

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

雪霸國家公園管理處委託辦理報告

中華民國 109 年 12 月

(本報告內容及建議，純屬研究小組意見，不代表本機關意見)

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

受委託者：國立中興大學森林系

研究主持人：曾喜育 博士

協同主持人：曾彥學 博士

研 究 員：劉家秀、林鼎宸、林亞頌、李佩樺、

陳盈安、黃俊曄、張芷寧、張之毅、李曉華、周柏安

研究助理：王 偉

雪霸國家公園管理處委託辦理報告

中華民國 109 年 12 月

(本報告內容及建議，純屬研究小組意見，不代表本機關意見)

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)建立雪山三六九山莊灌叢草生地火燒跡地系統樣區，以利進行長期生態研究；(二)完成雪山三六九山莊灌叢草生地火燒跡地植被調查，比對過往資料進行差異分析，提供瞭解火後不同時期地被恢復的狀況以及物種組成差異；(三)評估建置雪山三六九山莊周邊森林防火帶設置之可能性及其效益性；(四)探討不同火燒頻度對三六九山莊附近灌叢草生地植被恢復過程之影響；(五)火燒對歧異度之影響、火燒後天然更新、火燒對於植群演替之影響。

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3×3 m²之系統樣區(36個)和隨機樣區(36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)、降趨對應分析(DCA)進行分析以了解物種組成與功能群在季節間的短期動態，並透過菌根菌地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2020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71種維管束植物(含系統樣區、隨機樣區)。其中，貓耳葉菊、大扁雀麥及早熟禾等3種為歸化植物，目前已進入三六九山莊附近步道兩旁，但尚未大量發現火燒樣區內，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。

(二) 系統樣區2020年之蕨類商數為4.8，比起2019年調查結果呈現上升的

趨勢。 α 物種多樣性部分，樣區的種密度、物種豐富度、多樣性指數隨著萌櫟植物萌發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。

(三) 物種多樣性與分布序列法之結果顯示，雪山三六九山莊附近灌叢草生地之物種組成具有季節性的變化，受到火燒頻繁擾動影響，少數以萌櫟的優勢植物受到抑制，而增加一些以種子為拓殖的植物種類，使樣區內的物種多樣性且均勻。

(四) 森林-推移帶-灌叢草生地的地被物種多樣顯示，以推移帶物種組成最多，森林最少；叢枝菌根菌的調查分析結果顯示，推移帶的叢枝菌根菌種類與孢子數最多，森林最少。地被植物與叢枝菌根菌的物種多樣性在森林-推移帶-灌叢草生地3種植物社會具有一致性的表現，符合推移帶物種組成特性。

(五) 火燒對叢枝菌根菌之影響研究發現，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. 亞高山生態系之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，顯示此種輕度地表火的干擾有助於增加早期火後生育地的物種多樣性。火燒雖明顯的耗損自然資源，但其對生物多樣性之維持有相當之助益，亦即在亞高山地區其應視為一生態程序，而非災害事件。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。

Abstract

The study about post-fire succession of subalpine recorded 71 species in the 369 Hut, Mt. Xue from September 2020. *Hypochaeris radicata*, *Bromus catharticus* and *Poa annua* which were naturalized plant, had distributed over the trail near the 369 Hut. However, they didn't be recorded a lot in the plots got burned, except of *Poa annua* distributed a little in the random plots. The population of invasive species should be attention in the future. Fire incident would be destroyed the composition and structure of native species. It would make the exotic species invade easily after fire. Therefore, Long-term monitoring is necessary, besides, planning the strategy and management approach after exotic species extending is also significant. The Pteridopyte Quotient is 4.8 in the system plots in 2020. The trend of result was more than 2019. About the α diversity, the species density, species richness and diversity index of the plot gradually increased with the sucker and germination of the individual. Species diversity reached highest peak in June 2010. About the β diversity, the evenness in the different period and the species composition gradually increased after the fire. The result of species diversity and ordination showed the species composition in shrub-grassland near the 369 Hut would change by the season, but the growth of plants their regeneration by sucker would be control by the frequent fire disturbance, and the number of species which regeneration by seed was up. The disturbance made the species be more and balance. About the species diversity on the forest-ecotone-grassland, the species of understory in the ecotone was the most, but in the forest was the least. The result of AMF survey, the result was consistent with species diversity. The number of spores was less in the fire region, the result was also consistent with species diversity of understory which was compared with the plots didn't fire in 2019. According to the mycorrhizal infection in *Abies* seedling, the dark septate endophytes (DSE) was highest infection percentage in the *Abies* seedling.

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

目錄

一、研究緣起與背景.....	1
二、前人研究.....	2
(一)火燒對植群之影響.....	2
(二)菌根對植群之影響.....	4
(三)防火林帶樹種選擇.....	7
三、工作項目.....	9
四、材料與方法.....	10
(一)研究區環境概況.....	10
(二)三六九山莊附近灌叢草生地火燒樣區複查與調查.....	13
(三)叢枝菌根菌及臺灣冷杉小苗菌根樣區設置.....	15
(四)資料分析.....	15
五、預期結果.....	20
六、結果與討論.....	21
(一)物種名錄清單之建置.....	21
(二)三六九山莊附近草生地火後各時期之變化.....	26
(三)雪山三六九山莊灌叢草生地火後演替趨勢.....	35
(四)土壤菌根菌調查與分析.....	42
(五)火燒擾動對森林集水區之影響.....	57
(六)雪山三六九山莊防火樹選擇參考.....	60
七、結論與建議.....	61
八、引用文獻.....	62
附錄一、委員審查意見回覆.....	73
附錄二、火燒樣區維管束植物名錄.....	84

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.....	12
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.....	22
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.....	27
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.....	28
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.....	32
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.....	34
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.....	36
表 8. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地不同時期之對應分析表.....	37
表 9. 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.....	40
表 10. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地夏季之降趨對應分析表.....	41
表 11. 雪山三六九山莊附近森林、推移帶及灌叢草生地植群物種組成及物種多樣性指數.....	46
表 12. 雪山三六九山莊附近森林、推移帶及灌叢草生地植群 Sørensen 相似性指數(左下)、Cody 指數(右上)分析結果.....	48
表 13. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地 2019 年火燒樣區與未火燒樣區之 Shannon's 多樣性指數、均勻度指數分析結果.....	49
表 14. 雪山三六九山莊附近森林、推移帶及灌叢草生地之叢枝菌根菌孢子形態種清單.....	50
表 15. 雪山三六九山莊附近森林、推移帶及灌叢草生地叢枝菌根菌物種分布、組成及物種多樣性指數。.....	53
表 16. 雪山三六九山莊附近森林、推移帶及灌叢草生地植群之叢枝菌根菌孢子菌相 Sørensen 相似性指數分析結果.....	54
表 17. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地樣區 Mann-Whitney U test 分析結果.....	55
表 18. 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.....	56
表 19. 防火樹種特性列表.....	60

圖目錄

圖 1. 本計畫研究地區範圍圖。(資料來源: Google earth 2020)	10
圖 2. 雪山三六九山莊附火燒跡地之生態氣候圖。	11
圖 3. 系統樣區設置示意圖。	13
圖 4. 雪山三六九山莊灌叢草生地火燒隨機樣區及系統樣區設置位置圖。	14
圖 5. 雪山三六九山莊附近植群叢枝菌根菌調查樣區示意圖	15
圖 6. 篩土壤樣本過程。	20
圖 7. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地調查樣區維護及調查位置圖。	25
圖 8. 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。	36
圖 9. 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。	37
圖 10. 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。	38
圖 11. 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。	40
圖 12. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地夏秋季時期之降趨對應分析圖。	41
圖 13. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地火燒後叢枝菌根菌樣區設置位置 圖。	43
圖 14. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地 2019 年 2 月火燒擾動範圍。	44
圖 15. 雪山三六九山莊附近森林、推移帶及灌叢草生地植群樣區調查現地 狀況。	45
圖 16. 雪山三六九山莊附近森林、推移帶及灌叢草生地，植物社會及叢枝 菌根菌孢子的物種數及 Shannon's 多樣性指數圖表。	48
圖 17. 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孢子 調查現狀照片。	49
圖 18. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地 2019 年未火燒樣區(A)與火燒樣區 (B)之植物社會及叢枝菌根菌孢子的物種數及 Shannon's 多樣性指數圖 表。	49
圖 19. 叢枝菌根菌孢子形態照。	51
圖 20. 臺灣冷杉小苗染根後觀察。	55
圖 21. 臺灣冷杉小苗根部感染情形。	56
圖 22. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地 2014 年火燒後積雪狀態。	59

一、研究緣起與背景

雪山高山生態系的生活型譜反映在植群形相與結構組成的分化(王偉等 2010)，海拔 3,000 m 以上區域主要由 3 種形相鮮明的植物社會組成，一是以臺灣冷杉(*Abies kawakamii*)為優勢之森林植物社會，伴生玉山圓柏(*Juniperus morrisonicola*)、玉山杜鵑(*Rhododendron pseudochrysanthum*)、巒大花楸(*Sorbus randaiensis*)等喬木；其二是在分布在臺灣冷杉林之上的玉山圓柏與玉山杜鵑為優勢的灌叢草本植物社會；其三是主要分布在嶺線上，鑲嵌在臺灣冷杉林間，由玉山箭竹(*Yushania niitakayamensis*)與高山芒(*Miscanthus transmorrisonensis*)為優勢組成的灌叢草本植物社會(呂金誠，1989；歐辰雄等，2006；邱清安，2006；王偉等，2010)。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，1989；王偉，2016)。

Ryan et al. (2010)研究指出，火燒為高海拔與高緯度地區森林非常重要的生態過程；火燒亦是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分布，造就臺灣亞高山生態系地景多樣性的重要動力(呂金誠，1989；王偉，2016)。火燒對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，使其演替階段回至較初始的型態；然而輕微的火燒可加速地上部養分回歸土壤、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。火燒影響植物生長與植群演替，雖然火燒常因損及人類生命財產而被視為災害事件，並被稱之為火災，但在特定的生態環境下，火燒經常是常態性的發生，且涉及養分循環、更新演替、野生動物保育等多種複雜面向，故非人為引發之火燒可視為自然生態系中的擾動現象(邱清安等，2015)。

雪山地區三六九山莊附近灌叢草生地，於 2008 年 12 月 18 日晚上發生火燒，至 19 日下午 4 時熄滅，延燒面積約 20 ha，其中灌叢草生地占近 19 ha，臺灣冷杉森林約 1 ha，為 2001 年雪山東峰火燒後雪山地區的第 2 次火燒。2014 年 1 月 20 日因登山客用火不慎，於三六九山莊後方再度發生火燒。2019 年 2 月 3 日又於三六九山莊附近近 3 ha 的灌叢草生地發生火燒，但原因不明，為 10 年間三六九山莊附近灌叢草生地的第 3 次火燒。

本研究為了解研究區火燒後的生態復原情形，透過 2008-2014 年已設置的 72 個長期監測樣區進行複查，先進行樣區復原並調查後續火後灌叢草生地

之植被恢復狀況、優勢物種之季節性變化、植被更新情形，以及菌根菌與臺灣冷杉小苗存活的關係，期能建立雪山亞高山地區火後生態系之基礎資訊，供火燒後管理處生態系經營管理及保育決策之參考。

二、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*)天然群落組成時，認為連續性之週期性火燒乃是形成臺灣二葉松林之主要原因；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之演替，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)亦認為火燒後由於先驅植物迅速入侵，如五節芒(*Miscanthus floridulus*)、玉山箭竹、巒大蕨(*Pteridium aquilinum*)等，此類族群一遇乾燥季節，極易引起週期性火燒。

賴國祥&陳明義(1992)研究指出，合歡山地區火燒後植物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%。陳隆陞(1995)調查玉山塔塔加地區1993年1月火燒後之植被演替，指出玉山箭竹及高山芒火後萌蘖迅速，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)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；而 Eshel et al. (2000)指出，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)調查發現，*Pi. patens* 於火後和早期演替階段的生育地，其種子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。賴國祥(2005)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；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)。

雪山東峰附近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在火燒後約 2 年可回復至火燒前的植被覆蓋狀態，但植群的高度回復則約須 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，以及火燒後期非萌蘖種類的新增。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(Asteraceae)種類最多(8 種)，禾本科(Poaceae)、薔薇科(Rosaceae)、百合科(Liliaceae) 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)於三六九山莊附近調查灌叢草生地火後演替發現，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 年火燒演替至 2010 年，Sorenson 相似性指數開始呈現相對穩定狀態，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, 1970; 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(Payronel et al., 1969)。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；在科的層級的宿主選擇上，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)。土壤環境性質的偏好上，ECMF 多偏好存在於腐植層(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)以草本植物為主要共生對象(Read, 1991)，如常見的經濟作物小麥(*Triticum aestivum*)、玉米(*Zea mays*)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)也指出刺柏屬(*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 et al. (2002)以一種可同時與內外生菌根菌共生的廣泛性分佈之顫楊(*Populus tremuloides*)為材料(Vozzo & Hacskeylo, 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，使得 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)，且在這種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, 1970)，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。林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(Fenner, 1998; Germino, 2002)，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(Fenner, 1998)，或是菌根對小苗的生長效益；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臺灣冷杉在苗木建立過程可能扮演的角色。

(三)防火林帶樹種選擇

根據農委會林務局的資料顯示(<https://forecast.forest.gov.tw/Forecast>)，臺灣國有林森林火災的發生主要是以人為因素，其中以因開墾拓殖為首要原因，其次歸因於煙蒂引起，狩獵亦為主要原因之一，縱火引發雖亦有不少案例但發生率相對較低。引起火災的要素需要燃料、熱源、氧氣等 3 個因子同時存在(林朝欽，2010a、2010b)；其中，植物主要成分為碳水化合物所構成纖維素與木質素，木材加熱時，從 200°C 附近會急速減低重量之同時會產生可燃性氣體，氧化結果在 300°C 附近會發生熱量。在此階段接近火口時會引火，因此被稱為「引火點」(蘇鴻奇，2011)，所以一片茂密的森林也意味著充足的燃料存在。雪山近年來的火燒多為人為不慎，防火所需的效益最低的做法即對民眾宣導小心火種，不隨意引火、拋煙蒂是最有效的；然而總有意外，故仍須對於常發生火燒之區域進行預防，尤其三六九山莊周遭的草生地植群多因為冬枯後含水率下降而成為優良的燃料來源。根據林務局統計，國有林火燒季節明顯出現在冬春季(1 至 4 月)，5 月以後開始減少，夏至秋季(7 至 10 月)為森林火較少之季節，冬初(11 至 12 月)則為火季開始。火燒好發的冬春季以 3 月為森林火發生之最高峰(296 次)，其次為 1 月(248 次)，再次為 2 月(231 次)及 4 月(208 次)，此 4 個月森林火發生次數高達 983 次，占全部森林火總數的 67.51%，冬春兩季為首要之火燒發生季節。

本木茂他(1991)對防火林之數種選擇曾提出理想之防火林帶樹種，應具有阻火能力強、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，鬱閉較快地起防火隔離之作用，並具有(1)降低火災強度；(2)減少風速與火旋風；(3)捕捉飛火與餘燼；(4)遮開輻射熱能等，以及(5)樹種本身亦能具有一定之經濟價值。盧守謙&呂金誠(2003)回顧火燒文獻指出，常綠闊葉樹種的耐火限界溫度值為 445°C，落葉闊葉樹種為 470°C，針葉樹種為 409°C。若樹種在熱環境下未達到其限界值時，藉由遮熱力效果，樹木僅可能出現

發火現象，但不會產生有焰燃燒行為。以發火限界值之輻射熱而言，針葉樹最低、常綠闊葉樹次之、落葉闊葉樹最高；另以溫度而言，落葉闊葉樹最低、針葉樹次之、常綠闊葉樹最高。

顏江河(2011)對大甲溪事業區調查現生樹種的燃燒特性，並考量樹種的生物性、生態性、造林特性等 3 項評估防火樹種主要因子，分析結果得知針葉樹種華山松 (*Pin. armandii* var. *mastersiana*) 優於紅檜 (*Chamaecyparis formosensis*)。闊葉樹種中落葉樹種依排序為臺灣紅榨槭(*Acer morrisonense*)、臺灣胡桃(*Juglans cathayensis*)、楓香(*Liquidambar formosana*)、臺灣赤楊(*Alnus formosana*)、阿里山千金榆(*Carpinus kawakamii*)、青楓(*Ac. serrulatum*)、栓皮櫟(*Quercus variabilis*)。常綠樹種排列為菱葉柃木(*Eurya gnaphalocarpa*)、木荷(*Schima superba*)、楊梅(*Myrica rubra*)、臺灣雲葉(*Trochodendron aralioides*)、大頭茶(*Gordonia axillaris*)、山肉桂(*Cinnamomum osmophloeum*)、高山莢蒾(*Viburnum propinquum*)、長葉木薑子(*Litsea acuminata*)、青剛櫟(*Qu. glauca*)、狹葉櫟(*Cyclobalanopsis stenophylloides*)、桂花(*Osmanthus fragrans*)。在試驗地中選植優良防火樹種，如落葉性樹種臺灣紅榨槭、臺灣胡桃、臺灣赤楊、楓香，或者闊葉樹種菱葉柃木、木荷、楊梅、臺灣雲葉形成複層林型，調整樹種組成結構、可燃物的空間分布，或能有效地控制森林火災。

李彥興(2017)針對於國有林大甲溪事業區探討臺灣森林火災緊急應變能力，該研究區域雖仍多存有臺灣二葉松生長，但因屬西或西北向坡，地表較為陰濕，地被灌木較為密集，抑制芒草生長，雖二次大火均有波及，僅屬小區域點狀之地表火，歸究臺灣二葉松樹林無法引發大規模的森林火災原因應與林火能量不足有關，重質燃料的林木，若沒有足夠的對流及輻射熱能，無法降低林木燃料濕度，就難以引燃造成樹冠火；因此，觀察此區域之林火，僅因燃燒期短的芒草落葉而作局部水平擴散，無法達到垂直延伸，故具備天然阻隔之能力。因此防火林帶位置的選擇可參照林火的歷史資料，配合天然阻隔，達到更好效果。

除了物種集地點的選擇，如何栽植防火林帶的間距及位置也能有效的減少設置開支並提升防火效能(日本火災學會編，1996；盧守謙&呂金誠 2003)。日本火災學會編(1996)根據實際操作發現，常綠闊葉樹之一片葉面具有 40%遮熱率，而落葉闊葉樹遮熱率則僅 30%。在針葉樹種因葉面積較小，難以正確測量出一片葉之構造，僅能以落葉樹中之銀杏(*Ginkgo biloba*)來做比較，其遮

熱率效果相當於常綠闊葉樹 48%；若以 1 棵均勻常綠闊葉樹為試驗體做實驗遮熱率為 36%，連續 3 棵則可達到 90%遮熱率效果，因樹葉交疊形成重合作用，而具有遮熱之增強效果，文中以針葉樹日本花柏(*Cha. pisifera*)與常綠闊葉樹連續 3 棵做比較，其實驗顯示出可達到 97%之遮熱效果，已可達到較完全之遮蔽作用。以複數樹木之集合體所形成樹木帶而言，在構成樹木之列數與樹木之間隔以及如何配置關係，皆會產生出不同程度之遮熱率效果；如以 1 列樹木之方式種植時，在樹木間隔以 1/2 樹木寬度空隙種植時，具有 80%遮熱率效果；若以樹木間隔以 1 倍樹木寬度空隙時，則僅剩下 60%之遮熱率效果；若將防火樹以 2 列方式種植，且樹木之間隔以交互種植時，可達到最佳之遮蔽輻射熱效果(約略為 95%)；如以 3 列方式種植，在樹木間隔以 1 倍樹木寬度時也可達到 95 %之遮熱率效果。

盧守謙&呂金誠(2003)整理防火林帶從防火林帶阻絕火燒之機制、物種選擇及防火林帶的配置做了一系列的探討，並提出防火林帶之配置規格應根據樹種本身之抗火或耐火性能、林分燃燒性、生態學特性、造林地之地形與氣候條件特性等因素作考量。熱帶性地區之防火林帶寬度普遍比溫帶地區相對窄，以美國林帶為例，通常寬度為 15-50 m 範圍；日本防火林帶範圍則為 30-34 m 寬，即其中間兩側各 3 m 寬生土帶，然後再各 12 m 寬防火樹帶；或是生土帶 6 m 寬，兩側再各 14 m 寬上層木與下層木所組成之防火樹帶。然而最適防火林帶之寬度不僅應考量林帶所能發揮最低防火效能，亦應能滿足其經濟與林學之特性為實際取向。

三、工作項目

- (一)建立雪山三六九山莊灌叢草生地火燒跡地系統樣區，以利進行長期生態研究。
- (二)完成雪山三六九山莊灌叢草生地火燒跡地植被調查，比對過往資料進行差異分析，提供瞭解火後不同時期地被恢復的狀況以及物種組成差異。
- (三)評估建置雪山三六九山莊周邊森林防火帶設置之可能性及其效益性。
- (四)探討不同火燒頻度對三六九山莊附近灌叢草生地植被恢復過程之影響(火燒對歧異度之影響、火燒後天然更新、火燒對於植群演替之影響)。

四、材料與方法

(一)研究區環境概況

1. 研究區位置

本計畫研究區在雪山雪東線步道之三六九山莊附近灌叢草生地，海拔介於 3,050-3,200 m (圖 1)。

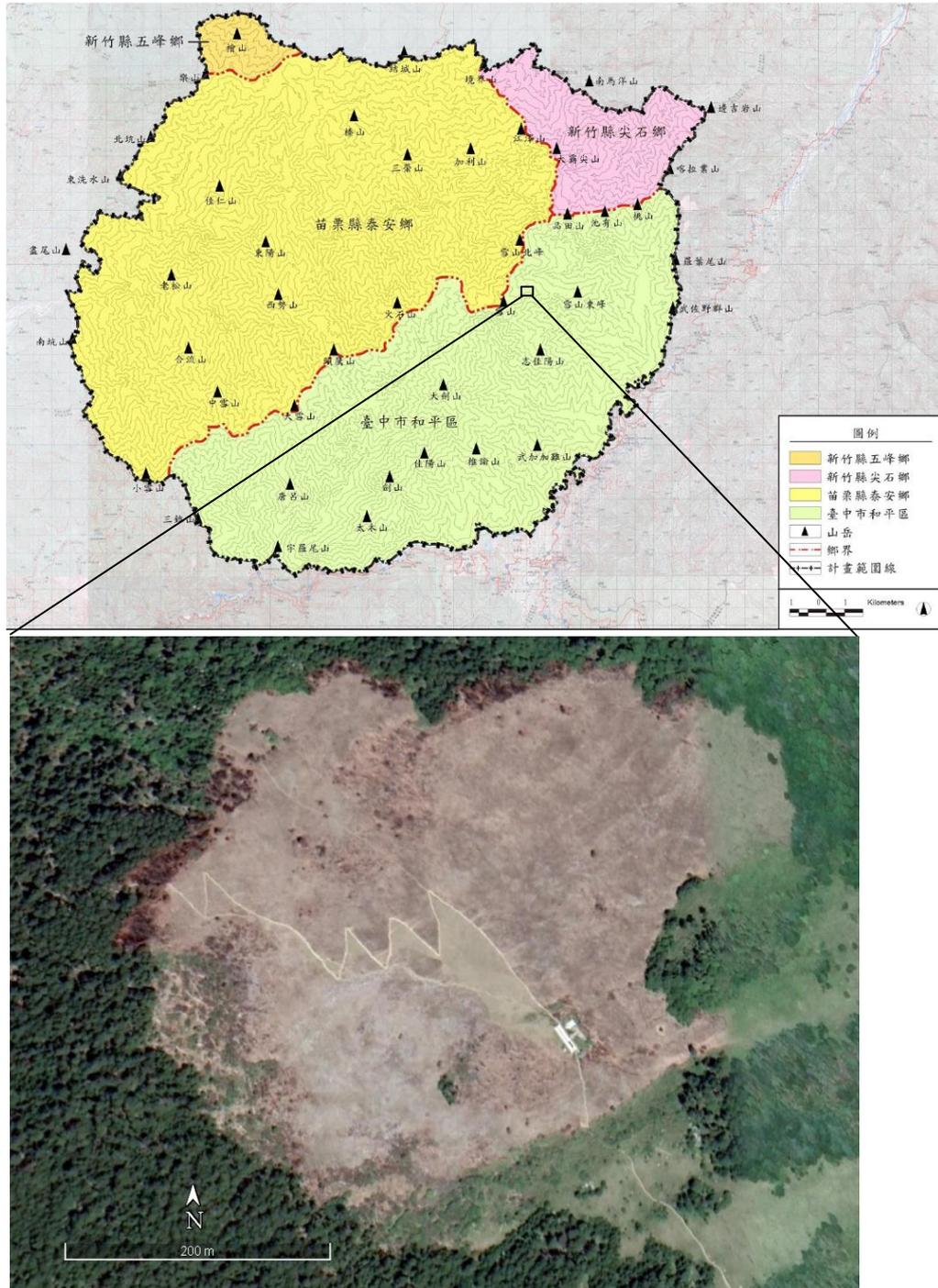


圖 1. 本計畫研究地區範圍圖。(資料來源: Google earth 2020)

2. 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^3 (40 cm 土深)最低，七卡土壤總含根量 1.63 kg/cm^3 最高，黑森林 1.16 kg/cm^3 次之，哭坡與火燒地幾乎一樣，各為 0.74 與 0.75 kg/cm^3 。

3. 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' 1ra')，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。

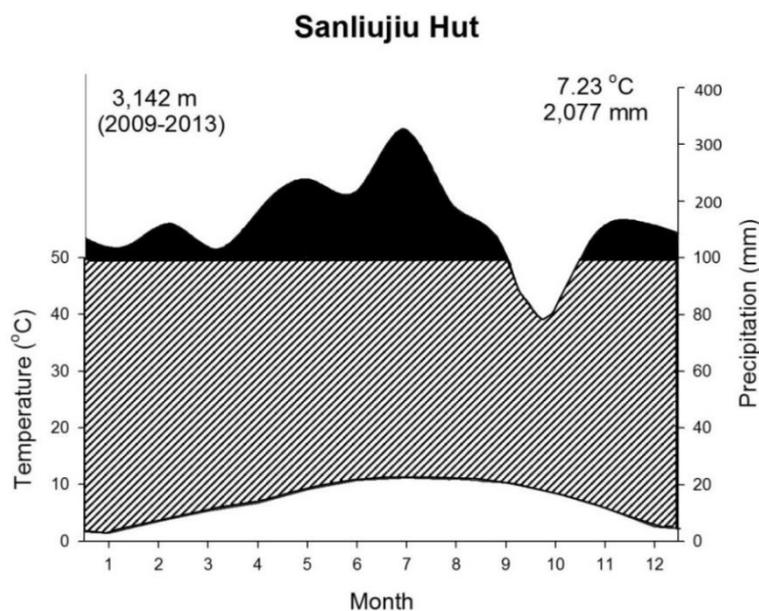


圖 2. 雪山三六九山莊附火燒跡地之生態氣候圖。

4. 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)(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

研究區海拔介於 3000-3200m，屬於冷杉林帶，森林植群之樹種組成以臺灣冷杉最優勢，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灌叢草生地景觀，此等灌叢草生地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(*Salix 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(*Ribes formosanum*)、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)。

(二)三六九山莊附近灌叢草生地火燒樣區複查與調查

針對三六九山莊附近玉山箭竹與高山芒灌叢草生地火燒後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 6 月與 9 月進行調查。本研究依三六九山莊灌叢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灌叢草生地，同於過去設立位置，設定一條水平之高界，間隔 25 m 設立一樣桿，並以樣桿為該樣帶最上部的頂點，下拉 70-100 m 不等之長度紅繩(樣區設置完成後會收回)，每間隔 10 m 設立一 $3 \times 3 \text{ m}^2$ 樣區 (如圖 3 所示)，每一樣區再劃分成 9 個 $1 \times 1 \text{ m}^2$ 之小區。其中 4 個角落之 $1 \times 1 \text{ m}^2$ 小區為調查區域，共 36 區。調查各小區之植物種類及各物種之覆蓋面積並拍照建檔。

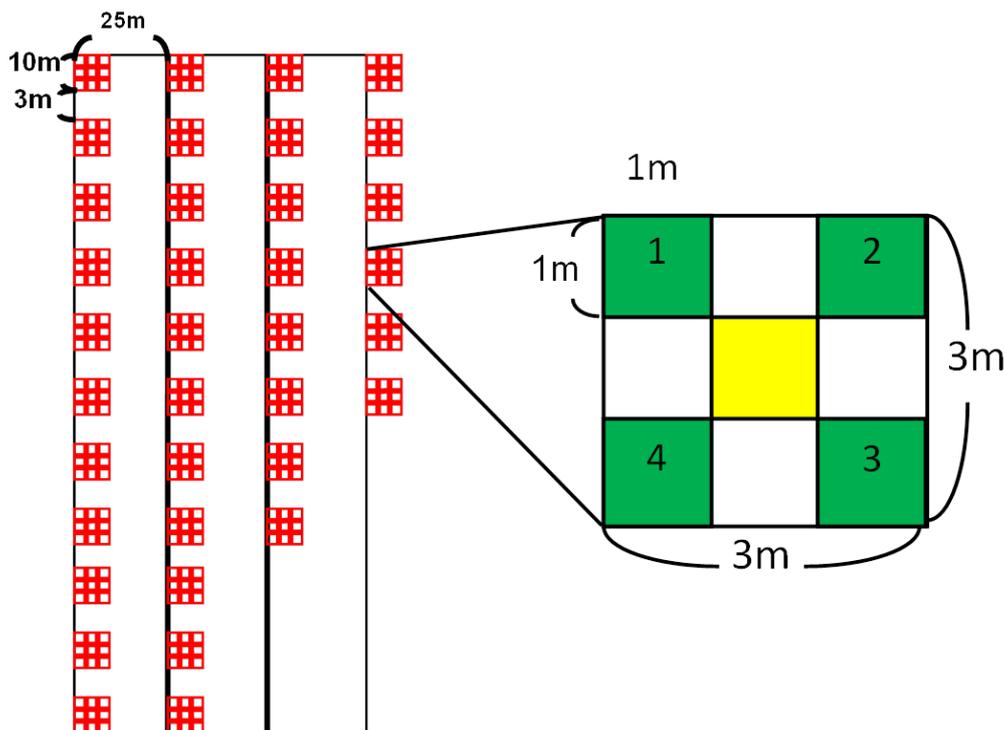


圖 3. 系統樣區設置示意圖，樣區中角落 4 個綠色區塊之 $1 \times 1 \text{ m}^2$ 小區為調查區域。

2. 隨機樣區

由黑森林入口處至水源地入口下方之灌叢草生地，沿步道兩側隨機設立 $3 \times 3 \text{ m}^2$ 之樣區，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，共 36 區。兩種樣區設置完後將於 6 月、9 月分別作一次調查。

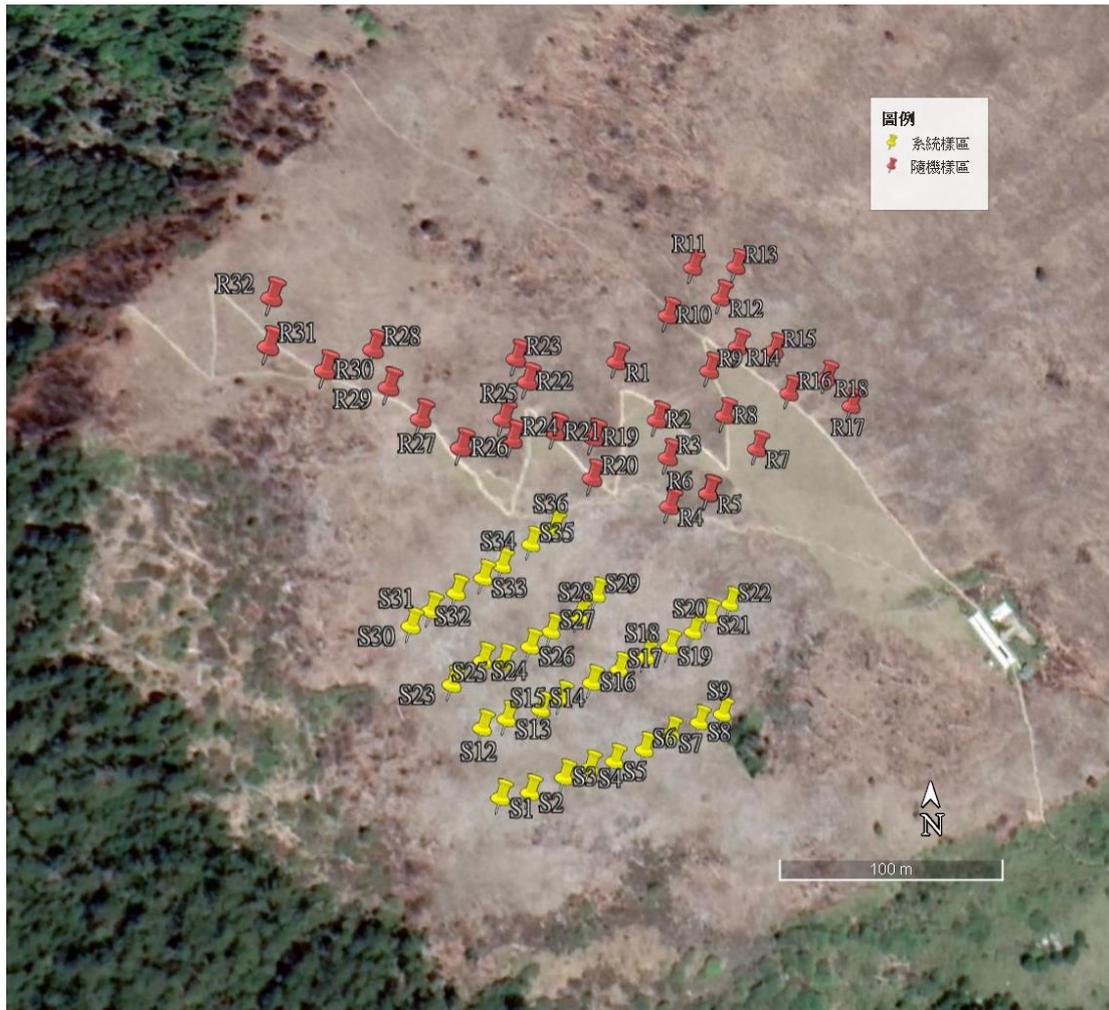


圖 4. 雪山三六九山莊灌叢草生地火燒隨機樣區及系統樣區設置位置圖。(紅點為隨機樣區，黃色為系統樣區)

(三) 叢枝菌根菌及臺灣冷杉小苗菌根樣區設置

為了解雪山三六九山莊附近叢枝菌根菌組成、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臺灣冷杉林、推移帶至灌叢草生地為主要研究範圍。於不同植群型區域隨機架設 3x3 m² 樣區(圖 5)，並將樣區劃分為地被植群調查區、土壤樣本取樣區。於編號 1、3、7、9 的 4 個角落小樣區進行地被調查並記錄其覆蓋度；於編號 5 之小樣區進行採土，每份樣本至少挖取土壤 100 g，以供叢枝菌根菌孢子鑑定使用。並於樣區及樣區周圍觀察臺灣冷杉小苗之分佈，接著隨機採集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。

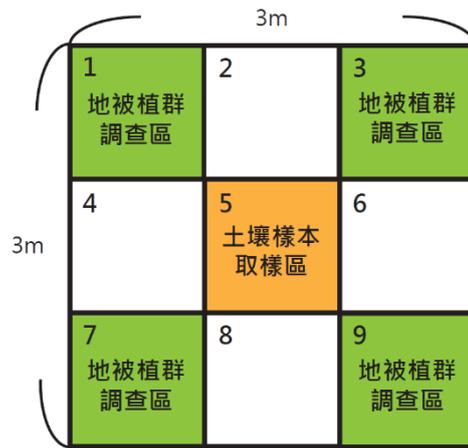


圖 5. 雪山三六九山莊附近植群叢枝菌根菌調查樣區示意圖

(四) 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)。外來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)之生活型分類系統，將本研究所調查到之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 (劉崇瑞和蘇鴻傑，1983)。

(4) 種子植物之果實類型

依據臺灣植物誌之描述，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合/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(Cody 1975)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 為同一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 樣區調查物種數、b 為 b 樣區調查物種數、c 為兩個相鄰樣區調查的共有物種數，環境梯度視為同一系統樣區底部至最高處的變化

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

$g(H)$ 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

降趨對應分析 (detrended correspondence analysis, DCA) 分析是一個梯度分析，DCA 排序圖可以提供了解，本研究利用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 and 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. 菌根菌分析

(1) 叢枝菌根菌孢子鑑定

將野外採集的土壤樣本(圖 6)，秤取 100g 樣本以濕式傾倒法(Gerdeman and Trappe 1974)及糖液離心法(Daniels and 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 and 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，並記錄其在每一株小苗不同土壤深度的根尖共生比例。

(3) 叢枝菌根菌觀察

依 Neville et al. (2002)所列之步驟進行染根與觀察，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，後以自來水沖洗乾淨，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 來進行叢枝菌根菌共生比例之計算。比較自然死亡與存活之臺灣冷杉根部之菌根菌共生比例，探討菌根菌與臺灣冷杉存活之關係。



圖 6. 篩土壤樣本過程。(A 土樣過篩；B 淋洗過篩土壤；C 倒入離心管；D 離心)

五、預期結果

- (一)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分析資料，提供解說教育之素材。
- (二)研究成果轉化成科普文章，讓民眾可清楚瞭解森林自然演替進行的發展。
- (三)建立雪山三六九山莊灌叢草生地與冷杉林之叢枝菌根菌種類組成。
- (四)了解叢枝菌根菌在亞高山地區植群演替過程的作用。
- (五)森林防火帶之設置建議未來可防止林火漫延之危害，達到減少與控制森林火災之目標。
- (六)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。
- (七)將可評估森林灌叢草生地火燒後是否對濕地環境造成影響，以供後續經營管理之參考。

六、結果與討論

(一)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及非系統樣區(圖 7)，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)，並於今年(2020 年)6 月及 9 月進行火後 16 及 19 個月的第 2-3 次調查。樣區設立都以 GPS 定位以供管理單位日後管理或長期監測。

自 2009 年 2 月至 2020 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 71 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 53 屬 65 種，雙子植物有 19 科 37 屬 47 種，單子葉植物有 5 科 16 屬 18 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*)目前僅分布於步道兩側零星分布。火燒對原生植群之植物組成與結構造成破壞，可能有利外來物種在火後入侵(Guo, 2001; Schoennagel et al., 2004; Nuñez and 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)和禾本科最多(9 種)和，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，而薔薇科與百合科、龍膽科屬於溫帶植物區系，反映雪山地區之植物多樣，顯示本區地理位置之特殊與生育地環境之複雜(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)70 種；多年生植物中，木本植物佔 13 種(含木質藤本之高山藤繡球(*Hydrangea aspera*)，多年生草本共 57 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	策略	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 taiwanensis</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 hayataana</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策略 R 蒴果，B 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	策略	保育等級 ³	
瓜子金	<i>Polygala japonica</i>	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>	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>	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>	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>	繖形科	Umbelliferae	多年生草本	Cr	冬枯	離果	風	S	LC
玉山茴芹	<i>Pimpinella nitakayamensis</i>	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>	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>	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>	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>	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>	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>	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>	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>	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>	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>	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>	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>	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>	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>	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>	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>	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>	菊科	Asteraceae	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	風	S	LC
阿里山薊	<i>Cirsium arisanense</i>	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策略 R 蒴果，B 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	策略	保育等級 ³
細川氏薊	<i>Cirsium hosokawae</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
黃苑	<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>	灯心草科 Juncaceae	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	動物	R	LC
臺灣地楊梅	<i>Luzula taiwaniana</i>	灯心草科 Juncaceae	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	動物	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
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策略 R 蒴果，B 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。

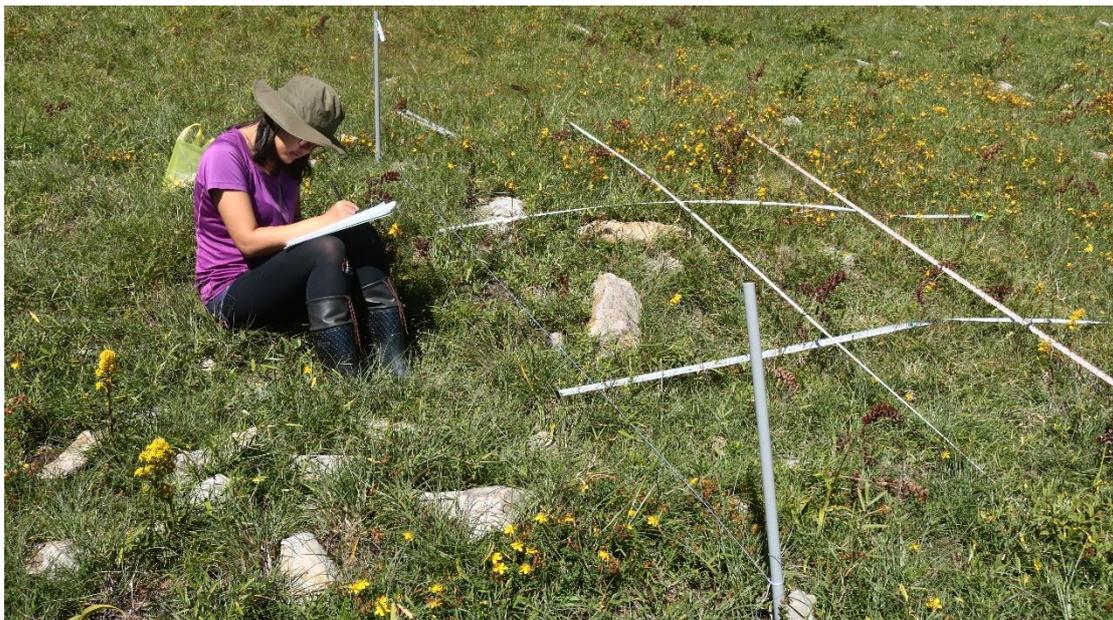


圖 7. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地調查樣區維護及調查位置圖。(最上圖為 2019 年 2 月火燒剛發生後於當年 4 月已恢復大量地被覆蓋)

(二)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

因為 2014 及 2018 年的火燒擾動後，多數之非系統樣區多已與 2009 年所設立的樣區有些不同，且 2 次火燒的面積和範圍也有所差異，僅系統樣區因當時設置於推移帶下方所受到的擾動較低，且有以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重合，因此後續的分析和探討上以系統樣區為探討目標。至 2020 年 9 月的系統樣區複查(表 3)，系統樣區之生活型共有 2 種挺空植物植物(6.00%)、4 種地表植物(11.1%)、19 種半地中植物(52.8%)、6 種地中植物(16.7%)，與整體之比率(表 2；挺空植物 9 種 15.25%、地表植物 7 種 11.86%、半地中植物 33 種 55.93%、地中植物 15.25%、一年生植物 1 種 1.69%)相比除了挺空植物比率相較低，與過去的研究(王偉等 2010；鄭婷文等 2012；曾彥學&曾喜育 2014)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)亦有相似的結構組成，顯示即便經歷了 3 次火燒擾動，研究區域之灌叢草生地火後將近半年的時間便足以恢復至一定程度之生活型組成；再者，由不同時期火後恢復之生活型譜得知，在火後 16 個月之恢復過程即可接近灌叢草生地生活型譜之狀態。

雪山三六九山莊灌叢草生地 2020 年火後出現維管束植物之蕨類商數為 4.0，比起 2019 年調查結果呈現火後不同時期之蕨類商數呈現波動(表 3)。自從 2009 年 4 月達 4.5 高峰值後開始下降，至 2010 年 4 月達最低(2.3)後開始上升至並於 2011 年 7 月下降至 2.5，2013 年 9 月又在一次增加至 4.0；第 2 次火燒干擾後，該區域之蕨類商數再次回到 2.1；經過 3 次火燒擾動後，2019 年調查則又下降至 1.5，但 2020 年 6 月又再次上升到 5.0，2020 年 9 月的調查則維持與夏季相似的數值(4.8)。火後初期，維管束植物開始恢復，大多數種子植物地上部被燒死，少數未被火燒死之蕨類植物此時期可在維管束植物種數中具有較高比例；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，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；另一方面可能反映出火燒跡地物

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 生活型 ²	A	B	C	D	F	G	H	I	J	K	L	M
P	0	0	0	1	1	1	1	2	1	1	1	2
Ch	0	2	5	5	5	5	6	4	6	5	4	4
Cr	3	6	12	10	19	13	17	15	22	22	19	19
G	1	3	5	3	6	5	6	4	6	6	6	6
T	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
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
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
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
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
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
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

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。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。

自 2008 年 12 月發生第 1 次火燒起至 2020 年 9 月止，共進行 12 次火後植群調查，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；雖然火燒發生地都位於三六九山莊附近的灌叢草生地，但 3 次火燒面積與位置不盡相同。因此，本研究將系統與隨機樣區的物種組成對應個時期整理成表(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*)、森氏當歸(*Angelica morii*)、假繡線菊、臺灣百合(*Lilium formosanum*)、玉山金絲桃(*Hypericum nagasawai*)等調查次數出現 9 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。12 次的火燒複查過程，有些植物出現不規則，例如瓜子金(*Polygala japonica*)、玉山茴芹(*Pimpinella niitakayamensis*)、雙黃花堇菜(*Viola senzanensis*)、臺灣鵝觀草(*Agropyron formosanum*)、臺灣三毛草(*risetum spicatum* var. *mosanum*)等，此類多屬種子拓殖後，在相對惡劣生育地生長不適或競爭較弱所致。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 davidaii* var. *formosana*)、玉山佛甲草(*Sedum morrisonense*)等 12 種僅出現 2-4 次，此類物種多屬於火後種子拓殖的種類。2019 年第 3 次火燒後調查到臺灣高山杜鵑、臺灣龍膽及玉山佛甲草等 3 個新物種出現在系統樣區(表 4)，推測其他兩種為鄰近推移帶及森林區域以種子散播的形式拓殖到火燒跡地(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、腺鱗毛蕨、玉山櫻草及黃菀(*Senecio nemorensis*)等 4 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、玉山抱莖籜簫(*Anaphalis morrisonicola*)、尼泊爾籜簫(*Anaphalis nepalensis*)、阿里山薊(*Cirsium arisanense*)、細川氏薊(*Cirsium hosokawae*)、玉山飛蓬(*Erigeron morrisonensis*)、矮菊(*Myriactis humilis*)、中國地楊梅(*Luzula effusa*)、基隆短柄草(*Brachypodium sylvaticum*)及早熟禾等 15 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
玉山地刷子												Z ²
假石松	X	Z	Z	Z	Z	Z	Y	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
海州骨碎補											X	X
腺鱗毛蕨					X		X				X	X
逆羽蹄蓋蕨					X	X	X	X		Y	Z	
臺灣冷杉		Y										
褐毛柳							X	X				
玉山石竹			Z	Y	Z	X	Z		Y	Z	X	Y
鹿場毛茛					X	X		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
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。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
曲芒髮草				Y ²	Z	X	Z	Z	Z	Z	Z	Z
羊茅			Z	Z	Z	Z	Z	Y	Z	Z	Z	Z
高山芒	X	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
短距粉蝶蘭			Y		Y				Z		Y	Z
厚唇粉蝶蘭			X	Y	X	X	Z	Z	Z	Z	Z	Z

¹A: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。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 月的達到最高峰，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 2020 年 6 月調查結果則與 2011 年 6 月結果相似。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 月火燒的生物燃量較多，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 2013 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，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地表火，低強度的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)。

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	A	B	C	D	F	G	H	I	J	K	L	M
	調查季節 ²	1	1	2	1	2	1	2	2	2	2	2	2
	火後時序(月)	3	5	10	17	19	30	32	34	6	4	16	19
	調查日期	9-Feb	9-Apr	9-Sep	10-Apr	10-Jun	11-May	11-Jul	13-Sep	14-Jul	19-Jun	20-Jun	20-Sep
所有 樣區	總覆蓋度(%)	0.21	2.75	35.59	29.13	53.35	39.17	100	88.99	55.5	47.14	58.06	66.6
	總物種數	5	20	30	34	45	35	47	43	57	42	40	44
	平均種密度(spp./4 m ²) ³	0.03	0.07	0.11	0.12	0.16	0.12	0.17	0.15	0.21	0.15	0.15	0.16
	樣區物種數	2	3	9	9	12	8	12	9	14	12	14	12
	H'之標準差	0.38	0.48	0.48	0.46	0.38	0.4	0.36	0.3	0.35	0.32	0.43	0.36
	平均 H'	0.51	0.65	1.76	1.64	2.01	1.57	1.91	1.81	2.14	2.17	2.13	2.08
	整體 H'	1.02	1.47	2.32	2.24	2.67	2.25	2.58	2.59	2.81	2.76	2.73	2.65
	均勻度	0.64	0.49	0.68	0.63	0.7	0.63	0.67	0.69	0.70	0.74		0.70
系統 取樣	總覆蓋度(%)	0.21	0.93	25.91	13.14	43.95	42.47	48.45	64.8	49.67	51.22	57.13	69.06
	總物種數	5	13	24	21	35	27	33	29	38	34	35	40
	平均種密度(spp./4 m ²)	0.03	0.09	0.17	0.15	0.24	0.19	0.23	0.2	0.26	0.27	0.26	0.29
	樣區物種數	2	4	9	8	12	7	11	8	14	12	14	13
	H'之標準差	0.38	0.35	0.36	0.32	0.31	0.31	0.33	0.29	0.30	0.38	0.38	0.34
	平均 H'	0.51	0.88	1.86	1.61	1.99	1.47	1.87	1.71	2.19	2.14	2.10	2.06
	整體 H'	1.02	1.3	2.52	2.14	2.55	2.03	2.49	2.41	2.72	2.69	2.68	2.59
	均勻度	0.64	0.51	0.79	0.7	0.72	0.62	0.71	0.71	0.75	0.76	0.75	0.70
隨機 取樣	總覆蓋度(%)		4.61	45.55	45.58	63.02	35.77	100	100	100	43.05	61.77	64.15
	總物種數		14	24	28	35	24	38	34	42(19) ⁴	37	31	33
	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
	樣區物種數		2	9	9	10	9	12	11	12(11)	12	15	12
	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
	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
	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
	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

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。² 季節1表示春季，2表示夏秋季。³ 平均種密度是將植生覆蓋面積除以總共樣區的數量，即每個1 m²的小區物種數。⁴ 隨機樣區的括弧為2019年末火燒樣區資料。

本研究利用 2009-2020 年圈谷氣象站資料與火燒樣區物種數進行 Spearman 等級相關分析，結果顯示物種多樣性與月均溫、月累積降雨量相關性不顯著($p>0.05$)；儘管部分研究顯示物種多樣性與環境因子的相關性 (Bernd et al., 2019; Ma et al., 2020)，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。此外，本研究將降水量的累積往前 1-2 個月進行累積，分析結果仍不顯著($p>0.05$)，推測火燒擾動後環境相對惡劣，演替過程物種建立與死亡變動大所影響。此外，火燒植群演替過程的物種資料具有自相關的情況，使用時間序列或排序分析，即可以了解不同火後演替時序的物種組成變化。

4. β 物種多樣性

利用 Sørensen 相似性指數分析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，每季植物組成相似亦增加。三六九山莊灌叢草生在火後 2 個月(2009 年 2 月調查)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 11 次調查的最高，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。

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，火後早期出現的物種以原有種類並具地下部可萌蘖之物種為主，例如玉山箭竹、高山芒、巒大蕨(*Pteridium aquilinum* ssp. *wightianum*)等(賴國祥及陳明義，1992)，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漸增加。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 4)，可能顯示繁殖體拓殖的物種、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

時期 ¹	B	C	D	F	G	H	I	J	K	L	M
B		0.29	0.25	0.36	0.26	0.41	0.38	0.38	0.32	0.31	0.39
C	0.65		0.20	0.18	0.25	0.23	0.34	0.25	0.24	0.30	0.30
D	0.71	0.80		0.31	0.20	0.33	0.42	0.30	0.28	0.31	0.35
F	0.51	0.79	0.65		0.20	0.18	0.25	0.16	0.17	0.19	0.24
G	0.65	0.75	0.79	0.79		0.18	0.31	0.27	0.25	0.21	0.35
H	0.49	0.75	0.64	0.82	0.81		0.33	0.28	0.23	0.25	0.30
I	0.54	0.65	0.57	0.74	0.69	0.67		0.26	0.33	0.33	0.36
J	0.47	0.71	0.64	0.83	0.71	0.71	0.73		0.19	0.18	0.18
K	0.53	0.73	0.67	0.83	0.73	0.76	0.66	0.81		0.13	0.18
L	0.54	0.68	0.64	0.81	0.77	0.75	0.67	0.82	0.87		0.17
M	0.45	0.66	0.59	0.76	0.63	0.69	0.62	0.82	0.82	0.83	

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。² 粗體字表示兩季間發生過火燒擾動。

(三)雪山三六九山莊灌叢草生地火後演替趨勢

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8、表7)，以樣區呈現的結果反映了火後樣區組成的變化受到季節影響。第一軸右側多為春季時序，左側則為夏秋2季，而時期B也因為包含臺灣冷杉、玉山佛甲草(*Sedum morrisonense*)等火後未完全死亡的物種，所以該時期的樣區距其他調查時序較遠；第二軸則呈現了兩種取樣的差異。

由於三六九山莊灌叢草生地2008年4月火後植物恢復狀態與其他調查時期的結果差異太大，所以我們先移除2008年4月前的資料(包括A及B時期)重新進行分析，使CA排序圖能將火後各時期樣點呈現更清楚。去除掉A、B時期的調查資料後，結果(圖9、表8)與圖8結果類似，排序軸第一軸大致可將季節做區分，第一軸左側為春季調查(3-5月)，右側為夏季調查(6-8月)，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；右邊的時期除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，第二軸上方多為系統樣區，下方為非系統樣區；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。2種取樣方法的時序排列呈現一致性；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。對應分析結果是以重要值進行分析，除了物種出現的時期外，物種出現的樣區數及覆蓋面積都會影響分析結果；換句話說，對應分析結果呈現了季節變化、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。

透過火後各時期之對應分析結果以物種顯示(圖10)，對應圖5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；

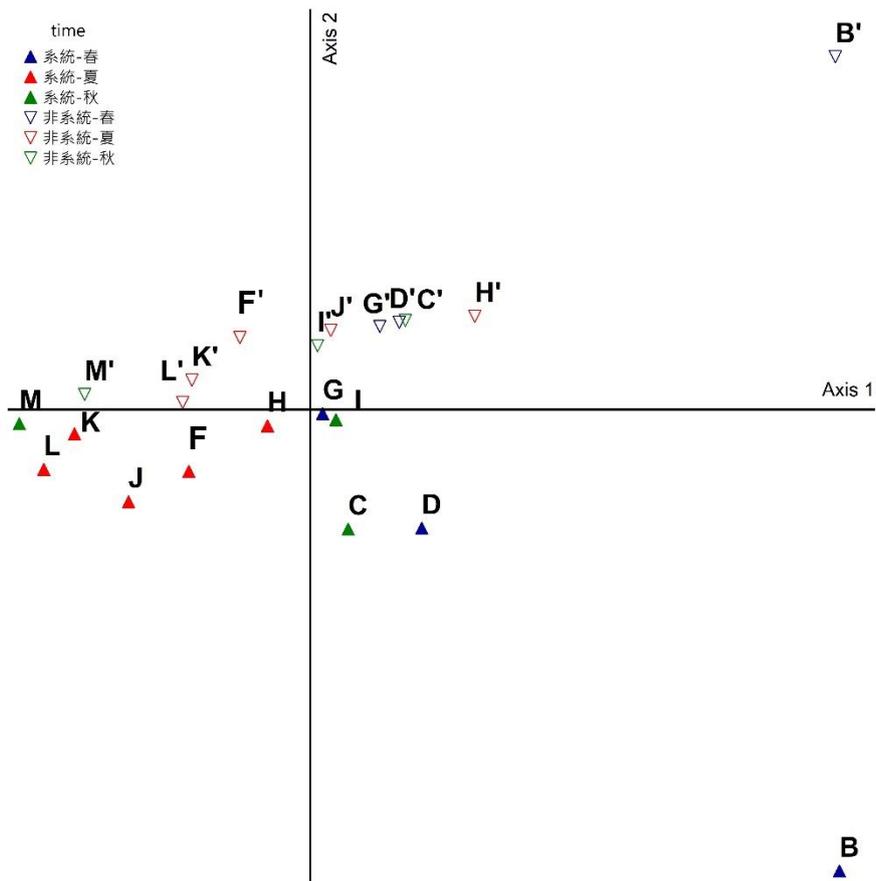


圖 8. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地火後不同時期之樣區對應分析圖。

字母右上''''為非系統樣區，實心▲為系統樣區，空心▽為非系統樣區；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。

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

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(*Anaphalis morrisonicola*)等；第一軸右側的種子型物種則多為2019年後所調查到的物種，如玉山地刷子(*Lycopodium yueshanense*)、海洲骨碎補(*Davallia mariesii*)、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；

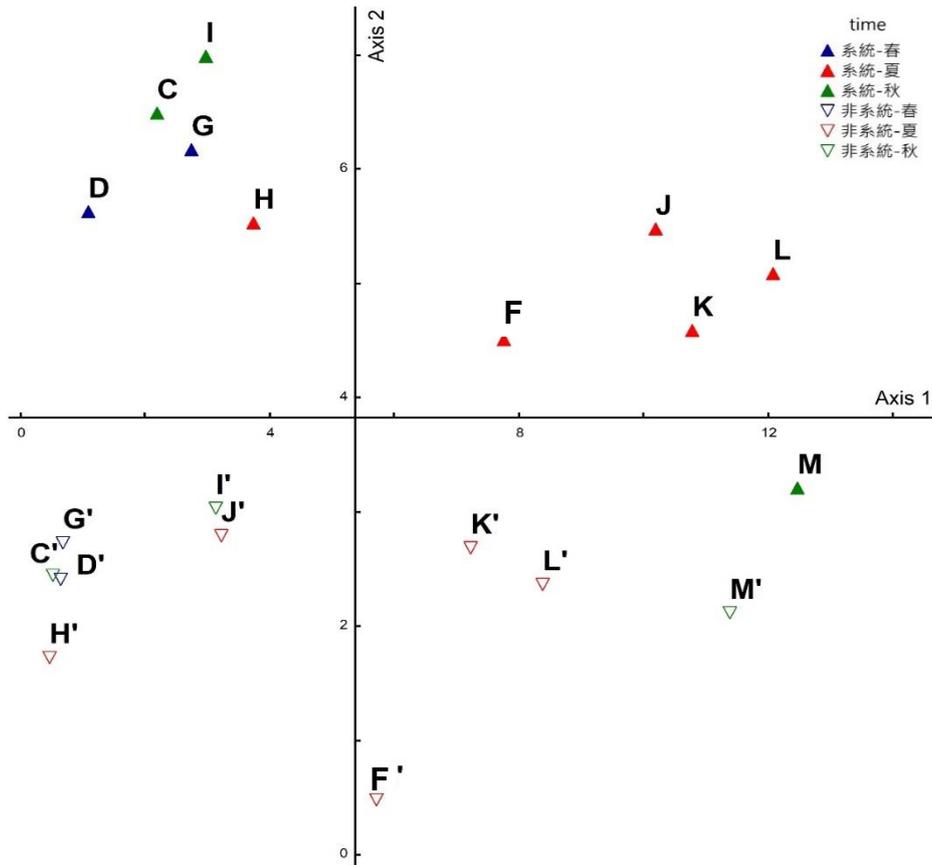


圖 9. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地火後不同時期之樣區對應分析圖。
 字母右上''''為非系統樣區，實心▲為系統樣區，空心▽為非系統樣區；字母
 對應時期為 C: 2009 年 9 月、D: 2010 年 4 月、F: 2010 年 6 月、G: 2011 年 5
 月、H: 2011 年 7 月、I: 2013 年 9 月、J: 2014 年 7 月、K: 2019 年 9 月、L:
 2020 年 6 月、M: 2020 年 9 月。

表 8. 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=0.39	第一軸	第二軸	第三軸
特徵根(eigenvalue)	0.12	0.05	0.04
變異解釋率(%)	30.77	12.82	10.26
累積變異解釋率(%)	30.77	43.59	53.85

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、玉山抱莖籟簫、尼泊爾籟簫、阿里山薊、細川氏薊、
 玉山飛蓬、矮菊、中國地楊梅、基隆短柄草及早熟禾等15種則分布於第二
 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、玉山櫻草及黃菀等6種分布於第二軸下方。

根據魏聰輝&林博雄(2017)於三六九山莊附近之氣象站資料對不同時期之系統樣區資料進行 CCA(圖 11, 表 9), 結果顯示第一軸與月均溫($r=0.82$)、降雨量相關($r=0.64$), 第一軸與 CA 的結果相似呈現季節變動與火後演替時序的變化, 第二軸則呈現物種散播距推移帶遠近的差異。大部分的結果與 CA 結果相符; 然而, 根據前述物種多樣性與環境因子的相關性結果並不顯著, 推測因物種多樣性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。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。

利用所有樣區資料進行 DCA 並繪製排序圖(圖 12, 表 10), 排序圖結果亦反映時序變化, 樣區內物種組成趨於相似, 使樣區間的變量及距離縮短因而較為集中, 應證物種轉換率及物種多樣性指數皆顯示隨火後灌叢草生地演替過程, 組成結構漸趨階段性穩定。將物種組成列在排序圖上後, 可明顯發現第一軸亦反映優勢物種高山芒及玉山箭竹所占樣區優勢度的差異; 曾喜育等(2014)研究指出優勢物種佔據的面積影響物種多樣性與物種組成, 尤其在高山芒與玉山箭竹競爭較為劇烈的棲地, 物種多樣性的增加間接反映微環境異質性增加, 提供更多棲位使物種得以拓殖。DCA 第 2 排序軸可能反映出有些物種的繁殖體開始進入火燒跡地, 或是可能反映火後萌蘗速度較慢的物種開始建立。火後灌叢草生地在 2009 年 9 月與 2010 年 4 月並未在 DCA 分析顯示火燒跡地物種變化的時序差異, 其可能受到一些冬枯種類尚未萌發所致。

2019 年 9 月樣區分布在第 1 軸的最左端, 而部份樣區與前 2 期火後調查結果並未明顯區分, 主要原因為 2019 年 9 月樣區內含有大部份前期之萌蘗性或繁殖體傳播建立的種類構成優勢; 2013 年資料便可反映火燒跡地之植物組成已漸趨穩定, 且和 2011 年之樣區分布狀況幾近相同、2020 年 6 月調查結果與前年相似, 但可能因年初的雨量及溫度影響, 故整體分布趨勢不若 2019 年偏於第一軸左側、另一方面, 新拓殖的物種多屬不耐火燒的類群, 或為亞高山灌叢草生地生態系演替較中後期的物種。

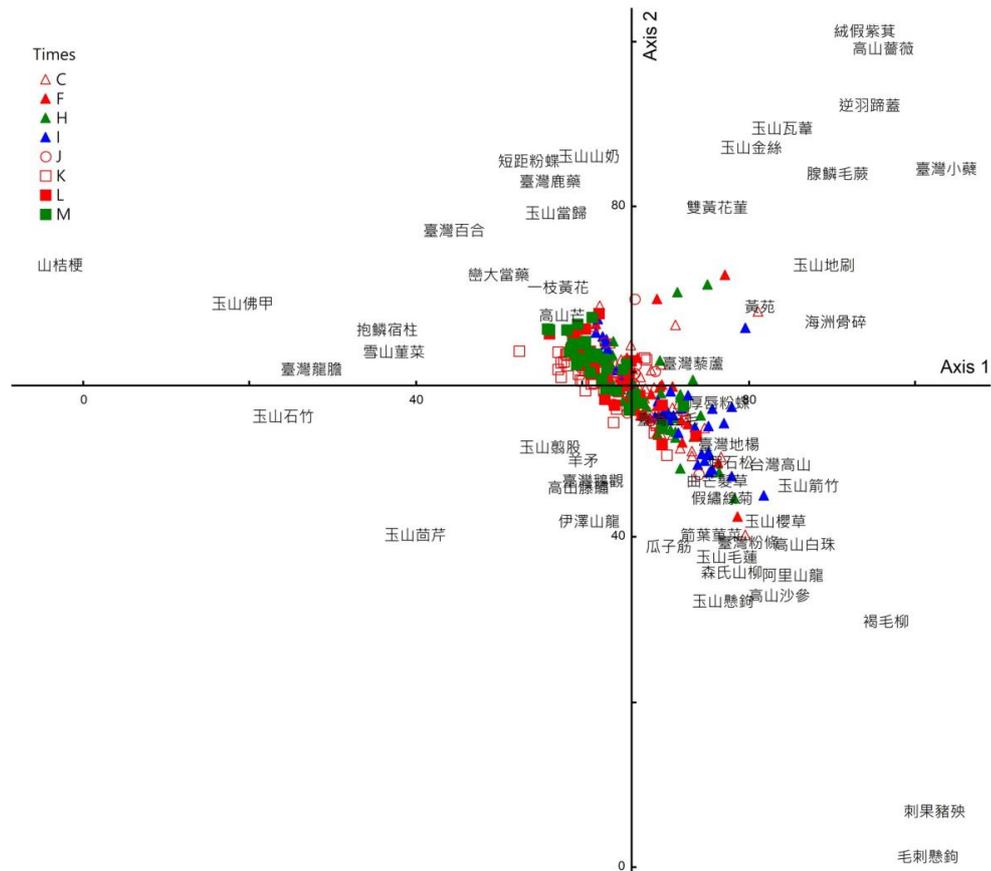


圖 12. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地夏秋季時期之降趨對應分析圖。(不同的符號代表不同之時期。)

表 10. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地夏季之降趨對應分析表

Inertia=2.339	第一軸	第二軸	第三軸
特徵根(eigenvalue)	0.25	0.17	0.10
軸長(Length of gradient)	2.55	2.23	1.77
變異解釋率(%)	10.85	7.26	4.41
累積變異解釋率(%)	10.85	18.11	22.52

整體而言，從物種多樣性至分布序列法的分析結果皆顯示著雪山三六九山莊附近灌叢草生地之物種組成存在季節性的時序變化；再者，火燒頻繁擾動頭，萌櫟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；然而僅以物種出現有無實難將物種占有面積及出現頻度等特性看出，僅能了解於火燒干擾後物種不同的生存策略以及拓殖進入時機。再者，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。

(四)土壤菌根菌調查與分析

1. 叢枝菌根菌孢子菌相調查

雪山三六九山莊附近植群叢枝菌根菌孢子菌相調查於三六九山莊後方臺灣冷杉林至灌叢草生地，以及三六九山莊之字路兩側灌叢草生地進行(圖 13)。調查區分 2 種方式，一為比較雪山三六九山莊附近不同植群型之叢枝菌根菌孢子菌相，針對臺灣冷杉林至灌叢草生地，共劃分為 3 個植群型，包括臺灣冷杉林、推移帶，以及灌叢草生地；每個植群型再細分為左右兩側樣區。左側為靠近三六九山莊之樣區。右側為靠近 7.8K 黑森林入口之樣區。樣區代號分別如下:左側臺灣冷杉林(Lf)、左側森林草生地之推移帶(Le)、左側灌叢草生地(Lg)；右側臺灣冷杉林(Rf)、右側森林草生地之推移帶(Re)、右側灌叢草生地(Rg)，共計設置 36 個樣區(圖 13)。另外，右側灌叢草生地(Rg)樣區位在 2019 年 2 月火燒擾動的區域內。

另一為調查雪山三六九山莊附近灌叢草生地火燒擾動對叢枝菌根菌孢子菌相的影響。針對 2019 年 2 月灌叢草生地火燒擾動範圍與未火燒區域(圖 14)，分別進行樣區設置、調查與土壤採集，步道左側地表顏色較淺者為當年未受火燒擾動區域，樣區以代號 A 表示，地表顏色較深者為當年受火燒擾動區域，樣區以代號 B 表示，共計設置 12 個樣區(圖 13)。

樣區大小設置 3 m × 3 m，少數樣區沿用灌叢草生地火燒植群調查樣區(圖 15)，樣區位置以 GPS 紀錄點位。樣區調查時間為 2020 年 8 至 9 月(灌叢草生地火燒後一年半)，進行地被植物調查和土樣採集，土壤攜回研究室進一步進行叢枝菌根菌組成觀察。

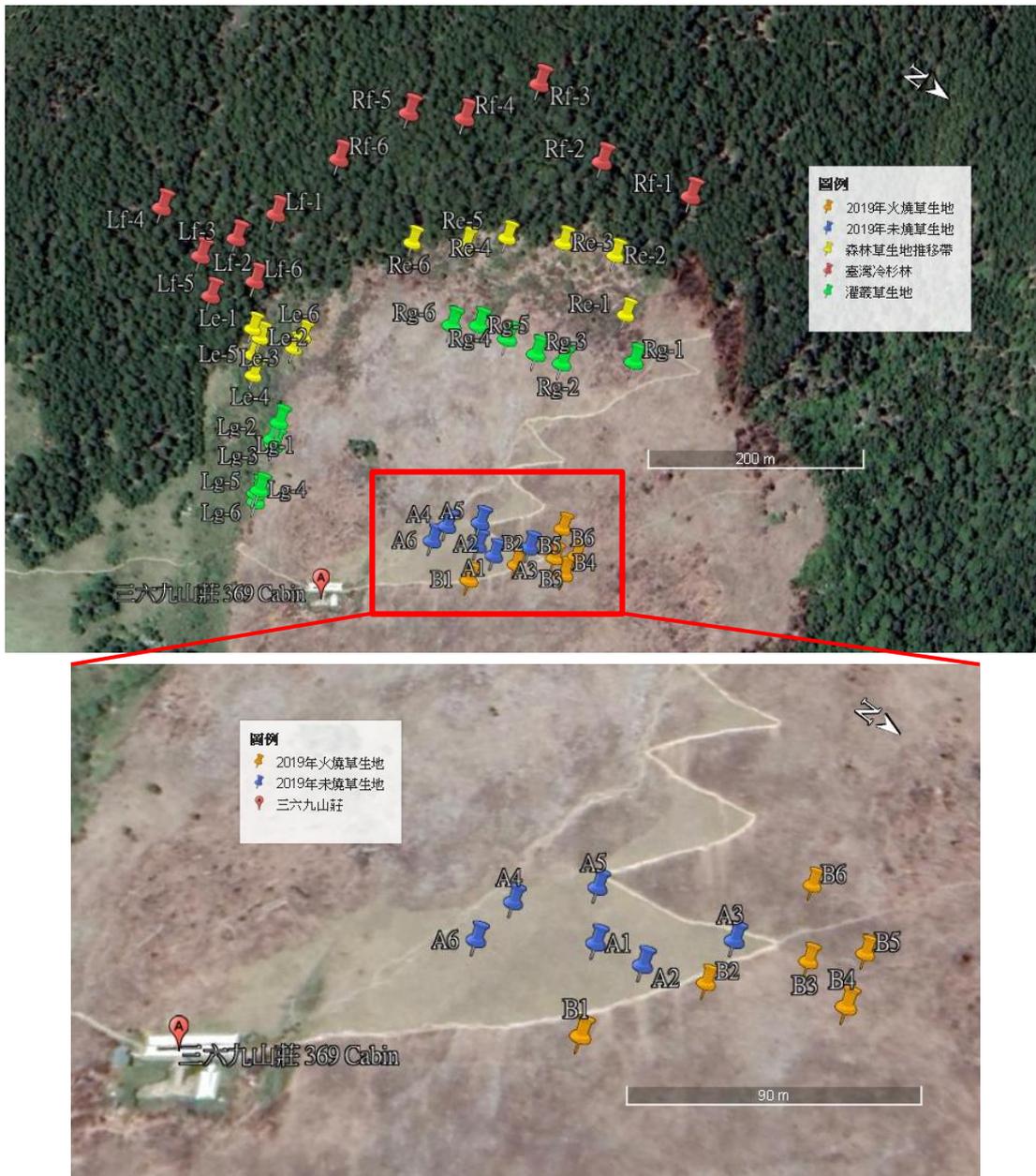


圖 13. 雪山三六九山莊附近灌叢草地火燒後叢枝菌根菌樣區設置位置圖。
 紅點為臺灣冷杉林樣區，黃點為推移帶樣區，綠點為灌叢草地樣區，藍點
 (A)為 2019 年未火燒擾動樣區，橘點(B)為 2019 年火燒擾動樣區。(資料來
 源: Google earth 2020)



圖 14. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地 2019 年 2 月火燒擾動範圍。

根據地被植物調查紀錄(圖 15; 表 11), 臺灣冷杉林(Lf; Rf)的地被組成為苔蘚為主, 臺灣鬼督郵(*Ainsliaea latifolia*)、臺灣冷杉(*Abies kawakamii*)、玉山翦股穎(*Agrostis morrisonensis*)、山酢醬草(*Oxalis acetosella* ssp. *griffithii* var. *formosana*)等為優勢物種。灌叢草生地左側樣區(Lg)物種以玉山箭竹(*Yushania niitakayamensis*)為優勢, 右側樣區(Rg)則以玉山箭竹(*Yushania niitakayamensis*)、高山芒(*Miscanthus transmorrisonensis*)為主要組成。物種多樣性以位於兩植群交界的推移帶(Le; Re)為最高, 物種數約為森林以及草生地的兩倍; 物種組成包含臺灣冷杉林與灌叢草生地的共有物種包含假繡線菊(*Spiraea hayatana*)、玉山翦股穎(*Agrostis morrisonensis*)、玉山當歸(*Angelica morrisonicola*)、寬葉冷蕨(*Cystopteris moupinensis*)、玉山小蘗(*Berberis morrisonensis*)等。



圖 15. 雪山三六九山莊附近森林、推移帶及灌叢草生地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)

以 3 種地景尺度做物種多樣性分析結果(圖 16)，顯示推移帶內的地被植物及叢枝菌根菌之物種組成皆高於森林及灌叢草生地植群。森林和草原植群之地被植物物種多樣性並無顯著的差異($P < 0.05$)，但灌叢草生地之叢枝菌根菌的物種數明顯高於森林植群。

表 11. 雪山三六九山莊附近森林、推移帶及灌叢草生地植群物種組成及物種多樣性指數

植群型*	Lf*	Le	Lg	Rf	Re	Rg
一枝黃花		0.45	1.24			1.25
三萼花草				0.62	1.57	
大霸尖山酢醬草	5.30	2.85		3.69	0.36	
山桔梗			1.94			
山酢醬草	12.32	5.84	0.98	13.18	5.96	
山薰香	4.47			1.84	0.35	
川上氏小蘗					0.37	
川上氏忍冬		8.29		0.80	3.90	
中國地楊梅		1.49			6.76	
天胡荽			1.24			
毛天胡荽					1.00	
毛刺懸鈎子	3.19			4.84	4.77	
火炭母草					0.67	
尼泊爾蓼					9.98	
玉山小蘗		7.23	1.20	0.80	11.98	
玉山毛蓮菜		0.47				4.48
玉山水苦蕒		3.59		8.97	0.85	
玉山杜鵑			2.78			
玉山佛甲草					0.73	
玉山肺形草		0.98	1.89		0.37	
玉山茴芹				0.59		
玉山剪股穎	8.53	9.16	1.99	17.92	24.59	9.68
玉山鹿蹄草		1.92	1.97			
玉山圓柏	2.59	3.34		5.95	0.86	
玉山當歸		7.80			2.00	0.77
玉山箭竹			11.69		1.55	5.12
玉山櫻草		0.46				
玉山懸鈎子					5.80	
瓦氏鱗毛蕨		1.45	4.11	0.62	3.43	
地刷子		3.46	15.85			
伊澤山龍膽						5.48
曲芒髮草		4.23		0.64	0.36	5.97
羊茅		1.84				5.22
冷杉異燕麥		0.93			3.27	
亞毛無心菜	1.73	3.15			1.23	
刺果豬殃殃	7.95	0.88		1.27	0.73	
刺柏		1.75			1.99	
抱鱗宿柱臺		0.55			0.35	12.22
狗筋蔓					0.39	
芽抱耳蕨		1.32			0.36	
阿里山薊		0.46				
阿里山龍膽						3.78
南投小蘗		2.48			3.22	
厚唇粉蝶蘭		0.92				0.64
星果佛甲草	0.89	0.44			0.73	
禺毛茛		0.99				
風輪菜		1.43			1.46	
高山白珠樹		13.88	13.56			1.32
高山芒		2.24	3.93		2.99	5.84
高山薔薇					0.79	
高山繡球藤					3.49	
高山藤繡球	0.80	0.66			0.74	
高山露珠草	3.93	9.29	0.97	3.89	5.40	

*Lf: 左側森林、Le: 左側推移帶、Lg: 左側灌叢草生地; Rf: 右側森林、Re: 右側推移帶、Rg: 右側灌叢草生地。

表 11. 雪山三六九山莊附近森林、推移帶及灌叢草生地植群物種組成及物種多樣性指數(續)

植群型*	Lf*	Le	Lg	Rf	Re	Rg
假繡線菊		58.65	3.39		9.32	6.32
畢祿山蓼					0.50	
異葉紅珠					14.47	
貧子水苦蕒	8.63			5.73	0.35	
陸生珍珠茅					1.48	
雪山堇菜		3.66		1.18		1.24
傅氏唐松草					0.39	
短距粉蝶蘭		0.97			0.35	
絨假紫萁		1.32	1.89			
裂葉樓梯草				0.59		
黃菀	0.79	0.89			4.23	
黑龍江柳葉菜		0.44				
矮菊		1.94		6.00	5.67	
臺灣三毛草						1.86
臺灣山薰香	4.26			1.97		
臺灣地楊梅						3.86
臺灣冷杉	4.52	4.62	11.42	16.84	2.70	
臺灣粉條兒菜	0.79	0.47		3.15	2.24	
臺灣草莓		0.89			1.58	
臺灣鬼督郵	76.69		5.27	88.32		
臺灣鹿藥		0.93		0.59	0.78	
臺灣鵝觀草		0.53			1.58	0.77
臺灣藜蘆				0.64		16.00
劉氏蓋					13.35	
寬葉冷蕨	11.91	1.99		8.52	7.49	
歐洲黃菀				0.73	0.36	
髮草		3.72			0.36	
闊葉鱗毛蕨	1.56	2.33	5.17		2.00	
藏布鱗毛蕨					0.75	
雙黃花堇菜				0.80	1.43	
巒大花楸	6.34	4.53	9.77	2.49		
巒大當藥		0.48	2.79			3.90
物種數	20	51	22	29	58	20
平均物種數 ± SD	9±3	21±3	9±3	12±3	24±4	11±5
H'	0.46	0.94	0.26	0.5	1.24	0.72
均勻度指數	0.35	0.55	0.20	0.34	0.71	0.55

*Lf: 左側森林、Le: 左側推移帶、Lg: 左側灌叢草生地; Rf: 右側森林、Re: 右側推移帶、Rg: 右側灌叢草生地。

Sørensen 相似性指數分析 3 個地景尺度的植群型(表 12)物種組成相似性結果顯示(表 12)，左側樣帶的臺灣冷杉林(Lf)、灌叢草生地(Lg)與推移帶(Le)分析結果顯示兩者間的 Sørensen 相似性指數差異小。右側樣帶的臺灣冷杉林(Rf)與推移帶(Re)物種相似性最高，推移帶(Re)與灌叢草生地(Rg)次之，但 Sørensen 相似性指數不高；然而，不論左側或右側樣帶，臺灣冷杉林和灌叢草生地之物種相似性皆為最低；而推移帶連接相鄰兩相異群落結構的植群型，作為地景上的過渡地帶，其物種多樣性高，反映出推移帶是兩種植物社會交錯區，兩植物社會物種組成在交錯區中呈皆呈現也顯示其生態地位的重要性。

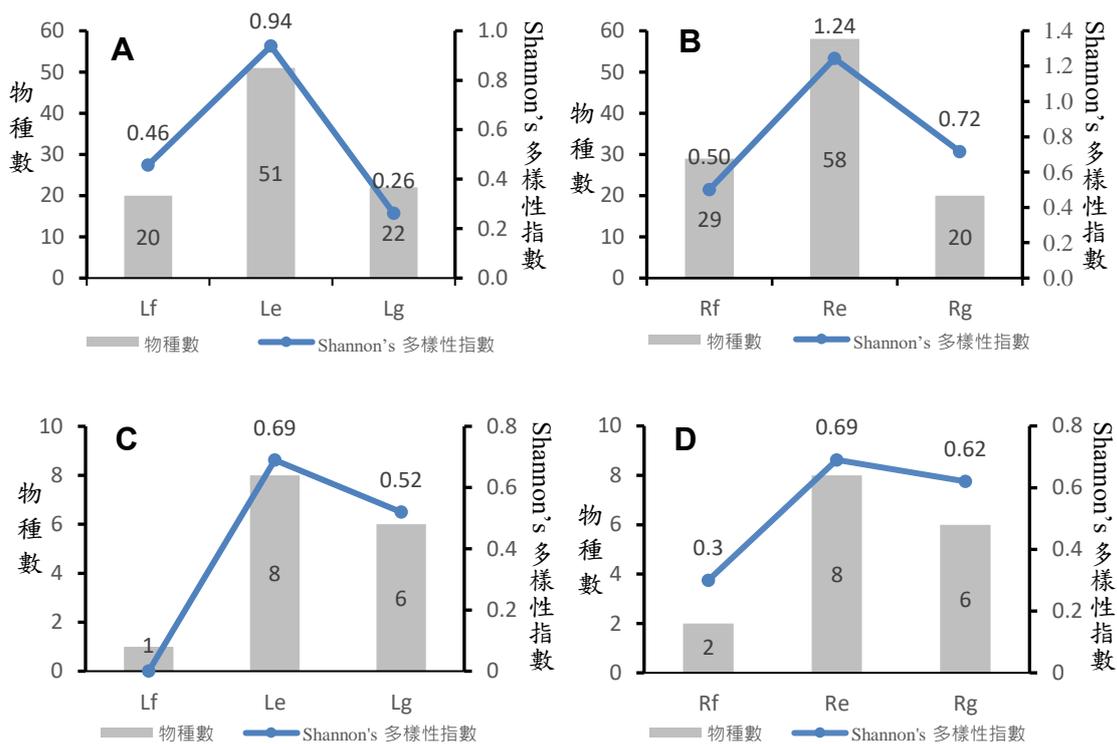


圖 16. 雪山三六九山莊附近森林、推移帶及灌叢草生地，植物社會及叢枝菌根菌孢子的物種數及 Shannon's 多樣性指數圖表。

(A、C 為左側樣區之植物及叢枝菌根菌組成，Lf：左側森林、Le 左側推移帶、Lg：B、D 為右側樣區之植物及叢枝菌根菌組成，Rf：右側森林、Re：右側推移帶、Rg：右側灌叢草生地。)

表 12. 雪山三六九山莊附近森林、推移帶及灌叢草生地植群 Sørensen 相似性指數(左下)、Cody 指數(右上)分析結果

植群型*	Lf	Le	Lg	植群型	Rf	Re	Rg
Lf		20.5	14	Rf		21.5	20.5
Le	0.42		19.5	Re	0.51		31
Lg	0.33	0.47		Rg	0.16	0.21	

*Lf：左側森林、Le：左側推移帶、Lg：左側灌叢草生地；Rf：右側森林、Re：右側推移帶、Rg：右側灌叢草生地。

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(圖 14)。火燒後一年半調查發現，樣區不論受火燒擾動與否，植群組成相似性仍高，主要以高山芒、玉山箭竹、玉山金絲桃(*Hypericum nagasawai*)、臺灣藜蘆(*Veratrum formosanum*)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 年受火燒擾動的樣區為優勢物種、族

群數量相當多，卻在 2019 年未燒的樣區族群數量相對稀少，地景上呈現明顯的對比(圖 17)。呂金誠等(2010)雪山地區研究指出火燒擾動能抑制少數優勢物種、並且釋出空間，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。另外，2019 年火燒擾動的樣區不論在 Shannon's 多樣性指數或均勻度指數皆比較高(表 13、圖 18)，此主要因火燒對優勢物如玉山箭竹及高山芒等優勢萌蘗型植物對其他植物造成抑制，當優勢植物地上部生物量降解後空出的空間提供巒大當藥等植物由土壤種子庫，或其他區域種子傳播拓殖。



圖 17. 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孢子調查現狀照片。(A 為 2019 年未受火燒擾動樣區；B 為 2019 年火燒擾動樣區。)

表 13. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地 2019 年火燒樣區與未火燒樣區之 Shannon's 多樣性指數、均勻度指數分析結果

樣區	Shannon's 多樣性指數	均勻度指數
2019 年未火燒樣區	0.36	0.27
2019 年火燒樣區	0.73	0.58

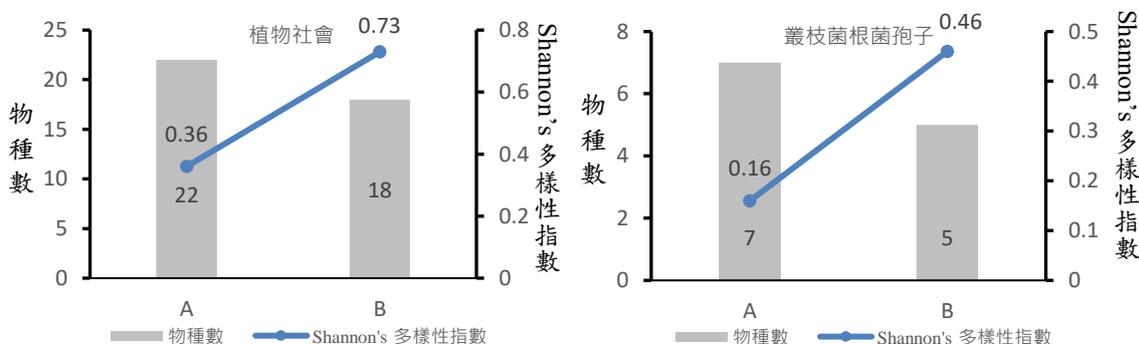


圖 18. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地 2019 年未火燒樣區(A)與火燒樣區(B)之植物社會及叢枝菌根菌孢子的物種數及 Shannon's 多樣性指數圖表。

雪山三六九山莊附近植群之叢枝菌根菌孢子土樣觀察，共紀錄5科7屬15種的叢枝菌根菌孢子形態種(表14，圖19)，部分孢子形態不完整以致難以鑑定者，則不予已列入。叢枝菌根菌孢子包含 *Acaulospora*、*Claroideoglosum*、*Gigaspora*、*Paraglosum*、*Sclerocystis*、*Scutellospora*、*Septoglosum*等7屬，以 *Acaulospora* 為種類優勢屬，推測與研究區的海拔位置有關。根據 Fritz Oehl et al. (2006) 於瑞士調查指出，*Acaulospora* 屬的物種在高海拔地區相對豐富；林子超(2009)於臺灣中部山區叢枝菌根菌的調查亦顯示相同結果。本研究紀錄之 *Acaulospora alpina* 及 *Ac. tsugae* 為高海拔地區分布的物種。*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，則沒有該物種的紀錄(Fritz Oehl et al. 2006)；*Ac. alpina* 亦發現於墨西哥海拔2,400-2700m 溫帶森林土壤中(Lucía 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2,230-3,260m 的玉山箭竹林土壤首次紀錄(林子超 2009)。*Ac. tsugae* 則為合歡山區臺灣鐵杉(*Tsuga chinensis* var. *formosana*) 土壤根圈發現之新種，此物種亦發現於瑞士2,450 m 海拔山區(Lin et al. 2019)。本研究區海拔約位於海拔高度3,100 m，*Ac. alpina* 及 *Ac. Tsugae* 等2種叢枝菌根菌孢子皆為雪山新紀錄點，發現於推移帶及灌叢草生地樣區(表15)。

表 14. 雪山三六九山莊附近森林、推移帶及灌叢草生地之叢枝菌根菌孢子形態種清單

物種名	代號	科	目
<i>Acaulospora alpina</i>	Aal	Acaulosporaceae	Diversisporales
<i>Acaulospora delicata</i>	Ade	Acaulosporaceae	Diversisporales
<i>Acaulospora koskei</i>	Ako	Acaulosporaceae	Diversisporales
<i>Acaulospora laevis</i>	Ala	Acaulosporaceae	Diversisporales
<i>Acaulospora morrowiae</i>	Amo	Acaulosporaceae	Diversisporales
<i>Acaulospora rehmsii</i>	Are	Acaulosporaceae	Diversisporales
<i>Acaulospora spinosa</i>	Asp	Acaulosporaceae	Diversisporales
<i>Acaulospora tsugae</i>	Ats	Acaulosporaceae	Diversisporales
<i>Acaulospora tuberculata</i>	Atu	Acaulosporaceae	Diversisporales
<i>Claroideoglosum etunicatum</i>	Cet	Claroideoglomeraceae	Glomerales
<i>Gigaspora decipiens</i>	Gde	Gigasporaceae	Diversisporales
<i>Paraglosum occultum</i>	Poc	Paraglomeraceae	Paraglomerales
<i>Sclerocystis rubiformis</i>	Sru	Glomeraceae	Glomerales
<i>Scutellospora calospora</i>	Sca	Gigasporaceae	Diversisporales
<i>Septoglosum deserticola</i>	Sde	Glomeraceae	Glomerales

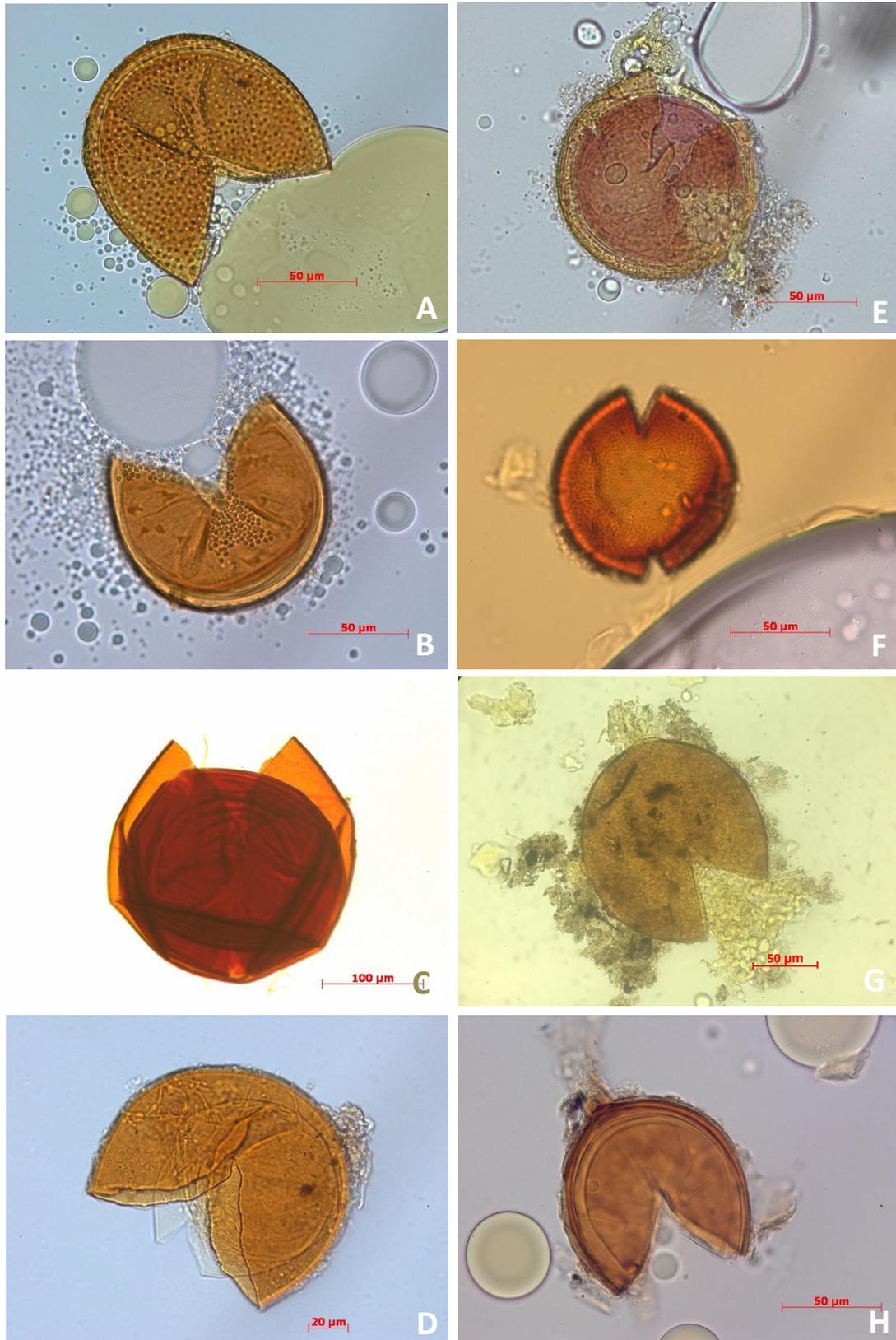


圖 19. 叢枝菌根菌孢子形態照。A: *Acaulospora alpina* ; B: *Acaulospora delicate* ; C: *Acaulospora koskei* ; D: *Acaulospora laevis* ; E: *Acaulospora morrowiae* ; F: *Acaulospora rehmi* ; G: *Acaulospora spinosa* ; H: *Acaulospora tsugae* 。

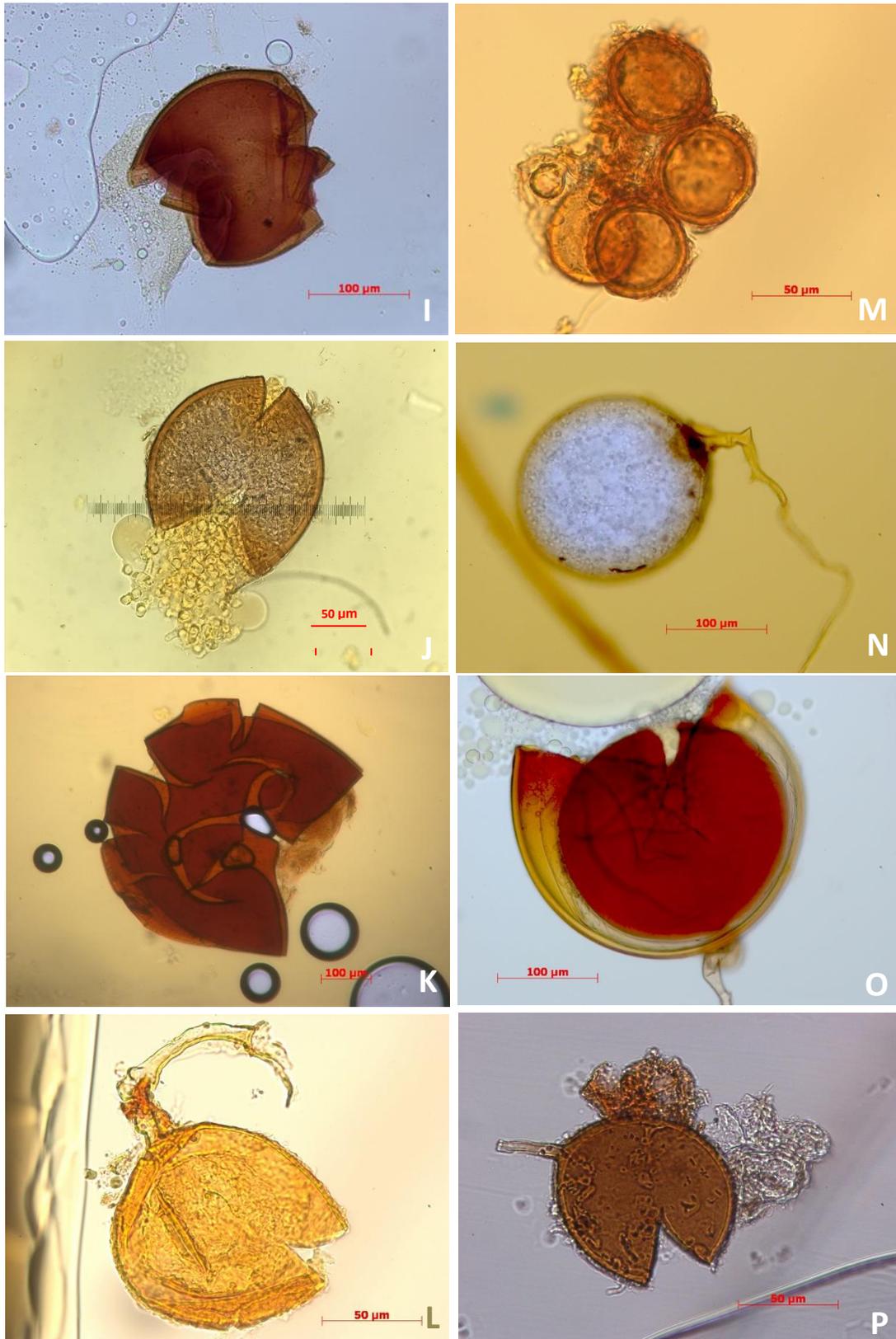


圖 19. 叢枝菌根菌孢子形態照(續)。I: *Acaulospora tuberculata* ; J: *Claroideoglomerus etunicatum* ; K: *Gigaspora decipiens* ; L: *Paraglomerus occultum* ; M: *Sclerocystis rubiformis* ; N-O: *Scutellospora calospora* ; P: *Septoglomerus deserticola* 。

表 15. 雪山三六九山莊附近森林、推移帶及灌叢草生地叢枝菌根菌物種分布、組成及物種多樣性指數。

物種代號	Lf	Le	Lg	孢子數	Rf	Re	Rg	孢子數	A	B	孢子數	總孢子數
Aal		6	1	7			5	5	1	1	2	14
Ade			23	23			1	1	145	17	162	186
Ako		1		1				0			0	1
Ala				0			10	10			0	10
Amo		1	1	2		1	2	3		2	2	7
Are		1		1	1	8		9	1		1	11
Asp				0				0	2		2	2
Ats		3	2	5		11		11	3	2	5	21
Atu				0			1	1			0	1
Cet				0		17		17			0	17
Gde				0		3		3			0	3
Poc		12	15	27		28	2	30	1	3	4	61
Sru		9		9		1		1			0	10
Sca	1	2		3	1			1			0	4
Sde			3	3		2		2	2		2	7
<i>Acaulospora</i> sp.		3	2	5				0			0	5
<i>Glomus</i> sp.		3		3				0	2		2	5
總孢子數	1	41	47	89	2	71	21	94	157	25	182	365
物種數	1	8	6		2	8	6		7	5		
平均物種數 ±SD	0±0	2±1	2±1		0±1	2±1	1±1		2±2	1±1		
H'	0	0.69	0.52		0.3	0.69	0.62		0.16	0.46		
平均度指數	0	0.76	0.66		1	0.77	0.8		0.18	0.65		

註：Lf (left forest)：左側森林；Le (left ecotone)：左側推移帶；Lg (left grassland)：左側灌叢草生地。Rf (right forest)：右側森林；Re (right ecotone)：右側推移帶；Rg (right grassland)：右側灌叢草生地。A：2019 年未火燒之灌叢草生地；B：2019 年火燒之灌叢草生地。叢枝菌根菌種類代號參照表 15。

臺灣冷杉林的土壤樣本絕大多沒有觀察到叢枝菌根菌孢子，僅少數樣本發現 1 顆孢子，只發現 *Acaulospora rehmii* 和 *Scutellospora calospora* 和 2 種。叢枝菌根菌在土壤環境偏好腐質層薄、有機酸低的環境(Read 1991)，且枯落物的沉積會降低其共生關係(Becklin et al. 2012)，然從現地觀察發現，臺灣冷杉林下的枯落物多、土壤表層腐植層厚，致使林下環境不利於叢枝菌根菌的適存。此外，由臺灣冷杉小苗的染根試驗觀察根部與叢枝菌根菌之共生情形，僅發現極少的叢枝菌根菌菌絲存在。

叢枝菌根菌對植物寄主的種專一性並不高，分離的叢枝菌根菌常可以感染許多種分別屬於不同屬、科的植物寄主(曾顯雄，1985)。然推移帶植群物種豐富、多樣性高，有更多機會與相異型態種之叢枝菌根菌共生；本研究調查結果發現，叢枝菌根菌的菌種多樣性以推移帶為最高，灌叢草生地次之，臺灣冷杉林因地表土壤環境條件不利叢枝菌根菌生存，物種多樣性及物種數皆為最低。

進一步使用 Sørensen 相似性指數分析 3 個地景尺度的叢枝菌根菌孢子組成，發現除了左側推移帶(Le)與灌叢草生地(Lg)的相似性指數較為高以外，其他不同植群型的孢子菌相相似性都很低(表 16)。

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，與植物緊密共生的菌根菌組成亦有可能受到影響。本研究將雪山三六九山莊附近樣帶中的灌叢草生地地區分成右側 2019 年的火燒區域(Rg)與左側未火燒區(Lg)進行叢生菌根菌組成比較，分析發現未火燒樣區的叢枝菌根菌種類與孢子數量偏多(表 16)。並將三六九山莊灌叢草生地樣區做比對，相對於 2019 年燒過的區域(B)，未燒的樣區(A)中 A5 樣本觀察到大量叢枝菌根菌孢子，使得該樣區孢子數量明顯較多。但進一步透過無母數平均數檢定 Mann-Whitney U test 檢測火燒對叢枝菌根菌孢子數量之影響，分析結果兩者在統計上均無顯著性(表 17)。

火燒對叢枝菌根菌孢子豐多度影響評估研究發現，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)。由於火燒擾動存在著程度上之差異，如火燒頻度、火燒強度、火後恢復時間、取樣時間皆有可能造成結果的差異性。學者 Dhillion *et al.* (1988)指出火燒透過燃燒地表上的植被，影響叢枝菌根菌宿主的存活，間接使其共生關係產生變化，而非直接受火燒影響土壤中的叢枝菌根菌。三六九山莊附近灌叢草生地的火燒為地表火，於火燒擾動後生存的植物根系在地下部仍可能維持與叢枝菌根菌之共生關係。再者，本研究取樣時間為火後約一年半，推測地表植群重新建立族群，結構逐漸趨於穩定，與叢枝菌根菌產生穩定共生關係，因此本次調查針對火燒對於叢枝菌根菌孢子數量之影響無顯著差異。

表 16. 雪山三六九山莊附近森林、推移帶及灌叢草生地植群之叢枝菌根菌孢子菌相 Sørensen 相似性指數分析結果

植群型	Lf	Le	Lg	植群型	Rf	Re	Rg
Lf				Rf			
Le	0.22			Re	0.20		
Lg	0	0.57		Rg	0	0.27	

註：Lf：左側森林；Le：左側推移帶；Lg：左側灌叢草生地。Rf：右側森林；Re：右側推移帶；Rg：右側灌叢草生地。

表 17. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地樣區 Mann-Whitney U test 分析結果

	U 值	P-value
Lg v.s. Rg	10.5	0.240
A v.s. B	13.5	0.485

註：Lf：左側森林；Le：左側推移帶；Lg：左側灌叢草生地。Rf：右側森林；Re：右側推移帶；Rg：右側灌叢草生地。

2. 台灣冷杉小苗染根觀察

本研究於 2020 年 9 月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 20)，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。

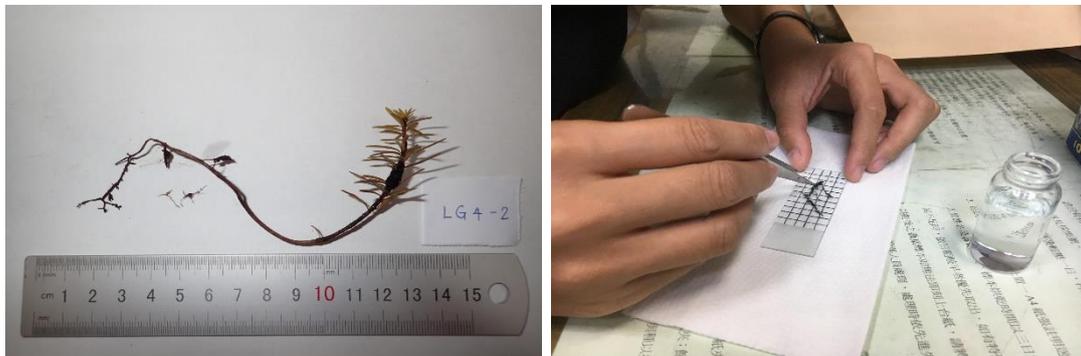


圖 20. 臺灣冷杉小苗染根後觀察。

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%，且觀察到叢枝菌根菌菌絲非常稀少(表 18)。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(Jumpponen & Trappe 1998; Kivlin et al. 2013; 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21)。雖然在推移帶與灌叢草生地的叢枝菌根菌種類與孢子數量較臺灣冷杉林高出甚多，加上叢枝菌根菌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，不傾向與叢枝菌根菌共生協助小苗生長，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 18. 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
灌叢草生地	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

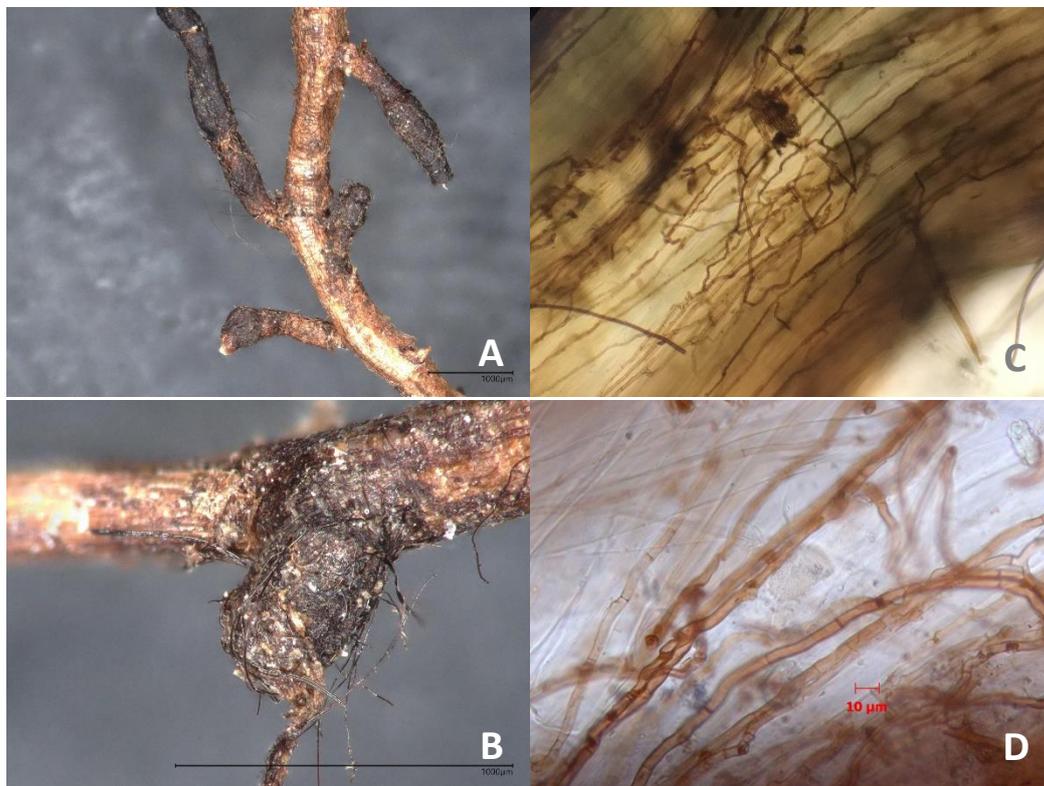


圖 21. 臺灣冷杉小苗根部感染情形。A、B 外生菌根菌感染；C、D 暗色隔膜菌感染。

(五)火燒擾動對森林集水區之影響

雪山三六九山莊附近灌叢草生地自 2008 年 12 月火燒擾動後至 2020 年 9 月，在 10 年間共發生 3 次火燒；由於亞高山環境植物組成以冬枯植物為主，除了具有明顯的生長季變化外，在第 1 次火燒後的植被覆蓋率有逐年恢復的趨勢。然而，經過第 2、3 次的火燒擾動，研究區域內的植被覆蓋率恢復量較第 1 次火燒擾動後所需的時間短，此現象主要受到生物燃料量多寡影響(賴國祥 2005)。2008 年火燒發生距前次火燒時間超過 50 年以上，玉山箭竹等植物高度與枯落物累積豐富，提供大量燃料致使火燒的強度遠大於後 2 次火燒的燃料量，火燒強度較大，致使植被破壞較為劇烈，進而影響火後植被恢復速度；加上 2008 年的火燒面積較大，影響外來繁殖體進入火燒跡地拓殖。

火燒對集水區的影響研究絕大多數為森林火燒，並認為火燒擾動過程對林冠與植群結構造成破壞；對地上部植物、枯落物、土壤有機質等進行劇烈快速分解與礦化，改變集水區的生物量組成與分布(Ice et al., 2004; Scott, 2010; Bodí et al., 2014;)；火燒亦造成土壤理化性質的變化，地上部有機質燃燒降解後的物質進入土壤中，改變了土壤結構與孔隙、pH 值、水分、養分等，進而影響水的滲透和儲存的方式，包括增加土表徑流與土壤侵蝕(Martin & Moody, 2001)；火燒亦會增加誘發洪水機率，尤其在強烈的降雨後，一些土壤和地形條件可能導致陸上徑流和河道內的碎屑洪流，影響沈積物的運輸與沈積。由於地上植被破壞，在地表上礦化後的有機質因缺乏植被遮蔽與植物根系吸收，降雨後的地表徑流將灰分、化學成分、潛在污染物如有機炭(organic carbon, OC)、甲基汞(methylmercury, MeHg)等往下游非火燒區傳送(Amirbahman et al., 2004; Burke et al., 2010; Jensen et al., 2017)，此過程提高溪流的溫度和營養成分，進一步影響水質；若發生嚴重火燒，將對集水區經營管理造成負面影響(Burke et al., 2010)。

Amirbahman et al. (2004)針對美國緬因州(Maine)阿卡迪亞國家公園(Acadia National Park)火燒的凱迪拉克集水區(Cadillac Brook watershed)與未火燒的哈德洛克集水區(Hadlock Brook watershed)土壤汞(Hg)和 MeHg 的分佈比較研究發現，凱迪拉克布魯克森林流域土壤淺薄，排水良好，植被主要為落葉，1947 年的森林大火提高土壤 pH 值，改變植被、減少碳貯存

和汞池(Hg pools)，對凱迪拉克流域產生重大的影響。有趣的是，未火燒的哈德洛克土壤中的總汞含量($0.18 \text{ kg Hg ha}^{-1}$)較凱迪拉克($0.13 \text{ kg Hg ha}^{-1}$)來得高，但凱迪拉克的 MeHg 含量($0.30 \text{ g MeHg ha}^{-1}$)比哈德洛克($0.16 \text{ g MeHg ha}^{-1}$)高。此原因來自汞的溶解濃度受溶解有機碳(dissolved organic carbon)濃度的影響，未火燒的哈德洛克集水區的有機碳溶解度較高，汞在有機層更具流動性；而凱迪拉克落葉林的養分循環較快且土壤 pH 值較高，而較高的 MeHg 濃度通常反映出微生物代謝速率較快使然。

另外，依火燒擾動之燃料性質、燃燒位置、強度與時間不同，對環境之衝擊也有所差異(吳景陽，2004)；植被覆蓋的破壞，也因而改變土壤理化性質形成斥水性，間接造成逕流增加與水源涵養能力下降(林昭遠，1991)。沖蝕現象除了受降雨量、降雨強度、土地坡度、坡長及土質等環境因子影響，但其受到森林植生的影響更大(林淵霖等，2012)。根據林淵霖等 (2012) 針對臺灣森林集水區與泥沙之研究指出，森林具有防止沖蝕作用的主要因素有：一、樹冠、林內之草本植物、落葉等表層土壤的有機物，皆可減少雨滴能量，且防止雨滴沖蝕；二、表層土壤的有機物層過濾泥水，使表層逕流保持清淨，防止土壤浸透能力下降；三、有機物層可防止逕流的表層侵蝕；四、樹木、草的根系可造成多孔隙土壤，提高浸透性；研究中亦整理出草生地與裸地之年間流出土砂量(ton/ha)有極大的差異性。

雪山三六九山莊附近灌叢草生地 3 次火燒發生時間都在冬季(2008 年 12 月、2014 年 1 月及 2018 年 2 月)，火燒類型屬於輕燃料量的地表火，火燒後的灰分、營養物質及潛在污染物等相對較少。火後初期，植物尚未萌蘗與拓殖，地表植被破壞而表土裸露，此時主要依賴萌蘗型植物根系固著土壤；雪山海拔 3,000 m 以上區域冬季主要的降水來源為降雪(圖 23，雖然降水量不大，固態降水型式對於土壤沖刷相較降雨的影響來得小。然而，亞高山植物的生長季晚，雪山地區海拔 3,000 m 以上的植物生長季在 4-5 月才開始(曾喜育&曾彥學，2017；楊佳蓉，2018)，在植物尚未萌芽前的積雪融化和降雨對火後裸露的表土則具有一定的沖蝕影響。火後若發生較大的降雨事件，對火燒跡地的表土沖蝕就會嚴重，火燒後灰分、營養物質及潛在污染物會隨地表徑流沖至品田溪流域中；所幸的是，在雪山三六九山莊附近灌叢草生地火燒跡地下方仍有臺灣冷杉林環繞，這些物質或多或少

受到地被植物與枯落物的過濾、吸收，減少進入溪流的量。

臺灣亞高山生態系的玉山箭竹與高山芒優勢組成的灌叢草生地屬於火燒適存植群(fire adapted vegetation)，加上冬枯物候特性，一但發生火燒後再次火燒機率增加(呂金誠，1991；賴國祥，2005；邱清安等，2015；王偉，2016)；然而，在全球暖化下氣候變遷的極端天氣事件如長時間的乾旱、暖冬造成的降雪量銳減等，為火燒後植群演替恢復期程添加變數。再者，因應國人周休兩日和登山遊客日增，遊客一旦用火不慎即易引發火燒，此即三六九山莊附近灌叢草生地在 10 年內發生 3 次火燒的原因。過度頻繁的火燒擾動會使植群生物量累積變慢，物種更趨向初級演替組成，演替遲滯造成植群結構趨於簡單，生態系功能進而退化。火燒破壞原有植群形成次級演替，常有助於外來種的入侵(Brooks & Pyke, 2001; Stavi, 2019)，進而影響亞高山生態系灌叢草生地生態系之穩定，而本研究團隊在 2008 年調查發現貓耳葉菊在哭坡附近，而近年已有零星個體出現在三六九山莊附近灌叢草生地。加強遊客用火安全宣導與亞高山生態系環境保護教育刻不容緩。



圖 22. 雪山三六九山莊附近灌叢草生地 2014 年火燒後積雪狀態。

(六)雪山三六九山莊防火樹選擇參考

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災害之功效；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 19. 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 2020 年 6 月雪山三六九山莊火燒後之灌叢草生地演替調查共計 71 種維管束植物(含系統樣區、隨機樣區)。其中，貓耳葉菊、大扁雀麥及早熟禾等 3 種為歸化植物，目前已進入三六九山莊附近步道兩旁，僅早熟禾在非系統樣區偶有零星分布，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。
- (二)系統樣區 2020 年 9 月之蕨類商數為 4.8，比起 2019 年調查結果呈現上升的趨勢。 α 物種多樣性部分，樣區的種密度、物種豐富度、多樣性指數隨著萌蘗植物萌發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。
- (三)物種多樣性與分布序列法分析的結果顯示，雪山三六九山莊附近灌叢草生地之物種組成具有季節性的變化，受到火燒頻繁擾動影響，少數以萌蘗的優勢植物受到抑制，而增加一些以種子為拓殖的植物種類，使樣區內的物種多樣性且均勻。
- (四)森林-推移帶-灌叢草生地的地被物種多樣顯示，以推移帶物種組成最多，森林最少；叢枝菌根菌的調查分析結果顯示，推移帶的叢枝菌根菌種類與孢子數最多，森林最少。地被植物與叢枝菌根菌的物種多樣性在森林-推移帶-灌叢草生地 3 種植物社會具有一致性的表現，符合推移帶物種組成特性。火燒對叢枝菌根菌之影響研究發現，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。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。
- (五)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 (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。
- 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。
- 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。
- 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 (1989) 野火對臺灣主要森林生態系影響之研究。國立中興大學植物學研究所博士論文。
- 呂金誠 (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。
- 吳景揚 (2003) 林火與氣象指標因子之研究—以南投林區為例。國立中興大學森林學系碩士論文。
- 宋永昌 (2001) 植被生態學。華東師範大學出版社，673頁。
- 李彥興 (2017) 提升臺灣森林火災緊急應變能力—就武陵森林大火為例。臺灣林業43(3): 12-18。
- 林朝欽 (2010a) 森林防火樹種選育與防火林帶建造研究。行政院農業委員會林業試驗所 2: 1-20。

- 林朝欽 (2010b) 種樹防火與阻火—森林防火林帶。林業研究專訊 17(2): 40-44。
- 林昭遠 (2001) 集水區崩塌地植生復育監測與評估」, 水土保持植生工程研討會論文集, 50-58。
- 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。
- 林淵霖、杜清澤、林國銓 (2012) 森林集水區與泥沙。林業研究專訊 19(6): 68-71。
- 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。
- 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。
- 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。
- 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。
- 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之年之植群演替。中華林學季刊19(2): 1-15。
- 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。
- 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。
- 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。
- 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。

- 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。
- 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。
- 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。
- 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。
- 劉業經、呂福原、歐辰雄、賴國祥 (1984) 臺灣高山箭竹灌叢草生地之植物演替與競爭機制。中華林學季刊 17(1): 1-32。
- 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。
- 歐辰雄 (2006) 雪霸國家公園植群分類及空間分布之研究 (一)。內政部營建署雪霸國家公園管理處委託研究報告90-53。
- 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。
- 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。
- 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 (2011) 臺灣中部中高海拔地區防火樹種之篩選及葉部分解速率之

- 研究。行政院農業委員會林務局委託研究計畫系列99-00-03-01。50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。
- 盧守謙、呂金誠 (2003) 森林防火線之探討-生物化防火林帶。林業研究季刊 25 (2) : 109-126。
- 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。
- 蘇鴻奇 (2011) 防腐處理對於木材燃燒炭化深度之影響。內政部建築研究所自行研究期末報告。46頁。
- Amirbahman, A., P. L. Ruck, I. J. Fernandez, T. A. Haines and J.S. Kahl (2004) The effect of fire on mercury cycling in the soils of forested watersheds: Acadia National Park, Maine, U.S.A. *Water, Air, and Soil Pollution* 152: 315-331.
- Amy, J. D. and 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, and 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 and 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, and C. Galen (2012) Willows indirectly reduce arbuscular mycorrhizal fungal colonization in understory communities. *Journal of Ecology* 100: 343-351.
- Bell, D. (2001) Ecological response syndromes in the flora of southwestern Western Australia: fire reproters versus reseeders. *The Botanical Review*

67(4): 417-440.

- Bernd, J. B., Peter A. Wilfahrt, Mohammed A. S. Arfin-Khan, Pia Eibes, Andreas Von Heßberg, Johannes Ingrisch, Michael Schloter, Max A. Schuchardt and Anke 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.
- Bodí, M., D. A. Martín, V. N. Balfour, C. Santín, S. H. Doerr, P. Pereira, A. Cerdà and J. Mataix-Solera (2014) Wildland fire ash: production, composition and eco-hydro-geomorphic effects. *Earth-Sci. Rev.* 130: 103-127. (10.1016/j.earscirev.2013.12.007)
- Boufford, D. E., C. F. Hsieh, T. C. Huang, C. S. Kuoh, O. Hiroshi, C. I Peng, J. L. Tsai and 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.
- Buhk, C., P. S. Gómez and I. Hensen (2005) Plant regeneration mechanisms during early post-fire succession in south-eastern Spain. *Feddes Repertorium* 116(5-6): 392-404.
- Brooks, M. L. and D. Pyke (2001) Invasive plants and fire in the deserts of North America, p.1-14. In K.E.M. Galley and T.P. Wilson (eds.), *Proceedings of the Invasive Species Workshop: The Role of Fire in the Spread and Control of Invasive Species. Fire Conference 2000: The First National Congress on Fire Ecology, Prevention, and Management. Miscellaneous Publication No. 11. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, FL.*
- Burke, M. P., T. S. Hogue, M. Ferreira, C. B. Mendez, B. Navarro, S. Lopez and J. A. Jay (2010) The effect of wildfire on soil mercury concentrations in southern California watersheds. *Water, Air, & Soil Pollution* 212: 369-385.
- Chen, S. H. and M. J. Wu (2003) Remarks on the species of *Stachytarpheta*

- (Verbenaceae) of Taiwan. *Botanical Bulletin of Academic Sincia* 44:167-174.
- Cierjacks, A., S. Salgado, K. Wesche and I. Hensen (2008) Post-Fire Population Dynamics of Two Tree Species in High-Altitude Polylepis Forests of Central Ecuador. *Biotropica* 40(2): 176-182.
- Cody, M. L. (1975) Towards a theory of continental species diversities: Bird distributions over Mediterranean habitat gradients. Cody ML, Diamond JM, eds. *Ecology and Evolution of Communities*. Cambridge: Belknap Press: 214 -257.
- Connell, J. H. (1978) Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199(24):1302-1310.
- Daniels, B. A. and 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.
- Dhillion, S. S., Anderson R. C., and Liberta, A. E (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. Balsler, 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.
- Engle, D. M., M. W. Palmer, J. S. Crockett, R. L. Mitchell and R. Stevens (2000) Influence of late season fire on an early successional Oklahoma prairie. *J. Veg. Sci.* 11: 135-144.
- Eshel, A., N. Henig-Sever and 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.
- Fenner, M. (1998) The phenology of growth and reproduction in plants. *Perspective in Plant Ecology. Evolution and Systematics* 1: 78-91.
- Feyera, S. and T. Demel (2002) Soil seed banks in plantations and adjacent natural dry Afromontane forests of central and southern Ethiopia. *Tropical Ecology* 42(2): 229-242.
- Gerdemann, J. W. and J. M. Trappe (1974) The *Endogonaceae* in the Pacific Northwest. *Mycologia Memoir* 5: 1-76.
- Germino, M. J., W. K. Smith and A. C. Resor (2002) Conifer seedling distribution and survival in an alpine-treeline ecotone. *Vegetatio* 162(2): 157-168.
- Ghermandi, L., N. Guthmann and 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.
- Hoiss, H., J. Gaviria, A. Leinga'rtner¹, J. Krauss and I. Steffan-Dewenter (2012) Combined effects of climate and management on plant diversity and pollination type in alpine grasslands. *Diversity and Distributions*, 1–10.
- Huston, M. (1979) A General Hypothesis of Species Diversity. *The American Naturalist*. 113(1): 81-101.
- Ice, G.G., D. G. Neary and P. W. Adams (2004) Effects of wildfire on soils and watershed processes. *Journal of Forestry* 102(6): 16-20.
- Jensen, A. M., T. M. Scanlon and A. L. Riscassi (2017) Emerging investigator series: the effect of wildfire on stream water mercury and organic carbon in a forested watershed in the southeastern United States. *Environmental Science: Processes & Impacts* 19: 1505-1517.

- 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, and 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, and 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.
- Koske, R. E. and B. Tessier (1983) A convenient, permanent slide mounting medium. *Newsletter Mycological Society of America* 34: 1-59.
- Lin, T. C., G. A. Silva, and 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. *Sci. agric.* 63(4): 380-385.
- Luciana, G., G. Nadia and B. Donaldo (2004) Early post-fire succession in northwestern Patagonia grasslands. *J. Vegetation Science* 15: 67-76.
- Mandyam, K., A. Jumpponen (2005) Seeking the elusive function of the root-colonising dark septate endophytic fungi. *Studies in Mycology* 53: 173-189.
- Martin, D. A. and J. A. Moody (2001) Comparison of soil infiltration rates in burned and unburned mountainous watersheds. *Hydrological Processes* 15(15): 2893-2903.
- Martin, D. A. (2016) At the nexus of fire, water and society. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci.* 371(1696): 1-9. doi: 10.1098/rstb.2015.0172
- Ma, M., S. L. Collins and 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.

- McCune, B. and 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. (1970) Mycorrhizal inoculation in afforestation. *Int. Rev. Forest Res.* 3: 123-196.
- Neville, J., J. L. Tessier, I. Morrison, J. Scarratt, B. Canning and 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.
- Oehl, F., Z. Sýkorová, D. Redecker, A. Wiemken, and 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.
- Oros-Ortega I., A. Andrade-Torres, L. A. Lara-Pérez, R. F. Guzmán-Olmos, F. Casanova-Lugo, L. A. Sáenz-Carbonell and 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 and J. Pfadenhauer (2005) Fine-scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland. *J. Veg. Sci.* 16: 655-664.
- Paul, E. A. and F. E. Clark. (1996) *Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, New York.

- Payronel, B., B. Fassi, A. Fontana and J.M. Trappe (1969) Terminology of Mycorrhizae. *Mycologia*. 61: 410-411.
- Raunkiaer, C. (1934) *Life-Forms of Plants and Statistical Plant Geography*. Clarendon Press, Oxford. 632 pp.
- Read, D. J. (1991) Mycorrhizas in ecosystems. *Experientia* 47: 376-391.
- Read, D. J. and J. Perez-Moreno (2003) Mycorrhizas and nutrient cycling in ecosystems-a journey towards relevance? *New Phytol* 157: 475-492.
- Robinson, C. H. (2001) Cold adaptation in Arctic and Antarctic fungi. *New Phytologist* 151: 341-353.
- Ryan, D. H., A. H. Sonia, M. G. Elizabeth, G. Patrick and D. B. Jonathan (2010) Influences of climate, fire, grazing, and logging on woody species composition along an elevation gradient in the eastern Cascades, Washington. *Forest Ecology and Management*. 260(12): 2204-2213.
- Scott, A. C. (2010) Charcoal recognition, taphonomy and uses in palaeoenvironmental analysis. *Palaeogeogr. Palaeoclim. Palaeoecol.* 291: 11-39. (10.1016/j.palaeo.2009.12.012)
- 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.
- Stavi, I. (2019) Wildfires in Grasslands and Shrublands: A Review of Impacts on Vegetation, Soil, Hydrology, and Geomorphology. *Water*. 11: 1042. doi:10.3390/w11051042
- 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.
- Varela-Fregoso, L., A. Mora-Velázquez, C. G. Chávez-Hernández, A. Martínez-Bernal, R. García-Sánchez, E. Chimal-Sánchez, and 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.
- Whittaker, R. H. (1970) The population structure of vegetation. In: Tuxen, R. (Hrsg.): *Gesellschaftsmorphologie (Strukturforschung)*. Ber. Int. Symp. IVV Rinteln 1966: 39-62.
- Wu, S. H., C. F. Hsieh and M. Rejmánek (2004) Catalogue of the naturalized flora of Taiwan. *Taiwania* 49(1): 16-31.
- Zimmermann, J., S. I. Higgins, V. Grimm, J. Hoffmann, T. Münkemüller and 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.
- 日本火災學會編 (1996) 林野火災，火災便覽第 3 版，共立出版株式會社。578-591 頁。
- 本木茂他 (1991) 森林の防火機能，(社) 日本治山治水協會，12: 2。

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. 本計畫研究區位於高海拔地區且累積調查數據及資料前後達 10 幾年，甚為難得。	1. 感謝委員肯定。
	2. 調查時間，建議於 5、7、9、11 月進行調查，比較有季節性變化。	2. 日後研究區域若有長期監測需求，將依委員意見於這幾個時期進行調查。
	3. 報告書第 14 頁調查方法要敘述清楚，尤其是臺灣冷杉及其小苗的紀錄方式。	3. 臺灣冷杉小苗菌根菌調查將以 1-3 年生小苗為主，記錄地徑、高度及健康程度，並進行菌根菌染根，根圈土壤取樣調查內生菌根菌孢子種類，期末報告會將此部分寫得更為仔細。
	4. 菌根菌小苗建議 1-3 年較適當。	4. 遵照委員意見辦理。
	5. 報告書第 37 頁(表二、圖 5)建議確認，另報告書中所提及所有樣區，應再確認。	5. 遵照委員意見辦理。

審查委員	審查意見	意見回覆
王志強委員	1. 本案為延續多年之調查研究計畫，對於火燒對於地景及生態系變化資料之蒐集，提供重要之資訊，期中報告之結果，尚符合計畫之要求。	1. 感謝委員肯定。
	2. 未來建議可進行不同期之航空照片之火燒跡地之比較分析。	2. 未來可以透過航空照片或衛星照片進行火燒面積及燃料量的推估，提供後續需求；航空照片需火燒過後，航空測量所有進行拍攝才有航空照片。

	3. 因應未來三六九山屋之興建及基地之變化，可提出因此變化之監測項目評估。	3. 遵照委員意見辦理，若管理處有需求可以配合協助辦理。
	4. 防火林帶建置之效益、地點、方式可加以考量必要性及需求是否必需。	4. 主要仍以新建三六九工程上的設計為主，高山防火林帶的建立及維護不易，若要設置除了經費，人力和遊客的素質亦很重要，因此仍著重在民眾對與用火的環保意識提升。
	5. 跡地內之巒大花楸、臺灣絨假紫萁建議是否考量納入調查監測。	5. 臺灣絨假紫萁於多此火後擾動，其族群由系統樣區漸漸擴散至鄰近的步道旁，巒大花楸雖曾在2013年瞭解該地區之木本植物萌蘖性時有設立臨時樣區觀測，若要針對其族群設立樣株或樣區會再與管理處討論工作內容。

審查委員	審查意見	意見回覆
李佩如技士	1. 報告書摘要部分長期性建議中有到三六九山莊附近步道兩旁有3種歸化植物，請評估是否有需要進行移除之工作。	1. 建議可以請志工服勤時，看到上述歸化植物即可進行移除，也可以放置教育解說牌讓民眾了解，登山活動促使歸化植物逐年往高海拔移動的情況。

審查委員	審查意見	意見回覆
于淑芬課長	1. 本研究紀錄到3種歸化植物，請問是屬於歸化植物還是入侵植物。另簡報中提及需注意族群數量的部分，請問是否有需要進行移除。	1. 建議可以請志工服勤時，看到上述歸化植物即可進行移除，也可以放置教育解說牌讓民眾了解，登山活動促使歸化植物逐年往高海拔移動的情況。
	2. 有關幾次火燒後植被變化監測部分說明挺空植物、地中植物比例的消長，是否能以表格方式呈現，在不同次火燒	2. 有關不同年度的生活型組成在報告書P29的部分，多數物種為半地中或地中植物需要藉由土壤或枯落物保護，而隨

	<p>後植物變化之差異(如：火燒後多久會出現那種植物並探討出現之原因等)。</p>	<p>著火後時序增長，挺空及一年生植物才會慢慢地進入到研究區域。</p>
	<p>3. 玉山國家公園管理處也發生過火燒事件，但該區域很快就恢復生物多樣性，報告中提到本處恢復生物多樣性之速度較慢，可未探討其原因，請補充說明。</p>	<p>3. 不同的生育地環境條件不同，回復的速度亦有差異；臺灣亞高山灌叢草生地的植物組成多屬火燒適存物種，包含火後萌蘖的玉山箭竹、高山芒等，以及利用種子繁殖的菊科植物，因此火燒可以某種程度保有物種多樣性；但火燒面積、強度、頻度過高時，則會降低物種多樣性。研究區域 11 年內便發生 3 次火燒，都是用火不慎引起，每一次火後草生地回復速度也有所差異，此與燃料量、火燒面積有關，但火燒對亞高山森林的破壞則難以預期與防範。在期末報告書會針對這部分做更為詳盡的說明。</p>
	<p>4. 報告書第 32 頁第一段第四行後面「三六九山莊灌叢草生地屬於地表火，相對於森林火燒而言是一個低強度之火燒……」，文字部分需敘明清楚，避免造成民眾誤認為發生森林火災自然生態是可以獲得好處。</p>	<p>4. 遵照意見辦理。</p>

審查委員	審查意見	意見回覆
楊國華課長	<p>1. 針對研究範圍標示的部分 2008 年火燒 10 公頃、2014 年是 0.2 公頃、2019 年是 3 公頃，圖一研究調查樣區只有 2008 年的空照圖，建議補充標示各年度火燒地區地點及範</p>	<p>1. 若管理處能提供火燒年度的航照將有利做面積及燃料量的推估，會再與管理處討論並試行。</p>

	圍，可清楚對照過往與現今之資料。	
--	------------------	--

審查委員	審查意見	意見回覆
林淑芬技士	1. 報告中提到 3 個歸化植物進入三六九山莊附近的問題，研究團隊是否能比較過往的資料，在雪東線沿線 3 種歸化植物數量是否有逐年增加之趨勢，供管理站經營管理之參考。	1. 根據研究團隊的物後觀察，貓兒眼菊族群的確是從哭坡底沿著雪東線漸漸往黑森林入口分布，另外兩種物種則是在 2011 年便有觀察到三六九山莊周遭就存在族群，後續除了針對火燒樣區見側外亦會針對歸化種族群分布做持續追蹤。

審查委員	審查意見	意見回覆
陳俊山秘書	1. 本次會議議程表之計畫目標第三項了解內生菌根菌在亞高山地區植群演替過程的作用，研究項目未提到相關資料，報告書僅針對菌根菌分析，進行內生菌根菌孢子鑑定、外生菌根菌觀察及內生菌根菌觀察，請問演替過程之作用要如何研究？	1. 因多數菌根菌孢子的生成及生長季多在 8-9 月，故期中報告前已針對推移帶區域的樣區設置探勘進行了初步的進度，期末報告將會把這部分的資料作完整的分析及探討。另外，根據文獻蒐集及 2019 年的調查顯示，菌根菌多有助木本植物的定殖及存活，因此了解其對宿主的專一性或共生特性將有助了解推移帶喬木植物向草生地拓殖的速度及範圍，其反映草生地演替過程的重要生物性因子

審查委員	審查意見	意見回覆
林文和副處長	1. 如何將研究成果落實經營管理及如何讓成果科普化讓民眾簡易瞭解，是受託單位需要加以思考的部分。	1. 遵照意見辦理。
	2. 防火帶設置部分為林務局之權責，本處應著重在三料九山莊改建後應該增加民眾認識森林火災及林火危害之防火教育。	2. 未來將協助管理處火燒宣導所需的資料。
	3. 雪山地區的森林火燒在11年內發生3次火燒，需加強民眾對森林防火之宣導，請於期末成果時提供新聞稿，供管理處後續宣導使用。	3. 遵照意見辦理。

審查委員	審查意見	意見回覆
楊模麟處長	1. 本處三六九山莊設計圖已完成，是否能請受託單位針對設計圖部分進行審視，以本研究調查火後草生地之植被恢復狀況等生態角度，評估設計圖有無需要修改之項目。	1. 若管理處有需求，可以協助三六九山莊整建過程的生態保育相關問題。
	2. 報告書中未能看出火燒後復育的部分是屬於自然還是人為，另火燒後需要多長的時間能恢復原生地之生態，請補充說明。	2. 臺灣亞高山火後的復育幾乎全由自然演替更新完成，此主要受到亞高山火燒跡地到達困難，加上氣候環境因素，人工復育技術難度大。 火燒後的植群回復速度受環境、生物等因子影響，研究區域11年內的3次火燒擾動，由物種多樣性、植被覆蓋面積等回復速度觀察發現，除了火燒面積、火燒強度等影響外，氣候、微環境、生物性因子等亦對火燒後植被回復有所影響。3次觀

		察發現，雪山亞高山灌叢火燒後約 2-3 年回復至一相對穩定狀態；若需要建立回復狀況等相關模型仍需長期監測及資料的累積。
	3. 針對目前三六九山莊新建部分周邊防火帶部分，是否有需要清除或移除之樹種？若有請提供需要移除的樹種名冊，另如進行移除，是否影響該區域之生態。	3. 亞高山地區因樹種組成少，人工建造防火林帶困難度高，但可以透過景觀設計、工法及原生育地樹種植栽選擇等綜合方式，可以減少及降低三六九山莊生態受火燒的威脅。由於研究區域的植物多屬於冬枯植物，冬季時植株水分含量下降而成為天然燃料，因此，定期修剪、移除部分鄰近建物的植物，即減少燃料量的累積，降低火燒蔓延受害。植生防火帶的建立樹種綜合王志強委員的建議，以及本研究針對研究區植物評估，將於期末報告會整理成表格供管理處參考。

(二) 期末委員審查意見回覆

審查委員	審查意見	意見回覆
葉慶龍委員	1. 本計畫已有 11 年的連續監測資料，對生態系之經營提供有用的理論依據與解說教育材料，值得肯定。	1. 謝謝委員肯定。
	2. 有關防火帶(防火線)建議部份： (1) 可加以敘述防火樹種、耐火樹種或易燃樹種之定義及適用為防火、耐火樹種之條件，如阻火能力強、樹冠緊密等項目，可設定這些項目之評定標準，使選出的適宜樹種(包含下層耐陰適宜樹	2.(1)會將 4 種防火樹種之特色性質以表羅列，定義其防火、耐火樹種之條件。

	種)具客觀性。 (2) 防火帶之建置：如設置地點、防火寬度、樹種灌木高矮水平空間之配列等複層林之建造方法，請以圖形說明之。	(2)建議防火帶建置可與重建三六九山莊共同規劃，但需通盤的考量，所以本研究案僅就防火樹種提供建議。
	3. 報告書 P17 顯花植物花器顏色調查，未見於調查結果，故建議刪除此調查項目。	3.遵照辦理。
	4. 報告書 P18 倒數第 7 列，倒數第 8 列之 a、b、c 值應為物種數，非為物種。	4. 謝謝委員指正，將於報告書中修改。
	5. 建議修正植物中文名稱應統一一致，如 P21、24、28、30、36 及 37 早熟禾或白頂早熟禾。	5. 謝謝委員指正，將於報告書中修改。
	6. P47-49、53 Shannon's diversity index 是否統一以 P32 之 H' 表示。	6. Shannon's diversity index 將統一以 H' 表示。
	7. P50 <i>AC. Tsugae</i> 係新物種或為此地之新紀錄種，請補充說明。	7. <i>Acaulospora Tsugae</i> 為林子超(2009)於合歡山發現之新種，而於雪山發現則為新紀錄點，將於報告書中修正用詞為新紀錄種。

審查委員	審查意見	意見回覆
王志強委員	1. 本案調查研究項目多並與前期之資料進行討論，對於此區草生地火燒後之樣區植被變化有詳實的資料供比對。	1. 感謝委員肯定。
	2. 報告書內，本案之系統樣區係新設置或為前期設立之固定樣區，可加以說明並比較各期之植群資料。	2. 本研究案中之設立系統樣區，同於前期設立之位置，將於報告書中標註。

	3. 菌根菌之分析及調查，宜在加以闡述其與火燒生態之關聯性及其指標意義。	3. 因火燒的影響不僅止於地上部生態，地下部亦即為影響範圍，高山地區環境相對貧瘠，共生之菌根菌是為高山地區植物之助益，因此透過菌根菌調查，能了解火燒後地上部及地下部物種多樣性之變化，以及兩者之間的關聯性。
	4. 建議成果報告書可檢附維管束植物名錄及各期之委員意見。	4. 已彙整好，於成果報告中附上。
	5. 草生地內之巒大花楸、臺灣絨假紫萁、玉山圓柏、玉山杜鵑、刺柏及褐毛柳為灌叢演替之重要特徵植物，未來可持續加以研究。	5. 感謝委員建議。

審查委員	審查意見	意見回覆
李佩如技士	1. 報告書建議防火林帶可以使用樹木種類有玉山杜鵑、紅毛杜鵑、刺柏及玉山圓柏等4種，請研究團隊評估未來在三六九山莊改建時，是否需透過人工種植方式防火樹種之可行性。	1. 不論是小苗栽植或是挖取原生育地者移種，都需以人工方式進行，但因高山栽種效益不大，因而反較建議清除易燃燃料(箭竹、高山芒等草地植物或枯枝落葉)較有幫助。
	2. 報告書 P26 蕨類在 2020 年 6-9 月調查蕨類商數上升至 5 左右，除數值或數量增加，與過往調查資料比對野外觀測物種類型是否有差異。	2. 蕨類商數數值增加原因，為火燒後總物種數下降，釋出空間後，蕨類植物進入，因而數值增加。

審查委員	審查意見	意見回覆
于淑芬課長	1. 報告書內火燒過後新拓殖的植物物種都是新類群或是亞高山的灌叢草生地演替後期的物種，請問原因為何？	1. 在火燒頻度不斷增加的情況下，因生物體累積變慢，物種更趨向初級演替的組成，演替遲滯造成植群結構趨於簡單，許多不耐火燒植物因而無法重建，進而可能有利於外來種拓植。
	2. 在科普文章內容部份，請研究團隊從火燒過後之區域因重複火燒，造成棲地受到不斷受到破壞，使植被不易恢復，水、土壤流失，影響森林生態系的結構與功能，由此角度進行編撰，將進而更深、更廣地的讓民眾瞭解森林火燒事件發生後對自然生態之影響。	2. 感謝課長建議，會參考此角度編撰！

審查委員	審查意見	意見回覆
楊國華課長	1. 本案工作項目有關評估建置雪山三六九山莊周邊森林防火帶設置之可能性及其效益性，建議再多評估，於三六九山莊建物配置圖，提供防火林帶配置及防火樹種之規劃，以利未來興建三六九山莊興建時，防火林帶設置及植栽種植，提升建物安全性。	1. 建議防火帶建置可與重建三六九山莊共同規劃，但需通盤的考量，所以本研究案僅就防火樹種提供建議。但因高山栽種效益不大，因而建議清除易燃燃料較有幫助。
	2. 建議承辦課室，本案涉及森林防火事項，建議邀請林務局東勢處共同商會相關事宜。	2. 感謝課長建議，會參考此角度編撰！

審查委員	審查意見	意見回覆
林淑芬技士	1. 在土壤菌根菌的調查與分析部分主要於臺灣冷杉的調查項目中進行試驗，是否能將菌根菌用於防火樹種之栽植，是否將有利於樹勢之生長或提升存活率。	1. 高山植物與菌根菌接種栽植需要後續進行試驗，並詳細了解其共生菌種，才可了解其栽植方式，提升栽種效益。

審查委員	審查意見	意見回覆
劉金龍課長	1. 2014 年至 2019 年雪山發生 3 次火燒事件，研究調查對棲地的破壞是否有差異。是否能提供森林火燒後的因應措施，供管理處經營管理參考。	1. 2008 年的火燒事件所累積的燃料量較多，因此相較後 2 次的火燒面積大，植群所需回復的時間也相較長。以三六九山莊附近灌叢草生地的地形和地景而言，火燒對於鄰近森林影響較低，尤其森林的含水率相較灌叢草生地高出許多(尤其冬季尤為明顯)，因此火後控制草生地地表火的蔓延為第一要務，建議定期於秋冬季修剪山莊附近的箭竹及高山芒，並且保持步道兩側的植株高度，最重要的還是提升民眾用火知識及安全意識。

審查委員	審查意見	意見回覆
林文和副處長	1. 建議研究團隊提供雪山三六九山莊周邊的森林防火帶之設置圖。	1. 建議防火帶建置可與重建三六九山莊共同規劃，但需通盤考量，以及會同林務局部門商討，因而本研究案僅就防火樹種提供建議。
	2. 本案契約書規定需於期末審查繳交新聞稿 1 則，但未於期末報告呈現，請補充說明，新聞稿請將研究成果以淺顯易懂方式呈現。	2. 已繳交新聞稿，但位於報告書中列出，會再將新聞稿納入。

審查委員	審查意見	意見回覆
楊模麟處長	1. 請詳述 3 次火燒後對該地區的棲地劣化情況為何?	1. 規律的火燒事件，對於森林環境較無危害，但如果為短週期之頻繁的火燒事件，多為人為干擾影響，地力恢復週期過短，會使生物體累積變慢，物種更趨向初級演替組成，則會讓環境持續劣化，亦即增加外來種擴張的可能。於 3 次的火燒事件，發現週期縮短，多數灌叢類型植被還未建立，就多被初級生長之草本植物取代，而造成植群結構趨於簡單。
	2. 從經營管理層面，請研究團隊評估後續若雪山三六九山莊周邊仍有火燒事件發生，是否還需投入經費進行研究分析。	2. 三六九三莊後的草坡有許多臺灣高山特有物種，雖一年後大致恢復綠地，但實質組成已受頻繁火燒事件更動，如未有研究長期投入，則無法實際了解火燒對該環境物種組成的改變與影響。
	3. 雪山地區火燒 3 次事件中只有 1 次為人為因素，若為不明原因發生之火燒，需於報告書中詳細記錄。	3. 感謝處長指正，會於報告書中詳述更正。

附錄二、火燒樣區維管束植物名錄

分類群	學名	科	生活史	生活型	葉候	果實	散播
地刷子	<i>Lycopodium complanatum</i>	石松科	多年生	Pt	常綠	孢子	風
玉山石松	<i>Lycopodium veitchii</i>	石松科	多年生	Pt	常綠	孢子	風
高山瓶爾小草	<i>Ophioglossum austro-asiaticum</i>	瓶爾小草	多年生	Pt	常綠	孢子	風
玉山瓦葎	<i>Lepisorus morrisonensis</i>	水龍骨科	多年生	Pt	常綠	孢子	風
臺灣絨假紫萁	<i>Osmunda claytoniana</i> var. <i>pilosa</i>	紫萁科	多年生	Pt	冬枯	孢子	風
腺鱗毛蕨	<i>Dryopteris alpestris</i>	鱗毛蕨	多年生	Pt	常綠	孢子	風
瓦氏鱗毛蕨	<i>Dryopteris wallichiana</i>	鱗毛蕨	多年生	Pt	常綠	孢子	風
高山珠蕨	<i>Cryptogramma brunoniana</i>	鳳尾蕨科	多年生	Pt	常綠	孢子	風
逆羽蹄蓋蕨	<i>Athyrium reflexipinnatum</i>	蹄蓋蕨科	多年生	Pt	常綠	孢子	風
臺灣冷杉	<i>Abies kawakamii</i>	松科	多年生木本	P	常綠	毬果	風
刺柏	<i>Juniperus formosana</i>	柏科	多年生木本	P	常綠	毬果	動物
玉山圓柏	<i>Juniperus morrisonicola</i>	柏科	多年生木本	P	常綠	毬果	動物
褐毛柳	<i>Salix fulvopubescens</i>	楊柳科	多年生木本	P	落葉	蒴果	風
玉山石竹	<i>Dianthus superbus</i>	石竹科	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	重
玉山卷耳	<i>Cerastium trigynum</i> var. <i>morrisonense</i>	石竹科	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	重
鹿場毛茛	<i>Ranunculus taiwanensis</i>	毛茛科	多年生草本	Cr	冬枯	蓇葖果	重力
臺灣小蘗	<i>Berberis kawakamii</i>	小蘗科	多年生木本	P	常綠	核果	動物
玉山金絲桃	<i>Hypericum nagasawai</i>	金絲桃科	多年生木本	Ch	落葉	蒴果	風
高山藤繡球	<i>Hydrangea aspera</i>	虎耳草科	多年生木質	P	冬枯	蒴果	風
玉山佛甲草	<i>Sedum morrisonense</i>	景天科	多年生草本	Cr	冬枯	蓇葖果	風
高山薔薇	<i>Rosa transmorrisonensis</i>	薔薇科	多年生木本	Ch	落葉	瘦果	動物
玉山薔薇	<i>Rosa sericea</i> var. <i>morrisonensis</i>	薔薇科	多年生木本	Ch	落葉	瘦果	動物
玉山懸鉤子	<i>Rubus calycinoides</i>	薔薇科	多年生木本	Ch	落葉	核果	動物
毛刺懸鉤子	<i>Rubus hirsutopungens</i> var.	薔薇科	多年生木本	Ch	落葉	核果	動物
巒大花楸	<i>Sorbus randaiensis</i>	薔薇科	多年生木本	P	落葉	核果	動物
假繡線菊	<i>Spiraea hayataana</i>	薔薇科	多年生木本	Ch	落葉	瘦果	風、
大霸尖山酢醬	<i>Oxalis acetocella</i> ssp. <i>taimoni</i>	酢醬草科	多年生草本	G	常綠	蒴果	自力
早田氏香葉草	<i>Geranium hayatanum</i>	牻牛兒苗	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	自
瓜子金	<i>Polygala japonica</i>	遠志科	多年生草本	Cr	常綠	蒴果	風
逆羽蹄蓋蕨	<i>Athyrium reflexipinnatum</i>	蹄蓋蕨科	多年生	Pt	常綠	孢子	風
雪山堇菜	<i>Viola adenothrix</i>	堇菜科	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	水
箭葉堇菜	<i>Viola betonicifolia</i>	堇菜科	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	水
雙黃花堇菜	<i>Viola senzanensis</i>	堇菜科	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	水
森氏當歸	<i>Angelica morii</i>	繖形科	多年生草本	Cr	冬枯	離果	風
玉山當歸	<i>Angelica morrisonicola</i>	繖形科	多年生草本	Cr	冬枯	離果	風
玉山茴芹	<i>Pimpinella niitakayamensis</i>	繖形科	多年生草本	Cr	冬枯	離果	動物
玉山鹿蹄草	<i>Pyrola morrisonensis</i>	鹿蹄草科	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	風
玉山櫻草	<i>Primula miyabeana</i>	報春花科	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	風
高山白珠樹	<i>Gaultheria itoana</i>	杜鵑花科	多年生木本	Ch	常綠	漿果	動物
玉山杜鵑	<i>Rhododendron pseudochrysanthum</i>	杜鵑花科	多年生木本	P	常綠	蒴果	風
臺灣高山杜鵑	<i>Rhododendron rubropilosum</i> var.	杜鵑花科	多年生木本	P	常綠	蒴果	風
阿里山龍膽	<i>Gentiana arisanensis</i>	龍膽科	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	水
伊澤山龍膽	<i>Gentiana itzershanensis</i>	龍膽科	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	水
臺灣龍膽	<i>Gentiana atkinsonii</i> var. <i>formosana</i>	龍膽科	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	水
巒大當藥	<i>Swertia randaiensis</i>	龍膽科	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	風
刺果豬殃殃	<i>Galium echinocarpum</i>	茜草科	多年生草本	CH	常綠	蒴果	動物

分類群	學名	科	生活史	生活型	葉候	果實	散播
海螺菊	<i>Ellisiophyllum pinnatum</i>	玄參科	多年生草本	Cr	常綠	蒴果	水
玉山小米草	<i>Euphrasia transmorrisonensis</i>	玄參科	多年生草本	Cr	常綠	蒴果	水
雪山水苦蕒	<i>Veronica morrisonicola</i>	玄參科	多年生草本	Cr	常綠	蒴果	水
阿里山忍冬	<i>Lonicera acuminata</i>	忍冬科	多年木質藤	P	常綠	漿果	動物
川上氏忍冬	<i>Lonicera kawakamii</i>	忍冬科	多年木質藤	P	常綠	漿果	動物
高山沙參	<i>Adenophora morrisonensis</i> spp.	桔梗科	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	風
玉山山奶草	<i>Codonopsis kawakamii</i>	桔梗科	多年生草本	Cr	冬枯	蒴果	重力
山桔梗	<i>Peracarpa carnosia</i>	桔梗科	多年生草本	Cr	冬枯	漿果	動物
玉山鬼督郵	<i>Ainsliaea reflexa</i> var. <i>nimborum</i>	菊科	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	風
玉山抱莖籜簫	<i>Anaphalis morrisonicola</i>	菊科	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	風
玉山薊	<i>Cirsium kawakamii</i>	菊科	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	風
玉山飛蓬	<i>Erigeron morrisonensis</i>	菊科	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	風
森氏山柳菊	<i>Hieracium morii</i>	菊科	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	風
玉山毛蓮菜	<i>Picris hieracioides</i> ssp. <i>morrisonensis</i>	菊科	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	風
黃苑	<i>Senecio nemorensis</i>	菊科	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	風
一枝黃花	<i>Solidago virgaurea</i> var. <i>leiocarpa</i>	菊科	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	風
臺灣粉條兒菜	<i>Aletris formosana</i>	百合科	多年生草本	G	冬枯	蒴果	水
臺灣百合	<i>Lilium formosanum</i>	百合科	多年生草本	G	冬枯	蒴果	風
臺灣鹿藥	<i>Smilacina formosana</i>	百合科	多年生草本	G	冬枯	漿果	動物
臺灣藜蘆	<i>Veratrum formosanum</i>	百合科	多年生草本	G	冬枯	蒴果	風
雪山藜蘆	<i>Veratrum shuehshanarum</i>	百合科	多年生草本	G	冬枯	蒴果	風
中國地楊梅	<i>Luzula effusa</i> var. <i>chinensis</i>	灯心草科	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	動物
臺灣地楊梅	<i>Luzula taiwaniana</i>	灯心草科	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	動物
川上氏苔	<i>Carex breviculmis</i>	莎草科	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	動物
油薹	<i>Carex satsumensis</i>	莎草科	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	動物
抱鱗宿柱薹	<i>Carex tristachya</i> var. <i>pocilliformis</i>	莎草科	多年生草本	G	冬枯	瘦果	動物
玉山針蘭	<i>Scirpus subcapitatus</i>	莎草科	多年生草本	Cr	冬枯	瘦果	動物
臺灣鵝觀草	<i>Agropyron formosanum</i>	禾本科	多年生草本	Cr	冬枯	穎果	動物
玉山翦股穎	<i>Agrostis morrisonensis</i>	禾本科	多年生草本	Cr	冬枯	穎果	風
曲芒髮草	<i>Deschampsia flexuosa</i>	禾本科	多年生草本	Cr	冬枯	穎果	風
羊茅	<i>Festuca ovina</i>	禾本科	多年生草本	Cr	冬枯	穎果	風
高山芒	<i>Miscanthus transmorrisonensis</i>	禾本科	多年生草本	Cr	冬枯	穎果	風
早熟禾	<i>Poa annua</i>	禾本科	一年生草本	T	冬枯	穎果	風
臺灣三毛草	<i>Trisetum spicatum</i> var. <i>formosanum</i>	禾本科	多年生草本	Cr	冬枯	穎果	風
玉山箭竹	<i>Yushania niitakayamensis</i>	禾本科	多年生木本	Cr	常綠	穎果	動物
短距粉蝶蘭	<i>Platanthera brevicarata</i>	蘭科	多年生草本	G	冬枯	蒴果	風
厚唇粉蝶蘭	<i>Platanthera mandarinorum</i>	蘭科	多年生草本	G	冬枯	蒴果	風

註:生活型P為艇空植物、Ch為地表植物、Cr為半地中植物、G為地中植物、Pt為蕨類植物。