行政院農業委員會林務局主管科技計畫：107 農科-10.7.1-務-e1

因應氣候變遷生物多樣性回復力之研究

A study on the resilience of biodiversity under long-term climate change

107 年度研究報告

主辦機關：行政院農委會林務局

執行機關：國立宜蘭大學

台灣生物多樣性保育學會

國立嘉義大學

國立臺灣師範大學

中華民國　107　年　12　月

本報告內使用大量彩色圖片，如有需要，請下載彩色 PDF 檔案閱讀

https://drive.google.com/drive/folders/1JMMGaRBILcomfcc1Nr3wj0w5DspHzg1J?usp=sharing

目　錄

第一章　因應氣候變遷生物多樣性回復力之研究計畫說明

一、前言

全球氣候變遷與極端事件的普遍化現象，近年已受到世界各國重視，有關生物多樣性及生態系可能遭受之衝擊與後續效應，也已引發相當程度的研究及討論。目前已知的衝擊除了生物多樣性的流失之外，最大的影響可能是稀有、特有及脆弱的生物族群及生態體系結構受到破壞。此外，外來物種的入侵現象，似乎也隨著全球氣候變遷而加劇，間接造成原生物種消失及原生生態系失衡。先進國家已展開許多研究，企圖瞭解族群、物種、群落社會等層級對氣候變遷的敏感程度、脆弱度及反應能力；此外，為了避免特稀有物種及其棲地的滅絕消失，亦已依據現有知識基礎及風險程度，針對評估屬氣候變遷影響之高風險物種及族群，擬定適宜之保育策略，並進行保育工作的實質推動。

依據我國科技部 2011 年發佈之「臺灣氣候變遷報告」，指出臺灣地區近 50 年及 30 年來降水強度與頻率有逐漸增加趨勢，且趨於兩極化，即雨季越濕、乾季越乾；極端日雨量至 21 世紀末則將增加約 10%至 30%。該研究顯示極端氣象事件之發生頻率與強度將與日俱增，使本島山區自然環境在氣候變遷與極端事件衝擊下益形脆弱。氣溫方面，發現臺灣暖化現象十分明顯，不論是 100 年、50 年和 30 年的平均溫度變化都有顯著上升趨勢。在季節變化方面，近 30 年的變化以冬季增溫幅度大於其他三季；高溫日數百年變化呈現增加的趨勢，以臺北增加幅度最大，約為每 10 年增加 1.4 天，近 50 年與 30 年的極端高溫日數分別增加為每 10 年 2 天與 4 天（許晃雄等，2011）。從上述數據顯示，無疑地，臺灣正與全球多數地區相同，正面臨著氣候暖化趨勢的影響。

氣候變遷對於生物多樣性的衝擊是漸進、深遠而難以迅速回復的，為減緩氣候變遷的衝擊，2008 至 2012 年美國推動一系列研究，探討氣候變遷對生物多樣性、生態系及生態系功能服務的影響，利用科學方法預測衝擊的趨勢與規模，進一步提出可行的調適作為。整體而言，其研究架構係以物種或生育地對氣候變遷的暴露程度為基礎，實施脆弱度與風險評估，根據評估結果，從政策面、社會面或法規制訂面推動調適作為，達到減緩、降低或預防災害發生的目標（Staudinger *et al.*, 2012）。

因應上述趨勢與國內保育工作需要，林務局 2012 年推動「建立氣候變遷對生物多樣性風險與脆弱度評估模式及因應策略規劃」研究計畫，針對植物紅皮書

物種、保育類物種以及各林帶特徵物種進行氣候變遷脆弱度及風險之評估，結果顯示多數物種在氣候變遷衝擊下，皆有從低海拔向高海拔、西南向東北方向遷移的趨勢，且多數紅皮書及保育類物種之棲地範圍均大幅限縮，增加滅絕風險（林務局，2012）。此外，林務局亦於 2013 至 2015 年推動「因應氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究」計畫（下稱「前期計畫」），透過該局累積多年的植物調查資料庫及國內各大植物標本館資訊整合，分析並提出全台灣維管束植物在長期氣候變遷影響下可能的殘存分布區域，主要包含恆春半島東側、壽卡至牡丹、南澳山區及東北角山區等 14 處地點，該研究進一步指出，當暖化持續發生，建議上述地點之窄域分布物種及生態系將可能面臨較明顯之衝擊；該計畫同時以南仁山植群、南澳山區臺灣水青岡植群及福山長期植物花果物候監測為案例，從生態系層級探討氣候變遷的可能衝擊與影響（林務局，2015）。

依據科技部「臺灣氣候變遷報告」的分析結果，已可確認短期（30 年）與長期（100 年）趨勢均顯示臺灣地區存在氣候暖化現象。分布預測模式或大尺度植物地理研究結果均顯示植物的分布範圍將隨氣候變遷產生推移，且某些地區受特殊植群聚集及局部地形影響，在氣候變遷衝擊下可能更容易導致物種與族群的滅失；前期計畫的案例研究中，則顯示某些敏感物種的族群有縮減現象（例如臺灣水青岡、臺灣柯、唐杜鵑等），但仍需更多佐證資料，以證實該現象與氣候暖化現象或極端氣候事件的因果關係。

二、計畫目標

本計畫將延續前期計畫成果，利用高精度氣候模式及完整的全臺植物分布資料庫，更嚴謹地確認臺灣地區可能遭受氣候變遷衝擊的生態系及其地點，依據不同地區之衝擊程度及自然條件特性，建議合理的保育優先次序。此外，選定二至三處易受衝擊地點為調查監測範圍，從生態系及物種層級探討氣候變遷的影響；對於區域內易受衝擊的窄域分布物種，預計以輔助更新、協助遷徙或移地保存等不同方法，建立實質的苗木繁殖培育技術、保育作業流程與案例示範。本計畫主要包含下列四項目標。

（一）瞭解易受衝擊地點生態系及物種之保育急迫性，並提出優先順序：

一處地區植物相或物種之特殊性與不可替代性，為衡量該地區生態系或特稀有植物應受保育優先順序重要因素之一。若地區植物相極為特殊，又或孕育有稀有且侷限分布之物種，且於其他地點難以覓得相似或可替代之植物社會組成，則本地區必須受到較高的保育關注程度。一旦此地區面臨氣候變遷或其他環境因子之衝擊時，更容易造成棲地與物種多樣性的流失，因此必須優先擬定保護對策，必要時則應預先採取稀有物種之遷地保存等措施。

澳洲學者 Gunnar Keppel 在 2015 年針對氣候變遷議題，提出決定氣候變遷避難所保育優先次序之概念框架（圖 1.1），認為政策管理者應從物種、氣候變遷趨勢、地理分布及土地利用管理等資料進行彙整分析，選定適宜之時空間尺度後，據以分析評定可能之微避難所位置與容納量，進一步依據相關環境因子，進行各微避難所之保育優先次序評定工作。

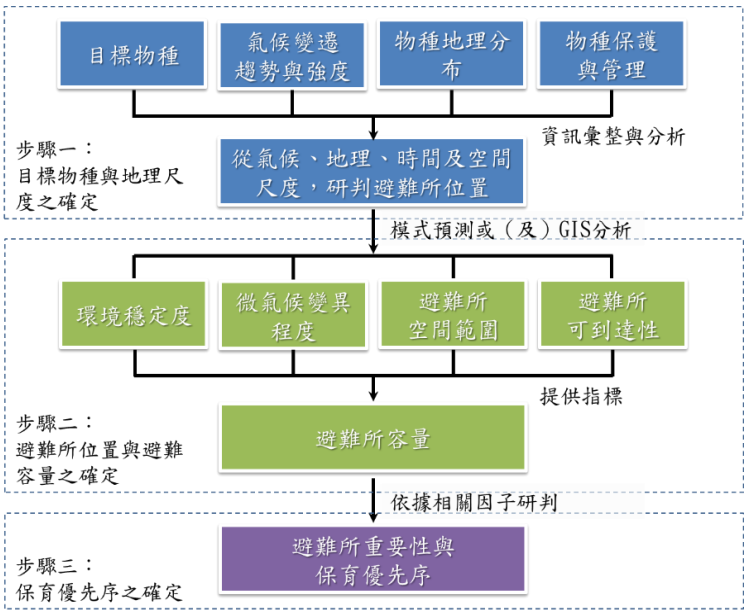


圖1.1 Gunnar Keppel繪製的概念圖，顯示微避難所(micro refugia)、堅守點(holdouts)及遷徙跳石(stepping stones)的差異。微避難所與堅守點為固定的空間地點，但前者具有較高的容受力，在暖化情境下可維持長久的冷涼微氣候；遷徙跳石則為物種遷徙的前端族群，空間地點會隨著時間改變。

Keppel 進一步指出，「氣候變遷避難所」因環境穩定度及區域容受力之差異，因而可再細分為「遷徙跳石」、「堅守點」與「微避難所」3 類（圖 1.2）。其中「堅守點」及「遷徙跳石」兩類區域內之物種及生態系較易因避難容量不足而導致滅絕，建議必須列為保育的優先對象。

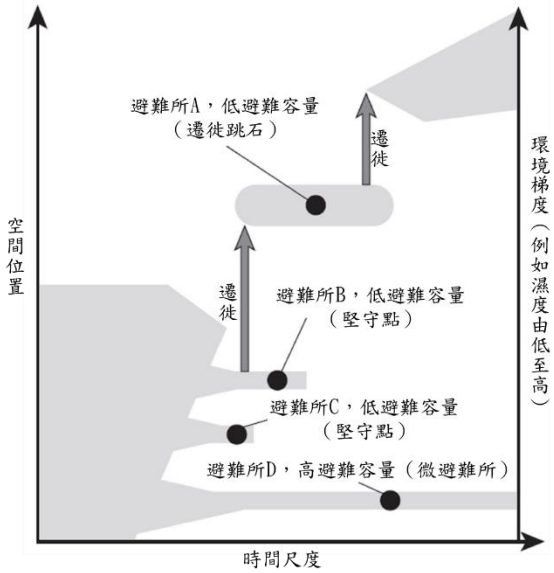


圖1.2　Gunnar Keppel繪製的概念圖，顯示微避難所（micro refugia）、堅守點（holdouts）及遷徙跳石（stepping tones）的差異。微避難所與堅守點為固定的空間地點，但前者具有較高的容受力，在暖化情境下可維持長久的冷涼微氣候；遷徙跳石則為物種遷徙的前端族群，空間地點會隨著時間改變。

本計畫認為，Keppel 研究框架下的「堅守點」概念與前期計畫提出之「易受氣候變遷衝擊地點」極為近似。且澳洲團隊已完成氣候變遷下的微避難所之案例研究，證實該架構具有實務應用性。因此，本計畫擬以 Keppel 的研究框架為基礎，利用臺灣現有之資料與知識基礎進行修正，據以推動本土性之分析與評估。

在執行面部分，隨著全球及區域尺度氣候資料庫的快速發展，大量且涵蓋完整的歷史與未來氣候資料越來越容易取得。因此，本計畫將朝現有氣候資料加值處理、提高數據精度及解析度的方向，開發最新且適於森林研究應用的氣候降尺度模型，作為本研究的基礎工具。對於物種及生物族群分布分析部分，亦將引入 2010 年以後快速發展的機器學習方法，提升過去對生物分布預測的準確度，以求更精準而詳細地定義出氣候變遷下的衝擊點、遷徙廊道及避難所的空間位置。

（二）規劃監測調查機制，瞭解易受衝擊地點生態系及物種的退化或遷徙情形：

針對前一節研究已知的易受氣候變遷衝擊的生態系，選定其中 2 至 3 處地點，利用既有資料整理及現場細部調查，釐清可能的高風險物種與族群（如恆春半島

東側植群生態系、新竹地區槲櫟植群、南澳山區台灣水青岡植群及東北角山區近山頂植群生態系等)。並透過監測調查機制，累積長期的詳細資料，利用現地資料分析，探討該生態系及高風險物種的退化或遷徙情形。此外，亦將利用 GIS 及多期航測圖資之比較，瞭解生態系邊界及物種分布的推移情形，作為研擬保育因應措施之參考。

（三）依據生態系及物種之保育急迫性，提出可能的保育對策及具體作法：

2009 年國際生態復育學會(Society for ecological restoration international)報告指出，面對氣候變遷所帶來的威脅，以生態系復育及稀有種的管理觀點而言，可以採取如下的應變方法：(1)增加棲地面積，維持原有棲地的生物多樣性；(2)透過棲地復育方法，增加原有的片斷化生育地之連結，提供物種適宜的遷徙廊道；(3)針對遷徙能力較差的物種，或是遷移能力趕不上氣候及土地利用變遷推移速率的物種，採用人工輔助遷徙(Assisted migration)的方式，協助物種新族群的異地建立；(4)針對危險程度最高、缺乏抵抗力及適應力，或遷徙能力低弱的物種，則必須考慮透過遷地保育(*ex situ* conservation)方式進行物種多樣性的保存。

2013 年 Shoo 等人表明氣候變化對生物多樣性產生嚴重的影響，這些影響可能無法通過傳統的保護方法得到充分解決，因此提出了一個全面性的決定框架（decision framework）（圖 1.3）。Shoo 等人認為，生態系及物種面臨不同程度的氣候變遷脆弱度時，可採用的因應對策包含現有棲地保護管理（habitat or landscape management）、物種的現地保護管理(species-specific management)、協助遷徙或營造棲地廊道、協助異地族群重建(Reestablishment or rewilding)以及遷地保育等，然而這些不同程度的保育措施所需之經費規模不同，因此，保育機關應依照政策方向與生態系及物種的風險暴露程度因子，選擇恰當之保育措施，方能以最有效率的方式，強化生態系及物種對於氣候變遷風險的抵抗能力。

臺灣因應可能的氣候變遷情境，目前已完成生物多樣性風險與脆弱度評估模式及因應策略規劃，並完成大尺度之維管束植物地理分布，以及臺灣水青岡及南仁山低地雨林生態系統之案例研究評估，然而尚未針對高風險生態系及物種部分，擬定適宜之保育策略與實務方法。因此，本計畫擬參照 Shoo 等人之決策流程，

針對臺灣易受氣候變遷衝擊地點之生態系及物種，擬定合宜之保育決策及行動，並建立可操作的範例提供林務局實務參考。本項工作預計以數個高風險物種為實施對象（如槲櫟、臺灣石櫟、臺灣水青岡等），除了利用現地監測資料評估其族群動態外，另依物種的生態及生理繁殖特性，提出適宜的保育行動建議，包含協助遷徙、遷地保存等。另將配合林務部門及相關社區學校之協助，嘗試推展這些高風險物種的異地栽植與生長監測工作，為這些物種保存較高的族群繁衍機會，降低氣候變遷對現生族群的衝擊程度。

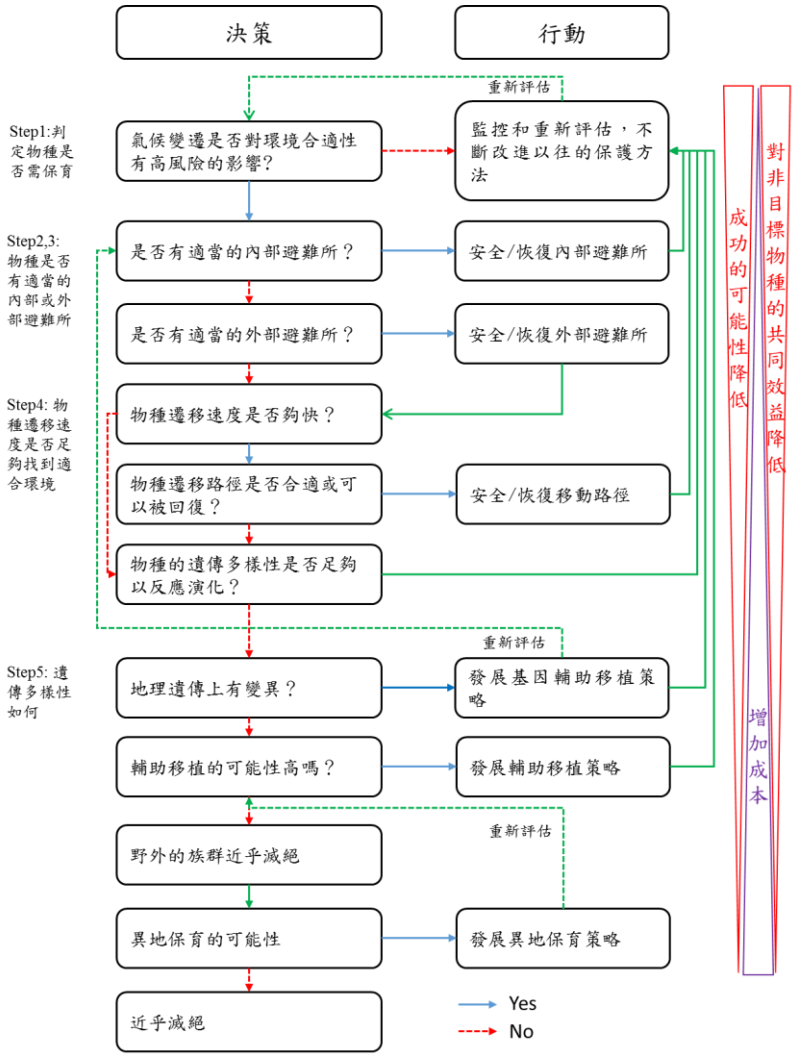


圖1.3 針對氣候變遷下野外原生物種保護之管理行動決策方式。（修改自 Shoo *et al.*, 2013）

（四）應用適應性規劃架構（The Adaptation for Conservation Targets, ACT）檢視並檢討計畫執行成果：

Cross 等人認為面臨氣候變遷情境的保育工作推動，在規劃階段必須能彈性配合變遷情境模擬結果，確認保育工作介入點、經營行動與優先次序，同時在執行階段必須設定有效的監測與評估方法，隨時反饋或修正原有的規劃內容，提高保育策略對於變遷環境的調適能力（圖 1.4）。前期計畫大致已完成 ACT 架構內的步驟一至三，亦即確認臺灣地區可能遭受氣候變遷衝擊之地點與生態系；因此，本計畫將延續前期成果，針對不同地點的保育優先次序，以地區案例方式實際執行物種監測、保育及成效評估。並循 ACT 架構動態評估整體計畫之規劃準確性，必要時進行反饋與調整。此外，本研究亦將依據科技部「氣候變遷調適科技整合研究計畫（TaiCCAT）」所提調適六步驟，進行本計畫成果彙整，並依 TaiCCAT 架構，釐清氣候變遷對於森林生物多樣性的現況及未來風險，並界定其調適路徑與修正方法，以期本計畫最終成果可與氣候變遷計畫等相關綱要扣合。

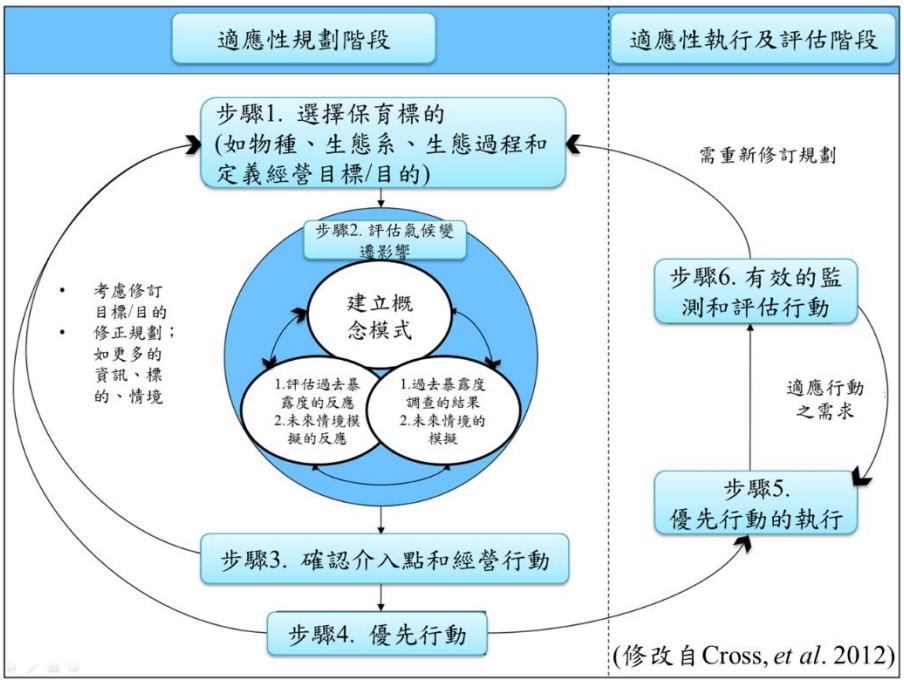


圖1.4 Cross等人提出的應用適應性規劃架構（The Adaptation for Conservation Targets, ACT）。

三、計畫架構與分工

本案係以 1 個統籌計畫，下屬 4 個細部計畫方式執行。執行單位包含臺灣生物多樣性保育學會、國立宜蘭大學、國立嘉義大學及國立師範大學。各計畫名稱與分工架構如下（圖 1.5）：

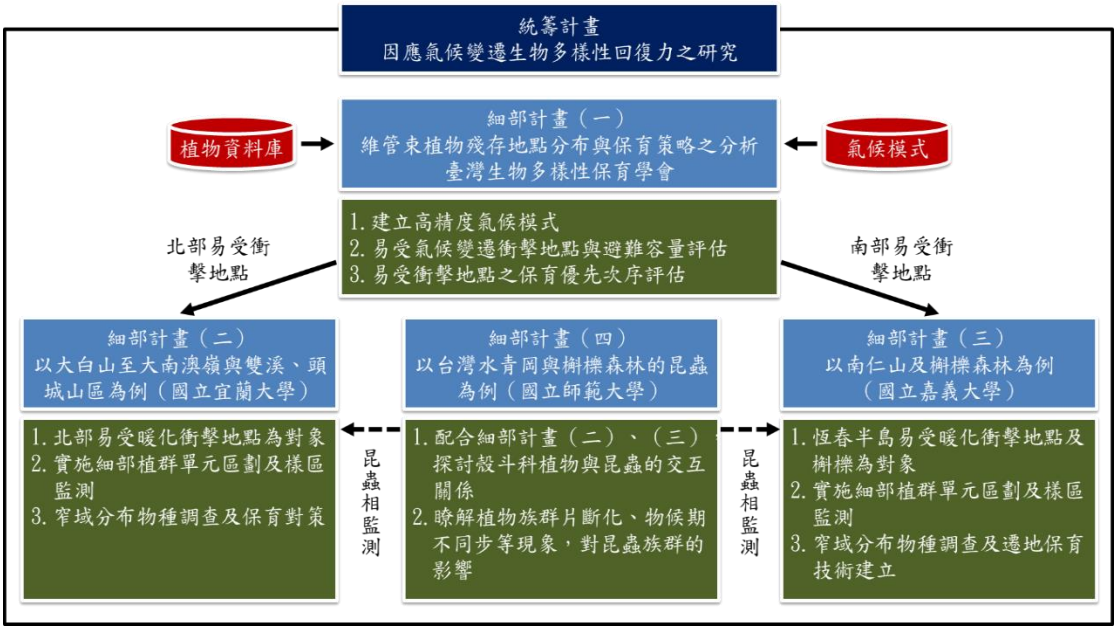


圖1.5「因應氣候變遷生物多樣性回復力之研究」統籌計畫項下各細部計畫及其分工。藍色框格表示細部計畫名稱及執行單位，綠色框格則為各細部計畫負責推動的工作項目。

四、參考文獻

林務局 2012「建立氣候變遷對生物多樣性風險與脆弱度評估模式及因應策略規劃」成果報告書。

林務局 2015「因應氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究」成果報告書。

許晃雄、吳宜昭、周佳、陳正達、陳永明、盧孟明（2011）臺灣氣候變遷科學報告。「臺灣氣候變遷推估與資訊平台建置計畫」計畫辦公室、國家災害防救科技中心。

Cross, M.S., E.S. Zavaleta, D. Bachelet, M.L. Brooks, C.A.F. Enquist, E. Fleishman, L.J. Graumlich, C.R. Groves, L. Hannah, L. Hansen, G. Hayward, M. Koopman, J.J. Lawler, J. Malcolm, J. Nordgren, B. Petersen, E.L. Rowland, D. Scott, S.L. Shafer, R.M. Shaw and G. Tabo（2012）The Adaptation for Conservation Targets(ACT)framework: a tool for incorporating climate change into natural resource management. Environmental Management 50:341-351.

Shoo, L.P., A.A. Hoffmann, S. Garnett, R.L. Pressey, Y.M. Williams, M. Taylor, L. Falconi, C.J. Yates, J.K. Scott, D. Alagador and S.E. Williams（2013）Making decisions to conserve species under climate change. Climatic Change 119(2): 239-246.

Keppel, G. and G.W. Wardell-Johnson（2015）Refugial capacity defines holdouts, microrefugia and stepping-stones. Trends Ecol. Evol.20:1–22.

Staudinger, M.D., N.B. Grimm, A. Staudt, S.L. Carter, F.S. ChapinIII, P. Kareiva, M. Ruckelshaus and B.A. Stein（ 2012） Impacts of Climate Change on Biodiversity, Ecosystems, and Ecosystem Services: Technical Input to the 2013 National Climate Assessment. Cooperative Report to the 2013 National Climate Assessment. 296 pp.

第二章 維管束植物殘存地點分布與保育策略之分析

摘要

目前研究已知，氣候變遷有極大的可能造成物種分布範圍的改變，北半球生物將隨著暖化呈現向高海拔及向北遷移的主要趨勢，並伴隨著物候週期的調整。由於遷移與物候週期改變等事件發生，可能造成物種棲地範圍的限縮、擴張及競爭，對於某些適應力較低的物種群而言，將增加其滅絕的風險。

本章節係以全臺範圍為空間尺度，利用高解析的歷史氣候資料，探討臺灣現生主要森林生態系的適生氣候條件，並建立生態棲位模型。再利用台灣氣候變遷推估資訊平台（TCCIP）提供之未來氣候變遷情境資料，預測各種森林適生棲地隨著暖化可能產生的變化。經由各時期的變遷比較，找出可能遭受衝擊的生態系與地點，交由本計畫其他團隊進行更詳細的調查監測與資料分析。

本（107）年度完成臺灣地區氣候降尺度推估軟體 *clim.regression* 的發表，可針對臺灣全島，產製自由尺度化（scale-free）的氣候資料，涵蓋 1960-2100 年期，作為氣候變遷研究的基礎工具。有關易受暖化衝擊地點分析部分，已利用隨機森林方法，完成全臺 13 種與氣候相關森林類型的生態棲位模型建置與驗證，並利用不同的未來情境，模擬各種森林適生範圍的可能變化。研究結論指出，在 RCP4.5 情境下，水青岡山地落葉霧林是受衝擊程度最高的森林類型，至 2100 年其適生棲地範圍可能僅餘現生棲地的 2.06%-13.97%；其餘易受衝擊的生態系依序為亞高山針葉灌叢及森林及冷杉-鐵杉上部山地針葉林。中海拔以下的溫帶及亞熱帶山地森林，適生面積的增減變化相對不明顯，受到氣候變遷的衝擊與威脅較低。對於熱帶森林分布變化預測部分，由於受到各種大氣環流模型對降水變遷趨勢預測分歧影響，導致本研究預測熱帶森林適生面積變化的不確定性較高，但就最劣情境而言，柯屬-杜英屬山地霧林及八角茴香-椆屬熱帶季風林等兩種熱帶森林仍有機會承受極高的氣候變遷衝擊，建議仍應透過監測與持續研究，及時掌握熱帶森林的可能變化。本研究也綜合不同氣候變遷情境的預測結果，針對易受氣候變遷衝擊的森林類型，找出未來可能的避難所或遷徙廊道位置，以及可行的保育措施建議。

關鍵詞：氣候變遷、生物多樣性、生態系、物種分布、衝擊與調適

一、前言

（一） 氣候變遷下的生物遷徙與現象與可能的衝擊

在溫度及雨量的快速上升及下降之下，許多物種均會改變其分佈範圍。以歐洲為例，根據 1905 年至 2005 年的長期調查資料，研究指出歐洲大陸植物的最適分布海拔平均升高了 66 公尺，且草本植物敏感度高於木本植物、狹域分布物種之敏感度高於廣域物種（Lenoir *et al.*, 2008）。全球高山環境觀測研究計畫（Global Observation Research Initiative in Alpine Environments, GLORIA）研究成果亦指出，2001 年至 2008 年進行歐洲暖溫帶山地森林調查發現，隨著觀察時間增加，植物有向高海拔遷徙的現象，且山峰頂部物種數量明顯增加，證實物種有向高海拔遷移與擠壓聚集的現象（Pauli *et al.*, 2012）。但也有相反的例子，如美國加州自 1930 年代以來，許多維管束植物因氣候濕度的改變，分布移動至低海拔（Crimmins *et al.*, 2011）。台灣部分，林務局「建立氣候變遷對生物多樣性風險與脆弱度評估模式及因應策略規劃」研究計畫曾對植物紅皮書物種、保育類物種以及各林帶特徵物種進行氣候變遷脆弱度及風險之評估，結果顯示多數物種在氣候變遷衝擊下，皆有從低海拔向高海拔、西南向東北方向遷移的趨勢，且多數紅皮書及保育類物種之棲地範圍均大幅限縮，增加滅絕風險（林務局，2012）。

台灣地形多山，當物種隨著長期氣候暖化趨勢不斷向上、向北遷移時，極可能受地形隔離與播遷阻礙等影響，在特定區域形成殘存族群，例如獨立的山塊頂部，在暖化情境下即為阻礙生物向高海拔遷徙的地理條件，具有較高的機會形成殘存族群（圖 2.1）。當暖化持續且再無廊道供物種遷移退縮時，殘存地點之生物族群已無法再透過遷徙尋得適宜之棲地，因此殘存地點之環境條件常已臨界這些物種之生理耐受限度邊緣，殘存族群則多蝸居於較小地理尺度之局部棲地內。林務局「因應氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究」計畫（以下稱「前期計畫」）即依據上述概念，分析並提出全台灣維管束植物在長期氣候變遷影響下可能的殘存分布區域，主要包含恆春半島東側、壽卡至牡丹、南澳山區及東北角山區等 14 處地點，該研究進一步指出，當暖化持續發生，上述地點之窄域分布物種及生態系將可能面臨較明顯之衝擊（林務局，2015）。前期計畫使用之氣溫資料係以線性迴歸模型為基礎，根據已知測站的記錄資料，以逐步迴歸方法挑選出影響各月份氣溫的重要因子，包含經緯度座標、海拔及距海距離等因子等，並分別建立 12 個月的全台氣溫迴歸式（邱祈榮等，2004）。然而，該方法係以固定迴歸式進行全台的適配分析，雖能獲取各月份的平均氣溫狀態，但卻難

以反映局部地點的氣候差異特性。台灣南北兩端分處熱帶及亞熱帶，東西兩側又受不同季風系統影響，加以山區地形起伏多變，如欲精確評估氣候變遷對台灣現有生物多樣性的影響程度，則首先必須建置精準且能反映不同地點局部差異的氣候模型，方能取得高品質之氣候資料。此外，前期計畫係就「生物分布」與「平均氣溫」之關係，以 95%區間篩選位處適性範圍邊緣族群，作為「殘存族群」之定義。然而，影響生物分布的氣候因子眾多，非僅用平均氣溫就能完整解釋，例如生長季溫度、冬季低溫、溫量指數、總降雨量與季間雨量分配等，都是可能的因子。因此，發展良好的統計模型與變量篩選方法，可以更有效地釐清植物分布與氣候的關係，並且更精準地評估可能受氣候變遷衝擊的生態系與地點，以利相關因應策略的研訂。

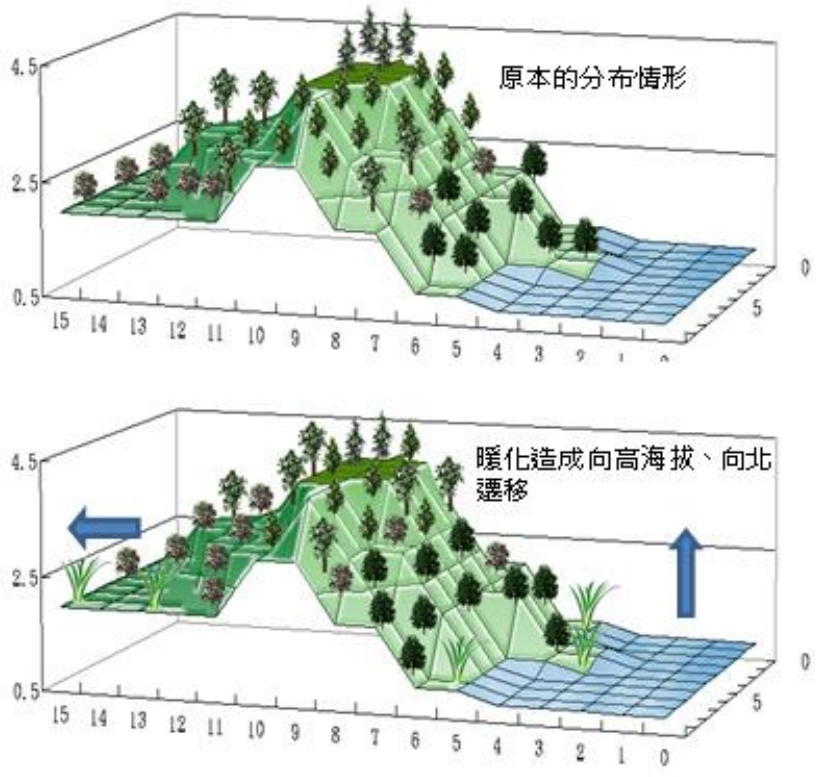


圖2.1 長期暖化趨勢下，北半球植物呈現向高海拔或向北遷移情形，以尋求最適棲地。當族群遷移途徑出現障礙時（例如山塊頂部），除氣候改變導致適應性降低外，亦將遭受後續物種強烈擠壓與競爭，導致殘存族群之滅絕。殘存族群所在之地點，則常伴隨物種密度上升及地形隔離等特徵。

（二） 擬解決問題

為降低氣候變遷對於生態環境及生物多樣性的衝擊，針對高風險地區之脆弱物種推動保育工作，是急切且必要的。國際研究認為，保育策略必須依據已知生態系及物種所暴露之風險程度進行擬定，再根據應受保護對象之特性，選擇就地保護、廊道規劃、協助遷徙及遷地保育等不同對策，政府機關方能在最有效率之經費及人力運用下，發揮最高的保育成效。有關保育策略制訂之研究，近期已有文獻案例可供參考，例如 2015 年 Keppel 等人以澳洲塔斯馬尼亞（Tasmania）為案例，提出一系列研究架構，進行氣候變遷下微避難所之尺度與位置判定、避難容納量（capacity）分析，最終達成各避難所風險程度與保育優先次序評估之目標（Keppel *et al.*, 2015）。該團隊認為，避難所之容納量由環境穩定度、微氣候異質性、棲地面積與可到達性等因子共同決定。依 Keppel 之架構進行研究分析，該團隊發現塔斯馬尼亞多處冷涼、潮濕且地形複雜之地區可能是暖化效應下未來可提供生物避難的場所，並依各區域之條件因子，排定各地點之保育優先序（圖 2.2）。

本計畫認為，Keppel 等人發展之研究架構與「殘存地點」概念頗為近似，且澳洲團隊已完成氣候變遷下的微避難所之案例研究，證實該架構具有實務應用性；因此，台灣應可利用現有之資料與研究基礎，仿其架構推動本土性之分析與評估。本計畫擬解決問題如下：

1. 透過國際研究單位合作，取得高精度之氣候推估模式軟體，經台灣地區觀測資料校正後，做為本計畫使用之資料基礎，改善我國目前遭遇氣候資料空間解析度不足之問題。

2. 利用高精度氣候模式及可信的統計預測方法，進一步評估前期計畫獲得之可能受暖化衝擊地點之準確性。另選定重新評估後之 2 至 3 處地點，暫定以台灣東北部山區、南澳地區及南仁山植群為案例，依 2015 年 Keppel 所提之研究架構，利用台灣現有之植物空間分布資料庫，從植物相特殊性、物種稀有性及專有性、週邊環境潛在威脅等因子，評估前述各地點生態系及物種之保育急迫性，並提出保育優先次序。

3. 針對分析所得之可能受暖化衝擊地點，以及該範圍內具保育急迫性之物種，整理其生態特性及分布現狀資料，提出可能的保育對策及具體作法。

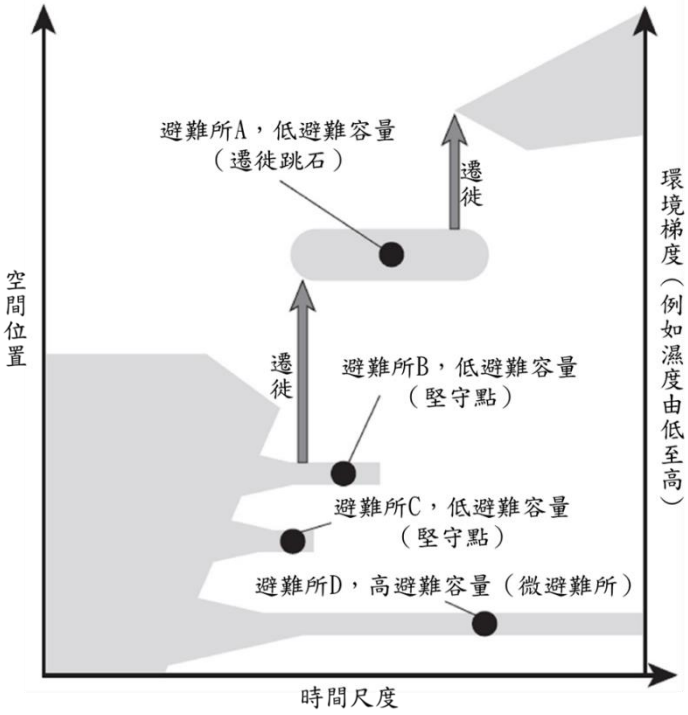


圖2.2 Gunnar Keppel繪製的概念圖，顯示微避難所（micro refugia）、堅守點（holdouts）及遷徙跳石（stepping tones）的差異。微避難所與堅守點為固定的空間地點，但前者具有較高的容受力，在暖化情境下可維持長久的冷涼微氣候；遷徙跳石則為物種遷徙的前端族群，空間地點會隨著時間改變。

（三） 計畫目標

本計畫預定期程 3 年，全程計畫目標如下：

1. 建立適合山區及森林生態研究使用之高精度氣候推估模式軟體：

本計畫 105 年度起與加拿大英屬哥倫比亞大學（UBC）合作，取得該校發表之 ClimateAP 氣候模式軟體（Wang *et al*., 2012; 2017）。本研究以 ClimateAP 演算法為核心自行撰寫程式 *clim.regression*，經與 TCCIP 發布之 5 公里氣溫雨量資料（Weng and Yang, 2012）結合後，已可產生自由尺度化（Scale-free）的氣候圖層供臺灣山區研究使用，解決現行高山地區氣象測候站缺乏的問題，並應用於臺灣植群生態棲位模擬及不同氣候變遷情境下的植被動態變化分析。後續將協助進行 ClimateAP 版本更新，提升該軟體對臺灣地區的預測精準性，以利跨國比較研究之進行。

2. 釐清臺灣地區易受暖化衝擊地點與生態系，建立評估保育優先次序的流程：

(1) 利用台灣現有之植物空間分布資料庫，從物種分布氣候條件，植物相特殊性、

物種稀有性及專有性、週邊環境潛在威脅等因子，找出可能易受暖化衝擊的地點，同時評估前述各地點生態系及物種之受衝擊程度，提出保育優先次序。

(2) 運用模式預測方法，瞭解重要植群在氣候變遷下的可能變化，找出可能的避難點位置：利用 TCCIP 發布之 AR5 氣候變遷情境資料，結合現有的維管束植物分布資料庫，瞭解重要植群型現生與未來的潛在分布範圍。透過範圍變遷比對，找出劇烈變化點及相對穩定點的空間位置，作為評估氣候變遷避難所的依據。

(3) 本計畫 106 年度採用隨機森林法結合高解析度氣候推估資料，建立以 13 種天然現生森林型為單元之隨機森林分類器，據以分析現生及未來不同森林類型的適生範圍變化情形。該分類器對臺灣原生 13 種天然林型之判定準確率約為 88%。經以 AR5 RCP4.5 暖化情境模擬結果顯示，北台灣有 2 種森林型、南台灣有 3 種森林型至 2100 年之適生範圍將縮減至現生範圍的 30%以下，可能是最首先遭到氣候變遷衝擊的生態系。107 年度將持續提升現有模型預測精度，進一步釐清不同受衝擊植群的可能退縮路徑，並討論退縮過程中可能的遷徙廊道與避難所的空間位置，並與現行保護留區系統進行疊合比較，探討氣候變遷對保護留區及現生植物社會的可能影響。

3. 依據生態系及物種之保育急迫性，提出可能的保育對策及具體作法：

(1) 現有棲地及物種的保護管理：對於現狀分布於保護留區系統內，且保護留區面積足可涵蓋其潛在棲地之物種，面臨氣候變遷之風險程度較低，可朝就地保育以及維持棲地品質與物種族群之方式進行管理。

(2) 協助遷徙或營造棲地廊道：對於棲地未能完全為保護留區涵蓋，或棲地週邊已為人工植群包圍的應保護物種，面臨長期氣候變遷之影響，在向北或向高海拔遷徙過程中，需克服跨越棲地或生態系的阻力，或須與其他植群競爭，可能導致物種遷徙過程中適存度降低，進而提高滅絕之風險。針對此類物種，應朝向檢討現行保護留區範圍、營造棲地廊道或協助散播遷徙等方式，提高其適存能力。本項目預計提出研究成果及政策建議，供其他研究計畫推動實務監測調查之參考。

(3) 協助異地族群重建：對於分布範圍限縮，且現狀觀察已呈族群逐步下降之物種，可能已難以倚賴物種本身的自力遷徙與競爭能力，尋得適宜之活存地點，

將導致該物種在遷徙過程面臨極高的滅絕風險。針對此類物種，應朝向人工協助建立異地族群之方式，檢討週邊氣候因子適宜之原生棲地或人工林，輔助其種原建立異地族群，提高氣候變遷下的適存度；本項目將提出研究成果及政策建議外，供其他研究計畫推動實務試驗操作之物種選擇參考。

(4) 遷地保育及方法建議：對於分布範圍極度現縮且野外族群稀少的物種，一旦氣候變遷或極端氣候事件發生，極容易因少數個體死亡或棲地流失，即導致母族群數量與遺傳歧異度的急遽減損，因此有進行遷地保育的立即必要。本研究計畫可協助提供遷地保育物種清單，針對易受暖化衝擊地點生態系及物種之生態特性，建議適宜之遷地保育地點。

（四） 本（107）年度目標

依據全程目標，訂定本（107）年度預定可達成之成果如下：

1. 完成臺灣地區歷史及未來氣候資料降尺度模組*clim.regression*的開發，包含公開程式技術及資料內容供外界使用。

2. 106年度已利用單一GCM及二種代表濃度途徑，初步探討不同植群型在未來百年的適生棲地變化情形。107年度將利用綜合模式（ensemble models），採用臺灣地區適用的多個大氣環流模型及代表濃度途徑，從大尺度角度，釐清不同植群型在暖化情境下的縮減與擴張，確定氣候暖化影響下的高衝擊地點。同時針對這些受衝擊地點涵蓋的棲地型態與特稀有物種，以「生態粗篩網」的概念，提出可能被影響的棲地與物種清單。

3. 針對目前已知易受氣候暖化嚴重影響的生態系（例如水青岡森林），選定一至二處地點，運用適生氣候棲位模擬方法，將未來不同時期的適生範圍變化進行套疊整理，再與現有保護留區、數值地形、人工造林圖層等資料疊合，找出不同時期可能發生的遷徙、隔離或在地滅絕事件的空間位置，據以檢討保護區範圍是否恰當，以及有無可利用人工造林範圍預先規劃退縮廊道的可能性。

4. 針對已知之易受暖化衝擊地點，協助本統籌項下其他細部計畫推動植群類型調查與監測工作。

二、材料及方法

（一）植物分布資料蒐集與資料庫建置

以「台灣植物資訊整合查詢系統－植物名彙及基本資訊」學名資料庫為基礎，彙整台灣大學植物標本館（TAI）、林業試驗所植物標本館（TAIF）、中央研究院生物多樣性研究中心植物標本館（HAST）、國立自然科學博物館植物標本館（TNM）、國家植群多樣性調查野外及文獻樣區、外來入侵植物調查計畫野外樣區、台灣植物紅皮書及其他標本館已記載之植物分布資料。各植物資料經學名及異名比對後，建立一致之物種代碼，據以串接各植物資料庫之分布資料，以利各物種之垂直分布、水平分布之整理與分析。同時，根據植物誌及紅皮書之記載，建置各物種之來源屬性（原生、特有或歸化）、受威脅程度及區系來源，分析探討這些屬性因子與物種分布現況的關係。

本計畫使用之植物資料來自多項調查計畫及不同的植物標本館，各來源資料雖均具備植物名稱、分布地點及觀測時間等記錄，惟資料屬性、計畫目的及資料產製時間不同，導致欄位一致性、資料關聯度及空間精度均有差異，難以直接應用。例如各植物標本館與植群計畫使用之植物學名不完全一致，導致相同物種在不同資料庫內給予不同的命名；又例如歷史標本之空間定位精度較差，常僅記錄地名而無座標，若要與近年野外調查之 GPS 定位資料整合運用，則需經精度檢核與適當取捨，以確保空間資料之品質。本計畫已完成上述整合作業，並完成植物資料庫架構規劃及建置（圖 2.3），以「台灣植物誌第二版」及「台灣植物名彙」之學名為依據，透過一致之學名標準，進行不同來源之植物分布資料整合；各來源資料庫則仍保留其原始資料內容及資料庫架構，必要時仍可追溯各筆植物分布資料之原始來源。目前已收集且通過學名統整、地理座標檢核、採集時間檢核之植物資料計有 1,432,173 筆，涵蓋原生維管束植物 4,596 種（表 2.1）。

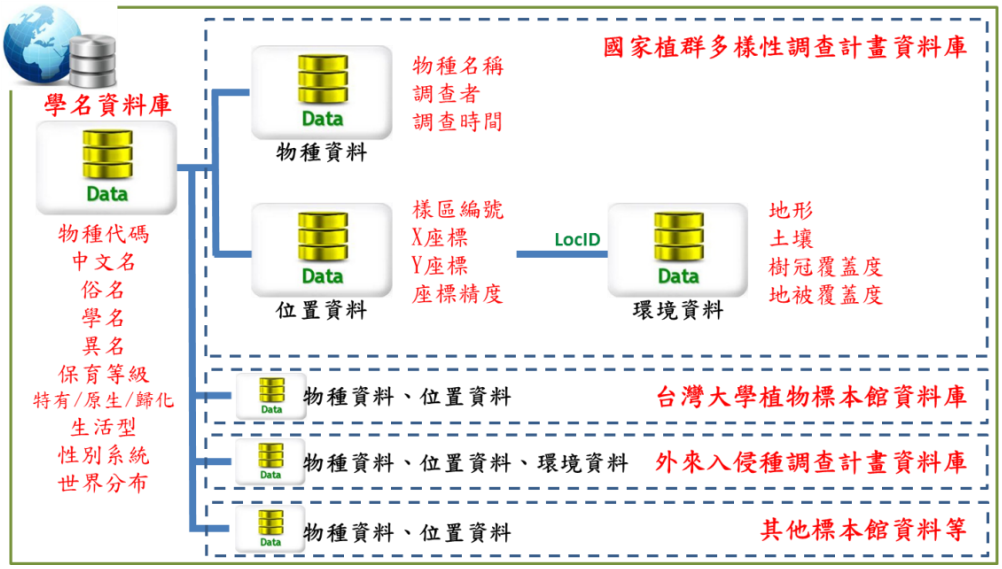


圖2.3 本研究採行之資料庫架構示意圖。透過學名資料庫內統一的物種代碼，關聯至國家植群多樣性調查計畫、台灣大學植物標本館及外來入侵種調查計畫等大型植物資料庫。本架構優點為不需更動各原始資料庫內容，僅透過「物種代碼」欄位即可進行各大型資料庫間資料串接與所需資訊之撈取。

表 2.1 本研究完成彙整之植物資料筆數統計

資料來源	資料總數	特有種資料筆數	各保育評估等級植物資料筆數			
			CR	EN	VU	其他
神奈川縣立博物館	107	34	6	8	11	82
京都大學植物標本館	556	236	9	22	40	485
台灣大學森林系植物標本館	960	254	5	26	63	866
台灣植物紅皮書	3,140	1,138	394	728	2,018	
台灣大學植物標本館	134,825	22,085	707	1,643	4,413	128,062
林業試驗所植物標本館	105,745	12,453	1,289	2,369	5,872	96,215
東京大學植物標本館	556	236	9	22	40	485
美國賓州科學院植物標本館	5,004	1,125	23	86	196	4,699
國家植群多樣性調查計畫	742,808	178,324	111	2,543	6,545	733,609
外來入侵植物調查計畫	264,486	8,191	365	4,195	17,436	242,490
中央研究院植物標本館	78,265	13,525	525	928	1,538	75,274
國立自然科學博物館	95,721	14,645	427	753	1,304	93,237
合計	1,432,173	252,246	3,874	13,328	39,494	1,375,504

（二） 高解析度氣候模式 *clim.regression* 之建置

台灣地區之氣候觀測記錄雖已有百年歷史，然而大部分氣象站均設置於平地，山區設站歷史較久者僅有玉山、阿里山、鞍部等地，1980 年以後測站數量雖有增加，但僅能構成點狀之氣象觀測記錄，對整體山區而言資料仍然貧乏。台灣科技部於 2010 年起，推動「臺灣氣候變遷推估與資訊平台建置」（Taiwan Climate Change Projection and Information Platform, TCCIP），運用中央氣象局、經濟部水利署與台灣電力公司，合計 1,614 個測站產製之氣象觀測數據，推估產生全台 5

公里解析度之月降雨、平均溫度、最高溫及最低溫網格資料，涵蓋期間為1960-2012 年（Weng and Yang, 2012）。該網格式資料為山區提供了基本的氣候參考數據，然而就生態研究需求及山區地形與微氣候變化程度而言，5 公里解析度仍然過粗，無法呈現微氣候的局部差異。

山區氣候觀測資料缺乏的問題不僅發生在台灣，而是全球各國皆面臨的相同問題。近 10 年來，全球各大氣候資料庫經過整合及空間推估與降尺度分析，產生了多種氣候資料圖集（如 WorldClim 資料庫）提供地圖測繪、物種分布預測及大尺度氣候研究等相關領域使用，其空間解析度包含 30 弧度-秒、2.5 弧度-分、5 弧度-分不等（Hijmans *et al.*, 2005）；從大尺度研究角度而言，全球氣候資料庫確實彌補了山區資料不足的缺口，然而資料空間解析度的提升，仍是所有研究人員致力改善的目標。

本計畫 105 年度與加拿大英屬哥倫比亞大學（UBC）建立合作研究關係，引入該校開發之亞太地區氣候降尺度推估軟體 ClimateAP 軟體；106 年度起，本團隊利用 ClimateAP 之核心演算方法，利用 R 語言及 TCCIP 五公里網格氣候資料，開發 *clim.regression* 程式，達到對臺灣地區氣候降尺度及優化的效果。*Clim.regression* 係以 TCCIP 提供之 5 公里解析度圖層為原始資料，透過目標網格及相鄰 8 網格構成之局部區域，利用水平方向雙線性插值（bilinear interpolation）（圖 2.4）結果，再利用 9 網格重複取樣之局部動態迴歸分析（dynamic local regression）（圖 2.5）獲得氣溫海拔遞減率校正值，產生無固定尺度（scale-free）之氣候推估數據。由於該模式具備無固定尺度之特性，使用者可依據持有之座標點位產生對應之氣候資料，適合氣候變遷領域內有關生態學及植物地理分布研究者使用。本計畫同時利用 15 處臺灣地區氣象測站歷史資料，進行 *clim.regression* 降尺度模型之精度驗證。驗證結果詳述於本期中報告「三、計畫成果-3.1 節」，顯示 *clim.regression* 可反映臺灣地區逐月氣候變化的趨勢細節，整體預測平均絕對誤差（Mean absolute error, MAE）約為 0.5-0.7℃，對 TCCIP 原始資料的準確度改善則可達 54.6%-66.7%，符合山區複雜地形之氣候資料需求。有關 *Clim.regression* 之相關技術細節與精度驗證，已完成研究報告發表與刊登（Lin *et al.*, 2018）。

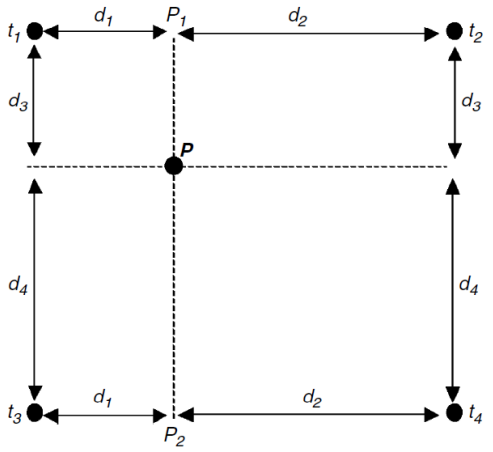


圖2.4 *clim.regression*使用的水平方向雙線性插值法，採用目標點位P與鄰近的四個網格中心點之水平距離作為權重，依據四個網格中心點的氣溫數值，以簡單線性方法推算P點的水平方向氣溫推估值。

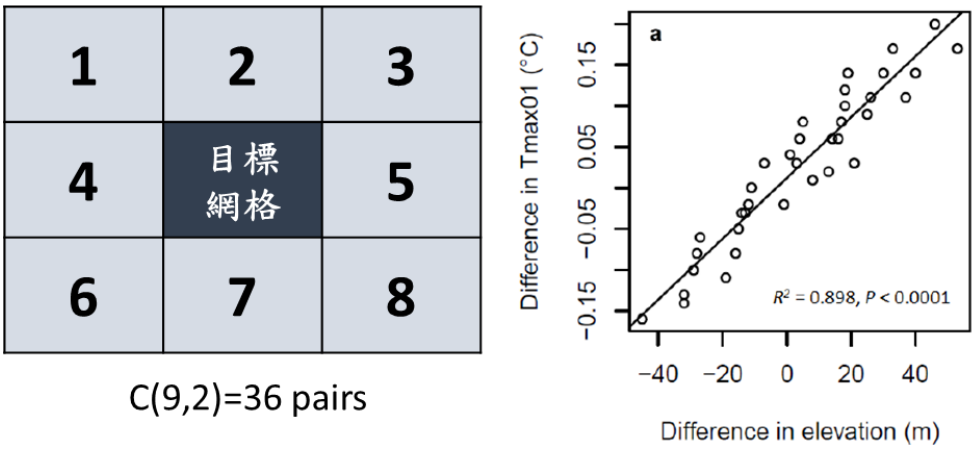


圖2.5 *clim.regression*使用的局部動態迴歸分析方法，將P所在位置定為目標網格，再從氣候資料庫內抽出目標網格及其相鄰之8網格，組成9個樣本。9樣本經兩兩重複取樣，計算每次取樣結果之海拔差值及氣溫差值，共得36組數對。所有數對利用簡單線性迴歸計算斜率，即為局部地區（9網格）之氣溫海拔遞減率。該遞減率用以修正水平方向雙線性插值法所得P點氣溫推估值。

（三） *Clim.regression* 降尺度模型之精度驗證

TCCIP 發布之五公里解析度溫度雨量網格資料，係依據全臺 1,614 個氣象測站的歷史資料空間插值推估而得。由於 *clim.regression* 降尺度模式使用 TCCIP 五公里網格為原始資料，因此 105 年度期末審查時委員提出建議，認為進行氣候模

式精度驗證時，必須使用前述 1,614 個氣象測站以外的觀測資料，以避免母體資料自我驗證的問題。

林業試驗所福山苗圃、蓮華池研究中心、六龜研究中心及太麻里研究中心、畢祿溪研究站等 5 處地點，均設置長期氣象測站，且測站資料未曾交與中央氣象局及國家防災科技中心，可確定是與 TCCIP 五公里氣候網格互為獨立的歷史氣象觀測資料，可作為 *clim.regression* 降尺度氣候模式精度驗證使用。此外，本研究另選用中央氣象局直屬之高雄、台東、玉山等 10 處測站長期資料進行相同的驗證程序，據以比較獨立於 TCCIP 以外樣本及中央氣象局監測資料之模式推估誤差。驗證方式係依據各驗證測站座標位置，利用 *clim.regression* 產生連續年度之各月份氣溫及雨量推估數據，並當期之氣候實測數值進行差異比較。驗證項目包含：月平均氣溫、月平均高溫、月平均低溫及月累積降雨等 4 項。

15 處測站的基本資料如下（表 2.2）：

表 2.2 驗證 *clim.regression* 降尺度模式採用的 15 處氣象測站及歷史資料期間。

Subordinate	Station	Longitude	Latitude	Altitude	Data period
CWB	Kaohsiung	120.3157	22.5660	2	1961-1990
	Taitung	121.1546	22.7522	9	
	Hualien	121.6133	23.9751	16	
	Hengchun	120.7463	22.0039	22	
	Keelung	121.7405	25.1333	27	
	Taichung	120.6841	24.1457	84	
	Anbu	121.5297	25.1826	826	
	Sunmoon Lake	120.9081	23.8813	1018	
	Alishan	120.8132	23.5082	2413	
	Yushan	120.9595	23.4876	3845	
TFRI	Taimali	120.9800	22.6000	120	1980-2009
	Liukuei	120.6333	23.0000	230	1999-2009
	Fushan	121.5959	24.7554	634	1992-2003
	Lienhuachih	120.9000	23.9333	666	1999-2009
	Piluhsi	121.3086	24.2270	2150	1991-2009

（四）植群範圍、分布預測及暖化衝擊程度分析

大尺度帶狀植群（Zonal vegetation）的分化，經常是受到氣候影響而造成。蘇鴻傑教授研究認為台灣山地植群之分化主要受到溫度及水分梯度的影響，形成沿海拔垂直分化的帶狀植群系統；至局部區域內，則可能再因區域性土壤、坡向及演替階段等因子差異，形成小尺度的非帶狀植群分化（Azonal vegetation）。台灣已於 2008 年完成全島國有林事業區之現生天然植群圖繪製，並累積大量的森林植群樣區資料；如配合本計畫開發之 *clim.regression* 氣候降尺度模型，將可針對不同植群之生育地點，產製巨量之「植群型態-氣候變量」數據組合，在經由適當的統計方法，分析各植群生育所需之溫度及水分條件，建構生態棲位模型，並進一步探勘各植群於現生氣候與不同未來情境的可能分布變化。

由於電腦運算速度及儲存能力的高度進展，巨量資料被認為是實施資料探勘（Data mining）及歸納趨勢的重要材料。尤其在人工智慧技術及機率統計等方法輔助下，電腦系統可快速從巨量資料內歸納出造成特定趨勢或特定分類之關鍵因子群，進一步建構預測模式。生物分布預測研究領域近年同樣受到人工智慧及機器學習技術影響，已引入相關技術進行應用。隨機森林（Random Forest）是一種機器學習（Machine learning）方法，以決策分類樹（Classfication and regression tree, CART）為基礎，利用大量數據及重複隨機取樣，使電腦在大樣本內學習並記錄生物族群與環境氣候因子的關係，據以形成統計決策模型。2010 年以後，隨機森林法開始被運用於生態棲位模型（Ecological niche modeling）的建置，透過生物分布點位與周邊環境因子的匹配，分析生物分布與各種環境因子的相關程度；統計模型建立後，則可依據不同時期及不同暖化情境下的環境因子變化狀況，推測生物潛在分布範圍的變化，進而比較環境變遷可能對生物帶來的影響或衝擊。研究報告顯示，隨機森林法的預測準確率較傳統的決策分類樹、多元迴歸法（MARS）、類神經網路法（ANN）、最大熵模式（MaxEnt）等為高，並且可解決樣本共線性及少量樣本導致的統計偏誤問題。然而，隨機森林法最大的使用限制，乃是需要完整的物種（或族群）的出現/不出現紀錄。加拿大學者曾利用此技術，完成卑詩省在氣候變遷情境下的植群推移預測，並找出易受衝擊的地點（圖 2.6）。

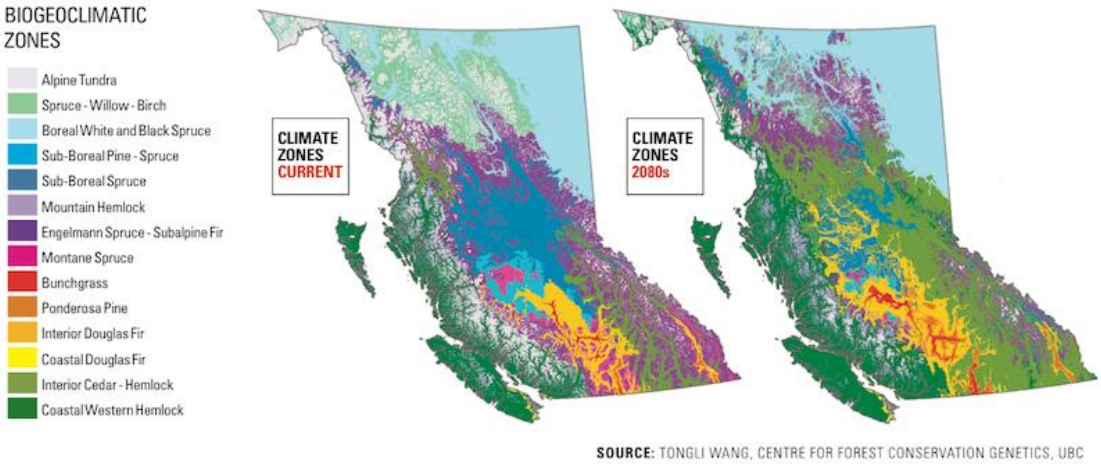


圖 2.6 應用隨機森林法進行生物氣候帶推移預測的例子，以加拿大卑詩省 14 種生物氣候帶為對象，利用隨機森林建立各生物氣候帶與現行氣候的統計關係後，據以預測 2080 年這些生物氣候帶的可能分布範圍。

Li 等人於執行我國國家植群多樣性調查計畫期間，完成全臺 8804 個天然林植群樣區現生及歷史調查資料之彙整，並以 Cocktail determination key 及專家輔助方法，建立自動化之植群分類系統（Li *et al*., 2013）。該研究指出，利用 6574 個有效樣區資料，可將全臺區分為 21 種天然生森林類型，包含 12 種帶狀植群（本島 11 種及綠島蘭嶼 1 種）及 9 種非帶狀植群。Li 等人認為，氣候因子是影響帶狀植群分布與分化的重要因子，主導了臺灣大尺度及中性至濕性環境的森林發育與組成；另有 2 種非帶狀植群的形成受到季風的影響，其餘 7 種非帶狀植群則多為演替前期及中期植被，受崩塌干擾、地質、土壤等小尺度因子顯著的影響，或為海岸林等局部地域性植群。本計畫延續 Li 等人的研究，萃取臺灣本島 11 種帶狀植群及 2 種受季風影響的非帶狀植群樣區資料，共涵蓋 13 種森林類型、3824 個樣區（表 2.3），利用 *clim.regression* 對所有樣區產生 AR5 基線期間（1986 至 2005 年）氣候資料，組成「現生植群型-氣候變量」資料表。利用此資料表作為隨機森林模型之訓練樣本，以森林型的出現與不出現（presence/absence）做為應變數 Y，以各網格的 57 組氣候變量作為自變數 X，利用 R 軟體的 Random Forest package，計算並篩選各種森林型與氣候因子的相關性。對於每一種森林型，其出現與不出現樣本均經 100 次隨機重複取樣，建置多重隨機森林模型（multiple Random Forests），經由多模型合併與綜合評估（majority voting），獲得最終組合

結果（RF model ensembles），作為 13 種森林類型的生態棲位評估與預測使用。

表2.3 本計畫採用的13種與氣候相關的臺灣天然森林類型及對應的樣區數。

		Forest type and the brief of floristic composition	Number of plots
C1	**High-mountain coniferous woodlands and forests**		
	C1A01	*Juniperus* subalpine confinerous woodlands and forests（亞高山針葉灌叢及森林）	102
	C1A02	*Abies-Tsuga* upper-montane confinerous forest（冷杉-鐵杉上部山地針葉林）	89
C2	**Subtropical mountain zonal forests**		
	C2A03	*Chamaecyparis* montane mixed cloud forest（檜木山地霧林）	543
	C2A04	*Fagus* montane deciduous broad-leaved cloud forest（水青岡山地落葉霧林）	55
	C2A05	*Quercus* montane evergreen broad-leaved forest（櫟屬山地闊葉林）	1058
	C2A06	*Machilus-Castanopsis* sub-montane evergreen broad-leaved forest（楨楠屬-栲屬亞山地闊葉林）	359
	C2A07	*Phoebe-Machilus* sub-montane evergreen broad-leaved forest（雅楠屬-楨楠屬亞山地闊葉林）	410
	C2A08	*Ficus-Machilus* foothill evergreen broad-leaved forest（榕楠山麓闊葉林）	145
C3	**Tropical mountain zonal forests**		
	C3A09	*Pasania-Elaeocarpus* montane evergreen broad-leaved cloud forest（柯屬-杜英屬山地霧林）	57
	C3A10	*Drypetes-Helicia* sub-montane evergreen broad-leaved forest（鐵色屬-山龍眼屬亞山地闊葉林）	425
	C3A11	*Dysoxylum-Machilus* foothill evergreen broad-leaved forest（桫木屬-楨楠屬山麓闊葉林）	27
C5	**Tropical mountain azonal forests**		
	C5A13	*Illicium-Cyclobalanopsis* tropical winter monsoon forest（八角茴香-椆屬熱帶季風林）	40
C6	**Subtropical mountain azonal woodlands and forests**		
	C6A15	*Pyrenaria-Machilus* subtropical winter monsoon forest（烏皮茶-楨楠屬亞熱帶季風林）	514
		Total	**3824**

針對每一種森林型建立生態棲位模型後，以臺灣本島範圍，利用

clim.regression 以 100 公尺解析度對未來六個階段（2025, 2035, 2055, 2065, 2090 及 2100 年）進行氣候降尺度推估。由於 AR5 提供之大氣海洋環流模式（GCM）眾多，本研究依據 2017 年 Lin & Tung 的評估結果，選擇與台灣氣候資料擬合程度最高的 6 種大氣海洋環流模式預測結果（Lin and Tung, 2017），包含 CSIRO-Mk3-6-0、HadGEM2-AO、CESM1-CAM5、MIROC5、CCSM4、GISS-E2-R，作為 *clim.regression* 實施降尺度推估的資料來源，並針對兩種暖化情境（RCP 4.5 及 RCP 8.5），產生未來氣候數據。完成未來高解析度氣候資料產製後，再利用隨機森林生態棲位模型，預測所有網格在不同未來階段的潛在森林分布類型，獲得森林隨著氣候變遷可能的動態分布模擬結果（圖 2.7、圖 2.8）。利用相同網格於不同階段的潛在森林分布類型變遷程度比較，推測該地點在暖化情境下的生態系轉換幅度，其中屬於變化程度劇烈的網格，則為承受暖化衝擊程度較高的地點。

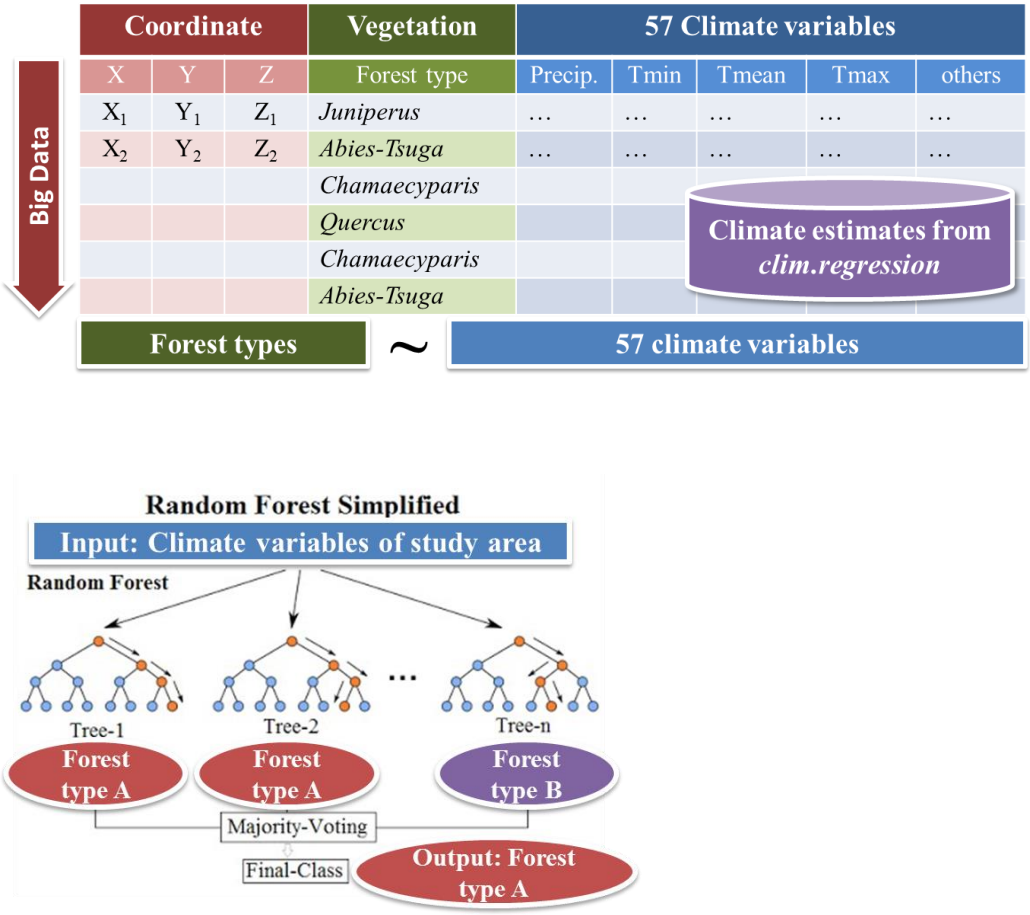


圖 2.7 以隨機森林方法，利用現生植群分布地點及對應的歷史氣候變量，產生各種森林類型生態棲位模型的流程示意圖。

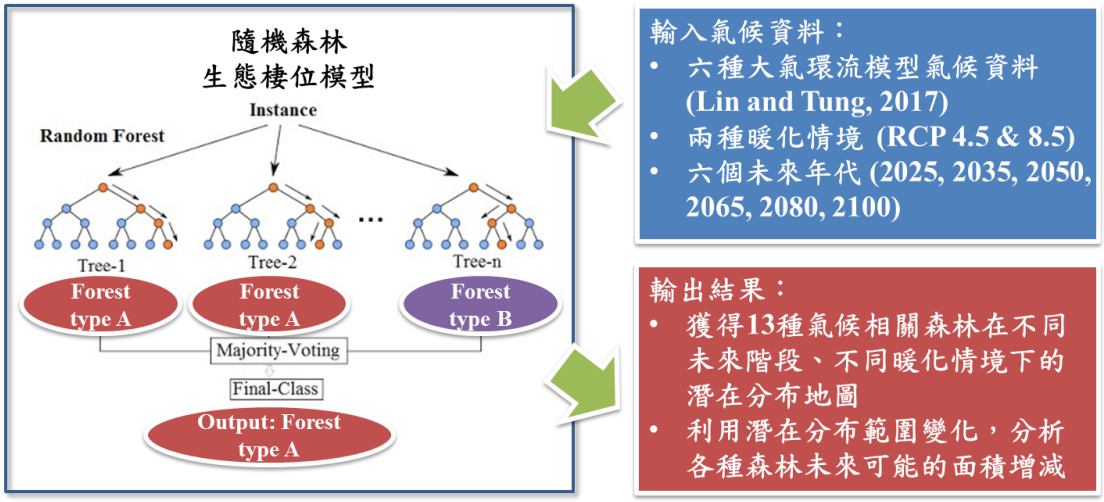


圖 2.8 續圖 2.7 之分析流程。經隨機森林分析，獲得各森林類型的生態棲位模型後，再將不同氣候變遷情境及各未來階段的氣候推估數據做為模型輸入值，即可獲得各種森林在不同未來情境下的潛在分布狀況。

三、結果與討論

（一） 高解析度氣候模式 *clim.regression* 之建置與精度驗證

台灣 TCCIP 氣候網格資料係以 5 公里為單元，且該資料係由全台 1,614 個測站推估而得，準確度優於 WorldClim 及 PRISM 等全球資料庫對臺灣地區的推估。因此，為使 TCCIP 原始資料價值獲得最大的發揮與應用，本研究參考 ClimateAP 原始發表文獻（Wang *et al.*, 2017），以 R 程式語言編寫相同功能之氣候模式 *clim.regression*，該程式使用之原始數據為 TCCIP 發表 5 公里網格資料，包含月平均氣溫、月平均最高溫、月平均最低溫及月平均降水量，涵蓋期間為 1960 年至 2012 年。*clim.regression* 可依據使用者輸入之座標，直接讀取 TCCIP 公告之臺灣地區 1960 年至 2012 年五公里網格歷史氣候資料，經過「水平方向雙線性插值」及「局部動態迴歸分析」兩步驟，產生目標地點之氣候推估數據，輸出成果共包含 73 組氣候資料變量（表 2.4）。以恆春半島為例，5 公里原始資料讀入 *clim.regression* 後，首先產生水平雙線性內插數值，而後再經局部動態迴歸產生之氣溫垂直遞減率修正，即可獲得全面性之氣候推估資料（圖 2.9、圖 2.10、圖 2.11）。

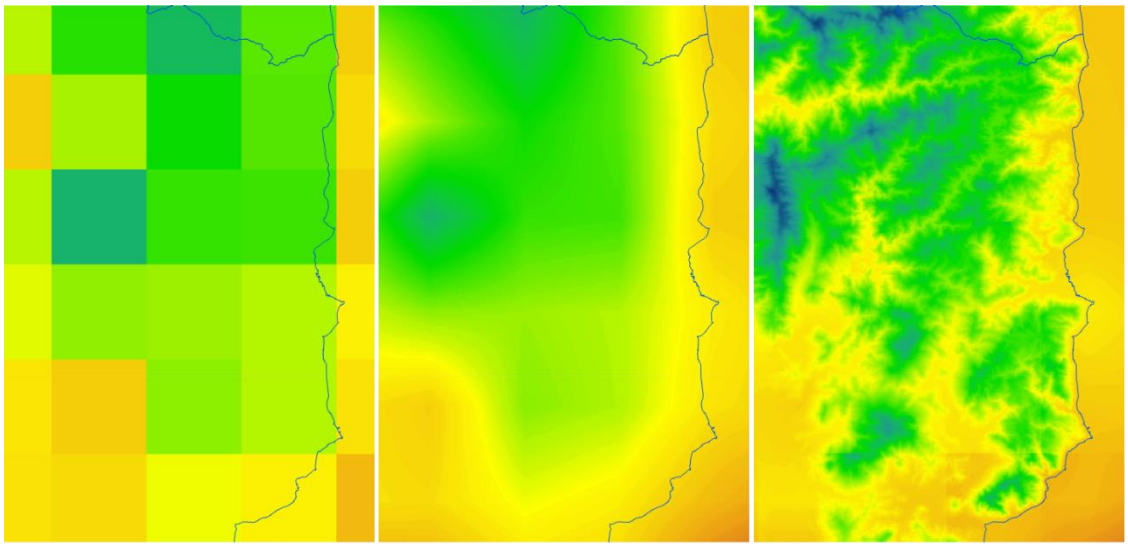


圖 2.9 *clim.regression* 產生之氣候推估結果。左圖為 TCCIP 五公里原始氣候圖層，中圖係以 100 公尺網格為單位進行水平雙線性插值計算之結果，右圖則為再經局部動態迴歸分析獲得各網格之氣溫垂直遞減率後，依據數值高程模型進行垂直校正的結果。

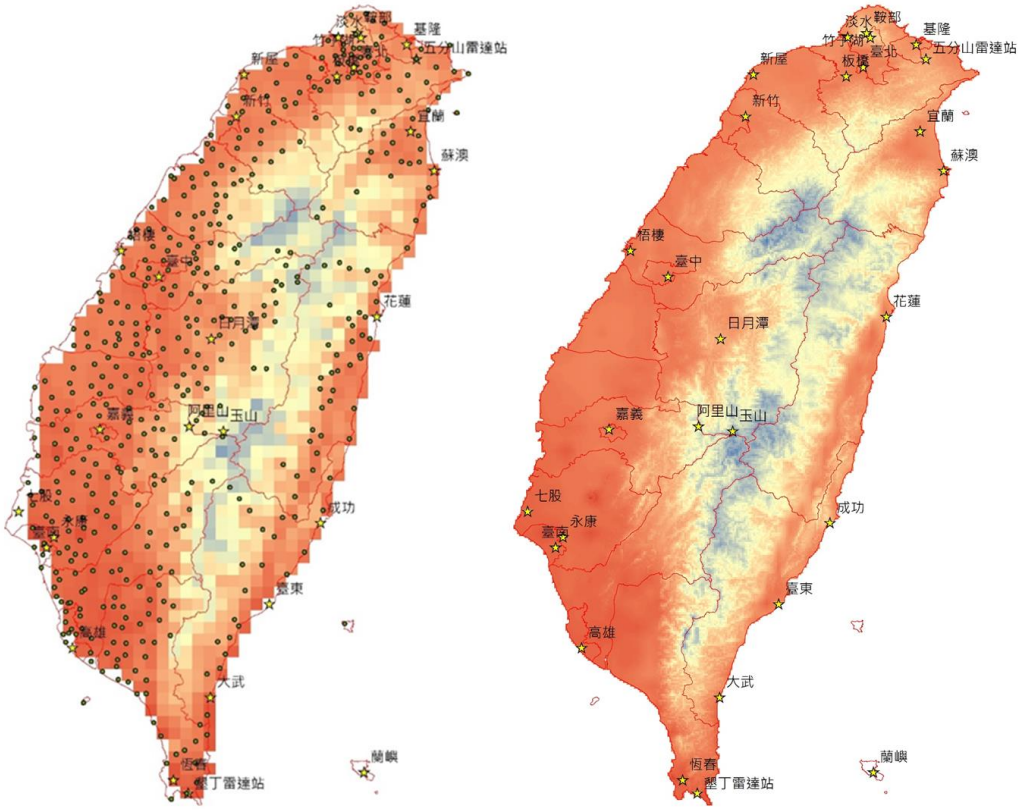


圖 2.10 利用 *clim.regression* 模式，將 TCCIP 之 5 公里網格氣候圖層（左圖）經降尺度運算，可提高氣候資料解析度並符合微地形變化（右圖）。

表 2.4 *clim.regression* 模組產生之 73 組氣候變量，包含：(1)直接變量；(2)衍生變量。

(1) Primary climate variable estimates.

Category	Climate variables
Precipitation	Monthly precipitation (precip01 to precip12)
	Seasonal precipitation (PPT_DJF, PPT_MAM, PPT_JJA, PPT_SON)
	Mean annual precipitation (MAP)
	Mean annual summer precipitation (MSP)

Temperature	Minimum	Mean monthly minimum temperature (Tmin01 to Tmin12)
		Mean seasonal minimum temperature (Tmin_DJF, Tmin_MAM, Tmin_JJA, Tmin_SON)
	Average	Mean monthly temperature (Tmean01 to Tmean12)
		Mean seasonal temperature (Tave_DJF, Tave_MAM, Tave_JJA, Tave_SON)
		Mean annual temperature (MAT)
	Maximum	Mean monthly maximum temperature (Tmax01 to Tmax12)
		Mean seasonal maximum temperature (Tmax_DJF, Tmax_MAM, Tmax_JJA, Tmax_SON)

(2) Derivative estimates.

Derivative variable	Definition
Temperature difference (TD)	Tmean07 minus Tmean01
Summer heat:moisture index (SHM)	(Tmean07)/(MSP/1000)
Annual heat:moisture index (AHM)	(MAT+10)/(MAP/1000)
Ratio of winter precipitation (WPR)	PPT_DJF/MAP (Li *et al*., 2013)
Warmth index (WI)	Annual summation of mean monthly temperature higher than 5℃. (Su, 1984b)
Precipitation deficiency (PD)	Difference between annual potential evapotranspiration and MAP. (Su, 1985)
Dry month (DM)	The month with rainfall less than 2X mean monthly temperature. DM is a factor variable in 0/1. (Su, 1985)

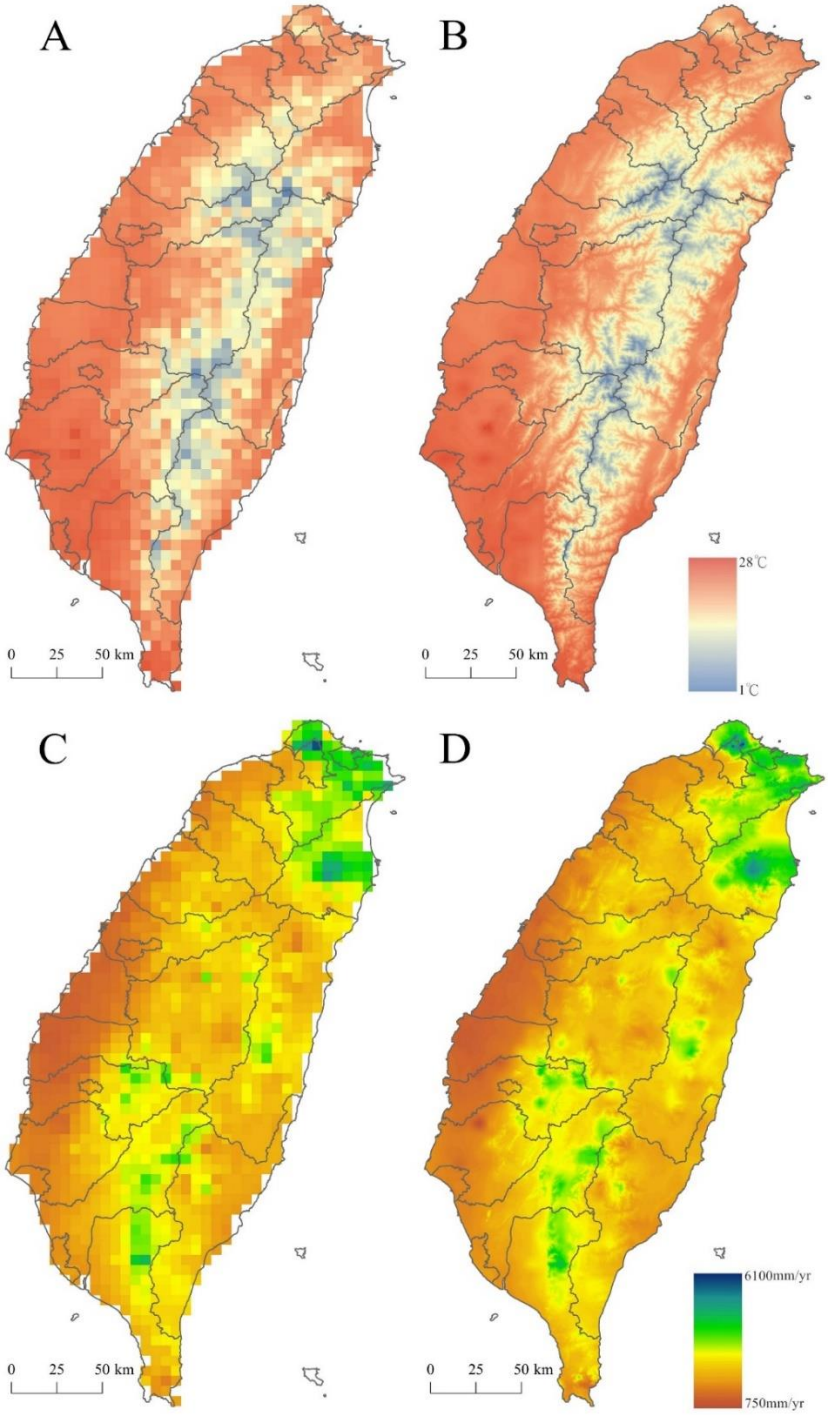


圖2.11 *clim.regression*對臺灣地區產生空間解析度為100m之年均溫及年降水量降尺度結果（資料期間：1986-2005）。

為瞭解 *clim.regression* 之準確性，本研究使用了 15 處氣象測站（表 2.2）之歷史觀測資料，與 *clim.regression* 之降尺度推估結果進行比較，結果如表 2.5 至表 2.8。就各測站分別驗證的結果，以阿里山為例，月累積降雨預測結果的絕對誤差平均值（MAE）為 31.25mm、誤差平均值（ME）為-28.08mm，月均溫 MAE 為 0.49℃、ME 為-0.27℃，月高溫 MAE 為 0.66℃、ME 為-0.42℃，月低溫 MAE 為 0.40℃、ME 為 0.15℃；逐月比較結果則如圖 2.12 及圖 2.13 所示。以蓮華池為例，月累積降雨預測結果的 MAE 則為 30.96mm、ME 為-11.36mm，月均溫 MAE 為 0.56℃、ME 為 0.46℃，月高溫 MAE 為 0.35℃、ME 為-0.15℃，月低溫 MAE 為 0.53℃、ME 為 0.40℃；逐月比較結果則如圖 2.14 及圖 2.15 所示。高海拔地區的預測效果最差，以玉山為例，月累積降雨的 MAE 為 45.90mm、ME 為-3.12mm，月均溫 MAE 為 1.16℃、ME 為-0.37℃，月高溫 MAE 為 1.44℃、ME 為 0.18℃，月低溫 MAE 為 1.41℃、ME 為-1.05℃。

表 2.5 利用 15 處氣象觀測站歷史月均溫資料，對 *clim.regression* 推估數值的驗證結果。(*:林業試驗所氣象測站，以下同)

測站	樣本數	ME (℃)	MAE (℃)	RMSE (℃)	迴歸係數	截距	r square
Alishan	360	-0.2709	0.4923	0.5969	1.0631	-0.3783	0.9765
Anbu	360	-0.3853	0.3949	0.4444	1.0199	0.0635	0.9984
Fushan*	241	0.1660	0.5160	0.6985	0.9230	1.2554	0.9822
Hengchun	360	-0.1825	0.1948	0.2185	1.0007	0.1641	0.9983
Hualien	360	-0.0432	0.2557	0.3279	0.9744	0.6317	0.9938
Kaohsiung	360	-0.3435	0.4317	0.5594	0.9376	1.8460	0.9905
Keelung	360	-0.5252	0.5255	0.5577	1.0017	0.4894	0.9985
Lienhuachih*	241	0.4610	0.5583	0.6256	0.9527	0.5133	0.9886
Liukuei*	132	-0.4067	0.6393	0.8313	0.8339	4.1225	0.9816
Piluhsi*	300	0.3876	0.6325	0.7837	0.9694	-0.0015	0.9656
Sunmoonlake	360	-0.7228	0.7270	0.7934	0.9510	1.6279	0.9929
Taichung	360	0.5472	0.5597	0.6200	0.9714	0.1193	0.9969
Taimali*	353	-0.3294	0.4844	0.6698	1.0057	0.1933	0.9714
Taitung	360	-0.1503	0.3342	0.4290	0.9727	0.8051	0.9879
Yushan	360	-0.3673	1.1552	1.4681	0.9141	0.6593	0.8381

表 2.6 利用 15 處氣象觀測站歷史月平均高溫資料，對 *clim.regression* 推估數值的驗證結果。

測站	樣本數	ME (℃)	MAE (℃)	RMSE (℃)	迴歸係數	截距	r square
Alishan	360	-0.6194	0.6609	0.8097	1.0162	0.3776	0.9679
Anbu	360	0.2812	0.3295	0.3901	1.0146	-0.5728	0.9974
Fushan*	241	-0.4884	0.7870	1.1472	0.9695	1.1650	0.9567
Hengchun	360	-0.3291	0.3313	0.3633	1.0018	0.2784	0.9971
Hualien	360	0.0834	0.3577	0.4485	0.9671	0.7903	0.9891
Kaohsiung	360	0.4071	0.5960	0.7471	1.0428	-1.6210	0.9661
Keelung	360	-0.2265	0.2533	0.3076	0.9971	0.2978	0.9984
Lienhuachih*	241	-0.1525	0.3549	0.4534	1.0036	0.0595	0.9834
Liukuei*	132	-0.3765	0.5443	0.6890	0.8853	3.5709	0.9745
Piluhsi*	300	-2.7178	2.7234	2.8918	0.9278	4.0029	0.9293
Sunmoonlake	360	-1.0887	1.0923	1.1637	0.9803	1.5453	0.9831
Taichung	360	0.1934	0.3499	0.4362	0.9906	0.0719	0.9912
Taimali*	353	-1.2959	1.2967	1.4348	1.0203	0.7355	0.9711
Taitung	360	-0.1691	0.4113	0.5035	0.9798	0.7267	0.9822
Yushan	360	0.1812	1.4433	1.8433	0.9991	-0.1734	0.7887

表 2.7 利用 15 處氣象觀測站歷史月平均低溫資料，對 *clim.regression* 推估數值的驗證結果。

測站	樣本數	ME (℃)	MAE (℃)	RMSE (℃)	迴歸係數	截距	r square
Alishan	360	0.1476	0.4031	0.5937	1.0681	-0.6102	0.9777
Anbu	360	-0.0761	0.1927	0.2392	1.0212	-0.2246	0.9983
Fushan*	241	0.1520	0.4289	0.7032	0.9529	0.5757	0.9748
Hengchun	360	-0.1932	0.2199	0.2775	0.9996	0.2018	0.9952
Hualien	360	-0.3357	0.3883	0.4908	0.9971	0.3928	0.9911
Kaohsiung	360	-1.3385	1.3391	1.4580	0.9704	1.9315	0.9811
Keelung	360	-0.8159	0.8159	0.8408	1.0045	0.7310	0.9981
Lienhuachih*	241	0.4015	0.5320	1.1461	0.9709	0.0840	0.9260
Liukuei*	132	-1.2624	1.2624	1.4057	0.8687	3.5564	0.9895
Piluhsi*	300	1.3739	1.3870	1.5205	1.0300	-1.6140	0.9695
Sunmoonlake	360	-1.1530	1.1530	1.2177	0.9522	1.8656	0.9898
Taichung	360	-0.2209	0.4146	0.5117	1.0336	-0.4081	0.9921
Taimali*	353	0.1743	0.5447	0.7879	0.9671	0.5111	0.9442
Taitung	360	-0.4869	0.5656	0.7239	0.9864	0.7690	0.9762
Yushan	360	-1.0525	1.4090	1.7811	0.8556	0.9506	0.8467

表 2.8 利用 15 處氣象觀測站歷史月累積降雨資料，對 *clim.regression* 推估數值的驗證結果。

測站	樣本數	ME (mm)	MAE (mm)	RMSE (mm)	迴歸係數	截距	r square
Alishan	360	-28.0802	31.2468	56.5438	1.1190	-7.8562	0.9944
Anbu	360	-8.9174	53.3525	88.9291	1.0358	-5.4579	0.9355
Fushan*	241	-45.4766	86.1450	165.7707	1.3005	-37.1548	0.7963
Hengchun	360	-27.9120	46.3053	86.4166	1.0488	21.2807	0.8507
Hualien	360	2.5815	34.2048	50.3722	0.9725	2.4800	0.9288
Kaohsiung	360	15.6538	27.4757	47.3998	0.9565	-9.1033	0.9464
Keelung	360	12.0118	32.3653	57.4319	0.9120	15.9173	0.9202
Lienhuachih*	241	-11.3570	30.9576	50.8382	1.1291	-13.6274	0.9774
Liukuei*	132	38.7796	63.2942	147.8814	0.8508	-8.1844	0.7891
Piluhsi*	300	-1.3600	38.1305	68.9771	1.0747	-15.2118	0.9133
Sunmoonlake	360	-4.2602	24.5483	41.3139	1.0206	0.2990	0.9621
Taichung	360	-1.1450	15.9623	27.5993	1.0164	-1.0230	0.9714
Taimali*	353	-14.5393	35.6026	64.2348	1.0295	10.0371	0.8976
Taitung	360	-15.5800	29.2178	49.0394	1.0290	11.5725	0.9338
Yushan	360	-3.1246	45.9024	70.5147	0.9840	7.2712	0.9234

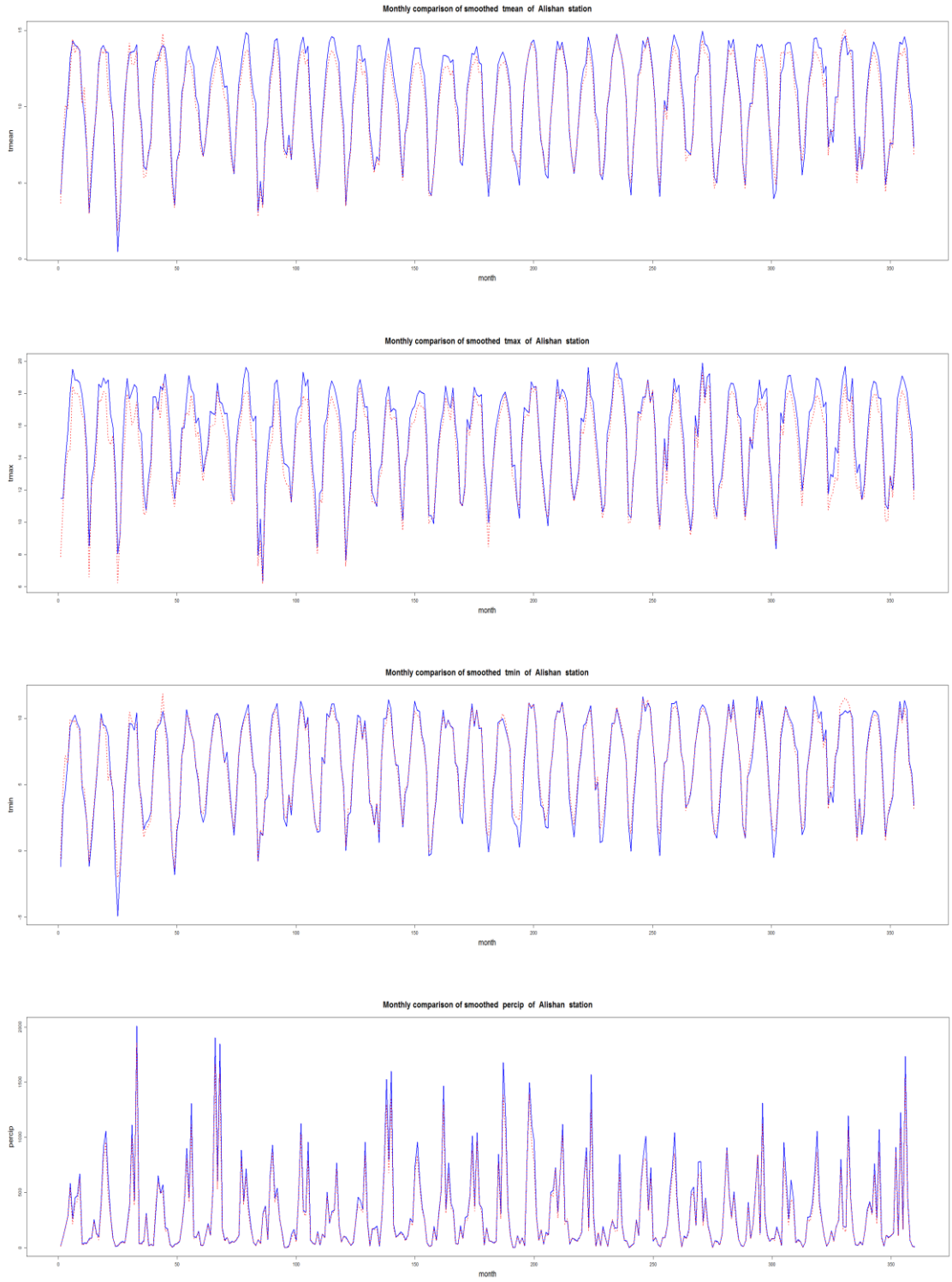


圖 2.12 以中央氣象局阿里山測站為例，顯示 *clim.regression* 推估值（紅色虛線）對當月氣象觀測資料（藍色）的擬合情形。由上至下分別為月均溫、月平均高溫、月平均低溫及月累積降雨。

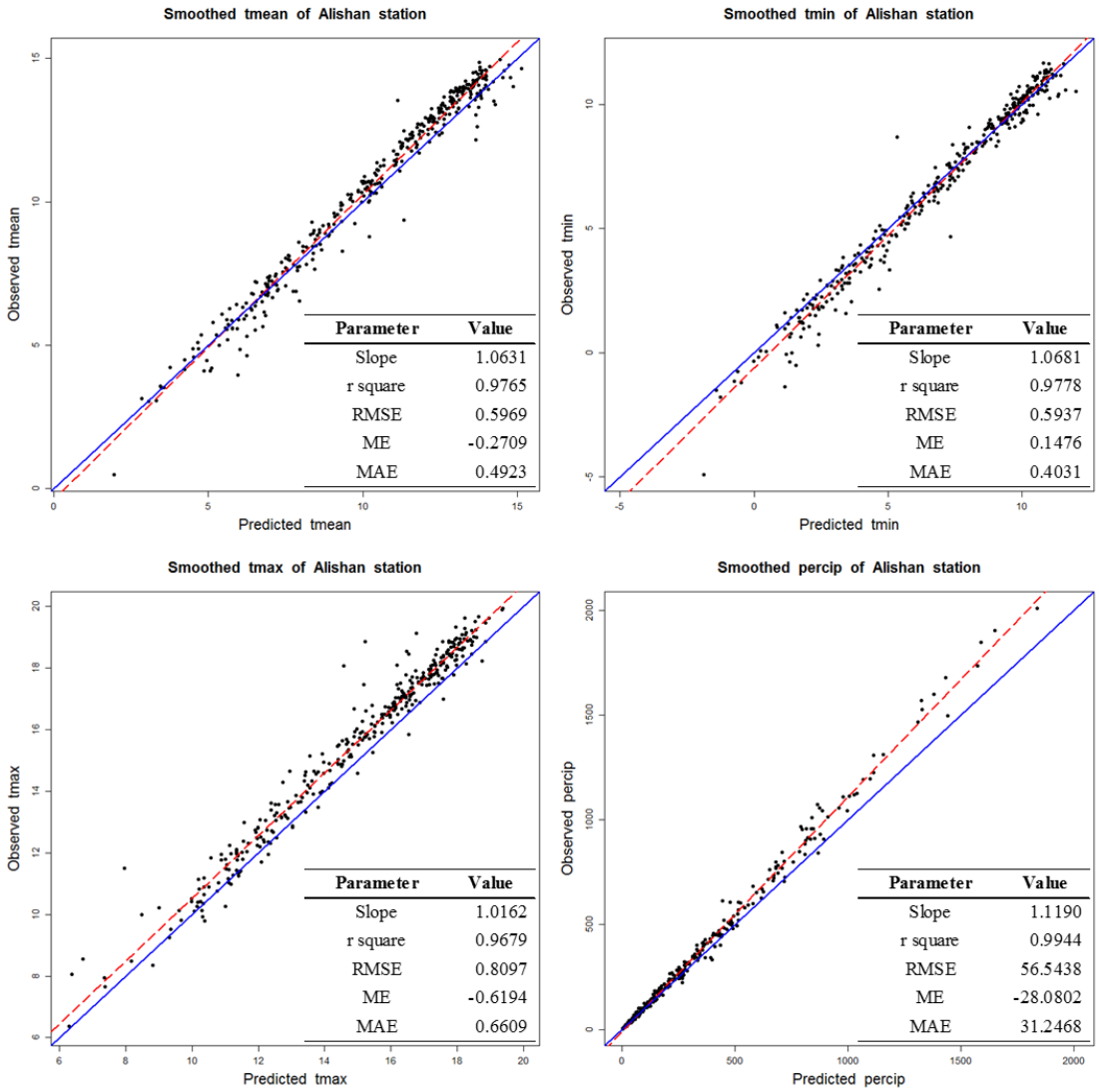


圖 2.13 以中央氣象局阿里山測站為例，以每個月份的歷史觀測值對 *clim.regression* 推估值繪製成對散佈圖。紅色虛線為成對散佈點之直線迴歸，藍色實線為斜率 1 之直線。各圖分別為月均溫（左上）、月平均高溫（左下）、月平均低溫（右上）及月累積降雨（右下）。

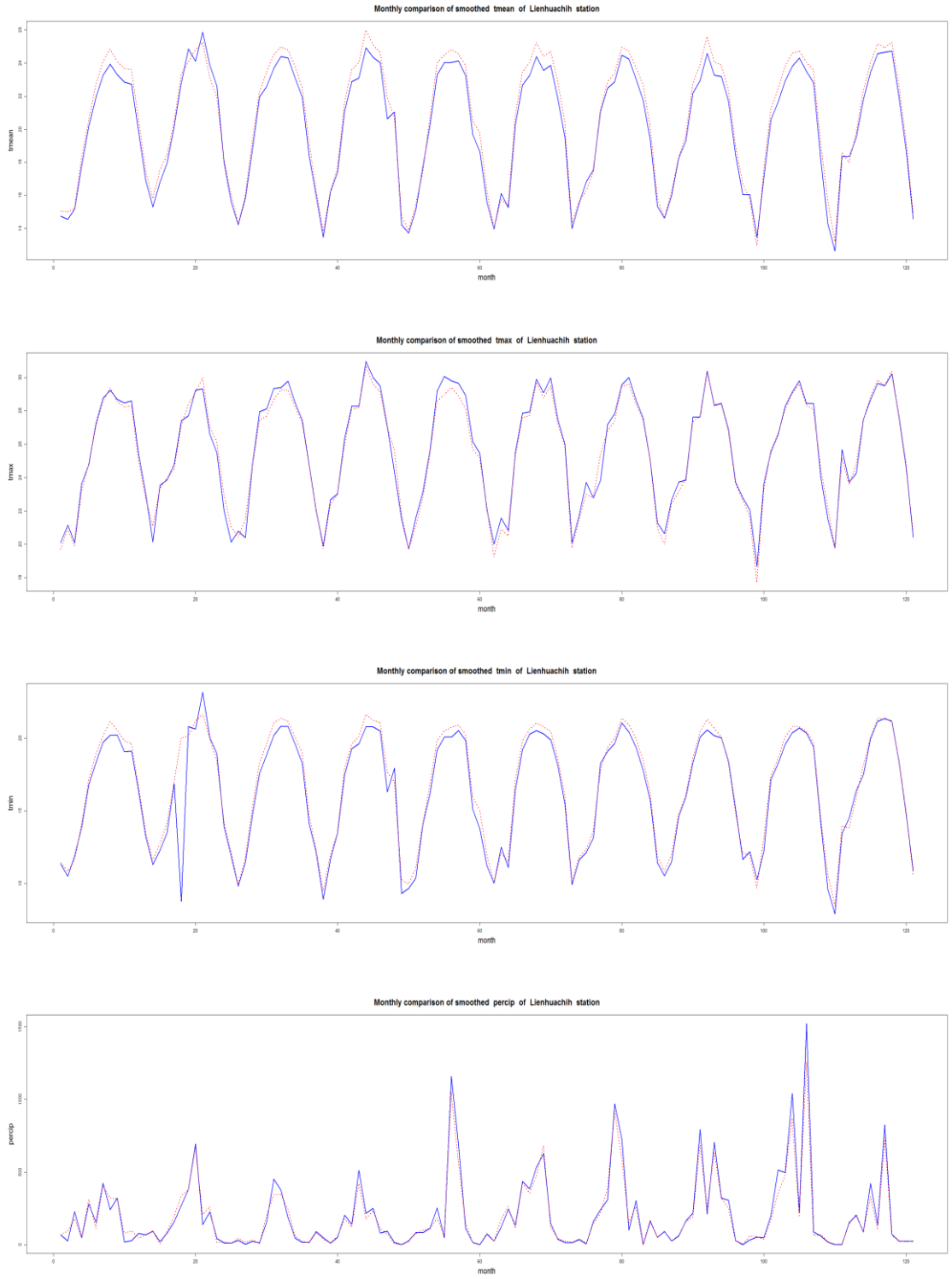


圖 2.14 以林業試驗所蓮華池研究中心測站為例，顯示 *clim.regression* 推估值（紅色虛線）對當月氣象觀測資料（藍色）的擬合情形。由上至下分別為月均溫、月平均高溫、月平均低溫及月累積降雨。

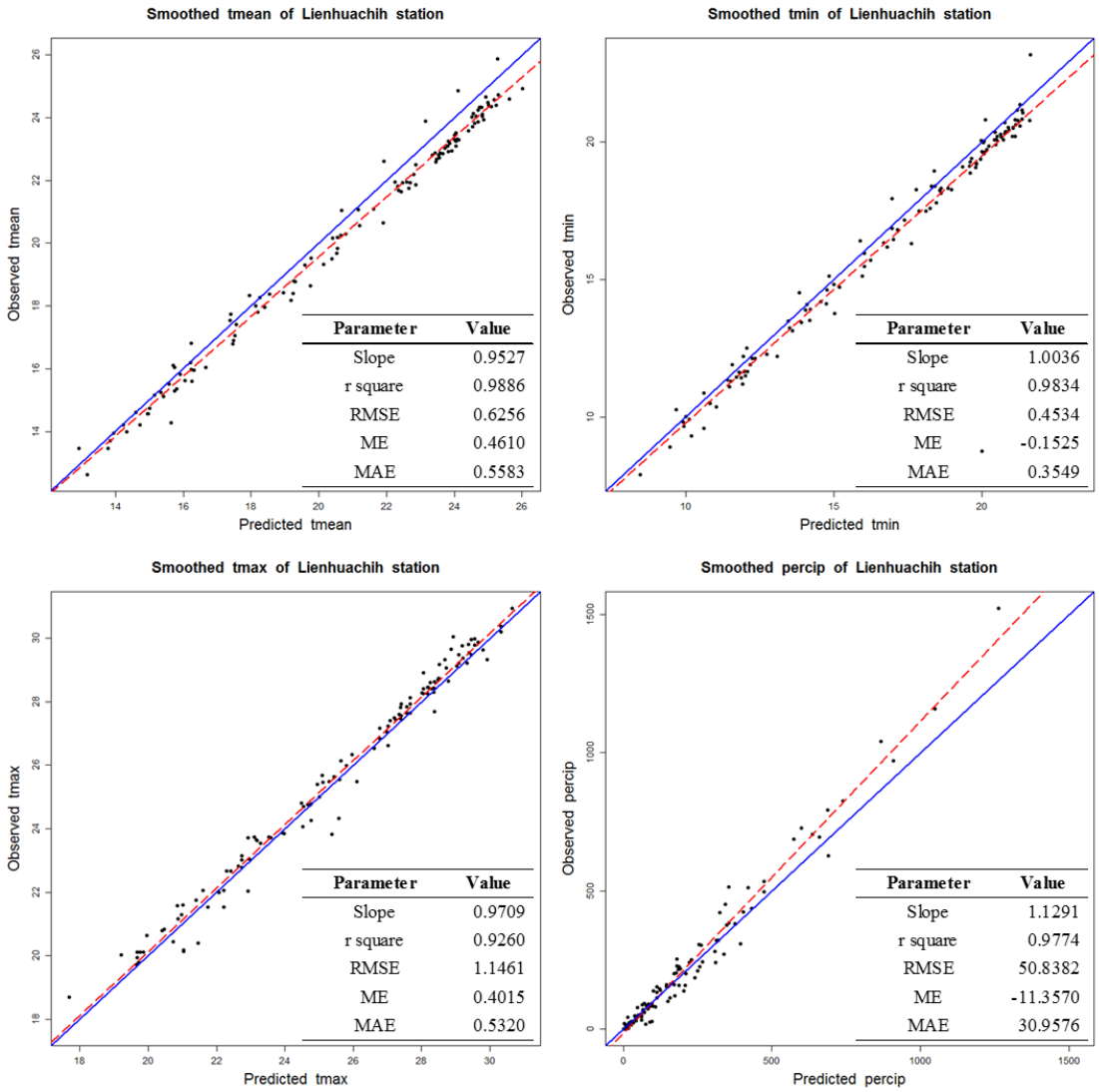


圖 2.15 以林業試驗所蓮華池研究中心測站為例，以每個月份的歷史觀測值對 *clim.regression* 推估值繪製成對散佈圖。紅色虛線為成對散佈點之直線迴歸，藍色實線為斜率 1 之直線。各圖分別為月均溫（左上）、月平均高溫（左下）、月平均低溫（右上）及月累積降雨（右下）。

另將 15 處氣象測站驗證結果進行彙總，按中央氣象局所屬測站（TCCIP 母體資料）及林業試驗所所屬測站（與 TCCIP 母體資料相獨立之樣本）分別計算預測誤差，並依測站海拔，探討預測誤差值隨海拔的變化情形。

表 2.9 結果顯示，*clim.regression* 對中央氣象局所屬測站之估測誤差較小，對月均溫的估測絕對誤差（MAE）為 0.51℃、平均誤差（ME）為-0.24℃，對月累積降雨的估測 MAE 為 34.06mm、ME 為-5.88mm；如以林業試驗所所屬測站進行降尺度模式驗證，則月均溫的估測絕對誤差（MAE）為 0.57℃、平均誤差（ME）為-0.06℃，對月累積降雨的估測 MAE 為 50.83mm、ME 為-6.80mm。由於林業試驗所所屬測站並非 TCCIP 建置台灣地區五公里網格氣候資料之參照測站，故可視為獨立樣本，其驗證結果應較中央氣象局測站資料為客觀。然而，林試所測站之維護頻率不若中央氣象局主要測站頻繁，且測站間數據亦缺乏定期校準，準確率及資料穩定度可能較中央氣象局稍差。不論如何，*clim.regression* 利用兩組不同來源的氣象測站資料進行驗證，所得氣溫估測平均誤差（ME）介於-0.24℃至 0.06℃間，平均絕對誤差（MAE）則介於 0.51℃至 0.57℃間；月累積降雨估測平均誤差（ME）介-6.79mm 至-5.88mm 間，平均絕對誤差（MAE）則介 34.06mm 至 50.83mm 間，均可確定 *clim.regression* 預測精度已達生態研究應用之水準。

表 2.9 利用 15 處氣象觀測站之每月降雨及溫度觀測資料，對 *clim.regression* 降尺度模式的驗證結果。

Subordinate	Climate variables	ME	MAE	RMSE	r square
CWB (10 stations)	Percip (mm)	-5.8772	34.0581	57.5561	0.9367
	Tmax (℃)	-0.1286	0.5825	0.7013	0.9661
	Tmean (℃)	-0.2444	0.5071	0.6015	0.9772
	Tmin (℃)	-0.5525	0.6901	0.8134	0.9746
TFRI (5 stations)	Percip (mm)	-6.7907	50.8260	99.5404	0.8747
	Tmax (℃)	-1.0062	1.1412	1.3232	0.9630
	Tmean (℃)	0.0557	0.5661	0.7218	0.9779
	Tmin (℃)	0.1679	0.8310	1.1127	0.9608
Average (15 stations)	Percip (mm)	-6.1817	39.6474	71.5509	0.9160
	Tmax (℃)	-0.4212	0.7688	0.9086	0.9651
	Tmean (℃)	-0.1443	0.5268	0.6416	0.9774
	Tmin (℃)	-0.3124	0.7371	0.9132	0.9700

另依 *clim.regression* 對 15 處測站之預測誤差，配合該測站海拔進行迴歸分析。結果顯示，降尺度模型對於雨量實測資料的 r square 約為 0.9 左右，而同一模型對於溫度實測資料的 r square 通常可達 0.95 以上，顯示雨量的準確預測較氣溫來得困難許多。然而，在隨海拔增加的過程中，雨量實測值對預測值的 r square 及誤差量均無明顯變化，表示海拔變化對於雨量預測的誤差並沒有太大的影響；相反的，氣溫實測值對預測值的 r square 隨著海拔有明顯的降低趨勢，顯示 *clim.regression* 對氣溫的預測誤差量有隨著海拔升高而擴大的趨勢，說明高海拔地區（尤其是海拔 3000 公尺以上）的氣溫預測較低海拔地區困難。另分析「觀測值-預測值」之平均絕對誤差（MAE）及誤差均方根（RMSE）對海拔的關係，亦顯示氣溫預測誤差有隨著海拔遞增的現象，雨量之預測誤差則與海拔沒有顯著關係（圖 2.16）。

但目前無法確定究竟是高海拔氣候環境變異程度較高，或是因為高海拔地區測站資料稀少所致，有待取得更多高海拔地區氣候實測數據，以釐清此一預測誤差擴大現象的確實原因。

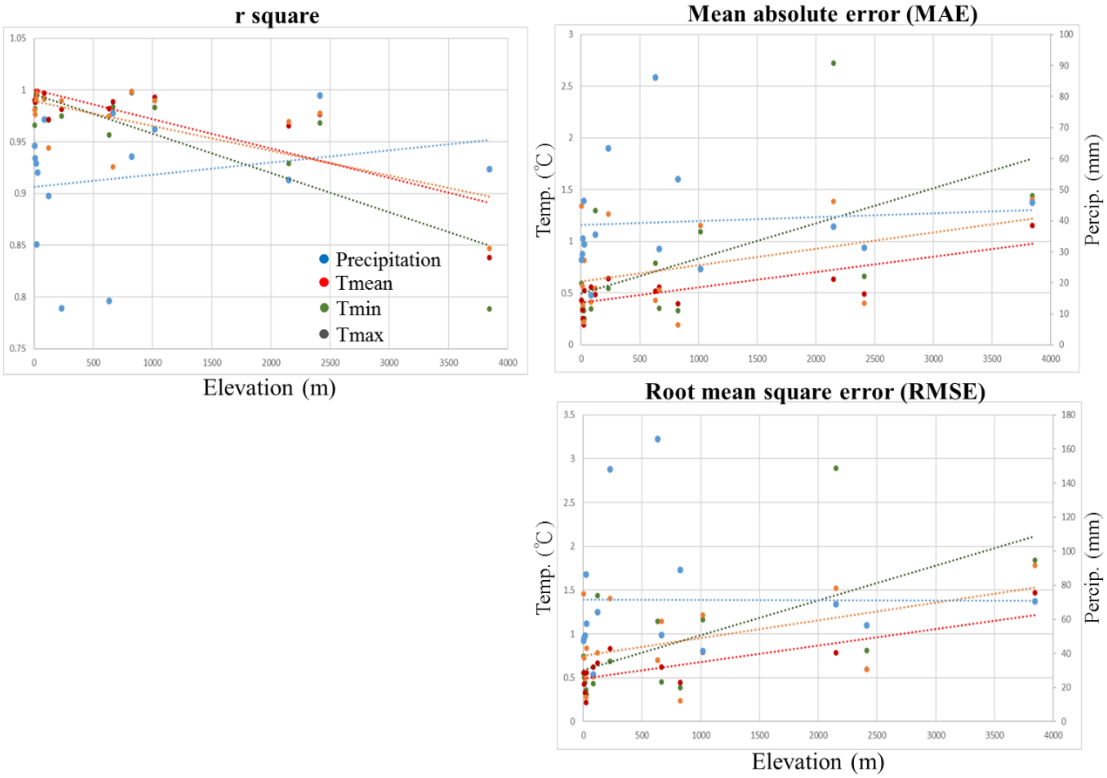


圖 2.16 利用「觀測值-預測值」線性迴歸 r square 對海拔作圖（左上）；利用「觀測值-預測值」之平均絕對誤差（MAE）及誤差均方根（RMSE）對海拔作圖（右上、右下）。

整體而言，15 處測站實測資料驗證顯示，*clim.regression* 結合 TCCIP 提供之五公里網格資料進行氣候降尺度推估，可獲得與實測資料精度相近的溫度與雨量推估值，可作為山區生態研究應用之氣候資料來源。Chiu and Lin 曾於 2004 年利用全台 219 個氣溫站及 877 個雨量站資料，結合數值高程模型，經對數轉換後進行一般克利金推估，獲得高解析度的氣溫及降水推估資料（Chiu and Lin, 2004）。該研究以誤差均方根（RMSE）作為預測精度評估指標，顯示對於各月份平均氣溫之預測誤差約為 1.54-1.74℃。若以相同方法對 *Clim.regression* 進行精度評估，其 RMSE 約為 0.64℃，顯示動態局部迴歸方法確可大幅提昇對氣溫及雨量資料推估的準確性。

（二） *clim.regression* 對未來氣候降尺度推估結果

有關未來氣候資料部分，TCCIP 已依據 IPCC 第五次評估報告（AR5）公布之多種代表濃度途徑（Representative concentration pathways, RCPs），以 1986 年至 2005 年之平均值為基礎年期，將 49 個大氣海洋環流模式之未來氣候推估結果降尺度至 5 公里解析度，包含 2020 年至 2100 年不同時期之溫度及雨量變化率。其中 RCP2.6 是個暖化減緩的情境；RCP4.5 與 RCP6.0 是屬於穩定的情境；RCP8.5 則是個溫室氣體高度排放的情境。

本計畫已向 TCCIP 申請取得前述未來氣候推估資料，包含 49 種大氣海洋環流模式（GCMs）（表 2.10）。Lin and Tung 於 2017 年曾利用加權平均排序法（Weighted average ranking, WAR）及系統缺失點位法（Demerit point system, DPS）進行各種 GCM 於台灣地區的適用程度評估，認為 CSIRO-Mk3-6-0, HadGEM2-AO, CESM1-CAM5, MIROC5, CCSM4, GISS-E2-R 等六種大氣環流模型之預測結果與台灣地區的觀測資料最相符，可作為臺灣地區的適用備選模式。本研究依據 Lin & Tung 之結論，採行該研究建議之 6 種 GCM 模式，以基礎年期、2025, 2035, 2050, 2065, 2080 及 2100 等年度，利用 *clim.regression* 對未來氣候資料的降尺度處理。由於 TCCIP 未來氣候推估資料係基礎年期（baseline）之溫度及雨量相對變化量，且格式與 1960 年至 2012 年歷史氣候資料相近。因此，*clim.regression* 程式經調整後，可先將基礎年期資料與未來年度變化量依網格加總，再經由水平雙向插值計算及動態局部迴歸方法，進行未來年期的溫度、雨量的降尺度運算，圖 2.17 即為 *clim.regression* 利用 TCCIP 資料，以 100 公尺解析度推估臺灣中部山區 AR5 基礎年期（1986-2005）及本世紀末（2100）的年均溫分布情形。

表 2.10 TCCIP 提供 AR5 各種未來情境之 GCM 資料，以及 Lin & Tung 對各 GCM 在台灣的適用性評估結果。

GCM	RCP 2.6	RCP 4.5	RCP 6.0	RCP 8.5	Assessment by WAR	Assessment by DPS
10th-percentile	V	V	V	V		
25th-percentile	V	V	V	V		
75th-percentile	V	V	V	V		
90th-percentile	V	V	V	V		
ACCESS1-0		V		V		
ACCESS1-3		V		V		
bcc-csm1-1	V	V	V	V		
bcc-csm1-1-m	V	V	V	V		
BNU-ESM	V	V		V		
CanESM2	V	V		V		
CCSM4	V	V	V	V	3rd	5th
CESM1-BGC		V		V		
CESM1-CAM5	V	V	V	V	2nd	3rd
CESM1-CAM5-1-FV2		V		V		
CMCC-CESM				V		
CMCC-CM		V		V		
CMCC-CMS		V		V		
CNRM-CM5	V	V		V		
CSIRO-Mk3-6-0	V	V	V	V		1st
EC-EARTH				V		
ensemble	V	V	V	V		
FGOALS-g2	V	V		V		
FIO-ESM	V	V	V	V		
GFDL-CM3	V	V	V	V		
GFDL-ESM2G	V	V	V	V		
GFDL-ESM2M		V	V	V		
GISS-E2-H	V	V	V	V		
GISS-E2-H-CC		V		V		
GISS-E2-R	V	V	V	V	5th	
GISS-E2-R-CC		V		V		
HadGEM2-AO	V	V	V	V	1st	2nd
HadGEM2-CC		V		V		
HadGEM2-ES	V	V	V	V		
inmcm4		V		V		
IPSL-CM5A-LR	V	V	V	V		
IPSL-CM5A-MR	V	V	V	V		
IPSL-CM5B-LR		V		V		
maximum	V	V	V	V		
media	V	V	V	V		
minimum	V	V	V	V		
MIROC5	V	V	V	V	4th	4th
MIROC-ESM	V	V	V	V		
MIROC-ESM-CHEM	V	V	V	V		
MPI-ESM-LR	V	V		V		
MPI-ESM-MR	V	V		V		
MRI-CGCM3	V	V	V	V		
MRI-ESM1				V		
NorESM1-M	V	V	V	V		
NorESM1-ME	V	V	V	V		

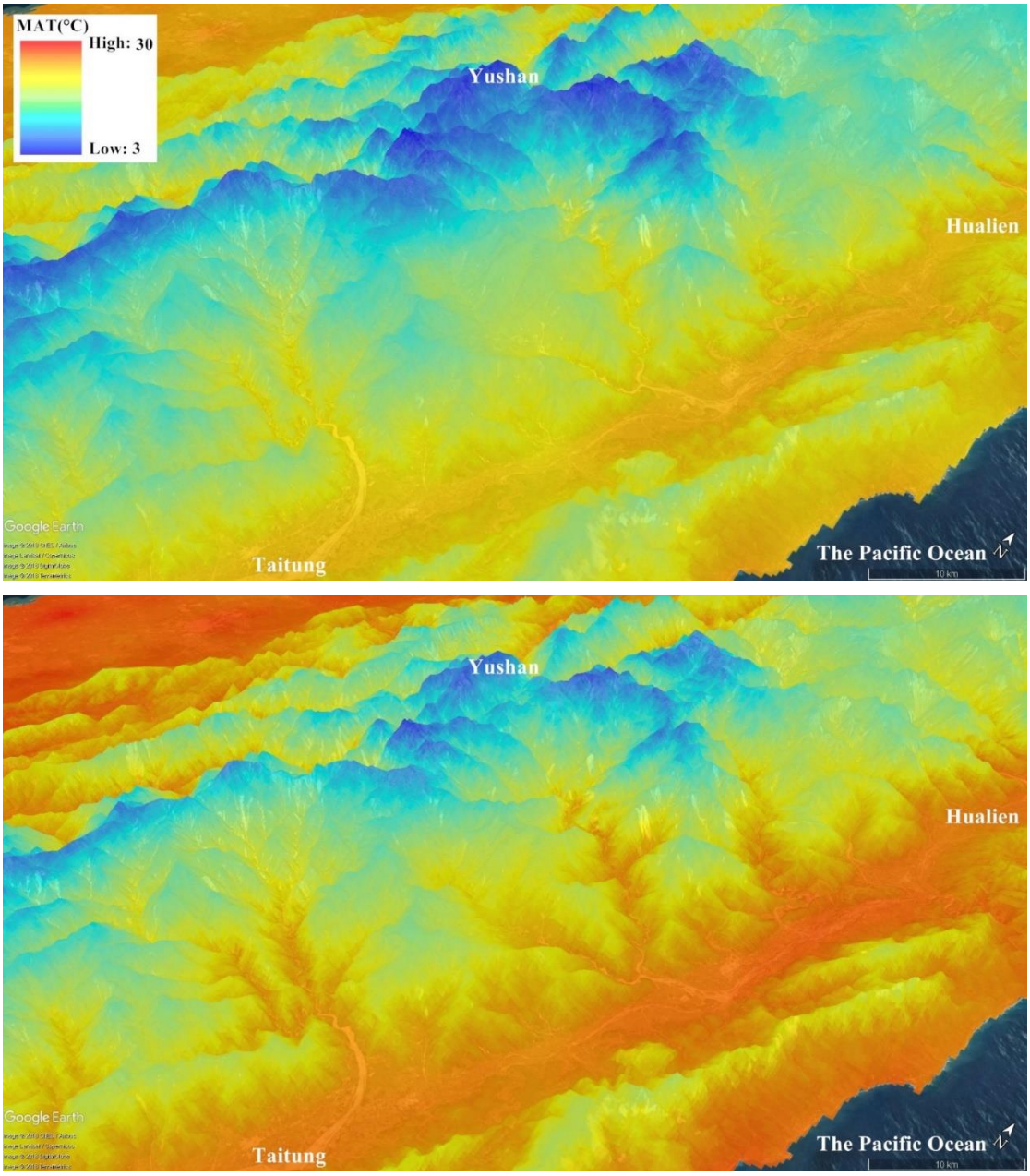


圖2.17 *clim.regression*對臺灣地區產生空間解析度為100m之年均溫降尺度結果。上圖：AR5基礎年期（1986-2005）；下圖：本世紀末（2090-2100, based on the GCM of CSIRO-Mk3-6-0 in RCP 4.5 scenario）推估結果。

（三） 以高解析度歷史氣候資料，建立臺灣森林生態棲位模型

利用 Li *et al*.（2013）發表的臺灣植群分類架構，選取其中 13 類與氣候相關的帶狀及非帶狀森林類型，以及這 13 類森林類型對應的 3824 個原始樣區資料。

依據樣區座標，經 *clim.regression* 程式，以 1986-2005 年為基礎年期，估算各樣區所在位置的氣候狀況。針對 *clim.regression* 輸出的 73 組氣候變量，選取包含年變量及月變量在內的 57 個氣候因子，做為隨機森林模型的「森林類型-氣候因子」來源資料；由於季變量與月變量有較高的重疊，因此捨去不使用。對於每一種森林類型，均以隨機森林法建立生態棲位模型，以該森林型之出現樣本、搭配隨機抽取之等量不出現樣本，作為統計模型之應變量。分析過程中，本研究採用 VSURF package （Genuer *et al*., 2015）進行重要氣候因子篩選，從原有的 57 個氣候因子內，找出與各種森林型分布具有高度相關的氣候因子，據以建立簡約模型（parsimonous RF model）作為後續預測工作使用。簡約模型有助於維持隨機森林的彈性，避免過度擬合現象發生。

採用前述「森林類型-氣候因子」資料表，利用 VSURF 輸出的最簡約因子總數（p），以預設隨機因子抽取量（p^0.5）建立訓練樣本，每次機器學習過程均採用建立 500 組決策樹之方式，完成隨機森林模型之訓練與建置。前述步驟再經 100 次重複，獲得多重隨機森林模型（multiple Random Forests），作為綜合評估該森林類型之潛在分布機率使用。有關多重隨機森林模型的驗證，則採用綜合模型對原有 3824 個樣區之預測結果，對照實際調查分類情形，以混淆矩陣（confusion matrix）評估模式的預測誤差。

簡約隨機森林模型結果顯示，不同森林類型的現狀分布，分別受到不同的氣候因子影響（表 2.11）。整體而言，亞高山針葉林至亞熱帶森林（C1A01-C2A08）的分布與溫度因子有較高的相關：例如亞高山針葉灌叢及森林（C1A01）及冷杉-鐵杉上部山地針葉林（C1A02）之重要氣候因子均集中於春季至夏季的氣溫變量；檜木林以下的各種森林型則受到溫度及雨量因子的共同影響，但仍以溫度為主，其累積重要性約為整體模型的 60%以上。與熱帶森林（C3A09-C3A11）分布相關的氣候因子則與亞高山及亞熱帶森林不同，以雨量所佔的影響程度較高。

以亞高山針葉灌叢及森林（C1A01）、冷杉-鐵杉上部山地針葉林（C1A02）為例，影響這兩型森林適存度的主要氣候因子為生長季起始階段的氣溫（3 月至 6 月的月均高溫），顯示高海拔植物的適存度與夏季溫度、尤其是生長季剛開始階段的溫量因子高度相關；隨海拔降低至檜木山地霧林（C2A03）、水青岡山地落葉霧林（C2A04）等溫帶型森林時，影響植群適存的關鍵氣候因子則轉移以冬末春初之氣溫為主（12 月至 2 月的月均溫及月均高溫），可能與多數溫帶物種度冬的冷積特性有關。櫟屬山地闊葉林（C2A05）以降至榕楠山麓闊葉林（C2A08）

等亞熱帶山地闊葉林的關鍵氣候因子相對複雜而多樣，可能與亞熱帶生態系內物種數量較高，且本計畫採用較高層級的植群單元，其下尚包含細部植群單元，因此，隨機森林呈現之重要因子係為多物種及多生態系的混合特徵，較難獲得一致而簡要的模型。熱帶森林部分，表 2.11 顯示其適存環境與降水具有高度相關，氣溫因子的重要性則大幅降低。研判熱帶森林主要分布在氣候溫暖的南部地區，四季氣溫均高於植物生長的最低限度，不容易成為生物分布的限制因子；反而是熱帶森林終年溫暖多雨的特徵，在隨機森林的變量組成中被清楚地顯現出來，尤其是充足的春季至夏初降水，是影響熱帶森林分布的關鍵因子。

圖 2.18 則為利用隨機森林模型，以 100 公尺解析度，預測臺灣本島各種主要森林類型的潛在分布，模型預測錯誤率為 6.59%（表 2.12）。如將圖 2.18 套入立體環境展示，則可呈現明顯的山地森林垂直分帶現象（圖 2.19 及圖 2.20），顯示經由 *clim.regression* 產生與地形相符的氣候推估資料，代入生態棲位模型後，可獲得與現生狀況高度相符的垂直植被分帶模擬效果。

表2.11 經隨機森林變量篩選程序，選出各森林類型的重要氣候因子。

Forest type	Predictor variable / proportion of variable importance
C1A01 亞高山針葉灌叢及森林	Tmax6 (37.6%), Tmax5 (34.2%), Tmax3 (15.3%), Tmax4 (12.9%)
C1A02 冷杉-鐵杉上部山地針葉林	Tmax5 (23.6%), Tmax6 (22.9%), Tmax3 (20.1%), Tave6 (12.0%), Tmax4 (10.1%), Tmax2 (7.3%), Tave5 (3.9%)
C2A03 檜木山地霧林	Tave12 (19.9%), Tmax2 (13.1%), Tave1 (8.2%),Tmax9 (8.1%), Tave6 (5.5%),PPT12 (5.4%), Tmax11 (5.2%), PPT1 (5.0%), TD (4.7%), Tave2 (3.8%), PPT11 (3.7%), WPR (3.5%), PPT6 (3.0%), WI (2.6%), Tave3 (2.5%), Tmax12 (2.3%), PPT10 (1.8%), PPT3 (1.7%)
C2A04 水青岡山地落葉霧林	Tmax12 (21.6%), Tmax2 (19.8%), Tmax1 (18.6%), TD (11.9%), PPT1 (8.1%), Tmax11 (8.1%), PPT9 (7.6%), WPR (4.3%)
C2A05 櫟屬山地闊葉林	Tave6 (14.1%), Tmin12 (13.4%), Tmax6 (10.2%), Tmin10 (9.6%), Tmax7 (8.2%), Tmax2 (6.7%), PPT1 (5.6%), PPT12 (5.2%), PPT3 (5.0%), PPT9 (4.6%), PPT10 (4.6%), Tave5 (3.3%), Tmin6 (2.8%), Tmax8 (2.7%), PPT11 (2.4%), PPT6 (1.8%)
C2A06 楨楠屬-栲屬亞山地闊葉林	Tmax4 (15.9%), Tmax10 (13.6%), Tmax11 (10.8%), Tmin6 (9.9%), Tmax6 (7.9%), Tmax5 (7.2%), Tmax3 (7.1%), PPT10 (6.6%), Tmax12 (6.4%), Tmax1 (4.9%), Tmax9 (4.1%), Tmax7 (2.8%), PPT8 (2.7%)
C2A07 雅楠屬-楨楠屬亞山地闊葉林	Tmax9 (18.7%), Tave2 (15.1%), Tmax7 (12.4%), PPT3 (10.8%), PPT7 (8.6%), PPT4 (8.3%), Tmax11 (8.0%), Tave9 (7.3%), TD (2.9%), PPT9 (2.8%), PPT8 (2.6%), PPT10 (2.5%)
C2A08 榕楠山麓闊葉林	Tmax11 (26.1%), Tmax10 (25.9%), Tmax9 (13.9%), SHM (12.1%), Tmax8 (11.6%), AHM (1.3%), MSP (3.1%), PPT5 (3.0%)
C3A09 柯屬-杜英屬山地霧林	PPT4 (34.4%), PPT2 (26.4%), PPT3 (20.5%), WPR (9.1%), Tmax9 (5.0%), PPT7 (4.5%)
C3A10 鐵色屬-山龍眼屬亞山地闊葉林	PPT3 (42.7%), PPT2 (16.0%), TD (13.6%), Tmax1 (10.8%), PPT1 (6.6%), Tmax8 (6.5%), PPT8 (3.9%)
C3A11 楮木屬-楨楠屬山麓闊葉林	Tave2 (45.7%), Tmax1 (40.4%), PPT5 (13.8%)

C5A13 八角茴香-椆屬熱帶季風林	PPT4 (43.2%), Tmin1 (31.6%), TD (25.1%)
C6A15 烏皮茶-楨楠屬亞熱帶季風林	TD (48.1%), PPT11 (28.1%), PPT1 (15.1%), PPT12 (8.6%)

表2.12 利用混淆矩陣，評估隨機森林模型對每一種森林類型進行預測之誤判情形

		Projected forest types													Number of samples	Mismatch (%)
		C1 A01	C1 A02	C2 A03	C2 A04	C2 A05	C2 A06	C2 A07	C2 A08	C3 A09	C3 A10	C3 A11	C5 A13	C6 A15		
Actual forest types	C1A01	100	1			1									102	1.96%
	C1A02		82	7											89	7.87%
	C2A03		4	511	3	22	1							2	543	5.89%
	C2A04			1	53									1	55	3.64%
	C2A05		3	32	3	992	14	3			10			1	1058	6.24%
	C2A06			1	1	9	308	11	1		17	1	1	9	359	14.21%
	C2A07					3	14	365	8		2		1	17	410	10.98%
	C2A08							1	141		1	1			144	2.08%
	C3A09									55	1		1		57	3.51%
	C3A10					1	5		2	3	410	1	3		425	3.53%
	C3A11										2	24			26	7.69%
	C5A13									4	3		33		40	17.50%
	C6A15			1	1	1	1	14						491	509	3.54%
Number of projections		100	90	553	61	1029	343	394	152	62	446	27	39	521	3817	**6.59%**

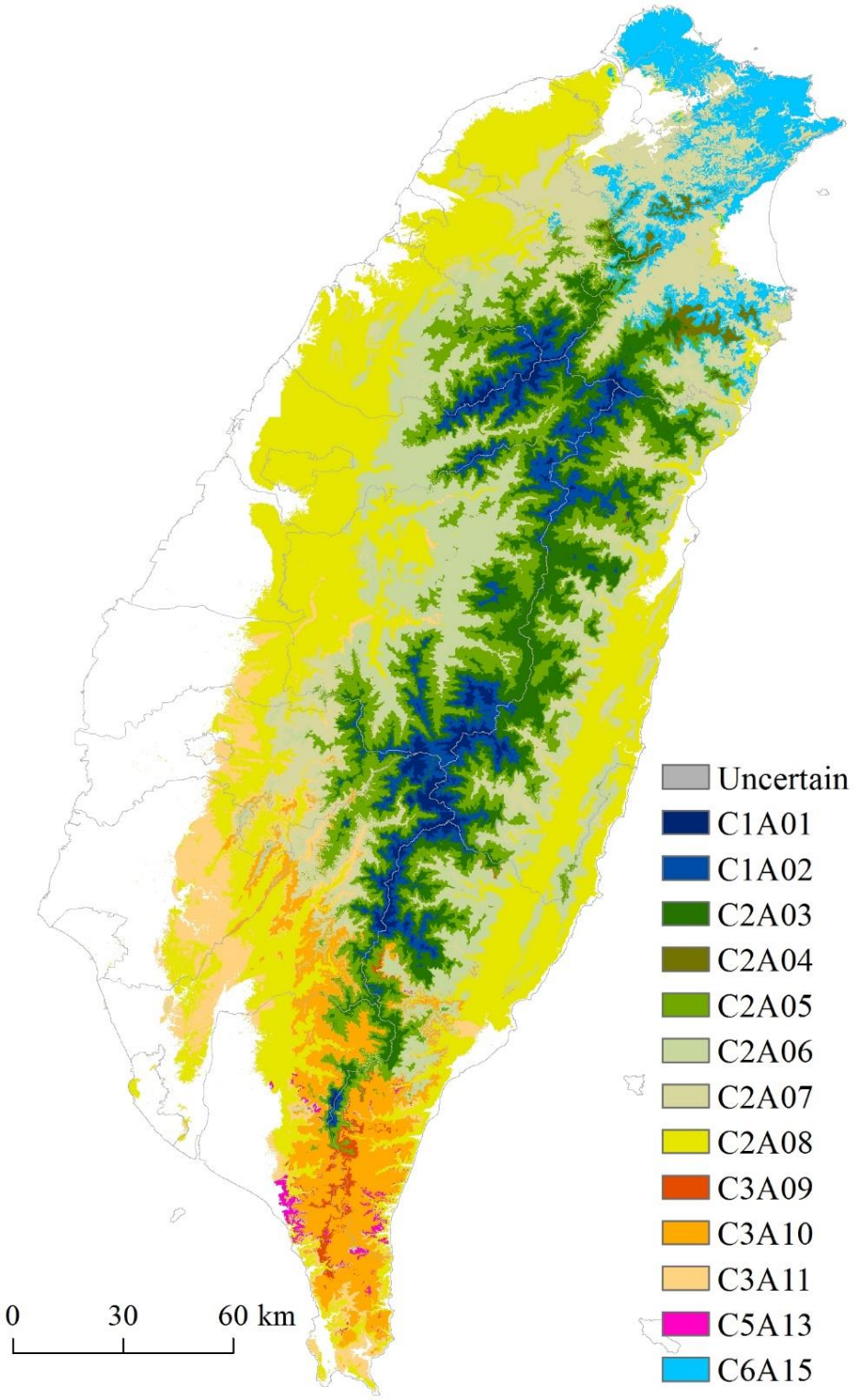


圖2.18 依據基礎年期氣候資料，以100m為解析度，利用隨機森林模型產製臺灣本島13種與氣候相關森林型之潛在分布圖。。

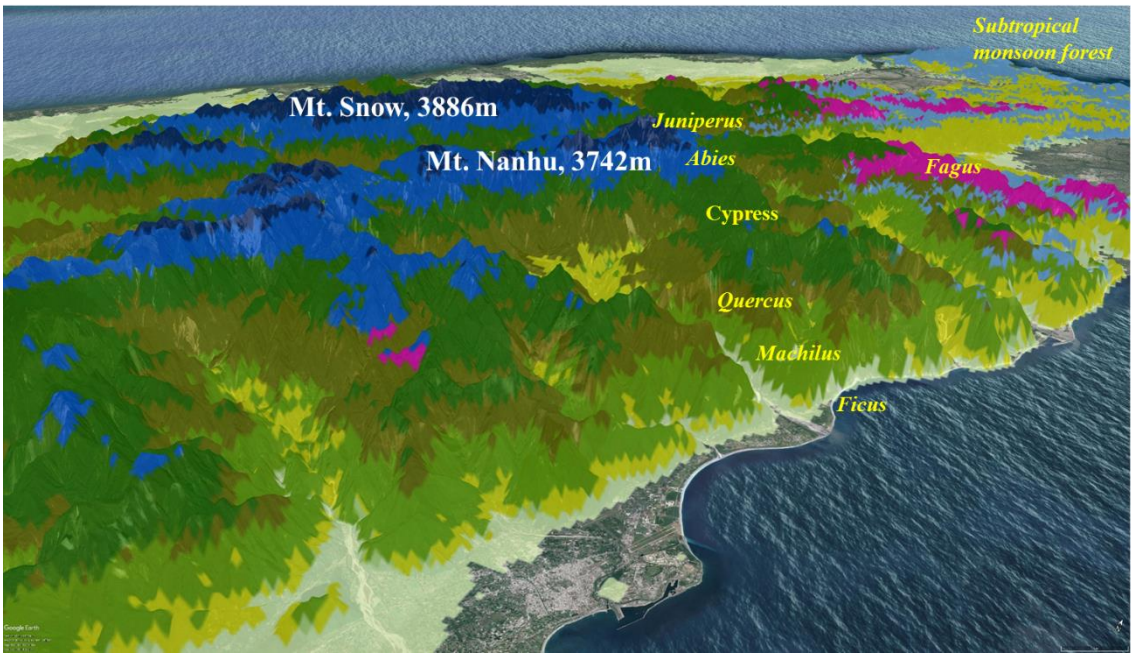


圖2.19 利用Google Earth提供之立體地圖介面，套疊本研究產生之現生森林適生範圍預測圖（北部）。

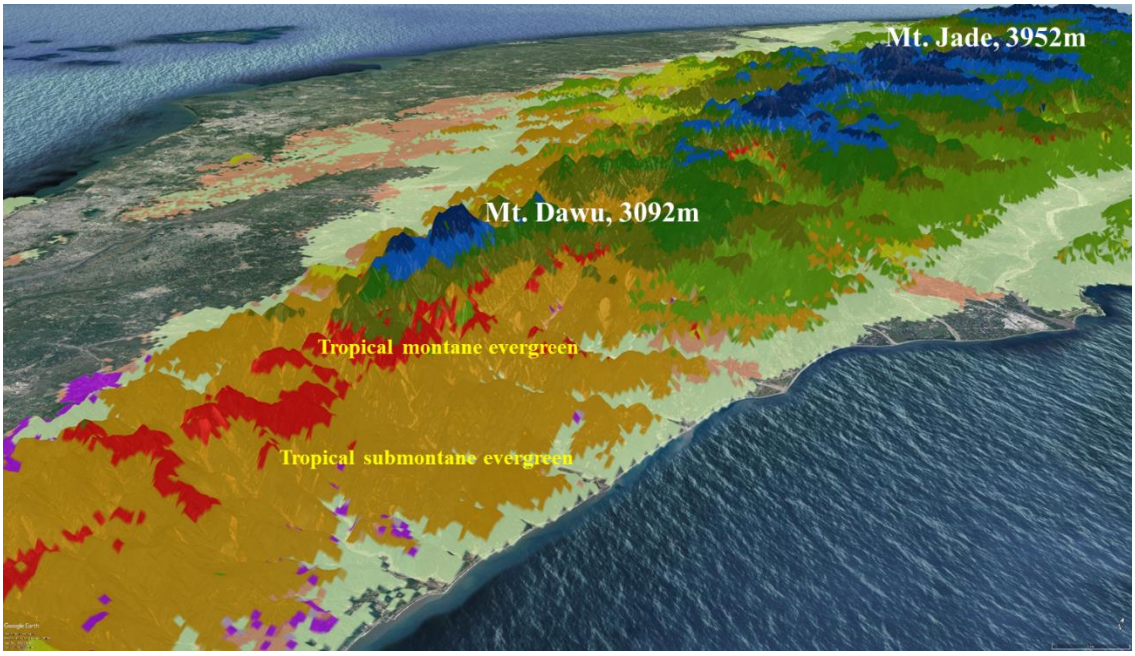


圖2.20 利用Google Earth提供之立體地圖介面，套疊本研究產生之現生森林適生範圍預測圖（南部）。

（四）以高解析度未來氣候資料，分析臺灣森林的潛在變化

利用前一節建置的隨機森林綜合模型，並依據圖 2.7 及圖 2.8 的分析流程，即可利用不同未來情境的氣候推估資料，作為模型的輸入值，進而獲得該情境下的臺灣森林類型潛在分布預測，並透過不同期間的預測圖比較，即可瞭解各森林類型的潛在棲地增減，探討可能的族群消長及遷徙現象。

Lin and Tung（2017）雖指出 6 種 GCMs 對臺灣地區的氣候變化趨勢擬合程度較佳，然而，這 6 種環流模型對於未來的氣溫及雨量預測，彼此之間仍然存有明顯的差異（圖 2.21、圖 2.22）。就溫度變化而言，所有 GCM 一致認為溫度將持續上升，在 RCP 4.5 情境（暖化獲得穩定控制的情境）下，升溫幅度以 1°C（GISS-E2-R）至 2.4°C（CSIRO-Mk3-6-0）不等；在 RCP 8.5 情境（溫室氣體持續高度排放的情境）下，則預測升溫範圍介於 2.4°C（GISS-E2-R）至 4.1°C（CSIRO-Mk3-6-0）之間。然而，各 GCM 對於雨量的預測結果呈現較大差異，例如 RCP 4.5 情境下，CSIRO-Mk3-6-0 模型認為本世紀末臺灣地區的平均降雨的可能比基礎年期增加了 20%至 25%；但 HadGEM2-AO 模型則認為臺灣地區氣候將偏向乾旱發展，至 21 世紀末預測年降水量可能僅有基礎年期的 90%左右；部分模型（如 CCSM4）則認為未來降水總量將維持與目前相近的狀況。

就 6 種 GCM 的未來溫度及雨量預測數值，可初步歸納：CSIRO-Mk3-6-0 為偏向極度暖濕氣候的變遷模型，HadGEM2-AO 為暖化但乾旱程度較為劇烈的變遷情境，MIROC5 為氣溫上升但降水總量維持不變的情境，CCM4 則是溫度變化及雨量變化均呈現緩和的變遷模型。利用這些不同變遷情境的氣候模型產生的森林潛在分布，有助於我們探索不同的氣候變遷趨勢下，臺灣森林植群的可能變化方向，並可藉由氣象資料的更新與驗證，追蹤臺灣地區氣候的的實際變化，據以選定最可能的森林變遷預測結果，做為自然資源經營管理的參考。

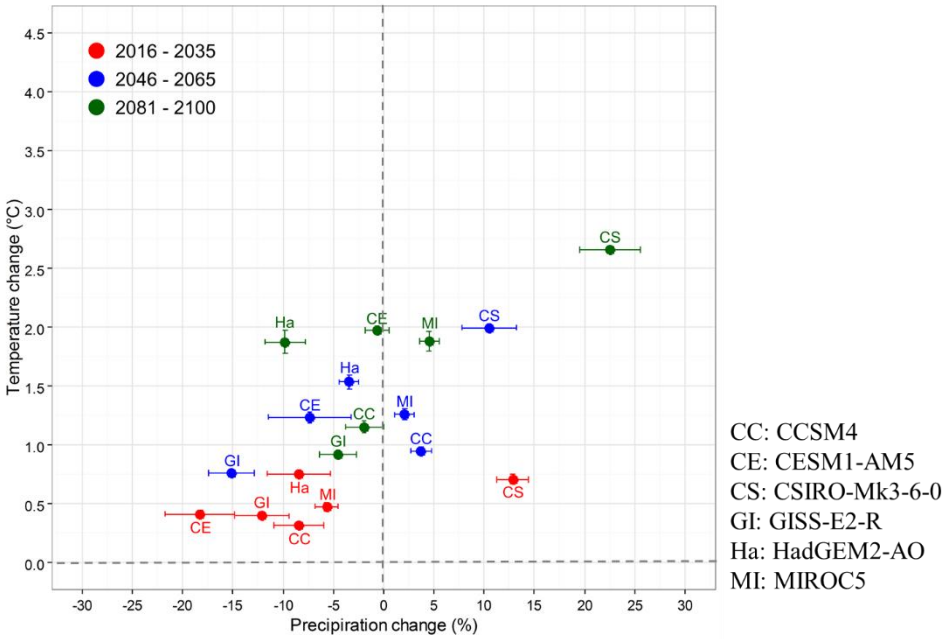


圖 2.21 在 RCP 4.5 情境下，6 種大氣環流模型對於不同未來年期的相對溫度及相對雨量預測的平均值與標準差分布情形。

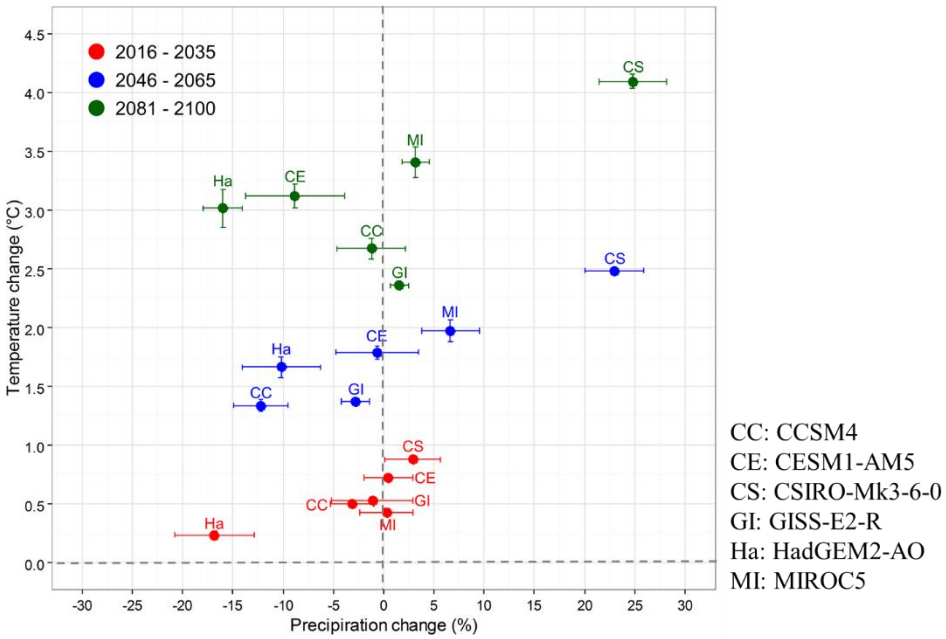


圖 2.22 在 RCP 8.5 情境下，6 種大氣環流模型對於不同未來年期的相對溫度及相對雨量預測的平均值與標準差分布情形。

本研究以 100 公尺解析度，依據前述 6 種 GCM，以 *clim.regression* 產生 RCP 4.5 及 RCP 8.5 二種情境下的全臺未來氣候資料，涵蓋時間階段為 2025, 2035, 2050, 2065, 2080, 2100 等六個未來年度，共產製 6*2=12 套未來森林分布預測結果，每套結果內尚包含 6 個未來時期圖層，共得預測圖 72 張。有關各未來階段之森林潛在分布預測結果，如表 2.13、表 2.14（綜合所有大氣環流模型結果）及表 2.15 至表 2.20（單一大氣環流模型分析結果）。成果資料龐大，暫以 CSIRO-Mk3-6-0 大氣環流模型、RCP 4.5 情境之結果為例，呈現未來臺灣森林的可能動態變化（圖 2.23 至圖 2.29）。

根據圖 2.23 至圖 2.29 觀察各種森林潛在分布的未來變化，確實顯示各類森林的適生範圍有向高海拔推移的趨勢，亦可觀察到熱帶森林的適生範圍沿著西部平原、竹苗丘陵逐步北部推移的情形。部分森林，尤其是位於獨立山塊頂部的族群，受到下部其他類型森林的推移擠壓，有局部滅絕狀況。在 CSIRO-Mk3-6-0 模型、RCP 4.5 情境下的模擬顯示：現生於銅山、大白山、蘭崁山、北插天山及鳥嘴山一帶的水青岡山地落葉霧林（C2A04）適生面積將逐年縮減，至 2100 年僅餘烏來至宜蘭交界山區的氣候條件尚足供水青岡族群生存，其餘地點將逐步轉變為適合櫟屬山地闊葉林（C2A05）或烏皮茶-楨楠屬亞熱帶季風林（C6A15）生存的氣候環境。此外，亞高山針葉灌叢及森林（C1A01）的適生面積亦出現明顯的縮減，並逐步被冷杉-鐵杉上部山地針葉林（C1A02）取代，至 2100 年可能僅剩海拔較高的雪山、白狗大山及南湖大山等地，為殘存的適棲生育地。

然而，對於氣候變遷與未來的生態系變化研究，無法僅靠單一環流模型或單一暖化情境就遽下推斷，最普遍的研究方法，係採用多模式及多情境的組合找出最劣、最佳及平均結果的構成區間，探討未來氣候與生態可能變化範圍，據以擬定因應對策。本研究將基礎年期各種森林類型的適生棲地面積設定為 1，比較 6 種 GCM 於 RCP4.5 及 RCP8.5 情境下，各種森林類型隨著年代推移產生的適生面積的相對增減情形。依據「適生面積縮減時間越早、適生面積縮減量越大」為評估暖化衝擊程度原則，將結果彙整於表 2.13 及表 2.14。其中 Max 代表 6 種 GCM 中，森林面積縮減最緩和的情形，Min 則為最劇烈的縮減量，Mean 及 SD 則代表 6 種 GCM 模擬呈現的平均森林適生棲地變化量及標準差。表 2.13 為 RCP4.5 情境的模擬結果，RCP4.5 為穩定排放路徑，約相當於本世紀末大氣二氧化碳濃度達 538ppm、平均氣溫升高 1.1-2.6°C 的狀況；表 2.14 則為 RCP8.5 情境模擬結果，RCP8.5 為高排放路徑，約相當於本世紀末大氣二氧化碳濃度達 936ppm、平均氣溫升高 2.6-4.8°C 的狀況。

表 2.13 顯示，在 RCP4.5 情境下，水青岡山地落葉霧林（C2A04）、亞高山針葉灌叢及森林（C1A01）、冷杉-鐵杉上部山地針葉林（C1A02）、檜木山地霧林（C2A03）的適生範圍將出現顯著的退縮，可確定為易受氣候變遷衝擊的森林生態系。水青岡山地落葉霧林是受衝擊最嚴重的森林類型，迄 2100 年，在最劣情況下，臺灣水青岡的適存棲地面積將僅餘目前的 2.06%，即使在最佳的氣候變遷預測模型內，其適存面積亦將縮減到目前的 13.97%，顯見臺灣水青岡森林的存續，在氣候變遷影響下將遭受嚴苛的挑戰。此外，亞高山針葉灌叢及森林在最劣情境下，至世紀末的適存棲地面積為目前的 2.24%，最佳情境下則剩餘 34.28%的適存棲地，是承受衝擊量僅次於水青岡山地落葉霧林的生態系。冷杉-鐵杉上部山地針葉林及檜木山地霧林承受的衝擊量稍低，但平均而言，其適生棲地至世紀末約縮減至現生範圍的 50%，在最劣情境下，則可能縮減至僅餘 25.9%及 46%，亦需進一步關注未來的實際變化。中海拔以下的溫帶及亞熱帶山地森林，其適生面積的增減變化相對不明顯，從櫟屬山地闊葉林至榕楠山麓闊葉林範圍（C2A05-C2A08）內，適生面積變化量約介於現生範圍的 75.41%-137.69%間，且標準差變異範圍小，顯示 6 種 GCM 模擬一致認為中海拔以下的溫帶及亞熱帶山地森林適生面積總量變化不大，受到氣候變遷的衝擊與威脅較低。

然而，本研究發現，柯屬-杜英屬山地霧林（C3A09）及八角茴香-椆屬熱帶季風林（C5A13）這二種熱帶森林，在不同 GCM 的模擬結果間呈現極大的變異。以柯屬-杜英屬山地霧林為例，最劣情境顯示至世紀末其適生棲地僅餘目前的 0.2%，幾近滅絕；但最佳情境則顯示其適生棲地面積可能擴張達目前範圍的 158.63%。又以南仁山的八角茴香-椆屬熱帶季風林為例，最劣情境顯示至世紀末其適生棲地僅餘目前的 18.73%，但最佳情境則預測其適生棲地面積將擴張為目前的 358.43%。由於降雨因子在熱帶森林的生態棲位模型內佔有極高的重要性：例如柯屬-杜英屬山地霧林（C3A09）的前 3 名重要因子為 PPT4 (34.4%), PPT2 (26.4%), PPT3 (20.5%)，代表 2 至 4 月雨量合計佔有總體模型解釋因子的 81.3%；又如八角茴香-椆屬熱帶季風林（C5A13）的前 3 名因子為 PPT4 (43.2%), Tmin1 (31.6%), TD (25.1%)，雨量佔有 43.2%的重要程度。因此，可預見氣候模型內的雨量變化，將明顯影響熱帶森林的未來分布。目前大氣科學領域提出的多種大氣環流模型，對於全球氣溫的預測，均一致認為將朝向「升溫」方向變化，模型間的差異主要在於「升溫幅度」高低而已。然而，對於區域雨量變化趨勢預測部分，各 GCM 間存在明顯的認知差異，某些模型預測未來總降水量將大幅增加（如 CSIRO-Mk3-6-0），某些則認為將朝總體降水減少的方向發展（如 HadGEM2-AO），

也就是說，各種氣候變遷模型對於未來的雨量變化趨勢，尚無一致的結論。由於我們所選用的六種 GCM 對未來雨量估測仍有相當大的變異範圍，在不同的水分增減變化下，勢必導致隨機森林模型對熱帶森林適生範圍產生高度歧異的推估結果。準確預測降水的空間與時間分布，原本就是大氣科學領域中較困難的一環；在目前有限的氣候變遷預測技術基礎上，確實降低了我們對熱帶森林適生面積預測的掌握程度。然而，從最劣情境來看，柯屬-杜英屬山地霧林（C3A09）及八角茴香-椆屬熱帶季風林（C5A13）這二類森林仍可能面臨極高的氣候變遷衝擊。隨著大氣科學領域的研究進展，各種大氣環流模型的準確性將持續獲得調整改善，建議後續仍應依據新發布的 GCM 預測數據，適時更新熱帶森林的適生分布預測，及時掌握熱帶森林的可能變化；另一方面，建議應配合氣候資料及森林樣區監測，瞭解熱帶森林內的族群與結構變化方向，一旦生態系結構出現顯著的變化或退化，則可提出早期預警，以備相關因應措施的採行。

表 2.14 為 RCP8.5 情境的模擬結果，整體趨勢及呈現出的易受衝擊森林類型與表 2.13 大致相同，惟 RCP8.5 情境的暖化程度高於 RCP4.5，C1A01 至 C2A04 森林之適生範圍退縮狀況更為顯著。

表 2.15 至表 2.20 列出各種大氣環流模型及暖化情境下，對於各類森林的適生面積分布模擬結果。從單一 GCM 的森林變化模擬結果，我們可進一步觀察不同暖化情境下森林的變化趨勢。表 2.15 至表 2.20 一致指出，臺灣的水青岡山地落葉霧林（C2A04）面臨顯著衝擊的機率極高，很可能導致適存棲地的劇烈縮減，至 21 世紀末的適生棲地面積將僅餘現生條件的 10%以下。也就是說，不論未來氣候變遷朝任何大氣環流模型發展，水青岡森林極難避免嚴苛的適生棲地縮減與族群滅絕威脅，且此一衝擊在近未來就可能發生。大多數模式（83.33%）顯示，在 RCP 4.5 情境下，臺灣水青岡森林 2035 年以後就可能發生大面積的適生棲地縮減，至 2050 年可能僅有 50%現生面積仍適合水青岡族群生存。亞高山針葉灌叢及森林（C1A01）面臨的暖化衝擊較水青岡森林來得緩和一些，多數的大氣環流模型（66.67%）指出，在 RCP 4.5 情境下，亞高山灌叢至 21 世紀末的適存面積可能低於現生面積的 20%；然而，少數大氣環流模型（33.33%）模擬結果顯示，在暖化程度較低、降水變化較緩和的狀況下，亞高山針葉灌叢仍有機會保留現生適存面積的 30%至 35%。但不論哪一種氣候變遷模型，均一致呈現亞高山灌叢適生棲地有逐漸縮減的可能性，必須及早研擬相關保育因應措施。

冷杉-鐵杉上部山地針葉林（C1A02）遭遇的衝擊量再其次於亞高山灌叢。

有 66.67%的大氣環流模型指出，RCP 4.5 情境下，鐵冷杉森林至 21 世紀末的適存面積可能僅餘目前的 25.9%至 47.04%，其中又以最暖濕的氣候模型（CSIRO-Mk3-6-0、表 2.15）的衝擊最強烈，顯示鐵冷杉林的適存棲地將僅餘目前的 25%左右；然而，兩個較緩和的大氣環流模型（CCM4、表 2.18, GISS-E2-R、表 2.20）模擬結果顯示，在 RCP 4.5 情境，但 21 世紀末氣溫升高幅度控制在 1.5°C 以下時，鐵冷杉林仍有可能維持與現生棲地相近的適存面積。此結果顯示，六種大氣環流模型對於鐵冷杉森林變遷的預測略有分歧，且暖化程度對於鐵冷杉森林的未來變化佔有關鍵角色，若未來趨勢朝向高度暖化的模型發展，則鐵冷杉林的適存棲地可能出現劇烈縮減；若暖化程度朝中等或緩和的模型發展，則鐵冷杉林遭受氣候變遷衝擊的機會相對為低。

對熱帶森林（C3A09, C3A10, C3A11 及 C5A13）而言，不同大氣環流模型的森林變遷模擬結果具有顯著的差異。以柯屬-杜英屬山地霧林（C3A09）而言，極度暖濕（CSIRO-Mk3-6-0、表 2.15，總降水量增加 20%至 25%）或極度暖乾（HadGEM2-AO、表 2.16，總降水量減少 10%）環流模型皆顯示此型森林的適生棲地將出現劇烈縮減，在 RCP 4.5 情境下，預測至 21 世紀末可能僅餘現行適存面積的 0.2%或 13.39%，幾近於滅絕狀態；然而，另外 4 個大氣環流模型顯示，在年降水量變化未趨於極端化的狀況下，柯屬-杜英屬山地霧林有很高的機會保存與現行棲地面積相近的適存範圍。八角茴香-椆屬熱帶季風林（C5A13）對於氣候變化的調適能力較柯屬-杜英屬山地霧林為佳，除了最暖濕情境（CSIRO-Mk3-6-0、表 2.15）下預測八角茴香-椆屬熱帶季風林適存面積可能出現劇烈縮減，至 21 世紀末僅存現行範圍的 18.73%以外，其餘大氣環流模型下並未發現本型森林可能發生縮減的跡象。初步歸納六種大氣環流模型對於熱帶森林的變遷分布預測結果，相對於高海拔或溫帶森林而言，可發現氣溫上升對於熱帶森林的影響較為輕微，但水分條件變化對於熱帶森林的未來變遷佔有極重要的關鍵角色。根據目前的氣候變遷研究結果，已知總降水量的變化極可能伴隨極端事件（如強降水、持續不降水日）的頻度與強度改變，對於森林水分條件帶來更大的不確定性影響。因此，建議不應輕忽對於柯屬-杜英屬山地霧林（C3A09）、八角茴香-椆屬熱帶季風林（C5A13）這兩種熱帶森林的監測，一旦發現未來的氣候變遷朝向降水型態極端化發展時，就應即時配合森林調查資料，比較該型森林是否出現適存棲地的退縮變化，以便即時推動相關保育工作。

綜合上述分析結果，對於氣候變遷下的臺灣森林可能變化，摘述重點如下：

一、不論未來氣候朝向 IPCC 第五次評估報告的任何變遷模型發展，臺灣的水青岡山地落葉霧林（C2A04）面臨顯著衝擊的機率極高，很可能導致適存棲地的劇烈縮減。六種大氣環流模型在 RCP4.5 情境下的模擬結果顯示，至 21 世紀末平均可能僅餘 10%以下的棲地面積足供臺灣水青岡生存。

二、亞高山針葉灌叢及森林（C1A01）面臨的暖化衝擊較水青岡森林來得緩和。暖化程度是影響本型森林棲地殘存量的關鍵因子,RCP 4.5 的最嚴苛模型下，可能僅餘 2.24%的適存面積，但在最緩和模型下，可能仍保有 34.28%的適存面積。

三、水分條件對於熱帶森林變遷的影響程度高於氣溫因子，不同的降水變遷模型對於熱帶森林的預測結果呈現劇烈差異。氣候暖化若伴隨著降水極端化現象，則柯屬-杜英屬山地霧林（C3A09）、八角茴香-椆屬熱帶季風林（C5A13）這兩種熱帶森林可能發生顯著的適生棲地縮減，導致明顯的生態衝擊；若未來降水的變化量相對緩和，則氣候變遷對於熱帶森林的衝擊量相對為低。

四、對於臺灣下部山地或山麓帶的亞熱帶森林或熱帶森林而言，氣候變遷的衝擊不明顯。

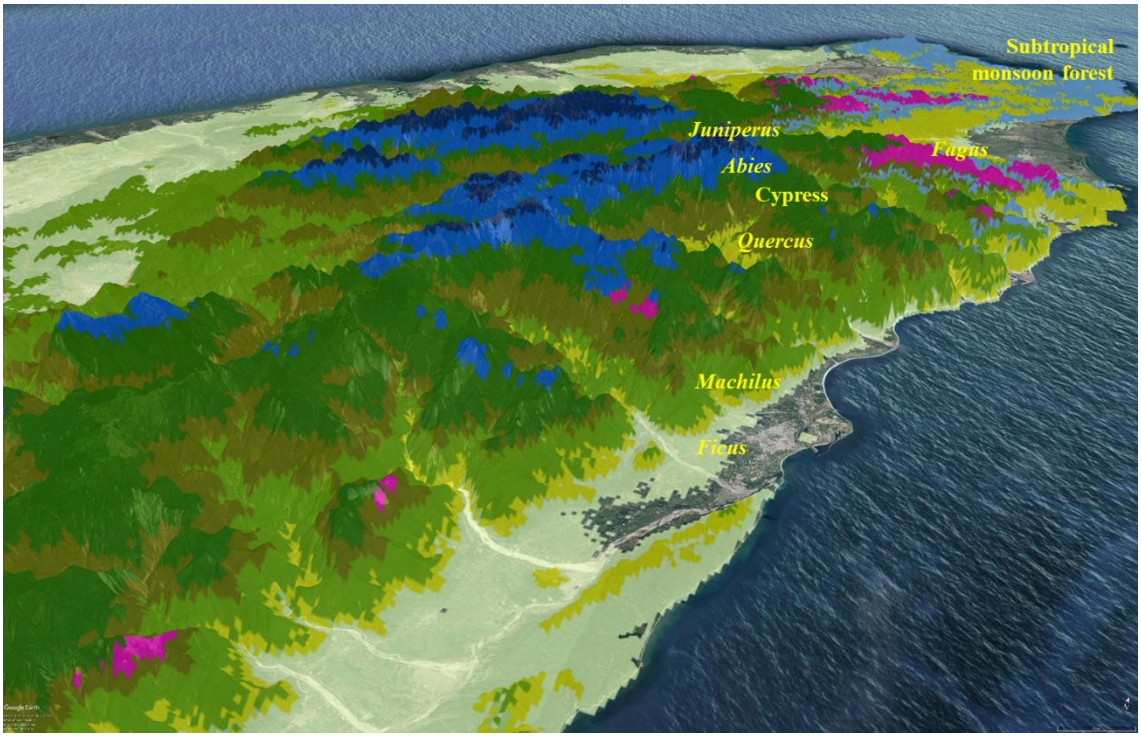


圖2.23 臺灣13種森林類型在基礎年期（1986-2005）的潛在分布。

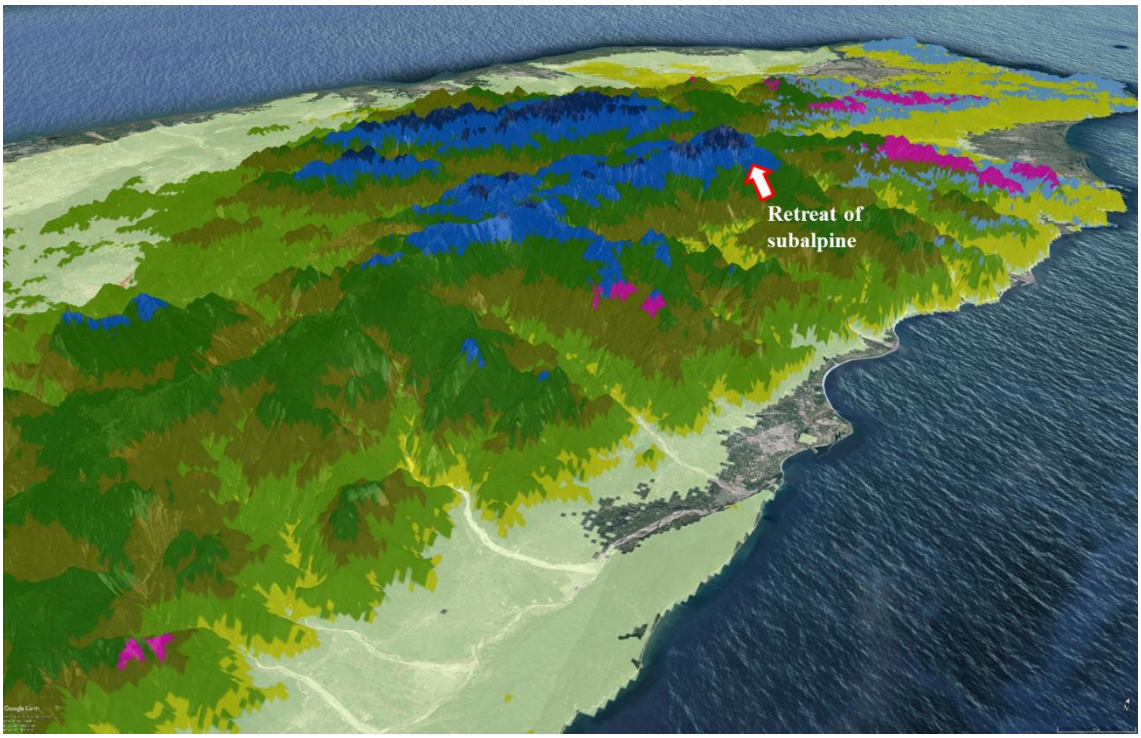


圖2.24 在2025年、CSIRO-Mk3-6-0模型、RCP 4.5情境下的潛在分布。

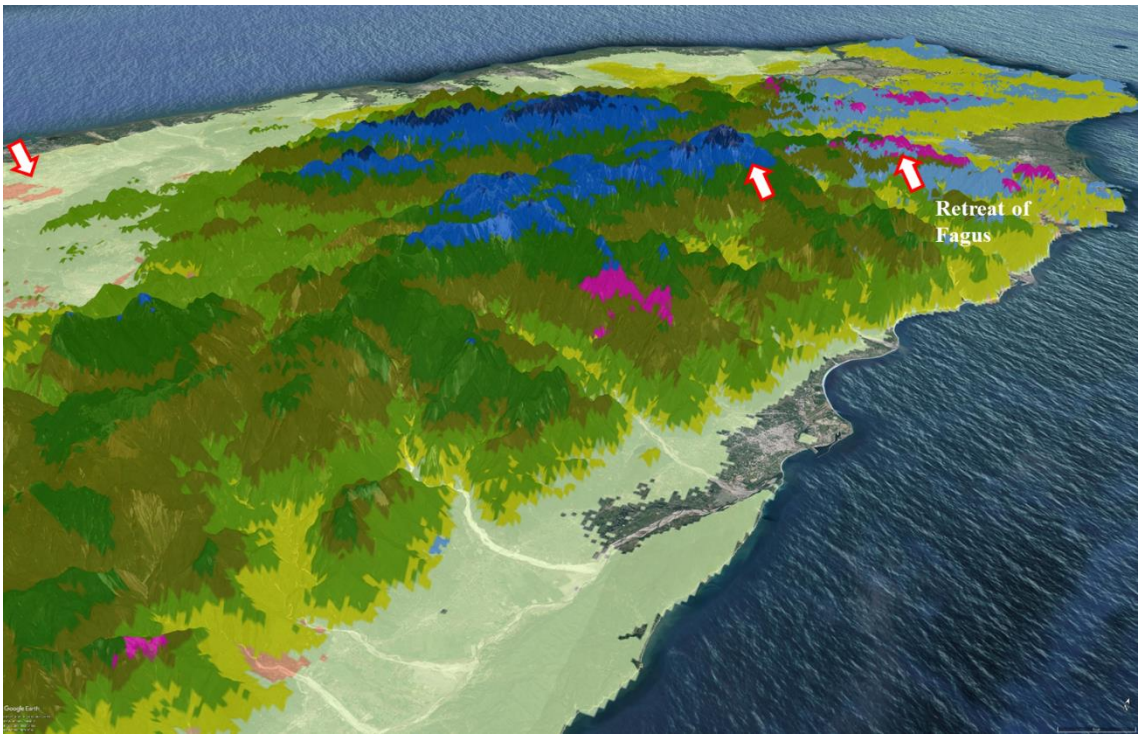


圖2.25 在2035年、CSIRO-Mk3-6-0模型、RCP 4.5情境下的潛在分布。

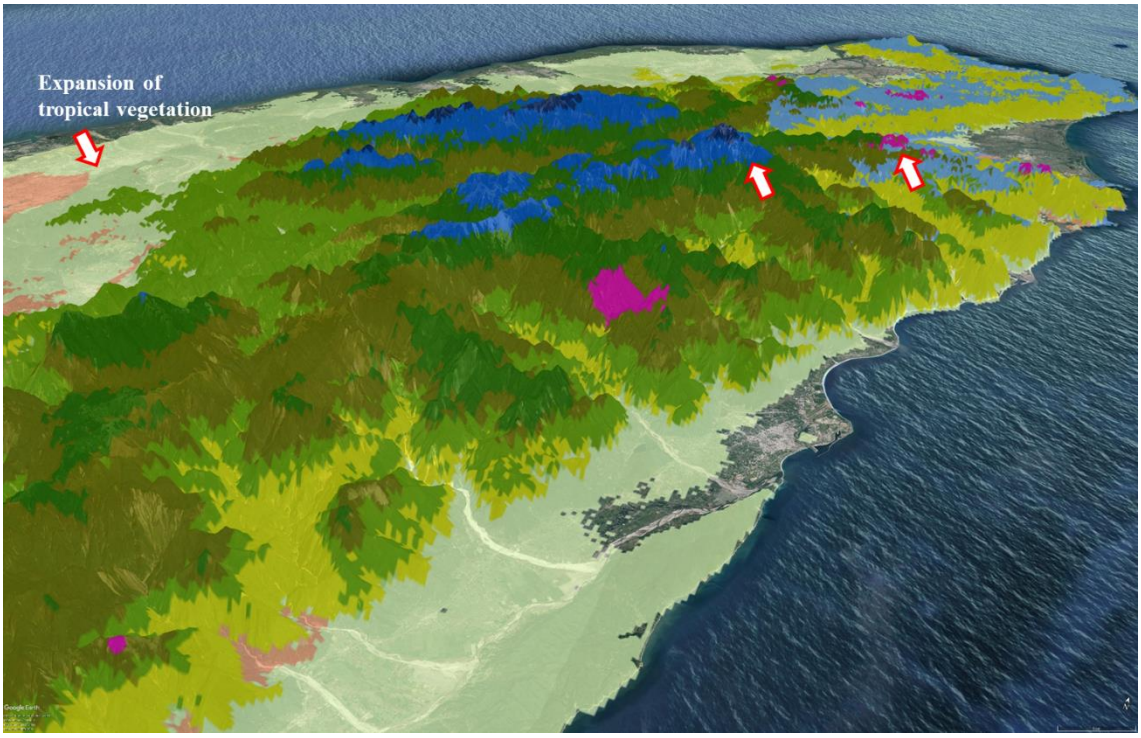


圖2.26 在2050年、CSIRO-Mk3-6-0模型、RCP 4.5情境下的潛在分布。

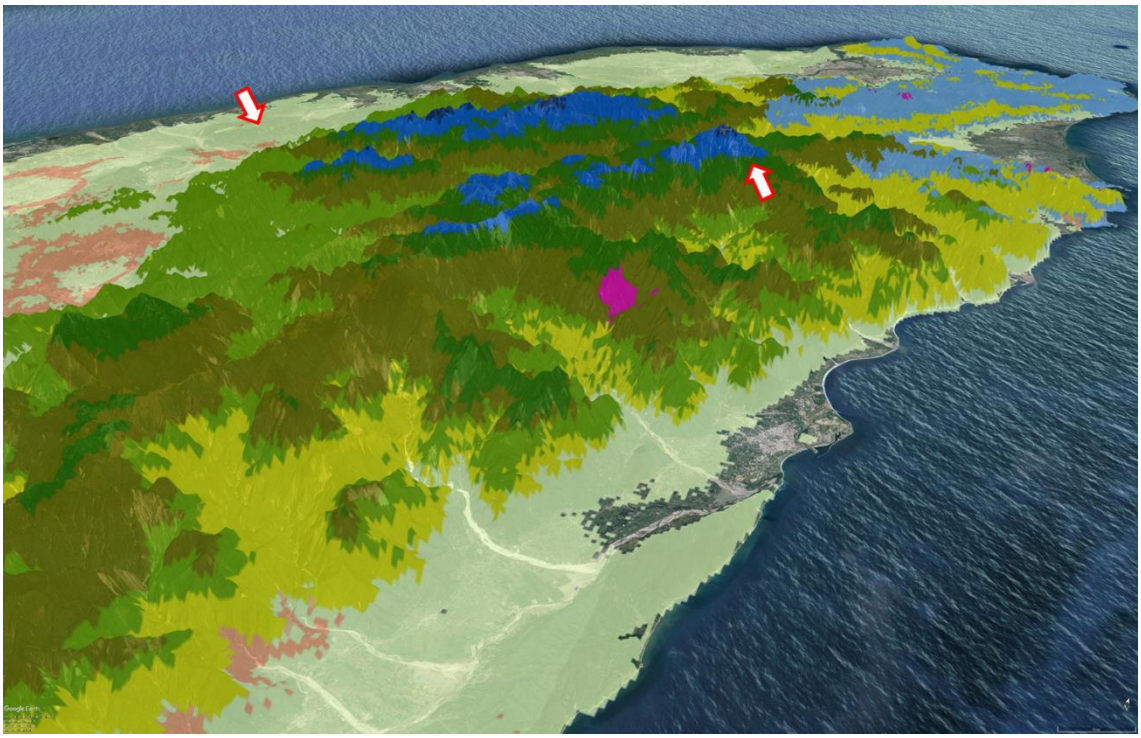


圖2.27 在2065年、CSIRO-Mk3-6-0模型、RCP 4.5情境下的潛在分布。

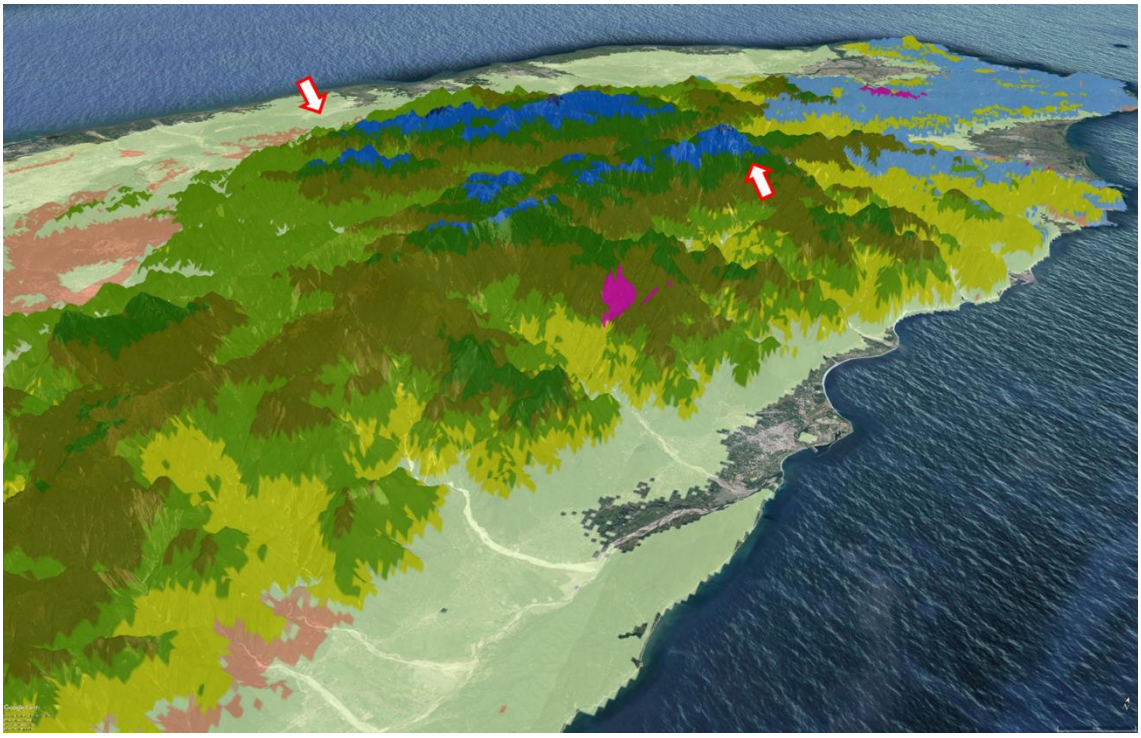


圖2.28 在2080年、CSIRO-Mk3-6-0模型、RCP 4.5情境下的潛在分布。

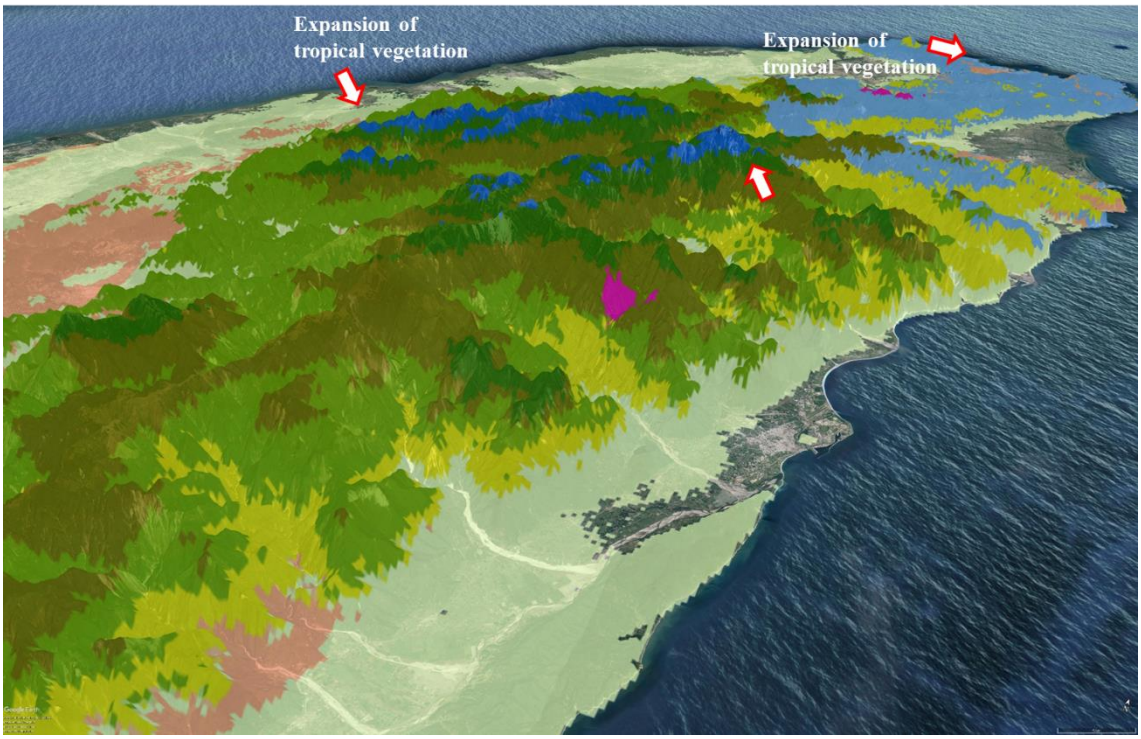


圖2.29 在2100年、CSIRO-Mk3-6-0模型、RCP 4.5情境下的潛在分布。

Baseline =100%		Subalpine		Temperate to Subtropical						Tropical			Monsoon	
		C1A01	C1A02	C2A03	C2A04	C2A05	C2A06	C2A07	C2A08	C3A09	C3A10	C3A11	C5A13	C6A15
2025	Max	80.58%	97.06%	93.73%	75.77%	103.11%	108.26%	109.81%	111.32%	218.11%	144.41%	156.16%	173.08%	92.94%
	Mean (SD)	72% (8%)	91% (5%)	91% (3%)	71% (4%)	100% (2%)	99% (6%)	99% (7%)	103% (6%)	141% (52%)	115% (22%)	112% (27%)	115% (39%)	88% (3%)
	Min	63.78%	84.74%	86.72%	65.69%	96.78%	92.49%	92.45%	94.27%	84.49%	87.25%	76.21%	70.32%	84.06%
2035	Max	62.54%	91.93%	83.37%	52.59%	105.21%	114.08%	127.55%	116.38%	406.33%	162.78%	247.09%	273.07%	96.27%
	Mean (SD)	49.41% (11.93%)	81.75% (9.06%)	79.48% (3.57%)	41.93% (7.66%)	99.69% (4.8%)	98.45% (8.35%)	98.51% (16.4%)	99.17% (12.81%)	197.49% (132.15%)	118.29% (35.74%)	146.75% (56.84%)	125.27% (86.16%)	83.07% (6.79%)
	Min	36.00%	69.30%	73.95%	31.44%	90.97%	89.77%	87.17%	77.02%	69.12%	62.27%	80.89%	30.33%	79.01%
2050	Max	50.71%	86.27%	78.94%	38.70%	102.53%	107.75%	101.95%	114.07%	356.94%	144.39%	218.08%	257.31%	106.78%
	Mean (SD)	36% (12%)	73% (13%)	70% (6%)	25% (10%)	99% (6%)	99% (5%)	89% (9%)	104% (7%)	188% (126%)	117% (28%)	157% (44%)	151% (89%)	88% (14%)
	Min	19.01%	56.51%	62.30%	13.53%	87.80%	92.09%	76.95%	93.67%	30.93%	66.95%	100.65%	27.16%	67.76%
2065	Max	40.47%	80.83%	74.49%	30.37%	104.72%	104.43%	101.90%	118.93%	350.51%	137.07%	207.45%	288.90%	113.45%
	Mean (SD)	27% (13%)	64% (17%)	60% (9%)	15% (11%)	96% (7%)	99% (3%)	86% (13%)	108% (8%)	166% (123%)	107% (23%)	171% (38%)	181% (112%)	91% (14%)
	Min	8.73%	40.41%	51.29%	5.50%	86.97%	94.81%	65.22%	97.87%	2.75%	69.57%	114.18%	17.60%	74.15%
2080	Max	36.81%	80.31%	74.41%	19.35%	106.54%	108.96%	117.36%	127.30%	359.56%	140.44%	231.53%	329.68%	118.42%
	Mean (SD)	20% (13%)	57% (18%)	58% (10%)	11% (6%)	91% (10%)	97% (8%)	90% (14%)	109% (13%)	164% (147%)	86% (35%)	189% (49%)	204% (134%)	92% (17%)
	Min	4.51%	33.52%	48.81%	3.28%	81.19%	89.88%	79.95%	88.62%	0.20%	44.89%	111.39%	21.90%	71.97%
2100	Max	34.28%	79.50%	67.80%	13.97%	110.09%	117.69%	120.76%	137.69%	158.63%	152.02%	270.85%	358.43%	123.48%
	Mean (SD)	16% (13%)	50% (20%)	54% (8%)	7% (4%)	90% (12%)	91% (15%)	92% (19%)	111% (19%)	69% (70%)	71% (47%)	214% (64%)	203% (142%)	94% (18%)
	Min	2.24%	25.90%	46.00%	2.06%	75.41%	78.62%	71.71%	81.06%	0.20%	23.83%	120.78%	18.73%	72.76%

表2.13 以六種GCM模擬在RCP4.5濃度途徑下各森林類型適生面積的面變化。

Orange: Relative decrease between 50% to 80%

Red: Relative decrease between 80% to 100%

Baseline =100%		Subalpine		Temperate to Subtropical						Tropical			Monsoon	
		C1A01	C1A02	C2A03	C2A04	C2A05	C2A06	C2A07	C2A08	C3A09	C3A10	C3A11	C5A13	C6A15
2025	Max	82.88%	99.39%	98.62%	77.58%	102.56%	100.46%	112.38%	103.39%	221.63%	132.52%	128.76%	193.83%	93.90%
	Mean (SD)	75% (5%)	92% (4%)	94% (3%)	71% (5%)	98% (4%)	95% (4%)	101% (6%)	100% (2%)	151% (53%)	118% (12%)	119% (12%)	136% (43%)	87% (5%)
	Min	69.10%	88.17%	90.77%	64.29%	92.40%	88.65%	95.19%	97.85%	84.29%	99.59%	95.38%	76.79%	79.09%
2035	Max	68.00%	94.36%	94.43%	49.15%	104.54%	102.89%	105.57%	106.43%	553.19%	166.72%	194.64%	301.88%	94.54%
	Mean (SD)	52.63% (8.94%)	83.2% (6.46%)	85.41% (6.8%)	41.23% (5.42%)	95.56% (9.97%)	89.94% (9.9%)	96.55% (5.64%)	95.22% (5.81%)	223.15% (170.79%)	134.08% (23.88%)	156.15% (27.45%)	188.86% (94.97%)	81.47% (12.43%)
	Min	44.01%	77.02%	78.45%	33.85%	79.46%	74.48%	90.35%	89.82%	93.33%	96.82%	113.16%	64.34%	60.79%
2050	Max	45.17%	83.02%	72.81%	26.69%	100.91%	104.06%	100.65%	115.29%	378.29%	137.71%	255.73%	345.09%	95.96%
	Mean (SD)	28% (11%)	67% (11%)	68% (5%)	18% (7%)	93% (8%)	91% (9%)	94% (5%)	97% (12%)	170% (132%)	114% (28%)	205% (34%)	188% (104%)	80% (10%)
	Min	14.27%	51.03%	58.93%	7.86%	81.51%	77.44%	87.83%	83.59%	6.81%	62.42%	167.28%	66.32%	66.24%
2065	Max	28.81%	71.48%	59.90%	9.76%	97.84%	95.62%	111.58%	111.69%	492.28%	128.06%	328.70%	379.45%	123.69%
	Mean (SD)	15% (10%)	51% (16%)	54% (6%)	6% (3%)	87% (10%)	83% (8%)	99% (11%)	96% (13%)	196% (182%)	93% (45%)	261% (46%)	181% (127%)	83% (21%)
	Min	3.16%	28.36%	43.77%	2.48%	74.79%	74.31%	84.05%	80.84%	0.11%	9.31%	197.42%	38.17%	67.95%
2080	Max	15.90%	56.23%	50.19%	4.20%	89.79%	97.66%	116.86%	126.82%	443.99%	131.76%	337.69%	428.12%	117.24%
	Mean (SD)	6% (6%)	33% (15%)	43% (6%)	2% (2%)	76% (9%)	79% (13%)	104% (11%)	106% (17%)	189% (160%)	92% (47%)	274% (54%)	227% (138%)	72% (24%)
	Min	0.66%	15.12%	34.80%	0.28%	65.61%	59.32%	90.56%	81.72%	2.50%	9.07%	217.24%	35.58%	44.55%
2100	Max	8.29%	41.29%	43.16%	2.79%	80.13%	96.19%	142.64%	136.79%	444.42%	153.08%	401.84%	483.89%	88.98%
	Mean (SD)	3% (3%)	20% (12%)	34% (8%)	1% (1%)	64% (9%)	73% (17%)	105% (21%)	112% (19%)	173% (166%)	89% (53%)	309% (56%)	241% (155%)	61% (25%)
	Min	0.25%	6.28%	22.19%	0.06%	56.17%	44.82%	82.28%	79.97%	4.46%	8.62%	251.54%	25.17%	18.38%

表2.14 以六種GCM模擬在RCP8.5濃度途徑下各森林類型適生面積的面變化。

Orange: Relative decrease between 50% to 80%
Red: Relative decrease between 80% to 100%

表 2.15 CSIRO-Mk3-6-0 模型下（最暖濕）對於森林植群適生面積相對變化量的預測。

		C1A01	C1A02	C2A03	C2A04	C2A05	C2A06	C2A07	C2A08	C3A09	C3A10	C3A11	C5A13	C6A15
RCP 4.5	current	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%
	2025	63.78%	86.36%	93.73%	74.67%	99.16%	101.80%	109.81%	100.11%	99.48%	87.25%	122.24%	77.92%	92.94%
	2035	36.31%	73.48%	83.37%	45.22%	99.15%	95.86%	127.55%	98.05%	84.18%	62.27%	156.70%	30.33%	96.27%
	2050	19.01%	56.51%	67.63%	25.07%	95.68%	98.56%	101.95%	106.35%	30.93%	66.95%	187.95%	27.16%	106.78%
	2065	8.73%	40.41%	52.57%	6.85%	86.97%	99.13%	94.84%	114.50%	2.75%	69.57%	207.45%	17.60%	113.45%
	2080	4.51%	33.52%	48.81%	9.76%	81.36%	108.96%	83.95%	116.85%	0.20%	44.89%	228.96%	21.90%	118.42%
	2100	2.24%	25.90%	46.00%	7.67%	75.41%	117.69%	74.47%	114.56%	0.20%	23.83%	263.62%	18.73%	123.48%
RCP 8.5	current	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%
	2025	69.10%	88.17%	97.26%	66.99%	92.40%	94.41%	101.34%	103.39%	91.05%	123.30%	121.07%	95.85%	85.83%
	2035	44.19%	77.02%	93.48%	36.91%	79.46%	96.30%	96.75%	106.43%	102.92%	145.49%	142.10%	87.66%	80.30%
	2050	14.27%	51.03%	67.88%	22.17%	81.51%	104.06%	97.68%	115.29%	6.81%	62.42%	190.96%	66.32%	95.96%
	2065	3.16%	28.36%	50.84%	7.27%	74.79%	95.62%	109.49%	106.35%	0.11%	9.31%	274.88%	38.17%	123.69%
	2080	0.66%	15.12%	34.80%	4.20%	65.61%	97.66%	99.31%	107.77%	2.50%	9.07%	327.72%	35.58%	117.24%
	2100	0.25%	6.28%	22.19%	0.91%	56.17%	96.19%	96.10%	105.42%	4.46%	8.62%	401.84%	25.17%	88.98%

表 2.16 HadGEM2-AO 模型下（暖乾情境）對於森林植群適生面積相對變化量的預測。

		C1A01	C1A02	C2A03	C2A04	C2A05	C2A06	C2A07	C2A08	C3A09	C3A10	C3A11	C5A13	C6A15
RCP 4.5	current	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%
	2025	64.01%	84.74%	92.73%	69.96%	99.41%	92.49%	92.47%	94.27%	84.49%	136.00%	156.16%	70.32%	87.40%
	2035	36.00%	69.30%	80.60%	36.68%	99.45%	89.77%	91.50%	77.02%	69.12%	148.17%	247.09%	56.45%	79.01%
	2050	26.07%	60.31%	64.33%	13.86%	102.53%	92.09%	86.99%	93.67%	61.98%	144.39%	218.08%	61.38%	79.76%
	2065	17.40%	51.35%	54.80%	5.50%	98.25%	94.81%	89.96%	107.35%	75.02%	123.15%	202.92%	64.35%	78.75%
	2080	14.08%	46.93%	53.33%	3.28%	91.22%	93.90%	79.95%	105.05%	22.24%	140.44%	231.53%	74.23%	78.60%
	2100	11.28%	42.52%	50.77%	4.33%	86.55%	86.23%	71.71%	102.23%	13.89%	152.02%	270.85%	85.04%	75.50%
RCP 8.5	current	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%
	2025	76.99%	88.74%	91.18%	77.58%	100.15%	100.46%	98.02%	98.10%	173.15%	127.20%	128.76%	76.79%	79.09%
	2035	55.77%	79.01%	78.45%	49.15%	102.76%	102.89%	99.70%	92.65%	148.32%	141.29%	169.52%	64.34%	60.79%
	2050	23.79%	61.20%	58.93%	26.69%	99.29%	86.59%	97.79%	83.59%	89.18%	134.16%	255.73%	94.09%	79.84%
	2065	8.11%	43.86%	43.77%	9.76%	93.47%	79.74%	84.05%	80.84%	63.44%	121.00%	328.70%	134.10%	90.08%
	2080	3.19%	25.98%	37.42%	3.79%	77.76%	77.54%	103.86%	92.19%	80.33%	129.70%	337.69%	170.54%	44.55%
	2100	1.14%	14.70%	28.53%	0.84%	62.37%	72.86%	102.22%	115.58%	19.74%	153.08%	322.16%	162.86%	18.38%

表 2.17 MIROC5 模型下（氣溫上升但降水總量與基礎年期接近的情境）對於森林植群適生面積相對變化量的預測。

		C1A01	C1A02	C2A03	C2A04	C2A05	C2A06	C2A07	C2A08	C3A09	C3A10	C3A11	C5A13	C6A15
RCP 4.5	current	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%
	2025	68.64%	91.81%	86.72%	74.67%	100.90%	99.85%	104.91%	111.32%	136.65%	113.00%	76.21%	134.90%	88.03%
	2035	44.77%	80.15%	73.95%	46.68%	102.11%	99.03%	108.76%	116.38%	181.01%	119.02%	80.89%	137.47%	79.03%
	2050	36.18%	76.23%	62.30%	31.76%	101.79%	100.87%	95.42%	114.07%	170.88%	108.44%	100.65%	210.85%	102.40%
	2065	28.38%	71.54%	51.29%	16.70%	101.18%	104.43%	87.85%	118.93%	156.49%	96.71%	114.18%	288.90%	93.29%
	2080	17.51%	58.69%	50.22%	7.49%	96.24%	106.76%	85.26%	127.30%	146.79%	73.50%	111.39%	316.73%	99.62%
	2100	9.98%	47.04%	47.81%	4.68%	92.48%	98.68%	80.94%	137.69%	122.36%	57.68%	120.78%	340.83%	98.27%
RCP 8.5	current	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%
	2025	75.41%	94.23%	98.62%	72.83%	92.49%	97.53%	102.52%	99.01%	221.63%	132.52%	95.38%	193.83%	91.28%
	2035	53.73%	86.93%	94.43%	44.07%	87.82%	84.46%	91.22%	95.68%	553.19%	166.72%	113.16%	301.88%	92.74%
	2050	24.81%	69.10%	72.81%	21.63%	85.82%	98.33%	87.83%	100.22%	163.61%	125.91%	173.70%	345.09%	77.21%
	2065	9.12%	50.60%	56.35%	7.41%	78.84%	88.84%	97.92%	105.69%	241.02%	78.51%	226.96%	379.45%	70.77%
	2080	3.71%	32.46%	41.45%	1.38%	70.63%	88.06%	90.56%	126.82%	211.98%	70.73%	217.24%	428.12%	62.42%
	2100	1.38%	18.67%	30.76%	0.28%	61.08%	76.83%	82.28%	136.79%	187.19%	61.76%	262.93%	483.89%	44.44%

表 2.18 CCM4 模型下（溫度及降水改變幅度最緩和的情境）對於森林植群適生面積相對變化量的預測。

		C1A01	C1A02	C2A03	C2A04	C2A05	C2A06	C2A07	C2A08	C3A09	C3A10	C3A11	C5A13	C6A15
RCP 4.5	current	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%
	2025	80.58%	97.06%	88.16%	65.69%	103.11%	108.26%	97.79%	102.69%	185.62%	101.71%	96.98%	173.08%	84.06%
	2035	62.54%	91.93%	77.70%	31.44%	105.21%	114.08%	88.27%	99.21%	302.46%	98.94%	117.79%	273.07%	79.45%
	2050	50.71%	86.27%	75.07%	28.50%	101.21%	107.75%	76.95%	106.45%	277.51%	117.11%	117.99%	257.31%	87.47%
	2065	40.47%	80.54%	74.49%	30.37%	94.54%	100.46%	65.22%	107.88%	243.92%	137.07%	136.97%	237.91%	99.45%
	2080	35.33%	74.10%	74.41%	15.92%	91.84%	91.75%	82.79%	108.86%	312.74%	115.49%	145.89%	305.30%	85.80%
	2100	31.01%	68.69%	67.80%	2.06%	93.71%	81.93%	100.66%	112.11%	158.63%	99.08%	154.36%	358.43%	72.76%
RCP 8.5	current	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%
	2025	73.87%	91.73%	91.87%	72.03%	99.87%	88.65%	112.38%	99.66%	161.94%	108.78%	116.94%	154.48%	85.78%
	2035	50.09%	82.43%	82.56%	42.80%	102.27%	74.48%	105.57%	93.35%	222.38%	119.44%	163.62%	257.59%	84.82%
	2050	35.66%	74.04%	67.29%	17.43%	99.97%	77.44%	90.40%	92.63%	261.51%	122.09%	215.24%	232.96%	80.67%
	2065	25.10%	64.95%	56.64%	4.61%	94.87%	75.42%	88.30%	85.70%	288.55%	128.06%	282.24%	167.82%	71.32%
	2080	11.48%	42.89%	50.19%	1.81%	81.05%	59.32%	116.12%	106.62%	285.79%	118.51%	233.63%	284.51%	71.17%
	2100	3.75%	25.42%	43.16%	0.37%	69.13%	44.82%	142.64%	112.66%	264.27%	95.59%	251.54%	275.19%	72.03%

表 2.19 CESM1-CAM5 模型下對於森林植群適生面積相對變化量的預測。

		C1A01	C1A02	C2A03	C2A04	C2A05	C2A06	C2A07	C2A08	C3A09	C3A10	C3A11	C5A13	C6A15
RCP 4.5	current	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%
	2025	79.59%	92.03%	93.52%	67.09%	96.78%	94.79%	92.45%	101.40%	218.11%	144.41%	110.27%	129.87%	86.27%
	2035	59.77%	85.94%	82.96%	38.98%	90.97%	93.81%	87.17%	104.78%	406.33%	162.78%	120.45%	153.31%	80.20%
	2050	39.00%	70.21%	78.94%	13.53%	87.80%	100.31%	91.87%	105.20%	356.94%	138.63%	149.86%	179.12%	67.76%
	2065	24.01%	57.75%	65.65%	5.53%	87.72%	98.23%	101.90%	101.90%	350.51%	102.54%	187.07%	217.40%	74.15%
	2080	14.16%	47.99%	63.22%	8.59%	81.19%	93.20%	117.36%	107.48%	359.56%	72.90%	199.40%	178.83%	71.97%
	2100	7.69%	38.87%	57.00%	9.88%	79.35%	78.62%	120.76%	116.86%	113.90%	51.50%	211.54%	137.50%	93.04%
RCP 8.5	current	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%
	2025	69.67%	89.90%	93.53%	71.61%	97.57%	92.37%	99.47%	97.85%	176.41%	118.76%	126.15%	145.13%	93.90%
	2035	44.01%	79.43%	82.63%	40.58%	96.54%	88.33%	95.71%	93.35%	218.77%	134.71%	153.88%	231.92%	94.54%
	2050	24.97%	60.62%	70.68%	7.86%	88.31%	88.60%	100.65%	103.85%	378.29%	137.71%	167.28%	148.18%	81.22%
	2065	13.34%	44.29%	59.90%	2.48%	80.24%	83.85%	111.58%	111.69%	492.28%	107.92%	197.42%	84.22%	74.50%
	2080	3.71%	24.17%	46.73%	0.28%	69.23%	80.13%	116.86%	118.54%	443.99%	91.10%	229.65%	143.19%	66.63%
	2100	0.66%	11.93%	33.77%	0.06%	56.53%	76.68%	112.50%	119.75%	444.42%	76.39%	283.19%	189.86%	65.84%

表 2.20 GISS-E2-R 模型下對於森林植群適生面積相對變化量的預測。

		C1A01	C1A02	C2A03	C2A04	C2A05	C2A06	C2A07	C2A08	C3A09	C3A10	C3A11	C5A13	C6A15
RCP 4.5	current	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%
	2025	76.82%	96.32%	88.91%	75.77%	101.71%	97.20%	96.26%	105.35%	121.16%	106.47%	111.29%	102.55%	90.41%
	2035	57.09%	89.69%	78.30%	52.59%	101.27%	98.13%	87.84%	99.58%	141.81%	118.54%	157.59%	100.98%	84.46%
	2050	47.78%	85.81%	69.98%	38.70%	102.00%	95.96%	81.19%	98.93%	226.95%	123.57%	168.50%	168.38%	86.12%
	2065	40.20%	80.83%	60.08%	25.53%	104.72%	99.29%	78.49%	97.87%	169.93%	111.04%	179.98%	261.53%	87.08%
	2080	36.81%	80.31%	59.78%	19.35%	106.54%	89.88%	90.94%	88.62%	141.16%	69.49%	216.62%	329.68%	96.37%
	2100	34.28%	79.50%	54.38%	13.97%	110.09%	85.33%	101.35%	81.06%	7.06%	42.87%	261.74%	276.19%	98.83%
RCP 8.5	current	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%
	2025	82.88%	99.39%	90.77%	64.29%	102.56%	95.87%	95.19%	101.70%	84.29%	99.59%	124.42%	148.92%	87.10%
	2035	68.00%	94.36%	80.92%	33.85%	104.54%	93.18%	90.35%	89.82%	93.33%	96.82%	194.64%	189.77%	75.64%
	2050	45.17%	83.02%	68.53%	14.41%	100.91%	93.35%	91.12%	87.39%	121.53%	101.88%	228.91%	239.07%	66.24%
	2065	28.81%	71.48%	57.11%	4.78%	97.84%	74.31%	103.12%	86.46%	92.31%	114.73%	256.37%	279.63%	67.95%
	2080	15.90%	56.23%	49.70%	2.94%	89.79%	72.30%	95.87%	81.72%	111.41%	131.76%	300.04%	297.81%	70.49%
	2100	8.29%	41.29%	43.04%	2.79%	80.13%	70.67%	92.90%	79.97%	117.24%	137.36%	334.83%	307.98%	75.57%

（五） 氣候變遷下的遷徙廊道與避難所分析

本計畫依據 6 種大氣環流模型提供的未來氣候資料，進行未來的臺灣地區森林變遷分析。理論上，每一種環流模型係就未來的大氣及海洋環境變化，經由統計或動力模擬方法，提出未來氣候狀態的可能變化方向。當然，利用將來的實測氣候數據，可以進行各種環流模型的擬合程度驗證，並選出最佳的擬合模型；然而，就缺乏未來氣候實測數據的現階段而言，每一種大氣環流模型都指出未來的可能發展方向之一，故應具有等量的參考價值。因此，在處理氣候變遷模擬分析時，經常採用投票法（Majority voting）及等量權重方式，觀察不同模型預測結果的分布情形，找出多數模型認可的變遷方向，代表發生機率最高的變遷趨勢。

因此，本節選定氣候變遷下遭受衝擊程度最高的五種森林類型：水青岡山地落葉霧林（C2A04）、亞高山針葉灌叢及森林（C1A01）、冷杉-鐵杉上部山地針葉林（C1A02）、柯屬-杜英屬山地霧林（C3A09）及八角茴香-椆屬熱帶季風林（C5A13）。依據 6 種大氣環流模型下的預測適生棲地位置進行 Majority voting，每個網格分別取得 0 分（每個大氣環流模型皆判斷為非適生棲地）至 6 分（每個大氣環流模型皆判斷為適生棲地），並按 6 個不同未來階段製圖，比較適生棲地熱點的時間與空間變化，據以找出可能的遷徙廊道（適生棲地熱點隨時間朝特定方向移動）或避難所（適生棲地熱點隨時間逐漸濃縮、群聚）。

對水青岡山地落葉霧林（C2A04）分析結果顯示：多數氣候模型（83.33%）指出，迄 21 世紀末烏來區波露山的氣候環境適合臺灣水青岡生存，且周邊棲地逐漸向波露山濃縮群聚，可能成為重要的避難所；中等數量氣候模型（50%-75%）指出，烏來區露門山至阿玉山稜線亦可能為臺灣水青岡的避難所；部分氣候模型（33%-50%）指出，南澳鄉中興崗、三星池一帶及嘉平林道沿線（佐宇漢山至給里洛山海拔約 1700m 至 2000m 處）亦是可能的避難所。少數模型（33.33%）指出，大白山、蘭坎山、拉拉山等地的水青岡族群仍有殘存的機會，但棲地面積縮減嚴重。此外，現生於銅山的臺灣水青岡族群，其適生棲地可能往翠峰湖、中興崗及三星山沿線推移，針對模擬所得之推移路線，可考慮以人工輔助方式，營造加速臺灣水青岡幼苗建立的森林環境，以提高其族群的適存度與韌性（圖 2.30）。

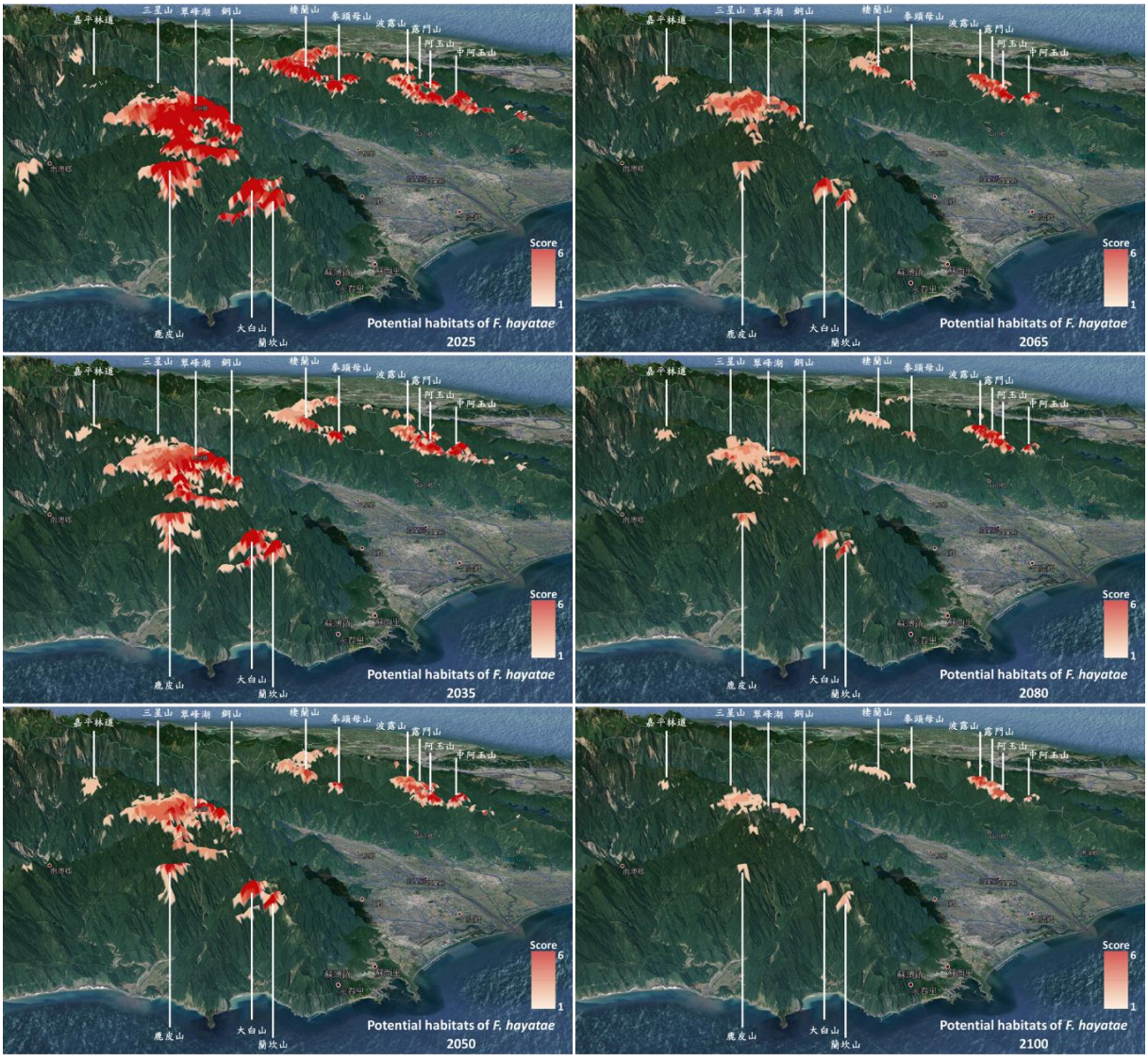


圖2.30 根據六種大氣環流模型產生的水青岡山地落葉霧林適生棲地預測結果，經投票法產生不同未來階段的適生棲地分布熱點，據以歸納可能的避難所與遷徙廊道。

對亞高山針葉灌叢及森林（C1A01）的分析結果顯示，本植群型主要分為中央山脈北段及南段兩部分。所有的大氣環流模型（100%）指出，亞高山針葉灌叢植群將向高海拔遷徙，地形隔離程度明顯提高。在台灣北部，所有模型（100%）一致呈現雪山、南湖大山及大雪山可能為最終的避難所；少數模型（16.67%-33.33%）指出，白姑大山、合歡山、奇萊山等地，亦有成為避難所的機會。在台灣南部，所有模型（100%）一致呈現大水窟山、雙頭山、三叉向陽山、關山及卑南主山為可能的避難所；部分模型（50%）指出，玉山及北大武山也有成為避難所的機會。整體而言，雪山東稜、合歡東峰、大雪山尾段、南面山、南大武山等低於 3500 公尺的山頭，未來很可能不再是本植群型的適存地點，對於特有或狹窄分布於這些地點的稀有物種，應及早預擬保護措施（圖 2.31）。

對冷杉-鐵杉上部山地針葉林（C1A02）的分析結果顯示，鐵冷杉植群型在中央山脈的現生分布大致分為北段及南段兩個主要部分。北段部分以雪山山系的雪山、大雪山及白姑大山為一群，另以南湖大山、中央尖山、合歡山至奇萊山為一群；南段則以秀姑巒山、玉山延伸至關山及卑南主山為一大群；中部的干卓萬山塊及最南端的大武山塊屬於與其他現生族群隔離的棲地範圍。所有的大氣環流模型（100%）指出，鐵冷杉植群將向高海拔遷徙，惟族群片斷化情形不若亞高山針葉灌叢植群型嚴重。所有模型（100%）一致呈現，北台灣鐵冷杉適存棲地未來將略為限縮，並區分為雪山山塊、白姑山塊及中央山脈北段（南湖至奇萊）三群；少數模型（33.33%）指出，目前現存於干卓萬山塊的鐵冷杉族群仍有殘存機會。在台灣南部，所有模型（100%）一致呈現中央山脈南段（秀姑巒山至卑南主山）及玉山山塊鐵冷杉仍可維持連續分布；南、北大武山仍為與中央山脈大族群呈現隔離分布的地點。部分海拔接近 3000 公尺左右的山頭，如出雲山、玉穗山、南面山等，多數模型（66.67%）認為將不再是適合鐵冷杉植群生存的棲地範圍（圖 2.32）。

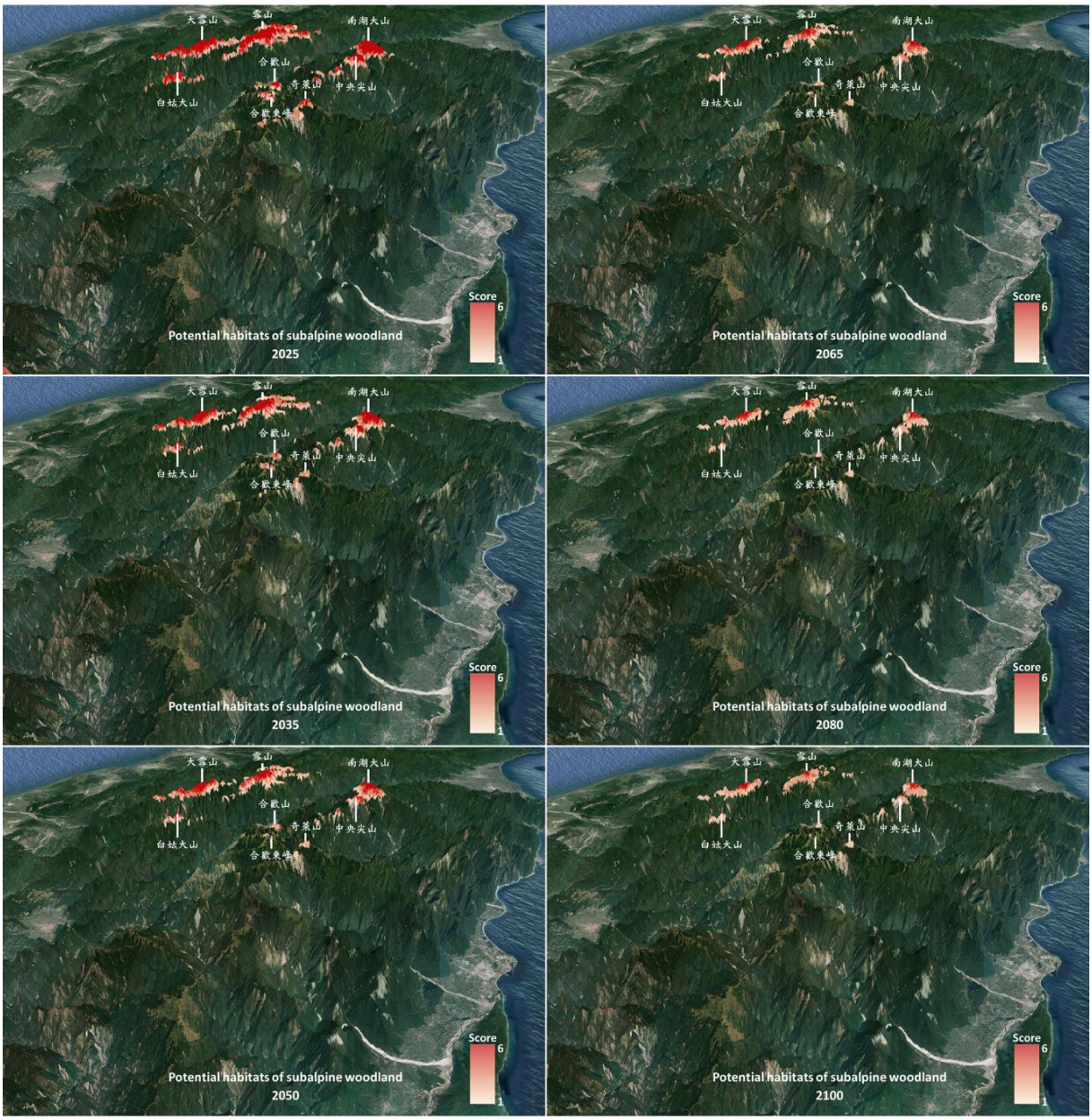


圖2.31(A) 根據六種大氣環流模型產生的亞高山針葉灌叢及森林適生棲地預測結果，經投票法產生不同未來階段的適生棲地分布熱點，據以歸納可能的避難所與遷徙廊道（北臺灣）。

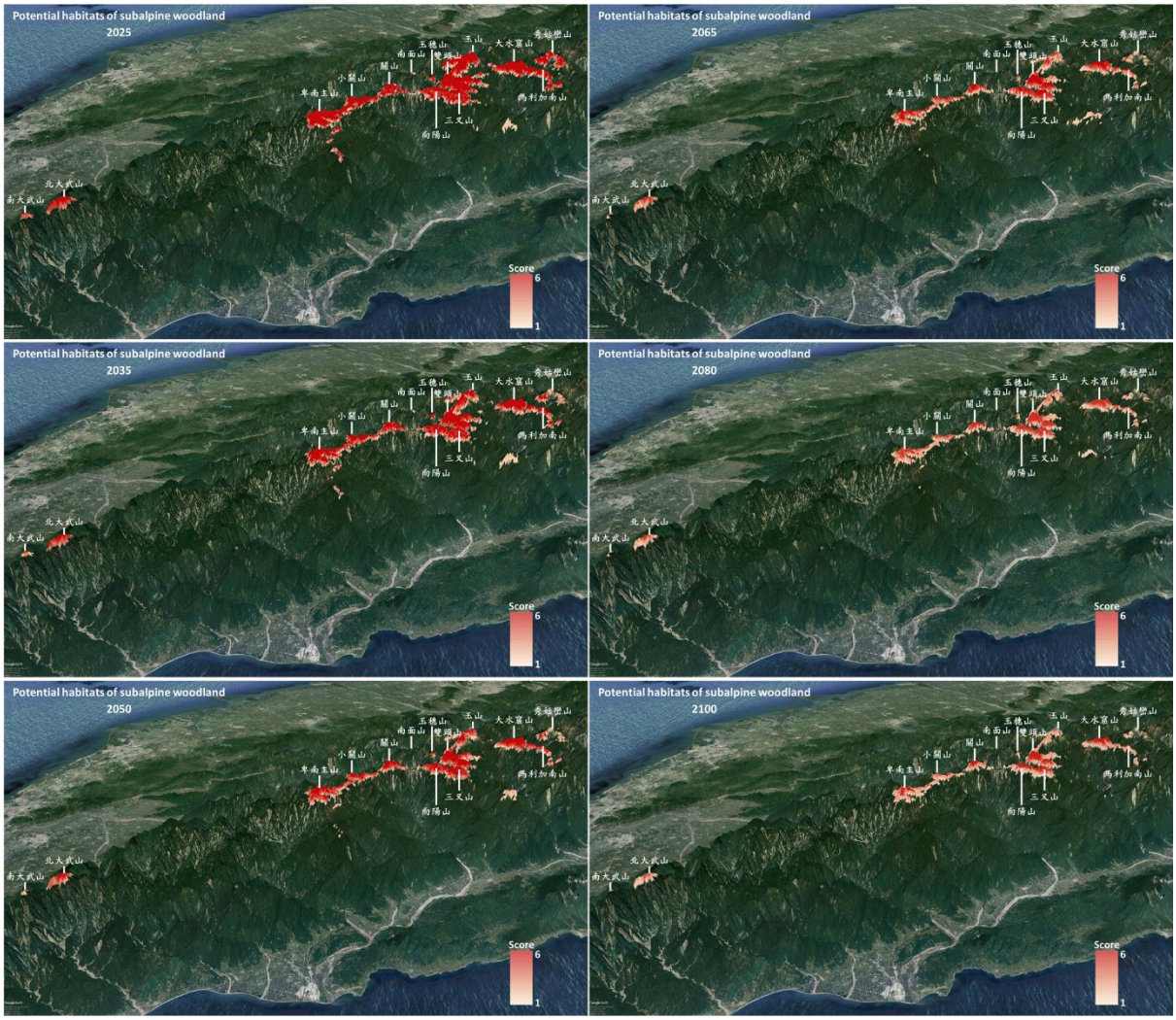


圖2.31(B) 根據六種大氣環流模型產生的亞高山針葉灌叢及森林適生棲地預測結果，經投票法產生不同未來階段的適生棲地分布熱點，據以歸納可能的避難所與遷徙廊道（南臺灣）。

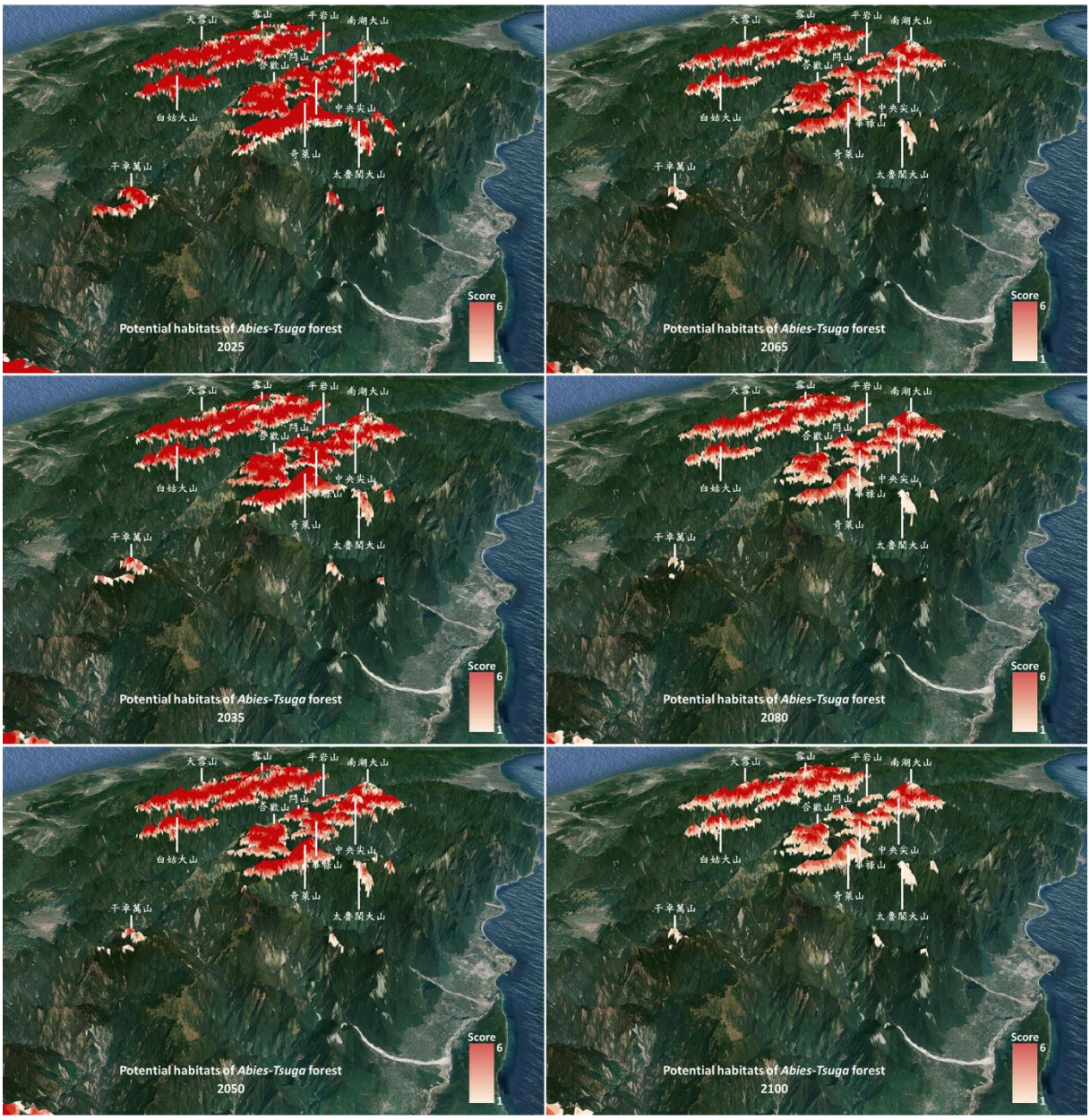


圖2.32(A) 根據六種大氣環流模型產生的冷杉-鐵杉上部山地針葉林適生棲地預測結果，經投票法產生不同未來階段的適生棲地分布熱點，據以歸納可能的避難所與遷徙廊道（北臺灣）。

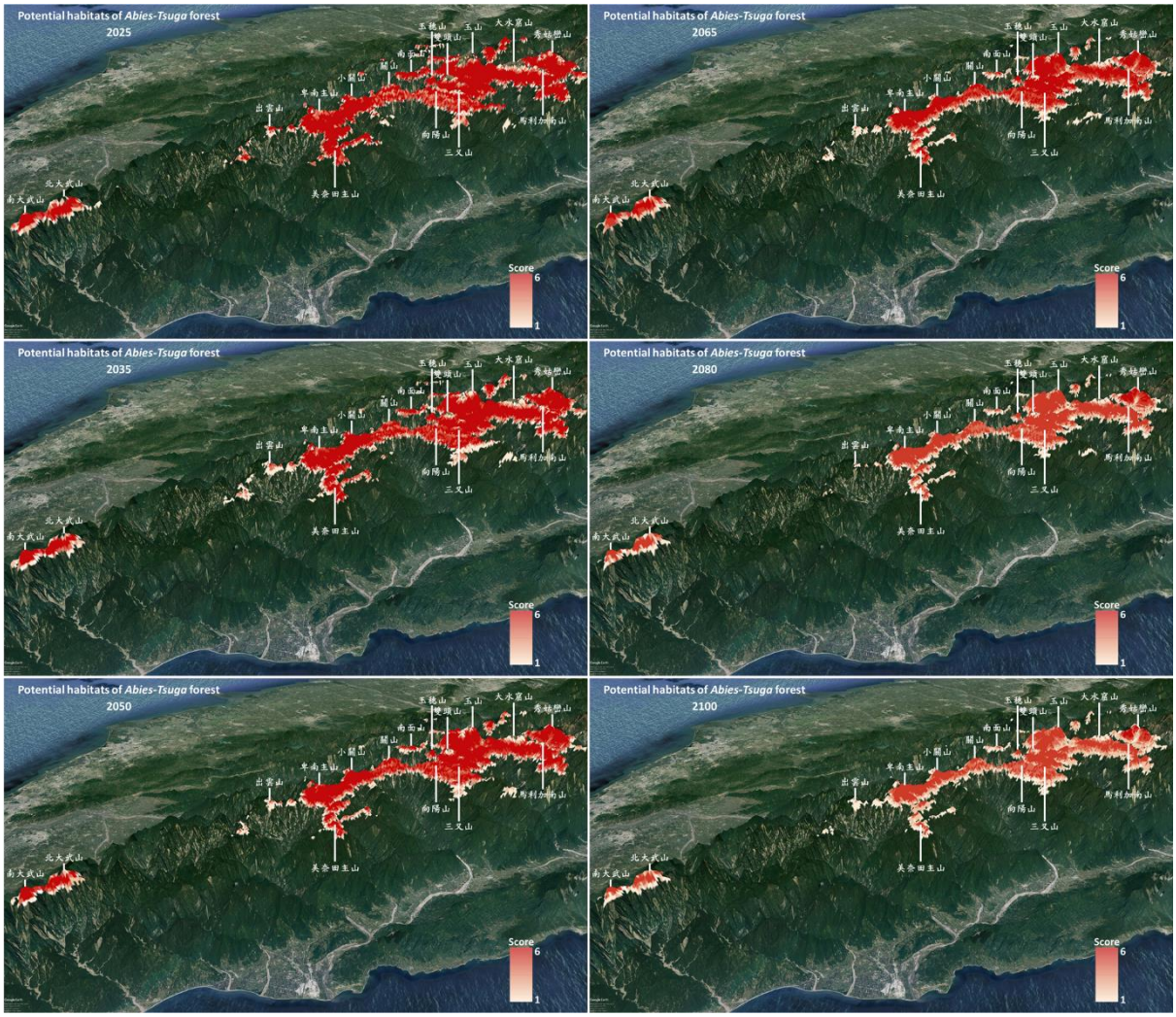


圖2.32(B) 根據六種大氣環流模型產生的冷杉-鐵杉上部山地針葉林適生棲地預測結果，經投票法產生不同未來階段的適生棲地分布熱點，據以歸納可能的避難所與遷徙廊道（南臺灣）。

有關柯屬-杜英屬山地霧林（C3A09）植群型的適存棲地變遷與避難所分析，依據本報告「3.3 以高解析歷史氣候資料建立台灣森林棲位模型」章節說明，影響柯屬-杜英屬山地霧林（C3A09）植群型適生範圍的關鍵因子以雨量為主，包含：PPT4 (34.4%), PPT2 (26.4%), PPT3 (20.5%)。由於不同大氣環流模型對於未來降水量預測的變異較大，導致隨機森林模型適生預測結果的一致性偏低。觀察投票法的結果，也可發現隨著時間階段拉長，柯屬-杜英屬山地霧林植群型適存棲地熱點的分布不如亞高山灌叢、鐵冷杉林或台灣水青岡等高海拔及溫帶植群型集中，顯示不同氣候變遷模型之間，較難對熱帶森林的變化方向提出一致的預測結論（圖 2.33）。但整體而言，柯屬-杜英屬山地霧林植群型的現生分布地點以中央山脈南段的姑子崙山、大漢山等地為主。中等數量至少數模式（33.33%-50.00%）指出，姑子崙山北側至大里力山之面東山區（海拔約 1000m）、內本鹿盆地周圍、知本溪上游、南橫公路及新武呂溪溪谷等地，迄 21 世紀末有可能成為潛在避難所。由於本植群型的氣候變遷預測的不確定性較高，建議仍需配合現地監測及模式技術改善，對預測結果進行滾動修正。

八角茴香-椆屬熱帶季風林（C5A13）植群型的分析結果與柯屬-杜英屬山地霧林（C3A09）植群型近似，本植群型的關鍵氣候因子為溫度、雨量各半，包含：PPT4 (43.2%), Tmin1 (31.6%), TD (25.1%)；然而影響本植群型最重要的因子（東北季風）無法被氣候模型反映出來，加上雨量預測的不確定偏高，導致隨機森林對於 C5A13 的適生範圍預測誤差是所有森林類型中最高的（err=17.5%）。然而，所有的大氣環流模型（100%）一致指出，本植群型的適生範圍，未來可能發生從恆春半島南部向北推移的趨勢。中等數量模式（50%）指出，萬里德山、南仁山等現生地點，2050 年以後可能不再適合熱帶季風林生存；此外，中等數量模式（50.00%-66.67%）顯示達仁鄉、牡丹鄉及獅子鄉山區（海拔約 300m 至 600m），有可能為本植群型迄 21 世紀末的避難所位置（圖 2.34）。

有關前述五種易受衝擊森林遷徙廊道及避難所預測分析，均以「氣候適生棲地」為前提，依據六種大氣環流模型等權重投票結果而得。未來若擬將本項遷徙動態模擬納入保育實務應用，建議再將土地利用現況納入考量，例如涵括森林片斷化、農業及其他人為使用土地分布、人造林地對遷徙廊道的阻隔等因素，使保育策略能同時兼顧林地現況與土地管理等實務需求。

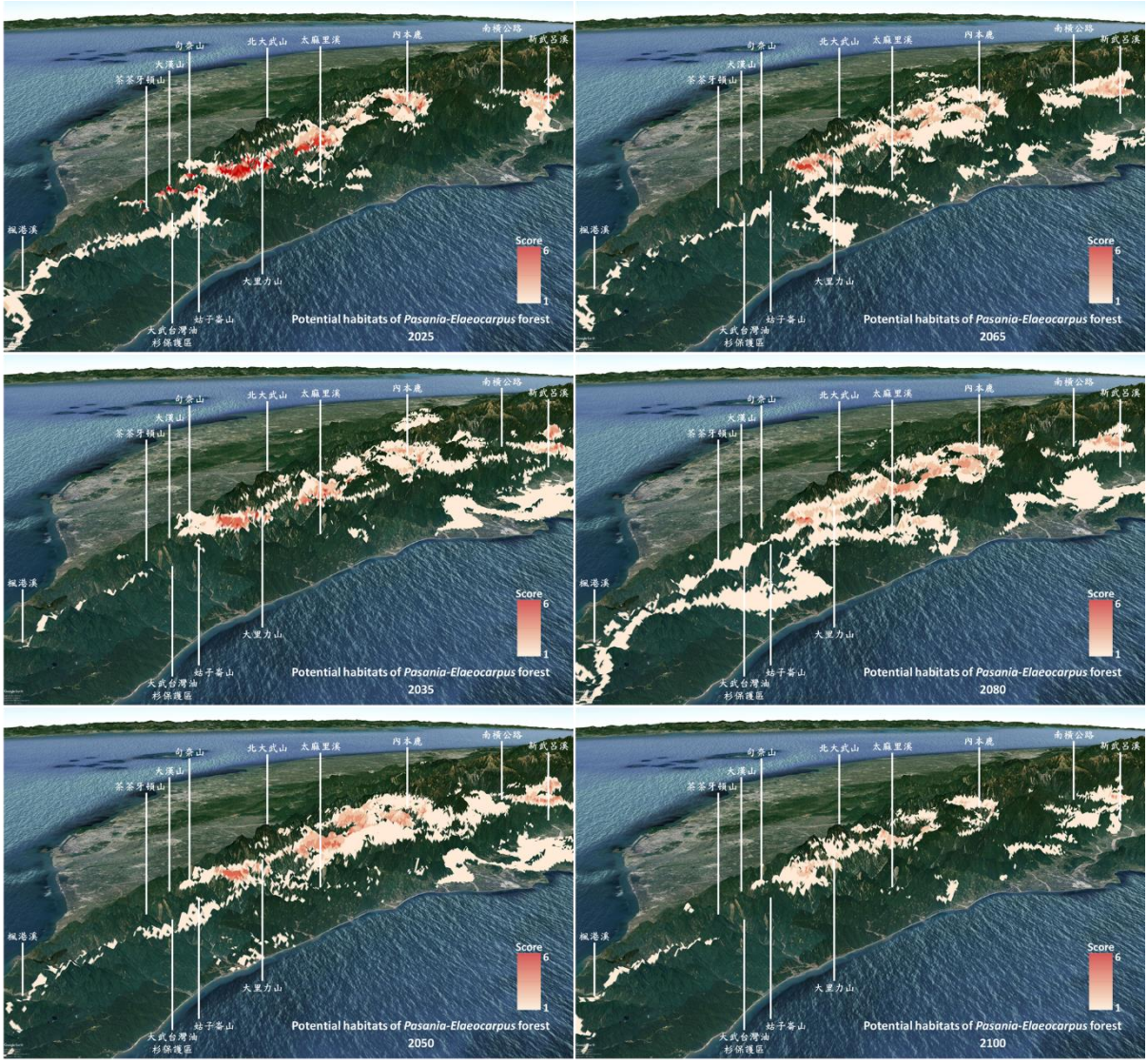


圖2.33 根據六種大氣環流模型產生的柯屬-杜英屬山地霧林適生棲地預測結果，經投票法產生不同未來階段的適生棲地分布熱點，據以歸納可能的避難所與遷徙廊道。

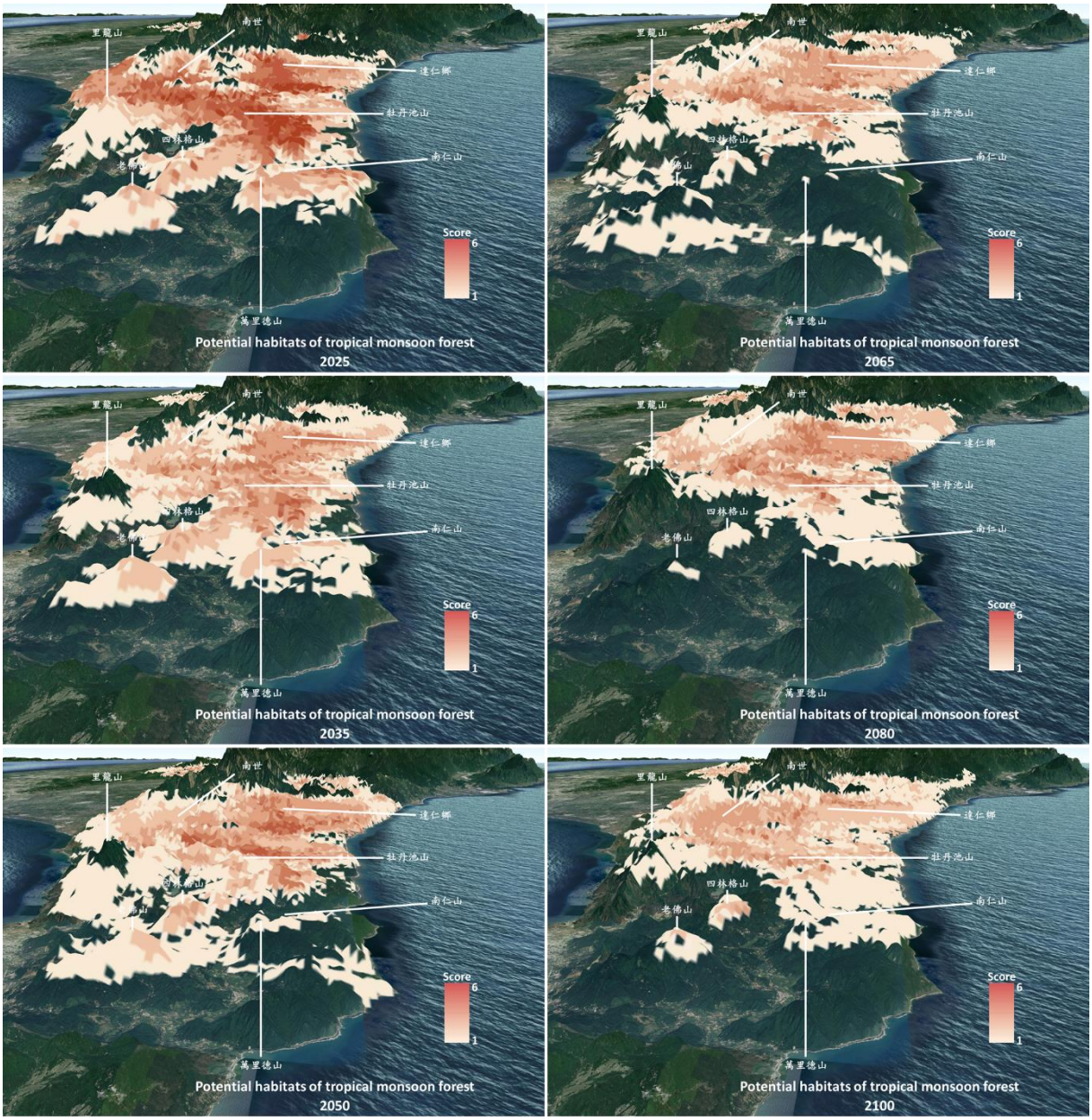


圖2.34 根據六種大氣環流模型產生的八角茴香-椆屬熱帶季風林適生棲地預測結果，經投票法產生不同未來階段的適生棲地分布熱點，據以歸納可能的避難所與遷徙廊道。

（六） 易受氣候變遷衝擊森林生態系之伴隨物種及其保育

根據本計畫研究結果，大致確認水青岡山地落葉霧林（C2A04）及亞高山針葉灌叢及森林（C1A01）將是臺灣地區受到氣候變遷衝擊最顯著的森林類型，暖化將可能導致這兩類森林的現生棲地範圍的大幅減少。其次則為冷杉-鐵杉上部山地針葉林（C1A02），在某些暖化程度較劇烈的情境下，鐵冷杉森林的適生棲地面積亦可能出現縮減。此外，兩種熱帶森林類型：柯屬-杜英屬山地霧林（C3A09）及八角茴香-椆屬熱帶季風林（C5A13）的未來棲地面積變化不確定性較高，但亦有發生適生棲地嚴重縮減的可能性。

受到族群數量稀少、分布範圍狹窄、棲地條件特殊及統計樣本數量不足等因素影響，一般而言，稀有物種的生態棲位模擬及變遷預測是極為困難的。然而，許多稀有物種的野外分布與特定生態系具有高度專一性（例如臺灣許多高山特有物種與高山岩石石礫地的相依關係），一旦所依附的生態系發生空間變化或面積消退，則這些稀有物種將面臨極高的族群波動或滅絕風險。因此，本計畫利用國家植物群多樣性調查計畫成果，篩選受到氣候變遷衝擊程度最高的五種森林類型樣區資料，計算所有物種對於各種森林類型的專一性（以物種出現於該型棲地的百分率代表）。若物種對特定森林類型的專一性高於 50%（含），代表該物種對特定森林類型的依附程度高，當原有生態系的空間位置或組成出現劇烈變化時，有可能對這類物種的生存造成嚴重影響。

表 2.21 羅列國家植群多樣性調查樣區資料內，高度專一於五種易受氣候變遷衝擊植群型的物種。分別為亞高山針葉灌叢及森林（C1A01）7 種，包含 4 個臺灣特有種、3 個紅皮書受威脅等級物種；冷杉-鐵杉上部山地針葉林（C1A02）14 種，包含 5 個臺灣特有種、2 個紅皮書受威脅等級物種；水青岡山地落葉霧林（C2A04）9 種，包含 3 個臺灣特有種、3 個紅皮書受威脅等級物種；柯屬-杜英屬山地霧林（C3A09）33 種，包含 11 個臺灣特有種、15 個紅皮書受威脅等級物種；八角茴香-椆屬熱帶季風林（C5A13）14 種，包含 4 個臺灣特有種、7 個紅皮書受威脅等級物種。

表 2.21 資料可做為未來推動氣候變遷下物種層級保育工作的參考。然而，國家植群多樣性調查計畫係以設立樣區方式對森林進行抽樣調查，對於族群原本就偏低的稀有物種而言，可能面臨取樣不足、或無法有效涵蓋稀有物種族群分布現狀等問題。以本計畫所建置的維管束植物資料庫為例，植群計畫共調查獲得全臺灣 3450 種維管束植物、74 萬筆之分布資料，但其中僅有 370 物種（CR：31

種、EN：94 種、VU：245 種）為臺灣維管束植物紅皮書初評名錄所列之受威脅物種，約佔受威脅植物總數的 40.75%，顯示樣區資料庫無法完全涵蓋受威脅物種的野外現況分布。另外，就標本採集紀錄而言，本研究建置之標本資料庫雖可查得 97%受威脅物種過去的採集紀錄，然而標本採集的空間記錄品質較差，經常僅有地名記錄或僅記錄至度、分等級，不如植群計畫直接採用 GPS 進行調查座標定位精確，故未考慮納入以森林類型為基礎的空間套疊分析使用。

本研究建議，在利用氣候模型及以森林類型為單元基礎，完成氣候變遷下的森林變遷與可能殘存地點的大尺度模擬，找出易受衝擊的森林生態系及空間地點後，仍應聚焦至中、小尺度，針對單一生態系或特定地點，收集歷史調查資料並設立樣區進行細部調查，針對分布狹隘、族群結構出現劣化趨勢、或已遭遇繁殖障礙的物種，擬定合宜的保育與復育策略。

表 2.21 利用國家植群多樣性調查計畫樣區資料，篩選對於五種易受氣候變遷衝擊森林類型高度專一的物種。

植群類型	學名	中名	特有	等級	樣區	**C1 A01**	**C1 A02**	C2 A03	**C2 A04**	C2 A05	C2 A06	C2 A07	C2 A08	**C3 A09**	C3 A10	C3 A11	**C5 A13**	C6 A15	其他
C1A01	*Hypericum monogynum*	金絲桃			1	**100%**													
	Aniselytron treutleri	溝稃草			1	**100%**													
	Daphne morrisonesis	玉山瑞香	是		9	**56%**	**11%**			11%									22%
	Adiantum formosanum	深山鐵線蕨	是	VU	2	**50%**													50%
	Adiantum roborowskii var. *taiwanianum*	台灣高山鐵線蕨	是	VU	2	**50%**				50%									
	Polystichum acanthophyllum	針葉耳蕨			2	**50%**		50%											
	Thalictrum urbaini var. *majus*	大花傅氏唐松草	是	VU	2	**50%**													50%
C1A02	*Dryopteris woodsiisora*	擬岩蕨			2		**100%**												
	Dryopteris costalisora	能高鱗毛蕨	是		1		**100%**												
	Cotoneaster horizontalis	平枝鋪地蜈蚣			1		**100%**												
	Photinia serratifolia var. *ardisiifolia*	台東石楠	是		1		**100%**												
	Lapsanastrum apogonoides	稻槎菜		VU	1		**100%**												
	Nemosenecio formosanus Nord	台灣劉寄奴	是	VU	1		**100%**												
	Sarcococca saligna	柳狀野扇花			4		**75%**												25%
	Moneses uniflora	單花鹿蹄草			5	**20%**	**60%**												20%
	Ctenopteris subfalcata	虎尾蒿蕨			2		**50%**												50%
	Sanicula petagnioides	五葉山芹菜	是		6		**50%**								17%				33%
	Torilis japonica	竊衣			2		**50%**												50%
	Salvia scapiformis	卵葉鼠尾草			2		**50%**			50%									
	Lapsanastrum takasei	台灣稻槎草	是		2		**50%**												50%

植群類型	學名	中名	特有	等級	樣區	C1 A01	C1 A02	C2 A03	C2 A04	C2 A05	C2 A06	C2 A07	C2 A08	C3 A09	C3 A10	C3 A11	C5 A13	C6 A15	其他
	Trillium tschonoskii	延齡草			2		**50%**												50%
C2A04	*Huperzia cunninghamioides*	寬葉石松		CR	1				**100%**										
	Viscum alniformosanae	台灣槲寄生	是		1				**100%**										
	Enkianthus perulatus	台灣吊鐘花		VU	1				**100%**										
	Fagus hayatae	台灣水青岡			36				**86%**										14%
	Hydrangea paniculata	水亞木			6				**83%**										17%
	Ranunculus cheirophyllus	掌葉毛茛	是		3				**67%**										33%
	Viola tenuis	心葉茶匙黃			3				**67%**										33%
	Asarum taipingshanianum	太平山細辛	是	VU	8			25%	**63%**										13%
	Viburnum erosum	松田氏莢迷			28			18%	**50%**	4%									29%
C3A09	*Crepidomanes pallidum*	毛葉蕨		VU	2									**100%**					
	Cyathea loheri	南洋桫欏			15									**100%**					
	Pteris × wulaiensis	烏來鳳尾蕨	是	CR	4									**100%**					
	Cyclosorus dictyoclinoides	溪邊蕨		EN	1									**100%**					
	Thelypteris ornate	刺柄金星蕨		EN	1									**100%**					
	Grammitis jagoriana	擬禾葉蕨			2									**100%**					
	Grammitis nuda	長孢禾葉蕨	是		1									**100%**					
	Pilea japonica	日本冷水麻		VU	1									**100%**					
	Illicium tashiroi	東亞八角			5									**100%**					
	Begonia wutaiana	霧台秋海棠		VU	1									**100%**					
	Scutellaria taiwanensis	台灣黃芩	是	VU	3									**100%**					

植群類型	學名	中名	特有	等級	樣區	**C1 A01**	**C1 A02**	C2 A03	**C2 A04**	C2 A05	C2 A06	C2 A07	C2 A08	**C3 A09**	C3 A10	C3 A11	**C5 A13**	C6 A15	其他
	Bulbophyllum aureolabellum	小豆蘭	是		1									**100%**					
	Calanthe angustifolia	矮根節蘭		VU	1									**100%**					
	Elaphoglossum luzonicum	台灣舌蕨		VU	14					7%				**86%**	7%				
	Grammitis reinwardtii	毛禾葉蕨			5									**80%**					20%
	Hymenophyllum devolii	台灣膜蕨	是		12			7%			8%			**75%**					83%
	Tectaria yunnanensis	雲南三叉蕨			4							25%		**75%**					
	Rhododendron tashiroi	大武杜鵑			4					25%				**75%**					
	Thelypteris laxa	柔葉金星蕨			7			14%						**71%**					14%
	Myrica adenophora	青楊梅		EN	6									**67%**					33%
	Calymmodon gracilis	疏毛荷包蕨			11					18%				**64%**	9%				9%
	Cephalomanes apiifolium	毛桿蕨			8						13%			**63%**				25%	
	Ctenopteris tenuisecta	細葉蒿蕨		VU	8					25%				**63%**					13%
	Pasania dodoniifolia	柳葉石櫟	是	VU	26									**62%**	30%		**4%**		4%
	Hymenophyllum holochilum	南洋厚壁蕨			5				**20%**					**60%**				20%	
	Grammitis fenicis	短柄禾葉蕨			5									**60%**				40%	
	Polygala arcuate	巨葉花遠志	是	VU	12			8%		17%				**58%**					17%
	Asarum hypogynum	下花細辛	是	VU	14					29%				**57%**	7%				7%
	Grammitis congener	大武禾葉蕨			17					18%	12%			**53%**				12%	6%
	Litsea akoensis var. *sasakii*	狹葉木薑子	是		6									**50%**	50%				
	Begonia austrotaiwanensis	南台灣秋海棠	是	VU	2									**50%**	50%				
	Cephalantheropsis calanthoides	白花肖頭蕊蘭			4							25%		**50%**	25%				

植群類型	學名	中名	特有	等級	樣區	**C1 A01**	**C1 A02**	C2 A03	**C2 A04**	C2 A05	C2 A06	C2 A07	C2 A08	**C3 A09**	C3 A10	C3 A11	**C5 A13**	C6 A15	其他
	Dendrobium somai	小雙花石斛	是	VU	2									**50%**	50%				
C5A13	*Schizaea dichotoma*	分枝莎草蕨		CR	1												**100%**		
	Lindsaea lucida	方柄陵齒蕨		CR	1												**100%**		
	Pasania formosana	台灣石櫟	是	CR	3												**100%**		
	Cymbidium sinense	報歲蘭		CR	3												**100%**		
	Goodyera seikoomontana	歌綠懷蘭	是		1												**100%**		
	Arachnis labrosa	龍爪蘭			1												**100%**		
	Cryptostylis taiwaniana	蓬萊隱柱蘭			11						18%						**64%**	18%	
	Neolitsea buisanensis	武威新木薑子			8										38%		**63%**		
	Neolitsea hiiranensis	南仁新木薑子		VU	5										40%		**60%**		
	Cinnamomum brevipedunculatum	小葉樟	是	VU	13						8%				30%		**54%**		8%
	Acalypha matudai	恆春鐵莧	是		2												**50%**		50%
	Tarenna zeylanica	錫蘭玉心花			4										50%		**50%**		
	Dracaena angustifolia	番仔林投		VU	8										50%		**50%**		
	Flickingeria comate	木槲			2										50%		**50%**		

四、結論與建議

針對本計畫（105 年至 107 年）工作成果，提出結論與建議如下：

（一） 氣候降尺度模型的應用與其未來發展

本計畫已完成臺灣地區氣候降尺度模型 *clim.regression* 的開發，利用動態局部迴歸方法，可針對山區任意地點產製歷史及未來氣候的推估數據，驗證顯示 *clim.regression* 月均溫預測的絕對誤差約 0.5-0.7°C、月累積降雨預測誤差為 40mm。*Clim.regression* 係以臺灣氣候變遷推估資訊平台計畫（TCCIP）之網格化氣候圖資為基礎，對科技部氣候變遷與調適計畫成果進行加值應用；TCCIP 資料目前已被不同領域的氣候變遷與調適研究廣泛應用，包含公共衛生、農糧安全、都市防災及水資源規劃等議題，本計畫採用的氣候數據與上述研究均源於 TCCIP，故具有一致的比較基礎；建議未來可進行氣候變遷情境下的跨領域比較，例如比較特定情境下的森林變遷與水資源分配管理、農林土地使用規劃、生物資源保育的關係，從更高層面提供氣候變遷調適政策參考。

此外，*clim.regression* 係以加拿大英屬哥倫比亞大學（UBC）開發之氣候降尺度工具 ClimateAP（環太平洋地區）及 ClimateNA（北美地區）為架構，透過 TCCIP 數據對臺灣地區進行優化。因此，*clim.regression* 產製之氣候推估數據易與 ClimateAP 及 ClimateNA 進行整合運用。此特點可提高臺灣氣候變遷研究成果與東亞或全球尺度進行交叉比較的優勢，亦可做為後續的發展方向。

（二） 暖化情境下的臺灣森林植群變遷趨勢與殘存地點

本研究利用六種大氣環流模型、兩種暖化情境下的植群變遷模擬，並經投票法找出可能的避難所，或利用適生棲地在空間上的轉移途徑找出潛在遷徙廊道。結果顯示，對亞高山針葉灌叢及森林（C1A01）而言，目前已是臺灣海拔分布最高的植群類型，受到地形限制影響，其適生棲地未來以朝向高海拔推移為主，使各棲地的隔離程度越形提高。結果顯示，中央山脈北段及南段幾座海拔 3500 公尺以上的高山，較有機會成為未來的避難所，包含雪山、南湖大山及大雪山、白姑大山、合歡山、奇萊山、大水窟山、雙頭山、三叉向陽山、關山及卑南主山等地；但對 C1A01 植群型並未觀察到明顯的遷徙廊道。

臺灣的水青岡山地落葉霧林（C2A04）現生分布地點主要為臺灣北部及東北部幾座海拔介於 1400m 至 2000m 的山頭，模擬結果顯示，水青岡森林的適生棲地缺乏向高海拔推移的機會，但現生棲地靠低海拔的一端，可能受到下部常綠闊葉林的擠壓，造成水青岡林帶的狹窄化。現生的幾處棲地，如目前的銅山、大白山、蘭坎山族群，少數模式指出至 21 世紀末仍有可能維持少量面積適合水青岡生長；但多數模式指出，臺灣水青岡最可能的避難所位於波露山、露門山至阿玉山稜線，南澳鄉中興崗、三星池一帶及嘉平林道沿線等地，並藉由避難所位置與現行適生棲地的連結，大致可描繪出翠峰湖往中興崗、三星山東麓一帶為潛在遷徙廊道，可考慮做為人工輔助遷徙的示範推動地點。

本研究發現，氣候變遷模型對於兩種熱帶森林：柯屬-杜英屬山地霧林（C3A09）、八角茴香-椆屬熱帶季風林（C5A13）的預測精確度雖然較差，但約略可發現，這兩種森林迄 21 世紀末的適生棲地均較現生位置往北推移，例如柯屬-杜英屬山地霧林的適生棲地由大漢山-浸水營一帶，移往內本鹿盆地及新武呂溪周邊；八角茴香-椆屬熱帶季風林（C3A09）現存於恆春半島東側及東南側南仁山、萬里德山一帶的棲地，亦可能向北推移至屏東縣牡丹鄉、獅子鄉及台東縣達仁鄉境內的低淺山區。少數的暖化極端情境認為這兩種熱帶森林可能面臨嚴重的棲地喪失；但在多數緩和情境下，顯示這兩種熱帶森林承受的氣候變遷衝擊量相對有限。目前的氣候變遷模型對於熱帶森林的變遷預測效果有限，隨著氣候預測技術的改良（例如 IPCC AR6 的發表，又例如各種氣候變遷模型對與降水預測能力的提升等），有必要進行對應的植群變遷修正，以便及時修正預測結果，並對瀕危族群進行必要的保育處置。

（三） 氣候變遷下的大尺度保育策略建議

本研究發現，不論未來氣候朝向 IPCC 第五次評估報告的任何變遷模型發展，臺灣的水青岡山地落葉霧林（C2A04）皆將面臨極為顯著的衝擊，導致適存棲地的明顯縮減，至 21 世紀末平均可能僅餘 10%以下的棲地面積足供臺灣水青岡生存。此結論代表臺灣水青岡森林已面臨最急迫的氣候變遷衝擊，若森林朝向本研究預測趨勢變化，族群與棲地的縮減將是難以回復的過程，宜在現階段儘速啟動保育措施。對於可能的殘存族群，如目前的銅山、大白山、蘭坎山族群，建議透過持續的樣區監測，掌握現有族群的結構變化與更新情形；對於未來有機會成為避難所的地點，例如波露山、露門山至阿玉山稜線，南澳鄉中興崗、三星池一帶

及嘉平林道沿線等地，宜及早清查當地現有森林狀況，並擇適宜林地（如疏伐林地、或生長狀況較差的造林地等）嘗試引入鄰近臺灣水青岡種原，測試營造異地族群的可能性。

亞高山針葉灌叢及森林（C1A01）面臨的暖化衝擊較水青岡森林來得緩和。暖化程度是影響本型森林棲地殘存量的關鍵因子，RCP 4.5 的最嚴苛模型下，可能僅餘 2.24%的適存面積，但在最緩和模型下，可能仍保有 34.28%的適存面積。對於亞高山針葉灌叢植群，建議除維持現有的高山生態系監測系統外，亦應配合氣候監測網絡，瞭解實際的氣候變化狀況，如落入高度暖化情境，則應增加對亞高山植群的關注與保育強度。受到地理隔離與生物演化背景影響，臺灣的亞高山植群孕育極高的特有物種數量，具有極高的物種多樣性價值，因此，建議應針對族群數量稀少、滅絕壓力較高的高山特有物種優先推動種原保存，增加這些稀有物種的氣候變遷韌性。

熱帶森林的變遷預測是最困難的部分，而且預測結果的不確定性最高。這個問題來自於氣候變遷模型對於未來降水預測的高度不確定，復因熱帶森林分布受水分條件的影響遠高於溫度因子，故而增加預測熱帶森林變遷的困難程度。然而，部分模型指出，未來的氣候暖化若伴隨降水極端化現象，則柯屬-杜英屬山地霧林（C3A09）、八角茴香-椆屬熱帶季風林（C5A13）這兩種熱帶森林可能發生顯著的適生棲地縮減，導致明顯的生態衝擊；若未來降水的變化量相對緩和，則氣候變遷對於熱帶森林的衝擊量相對為低。因此，建議保持對於未來氣候變化的監測，並將降水因子列為熱帶森林研究應收集的重要資料項目，一旦氣候變化趨向降水極端化發展，則應提高對於熱帶森林的關注並啟動相關保護工作。

至於推動保育工作的原則與優先次序，建議參考下列標準：

(1) 對於氣候變遷之風險程度較低的森林類型，以及分布範圍涵蓋多種森林生態系的物種，建議可朝維持棲地品質與現有調查監測方式進行管理即可。

(2) 對於氣候變遷下棲地可能縮減或發生空間變化的森林類型，且現行棲地週邊已為人工植群包圍者，需克服跨越棲地或生態系的阻力，方可能尋得未來可能適存的氣候環境。針對此類生態系、以及高度專一於此類生態系的物種，建議朝向營造棲地廊道或協助散播遷徙等方式，提高其適存能力。例如銅山水青岡族群往翠峰湖、三星山及嘉平林道一線的保育，即可考慮

採用營造棲地廊道或協助散播遷徙等方式進行。

(3) 對於距離現行棲地遙遠的避難所，生物族群可能難以倚賴本身的遷徙能力成功移至未來適宜之活存地點，導致遷徙過程面臨極高的滅絕風險。對於這類狀況，建議可採行人工協助建立異地族群之方式，選定避難區域適宜之劣化棲地或人造林地，以人工方式採取鄰近族群種原後，輔助建立異地族群，提高氣候變遷下的適存度。以本計畫成果為例，即建議可嘗試採取部分臺灣水青岡種原，選定波露山、露門山至阿玉山一帶的適宜林地進行移地栽種，協助建立臺灣水青岡的異地備份族群。

(4) 對於分布範圍極度現縮、現狀已為高度隔離，或是野外族群稀少的物種，一旦氣候變遷或極端氣候事件發生，極容易因少數個體死亡或棲地流失，導致母族群數量與遺傳歧異度的急遽減損，因此有進行遷地保育的立即必要。以本研究成果為例，建議可針對專有於亞高山針葉灌叢植群型的特有物種或紅皮書瀕危物種，盡可能進行野外種原的採集，並選定適宜的場域（例如高海拔苗圃或研究站）進行繁殖保存。一旦野外族群消失，至少仍可保有部分活體及其遺傳資源，以備未來復育或引種之使用。

五、績效指標與期末評核標準達成情形

（一）績效指標：

	細項指標	預估量化值	實際達成數	說明
學術著作發表	國內期刊論文	1	1	已完成台灣地區氣候降尺度模型 *clim.regression* 開發及投稿，並於 TAIWANIA 期刊發表。
	國內研討會論文	1	2	1.107年無人機應用於生物資源調查研討會口頭報告1篇。 2.第十七屆北商大學術論壇口頭報告1篇。
	國際研討會論文	1	5	1.臺灣昆蟲學會主辦之國際蟲癭研討會口頭報告1篇。 2.APFNet及UBC主辦之亞太森林對氣候變遷調適培訓班口頭報告1篇(氣候降尺度模型)。 3.北京林業大學主辦之海峽兩岸國家公園建設青年學者專題交流研習營口頭報告1篇(氣候變遷對台灣森林的衝擊)。 4.日本國立自然科學博物館主辦之東亞及東南亞植物保育研討會演講1場。 5. 2018 ICLEE 9th Conference口頭報告1場。
	研究報告	1	1	農委會科技計畫期末報告1式。
技術/產品/器資材研發改良	新技術/引進項數	1	1	以高解析度氣候模型為基礎，建立臺灣天然植群現生及未來適生分布推估方法一式，提供國內森林及生態領域應用。

（二）期末評核標準：

評核標準	達成情形
利用綜合模式，找出氣候暖化影響下的衝擊地點，提出可能被影響的棲地與物	1.研究結果顯示，不論未來氣候朝向任何變遷模型發展，臺灣的水青岡山地落葉霧林（C2A04）皆將面臨極為顯著的

種清單。	衝擊，導致適存棲地的明顯縮減。亞高山針葉灌叢及森林（C1A01）面臨的暖化衝擊較水青岡森林來得緩和，RCP 4.5 的最嚴苛模型下，可能僅餘 2.24%的適存面積，但在最緩和模型下，可能仍保有 34.28%的適存面積。 2.水分條件變化是影響熱帶森林及季風植群未來適生棲地變化的關鍵因子。最劣的模擬情境顯示，中央山脈尾段的柯屬-杜英屬山地霧林及恆春半島的八角茴香-椆屬熱帶季風林，其適存棲地面積有劇烈縮減的可能性，亦需持續監測並滾動修正未來的變遷預測。 3.已針對五種易受氣候變遷衝擊的森林類型，利用國家植群多樣性調查樣區資料，盤點可能易受影響的維管束植物物種清單如表 2.21。
結合其他細部計畫研究地點，針對已知之易受暖化衝擊生態系，提出現生植群未來可能的遷徙廊道或避難所位置。	結果與討論 3.5 章節已針對五種植群，利用投票法完成遷徙廊道及避難所分析。

六、參考文獻

邱祈榮、梁玉琦、賴彥任、黃名媛（2004）台灣地區氣候分區與應用之研究。台灣地理資訊學刊 第一期:41-62。

邱清安、林博雄（2004）由測站資料推估台灣之氣溫與降水之空間分布。大氣科學 32(4)：329-350。

林務局（2012）「建立氣候變遷對生物多樣性風險與脆弱度評估模式及因應策略規劃」成果報告書。

林務局（2015）「因應氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究」成果報告書。

翁叔平、楊承道（2012）臺灣地區月降雨及溫度 1 公里網格資料庫之建立(1960-2009)及其在近未來(2015-2039)的氣候推估應用。大氣科學，第四十期第四號。

許晃雄、吳宜昭、周佳、陳正達、陳永明、盧孟明（2011）台灣氣候變遷科學報告。國家科學委員會。

Chiu, C.A. and P.H. Lin (2004) Spatial Interpolation of air temperature and precipitation from meteorological stations at Taiwan. Atmospheric Sciences 32(4): 329-350. [in Chinese with English summary]

Crimmins, S.M., S.Z. Dobrowski, J.A. Greenberg, J.T. Abatzoglou and A.R. Mynsberge (2011) Changes in climatic water balance drive downhill shifts in plant species' optimum Elevations. Science 331:324-327.

Genuer, R., Poggi, J.M., and C. Tuleau-Malot (2015) VSURF: an R package for variable selection using random forests. The R Journal 7(2): 19-33.

Hijmans, R.J., S.E. Cameron, J.L. Parra, P.G. Jones and A. Jarvis (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology 25:1965-1978.

Keppel, G. and G.W. Wardell-Johnson (2015) Refugial capacity defines holdouts, microrefugia and stepping-stones. Trends Ecol. Evol. 20:1–22.

Lenoir, J., J.C. Gégout, P.A. Marquet, P. de Ruffray and H. Brisse (2008) A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century.Science 320:1768-1771.

Li, C.-F., Chytrý, M., Zelený, D., Chen M.-Y., Chen, T.-Y., Chiou, C.-R., Hsia Y.-J., Liu, H.-Y., Yang, S.-Z., Yeh, C.-L., Wang, J.-C., Yu, C.-F., Lai, Y.-J., Chao, W.-C. and Hsieh, C.-F. (2013) Classification of Taiwan forest vegetation. Applied Vegetation Science 16: 698-719.

Lin, Chia-Yu and Ching-Ping Tung (2017) Procedure for selecting GCM dataset for climate risk assessment. Terr. Atmos. Ocean. Sci., 28, 43-55, doi: 10.3319/TAO.2016.06.14.01(CCA)

Pauli, H., *et al.* (2012) Recent plant diversity changes on Europe's mountain summits. Science 336:353-355.

Wang, T.L., A. Hamann, D.L. Spittlehouse and S.N. Aitken (2006) Development of scale-free climate data for western Canada for use in resource management. International Journal of Climatology 26:383-397.

Wang, T.L., A. Hamann, D.L. Spittlehouse and T.Q. Murdock (2012) ClimateWNA – High-resolution spatial climate data for western North America. Journal of Applied Meteorology and Climatology 51:16-29.

Wang, T.L., A. Hamann, D. Spittlehouse and C. Carroll (2016a) Locally downscaled and spatially customizable climate data for historical and future periods for North America. PLOS ONE. DOI: 10.1371/journal.pone.0156720.

Wang, T.L., G.Y. Wang, J. Innes, C. Nitschke and H.J. Kang (2016b) Climatic niche models and their consensus projections for future climates for four major forest tree species in the Asia-Pacific region. Forest Ecology and Management 360:357-366.

Wang, T., G. Wang, J.L. Innes, B. Seely and B. Chen (2017) ClimateAP: an application for dynamic local downscaling of historical and future climate data in Asia Pacific. Frontiers of Agricultural Science and Engineering 4(4): 448-458. https://doi.org/10.15302/J-FASE-2017172

Weng, S.P. and C.T. Yang (2012) The construction of monthly rainfall and temperature dataset with 1km gridded resolution over Taiwan area (1960-2009) and its application to climate projection in the near future (2015-2039). Atmospheric Sciences 40(4): 349-369. [in Chinese with English summary]

第三章 以大白山至大南澳嶺與雙溪、頭城山區為例

摘要

本計畫針對雙溪、頭城山區及大白山至大南澳嶺山區兩個氣候變遷高風險地點進行深入分析，初步瞭解氣候變遷及極端氣候事件對於主要標的植群與稀有植物的可能影響。就前述計畫研究架構而言，所稱「殘存地點」即類似於 Hannah (2014)所提之堅守點概念，部分中及低海拔稀有的族群則可視為一處實際案例；另外也針對區域中植群型的未來變化做預測，針對減少生育面積的物種或族群做保育評估，擬定適宜之保育策略與實務方法。因此，本計畫擬定研究架構如下：

. 依據長期氣候變遷殘存地點，依植物相特殊性、物種稀有性及專有性、週邊環境潛在威脅等因子，瞭解各殘存地點生態系及物種之保育急迫性，並提出優先次序。重要工作項目有：(1)主要標的植群與植物的情境模擬、(2)主要標的植群與植物的監測(3)保育標的物之適應性經營架構的提出。

選定雙溪-頭城山區及大白山至大南澳嶺山區兩個**的**殘存地點之高風險森林生態系。透過長期資料累積與現地調查，瞭解該生態系及物種的消退或遷徙情形，依研究結果提出對應之保育措施建議。重要工作項目有：(1)擇定其中雙溪-頭城山區及大白山至大南澳嶺山區兩個區域設立監測樣區，比較並監測殘存地點高風險物種之存活與更新狀況。(2)樣區設立之原則，擬以 400 m^2 分散樣區方式進行，逐年複查監測殘存植株之存活狀況，並進行樹種複查，瞭解目標物種之幼苗存活與生長情形。(3)選定可能遭受暖化衝擊之殘存地點，進行詳細的植群調查，並繪製現生植群圖，進行情境模擬，探討未來這些主要目標物的變遷和遇到的衝擊程度，並研討可能的對策。

依據雙溪-頭城山區及大白山至大南澳嶺山區 2 個地點的生態系及物種之保育急迫性，提出可能的保育對策及具體作法，配合目前已完成的兩個區域優先保育物種名單，如台灣水青岡、四照花等，以野外實務調查、預測及監測檢討這二種物種之適切性，並選定適當的試驗操作。於雙溪-頭城山區及大白山至大南澳嶺山區兩個可能遭受暖化衝擊之殘存地點，對標的植群(台灣水青岡型)與植物(台灣水青岡和四照花)，初步提出整體避難所之保育操作流程。

關鍵詞：氣候變遷、台灣水青岡、脆弱度、適應性經營、風險管理

一、前言

近年來全球氣候變遷造成溫度增加與降雨型態改變，極端氣象事件頻繁，導致生態系遭受衝擊而變得更為脆弱，影響森林生態系的經營管理（IPCC, 2007; Joyce *et al.*, 2014）。全世界的科學家、管理者和決策者，均提倡創新手法的發展，以減少氣候變遷對於物種、生態系統和生態功能的影響，需要一個實際的工具可以在這些行動和策略中選擇，為在特定地區的特定物種發展一個量身訂做的管理手法。

研究報告指出，避難所或微避難所容易出現在地景起伏變化較大、氣候潮濕及冷涼的環境下(Keppel *et al*., 2015; Olson *et al*., 2012)，許多研究也致力找出這些微避難所的可能地點，並進行區域內生態系統及周邊適冷涼物種(cold-adapted species)的保育(Olson *et al*., 2012; Stein *et al*., 2013; Keppel *et al*., 2015; 陳子英等，2015)。目前一些報告指出間冰期之避難所的保育在劃定動態的氣候變遷保護區時是非常重要的工作，這種微避難所（micro refugium）可以保有物種的存續，一些報告指出避難所有些是殘存在一些山頭地區形成堅持點，這些堅持點可能在預測時不易發現，形成隱性的避難所，但在物種的遺傳上卻是非常重要（Skov and Svenning, 2004; Rull, 2009, 2010, Stewart *et al*., 2010; Ashcroft, 2010; Tzedakis *et al*., 2013, Kimura *et al*., 2014; Hannah *et al*., 2014; Keppel and Wardell-Johnson, 2015）。依據農委會林務局 104 年度「因應氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究」計畫之分析結果，共獲得 14 處可能的長期氣候變遷下之殘存地點；其中，大白山至大南澳嶺地區及頭城-雙溪山區即包含在此。而最新的研究方法是結合粗濾網（生態系尺度）和細濾網（物種尺度）兩種尺度進行保育，例如優先選定較可能受危害的避難所物種進行生態尺度的保存，在針對對棲地環境有特殊需求的易滅絕物種採細濾網的方式保育（Tingley *et al*., 2014）。

以保育標的物為目標的適應性經營架構（The Adaptation for Conservation Targets, ACT）在氣候變遷下，對於特定物種、生態系統及生態功能的管理可做為維持自然系統的工具。ACT 架構可以被用在任何層級已發生的正式保育規劃，並考量到多重未來情境（scenario）以提出不確定性。ACT 可以具有獨立的規劃功能，也可用來整合進入現存氣候變遷的決策和策略規劃過程。國際研究認為，保育策略必須依據已知生態系及物種所暴露之風險程度進行擬定，再根據應受保護對象之特性，選擇就地保護、廊道規劃、協助遷徙及遷地保育等不同對策（Dawson *et al*., 2011）。

宜蘭縣的大白山至大南澳嶺地區為臺灣 14 個間冰期避難所之一，而前人的

報告中也顯示本區的台灣水青岡所面臨的危害度（暴露度）較銅山與插天山高，且族群的脆弱度也比銅山與插天山高，由此可知本區森林受氣候變遷影響的程度更勝於別區，105 年已初步完成植群與稀有物種再調查，然為因應未來情境所需的現生植群圖尚未完備(陳子英等，2015)，因此擬於本年完成繪製，並提供給生物多樣性學會團隊作為潛在氣候變化情境模擬之用，同時依照 ACT 的例子對台灣水青岡目前所遇到的問題，建構管理行動之優先順序並初步提出相對應的策略。

臺灣之東北角(頭城-雙溪山區)，屬於恆濕型氣候(蘇鴻傑，1985)，其位置受東北季風影響深重，使得植物的種類及分布上有著獨特的型態，尤其臨海山區，更出現特別的風衝矮林景觀，許多稀有物種亦零星分布於此區域，如台灣三角楓(*Acer albopurpurascens* var. *formosanum*)、四照花(*Benthamidia japonica* var. *chinensis*)、黃楊(*Buxus microphylla* subsp. *sinica*)、艷紅鹿子百合(*Lilium speciosum* var. *gloriosoides*)、綿棗兒(*Barnardia japonica*)等(陳子英等，2004；于幼新，2004)。本年度結合前人調查資料及新設樣點資料進行整合分析，繪製群團或群叢層級的現生植群圖，找出稀有物種所在的植群型，預測植群型在氣候變遷下可能的情境變化，以供作為探討氣候變遷下，建構管理行動之優先順序，提供進一步保育規劃及調適。

整體目標是以大白山至大南澳嶺地區及頭城-雙溪山區為例，配合台灣植物紅皮書初評名錄所列之受威脅物種（CR、EN、VU）及受到氣候暖化影響殘存於低海拔山頭且無遷徙廊道之物種，依據兩個區域需保育的植群型及物種之保育急迫性，預測植群型在氣候變遷下可能的情境變化，瞭解這兩個殘存地點生態系及物種的退化或遷徙情形，進行生態特性及分布現狀之整理，建構管理行動之優先順序提保育規劃。

二、前人研究

(一)避難所在氣候變遷下的重要性

氣候的變遷在氣溫方面，地球升溫造成熱浪發生機會升高，部分地區將變得更乾旱；此外，熱帶氣旋發生的機會升高，加上全球海平面上升，都可能造成嚴重的災害。在未來災害的趨勢推估上，聯合國政府間氣候變遷委員會(以下簡稱 IPCC)的第五次評估報告指出，氣候暖化影響下，未來極端事件(如熱浪、豪大雨、乾旱、颱風強度增加、海平面升高)發生的機率偏高。另一方面，全球

強降水的強度和頻率也有逐漸增加的趨勢，而且趨於兩極化，即雨季越濕、乾季越乾(IPCC, 2007)。

過去第四紀冰川一間冰期的溫度振盪也造成物種族群的滅絕與遷移，並形成目前的植物物種分布類型。然而過去溫度的變化，不像目前人為形成的氣候變遷這樣迅速，影響的尺度及強度如此巨大，各國莫不尋求解決之道，也因此運應巴黎氣候協定。物種會適應特定的環境條件，當這些環境條件改變，若要避免滅亡(extinction)，族群就得遷徙、適應或進行局部微調至合適的微生育地，隨著遷徙追隨(track)更合宜的環境條件，族群就會做分布範圍的轉換(range shift) (Keppel and Wardell-Johnson, 2015)，然而如果氣候變遷的頻度加多或時間變快，物種不易適應。因此有獨特且相對穩定微氣候的避難所，對於促進族群存活的重要性益發受到重視(Hannah, 2015; Hannah *et al*., 2005, 2007, 2008)。

生物的棲息環境除了受到大尺度氣候影響以外，由於局部地形或區域的微氣候條件差異，使得某些小尺度地點可能出現暖化趨勢較緩的現象，例如陡峻山區的谷地、冷涼的迎風地點或高原的冷袋(cold-air drainage)地形等，生物在這些地點有較高的機會躲避暖化威脅、降低滅絕風險(Skov and Svenning, 2004)。因此，科學界將暖化架構下的潛在冷涼棲地稱為「間冰期避難所(interglacial refugia)」或「微避難所(microrefugia)」(Rull, 2009, 2010; Stewart *et al.*, 2010, Ashcroft *et al.*, 2010; Tzedakis *et al*., 2013; Kimura *et al.*, 2014; Shimokawabe *et al.*, 2015)。

目前已有許多文獻探討避難所及其如何運用於保育規劃。最初避難所的識別，乃是藉由胞粉學、生物地理學、遠古 DNA 及其他模式過程予以推斷這些避難地點(Keppel *et al.*, 2012; Chung *et al*., 2017)。例如朝鮮半島白頭大幹山系(Baekdudaegan, BDDG)以遺傳證據、古生態學證據-重建冰川時期古植被地圖對照現生植群圖之證據。遺傳證據上，來自東北亞(區域層級)與當地(朝鮮半島)對於某些植物的遺傳研究，有採葉綠體 DNA 之方式、亦有採粒線體 DNA 或微衛星、AFLP、RAPD 等分子標記技術，Chung *et al*. (2015)匯整了多數集中分布於 BDDG 山系植物物種的遺傳研究後認為，BDDG 其中一些支稜也在末次冰川極盛期(LGM)作為合適的冰川避難所。在古生態學證據方面，Chung *et al*. (2017)繪製出末次冰川極盛期(LGM)的可能植群，並與現行植群作比較。由孢粉紀錄及植群圖(圖 3.1)發現，北方針葉林於間冰期後侷限於朝鮮半島北端，但 BDDG 中南部山系區塊仍有小部分的北方針葉林殘存在內，BDDG 將成為「南方」避難所。但另外尚有一種「隱形北方避難所」存在的可能性，亦即冰期的溫帶樹種，除向南退卻外，還以斑塊化小種群狀態存活於(原來被認為無法生存的)高

緯度北方地區(Chung *et al.*, 2017)。同時也以現生植群圖或物種多樣性高的地方來定義出目前的避難所。

南阿帕拉契山脈和 BDDG 具有相似的植物相豐富度，前者約 1,400 分類群，而後者超過 1,500 分類群(Chung *et al.*, 2017)。除了物種豐富度外，兩者主要是溫帶混合或溫帶林。南阿帕拉契山脈目前以溫帶落葉林為優勢，以櫟屬植物為主，但在南端有櫟屬—松屬混生林(這通常被解釋為落葉林和亞熱帶常綠闊葉林的過渡帶)而北端的混合林(槭樹、樺木、水青岡、松屬、鐵杉)(落葉林和北方針葉林的過渡帶)，也被認為是植物和動物的主要氣候避難所(Soltis *et al.*, 2006)，山脈主要以北方針葉林(如傑克松(*Pinus banksiana*) 或混合林構成，而不具溫帶落葉林或僅存在最南端的地區；又或者，這些山脈本來是以溫帶落葉林為優勢，而針葉樹只位於最北端。苔原過去可能覆蓋了這個山脈的北段(在落朗第冰蓋南部)，但也可能出現在低緯度的高海拔地區(Chung *et al.*, 2017)。

目前南歐的山區半島以及阿帕拉契山脈的南部和在美國（US）東南部相關的山脈也許是植物避難所研究最多的地區。同時也藉由這些研究對這些地區進行保護區劃設、生態系的復育或物種的遷地保存等措施(Chung *et al.*, 2017)。

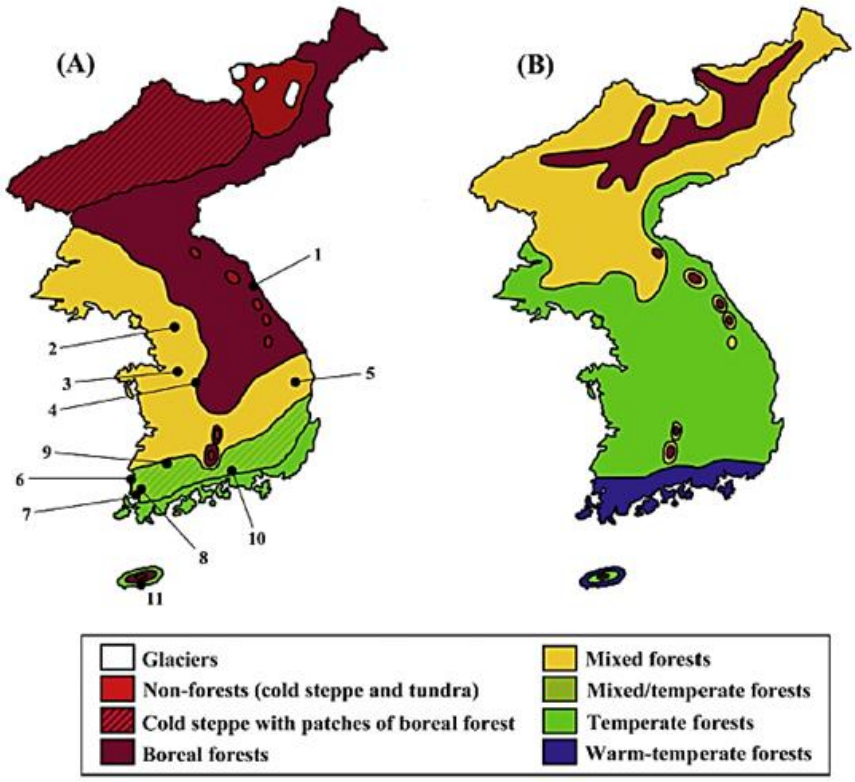


圖 3.1 (A)為末次冰川極盛期(LGM)朝鮮半島的暫定植被圖，(B)朝鮮半島的現生植被圖(摘自 Chung *et al.*, 2017)

(二)保育標的物之適應性經營

全球的科學家、管理者和決策者，均在提倡創新手法的發展，以減少氣候變遷對於物種、生態系統和生態功能的影響（Mitchell *et al.*, 2007; US-GAO, 2007; Campbell, 2008）。Cross *et al.*（2012）提出了保育標的物適應性經營的架構。其新穎的貢獻是透過一個簡單的過程，鼓勵多個公共和私人轄區參與，以地方為基礎，對特定物種、生態系統和生態功能的推導之適應行動。ACT 架構可以被用在任何層級已發生的正式保育規劃，並考量到多重未來情境（scenario）以提出不確定性，也可以具有獨立的規劃功能，也可用以被整合進入現存氣候變遷的決策和策略規劃過程。

ACT 架構設計來激勵多學科小組之參與者，在替地景、海景做科學性辯護規劃和決策用。參與者擁有廣泛或在地專業、或被授權，將會對於在這個過程的管理決策上相當重要。這個架構是簡單的，但架構性的方法為將所有相似的自然資源規劃構築起來（例如地方性知識、概念模型、和適應性經營）（圖 3.2）。

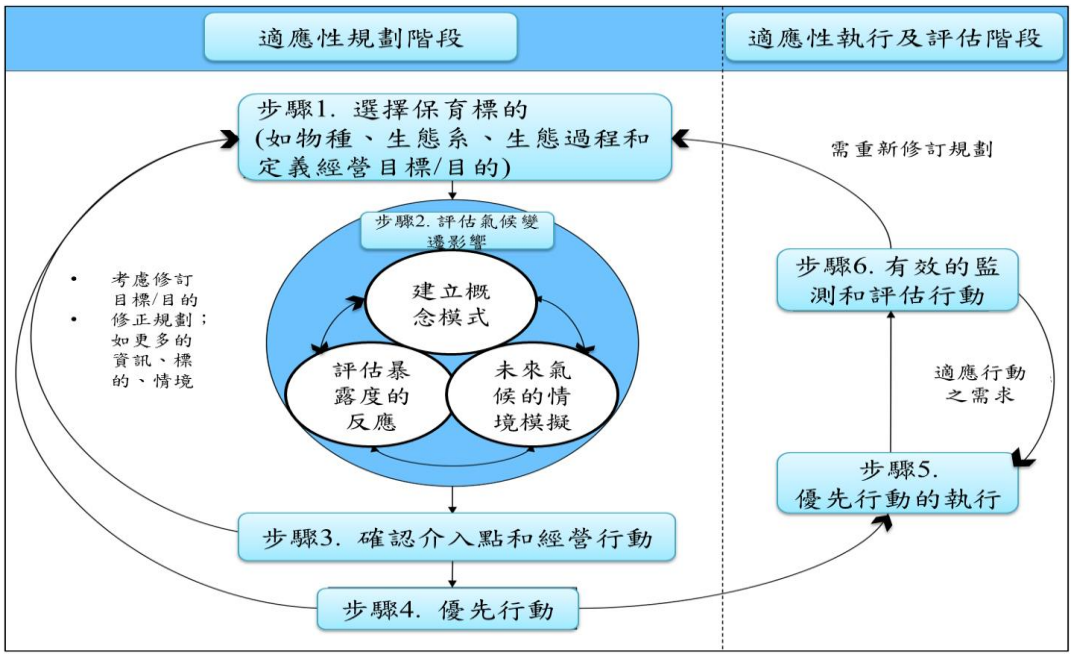


圖 3.2 保育標的物之適應性經營架構概念圖（譯自 Cross *et al.*, 2012）

ACT 步驟可重覆監測、在管理上情境的改變和優先的事項，氣候軌跡（climate trajectories）和生態回應。在整個過程中信息需求的確認（identified）可以得到優先研究議程，但不需避免實施管理行動的進展。儘管這個架構包含

了規劃和實行及評估兩個階段，但著重在規劃階段（步驟 1-4）。這裡以大黃石公園生態系統為例說明其規畫階段的試驗。

步驟一：確認保育標的物（例如：物種、生態系或生態功能），並明確說明未來的經營目標。在大黃石生態系的研究樣地的研究重點在黃石河上游的水流量因子，標的物為維持溪流的水流量條件適合在地的黃石山鱒（*Oncorhynchus clarkii bouvieri*）生存。

步驟二：建構概念模式、發展一套模擬的氣候變遷情境，檢驗功能特徵（feature）對於情境之回應。大黃石生態系的研究樣地若區域氣候變得更暖和更乾，預期積雪會減少，黃石河春季流量和洪水波動的峰值會更早，夏季基流減少、且晚夏的水溫會升高。所以預期增加或減少降水的情境去驅動水流的變化將會負面的影響黃石山鱒（圖 3.3）。

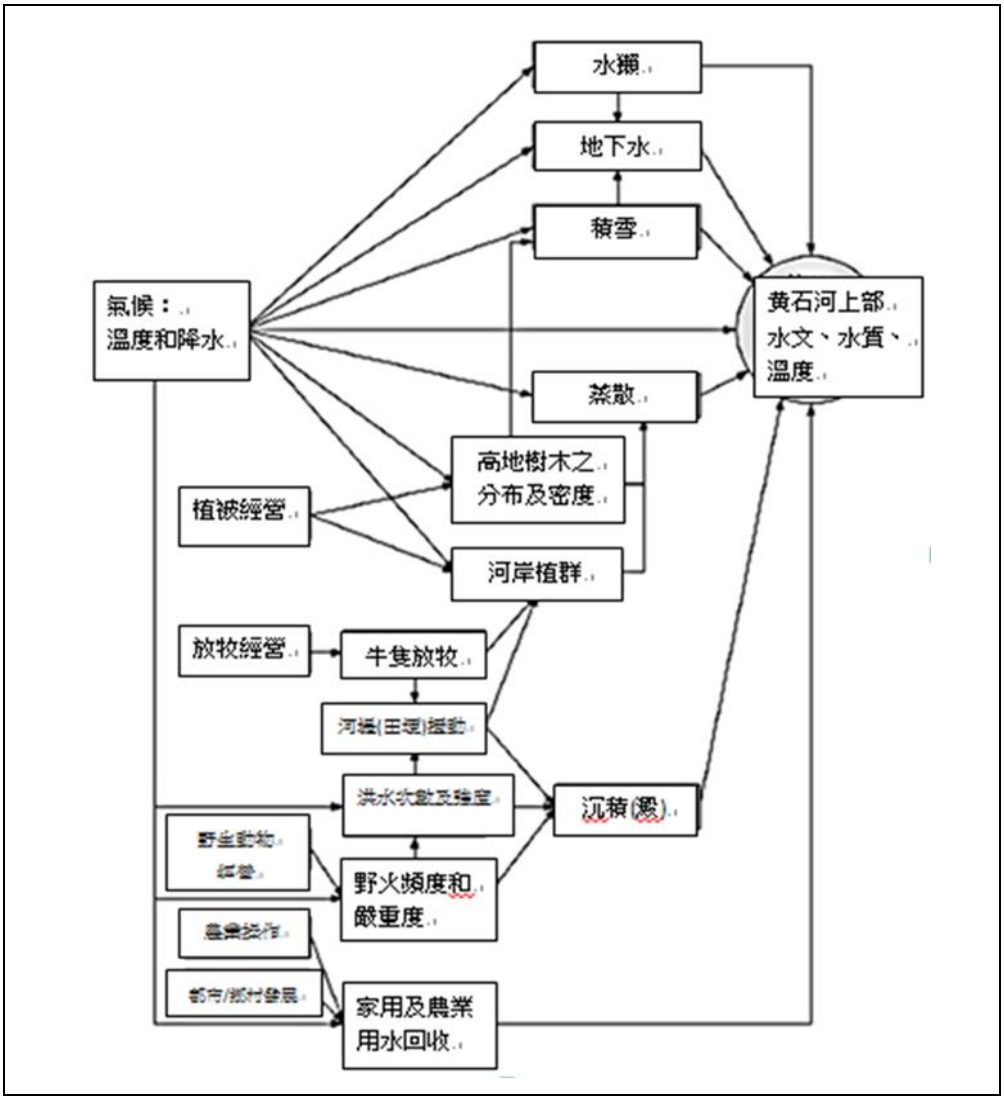


圖 3.3 建構可能影響黃石河上游水流的氣候及其他驅動因子

步驟三：以概念模式確立經營管理行動，實現每一個情境下陳述的目標。以減少非氣候的壓力因子進入到經營黃石河水流的特定行動，例如減少河岸地區牛隻放牧密度、減少農業及住宅用水。這個步驟的另一個目標為確立該行動在多數或所有情境下是有效的。因為預期（對山鱒的）水流狀況不管是在降水量適度增加或減少都有負面影響，所以識別出的行動也考慮到氣候情境。

步驟四：訂出管理行動之優先順序。在大黃石生態系定性的評估三個為維持黃石河水流的潛在行動之利益和花費：設立雪柵欄、建造攔沙壩和增加水獺出現率及豐富度（圖 3.4）。

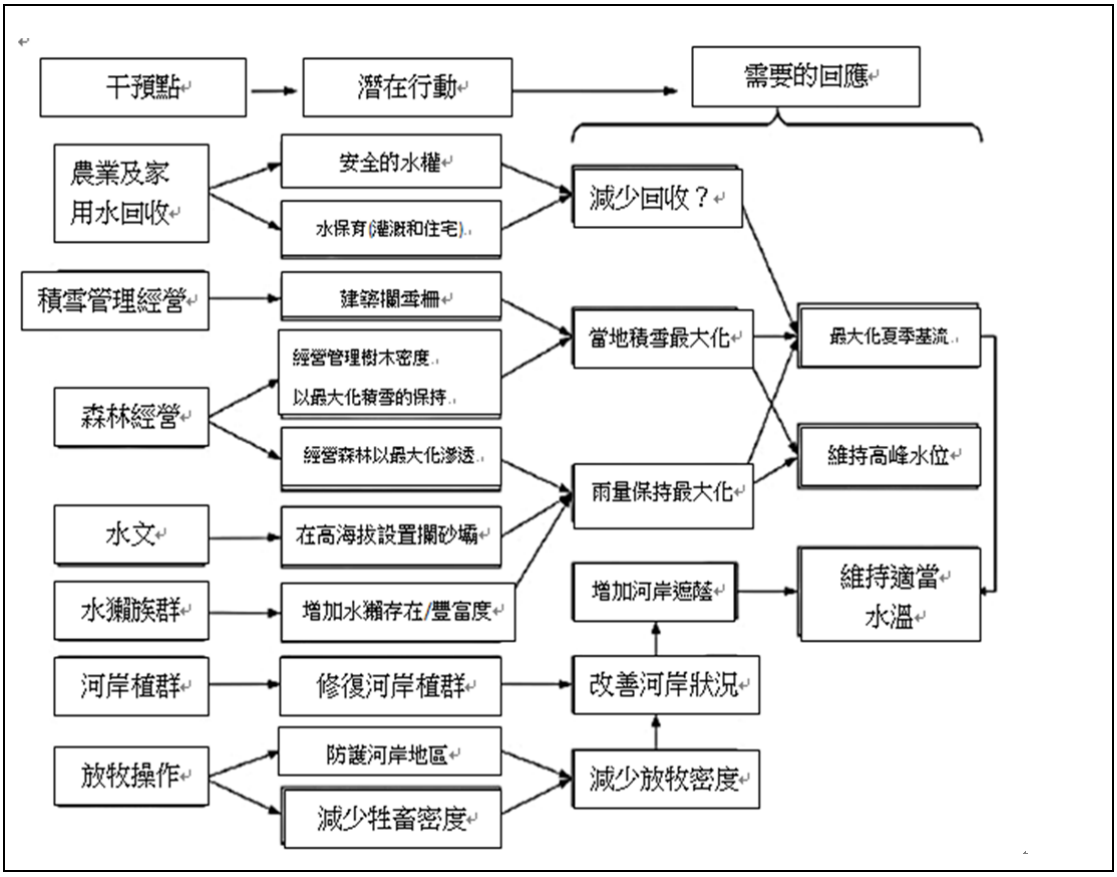


圖 3.4 建構管理行動之優先順序

步驟五：實行優先順序的管理行動；例如增加水獺出現率及豐富度為保育了當地的生物多樣性，同時花費較少，因此被選為優先的行動。

步驟六：監測行動有效性及目標物之進展，調整無效率的行動或隨需要修正計畫。

ACT 的架構考量了氣候變遷下，對於特定物種、生態系統及生態功能（保育標的物）的管理行動之發展，是基於一個前提：氣候變遷下有效的適應性經營，可依賴「生態系統的地方性知識（local knowledge）」以及「不一定需要對於氣候變遷或它的影響有鉅細靡遺的預測（projections）」。藉由將 ACT 的架構套用於位於大黃石公園生態系統（Greater Yellowstone Ecosystem; Montana, Wyoming, and Idaho, USA）的生態功能上—黃石河上游的水流。並建議這個架構是一個實際的工具，無論是對初始的適應性規劃或是逐漸變化且不確定的氣候，在特定的管理干預上進行。

(三)粗、細篩網的保育

傳統上細濾網和粗濾網的保育策略分別是關注物種和地景，如今為了因應全球氣候變遷，部分專家提出利用細濾網評估物種的脆弱度，並將最脆弱的物種優先保育；粗濾網則可選定未受到氣候變遷影響的關鍵生育地，或是預測在氣候壓力下會產生物種組成變化之避難所進行保存。而最新的研究方法是結合細濾網和粗濾網兩種尺度進行保育，例如優先選定較可能受危害的避難所物種進行大尺度的保存，在針對對棲地環境有特殊需求的易滅絕物種採細濾網的方式保育（Tingley *et al.*, 2014）。

Tingley 等人（2014）指出傳統的保育策略目的在於保育生物多樣性，通常分為針對尺度較大連同特定生態系保育或特定的物種保護兩種。其中粗濾網策略注重以最少的資源和成本保育生態系和其中相對重要的物種；細濾網策略則是著眼於個別物種的保護需求。

1. 粗濾網保育策略

粗濾網保育主要是維持完整的生物多樣性因子，故依照氣候、土壤、母岩和地形的交互作用來規劃處理生物多樣性的優先順序。美東 17 州曾使用地質分類、緯度、海拔區間和石灰岩地形分布 4 種變量進行預測動植物豐富度（R^2=0.94），顯示非生物變量可以準確預測大尺度的粗濾網保育模型，可供未來保護區使用非生物變量進行保護區經營管理的空間規劃（Anderson and Ferree, 2010）。

粗濾網保育中維持棲地之環境因子主要目的是保護該生育地內的關鍵種（keystone species）及傘護種（umbrella species），藉此穩定生態系中大多數物種族群的穩定。因此在面對氣候變遷下，找出避難所設立保護區，進行環境因子之維護，確認關鍵種及傘護種有一定的族群數量，便足以維持整個生態系穩定。

2. 細濾網保育策略

利用細濾網方法進行保育，第一步是優先考慮哪些物種需要進行保育。由於氣候變遷對物種帶來新的風險，因此保育生物學家需要調整受保育物種的分類等級，包括廣泛使用的國際自然保育聯盟（IUCN）紅皮書。最新的方法是融入氣候變遷，優先對單一物種進行定量的脆弱度評估。在此，脆弱度定義是

物種遭受氣候衝擊時對外界反應之敏感性、行為和演化的組成，以應對不斷變化的環境。

在全球近 17,000 種的調查中有 25-50%的鳥類、兩棲動物和珊瑚極易受到氣候變遷威脅（Foden *et al*., 2013），其原因為對特定或稀有環境的需求亦或是物種間存在特殊的依賴關係。優勢物種中擴散往往是重要特徵，可以讓物種跟隨氣候變化的趨勢以及棲地改變。

經由保育標的生物社會，透過粗濾網可保存全球 85-90%的物種多樣性，不可避免地會讓少部分物種造成滅絕風險，但絕大多數的物種可以保留下來，而細濾網保育策略，會被運用在保護粗濾網所遺漏的物種上。從經濟角度來看，單一物種保育管理往往是相當昂貴，而粗濾網是以許多物種為標的物，能較為有效使用有限的資源。

舉例來說，烏干達的布恩迪國家公園屬於大型保育區，可以協助保育獨特的生態系，如非洲艾伯丁裂谷（Albertine Rift）的山地森林，但實際上仍有少數物種對於棲地有特殊的要求，如山地大猩猩（*Gorilla beringei* ssp. *beringei*）可能是通過粗的濾網篩選後，被要求進行單一物種的保護管理。粗濾網為保育的真正的重點，保育粗濾網（森林）才得以保護細濾網（大猩猩），但細濾網可以做為保育評估的指標，因為在一森林生態系中辨認出稀有的大猩猩比較容易，同時也比較好向人們解釋生態保育的重要性。而面對氣候變遷的粗濾網保育策略所能應用的範圍則包含土地資源、氣候變遷時的避難所、物種遷徙或是關鍵棲息地的復育等；生態廊道的建立、生態跳島的保育則屬細濾網保育的策略（圖 3.5）。

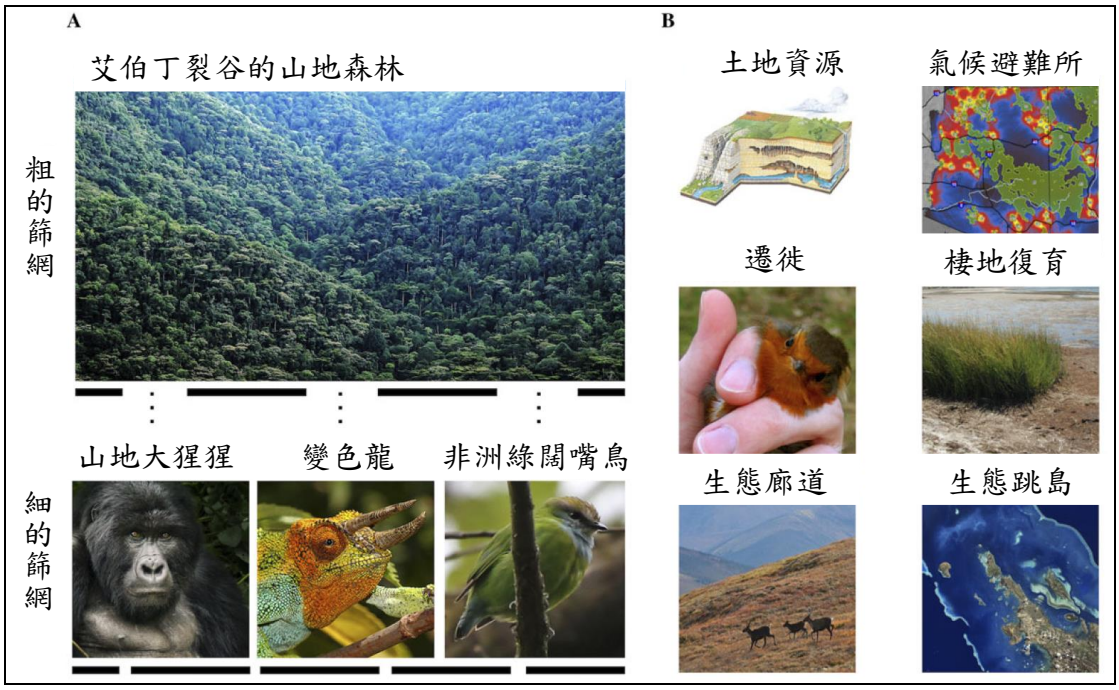


圖 3.5 氣候變遷上的細濾網和粗濾網保育策略示意圖

(四)台灣水青岡的敏弱度與評估

判定風險性評估的方法有許多種，但都由危害程度和森林或其內物種的脆弱性來考量，同時也會顧及人為衝擊的因素，就過去的因子中有使用人為衝擊的因素如外來物種的衝擊、遊憩、採集和開礦使得族群或生育地減少，這些因子可使用如景觀利用、植株功用、易取程度、外來種多寡同時也會反應在棲地脆弱性因子上；但這些與氣候衝擊並未有相關性，然而可能會加速或累加到氣候的衝擊上(Kingston, 2005; Hoffmann *et al*., 2015; 邱淑宜，2010)，而真正與氣候上升或衝擊有關的因子一般會使用受衝擊的生育地、物種群的改變、族群數量的增減、分布範圍的改變、族群的恢復力(如傳播能力、更新能力等)(Chen *et al*., 2009; Chen *et al*., 2011; Forister *et al*., 2010; Pauli *et al*., 2012; Lenoir *et al*., 2008; Vittoz *et al*., 2013; Grytnes *et al*., 2014; 陳子英等，2014)。

累計過去三年的研究，以地景的尺度探討台灣水青岡森林從過去 30 年迄今的變化，各地區不同面積大小的水青岡森林之災害潛勢分級以崩塌、植被枯亡、上層枯損的災害程度百分比代表受到極端氣候衝擊的實際暴露度影響，初步建立災害風險評估公式(風險=危害 x 脆弱度)，並依台灣各地的水青岡森林建立其

危害，及評估脆弱度指標，以整合出不同地區水青岡森林的災害風險階級。其結果有顯示水青岡族群從過去 30 年航照圖資料中並無明顯向上遷徙情形；而災害潛勢分級得到的結果，可知台灣水青岡林各分布地受到氣候的衝擊程度，以崩塌、植被枯亡與上層枯損為分級，合計所受災害潛勢的面積佔各地區水青岡森林面積都不到 10%，但災害潛勢面積最高為大白山在 2011 年度所占面積達 7.42%，阿玉山在 1980 年度之前為 5.36%次之，第三高是蘭崁山地區在 2011 年度為 4.82%，代表水青岡森林會略受到極端氣候衝擊的影響。而風險性評估以危害與脆弱度兩大層面探討，危害層面有自然因子的要素(如溫度、雨量或颱風)與災害潛勢分級(暴露度；崩塌、植被枯亡或上層枯損)；生育地因子、調適力(面積、族群和不同世代比例等)和回復力(幼苗更新、豐歉年)來代表脆弱度層面，共計有 14 個評估指標。綜合風險性評估的結果，各地區水青岡森林依風險程度由高至低排序：蘭崁山是非常高風險、阿玉山是高風險、大白山是中等風險、鳥嘴山是低風險、銅山與插天山是非常低風險。未來要依災害風險的程度訂定管理計畫，進而規劃風險管理、減緩與調適的策略，以因應氣候變遷之衝擊，以確保台灣水青岡森林的生物多樣性之永續經營(陳子英等，2015)(圖 3.6)。

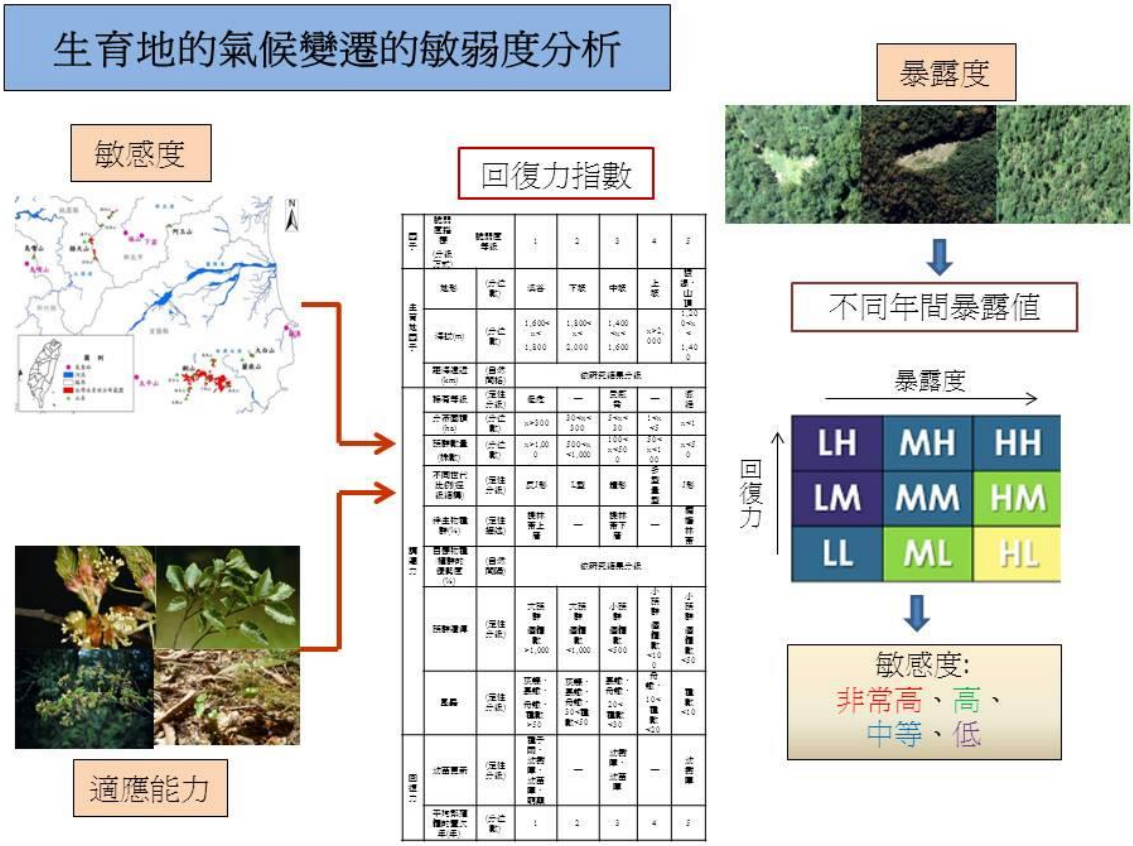


圖 3.6 生育地的氣候變遷敏弱度分析流程圖

各地區台灣水青岡森林的風險性評估結果以蘭崁山地區屬於非常高風險，是位於較低海拔，其族群數量僅存 40 棵且分布面積最小，很容易受到極端氣候的影響而迅速消失；阿玉山地區屬於高風險，是位於較低海拔，族群數量不多且更新不佳，氣候變遷持續的影響下很可能在未來會逐漸的衰退；大白山地區屬中等風險，其族群數量雖然不少，但是在山頭呈現群聚分布而在稜線與邊坡呈現零星分布，加上有礦場在附近開發的威脅，受到的干擾程度頻繁而需要更加的關注，需要定期監測調查；其他地區的族群數量較多，分布面積範圍較大，族群狀態較為穩定，較能抵抗氣候變遷的衝擊。

各地區水青岡森林受到暴露度與脆弱度衝擊下分布於四個象限（圖 3.7），氣候變遷的影響可視為暴露度，水青岡森林族群的動態可視為脆弱度。蘭崁山、阿玉山與大白山位於暴露度高、脆弱度高的象限；鳥嘴山位於暴露度低、脆弱度高的象限；銅山與插天山位於暴露度低、脆弱度低的象限，各地區水青岡森

林可根據四個象限進行不同類型的保育措施。

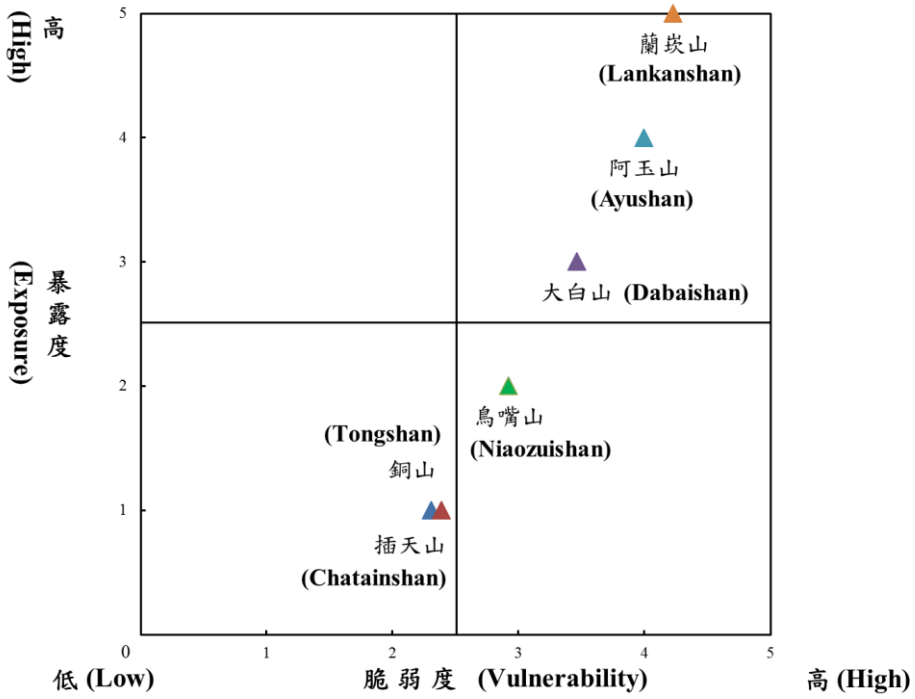


圖 3.7 氣候變遷下各地區台灣水青岡森林之衝擊程度(陳子英等，2015)

Hoffmann *et al.* (2015)提出將遺傳演化與生物多樣性保育及管理結合的架構流程，可以套用在各地區水青岡森林的風險管理進行決策方針與實際行動。其主要架構為實際評估物種透過遷移、物理耐受性或演化適應，以因應氣候變遷之流程導引與建議適合的經營管理方針，可以避免物種滅絕與維持遺傳多樣性的長期生存。本研究提出台灣水青岡森林的保育方針架構(圖 3.8)，並嘗試配合 Hoffman *et al.* (2015)的遺傳演化與生物多樣性保育及管理結合的架構流程，加上新的遺傳多樣性的相關研究資料(江友中 2017)，進行台灣水青岡森林遺傳多樣性的研究，藉由此流程可以對台灣水青岡森林未來因應氣候變遷衝擊之下，依據風險性評估及遺傳多樣性的研究採取適合的經營管理決策。

應對氣候變化最重要的是抵抗力(resistance)和回復力(resilience)，前者指的是在地景中是獨特的微氣候所庇護的地方，而後者則是指位點具有較高種子產量或族群數量較多的地方，應對氣候變遷是找出目前受氣候變遷威脅下，具有威脅的地區和獨特的微氣候庇護所(Hannah, 2015)。因此本團隊以全台灣資料找出其受威脅的植群排序及分析找出可能的獨特微氣候庇護所，了解抵抗力和受衝擊的地區。另外基於幾個不同地區的殘存點可依當地的條件進行細部植群型

和稀有物種的調查(生物多樣性的了解)，找出受氣候變遷威脅而回復力弱的物種進行遷地保存。各地區水青岡森林若以物種避難所來探討，銅山、插天山目前仍有大量開花結實的豐年，也有紀錄到小苗或幼樹的回復像是大尺度的氣候變遷下回復力較高的避難所（refugium），保存數量眾多的水青岡族群，因此適合作為氣候變遷下回復力高的生態系保護區，鳥嘴山、大白山像是孑遺的微避難所（micro refugium），族群面積不大，但能維持一定的族群數量；蘭崁山、阿玉山較像隱蔽的殘存族群，數量稀少且更新不佳，由於過去幾年受極端氣候的影響，族群枯死率高，除持續監測外，如遺傳有獨特性則可能須考慮進行區外復育。

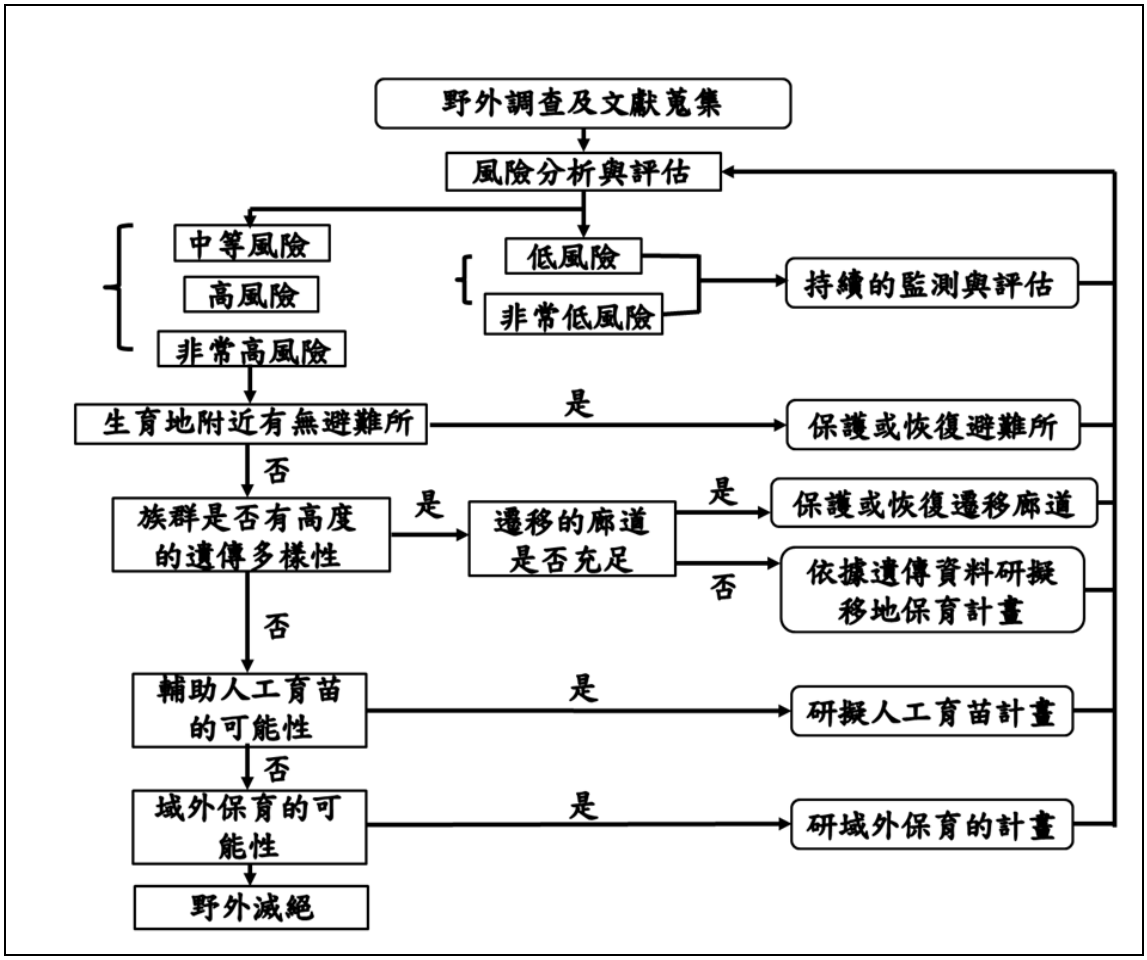


圖 3.8 台灣水青岡森林的保育方針架構(依 Hoffmann *et al.*的流程加以修改)

(五)兩個研究地區之植物與植群調查結果

1.大白山至大南澳嶺地區的植群調查

大白山至大南澳嶺地區，經野外取樣與過去樣區共 104 個樣區經分析後可劃分為三群系、8 群叢和 4 個高草及矮竹灌叢及一個受人為干擾的次生林，同時製作檢索表，並繪製成現生植群圖(陳子英，2017)，保育標的物之適應性經營(ACT)，經由台灣水青岡族群各基因型分布比例結果，在大白山新發現的兩區及蘭崁山的水青岡森林含有銅山地區基因型較少的 K6、K4 的微衛星體基因型(江友中，2017)，而大白山 2 區也在開礦地區的上方，開礦會造成台灣水青岡獨特基因型族群的流失，未來除設立樣區監測其族群變化，每隔一次極端事件就進行普查，除可了解衝擊的面積和地面族群受損的狀況外，並可作為氣候變遷情境模擬的參考；同時並應對其獨特的基因型個體進行遷地保存(江友中，2017；陳子英，2017)。

2.雙溪-頭城山區的植群調查

綜合前人資料(陳俊銘，2003)及新設樣區共 103 個樣區；森林區分成豬腳楠群叢及大葉楠群叢二個群叢；其下有 a.臭黃荊─豬腳楠亞群叢、b. 金平氏冬青─豬腳楠亞群叢、c.長尾尖葉櫧─豬腳楠亞群叢、d.三斗石櫟─豬腳楠亞群叢、e.毽子櫟─豬腳楠亞群叢、f.白肉榕─大葉楠亞群叢、g.森氏紅淡比─大葉楠亞群叢等七個亞群叢、一個芒群團、一個山林投群團、一個低草群團及一個包籜矢竹群團。並繪製現生植群圖，其中四照花及四堵往鷹嘴山的稜線的黃楊老齡灌叢，是氣候變遷下需注意其族群(陳子英，2017)。

三、材料及方法

(一)研究地區概述

以林務局 104 年完成的「因應氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究」計畫成果所提 14 處可能殘存地點中，選擇大白山至大南澳嶺及頭城山區二地區，配合台灣植物紅皮書初評名錄所列之受威脅物種（CR、EN、VU）(王震哲等，2012)及受到氣候暖化影響殘存於低海拔山頭且無遷徙廊道之物種，進行植群生態特性及分布現狀之整理。並特別以上述二地區植群為案例，配合植群計畫成果資料，瞭解前述應關注物種之現生環境特性與伴生物種，進一步評估其可能受衝擊之程度，並依物種及地區特性研提適宜之保育對策與具體作法。

1.大白山至大南澳嶺

本區以東澳以南、南澳以北之大南澳嶺及烏石鼻山區為重點地區，海拔約 100-1,430 m，以桑科和樟科植物為主的低海拔森林，由於受東澳南溪及南澳北溪切割影響，本處山區地形與周邊山區相對隔離。另一應關注之地點為蘇澳南方西帽山至大白山山區，此地平均拔約 1,000-1,300 m，森林相以樟科與殼斗科為優勢，同時此區為蘇澳及南澳多條河川源頭地區（圖 3.9）(邱宗儀，2008)。

本區大致為於東北季風之要衝，從海面上帶來大量水氣，故氣候上屬冬季多雨的東北氣候區，年均溫為 22.6 ºC，年均降雨量為 4,439.8 mm（蘇鴻傑，1992）（圖 3.10）。

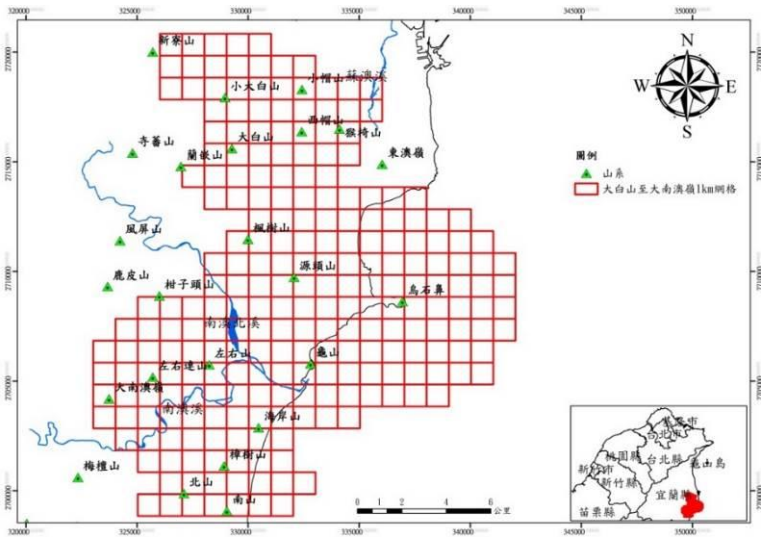


圖 3.9 大白山至大南澳嶺 1 km 網格

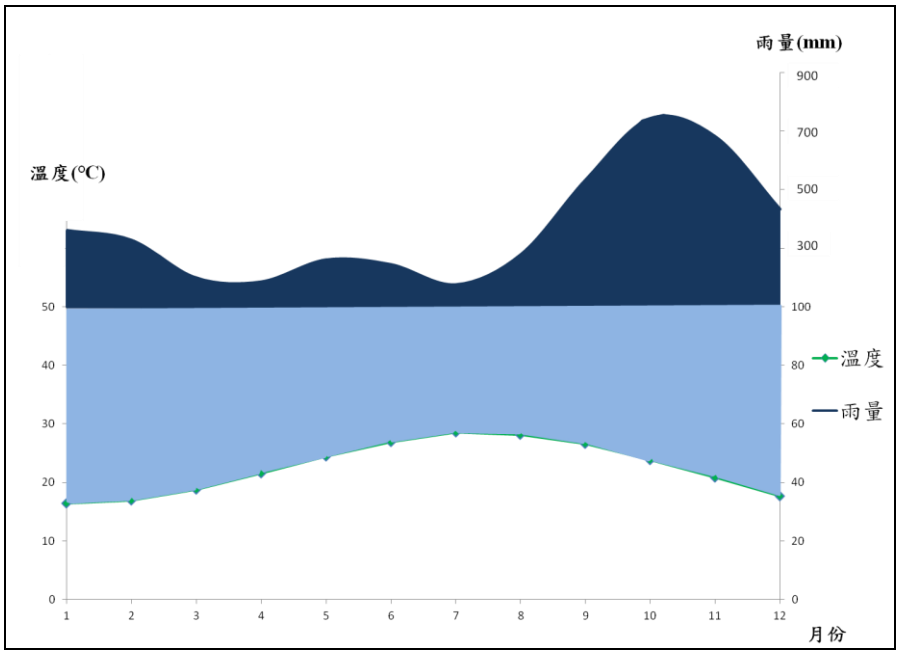


圖 3.10 大白山至大南澳嶺地區生態氣候圖(註：深色為特溼期，淺色為潮濕期)

2.雙溪、頭城山區

本區包含坪林至頭城間之山區，行政區的劃分上主要位於宜蘭縣頭城鎮以及新北市雙溪區的大部分區域，頭城鎮以草嶺桃源谷步道為最東北端，接續一系列群山圍繞：灣坑頭山、蕃薯寮山、內寮山、大溪山、橫山、窖寮山、鶯子嶺、鷹嘴嶺。一般山地海拔在 200 至 1,000 m 之間，主要山嶺走向為東北向。山地由西向東急遽下降，平均傾斜度達 65 度，山勢相當陡峭(陳子英等，2002)。有許多海拔 800-1,000 m 之低矮山頭，區域內最高點為宜蘭頭城交界之鶯子嶺山，海拔僅 1,000 m，顯示物種退卻空間極為有限（圖 3.11）。氣候區的劃分上，研究區域大部分位於東北近海區，灣潭溪流域屬於東北內陸區。本區為低海拔環境使植物以樟科為主，配合強勁的東北風盛行，在稜線等風衝環境也常見到茶科植物分布，且呈風衝林林相(陳子英等，2002)。

相較於大白山至大南澳嶺地區，本區秋冬雨季同樣面迎東北季風，屬於冬雨偏多的東北氣候區，年均溫為 22.5 ºC，但是整體雨量較少，約只有大白山至大南澳嶺地區整體雨量的一半為 2837.7 mm（圖 3.12）。

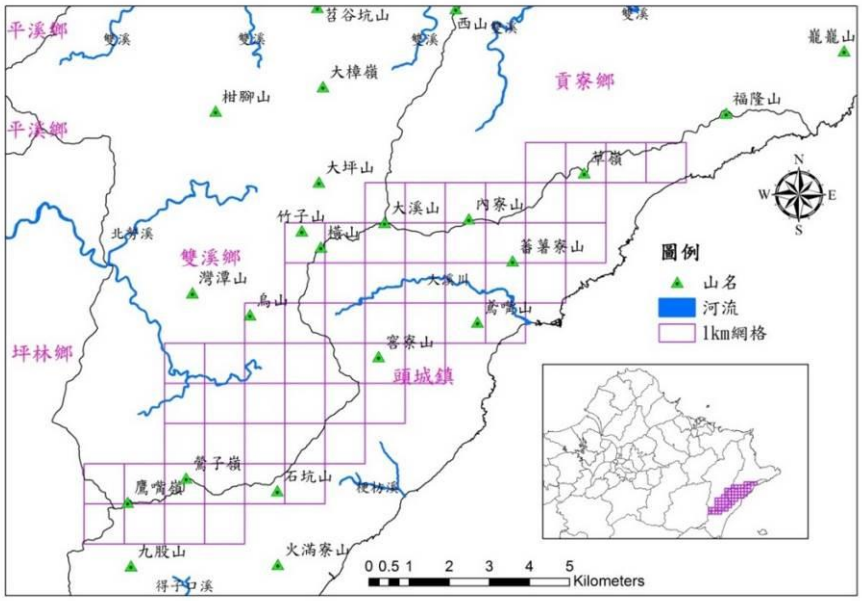


圖 3.11 雙溪、頭城山區 1 km 網格

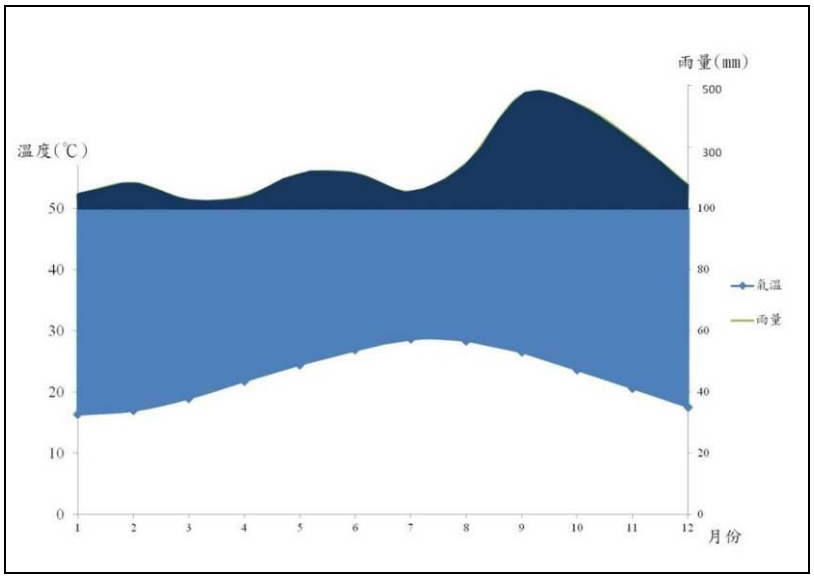


圖 3.12 雙溪、頭城山區生態氣候圖(註：深色為特溼期，淺色為潮濕期)

(二)研究方法

主要分成植群資料收集與調查、植群分析、植群圖繪製以及預測與應用等四個階段(圖 3.13)。首先整理前人資料並新增樣區；其次分析植群並建立野外調繪所需之檢索表；緊接著做植群初繪、野外調繪及繪製出研究區域範圍內之植群圖；最後對於植群圖做數化，或對於保育標的物種數據，及全國植群調查資料的該物種出現與否之點位數據，配合植群點位或保育標的物種的氣候變量數據，使用 R 軟體內建之隨機森林演算法產出物種分布及生態棲位潛在圖，以計算潛在面積縮減情形，做為評估和選擇適應性行動的參考依據。

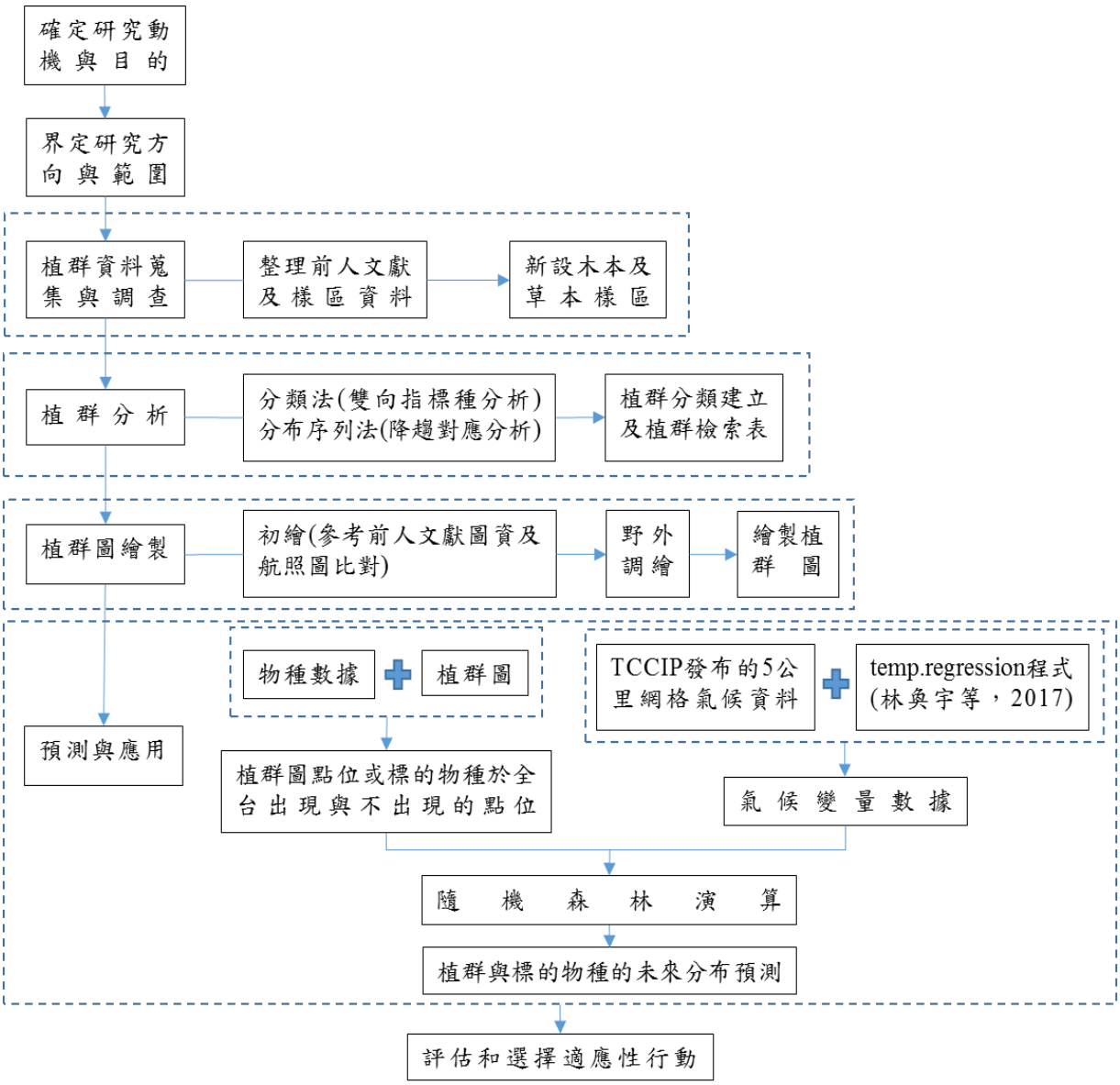


圖 3.13 研究流程圖

1.植群資料收集與調查及環境因子之觀測與評估

資料收集與樣區設置

於調查前收集研究區域的基本資料，包括地理資訊系統圖資(如山系、水文等)、正射影像圖及相關植群研究報告。樣區設置採用多樣區法和 Braun-Blanquet 調查法，多樣區法之森林樣區面積大小以相似於 400m^2 的面積，而草本樣區面積大小則為 5x5m^2 或相似於 25m^2 的面積，樣區採天然均質之方向排列。森林樣區之測量，調查胸徑(DBH)超過 1cm 以上之木本植物後記錄種類和胸徑，而樣區內胸徑不足 1cm 之木本植物，則與草本、附生植物及蕨類，併列為地被層，以覆蓋百分比估計之，草本樣區則僅記錄物種及覆蓋度。Braun-Blanquet 之調查方法是將全區依樹木生活型分為喬木層、灌木層及地被層，並記錄各物種所出現之覆蓋百分比。在記錄樣區之植物資料時，同時觀測樣區的環境因子。植物之中名及學名則依據臺灣植物誌(Flora of Taiwan)第 2 版第 6 卷(Bufford *et al*., 2003)。環境因子可提供植群與生育環境間的相關性資訊，採用之環境因子，經直接觀測或間接評估有海拔高度(altitude)、坡度(slope)、方位(aspect)、地形位置(topographic position)、全天光空域(whole light sky space, WLS)、直射光空域(direct light sky, DLS)、含石率(stone) 、岩石率(rock)、地表裸露率(ground uncovered rate)共 9 項。

2.植群分析階段

包含樣區資料調查與整合和植群檢索表之建立，植群資料以前人研究及「國家植群多樣性調查及製圖計畫」做基礎，包括現地野外調查。資料統計時，木本植物胸高直徑 1cm 以上者，計算其密度(株數)及優勢度(胸高斷面積之總和)，轉為相對百分比後，計算重要值指數(Important Value Index, IVI)，使用 PC-ORD 5.0 版進行雙向指標種分析(Two-Way Indicator Species Analysis, TWINSPAN)及降趨對應分析(Detrended Correspondence Analysis, DCA)，建立完整的植群分類。

3.植群圖繪製階段

本研究的最小製圖單位為群叢，最小製圖面積依國家植群製圖計畫定

為 0.1ha，所採之座標系統與正射影像圖之座標系統一致，為 TWD97。在植群圖的初繪上，雙溪、頭城山區範圍共套疊 16 張正射影像圖，並搭配台灣現生天然植群圖層以及參考宋梧魁等(2005)宜蘭縣東北區現生植群圖進行初步繪製。完成室內植群圖初繪及野外勘查作業後，即進行野外調繪工作。野外調繪乃是利用正射影像圖、植群樣區和野外調繪點進行植群區塊辨識，將研究區域的植群邊界劃分出來，並在野外進行植群確認與判釋，給予正確屬性及邊界之修正。

4.植群型或保育標的物種的預測

A. 植群圖點位與保育標的物空間分布數據來源

植群空間分布數據來自前階段植群圖繪製之成果，植群圖需要先刪除非天然林的部分(如人工林、建地、耕地、河流等)，才提供給隨機森林模型進行預測。透過地理資訊系統在大白山至大南澳嶺範圍內設定間距 50m 的點位圖層，使每一點位皆有經緯度座標，各點海拔高度則由臺灣 30m 數值地形模型資料（digltal elevation model, DEM）套疊取得。將點位圖層與植群圖套疊，使每一點位都有相對應的植群名稱，完成植群圖點位化。黃楊及四照花此兩種保育標的物種於全台「出現」的點位來源為標本館及調查計畫中在台灣本島出現的點位，經刪除不合理的分布位置及錯誤學名而來；「不出現的點位」資料來自國家植群多樣性調查製圖計畫、入侵物種計畫等全台灣的植物資料庫未有四照花及黃楊分布的點位(林奐宇，2017)。

B. 預測範圍

預測範圍以 50m 解析度將大白山至大南澳嶺及東北角的頭城-雙溪區域網格化，將這些點位套疊解析度 30m 的全台數值高程模型(Digital Elevation Model, DEM)，使每個點位都有對應的海拔。大白山至大南澳嶺先將研究區域內的植群與氣候資料結合，將植群圖和氣候資料轉換為點位資料加以合併，使任一點皆有經緯度座標、海拔高度、植群型以及氣候資料，氣候資料中包含降水量、氣溫、濕熱指數和植物生長耐性等四類。

另外針對東北角的頭城-雙溪區域的保育標的物種，四照花與黃楊出現與否的數據來自全台灣的點位，因此將台灣本島以解析度 250m 網格化，共獲得 57 萬多個等間距樣點，產出全台基期(1986-2005 年)的預測結果後，再預

測物種在解析度 50m 之東北角分布機率。

C. 氣候變量數據來源

本研究的氣候變量數據產生方式來自林奐宇等(2017)所開發的動態局部迴歸方法 clim.regression 程式，將要預測地區網格化的等間距樣點(即台灣 250m 和東北角 50m)利用 clim.regression 輸出 70 組氣候數據，clim.regression 方法為參考 Wang et al. (2016)局部降尺度方式(locally downscaled)，利用水平雙線性插值(bilinear interpolation)及動態局部迴歸(dynamic local regression)的組合，針對台灣地區產出無固定尺度的氣候降尺度推估模式。動態局部迴歸是以台灣氣候變遷推估與資訊平台(TCCIP)發布的 5km 網格氣候資料為基礎，利用前述介紹的水平雙線性差值進行資料平滑化，再以 3*3 網格將 P 所在網格與周邊 8 個網格組成的局部地區進行兩兩成對取樣，計算出溫差與海拔差，將這些數對利用線性迴歸計算斜率，即得到該區域的氣溫海拔遞減率，氣溫海拔遞減率可用以修正水平雙線性插值法所得之 P 點氣溫推估值(Lin et al., 2018; 行政院農委會林務局，2017) 。

主要環境變量為降水量、溫度及熱濕指數，熱濕指數可以分成 2 個部分，一為夏季熱濕比(summer heat: moisture index, SH:M)，計算方式為(最暖月均溫)/(5-9 月平均降雨量/1000)，特別炎熱乾燥的年份會有較高的 SH：M 指數，而涼爽的年份則有很低的指數；另一則是年熱濕比(annual heat: moisture index, AH:M)，計算方式是(年均溫+10)/(年平均降雨量/1000)，其代表的含意同 SH:M，該年分越炎熱乾燥，指數就越高(表 3.1)。

表 3.1 採用 clim.regression 產出的 70 個氣候變數

環境及氣候變量		變量細項
降水量		月平均降雨量(12)
		季平均降雨量(4)
		年平均降雨量(1)
		5-9 月平均降雨量(1)
溫度	最低溫	月平均最低溫(12)
		季平均最低溫(4)
	平均溫	月平均溫(12)
		季平均溫(4)
		年均溫(1)
	最高溫	月平均最高溫(12)
		季平均最高溫(4)
	年溫差	最暖月均溫與最冷月均溫差值(℃)
熱濕指數		夏季熱濕比(summer heat: moisture index, SH:M)
		年熱濕比(annual heat: moisture index, AH:M)

註：夏季熱濕比=(最暖月均溫)/(5-9 月平均降雨量/1000)

年熱濕比=(年均溫+10)/(年平均降雨量/1000)

D.氣候變遷情境與所選定的 GCM

IPCC 的第五次綜合報告中(IPCC, 2014)以「代表濃度途徑」(Representative Concentration Pathways, RCP)作為未來情境的依據，RCP 描述了 21 世紀四種不同路徑下的溫室氣體排放(GHG, greenhouse gas emissions)、大氣濃度、空氣汙染排放和土地利用的情況。「途徑」所指的是濃度的變化歷程，並以輻射力(radiative forcing)作為指標，分成 RCP2.6、RCP4.5、RCP6.0 及 RCP8.0，意思是在 2100 年前，每平方公尺的輻射力(W/m2)增加了 2.6 瓦、4.5 瓦、6.0 瓦和 8.5 瓦。這 4 個情境中，RCP2.6 呈現的是暖化減緩的情況，在 2100 年達到約 3W/m2 的峰值，隨後下降；而 RCP4.5 和 RCP6.0 則是中度(intermediate)溫室氣體排放情境，在 2100 年後大致穩定在 4.5W/m2 與 6.0W/m2；RCP8.5 為高度溫室氣體排放情境，到 2100 年超過 8W/m2，並在之後的一定時間內持續上升 (童慶斌等，2015)。

氣候模型是地球氣候系統的數學運算式，考慮不同層級的氣候模型結果，從簡單理想化的模型，到中等複雜的模型，再到綜合性大氣環流模型(General Circulation Models, GCMs)，也包括模擬碳循環的地球系統模型(Earth System Models, ESMs)；GCMs 模擬了許多氣候因素，包含大氣與海洋溫度、風、雲、洋流及海冰面積(IPCC, 2014)。在未來氣候情境的設定上，IPCC 提供 40 多個全球大氣環流模型的 RCP 情境，雖然每個 GCM 都經過驗證，然而並不是每個模擬表現都適合台灣的氣候特性，因此唯有挑選在台灣地區模擬表現較好的 GCM，才能降低 GCM 所造成的不確定性(童慶斌等，2015)。對此 Lin and Tung (2017)收集台灣 25 個氣象站資料，使用主成分分析（PCA）和集群分析(cluster analysis)將區域氣象站劃分成 10 個區，以加權平均排序法(Weighted average ranking, WAR)及系統缺失點數(Demerit point system, DPS)對 GCM 性能進行排序，最後應用 GCM 家庭樹(family tree)篩選出與台灣歷史觀測資料最相符的模式。

頭城—雙溪區域和大白山至大南澳嶺氣候條件在 Lin and Tung (2017)的研究裡，最為相似的應為東部，故選用對應東部模擬預測最佳的 GCM：CESM1-CAM5、GISS-E2-R、CCSM4、bcc-csm1.1、CSIRO-Mk3.6.0 再加上 MIROC5、HadGEM2-AO 共 7 個 GCM 進行預測。茲將氣象站分區結果以及各 GCM 於宜蘭和台灣地區的建議排序、採用的 GCM 所屬的研發單位和國家。

表 3.2 使用主成分分析和集群分析將台灣的氣象站分區(Lin and Tung, 2017)

分區	分區包含的測站
北部	淡水、彭佳嶼、新竹、梧棲、台北、台中
東北海岸	基隆
東部	宜蘭、花蓮、成功、台東
西南部	嘉義、台南、高雄
南部	大武、恆春
北部山區	鞍部、竹子湖、蘇澳
中部山區	玉山、日月潭
南部山區	阿里山
西部外島	東吉島、澎湖
東部外島	蘭嶼

表 3.3 對應於東部和台灣歷史觀測資料最相符的 GCM 列表(修改自 Lin and Tung, 2017)

使用加權平均排序法(WAR)的 GCMs 排名					
Rank	1	2	3	4	5
東部	CESM1-CAM5	GISS-E2-R	CCSM4	bcc-csm1.1	CSIRO-Mk3.6.0
台灣	HadGEM2-AO	CESM1-CAM5	CCSM4	MIROC5	GISS-E2-R
使用系統缺失點數(DPS)的 GCMs 排名					
東部	CESM1-CAM5				
台灣	CSIRO-Mk3.6.0	HadGEM2-AO	CESM1-CAM5	MIROC5	CCSM4

表 3.4 各 GCM 的研發單位與所屬國家(修改自 Lin and Tung, 2017)

模式	國家	研發單位
BCC-CSM1.1	中國	Beijing Climate Center, China Meteorological Administration (BCC)
CSIRO-Mk3-6-0	澳洲	Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization in collaboration with the Queensland Climate Change Centre of Excellence (CSIRO-QCCCE)
MIROC5	日本	Atmosphere and Ocean Research Institute (The University of Tokyo), National Institute for Environmental Studies, and Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology (MIROC)
GISS-E2-R	美國	NASA Goddard Institute for Space Studies (NASA GISS)
CCSM4	美國	National Center for Atmospheric Research (NCAR)
HadGEM2-AO	韓國	National Institute of Meteorological Research/Korea Meteorological Administration (NIMR/KMA)
CESM1-CAM5	美國	National Science Foundation, Department of Energy, National Center for Atmospheric Research (NSF-DOE-NCAR)

研究使用 7 種 GCM 模擬並看每個結果的趨勢，選取呈現最符合物種生態棲位之結果，每個 GCM 均搭配 RCP2.6、RCP4.5、RCP6.0、RCP8.5 的代表濃度途徑。氣候變遷衝擊評估過程需要以過去的某段時間當作參考基準，所有 GCM 模擬的降雨及氣溫改變量，均是以這段時間為參考基準，這個時期就稱為基期(baseline)(劉子明，2010)；以 IPCC 第五次報告而言，多以 1986~2005 年為基期(童慶斌等，2015)。本研究的基期氣象資料亦選取 1986 至 2005 年，以 clim. regression 產出 70 組氣候變數；另外未來的預測時間分成三個階段，第一階段為 2016 年至 2035 年；第二階段為 2046 年至 2065 年；第三階段為 2081 年至 2100 年，故未來的氣候情境搭配各階段時間共有 12 組，即 RCP2.6 第一至第三階段、RCP4.5 第一至第三階段、RCP6.0 第一至第三階段和 RCP8.5 第一至第三階段。

E.預測模式─隨機森林演算法(Random forest algorithm)的建模過程

研究利用 R 軟體(R Core Team, 2017)中的 randomForest 來進行 RF 模型的構建及分布預測。預測分成兩部分，一為目標物種的預測，另一為利用植群圖資料做預測。

目標物種的預測以物種出現、不出現點位所建置的物種分布模型，參數設定 2/3 的比例作為訓練集(training set)，剩下 1/3 比例為袋外資料作為測試集(test set)，預測變量為 70 個氣候變量，每次隨機選取 25 個氣候變量(即 M try=25)；建構出 500 棵樹(即 N tree=500)，為提供給隨機森林演算法以進行目標物種潛在分布預測的參照表樣式，而預測範圍(預測表)已如前面所述，是以 50m 解析度將東北角(頭城、雙溪區域)網格化，獲得 5 萬多個等間距樣點，並利用 clim. regression 程式產出 70 組環境因子，經演算後每個網格會被填入發生機率各不一的結果。Wang et al. (2016)指出，如果樣本之間相對平衡，隨機森林建模後的預測效果最好，但在研究中，會出現物種存在的點位比不存在的點位少很多的情況；一個平衡樣本的做法是在隨機抽樣時，將物種存在與不存在的點位數量相匹配，但這卻可能造成該物種的不存在點位代表性不佳(poor representation)，因此 Wang *et al.* (2016)應用了多個“森林”方法來建立一個隨機森林模型的集合，每個 RF 模型所建立物種不存在的點位為隨機抽樣，而物種存在的點位保持不變。本研究參考上述的作法，並重複操作 100 次，最後的預測是基於 100 個個別模型預測後的結果疊合，基期及未來各 RCP 不同階段的預測均如此操作，目標物

種的模式分布，目的為了解該物種在未來在氣候變遷下的趨勢，故選取機率較高的值(0.8-1)來計算其適生棲地的縮減情況(邱祈榮、黃愷茹，2008)。

以植群圖資料所建置的各植群型的生態棲位模型，參數設定及所選取的氣候變量(M try)、建構的決策樹(N tree)均同單物種預測，表 3.6 為提供給隨機森林進行適生棲位預測的參照表樣式，其預測概念同單物種之預測，但單物種預測結果呈現的是出現機率(0-1)，而生態棲位模型是選擇出現機率最高的植群作為該網格的預測結果。

表 3.5 提供給隨機森林演算法進行預測的「物種出現與否與氣候變量表」

目標物種出現與否	空間資料			*Clim. regression* 程式 (lin *et al*，2018)			
	經度	緯度	海拔	雨量、氣溫等 70 個氣候變量 (參考表 3.4)			
出現 1	X1	Y1	Z1	氣候變量 1	氣候變量 2	…	氣候變量 70
出現 2	X2	Y2	Z2	…	…	…	…
出現 n	Xn	Yn	Zn	…	…	…	…
不出現 1	X'1	Y'1	Z'1	…	…	…	…
不出現 2	X'2	Y'2	Z'2	…	…	…	…
不出現 m	X'm	Y'm	Z'm	…	…	…	…

表 3.6 提供給隨機森林演算法進行預測的「現生植群與氣候變量表」

空間資料			植群(共 7 種)	*temp. regression* 程式 (林奐宇等，2017)			
經度	緯度	海拔		雨量、氣溫等 70 個氣候變量 (參考表 3.4)			
X1	Y1	Z1	豬腳楠	氣候變量 1	氣候變量 2	…	氣候變量 70
X2	Y2	Z2	大葉楠	…	…	…	…
X3	Y3	Z3	芒	…	…	…	…
X4	Y4	Z4	四照花	…	…	…	…
X5	Y5	Z5	黃楊	…	…	…	…
Xn	Yn	Zn	…	…	…	…	…

5. 氣候變遷大白-蘭崁山地區台灣水青岡之監測

台灣水青岡在大白-蘭崁山地區於 2016 年調查紀錄總共有五個地區，分別為第一區（蘭崁山）、第二區（新一區）、第三區（溪谷）、第四區（大白山北）、第五區（大白山），其中第一、四、五為前人調查就發現之族群並設立永久樣區，第二、三為本次調查新紀錄到族群。本次調查發現，第二區的生長更新狀況明顯

比其他四區差很多，徑級分析也比其他四區小很多。

6.東北角地區四照花之植株和物候性狀監測

四照花為山茱萸科，主要分布於台灣中海拔山區，屬較偏好溫帶氣候之物種，因東北季風影響，使東北角地低海拔山區氣溫下降，造成南北降遷(南北殘存)現象，目前在北部主要分布於新北市雙溪區及宜蘭縣頭城鎮之東北角低海拔山區。

於 2017 年於 5 月底四照花開花季節，沿大溪、內大溪、雙泰至灣潭產業道路進行四照花的分布調查，共調查到 10 株成熟的四照花有開花。並於 2018 年 6 月初對原先的調查到之點位與植株進行複查。

這些植株分別位於點位(335892,2758891)處之山神廟及附近有三株；於點位(335524,2759189)處之山坡上，有一株；宜蘭縣與新北市交界處，雙泰產業道路之南側灣潭溪的溪谷點位(335517,2759185)處有一株；於同一坡面點位(335374,2759216)及(335224, 2759262)之溪谷對岸，各有一株；於思源橋點位(334232,2758650)，灣潭溪谷東南方的坡面上有一株；於石龜橋東北側點位(333809,2758314)之灣潭溪谷，記錄一株；在灣潭產業道路 19 號電線杆附近點位(333508,2758092)處，記錄一株(圖 3.14)。

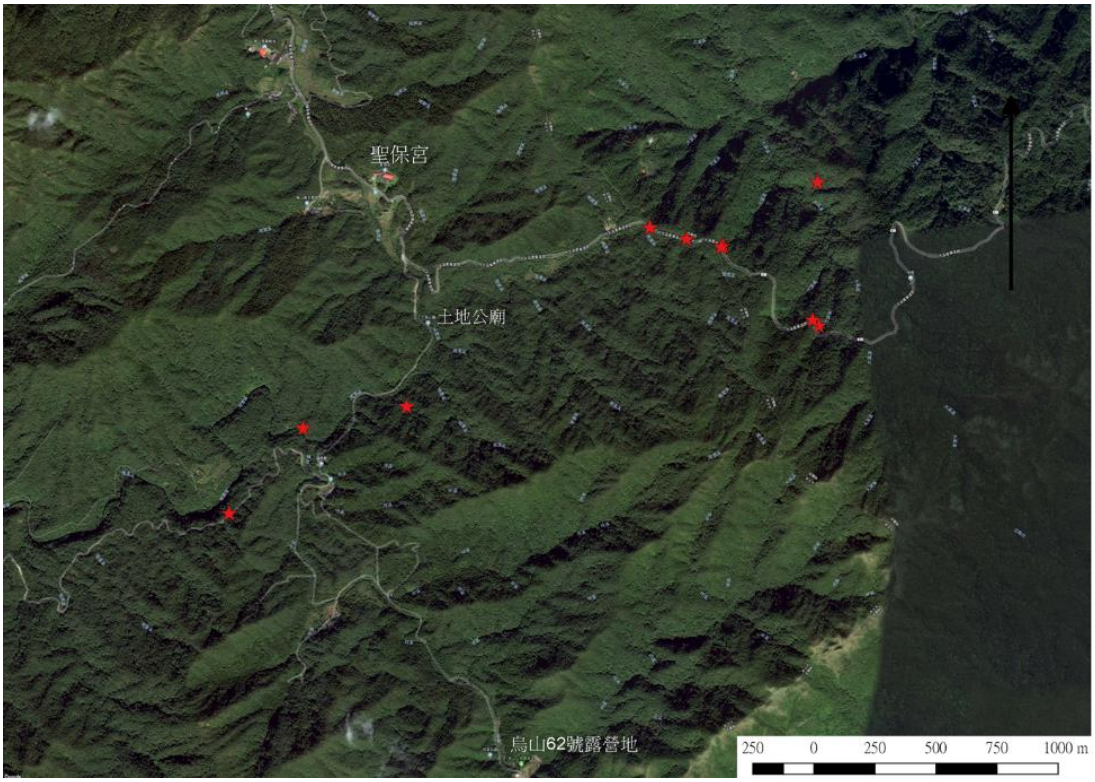


圖 3.14 東北角地區四照花之植株位置圖

四、結果與討論

(一)頭城—雙溪山區

1. 頭城—雙溪山區植群分類階層

依據 Son & Xu 提出的臺灣植被方案(2003)、臺灣東北氣候區植群分類系統之研究(俞秋豐，2003)以及臺灣植群分類系統之架構(謝長富，2007)進行定階，本區域植群分類階層有 1 個群團，即樹杞群團；2 個群叢：大葉楠群叢、豬腳楠群叢； 1、臭黃荊—豬腳楠；2、金平氏冬青—豬腳楠；3、白肉榕—大葉楠；4、森氏紅淡比—大葉楠等 7 個亞群叢；5、長尾尖葉櫧—豬腳楠；6、三斗石櫟—豬腳楠型；7、毽子櫟—豬腳楠，還有 6 個未定階的植群型：芒型、兩耳草型、包籜矢竹型、山露兜型、黃楊型和四照花型。將上述繪製成植群分類層級圖及植群分類圖(圖 3.15)，並整理成檢索表如表 3.7。

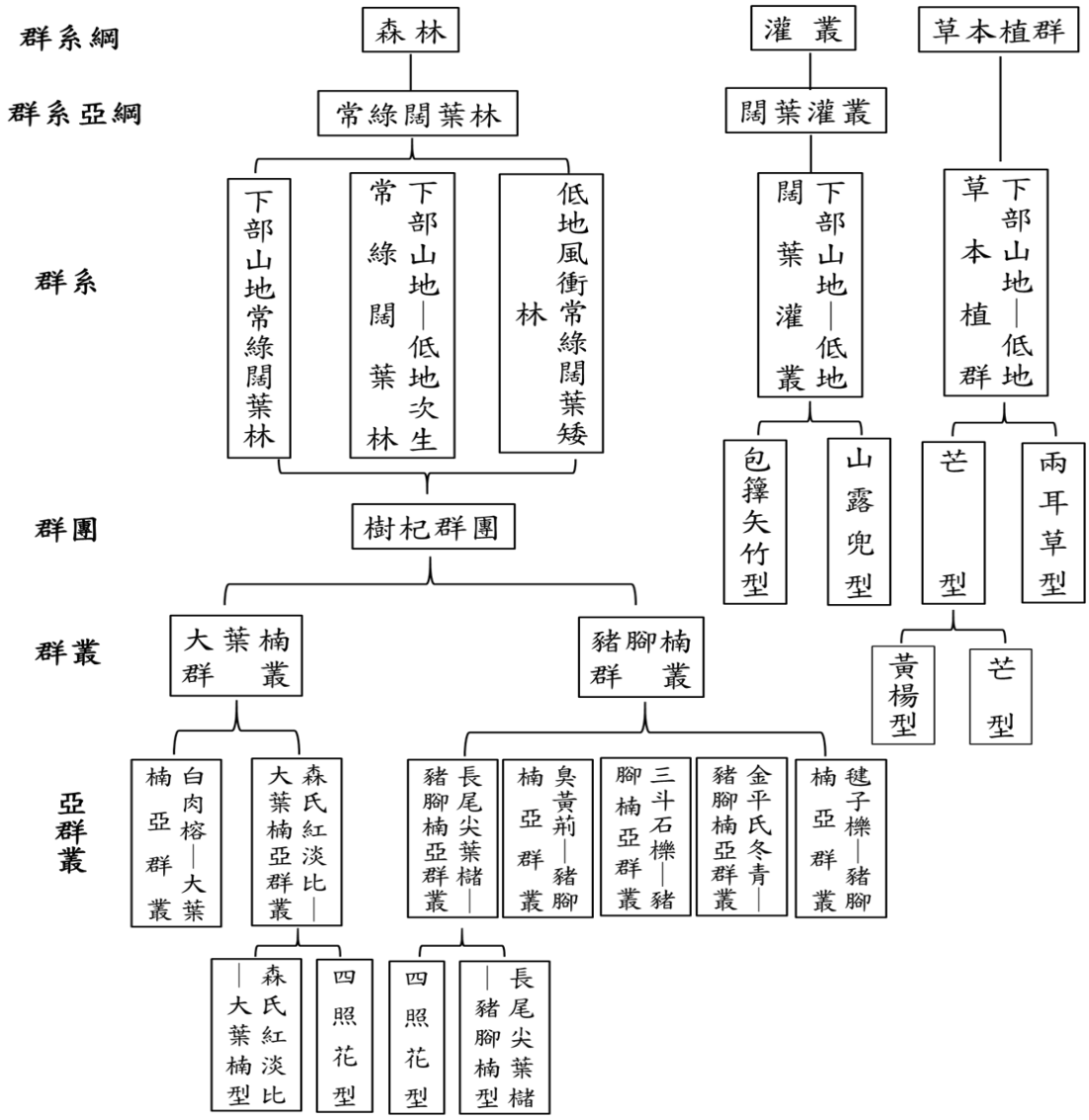


圖 3.15 頭城—雙溪山區植群分類層級圖

表 3.7 頭城─雙溪山區植群型檢索表

1. 出現於海拔 50-1008m，以常綠闊葉樹為主之森林----------**下部山地闊葉林和次生植群以及低地風衝闊葉林**
  2. 出現於海拔 50-470m 之溪谷至中坡，物種組成以大葉楠為主---------**大葉楠群叢**
    3. 出現於海拔 110-470m，岩石率較高之下坡及溪谷，特徵種為白肉榕----------**白肉榕─大葉楠亞群叢**
    3. 出現於海拔 50-460m，岩石率較低之中坡及下坡，特徵種為森氏紅淡比----------**森氏紅淡比─大葉楠亞群叢**
      4. 出現於海拔 50-460m 之東北近海區----------**森氏紅淡比─大葉楠型**
      4. 出現於海拔 450-525m 之東北內陸區背風下坡或溪谷源頭----------**四照花型**
  2. 出現於海拔 123-1008m 之中坡至稜線，物種組成以豬腳楠為主------**豬腳楠群叢**
    3. 出現於海拔 410-1008m 之上坡、稜線
      4. 出現於海拔 410-737 之上坡、稜線，多在迎風坡，特徵種以金平氏冬青為主----------**金平氏冬青─豬腳楠亞群叢**
      4. 出現於海拔 560-1008 之稜線，迎、背風均有之，特徵種以毽子櫟為主----------**毽子櫟─豬腳楠亞群叢**
    3. 出現於海拔 123-957 之中坡、下坡及乾溝
      4. 出現於海拔 123-560m 之東北近海區，以迎風的中坡為主，特徵種為臭黃荊----------**臭黃荊─豬腳楠亞群叢**
      4. 出現於海拔 364-957m，以背風為主的中坡、下坡及乾溝
        5. 出現於海拔 424-703m 的中坡、下坡，東北近海區內陸區皆有分布，特徵種為長尾尖葉櫧----------**長尾尖葉櫧─豬腳楠亞群叢**
          6. 出現於海拔 424-703m，東北近海區內陸區皆有分布----------**長尾尖葉櫧─豬腳楠型**
          6. 出現於海拔 450-525m 之東北內陸區背風下坡或溪谷源頭-----**四照花型**
        5. 出現於海拔 364-957 的乾溝、中坡及下坡，主要分布在東北內陸區，特徵種為三斗石櫟----------**三斗石櫟─豬腳楠亞群叢**
1. 出現於海拔 203-977m 之灌叢或草本植群----------**闊葉灌叢及草本植群**
  2. 闊葉灌叢
    3. 出現於海拔 203-510m 的風衝稜線及背風森林，坡度陡峭，物種組成以山露兜為主----------**山露兜型**
    3. 出現於海拔 554-618m 的風衝稜線，物種組成以包籜矢竹為主-----**包籜矢竹型**
  2. 草本植群
    3. 出現於海拔 477-977m 之稜線，植群平均高 1.5m，物種組成以芒為主----**芒型**
      4. 物種組成以芒為主，鮮有木本植物----------**芒型**
      4. 出現於海拔 560-1008m，位於森林與芒的交界帶----------**黃楊─芒型**
    3. 出現於海拔 467-621m 之山頭，植群平均高小於 0.5m，物種組成以兩耳草為主----------**兩耳草型**

2. 植群製圖結果

本研究共繪製 7 類天然植群，即豬腳楠群叢、大葉楠群叢、芒型、山露兜型、包籜矢竹型、黃楊型、四照花型；5 類造林地或人為干擾的次生植群：人工或人工次生林、竹闊混次生林、竹闊針混次生林、竹類造林地，另低草地兩耳草型植群受牛隻吃食與踐踏，故亦置於此類；還有其他 4 類，即耕地、建地或人為開發地、水域、海岸地，共計 16 類，總面積為 5981.322ha，全區植群及各植群之分布如。

(1)天然植群

豬腳楠群叢面積約 1,474ha，佔研究區域面積的 24.66%，主要分布於中坡至稜線；大葉楠群叢面積約 1,735ha，佔研究區域面積 29.01%，主要分布於溪谷至中坡或上坡避風處；芒型面積約 138ha，佔研究區域面積 2.32%，主要分布於稜線；山露兜型面積約 18ha，佔研究區域面積 0.31%，主要分布於風衝稜線；包籜矢竹型面積約 25ha，佔研究區域面積 0.43%，主要分布於桃源谷灣坑頭山一帶、橫山山頂；黃楊型面積約 20ha，佔研究區域面積 0.33%，主要分布於鶯子頂山至鶯子嶺山森林與芒的交界；四照花型面積約 30ha，佔研究區域面積 0.52%，分布區域破碎，主要為宜 1 鄉道(大溪產業道路)至雙泰產業道路沿線山頭避風處之下坡、溪谷。

(2)造林地或人為干擾的次生植群

人工或人工次生林面積約 1,921ha，佔研究區域面積 32.12%，竹闊混次生林面積約 292ha，佔研究區域面積 4.88%；竹闊針混次生林面積約 49.7ha，佔研究面積 0.83%；竹類造林地面積 6ha，佔研究區域面積 0.11%；兩耳草型面積 67ha，佔研究區域面積 1.13%。

(3)其他

耕地面積為 127ha，佔研究區域面積 2.14%；建地或人為開發地面積約 40.6ha，佔研究區域面積 0.68%；水域面積 25ha，佔研究區域面積 0.42%；海岸地面積 6.6ha，佔研究區域面積 0.11%。

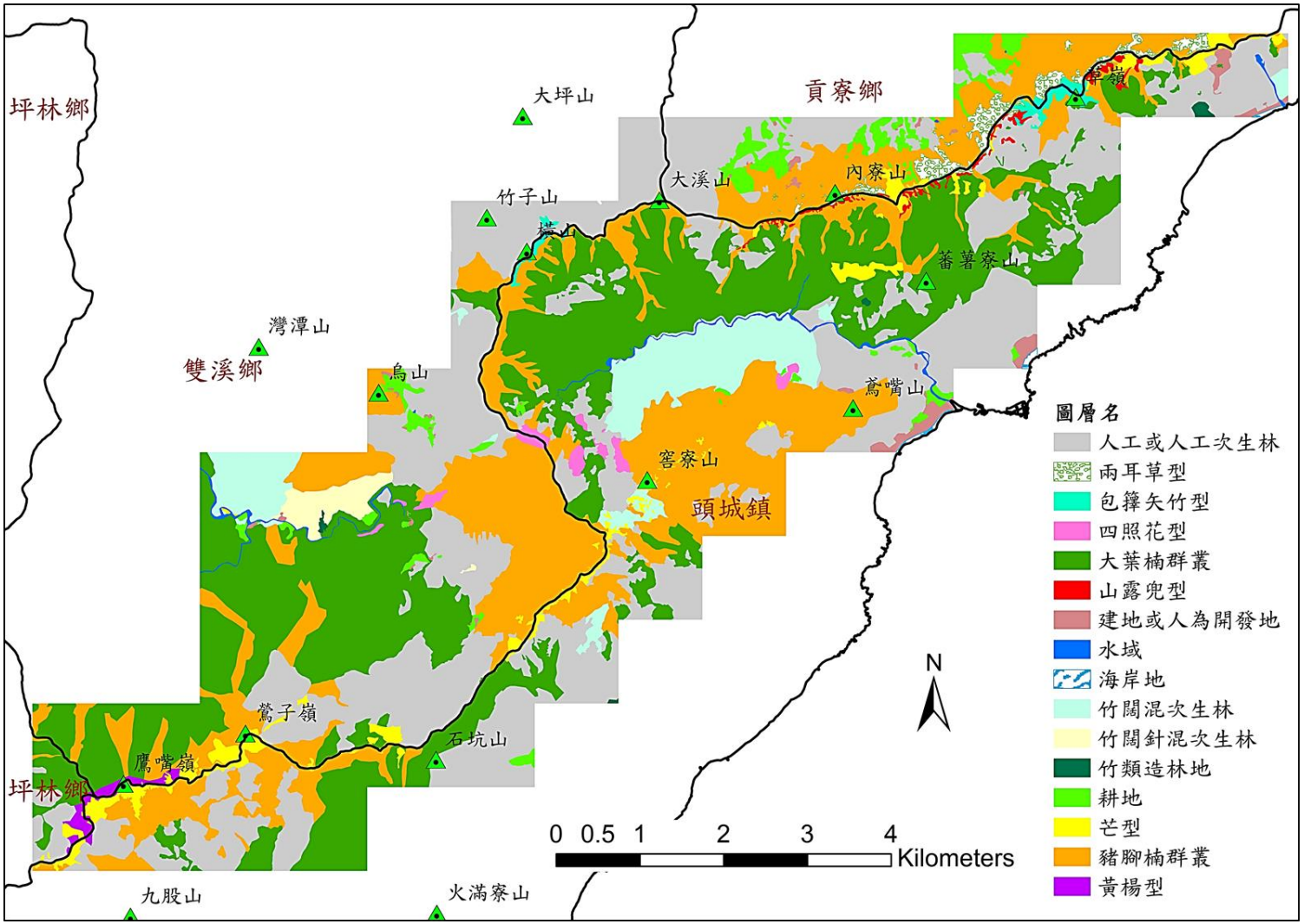


圖 3.16 頭城—雙溪山區現生植群圖

3. 粗篩選與細篩選的保育關係

經調查分析之結果，三斗石櫟─豬腳楠亞群叢、白肉榕─大葉楠亞群叢、芒型、包籜矢竹型、山露兜型、兩耳草型無稀有物種分布；台灣三角楓位於臭黃荊─豬腳楠亞群叢，四照花則在長尾尖葉槠─豬腳楠亞群叢及森氏紅淡比─大葉楠亞群叢皆出現，黃楊老齡灌叢出現在毽子櫟─豬腳楠亞群叢和芒型邊緣；這是一個對粗細濾網保育評估上的重要依據，也是繪製植群進行情境模擬很好的依據(表 3.8)。

表 3.8 頭城─雙溪山區各植群型與稀有物種分布之關係

植群型(粗濾網)	稀有植物(細濾網)
1、臭黃荊─豬腳楠亞群叢 (*Premna microphylla*─*Machilus thunbergii* SUBASS.)	台灣三角楓 (*Acer buergerianum* var. *formosanum*)
2、金平氏冬青─豬腳楠亞群叢 (*Ilex triflora* var. *kanehirai*─*Machilus thunbergii* SUBASS.)	耿氏虎皮楠(*Daphniphyllum glaucescens* subsp. *oldhamii* var. *kengii*)、 胡氏肉桂(*Cinnamomum macrostemon*)、 水團花(*Sinoadina racemosa*)
3、長尾尖葉槠─豬腳楠亞群叢 (*Castanopsis cuspidata* var. *carlesii*─*Machilus thunbergii* SUBASS.)	四照花(*Benthamidia japonica* var. *chinensis*)
4、三斗石櫟─豬腳楠亞群叢 (*Pasania hancei* var. *ternaticupula*─*Machilus thunbergii* SUBASS.)	(無)
5、毽子櫟─豬腳楠亞群叢 (*Cyclobalanopsis sessilifolia*─*Machilus thunbergi* SUBASS.)	黃楊老齡灌叢(*Buxus microphylla* subsp. *sinica*)、 土肉桂(*Cinnamomum osmophloeum*)、 胡氏肉桂(*Cinnamomum macrostemon*)、 十大功勞(*Mahonia tikushiensis*)、 八角蓮(*Dysosma pleiantha*)
6、白肉榕─大葉楠亞群叢 (*Ficus virgata*─*Machilus japonica* var. *kusanoi*)	(無)
7、森氏紅淡比─大葉楠亞群叢 (*Cleyera japonica* var. *morii*─*Machilus japonica* var. *kusanoi* SUBASS.)	四照花(*Benthamidia japonica* var. *chinensis*)、 竹柏(*Nageia nagi*)、 耿氏虎皮楠(*Daphniphyllum glaucescens* subsp. *oldhamii* var. *kengii*)、 胡氏肉桂(*Cinnamomum macrostemon*)
8、芒型(*Miscanthus sinensis* type)	(無)
9、包籜矢竹型(*Arundinaria usawai* type)	(無)
10、山露兜型(*Freycinetia formosana* type)	(無)
11、兩耳草型(*Paspalum conjugatum* type)	(無)

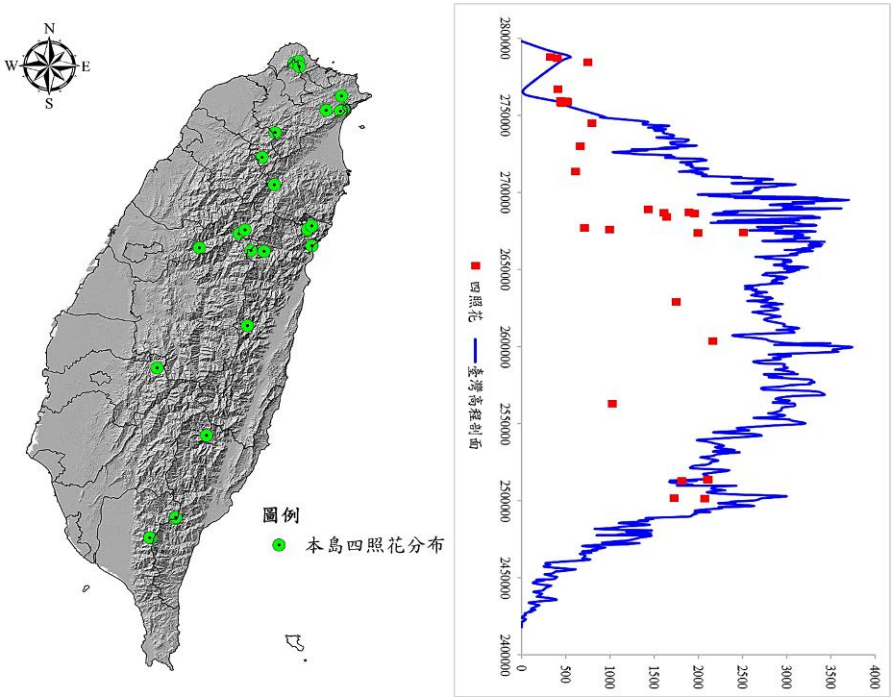
4. 標的物種-四照花和黃楊

經過研究調查的結果，雙溪-頭城山區的植群調查及分析結果，其中並無珍稀的植群型需優先進行研究行動(俞秋豐，2003)，但若考量稀有的物種進行保育，則有分別為竹柏、台灣三角楓、胡氏肉桂、四照花、十大功勞、長葉杜虹花、水團花(梨仔)、土肉桂、耿氏虎皮楠、台灣香檬、楦梧、光葉柃木、老齡的黃楊灌叢等，初步選擇以四照花和老齡的黃楊灌叢為氣候變遷適應性規劃的保育標的物，進行保育研究的流程與行動策略。

(1)四照花：

屬於山茱萸科，於臺灣維管束植物紅皮書初評名錄裡屬無適當資料(Data Deficient, DD)等級，在日本部分庭園栽植這種植物供觀賞，目前台灣地區、南韓或中國尚未列入重要的庭園植物之列，但早在 15 年前福山植物園和特生中心已有陸續栽種東北角採得的低海拔族群，近年福山植物園已有開花之記錄，並有許多遊客詢問這種植物的分布及栽植資訊。

由該種的生態分布資料，其在全世界的分布主要位於日本(含琉球)、中國大陸及南韓，台灣是該物種分布的南界，從前人文獻可發現其分布點位少(劉棠瑞，1960)。四照花(*Benthamidia japonica* var. *chinensis*)為山茱萸科四照花屬植物，屬多年生落葉喬木，此屬台灣僅有 1 種，又以大武及清水山區較為常見台灣中部，見之於花蓮清水山、北部文山及南部見晴之闊葉樹混合林內，產量稀少，應屬於廣泛分佈但稀有(呂福原等，2006；劉棠瑞，1960)。本種在中國大陸廣布於長江流域及河南、陝西南部、甘肅南部等地，生於海拔 2,000 m 以下之林中及山谷溪旁，常被作為觀花植物種植(管華財等，2016)。查閱台灣的標本館採集紀錄，四照花之分布區域為北部(鹿角坑溪、魚路古道、大溪產業道路至雙泰產業道路一帶、北插天山)、花蓮縣(千里眼山、和平林道、萬榮林道)、中部(梨山、松茂、畢祿溪一帶)、南部(北大武山、知本主山、霧頭山) (圖 3.17a)。從標本館及野外調查資料發現，生長於北部的四照花族群，相較台灣各地四照花族群分布海拔來的低，平均海拔低於 800 m，形成特殊的殘存現象(圖 3.17b)。從標本館的資料及野外調查資料，均可發現四照花有北降現象(圖 3.18)，也就是有一些族群殘存於東北部地區，出現在宜蘭縣與新北市交界的頭城山區和台北市的陽明山一帶，這兩個地區也是前一階段計畫所分析得出的 14 個殘存點，如果這些殘存點一旦氣候升高或是遇到極端氣候將會使位在這兩地區的族群受到衝擊。



(a) 四照花在台灣地區的分布　　(b) 四照花在不同海拔的位置

圖 3.17 四照花在台灣地區的分布及不同海拔的位置(資料來源:中研院生物多樣性中心、林業試驗所標本館、科博館植物標本館與過去資源調查資料)(a)四照花在台灣地區的分布(b)四照花在不同海拔的位置

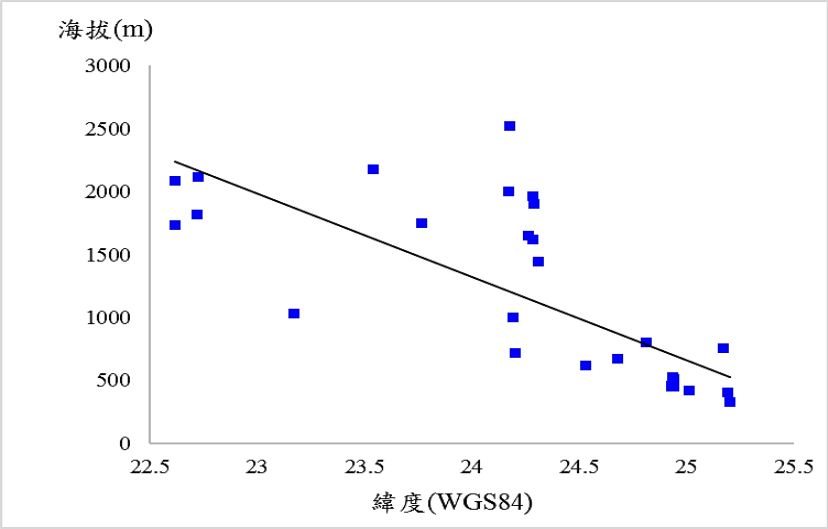


圖 3.18 四照花在台灣地區海拔與緯度之迴歸圖(資料來源:中研院生物多樣性中心、林業試驗所標本館、科博館植物標本館與過去資源調查資料)

從野外的植群型調查可發現四照花在頭城東北角地區多分布於面海的第一道山稜之後(圖 3.19)，同時並位於流域的中坡或下坡，由樹構型可約略看出各物種對颱風的耐受力，四照花屬於 Fagerlind 型(Halle *et al.*, 1978)，這一型以無限生長的直軸構件為主，枝條節律式生長在樹幹上，枝條構件由有限生長的合軸斜生，花序頂生於枝條構件頂端。推測其並不耐強颱，但生長於東北角地區應是過去殘存的族群，因此未來如果其所生育的植群型向上推移，雖然族群的散殖體可以在海拔上持續上升至稜線，但樹木本身可能無法承受由東邊來的颱風，在強風的吹襲下導致樹幹或枝條折斷，因此未來也會持續針對這一區域，該物種在野外的健康情形加以追蹤與監測。

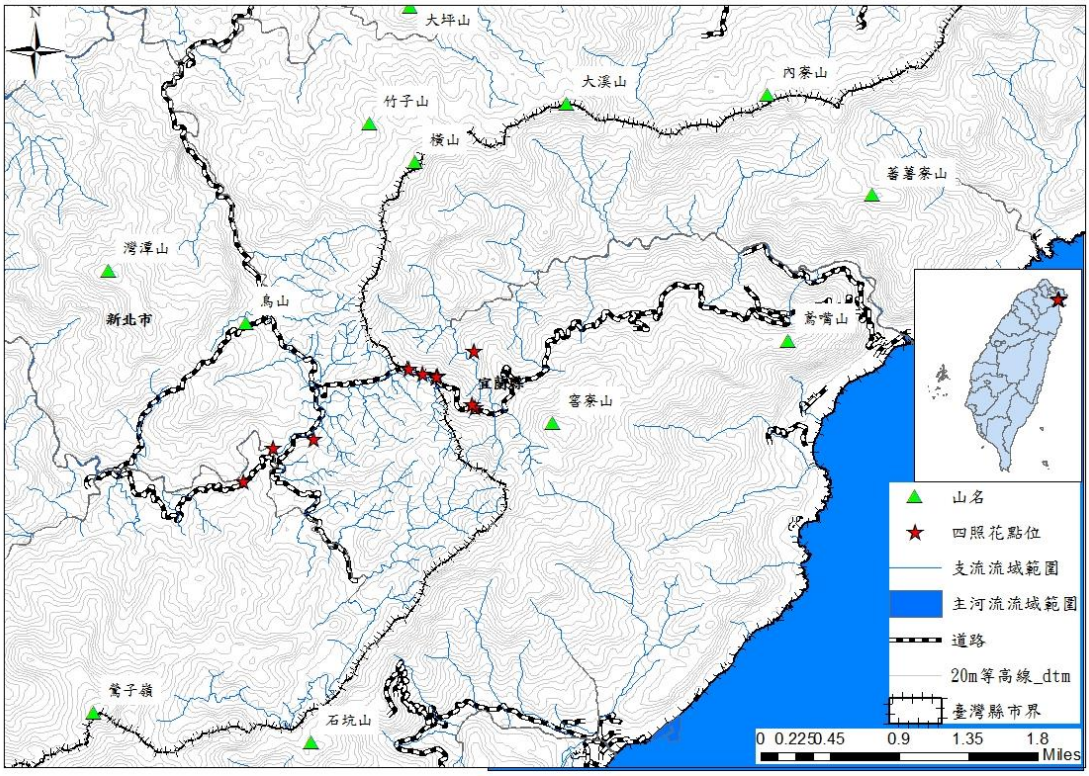
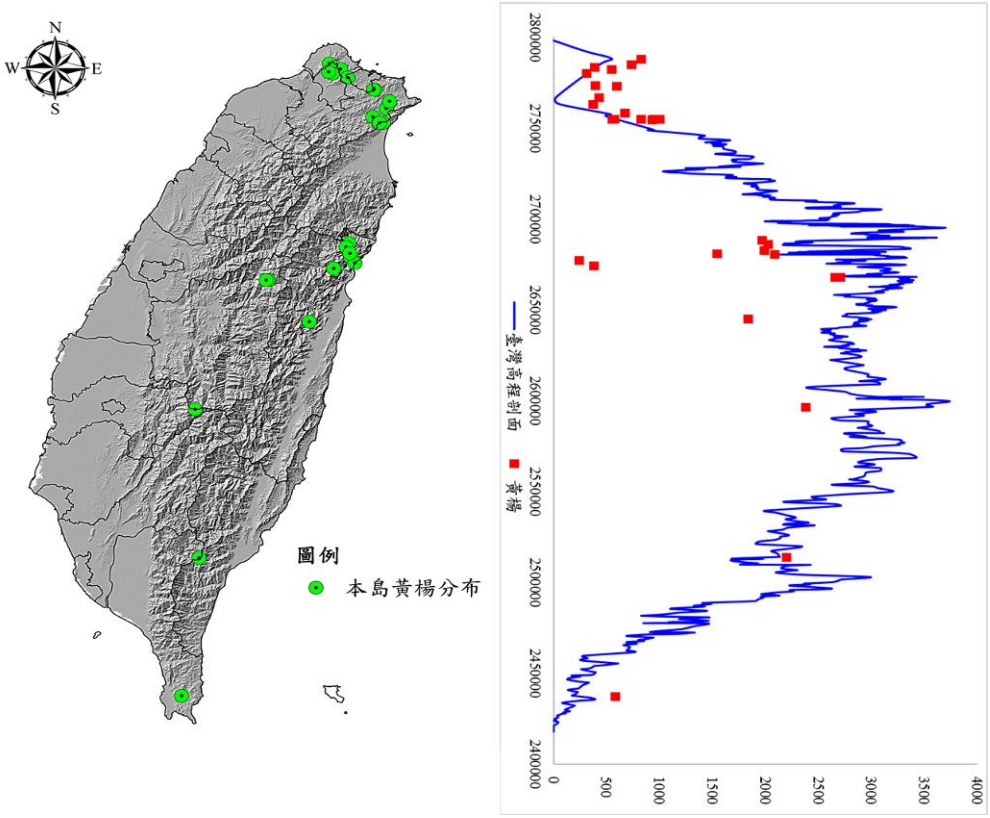


圖 3.19 四照花在東北角的分布

(2)黃楊：

黃楊科(Buxaceae)植物主要產於熱帶及亞熱帶，全球有 6 屬約 100 種，其中黃楊屬有 32 種，主要為多枝灌木，分布於舊世界至西印度半島(呂福原等，2006)。目前台灣的黃楊屬植物有 3 種(Huang *et al.*, 2003)，為黃楊(*Buxus microphylla* subsp. *sinica*)、琉球黃楊(*Buxus liukiuensis*)及太魯閣黃楊(*Buxus microphylla* subsp. *sinica* var. *tarokoensis*)。本文以黃楊(*Buxus microphylla*)做討論，以全球生物多樣性資料庫(Global Biodiversity Information Facility, GBIF)所顯示之黃楊全球分布，其主要分布於中國及琉球；台灣則產於中、北、東部的森林內，從平地至海拔 2,300 m 之山谷均有，常為散生狀態。黃楊木材細緻，質緻密堅硬，多用為雕刻、製造樂器及其他器具，樹可供觀景，生長極為緩慢(劉棠瑞，1960；呂福原等，2006)。查閱標本館現有採集紀錄，位於北部區域新北市(陽明山、竹子湖、鹿角坑溪、五分山、新山夢湖)、新北市及宜蘭縣交界鶯子嶺，東部區域花蓮縣(錐麓古道、清水山、立霧主山、小清水、秀林木瓜山、和平林道)、台東縣知本主山、中部區域台中惠蓀林場、南部區域(高雄十八羅漢山、墾丁國家公園、屏東縣老佛山)、綠島過山古道、蘭嶼(天池、小天池、奧本嶺)等處(圖 3.20)，於全台零星分布且數量不多；並呈現中間海拔較高，南北兩端下降的趨勢(圖 3.21)；除外島的分布外，在海拔較低的地區如屏東的南仁山及老佛山、北部的陽明山和宜蘭地區許多都是演替早期的風衝林型或石灰岩地區。



(a) 黃楊在台灣地區的分布　　(b) 黃楊在不同海拔的位置

圖 3.20 黃楊在台灣地區的分布及不同海拔的位置(資料來源:中研院生物多樣性中心、林業試驗所標本館、科博館植物標本館與過去資源調查資料)(a)黃楊在台灣地區的分布(b)黃楊在不同海拔的位置

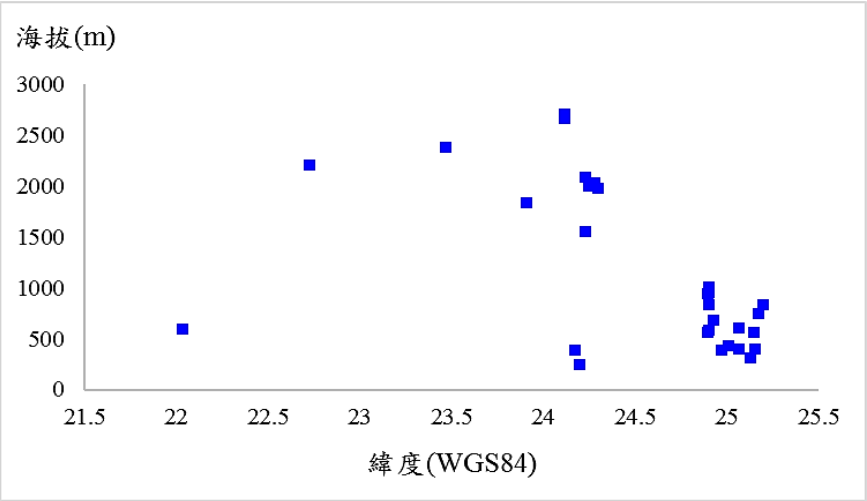


圖 3.21 全台灣的黃楊在緯度與海拔上的分布

5. 標的物種基期(1986-2005)潛在分布

(1)四照花

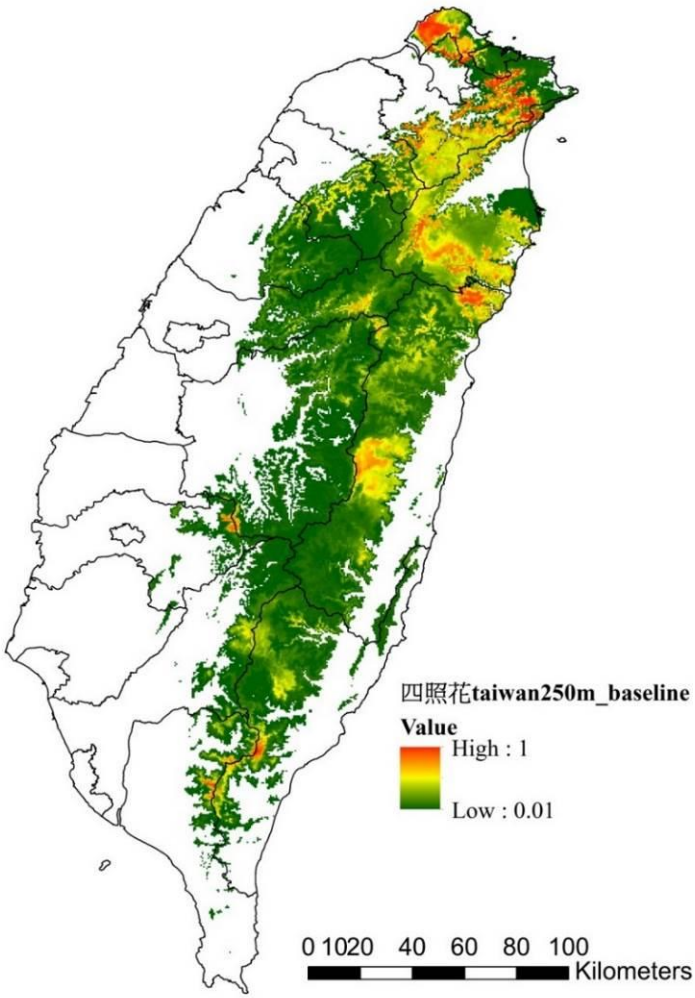


圖 3.22 四照花基期模擬之結果

圖 3.22 所採用之解析度為 250m，顏色偏紅表示四照花出現機率高，顏色越偏綠為出現機率低。高機率分布區域為鹿角坑溪一帶、東北角、和平林道、北大武山區；另將建立的模式放到解析度 50m 的東北角來看，雙溪烏山、大坪山一帶都為四照花高機率潛在分布區域。此模式的平均錯誤率在 18.3%，變量重要性可以幫助理解哪個變量主要影響物種分布，由隨機森林給出的預測變量重要性顯示，前 10 名依序為 9 月降雨量、年熱濕比、10 月降雨量、年降雨量、秋季降雨量、8 月降雨量、2 月降雨量、3 月最高溫、3 月降雨量及 4 月降雨量。

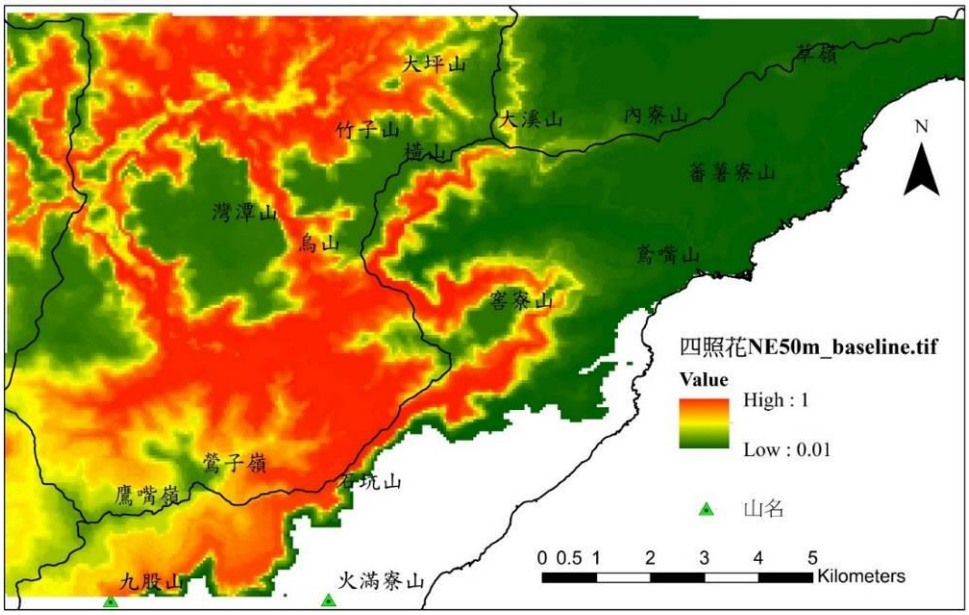


圖 3.23 東北角地區四照花潛在分布圖(1986-2005)

(2)黃楊

透過隨機森林模擬黃楊基期(1986-2005)分布，所採用之解析度為250m，高機率分布區域為陽明山、東北角鶯子嶺山區、花蓮太魯閣、清水山、立霧主山山區；將建立的模式放到解析度 50m 的東北角來看，鶯子嶺山系、雙溪灣潭山、竹子山、橫山及窖寮山一帶都為黃楊高機率潛在分布區(圖 3.25)。此模式的平均錯誤率 18.3%，由隨機森林給出的預測變量重要性顯示，前 10 名依序為年熱濕比、10 月降雨量、秋季降雨量、9 月降雨量、11 月降雨量、年平均降雨、年溫差、12 月降雨量、6 月降雨量及春季降雨量。

整理四照花與黃楊預測變量的相對重要性(表 3.9)可發現，兩者共同的相對重要預測變量有 9 月降雨量、年熱濕比、10 月降雨量、年平均降雨及秋季降雨量，顯示影響四照花及黃楊分布的環境因子主要為降雨及炎熱乾燥或涼爽潮濕的程度；在氣溫的變量上，3 月最高溫主要影響四照花之分布，而在黃楊上主要為年溫差。

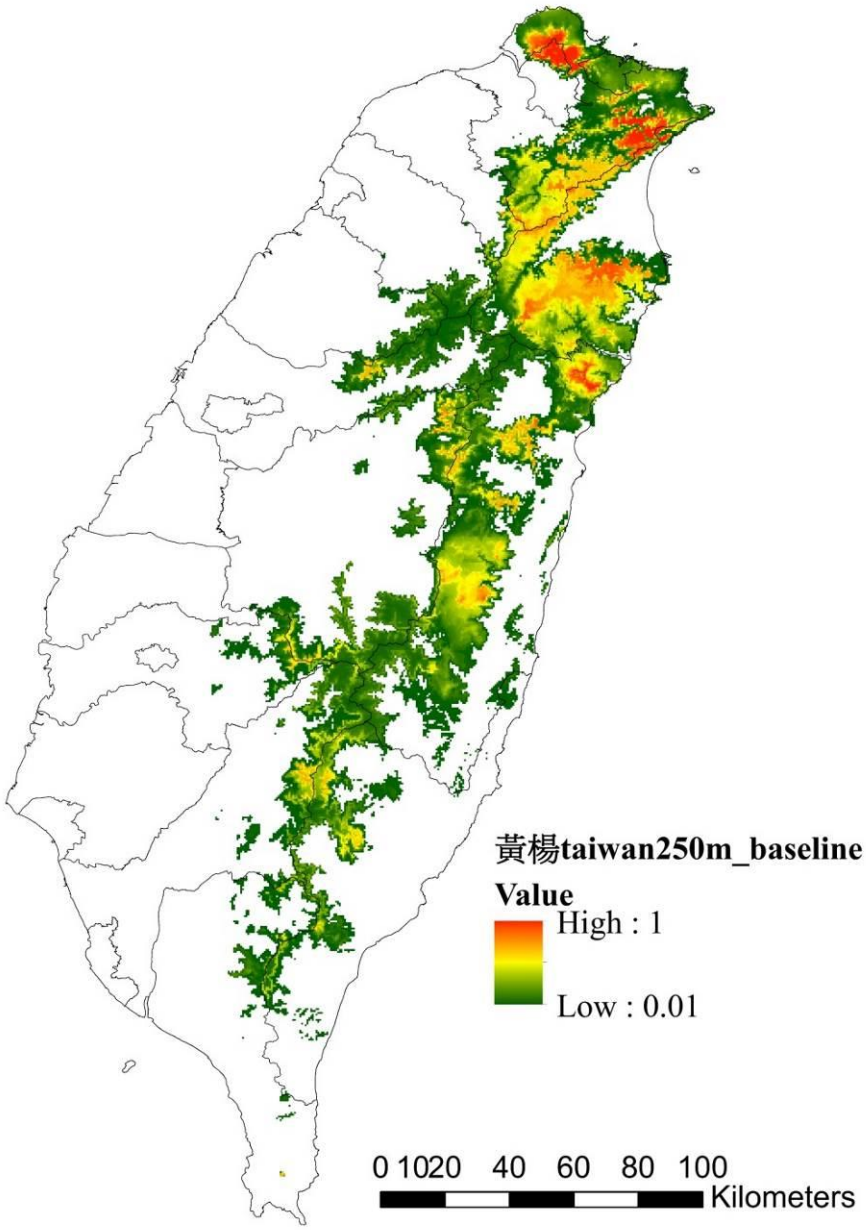


圖 3.24 黃楊潛在分布圖(1986-2005)

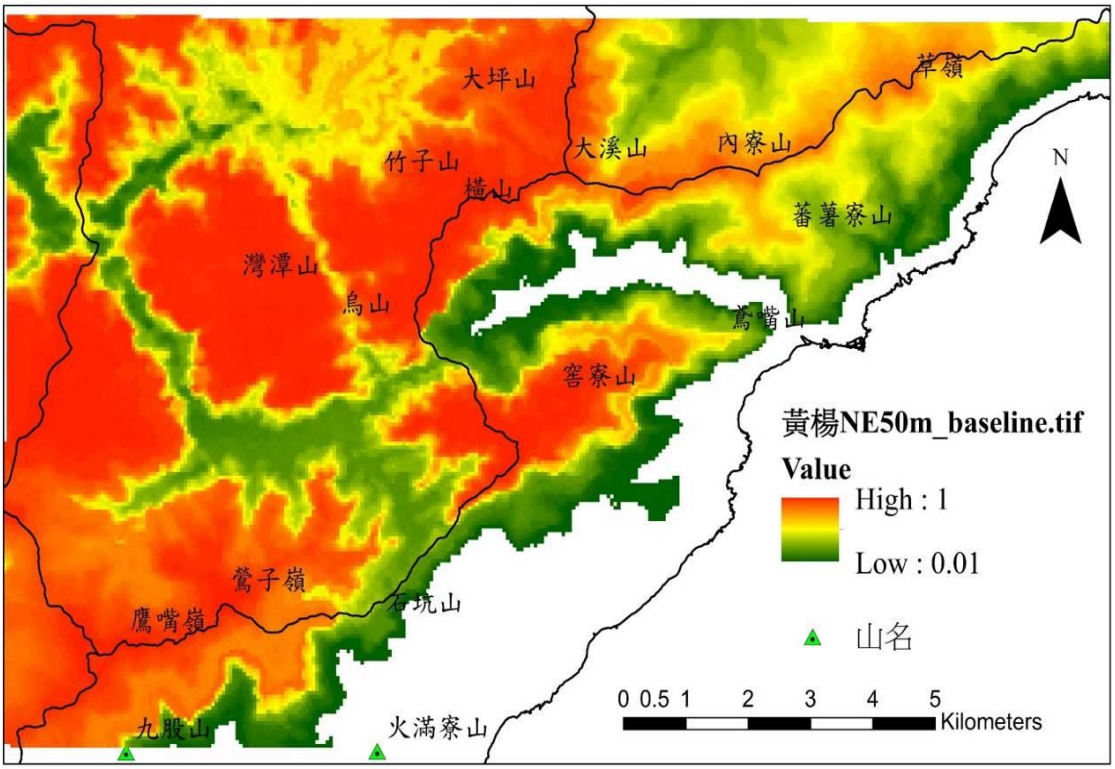


圖 3.25 東北角地區黃楊潛在分布圖(1986-2005)

表 3.9 四照花與黃楊預測變量的相對重要性之比較

環境因子(四照花)	變量相對重要性(四照花)	環境因子(黃楊)	變量相對重要性(黃楊)
9 月降雨量	1.95	年熱濕比	1.99
年熱濕比	1.49	10 月降雨量	1.80
10 月降雨量	1.26	秋季降雨量	1.71
年平均降雨	1.21	9 月降雨量	1.69
秋季降雨量	1.17	11 月降雨量	1.23
8 月降雨量	1.06	年平均降雨	1.10
2 月降雨量	0.90	年溫差	0.90
3 月最高溫	0.85	12 月降雨量	0.80
3 月降雨量	0.84	6 月降雨量	0.68
4 月降雨量	0.81	春季降雨量	0.68

註：標上顏色者為兩者共同的相對重要預測變量；另外，數字僅表示重要性，並無任何單位。

6. 標的物種氣候變遷模式下的分布變化

(1)四照花

利用 7 個 GCM，對東北角四照花潛在分布進行預測，並計算各 RCP 值下不同階段的高潛在分布可能性(0.8-1)區域面積之變化，在此呈現 CESM1-CAM5 模式的結果(圖 3.26)。在四照花基期時，高潛在分布區域的面積有 1,603.86ha，至 RCP2.6 階段三時降至 245.63ha；在 RCP4.5 階段一時，面積為 3,633.33ha，至 RCP4.5 階段三時降至 461.62ha；RCP6.0 階段一高潛在分布區域面積有 1,327.37ha，至階段三時潛在分布可能性數值最高僅到 0.52，高潛在分布區域面積為 0ha，潛在分布區域退至海拔較高的鶯子嶺山一帶；在 RCP8.5 的情況下，階段一的高潛在分布面積為 169.70，階段二及階段三均為 0ha，潛在分布區域幾乎限縮在鶯子嶺山區。

面積縮減計算公式為：(未來高潛在分布面積-基期高潛在分布面積)/(基期高潛在分布面積)，經計算後發現除了 RCP4.5 在階段一呈現高潛在面積增加的情況外，其他階段均有隨著時間軸拉長高潛在分布面積隨之消減的趨勢，比較相對於基期不同情境及階段下的高潛在面積縮減狀況發現，在 RCP6.0 階段三及 RCP8.5 階段二、階段三，高潛在分布面積均全數消失，茲將比較結果整理成表 3.10。

表 3.10 氣候變遷情境下四照花高潛在分布區域面積消減情形(%)

	RCP2.6	RCP4.5	RCP6.0	RCP8.5
階段一	-8.9	+126.5	-17.2	-89.4
階段二	-79.3	-90.3	-61.1	-100
階段三	-84.7	-71.2	-100	-100

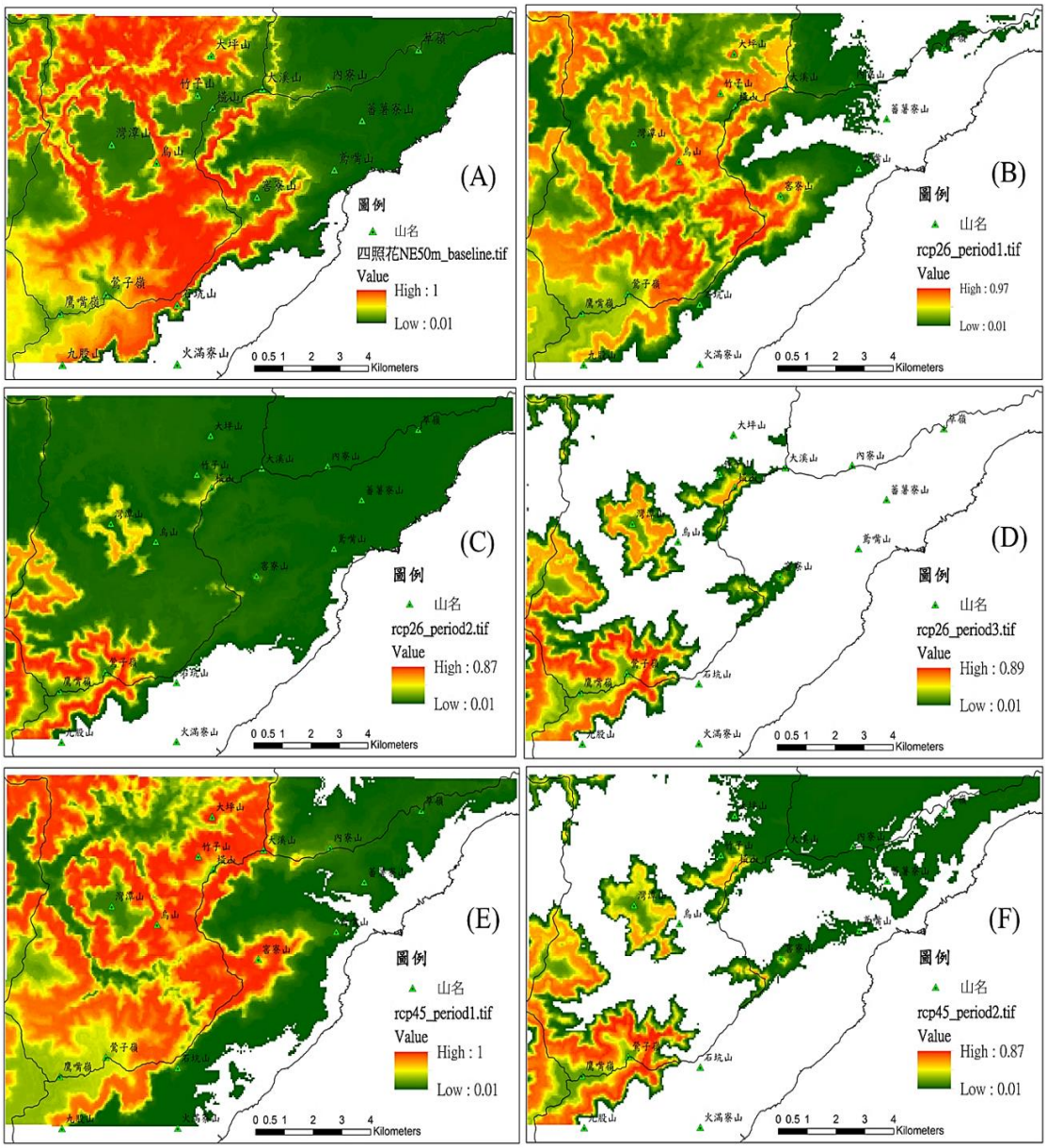


圖 3.26 氣候變遷情境下四照花高潛在分布可能性區域面積之變化(A)基期 1,603.86ha (B) RCP2.6 階段一 1,460.77ha (C) RCP2.6 階段二 331.84ha (D) RCP2.6 階段三 245.63ha (E) RCP4.5 階段一 3,633.33ha (F) RCP4.5 階段二 154.58ha

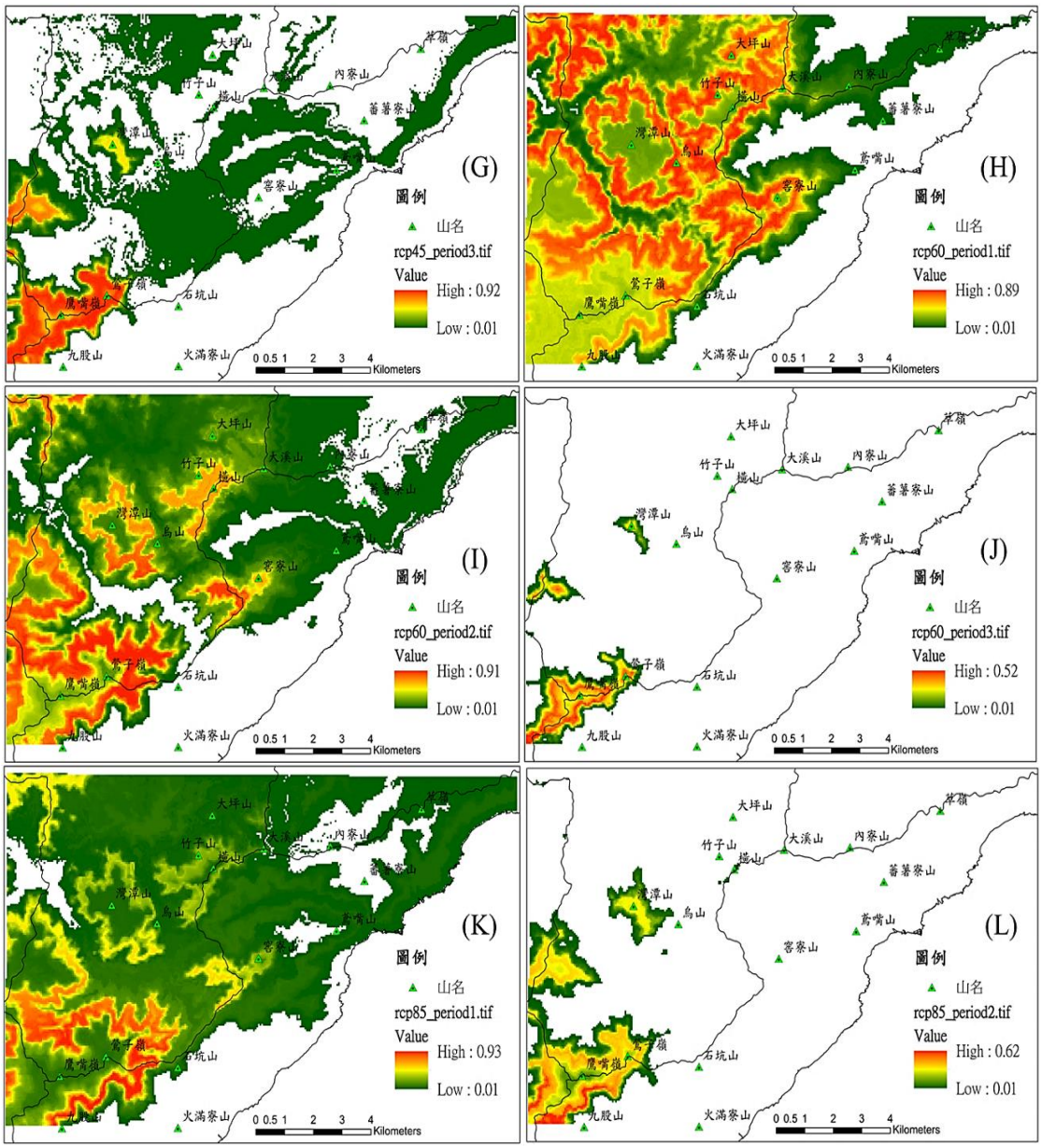


圖 3.26(續)氣候變遷情境下四照花高潛在分布可能性區域面積之變化 (G) RCP4.5 階段三 461.62ha (H) RCP6.0 階段一 1,327.37ha (I) RCP6.0 階段二 623.15ha (J) RCP6.0 階段三 0ha (K) RCP8.5 階段一 169.70ha (L) RCP8.5 階段二 0ha

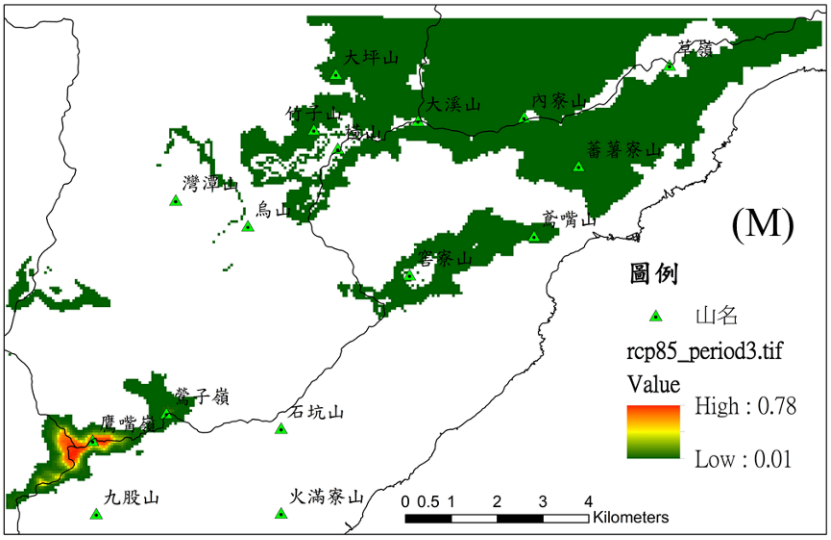


圖 3.26(續)氣候變遷情境下四照花高潛在分布可能性區域面積之變化(M) RCP8.5 階段三 0ha

基期(1986-2005 年)模擬結果顯示，鶯子嶺東側、窰寮山系南側及雙溪烏山、大坪山一帶均為四照花適生區域，參照現生植群圖可發現，這些區域部分為人工或人工次生林或大葉楠群叢；至於未來氣候變遷情境模擬結果則顯示，四照花適生區域有退至鶯子頂山的趨勢，這一帶稜線屬於以豬腳楠為主的風衝林，然而四照花多生於山谷溪流或山凹處(陳西倉，2009；管華財等，2016)，野外觀察此區域四照花位處避風處或山凹，最明顯的觀察為在颱風過後，位處風衝林帶之林木葉片全遭強風吹落，而四照花所處位置的林相並沒有太大的改變，推測其適生棲地主要以山凹避風處為主，族群抗風性較差。若是如此，颱風、海風或東北季風的吹襲，就將會是四照花分布的限制因子，限制其往稜線移動，尤其是臨海坡面的稜線。由此觀點來看，四照花在氣候變遷預測下的適生棲地可能會比實際分布區域要小許多。

(2)黃楊

利用利用 7 個 GCM，預測東北角黃楊的潛在分布，計算各 RCP 值下不同階段的高潛在分布可能區域面積之變化，在此呈現 CESM1-CAM5 模式的結果，如圖 3.27 所示，在黃楊基期時，高潛在可能分布區域的面積有 5,830.99ha，RCP2.6 階段一時高潛在面積縮減至 2,992.63ha，至 RCP2.6 階段三時降至 840.04ha；而在 RCP4.5 階段一時，高潛在分布面積為 2506.82ha，至 RCP4.5 階段三時降至 320.65ha；RCP6.0 階段一高潛在分布

區域面積有 3,470.86ha，至階段三縮減至 105.88ha；在 RCP8.5 的情況下亦呈現隨著時間增加高潛在面積大幅縮減的趨勢，階段一的高潛在分布面積為 3181.70ha，至階段三黃楊適生機率最多至 0.5，高潛在分布區域為 0ha。

由各階段的圖顯示，隨著 RCP 濃度升高及時間推移，潛在分布區域均有往海拔較高的鶯子嶺山系移動之趨勢，並且隨時間軸拉長，適生分布面積消減越多，在 RCP8.5 階段三時，高潛在分布面積全數消失，茲將比較結果整理成表 3.11。

表 3.11 氣候變遷情境下黃楊高潛在分布區域面積消減情形(%)

	RCP2.6	RCP4.5	RCP6.0	RCP8.5
階段一	-48.7	-57	-40.5	-45.4
階段二	-76.3	-85.6	-75.9	-92.6
階段三	-85.6	-94.5	-98.2	-100

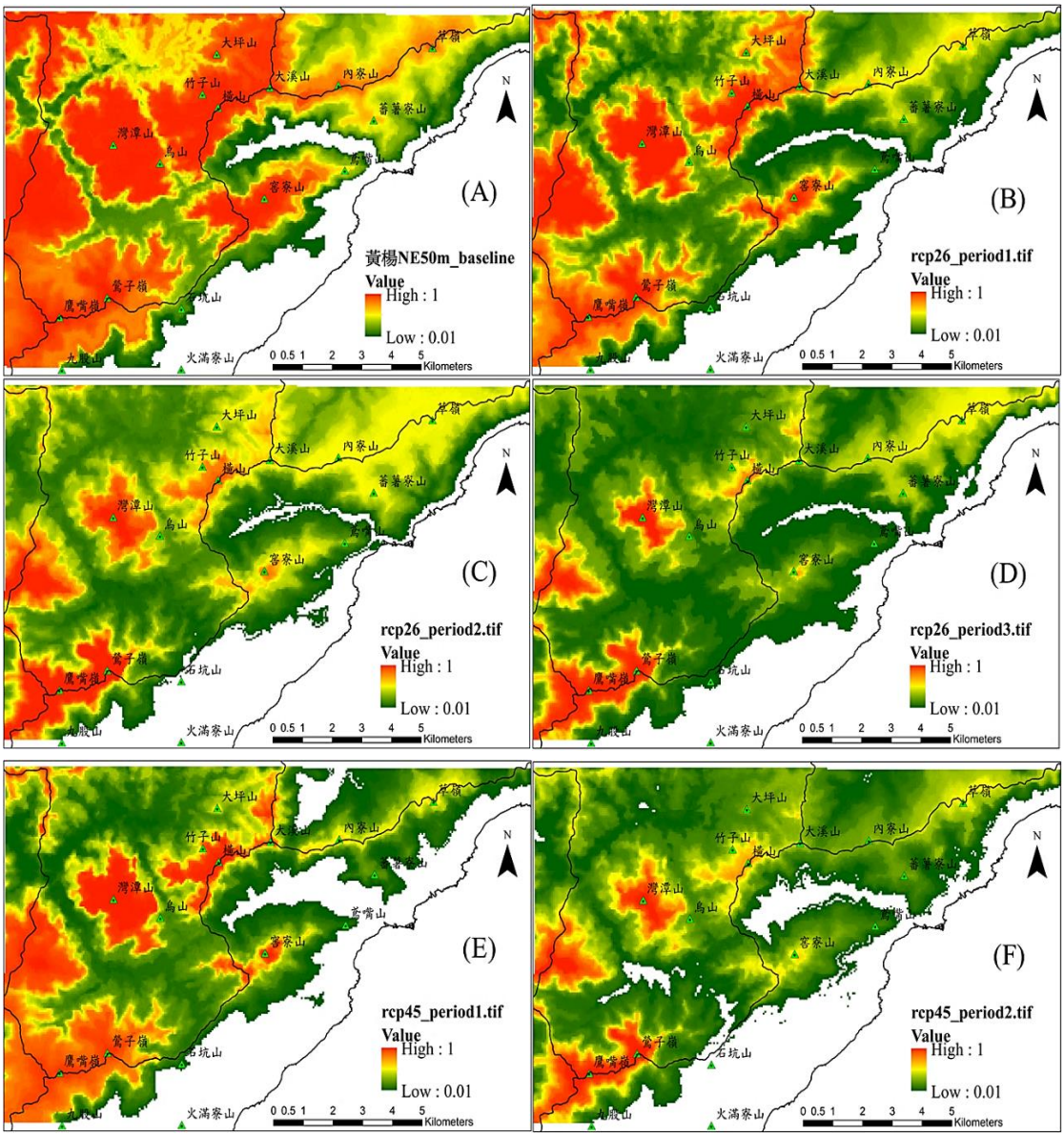


圖 3.27 氣候變遷情境下黃楊高潛在分布可能性區域面積之變化 (A) 基期 5,830.99ha (B) RCP2.6 階段一 2,992.63ha (C) RCP2.6 階段二 1,380.01ha (D) RCP2.6 階段三 840.04ha (E) RCP4.5 階段一 2,506.82ha (F) RCP4.5 階段二 841.56ha

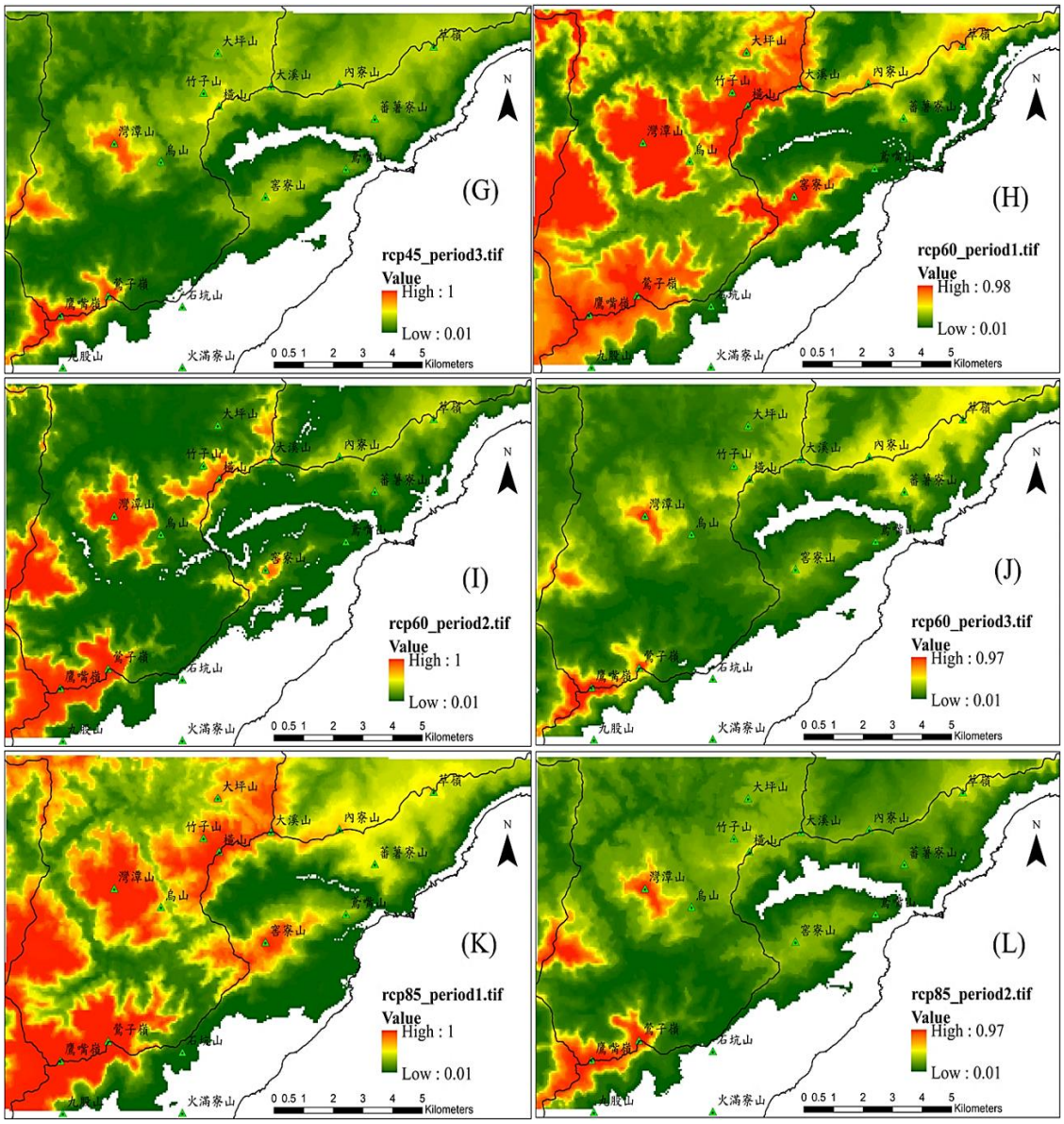


圖 3.27(續)氣候變遷情境下黃楊高潛在分布可能性區域面積之變化 (G) RCP4.5 階段三 320.65ha (H) RCP6.0 階段一 3,470.86ha (I) RCP6.0 階段二 1,405.42ha (J) RCP6.0 階段三 105.88ha (K) RCP8.5 階段一 3,181.70ha (L) RCP8.5 階段二 433.48ha

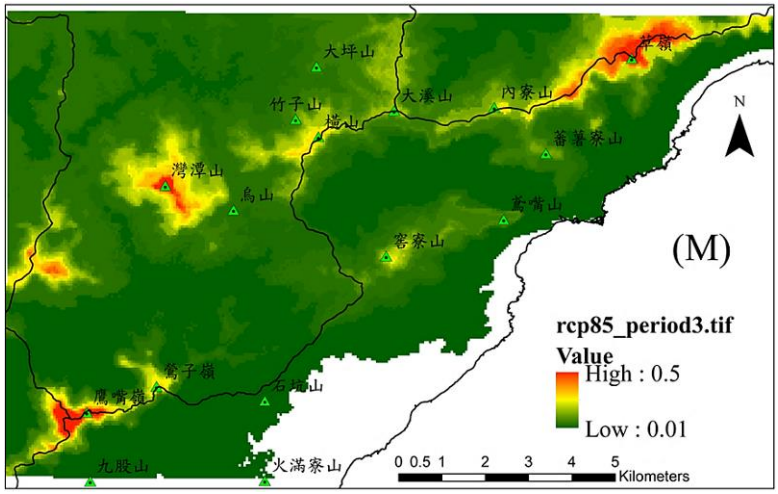


圖 3.27(續)氣候變遷情境下黃楊高潛在分布可能性區域面積之變化 (M) RCP8.5 階段三

基期模擬結果顯示，窰寮山系、橫山稜線、鶯子頂山—鶯子嶺山系、雙溪灣潭山、竹子山等均為黃楊適生區域，就現生植群而言，窰寮山稜線散布芒型、橫山稜線有包籜矢竹型分布、鶯子頂山—鶯子嶺山系為以芒型為主，兼有風衝矮林，黃楊植群亦分布於此，芒型、包籜矢竹型與風衝矮林受風影響甚多，推測黃楊在此區域的分布，亦受風的影響。至於氣候變遷模擬結果隨時間推移所呈現的趨勢，黃楊的適生分布區域以鶯子頂山—鶯子嶺山系為主，此部分符合現生狀況。

(二)大白山至大南澳嶺地面樣區調查結果

1. 植群分析與植群分類階層

將 92 個木本樣區和 7 個 Braun-Blanquet 調查法樣區中的 193 種木本植物進行雙向指標種分析（TWINSPAN），以各樣區優勢物種組成差異區分植物社會，可區分出台灣雅楠—九芎群叢（*Phoebe formosana—Lagerstroemia subcostata* association）、九芎群叢（*Lagerstroemia subcostata* association）、大葉石櫟群叢（*Lithocarpus kawakamii* association）、大葉楠群叢（*Machilus japonica* var. *kusanoi* association）、大頭茶群叢（*Gordonia axillaris* association）、台灣水青岡群叢（*Fagus hayatae* association）、台灣赤楊群叢（*Alnus formosana* association）、錐果櫟—長尾尖葉櫧群叢（*Quercus*

longinux─*Castanopsis carlesii* association）、長尾尖葉櫧群叢（*Castanopsis carlesii* association）、豬腳楠群叢（*Machilus thunbergii* association），共 10 種群叢。

整體而言，大葉石櫟群叢、台灣水青岡群叢、錐果櫟-長尾尖葉櫧群叢之分布海拔較高，且春末至夏季的降水量較多，年溫差較大；台灣雅楠-九芎群叢、大葉楠群叢、大頭茶群叢分布區域海拔低，並有較高之氣溫；台灣赤楊群叢相較於氣候因子，生育地地形對其分布影響較大。

22 個草本樣區中的 44 種草本植物進行雙向指標種分析(TWINSPAN)，以各樣區優勢物種組成差異區分植物社會，可區分出包籜矢竹(*Pseudosasa usawai* association)、芒群叢(*Miscanthus sinensis* association)、台灣蘆竹群叢(*Arundo formosana* association)和甜根子草群叢(*Saccharum spontaneum* association)，共四種。草本植物社會中，不同群叢間的物種組成差異甚大。

將 12 群團和 14 群叢彙整並與 Li *et al.*（2013）的國家植群群系資料合併為植群階層圖，國家植群中有六種群系屬於研究區森林植物社會的上層位階，其中台灣水青岡群團屬於水青岡及山地落葉闊葉林群系，大葉石櫟群團屬於櫟林帶及山地常綠闊葉林群系，長尾尖葉櫧群團和豬腳楠群團屬於楨楠─苦櫧亞山地常綠闊葉林群系，大葉楠群團屬於榕屬─楨楠山麓常綠闊葉林群系，上列四種群系為帶狀植群，主要受海拔梯度影響；九芎群團生育地較為潮濕，受東北區微氣候影響下，可於近海少數山地呈現帶狀分布，由於為小尺度的山地帶狀植群，國家植群中目前尚未有適合對應的群系；大頭茶群團屬於烏皮茶─楨楠亞熱帶冬季季風林群系，台灣赤楊群團屬於赤楊演替森林群系，以上兩種群系為非帶狀植群，主要為演替早期植群且與生長環境及微氣候密切相關；包籜矢竹群團、台灣蘆竹群團、芒群團和甜根子草群團皆為草生地，目前無國家植群可對應之群系，這四種群團均與演替和生長環境有關。

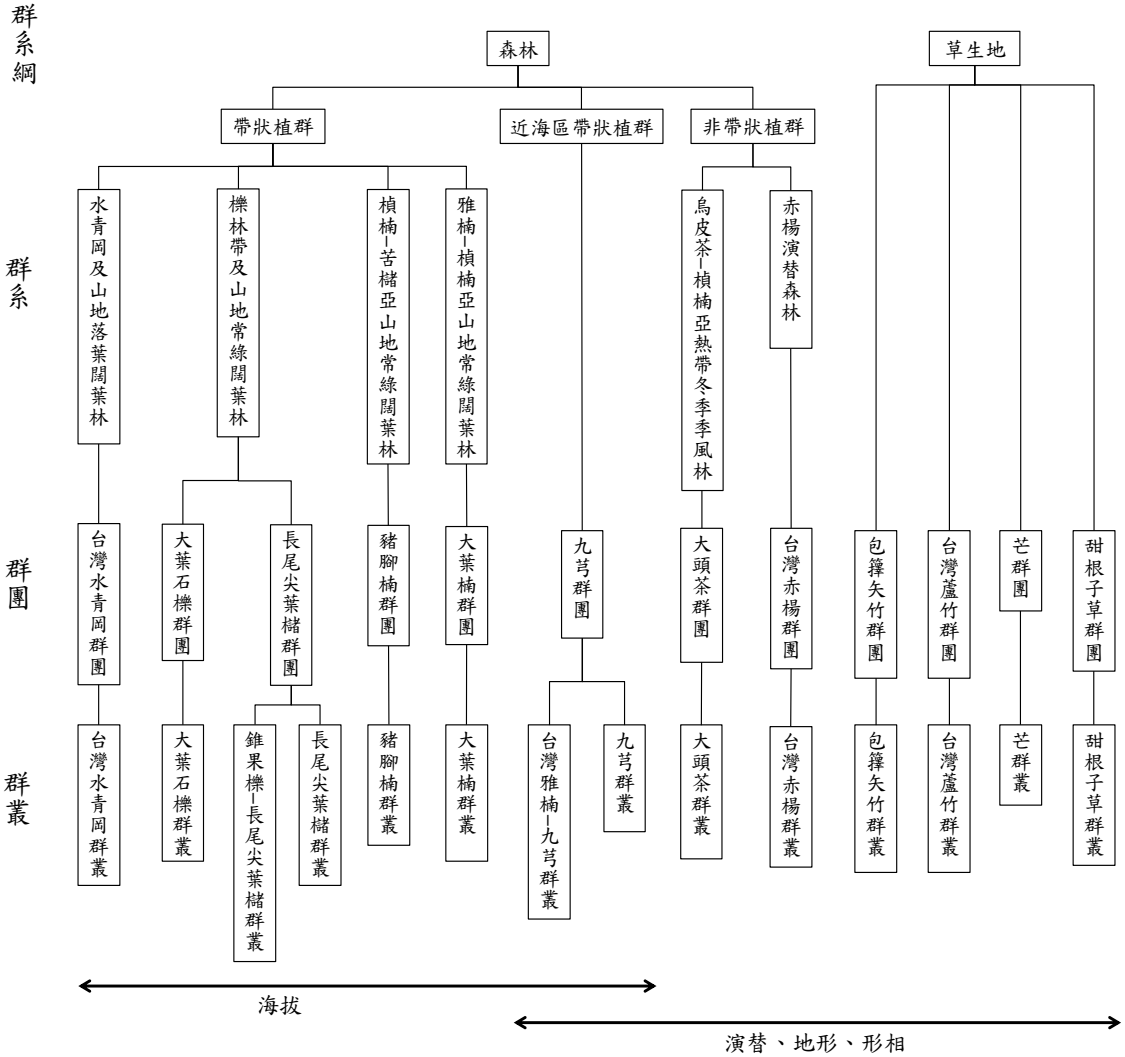


圖 3.28 大白山至大南澳嶺地區植群分類階層圖。(由分類階層較低的群叢和群團向上合併，並與國家植群的群系結合)。

2. 現生植群繪圖

涵蓋大白山至大南澳嶺的研究區域包括實地調繪、UAV 空拍與參閱前人資料後共完成面積 16,999.28ha 的現生植群圖（圖 3.29）。

其中天然植群面積 11,000.65ha，占總面積的 64.7%，其中又以大葉楠群團、豬腳楠群團及長尾尖葉櫧群團分布面積最廣；人工干擾區域包括人工林或人工次生林、建築用地或人為開發地、耕地，其面積為 5,218.90ha，占總面積 30.7%；其他尚有水域與無植被的裸露地，面積為 779.73ha，占總面積 4.6%（表 3.12）。

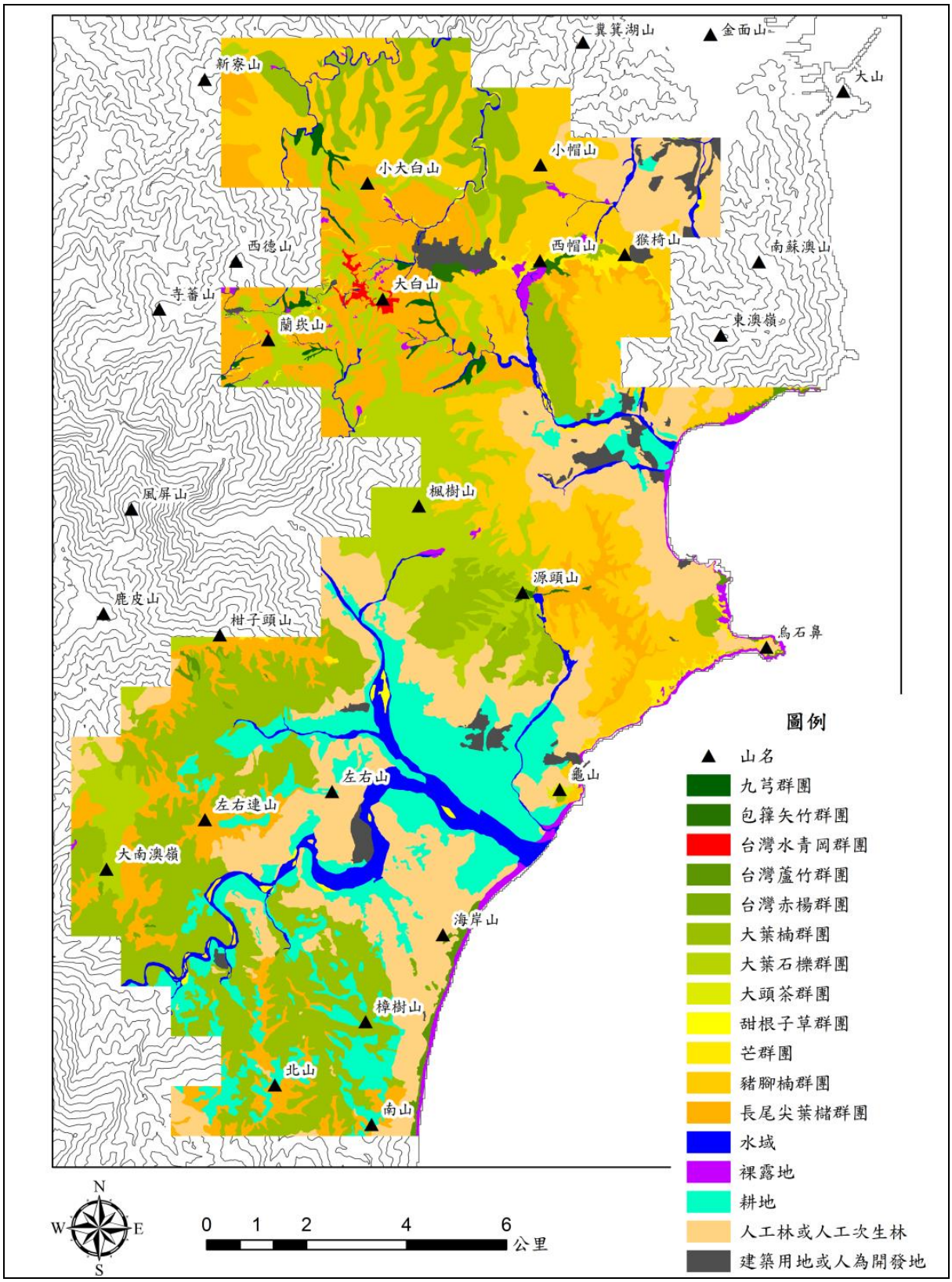


圖 3.29 大白山至大南澳嶺地區現生植群圖

表 3.12 大白-大南澳嶺地區現生植群分布面積及比例

項目	面積（ha）	比例（%）
天然植群		
帶狀植群		
九芎群團	84.04	0.49
大葉石櫟群團	1,771.82	10.42
大葉楠群團	3,459.75	20.35
台灣水青岡群團	30.82	0.18
長尾尖葉櫧群團	2,313.02	13.61
豬腳楠群團	2,961.67	17.42
非帶狀植群		
大頭茶群團	8.63	0.05
台灣赤楊群團	16.38	0.10
台灣蘆竹群團	79.04	0.46
芒群團	210.81	1.24
甜根子草群團	25.48	0.15
包籜矢竹群團	39.19	0.23
人為干擾區域		
人工林或人工次生林	3,109.57	18.29
建築用地或人為開發地	337.68	1.99
耕地	1,771.64	10.42
其他		
水域	585.75	3.45
裸露地	193.98	1.14
合計	**16,999.28**	**100**

(三)未來植群潛在分布預測結果

由於研究是針對天然植群進行預測，故在預測前會先去除現生植群圖中非天然植群單位。而天然植群中，大頭茶群團、台灣赤楊群團、包籜矢竹群團、台灣蘆竹群團、芒群團、甜根子草群團之分布和生育地環境關係密切或為非帶狀植群，因此也於預測前除去，其中，大頭茶群團因分布面積小，轉化成植群分布點位後樣本數偏少，在隨機森林生態棲位模型隨機抽樣中被選出的可能性太低，造成模型運算上產生錯誤，故不將其放入預測模型內。台灣水青岡群團雖分布面積不大，但由於能和國家植群中的水青岡及山地落葉闊葉林群系通用氣候資料，不會構成模型抽樣及運算上的問題（圖 3.30）。

最終進入生態棲位模型預測的研究區植群為九芎群團、大葉石櫟群團、大葉楠群團、台灣水青岡群團、長尾尖葉櫧群團與豬腳楠群團，共六種。國家植群則有香柏林、冷杉─鐵杉林帶、檜木林、水青岡及山地落葉闊葉林、櫟林帶及山地常綠闊葉林、楨楠─苦槠亞山地常綠闊葉林、雅楠─楨楠亞山地常綠闊葉林、榕屬─楨楠山麓常綠闊葉林、石櫟─杜英山地常綠闊葉林、鐵色─山龍眼亞山地常綠闊葉林、椌木─楨楠山麓常綠闊葉林，以上 11 種群系屬帶狀植群，帶狀植群的海拔與氣溫呈負相關；另外，非帶狀植群則放入二種與季風有關的群系，即八角─櫟屬熱帶冬季季風林和烏皮茶─楨楠亞熱帶冬季季風林（圖 3.30）。

包含三個時期的 96 種模型預測結果中，研究範圍最多出現 13 種植群，分別是研究區的九芎、大葉石櫟、大葉楠、台灣水青岡、長尾尖葉櫧和豬腳楠 6 種群團，以及國家植群的檜木林、櫟林帶及山地常綠闊葉林、楨楠─苦槠亞山地常綠闊葉林、雅楠─楨楠亞山地常綠闊葉林、榕屬─楨楠山麓常綠闊葉林、椌木─楨楠山麓常綠闊葉林與烏皮茶─楨楠亞熱帶冬季季風林等 7 種群系（圖 3.30）。

13 種植群經 VSURF 套件重複 10 次篩選後，將出現 8 次以上的氣候因子視為重要氣候因子，除了椌木─楨楠山麓常綠闊葉林出現最多的氣候因子為 2 月均溫，僅有 7 次，其餘植群的重要氣候因子皆在三項以上（表 3.13）。

當中影響研究區內九芎群團分布的重要氣候因子為三月降水、五月降水、六月降水、五至九月平均降水量及九月降水；影響大葉石櫟群團分布的重要氣候因子為六月降水、九月降水、五至九月平均降水量及十一月高溫；影響大葉楠群團分布的重要氣候因子為六月降水、八月降水、九月降水、五至九月平均降水量、夏季熱濕比、四月降水和冬季降水比；影響台灣水青岡群團分布的重要氣候因子為十二月高溫、一月高溫、二月高溫與年溫差；影響長尾尖葉櫧群團分布的重要氣候因子為五月降水、六月降水、九月降水、十月降水、十一月降水、五至九月平均降水量、八月低溫和七月低溫；影響豬腳楠群團分布的重要氣候因子為二月

降水、五月降水、六月降水、九月降水、十月降水與年均降水量（圖 3.30）。

而影響 Li *et al.*（2013）國家植群中檜木林分布的重要氣候因子為一月降水、十二月降水、十二月均溫、二月高溫、九月高溫、一月均溫、二月均溫和十一月高溫；影響櫟林帶及山地常綠闊葉林分布的重要氣候因子為一月降水、十月低溫、十二月低溫、六月均溫、六月高溫、三月降水、十月降水和十二月降水；影響楨楠─苦槠亞山地常綠闊葉林分布的重要氣候因子為六月低溫、四月高溫、十月高溫、十一月高溫、六月高溫與十月降水；影響雅楠─楨楠亞山地常綠闊葉林分布的重要氣候因子為三月降水、四月降水、六月降水、二月均溫、九月高溫及七月高溫；影響榕屬─楨楠山麓常綠闊葉林分布的重要氣候因子為十月高溫、十一月高溫、夏季熱濕比、八月高溫和九月高溫；影響椌木─楨楠山麓常綠闊葉林分布的重要氣候因子僅二月均溫一項；影響烏皮茶─楨楠亞熱帶冬季季風林分布的重要氣候因子包括十一月降水、年溫差及一月降水（圖 3.30）。利用重要氣候因子預測不同 GCM 在不同時間尺度上的變化，結果顯示不同的 GCM、不同 RCP 情境及不同預測時間下潛在植群圖差異甚大，以台灣水青岡為例，在 CCSM4、RCP6.0 情境下台灣水青岡自 2016 年後到本世紀末便不曾出現在預測範圍中；CSIRO-Mk3-6-0、RCP4.5 情境中，水青岡僅出現在鹿皮山一帶，且分布範圍逐年縮減，大白山與蘭崁山地區則未出現；GISS-E2-R、RCP8.5 情境下，鹿皮山的水青岡族群分布範圍同為逐年縮減，而大白山及蘭崁山地區族群於 2016 至 2035 年大致仍維持穩定，2046 至 2065 年間族群完全消失，至 2081 年後蘭崁山有少量族群恢復；MIROC5、RCP2.6 情境中，鹿皮山的水青岡族群有逐年增加分布範圍的趨勢，蘭崁山和大白山地區之族群甚至是從無到有，其中蘭崁山族群出現時間早於大白山。

而會取代台灣水青岡生育地的潛在植群以大葉石櫟群團、長尾尖葉櫧群團、豬腳楠群團和烏皮茶─楨楠亞熱帶冬季季風林為主。在 bcc-csm1-1 模式，除了 RCP8.5 情境外，其餘三種情境中，2046-2065 年間水青岡最容易被低海拔植群取代。CCSM4 模式下，除了 RCP2.6 情境中的 2046-2065 年及 RCP8.5 情境中的 2016-2035 年外，其他情境或時間下，水青岡生育地幾乎為大葉石櫟群團和長尾尖葉櫧群團所取代。CESM1-CAM5 模式下，大白山及蘭崁山地區的水青岡族群多為大葉石櫟群團所取代，鹿皮山地區尚能保有一部份水青岡族群。CSIRO-Mk3-6-0 模式下，大白山及蘭崁山地區僅在 RCP6.0 情境中的 2081-2100 年有台灣水青岡族群分布，其他情境或時間皆由大葉石櫟群團取代，而鹿皮山的水青岡族群以及取代植群的變化則較不規律。GISS-E2-R 模式下，取代水青岡的植物社會以長尾尖葉櫧群團為主。HadGEM2-AO 模式下，大白山及蘭崁山地區的水青岡族群在 RCP2.6 情境中於 2046 年後為烏皮茶─楨楠亞熱帶冬季季風林取代，在 RCP4.5 情境中於 2016 年先被大葉石櫟群團取代，至 2081 年後為長尾尖

葉櫧群團取代，在 RCP6.0 情境中，台灣水青岡群團至 2046 年為大葉石櫟群團取代，到了 2081 年則再被長尾尖葉櫧群團取代，在 RCP8.5 情境中，除了 2046-2065 年間有台灣水青岡族群外，其餘時間主要植群為長尾尖葉櫧群團；鹿皮山地區的水青岡族群於 RCP2.6 情境中至 2100 年並未消失，但分布面積卻逐漸縮小，於 RCP4.5 情境中生育地在 2046 年先被烏皮茶─楨楠亞熱帶冬季季風林取代，至 2081 再為長尾尖葉櫧群團取代，在 RCP6.0 情境中水青岡族群於 2081 年為豬腳楠群團取代，在 RCP8.5 情境中則於 2081 年由烏皮茶─楨楠亞熱帶冬季季風林取代台灣水青岡群團。MIROC5 模式下，大白山及蘭崁山地區的水青岡族群只出現 RCP2.6 情境中的 2081-2100 年以及 RCP8.5 情境中的 2046-2065 年；鹿皮山的水青岡族群在 RCP2.6 情境中大致維持穩定，在 RCP4.5 情境中僅於 2081-2100 年出現，RCP6.0 情境中只出現在 2046-2065 年，RCP8.5 情境中，水青岡族群逐漸衰退，最終於 2081 年為烏皮茶─楨楠亞熱帶冬季季風林取代。MRI-CGCM3 模式下，大白山及蘭崁山地區未來不會有水青岡族群出現，鹿皮山的族群也僅出現在 RCP2.6 情境中的 2081-2100 年以及 RCP4.5 情境中的 2081-2100 年，其餘情境及時間下，水青岡原生育地將由大葉石櫟群團、長尾尖葉櫧群團及豬腳楠群團所取代。

除了台灣水青岡外，其他植物社會潛在分布在隨機森林生態棲位模型的預測中也呈現極大差異，但大致呈現南方植群向北移動，低海拔植群向高海拔遷徙，而高海拔植群可能受壓縮而消失的趨勢，其中以 GISS-E2-R、HadGEM2-AO 和 MRI-CGCM3 模式最為明顯。而由潛在植群圖推估，未來研究區的氣候環境將較適合大葉楠群團、豬腳楠群團、雅楠─楨楠亞山地常綠闊葉林及烏皮茶─楨楠亞熱帶冬季季風林等植物社會。

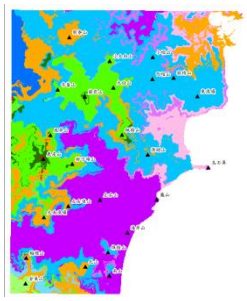
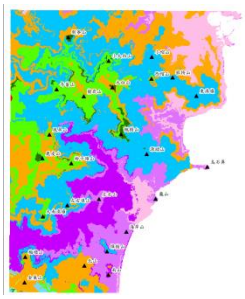
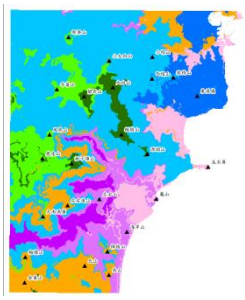
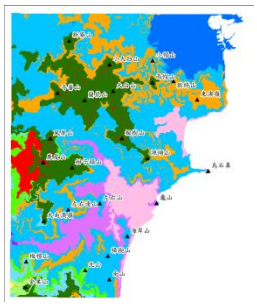
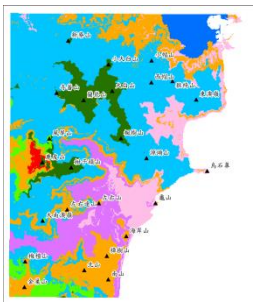
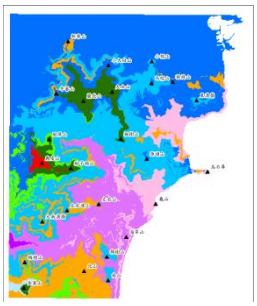
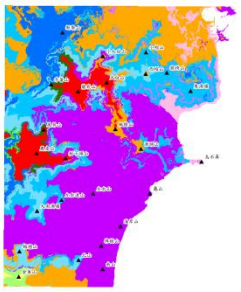
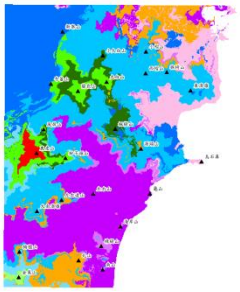
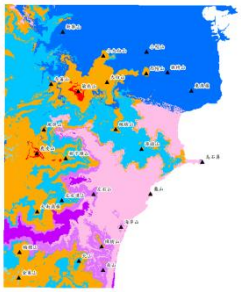
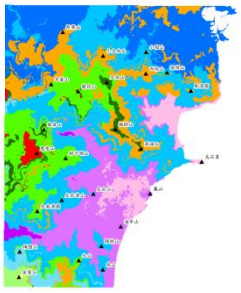
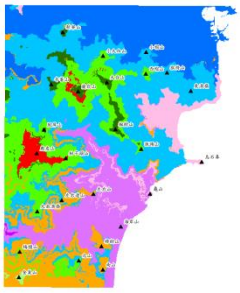
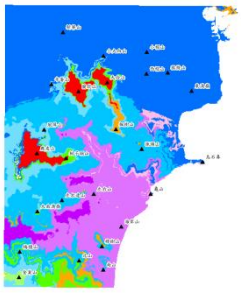
GCM RCP情境	2016-2035年	2046-2065年	2081-2100年
CCSM4 RCP6.0			
CSIRO-Mk3-6-0 RCP4.5			
GISS-E2-R RCP8.5			
MIROC5 RCP2.6			
圖例	九芎群團 大葉石櫟群團 大葉楠群團 台灣水青岡群團 長尾尖葉櫧群團 豬腳楠群團 檜木林 櫟林帶及山地常綠闊葉林 槙楠–苦槠亞山地常綠闊葉林 雅楠–槙楠亞山地常綠闊葉林 榕屬–槙楠山麓常綠闊葉林 椆木–槙楠山麓常綠闊葉林 烏皮茶–槙楠亞熱帶冬季季風林		

圖 3.30 大白山至大南澳嶺地區潛在植群預測圖—以台灣水青岡為例

表 3.13 台灣水青岡原生育地在不同大氣環流模式預測下潛在植群變化

RCP情境	原生育地	2016-2035年	2046-2065年	2081-2100年
bcc-csm1-1				
RCP2.6	大白-蘭崁山	台灣水青岡群團	長尾尖葉櫧群團	台灣水青岡群團
	鹿皮山	台灣水青岡群團	台灣水青岡群團	台灣水青岡群團
RCP4.5	大白-蘭崁山	台灣水青岡群團	烏皮茶—楨楠亞熱帶冬季季風林	台灣水青岡群團
	鹿皮山	台灣水青岡群團	大葉石櫟群團	台灣水青岡群團
RCP6.0	大白-蘭崁山	台灣水青岡群團	大葉石櫟群團	台灣水青岡群團
	鹿皮山	台灣水青岡群團	烏皮茶—楨楠亞熱帶冬季季風林	台灣水青岡群團
RCP8.5	大白-蘭崁山	長尾尖葉櫧群團	台灣水青岡群團	台灣水青岡群團
	鹿皮山	台灣水青岡群團	台灣水青岡群團	烏皮茶—楨楠亞熱帶冬季季風林
CCSM4				
RCP2.6	大白-蘭崁山	長尾尖葉櫧群團	長尾尖葉櫧群團	長尾尖葉櫧群團
	鹿皮山	豬腳楠群團	台灣水青岡群團	長尾尖葉櫧群團
RCP4.5	大白-蘭崁山	長尾尖葉櫧群團	長尾尖葉櫧群團	大葉石櫟群團
	鹿皮山	大葉石櫟群團	大葉石櫟群團	大葉石櫟群團
RCP6.0	大白-蘭崁山	長尾尖葉櫧群團	長尾尖葉櫧群團	大葉石櫟群團
	鹿皮山	大葉石櫟群團	烏皮茶—楨楠亞熱帶冬季季風林	長尾尖葉櫧群團
RCP8.5	大白-蘭崁山	大葉石櫟群團/長尾尖葉櫧群團	烏皮茶—楨楠亞熱帶冬季季風林	大葉石櫟群團
	鹿皮山	台灣水青岡群團	長尾尖葉櫧群團	長尾尖葉櫧群團
CESM1-CAM5				
RCP2.6	大白-蘭崁山	大葉石櫟群團	長尾尖葉櫧群團	大葉石櫟群團
	鹿皮山	台灣水青岡群團	台灣水青岡群團	豬腳楠群團
RCP4.5	大白-蘭崁山	長尾尖葉櫧群團	大葉石櫟群團	大葉石櫟群團
	鹿皮山	台灣水青岡群團	長尾尖葉櫧群團	台灣水青岡群團
RCP6.0	大白-蘭崁山	大葉石櫟群團	大葉石櫟群團	大葉石櫟群團
	鹿皮山	台灣水青岡群團	台灣水青岡群團	台灣水青岡群團
RCP8.5	大白-蘭崁山	大葉石櫟群團/長尾尖葉櫧群團	大葉石櫟群團	大葉石櫟群團
	鹿皮山	台灣水青岡群團	大葉石櫟群團	長尾尖葉櫧群團

表 3.13（續）

RCP情境	原生育地	2016-2035年	2046-2065年	2081-2100年
CSIRO-Mk3-6-0				
RCP2.6	大白-蘭崁山	大葉石櫟群團	大葉石櫟群團	大葉石櫟群團
	鹿皮山	台灣水青岡群團	豬腳楠群團	台灣水青岡群團
RCP4.5	大白-蘭崁山	大葉石櫟群團	大葉石櫟群團	大葉石櫟群團
	鹿皮山	台灣水青岡群團	台灣水青岡群團	台灣水青岡群團
RCP6.0	大白-蘭崁山	大葉石櫟群團	大葉石櫟群團	台灣水青岡群團
	鹿皮山	大葉石櫟群團	台灣水青岡群團	台灣水青岡群團
RCP8.5	大白-蘭崁山	大葉石櫟群團	大葉石櫟群團	大葉石櫟群團
	鹿皮山	大葉石櫟群團	大葉石櫟群團	豬腳楠群團
GISS-E2-R				
RCP2.6	大白-蘭崁山	長尾尖葉櫧群團	長尾尖葉櫧群團	長尾尖葉櫧群團
	鹿皮山	大葉石櫟群團	台灣水青岡群團	豬腳楠群團
RCP4.5	大白-蘭崁山	長尾尖葉櫧群團	台灣水青岡群團	長尾尖葉櫧群團
	鹿皮山	台灣水青岡群團	台灣水青岡群團	烏皮茶—楨楠亞熱帶冬季季風林
RCP6.0	大白-蘭崁山	烏皮茶—楨楠亞熱帶冬季季風林	長尾尖葉櫧群團	台灣水青岡群團
	鹿皮山	烏皮茶—楨楠亞熱帶冬季季風林	烏皮茶—楨楠亞熱帶冬季季風林	台灣水青岡群團
RCP8.5	大白-蘭崁山	台灣水青岡群團	長尾尖葉櫧群團	烏皮茶—楨楠亞熱帶冬季季風林
	鹿皮山	台灣水青岡群團	台灣水青岡群團	台灣水青岡群團
HadGEM2-AO				
RCP2.6	大白-蘭崁山	台灣水青岡群團	烏皮茶—楨楠亞熱帶冬季季風林	烏皮茶—楨楠亞熱帶冬季季風林
	鹿皮山	台灣水青岡群團	台灣水青岡群團	台灣水青岡群團
RCP4.5	大白-蘭崁山	大葉石櫟群團	大葉石櫟群團	長尾尖葉櫧群團
	鹿皮山	台灣水青岡群團	烏皮茶—楨楠亞熱帶冬季季風林	長尾尖葉櫧群團
RCP6.0	大白-蘭崁山	台灣水青岡群團	大葉石櫟群團	長尾尖葉櫧群團
	鹿皮山	台灣水青岡群團	台灣水青岡群團	豬腳楠群團
RCP8.5	大白-蘭崁山	長尾尖葉櫧群團	台灣水青岡群團	長尾尖葉櫧群團
	鹿皮山	台灣水青岡群團	台灣水青岡群團	烏皮茶—楨楠亞熱帶冬季季風林

表 3.13（續）

RCP情境	原生育地	2016-2035年	2046-2065年	2081-2100年
MIROC5				
RCP2.6	大白-蘭崁山	長尾尖葉櫧群團	大葉石櫟群團	台灣水青岡群團
	鹿皮山	台灣水青岡群團	台灣水青岡群團	台灣水青岡群團
RCP4.5	大白-蘭崁山	大葉石櫟群團	長尾尖葉櫧群團	大葉石櫟群團/長尾尖葉櫧群團
	鹿皮山	烏皮茶—楨楠亞熱帶冬季季風林	烏皮茶—楨楠亞熱帶冬季季風林	台灣水青岡群團
RCP6.0	大白-蘭崁山	烏皮茶—楨楠亞熱帶冬季季風林	大葉石櫟群團	長尾尖葉櫧群團
	鹿皮山	大葉石櫟群團	台灣水青岡群團	烏皮茶—楨楠亞熱帶冬季季風林
RCP8.5	大白-蘭崁山	大葉石櫟群團/長尾尖葉櫧群團	大葉石櫟群團/台灣水青岡群團	長尾尖葉櫧群團/楨楠—苦櫧亞山地常綠闊葉林
	鹿皮山	台灣水青岡群團	台灣水青岡群團	烏皮茶—楨楠亞熱帶冬季季風林
MRI-CGCM3				
RCP2.6	大白-蘭崁山	豬腳楠群團	長尾尖葉櫧群團	大葉石櫟群團
	鹿皮山	豬腳楠群團	大葉石櫟群團/長尾尖葉櫧群團	台灣水青岡群團
RCP4.5	大白-蘭崁山	大葉石櫟群團	大葉石櫟群團	大葉石櫟群團/長尾尖葉櫧群團
	鹿皮山	長尾尖葉櫧群團/烏皮茶—楨楠亞熱帶冬季季風林	大葉石櫟群團	台灣水青岡群團
RCP6.0	大白-蘭崁山	大葉石櫟群團/長尾尖葉櫧群團	豬腳楠群團	大葉石櫟群團
	鹿皮山	長尾尖葉櫧群團	豬腳楠群團	豬腳楠群團
RCP8.5	大白-蘭崁山	大葉石櫟群團	大葉石櫟群團	長尾尖葉櫧群團
	鹿皮山	豬腳楠群團	大葉石櫟群團	長尾尖葉櫧群團

(四)台灣水青岡潛在適宜棲地

由模型預測結果中確認研究區域內台灣水青岡潛在出現的山頭，利用不同 RCP 情境及時間尺度中，在各 GCM 預測下水青岡在山頭出現的情形給予評分：台灣水青岡為一獨立優勢物種給予 2 分，與其他植群呈現共優勢的推移帶給予 1 分，若完全不出現則為 0 分（附錄 3.4）。

在 RCP2.6 情境中，2016-2035 年間，萬歲山累計 8 分，大白山、蘭崁山與鹿皮山同為 6 分；2046-2065 年間，最高者為鹿皮山，累計 11 分，八種 GCM 中有四種顯示台灣水青岡可以為獨立優勢物種，三種 GCM 預測水青岡會與其他植物社會呈現共優勢，僅一種 GCM 認為水青岡不會出現，而大白山和蘭崁山分別為 3 分及 5 分，且都被預測為共優勢，而非獨立優勢；2081-2100 年間，累計最高分的山頭亦仍為鹿皮山，有 8 分，此時僅 HadGEM2-AO 模式預測台灣水青岡會成為獨立優勢物種，另有六種 GCM 預測水青岡會成為共優勢物種。

在 RCP4.5 情境中，2016-2035 年間，鹿皮山累計 10 分為最高，萬歲山 9 分居次，此兩座山頭在 bcc-csm1-1、CESM1-CAM5 及 GISS-E2-R 三種 GCM 預測下，台灣水青岡均為獨立優勢物種，蘭崁山累積 6 分位居第三，但預測水青岡會出現的六種 GCM 皆顯示為共優勢；2046-2065 年間，八種 GCM 預測水青岡出現在各山頭的機率都相當低，只有鹿皮山在 CSIRO-Mk3-6-0 和 GISS-E2-R 模式預測下各得 1 分，累計為 2 分外，大白山、蘭崁山、楓樹山、風屏山、柑子頭山與萬歲山累計得 1 分，小大白山、寺蕃山和新寮山皆為 0 分；2081-2100 年間，鹿皮山累積 8 分最高，而大白山與蘭崁山分別累積 1 分及 2 分，兩者皆在 bcc-csm1-1 模式預測下出現水青岡族群，前者為共優勢，後者為獨立優勢。

在 RCP6.0 情境中，各山頭在 MRI-CGCM3 模式預測下完全無台灣水青岡族群分布。在 2016-2035 年間，累計最高分者為鹿皮山的 6 分，其次為蘭崁山和萬歲山的 5 分，而大白山獲得 4 分；2046-2065 年間，鹿皮山累計 10 分為最高，萬歲山 7 分居次，大白山和蘭崁山分別累計 4 分及 5 分，蘭崁山於 CESM1-CAM5 模式中比大白山多得 1 分；2081-2100 年間，大白山、蘭崁山與鹿皮山同為 5 分，並列第一，大白山和蘭崁山在模式 bcc-csm1-1、CSIRO-Mk3-6-0 和 GISS-E2-R 接依序獲得 2 分、1 分、2 分，鹿皮山則依序得到 1 分、1 分、1 分，但鹿皮山額外在 CESM1-CAM5 模式預測中得到水青岡族群獨立優勢的 2 分。

在 RCP8.5 情境中，各山頭在 MRI-CGCM3 模式預測下也完全無台灣水青岡族群分布。在 2016-2035 年間，累計最高分的山頭為鹿皮山和萬歲山的 10 分，除了 MRI-CGCM3 模式外，這兩個山頭在其他七種 GCM 皆有水青岡的潛在分布，大白山和蘭崁山分別累計 6 分及 7 分；2046-2065 年間，鹿皮山累計得 5 分

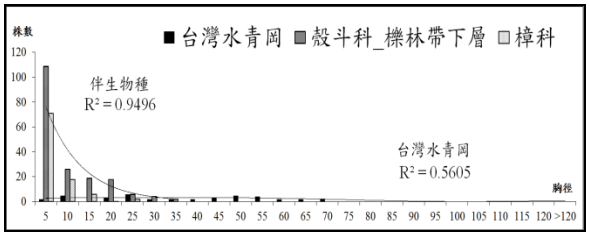
為最高，大白山、蘭崁山及柑子頭山皆得 4 分居次；在 2081-2100 年間，累計最高分的山頭為蘭崁山的 4 分，其在 bcc-csm1-1 與 GISS-E2-R 兩模式中各得 2 分，大白山僅在 bcc-csm1-1 模式預測中顯示水青岡可為獨立優勢物種，總計得 2 分，鹿皮山則是在 CESM1-CAM5 和 GISS-E2-R 兩模式預測顯示水青岡為共優勢物種，各得 1 分，總計為 2 分，此外其他山頭在預測中沒有水青岡潛在分布之可能。

綜合評分結果，研究調查區域現況有水青岡分布的大白山及蘭崁山中，蘭崁山在未來的氣候條件會略優於大白山，但整體而論，鹿皮山未來的氣候環境是整個預測範圍中最理想的。

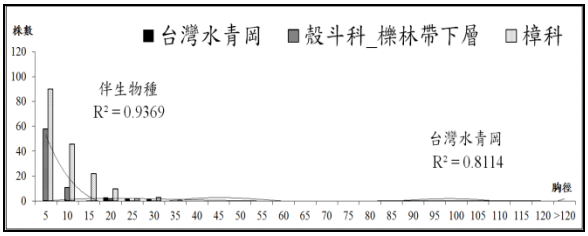
(五)氣候變遷大白-蘭崁山地區台灣水青岡之監測

台灣水青岡在大白-蘭崁山地區於 2016 年調查紀錄總共有五個地區，各分區台灣水青岡森林更新呈現不佳的狀態（圖 3.31）。蘭崁山、新一區(大白山 1)、新二區(大白山 2)的徑級結構以台灣水青岡是呈現鐘型，可看出小徑級樹木更新不佳，其他的伴生樹種如櫟林帶下層的殼斗科，如大葉石櫟、錐果櫟、毽子櫟與樟科的豬腳楠、長葉木薑子的徑級結構呈現反 J 型，小苗數量均高於台灣水青岡幼苗。大白山北邊、大白山的徑級結構以台灣水青岡是呈現鐘型，可看出小徑級樹木更新不佳，其他的伴生樹種如櫟林帶下層殼斗科的大葉石櫟、錐果櫟、毽子櫟與楠櫧林帶上層殼斗科的油葉石櫟、稜果石櫟與樟科的豬腳楠、長葉木薑子的徑級結構都呈現反 J 型，顯示族群更新良好。

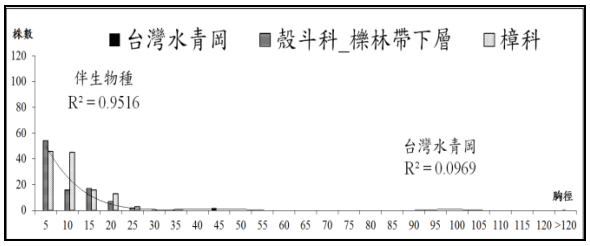
銅山的台灣水青岡與昆欄樹為波浪型，呈現小苗階段性補充的情形，其他的伴生樹種如五味子科的白花八角、殼斗科的三斗石櫟都呈現反 J 型，族群更新良好。整體而言；台灣水青岡在族群數量較大，徑級結構呈現波浪型，以小徑級數量最多，在較大徑級的數量又出現高峰，表示老樹移除速率較慢，小苗為階段性補充；其他地區如蘭崁山-大白山一帶，族群數量較少，徑級結構都呈現鐘型，表示族群現在更新狀況不佳，若台灣水青岡的族群更新持續不佳，未來很有可能會被族群更新良好的其他上層優勢物種所取代。



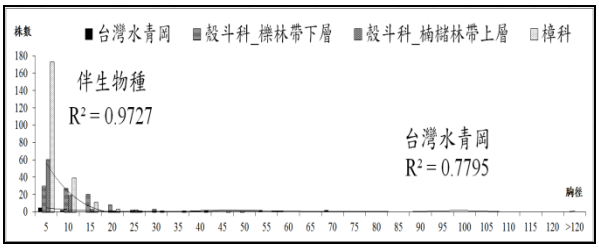
a.蘭崁山



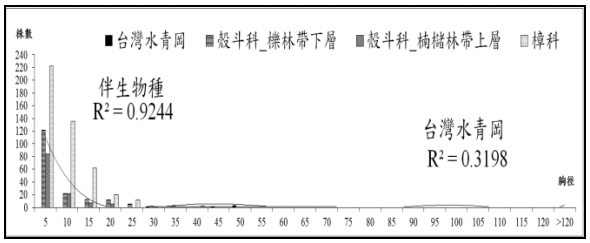
b.新一區(大白山1)



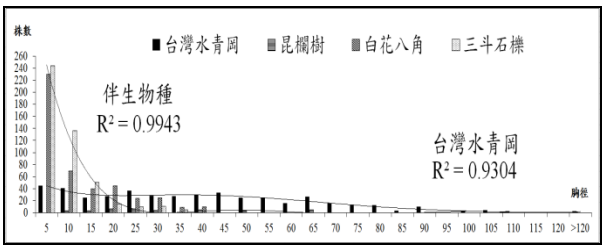
c. 新二區(大白山2)



d. 大白山北邊



e. 大白山



f. 銅山地區

圖 3.31 大白山、蘭崁山與銅山地區台灣水青岡與優勢樹種之徑級結構比較

2018 年監測結果，大白山 2(新二區)、大白山無特殊情況發生；蘭崁山林下的玉山箭竹幾乎死亡，水青岡則沒有太大的影響；大白山 1(新一區)的水青岡狀況欠佳，風衝情況很嚴重，坡度也較陡，所以水青岡生長受限，死亡狀況也較多(圖 3.32)；大白山在稜線上的水青岡生長情況不佳，應為颱風帶來強烈風衝，導致水青岡枝條風折或風壓等狀況出現，林下的小樹等也都長不太出來，而在背風面的水青岡生長則沒有太大的影響(附圖 3.1)。

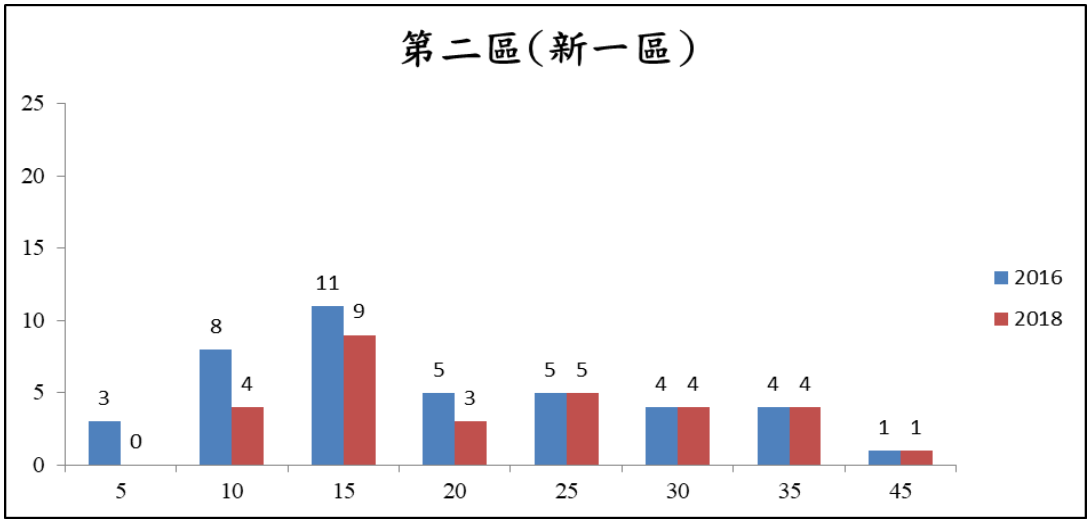


圖 3.32 大白山 1 區的水青岡徑級差異圖

2016 年調查到的死亡母樹多在蘭崁山及大白山北坡，尤其以大白山北坡稜線的地區為最，大白山 1、大白山 2、大白山的水青岡族群尚未發現死亡母樹。各分區台灣水青岡母樹的死亡株數以大白山北坡死亡 106 株/公頃為最高，是位於大白山海拔約 1,300 m 的稜線；蘭崁山位於海拔約 1,450 m 的小山頭死亡 8 株/公頃；銅山 2.2 ha 永久樣區海拔約 1,800 m 於 2015 年複查結果死亡 33 株/公頃，其他地區沒有發現死亡植株(表 3.14) ；2018 年監測結果，大白山 1(新一區)的水青岡狀況欠佳，風衝情況很嚴重，死亡狀況也較多，其他則較少影響。推測造成稜線母樹死亡的原因是受到極端天氣影響，如豪大雨、侵台颱風等，稜線上的母樹受到的風力最強且沒有遮蔽，一旦被颱風的強陣風吹折或是樹葉全掉落所剩無幾，使樹木在面對危害時本身的脆弱度增加更可能造成母樹的死亡（圖 3.33）。

表 3.14 各分區死亡株數

	蘭崁山	大白山 1	大白山 2	大白山北坡	大白山	銅山
2016 死亡 stem	2	0	0	37	0	33
2016 死亡 stem/ha	8	0	0	106	0	15
2018 死亡 stem	0	7	0	0	0	0
2018 死亡 stem/ha	0	28	0	0	0	0

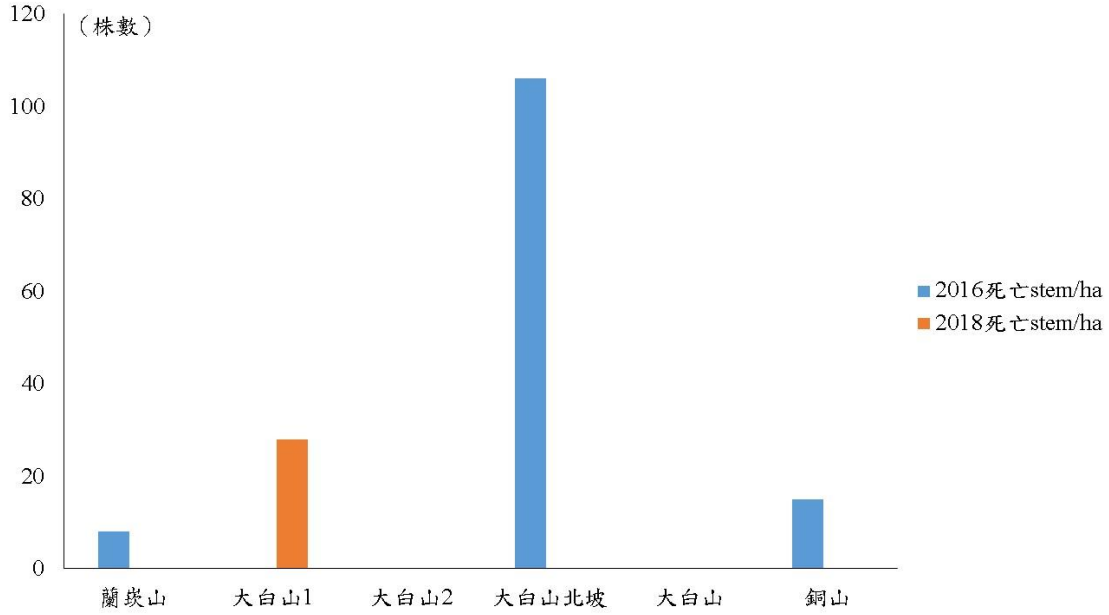


圖 3.33 各分區台灣水青岡母樹的每公頃死亡株數 （2009-2018 年）

由於台灣水青岡族群遺傳的分析在大白山—蘭崁山一帶的族群與銅山之間的遺傳略有差異(江友中，2017；胡哲明、孔祥璿，2011)，研究顯示(表 3.15)，依據 STRUCTURE 分析結果，可將微衛星體基因型劃分成 K1-K8 共 8 個分群，結果可發現銅山地區和插天山都具有 8 個分群，但在銅山 K3、K4、K6 及 K7 的量較少，但鄰近較低海拔的大白山 1、大白山 2 和蘭崁山則在 K6、K4 和 K7 有較高的量，因此如果要增加銅山地區族群遺傳的多樣性，有必要保留這三個地區的族群(江友中，2017)。

表 3.15 依據 STRUCTURE 分析結果之 8 分群劃分 K1 至 K8 微衛星體基因型，進行 8 台灣水青岡族群各基因型分布比例結果(摘自江友中，2017)

代碼	中名	K1	K2	K3	K4	K5	K6	K7	K8
DB-LC1	大白山1	7.0%	-	11.6%	2.3%	4.7%	**72.1%**	2.3%	-
DB-LC2	大白山2	24.1%	-	10.3%	**58.6%**	-	3.4%	3.4%	-
LC	蘭崁山	38.5%	-	12.8%	-	2.6%	2.6%	**41.0%**	2.6%
DB	大白山	11.8%	5.5%	18.2%	9.1%	29.1%	15.5%	10.9%	-
TS	銅山	19.6%	32.4%	5.9%	4.9%	12.7%	1.0%	6.9%	16.7%
AS	阿玉山	-	-	6.3%	6.3%	-	6.3%	25.0%	**56.3%**
NZ	鳥嘴山	**23.8%**	-	28.6%	-	**28.6%**	9.5%	9.5%	-
PCTS	插天山	2.3%	34.1%	15.9%	2.3%	2.3%	6.8%	15.9%	20.5%

今年(2018)發現大白山 1 的水青岡受損嚴重，因此未來宜先保留蘭崁山-大白山的水青岡森林的種質，可能要考量植物採種的可行性，如無法迅速保存就需要仿照蘭崁山的模式用扦插、嫁接與高壓來進行(鐘正德，2017)。由於近幾年來發現小族群有獨特的基因存在，而今年野外的調查與監測也發現，颱風使得某些在大白山地區的水青岡樹木多有枯亡或折斷，或 2018 年發現的蘭崁山族群雖無枯損，但林下玉山箭竹幾乎死亡，值得進一步監測。

(六)東北角地區四照花之植株和物候性狀監測

2018 年 6 月初對原先的調查到之點位與植株進行複查。這些植株分別山神廟及附近的三株；於點位(335524,2759189)處之山坡上；宜蘭縣與新北市交界處，雙泰產業道路之南側灣潭溪的溪谷點位、於同一坡面點位(335374,2759216)及(335224, 2759262)之溪谷對岸；於思源橋點位，灣潭溪谷東南方的坡面上方；於石龜橋東北側之灣潭溪谷；在灣潭產業道路 19 號電線杆附近點位(333508, 2758092)處。

在調查區域中的四照花，都分布於溪谷及中坡的溪溝之下坡面，四照花通直的樹幹構件為 Fagerlind 型，本身抗風性較差；而計劃期間的 2016 年 9 月有強烈颱風(梅姬)、2017 年 7 月的中度颱風(尼莎)對東北角的近海一側有造成樹木枯

黃，但整個區域的四照花植株都未造成影響，推測可能是四照花在東北角多分布於風較弱的下坡、溪溝與溪谷中(附圖 3.2)。

調查中的四照花個體，葉上都有蟲瘿，尤其是沿著雙泰產業道路南側分布之個體葉部被昆蟲啃食情況嚴重。2017 年調查到的四照花中有 7 株開花率高於 50%，而 2018 年的複查中，大部分的個體都沒記錄到開花，推測為欠年，但整體植株沒受到極端氣候或颱風影響；2018 年調查時也發現石龜橋及附近路段有進行道路修繕工程，對該區域下方植物社會或四照花是否造成影響，此外溫度升高是否會對四照花有影響，未來仍可持續監測這些植株的變化(附圖 3.2)。

(七)大白蘭崁地區台灣水青岡適應性經營規劃

參考各隨機森林生態棲位模型預測結果，大白山及蘭崁山現存的台灣水青岡族群在未來有相當大機率面臨氣候環境不適宜的問題，以及中低海拔植群競爭的壓力。經營保育的首要目標是觀察、監測現存水青岡族群是否如模型預測變化，並以此提出目前最合適的保育經營規劃（圖 3.34），一旦發現台灣水青岡族群面積逐漸縮減或原棲地受低海拔植物入侵，便要啟動保育機制，由於水青岡小苗生長緩慢，不易與其他植物的競爭，因此受櫟林帶等中低海拔植群入侵的現象會早於水青岡族群面積的衰退（黃立彥，2000；陳品邑，2012；陳子英等，2016a）。

今年的監測發現蘭崁山-大白山中間的第一區，因颱風的侵襲造成植株大量死亡，同時蘭崁山在最近三年內有少量死亡，這二個區域應優先採取生長健壯、無病蟲害的母樹枝穗，進行人工無性繁殖，保存優良基因，復育苗圃應選在預測中氣候適宜水青岡生長地區，由本研究可知鹿皮山未來氣候條件雖較合適，但其交通不易到達，選擇海拔較高、交通方便且有水青岡分布的太平山會是建議選項。在合適的氣候條件下進行人工復育，可觀察水青岡的結實情況，若結實狀況佳，可建立種子園，取得優良子代種子，有利於後續的族群復育，若結實情況不理想，則以無性繁殖的採穗園取代（郭幸榮等，2011；韓尚霖，2015），由於大白山附近有礦區申請開礦，建議應暫停開礦以免影響大白山到蘭崁山中間的第二區。

除了水青岡基因保存的重點保育外，也應持續觀測研究區實際氣候變化是否與生態棲位模型預測吻合，以實際測量方式檢視各 GCM 預測的準確度。可由最準確的 GCM 預測結果推論未來原棲地的氣候條件是否足以讓水青岡進行原地復育，若判斷有原地復育之可能，還需檢驗野外族群恢復情況加以確認；若確認無法原地復育，則需進行遷地保育，以保留本區水青岡的特殊基因（楊嘉棟，1999），整體的保育行動仍需有賴於地景、植群及族群的監測(圖 3.34)。

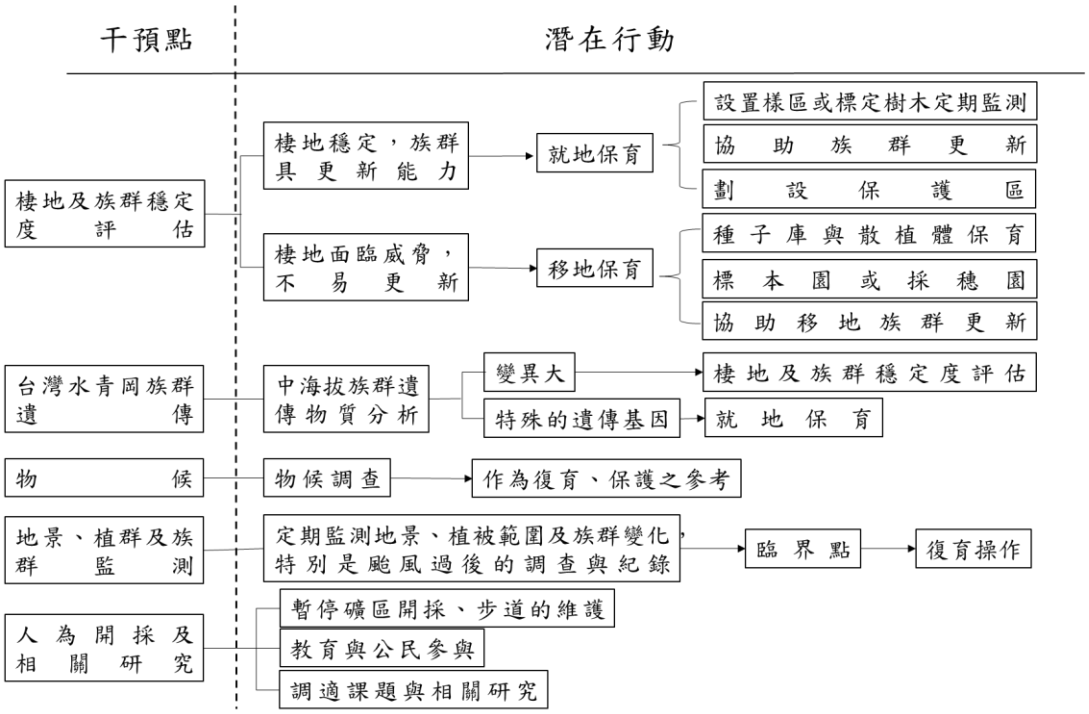


圖 3.34 台灣水青岡的保育管理行動

(八)台灣水青岡森林氣候調適的建議

台灣水青岡由近年來氣候變遷對其森林增減的影響研究(陳子英等，2015,陳子英等，2016)及與國外對 ACT 的評估所提出的建議流程(Stein *et al*., 2014)，初步提出對六個地區氣候調適的建議(表 3.16)。

銅山及插天山地區的台灣水青岡族群數量和遺傳上有較大的多樣性，但兩者的葉綠體基因型絕然不同，並與大陸的葉綠體基因型也不盡相同，有必要同時進行保存(Ying *et al*., 2016, 江友中，2017)，並適合做為氣候變遷下台灣水青岡森林在台灣地區的避難所。目前二個地區都有開放一部份地區供民眾做生態遊憩之用，建議可以持續進行未來氣候變遷的模擬以了解其未來的推移方向，同時並應每隔五年做地景的調查研究，以了解極端氣候對二地的影響狀況，並在該二地中擇一地區設立長期動態樣區，觀察其動態，同時並應針對因生態遊憩所造成的人為衝擊進行評估，部分的觀察與研究項目可停供給民間登山團體或志工共同參與。

大白山目前受到附近人為開礦的影響，應定期以地景方式拍攝植群受到開礦或極端氣候對台灣水青岡森林的影響；由於大白山的族群有其獨特性，含有銅山

地區基因型較少的 K6、K4 的微衛星體基因型(江友中，2017)，而開礦地區也在大白山 2 區的上方，一旦開礦勢必影響台灣水青岡的族群造成遺傳基因型的流失，而在大白山地區近年也有受極端氣候影響(陳子英等，2015)，因此除了設立樣區監測其族群變化外，也可使用無人載具(UAV)，每隔一次極端事件就進行普查，除可了解衝擊的面積和地面族群受損的狀況外，並可作為氣候變遷情境模擬的參考；同時如果極端事件已造成族群迅速衰減，則有必要做遷地保存其獨特的基因型個體(江友中，2017)。

鳥嘴山有獨特的葉綠體基因型(Ying *et al.*, 2016, 江友中，2017)，但近年來受極端氣候的影響較少(陳子英等，2015)，可進行整體氣候變遷情境模擬，了解其變動與推移方向，並可以每隔五年做地景的調查研究，同時設立生態樣區，觀察其動態，以了解極端氣候對該地的影響狀況，同時物候動態的觀察與持續監測確保水青岡的特殊遺傳基因與族群。

蘭崁山和阿玉山是台灣水青岡族群最少的區域，由於蘭崁山有銅山較少的 K8 微衛星體基因(江友中，2017)，而近年來受極端氣候的影響，由 40 株減少到 35 株，族群減少率達 12.5 %及 2018 觀察到的大白山 1 是急待保育的族群，目前羅東林區管理處已有做區外的護育，未來可就保護下來的植株進行高壓、扦插或建置可供採穗的採穗園，由此除可做為景緻林園外，並可進行更詳細的物候和授粉生物學的研究。

表 3.16 氣候調適的建議(陳子英等，2016)。

地區	**銅山及插天山**	**大白山**	**鳥嘴山**	**蘭崁山**	**阿玉山**
調適性行動	保護台灣水青岡的避難所(保護區)	部分樹木的高壓、扦插及採穗園之建置及採礦活動的遏止	持續監測;物候動態的觀察	高壓、扦插及採穗園之建置;物候動態的觀察	高壓、扦插及採穗園之建置
描述	銅山及插天山可視為台灣水青岡在氣候變遷下的避難所,但可監測未來遷移的方向,如銅山是否往太平山方向推移;同時設立長期生態樣	確保特殊的水青岡遺傳基因，同時確保水青岡的族群；同時定期以地景方式拍攝植群動態並設立長期生態樣區，觀察其族群動態。	確保水青岡的特殊遺傳基因;同時設立長期生態樣區,觀察其動態。	確保水青岡的特殊遺傳基因;同時設立長期生態樣區,觀察其動態。	確保水青岡的特殊遺傳基因；同時設立長期生態樣區，觀察其動態。

	區，觀察其動態。				
主要氣候關注及人為衝擊壓力	氣候的暖化及極端氣候，生態遊憩的壓力	氣候的暖化及極端氣候和開礦	氣候的暖化及極端氣候	氣候的暖化及極端氣候	氣候的暖化及極端氣候
調適機制	減少人為衝擊及暖化的暴露度對水青岡生態系的影響	減少人為衝擊及提高水青岡生態系對極端氣候及暖化的調適力	提高水青岡族群遺傳對氣候暖化的調適力	提高水青岡族群遺傳對氣候暖化的調適力	提高水青岡族群遺傳對暖化的調適力
預期結果	持續(持久)導向	持續(持久)導向	持續(持久)導向	轉換(過渡)導向	轉換(過渡)導向

(九)頭城-雙溪地區的保育

步驟一：選擇保育標的物

透過整合前人樣區及植群調查，整理出植物資源及稀有物種保育等級清單，經植群分析後產生粗(植群型)細(稀有物種)篩選的保育評估，在此考量了兩個原因而在眾多的稀有物種裡優先選擇四照花(物種)及黃楊老齡灌叢(演替過程的植群型)作為氣候變遷適應性規劃的保育標的。其一是物種之稀有性，其二為族群的分布。四照花在臺灣維管束植物紅皮書名錄(2017)裡屬無適當資料等級(Data deficient, DD)，其分布為台灣、韓國及日本，台灣是四照花分布的南界(劉棠瑞，1960)，並且四照花在台灣本島的分布，呈現中海拔與低海拔兩個族群，目前雖然尚未有對於四照花的基因研究，但低海拔族群在未來氣溫升高的情境下將可能消失，導致適於存活在低海拔族群的基因喪失，故選擇四照花為保育標的。黃楊於全台則為散生狀態(劉棠瑞，1960)，其生長緩慢、木材細緻堅硬，被用於雕刻、製作樂器及園藝栽植等用途；再者，於東北角發現之黃楊，屬於老齡冠叢，人為開採壓力不容忽視，是值得加強保育的物種。值得一提的是，物種的稀有性不必然使其成為氣候變遷下的保育標的，這個選擇需依賴標的物對於氣候變遷可能的

回應、現存的優先順序或管理目標，而非同時考慮所有物種，以增加計畫的可行性(Cross *et al.*, 2012)。

步驟二：評估氣候變遷影響

對於森林樹種的生態棲位進行建模與製圖，並預測其在未來氣候下的潛在地理分布轉變，是評估氣候變遷對於森林影響的重要步驟，也是發展適應性森林經營管理策略的重要步驟(Wang *et al.*, 2016)。在此的評估程序為：

(1) **建立概念模式**：氣候變遷的影響是疊加在現有人為背景的衝擊，如生態系統喪失、開發、汙染、疾病和入侵物種，不是所有的壓力源都同等重要，最重要的壓力源也不會一直都是氣候變遷，有時候非氣候變遷的壓力源管理可能是該物種在氣候變遷下的生存關鍵(Tingley *et al.*, 2014)。概念模式有賴專家參與，以確保最重要的驅動因子被確立，研究參考 Foden *et al.* (2008)、Cross *et al.* (2012)及 Hoffmann *et al.* (2015)，整理氣候變遷及其它驅動因子對於四照花、黃楊老齡灌叢的衝擊。氣候變化預期的改變有溫度、降雨、颱風、東北季風吹拂和極端事件，各自在不同的面向上影響植物的物候、分布範圍、生育地、棲地及族群穩定度，並導致生理壓力增加，例如造成植株死亡或對疾病敏感度增加，其它壓力條件又可能產生連鎖反應，影響族群數量，改變族群結構，基因流(gene flow)減少、遺傳變異減少，進而消減進化潛力(evolutionary potential)，而人類的活動及經營管理，也會和氣候交錯影響物種，因而需要被整合進概念模式裡。

(2) **發展氣候變遷情境**：採用氣候變遷情境進入保育規劃的挑戰是有太多不同的氣候模型提供關於未來氣候情況的預測，在此使用的是排序的 7 個 GCM 模型，並選擇表現較符合植群生態棲位的結果(Cross *et al.*, 2012)。

(3) **評估暴露度反應**：四照花及黃楊老齡灌叢部分，結合標的物種分布模式模擬的結果發現，隨著各 RCP 及時間的推移，其潛在分布將往更高海拔的山頭移動，然而四照花不抗風，在未來的氣候條件下是否可能往更高海拔的稜線移動，值得懷疑。黃楊於全台零星分布且數量不多，其是否能克服物理障礙或土壤條件播遷至其他山頭，也尚無法得知，因此在此預期隨著代表濃度途徑(RCP)的增加及時間推移，將會對四照花及黃楊老齡灌叢族群呈負面影響。

步驟三：確認介入點和經營行動

在確立可能的經營行動前，需先了解氣候變遷下有哪些要素影響物種或生態系統導致其脆弱。物種或生態系統的脆弱度(vulnerability)常由三個要素定義，即

基於其面對氣候變化的暴露度(exposure)、敏感度(sensitivity)和調適能力(adaptive capacity)(Dawson *et al.*, 2011; Glick *et al.*, 2011)，暴露度是指物種或地區可能經歷的氣候變化程度，大多數評估未來氣候變遷的暴露度是依據 GCM 的情境預測，通常採用降尺度方式形成區域模型並運用在棲位模型上。敏感度是物種或族群生存、持續、適應(fitness)、表現或再生的程度，取決於當時的氣候變量，特別是在不久的將來會發生的變化。較敏感的物種即使在氣候小量的改變，其生存或生殖能力也可能會大為減少；敏感度取決於各種因素，包括生態生理學(ecophysiology)，生活史和微棲息地偏好，這部分可以透過經驗、觀察和建模研究來評估。調適能力是指一個物種或組成族群因應氣候變化的能力，可能會是原地存續、轉移到更合適的微棲息地，或遷移至更合適的地區。適應能力取決於各種內在因素，包括表型可塑性、遺傳多樣性、進化速率、生活史特徵、傳播和定殖能力。一如敏感度，這些可以透過經驗、觀察和建模研究來評估(Dawson *et al.*, 2011)。

四照花與黃楊老齡灌叢在氣候變遷下的暴露度高，依照 Dawson *et al.* (2011)的架構，仍需要兩者調適能力與敏感度的資訊。針對四照花的部分，需要了解低海拔族群的基因變異程度，這部分有待遺傳物質的分析；若低海拔族群與中海拔族群基因變異大，低海拔族群的保育就變得至為重要，因為這個族群將保有適合生存於低海拔的基因，保育低海拔族群，甚至能進一步達到保育遺傳多樣性。

再者，不管是四照花或黃楊老齡灌叢，風的因素對於兩者的分布都有所影響及限制，經過植群調查與製圖發現，四照花位於大葉楠群叢及豬腳楠群叢森林交界，而黃楊老齡灌叢散布於風衝矮林內，部分位於和芒的交界，在粗尺度上，植群的經營，例如風衝矮林林相範圍定期監測與觀察，特別是颱風過後的調查與紀錄能協助掌握整體的族群狀況，幾個主要觀測風衝矮林林相的地點為：桃源谷稜線一帶、鷹石尖至窖寮山稜線一帶、大溪山至橫山一帶、鶯子頂山至鶯子嶺稜線、頭城內大溪產業道路至雙溪雙泰產業道路亦是一個容易觀測風衝矮林林相與背風林相交界狀況的地方。也要進一步評估族群棲地的穩定度，調查母樹位置、健康狀況、更新情形，若棲地穩定具更新能力，則可考慮就地保育，設置定期監測的樣區、協助更新；若棲地受威脅族群不易更新，則要考慮遷地保育，如種子庫與散殖體保育，進行種子育苗或採人工嫁接、扦插、高壓的方法(表 3.17)。

表 3.17 四照花與黃楊老齡灌叢的主要關注及保育管理行動

<table>
<tr><th>保育標的</th><th>四照花</th><th>黃楊老齡灌叢</th></tr>
<tr><td>主要關注</td><td>1、低海拔族群的北降與殘存
2、氣候變遷下暴露度高</td><td>1、氣候變遷下暴露度高
2、人為採取或破壞的壓力</td></tr>
<tr><td rowspan="2">調適行動</td><td>1.低海拔與中海拔族群遺傳物質分析。
2.定期觀察、監測及紀錄物候</td><td>生態教育或志工參與該區域的定期觀察、監測及紀錄物候。</td></tr>
<tr><td colspan="2">2、植群或植物的經營：風衝矮林或族群增減的定期監測與觀察。
3、評估族群棲地穩定度。
4、就地保育或移地保育。</td></tr>
</table>

步驟四：管理行動的優先順序

潛在經營行動確立，仍需要訂出優先順序，Cross *et al.* (2012)提出了評定優先順序的指標，如：對於達到經營管理目標的貢獻、經費上的可行性、相關法規(regulatory)、社會層面、潛在非計畫中之結果、與其它經營管理目標共同合作性、修正或移除該行動的潛力、與當前經營管理行動的一致性以及對於未來氣候預測不確定性下的行動的穩固性(robustness)等指標。在眾多的行動中，應以什麼順序、選擇怎樣的行動以保育被認為是脆弱的物種，這種幫助決策的引導(guidance)有限，故 Shoo *et al.* (2013)試圖結構化干預的流程，從現有的避難所持續保護，到透過各種形式增強自然環境外的移地保育；但亦強調這些協助進化的干預不一定能阻止物種於野外減失(loss)，故移地保護，如動物園、植物園、種子庫和組織儲存就能用以防止滅絕(extinction)，目前黃楊老齡灌叢宜設立樣區持續監測，而四照花族群數量較少，為保留原生地的族群有必要進行易地繁殖培育，但原生地仍應設置樣區每年做監測(圖 3.35)。

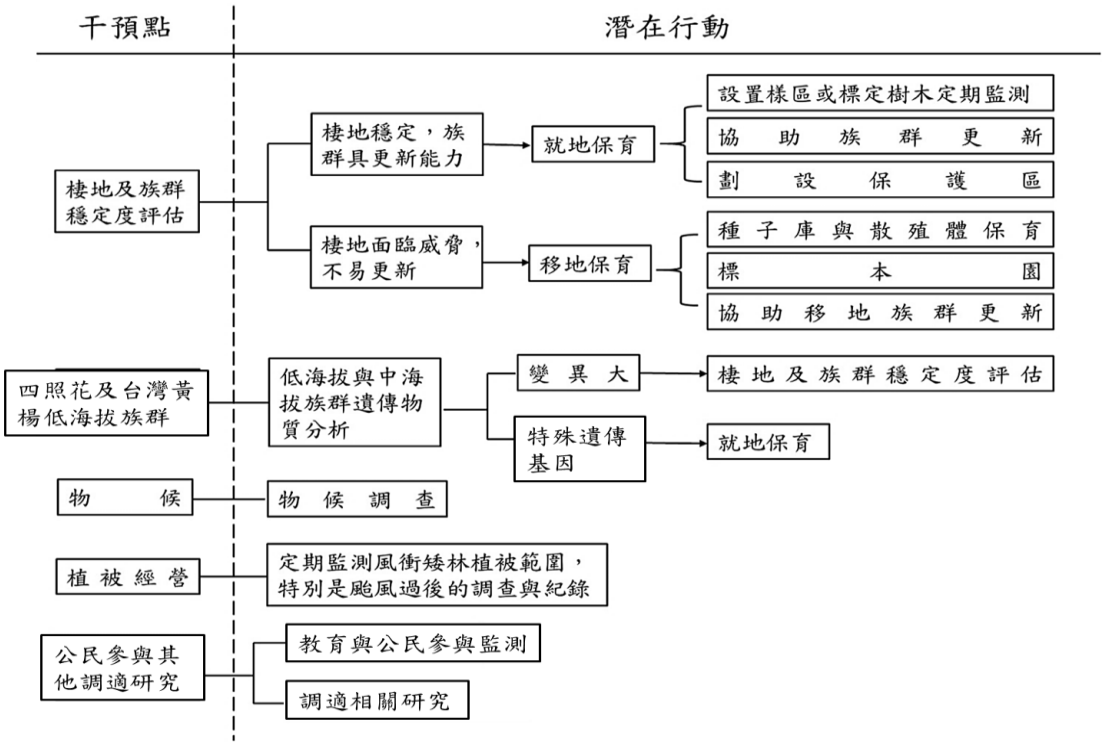


圖 3.35 四照花與黃楊老齡灌叢的保育管理行動

五、結論與建議

（一） 頭城—雙溪區域氣候變遷之保育標的為四照花及黃楊老齡灌叢。四照花與黃楊老齡灌叢在氣候變遷下的暴露度高，預期隨著代表濃度途徑(RCP)的增加及時間推移，將會對四照花及黃楊老齡灌叢族群產生負面的影響。本研究只初步提出四照花及黃楊老齡灌叢的調適對策，仍需要評估其棲地狀況、監測觀察與記錄，以確定原地保育或移地保育行動。

（二） 目前尚不知道東北角四照花的低海拔族群與台灣本島中海拔族群的遺傳變異程度，可以對於這兩個族群進行遺傳物質分析，將有助於釐清後續的調適與保育行動，今年的調查四照花的族群並未減少，但可能是欠年，開花量較少。

（三） 四堵戰備道至鶯子頂山—鶯子嶺稜線一帶發現有黃楊老齡灌叢，林下亦伴生稀有物種如八角蓮、十大功勞、七葉一枝花等，這裡也是登山者常行經的路線，是否有伐採或棲地受破壞之虞，需要特別注意。

（四） 大白山至大南澳嶺地區經 121 個樣區調查分析可分為 12 種群團，分別為台灣水青岡群團、大葉石櫟群團、長尾尖葉櫧群團、豬腳楠群團、大葉

楠群團、大頭茶群團、台灣赤楊群團、九芎群團、包籜矢竹群團、台灣蘆竹群團、芒群團和甜根子草群團。其中台灣水青岡群團因其稀有性、具特殊基因型且分布孤立山頭，存在較大滅絕風險，故列為本研究之保育標的物。

（五） 使用八種大氣環流模式，配合四種未來氣候情境，分別預測未來三個時期之植群潛在分布。結果顯示不同的大氣環流模式、不同氣候情境及不同預測時間下潛在植群圖差異甚大，但整體呈現南方植群遷入，低海拔植群向高海拔遷徙，而高海拔植群可能消失的趨勢。

（六） 目前針對台灣水青岡的保育行動，首先為觀察、監測野外台灣水青岡族群變化，一旦發現族群面積縮減或原生育地受低海拔優勢種植物入侵，便是保育行動的介入點。台灣水青岡在大白及蘭崁山不易收集到種子，保育行動為採取台灣水青岡枝穗或高壓，進行人工無性繁殖，保存優良基因，其中復育苗圃的選址以太平山較佳，視台灣水青岡植株在人工復育下的結實情況，未來可考慮成立種子園或採穗園，若未來原生育地氣候條件改善可嘗試於原地復育，如未改善便要改以遷地保育。然而樣區的監測仍有其必要性，未來監測的頻度仍可維持 5 年一次，但容易受衝擊的地區則仍維持一年一次。

（七） 大白及蘭崁山之台灣水青岡為孤立山頭族群，在全球暖化下有較高滅絕風險，且族群基因具有特殊性且天然更新不易，如蘭崁山、大白山到蘭崁山之間的大白山 1 和大白山 2，此外還面臨極端氣候與人為開礦活動的干擾，後者的威脅因對族群衝擊較大，對水青岡族群造成的破壞相當巨大，建議盡早因應。

（八） 插天山與鳥嘴山相對於大白及蘭崁水青岡族群目前減少的數量不多，但仍無小苗補充，宜持續監測與評估，為長期資料之系統累積，後續能設置一些樣區進行監測，設置的方式以分散的小樣區行之。阿玉山族群數量稀少且更新不易，建議或可考慮進行區外復育，其方式可比照羅東處將「現地保育」持續監測及「異地保存」評估嘗試以高壓方式保存其遺傳物質；未來可由大尺度的水青岡分析,再尋找適當的地點復育。

（九） 大尺度或小尺度的模式分析雖可由情境了解未來的植群變化，但每種情境模式其背景資訊與假設略有不同，有時會與現況差異極大；未來可同時整合大尺度的模式分析與地區性的小樣區做監督式的監測，找出最佳的模擬程式及落實監測的資訊到區域的植群型上，對最需要管理與復育的物種或植群做更好的評估。

六、績效指標與期末評核標準達成情形

（一）績效指標：

	細項指標	預估量化值	實際達成數	說明
學術著作發表	國內期刊論文	1	1	完成台灣地區氣候降尺度模型*clim.regression*開發並於TAIWANIA期刊發表。
	國內研討會論文	1	2	TCCIP使用者研討會海報2篇。
	國際研討會論文	1	3	1.亞太森林對氣候變遷調適培訓班口頭報告1篇(森林變遷分析)。 2.海峽兩岸國家公園建設青年學者專題交流研習營口頭報告1篇(台灣水青岡適應性經營管理)。 3.The 3rd Asia Research Node Symposium海報一篇。
	研究報告	1	1	農委會科技計畫期末報告1式。

（二）期末評核標準：

評核標準	達成情形
1.持續針對雙溪-頭城山區及大白山至大南澳嶺山區的高風險地點進行氣候變遷衝擊後主要目標物種及生態系的監測，並將資料整理呈現於期末報告。	(一) 雙溪-頭城山區： 1.持續進行四照花今年度監測點的調查，發現今年度的開花數量較往年減少許多。 (二)大白山至大南澳嶺山區： 1.持續進行台灣水青岡今年度監測點調查，發現大白山與蘭嵌山之間的小區，數量減少11株，族群數量急遽減少，宜做遷地復育。 2.蘭嵌山的地被層玉山箭竹大量開花死亡，值得進一步觀察與監測。
2.彙整雙溪-頭城山區及大白山至大南澳嶺山區長期氣候變遷殘存地點資料，依調查與監測的資訊及情境模擬的結果，提出修正的氣候變遷下生物多樣性知適應性經營的架構與操作流程及其優先處理原則。	(一) 雙溪-頭城山區： 1.利用四照花之點位，配合TCPIC的氣候資料、Clim.regression程式和隨機森林的機器學習，進行四照花情境模擬，探討未來這些主要目標物的變遷和遇到的衝擊程度，並研討可能的對策。 2. 針對雙溪-頭城山區提出適應性的經營管理對策。 (二) 大白山至大南澳嶺山區： 1.利用台灣水青岡森林之點位，配合台灣過去附近的植群與現生植群調查，進行隨機森林情境模擬，探討未來這些主要目標物的變遷和遇到的衝擊程度，提可能的對策。

七、參考文獻

于幼新 (2004) 宜蘭東北區天然植群分析。國立臺灣大學森林學研究所碩士論文。 91 頁。

王盼、陸寶宏、張瀚文、張巍、孫銀鳳、季妤 (2014) 基於隨機森林模型的需水預測模型及其應用。水資源保護 30(1):34-37。

王震哲、邱文良、張和明 (2012) 臺灣維管束植物紅皮書初評名錄。行政院農業委員會特有生物研究保育中心。104 頁。

古心蘭、陳添財、賴正偉、夏禹九 (2007) 利用 Generalized Additive Models 繪製慈恩溪流域之植群分布圖。第五屆台灣植群多樣性研討會論文集。行政院農業委員會林務局。96-119 頁。

田中孝尚、嶋崎仁哉、黒川紘子、彦坂幸毅、中静　透 (2014) 気候変動が森林動態に与える影響と将来予測：八甲田山のオオシラビソを例として。地球環境。19(1):47-55。

田中信行、井関智裕、北村系子、斎藤　均、津山幾太郎、中尾勝洋、松井哲哉 (2016) 北海道におけるブナの潜在生育域と分布北限個体群の実態。森林立地。58(1):9-15。

田連恕 (1993) 植被製圖。西安地圖出版社。172 頁。

朱宗威 (2014) 無人空中載具數位影像應用於林分蓄積量之推估。國立屏東科技大學森林系碩士論文。屏東。84 頁。

朱麗萍、江友中、洪國翔、孫元勳、翁國精、翁韶蓮、張焜標、陳子英、曾美珍、黃美秀、楊勝任、劉世華、劉和義、蔡文田、謝漢欽、蘇秀慧（譯） (2010) 基礎生態學（Smith, T.M. and R.T. Smith (2009) Elements of Ecology, Seventh Edition）。高立圖書。新北。562 頁。

江友中 (2017) 臺灣水青岡遺傳物質資源調查。行政院農業委員會林務局羅東林區管理處 105-731-01-11。57 頁。

江源、黄秋如、韩京莎、黄晓霞、刘全儒 (2005) 小五台山亚高山草甸物种分布与温度关系研究。应用生态学报。16(7):1213-1217。

行政院農委會林務局 (2017) 因應氣候變遷生物多樣性回復力之研究 106 年期末

報告。行政院農委會林務局主管科技計畫 106 農科-11.7.1-務-e1。243 頁。

行政院環境保護署環署 (2002) 植物生態評估技術規範。行政院環境保護署環署綜字第 0910020491 號公告。193 頁。

呂尋、趙靜英 (2006) 四照花的栽培與管理技術。特種經濟動植物 9(6):38。

呂福原、歐辰雄、陳運造、祁豫生、呂金城、曾彥學（2006）臺灣樹木圖誌第二卷。國家圖書館。500 頁。

宋永昌 (2001) 植被生態學。上海：華東師範大學出版社。673 頁。

宋梧魁 (1997) 宜蘭縣東北角地區之植群調查 國立宜蘭農工專科學校森林科八十六學年度專題討論。29 頁。

宋梧魁、程宗德、李智群、陳子英、鹿兒陽 (2005) 宜蘭縣東北區現生植群圖之繪製。第三屆臺灣植群多樣性研討會論文集。行政院農業委員會林務局。173-187 頁。

巫智斌 (2013) 台灣東北部銅山地區台灣水青岡幼苗建立之研究。國立宜蘭大學森林暨自然資源學系碩士論文。宜蘭。66 頁。

李坤益 (2010) 大安溪流域上游之植群分類及製圖。國立宜蘭大學森林暨自然資源學系碩士論文。148 頁。

李欣海 (2013) 隨機森林模型在分類與迴歸分析中的應用。應用昆蟲學報 50(4):1190-1197。

李培芬 (2008) 氣候變遷對生態的衝擊。科學發展月刊 424:34-43。

李淑敏、姜保真 (2011) 林木遺傳資源保育實例介紹。台灣林業。37(2):16-22。

杜军 (2001) 西藏高原近 40 年的气温变化。地理学报。56(6):682-690。

沈哲緯、蕭震洋、辜炳寰、曹鼎志、鄭錦桐、羅文俊 (2014) 運用隨機森林探討莫拉克颱風災區土石流發生因子關連性。災害防救科技與管理學刊 3(1):41-67。

松井哲哉、田中信行、八木橋勉 (2007) 世界遺産白神山地ブナ林の気候温暖化に伴う分布適域の変化予測。日本森林学会誌。89(1):7-13。

松井哲哉、田中信行、八木橋勉、小南裕志、津山幾太郎、高橋　潔 (2009) 温

暖化にともなうブナ林の適域の変化予測と影響評価。地球環境。14(2):165-174。

林世宗、巫智斌 (2011) 台灣水青岡的物候與繁殖更新。84-95 頁。摘自陳子英 (2011) 冰河孑遺的夏綠林─台灣水青岡。271 頁。

林奐宇、胡哲明、陳子英、黎光秦 (2017) 運用動態局部迴歸方法建置高解析度氣候模式及其生態運用。106 年森林資源永續發展研討會論文集(森林經營與育林組)。中華林學會。82-84 頁。

林淑華、何坤益 (2010) 台灣肖楠天然林族群遺傳多樣性。中華林學季刊。43(1):13-24。

邱宗儀 (2008) 宜蘭縣南澳溪流域之植群分類與製圖。國立宜蘭大學森林暨自然資源學系碩士論文。200 頁。

邱祈榮 (2013) 建立氣候變遷對生物多樣性風險與脆弱度評估模式及因應策略規劃。行政院農業委員會林務局。

邱祈榮 (2014) 氣候變遷對臺灣生物多樣性衝擊評估。20140314 TCCIP 氣候變遷資料使用經驗分享研討會。台北市科技大樓二樓會議室。

邱祈榮、黃愷茹 (2008) 台灣檜木林於氣候變遷衝擊之模擬。林業研究專訊 15(2):8-12。

邱祈榮、賴彥任、李靜峰 (2004) 植群圖繪製之探討。第二屆台灣植群多樣性研討會論文集。行政院農業委員會林務局。22-38 頁。

邱淑宜 (2010) 台灣本土性海岸脆弱度指標之建立與應用碩士論文。國立臺灣海洋大學河海工程學系研究所碩士論文。215 頁。

邱清安 (1996) 插天山自然保留區植相與植群之研究。國立中興大學森林學研究所碩士論文。台中。162 頁。

邱清安、陳子英、王志強、邱祈榮、賴彥任、蔡智勇 (2013) 應用 BIOMOD2 模擬臺灣水青岡之分布。林業研究季刊。35(4):253-272。

俞秋豐 (2003) 臺灣東北氣候區植群分類系統之研究。國立臺灣大學森林學研究所博士論文。362 頁。

姜超、譚珂、任明迅 (2017) 季風對亞洲熱帶植物分布格局的影響。植物生態學

報 41(10):1103-1112. doi: 10.17521/cjpe.2017.0070

柳榗、徐國士 (1971) 台灣稀有及有滅絕危機之動植物種類。中華林學季刊 4(4): 89-96。

胡忠俊、張鐿鋰、劉林山、于海彬 (2013) 生物避難所及其識別方法評述。生態學雜誌 32(12):3397-3406。

胡哲明 (2015) 第六章 台灣維管束植物遺傳多樣性探討。26pp. 摘自陳子英等 2015 因應氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究(3/3)。行政院農業委員會林務局保育研究系列 104 農科-13.7.5-務-e3(Z)。275 頁。

胡哲明、孔祥璿 (2011) 台灣水青岡的遺傳變異。150-163 頁。摘自陳子英 (2011) 冰河孑遺的夏綠林─台灣水青岡。271 頁。

原　正利 (2006) 東日本太平洋側におけるブナの分布とその下限を規定する要因について。植生学会誌。23(1):1-12。

夏禹九、王文賢 (1985) 坡地日輻射潛能的計算。臺灣省林業試驗所簡報第 001 號。台北。28 頁。

徐嘉君、林淑華 (2008) 全球氣候變遷模式推估與情境模擬簡介。林業研究專訊。15(2):5-7。

張雷、王琳琳、張旭東、劉世榮、孫鵬森、王同立 (2014) 隨機森林算法基本思想及其在生態學中的應用─以雲南松分布模擬為例。生態學報 34(3):650-659。

許晃雄、吳宜昭、周佳、陳正達、陳永明、盧孟明 (2011) 臺灣氣候變遷科學報告 2011。行政院國家科學委員會。台北。362 頁。

許驊 (2015) 台灣地區水青岡森林的風險性評估。國立宜蘭大學森林暨自然資源學系碩士論文。宜蘭。89 頁。

郭城孟、陳建志、許再文、黃瑞珠、牟善傑、陳賢賓等 (1993) 東北角海岸風景特定區植被與植物研究報告。東北角海岸風景特定區管理處。162 頁。

郭嘉宜 (2015) 以 BIOMOD2 模擬暖化對台灣水青岡森林之影響。國立宜蘭大學森林暨自然資源學系碩士論文。宜蘭。61 頁。

郭耀綸 (2011) 東北季風影響下林木在形態、生理和生態上的適應。2010、2011

地球科學系統學術論壇論文集。中國文化大學理學院。53-63 頁。

陳子英、于幼新、王立志、宋梧魁 (2004) 區域調查個案分析-以宜蘭縣東北角地區為例。行政院農委會第二屆台灣植群多樣性研討會論文集。55-86 頁。

陳子英、毛俊傑、徐堉峰 (2016) 大白山及蘭崁山地區台灣水青岡資源調查建置計畫。行政院農業委員會林務局羅東林區管理處 第 104-731-01-02 號。87 頁。

陳子英、呂佳陵、謝長富、林奐宇、魯丁慧、俞秋豐、黃啟東等 (2015) 因應氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究。行政院農業委員會林務局 104 年度科技計畫研究報告 104 農科-13.7.5-務-e3(Z)。15-64 頁。

陳子英、呂佳陵、謝長富、林奐宇、魯丁慧、俞秋豐等 (2015) 因應氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究(3/3)。行政院農業委員會林務局 104 年度科技計畫研究報告 104 農科-13.7.5-務-e3(Z)。389 頁。

陳子英、俞秋豐、宋梧魁、程宗德 (2002) 宜蘭東北區之山地植群多變數分析。國立臺灣大學農學院實驗林研究報告 16(3):201-214。

陳子英、胡哲明、趙偉村、宋國彰、趙國容、謝長富、徐堉峰 (2015) 因應氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究(3/3)。行政院農業委員會林務局科技計畫 104 農科-13.7.5-務-e3(Z)。275 頁。

陳子英、許驊、郭嘉宜 (2015) 氣候變遷對台灣水青岡森林之衝擊評估。2015 氣候變遷對生物多樣性的衝擊研討會論文集。

陳子英、謝長富、毛俊傑、賴玉菁、林世宗、胡哲明、徐堉峰、楊正釧、林哲榮、孔祥璿、陳品邑、邱宗儀、巫智斌 (2011) 冰河孑遺的夏綠林-台灣水青岡。行政院農業委員會林務局。台北。271 頁。

陳子英、謝長富、趙偉村、徐堉峰 (2016) 因應氣候變遷之生物多樣性回復力之研究(1/3)。行政院農業委員會林務局科技計畫 105 農科-12.7.4-務-e2。289 頁。

陳西倉 (2009) 優良觀賞樹種—四照花。特種經濟動植物 12(6):29-30。

陳俊銘 (2003) 臺灣東北部北勢溪上游之植群分析。國立臺灣大學森林學研究所碩士論文。95 頁。

陳品邑 (2012) 宜蘭銅山台灣水青岡林長期動態樣區之森林動態與天然更新。國立宜蘭大學森林暨自然資源學系碩士論文。宜蘭。132 頁。

陳恩倫、陳文民、羅南璋、陳明義 (2006) 北港溪北岸集水區之植群分類與製圖。第四屆台灣植群多樣性研討會論文集。行政院農業委員會林務局。24-47 頁。

陳時仲 (2015) 隨機森林模型效力評估。國立交通大學統計學研究所碩士論文。35 頁。

陳朝圳、王慈憶 (2009) 氣候變遷對台灣森林之衝擊評估與因應策略。林業研究專訊。16(5):1-5。

陳朝圳、吳守從、黃雅莉 (2012) 國土保安在雲端-航遙測技術應用於保安林災害防救。林業研究專訊。19(6):6-10。

陳朝圳、陳建璋 (2015) 森林經營學。正中書局。新北。417 頁。

童慶斌 (2012) 氣候變遷調適科技整合研究計畫-跨領域脆弱度評估與回復力建構科技發展計畫。行政院國家科學委員會。

童慶斌、曹榮軒、林嘉佑 (2015) 氣候變遷的因應、減緩與調適。科學研習 54(5):19-25。

童慶斌、劉子明、林嘉佑、曹榮軒 (2016) 氣候變遷調適行動計畫建構指引（初稿）。科技部 TaiCCAT 計畫。100 頁。

童慶斌、劉子明、林嘉佑、曹榮軒、李明旭 (2015) 氣候變遷水資源風險評估與調適決策之探討。中國土木水利工程學會會刊。42(4):30-45。

黃立彥 (2000) 拉拉山臺灣山毛櫸林植群生態與天然更新之研究。國立中興大學森林學系碩士論文。台中。91 頁。

黃敏毅、孔曉泉、段仁燕、吳甘霖、張中信 (2016) 虛擬物種的基本原理及其在物種分布模型評估中的應用。生態學報 36(9):2460-2470。

黃毓斌、林鳳琪、江明耀 (2014) 利用生物氣候模式與 GIS 探討氣候變遷對有害生物潛在地理分布之影響。農業試驗所技術服務季刊。25(3):21-26。

楊正釧 (2011) 台灣水青岡種實的發芽─儲藏與育苗。96-111 頁。摘自陳子英等 (2011) 冰河孑遺的夏綠林─台灣水青岡。271 頁。

楊嘉棟 (1999) 稀有及瀕絕植物之遷地保育。生物多樣性保育研討會論文集。行政院農業委員會。407-417 頁。

葉清旺、陳子英、吳欣玲、邱宗儀、戴炎明、陳宗煜、廖茂州、李智群 (2006) 南澳溪流域植群分類之研究。第四屆台灣植群多樣性研討會論文集。行政院農業委員會林務局。178-204 頁。

管華財、陳微、劉想、蔡奇英、劉以珍、葛剛 (2016) 四照花物種分布格局模擬及冰期避難所推測。西北植物學報 36(12):2541-2547。

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。187 頁。

趙偉村、廖宇庚 (2016) 因應氣候變遷生物多樣性回復力之研究-以南仁山及槲櫟森林為例。

劉子明 (2010) 氣候變遷對區域水資源衝擊評估整合系統之研究。國立臺灣大學生物環境系統工程學系博士論文。122 頁。

劉棠瑞 (1960-1962) 臺灣木本植物圖誌 (卷上、卷下)。國立臺灣大學農學院。1388 頁。

劉棠瑞、蘇鴻傑 (1983) 森林植物生態學。臺灣商務印書館。462 頁。

歐辰雄、呂金誠、邱清安、王志強、張美瓊、曾喜育 (1996) 插天山自然保留區植被調查研究(II)。臺灣省農林廳林務局保育研究系列 85-08 號。143 頁。

歐辰雄、呂金誠等 (2000) 插天山自然保留區臺灣山毛櫸天然更新與繁殖之可行性研究(二)。農委會林務局保育研究系列 89-5 號。151 頁。

黎光秦、林奐宇、陳子英 (2017) 宜蘭縣大白蘭崁地區台灣水青岡適應性經營與保育。106 年森林資源永續發展研討會論文集(生態保育與森林保護組)。中華林學會。41-43 頁。

盧孟明、卓盈旻、李思瑩、李清縢、林昀靜 (2012) 臺灣氣候變化：1911～2009 年資料分析。大氣科學。40(3):297-322。

謝長富 (2007) 建構台灣植群群系分類架構之探討。第五屆台灣植群多樣性研討會論文集。行政院農業委員會林務局。1-10 頁。

鍾振德、葉翠華、李玉珍、簡慶德 (2017) 台灣水青岡無性繁殖。森林資源保存與利用研討會論文集。9-12 頁。

韓尚霖 (2015) 遮蔭與施肥處理對臺灣水青岡苗木生長與光合作用之效應。國立宜蘭大學森林暨自然資源學系碩士論文。宜蘭。46 頁。

簡志鴻 (2009) 分類樹方法中變數選取不偏性之比較。國立中正大學統計科學研究所碩士論文。嘉義。22 頁。

蘇鴻傑 (1985) 臺灣天然林氣候與植群型之研究 (三)：地理氣候區之劃分。中華林學季刊。18(3):33-44。

蘇鴻傑 (1985) 臺灣天然林氣候與植群型之研究(III)地理氣候區之劃分。中華林學季刊 18(3):33-44。

蘇鴻傑 (1987) 森林生育地因子及其定量評估。中華林學季刊。20(1):1-14。

蘇鴻傑 (1987) 植群生態多變數分析法之研究Ⅲ：降趨對應分析及相關分布序列法。中華林學季刊 20(3):45-68。

蘇鴻傑 (1992) 臺灣之植群：山地植群帶與地理氣候區。彭鏡毅編。臺灣生物資源調查及資訊管理研習會論文集。中央研究院植物研究所專刊第 11 號。39-54 頁。

蘇鴻傑 (1992) 臺灣之植群：山地植群帶與地理氣候區。臺灣生物資源調查及資訊管理。39-53 頁。

蘇鴻傑、陳子英 (1991) 臺灣根節蘭及鶴頂蘭之地理分布及氣候環境。國立臺灣大學農學院研究報告 31(4):40-55。

顧洋、申永順 (2007) 因應地球溫暖化我國調適策略之探討。行政院經濟建設委員會。166 頁。

Aitken, S.N. and J.B. Bemmels (2016) Time to get moving: assisted gene flow of forest trees. Evolutionary applications 9(1):271-290.

Allouche, O., A. Tsoar and R. Kadmon (2006) Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). Journal of applied ecology 43(6):1223-1232.

An, Z., J.E. Kutzbach, W.L. Prell, and S.C. Porter (2001) Evolution of Asian monsoons and phased uplift of the Himalaya Tibetan plateau since Late Miocene times. Nature 411:62-66.

Anderson, M.G. and C.E. Ferree (2010) Conserving the Stage: Climate Change and the Geophysical Underpinnings of Species Diversity.PLoS ONE 5(7):e11554. doi: 10.1371/journal.pone.0011554

Anwar, A.M., M.L. Geleijnse, O.l.l. Soliman, J.S. McGhie, R. Frowijn, A. Nemes, A. E. van den Bosch, T.W. Galema and F.J. ten Cate (2007) Assessment of normal tricuspid valve anatomy in adults by real-time three-dimensional echocardiography. The international journal of cardiovascular imaging 23(6):717-724.

Ashcroft, M.B. (2010) Identifying refugia for climate change. Journal of Biogeography 37(8):1407-1413.

Balling Jr, R.C., P.J. Michaels and P.C. Knappenberger (1998) Analysis of winter and summer warming rates in gridded temperature time series. Climate Research 9:175-181.

Boufford, D.E., H. Ohashi, T.C. Huang, C.F. Hsieh, J.L. Tsai, K.C. Yang, C.I. Peng, C.S. Kuoh, and A. Hsiao (2003) A Checklist of the Vascular Plants of Taiwan. P.18-139. In: Boufford, D.E., C.F. Hsieh, T.C. Huang, C.S. Kuoh, H. Ohashi, C.I. Peng, L. Tsai, and K.C. Yang (eds.) Flora of Taiwan. National Taiwan University Press, Taipei. 343pp.

Breiman, L. (2001a) Random forests. Machine Learning 45(1):5-32.

Breiman, L. (2001b) Statistical modeling: the two cultures. Statistical Science 16(3):199-215.

California Department of Parks and Recreation (2002) Vegetation Mapping. A Primerfor The California State Park System. California Department of Parks andRecreation. California, USA. 54pp.

Campbell, A. (2008) Managing Australian landscapes in a changingclimate: a climate change primer for regional natural resourcemanagement bodies. Report to the Department of ClimateChange, Canberra. 60pp.

Chen, I.C., H.J. Shiu, S. Benedick, J.D. Holloway, V.K. Chey, H.S. Barlow, J.K. Hill and C.D. Thomas (2009) Elevation increases in moth assemblages over 42 years on a tropical mountain. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 106(5):1479-1483.

Chen, I.C., J.K. Hill, R. Ohlemüller, D.B. Roy and C.D. Thomas (2011) Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. Science. 333:1024-1026.

Chiou, C.-R., G.-Z. M. Song, J.-H. Chien, C.-F. Hsieh, J.-C. Wang, M.-Y. Chen, H.-Y. Liu, C.-L. Yen, Y.-J. Hsia and T.-Y. Chen (2010) Altitudinal distribution patterns of plant species in Taiwan are mainly determined by the northeast monsoon rather than the heat retention mechanism of Massenerhebung. Botanical Studies 51(1):88-97.

Chung, M.Y., J. López-Pujol and M.G. Chung (2016) Is the Baekdudaegan "the Southern Appalachians of the East"? A comparison between these mountain systems, focusing on their role as glacial refugia. Korean Journal of Plant Taxonomy 46(4):337-347.

Chung, M.Y., J. López-Pujol and M.G. Chung (2017) The role of the Baekdudaegan (Korean Peninsula) as a major glacial refugium for plant species: A priority for conservation. Biological Conservation 206:236-248.

Chung, M.Y., J. López-Pujol, Y.M. Lee, S.H. Oh and M.G. Chung (2015) Clonal and genetic structure of Iris odaesanensis and Iris rossii (Iridaceae): insights of the Baekdudaegan Mountains as a glacial refugium for boreal and temperate plants. Plant Systematics and Evolution 301(5):1397-1409.

Chung, M.Y., M.G. Chung, J. López-Pujol, M.-X. Ren, Z.-Y. Zhang and S.J. Park (2014) Were the main mountain ranges in the Korean Peninsula a glacial refugium for plants? Insights from the congeneric pair Lilium cernuum–Lilium amabile. Biochemical Systematics and Ecology 53:36-45.

Chung, M.Y., J. López-Pujol, and M.G. Chung (2017) The role of the Baekdudaegan (Korean Peninsula) as a major glacial refugium for plant species: A priority for conservation. Biological Conservation 206:236-248.

Chung, M.Y., J. López-Pujol, Y.M. Lee, S.H. Oh, and M.G. Chung (2015) Clonal and genetic structure of Iris odaesanensis and Iris rossii (Iridaceae): insights of the Baekdudaegan Mountains as a glacial refugium for boreal and temperate plants. Plant Systematics and Evolution 301(5):1397-1409.

Cross, M.S., E.S. Zavaleta, D. Bachelet, M.L. Brooks, C.A.F. Enquist, E. Fleishman,

L.J. Graumlich, C.R. Groves, L. Hannah, L. Hansen, G. Hayward, M. Koopman, J.J. Lawler, J. Malcolm, J. Nordgren, B. Petersen, E.L. Rowland, D. Scott, S.L. Shafer, M.R. Shaw and G.M. Tabo (2012) The Adaptation for Conservation Targets (ACT) framework: a tool for incorporating climate change into natural resource management. Environmental Management 50(3):341-351.

Cross, M.S., P.D.McCarthy, G.Garfin, D.Gori and C.A.Enquist (2013) Accelerating adaptation of natural resource management to address climate change. Conservation Biology 27(1):4-13.

Cross, M.S., E.S. Zavaleta, D. Bachelet, M.L. Brooks, C.A.F. Enquist, E. Fleishman, L.J. Graumlich, C.R. Groves, L. Hannah, L. Hansen, G. Hayward, M. Koopman, J.J. Lawler, J. Malcolm, J. Nordgren, B. Petersen, E.L. Rowland, D. Scott, S.L. Shafer, M.R. Shaw, and G.M. Tabor (2012) The adaptation for conservation targets (ACT) framework: a tool for incorporating climate change into natural resource management. Environmental Management 50(3):341-351.

Davey, A.G. (1998) National system planning for protected areas. The World Conservation Union. Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 71pp.

Dawson, T.P., S.T. Jackson, J.I. Prentice and G.M. Mace (2011) Beyond predictions: Biodiversity conservation in a changingclimate. Science 332(6025):53-58.

Dawson, T.P., S.T. Jackson, J.I. House, I.C. Prentice, and G.M. Mace (2011) Beyond predictions: biodiversity conservation in a changing climate. Science 332(6025):53-58.

Foden, W.B., S.H.M. Butchart, S.N. Stuart, J.C. Vié, H.R. Akçakaya, A. Angulo, L.M. DeVantier, A. Gutsche, E. Turak, L. Cao, S.D. Donner, V. Katariya, R. Bernard, R. A. Holland, A.F. Hughes, S.E.O'Hanlon, S.T. Garnett, C.H. Sekercioğlu and G.M. Mace (2013) Identifying the World's Most Climate Change Vulnerable Species: A Systematic Trait-Based Assessment of all Birds, Amphibians and Corals. PLoS ONE 8(6):e65427. doi: 10.1371/journal.pone.0065427

Foden, W., G. Mace, J.-C. Vié, A. Angulo, S. Butchart, L. DeVantier, H. Dublin, A. Gutsche, S. Stuart, and E. Turak (2008) Species Susceptibility to Climate Change Impacts. In: The 2008 Review of The IUCN Red List of Threatened Species. [J.-C. Vié, C. Hilton-Taylor, and S.N. Stuart (eds.)] IUCN, Gland, Switzerland, 1-11pp.

Forister M.L., A.C. McCall, N.J. Sanders, J.A. Fordyce, J.H. Thorne, J.O'Brien, D.P. Waetjen, A.M. Shapiro and M.R. Berenbaum (2010) Compounded effects of climate change and habitat alteration shift patterns of butterfly diversity. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 107(5):2088-2092.

Fung, E., P. Imbach, L. Corrales, S. Vilchez, N. Zamora, F. Argotty, L. Hannah and Z. Ramos (2017) Mapping conservation priorities and connectivity pathways under climate change for tropical ecosystems. Climatic Change 141(1):77-92.

Genuer, R., J.-M. Poggi and C. Tuleau-Malot (2015) VSURF: An R package for variable selection using random forests. The R Journal 7(2):19-33.

Gray, L.K. and A. Hamann (2013) Tracking suitable habitat for tree populations under climate change in western North America. Climatic Change 117(1-2):289-303.

Grytnes, J.A., J. Kapfer, G. Jurasinski, H.H. Birks, H. Henriksen, K. Klanderud, A. Odland, M. Ohlson, S. Wipf and H.J.B. Birks (2014) Identifying the driving factors behind observed elevational range shifts on European mountains. Global Ecology and Biogeography. 23(8):876-884.

Guerrant E.O., K. Havens and P. Vitt (2013) Sampling for effective ex situ plant conservation. International Journal of Plant Sciences 175(1):11-20. doi: 10.1086/674131.

Haasnoot, M., J.H. Kwakkel, W.E. Walker and J. ter Maat (2013) Dynamic adaptive policy pathways: A method for crafting robust decisions for a deeply uncertain world. Global environmental change 23(2):485-498.

Halle, F., R.A.A. Oldernan and P.B. Tomlinson (1978) Tropical Trees and. Forests, Springer-Verlag.

Hannah, L. 2ed. (2015) climate change biology. Elsevier. AP.

Hannah, L. *et al.* (2008) Climate change adaptation for conservation in Madagascar. Biology Letters 4:1-5.

Hannah, L., G.F. Midgley, G. Hughes and B. Bomhard (2005) The View from the Cape: Exinction risk, protected areas and climate change. BioScience 55:231-242. Midgley

Hannah, L., G.F., T. Lovejoy, W.J. Bond, M.L. Bush, J.C., D. Scott and F.I. Woodward (2002) Conservation of biodiversity in a changing climate. Conservation Biology 16:11-15.

Hannah, L., G. Midgley, S. Andelman, M. Araujo, G. Hughes, E. MartinezMeyer, R. Pearson and P. Williams (2007) Protected area needs in a changing climate. Frontiers in Ecology and the Environment 5:131-138.

Hannah, L., L. Flint, A.D. Syphard, M.A. Moritz, L.B. Buckley and I.M. McCullough (2014) Fine-grain modeling of species' response to climate change: holdouts, stepping-stones, and microrefugia. Trends in Ecology and Evolution 29(7):390-397.

Hannah, L., L. Flint, A.D. Syphard, M.A. Moritz, L.B. Buckley and I.M. McCullough (2014) Fine-grain modeling of species' response to climate change: holdouts, stepping-stones, and microrefugia. Trends in Ecology and Evolution 29(7):390-397.

Hoffmann, A., P. Griffin, S. Dillon, R. Catullo, R. Rane, M. Byrne, R. Jordan, J. Oakeshott, A. Weeks, L. Joseph, P. Lockhart, J. Borevitz and C. Sgro (2015) A framework for incorporating evolutionary genomics into biodiversity conservation and management. Climate Change Responses. 2(1):1-24.

Holdridge, L.R. (1967) Life zone ecology. Tropical Science Center Press. San Jose, Costa Rica. 149pp.

Huang, T.C., D.E. Boufford, H. Ohashi, C.F. Hsieh, C.S. Kuoh, C.I. Peng, J.L. Tsai and K.C. Yang (2003) Flora of Taiwan Vol. VI. 2nd ed., Botany Dept. NTU. Taipei, Taiwan. 343pp.

IPCC (2007a) Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K, and Reisinger, A.(eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104pp.

IPCC (2007b) Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden, and C.E. Hanson, (eds.)] Cambridge University

Press, Cambridge, UK, 976pp.

IPCC (2013) Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Working Group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. New York, USA. 1535pp.

IPCC (2013) Summary for Policymakers. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, and P.M. Midgley (eds.)] Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 3-29pp.

IPCC (2014) Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri, and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151pp.

IPCC. (2007) Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 976pp.

IPCC. (2007) Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and A.Reisinger (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland. 104 pp.

James, G., D. Witten, T. Hastie and R. Tibshirani (2013) Tree-Based Methods. Ch.8 in " An Introduction to Statistical Learning with Applications in R". G. Casella, S. Fienberg and I. Olkin. Springer Press. New York, USA, Heidelberg, Germany, Dordrecht, Netherlands and London, UK. pp. 303-335.

Janzen, D.H. (2001) Latent extinction—the living dead. Encyclopedia of Biodiversity 3:689-699.

Joyce, L.A., S.W. Running, D.D. Breshears, V.H. Dale, R.W. Malmsheimer, R.N. Sampson, B. Sohngen and C.W. Wood-all (2014) Ch. 7: Forests. Climate Change

Impacts in the United States: The Third National Climate Assessment, Melillo J.M., Terese (T.C.) Richmond, and G. W. Yohe (Eds.), U.S. Global Change Research Program. pp. 175-194. doi:10.7930/J0Z60KZC.

Keppel, G. and G.W. Wardell-Johnson (2012) Refugia: keys to climate change management. Global Change Biology 18(8):2389-2391.

Keppel, G. and G.W. Wardell-Johnson (2015) Refugial capacity defines holdouts, microrefugia and stepping-stones: a response to Hannah et al. Trends in Ecology and Evolution 30(5):233-234.

Keppel, G. and G.W. Wardell-Johnson (2012) Refugia: keys to climate change management. Global Change Biology 18(8):2389-2391.

Keppel, G. and G.W. Wardell-Johnson (2015) Refugial capacity defines holdouts, microrefugia and stepping-stones: a response to Hannah et al. Trends in Ecology and Evolution 30(5):233-234.

Keppel, G. and G.W. Wardell-Johnson (2015) Refugial capacity defines holdouts, microrefugia and stepping-stones. Trends in ecology and evolution 30(5):233-234.

Keppel, G., K. Mokany, G.W. Wardell-Johnson, B.L. Phillips, J.A. Welbergen and A.E. Reside (2015) The Capacity of Refugia for Conservation Planning under Climate Change. Frontiers in Ecology and the Environment 13(2):106-112.

Keppel, G., K. Mokany, G.W. Wardell-Johnson, B.L. Phillips, J.A. Welbergen and A.E. Reside (2015) The capacity of refugia for conservation planning under climate change. Frontiers in Ecology and the Environment 13(2):106-112.

Keppel, G., K.P. van Nail, G.W. Wardell-Johnson, C.J. Yates, M. Byrne, L. Mucina, A.G.T. Schut, S.D. Hopper and S.E. Franklin (2012) Refugia: identifying and understanding safe havens for biodiversity under climate change. Global Ecology and Biogeography 21:393-404.

Keppel, G., K.P. Van Niel, G.W. Wardell-Johnson, C.J. Yates, M. Byrne, L. Mucina, A.G.T. Schut, S.D. Hopper and S.E. Franklin (2012) Refugia: identifying and understanding safe havens for biodiversity under climate change. Global Ecology and Biogeography 21(4):393-404.

Kimura, M.K., K. Uchiyama, K. Nakao, Y. Moriguchi, L.S. Jose-Maldia and Y. Tsumura (2014) Evidence for cryptic northern refugia in the last glacial period in Cryptomeria japonica. Annals of botany 114(8):1687-1700.

Kingston, N. and S. Waldren (2005) A conservation appraisal of the rare and endemic vascular plants of Pitcairn Island. Biodiversity and Conservation 14(4):781-800.

Larkin, D.J., S.K. Jacobi, A.L. Hipp and A.T. Kramer (2016) Keeping all the PIECES: Phylogenetically informed ex situ conservation of endangered species. PLoS ONE 11(6): e0156973. doi:10.1371/journal.pone.0156973

Lenoir, J., J.C. Gégout, P.A. Marquet, P.D. Ruffray and H. Brisse (2008) A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. Science. 320(5884):1768-1771.

Li, C.-F., M. Chytrý, D. Zelený, M.-Y. Chen, T.-Y. Chen, C.-R. Chiou, Y.-J. Hsia, H.-Y. Liu, S.-Z. Yang, C.-L. Yeh, J.-C. Wang, C.-F. Yu, Y.-J. Lai, W.-C. Chao and C.-F. Hsieh (2013) Classification of Taiwan forest vegetation. Applied Vegetation Science 16(4):698-719.

Lin, C.Y. and C.P. Tung (2017) Procedure for selecting GCM datasets for climate risk assessment. Terrestrial Atmospheric and Oceanic Sciences 28(1):43-55.

Loo, J, M. Ramirez and M. Krasowski (2005) American Beech Vegetative Propagation and Genetic Diversity. In: Evans, Celia A., Lucas, Jennifer A. and Twery, Mark J., eds. Beech Bark Disease: Proceedings of the Beech Bark Disease Symposium; 2004 June 16-18; Saranak Lake, NY. Gen. Tech. Rep. NE-331. Newtown Square, PA: US. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station: 106-112.

Matsui, T., T. Yagihashi, T. Nakaya, H. Taoda, S. Yoshinaga, H. Daimaru and N. Tanaka (2004) Probability distributions, vulnerability and sensitivity in Fagus crenata forests following predicted climate changes in Japan. Journal of Vegetation Science 15(5):605-614.

Maxwell, S.L., O. Venter, K.R. Jones and J.E.M. Watson (2015) Integrating human responses to climate change into conservation vulnerability assessments and adaptation planning. Annals of the New York Academy of Sciences 1355(1):98-116.

Mitchell, R.J., M.D. Morecroft, M. Acreman, H.Q.P. Crick, M. Frost, M. Harley, I.M.D. Maclean, O. Mountford, J. Piper, H. Pontier, M.M. Rehfisch, L.C. Ross, R.J. Smithers, A. Stott, C.A. Walmsley, O. Watts and E. Wilson (2007) England biodiversity strategy -towards adaptation to climate change. Final Report to theDepartment for Environment, Food, and Rural Affairs. 194pp.

Molloy, S.W., R A. Davis and E.J.B. Van Etten (2016) An evaluation and comparison of spatial modelingapplications for the anagement of biodiversity: a casestudy on the fragmented landscapes of south-westernAustralia.Pacific Conservation Biology 22(4):338-349.

Oldfield, S. and A.C. Newton (2012) Integrated conservation of tree species by botanic gardens: a reference manual. Botanic Gardens Conservation International, Richmond, United KingdomPublished by Botanic Gardens Conservation International Descanso House, 199 Kew Road, Richmond, Surrey, United Kingdom.

Olson, D., D.A. DellaSala, R.F. Noss, J.R. Strittholt, J. Kass, M.E. Koopman and T.F. Allnutt (2012) Climate change refugia for biodiversity in the Klamath-Siskiyou ecoregion. Natural Areas Journal 32(1):65-74.

Olson, D., DellaSala, D.A., Noss, R.F., Strittholt, J.R., Kass, J., Koopman, M.E. and T.F. Allnutt (2012) Climate change refugia for biodiversity in the Klamath-Siskiyou ecoregion. Natural Areas Journal 32(1):65-74.

Pauli, H., M. Gottfried, S. Dullinger, O. Abdaladze, M. Akhalkatsi, J.L. Benito Alonso, G. Coldea, J. Dick, B. Erschbamer, R. Fernández Calzado, D. Ghosn, J. I. Holten, R. Kanka, G. Kazakis, J. Kollár, P. Larsson, P. Moiseev, D. Moiseev, U. Molau, J. Molero Mesa, L. Nagy, G. Pelino, M. Puşcaş, G. Rossi, A. Stanisci, A. O. Syverhuset, J. P. Theurillat, M. Tomaselli, P. Unterluggauer, L. Villar, P. Vittoz and G. Grabherr (2012) Recent plant diversity changes on Europe’s mountain summits. Science. 336(6079):353-355.

R Core Team (2017) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

Rull V. (2010)On microrefugia and cryptic refugia. Journal of Biogeography 37(8):1623-1625.

Rull, V. (2009) Microrefugia. Journal of Biogeography 36(3):481-484.

Shimokawabe A., Y. Yamaura, T. Akasaka, T. Sato, Y. Shida, S. Yamanaka and F. Nakamura (2015) The distribution of cool spots as microrefugia in a mountainous area. PLoS ONE 10: e0135732.

Shoo, L.P., A.A. Hoffmann, S. Garnett, R.L. Pressey, Y.M. Williams, M. Taylor, L. Falconi, C. J. Yates, J.K. Scott, D. Alagador and S.E. Williams (2013) Making decisions to conserve species under climate change. Climatic Change 119(2): 239-246.

Skov, F. and J.C. Svenning (2004) Potential impact of climatic change on the distribution of forest herbs in Europe. Ecography 27(3):366-380.

Soltis, D.E., A.B. Morris, J.S. McLachlan, P.S. Manos and P.S.Soltis (2006) Comparative phylogeography of unglaciated eastern North America. Molecular Ecology 15: 4261−4293.

Song, Y.C. and G.S. Xu (2003) A scheme of vegetation classification of Taiwan, China. Acta Botanica Sinica 45(8):883-895.

Staudinger, M.D., N.B. Grimm, A. Staudt, S.L. Carter, F.S. ChapinIII, P. Kareiva, M. Ruckelshaus and B.A. Stein (2012) Impacts of Climate Change on Biodiversity, Ecosystems, and Ecosystem Services: Technical Input to the 2013 National Climate Assessment. Cooperative Report to the 2013 National Climate Assessment.296 pp.

Stein, B.A., A. Staudt, M.S. Cross, N.S. Dubois, C. Enquist, R. Griffis, L.J. Hansen, J.J. Hellmann, J.J. Lawler, E.J. Nelson and A. Pairis (2013) Preparing for and managing change: climate adaptation for biodiversity and ecosystems. Frontiers in Ecology and the Environment 11(9):502-510.

Stein, B.A. and P. Glick (2011) Introduction. In: Scanning the Conservation Horizon: A Guide to Climate Change Vulnerability Assessment. [P. Glick, B.A. Stein, and N.A. Edelson (eds.)] National Wildlife Federation, Washington, D.C. 6-18pp.

Stewart, J.R., A.M. Lister, I. Barnes and L. Dale´n (2010) Refugia revisited: individualistic responses of species in space and time. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 277:661-671.

Su, H.J. (1992) A geographical data organization system for the botanical inventory of Taiwan. Institute of Botany, Academia Sinica. Monograph Series 12:23-36.

The Nature Conservancy (1994) USGS/NPS Vegetation Mapping Program: Finaldraft, standardized national vegetation classification system. The Nature Conservancy. Vriginia, USA. 89pp.

Thomas, E., R. Jalonen, J. Loo, D. Boshier, L. Gallo, S. Cavers, S. Bordács, P. Smith and M. Bozzano (2014) Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. Forest Ecology and Management 333:66-75.

Tingley, M.W., E.S. Darling and D.S. Wilcove (2014) Fine- and coarse- filter conservation strategies in a time of climate change. Annals of the New york Academy of Sciences 1322(1):92-109.

Tzedakis, P.C., B.C. Emerson and G.M. Hewitt (2013) Cryptic or mystic ? Glacial tree refugia in northern Europe. Trends in ecology and evolution 28(12):696-704.

US-GAO (2007) Climate change: agencies should develop guidancefor addressing the effects on federal land and water resources.U.S. General Accounting Office. GAO-07-863. 184pp.

van Vuuren, D.P., J. Edmonds, M. Kainuma, K. Riahi, A. Thomson, K. Hibbard, G.C. Hurtt, T. Kram, V. Krey, J.-F. Lamarque, T. Masui, M. Meinshausen, N. Nakicenovic, S.J. Smith and S.K. Rose (2011) The representative concentration pathways: an overview. Climatic change 109(1-2):5-31.

Vittoz P., D. Cherix, Y. Gonseth, V. Lubini, R. Maggini, N. Zbinden and S. Zumbach (2013) Climate change impacts on biodiversity in Switzerland: a review. Journal for Nature Conservation. 21(3):154-162.

Wang, T., A. Hamann, D.L. Spittlehouse and S.N. Aitken (2006) Development of scale- free climate data for Western Canada for use in resource management. International Journal of Climatology 26:383-397.

Wang, T., A. Hamann, D.L. Spittlehouse and T.Q. Murdock (2012) Climate WNA – High-resolution spatial climate data for western North America. Journal of Applied Meteorology and Climatology 51(1):16-29.

Wang, T., A. Hamann, D. Spittlehouse and C. Carlos (2016) Locally downscaled and

spatially customizable climate data for historical and future periods for North America. PLoS One 11(6), e0156720.

Wang, T., E.M. Campbell, G.A. O'Neill, and S.N. Aitken (2012) Projecting future distributions of ecosystem climate niches: uncertainties and management applications. Forest Ecology and Management 279:128-140.

Wang, T., G. Wang, J. Innes, C. Nitschke and H. Kang (2016) Climatic niche models and their consensus projections for future climates for four major forest tree species in the Asia–Pacific region. Forest Ecology and Management 360:357-366.

Watanabe, J., H. Ozawa, N. Miyamoto, T. Suda, T. Hiruta, I. Imai, M. Takahashi (2009) Cutting propagation of aged Fagus crenata trees. Journal of the Japanese Forest Society 91(5) : 344-347.(in Japan with English summary)

Wiens, J.A. and D. Bachelet (2010) Matching the multiple scales of conservation with the multiple scales of climate change. Conservation Biology 24(1):51-62.

Wikum, D.A. and G.F. Shanholtzer (1978) Application of the Braun-Blanquet cover-abundance scale for vegetation analysis in land development studies. Environmental management 2(4):323-329.

Williamson, P.S. and C.R. Werth (1999) Levels and patterns of genetic variation in the endangered species Abronia macrocarpa (Nyctaginaceae). American Journal of Botany 86(2):293-301.

Windmaißer, T., S. Kattari, G. Heubl and C. Reisch (2016) Glacial refugia and postglacial expansion of the alpine–prealpine plant species Polygala chamaebuxus. Ecology and Evolution 6:7809-7819.

Ying, L.X, T.T.Zhang, C.A. Chiu, Chen TY, S.J. Luo, X.Y. Chen and Z.H. Shen (2016) The phylogeography of Fagus hayatae (Fagaceae): Genetic isolation among populations. Ecology and Evolution 6: 2805–2816.

附圖 3.1

第一區蘭崁山水青岡現況

第二區新一區水青岡現況

附圖 3.2

2017 年神廟之四照花

2018 年神廟之四照花

2017 年山坡及大溪溪下坡之四照花

2018 年山坡及大溪溪下坡之四照花

2017 年交界處路旁之四照花

2018 年交界處路旁之四照花

2017 年石龜橋之四照花

2018 年石龜橋之四照花

第四章　以南仁山植群及新豐鄉槲櫟為例

摘要

自工業革命以來，由於排放大量的CO_2，使得氣候逐漸暖化與極端化。這些氣候因子的改變，造成了森林組成的變化，降低了生物多樣性，也造成了物種的向北或向上遷移。而每一物種對此快速的氣候變化反應不一，有些物種因為無法順利遷移而造成植株數量減少。本計畫初步探討了南仁山生態系與物種保育之順序流程，採用Shoo *et al.* (2013)所提出之針對氣候變遷下野外原生物種保護之管理行動決策方式來進行物種回復力之行動參考方案，並參考其他學者對此方案之探討而稍微修正其步驟流程。本計畫由先前執行的槲櫟為指標物種，以及先前研究得出之族群數量減少且瀕危的臺灣石櫟(*Pasania formosana*)、希蘭灰木(*Symplocos shilanensis*)與唐杜鵑(*Rhododendron simsii*)為案例物種進行本計畫。在這些案例物種進行異地保育時須考量到遺傳多樣性與種源材料收集，亦在本計畫中有初步執行流程，以利進行異地保育之策略。在物種遷地保育之地點篩選上，本計畫亦以槲櫟為指標，先以其世界分布進行模式分析，探討其可能現生與未來殘存之生育地，並配合現地栽植生長勢與持續監測，以初步評估模式之信賴度。在南仁山區生育地監測上，本計畫執行了南仁山欖仁溪樣區，出風山以及南仁山樣帶之木本小苗監測調查。在欖仁溪樣區木本小苗調查自2015年1月開始至2018年6月間共進行27次的調查。調查期間共記錄25科46屬60種，總計676株木本小苗。首次調查時出現的小苗有253株，更新苗有423株。在南仁山樣帶則進行了39次調查(包含1995-1997的逐月調查與2015-2018年5月的每季調查)，共調查到27科50屬72種的1,627株小苗，整體總小苗數量比1995年之調查減少許多，同時小苗密度也比過往密度還要低。而南仁山樣帶小苗分布範圍相較於1995年則沒有顯著的變化，但是有1/3的物種往高海拔地區移動，同時也有往低海拔地區移動。而成樹遷移方向則大部分往低海拔遷移，但是卻也是沒有一定的遷移方向。綜合小苗與成樹的遷移方向，僅有1/3相同物種的小苗與成樹皆是往相同方向遷移，其餘物種地遷移情形則是反應不一。然而物種是真的受到氣候變化之影響而有遷移之情形，還是僅為正常的森林動態變化呢? 目前是尚未能有正確的答案，必須要持續調查南仁山森林之木本成樹與木本小苗才能了解南仁山森林的未來發展。針對這些物種之繁殖試驗亦已開始進行，期能在兼顧遺傳多樣性下繁殖指標物種，以避免其在面對氣候變遷下滅絕。

關鍵詞：氣候變遷、異地保育、管理決策、遺傳多樣性、種源材料收集

一、前人研究

（一） 現今氣候的變化

自從工業革命以來，人類的工業與日常活動大量使用化石燃料，製造了大量的CO_2與含氮廢氣，並將之排放至大氣之中，使得大氣中的溫室氣體濃度增加，造成全球氣候異常，影響了地球上各種生態系統的維持。IPCC (跨政府氣候變化專門委員會, Intergovernmental Panel on Climate Change)的歷年報告中提到了全球暖化是無庸置疑的，許多自然系統正受到因為溫度升高所造成的區域氣候變化，造成對生物有深遠與多樣的影響(Parmesan, 2007; Colwell *et al.*, 2008)。目前的結果顯示北半球中高緯度因溫度上升速度較快，而導致所受影響最大(IPCC, 2007, Parmesan, 2007; Dillon *et al.*, 2010)。現今之氣候變化除了全球暖化外，另外也造成了氣候極端化現象。

氣候為長期的平均氣象狀況，包括溫度、降雨、風速與風向等等，而根據IPCC對於氣候變化的定義為長期氣候狀態的改變(如氣候的特性或是氣候平均值)(IPCC, 2007)，其影響的因子可能是大自然內在的擾動，如火山爆發、地球軌跡改變、板塊運動等(張強等，2005; 李國琛，2008)，或是受到外在壓力的影響，如溫室氣體排放(Houghton *et al.*, 1992; Fankhauser, 1995; Fearnside, 2000)、臭氧層破洞(Hartmann *et al.*, 2000; Sitch *et al.*, 2007; McLandress *et al.*, 2011)以及森林砍伐 (Fearnside, 1996; Berbet and Costa, 2003)等。而在1994年通過的氣候變化綱要公約 (United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC)對於氣候變化的定義為：人類活動直接或間接影響目前的全球氣候，其影響程度遠大於自然的變動。其定義裡特別強調人為活動為目前氣候變化的主因，是因為工業革命後大量排放CO_2以及其他溫室氣體使得地球溫度增加(Fuhrer, 2003, IPCC, 2007)，在過去100年裡地球溫度已經上升0.74 ℃(圖1)。若不控制現今溫室氣體的排放速率，則21世紀的CO_2濃度將會比1980年代以前高出兩倍，而依據大氣環流模式(General circulation models, GCMs)的預估，未來地球的平均溫度還會上升1.9 - 4.6 ℃，最高可以增加至6.4 ℃ (IPCC, 2007)。然而氣候變化不僅僅只有氣溫改變，大氣濕度、降雨以及整個大氣循環都是環環相扣 (IPCC, 2007)，全球暖化將造成雲量、潛熱通量(Latent heat fluxes)以及大氣含水量(Water-holding capacity)增加(IPCC, 2007; Karl and Trenberth, 2003)，影響到降雨的型式、強度、頻度、持續時間以及雨量大小(IPCC, 2007; Trenberth, 2011)，如年雨量和降雨日數的增減等(Walther *et al.*, 2002)；而長期氣候變化會導致短期氣候變異增強，即增加極端事件(Extreme event)的發生機會，如暴雨與乾旱等，這些氣候的改變將會影響物種個體適存度、族群動態、分布範圍和生物多樣性(Parmesan *et al.*,

2000)。由於溫度變化是較明顯且較容易觀察的氣候因子(IPCC, 2007)，因此目前已經有許多關於生物受到氣候暖化衝擊之反應的研究，結果顯示物種為了適應氣候暖化會改變其分布範圍並遷移到較適合生存的地區，不僅有動物、昆蟲等往高緯度地區或高海拔地區移動，連植物都有此現象發生，但倘若物種未能遷移至適合生存的地區，則物種的分布範圍將會縮小甚至是有滅絕的危機(Parmesan, 2006; Feeley *et al.*, 2011; Feeley *et al.*, 2013)。

過去生態研究認為熱帶森林處於一個長期平衡穩定的狀態，近期則有許多研究指出森林受到全球尺度的因子影響而產生組成和結構改變(Colwell *et al.*, 2008; Laurance *et al.*, 2009; Bai *et al.*, 2011; Zhou *et al.*, 2014)，藉由長期森林動態研究可以了解森林隨時間所發生的變化(葉定宏，2006; Condit *et al.*, 1995; Laurance *et al.*, 2009)。而氣候變遷的現象已逐漸被證實，IPCC (2013)指出自1950年起，全球多數地區呈現溫度上升、豪大雨頻度和強度有增加的趨勢；北半球降雨量多為增加，以及部分地區的乾旱現象更為嚴重。與全球趨勢相近，臺灣氣候變化方面，溫度逐漸升高、降雨量集中、乾旱事件增加(盧孟明等，2012)，東北季風亦呈現持續減弱的現象(Hung and Kao, 2010; 韓宛容等，2014)。而氣候通常是一地區森林組成和結構的主要影響因子，其改變亦造成森林植群的變化(Condit *et al.*, 1995, Laurance *et al.*, 2009; Bai *et al.*, 2011; Zhou *et al.*, 2014)，且隨著生長於不同生育地類型的植群反應(Condit *et al.*, 1995)或土壤環境(Knapp *et al.*, 2008)也有所差異。

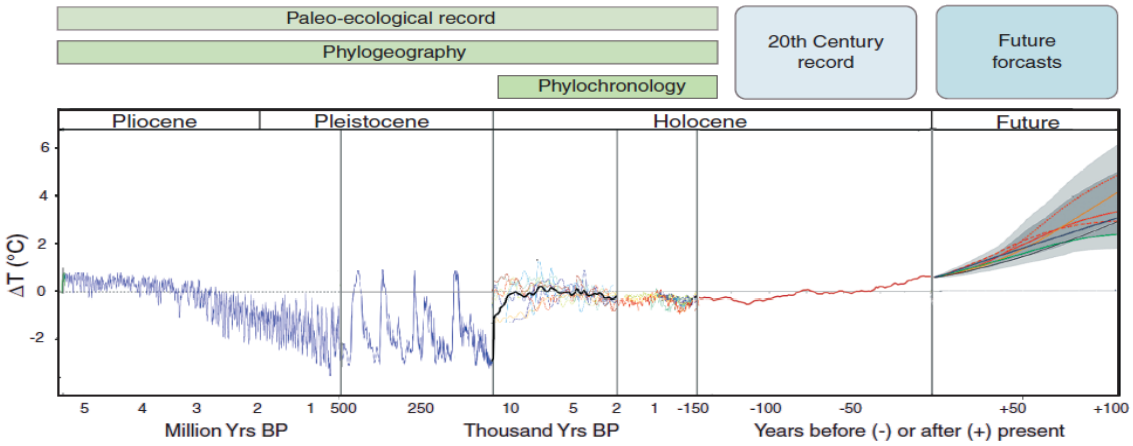


圖 4.1 全球年平均溫度-歷史紀錄、現在與未來變化趨勢圖。(Moritz and Agudo, 2013)

（二） 長期森林變化

從長期研究可以了解森林動態變化的趨勢。近期熱帶、亞熱帶森林的長期研究多指出由於外在因子影響，森林發生了長期或短期的變化。如巴拿馬BCI森林受到聖嬰現象所造成的嚴重乾旱(Condit *et al.*, 1995)，與馬來西亞婆羅洲濕潤雨林受到乾旱期的影響(Potts, 2003)，兩者都使得其樹木死亡率增加。Laurence *et al.* (2009)在亞馬遜森林的長期研究中，將影響森林動態變化的因子分為全球和區域尺度，並探討其對森林帶來長期趨勢和短期環境波動變化的差異。此研究推測森林受到全球溫度上升、CO_2濃度增加的影響，使得23年間森林總體胸高斷面積持續成長、林木之間競爭增強，因此，長期以來樹木死亡率、新增率、生長量和胸高斷面積均呈現逐漸升高的情形。另一方面，短期環境波動屬於非常態性的異常現象，為森林所帶來的影響較為短暫、強烈。在亞馬遜森林動態變化亦受到乾旱的影響造成死亡率大幅上升、新增率接續上升，生長率、胸高斷面積和植株數量減少。然而，區域尺度因子的波動亦可能受到全球氣候變遷長期影響所驅動而發生干擾強度、頻度的改變。

全球氣候變遷及氣候的極端化的衝擊除了生物多樣性的流失之外，最大的影響可能是稀有、特有及脆弱的生物族群及生態體系結構受到破壞(IPCC, 2007; Joyce *et al.*, 2014)。許多國家已展開許多研究，企圖瞭解物種、族群、動植物社會等對氣候變遷的敏感程度、脆弱度、及反應能力；此外，為了避免特稀有物種及其棲地的滅絕消失，亦已依據現有知識基礎及風險程度，針對評估在氣候變遷影響下的高風險物種及族群，擬定適宜之保育策略，並進行保育工作的實質推動(Staudinger *et al.*, 2012)。

許多研究顯示氣候變化，不論是長期變化或極端事件皆對植物組成造成影響。在長期變化上，非洲的塞內加爾地區的長期雨量趨勢為減少的狀態，其結果造成濕地植物大量死亡(Gonzalez, 2001)；而在極端事件上，則法國於2003年夏天遭受熱浪襲擊以及乾旱的影響，造成麻櫟屬植物死亡率上升；澳洲北部多年的乾旱使得尤加利樹的死亡率大增；在中國，乾旱增加油松(*Pinus tabulaeformia*)的死亡率，甚至乾旱的範圍擴大至雲南松(*Pinus yunnanensis*)的棲息地，造成雲南松的死亡率上升。

當然氣候變化也不全然一定會造成植物社會之影響，而挪威中南部的龍達訥國家公園，Schei *et al.* (2015)分析光度、土壤酸鹼度、溫度、濕度、土壤養分以及積雪持續時間與植物分布範圍之關係，並利用置換試驗(Permutation tests)來檢測是否有顯著影響，結果顯示，物種分布範圍的改變與光度、土壤酸鹼度、

土壤養分以及積雪持續時間有顯著相關，其中以土壤酸鹼度的影響程度較大，然而相較於其他研究，氣候暖化對於龍達訥國家公園植物的分布範圍並不是最大的影響主因，推測為龍達訥國家公園植物多是廣泛分佈種，其具有寬廣的生態幅度，因此生物對於環境的變化反應較小。

（三） 物種分布的變化情況

目前有許多研究針對不同地區與不同分類群進行氣候變化對物種遷移的影響研究，其中在鳥類方面，Hitch and Leberg (2007)利用美國東部1967-1971年與1998-2002年的56種鳥類資料，並將這56種鳥類區分成北方鳥類(29種)與南方鳥類(26種)，檢測鳥類的分布範圍是否有所變化。結果顯示北方鳥類整體沒有顯著向南遷移的情形，而大部分的南方鳥類其分布北界確實有向北擴張的趨勢，平均每年向北遷移2.35 km。其研究結果也呼應了Thomas and Lennon (1999) 在大不列顛島(Great Britain)鳥類遷徙研究，其結果為鳥類平均每年向北遷移0.95 km，因此認為兩個不同研究地點之鳥類遷移方向皆是向北遷移之情形是因為氣候的暖化，而非是人類活動範圍的擴張、土地利用的改變或是不同的調查方法等。

在昆蟲的研究方面，位於東南亞熱帶地區的婆羅洲島(Borneo)是世界上生物多樣性的熱點之一，同時生理學研究認為熱帶昆蟲對於溫度變化是特別敏感。因此Chen *et al.*(2009)在島上的京那巴魯山(Mount Kinabalu)之樣帶進行尺蛾科(Geometridae)昆蟲的研究，其研究海拔範圍介於1,885 m到3,675 m，總共調查到102種尺蛾，並利用三種不同計算方法來分析1965年與2007年之尺蛾分布海拔範圍是否有改變。三種方法皆顯示尺蛾科蛾類有顯著向上遷移之情形，平均每年向上遷移1.6 m，而在這42年期間，京那巴魯山溫度上升0.7 ℃，因此推測氣候暖化可能是造成蛾類遷移的原因之一。

在植物的研究方面，秘魯(Peru)東南邊之生物多樣性極高的安地斯山脈(Andes) 自1975年起平均每年溫度增加0.03-0.04 ℃，Feeley *et al.* (2011)分析14個海拔介於950-3,400 m的1 ha樣區，資料選用2003年4月至2007年8月的森林調查成果，並利用樹木的株數與胸高斷面積作為兩種加權分析方法，試了解氣候暖化是否造成安地斯山脈中38個屬的林木海拔分佈範圍改變。研究結果以株數來看，平均每年向上遷移距離為2.5 m，而使用胸高斷面積之分析結果為平均每年向上遷移距離為3.5 m，兩種結果皆顯示大部分安地斯樹屬的植物有向上改變其分佈範圍，且發現較低海拔物種為主要向上遷移的物種，同時其豐富度也增加；這些結果皆與其所提出的物種向上遷移之假說相符，但是所觀察到平均遷移速

度卻是少於預測值(5.5-7.5 m yr^{-1})，除了推測主要原因為氣溫之暖化，亦可能是溼度或是非氣候因子之影響(如土壤基質、物種相互作用、木本植物社會延遲反應現象等)造成遷移距離受到限制。另外，Kelly and Goulden (2008)比較1997年以及2006-2007年美國加利福尼亞州的聖羅莎山(Santa Rosa Mountain)之樣帶植物覆蓋度資料，其調查海拔範圍從244-2,560 m，此地區氣候為乾旱至半乾旱。兩次共調查到141種物種，但是多數物種分布在2個或是僅分布在1個海拔範圍上，因此作者挑出10種分布範圍較廣的物種進行討論。研究結果為在10年間，這10種植物整體平均海拔上升約64.7 m，除了分布海拔範圍轉變之外，也連帶影響植物社會之組成以及植物功能性狀。此地區的溫度在1997 -2007年間約增加0.63 ℃；而在1990-2000年間有場嚴重的乾旱，這場乾旱造成多植物死亡，也發現許多物種在乾旱發生前就已經死亡，有趣的是，在乾旱之後這些物種在其原分布範圍較高海拔處的覆蓋率增加，即表示在乾旱後新長出來的植株僅分布在其較高的海拔；同時在1978-1983年、1993-1995年和2005年為罕見之潮濕多雨的氣候，因此推測物種遷移是因為當地氣候改變所造成的結果，而溫度變化也是其中的原因之一。

除了在美洲有物種遷移的實例之外，歐洲也有物種遷移的相關研究，在西歐橫跨地中海氣候以及溫帶氣候的六座森林中，目前有四年的調查資料：1905年、1985年、1986年與2005年，其海拔從0-2,600 m，選擇171物種作為分析目標，在過去100年的時間裡，物種平均每年海拔上升2.9 m，尤其在20世紀末其海拔上升的物種數量遠多於1905-1985年的物種數量，有超過2 / 3的物種都是分布海拔上升的情形，此速度與這些地區之高山植物向上遷移的速度相同，也因為如此，林木界線(Forest tree line)也是不斷地向上推移。而這在調查期間，溫度平均上升0.6 ℃，甚至某些年的溫度上升幅度高達1 ℃，因此推論氣候暖化為物種遷移的重要原因之一 (Lenoir *et al.*, 2008)。

不僅有木本大樹有遷移情形，同時木本小苗也有向高緯度地區或是高海拔地區遷移的趨勢。Woodall *et al.* (2009)利用美國森林調查與分析系統(Forest inventory and analysis, FIA)在美國東邊30個州所調查的森林資料，共有65,953個調查樣區，能了解北方及南方的小苗(胸高直徑 ≤2.5 cm)分布的地理位置，並與Little在1971年的研究做比較，以了解物種分布範圍的情況。每個物種機皆會進行200次的隨機抽樣(Boottrap)，每次隨機抽取出200個樣本而此200個樣本會有個平均值，最後這200次的隨機抽樣平均值會有個總平均值，即為此物種的平均分布海拔。此研究將小苗區分成北方苗木(15種)、南方苗木(15種)與普遍分布苗木(10種)，北方苗木之平均緯度偏北的現象(> 20 km)；而南方苗木雖然有10種分布緯度偏北，但是整體並沒有明顯的遷移狀況；普遍種卻有往南方擴張的情形。

猜測可能因為在高緯度地區有較好的苗木更新狀態因此向北遷移，而普遍種可能要填補空出的生態棲位，才會向南方遷移，並認定氣候變化已經對美國東部植物造成影響。

而在法國也有植物小苗遷移的實證例子，法國在1986-2006年有氣溫暖化的情形(約增加0.9 ℃)，Lenoir *et al.* (2009)利用法國北方溫帶地區到南部地中海地區的森林調查資料，其每個森林的組成林相為低地到亞高山地區植群帶(約50-2,250 m)；分析17種皆有成熟苗木(苗高 > 8 m)與小苗(苗高 ≤ 50 cm且苗齡 > 1年)的原生種植物資料，同時可以從成熟苗木資料得知先前較冷時期到現在(暖化)的反應，以了解20年間的物種分布海拔分布差異；除了了解物種分布最上限與最下限並利用模型去推算最佳的分布範圍(即分布範圍的中位數)。結果發現小苗最低海拔下限明顯比成熟苗木還要高出29 m，而在最高分布上限也有相同的趨勢只是不明顯，且大多數小苗最佳分布範圍都比成熟苗木還要高，平均相差69 m，整體來說目前小苗的分布海拔範圍是比成熟苗木還要高，推測可能為在1986年-2006年期間快速的氣候變化所導致的，然而也可能還有受到其他可能潛在因子影響，但是氣候暖化應該是最主要的原因之一。

Breshears *et al.* (2008)與Lenoir and Svenning (2015)將目前已證實物種遷移情形依照物種的遷移速率與對不良環境的忍受續存程度分為六種類型，其中物種若續存度高，而其遷移速度緩慢，則此物種可能有族群崩毀(Crash)的情況，雖然其整體分佈範圍與平均分佈範圍沒有變化，但是其族群量明顯下降，代表此物種死亡率增高，未來極有可能有滅絕的危機；若物種遷移速率稍快，則可能造成族群傾斜(Lean)，主要為物種整體分佈範圍不變，但平均分佈範圍是往高海拔移動，主要是因為其族群在較低海拔植株數量減少而導致的；而當物種遷移速度夠快，則物種可能有族群擴增(Expand)的情況，代表族群有擴散的現象。但若物種在面臨不良環境時的續存度低，即對不良環境較無法忍受，則這些物種可能有下列三種情況：族群滅絕(Extinct)是物種遷移速度還慢，因此族群數量急遽減少並且沒有遷移或是擴張範圍的趨勢，此類型的物種不易建立新族群，因此有滅絕的危機；若物種遷移速度稍快，則可能造成族群退縮(Retract)的情況，意即物種分布範圍縮小，族群數量有減少的情形；若物種遷移速度跟得上氣候變化，則該物種可能可以族群平移(March)，即其整體分佈範圍與平均分佈範圍皆是往高海拔或高緯度移動，主要是因為其族群在較低海拔植株數量減少(即死亡率增高)，同時較高海拔之植株數量增加，即物種小苗新增率增高且存活率增高 (圖4.2)。

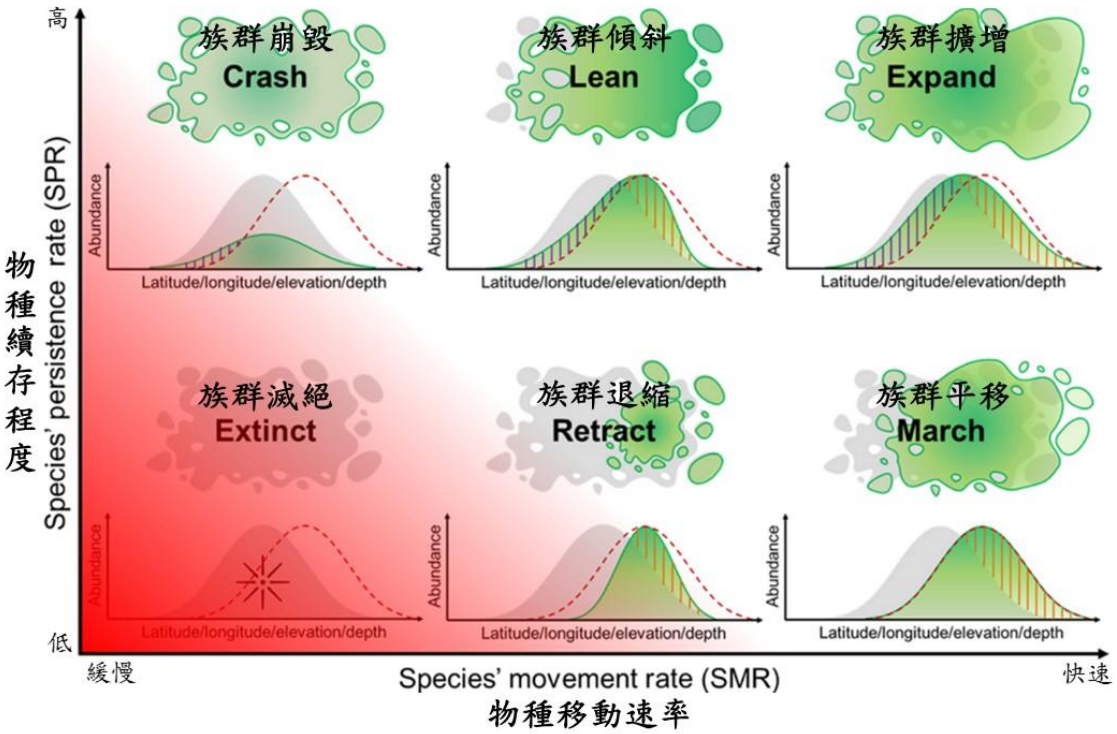


圖 4.2 世界物種遷移類型。(改自 Lenoir and Svenning, 2015)

然而並非目前所有研究之物種遷移結果皆是往高海拔或是高緯度遷移。Harsch and HilleRisLambers (2016)利用美國與加拿大的森林調查資料庫，以了解北美洲西北部山區過去40年至今的植物其沿海拔梯度的分布概況，其選擇分析之地區南北緯度橫跨25°，北至加拿大洛機山脈北部與南部(Northern Canada Rockies and Southern Canada Rockies)，南至猶他州的瓦薩奇山脈(Wasach Range in Utah)，其中也包含華盛頓區的喀斯喀特山脈(Washington Cascade region)、蒙大拿州的西洛機山脈(western Rockies around Montana)、加利福尼亞州的喀斯喀特山脈(Cascade Range within California)與內華達山脈(Sierra Nevadas)，其是否有往高低海拔遷移之情形以移動速率 0.25 m yr^{-1}為基準，若移動速率小於 0.25 m yr^{-1}則不算有遷移情形。結果也發現過去40年間其北美洲西北部溫度平均有上升的現象，而冬季降雪量也漸少，雨量則並無任何明顯趨勢；分析資料結果總共發現有293種植物(41種樹木、51種灌木、173草本植物與29種草類)，有50.9 %的

物種是往高海拔遷移，另外則有45.3 %是往低海拔遷移；又更進一步發現，物種在不同地區不同海拔高度下會有不同的遷移反應，在較高海拔之物種，當夏季雨量較多時，物種多為向上遷移，而雨量較少時則多為向低海拔遷移，推測雖然冬季降雪量減少會造成物種生長季加長以及縮短冬季低溫的危害期，但是因為隔年的夏季融雪量無法提供足夠的水分，因而物種無法順利往較高海拔生長並建立族群，僅能試往低海拔遷移，而低海拔的遷移現象則反之，其主要是受到雨量多寡之影響。因此物種遷移的現象不僅只會受到溫度的影響，水分也是個很重要的影響因子之一，尤其在此份研究中，水分則是決定物種遷移方向的重大因素。

在歐洲也有物種向低海拔遷移的研究結果，義大利的斯泰爾維奧國家公園(Stelvio national park)涵蓋三個不同海拔高度的植群帶：亞高山帶(2,200-2,400 m)、高山帶(2,400-2,800 m)和積雪帶(2,800-3,094 m)，Cannone and Pignatti (2014)利用1953年的調查資料將植物進行植群分類，而在2003年以相同方法進行分析並比較物種是否有改變分布範圍之情形。結果發現經過50年的時間，各植群的物種豐富度平均每十年增加6.48 %，植群中新增物種數比消失的物種數多，而各植群的優勢種比例也逐漸再下降，也發現在分析的25種物種中，僅有8種物種有向高海拔遷移的情形，卻有15種物種的分布範圍往低海拔遷移的趨勢，但是大部分物種都尚分布於原本的植群帶裡，主要推測有此現象的原因可能有兩個原因，一是自1953-2003年溫度上升1 ℃，造成山頂永凍土退化而有融雪的現象，因此較高海拔的土壤表層較容易滑動與雪塊崩落，而不容易建立小苗並生長，第二個原因則為當相同植群帶中有生態孔隙(ecological gap)時，物種會因為環境相似度高而容易在相同植群帶的孔隙內生長。

Song *et al.* (2016)也發表了關於亞洲地區的物種遷移情形，研究地點位於中國西南方的西雙版納自然保護區之沿海拔梯度而有不同熱帶森林類型的樣帶，其高溫、多雨且乾濕季交替的氣候使得此地區植物類型豐富，其主要在800 m、1,000 m、1,200 m與1,400 m進行成樹(DBH ≥ 5 cm)與小苗(DBH < 1 cm)的調查，在2012年時每個海拔共設立5個20 × 20 m的成樹樣區，並於2013年底在每個成樹樣區的四個角落各設立1 × 1 m的小苗樣區，藉由不同海拔的指標性成樹與小苗作為物種是否有遷移現象之依據；並在成樹樣區附近的樹木之1.3 m處架設氣象儀器，以收集2013年5月到2014年4月不同海拔下每小時的溫度資料，同時在2013年乾季結束(12月)與2014年濕季結束(4月)時，於每個小苗樣區量測土壤底下5 cm處的土壤濕度。研究結果共調查到成樹156種總計1,034株，而小苗則是調查到156種共計1,105株，並以20種成樹與16種小苗作為指標物種，其中有10種成樹與12種小苗僅分布在特定海拔的樣帶中，其餘的成樹與小苗其分布範圍則有橫跨兩

條不同海拔的樣帶，但是沒有任何指標物種存活於3個或是4個不同海拔的樣帶。四條森林樣帶的物種豐富度以1,000 m - 1,200 m為分界，海拔1,200 m與1,400 m的物種豐富度比800 m與1,000m低；而海拔800 m的樣帶，其9-12月及1-4月的月均溫分別為四條樣帶中的最高值以及最低值，同時其在乾濕季結束所測量的土壤濕度也都是高於其他三條樣帶；但有發現2種物種原先分布海拔僅介於1,200-1,400 m，但在海拔1,000 m處有發現其小苗的蹤跡，代表此種物種有往低海拔遷移的趨勢，推測可能是因為較低海拔之水分較充足，因此比較有利物種存活並生長，然而大部分物種僅分布在特定海拔中沒有遷移現象，可能因為海拔梯度造成的環境差異，限制物種無法順利擴張其分布範圍。

（四） 森林小苗監測

木本植物群落的結構往往取決於歷史事件，而不是調查當時的資源和競爭者所造成，在每次的小苗新增加上當時有罕見的有利小苗建立生長的環境時，多年之後才是我們看到成熟植群的組成(Bond *et al.* 1984)。因此小苗的物種組成在森林更新中扮演重要的角色(Teketay 1997; Bace *et al*. 2012)，原有樹種能否在該地持續順利的更新，以及新的樹種是否能進入當地森林，這都可能影響將來的森林物種組成(Connell *et al*., 1984)。Grime (1979)指出，在成熟的熱帶和溫帶森林中，有些樹種的小苗可以長期存活在陰暗的林下，這是植物的一個常見的更新策略。小苗庫可能因照射到地被層的光量增加而使小苗快速成長，最終影響森林各分層的樹種組成。而亦有許多研究指出小苗的存活受乾旱嚴重程度的影響，強烈的水分逆境可能是導致許多森林小苗的高死亡率的主因(Engelbrecht *et al*. 2005; Comita and Engelbrecht, 2009; Slot and Poorter, 2007)。雖然小苗死亡率高，但林冠之下的木本小苗仍然表明了森林結構的潛在變化(Perez-Ramos and Maranon, 2012)。因此，監測森林植群內的木本植物小苗可以協助我們預測森林對環境變化的影響(Pedersen 1998; Capers *et al.* 2005)。

（五） 生態系或物種面臨氣候變化之敏感適應能力與因應對策

國際生態復育學會(Society for Ecological Restoration International) 2009年的報告中指出，面對氣候變遷所帶來的威脅，以生態系復育及稀有種的管理觀點而言，可以採取如下的應變方法：(1)增加棲地面積，維持原有棲地的生物多樣性；(2)透過棲地復育方法，增加原有的片斷化生育地之連結，提供物種適宜的

遷徙廊道；(3)針對遷徙能力較差的物種，或是遷移能力趕不上氣候及土地利用變遷的物種，採用人工輔助遷徙(assisted migration)的方式，協助物種新族群的異地建立；(4)針對危險程度最高、缺乏抵抗力及適應力，或遷徙能力低弱的物種，則必須考慮透過遷地保育(ex situ conservation)方式進行物種多樣性的保存。除此以外，仍應針對高風險生態系設立監測系統，瞭解生態系及物種的持續變化，方能及時擬訂有效的因應對策。

Shoo *et al.* (2013)針對生態系及稀有物種面臨氣候變遷的威脅，提出更具體的保育因應方法 ，其決策包含物種是否需要保育，物種是否有適當的內部或外部避難所為考量，並參考其遺傳多樣性之組成，而一步步地去討論行動方案。Dawson *et al.* (2011)指出，物種面臨到氣候變化時，其可以採取的方式有忍受、適存於棲地的改變、遷移與滅絕四種。而生態系及物種面臨不同程度的氣候變遷脆弱度時，可採用的因應對策隨著物種對應氣候變化的脆弱度與敏感度升高，與適應能力降低，對策就必須由低度介入處理到強力介入，包含：現有棲地保護管理(habitat or landscape management)、物種的現地保護管理(species-specific management)、協助遷徙或營造棲地廊道、協助族群重建(reestablishment or rewilding)、遷地保育等(圖4.3)。然而這些不同程度的保育措施所需之經費規模不同，因此，保育機關應依照政策方向與生態系及物種的風險暴露程度因子，選擇恰當之保育措施，方能以最有效率的方式，強化生態系及物種對於氣候變遷風險的抵抗能力。

森林隨著氣候變化而致使其組成與動態等發生改變，此稱為森林退化(forest degradation)，在低到中水平的森林退化上，由於母樹或土壤種子庫的存在，仍可提供下一代足夠的種源，此時天然更新仍為最好的選擇(Chazdon, 2008)。因為天然更新可以避免一些外來引入之種源問題，也可以維持其遺傳多樣性與確保苗木的生存(Thomas *et al.*, 2014)。然而，有些地區因為天然的種源缺乏或不足；或是種源遭受到遺傳流失(genetic erosion)而無法在變化的環境下生存，此時，對於物種進行異地復育與活體保存是全球植物保護的主要策略(Larkin *et al.*, 2016)，主要可以避免物種滅絕，並且其活體材料可為將來重新種植的來源(Guerrant *et al.*, 2004; Guerrant *et al.*, 2013)。一般來說，在進行異地復育時，必須要兼顧到族群內的遺傳多樣性。若是以種子為繁殖材料，則在採種上的策略為由許多母樹上，每一株選取少量的種子會比僅由少數母樹採集大量種子來的好(Brown and Hardner, 2000)。

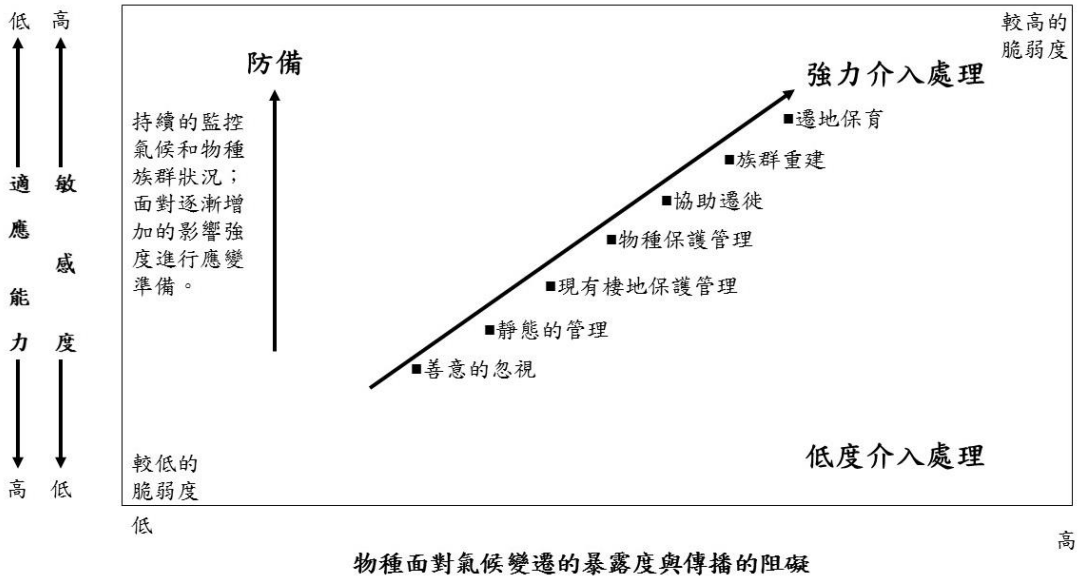


圖 4.3 生態系或物種面臨不同程度的氣候變遷與其敏感度與適應能力之因應對策。 (修改自 Dawson *et al.*, 2011)

植物園自然保護國際機構(Botanic Gardens Conservation International, BGCI)整合了各方的研究成果，提出在進行重新建立或回復等相關計畫之前，有幾點是必須要考量與了解的，主要包含先確認物種消失之原因，要考慮重新建立的區域大小與其目前情況，並且須以遺傳學(即基因多樣性)為基礎進行，著重到將來的演替，盡可能使用當地的種源或種子，以及注意遺傳因子是否足夠等。當然，在回復之時也要注意到鄰近區域的同一物種遺傳汙染(genetic contamination)的可能性與其影響。

而Oldfield and Newton (2012) 更為實際的說明執行異地復育的步驟與原則主要為 (1)確定行動的優先順序。Maunder *et al.* (2004) 建議要選定異地復育的物種可以依照物種之瀕危等級、特有性、經濟上的價值、生態上的維持功能與象徵性的物種等來決定其順位。(2)計劃和實施遷地保護方法，(3)最後計劃並實施物種的再度引入。

彭國棟於所撰寫之物種瀕危等級及保育優先次序之評估中，整理了美國的瀕危物種法(Endangered Species Act ,1973)、瀕絕及受威脅物種列名及復育優先次序指南 (Endangered and Threatened Species Listing and Recovery Priority Guidelines)與美國加州植物之紅皮書評估規則(RED Code)等資訊，其中提到評估

物種復育優先次序需要考量物種之瀕危等級、復育之可能性與其遺傳分類地位，

Shoo *et al.* (2013)表明氣候變化對生物多樣性產生嚴重的影響(Thomas *et al.* , 2004; Chen *et al.*, 2011; Hannah, 2012; Warren *et al.*, 2013)，這些影響可能無法通過傳統的保護方法得到充分解決，且目前全球正在考慮採取更多的管理行動，而此類行動需要系統性的物種保護決策框架。因此，Shoo *et al.* (2013) 提供了一個全面性的決定框架(decision framework)，以一個二元決策流程圖協助選擇保護行動，其目的主要為面臨氣候變遷下的保護物種策略，包含原生地與區外之保育方式的全部可能的行動。在框架中也明確認識到，進行特定行動保護資源可能受到一些因素的控制，例如成功的可能性，成本和對非目標物種的可能的共同利益以及個體物種的脆弱性。因此，可使用專家判斷資源分配中的關係，以對所提出的管理的順序進行評估。類似的物種保護之呼籲於同年也有IUCN (2013)與 Schwartz and Martin (2013)所提出，並且也提供了涉及特定的保護措施的決策框架。

由於人為排放溫室氣體使全球氣溫更加溫暖以及造成21世紀氣候系統的相關變化 (Meehl *et al.*, 2007)。這些系統變化也預期了全球的生物多樣性，無論現在是否要採取政策干預措施來減少排放，仍會造成其損失(Thomas *et al.*, 2004)。當然現有的保護策略仍然該持續，但也應該考慮採取額外的管理行動來改善氣候變化對物種的影響，因為這些影響不能通過傳統的保護方法來抵消，而目前保護方法通常集中在現有的位置(Heller and Zavaleta, 2009)。然而因為管理者缺乏一個明確的框架，來規定特定物種可以實施的行動，與不同行動之間成功相對成本和可能性，以及對非目標物種的潛在共同利益等，因此Shoo *et al.* (2013)提供了決策框架，其中保護行動與物種的遺傳適應性和潛力的評估相關聯，調整其範圍以應對氣候變化，以朝著優化氣候變化下保護物種的資源分配邁出的重要的第一步。其詳細流程圖見圖4.4。

整體框架第一個挑戰是確定那些物種是脆弱物種，高風險物種可能因為適當生存環境面積逐漸減少或是其他因素使得物種族群下降。接著，脆弱物種確認好，即尋求物種可能的反應情境與可能有助於這些調整的干預措施進行匹配，從低水平干預開始，逐步推遲到更高水平的干預。當然Shoo *et al.* (2013)假設更高水平的干預可能更昂貴，成效更不確定，對非目標物種的共同利益較少，並且社會價值觀將增加影響到哪些物種將被保存或被遺棄。此流程圖雖然對特定物種可能存在不確定性和異常現象，但這種結構化的方法可用於評估不同適應行動的必要性和適當性。

與物種生存空間調整有關的行動從對潛在避難所的評估開始。避難所最初用於描述物種在最後一次冰期後存活的位置，但後來越來越多將之用於稱呼緩和當代氣候變化影響的地區(Ashcroft, 2010; Keppel *et al.*, 2011)。這些地區的保護已成為面對氣候變化的生物多樣性管理的優先事項(Heller and Zavaleta, 2009)。目前已有越來越好的分析工具被用於識別重要的避難所，這些工具可以以越來越精細的規模迅速擴大和生成，以將保護投資（例如土地保護和恢復）用於針對物種在氣候變化下最可能持續存在的現有位置(Shoo, 2010)。當然評估避難所的充分性是困難的，主要因為氣候變化對物種反應的預測有很大的不確定性。

內部避難所是指在目前種類範圍內的，提供最確定的據點，並且需要最少的干預。然而，在一些情況下，若當前和未來氣候預測的合適環境存在很少或沒有空間重疊，此時需要尋找外部避難所，即在物種現有範圍之外的氣候適宜的地區進行，此時須使用物種分佈模型來識別氣候適宜但未被佔用的地區，以促進物種的遷移。

下一個決定是需要移動的那些物種是否能足夠快地跟上合適的氣候，物種移動到外部避難所的途徑需要被管理。然而，有一些物種不能以與氣候變化速率相當的速度移動其範圍，或是其遷移途徑經過人為佔領區(如都市或農田)時，此時，管理者可能需要想辦法將可用的遷移路徑之棲息地聯繫起來，以達到物種可順利到達外部避難所。

對於高度破碎的棲息地或其遷移途徑被河流，城市等所阻礙的物種，使其自然遷移到外部避難所可能無法實現。如果有充分理由相信一個物種具有適應氣候變化的進化能力，最好持續監測與重新評估，盡量不要干預。否則，只好發展基因輔助移植策略或輔助移植以防止該物種於野外滅絕。

基因輔助移植策略主要是增加物種的適應性和進化潛力，其可能涉及兩個族群間的遺傳物質引入。基因輔助移植的其中一種形式涉及遺傳拯救，主要是引入遺傳物質以拯救現有種群由於近親繁殖或有害等位基因的積累而喪失適應性。當然外界引入之個體不宜太多，以維持族群中的局部適應的等位基因（即保護原先族群的基因不被外部基因流淹沒）。

在物種層面，發展輔助移植策略仍然是一個有爭議的行動(Ricciardi and Simberloff, 2009)，主要是擔心風險可能超過利益。另外，所有的策略都不能防止物種的消失，若是物種無法隨著氣候變化而演化，則該物種可能會滅絕，此時只能使用異地保護，例如動物園，植物園，種子庫和組織儲存，以防止滅絕。然而，干預越密集，可能的成本越高。這可能會增加管理人員做出一些艱難的

決定，此壓力取決於社會有多少資金可用於應對這些新挑戰。在任何情況下，對於成功保持圈養的物種，最好定期重新評估重返回野外的機會。

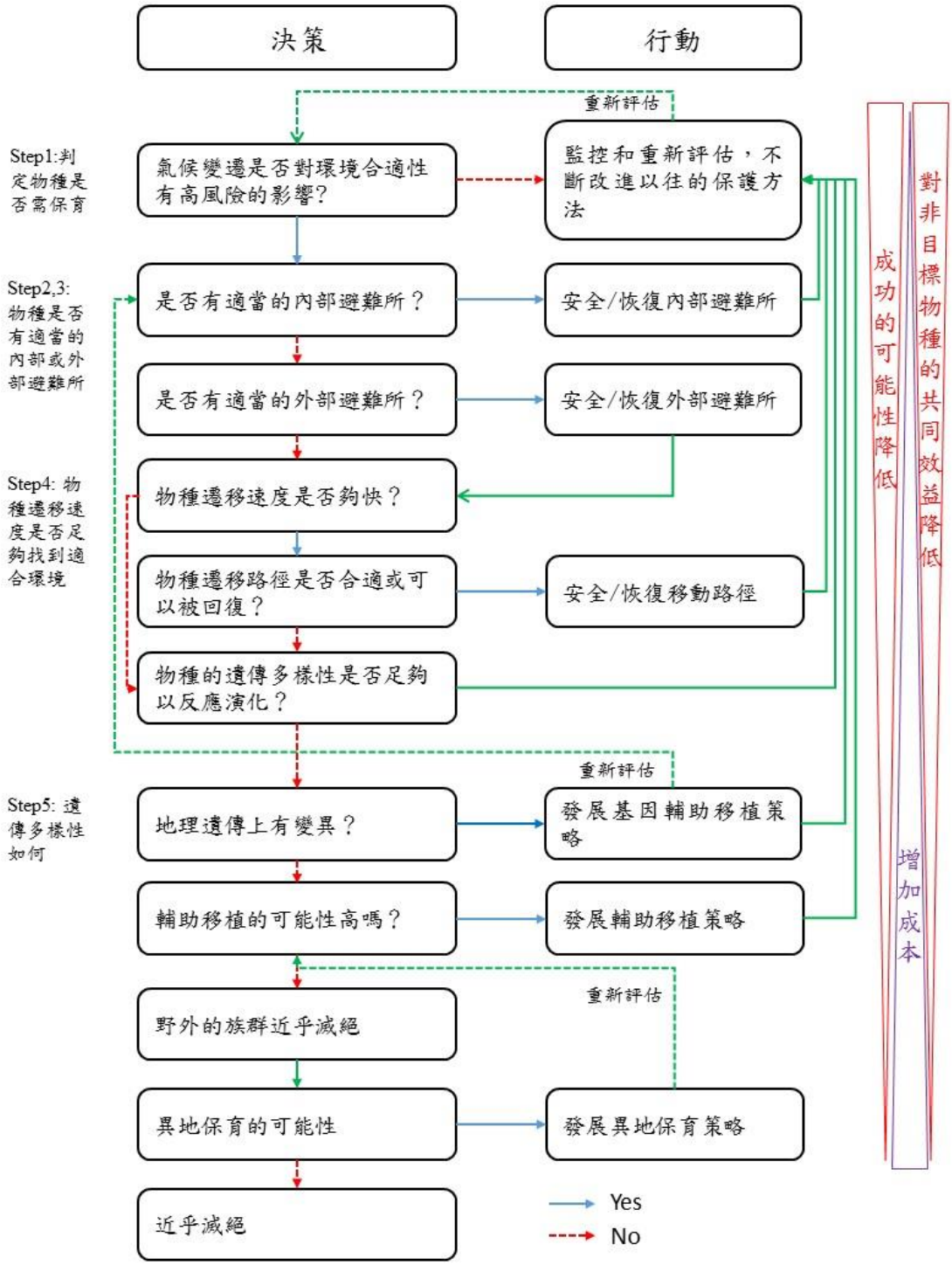


圖 4.4 針對氣候變遷下野外原生物種保護之管理行動決策方式。(修改自 Shoo *et al.*, 2013)

（六） 對全面性框架後續探討

Ahteensuu *et al.* (2015)針對Shoo *et al.* (2013)的文章提出了四個問題，並且提出解決這些問題的方法。主要為

1. 二元式的決策往往是不合適的

在Shoo et al. (2013)主要以二元的決策流程圖表示，而此類流程圖需要是/否之答案，這點在大多數的保護決策中並不合適。除了少數有進行完善研究的物種，研究者才有信心直接以是/否回應，大多數的物種無法知道確實的答案，而僅能以或許，或是可能性來回應，但整體決策應該要優先考量定量的因子以為行動指導。

Rout *et al.* (2013) 提出了定量決策框架，主要用於評估輔助移植此保護行動的成本，風險和收益。其框架主要是將預期價值與成本效益分析結合探討。該文提到對一物種是否進行輔助移植主要是先識別和量化兩個決策選項的所有不同的可能結果，即正和負效應，其次將量化結果與它們各自的概率加權，然後選擇具有最高概率加權結果的決策選項。關於引入的具體策略，其移植地點和移植物種通過計算其預期價值，然後之除以執行費用（即業績和監測）來決定。

而目前許多物種處於瀕危狀態，在處理此類物種若我們因某些因素而延遲決策，則可能導致瀕危物種的滅亡。因此不論是定性，定量或混合性的決策，一個可能的決策框架還是要在關鍵訊息不確定或缺失下提供指導，此框架應該允許我們回應不知道，而非停止保護，整體決策應遵循避免瀕危物種滅絕的措施。因此，我們要特別強調，目前我們要確保風險規避，此風險規避可能會與Rout et al. (2013)之實施具有最高成本效益比的保護項目有所衝突，盡量防止物種滅絕。

2. 決策優先順序與補充行動。

Shoo *et al.* (2013)所提出的決策流程強加了決策時的先後順序，且不同的流程沒有可以同時進行的作為。一個可行的行動方案應該能有多種的保護行動，並且能在不同的保護行動做為中實施最佳的分配。決策框架中的管理行動順序反映了自然是靜態的概念，應該在決策中以選擇包括各種原位保護行動為第一優先要務，而最後的步驟即最不可取的選項則是非原生境保存。

Ahteensuu *et al.* (2015)認為為什麼管理行為應該具有先後優先順序。相反的，每個行動都應該考慮其成本和能力，以提高目標物種的保護狀態，這可能

實際上導致同時使用幾種補充策略。保護行動應以成本效益比率而不是通過剛性預定義順序為優先。這就是說，預期價值不僅需要包括量化的生物效應，而且還包括對社會影響的估計，如文化，娛樂和經濟意義。

另一個問題是線性序列決策框架指導其用戶選擇第一合適的選項，並且不支持同時應用多個保護策略。然而，與任何單一策略相比，多個策略可能導致成功結果的可能性更高。如果一個物種滅絕，因為只有一個具體的行動被執行，後來證明是不夠的，我們不能再試一次，滅絕是不可逆轉的。因此，應當要允許促進採用多種行動同時進行。Rout *et al.* (2013)的廣義決策框架意味著允許不同管理方案之間按比例分配資源，而不是在不同保護項目之間進行簡單的優先排序。

3. 成本，共同效益和成功之間的過分簡化關係

成功的概率，對非目標物種的共同利益和成本在各分類群之間不可能具有簡單，一致的關係。如Shoo *et al.* (2013)架構中提到，異地保護是最後與最昂貴的選擇，也具有最低的成功概率與對非目標的物種共同效益降低。Ahteensuu *et al.* (2015)與Shoo *et al.* (2013)的觀點相反，對於濱危物種來說，非原生境保護應該是第一個選擇，至少對種子植物，並儘可能多地進行該物種的備份，並能使用到到任何其他保護行動。實際上，異地保護在物種保護策略中是重要的，甚至是強制性的步驟，例如重新引入或協助移徙。此外，非原生境保存的成本在很大程度上取決於所使用的分類群和方法。例如，在種子庫中保存大量種子對於許多物種可以以最小的成本非常成功。植物材料在植物園或苗圃中的大規模繁殖與常規工作一起進行也可能僅引起較小的額外成本。這些費用應與有效的原生境保存相比較，這可能需要詳細的年度普查或密集的棲息地管理，既費力又昂貴。如果需要分配可用於社區發展的土地，維持分散走廊也可能帶來高額間接成本。

4. 忽視社會觀點

決策框架忽視了與決策有關的法律，社會和道德方面的問題。Shoo *et al.* (2013) 沒有考慮到環境立法(environmental legislation)，如環境保護法(environmental protection law)和自然保護法。一個可行的決策框架需要在現行立法的限制範圍內適用，而一個物種的保護措施的範圍可能受到定義的管理目標和行動的法律的限制。而在輔助移植與保護廊道目前在環境立法中沒有得到承認。因此，我們目前有兩種方式可以處理此類問題，第一種是在開始時排除法律不允許的管理行動，並將精簡的成本效益比框架應用於其餘的選擇。另一個

選擇是應用框架，然後檢查法律是否允許執行建議。如果不行，可以根據法律採取管理行動，或根據新的保護措施的科學和倫理論點修改立法。

（七）植物繁殖體的保存

隨著氣候變遷、棲地退化及人為干擾等因素影響，植物同其他生物一樣面臨物種多樣性及遺傳歧異度的急遽衰減，此種遺傳侵蝕的發生，不論是野生物種甚至是企業化栽培之作物都存在於瀕臨滅絕之威脅中。因此，各物種之種質資源的保存，有迫切執行的必要性。在移地保育中，以種子保存為最簡單且便宜的長期保存法，但大多數以營養繁殖的經濟作物，其種子無法形成或為異儲型種子無法保存，欲進行上述種子類型之保存是無法實行的(Keller *et al.*, 2006)。而在此類具種子保存障礙的物種上，最被廣泛應用的保存方式為採集該類植物的多種基因品系，並透過無性繁殖法將之種植在田間進行管理，如同田間基因庫般持續地維持其種質資源的保存。雖然此法容易實施且繁殖材料方便取得，不過其於施行時需要足夠的空間及密集的勞力，此外，將植株直接暴露在可能具病害、蟲害、非生物逆境及天然災害的風險下，實屬不佳(Martin *et al.*, 2013)。

為屏除前述兩者缺點，Westcott *et al.* (1977)利用組織培養進行生體外保存(in vitro conservation)以儲存馬鈴薯之種質，不僅排除種子儲存的障礙，也解除母株材料受到病蟲害感染而喪失的危機，建立一節省空間需求且無菌的保存系統。另外，若以組織培養進行無性繁殖，對於具觀賞價值之園藝物種、經濟價值之農作物及有特殊藥用或木材價值的商業物種而言，不失為一種極具效率的繁殖方式。組織培養的特點即在於增殖速度快，能使培養者在短時間內獲得大量植株，也能藉此進行優良基因型之篩選，以維持其高利用價值。

然而，組織培養的快速增殖及培養期間高頻率的繼代培養，不僅無法符合商業生產節省人力和耗材花費的期望，也會提高培殖體汙染的風險(Westcott *et al.*, 1977)。倘若能減緩培殖體的增殖速度，使其生長減緩甚至是暫停，便可降低繼代培養的次數以延長繼代週期。而延緩生長保存法則是藉由調整培養環境條件以減緩培殖體之生長，進而達到減少繼代培養次數之目的。

（八） 臺灣的現況

從歷史資料來看(圖4.5)，臺灣溫度整體在1980年代之後則是趨於暖化的現

象，在1911年至2009年平均增溫速度為每10年上升0.14 ℃，四個季節的氣溫皆有上升的趨勢，而以春季的增溫幅度最大，但是在近30年(1980-2009)的增溫速度約為百年氣候的2倍，變化幅度則是以冬季為最大暖化程度，整體來說四季皆有暖化的現象(陳雲蘭，2008；盧孟明等，2012)；而在降雨方面，年雨量的變化趨勢並不明顯，但是降雨日數呈現減少的趨勢，尤其是四季變化，然而小雨日數(日雨量< 1.0 mm)為近30年降雨日數減少的主因，因而乾旱的發生頻率也為增加的傾向，同時降雨強度趨向增強的狀態及降雨延時為縮短的現象，因此容易造成豪雨的發生(圖5)(陳雲蘭，2008；盧孟明等，2012)。而離屏東南仁山最靠近的恆春氣象站其擁有百年氣象資料，相較於其他五個百年測站(臺北、臺中、臺南、臺東、花蓮)，恆春地區不論是百年氣候(增加0.1 ℃)、50年氣候(增加0.1 ℃)或是30年氣候(增加0.2 ℃)皆是暖化幅度最小的，最高的暖化幅度是在臺北地區(盧孟明等，2012)。

雖然盧孟明等(2012)以全台灣測站比較認為恆春測站之暖化幅度是最小的，若我們比較中央氣象局南部的恆春測站與大武測站之近三年與1950-2010年之長期氣象資料，結果顯示此兩測站近三年之月均溫於夏季到冬季多數明顯高於以往長期平均，尤以恆春測站，自5月到隔年1月之月均溫均明顯高於以往長期資料(圖4.6)。因此氣候變化對於台灣南部之森林動態產生何種影響，則是本計畫所關切的。

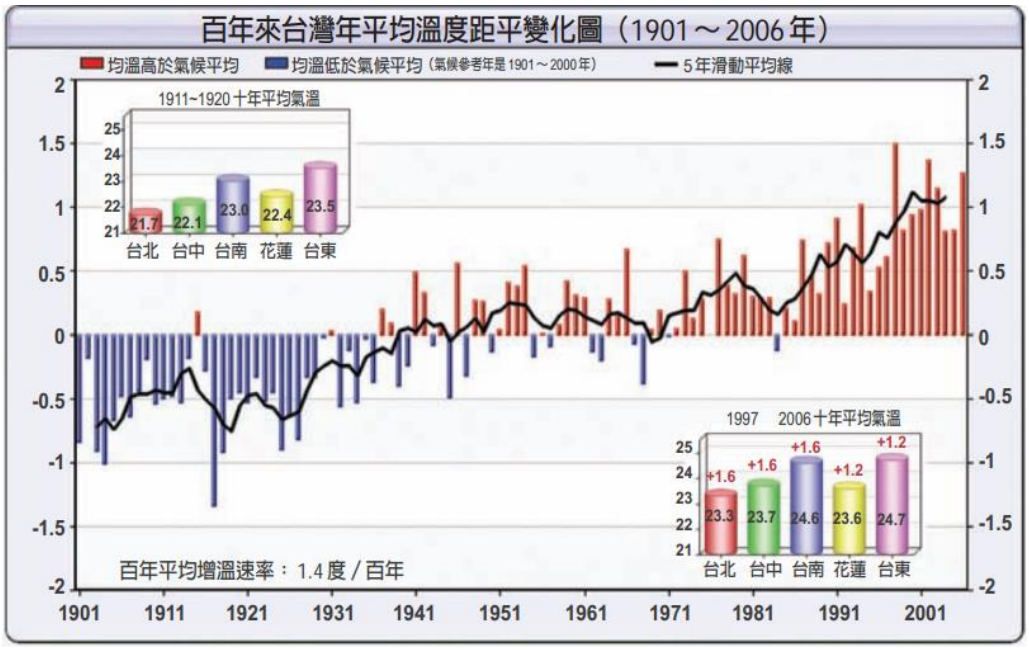


圖 4.5 百年來臺灣年平均溫度距平變化圖 (陳雲蘭，2008)

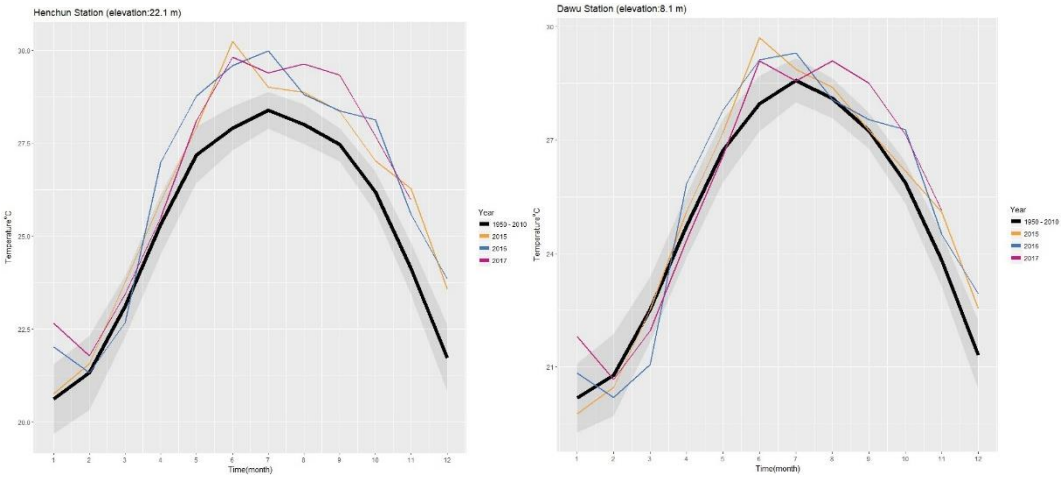


圖 4.6 台灣中央氣象局恆春測站(左)與大武測站(右)近三年月均溫與 1950-2010 年平均月均溫比較圖。圖中灰色表示信賴區間。

臺灣目前氣候變遷相關計畫之研究成果，顯示極端氣象事件之發生頻率與強度將與日俱增，使本島山區自然環境在氣候變遷與極端事件衝擊下日益脆弱(許晃雄等，2011)。為減緩氣候變遷對於生物多樣性之衝擊，研究建議應根據暴露度、敏感度及調適能力，先依照物種或地區的狀況評估其脆弱度，再針對所產生的衝擊程度與脆弱度進行政策、社會或法令上的調適以減緩、降低或預先防止災害的產生，並永續的維持整個社會或生態系(童慶斌，2012)。

根據邱祈榮(2013)及本團隊先前執行林務局2013至2015年「因應氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究」計畫之成果，已初步瞭解全臺灣維管束植物在長期氣候變遷影響下可能的殘存分布地點，亦初步提出風險較高且應積極保育之物種與族群；小尺度方面，則已針對臺灣水青岡及南仁山植群等案例地點，對於生物社會以物種層級可能遭受氣候變遷之衝擊與影響部分，完成初步的研究與評估。

林務局2013至2015年「因應氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究」計畫已完成臺灣多處氣候暖化下殘存地點之研判，另外亦已針對南仁山跨海拔樣帶及迎風型生育地植群進行深入分析，初步瞭解氣候變遷及極端氣象事件對於植群動態的可能影響。就前述計畫研究架構而言，所稱「殘存地點」即類似於 Hannah *et al.* (2014)年所提之堅守點概念，南仁山植群則可視為其實際案例。

而本團隊先前執行的計畫中，有三部分與本計畫相關，分述如下：

1. 大尺度受衝擊地區

以先前計劃學會團隊成果中顯示牡丹至南仁山、壽卡等地屬放射狀水系或河川源頭，易受影響地點中心多位於山塊頂部或近頂部，評估這些地點的現生植群在暖化影響下缺乏向高海拔遷徙之空間，可能遭受到立即而明顯的衝擊，造成生態系組成的劇烈改變。前述7處地點中，又以牡丹至南仁山、壽卡地區易受影響之物種密度最高，應受到最優先之關注與保護。

2. 小尺度的樣區複查動態與樣區物種評估

除了大尺度的結果支持南仁山區是受到氣候暖化最易受到衝擊的地區，在小尺度本團隊研究中也以南仁山樣區與樣帶實際複查資料顯示，整個南仁山森林動態與受到東北季風影響程度，與物種分佈類型有關。南仁山欖仁溪森林動態樣區歷經四次複查查，結果顯示此森林結構上產生變化，其中以迎風型生育地變化最大，由近期生物量之快速累積，物種數量與植株數量的減少，顯示植株個體生長而向較大徑級推移，並產生林木自我疏伐的現象。但此現象可能為森林朝向穩定的老熟林成長，或是森林產生變化。由於迎風植群型之物種數量與生物多樣性顯著降低，此森林產生變化的可能性是較高的。另一方面，背風植群型之森林變化較小，在植株數量、胸高斷面積、死亡率和新增率僅有些微波動，但長期以來無明顯變化趨勢，與同樣位於南仁山區、但處於背風環境的溪谷樣區之動態相似，歷次調查之株數和胸高斷面積僅呈略為波動或穩定狀態。溪谷樣區在物種數、胸高斷面積與植株密度等均變化不大，由此可知，各生育地的動態變化幅度由大至小大致符合受季風影響之程度。而對於迎風型生育地內植株數降低，而生物量增高之現象，可能為植群演替、全球暖化或極端氣候所單獨或綜合性影響，此點尚無法以操作實驗驗證。

但是在族群數量調查結果中，欖仁溪樣區四次調查中，物種植株數量逐年顯著增加之種類與溪谷所佔比例相似(10%)，但欖仁溪樣區植株數量顯著減少之物種約佔40%，為溪谷樣區之3倍，其中欖仁溪樣區顯著減少之物種有一半的物種為迎風植群分布型之物種，其可能受到東北季風減弱的影響。造成其競爭勢的改變，原先這些物種可以在東北季風的逆境下存活，因少有物種可與其競爭，但整個季風減弱後，則這些迎風植群分布型物種受到他種的種間競爭而死亡。當然並非所有的迎風植群分布型物種皆有一致的結果，嶺南椆則仍處於族群數量增加的情況。在族群逐漸減少的

物種中，臺灣石櫟(*Pasania formosana*)、菲島福木(*Garcinia subelliptica*)與希蘭灰木(*Symplocos shilanensis*)分別屬於『臺灣維管束植物紅皮書初評名錄』中嚴重瀕臨滅絕物種（CR）、瀕臨絕滅（EN）和易受害（VU）等級，其族群數量顯著持續減少，可能有瀕臨滅絕的危險，且臺灣石櫟與希蘭灰木為臺灣特有種，因此亟須進行保育政策之評估，以避免物種消失。而我們參考Kingston and Waldren (2005)之評估法，分8個影響指標進行南仁山各個物種之脆弱度評估，其結果顯示欖仁溪有較多物種之脆弱度較高，如唐杜鵑，臺灣蕘花，臺灣石櫟等植物，此類物種則需進行回復力之研究。

3. 南仁山樣帶大樹動態

在森林中的植物，自種子發芽到小苗建立，一直到生長成大樹的過程中要克服許多困難，如微環境的變化(Gatherum *et al.*, 1963; Schmidt, 2000)、種間競爭(Denslow *et al.*, 2006; Aline *et al.*, 2011)等，才能順利存活於大自然中(Deba, 2008)。南仁山樣帶於1995年設立後，至2013年進行第一次複查，其結果物種組成上，兩次調查到之物種數分別為127與116種，淨減少11種；在植物株數上，則2013年之植株數量增加許多，此株數增加，亦造成半數以上的物種之植株數量在2013年增加超過10 %。在族群顯著增加的物種中，蟲屎(*Melanolepis multiglandulosa*)為此次調查新增之物種，且新增植株高達22株；而植株數量增加幅度最大的為白匏子(*Mallotus paniculatus*)，目前植株數量較最初植株數量增加3.00倍；其次為桃葉珊瑚(*Aucuba chinensis*)，增加株數較最初植株數量高出1.91倍；第三名為咬人狗(*Dendrocnide meyeniana*)，族群增加約為1.65 倍；增加幅度第十的高士佛赤楠(*Syzygium kusukusense*)則為臺灣特有種；而族群顯著增加的前十名中，前八名的物種目前植株數量增加了1倍。族群顯著減少的前十名物種中有6種物種為臺灣特有種：小葉白筆(*Symplocos modesta*)、蓮花池山龍眼(*Helicia rengetiensis*)、細脈赤楠(*Syzygium euphlebium*)、臺灣八角(*Illicium arborescens*)、南仁山柃木(*Eurya nitida* var. *nanjenshanensis*) 、猴歡喜(*Sloanea formosana*) ，其中小葉白筆與蓮花池山龍眼為減少幅度最高的第一名及第二名，分別減少幅度為80 %及45 %；減少幅度最高的第三名為日本賽衛矛(*Microtropis japonica*)，其減少幅度為最初植株數量的40 %。

以兩次調查資料進行物種沿著海拔梯度之物種轉換率之研究，其結果為物種相似度與海拔差異之關係在這兩次調查結果改變並不顯著。在物種百分之百轉換(即相似度為0)所需之海拔差異上，1995年資料之計算為

315.6 m，而2013年則為323.1 m，其間之差異不大。而同一海拔高度的樣方植物組成相似性，兩次的調查資料均顯示相似性僅有0.505與0.549。在經由重覆取樣以測定其顯著性，結果為不顯著。

（九） 擬解決問題

臺灣雖已針對氣候變遷情境完成生物多樣性風險與脆弱度評估模式及因應策略規劃，並完成大尺度之維管束植物地理分布，以及南仁山低地雨林生態系統之案例研究評估，然而尚未針對可能遭受暖化衝擊之地點及可能受影響之生態系與物種部分，擬定適宜之保育策略與實務方法。因此，本細部計畫擬針對上述議題，解決問題如下：

1. 依據已知之長期氣候變遷殘存地點，以臺灣南仁山植群為案例，配合臺灣植物紅皮書初評名錄所列之受威脅物種（CR、EN、VU），進行生態特性及分布現狀之整理，並瞭解前述應關注物種之現生環境特性與伴生物種，進一步評估其可能受衝擊之程度，並依物種及地區特性研提適宜之保育對策與具體作法。

2. 依據生態系及物種之保育急迫性，在參閱大量之政策性期刊論文後，歸納並提出可實行於臺灣的保育對策及具體作法，並選定二至三個生態系統(如恆春半島東側植群生態系、新竹地區槲櫟植群等)，配合目前已完成之殘存地點優先保育物種名單，以野外實務調查監測檢討該物種清單之適切性，並選定適當案例物種進行實務性的試驗操作。預計研提之保育對策項目包含如下：

   (1)現有棲地及物種的保護管理。

   (2)協助遷徙或營造棲地廊道。

   (3)協助異地族群重建。

   (4)遷地保育及方法建議。

選定二至四處已知殘存地點之高風險生態系及物種，規劃監測調查機制，亦即試圖瞭解「遷徙跳石」之存在與變化情形。透過長期資料累積，瞭解該生態系及物種的退化或遷徙情形，依研究結果提出對應之保育措施建議。

（十） 計畫目標

臺灣南仁山區長期受到東北季風與地形遮蔽影響，其生育地可分為迎風型、背風型與溪谷型生育地(Chao *et al.*, 2010)。其中，迎風型生育地為受到每年東北季風影響最大者，而致使部分分布於中海拔之物種可生存於此，因此迎風型生育地應可視為微避難所。Hung and Kao (2010)提出，臺灣的的東北季風受到冬季溫度增高的影響，因此風力顯著的減弱中，林務局在2015年完成的「因應氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究」結果中，亦討論到可能因為東北季風的減弱，造成迎風型生育地在物種數量，植株密度以及生物多樣性逐漸減少，相對的在背風型生育地與溪谷樣區則無顯著之變化，顯示南仁山森林可能受東北季風減弱影響而使得迎風型生育地產生變化；在物種層級上，也以欖仁溪樣區迎風型生育地有較高比例之物種族群持續下降，並建議迎風分布型的臺灣石櫟與希蘭灰木為極待後續保育之物種。

本計畫預定期程為3年，全程計畫目標如下：

1. 瞭解各殘存地點生態系及物種之保育急迫性，並提出優先序：

一處地區植物相或物種之特殊性與不可替代性，為衡量該地區生態系或特稀有植物應受保育優先順序重要因素之一。若地區植物相極為特殊，又或孕育有稀有且侷限分布之物種，且於其他地點難以覓得相似或可替代之植物社會組成，則本地區必須受到較高的保育關注程度。一旦此地區面臨氣候變遷或其他環境因子之衝擊時，更容易造成棲地與物種多樣性的流失，因此必須優先擬定保護對策，必要時則應預先採取稀有物種之遷地保存等措施。

「因應氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究」計畫已針對全台可能為長期氣候變遷下的14處殘存地點，依物種特殊性、稀有性及專有性等因子，參考週邊環境的潛在威脅，提出132物種為優先關注之清單。本計畫擬承接前期計畫之成果，配合臺灣植物紅皮書初評名錄所列之受威脅物種（CR、EN、VU），進行生態特性及分布現狀之整理。並特別以臺灣東北部，新竹新豐鄉及南仁山植群為案例，針對前述應關注之物種進行生態特性及分布現狀整理，配合植群計畫成果資料，瞭解前述應關注物種之現生環境特性與伴生物種，進一步評估其可能受衝擊之程度，並依物種及地區特性研提適宜之保育對策與具體作法。

2. 依據生態系及物種之保育急迫性，提出可能的保育對策及具體作法。

(1)現有棲地及物種的保護管理。

對於現狀分布於保護留區系統內，且保護留區面積足可涵蓋其潛在棲地物種，面臨氣候變遷風險程度較低，可朝就地保育以及維持棲地品質與物種族群方式進行管理。

(2)協助遷徙或營造棲地廊道。

對於棲地未能完全為保護留區涵蓋，或棲地週邊已為人工植群包圍的應保護物種，面臨長期氣候變遷之影響，在向北或向高海拔遷徙過程中，可能需克服跨越棲地或生態系的阻力，或須與其他植群競爭，可能導致物種遷徙過程中適存度降低，進而提高滅絕之風險。針對此類物種，應朝向檢討現行保護留區範圍、營造棲地廊道或協助散播遷徙等方式，提高其適存能力。本項目除提出研究成果及政策建議外，可選定2至3物種為案例，進行實務性的試驗操作。

(3)協助異地族群重建。

對於分布範圍限縮，且現狀觀察已呈族群逐步下降之物種，可能已難以倚賴物種本身的自力遷徙與競爭能力，尋得適宜之活存地點，將導致該物種在遷徙過程面臨極高的滅絕風險。針對此類物種，應朝向人工協助建立異地族群之方式，檢討週邊氣候因子適宜之原生棲地或人工林，輔助其種原建立異地族群，提高氣候變遷下的適存度；惟引種工作需考量族群遺傳多樣性之維持，亦應納本研究之工作項目辦理。本項目除提出研究成果及政策建議外，可選定2至3物種為案例，進行實務性的試驗操作。

(4)遷地保育及方法建議。

對於分布範圍極度限縮且野外族群稀少的物種，一旦氣候變遷或極端氣候事件發生，極容易因少數個體死亡或棲地流失，即導致母族群數量與遺傳歧異度的急遽減損，因此有進行遷地保育的立即必要。林務局為業務需要，常於所管林地選定氣候適宜、澆灌作業方便及周邊交通便利之處設置苗圃，由於各苗圃已具備苗木撫育所需之設備，且周邊常為平坦的造林地，如腹地許可，將是受威脅植物蒐集、培育並發展成為野外基因保存園的良好場所。

本研究計畫可協助提供遷地保育物種清單，針對氣候變遷殘存地點生態系及物種之生態特性，建議適宜之遷地保育地點。後續則建議林務局利用遷地保育

地點鄰近之苗圃及周邊林地，利用氣候、交通、作業腹地為考量條件，發展野外基因保存園，以培育及保存當地高滅絕風險物種為長遠目標。

（十一） 本（107）年度目標

1. 持續依據監測調查結果及相關資料之收集，評估南仁山區之樣區物種保育方式。
2. 持續進行小苗監測，以評估將來之物種之保育策略。
3. 持續依據實例或文獻資料，檢討南仁山區之物種繁殖策略，以避免物種滅絕。
4. 持續進行槲櫟之文獻與實例分析，以為南仁山區物種實際施行保育策略之參照。

二、材料及方法

（一） 研究地點

本計畫主要以新竹縣新豐鄉的槲櫟分布地點與屏東縣滿州鄉的南仁山自然保留區為主要研究地點。在槲櫟的部分，主要研究地點位於新竹縣新豐鄉牛牯嶺山區，而南仁山生態系與物種之研究則位於屏東縣滿州鄉的南仁山生態保護區內，其內主要包含了四個樣區與一個樣帶，詳述如下。

1. 新竹新豐鄉槲櫟

槲櫟分布區域主要在新竹縣新豐鄉與竹北市交界處之牛牯嶺山區，為鳳山連營區軍方所管理的範圍內，因此一般民眾不能隨意進入，也使得槲櫟族群不遭到過度破壞。目前針對槲櫟分布劃為四區(圖4.7)

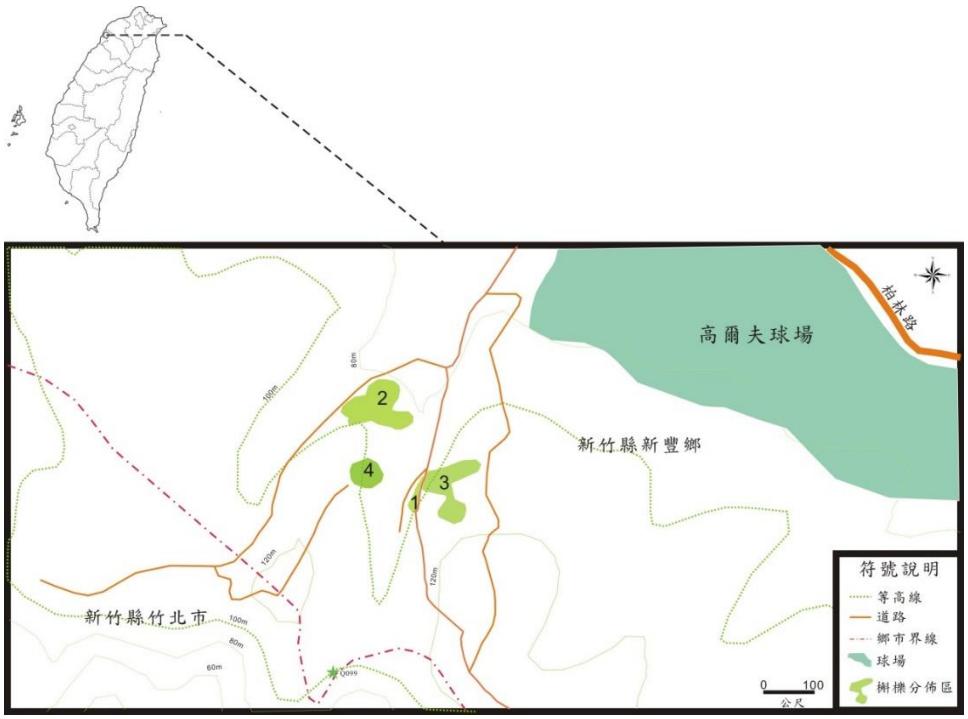


圖 4.7 研究區域圖。圖中淺綠色區塊為槲櫟分布之生育地位置。

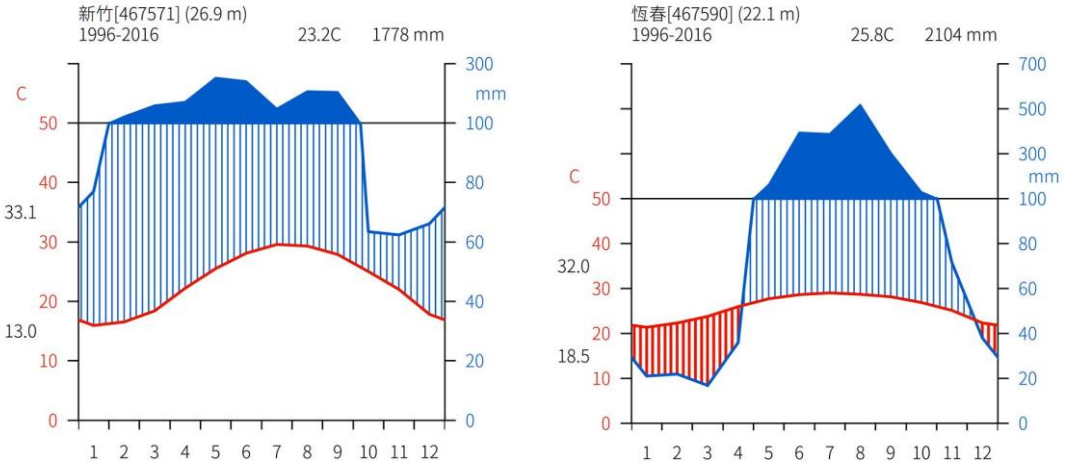


圖 4.8 新竹與恆春地區 1996-2016 年間生態氣候圖。(資料來源：中央氣象局)

當地氣候以中央氣象局自1996-2016年之觀測資料顯示，年均溫為23.2 ℃，而年雨量為1,778 mm，除了十月到隔年一月為較乾燥之氣候外，

其餘月份雨量均高(圖4.8左)。槲櫟生長在厚壤土，且其分佈的區域十分狹窄，森林組成多為九節木(Psychotria rubra)、相思樹(Acacia confusa)、江某(Schefflera octophylla)等樹種外，還有許多菝葜(Smilax china)、雙面刺(Zanthoxylum nitidum)等蔓藤植物，槲櫟可能因為附近的植株競爭資源養分而導致生長受到限制。

2. 南仁山生態保護區

南仁山生態保護區位於臺灣南部恆春半島東側，屬於墾丁國家公園的範圍。研究區域之氣候狀況以中央氣象局的恆春測站資料來看，年平均溫度為25.8 ℃，在雨量方面，夏季受到梅雨季的滯留鋒面、熱帶性低氣壓、颱風、颱風過後所引進的西南氣流以及冬季的東北季風影響，年雨量為2,104 mm (圖4.8右)。

南仁山生態保護區內依據不同研究目的共設置五個樣區與一個樣帶，即為欖仁溪樣區，南仁山溪谷樣區I、II，南仁湖樣區，次生林樣區與南仁山樣帶(圖4.9)。其中欖仁溪樣區為美國史密森熱帶研究所（Smithsonian Tropical Research Institute, STRI）轄下的熱帶森林科學中心（Center for Tropical Forest Science, CTFS），其所推動的國際性森林動態樣區（Forest Dynamics Plot, FDP）研究網之一。而本計畫使用欖仁溪樣區，南仁山溪谷樣區I，與南仁山樣帶之資料進行研究，以下分項敘述。

3. 欖仁溪樣區

欖仁溪森林動態樣區位於萬里得山東側支稜一處朝東緩坡上，海拔高度為284至341 m，總面積5.88 ha，由南北兩塊為不同時期調查的樣區所組成，北邊3 ha，東西向長300 m，南北向寬100 m，南邊2.88 ha則於1997-2000年間設立，東西向長240 m，南北向寬120 m，緊鄰北邊3 ha樣區（Chao *et al.*, 2007）。在風速方面，每月平均風速為3.0 m s^{-1}，而冬季有東北季風的吹拂，使平均風速最高到達為8.4 m s^{-1}。目前已於1991年、1997年、2005年以及2013年完成每木調查，而2018年的調查則正在進行中。

樣區內植群受到東北季風及颱風雙重影響，造成了迎風、背風之不同的植被類型（Chao *et al.*, 2010）（圖4.10A），過去研究發現東北季風長

時間的強風逆境對植物社會具有相當大的影響，造成迎風區域低矮林相、彎曲樹幹和破裂林冠等現象。

4. 南仁山溪谷樣區

南仁山溪谷樣區位於南仁山山腳處，約在港口溪支流之巴沙加魯溪旁。其海拔高度224 - 275 m，總面積為2.1 ha，樣區東西向長150 m，南北向寬140 m（圖4.10B），樣區設置於1993年並同年進行第一次的每木調查，而目前也於2000年、2008年及2013年進行完成複查。由於樣區東側與北側受南仁山阻隔，因此冬天之東北季風對此樣區影響較小，森林物種組成上與欖仁溪樣區差異頗大，此樣區的植物社會有熱帶雨林之特徵，如幹生花及支柱根。

5. 南仁山樣帶

有鑒於恆春半島區域植群的特殊性，即於墾丁國家公園南仁山保護區設立永久樣區對臺灣僅存之低地闊葉林進行監測，並於1994年建立以研究植被帶轉換為目的的南仁山樣帶（圖4.10C）。樣帶長約300 m、寬10-20 m，橫跨熱帶地區常見之低地常綠闊葉林及溫帶地區之下部山地常綠闊葉林，正是典型的熱帶及亞熱帶森林的交會帶，因此樣帶為植群交會帶對氣候變遷反應的最佳實驗地。目前僅於1995年及2013年完成兩次的每木調查。

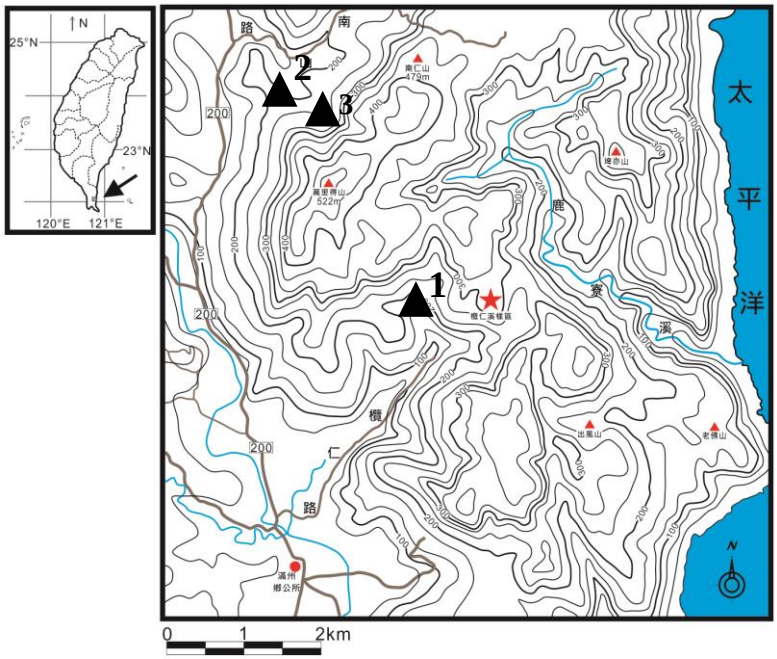


圖 4.9 試驗地位置。

三角形符號為本研究試驗地：1 為欖仁溪樣區，2 為溪谷樣區，3 為樣帶。

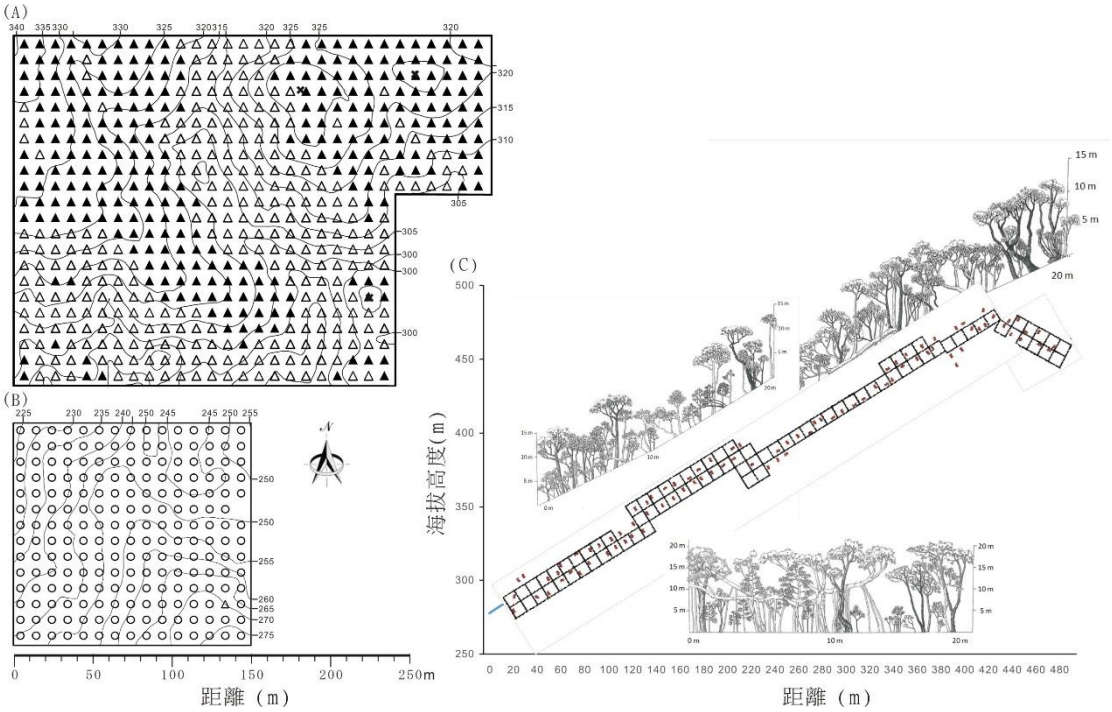


圖 4.10 南仁山森林動態樣區地形與植物社會分佈圖。圖中每一個方格為 10 m×10 m 樣方，三角形屬於亞熱帶楠櫧森林帶（實心三角形為林帶之迎風型，空心三角形則為背風型）；圖中空心圓形為熱帶的榕楠森林帶（Chao *et al.*, 2010）。（A）欖仁溪樣區；（B）溪谷樣區；（C）樣帶。

（二） 物種保育策略評估

在物種的保育策略評估上，主要先判定物種是需要保育或持續評估，此部分以先前報告中之脆弱度評估為主，在參考物種之特稀有特性進行綜合評估。物種特有性依據臺灣植物誌第二版之資料判定；而在物種稀有性上，則依據臺灣植物紅皮書編輯委員會(2017)之資料進行判定。由於氣候變遷對不同物種影響不同，對部分物種是有害的，但也有物種受益於氣候變遷，因此評估時會依據長期監測資料中物種族群變化進行加權。

第二部分是是否有內外部避難所，此部分依照學會團隊的評估，與各物種是否僅分布於南仁山區，或是有分布到牡丹、壽卡或達人以北等資料依照Shoo *et al.* (2013)流程進行評估。

而物種之遷移速度是否能跟得上氣候變化的速度則有許多的爭議。Svenning and Skov (2007)指出森林物種的遷移速度受其種子傳播和樹木生長速度，以及受到天然屏障的限制。然而McLachlan *et al.* (2005)使用葉綠體DNA提出證據表明，在最後一次冰川末期（約10-20萬年前），美國山毛櫸(Fagus grandifolia)與紅楓(Acer rubrum)的遷移率比以前認為的慢得多。這結果顯示植物面對氣候變化的遷徙能力是有限的，即使是長距離的傳播物種。Lazarus and McGill (2014)的研究表示，早期研究顯示長距離種子傳播的機制使這些物種能夠快速遷移。然而依據物種遷徙模式(Models of species-front migration)結果表明，即使是具有長距離擴散能力的樹種，也無法跟上溫度梯度的未來空間變化，這模式尚不包括棲息地破碎效應。本研究則仍以種子型態來檢視其遷移速度。在遺傳多樣性上，則因為台灣此類研究較少，本研究盡量找尋文獻佐證此項資料，以提供保育策略。

因此，在南仁山物種初步保育策略評估如圖4.11，主要以現有之分布與族群資料進行評估，若有物種有較為完整的研究，則可參考Shoo *et al.* (2013)原先流程進行分析。

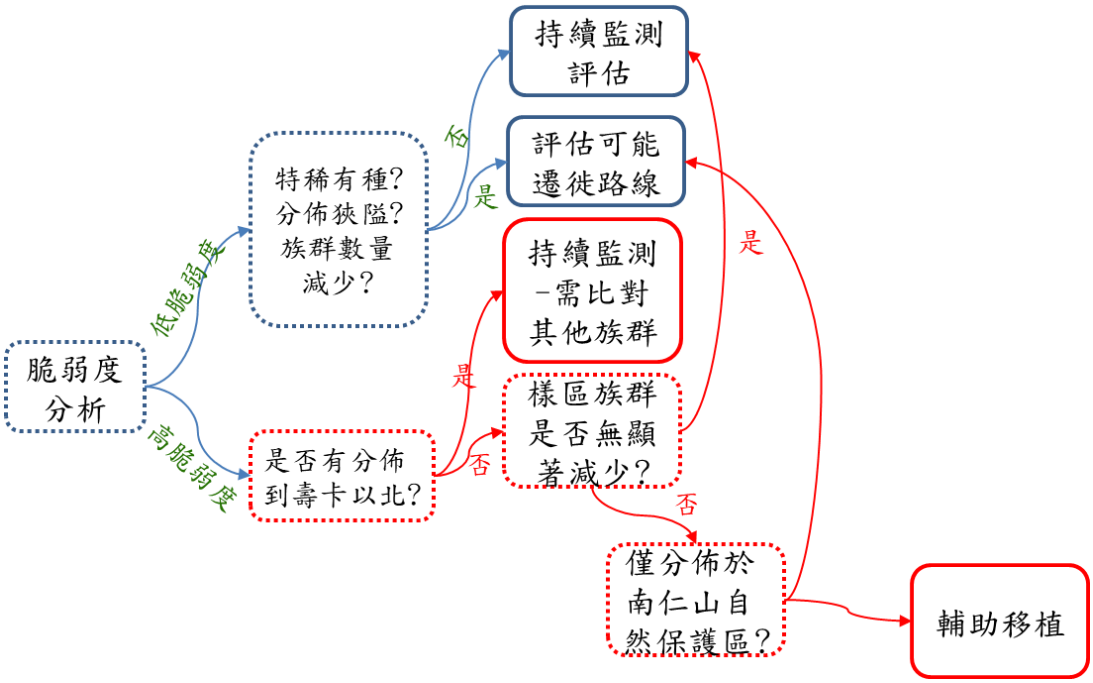


圖 4.11 南仁山森林動態樣區物種保育策略評估流程圖。

（三） 物種分布地是否受暖化衝擊

在物種分布與受暖化衝擊上，本研究參考學會團隊使用隨機森林(random forest)分類器所產生之植群變化來推估。而依據學會團隊之目前推估結果，生長於低地風衝長綠闊葉矮林，即本研究所指的迎風坡植群型於2035年只退縮到萬里德山稜線附近，而進一步的可能於2055年消失，因此若物種僅生存於此類植群型者，都須考慮其未來可存性。

（四） 槲櫟調查與其分布模式預測

1. 槲櫟植株調查

在槲櫟的調查部分，由於槲櫟本身分布較少且零散，因此2012年10月到2013年1月時每周規畫調查區域，以5-8人，每人距離5公尺進行全面性的調查，調查到地植株掛上有編號之鋁牌，以供之後再調查時確認植株之生長與存活變化。在此次全面性調查後，後續則每半年進行植株存活與生長監測，存活植株則測量其胸高直徑(DBH)，並於每半年監測時沿線尋

找有無新增植株。由於當年調查時的第四區(圖7)在砲彈射擊區，許多植株較為矮小，因此在本報告中，若植株高度超過50 cm，且胸高直徑(DBH)小於1 cm者，稱為小樹，而DBH≧1 cm之植株則稱為成樹。

2. 槲櫟小苗調查

小苗調查則起始於2015年春季調查樹木時，發現許多小苗存在，因小苗與成樹一樣分散，無法設立隨機或規則的小苗樣區調查，因此仍採用無樣區調查法，每株調查到的小苗於周邊土壤插入三隻竹筷，並繞以細紅線，以為將來監測用。小苗之編號為9碼，前4碼為發現年分，接續2碼為調查所在區(01 – 04)，最後3碼是該年發現小苗之流水號，由001開始編號。小苗於本報告之定義為自種子發芽到植株高度< 50 cm皆列為小苗，若有小苗經監測高度超過50 cm，則另外綁上號碼牌，列入小樹資料庫。

3. 槲櫟種子採集、層積與萌芽

槲櫟種子在2012年前新竹縣政府即委託民間業者協助採集繁殖，但先前所採集之槲櫟種子數量較少。本團隊於2013年監測時發現槲櫟有大量結果，因此開始進行種子採集與層積作業。種子採集時，將同一植株所產生之種子放入同一袋中，並標註母樹編號後，同一母樹編號之種子接下來即在同一個袋子中進行層積，若有母樹種子數量較多者，則分為數袋，但不會將不同母樹之種子同袋層積，以免混淆。層積到1月底，則對果實進行切刻促進萌芽後，將同一母樹之種子置入同一發芽盤中進行發芽，並在種子順利萌芽後置入5吋深盆，並於盆外以立可白寫上該植株之母樹編號，如此後續栽植時可以追蹤該植株由哪一株母樹所產生。在嘉義放置到3月，待植株高度至10-20 cm後，即將之送往新竹縣政府之關西苗圃進行後續照護。因此後續到出栽至各個地點時，皆有母樹編號之紀錄，以維持單一地點之遺傳多樣性。

4. 槲櫟適生地點評估與因應氣候變化之分布位置推估

此部分由學會團隊進行，主要方法為先利用GBIF資料庫，獲取中國、臺灣、日本的槲櫟現生分布點，而韓國資料則由tropicos資料庫抓取。在槲櫟不出現資料上，北界依據任良宰的WI index計算，訂出中國北方、北韓及日本北海道的分布北界，另外中國的不出現資料，加入中國植物誌上的分布圖以外的點，判定為不出現，最後根據植物誌記載，將中國、臺灣、日本、南北韓以外的區域，判定為不出現。

最後搭配ClimateAP產生現生氣候資料，再用隨機森林建立預測模式，以500公尺解析度預測槲櫟在臺灣的分布機率。得到的結果機率高於60%的地區標示於圖。

（五） 監測生育地之小苗調查方法

本計畫分別在南仁山樣帶、欖仁溪樣區與出風山設立小苗樣區，以監測生育地之小苗更新狀況。

1. 南仁山樣帶

本調查在南仁山樣帶上設置90個1 × 2 m^2的木本小苗樣方(圖4.12)。樣方初次設置於1995年(賴宜鈴，1996)，而2015年開始本研究維持20年前所設立之樣方，主要調查項目為樣方內的所有木本植物的小苗(胸高直徑 < 1 cm或苗長 < 1.3 m)，每株小苗會給予編號並辨識物種，並調查小苗的存活，每季調查一次。本研究至目前所調查次數共有9次，分別於2015年與2016年的2月、5月、9月與12月以及2017年的2月、9月與12月，2018年的2月、5月與9月進行調查。

2. 欖仁溪樣區

從欖仁溪樣區中選取橫跨不同生育地的東西向木本植物樣方，以系統取樣的方式進行設點，在木本植物樣方西南角設立2 × 1 m^2的小苗樣方，共15個小苗樣方。另從樣區中選取海拔梯度變化最大之南北向木本植物樣方，同樣以系統取樣設點，共成立11個小苗樣方，總計26個小苗樣方。調查時間在2015年為每季調查1次，分別為2015年1月、2015年5月、2015年9月、2016年1月；2016年6月、2016年7月、2016年8月、2016年11月、2016年12月；而2017-2018年則是每個月皆調查一次。

3. 出風山

本計畫在出風山有臺灣石櫟分布區設立 5 個 10 × 10 m^2 的樣方，並於每個樣方的四個角落設立 1 × 2 m^2 的小苗樣方，總計共 20 個小苗樣方。調查時間為 2017 年 1 月、7 月與 12 月，2018 年起每月皆會進行調查。

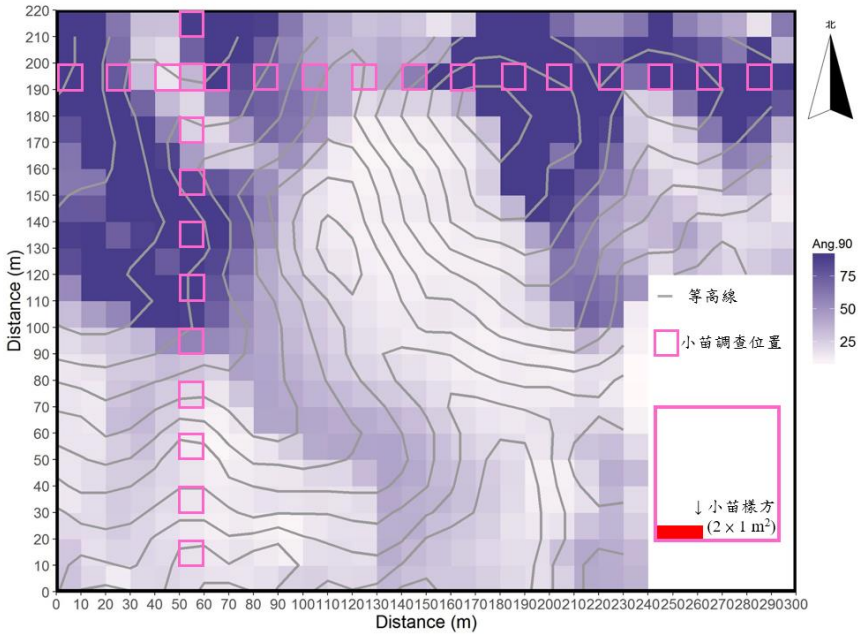


圖 4.12 南仁山欖仁溪樣區東北季風暴露度分布圖、等高線圖、小苗樣區位置圖。

三、結果與討論

本計畫結果在地點上因牽涉到新竹新豐的槲櫟族群，與南仁山區的欖仁溪樣區、南仁山樣帶與出風山，而各地點所進行之分析不一，因此結果呈現以各樣區為主要順序，再依照各個樣方於計畫內之研究分析分項說明。

（一） 南仁山區物種保育流程初判

本次探討物種中(附錄4.1)，台灣石櫟與南仁山柃木為判斷需要輔助移植之物種。主要原因為其分佈地非常狹隘，僅在南仁山區，其他地點並無分佈。且此兩物種均生長在迎風型生育地中，在進行遷徙時，會遭遇到棲地片斷化的情況。而此兩物種在樣區長期監測中，族群數量逐漸減少，因此在此次判定中認為此2物種需要有積極的作為，以利其物種永續生存。依據台臺灣植物紅皮書編輯委員會(2017)的結果顯示，臺灣石櫟被列為極危(CR)，而南仁山柃木列為近危(NT)，但因南仁山柃木僅分佈於南仁山生態保護區中。以Shoo *et al.*(2013)的決策流程，在步驟1中此物種是需要保育的。而步驟2中的內外部避難所中，內部避難所目前以南仁山區之回收檳榔園為主要考量，但此部分仍需國家公園

許可。外部避難所則依照學會團隊的模式，搭配東北季風的影響區域進行栽植地點選擇。

另外有唐杜鵑與台灣蕘花則需要恢復內部避難所。依據台灣植物紅皮書，唐杜鵑屬於近危(NT)，而台灣蕘花屬於無危(LC)。而此兩物種族群數量顯著減少，但在樣區孔隙生成處則有小苗產生。另外在壽卡地區，因台電人員維護鐵塔而經常性的除草，致使唐杜鵑於保修道路旁大量出現，因此若內部有可恢復的避難所則僅需要使光線進入即可使這兩種物種生存。但是因這兩種生存於南仁山生態保護區中，因此要多加考量可行策略。

而有細脈赤楠、松田氏冬青與華河瓊楠3種，本研究認為需要評估其可能遷徙路線，主要因為此3種僅分布於恆春半島到浸水營，這段遷徙路線大多為原生林，因此需要評估其可能路線後再考量策略，或是對於其遷徙路線進行監測，以了解遷徙狀況。

另外有綠樟與希蘭灰木等11種物種為需比對其他族群，主要為這些物種分布稍廣，自恆春到台東地區，甚至以北。因此雖然南仁山區族群數量減少，但若其他地方族群數量穩定或增加，則可列為持續監測；但若是其他地方族群亦減少，則需再次評估可行策略。

其他則視其於樣區族群變動概況，大多持續監測，只是再加上在樣區族群數量是穩定的或是增加，以供後續參考。要注意的是如奧氏虎皮楠，此物種於樣區數量大量減少，但是該物種廣布於台灣各地，因此僅需要持續評估即可。

而瓊崖海棠與小葉赤楠則於樣區族群數量有增減，但是因已被大量栽植，因此要注意到行道樹中母樹來源是否同一株?是否會影響到原生地點之遺傳多樣性則是需要注意的。

在物種保育上，Ahteensuu *et al.* (2015)認為可行的保育框架要建立在現行法律許可範圍進行，而南仁山位於生態保護區內，因此在進行保育策略時需要注意國家公園法的規範。而雖然此評估中每一物種均僅有一個決策，但是若是成本較低的物種，則可採用多種保育策略以避免物種滅絕(Ahteensuu *et al.* 2015)。

（二）南仁山保育急迫物種人為繁殖方式

由於氣候持續變化，因此及早整理並探討物種繁殖策略是重要的。由於先

前計畫成果中，南仁山之物種保育主要應以迎風生育地分布型物種為優先保育物種，配合上特稀有性，則主要依序為唐杜鵑，綠樟，臺灣蕘花，臺灣石櫟，假赤楊，灰莉，恆春石斑木，希蘭灰木，瓊崖海棠與欖仁舅等。這些物種中，除了本團隊進行之唐杜鵑，臺灣石櫟與希蘭灰木的保育策略外，其餘物種則需找尋文獻以利將來所需。

1. 唐杜鵑

唐杜鵑主要分布於金門，大屯山與南仁山。陳硯茹(2005)以 9 個 ISSR 引子檢視唐杜鵑臺灣南、北及金門三個地區之 8 個樣點 82 個個體之區別，結果顯示唐杜鵑可分為臺灣南部、北部及金門三大群，南部樣點又可再分為南仁山及欖仁溪與壽卡兩小群，南仁山與欖仁溪之間亦有較小程度的分化，在北部樣點間則無顯著遺傳分化。由於其在南部遺傳變異較高，因此在需更加考慮將來異地復育時，南部地點之植株是否可以種在一起，此須再深入了解其遺傳變異。在繁殖策略上，王昶升(2013)以不同光強度與光週期促進杜鵑種子之發芽，結果顯示在 3,200、1,400 與 700 lux 下唐杜鵑之發芽率可高達 85 %以上。顯示種子發芽上應不成問題。而廖宇賡與莊琬婷(2015)則是對金門原生之唐杜鵑進行了微體繁殖之研究，獲得不錯之成果。在物候上，本團隊於 10 月觀察到壽卡族群有一植株開花，以及產生不少花芽，11 月時則仍有不少花芽存在，而到 12 月調查時，已有許多蒴果存在。

本團隊目前於欖仁溪樣區採集到之蒴果中，取得 11 顆種子，最後有 7 顆發芽。這些發芽的小苗於 4-6 週後長成具有 6-10 片葉子的無菌苗，取小苗頂梢為培殖體，以 2ip 誘導多芽體發生。目前組培苗已有 5 個營養系，生長出來的組培苗已經超過 200 株。

2017 年 3 月於壽卡地區採到唐杜鵑種子，經播種，4-5 週後種子萌芽，移盆後實生苗共有 63 株。2018 年 01 月又採集獲得 SK 01、10 及 61 號三株母樹所結種實，經取出其種子後，已依照相同方法播種，待其發芽後得 SK01 有 25 株、SK10 為 43 株及 SK61 有 27 株。同年 8 月又於出風山採得 RCF06 唐杜鵑開裂蒴果一枚，取得種子 10 粒，目前已生長。

2. 臺灣石櫟

本團隊依照文獻資料、標本資料以及當地居民訪談，得知臺灣石櫟的

分布點，主要有出風山。本團隊目前已於出風山設立樣區以監測臺灣石櫟族群。

在文獻收集上主要為蔣鎮宇教授的國科會報告中，利用葉綠素 DNA 片段與 RAPD 指紋證據來探討臺灣石櫟與柳葉石櫟(*Pasania dodoniifolia*)之區別，由此兩證據均顯示兩者族群因選擇不同環境而致高度分化，最終形成種化。在其無性繁殖上，洪昆源等(2009)指出臺灣石櫟為難以發根物種之一，在選取 1-2 年生的枝條扦插，則只有 35 %發根。而在種子發芽率上，洪昆源等(2009)亦指出在水選後，以日溫 30℃與夜溫 20℃之交替處理下，其種子發芽率僅有 1 %，但若是先低溫層積 3 個月，在進行同上之處理方式，則發芽率可達 65 %。

本團隊於 2016 年年底與 2017 年 6 月與 9 月於欖仁溪樣區與出風山採集。以臺灣石櫟枝條的莖節作為培殖體，在採集後即浸泡 0.2%的安期-A 消毒液(Anti-A Solution)並以低溫運送至實驗室進行表面殺菌及建立無菌繁殖系統。目前進行到取根株萌蘖為材料進行表面殺菌，並以 2.22 μM BAP 誘導側芽生長。

在種子採集方面，先前已購買的種子進行試驗，採集後即去除總苞，於 4° C 的環境下進行濕冷層積 6 個月，之後去除種子外部，僅留下胚及子葉於水苔中使種子浸潤，期間溫度維持 21 ± 1°C，並以冷白螢光燈作為光源，光週期為 16/8 hr，待其下胚軸明顯伸出時將其移至珍珠石：蛭石：泥炭土=1:1:1 的介質中，並於溫室中待其上胚軸生長，期間以白熾燈泡延長自然光照週期，使每日有 20 h 光照期。

種子採集上 2017 年 9 月 29 日前往採集種子，卻發現出風山與欖仁溪樣區外之種子被大量採集，因此本團隊僅能找到殘存的 12 顆種子回實驗室進行冷層積。而本團隊於 2018 年 9 月請屏東林區管理處於出風山設立紅外線相機，目前並無拍到異常的人為活動，但是相機有被破壞的痕跡。2018 年種子近成熟後被松鼠啃食嚴重。

在種子繁殖上，2017 年底到 2018 年初總計有 32 粒種子，這些種子均置入濕水苔以黑暗及 4°C 低溫環境進行層積，並於 2018 年 02-04 月將其種殼剝除，檢查種子發育狀態。在 32 粒種子中，有 14 個空粒與 17 粒實粒，另有一粒果實有蟲子跑出來。將實粒置入生長箱進行變溫處理(日溫 25°C/夜溫 15°C，12/12 h)以促進發芽。目前有 2 粒發芽，其餘均爛掉死亡。

為了搶在人為採集與松鼠危害前搶救果實，因此本團隊採用胚救援操作，主要在有深度休眠特性的種子尚未發育完成時(休眠機制尚為形成時)，即將胚從種子中取出置於培養基中培養，以避過敗育或休眠之生理性狀。本研究於 2018 年 8 月於欖仁溪採取臺灣石櫟 20 粒未成熟橡實進行試驗，於實驗室中剝除其綠色硬殼並縱剖之，檢視各橡實中種子發育進度，觀察到此時發育中的種子長度皆未超過 5.0 mm，外層由綠色薄膜包覆，再切開種子後以解剖顯微鏡輔助搜尋，並未見到發育中的胚。目前僅能將種子從橡實中分離出來後，以表面殺菌過程處理後，以無菌播種方式整粒培養在 1/2 MS 培養基中觀察其變化。

在扦插上，臺灣石櫟之扦插持續在 2017 年 10 月及 2018 年 1 月與 10-11 月進行，從出風山採集到六個營養系，每營養系 15-30 支穗條，進行扦插處理之後，目前已有扦插苗 CF 001(4 株)、CF 014(1 株)及 CF 020(2 株)建立，但自扦插長槽移入軟盆中培養至今，新葉伸展緩慢，部分則尚未有新葉萌生。

3. 希蘭灰木

希蘭灰木分布於屏東楓港溪以及台東大武以南地區，以滿州鄉(包含南仁山)地區為其主要分布地點。在郭耀綸(2009)對於希蘭灰木的物候觀察中，認為該物種每年在 1 至 4 月間會結果，但其所附之表格中顯示該種之結果期較為混亂，基本上全年都有可能結果。因此本團隊於每月均前往察看結果狀況，待有成熟果，即記下母樹編號並採集，以利進行種子發芽。在種子發芽相關研究中，目前並未看到有此類研究，而在無性繁殖上簡慶德(2001)的研究指出，希蘭灰木扦插發根率依不同母株，在老佛山採集為 38.6 - 78.6 ％；欖仁溪採集之發根率為 19.5 - 21 ％。因此，若種子繁殖不易，則此物種可以扦插進行繁殖。

在希蘭灰木的光合生理上，郭耀綸與陳瑄培(2005)的研究指出，本物種其特性為耐蔭樹種，且冬季在較低溫環境下光合效率較佳，此為將來選取異地復育之參考資料。

南仁山區的希蘭灰木果實於 2017 年 9 月中大量落果，因此僅採到一個熟果，2018 年時已於 7 月初進行採集部分成熟種子。而在扦插繁殖上，已於 2017 年 9 月份開始至出風山與欖仁溪樣區進行枝條採集，已經開始進行

繁殖研究，目前初步成果中，希蘭灰木之扦插苗以幼樹成效為佳，成樹則成功率較低。

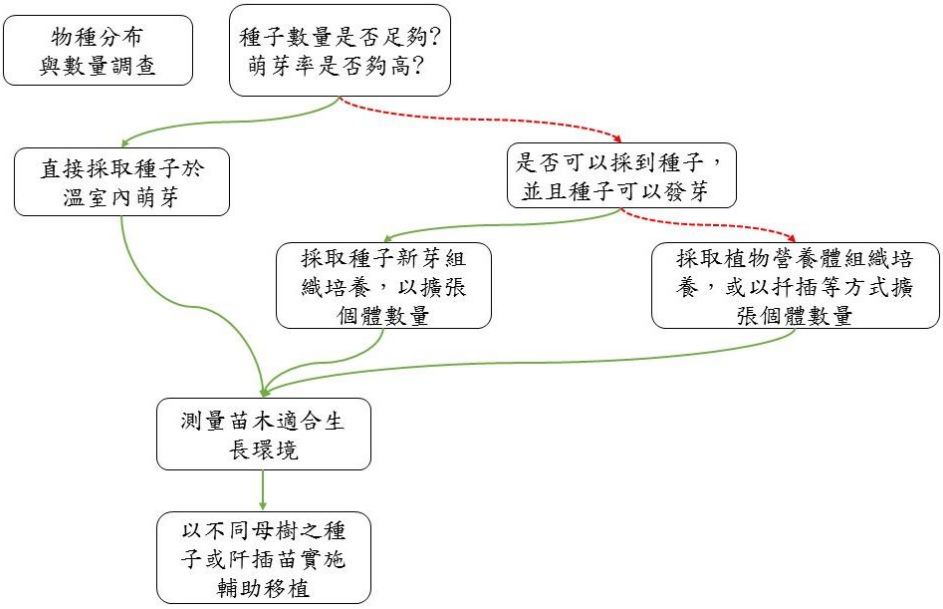


圖 4.13 指標物種繁殖策略之選取流程。

綜合以上結果，本團隊將可行之繁殖策略彙整於圖 4.13，若能採集到足夠數量且發芽率高之種子，則直接以種子繁殖，依照文獻，槲櫟，唐杜鵑可能以此途徑進行；臺灣石櫟則因為植株數量少，種子稀少且萌芽不易，因此可能要進行種子芽的組織培養或是阡插法，以擴張族群數量。至於希蘭灰木，視種子採集與發芽狀況，再選取策略。

（三） 南仁山小苗監測

1. 欖仁溪樣區小苗監測

欖仁溪木本小苗自 2015 年 1 月至 2018 年 10 月間共進行 31 次調查，調查期間共記錄到 28 科 47 屬 61 種 742 株的小苗。三年調查期間有超過 50 株小苗的物種僅有九節木(106 株)、華河瓊楠(53 株)、臺灣八角(52 株)與小葉赤楠(52 株)，其中以九節木佔所有植株數量中的最高比例(14.29 %)，而其次的華河瓊楠、臺灣八角與小葉赤楠約占總株數的 7%，再者鵝掌柴、野牡丹、南仁五月茶、雨傘仔與日本賽衛矛目前調查到 44-35 株，所佔之

比例約為 5.9-4.7%，其餘各物種之植株數量所佔全部物種之比例不到 4 %，目前統計植株數量前九名的物種，其植株數量已佔全部小苗約 61.73 %(表 4.1)。欖仁溪樣區小苗在這 3 年的調查中植株死亡數量較低，可能因為東北季風影響，導致種子萌芽不易，但只要能萌芽即可以存活；而 2018 年 5-6 月的新增植株較多，主要是因為將鵝掌柴僅有兩片子葉的小苗也記錄，但此種僅有子葉的小苗其數量雖多，可是其存活率極低。而在 2015 年 1 月份第一次調查的老苗組成中，則是以臺灣八角數量最多，佔總量的 10.70 %，其次是雨傘仔(9.23 %)，再者是華河瓊楠佔總量 8.12 %，第四名則是日本賽衛矛(7.75 %)，第五名為野牡丹與九節木並列，其皆佔總量 6.27 %，小葉木犀與南仁五月茶各別佔總量之 4.80 %與 4.06 %，其餘物種所調查到的數量皆不到 3 %，目前累計數量最多前 10 名之物種小苗其佔全部小苗比例約 36.5% (表 4.2)。

調查至今仍有 44 種的小苗植株數量不到 10 株，包含本計畫重要物種希蘭灰木與唐杜鵑等，而臺灣石櫟則仍無小苗出現。而全部的 61 種小苗中，有 15 種的小苗為臺灣特有種，包含臺灣八角(52 株)、雨傘仔(37 株)、南仁五月茶(37 株)、臺灣蕘花(18 株)、南仁山柃木(14 株)、香楠(12 株)、細脈赤楠(9 株)、南仁新木薑子(6 株)、小葉樟(5 株)、疏花紫珠(4 株)、錐果櫟(3 株)、恆春石斑木(2 株)、希蘭灰木(2 株)、高士佛紫金牛(2 株)、與小葉白筆(1 株)。而樣區小苗物種的受害風險程度中，依據 2017 年的臺灣維管束植物紅皮書名錄索引，欖仁溪小苗受害風險程度最高的等級為瀕危等級(EN)，屬於這等級的物種有大葉羅漢松與竹柏，目前所調查的小苗數量分別為 12 株與 7 株；其次屬於易危等級(VU)的物種有小葉樟(5 株)、希蘭灰木(2 株)、南仁新木薑子(6 株)與高士佛紫金牛(2 株)；而南仁山柃木(14 株)、南仁五月茶(37 株)、唐杜鵑(1 株)、疏花紫珠(4 株)和賽赤楠(18 株)是屬於低風險物種中的近危等級(NT)；其他有 49 種物種目前是屬於無危等級(LC)，如華河瓊楠、十子木與武威新木薑子；另外，細脈赤楠因數據缺乏(DD)，故目前無法評斷其生存是否受到威脅。欖仁溪僅發現兩株希蘭灰木，皆屬於老苗，皆於 201501 調查即發現，至 2018 年 10 月皆存活(46 個月)；而唐杜鵑調查到更新苗，僅發現一株且僅存活 10 個月即死亡(2015 年 09 月到 2016 年 06 月)。

表4.1 欖仁溪小苗監測樣區所有出現過之物種之植株數量與比例表。

物種	學名	株數	百分比(%)
九節木	*Psychotria rubra*	106	14.29
華河瓊楠	*Beilschmiedia tsangii*	53	7.14
小葉赤楠	*Syzygium buxifolium*	52	7.01
台灣八角	*Illicium arborescens*	52	7.01
鵝掌柴	*Schefflera octophylla*	44	5.93
野牡丹	*Melastoma candidum*	42	5.66
雨傘仔	*Ardisia cornudentata*	37	4.99
南仁五月茶	*Antidesma hiiranense*	37	4.99
日本賽衛矛	*Microtropis japonica*	35	4.72
小葉木犀	*Osmanthus marginatus*	29	3.91
蟲屎	*Melanolepis multiglandulosa*	23	3.10
台灣蕘花	*Wikstroemia taiwanensis*	18	2.43
賽赤楠	*Acmena acuminatissima*	18	2.43
南仁山柃木	*Eurya nitida* var. *nanjenshanensis*	14	1.89
大葉羅漢松	*Podocarpus macrophyllus*	12	1.62
香楠	*Machilus zuihoensis*	12	1.62
長尾尖葉櫧	*Castanopsis cuspidata* var. *carlesii*	11	1.48
細脈赤楠	*Syzygium euphlebium*	9	1.21
革葉冬青	*Ilex cochinchinensis*	8	1.08
奧氏虎皮楠	*Daphniphyllum glaucescens* ssp. *oldhamii*	8	1.08
銳脈木薑子	*Litsea acutivena*	8	1.08
竹柏	*Nageia nagi*	7	0.94
福木	*Garcinia multiflora*	7	0.94
小葉樹杞	*Ardisia quinquegona*	6	0.81
毛雞屎樹	*Lasianthus cyanocarpus*	6	0.81
狗骨仔	*Tricalysia dubia*	6	0.81
南仁新木薑子	*Neolitsea hiiranensis*	6	0.81
香葉樹	*Lindera communis*	6	0.81
小葉樟	*Cinnamomum brevipedunculatum*	5	0.67
武威新木薑子	*Neolitsea buisanensis*	4	0.54
捲斗櫟	*Cyclobalanopsis pachyloma*	4	0.54
疏花紫珠	*Callicarpa remotiflora*	4	0.54
瓊楠	*Beilschmiedia erythrophloia*	4	0.54

表4.1 欖仁溪小苗監測樣區所有出現過之物種之植株數量與比例表。(續)

物種	*學名*	株數	百分比(%)
大青	*Clerodendrum cyrtophyllum*	3	0.40
黑星櫻	*Prunus phaeosticta*	3	0.40
圓葉雞屎樹	*Lasianthus wallichii*	3	0.40
錐果櫟	*Cyclobalanopsis longinux*	3	0.40
大明橘	*Myrsine seguinii*	2	0.27
大香葉樹	*Lindera megaphylla*	2	0.27
大頭茶	*Gordonia axillaris*	2	0.27
文山雞屎樹	*Lasianthus bunzanensis*	2	0.27
白匏子	*Mallotus paniculatus*	2	0.27
希蘭灰木	*Symplocos shilanensis*	2	0.27
杜英	*Elaeocarpus sylvestris*	2	0.27
恆春石斑木	*Rhaphiolepis indica* var. *shilanensis*	2	0.27
烏來冬青	*Ilex uraiensis*	2	0.27
高士佛紫金牛	*Ardisia kusukuensis*	2	0.27
短尾葉石櫟	*Pasania harlandii*	2	0.27
楊桐葉灰木	*Symplocos congesta*	2	0.27
領垂豆	*Archidendron lucidum*	2	0.27
十子木	*Decaspermum gracilentum*	1	0.13
大里力灰木	*Symplocos acuminata*	1	0.13
小葉白筆	*Symplocos modesta*	1	0.13
天仙果	*Ficus formosana*	1	0.13
血桐	*Macaranga tanarius*	1	0.13
刺杜密	*Bridelia balansae*	1	0.13
唐杜鵑	*Rhododendron simsii*	1	0.13
桃葉珊瑚	*Aucuba chinensis*	1	0.13
黃杞	*Engelhardia roxburghiana*	1	0.13
樹杞	*Ardisia sieboldii*	1	0.13
藤胡頹子	*Elaeagnus glabra*	1	0.13
總計		742	100.00

表4.2 欖仁溪小苗監測樣區2015年1月所調查之老苗植株數量與比例表。

物種	學名	株數	百分比(%)
台灣八角	*Illicium arborescens*	29	10.70
雨傘仔	*Ardisia cornudentata*	25	9.23
華河瓊楠	*Beilschmiedia tsangii*	22	8.12
日本賽衛矛	*Microtropis japonica*	21	7.75
九節木	*Psychotria rubra*	17	6.27
野牡丹	*Melastoma candidum*	17	6.27
小葉木犀	*Osmanthus marginatus*	13	4.80
南仁五月茶	*Antidesma hiiranense*	11	4.06
小葉赤楠	*Syzygium buxifolium*	7	2.58
銳脈木薑子	*Litsea acutivena*	7	2.58
小葉樹杞	*Ardisia quinquegona*	6	2.21
長尾尖葉櫧	*Castanopsis cuspidata* var. *carlesii*	6	2.21
小葉樟	*Cinnamomum brevipedunculatum*	5	1.85
狗骨仔	*Tricalysia dubia*	5	1.85
南仁新木薑子	*Neolitsea hiiranensis*	5	1.85
革葉冬青	*Ilex cochinchinensis*	5	1.85
大葉羅漢松	*Podocarpus macrophyllus*	4	1.48
香楠	*Machilus zuihoensis*	4	1.48
細脈赤楠	*Syzygium euphlebium*	4	1.48
菲島福木	*Garcinia subelliptica*	4	1.48
奧氏虎皮楠	*Daphniphyllum glaucescens* ssp. *oldhamii*	4	1.48
台灣蕘花	*Wikstroemia taiwanensis*	3	1.11
竹柏	*Nageia nagi*	3	1.11
黑星櫻	*Prunus phaeosticta*	3	1.11
大明橘	*Myrsine seguinii*	2	0.74
大香葉樹	*Lindera megaphylla*	2	0.74
文山雞屎樹	*Lasianthus bunzanensis*	2	0.74
毛雞屎樹	*Lasianthus cyanocarpus*	2	0.74
希蘭灰木	*Symplocos shilanensis*	2	0.74
杜英	*Elaeocarpus sylvestris*	2	0.74
武威新木薑子	*Neolitsea buisanensis*	2	0.74
南仁山柃木	*Eurya nitida* var. *nanjenshanensis*	2	0.74
烏來冬青	*Ilex uraiensis*	2	0.74

表4.2 欖仁溪小苗監測樣區2015年1月所調查之老苗植株數量與比例表。(續)

物種	學名	株數	百分比(%)
高士佛紫金牛	*Ardisia kusukuensis*	2	0.74
疏花紫珠	*Callicarpa remotiflora*	2	0.74
圓葉雞屎樹	*Lasianthus wallichii*	2	0.74
楊桐葉灰木	*Symplocos congesta*	2	0.74
錐果櫟	*Cyclobalanopsis longinux*	2	0.74
賽赤楠	*Acmena acuminatissima*	2	0.74
瓊楠	*Beilschmiedia erythrophloia*	2	0.74
十子木	*Decaspermum gracilentum*	1	0.37
大里力灰木	*Symplocos acuminata*	1	0.37
刺杜密	*Bridelia balansae*	1	0.37
捲斗櫟	*Cyclobalanopsis pachyloma*	1	0.37
短尾葉石櫟	*Pasania harlandii*	1	0.37
黃杞	*Engelhardia roxburghiana*	1	0.37
樹杞	*Ardisia sieboldii*	1	0.37
鵝掌柴	*Schefflera octophylla*	1	0.37
藤胡頹子	*Elaeagnus glabra*	1	0.37
總計		271	100.00

2. 南仁山樣帶小苗監測

南仁山樣帶小苗從 1995 年 1 月開始設立樣區並進行每月調查，直至 1997 年 3 月共進行 27 次調查，共計調查到 32 科 52 屬 79 種小苗，其中有 23 種為台灣特有種：大葉楠、小葉白筆、山香圓、台灣八角、台灣梭羅樹、台灣蕘花、交力坪鐵色、希蘭灰木、雨傘仔、南仁五月茶、南仁新木薑子、恒春楨楠、香楠、狹瓣八仙花、高士佛赤楠、高士佛紫金牛、疏花紫珠、疏齒紫珠、細脈赤楠、猴歡喜、蓮花池山龍眼、台灣烏心石和早田氏柃木。小苗植株數量共 7,567 株，大戟科的茄苳為調查到數量最多的物種，數量高達 1,003 株，占所有調查植株數量的 17.39 % (圖 4.14)，其於 1995 年 1 月初次調查新增小苗數量 111 株，而相隔兩年的 1997 年 1 月新增小苗數量高達 726 株；而數量其次是豬腳楠 763 株(13.23 %)，鵝掌柴 702 株(12.17 %)，豬腳楠在 1995 年 6 月與 7 月分別各新增 337 株與 103 株小苗，而鵝掌柴在 1995 年 2 月、1996 年 1 月、1996 年 12 月與 1997 年 1 月單月皆新增高過 80 株小苗；銳脈木薑子則是數量第四多的物種，其共計調查到 551 株(9.55 %)，

其在 1995 年 1 月與 1996 年 5 月各別新增 172 株與 241 株；再者是九節木共計調查到 382 株(6.62 %)；大葉楠、桃葉珊瑚、交力坪鐵色與石苓舅則調查到 200-260 株，革葉冬青、山香圓、樹杞和瓊楠則是數量介於 110-170 株的物種，其餘 66 種物種之植株數量皆少於 100 株，其中有 43 種的物種之植株數量不超過 10 株。

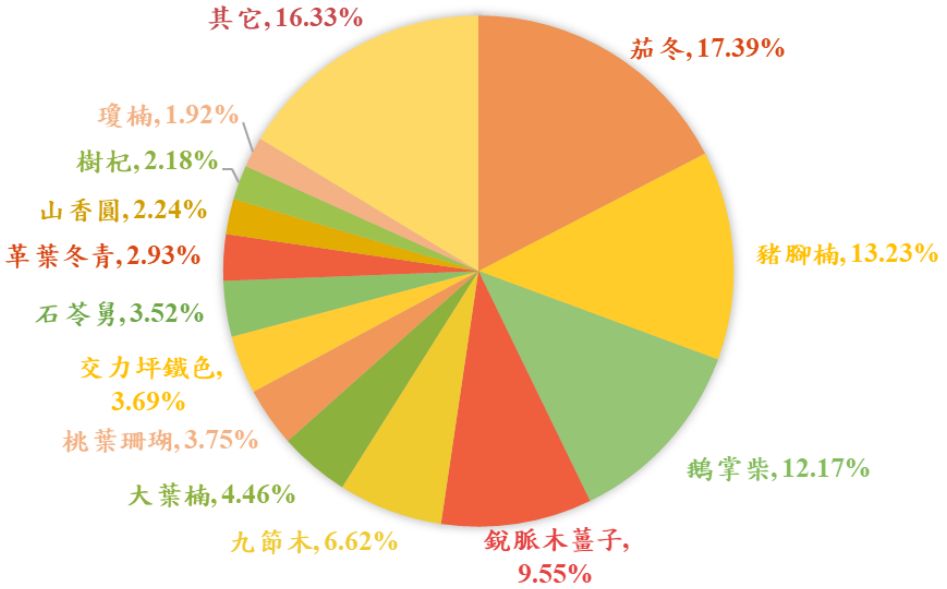


圖 4.14 1995-1997 年樣帶小苗樣區之主要組成物種比例圖。

本研究從 2015 年 2 月至 2018 年 9 月共進行 13 次調查，共計調查到 27 科 49 屬 71 種小苗，台灣特有種共計有 20 種：大葉楠、小葉白筆、山香圓、台灣八角、交力坪鐵色、雨傘仔、南仁五月茶、南仁新木薑子、屏東木薑子、恆春紅豆樹、恒春楨楠、香楠、高士佛赤楠、高士佛紫金牛、疏花紫珠、疏齒紫珠、猴歡喜、蓮花池山龍眼、台灣烏心石和錐果櫟。小苗植株數量共 1,668 株，其中以大戟科的交力坪鐵色調查到的數量最多，共計 202 株，佔全部有調查到的小苗數量的 12.11 %，其次是五加科的鵝掌柴，共計調查到 146 株(8.75 %) (表 4.3)，但其中有 123 株是僅有子葉的小苗，其苗高大約 2-3 cm，此種小苗其存活率極低，若是其有長出初生葉則存活機率會較高，而山茱萸科的桃葉珊瑚數量為第三的物種，共有 136 株(8.15 %)，再者是 130 株的香楠(7.79 %)，而九節木與革葉冬青皆各有 113 株(6.77 %)與 106 株(6.35 %)，以上 6 個物種為目前調查數量超過 100 株的小苗物種，茄冬、樹杞、賽赤楠與香葉樹所調查到的植株數量約為 58-77 株，其餘的 62 種物種之植株數量目前皆少於 50 株，其中有 45 種物種植株數量不到 10 株。而在 2015-2018 年的調查期間中，有 39 株小苗之 DBH 已經超過 1 cm；

其中 17 株小苗為 1995 年以前即已經存活之植株，至今存活超過 20 年；而有 10 株小苗則為 1995-1996 年調查新增之小苗，存活到本研究調查長成大樹；另外有 9 株小苗是在這未調查的 20 年間所新增長的，而有 3 株大青小苗為本研究調查時萌芽成長，並於數個月成長後其 DBH > 1 cm。

若依據 2017 年的台灣維管束植物紅皮書名錄索引，1995-1997 年的樣帶木本小苗易受害風險程度最高等級為瀕危等級(EN)，唯有白果雞屎樹是屬於此等級，其僅有 7 株；而屬於易危等級(VU)的小苗，目前共調查到 3 種物種是歸類於此：希蘭灰木(2 株)、南仁山新木薑子(12 株)與高士佛紫金牛(2 株)；而台灣梭羅木(1 株)、南仁五月茶(28 株)、高士佛赤楠(63 株)、疏花紫珠(5 株)目前是處於接近受威脅等級(NT)；其餘 69 種物種是屬於無危等級(LC)，如目前調查數量較多的茄苳、豬腳楠與鵝掌柴等；另外，交力坪鐵色(213 株)與細脈赤楠(5 株)因為目前資料不充足，故無法歸類為何種程度的受易害等級(DD)。而 2015-2018 年的樣區小苗物種的受害風險程度中，依據 2017 年的台灣維管束植物紅皮書名錄索引，樣帶木本小苗易受害風險程度最高等級為易危等級(VU)，目前共調查到 3 種小苗是歸類於此：南仁山新木薑子(13 株)、南仁雞屎樹(4 株)、高士佛紫金牛(16 株)與恆春紅豆樹(30 株)；而南仁五月茶(39 株)、高士佛赤楠(29 株)、疏花紫珠(5 株)與賽赤楠(63 株)目前是處於接近受威脅等級(NT)；其餘 62 種物種是屬於無危等級(LC)，如目前調查數量較多的桃葉珊瑚、革葉冬青與九節木等；另外，交力坪鐵色因為目前資料不足，故無法歸類為何種程度的受易害等級(DD)(表 4.4)。

表 4.3 2015-2018 年樣帶小苗樣區之物種植株數量組成與比例。

物種	學名	株數	百分比(%)
交力坪鐵色	*Drypetes karapinensis*	202	12.11
鵝掌柴	*Schefflera octophylla*	146	8.75
桃葉珊瑚	*Aucuba chinensis*	136	8.15
香楠	*Machilus zuihoensis*	130	7.79
九節木	*Psychotria rubra*	113	6.77
革葉冬青	*Ilex cochinchinensis*	106	6.35
茄冬	*Bischofia javanica*	77	4.62
樹杞	*Ardisia sieboldii*	68	4.08
賽赤楠	*Acmena acuminatissima*	63	3.78
香葉樹	*Lindera communis*	58	3.48
南仁五月茶	*Antidesma hiiranense*	39	2.34
瓊楠	*Beilschmiedia erythrophloia*	39	2.34
山龍眼	*Helicia formosana*	33	1.98
石苓舅	*Glycosmis citrifolia*	32	1.92
疏齒紫珠	*Callicarpa remotiserrulata*	32	1.92
野牡丹	*Melastoma candidum*	31	1.86
恆春紅豆樹	*Ormosia hengchuniana*	30	1.80
高士佛赤楠	*Syzygium kusukusense*	29	1.74
華河瓊楠	*Beilschmiedia tsangii*	28	1.68
豬母乳	*Ficus fistulosa*	20	1.20
恒春楨楠	*Machilus obovatifolia*	18	1.08
高士佛紫金牛	*Ardisia kusukuensis*	16	0.96
小葉木犀	*Osmanthus marginatus*	15	0.90
華八仙	*Hydrangea chinensis*	14	0.84
大青	*Clerodendrum cyrtophyllum*	13	0.78
南仁新木薑子	*Neolitsea hiiranensis*	13	0.78
大葉樹蘭	*Aglaia elliptifolia*	10	0.60
山刈葉	*Melicope semecarpifolia*	8	0.48
日本賽衛矛	*Microtropis japonica*	8	0.48
水冬瓜	*Saurauia tristyla var. oldhamii*	8	0.48
圓葉雞屎樹	*Lasianthus wallichii*	8	0.48
銳脈木薑子	*Litsea acutivena*	8	0.48
白匏子	*Mallotus paniculatus*	7	0.42
大葉楠	*Machilus japonica var. kusanoi*	6	0.36
台灣烏心石	*Michelia compressa var. formosana*	6	0.36
猴歡喜	*Sloanea formosana*	6	0.36

表 4.3 2015-2018 年樣帶小苗樣區之物種植株數量組成與比例。(續)

物種	學名	株數	百分比(%)
山香圓	*Turpinia formosana*	5	0.30
天仙果	*Ficus formosana*	5	0.30
台灣山桂花	*Maesa perlaria* var. *formosana*	5	0.30
倒卵葉冬青	*Ilex maximowicziana*	5	0.30
疏花紫珠	*Callicarpa remotiflora*	5	0.30
土楠	*Cryptocarya concinna*	4	0.24
棲蘭山雞屎樹	*Lasianthus hiiranensis*	4	0.24
賊仔樹	*Tetradium glabrifolium*	4	0.24
蓮花池山龍眼	*Helicia rengetiensis*	4	0.24
錫蘭饅頭果	*Glochidion zeylanicum*	4	0.24
頷垂豆	*Archidendron lucidum*	4	0.24
三葉山香圓	*Turpinia ternata*	3	0.18
台灣八角	*Illicium arborescens*	3	0.18
刺杜密	*Bridelia balansae*	3	0.18
武威新木薑子	*Neolitsea buisanensis*	3	0.18
台灣雞屎樹	*Lasianthus formosensis*	2	0.12
長尾尖葉櫧	*Castanopsis cuspidata* var. *carlesii*	2	0.12
雨傘仔	*Ardisia cornudentata*	2	0.12
屏東木薑子	*Litsea akoensis*	2	0.12
紅果椌木	*Dysoxylum hongkongense*	2	0.12
琉球雞屎樹	*Lasianthus fordii*	2	0.12
奧氏虎皮楠	*Daphniphyllum glaucescens* ssp. *oldhamii*	2	0.12
豬腳楠	*Machilus thunbergii*	2	0.12
蟲屎	*Melanolepis multiglandulosa*	2	0.12
雞屎樹	*Lasianthus obliquinervis*	2	0.12
大明橘	*Myrsine seguinii*	1	0.06
小葉白筆	*Symplocos modesta*	1	0.06
水金京	*Wendlandia formosana*	1	0.06
白果雞屎樹	*Lasianthus chinensis*	1	0.06
厚殼桂	*Cryptocarya chinensis*	1	0.06
咬人狗	*Dendrocnide meyeniana*	1	0.06
捲斗櫟	*Cyclobalanopsis pachyloma*	1	0.06
菲律賓饅頭果	*Glochidion philippicum*	1	0.06
楊桐葉灰木	*Symplocos congesta*	1	0.06
錐果櫟	*Cyclobalanopsis longinux*	1	0.06
鐵冬青	*Ilex rotunda*	1	0.06
總計		1,668	100.00

表 4.4 南仁山樣帶小苗監測樣區之易受害等級。

易受害等級	1995-1997 年	2015-2018 年
極危(CR)	無	無
瀕危(EN)	白果雞屎樹木(7 株)	無
易危(VU)	**南仁山新木薑子(12 株)** **高士佛紫金牛(2 株)** 希蘭灰木(2 株)	**南仁山新木薑子(13 株)** **高士佛紫金牛(16 株)** 南仁雞屎樹(4 株) 恆春紅豆樹(30 株)
接近受脅(NT)	**高士佛赤楠(63 株)** **南仁五月茶(28 株)** **疏花紫珠(5 株)** 台灣梭羅木(1 株)	**高士佛赤楠(29 株)** **南仁五月茶(36 株)** **疏花紫珠(5 株)** 賽赤楠(63 株)
暫無危機(LC)	69 種	62 種
資料缺乏(DD)	**交力坪鐵色(213 株)** 細脈赤楠(5 株)	**交力坪鐵色(202 株)**

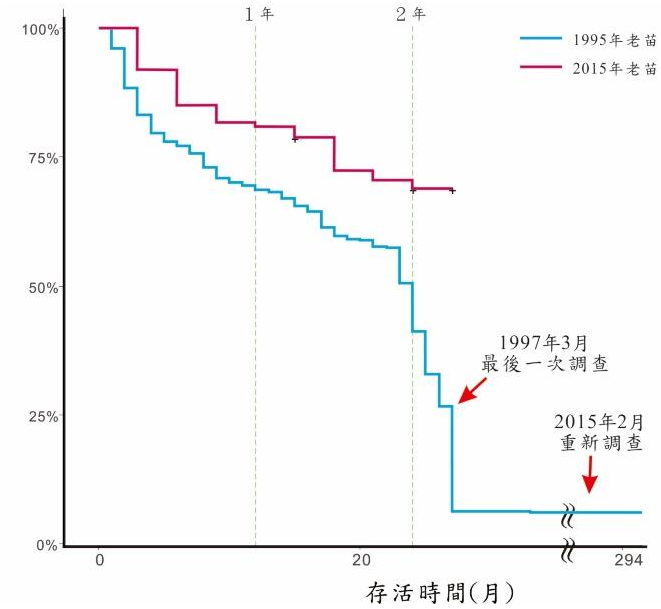


圖 4.15 1995 年與 2015 年第一次小苗調查之老苗存活曲線。

不同年份調查之更新苗存活曲線圖顯示於圖 4.15，1995-1996 年之更新苗經過一個月後其存活率為 82%，3 個月後其存活率降至 58%，而當小苗存活 4 個月後其存活率僅存 50%，9 個月後存活率僅存 40%，且其存活率趨於平穩。而 2015-2017 年調查之更新苗於 3 個月後有 87%的小苗能存活，1 年後其存活率降至 67%，21 個月後僅有一半的小苗能存活 (圖 4.16)。

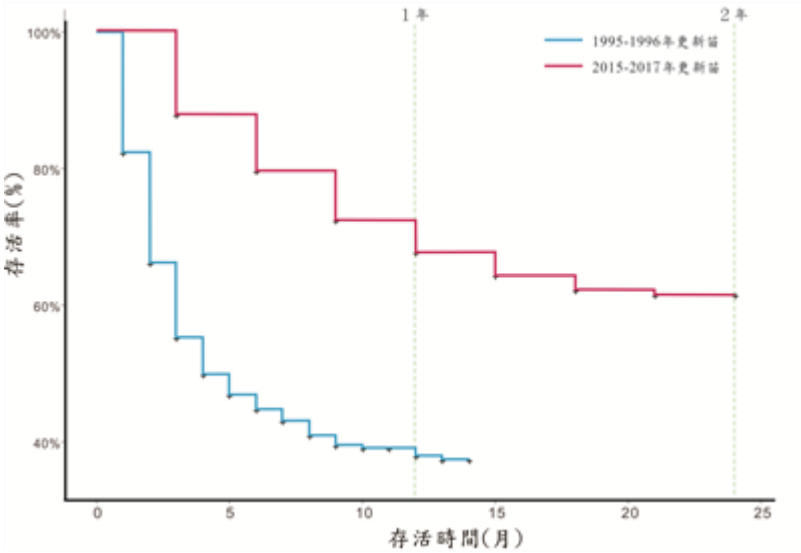


圖 4.16 1995 年與 2015 年兩次不同期間調查之更新苗存活曲線。

而在 2015 年與 2016 年不同年份的更新苗存活分析中，兩個年份之更新苗於 3 個月後的存活比率相近；經過 6 個月後，2015 年的更新苗之存活率還高於 80%，但 2016 年的更新苗之存活率已低於 80%；經過 9 個月後，2015 年更新苗之存活率約為 80%，而 2016 年更新苗之存活率約為 70%；而 2015 年更新苗經過 21 個月後之存活率與 2016 年更新苗在經過 15 個月後之存活率皆近乎 60% (圖 4.17)。

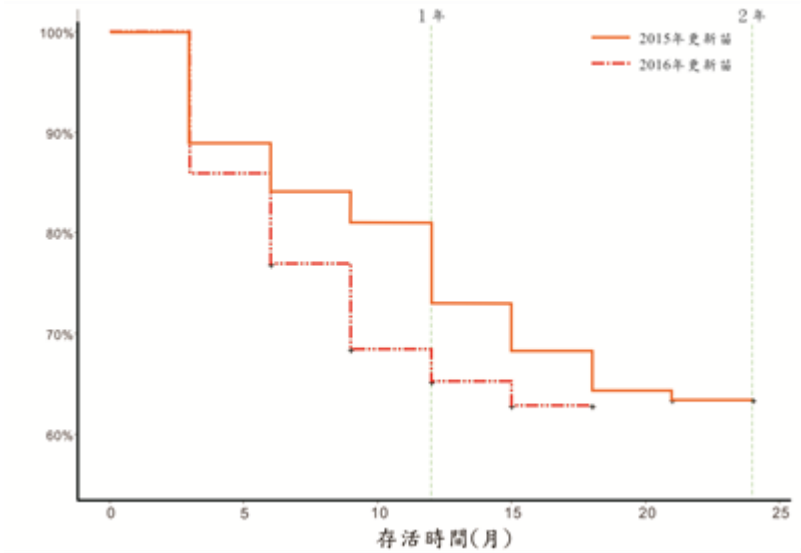


圖 4.17 本研究(2015-2016)之更新苗存活曲線。

3. 出風山小苗監測

出風山 2017 年起至 2018 年 10 月共進行 13 次木本小苗調查，共計有 19 科 26 屬 30 種 304 株，其小苗存活率高，每次調查所發現的死亡植株皆少於 10 株，其中以鵝掌柴調查到的數量最多，目前共調查到 77 株，其中 65 株是僅有子葉的小苗植株，其數量多但存活率極低，僅有 9 株是除了子葉外還有初生葉，有初生葉的江某比僅有子葉的江某存活率較高，特有種-雨傘仔調查到植株數量次之，總共調查到 54 株小苗，而九節木共調查 19 株，而其餘的 27 種小苗目前皆調查到少於 20 株，其中有 7 種小苗調查數量高於 10 株，小葉木犀(14 株)、日本賽衛矛(13 株)、香楠(13 株)、台灣八角(13 株)、高士佛紫金牛(12 株)、與革葉冬青(12 株)與台灣蕘花(10 株)，有 5 種小苗僅調查到 1 株，如大頭茶、樹杞、長尾尖葉櫧、希蘭灰木與嶺南椆(表 4.5)。而全部 29 種小苗中有 11 種的小苗為臺灣特有種(台灣八角、台灣石櫟、台灣蕘花、希蘭灰木、雨傘仔、南仁山柃木、南仁五月茶、恒春楨楠、香楠、高士佛紫金牛、淡綠葉衛矛)。根據 2017 年臺灣維管束植物紅皮書名錄索引中，以臺灣石櫟為出風山所有小苗中受風險最高的物種，目前被列為極危等級(CR)，目前僅調查到 2 株小苗；受風險等級第二高的則是淡綠葉衛矛，被列為瀕危等級(EN)，目前僅調查到 4 株，初次調查(2017 年 1 月)即調查到 4 株，2017 年 12 月有 1 株死亡，至 2018 年 10 月尚有 3 株存活；而屬於易危等級(VU)的物種有兩種：希蘭灰木(1 株)及高士佛紫金

牛(12 株)；在低風險物種中，南仁五月茶(6 株)與南仁山柃木(2 株)被列為近危(NT)的等級，其他 23 種的小苗則是目前屬於無危等級(LC)，如九節木、臺灣八角、革葉冬青等。在出風山小苗監測樣區之臺灣石櫟與希蘭灰木從 2017 年 1 月初次調查即存在，至 2018 年 10 月皆還存活。

表 4.5 出風山小苗監測樣區之物種植株數量組成與比例。

物種	學名	株數	百分比(%)
鵝掌柴	*Schefflera octophylla*	77	25.33
雨傘仔	*Ardisia cornudentata*	54	17.76
九節木	*Psychotria rubra*	20	6.58
小葉木犀	*Osmanthus marginatus*	14	4.61
日本賽衛矛	*Microtropis japonica*	13	4.28
台灣八角	*Illicium arborescens*	13	4.28
香楠	*Machilus zuihoensis*	13	4.28
革葉冬青	*Ilex cochinchinensis*	12	3.95
高士佛紫金牛	*Ardisia kusukuensis*	12	3.95
台灣蕘花	*Wikstroemia taiwanensis*	10	3.29
福木	*Garcinia multiflora*	8	2.63
恒春楨楠	*Machilus obovatifolia*	7	2.30
華河瓊楠	*Beilschmiedia tsangii*	7	2.30
南仁五月茶	*Antidesma hiiranense*	6	1.97
武威新木薑子	*Neolitsea buisanensis*	5	1.64
香葉樹	*Lindera communis*	4	1.32
淡綠葉衛矛	*Euonymus pallidifolia*	4	1.32
楊桐葉灰木	*Symplocos congesta*	4	1.32
圓葉雞屎樹	*Lasianthus wallichii*	3	0.99
奧氏虎皮楠	*Daphniphyllum glaucescens* ssp. *oldhamii*	3	0.99
天仙果	*Ficus formosana*	2	0.66
台灣石櫟	*Pasania formosana*	2	0.66
南仁山柃木	*Eurya nitida* var. *nanjenshanensis*	2	0.66
瓊楠	*Beilschmiedia erythrophloia*	2	0.66
鐵冬青	*Ilex rotunda*	2	0.66
大頭茶	*Gordonia axillaris*	1	0.33
希蘭灰木	*Symplocos shilanensis*	1	0.33
長尾尖葉櫧	*Castanopsis cuspidata* var. *carlesii*	1	0.33
樹杞	*Ardisia sieboldii*	1	0.33
嶺南青剛櫟	*Cyclobalanopsis championii*	1	0.33
總計		304	100.00

Kuo and Yeh (2015)以生理學測量台灣180種原生物種之耐陰程度，比對在此三個樣區的小苗調查中，大多數調查到的苗木為非常耐陰樹種，僅有少數小苗屬於非常不耐陰物種，如大青，白匏子與蟲屎。其中白匏子僅於樣帶中調查到，且非優勢的小苗組成，大青與蟲屎則出現於欖仁溪與樣帶小苗中，其中欖仁溪出現之數量較多，且存活時間較久；第二等級的不耐陰樹種中，各樣區皆有出現，如欖仁溪樣區的野牡丹佔了小苗數量的5.66 %，而天仙果，刺杜密則僅出現1株。樣帶中則有野牡丹，天仙果，刺杜密與菲律賓饅頭果，皆非優勢組成；而出風山則有天仙果。

以優勢小苗組成來看，欖仁溪的台灣八角、日本賽衛矛與九節木為非常耐陰物種，廣東瓊楠為中性物種，而雨傘仔無資料；樣帶小苗中，苗木株數達5 %以上的物種中，最優勢的交力坪鐵色與第3優勢的桃葉珊瑚及九節木屬於非常耐陰樹種，革葉冬青、鵝掌柴與香楠為中性；出風山最優勢的苗木鵝掌柴為中性的物種，鐵雨傘則無資料，九節木則為非常耐陰物種。

（四） 槲櫟原生地監測

1. 成樹植株監測

本研究團隊自 2012 年 10 月進行調查以來，至今共記錄 161 株的槲櫟大樹植株，其植株年變化如表 4.2。由於 2012 年是剛開始進行全面的清查，在同年的 10-12 月與關西生態保育協會一同進行調查，該年度在僅僅兩個月即調查到 123 棵植株，而後在 2013 年的搜尋中又陸陸續續調查到 31 株，因此總體植株數量達到 154 棵(表 4.6)。由於本團隊並非以設立樣區法持續監測槲櫟的族群數量，而是以調查到的植株每年再次進行測量與調查，因此表 4 中的新增植株，大多都僅代表在陸續調查中新找到的植株，並非代表為當年度新長出之植株數量，如在 2014 年發現一株胸徑約為 12 cm 的植株，此植株並非當年才新增的，而 2018 年發現一株胸徑為 4.3 cm 的植株且其生長狀況良好。

在死亡植株上，近四年都有超過 10 株以上的植株死亡，其死亡主要因生長環境不佳而死亡，或是因颱風等環境因素所致。尤以 2015 年的夏季有接連有蓮花 (7 月 6-9 日，影響不大)、昌鴻(7 月 9-11 日)、蘇迪勒(8 月 6-9 日)、天鵝(8 月 20-23 日)與杜鵑(9 月 27-29 日)等颱風接連影響，造成許多植株斷折，這些斷折的植株有的即死亡，亦有一些植株以萌蘖的方式繼續

存活。而因為颱風而死亡的植株，加上感染病蟲害死亡的植株於當年共有 19 株。這些確認死亡的植株已請關西生態保育協會協助處理清除。至 2017 年底，監測原生地之槲櫟大樹已經僅存 104 株，多數仍為遮陰死亡或颱風斷折所造成，但有少部分植株已生長達樹冠層，最後仍然枯立死亡，外表無病因。而至 2018 年 11 月調查，以無受損之植株來看，則僅剩下 72 株植株胸高直徑大於 1 cm，為 2013 年包含小樹的植株數量(151 株)的 47.7 %，若計算斷折或枯立後新長出之萌櫱株樹，則有 85 株(56.3 %)(表 4.6，圖 4.18)持續存活，這五年中監測植株大量死亡，與學會團隊預估原生地無法持續維持槲櫟結果可能近似，需要持續監測，並積極地進行應有的保育措施。

表 4.6 新竹縣新豐鄉槲櫟原生地大樹逐年存活狀況。

調查年份	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
累計調查植株	123	154	155	155	160	160	161
包含小樹數量(H≧50)	120	151	143	124	118	104	85
植株數量(DBH≧1 cm)	117	143	137	112	102	87	72
死亡植株	3	0	9	19	11	14	20
新發現植株	-	31	1	0	5	0	1

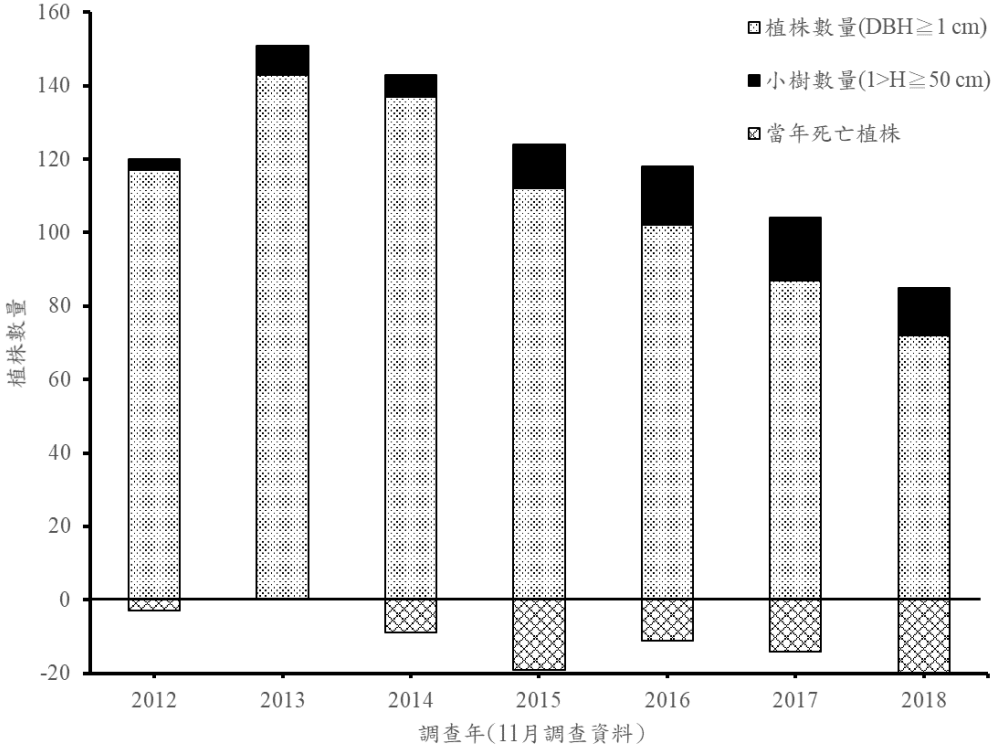


圖 4.18 槲櫟大樹逐年數量動態圖。

2. 小苗監測

本團隊於 2015 年觀察到大量的槲櫟小苗發生，因此開始進行調查。整個 2015 年共新增了 205 株小苗，小苗各月份的存活株樹以 3 月的槲櫟小苗最多，達 175 株，而後每次調查有新增死亡的情況發生，到了 2015 年底，僅剩 43.9 %的植株存活，直到 2018 年 11 月調查，僅剩 16 株(7.80 %)的植株存活(圖 4.19)。死亡株數最高的是發生在颱風季，造成 8 月調查之死亡植株最多，此時的死亡有些是因大量落葉、枝條壓蓋住植株造成植株受傷甚至是死亡。2015 年發芽的小苗中，只要是生長於林下之植株到了 2016 年仍僅有少數幾片葉片，小苗高度與 2016 年新增之小苗相仿，僅有一個小苗因生長於路邊，到了 2016 年底生長到 40 cm 高，但是 2017 年調查時即整株消失。現今仍存活的 2015 年小苗之苗高最高為 37 cm (因植株傾斜，因此較 2018 年 5 月測量之苗高 41 cm 矮)，在這 16 株小苗中有 10 株小苗的苗高超過 20 cm，其餘的小苗苗高多介於 15 - 20 cm。隔年 2016 年新增小苗數量則僅有 38 株，到 2016 年底仍有 24 株(63.2 %)的小苗存活，至 2018 年剩 16 株(42.1 %)的小苗存活，這 16 株小苗苗高最高者為 39 cm；2017 年僅發現 6 株小苗，至 2018 年僅存活 2 株，苗高分別為 25 與 12 cm；今年 2018

年共發現 18 株新增小苗植株，至年底調查有 16 株存活。最高苗高的小苗為 30 cm，最矮的苗高則是僅有 9 cm。小苗之存活與否與其生長環境有很大的關係，存活較久或長得較高的小苗，皆為生長於林隙或是路邊陽光較易照射到之處。

大多數有發現到的小苗存活在第一區(211 株)，而第一區因植株較高，於林下很難觀測到上方之種子數量，且因樹木莖幹脆弱無法攀爬，因此許多種子落下後長成小苗，而第三區(27 株)、第二區(18 株)與第四區(11 株)發現到的小苗數量雖然較少，但是這三區的小苗存活率皆高於第一區。當然必須再繼續調查小苗動態，以了解其存活生長狀況，之後再繼續規劃是否持續採種，或是讓其天然下種。第一區為自從發現槲櫟後，這些年來最多人員觀察之地點，為何先前一直沒有如此大量的小苗發生，是因為氣候因素，或是關西團隊的施肥與環境管理奏效，仍需再持續監測。

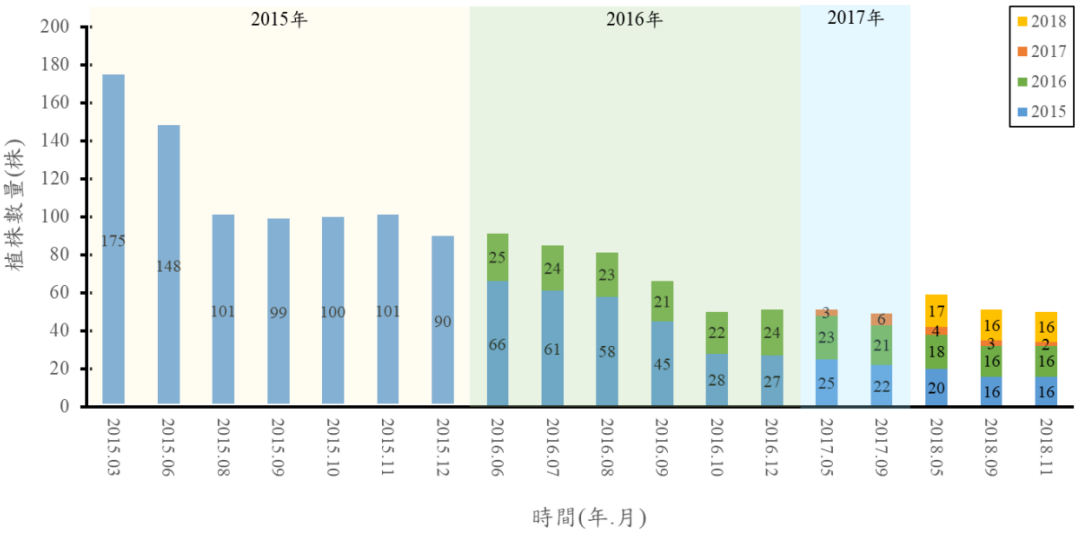


圖 4.19 新竹縣新豐鄉槲櫟原生地天然下種小苗存活調查。

（五） 新竹槲櫟之分布地預測評估與實地栽植

由國外槲櫟分布地點之氣候資料，經由隨機森林模式推估槲櫟在臺灣可能之生育地，其結果如槲櫟於臺灣現在環境應可分布於中海拔地區(圖4.20)。而本團隊於2015年3月放置於林務局奮起湖工作站之槲櫟小苗至今生存狀況良好，因此可推斷該地應屬槲櫟可生長地區，惟其生長較為緩慢。至於該物種為何無法進入臺灣山區之原因可能因為無法與闊葉樹種競爭，因此僅侷限在新竹縣新豐

鄉。而目前本團隊將槲櫟栽植於新竹縣各地、楊梅、奮起湖與阿里山，並贈送50株苗木予惠蓀林場，7株苗木予中興大學。目前阿里山區之植株生長狀況較差，因此對於槲櫟適生範圍之上界可能需要進行修正。當然這可能並非此物種無法生長到阿里山區，而是因為在台灣的族群，其遺傳因子上已無法適應較高海拔之環境，而此物種因台灣僅分布單一地點，因此採用中國，日本與韓國資料進行分析，在遺傳的分化上需要進行修正。

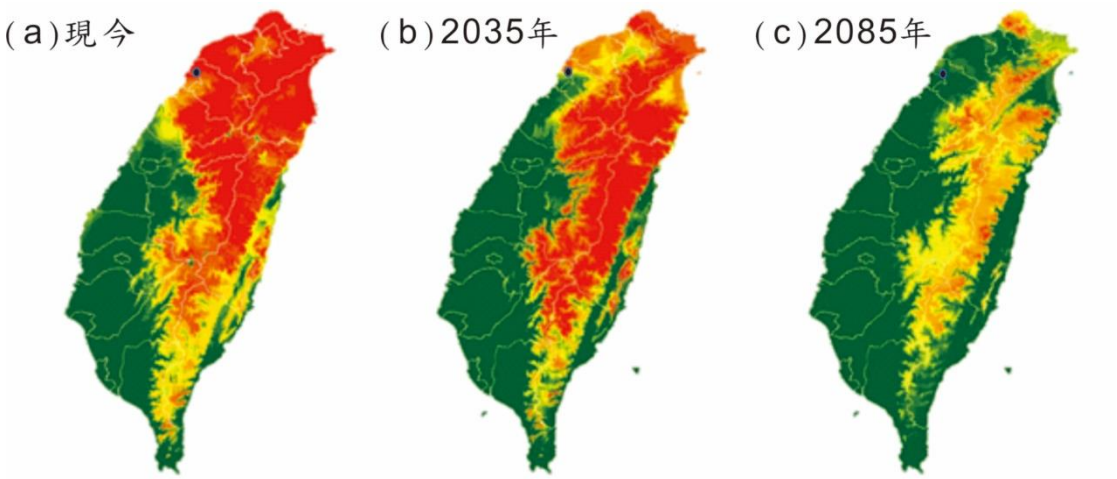


圖 4.20 槲櫟之現生可行之分布點與未來推估分布點。(a)為現存可行之分布點，(b)為推測 2035 年 (c)為推測 2085 年之可能分布點。

（六） 槲櫟種子培育與區外栽植監測

本團隊自 2013 年採種育苗，總計培育上千株槲櫟小苗，因 2014 年至 2016 年夏季放置於嘉義大學苗圃之苗木受熱生長不佳，因此改變策略，提前在種子採集與進行低溫層積之隔年，即將槲櫟種子進行刻傷促進發芽，並於冬季對小苗進行延長光照處理，使槲櫟小苗冬季持續生長至 3 月，即可獲得較佳之苗木，並集中於 3 月份將小苗移置至關西苗圃，以利苗木持續生長。

2015 年起本團隊與新竹縣政府合作，持續將苗木區外栽植於鄰近各級學校與機關，並逐季觀測其生長狀況。其植株平均高度顯示於圖 4.21，而各地之最高植株則顯示於圖 4.22。圖 4.21 顯示，除了造林地外，其餘地點均有受到除草作業影響，因而導致植株高度生長不佳。部分學校與機關在除草過後與本團隊商討

對策，後續除草稍加注意，因此植株仍逐年成長，但因已經失去莖頂生長點，因此植株以萌蘖形式生長，無法持續高生長。值得注意的是造林地部分，造林地 1 為 2015 年即栽植，造林地 2 為 2017 年栽植，表示小苗在關西苗圃照護與在造林地自然生長高度相近。而造林地 1 於 2018 年平均生長較為緩慢，主要是受到雜食性的木蠹蛾影響，造林地有許多植株因受害而導致植株高度變矮(圖 4.23)。今年調查中，縣政府造林地，楊梅造林地與彰化農場接有發現木蠹蛾危害，此為接下來需要注意之事項。整體來說，由於造林地的除草多由本團隊進行，對植株的危害較小，在平均高度上均以造林地高於栽植於校園或政府機關。

區外栽植至今，已有 4 個植株高度超過 2 公尺。最高的是栽植於鳳岡國小的植株，至 2018 年底調查已經達 2.7 m，其次是婦幼館，最高植株已達 2.4 m，第二高植株高度也有 2.0 m。而造林地亦有一株高度到達 2.0 m。而 1.5 – 1.9 m 的植株有 6 株，主要在造林地(3 株)，婦幼館(2 株)與瑞峰國小(1 株)。

本團隊於區外栽植時，除了美觀，亦會注重到遺傳多樣性的維持，因此在造林地栽植的植株中，我們選取了 12 棵母樹之種子苗種植，婦幼公園亦選取 14 棵不同母樹之種子苗進行栽植；其餘學校栽植數量雖少，但仍至少有 5 株母樹之種子苗搭配栽植。除了上述三種主要因子影響著植株的生長情形之外，還有其他因素也會影響植株生長高度，如栽植地點之管理政策，若栽植地點之管理方針改變，將槲櫟栽植苗搬移至他處，使得在移植的過程中部分植株容易受傷，而栽種方式不確實也會造成植株生長狀況不佳；又如若將栽植苗周圍持續維持其標定記號，不僅可以使在那處活動之人員能多一份注意與關照，還能減少除草機造成的傷害，使苗木能夠在較好的生活環境下成長。

槲櫟的保育目標最主要為原生育地復育，但先前軍方不允許，因此開始區外復育。而今年本團隊請林務局發文給陸軍裝甲兵學校後，裝甲兵學校於 4 月底後來電詢問一次後，即無下文，亦無回文。後經本團隊不斷追問下，裝甲兵學校承辦人員希望我們發文給軍備局，只要軍備局同意即可。本團隊與陸軍裝甲兵學校溝通時，均希望對方發文，但裝校只願意口頭答覆，不願意發文。在本計畫期中報告之後，鈞長指示可以開會形式請軍方參與，因此由新竹縣政府於 11 月 5 日召開協商會議，會議中由本團隊針對原地復育一案進行說明與協商，會後由縣政府發文說明。而至今軍方仍不同意此申請案，因此槲櫟仍需以區外復育為主。由於槲櫟分佈範圍僅有新豐鄉坑子口靶場，但其適存環境除了模式推估範圍外，可能主要會與栓皮櫟相近，參考日據時代的出差報告中指出，苗栗縣卓蘭淺山附近當年有數十萬株栓皮櫟，而現今多為果園，接下來可能尋找原先酸皮櫟大量分丶地方有無林地，在持續進行區外復育之行為。

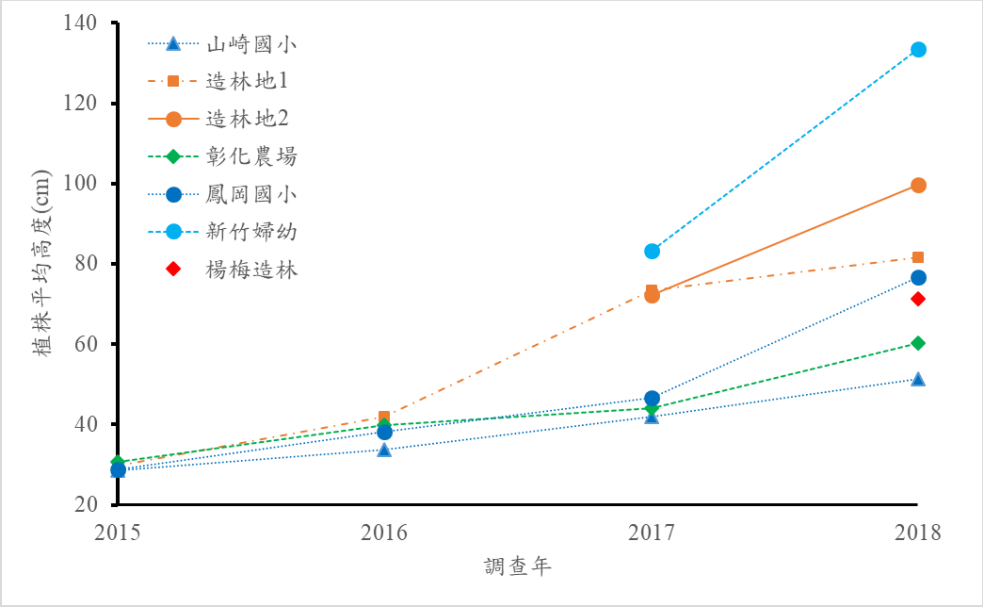


圖 4.21 槲櫟區外栽植地點之苗木平均高度。

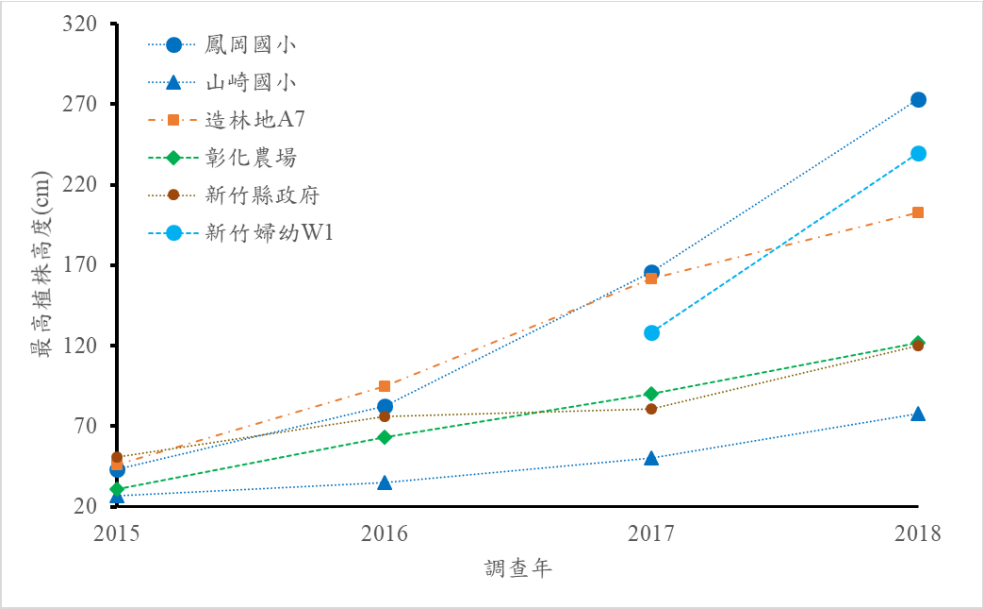


圖 4.22 槲櫟區外各栽植地點之最高苗木高度。

圖 4.23 新竹縣政府造林地之木蠹蛾危害情況。左圖為槲櫟苗木主幹內之木蠹蛾，中間為原先植株狀態，已受木蠹蛾危害，右圖為將木蠹蛾危害處處理掉後，剩餘的植株概況。

（七） 槲櫟種子採集培育至出栽流程

表 4.7 槲櫟採種育苗至出栽規劃表

<table>
<tr><td rowspan="2">年</td><td rowspan="2">月</td><td colspan="2">工作事項</td></tr>
<tr><td>新竹(或以北地區)</td><td>嘉義(或以南地區)</td></tr>
<tr><td rowspan="2">0</td><td>10</td><td colspan="2">月中採集種子，同一植株採集之種子放入同一袋，並記錄母樹編號。採回之種子陰乾，至種皮呈現咖啡色後，脫去殼斗，將不同母樹之種子混入在潮濕水苔中，分置於不同夾鏈袋，置於4℃黑暗環境下進行層積。</td></tr>
<tr><td>11
12</td><td colspan="2"></td></tr>
<tr><td rowspan="6">01</td><td>01</td><td></td><td>月中將層積之種子取出，以切除¼子葉，或剪破等方式強制解除種皮之阻礙。
將不同母樹之種子置入不同育苗盤中，將種子埋入泥炭土、珍珠石及蛭石等體積混和之介質中，待其發芽</td></tr>
<tr><td>02</td><td></td><td>月初到月中將每一個發芽的種子移入5吋深盆中，盆外以油漆筆或立可白寫上母樹編號。夜間持續以燈光照明，可促使苗木高生長。</td></tr>
<tr><td>03</td><td>月初時將不同母樹之種子置入不同育苗盤中，將種子埋入泥炭土、珍珠石及蛭石等體積混和之介質中，待其發芽。
月初到月中將每一個發芽的種子移入5吋深盆中，盆外以油漆筆或立可白寫上母樹編號。</td><td>月中後陸續將苗木運送至新竹苗圃，使苗木在新竹持續生長。</td></tr>
<tr><td>04
到
09</td><td colspan="2">持續於苗圃照護，苗木放置於50%遮陰網搭建之棚架下，可施用肥料。照護期間保持土壤濕度至為重要。</td></tr>
<tr><td>10</td><td colspan="2">進行換盆，將植株剪根後移入八吋硬盆中。</td></tr>
<tr><td>11
12</td><td colspan="2"></td></tr>
<tr><td>02</td><td>全
年</td><td colspan="2">持續於苗圃照護</td></tr>
<tr><td>03</td><td>01
02</td><td colspan="2">準備剪根出栽</td></tr>
</table>

（八）小結

在物種保育策略上，由於外部監測資料不足，有些物種無法做出切確的策略，但是本研究認為，台灣石櫟與南仁山柃木需要輔助移植，主要為其分佈地點狹隘，且族群快速減少中。唐杜鵑則後續調查多於孔隙或路邊發現，因此改善光環境可促進此兩物種生存，惟因實驗地點位於南仁山生態保護區內，因此在恢復內部避難所時會有困難。

在植物繁殖上，由於南仁山區多特有物種，有些物種資料僅能查到同屬的資料，或有許多網路資料查不到其引證。部分物種如台灣石櫟本團隊使用了種子，胚救援與扦插，成效均未有其他物種好，因此仍須注意。

在南仁山區小苗監測上，台灣石櫟仍僅有出風山有兩株小苗；希蘭灰木則出現在欖仁溪與出風山樣區，樣帶尚未出現；唐杜鵑小苗則僅出現在欖仁溪樣區。而此小苗監測目前監測到極危物種 1 種(台灣石櫟)，3 種瀕危物種(大葉羅漢松、竹柏與淡綠葉衛矛)，5 種易危種類(南仁山新木薑子等)與 7 種近危植物。

在槲櫟監測上，大樹持續死亡，五年來僅剩下 56.3 %的植株存活，目前僅存 85 株。而小苗的新增自 2015 年以來皆在減少，須對該物種進行積極的保育措施。而區內雖然數量減少很多，但是區外栽植植株仍生長良好，尤以造林地之請況最佳。目前仍在與軍方討論明年原地復育事宜。

四、參考文獻

王昶升（2013）不同光照強度及光週期對臺灣原生杜鵑種子發芽之影響。國立嘉義大學森林暨自然資源學系研究所碩士論文。75頁。

李國琛（2008）全球氣候變暖成因分析。自然災害學報 5: 38-42。

張強、韓永翔、宋連春（2005）全球氣候變化及其影響因素研究進展綜述。地球科學進展20: 990-988。

邱祈榮（2013）建立氣候變遷對生物多樣性風險與脆弱度評估模式及因應策略規劃。行政院農業委員會林務局。

洪昆源、莊佩華、陳昱成、潘清連、簡慶德（2009）恆春半島的稀有植物系統保育首部曲-臺灣柯及柳葉柯的繁殖。自然保育期刊66:32-34。

許晃雄、吳宜昭、周佳、陳正達、陳永明、盧孟明（2011）臺灣氣候變遷科學報告。「臺灣氣候變遷推估與資訊平台建置計畫」計畫辦公室、國家災害 防救科技中心。

葉定宏 (2006) 南仁山欖仁溪樣區木本植物社會15 年期動態。國立臺灣大學生態學與演化生物學研究所碩士論文。99頁。

郭耀綸（2009）南仁山森林苗木更新動態、碳收支及植物物候之研究(三)。內政部營建署墾丁國家公園管理處委託研究報告。24頁。

郭耀綸、陳瑄培（2005）南仁山森林四種臺灣特稀有樹種之光合作用光反應及溫度反應。臺灣林業科學20(3):215-226。

陳硯茹（2005）應用ISSR研究唐杜鵑之族群遺傳變異。國立中興大學生命科學系碩士論文。90頁。

陳雲蘭（2008）由極端氣候指標看臺灣氣候變化。2008臺灣氣候變遷研討會。

童慶斌（2012）氣候變遷調適科技整合研究計畫-跨領域脆弱度評估與回復力建構科技發展計畫。行政院國家科學委員會。

廖宇賡、莊琬婷（2015）金門原生觀賞植物唐杜鵑之微體繁殖。中華林學季刊48(1):1-16。

簡慶德（2001）熱帶恆春地區瀕危稀有樹種之繁殖與區外保育(3/5)。林業試驗所自辦計畫。

賴宜鈴（1996）南仁山亞熱帶雨林小苗動態及地被層植物組成之研究。臺灣大學植物學系研究所碩士論文，135頁。

盧孟明、卓盈旻、李思瑩、李清縢、林昀靜 (2012) 臺灣氣候變化：1911-2009 年資料分析。大氣科學 40: 297-321。

韓宛容、盧孟明、徐堂家 (2014) 1961-2013 年期間台灣地區風向風速變化分析。中央氣象局科技中心。

Ahteensuu, M, S. Aikio, P. Cardoso, M. Hyvärinen, M. Hällfors, S. Lehvävirta, L. Schulman and E. Vaara (2015) Quantitative tools and simultaneous actions needed for species conservation under climate change – reply to Shoo *et al*.

(2013) Climatic Change 129: 1-7.

Ashcroft, M.B. (2010) Identifying refugia from climate change. Journal of Biogeography 37(8): 1407-1413.

Bace, R., M. Svoboda, V. Pouska, P. Janda and J. Cervenka (2012) Natural regeneration in Central-European subalpine spruce forests: Which logs are suitable for seedling recruitment? Forest Ecology and Management 266, 254–262.

Bai F., W. Sang, and J.C. Axmacher (2011) Forest vegetation responses to climate and environmental change: A case study from Changbai Mountain, NE China. Forest Ecology and Management 262: 2052-2060.

Berbet, M.L. and M.H. Costa (2003) Climate change after tropical deforestation: seasonal variability of surface albedo and its effects on precipitation change. Journal of Climate 16: 2099-2104.

Bond, W.J., J. Vlok and M. Viviers (1984) Variation in seedling recruitment of Cape Proteaceae after fire. Journal of Ecology 72: 209-221.

Breshears, D.D., T.E. Huxman., H.D. Adams., C.B. Zou. and J.E. Davsion (2008) Vegetation synchronously lean upslope as climate warms. Proceedings of the National Academy of Sciences 105 (33): 11591-11592.

Brown, A.H.D. and C.M. Hardner (2000) Sampling the gene pools of forest trees for ex situ conservation. In: Young A, Boyle TJB, Boshier D (eds) Forest Conservation Genetics: Principles and Practice. CABI Publishing, Wallingford, pp 185-196.

Cannone, N. and S. Pignatti (2014) Ecological responses of plant species and communities to climate warming: upward shift or range filling processes? Climatic Change 123:201-214.

Capers, R.S., R.L. Chazdon, A.R. Brenes and B.V. Alvarado (2005) Successional dynamics of woody seedling communities in wet tropical secondary forests. Journal of Ecology 93, 1071-1084.

Chao, W.-C., K.-J. Chao, G.-Z. Song and C.-F. Hsieh (2007) Species composition and structure of the lowland subtropical rainforest at Lanjenchi, Southern Taiwan. Taiwania 52:253-269.

Chao, W.-C., G.-Z. Song, K.-J. Chao, C.-C. Liao, S.-W. Fan, S.-H. Wu, T.-H. Hsieh, I.-F. Sun, Y.-L. Kuo-and C.-F. Hsieh (2010) Lowland rainforests in southern Taiwan and Lanyu, at the northern border of Paleotropics and under the influence of monsoon wind. Plant Ecology 210:1-17.

Chazdon, R.L. (2008) Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. Science 320:1458-1460.

Chen, I.-C., J.K. Hill, R. Ohlemüller, D.B. Roy and C.D. Thomas (2011) Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. Science 333:1024-1026.

Chen, I.-C., H.-J. Shiu, S. Benedick, J.D. Holloway, V.K. Chey, H.S. Barlow, J.K. Hill and C.D. Thomas (2009) Elevation increases in moth assemblages over 42 years on a tropical mountain. Proceedings of the National Academy of Sciences 106(5):1479-1483.

Colwell, R.K., G. Brehm, C.L. Cardelús, A.C. Gilman and J.T. Longino (2008) Global warming, elevational range shifts, and lowland biotic attrition in the wet tropics. Science 322: 258-261.

Comita, L.S. and B.M.J. Engelbrecht (2009) Seasonal and spatial variation in water availability drive habitat associations in a tropical forest. Ecology 90, 2755–2765.

Condit, R., S.P. Hubbell and R.B. Foster (1995) Mortality rates of 205 Neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. Ecological Monographs 65:419-439.

Connel, J.M., J.G. Tracey and L.J. Webb (1984) Compensatory recruiment, growth and mortality as factors maintaining rain forest tree diversity. Ecological Monographs 54: 141-164.

Dawson, T.P., S.T. Jackson, J.I. Prentice and G.M. Mace (2011) Beyond predictions:

Biodiversity conservation in a changing climate. Science 332 (6025):53-58.

Dillon, M.E., G. Wang and R.B. Huey (2010) Global metabolic impacts of recent climate warming. Nature 467:704-706.

Engelbrecht, B.M., T.A. Kursar and M.T. Tyree (2005) Drought effects on seedling survival in a tropical moist forest. Trees 19, 312–321.

Fankhauser, S. (1995) Valuing Climate Change: the Economics of the Greenhouse. Taylor and Francis Group, London. 179pp.

Fearnside, P.M. (1996) Amazonian Deforestation and Global Warming: Carbon Stocks in Vegetation Replacing Brazil's Amazon Forest. Forest Ecology and Management. 80: 21-34.

Fearnside, P.M. (2000) Global warming and tropical land-use change: greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. Climatic Change 46: 115-158.

Feeley, K.J., J. Hurtado, S. Saatchi, M.R. Silman and D.B. Clark (2013) Compositional shifts in Costa Rican forests due to climate- driven species migrations. Global Change Biology 19: 3472-3480.

Feeley, K.J., M.R. Silman, M.B. Bush, W. Farfan, K.G. Cabrera, Y. Malhi, P. Meir, N.S. Revilla, M.N.R. Quisiyupanqui and S. Saatchi (2011) Upslope migration of Andean trees. Journal of Biogeography 38:783-791.

Fuhrer, J. (2003) Agroecosystem responses to combinations of elevated CO_2, ozone, and global climate change. Agriculture, Ecosystems and Environment 97: 1-20.

Gatherum, G.E., A.L. McComb and W.E. Loomi (1963) Effects of light and soil moisture on forest tree seedling establishment. Research Bulletin 513.

Gonzalez P. (2001) Desertification and a shift of forest species in the West African Sahel. Climate Research 17: 217-228.

Grime, J.P. (1979) Plant strategies and vegetation processes. John Wiley & Sons. 222pp.

Guerrant E.O., K. Havens and P. Vitt (2013) Sampling for effective ex situ plant conservation. International Journal of Plant Sciences 175(1):11-20. doi: 10.1086/674131.

Guerrant E.O., K. Havens and M. Maunder, editors. (2004) Ex situ plant conservation: supporting species survival in the wild. Washington, D.C.: Island Press

Hannah L (2012) Saving a million species: extinction risk from climate change. Island Press, Washington. pp432.

Hannah, L., L. Flint, A.D. Syphard, M.A. Moritz, L.B. Buckley and I.M. McCullough (2014) Fine-grain modeling of species' response to climate change: holdouts, stepping-stones, and microrefugia. Trends in Ecology and Evolution 29(7):390-397.

Harsch, M.A. and J. HilleRisLambers (2016) Climate Warming and Seasonal Precipitation Change Interact to Limit Species Distribution Shifts across Western North America. PloS one 11(7): e0159184.

Harter, D.E.V., S.D.H. Irl, B. Seo, M.J. Steinbauer, R. Gillespie, K.A. Triantis, J.M. Fernandez-Palacios and C. Beierkuhnlein (2015) Impacts of global climate change on the floras of oceanic islands-projections, implications and current knowledge. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 17:160-183.

Hartmann, D.L., J.M. Wallace, V. Limpasuvan, D.W. Thompson and J.R. Holton (2000) Can ozone depletion and global warming interact to produce rapid climate change? Proceedings of the National Academy of Sciences 97: 1412-1417.

Heller N.E. and E.S. Zavaleta (2009) Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. Biological Conservation 142:14-32.

Hitch, A.T. and P.L. Leberg (2007) Breeding distributions of north American bird species moving north as a result of climate change. Conservation Biology 21(2): 534-539.

Houghton, J.T., B.A. Callander and S.K. Varney (1992) Climate change 1992: the Supplementary Report to the IPCC Scientific Assessment. Cambridge University Press. 218pp.

Hung, C.W. and P.K. Kao (2010) Weakening of the winter monsoon and abrupt increase of winter rainfalls over northern Taiwan and southern China in the early 1980s. Journal of Climate 23:2357-2367.

IPCC. (2007) Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and A.Reisinger (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland. 104 pp.

IPCC (2013) Working Group I Contribution To the IPCC Fifth Assessment Report (AR5) Climate Change: The Physical Science Basis.

IUCN/SSC (2013) Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN species survival commission viiii + 57pp.

Joyce, L.A., S.W. Running, D.D. Breshears, V.H. Dale, R.W. Malmsheimer, R.N. Sampson, B. Sohngen and C.W. Wood-all (2014) Ch. 7: Forests. Climate Change Impacts in the United States: The Third National Climate Assessment, Melillo J. M., Terese (T.C.) Richmond, and G.W. Yohe (Eds.), U.S. Global Change Research Program. pp. 175-194. doi:10.7930/J0Z60KZC.

Karl, T.R. and K.E. Trenberth (2003) Modern global climate change. Science 302: 1719-1723.

Kelly, A.E. and M.L. Goulden (2008) Rapid shifts in plant distribution with recent climate change. Proceedings of the National Academy of Sciences 105(33): 11823-11826.

Keller, E.R.J., A. Senula, S. Leunufna and M. Grube (2006) Slow growth storage and cryopreservation-tools to facilitate germplasm maintenance of vegetatively propagated crops in living plant collections. International Journal of Refrigeration 29: 411-417.

Keppel G, K.P. Van Niel, G.W. Wardell-Johnson, C.J. Yates, M. Byrne, L. Mucina, A.G.T. Schut, S.D. Hopper and S.E. Franklin (2011) Refugia: identifying and understanding safe havens for biodiversity under climate change. Global Ecology and Biogeography 21: 393–404.

Kingston, N. and S. Waldren, (2005) A Conservation appraisal of the rare and endemic vascular plants of Pitcairn Island. Biodiversity and Conservation 14: 781-800.

Knapp, A.K., C. Beier, D.D. Briske, A.T. Classen, Y. Luo, M. Reichstein, M.D. Smith, S.D. Smith, J.E. Bell, P.A. Fay, J.L. Heisler, S.W. Leavitt, R. Sherry, B. Smith, and E. Weng (2008) Consequences of more extreme precipitation regimes for terrestrial ecosystems. Bioscience 58: 811-821.

Larkin, D.J., S.K. Jacobi, A.L. Hipp and A.T. Kramer (2016) Keeping all the PIECES: Phylogenetically informed ex situ conservation of endangered species. PLoS ONE 11(6): e0156973. doi:10.1371/journal.pone.0156973

Laurance, S.G.W., W.F. Laurance, H.E.M. Nascimento, A. Andrade, P.M. Fearnside, E.RG. Rebello and R. Condit (2009) Long-term variation in Amazon forest dynamics. Journal of Vegetation Science 20:323-333.

Lenoir, J., and J.C. Svenning (2015) Climate- related range shifts-a global multidimensional synthesis and new research directions. Ecography 38: 15-28.

Lenoir, J., J.C. Gégout, J.C. Pierrat, J.D. Bontemps and J.F. Dhôte (2009) Differences between tree species seedling and adult altitudinal distribution in mountain forests during the recent warm period (1986-2006). Ecography 32(5): 765-777.

Lenoir, J., J.C. Gégout, P.A. Marquet, P. de Ruffray and H. Brisse (2008) A Significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. Science 320: 1768-1771.

Maunder, M., E.O. Guerrant, K. Havens and K.W. Dixon (2004) Realizing the full potential of ex situ contributions to global plant conservation. In ex situ plant conservation: supporting species survival in the wild, edited by E.O. Guerrant Jr., K. Havens, and M. Maunder. Society for Ecological Restoration International

and Center for Plant Conservation. Island Press, Washington. pp. 389-418.

Martin, C., A. Senula, I. Gonzalez, A. Acosta, E.R.J. Keller and M.E. Gonzalez-Benito (2013) Genetic identity of three mint accessions stored by different conservation procedures: field collection, in vitro and cryopreservation. Genetic Resources Crop Evolution 60:243-249.

McLandress, C., T.G. Shepherd, J.F. Scinocca, D.A. Plummer, M. Sigmond, A.I. Jonsson and M.C. Reader (2011) Separating the dynamical effects of climate change and ozone depletion. Part II: Southern Hemisphere troposphere. Journal of Climate 24: 1850-1868.

Meehl G.A., T.F. Stocker, W.D. Collins, P. Friedlingstein, A.T. Gaye, J.M. Gregory, A. Kitoh, R. Knutti, J.M. Murphy, A. Noda, S.C.B. Raper, I.G. Watterson, A.J. Weaver and Z.-C. Zhao (2007) Global climate projections. In: Solomon S, D. Qin , M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor, H.L. Miller (eds) Climate change 2007: the physical science basis. Cambridge University Press, Cambridge, pp 747-845.

Moritz, C. and R. Agudo (2013) The future of species under climate change: resilience or decline? Science, 341, 504-508.

Oldfield, S. and A.C. Newton (2012) Integrated conservation of tree species by botanic gardens: a reference manual. Botanic Gardens Conservation International, Richmond, United KingdomPublished by Botanic Gardens Conservation International Descanso House, 199 Kew Road, Richmond, Surrey, United Kingdom.

Parmesan, C. (2006) Ecological and evolutionary responses to recent climate change. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 37: 637-669.

Parmesan, C. (2007) Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. Global Change Biology 13: 1860-1872.

Parmesan, C., T.L. Root and M.R. Willig (2000) Impacts of extreme weather and climate on terrestrial biota. Bulletin of the American Meteorological Society 81: 443-450.

Pedersen, B.S. (1998) The role of stress in the mortality of midwestern oaks as indicated by growth prior to death. Ecology 79, 79-93.

Perez-Ramos, I.M. and T. Maranon (2012) Community-level seedling dynamics in Mediterranean forests: uncoupling between the canopy and the seedling layers. Journal of Vegetation Science 23, 526–540.

Pott, M.D. (2003) Drought in a Bornean everwet rain forest. Journal of Ecology 91: 467-474.

Ricciardi, A, D. Simberloff (2009) Assisted colonization is not a viable conservation strategy. Trends in Ecology & Evolution 24:248-253

Rout, T.M., E. McDonald-Madden, T.G. Martin, N.J. Mitchell, H.P. Possingham and D.P. Armstrong (2013) How to decide whether to move species threatened by climate change. PLoS One 8(10):e75814. doi:10.1371/journal.pone.0075814

Schei, F.H., J. Kapfer, H.J.B. Birks and J.-A. Grytnes (2015) Stability of alpine vegetation over 50 years in central Norway. Folia Geobotanica 50: 39-48.

Schwartz, M.W. and T.G. Martin (2013) Translocation of imperiled species under changing climates. Annals of the New York Academy of Sciences 1286:15-28.

Song, X., A. Nakamura, Z. Sun, Y. Tang and M. Cao (2016) Elevational Distribution of Adult Trees and Seedlings in a Tropical Montane Transect, Southwest China. Mountain Research and Development 36: 342-354.

Shoo, L.P. (2010) Planning for biodiversity in future climates. Science 327:1452

Shoo, L.P., A.A. Hoffmann, S. Garnett, R.L. Pressey, Y.M. Williams, M. Taylor, L. Falconi, C.J. Yates, J.K. Scott, D. Alagador and S.E. Williams (2013) Making decisions to conserve species under climate change. Climatic Change 119: 239-246.

Sitch, S., P. Cox, W. Collins and C. Huntingford (2007) Indirect radiative forcing of climate change through ozone effects on the land-carbon sink. Nature 448: 791-794.

Slot, M. and L. Poorter (2007) Diversity of tropical tree seedling responses to drought.

Biotropica 39, 683-690.

Staudinger, M.D., N.B. Grimm, A. Staudt, S.L. Carter, F.S. ChapinIII, P. Kareiva, M. Ruckelshaus and B.A. Stein (2012) Impacts of Climate Change on Biodiversity, Ecosystems, and Ecosystem Services: Technical Input to the 2013 National Climate Assessment. Cooperative Report to the 2013 National Climate Assessment. 296 pp.

Teketay, D. (1997) Seedling populations and regeneration of woody species in dry Afromontane forests of Ethiopia. Forest Ecology and Management 98, 149–165.

Thomas, C.D., A. Cameron, R.E. Green, M. Bakkenes, L.J. Beaumont, Y.C. Collingham, B.F.N. Erasmus, M.F. de Siqueira, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, B. Huntley, A.S. van Jaarsveld, G.F. Midgley, L. Miles, M.A. Ortega-Huerta, A. T. Peterson, O. L. Phillips and S.E. Williams (2004) Extinction risk from climate change. Nature 427:145–148

Thomas, E., R. Jalonen, J. Loo, D. Boshier, L. Gallo, S. Cavers, S. Bordács, P. Smith and M. Bozzano (2014) Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. Forest Ecology and Management 333:66-75.

Thomas, C.D. and J.J. Lennon (1999) Birds extend their ranges northwards. Nature 399: 213.

Trenberth, K.E. (2011) Changes in precipitation with climate change. Climate Research 47:123.

Warren, R., J. VanDerWal, J. Price, J.A. Welbergen, I. Atkinson, J. Ramirez-Villegas, T.J. Osborn, A. Jarvis, L.P. Shoo, S.E. Williams and J. Lowe (2013) Quantifying the benefit of early climate change mitigation in avoiding biodiversity loss. Nature Climate Change. doi:10.1038/NCLIMATE1887.

Westcott, R.J., G.G. Henshaw, B.W.W. Grout and W.M. Roca (1977) Tissue culture methods and germplasm storage in potato. Acta Horticulturae 78:45-49.

Woodall, C.W., C.M. Oswalt, J.A. Westfall, C.H. Perry, M.D. Nelson, and A.O. Finley (2009) An indicator of tree migration in forests of the eastern United States. Forest Ecology and Management 257: 1434-1444.

Zhou G.Y., B.Z. Houlton, W.T. Wang, W.J. Huang, Y. Xiao, Q.M. Zhang, S.Z. Liu, M. Cao, X.H. Wang, S.L. Wang, Y.P. Zhang, J.H. Yan, J.X. Liu, X.L. Tang and D.Q. Zhang (2014) Substantial reorganization of China's tropical and subtropical forests: based on the permanent plots. Global Change Biology 20: 240-250.

附錄4.1、欖仁溪樣區物種脆弱度評估、特稀有性、保育策略及繁殖資料表

(文獻後面佳表示繁殖成效佳，差表示繁殖成效差，同屬表示找到同屬不同種資料)

物種	學名	脆弱度評估分數	特有種	稀有性	台灣分佈地	保育策略	種子繁殖	扦插繁殖	空中壓條	組織培養或微體繁殖
唐杜鵑	*Rhododendron simsii*	15.9		NT	僅分布於台北、南仁山、壽卡、金門	恢復內部避難所	本研究-佳	本研究-佳	N	本研究-佳
臺灣石櫟	*Pasania formosana*	14.9	v	CR	僅分布於南仁山	輔助移植	洪昆源等(2009)-差	洪昆源等(2009)-差	N	N
綠樟	*Meliosma squamulata*	14.6		LC	分布中低海拔地區	持續監測-需比對其他族群	N	N	N	N
臺灣蕊花	*Wikstroemia taiwanensis*	14	v	LC	分布於南部山區	恢復內部避難所	農委會網站(同屬)	農委會網站(同屬)	N	N
假赤楊	*Alniphyllum pterospermum*	13.4		LC	分布於中低海拔地區	持續監測-需比對其他族群	湖南省林业厅 (同屬)	湖南省林业厅(同屬)	N	N
灰莉	*Fagraea ceilanica*	12.9		VU	僅分布南仁山和壽卡	持續監測(族群增加)	https://www.itsfun.com.tw/%E7%81%B0%E8%8E%89/wiki-4664036-8551906 (佳)	https://www.itsfun.com.tw/%E7%81%B0%E8%8E%89/wiki-4664036-8551906 (佳)	N	龔崢(2010)-佳
恆春石斑木	*Rhaphiolepis indica* var. *shilanensis*	12.9	v	LC	分布於恒春半島及台東的低海拔地區	持續監測-需比對其他族群	http://www.goodall.org.tw/about_greenthumb/pgcontent/shrub/13.html (同屬)	N	N	N
希蘭灰木	*Symplocos shilanensis*	12.9	v	VU	分布於恒春半島及台東的低海拔地區	持續監測-需比對其他族群	本研究	本研究-佳	N	N
瓊崖海棠	*Calophyllum inophyllum*	12.9		LC	僅分布於台灣南部和蘭嶼	持續監測-但已經大量栽植，須注意遺傳多樣性	N	N	N	N
欖仁舅	*Neonauclea reticulata*	12.9		LC	僅分布於南部和蘭嶼	持續監測(族群增加)	N	N	N	N
大葉雀榕	*Ficus caulocarpa*	12.8		LC	分佈於低海拔地區	持續監測	http://www.bonsai-net.com/index.php?m=cu&c=know&artId=8	http://www.bonsai-net.com/index.php?m=cu&c=know&artId=8	http://www.bonsai-net.com/index.php?m=cu&c=know&artId=8	N
十子木	*Decaspermum gracilentum*	12.8		LC	僅分布於恆春半島和蘭嶼	持續監測-需比對其他族群	N	N	N	N
恆春福木	*Garcinia subelliptica*	12.8		LC	分布於台灣南部和綠島	持續監測-需比對其他族群	https://www.hrd.gov.tw/content/about/about06in.aspx?sid=11 https://kmweb.coa.gov.tw/Illustrations/detail.aspx?id=866678	N	N	N

物種	學名	脆弱度評估分數	特有種	稀有性	台灣分佈地	保育策略	種子繁殖	扦插繁殖	空中壓條	組織培養或微體繁殖
金平冬青	*Ilex maximowicziana*	12.8		LC	分布於南北部低海拔地區	持續監測-需比對其他族群	王利英 (2008)(同屬)-差	王利英 (2008)(同屬)-佳	N	N
海南厚殼桂	*Cryptocarya concinna*	12.8		LC	分布於中低海拔地區	持續監測(族群增加)	https://blog.xuite.net/wen529595/twblog/123616176-2012%E6%B5%B7%E5%8D%97%E5%8E%9A%E6%AE%BC%E6%A1%82%EF%BC%88%E5%9C%9F%E6%A5%A0%EF%BC%89Cryptocarya+concinna+%E7%A8%AE%E5%AD%90%E7%9B%86%E6%A0%BD---%E6%B0%B4%E8%80%95	N	N	N
山菜豆	*Radermachia sinica*	12.6		LC	分布於低海拔地區	持續監測(族群增加)	張聖顯 (2004)	張聖顯 (2004)	N	N
港口木荷	*Schima superba* var. *kankaoensis*	12.6	v	LC	分布於恒春半島及台東的低海拔地區	持續監測-需比對其他族群	http://www.goodall.org.tw/about_greenthumb/pgcontent/tree/36.html	N	N	N
山刈葉	*Melicope semecarpifolia*	12.6		LC	分布於低海拔地區	持續監測(族群增加)	N	N	N	N
臺灣梣	*Fraxinus insularis*	12.6		LC	分布於中低海拔地區	持續監測(族群增加)	http://hla-plant.blogspot.com/2012/04/blog-post_8876.html	N	N	N
楊桐葉灰木	*Symplocos congesta*	12.5		LC	分布於中南部中低海拔地區	持續監測	張智(2012)(同屬)	張智(2012)(同屬)-佳	N	張智(2012)(同屬)
杏葉石櫟	*Lithocarpus amygdalifolius*	12.4		LC	分布於中南部中海拔地區	持續監測	N	N	N	N
大明橘	*Myrsine seguinii*	12.3		LC	廣布全台	持續監測	N	N	N	N
山柚	*Champereia manillana*	12.2		LC	分布於南部低海拔地區	持續監測(族群穩定)	呂勝由等(2000)	N	N	N
猴歡喜	*Sloanea formosana*	12	v	LC	廣布於低海拔地區	持續監測	呂勝由等(2000)	N	N	N
南仁山柃木	*Eurya nitida* var. *nanjenshanensis*	12	v	NT	僅分布南仁山至墾丁地區	輔助移植(棲地片斷化)	http://www.bonsai-net.com/index.php?m=cu&c=know&artId=151	http://www.bonsai-net.com/index.php?m=cu&c=know&artId=151	N	N
蘭嶼落葉榕	*Ficus ruficaulis* var. *antaoensis*	11.9	v	NT	僅分布於南仁山及蘭嶼地區	持續監測(族群穩定)	N	N	N	N
南仁鐵色	*Drypetes karapinensis*	11.9	v	DD	分布於中南部中低海拔地區	持續監測(族群穩定)	N	N	N	N

物種	學名	脆弱度評估分數	特有種	稀有性	台灣分佈地	保育策略	種子繁殖	扦插繁殖	空中壓條	組織培養或微體繁殖
恆春紅豆樹	*Ormosia hengchuniana*	11.9	v	NT	僅分布恆春半島低海拔地區	持續監測(族群穩定)	楊正釧 (2010)	N	N	N
白果雞屎樹	*Lasianthus chinensis*	11.9		EN	分布於北部低海拔地區	持續監測(族群穩定)	N	N	N	N
水金京	*Wendlandia formosana*	11.9		LC	廣布全台低海拔地區	持續監測	N	N	N	N
細脈赤楠	*Syzygium euphlebium*	11.9	v	DD	僅分布於恆春半島及浸水營	評估其可能遷徙路線	呂勝由等(2000)	N	N	N
恆春紫珠	*Callicarpa remotiserrulata*	11.8	v	LC	僅分布於恆春半島及浸水營	持續監測-需比對其他族群	http://www.bonsai-net.com/index.php?m=cu&c=know&artId=162	https://www.tfri.gov.tw/main/news_in.aspx?siteid=&ver=&usid=&mnuid=5425&modid=529&mode=&cid=117&nid=3048&cattype=n&noframe=&noframe2=1&doprint=1	N	N
厚皮香	*Ternstroemia gymnanthera*	11.8		LC	僅分布中低海拔地區	持續監測	http://www.goodall.org.tw/about_greenthumb/pgcontent/tree/37.html	N	N	N
松田冬青	*Ilex lonicerifolia* var. *matsudai*	11.8	v	LC	僅分布於恆春半島	評估其可能遷徙路線	王利英 (2008)(同屬)-差	王利英 (2008)(同屬)-佳	N	N
紅淡比	*Cleyera japonica*	11.8		LC	分布於中海拔地區	持續監測(族群穩定)	N	林上湖 (2011)	N	N
印度苦槠	*Castanopsis indica*	11.8		NT	分布於南部中低海拔地區	持續監測(族群穩定)	林世宗 (2007) 同屬	N	N	N
台灣苦槠	*Castanopsis formosana*	11.7		LC	分布於南部中低海拔地區	持續監測(族群穩定)	林世宗 (2007) 同屬	N	N	N
稜果榕	*Ficus septica*	11.6		LC	分布於低海拔地區	持續監測(族群穩定)	https://blog.xuite.net/y1420u/twblog/127799528-%E8%88%87%E6%A4%8D%E7%89%A9%E7%82%BA%E9%84%B0%E8%AC%9B%E7%BE%A9	https://blog.xuite.net/y1420u/twblog/127799528-%E8%88%87%E6%A4%8D%E7%89%A9%E7%82%BA%E9%84%B0%E8%AC%9B%E7%BE%A9	N	N
菱葉衛矛	*Euonymus tashiroi*	11.6		DD	分布於中低海拔地區	持續監測-需比對其他族群	呂勝由等(2000)	呂勝由等(2000)	N	N
小葉木犀	*Osmanthus marginatus*	11.5		LC	南北部低海拔地區	持續監測-需比對其他族群	N	N	N	N
錫蘭饅頭果	*Glochidion zeylanicum*	11.5		LC	廣布於中北部地區	持續監測(族群穩定)	呂勝由等(2000)	呂勝由等(2000)	N	N
小芽新木薑子	*Neolitsea parvigemma*	11.5	v	LC	僅限分布於中南部地區	持續監測(族群穩定)	N	N	N	N

物種	學名	脆弱度評估分數	特有種	稀有性	台灣分佈地	保育策略	種子繁殖	扦插繁殖	空中壓條	組織培養或微體繁殖
琉球雞屎樹	*Lasianthus fordii*	11.5		LC	廣布於中低海拔地區	持續監測(族群穩定)	N	N	N	N
米碎柃木	*Eurya chinensis*	11.5		LC	廣布於低海拔地區	持續監測	http://www.bonsai-net.com/index.php?m=cu&c=know&artId=120	http://www.bonsai-net.com/index.php?m=cu&c=know&artId=120	N	N
三腳鼈	*Melicope pteleifolia*	11.5		LC	分布於中低海拔地區	持續監測(族群穩定)	N	N	N	N
台灣赤楠	*Syzygium formosanum*	11.2	v	LC	分布於中低海拔地區	持續監測(族群穩定)	http://www.goodall.org.tw/about_greenthumb/pgcontent/tree/26.html 呂勝由等(2000)	呂勝由等(2000)	N	N
小葉赤楠	*Syzygium buxifolium*	11.1		LC	分布於中低海拔地區	持續監測-但已經大量栽植，須注意遺傳多樣性	http://www.goodall.org.tw/about_greenthumb/pgcontent/shrub/08.html	http://www.goodall.org.tw/about_greenthumb/pgcontent/shrub/08.html	N	N
石苓舅	*Glycosmis citrifolia*	11.1		LC	廣布於低海拔地區	持續監測(族群穩定)	N	N	N	N
厚殼桂	*Cryptocarya chinensis*	11.1		LC	分布於中海拔地區	持續監測(族群穩定)	N	N	N	N
領垂豆	*Archidendron lucidum*	11		LC	分布於低海拔地區	持續監測(族群穩定)	N	N	N	N
雞屎樹	*Lasianthus obliquinervis*	11		LC	廣布於低海拔地區	持續監測(族群穩定)	https://blog.xuite.net/wen529595/twblog/123616225-2012%E9%9B%9E%E5%B1%8E%E6%A8%B9Lasianthus+obliquinervis+%E7%A8%AE%E5%AD%90%E7%9B%86%E6%A0%BD	N	N	N
武威新木薑子	*Neolitsea buisanensis*	11		LC	僅分布於南仁山	持續監測(族群穩定)	N	N	N	N
恆春山茶	*Camellia hengchunensis*	11	v	VU	僅分布於南部地區	持續監測(族群穩定)	蘇夢淮(2014)	蘇夢淮(2014)	N	N
恒春楨楠	*Machilus obovatifolia*	10.9	v	LC	分布於恆春半島低海拔地區	持續監測(族群穩定)	呂勝由等(2000)	N	N	N
大葉羅漢松	*Podocarpus macrophyllus*	10.8		EN	分布於低海拔地區	持續監測(族群穩定)	http://kplant.biodiv.tw/%E7%BE%85%E6%BC%A2%E6%9D%BE/%E7%BE%85%E6%BC%A2%E6%9D%BE920601.htm	http://kplant.biodiv.tw/%E7%BE%85%E6%BC%A2%E6%9D%BE/%E7%BE%85%E6%BC%A2%E6%9D%BE920601.htm	N	N
圓葉雞屎樹	*Lasianthus wallichi*i	10.8		LC	廣布於低海拔地區	持續監測(族群穩定)	N	N	N	N

物種	學名	脆弱度評估分數	特有種	稀有性	台灣分佈地	保育策略	種子繁殖	扦插繁殖	空中壓條	組織培養或微體繁殖
水冬瓜	*Saurauia tristyla* var. *oldhamii*	10.8		LC	廣布於中低海拔地區	持續監測(族群穩定)	N	N	N	N
烏心石舅	*Magnolia kachirachirai*	10.8	v	VU	分布於東南部中低海拔地區	持續監測(族群穩定)	洪昆源等 (2010)-佳	洪昆源等 (2010)-差	洪昆源等 (2010)-佳	N
山香圓	*Turpinia formosana*	10.4	v	LC	廣布於全台中低海拔地區	持續監測(族群穩定)	N	N	N	N
華八仙	*Hydrangea chinensis*	10.4		LC	廣布於中低海拔地區	持續監測(族群穩定)	http://www.goodall.org.tw/about_greenthumb/pgcontent/shrub/33.html	http://www.goodall.org.tw/about_greenthumb/pgcontent/shrub/33.html	N	N
大葉楠	*Machilus japonica* var. *kusanoi*	10.2	v	LC	廣布於低海拔地區	持續監測(族群穩定)	http://taibif.tw/eemwiki/index.php/Machilus_japonica_var._kusanoi_(Hayata)%E5%A4%A7%E8%91%89%E6%A5%A0	N	N	N
九芎	*Lagerstroemia subcostata*	10.1		LC	廣布於中低海拔地區	持續監測(族群穩定)	http://www.goodall.org.tw/about_greenthumb/pgcontent/tree/06.html	http://acchl.pixnet.net/blog/post/37470072-%E4%B9%9D%E8%8A%8E	N	N
嶺南青剛櫟	*Cyclobalanopsis championii*	9.9		LC	分布於恆春半島至台東地區	持續監測(族群增加)	N	N	N	N
日本賽衛矛	*Microtropis japonica*	9.9		LC	分布於南仁山與蘭嶼	持續監測(族群穩定)	呂勝由等(2000)	呂勝由等(2000)	N	N
疏花紫珠	*Callicarpa remotiflora*	9.9	v	NT	分布於中低海拔地區	持續監測(族群穩定)	N	N	N	N
小葉樟	*Cinnamomum brevipedunculatum*	9.9	v	VU	僅分布於南仁山與浸水營	持續監測(族群增加)	呂勝由等(2000)	呂勝由等(2000)	N	N
大野牡丹	*Astronia ferruginea*	9.8		LC	分布於低海拔地區	持續監測(族群穩定)	N	N	N	N
刺杜密	*Bridelia balansae*	9.8		LC	分布於低海拔地區	持續監測(族群增加)	http://www.nongyehu.com/miaomu/qita/10844.html	N	http://www.nongyehu.com/miaomu/qita/10844.html	N
豬母乳	*Ficus fistulosa*	9.6		LC	分布於低海拔地區	持續監測(族群穩定)	經濟部(2006)	N	N	N
台灣山桂花	*Maesa perlaria* var. *formosana*	9.6		LC	分布於中低海拔地區	持續監測(族群穩定)	游以德等(1990)	游以德等(1990)	N	N
竹柏	*Nageia nagi*	9.6		EN	全島低海拔地區	持續監測(族群增加)	https://blog.xuite.net/wen529595/twblog/123617125-2007 竹柏 Nageia+nagi+種子盆栽	http://www.goodall.org.tw/about_greenthumb/pgcontent/tree/27.html	N	N
大頭茶	*Gordonia axillaris*	9.6		LC	分布於高海拔至低海拔地區	持續監測(族群穩定)	楊正釧 (2000)	N	N	N

物種	學名	脆弱度評估分數	特有種	稀有性	台灣分佈地	保育策略	種子繁殖	扦插繁殖	空中壓條	組織培養或微體繁殖
杜英	*Elaeocarpus sylvestris*	9.4		LC	分布於低海拔地區	持續監測(族群穩定)	https://blog.xuite.net/wen529595/twblog/355762232-2015 杜英 Elaeocarpus+sylvestris 種子盆栽	N	N	N
山龍眼	*Helicia formosana*	9.1		LC	分布於中低海拔地區	持續監測(族群穩定)	http://hla-plant.blogspot.com/2012/04/blog-post_4417.html	N	http://hla-plant.blogspot.com/2012/04/blog-post_4417.html	N
小葉樹杞	*Ardisia quinquegona*	9		LC	分布於中低海拔地區	持續監測(族群穩定)	https://blog.xuite.net/wen529595/twblog/123615976-2013 小葉樹杞 Ardisia+quinquegona+種子盆栽	N	N	N
密脈赤楠	*Syzygium densinervium* var. *insulare*	8.9	v	NT	分布於蘭嶼與屏東	持續監測(族群穩定)	http://www.bonsai-net.com/index.php?m=cu&c=know&artId=86	N	N	N
軟毛柿	*Diospyros eriantha*	8.8		LC	廣布於低海拔地區	持續監測(族群穩定)	https://blog.xuite.net/wen529595/twblog/123616360-2011 軟毛柿 Diospyros+eriantha+Champ.+ex+Benth.種子盆栽	N	N	N
台灣梭羅樹	*Reevesia formosana*	8.8	v	NT	分布於南部低海拔地區	持續監測(族群穩定)	https://blog.xuite.net/wen529595/twblog/123616938-2009 台灣梭羅木 Reevesia+formosana+種子盆栽	https://myfoodandflowers.wordpress.com/2018/05/28/taiwan-reevesia-reevesia-formosana	N	N
南仁五月茶	*Antidesma hiiranense*	8.8	v	NT	廣布於東西部低海拔地區	持續監測(族群穩定)	http://www.bonsai-net.com/index.php?m=cu&c=know&artId=65	http://www.bonsai-net.com/index.php?m=cu&c=know&artId=65	N	N
雀榕	*Ficus superba* var. *japonica*	8.7		LC	廣布於低海拔地區	持續監測(族群穩定)	葛兆年等 (2014)	http://www.bonsai-net.com/index.php?m=cu&c=know&artId=29	http://www.bonsai-net.com/index.php?m=cu&c=know&artId=29	N
披針葉饅頭果	*Glochidion zeylanicum* var. *lanceolatum*	8.6		LC	廣布於北部與中部地區	持續監測(族群穩定)	呂勝由等(2000)	N	N	N
烏來冬青	*Ilex uraiensis*	8.6		LC	分布於低海拔地區	持續監測(族群穩定)	王利英 (2008)(同屬)-差	王利英 (2008)(同屬)-佳	N	N
鐵冬青	*Ilex rotunda*	8.6		LC	分布於低海拔地區	持續監測(族群穩定)	呂勝由等(2000)	呂勝由等(2000)	N	N

王利英 (2008) 幾種浙江省鄉土冬青属植物繁殖技術和生物學生態學特性研究。浙江林学院。
呂勝由、鄭育斌、鍾慧元 (2000) 臺灣地區新增工業區綠化實用圖鑑。經濟部工業局。122 頁。
林上湖 (2011) 森氏紅淡比之無性繁殖技術。
林世宗 (2007) 櫧櫟木下種更新適應性之研究。林木種苗繁殖、栽培與造林技術的新發展研討會論文集。205-214。
洪昆源、莊佩華、潘清連、陳昱成 (2009) 稀有植物系統保育首部曲-台灣柯、柳葉柯的繁殖。自然保育季刊 66：33-34。
張智、何桂娥、高洪勤、夏宜平(2012) 山矾屬植物研究現狀及其園林應用前景。中國農學通报 28(22): 308-311.
張聖顯 (2004) 景觀與盆栽觀賞皆宜之山菜豆.。花蓮區農業專訊 47:13-1。.
游以德、陳玉峰、吳盈 1990 台灣原生植物 淑馨出版社
楊正釧 (2010) 恆春紅豆樹種子的發芽與儲藏。林業研究專訊 17(4): 61-63。
楊正釧、陳裕星、林讚標 (2000) 大頭茶、黃連木與台灣欒樹種子之儲藏性質。臺灣林業科學 15(1): 91-104。
經濟部 (2006) 水庫濱水帶植物。經濟部水利署編印。35 頁。
葛兆年、陳舜英、 陳銘瑝 (2014) 五色鳥取食 4 種台灣原生樹種果實對其種子發芽的影響。臺灣林業科學 29:27-39。

第五章　以台灣水青岡與槲櫟森林的昆蟲為例

摘要

依據我國目前氣候變遷相關計畫之研究成果，認為臺灣降水強度與頻率有逐漸增加趨勢，且趨於兩極化，即雨季越濕、乾季越乾。極端氣象事件之發生頻率與強度將與日俱增，使本島山區自然環境在氣候變遷與極端事件衝擊下益形脆弱。

植食性昆蟲的多樣性能夠反映森林生態系的優劣程度，在全球氣候變遷與極端氣候的威脅之下，進行冰河孑遺物種的研究與相關保育措施的擬定顯得刻不容緩。本研究擬藉由進行台灣水青岡樣區的昆蟲調查，建立各個樣區的昆蟲相資料，進而探討各個台灣水青岡的現生地是否可能由於持續暖化造成的氣候異常或是人為開發的影響，導致物種滅絕或是棲地消失的危機。此外並針對新竹地區槲櫟植群的昆蟲進行初步研究，建立初步資料。本計畫將持續於北部地區台灣水青岡森林與新竹地區槲櫟植群進行昆蟲相調查，增進對冰河孑遺物種的了解，以期針對此等珍貴孑遺森林生態系進行更完善的生物多樣性保育。

本年度目前已完成銅山、北插天山、鳥嘴山、大白蘭崁等樣區的採樣，並針對所獲得之資料進行分析。

關鍵詞: 氣候變遷、台灣水青岡、脆弱度、生物多樣性、物種分布、棲地片段化

一、前言

全球氣候變遷及氣候的極端化的衝擊除了生物多樣性的流失之外，最大的影響可能是稀有、特有及脆弱的生物族群及生態體系結構受到破壞(IPCC, 2007, Joyce et *al*., 2014)。先進國家已展開許多研究，企圖瞭解物種、族群、動植物社會等對氣候變遷的敏感程度、脆弱度、及反應能力；此外，為了避免特稀有物種及其棲地的滅絕消失，亦已依據現有知識基礎及風險程度，針對評估屬氣候變遷影響之高風險物種及族群，擬定適宜之保育策略，並進行保育工作的實質推動(Staudinger *et al*., 2012)。

我國目前氣候變遷相關計畫之研究成果，顯示極端氣象事件之發生頻率與強度將與日俱增，使本島山區自然環境在氣候變遷與極端事件衝擊下益形脆弱(許晃雄等，2011)。為減緩氣候變遷對於生物多樣性之衝擊，研究建議應根據暴露度、敏感度及調適能力，先依照物種或地區的狀況評估其脆弱度，再針對所產生的衝擊程度與脆弱度進行政策、社會或法令上的調適以減緩、降低或預先防止災害的產生， 並永續的維持整個社會或生態系(童慶斌，2012)。

根據邱祈榮(2013)及林務局2013至2015年「因應氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究」計畫成果，已初步瞭解全臺灣維管束植物在長期氣候變遷影響下可能的殘存分布地點，亦初步提出風險較高且應積極保育之物種與族群；小尺度方面，則已針對臺灣水青岡及南仁山植群等案例地點，對於生物社會以至物種層級可能遭受氣候變遷之衝擊與影響部分，完成初步的研究與評估。

生物的棲息環境除了受到大尺度氣候影響以外，由於局部地形或區域的微氣候條件差異，使得某些小尺度地點可能出現暖化趨勢較緩的現象，例如陡峻山區的谷地、冷涼的迎風地點或高原的冷袋(cold-air drainage)地形等，生物在這些地點有較高的機會躲避暖化威脅、降低滅絕風險(Skov and Svenning, 2004)。此現象與第四紀冰河時期古生物學研究提出之「生物避難所(refugia)」概念極為相近，因此，科學界將暖化架構下的潛在冷涼棲地稱為「間冰期避難所(interglacial refugia)」或「微避難所(micro refugia)」(Rull, 2009, 2010, Stewart, *et al*., 2010, Ashcroft *et al*., 2012, Tzedakis *et al*., 2013, Kimura *et al*., 2014, Shimokawabe *et al*., 2015)。美國學者 Lee Hannah 及澳洲學者 Gunnar Keppel 分別於2014及2015年更進一步指出，暖化趨勢下的生物微避難所可再細分為「微避難所(micro refugia)」、「堅守點(holdouts)」及「遷徙跳石(steppingstones)」。Hannah與Keppel認為，微避難所面積與規模相對為大，這些地點在暖化情境下仍可維持較為長久的冷涼微氣候，避難物種有機會在此處靜待下一次地球冷期循環的來臨。在保育機關(構)

資源有限的條件下，堅守點與遷徙跳石地區應該受到更密切的保護，保護的作法則包含現生族群保護、協助就地繁衍、減低物種競爭或遷地保存等。

「因應氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究」計畫係以「殘存地點」作為基礎概念，殘存族群多蝸居於較小地理尺度之局部棲地內，此一棲地環境多具備地形複雜、微環境偏於冷涼、生物競爭作用較不明顯等特性，類似於生物地理學所稱之「避難所」，亦與Kepple等人所提之研究概念有極高相似之處。

國際研究認為，保育策略必須依據已知生態系及物種所暴露之風險程度進行擬定，再根據應受保護對象之特性，選擇就地保護、廊道規劃、協助遷徙及遷地保育等不同對策(Dawson et *al.*, 2011)。2015年Keppel等人以澳洲塔斯馬尼亞（Tasmania）為案例，提出一系列研究架構，進行氣候變遷下微避難所之尺度與位置判定、避難容納量（capacity）分析，最終達成各避難所風險程度與保育優先次序評估之目標。該團隊認為，避難所之容納量由環境穩定度、微氣候異質性、棲地面積與可到達性等因子共同決定。

本計畫認為，Kepple及Hannah等人發展之研究架構與「殘存地點」概念頗為近似，且澳洲團隊已完成氣候變遷下的微避難所之案例研究，證實該架構具有實務應用性。台灣應亦可利用現有之資料與研究基礎，仿其架構推動本土性之分析與評估。

根據Michael and Elsa(2001)指出許多當前的生物多樣性回復措施存有缺漏，對目標生物基礎資料的了解不夠完全，包括物種多樣性與物種分布情形、生態過程以及目前環境對當地生態系的威脅程度及生物面對環境的衝擊調適方式等等。因此，進行生物多樣性回復的措施之前對於目標生物與棲息的環境等訊息必須詳加了解。本細部計畫負責之部分為進行各個樣區內台灣水青岡林與新竹槲櫟樣區的昆蟲物種普查，建立台灣水青岡林與槲櫟森林的昆蟲物種清單，進而探討是否可能由於持續暖化造成的氣候異常或是人為開發的影響，導致物種滅絕，依附而生的專食性物種因此有消失的危機。

二、前人研究

(一) 台灣水青岡分布於台灣北部的山區，可視為多種動植物賴以生存的棲地島。銅山地區為面積最大的族群，其次為插天山自然保留區的北插天山向北延伸至逐鹿山、往南延伸至拉拉山等山頭；其他如鳥嘴山、大白山、蘭崁山

的面積則較小，而西阿玉山僅有不到十株的殘存族群。Robert H. MacArthur 與 Edward O. Wilson 於 1967 年提出島嶼生物地理學的理論基礎之後，1974 年即有國外學者以鱗翅目昆蟲之專食性小蛾類與殼斗科寄主植物之分布關係進行島嶼生物地理學模型之相關研究(Opler, 1974a,b; 1981)。而物種數與面積效應的模式關係也有學者進一步檢視與探討(Rey *et al.*, 1981)。這些關於島嶼生物地理學的研究論述可充做台灣水青岡森林昆蟲研究之基礎。

(二) 林務局分別已於102年及104年完成「建立氣候變遷對生物多樣性風險與脆弱度評估模式及因應策略規劃」及「因應氣候變遷之生物多樣性脆弱度評估與風險管理研究」。在大尺度之維管束植物地理分布研究部分，提出牡丹至南仁山等14處可能為長期氣候變遷下的殘存地點，並依物種密度、地形及水系特徵等因子評估，認為其中7處殘存地點因植群缺乏向高海拔遷徙退卻空間，具有遭受暖化效應衝擊之疑慮，應為優先關注與保護的地點。該計畫於南仁山地區完成21年之森林複查資料分析，發現迎風型生育地在物種數量，植株密度以及生物多樣性逐漸減少，相對的在背風型生育地與溪谷樣區則無顯著之變化，顯示南仁山森林可能受東北季風影響而使得迎風型生育地產生變化；物種層級部分，則以欖仁溪樣區有較高比例之物種族群持續下降，並建議臺灣柯與希蘭灰木為亟待後續保育之物種。

(三) 台灣水青岡森林片斷化研究以多時期航照圖進行地面覆蓋判識與現地的植群調查來探討氣候變化對水青岡森林的影響，同時與附近的氣候資料結合並初步建立災害風險性評估的架構,以危害與脆弱度的指標評估其風險性，像是不同海拔與不同大小族群的分布面積、覆蓋度的改變和物種組成差別、林內蛾蝶類夸父綠小灰蝶的族群差異等，來瞭解冰期之後的氣候暖化，對水青岡森林退縮與片斷化後所造成的影響。參考海岸淹水的文獻，初步建立災害風險評估公式 (風險=危害x脆弱度)，並依台灣各地的水青岡森林建立其危害及評估脆弱度指標，以整合出不同地區水青岡森林的災害風險階級，結果有

1. 水青岡族群從過去30年航照圖資料中並無明顯向上遷徙情形；

2. 災害潛勢分級得到的結果，可知台灣水青岡林各分布地受到氣候的衝擊程度，以崩塌、植被枯亡與上層枯損為分級，合計所受災害潛勢的面積佔各地區水青岡森林面積都不到10%；

3. 災害潛勢面積最高為大白山在2011年度所占面積達7.42%，阿玉山在1980年度之前為5.36%次之，第三高是蘭崁山地區在2011年度為4.82%，代表水青岡森林會略受到極端氣候衝擊的影響；

4. 風險性評估以危害與脆弱度兩大層面探討，危害層面有自然因子的要素(如溫度、雨量或颱風)與災害潛勢分級(崩塌、植被枯亡或上層枯損)；以暴露度(生育地因子)、調適力(面積、族群和不同世代比例等)和回復力(幼苗更新、豐歉年)來代表脆弱度層面，共計有14個評估指標。

綜合風險性評估的結果，各地區水青岡森林依風險程度由高至低排序：蘭崁山是非常高風險、阿玉山是高風險、大白山是中等風險、鳥嘴山是低風險、銅山與插天山是非常低風險。

已完成之計畫重要結果如後：

先期計畫(2015 年)研究期間採獲兩種以台灣水青岡為食的舟蛾，為從前尚未記錄描述過的種類，已經與學者合作發表，刊登於國際期刊《動物分類群》(Zootaxa)，分別為 *Pheosiopsis seni*(沈氏夙舟蛾)與 *Syntypistis taipingshanensis*(太平山胯舟蛾)，兩者皆為專食台灣水青岡的種類。

台灣水青岡森林的昆蟲研究也發現台灣水青岡林的面積大小與專食性昆蟲種數的關係密切，面積較小的台灣水青岡森林鱗翅目昆蟲種數明顯不若較大面積的族群，符合島嶼生物地理的模型預測。研究經過篩選得到夸父璀灰蝶、雲霧裳蛾近緣種兩種以及水青岡專食性舟蛾兩種等指標物種(如表5.1)，各個樣區經過指標物種評估與鱗翅目昆蟲多樣性評等得到台灣水青岡森林生態脆弱度矩陣，內含各個樣區的評估結果。以上成果整合於「台灣水青岡森林片斷化之研究」，完整呈現整體成果。

表5.1 台灣水青岡林面積大小與專食性昆蟲種數之關係

台灣水青岡分布區域	銅山	北插天山	鳥嘴山	大白山	蘭崁山	阿玉山
面積(KM^2)	11.54	3	0.06	0.34	0.0043	< 25 trees
夸父璀灰蝶	O	O	X	X	X	X
雲霧裳蛾近源種 1	O	O	O	X	X	X
雲霧裳蛾近源種 2	O	O	O	X	X	X
沈氏夙舟蛾	O	O	X	O	O	X
太平山胯舟蛾	O	O	X	O	O	X

2016年度的新竹槲櫟樣區昆蟲調查於共記錄到6種鱗翅目昆蟲取食槲櫟，另外2種則取食伴生樹種-栓皮櫟，為雜食性種類，不排除有取食槲櫟的可能。2017年度台灣水青岡昆蟲調查新記錄到5種鱗翅目昆蟲幼蟲，此外，進一步調查與統計出取食槲櫟的昆蟲超過六成的種類為雜食性物種，而食性較專一的物種皆為較小型的蛾類。雜食性種類若是大量發生可能會對槲櫟的生存造成影響甚至危害，須持續調查與關注。

歷年的研究總計有10科34種取食台灣水青岡昆蟲的鱗翅目昆蟲飼育成功，有許多種類已經完成鑑定，其中不乏新發現的種類，例如沈氏夙舟蛾(*Pheosiopsis seni*)與太平山胯舟蛾(*Syntypistis taipingshanensis*)均是新近被命名發表的蛾種，另外還有許多種類尚待進一步的研究。

此外，2017年的計畫成果指出以DNA barcode資料庫比對的方式對於臺灣山毛櫸鱗翅目種類鑑定是有效的。雖然尚有些樣本無法藉由此方法比對出其確切種類，若未來台灣山毛櫸林的鱗翅目成蟲COI序列資料庫完備後，即可以協助解決鑑定問題。

三、材料與方法

(一)研究地區

水青岡植物在全世界約有 12 種，分佈於北半球溫帶地區，台灣水青岡是本類植物在北半球分布之南緣，也是台灣最具代表性的冰河孑遺植物。由地下花粉的分析結果，證明台灣水青岡在冰河時期曾分布到台灣北部的低海拔地區，目前只殘存在北部幾個山頭及主稜上，包括北插天山、拉拉山、銅山、大白山、蘭崁山、阿玉山及鳥嘴山，海拔 1,225–2,000 m。這說明了台灣水青岡在冰期結束後，氣候變暖，整個族群往較高海拔遷移，使得原先分布廣闊之族群逐步退縮，而呈現片斷化分佈。因此現在全球氣候的暖化，將加速台灣水青岡的衰退，最後從這些山頭消失（陳子英等，2011）。

目前在台灣東北部的台灣水青岡森林分布於數個地區：

(1) 蘭崁山：位於宜蘭縣南澳鄉山區，在海拔 1,450 m 的一座山頭上，沿著稜線生長約呈 Z 字型，覆蓋範圍約為 0.3 ha，族群稀少僅有 38 棵。

(2) 大白山：位於宜蘭縣南澳鄉山區，海拔約 1,350 m，沿著狹長的山頭稜線生長，覆蓋範圍約為 30 ha。

(3) 銅山地區：位於宜蘭縣南澳鄉山區，海拔約 1,800 m，分布於望洋山至銅山、下銅山並延伸至鹿皮山之稜線上，覆蓋範圍約 1,154 ha，為最大的分布地區。

(4) 阿玉山：位於宜蘭縣與新北市交界處山區，海拔約 1,420 m，族群極少，僅有零星數棵。

(5) 插天山：位於桃園縣與新北市交界處山區，海拔約 1,450 至 1,700 m，分布於北插天山至拉拉山一帶，覆蓋範圍約有 300 多公頃，現已劃設為「插天山自然保留區」。

台灣的槲櫟族群分布局限於新竹縣新豐鄉坑子口靶場周邊，全區隸屬於國軍管轄範圍。

台灣水青岡與槲櫟可說是台灣地區研究氣候變遷對生物多樣性衝擊與回復的最佳對象，從遺傳多樣性、物種多樣性、及生態系多樣性的角度均可加以探討。

(二)研究方法

將台灣水青岡出現之昆蟲分成二型來比對：(1)為銅山及插天山地區目前較大區域的森林與(2)為目前殘存或孑遺的小片森林，如蘭崁山、大白山、阿玉山、

鳥嘴山地區。槲櫟樣區則以普查性質進行初步調查。

1. 重要工作項目為：監測與調查鱗翅目昆蟲多樣性之研究，建立各研究樣區的昆蟲相資料。

(1)於各個台灣水青岡森林樣區進行昆蟲相調查並進行新竹地區槲櫟植群樣區調查。

(2)監測夸父璀灰蝶與專食性裳蛾、水青岡舟蛾等專食性昆蟲種類於各個樣區的差異與變化情形。

(3)台灣水青岡的開芽物候、族群內開芽率的同步性對於專食性物種的存續可能具有關鍵性的影響，因此在進行春季昆蟲調查的同時，將同時估算記錄各次調查開芽率。

2. 研究方法：主要研究對象為直接取食與利用台灣水青岡與槲櫟的昆蟲，進行物種調查。採集取食、棲息於各部位的昆蟲，包括：

(1)幼嫩葉片：觀察採集並記錄取食的成蟲與幼蟲，幼蟲帶回飼養以確定種類。（可能多為一年一世代的種類，需細心照顧）

(2)花序：開花季節採集、觀察授粉昆蟲，若有幼蟲取食則帶回飼養，以確定種類。

(3)果實、種子：若遇有結實情形則觀察記錄是否有昆蟲利用，利用昆蟲種類及利用情形。

(4)老熟葉片：觀察採集並記錄取食的成蟲與幼蟲，幼蟲帶回飼養以確定種類。（幼蟲有可能為雜食性，必須想辦法釐清）

(5)樹皮、樹枝、倒木：觀察是否有昆蟲利用棲息，並記錄種類。

3. 採樣方法：參考臺灣野生動物調查昆蟲資源調查手冊 (楊平世等，1996)，擬定採樣方法如下。

(1) 寄主植物翻察法：檢視翻察葉片、花序、果實，搜尋可能棲息的昆蟲幼蟲或是成蟲。

(2) 樹冠採樣：利用高枝剪隨機剪取樹冠枝條，以找尋卵粒及幼蟲。

(3) 定量標準:各樣區隨機選取 10 棵樹，每棵樹的取樣數量為 10 個長度 30 公分的枝條。

(4) 夜間燈光誘集：主要目的為調查各個台灣水青岡樣區專食性裳蛾族群量的差異，於成蟲活動季節進行。

4. 採樣頻度：於植物開花展葉期與葉片成熟期進行採樣，各個樣區至少 1 至 2 次，。棲息於樹皮與倒木、樹枝的昆蟲種類，於研究採樣期間若有遭遇則觀察記錄種類與利用方式。

5. 幼蟲飼養記錄：將帶回室內飼養的幼蟲分別拍照、編號，依照採集日期將幼蟲飼養記錄歸檔整理，累積物種資料以便後人進行相關研究。

6. 成蟲標本：飼養所得之成蟲，統一整理、鑑定，鑑定參照井上寬等(1982)；施禮正(2008)；張保信(1989a)；張保信(1989b)；張保信(1990a)；張保信(1990b)；張保信(1991)；傅建明、左漢榮(2002)；傅建明、左漢榮(2004)；矢田脩 (2007)；岸田泰則 (2011a)；岸田泰則 (2011b)；岸田泰則 (2013a)；岸田泰則 (2013b)；日本産の蛾の WEB 図鑑(2003)。

7. 各樣區的昆蟲種類資料以 Sørensen 相似度指數(Sørensen, 1948)進行分析，比較台灣水青岡各樣區間之鱗翅目昆蟲種類組成之相近程度，其公式如下:

Sørensen 相似性係數：$S_O = \frac{W}{(a+b)/2}$

上述公式的 a＝樣區 A 的物種數，b＝樣區 B 中的物種數，W＝樣區共有的物種數。S_O為 1 時表示在這兩個樣區間物種的組成式相似值為最大；S_O為 0 時表示樣區間物種無相同種類出現。

四、結果與討論

(一)以台灣水青岡為食的鱗翅目昆蟲調查：

本年度持續進行鱗翅目昆蟲調查，自二月底台灣水青岡休眠芽萌發之際開始至各個樣區進行調查，共計進行 13 次調查，採獲以台灣水青岡為食的昆蟲幼蟲 15 科 49 種 371 隻次，其中銅山 12 科 26 種 115 隻次、大白蘭崁 7 科 10 種 72 隻次、鳥嘴山 8 科 17 種 47 隻次、北插天山 11 科 28 種 137 隻次，種類與數量詳如表 5.2。

表 5.2　2018 年台灣水青岡調查所獲之鱗翅目昆蟲種類與數量。

科別	種類	地點			
		北插	銅山	烏嘴山	大白/蘭崁
蛺蝶科	*Neptis soma* 斷線環蛺蝶			1	1
裳蛾科	*Calliteara taiwana* 刻茸毒蛾	2	1		
	Catocala nr. connexa 水青岡裳蛾	10	3		
	Ilema nachiensis 灰綠毒蛾	12		5	
	Lymantriinae sp.8			3	
	Erebidae sp.2	1	1	1	
	Lymantria monacha 細紋絡毒蛾			2	
麥蛾科	Gelechiidae sp.4	1			
	Gelechiidae sp.5			5	
尺蛾科	Geometridae sp.1	7	10		
	Geometridae sp.2		5		
	Geometridae sp.7	4	6		
	Geometridae sp.8	2	1	6	2
	Geometridae sp.9	2			
	Geometridae sp.10		6		
	Geometridae sp.11	1	4		
	Geometridae sp.12			3	
	Geometridae sp.13	5	5		5
	Geometridae sp.23	1		1	
	Geometridae sp.24			6	
	Geometridae sp.26			1	
夜蛾科	Chasminodes sp.	1			
	Amphipyra nr. *tarokoensis*	1			
	Noctuidae sp.1			3	
	Noctuidae sp.2	1	5		4
	Noctuidae sp.6	8	1		
	Noctuidae sp.10	8	3	3	
	Noctuidae sp.15			1	
舟蛾科	*Syntypistis taipingshanensis* 太平山胯舟蛾	15	3		38
	Notodontidae sp.1		6		6

科別	種類	地點			
		北插	銅山	鳥嘴山	大白/蘭崁
	Notodontidae sp.4		1		
鉤蛾科	Drepanidae sp.1		1	1	
	Drepanidae sp.2		1		
刺蛾科	Limacodidae sp.1		2		
簑蛾科	Psychidae sp.1	1			
	Psychidae sp.2	9			
	Psychidae sp.3				1
捲蛾科	Tortricidae sp.3	1			
	Tortricidae sp.6		1		
	Tortricidae sp.7	1			
帶蛾科	*Palirisa cervina* 褐帶蛾		1		
螟蛾科	Pyralidae sp.1			2	
	Pyralidae sp.2	4			
	Pyralidae sp.6		2		
細蛾科	Gracillariidae sp.1	11	19	3	3
	Gracillariidae sp.2	15			8
折角蛾科	(Lecithoceridae sp.1) Scythropiodes sp.	1	2		4
織蛾科	Oecophoridae sp.2	12	25		

本年度持續針對各樣區的調查進行定量之採樣方式，用以進行量化分析。根據各樣區所得之種類與其對應數量進行多樣性分析，分析結果如表 5.3。物種豐度以北插天山為最高，春季調查發現 28 種蛾類，銅山地區 26 種、鳥嘴山 17 種，大白蘭崁山區有 10 種。比較各樣區採獲之幼蟲量(隻次)，北插天山與銅山分居一、二，大白/蘭崁樣區由於採獲太平山胯舟蛾之幼蟲群(共 38 隻)，因此與同為小面積族群的鳥嘴山相比數量較多，鳥嘴山採獲之幼蟲數量最少。

表 5.3　2018 年台灣水青岡樣區的鱗翅目昆蟲種數、發現隻次與多樣性指數。

	北插天山	銅山	鳥嘴山	大白/蘭崁
物種豐度(種)	28	26	17	10
發現數量(隻次)	137	115	47	72
Shannon-Wienner Index	2.94	2.71	2.64	1.65
Simpson Index	0.94	0.9	0.92	0.69

本年度春季雨水較少，台灣水青岡開芽期延後，而且植物個體開芽時間較為分散，以上原因導致各個樣區整體開芽期拉長，各樣區調查時間較寬裕，沒有颱風侵襲也讓採樣結果較為完整。從物種豐度(種)以及 Shannon-Wienner Index 可以發現大面積樣區(北插、銅山)的種數與指數值均高於小面積樣區(圖 5.1)，驗證島嶼生物地理學理論指出物種數隨著棲地島面積而遞減的效應，研究分析也呈現小面積棲地(鳥嘴山、大白/蘭崁)的生物多樣性較低的趨勢。此外，各樣區春季嫩葉期調查雜食種昆蟲較前兩年稀少，沒有往年春季所見毒蛾與枯葉蛾大量出現啃食幼葉的情形，因此除了大白蘭崁山區由於太平山胯舟蛾之優勢種效應導致多樣性偏低，各樣區 Simpson Index 指數值差異不大。

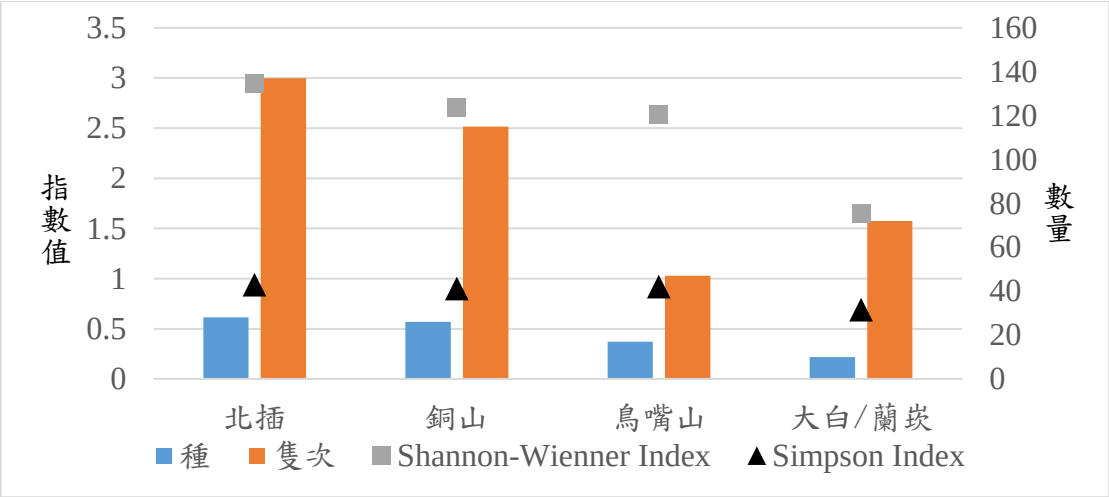


圖 5.1　2018 年台灣水青岡樣區的鱗翅目昆蟲多樣性之分析比較。

本年度調查調查共發現 3 種新記錄種類，分別為尺蛾科、麥蛾科、簑蛾科各 1 種(圖 5.2)。

尺蛾科　　麥蛾科　　簑蛾科

圖 5.2　2018 台灣水青岡的鱗翅目昆蟲調查新增種類

目前台灣水青岡的鱗翅目昆蟲扣除食用附生於台灣水青岡蘚苔的 3 種之後達到 19 科 120 種，其中銅山 77 種、北插天山 59 種、鳥嘴山 33 種、大白蘭崁共 16 種(如圖 5.3)，詳細之物種名錄如附錄 5.1。

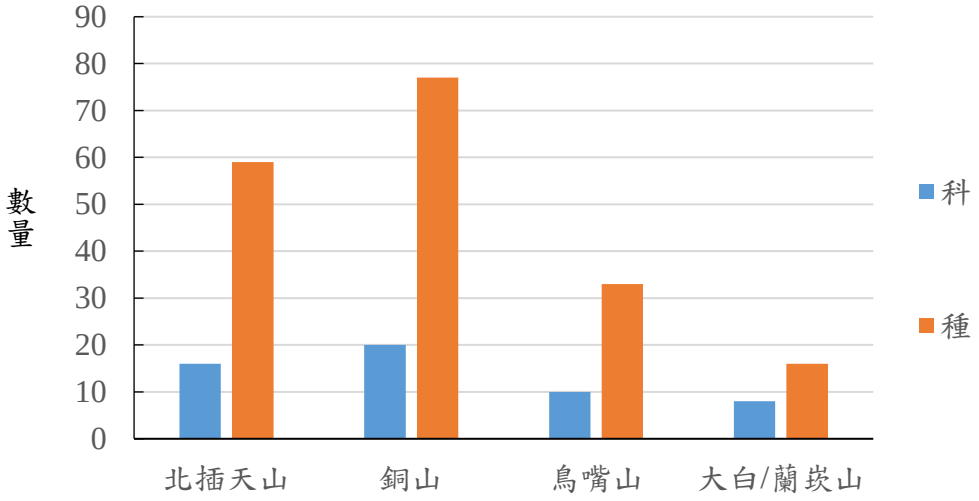


圖 5.3 2009-2018 台灣水青岡鱗翅目昆蟲調查各樣區採獲之幼蟲種類統計。

綜整近年來之調查資料與飼養記錄，得到各年度調查之昆蟲物種累積曲線(圖 5.4)。台灣水青岡的鱗翅目昆蟲調查持續進行多年，對於整體昆蟲相已有初步了解，然而每年記錄的種類持續增加，顯示台灣水青岡森林的昆蟲多樣性極為豐富。

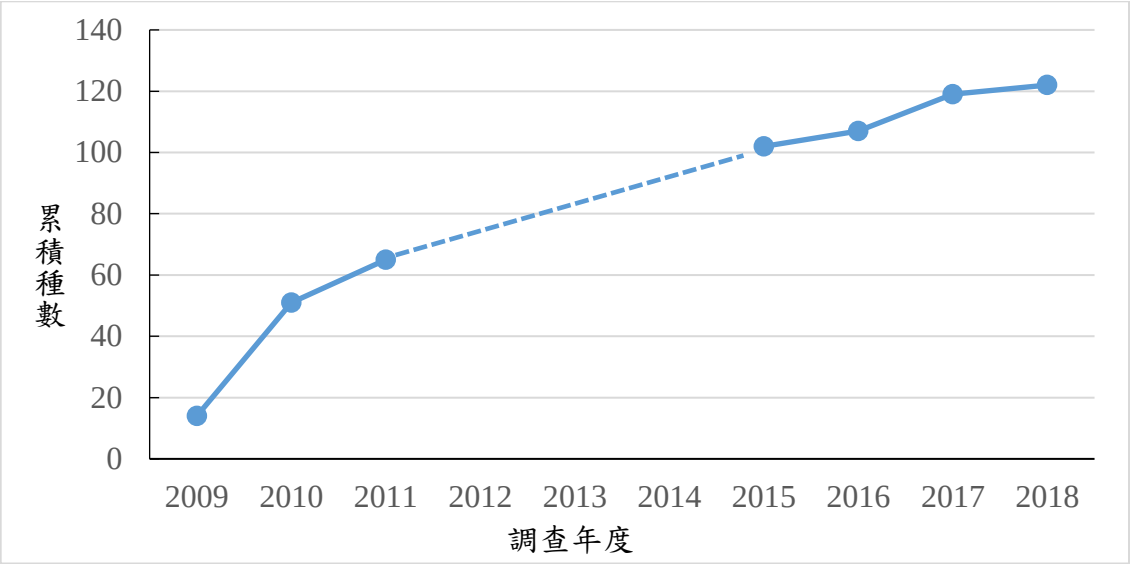


圖 5.4　臺灣水青岡昆蟲調查之物種累積曲線(虛線部份缺乏統計資料)。

將台灣水青岡各樣區之鱗翅目昆蟲相進行兩兩比較(Sørensen, 1948)，得到 Sørensen 相似性係數如下(表 5.4)，分析結果顯示物種較豐富之樣區相似度普遍高於物種較為貧乏之樣區。銅山-北插-鳥嘴山之相似度較高，鳥嘴山-大白山-蘭崁山由於部份物種已滅絕，相似度普遍較低。值得注意的是蘭崁山-大白山的物種最少，而相似度卻很高的情形，這可能是由於無法適應環境變壞的物種多已滅絕，殘存能夠適應環境變化的物種相近所導致相似度翻轉的現象。

表 5.4 台灣水青岡各樣區之鱗翅目昆蟲 Sørensen 相似性比較。

	北插	銅山	鳥嘴山	蘭崁山
北插				
銅山	0.46			
鳥嘴山	0.35	0.37		
蘭崁山	0.16	0.12	0.21	
大白山	0.30	0.20	0.21	0.40

(二)新竹槲櫟樣區昆蟲調查：

槲櫟與台灣水青岡同屬冰河孑遺物種，然而在本研究之前槲櫟森林之昆蟲相卻鮮少被關注探討。本年度已完成 4 次調查，記錄到取食槲櫟的鱗翅目昆蟲 9 科 18 種 52 隻次(表 5.5)，雜食性物種依舊偏多，共發現 11 種，此外發現專食性可能性高的細蛾科 2 種、狹食性的瘤蛾 1 種、網蛾 1 種。

表 5.5　2018 年新竹新豐槲櫟樣區昆蟲名錄。

科別	學名	中名	數量	推測食性
尺蛾科	*Cleora fraterna*	黑腰鋸尺蛾	4	雜食
	Cusiala boarmioides	白波緣尺蛾	1	雜食
	Ectropis sp.		1	雜食
	Geometridae sp.3		1	?
細蛾科	Gracillariidae sp.1		12	專食
	Gracillariidae sp.2		6	專食
裳蛾科	*Euproctis inornata*	白斑黃毒蛾	1	雜食
	Euproctis taiwana	臺灣黃毒蛾	2	雜食
	Lymantriinae sp.1		1	雜食
瘤蛾科	Nolidae sp.2		1	狹食
蓑蛾科	Psychidae sp.1		6	雜食
網蛾科	Thyrididae sp.1		1	狹食
捲蛾科	Tortricidae sp.2		5	專食?
	Tortricidae sp.3		4	雜食
	Tortricidae sp.4		2	雜食
刺蛾科	*Setora postornata*	八字褐刺蛾	1	雜食
	Thosea sinensis	扁刺蛾	1	雜食
扁腹蛾科	Depressariidae sp.1		2	?

統整 2016-2018 由槲櫟採獲的鱗翅目昆蟲調查資料，共計 9 科 25 種。詳細物種資料如表 5.6。

表 5.6 2016-2018 槲櫟調查所獲之鱗翅目昆蟲名錄

科別	種類	中名	推測食性	調查年份		
				2016	2017	2018
尺蛾科	*Cleora fraterna*	黑腰鋸尺蛾	雜食	*	*	*
	Cusiala boarmioides	白波緣尺蛾	雜食		*	*
	Ectropis sp.	猗尺蛾屬	雜食		*	*
	Geometridae sp.1		雜食		*	
	Geometridae sp.2		狹食		*	
	Geometridae sp.3		?			*
刺蛾科	*Parasa shirakii*	褐邊綠刺蛾	雜食		*	

科別	種類	中名	推測食性	調查年份		
				2016	2017	2018
	Setora postornata	八字褐刺蛾	雜食			*
	Thosea sinensis	扁刺蛾	雜食			*
扁腹蛾科	Depressariidae sp.1	扁腹蛾	?			*
捲蛾科	Tortricidae sp.1		專食?		*	
	Tortricidae sp.2		專食?		*	*
	Tortricidae sp.3		雜食			*
	Tortricidae sp.4		雜食			*
細蛾科	Gracillariidae sp.1		專食	*	*	*
	Gracillariidae sp.2		專食	*	*	*
網蛾科	Thyrididae sp.1		狹食	*	*	*
蓑蛾科 (Psychidae)	Psychidae sp.1		雜食	*	*	*
裳蛾科	*Euproctis inornata*	白斑黃毒蛾	雜食		*	*
	Lymantria xylina	黑角舞蛾	雜食		*	
	Lymantriinae sp.1		雜食	*	*	*
	Olene dudgeon	褐斑毒蛾	雜食		*	
	Euproctis taiwana	臺灣黃毒蛾	雜食			*
瘤蛾科	Nolidae sp.1		狹食		*	
	Nolidae sp.2		狹食		*	*

槲櫟為溫帶落葉性殼斗科植物，主要分佈於日本、韓國、中國的東北和四川，台灣為分布之南界。日本地區有一種一年一世代的專食性灰蝶以槲櫟為寄主植物，然而目前在新竹地區的槲櫟森林並未記錄。此外，雜食性物種偏多是一項警訊，若是雜食種大量發生取食槲櫟葉片，對槲櫟族群將有不良影響，應予持續監測。

(三)台灣水青岡的開芽物候與春季同時期各樣區的開芽率與物候差異：

本年度記錄之春季各樣區台灣水青岡的即時開芽情形如表 5.7。本年度觀察到銅山與鳥嘴山地區少量開花，然而果實結實狀況不佳，並未發現蛀食臺灣水青岡種子的捲蛾。水青岡蛀食捲蛾以台灣水青岡的種子為食，然而台灣水青岡的結

實於不同的氣候條件影響下具有豐欠年的差異，關於族群繁衍機制的了解能夠避免將來種子保存期間被大量蛀食，對於未來復育台灣水青岡的作業十分的重要，因此必須持續進行觀察，把握台灣水青岡結實的豐年進行研究。

表 5.7　2018 年春季各樣區台灣水青岡的開芽情形。

樣區	調查日期	開芽情形(2018)
北插天山	0411	有些葉片平展，有些芽剛抽出，差異懸殊。
銅山	0312	休眠芽體發育中，尚未開芽。
	0402	開芽 3 成，少量開花。
	0413	部分植株葉已平展，尚未硬化。然而大約 3 成植株葉片剛開始平展，開芽時間零散。
鳥嘴山	0319	開芽約兩成，大部分植株休眠芽抽長，但尚未開芽。發現開花(n=3)，其中一株胸徑超過 3 米。
	0329	開芽 3 成。
	0412	葉片平展，部份個體葉已硬化，剩大約 1/2 為嫩葉。
大白山	0413	葉片平展，部份個體葉已成熟硬化，大約 1/3 維持嫩葉。

此外，銅山地區調查期間於步道旁發現 5 株當年生的台灣水青岡幼苗，今年已經不見蹤影，反而在木棧道下方發現有台灣水青岡的幼苗生長良好，木棧道的鋪設似乎能夠保護靠近步道周邊的台灣水青岡幼苗不被遊客踩踏死亡。

根據 2016-2018 年之觀察，每年二月底至三月初，臺灣水青岡樹冠上層之休眠芽會率先發育開展，花序也伴隨抽出，在此時有一批鱗翅目昆蟲成蟲產卵後卵隨即孵化，另一批鱗翅目昆蟲則結束越冬而孵化。臺灣水青岡的嫩葉期持續約 3 周至 1 個月左右，這兩批食用嫩葉之幼蟲配合台灣水青岡的物候迅速成長，在四月底之前化蛹，有些種類會在不久之後羽化成蟲，有些則進入休眠狀態，直至接下來的冬天或來年春天羽化。嫩葉期的昆蟲多為一年一世代的種類，少數為一年兩世代以上的種類。

五月之後臺灣水青岡的葉片老化成熟，質地較硬，此時有一些鱗翅目昆蟲大顎與消化系統較為強韌，能夠以硬化成熟的葉片為食，此時期的昆蟲大多為一年兩世代以上的種類。成熟葉時期有一些肉眼難辨的鱗翅目昆蟲食量極小，僅需一兩片葉子即足以令其充分成長化蛹，甚至有些種類特化潛入薄薄葉片內，以葉肉組織為食，一片葉片可供複數個體成長所需。

(四)台灣水青岡的鱗翅目昆蟲飼育概況：

以台灣水青岡為食的鱗翅目昆蟲依照食性幅度可以分成三類，分別為專食性、狹食性以及雜食性，嫩葉時期以專食性昆蟲較多，然而也有雜食性昆蟲例如毒蛾亞科、枯葉蛾科的種類出現。嫩葉期採獲的幼蟲生長快速，但是容易因為誤食品質不佳的葉片而導致夭折，因此食草保存為飼育成功與否的關鍵之一。成熟葉時期的幼蟲飼育則相對容易。鱗翅目昆蟲的生活史周期可分為一年一至兩世代的種類與多世代種類，一年一代的種類需要以生活史其中一個時期—例如冬季的低溫期進行休眠越冬。以台灣水青岡的鱗翅目昆蟲為例，一年一世代的專食性種類需要配合台灣水青岡的物候，以卵或是蛹的形態休眠越冬，因此飼育過程中如何讓幼蟲化蛹後順利休眠越冬之後順利羽化成蟲便成為台灣水青岡的鱗翅目昆蟲研究最大的挑戰。

歷年的研究總計有 10 科 34 種鱗翅目昆蟲飼育成功，有許多種類已經完成鑑定(如表 5.8)，包括計畫執行期間新發現的新發現的種類例如沈氏夙舟蛾(*Pheosiopsis seni*)與太平山胯舟蛾(*Syntypistis taipingshanensis*)被命名發表，然而還有許多種類尚待進一步的研究。

表 5.8　台灣水青岡的鱗翅目昆蟲飼育成功之種類名錄

科別	學名	中名	食性	採樣地區				
				北插	銅山	鳥嘴山	蘭崁山	大白山
尺蛾科	*Acrodontis mystica*	迷極尺蛾	狹	•	•			•
	Alcis nubeculosa	小霜尺蛾	廣	•				
	Biston sp.	突峰尺蛾屬	狹					•
	Comibaena sp.	綠尺蛾屬	廣	•				
	Garaeus nr. *specularis*	鈎角尺蛾屬	廣		•			
鈎蛾科	*Agnidra* nr. *scabiosa fixseni*	亂斑鈎蛾	專？	•	•	•		
	Auzatellodes arizana	阿里山銀鈎蛾	狹		•			
	Horithyatira takamukui	連珠波紋蛾	狹		•			
	Parapsestis tomponis tomponis	圍異波紋蛾	狹	•				
舟蛾科	*Fentonia ocypete*	鋸紛舟蛾	狹	•				
	Pheosiopsis seni	沈氏夙舟蛾	專	•	•			•
	Syntypistis nr. *amamiensis*		專	•				
	Syntypistis taipingshanensis	太平山胯舟蛾	專	•	•			•
裳蛾科	*Caeneressa* sp.		廣	•				
	Calliteara sp.	茸毒蛾屬	狹	•	•			
	Catocala nr. *connexa*		專	•	•			
	Catocala nr. *nubila*		專	•	•	•		
	Hepatica sp.		專	•	•	•		
	Ilema nachiensis	灰綠毒蛾	廣			•		
	Lymantria mathura	櫟毒蛾	廣	•				
	Lymantria monacha	細紋絡毒蛾	狹		•	•		
	Lymantria xylina	木毒蛾	廣	•				
	Olene sp.		廣			•		
夜蛾科	*Amphipoea* sp.		專？	•	•	•		
	Amphipyra nr. *tarokoensis*	雜夜蛾屬	廣	•	•			
	Bryophilina mollicula		廣	•				
	Chasminodes sp.	白夜蛾屬	專		•			
折角蛾科	*Scythropiodes* sp.		專	•	•	•	•	
細蛾科	*Caloptilia* sp.		專	•	•	•	•	•
	Phyllonorycyer sp.		專	•	•	•	•	•

科別	學名	中名	食性	採樣地區				
				北插	銅山	鳥嘴山	蘭崁山	大白山
捲蛾科	*Archips* sp.		?	•				
天蠶蛾科	*Antheraea yamamai*	大透目天蠶蛾	狹			•		•
	Saturnia jonasii fukudai	綠目天蠶蛾	廣		•			
帶蛾科	*Palirisa cervina*	褐帶蛾	廣		•			

(五)以DNA barcode資料庫比對於臺灣山毛櫸鱗翅目種類鑑定之探討:

本研究提供部份材料進行科技部補助之大專生研究計劃，以DNA barcode交叉比對之方法，針對以臺灣水青岡為寄主植物之鱗翅目幼蟲進行分類鑑定，加速臺灣地區山毛櫸林鱗翅目物種多樣性、生活史生態及生物學研究進展，主要採樣地區包括銅山、北插天山及鳥嘴山。

研究所收集到的研究樣本共有59筆記錄(附錄5.2)，其中2筆為帶蛾科、7筆為夜蛾科、14筆為舟蛾科、10筆為裳蛾科以及26筆為尺蛾科。重要結果如後:

1. 經過BOLD比對過後若樣本與網頁上的物種相似度高於97%即認為該樣本與BOLD資料庫上的物種為同一物種。研究藉由DNA Barcode方法鑑定出來帶蛾科樣本2筆，夜蛾科樣本3筆，舟蛾科樣本13筆，裳蛾科樣本7筆，尺蛾科21筆；未對應出夜蛾科樣本4筆，裳蛾科樣本3筆，尺蛾科樣本5筆，及一筆可能為胯舟蛾屬未知種樣本，總共可以鑑定出76.3%的物種。

2. 本研究共採集26筆幼蟲樣本及6筆蛹樣本，此32筆樣本一共比對出了27筆樣本，占了所有未知種類樣本的84%，此外，藉由抽取新發表的舟蛾科成蟲COI序列，填補NCBI資料庫上缺少的資料，並且成功和未知的幼蟲樣本比對，並發現採集的幼蟲當中，可能有胯舟蛾屬未知種幼蟲存在。

3. 研究確認了DNA條碼(DNA Barcode)為有效探討山毛櫸林鱗翅目種類鑑定的工具。藉此方法比對出了許多過去在飼養過程中死亡的鱗翅目幼蟲及因為越冬失敗而無法羽化的蛹之分類鑑定。

4. 雖然尚有些樣本無法藉由此方法比對出其確切種類，若未來台灣山毛櫸林的鱗翅目成蟲 COI 序列資料庫完備後，即可以協助解決鑑定問題。因此 DNA 條碼

在探討山毛櫸鱗翅目多樣性時是和形態鑑定、交尾器比較等方法一樣有效的。

五、結論與建議

(一) 本年度春季雨水較少，導致台灣水青岡開芽期延後，植物個體開芽時間較為分散，導致各個樣區整體開芽期拉長，調查時間較寬裕，沒有颱風侵襲也讓各樣區採樣結果較為完整。此外本年度春季嫩葉期調查雜食種昆蟲較前兩年稀少，因此台灣水青岡的葉片未被大量啃食，這對於台灣水青岡植株的生長具有正面的幫助。

(二) 大白山地區近年來屢屢遭受颱風侵襲而造成許多台灣水青岡的枝條斷裂嚴重，稜線上的台灣水青岡目前已有多棵死亡，颱風對於大白蘭崁地區的台灣水青岡的存續造成壓力，為台灣水青岡族群回復的重大阻力之一。對專食性昆蟲而言，台灣水青岡是幼蟲唯一的生存依靠，因此存續和族群回復也可能因受颱風的影響而岌岌可危。昆蟲之生活史相當複雜，無法隨著植物立即遷移，若是單就臺灣水青岡進行移地復育，專食性昆蟲恐將在原棲地坐以待斃，因此應就地設法進行該地區台灣水青岡的保護和復育，以確保該地區專食性昆蟲的食物來源無虞。

(三) 2017 年的春季調查發現鳥嘴山的雜食性物種偏多。春季為台灣水青岡葉片的生長時期，雜食性的毒蛾和枯葉蛾大量發生將導致台灣水青岡葉片被過度啃食造成危害，導致可行光合作用的葉面積減少，有損台灣水青岡的回復力，因此建議各樣區之雜食性昆蟲族群量之變化情形必須持續監測。

(四)本年度台灣水青岡昆蟲調查目前為止新紀錄到 3 種鱗翅目昆蟲幼蟲，目前取食利用台灣水青岡的鱗翅目昆蟲達到 19 科 120 種，詳細種類與相關食性資料如附錄。歷年來針對槲櫟進行鱗翅目昆蟲調查共計發現 9 科 25 種，取食槲櫟的雜食性昆蟲物種偏多，是一項重要的警訊，雜食性物種若是大量發生對槲櫟的生存與未來之復育可能有不良影響，應予持續監測。

(五)以 DNA barcode 資料庫比對的方式對於臺灣山毛櫸鱗翅目種類鑑定是有益的。雖然尚有些樣本無法藉由此方法比對出其確切種類，若未來台灣山毛櫸林的鱗翅目成蟲 COI 序列資料庫完備後，即可以協助解決鑑定問題。因此 DNA 條碼在探討山毛櫸鱗翅目多樣性時是和形態鑑定、交尾器比較等方法一樣有效的，未來可以繼續進行以加速台灣水青岡森林昆蟲生物多樣性調查之進展。

(六)春季為台灣水青岡嫩葉的生長期，這些葉片為往後進行光合作用的主力，大部份專食台灣水青岡的昆蟲物種配合物候在春天的嫩葉期發生；此時雜食性昆蟲若是大量出現勢必對台灣水青岡本身以及專食性昆蟲的生存造成壓力，因此嫩葉期雜食性物種的監測為未來監測工作的重點之一。本研究之結果豐碩，已建立台灣水青岡森林鱗翅目昆蟲相的基礎資料。先期計畫已依據研究成果篩選出 2 種專食性裳蛾與夸父璀灰蝶、沈氏夙舟蛾、太平山胯舟蛾等指標物種，這些指標昆蟲對於台灣水青岡森林環境的變動各自有其敏感度。建議可藉由監測這些指標物種以及雜食性物種的變化以了解台灣水青岡森林生態系的健康程度。建議管理單位可以採用工作坊的方式召集相關人員進行教育訓練，先讓現場人員了解昆蟲相關的背景知識，再進一步實際操作監測方法和步驟。未來實際的監測方法可按照本研究的調查方法進行簡化。

(七)本研究調查發現取食槲櫟的昆蟲超過六成的種類為雜食性物種，而食性較專一的物種皆為較小型的蛾類。由於台灣的槲櫟族群很小，體形較大的專食性蝶蛾類在過去可能早因槲櫟林萎縮而滅絕；常綠闊葉樹的長驅直入占據了槲櫟原本生長的空間，也給了雜食性蛾類更多的取食與生長機會。雜食性物種若是大量發生取食槲櫟葉片，對槲櫟族群的回復將有不良影響，必須持續監測。境外復育區的槲櫟植株若發現有嚴重病蟲害建議可考慮採用農藥進行防治。

(八)水青岡蛀食捲蛾以台灣水青岡的種子為食，然而台灣水青岡的結實於不同的氣候條件影響下具有豐欠年的差異，關於族群繁衍機制的了解能夠避免將來種子保存期間被大量蛀食,對於未來復育台灣水青岡的作業十分的重要，因此未來應把握台灣水青岡的結實豐年進行研究，並進一步詳細研究以熟知其發生週期。

(九)由於大白蘭崁樣區的採樣必須經過採礦區域，如遇大雨造成沿途礦區道路崩塌則無法順利進入。為了能持續而即時的監測大白山與蘭崁山的台灣水青岡族群與專食性指標昆蟲數量，建議道路應維持經常性的暢通。

(十)氣候變遷與極端氣候對於台灣水青岡族群造成存續上的壓力，為了將研究採樣對植物生長的影響減至最低，應避免大量的採剪枝葉造成植物傷害。因此本研究的昆蟲採樣將持續以寄主植物翻查法代替採剪法來進行調查，往後若有相關研究進行也建議採用此方法。

六、績效指標與期末評核標準達成情形

(一)執行情形：

執行進度累積（%）：

	107.01-107.03	107.01-107.06	107.01-106.09	107.01-106.12
預定百分比	20%	50%	70%	100%
實際百分比	20%	50%	70%	100%

期末評核標準—進入台灣水青岡森林樣區進行昆蟲調查，完成夏季、秋季調查與資料分析 ，並建立昆蟲物種名錄。已達成。

(二)執行情形概述：

建立鱗翅目昆蟲資料：

1.昆蟲調查採樣：已前往北插天山、銅山、鳥嘴山、大白蘭崁山的台灣水青岡樣區進行共計 13 次的調查，槲櫟樣區則進行了 4 次調查。

2. 各樣區的鱗翅目昆蟲調查以定量之採樣方式，用以進行量化分析與比較。

3.夸父璀灰蝶調查：大白山、蘭崁山、鳥嘴山等小面積樣區均尚未發現夸父璀灰蝶。

4.幼蟲飼育與化蛹後處理：調查採獲之幼蟲須飼養至成蟲以進行詳細鑑定。

七、參考文獻

矢田脩 (2007) 新訂原色昆蟲大圖鑑 I。460pp。

岸田泰則 (2011) 日本產蛾類標準圖鑑 I。352pp。

岸田泰則 (2011) 日本產蛾類標準圖鑑 II。416pp。

岸田泰則、廣渡俊哉、那須義次 (2013) 日本產蛾類標準圖鑑 III 。359pp。

岸田泰則、坂巻祥孝、那須義次、廣渡俊哉 (2013) 日本產蛾類標準圖鑑 IV。552pp。

唐立正（2000）插天山自然保留區昆蟲相調查研究（Ⅱ）。農委會林務局新竹林區管理處。

徐堉峰、羅尹廷（2001）夸父綠小灰蝶之生態學研究（一）。行政院農業委員會林務局新竹林區管理處。

徐堉峰、黃嘉龍（2002）夸父綠小灰蝶之生態學研究（二）。行政院農業委員會林務局新竹林區管理處。

張保信（1989a）臺灣蛾類圖說（一）。臺灣省立博物館。

張保信（1989b）臺灣蛾類圖說（二）。臺灣省立博物館。

張保信（1990a）臺灣蛾類圖說（三）。臺灣省立博物館。

張保信（1990b）臺灣蛾類圖說（四）。臺灣省立博物館。

張保信（1991）臺灣蛾類圖說（五）。臺灣省立博物館。

陳子英（2009）臺灣水青岡林生物多樣性調查及保育機制之研究（1/3）。行政院農業委員會林務局。117 頁。

陳子英（2010）臺灣水青岡林生物多樣性調查及保育機制之研究（2/3）。行政院農業委員會林務局。132 頁。

陳子英（2011）臺灣水青岡林生物多樣性調查及保育機制之研究（3/3）。行政院農業委員會林務局。214 頁。

陳子英、謝長富、毛俊傑、賴玉菁、林世宗、胡哲明、徐堉峰、楊正釧、林哲榮、孔祥璿、陳品邑、邱宗儀、巫智斌（2011）冰河孑遺的夏綠林-臺灣水青岡。行政院農業委員會林務局。271 頁。

傅建明、左漢榮（2002）鞍馬山的蛾（1）。台中縣鄉土自然研究會。

傅建明、左漢榮（2004）鞍馬山的蛾（2）。台中縣鄉土自然研究會。

楊平世、吳文哲、洪淑彬（1996）臺灣野生動物調查昆蟲資源調查手冊。行政院農業委員會。227 頁。

羅尹廷（2001）夸父綠小灰蝶之生態學初探。碩士論文。國立臺灣師範大學生物學系。72 頁。

施禮正（2008）臺灣蛾訊 MOTHS of Taiwan。2013 年 7 月 15 日，取自: http://mothtaiwan.blogspot.com/2008_12_01_archive.html

Krauss J., I. Steffan-Dewenter and T. Tscharntke (2003) Local species immigration, extinction, and turnover of butterflies in relation to habitat area and habitat isolation. Oecologia 137:591-602.

MacArthur, R.H. and E.O. Wilson (1967) The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press.

MacArthur, R.H. and E.O. Wilson (1963) An equilibrium theory of insular zoogeography. Evolution 17: 373-387.

NHM (2007) Hosts: Database of the World's Lepidopteran Hostplants.

http://www.nhm.ac.uk/jdsml/research-curation/research/projects/hostplants/index.dsml；accessed: Dec. 5. 2010.)

Opler, P. A (1974a) Biology, Ecology, and Host Specificity of Microlepidoptera Associated with *Quercus agrifolia* (Fagaceae). University of California Publications in Entomology 75:1-83, plates 1-7.

Opler, P.A. (1974b) Oaks as Evolutionary Islands for Leafmining Insects. American Scientist 62:67-73.

Opler P.A. and D.R. Davis(1981) The leafmining moths of the genus *Cameraria* associated with Fagaceae in California (Lepidoptera, Gracillariidae). Smithsonian contributions to Zoology 333: 58.

Rey, J. R., McCoy, Earl D. and D.R. Strong (1981) Herbivore Pests, Habitat Islands,

and the Species-Area Relation. Am. Nat. 1981. Vol. 117, pp. 611-622.

Robinson, G.S., P.R. Ackery, I.J. Kitching, G.W. Beccaloni and L.M. Hernández (2001) Hostplants of the moth and butterfly caterpillars of the Oriental region. Natural History Museum in association with Southdene Sdn Bhd. 744 pp.

Robinson, G.S., P.R. Ackery, I.J. Kitching, G.W. Beccaloni and L.M. Hernández (2002) Hostplants of the moth and butterfly caterpillars of America north of Mexico. Memoirs of the American Entomological Institute 69: 1-824.

Sørensen, T. (1948) A Method of Establishing Groups of Equal Amplitudes in Plant Sociology Based on Similarity of Species Content and Its Application to Analyses of the Vegetation on Danish Commons. Kongelige Danske Videnskabernes Selskab, Biologiske Skrifter, 5, 1-34.

Wilson, E.O. (1988) The current state of biological diversity. Pp. 3-18. In Wilson, E.O. & F.M. Peter (eds.) Biodiversity. National Academy Press, Washington, D.C.

日本産の蛾の WEB 図鑑 An Identification Guide of Japanese Moths Compiled by Everyone（AIGJMCE）（2003）. Retrieved July 15, 2013, from the World Wide Web: http://www.jpmoth.org/Noctuidae/Catocalinae/Catocala_nubila.html

附錄5.1 歷年飼養所得之台灣水青岡植食性鱗翅目昆蟲名錄與食性整理。

科別	種類	採樣地區					推測食性
		北插	銅山	鳥嘴山	蘭崁山	大白山	
灰蝶科	夸父璀灰蝶 *Sibataniozephyrus kuafui*	•	•				專食
蛺蝶科	斷線環蛺蝶 *Neptis soma*	•	•				廣食
裳蛾科	Erebidae sp.1			•			專食
	Hepatica sp.	•	•	•			專食
	Erebidae sp.4	•					
	Olene sp.			•			廣食
	Lymantriinae sp.2		•	•			狹食
	Lymantriinae sp.3		•				狹食
	Lymantriinae sp.4		•				狹食
	Lymantriinae sp.5		•				狹食
	Lymantriinae sp.6		•				狹食
	Lymantriinae sp.7		•				廣食
	Lymantriinae sp.8			•			廣食
	Catocala nr. *connexa*	•	•				專食
	Catocala nr. *nubila*	•	•	•			專食
	Caeneressa sp. (鹿子蛾 sp.1)	•					廣食
	Ilema nachiensis 灰綠毒蛾			•			廣食
	Lymantria monacha 細紋絡毒蛾		•	•			狹食
	Calliteara sp. 茸毒蛾屬	•	•				狹食
	*Lymantria xylin*a 木毒蛾	•					廣食
	Lymantria mathura 櫟毒蛾	•					廣食
尺蛾科	*Operophtera variabilis* 灰褐波冬尺蛾 (以序列資料鑑定)	•	•				廣食
	Geometridae sp.2	•	•	•		•	專食
	Eucyclodes sp.	•					廣食
	Geometridae sp.4	•	•		•	•	狹食
	Geometridae sp.5	•					狹食
	Alcis nubeculosa 小霜尺蛾	•					廣食
	Geometridae sp.7	•	•	•			專食
	Acrodontis mystica 迷極尺蛾	•	•			•	狹食
	Geometridae sp.9	•					廣食

科別	種類	採樣地區					推測食性
		北插	銅山	鳥嘴山	蘭崁山	大白山	
	Geometridae sp.10		•				專食
	Geometridae sp.11			•			狹食
	Geometridae sp.12		•				狹食
	Geometridae sp.13	•				•	廣食
	Geometridae sp.14			•			狹食
	Geometridae sp.15	•					廣食？
	Geometridae sp.16		•				
	Geometridae sp.17		•				
	Geometridae sp.18		•				
	Garaeus sp.		•				廣食？
	Geometridae sp.20		•				狹食？
	Geometridae sp.21		•				廣食
	Geometridae sp.22		•				廣食
	Biston sp. 突峰尺蛾屬					•	廣食
	Geometridae sp.24						？
	Geometridae sp.25						狹食？
	Biston robustum 白頂突峰尺蛾 (以序列資料鑑定)	•					狹食？
	Geometridae sp.3?						狹食？
	Geometridae sp.26			•			
枯葉蛾科	Lasiocampidae sp.1		•	•			廣食
	Lasiocampidae sp.2		•	•			廣食
夜蛾科	*Amphipoea* sp.	•	•	•			專食
	Noctuidae sp.2	•	•	•			廣食
	Noctuidae sp.4	•	•	•			廣食
	Noctuidae sp.5	•					廣食？
	Noctuidae sp.6	•	•				廣食
	Chasminodes sp.		•				專食
	Noctuidae sp.8					•	廣食？
	Noctuidae sp.9		•				廣食
	Noctuidae sp.11		•				
	Noctuidae sp.12		•				

科別	種類	採樣地區					推測食性
		北插	銅山	鳥嘴山	蘭崁山	大白山	
	Noctuidae sp.13		•				
	Noctuidae sp.14		•				
	Noctuidae sp.15		•				
	Noctuidae sp.16						廣食
	Amphipyra nr. *tarokoensis*	•	•				廣食
	Bryophilina mollicula	•					廣食
	(Notodontidae sp.6)	•					廣食
簑蛾科	Psychidae sp.1	•					
	Psychidae sp.2	•					廣食
	Psychidae sp.3					•	
捲蛾科	Tortricidae sp.2	•	•	•	•	•	專食?
	Tortricidae sp.3	•	•	•			專食?
	Tortricidae sp.4	•	•				專食?
	Archips sp.	•					廣食？
	Tortricidae sp.6	•					廣食？
	Tortricidae sp.7		•				廣食？
	Tortricidae sp.8		•				
	Tortricidae sp.9		•				
	Tortricidae sp.10		•				
	水青岡蛀食小捲蛾		•				
天蠶蛾科	*Antheraea yamamai* 大透目天蠶蛾			•		•	狹食
	Saturnia jonasii fukudai 綠目天蠶蛾		•				廣食
刺蛾科	Limacodidae sp.1	•					廣食？
	Limacodidae sp.2		•				廣食？
	Limacodidae sp.3		•				廣食？
帶蛾科	*Palirisa cervina* 褐帶蛾		•				廣食
螟蛾科	Pyralidae sp.1	•	•			•	廣食？
	Pyralidae sp.2	•				•	廣食？
	Pyralidae sp.3	•	•	•			廣食？
	Pyralidae sp.4	•	•	•			廣食？
	Pyralidae sp.5	•					廣食？
	Pyralidae sp.6		•	•			廣食？

科別	種類	採樣地區					推測食性
		北插	銅山	鳥嘴山	蘭崁山	大白山	
	Pyralidae sp.7		•				廣食？
	Pyralidae sp.8	•	•				廣食？
細蛾科	*Phyllonorycyer* sp.	•	•	•	•	•	專食
	Caloptilia sp.	•	•	•	•	•	專食
	Gracillariidae sp.3	•					專食
織蛾科	Oecophoridae sp.1	•					
	Oecophoridae sp.2	•	•				廣食
舟蛾科	*Pheosiopsis seni* 沈氏夙舟蛾	•	•			•	專食
	Syntypistis taipingshanensis 太平山胯舟蛾	•	•			•	專食
	Notodontidae sp.3		•				狹食
	Fentonia ocypete 紛舟蛾屬(由序列資料鑑定)	•		•			狹食
	Notodontidae sp.5	•					狹食
鉤蛾科	Drepanidae sp.1	•	•	•			狹食？
	Drepanidae sp.2		•				
	Parapsestis tomponis tomponis 圍異波紋蛾	•					專食？
	Auzatellodes arizana 阿里山銀鉤蛾		•				狹食
	Horithyatira takamukui 連珠波紋蛾		•				狹食
斑蛾科	Zygaenidae sp.1	•	•				廣食
	Zygaenidae sp.2		•				狹食
麥蛾科	Gelechiidae sp.1		•				廣食？
	Gelechiidae sp.2		•				廣食？
	Gelechiidae sp.3	•					廣食？
	Gelechiidae sp.4						廣食？
	Gelechiidae sp.5			•			
折角蛾科	*Scythropiodes* sp.	•	•	•	•		專食
未知科	sp.1		•				廣食
	sp.2		•				狹食？

附錄 5.2 以 DNA barcode 之分析方法所採用之樣本

科別	DNA Lot.	Scientific name	中文名	型態	Region	Location	BOLD比對結果	相似度(%)
Eupterotidae	YF165001	*Palirisa formosana*	褐帶蛾	成蟲	桃園	北插天山	*Palirisa formosana*	99.51
	YF165007	*Palirisa formosana*	褐帶蛾	幼蟲	宜蘭	銅山	*Palirisa formosana*	99.51
Noctuidae	YF165002	Noctuidae sp	夜蛾sp	成蟲	桃園	北插天山	?	<97
	YF165013	Noctuidae sp	夜蛾sp	成蟲	宜蘭	銅山	?	<97
	YF165028	Genoveva magnirena	宏類秀夜蛾	成蟲	桃園	北插天山	?	<97
	YF165076	*Cosmia* sp.	夜蛾sp	幼蟲	桃園	北插天山	?	<97
	YF165014	Amphipyra schrenckii	夜蛾sp	成蟲	桃園	北插天山	Amphipyra schrenckii	99.32
	YF165022	Blenina quinaria	夜蛾sp	成蟲	桃園	北插天山	Blenina quinaria	99.19
	YF165030	Checupa stegeri	窄翅綠夜蛾	成蟲	桃園	北插天山	Checupa stegeri	100
Notodontidae	YF165045	*Syntypistis taipingshanensis*	太平山胯舟蛾	成蟲	桃園	北插天山	?	<97
	YF165021	*Pheosiopsis seni*	沈氏夙舟蛾	成蟲	桃園	北插天山	?	<97
	YF165003	*Syntypistis taipingshanensis*	舟蛾sp	幼蟲	新竹	鳥嘴山	?	<97
	YF165004	*Syntypistis* sp	舟蛾sp	幼蟲	宜蘭	大白山	?	<97
	YF165006	*Pheosiopsis seni*	夙舟蛾sp	幼蟲	宜蘭	翠峰湖	?	<97
	YF165047	*Pheosiopsis seni*	夙舟蛾	幼蟲	桃園	北插天山	?	<97
	YF165051	*Pheosiopsis seni*	舟蛾sp	幼蟲	宜蘭	太平山	?	<97
	YF165066	*Syntypistis taipingshanensis*	舟蛾sp	幼蟲	宜蘭	翠峰湖	?	<97
	YF165078	*Syntypistis taipingshanensis*	舟蛾sp	幼蟲	桃園	北插天山	?	<97
	YF165067	*Syntypistis taipingshanensis*	舟蛾sp	蛹	宜蘭	翠峰湖	?	<97
	YF165043	*Syntypistis comata*	白斑胯舟蛾	成蟲	桃園	北插天山	*Syntypistis comata*	98.14
	YF165052	*Fentonia ocypete.*	舟蛾sp	幼蟲	桃園	北插天山	*Fentonia ocypete*	99.67
	YF165049	Euhampsonia roepkei	舟蛾sp	蛹	桃園	北插天山	Euhampsonia roepkei	100
	YF165068	*Fentonia ocypete*	舟蛾sp	蛹	新竹	內鳥嘴山	*Fentonia ocypete*	99.67
Erebidae	YF165050	Erebidae sp	裳蛾sp	幼蟲	桃園	北插天山	?	<97
	YF165056	*Calliteara* sp	毒蛾sp	幼蟲	宜蘭	銅山	?	<97
	YF165058	Erebidae sp	裳蛾sp	蛹	宜蘭	翠峰湖	?	<97
	YF165060	Erebidae sp	裳蛾sp	蛹	新竹	內鳥嘴山	?	<97
	YF165024	*Lymantria concolor*	絡毒蛾	成蟲	桃園	北插天山	*Lymantria concolor*	99.67
	YF165029	*Thyas juno*	庸肖毛翅裳蛾	成蟲	桃園	北插天山	*Thyas juno*	100
	YF165039	*Bastilla acuta*	銳堡裳蛾	成蟲	桃園	北插天山	*Bastilla acuta*	100
	YF165041	*Calliteara postfusca*	波麗毒蛾	成蟲	桃園	北插天山	*Calliteara postfusca*	99.84

科別	DNA Lot.	Scientific name	中文名	型態	Region	Location	BOLD比對結果	相似度(%)
	YF165008	Lymantria monacha	毒蛾 sp	幼蟲	新竹	鳥嘴山	Lymantria monacha	99.58
	YF165055	*Lymantria concolor*	毒蛾sp	幼蟲	新竹	鳥嘴山	*Lymantria concolor*	99.33
Geometridae	YF165020	*Synegia estherodes*	寬鉅浮尺蛾	成蟲	桃園	北插天山	?	<97
	YF165010	Geometridae sp	尺蛾 sp.7	幼蟲	宜蘭	銅山	?	<97
	YF165011	Geometridae sp	尺蛾 sp.10	幼蟲	宜蘭	銅山	?	<97
	YF165019	Geometridae sp	尺蛾sp	幼蟲	新竹	鳥嘴山	?	<97
	YF165063	Geometridae sp	尺蛾sp	幼蟲	宜蘭	翠峰湖	?	<97
	YF165070	Geometridae sp	尺蛾sp	幼蟲	宜蘭	翠峰湖	?	<97
	YF165077	Geometridae sp	尺蛾sp	幼蟲	宜蘭	銅山	?	<97
	YF165005	Geometridae sp	尺蛾sp	蛹	宜蘭	銅山	?	<97
	YF165025	*Dindica taiwana*	台灣峰尺蛾	成蟲	桃園	北插天山	*Dindica taiwana*	100
	YF165026	*Pachyodes subtritus*	附垂耳尺蛾	成蟲	桃園	北插天山	*Pachyodes subtritus*	99.84
	YF165027	*Arichanna pryeraria*	普氏星尺蛾	成蟲	桃園	北插天山	*Arichanna pryeraria*	99.84
	YF165031	*Duliophyle agitata*	台灣黃臂尺蛾	成蟲	桃園	北插天山	*Duliophyle agitata*	98.8
	YF165032	*Cleora fraterna*	黑腰尺蛾	成蟲	桃園	北插天山	*Cleora fraterna*	99.67
	YF165034	*Lomographa* sp.	素尺蛾	成蟲	桃園	北插天山	Lomographa anoxys/ Lomographa claripennis	100
	YF165035	*Chorodna creataria*	褐枯尺蛾	成蟲	桃園	北插天山	*Chorodna creataria*	100
	YF165036	*Gasterocome pannosaria orta*	綠絨雙斑尺蛾	成蟲	桃園	北插天山	*Gasterocome pannosaria orta*	98.85
	YF165038	*Cleora fraterna*	黑腰尺蛾	成蟲	桃園	北插天山	*Cleora fraterna*	98.53
	YF165040	*Sarcinodes yeni*	顏氏沙尺蛾	成蟲	桃園	北插天山	*Sarcinodes yeni*	100
	YF165042	*Orothocabera sericea*	山茶斜帶尺蛾	成蟲	桃園	北插天山	*Orothocabera sericea*	99.83
	YF165044	*Luxiaria mitorrhaphes*	鋸緣鈎尺蛾	成蟲	桃園	北插天山	*Luxiaria mitorrhaphes*	100
	YF165009	Operophtera variabilis	尺蛾 sp.1	幼蟲	宜蘭	銅山	Operophtera variabilis	98.7
	YF165012	*Biston* robustum	樺尺蛾 sp	幼蟲	桃園	北插天山	*Biston* robustum	99.19
	YF165072	Operophtera variabilis	尺蛾sp	幼蟲	桃園	北插天山	Operophtera variabilis	98.67
	YF165073	Operophtera variabilis	尺蛾sp	幼蟲	桃園	北插天山	Operophtera variabilis	98.69
	YF165075	*Abraxas* UBTW12	尺蛾sp	幼蟲	宜蘭	銅山	*Abraxas* UBTW12	99.33
	YF165079	*Operophtera variabillis*	冬尺蛾sp	幼蟲	桃園	北插天山	*Operophtera variabillis*	98.54

第六章　結語

一、台灣未來氣候與森林植群的變遷趨勢

（一）台灣未來的氣候變遷趨勢

- **所有氣候模型一致呈現未來氣溫將逐漸升高的趨勢。**
- **對於未來的雨量變化趨勢，較難有一致推論；但近年資料顯示，雨量的分配將趨向於雨季越濕、乾季越乾現象。**

依據我國科技部 2011 年發佈之「臺灣氣候變遷報告」，發現臺灣暖化現象十分明顯，不論是 100 年、50 年和 30 年的平均溫度變化都有顯著上升趨勢。在季節變化方面，近 30 年的變化以冬季增溫幅度大於其他三季；高溫日數百年變化呈現增加的趨勢，以臺北增加幅度最大，約為每 10 年增加 1.4 天，近 50 年與 30 年的極端高溫日數分別增加為每 10 年 2 天與 4 天（許晃雄等，2011）。另根據 TCCIP 於 2017 年最新發布之「臺灣氣候變遷科學報告 2017－物理現象與機制」報告，各時段及各種氣候變遷情境的增溫變化推估相當一致，在 RCP8.5 情境下，全臺平均氣溫上升將超過 2˚C，甚至有一半的模式推估臺灣各地區的增溫在世紀末將超過 3˚C。對於雨量預測則與溫度不同，該報告指出，臺灣地區年平均降雨變化在四個不同未來情境下，從近未來、世紀中、世紀末三個時段，對於全年平均降雨改變量的模式系集中位數而言，並沒有顯而易見的系統性變化型態，模式系集變化量的中位數都在-5%~+5%之間，並沒有顯著增加或減少的趨勢。也就是說，諸多 CMIP5 氣候模式推估臺灣區域年平均降雨變化沒有一致性的特徵，在增加與減少的情形都有的狀況下，顯示目前難以針對未來的年平均降雨量變化有較佳的趨勢推論。在極端雨量部分，臺灣地區近 50 年及 30 年來降水強度與頻率有逐漸增加趨勢，且趨於兩極化，即雨季越濕、乾季越乾；極端日雨量至 21 世紀末則將增加約 10%至 30%。目前各情境的推估大致顯示，世紀末（2081~2100 年）臺灣乾、濕季降雨改變率中位數的空間分布，大致將朝濕季變更濕，且暖化情境愈顯著，雨量的增加量將更為明顯；乾季則是暖化情境愈顯著，雨量減少更趨明顯，降雨量的空間分布則以臺灣西南部減少的最嚴重。

（二）氣候變遷下易受衝擊的森林生態系

- **水青岡山地落葉霧林是氣候變遷首當其衝的森林類型，適生棲地缺乏向高海拔推移的機會，但現生棲地靠低海拔的一端，可能受到下部常綠闊**

葉林的擠壓，導致水青岡林帶狹窄化與極高的滅絕危機。

- **亞高山針葉灌叢及森林承受的衝擊量亦高，視氣候暖化程度，至 21 世紀末可能剩餘 2.24%-34.28%的適存棲地。**
- **熱帶森林，尤其是南部的柯屬-杜英屬山地霧林及八角茴香-椆屬熱帶季風林，在降水極端化的情境下，可能出現劇烈的棲地縮減。**

根據六種氣候變遷氣候模型的對於臺灣森林適生範圍變化的模擬，顯示各類森林的適生範圍有向高海拔推移的趨勢，亦可觀察到熱帶森林的適生範圍沿著西部平原、竹苗丘陵逐步北部推移的情形。部分森林，尤其是位於獨立山塊頂部的族群，受到下部其他類型森林的推移擠壓，有局部滅絕狀況。然而，不同森林類型的適生範圍分布各自受到不同的氣候因子影響，以高海拔及溫帶森林為例，其分布範圍幾乎受到溫度因子的控制，因此對於暖化的反應趨勢亦較為一致。在 RCP4.5 情境下，水青岡山地落葉霧林、亞高山針葉灌叢及森林、冷杉-鐵杉上部山地針葉林及檜木山地霧林的適生範圍將出現顯著的退縮，可確定為易受氣候變遷衝擊的森林生態系；尤其前二者的適生面積有可能縮減至現生範圍的 20%以下，是受衝擊最嚴重的森林類型。

至於中海拔以下的溫帶及亞熱帶山地森林，其適生面積的增減變化相對不明顯，從櫟屬山地闊葉林至榕楠山麓闊葉林範圍內，適生面積變化量約介於現生狀況的 75.41%-137.69%間，且標準差變異範圍小，顯示各種氣候模型對一致認為中海拔以下的溫帶及亞熱帶山地森林適生面積總量變化不大，受到氣候變遷的衝擊與威脅較低。

對於熱帶森林的變化模擬，呈現最為分歧的結果。由於降雨因子在熱帶森林的生態棲位模型內佔有極高的重要性，但是各種大氣環流模型對於未來降雨變化的預測卻極為分歧，有些模型認為雨量將朝極端化增減及季間分配不均的方向變化；但有些緩和模型認為氣溫雖然上升，但年間總雨量仍維持與現今差異-5%~+5%範圍，變化不大。對於未來雨量預測的高度變異，將導致隨機森林模型對熱帶森林適生範圍產生高度歧異的推估結果。從最極端的情境來看，柯屬-杜英屬山地霧林及八角茴香-椆屬熱帶季風林這二類森林將可能面臨極高的氣候變遷衝擊，至世紀末僅餘 0.2%及 18.73%的適生棲地；但降水變化較緩和的氣候變遷情境，則預測熱帶森林有可能維持現生面積或擴大其棲地。由於氣候變遷的預測技術仍不斷修正改善，建議未來仍應依據新發布的氣候變遷模型，更新熱帶森

林的適生分布預測，及時掌握熱帶森林的可能變化；另一方面，亦應配合氣候資料及森林樣區監測，瞭解熱帶森林內的族群與結構變化方向，一旦生態系結構出現顯著的變化或退化，則可提出早期預警，以備相關因應措施的採行。

有關各種森林類型在不同氣候變遷模型下的適生範圍變化，本研究將 13 類森林區分為「亞高山、溫帶及亞熱帶」與「熱帶」兩群，按適生棲地面積相對變化量，排定氣候變遷對的衝擊程度如下表。

表 6.1 運用 6 種氣候變遷大氣環流模型，於 RCP 4.5 濃度途徑下，對 13 種臺灣森林類型的適生棲地變化模擬結果。(模擬時間：2100 年；面積單位：對現生適棲面積的百分比)

植被特性	衝擊量	森林類型	最劣情境		平均情境	最佳情境	
			適生面積	模型	適生面積	適生面積	模型
溫帶	1	水青岡山地落葉霧林（C2A04）	2.06%	CCSM4	7.00%	13.97%	GISS-E2-R
亞高山	2	亞高山針葉灌叢及森林（C1A01）	2.24%	CSIRO-Mk3-6-0	16.00%	34.28%	GISS-E2-R
亞高山	3	冷杉-鐵杉上部山地針葉林（C1A02）	25.90%	CSIRO-Mk3-6-0	50.00%	79.50%	GISS-E2-R
溫帶	4	檜木山地霧林（C2A03）	46.00%	CSIRO-Mk3-6-0	54.00%	67.80%	CCSM4
溫帶	5	櫟屬山地闊葉林（C2A05）	75.41%	CSIRO-Mk3-6-0	90.00%	110.09%	GISS-E2-R
亞熱帶	6	楨楠屬-栲屬亞山地闊葉林（C2A06）	78.62%	CESM1-CAM5	91.00%	117.69%	CSIRO-Mk3-6-0
亞熱帶	7	雅楠屬-楨楠屬亞山地闊葉林（C2A07）	71.71%	HadGEM2-AO	92.00%	120.76%	CESM1-CAM5
亞熱帶	8	烏皮茶-楨楠屬亞熱帶季風林（C6A15）	72.76%	CCSM4	94.00%	123.48%	CSIRO-Mk3-6-0
亞熱帶	9	榕楠山麓闊葉林（C2A08）	81.06%	GISS-E2-R	111.00%	137.69%	MIROC5
熱帶	1	柯屬-杜英屬山地霧林（C3A09）	0.20%	CSIRO-Mk3-6-0	69.00%	158.63%	CCSM4
熱帶	2	八角茴香-椆屬熱帶季風林（C5A13）	18.73%	CSIRO-Mk3-6-0	203.00%	358.43%	CCSM4
熱帶	3	鐵色屬-山龍眼屬亞山地闊葉林(C3A10)	23.83%	CSIRO-Mk3-6-0	71.00%	152.02%	HadGEM2-AO
熱帶	4	椌木屬-楨楠屬山麓闊葉林（C3A11）	120.78%	MIROC5	214.00%	270.85%	HadGEM2-AO

（三）植群的潛在遷徙廊道與避難所

- **「烏來區波露山、露門山至阿玉山稜線」、「南澳鄉中興崗、三星池一帶及嘉平林道沿線」，為水青岡的可能避難所。銅山往翠峰湖、中興崗及三星山沿線，為可能的遷徙廊道。大白山、蘭坎山、拉拉山等地的水青岡現生族群，族群面積可能大幅縮減。**

- **亞高山針葉灌叢及森林的未來分布，將更朝向高海拔山峰聚集推移，但未觀察到明顯的橫向遷徙廊道。雪山、南湖大山、大雪山、大水窟山、雙頭山、三叉向陽山、關山及卑南主山可能為最終的避難所。**

- **對於熱帶的柯屬-杜英屬山地霧林及八角茴香-椆屬熱帶季風林的未來適生範圍預測不確定性較高，前者可能以姑子崙山北側至大里力山之面東山區、內本鹿盆地周圍、知本溪上游、南橫公路及新武呂溪溪谷等地為避難所；後者的分布範圍可能從恆春半島南部逐漸向北推移，最後以達仁鄉、牡丹鄉及獅子鄉山區為適棲核心範圍。**

針對氣候變遷下遭受衝擊程度最高的五種森林類型（水青岡山地落葉霧林、亞高山針葉灌叢及森林、冷杉-鐵杉上部山地針葉林、柯屬-杜英屬山地霧林及八角茴香-椆屬熱帶季風林），採用投票法（Majority voting）及等量權重方式，歸納不同模型預測結果的分布，研判可能的避難所與遷徙廊道位置。

臺灣水青岡現生位置以北部數個山頭為主，但山頭間尚有部分稜線相連。少數模型（33.33%）認為，大白山、蘭坎山、拉拉山等地的水青岡現生族群至 21 世紀末仍有殘存機會，但確定族群面積將大幅縮減。現存於銅山的水青岡最大族群，其適生棲地可能逐漸往翠峰湖、中興崗及三星山方向移動，亦即有隨稜線緩慢上升的現象，形成一段遷徙廊道。此外，太平山以西的嘉平林道沿線（佐宇漢山至給里洛山海拔約 1700m 至 2000m 處），目前雖以人工造林為主，但 21 世紀中期以後的氣候模型顯示，本區域的環境可能適宜水青岡生存，可嘗試營造成為避難所。許多模型（50%-83.33%）共同指出，迄 21 世紀末烏來區波露山、露門山至阿玉山稜線的氣候環境將適合臺灣水青岡生存，可能成為重要的避難所，阿玉山目前雖僅殘餘少量臺灣水青岡植株，建議仍可考慮保護現有族群，並嘗試於波露山區逐步進行遷地移植的試驗工作。

亞高山針葉灌叢及森林是分布海拔最高的森林類型，目前已呈現高度地理隔離狀態，由於中央山脊主要山頭均已獨立，故並未發現明顯的遷徙廊道。所有模型（100%）一致指出，本型森林將更朝向高海拔遷徙，地形隔離程度明顯提高。雪山、南湖大山及大雪山可能為臺灣北部最終的避難所；大水窟山、雙頭山、三叉向陽山、關山及卑南主山則為南部的主要避難所。目前分布於雪山東稜、合歡東峰、大雪山尾段、南面山、南大武山等低於 3500 公尺的山頭的族群，極可能面臨族群滅絕的衝擊。目前已知，臺灣高山植群的特有物種比例約達 40%-50%，一旦面臨棲地縮減及植物社會消失，將可能伴隨大量高山物種滅絕，導致生物多樣性的劇烈流失，建議應對特有或狹窄分布於本型植物社會的稀有物種，及早預擬保護措施。

對於熱帶森林部分，雖然多數大氣環流模型認為未來仍可維持穩定的適存棲地面積，僅有少數極端情境，認為柯屬-杜英屬山地霧林及八角茴香-椆屬熱帶季風林可能遭受劇烈的適存棲地喪失問題。然而，各種大氣環流模型皆代表未來可能發生的情境，不應予以排除。尤其熱帶森林的最劣情境（CSIRO-Mk3-6-0）係指升溫最顯著、且伴隨降水總量增加及極端乾濕事件頻度增加的氣候環境，近 10 餘年來我們已觀測到臺灣南部夏季降雨出現極端化、且連續不降雨日有逐漸拉長的現象，此時更必須審慎考量未來氣候朝 CSIRO-Mk3-6-0 模型發展的高度可能。雖然隨機森林法對於柯屬-杜英屬山地霧林及八角茴香-椆屬熱帶季風林的預測不確定性偏高，但大致呈現前者以姑子崙山北側至大里力山之面東山區、內本鹿盆地周圍、知本溪上游、南橫公路及新武呂溪溪谷等地為可能避難所；後者則可能從恆春半島南部向北推移，以達仁鄉、牡丹鄉及獅子鄉山區為適棲核心範圍。熱帶森林的組成複雜，幾乎不可能以協助遷徙方式，使現有森林移往未來的適棲地點。因此，持續對熱帶森林社會及其特稀有物種的進行監測，可能是目前能夠採行的最佳因應措施，一旦稀有物種或生態系出現族群下降或退化現象，即可迅速採行物種層級的保護工作。

有關五種易受氣候變遷衝擊森林類型，針對其殘存地點、遷徙廊道及保育對策，整理如表 6.2。

表6.2 易受氣候變遷衝擊森林類型的可能殘存地點、遷徙廊道及保育對策。

森林類型	可能的殘存地點	可能的遷徙廊道	保育對策
水青岡山	高度可能（50%-83%）：	現生於銅	1. 建議於遷徙廊道位置，預先

地落葉霧林（C2A04）	烏來區波露山、烏來區露門山至阿玉山稜線。 中度可能（33%-50%）：南澳鄉中興崗、三星池一帶及嘉平林道沿線（佐宇漢山至給里洛山海拔約1700m至2000m處）。	山的水青岡族群，適生棲地可能往翠峰湖、中興崗及三星山沿線推移。	採取種子灑播、幼苗定植等輔助作為。 2.對於可能的避難所位置，如當地屬人造林地，可嘗試進行水青岡植株遷地栽植試驗。
亞高山針葉灌叢及森林（C1A01）	高度可能（100%）：雪山、南湖大山及大雪山；大水窟山、雙頭山、三叉向陽山、關山及卑南主山。 中度可能（50%）：玉山及北大武山。	無。	高山植群特有物種比例極高，棲地縮減及植物社會消失將可能伴隨大量高山物種滅絕，導致生物多樣性的劇烈流失，應對特有或狹窄分布的稀有物種，應及早預擬保護措施。
冷杉-鐵杉上部山地針葉林（C1A02）	高度可能（100%）：北臺灣以雪山山系的雪山、大雪山及白姑大山為一群，另以南湖大山、中央尖山、合歡山至奇萊山為一群。南臺灣以秀姑巒山、玉山延伸至關山及卑南主山為一大群；中部的干卓萬山塊及最南端的大武山塊屬隔離的棲地範圍。		1.所有的大氣環流模型（100%）指出，鐵冷杉植群將向高海拔遷徙，惟族群片斷化情形不若亞高山針葉灌叢植群型嚴重。 2.部分接近3000公尺左右的山頭，如出雲山、玉穗山、南面山等，多數模型（66.67%）認為將不再是適合鐵冷杉植群生存的棲地範圍。
柯屬-杜英屬山地霧林（C3A09）	中度至低度可能（33.33%-50.00%）：以姑子崙山北側至大里力山之面東山區（海拔約1000m）、內本鹿盆地周圍、知本溪上游、南橫公路及新武呂溪溪谷等地，為潛在避難所。		1.持續進行氣候監測，確認未來的氣候變化是否朝熱帶森林最劣情境進行。 2.持續對熱帶森林社會及其特稀有物種的進行監測，一旦稀有物種或生態系出現族群下降或退化，即迅速採行物種層級的保護工作。
八角茴香-椆屬熱帶季風林（C5A13）	中度可能（50.00%-66.67%）：從恆春半島南部向北推移，以達仁鄉、牡丹鄉及獅子鄉山區（海拔約300m至600m），為潛在避難所。		1.持續進行氣候監測，確認未來的氣候變化是否朝熱帶森林最劣情境進行。 2.持續對熱帶森林社會及其特稀有物種的進行監測，一旦稀有物種或生態系出現族群下降或退化，即迅速採行物種

			層級的保護工作。

二、小尺度的生態監測網絡，與大尺度研究的結合

本計畫從全臺尺度，已利用氣候變遷模型及植群分布模擬，找出 5 種可能易受氣候變遷衝擊的森林類型，並仿照 Keppel 的研究框架，完成避難所與遷徙廊道的分析。研究團隊選定其中 2 種森林類型，分別為臺灣北部的水青岡山地落葉霧林及恆春半島的八角茴香-椆屬熱帶季風林，另配合新竹縣新豐湖口一帶的槲櫟森林監測研究，討論小尺度生態監測與大尺度研究的結合，以及如何從植物社會及物種層級，推動氣候變遷下的森林保育工作。

（一）台灣水青岡森林

1、植物社會的監測

對於水青岡植物社會的動態監測，以大白山、蘭嵌山及銅山為例，首先著重於整體區域的基本資料收集，包括地理資訊圖資、氣候與環境資料及植群研究報告等。森林樣區部分，則利用「國家植群多樣性調查及製圖計畫」於本區內曾設置的所有樣區資料為基礎，如有不足則自行補設木本及草本樣區，進行植群類型、植物社會現況及分布範圍分析。資料統計時，使用 PC-ORD 進行雙向指標種分析（Two-Way Indicator Species Analysis, TWINSPAN）及降趨對應分析（Detrended Correspondence Analysis, DCA），建立完整的植群分類流程（圖 6.1），所謂完整的植群型分類，是指除了區分植群型外，也必須建立各植群型間的階層架構。

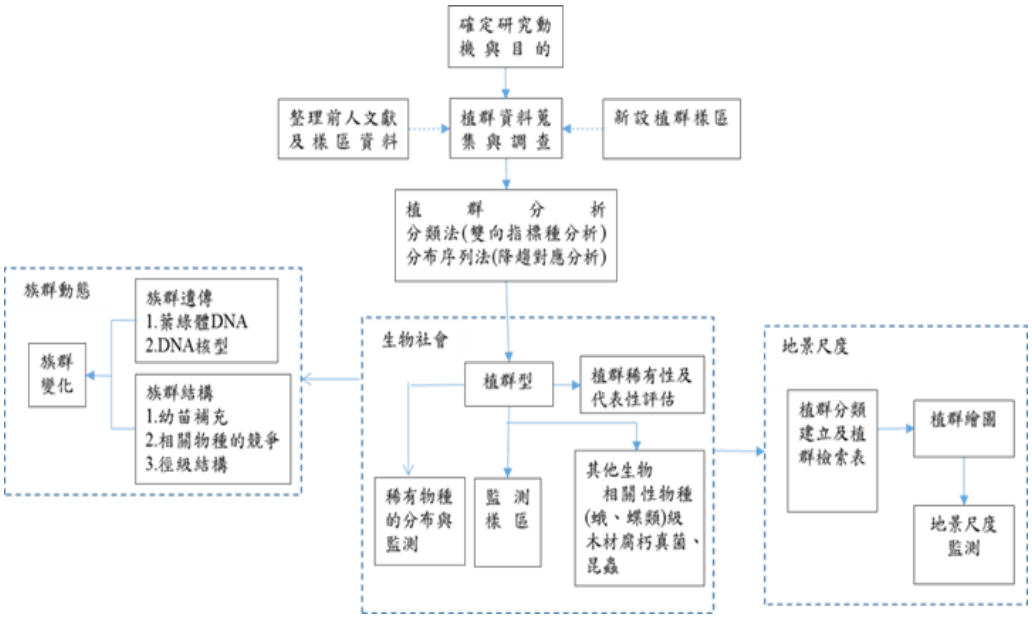


圖 6.1 植物社會的調查與監測流程圖

前述流程獲得的植群型分類系統，可用於評估植群的稀有性和代表性，這裡的不僅考慮保育類目的評估，也考慮到各植群型面積大小在過去歷史上受到溫度上升或極端氣候造成的增減；而進行植群分析的樣區可保留做為植群變動的監測樣區，亦可成為未來瞭解氣候衝擊的參考樣點，每隔 3-5 年進行監測。日本森林總合研究所（Forestry and Forest Products Research Institute, FFPRI）已採行此監測系統，對日本的水青岡植群進行長期的監測（例如筑波山長期研究樣區），可清楚瞭解氣候變遷下水青岡植群的面積與族群組成動態變化。小尺度調查若發現分布在其他植群型的重要稀有物種，則可透過大尺度計畫協助，調出台灣其他地區曾出現的分布地點，併同小尺度調查獲得的資料，建置完整的棲位模型並進行預測。

在族群動態方面，主要必須了解氣候變化對族群遺傳和生態的衝擊。可藉由較大尺度區域的葉綠體 DNA 分析，了解該物種在遺傳和分類上的分化，次則由局部破碎化地區的 DNA 核型進行分析，了解過去歷史上溫度變化造成各地區族群遺傳結構的改變，並探討這種改變是否促使目前大面積的族群缺少某些低海拔族群的遺傳變異，以決定推動台灣水青岡保育時，是否需增加低海拔族群的遺傳變異收集，以求遺傳歧異度可獲得最大程度的保存。在族群生態部分，則應考慮（1）幼苗的補充、（2）相關森林優勢物種的競爭、（3）整體的徑級結構。一旦

水青岡森林不易產生種子或林下較少幼苗，將失去與森林上層的樟科與殼斗科物種的競爭能力，進而使水青岡族群的整體徑級結構更新更為困難。根據本計畫的監測研究，已知大白山、蘭嵌山的水青岡族群每年仍持續受到極端氣候影響，導致水青岡上木仍有折斷、風倒或大枝條受風侵襲導致不健康的狀況；而林下並無幼苗補充，可預見未來族群數量可能降低至臨界點或門檻值以下。當大白山及蘭嵌山族群族群個體的遺傳組成與銅山族群具有高度變異時，就必須考慮優先對大白山及蘭嵌山的稀少族群進行異地復育，或利用現有個體建造採穗園，增加該族群的繁殖材料數量，提供遷地保育及未來復育使用。

在地景尺度的細部製圖部分，為使野外植群辨識時能更準確及標準化，應依植群分類結果建立植群型的特徵檢索表。檢索表的建立主要是使用形相特徵、植群特徵種及植群型與環境因子之關係，以辨識出不同植群型，做為野外判釋植群型之工具（田達恕，1993；The Nature Conservancy, 1994b；Zonneveld, 1988；邱宗儀，2008；李坤益，2010）。本研究採用群叢做為最小的製圖單位，最小製圖單元延續國家植群圖計畫標準定為 0.1ha。植群圖的初繪，係於研究範圍套疊正射影像圖，搭配台灣現生天然植群圖層進行初步繪製，以提升野外調查時的效率。完成室內植群圖初繪及野外勘查作業後，即進行野外調繪工作。野外調繪乃是利用正射影像圖、植群樣區和野外調繪點進行植群區塊辨識，將研究區域的植群邊界劃分出來，並在野外進行植群確認與判釋，給予正確屬性及邊界之修正。完成研究範圍的詳細植群圖繪製後，可做為不同植群型面積增減的比較基礎，了解氣候改變對現地植群的衝擊，並配合歷史航攝影像，可了解過去 20-30 年內氣候對植群的衝擊，或比對植群向高海拔或向北推移的面積。

大白山至大南澳嶺地區，經野外取樣與過去樣區共104個樣區分析後可劃分為三群系、8群叢和4個高草及矮竹灌叢及一個受人為干擾的次生林，同時製作檢索表，並繪製成現生植群圖，發現台灣水青岡植群仍是本地易受威脅的植群與稀有植物(陳子英，2017)，經由台灣水青岡族群各基因型分布比例結果，在大白山及蘭崁山新發現的兩區水青岡森林含有銅山地區基因型較少的K6、K4的微衛星體基因型(江友中，2017)，而大白山2區也在開礦地區的上方，開礦會造成台灣水青岡獨特基因型族群的流失 (江友中，2017；陳子英，2017)。台灣水青岡在大白-蘭崁山地區於2016年調查紀錄總共有五個地區， 2018年監測結果，大白山無特殊情況發生，蘭崁山林下的玉山箭竹幾乎開花死亡，上層水青岡族群則沒有太大的影響；大白山1的水青岡狀況欠佳，風衝情況很嚴重，坡度也較陡，所以水青岡生長受限，死亡狀況也較多；大白山在稜線上的水青岡生長情況不佳，應

為颱風帶來強烈風衝，導致水青岡枝條風折或風壓等狀況出現，而在背風面的水青岡生長則沒有太大的影響(第三章附圖A)。未來除依設立的樣區持續監測其族群變化外，每隔一次極端事件就應進行普查，除可了解衝擊的面積和地面族群受損的狀況外，並可作為氣候變遷情境模擬的參考；同時如果特殊的族群受到重大衝擊並應對其獨特的基因型個體進行遷地保存。

2、昆蟲相的監測

台灣水青岡森林之昆蟲相優劣與台灣水青岡森林所面臨的風險程度關係密切，專食性昆蟲的多寡直接反映了森林的健康程度。而雜食性昆蟲若在台灣水青岡植株受到氣候變遷影響而持續弱化的情形下逢機大量發生，對於台灣水青岡將具有加成性的負面影響，可能進而導致台灣水青岡植株由於葉片遭取食殆盡無法進行光合作用而危及其存活，因此植食性鱗翅目昆蟲的調查與監測顯得相當重要。

台灣水青岡的鱗翅目昆蟲研究始於 2009 年銅山地區為主的植食性昆蟲調查，為期三年，並於 2011 年年底將初步成果彙整為專書章節公開（徐堉峰，2011）。隨後於 2013-2015 重心轉移至大白山、蘭崁山、鳥嘴山及插天山等其他有台灣水青岡生長的地區，同時將調查重心從昆蟲多樣性本身擴大為比較昆蟲多樣性與台灣水青岡棲地大小的關聯，以及與氣候變遷間之可能關係；從眾多昆蟲物種篩選評估，得到候選之脆弱度指標物種，進而評估各個臺灣水青岡森林之生態脆弱度。並提供相關整合資料以進行台灣水青岡森林面臨氣候變遷可能造成的災害風險評估。

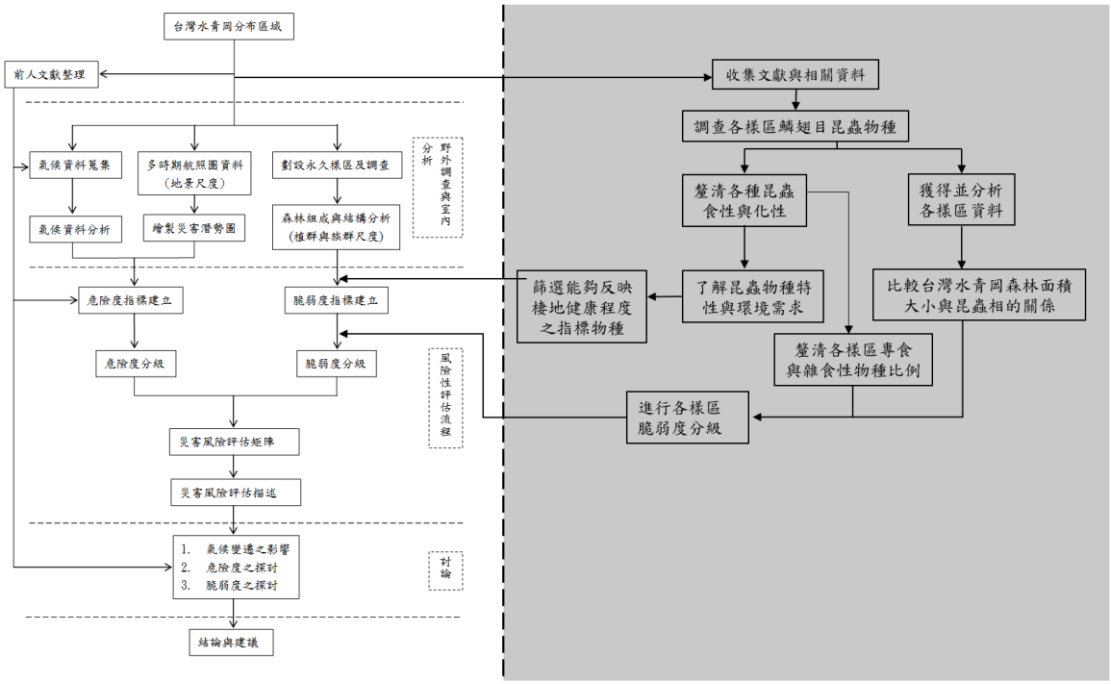


圖 6.2 台灣水青岡森林之脆弱度與風險性評估流程圖

前期計畫成果（2015）指出大白山與蘭崁山的專食性裳蛾族群可能因氣候變遷變動帶來的負面效應已經滅絕，鳥嘴山為目前已知的小面積族群當中唯一發現兩種專食性裳蛾的重要棲地，殘存之裳蛾族群顯得相當可貴。

此外，研究經過篩選評估而得到夸父璀灰蝶、雲霧裳蛾近緣種（兩種）以及沈氏夙舟蛾、太平山胯舟蛾兩種等指標物種，在全球氣候變遷與台灣水青岡存續的議題之下持續的研究和監測指標物種的變化顯得刻不容緩，應持續進行各個殘存區域之台灣水青岡森林的昆蟲相監測與研究，並持續監測各個指標物種的族群變化。

藉由進行昆蟲多樣性調查並且監測指標物種在各個台灣水青岡森林的分布情形，可以初步了解各個地區的台灣水青岡生態系是否健全。建議於 4 月至 10 月之台灣水青岡葉片存在時期，前往各個台灣水青岡樣區各選取樣樹 10 株，每月以寄主植物翻查法進行昆蟲調查，記錄各樣區的昆蟲相與指標物種數量，累積長期資料以進行監測。

3、生態系變化的監測

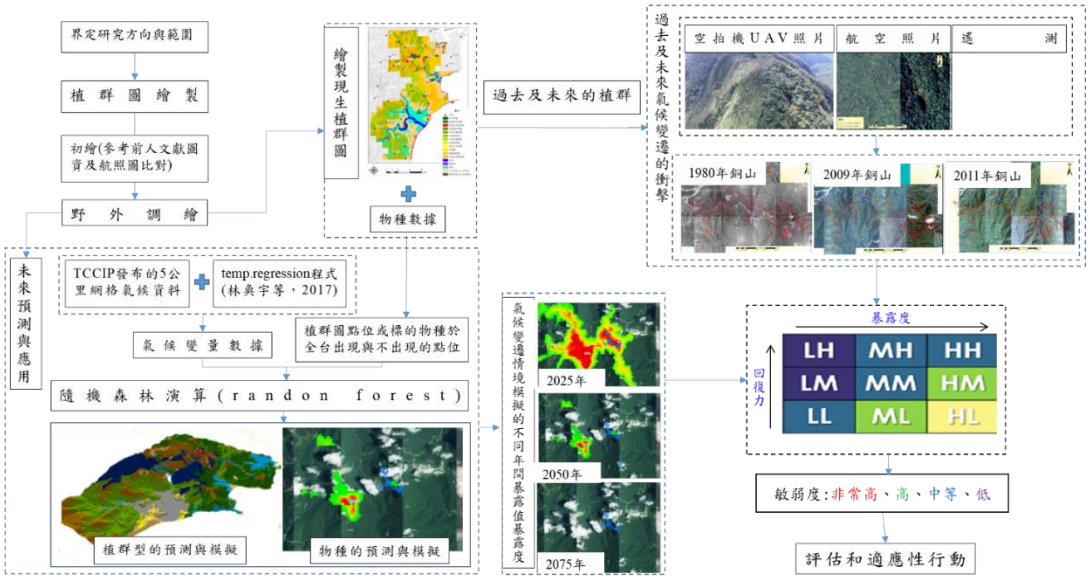


圖 6.3 生態系變化的監測流程圖

除了對臺灣水青岡森林本身的結構組成與遺傳歧異度調查外，由於水青岡森林的變化，也可能來自於鄰近其他植物社會的競爭與取代作用，因此本計畫採用擴大尺度方式，以群叢等級，利用生態棲位模式，探討臺灣水青岡植物社會與周邊其他植群類型的未來動態變化。植群分布數據來自前階段植群圖繪製之成果，刪除非天然林部分（如人工林、建地、耕地、河流等），再利用 *clim.regression* 及隨機森林方法，分析不同暖化情境及未來階段臺灣水青岡與周邊植群型的退縮、擴張或是向高拔遷移現象，有助於了解各種植群型的脆弱度和氣候變遷風險，以利後續的適應性經營規劃措施。

適應性經營規劃為一動態經營行動，特別是針對具有高度不確性的未來環境，透過監測及不斷修正、改善經營理念，列出可能的保育行動方針及評估並選擇最佳的行動策略，使其經營目標盡可能維持在最佳狀態（陳朝圳、陳建璋，2015）。以台灣水青岡森林在大白山-蘭崁山區域為例，當面積縮小到門檻值以下，則依適應性經營規劃原則應啟動復育行動，例如協助增加當地水青岡族群數量，或是往較適宜棲息的鹿皮山一帶，規劃遷徙廊道並協助族群遷移。

有關實際的調查與評估作法，本計畫應用了正射影像、遙測影像等歷史資料，以地景尺度探討台灣水青岡森林從過去 30 年迄今的變化，以崩塌、植被枯亡、上層枯損的百分比代表臺灣水青岡對極端氣候事件的實際暴露度，將各區域塊集

不同面積大小水青岡森林受氣候變化衝擊的程度予以量化分級。依據災害風險評估公式(風險=危害x脆弱度),建立台灣各地水青岡森林的危害度及脆弱度指標，最終可歸納出不同地區水青岡森林的災害風險等級。結果顯示，水青岡族群過去30 年並無明顯向上遷徙情形；災害風險分級得到的結果，顯示極端氣候事件主要造成台灣水青岡森林發生崩塌、植被枯亡與上層枯損等現象，受災面積最高為大白山在 2011 年度所占面積達 7.42%，阿玉山在 1980 年度之前為 5.36%次之，第三高是蘭崁山地區在 2011 年度為 4.82%，代表水青岡森林會略受到極端氣候衝擊的影響。而風險性評估以危害與脆弱度兩大層面探討，危害層面有自然因子的要素（如溫度、雨量或颱風）與災害潛勢分級（暴露度；崩塌、植被枯亡或上層枯損);綜合風險性評估的結果,各地區水青岡森林依風險程度由高至低排序：蘭崁山是非常高風險、阿玉山是高風險、大白山是中等風險、鳥嘴山是低風險、銅山與插天山是非常低風險。未來要依災害風險的程度訂定管理計畫，進而規劃風險管理、減緩與調適的策略，以因應氣候變遷之衝擊，以確保台灣水青岡森林的生物多樣性之永續經營（陳子英等，2015)。

研究結果顯示，大白山、蘭崁山的台灣水青岡族群將退縮或殘存在山頭、稜線，顯示可能為氣候變遷下的避難所。然而山區地形變化多端，微氣候可能與小如某一坡度、坡向和周圍的地形息息相關。現地調查發現，大白山、蘭崁山地區的第二、三、五區的台灣水青岡死亡株數很少，第一、四區的族群死亡株數較多，顯示山頭、稜線比溪谷、中坡的族群更容易受到氣候變遷或極端天氣的影響。因此，選定氣候變遷避難所時若可考慮微棲地的細微差異，將可有效延續物種的生存、拖緩族群滅絕的時間，是首要的積極保育策略。而在這些地區已設置的樣區或已選定的水青岡監測樣木,將可做為追蹤水青岡族群對氣候變遷反應的依據，並視情況修改氣候模型或修正調適策略，以因應氣候變遷之衝擊，確保台灣水青岡森林的生物多樣性之永續經營（Maxwell *et al.*, 2015)。

以不同年度的航空照片圖進行地覆判識與現地的植群調查來探討氣候變化對水青岡森林的影響，同時與附近的氣候資料結合，來瞭解極端氣候對各地水青岡森林的衝擊，初步建立災害風險評估公式(風險=危險度 x 脆弱度)，並依台灣各地的水青岡森林建立其危險度及評估脆弱度指標,以整合出不同地區水青岡森林的災害風險階級，其結果有水青岡族群從過去 30 年航照圖資料中並無明顯向上遷徙情形；災害潛勢分級得到的結果，可知台灣水青岡森林各分布地區受到氣候的衝擊程度，以崩塌、植被枯亡與上層枯損為分級，合計所受災害潛勢的面積佔各地水青岡森林的面積都不到 10%；危險度最高為大白山在 2009-2011 年度所

占面積達 7.42%，阿玉山在 1980 年度之前為 5.36%次之，第三高是蘭崁山地區在 2011 年度為 4.82%，其餘地區每年度合計值都低於 2%。代表水青岡森林會略受到極端氣候衝擊的影響；而整體而言大白山、阿玉山、蘭崁山是幾個水青岡族群中受極端氣候衝擊較大的地區。

在不同的 RCP 情境模擬，2016- 2100 年間，存下來的情況最高者為鹿皮山，累計 11-8 分，而大白山和蘭崁山分別為 0-3 分及 0-6 分，且都被預測為共優勢，而非獨立優勢；綜合評分結果，研究調查區域現況有水青岡分布的大白山及蘭崁山中，蘭崁山在未來的氣候條件會略優於大白山，但整體而論，鹿皮山未來的氣候環境是整個預測範圍中最理想的，而大白山和蘭崁山未來可能消失，這與大尺度的預測相吻合。

（二）槲櫟森林

1、植物社會的監測與區外栽植

槲櫟的植株近年來死亡狀況嚴重，短短五年僅存約半數植株，每年死亡植株為 9－20 株。最新的監測上，槲櫟至 2018 年底僅存 85 株，若此五年死亡株樹維持不變，則槲櫟原生地植株可能於 10 年內大量消失，因此應持續進行監測並加強保育作為。目前原生地植株亦受到木蠹蛾危害，因此整體監測頻度需增加，期能在感染初期即能減少蟲害。

槲櫟小苗則於 2015 大量發生，後來每年新增數量減少，可能為物種本身豐歉年特性。但不論小苗是否大量發生，除非積極進行現地生育地管理，否則最終仍因高死亡率導致小苗大量減少。由於該地屬於軍方管轄範圍，若為了增加苗木數量與遺傳多樣性（因許多植株採種不易），是否未來幾年針對小苗進行移地管理? 即將現地調查小苗編上編號，紀錄鄰近母樹編號與發現位置後，將之移至新竹縣政府關西苗圃進行培育，待其生長至一定高度後，在軍方允許下，再將植株移回原地栽植，並進行監測? 或是於原生地找地點，將植株集中種植?

雖原生地狀況不佳，但是區外復育栽植則頗有成效。除了學校單位受到除草影響導致植株低矮萌蘖外，所有造林地生長狀況良好，目前已將許多植株遷往北部或中海拔栽植，且苗圃中仍有近 900 株苗木，分屬於十幾株母樹種子苗，因此苗木狀況充足。

由於苗圃植株多，因此今年度採種以多母樹採集為主。但是槲櫟頂端之條脆

弱，因此許多植株雖爬到樹上，配合高枝剪後仍難以採集到種子，因此期望將來搭配天然下種小苗移地照護策略，以小苗增加可能之母樹數量。

2、昆蟲相的監測

槲櫟與台灣水青岡同屬冰河孑遺物種，然而槲櫟森林之昆蟲相卻鮮少被關注探討。本研究自 2016 至 2018 年針對新竹縣新豐鄉坑仔口靶場附近之槲櫟進行了三年的鱗翅目昆蟲研究，主要記錄實際取食利用槲櫟的昆蟲，期間共計記錄 9 科 25 種，其中專食性昆蟲僅約 4 種，雜食性昆蟲 12 種。專食性昆蟲偏少代表該地之槲櫟族群已經過少，許多專食性種類可能已經滅絕。

槲櫟為溫帶落葉性殼斗科植物，主要分佈於日本、韓國、中國的東北和四川，台灣為分布之南界。日本地區有一種一年一世代的專食性灰蝶 *Favonius latifasciatus*（寬帶艷灰蝶）以槲櫟為寄主植物，然而目前在新竹地區的槲櫟森林並未發現。此外，雜食性物種偏多是一項警訊，若是雜食種大量發生取食槲櫟葉片，對槲櫟族群將有不良影響，應予持續監測。

建議每月前往槲櫟樣區進行昆蟲調查，進而累積長期資料進行監測，調查方法宜採用寄主植物翻查法，採集取食、棲息於槲櫟葉片的昆蟲，記錄取食利用之昆蟲種類與數量，並特別注意雜食性鱗翅目昆蟲的變化情形，若是有大量取食造成危害之情形應立即通報相關單位進行必要之處理與因應。

3、生態系變化的監測

如前所述，槲櫟森林除了可能受到氣候變化之影響外，因氣候變化造成該地森林極盛相變化，導致槲櫟與闊葉樹種競爭情況以及病蟲害的大量發生可能越趨明顯。目前模式顯示原生地可能已經不再適合槲櫟生存，因此在氣候情境溫度不斷升高下，除了努力進行區內復育外，區外復育是必須進行的，以避免植株受氣候影響而消失在原生地。

由於植株消失快速，因此明年度對原生地大樹小苗的監測頻度需要增加，若經費許可下期望對大樹能進行每季調查，並定期回報相關單位商討可行作為。小苗則視情況，若為現地調查，則每季一次的頻度應該足夠；但若是須將小苗移地照護，則需要於 3-5 月每兩周進行調查並移植，以期獲取到較多植株。

（三）南仁山森林

南仁山森林目前有欖仁溪樣區、南仁山溪谷樣區 I、II、南仁山樣帶及出風山台灣石櫟樣區進行監測，監測項目包含大樹與小苗。由於 Chao et al. （2010）建議南仁山樣區可區分為 3 型生育地，因此在森林的長期變化中本研究以 3 型生育地呈現。

此三型生育地中，迎風型生育地近似於本報告第二章森林型預測分析內的八角茴香-椆屬熱帶季風林（C5A13），表 6.1 中由氣候資料模擬植群動態顯示氣候變遷對此生育地的衝擊量高於鐵色屬-山龍眼屬亞山地闊葉林（C3A10，近似於南仁山的背風型生育地）跟桤木屬-楨楠屬山麓闊葉林（C3A11，近似於南仁山的溪谷型生育地）。有關南仁山森林此三種生育地的森林動態監測結果如下。

在物種數量上，迎風型生育地的物種數量逐漸減少，由 1991 年的 108 種到 2013 年的 101 種；但背風型生育地則逐漸增加，由 1991 年的 105 種增加到 2013 年的 110 種。植株數量上，迎風型生育地則逐漸減少，每次複查資料顯示死亡株數均高於新增株數，背風型與溪谷型生育地則數量維持波動。

表6.3 南仁山欖仁溪樣區與溪谷樣區I之歷次復查物種變動與植株數量動態。

期間	物種數			植株數量		
	前期物種數	新增	減少	前期植株數	死亡株數 （%）	新增株數 （%）
欖仁溪樣區 迎風型生育地 （198 個樣方）						
1991-1997	108	2	5	29,616	4,039（13.64%）	3,772（12.74%）
1997-2005	105	3	4	29,349	5,571（18.98%）	2,354（8.02%）
2005-2013	104	1	4	26,132	4,283（16.39%）	2,543（9.73%）
2013	101			24,392		
欖仁溪樣區 背風型生育地 （102 個樣方）						
1991-1997	105	5	2	6,827	1,201（17.59%）	1,453（21.28%）

1997-2005	108	3	2	7,079	1,563（22.08%）	1,144（16.16%）
2005-2013	109	3	2	6,660	1,203（18.06%）	1,364（20.48%）
2013	110			6,821		
南仁山溪谷樣區I 溪谷型生育地 （210 個樣方）						
1993-2000	103	3	4	6,880	925（13.44%）	1437（20.89%）
2000-2008	102	4	6	7,392	1263（17.09%）	2124（28.73%）
2008-2013	100	5	2	8,253	1177（14.26%）	972（11.78%）
2013	103			8,048		

在生物多樣性變化上，在 Shannon H、Hill number （q=1）與 exponential of shannon entropy （圖 6.4 a,d,f）的結果皆顯示背風型生育地的生物多樣性皆為最高，其次是迎風型生育地，最後是溪谷型生育地。這三個生物多樣性指數在歷次調查變化中，迎風型生育地的生物多樣性是逐漸下降，背風型生育地前三次是降低的，但是 2013 年則稍微提高，溪谷型生育地則在不同年間波動，無明顯趨勢。而在 Chao 1 index 與 Hill number （q=0） 的結果則顯示背風型生育地之生物多樣性最高，迎風型與溪谷型生育地則無太大區別（圖 6.4 b,c）。但此兩種指數估算背風型生育地時，第二次與第三次調查均有高估，此高估情況可用增加樣本數消除（未顯示於本報告）。

前述所採用的生物多樣性指數皆將不同物種之差異視為一致，而 phylogenetic diversity 則包含分子親緣距離，依此所計算出來的 Biodiversity indices 則以迎風型最高，其次背風，溪谷之生物多樣性最低。而在歷年生物多樣性變化上，則迎風型與背風型生育地之生物多樣性皆逐年升高。

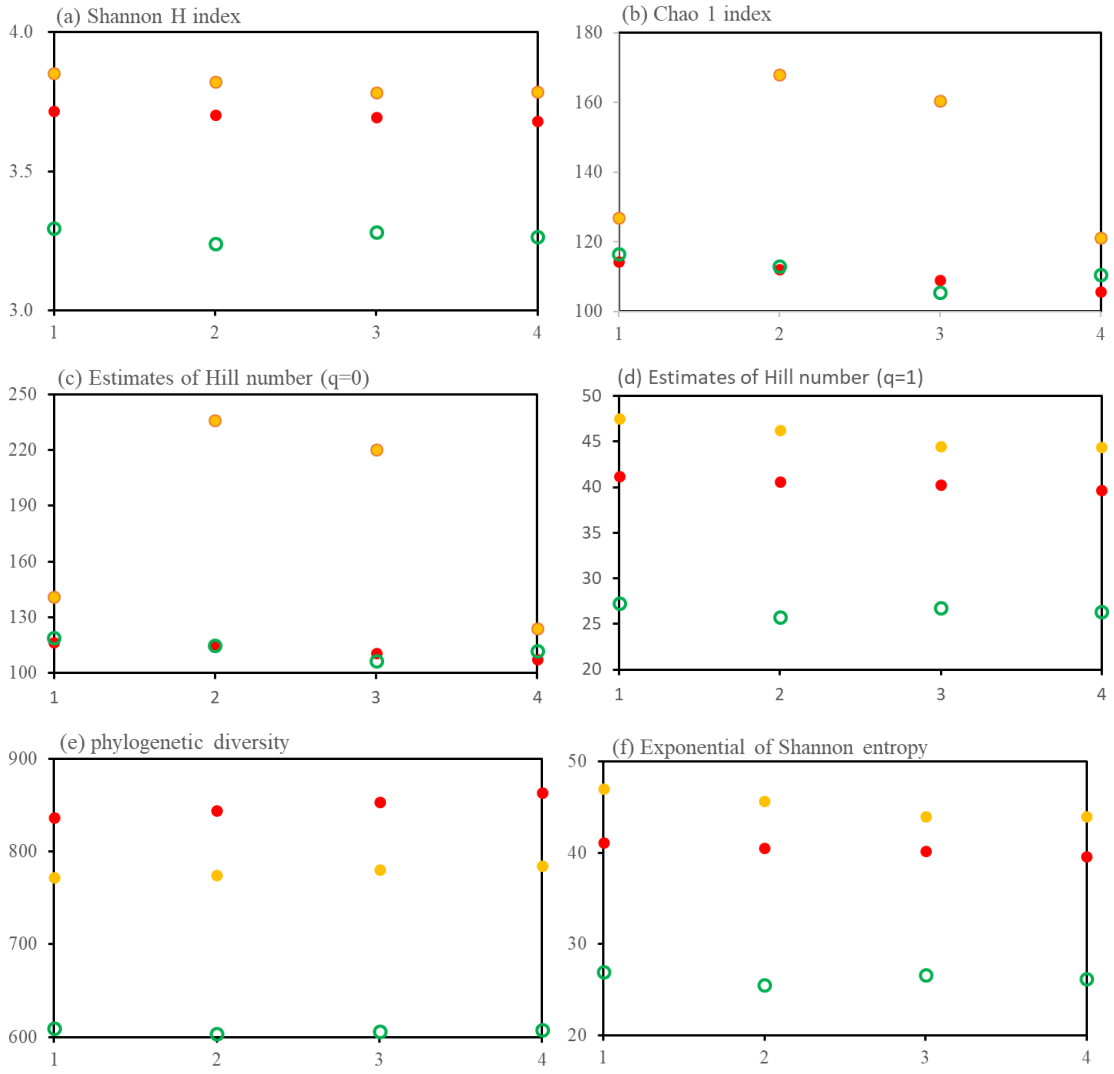


圖6.4 南仁山迎風型（●）、背風型（●）與溪谷型（○）生育地歷次調查之生物多樣性指數變化。

在欖仁溪樣區物種族群變化上，50.6 % （43 種）的物種族群數量是顯著降低的，36.5 % （31 種）的族群數量則無顯著變化，而有 12.9 % （11 種）的物種族群數量是增加的。而在族群數量顯著減少的物種中，有 1 種（即台灣石櫟）是極危（CR）等級，1 種（希蘭灰木）是易危（VU）等級，此兩種須要有積極的保育行為。而在數量無顯著變化的物種中，有 1 種（大葉羅漢松）是瀕危（EN）等級，3 種（恆春山茶、烏心石舅與南仁山新木薑子）是易危（VU）等級。在數量明顯增加的物種中，瀕危（竹柏）與易危（小葉樟）各有一種。

表6.4 欖仁溪樣區物種族群變化趨勢百分比與特稀有物種數。

Population change	No. of Species （%）	CR	EN	VU	NT	LC	DD
Increasing	11 （12.9 %）	0	1	1	0	9	0
Non-significant	31 （36.5 %）	0	1	3	1	26	0
Decreasing	43 （50.6 %）	1	0	1	4	35	2

三、氣候變遷下的保育框架及復育

（一）ACT 保育框架

科學家、管理者和決策者對減少氣候變遷對於物種、生態系統和生態功能的影響提出許多建議（Mitchell *et al.*, 2007; US-GAO, 2007; Campbell, 2008）。Cross *et al.*（2012）提出了保育標的物適應性經營的架構。其新穎的貢獻是透過一個簡單的過程，結合多個公共和私人轄區參與，以地區為基礎，對特定物種、生態系統和生態功能的推導之適應行動。ACT 架構可以被用在任何層級已發生的正式保育規劃，並考量到多重未來情境（scenario）以提出不確定性，也可以具有獨立的規劃功能，也可用以被整合進入現存氣候變遷的決策和策略規劃過程（圖 6.5）。ACT 架構將氣候變遷與生物社會承受衝擊量的不確定性納入考量，並具備調整應用於物種或生態系層級的特性，與本計畫對臺灣水青岡森林所討論的保育標的物（如物種、生態系或植群型所做的研究）和建立概念模式的方向不謀而合，且與本計畫採用保育標的植群型的歷史面積變化與遷移量化其氣候變遷暴露度，以及利用模擬方法獲取植群型的未來變化趨勢等兩個步驟相符（圖 6.1、圖 6.3）。

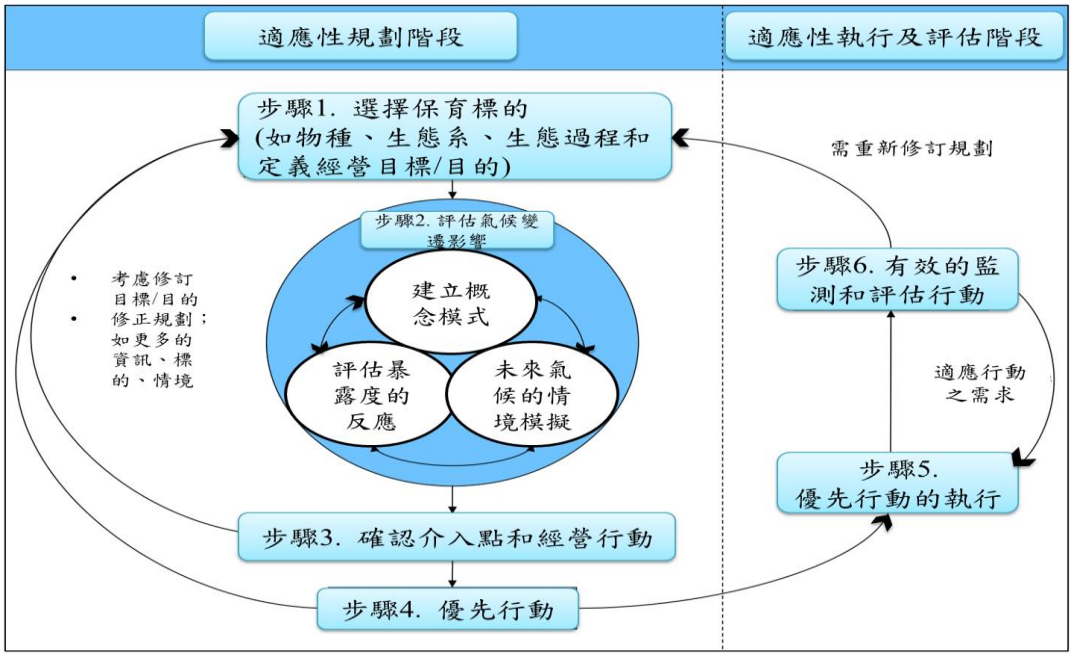


圖 6.5 保育標的物之適應性經營架構概念圖（譯自 Cross *et al*., 2012）

ACT 步驟的優點是可以對管理情境的改變和優先標的物進行重覆監測，以確認可能的氣候軌跡（climate trajectories）和生態回應。利用整個過程中的信息反饋確認（identified），將可以調整獲得最佳化的管理行動方式，落實於保育工作的推行。ACT 架構包含了規劃和執行評估兩個階段，本計畫以台灣水青岡森林為例，說明 ACT 架構的實際應用方式如下：

步驟一：確認保育標的物（例如：物種、生態系或生態功能），並明確說明未來的經營目標。由全台灣資料計算出來，易受氣候變遷威脅的大白山-蘭崁山一帶之台灣水青岡森林，標的物為維持當地五個分開的殘存台灣水青岡森林塊集（patch），並討論哪些地區適合台灣水青岡生存或那些塊集（patch）的族群結構較完整，較不易受氣候變遷影響。

步驟二：建構概念模式、發展一套模擬的氣候變遷情境，檢驗功能特徵（feature）對於情境之回應。台灣水青岡的研究樣地若區域氣候變得更暖，預期族群會減少。所以預期增加溫度或CO_2增加的情境去驅動氣候變化對灣水青岡森林負面的影響；另在實際的調查與評估上，可應用航照、遙測等過去氣候變遷對水青岡森林的衝擊，以地景的尺度探討台灣水青岡森林的變化，初步建立災害風險評估公式（風險=危害x脆弱度）。

步驟三：以概念模式確立經營管理行動，實現每一個情境下陳述的目標。台灣水青岡的研究樣地若該域的氣候變得更暖，預期大白山-蘭崁山一帶，當地五個分開的殘存台灣水青岡森林塊集族群都會減少；另由航照等地景的尺度探討過去氣候變遷對水青岡森林的衝擊，初步看出蘭崁山、大白山的五個分開的殘存台灣水青岡森林塊集都有縮小，而位於大白山之間的第一及二區和大白山第一區面積最小，過去的氣候變化對他的影響都很大。尤其位於蘭崁山、大白山間的第二區上方有礦區要進行採礦作業，所以預期增加氣候的變化和人為影響將會雙重負面的影響台灣水青岡森林。

步驟四：訂出管理行動之優先順序。由大白山-蘭崁山區域評估台灣水青岡的潛在管理行動之急迫性：保育小族群、防止人為採礦作業和後續的族群監測應是最急迫的行動（圖6.6）。

步驟五：實行優先順序的管理行動；例如防止人為採礦作業、保育台灣水青岡森林小族群，後續的族群監測，應被選為優先的行動。

步驟六：監測行動有效性及目標物之進展，調整無效率的行動或隨需要修正計畫。

ACT 的架構考量了氣候變遷下，對於特定物種、生態系統及生態功能（保育標的物)的管理行動之發展，是基於一個前提：氣候變遷下有效的適應性經營，可依賴「生態系統的地方性知識（local knowledge）」以及「不一定需要對於氣候變遷或它的影響有詳細的預測（projections）」。藉由將 ACT 的架構初步套用於台灣水青岡位在大白山-蘭崁山一帶森林的評估，並建議在無論是對初始的適應性規劃或是逐漸變化且不確定的氣候，在特定的管理急迫的族群保育進行干預。

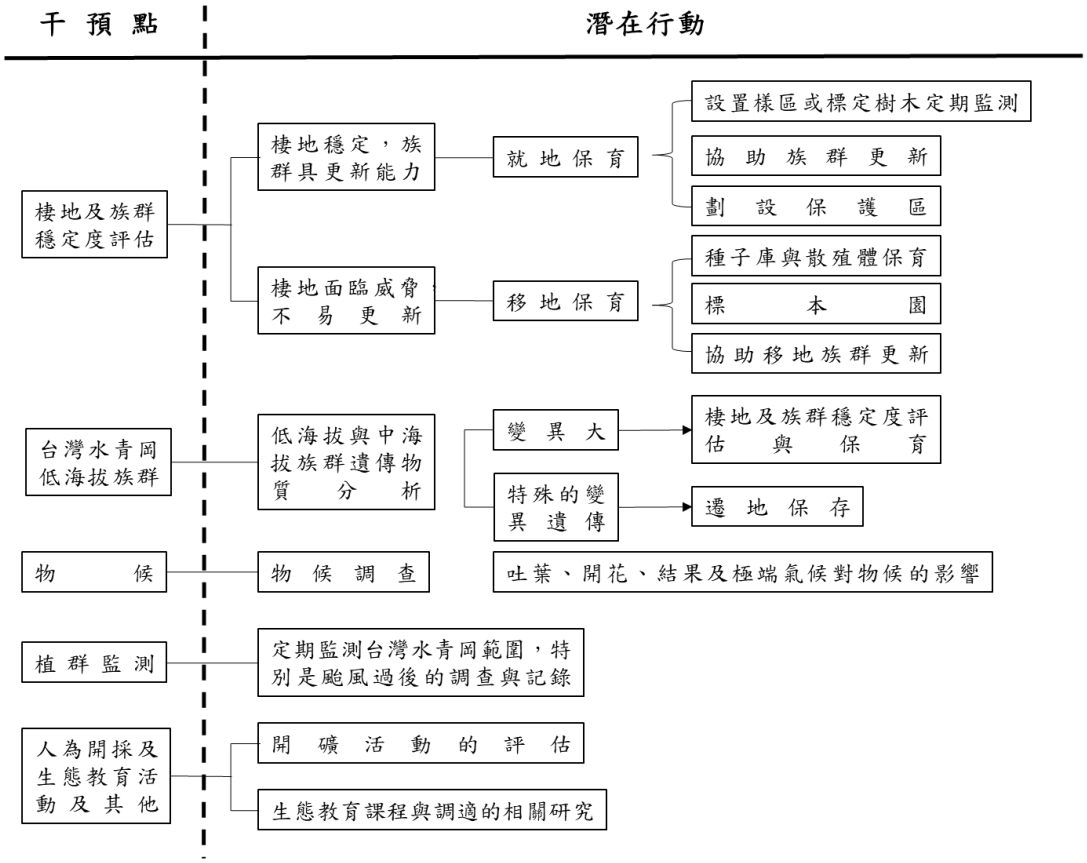


圖 6.6 建構台灣水青岡的潛在管理行動

目前羅東林區管理處已對蘭崁山和大白山的台灣水青岡母樹進行扦插、嫁接和高壓的研究，發現遷地的扦插效果不好，而嫁接也只有 66.7%的成活率，但可快速保留一些受損的植株，研究期間就保存了一株垂死的植株之種質；在樹木的高壓上只要找到直立的枝條，可以達到 100%的成活率，但側出的枝條則無法成長；目前也先保存了蘭崁山族群所有的個體和部分大白山第一區的個體(鍾正德，2016)。由這些得到的材料可初步在苗圃進行健化，迄找到新的地點進行種子園或採穗園的建立，由於水青岡仍需以種子苗之栽植才方便進行野外異地族群的重建，因此在苗圃內需要有遮蔭的生理研究，以及野外長期生態樣地的資料，這些資訊在苗圃的幼苗健化、生長的研究及未來森林的建造是極為重要的 （Thomas *et al.*,2014; Oldfield and Newton, 2012）（圖 6.7）。

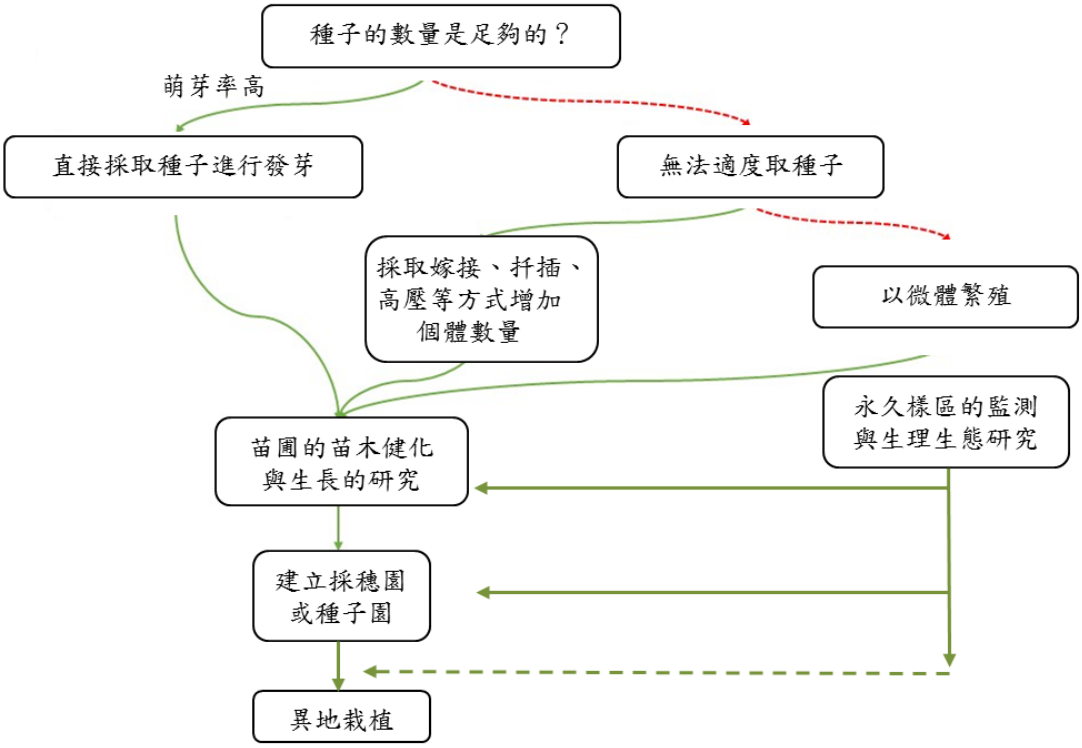


圖 6.7 水青岡物種異地復育的流程圖（參考自：趙偉村、廖宇賡，2016 再修改）

（二）協助遷徙及維持廊道暢通的做法

協助遷徙與維持廊道首先須以適當的模式工具，協助評估與預測物種可能的遷徙路徑，並確認可能遷徙路徑的土地利用現況。若可能遷徙路徑同樣為林地或荒廢草地（包含原生林、次生林、造林地與荒廢地），則需要設立木本與小苗樣區進行監測，由模式中的遷移速率與現地監測了解物種有無順利遷移。若物種在遷徙上有困難，在次生林、造林地與荒廢地則可視情況以人為方式改善棲地，而在原生林則盡量避免以人為方式改善棲地，以免危害到其他原生樹種。若可能的遷徙路徑為都市，農耕地或河川等可能造成植物無法順利遷徙之土地利用型，或是雖然可能遷徙路徑主要為林地或荒廢地，但因物種經監測無法順利遷徙，則可能需要討論是否適用輔助移植或異地復育之行為。Lazarus and McGill （2014）的研究結果表明，在氣候變化下，有些即使是具有長距離擴散能力的樹種，也無法跟上溫度梯度的未來空間變化，此時輔助定植計劃可以加速物種遷徙速度，足以與氣候變化的速度相匹配，但這樣的計劃將涉及大規模的環境可持續干預。

（三）輔助繁殖及異地復育的作法

使物種自然擴展生長到外部避難所有時是很困難的，比如當物種的棲地是片斷化（fragmented）的情況，或是物種遷徙途徑受到河川、都市或其他人為土地利用阻隔（Asner *et al.,* 2010），另外若外部避難所距離原生育地有段距離，對物種的自然擴展也是困難的。在某些情況下，若是有足夠的證據相信某一物種具有適應氣候變化的能力，那麼此時持續監測與重新評估會是比人為干預還要可行的方法。萬不得已才需要進行到基因輔助繁殖或是異地復育，以避免物種野外滅絕（Miller *et al.*, 2012）。

因此若物種已經無法自我更新與繁殖，且面臨到野外滅絕的危機時，則需要進行輔助繁殖策略。進行輔助繁殖時，重要的是要認識到，人為協助進化適應或遷移是無法阻止野外原生的族群喪失。如果一個物種因氣候變化而消失並且無法產生演化反應，那麼野外滅絕很可能會發生（Shoo *et al.*, 2013）。此時異地復育或將植物個體或繁殖體儲放於植物園、種子庫和組織培養等非原生境保護可措施以防止該物種滅絕。

而在輔助繁殖的實務工作上，盡量保存遺傳多樣性是很重要的措施，不論是採用微體繁殖、扦插苗或是種子繁殖。因此在確定高脆弱物種後，首先要先釐清該物種可行的繁殖方式。微體繁殖與扦插苗的遺傳因子與母樹相同，因此需盡量擴大來源母樹的數量，以維持繁殖子代個體間足夠的遺傳多樣性；若採種子繁殖方式，則必須記錄採種母樹，使萌發的子代均具有完整的母本來源紀錄。這些紀錄，皆要伴隨著異地復育進行，因此需依照異地復育規模地點等，配置不同母樹的苗木，以使將來植株開花時，可順利與其他具有不同遺傳因子的個體進行授粉。需注意的是，由於部分物種於組織培養時會添加植物賀爾蒙，有時會造成根部到莖部的輸導組織運輸不順，這些植株可能需多注意水分供給，並盡量在植株結果時，保存果實並萌芽，部分扦插植株會因為輸導組織運輸不順，而導致生長到某一階段後大量死亡。

異地復育時，應有專業團隊協助並且監測調查。以本計畫為例，利用造林地進行異地復育，可避免人為活動的干擾，在專業團隊維護下可獲得較佳的生長狀況，是較理想的復育地點。若在學校與政府機關用地實施，則除了事先溝通與持續與單位檢討外，盡量以較大的植株進行栽植，以避免除草影響，或是搭配 PVC

管與雜草抑制席，可增加植株對於不當人為管理或人為活動的抵抗能力，使整體存活率提高。

四、未來展望

綜合本計畫研究結果，對於氣候變遷對於台灣森林的可能衝擊，提出未來可採行的建議措施如下：

- 不同森林類型受到氣候變遷的衝擊程度不同，宜依各種森林承受的衝擊與變遷特性，擬定經營與調適措施。本研究結果顯示，台灣水青岡、亞高山灌叢、鐵冷杉森林等溫帶及高山型植被，未來將承受無可避免的衝擊與棲地縮減，應立即啟動監測及特稀有物種的保育工作。熱帶森林在氣候變遷下的變異程度高，未來仍需持續加強氣候模型及棲位模型的改良研究，並進行現地監測，若氣候變遷及森林動態朝劣化情境發展，則應啟動特稀有植物的保育。

- 有關氣候變遷下的森林保育方式，本計畫分別提出了適應性經營規劃、遷徙廊道營造、人工輔助繁殖及異地復育等作法，並分別以台灣水青岡、南仁山的台灣石櫟、新竹的槲櫟為例，探討各種復育工作可能遭遇的問題。

- 台灣水青岡研究顯示，除了以本研究的架構，釐清不同現生族群的氣候變遷脆弱度及風險以外，也發現對於各族群的遺傳多樣性調查，亦具同等的重要性。只有在各族群的動態變化、氣候災害暴露度及遺傳獨特性均獲得完整研究時，才能準確評估出各族群的保育優先次序，使政府資源獲得更有效的利用。建議林務局未來推動其他類似的特稀有物種保育時，可套用本計畫對台灣水青岡建立的評估流程，建構物種的族群結構及遺傳多樣性資訊，使特稀有物種的保育工作臻於完整而全面。

- 有關南仁山研究部分，在森林動態變化層級發現影響植物社會變化的因子眾多，大尺度的氣候變遷模擬雖然提供了可能的變化趨勢，但森林的實際動態變化可能仍與大尺度預測存在些許差異。南仁山迎風型生育地觀測到物種數量及株數有顯著的下降，與大尺度模式的最劣情境預測結果一致，惟造成此一現象的實際生態因子是否與氣候有關，以及森林未

來的發展是否將朝最劣氣候變遷情境（CSIRO MK3-6-0）方向發展，仍需進一步監測與釐清。

- 南仁山特稀有物種輔助繁殖研究發現，各物種可能遭遇不同的繁殖困難。例如台灣石櫟面臨嚴重的人為採種壓力及較低的無性繁殖成功率，希蘭灰木及唐杜鵑的扦插繁殖相對容易等，顯示在推動物種遷地保育工作前，必須先精準掌握其繁殖技術，才能在有限的野外種源基礎上，確保繁殖工作的有效落實。因此，建議林務局擬定重要復育物種後，應同步推動該物種的繁殖技術研究，使物種層級的保育工作獲得充分的技術支援，以求特稀有植物種原保存工作得以順利推行。

- 在槲櫟的遷地復育研究部分，本研究發現生態棲位模型可做為先期輔助工具，幫忙找出潛在的遷地復育地點，提高後續栽植的成活率。然而實際推動異地復育工作時，仍可能遭遇許多困難，例如適當的撫育措施、持續的監測及避免不當的管理行為等，都關係到遷地復育的成功與否，並顯示撫育工作需要大量人力資源投入，方能確保遷地幼苗順利長成大樹。因此，建議林務局後續推動特稀有植物的遷地復育時，應參考本計畫的槲櫟案例，從土地取得、環境營造、資源投入評估、後續撫育人力安排等面向，進行更完整的規劃與安排。

附錄一、期中審查意見及回復說明

行政院農業委員會林務局 107 年科技計畫

「因應氣候變遷生物多樣性回復力之研究」

期中審查意見回復說明

審查委員	審查意見	回復說明
劉委員和義	總計畫： 簡報內容與期中報告第 6 頁之計畫目標無法正面對應，需要說明修改原因。引用文獻圖說，但未落實資料內容，例如只有堅守點（易受氣候變遷衝擊地點），但沒有呈現遷移跳石的概念，如何回應本計畫主題？	已於期末報告內針對五種易受氣候變遷衝擊的森林類型，利用六種氣候變遷模型的綜合結果，整理可能的殘存地點（堅守點）與潛在遷徙途徑（遷徙跳石），做為後續保育因應措施的參考。
	維管束植物殘存地點分布與保育策略之分析： 1.假如只看殘存地點，運用 Model 探討未來變化會牽涉到遷移路徑，與 Keppel 的遷移跳石概念有關，但未呈現出相關內容。例如南部森林會沿著平原北上，但平原基本上很難有森林， Model 的基本問題包括如何遷徙等要考慮。 2. 未來環境持續暖化情況下，冷杉很容易朝上方空間遷徙，然而下方植群間取代之預測反而更重要，探討 Model 的準確性要非常注意這部分的變化。	1.有關 Keppel 提出的遷徙跳石及堅守點概念，已於期末報告第二章，透過多種氣候變遷預測結果疊合，整理出臺灣五種森林類型的可能殘存地點與潛在遷徙廊道。然而，生態棲位模型的預測均以「潛在棲地」為主，委員指出的平原無森林意見，係因後天人為開發導致，這部分需於解讀模型預測結果時另予濾除。 2.有關委員建議冷杉與下方植群應予注意部分，本計畫已另透過 Datacube 資料，發現該交界處確實是值得注意的地點。研究成果亦已於林務局「107 年無人機應用於生物資源調查研討會」發表。
	以大白山至大南澳嶺與雙溪、頭城山區為例：	1. 感謝委員指正。水青岡及四照花的遷徙涉及許多影響因子，將於期末

審查委員	審查意見	回復說明
	1. 探討氣候變遷影響水青岡移動路徑的因子，不能只從模式來看，要找出原因及可能影響的情境，報告書要進一步補充這些資料。例如模式預測四照花分布於溪谷中下段，如受溫度影響，是否有類似資料或觀察紀錄說明確實存在，另探討其他溪谷未見四照花的原因。 2. 期中報告第 11 頁說明前期計畫大致底定應用適應性規劃架構(ACT)內的步驟一至三，為何要重複執行步驟二、三的工作，如果有調整目標或規劃，應說明清楚。	報告補充說明。 2. 將於期末報告補充說明。
	以南仁山及槲櫟森林為例： 1. 本計畫看不出與因應氣候變遷生物多樣性回復力之研究的直接關係，比較像例行性的監測，溫帶地區明顯會受氣候變遷影響，熱帶地區反而是雨量的爭論較大，應針對南仁山長期資料補充說明與氣候變遷的關係。 2. 應探討樣區調查的物種分布結果是否具代表性，並提出佐證資料說明此現象，才能進一步提出有效的物種保育策略，不然僅能作為樣區監測報告。 3. 外部與內部避難所之界定、範圍，需說明清楚？ 4. 槲櫟小苗目前多種植在北部及山區，是否曾種植在中南部平原，探討如何適應暖化環境。	1.根據 Gitz and Meybeck (2012)對於建構回復力(resilience)的說明，除了降低脆弱度(vulnerability)外，還要注意到時間維度(the dimension of time)與處理不確定性的狀況。而此計畫監測部分主要即在了解目前生態系統的不確定性狀況，以即時做出反應。 2.感謝委員指正，由於目前只有動態樣區有長期時間尺度的資料，其餘外部資料缺乏，因此加入該物種於台灣的分布一同進行探討。但未有其他地區的監測資料的確也會造成提出保育策略的困難度。 3.感謝委員指正，已於期末報告修正。 4.由於本團隊曾於校園內種植，但夏季的高溫往往使得植株受損，而先前槲櫟苗木不足，因此未進行此項探討。
	以台灣水青岡與槲櫟森林的昆蟲為	謝謝委員意見，將於期末報告中修

審查委員	審查意見	回復說明
	例： 本計畫藉 E.O. Wilson 的島嶼生物學理論，探討特定棲地、面積與物種數目的關係，可以加強論述說明保護特定棲地的原因，以群體和個體的觀點說明未來將如何變化，為何不建議採用異地保育方式。	正。
林委員宜靜	維管束植物殘存地點分布與保育策略之分析： 1. 計畫內容豐富完整，本年度加入新的預測模式，可與過去的模式互相比對，具參考價值。 2. 在各類型森林的增減預測中，森林增減測值，隨森林類型與分布海拔不同，變異頗高。建議強化與國外相似類型的森林比較，以便更深入解讀預測結果。 3. 冷杉林遷移的研究具參考價值，資料分析分法具有新意，建議整理現有的野外文獻(例如:高海拔森林動態樣區資料)，在小尺度內進行比較評估遙測資料與地面資料的吻合程度。	1. 遵照委員意見辦理。 2. 有關鐵冷杉林遷徙變化部分，由於需要的資料量大、監測時間長，故採用 Datacube 衛星影像進行分析，雖已分析歸納出森林變化趨勢，但仍具有解析度偏低的問題。 3.鐵冷杉林遷徙與動態樣區監測資料配合的部分，較有困難。因目前高山動態樣區僅有合歡山一處（6 公頃)，且樣區位置位於冷杉林的分布上緣。衛星監測尺度極大，每處山頭監測面積廣達 5000 公頃，且主要變化地點位於族群海拔下界，與現有樣區所能提供的監測功能不同。如有需要，可能仍須針對這些已知的變化熱點設立監測樣區。
	以大白山至大南澳嶺與雙溪、頭城山區為例： 1. 本期計畫強化與計畫一的連結，資料豐富。 2. 期中報告第 119-121 頁的預測結果十分有趣，但資料呈現的方式稍嫌混亂，建議更有系統呈現預測結果，並強化資料的解讀。 3. 期中報告第 121 頁的結論提及未來此地區將較適合大葉楠、豬腳楠等	1. 謝謝委員意見， P119-121 的預測結果在期末中會再加以簡化說明，讓資訊更明顯呈現。 2. 有關第 121 頁的結論，在期末再加以討論。

審查委員	審查意見	回復說明
	群團存活。此一變化，從功能多樣性的角度，將如何影響森林的生態系功能與生態系服務? 建議研究人員，加以討論。	
	以南仁山及槲櫟森林為例： 1. 本期計畫在槲櫟部分，具有進展，南仁山部分，也增加新分析方法（P186） 。 2. 南仁山資料的資料呈現稍嫌混亂（P195-199)，建議強化資料呈現方式，也建議加入國外森林動態樣區參考文獻，加強生態意義的解讀。	感謝委員建議，將依照委員意見於期末報告修正。
	以台灣水青岡與槲櫟森林的昆蟲為例： 野外資料詳實，2017 與 2018 的年間變化，除颱風的影響外，是否有其他重要影響因子?	春季臺灣水青岡嫩葉萌發期的雨量可能會影響臺灣水青岡的幼嫩葉片生長，缺水可能導致葉片生長期延後，葉片品質也受到影響，可能影響鱗翅目幼蟲生長。
邱委員立文	總計畫： 除各子計畫提出的保育策略外，本計畫後續應提供整合性的保育策略，包括需急迫擇育的樹種、復育地點，有助於本局造林業務的採集、育苗、栽植等工作，甚至可納為本局未來提出因應氣候變遷調適方案的一部分。	本計畫期末報告將增加「第六章、結語」，針對氣候變遷下的森林保育策略及調適方案進行綜合性討論。
	維管束植物殘存地點分布與保育策略之分析： 本計畫模式分析成果讓人印象深刻，以全球的觀點，在其他研究報告是否有類似的林型結果比較？如果要針對不同的或重要的植群進行復育，從模型判斷哪些地點較適合？目前推行適地適木栽植原生種，未來在苗木培育或造林樹種的選擇上是否	1.有關不同植群的適宜復育地點，將於期末報告針對殘存地點與潛在遷徙廊道部分補充說明。 2.從全球觀點來看，目前大致認為暖化對於溫帶植群的衝擊與趨勢相對清楚；但在暖化對於熱帶植被的衝擊研究部分，則相對存在不同的看法與研究推估。本計畫研究成果與該結論相近，亦即發現台灣高海拔

審查委員	審查意見	回復說明
	有建議。	及溫帶植被的退縮趨勢是一致而明顯的，但在熱帶森林部分，受到未來降水的高度不確定性，難以在現階段就提出定論。
	以大白山至大南澳嶺與雙溪、頭城山區為例： 目前研究結果顯示，溫度升高，水青岡族群就會減少，那後續水青岡族群是否會恢復，或就此消失？	目前的模擬結果顯示，部分山頭現存的水青岡可能會逐步失去適合生存的棲地，例如北插天山、鳥嘴山等地，導致族群的消失。然而，如果能透過遷地保存、或對可能的殘存點族群施以保護，未來氣候暖化若獲得控制，則可能還有機會透過再引種等措施，協助野外族群逐步恢復。
	以南仁山及槲櫟森林為例： 導致臺灣石櫟種子很少的原因是採集嚴重或物候關係影響結實量？如果是採集嚴重所致，請說明目前的情勢，本局林管處及現場工作人員可能要採取相關措施。	今年 9 月已前往架設照相機監測，但族群減少除了採集外，物種本身種子發芽情況不佳也是其一因素。
	以台灣水青岡與槲櫟森林的昆蟲為例： 水青岡葉片沒有被大量啃食，對於水青岡的生長有正面幫助，但葉片沒有被啃食可能還有其他原因，例如有替代性的食物或其他交互作用造成此現象，對於後續研究是否有影響。	專食性昆蟲僅會取食臺灣水青岡葉片，然而雜食性昆蟲會取食其他植物的葉片，詳細的交互作用必須有更全面的觀察才能有更多討論，後續研究若有需要將進行進一步的探討。
廖主持人一光	維管束植物殘存地點分布與保育策略之分析： 1.英文專有名詞，建議補充中文名稱與說明，例如 TCCIP。 2. RCP 2.6、RCP 4.5、RCP 6.0、RCP 8.5，分別代表緩和、穩定、溫室氣體高度排放等情境，請說明如何區分及選擇 RCP 4.5、RCP 8.5 分析之	1.本計畫所稱「植被分布預測圖」，係依據統計名詞 projection 而來。故不管利用歷史氣候或未來氣候資料產生植被分布圖，均以「預測圖」稱呼之。有關名詞的使用，將盡量朝向簡化、科普化方向修正。 2. 其餘部分遵照意見修正。

審查委員	審查意見	回復說明
	原因。 3. 簡報呈現利用 1986-2005 年資料產生植被分布預測圖，屬現行氣候資料或氣象資料？另前述所產生之圖資已非預測，應屬過去驗證。 4.期中報告第 37 頁表 2-8，累積「降雨溫」資料，是否為專有名詞？	
	以南仁山及槲櫟森林為例： 期中報告第 208 頁，備註內容的呈現感覺計畫的嚴謹度有問題，選擇試驗、種植的地點應需加以防護與強化，而非隨意種植。另與軍方聯繫出現問題當下應聯絡本局協助協調相關事宜，或平常召開工作計畫會議就應討論處理方式。	有關槲櫟遷地栽植工作部分，其實從地點選定規劃至實際栽植與監測階段，均有與校方溝通，但是校方仍然於行政人員更換後即造成植株受損。
森林企劃組潘科長德發	本計畫之氣候降尺度模型，具高解析度氣候資料，是否能運用南仁山欖仁溪森林動態樣區等 20 年的監測調查資料，模擬南仁山地區因應氣候變遷的植群動態變化。(學會)	南仁山植群動態變化研究，主要係利用森林動態樣區資料，從族群層級，探討結構與組成的變化。本計畫產製的氣候降尺度數據，確實可提供森林動態研究使用；惟族群層級研究結果如何提升（upscale）至生態系層級並與本計畫研究成果扣合，則需要更進一步的討論。
羅東林區管理處	1.今年春季昆蟲數量比較少，水青岡植群雖然是食物來源，但是否受到氣候變遷的影響層面比較大。(師大) 2.專食水青岡的太平山胯舟蛾及沈氏夙舟蛾在大白山、蘭崁山沒有調查紀錄，是否因水青岡族群量太小所導致。(師大) 3.期中報告有提到微避難所的概念，水青岡族群是否能據此分類屬於堅	1.必須累積更長期的資料才能夠推論。 2.太平山胯舟蛾及沈氏夙舟蛾在大白山、蘭崁山均有調查紀錄，然而族群量可能如委員所推估為小族群。 3.堅守點、遷徙跳石及微避難所為學者期初的概念模型，可能還須更多的資料收集才能視情況實際套用於臺灣水青岡族群。

審查委員	審查意見	回復說明
	守點、遷徙跳石及微避難所的地點，以及與後續保育策略上的關係。(師大)	
新竹林區管理處	1.今年初會同研究團隊在楊梅地區造林，整地面積約 3 分，受限於林下光度實際出栽 57 株,目前林管處以直營造林地作為撫育管理，生長情況大致良好。因盤點新竹坑子口靶場所在的湖口台地周圍沒有相似林地可提供團隊栽植，改配合新竹縣關西苗圃區位，將請竹東工作站協助搜尋適合槲櫟進行域外復育的場址。(嘉大) 2.團隊預估 2035 年槲櫟不再適生於新竹坑子口軍事管制區的原生地，是否請研究團隊於期末報告時，針對槲櫟提出中長程的整體域外復育計畫，而非目前零星出栽的模式。(嘉大)	1.感謝新竹處的協助。 2.目前零星出栽最主要為分散風險以及驗證隨機森林模式，近年已可以開始與林管處討論是否可以使用造林地進行復育。
屏東林區管理處	1.簡報第 7-8 頁，提到部分樣區監測族群無法辨別樹種的數量呈增加或減少狀態，請研究團隊補充說明所遭遇的困境。(嘉大) 2.有關監測相機部分，會後將與研究團隊討論更進一步的細節。(嘉大)	1.此部分主要是統計上並無顯著的族群變化。 2.感謝屏東林管處，已架設完成。
保育組夏組長榮生	1.本計畫模型搭接了很多衛星影像資料，所預測趨勢經過實務驗證後，是否有必要針對一些預測出來的熱點進行實地勘查與檢視。(學會) 2.針對山毛櫸的後端保育策略，提出需要種子園、採穗園，甚至進行異地復育等，有關太平山的山毛櫸步道群落，過去 1-2 年執行了許多相	1.本計畫從國家實驗研究院高速網路與計算中心 Datacube 伺服器，撈取 2000-2015 年逐月衛星影像，對高海拔鐵冷杉林的變遷進行比對分析，結果顯示，以台灣南部的三處山頭（卑南主山、關山、向陽山）的鐵冷杉林下界,在 10 年間隔影像上有顯著的往高海拔退縮現象；但

審查委員	審查意見	回復說明
	關研究，未來是否可以跟本計畫所提建議進行實務搭接。（宜大） 3.有關新竹地區槲櫟與軍方土地的問題，建議直接發開會通知，實地深入核心討論實際需求。另 2017 年發生槲櫟直立死亡，是否涉及棲地管理，或是前述原因導致無法到核心區域了解實際現況。建議從新竹區域環境資料，例如氣溫、雨量，模擬出適合點位，尋找臺灣其他適合的栽植地，作為向外擴張的熱點與試驗，加強實務層面。（嘉大）	該 3 處山頭的鐵冷杉林上界及台灣中部、北部的其餘山頭，則無明顯的界線變化情形。因此，就鐵冷杉林而言，在南部的族群海拔分布下界，可能是最需要進行現地調查監測的地方。（研究成果已於貴局「107 年無人機應用於生物資源調查研討會」發表） 2.會與羅東林區管理處討論，將目前及未來的發展陳述於期末報告中。 3.已由新竹縣政府召開會議，請軍備局與裝甲兵學校派員參加。但是軍方態度如何，仍需多加詢問。而槲櫟直立死亡原因，應有生理生態學資料來佐證。另也會依照委員建議，從實務面進行。
保育組羅簡任技正尤娟	1.有關水青岡、黃楊、四照花後續在氣候變遷的影響下的族群變化趨勢，圖面資料主要呈現目前分布狀態，未來如果跟模型搭接，是否能擴大預測範圍，除評估棲地面積縮小的情況之外，更能評估適合遷移的路徑與地點，做為執行野外復育工作的選擇地。（宜大） 2.目前主要針對昆蟲種類進行調查，未來是否能就專食性或指標性物種的數量或族群數量分析，探討對於水青岡植群與氣候變遷之間的關係或關聯性。（師大）	1.會在期末報告中配合大尺度的水青岡分析，對台灣各地不同面積的台灣水青岡森林、遷移的路徑與地點進行探討及建議，做為執行野外復育工作的選擇地。 2. 2015 年的研究計畫成果篩選評估而得到夸父璀灰蝶、雲霧裳蛾近緣種（兩種）以及沈氏夙舟蛾、太平山胯舟蛾兩種等指標物種，
保育組石科長芝菁	本統籌計畫下有四個子計畫，期中報告第 12 頁說明了之間的分工與搭接情形，希望結案報告能呈現每個子計畫間較密切的橫向結合。有關南區展	有關個計畫間橫向的保育策略及調適方案部分，將於期末報告第六章（結語）補充說明。

審查委員	審查意見	回復說明
	現成果為現地調查及移地復育的工作，後續應配合本計畫主題突顯時間軸拉長的動態變化資料，並與所建立的模式有更密切的搭配。(總計畫)	

附錄、期末審查意見及回復說明

行政院農業委員會林務局 107 年科技計畫

「因應氣候變遷生物多樣性回復力之研究」

期末審查意見回復說明

審查委員	審查意見	回復說明
劉委員和義	維管束植物殘存地點分布與保育策略之分析： 1.植群的適生條件宜有定義及明確的敘述。 2.其他影響植群分布的環境因子(如季風、溫度、氣候)宜加入討論並保守敘述。亞高山灌叢及鐵冷杉林植群的遷移敘述宜保守，並有一些數據或觀察之支持。	1.本計畫已利用隨機森林之變量篩選方法 VSURF，將各植群的重要氣候因子列於表 2.11。成果報告修正時，將補充文字說明該表內容。 2.謝謝委員建議，將修正成果報告內容，以較保守的方式，說明亞高山灌叢及鐵冷杉林的未來變化趨勢。
	以大白山至大南澳嶺與雙溪、頭城山區為例： 1. 台灣水青岡研究完整，可作為模式，而頭城、雙溪天然植群的資料並不完整，但如何設定模式及評估標準宜有適當說明。	1.謝謝委員針對台灣水青岡研究的意見。 2.會對頭城、雙溪天然植群與稀有植物的評估標準再做適當說明。
	以南仁山及槲櫟森林為例： 1. 南仁山及槲櫟森林方面，評估流程之修改所造成的影響宜加以說明，如何補充缺乏的作業提供予未來的保育措施，亦宜加以說明。槲櫟的繁殖標準流程宜敘述清楚，是否有科學實驗的準則，而保育的等級及價值，宜由植物及昆蟲兩方面討論，若有可能並敘述可能之整體保	1.感謝委員指導，由於原先評估流程中，許多部分並無深入之研究，因此進行修改，此部分余文內修正。另槲櫟繁殖標準流程亦於報告中修正。

審查委員	審查意見	回復說明
	育評估流程。	
	以台灣水青岡與槲櫟森林的昆蟲為例： 昆蟲方面，若有可能，宜加入如何由昆蟲相評估個別生態系之保育等級，以及提供如何在適當的時間控制及管理昆蟲的方法。	已依委員意見在結案報告增加內容。
林委員宜靜	維管束植物殘存地點分布與保育策略之分析： 1. 計畫邏輯清晰，內容豐富，模式建構方式佳，可強化生物學的解釋。 2. 在討論物種的遷徙時，可適度討論遷徙路徑與現有土地利用的關係。	1.有關物種遷徙模擬納入現有土地利用部分，受期末結案時程影響，恐難以納入分析實作。對於委員此一建議，擬以文字討論方式，於成果報告書補充說明。
	以大白山至大南澳嶺與雙溪、頭城山區為例： 1. 計畫資料豐富，內容充實。 2. 水青岡的監測，重點在於死亡率估計，建議增加更新現況的討論。 3. 建議加入水青岡 DBH 之分布圖，以了解水青岡族群之結構。	1.有關大白山至大南澳嶺水青岡的監測會持續監測。 2.會列出各區水青岡 DBH 之分布圖，同時討論死亡率。 3.大白山至大南澳嶺水青岡的監測會列出各區水青岡 DBH 之分布圖並對各區水青岡族群之結構及增加更新現況的討論，同時討論死亡率。
	以南仁山及槲櫟森林為例： 1. 計畫內容豐富多元，可以使用表格取代部分圓餅圖，並強化各物種生物學之討論。 2. 對於境外復育的個體，未來有何計劃？請詳加說明最終的目標。 3. 討論南仁山小苗組成變化時，可討論增加的物種是偏向耐陰或向陽物種，是耐旱或非耐旱物種，可藉此推估南仁山森林動態機制。	1.感謝委員，在報告中依照委員意見修正。生物學部分，亦加入郭耀綸老師與國外相近物種之研究論述。 2.其實能境內保育還是以境內為主，但是槲櫟部分軍方仍不同意境內保育作為，南仁山部分還在協調林務局回收造林地之保育利用，區內保育還是最終的目標，區外則是不得已之作為。 3.依照委員意見，修正於期末報告。
	以台灣水青岡與槲櫟森林的昆蟲為例：	1.謝謝委員肯定。 2.已在期末報告修改增加內容。

審查委員	審查意見	回復說明
	1.計畫內容充實，田野資料豐富。 2.建議可加入 Beta 多樣性、Similarity Index 的計算，比較各地水青岡森林之鱗翅目昆蟲群聚，可鑑定 Local species，尤其是在大白、蘭崁地區。	
邱委員立文	針對執行單位提出的建議，包括水青岡山地落葉霧林、亞高山針葉灌叢及森林、鐵杉-冷杉上部山地針葉林應立即啟動監測。假設需要局內同仁進行監測工作，要如何執行監測，以及監測的頻度、方法等，以便觀察後續的變化狀況，請提出具體建議。	1.根據大尺度植群變遷模擬結果，即使已知亞高山植群可能承受較高的氣候變遷衝擊，但在不同地點仍存在程度差異。目前研究顯示，水青岡森林已可確定為高衝擊生態系；亞高山植群部分，近 15 年衛星監測顯示，可能以台灣南部的亞高山植群分布下界，受到的衝擊最為明顯。建議在這些地點，可以透過與海拔梯度垂直的樣帶設置，實施長期監測。 2.對於水青岡山地落葉霧林在後文中會提出具體監測工作建議，以及監測的頻度、方法等，以便觀察後續的變化狀況。
森林企劃組潘科長德發	1.維管束植物殘存地點分布與保育策略獲得台灣下部山地或山麓帶的亞熱帶森林或熱帶森林所受氣候變遷的衝擊不明顯之分析結果。另南仁山植群之研究，指出背風植群行之森林變化較小，長期無明顯變化趨勢，溪谷樣區物種的數量變化亦不大，就此等結果而言，是否表示未來亞熱帶森林或熱帶森林之調查頻率可以降低，間隔期間可以適度延長。 2.另依分析高山植被受氣候暖化之影響較大，因此未來監測頻率上是否	1.大尺度植群變遷模擬結果雖顯示亞熱帶闊葉林及熱帶山麓帶森林受到氣候變遷的影響較小，然而熱帶山地霧林及熱帶季風林兩種森林，仍然面臨較高的衝擊與風險。南仁山及恆春半島受到地形與東北季風交互作用影響，植群鑲嵌程度極高，在極短的距離內即存在顯著的植群轉換現象；若氣候發生顯著變化，可能對現有鑲嵌植群造成顯著影響，建議不宜減低現有監測頻度。 2.有關高海拔監測部分，由於氣候變遷關注的是氣候的長期變化，且植

審查委員	審查意見	回復說明
	反而應該著重在高海拔地區之監測工作。	群對於氣候的反應也是相對緩慢的過程，為節省有限保育經費，無須施以過高頻度（例如每兩年）的監測，維持現有的「GLORIA 高海拔山區草原生態系動態複查」及鐵冷杉林動態樣區監測機制，以 3 至 5 年為監測週期即可。 3. 其實雖然背風溪谷型生育地相較於迎風型生育地變化較小，但整體仍是改變的，只是以目前物種監測上來說較不需要擔心。但是整個森林仍舊在變化當中，仍應依照 CTFS 五年一次的複查執行，以及時了解氣候變化對台灣熱帶森林的影響。
羅東林區管理處	1.報告中指出「特定種類」可當作水青岡森林健康或劣化的指標，所謂的「特定種類」是指那些昆蟲？ 2.雜食性的毒蛾和枯葉蛾的啃食會造成水青岡森林的危害，需加強監測，建請補充前揭蛾類偏好的棲地類型及重點監測季節，以作為未來水青岡森林的管理參考。 3.專食水青岡的種子是那些昆蟲？ 4.報告中指出蘭崁、大白之間的「大白一」、「大白二」有急迫的保育需求，未來羅東處將持續以「現地保育」持續監測棲地改善試驗;及「異地保存」評估嘗試以高壓方式保存其遺傳物質。	1.於先期計畫已篩選出夸父璀灰蝶、雲霧裳蛾近源種兩種，以及沈氏夙舟蛾、太平山胯舟蛾等物種。 2.在結案報告補充建議監測之季節與監測方法。 3.主要是捲蛾類的昆蟲，在日本已進行許多研究，國內尚無明確記錄。 4.目前已將蘭崁、大白之間的「大白一」、「大白二」位置提供羅東處，羅東處將「現地保育」持續監測及棲地改善試驗；及「異地保存」評估嘗試以高壓方式保存其遺傳物質。
新竹林區管理處	1. 依據報告圖 3.7 台灣水青岡森林之衝擊程度，本處轄管插天山與鳥嘴山水青岡族群係屬相對風險較低，工作站現場巡查狀況幾無發現水青	1.插天山與鳥嘴山相對於大白及蘭崁水青岡族群目前減少的數量不多，但仍無小苗補充，宜持續監測與評估，為長期資料之系統累積，後續

審查委員	審查意見	回復說明
	岡小苗，初步推測主要原因有(1)結實率低；(2)發芽率低，主要都被玉山箭竹遮蔽陽光。依循圖 3.8 台灣水青岡森林的保育方針架構流程，係屬持續監測與評估，為長期資料之系統累積，後續能否交由現場巡視同仁協助監測，可能的操作方式或需用資料表格欄位意請執行單位給予建議。 2. 另報告 p111 阿玉山族群數量稀少且更新不易，建議或可考慮進行區外復育，是否有具體的復育地點建議。 3.以南仁山及槲櫟森林為例：依據報告 p215，本項細部計畫預計研提之保育對策項目包含(1)現有棲地及物種的管理保護；(2)協助遷徙或營造棲地廊道；(3)協助異地族群重建；(4)遷地保育及方法建議，就此部分對應 p247 小結，似僅就現有棲地及物種管理保護略為提及明年與軍方商討原地復育事宜，惟其他項目保育對策著墨甚少，惟該物種後續遷地復育之考量，本處楊梅地區約有 1 分多地試驗地，將請相關課室討論後續事宜，是否請執行單位歸納較為具體之行動策略，俾利因應相關協助工作；又是否可能如同第二章(p92 或 p300)對台灣水青岡未來適宜之活存地點建議移地栽種及營造棲地廊道之模式，評估槲櫟森林可能避難所，本篇章其他指標種(台灣石櫟及唐杜鵑)亦如是。	能設置一些樣區進行監測，設置的方式以分散的小樣區行之，可將資料表格欄位提供給執行單位。 2.阿玉山族群數量稀少且更新不易，建議或可考慮進行區外復育，其方式可比照羅東處將「現地保育」持續監測及「異地保存」評估嘗試以高壓方式保存其遺傳物質；未來可由大尺度的水青岡分析,再尋找適當的地點復育。 3.由於保育對策包含到南仁山區，而槲櫟這邊對於項目 1，在現有棲地及物種的保護管理上，就是持續監測大樹與小苗之動態，因為軍方不同意更動，因此實際作為會較為困難。而第 2 項，由先前研究指出，槲櫟目前退縮路線多為農業區，因此無法營造棲地廊道，因此要執行協助異地族群重建。在此部分則報告中有說明，遷地保育部分則以說明於報告中。 4.避難所部分不論槲櫟或台灣石櫟與唐杜鵑等團隊均有初步說明，但因用地關係，因此未能於報告中詳述建議移地栽種地點。嘉義大學團隊會與貴處保持聯繫，以為將來槲櫟保育進行。

審查委員	審查意見	回復說明
屏東林區管理處	1.與辜嚴倬雲保種中心合作復育台灣石櫟的部分，由於台灣石櫟直至目前的實生苗、多芽體培育等結果皆未達到最完美的結果，那保種中心是否有別的策略？ 2.報告 p227，南仁山柃木之內部避難所之所以考量南仁山區之回收檳榔園的原因為何？ 3.報告 p230，希蘭灰木扦插在老佛山採集之發根率(38.6-78.6%)與在欖仁山採集之發根率(19.5-21%)差距甚大，老佛山發根率的數值也差距較多，是否可推測原因？又若老佛山的扦插枝條發芽率較高，為何 p231 的扦插繁殖是選定出風山與欖仁溪樣區進行枝條採集？ 4.有關報告文字錯誤，圖表無法對應等細項建議如下： (1)p213，第 2 點第 4 行，「南仁山欖仁溪森林動態樣區歷經 4 次複查」，請刪除贅字。 (2)p225，南仁山樣帶在 2018 年 2、5、9 月進行調查，欖仁溪樣區與出風山 2018 年每月皆調查 1 次，調查頻度不同的考量為何？ (3)p229 倒數第 2 段第 2 行，圖 4.13 對應到之圖為欖仁溪小苗監測樣區之主要組成物種比例圖，無法對應種子被大量採集？ (4)希蘭灰木果實於7月初採集部分成熟種子，目前種子發芽情況如何？ (5)P232 倒數第 3 行，皆於 201501 調查即發現，是否更正為 2015 年 1	1.目前保種中心主要依照本團隊作法進行，維其僅能進行扦插，因此其餘部分由本團隊協助。建議將來林管處可移撥部分苗木予保種中心。 2.主要因原生育地附近皆為保護區，區外復育則須至較遠地區執行，且須審慎考量是否會影響其他物種。而回收檳榔園若可多加使用，使之成為南仁山區物種保育方舟，避免栽植造林樹種，則不失為可行方式，且有較佳之社會觀感。 3.先前簡所長研究指出老佛山之發芽率較好，但本團隊依照國外同屬植物的情形改良方法後，獲得更佳之萌芽率，本團隊不了解簡所長的研究結果，但因目前萌芽良好，因此僅用南仁山區之枝條進行。

審查委員	審查意見	回復說明
	月？	
保育組羅簡任技正尤娟	1.本計畫已執行2期共6年，成果非常豐碩，研究與歸納皆有一定成果，未來監測上的頻度是否需要調整，同時請執行單位思考整體計畫未來走向，考量係持續監測研究或增加新的發展。 2.槲櫟的現狀可能就是水青岡的未來，針對水青岡族群的現況，要預防未來遭遇滅絕的風險，請提供具體復育措施，包括採種、育苗、造林、棲地營造等，提供本局及各林管處參考。 3.槲櫟除在新竹造林地成功復育外，是否有其他地區適合槲櫟的營造，如進行域外復育，相關的昆蟲相、動物相及植物相，要如何一併回復，形成一個完整生態系。	1.未來監測上的頻度仍可維持5年一次，但容易受衝擊的地區則仍維持一年一次；同時可整合大尺度的模式分析與地區性的小樣區做監督式的監測，找出最佳的模擬方式及落實監測的資訊到各林區管理處，成立氣候變遷的保育平台，以最少的經費投資在最需要管理與復育的族群之上。另外建議可朝向建立實務監測方法來努力，建立監測技術並教導第一線人員進行實際操作。 2.嘉義大學團隊已於修正報告中提出槲櫟之復育流程。依照先前日治時期研究報告，可於苗栗原先生長栓皮櫟之地點找尋可用之林地進行。 3.目前槲櫟的區外復育主要取食的昆蟲皆為雜食性的種類，若嚴重危害建議以農藥進行控制以保槲櫟之生存。昆蟲相的營造並非一蹴可即，待境外之槲櫟成林或許會有答案。