

投稿類別：健康環保

篇名：還我土地，迎戰銀合歡 III

作者：

簡庭健。花蓮縣西富國小。六年甲班

徐婕寧。花蓮縣西富國小。六年甲班

吳亞米。花蓮縣西富國小。六年甲班

簡珮絜。花蓮縣西富國小。三年甲班

指導老師:

魏仲良老師

一、前言

(一) 研究動機

我們在校園旁的馬佛溪灘地做過前期的調查和小規模試驗，像是 A、B、C 區，後來又增加了 D、E 區。這些經驗讓我們開始反思一個問題：復育一片被破壞過的林地，真的需要「整地越多越好」嗎？傳統的做法往往是大規模清整土地再種樹，但這樣不僅費力、干擾大，長遠來看也不一定是最有效的方式。我們想嘗試跳脫這種直覺，轉向以「最小必要介入」為原則，看看能不能找到一條既省力又能讓林地恢復生機的路。

因此，我們的研究以「孔隙造林」為低擾動的基礎，也就是只在部分小區塊挖洞種樹，周圍原有的草和植被大多保留，再配合持續的管理與即時補植，讓死掉的樹苗能補上。我們希望透過這種方式，結合適地適種（耐逆境原生種與混植配置），來提升樹木的存活率 [2][8]。這個研究不只是單純看哪裡的樹活得比較久，我們也設計了不同的變數來驗證影響成效的關鍵，例如種植方式的不同、孔隙大小的差別、經營時間的長短，還有補植的作用，特別是想弄清楚補植這個動作到底能不能決定復育的成敗 [8]。

不過，樹木的存活率並不是唯一關心的指標。真正的生態復育，目標早已經不只是「種活多少棵樹」，而是要重建一個能自我維持、有韌性、而且能支持豐富生命的健康生態系統 [7]。所以，我們還會關注樹木的生長狀況、自然演替的過程，甚至是昆蟲、鳥類和兩棲類等生物的變化。同時，我們也設立了完全不處理的 E 區，作為純粹的自然對照，讓我們能客觀比較人為介入相對於自然演替的「淨效益」。我們做這個研究的動機，是希望能找出一種高效又低度介入的復育方式，不只是幫樹活下來，更要讓整個生態系恢復成健康、多樣又有活力的環境。

(二) 研究目的

本研究的目的主要在於透過量化的比較和嚴謹的實驗設計，評估不同復育策略的成效，特別是低度介入的孔隙造林與人為干預的補植，在恢復灘地林相上能帶來多少效益。換句話說，我們希望藉由一套清楚的評估架構，不只是驗證補植的實質效果，也能進一步思考：在資源有限的情況下，該如何將補植的努力優先投放到能產生最大存活率增量（淨效益）的區域 [8]。

在研究設計中，我們特別關注幾個面向。首先，是補植對樹木存活率的影響。我們要確認補植是否真的能扭轉頹勢，例如像 A 區從 41% 拉高到 84%，或 C 區從 40% 提升到 76%，並比較不同基線條件下的增益效果，例如 B 區原

本就高（68%→88%）與 C 區原本很低（40%→76%），從而判斷哪一類環境更需要補植，也更能發揮最大效益。同時，我們會透過與無補植的 D 區和完全不處理的 E 區相比，來量化出補植的「淨效益」，也就是把環境自然變動扣除後，補植真正帶來的額外好處。其次，本研究也想釐清不同區域和環境條件下的生存趨勢。我們會觀察補植前各區的自然下降幅度（例如 A 區從 81% 一路降到 41%，B 區相對穩定，C 區先天劣勢），並比較它們在補植介入前後的差異，以判斷在不同棲地條件下，補植應該怎麼配置資源。這同時也能幫助我們檢驗孔隙造林的成效，例如 B 區最終到達 88%，C 區則是 76%，比較不同設計方式下的差別。

再來，我們透過 D 區與 E 區的設計，想要更清楚看到自然演替和人為介入的關係。E 區完全不處理，能提供自然背景的基準數據；D 區則是單純栽植而沒有補植，長期下來維持在 61%。把這些數據對照起來，就能看出「單次栽植」相對於「純自然演替」到底有沒有優勢，以及補植是否才是維持成果的關鍵。最後，本研究不只會停在看「樹木的存活率」這一個指標，而是想追蹤更多生態相關的面向。除了會計算物種的豐富度和多樣性指數（像 Shannon 指數），我們也會注意各區的自然更新狀況，例如自生幼苗的數量和種類。同時，也會觀察結構的多樣性，包括樹高、胸徑的分布，以及植被層次的差異。這些指標能幫助我們更清楚地判斷，一個復育地區是不是正在往自我維持、有韌性，並能支持更多生命的健康生態系統發展。

（三）研究問題

我們想知道，在一片已經被干擾過的灘地裡，有沒有可能用比較省力、干擾比較小的方式，也能把森林慢慢養回來？同時，我們也很好奇：如果拿「孔隙造林」跟「傳統整地」相比，到底哪一種方式對小樹苗比較友善？是不是不需要把整片地清乾淨，只要挖一些小洞種樹，就能讓它們活得好？另外，我們也想拆開來看看，哪些因素最會影響復育成效。例如：挖洞跟整地差在哪？孔隙開大一點還是小一點比較好？經營一年和經營三年差別大不大？如果樹死掉了，有沒有補植回去，對結果影響有多大？其中一個很重要的問題是：補植到底有沒有用？它能不能把原本快不行的區域救起來？在本來就條件不錯的地方，補植還有沒有額外幫助？還是應該把力氣放在條件比較差的區域，才會最有效率？

再來，我們也想知道：如果什麼都不做，讓自然自己來，會變成什麼樣？把「完全不處理」的情況，跟「有人栽種或補植」的情況對比，就能看出人為介入到底有沒有真的帶來額外的效果。最後，我們不只想看「樹活不活」，更想知道：復育能不能幫助整個生態恢復？包括是不是會有更多小樹苗自己長出來？是不是會有更多的昆蟲、鳥類、青蛙回來？整片地能不能慢慢變成一個健康、多樣化，而且可以自己運作的生態系？

二、文獻探討

本研究的文獻探討主要圍繞在外來入侵種的危害以及復育的需求，同時聚焦在一種低度介入的策略——「孔隙造林法」。研究背景首先來自於外來入侵種「銀合歡」所帶來的生態威脅。銀合歡原本來自中南美洲，早期因為生長快速、木材用途廣、可當飼料，還能固氮改良土壤而被引進台灣。但它後來被證實是高度入侵的物種，因為長得太快，會排擠原生植物，甚至透過落葉釋放化學物質讓其他樹種難以存活 [1][3]。而且極難根除，就算砍掉也會不斷從樹幹或土裡的種子再長出來。因此，像墾丁國家公園已經展開行動，嘗試移除銀合歡並重新種回原生植物，希望恢復生態系的自然面貌 [2]。

在這樣的背景下，本研究特別關注「孔隙造林法」，這是一種低度干擾的造林方式，不是把整片地清乾淨再種，而是只在特定的範圍挖洞、創造孔隙來種樹。這樣做的理論基礎在於光照條件的調整：適度的孔隙能增加陽光照射，讓樹苗生長更快、存活率更高，也能促進更多物種共存。文獻指出，不同孔隙大小會帶來不同效果[4]，有些先驅樹種適合大孔隙，能快速發芽成長，但有些樹種在小孔隙或林下環境裡反而存活率更好。這顯示在設計復育策略時，孔隙的規模與樹種選擇必須搭配考量 [8]，本研究中 B 區與 C 區的試驗就是針對不同孔隙大小進行測試。

然而，僅有種植還不夠，長期管理與補植同樣是文獻中強調的重點 [8]。河岸灘地的條件通常非常嚴苛，強風、飛砂和強烈日照都會讓小樹苗難以存活，因此選擇耐旱的原生樹種至關重要 [8]。除此之外，復育需要動態調適，當部分樹苗死亡時，必須透過補植來維持整體植株密度，才能確保林地逐漸走向穩定 [5][7]。這樣的觀點直接支持了本研究的設計，也就是比較有補植的 A、B、C 區，和沒有補植的 D 區，以及完全不處理的 E 區，來驗證補植在人為干預下能否帶來真正的淨效益。

三、研究方法

本研究的方法是透過分區對照的實驗設計，來比較不同程度的人為介入，特別是補植和低度介入的「孔隙造林法」，在灘地復育上的實際效果。實驗地點設在馬佛溪灘地，背景是針對移除外來入侵種銀合歡後的空地進行復育。我們採用孔隙造林法作為核心策略，透過在林地中創造適當的孔隙，增加光照和資源供應，來幫助原生樹種的生長與存活。因為河岸林地環境嚴苛，面對許多生存挑戰，我們特別選擇了耐旱樹種，並在 A、B、C 區中混合種植原生樹種（如黃荊、台灣天仙果和軟毛柿），希望能促進生態系統穩定。

為了比較不同情境下的成效，我們把實驗地分成五個主要區塊（如下圖一），由右而左分別是：A 區（原 $15m \times 30m$ ，此次為與 C 區比較，僅觀察有補植之本區前段 $15m \times 15m$ 的部分，原來 A 區之一半）經過三年的經營，採用栽植 + 補植，主要測試補植能否拉回下滑的存活率；B 區 ($10m \times 10m$) 則是孔隙造林 + 補植，基線較穩定，用來檢驗補植是否能讓高存活率更進一步；C 區 ($15m \times 15m$) 同樣是孔隙造林 + 補植，但條件差，用來測試補植是否能改善弱勢棲地；D 區 ($10m \times 10m$ ，與 B 區同大小) 則是單純栽植（無補植），作為對照，用來檢驗補植的必要性；最後的 E 區 ($10m \times 10m$ ，與 B 區、D 區同大小) 完全不處理，作為自然背景基準，幫助扣除自然變化的影響。補植主要在 A、B、C 區進行，時間點大約是 113 年 11 月。



圖一：灘地生態狀況圖

在數據收集上，研究透過定期追蹤存活率來比較差異。我們在 112 年 9 月（1 年）、113 年 8 月（2 年/補植前）和 114 年 8 月（最終）都進行了記錄。透過比較補植前後的數據，可以直接量化補植效果，例如 A 區從 41% 拉高到 84% (+43 pp)。這些數字幫助我們做出三個關鍵比較：時間序列分析（看存活率自然下降的趨勢）、補植 vs. 無補植（B 區 88% 對比 D 區 61%）以及處理組 vs. 自然對照組（A/B/C 區 vs. E 區），從而計算出更精確的淨效益。

不過，光看存活率還不夠，我們還需要更多生態指標來全面評估復育效果。這包括物種多樣性（樹種豐富度、Shannon 或 Simpson 指數）、自然更新（幼苗密度與出現物種數）、結構多樣性（樹高、胸徑分佈、覆蓋度分層）等數據。同時，E 區的自然背景數據（如覆蓋率、自然幼苗密度）也必須補足，才能算出更完整的淨效益。

四、研究結果與討論分析

(一) 研究結果

這份研究主要是看原生樹種的成長速度，依據的是每個月量測的樹高數據。如上圖，結果發現，不同區域、不同樹種的成長速度差異很明顯。其中 B 區的樹木，大部分都長得最快，而且這個結果也剛好呼應了存活率的分析——B 區的樹不僅長得快，存活也最穩定。

1. 各區原生樹種每月成長速度比較：根據馬佛溪灘地樹高表，以下列出部分重要原生樹種的每月成長數值：

樹種名稱	A 區(每月成長)	B 區(每月成長)	C 區(每月成長)	D 區(每月成長)	成長速度趨勢
黃荊	12.4	16.2	9.7	7.5	B 區最高，D 區最低。
楨梧	7.9	12.0	4.8	7.3	B 區最高，C 區最低。
杜虹花	5.9	6.0	0.8	5.1	B 區略高，C 區極低。
魯花樹	0.6	1.1	5.5	-	C 區意外高於 A、B 區。
細葉蚊母樹	6.1	3.2	-	-	A 區高於 B 區。
羅氏鹽膚木	1.3	2.0	1.7	-	B 區略高於 C 區和 A 區。
烏柏	-	12.0	-	-	B 區表現良好。

- **B 區表現最好**：像黃荊 (16.2)、楨梧 (12.0)、烏柏 (12.0) 在這裡都長得最快。這也和存活率分析的結果一致—B 區原本就很穩定 ($73\% \rightarrow 68\%$)，最後還達到 88% 的最高存活率，說明這裡的環境和孔隙設計最適合原生樹種生長。
- **C 區成長受限**：大多數樹種長得比 A、B 區慢 (黃荊 9.7、楨梧 4.8)，但魯花樹卻是例外，在這裡 (5.5) 長得比 A、B 區還快。這呼應了之前的分析—C 區環境條件本來就比較差 (起始存活率只有 58%)。

- **D 區最差**: 因為沒有補植，黃荊 (7.5) 和檀梧 (7.3) 的成長數值都是四個區裡最低的。這也反映在存活率上，最後只維持 61%，比有補植的 A、B、C 區都差，顯示缺乏持續管理會限制樹木的成長。

2. 孔隙造林法對成長速度的理論支持

原生樹種的成長速度，和這次研究採用的孔隙造林法有很大關係：

- **光烴能加速生長**：在森林裡刻意創造孔隙，就是為了讓光烴進得更多。光線夠，樹就長得快、存活率也更高 [6]。如果孔隙大小適中，光烴條件好，樹木的生長速度會明顯比較快 [7]。
- **孔隙大小會影響效果**：研究指出，孔隙大小會左右光烴強度，進而影響幼苗的發芽和存活。孔隙變化越大，樹木的生長潛力通常越強。這也可以解釋為什麼 B 區的樹長得比 C 區快。
- **不同樹種反應不一樣**：並不是所有樹種都一樣適應。不同樹種對孔隙條件的反應差很大，像台灣天仙果和厚皮香，在不同區域（可能代表不同孔隙設計）就出現了明顯的存活率差異。

3. 補植與成長潛力的關係

雖然補植（像 A、B、C 區）本身不會直接讓單棵樹長得更快，但對整體成長潛力卻非常重要：

- **維持高密度**：補植讓區域內能保持更多存活的樹，例如 B 區存活率從 68% 拉到 88%，確保有足夠株數能一起成長，集體的成長潛力就最大化。
- **彌補下滑**：即使像 A 區（從 41% 升到 84%）或 C 區（從 40% 升到 76%）這種條件差或下滑嚴重的地方，補植也能把存活株數撐住，讓森林不會「空掉」，還能繼續成長。

(1)、 B 區：成長最快、最穩定

B 區不只在存活率上最穩定（73% → 68%）最後還達到 88%，它的實際成長速度也領先其他區域：**黃荊**：16.2，比 A 區 (12.4)、C 區 (9.7)、D 區 (7.5) 都高。**檀梧**：12.0，高於 A 區 (7.9)、C 區 (4.8)、D 區 (7.3)。**其他亮點**：烏柏在 B 區也達 12.0，羅氏鹽膚木 (2.0) 也比 A 區 (1.3)、C 區 (1.7) 略高。

結論：B 區的條件（孔隙大小、光烴、土壤、排水等）對樹木來說最理想。孔隙造林法的設計在這裡發揮得最好。

(2)、C 區：大多數慢，但有特例

C 區原本存活率就很低（40%），條件差，成長速度普遍落後：**黃荊** 9.7、**植梧** 4.8、**杜虹花** 0.8，都比 A、B 區差很多。但它有一個特例：**魯花樹**：5.5，反而比 A 區（0.6）、B 區（1.1）都高。**結論**：C 區普遍限制樹木成長，但某些樹種（像魯花樹）反而更能適應，顯示不同樹種對孔隙或環境條件的耐受度不同。

(3)、A 區與 D 區：差異與限制

- A 區：雖然存活率掉得最快（三年內從 81% 掉到 41%），但在某些樹種上表現不錯：
 - 細葉蚊母樹：6.1，比 B 區（3.2）高。
 - 軟毛柿：8.3，比 B 區（1.7）高。

這可能和初期光照或孔隙條件有關，讓某些樹種特別受益。
- D 區：作為沒有補植的對照組，數值普遍最低。
 - 黃荊 7.5、植梧 7.3，都是四區中最差。
 - 存活率也沒改善（一直維持 61%），顯示沒有補植和後續管理，不僅存活株數少，連單棵樹的成長潛力都被限制。

4. 成長速度和孔隙造林法的關聯

不同區域的成長差異，正好呼應了文獻中提到的孔隙造林法核心觀點：

- 孔隙大小會影響光照和成長
孔隙開得大小，會直接影響光線能進多少。光照越充足，幼苗發芽和存活率就越高，成長潛力也更強。在這次研究裡，A、B、C 區的成長差異（尤其是 B 區的優勢）就反映出不同孔隙設計帶來的效果。
- 不同樹種有不同的適應性
文獻也指出，不是所有樹種都能適應一樣的孔隙環境。有些樹種差異特別明顯，例如這次研究發現 **魯花樹** 在 C 區長得特別好，而 **細葉蚊母樹** 在 A 區表現更優勢，這說明不同樹種會依照各自特性去適應孔隙條件。

（二）討論分析

本研究以原生樹種存活率為核心指標，評估不同復育策略（特別是**補植**與**孔隙造林**）的成效。結果顯示：棲地條件決定初始基線，而**補植**可強力扭轉下滑趨勢並提升最終存活率。下列分析存活率時序與比較邏輯整理（時間節點以 112/09/01（1 年）→ 113/08/12（2 年／補植前）→ 113/11/08（補植）→ 114/08/30（補植後的最終追蹤）為準）：

1) 未補植階段的自然趨勢 (112/09/01 → 113/08/12)

- A 區：高起點但快速衰退—81% → 47%，後續在補植前再降至 41%（三年累計 -40 pp），顯示可能受邊緣效應等擾動影響。
- B 區：基線高、最穩定—73% → 68% (-5 pp)，反映棲地條件最佳、年際變動小。
- C 區：基線低、條件劣勢—58% → 40%，疑與迎風面等限制相關。
- D 區：無補植對照—61%（持平），作為「單次栽植、不持續介入」的背景參照。

2) 補植介入後的處理效果 (113/11/08 補植 → 114/08/30 最終)

- A 區：41% → 84% (+43 pp)：補救幅度最大，證明在快速衰退的區域，高強度補植能強力回升。
- B 區：68% → 88% (+20 pp)：在高基線上仍可再提升，且達到全場最高最終存活率 (88%)。
- C 區：40% → 76% (+36 pp)：劣勢棲地亦能顯著改善並達中高水平。

結論：補植可有效扭轉頹勢；在基線低或下滑快的區域，邊際效益最大。

3) 補植 vs. 無補植的「淨效益 (NB)」對照

- B (有補植 88%) vs. D (無補植 61%) = +27 pp：顯示補植為維持高存活率的必要條件。
- C (補前 40%) 在補植後達 76%，反超 D (61%)：證明在低基線區域，補植能追平甚至超越無管理區。

4) 區域差異與策略含意

- B 區：條件佳且穩定，建議維持現行孔隙設計+例行補植/撫育，作為管理標準。
- A 區：波動大、易衰退，建議持續高強度補植+針對性減災（邊緣防護）。
- C 區：劣勢明顯但補植增益最高，建議優先資源投入，並優化孔隙尺度與耐逆性樹種組合。
- D 區：單次栽植效益有限，建議導入補植與長期撫育以避免停滯。

5) 自然對照 E 區的關鍵角色

E 區(未處理)提供自然背景基準，用以在估算 NB 時扣除環境年際變動。因 E 區無「栽植存活率」分母，應以等時窗的覆蓋率、自然幼苗密度等指標與 A/B/C/D 區對齊，以取得可比性的淨效益評估。

6) 小結

本研究針對馬佛溪灘地的 A、B、C、D 區，綜合了存活率與成長速度數據，進一步驗證了人為介入（特別是補植）在灘地復育中的關鍵角色。首先，研究結果顯示，補植能有效扭轉存活率的下降趨勢，特別是在像 A 區與 C 區這類基線條件差或環境壓力大的區域，補植後的存活率不僅回升，甚至能追上或超越其他區域。這證明補植不只是修正手段，更是確保群落恢復力的重要管理策略。其次，棲地本身的穩定性仍是影響復育成效的關鍵。例如，B 區的基線存活率穩定且最高，加上孔隙造林設計與補植介入，使得該區在存活率與成長速度上均表現最佳。相對地，C 區雖然先天劣勢明顯，但因補植的效益最大，成為最需要投入資源的區域。最後，研究凸顯了因地制宜的管理策略必要性：穩定區域適合持續維護與低度補植，而衰退或劣勢區域則需要更強度的補植與長期撫育，才能達成自我維持的生態系統。總結：本研究清楚指出，補植是灘地復育成功的決定性因素 [7]，而棲地條件與管理模式的搭配將決定復育的長期成效。

五、研究結論與建議

(一) 研究結論

1. 補植是灘地復育成功的關鍵決定因素

數據清楚顯示，補植是維持原生樹種高存活率與林木密度的核心手段。

- **淨效益量化**：B 區補植後存活率 88%，比無補植的 D 區 (61%) 高出 27 個百分點。
- **扭轉頽勢**：A 區補植後由 41% 提升至 84% (+43 pp)，C 區由 40% 提升至 76% (+36 pp)，證明補植對低基線區域的補救效果尤其顯著。

2. 棲地穩定性決定復育的基線與成長潛力

不同區域的自然衰退趨勢，反映了棲地穩定性與復育潛力差異。

- **B 區最優越**：補植前僅小幅下降 5 pp (73%→68%)，並在黃荊(16.2)、植梧(12.0)等樹種中有最高成長速度。
- **A 區高起點快跌**：雖然初始存活率達 81%，三年內卻下降 40 pp 至 41%，可能受到邊緣效應影響。
- **C 區劣勢明顯**：初始存活率最低 (58%)，但魯花樹在此區成長速度 (5.5) 反而高於 A、B 區，顯示特定樹種的環境適應性。

3. 孔隙造林法有助於優化生長速度

結果證實，若孔隙大小適中並提供良好光照，能顯著促進樹木生長。B 區的表現正好支持孔隙造林的理論基礎。

4. 生態復育是應對外來入侵種的必要手段

研究以移除 銀合歡 (*Leucaena leucocephala*) 為背景，該入侵種快速成長並釋放化學物質抑制其他植物，是嚴重生態威脅。因此，透過復育原生樹種是恢復灘地生態平衡的必要措施。

(二) 研究建議

1. 實施因地制宜的補植與管理策略

- **優先補植區域：**應集中資源於衰退嚴重或環境劣勢的區域，如 A 區 (+43 pp)、C 區 (+36 pp)。
- **持續監測與撫育：**由於銀合歡容易萌蘖再生，建議建立長期管理，定期補植與拔除銀合歡小苗。
- **樹種選擇優化：**需依孔隙大小與環境條件挑選適合樹種。例如，對惡劣的 C 區，應多考慮像 **魯花樹**這類展現高適應性的樹種。

2. 補足關鍵生態指標以量化淨效益

- **納入 E 區數據：**應補充 E 區的覆蓋率、自然幼苗密度等，以作為自然背景基準，便於計算補植的「真實淨效益」。
- **量化生物多樣性：**記錄各區存活株數，計算 **物種豐富度**、Shannon 指數、Simpson 指數，以衡量群落穩定性。
- **追蹤結構多樣性：**定期量測 **樹高**、**胸徑分佈**、**覆蓋層結構**，掌握群落是否朝向健康、穩定的林相發展。

參考文獻

1. 【台灣外來種】銀合歡 乞丐趕廟公 經典雜誌 <http://www.rhythmsmonthly.com/?p=375>
2. 內政部營建署(2011)。墾丁國家公園外來種植物對原生植物之影響-以銀合歡為例。
3. 林育安(2017)。銀合歡沒有鄰居—外來種強勢入住，以毒素掠地。
4. 王經文、洪淑婷等 (2019)。不同孔隙對海岸林樹種種子發芽之影響。
5. 廖天賜 (2012)。永續海岸林防災機能—探討海岸林之孔隙更新。
6. 馮豐隆；李宣德(2002)。利用林木位置圖探討孔隙對林木生長之影響。
7. 王相華、洪聖峰(2021)。對恆春半島銀合歡移除及生態復舊作業之建議。
8. 邱清安(2018)。影響植樹造林成效的因素與概念架構。