播類型

本研究依據動物、自力、重力、風及水力散播等種子散播類型進行區分，提供瞭解研究區內種子植物種子傳播優勢類型組成。

3.植群分析

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、代碼及各物種之覆蓋面積，計算各物種於調查樣區中之頻度及優勢度，再轉換成相對值。樣區各植物之介量以重要值(importance value, IV)表示，其代表某植物在樣區中所占有之重要性。

頻度(frequency)=某種植物出現之總樣區數/所調查之總樣區數

優勢度(dominance)=某種植物覆蓋面積總和/所調查之樣區總面積

相對頻度(relative frequency)=某種植物之頻度/所有植物頻度之總和×100%

相對優勢度(relative dominance)=某種植物之優勢度/所有植物優勢度之總和×100%

重要值(IV)=相對頻度+相對優勢度

同一時期所有樣區所有物種重要值和為 200。

4.物種多樣性分析

(1) α 多樣性指數

本研究計算每次各樣區調查之物種數、夏農歧異度指數 (Shannon's index of diversity, H)，以及均勻度指數 (Evenness index, E)，作為了解樣區的 α 物種多樣性，了解每次調查的物種歧異及變化情況。

$$H = -\sum_{i=1}^s \frac{n_i}{N} \times \ln \frac{n_i}{N} \quad \text{式 2}$$

$$E=H/\log S \quad \text{式 3}$$

s 為物種數， n_i 為第 i 個物種的個體數，N 為樣區內總個體

(2) β 多樣性分析

我們利用 β 多樣性指數分析樣區物種組成之時間與空間的變化， β 多樣性指數分別使用 Sørensen 相似性指數 (Sørensen similarity index; Sørensen, 1948) 和 Cody 指數進行分析。Sørensen 相似性指數為計算樣區各時期調查植物種類組成的相似度 (similarity)，Cody 指數為分析各時期的樣區物種新增 (拓殖) 與消失 (死亡) 變化。此外，我們亦利用 Sørensen 相似性指數與 Cody 指數計算同一時期系統樣區相鄰樣區的物種相似性與轉換率；即系統樣區上相鄰樣區物種多樣性隨坡度變化的物種相似性與轉換率，提供比較環境梯度的物種組成相似及變化的趨勢。

$$\text{Sørensen similarity index} = 2c/(a+b) \quad \text{式 4}$$

(1) a 為樣區相鄰調查時間的前次調查物種數、b 為該次樣區調查的物種數、c 為相鄰兩次調查的共有物種數，此部份環境梯度視為時間梯度

(2) a 為相同時期之同一系統樣區上，兩相鄰樣區之 a 樣區調查物種、b 為 b 樣區調查物種、c 為兩個相鄰樣區調查的共有物種，環境梯度視為同一系統樣區底部至最高處的變化

$$\text{Cody index: } \beta_c = [g(H)+l(H)]/2 \quad \text{式 5}$$

(1) g(H) 為同一樣區相鄰調查時間的前次調查物種數、l(H) 為該次樣區調查的物種數，此部份環境梯度視為時間梯度

(2)g(H)為沿環境梯度H增加的物種數，l(H)為沿環境梯度H失去的物種數，此部份環境梯度視為距系統樣區底部至最高處的變化

對應分析 (correspondence analysis, CA)是一個梯度分析，CA 排序圖可以提供了解，本研究用以了解三六九山莊灌叢草生地火後植群的時空變化趨勢。以上以 PCORD (McCune & Mefford 1999) 軟體進行植群分析，以瞭解植物社會與環境因子間之關係 (ter Braak 1985; 1986; 1987)。

5. 菌根菌調查

(1) 內生菌根菌孢子鑑定

將野外採集的土壤樣本，秤取 100g 樣本以濕式傾倒法(Gerdeman & Trappe 1974)及糖液離心法(Daniels & Skipper 1982)分離孢子，在解剖顯微鏡下計算孢子數量、觀察孢子外觀型態並做紀錄。接著挑取孢子，以 Polyvinyl alcohol lactophenol glycerol (PVLG) (Koske & Tessier 1983)包埋劑製作成半永久玻片，以利孢子的鑑定與標本保存。

(2) 外生菌根菌觀察

臺灣冷杉小苗菌根菌觀察判示是否有外生菌根菌，以解剖顯微鏡觀察幼根有否菌套、菌絲，並記錄其在根系的感染比例。

(3) 內生菌根菌觀察

依 Neville et al. (2002)進行染根與觀察，取樣後浸泡於 50%酒精的固定液中攜回，將根置於 1M 的氫氧化鉀 (KOH)，以 80°C 煮 1 小時，並放 2-24 小時軟化，以自來水沖洗乾淨，並於 0.25% 次氯酸鈉漂白，染色前以 1% 鹽酸進行酸化 20 分鐘，後浸泡於 0.05% 台盼藍 (Trypan blue)、甘油、水以及 1% 鹽酸的混合液中染色 30 分鐘，後續則可浸置甘油、水及 1% 鹽酸中退染。將菌根壓製於玻片上，以光學複式顯微鏡進行觀察，並根據 McGonigle et al. (1990) 的 line intersect method 來進行內生菌根菌共生比例之計算。

6. 土壤分析

土壤分析項目包括土壤酸鹼值、有機質(%)、全氮(%)、有效磷(mg/kg)、陽離子交換容量(cmolc/kg)。土壤酸鹼值以 2.5 g 土壤與 12.5 g 去離子水(土壤:水=1:5)進行混合並靜置，使用酸鹼度測定計測量讀取數值；並將土壤送往國立中興大學土壤調查試驗中心進行有機質、全氮、有效磷、陽離子交換容量檢測試驗。

六、結果與討論

(一)雪山三六九山莊附近灌叢草生地火燒樣區複查與調查

1. 物種名錄清單之建置

本研究在三六九山莊灌叢草生地火後(post-fire)現場分別設置系統樣區 34 個及非系統樣區 32 個(圖 4)，第一次火燒後(2008 年 12 月)本團隊於 2009 年 2 月中旬至 3 月初完成初次調查(火後約 3 個月)，並在 2009 年 9 月(火後約 9 個月)、2010 年 4 月(火後約 16 個月)、2010 年 7 月(火後約 19 個月)、2011 年 5 月(火後約 29 個月)、2011 年 7 月(火後約 31 個月)及 2013 年 9 月(火後約 57 個月)共完成 7 次調查。2014 年 1 月再次發火燒後，於 2014 年 7 月(火後 7 個月)完成 1 次調查；第三次火燒則於 2019 年 2 月火後 7 個月(2019 年 9 月)完成樣區重建及複查(圖 3)，並於 2020 年 6 月及 9 月進行火後 16 及 19 個月的第 2-3 次調查，遂於 2021 年 6-9 月重新針對火燒區域的樣區整理並複查。樣區設立以 GPS 定位以供管理單位日後長期監測。

自 2009 年 2 月至 2021 年 11 月雪山三六九山莊火燒後之灌叢草生地演替調查共計 73 種維管束植物(含系統樣區、隨機樣區)，包括蕨類植物 7 科 7 屬 8 種(表 2)，裸子植物有 1 科 1 屬 1 種為臺灣冷杉；被子植物共 24 科 52 屬 64 種，雙子植物有 19 科 35 屬 44 種，單子葉植物有 5 科 17 屬 20 種(表 2)。其中，早熟禾(*Poa annua*)為歸化植物，目前已進入三六九山莊附近步道兩旁，但僅在非系統樣區偶有零星分布；此外，貓兒菊(*Hypochaeris radicata*)、大扁雀稗(*Bromus catharticus*)目前僅分布於鄰近 369 山莊周遭步道零星分布(約步道 7.0k-7.1k)。火燒對原生植群之植物組成與結構造成破壞，有利外來物種在火後入侵(Guo 2001; Schoennagel et al. 2004; Nuñez & Raffaele 2007)。三六九山莊灌叢草生地火後各調查時期出現的維管束植物以菊科(11 種)和禾本科(9 種)最多，其次是薔薇科(6 種)、百合科(4 種)、龍膽科(Gentianaceae, 4 種)及桔梗科(Campanulaceae, 4 種)。禾本科與菊科屬於熱帶植物區系，而薔薇科、百合科、龍膽科屬於溫帶植物區系，反映雪山地區之植物多樣性，顯示研究區地理位置的特殊與生育地環境的複雜(鄭婷文等 2012)。依植物生活史(life-history)分類，多年生植物(含木本與草本)72 種，木本植物有 13 種(含木質藤本之高山藤繡球(*Hydrangea aspera*)，多年生草本共 59 種(包含蕨類)；一年生植物僅早熟禾 1 種。

表 2. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地之維管束植物生活型及種子散播資料表

分類群	代號	科	生活史	生活型 ¹	葉候	果實	散播	再生策略 ²	保育等級 ³
玉山地刷子	<i>Lycopodium yueshanense</i>	Lyc 石松科	Lycopodiaceae 多年生	Pt	常綠	孢子	風	S	DD
假石松	<i>Lycopodium pseudoclavatum</i>	Lyv 石松科	Lycopodiaceae 多年生	Pt	常綠	孢子	風	R	LC
高山瓶爾小草	<i>Ophioglossum austro-asiaticum</i>	Opa 瓶爾小草科	Ophioglossaceae 多年生	Pt	常綠	孢子	風	S	LC
玉山瓦葎	<i>Lepisorus morrisonensis</i>	Lem 水龍骨科	Polypodiaceae 多年生	Pt	常綠	孢子	風	S	LC
臺灣絨假紫萁	<i>Osmunda claytoniana</i> var. <i>pilosa</i>	Osc 紫萁科	Osmundaceae 多年生	Pt	冬枯	孢子	風	R	VU
海州骨碎補	<i>Davallia mariesii</i>	Dam 骨碎補科	Davalliaceae 多年生	Pt	冬枯	孢子	風	S	LC
腺鱗毛蕨	<i>Dryopteris alpestris</i>	Dra 鱗毛蕨	Dryopteridaceae 多年生	Pt	常綠	孢子	風	S	LC
逆羽蹄蓋蕨	<i>Athyrium reflexipinnatum</i>	Atr 蹄蓋蕨科	Athyriaceae 多年生	Pt	常綠	孢子	風	S	LC
臺灣冷杉	<i>Abies kawakamii</i>	Abk 松科	Pinaceae 多年生木本	P	常綠	毬果	風	S	LC
褐毛柳	<i>Salix fulvopubescens</i>	Saf 楊柳科	Salicaceae 多年生木本	P	落葉	蒴果	風	R	LC
玉山石竹	<i>Dianthus superbus</i>	Dis 石竹科	Caryophyllaceae 多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	重力、風	R	VU
鹿場毛茛	<i>Ranunculus taisanensis</i>	Rat 毛茛科	Ranunculaceae 多年生草本	Cr	冬枯	蓇葖果	重力	S	LC
臺灣小檗	<i>Berberis kawakamii</i>	Bek 小檗科	Berberidaceae 多年生木本	P	常綠	核果	動物	R	NT
玉山金絲桃	<i>Hypericum nagasawai</i>	Hyn 金絲桃科	Guttiferae 多年生木本	Ch	落葉	蒴果	風	R	LC
高山藤繡球	<i>Hydrangea aspera</i>	Hya 虎耳草科	Saxifragaceae 多年生木質藤本	P	冬枯	蒴果	風	R	LC
玉山佛甲草	<i>Sedum morrisonense</i>	Sem 景天科	Crassulaceae 多年生草本	Cr	冬枯	蓇葖果	風	S	LC
高山薔薇	<i>Rosa transmorrisonensis</i>	Rot 薔薇科	Rosaceae 多年生木本	Ch	落葉	瘦果	動物	R	LC
玉山懸鉤子	<i>Rubus calycinoides</i>	Ruc 薔薇科	Rosaceae 多年生木本	Ch	落葉	核果	動物	R	LC
毛刺懸鉤子	<i>Rubus hirsutopungens</i> var. <i>aculeatiflorus</i>	Ruh 薔薇科	Rosaceae 多年生木本	Ch	落葉	核果	動物	R	LC
巒大花楸	<i>Sorbus randaiensis</i>	Sor 薔薇科	Rosaceae 多年生木本	P	落葉	核果	動物	R	LC
假繡線菊	<i>Spiraea hayatana</i>	Sph 薔薇科	Rosaceae 多年生木本	Ch	落葉	瘦果	風、動物	R	LC
大霸尖山酢醬草	<i>Oxalis acetocella</i> ssp. <i>taimoni</i>	Oxa 酢醬草科	Oxalidaceae 多年生草本	G	常綠	蒴果	自力	S	VU

¹生活型 Pt 蕨類植物、P 挺空植物、Ch 地表植物、Cr 半地中植物、G 地中植物；²再生策略 R 萌蘖，S 為種子/孢子散播；³保育等級 DD 缺乏資料、LC 無危、NT 近危、VU 易危。

表 2. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地之維管束植物生活型及種子散播資料表(續)

分類群	代號	科	生活史	生活型 ¹	葉候	果實	散播	再生策略 ²	保育等級 ³
瓜子金	<i>Polygala japonica</i>	Poj 遠志科 Polygalaceae	多年生草本	Cr	常綠	蒴果	風	S	LC
雪山堇菜	<i>Viola adonitrix</i>	Via 堇菜科 Violaceae	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	水	S	LC
箭葉堇菜	<i>Viola betonicifolia</i>	Vib 堇菜科 Violaceae	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	水	S	LC
雙黃花堇菜	<i>Viola senzanensis</i>	Vis 堇菜科 Violaceae	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	水	R	NT
玉山當歸	<i>Angelica morrisonicola</i>	Ano 繖形科 Umbelliferae	多年生草本	Cr	冬枯	離果	風	S	LC
玉山茴芹	<i>Pimpinella niitakayamensis</i>	Pin 繖形科 Umbelliferae	多年生草本	Cr	冬枯	離果	動物	S	LC
玉山櫻草	<i>Primula miyabeana</i>	Prm 報春花科 Primukacea	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	風	S	LC
高山白珠樹	<i>Gaultheria itoana</i>	Gai 杜鵑花科 Ericaceae	多年生木本	Ch	常綠	漿果	動物	R	LC
玉山杜鵑	<i>Rhododendron pseudochrysanthum</i>	Rhp 杜鵑花科 Ericaceae	多年生木本	P	常綠	蒴果	風	R	LC
臺灣高山杜鵑	<i>Rhododendron rubropilosum</i> var. <i>taiwanalpinum</i>	Rhr 杜鵑花科 Ericaceae	多年生木本	P	常綠	蒴果	風	R	LC
阿里山龍膽	<i>Gentiana arisanensis</i>	Gea 龍膽科 Gentianaceae	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	水	R	LC
伊澤山龍膽	<i>Gentiana itzershanensis</i>	Gei 龍膽科 Gentianaceae	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	水	S	NT
臺灣龍膽	<i>Gentiana atkinsonii</i> var. <i>formosana</i>	Gef 龍膽科 Gentianaceae	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	水	R	LC
巒大當藥	<i>Swertia randaiensis</i>	Swr 龍膽科 Gentianaceae	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	風	S	LC
刺果豬殃殃	<i>Galium echinocarpum</i>	Gae 茜草科 Rubiaceae	多年生草本	CH	常綠	蒴果	動物	R	LC
玉山水苦蕒	<i>Veronica morrisonicola</i>	Vem 玄參科 Scrophulariaceae	多年生草本	Cr	常綠	蒴果	水	S	LC
玉山沙參	<i>Adenophora morrisonensis</i>	Adm 桔梗科 Campanulaceae	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	風	S	LC
高山沙參	<i>Adenophora morrisonensis</i> spp. <i>uehatae</i>	Adu 桔梗科 Campanulaceae	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	風	S	LC
玉山山奶草	<i>Codonopsis kawakamii</i>	Cok 桔梗科 Campanulaceae	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	重力	S	LC
山桔梗	<i>Peracarpa carnosia</i>	Pep 桔梗科 Campanulaceae	多年生草本	Cr	冬枯	漿果	動物	S	LC
臺灣鬼督郵	<i>Ainsliaea latifolia</i> subsp. <i>henryi</i>	Ail 菊科 Asteraceae	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	風	S	LC
玉山抱莖籜簫	<i>Anaphalis morrisonicola</i>	Anr 菊科 Asteraceae	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	風	S	LC
尼泊爾籜簫	<i>Anaphalis nepalensis</i>	Ann 菊科 Asteraceae	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	風	S	LC
阿里山薊	<i>Cirsium arisanense</i>	Cia 菊科 Asteraceae	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	風	S	LC

¹生活型 Pt 蕨類植物、P 挺空植物、Ch 地表植物、Cr 半地中植物、G 地中植物；²再生策略 R 萌蘖，S 為種子/孢子散播；³保育等級 DD 缺乏資料、LC 無危、NT 近危、VU 易危。

表 2. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地之維管束植物生活型及種子散播資料表(續)

分類群	代號	科	生活史	生活型 ¹	葉候	果實	散播	再生策略 ²	保育等級 ³	
臺灣薊	<i>Cirsium taiwanense</i>	菊科	Asteraceae	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	風	S	LC
玉山飛蓬	<i>Erigeron morrisonensis</i>	菊科	Asteraceae	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	風	S	LC
森氏山柳菊	<i>Hieracium morii</i>	菊科	Asteraceae	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	風	S	LC
矮菊	<i>Myriactis humilis</i>	菊科	Asteraceae	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	風	S	LC
玉山毛蓮菜	<i>Picris hieracioides</i> ssp. <i>morrisonensis</i>	菊科	Asteraceae	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	風	R	LC
黃菟	<i>Senecio nemorensis</i>	菊科	Asteraceae	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	風	S	LC
一枝黃花	<i>Solidago virgaurea</i> var. <i>leiocarpa</i>	菊科	Asteraceae	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	風	R	LC
臺灣粉條兒菜	<i>Aletris formosana</i>	百合科	Liliaceae	多年生草本	G	冬枯	蒴果	水	R	LC
臺灣百合	<i>Lilium formosanum</i>	百合科	Liliaceae	多年生草本	G	冬枯	蒴果	風	R	LC
臺灣鹿藥	<i>Smilacina formosana</i>	百合科	Liliaceae	多年生草本	G	冬枯	漿果	動物	R	LC
臺灣藜蘆	<i>Veratrum formosanum</i>	百合科	Liliaceae	多年生草本	G	冬枯	蒴果	風	R	LC
中國地楊梅	<i>Luzula effusa</i> var. <i>chinensis</i>	燈心草科	Juncaceae	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	動物	R	LC
臺灣地楊梅	<i>Luzula taiwaniana</i>	燈心草科	Juncaceae	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	動物	R	LC
玉山燈心草	<i>Juncus maximowiczii</i>	燈心草科	Juncaceae	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	水	R	LC
抱鱗宿柱薹	<i>Carex tristachya</i> var. <i>pocilliformis</i>	莎草科	Cyperaceae	多年生草本	G	冬枯	瘦果	動物	S	LC
臺灣鵝觀草	<i>Agropyron formosanum</i>	禾本科	Poaceae	多年生草本	Cr	冬枯	穎果	動物	S	LC
玉山翦股穎	<i>Agrostis morrisonensis</i>	禾本科	Poaceae	多年生草本	Cr	冬枯	穎果	風	S	LC
基隆短柄草	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	禾本科	Poaceae	多年生草本	Cr	冬枯	穎果	動物	S	LC
曲芒髮草	<i>Deschampsia flexuosa</i>	禾本科	Poaceae	多年生草本	Cr	冬枯	穎果	風	S	LC
羊茅	<i>Festuca ovina</i>	禾本科	Poaceae	多年生草本	Cr	冬枯	穎果	風	S	LC
高山芒	<i>Miscanthus transmorrisonensis</i>	禾本科	Poaceae	多年生草本	Cr	冬枯	穎果	風	R	LC
早熟禾	<i>Poa annua</i>	禾本科	Poaceae	一年生草本	T	冬枯	穎果	風	S	LC
臺灣三毛草	<i>Trisetum spicatum</i> var. <i>formosanum</i>	禾本科	Poaceae	多年生草本	Cr	冬枯	穎果	風	R	LC
玉山箭竹	<i>Yushania niitakayamensis</i>	禾本科	Poaceae	多年生木本	Cr	常綠	穎果	動物	R	LC
短距粉蝶蘭	<i>Platanthera brevicarata</i>	蘭科	Orchidaceae	多年生草本	G	冬枯	蒴果	風	R	LC
臺灣蜻蛉蘭	<i>Platanthera taiwanensis</i>	蘭科	Orchidaceae	多年生草本	G	冬枯	蒴果	風	R	NT
厚唇粉蝶蘭	<i>Platanthera mandarinorum</i>	蘭科	Orchidaceae	多年生草本	G	冬枯	蒴果	風	R	LC

¹生活型 Pt 蕨類植物、P 挺空植物、Ch 地表植物、Cr 半地中植物、G 地中植物；²再生策略 R 蒴果，S 為種子/孢子散播；³保育等級 DD 缺乏資料、LC 無危、NT 近危、VU 易危。

2. 三六九山莊附近草生地火後各時期之變化

(1) 生活型譜及蕨類商數變化

由於 2014 與 2019 年火燒擾動後，多數非系統樣區的點位被移動與 2009 年設立的樣區位置有些差異，且 2 次火燒的面積和範圍也有所不同，僅系統樣區因當時設置於推移帶下方所受到的擾動較低，且有鐵條及相對位置作定位，故重新建立的樣區可與先前設置位置一致，因此後續分析探討火燒擾動以系統樣區為標的。2021 年 9 月複查結果顯示(表 3)，系統樣區植物生活型有 2 種挺空植物(5.9%)、4 種地表植物(11.8%)、19 種半地中植物(55.9%)，以及 5 種地中植物(14.7%)，此結果與過去的研究雪山主峰沿線之玉山箭竹-高山芒植物社會的生活型譜(life-form spectrum)結構組成相似(王偉等 2010；鄭婷文等 2012；曾彥學&曾喜育 2014)，而一年生的植物沒有出現。本研究結果顯示，火燒後樣區生活型組成經歷 3 次火燒擾動後近半年的時間可以恢復至一定程度生活型組成；再者，由不同時期火後恢復之生活型譜得知，在火後 16 個月可恢復接近未火燒灌叢草生地生活型譜狀態；此現象顯示，亞高山灌叢草生地的植物組成對火燒干擾後拓殖與適應的反應結果。

蕨類商數 2009 年 4 月達 4.5 的高峰值後開始下降，至 2010 年 4 月達最低(2.3)，之後調查結果呈現波動，並於 2013 年 9 月增加至 4.0。2014 年第 2 次火燒干擾後，蕨類商數降至 2.1。2019 年第 3 次火燒擾動後，蕨類商數為 1.5，但 2020 年 6 月上升至 5.0，2020 年 9 月為 4.8，直至 2021 年又下降到 3.3。在火燒擾動後初期，絕大多數維管束植物的地上部被燒死，少數未被火燒死之蕨類植物在此時期佔存活種數較高比例；隨著植物萌蘖或繁殖體入侵種類的大量增加，加上蕨類植物在火後恢復之競爭過程較種子植物弱，因此造成植群火後恢復過程蕨類商數逐漸下降並隨季節波動現象。因亞高山灌叢草生地植物組成相對於低海拔少，火後提供新的生育地亦提供機會給繁殖體建立，一但有蕨類植物進入，即可以使蕨類商數增加；另一方面反映出火燒跡地物種建立初期競爭激烈，蕨類植物建立族群不易。

表 3. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地火後之系統樣區生活型及蕨類商數

火後時期 ¹	A	B	C	D	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
生活型 ²														
P	0	0	0	1	1	1	1	2	1	1	1	2	1	2
Ch	0	2	5	5	5	5	6	4	6	5	4	4	4	4
Cr	3	6	12	10	19	13	17	15	22	22	19	19	23	19
G	1	3	5	3	6	5	6	4	6	6	6	6	8	5
T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pt	1	2	2	2	5	3	3	4	3	2	6	6	5	4
P(%)	0.0	0.0	0.0	4.8	2.8	3.7	3.0	6.9	2.6	2.8	2.9	5.6	2.4	5.9
Ch(%)	0.0	15.4	20.8	23.8	13.9	18.5	18.2	13.8	15.8	13.9	11.4	11.1	9.8	11.8
Cr(%)	60.0	46.2	50.0	47.6	52.8	48.1	51.5	51.7	57.9	61.1	54.3	52.8	56.1	55.9
G(%)	20.0	23.1	20.8	14.3	16.7	18.5	18.2	13.8	15.8	16.7	17.1	16.7	19.5	14.7
T(%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
蕨類商數	6.3	4.5	2.3	2.6	4.0	3.1	2.5	4.0	2.1	1.5	5.0	4.8	3.5	3.3

¹ A: 2009 年 2 月; B: 2009 年 4 月; C: 2009 年 9 月; D: 2010 年 4 月; F: 2010 年 6 月; G: 2011 年 5 月; H: 2011 年 7 月; I: 2013 年 9 月; J: 2014 年 7 月; K: 2019 年 9 月; L: 2020 年 6 月; M: 2020 年 9 月; N: 2021 年 6 月; O: 2021 年 9 月。²P: 挺空植物、Ch: 地表植物、Cr: 半地中植物、G: 地中植物、T: 一年生植物、Pt: 蕨類植物。

三六九山莊附近灌叢草生地自 2008 年至 2020 年共發生 3 次火燒，共進行 14 次火後植群調查；因此，本研究將系統與隨機樣區的物種組成對應各個時期整理成表(表 4)，討論各個物種出現的時序，所反映之受擾動之生存策略及不同取樣法的物種組成差異。一枝黃花(*Solidago virgaurea* var. *leiocarpa*)、假石松、玉山毛蓮菜(*Picris hieracioides* ssp. *morrisonensis*)、玉山箭竹、高山芒、臺灣粉條兒菜(*Aletris formosana*)、絨假紫萁(*Osmunda claytoniana* var. *pilosa*)、玉山當歸、假繡線菊、臺灣百合(*Lilium formosanum*)、玉山金絲桃(*Hypericum nagasawai*)等調查次數出現 10 次以上(表 4)，顯示這些物種多具萌蘗快速重新佔領火後生育地的特性。有些植物出現的時期不規則，例如瓜子金(*Polygala japonica*)、玉山茴芹(*Pimpinella nitakayamensis*)、雙黃花堇菜(*Viola senzanensis*)、臺灣鵝觀草(*Agropyron formosanum*)、臺灣三毛草(*risetum spicatum* var. *mosanum*)等，此類屬於種子拓殖，其種子苗在火後相對惡劣的生育地生長不適或競爭較弱而消失。腺鱗毛蕨(*Dryopteris alpestris*)、刺果豬殃殃(*Galium echinocarpum*)、褐毛柳、玉山櫻草(*Primula miyabeana*)、森氏山柳菊(*Hieracium morii*)、玉山懸鈎子(*Rubus calycinoides*)、高山藤繡球、短距粉蝶蘭(*Platanthera brevicarata*)、箭葉堇菜(*Vi. betonicifolia*)、臺灣高山杜鵑(*Rhododendron rubropilosum* var. *taiwanalpinum*)、臺灣龍膽(*Gentiana davidai* var.

formosana)、玉山佛甲草(*Sedum morrisonense*)等 12 種僅出現 2-4 次，此類為系統樣區火後種子拓殖的稀少種。2019 年第 3 次火燒後調查到臺灣高山杜鵑、臺灣龍膽、玉山佛甲草、臺灣蜻蛉蘭(*Platanthera taiwanensis*)等 4 個新物種出現在系統樣區(表 4)，推測為鄰近未遭火燒的推移帶或森林的母株將其種子散播拓殖到火燒跡地(Feyera & Demel 2002)。

比較兩種取樣法的結果(表 4)，系統樣區獨佔種有海州骨碎補(*Davallia mariesii*)、臺灣絨假紫萁(*Osmunda claytoniana* var. *pilosa*)、腺鱗毛蕨、玉山櫻草、黃菟(*Senecio nemorensis*)、臺灣蜻蛉蘭等 5 種，非系統樣區獨佔種有臺灣冷杉、玉山杜鵑、臺灣龍膽、玉山水苦蕒(*Veronica morrisonicola*)、山桔梗(*Peracarpa carnosus*)、臺灣鬼督郵(*Ainsliaea latifolia*)、玉山抱莖籜簫(*Anaphalis morrisonicola*)、尼泊爾籜簫(*An. nepalensis*)、阿里山薊(*Cirsium arisanense*)、臺灣薊(*Cir. taiwanense*)、玉山飛蓬(*Erigeron morrisonensis*)、矮菊(*Myriactis humilis*)、中國地楊梅(*Luzula effusa*)、玉山燈心草(*Juncus maximowiczii*)、基隆短柄草(*Brachypodium sylvaticum*)、早熟禾及等 16 種。由於兩種取樣方法的地點差異和火燒擾動頻度不同，物種在火後出現的次序與頻度顯示著物種對火燒擾動後的繁殖策略，伴隨著物種拓殖的隨機性，以及一些物種在火燒擾動後，出現頻度僅 1 至 2 次，顯示火燒破壞後環境相對惡劣和高山植物對環境敏感的特性。

表 4. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地火後之維管束植物種類清單

物種\時期 ¹	A	B	C	D	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
玉山地刷子												Z ²	Z	
假石松	X	Z	Z	Z	Z	Z	Y	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z
高山瓶爾小草									Y					
玉山瓦葦					X			X	Z		X	X		
臺灣絨假紫萁		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
海州骨碎補											X	X		
腺鱗毛蕨					X		X				X	X	Z	X
逆羽蹄蓋蕨					X	X	X	X		Y	Z		Y	Y
臺灣冷杉		Y												
褐毛柳							X	X						
玉山石竹			Z	Y	Z	X	Z		Y	Z	X	Y	X	X
鹿場毛茛								Y						
臺灣小蘗				X	X	X		X						
玉山金絲桃		X	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z
高山藤繡球			Y	Y	Y		Y		Z			X		

¹ A:2009 年 2 月；B: 2009 年 4 月；C: 2009 年 9 月；D: 2010 年 4 月；F: 2010 年 6 月；G: 2011 年 5 月；H: 2011 年 7 月；I: 2013 年 9 月；J: 2014 年 7 月；K: 2019 年 9 月；L: 2020 年 6 月；M: 2020 年 9 月；N: 2021 年 6 月；O: 2021 年 9 月。²X 為僅出現系統樣區，Y 為僅出現非系統樣區，Z 為 2 種取樣法皆出現。

表 4. 雪山三六九山莊灌叢草生地火後之維管束植物種類清單(續)

物種	時期 ¹	A	B	C	D	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
玉山佛甲草			Y ²								X				
高山薔薇			Y	X	X	X	X	X	X	X	X	Y	Y		
玉山懸鉤子				Z	Z	Z	Z	Z	Y	X	Z	X	Z	Z	Z
毛刺懸鉤子										Y					Y
巒花楸										Z	Z	Z	Z	Z	Z
假繡線菊			X	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z
大霸尖山酢醬草						Y									
瓜子金						Z		Y	Y	Z	X	X		Z	Z
雪山菜				X	X	X	X	Z	X	X	Z	Z	Z	Z	Z
箭葉菜										X					
雙黃花菜				Y	Y	Y	Y		Y	Z			Z		
玉山當歸			Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z
玉山茴香				X	X				Y	Z	Z	Z	Y	Z	
玉山櫻草									X						
高山珠樹			Y	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z
玉山杜鵑			Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Z	Z	Z	Z
玉山杜鵑					Y	Y	Y	Y	Y	Y	Z	Z	Z	Z	Z
阿里山龍膽		X	X		X	Y	X	Y	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z
伊澤山龍膽						Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z
伊澤山龍膽								Y				Y	Y	Y	Y
巒藥				Z	Y	Z		Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z
巒豬殃殃								X							
玉山水苦蕒											Y				
玉山沙參											X				
高山沙參						Z	Y	Y		X	X	X			X
玉山牛奶草						X	X	X	X	X	X	Z	X	X	
玉山桔梗								Y					X		
臺灣鬼督郵			Y	Y	Y	Y				Y					
玉山抱莖籜簫				Y	Y	Y				Y					
尼泊爾籜簫							Y	Y							
阿里山薊											Y	Y	Y	Y	Y
玉山飛蓬						Y		Y	Y		Y		Y	Y	Y
森氏柳									Z	Z	Y		Z	X	Z
矮山毛茛										Y					
玉山毛茛			Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z
黃菟耳菜						X	X	X		X	X	X	X	X	X
一枝黃花			Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z
臺灣粉條兒菜		X	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z
臺灣百合			X	Z	Y	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Y	Z	
臺灣鹿藿			X	X	X	X	Z	X		Y	Z	X	X	X	Z
臺灣蘆藜			Y	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z
中國楊梅								Y	Y						
臺灣地楊梅				Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Y
玉山燈心草															Y
抱鱗宿柱						Z	Y	Z	Y	Z	Z	Z	Z	Z	Z
臺灣鵝觀草					Y	Z		Z		Y	X		X		
玉山翦股穎				Z	Y	Z	Y	Z	Z	Z	Z	Y	Z	Z	X
基隆短柄草											Y				

¹ A:2009年2月; B:2009年4月; C:2009年9月; D:2010年4月; F:2010年6月; G:2011年5月; H:2011年7月; I:2013年9月; J:2014年7月; K:2019年9月; L:2020年6月; M:2020年9月; N:2021年6月; O:2021年9月。²X為僅出現系統樣區, Y為僅出現非系統樣區, Z為2種取樣法皆出現。

表 4. 雪山三六九山莊灌叢草生地火後之維管束植物種類清單(續)

物種\時期 ¹	A	B	C	D	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
曲芒髮草				Y ²	Z	X	Z	Z	Z	Z	Z	Z	X	Y
羊茅			Z	Z	Z	Z	Z	Y	Z	Z	Z	Z	Z	Z
高山芒	X	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z
早熟禾							Y							
臺灣三毛草				Y	Z		Z	Y	Z	Z	Z	X		
玉山箭竹	X	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z
短距粉蝶蘭			Y		Y				Z		Y	Z	Z	
臺灣蜻蛉蘭													X	
厚唇粉蝶蘭			X	Y	X	X	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	X

¹ A:2009 年 2 月；B: 2009 年 4 月；C: 2009 年 9 月；D: 2010 年 4 月；F: 2010 年 6 月；G: 2011 年 5 月；H: 2011 年 7 月；I: 2013 年 9 月；J: 2014 年 7 月；K: 2019 年 9 月；L: 2020 年 6 月；M: 2020 年 9 月；N: 2021 年 6 月；O: 2021 年 9 月。²X 為僅出現系統樣區，Y 為僅出現非系統樣區，Z 為 2 種取樣法皆出現。

(2) α 物種多樣性

系統樣區的植被在 2008 年 12 月火燒後，樣區的種密度、物種豐富度、多樣性指數隨著萌蘗植物萌發與繁殖體的進入而逐漸增加，在 2010 年 6 月達到最高峰，隨後略為下降(表 5)。2014 年 1 月發生第 2 次火燒，至同年 7 月調查發現，物種數與物種多樣性較 2010 年 6 月略高；2019 年 1 月第 3 次火燒後，至同年 9 月調查物種數與物種多樣性與 2010 年 6 月相近，而 2021 年 6 月調查結果與 2011、2020 年 6 月的結果相似。此結果大致顯示，灌叢草生地生物燃量多寡、火燒面積大小影響火後物種多樣性的恢復；即 2008 年 12 月三六九山莊附近是自 1950 年代以後的第 1 次火燒，生物燃料量累積較多，火燒面積較廣，致使火燒強度較大，對於火燒跡地植物的萌蘗及土壤種子庫的種子破壞較大，加上距離鄰近未火燒破壞區域較遠，繁殖體較難拓殖到火燒跡地。相較於 2014 年與 2019 年的火燒而言，這兩次火燒的間隔期較短，生物燃料與枯落物累積較少，致使火燒對於植物的破壞較小；再者，第 2 次與第 3 次火燒面積較小，鄰近未燒破壞區域的植物其繁殖體可以容易拓殖到火燒跡地，進而在火燒後不到 1 年時間即可達到物種多樣性的高峰(表 5)。

三六九山莊附近灌叢草生地屬於低強度的地表火，此種火燒對物種多樣性的作用有二：短期抑制少數優勢物種，使其他較低矮的萌蘗型植物得以不再被壓迫；另一是低強度火燒擾動有助增加新的生育地，一些利用土壤種子庫或種子拓殖的物種有機會進入生育地。Connell (1978)認為干擾可

去除優勢物種，是增加物種豐富度的一種機制(Huston 1979)。Tilman(1982)認為空間是一種資源，火燒干擾是一種提供新的生育地的方式。Overbeck et al. (2005)研究發現，在火後第 1 年的物種數、歧異度和均勻度顯著地增加，顯示物種在火後生育地快速的拓殖過程。在許多草生地系統，火燒增加物種豐富度通常在火後 1 至數年後達到高峰(Denslow 1980)，具有小型種子的植物或 1-2 年生的物種等通常在火後早期演替出現(Ghermandi et al. 2004; Overbeck et al. 2005)。

結合生活型及火後更新策略的結果，我們發現物種對火燒的擾動產生的衝擊，使物種多樣性之變化於調查期間有所差異；火後初期出現之物種多為萌蘗性種類且多為半地中或地中植物(表 4)，可避免火燒擾動並快速拓殖其族群，火後至 D 期後再散播者才漸漸增加達到一定的比例。火燒擾動除了提供新的生育地的方式來增加當地的物種多樣性(Huston 1979; Tilman 1982)；Connell (1978)認為干擾可去除優勢物種為增加物種豐富度的一種機制；研究區域之玉山箭竹和高山芒皆為臺灣亞高山草生地之典型優勢物種，兩者亦為地中植物故可在火後快速回復其生長勢，但因玉山箭竹之地下莖可使其在早期佔據大規模之空間，因此兩者對於其他物種的競爭強度也有所差異。Overbeck et al. (2005) 於巴西亞熱帶草原之研究發現，在火後第 1 年的物種數、歧異度和均勻度顯著地增加，顯示出物種在火後生育地快速的拓殖過程，然在火後 2-3 年後多樣性隨著優勢物種的覆蓋上升而下降。

兩種取樣方式之物種多樣性增長趨勢大致相近，但有部分區域之物種多樣性較低。Wahren et al. (2001)針對澳洲高山之石南原(heathland)及草原火後研究中指出，相同的土壤條件的兩個區域，草原回復的狀況相較石南原良好，反映地被之覆蓋組成影響棲息地受干擾後的回復能力有別。Verrall & Pickering (2019)於澳大利亞阿爾卑斯山脊 6 個亞高山草原地點的成對樣區，探討未燃燒和燃燒對植被的恢復情況，檢查這些火災後 1 年的亞高山草原的恢復情況，儘管受火燒擾動的地點植被覆蓋面積已恢復如初，但未燒毀地塊和已燒毀地塊之間仍存在差異，該研究指出因亞高山草原本身可變性、火災擾動程度的不均勻性以及火災後條件的差異，恢復將是不均衡的。

表 5. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地火後之調查介量摘要表

樣區 設置	代號 ¹	B	C	D	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
	調查季節 ²	1	2	1	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2
	火後時序(月)	5	10	17	19	30	32	34	6	4	16	19	28	31
	調查日期	9-Apr	9-Sep	10-Apr	10-Jun	11-May	11-Jul	13-Sep	14-Jul	19-Jun	20-Jun	20-Sep	21-Jun	21-Sep
所有 樣區 (n=66)	總覆蓋度(%)	2.75	35.59	29.13	53.35	39.17	100	88.99	55.5	47.14	58.06	66.6	66.55	51.42
	總物種數	20	30	34	45	35	47	43	57	42	40	44	41	34
	平均種密度(spp./4 m ²) ³	0.07	0.11	0.12	0.16	0.12	0.17	0.15	0.21	0.15	0.15	0.16	0.16	0.13
	樣區物種數 ⁵	3	9	9	12	8	12	9	14	12	14	12	11	9
	H'之標準差	0.48	0.48	0.46	0.38	0.4	0.36	0.3	0.35	0.32	0.43	0.36	0.27	0.34
	平均 H'	0.65	1.76	1.64	2.01	1.57	1.91	1.81	2.14	2.17	2.13	2.08	2.06	1.85
	整體 H'	1.47	2.32	2.24	2.67	2.25	2.58	2.59	2.81	2.76	2.73	2.65	2.65	2.5
	均勻度	0.49	0.68	0.63	0.7	0.63	0.67	0.69	0.70	0.74	0.76	0.70	0.72	0.71
系 統 取 樣 (n=34)	總覆蓋度(%)	0.93	25.91	13.14	43.95	42.47	48.45	64.8	49.67	51.22	57.13	69.06	85.41	55.60
	總物種數	13	24	21	35	27	33	29	38	34	35	40	32	28
	平均種密度(spp./4 m ²)	0.09	0.17	0.15	0.24	0.19	0.23	0.2	0.26	0.27	0.26	0.29	0.25	0.22
	樣區物種數	4	9	8	12	7	11	8	14	12	14	13	11	9
	H'之標準差	0.35	0.36	0.32	0.31	0.31	0.33	0.29	0.30	0.38	0.38	0.34	0.26	0.33
	平均 H'	0.88	1.86	1.61	1.99	1.47	1.87	1.71	2.19	2.14	2.10	2.06	2.04	1.79
	整體 H'	1.3	2.52	2.14	2.55	2.03	2.49	2.41	2.72	2.69	2.68	2.59	2.46	2.26
	均勻度	0.51	0.79	0.7	0.72	0.62	0.71	0.71	0.75	0.76	0.75	0.70	0.71	0.68
隨 機 取 樣 (n=32)	總覆蓋度(%)	4.61	45.55	45.58	63.02	35.77	100	100	100	43.05	61.77	64.15	47.69	47.37
	總物種數	14	24	28	35	24	38	34	42(19) ⁴	37	31	33	35	28
	平均種密度(spp./4 m ²)	0.1	0.17	0.2	0.25	0.17	0.27	0.25	0.39(0.95)	0.27	0.26	0.24	0.27	0.21
	樣區物種數	2	9	9	10	9	12	11	12(11)	12	15	12	11	9
	H'之標準差	0.46	0.56	0.57	0.44	0.46	0.38	0.27	0.42(0.09)	0.25	0.48	0.35	0.29	0.34
	平均 H'	0.39	1.65	1.66	2.02	1.66	1.94	1.92	2.07(2.18)	2.21	2.16	2.09	2.08	1.91
	整體 H'	1.3	2.16	2.18	2.67	2.26	2.57	2.56	2.89(2.54)	2.73	2.65	2.51	2.65	2.63
	均勻度	0.49	0.68	0.65	0.75	0.71	0.71	0.73	0.77(0.86)	0.76	0.77	0.72	0.75	0.79

¹ B: 2009年4月；C: 2009年9月；D: 2010年4月；F: 2010年6月；G: 2011年5月；H: 2011年7月；I: 2013年9月；J: 2014年7月；K: 2019年9月；L: 2020年6月；M: 2020年9月；N: 2021年6月。² 季節1表示春季，2表示夏秋季。³ 平均種密度是將單一様區物種數除以4小區的面積，即每個1 m²的小區物種數。⁴ 隨機樣區的括弧為2019年未火燒樣區資料。⁵ 樣區物種數為該時期各樣區之平均物種數。

(3) β 物種多樣性

火後不同時期調查之出現物種相似性發現(表 6)，隨火後恢復時間增加，每季植物組成相似性亦增加。三六九山莊灌叢草生地在第 1 次火後的 2 個月(2009 年 2 月調查)，因火後初期出現的植物種類與其他時期的調查物種差異最大；隨著火後恢復時間的增加，相似性有愈高趨勢。2009 年 4 月調查結果與 2009 年 9 月和 2010 年 4 月的物種相似性差異不大；2019 年與 2020 年之物種相似性指數達 13 次調查的最高(0.87)。雖然 2014 年及 2019 年發生火燒，但不影響其火後物種組成演替過程的相似趨勢。賴國祥 & 陳明義(1992)研究指出，亞高山灌叢草生地火後雖地上部燃燒殆盡，然其燃燒速度快，屬輕度干擾，植物的根部影響較輕微，火後早期出現的物種以原本生長的種類，並以具地下部莖可萌蘖的物種為主，例如玉山箭竹、高山芒、巒大蕨，此與本研究結果相似。早期建立之植物大部分是來自火燒區內之繁殖體，至中後期才會有較多區外之種子進入繁殖，因此物種相似性指數會隨著時序增長而相似性漸增。植物組成隨火後回復時間增加而改變，反映在植物社會演替過程(Engle et al. 2000)。由 Cody 多樣性指數分析發現，三六九山莊灌叢草生地火後物種轉換率呈現季節波動(表 6)，可能顯示種子傳播拓殖或種子庫萌發的物種新增、或火後不適的物種死亡等季節性變化；此外，物種交換率有遞減的趨勢，亦反映出火後環境漸趨穩定，物種隨時間的轉換率漸少。

表 6. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地火後系統樣區各時期物種組成相似性(左下)及物種轉移率(右上)表

Times	B	C	D	E	G	H	I	J	K	L	M	N	O
B		0.29	0.25	0.36	0.26	0.41	0.38	0.38	0.32	0.31	0.39	0.31	0.32
C	0.65		0.20	0.18	0.25	0.23	0.34	0.25	0.24	0.30	0.30	0.26	0.30
D	0.71	0.80		0.31	0.20	0.33	0.42	0.30	0.28	0.31	0.35	0.31	0.33
E	0.51	0.79	0.65		0.20	0.18	0.25	0.16	0.17	0.19	0.24	0.25	0.28
G	0.65	0.75	0.79	0.79		0.18	0.31	0.27	0.25	0.21	0.35	0.25	0.31
H	0.49	0.75	0.64	0.82	0.81		0.33	0.28	0.23	0.25	0.30	0.28	0.33
I	0.54	0.65	0.57	0.74	0.69	0.67		0.26	0.33	0.33	0.36	0.36	0.39
J	0.47	0.71	0.64	0.83	0.71	0.71	0.73		0.19	0.18	0.18	0.18	0.26
K	0.53	0.73	0.67	0.83	0.73	0.76	0.66	0.81		0.13	0.18	0.15	0.17
L	0.54	0.68	0.64	0.81	0.77	0.75	0.67	0.82	0.87		0.17	0.14	0.20
M	0.45	0.66	0.59	0.76	0.63	0.69	0.62	0.82	0.82	0.83		0.14	0.18
N	0.54	0.71	0.64	0.75	0.74	0.72	0.63	0.82	0.85	0.86	0.85		0.16
O	0.59	0.69	0.65	0.71	0.69	0.67	0.61	0.73	0.81	0.79	0.79	0.83	

¹ B: 2009 年 4 月；C: 2009 年 9 月；D: 2010 年 4 月；F: 2010 年 6 月；G: 2011 年 5 月；H: 2011 年 7 月；I: 2013 年 9 月；J: 2014 年 7 月；K: 2019 年 9 月；L: 2020 年 6 月；M: 2020 年 9 月；N: 2021 年 6 月；O: 2021 年 9 月。² 粗體為兩季間發生過火燒擾動。

本次研究成果將系統及非系統樣區共同做各時期之整體樣區的對應分析(圖 7、表 7)，以樣區呈現的結果反映火後樣區組成的變化受到季節的環境變化所影響。第一軸右側多為春季時序，左側則為夏秋 2 季，顯示亞高山地區植物種類組成的生長季節性變化；第一軸亦可反映 2008 年火後恢復的時間長短，左側的時期大多未受到 2014 及 2018 年的火燒擾動；右側的時期除 2010 年 6 月(代號 F)均受過 2-3 次的火燒擾動。第二軸反映了 2 種不同取樣方式(樣區位置)的物種組成差異，第二軸上方多為非系統樣區，下方為系統樣區；系統樣區位於三六九山莊後方，較鄰近臺灣冷杉林，且地形變化較大，物種組成與非系統樣區有所不同，也反映出物種的侷限分布特性。2 種取樣方法的時序排列大致呈現一致；但特別的是，2014 年 7 月(代號 J)因有部分樣區未受到火燒擾動，物種組成變化較小，因而其位置較靠近第一軸左側。對應分析結果呈現火後植群物種組成恢復的季節變化、取樣法樣區位置環境的異質性，以及植群火後演替時序的差異性所致。

透過物種的火後各時期對應分析結果顯示(圖 8)，對應圖 7 的樣區排序結果，我們可以發現位於第一軸中央的物種多為萌蘗性的植物(以下簡稱萌蘗型)，如玉山箭竹、高山芒、假石松、假繡線菊等，萌蘗型的物種在第一軸上的分布較不明顯，主要原因是大多數萌蘗型物種普遍出現火後各時期。第一軸最外側的物種多為火後以種子作為更新的物種(以下簡稱種子型)，種子型物種在第一軸的兩側火後各時期出現情形略有不同；第一軸左側的種子型物種多僅出現在第一次火後至第二次火燒擾動前(2009-2014 年，即時期 C-I)，如早熟禾、大霸尖山酢醬草(*Oxalis acetosella* subsp. *taimoni*)、玉山抱莖籜簫等；第一軸右側的種子型物種多為 2019 年後所調查到的物種，如玉山地刷子(*Lycopodium yueshanense*)、海州骨碎補、玉山佛甲草等。對應分析排序圖第二軸的物種顯示，大致反映 2 種取樣方法的樣區微棲地差異性；僅非系統樣區之稀少種有臺灣冷杉、玉山杜鵑、臺灣龍膽、玉山水苦蕒、山桔梗、臺灣鬼督郵、玉山抱莖籜簫、尼泊爾籜簫、中國地楊梅、基隆短柄草及早熟禾等分布於第二軸上方；僅系統樣區之稀少種有臺灣絨假紫萁、腺鱗毛蕨、褐毛柳、臺灣小蘗(*Ber. kawakamii*)、玉山櫻草及黃菀等分布於第二軸下方。

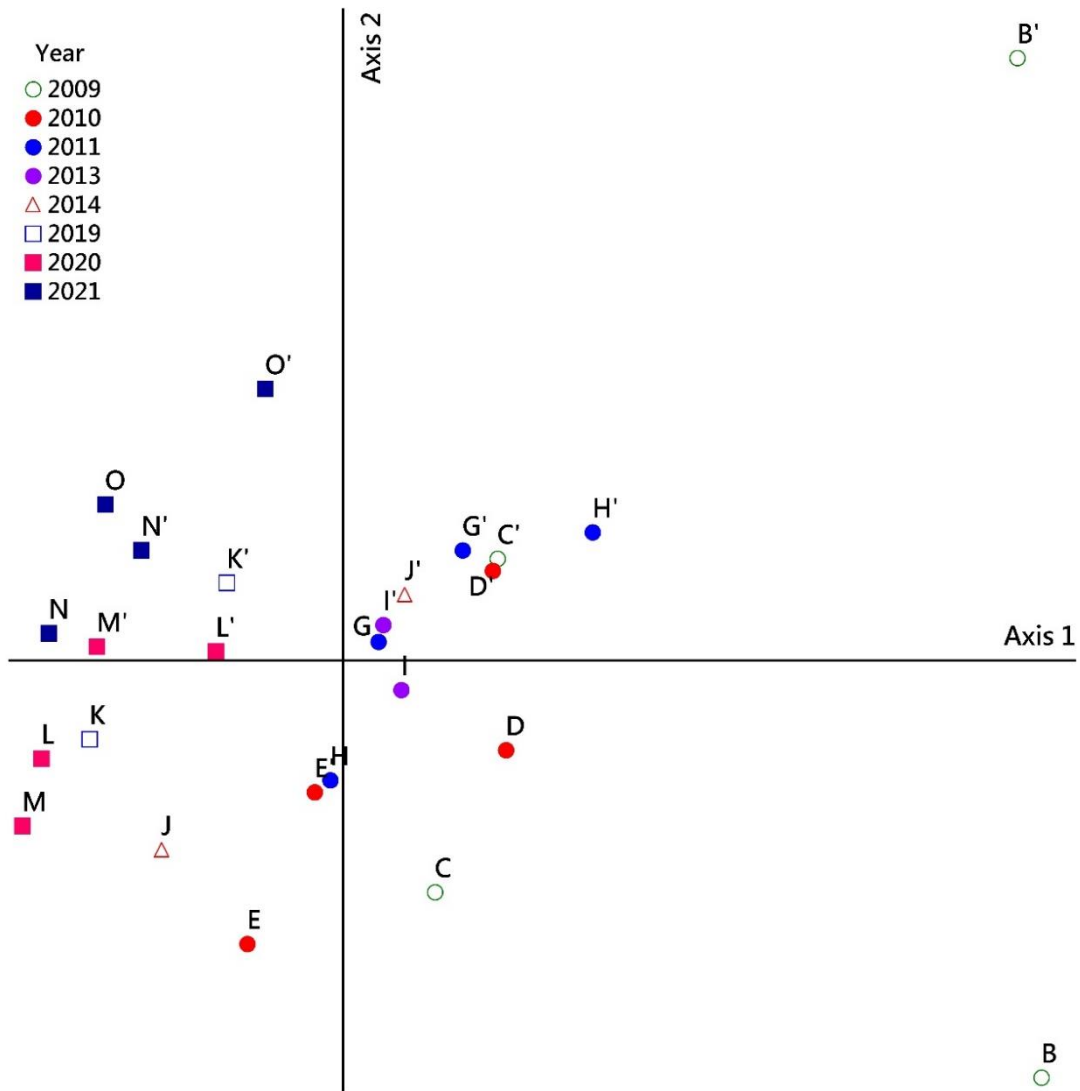


圖 7. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地火後不同時期之樣區對應分析圖。字母右上''''為非系統樣區；圖形的形狀代表經歷不同年度火燒，圓形為 2008 年 12 月，三角形為 2013 年 2 月，正方形為 2014 年 2 月；字母對應時期為 B: 2009 年 4 月、C: 2009 年 9 月、D: 2010 年 4 月、F: 2010 年 6 月、G: 2011 年 5 月、H: 2011 年 7 月、I: 2013 年 9 月、J: 2014 年 7 月、K: 2019 年 9 月、L: 2020 年 6 月、M: 2020 年 9 月、N: 2021 年 6 月、O: 2021 年 9 月。

表 7. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地不同時期之對應分析表

Inertia=0.57	第一軸	第二軸	第三軸
特徵根(eigenvalue)	0.20	0.07	0.06
變異解釋率(%)	35.09	12.26	10.53
累積變異解釋率(%)	35.09	47.35	57.88

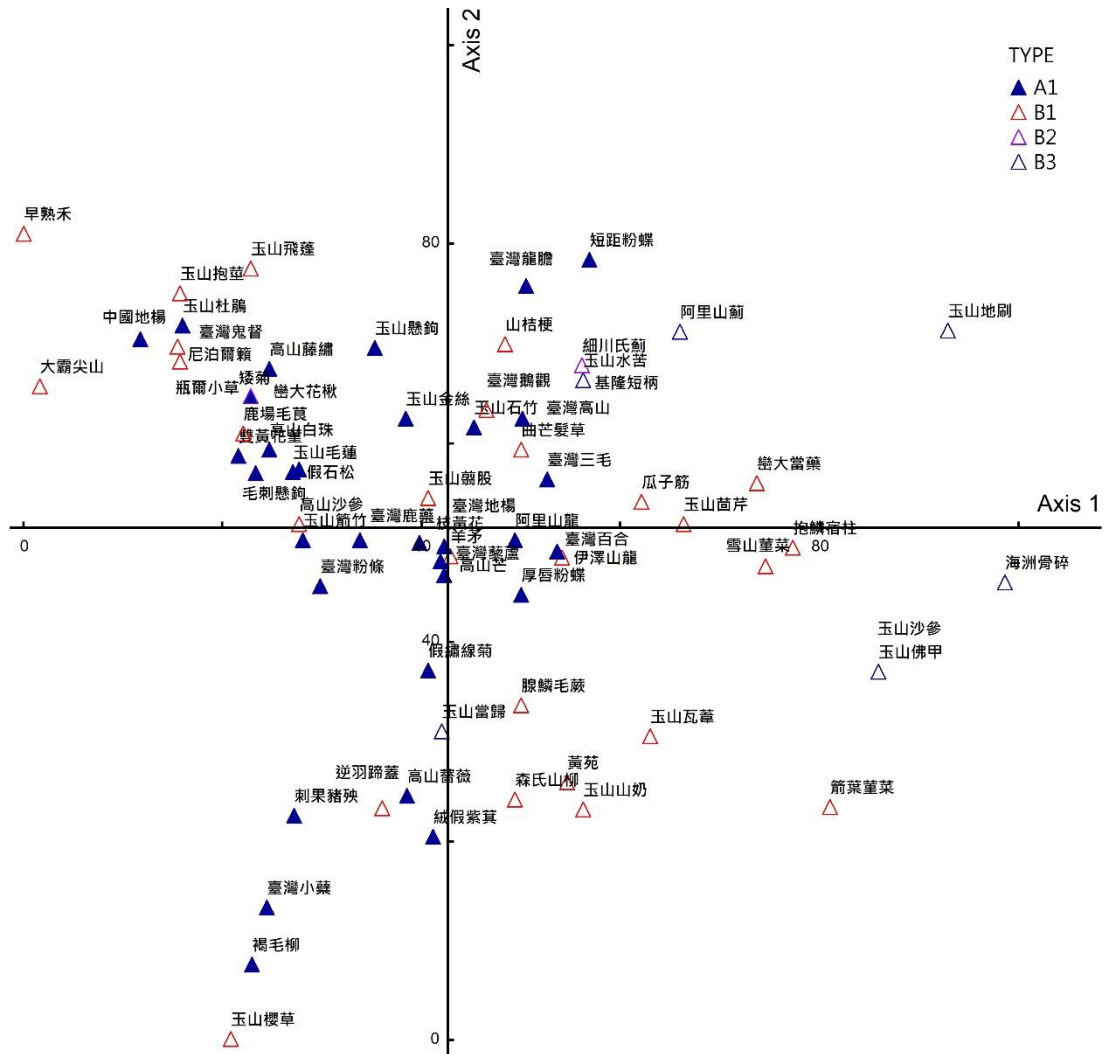


圖 8. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地火後不同時期之物種對應分析圖。實心▲為火後繁殖策略為萌蘗型物種，空心△為火後繁殖策略為種子型物種；A1 為 2008 年火燒擾動後出現的萌蘗型物種，B1 為 2008 年火燒擾動後出現的種子型物種，B2 為 2014 年火燒擾動後才出現的種子型物種，B3 為 2018 年火後才出現的種子型物種。

Bell(2001)將澳洲西部火後反應特徵植物區分成 2 大類，一為再萌蘗者(resprouter)，另一為再播種者(reseeder)，而前者通常是火後最早反應出現者(Guo 2001; Luciana et al. 2004; Buhk et al. 2005)，此現象與本研究結果相似。雪山三六九山莊附近灌叢草生地火後再萌蘗者與再播種者出現的時期和頻度也有所差異，火燒擾動早期(2008 年火後至 2014 年火燒前)多以萌蘗性物種較多，隨著第 2-3 次火後擾動，再播種者的散殖體更容易進入到火燒跡地。

根據魏聰輝&林博雄(2017)於三六九山莊附近的氣象站資料對不同時期之系統樣區資料進行 CCA(圖 9, 表 8), 結果顯示第一軸與降雨量相關性較大($r=0.57$); 與 CA 分析結果不相同的是, CCA 排序圖第一軸未呈現季節變動與火後演替時序的變化, 而是呈現更多與物種多樣性有較高的相關性, 時期 M(2020 年 9 月)為物種多樣性最高的時期(表 5), 時期 D(2010 年 4 月)是物種多樣性最低的時期。第二軸與降雨量($r=0.75$)及溫度($r=0.59$)具相關。然而, 根據 2020 年的結果, 發現物種多樣性與環境因子的相關性結果並不顯著, 推測因火後物種多樣性恢復過程除了受到雨量及溫度等環境因子影響外, 尚有許多無法解釋或量化的環境變量(樣區位置、火燒強度、土壤因子)對物種多樣性的影響。Hoiss et al. (2012)提及除了月均溫、月累積降水量外, 高山生態系的環境嚴苛可能會導致不同的結果。相對 2020 年的研究結果此結果亦可能也受到年初乾旱所影響。Jane et al. (2017)在蒙古北部草原探討溫度升高對植物群落的影響發現, 不同的地理位置(上下坡)和乾燥條件下, 暖化對物種多樣性的效果也相異。水分的增加為影響物種多樣性的重要環境因子, 而溫度對於個物種的更新狀況在低溫的環境下仍然有一定的影響性, 但本研究多於生長季的調查未能顯示各年度春季的資料。Zha et al. (2005)分析 1981~2000 年間的植被指數(NDVI)與溫度、降雨和蒸發量對中國西部高寒草地生產力的相對重要性發現, 生長季節早期溫度對草地生產力的重要性比降雨量更重要, 但相對重要性在生長季節後期發生逆轉。由表 7 的結果也可以發現兩種火後策略的物種對物種多樣性皆為正相關, 推測大部分物種還未受到優勢物種的抑制, 但比起玉山箭竹, 高山芒與再播種者的出現比率相關性更高, 這反映兩個物種生長形勢的差異外, 也可能反映出不同類型的優勢物種對當地物種多樣性的影響力也有所差異。

本研究發現物種多樣性與分布序列法的分析結果皆顯示, 雪山三六九山莊附近灌叢草生地的物種組成存在季節性的時序變化; 在火燒頻繁擾動下, 萌蘗植物的優勢受到抑制, 地上部生物量降解, 一些空間資源因火燒而釋放, 有利於以種子拓殖為主的植物種類建立族群, 樣區內的物種個體分配均勻而使物種多樣性增加。但過度頻繁的火燒擾動會使雪山亞高山灌叢草生地的生物量累積變慢, 不利植物社會的演替與穩定, 可能會造成植群結構與組成的退化。此外, 由於植物對火燒的適應差異性, 頻繁火燒可能導致部分不耐火燒的種類區域性滅絕(Lin et al. 2020)。

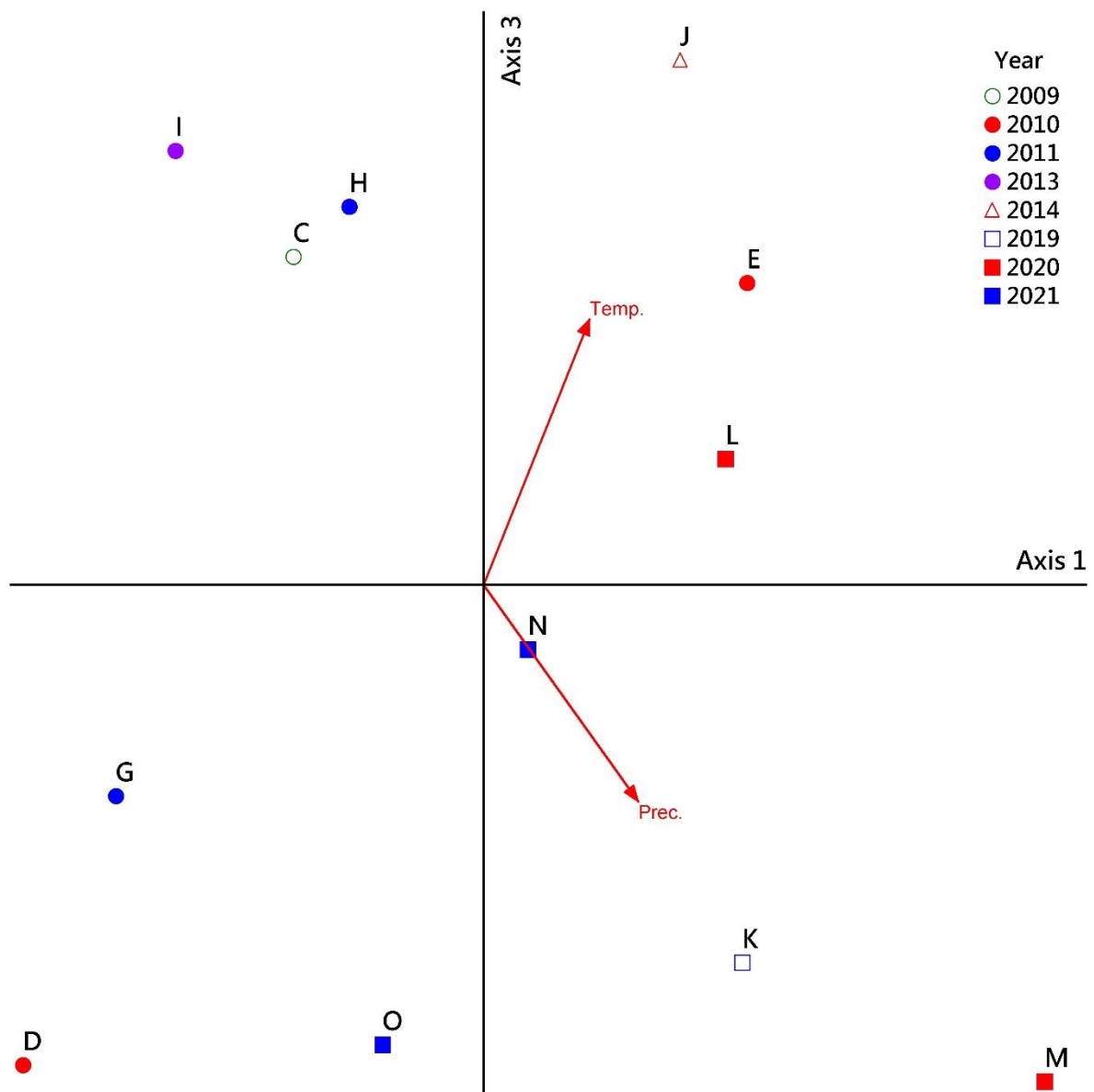


圖 9. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地系統樣區不同時期之典型對應分析圖。T 為月均溫、P 為月平均降水。C：2009 年 9 月、D：2010 年 4 月、F：2010 年 6 月、G：2011 年 5 月、H：2011 年 7 月、I：2013 年 9 月、J：2014 年 7 月、K：2019 年 9 月、L：2020 年 6 月、M：2020 年 9 月、N：2021 年 6 月、O：2021 年 9 月。

表 8. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地不同時期之降趨對應分析表

Inertia= 0.32	第一軸	第二軸	第三軸
特徵根(eigenvalue)	0.08	0.02	0.02
變異解釋率(%)	24.23	7.01	5.44
累積變異解釋率(%)	24.23	31.24	36.67

(二)雪山雪東線步道沿線火燒長期樣區恢復與植被複查

根據 2012 年設置在步道 5K、6K、7K 及 369 山莊周遭等未火燒之對照樣區進行複查和樣區維護，共調查到 29 科 50 屬 58 種(表 9)。根據調查時期的頻度及數量，對照樣區的物種多樣性及生活型比例相關統計表顯示(表 10)，隨著火後演替時間增加，試驗組之常綠與冬枯植物比例有逐漸穩定的趨勢，對照組常綠與冬枯植物組成比例多大於 30%，因亞高山多數植物能源分配上將大部分例置於地中或地下，以避免霜降或乾燥引起的火燒擾動，故冬枯植物比例較高；對照組步道 7 K 處之常綠與冬枯植物物種組成比例高出甚多，此可能因此處的玉山箭竹植株高度達 1-2 m，竹桿過度密集使其他冬枯草本植物難以進入生長所致。對照樣區之木本植物與草本植物的百分比相差懸殊，雖仍有調查到木本植物出現於樣區內，但物種數相對較少，尤其步道 5K 樣區的木本植物比率最低，此可能受到地形(位居嶺線且較為空曠)及附近木本植物母樹位置的遠近差異所導致，為空間異質性影響其植物組成特性。蕨類商數顯示，對照組 5K 及 6K 處之蕨類商數都較低，除了蕨類種類較少外，大量的種子植物稀釋了蕨類植物的比重亦為其原因；相反地，7K 因為玉山箭竹植株較高，其生育地環境較潮濕而適合蕨類植物生存，其他種子植物拓殖及生存較為困難，故該樣區的蕨類商數最高。

對照組萌蘗型及種子散播型植物的比例較相近，而在步道 6K、7K 及雪山總名錄建置皆顯示種子散播型植物的種數略高於萌蘗型植物。火燒對於不同植物的破壞與重建作用不同(Guo 2001; Schoennagel et al. 2004; Nuñez & Raffaele 2007)，2009 年 9 月後，萌蘗型植物快速增加，其多為優勢物種或普遍種，常於火後植被恢復時序早期發現(如一枝黃花)；以種子或散殖體拓殖的多年生補充者(recruiter)則在 2010 年後隨火後時間增加而逐漸增加，如抱鱗宿柱臺(*Carex tristachya* var. *pocilliformis*)。此與 Overkeck et al. (2005)於火後 1 年的物種多樣性顯著增加相似，為具種子散播能力強之物種於火燒後演替早期進入所致。對照組的種子散播型植物種數皆高於萌蘗型植物，此因為灌叢草生地植群演替越後期，在玉山箭竹及高山芒對環境的控制與資源競爭下，相對於其他依賴萌蘗生長的植物而言，散播型植物可以靠著種子等散殖體的數量及傳播性隨機性，有較大的機會成功定殖於優勢物種的空隙中。

表 9. 雪山 3,000 m 以上與三六九山莊草生地火後出現維管束植物頻度表

分類群	再生策略 ¹	生活型 ²	13-7K ³	13-5K	13-6K	21-5K	21-6K	369 山莊周遭
地刷子	R	Pt	0	1	1	0	1	1
假石松	R	Pt	1	0	1	1	1	1
高山瓶爾小草	S	Pt	0	0	1	0	1	0
玉山瓦葦	S	Pt	1	0	1	0	1	0
腺鱗毛蕨	S	Pt	1	0	0	0	0	1
瓦氏鱗毛蕨	S	Pt	1	0	0	0	0	0
高山珠蕨	S	Pt	1	0	1	0	1	0
臺灣冷杉	S	P	1	0	0	1	0	0
刺柏	S	P	0	0	1	0	1	0
玉山石竹	R	Cr	0	1	1	1	1	0
玉山卷耳	S	Cr	1	0	0	0	0	0
鹿場毛茛	S	Cr	1	0	1	0	1	0
臺灣小葉	R	P	0	0	1	0	1	0
玉山小金絲桃	R	Ch	0	0	1	1	1	1
玉山佛甲草	S	Cr	0	0	1	0	1	0
高山山薔薇	R	Ch	0	0	1	0	1	1
高山懸鉤子	R	Ch	0	0	1	1	1	0
假繡線菊	R	Ch	1	0	1	0	1	1
大霸尖山酢醬草	S	G	1	0	0	0	0	0
草田氏香葉	S	Cr	0	1	0	0	1	1
瓜子金	R	Cr	0	0	1	0	1	0
玉山菜	R	Cr	0	1	1	1	1	1
玉山當歸	R	Cr	1	0	1	0	1	1
高山白珠樹	R	Ch	1	1	1	1	1	1
玉山山杜鵑	R	P	0	0	1	0	1	0
臺灣高山杜鵑	R	P	0	0	1	0	1	1
阿里山龍膽	R	Cr	0	1	0	1	1	1
伊澤山龍膽	S	Cr	0	0	1	0	1	1
臺灣龍膽	R	Cr	0	1	0	1	0	0
臺灣大當藥	S	Cr	1	1	1	1	1	1
海螺菊	S	Cr	1	0	0	0	0	0
玉山小葉	S	Cr	0	1	0	1	0	0
玉山水苦蕒	S	Cr	0	1	0	1	0	0
阿里山忍冬	S	P	1	0	0	0	0	1
高山沙參	S	Cr	0	0	1	0	1	0
臺灣鬼督郵	S	Cr	1	1	0	1	0	0
臺灣薊	S	Cr	0	0	1	0	1	0
玉山飛蓬	S	Cr	1	0	1	0	1	0
玉山毛蓮菜	R	Cr	0	1	1	1	1	1
一枝黃花	R	Cr	0	1	1	1	1	1
臺灣粉條兒菜	R	G	0	1	0	1	1	1
臺灣鹿藥	R	G	1	0	0	0	0	0
臺灣黎蘆	R	G	1	1	1	1	1	1
雪山黎蘆	R	G	0	1	0	0	0	0
臺地楊梅	R	Cr	0	1	1	1	1	1
中國地楊梅	R	Cr	0	0	0	1	0	0
抱鱗宿柱	S	G	1	1	1	1	1	1
臺灣鵝觀草	S	Cr	1	1	1	1	1	1
玉山翹股	S	Cr	0	1	1	1	1	1
曲芒髮草	S	Cr	1	1	1	1	1	1
羊茅	S	Cr	1	1	1	1	1	1
高山芒	R	Cr	1	1	1	1	1	1
臺灣三毛草	R	Cr	0	1	0	1	0	0
玉山箭竹	R	Cr	1	1	1	1	1	1
短距粉蝶蘭	R	G	0	1	1	1	1	0
貓兒菊	S	Ch	0	0	0	1	1	0
長葉蜻蛉蘭	R	G	0	0	0	1	1	1
高山露珠草	S	Ch	0	0	0	1	0	0
森氏山柳菊	S	Cr	0	0	0	1	0	1
臺灣百合	R	G	0	0	0	1	0	1
雙黃花	S	Cr	0	0	0	1	1	0

註：¹再生策略 R 為萌蘖，S 為種子/孢子散播；²生活型代號分別為 P 挺空植物、Ch 地表植物、Cr 半地中植物、G 為地中植物；³ 13-5K、13-6K 及 13-7K 皆為 2013 年調查雪東線步道 5K-7K 處結果。

表 10. 雪山 3,000 m 以上草生地與三六九山莊草生地之植物組成統計表

調查項目	7K	13-5k ¹	13-6k	21-5k	21-6k	369 山莊周遭
調查樣區數	12	9	12	15	15	10
種數	26	26	37	34	38	28
平均種密度 ³ (spp./4 m ²)	7.1	11.8	12.8	12.4	13.1	11.5
總覆蓋度(m ² /4 m ²)	3.4	3.2	3.1	3.3	3.5	3.3
覆蓋百分比(%)	84.9	80.3	77.6	83.4	80.8	81.7
常綠 v.s. 落葉	44.2	23.8	48.1	23.5	30.2	46.0
多年生 resprouters(%)	65.4	61.5	56.8	58.8	53.5	64.8
多年生 recruiters(%)	34.6	38.5	45.9	41.1	46.5	35.2
1-2 年生草本(%)	0	0	0	0	0	4.2
多年生木本(%)	19.2	7.7	27.1	12.1	23.7	35.1
多年生草本(%) ²	61.6	88.5	56.8	85.3	67.4	60.7
挺空植物(%)	14.3	0	12.5	3.03	12.12	12.7
地表植物(%)	9.5	4	15.6	15.15	18.18	8.3
半地中植物(%)	57.1	76	59.4	63.64	69.70	55.6
地中植物(%)	19	20	12.5	18.18	15.15	20.8
1 年生植物(%)	0	0	0	0	0	2.6
蕨類商數	4.8	1.0	3.4	0.8	3.3	4.2
Diversity H	1.0	1.2	1.2	1.2	1.2	1.0
Evenness J	0.7	0.8	0.8	0.8	0.8	0.7

註:¹13-5K、13-6K 及 13-7K 皆為 2013 年調查雪東線步道 5K-7K 處結果。²不包括蕨類植物。³平均種密度是將單一樣區物種數除以 4 小區的面積，即每個 1 m² 的小區物種數。

根據本研究結果，不論三六九山莊附近的樣區或 3,000 m 以上雪東線步道沿線的樣區，物種組成生活型比例最高的皆為半地中植物。Daubenmire (1968) 以 Raunkiar 生活型將世界各地的植物進行劃分，結果顯示半地中植物於冷溫帶氣候中，所佔比例最高，主要是因半地中植物之生存芽於冬雪及嚴峻之氣候條件時，可利用枯落物或是其他植物之遮蔽保護(劉棠瑞&蘇鴻傑 1983)；此外，半地中植物的生長期雖短，但可藉由季節變換的影響預測環境中的光線、溫度和水分(Illa et al. 2006)，經長久適應下，半地中植物於亞高山地區之組成常有較高的比例(宋永昌 2001)。

(三)三六九山莊改建臨時營地踩踏試驗調查

本研究於三六九山莊改建的臨時營地設置 3 條 1 m × 15 m (每條再分為 3 個次樣帶 1 m × 5 m 樣帶進行踩踏試驗。3 種踩踏試驗結果發現(圖 10)，土壤性質與植物覆蓋面積、物種數在控制組與踩踏試驗的季節時序變化大致呈現一致性的變化趨勢，反應在亞高山季植物生長的季節性。植物覆蓋面積在 3 個調查時序第 2 季(6 月)明顯高於第 1 季(4 月)與第 3 季(9 月)($p < 0.05$) (圖 10) 第 3 季的

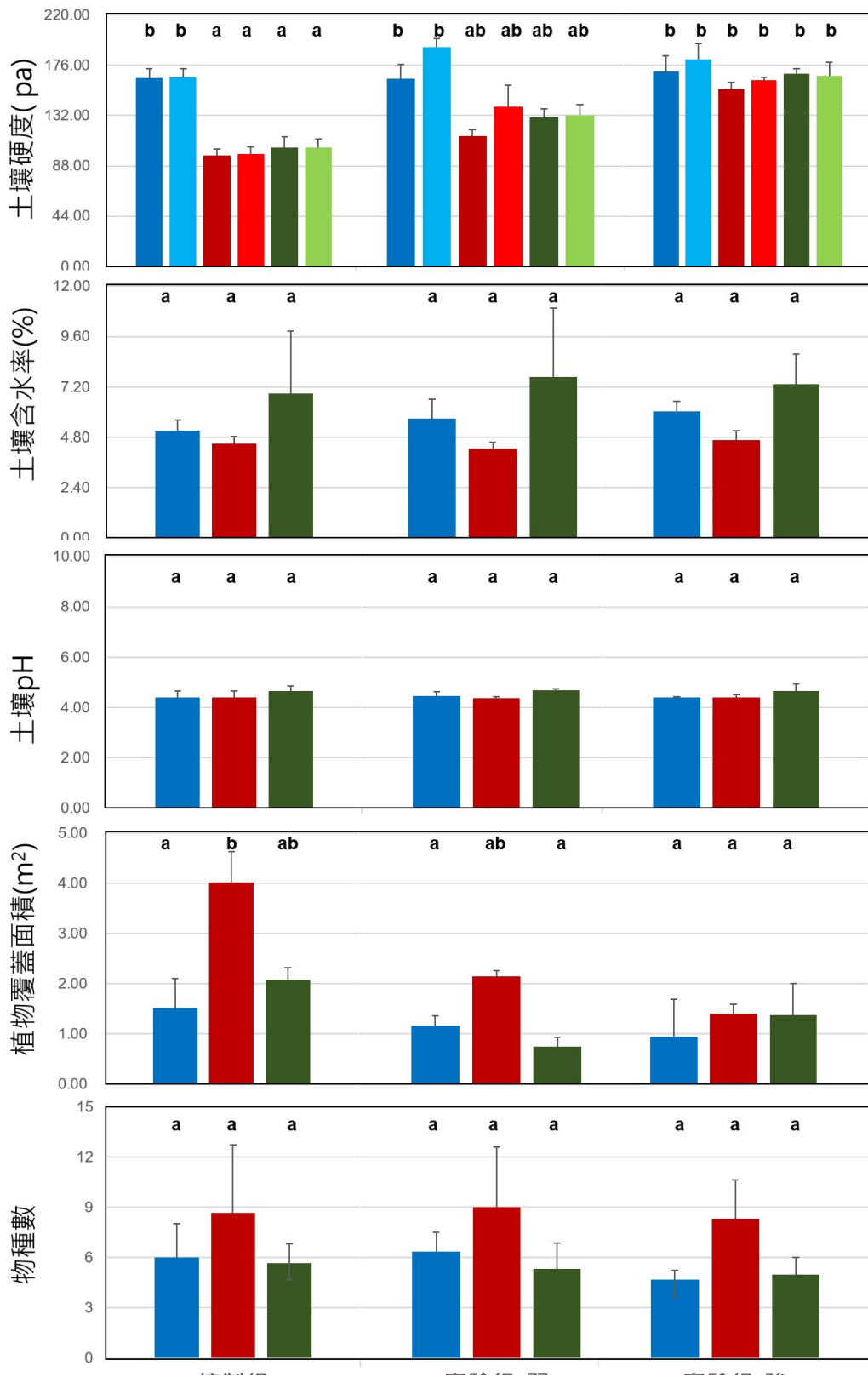


圖 10. 雪山三六九山莊之臨時營地踩踏試驗之各環境及生物指標結果。控制組為未踩踏，實驗組-弱為每季進行踩踏 100 趟，實驗組-強為每季進行踩踏 200 趟；藍色為第一季(4 月)調查，紅色為第二季(6 月)調查，綠色為第三季(9 月)調查；土壤硬度為各季調查之調查後測數值。

強度踩踏對植物覆蓋面積的影響不顯著，甚至與控制組試驗結果亦無明顯的差異($p>0.05$)。由於雪山亞高山灌叢草生地植物組成的冬枯植物比例較高(王偉 2016)，加上今年年初乾旱影響，植物的生長期有延遲的現象覆蓋面積及物種數量低；第 2 季降雨和夏季較高溫的影響，物種的覆蓋面積及物種數量升高。另外土壤含水率分析結果顯示，第 1 季和第 2 季的土壤含水率顯著低於第 3 季的土壤含水量($p<0.05$) (圖 10)。

踩踏試驗結果顯示，踩踏對土壤硬度的影響較土壤含水率更明顯。Feng et al. (2019)研究顯示受擾動的土壤含水率在 20 cm 深度以內的影響非常明顯，但土壤深度達 20 cm 後，試驗組和對照組間的差異則無顯著差異。除了土壤深度等垂直結構影響踩踏試驗的結果外，研究區的含石率亦有可能造成土壤含水率在試驗組和對照組間無顯著差異的因子。Lin et al. (2016)在中國西南雲南省測量不同深度、不同方向和距離岩石露頭的土壤濕度發現，不同方位的土壤溼度有明顯差異，主要因素是岩石的陰影。遮光效果在所有季節都很明顯，但在旱季更為明顯。在潮濕的季節，方向依賴性僅限於表層，岩石周圍土壤水分隨深度的增加比控制區更明顯，因此濕季水的再分配和旱季蒸散量的空間變化是控制岩石露頭周圍局部土壤水分格局的因素(Lin et al. 2016)。

短期踩踏試驗發現，植被覆蓋面積除了主要受到季節影響外(圖 11)，植被覆蓋度下降主要是不耐踩踏的物種受到踩踏影響而降低其覆蓋面積所致；研究區的優勢種為具有豐富根系的高山芒以及地下莖的玉山箭竹組成，即便受到踩踏擾動的影響，但兩者的生物量多集中在地下部(陳玉峰 1993)，因此可以在短期內快速恢復生長。Pescott & Stewart (2014)以系統評價方法檢索全球範圍內的實驗性踩踏研究指出，踩踏對植被恢復的影響存在明顯的異質性，這與植物對踩踏的抵抗力和恢復時間有關。Li et al. (2020)在中國西北香格里拉碧塔海自然保護區內做踩踏試驗結果發現，並非所有植物物種在實驗後都能存活下來，因為它們對踩踏干擾表現出不同程度的抵抗力。夏枯草(*Prunella vulgaris*)在接受超過 75 次踩踏處理後局部滅絕，而華扁穗莞(*Blysmus sinocompressus*)在所有踩踏處理試驗的植被中仍占優勢，本研究踩踏試驗周遭的物種組成(表 9)，再生策略若為萌蘗型有較高的耐踩踏能力，反之若為種子散播的種類則多經 1-2 次踩踏試驗後便局部滅絕於樣區內。生長季時(6 月)，實驗組和對照組的差異較為明顯，此可能為季節性(降水量、溫度)與研究區域的 Raunkiaer 生活型組成的相互作用後的結果，仍需持續監測及試驗以觀察方能了解踩踏對植被回復的影響。

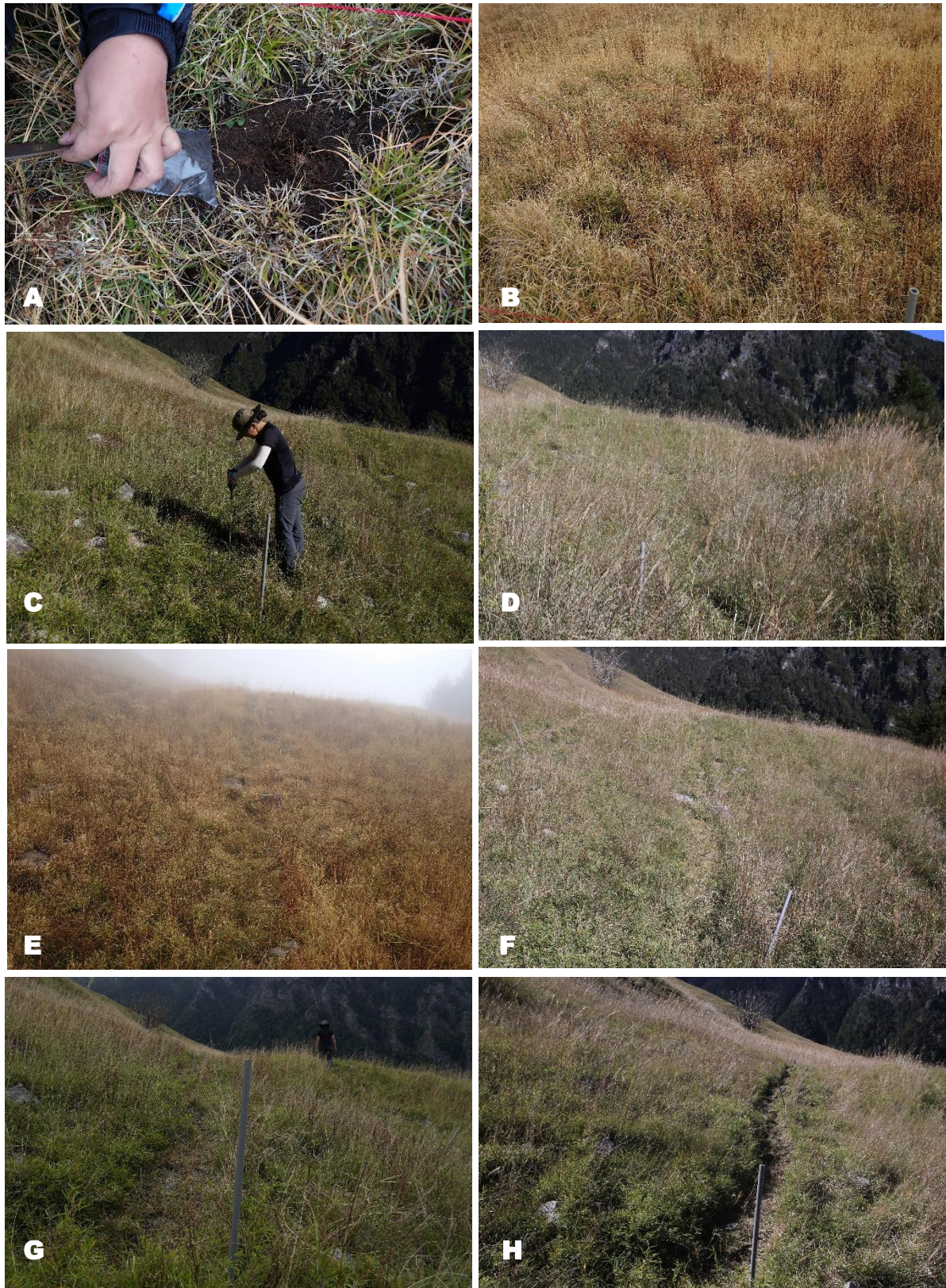


圖 11. 雪山 369 山莊臨時營地之踩踏試驗照片。A:挖土測含水率及 pH 值；B: 第一季調查大部分物種仍為冬枯狀態；C: 土壤硬度計的操作；D: 第三季控制組樣區；E 第一季實驗組強踩踏；F 第三季實驗組弱踩踏；G: 第二季實驗組弱踩踏；H: 第三季實驗組強踩踏。

(四)雪山三六九山莊附近菌根菌調查

1. 叢枝菌根菌孢子菌相調查

本研究於雪山三六九山莊附近植群進行叢枝菌根菌(AMF)之菌相調查，以孢子形態鑑定方式，分別探討(1)植群地景梯度與(2)火燒干擾等兩個面向，研究地上部植群與 AMF 菌相組成之關係。(1)植群地景梯度為探討由灌叢草生地、推移帶至臺灣冷杉林的地被植群與 AMF 物種組成變化；(2)火燒干擾為探討 2019 年火燒對灌叢草生地地上部植群與 AMF 組成之關係。調查結果顯示，雪山三六九山莊附近共計 6 科 8 屬 16 種 AMF(表 11、圖 12、13)，其中以 *Acaulospora* 為研究區物種數最優勢的屬。

表 11. 雪山三六九山莊附近植群之叢枝菌根菌孢子形態種類清單

物種名	代號	屬	科
<i>Acaulospora alpina</i>	Aal	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae
<i>Acaulospora delicata</i>	Ade	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae
<i>Acaulospora koskei</i>	Ako	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae
<i>Acaulospora laevis</i>	Ala	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae
<i>Acaulospora morrowiae</i>	Amo	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae
<i>Acaulospora rehmi</i>	Are	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae
<i>Acaulospora spinosa</i>	Asp	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae
<i>Acaulospora tsugae</i>	Ats	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae
<i>Acaulospora tuberculata</i>	Atu	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae
<i>Claroideoglossum etunicatum</i>	Cet	<i>Claroideoglossum</i>	Claroideoglossaceae
<i>Diversispora spurca</i>	Dsp	<i>Diversispora</i>	Diversisporaceae
<i>Gigaspora decipiens</i>	Gde	<i>Gigaspora</i>	Gigasporaceae
<i>Paraglossum occultum</i>	Poc	<i>Paraglossum</i>	Paraglossaceae
<i>Sclerocystis rubiformis</i>	Sru	<i>Sclerocystis</i>	Glomeraceae
<i>Scutellospora calospora</i>	Sca	<i>Scutellospora</i>	Gigasporaceae
<i>Septoglossum deserticola</i>	Sde	<i>Septoglossum</i>	Glomeraceae

2. 植群地景梯度之地被與叢枝菌根菌的物種多樣性變化

(1) 植群地景梯度的植群物種多樣性比較

根據臺灣山地植群帶劃分，3,100-3,600 m 相當於冷溫帶氣候，為臺灣冷杉林帶，臺灣冷杉做為極盛相森林優勢樹種，玉山箭竹、高山芒組成優勢的灌叢草本植物社會(Su 1984, 王偉等, 2010; 廖敏君等, 2012)，而在這兩個不同形相植群之間形成推移帶(ecotone)。據觀察臺灣冷杉林與玉山箭竹以互相滲透的模式過渡群落，臺灣冷杉稚樹由熟林零星向玉山箭竹拓殖，直到由大面積玉山

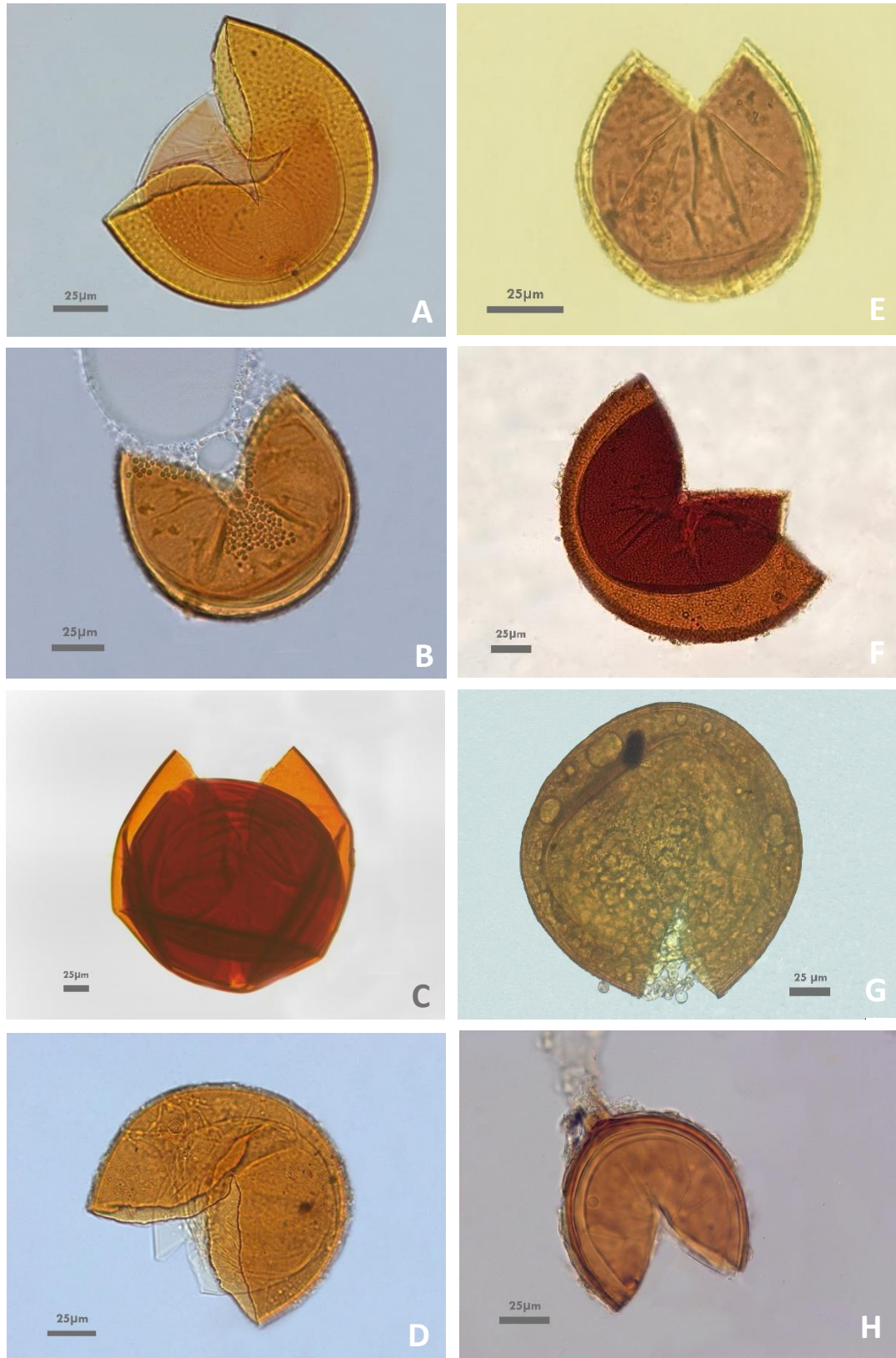


圖 12. 雪山山六九山莊附近叢枝菌根菌孢子形態照。Bar=25 μ m。
 A: *Acaulospora alpina* ; B: *Acaulospora delicata* ; C: *Acaulospora koskei* ;
 D: *Acaulospora laevis* ; E: *Acaulospora morrowiae* ; F: *Acaulospora rehmi* ;
 G: *Acaulospora spinosa* ; H: *Acaulospora tsugae* 。

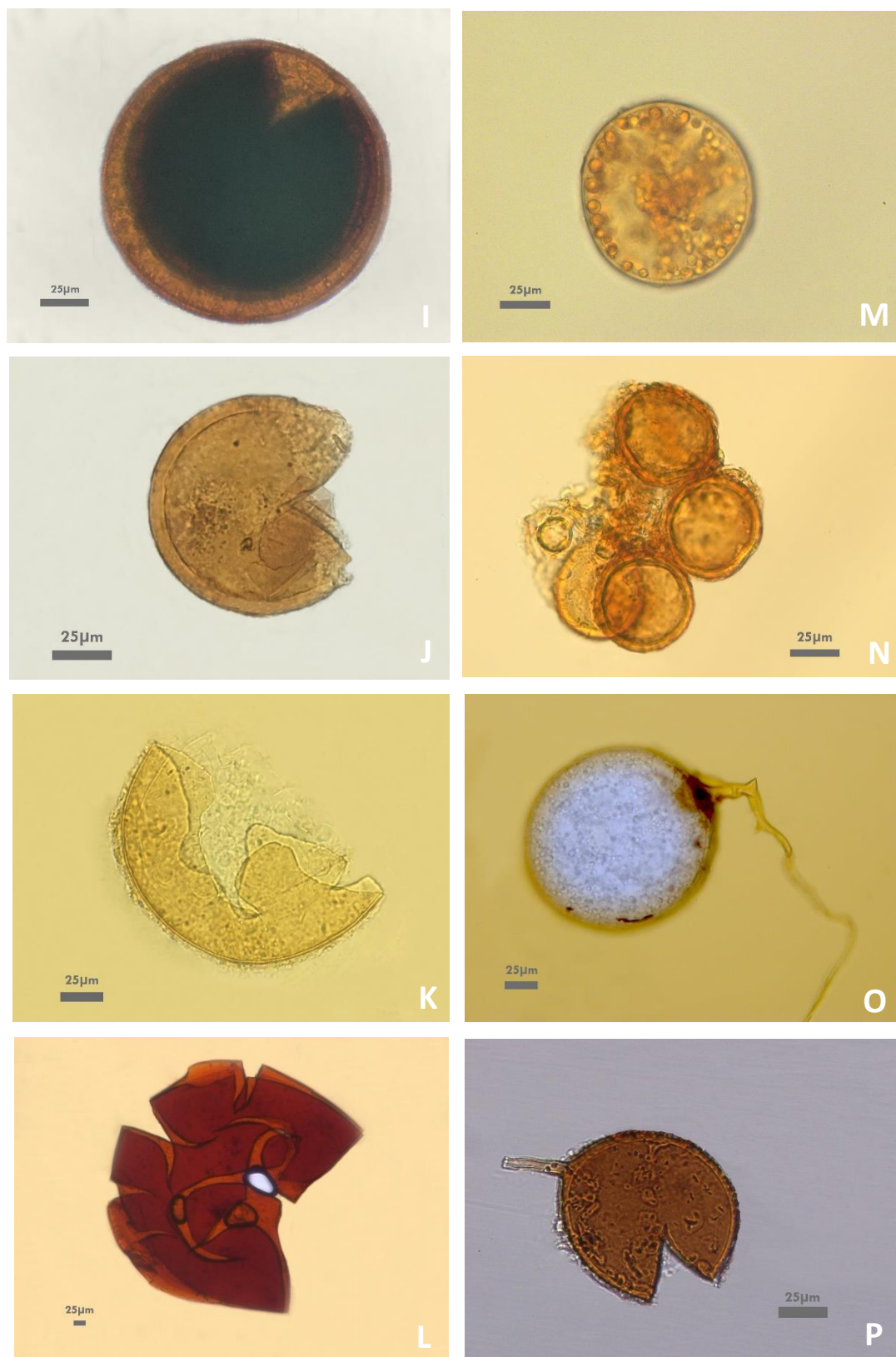


圖 13. 雪山山六九山莊附近叢枝菌根菌孢子形態照(續)。Bar=25 μ m。
 I: *Acaulospora tuberculata* ; J: *Claroideoglomus etunicatum* ; K: *Diversispora spurca* ; L: *Gigaspora decipiens* ; M: *Paraglomus occultum* ; N: *Sclerocystis rubiformis* ; O: *Scutellospora calospora* ; P: *Septoglomus deserticola* 。

箭竹覆蓋，玉山箭竹滲入臺灣冷杉林下，直至臺灣冷杉林為優勢景觀(王偉等，2010)。雪山三六九山莊一帶受火燒干擾，造就灌叢草生地與臺灣冷杉林間特殊的生態過渡樣貌-巒大花楸型的推移帶，並以巒大花楸(*Sorbus randaiensis*)、褐毛柳(*Sa. fulvopubescens*)等小喬木組成之闊葉樹優勢植物社會，地被組成為玉山箭竹、茶藨子、臺灣冷杉與玉山圓柏(*Juniperus squamata*)稚樹、假繡線菊(*Spiraea hayatana*)、黃菀等(王偉等，2010；2013)。推移帶做為空間上植群接觸的轉換區域，經常形成邊緣效應(edge effects)，通常具有物種豐富、高生物多樣性，出現推移帶獨有的物種等特性(劉崇瑞&蘇鴻傑，1983)。

AMF 和陸域植物普遍維繫互利共生的關係，即使此類真菌對宿主植物不具專一性，然並非逢機選擇宿主，不同菌根菌種類對宿主親和性具差異性(van der Heijden et al., 1998, 2003)；言下之意，即宿主植物多樣性越高，可能提高叢枝菌根菌種多樣性。Silva et al. (2014)在巴西半乾旱環境調查發現，推移帶區域 AMF 的 Shannon's 物種多樣性呈現較高趨勢。雪山三六九山莊附近植群物種組成由灌叢草生地、推移帶延伸至臺灣冷杉林的分布梯度變化是否反映 AMF 群落組成，將由以下進行論述與探討。

三六九山莊後方的推移地帶，在此將其劃分為左右兩側，左側為靠近三六九山莊，近期未經歷火燒干擾的高草玉山箭竹草生地、巒大花楸推移帶至臺灣冷杉林；右側為靠近 7.8K 黑森林入口，近期頻繁受火燒影響的高山芒-玉山箭竹混生草生地、巒大花楸推移帶至臺灣冷杉林，分別以 Lg (Left shrub-grass)、Le (Left ecotone)、Lf (Left forest)、Rg (Right shrub-grass)、Re (Right ecotone)、Rf (Right forest)作為代號，每一區設置 6 個 3 m × 3 m 大小樣區，共計設置 36 個樣區(圖 14)，針對地被植物調查種類及其覆蓋，分別於 2020 年 8 月、2021 年 3 月及 2021 年 8 月等進行調查。

本研究結果顯示，灌叢草生地 Lg 以玉山箭竹為優勢，佔覆蓋面積 50% 以上，灌叢下零星散布假石松、高山白珠樹，以及臺灣冷杉、巒大花楸的樹苗；Rg 為低矮草坡地，高山芒、低矮玉山箭竹混生，佔覆蓋面積 50% 以上，其餘為巒大當藥、抱鱗宿柱臺、臺灣藜蘆(*Veratrum formosanum*)等植物。巒大花楸型推移帶地被植物豐富，不同物種覆蓋較平均；Le 以高山白珠樹、假繡線菊稍具優勢，尚有玉山當歸(*Ang. morrisonicola*)、寬葉冷蕨(*Cystopteris moupinensis*)、川上氏忍冬、巒大花楸、大霸尖山酢醬草等；Re 近似左側植群，包括假繡線菊、玉山

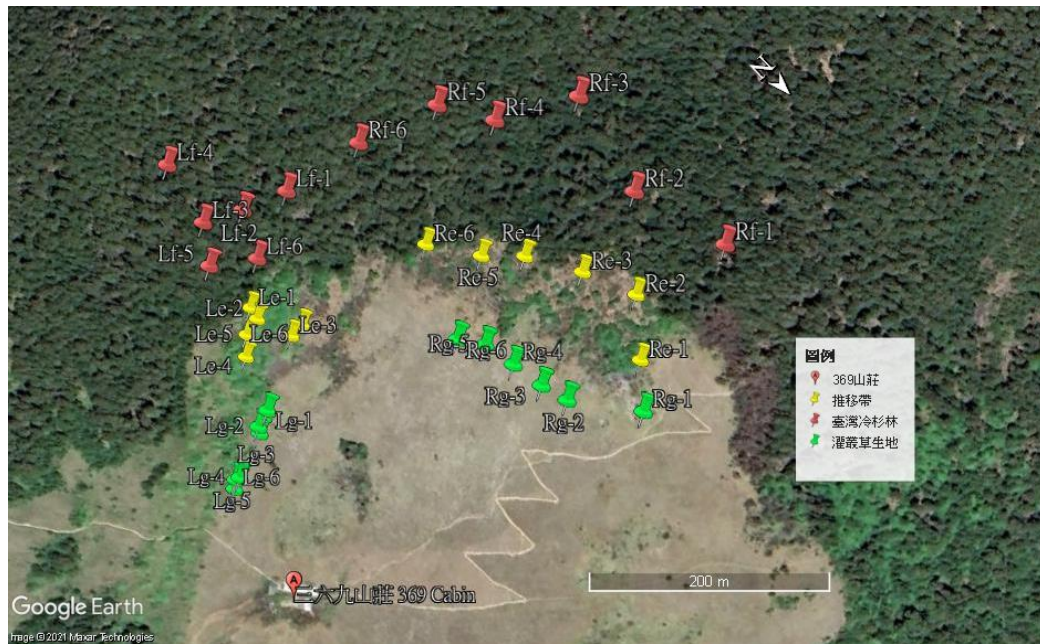


圖 14. 雪山三六九山莊附近植群地景梯度之樣區位置圖。綠點為灌叢草生地樣區，黃點為巒大花楸推移帶，紅點為臺灣冷杉林。(資料來源: Google earth 2021)

當歸、玉山小蘗、異葉紅珠(*Hemiphragma heterophyllum*)等多樣物種組成。臺灣冷杉林 Lf 及 Rf 地被植群組成相似，組成有苔類植物、臺灣鬼督郵、臺灣冷杉為主要優勢，其次由大霸尖山酢醬草、寬葉冷蕨、巒大花楸小苗覆蓋(圖 15)。

植群調查分析結果顯示，三六九山莊後方的灌叢草生地至臺灣冷杉林的推移帶呈現明顯的邊際效應作用。由植群的物種多樣性分析(圖 16、表 12)顯示，推移帶物種多樣性明顯高於兩側植群($p < 0.05$)，物種數為灌叢草生地、森林的兩倍，甚至更高。森林和灌叢草生地植群的物種多樣性因位置不同而有所差異。Shannon 多樣性指數和均勻度指數在 3 個植群類型呈現相同的趨勢，顯示推移帶物種豐富且相對均質的特性。

AMF 菌相分析共紀錄 6 科 8 屬 16 種叢枝菌根菌孢子形態種(表 13)，總計 859 顆孢子，部分孢子形態不完整以致難以鑑定者，則不予列入。AMF 種類包含 *Acaulospora*(無柄孢子屬)、*Claroideoglossum*、*Diversispora*、*Gigaspora*、*Paraglossum*、*Sclerocystis*、*Scutellospora* 及 *Septoglossum* 屬，其中以 *Acaulospora* 為種數優勢屬。根據 Oehl et al. (2006)於瑞士調查指出，高海拔地區 *Acaulospora* 屬的物種相對豐富；林子超(2009)於臺灣合歡山的 AMF 調查亦指出相同結果。



圖 15. 雪山三六九山莊附近植群地景梯度之植群樣區調查現地狀況。A-C 分別為左側臺灣冷杉林、推移帶、灌叢草生地；D-F 分別為右側臺灣冷杉林、推移帶、灌叢草生地。

本研究區域海拔 3,100 m，16 種 AMF 中有 8 種隸屬於 *Acaulospora* 屬，該屬孢子相對豐多度(relative abundance)高達 46.9%，顯示海拔高度可能為影響此地優勢物種組成因子。其中 *Ac. alpina* 及 *Ac. tsugae* 為高海拔地區分布物種。*Ac. alpina* 曾紀錄於瑞士阿爾卑斯山區海拔 1,800-2,700 m 草生地，1,300-1,800 m 隨著海拔越低出現頻度降低，而 1,300 m 以下阿爾卑斯山區及低海拔地區沒有該物種的紀錄(Oehl et al. 2006)。*Ac. alpina* 亦發現於墨西哥海拔 2,400-2,700 m 溫帶森林土壤(Varela-Fregoso et al. 2017)。臺灣則於中橫公路合歡山、梨山一帶，以及新中橫塔塔加及大雪山地區 2,230-3,260 m 的玉山箭竹林土壤首次紀錄(林子超，2009)。*Ac. tsugae* 為 2009 年合歡山區臺灣鐵杉(*Tsuga chinensis* var. *formosana*)土壤根圈發現之新種，此物種也發現於瑞士 2,450 m 海拔山區(Lin et al. 2019)。此兩種物種普遍紀錄於推移帶及灌叢草生地樣區。

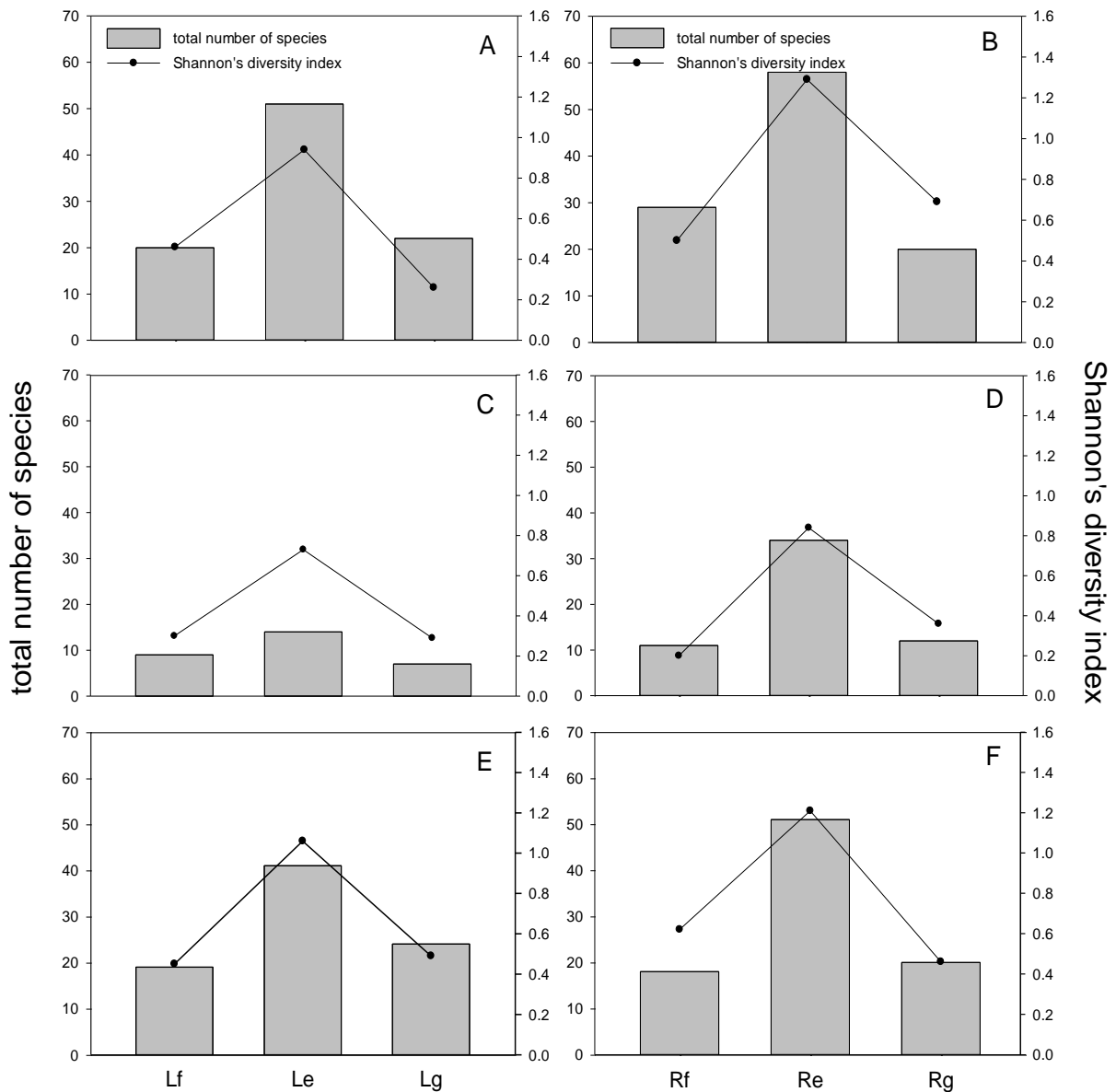


圖 16. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林不同時期之植物社會總物種數與 Shannon's 物種多樣性指數圖。L 與 R 分別表示左側與右側。f：臺灣冷杉林；e：推移帶；g：灌叢草生地。A-B: 2020 年 8 月；C-D: 2021 年 3 月；E-F: 2021 年 8 月。

表 12. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林之調查介量摘要表

調查日期	2020.08						2021.03						2021.08						
	左側			右側			左側			右側			左側			右側			
	植群型	F	E	G	F	E	G	F	E	G	F	E	G	F	E	G	F	E	G
植群	總物種數	20	51	22	29	58	20	9	14	7	11	34	12	19	41	24	18	51	20
	平均物種數	9.2	21.3	8.5	12.0	24.3	10.8	3.7	5.7	3.8	6.5	12.7	6.3	8.0	20.3	9.5	10.3	23.5	10.2
	(mean±sd)	±3.3	±2.9	±3.2	±2.9	±3.8	±5.2	±1.9	±2.1	±1.0	±1.4	±2.3	±3.1	±3.3	±1.4	±3.6	±2.5	±6.5	±4.0
	整體 H'	0.46	0.94	0.26	0.50	1.29	0.69	0.30	0.73	0.29	0.20	0.84	0.36	0.45	1.06	0.49	0.62	1.21	0.46
	均勻度	0.35	0.55	0.20	0.34	0.73	0.53	0.32	0.64	0.34	0.19	0.55	0.34	0.35	0.66	0.36	0.49	0.71	0.35
AMF	總物種數	1	8	6	2	8	6	0	7	3	3	7	7	2	7	7	2	5	8
	平均物種數	0.2	1.8	1.7	0.3	1.8	1.3	0.0	1.8	0.8	0.7	2.0	2.0	0.3	2.3	3.3	0.5	1.3	2.8
	(mean±sd)	±0.4	±1.2	±1.4	±0.5	±1.5	±1.2	±0.0	±1.7	±1.0	±0.8	±1.8	±0.9	±0.5	±1.2	±1.9	±0.8	±0.8	±1.8
	整體 H'	0.00	0.74	0.52	0.30	0.69	0.62	0.00	0.39	0.31	0.38	0.79	0.61	0.18	0.65	0.51	0.11	0.20	0.73
	均勻度	0.00	0.81	0.67	1.00	0.77	0.80	0.00	0.46	0.65	0.79	0.93	0.73	0.59	0.77	0.60	0.37	0.29	0.81

註: F 表示臺灣冷杉林; E 表示推移帶; G 表示灌叢草生地。

表 13. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林叢枝菌根菌孢子形態種類清單

物種名	代號	屬	科	出現植群 ^a
<i>Acaulospora alpina</i>	Aal	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae	1, 2&3
<i>Acaulospora delicata</i>	Ade	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae	1&2
<i>Acaulospora koskei</i>	Ako	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae	2
<i>Acaulospora laevis</i>	Ala	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae	1&2
<i>Acaulospora morrowiae</i>	Amo	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae	1&2
<i>Acaulospora rehmi</i>	Are	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae	2&3
<i>Acaulospora spinosa</i>	Asp	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae	2&3
<i>Acaulospora tsugae</i>	Ats	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae	1&2
<i>Acaulospora tuberculata</i>	Atu	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae	1, 2&3
<i>Claroideoglossum etunicatum</i>	Cet	<i>Claroideoglossum</i>	Claroideoglossaceae	2
<i>Diversispora spurca</i>	Dsp	<i>Diversispora</i>	Diversisporaceae	1&2
<i>Gigaspora decipiens</i>	Gde	<i>Gigaspora</i>	Gigasporaceae	1&2
<i>Paraglossum occultum</i>	Poc	<i>Paraglossum</i>	Paraglossaceae	1, 2&3
<i>Sclerocystis rubiformis</i>	Sru	<i>Sclerocystis</i>	Glomeraceae	2
<i>Scutellospora calospora</i>	Sca	<i>Scutellospora</i>	Gigasporaceae	2&3
<i>Septoglossum deserticola</i>	Sde	<i>Septoglossum</i>	Glomeraceae	1&2

^a1：灌叢草生地；2：推移帶；3：臺灣冷杉林

AMF 菌種多樣性分析顯示，推移帶及灌叢草生地的物種多樣性及數量的差異不顯著，臺灣冷杉林僅少數土壤樣本觀察到孢子，種數及孢子數稀少，顯著低於其餘兩類植群，此部分於後續做討論。除了 2021 年 8 月 Re 樣區 Shannon 物種多樣性指數較低，其餘 Shannon 物種多樣性指數和均勻度指數稍微高於灌叢草生地，森林由於孢子量稀少 α 多樣性指數低。將 3 個植群型植物社會和共生菌相的介量-物種多樣性、Shannon 物種多樣性進一步比對發現，推移帶 AMF 的物種數在大部分情況較其他 2 個相鄰植群高(圖 17)。

依植群類型來看，推移帶記錄本研究所有 16 種 AMF 的菌種，其中 *Ac. koskei*、*Claroideoglossum etunicatum* 和 *Sclerocystis rubiformis* 等 3 種為僅推移帶的獨有物種(表 14)。 *Ac. koskei* 及 *Cla. etunicatum* 分別發現於左側推移帶與右側推移帶樣本中；而 *Sc. rubiformis* 則是出現在兩側推移帶，並在左側推移帶各季節都有紀錄。灌叢草生地出現 10 種 AMF，臺灣冷杉林出現 6 種 AMF，而灌叢草生地

與臺灣冷杉林的共有物種僅 *Ac. alpina*、*Ac. tuberculata* 和 *Paraglomus occultum* 等 3 種 AMF。

本研究發現推移帶的 AMF 菌種較相鄰兩植群豐富，而環境梯度兩端的灌叢草生地及臺灣冷杉林的共有物種不多，且各自擁有其植群的共生菌種菌相。造成此種現象可能因相異的植物類群，以及土壤適應性所形成的差異。不同菌種因其生理特性及所在環境異質性，產孢時節存在著差異性(Oehl et al. 2009)，如採樣時節適逢某種孢子產孢時期，有較大的機會發現大量孢子。使用 Sørensen 相似性指數進一步分析，顯示推移帶和草生地 AMF 菌種具有相似程度較高，推移帶和森林相似性較低；而灌叢草生地和森林相似性為 0，顯示兩種植群沒有共同的 AMF 菌種(表 15)。本研究發現，地上部植群推移帶的邊際效應不僅表現於肉眼可見的地表植群，在我們看不見的土壤環境中，具植群偏好性的共生菌種-叢枝菌根菌，亦呈現一定程度的邊際效應。

研究 3 個時期的土壤採樣發現，臺灣冷杉林只記錄 6 種 AMF 孢子，其中 5 種 AMF 僅發現 1-2 顆孢子，甚至於 2021 年 3 月 Lf 所有土樣中沒有記錄到 AMF 的存在，可能顯示 AMF 不適於存在臺灣冷杉林的土壤。宿主植物根系做為 AMF 絕對共生對象，其會影響孢子的分布與組成，然而土壤性質、土壤類型、溫度、濕度等也是影響孢子適存的重要環境因子。AMF 在土壤環境偏好腐質層薄、有機酸低的環境(Read 1991)，因此枯落物亦會影響菌根的共生與演替的能力。部份樹種林下枯枝落葉層，能藉由枯葉、枯枝條以及枯根的化學物質，改變其林下植物 AMF 的共生關係(Becklin et al. 2012)。由臺灣冷杉林下觀察發現枯落物多、土壤表層腐植層厚，可能是致使林下環境不利於叢枝菌根菌適存的原因。此外，Northrup et al. (1995)研究也指出，松樹產生含大量酚類化合物的枯落物，相較於其他微生物，可能讓與松樹共生的外生菌根菌具有較高的可利用性。本研究透過臺灣冷杉小苗的染根試驗觀察亦發現，臺灣冷杉小苗根部與內生菌根菌之共生情形，僅發現極少量的叢枝菌根菌菌絲存在。

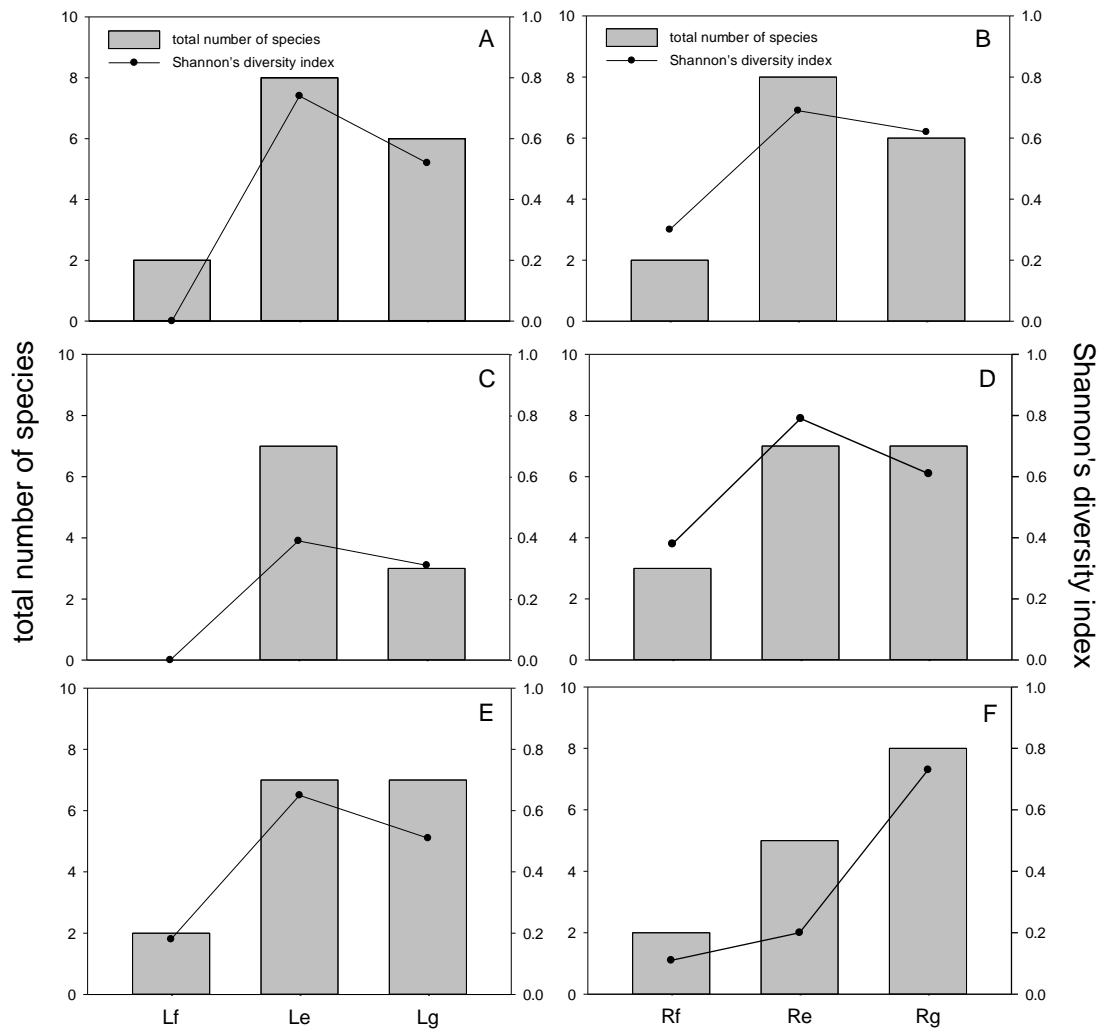


圖 17. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林不同時期之叢枝菌根菌總物種數與 Shannon's 物種多樣性指數圖。L 與 R 分別表示左側與右側。f：臺灣冷杉林；e：推移帶；g：灌叢草生地。A-B: 2020 年 8 月；C-D: 2021 年 3 月；E-F: 2021 年 8 月。

表 14. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林叢枝菌根菌孢子數量分布

調查日期	2020.08						2021.03						2021.08						總計
樣區位置	左側			右側			左側			右側			左側			右側			
植群型	f ¹	e	g	f	e	g	f	e	g	f	e	g	f	e	g	f	e	g	
Aal ²		6	1			5		2		1		8		4				15	42
Ade			23			1		1	29		1	1		5	43			28	132
Ako		1																	1
Ala						10					4			1			3		18
Amo		1	1		1	2		2				17			8			34	66
Are		1		1	8			3											13
Asp											3		1			1			5
Ats		3	2		11			7	13		2	10		9	8		1	5	71
Atu						1			1	4	2		6	2	19	13	3	4	55
Cet					17														17
Dsp												1			130		68	18	217
Gde					3										1			2	6
Poc		12	15		28	2		88		1	5	1		1	3		1	1	158
Sru		9			1			13						19					42
Sca	1	2		1															4
Sde			3		2						6	1							12
總計	1	35	45	2	71	21		116	43	6	23	39	7	41	212	14	76	107	859

¹f：臺灣冷杉林；e：推移帶；g：灌叢草生地。²物種代號見表 13。

表 15. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林之叢枝菌根菌 Sørensen 相似性指數分析

時間		左側			右側		
		Lf	Le	Lg	Rf	Re	Rg
2020.08	Lf*				Rf		
	Le	0.22			Re	0.20	
	Lg	0.00	0.57		Rg	0.00	0.29
		Lf	Le	Lg	Rf	Re	Rg
2021.03	Lf				Rf		
	Le	0			Re	0.40	
	Lg	0	0.4		Rg	0.40	0.57
		Lf	Le	Lg	Rf	Re	Rg
2021.08	Lf				Rf		
	Le	0.22			Re	0.29	
	Lg	0.22	0.57		Rg	0.20	0.62

*f：臺灣冷杉林；e：推移帶；g：灌叢草生地

(2) 植群地景梯度之植群與叢枝菌根菌排序分析

本研究將灌叢草生地、推移帶至臺灣冷杉林樣區的地上部植群進行不同時期的降趨對應分析，分析結果顯示總變量為 6.35，前三軸軸長分別為 0.51、0.51 及 0.36，變異解釋率為 8.03、8.03 及 5.67%(表 16)；DCA 排序圖第一軸反映取樣位置的物種組成差異(圖 18)，靠近第一軸左邊為左側樣區 Le、Lf、Lg，右邊為右側樣區 Re、Rf、Rg。三六九山莊後方坡向朝東北方，雖然面積不大，但兩側樣區坡向略有差異，造成植群物種組成差異可能因左側樣帶較為偏北，屬於小溝谷，環境較陰濕，進而影響物種組成；另一影響因子為火燒干擾，右側樣區近年受火燒影響次數較多，火勢由灌叢草生地一路延伸進巒大花楸推移帶。DCA 排序圖可看出，第一軸的兩側明顯劃分 Le、Re 和 Lg、Rg 的樣區；然而 Lf、Rf 的樣區分布較集中，顯示臺灣冷杉地被組成區別不明顯。第二軸反映不同植群類型樣區，下方為灌叢草生地樣區，可明顯和上方推移帶、臺灣冷杉林地被形成區別，而臺灣冷杉林地被樣區的組成相似較高而聚集分布。

各時期 Rg1 樣區在 DCA 排序圖都分布在第一軸左側，此樣區位於邊緣、靠近步道，火燒干擾型式與其他 Rg 樣區不同。2008 年火燒影響大部分右側的灌叢草生地，形成玉山箭竹、高山芒混生情形，而 Rg1 樣區未受干擾。2019

年火燒雖影響到 Rg1 樣區，但火燒擾動嚴重程度不如 2008 年，Rg1 樣區玉山箭竹迅速以萌蘖方式於火後恢復而形成優勢，物種組成接近左側灌叢草地。

表 16. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林不同時期之植群降趨對應分析表

Inertia=6.35	第一軸	第二軸	第三軸
特徵根(eigenvalue)	0.51	0.51	0.36
變異解釋率(%)	8.03	8.03	5.67
累積變異解釋率(%)	8.03	16.06	21.73

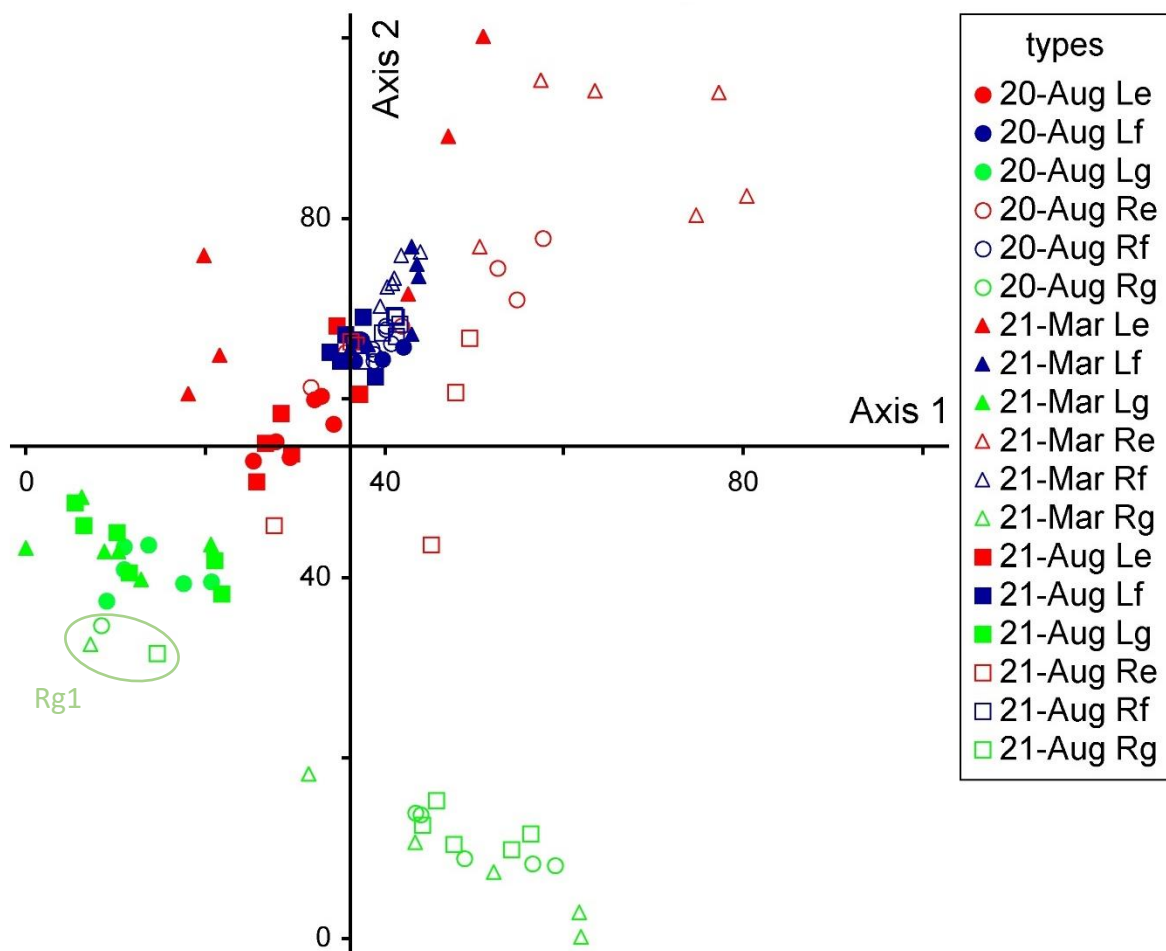


圖 18. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林不同時期之植群降趨對應分析圖。紅色為推移帶，藍色為臺灣冷杉林，綠色為灌叢草生地；實心為左側樣區，空心為右側樣區；圓形為 2020 年 8 月，三角形為 2021 年 3 月，正方形為 2021 年 8 月。

將灌叢草生地、推移帶至臺灣冷杉林樣區的 AMF 組成降趨對應分析，先將沒有記錄到 AMF 孢子的森林樣區別除(2021 年 3 月 Lf 樣區)；分析結果顯示總變量為 7.46，前三軸軸長分別為 0.89、0.73 及 0.46，變異解釋率為 11.93、9.79 及 6.17% (表 17)。DCA 排序圖顯示(圖 19)，可以發現 AMF 組成在第一軸的不同植群類型具有差異，以及季節變化的影響，雖然沒有明顯區別，但仍可看出 AMF 在推移帶樣區分布偏向第一軸的右側，灌叢草生地樣點分佈偏向左側。由於 AMF 類群與植物具偏好性，或不同類群間具親和性差異，使不同植群型下 AMF 菌種組成相異；但是仍不排除其他環境因子影響 AMF 分佈的可能性，由於植物本身也會受制於環境因素，表現在所佔有的生態區位上，透過環境因子篩選具適應性的 AMF；或是環境因子塑造植群分佈，間接促成我們所看到土壤中的 AMF 菌相。第一軸也反映在季節變化上，初春樣點多分佈於軸右側，夏季樣點分佈軸左側，顯示 AMF 具有季節性消長與變化，或不同 AMF 菌種產孢具有季節性。第二軸呈現 AMF 菌相組成受取樣位置影響，左側樣區點多集中於軸中央，右側樣區分布在第二軸的兩端；此現象可能因火燒干擾影響，致使三六九山莊左右兩側樣區的植群組成與環境差異，造成 AMF 菌相組成不同。

DCA 第一軸軸長達 4.901，大於 4 SD (standard deviation)，顯示 AMF 資料與環境梯度軸呈單峰反應，適合以 CCA(典型對應分析)分析不同地景植群 AMF 菌相組成與土壤環境的相關性，分析將沒有紀錄到 AMF 孢子的森林樣區別除(2021 年 3 月 Lf 樣區)。CCA 分析結果顯示總變量為 4.44，前三軸軸長分別為 0.49、0.44 及 0.36，變異解釋率為 11.04、9.91 及 8.11% (圖 20；表 18、19、20)。CCA 排序圖顯示第一軸與 CEC ($r=-0.848$)呈顯著負相關，CEC 高低依序由軸右至左，從推移帶-右側森林-草生地-左側森林遞增，第二軸與 pH 值($r=0.436$)呈中度正相關，以軸上方 Le、Lg、Rg 的 pH 值高，軸下方 Re、Lf、Rf 的 pH 值低。

表 17. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林不同時期之叢枝菌根菌孢子降趨對應分析表

Inertia=7.46	第一軸	第二軸	第三軸
特徵根(eigenvalue)	0.89	0.73	0.46
變異解釋率(%)	11.93	9.79	6.17
累積變異解釋率(%)	11.93	21.72	27.89

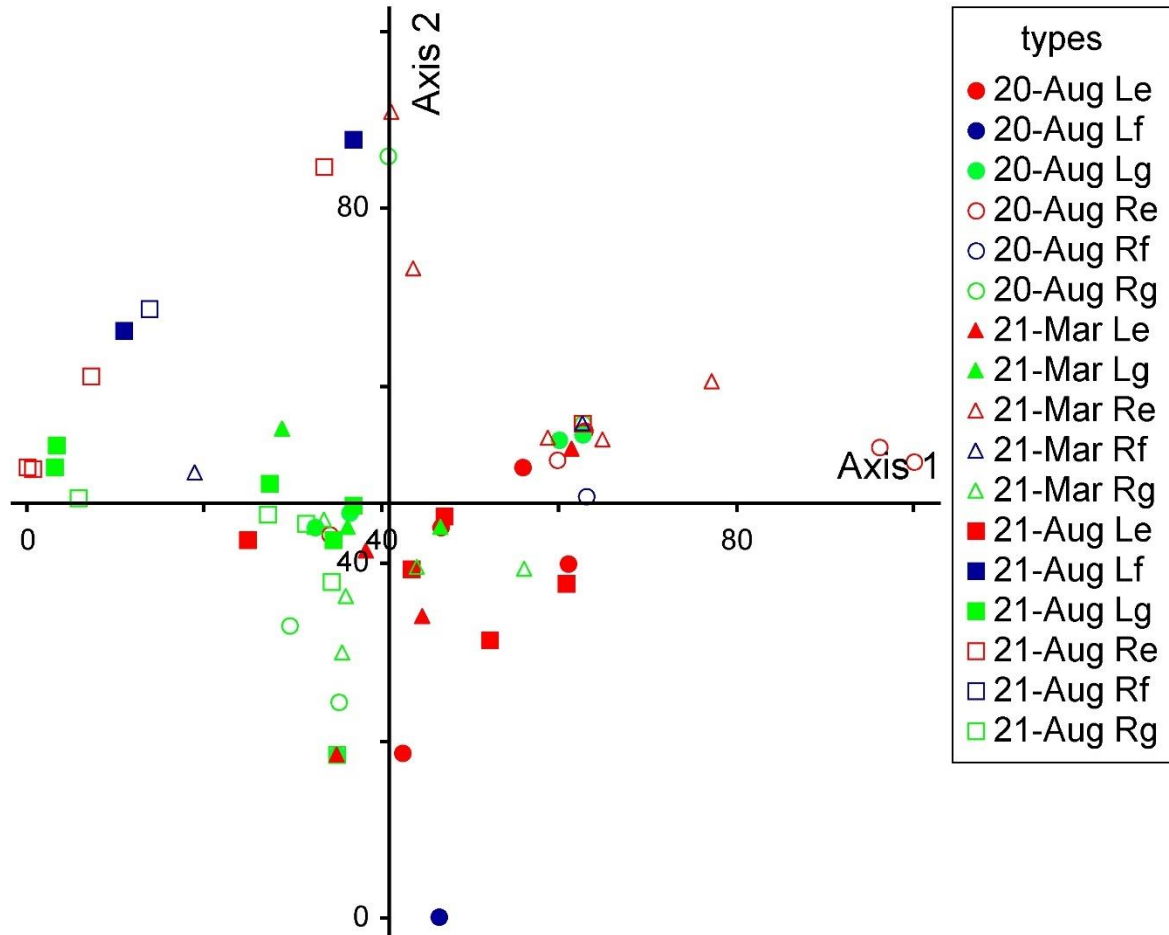


圖 19. 雪山三六九山莊附近灌叢草地至臺灣冷杉林不同時期之叢枝菌根菌孢子降趨對應分析圖。紅色為推移帶，藍色為臺灣冷杉林，綠色為灌叢草地；實心為左側樣區，空心為右側樣區；圓形為 2020 年 8 月，三角形為 2021 年 3 月，正方形為 2021 年 8 月。

表 18. 雪山三六九山莊附近灌叢草地至臺灣冷杉林菌相與土壤因子典型對應分析表

Inertia=4.44	第一軸	第二軸	第三軸
特徵根(eigenvalue)	0.49	0.44	0.36
變異解釋率(%)	11.04	9.91	8.11
累積變異解釋率(%)	11.04	20.95	29.06

表 19. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林菌相與土壤因子典型對應分析結果之各土壤因子與前 3 軸之相關性

變數	第一軸	第二軸	第三軸
pH 值	-0.070	0.436	0.285
有機質	-0.337	0.075	-0.322
全氮	-0.238	0.129	-0.225
有效磷	-0.384	0.012	-0.179
陽離子交換容量(CEC)	-0.848	0.053	-0.144

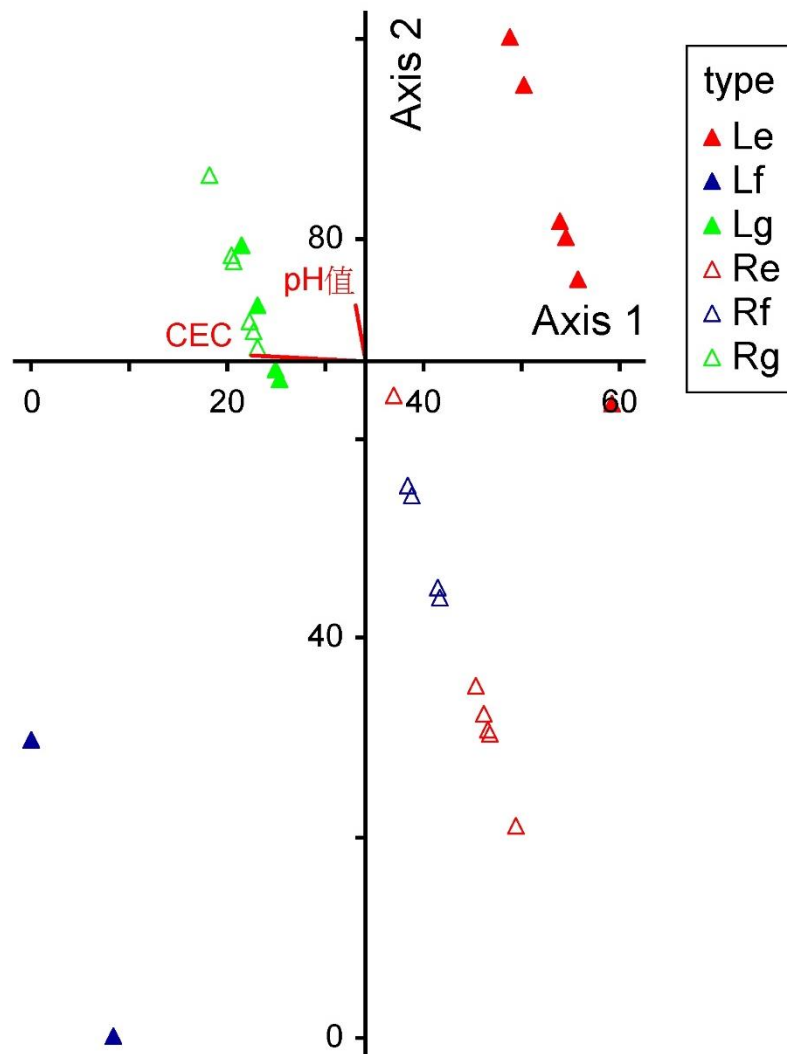


圖 20. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林菌相與土壤因子典型對應分析圖。紅色為推移帶，藍色為臺灣冷杉林，綠色為灌叢草生地；實心為左側樣區，空心為右側樣區。

表 20. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地至臺灣冷杉林土壤分析表

植群帶	樣區	土壤 pH	有機質 (%)	全氮 (%)	有效磷 (mg/kg)	CEC (cmolc/kg)
LF	1	4	16.3	0.49	7.85	37.2
	2	4.18				
	3	4.14				
	4	4.55				
	5	4.92				
	6	4.40				
LE	1	4.75	10.9	0.444	3.33	28.9
	2	4.52				
	3	4.83				
	4	4.86				
	5	5.11				
	6	5.20				
LG	1	4.64	15.9	0.574	8.55	34.8
	2	4.66				
	3	4.78				
	4	4.64				
	5	4.89				
	6	4.56				
RF	1	4.29	12.2	0.402	2.63	31.7
	2	4.46				
	3	4.29				
	4	4.46				
	5	4.48				
	6	4.27				
RE	1	5.22	7.59	0.329	1.85	28.7
	2	4.42				
	3	4.59				
	4	4.60				
	5	4.68				
	6	4.63				
RG	1	5.03	8.51	0.335	1.56	32.9
	2	4.86				
	3	4.91				
	4	5.02				
	5	5.18				
	6	4.89				

3. 灌叢草生地火燒擾動對物種多樣性的短期影響

AMF 也參與植群演替的過程，隨著干擾事件發生、演替的時期、植群的演替產生菌相動態上的變化，可能反映在數量或菌種上(林子超&吳繼光，2007)。本研究以 2019 年 2 月雪山三六九山莊附近灌叢草生地火燒事件(圖 21)，針對火燒擾動與未火燒擾動的區域分別設置樣區進行植群調查與土壤採集，探討火燒擾動後 AMF 菌相的影響，以及季節性的變化。圖 22 顯示，步道左側地表顏色較淺者為非火燒擾動區域，樣區以代號 A 表示；地表顏色較深者為火燒擾動區域，樣區以代號 B 表示，兩組各設置 6 個樣區，共計 12 個樣區。



圖 21. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地 2019 年 2 月火燒擾動範圍。



圖 22. 雪山三六九山莊附近火燒灌叢草生地調查之樣區設置位置圖。藍點(A)為非火燒樣區；橘點(B)為火燒樣區。(資料來源: Google earth 2021)

(1) 火燒擾動對叢枝菌根菌的菌相組成影響

在 2019 年火燒與未火燒的灌叢草生地樣區中，少數 AMF 孢子形態不完整以致難以鑑定者而不予以列入外，共記錄 3 科 3 屬 9 種 AMF 孢子形態種(表 21)，包含 *Acaulospora*、*Paraglomus* 與 *Septoglomus* 屬；其中，以 *Acaulospora* 屬的種類(7 種)及相對豐多度(relative abundance)為最高。9 種 AMF 中，僅 *Ac. morrowiae* 沒有在未火燒樣區發現，而 *Ac. rehmsii*、*Ac. spinosa* 和 *Pa. occultum* 沒有出現在火燒樣區，其餘種類在火燒與未火燒樣區皆出現。

表 21. 雪山三六九山莊灌叢草生地之叢枝菌根菌孢子形態種類清單

物種名	代號	屬	科	出現 ^a
<i>Acaulospora alpina</i>	Aal	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae	A&B
<i>Acaulospora delicata</i>	Ade	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae	A&B
<i>Acaulospora morrowiae</i>	Amo	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae	B
<i>Acaulospora rehmsii</i>	Are	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae	A
<i>Acaulospora spinosa</i>	Asp	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae	A
<i>Acaulospora tsugae</i>	Ats	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae	A&B
<i>Acaulospora tuberculata</i>	Atu	<i>Acaulospora</i>	Acaulosporaceae	A&B
<i>Paraglomus occultum</i>	Poc	<i>Paraglomus</i>	Paraglomeraceae	A
<i>Septoglomus deserticola</i>	Sde	<i>Septoglomus</i>	Glomeraceae	A&B

^aA:未火燒樣區，B:火燒樣區

雪山三六九山莊附近灌叢草生地 2019 年火燒，部分區域因步道等因素未遭到火燒。火燒後 18 個月調查發現，樣區不論受火燒擾動與否，植群組成相似性非常高，主要以高山芒、玉山箭竹、玉山金絲桃、臺灣藜蘆為優勢物種。然而，從現地觀察和植群分析發現，巒大當藥在 2019 年受火燒樣區(B)為優勢物種、族群數量相當多，卻在非火燒樣區(A)族群數量相對稀少，在物種組成呈現較明顯的對比(圖 23)。根據曾喜育等(2010)雪山地區研究指出，火燒擾動能抑制少數優勢物種、並且在空間上取得新的生育地，在火燒後期有利於像巒大當藥這一類以種子等散殖體作為繁殖的物種進入生育地，因而大量出現成為優勢種。此外，2019 年火燒樣區(B)物種數較非火燒樣區(A)略少，但在 Shannon's 物種多樣性指數或均勻度指數皆比較高(表 22、圖 24)；此現象主要因火燒對優勢物如玉山箭竹、高山芒等萌櫟型植物造成一定程度的抑制，這些植物地上部生物量降解後空出的空間提供巒大當藥等利用主要種子萌發建立族群的植物種類，由土壤種子庫或種子傳播方式拓殖生長。



圖 23. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地火燒與未火燒樣區之叢枝菌根菌調查現狀照片。A 為 2019 年未受火燒擾動樣區；B 為 2019 年火燒擾動樣區。

表 22. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地 2019 年火燒樣區與非火燒樣區之地上部植群與叢枝菌根菌(AMF)物種多樣性比較摘要表

		樣區	總物種數	平均物種數	平均孢子數	整體 H'	均勻度
2020.09	植群	A	22	10.7±3.3		0.36	0.27
		B	18	11.2±1.8		0.73	0.58
	AMF	A	7	1.8±1.6	25.8±49.49	0.15	0.18
		B	5	1.2±1.5	4.2±7.4	0.46	0.65
2021.04	植群	A'	21	11.0±2.2		0.54	0.41
		B'	17	9.7±2.9		0.61	0.49
	AMF	A'	3	1.2±1.0	1.7±1.5	0.39	0.82
		B'	4	1.0±0.6	2.3±2.5	0.54	0.89

A：非火燒樣區；B：2019 年火燒樣區

火燒干擾不僅造成地上部植群組成改變，影響地下部的土壤理化性質，甚至造成土壤生物相改變，與植物緊密共生的 AMF 組成也有可能受到影響 (Davison et al 2021)。火燒樣區(B)與未火燒樣區(A)的 AMF 孢子數的無母數 Mann-Whitney U test 分析顯示，2020 年 9 月與 2021 年 4 月兩個時期火燒與未火燒樣區的 AMF 孢子數皆無顯著性差異(表 23) ($p>0.05$)。

表 23. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地之火燒與未燒樣區叢枝菌根菌之孢子數量 Mann-Whitney U test 比較表

	U 值	p-value
2020.09.火燒樣區 v.s. 非火燒樣區	13.5	0.485
2021.04.火燒樣區 v.s.非火燒樣區	19.5	0.818

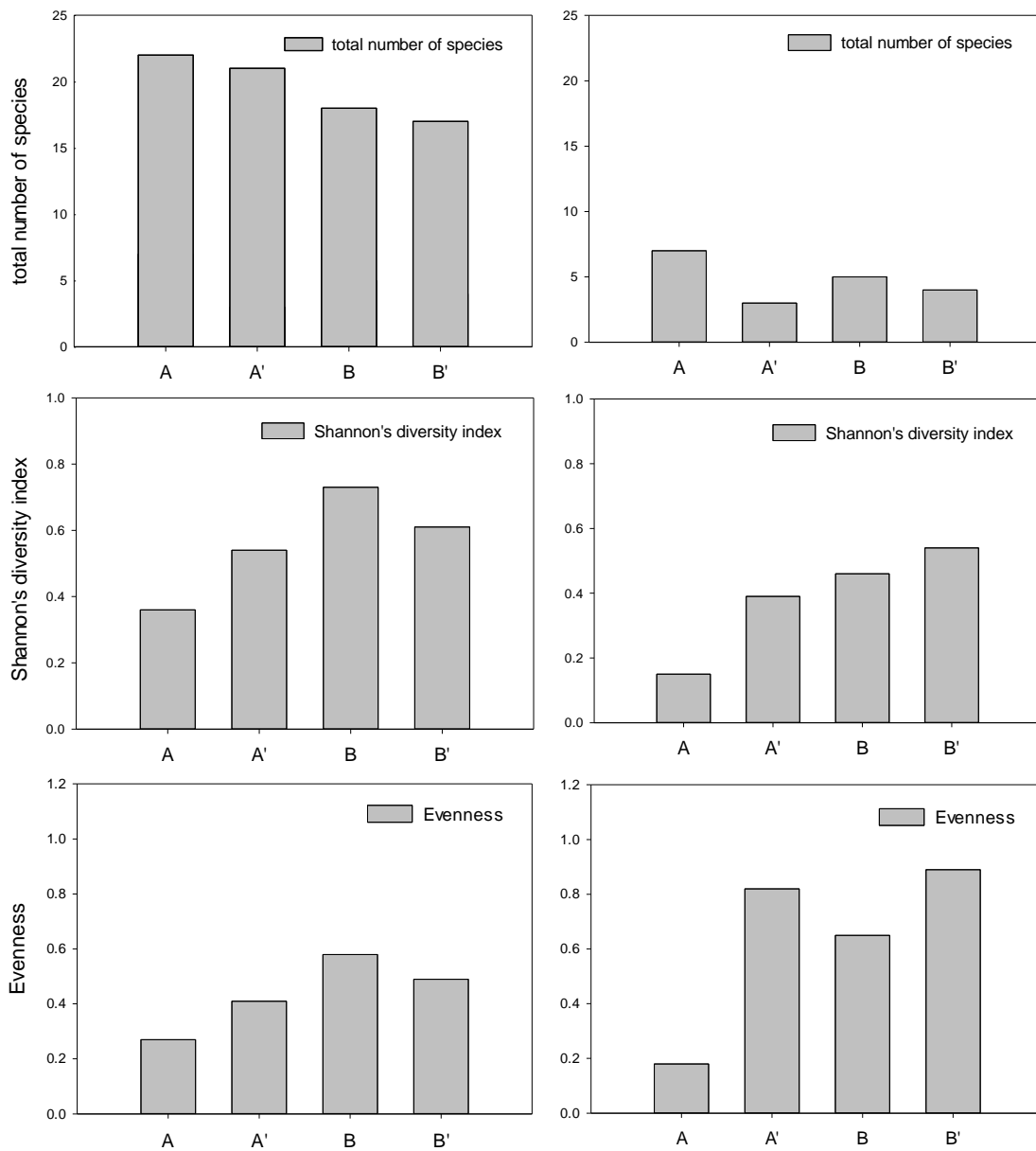


圖 24. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地 2019 年火燒樣區與非火燒樣區之植物社會(左圖)及叢枝菌根菌(右圖)的總物種數及 Shannon's 多樣性、均勻度指數。A：2020.09 非火燒樣區，A'：2021.04 非火燒樣區，B：2020.09 火燒樣區，B'：2021.04 火燒樣區。

火燒對 AMF 的孢子豐多度的影響評估研究顯示，部分研究指出火燒對孢子豐多度具有正面影響(Moreira et al. 2006)，部分具負面影響(Dhillion et al. 1988)，以及維持中立的看法(Docherty et al. 2012)，顯示著火燒擾動存在著異質性；例如植群類型、火燒頻度、火燒強度、火後恢復時間、取樣時間皆有可能造成 AMF 的孢子豐多度差異性。Dhillion et al. (1988) 研究指出，火燒透過燃燒地上部植被，影響 AMF 宿主的存活，間接使其共生關係產生變化，火燒並非直接影響土壤中的 AMF。三六九山莊附近灌叢草生地的火燒為地表火(王偉，2016)，火燒並未將地上部植物燒死，存活的植物根系在地下部仍可能與叢枝菌根菌維持之共生關係。再者，本研究取樣時間為火後約一年半，雪山亞高山灌叢草生地火燒後植物透過萌蘖及種子庫等方式可以快速重新建立植群，植群組成與結構逐漸趨於穩定(王偉，2016)，進而與 AMF 產生穩定共生關係，因此本次調查針對火燒對於 AMF 孢子數量之影響無顯著差異。

(2) 灌叢草生地火燒擾動對叢枝菌根菌孢子菌相的季節變化

為了解火燒後灌叢草生地上部植群與土壤 AMF 的組成受火燒擾動後的季節變化，分別於 2020 年 9 月及 2021 年 4 月進行兩次調查。植群物種共計蕨類植物 1 科 1 屬 2 種與種子植物 12 科 22 屬 27 種(單子葉植物 5 科 10 屬 10 種及雙子葉植物 7 科 12 屬 17 種)。地上部植群以高山芒最優勢，玉山箭竹次之，玉山金絲桃、一枝黃花、抱鱗宿柱臺及臺灣藜蘆等植物普遍出現(表 24)。

由表 25 可以得知，非火燒樣區 2020 年 9 月 AMF 總孢子數量 155 顆，孢子絕大部分來自 A5 樣區，孢子密度(spore density, SD)高達 127 顆/100g 土壤；其中，孢子種類大部分為 *Ac. delicata*。*Ac. delicata* 是 2020 年 9 月相對豐多度最高的物種，在火燒樣區及非火燒樣頻度分別為 56% 及 93%，此時期可能是 *Ac. delicata* 產孢時節，在宿主植物生長良好的情況下大量產孢。就現地植群觀察發現，A5 樣區最優勢植物玉山箭竹，生物量(植株大小、覆蓋度)明顯高於其他樣區。2020 年 9 月至 2021 年 4 月的樣本發現，不論 AMF 的孢子數量及物種數都有呈現季節性減少的趨勢；此現象主要受到季節更迭影響植物枯榮的同時，亦影響著 AMF 生長與繁殖(Escudero & Mendoza 2005)。此外，在 2021 年 4 月記錄到 2020 年 9 月未發現的物種 *Ac. tuberculata*，推測 2020 年調查時已過 *Ac. tuberculata* 產孢時期，或孢子已萌發而未被觀察紀錄。

表 24. 雪山三六九山莊 2019 受擾動灌叢草生地與鄰近未受擾動區域地被植物之重要值(IV)

物種	A	A'	B	B'
高山芒	93.28	72.81	54.98	55.80
玉山箭竹	29.62	40.63	22.40	49.45
玉山金絲桃	17.17	13.61	19.74	20.56
一枝黃花	11.33	12.15	8.30	12.57
抱鱗宿柱薹	10.05	11.11	9.32	26.11
臺灣藜蘆	10.73	10.46	25.94	8.80
巒大當藥	1.36	2.37	34.58	0.00
羊茅	0.00	13.04	1.19	10.68
假繡線菊	3.12	0.00	4.59	1.95
臺灣粉條兒菜	2.75	1.84	1.83	1.83
曲芒髮草	5.92	1.41	6.46	0.00
玉山苗芹	1.37	1.79	0.00	0.60
玉山剪股穎	1.44	0.00	5.48	0.00
阿里山龍膽	0.67	8.25	0.00	4.98
雪山堇菜	2.03	0.58	2.32	0.00
雙黃花堇菜	0.00	0.59	0.00	1.81
臺灣地楊梅	1.36	0.00	0.57	0.00
高山白珠樹	0.67	1.22	0.00	0.99
玉山毛蓮菜	2.04	0.00	0.58	0.00
伊澤山龍膽	1.35	0.58	0.58	0.61
假石松	0.00	1.50	0.58	1.37
森氏山柳菊	0.68	1.77	0.00	1.25
臺灣高山杜鵑	0.00	1.94	0.00	0.00
喜岩堇菜	0.00	1.77	0.00	0.00
高山薔薇	1.36	0.00	0.00	0.00
高山杜鵑	0.96	0.00	0.00	0.00
石松 s.p.	0.74	0.00	0.00	0.00
厚唇粉蝶蘭	0.00	0.58	0.57	0.00
臺灣龍膽	0.00	0.00	0.00	0.64
物種數	22	21	18	17
平均物種數 (mean±SD)	10.7±3.3	11.2±1.8	11.0±2.2	9.7±2.9
H'	0.36	0.54	0.73	0.61
均勻度指數	0.27	0.41	0.58	0.49

註: A: 2020 年 9 月非火燒樣區；A': 2021 年 4 月非火燒樣區；B: 2020 年 9 月火燒樣區；B': 2021 年 4 月火燒樣區。

根據 Shannon's 物種多樣性指數(H')分析結果,2020 年 9 月非火燒樣區地上部植群(代碼 A)為 0.36,而 2021 年 4 月(代碼 A')增加至 0.54 (圖 24);然而在物種數降低的情況下,Shannon's 物種多樣性指數不減反增,原因在於影響 Shannon's 多樣性指數之因素包括物種數及個體分布均勻程度,當物種數越多、個體分布越平均,H'值越高(劉崇瑞&蘇鴻傑,1984),此結果顯示在段期間的地上部植群組成的均質性提升。火燒樣區於 2020 年 9 月(代碼 B)及 2021 年 4 月(代碼 B')的物種數不如未火燒樣區,然而 Shannon's 物種多樣性指數更為高,分別為 0.73 與 0.61,呈現出火燒樣區均質性較高的情形,由均勻度指數

(evennessindex)亦印證上述結果。曾喜育(2019)指出三六九山莊灌叢草生地，地表低強度的火燒透過抑制少數優勢的物種，致使火後策略為萌蘗性又相對弱勢的植物得以擴張，以及藉由騰出新的生育空間，提供種子散殖之物種進入。由此得知，相較於以玉山箭竹、高山芒等優勢植物佔據大部分生育地的未火燒樣區，遭受火燒的樣區提供其他植物拓展、進入生育地的可能性，因而提升植群均質性。

表 25. 雪山三六九山莊灌叢草生地叢枝菌根菌孢子調查介量摘要表

物種代號	A	A'	B	B'	總孢子數
Aal	1		1		2
Ade	145	3	17	6	171
Amo			2	4	6
Are	1				1
Asp	2				2
Ats	3	1	2	1	7
Atu		6		3	9
Poc	1		3		4
Sde	2				2
總孢子數	155	10	25	14	204
物種數	7	3	5	4	
平均物種數 ± SD	1.8±1.6	1.2±1.0	1.2±1.5	1.0±0.6	
平均孢子數 ± SD	25.8±49.5	1.7±1.5	4.2±7.4	2.3±2.5	
H'	0.15	0.39	0.46	0.54	
均勻度指數	0.18	0.82	0.65	0.89	

註: A: 2020 年 9 月非火燒樣區；A': 2021 年 4 月非火燒樣區；B: 2020 年 9 月火燒樣區；B': 2021 年 4 月火燒樣區。

AMF 在 2020 年 9 月調查發現，*Ac. delicata* 在非火燒樣區的 A5 樣區調查到大量孢子，造成當期非火燒樣區的孢子/物種的分布極度不均質，均勻度指數低(0.18)；至 2021 年 A' 組別孢子數量大為減少，均勻度指數遽增至 0.82。由於物種數減少的緣故，使其 Shannon's 物種多樣性指數增加幅度較少。*Ac. delicata* 作為 2020 年 B 組別中相對豐多度最高的孢子，其數量在 2021 年 B' 組別中減少，同樣致使均勻度上升。

AMF 對於宿主植物的專一性並不高，可以和許多分屬於不同屬、科的植物共生(曾顯雄 1985)。在火燒與非火燒樣區的植群與 AMF 物種數大致呈正向相關的趨勢，即當植群物種豐富度高，孢子的物種豐富度也隨之增加，反之亦然。

4. 臺灣冷杉小苗染根觀察

本研究於2020年9月起進行臺灣冷杉小苗採樣，針對三六九山莊後方臺灣冷杉林至灌叢草生地樣區附近，採取根系完整小苗植株進行樣本固定並攜下山做染根觀察(圖25)，包含臺灣冷杉林5株、森林-灌叢草生地之推移帶6株、灌叢草生地5株，共計16株臺灣冷杉小苗。



圖 25. 臺灣冷杉小苗染根後觀察。

根據臺灣冷杉小苗染根觀察，我們發現臺灣冷杉林的小苗不論與外生菌根菌或暗色隔膜菌的感染比例皆非常高，除其中一株小苗外生菌根菌感染率為31%外，其他皆可高達70%以上。特別是暗色隔膜菌感染率幾乎皆可達100%，且觀察到AMF菌絲非常稀少(表26)。由此可知，外生菌根菌和暗色隔膜菌對於臺灣冷杉林小苗初期成長的重要性。尤其暗色隔膜菌的黑色素提供菌絲生物性及非生物性的保護，對於其生存及宿主植物在嚴苛環境中的適應性皆扮演重要角色(Kivlin et al. 2013; Jumpponen & Trappe, 1998; Mandyam & Jumpponen 2005; Robinson 2001)。

然而，臺灣冷杉小苗在推移帶及灌叢草生地的樣株，感染株數及感染比例相對低許多，有感染之樣株多為暗色隔膜菌及外生菌根菌一同感染的情形(圖27)。雖然在推移帶與灌叢草生地的AMF種類與孢子數量較臺灣冷杉林高出甚多，且AMF的寄主多沒有種專一性，然本研究觀察發現，臺灣冷杉小苗在不同植群型的根與菌根菌的感染狀況差異明顯，顯示臺灣冷杉小苗向外脫離母樹拓殖的過程，臺灣冷杉小苗根部感染對象主要為外生菌根菌或暗色隔膜菌。

表 25. 雪山三六九山莊附近臺灣冷杉小苗根部暗色隔膜菌、叢枝菌根菌及外生菌根菌感染率

植群型	樣區	編號	感 染 率 (%)		
			暗色隔膜菌	叢枝菌根菌	外生菌根菌
臺灣冷杉林下	LF6	LF6-1	100	0	31
		LF6-2	100	0	86
		LF6-3	69	0	85
		LF6-4	96	4	90
		LF6-5	100	0	95
推移帶	LE4	LE4-1	0	0	0
		LE4-2	0	0	0
		LE4-3	0	0	0
		LE4-4	92	0	49
		LE4-5	0	0	0
		LE4-6	0	0	16
灌叢草地	LG4	LG4-1	87	0	24
		LG4-2	70	0	87
		LG4-3	0	0	27
	LG2	LG2-4	0	0	10
		LG2-5	0	0	0

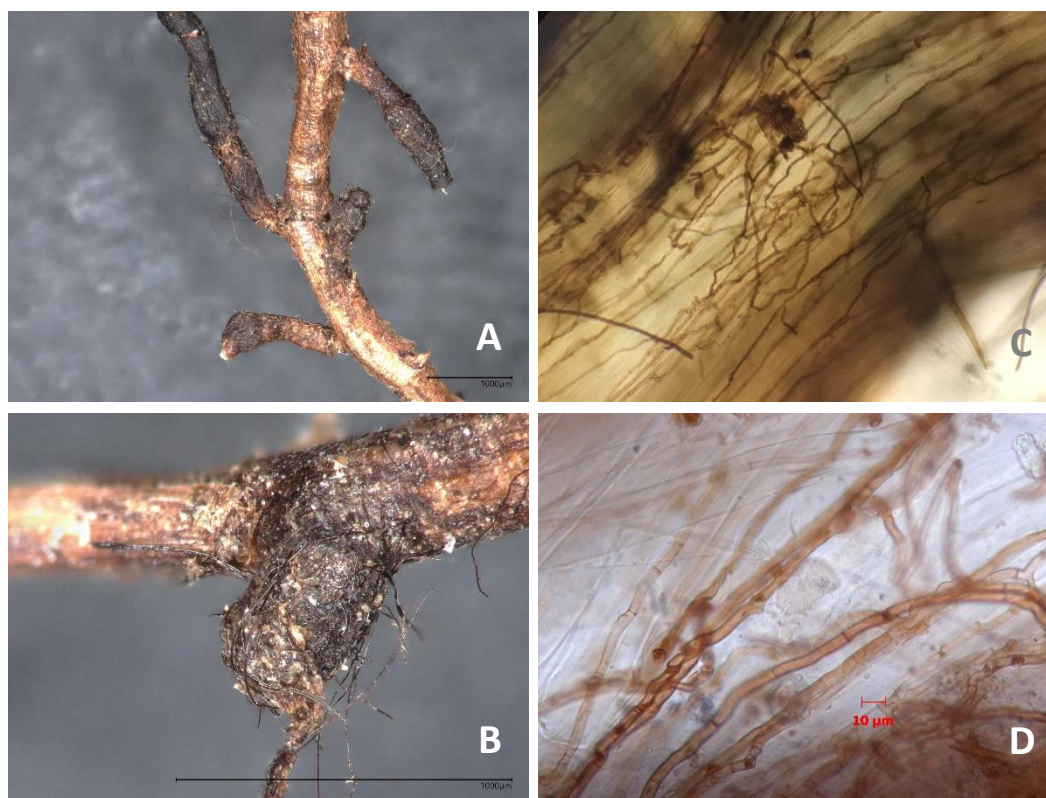


圖 26. 臺灣冷杉小苗根部感染情形。A、B 外生菌根菌感染；C、D 暗色隔膜菌感染。

(五)雪山三六九山莊周邊防火樹種選擇參考

依防火林帶文獻分析結果，防火樹種選擇須具有阻火能力強、環境適應性強、具常綠且樹冠結構緊密、樹種來源豐富、栽培容易而生長快，栽植則以複層林及間植不同物種以達阻火及病蟲防害之功效；由於研究區位於亞高山生態系，植物種組成較少，符合防火樹種特性的樹種選擇較少，建議可以使用的樹木種類有玉山杜鵑、紅毛杜鵑、刺柏、玉山圓柏等 4 種。

然而，防火最主要的觀念還是在於預防，如何提高民眾對於環境安全及衛生之意識當為首要目標，建議管理處應加強宣導用火安全，設置安全用火場域，並強制遊客用火炊煮的使用地點，減少火燒發生機率。

表 26. 防火樹種特性列表

防火樹種	防火/耐火特性	文獻參考
玉山杜鵑	常綠、枝條茂密、枝條/樹皮含水率	林永發、邱清安 (2002)、李林(2004)、 林朝欽(2010)、顏江河 (2011)
紅毛杜鵑	常綠、枝條茂密、枝條/樹皮含水率	
刺柏	常綠、枝條茂密、枝條/樹皮含水率	
玉山圓柏	常綠、枝條茂密、枝條/樹皮含水率	

七、結論與建議

(一) 至2021年9月雪山三六九山莊火燒後之灌叢草生地演替調查共計73種維管束植物(含系統樣區、隨機樣區)。其中，貓耳葉菊、早熟禾及大扁雀麥等3種為歸化植物，目前發現在三六九山莊附近及鄰近步道，但研究樣區內，僅早熟禾在非系統樣區偶有分布，未來應注意外來種之族群數量變動。火燒對原生植群之植物組成與結構造成破壞，有利外來物種在火後入侵，除了長期監測外，需籌畫當其蔓延後之對策及管理辦法。

α 物種多樣性部分，樣區的種密度、物種豐富度、多樣性指數隨著植物的萌蘗與繁殖體的進入而逐漸增加，在2010年6月的達到最高峰，隨後略為下降。 β 物種多樣性部分，不同時期調查之出現物種相似性隨火後恢復時間增加，每季植物組成相似亦增加。

(二) 隨著火後演替時間增加，試驗組之常綠與冬枯植物比例有逐漸穩定的趨勢，對照組樣區常綠與冬枯植物組成比多大於30%。7K因為玉山箭竹族群植株高，其生育地環境較為陰濕，適合蕨類植物生存，其他種子植物拓殖及生存則較為困難，故該樣區之蕨類商數為本研究最高。對照組樣區相較試驗組樣區內萌蘗型及種子散播型植物比例則較為相近。

(三) 因今年3-6月降雨量較少，致使整體生長季延後，初期調查的覆蓋率皆相對較低。試驗樣區經過踩踏試驗在第三季的結果顯示，覆蓋率明顯下降($p < 0.05$)，土壤硬度明顯上升($p < 0.05$)。土壤含水率及土壤pH值則無明顯差異，大部分的試驗結果主要根據調查季節而有所變化，推測大尺度的環境影響性比較大，但人為擾動仍會對局部性的生態環境產生影響，但若恢復時間夠長，仍能使其逐漸回復至未受干擾前的環境條件。

(四) 在灌叢草生地至臺灣冷杉林植群的物種多樣性分析中，結果顯示推移帶植群的物種多樣性最高，而森林和草生地植群的物種多樣性則視位置而有所差異。在叢枝菌根菌孢子多樣性的分析中，推移帶和灌叢草生地的物種多樣性高於森林型植群，森林下的孢子種類及數量稀少，土壤環境和枯落葉層可能是導致林下不利叢枝菌根菌生長的因素。研究區共記錄6科8屬16種的叢枝菌根菌孢子形態種，其中以 *Acaulospora* 屬為優勢，相對豐多度高達46.9%，該優勢組成來自海拔環境影響。

(五) 火燒對叢枝菌根菌之影響研究發現，夏季未火燒區的叢枝菌根菌種類與孢子數較多，但差異不顯著；此現象與地上部植物種類物種多樣性結果一致。

- (六) 根據臺灣冷杉小苗染根觀察，臺灣冷杉林的小苗與外生菌根菌和暗色隔膜菌感染比例皆非常高，但與叢枝菌根菌的感染比例低
- (七) 依防火林帶文獻分析結果，防火樹種選擇須具有阻火能力強、環境適應性強、具常綠且樹冠結構緊密、樹種來源豐富、栽培容易而生長快，栽植則以複層林及間植不同物種以達阻火及病蟲防害之功效，研究區符合的樹木種類有玉山杜鵑、紅毛杜鵑。然而，防火最主要的觀念還是在於預防，如何提高民眾對於環境安全及衛生之意識當為首要目標，建議管理處應加強宣導用火安全。

八、引用文獻

- 王正平 (2017) 陽明山國家公園步道遊憩衝擊評估暨管理維護機制建置計畫。陽明山國家公園管理處委託辦理報告。153頁。
- 王偉 (2016) 雪山地區亞高山灌叢草生地火後演替動態。國立中興大學森林系博士論文。共100頁。
- 王偉、邱清安、曾彥學、許俊凱、曾喜育、呂金誠 (2010) 雪山主峰沿線植物社會調查研究。林業研究季刊 32(3): 15-34。
- 王偉、蔡尚惠、邱清安、曾喜育、呂金誠 (2013) 雪山雪東線之物種與生活型多樣性沿海拔梯度變化。林業研究季刊35(3): 139-152。
- 朱君逸、李明仁。2004。叢枝菌根菌(*Acaulospora scrobiculata*)對黃槿苗木生長之影響。中華林學季刊 37(1): 37-47。
- 何春蓀 (1986) 臺灣地質概論。經濟部中央地質調查所。共 153 頁。
- 吳繼光、林素禎 (1998) 囊叢枝內生菌根菌應用技術手冊。行政院農委會農業試驗所。共 232 頁。
- 呂金誠 (1990) 野火對臺灣主要森林生態系影響之研究。國立中興大學實驗林研究彙刊20(2): 1-15。
- 呂金誠、歐辰雄 (2010) 雪山地區高山生態系整合研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處委託研究報告。
- 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)。嘉義學報10: 47-72。
- 宋永昌 (2001) 植被生態學。華東師範大學出版社，673頁。
- 肖紅、徐長林、張德罡、柴錦隆、潘濤濤、魚小軍 (2018) 模擬踩踏和降水對高寒草甸陰山扁蓿豆有性繁殖特徵的影響。生態學雜誌 37(7): 1976-1982。
- 林子超、吳繼光 (2007) 九二一地震後九九峰地區先驅樹種內生菌根菌調查研究。特有生物研究 9(1):51-62。
- 林子超 (2009) 台灣中部地區玉山箭竹林土壤中內生菌根菌調查。特有生物研究 11(2): 79-91。
- 林博雄、魏聰輝 (2017) 雪霸地區氣象資料分析與雲霧露水捕集試驗。雪霸國家公園管理處委託辦理報告。81頁。
- 邱清安 (2006) 應用生態氣候指標預測臺灣潛在自然植群之研究。國立中興大學森林學系博士論文。
- 邱清安、陳韋志、曾彥學、廖敏君、王偉、曾喜育 (2015) 雪山東峰亞高山草生

- 地火燒後植群之回復。林業研究季刊 37(1): 5-18。
- 柳楮 (1963) 小雪山高山草原生態之研究。林試所報告第九十二號。
- 高明脩 (2011) 臺灣鐵杉及臺灣冷杉的外生菌根真菌多樣性及生態研究。中華民國真菌學會 100 年度年會暨會員大會，臺中。
- 高嘉鴻 (2005) 中果塊菌(*Tuber mesentericum* Vitt.)之分離、菌落生長及半無菌菌根合成。國立臺灣大學森林學研究所碩士論文。共 74 頁。
- 張芷熒、曾喜育、呂金誠、曾彥學 (2008) 臺灣地區歸化植物之侵略性評估系統建立。林業研究季刊 30(4): 29-40。
- 許再文、彭仁傑、曾彥學、黃朝慶 (2003) 臺灣地區歸化植物資源之調查研究 (1/3)。特有生物保育中心。
- 許崑衍、李明仁 (2005) 叢枝菌根菌(*Acaulospora scrobiculata*)對羅氏鹽膚木苗木生長之效應。中華林學季刊 38(4): 425-435。
- 陳正祥 (1957) 氣候之分類與分區。國立臺灣大學農學院實驗林林業叢刊第七號。
- 陳玉峰 (1993) 合歡高地植群的演替。東海大學生物學研究所博士論文。共184 頁。
- 陳明義、劉業經、呂金誠、林昭遠 (1986) 東卯山臺灣二葉松林火後第一年之植群演替。中華林學季刊19(2): 1-15。
- 陳庭筠 (2012) 添加鋁及菌根種接對臺灣五葉松(*Pinus morrisonicola*)苗木生長之影響。國立中興大學森林學研究所碩士論文。
- 陳隆陞 (1995) 玉山塔塔加森林火燒跡地生態環境變遷及保育措施之研究。國家公園學報 6(1): 25-46。
- 曾彥學、曾喜育 (2014) 雪山高山生態系生態健康指標調查。內政部營建署雪霸國家公園管理處委託研究報告。
- 曾喜育、曾彥學 (2020) 雪山三六九山莊附近灌叢草生地火燒後之樣區復原及植被變化監測研究。雪霸國家公園委託研究報告。共85頁。
- 曾喜育、蔡尚惠、賴國祥、王偉、呂金誠 (2010) 高山生態系火燒與植群動態研究。雪霸國家公園委託研究報告—雪山地區高山生態系整合研究，共 43 頁。
- 曾碩文 (2008) 雪霸國家公園步道之土壤侵蝕監測—以雪山東線、四秀線及大霸線為例。內政部營建署雪霸國家公園管理處委託研究報告。48頁。
- 曾顯雄 (1985) 菌根菌之最近研究發展。真菌學之最近發展專題演講論文集專刊 12: 45-70。
- 黃國書、李建堂(2007)未鋪面步道品質變遷調查—以陽明山國家公園地區為例。

- 國家公園學報 18(2): 1-14。
- 廖敏君、曾彥學、邱清安、曾喜育、呂金誠 (2012) 雪山地區冷杉林帶地被植物社會研究。林業研究季刊 34(3): 179-192。
- 臺灣植物紅皮書編輯委員會 (2017) 2017 臺灣維管束植物紅皮書名錄。行政院農業委員會特有生物研究保育中心、行政院農業委員會林務局、臺灣植物分類學會。南投。187頁。
- 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之研究。國立臺灣大學實驗林研究報告121: 207-239。
- 劉崇瑞、蘇鴻傑 (1983) 森林植物生態學。臺灣商業印書館。462頁。
- 劉崇瑞、蘇鴻傑 (1989) 森林植物生態學，第三版。臺灣商務印書館，台北市。
- 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。中華林學季刊 17(1): 1-32。
- 劉儒淵 (2004) 合歡山區登山步道土壤沖蝕之研究。國家公園學報14(1): 55-73。
- 劉儒淵 (2005) 國家森林遊樂區步道環境監測機制之建立與執行。台灣林業 31(2): 7-17。
- 鄭婷文、曾喜育、邱清安、劉思謙、王秋美、曾彥學 (2012) 雪山主峰東線步道維管束植物生活型之研究。國家公園學報22: 41-51。
- 賴國祥 (2003) 臺灣亞高山地區的林火生態。林火生態與管理研討會，第49-52頁。農委會林務局、臺灣生物多樣性保育學會。
- 賴國祥 (2005) 合歡北峰臺灣二葉松林火燒後之天然更新。特有生物研究7(1): 61-68。
- 賴國祥、陳明義 (1992) 合歡北峰臺灣二葉松林火燒後之植群與嚙齒類消長。中華林學季刊25(2): 33-42。
- 應紹舜 (1976) 雪山地區高山植群的研究。中華林學季刊 9(3): 119-135。
- 顏江河 (2009) 高山地區土壤性質研究。雪霸國家公園管理處委託研究報告，共 48 頁。
- 顏江河 (2012) 雪山地區外生菌根共生關係之研究。收錄於雪山地區高山生態系長期生態調查研究。雪霸國家公園管理處委託研究報告。
- Amy J.D., C. Galen (2007) Nurse effects of alpine willows (*Salix*) enhance over-winter survival at the upper range limit of fireweed. *Chamerion Angustifolium*. Arctic, Antarctic, and Alpine Research 39(1): 57-64.
- Bader M., I. van Geloof, M. Rietkerk (2007) High solar radiation hinders tree

- regeneration above the alpine treeline in northern Ecuador. *Vegetatio* 191(1): 33-45.
- Baier R., J. Ingenhaag, H. Blaschke, A. Gottlein, R. Agerer (2006) Vertical distribution of an ectomycorrhizal community in upper soil horizons of a young Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) stand of the Bavarian limestone Alps. *Mycorrhiza* 16(3): 197-206.
- Becklin K.M., M.L. Pallo, C. Galen (2012) Willows indirectly reduce arbuscular mycorrhizal fungal colonization in understory communities. *Journal of Ecology* 100: 343-351.
- Bernd J.B., P.A. Wilfahrt, M.A.S. Arfin-Khan, P. Eibes, A. Von Heßberg, J. Ingrisch, M. Schloter, M.A. Schuchardt, A. Jentsch (2019) Low resistance of montane and alpine grasslands to abrupt changes in temperature and precipitation regimes. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 51(1): 215-231. DOI:10.1080/15230430.2019.1618116.
- Boufford D.E., C.F. Hsieh, T.C. Huang, C.S. Kuoh, O. Hiroshi, C.I Peng, J.L. Tsai, K. C. Yang. (2003) A Checklist of the Vascular Plants of Taiwan. In: Huang, T.-C. et al. (eds.). *Flora of Taiwan*, 2nd ed., 6: 15-139. Editorial Committee, Dept. Bot., NTU, Taipei, Taiwan.
- Chen S.H., M.J. Wu (2003) Remarks on the species of *Stachytarpheta* (Verbenaceae) of Taiwan. *Botanical Bulletin of Academia Sinica* 44:167-174.
- Cierjacks A., S. Salgado, K. Wesche, I. Hensen (2008) Post-fire population dynamics of two tree species in high-altitude polylepis forests of central Ecuador. *Biotropica* 40(2): 176-182.
- Connell J.H. (1978) Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- Daniels B.A., H.D. Skipper (1982) Methods for the recovery and quantitative estimation of propagules from soil. In: *Methods and principles of mycorrhizal research*, Schenck, N. C. (Ed.). The American Phytopathological Society, Staint Paul pp. 20-45.
- Denslow J.S. (1980) Gap partitioning among tropical rainforest trees. *Biotropica* 12: 47-55.
- Dhillon S.S., Anderson R.C., A.E. Liberta (1988) Effect of fire on the mycorrhizal ecology of little bluestem (*Schizachyrium scoparium*). *Canadian Journal of Botany* 66: 706-713.

- Docherty K.M., T.C. Balser, B.J.M. Bohannan, J.L.M. Gutknecht (2012) Soil microbial responses to fire and interacting global change factors in a California annual grassland. *Biogeochemistry* 109: 63-83.
- Davison J., M. Moora, M. Semchenko, S.B. Adenan, T. Ahmed, A.A. Akhmetzhanova, J.M. Alatalo, S. Al-Quraishy, E. Andriyanova, S. Anslan, M. Bahram, A. Batbaatar, C. Brown, C.G. Bueno, J. Cahill, J.J. Cantero, B.B. Casper, M. Cherosov, S. Chideh, A.P. Coelho, M. Coghill, G. Decocq, S. Dudov, E.C. Fabiano, V.E. Fedosov, L. Fraser, S.I. Glassman, A. Helm, H.A.L. Henry, B. Hérault, I. Hiiesalu, I. Hiiesalu, W. N.Hozzein, P. Kohout, U. Kõljalg, K. Koorem, L. Laanisto, Ü. Mander, L. Mucina, J.-P. Munyampundu, L. Neuenkamp, Ü. Niinemets, C. Nyamukondiwa, J. Oja, V. Onipchenko, M. Pärtel, C. Phosri, S. Pölmke, K. Püssa, A. Ronk, A. Saitta, O. Semboli, S.-K. Sepp, A. Seregin, S. Sudheer, C.P. Peña-Venegas, C. Paz, T. Vahter, M. Vasar, A. J. Veraart, L. Tedersoo, M. Zobel, M. Öpik (2021) Temperature and pH define the realised niche space of arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist* 231(2): 763-776.
- Engle D.M., M.W. Palmer, J.S. Crockett, R.L. Mitchell, R. Stevens (2000) Influence of late season fire on an early successional Oklahoma prairie. *Journal of Vegetation Science* 11: 135-144.
- Escudero V., R. Mendoza (2005). Seasonal variation of arbuscular mycorrhizal fungi in temperate grasslands along a wide hydrologic gradient. *Mycorrhiza* 15(4): 291-299.
- Eshel A., N. Henig-Sever, G. Ne'eman (2000) Spatial variation of seedling distribution in an east Mediterranean pine woodland at the beginning of post-fire succession. *Vegetatio* 148(2): 175-182.
- Feng L., Gan, M.Y., F.P. Tian (2019) Effects of grassland tourism on alpine meadow community and soil properties in the Qinghai-Tibetan Plateau. *Polish Journal of Environmental Studies* 28(6): 4147-4152.
- Fenner M. (1998) The phenology of growth and reproduction in plants. *Perspective in Plant Ecology. Evolution and Systematics* 1: 78-91.
- Feyera S., T. Demel (2002) Soil seed banks in plantations and adjacent natural dry Afromontane forests of central and southern Ethiopia. *Tropical Ecology*, 43: 229-242.
- Gamoun M., Tarhouni, M., Belgacem A.O., Hanchi, B., M. Neffati (2010) Effects of grazing and trampling on primary production and soil surface in North African

- rangelands. *Ekológia (Bratislava)* 29(2): 219-226.
- Gerdemann J.W., J.M. Trappe (1974) The endogonaceae in the Pacific Northwest. *Mycologia Memoir* 5: 1-76.
- Germino M.J., W.K. Smith, A.C. Resor (2002) Conifer seedling distribution and survival in an alpine-treeline ecotone. *Vegetatio* 162(2): 157-168.
- Ghermandi L., N. Guthmann, D. Bran (2004) Early post-fire succession in Northwestern Patagonia grasslands. *Journal of Vegetation Science* 15(1):67 -76.
- Guo Q. (2001) Early post-fire succession in California chaparral: Changes in diversity, density, cover and biomass. *Ecological Research* 16: 471-485.
- Hargreaves J.C., M.S. Adl, P.R. Warman (2008) A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 123: 1-14.
- Hoiss H., J. Gaviria, A. Leingartner¹, J. Krauss, I. Steffan-Dewenter (2013) Combined effects of climate and management on plant diversity and pollination type in alpine grasslands. *Diversity and Distributions* 19: 386-395. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00941.x>
- Huston M. (1979) A general hypothesis of diversity. *American Naturalist* 113: 81-101.
- Illa E., C. Empar, M.N. Josep (2006) Patterns of plant traits in Pyrenean alpine vegetation. *Flora - Morphology Distribution Functional Ecology of Plants* 201(7): 528-546.
- Jumpponen A., J.M. Trappe (1998) Dark septate endophytes: a review of facultative biotrophic root-colonizing fungi. *New Phytologist* 140: 295-310.
- Kalamees R., K. Püssa, I. Vanha-Majama, K. Zobel (2005) The effects of fire and stand age on seedling establishment of *Pulsatilla patens* in a pine-dominated boreal forest. *Canadian Journal of Botany* 83(6): 689-693.
- Kemball K.J., G.G. Wang, A.R. Westwood (2006) Are mineral soils exposed by severe wildfire better seedbeds for conifer regeneration? *Canadian Journal of Forest Research* 36 (8): 1943-1950.
- Kivlin S.N., S.M. Emery, J.A. Rudgers (2013) Fungal symbionts alter plant responses to global change. *American Journal of Botany*, 100(7): 1445-1457.
- van Klink R., F. van der Plas, C.G.E. van Noordwijk, M.F. WallisDeVries, H. Olff (2015) Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. *Biological Reviews* 90(2): 347-366. doi: <https://doi.org/10.1111/brv.12113>.

- Kobayashi T., Y. Hori, N. Nomoto (1997) Effects of trampling and vegetation removal on species diversity and micro-environment under different shade conditions. *Journal of Vegetation Science* 8: 873-880.
- Koske R.E., B. Tessier (1983) A convenient, permanent slide mounting medium. *Newsletter Mycological Society of America* 34: 59.
- Li W., S.Q. He, X.P. Cheng, G.X. Zhang (2020) Short-term effects of experimental trampling on alpine grasslands in Shangri-la, China. *Global Ecology and Conservation* 23: e01161.
- Lin L., B. Zhu, C. Chen, Z. Zhang, Q.B. Wang, J.S. He (2016) Precipitation overrides warming in mediating soil nitrogen pools in an alpine grassland ecosystem on the Tibetan Plateau. *Scientific Reports* 6: 31438.
- Lin T.C., G.A. Silva, F. Oehl (2019) *Acaulospora tsugae*, a new species in the Glomeromycetes from Taiwan, and a key to species in Acaulosporaceae. *Nova Hedwigia* 108(3-4): 475-488.
- Ma M., S.L. Collins, G. Du (2020) Direct and indirect effects of temperature and precipitation on alpine seed banks in the Tibetan Plateau. *Ecological Applications* 30(5): 1-13.
- Mandyam K., A. Jumpponen (2005) Seeking the elusive function of the root-colonising dark septate endophytic fungi. *Studies in Mycology* 53: 173-189.
- McCune B., M.J. Mefford (1999) *Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4.0*. Glenden Beach, OR: MJM Software Design.
- McGonigle T.P., M.H. Miller, D.G. Evans, G.L. Fairchild, J.A. Swan (1990) A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist* 115:495-501.
- Meyer E.H. (1973) Distribution of ectomycorrhizae in native and manmade forests. In Marks G. C. and T. T. Kozlowski Eds., *Ectomycorrhizae: their Ecology and Physiology*, Academic Press, New York. pp. 79-105.
- Mikola P. (1962) The Bright Yellow Mycorrhiza of Raw Humus. XII Internat. Union Forest Research Organizations Cong. Proc. Part I. 24-49.
- Moreira M., D. Baretta, S.M. Tsai, E.J.B.N. Cardoso (2006) Spore density and root colonization by arbuscular mycorrhizal fungi in preserved or disturbed *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. ecosystems. *Scientia Agricola* 63(4): 380-385.
- Neville J., J.L. Tessier, I. Morrison, J. Scarratt, B. Canning, J.N. Klironomos (2002)

- Soil 150 depth distribution of ecto- and arbuscular mycorrhizal fungi associated with *Populus tremuloides* within a 3-year-old boreal forest clear-cut. *Applied Soil Ecology* 19: 209-216.
- Northup R.R., Z. Yu, R.A. Dahlgren, K.A. Vogt (1995) Polyphenol control of nitrogen release from pine litter. *Nature* 377(6546): 227-229.
- Nuñez M., E. Raffaele (2007) Afforestation causes changes in post-fire regeneration in native shrubland communities of northwestern Patagonia, Argentina. *Journal of Vegetation Science* 18(6): 827-834.
- Oehl F., Z. Sýkorová, D. Redecker, A. Wiemken, E. Sieverding (2006) *Acaulospora alpina*, a new arbuscular mycorrhizal fungal species characteristic for high mountainous and alpine regions of the Swiss Alps. *Mycologia* 98(2): 286-294.
- Oehl F., E. Sieverding, K. Ineichen, P. Maeder, A. Wiemken, T. Boller (2009). Distinct sporulation dynamics of arbuscular mycorrhizal fungal communities from different agroecosystems in long-term microcosms. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 134(3-4): 257-268.
- Oros-Ortega I., A. Andrade-Torres, L.A. Lara-Pérez, R.F. Guzmán-Olmos, F. Casanova-Lugo, L.A. Sáenz-Carbonell, I. Córdova-Lara (2017) Ectomycorrhizal ecology, biotechnology and taxonomy for the conservation and use of *Abies religiosa* in temperate areas of Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 23(3): 411-426.
- Overbeck G.E., S.C. Müller, V.D. Pillar, J. Pfadenhauer (2005) Fine-scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland. *Journal of Vegetation Science* 16: 655-664.
- Paul E.A., F.E. Clark (1996) *Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, New York. 273 p.p.
- Pescott O.L., G.B. Stewart (2014) Assessing the impact of human trampling on vegetation: a systematic review and meta-analysis of experimental evidence. *PeerJ* 2: e360. DOI 10.7717/peerj.360.
- Raunkiaer C. (1934) *Life-Forms of Plants and Statistical Plant Geography*. Clarendon Press, Oxford. 632 pp.
- Read D.J. (1991) Mycorrhizas in ecosystems. *Experimenta* 47: 376-391.
- Read D.J., J. Perez-Moreno (2003) Mycorrhizas and nutrient cycling in ecosystems-a journey towards relevance? *New Phytologist* 157: 475-492.

- Robinson C.H. (2001) Cold adaptation in Arctic and Antarctic fungi. *New Phytologist* 151: 341-353.
- Schoennagel T., D.M. Waller, M.G. Turner, W.H. Romme (2004) The effect of fire interval on post-fire understorey communities in Yellowstone National Park. *Journal of Vegetation Science* 15: 797-806.
- Silva I.R., C. M. Mello, R.A.F. Neto, D.K.A. Silva, A.L. Melo, F. Oehl, L.C. Maia (2014) Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi along an environmental gradient in the Brazilian semiarid. *Applied Soil Ecology* 84:166-175.
- Sørensen T. (1948) A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biologiske Skrifter/Kongelige Danske Videnskabernes Selskab* 5: 1-34.
- Su H.J. (1984) Studies on the climate and vegetation types of the natural forests in Taiwan (2): Altitudinal vegetation zones in relation to temperature gradient. *Quarterly Journal of Chinese Forestry* 17(4): 57-73.
- ter Braak C.J.F. (1985) Correspondence analysis of incidence and abundance data: properties in terms of a unimodal response model. *Biometrics* 41: 859-873.
- ter Braak C.J.F. (1986) Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.
- ter Braak C.J.F. (1987) The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 69: 69-77.
- Tilman D. (1982) *Resource Competition and Community Structure*. Monogr. Pop. Biol. 17. Princeton University Press, Princeton, N.J. 296 pp.
- Van der Heijden M.G.A, T. Boller, A. Wiemken, I.R. Sanders (1998) Different arbuscular mycorrhizal fungal species are potential determinants of plant community structure. *Ecology* 79(6): 2082-2091.
- van der Heijden M.G.A, A. Wiemken, I.R. Sanders (2003) Different arbuscular mycorrhizal fungi alter coexistence and resource distribution between co-occurring plants. *New Phytologist* 157: 569-578.
- Varela-Fregoso L., A. Mora-Velázquez, C.G. Chávez-Hernández, A. Martínez-Bernal, R. García-Sánchez, E. Chimal-Sánchez, N.M. Montaña (2017) *Acaulospora alpina* and *Ambispora fennica*, two new records of arbuscular mycorrhizal fungi for Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(3): 496-501.

- Verrall B., C.M. Pickering (2019) Recovery of subalpine grasslands 15 years after landscape level fires. *Australian Journal of Botany* 67: 425-436.
- Vozzo J.A., E. Hacskeylo (1974) Endo- and ectomycorrhizal associations in five *Populus* species. *Aspen Bibliography* 101(4): 182-186.
- Wahren C.H., W.A. Papst, R.J. Williams (2001) Early post-fire regeneration in subalpine heathland and grassland in the Victorian Alpine National Park, south-eastern Australia. *Austral Ecology* 26: 670-679.
- Whittaker R.H. (1970) The population structure of vegetation. In: Tuxen, R. (Hrsg.): *Gesellschafts morphologie (Strukturforschung)*. Ber. Int. Symp. IVV Rinteln 1966: 39-62.
- Wu S.H., C.F. Hsieh, M. Rejmánek (2004) Catalogue of the naturalized flora of Taiwan. *Taiwania* 49(1): 16-31.
- Xu L., S.M.A. Freitas, F.H. Yu, M. Dong, N.P.R. Anten, M.J.A. Werger (2013) Effects of trampling on morphological and mechanical traits of dryland shrub species do not depend on water availability. *PLoS ONE* 8(1): e53021. doi:10.1371/journal.pone.0053021.
- Zimmermann J., S.I. Higgins, V. Grimm, J. Hoffmann, T. Münkemüller, A. Linstädter (2008) Recruitment filters in a perennial grassland: the interactive roles of fire, competitors, moisture and seed availability. *Journal of Ecology* 96(5): 1033-1044.

附錄一、委員審查意見回覆

(一)期中委員審查意見回覆

審查委員	審查意見	意見回覆
賴國祥委員	1. 本計畫於高山地區執行，殊為不易，值得鼓勵。	1. 感謝委員意見。
	2. P22 表 2、P33 表 7:需另標註 B→S (代號統一)。	2. 感謝委員意見，後續的報告會統一文中的專有名詞。另外，也會補上火後植物的主要更新策略一詞。
	3. P30 第二段：氣象站資料與”火燒樣區物種數”，請說明是那個時期的物種數。	4. 感謝委員意見，氣象站資料為魏聰輝和林博雄(2009)整合型計畫架設的在三六九山莊灌叢草生地的氣量站資料，是從 2009 年 9 月至計畫結束，故資料也是相應這時期的地被調查，後續會補充資料的時期及區域。
	4. P31 表 5:平均種密度的計算式請確認，並再核算，P40 表 10 亦請一致。	5. 感謝委員意見，表格數值會再重新檢視計算。
	5. 報告書中圖表文字部分有誤及建議，請統一修正。 (1) PIX 圖目錄：圖 17 圖說誤植。 (2) P10：(二)地質與環境：最後兩行 cm ³ →m ³ 。(x3)。 (3) P12：1.系統樣區：臺灣冷杉林緣→臺灣冷杉推移帶邊緣，並於此段加入樣區數。 (4) P12 圖 3:左圖 10m→3m；3m→10m。 (5) P13 圖 4：缺 S10、S11 及 R33。 (6) P15:一年生臺灣冷杉小苗→1-3 年生臺灣冷杉小苗；本段最後二行半刪除(連根-----情形)。	7. 期中報告內的單位、圖片表格中的錯誤均已重新修正。

	<p>(7) P19：A.---- 第二個 G(H) →I(H)。</p> <p>(8) P21：文中圖 7→圖 4；73 種→76 種；70 種→73 種。</p> <p>(9) P38：(二)對照組常綠與冬枯植物組成”比例”多大於 30%，文義不明。</p> <p>(10) P39：文中圖 12→圖 11。P39 表 9：表中數字，如 0.45、1.24 是代表什麼？請說明。</p> <p>(11) P46：文中表 3→表 12。</p> <p>(12) P56：文中表 16→表 19；圖 16→圖 18；圖 17→圖 19。另部分萌蘗→萌蘖；黃苑→黃菀。</p>	
--	---	--

審查委員	審查意見	意見回覆
王志強委員	1. 本案延續往昔多年來之研究成果與紀錄，具有長期調查監測的成效與科學價值。尤其監測樣區的維護及複查，為一必要之工作。	1. 感謝委員意見。
	2. 期中書面報告皆已完成預期之調查工作與記錄，在有限的經費、多項的高山調查工作及疫情影響下，實屬辛苦。	2. 感謝委員意見。
	3. 計畫目標項下共有五項，各具有其經由調查、研究分析後需達成之具體成果及建議，目前期中報告僅見調查分析成果，未來完成全期之調查、分析後，期待收斂各項資料，並提出具體之經營管理等建議。	3. 感謝委員意見，此部分將在期末報告中統整相關數據，並建議管理處相關措施。
	4. 三六九山莊改建臨時營地調查之目的為何？未來係提供復育參考？人為影響強度？承載	4. 此部分主要是依據管理處建議透過踩踏試驗來評估承載量，期末報告會把調查緣由

	量推估?	及相關研究說明得更為完整。
	5. 菌根菌調查內容中，可說明調查的頻度與時間，另文內的資料豐富，並多有著墨地上部植群型的狀況，可與菌相資料作比對，惟內容之呈現交錯，結果與其他文獻相關之討論混雜，建議未來或可先將該部分之所有結果列出後，再進行論述與其他文獻比較。	5. 此部分的撰寫會再重新編修，雖然成果和資訊量相對多，但這部分會依照委員意見重新校稿。
	6. 關於臺灣冷杉小苗在林內和推移帶、灌叢草生地之菌根菌感染狀況差異明顯，其對於未來冷杉更新演替之影響可能為何?	6. 絕大多數的菌根菌能加強宿主的養分吸收，進而提升植株的生存率。然而，臺灣冷杉小苗在推移帶及灌叢草生地的樣株，大多數沒有被內生菌根菌及外生菌根菌感染，這將使臺灣冷杉小苗從林內要拓殖到推移帶或草生地會更加困難。

審查委員	審查意見	意見回覆
謝銘銓課長	1. 三六九山莊周邊於 2008 年、2014 年、2019 年之 3 起火災事件，發生時間介於 12 月至次年 2 月初，經本案分析因山莊周邊草生地的冬枯特性，再加上冬季氣候乾燥，屬火災好發季節，並建議應加強提醒登山民眾用火安全，該期間與雪霸雪季服務期(1 月初至 3 月底)部分重疊，將配合建議加強用火安全宣導。	1. 感謝課長意見，期末會針對這部分做建議的宣導方案和相應措施。
	2. 因應初期火災滅火，如於三六九三莊放置滅火器，有無建議採用之滅火藥劑型式，以避免環境二次傷害。	2. 感謝課長意見，期末會針對這部分做建議的宣導方案和相應措施。

審查委員	審查意見	意見回覆
卓孝娟課員	1. 有關火燒事件為 2014 年發生，部分簡報(P15)與報告書內容年代撰寫為 2013 年，請統一修正。	1. 感謝技士意見，期末報告會針對區域的描述做修改。踩踏試驗的方法將會描述清楚並且有更多的文獻進行討論。
	2. 有關外來種植物是否能以數據呈現野外調查數量，並評估是否需要定期辦理移除活動，若有需要，可提供確切地理位置(在步道公里數處有)，能將外來種移除活動納入青少年營隊的項目之一。	2. 感謝技士意見，此部分將定期做觀察監測，期能提供管理單位做管理上的依據。

審查委員	審查意見	意見回覆
林淑芬技士	1. 三六九山莊改建臨時營地(報告書 P15)的 B 區並非觀景台，而是公務區及炊事區。	1. 感謝技士指正。
	2. 臨時營地研究方法建議更詳細敘述，例如樣區數量、樣區位置(於圖面標示)、踩踏試驗的操作等。(P15：10 組樣區設為人為踐踏模擬樣區；P36：3 條樣帶*3 個次樣帶)	2. 感謝技士意見，期末報告會針對區域的描述做修改。踩踏試驗的方法將會描述清楚並且有更多的文獻進行討論。
	3. 從山莊上方之字坡和捷徑已經可以看出踩踏的影響，臨時營地的植被調查資料應可做為瞭解未來踐踏擾動變化過程的基礎。	3. 感謝技士意見，此部分將定期做觀察監測，期能提供管理單位做管理上的依據。

審查委員	審查意見	意見回覆
李佩如技士	1. 報告書 P21 三六九山莊附近步道兩旁有早熟禾、大扁雀稗、貓耳菊等歸化植物與去年(2020 年)調查資料相比，是否有往更高海拔地區擴散，請補充說明。	1. 目前歸化植物(族群)發現的區域，最高到黑森林路口(7.8K)，與之前的調查相比海拔和分布區域沒有明顯變化。種類清單在 P22 頁有針對各物種進行詳細的功能群劃分，P27-29 則有各時期物種分布

		頻度的表格可供參考。
	2. 報告書 P36 針對三六九山莊改建臨時營地之調查在今年 4 月進行第 1 次調查，請提供植物種類清單，在後續研究或期末報告方可進行比較分析。	2. 感謝技士意見。

審查委員	審查意見	意見回覆
于淑芬課長	1. 報告書 P27 表 4Y2 代表什麼意思(Y 為出現在非系統樣區)。	1. 感謝課長意見，此為文章對於符號的標記錯誤會一併進行修正。
	2. 報告書 P29 生活型普中最後一段，顯示火燒破壞後對環境相對惡劣和高山植物對環境敏感，但同頁最下一段，又說三六九山莊附近屬地表火，對物種多樣性有 2 種作用(1)抑制優勢種使其地低矮萌蘗植物不被壓迫(2)增加物種豐富度，這兩段文字敘述有點矛盾。	2. 高山火燒對於當地環境的衝擊是肯定的，然而對於當地受優勢物種影響的物種的確是提供了更多資源(空間及養分)使其能拓殖，鄰近的物種也將因為生態棲位的增加而得以進入該區域，但此區域的火燒事件並非自然現象，長久來看然會使該區域退化演替(更多鄰近草生地的森林轉換為灌叢草生地)，這部分的描述我們會再彙整並明確的指出頻繁火燒對環境的劣化，以及物種多樣性因火燒而增加的短期動態。
	3. P31 表 5 在 p4 前人研究部分，雪東火燒 2 年後可恢復火燒前之植物覆蓋程度，但表 5 中 2019 年火燒至今已 2、3 年，覆蓋率為 65.4%，之前 2011 年 7 月資料距上次 2008 年則為 2.5 年，其覆蓋率為 100%，其原因為何？	3. 因燃料量的差距，2008 年 12 月的火燒距離 369 山莊附近草生地上一次火燒應以有超過 10 年的期間，因此燃料量相對後續的火燒多，因而即便是地表火，燃燒的強度和範圍也與後續火燒有別。然而，2018-2019 年的降水量比起過往的調查都少，從期中報告書中的踩踏試驗的照片也可以發現，本季調查多數地被仍呈現冬枯後尚未萌發新枝及葉

		的狀態。因此今年的覆蓋率未若其他時期過冬後回復快速。
	4. 連續火燒易使生態劣化，目前該區之生態是否劣化，另可由那些調查資料得知，請說明。	4. 感謝課長意見，因為三六九山莊附近灌叢草生地的火燒事件並非自然現象，因火燒相對頻繁可能會使該區域退化演替(更多鄰近的森林轉換為灌叢草生地)，這部分的描述我們會再彙整並明確的指出頻繁火燒對環境的劣化，以及物種多樣性因火燒而增加的短期動態。
	5. P58 七、預期成果，應修正為結論與建議。	5. 感謝課長意見，結論和建議將在期末報告統整資料和討論結果後補充。
	6. 三六九山莊改建臨時營地周邊是否有易燃植物，請提出經營管理與建議。	6. 目前調查臨時營地周邊組成大致與本研究系統及隨機樣區組成相似，故冬枯植物仍是組成的大宗，這部分將結合今年度的資料一併建議管理處做相應的防火措施。

審查委員	審查意見	意見回覆
陳俊山秘書	1. 有關踩踏的工作項目確為評審時建議而增加，因之前行政院開放山林時針對國家公園封閉步道或禁止某種活動時，要求要有生態影響的監測來佐證。而此區有詳細的地被調查，或可有些樣區以不同強度及頻度去設計實驗。	1. 感謝秘書意見，踩踏試驗會在後續的報告中將方法及結果說明清楚。目前，踩踏是以頻度做區分，分為 600 趟及 300 趟的踩踏頻度。
	2. 報告書 P15 相關踩踏的研究方法，除強度之外，應也有頻度說明。當然此案也無法模擬登山及跑山現況而去密集試驗，因此建議可結合本處高山志工設定踩踏試驗樣區去進行，以讓本案有更大的經營管	2. 感謝秘書意見，其實踩踏試驗的確非常需要志工配合，才有比較接近真實的模擬效果。若志工能配合此試驗的進行，團隊將有負責人負責教學和說明整個試驗流程。

	理參考價值。	
--	--------	--

審查委員	審查意見	意見回覆
林文和副處長	1. 三六九營地周邊植物清查有進行相關踩踏的研究方法，目前營地以承載量進行總量管制，後續是否能以生態角度提供風險評估，在多少的人流量會對生態產生衝擊。	1. 感謝副處長意見，若能結合秘書提供與保育志工和做的方式，這項試驗結果將會有更明顯及具體的結果和結果討論。
	2. 有關三六九山莊營地周邊植物物種部分，請提供防火樹種給管理處參考。	2. 感謝副處長意見，依防火林帶文獻分析結果，防火樹種選擇須具有阻火能力強、環境適應性強、具常綠且樹冠結構緊密、樹種來源豐富、栽培容易而生長快，栽植則以複層林及間植不同物種以達阻火及病蟲防害之功效；由於研究區位於亞高山生態系，植物種組成較少，符合防火樹種特性的樹種選擇較少，建議可以使用的樹木種類有玉山杜鵑、紅毛杜鵑、刺柏、玉山圓柏等4種。

(二)期末委員審查意見回覆

審查委員	審查意見	意見回覆
賴國祥委員	1. 本計畫已完成預期之工作項目，並經詳細分析、推論、成果值得肯定。	1. 感謝委員肯定。
	2. P21:建議加入設置之樣區數目。	2. 此部分將增補於報告書。
	3. P31 表 5 建議修正:(1)請加入樣區數目;(2)詳列平均種密度的計算式，並再次核算(P40 表 10 亦同);(3)樣區物種數為何?是指平均樣區物種數，請補充說明。	3. 感謝委員提點，此部分將修正於報告書。表格名詞、數值會再重新檢視及計算。
	4. P40:營地踩踏試驗調查，建議修改結果順序，植物→土壤含水率→土壤硬度。	4. 感謝委員建議，此部分依委員建議修改。
	5. P40:建議報告書內容名詞統一，(1)植物覆蓋「面積」、「率」、「度」;(2)對照組、控制組。	5. 將於報告書進行統一修正。

審查委員	審查意見	意見回覆
王志強委員	1. 本案之調查研究項目眾多，成果詳實而豐碩，加以高山地區工作較為辛勞，在有限的經費中完成，並延續探討分析前期累積之結果，可提供有益之管理維護及保育參考。	1. 感謝委員肯定。
	2. 報告書末之結論乙節，建議可區分為”結論、建議”，可更明確述明措施之擬訂與執行，並可包含未來調查監測之規劃。	2. 感謝委員意見，此部分將結論區分成結論、建議，並分別於報告書說明供管理處參考。
	3. 關於營地調查之目的，宜再加以說明，相關之前人研究建議增補。	3. 感謝委員意見，此部分將增補於報告書。
	4. 踩踏之研究資料在臺灣	4. 將依委員意見補充前人研

	地區殊為創新及珍貴，於 p14 提及參考肖紅等 (2018) 之研究方法，建議增補其試驗研究方法細節於該節中。	究方法細節。
	5. 報告書內之文字，可再行檢視調整、修正。	5. 會再將報告書重新校稿、編修。

審查委員	審查意見	意見回覆
楊國華課長	1. 報告書 P14，圖五 B 為臨時營地之「觀景台」，應為誤植，內文及圖說請一併修正為臨時營地之「共用區」。	1. 感謝課長指正，此部分於報告書進行修正。

審查委員	審查意見	意見回覆
李佩如技士	1. 報告書 P71 結論部分，未說明三六九山莊改建臨時營地踩踏試驗調查的結論，建議成果報告書補充相關資料。	1. 感謝技士意見，部分疏漏結論將增補於報告書。
	2. 報告書中無建議三六九山莊營地周邊防火樹種植物名冊，建議研究團隊成果報告書補充。	2. 將依技士建議，增列防火樹種植物名冊。

審查委員	審查意見	意見回覆
于淑芬課長	1. 營地樣區設置在報告書 P14 有說明，但不清楚，未知詳細樣區數量是 15 或 20? 在成果報告書中請詳述踩踏試驗設計及試驗方式。	1. 此部分於報告書中修正並詳細說明。
	2. 營地位置之植物種類為何?	2. 感謝課長意見，會再增列臨時營地物種清單。
	3. 不耐踩踏種類植物為何? 是否有特有或珍稀植物物種。	3. 此部分會於報告書增列臨時營地踩踏試驗的植物種類清單，針對調查名錄補充對踩踏耐受性較高的植物種類與不耐踩踏物種，並確認是否有稀有植物種類。