

## 翠峰湖生物相與棲地調查之研究（2/2）

Inventory on the biological resources and habitat  
of Tsuei-Feng Lake



主辦機關：行政院農業委員會林務局羅東林區管理處

執行機關：國立宜蘭大學 自然資源學系

中 華 民 國 九 十 六 年 十 二 月

林務局保育研究系列 95-01-08-01 號

棲地保育研究系列 95-05 號

## 翠峰湖生物相與棲地調查之研究（2/2）

計畫主持人：毛俊傑

共同主持人：陳子英、阮忠信

調整計畫、野外勘查、野外調查、報告撰寫

研究助理：許智量、陳建忠、吳若宣、洪宗泰、葉人瑋、

邱孟韋、吳欣玲

野外勘查、樣區調查、部分文稿撰寫

## 摘要

根據過去一年來的研究，我們發現翠峰湖具有周期性的水位上下劇烈的波動，並造成湖域周邊動、植物周期性的演替與變動，為了能更清楚的了解湖域周邊的變化狀態，並針對湖中的引入種魚類處理及湖域後續變化的監測，提供適當的參考與建議，本年度持續針對植物及動物進行調查研究。

植群的研究在翠峰湖域共設置 13 條樣帶，沿樣帶二側進行調查，經六次調查後，共記錄有 171 種維管束植物及 20 種蘚苔類植物；以多變量分析可將植群型分成 1. 假柃木—芒型、2. 毛地黃—芒型、3. 戟葉蓼—七星班囊果薹型、4. 高山通泉草—鼠麴草型、5. 細葉雀翹—鼠麴草型、6. 錢蒲—鼠麴草型等 6 型；而外來種上共調查到湖域邊有 8 種草本植物；稀有植物上，如小葉四葉葎、細葉雀翹、七星班囊果薹都屬於稀有或較少在其它湖沼出現的植物。

湖域邊受季節性水位變化影響而形成循環式演替的湖岸植群，可以用環境篩選理論來解釋；因此水文週期的特性，為濕地與湖泊生態保育的重要關鍵。水位變化雖然影響不同樣帶間植群的分化與分布，但植群型的差異仍受湖濱地形起伏的影響，尤其是高低草混生區到裸露地；芒草等植群會隨著水位的漲退所造成之水伐，而形成年度間的循環式演替，其中芒草可當作水位漲退的循環式演替之指標性植物。而低草區及高低草混生區的七星班囊果薹及細葉雀翹等植物所構成的植物社會，則類似紐西蘭的 LMC 植物社會。

動物的調查延續前一年的調查方式，針對湖域中的引入種魚類採取定點刺網及魚籠進行捕捉調查，並於湖域周圍，架設了 12 個紅外線自動相機調查點，及薛曼氏小型捕獸籠調查樣線四條，進行鳥獸動物調查。為提供未來翠峰湖周圍陸域環境棲地復舊之動物組成參考依據，我們另外於銅山山毛櫟天然林選取兩個紅外線自動相機調查點位進行調查。

共調查到與前一年度相同的四種魚類 2,696 尾，以鯽魚為主約佔 92.12%，其次為鯉魚 (6.55%)。哺乳類 10 科 14 種，其中台灣野豬為本研究本年度初次

出現的種類，相較翠峰湖與銅山山毛櫟天然林哺乳動物資源，整體而言主要的差異在於，銅山山毛櫟天然林具有較高的山羌及食肉目動物的豐富度，此外，黃喉貂僅出現於銅山山毛櫟天然林，未來或許可以以是否出現於翠峰湖湖域周邊與否，來做為翠峰湖周邊陸域動物生態系的復舊指標。

## Summary

Based on the results of a study done in 2006, we found that the regulation of the water flow into the Tsuei-Feng Lake, primary results in violent water level fluctuations, which severely affects the activity and succession of fauna and flora in the area. To clarify and better understand the variations of the environment surrounding the Tsuei-Feng Lake, and to deal with the introduced fish species management, a subsequent monitoring program was launched in 2007, with the aim of providing proper suggestions and references for shallow-lake management in the area.

The vegetation sampling were conducted along 13 transect lines After six consecutive investigations 171 taxa of vascular plants, and 20 taxa of bryophytes were recorded. Using a multivariate analysis, the vegetation communities were classified into six categories: A. *Eurya crenatifolia*—*Misanthus sinensis* type, B. *Digitalis purpurea*—*Misanthus sinensis* type, C. *Polygonum thunbergii*—*Carex phacota* type, D. *Mazus alpinus*—*Gnaphalium luteoalbum* subsp. *affine* type, E. *Polygonum praetermissum*—*Gnaphalium luteoalbum* subsp. *affine* type, and F. *Juncus leschenaultii*—*Gnaphalium luteoalbum* subsp. *affine* type. In addition, during the investigation, invasive plants of 8 herbaceous taxa, and some rare plants, such as *Galium trifidum*, *Polygonum praetermissum* and *Carex phacota*, were also recorded around the lakeside. These species are seldom found near other lakes in Taiwan.

The cyclic succession of the vegetation along the lakeside was influence by the seasonal water level fluctuations, which can explained by the environmental sieve theory. The characteristic of the hydro period is very important in the ecological conservation of wetlands and lakes. Although the influences of the water level

variation was the most important factor for the vegetation distribution and differentiation in different belts, the vegetation was also effected by the angle or slope of the topography, especially from mixed community areas to bare land. The vegetation could become cyclic succession in one year where water logging was caused by the flow and waning of the water level. Under these conditions, *Miscanthus sinensis* can be a good indicator plant species. The vegetation like *Carex phacota* and *Gnaphalium luteoalbum* subsp. *affine* in the short grass area, and mixed communities area were similar to the Lower Mixed Community (LMC) in New Zealand.

The fauna inventory was based on previously used methods and techniques. Gill nets were set up on permanent sites, and fish funnel traps were employed for introduced fish species catching. There were 12 IR auto trigger camera sites and 4 Sherman trap lines for birds and mammals inventory data collection. For a better understanding of the fauna differentiation within the Tsuei-Feng Lake and adjacent original forest, the latter of which is a reference for ecological restoration proposes, we setup two IR auto trigger cameras in the Taiwanese beech forest, Ton-Shan.

Of the 2,696 captured fish, belonging to 4 species, the predominant species was gold fish (92.12%) and then the common carp (6.55%). According to the inventory result, there were 14 mammal species, from 10 families, that naturally occurred in this area. But the wild boar was recorded for the first time in this study, this year. The differentiation within Tsuei-Feng Lake and Ton-Shan Taiwanese beech forest, was the abundance of muntjac and small carnivores. In addition, the Formosan yellow-throated marten was restricted to Ton-Shan Taiwanese beech forest, which ideally is consider as the ecological restoration index for Tsuei-Feng Lake terrestrial fauna.

## 目錄

中文摘要

英文摘要

一、 前言 .....	1
二、 前人研究.....	4
2-1 水文環境資料收集與監測.....	8
2-1-1 水位觀測紀錄.....	8
2-1-2 水環境之監測.....	8
2-2 湖域週邊植群調查.....	10
2-2-1 植群調查.....	10
2-2-2 植群樣帶的變化.....	12
2-2-3 植物功能型變化的調查.....	13
2-3 湖域週邊動物資源變化.....	13
2-3-1 湖域引入種魚類調查.....	13
2-3-2 湖域週邊紅外線自動相機及小型哺乳動物調查.....	16
2-3-3 蜻蛉目與地棲鞘翅目昆蟲調查.....	18
三、 結果與討論.....	19
3-1 翠峰湖水文環境監測結果.....	19
3-1-1 水位的監測結果.....	19
3-1-2 水質監測結果.....	20
3-2 植物調查結果.....	30
3-2-1 植物相調查結果.....	30
3-2-2 植群型調查結果.....	32
3-2-2-1 第五次 DCA 分析結果.....	32
3-2-2-2 第五次 CCA 分析結果.....	35
3-2-2-3 湖濱的植群分型.....	37
3-2-2-4 樣帶間主要植群型不同季節之變化.....	41
3-2-3 不同季節植群的變化與湖濱坡度及長度對植群樣帶的影響..	44
3-2-3-1 不同季節植群的變化.....	44

3-2-3-2 湖濱坡度及長度對植群樣帶的影響.....	45
3-2-4 植物功能型之探討.....	50
3-3 湖域週邊動物資源.....	53
3-3-1 湖域引入種魚類資源變化.....	53
3-3-2 湖域週邊紅外線自動相機及小型哺乳動物調查結果.....	60
3-3-3 湖域週邊蜻蛉目與地棲鞘翅目步行蟲種類組成.....	63
四、 結論與建議.....	65
五、 參考文獻.....	78
附錄 1、翠峰湖植物名錄.....	85
附錄 2、翠峰湖域蘚苔植物.....	98
附錄 3、翠峰湖及周邊地區昆蟲、魚類、兩棲、爬行及哺乳類動物名錄.....	99
附錄 4、不同調查季節與湖域植群型之相似性比較表.....	103
附錄 5、翠峰湖 2006 年至 2007 年入侵台灣颱風累積雨量示意圖.....	104

## 表目錄

表 2-1、調查所使用之刺網尺寸.....	14
表 3-1、翠峰湖 95 年 4 月 8 日水質調查結果表.....	23
表 3-2、翠峰湖 95 年 8 月 29 日水質調查結果表.....	24
表 3-3、翠峰湖 95 年 11 月 19 日水質調查結果表.....	26
表 3-4、翠峰湖 96 年 1 月 22 日水質調查結果表.....	28
表 3-5、宜蘭縣政府 93 與 94 年度水污染源稽查管制計畫所調查的翠峰湖 水質狀況.....	29
表 3-6、台灣的湖泊一書中所搜錄的翠峰湖水質資料.....	30
表 3-7、翠峰湖域植物種類科屬種統計表.....	31
表 3-8、翠峰湖域第五次 DCA 三軸變異量與環境因子相關係數表.....	33
表 3-9、翠峰湖第五次 CCA 三軸變異量與環境因子相關係數表.....	36
表 3-10、翠峰湖第五次調查 TWINSPAN 表.....	40
表 3-11、翠峰湖域植群型年度間之變化比較表.....	42
表 3-12、不同調查季節主要植群型之相異變化表.....	45
表 3-13、翠峰湖周邊與銅山山毛櫟天然林紅外線自動相機拍攝各物種相對 豐富度 (OI 值) 比較.....	61
表 3-14、翠峰湖湖域小型哺乳動物平均每陷阱夜捕獲隻數.....	63

## 圖目錄

圖 2-1、 濕地水位上漲後環境篩網對物種的去除過程.....	5
圖 2-2、 濕地環境擾動條件下植群物種的增加與去除的一般過程.....	7
圖 2-3、 水質監測點的設置點圖.....	10
圖 2-4、 翠峰湖的湖面與樣帶位置圖.....	11
圖 2-5、 翠峰湖域進行刺網放置（以英文字母 G 表示）之魚類固定調查點位.....	14
圖 2-6、 本年度翠峰湖域周邊紅外線自動相機架設樣點之編號及相對位置.....	16
圖 2-7、 翠峰湖與銅山山毛櫟天然林之紅外線自動相機架設相對位置圖.....	17
圖 3-1、 翠峰湖 2006-2007 水位變化圖.....	19
圖 3-2、 全部樣區主要植物佔有比率.....	32
圖 3-3、 翠峰湖域第五次（2007 年 7 月）樣區在 DCA 分布序列上第一軸與第二軸上之分布圖.....	34
圖 3-4、 樣區在翠峰湖第五次 CCA 分析第一軸與第二軸上的分布.....	36
圖 3-5、 不同調查季節與主要植群型之相異性變化圖.....	45
圖 3-6、 翠峰湖濱樣帶在不同季節的 DCA 分布序列第一軸與第二軸之分布圖.....	47
圖 3-7、 翠峰湖濱長樣帶在不同季節的 DCA 分布序列第一軸與第二軸之分布圖.....	48
圖 3-8、 翠峰湖濱長樣帶與短樣帶主要植群與水位變化示意圖.....	49
圖 3-9、 翠峰湖湖濱主要優勢種與水位漲退變化示意圖.....	53
圖 3-10、 各月份刺網與魚籠捕獲魚類尾數.....	54
圖 3-11、 刺網各月份捕獲的各種魚類數量.....	55
圖 3-12、 鯽魚族群結構直方圖及不同體型大小之平均體飽滿度差異.....	56
圖 3-13、 鯉魚族群結構直方圖及不同體型大小之平均體飽滿度差異.....	57
圖 3-14、 鮎魚族群結構直方圖及不同體型大小之平均體飽滿度差異.....	57
圖 3-15、 草魚族群結構直方圖及不同體型大小之平均體飽滿度差異.....	58

## 一、前言

翠峰湖位於太平山國家森林遊樂區內，屬於和平溪的源頭；介於太平山與大元山之間，海拔約 1,840m，翠峰湖體略成狹長狀，在豐水與枯水期間水深相差約為 4m 左右。根據前一年的調查共記錄植物 63 科 171 種，動物紀錄了引入種魚類 2 科 4 種、兩棲類 3 科 4 種、爬行類 3 科 3 種及哺乳類 11 科 19 種（毛俊傑等，2006）。為持續蒐集湖域相關的生態資料，本年度延續前一年的調查內容，持續針對水位變化模式及湖域周邊植物與動物相狀態進行持續性的資料蒐集。

翠峰湖域水中有無原生魚類分布，無從得知，但就現有的調查資料顯示，共有鯽魚、鯉魚、草魚及鯇魚四種，均為自湖域以外放入的引入種，由於鯽魚、鯉魚目前列名全球百大入侵物種之列，並且在入侵後的水域環境中，會以直接（取食大型水生植物或其他水生生物體及卵）或間接（增加湖水的濁度、減少水中生物躲藏的庇護所）的影響來改變環境降低水域中的生物多樣性（Zambrano and Hinojosa, 1999）。但翠峰湖為一不具明顯地面流出口的封閉湖泊，湖水主要經由降雨補注，以蒸散作用及部分地點的岩層下滲造成水位的下降，湖域水位的上漲與退縮影響年內的周邊生態資源的波動，同時湖中生物亦無法如同其他有出水口的高山湖泊般，可隨著水流遷入湖域或轉向其他相連的水系拓展生存領域，因而形成此一對全水棲生物具有明顯地理隔離的湖域景觀。由於早期湖域周邊曾進行大規模的森林生產與造林，並將伐採的原木暫時堆置於湖中，造成大量有機酸的生成，使得過去湖水呈現中酸性（pH 4.68；陳鎮東、王冰潔，1997），此種曾經經過大規模干擾的環境，是否會有原生生物出現其中，在王穎、孫元勳（1991）的文獻中已提及湖域中有鯉魚出現，在此之前並無未放入引入種魚類前的資料及文獻可供參考，至此湖域及周邊生態環境的改變肇因於過去的大規模森林生產，或是後來人為的魚類引入，無從得知，但若與環境近似的嘉羅湖群相比，兩地湖域周邊過去同樣歷經大規模的森林生產、造林，但翠峰湖除了林業施作之外另有引入魚種的棲息，而嘉羅湖並無引入的鯉科魚類出現與棲息，兩地湖域及周邊環境卻呈現相似的景像，但若與其他相近海拔高度，但周邊林相完整未受干擾，且湖中同樣有引入種鯉科魚類出現的鴛鴦湖相比之後，我們認為翠峰湖目前的狀況是處於過去大規模的森林生產改變生態系後，目前尚未完整恢復原有森林生態系完整功能，因此研究與操作的邏輯，朝向生態復舊（ecological restoration）的角度。

度進行。自前一年的調查過程中我們發現，湖水已經呈微酸性到中性之間（pH 5.8-7），顯示人為引入的魚類進入後，開始生成氯化物，並大量消耗了過去因湖域做為伐木儲木池時所堆積的酸性物質，並逐漸改變湖水的酸鹼度，同時我們也發現湖域的水文周期以水位的漲退形式所展現，此一漲退過程的規律過程，形成高山濕地生態系統發展的一個類型，並操控著水線（shore line）上下的動、植物資源與動態，此一影響遠超過人為引入魚種所造成的干擾。

濕地生態之系統發展，受到濕地水文影響甚深，水文狀況可說是維持濕地生態系統結構與功能的最重要因素之一（Mitsch and Gosselink, 2000）。水文狀況影響了許多非生物因子，如土壤的厭氧與好氧狀態、養分的可利用性，進而影響了生物的發展。因此水文狀態的季節變化或是各年之間的變化，是所謂的「水文期」（hydro-period），也成為濕地生態系統的重要特徵。不同類型的濕地，往往有不同的水文期模式特徵。水文期的特徵，如同植物群落與動物群聚類型，也成為辨識不同類型濕地依據之一。

水文週期是濕地水位在季節上的變化情形，不同的濕地或湖泊水位的變動，影響了湖岸及沉水植群的組成與分佈。生長在水位變動範圍中的植物，在長期受到年週期或年間週期水位的變化影響下，會表現出不同的忍受方式，因此在水位變化不同季節，便可以觀察到許多不同的植物社會階段及不同的植物分布。在過去的湖泊報告（Chapman et al., 1971），也指出有年度變化的湖泊，水生植物會受到季節性水位的影響，同時水位的高度和頻度會影響水生植物的分布，並在湖濱水位（water table）漲退的區域，形成 Watt（1947）所稱的循環式改變或演替（cyclic change；cyclic succession）；也就是在湖域邊的植物由於湖水浸淹的水伐（water logging）所形成的濕地環境篩網（wetland environmental sieve），篩選掉不適合的濕生植物，使得植物大量減少，到了隔年水位下降後，這些植物由原先區域留存的種子庫或殘存的散殖體，或外面進入的種子或散殖體慢慢恢復回來；到了夏季或秋季植物生長量增加，開花、結果而完成生活史後，留存種子或散殖體於土中，到了秋季或冬季水位高漲後植物地上部乾枯死亡，物種數量又再次減少，形成年度內的循環（Riis and Hawes, 2001、2002；van der Valk, 1981）；由於這種循環的演替類似於適應這種水位漲退的一群濕地物種之群聚（assemblage），所形成的植物社會之年度更新，而比較不像有方向性（direction）的 Clement 所稱的傳統演替，因此有以 Gleasonian 的濕地演替模式稱之（van der

Valk, 1981)。

今年研究將針對相同之樣區進行不同季節之調查，同時並 1、繼續整理並完成兩年來所調查的植物與動物相資料；2、探討年度內水位漲退循環變化下，van der Valk 對濕地生態系所提的 Gleasonian 的演替模式，在水伐的環境篩網下對植群及主要優勢植物的影響；3、評估在未來引入種魚類移除的方案，與湖域復育所可能產生之問題。

## 二、前人研究

濕地的演替是生態學家長期關注的問題，早期的觀念朝向 Clement 的觀念，都是有秩序（order）的由沉水植群，漸漸的植物遺骸等沉積後形成挺水植群、低草植群、高草植群、矮灌叢甚至變成森林的最後階段（劉棠瑞、蘇鴻傑，1988）；然而這種演替的時間有時是需要較長的時間，甚至數萬年之久，然而在這段時間中，湖泊仍有動態的維持沉水、挺水、低草、高草、矮灌叢、森林植群的平衡，此種平衡之機制端賴湖泊水位在季節上的變化進行調節（Mitsch and Gosselink, 2000；陸健健 等，2006）。

這些湖泊的水位漲退之季節（season）、水位漲退的幅度（高度）、頻度與持續時間的差異即產生不同的調節機制；然而水位上升與消退的快慢是影響湖沼變化最重要的因子，大致上又可分成下列兩種類型：

1. 水位的瞬間轉換（turn over）：調節之機制是季節水位的瞬間變化，使得一些濕地的淤積物經由湖水的流動而帶走，使得湖泊能夠暫時維持一定的平衡，此種現象稱為洪泛脈衝（pulsing）現象，大多是屬於水位迅速上升，有出口的河流或湖沼濕地（Mitsch and Gosselink, 2000；陸健健 等，2006）。

2. 水位的轉換較慢：另一類則是屬於沒有開口的濕地或湖泊，因此湖泊的水位呈現較長時間之遲滯，呈現出季節漲退的現象（Riis and Hawes, 2001），翠峰湖即屬於此一類型；而此種漲退的區域因水伐（water-logging）的緣故，使得淹沒於水位下的物種整個被淹死，部份植物以種子或保留小部份散殖體的忍耐方式（tolerance）渡過淹水時期，隨著水位退下後，再恢復原先植群，因此水位漲退區的植群也隨著水位的漲退；形成循環式的演替（cyclic succession），由於各年度間循環漲退的水位及季節恢復之不同，使得植群型（vegetation type）的位置及物種的組成（species composition）隨著不同的季節與年份略有變化。

兩種類型因水位漲退與植群恢復之不同而形成每年重覆植群型及物種的改變的現象，則較符合物種聚集於變動的濕地生態系，植群的演替本身並無方向

性的 Gleasonian 演替模式。

Gleasonian 的演替模式，因水位迅速轉換所形成的脈衝，或水位上漲的水伐，使得物種在遭受脈衝或水伐後，有幾種不同類型的命運存在，但卻中涉及不同的植物特性（plant strategy），如（1）散殖體建立的方式：是以無性散殖體（propagation）或種子（seed）的方式建立其新的棲地；（2）散殖體存活與否：水位上漲後植物為死亡或存活；（3）植物的生長型（habitat of plants）：以多年生的植物體忍受或一年生的植物體在水位下降時以埋藏種子，或由地下或外面周圍的環境再回到原先之湖濱漲退區域迅速完成生活史。

這些類型都是經由水位上漲所形成的水伐（water logging）之發生季節（season）、水位漲退的幅度（高度）、頻度與持續時間當做一種環境的限制因子，進行環境的篩選，因此也稱為濕地的環境篩網（wetland environmental sieve）（van der Valk, 1981）（圖 2-1）。

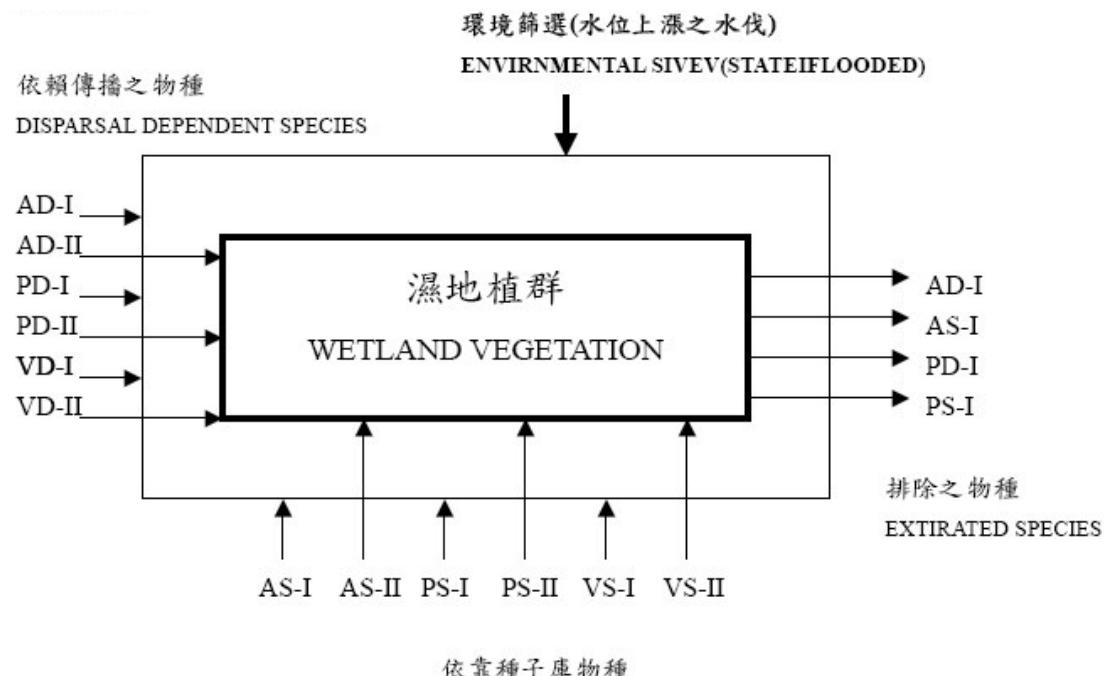


圖 2-1、濕地水位上漲後環境篩網對物種的去除過程（摘自 van der Valk, 1981）

結合這三種生活史的特性，可辨認出 12 種基本的濕地生活史型式，其中

A 為一年生植物，P 為多年生植物，V 為無性繁殖為主的多年生植物；S 為長壽的散殖體（可做為埋藏種子或散殖體者），D 為短壽的散殖體（不可做為埋藏種子庫，需依賴外來的種子庫或散殖體）；I 為陸域生長的植物，主要屬於生長於水位下降後裸露地的低草植物，II 為水域生長的植物，主要屬於水位上升後，生長於水中的沉水植物如眼子菜等。

例如在水淹沒後（圖 2-1），第 I 型（只生長於陸域濕地的物種），除了以多年生繁殖體殘存的物種略可存於沉水區域外，其他 AD-I（一年生短壽的陸域濕地植物）、AS-I（一年生長壽的陸域濕地植物）、PD-I（多年生短壽的陸域濕地植物）、PS-I（多年生長壽的陸域濕地植物），全部被排除，只剩下沉水的短壽或長壽之一年生、多年生與無性繁殖的多年生植物（AD-II、PD-II、VD-II、AS-II、PS-II 及 VS-II）為主，及前述生育於陸域濕地以無性繁殖為主的多年生植物。

由於 van der Valk 濕地的環境篩網的類型模式較複雜，因此 Keddy 在北美濕地的研究也提出濕地擾動環境下植群物種的增加與去除模式（圖 2-2），在最初之狀態物種數量較多（ $t$  時間）（物種有  $S_5$ 、 $S_6$ 、 $S_{22}$ 、 $S_{30}$ 、 $S_{40}$ 、 $S_{42}$ ）漸漸的水位上升後，物種漸漸變少，由於水位上升篩選了一些不適合的植物，使得植物只留存了一部份之物種（ $S_6$ 、 $S_{22}$ 、 $S_{40}$ ），俟水位上升，許多植物也會因不適應完全滅絕，然而到了下一季，俟水位下降植物又恢復，使得部份之植物又慢慢回來，但回來的部份物種，由留存的種子庫及散殖體恢復，或有部份物種則是由周圍的植物種子飄散回來（ $S_2$ 、 $S_4$ 、 $S_6$ 、 $S_{22}$ 、 $S_{40}$ ），但所存活的物種與原先之社會略有差異（圖 2-2）。此二種模式即為相似，也是目前濕地生態教科書中常指出的模式，只是後者的描述較簡化易懂（Keddy, 1992；陸健健 等，2006）。

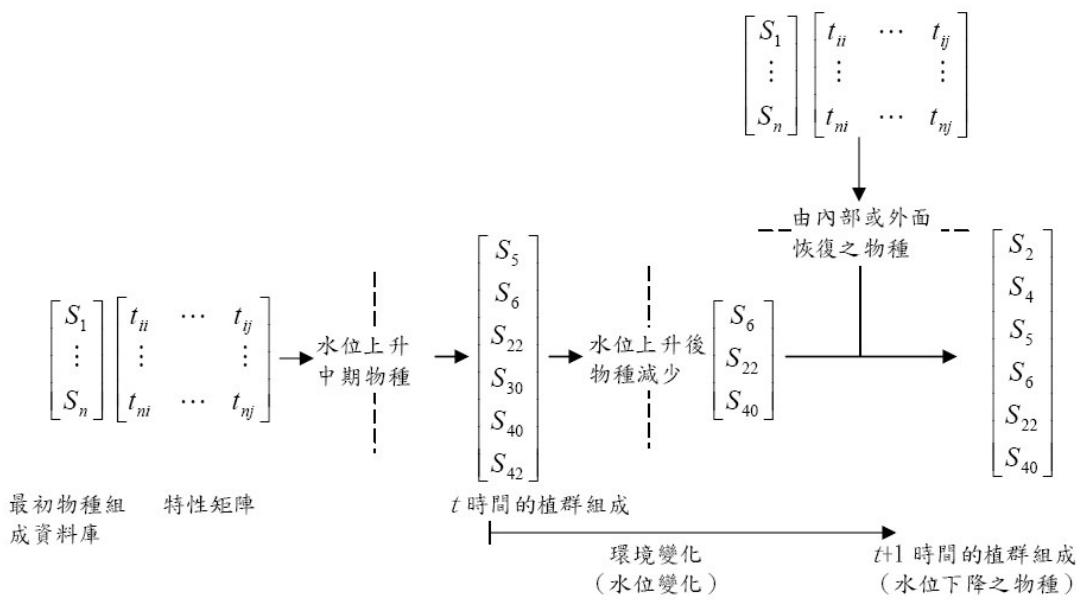


圖 2-2、濕地環境擾動條件下植群物種的增加與去除的一般過程（改自 Keddy, 1992）

在紐西蘭大部分的湖泊，在湖濱有一群生長速率慢的物種群；稱為低混合的植物社會 (low mixed community; LMC)。LMC 裡面的植物能夠容許半乾旱與潮溼的挺水及沉水週期。植物社會主要建立在緩坡砂質湖岸，深度介在 0.1 至 1.8m 處；所有的物種通常高度不超過 5cm，並且以一個連續覆蓋或是一小堆的方式聚集在一起 (Johnson and Brooke, 1998)。相似低成長的植物社會在歐洲也有出現，物種豐富度似乎是低於紐西蘭，但也有相似的季節水位漲退的現象 (Spence, 1982)。

水生植群的物種多樣性，已顯示出對水位變化的改變程度的反應。例如，加拿大某些只有小的水位波動之湖泊，物種豐富度不高 (Hill and Keddy, 1992)，而在適度的水位波動下，有較高的物種豐富度 (Keddy and Reznicek, 1986; Wilcox and Meeker, 1991)，但是在水位變化非常大的地方，物種豐富度又再度低了下來 (Hill et al., 1998)。而在緩坡的地區比陡坡的區域，植物社會與物種多樣性有較高的趨勢。

翠峰湖水位的漲退幅度較高，因此並不存在第 II 型的沉水性植物，使得植物社會物種相較於其他的湖沼，如雙連埤、神秘湖都來的低，同時湖畔的地形上有

些平緩，而有些則為陡峭，平緩處是否有類似的 LMC 植物，或 van der Valk 的 VD-I 及 VS-I 型存在，同時在水位下降後是否有 Keddy 簡化模式的一些陸域濕地植物回復，則可進一步探討。

## 2-1 水文環境資料收集與監測

### 2-1-1 水位觀測紀錄

於湖區中選擇常水深（Normal Depth）且不易受水流與外力介入之處，設置自計式水位計。所使用的自計式水位計為感壓式記錄計（HOBO Water Level Logger，ONSET Computer, MA, USA），可同時記錄水溫及水位，水位計之準確度為 0.1cm，溫度範圍從 0°C 至 40°C，使用水深範圍<9m，其內記憶體為 64K 位元組。

設置時須同時放置兩支感壓式記錄計，一支放置於空氣中，另一支放置於水中，同時，水位計放置在兩端開口的保特瓶中，避免外力碰撞的干擾。放置於水中的水位計，則先以竹竿插入所要放置的位置，再將水位計固定於竹竿上，並以 GPS 紀錄竹竿位置的空間座標。

由於翠峰湖水位變化大，水位計的放置時間與高度，為一困難的課題。若於高水位期放置水位計，則於低水位時可能暴露於空氣中，造成無效的資料紀錄。而若於低水位時間放置水位計，因可能無法在高水位期取出水位計，下載資料。考慮種種狀況後，則將資料收集的頻度為每 30 分鐘紀錄一筆，如此可連續紀錄超過一年之久，於年度低水位期放置，至隔年低水位期再取出下載資料，再放置回原位址。資料下載於電腦後，可藉由水壓與大氣壓力之差，乘上同時間水溫的水密度，來推估水位高。

### 2-1-2 水環境之監測

水環境監測之目的是在瞭解濕地生態之生物地球化學動態變化。若經費與器材足夠，應於水域中設置長期監測儀器於數個合適之地點，以取得時間連續與空

間分布之資料，並另每月至現地採取水樣，回到實驗室進行進一步更多項目的實驗分析。在經費限制下，則可以考慮每季一次之水質監測。本計畫監測頻度為每季一次，於 2006 年春季開始，分為兩個部分之監測項目如下：

a. 水物理性質測量：

此部分主要監測項目為溶氧、pH、溫度、還原電位能 (ORP)、水溫、氣溫、透明度，可現場以儀器測量。pH 與 ORP 量測方法，以 pH 與 ORP 計 (Suntex TS-2, Suntex, Taiwan) 直接量測水樣之 pH 值；電導度，以電導度計 (YSI-30 Conductivity Meter, YSI, US) 直接量測；溶氧以溶氧計 (WTW-Oxi 330i Waterproof Dissolved Oxygen Meter, WTW, Germany)，於現場直接進行測定；透視度以沙奇盤 (Sechii disk)，量測水的透視程度。

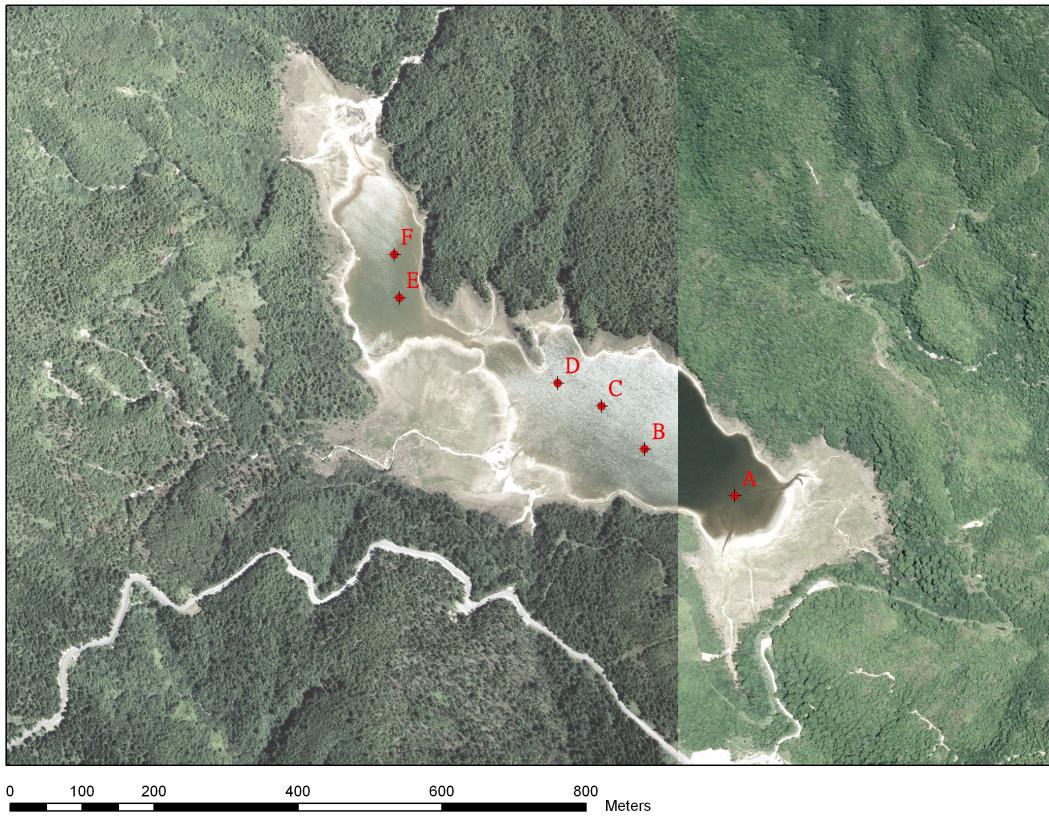
氧化還原電位是沈積物中有機質數量和降解過程的指標，氧化還原電位的小與多種生物地球化學有關，指示著氮的有效性和沈積物的化學變化；而溶氧和 pH 是初級生產量的良好指標，高等植物生物量會導致光照條件下溶氧的迅速減少，然而，高的生產量會造成氧濃度和 pH 在中午時上升 (孟憲民，2001)。

b. 水化學性質測量：

此部分主要調查的項目與營養源有關，即氨氮、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、總氮、總磷，並每半年增加鈣、鎂、鉀、銅、鐵、錳常見於自然水體中的金屬試驗。

採集每一樣點之水下 10 cm 的水樣兩公升，放置於冰桶內，返回實驗室進行水質之化學性質分析。實驗室分析部分，採用環保署環境檢驗所公告或國際通用的方法。生化需氧量採用五天 20 度 C 恒溫箱中之培養方法（環檢所 NIEA W510.54B 方法）；氨氮、總氮、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、總磷採用使用綜合水質分析儀 (WTW PhotoLab S12, WTW, Germany) 應用 Merck Spectroquant 分析級試劑與分析法 (Spectroquant, Merck, Germany)；葉綠素 a 檢測方法為乙醇萃取法 (NIEA E508.00B)。

以上的監測實施地點，考慮翠峰湖的空間形狀為狹長型，故沿東到西方向，設置監測地點如（圖 2-3）。而自記式水位計設在 A 點之位置。



**圖 2-3、水質監測點的設置點圖**

## 2-2 湖域週邊植群調查

### 2-2-1 植群調查

植物的調查，在 2007 年的四次調查（為本研究的第三至第六次調查）仍承襲 2006 年依不同季節、湖水的水位變化進行調查，調查上以英美學派的計數樣區法（count-plot method）進行；取樣方式以樣帶法行之；樣帶法是通過植群變異最大的方向拉線，於湖域設置 13 條樣帶（圖 2-4），再由樣帶內取左右連續的樣區，樣區的設置以均質為主，至於面積則以  $5 \times 5\text{ m}^2$  劃設小區（plot），分析時再綜合樣帶左右的連續 4 個小區形成一個樣區（stand）；記錄上登記物種的名稱，草本則記錄覆蓋度、木本植物凡大於 1cm 以上者則量取胸徑及覆蓋度，

至於環境因子則記錄水深、針葉樹人工林到湖面的高度落差（簡稱落差；以高低落差紀錄之，如人工林到湖面的高度為 3.45 m 則記為 3.45 m）、空隙率、含石率與岩石率等；而在做季節與季節分析時則依照樣帶的坡度、樣帶長度、調查季節（春、夏、秋、冬）；最後再結合上述之樣區以多變數統計進行分析。

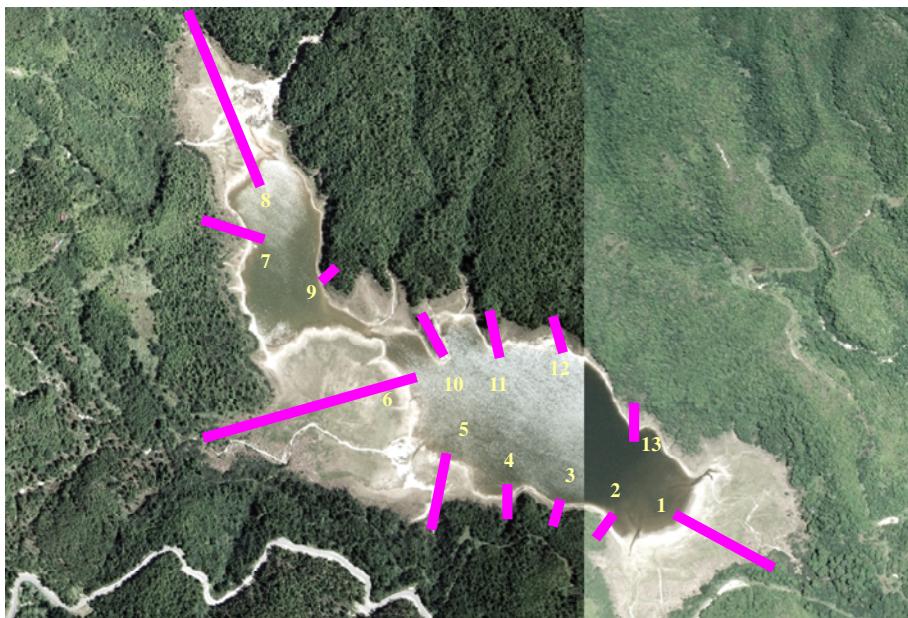


圖 2-4、翠峰湖的湖面與樣帶位置圖

資料的計算上，各樣區的覆蓋度以 100% 為基礎，樣區資料係用編輯程式 Excel 輸入電腦存檔，環境因子之資料不經轉化為評估值。分析後輸出之資料則以八分級制值（Octave scale）轉化為 1—9 級（Gauch, 1982），數據經簡化，做成摘要表。

分析上採用分類與分布序列二種分析方法；分類分析，將相似樣區合併為植群型，以了解區分各型之特徵種；序列分布方式分析，可將樣區或植物形成次序性排列，以了解各樣區與環境因子之相關性；兩種分析的結合除可了解區分之特徵種，亦可了解樣區在環境梯次上分布的趨勢與影響因子（蘇鴻傑，1987）。

本研究所採用的分析法有分布序列法（Ordination）及分類

( Classification )；其中分布序列法是使用降趨對應分析 ( Detrended Correspondence Analysis；簡稱 DCA) 了解樣區在梯度上的分布，及典型對應分析 ( Canonical Correspondence Analysis；簡稱 CCA) 來研究主要影響的環境梯度；至於分類則使用雙向指標種分析法 ( 簡稱 TWINSPAN ) 列出植群型之優勢種及特徵種。三種分析過程是將樣區之木本或草本資料換算成相對覆蓋值由 Excel 轉化成原始矩陣後再用 PC-ORD 程式分析。植群之分類係考慮樣區中植物組成之相似性，而將相似之樣區合併或切分，區分成不同的植群型，本研究之分類參考 DCA 之樣區排列及雙向指標種分析法的結果進行分群 ( 蘇鴻傑，1996；Kent and Coker, 1992；McCune and Mefford, 1999 )。植群分類的結果以水位最低的時期 ( 第五次調查；時間為 2007 年 7 月 ) 進行調查，除將該次的植群分類結果以植群型進行描述外，並將各次 ( 各季 ) 所得的植群型分析結果列表呈現以說明與比較。

### 2-2-2 植群樣帶的變化

至於樣帶在不同季節的研究，加入坡度及長度做為環境因子，並以不同的季節及不同的坡度來說明樣帶間的變化，其呈現方式是由各樣帶上沿著湖域至人工林邊緣所出現之不同植群型間主要優勢種的變化，探討不同坡度的代表性樣帶間沿不同季節梯度上的變化，其分析方式以樣帶為基準，將不同樣帶由湖面沿伸到相同的高度及林緣地區，進行樣帶中各小區的合併，合併方式以整體的相對量為基準，仍將各小區所出現的物種覆蓋度合併，求出各物種在其間所佔的相對量，並以樣帶與物種相對量做成樣帶一物種矩陣，在不同樣帶間的物種數、植群數目、坡度，出現季節、水位的變化等因子進行多變量的分析，分析上以 DCA 進行分析，以比較不同樣帶在不同季節的變化。同時藉由 Sørensen 相異性係數計算不同樣帶在各時期的變化：

$$Sørensen \text{ 相異性係數} : C_S = 1 - (2j / (a + b))$$

上述公式的  $a =$  樣帶 A 的物種量， $b =$  樣區 B 中的物種量， $j =$  樣區共有的物種量。 $C_S$  最小值 0 時表示在這兩個樣區間物種的組成是完全相似的； $C_S$  最大值為 1 時表示樣區間物種無相同之量出現 ( 錢迎倩、馬克平，1994 )。再由這些因

子的變化與探討水位變化在不同季節上對植群數目，及稀有物種改變的影響。

### 2-2-3 植物功能型變化的調查

植物功能型是指對環境條件表現出相似反應、對主要之生態過程有相似影響的植物群組 (species group)，可以運用在環境監測與評估、生態保護和恢復等研究，隨環境條件的變化，植物的型態、生態及生理特性上表現出相應的功能對策。所以本次調查經由結果分析植物覆蓋度佔湖域周圍主要草本植物，分別討論植物的生長型、散殖體的活力及族群建立的需求上如何以植物功能型來對應湖域水位的干擾（孟婷婷 等，2007；李榮平 等，2004）。

## 2-3 湖域週邊動物資源變化

本計畫第一年重點，主要是針對翠峰湖人為引入種魚類處理及棲地復育進行研究，但經過本研究團隊內部討論之後，認為完整的生態基本資料，有助於提供未來無論是湖域的引入種魚類選擇進行移除，或是擬定湖域內人為引入魚種經營管理計畫，甚至是利用此一魚類資源創造收益時，環境變化監測的參考依據，因此在第一年選擇先進行翠峰湖域及周邊環境的動、植物基礎生態資源的調查。過去一年詳細的動物背景資料調查後，共計紀錄人為引入種魚類 2 科 4 種、兩棲類 3 科 4 種、爬行類 3 科 3 種及哺乳類 11 科 19 種。

為持續了解湖域環境的變化，本年度仍將主要的重點鎖定以捕捉移除的方式，進行水域的人為引入種魚類族群結構研究，及陸域的周邊哺乳動物狀況變化兩大項，持續進行月間變化的研究，為了得以進行比較，所有調查研究進行的位置及地點仍延續先前進行的點位持續進行。近年來我們在宜蘭地區也發現部份的陸域節肢動物（如：蜻蛉目、鞘翅目昆蟲）亦能有效的反應出棲地的特性（葉人瑋 等，In press），因此本年度我們也針對翠峰湖域周邊的蜻蜓與步行蟲進行簡單的物種相資料收集，相關動物資源的研究調查方法詳述如下：

### 2-3-1 湖域引入種魚類調查

本年度持續依據 Lauridsen et al.(1994)所建議使用的刺網(Gill net)進行湖域魚類族群調查，本研究利用刺網之網目計有；3 分、5 分、7 分、1 寸、2 寸、3

寸等六種尺寸（表 2-1）。調查頻度為每月進行一次一日（夜）的刺網放置，放置的地點均為固定點位（圖 2-5），但同一點位每月輪替放置不同大小網目進行調查，並將所有捕獲的魚類予以移出，不再放回湖域之中。各網目的捕捉效率，以網具單位攔截面積所捕捉的漁獲量，做為指標進行進行每月相對豐富度的計算。



圖 2-5、翠峰湖域進行刺網放置（以英文字母 G 表示）之魚類固定調查點位

表 2-1、調查所使用之刺網尺寸

網目大小	3 分	5 分	7 分	1 寸	2 寸	3 寸
長度 (cm)	1296	1479	1479	1247	1404	4500
高度 (cm)	110	125	138	145	130	245
攔截面積 ( $m^2$ )	14.26	18.49	20.41	18.08	18.25	110.25

湖域中各魚類之體質量狀態以弗氏指標（Fulton's condition index; K），作為魚體飽滿度指標進行計算（Ricker, 1975），計算公式如下：

$$K = \frac{W}{L^3}$$

K：飽滿度 (%)

L：體長 (cm)

W：體重 (g)

另利用兩種魚籠，進行湖域魚類及無脊椎動物之誘捕，魚籠之設置以同尺寸（直徑 × 長度 = 12.5 cm × 35 cm）的改裝浮水式魚籠（Mao et al., 2004）及未改裝一般魚籠（直徑 × 長度 = 12.5 cm × 35 cm）各半進行設置，設置的方式沿環湖水線以下離岸約 1-3 公尺處做為魚籠的置放處，並以釣魚專用的誘餌，誘捕週邊的魚類及水生無脊椎生物。

湖域內魚類族群大小估算，初期我們採用捕捉-努力量法（Catch-Effort Methods）進行計算（Kreb, 1999），該法的使用必需符合三項前提假設：1) 封閉族群，2) 研究過程中估算的種類持續被調查器材所捕獲，3) 每一個體被捕獲的機率一致。由於部分的魚種（如；草魚、鯰魚）捕獲個體數零星，並不符合第二項假設，因此我們將湖域內已知的四種魚捕獲資料合併計算湖域內的魚類族群數量。此外於第一年第一次調查時，我們曾經注入錨形標於首次捕獲的 15 尾魚的背鰭進行標記，並原地釋回湖中，截至本月為止，共回收 3 尾有標記的個體，假設以首次釋回的 15 尾魚做為已標記的個體，將後續 20 次的調查視為一次再捕獲的過程，以 Lincoln-Peterson index 進行湖域中魚類族群量估計，用以做為與捕捉-努力量法（Catch-Effort Methods）的計算結果比較。所有的魚類族群量估算，我們均採用 Ecological Methodology Version 6.11 for Windows 版軟體進行運算。

### 2-3-2 湖域週邊紅外線自動相機及小型哺乳動物調查

利用紅外線自動照相機針對中大型哺乳動物進行調查，調查地點選取湖域週邊獸徑最多交錯的地點進行相機設置。將自動照相機架設於距離地面之樹高約1.3-1.8 m處向前下方(約呈45度角)地點拍攝，並在該定點周圍進行棲地調查，以平均每個月一次的頻度，進行電池底片的更換或位置變換，每一固定調查點視調查狀況，各進行二至三次的影像資料蒐集。

本年度共於翠峰湖域周邊架設了12個相機樣點(圖2-6)，自2月份起，為了解翠峰湖周邊哺乳動物組成物種與鄰近未曾為受林木伐採干擾地區之動物相比較，以作為未來翠峰湖周邊陸域環境的棲地復育的參考，本研究選取兩個鄰近湖域的銅山天然林調查樣點進行紅外線自動相機架設，以比較天然林(銅山山毛櫟林)與砍伐後造林地(翠峰湖湖域周邊)之中大型野生動物之物種組成及相對豐富度(OI)的差異(圖2-7)。

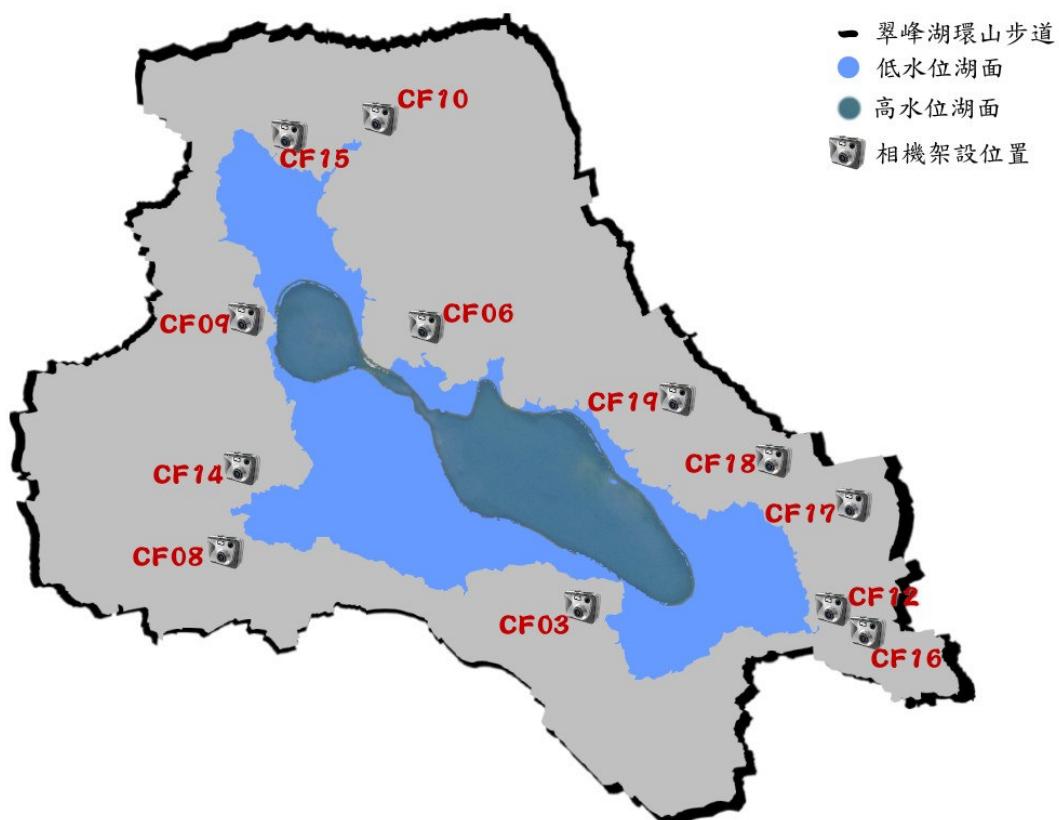


圖 2-6、本年度翠峰湖域周邊紅外線自動相機架設樣點之編號及相對位置

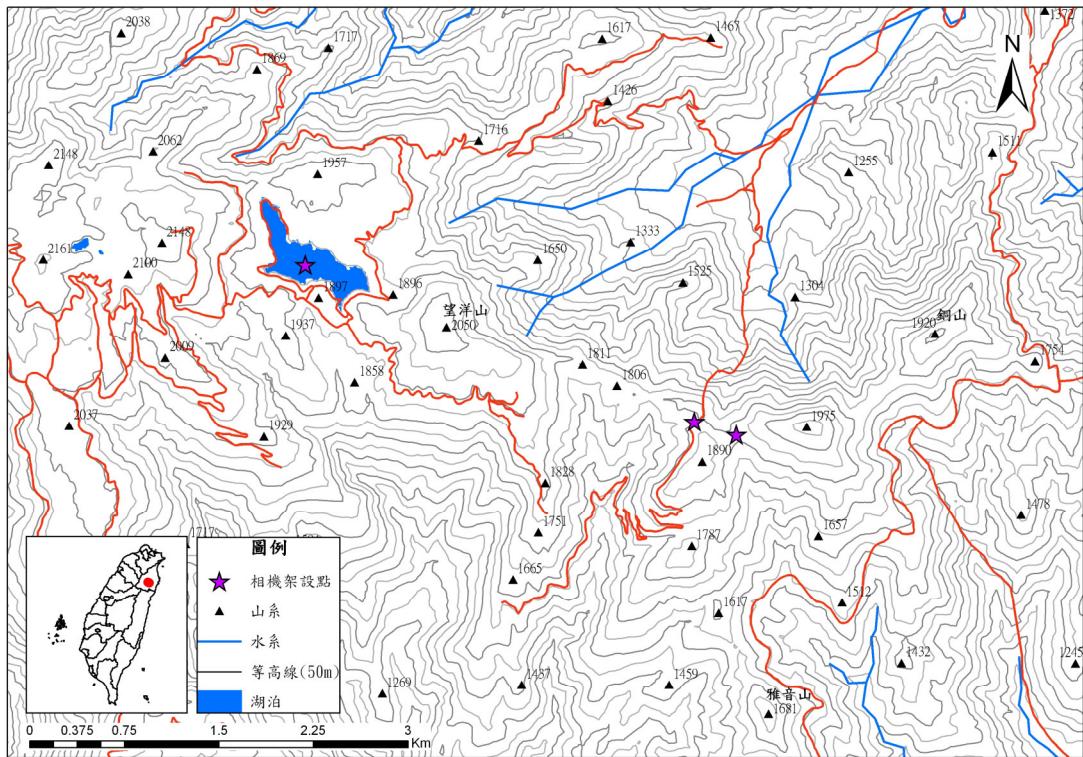


圖 2-7、翠峰湖與銅山山毛櫟天然林之紅外線自動相機架設相對位置圖

OI 值(Occurrence index)，廣泛應用於利用紅外線自動照相機調查哺乳類動物之相對豐富度計算(裴家騏，1998、2000)，根據 OI 值的計算原理，數量多的種類，出現於相機週邊的機率相對較高，因此可拍攝得的相片數亦相對較多，可用以推斷並比較當地各種哺乳動物數量與比例，OI 值之計算公式如下：

$$\text{OI 值(Occurrence index)} = \frac{\text{拍攝動物個體數}}{\text{相機工作時數}} \times 1000$$

由於使用紅外線自動照相機是屬於點計數法調查方式（圓圈法；Point-count），相機的使用對於所拍攝的動物個體，難以進行個體識別，為避免個體重複計數，有效拍攝的同種個體 OI 值估算，將 1 小時內同種個體重複出現，視為同一個體，以降低 OI 高估的可能性。

相機工作時數的計算，是根據紅外線自動照相機在野外有效工作的時間進行小時數的計算，所謂的有效工作小時指的是相機啟動後，拍攝的最末張記錄板及

比例尺圖的時間起算，至相機工作的最後時間為止，若收取底片時，相機仍然有效運作，則計算至收取底片當時為止。

湖域週邊的小型哺乳類則是以薛曼氏陷阱（Sherman trap）進行調查，以每十個陷阱為一組的陷阱帶，調查頻度為每月進行一次一日（夜）的陷阱放置，於湖域週邊草生地及林緣進行陷阱設置，並以地瓜塊拌蝦粉及花生醬做為誘餌，進行小型哺乳類動物誘捕。

### **2-3-3 蜻蛉目與地棲鞘翅目昆蟲調查**

蜻蛉目與地棲鞘翅目昆蟲的種類組成，經常用來做為環境與棲地的指標，為了提供未來翠峰湖域及周邊環境多一些未來研究與監測的選項，在執行動物調查研究的過程中，我們也一併記錄當地蜻蛉目與地棲鞘翅目昆蟲，尤其是步行蟲的基礎生物相資料。

### 三、結果與討論

#### 3-1 翠峰湖水文環境監測結果

##### 3-1-1 水位的監測結果

由自記式水位計下載資料，並分析後，將水位對時間變化關係圖，繪於圖3-1。由於2007年5月後水位再度上昇，8-10月間水位進入高水位期，水位計位置在水下約數公尺左右，雖以浮潛方式嘗試取得水位計，但因水中濁度過高，故無法找到水位計而取出。因此，水位紀錄僅至2007年4月，俟明年度(2008年)一月至二月，進入低水位期，再行取出。

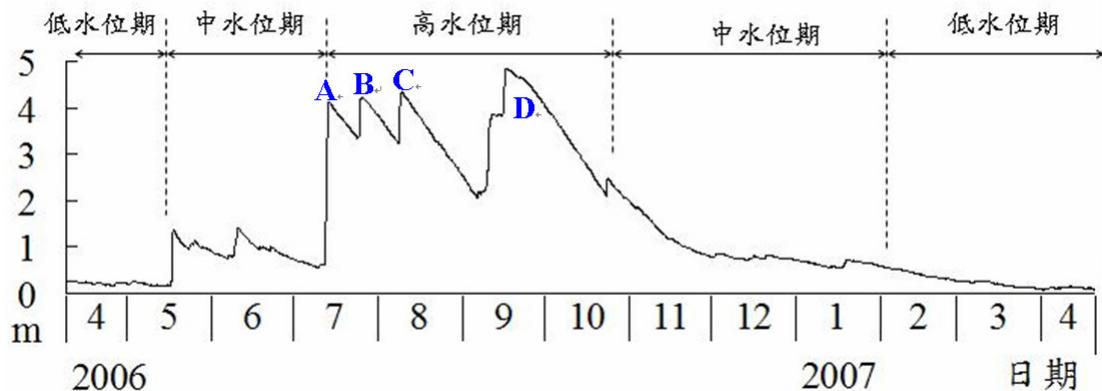


圖 3-1、翠峰湖 2006-2007 水位變化圖

(註：A 艾維尼及碧利斯颱風、B 凱米颱風、C 寶發及桑美颱風、D 珊瑚颱風)

由水位對時間變化圖中顯示，每年約2月左右至5月中間，約略為低水位期。而7月夏季颱風暴雨季開始後，到9、10月間的颱風季節結束，大約是高水位的時期。而中間過度的兩個時期，為中水位期。然而，5至7月之中水位期為水位上昇期，主要的水來自於梅雨季節的降雨與逕流；10-2月為水位下降期（退水期），主要的水位下降原因是來自於入滲至地水下層，部分則因蒸發的效應，由其下降的速率推測，入滲速率應該不小，高過於一般保水性較佳的湖泊，故翠峰湖底質應不為黏粒等具不透水性的質地。

值得注意的是，翠峰湖的水位上昇，都是在一至兩天內急速上昇，而水位下降，卻是緩緩下降。顯示其水位上昇可能受到較大降雨量之地表漫地流影響，而

小降雨量可能影響不大，而水位下降則是與水滲流至地表下的速率有關。由於缺乏雨量資料，無法進一步的比對其關係。未來可能以附近的數個雨量站資料，經過空間分析方法，推估翠峰湖雨量，進一步由水文模擬方式，推估翠峰湖年水文收支平衡之各水文量（降雨、漫地流、地下水入流與出流、蒸發散）。除了水文期之外，濕地之年（月）水文收支平衡量，也是一個重要的特徵，對於濕地的生態功能影響甚大。

### 3-1-2 水質監測結果

分別於 95 年 4 月 8 日、95 年 8 月 29 日、95 年 11 月 19 日與 96 年 1 月 22 日前往進行水質調查，結果如（表 3-1、3-2、3-3 與 3-4）。第一次前往調查時，曾以竹竿標定監測點位置，然而由於水位上漲，除了 F 點的標定竹竿未被淹沒之外，其餘都在水面下。故第二次前往調查時，A 點到 E 點的位置是由相對於周遭地物的位置而得，可能有些許空間位置上的誤差。

由前後四次的水質監測資料顯示，4 月份的翠峰湖水質之 pH 值呈現中性到微酸性，而八月的 pH 值在表層水為中性到微鹼性，下層水為弱酸性。當藻類與沈水植物行光合作用時，會消耗掉水中溶解的  $\text{CO}_2$ ，並跟著開始消耗水中的  $\text{HCO}_3^-$ ，使得水質偏向鹼性，此時水中溶氧將會增加，當水中之光合作用極強盛時，pH 值可達 9 以上，而溶氧也將達到接近飽和到過飽和之間；而 11 月的 pH 值降低為中性到為酸性之間，96 年 1 月則為酸性狀態。由水質其他監測項目來看，四月的表水 pH 值為中性到微酸性，而溶氧在 5.89-7.67mg/l 之間，未達接近飽和之狀況，顯示初春的翠峰湖之水中光合作用很低。但八月份的水質監測結果顯示，表水 pH 值雖呈現中性到微鹼性，但是水質中的溶氧並不高，顯示光合作用並不旺盛，而葉綠素 a 的含量在 0.4-6 $\mu\text{g}/\text{l}$ ，更進一步說明這樣的狀況。比較特別的是八月份的中下層水質呈現弱酸性，最低達 5.0，顯示水中含有酸性物質，這些酸性物質可能是來自於酸雨、附近森林所沖刷下來的腐植酸、或是水中微生物在厭氧狀態下初步分解有機質所產生的有機酸。而 11 月與 96 年 1 月的的溶氧都高於 8 mg/l，接近飽和狀態，葉綠素 a 含量在 11 月達最高，而隔年 1 月又下降。

此外，8 月到 11 月間，有機氮量與氨氮的量明顯減少，造成總氮的減少。水中氮來源與動物的排遺(含人類)有關，有機氮與氨氮為初步的排遺，而後在逐

漸被微生物氧化為硝酸根，而硝酸根可以為植物與藻類生長的營養來源，這顯示水中動物活動開始減少。然 1 月資料又顯示水質有機氮量與氨氮狀態又略上升。四次的水質監測資料初步顯示 95 年 4 月到 96 年 1 月間，整體的生態系結構功能在轉變，這與外來種的逐步移除及水位動態應有關。

宜蘭縣環保局於 92 年開始於翠峰湖選擇三個樣點，進行水質調查，調查頻度為每半年一次，但營養源有關的實驗項目則每年一次，92 年的調查結果不完整，然 2004 與 2005 年的調查結果較完整，故將此兩年度四月份之調查結果摘錄如表 3-5（宜蘭縣政府，2003、2004、2005）。此調查結果與本計畫執行結果有很大的差異，以 2004 年為例，其 pH 值呈現鹼性，葉綠素 a 高達  $24.5\text{--}51.2\mu\text{g/l}$ ，生物需氧量達  $11.5\text{--}20.5\text{ mg/l}$  間，而有機氮與氨氮（兩者總和為凱氏氮，英文簡寫為 TKN）也高出甚多。94 年的狀況也與 93 年類似。92 年雖然資料不完整，但 pH 值亦皆為鹼性。顯示去年之前的三年（92-94 年）檢測時的翠峰湖之營養狀態、與營養狀態有關的生態結構與功能與現今大不同。

而陳鎮東與王冰潔（1997）所蒐集的 75、76、78 年之翠峰湖水質資料卻又不同，摘錄其蒐集資料於表 3-6。當時的資料，顯示翠峰湖的 pH 值為酸性，比現今還低，硝酸鹽亦比現今低。所以翠峰湖的狀況於 75-78 時期，到 93-94 期間，與現今之 95-96 年三個時期的狀況都不相同。

初步假設，這與外來種魚類有關。原本翠峰湖魚類很少，森林來的腐植酸、水中厭氧產生的有機酸等，使得水質呈酸性。而當外來種入侵時，外來魚類開始食用水中微量的藻類、少許的水生植物、及森林沖刷下來的有機質等，而產生有機氮與氨氮之排遺。原本水中磷並非十分缺乏，而是氮源缺乏，限制了藻類的生長。而當外來魚類入侵後，氮源不再是限制因素，而使得藻類開始生長。藻類的生長，提供了魚類更多的食物來源，魚類的族群數量增加。魚類族群數量的增加，更提供更多的氮源，提供了更多藻類的生長。整個循環作用，正面加強了生態系的整體生產量，更多的生物可以在此生長，雖然是外來種。藻類的增加，因為行光合作用之故，也使得湖泊的 pH 值改變為鹼性。魚類的增加，使得有機氮與氨氮增加，而硝酸氮因為藻類的利用而減少。

而當此計畫進行期間，逐步將外來魚類移除。因為魚類本身為氮源，其排遺亦為氮源，氮源被移除後，藻類數量開始減少。初步減少時，有機氮仍存在，而後逐漸減到很低的量。pH 值因為光合作用的減少，而逐漸恢復酸性的狀況。由

於適合酸性環境生物與微生物都比較少，逐漸恢復酸性的過程中，將使得部分生物的生存更困難，整體生態功能與結構下降。

Scheffer et al. (1993)曾經探討在荷蘭淺湖的應用生物操作(biomanipulation)控制藻類的案例，這些湖泊都有優養化的狀況，大量的移除湖中魚類，使得湖中的水質變的穩定、清澈，並且大型水生植物開始恢復。在此案例中，食物鏈中位於捕食者層級的魚類在初期被引入到這些淺湖中，以捕食控制以浮游動植物為食的魚類及以底棲生物為食的魚類，這可以降低水中溶解的營養以及被擾動(捕食底棲生物時)而起的濁度，而達到穩定與降低優養狀況的效果。本計畫中的移除外來種亦與此案例有些類似，移除的魚類以雜食性魚類為主，而在移除過程中，湖泊的營養狀態逐漸降低。然而，這亦需要持續監測進一步瞭解。

由於魚類的移除，如以物理方法為主，即以漁網的方便捕捉，難免有漏網之魚。難免過一段時間又逐漸繁殖回來，此時的水質又將改變回來。因此，如此假設大致正確，則未來可以用基本水質測定儀器，瞭解外來種是否又繁殖到必須要移除的程度，間接協助初步判識移除時機。

這樣的假設推論看似合理，然而需要持續監測與瞭解，才能加強或修正此假設。如此假設的觀念是大致正確，外來種入侵，除了一般認知的抑制了原生種的生長，也可能因為改變生態功能而使得原生態系的環境改變，而間接影響了原生態系的生物。

此外，翠峰湖的水位變化與水域面積的季節性變化極大，在高水位期，有稀釋水質的效果，且有較大的水中動物棲地空間，反之，低水位期的水質濃縮，水中動物棲地空間也縮小。而翠峰湖湖域內的初級生產量之主要提供者為藻類，並不是水生植物，藻類的生命週期相當短，容易與水質、溫度、水流、捕食者間的因素，呈現短週期的快速動態變化。如欲進一步的瞭解翠峰湖的生態功能之動態過程，需要應用自記式儀器的方式紀錄基本水質、葉綠素a。

表 3-1、翠峰湖 95 年 4 月 8 日水質調查結果表

採樣點	時間	水深	底泥 深度	採樣 深度	透明 度	氣溫 °C	水溫 °C	pH	溶氧 mg/L	電導 度 μS/cm	BOD
											mg/L
A	14:55	0.36	-	0.1	0.25	14	18.9	6.1	6.57	6.4	3.28
B	11:20	1.49	1.21	0.1	0.37	19	18.4	6.68	6.24	7.2	1.95
				0.5			18.3	6.66	6.19	7.2	
				1.0			18.3	6.73	6.12	6.3	3.41
				1.5			15.4	6.00	5.24	31.8	
C	11:24	0.79	1.21	0.1	0.45	18	19.3	6.64	6.50	6.4	
				0.8			18.6	5.80	0.02	12.4	
D	11:45	0.42	0.78	0.1	0.32		20.6	6.19	7.67	6.7	
				0.4			19.8	6.27	0.14	22.5	
E	13:01	0.71	1.39	0.1	0.21	17.8	19.7	6.17	5.89	7.0	3.38
				0.5			19.2	6.19	6.21	6.9	
				0.7			18.1	6.49	0.09	21.5	
F	13:47	0.46	0.84	0.1	0.20	20	21.7	6.53	6.13	6.9	3.44
				0.5			19.8	6.09	0.08	22.7	

表 3-1 (續)、翠峰湖 95 年 4 月 8 日水質調查結果表

採樣點	採樣 深度	BOD mg/L	葉綠 素a μg/L	總氮		NH4 mg/L	NO3 mg/L	NO2 mg/L	有機 氮 mg/L	總磷 mg/L
				mg/L	mg/L					
A	0.1	3.28	-	1.4	0.05	0.6	0.02	0.73	-	
B	0.1	1.95	-	1.1	0.05	0.5	0.02	0.53	-	
	1.0	3.41	-	1.9	0.06	0.6	0.03	1.21	-	
E	0.1	3.38	-	1.1	0.12	0.4	0.03	0.55	-	
F	0.1	3.44	-	1.5	0.09	0.8	0.04	0.57	-	

符號 (-) 為因儀器故障或其他原因，未進行檢測，(\*)指檢測含量低於可檢測範圍。

表 3-2、翠峰湖 95 年 8 月 29 日水質調查結果表

採樣點	時間	採樣 深度	水深	透明度	氣溫	水溫	pH	溶氧	電導度
			m	m	°C	°C	mg/L	μS/cm	
A	14:21	0.1	2.61	0.45	23.0	22.2	7.23	5.53	6.5
		0.5				22.1	7.27	5.62	6.5
		1.0				21.4	7.56	5.73	6.4
		1.5				21.0	7.52	5.76	6.3
		2.0				20.5	6.04	5.67	6.5
		2.5				20.0	5.04	4.46	6.9
		2.6				19.5	5.07	0.12	11.2
B	12:41	0.1	4.73	0.5	20.0	21.4	7.19	5.34	6.9
		0.5				21.3	7.20	5.45	6.9
		1.0				21.3	7.21	5.48	6.9
		1.5				20.8	7.30	5.50	6.9
		2.0				20.3	7.09	5.43	7.2
		2.5				19.4	5.33	2.40	8.9
		3.0				19.0	5.09	0.87	8.6
		3.5				19.2	5.60	1.29	11.3
		4.0				19.1	5.66	1.04	12
		4.5				18.1	5.00	0.68	20.4
		4.7				18.9	5.76	0.71	14.6
C	13:34	0.1	3.4	0.62	20.0	21.9	7.05	5.24	6.9
		0.5				21.9	7.02	5.37	6.8
		1.0				21.5	7.42	5.32	6.9
		1.5				20.9	7.28	5.48	7
		2.0				20.3	7.16	5.61	7.1
		2.5				19.3	5.25	7.03	8.3
		3.0				19.1	5.10	0.92	8.6
		3.4				19.9	5.62	1.36	10.5
D	13:53	0.1	2.73	0.5	20.0	22.2	7.23	5.29	6.8
		0.5				21.9	7.36	5.30	6.9
		1.0				21.7	7.41	5.18	6.9
		1.5				20.7	7.29	5.48	7
		2.0				20.2	6.24	5.10	7.4
		2.5				19.3	5.21	1.36	8.4
		2.7				19.0	6.12	0.10	20.8
E	11:24	0.1	3.07	0.56	20.5	22.1	7.02	8.02	7.1
		0.5				22.0	7.13	8.04	7
		1.0				21.2	7.21	7.72	7.2
		1.5				20.8	7.07	8.08	7.3
		2.0				20.5	6.40	7.56	7.5
		2.5				19.8	5.48	3.52	8.9
		3.1				19.2	5.49	0.17	13.5
F	10:55	0.1	2.77	0.49	22.0	21.9	7.03	7.64	7.2
		0.5				21.9	7.04	7.47	7.2
		1.0				21.4	7.13	7.52	7.2
		1.5				20.8	7.01	7.72	7.2
		2.0				20.4	6.20	7.21	7.5
		2.5				19.5	5.30	1.60	9.7
		2.8				19.1	5.06	0.13	48

表 3-2 (續)、翠峰湖 95 年 8 月 29 日水質調查結果表

採樣點 深度	採樣		BOD	葉綠素a	總氮	NH4	N03	N02	有機氮
	m	mg/L	μg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
A	0.1	3.12	*	1.4	0.01	0.7	0.01	0.68	
B	0.1	2.57	0.4	0.8	*	0.7	0.02	0.08	
	3.5	1.62	*	0.8	0.02	0.7	0.02	0.08	
C	0.1	2.08	2.4	0.7	*	0.6	0.02	0.08	
D	0.1	2.44	2	0.8	*	0.7	0.02	0.08	
E	0.1	2.53	1.6	0.5	0	0.4	0.02	0.08	
F	0.1	1.62	6.4	0.6	*	0.5	0.02	0.08	

符號 ( - )為因儀器故障或其他原因, 未進行檢測, (\*)指檢測含量低於可檢測範圍

表 3-3、翠峰湖 95 年 11 月 19 日水質調查結果表

採樣點	時間	採樣 深度	水深	透明 度	水溫	pH	溶氧	ORP	電導度
			m	m	°C		mg/L	mV	μs/cm
A	14:25	0.1	1.67	0.59	15.3	6.96	8.52	263	7.1
		0.3			15.4	6.91	8.63	275	7.1
		0.5			15.3	7.03	8.80	276	7.1
		1.0			15.1	7.08	8.37	280	7.1
		1.5			14.7	7.04	8.78	283	7.2
		底部			14.5	5.80	0.28	62	13
B	13:54	0.1	3.45	0.57	15.6	6.95	8.74	212	7.1
		0.3			15.6	6.91	8.48	241	7.2
		0.5			15.6	7.04	8.52	244	7.1
		1.0			15.1	7.12	8.63	251	7.1
		1.5			14.5	7.21	8.62	257	7.2
		2.0			14.2	7.02	8.32	268	7.2
		2.5			13.8	5.57	6.74	289	8.1
		3.0			13.7	5.30	5.74	309	8.6
C	13:27	0.1	2.37	0.67	15.6	7.04	8.36	224	7.1
		0.3			15.8	6.74	8.35	245	7.1
		0.5			15.7	7.04	8.44	246	7.1
		1.0			15.5	7.12	8.62	248	7.1
		1.5			14.3	7.18	8.58	260	7.1
		2.0			14.0	7.13	8.55	262	7.2
		底部			13.9	6.33	0.23	47	37.8
D	13:07	0.1	1.26	0.65	16.0	6.90	8.08	242	7.1
		0.3			16.0	7.04	8.06	247	7.1
		0.5			15.9	7.08	8.10	259	7.1
		1.0			15.7	7.12	8.49	258	7.1
		底部			15.3	5.69	0.28	68	15
E	12:27	0.1	1.53	0.57	15.2	6.83	8.53	222	7.2
		0.3			15.5	6.97	8.39	247	7.1
		0.5			15.4	7.02	8.33	251	7.1
		1.0			14.6	7.01	8.65	250	7.1
		底部			14.4	6.41	0.23	32	8.5
F	11:56	0.1	1.3	0.57	15.5	7.26	7.89	223	7.3
		0.3			15.5	7.10	8.30	223	7.1
		0.5			15.4	7.08	8.67	224	7.1
		1.0			15.2	7.05	8.74	220	7.1
		底部			14.7	6.33	0.22	55	30

表 3-3 (續)、翠峰湖 95 年 11 月 19 日水質調查結果表

採樣點	時間	採樣 深度	BOD	葉綠素a	總氮	NH4	N03	N02	有機氮	總磷
			m	mg/L	μg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/l	mg/L
A	14:25	0.1	1.2	72.6	0.7	0.13	0.5	0.03	0.04	0.05
B	13:54	0.1	3.5	53.3	0.3	0.11	0.1	0.01	0.08	0.07
C	13:27	0.1	2.0	88.9	1.1	0.05	0.9	0.02	0.13	0.04
D	13:07	0.1	2.1	86.0	0.3	0.11	0.1	0.01	0.08	0.06
E	12:27	0.1	2.6	39.5	1.2	0.41	0.8	0.02	0	0.06
F	11:56	0.1	2.7	60.9	0.6	0.23	0.3	0.01	0.06	0.05

表 3-4、翠峰湖 96 年 1 月 22 日水質調查結果表

採樣點	時間	採 樣 深 度 m	水深 m	透 明 度	氣溫 °C	水溫 °C	pH	溶 氧 mg/L	ORP mV	電導度 μs/cm
A	12:10	0.1	1.41	0.53	13.2	11.4	5.97	8.99	203	7.1
		0.5				11.4	5.97	8.84	206	7.1
		1.5				11.1	5.95	8.94	201	7.2
		底部				11.0	5.34	0.51	48	15.8
B	12:30	0.1	2.64	0.53	13.1	11.7	5.96	8.57	225	7.1
		0.5				11.7	5.96	8.63	230	7.1
		1.0				11.6	5.96	8.68	232	7.1
		1.5				11.0	5.93	8.64	236	7.3
		2.0				10.3	5.91	8.54	243	7.3
		底部				10.2	5.45	0.35	15	45.4
C	12:48	0.1	1.99	0.56	13.3	11.9	5.95	8.52	185	7.1
		0.5				11.9	5.93	8.24	202	7.1
		1.0				11.8	5.90	8.49	210	7.1
		1.5				11.6	5.91	8.36	216	7.1
		底部				10.8	6.10	0.30	7	45.2
		底部				12.1	5.68	1.22	33	11.3
D	12:55	0.1	0.86	0.5	13.6	12.3	5.91	8.86	208	7.1
		0.5				12.2	5.92	8.56	186	7.1
		底部				12.1	5.68	1.22	33	11.3
		0.1	1.24	0.5	13.5	12.2	6.44	8.52	246	6.7
		0.5				12.2	6.45	8.53	246	6.7
		1.0				12.2	6.46	8.52	247	6.7
E	13:10	底部				12.0	5.78	0.43	6.36	32.7
		0.1	1.00	0.45	13.8	12.7	5.73	8.76	238	6.7
		0.5				12.7	6.02	8.85	160	6.7
		底部				12.2	6.15	0.52	86	41

表 3-4 (續)、翠峰湖 96 年 1 月 22 日水質調查結果表

採樣點 序號	時間 m	樣 本	BOD	葉綠素a	總氮	NH4	NO3	NO2	有機氮	總磷
			mg/L	μg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/l	mg/L
A	12:10	0.1	1.2	35.5	1.2	0.09	0.42	0.03	0.66	0.13
B	12:30	0.1	3.5	31.1	0.8	0.14	0.12	0.03	0.51	0.15
C	12:48	0.1	2.0	14.8	0.6	0.06	0.51	0.03	0.00	0.12
D	12:55	0.1	2.1	1.5	1.2	0.07	0.2	0.03	0.90	0.11
E	13:10	0.1	2.6	32.6	1.2	0.05	0.5	0.03	0.62	0.12
F	13:34	0.1	2.7	1.5	0.8	0.08	0.2	0.03	0.49	0.11

表 3-5、宜蘭縣政府 93 與 94 年度水污染源稽查管制計畫所調查的翠峰湖水質狀況（宜蘭縣政府，2004 與 2005 年）

監測站	日期	BOD (mg/L)	SS (mg/L)	NO2-N (mg/L)	NO3-N (mg/L)	T-P (mg/L)	葉綠素 a (μg/L)	TKN (mg/L)	NH3-N (mg/L)	T pH	E.C. °C	DO μS/cm (mg/L)	透明度 m
翠峰湖 A	93.05.27	11.5	19.8	0.01	0.09	0.022	38.2	0.95	0.16	8.6	19.3	7.5	7.3 0.05
翠峰湖 B	93.05.27	20.0	8.3	<0.01	0.07	0.017	24.5	0.73	0.14	8.6	19.5	6.2	8.1 0.75
翠峰湖 C	93.05.27	17.5	27.6	0.01	0.11	0.027	51.5	1.01	0.07	8.4	19.4	5.7	7.6 0.72
翠峰湖 A	94.04.21	8.6	11	<0.01	0.03	0.012	30.6	0.65	0.05	7.2	17.2	10.8	7.6 0.64
翠峰湖 B	94.04.21	8.2	10.8	<0.01	0.03	0.006	38.8	0.7	0.05	8.6	17.2	4.64	7.9 0.5
翠峰湖 C	94.04.21	2.4	11.2	<0.01	0.04	0.006	38.8	0.72	0.04	8.4	17.6	4.64	8.0 0.42

(TKN 為氨氮與有機氮的總和)

表 3-6、台灣的湖泊一書中所搜錄的翠峰湖水質資料（陳鎮東、王冰潔，1997。）

日期	位置	深度 公 尺	pH	DO mg/l	電導度 $\mu S/cm$	N02 mg/l	P04 mg/l	N03 mg/l
1986/7/6	1	0	4.7		6.8	<0.372		<0.006
		1	4.68		7.2	<0.372		<0.006
		2	0	4.86	6.4	<0.372		<0.006
1987/6/29	1	0	5.66		6.5	<0.372		<0.006
		2	0	5.83	7.3	<0.372		<0.006
		2	1	5.6	7.3	<0.372		<0.006
		3	0	5.75	7	<0.372		<0.006
1989/8/1	1	0	4.43	6.03		0.017	0.039	0

## 3-2 植物調查結果

本次調查結果分別以：1) 植物相調查結果、2) 植群型調查結果、3) 坡度及長度對不同季節樣帶變化的影響、4) 植物功能型之探討等，四個方面來加以說明。

### 3-2-1 植物相調查結果

翠峰湖周圍山區為造林地，加上早期曾是鴛鴦的水鳥保護區，但不曾有過詳細的植物資料，對於湖域內的外來種也缺乏資料；本研究在翠峰湖域設置 13 條樣帶，經六季調查共有 61 科 118 屬 171 種維管束植物（表 3-7）（附錄 1）；湖域周圍由針葉樹人工林界線至水域間的植群可區分為高草區、高低草混生區及低草區，物種名稱是依據 Flora of Taiwan VI ( Haung et al., 2003 )，詳述如下：

表 3-7、翠峰湖域植物種類科屬種統計表

項目	科	屬	種
蕨類植物門	14	22	37
裸子植物	3	3	3
雙子葉植物亞門	38	69	106
單子葉植物亞門	6	24	25
總和	61	118	171

外來種共調查到湖域邊有栽植樹木 4 種；分別為紅檜 (*Chamaecyparis formosensis.*)、台灣杉 (*Taiwania cryptomerioides*)、柳杉 (*Cryptomeria japonica*)、台灣二葉松 (*Pinus taiwanensis*) 及 8 種外來草本植物，在湖域周圍主要有毛地黃 (*Digitalis purpurea*)、昭和草 (*Crassocephalum crepidioides*)、鼠麴草 (*Gnaphalium luteoalbum* subsp. *affine*)、矮菊 (*Myriactis humilis*)、龍葵 (*Solanum nigrum*)、豆瓣菜 (*Nasturtium officinale*)、大車前草 (*Plantago major*) 及毛車前草 (*Plantago virginica*) 等外來植物。

根據 6 次調查以來，統計全部樣帶之主要植物佔有比率得知，芒、羊茅、七星斑囊果薹、鼠麴草、翦股穎、毛地黃、細葉雀翹、如意草、阿里山天胡荽、玉山金絲桃、戟葉蓼、小二仙草、小葉四葉葎和高山通泉草等物種，其中以芒、羊茅、七星斑囊果薹和鼠麴草佔 70% 以上，所以在討論植物功能型上則以這些主要物種做討論和分析(圖 3-2)。

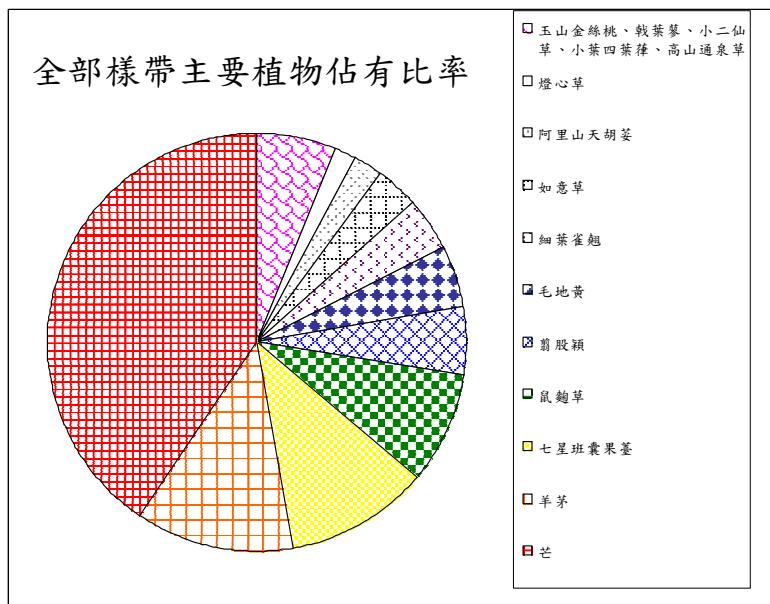


圖 3-2、全部樣區主要植物佔有比率

### 3-2-2 植群型調查結果

植物相的調查在植物上與過去名錄非常相似，但在這次的調查中加入了苔蘚類，本次共調查有 15 科，17 種。植群型調查結果以下四種方式進行探討，1) DCA 分析結果、2) CCA 分析結果、3) 植群分型、4) 樣帶間主要優勢種不同季節之變化。

#### 3-2-2-1 第五次 DCA 分析結果

第五次調查結果經 DCA 分析，顯示三個序列軸之特徵值，第一軸為 0.875、第二軸為 0.459 及第三軸為 0.322，軸長分別為 5.756、3.535 及 2.618。各軸長之變異量為 0.208、0.079 及 0.044，三軸共佔變異量 0.331；各軸長度逐漸遞減即代表植群變異度隨之遞減。第一軸之軸長明顯高於二、三軸，即表示植群的變異主要是沿著第一軸到第二及第三軸則隨之遞減（表 3-8；圖 3-3）。其中第一軸的相關因子主要為距水位的遠近；含石率、岩石率、水深在第一軸或第二軸沒有相關，而在第二軸與岩石率有相關；第三軸則與岩石率、水深有相關。

表 3-8、翠峰湖域第五次 DCA 三軸變異量與環境因子相關係數表

項目	第一軸	第二軸	第三軸
特徵植	0.875	0.459	0.322
軸長	5.756	3.535	2.618
變異量	0.208	0.079	0.044
累積變異量	0.208	0.287	0.331
環境因子			
岩石率%	0.087	0.215	0.047
含石率%	0.299	0.488	0.033
水深(m)	0.105	0.159	0.051
坡向	0.002	-0.210	0.080
坡度	-0.461	0.116	-0.073
距水面距離	-0.470	-0.462	-0.371

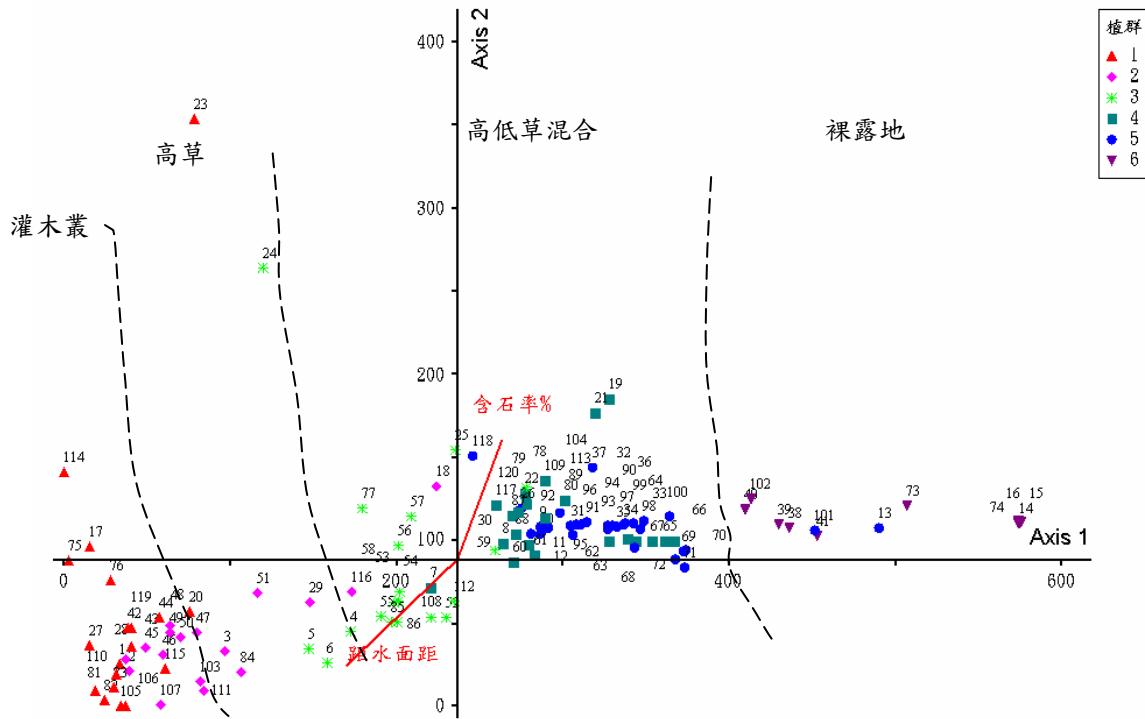


圖 3-3、翠峰湖域第五次（2007 年 7 月）樣區在 DCA 分布序列上第一軸與第二軸上之分布圖

註：1.假柃木—芒型、2.毛地黃—芒型、3.戟葉蓼—七星斑囊果薹型、4.高山通泉草—鼠麴草型、5.細葉雀翹—鼠麴草型、6.錢蒲—鼠麴草型。

由圖 3-3 顯示之區域，第一軸主要為距水位遠近，由右到左大致可區分為裸露地、低草區、高低草混生區及高草區四種形相。裸露地之生育環境距離水面最近，擁有大量的石礫與岩塊，又受到季節性水位變化的影響，所以植群物種多樣性較低，僅有錢蒲 (*Juncus leschenaultii*)、鼠麴草 (*Gnaphalium luteoalbum* subsp. *affine*)、戟葉蓼 (*Polygonum thunbergii*) 及細葉雀翹 (*Polygonum praetermissum*) 等少數幾種物種和少部分的苔蘚植物如濕地苔 (*Hyophila* sp.)，覆蓋率低，有較高的空隙率。低草區離湖面水位次之，也會出現最大面積的岩石與含石率，而植物組成大致上以生長週期較短的草本植物或低位芽但冬季休眠的植物為主，如高山通泉草 (*Mazus alpinus*)、鼠麴草、細葉雀翹及小二仙草 (*Haloragis micrantha*) 等植物，

並有一定之覆蓋度，而苔蘚植物如粗枝苔（*Gollania* sp.）和曲柄苔（*Campylopus* sp.）在此區亦有極大的覆蓋度。高低草混生區離湖面水位較遠，是高草與低草之間的過渡帶，物種組成複雜，且其覆蓋度皆佔有一定比例，而對於水位高度隨季節之變化對這些植群的影響，相較於前兩區而言來的少，唯有在水位到達最高時，水面會與此區相鄰或是淹沒此區，進而影響物種之組成與覆蓋面積。而高草區由於離湖面最遠，環境中之岩石率及含石率低，優勢種芒（*Miscanthus sinensis*）的覆蓋度極高，伴生於芒群叢內之植物穩定，苔蘚植物多，其中以泥炭苔（*Sphagnum* sp.）之覆蓋度最高，推測是因為物種之組成對水位季節性變化之影響較小，且此區位於高低草混生區與灌木林區之間，部分樣區內有假柃木（*Eurya crenatifolia*）等灌木出現。

### 3-2-2-2 第五次 CCA 分析結果

經 CCA 分析結果顯示翠峰湖域植群調查之特徵值第一軸為 0.512、第二軸為 0.247、及第三軸為 0.149，三軸軸長的變異量分別為 7.5、3.6 及 2.2，佔總變異量的 13.3，樣區物種與環境相關係數三軸分別為 0.829、0.762 及 0.545，P 值分別為 0.01、0.01 及 0.01；樣區在翠峰湖第五次 CCA 分析第一軸與第二軸上的分布上，相關性於第一軸最顯著（表 3-9；圖 3-4）。由右至左分別是坡度最陡樣區、坡度介於中間、坡度最緩；及距水面距離最遠、距水面距離介於最大與最小中間、距水面距離最近。由於湖域周圍的地形與湖面水位的季節性變化，相互造成的結果，在坡度比較小且距水面距離最近的樣區，因接近水面，水位漲退變化較大，植群易受到水位漲退的影響，植群型會隨水位上升而消失，隨水位下降在不同季節出現優勢種改變的小幅度的植群變動；在坡度比較大且距水面距離最遠的樣區，無論是水平距離或垂直距離都相對離水際線遠，水位變化小，所以植群型並無較大的變化；這種結果樣區在第一軸與 DCA 所顯示的結果與順序皆相同。

表 3-9、翠峰湖第五次 CCA 三軸變異量與環境因子相關係數表

項目	第一軸	第二軸	第三軸
Monte carlo test			
特徵值	0.512	0.247	0.149
變異量	7.5	3.6	2.2
累積變異量	7.5	11.1	13.3
物種與環境相關係數	0.829	0.762	0.545
P 值	0.01	0.01	0.01
環境因子			
岩石率	-0.114	0.121	-0.134
含石率	-0.291	0.382	-0.074
水深(m)	-0.123	0.166	0.067
坡向	-0.04	-0.302	-0.485
坡度	0.598	0.444	-0.19
距水面距	0.461	-0.478	0.239

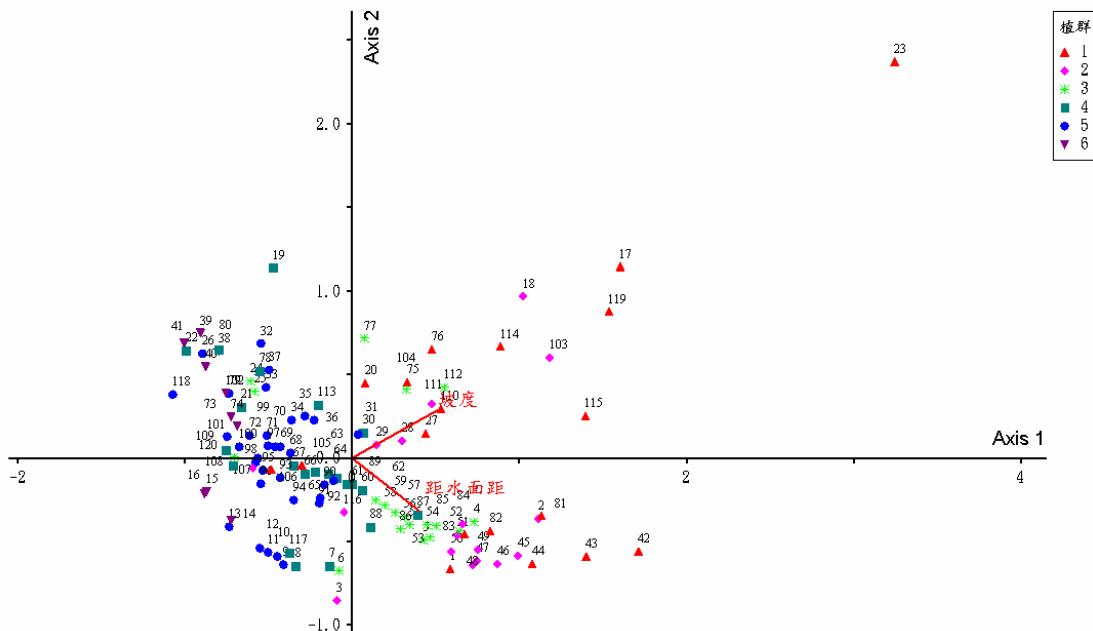


圖 3-4、樣區在翠峰湖第五次 CCA 分析第一軸與第二軸上的分布

### 3-2-2-3 湖濱的植群分型

植物社會經參考樣區在 DCA 的梯度分布及 TWINSPAN 的分析結果可將湖濱植群分為 6 個植群型（表 3-10），分別為 A.假柃木—芒型、B.毛地黃—芒型、C.戟葉蓼—七星斑囊果薹型、D.高山通泉草—鼠麴草型、E.細葉雀翹—鼠麴草型及 F.錢蒲—鼠麴草型。植群型命名方式是取特徵種及優勢種來命名；物種名稱是依據 Flora of Taiwan VI (Haung et al., 2003)，湖域周遭由針葉樹人工林界線至水域的植群可區分為灌木叢、高草區、高低草混合區、裸露地，略述如下：

#### A.假柃木—芒型 (*Eurya crenatifolia*—*Miscanthus sinensis* type)

本型為高草區，共有 19 個樣區，分布在灌木林與低草區之間，較靠近灌木林，與湖面的距離為調查樣區中最遠者，土壤乾燥。特徵種為假柃木 (*Eurya crenatifolia*)，優勢種為芒 (*Miscanthus sinensis*)，次優勢種有羊茅 (*Festuca ovina*)、如意草 (*Viola arcuata*)、小葉四葉葎 (*Galium trifidum*)、矮菊 (*Myriactis humilis*)、阿里山天胡荽 (*Hydrocotyle setulosa*) 及泥炭苔 (*Sphagnum* sp.) 等，而伴生種有小葉石楠 (*Pourthiae villosa* var. *parvifoli*)、水亞木 (*Hydrangea paniculata*)、玉山箭竹 (*Yushania niitakayamensis*)、疏葉卷柏 (*Selaginella remotifolia*)、台灣堇菜 (*Viola formosana*)、間型沿階草 (*Ophiopogon intermedius*) 及黑果深柱夢草 (*Nertera nigricarpa*) 等。優勢種芒在此區中有很高的覆蓋度，在芒的高草叢之下的伴生物種也較其他樣區來的高。

#### B.毛地黃—芒型 (*Digitalis purpurea*—*Miscanthus sinensis* type)

本型為高草區，共有 17 個樣區，分布在灌木林與低草區之間，較靠近低草區，土壤乾燥。特徵種為毛地黃 (*Digitalis purpurea*)，優勢種為芒 (*Miscanthus sinensis*) 及羊茅，次優勢種有七星斑囊果薹 (*Carex phacota*)、阿里山天胡荽、小葉四葉葎 (*Galium trifidum*)、燈心草 (*Juncus effusus* var. *decipiens*)、高山薔薇 (*Rosa transmorrisonensis*)、翦股穎 (*Agrostis clavata*) 及泥炭苔等，而伴生

種有圓葉豬殃殃 (*Galium formosense*)、卷耳 (*Cerastium holosteoides* var. *hallaisanense*)、烏皮九芎 (*Styrax formosana*)、虎杖 (*Polygonum cuspidatum*)、冷蕨 (*Cystopteris fragilis*) 及基隆短柄草 (*Brachypodium sylvaticum*) 等。芒在此區亦有極高的覆蓋度，其伴生之物種數目多，但相較於假柃木—芒型來的少一些。

#### C. 戟葉蓼—七星斑囊果薹型 (*Polygonum thunbergii*—*Carex phacota* type)

本型為高低草混生區，共有 19 個樣區，分布在高草區與高山通泉草—鼠麴草型之間，較接近高草區，當到達最高水位時與水面臨近甚至淹水。特徵種為戟葉蓼 (*Polygonum thunbergii*)，優勢種為七星斑囊果薹及羊茅，次優勢種有芒、鼠麴草、高山通泉草 (*Mazus alpinus*)、小葉四葉葎、阿里山天胡荽、燈心草及粗枝苔 (*Gollania sp.*) 等，而伴生種有小二仙草、基隆短柄草、毛地黃及翦股穎等。

#### D. 高山通泉草—鼠麴草型 (*Mazus alpinus*—*Gnaphalium luteoalbum* subsp. *affine* type)

本型為低草區，共有 22 個樣區，分布在高草區與細葉雀翹—鼠麴草型之間，當到達最高水位時淹沒在水中。特徵種為高山通泉草，優勢種為鼠麴草、羊茅及如意草，次優勢種為七星斑囊果薹、阿里山天胡荽、翦股穎、毛地黃、燈心草、曲柄苔 (*Campylopus sp.*) 及粗枝苔等，而伴生種有細葉雀翹、小二仙草及地耳草等。鼠麴草、高山通泉草和羊茅在此區為平均分布，皆佔有不少的覆蓋度。

#### E. 細葉雀翹—鼠麴草型 (*Polygonum praetermissum*—*Gnaphalium luteoalbum* subsp. *affine* type)

本型為低草區，共有 33 個樣區，分布在高山通泉草—鼠麴草型與裸露地

之間，當到達最高水位時淹沒在水中，其土壤較為潮濕，樣區內可見到小塊岩石與碎石。特徵種為細葉雀翹，優勢種為鼠麴草及羊茅，次優勢種為如意草、阿里山天胡荽、翦股穎及曲柄苔等，而伴生種有錢蒲、毛地黃、高山通泉草、小二仙草及早熟禾 (*Poa annua*) 等。鼠麴草、細葉雀翹和羊茅在此區為平均分布，皆佔有不少的覆蓋度。

F. 錢蒲—鼠麴草型 (*Juncus leschenaultii*—*Gnaphalium luteoalbum* subsp. *affine* type)

本型為裸露地之環境，共有 10 個樣區，分布在細葉雀翹—鼠麴草型與水面之間，最靠近水面處，只有在最低水位時才會出現，此區之岩石率及含石率明顯高於其他區。特徵種為錢蒲，優勢種為鼠麴草，次優勢種為細葉雀翹，而伴生種有戟葉蓼與翦股穎等。本區之植物物種稀少，越靠近水面植物越少。

表 3-10、翠峰湖第五次調查 TWINSPAN 表

### 3-2-2-4 樣帶間主要植群型不同季節之變化

在不同季節中，可以看出主要植群型（vegetation type）間的變化(表 3-11)，在高草區，主要是假柃木—芒型，特徵種（character species）為假柃木，優勢種（dominant species）為芒，次優勢種有如意草、小葉四葉葎、矮菊及阿里山天胡荽等，而伴生種有小葉石楠、水亞木、玉山箭竹、疏葉卷柏、間型沿階草及黑果深柱夢草等。此區主要是位在森林邊緣，和水位（water level）變化關係較小，主要植群型受水位的影響也較少，所以植群和組成物種變化較小。

在高低草混生區，其變化較明顯，主要分為兩型，一型主要是以芒為優勢種，另一型主要是以七星斑囊果薹為優勢種，此兩型之變化主要是和水位有明顯關係，離水域較遠者，主要是以芒為優勢種，而離水域較近者，主要是以七星斑囊果薹為優勢種，因為芒為陸生植物，比較難以適應（adaptation）水位上升的環境，而七星斑囊果薹為濕生植物，對水位的影響較芒小，所以有較大量的覆蓋率（coverage），在特徵種方面，則是以毛地黃變化較大，在水位變化較小時，即颱風季節來臨前，生長快速且迅速開花，利用水位還沒上漲的這段時間空隙，結果後累積種子在土壤中形成種子庫（seed bank），以渡過高水位之逆境環境，而戟葉蓼為濕生植物，所以比較適應水位的變化，因此在植群型之特徵種較為穩定。

在低草區之主要植群型則變化較大，因為季節水位之變化明顯，加上特徵種和優勢種因為生長速度的差異，使得植群在春季與夏季的兩個生長季節，不同類型的植物呈現不同的覆蓋度；其中優勢的鼠麴草及細葉雀翹，在水位剛剛消退，所有的植物還沉沒於水裡時，因為細葉雀翹採取的是以散殖體為主的存活方式，因此春季當水位下降時散殖體恢復，並且生長快速，而水位退卻到一段時間後，使得利用種子庫繁衍的物種便快速的發芽生長，如小二仙草、如意草、高山通泉草、鼠麴草、翦股穎等物種，其中以鼠麴草的種子產量大，生長較為快速，當春末夏初之際，便覆蓋了大面積的低草區，隨後常遇夏季颱風到來，則水位上漲淹沒本區；若颱風在夏天較晚到來，則會有一些植物持續進入，

如車前草等，而每季皆因植物發芽成長的不同及水位上漲的時間不同，所以低草區之特徵種便常常變換。

在湖濱區到湖岸森林的稀有物種有鴛鴦湖細辛、松田氏莢蒾、守城滿山紅、宜蘭蓼、太平山櫻花、小葉四葉葎和宜蘭菝葜，大多數的稀有物種多在高草或灌叢區，如鴛鴦湖細辛、松田氏莢蒾、守城滿山紅、太平山櫻花和宜蘭菝葜皆分布於此，多屬於木本植物，而草本植物僅鴛鴦湖細辛，生長於針葉樹林下。而小葉四葉葎主要分布於高低草混生區為主，多出現在光度較低且濕度較高之環境，多生長於芒之下方，而宜蘭蓼主要分布於低草區，採用的生長方式和細葉雀翹相似，皆屬於利用散殖體為主的存活方式，當水位下降時，散殖體的活力便恢復，即快速生長。

在外來種上，主要有昭和草、鼠麴草、矮菊、豆瓣菜、大車前草、毛車前草、龍葵和毛地黃。在高草區主要有矮菊分佈，但是數量不多，因為植物體矮小所以皆位於芒或假柃木下方，而高低草混生區以鼠麴草、龍葵和毛地黃為多，而龍葵數量較少，在毛地黃方面，毛地黃屬於一年生植物，利用種子庫度過逆境環境，即颱風季節來臨前，生長快速且一起開花，利用開花後結果的時間差，形成種子庫累積種子在土壤中。而鼠麴草生長較為其他物種快速，而且種子產量大，當其生長季節來臨時，便覆蓋了大面積的低草區。由此可知，主要外來物種有 8 種，而菊科佔了 3 種，因為菊科生活史短，結果量大，所以對於水位退卻快速的生育地較能適應。

表 3-11、翠峰湖域植群型年度間之變化比較表

分布 環境	高草區	高低草混生區		低草區	裸露地
第一次 (95/5)	假柃木— 芒型	七星斑囊果 薹	戟葉蓼— 七星斑囊果薹	細葉雀翹— 鼠麴草型	錢蒲— 鼠麴草型

植群型		—芒型	型			
樣區數	14	15	22	47	26	
第二次 (95/8)	假柃木— 芒型	七星斑囊果 薹	戟葉蓼— 七星斑囊果薹			
植群型		—芒型	型			
樣區數	16	15	23			
第三次(95/10)	假柃木— 芒型	七星斑囊果 薹	戟葉蓼— 七星斑囊果薹	如意草— 細葉雀翹型		
植群型		—芒型	型			
樣區數	14	17	26	19		
第四次 (96/1)	假柃木— 芒型	毛地黃 —芒型	戟葉蓼— 七星斑囊果薹 型	阿里山天胡荽— 鼠麴草型	如意草— 細葉雀翹型	
植群型						
樣區數	29	15	23	22	14	
第五次 (96/4)	假柃木— 芒型	毛地黃 —芒型	戟葉蓼— 七星斑囊果薹 型	高山通 泉草— 鼠麴草 型	細葉雀 翹—鼠 麴草型	錢蒲— 鼠麴草型
植群型						
樣區數	19	17	19	22	33	10
第六次 (96/7)	假柃木— 芒型	七星斑囊果 薹	戟葉蓼— 七星斑囊果薹	小二仙草— 鼠麴草型	細葉雀翹— 鼠麴草型	
植群型		—芒型	型			
樣區數	11	30	6	34	26	

註:六次的調查時間以月份來表示；例如第一次(95/5)，代表 95 年 5 月調查

### 3-2-3 不同季節植群的變化與湖濱坡度及長度對植群樣帶的影響

#### 3-2-3-1 不同季節植群的變化

不同季節主要優勢種在各區的變化；在一月的時候，水位尚未達到最低點，高草區中以芒最為優勢，混生植群中有七星斑囊果薹、燈心草、小葉四葉葎、戟葉蓼混生其中，而在低草區主要有細葉雀翹、鼠麴草、羊茅等植物分佈；物種與植群型數量居次。

在五月時水位最低，高草區中以芒最為優勢，其中混生植群有燈心草、小葉四葉葎、毛地黃，及七星斑囊果薹、燈心草、小葉四葉葎、戟葉蓼等植物，而毛地黃正在此時開花，在低草區主要有細葉雀翹、鼠麴草、羊茅、高山通泉草、翦股穎等植物分佈；物種與植群型數量最多。

在八月時，因應颱風季節的來臨，帶來豐沛的雨量，所以水位為翠峰湖之最高水位之時期，除了水淹不到的地區外，如高草區中仍以芒最為優勢，其他在湖岸旁的植物沒入水中，尤其以低草的植物社會已經全部在水中；物種與植群型數量最少。

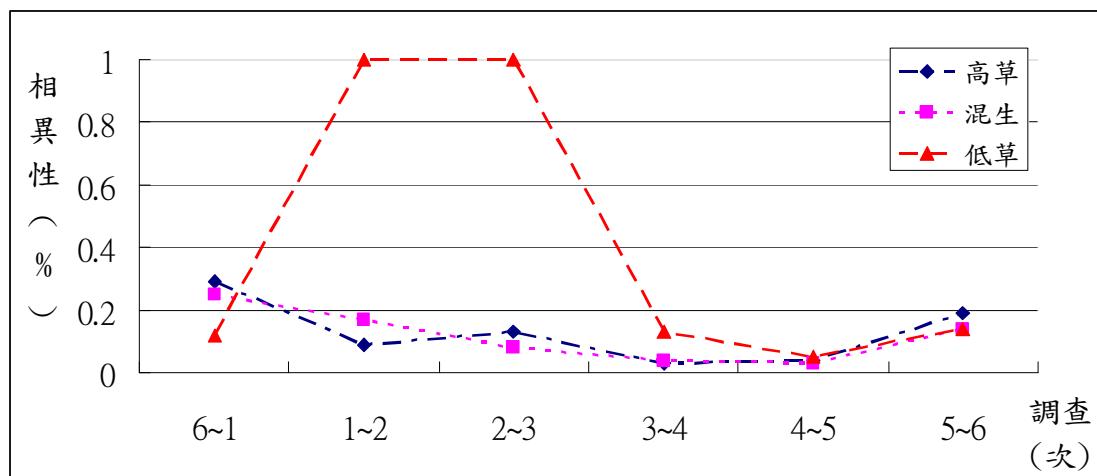
在十月時，湖域水位有稍微下降之趨勢，所以在水位下降而使湖域附近之土壤露出，高草區中仍以芒最為優勢，混生植群中有七星斑囊果薹、燈心草、小葉四葉葎、戟葉蓼混生其中，而低草區則須使利用種子庫和散殖體的模式生存的植物漸漸再度繁衍其族群；此時物種與植群型數量居次。

不同季節的變化，以 Sørensen 相異性係數計算不同樣帶在各時期的變化；其中  $C_s$  最大值 0(100%) 時表示在這兩個樣區間物種的組成是完全相似； $C_s$  最小值為 1 時表示樣區間無相同之物種量出現，由於相異性能反應 Beta 多樣性的變化，也就是轉換最高的時期與植群型種類，因此可將不同季節的調查所得的植群型進行比較。本研究為簡化整體的數據，將植群型以高草植群(假柃木—芒型)、混生植群(七星斑囊果薹—芒型、毛地黃—芒型、戟葉蓼—七星斑囊果薹型)及低草植群(如意草—細葉雀翹型、阿里山天胡荽—鼠麴草型、高山通泉草—鼠麴草型、小二仙草—鼠麴草型、錢蒲—鼠麴草型)進行合併(附錄 4)；由圖 3-5 及表 3-12 可看出在第一次調查與第二次調查間或第二次調查與第三次調查

間，在低草區相異性最高，也可看出整個翠峰湖湖濱的植群變化最大的時期是在水位漲退變化最大的一月與七、八月間，而變化最大的植群型為低草區的植群型，前者的變化在於一月前後，水位下降後低草區的植群慢慢增加，而後者則在於水位上漲後淹沒植群，大抵是在七、八月份的颱風季節，因此在淹沒前與淹沒後有明顯的植群型差異。

**表 3-12、不同調查季節主要植群型之相異變化表**

植群形相 \ 次	6~1	1~2	2~3	3~4	4~5	5~6
高草	0.71	0.91	0.87	0.97	0.96	0.81
混生	0.75	0.83	0.92	0.96	0.97	0.86
低草	0.88	0	0	0.87	0.95	0.86



**圖 3-5、不同調查季節與主要植群型之相異性變化圖**

### 3-2-3-2 湖濱坡度及長度對植群樣帶的影響

除了不同季節外，湖濱地形的長度、坡度對樣帶內主要植群型及優勢種及特徵種有明顯的關係；地形的平緩及陡峭程度也是主要之環境影響因子，坡度緩，微地形較多，使生育地變化較多，因而有較多的物種和植群型，而坡度陡峭，微地形較少，物種和植群型較少。而在樣帶的長度上可分為長樣帶、中樣帶和短樣帶，長樣帶常超過 100m，具有坡度較緩，而且離水面也較遠，所以

在主要植群型上比較豐富多樣，具有較多之植群型，所以所包含之物種數也較多；而在中樣帶上，主要是介於 50 m 到 100m 之間，地形變化較多元，中樣帶樣帶之間有微地形上之差異，有凸或凹，所包含之植群型較長樣帶少，但較短樣帶多，所以在物種數也如此；而在短樣帶上，多為小於 50m 的樣帶，其地形較為陡，離水面較近，所以包含之植群型最少，物種數也比長樣帶和中樣帶少(圖 3-7)。

由翠峰湖所有樣帶不同季節在 DCA 分布序列第一軸與第二軸之分布圖中可以發現在季節與樣帶在 DCA 的分布序列軸上具有明顯差異，在環境因子上可觀察到樣帶長度和樣帶之平均坡度有明顯的分化，在圖之右上角多為短的樣帶且坡度較陡，如 2、3、4 和 7 樣帶，而左下角則是樣帶常度較長且樣帶平均坡度較緩的樣帶，如 1、5、6 和 8 樣帶。在圖的左上角則是分布著中等長度的樣帶，長度約在 50 m 到 100m 之間，地形變化較為多元。左下角和左上角之間的長而緩的樣帶而言，代表著當長樣帶之滿水期時，因颱風來臨之季節所帶來之充沛雨量水位上漲，長樣帶前端樣區淹沒於水中，適生於陸域的植物漸漸死亡，而長樣帶後方之樣區及其組成所受之影響則較小，因此長樣帶的植群型和植物組成漸漸縮短，變成與中樣帶在最低水位時的植群型相似（圖 3-8）。

翠峰湖長樣帶在 DCA 分布序列第一軸與第二軸之分布圖中可以了解到，較長之樣帶，因為水位的週期性漲退較為明顯，所以在 DCA 分布序列上呈現循環式演替的情況，其中有以第六樣帶最長，所以循環之範圍較大。影響之環境因子主要有坡度、季節和樣帶長度(圖 3-8)。翠峰湖短樣帶在 DCA 分布序列第一軸與第二軸之分布圖可以發現，因為樣帶較短，所以物種種類較少，而物種出現與否的比例上佔有相當明顯的影響，所以變異的範圍較大。影響之環境因子主要有春季和冬季(圖 3-6)。

藉由圖 3-9 可觀察到長樣帶會受季節及水量所影響，所以針對長樣帶，即 1、5、6 和 8 樣帶在做其 DCA 分布序列之分析。在翠峰湖長樣帶的不同季節在 DCA 分布序列第一軸與第二軸之分布圖中可以發現到水位下降的區塊分布於

右半部，即植物社會露出於湖濱地區，而水位上升的區塊分布於左半部，即部份植物社會沈於水中。在環境因子方面可以發現樣帶長度、樣帶平均坡度和季節有明顯相關，因為季節和水位的升降有明顯之關係，所以季節之變化可以比照翠峰湖水位之變化(圖 3-7)。

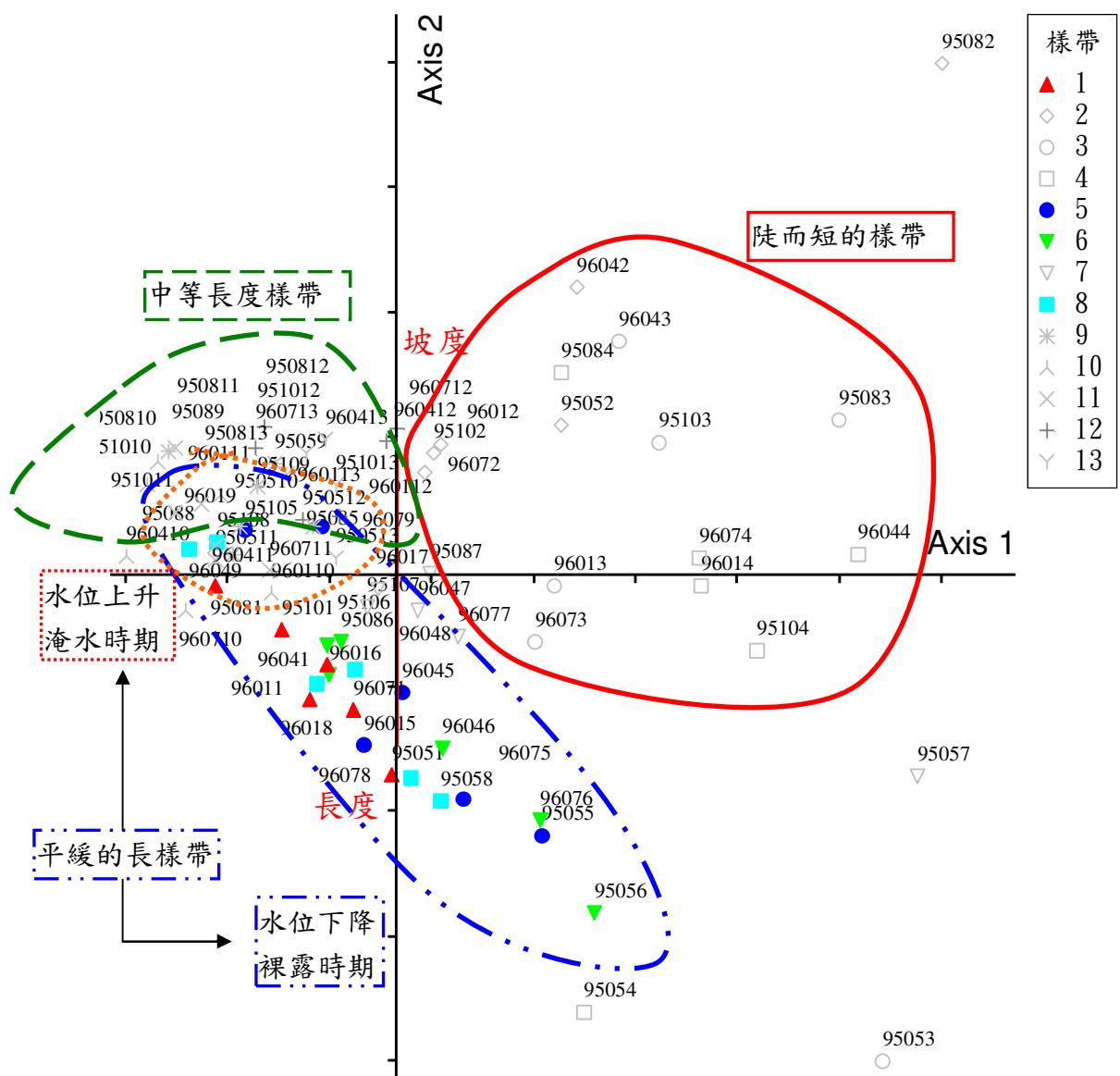


圖 3-6、翠峰湖濱樣帶在不同季節的 DCA 分布序列第一軸與第二軸之分布圖

註： 1.樣帶之調查時間前兩位數為年代，後兩位數為月份，最後一位數為樣帶編號。例如 95051 表示 95 年 5 月份，第 1 樣帶  
2.長樣帶之水位上升時(8 月至隔年 12 月)，水位下降時期(1 月至 7 月)

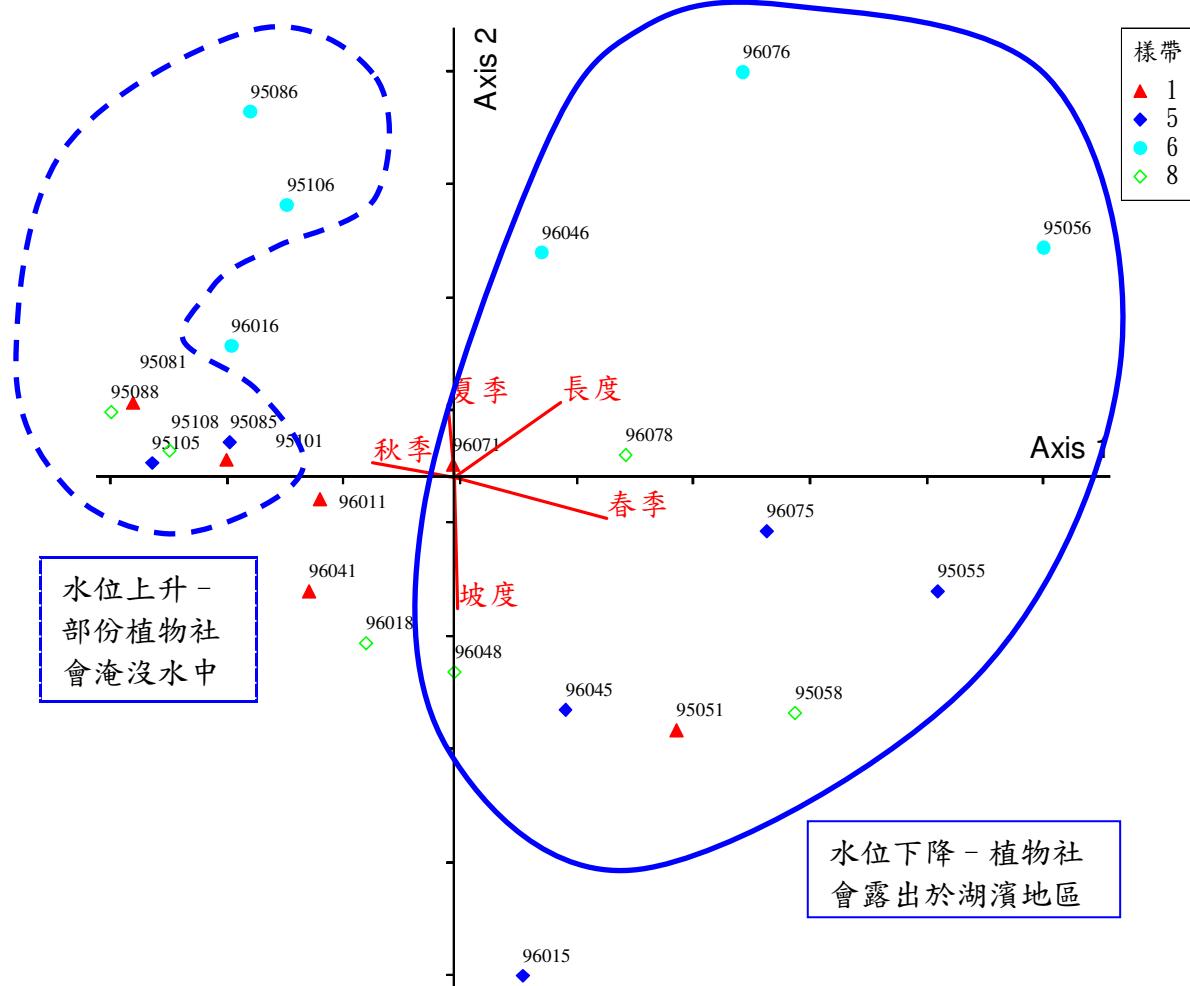


圖 3-7、翠峰湖濱長樣帶在不同季節的 DCA 分布序列第一軸與第二軸之分布圖

註：1. 樣帶之調查時間前兩位數為年代，後兩位數為月份，最後一位數為樣

帶編號。例如 95051 表示 95 年 5 月份，第 1 樣帶

2. 長樣帶之水位上升時(8 月至隔年 12 月)，水位下降時期(1 月至 7 月)

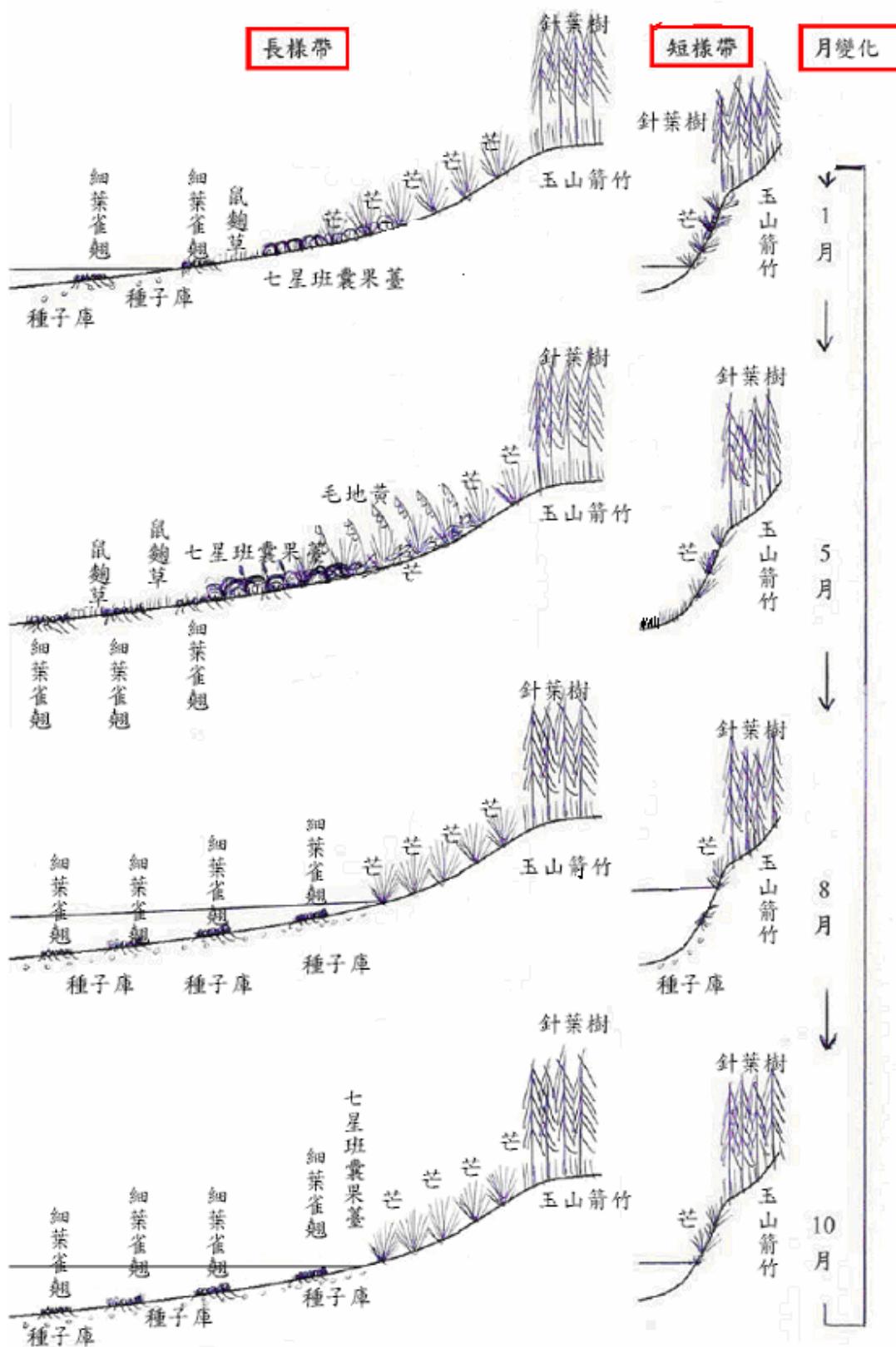


圖 3-8、翠峰湖濱長樣帶與短樣帶主要植群與水位變化示意圖

經季節之變化可以比照翠峰湖水位之變化之緣故，所以繪出翠峰湖長樣帶與短樣帶主要植群與水位變化示意圖(圖 3-8)，顯示在 1、5、8 及 10 月的水位變化上和主要的長樣帶和短樣帶之植群型和物種之變化，在 1 月時，水位剛剛退去，所以利用種子庫繁殖之物種，在水位退卻時，便開始發芽生長；而利用散殖體繁殖之物種則也是在水位退卻時開始繁衍生長。5 月時水位退至最低點，所以可以適合物種之生長增加，所以大多是的外來種之出現也多在此季節，本季最明顯的是毛地黃會快速生長且大量開花結果，利用種子庫的模式，渡過俟後的水位上漲後淹沒於水下環境的逆境。而 8 月時是水位最高之季節，所以相當多的植群型和物種也暫時消失。可以存活之物種利用散殖體或種子庫暫時存在於底泥之中。而 10 月水位剛退，所以物種是利用散殖體或種子庫繁殖者，便開始發芽生長(圖 3-8)。

因此翠峰湖的湖濱植群在季節與地形的交互作用下，形成不同類型之生育地 (habitat) 類型，此生育地之類型有季節性的水位變化、地形之陡峭與樣帶長度有關，若配合各主要物種之生長和繁殖策略 (propagation strategy) 之不同而使植物功能型 (plant functional type) 的適應方式有明顯的差異存在。

### 3-2-4 植物功能型之探討

植物功能型是指對環境條件表現出相似反應、對主要之生態過程有相似影響的植物群組，可以運用在環境監測與評估、生態保護和恢復等研究，隨環境條件的變化，植物的型態、生態及生理特性上表現出相應的功能對策。所以本次調查經由結果分析植物覆蓋度佔湖域周圍主要草本植物，分別討論生物的壽命、散殖體的活力及族群建立的需求上如何以植物功能來對應湖域水位的干擾。（孟婷婷等，2007；李榮平 等，2004）

植物功能型最常被作為探討的類型依所探討的項目有所不同，本次調查經由結果分析植物覆蓋度佔湖域周圍濕生及陸生草本植物重要比例者進行分析。依據生物的壽命、散殖體的活力及族群建立的需求上來加以探討。

生物的壽命有一年生之物種 (A 物種群)，及多年生之物種 (P 物種群)，

主要為多年生的有性繁殖植物種及多年生的無性繁殖植物種(V)。在散殖體的活力上則是分為兩級，一為D物種群，是生命期短的種子或是無性散殖體之物種，當散殖體接觸到合適的環境條件時，便可以將族群建立起來，而另一種為S物種群，是壽命較長的種子。屬於種子庫之物種，將種子經年累月的堆積在濕地的基質中，遇到適合環境時，便會將族群建立起來。而在族群建立的需求是指新的物種在濕地中可以藉由種子或無性繁殖來建立族群，並使得濕地物種分為兩個主要的群體，有不耐水淹的物種(I型)和耐水淹的物種(II型)。

各個植群型從林緣分布到湖域邊緣皆有，但每種功能型類群所採取的策略略有不同，各季節出現的時間不同，所佔據的生育地位置也不盡相同，雖然翠峰湖的水位是呈略有規則的年度內變化湖泊，但因為湖域水位漲退的落差(4m以上)及遲滯時間較久(各有三個月左右)，所以使水位的變化往往超過1m，時間也超過三個月，湖水的來源為整個集水區的雨水，水的濁度較高，不如紐西蘭湖泊的水多來自冰川，湖水潔淨有些可透視至2m(Riis and Hawes, 2001、2002)，所以在其他湖泊常見的沉水及挺水類型的水生植物，如在臺灣低海拔到中高海拔的挺水植物水毛花(離翠峰湖約2km遠，水位漲退不明顯的三個小湖中可發現)，中海拔的東亞黑三稜或一些相當植群帶海拔所出現的眼子菜科的沉水植物(鴛鴦湖、明池、神秘湖)，皆無法生存在此種生育環境(陳子英等，2007)。因此在翠峰湖內出現的所有植物以濕地植物的分類都屬於van der Valk 所區分之濕地植物類群的”陸域的第I型植物”，由於水位漲退的落差太大及遲滯時間較久其它屬於第II型的植物全被移除。

而在湖域水位上漲時最後還能以忍耐的方式渡過的多年生的無性繁殖植物種(V)來看，湖域中只有芒、七星斑囊果薹及細葉雀翹等；其中芒只能生長於靠近最高水位線下1m的斜坡，俟水位下降後迅速恢復生長，但可看到其形狀與一般的芒形態上差異頗大，都只形成一團團的小圓球形，此種現象與紐西蘭湖泊的一些禾本科植物在形相上極為相似，主要都是水位上升後水伐使植物死亡後留下部份殘株，以忍耐的方式渡過，俟一月後水位下降至最低點，植物又慢慢長出新的

芽及幼嫩的植株，但尚未等到10月完成開花，7-9月颱風季時水位又上漲，因此都只在湖濱帶形成一團團整的小圓球形，其大小由湖濱往水面越來越小，類似庭園栽植的短草叢，而此種現象在加羅湖及松蘿湖也有出現，它就成為沒有開口的濕地或湖泊，水位漲退轉換較慢，隨著水位退下後，恢復原先植群的循環式演替（cyclic succession）之指標性植物。至於七星斑囊果薹及細葉雀翹等因忍耐水淹的時間較長因此就能越靠近水面；因此這類植物都屬於van der Valk 所區分之濕地植物類群的”陸域的第I型植物”之VDI或VSI植物類群。而後兩者就類似紐西蘭生長在緩坡砂質湖岸，深度介在0.1至1.8m處；所有的物種通常高度不超過5cm，並且以一個連續覆蓋或是一小堆的方式聚集在一起的LMC植物（Johnson and Brooke, 1998）。

至於水退下後又以種子庫或外來種子進入的一年生至多年生植物類群，如van der valk 所稱的ADI、PDI、ASI及PDI等類型；在翠峰湖的湖濱有羊茅、翦股穎、鼠麴草、毛地黃、如意草、阿里山天胡荽、高山通泉草及小二仙草等，這些都是在3-7月的生長季才慢慢恢復，例如開花時最明顯的毛地黃及鼠麴草，前者在夏季之前靠近湖濱上方大量開花；而後者則是在低草區大量出現並與細葉雀翹競爭生育地，然後開花結果，在此時因梅雨季來臨水位會向上略為上升，然而一年生的植物在短短的6個月即可完成生活週期而存活下來；至於於有些需要較長週期的植物或在二個生長季才進入者，如果當年的颱風較晚來臨通常有會出現在湖濱區域，例如車前草類的植物。以Keddy濕地環境擾動下植群物種的增加與去除模式而言(圖3-9)，水位最高時，大部分的物種都死亡或以其他方式生存下去，如種子庫或散殖體，其中以細葉雀翹、七星斑囊果薹及芒可存活下來，而以細葉雀翹之散殖體最為特別，可以存活水位較高的環境中；當水位開始下降時，部分的植物會慢慢恢復，而利用種子庫或散殖體的物種也會開始發芽或生長，此時的優勢種除了前三種又增加有羊茅、阿里山天胡荽、小二仙草、如意草、高山通泉草、翦股穎、燈心草、小葉四葉葎、毛地黃、鼠麴草；水位不斷的下降後，又增加有車前草等，此時會成為物種最多的時期，而且許多利用種子庫存活的物種也

會完成其開花結果之週期性，以渡過水位高漲之逆境時期。隨後因為颱風的到來，帶來相當充沛之雨量，許多植物，如大車前草、毛車前草等無法適應此環境變會死亡。而在水位上漲時，也會有其它植物之進入，但是進入成功之機會微乎其微，所以並不會對湖域之物種產生競爭，而在當水位在度下降之時，利用種子庫或散殖體的物種開始發芽和成長，其他植物也開始進入，直到下一次水位上升時，水伐又將除去大部分的物種，如此周而復返，形成濕地湖濱的循環式演替。

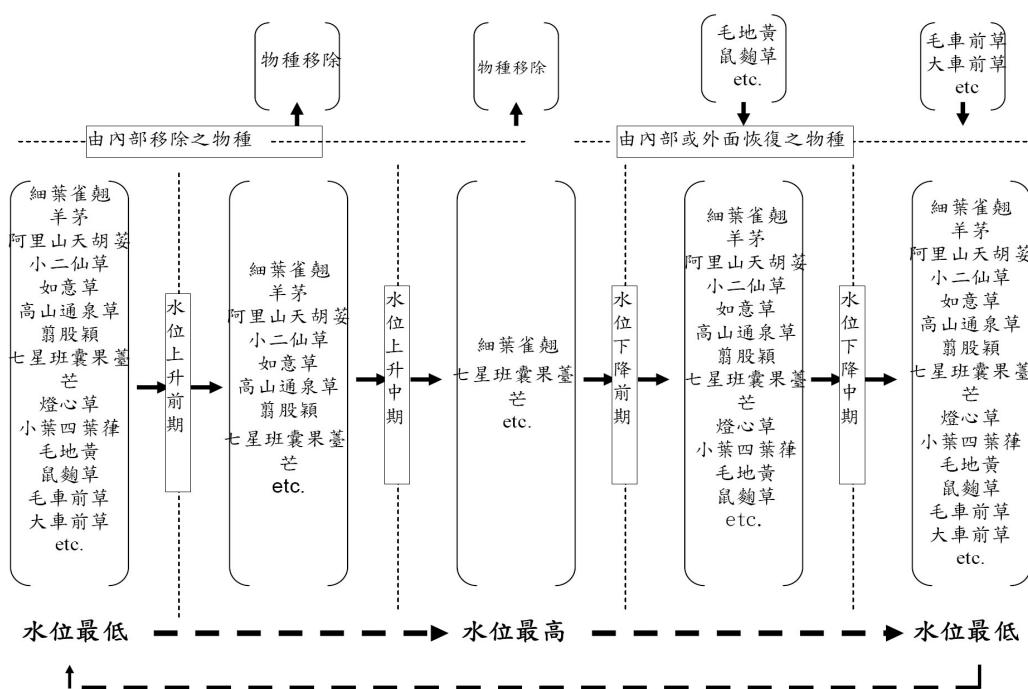


圖3-9、翠峰湖湖濱主要優勢種與水位漲退變化示意圖

### 3-3 湖域週邊動物資源

#### 3-3-1 湖域引入種魚類資源變化

自 2006 年 10 月起自 2007 年 11 月止，共計自湖中捕獲 2,696 尾魚，其中魚籠捕獲的 1,355 尾魚，六種尺寸刺網共捕獲 1,341 尾魚，又以 3 分 ( $n=504$ ) 及 5 分 ( $n=537$ ) 等小網目的刺網，捕獲狀況最佳，其次為 7 分 ( $n=171$ ) 及 1

寸 ( $n=109$ )，2 寸 ( $n=5$ ) 及 3 寸 ( $n=15$ ) 的狀況最差（圖 3-11）。

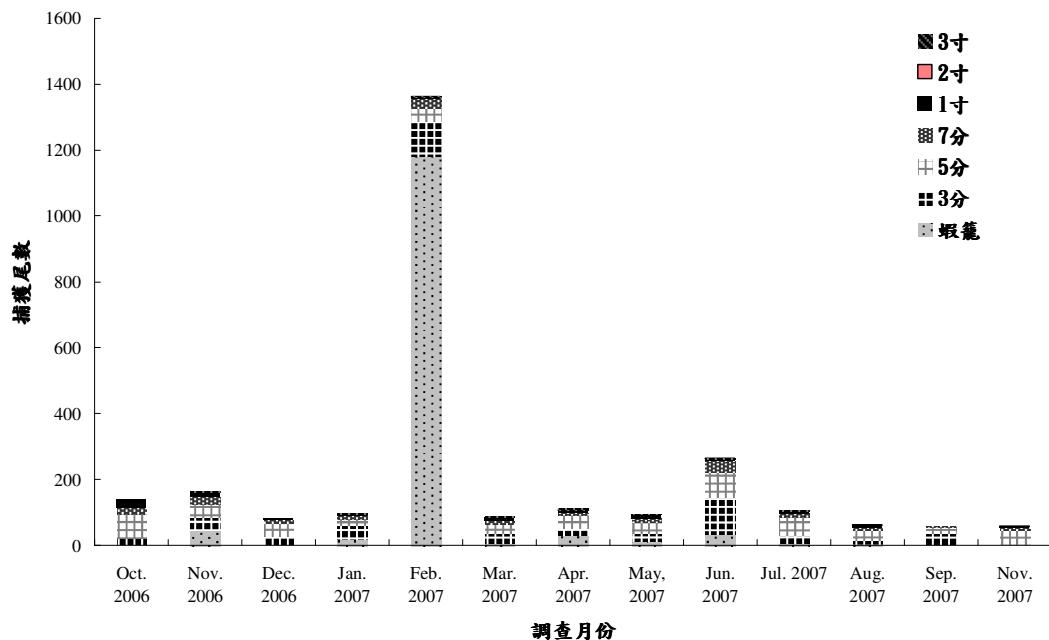


圖 3-10、各月份刺網與魚籠捕獲魚類尾數

與前一年度相同，刺網捕獲種類分屬四個種 (species)，分別為鯈魚、鯉魚、鯽魚及草魚（圖 3-10），捕獲的尾數同樣以鯽魚最多，共有 1,175 尾，其次為鯉魚 ( $n=133$ )、鯈魚 ( $n=22$ )、草魚 ( $n=11$ )。就各月份捕獲尾數來看，以 2007 年 8、9、11 月捕獲的個體數最少，同樣為 58 尾，2007 年 6 月的 230 尾最多，與今年宜蘭地區乾旱造成該月水位降至最低點可能有關（圖 3-11）。

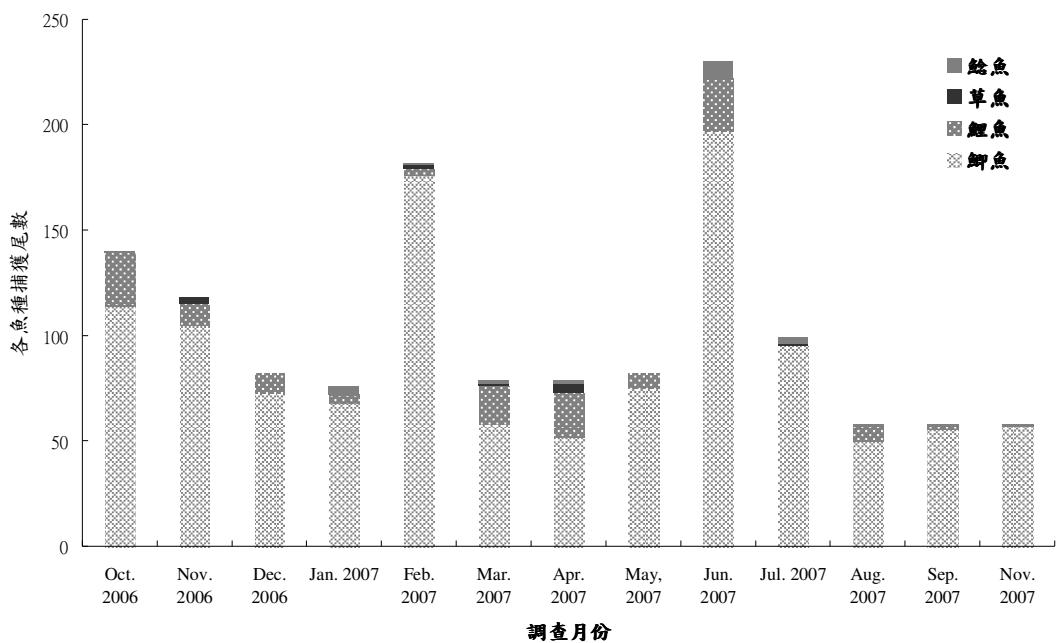


圖 3-11、刺網各月份捕獲的各種魚類數量

魚籠共捕獲 1,355 條魚，僅捕獲鯽魚與鯉魚兩種，同樣以鯽魚 1,327 尾數量最多，鯉魚 ( $n=28$ ) 僅佔少數，捕獲率最高的月份為 2 月（鯽魚 1182 尾），2006 年 12 月及 2007 年 9、11 月的捕獲率最低，均未捕獲任何個體。但就兩年的調查資料綜合來看，扣除今年二月單月魚籠超高捕獲量外，捕獲狀況均在五、六月份前後達到最佳，可能與當時較低的水位與較高的氣溫有關，未來若是要採取積極性的湖域魚類移除作為，可提高投入當季的工作努力量。另外今年二月魚籠捕獲量暴增的小魚個體，是否因前一年度大量移除魚類，降低了魚卵及新生魚苗被大魚掠食的壓力，Morgan & Beatty (2004) 在報告中提到鯉魚與鯽魚均會掠食其他物種的卵及稚魚，加上移除的大魚後造成食物競爭減緩，推測可能使得空出來的資源得以提高小魚的存活率所致。

族群結構及飽滿度 (K)，由於並未針對魚類的年齡級進行分析，因此僅能依種類體型大小的差異，鯽魚的體長以每 2 公分 (cm) 做長度上的分級，鯉魚、鯰魚及草魚以每 5 公分進行分級，作為四種魚類的族群結構分級的依據。由於

2007 年 2 月份魚籠一次捕獲 1,182 尾體長 40 公分以下的鯽魚，數量太多，無法一一測量，因此僅隨機選取 20 尾進行飽滿度計算，鯽魚捕獲大小以小於 4 公分，的數量最多，相較於前一年體型較小（圖 3-12）。鯉魚捕獲大小以 15.1 到 20 公分，的數量最多，與前一年相仿（圖 3-13），鯈魚捕獲大小以則 15.1-20 及 30.1-35 公分，兩個級距的數量最多，體型較前一年明顯偏大（圖 3-14），草魚由於本年度捕獲 11 尾，多於前一年僅捕獲一尾（圖 3-15）。

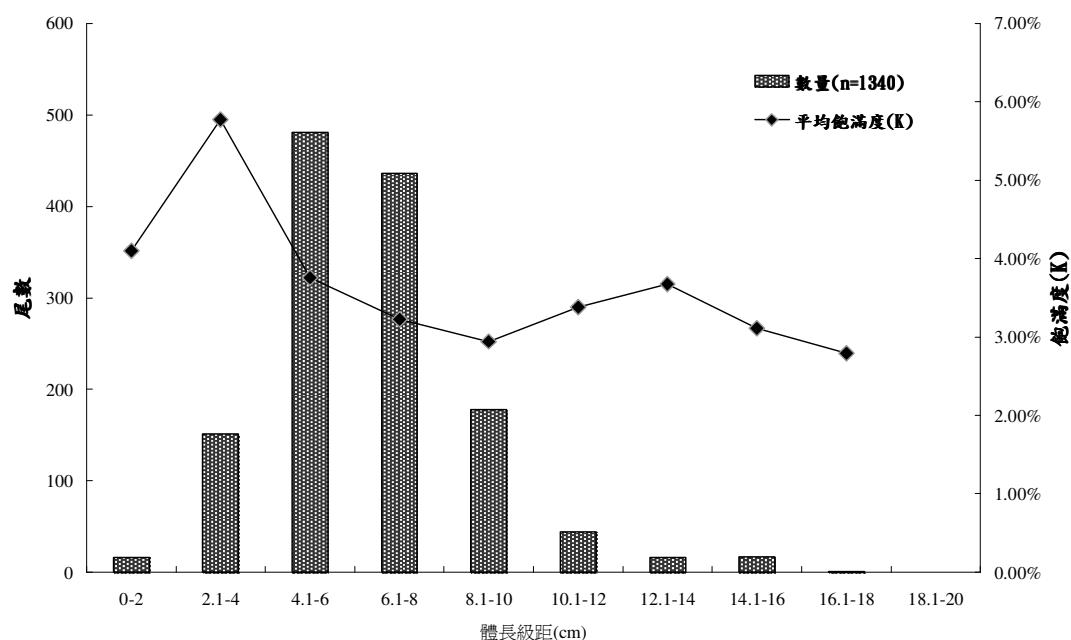


圖 3-12、鯽魚族群結構直方圖及不同體型大小之平均體飽滿度差異

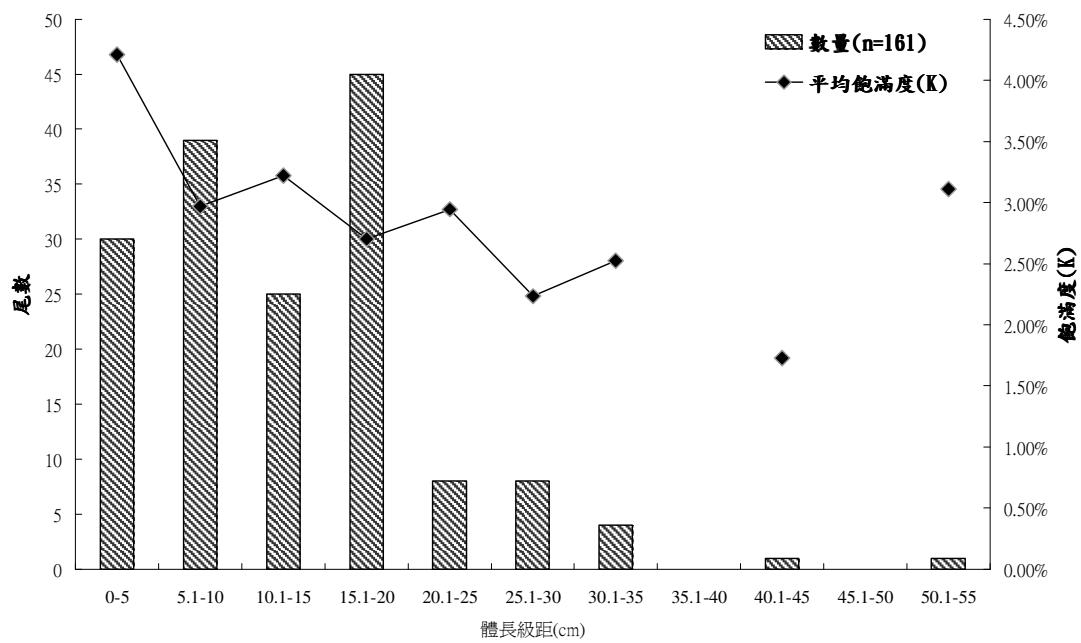


圖 3-13、鯉魚族群結構直方圖及不同體型大小之平均體飽滿度差異

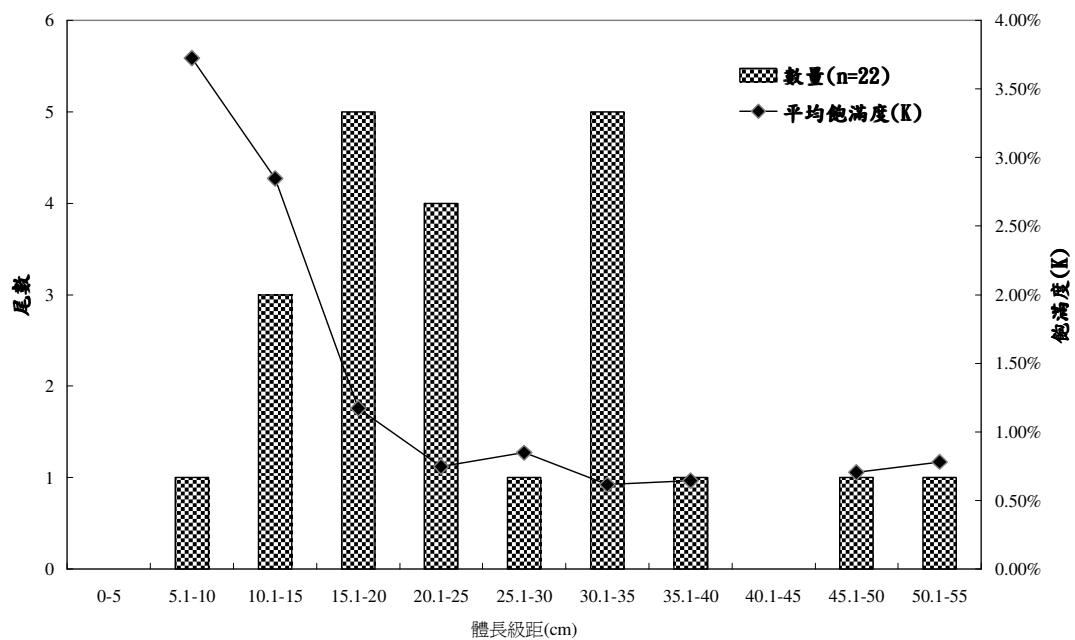


圖 3-14、鯈魚族群結構直方圖及不同體型大小之平均體飽滿度差異

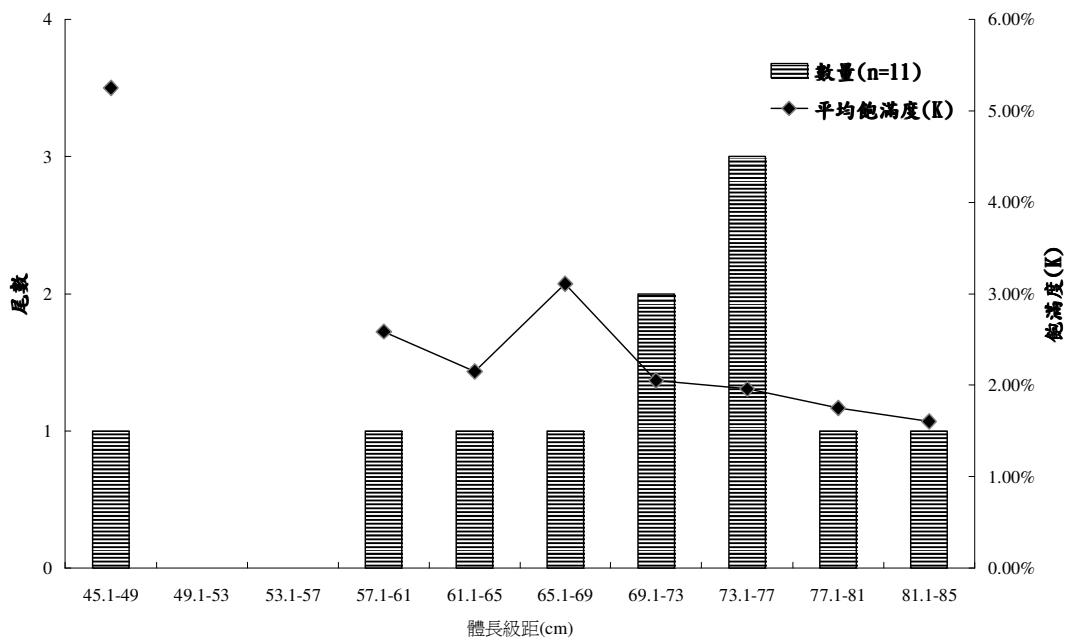


圖 3-15、草魚族群結構直方圖及不同體型大小之平均體飽滿度差異

湖域內魚類族群大小估算，起初採用捕捉-努力量法（Catch-Effort Methods）來進行計算（Kreb, 1999），除了草魚及鯰魚的捕獲個體數零星，並不符合第二項假設，亦即研究過程中估算的種類持續被調查器材所捕獲之外，在將四種魚類合併後計算湖域內於魚類族群量時，亦因移除魚類個體數未因增加的調查工作努力量而下降，而是隨著湖水水位漲退造成的捕獲數量波動，與捕捉-努力量法（Catch-Effort Methods）的理論狀況—移除個體數會隨著逐漸累積增加的調查努力量逐漸下降有所抵觸，因此無法順利的利用捕捉-努力量法（Catch-Effort Methods）進行湖域的魚類族群量計算。

我們改採 Lincoln-Peterson index 進行湖域中魚類族群量估算，同樣將湖域內已知的四種魚捕獲資料合併，以計算湖域內的魚類總體族群數量。以第一年第一次調查時，標記放回的 15 尾魚視為第一次標記野放，將後續 20 次的調查視為一次再捕獲的過程，截至本月為止，在已捕獲的 3,658 尾魚中，共回收 3 尾有標記的個體，以 Lincoln-Peterson index 所計算出的湖域中魚類總體族群量（族群量  $\pm$  SE.）約為  $18,290 \pm 10,556$  尾魚，亦即湖域內魚類族群量介於 7,734 尾至 28,846 尾之間，再依調查到的四種魚類比例進行推估，四種魚類粗估的族群量分別約為：鯽魚兩年共捕獲 3,370 尾，佔全部捕獲總數的 92.12%，推算其族群量約在

7,124 尾至 26,573 尾之間；鯉魚兩年共捕獲 240 尾，佔全部捕獲總數的 6.55%，推算其族群量約在 507 尾至 1,890 尾之間；鯇魚兩年共捕獲 37 尾，佔全部捕獲總數的 1.01%，推算其族群量約在 77 尾至 289 尾之間；草魚兩年共捕獲 12 尾，佔全部捕獲總數的 0.33%，推算其族群量約在 26 尾至 94 尾之間。

就兩年來捕獲的結果來看，湖域中的鯽魚與鯉魚所佔比例高達 98.67%，為湖中主要魚類組成，就捕獲幼魚數量的多寡來看，又以鯽魚的幼魚數量最多適應狀況最佳，在全球入侵種資料庫（Global Invasive Species Database）中，鯽魚與鯉魚亦同時列名全球前百大入侵種名單之中（100 of the "World's Worst" invaders）。根據 Zambrano & Hinojosa (1999) 的研究結果顯示外來引入的鯉魚（*Cyprinus carpio*）會對於入侵的池塘產生直接與間接的影響，直接的影響藉由掠食大型水生植物及底棲生物群聚產生干擾，間接的影響則顯現在改變湖水濁度及減少水中生物躲藏的庇護點，但就本研究中，植物與水文部份的調查結果來看，翠峰湖的水文期波動特性，可能原本就不適合大型水生植物的生長，因此湖域中除了水位上漲時，淹沒區的植物成為湖中引入種魚類的食物來源之外，會受到這些魚類掠食影響除了自身繁殖出來的魚卵、稚魚、意外掉入湖中的昆蟲、鳥類或其他動物的屍體之外，很有可能為水中的無脊椎生物（如：水蠶、龍蝨），以及利用湖域進行生殖活動的盤谷蟾蜍、莫氏樹蛙及腹斑蛙的卵與蝌蚪，在宜蘭地區其他相近海拔的高山湖泊，都有龐大數量的腹斑蛙進行生殖活動，唯獨翠峰湖的腹斑蛙數量稀少，湖中亦未曾捕獲其蝌蚪，由於腹斑蛙蝌蚪的發育時期較其他同為池沼型的赤蛙長，且體型亦比其他種類的蝌蚪大了許多，極可能成為湖中外來種魚類掠食下的受害者，導致目前稀少的族群數量，建議未來若預計進行移除計畫時，值得密切監測腹斑蛙的族群變化。

一般對於湖域中外來種鯉魚與鯽魚的觀注，主要聚焦於對原生種魚類的影響、水生生物病源菌的傳播、水生植物豐富度的下降、濁度升高導致飲用水質的劣化及水上遊憩活動（如：遊客下水游泳的意願降低）品質的下降（NIWA, 2003），但由於翠峰湖的環境生態特徵（無原生種魚類、缺乏大型水生植物及上下波動的水文周期）與限制進入的保護區等特性，因此並不存在上述的考量，加上根據國外的文獻多次提及進行這些鯉科的外來種魚類移除，必須持續投入龐大的人力與金錢（Bonneau 1999；Parkos and Wahl, 2000），其他必須考量的重點還包括：移除的湖域水體大小、水溫與水質、公眾的態度與觀感與考量周邊環境所受到的影

響 (Wydoski and Wiley, 1999)。當一但決定進行移除這些外來種鯉科魚類時，若無法長期持續進行，並徹底執行清除的話，極可能在短時間恢復原有的族群量 (Parkos and Wahl, 2000)。此外，由於翠峰湖域的引入種魚類存在至少已有至少約 20 年以上的時間，這些魚類也提供了當地的野生動物部分的食物來源，如食蟹獴、夜鷺、白尾海雕 (*Haliaeetus albicilla*) 等等，魚類的移除對於這些直接取食湖域中魚類的動物的影響，也值得深思。

至於適合用來移除這些種類的外來種魚類的方法包括：控制水位、毒殺、拖曳網、刺網、電氣採捕法、垂釣及設置水中網牆等方式 (Parkos and Wahl, 2000；Morgan and Beatty, 2004)。但依過去兩年來湖域周邊進行調查的執行過程中，對湖域狀況的了解，我們建議的方式會採用：於每年夏季前水位最低時設置水中網牆將湖域分隔為數個區塊，並自湖域中央水深較深處以毒殺及電器採捕的方式大規模的向淺水區進行，待完全執行完畢後再重覆 2-3 次，所有的執行過程必須於梅雨季來臨前執行完成。

### 3-3-2 湖域週邊紅外線自動相機及小型哺乳動物調查結果

紅外線自動相機共於翠峰湖湖域週邊進行 45,373.01 有效的工作小時數，拍攝到野生動物有效相片 499 張，依數量多寡由高至低依序為哺乳類：山羌 (174 張)、高山白腹鼠 (36 張)、台灣森鼠 (35 張)、台灣獼猴 (32 張)、華南鼬鼠 (29 張)、食蟹獴 (26 張)、長鬃山羊 (25 張)、台灣野豬 (14 張) 及長吻松鼠與白鼻心 (各 6 張)、鼬獾 (2 張)、共計 9 科 11 種。鳥類 4 科 8 種，分別為：金翼白眉 (65 張)、藪鳥 (29 張)、虎鶲 (12 張)，紅尾鶲、白尾鶲及栗背林鶲等三種 (各 2 張)、黃尾鶲及黑長尾雉 (各 1 張)。另外有無法確認的蝙蝠 3 張，並不列入有效相片及結果分析。台灣野豬過去曾在翠峰湖相關的動物相調查報告中出現 (王穎、孫元勳, 1991)，但在去年湖域周邊調查時未有發現記錄，在本年研究進行時才開始以紅外線自動相機拍攝到頻繁的活動蹤跡。

銅山山毛櫟天然林共進行 6114.05 有效的工作小時數，拍攝到野生動物有效相片 128 張，哺乳類依相片數量多寡依序為：山羌 (42 張)、華南鼬鼠 (12

張)、食蟹獴(9張)、台灣獮猴(5張)、長鬃山羊及高山白腹鼠(各4張)、黃喉貂及鼬獾(各3張)、台灣野豬(2張)、長吻松鼠與白鼻心(各1張)，共計9科11種。鳥類有：虎鶲(14張)、深山竹雞(10張)、檯鳥及紫嘯鶲(各4張)、藍腹鷳(3張)、綠啄木及金翼白眉(各2張)，竹鳥、鳳頭蒼鷹及黑長尾雉等三種(各1張)，另有不列入有效相片計算及結果分析的無法辨識鳥類5張及蝙蝠3張。

翠峰湖與相鄰的銅山山毛櫟天然林兩地相隔不遠僅數公里，出現的物種多數儘管相同，但是相對豐富度仍有所差異，整體看來銅山山毛櫟天然林的相對豐富度(OI值)高於翠峰湖域，尤其是在銅山山毛櫟天然林調查到的食肉目動物的相對豐富度(OI值)多數均遠高於翠峰湖地區(表3-13)，由於多數的各生態系關鍵種(keystone species)為營養層級中的高階掠食動物，或許此一食肉目動物的相對豐富度差異，顯示翠峰湖地區的生態復舊工作仍有努力的空間。調查結果中，黃喉貂更是僅出現於山毛櫟天然林中，根據裴家騏、姜博仁(2004)年的研究指出，黃喉貂為日行性掠食動物，對環境的敏感度極高，以山羌為主食，並有集體狩獵的現象，主要出現環境以低度干擾的天然林為主，就其習性來看應該為當地生態系除了台灣黑熊外最高的營養層級，姑且不論黃喉貂是否為當地陸域及森林生態系中的關鍵種，但至少在未來可以黃喉貂是否開始出現於翠峰湖域周邊，做為當地生態復育的指標動物。

**表3-13、翠峰湖周邊與銅山山毛櫟天然林紅外線自動相機拍攝各物種相對豐富度(OI值)比較**

調查地點	翠峰湖第一年 (相機工作時數)	翠峰湖第二年 (16,618.93 hr.)	銅山山毛櫟 (45,373.01 hr.)
物種			
山羌	5.48	3.83	<b>6.87</b>

長鬃山羊	0.30	0.55	<b>0.65</b>
台灣野豬	—	0.31	<b>0.33</b>
台灣獮猴	<b>1.14</b>	0.71	0.82
白鼻心	<b>0.18</b>	0.13	0.16
食蟹獴	0.06	0.57	<b>1.47</b>
華南鼬鼠	0.36	0.64	<b>1.96</b>
鼬獾	<b>0.78</b>	0.04	0.49
黃喉貂	—	—	<b>0.49</b>
長吻松鼠	0.06	0.13	<b>0.16</b>
高山白腹鼠	0.48	<b>0.79</b>	0.65
台灣森鼠	0.06	<b>0.77</b>	—
帝雉	0.06	0.02	<b>0.16</b>
藍腹鶲	—	—	<b>0.49</b>
深山竹雞	—	—	<b>1.64</b>
金翼白眉	1.20	<b>1.43</b>	0.33
虎鶲	—	0.26	<b>2.29</b>
檻鳥	0.54	—	<b>0.65</b>

本年度湖域週邊小型哺乳類以薛曼氏陷阱 (Sherman trap) 的調查，共計進行 480 個陷阱捕捉夜，於湖域邊林緣捕獲台灣森鼠 21 隻、高山白腹鼠 12 隻，及 3 隻台灣長尾鮑，除了本年度未捕獲巢鼠之外，其他兩種齧齒目 (台灣森鼠、高山白腹鼠) 及一種食蟲目 (台灣長尾鮑) 的平均每陷阱捕捉夜的捕獲個體數均高於前一年度的調查結果 (表 3-14)。

表 3-14：翠峰湖湖域小型哺乳動物平均每陷阱夜捕獲隻數（TN=陷阱數×放置夜數）

	第一年調查 ( TN=320 )	第二年調查 ( TN=480 )
台灣森鼠	0.0344	0.0438
高山白腹鼠	0.0063	0.0250
巢鼠	0.0031	0
台灣長尾鼩	0.0031	0.0063

### 3-3-3 湖域週邊蜻蛉目與地棲鞘翅目步行蟲種類組成

由於過去並未針對翠峰湖周邊進行蜻蛉目及鞘翅目步行蟲相的調查，調查期間共發現 6 種蜻蛉目及 4 種鞘翅目步行蟲，分別為：青紋絲蟬 (*Indolestes cyaneus* Selys)、灰黑蜻蜓 (*Orthetrum melania* Selys)、霜白蜻蜓 (*Orthetrum pruinosum neglectum* Rambur)、薄翅蜻蜓 (*Pantala flavescens* Fabricius)、朱黛晏蜓 (*Polycanthagyna erythromelas* McLachlan) 及源埢晏蜓 (*Sarasaeschna pyanan* Asahina) 等 6 種，由於這些蜻蛉目的稚蟲—水蠶，會出現於翠峰湖中，與其中的外來種魚類可能互為捕食者與被捕食者的關係。

另外記錄了 4 種鞘翅目步行蟲，分別為：*Bembidion* sp.、*Carabus masuzoi*、台灣擬食蝸步行蟲 (*Carabus nankotaizanus*) 及 *Colpodes arisanus*，其中台灣擬食蝸步行蟲為台灣產步行蟲科體型最大者 (柯心平, 2003)，同時被列為台灣保育類野生動物，*Bembidion* sp.普遍發現於翠峰湖周邊，全年均有發現記錄，主要躲藏於石縫及岩石間；*Colpodes arisanus* 普遍發現於翠峰湖周邊，僅於 2007 年 5 月發現，主要躲藏於翠峰湖邊潮溼之石縫間；*C. masuzoi* 與台灣擬食蝸步行蟲主要發現於翠峰湖周邊森林邊緣，此外我們過去在調查銅山地區及周邊人造林步行蟲群聚中發現 *C. masuzoi* 亦普遍分佈於銅山周邊之森林內，為銅山地

區步行蟲之優勢種（葉人瑋，未發表），且天然林之步行蟲多樣性高於人造林。在地棲性非步行蟲類群的甲蟲中，也常見到素木氏虎甲蟲（*Cicindela shirakii* Horn）出現於翠峰湖岸。

#### 四、結論與建議

翠峰湖的水位變化有明顯的季節性特徵，每年的颱風季節為高水位期，而冬末至初春為低水位期，中間過度時間，為梅雨季水位上升期，與颱風季後的水位下降期。

就目前動物部份研究的證據顯示，翠峰湖的外來種魚類對當地生態造成的影響層面十分有限，主要的影響還是來自於早期的林業生產後，當地森林生態系尚未完全回復完整的功能所致。倘若未來擬規劃進行引入種魚類的移除工作，應把握每年冬末至初春為低水位期進行，但執行過程中必須持續投入龐大的人力與金錢，還需考量水溫與水質、公眾的態度與觀感與考量周邊環境所受到的影響。建議可用來移除這些引入種魚類的方法選項包括：設置水中網牆、毒殺、電氣採捕法等方式。移除過程中建議可針對湖域的植物與植群進行監測，監測的樣帶可依本研究設置的樣帶進行，或依本文後所建議的快速監測方法施行。

植物與植群的研究在翠峰湖域共設置 13 條樣帶，沿樣帶二側進行調查，經六次調查後，共記錄有 61 科 118 屬 171 種維管束植物；以 DCA 及 TWINSPAN 等多變量分析結果可將植群型分成 1. 假柃木—芒型、2. 毛地黃—芒型、3. 戟葉蓼—七星斑囊果薹型、4. 高山通泉草—鼠麴草型、5. 細葉雀翹—鼠麴草型、6. 錢蒲—鼠麴草型等 6 型；而外來種共調查到湖域邊有栽植樹木 4 種；分別為紅檜、台灣杉、柳杉、台灣二葉松及 8 種外來草本植物，主要有毛地黃、昭和草、鼠麴草、矮菊、龍葵、豆瓣菜、大車前草及毛車前草等外來植物；至於稀有植物上，如小葉四葉葎、細葉雀翹、七星斑囊果薹都屬於稀有或較少於其它生育地出現的植物，其中早期研究報告顯示小葉四葉葎與鴛鴦湖細辛為鴛鴦湖特有的植物，但本研究中也有調查到這些稀有植物。

季節性的水位變化，對於湖岸的植群影響明顯。這種水位（或環境因子）對於生物的影響，可以用環境篩選理論來解釋。這指出維持水文期特徵，為濕

地與湖泊的生態保育的關鍵基礎。水位變化影響不同樣帶間植群的分化與分布，主要的影響是離湖域遠近的高度落差與湖濱地形的差異，而水位的變化則是改變植群分布與面積很重要之因素，尤其是高低草混生區到裸露地，其間有水位變化造成水伐的植群，如芒草等植群會隨著水位的漲退形成年間的循環式演替，其中以芒草在湖濱帶形成類似庭園栽植的短草叢，因這種現象在加羅湖及松蘿湖也有出現，因此芒草可當作水位漲退轉換較慢的循環式演替之指標性植物。至於七星斑囊果薹及細葉雀翹等就類似紐西蘭的 LMC 植物。

未來翠峰湖的湖濱應可繼續深入進行植物功能型(plant functional type)的監測或研究，因此為維護湖濱帶的生態演替的完整性應禁止遊客下到湖濱地區，目前翠峰湖有環湖步道及許多的教育解說功能，應可在目前幾個解說點設置解說牌，以說明此等有趣的湖泊理論，也可以以人為解說的方式進行深入淺出的教育解說。至於羅東林區管理處許多未經設置此種永久樣帶的湖泊或濕地，如加羅湖等是否也存在一些生態現象或理論，未來也可參考此種設置永久樣帶的方法進行調查與研究。

為了方便經營管理單位未來持續進行翠峰湖湖岸周邊之快速監測，以下提供委託計畫單位，一個建置翠峰湖岸水位變化與植群空間分布關係之快速取樣調查實際操作範例：

#### 1. 樣線的選擇

翠峰湖湖域周遭地貌變化多樣，從平緩至極陡坡皆有。過陡的坡度空間中，每一植群型，於向湖心的軸向之空間範圍較短，而緩坡的植群型，在向湖心的軸向空間範圍較長許多，因此，細微的水位變化之影響，可以較敏感的反應在植群型的空間分佈上，方便進行植群空間分不與水位變化關係間的交叉比對。因此，為此次目的，對於坡度過陡之區域將忽略不進行調查，進而選定坡度平緩之地區作為調查樣線，其中樣帶的選擇則參考 2006 年的調查，以第一、六、八樣帶為調查樣線，如此，方便日後資料可以交叉比對使用。

## 2. 坡度的測量

坡度量測在頻度上，則考慮植群的調查頻度與翠峰湖水位變化的特徵，為高水位與低水位期各一次的調查。坡度量測方式為沿著原有植群樣線位置，由湖域與森林交錯邊界位置，向湖心方向測量，至水邊為止；如此，可以包含年度水位變化的相對最高點與相對最低點（圖 4-1）。

為求較精細的坡度數值，使用經緯儀，而非羅盤儀，並搭配水準尺與皮尺進行垂直高度變化與水平距離測量。並在所有測量的樣點上插上高度為 1m 的塑膠水管做為標記，以利日後復測與植群長度的測量。



圖 4-1、向湖心軸線之樣線的高程與距離之測量

## 3. 交叉分析

測量結果，在 x 軸以湖岸到湖心的軸向距離表示，而高程為 y 軸。與距湖岸距離表示。每一植群型將有其空間分佈位置，由高程與水位資料，可以推衍出每一植群型淹水的時期與裸露的時期。

目前已於 2007 年 3 月 21 日與 2007 年 8 月 29 日分別進行一次的湖岸水位變化與植群空間分布關係測量，測量結果以及各樣帶的實際操作情形說明如下：

#### 第一樣帶坡度

在水位為相對最低點的 2007 年 3 月 21 日的第一次調查中，所進行測量湖邊至森林線總水平長度為 174.35m，最高處的垂直高度有 10.24m，其中一小段略陡外，其餘坡度較為平緩，無太大的變化（圖 4-2）。

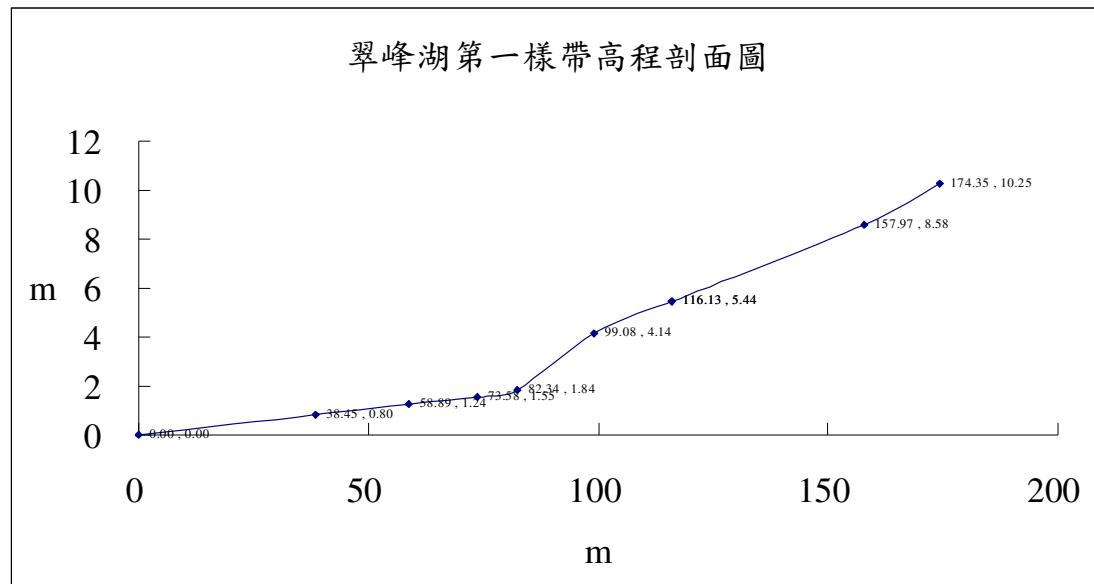


圖 4-2、翠峰湖第一樣帶在 2007 年 3 月 21 日之坡度變化情形，其中 0 代表水面。

在經過 3 個月的淹水後，水位上升，因而在 2007 年 8 月 29 日的調查中，第一樣帶從水邊至森林界線之水平長度縮短為 49.98m，最高處的垂直高度也降低為 4m，其中有一陷落的谷地，也因水位上漲而呈現淹水狀態（圖 4-3）。

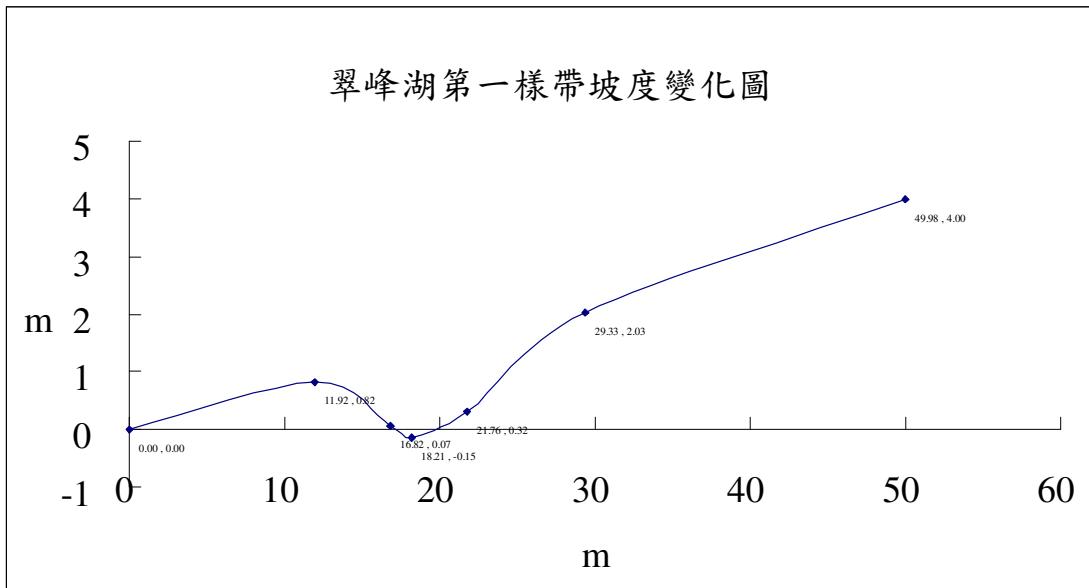


圖 4-3、翠峰湖第一樣帶在 2007 年 8 月 29 日坡度變化情形。

#### 第六樣帶坡度

同樣在水位為相對最低點的調查中，測得湖邊至森林線總水平長度為 317.69m，最高處的垂直高度有 10.31m，此一樣帶中，有溪溝穿插，因此在圖上離水邊較遠處，地形起伏較大，而接近水邊的地區，因溪流改道，所以地形平緩，對植群的變化也無較大的影響（圖 4-4）。

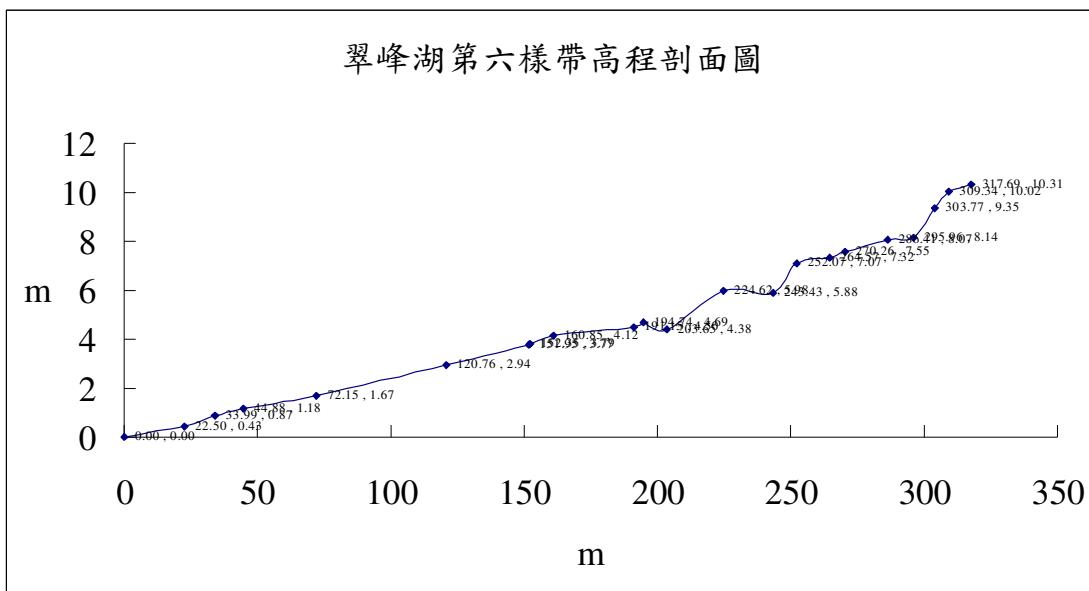


圖 4-4、翠峰湖第六樣帶在 2007 年 3 月 21 日之坡度變化情形。

在歷經 3 個月的淹水期後，第六樣帶從水邊至森林界線之水平長度縮減為 65.62m，最高處之垂直高度縮減為 2.29m，其中橫跨兩處溪溝，因雨季使得小溪溝內流水充足（圖 4-5）。

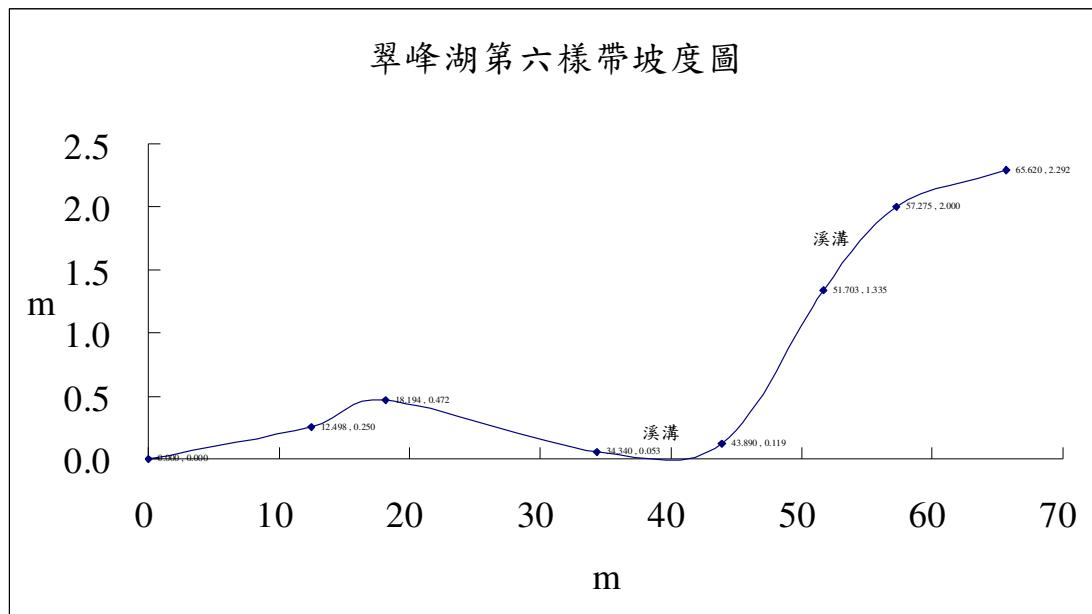


圖 4-5、翠峰湖第六樣帶在 2007 年 8 月 29 日之坡度變化情形。

#### 第八樣帶坡度

同樣在第八樣帶所測得湖邊至森林線總水平長度為 288.10m，最高處的垂直高度有 13.03m，此一樣帶中，除接近山邊較陡外，其餘坡度平緩（圖 4-6）。

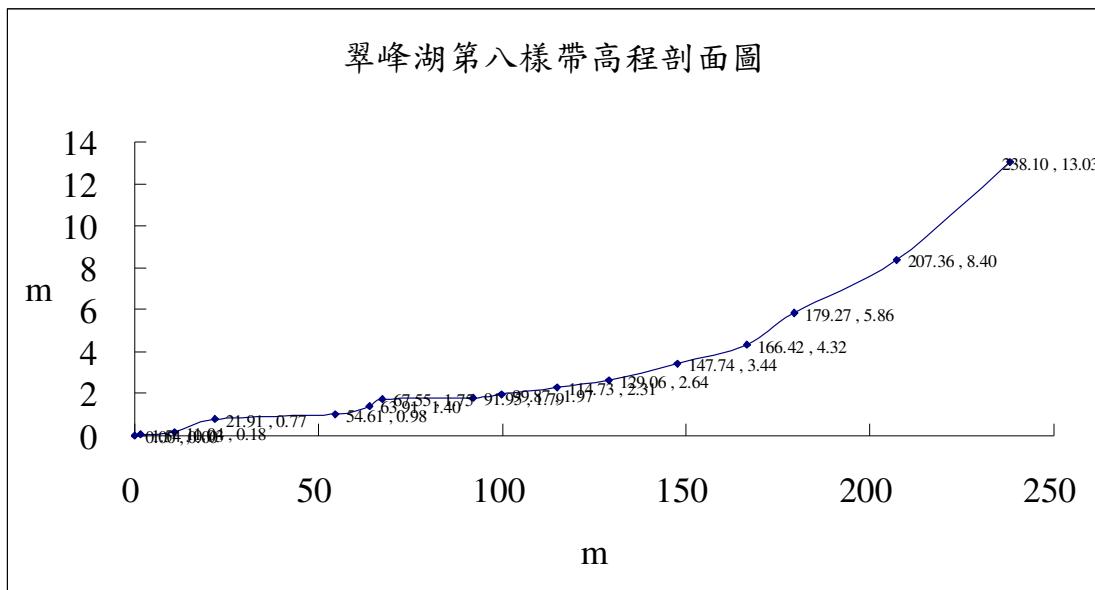


圖 4-6、翠峰湖第八樣帶在 2007 年 3 月 21 日之坡度變化情形。

水淹後，第八樣帶從水邊至森林界線之水平長度縮短為 46.72m，最高處之垂直高度縮短為有 5.43m（圖 4-7）。

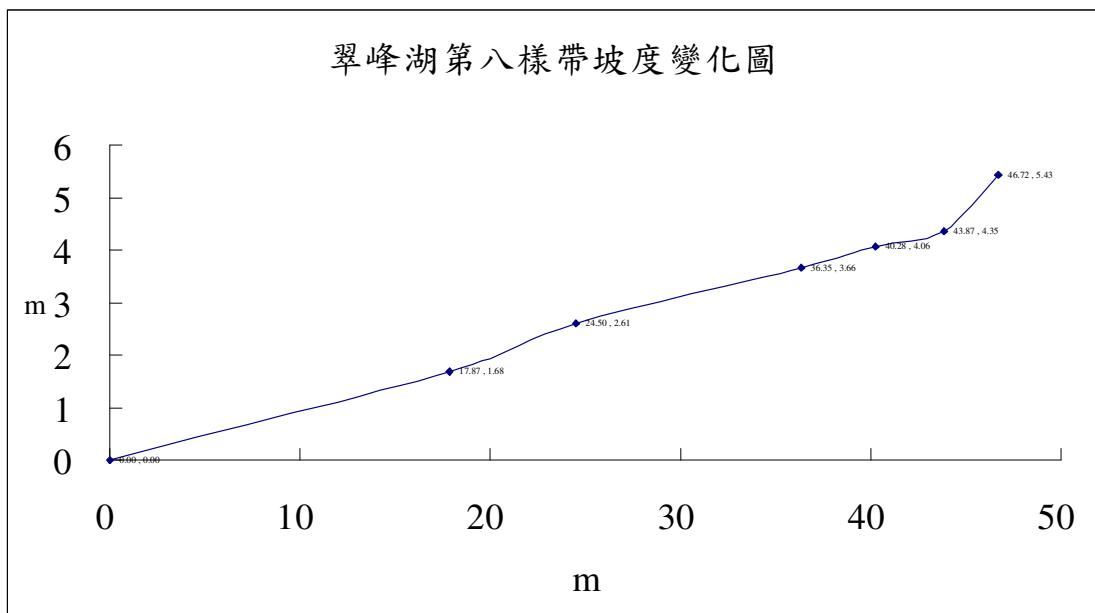


圖 4-7、翠峰湖第六樣帶在 2007 年 8 月 29 日之坡度變化情形。

### 第一樣帶植群

從圖 5 中可以大致推斷翠峰湖的水位在 3 月時，大致是相對低點，並觀察其水位的變化，推斷 2007 年 3 月 21 日，因為水位才降低不久，離湖岸邊水平距離約在 38.45m，而垂直變化在 0.8m 處，並無物植物群落的出現，呈現出裸露的情形。

觀察水平距離在 38.45m 與 116.13m，以及垂直距離在 0.8m 與 5.44m 處，也就是位在水位消長帶上的植物群落，都是以低矮的植物為主，若從其生活史來看，不難發現到其中有許多一年生的植物如羊茅、鼠麴草、高山通全草等，配合水位的消長與植物生活史，對於環境變化極大的消長帶中，推估植物群落必須要有一套生存之道，也就是在短期內完成生活史，產生種子，或是利用地下部休眠者，才能在如此變化的環境中生存。此情形好比為環境篩選理論 (environmental sieve)，也就是在某一段時間內，只容許一些合適的物種在此建立族群。這獨特的環境篩網是可以改變的，特別是對水位改變時做出不同的反應，並允許不同型式的物種在濕地中建立族群。因此，濕地中物種會消失的原因，不是因為新個體還沒建立起族群時，舊的個體已在自然的生命週期下死亡，要不就是環境上的改變使得物種無法忍受而導致死亡。

最後在水平距離在為 116.13m 以上，垂直距離在 5.44m 處以上者，也就是水位無法淹到或是淹水歷時極短的地區，環境上的變化小，因而存活下來的植物以七星斑囊果薹與芒草為主，在實際的觀察中，此區零星有灌木植物出現，如高山薔薇，但卻沒有喬木的出現，推斷可能是因為在水位上漲後，此區土壤中的水分超過喬木的忍耐極限，所以此區並只有高草類的芒與零星的灌木為主，而無喬木的出現（圖 4-8）。

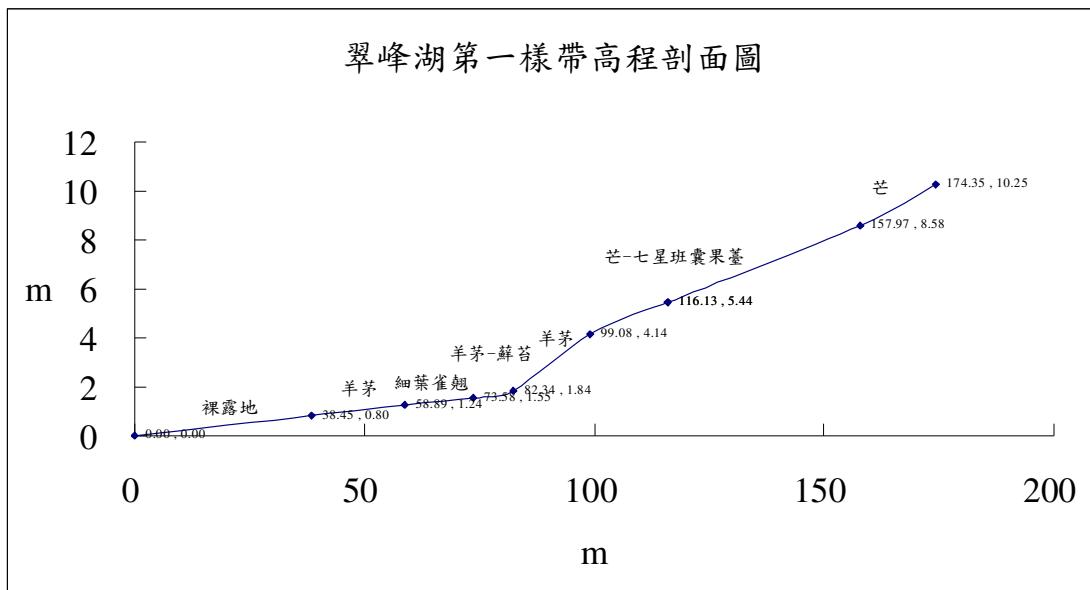


圖 4-8、翠峰湖第一樣帶在 2007 年 3 月 21 日之植群變化情形。

在乾季時，水位下降，許多平坦地裸露，植群型態呈現多樣變化，但在雨季後，水位上升，許多植群沒入水中，最後只剩下森林界線與灌木帶之芒沒有因水位上升而沒入水中，最高的地區離水位面也只剩 49.98m 的水平距離與 4m 的垂直高度，因此在 2007 年 8 月 29 日的調查中，森林界線以下則是以芒為主要植群（圖 4-9）。

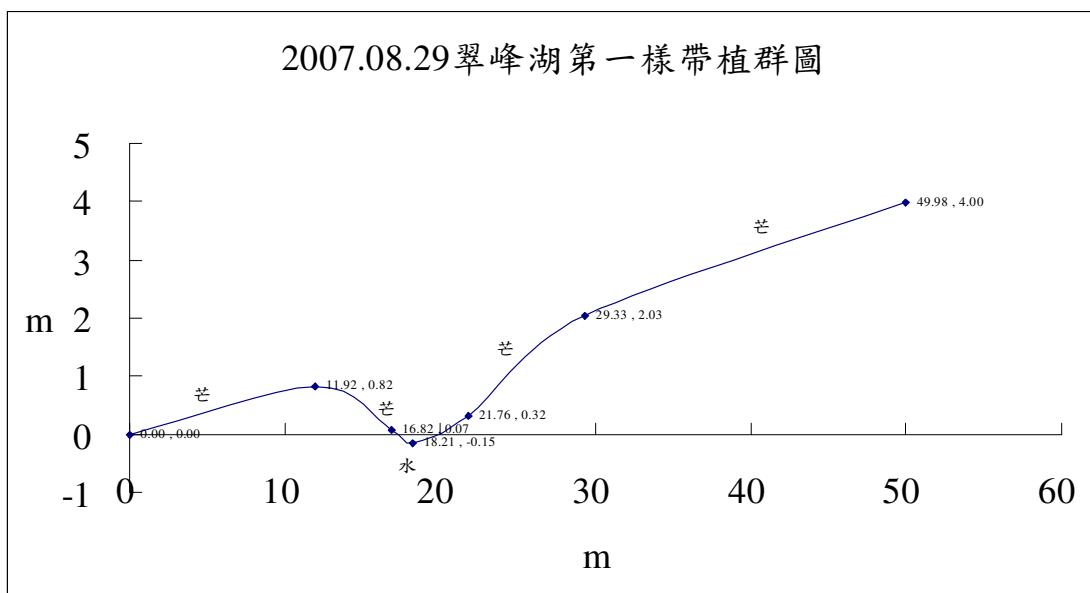


圖 4-9、翠峰湖第一樣帶在 2007 年 8 月 29 日之植群變化情形。

#### 第六樣帶植群

相同的水文期下，第六樣帶也呈現出相似的植群變化。在離湖岸邊水平距離約為 22.50m，而垂直變化在 0.43m 處，並無物植物群落的出現，呈現出裸露的情形。而水平距離界在 22.50m 與 245.43m，垂直距離在 0.43m 與 5.88m 之間，雖然出現的優勢種較第一樣帶多，但就以植物功能型而言，出現的物種特性與第一樣帶相同，都是以短期內能完成生活史或能休眠者為主。最後在水平距離為 245.43m 以上，垂直距離在 5.88m 以上者，也就是水位無法淹到或是淹水歷時極短的地區，出現毛地黃與芒草競爭的情形，因此樣帶上才會出現兩種優勢物種（圖 4-10）。

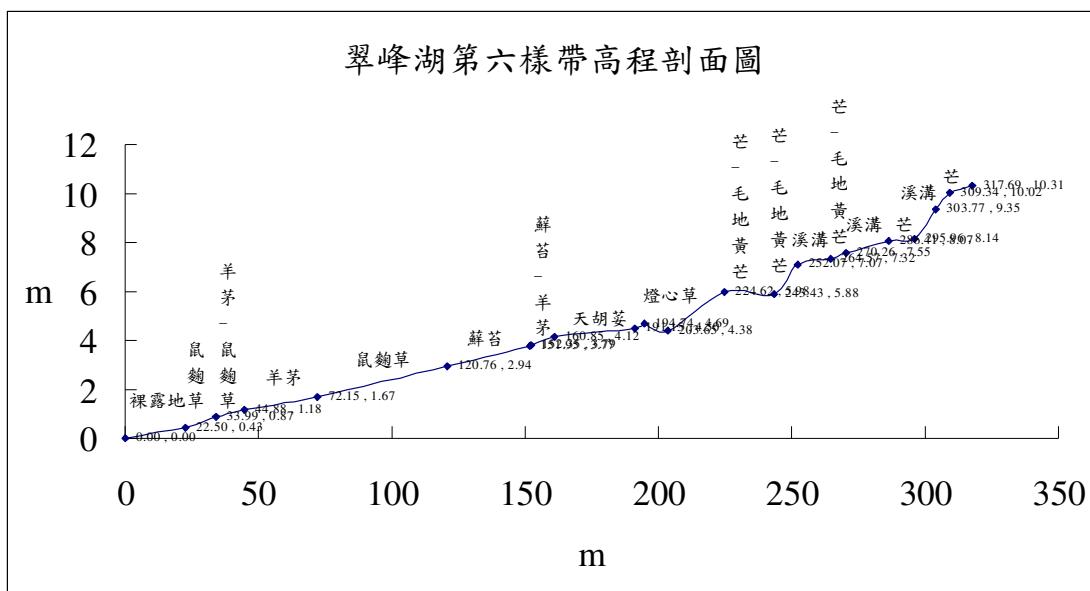


圖 4-10、翠峰湖第六樣帶在 2007 年 3 月 21 日之植群變化情形。

同樣經歷 3 個月的淹水後，此樣帶縮短與前面樣帶所遇到的情形大致相同，皆是因水淹不到而留下芒的植群，因此樣帶起點離水位面剩下 65.62m 的水平距離與 2.29m 的垂直高度（圖 4-11）。

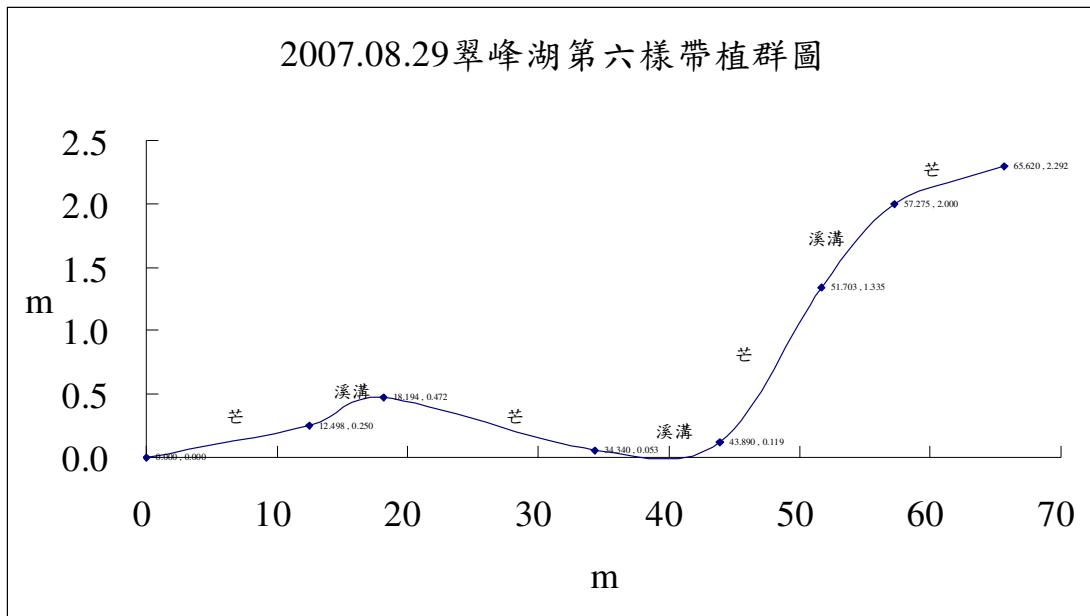


圖 4-11、翠峰湖第六樣帶在 2007 年 8 月 29 日之植群變化情形。

#### 第八樣帶植群

第八樣帶與前兩樣帶也呈現出相似的植群變化，但比較特別的是，在離湖岸邊水平距離約為 11.04m，而垂直變化在 0.18m 處，大部分仍呈現出裸露的情形，但卻有少部分的錢蒲生長於其中。而水平距離界在 11.04m 與 179.27m，垂直距離在 0.18m 與 5.86m 之間，同樣出現較多種的優勢植物，但在植物功能型方面，出現的物種特性與第一樣帶相同，都是以短期內能完成生活史或能休眠者為主。最後在水平距離為 179.27m 以上，垂直距離在 5.86m 以上者，也就是水位無法淹到或是淹水歷時極短的地區，接近高水位地區處，可能因土壤的濕度過大，芒草無法生存，因而仍有一部份的七星斑囊果薹與羊茅的出現，至於更高處，便是以芒為最優勢物種（圖 4-12）。

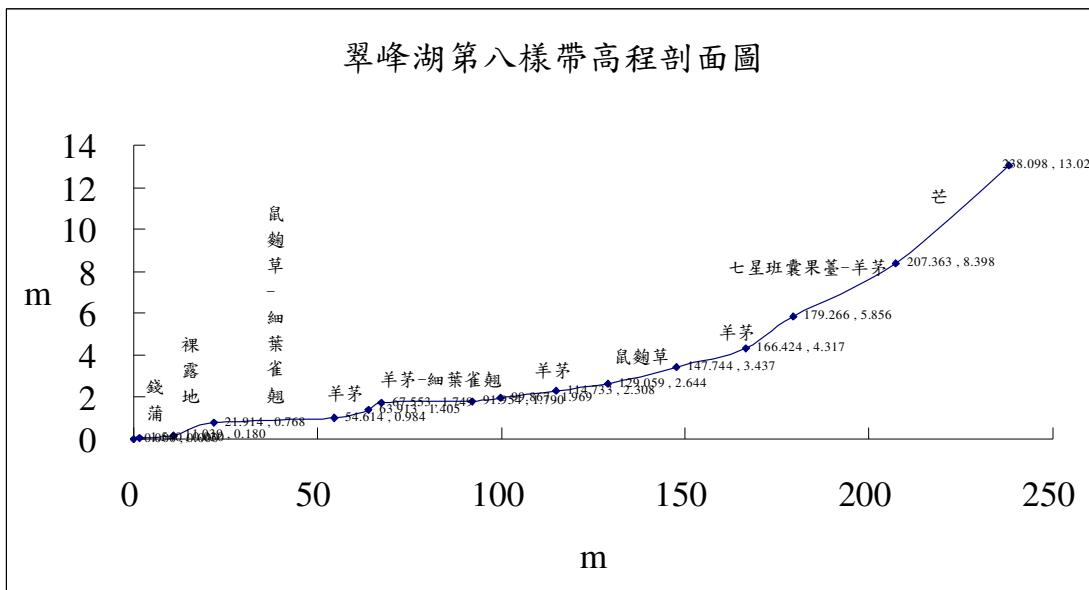


圖 4-12、翠峰湖第八樣帶在 2007 年 3 月 21 日之植群變化情形。

在淹水時期，此樣帶與前面樣帶所遇到的情形大致相同，皆是因水淹不到而留下生現植群，但與前兩樣帶較不同的是此樣帶中，此區的優勢植群有兩種，靠近水邊的毛地黃與靠近森林線的芒（圖 4-13）。

靠近水邊會有毛地黃出現推測是因為水位變化還是有可能上升得更高，因此芒在持續一段水淹後，空出的棲位（niche）被附近的毛地黃佔領，而與前兩樣帶相比，第一樣帶因周遭無毛地黃的種源，因此第一樣帶無毛地黃出現，反觀第六樣帶，零星有毛地黃出現，但因競爭不過芒而無法成為優勢種。

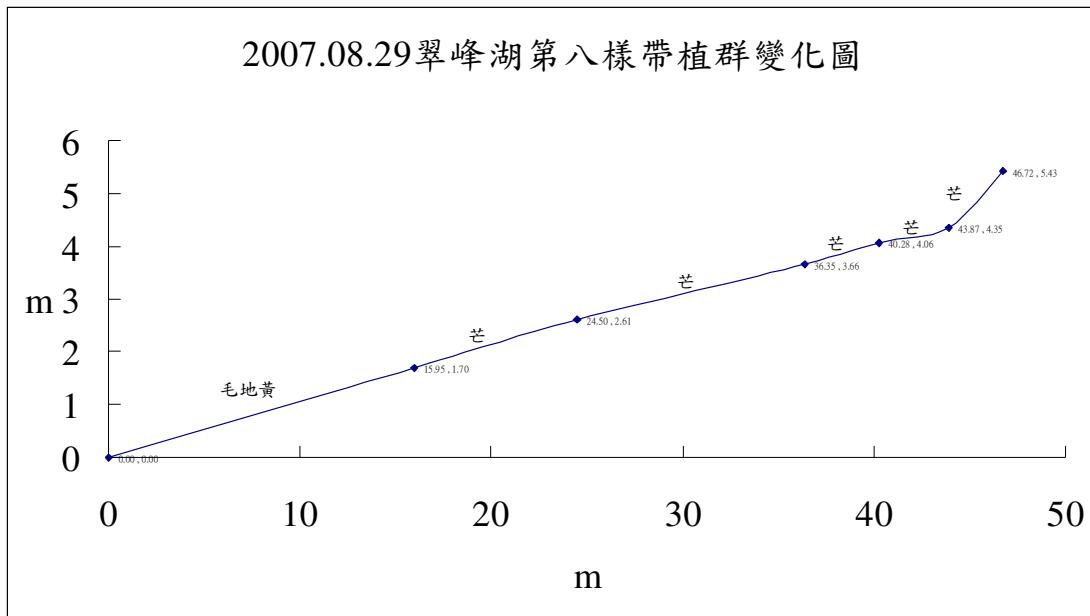


圖 4-13、翠峰湖第八樣帶在 2007 年 8 月 29 日之植群變化情形。

淺湖為一種特殊的湖泊或濕地，有其特殊之生態系結構與功能之動態關係。需要持續監測，才能瞭解其動態關係之意義，做為經營管理的基礎。台灣目前淺湖的研究尚不足，翠峰湖與其他淺湖生態系統的大有不同，其水文季節性動態明顯，值得長期的監測瞭解，找出重要的淺湖生態系動態原則。羅東林管處範圍內的濕地與淺湖多，在經營管理上，亟需理出本地湖沼生態系生態原則，以這些原則進行生態系保育經營。

## 五、參考文獻

- 王穎、孫元勳。1991。翠峰湖自然保護區動物相調查研究。台灣省農林廳林務局保育研究系列 80-06 號。
- 毛俊傑、陳子英、阮忠信。2006。翠峰湖生物相與棲地調查之研究（1/2）。行政院農業委員會林務局保育研究系列 94-10 號。
- 李松柏。2007。台灣水生植物圖鑑。晨星出版有限公司。台中。
- 林文智。2004。臺灣的野花：低海拔篇1300種（一）。渡假出版社有限公司。臺北。
- 林文智。2004。臺灣的野花：低海拔篇1300種（二）。渡假出版社有限公司。臺北。
- 林文智。2004。臺灣的野花：低海拔篇1300種（三）。渡假出版社有限公司。臺北。
- 林文智。2005。臺灣的野花：低海拔篇1300種（四）。渡假出版社有限公司。臺北。
- 林春吉。2000。台灣水生植物自然觀察圖鑑。田野影像出版社。臺北。
- 林曜松。2002。生物多樣性公約與生物多樣性保育。生物多樣性保育研習計畫。國立台灣大學生物多樣性研究中心。
- 柯心平。2003。台灣擬食蠍步行蟲之基礎生態學研究及族群分化問題探討。國立台灣大昆蟲學系碩士論文。台北。55 頁。
- 李偉、鐘揚。1992。水生植被研究的理論與方法。華中師範大學出版社。武昌。
- 李榮平、劉志民、蔣德明、李雪華。2004。植物功能型及其研究方法。生態學雜誌23（1）：102-106。
- 孟婷婷、倪健、王國宏。2007。植物功能性狀與環境和生態系統功能。植物生態學報31（1）：150-165。
- 孟慶民。2001。濕地管理與研究方法。中國林業出版社，北京。

- 宜蘭縣政府。2003。宜蘭縣 92 年度水污染源稽查管制計畫。
- 宜蘭縣政府。2004。宜蘭縣 93 年度水污染源稽查管制計畫。
- 宜蘭縣政府。2005。宜蘭縣 94 年度水污染源稽查管制計畫。
- 唐海萍、蔣高明。2000。植物功能型及其生態學意義。應用生態學報11 (3) : 461-464。
- 孫元勳、王穎、王侯凱。1997。台灣翠峰湖及青山壩鴛鴦生態之初探。中華林學季刊，30(4)：401-411。
- 徐承遠、張文駒、盧寶榮、陳家寬。2001。生物入侵機制研究進展。生物多樣性，9(4)；430~438。
- 馬克明、葉萬輝、桑衛國、馬克平、關文彬。1997。北京東靈山地區植物群落多樣性研究 X. —不同尺度下群落樣帶的  $\beta$  多樣性及分形分析。生態學報，17(6)：626-634。
- 陸健健、何文珊、童春富、王傳。2006。濕地生態學。高等教育出版社。284pp。
- 陳中義、雷澤湘、周進、陳家寬。2001。梁子湖優勢沉水植物冬季種子庫的初步研究。水生生物學報，25(2)：152-158。
- 陳傳民、黃祥飛、周萬平。2005。湖泊生態系統觀測方法。中國環境科學出版社，北京。
- 陳毅峰、嚴雲志。2005。生物入侵的進化生物學。水生生物學報，29(5)：220-224。
- 陳鎮東、王冰潔。1997。台灣的湖泊與水庫。渤海堂，台北市。
- 張鎮洋。2003。高雄地區人工濕地蜻蛉物種組成及棲地選擇之研究。國立高雄師範大學生物科學研究所。
- 湯弘吉。1991。淡水魚養殖。197-214 頁。林曜松(編)。森林溪流淡水魚保育訓練班論文集。行政院農業委員會。
- 楊遠波、顏聖紘、林仲剛、黃世富、郭紀凡、梁惠舟。2001。臺灣水生植物圖誌。

- 行政院農業委員會。臺北。
- 臺灣植物誌第二版編輯委員會。2003。臺灣植物誌第二版第六卷。國立臺灣大學植物學系出版。臺北。
- 趙文。2005。水生生物學。中國農業出版社，pp.499-526。
- 葉人瑋、陳子英、毛俊傑。2007。宜蘭縣馬賽地區步行蟲群聚之初探。宜蘭大學生物資源學報。In press。
- 裴家騏。1998。利用自動照相設備記錄野生動物活動模式之評估。台灣林業科學 13(4)：317-324。
- 裴家騏。2000。自動照相設備在野生動物學研究之應用。「公元 2000 年野生動物研究及調查方法研討會」論文集。3-9 頁。屏東。
- 裴家騏、姜博仁。2004。大武山自然保留區和周邊地區雲豹及其他中大型哺乳動物之現況與保育研究。行政院農業委員會林務局保育研究系列 92-02 號。
- 劉永、郭懷成、周豐、王真、黃凱。2006。湖泊水位變動對水生植被的影響機理及其調控方法。生態學報，26(9)：3117-3126。
- 錢迎倩、馬克平。1994。生物多樣性研究的原理與方法。中國技術出版社，237pp。
- 蘇鴻傑。1987。森林生育地因子及其定量評估。中華林學季刊 20(1)：1~14。
- 蘇鴻傑。1987。植群生態多變數分析法之研究(2)：直接梯度分析。中華林學季刊，20(2)：29~46。
- 蘇鴻傑。1987。植群生態多變數分析法之研究(3)：降趨對應分析及相關分布序列法。中華林學季刊，20(3)：45~68。
- Bonneau, D. 1999. Phase II project final report for lake Ahquabi, Warren County, Iowa.
- Chapman, V.J., Coffey, B.T.; Brown, J.M.A. 1971. Submerged vegetation of the

- Rotorua and Waikato Lakes. 2. Cyclic change in Lake Rotoiti. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 5: 461-482
- Gauch, H.G. 1982 Multivariate Analysis in Community Ecology, Cambridge Studies in Ecology. Cambridge University Press.
- Goldsmith, B, 1991 Monitoring for Conservation and Ecology. Chapmanand Hall Press.
- Hill, N.M., Keddy, P.A., 1992. Prediction of rarities from habitat variables. Coastal plain plants of Nova Scotian lakeshores. *Ecology* 73, 1852–1859.
- Hill, N.M., Keddy, P.A., Wisheu, I.C., 1998. A hydrological model for predicting the effects of dams on the shoreline vegetation of lakes and reservoirs. *Environ. Man.* 22, 723–736.
- Jansson, R., Nilsson, C., Dynesius, M., Andersson, E., 2000. Effects of river regulation on river-margin vegetation:a comparison of eight boreal rivers. *Ecol. Appl.* 10, 203–224.
- Keddy, P.A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* 3: 157-164.
- Keddy, P.A., Reznicek, A.A., 1986. Great lakes vegetation dynamics: the role of fluctuating water levels and buried seeds. *Great Lakes Res.* 12, 26–36.
- Kent, M., Paddy, C. 1992 Vegetation description and analysis: a practical approach. Belhaven press London.
- Kreb, C.J. 1999. Ecological methodology, 2<sup>nd</sup> Edition. Addison Wesley. 620 pp.
- Kuchler, A.w. and Zonneveld, I.S. 1988 Floristic analysis of vegetation. p.51-66, *In* Kuchler, A.W. and Zonneveld, I.S. (Eds) Vegetation mapping. Kluwer Academic Pub. London. 635pp.

- Lauridsen, T.L., E. Jeppesen, and M. Sondergaard. 1994. Colonization and succession of submerged macrophytes in shallow lake væng during the first five years following fish manipulation. *Hydrobiologia*. 275/276: 233-242.
- Mao, J.-J., K.-C. Yen and G. Norval. 2004. A preliminary test and report on the efficiency of a new funnel trap for semi-aquatic snakes in a pond habitat. *Herpetological Review*, 35(4): 350-351.
- McCune, B. and Mefford, M. J. 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. MjM Software Design. Oregon USA. 237pp.
- Mitsch, W.J. and J.G. Gosselink. 2000. Wetlands, 3rd ed. John Wiley & Sons, Inc. New York, USA. 920pp.
- Morgan, D. and S. Beatty. 2004. Fish fauna of the Vasse River and the colonisation by feral goldfish (*Carassius auratus*). Centre for Fish & Fisheries Research, Murdoch University.
- Mueller-Dombois and Ellenberg 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley and Sons. 547p.
- Murkin, H.R., D.A. Wrubleski, and F.A. Reid. 1996. Sampling invertebrates in aquatic and terrestrial habitats. Pages 349-369 In T.A. Bookhout (ed.) Research and management techniques for wildlife and habitats. Fifth ed., rev. The Wildlife Society, Bethesda, Md.
- NIWA. 2003. Atlas of New Zealand Freshwater Fishes. Copyright 2003 NIWA. ([http://www.niwa.co.nz/rc/freshwater/fishatlas/species/koi\\_carp.htm](http://www.niwa.co.nz/rc/freshwater/fishatlas/species/koi_carp.htm))
- Parkos, J. and D. Wahl. 2000. Center for Aquatic Ecology; Victor Santucci, Jr., Max McGraw Wildlife Foundation. Illinois Natural History Survey (INHS).
- Pimentel, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O'Connel, C., Wong, E., Russel, L., Zerm, J., Aquino, T., Tsomondo, T. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture,*

Ecosystems and Environment 84: 1-20.

Rejmanek,M.,Richardson,D.M. and Pysek,P. 2005 Plant invasions and invisibility of plant communities. *In* E.Van der Marvel ( ed. ) Vegetation ecology. p.332-355. Blackwell Pub.

Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. Fish. Res. Board Can. 191:1-382.

Riis, T. 2001, "Distribution of macrophytes in New Zealand streams and lakes in relation to disturbance frequency and resource supply - a synthesis and conceptual model", New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, bd. 35, s. 255-267

Riis, T. and Hawes, I. 2002. Relationships between water level fluctuations and vegetation diversity in shallow water of New Zealand lakes. Aquatic Botany 74:133-148.

Scheffer, M., S.H. Hosper, M.-L. Meijer, B. Moss and E. Jeppesen. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. Trends in Ecology & Evolution, 8(8): 275-279.

Spence, D.H.N., 1982. The zonation of plants in freshwater lakes. Adv. Ecol. Res. 12, 37–125.

Spellerberg, I. F. 1991. Monitoring ecological change. University of Southampton. Thompson, W. L., G. C. White, and C. Gowan. 1998. Monitoring vertebrate populations. Academic Press, Inc.

van der Valk, A. G. 1981. Succession in wetlands: a Gleasonian approach. Ecology 62:688-696.

Watt, A.S. 1947. Pattern and process in the plant community.*Journal of Ecology*, 35, 1–22.

Wilcox, D.A., Meeker, J.E., 1991. Disturbance effects on aquatic vegetation in regulated and unregulated lakes in northern Minnesota. Can. J. Bot. 69,

1542–1551.

Wydoski, R.S. and R.W. Wiley. 1999. Inland Fisheries Management in North America. American Fisheries Society.

Zonneveld, I.S. 1988. Establishing a floristic classification. p.81-88. *In* Kuchler, A.W. and Zonneveld, I.S. (Eds) Vegetation mapping. Kluwer Academic Pub. London 635pp.

Zambrano, L. and D. Hinojosa, 1999. Direct and indirect effects of carp (*Cyprinus carpio* L. on macrophyte and benthic communities in experimental shallow ponds in central Mexico. *Hydrobiologia* 408/409:131-138.

## 附錄 1、翠峰湖植物名錄

### PTERIDOPHYTA

### 蕨類植物門

#### ADIANTACEAE

#### 鐵線蕨科

*Coniogramme intermedia* Heiron.

華鳳丫蕨

*Coniogramme japonica* (Thunb.) Diels

日本鳳丫蕨

#### ASPLENIACEAE

#### 鐵角蕨科

*Asplenium trichomanes* L.

鐵角蕨

#### ATHYRIACEAE

#### 蹄蓋蕨科

*Athyrium arisanense* (Hayata) Tagawa

阿里山蹄蓋蕨

*Athyrium reflexipinnum* Hayata

逆葉蹄蓋蕨

*Cystopteris fragilis* (L.) Bernh.

冷蕨

*Cystopteris tenuisecta* (Blume) Mett.

粗柄毛冷蕨(禾桿亮  
毛蕨)

*Diplazium amamianum* Tagawa

奄美雙蓋蕨

*Diplazium kawakamii* Hayata

川上氏雙蓋蕨

#### DAVALLIACEAE

#### 骨碎補科

*Araiostegia parvipinnata* (Hayata) Copel.

台灣小膜蓋蕨

*Davallia mariesii* T. Moore ex Baker

海州骨碎補

#### DENNSTAEDTIACEAE

#### 碗蕨科

*Hypolepis punctata* (Thunb.) Mett.

姬蕨

*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn subsp. *latiusculum* (Desv.) W.

蕨

C. Shieh

### DRYOPTERIDACEAE

### 鱗毛蕨科

*Acrophorus stipellatus* T. Moore

魚鱗蕨

*Arachniodes festina* (Hance) Ching

台灣兩面複葉耳蕨

*Arachniodes pseudoaristata* (Tagawa) Ohwi

小葉複葉耳蕨

*Arachniodes rhomboides* (Wall. ex Mett.) Ching

斜方複葉耳蕨

### GLEICHENIACEAE

### 裏白科

*Dicranopteris linearis* (Burm. f.) Underw.

芒萁

*Diplopterygium glaucum* (Houtt.) Nakai

裏白

### GRAMMITIDACEAE

### 禾葉蕨科

*Xiphopteris okuboi* (Yatabe) Copel.

梳葉蕨

### HYMENOPHYLLACEAE

### 膜蕨科

*Mecodium polyanthos* (Sw.) Copel.

細葉蕗蕨

### LYCOPIDIACEAE

### 石松科

*Lycopodium casuarinoides* Spring

木賊葉石松

*Lycopodium complanatum* L.

地刷子

*Lycopodium japonicum* Thunb.

日本石松

### OSMUNDACEAE

### 紫萁科

*Osmunda cinnamomea* L.

假紫萁

**PLAGIogyriaceae**

**瘤足蕨科**

*Plagiogyria euphlebia* (Kunze) Mett.

華中瘤足蕨

*Plagiogyria formosana* Nakai

台灣瘤足蕨

**PolyPodiaceae**

**水龍骨科**

*Lepisorus monilisorus* (Hayata) Tagawa

擬瓦葦

*Lepisorus obscurevenulosus* (Hayata) Ching

奧瓦葦

*Lepisorus thunbergianus* (Kaulf.) Ching

瓦葦

*Microsorium buergerianum* (Miq.) Ching

波氏星蕨

**Selaginellaceae**

**卷柏科**

*Selaginella delicatula* (Desv.) Alston

全緣卷柏

*Selaginella doederleinii* Hieron.

生根卷柏

*Selaginella remotifolia* Spring

疏葉卷柏

**Thelypteridaceae**

**金星蕨科**

*Cyclosorus acuminatus* (Houtt.) Nakai

毛蕨

*Parathelypteris castanea* (Tagawa) Ching

栗柄副金星蕨

*Parathelypteris glanduligera* (Kunze) Ching

密腺副金星蕨

**Vittariaceae**

**書帶蕨科**

*Vittaria flexuosa* Fée

書帶蕨

**GYMNOSPERMA 裸子植物**

**CUPRESSACEAE**

*Chamaecyparis formosensis* Matsum.

**柏科**

紅檜

**PINACEAE**

*Pinus taiwanensis* Hayata

**松科**

臺灣二葉松

**TAXODIACEAE**

*Taiwania cryptomerioides* Hayata

**杉科**

台灣杉

**DICOTYLEDON 雙子葉植物亞門**

**ACERACEAE**

*Acer kawakamii* Koidz.

**槭樹科**

尖葉槭

*Acer morrisonense* Hayata

臺灣紅榨槭

**AMARANTHACEAE**

*Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb.

**莧科**

空心蓮子草

**ANACARDIACEAE**

*Rhus ambigua* Lav. ex Dippel

**漆樹科**

台灣藤漆

**ARALIACEAE**

*Dendropanax dentiger* (Harms ex Diels) Merr.

**五加科**

台灣樹參

**ARISTOLOCHIACEAE****馬兜鈴科***Asarum crassusepalum* S. F. Huang

鴛鴦湖細辛

*Asarum macranthum* Hook. f.

大花細辛

**BERBERIDACEAE****小檗科***Berberis kawakamii* Hayata

台灣小檗

**CAMPANULACEAE****桔梗科***Peracarpa carnosa* (Wall.) Hook. f. & Thomson

山桔梗

**CAPRIFOLIACEAE****忍冬科***Viburnum erosum* Thunb.

松田氏莢蒾

*Lonicera acuminata* Wall.

阿里山忍冬

*Viburnum foetidum* Wall. var. *rectangulatum* (Graebn.) Rehder 狹葉莢蒾*Viburnum formosanum* Hayata

紅子莢蒾

*Viburnum urceolatum* Siebold & Zucc.

壺花莢蒾

**CARYOPHYLLACEAE****石竹科***Arenaria serpyllifolia* L.

無心菜

*Cerastium holosteoides* Fr. var. *hallaisanense* (Nakai) Mizush. 卷耳*Stellaria arisanensis* (Hayata) Hayata

阿里山繁縷

**COMPOSITAE****菊科***Anaphalis morrisonicola* Hayata

玉山抱莖籟簫

<i>Cirsium hosokawae</i> Kitam.	細川氏薊
<i>Crassocephalum crepidioides</i> (Benth.) S. Moore	昭和草
<i>Erechtites valerianifolia</i> (Wolf ex Rchb.) DC.	飛機草
<i>Eupatorium formosanum</i> Hayata	台灣澤蘭
<i>Gnaphalium luteoalbum</i> L. subsp. <i>affine</i> (D. Don) Koster	鼠麴草
<i>Myriactis humilis</i> Merr.	矮菊

## **CRUCIFERAE**

十字花科

*Nasturtium officinale* R. Br., Hortus Kew. 水芥菜

## ERICACEAE

杜鵑花科

<i>Gaultheria cumingiana</i> Vidal	白珠樹
<i>Gaultheria itoana</i> Hayata	高山白珠樹
<i>Lyonia ovalifolia</i> (Wall.) Drude	南燭
<i>Rhododendron chilanshanense</i> Kurashige, Edinburgh J. Bot.	棲蘭山杜鵑
<i>Rhododendron mariesii</i> Hemsl. & E. H. Wils.	守城滿山紅
<i>Rhododendron noriakianum</i> T. Suzuki	細葉杜鵑
<i>Vaccinium japonicum</i> Miq. var. <i>lasiostemon</i> Hayata	毛蕊花

## GENTIANACEAE

龍膽科

<i>Gentiana arisanensis</i> Hayata	阿里山龍膽
<i>Gentiana davidii</i> Franch. var. <i>formosana</i> (Hayata) T. N. Ho	台灣龍膽
<i>Gentiana flavomaculata</i> Hayata	黃斑龍膽
<i>Pterygocalyx volubilis</i> Maxim.	翼萼蔓
<i>Tripterospermum lanceolatum</i> (Hayata) H. Hara ex Satake	玉山肺形草

*Tripterospermum taiwanense* (Masam.) Satake 台灣肺形草

**GUTTIFERAE**

**金絲桃科**

*Hypericum japonicum* Thunb.

地耳草

*Hypericum nagasawae* Hayata

玉山金絲桃

**HALORAGACEAE**

**小二仙草科**

*Haloragis micrantha* (Thunb.) R. Br.

小二仙草

**LAURACEAE**

**樟科**

*Neolitsea aciculata* (Blume) Koidz. var. *variabilima* (Hayata)

變葉新木薑子

J. C. Liao

*Neolitsea acuminatissima* (Hayata) Kaneh. & Sasaki

高山新木薑子

**LABIATAE**

**唇形科**

*Clinopodium chinense* (Benth.) Kuntze

風輪菜

**MELASTOMATACEAE**

**野牡丹科**

*Sarcopyramis nepalensis* Wall. var. *bodinieri* (H. Lév. &

肉穗野牡丹

Vaniot) H. Lév.

*Sarcopyramis nepalensis* Wall. var. *delicata* (C. B. Rob.) S. F.

東方肉穗野牡丹

Huang & T. C. Huang

**MYRSINACEAE**

**紫金牛科**

*Ardisia japonica* (Hornsted) Blume

紫金牛

**OXALIDACEAE***Oxalis acetosella* L. subsp. *griffithii* (Edgew. & Hook. f.) H.Hara var. *formosana* S. F. Huang & T.C. Huang*Oxalis corniculata* L.**酢漿草科**

台灣山酢漿草

酢漿草

**PLANTAGINACEAE***Plantago asiatica* L.*Plantago virginica* L.**車前科**

車前草

毛車前草

**POLYGONACEAE***Polygonum chinense* L.*Polygonum chinense* L. var. *auriculatum* (Meisn.) Suzuki*Polygonum cuspidatum* Siebold & Zucc.*Polygonum foliosum* Lindb.*Polygonum praetermissum* Hook. f.*Polygonum thunbergii* Siebold & Zucc.**蓼科**

火炭母草

耳葉火炭母草

虎杖

宜蘭蓼

細葉雀翹

戟葉蓼

**PRIMULACEAE***Lysimachia congestiflora* Hemsl.**報春花科**

台灣珍珠菜

**RANUNCULACEAE***Coptis quinquefolia* Miq.*Ranunculus cheirophyllus* Hayata**毛茛科**

五葉黃連

掌葉毛茛

**RHAMNACEAE***Rhamnus crenata* Siebold & Zucc.**鼠李科**

鈍齒鼠李

**ROSACEAE***Pourthiae a villosa* (Thunb.) Decne. var. *parvifolia* (Pritz.)

Iketani &amp; H. Ohashi

**薔薇科**

小葉石楠

*Prunus matuurai* Sasaki

太平山櫻花

*Rosa transmorrisonensis* Hayata

高山薔薇

*Rubus buergeri* Miq.

寒莓

*Rubus corchorifolius* L. f.

變葉懸鉤子

*Rubus formosensis* Kuntze

台灣懸鉤子

*Rubus pectinellus* Maxim.

刺萼寒莓

*Rubus rolfei* Vidal

高山懸鉤子

*Rubus sumatranus* Miq.

紅腺懸鉤子

*Rubus swinhoei* Hance

斯氏懸鉤子

*Sorbus randaiensis* (Hayata) Koidz.

巒大花楸

*Spiraea formosana* Hayata

台灣繡線菊

**RUBIACEAE***Galium echinocarpum* Hayata**茜草科**

刺果豬殃殃

*Galium formosense* Ohwi

圓葉豬殃殃

*Galium trifidum* L.

小葉四葉葎

*Nertera nigricarpa* Hayata

黑果深柱夢草

*Ophiorrhiza japonica* Blume

蛇根草

<b>RUTACEAE</b>	<b>芸香科</b>
<i>Zanthoxylum ailanthoides</i> Siebold & Zucc.	食茱萸
<b>SAXIFRAGACEAE</b>	<b>虎耳草科</b>
<i>Astilbe longicarpa</i> (Hayata) Hayata	落新婦
<i>Hydrangea integrifolia</i> Hayata ex Matsum. & Hayata	大枝掛繡球
<i>Hydrangea paniculata</i> Siebold	水亞木
<i>Mitella formosana</i> (Hayata) Masam.	台灣噴吶草
<b>SCROPHULARIACEAE</b>	<b>玄參科</b>
<i>Digitalis purpurea</i> L.	毛地黃
<i>Mazus alpinus</i> Masam.	高山通泉草
<i>Veronica didyma</i> Tenore	婆婆納
<b>SOLANACEAE</b>	<b>茄科</b>
<i>Solanum nigrum</i> L.	龍葵
<b>STYRACACEAE</b>	<b>安息香科</b>
<i>Styrax formosana</i> Matsum.	烏皮九芎
<b>SYMPLOCACEAE</b>	<b>灰木科</b>
<i>Symplocos arisanensis</i> Hayata	阿里山灰木
<b>THEACEAE</b>	<b>茶科</b>
<i>Eurya crenatifolia</i> (Yamam.) Kobuski	假柃木

<i>Eurya glaberrima</i> Hayata	厚葉柃木
<i>Gordonia axillaris</i> (Roxb.) Dietr.	大頭茶

<b>UMBELLIFERAE</b>	<b>繖形科</b>
<i>Hydrocotyle dichondroides</i> Makino	毛天胡荽
<i>Hydrocotyle setulosa</i> Hayata	阿里山天胡荽

<b>URTICACEAE</b>	<b>蕁麻科</b>
<i>Chamabainia cuspidata</i> Wight	蟲蟻麻
<i>Elatostema trilobulatum</i> (Hayata) Yamaz.	裂葉樓梯草
<i>Pellionia radicans</i> (Siebold & Zucc.) Wedd.	赤車使者
<i>Pilea aquarum</i> Dunn subsp. <i>brevicornuta</i> (Hayata) C. J. Chen	短角冷水麻
<i>Urtica thunbergiana</i> Siebold & Zucc.	咬人貓

<b>VERBENACEAE</b>	<b>馬鞭草科</b>
<i>Callicarpa randaiensis</i> Hayata	巒大紫珠

<b>VIOLACEAE</b>	<b>堇菜科</b>
<i>Viola adenothrix</i> Hayata	喜岩堇菜
<i>Viola arcuata</i> Blume	如意草
<i>Viola diffusa</i> Ging.	茶匙黃
<i>Viola formosana</i> Hayata	台灣堇菜
<i>Viola formosana</i> Hayata var. <i>stenopetala</i> (Hayata) J. C. Wang	堇菜
<i>Viola nagasawae</i> Makino & Hayata	台北堇菜

## ARACEAE

## 天南星科

<i>Arisaema consanguineum</i> Schott	長行天南星
<i>Arisaema formosanum</i> (Hayata) Hayata	台灣天南星
<i>Arisaema taiwanense</i> J. Murata	蓬萊天南星

## CYPERACEAE

## 莎草科

<i>Carex breviculmis</i> R. Br.	短莖宿柱薹
<i>Carex brunnea</i> Thunb.	束草
<i>Carex filicina</i> Nees	紅鞘薹
<i>Carex morii</i> Hayata	森氏薹
<i>Carex perakensis</i> C. B. Clarke	黃穗薹
<i>Carex phacota</i> Spreng.	七星斑囊果薹

## GRAMINEAE (POACEAE)

## 禾本科

<i>Agrostis clavata</i> Trin.	翦股穎
<i>Arundo donax</i> L.	蘆竹
<i>Axonopus compressus</i> (Sw.) P. Beauv.	地毯草
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) P. Beauv.	基隆短柄草
<i>Festuca ovina</i> L.	羊茅
<i>Leersia hexandra</i> Sw.	李氏禾
<i>Miscanthus sinensis</i> Anders.	芒
<i>Poa annua</i> L.	早熟禾
<i>Arundo formosana</i> Hack.	台灣蘆竹

*Yushania niitakayamensis* (Hayata) Keng f. 玉山箭竹

**JUNCACEAE**

**燈心草科**

*Juncus effusus* L. var. *decipiens* Buchenau 燈心草

*Juncus leschenaultii* J. Gay ex Laharpe 錢蒲

**LILIACEAE**

**百合科**

*Helonias umbellata* (Baker) N. Tanaka 台灣胡麻花

*Ophiopogon intermedius* D. Don 間型沿階草

**SMILACACEAE**

**菝葜科**

*Smilax arisanensis* Hayata 阿里山菝葜

*Smilax discotis* Warburg 宜蘭菝葜

## 附錄 2、翠峰湖域蘚苔植物

標本編號	暫定中名	暫定學名
1	泥炭苔	<i>Sphagnum</i> sp.
2	金髮苔	<i>Pogonatum</i> sp.
3	平苔	<i>Homaliodendron</i> sp.
4	鳳尾苔	<i>Fissidens</i> sp.
5	大羽苔	<i>Thuidium</i> sp.
6	小金髮苔	<i>Pogonatum</i> sp.
7	小羽苔	<i>Thuidium</i> sp.
8	角蘚	<i>Anthoceros</i> sp.
9	白髮苔	<i>Leucobryum</i> sp.
10	大葉真苔	<i>Rhodobryum</i> sp.
11	蒴袋蘚	<i>Marsupidium</i> sp.
12	真苔	<i>Rhodobryum</i> sp.
13	三裂鞭蘚	<i>Bazzania</i> sp.
14	曲柄苔	<i>Campylopus</i> sp.
15	濕地苔	<i>Hyophila</i> sp.
16	塔苔	<i>Hylocomium</i> sp.
17	卷柏苔	<i>Pacopilum</i> sp.
18	懸苔	<i>Barbella</i> sp.
19	粗枝苔	<i>Gollania</i> sp.
20	地錢	<i>Marchantia</i> sp.
21	絲瓜苔	<i>Pohlia</i> sp.
22	青毛苔	<i>Dicranodontium</i> sp.

**附錄 3、翠峰湖及周邊地區昆蟲、魚類、兩棲、爬行及哺乳類動物名錄（※：  
表示僅出現於銅山山毛櫟天然林）**

**昆蟲綱**

**1 CARABIDAE**

**步行蟲科**

1 *Colpodes arisanus*

黑扁步行蟲

2 *Bembidion* sp.

3 *Carabus masuzoi*

鞍馬山步行蟲

4 *Carabus nankotaizanus*

台灣擬食蝸步行蟲

**2 CICINDELIDAE**

**虎甲蟲科**

5 *Cicindela shirakii*

素木氏虎甲蟲

**3 LESTIDAE**

**絲蠅科**

6 *Indolestes cyaneus*

青紋絲蠅

**4 LIBELLULIDAR**

**蜻蜓科**

7 *Orthetrum melania*

灰黑蜻蜓

8 *Orthetrum pruinosum neglectum*

霜白蜻蜓

9 *Pantala flavescens*

薄翅蜻蜓

**5 AESHNIDAE**

**晏蜓科**

10 *Polycanthagyna erythromelas*

朱黛晏蜓

11 *Sarasaeschna pyanan*

源埢晏蜓

**硬骨魚綱**

<b>6 CYPRINIDAE</b>	<b>鯉科</b>
12 <i>Carassius auratus</i>	鯽魚
13 <i>Cyprinus carpio</i>	鯉魚
14 <i>Ctenopharyngodon idellus</i>	草魚
<b>7 SILURIDAE</b>	<b>鮀科</b>
15 <i>Silurus asotus</i>	鮀魚
<b>兩棲綱</b>	
<b>8 BUFONIDAE</b>	<b>蟾蜍科</b>
16 <i>Bufo bankorensis</i>	盤古蟾蜍
<b>9 RHACOPHORIDAE</b>	<b>樹蛙科</b>
17 <i>Rhacophorus moltrechti</i>	莫氏樹蛙
18 <i>Chirixalus eiffingeri</i>	艾氏樹蛙
<b>10 RANAIDAE</b>	<b>赤蛙科</b>
19 <i>Rana adenopleura</i>	腹斑蛙
<b>爬行綱</b>	
<b>11 COLUBRIDAE</b>	<b>黃領蛇科</b>
20 <i>Rhabdophis tigrinus formosanus</i>	台灣赤鍊蛇
<b>12 VIPERIDAE</b>	<b>蝮蛇科</b>
21 <i>Trimeresurus gracilis</i>	菊池氏龜殼花

<b>13 SCINCIDAE</b>	<b>石龍子科</b>
22 <i>Sphenomorphus taiwanensis</i>	台灣蜓蜥
<b>哺乳綱</b>	
<b>14 BOVIDAE</b>	<b>牛科</b>
23 <i>Naemorhedus swinhoei</i>	長鬃山羊
<b>15 CERVIDAE</b>	<b>鹿科</b>
24 <i>Muntiacus reevesi micrurus</i>	山羌
<b>16 SUIDAE</b>	<b>豬科</b>
25 <i>Sus scrofa taivanus</i>	台灣野豬
<b>17 CERCOPITHECIDAE</b>	<b>獼猴科</b>
26 <i>Macaca cyclopis</i>	台灣獼猴
<b>18 HERPESTIDAE</b>	<b>獴科</b>
27 <i>Herpestes urva formosanus</i>	食蟹獴
<b>19 VIVERRIDAE</b>	<b>靈貓科</b>
28 <i>Paguma larvata taivana</i>	白鼻心
<b>20 MUSTELIDAE</b>	<b>貂科</b>
29 <i>Melogale moschata subaurantiaca</i>	鼬獾

30 *Mustela sibirica taivana* 華南鼬鼠

31 *Martes flavigula chrysospila* 黃喉貂

## 21 MURIDAE

32 *Apodemus semotus* 台灣森鼠

33 *Niviventer culturatus* 高山白腹鼠

34 *Micromys minutus* 巢鼠

## 22 SCIURIDAE

35 *Dremomys pernyi owstoni* 長吻松鼠

## 23 INSECTIVORA

36 *Soriculus fumidus* 台灣長尾鼩

## 24 RHINOLOPHIDAE

37 *Rhinolophus formosae* 大蹄鼻蝠

38 *Rhinolophus monoceros* 小蹄鼻蝠

## 25 VESPERTILIONIDAE

39 *Harpiola isodon* 金芒管鼻蝠

40 *Murina puta* 台灣管鼻蝠

41 *Murina gracilis* 姬管鼻蝠

42 *Myotis watasei* 渡瀨氏鼠耳蝠

43 *Myotis* sp1 高山鼠耳蝠

44 *Myotis* sp3 長尾鼠耳蝠

#### 附錄 4、不同調查季節與湖域植群型之相似性比較表

季	1(水位最低)	2(水位最高)	3	4	5(水位最低)	6							
季	直像	高草	混生	低草	高草	混生	低草	高草	混生	低草	高草	混生	低草
	高草												
1	混生	0.53											
	低草	0.31	0.70										
	高草	0.91	0.35	0.18									
2	混生	0.62	0.83	0.66	0.51								
	低草	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00							
	高草	0.90	0.48	0.29	0.87	0.59	0.00						
3	混生	0.55	0.75	0.64	0.39	0.92	0.00	0.68					
	低草	0.22	0.52	0.66	0.10	0.54	0.00	0.39	0.71				
	高草	0.83	0.44	0.26	0.81	0.55	0.00	0.97	0.64	0.36			
4	混生	0.62	0.71	0.56	0.48	0.92	0.00	0.72	0.96	0.55	0.73		
	低草	0.28	0.60	0.78	0.15	0.58	0.00	0.36	0.66	0.87	0.40	0.65	
	高草	0.88	0.46	0.24	0.86	0.56	0.00	0.94	0.57	0.29	0.96	0.67	0.34
5	混生	0.73	0.74	0.57	0.61	0.92	0.00	0.79	0.94	0.54	0.78	0.97	0.59
	低草	0.32	0.64	0.89	0.15	0.66	0.00	0.38	0.76	0.73	0.40	0.72	0.95
	高草	0.71	0.74	0.62	0.63	0.83	0.00	0.81	0.86	0.61	0.81	0.92	0.71
6	混生	0.46	0.75	0.70	0.28	0.82	0.00	0.54	0.89	0.64	0.54	0.88	0.77
	低草	0.31	0.66	0.88	0.16	0.70	0.00	0.36	0.76	0.69	0.39	0.73	0.89

附錄 5、翠峰湖 2006 年至 2007 年入侵台灣颱風累積雨量示意圖

