科技部補助專題研究計畫成果報告

（□期中進度報告/■期末報告）

氣候變遷影響淺山生態與社區變動所造成目前淺山蟻害問題之探討與解決策略

計畫類別：□個別型計畫　■整合型計畫
計畫編號：MOST　110－2321－B－018－001
執行期間：　110 年　5　月　1　日至　111　年　4　月　30　日

執行機構及系所：國立彰化師範大學

計畫主持人：林宗岐教授（國立彰化師範大學生物學系）
共同主持人：王素芬教授（國立彰化師範大學地物學系）
陳毅青副教授（國立彰化師範大學地物學系）
溫育德教授（國立彰化師範大學生物學系）
林俊成研究員（林業試驗所林業經濟組）
王培蓉研究員（林業試驗所森林經營組）

本計畫除繳交成果報告外，另含下列出國報告，共 ___ 份：
□執行國際合作與移地研究心得報告
□出席國際學術會議心得報告
□出國參訪及考察心得報告

本研究具有政策應用參考價值：　□否　□是，建議提供機關_____
(勾選「是」者，請列舉建議可提供施政參考之業務主管機關)
本研究具影響公共利益之重大發現：□否　□是

中　華　民　國　111　年　2　月 22　日

摘要（中英文）

近年來，在台灣中南部以新的環境問題逐漸浮現，以不同以往的災害樣式展現出環境變化反撲的威力。新興的蟻害問題出現在台灣中南部的淺山城鎮聚落中，螞蟻如川流般湧進你的屋內，飛蟻如黑霧般漫入你的家中，這樣的生態異常地反應現象，在是警示著看平靜的台灣生態正一點點流失著的健康。本年度已完成探討崩塌復育與螞蟻數量關係，研究設計在不同的年代的崩塌或土石流設置試驗區，在試驗區中不同的植生恢復狀況或位置，以誘捕器定期調查螞蟻的種類和數量，同時透過無人機攝影測量建立高解析地表資料。初步研究結果顯示，在老舊崩塌或土石流扇上、或溪流旁或農耕上，扁琉璃蟻的族群數量較多，顯示扁琉璃蟻的族群分布具有空間差異。了解淺山坡地的農業地景變遷情形，建立坡地地景與農地空間結構變化之監測系統，以利未來分析地景變遷與蟻害之關聯性。研究結果顯示 2008~2021 年之間，研究區內森林基質減少，且農地類別之間轉移快速，隨著土地利用改變地景結構，使琉璃蟻害擴散的可能性提升。依據調查樣點的資料，褐色扁琉璃蟻野外族群的變化量結果顯示，蟻巢群落屬多蟻后型、多蟻巢、成熟蟻巢個體數超過數千隻個體的超級群落。光源光譜調查結果顯示新更換的 LED 路燈，會吸引大量褐色扁琉璃蟻的婚飛個體 (有翅蟻后與雄蟻)聚集，調查高雄淺山地區琉璃蟻蟻巢內的微生物生物量，篩選具有吸引螞蟻或忌避螞蟻能力的微生物作為琉璃蟻生物防治之工具。這些結果暗示著琉璃蟻選擇築巢地點時可能會避開含有有害真菌的土壤環境，本年度的研究成果有助於建立琉璃蟻族群擴散模式以及發展琉璃蟻微生物防治製劑。本計畫目前已與研究地區之區里公所及協助相關人員建立即時聯繫之 line 社群網路群組，利用通訊軟體建立社群長期互動機制，且可即時回答與解決問題。並針對研究地區之民眾、農民、社區產業與旅遊業者，設計製作淺山蟻害問題之問卷量表，以收集民受害情形、受影響程度、採取行為等基本資料，及蟻害農業生產與休閒產業經濟層面衝擊與損失，及對於蟻害防治方法與成本效益之量化資料。

In recent years, new environmental problems have gradually emerged in central and southern part of Taiwan in a different disaster pattern from the past. The newly emerging problems of pest ants occur at lowland's town community in central and southern part of Taiwan, where ant workers crawling into your home and flying ants or alates swarming into your house like a black mist. This year have already completed the studies on the relationship between landslide restoration and abundance of ants. Study sites were located on landslides of different ages. In each study site, experiment plots consisted of areas with different conditions of vegetation restoration. Preliminary results showed that higher abundance of *Technomyrmex* populations were present in old landslides or debris-flow fans of fields, along the streams or in agricultural lands, indicating that there are spatial differences in the distribution of *Technomyrmex* populations. Understanding the changes of agricultural landscape at shallow hillside, coupled with establishing a monitoring system for the changes of hillside landscapes and spatial structure of agricultural land, in order to analyze the relationship between landscape changes and ant damage in the future. The results showed that between 2008 and 2021, the forest matrix in the study sites was decreased, and conversion of agricultural land categories was rapid as well. The possibility of *Technomyrmex* spreading might increased as the land use conversion modified the landscape structure. According to the data of sampling points, results pertaining to changes of the field

populations of *Technomyrmex brunneus* have shown that colony structure of *T. brunneus* is polygynous and polydomous, and the mature colony consisted of more than thousands of ant individuals (i.e., supercolony). Based on the results of light source's spectrum, newly replaced LED lights were able to attract large numbers of swarmers (i.e., female and male alates). These results suggest that ants may avoid soil environments containing harmful fungi when choosing nesting sites. These results can also help to establish a colony dispersal model of the ants and to develop the microbiological control tools of the ants. Currently, this research has created a LINE social network group with the district office and relevant personnel in the study sites in order to establishing a "long-term interaction mechanism" with the community group and able to answer and solve problems in a timely manner. In addition, by focusing on residents, farmers, industry and tour operators in the study sites, a scale questionnaire was designed to collect basic information regarding infestation's situation, degree of impact, action, and also collect information on ant damage to agricultural production and leisure industries (in terms of economic impacts and losses), and quantitative information on ant management methods.

前言

台灣南部的淺山地區（海拔 800 公尺以下的區域），自然生態豐富，因其交通便利，遊客眾多，當地居民結合特色農作物與生態旅遊，使得農村經濟蓬勃發展。然而受到極端天氣事件的影響，淺山地區的病蟲害、外來種入侵或擴大範圍的情況日益嚴重，其中對當地居民影響最大的是琉璃蟻危害。氣候變遷衍生坡地自然災害及人為開發壓力下，使地景的破碎、生態切割與棲地流失，讓台灣淺山坡地成為生態脆弱區。近年新興的蟻害問題出現在台灣中南部的淺山城鎮聚落，螞蟻如川流般湧進屋內，飛蟻如黑霧般漫入家中，這樣的生態異常地反應現象是警示著台灣生態一點點流失著的健康。淺山地區因鄰近平原聚落，且具有豐富山林資源，人為開發利用比例遠大於高山地區。自然地景的開發轉變不僅造成土地利用變遷，人為利用土地與自然覆蓋土地在空間的地景結構組成會直接或間接導致了生態系統的退化，包含生態系統初級和次級生產力降低、生物多樣性減少或喪失、土壤養分維持能力和物質循環效率降低、外來物種入侵和非本土種的優勢度的增加等。生態環境急速退化的問題，已嚴重威脅著人類的發展；而氣候變遷衍生的坡地自然災害及人為社區開發農地墾殖等，已使台灣淺山坡地成為生態脆弱區。地景生態學（landscape ecology）是一個相對宏觀的研究尺度，它將整個地景視為分析的對象。其中地景變遷（landscape change）則是加入時間尺度，有助瞭解整個生態系統的穩定性與動態變化（Forman and Godorn, 1986），監測地景變遷的時間序列，才能瞭解其變化的自然機制（Antrop, 1998），故藉由地景變遷之時間、空間分析及干擾影響的探討，可以更清楚生態系相關問題，是生態研究的重要方向（Reed et al., 1996；Kadmon and Harari-Kremer,1999; Marcucci, 2000）。俞孔堅（1998）認為景觀中存在某種潛在的空間格局是由一些關鍵性的局部、位置、空間聯繫所構成，這種格局對某種生態過程可達到關鍵性的維護和控制。在有限的資源環境中，透過對水平生態過程的瞭解作空間規劃，可達到生物生境的維護以實現對生物的保護，這即是景觀安全格局的理論與方法。景觀安全格局是結合生態學與地理學的新理論，藉由判識生態過程的關鍵點，規劃生態單元的空間配置的以發揮其生態功能。在規劃目標的指導原則下進行最適合的生態規劃，最終目的在於建構最適合、最高效的生態網絡。生態系統健康（Ecosystem Health, EH）是生態系統管理學中的重要概念，生態系統健康應該包含滿足人類社會合理要求的能力和生態系統本身自我維持與更新的能力。生態系統退化原因可能是人類的干擾，造成天然環境的改變，也可能是由非正常的環境變化所引起。生態學上「干擾」是指發生在一定的地理位置上，對生態系統結構造成直接傷害、非連續性的物理作用或事件（鄔建國，2003），在研究干擾時要考慮的面向十分多元，包括干擾的種類(自然干擾的如颱風、地震、火燒、土石流；及人為干擾如伐木、土地利用變化)、強度、持續時間、頻度、空間範圍、以及對特定生態系結構與功能影響的嚴重性，過去研究有人認為太小的干擾無法減緩優勢種對於其他物種的排除作用，而太大的干擾則會摧毀整個生態系，所以在這兩種地方的生態系物種豐富度都不會太高，反而是在有中度干擾的地方，才會出現較高的生物多樣性(中度干擾假說，Intermediate Disturbance Hypothesis)。雖然干擾對生物多樣性的影響乃有爭議，但大型天然災害經常導致地景變遷、生態系統、族群結構改變，進一步衝擊物理環境與資源。

本計畫跨域整合，以淺山居民切身的蟻害問題為切入點，來全面性檢視蟻害問題背後所潛藏地景破碎、生態流失與開發壓力的問題，以坡地生態系服務為研究架構，進行遭棲地關鍵生物相調查、地

景變遷分析、指標建立、環境脆弱度及生態潛能分析等，並因應蟻害問題所關聯山村社區產業與旅遊衝擊的邏輯下，建立氣候變遷下具生態系服務潛能與人類福祉的淺山農業生產系統。崩塌與土石流為山區主要塊體運動的作用力(Chen et al., 2019; Korup et al., 2010)，也是河流泥砂和營養的的主要來源(Milliman & Syvitski, 1992)，也會對山坡地的居民與生態系統造成破壞性的衝擊(Petley, 2012; Walker & Shiels, 2012)。儘管崩塌會造成山坡地的生態系破壞，包括移除地表動植物、有機質和營養鹽流失，但崩塌地和土石流產生新的裸露的岩石與土壤，提供一個新的場域，讓動植物族群重新拓植，將可促進岩石圈營養鹽和碳的循環(Hilton et al., 2011)，以及增加棲地多樣性(Geertsema & Pojar, 2007)。若生態和地形學者能夠透過觀察崩塌裸露地的土壤有機質、動植物生態系統如何從退化土地回復的過程，進而瞭解生態和地表交互作用，進而瞭解森林或裸露地所提供的生態功能，以及生態系統對於邊坡穩定的反饋(feedback)，應為地形學、水土保持與生態學共同關注的領域，該研究領域稱為崩塌生態學(Landslide Ecology)。然而，目前關於崩塌地的生態研究仍然相當稀少，自 1970-2020 年之間，關於崩塌生態學相關研究論文僅佔所有崩塌研究論文不到十分之一(Google Scholar, 2021)，故崩塌生態學仍有非常多發展的空間與潛力。崩塌地在生態棲地中可視為一種異質棲地，於山坡地生態功能具有多方面的意義，首先，當崩塌或土石流作用使地表產生大量裸露地時，這些裸露地成為早期演替的物種重要的棲息地，特別是適合生長於營養物質較少、食溫度與水承受力較強的物種，這些物種能夠在崩塌地與植生覆蓋良好地表之邊界產生生態交互作用。而當山坡地的生態功能恢復後，快速生長的先驅植物通常最先在裸露地上生長，提供各式各樣的生態功能(Restrepo et al., 2009)，如保護表土避免被雨水飛濺、根系穩定邊坡、維持生態多樣性、固碳的效果。再加上氣候變遷下會導致極端降雨越加頻繁，使得崩塌的發生頻率與規模也逐漸增加(Saez et al., 2013)，因此，如何透過有效山坡地管理，預測、保護、與恢復崩塌裸露地的生態功能，成為易崩塌的山坡地永續經營之重要的課題。

臺灣為於板塊構造接觸帶，快速構造抬升與頻繁的地震，夠抬升速度加上高強度的降雨，山區經常產生大量的崩塌與土石流(Chen et al., 2013; Dadson et al., 2003)，不僅對當地居民的生命財產嚴重的災害(Chen & Wu, 2015)，也使得山坡地的土地退化，破壞原本的山坡地所能提供的生態功能，可能使得生態系統物種的平衡造成破壞。自從 2009 年莫拉克颱風後，臺灣中南部的淺山丘陵地區，陸續出現大量的蟻群侵入住家、農地等造成民眾生活與農業作業困擾問題，也影響到許多風景區的觀光發展，騷擾案例可根據其物種分為疣胸琉璃蟻 (*Dolichoderus thoracicus*)，以南投縣埔里鎮、和高雄市茂林區最多，以及與褐色扁琉璃蟻 (*Technomyrmex brunneus*)，以高雄市六龜區、嘉義縣中埔鄉最多。雖然族群大爆發原因尚待釐清，蟻群的大量出現可能出現反映因淺山丘陵土地退化而導致棲地改變，使得早在多年前就來到台灣隱於山林的琉璃蟻，從深山外移到了人類居住地，因而引起琉璃蟻滋擾問題，亦有學者推測可能的因素包括：蟻群受到市區燈光吸引而遷入，亦有可能因莫拉克颱風大規模崩塌和土石流的土砂災害，在山坡地與河床形成大量裸露地，而這些裸露地因較為乾燥且溫暖，往往成為螞蟻搬遷的首選(Walker and Shiels, 2013)，使得蟻群逐漸從深山遷移至淺山丘陵，與人類接觸而引起琉璃蟻滋擾問題。查閱國際上關於崩塌與螞蟻的相關研究指出，節肢動物(arthropods)通常是最先拓殖到崩塌裸陸地上的動物，因其具有較強韌的缺水與高溫的承受力(Hou et al., 2005)，並且能利用其附屬節肢從外圍爬行到陡峭的崩塌，特別是在熱帶環境且崩塌年齡小於兩年的崩塌地，包括蟎、彈尾目、螞蟻等(Walker & Shiels, 2012)，特別是螞蟻為崩塌中最常見的物種，例如小火蟻 (*Wasmannia auropunctat*a) 喜

愛以蟎蟲為食更勝於落葉的腐植質，故很快的便會在裸露的崩塌地拓殖，因此崩塌裸露地應會吸引螞蟻族群的拓植。螞蟻等微小的動物可以將鄰近植物的種子或有機物搬運至裸露地，能夠促進地表營養物質的循環與裸露地的復育(Hodkinson et al., 2002)，例如紅火蟻在築巢時會將鄰近土壤搬運至裸露的崩塌地上，促進崩塌土壤的生成，且目前已有相關研究發現螞蟻搬運的種子對於乾燥裸地的棲地之中扮演重要的角色(Fenner et al., 2005)，然而，關於螞蟻在崩塌地種子搬運所扮演的角色為何？至今仍有待相關研究證實(Walker & Shiels, 2012)。除此之外，亦有研究指出螞蟻對於棲地環境具有高度敏感性，已經被廣泛做於小區域範圍內棲地與人為干擾的環境指標(Philpott et al., 2010)，並用於評估哥倫比亞安第斯山脈的崩塌和蝕溝的復育情況，發現裸露地上種植大量南美刺竹(Guadua angustifolia Kunth)能夠快速恢復植生並使得螞蟻的族群數量增加(Calle et al., 2013)。經由上述文獻回顧指出，螞蟻族群具有幫助崩塌復育之生態功能，且螞蟻族群生態與崩塌地環境和演替息息相關，國際上已有相關研究將螞蟻做為干擾地表恢復的指標物種，但目前臺灣相關的研究仍然相當缺乏。蒐集的螞蟻與微生物分佈資料，確定各種螞蟻的消長與土地利用和地景結構的關係，分析生態流的可能路徑，並建立有害蟻類在研究區內的可能擴散方向，以利後續蟻害安全格局建構。建構蟻害安全格局以維護生態過程的健康和安全具有關鍵意義的地景要素、空間位置和聯繫，包括連續且完整的地景格局。對阻力趨勢表面進行空間分析來判識緩衝區、源間聯結、輻射道和策略點。各種潛在的地景結構組合，會形成某一水平上的生態保護安全格局。以最佳生態網絡分析進行淺山地景規劃，為恢復生態系的健康，研究中擬透過改變土地利用、生物族群結構 (螞蟻結構、蜜源昆蟲)及土壤健康度 (土壤微生物) 對各種退化的生態系統進行恢復與重建，使有利生態系統健康的物種重新分配於地景之中，以改善地景的結構並促進物種流動。環境變遷影響台灣淺山環境生態，造成日益嚴重的蟻害問題，針對蟻害所關聯山村社區農業生產影響，如何在有效管理琉璃蟻入侵，降低農業生產與休閒產業的衝擊，有需要瞭解蟻害農業生產與休閒產業經濟層面影響，而已評估社區為基礎的防治過程中其成本效益。以生物多樣性消失與土地退化為架構，建立南部淺山環境琉璃蟻危害地區居民之環境意識、採行策略、專業導入，建立一套合乎生物多樣性保育的調適型農業經營管理計畫。優先建立研究區域的居民受害情形、受影響程度、採取行為等基本資料；其次與跨域專家確認蟻害與生物種群消長間的關係，再以專家焦點團體工作坊、地方居民工作坊等型式，確立以提高生物多樣性做為長期策略的社會參與方法學基礎；最後，透過生物多樣性的認識及長期土地利用政策的導入，建構因應氣候變遷與穩固的生態服務的農業生產調適系統。

研究方法與結果討論

本整合型計畫將已台灣近幾年來於中南部淺山環境中興新的螞蟻危害問題為計劃研究主軸，規劃四年的研究期程針對三個研究面相 (坡地地景變遷、生態系統切割及淺山農村社區) 跨域整合，並以淺山居民切身的蟻害問題為切入點，全面性檢視蟻害問題背後所潛藏地景破碎、生態流失與開發壓力的問題，以坡地生態系服務 (供給、調適、文化、支持)為研究架構，遭受蟻害區域之生態系統棲地關鍵生物相(土棲昆蟲、微生物)調查、地景變遷與蟻害分析、評估指標建立、環境脆弱度及生態潛能分析等，並因應蟻害問題所關聯山村社區產業與旅遊衝擊的邏輯下，建立氣候變遷下具生態系服務潛能與人類福祉的淺山農業生產系統。本計畫第一年的目標將將是以淺山蟻害生態系統調查及特徵分析為主。

(研究方向一) 坡地地景與蟻害：

淺山蟻害生態系統中土地利用分類地景結構分析、坡地植群演替調查、坡地崩塌復育與螞蟻族群演替調查與分析。子計畫一本年度目標主要進行多期土地覆蓋分類、建立地景結構指標並分析研究區內地景變遷，以確定各種螞蟻的消長與土地利用和地景結構的關係。子計畫二的目標為崩塌裸露地復育情形與植群演替調查，包括：(1) 蒐集歷年航照和衛星影像，判釋與辨認不同年代發生的崩塌土石流之裸露地為研究樣區；(2) 透過現地調查與無人機攝影測量建立崩塌和土石流裸露地的地形與植被覆蓋；(3) 設計與製作螞蟻誘捕器，並於現地進行初步測試。

(研究方向二) 生態系統分割與蟻害：

淺山環境中螞蟻相與關連昆蟲 (蜜源昆蟲與天敵)、淺山蟻害生態系統環境微生物群據調查。子計畫三淺山地區生態分割環境有害蟻類之超級群落形成原因探討與防治管理本年度目標 (1) 設立琉璃蟻超級群落調查之長期的調查研究樣區，包括高雄市淺山環境的四個行政區 (六龜區、美濃區、杉林區、甲仙區)；(2) 建立此次研究計畫螞蟻調查與環境因子採樣與收集標準化方法；(3) 有害琉璃蟻超級群範圍與變動調查。子計畫四淺山環境土壤微生群聚指標用以評估棲地改變與蟻害間互動關係研究本年度目標 (1) 建立土壤微生物相以及土壤紅外線光譜資料庫；(2) 有無螞蟻之土壤樣本細菌與真菌豐富度數據資料；(3) 建立螞蟻忌避真菌篩選平台與鑑定。

(研究方向三) 蟻害與社區產業旅遊：

淺山蟻害農業生產活動產業現況調查分析、社區居民對蟻害問題調查分析、建立研究區（社區）居民長期互動機制。蒐集國內外生物多樣性消失與土地退化相關文獻，就研究區域的居民受害情形、生活、產業受蟻害影響之嚴重程度，進行基本描述與資料建置，以期建立後續試驗設計之基本架構。子計畫五淺山地區蟻害對農業生產與產業經濟衝擊之研究本年度目標 (1) 六龜地區之農業生產活動產業現況調查分析；(2) 蟻害對農業生產成本收益資料；(3) 調查農業經營活動及病蟲害發生及防治情形與防治成本。子計畫六淺山地區蟻群數量失衡之社區居民反應與行動策略之研究本年度目標 (1) 建立研究區域的居民受害情形、受影響程度、採取行為等基本資料；(2) 蒐集國內外生物多樣性消失與土地退化相關文獻；(3) 調查計畫研究區域居民問卷訪視資料。

研究方向一 坡地地景與蟻害

2008 年莫拉克風災是罕見的極端災害事件，在臺灣南部高屏溪流域造成重要災害事件。主要支流的荖濃溪及楠梓仙溪在山區發生大量崩塌事件，而中下游的沿岸堤防損壞，農田聚落發生土砂災害，亦有原民部落嚴重受災，在杉林、六龜及美濃一帶造成嚴重經濟損失。歷經災後數年的重建，災害地已陸續復耕或轉作其它用途，亦有數個永久屋聚落重建計畫展開，使得高屏溪流域淺山地區的土地利用轉變快速，這改變當地的地景結構及棲地特性。2017 年以來，該地陸續發現琉璃蟻害問題，人為土地利用開發與外來種的入侵往往具有高度關聯，但地景結構的特性對於生物擴張或災害發生亦有關係，Qiu (2019)指出土地覆蓋的空間配置、連通性和邊緣效應對於病蟲害控制很重要，而透過線性樹籬及多年休耕帶的景觀結構控制也是有效控制蟲害的方式(da Silva et al., 2017; Toivonen et al., 2018)。因此，子計畫一的目標在檢測淺山坡地的農業地景變遷情形，建立坡地地景與農地空間結構演變之監測系統，分析地景變遷與蟻害之關聯。

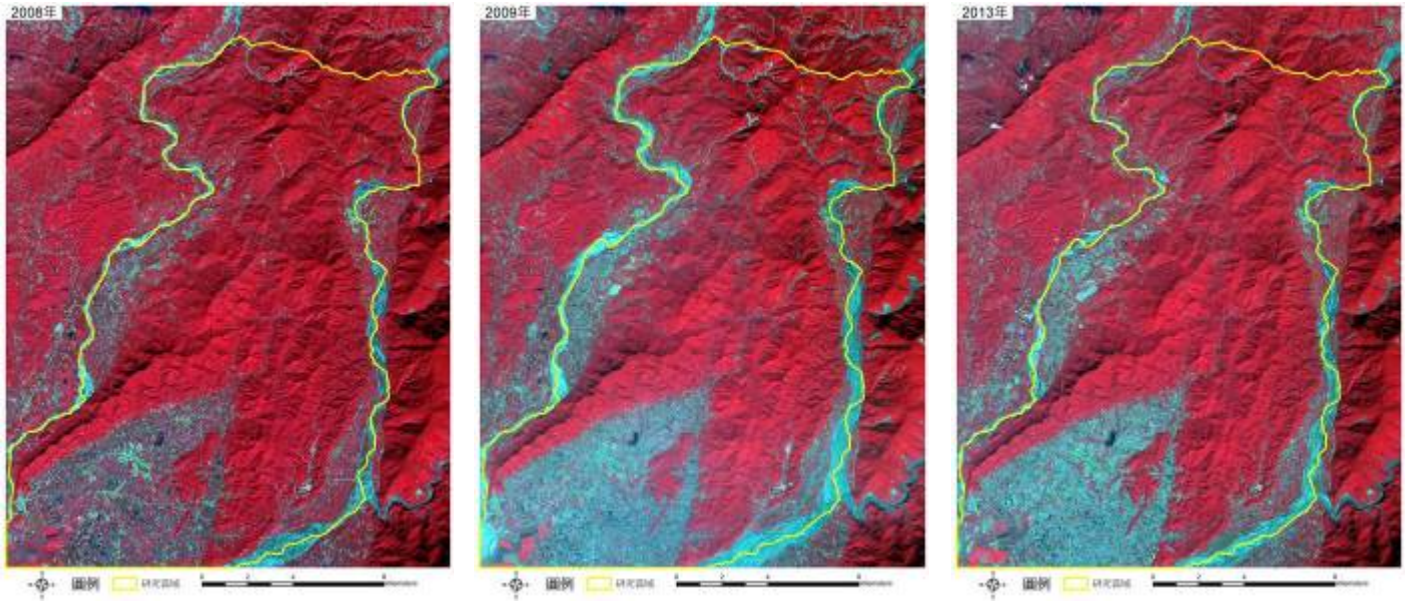
歷史影像與土地利用分類

為分析高屏溪流域淺山地區莫拉克風災前後及長期土地利用變遷情形,本計畫蒐集2008年至2021年共 5 期的多光譜衛星影像 (表一)，主要選擇秋季拍攝之品質良好且無雲遮影像，拍攝自 SPOT-5、SPOT-6 及 Sentinel-2 兩種感測器。SPOT-5 影像空間解析度為 10 米，包含綠光、紅光、近紅外光與短波紅外光等四個波段，SPOT-6 影像空間解析度為 6 米，具有藍光、綠光、紅光及近紅外光四個波段，為使影像有相同解析度，透過重新取樣(Resample)調整為 10 米解析度；Sentinel-2 感測器可接收 12 個多光譜波段，研究挑選可見光、近紅外光、植被敏感的 2 個紅光邊緣波段及 2 個短波紅外光等共計 8 個波段使用。由於 Sentinel-2 紅光邊緣及短波紅外光波段空間解析度為 20 米，以重新取樣方法調整解析度為 10 米，使所有分析影像空間解析度一致。由於 2017 年秋季缺乏良好品質的 Sentinel-2 影像，故選擇春季 2 月拍攝的影像替代 (圖一)。

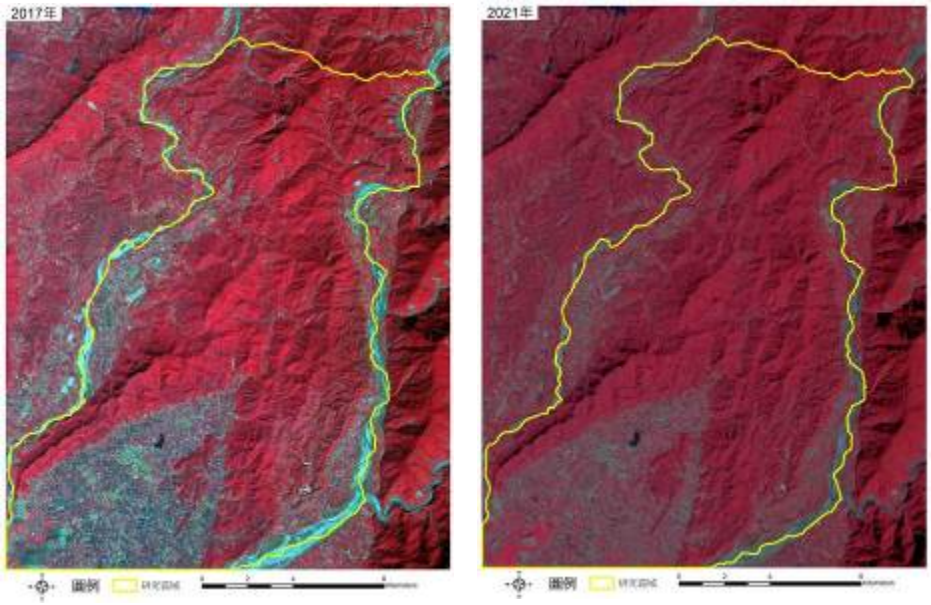
表一 研究使用衛星影像材料表

影像時間	感測器類型	空間解析度	使用波段
20081112	SPOT-5	10 m	Green、Red、NIR、$SWIR_{1.67\mu m}$
20091101	SPOT-5	10 m	Green、Red、NIR、$SWIR_{1.67\mu m}$
20131027	SPOT-5	10 m	Green、Red、NIR、$SWIR_{1.67\mu m}$
20170215	Sentinel-2	10/20 m	Blue、Green、Red、NIR/ $Red\ edge_{0.74\mu m}$、$Red\ edge_{0.865\mu m}$、$SWIR_{1.61\mu m}$、$SWIR_{2.19\mu m}$
20211203	SPOT-6	6 m	Blue、Green、Red、NIR

a) 2008/11/12 b) 2009/11/01 c) 2013/10/27



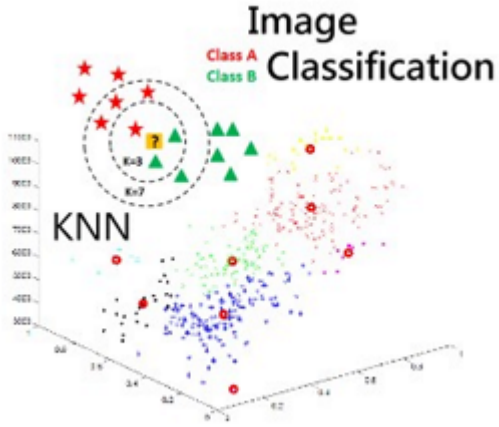
d) 2017/02/15 e) 2021/11/06



圖一 研究區歷年衛星影像圖。

各期影像採用監督式分類方法，將研究區土地利用劃分為水體、人工建物、草生地、森林、農地、果園、裸地等七類。分類參考圖資包含 2006-2008 年第一版國土利用調查資料、國土測繪圖資服務雲(WMS)航照正射影像、農航所航照正射影像及 Google Earth 高解析度衛星影像，以各期影像拍攝時間最接近的正射影像或高解析度影像為參考，人工判釋數化土地利用類別的樣區多邊形，再空間隨機抽樣抽取像元樣本，並以分層抽樣區分訓練樣本集(70%)及驗證樣本集(30%)。分類模型採用機器學習的 K 近鄰分類演算法(K-Nearest Neighbor, KNN)，以訓練樣本率定分類模型後自動分類，再以人工參照近期之高解析度影像或航照進行編修過濾。KNN 是考量多維特徵空間向量中每個樣本與其最相鄰的 k 個樣本的相似性，其分類歸屬由相鄰樣本的多數表決來確定分類類別，，概念為相同類別的像元，彼此

的相似度高，其中相似性衡量是基於歐幾里得距離，判斷未知事物的特徵和哪一類已知事物的的特徵最接近(圖二)。KNN 分類模型中，參考鄰近樣本的 k 參數是關鍵，為避免偶數 k 值可能會造成兩類參照樣本數相同而無法判斷的問題，故 k 值採用 3、5 及 7 進行檢測建模，最終以準確度表現最佳者為應用模型。



圖二 KNN 分類演算法示意圖。

對於各期土地利用分類成效的評估，將驗證樣本採用混淆矩陣(confusion matrix)的形式計算分類的精度(accuracy)。總共包含四項精度評估指標：

1. 生產者精度(Producer's Accuracy)

生產者精度為係計算單一類別的精度，計算方式為在某一種類中，分類正確的樣本數除以驗證樣本集中屬於此一類別的樣本總和。1-生產者精度表示應分為該組類別而未分入的漏授(Omission)誤差，公式如下：

$$\text{Producer's Accuracy} = \frac{X_{ii}}{\sum X_{i+}} \times 100\%$$

其中為X_{ii}正確分類 i 類樣本數；$\sum X_{i+}$為驗證樣本集中屬於 i 類別的樣本總數。

2. 使用者精度(User's Accuracy)

使用者精度和生產者精度同樣是計算單一類別的精度，為類別被錯誤分類的百分比。代表不該分入該組類別而被分入所造成之錯誤，1-使用者精度是為誤授(Commission)誤差。計算方式為單一類別中，分類正確的樣本除以分類後被歸為此種類別的樣本總和，公式如下：

$$\text{User's Accuracy} = \frac{X_{ii}}{\sum X_{+i}} \times 100\%$$

其中$\sum X_{+i}$為分類後樣本集中屬於 i 類別的樣本總數。

3. 整體精度(Overall Accuracy)

整體精度為計算所有類別的分類精度，每類別正確分類的樣本總數除以所有總樣本數量，由於已

考慮到每個類別相對的權重關係，所以整體精度具較客觀性，公式如下：

$$\text{Overall Accuracy} = \frac{\sum_{i=1}^{n} X_{ii}}{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n} X_{ij}} \times 100\%$$

其中 n 為分類矩陣的列數；X_{ii} 為分類矩陣中欄列對角之樣本數量；X_{ij} 為分類矩陣中第 i 列第 j 行之樣本數量。

4. Kappa 係數

Kappa 係數所表示為分類成果與完全隨機分類比較下，其所減少錯誤的百分比。一般而言，Kappa 係數介於 0~1 間，Kappa 值愈大表示兩者接近度愈大。其公式如下(Congalton,1991)：

$$\text{Kappa} = \frac{N\sum_{i=1}^{n} X_{ii} - \sum_{i=1}^{n}(X_{i+} \times X_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^{n}(X_{i+} \times X_{+i})} \times 100\%$$

其中 N 為所有樣本總數。

土地利用變遷與地景結構分析

為分析研究區不同時間的土地利用變化情形，將各期分類成果以土地利用轉移矩陣分析利用類型的轉變，轉移矩陣能夠反映土地利用的結構特徵和各類型之間的轉化情況和方向，提供各利用類型轉入及轉出的訊息，可比較不同時期內利用類型彼此的變換情形。淺山地景在歷經大型干擾後，容易使自然棲地趨於破碎化，且農民的耕作習慣或災後重建也會導致土地利用方式轉變，形塑不同的地景特徵。地景指標是透過度量地景中不同土地利用或覆蓋類型組成和配置的量化指標，進而反映地景結構的相關訊息。研究以 Fragstats 軟體分析各期土地利用成果，計算類別層級及地景多樣性的地景指標，量化各時期的地景結構特徵，並分析地景結構的轉化，有關本研究使用的地景指標如表二。

表二 研究使用地景指標列表與說明

指標名稱	縮寫	公式	說明
類別面積 Class Area	CA	$CA = \sum_{j=1}^{n} a_{ij} \left(\frac{1}{10,000}\right)$	a_{ij}＝某類型嵌塊體面積(m^2) 單位：公頃 特定類型嵌塊體的總面積。
地景百分比 Percent of Landscape	PLAND	$PLAND = P_i = \frac{\sum_{j=1}^{n} a_{ij}}{A}(100)$	$0 \leq PLAND \leq 100$ a_{ij}＝同類型嵌塊體面積 A＝地景總面積 單位：% 同類型嵌塊體在地景中占的面積比例。
嵌塊體密度 Patch Density	PD	$PD = \frac{n_i}{A}(10,000)(100)$	$PD \geq 0$ n_i＝某一類嵌塊體數量 A＝地景總面積

			單位：N/100 ha 單位面積上的平均嵌塊體數量
總邊緣長度 Total Edge	TE	$TE=\sum_{k=1}^{m} e_{ik}$	TE≥0 e_{ik}＝某 i 類型嵌塊體邊緣長度 特定類別的總邊緣長度測量 單位：公尺
平均 嵌塊體大小 Mean Patch Size	AREA_MN （MPS）	$MPS=\frac{\sum_{j=1}^{n} a_{ij}}{n_i}\left(\frac{1}{10,000}\right)$	MPS≥0，無上限 a_{ij}＝某一類嵌塊體面積 n_i＝某一類嵌塊體數量 單位：公頃 地景中所有嵌塊體的面積和除以相同類型之嵌塊體。
聚集指標 Aggregation Index	AI	$AI=\left[\frac{g_{ii}}{max\text{-}g_{ii}}\right](100)$	0≦AI≦100 g_{ii}＝i 類型嵌塊體與同類嵌塊體毗鄰的網格數 max→ g_{ii}＝i 類型嵌塊體的最大同類毗鄰網格數 單位：% 當同類型嵌塊體最分散時，值為 0；當嵌塊體聚集成單一及緊密的嵌塊體時，值為 100。
平均 形狀指標 Mean Shape Index	SHAPE_MN（MSI）	$MSI=\frac{\sum_{j=1}^{n}\left(\frac{0.25p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}\right)}{n_i}$	MSI≥1，無上限 p_{ij}＝某一類嵌塊體周長 a_{ij}＝某一類嵌塊體面積 n_i＝某一類嵌塊體數量 單位：無 當 MSI＝1，所有嵌塊體為正方形；當嵌塊體形狀不規則或越偏離正方形，MSI 越大。
平均鄰近距離 Mean Euclidean Nearest-Neighbor Distance	ECON_MN	$ECON\_MN=\frac{\sum_{j=1}^{n} h_{ij}}{n_i}$	ECON_MN > 100 h_{ij}＝某一類嵌塊體至相同類型嵌塊體的最短距離 n_i＝某一類嵌塊體數量
Shannon's 多樣性指數 Shannon's diversity index	SHDI	$SHDI=-\sum_{i=1}^{m}(P_i * \ln P_i)$	SHDI ≥ 0，無上限 SHDI = 0，地景僅包含 1 個嵌塊體(即沒有多樣性) SHDI 隨著不同嵌塊體類別(即嵌塊體豐富度)數量的增加和/或嵌塊體類別之間的面積比例分佈變得更加公平而增加。 P_i嵌塊體類別 i 佔據的景觀比例。

分類模型準確度評估

本計畫取得共 5 期影像進行土地利用分類，其成果分別代表莫拉克風災前 (2008 年) (表三)、莫拉克風災後 (2009 年) (表四)、淺山蟻害通報前 (2013 年) (表五)和淺山蟻害通報 (2017 年) (表六)和近期 (2021 年) (表七)之土地利用狀況。在各期 KNN 分類模型的率定訓練表現上，五期影像的最佳模型準確率分別為 92.34%、90.49%、89.82%、93.72%及 90.06%。從驗證樣本的混淆矩陣結果顯示，五期影像分類的整體精度皆可達 85%以上，Kappa 值表現介於 0.82~0.88，顯示分類成效良好。水體是分類正確率最高的類別，其次為森林，但森林類別的漏授率略高於誤授率，主要漏授對象為果園及農地。草生地是分類正確率最低的類別，漏授率介於 20%~39%之間，誤授率為 41%~59%，主要容易與農地、果園類型混淆，部份樣本易與森林錯分。農地利用的漏授率約為 15%~28%，誤授率介於 7%~18%，主要混淆對象為草生及果園，少部份樣本與森林類別混淆。果園類別的分類正確率低於農地，漏授率表現約為 17%~32%，但有偏高的誤授率 (23%~49%)，果園容易被錯分為森林、農地利用，漏授對象多為農地、森林及草生地。人工建物的誤授率表現高於漏授，但分類正確度可達近 80%，最主要的混淆對象為裸地。裸地類型則是漏授率表現高於誤授，除了 2021 年的分類模型在生產者精度表現僅為 70.92%外，其餘模型的裸地分類正確率皆可達 80%以上，主要混淆對象為人工建物。

表三　2008 年土地利用分類模型驗證樣本混淆矩陣表

	參考類別								
分類類別	水體	人工建物	草生地	森林	農地	果園	裸地	樣本總數	使用者精度
水體	346	0	0	0	0	0	0	346	100.00%
人工建物	0	163	0	0	0	0	33	196	83.16%
草生地	0	0	84	2	71	8	0	165	50.91%
森林	0	0	0	832	1	24	0	857	97.08%
農地	0	0	34	15	712	38	0	799	89.11%
果園	0	0	5	33	53	257	0	348	73.85%
裸地	0	11	0	0	0	0	258	269	95.91%
樣本總數	346	174	123	882	837	327	291	整體精度	88.99%
生產者精度	100.00%	93.68%	68.29%	94.33%	85.07%	78.59%	88.66%	Kappa	0.86

表四　2009 年土地利用分類模型驗證樣本混淆矩陣表

	參考類別								
分類類別	水體	人工建物	草生地	森林	農地	果園	裸地	樣本總數	使用者精度
水體	426	0	0	0	0	0	7	433	98.38%
人工建物	0	363	0	0	0	0	94	457	79.43%
草生地	0	0	62	26	40	16	0	144	43.06%

森林	0	0	5	822	16	14	0	857	95.92%
農地	0	0	25	30	386	16	1	458	84.28%
果園	0	0	7	29	31	222	0	289	76.82%
裸地	0	72	0	0	0	0	618	690	89.57%
樣本總數	426	435	99	907	473	268	720	整體精度	87.11%
生產者精度	100.00%	83.45%	62.63%	90.63%	81.61%	82.84%	85.83%	Kappa	0.84

表五　2013 年土地利用分類模型驗證樣本混淆矩陣表

	參考類別								
分類類別	水體	人工建物	草生地	森林	農地	果園	裸地	樣本總數	使用者精度
水體	567	1	0	0	0	0	1	569	99.65%
人工建物	0	384	0	0	1	0	71	456	84.21%
草生地	0	0	151	5	82	22	1	261	57.85%
森林	0	0	4	815	14	24	0	857	95.10%
農地	0	1	39	8	719	29	0	796	90.33%
果園	0	0	13	51	52	188	1	305	61.64%
裸地	0	40	1	0	3	0	300	344	87.21%
樣本總數	567	426	208	879	871	263	374	整體精度	87.07%
生產者精度	100.00%	90.14%	72.60%	92.72%	82.55%	71.48%	80.21%	Kappa	0.84

表六　2017 年土地利用分類模型驗證樣本混淆矩陣表

	參考類別								
分類類別	水體	人工建物	草生地	森林	農地	果園	裸地	樣本總數	使用者精度
水體	438	0	0	0	0	0	0	438	100.00%
人工建物	0	587	0	0	1	1	64	653	89.89%
草生地	0	0	96	10	45	13	0	164	58.54%
森林	0	0	7	823	2	30	0	862	95.48%
農地	0	0	7	6	490	24	0	527	92.98%
果園	0	1	10	84	38	243	0	376	64.63%
裸地	0	23	0	0	0	0	535	558	95.88%
樣本總數	438	611	120	923	576	311	599	整體精度	89.77%
生產者精度	100.00%	96.07%	80.00%	89.17%	85.07%	78.14%	89.32%	Kappa	0.88

表七 2021 年土地利用分類模型驗證樣本混淆矩陣表

	參考類別								
分類類別	水體	人工建物	草生地	森林	農地	果園	裸地	樣本總數	使用者精度
水體	194	1	0	0	0	0	2	197	98.48%
人工建物	0	247	0	0	0	0	38	285	86.67%

草生地	0	0	31	2	33	10	0	76	40.79%
森林	0	0	2	447	1	6	0	456	98.03%
農地	0	0	12	4	150	16	1	183	81.97%
果園	0	0	4	36	24	67	0	131	51.15%
裸地	6	15	2	0	0	0	100	123	81.30%
樣本總數	200	263	51	489	208	99	141	整體精度	85.18%
生產者精度	97.00%	93.92%	60.78%	91.41%	72.12%	67.68%	70.92%	Kappa	0.82

淺山環境土地利用變遷分析

表八所呈現為土地利用分類成果類別面積(CA)，研究區(27340.4ha)內主要覆蓋類型為森林，約佔地景總面積的 60%，水體覆蓋面積最少(< 3%)，除了河川湖泊等穩定水體外，也包含養殖魚塭、部分放水稻田等。農地類型(9%~17%)包含水田及其它旱作，是淺山地區主要的人為開發利用類別；果園(4%~11%)為山坡地主要的農業開發類型，平原及河谷地區多為果園及農地交雜，作物類型通常包含檳榔、香蕉、木瓜及柑橘等果樹。河道灘地及崩塌災害地為主要裸地類別來源，部分的裸地為短暫過渡的覆蓋類型，包含收穫後或休耕的農地，開發整地的開放地等，為變化頻繁的覆蓋類型，約佔地景總面積 6~18%；草生地也是覆蓋比例較少的類型(< 6%)，多為河岸草生，廢棄荒地及災害復育地。

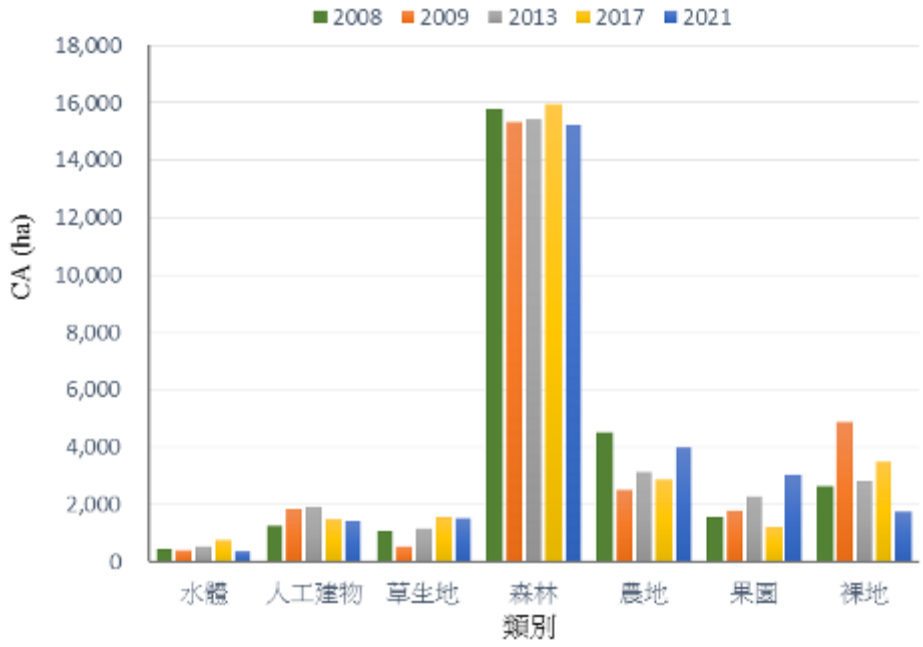
表八 各期土地利用類別面積(CA)表

時間	類別						
	水體	人工建物	草生地	森林	農地	果園	裸地
2008	449.16	1250.02	1102.97	15760.02	4541.85	1591.71	2644.67
2009	432.59	1849.77	564.22	15327.55	2502.19	1779.40	4884.68
2013	558.66	1935.55	1189.70	15397.81	3125.62	2294.93	2838.13
2017	771.87	1490.99	1564.31	15957.21	2868.10	1214.53	3473.39
2021	368.82	1431.90	1529.01	15244.32	3985.33	3036.78	1744.24

單位：公頃(ha)

分析長期類別面積指標的變化顯示 (圖四)，2009 年莫拉克風災後農地及草生地類型的面積明顯減少，在 2009-2021 的 12 年間覆蓋面積有逐漸回升的趨勢，但農地類型的面積仍比災前減少 556.52 公頃。人工建物類型面積在災後明顯增加，在 2013 年達到最大覆蓋面積，可能為災後多處的重建開發及永久屋聚落開發有關。水體覆蓋為面積變化最小的類別，除了 2017 年水田農地放水顯著增加覆蓋面積外，主要受河川行水區與灘地消長變化而改變。森林覆蓋面積在 2009 年顯著縮減，並在災後呈現逐步回升，在 2017 年有更多判釋覆蓋面積，可能由同期果園的誤授所導致，這也反映在 2017 年果園覆蓋面積的異常下降。果園覆蓋面積自 2008 年開始陸續增加，主要來自於農地的轉作與林地的開墾。裸地類

別在災後大量增加，主要為山區崩塌及河岸災害地所貢獻，至 2013 年崩塌及災害地已大幅減少，改由廢耕或休耕農地、草生荒地轉變而來。

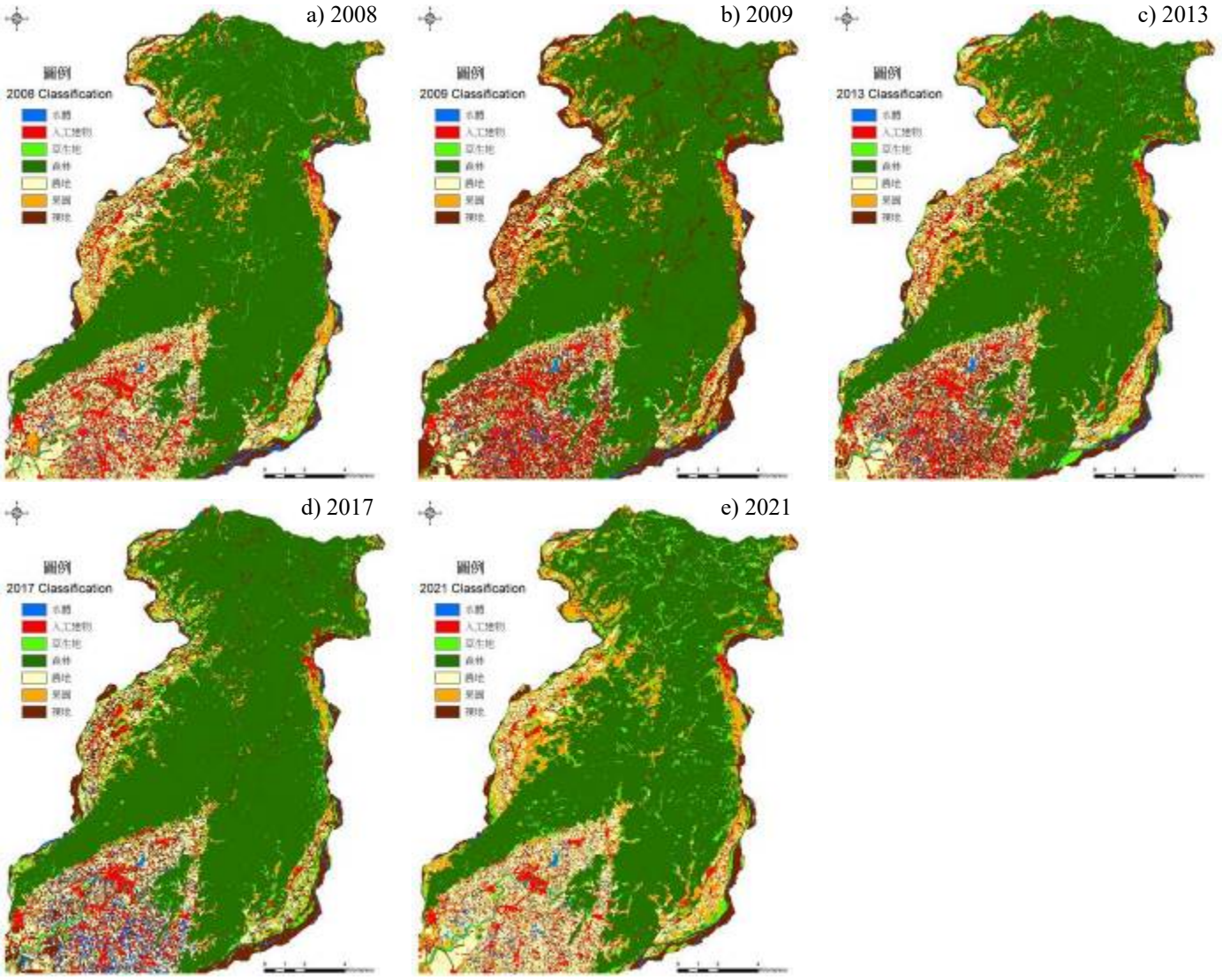


圖四 類別面積(CA)指標變化圖。

圖五為各期 (2008、2009、2013、2017、2021) 影像的分類成果，對比災前(2008 年)及災後(2009 年) 土地利用分類圖顯示，災後荖濃溪及楠梓仙溪的河道灘地明顯增加，旗山美濃交界的楠梓仙溪河岸農業帶受到洪氾災害後轉變為裸地，山區有大量崩塌出現。兩期影像的拍攝月份相近 (11 月)，但 2009 年分類成果顯示美濃平原的農業帶有更多高比例的裸地覆蓋，這多為秋季水田收穫後造成短暫的裸露地覆的農耕利用過程。2013 年影像的拍攝月份與 2009 年相近，故顯示有更高比例的休耕裸露地，對於 2009 年因土砂災害產生的裸地類型，至 2013 年多半恢復為草生覆蓋或重新開闢為農地、果園使用。2017 年的分類成果顯示，莫拉克期間山區的崩塌災害地有良好的植被恢復，但水體面積顯著增加，推測為該期影像拍攝時間接近一期稻作插秧時期，水田處於放水覆蓋狀態，使得大量農地利用被分類為水體。2017 年分類的果園覆蓋明顯減少，山區的果園開發有明顯被錯分為森林所致。2021 年山區的小型河道出現大量草生覆蓋，這可能與該年 8 月汛期的強降雨災害有關，降雨災害觸發崩塌及河道裸露地擴張，並在汛期後有快速的草生再生長覆蓋。

土地利用轉移矩陣是分析不同時期地景的類別面積(CA)變化，於 2008-2009 年土地利用轉移情形代表莫拉克風災前後的土地利用變化 (表九)，災後農地面積損失 2,039.66 公頃，為最大減損的利用類別，其次為草生地及森林類別，分別減少 538.75 及 432.47 公頃；裸地及人工建物在災後顯著增加，其中裸地類別的面積大幅增加 2,240 公頃，人工建物覆蓋面積增加 599.75 公頃。裸地面積的增加主要來自於

農地的損失(1697.65 公頃)，其次為森林(849.66 公頃)及草生地(481.44 公頃)，為荖濃溪及楠梓仙溪河灘草生地及河岸農地利用受到土砂災害轉變為裸露地，以及部分山區河道積埋、邊坡崩塌造成林地損失。人工建物覆蓋的增加可能與災後整地及裸地大增導致錯分建物面積增加有關。水體覆蓋面積變化不大，主要變化對象為裸地，為河道行水區變化所致。於 2009 -2013 年的土地利用轉移變化顯示 (表十)，森林類別面積沒有顯著改變，草生地、農地及果園利用的面積分別增加 625.48 公頃、623.43 公頃及 515.53 公頃，裸地面積則大幅減少 2046.55 公頃。至 2013 年，約 20.60%的裸地轉變為農地利用，7.59%轉變為果園，13.57%的裸地恢復草生覆蓋，約 6%的裸地轉為森林。323.36 公頃(12.92%)的農地轉變為裸露地表，主要為二期稻作收穫後休耕造成的，232.17 公頃(9.28%)的農地轉作果園，187.29 公頃(7.49%)轉為人工建物。果園主要轉變類型為農地及森林，轉移面積分別為 189.91 公頃(10.67%)及 171.27 公頃(9.63%)。



圖五 各期土地利用分類成果圖。

表九　2008-2009 年土地利用面積轉移矩陣表

	類別	2009							
		水體	人工建物	草生地	森林	農地	果園	裸地	合計
2008	水體	176.25	13.24	6.58	7.55	7.71	5.46	232.37	449.16
	人工建物	5.91	1110.1	5.73	28.14	23.02	21.19	55.93	1250.02
	草生地	15.46	4.02	112.79	136.97	117.5	234.79	481.44	1102.97
	森林	5.59	27.38	58.73	14671.94	67.32	79.4	849.66	15760.02
	農地	76.5	37.41	316.34	89.35	1986.04	338.56	1697.65	4541.85
	果園	3.1	12.46	24.74	349.81	55.34	1010.59	135.67	1591.71
	裸地	149.78	645.16	39.31	43.79	245.26	89.41	1431.96	2644.67
	合計	432.59	1849.77	564.22	15327.55	2502.19	1779.40	4884.68	27340.40

表十 2009-2013 年土地利用面積轉移矩陣表

	類別	2013							
		水體	人工建物	草生地	森林	農地	果園	裸地	合計
2009	水體	221.75	21.57	8.92	1.82	34.02	7.05	137.46	432.59
	人工建物	18.55	1298.49	32.08	28.63	181.95	102.64	187.43	1849.77
	草生地	21.55	45.72	177.85	65.46	64	151.51	38.13	564.22
	森林	9.92	36.86	182.53	14746.79	68.44	228.98	54.03	15327.55
	農地	25.86	187.29	62.41	89.96	1581.14	232.17	323.36	2502.19
	果園	12.18	71.81	63.13	171.27	189.91	1202.06	69.04	1779.40
	裸地	248.85	273.81	662.78	293.88	1006.16	370.52	2028.68	4884.68
	合計	558.66	1935.55	1189.70	15397.81	3125.62	2294.93	2838.13	27340.40

於 2013-2017 年的土地利用變化顯示 (表十一)，果園類型的面積大幅減少 1080.4 公頃，將近 25.51%(585.35 公頃)的果園轉變為森林覆蓋，21.34%(489.72 公頃)轉為農地，另有 14.03%(321.9 公頃)轉為草生地覆蓋。高比例的果園轉為森林很可能是受到分類模型效能的影響，分類成果圖顯示山區的果園利用無法被正確分類，導致大量誤授為森林。平原及河谷地區的果園容易轉作其他農業使用，但也可能包含模型分類精度的限制，仍有一部分的果園易與反射特性相近的農地及草生地混淆。至 2017 年，農地類型的面積減少 257.52 公頃，裸地類型是主要的轉變類型，23.10%(721.94 公頃)的農地轉為裸地覆蓋，12.37%(386.66 公頃)轉變為果園，10.67% (333.41 公頃)轉變為草生地，另有 5.70%(178.26 公頃)轉變為水體。由於 2017 年影像拍攝時間為春季初期，正值美濃地區一期稻作的農作週期，準備種植的水田多處於裸露整地或放水等待插秧，進而增加水體及裸地的覆蓋面積。於 2017-2021 年的轉移矩陣(表十二)顯示森林、裸地及水體類型的覆蓋面積顯著下降，分別減少 1729.15 公頃、712.89 公頃

及 403.05 公頃。森林類型主要轉變為草生地及果園，轉移面積分別為 538.96 公頃(3.38%)及 587.55 公頃(3.68%)。大面積森林轉移為果園的結果與 2017 年果園誤授有關，在 2021 年山區的果園利用面積顯著增加，也與前幾期的果園利用的位置相近；而森林轉變為草生地的位置多為支流河灘地及舊崩塌處，可能為復育災害地在該年汛期的強降雨災害事件再次受到干擾，於汛期後快速的草生覆蓋，也可能為原森林覆蓋因汛期災害干擾受損導致植生光譜特性變化，增加被分類為草生地的機率。水體的減少主要是前期(2017 年)影像中放水水田在後期(2021 年)秋冬季影像已有農作覆蓋或休耕，主要轉移為農地(347.17 公頃)及裸地(183.49 公頃)類型。裸地則有 35.44%的比例轉為農地，為休耕田地種植作物。

表十一 2013-2017 年土地利用面積轉移矩陣表

	類別	2017							
		水體	人工建物	草生地	森林	農地	果園	裸地	合計
2013	水體	200.26	15.08	22.51	8.78	70.55	3.62	237.86	558.66
	人工建物	49.75	1057.66	168.11	45.12	301.5	50.21	263.2	1935.55
	草生地	10.41	39.93	294.24	321.01	61.44	63.52	399.15	1189.70
	森林	4.2	20.17	230.83	14836.85	87	110.59	108.17	15397.81
	農地	178.26	150.84	333.41	82.02	1272.49	386.66	721.94	3125.62
	果園	25.9	56.92	321.9	585.35	489.72	583.02	232.12	2294.93
	裸地	303.09	150.39	193.31	78.08	585.4	16.91	1510.95	2838.13
	合計	771.87	1490.99	1564.31	15957.21	2868.10	1214.53	3473.39	27340.40

表十二 2017-2021 年土地利用面積轉移矩陣表

	類別	2021							
		水體	人工建物	草生地	森林	農地	果園	裸地	合計
2017	水體	149.44	28.29	14.39	13.32	347.17	35.77	183.49	771.87
	人工建物	20.71	853.02	65.14	34.64	339.55	119.16	58.77	1490.99
	草生地	19.86	119.97	373.29	188.35	291.93	490.35	80.56	1564.31
	森林	4.83	40.99	538.96	14664.34	58.87	587.55	61.67	15957.21
	農地	56.8	168.5	112.54	68.44	1588.18	633.7	239.94	2868.10
	果園	2.3	34.68	82.71	137.43	128.7	818.49	10.22	1214.53
	裸地	114.88	186.45	341.98	137.8	1230.93	351.76	1109.59	3473.39
	合計	368.82	1431.90	1529.01	15244.32	3985.33	3036.78	1744.24	27340.40

地景結構變化

類別層級的地景指標分析是量化嵌塊體的相互空間關係，提供地景結構組成的資訊。地景百分比(PLAND)、嵌塊體數量(NP)及平均嵌塊體大小(AREA_MN)屬於一般性面積相關的指標。當同一地景中

嵌塊體數量(NP)增加，代表該類別轉向產生更多零碎的嵌塊體利用地。平均嵌塊體大小(AREA_MN)會影響單位面積的生物量、生產力及可利用的棲地規模，當平均嵌塊體面積越小，棲地邊緣效應越顯著，趨於破碎化的機會越高。2008 年莫拉克風災前，淺山地景中主要的利用類型為森林及農地 (表十三至表十七、圖六至圖八)，地景百分比分別為 57.64%及 16.61%，於 2009 年災後下降至 56.06%與 9.15%。災害不僅造成森林及農地覆蓋面積的減少，也發生在嵌塊體數量的表現，但兩者在平均嵌塊體大小變化的結果不同，災後森林的平均嵌塊體大小增加，但農地平均嵌塊體大小明顯下降。由於森林為淺山地區的基質，最大森林嵌塊體(LPI)佔整體森林面積超過 96%，故平均嵌塊體大小指標為非山區主體林地的森林嵌塊體變化，代表平地人工林或聚落週邊森林嵌塊體的覆蓋規模在災後有所上升，山區最大森林嵌塊體是顯著減少。農地的平均嵌塊體大小在災後大幅下降，這與河岸平原地區大量農地損失有關，農地分布組成變得更為零碎。2009-2021 年農地地景百分比逐漸恢復到災前的水準，但農地嵌塊體數量呈現持續減少的趨勢，使得平均農地規模(嵌塊體大小)比 2008 年要大。裸地類型災後面積比例大幅上升，但嵌塊體數量是逐年減少，平均嵌塊體大小在 2009 年災後明顯增大，這與山區崩塌及大範圍的災害地出現有關。裸地在 2013 年達到最大的平均嵌塊體規模，一部分來自於尚未恢復的崩塌裸露，也與休耕農地的規模增加有關。人工建物類別在 2009 年及 2013 年有更大平均嵌塊體表現，與災後重建的土地利用開發有關。

形狀相關指標包含平均嵌塊體形狀指標 (SHAPE_MN) 與嵌塊體邊緣總長度(TE)，通常用來量化地景中嵌塊體的形狀複雜程度。草生地、農地及果園三者的邊緣總長度自 2009 年災後逐漸增大，相似的趨勢也反映在平均嵌塊體形狀上，顯示三者災後覆蓋面積逐年恢復上升外，形狀上更區於複雜破碎，與其他土地利用類型的邊界增加 (圖九至圖十二)。當出現蟻害發生源時，半天然的土地利用類型的形狀區於複雜並增加接觸邊界，會有利於蟻害範圍擴散。裸地類別的邊緣總長度指標與類別面積變化呈現正相關，在 2009 年災後達到最大邊緣總長度，形狀指標雖然也有大量增加，但崩塌與河岸災害地的快速植被恢復或重建，使得裸地嵌塊體的形狀複雜度至 2013 年才達到最大值。森林的類別面積長年以來略為減少，嵌塊體形狀則漸趨複雜，顯示森林嵌塊體邊緣易面臨開發壓力，增加邊界的不規則性。

平均鄰近距離(ENN_MN)及聚集指標(AI)是衡量各類型嵌塊體間的空間距離及聚集程度，有關地景內部類別的連接度。森林類別的覆蓋面積主要由最大嵌塊體所貢獻，各年聚集指標的變化差異並不大，但嵌塊體平均鄰近距離在 2013~2017 年明顯上升，代表山區林地(最大嵌塊體)與外部森林嵌塊體的距離增大，森林覆蓋的連接度下降。2009 年災後農地嵌塊體之間的距離有所增加，農地嵌塊體分佈更為分散(聚集程度下降)，但隨著後來的復耕使農地嵌塊體間的鄰近性增加，聚集程度也逐漸回升。裸地的聚集指標在 2009 年災後達到高峰後，呈現逐年遞減，顯示災後有大量裸地密集出現，隨著崩塌災害地恢復或轉為其他覆蓋利用而逐漸變的零碎分散。果園的類別面積有逐年漸增的趨勢，更多果園嵌塊體(NP)

的出現使得彼此間的鄰近距離下降，聚集指標也更顯分散。Shannon's 多樣性是地景層級的指標，在類別數量不變的情況下，其指標衡量地景內類別間的面積比例，更均衡的面積比例代表地景功能朝向更多樣性的利用。多樣性指數 Shannon's 變化顯示六龜美濃的淺山地區的土地利用多樣性逐年漸增趨勢，森林基質的減少增加了其他類別的利用比例，同時利用類別間快速的變化轉移也是導致多樣性指標上升的因素(圖十三)。

圖六 各年土地利用類別地景百分比(PLAND)變化。 圖七 各年土地利用類別嵌塊體數量(NP)變化。

圖八 各年土地利用類別平均嵌塊體大小(AREA_MN)變化。

表十三 2008 年淺山地區類別地景指標表

類別	CA	PLAND	NP	AREA_MN	TE	SHAPE_MN	ECON_MN	AI
水體	449.16	1.64	1008	0.45	308.99	1.348	75.23	80.40
人工建物	1250.02	4.57	3575	0.35	1448.79	1.356	53.76	81.45
草生地	1102.97	4.03	6844	0.16	979.51	1.199	55.66	66.70
森林	15760.02	57.64	1487	10.60	1366.16	1.245	63.51	97.96
農地	4541.85	16.61	3715	1.22	2543.33	1.490	38.06	84.49
果園	1591.71	5.82	2366	0.67	1285.05	1.510	58.83	84.09
裸地	2644.67	9.67	6280	0.42	1354.69	1.241	47.30	81.28

表十四 2009 年淺山地區類別地景指標表

類別	CA	PLAND	NP	AREA_MN	TE	SHAPE_MN	ECON_MN	AI
水體	432.59	1.58	781	0.55	311.95	1.414	104.25	81.25
人工建物	1849.77	6.77	2952	0.63	1374.98	1.416	55.70	81.58
草生地	564.22	2.06	1515	0.37	506	1.426	84.08	77.90
森林	15327.55	56.06	779	19.68	1456.91	1.398	61.98	97.76
農地	2502.19	9.15	3165	0.79	1671.31	1.484	47.28	83.44
果園	1779.4	6.51	2280	0.78	1201.19	1.509	59.30	83.30
裸地	4884.68	17.87	4884	1.00	2383.3	1.442	46.55	86.12

表十五 2013 年淺山地區類別地景指標表

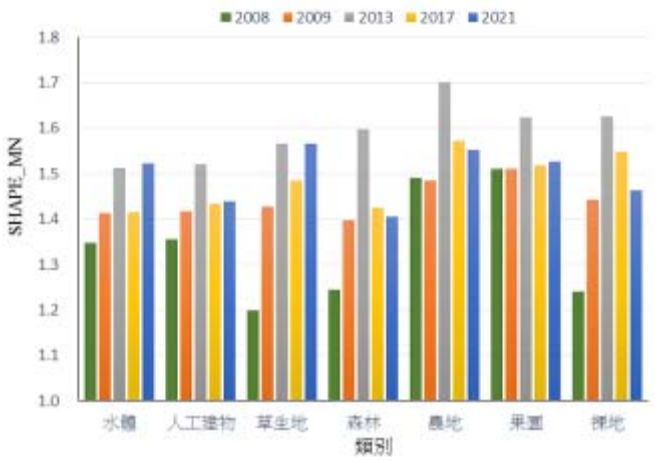
類別	CA	PLAND	NP	AREA_MN	TE	SHAPE_MN	ECON_MN	AI
水體	558.66	2.04	795	0.70	386.95	1.513	108.81	81.82
人工建物	1935.55	7.08	2390	0.81	1378.39	1.520	64.04	82.36
草生地	1189.7	4.35	2114	0.56	910.72	1.566	87.48	79.10
森林	15397.81	56.32	420	36.66	1307.3	1.599	80.11	98.00
農地	3125.62	11.43	2342	1.33	1853.29	1.701	45.49	84.28
果園	2294.93	8.39	2433	0.94	1520.46	1.623	57.50	83.57
裸地	2838.13	10.38	2567	1.11	1633.77	1.626	55.78	84.20

表十六 2017 年淺山地區類別地景指標表

類別	CA	PLAND	NP	AREA_MN	TE	SHAPE_MN	ECON_MN	AI
水體	771.87	2.82	1420	0.54	572.73	1.414	72.35	81.24
人工建物	1490.99	5.45	2830	0.53	1153.28	1.432	59.65	80.84
草生地	1564.31	5.72	4041	0.39	1480.77	1.485	59.30	76.39
森林	15957.21	58.36	747	21.36	1235.67	1.425	77.06	98.18
農地	2868.1	10.49	2857	1.00	1819.17	1.572	45.53	84.24
果園	1214.53	4.44	2474	0.49	946.9	1.518	67.47	76.90
裸地	3473.39	12.70	4497	0.77	2109.06	1.549	47.44	83.01

表十七 2021 年淺山地區類別地景指標表

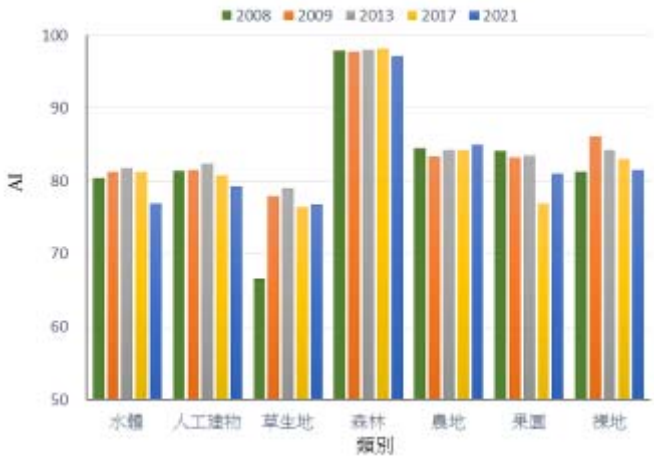
類別	CA	PLAND	NP	AREA_MN	TE	SHAPE_MN	ECON_MN	AI
水體	368.82	1.35	877	0.42	330.62	1.523	99.50	76.96
人工建物	1431.9	5.24	3130	0.46	1198.53	1.440	54.17	79.24
草生地	1529.01	5.59	3892	0.39	1612.14	1.565	55.32	76.77
森林	15244.32	55.76	1313	11.61	1784.66	1.405	52.79	97.15
農地	3985.33	14.58	2378	1.68	2277.48	1.552	41.58	85.03
果園	3036.78	11.11	4806	0.63	2310.43	1.526	48.18	81.07
裸地	1744.24	6.38	3446	0.51	1176.88	1.463	58.29	81.47



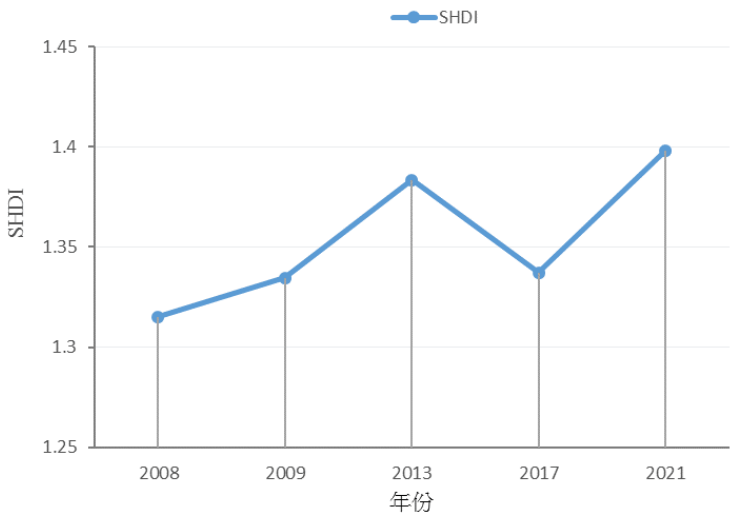
圖九 各年土地利用類別平均形狀指標(SHAPE_MN)變化。

圖十 各年土地利用類別總邊緣長度(TE)變化。

圖十一 各年土地利用類別平均嵌塊體鄰近距離(ECON_MN)變化。



圖十二 各年土地利用類別聚集指標(AI)變化。

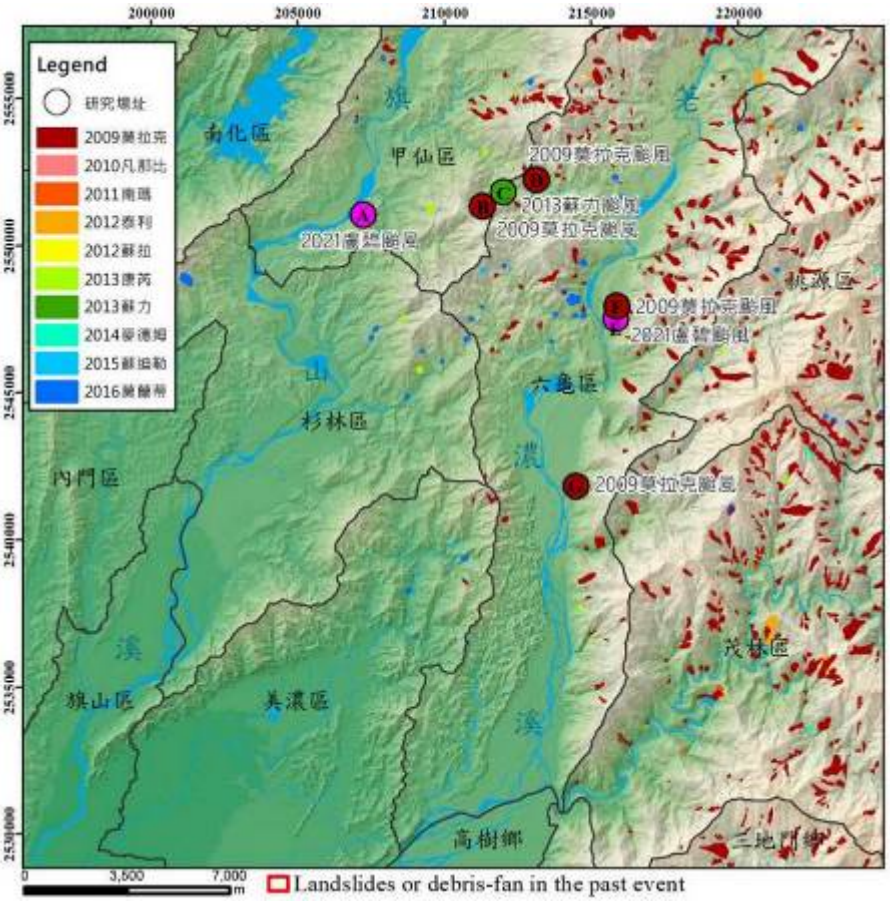


圖十三 研究區各年地景 Shannon's 多樣性指數變化

以高雄市六龜區、美濃區、杉林區、甲仙區為研究範圍，首先，透過航遙測影像選定2009年莫拉克颱風以來的崩塌或土石流，並判釋裸露地產生的年代，做為裸露地不同復育階段的代表(proxy)。接著，藉由現地調查採樣量化螞蟻族群數量，以及無人機攝影測量分析裸露地植被覆蓋情狀與裸露地後續沖刷的情形，量化裸露地中採集的螞蟻族群的數量，藉以統計與地形分析不同植被演替階段和環境條件對於螞蟻族群的影響，並分析裸露地植群演替所能夠提供的生態功能，對於螞蟻族群的影響機制為何？最後，結合其他子計畫，擬定崩塌裸露地復育策略及其所衍生的生態功能，配合總計畫之目標，建構符合永續發展與生物多樣性策略的農業地景調適政策。

崩塌裸露地復育情形與植群演替調查

蒐集歷年航照和衛星影像，判釋與辨認不同年代發生的崩塌土石流之裸露地為研究樣區，針對氣候變遷下的極端降雨造成崩塌裸露地之植被復育和螞蟻族群的空間分佈與時間變化之連結。本計畫蒐集2009至2021年間的歷年農委會農林航空測量所的「正射影像與原始航照」，以及科技部推動之「衛星影像開放資料服務平台」所提供的SPOT衛星影像，藉由高解析度正射航照影像和SPOT衛星影像，進行歷次颱風或降雨事件之崩塌地判釋，判釋結果如圖十四所示，並從中挑選出七處研究樣區，樣區的選擇條件為2009年莫拉克颱風以來的崩塌地或土石流堆積扇，且需鄰近道路，調查人員可以攀爬，並特別從中挑選出不同年代所發生的崩塌地或土石流堆積扇，代表裸露地在不同復育階段的代表(proxy) 的研究樣區。七處樣區分佈圖1如所示，其中，四處崩塌地為2009年莫拉克颱風所產生(深紅色)；一處為2013年蘇力颱風(綠色)；兩處為2021年盧碧颱風(紫色)。



圖十四 歷年崩塌地分布與本計畫挑選七處研究樣區位置。

於七處樣區之空拍正射影像與前期崩塌或土石流扇的範圍，其中紅色外框代表最近一次崩塌地或土石流扇的範圍 (圖十五、圖十六)。Site-A位於高雄市甲仙區的高128縣道的嶺頂巷，崩塌發生於2021年盧碧颱風，此處崩塌共有三處，總崩塌面積約1,286平方公尺；Site-B位於甲仙區的南部橫貫公路上，鄰甲仙白雲寺，該崩塌發生於2009年莫拉克颱風前，且在莫拉克颱風擴大，總崩塌面積達，後續因整治工程而逐漸縮小，至今仍有小範圍崩塌尚未復育，可將復育和未復育區作為實驗組和對照組；Site-C位於六龜區的南部貫公路上，崩塌發生於2013年蘇力颱風，崩塌面積較小，邊坡有掛網植生工程，但邊坡仍為草生地而未成林；Site-D位於六龜區的南部貫公路上，該崩塌發生於2009年莫拉克颱風，崩塌面積約為，該崩塌下半部已復育，但其冠部仍以草生地為主，仍可觀達到其崩塌槽(landslide scar)。Site-E位於六龜新發里，該崩塌發生於2009年莫拉克颱風，崩塌面積約為23,743平方公尺，大量地崩塌土砂變成土石流，土石流沖積扇掩埋與沖毀下游的聚落，如今土石流扇被高約3公尺的擋土牆所環繞，因崩塌陡峭難以攀爬，故選定土石流沖積扇為研究樣區；Site-F位於Site-E南側約200公尺，該崩塌發生於2021年盧碧颱風，上游小規模崩塌導致下游聚落與道路被土石流掩埋，本研究人員於2021年9月調查時，仍可看到土石流沖毀水塔，且堆滿道路和排水溝的景象，選定該土石流扇為研究樣區；Site-G位於六龜區的扇平，鄰近廣祭寺，崩塌發生於2009年莫拉克颱風，崩塌產生土石流淹沒下邊坡的聚落，如今以砌石擋土牆包圍土石流扇，本研究以該土石流扇為研究樣區。

透過現地調查與無人機攝影測量建立崩塌和土石流裸露地的地形與植被覆蓋。

本研究使用消費型旋翼式的無人機，搭配 2000 萬畫數的高解析度數位相機 (有效像素長寬為 5,472 × 3,648)進行空拍，相機鏡頭視角約為 94 度，換算影像的地面解析度 GSD = 3.3×10^{-4} H 公尺，當航高為 100 公尺時，地面解析度約為 3.3 公分。本計畫飛行高度勁量貼近地表，使飛機相對航高在 90 公尺以內，確保影像之地面解析度小於 3 公分，同時確保影像的前、後重疊率大於 80%；左右重疊率大於 50%，使得研究範圍的重疊次數皆能大於 5 次，獲得高地面解析度之影像與良好的影像重疊率。為校正無人機拍攝影像的內外方位參數，需要在拍攝區域設置地面控制點(Ground Control Points, GCPs)。本計畫於野外調查期間在試驗區周圍平均布置 3-4 個地面控制點測量，地面控制點使用油漆於柏油路面上標示出十字的控制點，或選取地面固定特徵點，如水溝蓋、路標等，控制點的座標以衛星定位儀(Global Navigation Satellite System, GNSS)，並配合 VBS-RTK 技術，以測量出地面控制點之坐標位置，VBS-RTK 定位技術的以由多個 GPS 基準站全天候連續地接收衛星資料，回傳至移動站衛星定位儀差分訊號，便可求得高精度的定位座標，其平面誤差約為 2 公分；垂直誤差約為 3-5 公分。

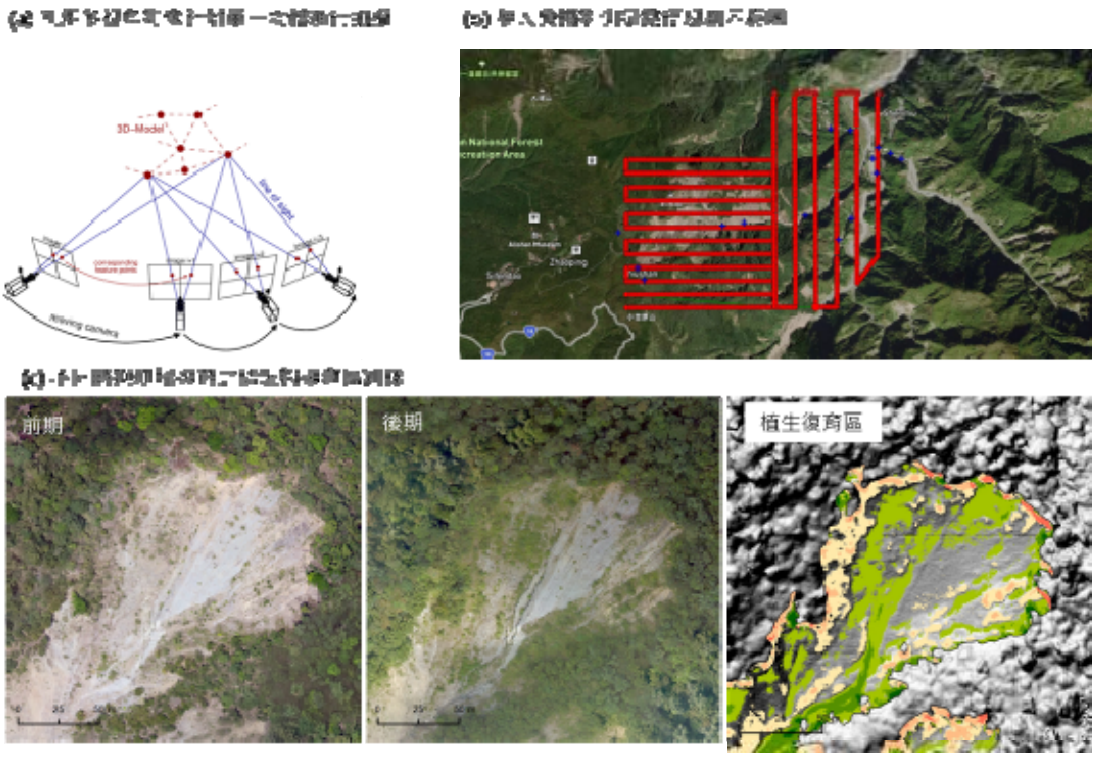
無人機攝影測量是透過基於運動恢復結構-多視角攝影(Structure-from-Motion and Multi-View Stereo, SfM-MVS)的技術，特點能處理相機參數與姿態未知或不精準的情況，根據多張影像的像片-相機-目標物關係，以及少量的地面控制點，最佳化率定相機的位置與姿態，進而計算目標物的座標。本計畫使用Pix4D Mapper專業航空測繪軟體，Pix4D Mapper發展自瑞士洛桑聯邦理工大學團隊所開發，該軟體專為現今UAV航空攝影測量所設計，且可用於處理傳統航照影像 (Chen, 2017)。藉由輸入多視角且相互重疊的照片，軟體採用SIFT演算法(Küng et al., 2011)進行影像相互匹配，再藉由像片-相機-目標物之間的共線性原則(collinearity condition)，依據共線性原則來最佳化率定相機的內、外方位參數，解算目標物的三維座標，三維座標進一步產生密集化點雲，最後將點雲進行空間內插產生正規網格的數值地表模型(Digital Surface Model, DSM)，並將影像鑲嵌成為正射影像。

圖十五 七處樣區之空拍正射影像與前期崩塌或土石流扇的範圍 (Site-A ~ C)。

圖十六 七處樣區之空拍正射影像與前期崩塌或土石流扇的範圍 (Site-D～F)。

圖十七 七處樣區之空拍正射影像與前期崩塌或土石流扇的範圍 (Site-G)。

藉由上述的工作流程，本計畫定期每兩個月進行試驗區的無人機攝影測量工作，每次調查可獲得高解析度的數值高程模型與正射影像，目前本計畫已完成三次的野外調查，日期分別是 2021 年 9 月、2021 年 11 月、2022 年 1 月，並將於三月初進行第四次的測量工作。本計畫首先利用人工判釋的方法，圈繪崩塌和土石流扇的堆積範圍，比較不同時期的植生恢復狀況，同時也嘗試利用數值地表模型嘗試分析植生恢復的狀況 (圖十九)。



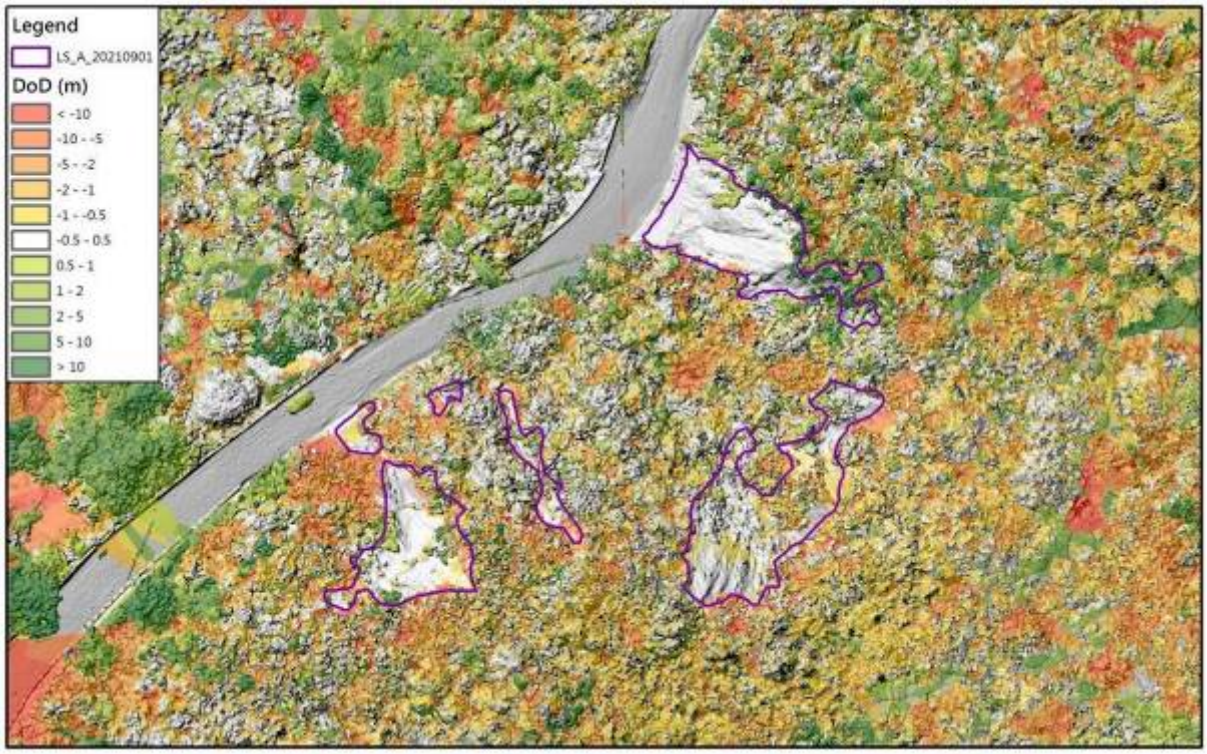
圖十九 無人機攝影測量崩塌裸露地復育與植生示意圖。

本子計畫目前已完成三次的現地調查與無人機攝影調查，各期調查與個試驗區的無人機攝影測量成果與品質如表十八所示，各期的正射影像的地面解析度介於1.31–2.77公分之間，控制點的水平誤差大多小於3公尺；垂直誤差小於5公分，各個試驗區的空拍影像如圖十五到圖十七所示。因此，本計畫所產製的數值高程模型和正射影像具有相當高的空間解析度，可用於判釋裸露地和植被覆蓋的範圍，此外，每期的水平和垂直的誤差皆在數公分到數十公分的範圍內，故可以用於分析數十公分以上的植被復育的狀況，並且使各期數值地表模型可以相互比較，可用於長期監測裸露地和植被變化。

例如圖二十顯示試驗區A從2021年9月1日至2022年1月15日的數值地表模型差異(Difference of DEM, DoD)，將多時期數值地表模型相減，紅色代表高度減少，通常代表地表侵蝕；綠色代表高度增加，通常代表植被復育。可以觀察到在最北側的崩塌地冠部高度明顯增加，可判斷為植被復育。因此，本計畫所建立的高解析度數值地表模型和正射影像可用於分析數值公分級的裸露地和植被的復育情況。

表十八 歷次無人機攝影測量成果與品質

調查時間	試驗區	照片數	地面解析度 [cm]	控制點誤差 [cm]	
				水平	垂直
2021/09/01	A	149	1.88	0.50	0.52
	B	173	2.10	1.78	2.57
	C	188	1.48	1.64	0.12
	D	199	1.73	0.61	0.41
	E&F	551	2.31	0.16	4.14
	G	186	2.77	1.81	4.38
2021/11/13	A	389	2.60	0.36	0.86
	B	323	2.13	4.22	30.40
	C	249	1.40	2.83	2.39
	D	311	1.57	1.27	0.66
	E&F	493	2.74	0.74	1.84
	G	358	1.62	1.16	0.29
2022/01/15	A	498	1.43	1.96	1.52
	B	535	1.71	2.19	3.72
	C	516	1.31	0.95	1.68
	D	464	1.67	49.93	8.58
	E&F	551	2.31	0.16	4.14
	G	493	2.26	0.30	0.59



圖二十 試驗區A的前後兩期數值地表模型的高度差異。

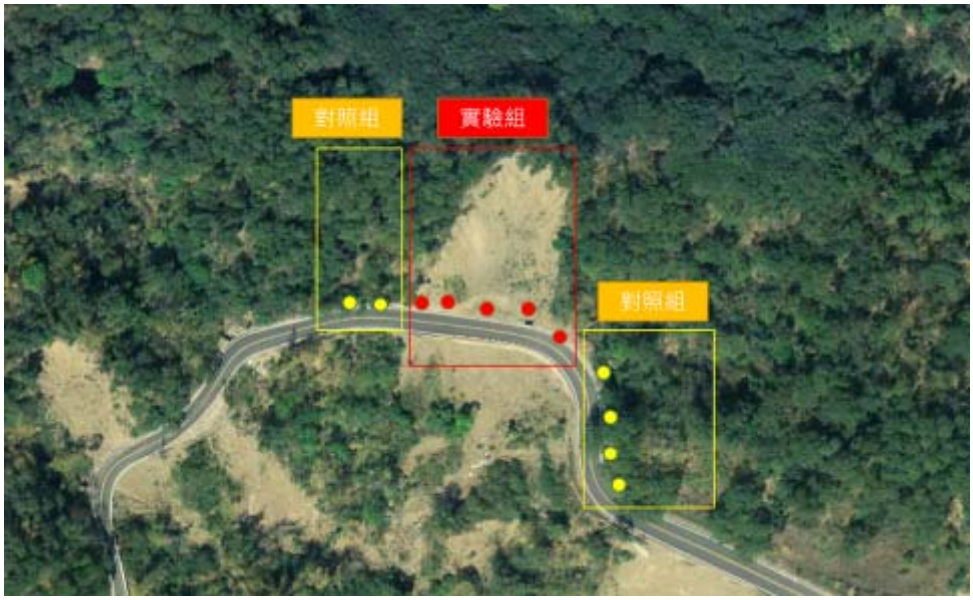
使用螞蟻誘捕器於現地進行捕捉與測試，建立採樣的方法與流程

本計畫設計三種比較研究的方法，以了解螞蟻族群與崩塌的變量間的關係，分別是崩塌年代、崩塌植生恢復、區域的差異，研究方法的概念與設計說明如下：

(a) 崩塌年代：本計畫選取的七處試驗區的崩塌地或土石流扇，分別發生於 2009 年莫拉克颱風、2013 年蘇力颱風、2021 年盧碧颱風，假設崩塌或土石流的會導致地表螞蟻等生態系統被摧毀，而災害則逐隨著時間演替，因此，在 2021 年底調查時，這三場事件的崩塌或土石流扇分別代表經歷 12 年、8 年和半年的生態復育過程，其螞蟻族群數量與淚營可能有所差異。因此，本研究已於七處試驗區設置誘捕器，進行螞蟻族群調查，比較長時期的崩塌年代對於螞蟻族群的影響。

(b) 崩塌植生恢復：本計畫於兩個月進行一次螞蟻族群調查，同時進行試驗區裸露地和植被狀況調查，便可瞭解短時間尺度下植生恢復對於螞蟻族群的影響。因此，本計畫分別在試驗區各處設置誘捕器，並且使用照片於現場拍照，紀錄螞蟻誘捕器的位置，讓每次誘捕器的位置都位於相同的位置，使每處螞蟻誘捕器的觀測結果可以相互比較，以瞭解崩塌植生恢復對螞蟻族群的關係。

(c) 區域的差異：為了解一個試驗區內的崩塌裸露地和非裸露地的螞蟻族群之間的差異，本計畫也在每處試驗區內設置實驗組和對照組，如圖二十一所示，實驗組是在崩塌裸露地上設置誘捕器；對照組則是在非崩塌裸露地，各組分別設置 4-7 個螞蟻誘捕器，以比較實驗組和對照組上螞蟻族群的差異。



圖二十一 螞蟻誘捕設置位置的實驗組和對照組。

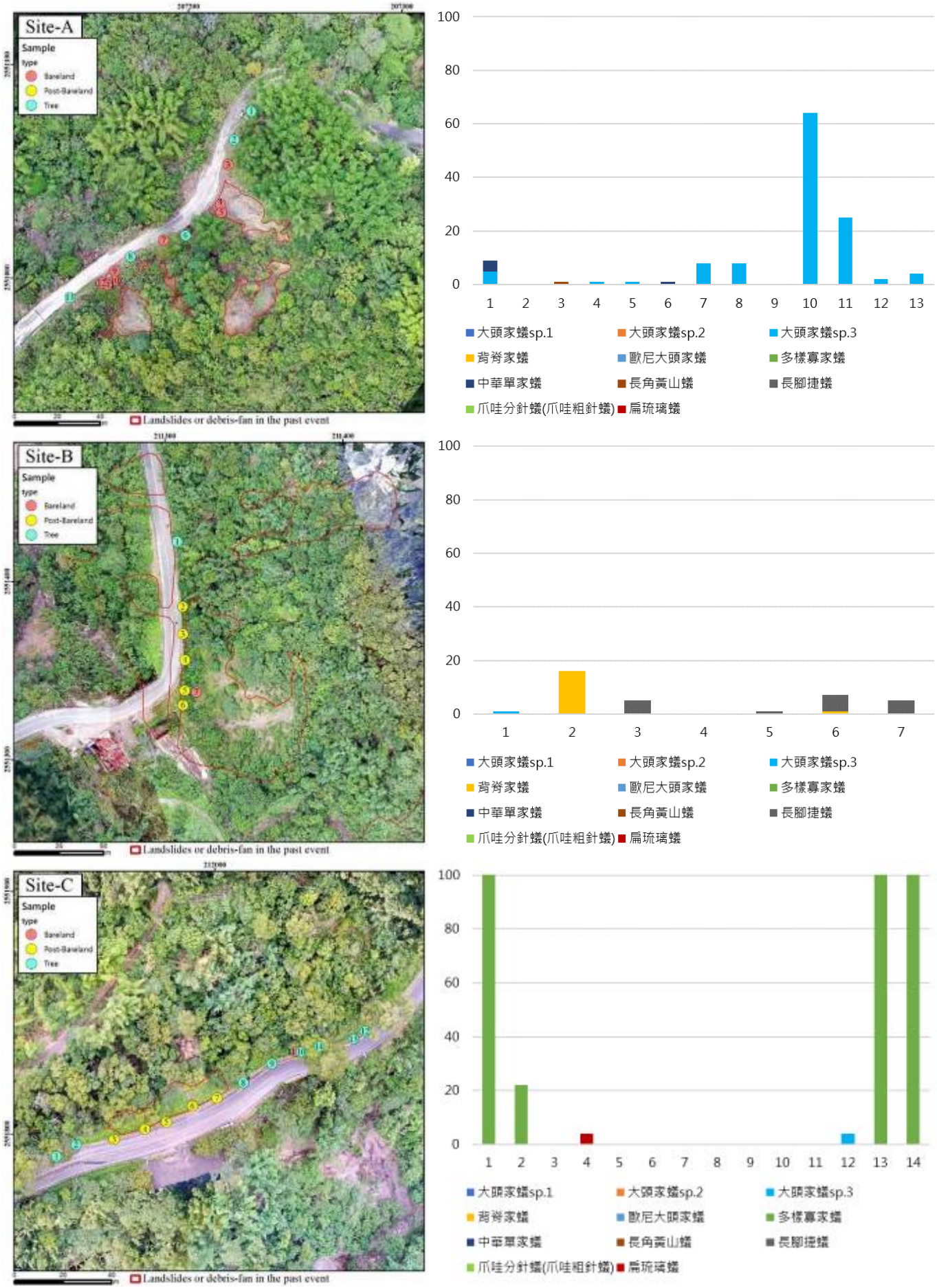
螞蟻誘捕器則由子計畫三團隊所研發的螞蟻誘捕器，如圖二十二左所示，誘捕器的長約 15 公分，寬約 8 公分，誘捕器中有個凹槽，於凹槽中倒入定量的糖水，用以吸引螞蟻前來覓食。本計畫將螞蟻誘捕器的放置於林地或裸露地中 (圖二十二右)，並且紀錄誘捕器的編號、位置與地表覆蓋狀況，等待 20 分鐘後，再利用高解析度的相機拍攝誘捕上的螞蟻，並回收誘捕器。最後，將拍攝的照片攜回彰師大，由子計畫三成員協助螞蟻種類和數量的計算，螞蟻族群分類如表十九所示，以完成每處螞蟻誘捕器的觀測。

圖二十二 螞蟻誘捕器(左)與現地設置誘捕器的照片(右)。

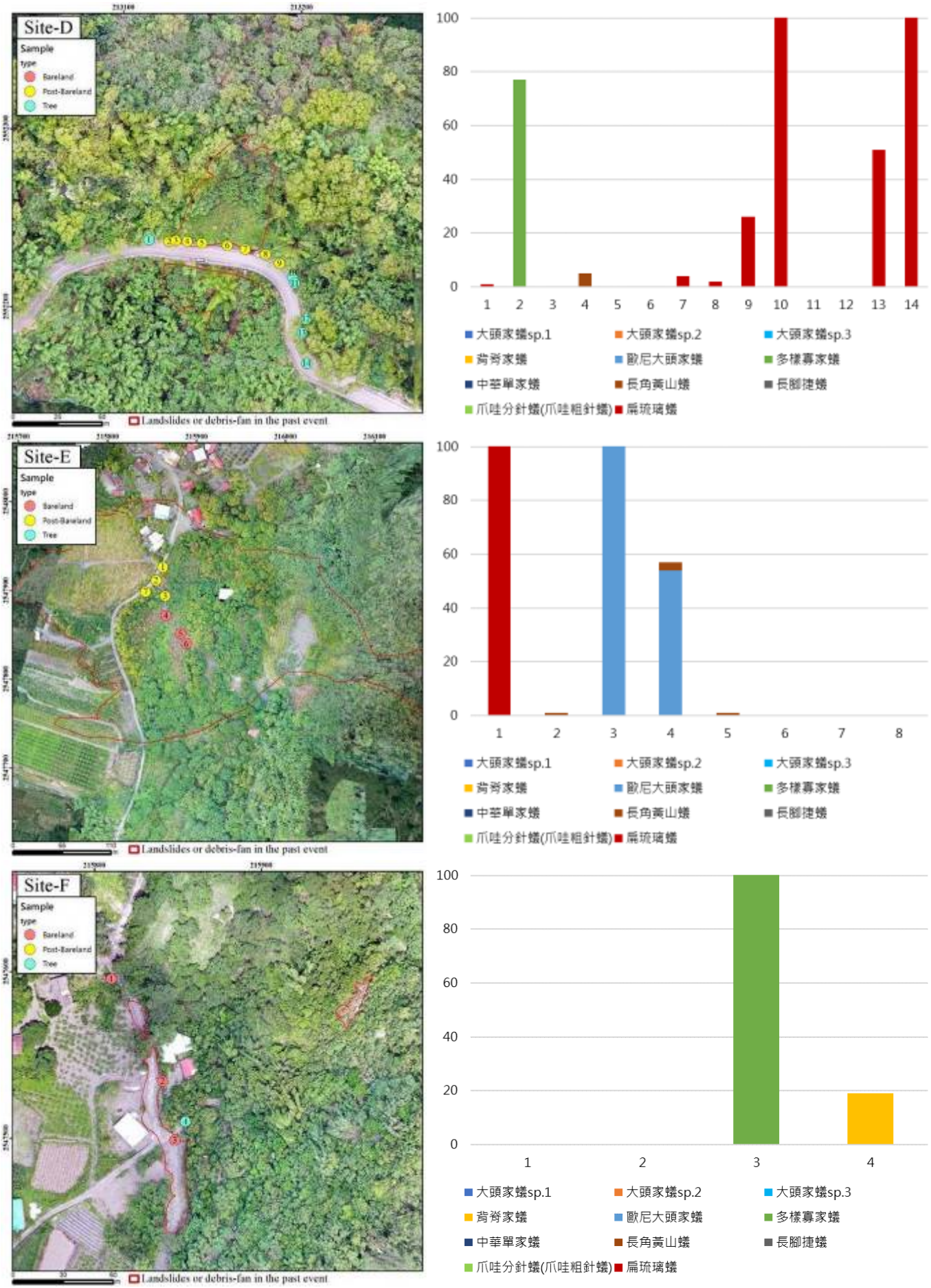
已完成三次螞蟻族群調查，各次調查結果中，以 2021 年 11 月 13 號調查結果的螞蟻數量最多，以 2021 年 11 月 13 號調查結果為例，呈現螞蟻族群調查的成果，各個試驗區的採樣結果如圖二十三至圖二十五，紅色圓圈代表採樣點是裸露地；黃色圓圈代表舊裸露地；藍綠色為非崩塌的樹林等區域。試驗區 A 的螞蟻族群以大頭家蟻為主，特別是在編號 10、11 裸露地的採樣點數量最多，幾無沒有扁琉璃蟻；試驗區 B 的以背脊家蟻和長腳捷蟻最多，且位於崩塌地的採樣點 7 隻螞蟻數量相較少；試驗區 C 則以多樣寡家蟻最多，主要集中在兩側的非崩塌區域，崩塌區域具有少量的扁琉璃蟻；試驗區 D 以扁琉璃蟻最多，特別集中在崩塌東側的樹林中為最多，數量可超過 100 個；試驗區 E 則以扁琉璃蟻和歐尼大頭家蟻，扁琉璃蟻集中在採樣點 1 的舊土石流沖積扇，植升恢復狀況較佳的區域；試驗區 F 以多樣寡家蟻最多，集中在土石流沖積扇的上游，無扁琉璃蟻；試驗區 G 的螞蟻族群種類多樣，扁琉璃蟻為於植生復育狀況良好的舊土石流沖積扇。初步研究結果顯示，扁琉璃蟻的族群的具有空間差異，越往東邊的荖濃溪流域，扁琉璃蟻的族群數量越多，越往西邊的旗山溪則越少。此外，扁琉璃蟻族群數量在不同年代崩塌也有差異，2009 年莫拉克颱風的老崩塌地或土石流扇，扁琉璃蟻的數量明顯較多；而 2021 年盧碧颱風的新崩塌的螞蟻族群以大頭家蟻、歐尼大頭家蟻為多。而單一試驗區之中，崩塌地的裸露地的扁琉璃蟻族群數量相對於非裸露度相對較少，此外，在溪流水域旁或農耕區域，扁琉璃蟻的族群數量似乎有較多的跡象。

表十九 螞蟻誘捕器於調查現地進行捕捉螞蟻族群分類表

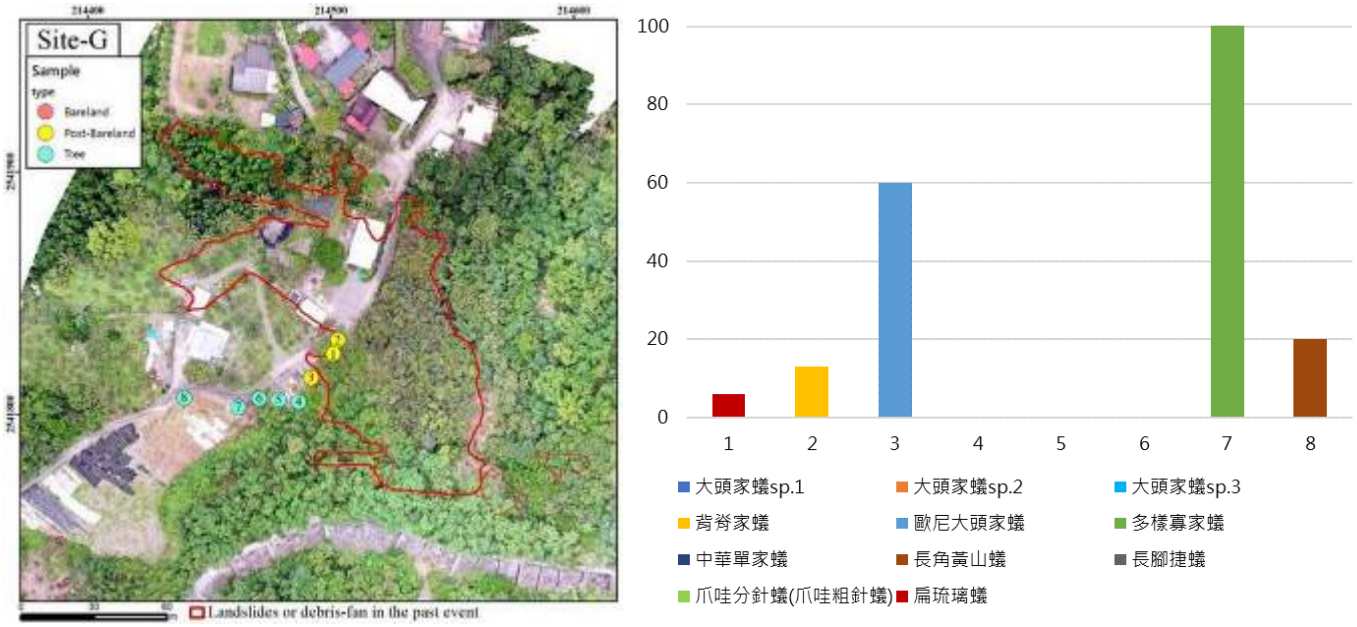
亞科	**屬名**	**種名**
家蟻亞科	大頭家蟻屬	大頭家蟻 sp.1
		大頭家蟻 sp.2
		大頭家蟻 sp.3
		歐尼大頭家蟻
	背脊家蟻	背脊家蟻
	寡家蟻屬	多樣寡家蟻
	單家蟻屬	中華單家蟻
山蟻亞科	黃山蟻屬	長角黃山蟻
	捷山蟻屬	長腳捷蟻
針蟻亞科	分針蟻屬	爪哇分針蟻
琉璃蟻亞科	扁琉璃蟻屬	扁琉璃蟻



圖二十三 試驗區 A~C 之採樣位置與 2021 年 11 月螞蟻族群調查結果。



圖二十四 試驗區 D~F 之採樣位置與 2021 年 11 月螞蟻族群調查結果。



圖二十五 試驗區 G 之採樣位置與 2021 年 11 月螞蟻族群調查結果。

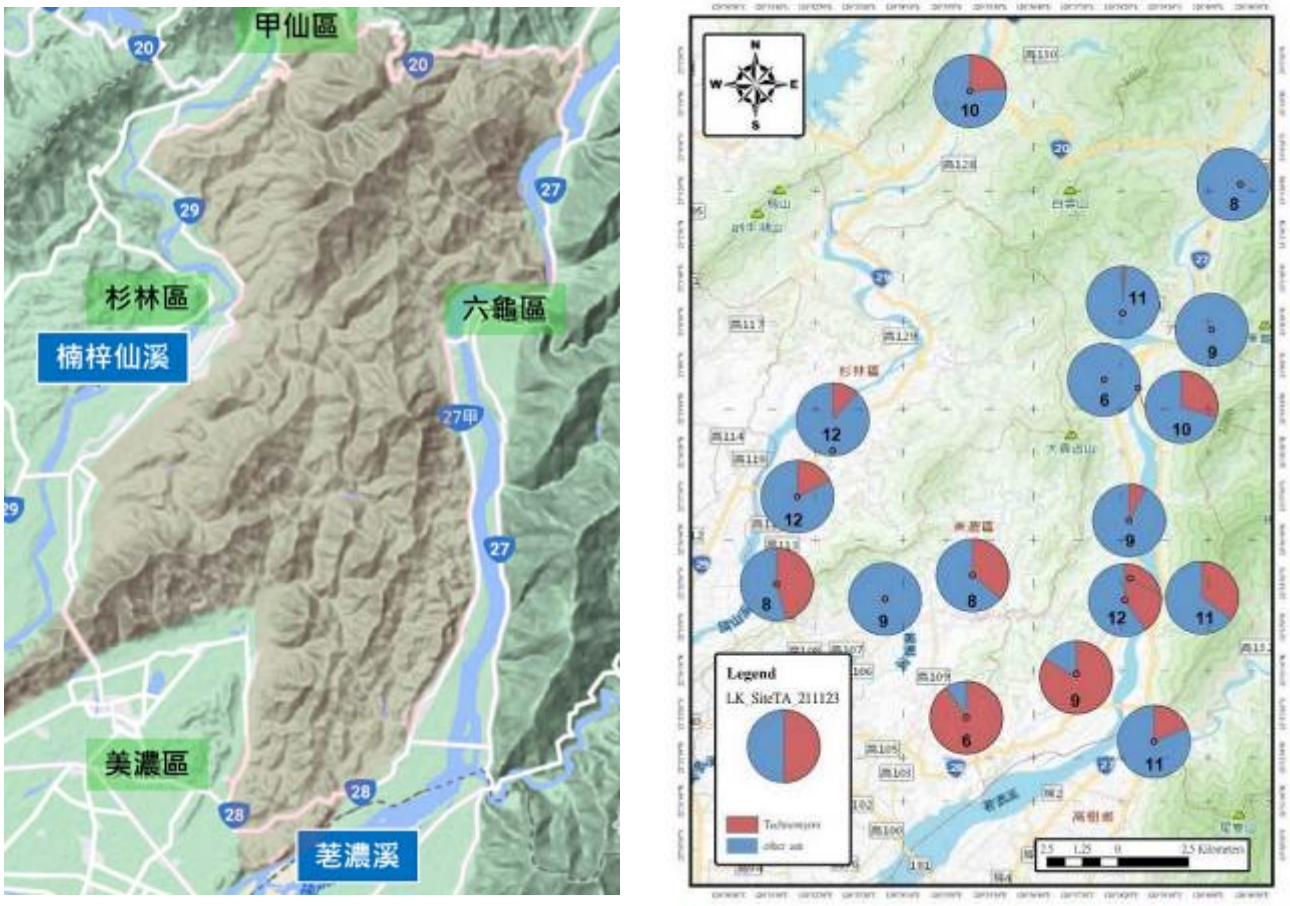
研究方向二 生態系統分割與蟻害

台灣淺山蟻害嚴重的地區發現這些琉璃蟻的各蟻巢間可相聯繫而形成複合性的超級群落(Supercolony)，超級群落的螞蟻數量則會超過數千萬隻螞蟻以上，而形成超級群落的琉璃蟻族群儼然是造成台灣淺山環境蟻害的主要孳生源頭，因此解決此台灣淺山地區日益嚴重的蟻害問題必然要從根本探討了解琉璃蟻超級群落形成的原因是因氣候變遷、或是人為開發或是兩者兼具，所造成淺山坡度地景變動、生態系切割破碎、有利棲地的增加、天敵生物衰減、蜜源昆蟲的暴增、藥劑的使用、防制、淺山產業的變革等等。大自然變動災害的衝擊，地震、暖化的氣溫與不正常降雨形成驟雨與乾旱的氣候變遷災害逐漸增加，此外因為台灣城鄉的發展淺山環境生態更受到人為經濟活動所衍生開發的農地(淺山環境四處可見的淺山農業果園、竹林、檳榔) 與城鎮聚落 (住家、農舍民宿、旅社、商家、道路)的侵蝕，使原本淺山的自然環境地景破碎、生態流失與棲地破碎的現象，無形中增加了琉璃蟻與共生蜜露半翅目昆蟲適存棲地，而逐漸形成琉璃蟻的超級群落。

琉璃蟻超級群落變動與影響因子分析

因此於調查樣區 (高雄市介於荖濃溪與楠梓仙溪間六龜區、美濃區、杉林區、甲仙區淺山環境)中，除調查整區琉璃蟻實際分布的範圍外 (包括確定琉璃蟻超級群落的實際區域)，並以進行環境現勘並設置餌站及燈光誘集瓶，每個月監測褐色扁琉璃蟻飛蟻及工蟻的變化量，區分不同琉璃蟻危害等級 (危害嚴重、中度危害、輕度危害、無危害等) 進行全面性的螞蟻相、共生蜜露半翅目昆蟲的基礎調查，以建立螞蟻與共生蜜露半翅目間相互關係基礎調查資料，並搭配共生蜜露半翅目的宿主植物資料 (作物或植栽)。因氣候變遷之極端氣候造成崩塌裸露地植被地景變化螞蟻族群的空間分佈與時間變化資料，目前已建立於高雄市於荖濃溪與楠梓仙溪間六龜區、美濃區、杉林區、甲仙區淺山環境設立 15 個行政里為主要研究與資料收集核心區 (圖二十六左)。

完成本年度琉璃蟻危害區淺山環境螞蟻、蜜露半翅目昆蟲、超級群落調查全區調查，進行調查地理資訊系統 (GIS) 之建置作業。目前調查之樣區共 90 個樣點的餌站台中共有 20 種螞蟻被誘集到，計算數量共 42,568 隻個體，其中有 12,387 隻是褐色扁琉璃蟻 (佔 29.1%)，其次為數量眾多的大頭家蟻 (*Pheidole*) (兩種共 8,300 隻個體，19.5%) 與多樣寡家蟻 (*Carebara diversa*) (4,524 隻個體，10.6%) (圖二十六右)。調查結果顯示褐色扁琉璃蟻覓食數量隨月份和溫度上升逐漸增加，且與棲地中其他蟻類有消長關係。

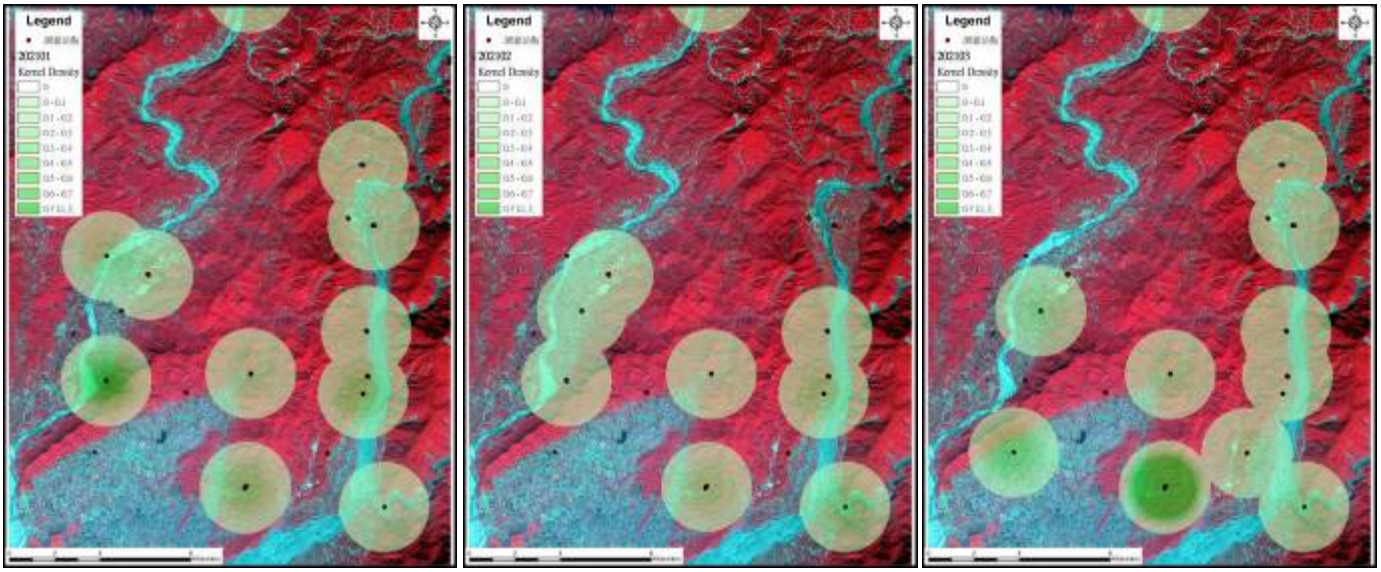


圖二十六 蟻害危害淺山環境調查樣區 (高雄市介於荖濃溪與楠梓仙溪間六龜區、美濃區、杉林區、甲仙區淺山環境)(左)，螞蟻相結構結果(餅圖紅色區域為有害琉璃蟻數量上的比例)(右)。

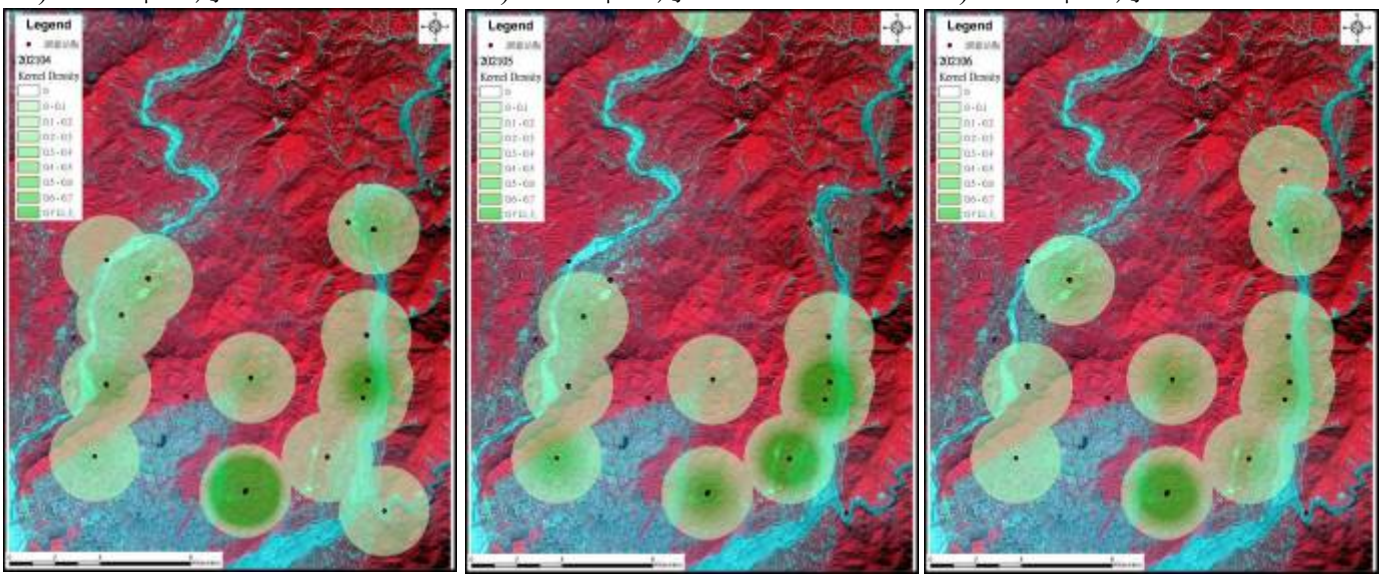
本計畫於 2021 年在高雄甲仙、杉林、六龜、美濃及茂林等五區共設立 90 個固定觀測站點，以陷阱方式誘捕螞蟻昆蟲，並於實驗室分類危害蟻種並統計各月誘捕數量。站點週邊的蟻害密度推估採用核密度 (Kernel Density)方法，假設蟻巢族群婚飛距離 2 公里，將函數半徑設為 2 公里情境下，推算站點區域逐月蟻害密度變化。結果顯示如圖二十七，四月在杉林上平里、美濃龍肚里及六龜新興里調查站捕獲較多個體 (408 隻)，佔該月份總調查數量的 34%。六月在美濃龍肚里密集數量爆發，捕獲 976 隻個體，佔月總調查數量的 57%。七月至九月持續在美濃龍肚里、杉林上平里、六龜新興里以及美濃廣林里有大量調查個體，十月至今各調查站點零星捕獲，蟻害調查數量下降。整體而言，位處荖濃溪

河谷的調查站點有更高的蟻害密度，並在春夏交替的季節達到高峰。

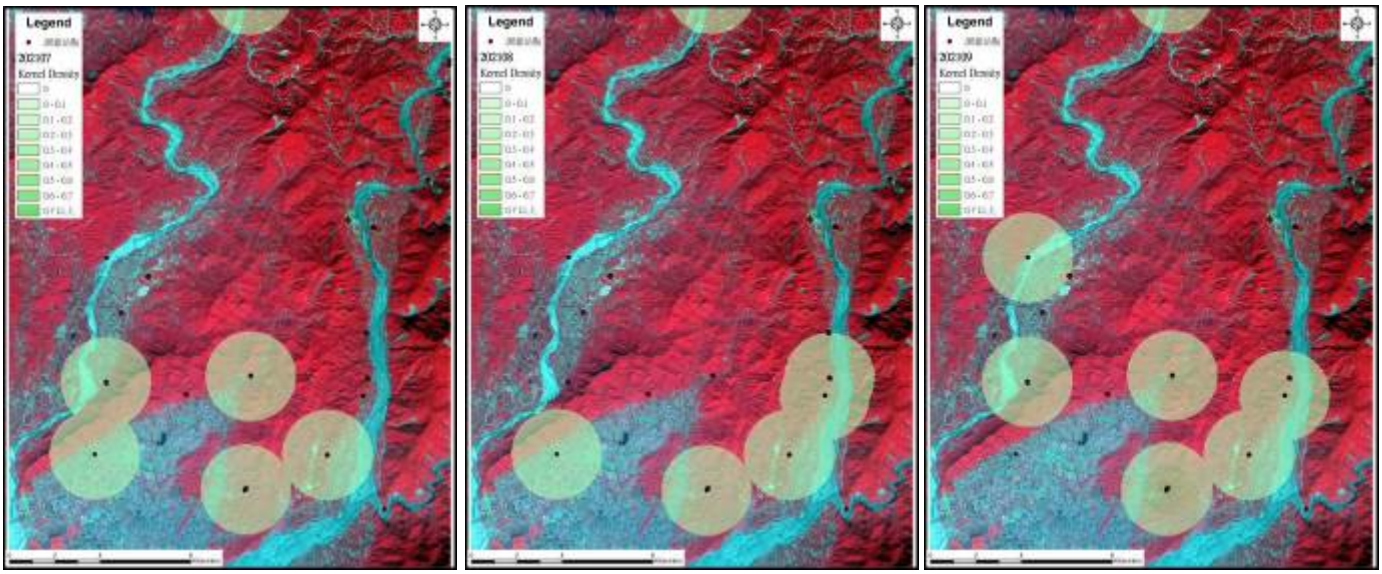
a) 2021 年 4 月　　b) 2021 年 5 月　　c) 2021 年 6 月



d) 2021 年 7 月　　e) 2021 年 8 月　　f) 2021 年 9 月



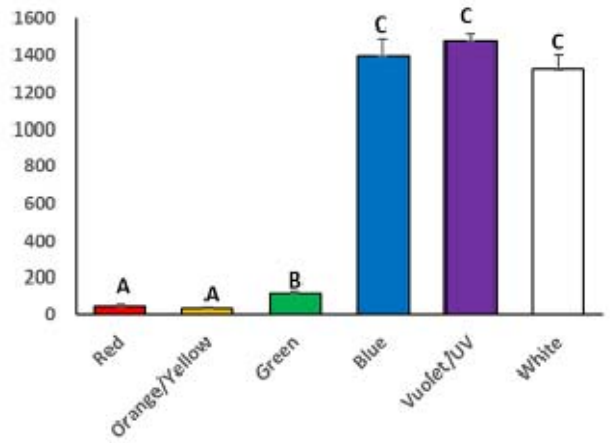
g) 2021 年 10 月　　h) 2021 年 11 月　　i) 2021 年 12 月



圖二十七 2021 年 4 月至 12 月調查站點與區域蟻害密度推估。

夏季降雨對於扁琉璃蟻工蟻之覓食頻率有非常顯著的影響。工蟻的覓食高峰位於六月，可能與該季節其主要食物來源 (蜜源植物本身及共生之蚜蟲和介殼蟲) 之豐富性與穩定性有關。此外，已知褐色扁琉璃蟻主要於七、八月開始進行婚飛，因此有翅型蟻后和雄蟻的發育期間推測為婚飛前兩到三個月之內。此時蟻巢內主要營養會優先提供給有翅型蟻，因此蟻巢之工蟻數量也有可能會比起六月來說下降一些，並連帶影響到工蟻覓食之數量與頻度。除了螞蟻之生物學本身，包含當日天氣和不同年份的夏季氣候等，也同樣是影響螞蟻覓食一大重要的因素。在進行餌站台誘集時，當日的氣溫與降水、太陽是否直射等也都會影響螞蟻覓食之意願。一般來說在冬季，螞蟻通常傾向不覓食；而春秋之際，螞蟻通常會選擇一天當中相對較暖的時間，也就是白天的時候覓食；而進入夏季後，位於亞熱帶的台灣氣溫相當高，因此螞蟻的覓食則會傾向清晨或傍晚。綜合本次調查與先前的數據，我們建議高雄民眾自行放置硼砂餌劑的重點防治時間，應為扁琉璃蟻婚飛之生殖型發育期間和工蟻覓食頻繁度最高之春末夏初，也就是生殖型蟻出現之前的六月及七月間。

於六龜區飛蟻發生較為嚴重的地區，進行環境中不同環境光源進行光源光譜的實地調查後發現，大部分的燈光光源不論是 LED 路燈或是傳統黃光的高壓鈉燈下，均會吸引褐色扁琉璃蟻有翅型蟻后與雄蟻。初步的以不同光頻 LED 燈條之燈光誘蟲裝置誘集褐色扁琉璃蟻婚飛個體的結果顯示 (圖二十八左)，飛數量較少的光源是以主要光波長為 570 nm 的橙色系為主 (紅光 620~630 nm、橙光 590~600 nm、黃光 570~580 nm)；飛蟻數量較多的光源都是以光波長小於 500 nm 以下的藍紫色系為主 (藍光 440~470 nm)，而紫外光波段 (UV < 390 nm) 與全光譜白光 (及全光譜白光(400~750 nm) 的也能誘集相當數量的飛蟻 (圖二十八右)。



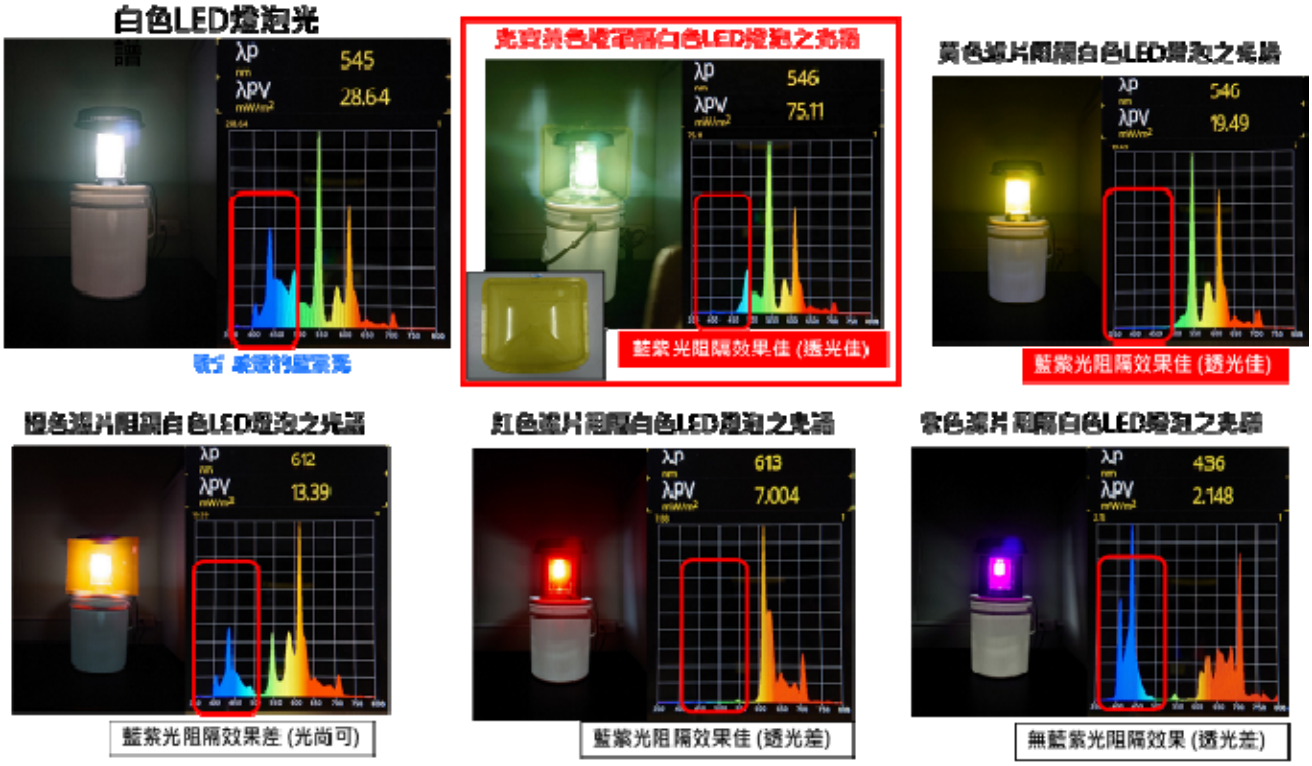
圖二十八 以不同光頻 LED 燈條之燈光誘蟲裝置誘集褐色扁琉璃蟻婚飛個體 (左)，經分析後顯示，冷色光 (藍、紫、白光)對比暖色光 (紅、黃)明顯對扁琉蟻婚飛個體較具吸引力 (右)。

淺山地區另一種蟻害問是夏秋季間入夜後扁琉璃蟻的飛蟻大量騷擾問題，經調查顯示這個新興的蟻害問題，則是因為近兩三年來台灣中南淺山環境中原本照明的高壓鈉氣或鹵素燈逐步被 LED 燈所取代而，這些飛蟻受 LED 路燈光源中特定的光頻光線的吸引，而大量聚集至農舍與居家環境中的燈源之下，而造成嚴重的騷擾危害。因此本計畫已與 LED 燈製造廠商 (光寶科技) 合作，協助在 LED 燈

上裝設阻隔琉璃蟻婚飛蟻偏好光線的黃色遮光燈罩 (圖二十九) ，以降低飛蟻對於淺山居民騷擾，與旅遊光觀民宿產業的經濟損失。

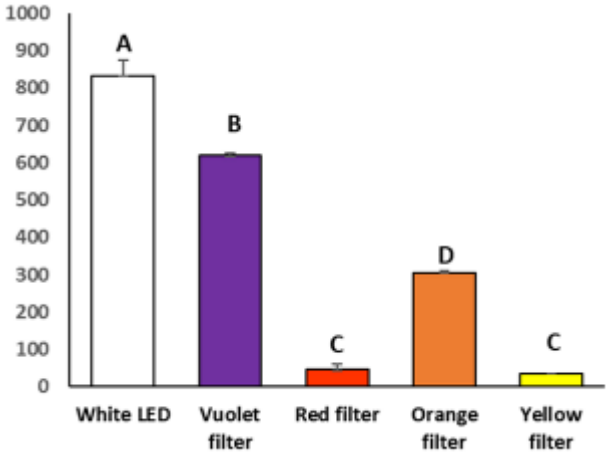
圖二十八 六龜區飛蟻發生較為嚴重的地區目前之 LED 路燈 (左)，LED 路燈廠商 (光寶科技) 合作阻隔琉璃蟻婚飛蟻偏好光線的黃色遮光燈罩 (右)。

於六龜區飛蟻發生較為嚴重的地區，全光譜白光 (400~750 nm) 的 LED 燈光誘集桶之光源外可分別設置阻隔扁琉璃蟻婚飛蟻所偏好之波長在 500 nm 以下藍色、紫色及紫外線之濾光片 (黃色遮光燈罩、黃色濾片、橙色濾片、紅色濾片及紫色濾片)，並檢測其設置後光譜變化，明顯可以發現其中以黃色遮光燈罩與黃色濾片效果均佳、紅色濾片次之、紫色濾片最差 (圖二十九)。



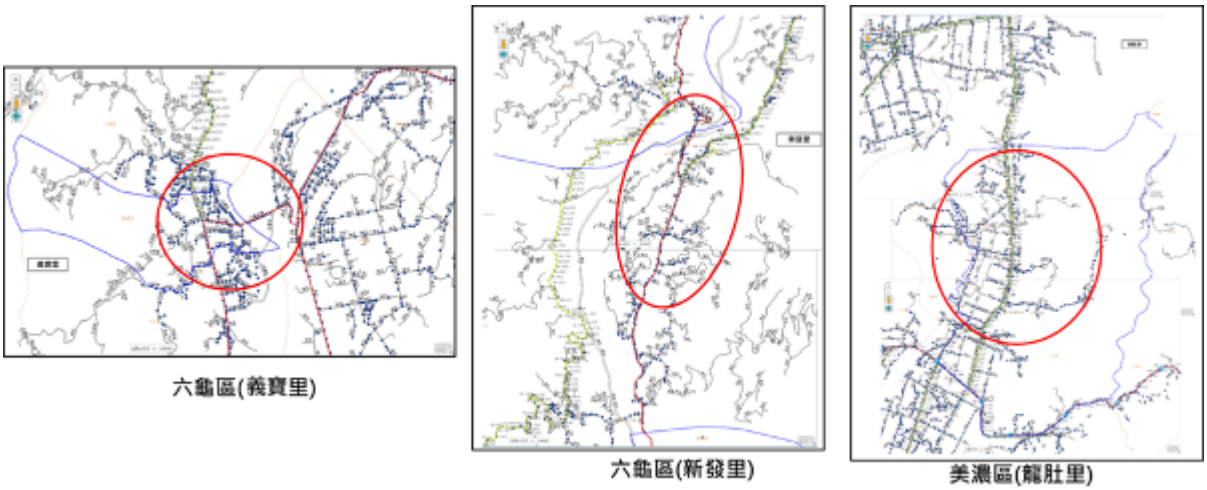
圖二十九 以濾光材質阻隔誘集飛蟻藍紫光光頻之試驗。

將全光譜白光燈光誘集桶與設置濾光片 (黃色濾片、橙色濾片、紫色濾片及紅色濾片) LED 燈光誘集桶設於扁琉璃蟻大發生地點與季節，對扁琉璃蟻婚飛個體進行燈光誘引行為測試，燈光誘引一小時總採集個體數之比較 (n=6)，結果顯示以黃色濾片(光寶科技黃色遮光燈罩)誘燈組誘引飛蟻的效果最差，其次及紅色濾片且全光譜白光有顯著的差異 (ANOVA, $p < 0.05$) ，但紫色濾片橙色濾片仍會有明顯誘蟻效果，與紅色濾片、黃色濾片有差異性 (圖三十)。



圖三十 全光譜白光燈光誘集桶與設置濾光片 (黃色濾片、橙色濾片、紫色濾片及紅色濾片)扁琉璃蟻婚飛個體進行燈光誘引行為測試 (ANOVA, $p < 0.05$)。

扁琉璃蟻飛蟻夜間自棲息地 (竹林、農地、林地) 因受 LED 路燈光中藍紫光誘引聚集，飛蟻飛行距離約 300-500 公尺並可以連續多日飛行，因此城鎮、聚落、居家路燈密集且光亮而使飛蟻騷擾會越易嚴重。目前已於研究淺山飛蟻發生較為嚴重的地區六龜區 (寶義里、新發里) 與美濃區(龍肚里) 協調高雄市工務局與各區公所，於這些區域 LED 路燈上加裝可阻隔誘引飛蟻藍紫光之黃色遮光燈罩於區域內 LED 路燈(圖三十一、圖三十二)，將於下一年度計畫進行調查是否此路燈改善措施是否能降低這些地區藍紫光地密度與強度使飛蟻不要大量飛至居民生活的環境。



圖三十一 六龜區 (義寶里、新發里) 與美濃區 (龍肚里) 於 LED 路燈上加裝可阻隔誘引飛蟻藍紫光之黃色遮光燈罩之區域示意圖。

圖三十二 六龜區於 LED 路燈上加裝可阻隔誘引飛蟻藍紫光之黃色遮光燈罩之夜景。

蟻害危害區淺山環境土壤微生群聚指標

土棲性螞蟻在土壤的生活環境裡會接觸到許多土壤微生物，這些微生物與螞蟻的關係可能是互生的（mutualistic）、共生的（symbiotic）、甚至是病原性的（entomopathogenic），而病原性微生物對螞蟻的威脅是最大的（Cremer et. al., 2007; Meunier, 2015）。病原性微生物，例如真菌、病毒、微孢子蟲等，已被證實能夠制約螞蟻種群的增長（Jouvenaz, 1983）。在這些病原性微生物中，對真菌的研究最為詳盡。由於土壤中的蟻巢潮濕溫暖，提供了真菌快速繁殖的條件，蟻巢內各階級個體接觸頻繁，有利於真菌傳播。真菌感染的過程起始於螞蟻接觸真菌孢子，附著在螞蟻體表的孢子，萌發後入侵寄主表皮，接著在寄主體內，以原生質體或菌絲體的方式大量繁殖，因而耗盡寄主體內的營養物質，最終導致寄主死亡。當寄主死亡後，真菌會產生大量的孢子，繼續侵襲其他寄主，或者進入休眠的狀態，等待適當的時機侵襲新的寄主，少數的真菌病原體可以使用引誘劑誘引和感染新宿主，增加接觸新鮮寄主的機會。例如：在築巢的最初階段，木蟻會被真菌病原體吸引（Brütsch et al., 2014）。由於真菌可以在發酵槽中大量培養、對環境危險性低、有效期長以及具有優異的土壤生存能力、能夠入侵昆蟲身體、昆蟲不易產生抗藥性等優點，真菌病原體已被作為生物農藥應用於蟲害防治（Shah & Pell, 2003）。在已知的 750 種真菌病原體中，以 Metarhizium、Beauveria、Nomuraea、Paecilomyces、Verticillium 等屬最常用在蟲害防治（Butt, et al., 2001）。而黑殭菌（*Metarhizium anisopliae*）與白殭菌（*Beauveria bassiana*）被認為最具有商品化的潛力（de Faria & Wraight, 2007）。在與真菌病原體的對抗過程中，螞蟻也同步地發展出多種防禦策略以提高自身的抵抗力。螞蟻擁有高度發達的化學通訊系統（chemical communication systems），對環境中的病原體具有高度敏感性，因此可以偵測到病原體的化學訊號並避免與病原體接觸（Alberts, 1992）。如果無法避免真菌病原體感染時，螞蟻體表的腺體可以分泌具有抗生素功能的化合物，藉此殺死真菌病原體（Beattie et al., 1986）。此外，螞蟻會以多蟻后（polygyne）或者一妻多夫

（polyandry）的生殖模式，增加遺傳多樣性以提升對抗真菌病原體的能力（Schmid-Hempel, 1998）。

除了自身的防禦機制，有些螞蟻發展出與具有抗病原體活性的細菌共同生活的策略。當土壤中存在其他微生物可以對抗病原體時，螞蟻會被這些微生物吸引。例如放線菌可以通過產生一些抗生素來保護昆蟲免受病原體的侵害（Kaltenpoth, 2009）。經過長時間的共演化，螞蟻已經學會選擇放線菌數量較多的土壤類型來築巢，以避免被某些病原性真菌感染（Blond et al., 2018）。

由於蟻巢需要提供資源支持為數眾多的螞蟻，因此螞蟻會選擇合適的土壤屬性築巢（Boulton et al., 2005; Blond et al., 2006）。Dostál et. al.（2005）調查了斯洛伐克山區草地上 10 個 *Lasius flavus* 蟻巢和其相鄰土壤的化學特性。結果顯示巢內土壤中磷和鉀的濃度較高，總碳、總氮、鈣離子和鎂離子的濃度較低。而在北美乾旱地區，*Pogonomyrmex rugosus* 的巢中的礦質氮卻比周圍其他土壤中的含量還高，推測可能是蟻巢內高養分循環速率和周圍植被對氮的利用較低造成了蟻巢中礦物質氮的高含量（Wagner & Jones, 2006）。這些結果顯示蟻巢內外的土壤性質有很大的差異，因此分析土壤性質有助於預測蟻群擴展的方向。傳統的土壤性質測定方法需要複雜的化學分析，其過程相當耗時。因此，可見光和近紅外光（Vis–NIR）反射光譜技術因其快速分析的優勢，成為了評估不同土壤特性的替代方法（Ben-Dor and Banin, 1995）。本研究中，使用 Vis–NIR 反射光譜儀量測高雄淺山地區琉璃蟻棲地的土壤，並以塗盤計數的方式統計土壤中的真菌數。同時挑選僅存在沒有蟻巢的土壤樣本中的真菌，進行螞蟻忌避與毒殺試驗。

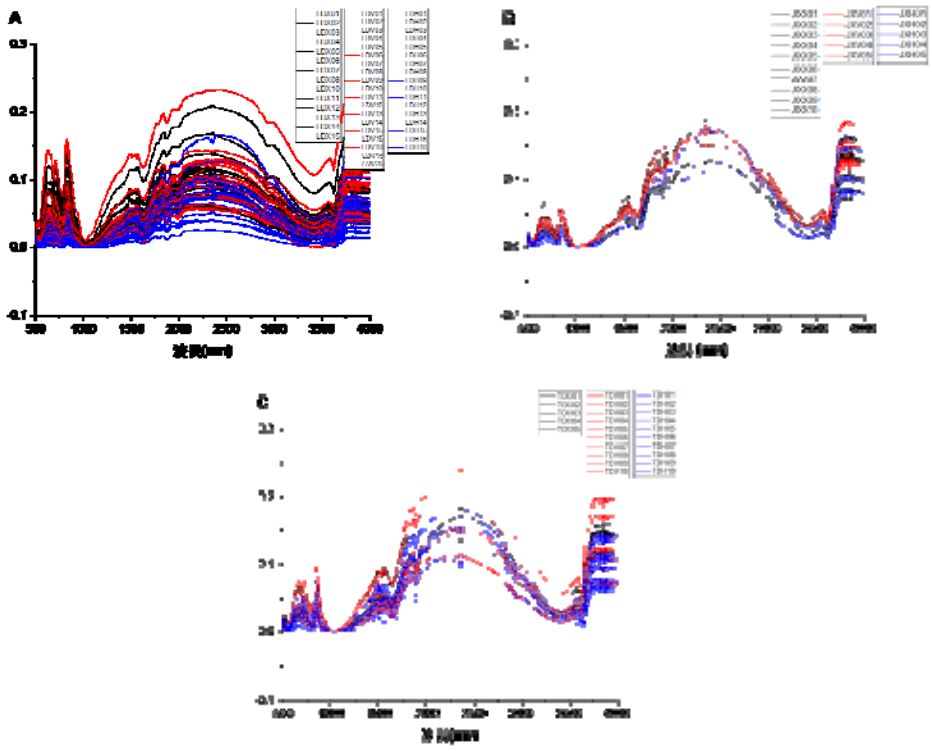
本研究的土壤採集自高雄地區，樣區編號為 LD、JX、以及 TD。每個樣區的樣本會依據採樣環境是否有疣胸琉璃蟻（*Dolichoderus thoracicus*）的蟻巢存在，區分為 X、V 以及 H。X 表示環境周圍無蟻巢存在的土壤、V 表示距離蟻巢 1 公尺的土壤，H 則代表蟻巢內的土壤。土壤樣本取回後放置在 60℃烘箱中，去除土壤中的水分。再將烘乾好的土壤利用篩網過篩，過濾掉雜質（小樹枝、昆蟲屍體以及小石塊等）。紅外光譜檢測技術是取土壤採集樣本烘乾且過濾好的土壤樣本與溴化鉀粉末（KBr）利用研缽將兩者磨得更細碎並充分混勻，且溴化鉀粉末的量需多於土壤樣本。混合好後利用打錠器將樣本製作成錠片。接著使用紅外線光譜儀與 OPUS 分析軟體，檢測錠片樣本中真菌的含量。最後使用 SigmaPlot 和 IBM SPSS Statics 等分析軟體，繪製出原數據以及微分過後的光譜圖。取 0.1 克土壤放入微量離心管中進行土壤液態樣本製作，並添加 1000 μL ddH_2O 至離心管，接著用試管震盪混合器（vortex mixer）將土壤與 ddH_2O 混合均勻。最後在無菌操作臺中，將原液連續稀釋，配置成 10^{-1} 以及 10^{-2} 兩種濃度的土壤液態樣本。總共有三種濃度的土壤液態樣本會進行後續的實驗。

本計畫主要微生物研究方法與檢測流程是先取275 mL ddH_2O至血清瓶中，接著依序加入2.5克酵母萃取物（yeast extract powder）、5克蛋白腖（peptone）、5克葡萄糖（d-glucose）以及5克洋菜粉（agar）至血清瓶中製備YPD固態培養基。配製完後拿去滅菌釜進行90分鐘的滅菌，等滅菌完冷卻後即可倒盤，倒盤過程皆在無菌操作臺中進行，避免培養基受到環境汙染。土壤樣本塗盤，取100 μL土壤液態樣本，添加至YPD培養基並塗盤直到液體蒸發乾，塗盤過程在無菌操作臺中。每個地區的每種濃度皆行三重複。塗盤完隔天封膜。檢測土壤樣本中菌落計數及生長面積計算是以塗盤完後的第二天，以人工的方式計數每個培養盤中肉眼可看見的細菌以及真菌的菌落形成單位（CFU），並拍照做記錄。計算細菌以及真菌的族群數量。使用ImageJ圖像處理軟體計算培養盤上的真菌面積。將真菌接種在培養基中，使用DNA萃取試劑盒萃取其DNA，以Fungi ITS5 and ITS4引子對，利用PCR擴增ITS基因片段後定序。

將定序結果以BLAST進行相似物種比對。真菌對螞蟻的忌避試驗是以真菌接種至YPD液態培養基，在28℃下培養7天後，將菌液倒入塑膠滴管內，以棉花塞入管口阻止菌液流出。將裝有不同菌液的塑膠滴管與20隻螞蟻放入塑膠盒內。觀察螞蟻會搬入那一個塑膠滴管內居住。真菌對螞蟻的毒殺試驗是已YPD固態培養基加熱溶解後，加入塑膠吸管內，待其冷卻凝固後，將真菌滴在塑膠吸管內的固態培養基上，在28℃下培養7天後，將塑膠吸管與20隻螞蟻放入塑膠盒內，每日記錄死去的螞蟻數目。

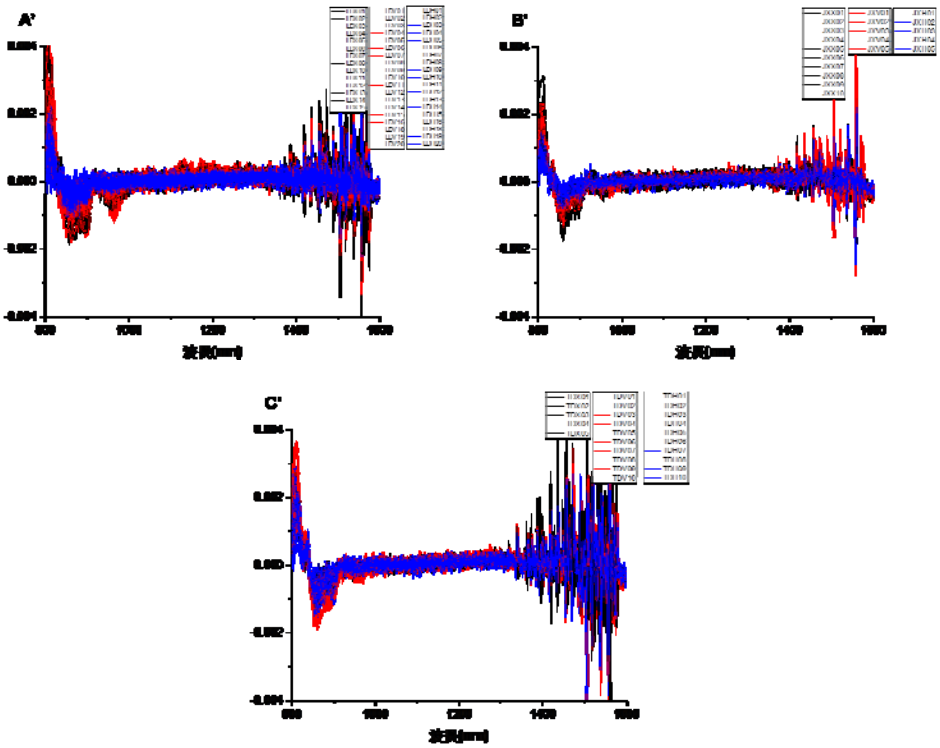
利用紅外光譜檢測土壤真菌生物量

LD地區共採集52個土壤樣本。分別為無巢土（X）14個、巢外土（V）19個，以及巢內土（H）19個。其中，土壤樣本的編號為無巢土LDX01~ LDX08、LDX10~ LDX15，巢外土LDV01~ LDV16、LDV18~ LEV20，以及巢內土LDH01~ LDH16、LDH18~ LDH20。　JX地區採樣了20個土壤樣本，無巢土（X）10個、巢外土（V）5個，以及巢內土（H）5個。土壤樣本的編號規則與LD地區的方式相同，無巢土為JXX01~ JXX10，巢外土JXX01~ JXX05，以及巢內土JXH01~ JXH05。TD地區採了25個土壤樣本，無巢土（X）5個，巢外土（V）10個，和巢內土（H）10個。編號方式與其他兩個地區相同，無巢土TDX01~TDX05，TDV01 ~ TDV10和TDH01 ~ TDH10。圖三十三為LD地區經由遠紅外光譜儀檢測所得到的結果，波長越高，代表土壤中所含的真菌數量越多。從結果中可以發現，巢內土的波長大部分都低於巢外土的波長；無巢土的波長也比巢內土的波長來得高，且與巢外土的波形相似，重疊性較高。



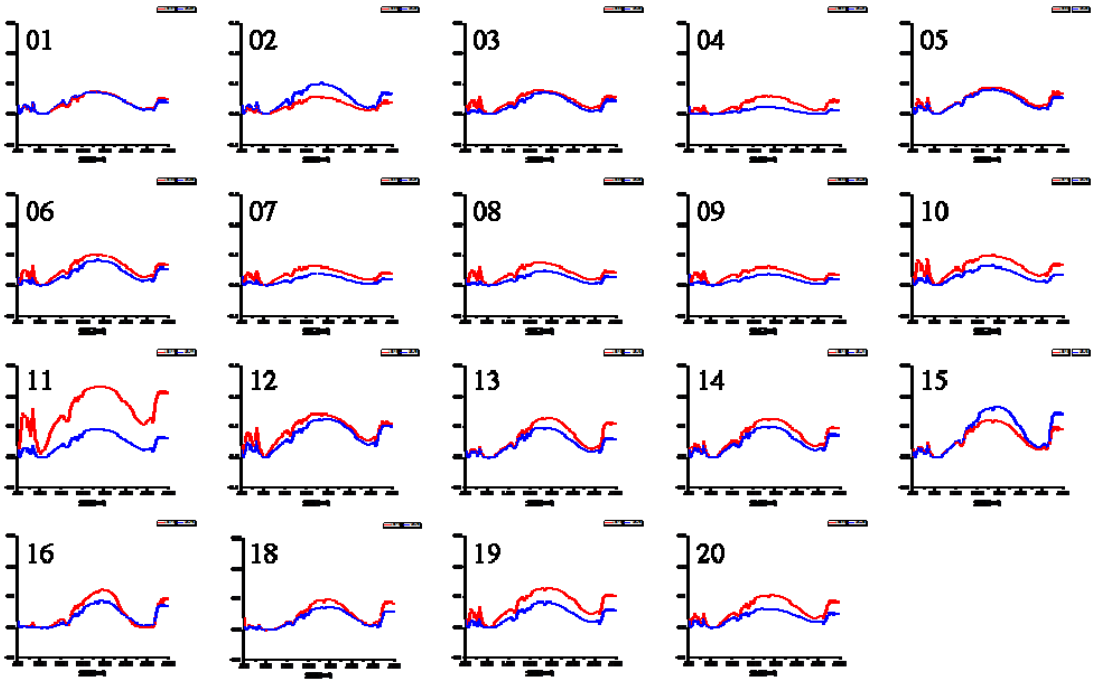
圖三十三 土壤樣本的遠紅外光譜。A：LD地區。B：JX地區。C：TD地區。黑色線段為無巢土（X）的波長、紅色為巢外土（V），藍色則是巢內土（H）的波長。

將數據微分後得到的微分值作圖後，顯示巢內土波動幅度較小且較穩定；而巢外土的波長波動幅度則是比較大且高於巢內土的波長，其中無巢土的波形與巢外土的較相似（圖三十四）。



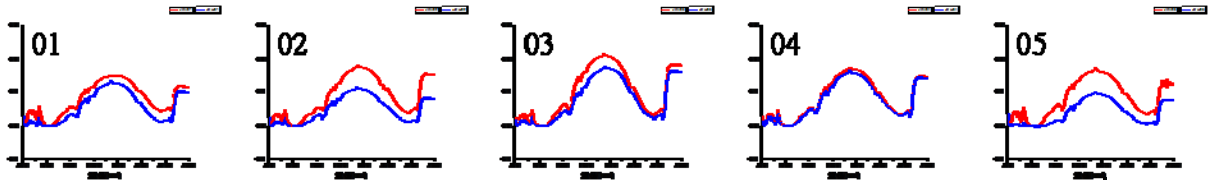
圖三十四 土壤樣本的遠紅外光譜數值微分。A’：LD地區。B’：JX地區。C’：TD地區。黑色線段為無巢土（X）的波長、紅色為巢外土（V），藍色則是巢內土（H）的波長。

將LD地區的每一個蟻巢內與蟻巢外土壤光譜的結果圖各別分析，可以發現LD地區大部分的土壤樣本，巢內土的真菌含量相對比巢外土的真菌含量來得低。僅有編號02與編號15的巢內土的真菌含量較高。編號01的朝內土與巢外土的波形相似，代表兩者中真菌含量差不多（圖三十五）。



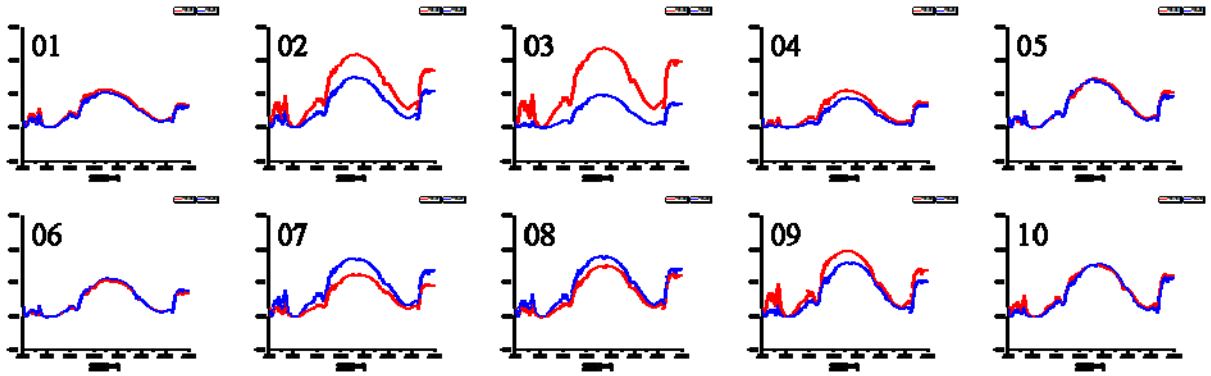
圖三十五 LD地區蟻巢內與蟻巢外土壤樣本的遠紅外光譜。紅色為巢外土（V），藍色則是巢內土（H）的波長。

JX地區的巢外土的真菌含量皆比巢內土的含量高，其中編號04，其兩者的真菌含量差距不大，波形略為相似（圖三十六）。



圖三十六　X地區蟻巢內與蟻巢外土壤樣本的遠紅外光譜。紅色為巢外土（V），藍色則是巢內土（H）的波長。

TD地區編號07、08的巢外土的真菌含量比巢內土的含量來得低；編號05、06與10的巢內土與巢外土波形相似，即兩者的真菌含量差距不大（圖三十七）。



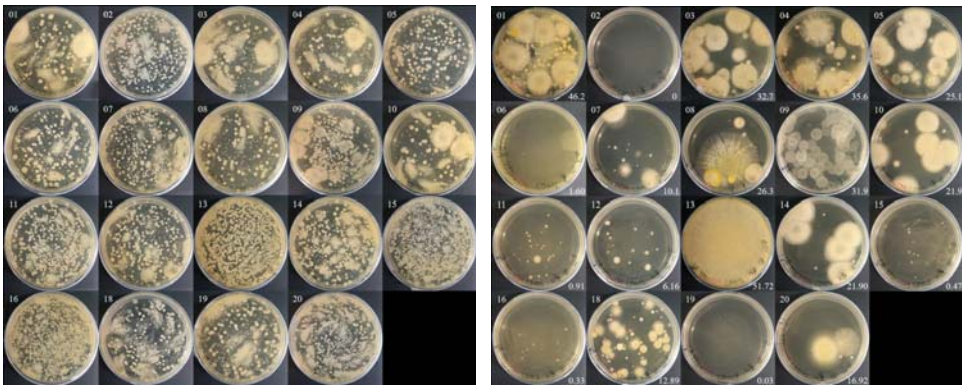
圖三十七 TD地區蟻巢內與蟻巢外土壤樣本的遠紅外光譜。紅色為巢外土（V），藍色則是巢內土（H）的波長。

綜合上述的結果，在35對蟻巢內與蟻巢外的土壤樣本中，僅有4對蟻巢內的土壤遠紅外光吸光值高於蟻巢外的土壤遠紅外光吸光值，有5對蟻巢內與蟻巢外的土壤遠紅外光吸光值相似，其餘的26對（74.29%）蟻巢內的土壤遠紅外光吸光值低於蟻巢外的土壤遠紅外光吸光值，顯示蟻巢內的土壤真菌生物量低於與蟻巢週圍的土壤真菌生物量。IR 光譜分析技術已廣泛應用在在生物層面，且不只用來計量而已。例如有學者利用從分析技術來鑑定菊花的品種，除了鑑定快速外，準確率也都高達90%以上，這種快速的分析技術取代了以往的鑑定方式，提供了新的鑑定方式（Chen et al., 2014）。微生物的鑑定也常使用IR光譜分析，有研究透過紅外光譜在短時間鑑定出八種細菌，準確率高且可以大量分析菌種，大幅縮短以往鑑定細菌所需要的時間（Al-Khaldiv et al., 2004）。除了細菌，IR光譜也用於真菌的鑑定與定量分析，真菌的感染會影響大豆的健康和生長，以往鑑別健康和受感染的大豆其方式是用兩者間的顏色差異，但這種方法誤判率高，效果低，而使用IR光譜分析後，可以有效區分兩者，且準確率比以往鑑別方式高，均在90%以上（Wang et al., 2004）。用於區分健康和受真菌感染的物種不只大豆，包含玉米（Gordon et al., 1999）、花生（Shen et al., 2018）還有小麥等農產作物。IR光譜在生物方面的應用比我們想的還要廣泛，在真菌相關的部分更是比其他物種多（McMullin et al., 2015），不只

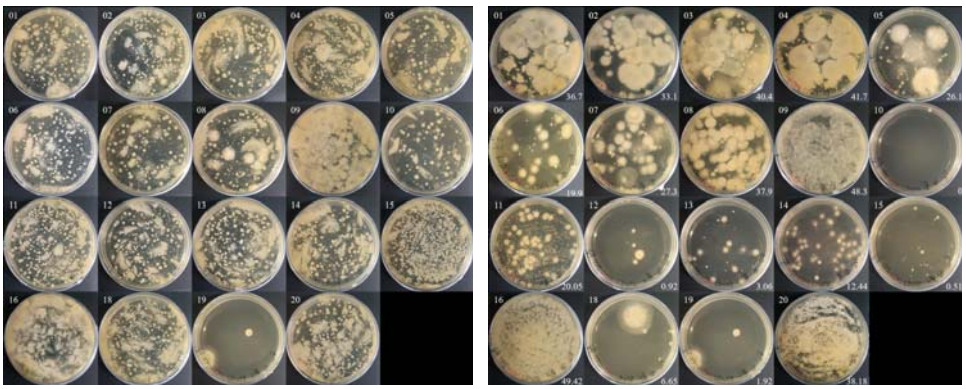
可以區分有無真菌之外，也可以用於檢測真菌含量（Kutsanedzie et al., 2018），以往的檢測方式既耗時、失誤率高，不符合效益，而IR光譜不但從之前研究證實可以鑑別真菌，也改善先前檢測真菌方式的缺點，IR光譜也逐漸取代以往的檢測方式。

利用菌落計數與面積計算分析土壤真菌生物量

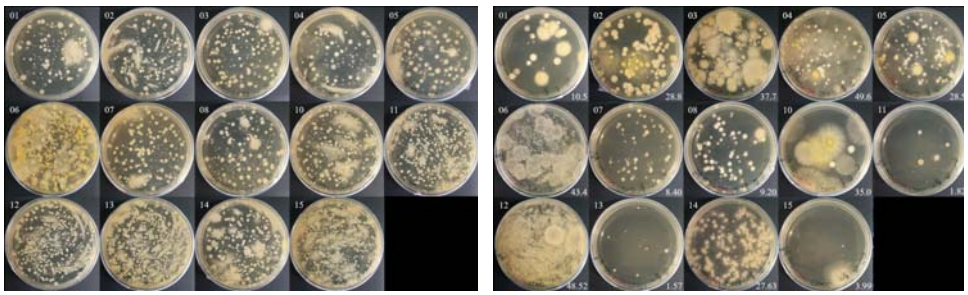
LD地區的土壤樣本編號01~10，真菌生長的速度較穩定，大部分的樣本差異稍小，真菌數量與面積的比值比較平均，其中比較特別的是LDH2與LDV10，這兩個樣本在YPD+CM培養盤中，並無觀察到真菌的存在，三重複的平均數量為0。相較於五月的土壤樣本，六月採樣的土壤，編號11~20，其中真菌生長的速度差異極大。有些樣本真菌生長速度快，已經長滿整個培養盤，目測真菌數量破百；而有些樣本真菌生長的速度慢，只有生長出零星幾顆真菌（圖三十八至圖四十）。



圖三十八 LD地區巢內土(H)塗盤結果。(左:YPD培養基；右：YPD培養基+氯黴素) 。

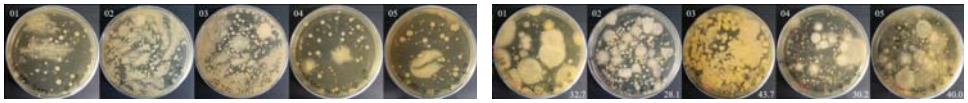


圖三十九 LD地區巢外土(V)塗盤結果。(左:YPD培養基；右：YPD培養基+氯黴素) 。

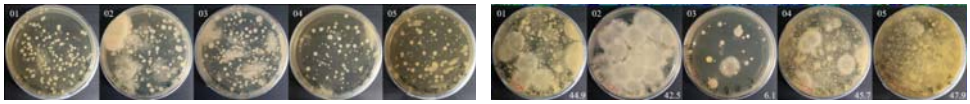


圖四十 LD地區無巢土(X)塗盤結果。(左:YPD培養基；右：YPD培養基+氯黴素) 。

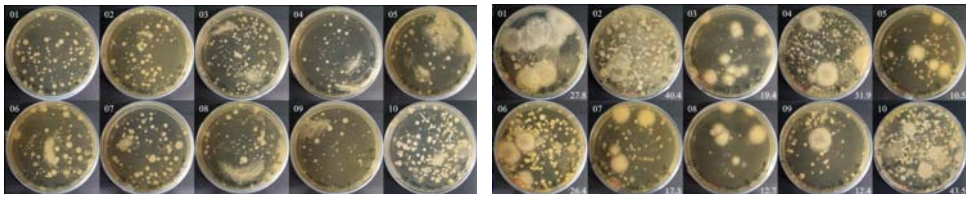
JX地區的樣本的真菌生長速度平均，大部分的真菌數量生長在正常範圍值內，是三個地區中生長速度最穩定的（圖四十一至圖四十三）。



圖四十一 JX地區巢內土(H)塗盤結果。(左:YPD培養基；右：YPD培養基+氯黴素) 。

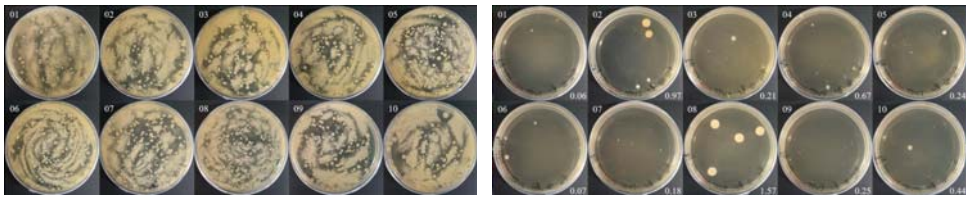


圖四十二 JX地區巢外土(V)塗盤結果。(左:YPD培養基；右：YPD培養基+氯黴素) 。

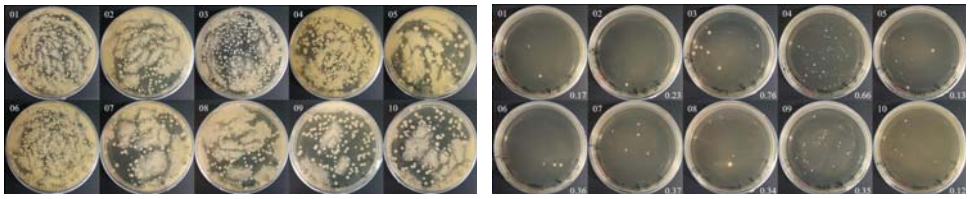


圖四十三 JX地區無巢土(X)塗盤結果。(左:YPD培養基；右：YPD培養基+氯黴素) 。

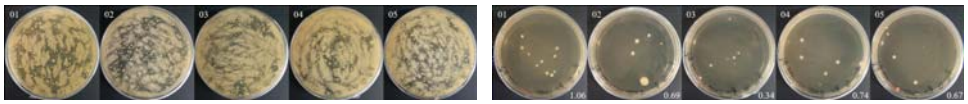
TD地區的土壤樣本皆於六月份時採樣，其中真菌生長的情形與LD地區編號11~20的真菌生長速度相似。真菌偏小顆，且數量皆低於三位數，大部分的樣本，真菌數量落在個位數。TD地區的真菌數量與真菌面積比值較其他兩個地區還不穩定（圖四十五至圖四十七）。



圖四十五 TD地區巢內土(H)塗盤結果。(左:YPD培養基；右：YPD培養基+氯黴素) 。



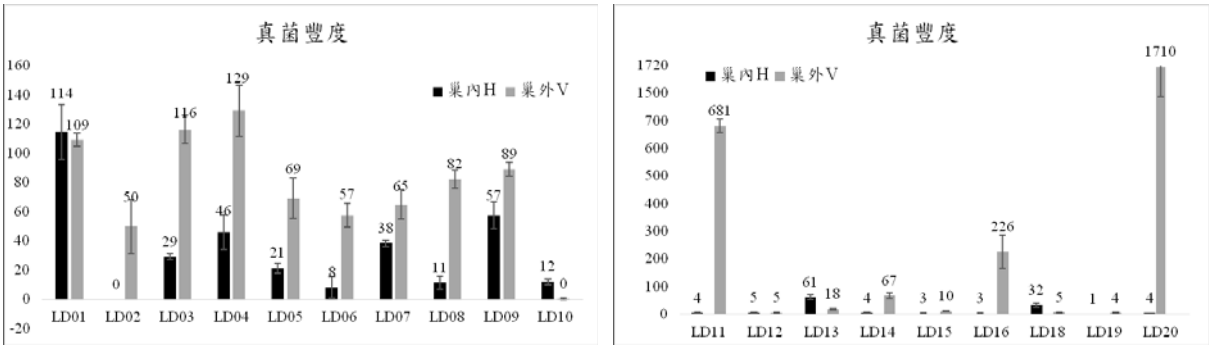
圖四十六 TD地區巢外土(V)塗盤結果。(左:YPD培養基；右：YPD培養基+氯黴素) 。



圖四十七 TD地區無巢土(X)塗盤結果。(左:YPD培養基；右：YPD培養基+氯黴素) 。

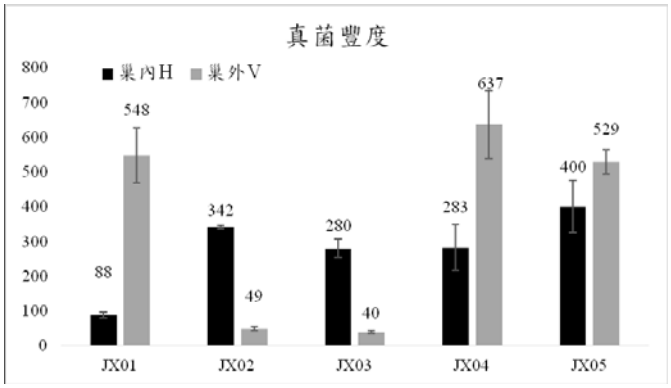
LD地區的20組樣本中，共有15組土壤樣本，巢外土的真菌數量高於巢內土；4組樣本則是相反，

巢內土的真菌數量高於巢外土，分別是編號01、10、13以及18；編號12樣本的真菌數量一樣(圖四十八)。五月採樣的土壤樣本（編號01~10）的巢外土與巢內土，真菌生長的速度較一致，真菌數量大約落在150個以下，六月土壤樣本（編號11~20），每個樣本的巢外土和巢內土其真菌生長速度差異較大，大部分的樣本真菌數量低於100個，甚至只有個位數；LDV11與LDV16的真菌生長速度較快，真菌數量分別為681和226個。其中最特別的是LDV20，真菌數量有1710個，也是此研究所有的土壤樣本中，唯一真菌數量多於1000個。



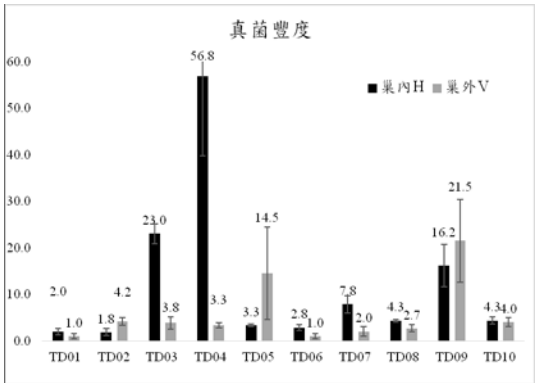
圖四十八 LD地區蟻巢內與蟻巢外土壤真菌豐度。

JX地區共有10組樣本，其中編號01、04和05的真菌數量，巢外土多於巢內土；編號02、03則是巢內土的真菌數量較巢外土的多。JX地區巢外土與巢內土的真菌生長速度穩定，且數量至少有250個以上，遠多於LD地區真菌數量（圖四十九）。



圖四十九 JX地區蟻巢內與蟻巢外土壤真菌豐度。

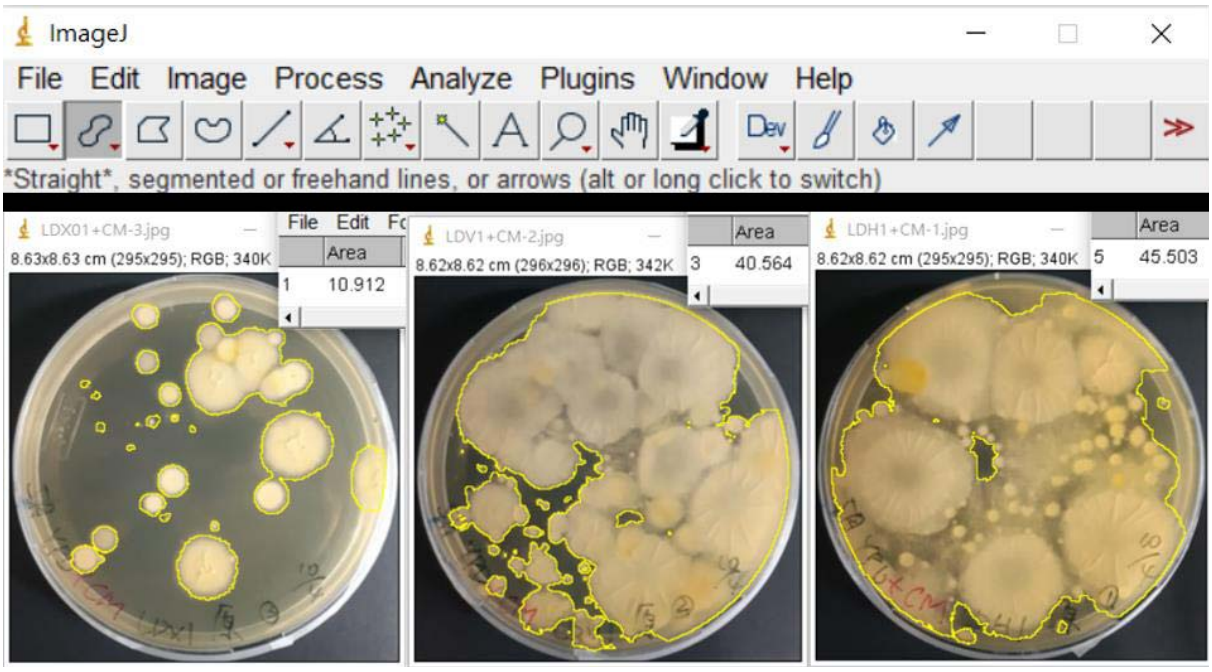
TD地區共有10組樣本。只有三組樣本的巢外土真菌數量多於巢內土，分別是編號02、05及09；其餘的樣本則是巢內土的真菌數量較多，其中編號03和04巢外土和巢內土真菌數量的差距較大，編號01和10的差距最小 (圖五十一)。大部分的樣本，真菌生長速度慢且少，大部分的數量低於10個，而真菌數量最多的樣本，數量也只有50個左右。



圖五十一 TD地區蟻巢內與蟻巢外土壤真菌豐度。

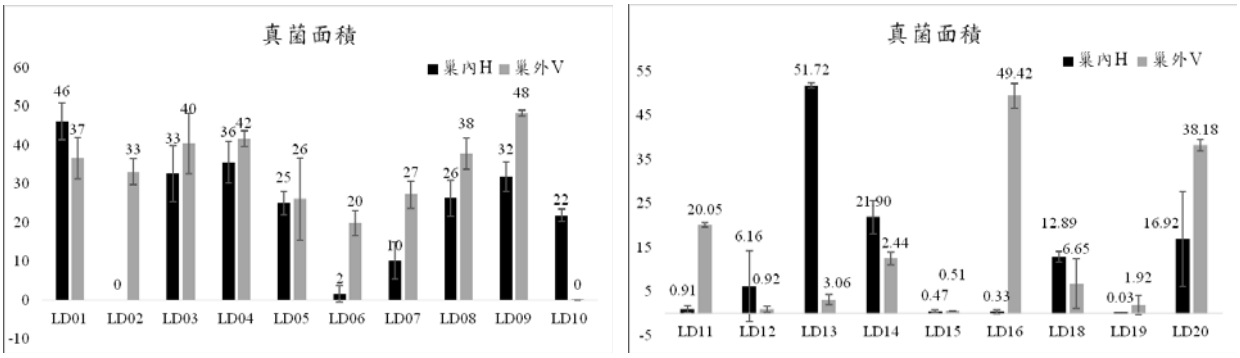
綜合上述的結果，在35對蟻巢內與蟻巢外的土壤樣本中，有13對蟻巢內的土壤真菌數多於蟻巢外土壤真菌數，有1對蟻巢內與蟻巢外的土壤真菌數相同，其餘的21對（60%）蟻巢內的土壤真菌數少於蟻巢外土壤真菌數，這個比例雖然低於土壤遠紅外光譜的結果（74.29%），但是仍然支持蟻巢內的土壤真菌生物量低於與蟻巢週圍的土壤真菌生物量的結論。

菌落數（cfu）多並不一定代表生物量多（例如眾多的小顆菌落比不上一顆大菌落），為了更加確認土壤真菌生物量，我們使用ImageJ軟體計算蟻巢土壤真菌在YPD固態培養基上的生長面積（圖五十二），藉此評估真菌生物量。



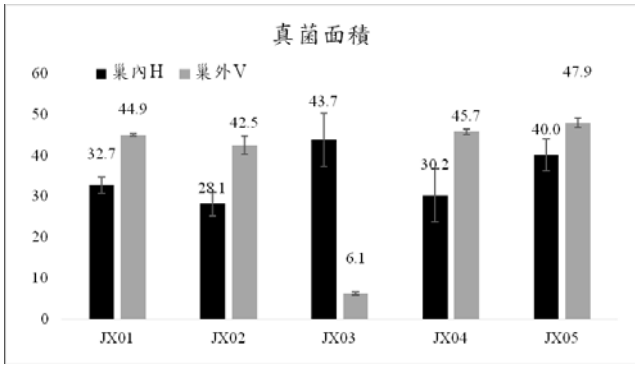
圖五十二：以ImageJ軟體計算真菌菌落面積。

LD地區的土壤樣本的真菌面積結果（圖五十三）與真菌數量相似，大多數巢外土的真菌面積大於巢內土；僅有編號01、10、12、13、14、和18的巢內土的真菌面積較大。有趣的是，編號03、04、05與08，從真菌數量的角度來看，巢內土與巢外土的數量差異滿大的，但是從真菌面積的角度來看，這四組樣本巢內土與巢外土的真菌量差異卻不大。



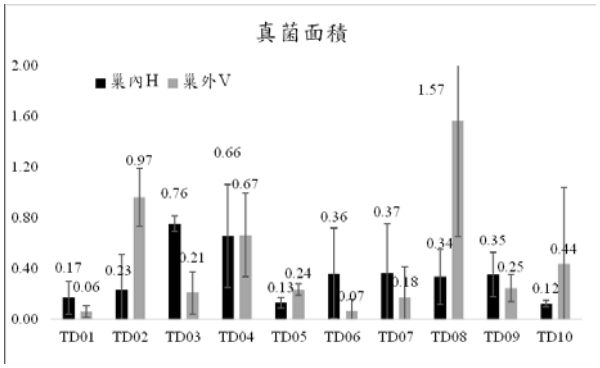
圖五十三 LD地區土壤真菌落面積。

JX地區的土壤樣本的真菌面積結果顯示在圖五十九，編號01、03、04和05的真菌面積也是巢外土大於巢內土；編號03的真菌面積則是巢內土多於巢外土。比較特別的是編號02的土壤樣本，在真菌數量上，編號02的巢內土真菌量遠多於巢內土，但從真菌面積的角度分析，因為巢外土的真菌型態屬於大顆的，即使數量少，大顆真菌所涵蓋在培養基的範圍也較大，而巢內土的數量雖然比較多，但大多數的真菌屬於小顆的型態，所以涵蓋在培養基的範圍不大，因此編號02的真菌數量與真菌面積結果會不同。除此之外，編號01的巢內土壤樣本，真菌也屬於大顆的形態，因此雖然真菌數量比巢外土差異較大，但就真菌面積的角度而言，兩者之間的差異卻減少了不少。



圖五十九 JX地區土壤真菌落面積。

因為TD地區真菌數量少，所以真菌面積也非常小，是三個地區中，真菌生長最不穩定的。編號02、05、08、和10的巢外土的真菌面積較巢內土大；而編號01、03、06、07、09的巢外土的真菌面積較巢內土小。編號09的樣本，巢外土的真菌數量比巢內土多，但真菌面積則是巢內土比較大(圖六十)。

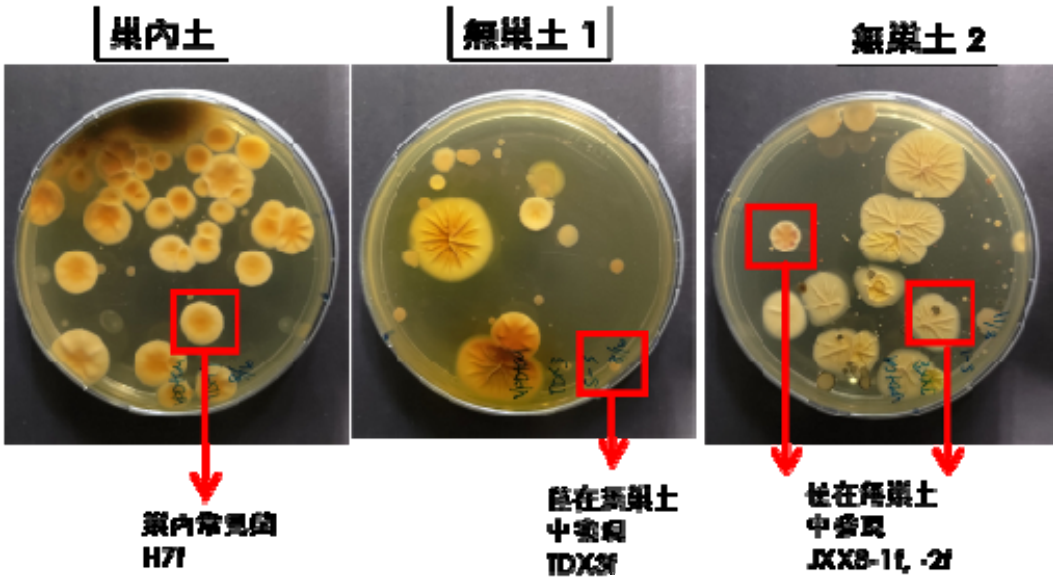


圖六十 TD地區土壤真菌落面積。

綜合上述的結果，在35對蟻巢內與蟻巢外的土壤樣本中，有20對（57.17%）蟻巢內的土壤真菌生長面積大於於蟻巢外土壤真菌真菌生長面積，這個比例雖然低於土壤遠紅外光譜的結果（74.29%）以及土壤真菌數（60%），但是仍然支持蟻巢內的土壤真菌生物量低於與蟻巢週圍的土壤真菌生物量的結論。先前有關於蟻巢中真菌計數的研究中，真菌菌落計數方式大部分都使用菌落形成單位（cfu）（Konrad et al., 2012；Zettler et al., 2002），或是稀釋培養計數法（mpn）（Angelone & Bidochka, 2018；Rodrigues et al., 2014）。鮮少有其他的計數方式來計算蟻巢中的真菌數量。目前IR光譜已廣泛應用在生物方面，尤其是真菌的鑑定與數量計算，但大多數都用在真菌有無的判斷，在計算數量方面並不多，目前沒有使用IR光譜用於檢測土壤微生物的計算，甚至是蟻巢中土壤的真菌量。從本次研究使用了IR光譜檢測土壤中的真菌，而研究結果，相對於菌落形成單位（cfu），IR光譜的準確性較高，檢測時間也比較短，可作為蟻巢中土壤的生物量的檢測方式。

篩選僅發現在沒有蟻巢的土壤真菌

為了尋找琉璃蟻微生物防治製劑。我們觀察出現在沒有蟻巢的土壤（無巢土）的真菌是否也出現在蟻巢內與蟻巢外的土壤樣本中，依據真菌的型態與顏色判斷，我們找到 3 株真菌（TDX3f, JXX8-1f, JXX8-2f）僅存在沒有蟻巢的土壤（圖六十一）。



圖六十一 篩選僅發現在無巢土的土壤真菌。

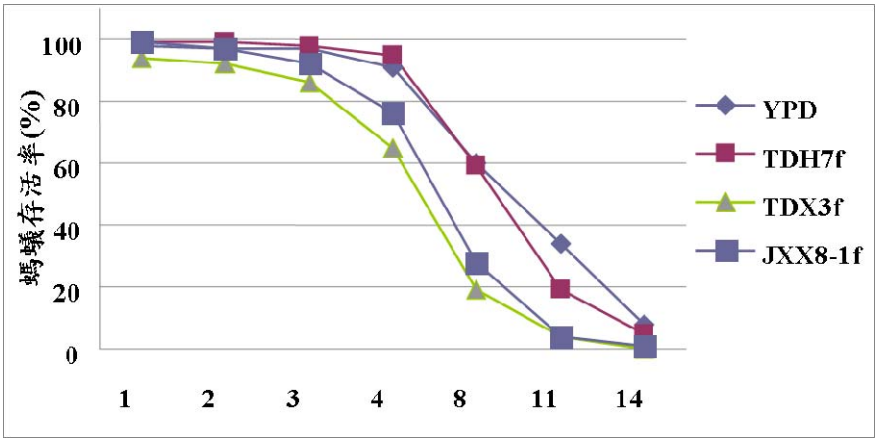
螞蟻忌避與毒殺真菌篩選平台與鑑定

土壤真菌 TDX3f 與 JXX8-1f 具有螞蟻忌避活性忌避試驗的結果顯示當 TDX3f 或 JXX8-1f 與土壤常見真菌 TDH7f 共同存在時，螞蟻會選擇裝有 H7f 的塑膠滴管居住，而 JXX8-2f 與土壤常見真菌 H7f 共同存在時，螞蟻會同時住在 JXX8-2f 與 H7f 的塑膠滴管內（圖六十二）。此一結果顯示 TDX3f 與

JXX8-1f 具有螞蟻忌避能力，而 JXX8-2f 不具螞蟻忌避能力。JXX8-1f 與 JXX8-2f 是在同一個無巢土樣本（JXX8）中發現的，由於 JXX8-2f 不具螞蟻忌避能力，因此我們推測造成螞蟻不在 JXX8 樣點築巢的可能是因為 JXX8-1f，而不是 JXX8-2f。裝有土壤常見真菌 TDH7f 的塑膠滴管 1 支與裝有無巢土中僅見的真菌 TDX3f（A）、JXX8-1f（B）、JXX8-2f（C）各 3 支放入裝有 20 隻螞蟻的塑膠盒內，觀察螞蟻會搬入那一隻滴管內居住。

圖六十二 螞蟻忌避試驗。

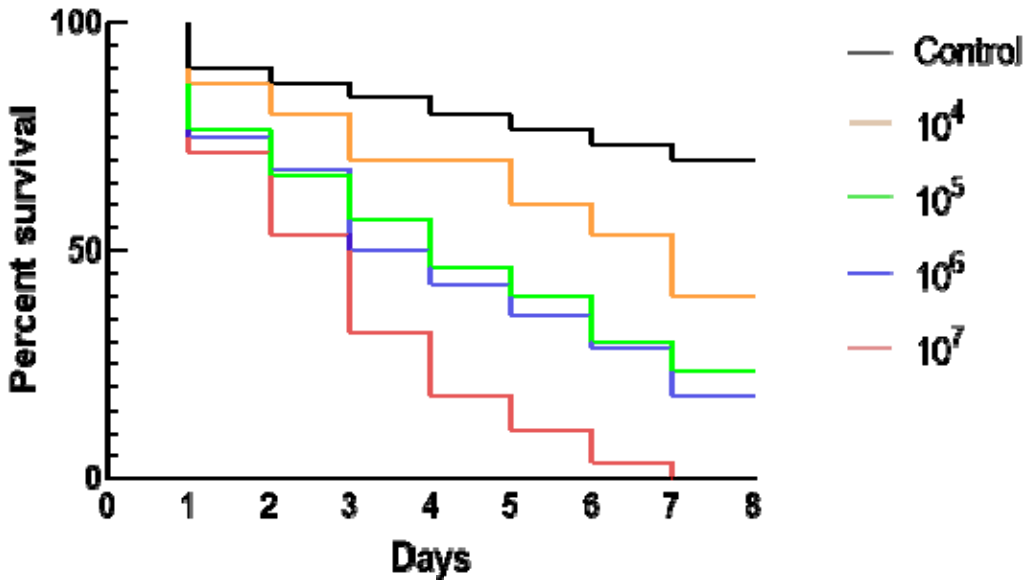
土壤真菌 TDX3f 與 JXX8-1f 具有螞蟻毒殺活性分別將 YDP 培養基、TDH7f、TDX3f、以及 JXX8-1f 放入裝有螞蟻的塑膠盒內，記錄螞蟻死亡隻數。在進行實驗後第 8 天，餵食 TDX3f 與 JXX8-1f 的螞蟻存活率分別為 19%與 28%，而餵食控制阻 YPD 與土壤常見真菌 TDH7f 的螞蟻存活率仍有 60% (圖六十三)，這個結果顯示 TDX3f 與 JXX8-1f 皆具有螞蟻毒殺能力，而 TDX3f 的毒性高於 JXX8-1f。



圖六十三：土壤真菌 TDX3f 與 JXX8-1f 具有螞蟻毒殺毒殺試驗。

使用 Fungi ITS5 and ITS4 進行基因定序，結果顯示 TDX3f 與 *Penicillium sacculum*（球囊青黴菌）的基因序列相同度為 98.25% (Identity: 98.25%)；JXX8-1f 與 *Talaromyces purpurogenus* 的基因序列相同度為 100% (Identity: 100%)。*Talaromyces purpurogenus* 的舊名稱是 *Penicillium purpurogenum*，後來改名為 *Talaromyces purpurogenus*。

有關淺山環境琉璃蟻具致病性的致病菌紅綏麴菌 AA-781 (*Aspergillus nomius* dt1901) 具有對於目前農業環境中主要有害螞蟻疣胸琉璃蟻具有快速感染蟻巢與使螞蟻死亡的特性，極具開發成淺山環境與農地有害螞蟻之微生物防治的潛力。實驗結果顯示隨著 AN_dt1901 孢子濃度的改變，琉璃蟻的存活曲線顯示 (圖六十四)，10^7 孢子/ml 的半致死時間 (LT_{50}) 為 2.38 天，10^6 孢子/ml 的 LT_{50} 為 3.86 天，10^5 孢子/ml 的 LT_{50} 為 3.90 天，10^4 孢子/ml 的 LT_{50} 為 6.03 天，控制組的 LT_{50} 為 12.3 天。實驗結果顯示 AN_dt1901 孢子濃度 107 孢子/ml 對琉璃蟻具有較顯著致死效果 ($p < 0.05$)，而 106 孢子/ml 與 10^5 孢子/ml 兩者的致死情形相近。由於過快的死亡，可能導致被感染的螞蟻在回到巢穴前死亡，無法有效的將分生孢子在巢內進行散播，此外考慮製成生物防治劑所需的成本考量，故挑選具有明顯致死效果但濃度較低的 10^5 個孢子/ml 作為後續實驗測試濃度。



圖六十四 利用不同濃度 AN_dt1901 分生孢子感染疣胸琉璃蟻後，疣胸琉璃蟻的存活曲線。

菌紅綏麴菌 AA-781 在經過財團法人食品工業發展研究所進行生物寄存作業後，並通過本校智慧財產權審議暨管理委員會議通過，並向經濟部智慧財產局送件申請，於 2021 年 11 月獲得中華民國發明專利，專利名稱為「紅綏麴菌 AA-781 及其培養方法、用於防治螞蟻的微生物製劑及其用途」(專利號碼 I744901)。

研究方向三 因應蟻害問題所關聯山村社區產業與旅遊之衝擊與策略

由於氣候變遷以及土地利用型態由森林區逐步開發為農墾區與住宅區，地景異質性降低，生物群落出現優勝劣敗的消長之勢，已有許多研究證實此現象的發生。唯不同地域及生物群落的變化趨勢不可預期，因而無法從過去經驗或跨域比較，得以明確歸因或提出有效策略，因此本項子計畫就居民面對此一新型態生物危害的看法與作為，進行初步探討，以釐清問題本質與現行策略的有效性。 依 IPM(Integrated Pest Management)對害蟲的定義，包括致病、帶菌、影響人類或動物健康，或單純騷擾

者均屬之。因此，琉璃蟻於研究區域的大量發生，即可視之為害蟲。本研究由文獻歸納出害蟲族群大爆發的可能原因：(1)因用藥劑使害蟲的天敵減少，造成害蟲反撲(Pest Resurgence) (Hardin et al., 1995; Funayama, 2015; Funayama, 2020)；(2)長期用藥致害蟲產生抗藥性(Georghiou, 1972; Brattsten et al., 1986; Liu, 2015)；(3)主要害蟲數量減少導致次要害蟲爆發(Kaplan & Denno, 2007; Sánchez-Bayo, 2021)；(4)氣候變遷使害蟲遷移(Morimoto, 1998; Logan, 2003; Zeng, 2020)。

不同生態失衡的現象會帶來不同類型的害蟲爆發，但亦有可能是複合因素綜合作用的結果，但顯然與人類擾動而改變原有蟻群間的競爭關係。本研究於期中報告先就次級統計資料蒐集近期農業產量與價格的變化，再以研究假說進行前測，完成 13 位當地民眾訪談，解讀琉璃蟻爆發的在地觀點，做為後續結構性調查之初步田野工作。在生物多樣性消失或是土地退化的環境下，常常是外來種入侵與成功站穩腳步的契機(Linders & Schaffner, 2019)，在原生物種的消失下，外來物種可以趁機佔據原先的生態棲位，在此同時外來物種有時也會因此改變當地環境，讓當地更適合其生存。此種現象在與人類活動區域更加明顯，外來物種人類活動的情況下，外來物種會隨著人到達，人為擾動也造就了外來物種更易入侵的環境。本年度蟻害對農業生產與產業經濟衝擊設定目標為：從經濟面向，針對六龜地區之農業生產活動產業現況，了解蟻害對農業衝擊的程度，並評估蟻害防治成本。從社會面向，由蒐集蟻害文獻分析國內外相關案例，並從現場調查了解研究區域的居民受害情形、受影響程度、採取對策等，以做為後續大型問卷設計之基本資料。本研究透過 Google Scholar 等文獻搜尋引擎，以關鍵字詞 IPM、Pest Resurgence、Outbreak of Pests、Outbreak of Secondary Pests、biodiversity loss、climate change、invasive species、 Land Degradation、insecticide、Competitive release、insecticide-resistant、Predator regulation、competitive interactions within ants 來蒐集大量與琉璃蟻數量失衡相關文獻。就產業危害部分，從政府部門的次級資料，包括高雄市政府農業局主要農產品生產概況，了解歷年農作物概況、產量與產值等變動情形；由茂林風景管理處遊客統計，了解蟻害對觀光產業的影響，以分析不同產業別消長變化的趨勢。現場調查部分，透過六龜現場面訪，蒐集居民對：1.蟻害所造成的心理焦慮程度、2.現已施行的防治方法及有效性、3.居民觀察到的蟻群環境偏好、4.資訊來源與傳播管道與公部門因應策略、5.對未來蟻害的預測等五個面向，針對不同面向設計相關問卷，並透過訪談使問項各為完整細膩，據以做為後續全測封閉式問卷設計之基礎。

國外相關案例收集與應用

經蒐詢琉璃蟻在國外致災的文獻，並無前例可循。甚至琉璃蟻在許多國家用來做為其他害蟲的生物防治。本研究根據蟻群生態失衡現象，從文獻資料蒐尋關於害蟲大發生的研究，歸納為下列四類：**(1)天敵減少造成害蟲死灰復燃(Pest Resurgence)：**與害蟲死灰復燃的相關文獻顯示此現象與殺蟲劑拖不了關係，由於殺蟲劑是用來控制害蟲族群的化學產品，使用後害蟲死灰復燃大爆發的結果想必是與其功能相違背的，Hardin *et al.* (1995)指出殺蟲劑引起的死灰復燃是因為天敵減少而失去了控制害蟲族群的自然因子。DDT 是一種曾被使用的農藥，雖然現今已經因為其危害性被大多數國家使用，但當其首次在加利福尼亞州防治橘紅腎圓盾介殼蟲 (*Aonidiella aurantia*) 時，同時還把此害蟲的主要天敵寄生蜂 (*Aphytis melinus*)一同殺死導致後續的介殼蟲數量暴增 (DeBach & Rosen, 1991)。在日本秋田縣的蘋果園中二點葉蟎(*Tetranychus urticae*)會吸食葉片中汁液為食造成為害，其天敵為植綏蟎科 (Phytoseiidae)

的捕食性蟎類 (*Typhlodromus vulgaris*、*Neoseiulus womersleyi*、*Amblyseius tsugawai*)，在一個有關於使用廣效性殺蟲劑與選擇性殺蟲劑的研究當中，捕食性蟎類在使用廣效性殺蟲劑後的地區變的很少，從而導致二點葉蟎數量迅速增加，但是另外研究團隊也發現，如果蘋果園中不去進行除草的話，雖然一開始二點葉蟎會略有增長，但是隨著在沒有除草的環境中捕食性蟎類也會因為沒有除草而慢慢恢復，二點葉蟎的數量也會隨之減少(Funayama, 2015；Funayama, 2020)。而在另一個試驗當中，尼加拉瓜共和國再利用加保扶去控制秋行軍蟲 (*Spodoptera frugiperda*) 時也因為加保扶同時抑制當地一種掠食性螞蟻的數量與活動，導致最終秋行軍蟲數量增加的現象(Perfecto, 1990)。**(2) 抗藥性造成的害蟲死灰復燃**：從以上例子通過施用殺蟲劑減少或消除天敵和寄生蜂是害蟲死灰復燃的一個主要原因，另外還有一個主要原因是抗藥性與殺蟲劑的刺激，已有許多證據顯示長期使用殺蟲劑會讓害蟲族群產生抗藥性導致害蟲數量無法用殺蟲劑控制（Georghiou,1972；Brattsten et al.,1986），早在 1990 年初版的 Pesticide resistance in arthropods 書中就已經紀錄了四百多種節肢動物對於殺蟲劑擁有抗藥性，而某些害蟲在暴露在非致死劑量的殺蟲劑環境下，更會刺激害蟲使其繁殖，導致整體的害蟲族群量變高。在亞洲地區褐飛蝨 (*Nilaparvata lugens*)是水稻主要害蟲，長期使用任何種類的殺蟲劑皆會使其產生抗藥性，而研究指出雖然天敵的消失是一個死灰復燃的生態因素，但是這些殺蟲劑劑量不足以殺死有抗藥性的褐飛蝨的同時會刺激雌性褐飛蝨大量繁殖並且在狀況下無法控制褐飛蝨數量才是死灰復燃的主因(Heinrichs & Mochida, 1984；Liu, 2015)，另外褐飛蝨在除草劑的研究也顯示褐飛蝨取食經由除草劑處理的植物時，會刺激其繁殖與攝食導致數量上升並且造成更大的農作物損害 (Wu & Xu, 2001)。棉花棉鈴夜蛾原先在希臘北部已被化學殺蟲劑有效控制，但是在 2007~2010 的研究調查當中，發現雖然直到 2009 年害蟲數量與實驗室中抗性因子都很穩定，但是在 2010 突然死灰復燃，同時也發現棉花棉鈴夜蛾對於陶斯松與亞滅寧兩種殺蟲劑產生明顯抗性，也顯示棉花棉鈴夜蛾的死灰復燃與其抗藥性有高度相關(Mironidis & Kapantaidaki, 2010)。**(3) 次要害蟲爆發(Outbreak of Secondary Pests)**：次生害蟲是指原先在以往對於農作物損害很小或是可以忽略不計的非目標害蟲，Berryman 在 1987 年將次生害蟲爆發定義為“在短時間發生的特定物種數量的爆炸性增長”的現象，競爭可能在食草昆蟲的動態中發揮重要作用（Kaplan & Denno, 2007），次生害蟲爆發是主要害蟲數量減少造成的間接影響，一部分原因是因為天敵消失，但同時也是草食動物物種之間對於殺蟲劑有不同耐受性而競爭釋放 (competition release)後優勢轉移的結果(Sánchez-Bayo, 2021)，而在優勢轉移後更有可能會轉變為主要害蟲。在尼加拉瓜的玉米田中，螞蟻是其中重要的害蟲天敵，而在其中的主要害蟲為秋行軍蟲 (*Spodoptera frugiperda*)，而次要害蟲為玉米葉蟬 (*Dalbulus maidis*)，而在使用陶斯松後顯著減少了螞蟻覓食活動與秋行軍蟲的數量，同時卻也導致玉米葉蟬因為天敵與競爭者減少的數量增加(Perfecto, 1990)。在一篇關於澳大利亞有關於一塊大麥、小麥與油菜輪替種植的試驗地中，在使用陶斯松之後，與其他目標害蟲不同，蛞蝓卻因此數量上升並造成油菜的危害(Hill, 2017)。基因改良作物目前已成為一種新型態的防治害蟲方法，而基因改良的做法可以減少噴藥，在降低對於人類健康的同時，也降低對於環境的破壞，並帶來更佳的經濟效益，但是基因改良作物也不是完美的，我們發現在基因改良作物上常會有次生害蟲的發生，隨著美國東南部的東南部基因改良棉花的種植，兩種椿象(*Euschistus servus* 與 *Nezara viridula*)也隨之數量上生病造成基因改良棉花的危害，而研究發現這兩種物種都會避開原先的主要害蟲棉花棉鈴夜蛾取食過的植物產卵，而基改棉花也導致棉花棉鈴夜蛾族群數量下降，同時也導致椿象的危害(Zeilinger,

2016)。在美國一個西部豆角蛾 (*Striacosta albicosta*) 與當地玉米主要害蟲為歐洲玉米螟 (*Ostrinia nubilalis*)是試驗當中發現，這兩種物種生態區位重疊和競爭，而基因改良玉米能有效防止歐洲玉米螟所造成的危害，但是卻無法抑制西部豆角蛾，也導致雖然在試驗當中基因改良玉米沒有受到歐洲玉米螟危害，但是仍被西部豆角蛾所危害 (Catangui & Berg, 2006)，而西部豆角蛾在 2000 年都只零星發現，並且並未造成經濟損害，但是從 2000 年到 2010 年間已經從原先的愛德華洲玉米田開始，已經慢慢往美國東部擴散，直到 2010 年為止已對七個州造成經濟損失 (Michel, 2010)。**(4) 氣候變遷導致的害蟲爆發**：全球的氣候變遷已經是全球都關注的重要議題，不僅是人類社會，對於生態與環境也造成各種大大小小的危害，雖然關於氣候變遷對於害蟲大爆發的研究較少，但是已有相關研究指出氣候變遷會改變害蟲的遷移(Zeng, 2020)，也有研究顯示害蟲會隨著天氣變化有所擴散北移 (Morimoto, 1998)。地中海松小蠹蟲 (*Orthotomicus erosus*) 原先並非地中海森林的主要害蟲，通常是在已經死亡的樹木上生長，如果數量太多才會危害活樹，在 2017 年以前克羅埃西亞並未發生期數量爆發並造成危害的現象，但研究發現溫度升高可能會刺激其生長，在克羅埃西亞境內森林的乾旱頻率增加，並增加導致地中海松小蠹蟲的數量，在乾旱期有些地區經過火災後附近地區造成嚴重危害(Pernek, 2019)。而在一個關於全球暖化對森林有害生物動態的影響的研究中的模型顯示未來隨著氣候變化，這種害蟲爆發的頻率與嚴重性都將加劇(Logan, 2003)，這也代表雖然在以往研究當中發現的害蟲爆發現象似乎與氣候變遷無關，但是氣候變遷所造成的害蟲爆發會成為一個新的害蟲管理中的挑戰。

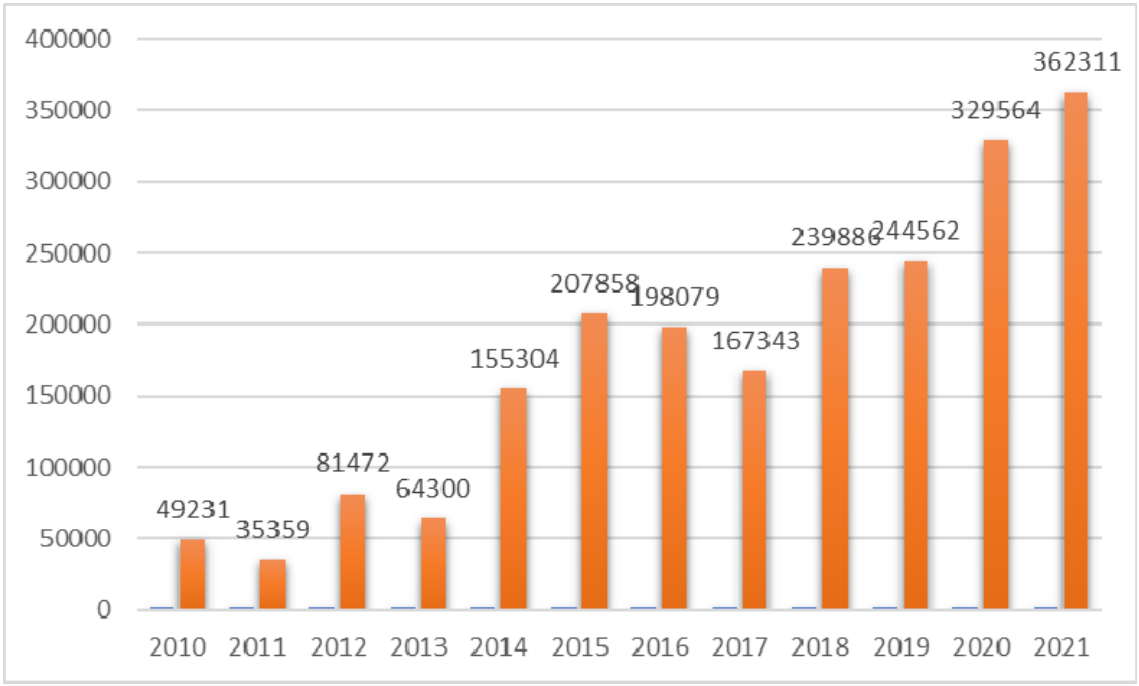
農業及觀光產業與蟻害影響

高雄市六龜區位於台灣高雄縣東北部，人口數為 12,124 人(美濃戶政事務所，2022)，農業人口佔總就業人口 51.31%，工商人口 32.27%。地理環境四面環山，土地面積 194.1584 平方公里，地形呈狹長型，南北長而東西窄。全區劃分為 12 個里，以文武里、中興里的人口最為密集。2009 年莫拉克風災重創六龜，人口外移、農業生產、觀光產業均有大幅衰退，故被列為地方創生重點區域。就農業生產而言，農產物有稻穀、甘蔗、香蕉、菸草、竹筍、及各種果類，如蓮霧、芒果、荔枝、木瓜、鳳梨，因近年來災害頻仍、管理成本增加，許多農民改植麻竹筍、梅、李與山茶產業。八八風災前的觀光產業以寶來溫泉為主，災後公路受阻、影響到溫泉水脈，遊客大不如前。就琉璃蟻危害造成產值損失來觀察，本研究就高雄市主要農產品生產概況整理出六龜地區大宗農產品為竹筍、蓮霧、芒果、梅與番石榴等五項，自 2008 至 2020 年產量變化如表二十所示。顯然六龜地區自 2009 年八八風災導致大規模的崩坍與水患，反映在 2009~2010 年統計數據，有顯著的農業減收的現象；但自 2011 年以後，當地農產品價量齊升。再從琉璃蟻爆發的新聞報導時間點約自 2016 年開始，或部分當地居民所述「八八風災後就有蟻害」，這兩個時間點均未有農產品量或價格減損的現象。從現場訪談亦印證，蟻害對農業生產並無影響。再以旅遊人數增減觀之，本研究收集茂林國家風景區遊客統計資料，就六龜區寶來、不老溫泉區的遊客人數增減，也呈現遊客大幅銳減的主因是八八風災的影響較大 (圖六十五)。自 2016 年以後遊客人數增加，顯然未受琉璃蟻害的影響。近兩年間，在政府各部會的旅遊補助的政策浥注下，人數更是大幅增加。至於當地訪談曾提及遊客會因蟻群擾搔而提早退房等情事，並未有明確數據可佐證，推測屬抱怨性質居多。再以現場訪查了解農業經營活動及病蟲害發生的防治成本，目前噴藥與誘引燈具均由區公所提供，居民並無另行採購其他藥劑處理蟻害。因為六龜地區的蟻害發生時段集中在 17 時

至 20 時之間，對日間工作的農民沒有太大的影響。部分農民反映蟻螯嚴重過敏，但大部分對當地民眾的騷擾主要是晚餐、夜間居家活動至就寢前的大量飛蟻。

表二十、2008~2020 年間六龜地區主要農作物年產量及產值

項目別	*竹筍		蓮霧		芒果		梅		番石榴	
	產量(公噸)	產值(元)	產量(公噸)	產值(元)	產量(公噸)	產值(元)	產量(公噸)	產值(元)	產量(公噸)	產值(元)
2008 年	3.15	76.86		588.9000	534.81	20,055.38	...	0.0000	23.90	470.75
2009 年	0.75	20.55	15.10	288.7500	583.67	21,070.49	...	0.0000	23.67	479.32
2010 年	7.15	189.05	7.00	322.9400	366.37	13,628.78	...	0.0000	44.56	873.32
2011 年	20,277.88	549,530.44	6.70	234,027.8865	18,953.80	724,982.81	8,832.13	181,146.9658	64,385.42	1,181,472.37
2012 年	21,104.70	565,352.76	5,887.49	230,656.2400	16,829.54	705,999.20	6,859.01	119,826.9746	63,022.36	1,328,511.24
2013 年	20,889.09	559,618.72	5,766.41	311,285.2825	18,070.60	771,072.29	6,542.70	141,976.6334	66,169.13	1,398,815.47
2014 年	21,124.12	554,824.93	6,164.07	336,165.5580	15,896.01	792,098.08	9,164.38	182,279.4983	68,490.74	1,690,351.46
2015 年	18,240.28	493,928.49	5,986.92	289,286.3500	17,973.29	753,979.31	7,634.23	179,618.0929	53,435.32	1,457,715.64
2016 年	18,064.77	553,251.65	6,157.65	292,830.9996	10,610.74	836,232.26	4,823.99	168,164.1171	45,082.39	1,398,906.62
2017 年	20,857.78	871,500.79	5,192.04	298,640.3228	16,350.37	847,482.84	3,345.21	139,929.9670	66,927.63	2,232,036.29
2018 年	19,822.77	1,009,573.47	5,040.34	380,476.4090	16,196.96	781,049.97	3,638.97	114,285.4604	67,829.06	1,790,008.87
2019 年	20,170.74	1,107,172.03	6,418.29	340,182.0576	15,192.34	704,303.13	2,827.57	110,670.9724	64,915.85	1,612,509.61
2020 年	20,496.96	989,593.23	5,770.69	352,131.9780	16,018.56	662,527.30	7,269.69	207,549.5068	71,467.77	1,611,598.30



圖六十五 2010-2021 年寶來、不老溫泉區遊客人數統計

居民對蟻害之心理反應與對應行動之問卷結構訪視結果

本研究於 2021 年 11 月 11~12 日、2021 年 11 月 17~22 日、2022 年 1 月 22~28 日及 2022 年 2 月 9~13 日，四度赴現場訪談 30 人次，對象包括 1 位民宿員工、2 位餐廳老闆、10 位攤販、4 位公務員、4 位里長或里幹事、1 位廟宇總幹事、2 位農民與 6 位一般居民。在前兩次訪談主要是以琉璃蟻近年發

生狀況、防治方法、影響程度與範圍先以開放式問項，由受訪者自由作答，再根據受訪者提供訊息進行提問。經過資訊整理與脈絡化後，本研究將調查的方向明確歸納為：1.蟻害所造成的心理焦慮程度、2.現已施行的防治方法及有效性、3.居民觀察到的蟻群環境偏好、4.資訊來源與傳播管道與公部門因應策略、5.對未來蟻害的預測。先將既有資訊設計可能的問項，再就不明確、不充分的部分，進行現場面訪補充。

1.蟻害程度

對於居民受影響主要感受中以困擾與很煩為主， 在 23 位有問到感受的受訪者中，23 位受訪者皆認為琉璃蟻對他們的生活造成困擾：晚飯要提早、吃飯不能開燈、看電視也不能開燈。其中更有 7 位表示琉璃蟻飛行很令人心煩，其中有一位表示她家裡的小孩會對於琉璃飛蟻感到驚慌，有 3 位表示琉璃蟻會咬人。琉璃蟻是否對人以外的生物或事務亦有影響？有 4 名受訪者表示壁虎很愛吃琉璃蟻，壁虎會吃到很飽；有 1 位表示，因為琉璃蟻築巢的關係造成警報器無故鳴響；有 3 位表示琉璃蟻會躲避在家具的陰暗處群聚，導致清理麻煩。在蟻害造成的實質經濟損失上，大多受訪者都表示沒有額外的支出，大多屬於騷擾，例如有一位農民表示琉璃蟻會躲在樹幹細縫與樹葉葉背或包覆處，琉璃蟻也會鑽進他們的套袋裡面，要採收的時候會爬到身上不舒服；另外一位農民表示琉璃蟻會影響到出口蓮霧的檢疫，必須多請一位工人來檢查；有一位木材加工廠老闆的兒子表示戶會表示觀感；旅館員工表示飛蟻發生時必須關掉大廳的燈，旅客也會反應說休息時有琉璃蟻很不舒服，但尚未造成經濟損失；對夜市攤販的影響比較嚴重，10 位攤商表示主要是因為當地人已經比較習慣琉璃蟻的存在，還是會照常消費，影響不大，但外地遊客看到食物上出現琉璃蟻就不願購買，其中 4 位生意有掉了 3~5 成，有 1 位差 1~2 成。有一位賣糖葫蘆的表示在琉璃蟻發生較為密集的月份，周六假期夜市通常只剩下一半的攤販會來營業。大部分攤販雖然表示生意影響不大，但仍須關燈營業或鋪透明布在食物上等防護措施。

2.現行防治方法及其有效性

在問及曾使用過的化學防治方法，有 12 位確認區公所在附近噴藥，其中僅 2 位表示感覺有用，有大量琉璃飛蟻死亡，應該要多噴；另外 10 位都認為噴藥僅具短效作用，隔天蟻群數量又恢復了。其中有 1 位農民額外提到使用黏蟲板來誘捕，琉璃蟻就會黏在上面，可以抓到很多。有 13 位表示曾使用過硼砂餌劑，僅有 2 位表示感覺有用、另外 11 位不是不知道要放哪裡，就是覺得放了硼砂瑪蟻也不愛吃，大多數人後續也就不放了。有一位里長表示里辦公室餌劑都有存貨，認為硼砂有效的，一位是前區公所承辦、一位是里長，兩位都算公職身份，需面對居民抱怨及處理的人士，一般民眾對於餌劑效果沒有感受到效果就棄之不用。就物理防治法，最多人採用的是區公所發放的燈具，共 15 個人有使用過區公所的工業燈，其中 8 位覺得工業燈有效、有 7 位覺得工業燈沒什麼用。中興里里長表示區公所發放的燈，只能讓琉璃蟻暫時不影響生活，但對於控制琉璃蟻數量沒有幫助；新發里里長認為該里點燈的比例很低，其實大概只有兩成居民會開燈誘引，大多數居民都是選擇直接關燈；住在市區老街的民眾也表示附近很少人點燈。受訪者有 2 位用過一般的捕蚊燈，其中一位表示捕蚊燈因為琉璃蟻數量太大，燈一下子就壞了；有 2 位表示會特別把窗簾拉緊不讓光源外泄。其他防治方法則問到有位民眾觀察到琉璃蟻似乎不喜歡蚊香與艾草薰香；另一位民眾也觀察到辦烤肉活動時，原先應該大量的琉璃蟻似乎

被烤肉的煙燻走，因此認為琉璃蟻可能不喜歡有煙霧的環境。生物防治部分，如前述有 4 名受訪者認為壁虎會吃琉璃蟻，不過琉璃蟻數量太多，壁虎沒辦法將之滅絕。

3.居民觀察到的蟻群環境偏好

大多數居民表示琉璃蟻危害大約 3~5 年了，出沒月份約在每年 5~11 月份，其中有 8 位有提到他們觀察到在下雨天的時候琉璃蟻會比較少，其中 7 位提及 2021 年夏季降雨較多的緣故，琉璃蟻危害比較少。30 位受訪者皆有觀察到燈光會吸引琉璃蟻，同時有 2 位有觀察到琉璃蟻似乎喜歡有熱氣或偏高溫的環境，並有一位有觀察到在飛進房屋中之後喜歡鑽到有水的水瓶與飲水器皿中；而有 7 位有觀察到黃燈能夠降低琉璃蟻的數量，大多都是有觀察到六龜大橋的燈改為黃光而發現，其中有一位里長自己做實驗比較，概估黃光比白光能減少 60%的蟻量。關於琉璃蟻偏好出沒的環境區位，有 8 位認為琉璃蟻主要集中在竹林、3 位農田、5 位果園、2 位住家隙縫、3 位廢棄建築、4 位山上、2 位落葉堆、5 位葉片背面。其中有 2 位認為山上的廢棄農園、果園因為久未整理，又不像一般有在經營的農地會噴灑農藥，所以琉璃蟻就會繁殖的很好。

4.知識擴散與公部門策略

居民對琉璃蟻的認識與知識，大都透過新聞媒體得知，六龜當地有成立 LINE 群組與 FB 社群討論關於琉璃蟻危害出現時機、數量、採用方法等訊息。有些人知道市府有琉璃蟻專頁提供防治訊息，但大部分受訪者接觸到的資訊都從非官方管道。就官方實際作為，本研究詢問區公所承辦，目前策略是由農業局召集地方機關開會，做成決議後交由區公所執行。區公所會在琉璃蟻發生前的 3~8 月利用宣傳車廣播與懸掛布條宣傳，也會放在常規宣導，並向里長宣導並發放宣傳摺頁，再請里長傳達給里民。在防治策略上 2019、2020 年有大規模於路燈處進行噴藥，2020、2021 年開始發放餌劑，2021 年另發放工業燈讓民眾誘捕琉璃蟻。

5. 對蟻害後續發展的預測

對蟻害的預測，有 2 名受訪者希望琉璃蟻能根除；1 人表示擔心此種類消滅後，會另有更難處理的種類取代，因而只希望降低數量而非滅絕；亦有科技樂觀論者，相信科學家能找出解決方法；其餘受訪者則認為大量琉璃蟻不太可能獲得解決，只能學習與不斷變化的環境問題共處。

建立與試驗區（社區）居民長期互動機制

蟻害是高雄市介於荖濃溪與楠梓仙溪間六龜區、美濃區、杉林區、甲仙區淺山環境地區居民深感困擾的問題，也是反映生態品質的重要因子，故透過本計畫能協助在地居民更了解產業危機與環境的關連性，透過 Line 群組提供在地居民正確知識與觀念，並透過在地訪談與在地居民建立解決蟻害的共識。本計畫目前已與研究地區 (高雄市六龜區、美濃區、杉林區、甲仙區) 之區里公所及協助相關人員建立即時聯繫之 Line 社群 (高雄-琉璃蟻-防疫群組)(圖六十六)，群組成員包括區里鄰長、公所人員、社區總幹事、產銷班長及民宿業者等，利用通訊軟體建立社群可長期互動機制且可即時回答與解決問題。並已於 110 年 9 月至 111 年 1 月間在六龜區、美濃區、杉林區及甲仙區舉辦了共七場於之琉璃蟻

防治里民宣導會(圖六十八)，以及於六龜區里長聯誼會辦公室處（圖六十九）與高雄市政府相關行政單位(農業處、環保局、工務局）舉行之琉璃蛺防治討論。

圖六十六 本研究團隊與研究地方建立 Line 社群群組。

圖六十七 高雄市六龜區公舉辦之琉璃蛺防治里民宣導會。

圖六十八 高雄市六龜區六龜區里長聯誼會辦公室處舉辦之琉璃蟻防治討論會。

結論與建議

本年度計畫的成果價值除對於氣候變遷影響研究樣區高雄市荖濃溪與楠梓仙溪間淺山環境生態改變造成淺山蟻害問題提出實質上的證據，並進而對衝擊淺山環境社區與農業變動蟻害問題提出數據的證據，並了解氣候變遷下淺山生態與社區變動均是造成蟻害問題關鍵因素，也協助建立解決淺山蟻害問題的建議。盤點高雄淺山地區莫拉克風災前(2008)、莫拉克風災後(2009 年)、淺山蟻害通報前(2013 年)和淺山蟻害通報(2017 年)和近期(2021 年)之歷史衛星影像，透過可信賴的自動判釋模型建立土地利用分類圖資，探討淺山地區自莫拉克災後以來的土地利用變遷情況，進而分析地景結構與蟻害的可能關聯。森林為研究區的基質組成，覆蓋比例大於 55%，水體及人工建物是覆蓋比例變化相對低的類別，農地、果園、草生地及裸地四類覆蓋比例變化快速，顯示淺山地區自莫拉克災後土地利用變遷的複雜性。災後裸地覆蓋面積比例增加 8.2%，主要來自於森林及農地的損失，為高屏溪流域崩塌地及沿岸的土砂災害所致。依據國家災防中心的調查顯示，高屏溪流域近 50.76%的農作受到 88 風災水患的影響(李欣輯等，2011)，子計畫一成果顯示該區主要農業開發使用的農地、果園類型覆蓋面積災後有逐年恢復上升，形狀上更趨於複雜、破碎，會提高與其他土地利用類型鄰接的比例。災後的農地復耕也導致農地嵌塊體之間距離縮短，並提高聚集的程度，果園間的距離則是增加，顯示分佈變得分散。森林類別面積長年以來略為減少，但嵌塊體形狀則漸趨複雜，顯示森林嵌塊體邊緣面臨開發壓力，增加邊界的不規則性。多樣性指數則顯示淺山地區土地利用的多樣性逐年漸增，一方面是森林基質的減少增加了其他類別的利用比例，同時各類別間快速的變化轉移也是導致多樣性的增加。從多期土地利用變遷分析顯示，淺山地區災後的農業地景有所轉變，尤其是農地、果園、草生地及裸地利用類型相互轉換快速，這些半天然的棲地嵌塊體在形狀的複雜度跟接觸邊界逐漸增加，當琉璃蟻害伴隨人為活動進入該地區時提供能快速擴散傳播的棲地特質，這可能加劇了蟻害的威脅。子計畫一第二年的工作將結合田野蟻害調查數據以及更為細緻的多期國土利用調查圖資，確認蟻害發生的相關地景或空間要素，建構最小累積阻力模式(Minimum Cumulative Resistance, MCR)推算蟻害的空間擴張趨勢，藉此提出適宜的防治格局規劃與策略。

針對臺灣淺山丘陵區的崩塌與土石流裸露地的生態功能變化對琉璃蟻族群影響進行分析，將以野外崩塌裸露地為研究對象，透過政府航遙測資料庫和野外調查，找出歷次颱風所產生的崩塌地和土石流沖積扇，代表著裸露地在不同演替的樣區，並以無人機攝影測量監測地表植被覆蓋和崩塌地後續沖刷的情況。同時，透過誘捕器捕捉琉璃蟻，監測裸露地上琉璃蟻族群量，以釐清崩塌裸露地生態系統恢復和琉璃蟻族群變化的關係。本年度設置七處研究樣區，分別為 2009 年莫拉克颱風、2013 年蘇力颱風、和 2021 年盧碧颱風的崩塌或土石流扇，可分別代表不同年代復育階段的研究樣區。此外，本計畫使用無人機攝影測量監測研究樣區的植被復育狀況，建立高解析度數值地表模型和正射影像，可觀測數十公分級的地物高度變化。最後，本計畫在每處樣區設置螞蟻誘捕器，觀測與判釋螞蟻族群的數量與變化，螞蟻族群調查結果顯示，扁琉璃蟻的族群分布具有空間差異，越往東邊的荖濃溪流域，扁琉璃蟻的族群數量越多，西邊的旗山溪較少。且在不同年代崩塌也有差異，2009 年莫拉克颱風的老崩塌地或土石流扇，扁琉璃蟻的數量明顯較多；而 2021 年盧碧颱風的新崩塌的螞蟻族群以大頭家蟻、歐尼大頭家蟻為多。而單一試驗區之中，崩塌地的裸露地的扁琉璃蟻族群數量相對於非裸露度相對較少，

此外，在溪流水域旁或農耕區域，扁琉璃蟻的族群數量似乎有較多的跡象。

目前已建立於高雄市於荖濃溪與楠梓仙溪間六龜區、美濃區、杉林區、甲仙區淺山環境設立 15 個行政里為主要研究與資料收集核心區，完成全區調查樣區共 90 個樣點年度性調查作業查，並完成調查資料系統建置作業。建立土壤微生物相以及土壤光譜資料庫。土壤紅外線光譜資料已收集完成，可提供學界查詢使用。土壤微生物相分析以真菌生物量為主，我們發現了 2 株具有螞蟻忌避與毒殺活性的土壤真菌，已進行了菌種鑑定，這兩株真菌將作為琉璃蟻防治的候選菌株。檢測上百個淺山蟻害危害區土壤樣本並已經篩選出數隻對於淺山蟻害琉璃蟻具致病性或忌避性的菌株，並進行室內量產測試，並已進行半田間試驗樣區選定與前側試驗，並著手規劃新年度小樣區田間的試驗地點與試驗設計。並延續過往研究已經將對於淺山環境琉璃蟻具致病性的致病菌紅綾麴菌 AA-781 (*Aspergillus* sp. A) 完成財團法人食品工業發展研究所進行生物寄存申請作業，目前已獲得中華民國發明專利證書 (專利號碼 I744901)。目前也已經著手進行生物性農藥產品註冊申請登記之程序並與合作的廠商生產對環境友善的微生物防治製劑，以協助遭受蟻害危害淺山環境居民、農民、社區及農地減少並降低遭到蟻害的威脅，此有關淺山環境琉璃蟻具致病性的致病菌紅綾麴菌的致病性研究成果。淺山地區另一種蟻害問是夏秋季間入夜後扁琉璃蟻的飛蟻大量騷擾問題，經調查顯示這個新興的蟻害問題，則是因為近兩三年來台灣中南淺山環境中原本照明的高壓鈉氣或鹵素燈逐步被 LED 燈所取代而，這些飛蟻受 LED 路燈光源中特定的光頻光線的吸引，而大量聚集至農舍與居家環境中的燈源之下，而造成嚴重的騷擾危害。台灣中南淺山環境路燈更改為 LED 燈造成的問題，已與 LED 燈製造廠商合作除釐清 LED 燈中吸引飛蟻的光源波長為小於 500 nm 以下波長的藍紫光系組成為主(藍光 440~470 nm、紫外光燈 UV 350~390 nm)，協助廠商設計並測試可以在 LED 路燈上裝設的可阻隔琉璃蟻婚飛蟻偏好光線的遮光燈罩，此燈罩設計是不需要更換目前台灣淺山蟻害危害環境中在近幾年已更新的百萬盞 LED 燈組 (每組燈組約 2 萬元) ，但仍可以降低因為氣候變遷影響下所造成琉璃蟻超級群落形成下大量飛蟻因為 LED 誘引光線而湧入淺山居民住家、民宿、城鎮的問題。此可阻隔飛蟻的遮光燈罩在研究室測試完成後，將會安裝於淺山環境中 LED 路燈上，並在小區域實驗測試阻隔格成效後，協助 LED 廠商量產可以避免飛蟻聚集的遮光燈罩，並協助淺山蟻害環境下的 LED 路燈逐步更換以以降低飛蟻對於淺山居民騷擾，與旅遊光觀民宿產業的經濟損失。

琉璃蟻大爆發現象，從文獻歸因可能為抗藥性、捕食者釋放、競爭釋放與氣候變遷等因素所造成，不同生態失衡的現象會帶來不同類型的害蟲爆發。文獻指出螞蟻族群消長為各族群間競爭的結果(LeBrun, 2007)，從文獻蒐尋目前未發現琉璃蟻有特別控制其數量的天敵，反而極可能是因人為擾動影響螞蟻間的競爭關係(Gray, 2018)，參考紅火蟻相關研究亦顯示人為擾動會加快且加劇紅火蟻入侵的影響程度(King, 2008)。為了解受害區域民眾對於琉璃蟻害的認知程度，本研究針對六龜居民進行訪問，已訪談 30 人次，大多民眾都認為蟻害主要為生活困擾。從六龜地區主要農作物年產量未發現蟻害所造成的影響，觀光產業亦無影響。從結構式問卷預訪發現，公部門的行動與民眾的反應不相符，如餌劑施用為區公所防治重點，但民眾對餌劑成效不具信心。關於蟻害區民眾對琉蟻區的習性觀察、常民知識以及是否需要根治等態度傾向，是未來官方與學界的重要參考方向。本研究下年度將就本年度預訪結果製成結構式問卷，進行全區施測，此一結果當對氣候變遷帶來的災害防治及因應作為，能提供更具全面性與代表性的社會意向，可做為後續政策與研究方向調整的重要參考依據。

琉璃蟻做為害蟲且大斷擴張，是國際未見的新興議題，本研究於生物、生態、經濟、社會研究成果，足供國際此類研究社群一項新問題的發想與處理模式。因為日本一些地區也陸續出現如台灣的淺山蟻害問題，因此本計畫團隊已與日本東京首都大學理學研究科 (TMU-SE, Graduate School of Science, Tokyo Metropolitan University, Japan) 簽署研究與人員交流之合作意向書 (MOU, Memorandum of Understanding)，以共同研究與合作氣候變遷下東亞地區淺山生態變動與山村社區發展所衍生的蟻害問題。也在本團隊與與東京首都大學理學研究科所簽署合作意向書(MOU)的架構下，本計畫主持人國立彰化師範大學生物學系林宗岐教授也與東京首都大學生命科學系江口克之教授 (Katsuyuki EGUCHI) 簽署相關合作互訪合作協議書，江口克之教授是東北亞與東南亞的螞蟻生態、生物地理與統分類學家，對於東南亞與日本地區興新的蟻害的環境變遷探討有充分的涉略，也可提供本計畫東亞與東南亞因氣候變遷影響對於大尺度地理環境的。

淺山蟻害雖非致命型災害，過去政府與民間的投入與關注較少，缺乏全面的調查與研究，使琉璃蟻害有爆發的機會，且防治成效有限，嚴重影響民居的生活與淺山農業經濟。為減緩琉璃蟻蟻害，恢復淺山生態健康，並兼顧在地農民的經濟活動，本多年期單一整合型計畫是整合環境地景面向 (彰師大地理學系, 彰師大空間資訊與社會災害研究中心)、環境生物生態面向 (彰師大生物學系)、農村經營林業管理面向 (林業試驗所) 及環境教育面向 (彰師大環境教育中心)，全面性檢視蟻害問題背後所潛藏地景破碎、生態失衡與開發壓力的問題，以坡地生態系服務（供給、調適、文化、支持）為研究架構，調查遭受蟻害區域之生態系統棲地關鍵生物相 (土棲昆蟲、微生物等)、分析地景變遷與蟻害的關係、建立評估指標、評估環境脆弱度及生態潛能等，並連結蟻害所造成的山村社區產業與旅遊衝擊，期能建構氣候變遷下兼顧人類福祉與生態韌性的淺山環境管理政策。本多年期單一整合型計畫是以氣候智慧有害生物管理 (CSPM) 思維，結合地景、生態、社會經濟三方面研究成果，了解蟻害擴散的原因，並以生態健康的觀點有效管理琉璃蟻入侵，降低蟻害對當地農業生產與休閒產業的衝擊。此外，在計畫中運用生物多樣性公約、準則與指標，納入國家整體政策、財務規劃與社會認同等愛知目標，由長期土地復育策略，逐步控制琉璃蟻群大量發生，進而維持生態、社會與經濟的穩定與永續發展。本計畫符合聯合國 2030 永續發展目標(SDGs) 17 項目標(Goals)：SDG 11 永續城鄉：建構具包容、安全、韌性及永續特質的城市與鄉村。本計畫研究區位於城鄉交界，受蟻害而影響生產、生活與生態韌性，本計畫擬透過科學研究找出蟻害蔓延的因素，並重塑具永續特質的淺山環境。SDG 15 保育陸域生態：保育及永續利用陸域生態系，確保生物多樣性並防止土地劣化。螞蟻為生態系益蟲，本計畫探究其在研究區失控的關鍵因子，確保山區生態系統保護，包括其生物多樣性，以提高其容受力，提供攸關永續發展的效益。SDG 17 多元夥伴關係：建立多元夥伴關係，協力促進永續願景。本計畫執行過程中，將透過蟻害成因發掘與防治的溝通過程，培養社區永續共識及引導居民參與，使政府、社區民眾及組織形成夥伴關係，共同為永續環境努力。對於新議題、新假說需要新的研究設計與較長的試驗期程以供檢證，目前操作與觀察的結果不必然適用於其他地域及長時間變動的後果，有必要投入更長期的研究能量。生態環境的問題並非一朝一夕所產生，相同的，重塑宜人宜居的生活環境也需長時間的努力付出。

執行四大重點說明

1.計畫預期成果進度說明

2.計畫如何扣合生態系服務的四大目標及成果說明

3.如何使用政府長期氣候變遷及 GIS 等資料庫

4.如何建立與試區居民長期互動機制，及執行成果說明

1. 計畫預期成果的進度說明。

研究方向一 坡地地景與蟻害

本年度目標以因應氣候變遷之極端氣候所造成多時期土地覆蓋分類與地景結構變化分析坡地地景變遷與蟻害關聯，莫拉克風災前(2008)、莫拉克風災後(2009 年)、淺山蟻害通報前(2013 年)和淺山蟻害通報(2017 年)和近期(2021 年)之歷史衛星影像 之資料建構分析並建立地景結構指標。另收集因氣候變遷之極端氣候造成崩塌裸露地植被復育和演替過程資料建立崩塌裸露地的螞蟻族群的空間分佈與時間變化之連結。過程中蒐集歷年航照和衛星影像，判釋與辨認不同年代發生的崩塌土石流之裸露地為研究樣區。透過現地調查與無人機攝影測量建立崩塌和土石流裸露地的地形與植被覆蓋。並自「衛星影像開放資料服務平台」蒐集研究區域歷年 SPOT 衛星影像，藉由人工判識與數化新生崩塌地的位置，目前已完成 2009 至 2021 年間共 10 場颱風或豪雨事件的判識工作，篩選出不同年代發生的崩塌土石流之裸露地，做為裸露地不同復育階段的代表 (proxy)。研究人員已於八月底前往研究區域調查篩選出的崩塌地，調查工作使用無人機攝影測量技術拍攝像片對，藉以調查裸露地植被覆蓋情狀；同時，也已於篩選出裸露地旁與遠離裸露地處分別設置螞蟻誘捕器，作為野外試驗的研究組與對照組，以調查裸露地與螞蟻族群的關係。

研究方向二 生態系統分割與蟻害

因氣候變遷之極端氣候造成崩塌裸露地植被地景變化螞蟻族群的空間分佈與時間變化資料，目前已建立於高雄市介於荖濃溪與楠梓仙溪間六龜區、美濃區、杉林區、甲仙區淺山環境設立 15 個行政里為主要研究與資料收集核心區。完成本年度琉璃蟻危害區淺山環境螞蟻、蜜露半翅目昆蟲、超級群落調查全區調查，進行調查地理資訊系統 (GIS) 之建置作業。建立調查樣區淺山環境以土壤微生群聚評估蟻害危害程度之指標，利用紅外線光譜儀建立土壤樣本 (蟻巢內，蟻巢外，無蟻巢)的紅外線光譜資料庫，用以預測土壤真菌豐富度並評估與有害螞蟻族群密度變動之關聯。建立調查樣區淺山環境為蟻害危害地區，土壤樣本 (蟻巢內，蟻巢外，無蟻巢)中可培養細菌與真菌豐富度數據資料。

研究方向三 因應蟻害問題所關聯山村社區產業與旅遊之衝擊與策略

本計畫目前已與研究地區 (高雄市六龜區、美濃區、杉林區、甲仙區) 之區里公所及協助相關人員建立即時聯繫之 line 社群 (高雄-琉璃蟻-防疫群組)，群組成員包括區里鄰長、公所人員、社區總幹事、產銷班長及民宿業者等，利用通訊軟體建立社群長期互動機制，且可即時回答與解決問題。已於六龜區、山林區、甲仙區、美濃區多場座談會，以凝聚共識，並針對研究地區之民眾、農民、社區產業與旅遊業者，設計製作淺山蟻害問題之問卷量表，以收集民受害情形、受影響程度、採取行為等基本資料，及蟻害農業生產與休閒產業經濟層面衝擊與損失，及對於蟻害防治方法與成本效益之量化資料。

2. 生態系服務的四大目標及其預期成果。

生態系服務具有不同的時空效益，在經營管理不同尺度的地景時，了解生態系服務的時空性的特點，將有助於進行生態系服務的評估，計畫納入大尺度的地景觀點，透過量化崩塌災害和土地利用狀況並進行地景分析。對應生態系統服務四大功能如下：

供給面：研中分析農地面積變化能扣合生態系統的供給，農地面積在莫拉克災後減損有逐漸回復，顯示供給服務先降後升，但並整體供給服務並未超過災前狀況。

調節面：崩塌災害和土地利用的轉變會影響生產力與養分循環，透過地景指標分析未來可討論其調節功能的變化。

支持面：地利用與地景結構是決定整體棲地品質的關鍵因子，故以地景結構評估棲地品質能扣合生態系統支持項目，隨著森林與農地之間的邊緣比例增加，可能影響棲地的完整性。

文化面：景涵蓋人類與自然交互作用下的各種呈現的多樣性，在研究中透過探討森林與農地面積的消長，可進一步扣合生態系統的文化服務。

再者，本計畫以氣候智慧有害生物管理 (CSPM) 思維，結合地景、生態、社會經濟三方面研究成果，了解蟻害擴散的原因，並以生態健康的觀點有效管理琉璃蟻入侵，降低蟻害對當地農業生產與休閒產業的衝擊。此外，在計畫中運用生物多樣性公約、準則與指標，納入國家整體政策、財務規劃與社會認同等愛知目標，由長期土地復育策略，逐步控制琉璃蟻群大量發生，進而維持生態、社會與經濟的穩定與永續發展。本計畫回應聯合國 2030 永續發展目標(SDGs) 17 項目標(Goals)整理如下：

SDG 11 永續城鄉：建構具包容、安全、韌性及永續特質的城市與鄉村。本計畫研究區位於城鄉交界，受蟻害而影響生產、生活與生態韌性，本計畫擬透過科學研究找出蟻害蔓延的因素，並重塑具永續特質的淺山環境。

SDG 15 保育陸域生態：保育及永續利用陸域生態系，確保生物多樣性並防止土地劣化。螞蟻為生態系益蟲，本計畫探究其在研究區失控的關鍵因子，確保山區生態系統保護，包括其生物多樣性，以提高其容受力，提供攸關永續發展的效益。

SDG 17 多元夥伴關係：建立多元夥伴關係，協力促進永續願景。本計畫執行過程中，透過蟻害成因發掘與防治的溝通過程，培養社區永續共識及引導居民參與，使政府、社區民眾及組織形成夥伴關係，共同為永續環境努力。

3. 使用政府長期氣候變遷及 GIS 等資料庫。

使用政府科技部推動之「衛星影像開放資料服務平台」，作為長期地景變遷與崩塌地分析之依據；農委會農林航空測量所的「正射影像與原始航照」，進行高解析度的歷史崩塌地變遷判識與分析；農委會開放資料平台之 94-106 年「衛星判釋全島崩塌地圖」作為地景變遷比較分析之依據。為分析長年研究區地景變遷，本計畫以多時態遙測影像判釋土地利用變化為目標，整合內政部國土測繪中心嫁接 WMS 空間資訊圖資及國土利用調查資料、林務局第四次森林調查圖資為參考，建立自動地表覆蓋判釋模型，分析莫拉克風災後地景結構變化，評估極端氣候災害造成可能蟻害棲地的關係連結。

氣候變遷資料取自於「臺灣氣候變遷推估資訊與調適知識平台計畫(TCCIP)」提供的歷史降雨資料和未來氣候變遷降尺度降雨量的分析結果，用以建立過去地景和生態功能變遷與降雨的關係，進而評估氣候變遷下淺山生態與社區變動所連動淺山蟻害問題。本計畫後續使用氣候變遷資料庫結合空拍崩塌(子計畫二)和土地利用資料(子計畫一)，了解淺山崩塌災害和氣象之間的關連性，另結合蟻

害調查(子計畫三)和土壤微生物調查(子計畫四)分析氣候如何影響土壤微生物和蟻群消長，最後解構人類社會在產業上對氣候變遷的調適行為(計畫五和六)。

4. 建立與試驗區（社區）居民長期互動機制。

蟻害是高雄市介於荖濃溪與楠梓仙溪間六龜區、美濃區、杉林區、甲仙區淺山環境地區居民深感困擾的問題，也是反映生態品質的重要因子，故透過本計畫能協助在地居民更了解產業危機與環境的關連性，透過 Line 群組提供在地居民正確知識與觀念，並透過在地訪談與在地居民建立解決蟻害的共識。本計畫目前已與研究地區 (高雄市六龜區、美濃區、杉林區、甲仙區) 之區里公所及協助相關人員建立即時聯繫之 Line 社群 (高雄-琉璃蟻-防疫群組)，群組成員包括區里鄰長、公所人員、社區總幹事、產銷班長及民宿業者等，利用通訊軟體建立社群可長期互動機制且可即時回答與解決問題。並已於六龜區、山林區、甲仙區、美濃區多場座談會，以凝聚共識。

參考文獻

李欣輯、謝龍生、王俞婷、林宣汝 (2011)，「莫拉克颱風降雨事件對災區各流域之土地利用衝擊」，土木水利，38(4)，71-74。

林宗岐。2015。外來入侵螞蟻。生態學會季刊 46: 50-57。

林宗岐、吳文哲。2003。台灣螞蟻相（膜翅目：蟻科），附亞科與屬檢索表。國立台灣博物館年刊 46: 5-69。

美濃戶政事務所 (2022) 六龜區每月各里人口統計概況。下載日 2022/02/23，網址：https://meinong-house.kcg.gov.tw/News_Content.aspx?n=97DE54A69446B728&sms=343AF16FB80B488F&s=F447D834F1DDA38D

Abbott KL. 2005. Supercolonies of the invasive yellow crazy ant, Anoplolepis gracilipes, on an oceanic island: Forager activity patterns, density and biomass. Insect. Soc. 52: 266–273.

Abbott KL. 2006. Spatial dynamics of supercolonies of the invasive yellow crazy ant, Anoplolepis gracilipes, on Christmas Island, Indian Ocean. Divers. Distrib. 12: 101–110.

Alberts, A. C.（1992）. Constraints on the design of chemical communication systems in terrestrial vertebrates. The American Naturalist, 139, S62-S89.

Al-Khaldi, S. F., Mossoba, M. M., Ismail, A. A., & Fry, F. S. (2004). Accelerating bacterial identification by infrared spectroscopy by employing microarray deposition of microorganisms. Foodbourne Pathogens & Disease, 1(3), 172-177.

Angelone, S., & Bidochka, M. J. (2018). Diversity and abundance of entomopathogenic fungi at ant colonies. Journal of invertebrate pathology, 156, 73-76.

Beattie, A. J., Turnbull, C. L., Hough, T., & Knox, R. B. （1986）. Antibiotic production: a possible function for the metapleural glands of ants（Hymenoptera: Formicidae）. Annals of the Entomological Society of America, 79（3）, 448-450.

Bebber, D. P., Ramotowski, M. A., & Gurr, S. J. 2013. Crop pests and pathogens move polewards in a warming world. Nature climate change, 3(11), 985-988.

Ben-Dor, E., & Banin, A. 1995. Near-infrared analysis as a rapid method to simultaneously evaluate several soil properties. Soil Science Society of America Journal, 59(2), 364-372.

Berryman, A. A., Barbosa, P., & Schultz, J. C. (1987). Insect outbreaks. The theory and classification of outbreaks, 3-30.

Brattsten, L. B., Holyoke, C. W., Leeper, J. R., & Raffa, K. F. (1986). Insecticide resistance: challenge to pest management and basic research. Science, 231(4743), 1255-1260.

Butt, T. M., Jackson, C. W., & Magan, N. 2001. Introduction-fungal biological control agents: progress, problems and potential. In T. M. Butt, C. W. Jackson, & N. Magan (Eds.), Fungi as biocontrol agents: Progress, problems and potential. Wallingford, UK: CABI Publishing.

Blond, C. L., Ridgway, H. J., Brownbridge, M., Chapman, R. B., Condron, L. M., Saville, D. J., & Glare, T. R.（2018）. Non-host larvae negatively impact persistence of the entomopathogen Beauveria bassiana in soil. Journal of invertebrate pathology, 156, 19-28.

Boulton, A. M., Davies, K. F., & Ward, P. S.（2005）. Species richness, abundance, and composition of ground-dwelling ants in northern California grasslands: role of plants, soil, and grazing. Environmental entomology, 34（1）, 96-104.

Bruetsch, T., Felden, A., Reber, A., & Chapuisat, M.（2014）. Ant queens（Hymenoptera: Formicidae）are attracted to fungal pathogens during the initial stage of colony founding. Myrmecological news, 20, 71-76.

Butt, T. M., Jackson, C. W., & Magan, N.（2001）. Introduction-fungal biological control agents: progress, problems and potential. In T. M. Butt, C. W. Jackson, & N. Magan（Eds.）, Fungi as biocontrol agents: Progress, problems and potential. Wallingford, UK: CABI Publishing.

Calle, Z., Henao-Gallego, N., Giraldo, C., & Armbrecht, I. 2013. A Comparison of Vegetation and Ground-Dwelling Ants in Abandoned and Restored Gullies and Landslide Surfaces in the Western Colombian Andes. Restoration Ecology, 21(6), 729-735. doi:https://doi.org/10.1111/rec.12001

Carpentier, A., & Weaver, R. D. 1997. Damage control productivity: Why econometrics matters. American Journal of Agricultural Economics, 79(1), 47-61.

Catangui, M. A., & Berg, R. K. (2006). Western bean cutworm, Striacosta albicosta (Smith)(Lepidoptera: Noctuidae), as a potential pest of transgenic Cry1Ab Bacillus thuringiensis corn hybrids in South Dakota. Environmental Entomology, 35(5), 1439-1452.

Chen, C. W., Yan, H., & Han, B. X. (2014). Rapid identification of three varieties of Chrysanthemum with near infrared spectroscopy. Revista Brasileira de Farmacognosia, 24, 33-37.

Cremer, S., Armitage, S. A., & Schmid-Hempel, P.（2007）. Social immunity. Current biology, 17（16）, R693-R702.

Colautti R, Richardson D. 2009. Subjectivity and flexibility in invasion terminology: too much of a good thing? Biol. Invas. 11: 1225–1259.

Cuyno, L. C., Norton, G. W., & Rola, A. 2001. Economic analysis of environmental benefits of integrated pest management: a Philippine case study. Agricultural Economics, 25(2-3), 227-233

Dostál, P., Březnová, M., Kozlíčková, V., Herben, T., & Kovář, P.（2005）. Ant-induced soil modification and its effect on plant below-ground biomass. Pedobiologia, 49（2）, 127-137.

de Faria, M. R., & Wraight, S.,P.（2007）. Mycoinsecticides and Mycoacaricides: a comprehensive list with worldwide coverage and international classification of formulation types. Biological Control, 43, 237e256.

Emery C. 1913. Hymenoptera. Fam. Formicidae. Subfam. Dolichoderinae. Genera Insectorum 137: 1-50.

Forel A. 1912. H. Sauter's Formosa-Ausrute. Formicidae (Hym.). Ent Mitt 1:67-81.

Forschler, B. T. & G. Evans. 1994. Perimeter treatment strategy using containerized baits to manage Argentine ants, Linepithema humile (Mayr) (Hymenoptera: Formicidae). J. Entomol. Sci. 29: 265–268.

Frampton, G. K., & van den Brink, P. J. (2007). Collembola and macroarthropod community responses to

carbamate, organophosphate and synthetic pyrethroid insecticides: direct and indirect effects. Environmental Pollution, 147(1), 14-25.

Funayama, K. (2015). Outbreaks of the two-spotted spider mite, Tetranychus urticae (Acari: Tetranychidae) are caused by broad-spectrum insecticide spraying in apple orchards. Applied Entomology and Zoology, 50(2), 169-174.

Funayama, K., & Komatsu, M. (2020). Absence of mowing prevents resurgence of Tetranychus urticae and Panonychus ulmi (Acari: Tetranychidae) after broad-spectrum insecticide use in apple orchards. Applied Entomology and Zoology, 55(4), 379-384.

Georghiou, G. P. (1972). The evolution of resistance to pesticides. Annual Review of Ecology and Systematics, 3(1), 133-168.

Greenberg, L., Klotz, J.H., Rust, M.K., 2006. Liquid borate bait for the control of Argentine ant, Linepithema humile in organic citrus (Hymenoptera: Formicidae). Fla. Entomol. 89, 469-474.

Gordon, S. H., Jones, R. W., McClelland, J. F., Wicklow, D. T., & Greene, R. V. (1999). Transient infrared spectroscopy for detection of toxigenic fungi in corn: potential for on-line evaluation. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 47(12), 5267-5272.

Hardin, M. R., Benrey, B., Coll, M., Lamp, W. O., Roderick, G. K., & Barbosa, P. (1995). Arthropod pest resurgence: an overview of potential mechanisms. Crop Protection, 14(1), 3-18.

Heinrichs, E. A., & Mochida, O. (1984). From secondary to major pest status: the case of insecticide-induced rice brown planthopper, Nilaparvata lugens, resurgence. Protection Ecology, 7(2/3), 201-218.

Hill, M. P., Macfadyen, S., & Nash, M. A. (2017). Broad spectrum pesticide application alters natural enemy communities and may facilitate secondary pest outbreaks. PeerJ, 5, e4179.

Hooper-Bui, LM., and Rust, MK. 2000. Oral toxicity of abamectin, boric acid, Fipronil and hydramethlynon to laboratory colonies of Argentine ants (Hymenoptera: Formicidae). J. Econ. Entomol. 93: 858-864.

Hsu, F.C., P.W. Hsu, C.C. Lin. 2017. New Record of Dolichoderus sibiricus Emery, 1889 (Hymenoptera, Formicidae), from Kinmen County, Taiwan. Formosa Entomol. 37: 33-37.

Jeschke JM, Strayer DL. 2005. Invasion success of vertebrates in Europe and North America. Proc. Nat. Acad. Sci. 102: 7198–7202.

Jeschke JM, Strayer DL. 2006. Determinants of vertebrate invasion success in Europe and North America. Glob. Chang. Biol. 12: 1608–1619.

Jouvenaz, D. P. （1983）. Natural enemies of fire ants. The Florida Entomologist, 66（1）, 111-121.

Juroszek, P., & Von Tiedemann, A. 2011. Potential strategies and future requirements for plant disease management under a changing climate. Plant Pathology, 60(1), 100-112.

Kaltenpoth, M.（2009）. Actinobacteria as mutualists: general healthcare for insects?. Trends in microbiology, 17（12）, 529-535.

Kaplan, I., & Denno, R. F. (2007). Interspecific interactions in phytophagous insects revisited: a quantitative assessment of competition theory. Ecology letters, 10(10), 977-994.

Khoo KC, Ho CT. 1992. The influence of Dolichoderus thoracicus (Hymenoptera: Formicidae) on losses due to Helopeltis theivora (Heteroptera: Miridae), black pod disease, and mammalian pests in cocoa in Malaysia. Bull. Entomol. Res., 82, 485-491.

Klotz, J. H., and J. Moss. 1996. Oral toxicity of a boric acidsucrose water bait to Florida carpenter ants (Hymenoptera: Formicidae). J. Entomol. Sci. 31: 9-12.

Klotz, J. H., D. H. Oi, K. M. Vail, and D. F. Williams. 1996. Laboratory evaluation of a boric acid liquid bait on colonies of Tapinoma melanocephalum, Argentine ants and Pharaoh ants (Hymenoptera: Formicidae). J. Econ. Entomol. 89: 673-677.

Klotz, J. H., K. M. Vail, and D. F. Williams. 1997b. Toxicity of a boric acid-sucrose water bait to Solenopsis invicta (Hymenoptera: Formicidae). J. Econ. Entomol. 90: 488- 491.

Klotz, J. H., K. M. Vail, and D. F. Williams. 1997a. Liquid boric acid for control of structural infestations of Pharaoh ants (Hymenoptera: Formicidae). J. Econ. Entomol. 90: 523-526.

Klotz, J., L. Greenberg, and E. C. Venn. 1998. Liquid boric acid bait for control of the Argentine ant (Hymenoptera: Formicidae). J. Econ. Entomol. 91: 910-914.

Klotz, J. H., M. K. Rust, L. Greenberg, H. C. Field, and K. Kupfer. 2007. An evaluation of several urban pest management strategies to control Argentine ants (Hymenoptera: Formicidae). Sociobiology 50: 391-398.

Knight, R.L. and M.K. Rust. 1991. Efficacy of formulated baits for Control of Argentine ant (Hymenoptera:Formicidae).J. Econ. Entomol. 84:510–514.

Konrad, M., Vyleta, M. L., Theis, F. J., Stock, M., Tragust, S., Klatt, M., ... & Cremer, S. (2012). Social transfer of pathogenic fungus promotes active immunisation in ant colonies. PLoS biology, 10(4), e1001300.

Kutsanedzie, F. Y., Chen, Q., Hassan, M. M., Yang, M., Sun, H., & Rahman, M. H. (2018). Near infrared system coupled chemometric algorithms for enumeration of total fungi count in cocoa beans neat solution. Food chemistry, 240, 231-238.

LaštůVka, Z. （2009）. Climate change and its possible influence on the occurrence and importance of insect pests. Plant Protection Science, 45（Special Issue）.

Lee, C.Y. 2000. Performance of hydramethylnon- and fipronil-based containerized baits against household ants in residential premises. Trop. Biomed. 17: 45-48.

Lee C.Y. 2008. Sucrose bait base preference of selected urban pest ants (Hymenoptera: Formicidae). pp. 59 – 63. In: Proceedings of the Sixth International Conference on Urban Pests (W.H. Robinson & D. Bajomi, eds.). OOK-Press Kft, Budapest, Hungary.

Lee C.Y. 2009. Feeding and foraging behaviour of tropical urban pest ants. SP World 37: 9 – 12.

Lin, C.C., T.W. Chang, H.W. Chen, C.H. Shih, P.C. Hsu. 2017. Development of liquid bait with unique bait station for control of Dolichoderus thoracicus (Hymenoptera: Formicidae). J. Econ. Entomol. 2017, 1-8. DOI: 10.1093/jee/tox107

Liu, Z., Wu, J., Zhang, Y., Liu, F., Xu, J., & Bao, H. (2015). Mechanisms of rice planthopper resistance to insecticides. In Rice Planthoppers (pp. 117-141). Springer, Dordrecht.

Logan, J. A., Régnière, J., & Powell, J. A. (2003). Assessing the impacts of global warming on forest pest dynamics. Frontiers in Ecology and the Environment, 1(3), 130-137.

Lowe S. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the Global Invasive Species Database http:// www.issg.org/database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) New Zealand.

IPCC （2013）Summary for policymakers. In: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.K., et al. （eds）Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 1–28.

Meunier, J.（2015）. Social immunity and the evolution of group living in insects. Philosophical Transactions

of the Royal Society B: Biological Sciences, 370（1669）, 20140102.

McMullin, D., Mizaikoff, B., & Krska, R. (2015). Advancements in IR spectroscopic approaches for the determination of fungal derived contaminations in food crops. Analytical and bioanalytical chemistry, 407(3), 653-660.

Morimoto, N., Imura, O., & Kiura, T. (1998). Potential effects of global warming on the occurrence of Japanese pest insects. *Applied Entomology and Zoology*, *33*(1), 147-155.

Rodrigues, A., Passarini, M. R., Ferro, M., Nagamoto, N. S., Forti, L. C., Bacci Jr, M., ... & Pagnocca, F. C. (2014). Fungal communities in the garden chamber soils of leaf-cutting ants. Journal of Basic Microbiology, 54(11), 1186-1196.

Schmid-Hempel, P. （1998）. Parasites in social insects （Vol. 60）. Princeton University Press.

Shah, P. A., & Pell, J. K.（2003）. Entomopathogenic fungi as biological control agents. Applied microbiology and biotechnology, 61（5）, 413-423.

Shen, F., Wu, Q., Liu, P., Jiang, X., Fang, Y., & Cao, C. (2018). Detection of Aspergillus spp. contamination levels in peanuts by near infrared spectroscopy and electronic nose. Food Control, 93, 1-8.

Wang, D., Dowell, F. E., Ram, M. S., & Schapaugh, W. T. (2004). Classification of fungal-damaged soybean seeds using near-infrared spectroscopy. International journal of food properties, 7(1), 75-82.

Wagner, D., & Jones, J. B. （2006）. The impact of harvester ants on decomposition, N mineralization, litter quality, and the availability of N to plants in the Mojave Desert. Soil Biology and Biochemistry, 38（9）, 2593-2601.

Zettler, J. A., McInnis, T. M., Allen, C. R., & Spira, T. P. (2002). Biodiversity of fungi in red imported fire ant (Hymenoptera: Formicidae) mounds. Annals of the Entomological Society of America, 95(4), 487-491.

科技部補助專題研究計畫成果彙整表

計畫主持人：林宗岐	計畫編號：MOST 110-2321-B-018-001
計畫名稱：氣候變遷影響淺山生態與社區變動所造成目前淺山蟻害問題之探討與解決策略	

成果項目			量化	單位	質化 （說明：各成果項目請附佐證資料或細項說明，如期刊名稱、年份、卷期、起訖頁數、證號...等）
國內	學術性論文	期刊論文	1	篇	請附期刊資訊。
		研討會論文			
		專書		本	請附專書資訊。
		專書論文		章	請附專書論文資訊。
		技術報告		篇	
		其他		篇	
國外	學術性論文	期刊論文		篇	請附期刊資訊。
		研討會論文			
		專書		本	請附專書資訊。
		專書論文		章	請附專書論文資訊。
		技術報告		篇	
		其他		篇	
參與計畫人力	本國籍	大專生		人次	請填寫依「科技部補助專題研究計畫約用研究人力注意事項」所實際約用專任、兼任人員。
		碩士生			
		博士生			
		專任人員(博士級)			
		專任人員(非博士級)			
	非本國籍	大專生			
		碩士生			
		博士生			
		專任人員(博士級)			
		專任人員(非博士級)			

其他成果 (無法以量化表達之成果如辦理學術活動、獲得獎項、重要國際合作、研究成果國際影響力及其他協助產業技術發展之具體效益事項等，請以文字敘述填列。)	