

## 武陵地區回收農地之植生復育研究

### Vegetation Restoration of the Reclaimed Farmland in Wuling Area

環球科技大學  
觀光與生態旅遊系暨  
環境資源管理研究所  
助理教授

蔡尚真

Shang-Te Tsai

國立屏東科技大學  
生物資源研究所  
博士生

陳章志\*

Wei-Chih Chen

國立中興大學  
森林學系  
副教授

曾喜育

Hsy-Yu Tzeng

環球科技大學  
觀光與生態旅遊系暨  
環境資源管理研究所  
研究助理

廖冠茵

Kuan-Yin Liao

#### 摘 要

武陵地區七家灣溪係臺灣鉤吻鮭的重要棲地，為使其族群得以延續，減少該處之農業活動，並對回收農地進行植生復育乃是當務之急。是故本研究監測回收農地之復育現況，將之分為 A、D~G 等 5 區集，各區集皆設置 3 個樣區，並將之與其鄰近森林植群樣區比較之。結果發現回收農地樣區內土壤 pH 值均為中性偏鹼，而鄰近森林植群樣區內土壤 pH 值則為酸性。此外，回收農地原栽植樹種以區集 A 之山櫻花為主，而地被植物社會主要分為大扁雀麥優勢型、加拿大蓬優勢型，秋季另再區分棒頭草優勢型；又優勢植物尚如圓葉錦葵、輪葉蜀葵、黑麥草、白頂飛蓬等外來種。不同季節、區集間、季節及區集間之地被層多樣性均具顯著差異；即以春季最高，而區集 F 之地被層多樣性最高，其次為區集 A；其中區集 A 亦是造林成效相對較佳者。另回收農地之鄰近森林種豐富度皆高於回收農地的植群，又植物社會可區分為栓皮櫟優勢型及臺灣二葉松優勢型；其中栓皮櫟型屬演替中後期，而臺灣二葉松型則為演替中前期。是故未來針對回收農地之植栽、造林選種，可參酌鄰近森林的中伴生物種，以降低外來植物入侵之威脅。

**關鍵詞：**植生復育，回收農地，臺灣鉤吻鮭，多樣性，演替。

#### ABSTRACT

Cijiawan Stream in the Wuling area is the important habitat to Formosan landlocked salmon (*Oncorhynchus formosanus*). For their propagation, the primary policy is to decrease the agricultural activities and reclaim the farmland to restore the vegetation. We

\*通訊作者，國立屏東科技大學生物資源研究所，40254 台中市南區仁和路 214 巷 2-1 號 1 樓，maplelibra@gmail.com

monitored the restoration status on the reclaimed farmland in this study. The reclaimed farmland was divided into 5 blocks, A and D~G, and 3 plots were set on each block. It was found that the soil pH was neutral but on the alkali side in every plot. But the soils in the plots of the forest near by the reclaimed farmland were all acidic. Otherwise, the original planted species was *Prunus campanulata*, major in Block A. The understory was clustered into *Bromus catharticus* Type and *Conyza canadensis* Type, and another *Polypogon fugax* Type in autumn. The dominant species still included *Malva neglecta*, *M. verticillata*, *Lolium perenne*, *Erigeron annuus*, which were alien naturalized species. Besides, the understory diversity analysis showed significant differences in different seasons, blocks, and seasons with blocks. The diversity was the highest in spring, and it was the highest in Block F, next to Block A. However, Block A had better restoration performance than other blocks. The species abundance of the forest near by the reclaimed farmland were all acidic was higher than that in the reclaimed farmland. The vegetation of the forest near by the reclaimed farmland was clustered into *Quercus variabilis* Type and *Pinus taiwanensis* Type. The former represents the mid-later stage of succession, and the latter represents the mid-former one. Therefore, the associated species in the *Pinus taiwanensis* Type were better choice for the reforestation on the reclaimed farmland to reduce the threat from the alien species.

**Keywords:** Vegetation restoration, Reclaimed farmland, Formosan landlocked salmon (*Oncorhynchus formosanus*), Biodiversity, Succession.

## 一、前言

分布範圍侷限於武陵地區七家灣溪流域之特有種－臺灣鉤吻鮭 (Formosan landlocked salmon; *Oncorhynchus formosanus*; Ho and Gwo, 2010)。因其具有重要的學術價值，且族群數量稀少到極度瀕危(critically endangered, CR)的程度 (Kottelat, 1996)。故行政院農業委員會於 1999 年依據「野生動物保護法」，將此處公告為「櫻花鉤吻鮭野生動物保護區」。

林幸助等(2012)指出影響臺灣鉤吻鮭族群數量的主要因子為水溫、流量、底質粒徑、棲地型態與水質等，因此，需設立全流域監測系統進行長期生態監測；同時應積極復育濱岸植群，以有效降低水體之升溫效應，並減緩暴雨逕流、過濾濱岸營養鹽與有機碳的輸入。影響鮭魚之棲息環境的因子中，理化因子佔 38.8%，其次 11.4%為底質組成(Hsu *et al.*, 2010)。又 Lin *et al.* (2002)指

出因應農業的非點源污染(nonpoint source pollution)，七家灣溪濱岸植群之緩衝帶(riparian vegetated buffer strip)設置的安全深度至少為 5.19 m。故而對武陵地區整體土地利用規劃的相關研究，均建議現存農業經營之果樹區、茶區及菜園區等，應勵行減量及合理施用農藥及肥料，以達永續維護七家灣溪之良好水質，有助於區內動植物的生存；並將回收之農地加以造林，以做為區內野生動物的棲地(王敏昭，2003；黃智彥、李英弘，2005)。

由於武陵地區之農業活動與臺灣鉤吻鮭的生存棲地甚為密切，雪霸國家公園管理處(以下簡稱「雪霸處」)於 2006 年 12 月 6 日完成法定徵收程序，並登記移轉為雪霸處管轄。雪霸處為加速徵收土地由農地演替為森林之速度，2008 年 6 月 10 日完成回收農地的撒播及植樹作業；其中撒播木本植物之種子包含臺灣赤楊(*Alnus formosana*) 10 L、楓香(*Liquidambar formosana*)

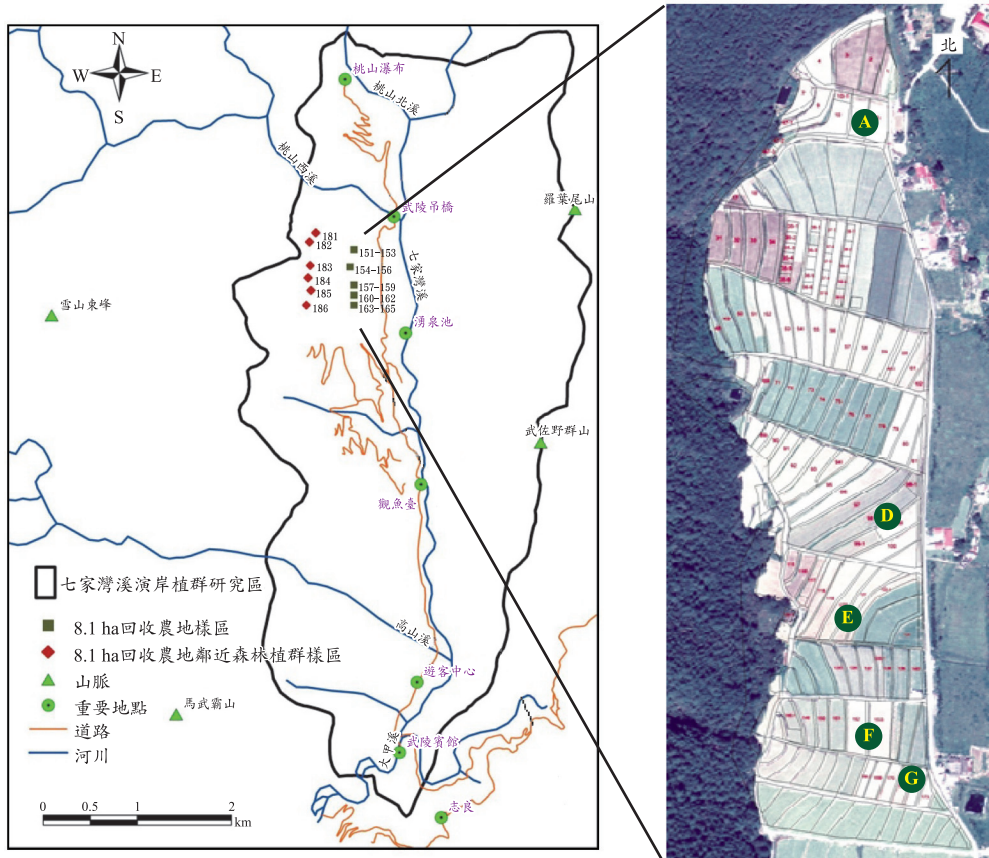


圖 1 武陵地區回收農地之調查區集及樣區位置圖

2 L、木荷(*Schima superba*) 3 L，而楓香苗木栽植 1,000 株。另 2009 年 4 月 3 日於回收農地周邊環境進行植樹造林工作，總計種植山櫻花(*Prunus campanulata*)、木荷、青楓(*Acer serrulatum*)及楓香等樹種 9,000 餘棵。因此，本研究係針對此回收農地之植群進行監測調查以瞭解復育現況，並比較其鄰近森林的植物組成及多樣性，期作為爾後植生復育(vegetation restoration)工作之參考與依據。

## 二、材料與方法

### 2.1 研究地區

本研究調查回收農地的面積約為 8.1 ha，範圍位於蔡尚惠等(2011, 2012)之七家灣溪濱岸植群研究區的西側(圖 1)。

### 2.2 調查方法

為監測回收農地的植群復育情形，依不同撒播及植樹作業劃分為 A~G 等 7 區，然受限於經費考量，僅於同質性高之 A~C 區中逢機選擇 A 區，故以 A、D~G 等 5 區集。又本研究係源自於林幸助(2012)執行「武陵地區生態系監測與模式建構規劃」，以及現仍執行中的「武陵地區長期生態監測暨生態模式建立」之整合計畫；故在七家灣流域之濱岸植群監測的永久樣區編號為「1~99」，而其臨時樣區則是「101~149」；故本研究因位處七家灣流域之西側，所設置植群樣區編號則以「151~199」。因此，在各區集皆設置 3 個臨時樣區，共計編號為 151~165 等 15 個樣區(圖 1)；調查期間自 2011 年 8 月(夏季)至 2012 年 5 月(春季)，每季

各調查乙次。另於回收農地之鄰近森林，設置編號為 181~186 等 6 個臨時樣區，以瞭解回收農地周邊森林的植物組成。

上述臨時樣區由 10 個  $5 \times 5 \text{ m}^2$  之小區組成，且皆以全球衛星定位系統(global position system, GPS)掌上型衛星導航儀(GPSmap 60CSx, Garmin)測定樣區所在的海拔高度(altitude)，記錄 TM 二度分帶座標值(TMD97)。並以羅盤儀測量樣區之坡度(slope)、四周之 12 個固定的方位(aspect)及遮蔽物之高度角(altitude angle)，以製圖方式求出未受遮蔽之天空範圍百分率，即為全天光空域(whole light sky; Day and Monk, 1968)。另土壤 pH 值係以土壤和水等比例(1: 1；體積比)混和均勻，待靜置澄清後，以 pH 計(pH meter, PH-207, Lutron)測定之。此外，植群調查中凡樣區內的林木胸徑大於 1 cm 者，列入喬木層(overstory)，逐株予以測計胸高直徑(diameter at breast height, DBH)，記錄種類；其他胸高直徑小於 1 cm 之喬、灌木、草本、蕨類等皆列為地被層(understory)，調查記錄樣區內地被層植物之種類、覆蓋度(coverage)。

## 2.3 分析方法

### 2.3.1 物種組成及矩陣群團分析

原始調查資料之植物種類經編碼建檔後，使用以 CLIPPER 程式語言所撰寫之程式(COMB.PRG, CLUSTER.EXE)，將其轉換為資料庫格式，求得喬木層各物種於各樣區之密度(density)、頻度(frequency)和優勢度(dominance)，再轉換為相對密度(relative density)、相對頻度(relative frequency)及相對優勢度(relative dominance)，而三者加總所得之重要值指數(importance value index, IVI)最高為 300%，即可瞭解各植物於樣區中所佔的重要性；又地被層植物之重要值(importance value, IV)係為相對頻度及相對覆蓋度(relative coverage)的總和(最高為 200%)。其意義代表某種植物在樣區所佔有之重要性，進而決定該植物社會的優勢種(劉棠瑞、蘇鴻傑，1983)。

矩陣群團分析法(matrix cluster analysis,

MCA)係以各植物於各樣區中之重要值指數(IVI)或重要值(IV)為計算基礎；本研究利用 PC-ORD 6.08 分析軟體(McCune and Mefford, 2011)，其中使用 Motika *et al.* (1950)之相似性指數(similarity index, SI)，並藉由 Ward's Method 係數連結樣區間的相似性，而連結各樣區所繪製的樹形圖。再基於植相研究法(floristic approach)中之英美學派，以喬木層的優勢種為分群原則；依不同相似性指數之臨界值(threshold)劃分植物群落(劉棠瑞、蘇鴻傑，1983)。故本研究中植群型係依此客觀資料結合現場主觀經驗，依照合成樣區之優勢種予以命名之。

### 2.3.2 多樣性分析

生物多樣性常用於復育工作結果的評估(Ruiz-Jaen and Aide, 2005)。且 Magurran (2004)指出必須適當選擇數種不同性質之多樣性指數進行連續觀測。故而研究中參如蔡尚惠(2007)使用 4 種的種豐富度指數(species abundance index, SAI)；即 Shannon 訊息統計指數( $H_{SW}$ )、Shannon 均勻度指數( $E_{SW}$ )、Berger 豐富度指數( $D_{BP}$ )以及 Simpson 豐富度指數( $D_{SM}$ )，並以 IBM SPSS Statistics for Windows 20.0 (IBM Corp., 2011)進行多變量變異數分析(Multivariate ANalysis Of VAriance, MANOVA)，以瞭解不同區集及季節之差異與否；若然，再藉由非同質性假設(equal variance not assumed)的 Dunnett's T3 法進行事後檢定(post-hoc comparison)。此外，參如 Tsai *et al.* (2011)使用幾何序列(geometric series)、對數序列(logarithmic series)、截斷對數常態分布(truncated log normal distribution model)以及折枝模式(broken stick model)等四種的種豐富度模式(species abundance model, SAM)，即以虛無假設(null hypothesis)– $H_0$ ：符合該種豐富度模式，並透過  $\chi^2$  適合度檢定( $\chi^2$ -test of goodness of fit)中之 p 值(p value)判定是否符合該分布模式，以瞭解植物群落之結構的差異。上述多樣性指數及模式之求解，係以蔡尚惠與呂金誠(2008)採用 Visual Basic 程式語言，所撰寫開發之「生物歧異度分析系統」(biodiversity analysis system, BAS)的套裝軟體運算之。

表 1 武陵地區回收農地之植群樣區屬性表

區集	樣區	TWD97 座標		海拔高 (m)	坡度 (°)	方位 (°)	土壤 pH 值	全天光空域 (%)
		X	Y					
A	151	281053	2698908	1,916	3	104	6.68	61
	152	281040	2698880	1,917	4	105	6.78	62
	153	281046	2698848	1,920	4	106	7.11	62
D	154	281703	2698308	1,883	10	86	7.42	63
	155	281072	2698332	1,883	7	85	7.16	63
	156	281083	2698363	1,886	8	109	7.28	63
E	157	281081	2698143	1,875	9	118	6.79	64
	158	281080	2698092	1,869	8	99	7.35	64
	159	281098	2697985	1,868	9	79	6.78	64
F	160	281060	2698630	1,906	12	117	6.98	63
	161	281048	2698593	1,908	10	124	7.05	63
	162	281040	2698572	1,908	11	104	7.05	63
G	163	281077	2698224	1,880	8	101	6.93	63
	164	281078	2698237	1,879	9	88	7.11	63
	165	281083	2698255	1,879	6	98	7.03	63

### 三、結果與討論

為瞭解回收農地之植生復育變化，分別於 2011 年 8 月(夏季)、11 月(秋季)，以及 2012 年 2 月(冬季)、5 月(春季)，針對 5 區集之 15 個樣區(表 1)，進行植群監測調查。由表 1 得知樣區內土壤 pH 值均為中性偏鹼(pH = 6.7~7.4)。此結果與潘振彰等(2012)之調查結果相近；且明顯較雪山地區的土壤為高(顏江河，2009)。郭珣(2013)在中海拔菜園回收地之土壤性質分析發現；可能因施用大量石灰與雞糞肥料，導致回收菜園的 pH 值等土壤性質與天然林土壤有所差異。一般植物最適生長之 pH 值為 5~6，然武陵地區回收農地土壤屬弱鹼土壤，相較一般臺灣森林土壤為高；且可能造成土壤內養分供應不均衡，進而影響植物生長(潘振彰等，2012)。是故過去農業活動確實造成此區土壤偏鹼的現象。

#### 3.1 回收農地之各季節植物組成季節性變化

夏季調查共記錄維管束植物 8 科 16 屬 20 種(含種以下分類群)，而秋季則記錄維管束植物 13 科 23 屬 27 種，又冬季記錄維管束植物 13 科 24 屬 26 種，另春季共記錄維管束植物 15

科 25 屬 30 種。物種數量以 2011 年夏季為最少，其原因之一係夏季調查前適逢除草作業，而大扁雀麥(*Bromus catharticus*)、加拿大蓬(*Conyza canadensis*)等優勢物種仍生長旺盛，致使部分物種消失。

##### 3.1.1 植群型及優勢種

喬木層植物主要為栽植的山櫻花，如區集 A 之山櫻花的四季的重要值指數(IVI)皆為 300%，餘並未發現栽植的之楓香、青楓及木荷；究其原因應與當時植栽的苗木高度有關，如選用之山櫻花苗木高度多為 1.5~2.0 m，故而較有利其生長、存活。另表 2~5 係將各樣區依地被層植物的重要值指數大於 10%者遴選為優勢種；四季之地被層植物皆以禾本科(Poaceae)植物為最多，其次是菊科(Compositae)，其中區集 A 之地被層有天然下種的山櫻花小苗已漸具優勢。此外，圖 2~5 為四季的矩陣群團分析結果，以 65%之相似性指數為臨界值，除秋季可再分出棒頭草優勢型(*Polypogon fugax* dominate Type)外，四季的地被植物社會皆可區分為大扁雀麥優勢型(*Bromus catharticus* dominate Type)、加拿大蓬優勢型(*Conyza canadensis* dominate Type)等 2 型；茲將各植群型分述如下：

表 2 2011 年夏季回收農地樣區地被層優勢種之重要值(%)

植物種類	區集及樣區														
	A			D			E			F			G		
	151	152	153	154	155	156	157	158	159	160	161	162	163	164	165
大扁雀麥	<b>86.2</b>	<b>43.3</b>	<b>43.6</b>	<b>17.1</b>	9.6	0.0	0.0	0.0	0.0	<b>34.5</b>	<b>30.1</b>	<b>26.3</b>	<b>99.5</b>	<b>96.1</b>	<b>88.3</b>
加拿大蓬	<b>41.0</b>	<b>60.5</b>	<b>66.2</b>	<b>152.7</b>	<b>136.0</b>	<b>146.5</b>	<b>176.1</b>	<b>139.7</b>	<b>151.4</b>	<b>118.3</b>	<b>129.6</b>	<b>119.5</b>	<b>65.5</b>	<b>69.6</b>	<b>76.0</b>
白頂飛蓬	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.7	<b>11.3</b>	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
圓葉錦葵	0.0	0.0	0.0	0.0	9.5	0.0	<b>16.0</b>	8.6	5.3	6.2	<b>19.7</b>	6.1	3.5	3.6	0.0
輪葉蜀葵	0.0	0.0	0.0	<b>12.6</b>	<b>22.1</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	3.2	0.0	9.4	0.0	0.0	0.0
黑麥草	3.4	6.6	<b>14.4</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.6	4.0	<b>16.6</b>	<b>24.0</b>	<b>27.0</b>	<b>23.5</b>
山櫻花	3.4	<b>12.8</b>	<b>24.5</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
五節芒	0.0	0.0	0.0	<b>12.0</b>	<b>22.8</b>	<b>16.6</b>	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
木賊	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	<b>15.6</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
苦蕒菜	0.0	3.0	2.8	5.6	0.0	5.1	0.0	<b>29.7</b>	<b>31.9</b>	<b>28.1</b>	<b>12.7</b>	<b>19.2</b>	3.6	0.0	8.4
棒頭草	<b>62.8</b>	<b>62.3</b>	<b>48.6</b>	0.0	0.0	0.0	7.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣何首烏	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	<b>16.2</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

註 1：各樣區中地被層植物之重要值(IV)大於 10%者列為優勢種植物，以粗體的數字表之。

註 2：各樣區中地被層植物為外來種者，以粗體字表之。

表 3 2011 年秋季回收農地樣區地被層優勢種之重要值(%)

植物種類	區集及樣區														
	A			D			E			F			G		
	151	152	153	154	155	156	157	158	159	160	161	162	163	164	165
大扁雀麥	<b>85.4</b>	<b>60.2</b>	<b>55.7</b>	<b>29.6</b>	<b>114.5</b>	<b>44.8</b>	0.0	0.0	0.0	<b>108.0</b>	<b>72.7</b>	<b>48.6</b>	<b>117.2</b>	<b>113.7</b>	<b>123.6</b>
加拿大蓬	7.0	<b>26.3</b>	<b>35.5</b>	<b>51.6</b>	<b>56.8</b>	<b>87.9</b>	<b>54.3</b>	<b>200.0</b>	<b>200.0</b>	<b>30.2</b>	<b>41.1</b>	<b>41.1</b>	<b>35.3</b>	<b>38.4</b>	<b>47.2</b>
圓葉錦葵	0.0	0.0	0.0	4.4	<b>13.8</b>	0.0	4.2	0.0	0.0	7.9	<b>10.7</b>	5.7	3.2	0.0	0.0
黑麥草	<b>32.6</b>	<b>37.3</b>	<b>21.3</b>	<b>30.9</b>	4.8	0.0	<b>17.0</b>	0.0	0.0	0.0	<b>28.7</b>	<b>56.8</b>	<b>33.8</b>	<b>47.9</b>	<b>25.2</b>
小椏葉懸鉤子	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.1	8.1	<b>21.0</b>	0.0	0.0	0.0
山櫻花	6.1	<b>10.5</b>	<b>13.7</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
五節芒	0.0	0.0	0.0	<b>32.7</b>	<b>10.1</b>	<b>49.4</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
假儉草	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	<b>11.5</b>	0.0	0.0	0.0	0.0
棒頭草	<b>68.9</b>	<b>50.6</b>	<b>57.2</b>	0.0	0.0	0.0	<b>107.0</b>	0.0	0.0	<b>10.3</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣何首烏	0.0	0.0	0.0	<b>45.9</b>	0.0	0.0	<b>13.6</b>	0.0	0.0	8.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣澤蘭	0.0	<b>10.5</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.9	0.0	0.0
獨行菜	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	<b>10.8</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
薄瓣懸鉤子	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.1	3.3	<b>12.2</b>	0.0	0.0	0.0
黑龍江柳葉菜	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	8.9	<b>11.4</b>	0.0	0.0	0.0

註 1：各樣區中地被層植物之重要值(IV)大於 10%者列為優勢種植物，以粗體的數字表之。

註 2：各樣區中地被層植物為外來種者，以粗體字表之。

表 4 2012 年冬季回收農地樣區地被層優勢種之重要值(%)

植物種類	區集及樣區														
	A			D			E			F			G		
	151	152	153	154	155	156	157	158	159	160	161	162	163	164	165
大扁雀麥	<b>124.7</b>	<b>98.5</b>	<b>108.0</b>	<b>33.8</b>	<b>56.7</b>	<b>63.7</b>	<b>12.7</b>	<b>22.2</b>	<b>31.7</b>	<b>62.4</b>	<b>37.9</b>	<b>23.4</b>	<b>113.1</b>	<b>132.4</b>	<b>125.9</b>
加拿大蓬	<b>33.8</b>	<b>25.9</b>	<b>39.5</b>	<b>63.4</b>	<b>60.1</b>	<b>59.0</b>	<b>113.0</b>	<b>110.8</b>	<b>104.2</b>	<b>73.2</b>	<b>65.9</b>	<b>60.3</b>	<b>42.0</b>	<b>36.9</b>	<b>43.0</b>
輪葉蜀葵	0.0	0.0	0.0	<b>11.5</b>	<b>11.3</b>	<b>17.9</b>	<b>14.4</b>	<b>10.0</b>	<b>18.2</b>	4.2	0.0	0.0	3.3	0.0	3.6
黑麥草	<b>31.3</b>	<b>46.2</b>	<b>40.4</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	2.6	2.1	0.0	1.8	<b>41.7</b>	<b>30.7</b>	<b>27.5</b>
小椏葉懸鉤子	3.2	5.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	<b>16.1</b>	<b>14.5</b>	0.0	0.0	0.0
五節芒	0.0	3.9	0.0	<b>12.2</b>	2.4	<b>12.7</b>	0.0	2.7	5.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
西洋蒲公英	3.1	<b>14.5</b>	8.9	8.5	9.8	7.9	<b>14.1</b>	7.1	7.3	<b>10.6</b>	8.1	<b>35.7</b>	0.0	0.0	0.0
苦蕒菜	0.0	0.0	0.0	<b>11.2</b>	<b>19.1</b>	<b>19.1</b>	5.6	<b>17.7</b>	<b>12.6</b>	<b>12.9</b>	<b>13.1</b>	<b>14.7</b>	0.0	0.0	0.0
臺灣何首烏	0.0	0.0	0.0	<b>19.4</b>	0.0	0.0	3.0	2.5	0.0	5.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
疏花繁縷	0.0	0.0	0.0	<b>21.4</b>	<b>17.4</b>	<b>9.8</b>	<b>31.5</b>	<b>17.4</b>	<b>12.9</b>	<b>18.4</b>	<b>36.2</b>	<b>41.7</b>	0.0	0.0	0.0

註 1：各樣區中地被層植物之重要值(IV)大於 10%者列為優勢種植物，以粗體的數字表之。

註 2：各樣區中地被層植物為外來種者，以粗體字表之。

表 5 2012 年春季回收農地樣區地被層優勢種之重要值(%)

植物種類	區集及樣區														
	A			D			E			F			G		
	151	152	153	154	155	156	157	158	159	160	161	162	163	164	165
大扁雀麥	<b>104.4</b>	<b>90.0</b>	<b>89.0</b>	<b>27.7</b>	<b>84.0</b>	<b>80.8</b>	<b>17.4</b>	2.7	<b>30.1</b>	<b>55.0</b>	<b>53.9</b>	<b>31.4</b>	<b>107.1</b>	<b>99.6</b>	<b>114.5</b>
加拿大蓬	<b>32.1</b>	<b>33.3</b>	<b>41.5</b>	<b>73.1</b>	<b>36.3</b>	<b>47.4</b>	<b>92.9</b>	<b>110.9</b>	<b>98.0</b>	<b>70.1</b>	<b>71.3</b>	<b>85.1</b>	<b>35.3</b>	<b>42.4</b>	<b>55.1</b>
圓葉錦葵	0.0	0.0	0.0	<b>13.7</b>	<b>15.9</b>	6.2	<b>11.6</b>	<b>16.8</b>	4.2	3.9	0.0	3.0	0.0	0.0	0.0
輪葉蜀葵	0.0	0.0	0.0	<b>17.9</b>	<b>17.0</b>	<b>14.2</b>	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
黑麥草	8.4	2.9	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	2.3	0.0	0.0	4.2	<b>10.1</b>	<b>32.3</b>	<b>26.5</b>	3.8
小椏葉懸鉤子	6.0	7.2	0.0	1.7	0.0	0.0	3.7	0.0	4.5	3.3	<b>10.8</b>	8.0	0.0	0.0	0.0
五節芒	0.0	8.9	0.0	<b>12.6</b>	4.3	3.1	4.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.2
青牛膽	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	<b>19.5</b>	<b>21.8</b>	<b>22.6</b>	7.9	4.3	6.6	0.0	0.0	0.0
苦蕒菜	0.0	0.0	0.0	<b>27.2</b>	<b>21.1</b>	<b>26.3</b>	<b>21.2</b>	<b>22.5</b>	<b>25.3</b>	<b>18.5</b>	<b>15.9</b>	<b>13.3</b>	5.3	0.0	3.8
棒頭草	<b>43.4</b>	<b>57.8</b>	<b>62.5</b>	0.0	0.0	0.0	7.4	5.0	4.9	0.0	0.0	3.2	0.0	5.9	3.9
毛雀麥	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.7	<b>25.7</b>	9.7
黑龍江柳葉菜	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0	2.0	7.2	2.0	0.0	<b>17.5</b>	<b>14.9</b>	<b>15.2</b>	0.0	0.0	0.0
酢醬草	0.0	0.0	0.0	0.0	3.3	2.0	1.8	2.0	2.1	5.2	1.8	<b>10.1</b>	0.0	0.0	0.0
疏花繁縷	0.0	0.0	0.0	<b>11.0</b>	6.6	6.0	0.0	2.0	2.1	3.3	8.3	1.4	0.0	0.0	0.0

註 1：各樣區中地被層植物之重要值(IV)大於 10%者列為優勢種植物，以粗體的數字表之。

註 2：各樣區中地被層植物為外來種者，以粗體字表之。

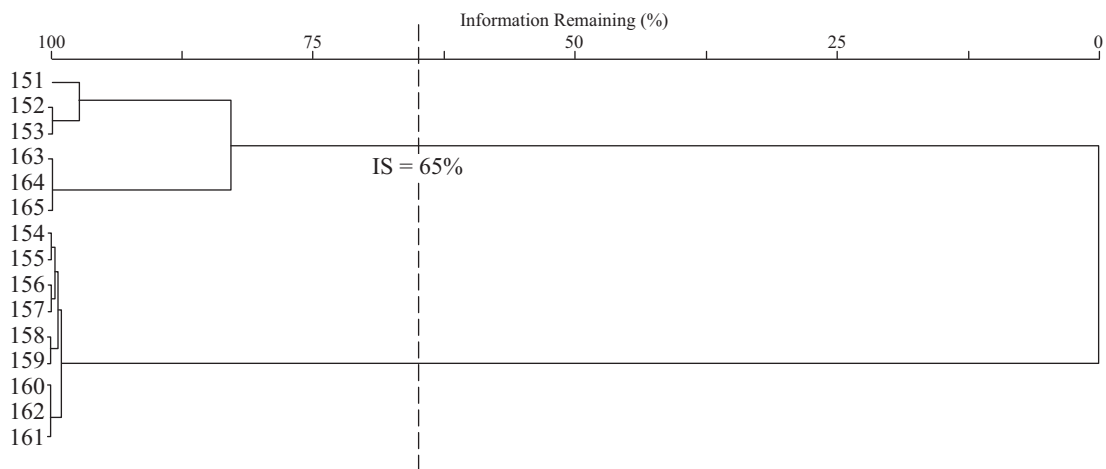


圖 2 2011 年夏季之回收農地樣區地被層群團分析

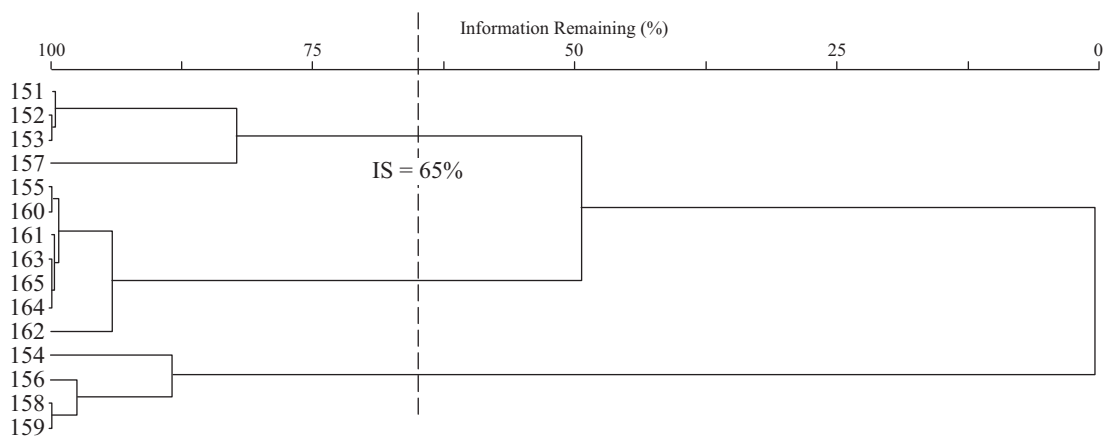


圖 3 2011 年秋季之回收農地樣區地被層群團分析

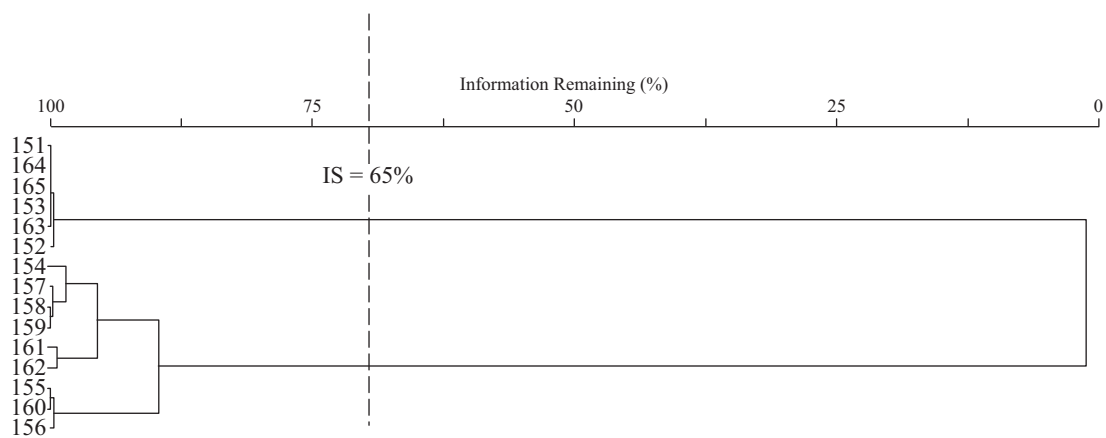


圖 4 2012 年冬季之回收農地樣區地被層群團分析



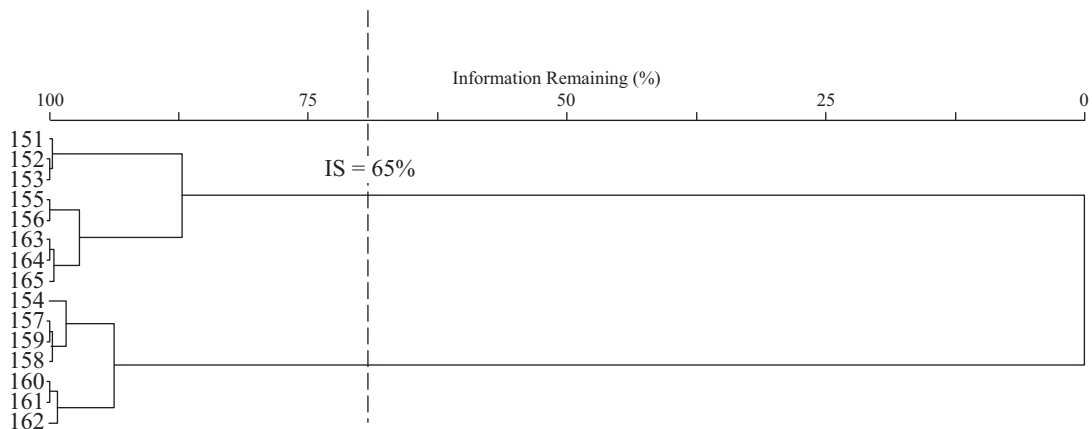


圖 5 2012 年春季之回收農地樣區地被層群團分析

### (1)大扁雀麥優勢型

本型主要優勢植物除大扁雀麥，尚有加拿大蓬、黑麥草(*Lolium perenne*)，以及苦滇菜(*Sonchus oleraceus*)、棒頭草(*Polypogon fugax*)等，此等數量優勢的種類皆為外來種(alien species)。大扁雀麥原產南美洲，1960 年代左右引進臺灣為牧草或綠化之用，後馴化於臺灣中部之中、高海拔山區(Chen, 2008)；目前於七家灣溪濱岸植群尚未形成優勢(蔡尚憲等，2011；2012)。

### (2)加拿大蓬優勢型

此型主要優勢植物除加拿大蓬外，尚如大扁雀麥、苦滇菜、疏花繁縷(*Stellaria saxatilis*)，以及外來種之圓葉錦葵(*Malva neglecta*)、輪葉蜀葵(*M. verticillata*)、白頂飛蓬(*Erigeron annuus*)等，此型樣區中出現蕨類植物－木賊(*Equisetum ramosissimum*)，係於秋季調查時首次記錄之蕨類植物，應為雨季後使適合較為濕潤環境之蕨類植物定殖。此外，加拿大蓬原產北美洲，蔡尚憲等(2011; 2012)提及於武陵地區路旁及七家灣溪濱岸亦泛布自生，特別是成為觀魚臺的優勢種之一。

### (3)棒頭草優勢型

本型為秋季出現的優勢地被植物社會，其主要優勢種除棒頭草，尚如臺灣澤蘭(*Eupatorium formosanum*)、臺灣何首烏(*Polygonum multiflorum* var. *hypoleucum*)等原生植物，及外來種－大扁雀

麥、加拿大蓬、圓葉錦葵、黑麥草等。棒頭草係武陵地區常見原生禾本科植物，除能適應較為乾燥的回收農地樣區環境；亦可適應七家灣溪濱岸較為潮濕處，特別是七家灣溪一號壩下游處(林幸助等，2012)。

外來種若於自然環境存活並建立族群，便可視為歸化種或馴化種(naturalized species)。又歸化種除建立或擴大族群數量及分布範圍，並威脅到當地之原生種(native species)，造成當地生態環境之負面影響或經濟損失，則稱之為入侵種(invasive species)。而針對入侵種的管理包括防止(prevention)、殲滅(eradication)、隔離(isolation)、管制(controlling)等。邱清安(2012)指出嚴謹保護區之生態回復宜以狹義的復育為目標，摒除外來種、強調原始生態系結構及功能的回復。目前於回收農地發現優勢之外來種植物中多屬歸化種，其種子產量大，生長快速且密集，加上植株高度約達 1 m，已嚴重影響撒播、植林作業的成效，不利植生復育目標樹種之種子萌芽或幼苗存活；因此，未來除應加強撫育作業的頻度，且建議選用之苗木高度至少應大於 1.5 m，以加速回收農地之復育成效。

### 3.1.2 多樣性變化

Falk *et al.* (2006)指出動植物族群常為復育研究及實務的焦點，而複雜的群集中共存的多樣物種則是常見的復育目標；當復育計畫執行數月

表 6 2011~2012 年回收農地樣區地被層之多樣性指數

區集	調查時間		總種數	種豐富度指數			
				H <sub>SW</sub>	E <sub>SW</sub>	D <sub>BP</sub>	D <sub>SM</sub>
A	2011	夏	6.7 ± 0.9	1.391 ± 0.113	0.737 ± 0.038	0.369 ± 0.028	0.714 ± 0.019
		秋	6.7 ± 1.2	1.490 ± 0.138	0.794 ± 0.017	0.351 ± 0.037	0.743 ± 0.034
	2012	冬	6.0 ± 1.0	1.293 ± 0.179	0.724 ± 0.036	0.457 ± 0.077	0.671 ± 0.058
		春	5.7 ± 1.5	1.292 ± 0.181	0.774 ± 0.048	0.448 ± 0.054	0.680 ± 0.045
D	2011	夏	5.0 ± 0.0	1.120 ± 0.130	0.696 ± 0.081	0.604 ± 0.073	0.571 ± 0.070
		秋	5.7 ± 0.9	0.760 ± 0.149	0.438 ± 0.053	0.761 ± 0.059	0.385 ± 0.078
	2012	冬	12.0 ± 1.7	1.929 ± 0.137	0.778 ± 0.021	0.332 ± 0.045	0.811 ± 0.026
		春	13.0 ± 1.0	1.999 ± 0.047	0.682 ± 0.162	0.256 ± 0.050	0.832 ± 0.021
E	2011	夏	4.3 ± 1.2	0.940 ± 0.288	0.645 ± 0.081	0.655 ± 0.103	0.502 ± 0.123
		秋	2.7 ± 2.4	0.275 ± 0.388	0.820 ± 0.255	0.914 ± 0.122	0.139 ± 0.197
	2012	冬	9.3 ± 1.2	1.548 ± 0.195	0.693 ± 0.049	0.476 ± 0.030	0.699 ± 0.050
		春	14.0 ± 2.6	1.926 ± 0.192	0.772 ± 0.048	0.281 ± 0.029	0.808 ± 0.035
F	2011	夏	7.0 ± 0.8	1.525 ± 0.071	0.789 ± 0.050	0.386 ± 0.050	0.736 ± 0.020
		秋	11.3 ± 2.9	1.288 ± 0.164	0.547 ± 0.098	0.642 ± 0.060	0.554 ± 0.071
	2012	冬	11.7 ± 2.1	1.829 ± 0.102	0.748 ± 0.041	0.314 ± 0.017	0.804 ± 0.017
		春	15.3 ± 0.6	2.246 ± 0.089	0.748 ± 0.137	0.236 ± 0.032	0.866 ± 0.018
G	2011	夏	5.3 ± 0.5	1.220 ± 0.065	0.731 ± 0.019	0.438 ± 0.007	0.668 ± 0.012
		秋	4.3 ± 1.2	1.064 ± 0.073	0.766 ± 0.104	0.524 ± 0.024	0.607 ± 0.004
	2012	冬	3.7 ± 0.6	0.957 ± 0.117	0.748 ± 0.106	0.570 ± 0.116	0.556 ± 0.079
		春	7.3 ± 2.1	1.381 ± 0.144	0.769 ± 0.106	0.474 ± 0.135	0.670 ± 0.087

註：H<sub>SW</sub> 為 Shannon 訊息統計指數；E<sub>SW</sub> 為 Shannon 均勻度指數；D<sub>BP</sub> 為 Berger 種豐富度指數；D<sub>SM</sub> 為 Simpson 種豐富度指數

乃至數年時，復育生態學(restoration ecology)需突破時間框架，以解析緩慢過程與長期的結果。表 6 即回收農地之不同時期的地被層植群多樣性。為瞭解不同季節及區集之變化，藉由多變量變異數分析(MANOVA)，檢定地被層植物多樣性之差異。而由結果得知；不同季節(p < 0.001)、區集間(p < 0.001)、季節及區集間(p < 0.001)均具顯著差異。

使用非同質性假設的 Dunnett's T3 法進行事後檢定之分析結果中；以不同季節而言，2012 年春季之總種數高於 2011 年夏(p = 0.001)、秋(p = 0.011)二季；2012 年春季之 Shannon 訊息統計指數(H<sub>SW</sub>)高於 2011 年夏、秋季(p < 0.001)，且 2012 冬季高於 2011 年秋季(p = 0.016)；而四季調查之 Shannon 均勻度指數(E<sub>SW</sub>, p > 0.05)皆無顯著差異；另 2012 年春季之 Simpson 豐富度指數(D<sub>SM</sub>)高於 2011 年夏、秋季(p < 0.001)，且 2012 年春季高於 2011 年秋季(p = 0.021)；而 2012 年春季

之 Berger 豐富度指數(D<sub>BP</sub>)則低於 2011 年夏、秋季(p < 0.001)，且 2012 年冬季低於 2011 年秋季(p = 0.017)。綜上得知，地被層植物之多樣性，以 2012 年春季最高；即春季調查時，多數物種進入生長季，然至夏、秋季調查，部分物種因無法與生長快速且拓殖能力強競爭而遭受淘汰。

地被層植物對環境的敏感度高，較易受干擾之影響。回收農地中因植物種數較少，主要被大扁雀麥、加拿大蓬等大量外來歸化植物所佔據，即使冬天枯死後，進入春天生長季節，隨即又大面積蓬勃生長，使得其他物種生長極為不易。而由不同區集之檢定結果得知；區集 F 之總種數高於區集 A (p = 0.004)、區集 D (p = 0.001)，區集 F 之 Shannon 訊息統計指數(H<sub>SW</sub>)高於區集 A (p = 0.003)，又區集 A 之 Simpson 種豐富度指數(D<sub>SM</sub>)高於區集 G (p = 0.050)。綜上而言，區集 F 之地被層多樣性最高，其次為區集 A；又區集 A 亦是造林成效相對較佳者。

表 7 武陵地區回收農地鄰近森林之植群樣區屬性表

樣區	TWD97 座標		海拔高 (m)	坡度 (°)	方位 (°)	土壤 pH 值	全天光空域 (%)
	X	Y					
181	280867	2698876	1,936	37	128	4.56	46.3
182	280865	2698807	1,952	23	50	4.65	47.0
183	280853	2698692	1,952	14	71	4.89	52.7
184	280897	2698445	1,904	24	104	4.19	47.3
185	280896	2698406	1,907	29	94	4.92	43.8
186	280921	2698357	1,896	29	89	4.80	45.2

表 8 2012 年回收農地鄰近森林植群樣區喬木層優勢種之重要值指數(%)

植物種類	樣 區					
	181	182	183	184	185	186
大葉溲疏	4.1	0.0	0.0	0.0	5.7	0.0
山枇杷	0.0	4.4	6.0	0.0	0.0	0.0
木荷	<b>40.3</b>	<b>62.3</b>	<b>43.5</b>	<b>60.5</b>	<b>58.4</b>	<b>99.1</b>
尖葉槭	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.4
米飯花	4.0	5.5	0.0	0.0	0.0	0.0
刺果衛矛	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.7
長葉木薑子	8.1	4.6	0.0	0.0	0.0	0.0
紅檜	<b>30.6</b>	<b>111.5</b>	<b>113.5</b>	<b>62.0</b>	<b>44.8</b>	0.0
香杉	4.4	16.6	0.0	52.1	<b>69.2</b>	<b>71.0</b>
栓皮櫟	<b>100.2</b>	0.0	<b>95.4</b>	15.7	<b>88.4</b>	<b>83.4</b>
細葉杜鵑	<b>59.4</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
通條木	0.0	0.0	0.0	25.4	0.0	0.0
臺灣二葉松	<b>49.0</b>	<b>56.7</b>	<b>41.7</b>	<b>70.4</b>	25.4	0.0
臺灣赤楊	0.0	<b>34.3</b>	0.0	14.0	8.0	0.0
臺灣紅榨槭	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	24.3
臺灣蘋果	0.0	4.4	0.0	0.0	0.0	0.0
鵝不踏	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.1

註：各樣區中喬木層植物之重要值指數(IVI)大於 30%者列為優勢種植物，以粗體的數字表之。

表 9 2012 年回收農地鄰近森林植群樣區地被層優勢種之重要值(%)

植物種類	樣 區					
	181	182	183	184	185	186
玉珊瑚	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	<b>17.7</b>
大葉馬兜鈴	0.0	4.2	0.0	<b>36.4</b>	0.0	0.0
大葉鳳尾蕨	0.0	0.0	0.0	0.0	<b>13.4</b>	0.0
木荷	1.8	<b>55.2</b>	0.0	0.0	<b>11.3</b>	2.5
尖葉槭	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	<b>17.8</b>
五節芒	<b>62.5</b>	<b>16.2</b>	<b>47.0</b>	<b>55.2</b>	<b>83.1</b>	<b>51.6</b>
高山破傘菊	<b>13.6</b>	0.0	4.4	0.0	0.0	0.0
斜方複葉耳蕨	0.0	<b>11.0</b>	0.0	0.0	<b>15.6</b>	1.9
細葉杜鵑	<b>16.8</b>	0.0	<b>15.2</b>	0.0	<b>15.6</b>	6.0
間型沿階草	0.0	0.0	<b>19.0</b>	0.0	0.0	0.0
臺灣紅榨槭	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	<b>10.8</b>
臺灣崖爬藤	1.6	<b>17.5</b>	<b>28.9</b>	<b>57.4</b>	0.0	7.0
德氏雙蓋蕨	0.0	0.0	0.0	<b>10.7</b>	<b>16.9</b>	0.0
擬烏蘇里瓦韋	<b>14.8</b>	3.8	<b>13.5</b>	0.0	5.1	6.9

註 1：各樣區中地被層植物之重要值(IV)大於 10%者列為優勢種植物，以粗體的數字表之。

註 2：各樣區中地被層植物為外來種者，以粗體字表之。

### 3.2 回收農地鄰近森林之多樣性

#### 3.2.1 植群型及優勢種

回收農地之鄰近森林植群的樣區屬性資料如表 7 所示；樣區土壤之 pH 值均概為酸性 (pH = 4.2~4.9)；此與顏江河(2009)之分析結果相近。調查中共記錄維管束植物 41 科 60 屬 74 種 (含種以下分類群)。依各樣區之喬木層植物的重要值指數(IVI)大於 30%者遴選為優勢種(表 8)，而地被層植物依重要值(IV)大於 10%者遴選為優勢種(表 9)；則喬木層植物主要為栽植的紅檜

(*Chamaecyparis formosensis*)、臺灣二葉松(*Pinus taiwanensis*)、香杉(*Cunninghamia konishii*)及木荷為主，而五節芒(*Miscanthus floridulus*)在各樣區中皆為優勢的地被層植物組成，科層級則以薔薇科(Rosaceae)植物種數最多，其次是菊科及鱗毛蕨科(Dryopteridaceae)。此外，以 55%之相似性指數為臨界值(圖 6)，可將喬木層分為栓皮櫟優勢型(*Quercus variabilis* dominate Type)及臺灣二葉松優勢型(*Pinus taiwanensis* dominate Type)；茲將各型分述如下：

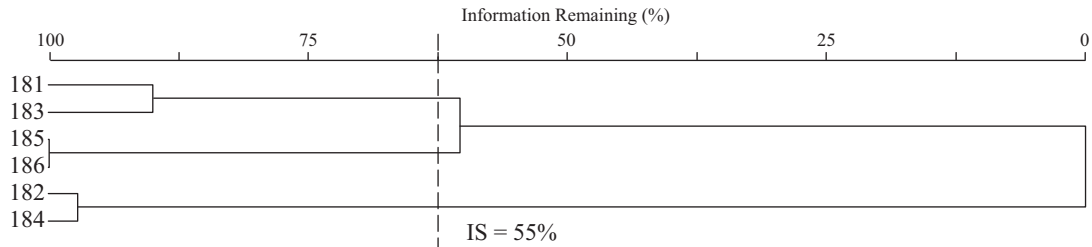


圖 6 2012 年回收農地之鄰近森林植群樣區群團分析

表 10 2012 年 8.1 ha 回收農地鄰近森林植群樣區喬木層之種豐富度指數

植群型	樣區	種豐富度指數			
		H <sub>SW</sub>	E <sub>SW</sub>	D <sub>BP</sub>	D <sub>SM</sub>
栓皮櫟型	181	1.404	0.639	0.427	0.688
	183	1.237	0.769	0.406	0.681
	185	1.489	0.765	0.322	0.737
	186	1.386	0.712	0.438	0.689
臺灣二葉松型	182	1.586	0.722	0.385	0.735
	184	1.739	0.894	0.304	0.803

註：H<sub>SW</sub> 為 Shannon 訊息統計指數；E<sub>SW</sub> 為 Shannon 均勻度指數；D<sub>BP</sub> 為 Berger 種豐富度指數；D<sub>SM</sub> 為 Simpson 種豐富度指數

#### (1) 栓皮櫟優勢型

本型主要喬木層優勢植物為栓皮櫟(*Quercus variabilis*)、紅檜、細葉杜鵑(*Rhododendron noriakanum*)、臺灣二葉松、香杉及木荷等；而地被層優勢種為五節芒、細葉杜鵑、木荷、臺灣崖爬藤(*Tetrastigma umbellatum*)、高山破傘菊(*Syneilesis subglabrata*)、斜方複葉耳蕨(*Arachniodes rhomboides*)、間型沿階草(*Ophiopogon intermedius*)、德氏雙蓋蕨(*Diplazium doederleinii*)、尖葉槭(*A. kawakamii*)及臺灣紅榨槭(*A. morrisonense*)等。

#### (2) 臺灣二葉松優勢型

本型主要喬木層優勢植物為臺灣二葉松、紅檜、木荷、臺灣赤楊、香杉及通條木(*Stachyurus himalaicus*)等；而地被層優勢種為五節芒、木荷、臺灣崖爬藤、大葉馬兜鈴(*Aristolochia kaempferi*)及德氏雙蓋蕨等。

#### 3.2.2 物種多樣性

物種多樣性常以種豐富度(species richness)或種豐富度呈現，其中種豐富度僅使用種數、總株數計算，而種豐富度則更深一層考量各物種間

數量分配之情形。由表 10 之喬木層種豐富度指數的分析結果得知；臺灣二葉松型之 Shannon 訊息統計指數(H<sub>SW</sub>, 1.663 ± 0.077)高於栓皮櫟型(1.379 ± 0.091)，且臺灣二葉松型的 Shannon 均勻度指數(E<sub>SW</sub>, 0.808 ± 0.086)亦高於栓皮櫟型(0.721 ± 0.053)；另 Berger 種豐富度指數(D<sub>BP</sub>)則是栓皮櫟型(0.398 ± 0.045)高於臺灣二葉松型(0.345 ± 0.040)，又臺灣二葉松型之 Simpson 種豐富度指數(D<sub>SM</sub>, 0.769 ± 0.034)高於栓皮櫟型(0.699 ± 0.022)。此外，由表 11 之地被層種豐富度指數的分析結果得知；栓皮櫟型之 Shannon 訊息統計指數(H<sub>SW</sub>, 2.405 ± 0.391)高於臺灣二葉松型(2.351 ± 0.526)，而 Shannon 均勻度指數(E<sub>SW</sub>)則是臺灣二葉松型(0.829 ± 0.117)高於栓皮櫟型(0.748 ± 0.073)；另 Berger 種豐富度指數(D<sub>BP</sub>)則是栓皮櫟型(0.303 ± 0.118)高於臺灣二葉松型(0.201 ± 0.098)，又臺灣二葉松型的 Simpson 種豐富度指數(D<sub>SM</sub>, 0.858 ± 0.077)高於栓皮櫟型次之(0.837 ± 0.068)。職是之故，臺灣二葉松型之生物多樣性較高。

種豐富度模式的分析結果中，以喬木層植物

表 11 2012 年 8.1 ha 回收農地鄰近森林植群樣區地被層之種豐富度指數

植群型	樣區	種豐富度指數			
		H <sub>SW</sub>	E <sub>SW</sub>	D <sub>BP</sub>	D <sub>SM</sub>
栓皮櫟型	181	2.474	0.708	0.324	0.845
	183	2.284	0.693	0.269	0.832
	185	1.887	0.715	0.473	0.740
	186	2.974	0.874	0.144	0.932
臺灣二葉松型	182	2.877	0.945	0.103	0.935
	184	1.825	0.712	0.298	0.781

註：H<sub>SW</sub> 為 Shannon 訊息統計指數；E<sub>SW</sub> 為 Shannon 均勻度指數；D<sub>BP</sub> 為 Berger 種豐富度指數；D<sub>SM</sub> 為 Simpson 種豐富度指數

表 12 2012 年回收農地鄰近森林植群樣區喬木層之種豐富度模式的  $\chi^2$  適合度檢定

植群型	樣區	種豐富度模式			
		幾何序列	對數序列	截斷對數常態分布	折枝模式
栓皮櫟型	181	0.114	<b>0.338</b>	0.297	0.001
	183	0.000	0.015	<b>0.081</b>	0.065
	185	0.057	0.111	0.277	<b>0.324</b>
	186	0.871	0.977	<b>0.983</b>	0.726
臺灣二葉松型	182	0.570	<b>0.814</b>	0.576	0.110
	184	0.321	0.096	0.118	<b>0.487</b>

註：表中 p 值為粗體者，表示為最符合之種豐富度模式。

表 13 2012 年回收農地鄰近森林植群樣區地被層之種豐富度模式的  $\chi^2$  適合度檢定

植群型	樣區	種豐富度模式			
		幾何序列	對數序列	截斷對數常態分布	折枝模式
栓皮櫟型	181	0.000	0.029	<b>0.158</b>	0.000
	183	0.000	0.639	<b>0.755</b>	0.000
	185	0.000	<b>0.640</b>	0.459	0.022
	186	<b>0.999</b>	0.416	0.661	0.458
臺灣二葉松型	182	<b>0.999</b>	0.083	0.108	0.086
	184	0.009	<b>0.109</b>	0.034	0.001

註：表中 p 值為粗體者，表示為最符合之種豐富度模式。

而言(表 12)；栓皮櫟型多符合截斷對數常態分布，而臺灣二葉松型則符合對數序列、折枝模式。此外，表 13 之地被層植物分析結果中，栓皮櫟型符合幾何序列、對數序列及截斷對數常態分布，而臺灣二葉松型符合幾何序列及對數序列。此等顯示栓皮櫟型屬演替中後期，而臺灣二葉松型則為演替中前期。復育生態學必須是著眼於地景尺度上，達成復育生態系的最終目標，即應超越現今多數的生物多樣性管理(Bestelmeyer

*et al.*, 2003)。因此，Brudvig (2011)建構生物多樣性復育的概念模式；即基於立地層級的條件(如生物和非生物)，地景(如區塊間之連接性和區塊的幾何形狀)，以及歷史因素的影響(如物種進入的順序和土地利用過程)。是故未來針對回收農地之植栽、造林選種，可參酌鄰近森林中伴生物種；或是參考蔡尚熹等(2013)對武陵地區植栽選擇之建議。

國際生態復育學會(Society for Ecological

Restoration International, SER)之科學政策工作組 (Science & Policy Working Group) 定義; 生態復育係協助退化、受損或已破壞之生態系復原的過程 (SER, 2004)。林幸助等(2012)監測回收農地、七家灣溪流域之水質, 並比較于淑芬等(2005)的研究, 結果發現回收農地之氮鹽濃度逐漸穩定, 七家灣溪流域水質良好, 顯示農地之回收確有成效。此外, Clewell and Aronson (2006)認為復育退化生態系(degraded ecosystem)應具理想性、技術性、啟發性、生物性以及務實性等 5 項動機, 其中務實性包含復育自然資本(restoration of natural capital, RNC)和氣候改善; 又復育自然資本(RNC)即如傘形策略(umbrella strategy)之骨幹一般。Aronson *et al.* (2006)提及復育不僅是自然保育, 亦須兼顧社會及經濟之永續發展; 是故開發中國家對生物多樣性熱點之自然保育及退化生態系之復育中, 需能明確連結社會及經濟之發展, 方能得到當地的支持。

菌根(mycorrhiza)共生為林木生長的重要機制, 菌根與苗木養分吸收具絕對的關係。故於造林復育計畫中, 接種菌根菌能幫助植物生長 (Herrera *et al.*, 1993), 且可促進、改善土壤物理、化學及生物性質 (Carrillo-García *et al.*, 1999; Alguacil *et al.*, 2005)。潘振彰等(2012)調查發現; 武陵地區回收農地的土壤菌根菌孢子對楓香等樹種的菌根感染率非常低, 顯示回收農地的菌根菌應非造林樹種之共生孢子, 此應是造林樹種在逆境下生長不佳的可能原因。因此, 應於復育造林栽植林木時, 嘗試適度引入鄰近森林土壤於回收農地內, 除能增加土壤中菌根菌族群種類及數量, 且森林土壤種子庫(soil seed bank)的種子發芽後, 於有菌根的土壤中存活及生長機會增加, 可促進回收農地的物種多樣性, 縮短演替至近似天然林的時間。

國家公園具有保育、研究、育樂之三大任務, 是故針對未來回收農地之經營管理, 建議基於復育生態學之原理, 除植物外, 並結合土壤養分(合理化性質)、真菌(尤其是土壤共生菌)、動物等多資源監測, 進行刈草、植林等試驗(或再配合必要之土壤改良)。而由於回收農地土壤性質因

昔日農業活動後而不適於林木生長, 因此, 植栽物種除應以當地原生種為主, 混合臺灣赤楊、臺灣胡桃(*Juglans cathayensis*)、栓皮櫟、楓香、尖葉槭、臺灣紅榨槭、山枇杷(*Eriobotrya deflexa*)、臺灣蘋果(*Malus formosana*)、木荷等不同演替階段樹種; 另可撒播臺灣百合(*Lilium formosanum*)維護地被層之優勢, 以兼具觀賞價值, 並營造複層林及維持生態多樣性。此外, 應於所植栽物種之根域附近加入鄰近森林同種林木之根域土壤, 增加菌根共生機會, 促進造林苗木的存活及生長。此即 Miyawaki (2004)提倡使用鄉土樹種建造鄉土森林(native forest with native trees)的「生態造林法(Miyawaki's ecological method to reforestation)」。

#### 四、結論與建議

回收農地植群監測樣區內土壤之 pH 值均為中性偏鹼, 高於鄰近森林植群之樣區內土壤 pH 值, 反應過去農業活動對土壤性質的改變。以目前回收農地之植生復育現況而言, 喬木層植物以原栽植樹種的山櫻花為主; 四季的地被層植物監測結果中, 皆可分為大扁雀麥型、加拿大蓬型, 另秋季再區分棒頭草型; 除大扁雀麥、加拿大蓬外, 歸化植物尚如圓葉錦葵、輪葉蜀葵、黑麥草、白頂飛蓬等。另由地被層植群多樣性分析結果得知; 不同季節、區集間、季節及區集間均具顯著差異, 即以春季最高, 而區集 F 之地被層多樣性最高, 其次為區集 A; 又區集 A 亦是造林成效相對較佳者。此外, 鄰近森林植群之種豐富度高於回收農地植群。且可將鄰近森林植群區分為栓皮櫟型及臺灣二葉松型; 其中栓皮櫟型屬演替中後期, 而臺灣二葉松型則為演替中前期。因此, 未來針對回收農地之植栽、造林選種, 可參酌鄰近森林中伴生物種。

#### 參考文獻

1. Alguacil, M.M., Caravaca, F., and Roldán, A., "Changes in rhizosphere microbial activity mediated by native or allochthonous AM fungi in the reforestation of a Mediterranean degraded

- environment,” *Biology and Fertility of Soils*, No. 41, pp. 59-68, 2005.
2. Aronson J., Clewell, A.F., Blignaut, J.N., and Milton, S.J., “Ecological Restoration: A New Frontier for Nature Conservation and Economics,” *Journal for Nature Conservation*, No. 14, pp. 135-139, 2006.
  3. Bestelmeyer, B.T., Miller, J.R., and Wiens, J.A., “Applying Species Diversity Theory to Land Management,” *Ecological Applications*, No.13, pp. 1750-1761, 2003.
  4. Brudvig, L.A., “The Restoration of Biodiversity: Where Has Research Been and Where Does It Need to Go?” *American Journal of Botany*, Vol. 98, No. 3, pp. 549-558, 2011.
  5. Carrillo-García, A., Luz, J.L., Bashan, Y., and Bethlenfalvay, G.J., “Nurse plants, mycorrhizae, and plant establishment in a disturbed area of the Sonoran desert,” *Restoration Ecology*, No.7, pp. 321-335, 1999.
  6. Chen, S.H., Naturalized Plants of Eastern Taiwan, National Hualien University of Education, Hualien, Taiwan, R.O.C., 2008.
  7. Clewell, A.F. and Aronson, J., “Motivations for the restoration of ecosystems,” *Conservation Biology*, Vol. 20, No.2, pp. 420-428, 2006.
  8. Day, F.P. and Monk, C.D., “Vegetation pattern on a southern Appalachian watershed,” *Ecology* No.55, pp. 1064-1072, 1974.
  9. Falk, D.A., Palmer, M., and Zedler, J., *Foundations of Restoration Ecology*, Island Press, Washington, D.C., 2006.
  10. Herrera, M.A., Salamanca, C.P., and Barea, J.M., “Inoculation of woody legumes with selected arbuscular mycorrhizal fungi and rhizobia to recover desertified Mediterranean ecosystems,” *Applied and Environmental Microbiology*, No.59, pp. 129-133, 1993.
  11. Ho, H.C. and Gwo, J.C., “*Salmo Formosanus* Jordan & Oshima, 1919 (Currently *Oncorhynchus formosanus*) (Pisces, SALMONIDAE, SALMONINAE): Proposed Conservation of the Specific Name,” *Bulletin of Zoological Nomenclature*, Vol. 67, No. 4, pp. 300-302, 2010.
  12. Hsu, C.B., Tzeng, C.S., Yeh, C.H., Kuan, W.H., Kuo, M.H., and Lin, H.J., “Habitat Use by the Critically Endangered Formosan Landlocked Salmon *Oncorhynchus masou formosanus* in Mountain Streams of Subtropical Taiwan,” *Aquatic Biology*, Vol. 10, No. 3, pp. 227-239, 2010.
  13. IBM Corp., *IBM SPSS Statistics for Windows, Version 20.0.*, IBM Corp, Armonk, NY, 2011.
  14. Kottelat, M., *Oncorhynchus formosanus*, In Baillie, J. and Groombridge, B., (eds), 1996, *IUCN Red List of Threatened Animals*, International Union for Conservation of Nature, Gland, 1996.
  15. Lin, C.Y., Chou, W.C., and Lin, W.T., “Modeling the Width and Placement of Riparian Vegetated Buffer Strips: a Case Study on the Chi-Jia-Wang Stream, Taiwan,” *Journal of Environmental Management*, No. 66, pp. 269-280, 2002.
  16. Magurran, A.E., *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing Ltd, Malden, MA, 2004.
  17. McCune, B. and Mefford, M. J., *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Ver. 6.08.* MjM Software, Oregon, 2011.
  18. Miyawaki, A., “Restoration of living environment based on vegetation ecology: theory and practice,” *Ecological Research*, No. 19, pp. 83-90, 2004.
  19. Motika, J., Dobrzanski, B., and Zawadski, S., “Wstępne badania nad lakami południowoschodniej Lubelszczyzny (Preliminary studies on meadows in the southeast of the province Lublin. Summary in English),” *Annals of the University Marie Curie-Skłodowska, Section E5*, No. 13, pp. 367-447, 1950.

20. Ruiz-Jaen, M.C. and Aide, T.M., "Restoration Success: How Is It Being Measured?" *Restoration Ecology*, No. 13, pp. 569-577, 2005.
21. SER-Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group, The SER International Primer on Ecological Restoration, Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona, 2004.
22. Tsai, S.T., Lu, K.C., and Tseng, H.Y., "Analyzing vegetation dynamics of the broad-leaved secondary forest by species abundance models at Mt. Showchu in the Hue-Sun Forest Station," *Quarterly Journal of Forest Research*, Vol. 33, No. 3, pp. 9-22, 2011.
23. 于淑芬、林永發、官文惠、林幸助, 「武陵地區水質調查研究」, 國家公園學報, 第 15 卷第 1 期, 45-60 頁, 2005。
24. 王敏昭, 七家灣溪沿岸土地各利用型態對溪流生態影響之研究, 內政部營建署雪霸國家公園管理處, 苗栗縣, 2003。
25. 林幸助、王筱雯、林鶯熹、吳聲海、官文惠、邵廣昭、孫元勳、郭美華、曾晴賢、楊正澤、葉文斌、葉昭憲、蔡尚惠, 武陵地區溪流生態系復育監測與研究, 雪霸國家公園管理處, 苗栗縣, 2012。
26. 邱清安, 「復育生態學之初探」, 中華林學季刊, 第 45 卷第 2 期, 289-298 頁, 2012。
27. 郭玲灼, 中海拔菜園回收地土壤性質與菌根苗木生長之研究, 國立中興大學森林學系碩士論文, 臺中市, 2013。
28. 黃智彥、李英弘, 雪霸國家公園武陵地區土地整體利用規劃, 雪霸國家公園管理處, 苗栗縣, 2005。
29. 劉棠瑞、蘇鴻傑, 森林植物生態學, 臺灣商務印書館股份有限公司, 臺北市, 1983。
30. 潘振彰、顏江河、李苑璋、吳爵考、郭玲灼、張廖伯勳、莊傑安、許榮顯, 武陵徵收農地土壤性質與菌根對造林苗木生長之關係, 雪霸國家公園管理處, 苗栗縣, 2012。
31. 蔡尚惠、呂金誠, 生物歧異度分析系統, 環球技術學院, 雲林縣, 2008。
32. 蔡尚惠、林志銓、黃立彥、呂金誠、歐辰雄、吳聲海, 「惠蓀林場紅檜人工林與闊葉樹次生林之種豐富度指數分析」, 中華林學季刊, 第 40 卷第 3 期, 287-300 頁, 2007。
33. 蔡尚惠、徐憲生、王志強、鍾文娟, 「武陵地區七家灣溪濱岸植物多樣性及植栽選擇」, 生物科學, 第 54 卷第 2 期, 41-53 頁, 2012。
34. 蔡尚惠、郭礎嘉、曾喜育, 「2005-2008 年七家灣溪濱岸植群之生物多樣性研究」, 臺灣生物多樣性研究, 第 13 卷第 4 期, 269-283 頁, 2011。
35. 蔡尚惠、郭礎嘉、曾喜育、林志明, 「七家灣溪濱岸地被層植群類型及多樣性之季節動態」, 國家公園學報, 第 22 卷第 3 期, 31-45 頁, 2012。
36. 顏江河, 「高山地區土壤性質與共生菌根調查研究」, 雪山地區高山生態系長期監測與研究, 呂金誠、歐辰雄編, 雪霸國家公園管理處, 苗栗縣, 2009。

收稿日期：民國 104 年 4 月 21 日  
 修正日期：民國 104 年 7 月 20 日  
 接受日期：民國 104 年 8 月 11 日