

**108-110 年度夢幻湖生態保護區基礎調查及
水文長期監測計畫**
**Baseline Survey and Hydrological
investigations of Menghuan Lake Wetland
in 2019-2021**

陽明山國家公園管理處委託辦理報告

中華民國 110 年 12 月

(本報告內容及建議純係研究小組觀點，不應引申為本機關之意見)

108-110 年度夢幻湖生態保護區基礎調查及 水文長期監測計畫

Baseline Survey and Hydrological investigations of Menghuan Lake Wetland in 2019-2021

受委託單位：國立中興大學

研究主持人：林幸助

協同主持人：施上粟

研究人員：潘薪合、陳柏林、許耀文、江政人、潘靖汶、李秋珊、吳禹姍

研究期程：民國 108 年 01 月至 110 年 12 月

研究經費：新臺幣肆佰柒拾捌萬元

陽明山國家公園管理處委託辦理報告

中華民國 110 年 12 月

(本報告內容及建議純係研究小組觀點，不應引申為本機關之意見)

目錄

目錄.....	I
圖目錄.....	III
表目錄.....	VIII
摘要.....	1
第一章、緒論.....	1
第一節、研究緣起.....	1
第二節、計畫位置及範圍.....	2
第三節、前人研究.....	3
第四節、計畫目標.....	8
第五節、工作項目.....	9
第二章、執行方法與過程.....	11
第一節、動物調查.....	11
第二節、植物調查.....	15
第三節、水質調查.....	18
第四節、水文調查.....	20
第五節、臺灣水韭—競爭現地調查與補充.....	31
第六節、水生植物生產量.....	33
第七節、夢幻湖生態尺度整合分析.....	36
第八節、工作執行進度.....	44
第三章、調查結果與討論.....	45
第一節、動物調查.....	45
第二節、植物調查.....	59
第三節、水質調查.....	106
第四節、水文調查.....	113
第五節、臺灣水韭—競爭現地調查與補充.....	129
第六節、臺灣水韭生產量.....	136
第七節、夢幻湖生態尺度整合分析.....	158
第四章、結論與建議.....	177
第五章、監測計畫綱要擬定.....	195
附件一、植物名錄.....	202
附件二、2016~2021 年夢幻湖動物名錄.....	205
附件三、2016~2020 年度動物調查方法比較.....	211
附件四、硝酸態氮與颱風、東北季風對照表.....	212
附件五、營養添加實驗-水綿覆蓋度.....	213
附件六、生態系統尺度調查結果.....	214
附件七、評選委員意見與回覆.....	219

附件八、評選會議紀錄.....	223
附件九、期初審查委員意見與回覆.....	227
附件十、期初審查會議紀錄.....	230
附件十一、第 1 次期中審查委員意見與回覆.....	234
附件十二、第 1 次期中審查會議紀錄.....	237
附件十三、第 2 次期中審查委員意見與回覆.....	240
附件十四、第 2 次期中審查會議紀錄.....	242
附件十五、第 3 次期中審查委員意見與回覆.....	244
附件十六、第 3 次期中審查會議紀錄.....	248
附件十七、第 4 次期中審查委員意見與回覆.....	252
附件十八、第 4 次期中審查會議紀錄.....	255
附件十九、期末審查委員意見與回覆.....	258
附件二十、期末審查會議紀錄.....	264
附件二十一、國家公園學報投稿.....	269
附件二十二、溼地環境資料庫上傳.....	282
參考資料.....	283
夢幻湖重要濕地(國家級)保育利用計畫	1

圖目錄

圖 1、夢幻湖重要濕地(國家級)範圍	2
圖 2、夢幻湖動物調查樣站與穿越線位置	11
圖 3、夢幻湖臺灣水韭永久樣區	15
圖 4、夢幻湖植群調查樣區分布	17
圖 5、夢幻湖植物穿越線位置	17
圖 6、傾斗式雨量計及自計水文系統	20
圖 7、蒸發皿及蒸發計	21
圖 8、湖中的自計式壓力水位計	23
圖 9、空氣中的自計式氣壓計	23
圖 10、雙環入滲實驗推求平衡入滲率示意圖	24
圖 11、水位超越機率示意圖	25
圖 12、地下水井施作過程	27
圖 13、全測站進行水井座標及高程調查作業	27
圖 14、夢幻湖地下水井佈置圖	29
圖 15、湖水位與 GQ1 地下水水位位置關係及地下水井平面圖	30
圖 16、臺灣水韭棲地指數與覆蓋度二次曲線擬合函數	32
圖 17、2016~2020 各年度 Shannon-Wiener 多樣性指數(H')、Simpson's 指數(C)、Margelef 豐富度指數(SR)、Pielou's 均勻度指數(J')	58
圖 18、2006~2021 年臺灣水韭永久樣區(湖岸區)水生植物相對覆蓋度	61
圖 19、2006~2021 年臺灣水韭永久樣區(湖央區)水生植物相對覆蓋度	62
圖 20、2006~2021 年臺灣水韭永久樣區(浚深區)水生植物相對覆蓋度	63
圖 21、2009 年 9 月至 2010 年 12 月臺灣水韭永久樣區針蘭覆蓋度	64
圖 22、2007~2010 年夢幻湖月平均水位與月累積降雨量	64
圖 23、2019 年 3 月湖區植群水生植物覆蓋度	65
圖 24、2019 年 7 月湖區植群水生植物覆蓋度	65
圖 25、2019 年 10 月湖區植群水生植物覆蓋度	66
圖 26、2019 年 12 月湖區植群水生植物覆蓋度	66
圖 27、2020 年 3 月湖區植群水生植物覆蓋度	66
圖 28、2020 年 7 月湖區植群水生植物覆蓋度	67
圖 29、2020 年 10 月湖區植群水生植物覆蓋度	67
圖 30、2021 年 1 月湖區植群水生植物覆蓋度	67
圖 31、2021 年 3 月湖區植群水生植物覆蓋度	68
圖 32、2021 年 7 月湖區植群水生植物覆蓋度	68
圖 33、2021 年 10 月湖區植群水生植物覆蓋度	68
圖 34、2018~2020 年夢幻湖植物群落組成 DistLM with dbRDA 圖	72
圖 35、2018~2020 年夢幻湖植物總覆蓋度與溶氧	72
圖 36、2018~2020 年柳葉箬、生化需氧量(BOD)與相關分析	75

圖 37、2018~2020 年柳葉箬、臺灣水韭、總磷(TP)與相關分析	75
圖 38、2018~2020 年臺灣水韭、懸浮固體(SS)與相關分析	76
圖 39、2018~2020 年柳葉箬、臺灣水韭、針蘭與相關分析	76
圖 40、2018~2020 年針蘭、荸薺與相關分析	77
圖 41、夢幻湖湖底高程與分區示意圖	79
圖 42、2019 年 3 月臺灣水韭分布	80
圖 43、2019 年 7 月臺灣水韭分布	80
圖 44、2019 年 10 月臺灣水韭分布	80
圖 45、2019 年 12 月臺灣水韭分布	80
圖 46、2019 年 3 月針蘭分布	81
圖 47、2019 年 7 月針蘭分布	81
圖 48、2019 年 10 月針蘭分布	81
圖 49、2019 年 12 月針蘭分布	81
圖 50、2018 年 3 月至 2021 年 10 月臺灣水韭分布	84
圖 51、2018 年 3 月至 2021 年 10 月針蘭分布	85
圖 52、2018 年 1 月~2021 年 9 月湖央區月平均水深	86
圖 53、2018 年 1 月~2021 年 10 月 4 日湖央區日平均水深	86
圖 54、2018~2020 年度臺灣水韭不同時間尺度分布變異	88
圖 55、2018~2020 年度針蘭不同時間尺度分布變異	88
圖 56、2019 年 3 月穿越線水生植物覆蓋度	89
圖 57、2019 年 7 月穿越線水生植物覆蓋度	89
圖 58、2019 年 10 月穿越線水生植物覆蓋度	90
圖 59、2019 年 12 月穿越線水生植物覆蓋度	90
圖 60、2020 年 3 月穿越線水生植物覆蓋度	90
圖 61、2020 年 7 月穿越線水生植物覆蓋度	91
圖 62、2020 年 10 月穿越線水生植物覆蓋度	91
圖 63、2021 年 1 月穿越線水生植物覆蓋度	91
圖 64、2021 年 3 月穿越線水生植物覆蓋度	92
圖 65、2021 年 7 月穿越線水生植物覆蓋度	92
圖 66、2021 年 10 月穿越線水生植物覆蓋度	92
圖 67、2018~2020 年各年平均湖底高程與浸淹機率	93
圖 68、2018~2020 年臺灣水韭各年度 4 季平均覆蓋度與各年度平均水深關係	95
圖 69、穿越線調查臺灣水韭、針蘭、荸薺、水毛花、柳葉箬 2018~2020 年年平均覆蓋度與高程 散布圖	96
圖 70、2018~2020 年夢幻湖水生植物分布高程與水深(覆蓋度>0%)	97
圖 71、2018~2020 年夢幻湖水生植物可優勢高程與水深(覆蓋度>50%)	98
圖 72、湖區穿越線 5 種優勢水生植物之 2018~2020 年各年度 4 季平均覆蓋度與水深移動平均平 滑曲線	99

圖 73、穿越線剖面高程與水生植物競爭關係示意圖.....	101
圖 74、臺灣水韭永久樣區之湖底高程.....	102
圖 75、2015~2020 年臺灣水韭永久樣區各樣區之平均水韭覆蓋度	102
圖 76、2018~2020 年各年平均湖底高程與水位變動次數	104
圖 77、2018~2020 年臺灣水韭覆蓋度與水位變動次數之相關分析。	104
圖 78、夢幻湖步道與湖區外來種分布.....	105
圖 79、2016~2021 年硝酸鹽氮($\text{NO}_3\text{-N}$)、氨氮($\text{NH}_4\text{-N}$)、凱氏氮(TKN)與總磷(TP)	110
圖 80、2016 年 12 月~2020 年 12 月夢幻湖植物地上部生產量 DistLM with dbRDA 圖	112
圖 81、2016~2020 年葉綠素 a (Chla)與相關分析	112
圖 82、2016 年 9 月至 2020 年 12 月間月降雨量圖.....	113
圖 83、2017 年至 2020 年月雨量佔總雨量百分比圖.....	113
圖 84、2016 年 9 月至 2021 年 10 月 2 日各月總降雨量及降雨強度關係圖.....	114
圖 85、2017 至 2020 年夢幻湖、竹子湖、鞍部測站各月總雨量.....	115
圖 86、2016 年 9 月~2021 年 10 月 2 日月蒸發量圖	116
圖 87、2016~2017 年全年湖水位與降雨量關係圖	117
圖 88、2018~2021 年 10 月 2 日全年湖水位與降雨量關係圖	118
圖 89、2020 年枯水期(3~8 月)夢幻湖南、北區 Horton 入滲率曲線.....	120
圖 90、2020 年豐水期(9~12 月)夢幻湖南、北區 Horton 入滲率曲線.....	121
圖 91、夢幻湖豐水期浸淹機率與水位超越機率曲線.....	122
圖 92、觀測井觀測期間之湖水位與雨量關係圖.....	123
圖 93、湖水位與各地下水觀測井水位關係圖.....	123
圖 94、利奇馬颱風期間湖區降雨組體圖.....	124
圖 95、利奇馬颱風期間地下水流向圖.....	125
圖 96、利奇馬颱風期間湖區地下水等高線圖.....	126
圖 97、北區地下水位與湖水位差值時間變化圖(利奇馬颱風).....	127
圖 98、西區地下水位與湖水位差值時間變化圖(利奇馬颱風).....	128
圖 99、南區地下水位與湖水位差值時間變化圖(利奇馬颱風).....	128
圖 100、2019 年 3 月至 2020 年 12 月針蘭鮮、枯葉百分比.....	129
圖 101、2019 年 3 月、7 月臺灣水韭與針蘭推移帶.....	130
圖 102、2019 年 10 月、12 月臺灣水韭與針蘭推移帶.....	130
圖 103、2020 年 7 月、2021 年 1 月之水毛花與荸薺分布位置.....	131
圖 104、2020 年 7 月、2021 年 1 月之水毛花與荸薺湖底高程頻度分布.....	132
圖 105、柳葉箬棲地指數與覆蓋度擬合函數圖.....	135
圖 106、荸薺棲地指數與覆蓋度擬合函數.....	135
圖 107、針蘭棲地指數與覆蓋度擬合函數.....	135
圖 108、水毛花棲地指數與覆蓋度擬合函數.....	135
圖 109、5 種優勢水生植物之鮮葉生物量與枯葉量.....	137
圖 110、5 種優勢水生植物之地上部生產量(ANPP，長條圖)與 2 季平均水深(折線圖).....	138

圖 111、2020 年 3 月~2021 年 7 月 5 種優勢水生植物葉片長度	140
圖 112、2019 年 3 月~2021 年 3 月夢幻湖植物地上部生產量 DistLM with dbRDA 圖	141
圖 113、2020 年 3~12 月浚深區與湖央區臺灣水韭葉片長度(cm)分布	144
圖 114、2006~2010 年、2020、2021 年臺灣水韭永久樣區所有樣區平均之水綿覆蓋度時間變化	145
圖 115、2006~2010 年、2020、2021 年臺灣水韭永久樣區所有年份平均之水綿各樣站覆蓋度	145
圖 116、5 種優勢水生植物之地下部生物量	147
圖 117、5 種優勢水生植物之地下部淨生物量(BNPP，長條圖)與 2 季平均水深(折線圖)	148
圖 118、2019 年 3 月~2021 年 3 月夢幻湖植物地下部生產量 DistLM with dbRDA 圖	149
圖 119、2020 年 3 至 2021 年 9 月夢幻湖浚深區與湖央區水溫	150
圖 120、2020 年 3 月至 2021 年 9 月夢幻湖浚深區、湖央區光度與水面高程	151
圖 121、2021 年營養添加實驗硝酸鹽(NO_3^-)、亞硝酸鹽(NO_2^-)、銨鹽(NH_4^+)與磷酸鹽(PO_4^{3-})	153
圖 122、水綿覆蓋度變化	153
圖 123、水綿覆蓋度增加速率	153
圖 124、2021 年營養添加實驗臺灣水韭與針蘭之鮮葉、枯葉與地下部生物量	154
圖 125、2021 年營養添加實驗針蘭與臺灣水韭之地上部(ANPP)與地下部(BNPP)生產量	155
圖 126、2021 年營養添加實驗水綿覆蓋度與前 1 週之 NO_3^- 含量之相關分析	156
圖 127、臺灣水韭、針蘭、荇薺、水毛花、柳葉箬分解速率曲線	158
圖 128、2018 年度柳葉箬平均分布	160
圖 129、2019 年度柳葉箬平均分布	160
圖 130、2020 年度柳葉箬平均分布	160
圖 131、2018~2020 年度柳葉箬年間分布變化	160
圖 132、長石粉調查位置	162
圖 133、2019 年 10 月至 2021 年 10 月沉積物蓄積厚度	163
圖 134、夢幻湖生態系統能流圖	165
圖 135、夢幻湖之 Lindeman 營養階層物質傳輸模式	166
圖 136、夢幻湖綜合營養衝擊分析	167
圖 137、夢幻湖關鍵指數分析	168
圖 138、夢幻湖水生植物生物量於不同早期長度情境模擬	171
圖 139、夢幻湖水生植物生物量於不同高水位維持長度情境模擬	173
圖 140、2002~2021 年夢幻湖衛星影像	176
圖 141、氣象與地表水文儀器安裝地點	201
夢幻湖重要濕地(國家級)保育利用計畫	
圖 1、夢幻湖重要濕地保育利用計畫範圍	2
圖 2、相關法規彙整圖	5
圖 3、2017 至 2020 年夢幻湖、竹子湖、鞍部測站各月總雨量	9
圖 4、夢幻湖水質、臺灣水韭永久樣區調查樣區位置圖	12

圖 5、全區植物調查樣區及穿越線分布圖.....	18
圖 6、2018 年各季夢幻湖植群分布圖.....	19
圖 7、2018 年 3 月至 2021 年 10 月臺灣水韭分布.....	20
圖 8、2018 年 3 月至 2021 年 10 月針蘭分布.....	21
圖 9、2018 年各季夢幻湖植群剖面與水位變化圖.....	22
圖 10、2018~2020 年臺灣水韭各年度 4 季平均覆蓋度與各年度平均水深關係	23
圖 11、穿越線剖面高程與水生植物競爭關係示意圖.....	24
圖 12、夢幻湖動物調查樣站與穿越線位置.....	26
圖 13、夢幻湖重要濕地保育利用計畫範圍土地權屬分析圖.....	30
圖 14、夢幻湖重要濕地保育利用計畫範圍土地使用分區圖.....	32
圖 15、夢幻湖重要濕地保育利用計畫範圍土地利用現況圖.....	32
圖 16、夢幻湖重要濕地保育利用計畫系統功能分區圖.....	39
圖 17、夢幻湖重要濕地保育利用計畫應變處理措施流程圖.....	49

表目錄

表 1、夢幻湖水位控制機制.....	5
表 2、夢幻湖長期監測項目表.....	7
表 3、多樣性指數計算方法.....	14
表 4、水質檢驗項目保存與檢驗方法一覽表.....	18
表 5、地下水井設置情形一覽表.....	28
表 6、對照組、實驗組營養添加量.....	35
表 7、2019~2021 年工作執行甘特圖	44
表 8、2019~2021 年鳥類穿越線、排程錄音與自動相機結果	46
表 9、2019~2021 年鳥類紅外線相機有效照片張數	48
表 10、2019~2021 年哺乳類陷阱法與自動相機結果	49
表 11、2019~2021 年哺乳類紅外線相機有效照片張數	50
表 12、2020~2021 年遊蕩動物紅外線相機有效照片張數	50
表 13、2019~2021 年兩棲類穿越線與排程錄音機結果	52
表 14、2019~2021 年爬蟲類陷阱法與穿越線調查結果	53
表 15、2019~2021 年水棲昆蟲豐度(ind. m ⁻²)	55
表 16、2016~2020 年動物多樣性指數	57
表 17、2019~2020 年 26 區植物群落優勢類群與貢獻度(%)	70
表 18、2018~2020 年各季平均水生植物覆蓋度與環境因子相關分析	74
表 19、臺灣水韭適生水深相關研究.....	95
表 20、水生植物分布、具競爭潛力、最適高程與年平均水深.....	100
表 21、2019 年 3 月至 2021 年 10 月夢幻湖現場檢測水質.....	107
表 22、2019 年 3 月至 2021 年 10 月夢幻湖室內檢測水質.....	108
表 23、夢幻湖、竹子湖、鞍部測站 2017 至 2020 年月雨量相關係數.....	115
表 24、2017~2021 年 10 月 2 日間季及年蒸發總量表	116
表 25、2019 年 3 月~2021 年 3 月間水生植物 ANPP 與環境因子相關分析	142
表 26、夢幻湖之系統摘要分析結果.....	169
表 27、各生物類群之保育及入侵物種.....	179
表 28、濕地水質標準項目表.....	181
表 29、保育利用計畫主要修改內容對照表.....	183
表 30、夢幻湖動物資源長期監測建議.....	196
表 31、夢幻湖水質長期監測項目	198
夢幻湖重要濕地(國家級)保育利用計畫	
表 1、夢幻湖之上位計畫.....	4
表 2、鞍部與竹子湖測候站氣候紀錄.....	8
表 3、夢幻湖水位紀錄.....	10
表 4、夢幻湖水質紀錄.....	13

表 5、濕地水質標準項目表.....	15
表 6、2020~2021 年遊蕩動物紅外線相機有效照片張數	27
表 7、夢幻湖重要濕地保育利用計畫範圍土地利用現況.....	29
表 8、陽明山國家公園計畫保護利用綱要.....	31
表 9、核心保育區允許明智利用項目及許可使用細目	38
表 10、水質監測調查各樣點座標.....	40
表 11、夢幻湖水質長期監測項目	41
表 12、濕地水質標準表.....	42
表 13、夢幻湖長期監測項目表.....	51
表 14、陽明山國家公園管理處既定編列之計畫經費.....	52

摘要

關鍵詞：夢幻湖、臺灣水韭、水文、競爭、生產量、陸化

一、研究緣起

夢幻湖國家重要濕地為臺灣特有植物—臺灣水韭(*Isoetes taiwanensis* DeVol)唯一之自然生育地。為制定適宜之臺灣水韭保育管理方法，本研究旨於探討影響臺灣水韭生長、分布之主要因子，並著重於臺灣水韭與水文之關聯性。此外，本研究亦延續夢幻湖過去之基礎調查項目，包含水質、陸域脊椎動物(鳥類、哺乳類、兩棲類、爬蟲類)及水棲昆蟲，並輔以紅外線自動相機與排程錄音器調查，以監測棲地生態狀況。

二、研究方法與過程

本研究於 2019~2021 年執行夢幻湖之動物、植物、水質、水文等調查工作，並分析臺灣水韭與水文間之關聯性。2019~2020 年著重於現地量化及文獻蒐集工作，目前已配適臺灣水韭與高程之關係曲線，並量化水韭與其他水生植物之競爭高程。在分析過程中，本研究推測適度之水深有利於水韭建立穩定族群，但水深過深與水綿覆蓋均可能降低光度而不利臺灣水韭生長。為釐清 3 者之關聯性，本研究於 2020 年增加光度與水綿覆蓋度調查。至 2021 年，本研究著重於生態系食物網模式建構及情境模擬，並依研究成果提出可行之臺灣水韭保育方案，以及修訂夢幻湖濕地保育利用計畫書。

三、重要結果

(一) 動物調查

2019 至 2021 年間共記錄鳥類 34 科 53 種、哺乳類 9 科 13 種、兩棲類 6 科 17 種、爬蟲類 6 科 9 種、水棲昆蟲 9 科。保育物種包含Ⅱ級保育類之大冠鷲、領角鴉、黃嘴角鴉、朱鷗、臺灣畫眉、棕噪眉、麝香貓、穿山甲，及Ⅲ級保育類之臺灣藍鵲、冠羽畫眉、紅尾伯勞、臺北樹蛙、臺灣黑眉錦蛇；外來種則觀察到岩鴿與大陸畫眉。

(二) 植群調查

2019 至 2021 年間共記錄 27 科 47 種之植物，而臺灣水韭為臺灣極度瀕危(CR)之特有物種；另記錄共 8 科 10 種之外來植物，外來物種多記錄於步道周邊。夢幻湖湖區之植物群落以臺灣水韭及白背芒最為優勢；針蘭、荸薺與水毛花次之，植物群落與溶氧有相關性，明顯受季節變化所驅動。

(三) 臺灣水韭永久樣區歷年變化

臺灣水韭永久樣區近年(2015~2021)之植物組成穩定，但於 2009~2010 年曾發生劇烈變化，尤其以針蘭覆蓋度降低最為明顯。根據日平均水位資料，本研究推測在 2009~2010 年期間，針蘭無論在冬枯期或萌發期均面臨高水位逆境，故極可能為導致夢幻湖大部分永久樣區(C1、C2、C3、N1、N2)優勢物種由針蘭轉變為臺灣水韭或狹葉泥炭苔之主要原因。

(四) 臺灣水韭分布

浚深區與湖央區均屬臺灣水韭優勢範圍，此區年平均水深不低於 40 cm，顯示適度水深有利臺灣水韭建立穩定族群。然 2020 年秋、冬季之連續高水位，浚深區平均水深達 91 cm 時，臺灣水韭覆蓋度及地上部淨生產量明顯降低，顯示水深過深亦不利臺灣水韭生長。夢幻湖南區亦有臺灣水韭分布，但優勢度較低，並與針蘭呈季節消長。

(五) 臺灣水韭之適水深與競爭對象

臺灣水韭最佳生長水深(2018~2020 年)為 59 cm，可生長水深下限為 2 cm，與過去結果相似；針蘭、荸薺、水毛花、柳葉箬之最適生長水深分別為 18 cm、30 cm、45cm、0 cm。在臺灣水韭與水生植物之競爭關係中，浚深區(年平均水深 54~67 cm)為臺灣水韭絕對優勢區域；湖央區及南區(年平均水深 25~54 cm)為臺灣水韭與針蘭、荸薺、水毛花之競爭區域。水位超越曲線結果指出夢幻湖臺灣水韭的適合生長範圍為 866.10 m~866.50 m (水深 26~66 cm)，與穿越線之研究結果相符。

(六) 夢幻湖水質與水文結果

夢幻湖之環境因子與季節變化及冬季東北季風帶來之降雨有關，2016~2021 年夢幻湖水體之硝酸態氮峰值多出現於 10 月至翌年 3 年，與林幸助(2018)之結果相似。整體而言，夢幻湖水質清澈、穩定，且仍屬酸性之貧養水體。臺灣水韭族群消長與夢幻湖水位變化密切相關，而地下水位的消退狀況可能間接影響臺灣水韭與針蘭的覆蓋率。

(七) 水生植物地上部淨生產量與水文關聯性分析

本研究發現水生植物地上部淨生產量(ANPP)主要受溫度影響，且繁殖季期間，水生植物之 ANPP 多為最低。臺灣水韭之生長季節似乎受水位所影響，不同於浚深區臺灣水韭 ANPP 於冬春季(繁殖季，12~3 月)最低，春夏季(3~7 月)提升；湖央區 ANPP 於 2020 年變為秋冬季(10~12 月)最低，冬春季增加。本研究推測湖央區臺灣水韭繁殖季提前至秋冬季，可能因夏秋季水位增加(8 月 4 日至 10 月 16 日平均水深為 0.66 m)。浚深區水位高於湖央區 10~20 cm，可於長時間保持有水狀態，環境較為穩定；湖央區除面臨乾旱之機率較高，與其他水生植物競爭情形也相對激烈，故推測當環境合適，湖央區之臺灣水韭即開始繁殖，以應對各方壓力。未來或許可針對水位與臺灣水韭繁殖季節之關聯性進行探討。

(八) 夢幻湖生態系統尺度研究

夢幻湖湖區生態系為未成熟之自營性生態系統，且以碎屑食物鏈為優勢，小水鴨及各類水棲昆蟲為主要消費者。夢幻湖食物網中，水生植物之生產量極高，但僅 0.15% 之生產量可被攝食，剩餘者死亡後轉變為有機碎屑，形成潛在碳匯。綜合營養衝擊分析指出小水鴨與水棲昆蟲差翅下目為影響食物網結構之關鍵物種，可作為未來保育及長期監測之動物類群。夢幻湖以臺灣水韭保育為主要標的，雖然臺灣水韭於食物網之貢獻不明顯，臺灣水韭之 ANPP 僅 $0.24 \text{ g DW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ，但仍貢獻 $64.2 \text{ kg WW yr}^{-1}$ 之碎屑量(碳匯)，顯示其碳匯潛力。

(九) 夢幻湖水生植物生物量與水位模擬

本研究以 Ecosim 模擬不同水位及維持長度對水生植物之影響，結果指出夢幻湖早期越長，荸薺、柳葉箬、針蘭生長越佳，但不利臺灣水韭，且有機碎屑累積量增加；若長期維持高水位，則對水生植物皆產生負面影響，碎屑累積量則明顯下降。因此，本研究認為乾旱會加速有機碎屑累積，潛在碳匯增加，但使陸化加劇。柳葉箬之分解速率慢，碎屑量貢獻量最高(1,231.3 kg WW yr⁻¹)，加上分布區域不易被水淹沒，因此可能導致陸化。然結合沉積物蓄積厚度之結果，本研究認為夢幻湖有機碎屑累積速率不高，若無長期乾旱，尚不須擔心夢幻湖之陸化問題。

(十) 夢幻湖重要濕地(國家級)保育利用計畫

本研究依據目前之夢幻湖成果報告擬定夢幻湖重要濕地(國家級)保育利用計畫草案，詳請參「夢幻湖重要濕地(國家級)保育利用計畫」章節，後續仍待主管機關及濕地審議委員審閱。

四、主要建議事項

(一) 建議執行夢幻湖生態環境長期監測

目前各項結果皆顯示夢幻湖生物多樣性高，臺灣水韭族群分布穩定，且各項環境狀況穩定，然而仍有如植物競爭、陸化等潛在威脅。故需要進行夢幻湖生態及環境之長期監測，以掌握濕地現況與變化動態，並提供調整維護管理的參考依據。詳細監測項目及監測方法請參第五章。

(二) 夢幻湖植物與水文關聯分析建議

本研究發現似乎當水位超過某一閾值，且持續處於淹水情況，近底層之臺灣水韭光線被遮蔽，臺灣水韭生存優勢下降，其他水生植物反成為競爭優勢物種，產生生育地競爭壓力，如 2020 年秋、冬季。有鑑於此，建議建立夢幻湖水位變化對於臺灣水韭的物種空間分布模式，藉由量化已知物種的分布位置與其周遭環境的關聯性，顯現物

種潛在的地理空間分佈，以瞭解夢幻湖水位變化對於臺灣水韭生長分佈的動態變化。預期找出臺灣水韭生長最佳的水位深度閾值，提供未來夢幻湖水位管理、臺灣水韭的生態保育、棲地管理及環境教育的重要參考依據。

(三) 夢幻湖重要濕地陸化狀態監測

本研究認為夢幻湖陸化問題尚不嚴重，推測水位可減緩夢幻湖陸化情形。2019 年無發生乾旱，湖央區夏季平均水深為 0.37 m，臺灣水韭分布穩定。推測湖央區水位若於乾季 ≥ 0.37 m，則可減緩陸化發生。水位控制可透過『開源』與『節流』2 種工程方法執行，如特殊乾旱時期可採用擷取部分輸送至七星公園之山泉水源，以補注湖區，可避免進行大型蓄水工程設施防止棲地破壞，並持續結合現有水文儀器觀測為之；若需控制冬季退水速率，也可在北區裂隙(C1)建立簡易擋板，以控制裂隙滲流高程。另需建立水文監測系統，透過整合水生植物棲地調查研究成果搭配水位的長期監測結果，以訂定水位的警戒閾值，當水位低於閾值，則可啟動前述工程面的水位控制手段。結合植物調查成果與湖區整體生態特性，本研究依據夢幻湖湖區之乾旱程度劃分為 4 個層級，及各層級之水位控制機制，如下表 1。

表 1、夢幻湖水位控制機制

乾旱層級	啟動機制
連續 2~3 個月之高水位(80 cm)	水位控制-以擋板控制北區裂隙C1入口頂部高程擴增，進而增加退水速率
水深 < 10 cm 之天數	無 水位控制-導流 水位控制-導流+陸生植物移除

(資料來源：本研究研擬)

(四) 夢幻湖水綿監測

本研究發現 2021 年夏季水綿覆蓋度達 46.8%為歷年夏季最高，推測可能因 2021 年春季硝酸態氮偏高且夏季較高之水溫。同年之春至秋季 pH 值偏高、溶氧偏低，三者具有顯著相關性，顯示水綿對水質之影響性。故建議持續監測水綿覆蓋度，若水綿

覆蓋度無下降趨勢，則建議予以移除，以維持夢幻湖水質清澈。

(五) 建議調查夢幻湖重要濕地之碳匯研究資料

在全球氣候變遷下溫室氣體(CO_2 、 CH_4)濃度上升，除了較高之生物多樣性外，濕地更是重要的碳匯場所，提供重要的碳吸存、碳儲存生態服務功能，可減緩氣候變遷。目前之研究案多以調查夢幻湖之動、植物物種為主，建議可進行夢幻湖溫室氣體排放量與底泥碳儲存量之量測，以此建立碳收支模式、量化夢幻湖之碳匯能力。

(六) 夢幻湖遊蕩動物處理建議

本研究於 2021 年夏、秋季發現夢幻湖遊蕩動物出現增加，夢幻湖為許多保育及特有種動物之重要棲息地，建議陽管處立即進行遊蕩動物之捕捉。

(七) 建議於夢幻湖重要濕地進行植物移植實驗

於本次營養添加實驗，我們確定了水綿與硝酸鹽氮之關係，但營養鹽對其他水生植物之影響性仍有疑慮。本研究建議針對臺灣水韭與其主要競爭對象針蘭進行移植實驗。有鑑於這次之營養添加實驗，未來可於水綿覆蓋較少之夏季採樣，去除水綿之影響；部分枯葉需盡量移除，減少外在因素(如磷酸鹽之釋放)；外在環境如光照等盡量一致，如要模擬秋冬季之環境，考慮到水缸透光之情形，建議進行遮光，並監測水中光度在與夢幻湖之現地狀況進行比較。另可觀察不同營養鹽對 2 種植物之競爭消長，以進一步了解影響夢幻湖植群組成之驅動力。

(八) 分析預測氣候變遷對臺灣水韭之影響

全球暖化現象加劇，伴隨而來之氣候變遷使極端氣候出現頻率增加，降雨的極端化導致各地降雨量極不穩定。夢幻湖係以降雨為主要水源，故未來氣候變遷對夢幻湖濕地之影響值得注意，在此建議長期監測並針對歷年來夢幻湖水文環境變化對臺灣水韭之影響進行探討，建立預測模式，以了解極端氣候之影響。

五、長期監測建議事項

夢幻湖生態豐富，環境穩定，但仍有潛在威脅。基於永續生態保育理念，建議長期監測生態資源與棲地環境，故本研究根據目前之研究成果研擬夢幻湖長期監測計畫，擬定項目如下表 2。

表 2、夢幻湖長期監測項目表

監測季節	監測項目	監測方式
春	鳥類、兩棲類 水棲昆蟲 植物覆蓋度(5 月) 長石粉調查	穿越線 現場採樣(樣區 C1、N2) 臺灣水韭永久樣區、 全湖區植群調查(26 區) 1~4 樣區
夏	爬蟲類 長石粉調查	穿越線 1~4 樣區
秋	植物覆蓋度(11 月)	臺灣水韭永久樣區、 全湖區植群調查(26 區)
冬	水質-進階調查	現場採樣(樣區 C1、N2)
一整年	哺乳類、鳥類、爬蟲類 鳥類、兩棲類 水質-基礎調查 水文	自動相機 (相 1、3、5) 錄音器 現場採樣(樣區 C1、N2) 降雨、蒸發、入滲、湖水位、地下 井水位、C3 堰水位及出流量

(資料來源：本研究研擬)

Abstract

The national important wetland Menghuan Pond is the only natural habitat of the endemic aquatic species *Isoetes taiwanensis*. In order to explore appropriate methods for the conservation and management of *I. taiwanensis*, this report aimed to examine the main factors affecting the growth and distribution of *I. taiwanensis*, especially focusing on the relationship between *I. taiwanensis* and water level. As done in the previous projects in Menghuan Pond, this study continued the survey of water quality, terrestrial vertebrates and aquatic insects. Then, we constructed the trophic model of Menghuan Pond, and performed scenario simulations of different durations of drought and high water level. Based on the results of this research, we proposed a feasible conservation plan for *I. taiwanensis*.

From 2019 to 2021, there were 13 species of protected animals recorded in the present study, showing that Menghuan Pond is rich in biodiversity resources. A total of 47 species of plants belonging to 27 families were recorded within 3 years. *I. taiwanensis* and *Miscanthus sinensis* were the most dominant species, followed by *Eleocharis congesta*, *Eleocharis dulcis*, and *Schoenoplectus mucronatus*. The water depth for the dominance of *I. taiwanensis* was 0.25~0.67 m. At the water depth of 0.25~0.54 m, *I. taiwanensis* overlapped partly with other aquatic plants (*E. congesta*, *E. dulcis*, and *S. mucronatus*). Regression analyses indicate that the optimal water depth of *I. taiwanensis* was 0.59 m. The growing season of *I. taiwanensis* appears to be affected by water level. Normally, the breeding season of *I. taiwanensis* in CMP (central of Menghuan Pond) is from December to March of next year. However, the breeding season was earlier to October and December, which may be due to an increase in water level between July and October. Compared to *I. taiwanensis* in DMP (deeper part of Menghuan Pond) which was inundated for longer time, *I. taiwanensis* in CMP faced more likely to drought and competed with other aquatic plants. Therefore, *I. taiwanensis* in the CMP might begin to reproduce when the environment was suitable. Based on the previous results, we suggest that the growth and succession of *I. taiwanensis* is

closely related to the variation of water level. One possible explanation is the strong competition against other aquatic plants during low water level. In addition, the rapid fluctuation of water level may also have a negative impact on the survival of *I. taiwanensis*. However, long-term inundation might reduce irradiance, which may facilitate the invasion of emergent plants and affect the survival of *I. taiwanensis*.

The results of food web analysis showed that Menghuan Pond was an immature autotrophic ecosystem, and was dominant by detritus food chain. In the food web, the production of aquatic plants was extremely high, but about 99.85% of the production was transformed into organic detritus and formed a potential carbon sink. We used Ecosim to simulate the effects of drought and high water levels on aquatic plants. The results indicated that *E. dulcis*, *I. globosa* and *E. congesta* grew better during drought season, but it was unfavorable for *I. taiwanensis*. The accumulation of organic detritus also increased during the drought season. On the other hand, long-term inundation would have negative impacts on aquatic plants, and the accumulation of organic detritus would decrease significantly. Therefore, drought might increase the accumulation of organic detritus and potential carbon sinks, but accelerate terrestrialization. Nevertheless, combined previous results with sedimentation rate, the accumulation rate of organic detritus in Menghuan Pond was not so high that there is no need to worry about the terrestrialization of Menghuan Pond, if there is no long-term drought.

In summary, this study suggests that terrestrialization of Menghuan Pond can be slowed down by adjusting water level to maintain the dominance of *I. taiwanensis*. The WSE (water surface elevation) control could carry out by two engineering ways, open up the water source and reduced the water sink. For instance, if there is only 60~100 days in a year when the water depth < 10 cm, a diversion pipe (which originally flows to Qixing Park) could be used to introduce water manually into the lake. When a high water level (80 cm) continued for 2~3 months, a sluice gate can be constructed at northern crack C1 to control

the water level. If there is more than 100 days in a year when water depth < 10 cm, removal of terrestrial plants to reduce the competitive pressure of *I. taiwanensis* is recommended in addition to the WSE control mechanism. This research suggests to conduct long-term ecological monitoring on Menghuan Pond in order to understand the current status and dynamics of the wetland, which can provide a reference point for adjustment and maintenance management. Additional problems like the increase in wandering animals and the coverage of *Spirogyra* sp. are also suggested for continuous monitoring and removal if needed. Dynamic changes in the growth, distribution of *I. taiwanensis*, carbon sink survey, plant transplant experiment and the impact of climate change on *I. taiwanensis* in Menghuan Pond are suggested for future studies.

Keywords: Menghuan Pond, *Isoetes taiwanensis*, hydrology, competition, production, terrestrialization

第一章、緒論

第一節、研究緣起

夢幻湖位於陽明山國家公園，屬封閉性的沼澤湖。陽明山國家公園為臺灣最主要的火山區，具有獨特的火山生態系，且位於臺灣最北端，受東北季風影響甚鉅。在此特殊條件下，夢幻湖水域生態系顯得極為特殊，更孕育國寶級的臺灣特有保育類植物—臺灣水韭(*Isoetes taiwanensis* DeVol)。因此，陽明山國家公園管理處(以下簡稱陽管處)自 1985 年成立時，即依國家公園法將夢幻湖列入生態保護區範圍，並積極保育臺灣水韭之棲地完整性(王立志、張永達，2002)。

劉聰桂、林玫君(1990)推測夢幻湖的形成年代約在 5,600 年前，由邊坡崩滑堰塞而成，湖中的臺灣水韭則約在 5,000 年前隨之出現。過去研究推測夢幻湖因人為或自然因素(如湖底裂隙等)使水生植物漸被陸生植物取代，影響臺灣水韭族群量。夢幻湖深度曾可達 1 m，但至 1990 年僅餘 23 cm，不僅候鳥減少，眼子菜(*Potamogeton* sp.)、香蒲(*Typha orientalis*)等植物亦消失不見(黃增泉等，1988)，似有急遽陸域化演替之趨勢。

為維持臺灣水韭族群數量，陽管處曾於 2006 年移除夢幻湖內之強勢植物，並於 2007~2010 年委託陳德鴻團隊監測臺灣水韭消長及環境因子變化；同時亦進行棲地維護，包括拆除鄰近湖區殘餘木棧道設施，移除湖區陸域植物等工作，以增加水韭適存空間。期間發現湖區西側及北側具有明顯之湖水滲漏點，遂以人工晶化方式減緩水量滲漏現象。爾後，臺灣水韭族群在原棲地逐漸復甦，並出現連萼穀精草(*Eriocaulon buergerianum*)與小荇菜(*Nymphoides coreana*)等許久未見之水生植物(陳德鴻等，2010)。近年夢幻湖管理以維護棲地為重心，科學數據為基礎，從生態系角度進行棲地調查研究(林幸助、廖冠茵，2015；林幸助，2017~2018)。本研究延續過去陳德鴻等(2010)與林幸助(2018)之動物、植物、水質、水文等監測工作，加強探討湖區植被與水文(水深、淤積等)之關聯性，進而模擬濕地陸化速率及陸化對臺灣水韭之衝擊程度，提供陽明山國家公園管理處臺灣水韭棲地保育與環境教育之重要科學依據。

第二節、計畫位置及範圍

夢幻湖重要濕地(國家級)位於臺北市北投區，屬陽明山國家公園轄內(圖 1)。湖區海拔約 865 m，南北長約 150 m，東西寬約 50 m，常態有水面積約 0.3~0.5 ha。氣候方面，2011~2020 年之年均溫約 17.4°C (中央氣象局，鞍部氣象站)，全年中以 1 月之氣溫最低，平均為 10.5°C；7 月最高，平均為 23.6°C；年降雨量約達 4,708 mm，以 4 月之降雨量最低，每年 4 月之後，降雨量易受梅雨和夏季颱風的影響而呈大幅度變動。



圖 1、夢幻湖重要濕地(國家級)範圍(紅線表示)
(資料來源：本研究)

第三節、前人研究

臺灣水韭是臺灣極度瀕危(critically endangered)之特有物種，為多年半水生植物，分類於石松門(Lycopodiophyta)、石松綱(Lycopodiopsida)、水韭目(Isoetales)、水韭科(Isoetaceae) (Huang et al., 2018)，其外形與單子葉植物相似。夢幻湖之臺灣水韭由徐國士先生與張惠珠女士於 1971 年首度發現；隔年，棟慕華(Charles E. DeVol)教授發表第 1 篇臺灣水韭之相關論文(DeVol, 1972)。隨後，夢幻湖與臺灣水韭的生態特性逐漸受到重視，棲地、生態生理等相關研究應運而生。自發現至今，夢幻湖仍是臺灣水韭的唯一自然生育地，因此夢幻湖的生態重要性不可言喻。

壹、水質

鄭先祐等(1987)於「陽明山國家公園夢幻湖生態保護區生態系之研究」中指出夢幻湖為酸性貧養沼澤；湖水之 pH 值與二氧化碳濃度在 1 日間有顯著變化，於不同區域間亦存在差異。該文認為此現象可能與水域中之生物活動有關，如能選擇性吸收水中金屬離子並釋出氫離子之狹葉泥炭苔(*Sphagnum cuspidatum*)是使湖水呈酸性的主因之一。自此研究後迄今，夢幻湖水質 30 年長期維持貧養與弱酸性之狀態(黃增泉等，1988；張永達、邱文彥，2000；陳德鴻等，2007~2010；林幸助，2018)。但相對於鄭先祐等(1987)之論點，黃增泉等(1988)認為狹葉泥炭苔的族群並非能多到足以使水質為酸性，且湖水流動亦可稀釋其釋出之氫離子。其他研究則認為夢幻湖之水質受火山地質影響(陳德鴻等，2007)。王立志、張永達等(2002)之研究結果顯示夢幻湖集水區之水流路徑受海鹽飛沫及當地硫磺噴氣影響，使得雨水、穿落水、土壤水與湖水 pH 值均維持於 3~4 間。

營養方面，大多數研究均指出夢幻湖為貧養水域，且因湖水均質化，總磷、硝酸鹽等營養濃度在區域間無明顯差異(陳德鴻等，2008)；但在 2015 年秋冬之際，偶有硝酸鹽濃度小幅升高趨勢。林幸助(2018)推測此現象應為近年中國飛塵污染物隨東北季風輸入，適逢雨季而沉降落入夢幻湖所導致。夢幻湖水質亦受到水位高度影響。黃增泉等(1988)之研究顯示，湖水充沛時，湖中藻類數量不多，以鼓藻科(Desmidiaceae)為代

表，並發現光滑棘接鼓藻(*Onychonema laeve* Nordst.)和小齒凹頂鼓藻(*Eustrum denticulatum* var. *angusticeps* Gronblad)等稀有藻種，常見種則包含柵藻屬(*Scenedesmus* spp.)、膠網藻屬(*Dictyosphaerium* spp.)、衣藻屬(*Chlamydomonas* spp.)、棘鞘藻屬(*Echinocoleum* spp.)、多甲藻屬(*Peridinium* spp.)、隱藻屬(*Cryptomonas* spp.)及矽藻(Diatoms)；水量少時，由裸藻屬(*Euglena* spp.)、囊裸藻屬(*Trachelomonas* spp.)和膠網藻等取代而成為優勢，顯示水質漸差，水中有機物濃度高而成為優養湖(eutrophic lake)。但在 2015~2018 年之水質監測結果中，並未見優養狀況(林幸助、廖冠茵，2015；林幸助，2017~2018)。

貳、水文

夢幻湖之水源主要來自降雨，2016 年 8 月到 2017 年 4 月之調查顯示，夢幻湖之豐水期為 8 月至翌年 1 月，降雨類型包含東北季風雨、颱風雨、梅雨、熱雷雨及鋒面雨等，年降雨量約為 3,600 mm，蒸發量僅占降雨量之 15% (施上粟、黃國文，2017)。出流方面，多數研究均認為夢幻湖之湖水主要由邊緣裂隙流失(張永達等，2001；陳德鴻等，2007)，並推測此裂隙使水位難以維持，故儘管在大雨過後水位驟升(>50 cm)，湖水位仍於幾日內迅速降低。其中，北側與西側之 2 處裂隙已由林俊全(2018)確認，東南側裂隙則無特別記載；2 裂隙高程分別為 867.64 m 與 867.42 m，顯示湖水僅可能在超高水位時於此流出(施上粟，2018)。夢幻湖豐水期之庫容量主要損失於出流，且水位下降率明顯提升，尤其當水位達 866.98 m 湖水即可能自周邊裂縫流出；但於枯水期，湖水則主要以入滲(infiltration)方式離開，湖區南側之入滲量高於北側，而臺灣水韭分布區為入滲量最低之區域(林俊全，2018；施上粟，2018)。

參、植物

夢幻湖集水區之植被可分為 4 種類型(鄭先祐等，1987)：草原、雜木、柳杉林與湖區。草原區以五節芒(*Miscanthus floridulus*)為主；雜木林區主要有紅楠(*Machilus thunbergii*)、長葉木薑子(*Litsea acuminata*)、野鴉椿(*Euscaphis japonica*)、牛乳榕(*Ficus erecta* var. *beecheana*)、昆欄樹(*Trochodendron aralioides*)、狹瓣八仙花(*Hydrangea*

angustipetala)、糊樗(*Ilex formosana*)、烏皮九芎(*Styrax formosana*)等；柳杉林以柳杉(*Cryptomeria japonica*)為主；湖區中心之主要水生植物為臺灣水韭，但其分布在季節間之變動極大。根據過去湖區之植被分布結果顯示，在 2001 年以前，臺灣水韭與連萼穀精草之生長範圍相當穩定，多集中於湖心與近東側一帶(鄭先祐等，1987；Chang and Hsu, 1997；邱明成，2001)；1993 年，為拓展臺灣水韭之生存空間，陽管處曾於湖北區執行浚深工作。然自 2002 年起，降雨量不足導致湖區乾涸，使臺灣水韭與連萼穀精草之分布面積漸減，植被逐漸轉變為以針蘭、柳葉箬、桴蓋與芒等植物為主(張永達等，2002~2003)。2002~2004 年，臺灣水韭與連萼穀精草之覆蓋比例由 55%降至 4.8%；而針蘭之覆蓋比例則由 0%驟升至 31.9%，為擴散程度最高者；柳葉箬次之，由 14%提升至 25.7% (張永達等，2004)。為避免臺灣水韭覆蓋面積持續減少而滅絕，陽管處委託荒野保護協會等民間團體在 2003、2006~2010 年陸續執行淺碟狀浚深、陸生植物(芒、燈心草、桴蓋等)移除與裂隙晶化等工作，以維護臺灣水韭棲地。而在適度的移除入侵物種後，許多臺灣水韭已在原棲地恢復生長，並發現連萼穀精草與小苦菜亦逐漸增加，可見適當之棲地管理對水韭及其他物種之保育有相當大之助益(張永達等，2006；陳德鴻等，2007)。2007~2010 年之永久樣區調查顯示，浚深區與湖央區之臺灣水韭於 2010 年起已有復甦趨勢(陳德鴻等，2010)；此後 2011~2014 年並無相關資料；然至 2015~2018 年，浚深區與湖央區之臺灣水韭已取代針蘭與狹葉泥炭苔成為最優勢物種(林幸助，2018)，僅於水深較淺之湖岸區仍有針蘭與臺灣水韭競爭而交替出現。

夢幻湖水位被認為是影響湖區植物社會組成之主要因子(林幸助、廖冠茵，2015)。黃增泉等(1988)指出，臺灣水韭生活史正好配合環境之乾濕變化，孢子體全年可生長，配子體形成於雨季(秋末冬初)，新孢子體則形成於春天。臺灣水韭生長雖不受季節(溫度)限制，卻面臨兩大威脅：(1)湖區淤積造成挺水植物入侵，與臺灣水韭競爭存空間；(2)早期太長易使臺灣水韭失去合適的生育環境，並面臨連萼穀精草之競爭。兩者均顯示水深變化對臺灣水韭之重要性。陳寧庸、張文亮(2010)之研究指出，臺灣水韭在水深 48.5 cm 以上時對挺水植物方具有競爭優勢；而當水深降至 24.8 cm，水韭族群仍可存活；但在水深淺於 4.15 cm 時，將導致該區域之族群消失。此結果與游雅婷(2013)

之部分結論相符，兩者均表示臺灣水韭之最適生長平均水深約為 50 cm，但後者認為水深低於 30 cm 即無臺灣水韭生長。在過去臺灣水韭之研究中，多強調水分對水韭植株之重要性，但 Huang et al. (2018)發現臺灣水韭經氣乾脫水放置 1 年後，仍有 30%之植株重新復水後可恢復生長，顯示臺灣水韭具有耐旱能力；然而在植株存活率、葉片數、葉片長度、球莖大小及孕性比例等生理面上，仍以深水位者(60 cm)之表現較佳(黃曜謀，2018)。在林幸助(2018)之植群調查結果中，亦可見水位變化對植群消長之影響，如臺灣水韭、針蘭與水毛花之分布範圍隨乾、濕季變動。然因夢幻湖水位變動劇烈且植群反應具延遲性，故各水生植物與水深之具體關聯性尚待綜合逐日水深與植物生產量等數據整合建立模式方能有所定論。

肆、動物

陽明山區全年潮濕多雨，孕育豐富之兩棲、爬蟲類多樣性。而自 1985 年起，陽管處即開始對轄區內之野生動物進行全境系統性調查。其中呂光洋(1987)在國家公園全區共發現兩棲類 5 科 21 種、蜥蜴 10 種、龜鱉類 5 種、蛇類 32 種。林曜松(2007)之水生動物調查共記錄魚類 4 科 17 種、蝦蟹類 3 科 10 種、兩棲類 5 科 16 種、爬蟲類 8 科 16 種。陳俊宏(2010)在「陽明山國家公園陽金公路以東地區資源調查」中共發現鳥類 22 科 56 種、哺乳類 17 科 22 種、兩棲類 5 科 16 種、爬蟲類 7 科 16 種。毛俊傑(2014)則記錄兩棲類 6 科 19 種、蜥蜴 4 科 8 種、龜鱉類 2 科 3 種、蛇類 6 科 21 種；該研究彙整 1986~2014 年長達 29 年、累計 19 篇之研究報告後指出，陽明山國家公園境內之兩棲類總計達 6 科 23 種，其中包含人為引入之美洲牛蛙(*Lithobates catesbeianus*)、翡翠樹蛙(*Rhacophorus prasinatus*)與莫氏樹蛙(*Rhacophorus moltrechti*)；蜥蜴、龜鱉類與蛇類則分別達 5 科 17 種、4 科 6 種、10 科 37 種。在上述調查中，除陳俊宏(2010)外，各研究範圍均涵蓋夢幻湖湖區，然因其研究主旨為瞭解各物種於國家公園境內之分布概況，故針對夢幻湖之生態調查結果僅有零星論述。林曜松(2007)於夢幻湖僅記錄到盤古蟾蜍(*Bufo bankorensis*)與臺北樹蛙(*Rhacophorus taipeianus*)；毛俊傑(2014)則曾於夢幻湖採集腹斑蛙蝌蚪(*Babina adenopleura*)與布氏樹蛙蝌蚪(*Polypedates braueri*)。

夢幻湖相對完整之動物資源調查起始於鄭先祐等(1987)之「陽明山國家公園夢幻湖生態保護區生態系之研究」。該研究在夢幻湖共發現魚類 1 科 1 種(七星鱧, *Channa asiatica*)；兩棲類 4 科 8 種，爬蟲類 6 科 7 種，哺乳類 2 科 2 種，鳥類 38 種。其中柴棺龜(*Mauremys mutica*)屬農委會訂定之「瀕臨絕種保育類野生動物」；蒼鷹(*Accipiter gentilis fuyiyamae*)、北雀鷹(*Accipiter nisus nisosimilis*)、鳳頭蒼鷹(*Accipiter trivirgatus formosae*)、灰面鵟鷹(*Buteo indicus*)、林鵟(*Ictinaetus malaiensis malaiensis*)、大冠鵟(*Spilornis cheela hoyi*)、臺灣畫眉(*Garrulax taewanus*)與領角鴉(*Otus lettia glabripes*)則屬「珍貴稀有保育類野生動物」。然至此調查後，夢幻湖研究重點多著重於臺灣水韭保育，30 年無針對夢幻湖單一生態系之完整研究。直至 2017 年迄今，方由本團隊執行近年之動物資源調查(林幸助，2017~2018)。2016~2021 年之調查結果顯示，本研究目前於夢幻湖共記錄鳥類 40 科 74 種，哺乳類 10 科 14 種，兩棲類 6 科 17 種，爬蟲類 8 科 12 種，其中新記錄Ⅱ級保育類之哈特氏蛇蜥(*Dopasia harti*)及黃嘴角鴉(*Otus spilocephalus hambroeki*)，但未於夢幻湖發現魚類。

第四節、計畫目標

基於永續生態保育之理念，長期監測生態資源與棲地環境為國家公園保育首要之務。本研究 2019~2021 年之目標如下：

- 一、夢幻湖生態保護區及其周邊鳥類、哺乳類、爬蟲類、兩棲類、水棲昆蟲調查。
- 二、夢幻湖湖區植群組成與永久樣區調查。
- 三、夢幻湖水質(水溫、溶氧量、酸鹼值、導電度、鹽度、透明度、懸浮固體、葉綠素 a 、氨氮、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、總磷、總凱氏氮、總氮、生化需氧量、化學需氧量)與水文(水位、蒸發量、降雨量、入滲量)監測。
- 四、植被組成與水文、水質等環境因子之關聯性分析，及植物間競爭作用探討。
- 五、整合過去相關研究文獻與本團隊 2015~2021 年之調查資料，修訂夢幻湖重要濕地(國家級)保育利用計畫，並擬定 2021~2026 年夢幻湖生態保護區監測計畫綱要，最終提出經營管理策略以提供陽管處作為決策之參考依據。

第五節、工作項目

一、動物調查：包括鳥類、哺乳類、兩棲類、爬蟲類、水棲昆蟲

- (一)鳥類，春季 1 次(3 月)。
- (二)兩棲類及水生昆蟲類，每季 1 次。
- (三)哺乳類及爬蟲類，夏(7 月)、秋季(10 月)各 1 次。
- (四)錄音紀錄與分析，夏(7 月)、秋季(10 月)各 1 次。
- (五)全年自動相機監測影像紀錄與分析。

二、植物調查

包括夢幻湖區全區植群調查、穿越線植物調查、水生植物永久樣區調查及外來種分布調查，調查頻度為每季 1 次，共 4 季次。分別為春季(3 月)、夏季(7 月)、秋季(10 月)及冬季(12 月)。

三、水質調查

包括溫度、溶氧、酸鹼值、鹽度、導電度、透明度、懸浮固體、葉綠素 *a*、氨氮、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、總氮、凱氏氮、總磷、生化需氧量及化學需氧量。調查頻度為每季 1 次，共 4 季次。分別為春季(3 月)、夏季(7 月)、秋季(10 月)及冬季(12 月)。

四、水文調查

- (一)即時自動記錄水位、蒸發量、降雨量。
- (二)入滲量測量，豐水期(9~12 月)、枯水期(3~8 月)至少各 1 次。
- (三)水文監測儀器架設與每月定期檢視維護。

五、生態調查與水文資料整合分析

- (一)臺灣水韭—針蘭競爭現地調查。
- (二)有機碎屑蓄積速率。
- (三)夢幻湖生態系食物網模式建構與模擬。

六、夢幻湖重要濕地(國際級)保育利用計畫修訂初稿撰寫(110 年)

七、110~115 年夢幻湖生態保護區監測計畫綱要擬定(110 年)

八、配合機關辦理研究報告成果發表會

九、投稿國家公園學報



第二章、執行方法與過程

第一節、動物調查

壹、動物調查樣區規劃

陸域動物調查範圍延續「106-107 年度夢幻湖生態保護區基礎調查計畫」之樣站設置。在夢幻湖區及周邊設立 5 個樣站及 1 條穿越線(圖 2)。樣站編號由北至南分別為陸 1、陸 2、陸 3、陸 4、陸 5；其中陸 1、陸 2、陸 3、陸 5 樣區地貌均以森林為主，陸 4 樣區則位於芒草區。穿越線起點為中湖戰備道路往夢幻湖之叉路處至教育廣播電臺為止，沿線長度約 1 km。水棲昆蟲則位於湖區之 D (N2)、E (C1)樣站。

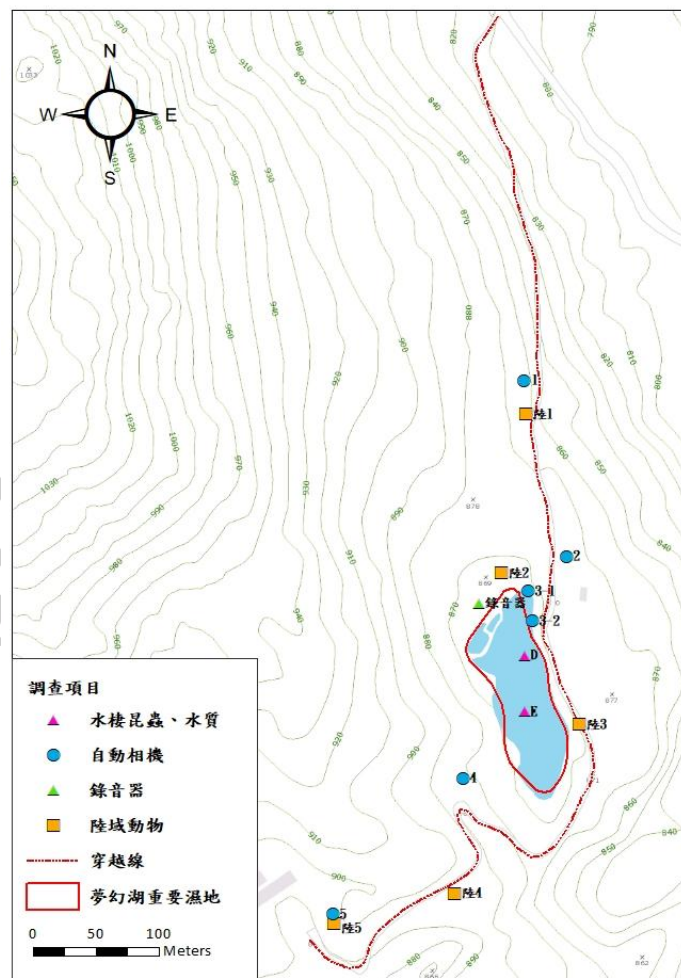


圖 2、夢幻湖動物調查樣站與穿越線位置

(資料來源：本研究)

貳、動物調查方法

一、鳥類

依據「環保署動物生態評估技術規範」，採用穿越線法執行，調查時段為日出內 3 小時。調查期間由 1 位調查人員以約 1.5 km hr^{-1} 之步行速度記錄穿越線(圖 2)兩側之鳥類，並輔以鳥鳴調查。此外，亦納入紅外線自動相機(見下文)與排程錄音器(見下文)記錄之物種，以建立完整名錄。記錄之鳥種中文名、學名均依據「臺灣物種名錄」。

二、哺乳類

依據「環保署動物生態評估技術規範」，使用松鼠籠、薛曼鼠籠及掉落式陷阱誘捕小型哺乳類。調查期間於各樣區架設松鼠籠 4 具、薛曼鼠籠 10 具及掉落式陷阱 3 組，其中，松鼠籠與薛曼鼠籠內均放置地瓜(混合花生醬)、香蕉、乖乖等誘餌，每日巡籠、更換誘餌，並於第 3 日收回。掉落式陷阱依現場地形擺設，首先埋放直徑 20 cm、深度 25 cm 之圓柱形塑膠容器後，向外架設 3 m 長、15~20 cm 高之擋板，並於末端放置蝦籠，每日巡視捕捉動物與否，並於第 3 日收回。此外，調查期間發現中、大型哺乳動物之足跡、排遺及紅外線自動相機之有效照片，均亦納入本研究名錄。記錄之哺乳類中文名、學名均依據中央研究院生物多樣性研究中心所建置之「臺灣物種名錄」。

三、兩棲類

依據「環保署動物生態評估技術規範」，採用目視遇測法(Visual encounter method)與鳴叫計數法(Audio strip transects)執行。日落後由 2~3 位調查人員於穿越線上緩步前進，記錄發現之兩棲類，並輔以蛙鳴調查。此外，亦納入排程錄音器調查結果，以建立完整名錄。記錄之兩棲類中文名、學名均依據中央研究院生物多樣性研究中心所建置之「臺灣物種名錄」。

四、爬蟲類

依據「環保署動物生態評估技術規範」，採用陷阱法與目視遇測法執行。前者同採

集哺乳類之掉落式陷阱；後者則於日間執行，記錄穿越線兩側之爬蟲類。中央研究院生物多樣性研究中心所建置之記錄之爬蟲類中文名、學名均依據「臺灣物種名錄」。

五、水棲昆蟲

本研究以 D 型水生動物網採集水棲昆蟲。調查樣點 D (N2)、E (C1)兩樣站。調查期間挖取表土(含水生植物) 50×50 cm²，以網目 0.5 mm 之細篩網過篩後，蒐集留存之底質並攜回實驗室。底質以 75%之酒精保存，在實驗室內挑出水棲昆蟲後，使用解剖顯微鏡鑑定至科級以上。本研究記錄之水棲昆蟲科名、學名均依據中央研究院生物多樣性研究中心所建置之「臺灣物種名錄」。

六、紅外線自動相機輔助調查

紅外線自動相機調查沿續「106~107 年度夢幻湖生態保護區基礎調查計畫」設置。在 5 個樣站(相 1~5)周邊架設 6 臺自動相機(KG780, KeepGuard, China；Reconyx)，夢幻湖區架設 2 臺，其餘 4 樣區各放置 1 臺。每臺相機工作時數需達 700 小時，而後再依資料狀況決定是否更換相機位置。回收照片後，以人工方式鑑別物種，並將有效照片用以估算各物種之 OI 值(Occurrence index, OI)，其計算方式如下：

$$OI=(\text{有效相片張數}/\text{相機工作時數})\times 1000$$

七、排程錄音器輔助調查

於夢幻湖架設排程錄音器，架設於陸 2 樣區，每日每小時錄製前 5 分鐘之野生動物鳴叫聲。回收錄音檔後，由聲譜圖選擇蛙鳴、鳥鳴密集之時段，並以人工方式鑑別物種。

參、資料分析

計算 2019 年各生物類群之歧異度、均勻度與優勢度指數(各指數計算方式如表 3 所示)，並在計畫最後 1 年綜合 2016~2020 年調查資料，比較各指數變化趨勢。此外，本研究亦彙整 2016~2021 年各生物類群之物種名錄，並標註保育等級及屬性資料(特有種、特有亞種或外來種)於附件二。

表 3、多樣性指數計算方法

多樣性指數	計算公式	參數
Simpson's 指數(C)	$C = \sum (N_i/N)^2$	N_i : i 種生物之個體數 N : 所有物種之總個體數
Shannon-Wiener 多樣性指數(H')	$H' = -\sum (P_i \times \ln P_i)$ $P_i = N_i/N$	P_i : i 物種占總個體數之比例
Margelef 豐富度指數(SR)	$SR = (S-1)/\log_{10}N$	S : 所有物種之種類數
Pielou's 均勻度指數(J')	$J' = H' / \ln S$	

(資料來源：本研究整理)

第二節、植物調查

壹、臺灣水韭永久樣區調查

每季於臺灣水韭永久樣區記錄植物種類及覆蓋度(圖 3)，樣區延續陳德鴻等(2010)與林幸助(2018)設置之 9 樣站。為利於討論，本研究已將各樣站重新編號，包含浚深區之 N1(原 C)、N2(原 D)樣站；湖央區之 C1(原 E)、C2(原 B)、C3(原 F)樣站；及湖岸區之 S1(原 A3)、S2(原 A1)、S3(原 A2)、S4(原 A4)樣站。其中 S1、S2、S3 均為 $1 \times 1 \text{ m}^2$ 之方形樣區；S4 為 $3 \times 3 \text{ m}^2$ 之方形樣區；N1、N2、C2 為 $5 \times 2 \text{ m}^2$ 之矩形樣區；C1、C3 則為直徑 5 m 之圓形樣區。

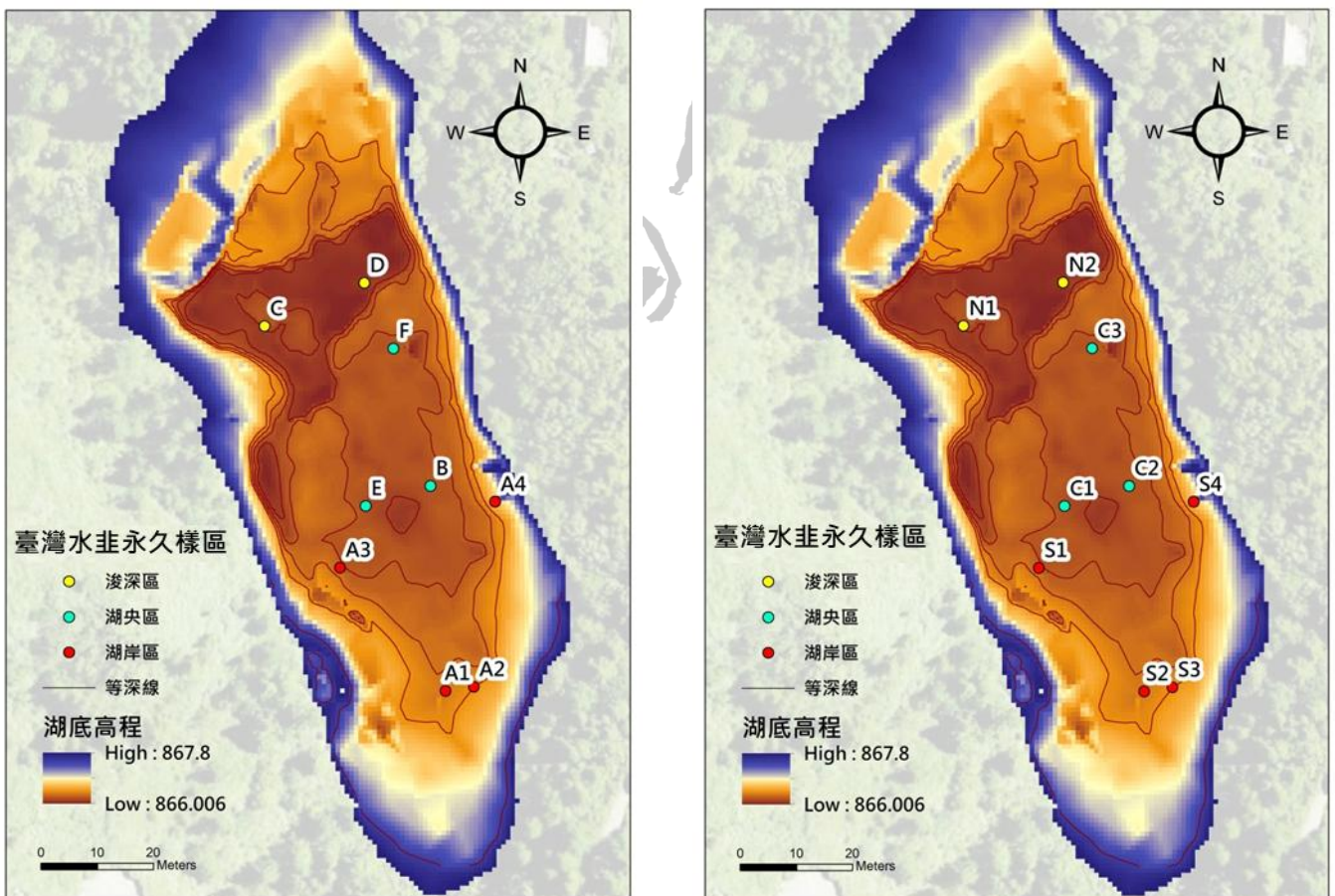


圖 3、夢幻湖臺灣水韭永久樣區，舊編號(左圖)與新編號(右圖)
(資料來源：本研究)

貳、湖區植群調查

每季於湖區執行植物種類與覆蓋度之系統調查。樣區設置以延續過去 3 年之資料一致性為原則，呈棋盤式分布，每樣區均為 $1 \times 1 \text{ m}^2$ ，與相鄰樣區間隔 15 m。該方法可獲取湖區較全面的植群分布資訊。另外，基於下列原因，本研究將調查樣區由計畫執行前之 42 區減少至 26 區(圖 4)。

- (一)夢幻湖西北側地勢較高處，並未受湖水水位變化之影響，但因本研究之研究範圍沿用過去之研究成果，因此多個樣區持續調查到西北側陸生植物(如柳杉等)，對整體分析之結果造成影響。
- (二)本研究為國家重要濕地基礎調查，植物調查主要目的為瞭解濕地範圍內水生植物之變化，故改以濕地範圍劃設研究範圍。
- (三)據過去 3 年全區 42 個樣區之調查成果，可發現夢幻湖植群組成變化不大，而過多樣區調查會增加對臺灣水韭之干擾，故減少至 26 個樣區。
- (四)夢幻湖湖區面積較小，適合採用系統取樣以避免人為誤差。依據 2015 年前測之調查結果(林幸助、廖冠茵，2015)，若採用 $1 \times 1 \text{ m}^2$ 大小之樣區，需設置 19~30 個樣區，分析結果方能符合夢幻湖植群現況，因此採用之 26 個樣區應足以代表夢幻湖水生植物社會。

參、湖區穿越線調查

於湖區最北(A, N 25.10372, E 121.333636)至最南端(A', N 25.95885, E 121.333705)，設置 1 條南北向穿越線(圖 5)。每 1 m 記錄 $1 \times 1 \text{ m}^2$ 樣框內之植物種類與覆蓋度。穿越線調查可提供較詳細的植群深度變化，但因調查範圍有限，而無法得到較全面的植群資料。

肆、外來種分布調查

2019 年期間每季調查穿越線(同動物調查)兩側與湖區內之外來種，並繪製外來種分布圖。自 2020 年起，則著重湖區內之外來種出現與否。

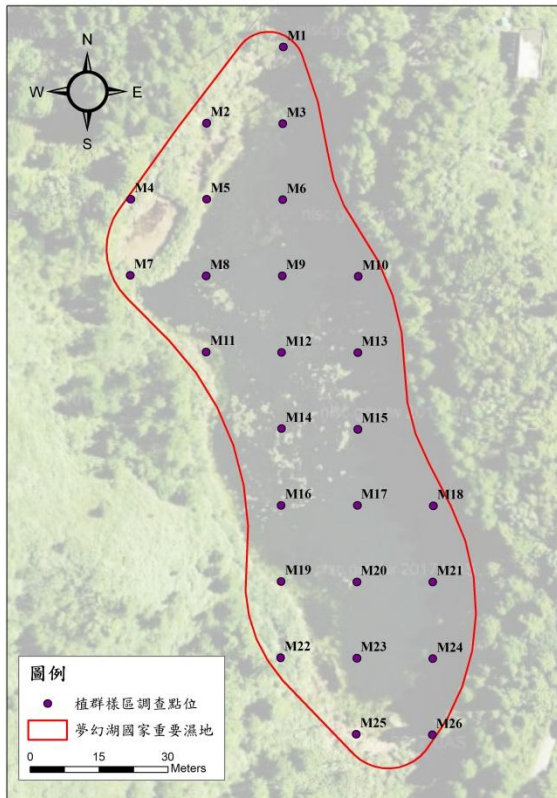


圖 4、夢幻湖植群調查樣區分布
(資料來源：本研究)

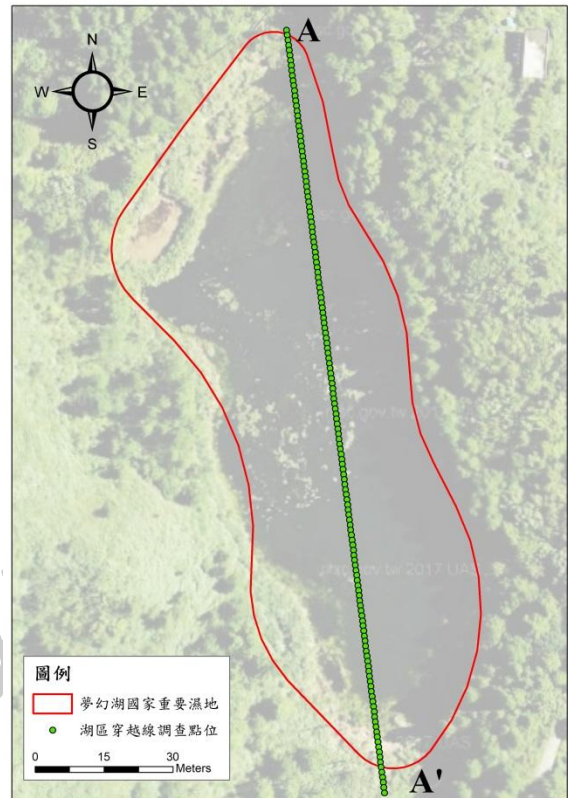


圖 5、夢幻湖植物穿越線位置
(資料來源：本研究)

第三節、水質調查

水質採樣位置延續「106-107 年度夢幻湖生態保護區基礎調查計畫」之樣區設置，包含湖區之 D (N2)、E (C1)兩樣站(圖 2)。現地調查項目包括：水溫、溶氧量、酸鹼值、鹽度、導電度、透明度；室內檢測項目則包含懸浮固體、葉綠素 *a*、氨氮、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、總凱氏氮、總氮、總磷、生化需氧量與化學需氧量。調查期間採樣、保存與檢驗方法均依據行政院環保署之公告辦法並列於表 4，其中實驗室量測項目由本團隊現場採樣後委託元智大學環境科技研究中心檢驗。

表 4、水質檢驗項目保存與檢驗方法一覽表

項 目	保存方法	保存期限	檢驗方法
水溫	現場測定	--	溫度計法(NIEA W217.51A)
溶氧	現場測定	--	電極法(NIEA W455.52C)
酸鹼值	現場測定	--	電極法(NIEA 424.53A)
鹽度	現場測定	--	導電度計法(NIEA W447.20C)
導電度	現場測定	--	導電度計法(NIEA W203.51B)
透明度	現場測定	--	沙奇盤法(NIEA E220.51C)
懸浮固體	於 4°C 暗處冷藏	7 天	103°C~105°C 乾燥法 (NIEA W210.58A)
葉綠素 <i>a</i>	於 4°C 暗處冷藏	24 小時	丙酮萃取法/分光光度計分析法 (NIEA E507.04B)
氨氮	加硫酸至 pH 值 < 2 並 於 4°C 暗處冷藏	24 小時	靛酚比色法(NIEA W437.52C)
硝酸鹽氮	於 4°C 暗處冷藏	7 天	鎘還原法(NIEA W436.52C)

項 目	保存方法	保存期限	檢驗方法
亞硝酸鹽氮	於 4°C 暗處冷藏	7 天	分光光度計法(NIEA W436.52C)
總凱氏氮	加硫酸至 pH 值 < 2 並 於 4°C 暗處冷藏	14 天	水中凱氏氮檢測方法(W451.51A)
總氮	--	--	水中總氮檢測方法 (NIEA W423.52C)
總磷	加硫酸至 pH 值 < 2 並 於 4°C 暗處冷藏	48 小時	水中磷檢測方法—分光光度計／維生素丙法(W427.53B)
生化需氧量	於 4°C 暗處冷藏	48 小時	水中生化需氧量檢測方法(NIEA W510.55B)
化學需氧量	加硫酸至 pH 值 < 2 並 於 4°C 暗處冷藏	7 天	重鉻酸鉀迴流法(W515.55A)

註：總氮濃度＝硝酸鹽氮濃度+水中亞硝酸鹽氮濃度+水中凱氏氮濃度

(資料來源：元智大學環境科技研究中心；本研究整理)

第四節、水文調查

壹、降雨量調查方法

本計畫以自計式傾斗式雨量筒進行降雨強度及降雨量的調查(圖 6)，調查所得之降雨資料再透過前期研究「106-107 年陽明山國家公園夢幻湖生態保護區水文長期監測」建立的單位歷線轉換為逕流量(Surface runoff)。傾斗式雨量計計量藉由本身重量所產生的力矩翻傾自動排水，並以另一側的傾斗繼續接替盛載雨量，每 0.5 mm 的水重量使磁簧開關送出一個脈波，脈波推動雨量計數器而測得降水量。本計畫採用之雨量計精度為 120 mm hr^{-1} 內誤差為 3%，若觀測雨量大於 120 mm hr^{-1} 時為避免低估降雨量，利用臺大水工試驗所水文儀器校正實驗室所提出之校正公式進行雨量修正：

$$y = 0.0001x^2 + 1.0413x - 1.012 \quad (1)$$

其中，

x = 傾斗式雨量計之讀值(mm)。

y = 修正後之雨量(mm)。



圖 6、傾斗式雨量計及自計水文系統

貳、蒸發量調查方法

蒸發是夢幻湖水位的損失項。蒸發公式迄今已發展出多種不同公式，一般公式運算複雜，且基本氣象資料的蒐集除非特地設置氣象站，否則也容易出現資料短缺的現象，導致公式難以應用。本研究採用便於現地長期監測的蒸發皿觀測法，由深 25.4 cm，直徑 120.7 cm 之不銹鋼材質蒸發皿(圖 7)，並由自動記錄器(dataloggers)自動記錄蒸發皿內水位變化。現地蒸發皿架設位置位於夢幻湖濕地之西北方，此處除了空曠無遮蔽、研究人員容易進入調查，且一般民眾不容易發現儀器存在。蒸發皿係數 C_{ET} 採用張格綸(2007)之建議，透過下式(式 2)求算蒸發量，本計畫取常年平均計算， C_{ET} 值以 0.88 代入。

$$ET = E_{pan} \times C_{ET} \quad (2)$$

其中，

ET = 實際蒸發量(mm d^{-1})。

E_{pan} = 蒸發皿蒸發量(mm d^{-1})。

C_{ET} = 蒸發皿係數。



圖 7、蒸發皿及蒸發計

參、湖水位調查方法

水深會影響臺灣水韭的生長狀態及競爭優勢(游雅婷, 2013), 故必須進行長期水深調查配合植物調查以了解水深對植群消長之影響。水深會隨著地形、降雨、逕流、入滲、蒸發等因素影響。本研究以自計水位計(圖 8)長期記錄水深, 並將水深資料與高程調查結果轉換為水位值(具動態時間、空間分佈特性), 以便後續配合地形資料進行個別區位水深分布之分析(如水韭或其他水生植物分布處)。

本研究所使用之自計式壓力水位計為長筒形, 外殼直徑 2.46 cm、長 15 cm, 由不鏽鋼與鈦組成全密封外殼, 以確保長期使用無故障; 內部以陶瓷壓力傳感器感應絕對壓力並記錄於水位計中, 最高可存取 21,700 組的壓力與溫度資料, 並可依照使用者需求設定資料紀錄的時間間格。

水位計架設於湖東區靠近觀景臺, 並以尼龍繩將水位計懸吊於 PVC 管中, 使水位計保持垂直避免其隨水流搖擺使水位計受到破壞, 亦能減少誤差。每 15 分鐘記錄 1 次壓力與溫度, 並透過於空氣中設置之氣壓計(如圖 9 所示)所得之連續氣壓資料, 透過式 3 計算夢幻湖之水位。

$$H_{WL} = H_g + \frac{P_W - P_A}{\rho g} \quad (3)$$

其中,

H_{WL} = 湖水位(m)。

H_g = 地面高(m)。

P_W = 水壓力(mba)。

P_A = 大氣壓力(mba)。

ρ = 水密度(kg m^{-3})。

g = 重力加速度(9.8 m s^{-2})。



圖 8、湖中的自計式壓力水位計



圖 9、空氣中的自計式氣壓計

肆、入滲量測量方法

本研究採用雙環入滲儀作為觀測入滲量之方法，再透過另一計畫「夢幻湖生態保護區地下水觀測及湖水位管控策略研擬」進行地下水量的估算修正。透過雙環入滲儀可直接測得單位時間內之入滲量，並藉其觀測成果繪圖可得入滲曲線與其公式。雙環入滲儀係採用兩鋼製圓筒狀鐵環，高 25 cm，外環與內環直徑分別為 58.5 cm 與 28.5 cm。進行現地試驗時，須先選定合適之作業地點，通常為較無植被覆蓋且未受人為影響之空地，並將表層土壤(約 3~5 cm)刮除，並稍作整平後，依序將外環與內環插入現地土壤中，分別約 15 cm 與 10 cm 深度。入滲儀現地安裝完成以後，依序將水加入外環與內環中，並將附有尺標之浮球安裝於內環上，始進行入滲量量測之作業。實驗數據利用 Horton 潛能入滲率(式 4)推求平衡入滲率(如圖 10)：

$$f = f_c + (f_0 - f_c)e^{-kt} \quad (4)$$

其中，

f = 入滲率。
 f_0 = 初期入滲率。
 f_c = 最終入滲率。
 k = 衰減系數。

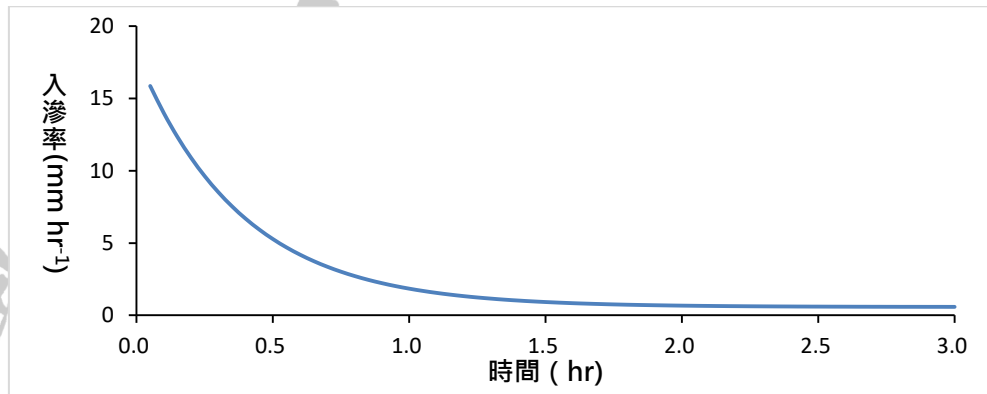


圖 10、雙環入滲實驗推求平衡入滲率示意圖

伍、水位超越曲線及浸淹頻率空間分布

根據長期的水位記錄結果即可計算水位超越機率及繪製超越機率曲線(圖 11)，與地形資料搭配即可計算不同高程下的浸淹機率或浸淹時間。可以此推算水韭或其他競爭植物耐水浸淹的條件。超越機率公式如下所示(式 5)：

$$EP = [m / (N + 1)] \times 100\% \quad (5)$$

其中，

m = 該水位的排序。

N = 總水位資料數。

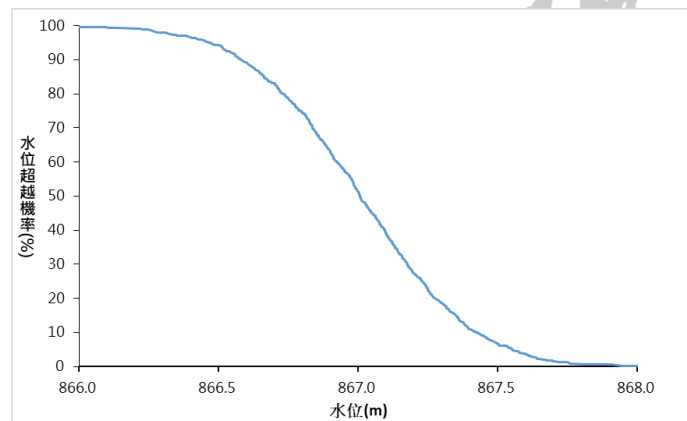


圖 11、水位超越機率示意圖

陸、地下水水文調查方法

「106-107 年陽明山國家公園夢幻湖生態保護區水文長期監測」(施上粟, 2018)透過單位歷線法改善本區水收支模式的地表水估算精度，惟地下水等資料尚待調查。地下水為水收支分析中重要的一環，表面水及地下水間之傳遞可能造成夢幻湖水位的變化，直接影響湖區水生植物的生存環境。

由於地下水文地質參數與特性極為複雜且無法直接目視與量測，若要完整了解則需仰賴地下水觀測網。本計畫收集「夢幻湖生態保護區地下水觀測及湖水位管控策略研擬」(施上粟、許少瑜, 2021)部分成果，分析夢幻湖北區、南區、以及西區等處 9 孔之地下水位觀測井的水位變化情形，及其與湖水位的互動情形，以瞭解地表水文及地下水文的關係。另外，本計畫除整合 2019/8 至 2021/3 湖水位及各觀測井水位變化，

並挑選 2019/8 利奇馬颱風造成的水位變化探討夢幻湖地下水的流向分析，進一步與臺灣水韭分布模擬圖結合。

地下水觀測井的施作過程如圖 12 所示，地下水位 EL_W 以下列各式推導。

$$EL_W = EL + X_1 - X_2 + X \quad (6)$$

其中，

EL_W = 地下水位(m)

EL = 地面高(m)

X_1 = 管高(m)

X_2 = 儀器長(m)

X = 水深(m)

地面高 EL 係以全測站與連通管測量儀(圖 13)，管高及儀器長則為觀測井設置時同時量測。

而水深 X 可透過下式得到：

$$X = \frac{P_W - P_A}{\rho g} \quad (7)$$

其中，

X = 水深(m)

P_W = 水壓力(mba)

P_A = 大氣壓力(mba)

ρ = 水密度(kg/m^3)

g = 重力加速度(9.8 m/s^2)

整合上 2 式可得到下式：

$$EL_W = EL + X_1 - X_2 + \frac{P_W - P_A}{\rho g} \quad (8)$$

根據上式，調查地表之絕對高程、儀器長與管高，並可利用自計式水位計與氣壓資料，即可獲得地下水位值。



施作過程



完井照片

圖 12、地下水井施作過程



圖 13、全測站進行水井座標及高程調查作業

根據「夢幻湖生態保護區地下水觀測及湖水位管控策略研擬」所建立各觀測井的空間分布及其基本資料如表 5 與圖 14 所示(施上粟、許少瑜，2021)。

表 5、地下水井設置情形一覽表

井名	用途	位置描述	地面高程 (EL m)	井深 (m)	地下水位 偵測極限 (EL m)	備註
N1	地下水 位觀測	湖區北側空地	866.97	1.83	865.225	2018 年起既有井
N2		湖區北側空地	866.97	1.03	866.03	鑽孔過程中疑似遇到岩塊或岩盤導致無法下鑽
W1		湖區西北側坡地	867.14	2.24	864.96	
W2		湖區西側空地	867.33	1.51	865.99	
W3		湖區西南側坡地	866.98	0.82	866.28	2018 年起既有井
S1		湖區南側空地	866.98	0.79	866.25	
S2		湖區南側空地	867.04	0.45	866.67	
S3		湖區西南側坡地	867.00	0.99	866.11	鑽孔過程中疑似遇到岩塊或岩盤導致無法下鑽
GQ1	水質調查、地下水位觀測	湖區北側空地	866.97	2.58	864.578	鑽設過程比預想更深，故增架設水位計調查地下水位
GQ2	水質調查	湖區南側空地	866.96	0.60	無設置水位計	

備註：所有地下水井之地下水位偵測極限受井深與儀器長所影響

(資料來源：施上粟、許少瑜，2021)



圖 14、夢幻湖地下水井佈置圖

地下水流向的判識與實例應用，係參考 Ludwig and Hession (2015)的作法，以 Freeze and Cherry (1979)提出的概念，將地下水體在空間中加入 x、y、z 三個假想座標軸，使其在空間中具有座標，如下三式所示(Abriola and Pinder, 1982)。此外，可將任意三個水井組成一平面，帶入每個地下水井的二度分帶座標(x,y)與當下的地下水位(z)來進行運算，即可得知其梯度變化(亦即空間變化)，透過此梯度變化即可得知地下水在某個特定平面中的流向，進而推估整體地下水的流向。

$$\frac{\partial z}{\partial x} = \frac{(z_1 - z_2)(y_2 - y_3) - (z_2 - z_3)(y_1 - y_2)}{(x_1 - x_2)(y_2 - y_3) - (x_2 - x_3)(y_1 - y_2)} \quad (9)$$

$$\frac{\partial z}{\partial y} = \frac{(z_1 - z_2)(x_2 - x_3) - (z_2 - z_3)(y_1 - y_2)}{(x_2 - x_3)(y_1 - y_2) - (x_1 - x_2)(y_2 - y_3)} \quad (10)$$

$$v_{dir} = \tan^{-1}\left(\frac{\partial z}{\partial x} / \frac{\partial z}{\partial y}\right) \quad (11)$$

其中， v 為地下水的水力梯度， $\partial z / \partial x$ 、 $\partial z / \partial y$ 為 x 及 y 方向上的分量， v_{dir} 為地下水的流向，以角度表示(下標為任意三個水井)。

將表 3 表的地下水觀測井資料座標，以任意三點構成四個平面，如圖 15 所示。由於 W3 與 S3 位置接近，且與 W2、W3 接近共線的型態，同時 GQ1、N1 與 N2、W1 也有類似情形，而 N1 為唯一沒有資料缺漏的水井，因此採用其做為最北端的分析起始點，所以在分析上先不予考慮 W3 與 GQ1、N2。同時，利用玫瑰圖結合地下水流向公式，可看出各選定平面的主要流向。

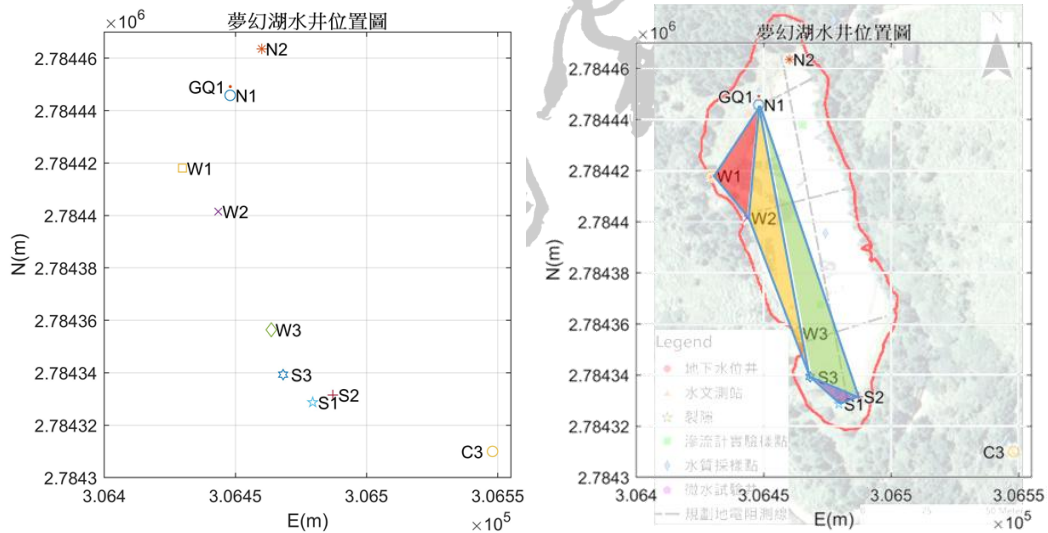


圖 15、湖水位與 GQ1 地下水位位置關係及地下水井平面圖

柒、水文監測儀器架設與每月定期檢視維護

根據本團隊過去研究經驗，水文測站的雨量計、蒸發皿等常因受湖水急漲浸淹導致儀器面板鏽蝕故障，必須經常進行故障排除。本研究除加強儀器水密性外，也定期檢視維護並更新水文監測儀器及相關設備。

第五節、臺灣水韭－競爭現地調查與補充

壹、針蘭物候

過去林幸助(2018)調查顯示，臺灣水韭與針蘭分布最廣之季節不同，除水位影響外，植物孢子、種子之發育時間差異亦可能造成 2 種植物在季節間相互演替。目前臺灣水韭生活史已有明確調查成果，故本研究著重於針蘭生活史調查。

貳、臺灣水韭－針蘭推移帶觀察

本研究於 2019 年以羅盤儀標定臺灣水韭及針蘭群叢之邊緣線，攜回資料後由地理資訊軟體繪製於數位化地圖；每季複查重新標定邊際線，以瞭解臺灣水韭及針蘭之推移現象。然而，實際調查發現臺灣水韭與針蘭間之交界區域破碎且不易辨識，故此方法應較適用於大型挺水植物(如水毛花、荸薺)之範圍測量。

參、水毛花與荸薺分布範圍

本研究於 2020 年 7 月與 2021 年 1 月以 GPS 標定水毛花與荸薺分布範圍，點位資料攜回後由地理資訊軟體繪製於數位化地圖，並配合地形資料計算其所在位置之湖底高程。記錄之水毛花或荸薺面積小於 $1 \times 1 \text{ m}^2$ 時，僅記錄其分布點位。

肆、水生植物棲地指數建立與應用

為了有效地評估夢幻湖內優勢水生植物的生存狀態，本研究引用部分「夢幻湖水生植物競爭之生態水文模式建立及應用」(李冠穎，2021)的研究成果，根據其提出的臺灣水韭競爭潛力水深時長與超越機率的棲地指數(式 6)，以計算 2017 年至 2020 年在不同地形與季節情況下的臺灣水韭棲地指數，後續搭配臺灣水韭於夢幻湖的調查樣區內的覆蓋度資料進行二次曲線擬合，如圖 16 所示，並成功的推估出臺灣水韭目前於夢幻湖的生長狀態，也能夠以已知的指數值進行夢幻湖內臺灣水韭整體覆蓋度的推估。在夢幻湖內的植物生長主要受到水位高低變化的影響之下，本研究以相同的概念分析、量化夢幻湖內的柳葉箬、荸薺、針蘭、水毛花等優勢水生植物於湖內的生長狀態，利用相同的指標、相同的 2017 年至 2020 年調查樣區植物覆蓋度資料與一樣的樣區選擇，

最後使用二次多項式迴歸，進行以上四種優勢水生植物的棲地指數與覆蓋度擬合函數模式建立。

$$\sqrt[3]{\frac{\text{總具競爭力水深(位)時間比} \times \text{最大連續具競爭力水深(位)時間比}}{\text{最大連續非具競爭力水深(位)時間比} + 1}} \quad (6)$$

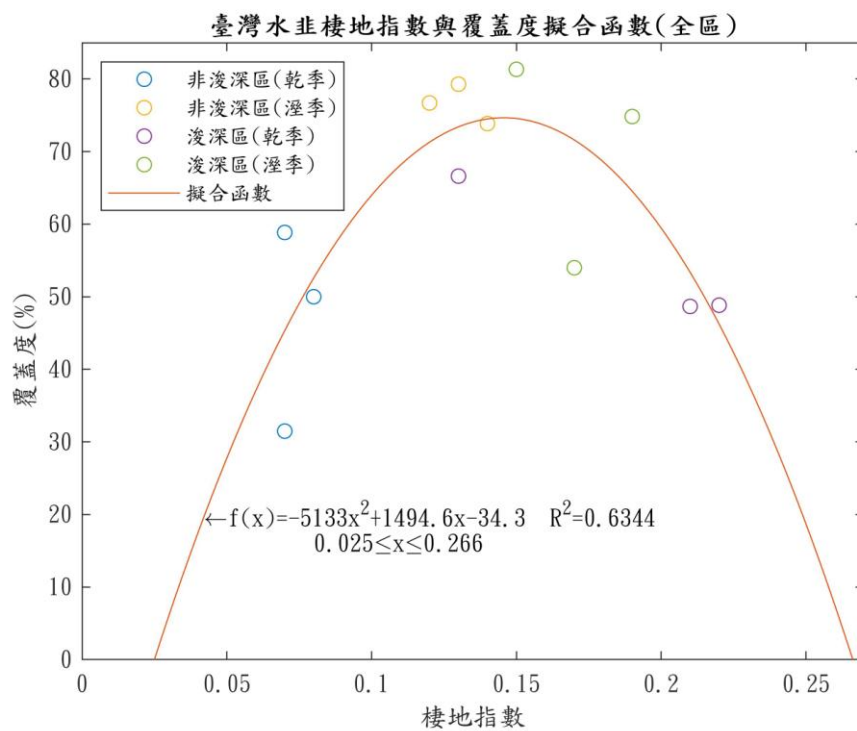


圖 16、臺灣水韭棲地指數與覆蓋度二次曲線擬合函數
(資料來源：李冠穎，2021)

第六節、水生植物生產量

夢幻湖之臺灣水韭分布範圍受水文影響甚鉅。本團隊過去曾利用線性模型與冗餘分析探討水位與臺灣水韭間之關係，但仍需建立不同之調查方法與實驗設計方能於整合分析上有所突破。

在不同時間尺度下，水位對植物群落之影響不同。以短時間尺度而言，水位除直接影響臺灣水韭之生理狀態外，亦改變植物之競爭關係而間接影響水韭可利用棲地。近年來，夢幻湖之臺灣水韭與針蘭隨水位變動而交互消長。本研究認為量化植物之淨生產量(Net production, NP)有利於比較不同水位下各植物(臺灣水韭、針蘭等)之競爭能力；而由於此數值代表植物在一段時間內之生長量，毋須考慮植物對環境反應之延遲性，故更適於探討臺灣水韭與針蘭等植物之最佳存活水深與對乾旱、浸淹之耐受程度。

以長時間尺度(數年以上)而言，水位之影響在於棲地陸化速率。以長期地質演替而言，湖泊屬於暫時性水體，於形成時即開始邁向成為陸地之宿命。然而，濕地陸化對水生植物之衝擊甚鉅，最終將導致部分物種消失。夢幻湖周邊未有溪流相連，其淤積可能來自於北側山坡受雨水沖蝕之土壤(少量，(林俊全，2018))及湖內植物死亡堆積之有機碎屑。林俊全(2018)曾於湖區進行沉積槽試驗，惟因調查時間短，無偶發性之崩塌與沖蝕作用發生，使調查最終幾乎無獲得任何沉積物。量化水生植物分解速率與蓄積厚度有利於探討水位對濕地陸化之影響，而透過食物網模式則可將上述基礎資料應用於在各水文情境之模擬(不同水深、浸淹時間等)。將模擬之碎屑量與實際蓄積厚度結合，即可估算未來每年之碎屑蓄積速率(即陸化速率)與水深變化，進而回推植物蓄積對臺灣水韭族群造成影響之時間。

壹、植物淨生產量

本研究運用收割法(Harvest method, Wiegert and Evans, 1964)量化臺灣水韭、針蘭、荇薺、柳葉箬、水毛花之地上部淨生產量(Aboveground net primary production, 簡稱ANPP)。每季於湖區 2 處採集 15×15 cm² 之水生植物樣本；其中，臺灣水韭 2 樣本分別於浚深區與湖央區採集；其他植物則於湖區北側、南側各採集 1 樣本。樣品攜回實驗後分為鮮葉、枯葉、地下部後烘乾秤重，用以估算地上部生物量(b_i)、枯葉量(a_i)與地下部生物量。此外，為避免低估植物淨生產量，本研究亦以分解袋實驗量化植株分解量(見下文)。綜合水生植物之生物量變化量與分解量即可估算其淨生產量，其公式如下：

$$ANPP_i = \Delta b_i + d_i$$

ANPP_i：植物第 i 次之淨基礎生產量(g DW m⁻²)

Δb_i：兩次採集期間之生物量變化量， $\Delta b_i = b_i - b_{i-1}$ 。若 Δb_i 小於 0 時以 0 計算

d_i = 枯葉變化量。d_i = x_i + Δa_i

x_i：兩次採集間被分解之枯葉乾重

Δa_i：兩次採集間之枯葉變化量， $\Delta a_i = a_i - a_{i-1}$ 。當 Δa_i 小於 0 時以 0 計算

貳、光度與溫度現地監測

本研究於 2020 年 3 月起以溫度照度記錄器(UA-002-64, OnsetHOBO, USA)監測夢幻湖空氣與水中(浚深區與湖央區)之光度、溫度。光度計分別設置於氣象站蒸發皿旁之電箱上方、臺灣水韭永久樣區 N2 樣站旁(原 D 樣站)以及 C1 樣站旁(原 E 樣站)。

參、營養鹽添加實驗

為釐清氮磷增加對夢幻湖水生植物與水綿覆蓋度之影響，本研究於 2020 年 11 月中旬在夢幻湖採集臺灣水韭(湖央區)與針蘭 2 種植物並攜回菁山自然中心種植。每樣本面積為 $6 \times 6 \times \pi \text{ cm}^2$ ，2 種植物各取 9 個樣本，總計 18 個樣本。實驗組分為加氮組與加磷組 2 組，並另設立 1 對照組，共計 3 組。每組內均包含 3 個水韭樣本與 3 個針蘭樣本，每組樣本均置入 $60 \times 40 \times 36 \text{ cm}$ 水缸，並依下表添加營養：

表 6、對照組、實驗組營養添加量

	硝酸鹽氮 (mg L^{-1})	硝酸鈉 添加量(g)	總磷 (mg L^{-1})	磷酸二氫鉀 添加量(g)
對照組	1.80	0.95	0.03	0.01
加氮組	3.60	1.90	0.03	0.01
加磷組	1.80	0.95	0.06	0.02

¹ 對照組：氮、磷濃度參照 2016~2019 年冬季平均濃度

² 加氮組：硝酸鹽氮濃度參照 2016~2019 年冬季平均濃度之 2 倍

³ 加磷組：總磷濃度參照 2016~2019 年冬季平均濃度之 2 倍

種植期間定時維持水位，並每週於每缸採集水樣 3 重複，每重複 100 ml 以測定水中氮、磷濃度。且每週以拍攝記錄水綿之生長情形，並以 GIS 軟體描繪照片中水綿之覆蓋範圍，並估算水綿於水缸內之覆蓋度，藉以了解營養鹽與水綿之相關性。

實驗從 2021 年 01 月 21 日開始，於 2 月 26 日結束。終止後將各水生植物樣本清洗、分類(地上部鮮葉、地上部枯葉、地下部)並測量 30 株葉長後，置入 60°C 烘乾 3 日後秤重，以計算各樣本之單位面積生物量。最終，配合「108-110 年度夢幻湖生態保護區基礎調查及水文長期監測計畫」於 2020 年 12 月採集之臺灣水韭與針蘭生物量，計算對照組、加氮組與加磷組之水生植物淨生產量。

第七節、夢幻湖生態尺度整合分析

壹、有機碎屑蓄積速率

一、植物分解速率

本研究於 2019 年 3 月起至 2020 年 11 月，以分解袋(litter bag)實地量化臺灣水韭、針蘭、荸薺、柳葉箬、水毛花之分解速率。將現地蒐集植物樣本分別放入孔徑 2 mm 之網袋中(鮮重 20 g)，長期置於夢幻湖浚深區最深處以確保分解袋於四季皆能保持在水中。在放置後第 7 天、14 天、21 天、28 天、42 天、56 天、70 天、98 天、126 天、154 天、182 天、210 天、238 天時逐漸收回樣本。樣品回收後於孔徑 0.5 mm 之篩網上清洗並烘乾秤重，計算分解前後之重量差與放置時間，帶入 Olson (1963)之指數回歸模型 $W_t = W_0 \times e^{-kt}$ 即可推估 1 年之植物分解比例與分解速率。

二、沉積物沉積速率

參考美國地質調查所(USGS)開發的長石粉標記法(DeLaune et al.,1983; Cahoon and Turner, 1989; Whelan and Prats, 2016)，設置 30 × 30 cm² 樣框，並於框內撒入大量白色長石粉(大約 1 cm 的厚度)，經過 7 個月及 9 個月後，以透明壓克力管採集樣區內土表層約 5 cm，白色長石粉標線以上之土壤厚度即為沉積物沉積厚度，除以實驗累積時間即可估算沉積速率。長石粉樣區以水韭分布為主，並設置於北中南各 3 區，分別位於臺灣水韭永久樣區 N1 樣站附近(原 C 樣站)、S1 樣站附近(原 A3 樣站)與 S2 樣站附近(原 A1 樣站)。

貳、生態系食物網模式建構與模擬

為探討夢幻湖水文在不同時間尺度下對臺灣水韭與針蘭等植物之影響，本研究預計將利用 Ecopath with Ecosim 軟體(EwE, version 6.5: Fisheries Centre, University of British Columbia, <http://www.ecopath.org>)建構夢幻湖之生態系食物網平衡模式(Ecopath)，並綜合上述淨生產量、分解量、水文等基礎資料，進一步模擬不同水文情境下植物之生物量時間變化(Ecosim)。

一、Ecopath 食物網模式原理

模式假設系統處於穩定狀態(steady state)，意即於研究期間內各功能群之生物量維持不變，因此模式的建構原理可以下列公式表示(Christensen et al. 2005)。其代表的意涵為，在研究期間內各功能群的生產量最終皆會以被掠食、漁獲、自然死亡或遷移的形式離開系統。

生產=被掠食死亡+漁獲死亡+自然死亡(含老、病死)+淨遷移+生物累積量

$$B_i \times P_i/B_i = \sum B_j \times Q_j/B_j \times DC_{ij} + B_i \times P_i/B_i \times (1-EE_i) + Y_i + E_i + BA_i$$

其中， n 表示模式中功能群的數量； B_i 為 i 功能群的生物量(biomass)， P_i/B_i 為 i 功能群之單位生產量(production/ biomass, P/B)，因此 $B_i \times P_i/B_i$ 表示 i 功能群的生產量； B_j 為 j 功能群(掠食者)之生物量， Q_j/B_j 為 j 功能群之單位攝食量(consumption/ biomass, Q/B)， DC_{ij} 為 i 功能群在 j 功能群的食性組成中佔有的比例(diet composition, DC)，因此 $\sum B_j \times Q_j/B_j \times DC_{ij}$ 表示 i 功能群的被掠食死亡量； EE_i 為生態營養效率(ecotrophic efficiency, EE)，表示 i 功能群生產的能量在系統中被利用比例，因此 $B_i \times P_i/B_i \times (1-EE_i)$ 表示 i 功能群之自然死亡量； Y_i 為 i 功能群之漁獲死亡量(catch rate)； E_i 為 i 功能群之淨遷移量(net migration rate)； BA_i 為 i 功能群之生物累積量(Biomass accumulation rate)。某功能群攝食後能量分配的情形則可以下列公式表示，表示各功能群經由攝食同化所獲得之能量，部分將用於維持生理代謝所需(呼吸量)，剩餘的能量方可用於生產，至於無法同化的食物，則將以排泄物的形式進入碎屑庫中。

攝食量=生產量+呼吸量+未同化食物量

$$B_i \times Q_i/B_i = B_i \times P_i/B_i + B_i \times R_i/B_i + U_i/Q_i \times B_i \times Q_i/B_i$$

其中， $B_i \times Q_i/B_i$ 與 $B_i \times P_i/B_i$ 分別代表 i 功能群的攝食量與生產量； R_i/B_i 為 i 功能群的單位呼吸量(Respiration/biomass, R/B)，因此 $B_i \times R_i/B_i$ 表示 i 功能群的呼吸量； U_i/Q_i 為 i 功能群攝食量中未同化的比例(Unassimilated/consumption, U/Q)，因此 $U_i/Q_i \times B_i \times Q_i/B_i$ 表示未同化食物量。

由上述 2 公式可知，模式中需要輸入的基本參數為各功能群之生物量(B)、單位生產量(P/B)、單位攝食量(Q/B)、食性組成(DC)與生態營養效率(EE)，此 5 項參數中可選擇 4 項參數輸入模式。一般而言，因各功能群之 EE 值較難以估計，故通常將 EE 值作為未知數以模式計算。本研究假設系統處於穩定的狀態，且生物遷入率等於遷出率，因此生物累積量(BA)與淨遷移量(E)皆設定為 0。未同化食物比例(UQ)使用系統內定值，將 UQ 設定為 0.2，使模式可計算呼吸量(R)。模式中生物量的單位為每平方公尺克濕重(g WW m⁻²)，能量流單位則為每年每平方公尺克濕重(g WW m⁻² yr⁻¹)。

二、Ecosim 時間動態模擬

為由生態系統尺度提出適宜之棲地管理方法，本研究以 EwE 中的 Ecosim 功能模擬夢幻湖在不同情境下各功能群之生物量變化。其中，分別針對夢幻湖陸化疑慮模擬之「不同早期長度對水生植物之影響」，以及對「不同高水位維持長度對水生植物之影響」進行模擬。Ecosim 之原理係以 Ecopath 為基準去模擬一段時間內生物量的變化情形。其公式由 Ecopath 之質量平衡方程式移項後微分而得，表示如下：

$$dBi/dt = g_i \times \sum Q_{ji} - \sum Q_{ij} + I_i - (M_i + F_i + e_i) \times B_i$$

式中 dBi/dt 表示單位時間內 i 功能群的生物量變化；g_i 為總食物轉換效率(Gross food conversion efficienct, GE; production/consumption, P/Q)；M_i 為 i 功能群的自然死亡率；F_i 為 i 功能群的漁獲死亡率；e_i 為 i 功能群的遷出率；I_i 為 i 功能群的遷入率； $\sum Q_{ji}$ 為 i 功能群的總攝食率； $\sum Q_{ij}$ 為捕食 i 功能群之掠食者總攝食率。

三、模擬時間與空間範圍

本研究建立之夢幻湖模式時間範圍介於 2019~2020 年。夢幻湖模式範圍僅包含水域部分，面積約為 0.4 ha。

四、功能群設定與參數輸入

依照各物種之分類學、棲地與食性差異，本研究將夢幻湖之生物分為 18 項功能群，分別為小水鴨、蝌蚪、晏廷科、差翅下目、均翅亞目、半翅與鞘翅目、雙翅目、四節蜉蝣科、浮游動物、浮游藻類、水綿、臺灣水韭、針蘭、水毛花、荇薺、柳葉箬、枯葉、有機碎屑，各功能群之參數來源如下：

1. 小水鴨

本模式中，小水鴨 (*Anas crecca*) 數量由 2017~2020 年鳥調結果估算，平均體重參考 Encyclopedia of Life 網站之數據。由於小水鴨活動範圍不易量化，故其分布面積以夢幻湖水域範圍粗略估計，並注意此狀況可能造成小水鴨生物量高估。本研究將小水鴨平均數量與平均體重相乘後，再將其除以分布面積即為模式中小水鴨之生物量。P/B (Moutopoulos et al., 2018)、Q/B (Moutopoulos et al., 2018) 及食性組成 (Brochet et al., 2012; Collins et al., 2017; Thomas, 1982) 則參考與夢幻湖棲地相似之小水鴨相關研究。

2. 蝌蚪

本模式中蝌蚪之生物量由 2019~2020 年於夢幻湖調查之蝌蚪數量與體重計算，P/B (吳聲海等，2005) 及食性組成 (Huckembeck et al., 2016; Lin et al., 2012) 則參考親緣或食性相近物種之相關研究。由於蝌蚪 Q/B 相關研究甚少，故本模式改以輸入 P/Q (Lin et al., 2012) 估算之。

3. 水棲昆蟲

本模式之水棲昆蟲包含晏廷科、差翅下目、均翅亞目、半翅與鞘翅目、雙翅目、四節蜉蝣科。雙翅目與四節蜉蝣科多以藻類及有機碎屑為食，其他類群則為掠食性較強之功能群。生物量估算方面除半翅與鞘翅目，其餘皆本研究 2019~2020 年量化之數量與濕重估算；半翅與鞘翅目之豐度則參考 2018 年之夢幻湖水昆調查結果 (林幸助、江政人，2018)，平均濕重則以平均體長 (Bouchard et al., 2004) 進行換算 (Sage, 1982)，將其乘上豐度後即可得模式輸入之生物量。各水棲昆蟲功能群之 P/B 皆由 Brey (2012) 之經驗方程式估算；均翅亞目、雙翅目、半翅與鞘翅目和四節蜉蝣科之 Q/B (Hossain et

al., 2010; Lawton, 1971; Poepperl, 2003; Traore et al., 2008)與各功能群之食性組成(Blois, 1985; Dudgeon, 1989; Furlan, 2014; Gupta et al., 1994; Hawking and New, 1994; Hossain et al., 2010; Johnson, 1987; Klecka and Boukal, 2012; Lawton, 1970; Lin et al., 2012; Poepperl, 2003; Traore et al., 2008; Villanueva et al., 2006; 林幸助、江政人, 2018)則參考棲地、物種相似之食物網模式及各別物種之食性研究。晏廷科及差翅下目因 Q/B 相關研究甚少, 故本模式改以輸入 P/Q (Lin et al., 2012; Prado et al., 2013)估算之。

4. 浮游動物

本模式浮游動物生物量於 2021 年 7 月進行調查, 調查時採取水樣 100 L, 並以孔徑 80 μm 之小型浮游生物網過篩。過篩之樣本加入中性福馬林至最終濃度 5%, 攜回實驗室後於顯微鏡下鑑定、記錄其數量, 之後烘乾秤重。本研究將浮游動物豐度與平均體重相乘後, 即可得模式中之生物量。浮游動物之 P/B (Hossain et al., 2010)、Q/B (Hossain et al., 2010)及食性組成(Hossain et al., 2010; Janjua and Gerdeaux, 2009)皆參考棲地相似之食物網模式。

5. 藻類

本研究之藻類包含浮游藻及水綿, 浮游藻生物量由 2019~2020 年於夢幻湖調查之葉綠素 a 含量估算; 水綿則由 2021 年營養添加實驗之乾重粗略估算, 並假設該乾重表覆蓋度 100%之水綿, 將其乘上 2020 年調查之平均水綿覆蓋度, 即可得水綿平均乾重。各藻類生物量需經由公式轉換為每平方公尺濕重, 轉換公式為 1 g chl a = 25 g C (Parsons et al., 1984); 1 g C = 16.7 g WW (Opitz, 1996); 1 g DW = 5.71 g WW (Opitz, 1996)。本研究於 2021 年 7 月 13 日進行溶氧代謝法(Marshall, 2005), 藉由該方法可得到培養前後之溶氧差值, 並以此推估浮游藻之 P/B; 水綿之 P/B (Nozaki, 1999; Nozaki, 2001)參考棲地相似之相關研究。

6. 水生植物

本研究之水生植物包含臺灣水韭、針蘭、水毛茛、荇藻、柳葉箬, 生物量皆源自 2019~2020 年夢幻湖之調查。各水生植物生物量需經由公式 1 g DW = 4.5 g WW

(Organic tissue, Opitz, 1996) 轉換為每平方公尺濕重；P/B 則以水生植物淨生產量(NPP) 除以生物量後求得。

7. 碎屑

本研究之碎屑包含枯葉以及土壤之有機碎屑，枯葉生物量源於 2019~2020 年夢幻湖之調查；土壤有機質取自 2019 年調查之結果。經由有機物質乾溼重轉換(Organic tissue: 1 g DW = 4.5 g WW, Opitz, 1996)求得每平方公尺之碎屑濕重。

四、模式平衡與驗證

由於食性組成相對於其他參數有較大的不確定性，因此在平衡模式過程中，以食性為主要調整參數。透過檢視各功能群之 EE 值與總食物轉換效率(gross efficiency, GE; P/Q)可判斷模式之合理性。因模式的基本假設為於研究期間系統處於穩定的狀態，生物量維持不變，因此各功能群的 EE 值應介於 0~1 之間，表示生態系中各功能群的被利用量(攝食、漁獲)不得超過生產量。另一方面，大部分功能群之 P/Q 值應介於 0.05 至 0.3 之間(Christensen et al., 2005)，其中頂級掠食者之 P/Q 值較低；而體型較小的物種 P/Q 值較高，如細菌之 P/Q 值可達 0.5。除了 EE 值與 P/Q 值外，亦可檢視功能群之呼吸量是否為正值，以及 P/Q 值是否低於淨轉換效率(net transfer efficiency, production/assimilated, NE)，以確保模式之合理性。

五、模式輸出

1. 生物營養階層

Ecopath 軟體可計算各功能群在系統中的營養階層(trophic level, TL)，用以探討食物網結構的差異。藉由將基礎生產者與有機碎屑的營養階層視為 1，再依照掠食者攝食其獵物的比例，即可計算該掠食者的營養階層。公式如下(Odum and Heald, 1975)：

$$TL_i = 1 + \sum_{j=1}^n DC_{ij} \times TL_j$$

其中， TL_i 為 i 功能群之營養階層； DC_{ij} 為 i 功能群的食性組成中 j 功能群佔有的比例； TL_j 為 j 功能群之營養階層。

2. 食物鏈物質傳輸模式

Ecopath 結合理論生態學的概念，以網絡分析(Network analysis)描述食物網中能量流動與生物間交互作用的關係。其中，Lindeman spine 依據各功能群的營養階層，將其依比例切割後再加以聚合(aggregation)，可將食物網轉換為食物鏈之形式表現，簡單呈現能量在營養階層間傳輸的情形。Lindeman spine 中共有 4 種能量流(flow)，分別為攝食、呼吸、輸出與漁獲(export and catch)以及流入碎屑(flow to detritus)，而能量流之總和即為總系統通量(total system throughput, TST)，可代表食物網的活力(Ulanowicz, 2012)。此外，將各階層之輸出量與被掠食量加總後除以攝食量，可計算出營養階層間的傳輸效率(transfer efficiency, TE)。

3. 綜合營養衝擊

在 Ecopath 的網絡分析中，綜合營養衝擊(mixed trophic impact, MIT)可用來探討功能群直接或間接的交互作用，其指數計算方式如下：

$$MTI_{ij} = DC_{ij} - FC_{ij}$$

公式中 MTI_{ij} 為 i 功能群對 j 功能群的影響； DC_{ij} 為 i 功能群食性組成中 j 功能群佔有的比例； FC_{ij} 為在 j 功能群被掠食死亡率中， i 功能群捕食 j 功能群使其死亡之比例。若 MTI_{ij} 為正值表示當 i 功能群生物量增加時， j 功能群生物量將隨之增加；反之，若 MTI_{ij} 為負值則表示 i 功能群生物量增加， j 功能群生物量則下降。

關鍵物種(keystoneness species)是在系統中比例相對較低，但對食物網結構影響力較大的物種(Power et al., 1996)。Ecopath 利用 MTI 結果可找出食物網中的關鍵功能群。各功能群的重要性以總衝擊指數(overall impact, ε_i)與關鍵指數(keystoneness, KS_i)表示，其計算公式如下：

$$\varepsilon_i = \sqrt{\sum_{j \neq i}^n MTI_{ij}^2} \quad ; \quad KS_i = \log [\varepsilon_i (1-p_i)]$$

公式中， p_i 表示 i 功能群在系統中的生物量比例，當功能群的 KS_i 接近 0 或大於 0，其表示該功能群為食物網中的關鍵物種。

4. 系統摘要分析

經 Ecopath 軟體統計分析後可得出生態系指數，用以了解整體生態系之特性，並結合訊息理論生態學者 Ulanowicz (1986)之概念，可分析系統發展程度及相關的生態特性。其中，總系統通量(TST)為總攝食量(total consumption)、總呼吸量(total respiration, TR)、總輸出量(total export)和總碎屑流量(total flows to detritus)之總和，用以表示系統的“活動力”。淨系統生產量(net system production, NSP)由生態系總淨初級生產量(NPP)扣除總呼吸量(TR)得之，未成熟生態系之 $NPP > TR$ ，因此 NSP 值較大；成熟生態系統之 NPP 與 TP 達平衡，因此 NSP 值通常趨近於 0；當 NSP 呈負值表示生態系有大量外源物質輸入。P/R 值(total primary production/total respiration)用以描述系統代謝量，在系統發展初期生產力較高、生物量累積較少，導致該階段之 P/R 值較高且大於 1；隨著系統發展，生物量將會累積更多，P/R 值通常會下降且趨近於 1；當系統遭受有機污染時，P/R 值通常小於 1 (Odum, 1971)。B/T 值(total biomass/total throughput)代表單位能量流所支持的生物量，成熟之生態系會有較高之 B/T 值(Christensen, 1995)。Finn cycling index (FCI)表示物質循環流量佔總系統通量的百分比，可衡量物質循環利用之效率(Finn, 1976)，可用於描述系統之“成熟度”(Odum, 1969)。

參、水域面積變遷量化

根據過去相關航照圖，以地理資訊系統與影像辨識軟體量化夢幻湖水域面積，並比較其歷年變化。

第八節、工作執行進度

表 7、2019~2021 年工作執行甘特圖

執行年度		2019 年												2020 年												2021 年																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																
工作項目		執行月份												J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																									
1. 動物調查																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																										</

註：灰底表示完成進度；動物調查中，鳥類調查時間為每年 3 月，兩棲類、水棲昆蟲調查頻率為每季 1 次，哺乳類與爬蟲類調查時間為每年 7 月、10 月。(資料來源：本研究)

第三章、調查結果與討論

第一節、動物調查

壹、鳥類

本研究已於 2019、2020、2021 年 3 月完成 3 季次之鳥類穿越線調查，共發現鳥類 19 科 28 種 252 隻次(表 8)。在 3 年調查中，鳥類個體數與物種數差異不大，並以白頭翁、斯氏繡眼、臺灣竹雞、紅嘴黑鵯與小彎嘴較為常見。在非穿越線調查期間，本研究曾於夢幻湖周邊發現Ⅱ級保育類之黃嘴角鵯與大冠鵯。2019~2021 年之排程錄音機共記錄 27 科 38 種鳥音，其中大冠鵯、紅鳩、四聲杜鵑等 23 種鳥類均為穿越線未記錄物種，顯示錄音可有效輔助現地調查之不足。紅外線自動相機方面，在 2018 年 10 月至 2021 年 9 月，各相機工作時間均大於 8,000 小時(表 9)。調查結果顯示，紅外線自動相機共拍攝鳥類 13 科 17 種，有效相片達 849 張，總 OI 值為 10.64；物種間以臺灣竹雞之出現機率最高，有效照片達 641 張，佔總 OI 值之 76%；其次則為小水鴨(10%)，湖區(相 3-2)迄今共拍攝 82 張小水鴨之有效相片。整體而言，本研究穿越線、排程錄音機與紅外線自動相機共記錄鳥類 34 科 53 種，其中包含 9 種保育鳥類，分別為Ⅱ級保育類之大冠鵯、領角鵯、黃嘴角鵯、朱鷗、臺灣畫眉、棕噪眉，及Ⅲ級保育類之臺灣藍鵲、冠羽畫眉、紅尾伯勞；特有(亞)種方面，共記錄大冠鵯、領角鵯、臺灣竹雞、金背鳩、灰腳秧雞、褐頭鷓鴣、樹鵲、紅胸啄花、小卷尾、臺灣藍鵲、繡眼畫眉、臺灣叢樹鷺、臺灣紫嘯鵯、朱鷗、粉紅鸚嘴、頭烏線、紅嘴黑鵯、白頭翁、山紅頭、大彎嘴、小彎嘴、冠羽畫眉、五色鳥、臺灣畫眉、棕噪眉等 26 種；外來種則發現岩鵲與大陸畫眉。

綜合 2016~2021 年度調查結果，本團隊共記錄鳥類 40 科 74 種(附件二)。其中黃嘴角鵯、四聲杜鵑、白腹鵯、赤腹鵯、紅胸啄花、灰喉山椒鳥、朱鷗、金背鳩、紅鳩、珠頸斑鳩、山鵲、灰腳秧雞、家燕、野鳩、斑文鳥、白腰文鳥、番鵲、樹鵲、黃尾鵲、藍尾鵲、臺灣紫嘯鵯、臺灣叢樹鷺、短尾鷺、褐頭鷓鴣、

鵲鵲、翠鳥與棕噪眉等 27 種鳥類僅記錄於本研究；而白耳畫眉、白尾鵲與斑點鵲等 3 種鳥類則為 2016~2017、2017~2018 年度均有紀錄，但 2019~2021 年度未記錄。

表 8、2019~2021 年鳥類穿越線、排程錄音與自動相機結果

科中文名	中文名	Mar-19	Mar-20	Mar-21	排程錄音	自動相機
鷹科	大冠鷲 ^{II}				●	
鴟鵂科	領角鴟 ^{II}				●	
雁鴨科	小水鴨	1	8			●
鷓鴣科	山鷓鴣		1			
鳩鵲科	野鳩	1				
鳩鵲科	珠頸斑鳩		1			
鳩鵲科	金背鳩	2			●	
鳩鵲科	紅鳩				●	
翠鳥科	翠鳥		1			
杜鵑科	番鵲				●	●
杜鵑科	四聲杜鵑				●	
雉科	臺灣竹雞	6	11	5	●	●
秧雞科	灰腳秧雞				●	●
樹鶯科	短尾鶯				●	●
扇尾鶯科	灰頭鷓鴣	4	6	4	●	
扇尾鶯科	褐頭鷓鴣				●	
鴉科	樹鵲	3		2	●	
啄花科	紅胸啄花				●	
卷尾科	小卷尾				●	
梅花雀科	斑文鳥				●	
梅花雀科	白腰文鳥				●	
鴉科	臺灣藍鵲 ^{III}	2		1	●	●
燕科	家燕	1				
噪眉科	繡眼畫眉	8	6		●	
噪眉科	大陸畫眉				●	●
噪眉科	臺灣畫眉 ^{II}			1		
噪眉科	棕噪眉 ^{II}			1		●
蝗鶯科	臺灣叢樹鶯				●	
鵲鵲科	樹鵲				●	
鵲科	野鵲		1		●	●
鵲科	黃尾鵲	1	1			

科中文名	中文名	Mar-19	Mar-20	Mar-21	排程 錄音	自動 相機
鵲科	藍尾鵲					●
鵲科	臺灣紫嘯鵲				●	
黃鸝科	朱鸝 ^{II}				●	
鸚鵡科	粉紅鸚鵡	4	3	8	●	●
雀眉科	頭烏線		2		●	
柳鶯科	極北柳鶯		1			
鵲科	紅嘴黑鵲	10	3	10	●	
鵲科	白頭翁	12	16	20	●	●
畫眉科	山紅頭	7	5	5	●	
畫眉科	大彎嘴				●	●
畫眉科	小彎嘴	2	6	13	●	●
綠鵲科	綠畫眉				●	
鵲科	赤腹鵲			2		●
鵲科	白腹鵲		1			●
繡眼科	斯氏繡眼	21	2	17	●	
繡眼科	冠羽畫眉 ^{III}				●	
鬚鶯科	五色鳥			1	●	
山椒鳥科	灰喉山椒鳥				●	
伯勞科	紅尾伯勞 ^{III}				●	
啄木鳥科	小啄木				●	
鵲科	黑臉鵲			2		●
總個體數		85	75	92		
物種數		16	18	15	38	17
Shannon's diversity index (H')		2.37	2.49	2.27		
Simpson's diversity index (C)		0.12	0.11	0.13		
Margelef species richness (SR)		3.38	3.94	3.10		
Pielou's evenness (J')		0.85	0.86	0.84		

註：上標 II 表示該物種為 2 級保育類；上標 III 表示該物種為 3 級保育類

(資料來源：本研究)

表 9、2019~2021 年鳥類紅外線相機有效照片張數

物種名	有效照片張數							OI 值
	相 1	相 2	相 3-1	相 3-2	相 4	相 5	小計	
小水鴨 <i>Anas crecca crecca</i>				82			82	1.03
番鵝 <i>Centropus bengalensis lignator</i>		1					1	0.01
灰腳秧雞 <i>Rallina eurizonoides formosana</i>		1					1	0.01
臺灣藍鵲 <i>Urocissa caerulea</i>						1	1	0.01
赤腹鸚 <i>Turdus chrysolaus chrysolaus</i>		1					1	0.01
白腹鸚 <i>Turdus pallidus</i>		1				5	6	0.08
白頭翁 <i>Pycnonotus sinensis formosae</i>	1						1	0.01
小彎嘴 <i>Pomatorhinus musicus</i>	5	1					6	0.08
大彎嘴 <i>Megapomatorhinus erythrocnemis</i>						4	4	0.05
臺灣竹雞 <i>Bambusicola sonorivox</i>	35	256	211	4	66	69	641	8.03
野鴿 <i>Calliope calliope calliope</i>	10	22	9			1	42	0.53
大陸畫眉 <i>Garrulax canorus canorus</i>	10	6	3		1	3	23	0.29
粉紅鸚嘴 <i>Sinosuthora webbiana bulomacha</i>	25	3	1				29	0.36
短尾鶯 <i>Urosphena squameiceps</i>						4	4	0.05
藍尾鴿 <i>Tarsiger cyanurus cyanurus</i>	3		1				4	0.05
棕噪眉 <i>Ianthocincla poecilorhyncha</i>			1				1	0.01
黑臉鵒 <i>Emberiza spodocephala spodocephala</i>	1	1					2	0.03
小計	90	293	226	86	67	87	849	10.64
工作時數(hr)	12240	11016	20928	12816	10248	12576	79824	

OI 值：occurrence index。(資料來源：本研究)

貳、哺乳類

本研究已於 2019 年 7 月、10 月、2020 年 7 月、10 月及 2021 年 7 月、10 月完成 6 季次之哺乳類陷阱法調查，共發現哺乳類 4 科 4 種 33 隻次(表 10)，其中以赤腹松鼠與臺灣長尾麝鼯最為常見。在非陷阱法調查期間，本研究曾於夢幻湖周邊聽聞山羌的叫聲。紅外線自動相機共拍攝哺乳類 8 科 12 種(表 11)，有效相片達 533 張，總 OI 值為 6.68。其中包含 II 級保育類之麝香貓、穿山甲，特有種之臺灣山羌、臺灣刺鼠、田鼯鼠，及白鼻心、臺灣野兔、鼬獾等特有亞種。物種間以麝香貓之出現機率最高，有效照片達 181 張，佔總 OI 值之 34%，其次則為鼬獾(26%)與臺灣刺鼠(16%)。從自動相機結果發現，白鼻心主要於陸

3 活動，可能因白鼻心之食物組成包含蛙類，故偏好棲於湖邊。整體而言，本研究陷阱法與自動相機迄今共記錄哺乳類 9 科 13 種，綜合 2016~2021 年調查結果，共發現 10 科 14 種哺乳類，其中臺灣獼猴則僅記錄於 2018 年。

另一方面，本研究於自動相機之結果中發現夢幻湖之遊蕩動物於今年夏、秋季出現次數增加，約為去年之 3.6 倍，其中有 92% 為野狗(表 12)，可能為棲於該處之野狗繁殖所致。夢幻湖園區棲息許多保育及特有種動物，為避免園內之野生動物生存受脅，建議陽管處應進行遊蕩動物之捕捉。

表 10、2019~2021 年哺乳類陷阱法與自動相機結果

科中文名	中文名	陷阱法						總計	自動相機
		Jul-19	Oct-19	Jul-20	Oct-20	Jul-21	Oct-21		
鹿科	臺灣山羌								●
穿山甲科	穿山甲 ^{II}								●
貂科	鼬獾			1				1	●
靈貓科	白鼻心								●
靈貓科	麝香貓 ^{II}								●
兔科	臺灣野兔								●
鼠科									●
鼠科	臺灣刺鼠		1		1			2	●
鼠科	溝鼠								●
鼠科	田鼯鼠								●
鼠科	鬼鼠								●
松鼠科	赤腹松鼠	3	1	5	3	3	2	17	●
尖鼠科	臺灣長尾麝鼯		5	3	4	1		13	
蝙蝠科									●
總個體數		3	7	9	8	4	2	33	
物種數		1	3	3	3	2	1	4	12
Shannon's diversity index (H')		0	0.8	0.94	0.97	0.56	0	0.98	
Simpson's diversity index (C)		1	0.55	0.43	0.41	0.63	1	0.43	
Margelef species richness (SR)		0	1.03	0.91	0.96	0.72	0	0.86	
Pielou's evenness (J')		--	0.72	0.85	0.89	0.81	--	0.71	

註：上標 II 表示該物種為 2 級保育類；--表該指數無法計算（資料來源：本研究）

表 11、2019~2021 年哺乳類紅外線相機有效照片張數

物種名	有效照片張數							OI 值
	相 1	相 2	相 3-1	相 3-2	相 4	相 5	小計	
臺灣山羌 <i>Muntiacus reevesi micrurus</i>	2				3	2	7	0.09
穿山甲 <i>Manis pentadactyla pentadactyla</i>	1	1			1		2	0.03
鼬獾 <i>Melogale moschata subaurantiaca</i>	28	26	28		8	50	140	1.75
白鼻心 <i>Paguma larvata taivana</i>	1	1	44				46	0.58
麝香貓 <i>Viverricula indica taivana</i>	22	26	30	39	18	46	181	2.27
臺灣野兔 <i>Lepus sinensis formosus</i>		2	1				3	0.04
鼠科 Muridae	3	2	1				6	0.08
赤腹松鼠 <i>Callosciurus erythraeus taiwanensis</i>	1		5		5	35	46	0.58
臺灣刺鼠 <i>Niviventer coninga</i>	30	20	17		4	16	87	1.09
田鼠 <i>Mus caroli</i>	1						1	0.01
鬼鼠 <i>Bandicota indica</i>	3						3	0.04
蝙蝠科 Vespertilionidae					1		1	0.01
小計	98	81	126	39	41	149	533	6.68
工作時數(hr)	12240	11016	20928	12816	10248	12576	79824	

註：OI 值：occurrence index (資料來源：本研究)

表 12、2020~2021 年遊蕩動物紅外線相機有效照片張數

年	季節	陸 1	陸 2	陸 3-1	陸 3-2	陸 4	陸 5
2020	冬						1
	春		4	7	2	2	
	夏		2	2	1		
	秋	1					
2021	冬			2		7	
	春			1	2		1
	夏	6		1		3	8
	秋	33		1		8	6

(資料來源：本研究)

參、兩棲類

本研究已於 2019 年 3 月、7 月、10 月、12 月、2020 年 3 月、7 月、10 月、12 月及 2021 年 3 月、7 月、10 月完成 11 季次之蛙類穿越線調查，共記錄兩棲類 5 科 11 種(表 13)，並記錄到 III 級保育類臺北樹蛙，物種中以腹斑蛙最為優勢，中國樹蟾次之。春、夏季為大多數蛙類之繁殖期，此時湖區一帶兩棲類數量甚多；而至秋、冬季，僅餘臺北樹蛙(繁殖期 10 月至翌年 3 月)及腹斑蛙(繁殖期 2 月至 10 月)在湖區周邊鳴叫，並於路面偶見盤古蟾蜍活動。排程錄音機共記錄 5 科 15 種蛙鳴，其中小雨蛙、虎皮蛙、福建大頭蛙、斯文豪氏赤蛙、梭德氏赤蛙與褐樹蛙為穿越線調查未發現之物種。整體而言，本研究穿越線與排程錄音機共記錄兩棲類 6 科 17 種。綜合 2016~2021 年調查結果，本團隊共發現 6 科 17 種兩棲類，其中小雨蛙、虎皮蛙、福建大頭蛙、斯文豪氏赤蛙、梭德氏赤蛙、莫氏樹蛙與褐樹蛙為本年度新增物種。

表 13、2019~2021 年兩棲類穿越線與排程錄音機結果

科中文名	中文名	2019				2020				2021			總計	錄音
		Mar-19	Jul-19	Oct-19	Dec-19	Mar-20	Jul-20	Oct-20	Dec-20	Mar-21	Jul-21	Oct-21		
狹口蛙科	小雨蛙													●
蟾蜍科	盤古蟾蜍	32	4	14	1	25	6	1	2	12	3		100	
叉舌蛙科	澤蛙										3		3	●
叉舌蛙科	虎皮蛙													●
叉舌蛙科	福建大頭蛙													●
樹蛙科	中國樹蛙	52	50			21					1		124	●
赤蛙科	腹斑蛙	60	100			3	102	1		7	13	20	306	●
赤蛙科	貢德氏赤蛙		8				4			1			13	●
赤蛙科	拉都希氏赤蛙	1	2			2							5	●
赤蛙科	斯文豪氏赤蛙													●
赤蛙科	梭德氏赤蛙													●
樹蛙科	艾氏樹蛙		2			12				7			21	●
樹蛙科	面天樹蛙	31	5			1	22				10	3	72	●
樹蛙科	布氏樹蛙		30			1	24				13		68	●
樹蛙科	莫氏樹蛙						1						1	
樹蛙科	臺北樹蛙 ^{III}	26		2	10	10			13	3			64	●
樹蛙科	褐樹蛙													●
總個體數		202	201	16	11	75	159	2	15	30	43	23	774	
物種數		6	8	2	2	8	6	2	2	5	6	2	10	15
Shannon's diversity index (H')		1.58	1.37	0.38	0.30	1.63	1.09	0.69	0.39	1.39	1.52	0.39	1.77	
Simpson's diversity index (C)		0.22	0.33	0.78	0.83	0.24	0.46	0.50	0.77	0.28	0.25	0.77	0.22	
Margelef species richness (SR)		0.95	1.32	0.36	0.42	1.62	0.99	1.44	0.37	1.18	1.33	0.32	1.35	
Pielou's evenness (J')		0.88	0.66	0.54	0.44	0.78	0.61	1.00	0.57	0.86	0.85	0.56	0.77	

註：上標 III 表示該物種為 3 級保育類 (資料來源：本研究)

肆、爬蟲類

本研究已於 2019 年 7 月、10 月、2020 年 7 月、10 月及 2021 年 7 月、10 月完成 6 季次之陷阱法與穿越線調查，共記錄爬蟲類 3 科 4 種 21 隻次(表 14)，包含Ⅲ級保育類之臺灣黑眉錦蛇，以麗紋石龍子之出現次數較多。在非穿越線調查期間，本研究曾於夢幻湖周邊發現赤尾青竹絲、紅斑蛇與過山刀；並另於紅外線相機拍攝到翠斑草蜥與眼鏡蛇。季節間，爬蟲類於夏季之物種數及豐富度均高於秋季，秋季幾乎無調查到爬蟲類，其與夢幻湖秋季氣溫較低有關，因此未來爬蟲類調查可著重於夏季。整體而言，2019~2021 年本研究於夢幻湖發現之爬蟲類個體數不多，但物種數已達 6 科 9 種，與林幸助(2017~2018)之物種數相仿。綜合 2016~2020 年調查結果，本團隊目前共發現爬蟲類 8 科 12 種。

表 14、2019~2021 年爬蟲類陷阱法與穿越線調查結果

科中文名	中文名	陷阱法與穿越線調查						自動相機
		Jul-19	Oct-19	Jul-20	Oct-20	Jul-21	Oct-21	總計
飛蜥科	黃口攀蜥	3	1			2		6
正蜥科	翠斑草蜥							●
黃頷蛇科	臺灣黑眉錦蛇 ^{III}	2						2
蝙蝠蛇科	眼鏡蛇							●
石龍子科	麗紋石龍子	6		1		5		12
石龍子科	印度蜓蜥			1				1
總個體數		11	1	2	0	7		21
物種數		3	1	2	0	2		4
Shannon's diversity index (H')		0.99	0	0.69	0.00	0.60		
Simpson's diversity index (C)		0.4	1	0.5	--	0.59		
Margelef species richness (SR)		0.83	--	1.44	--	0.51		
Pielou's evenness (J')		0.91	--	1	--	0.86		

註：上標 III 表示該物種為 3 級保育類；--表該指數無法計算 (資料來源：本研究)

伍、水棲昆蟲

本研究已於 2019 年 3 月、7 月、10 月、12 月、2020 年 3 月、7 月、10 月、12 月及 2021 年 3 月、7 月、10 月完成 11 季次之水棲昆蟲調查，採集個體多屬幼蟲型態，共記錄水棲昆蟲 9 科(表 15)。整體而言，3 年間之結果與林幸助(2018)之結果相似，物種間以搖蚊科最為優勢，其次則為絲蟪科與蜻蛉科。春季平均水昆較多(655 ind m^{-2})；秋、冬季次之(118 ind m^{-2} 、 190 ind m^{-2})；夏季最少(77 ind m^{-2})。夏季水昆豐度較低可能因多數水昆以幼蟲型態棲於水中，並於春、夏季離開水面羽化為成蟲(林幸助，2018；郭美華等，2004)；而夏季水位降低亦可能壓縮水昆之生活空間，豐度因而降低。碎屑為夢幻湖水昆重要之食物來源，冬季枯葉、水綿增加，春季溫度提升、有機物質分解。因此，除生活史因素，冬、春季食物充足，有利幼蟲成長，水昆因而增加。綜上所述，先前之研究結果亦以冬、春 2 季有較豐富之水昆(林幸助，2018)，且季節間水昆物種相似，故本研究建議未來以冬、春 2 季作為水昆之主要調查季節。

表 15、2019~2021 年水棲昆蟲豐度(ind. m⁻²)

科中文名	科名	Mar-19		Jul-19		Oct-19		Nov-19		Mar-20		Jul-20		Oct-20		Dec-20		Mar-21		Jul-21		Oct-21		總計
		D	E	D	E	D	E	D	E	D	E	D	E	D	E	D	E	D	E	D	E	D	E	
弓蜓科	Corduliidae											28		8	4	4	12			8	8	20		92
勾蜓科	Cordulegastridae				16					32								6						54
晏蜓科	Aeshnidae					8		12												4				24
細蟴科	Coenagrionidae	9																						9
絲蟴科	Lestidae			52	8	8		40	4	76	116	116		272	304	60	112	228	138	12				1546
搖蚊科	Chironomidae	10	22			16		68	16	1876	1272	20	128	28		160	232	16	84		4			3952
蜻蛉科	Libellulidae	6	11	32	20		4		8							4	12	2				20	8	127
蟾科	Ceratopogonidae	3										8					4	16	6				4	41
四節蜉蝣科	Baetidae														4	4	8							16
總豐度(ind. m ⁻²)		28	33	84	44	32	4	120	28	1984	1388	144	156	308	312	232	380	262	234	20	16	42	12	5861
物種數		4	2	2	3	3	1	3	3	3	2	3	2	3	3	5	6	4	4	2	3	2	2	9
Shannon's diversity index (H')		1.30	0.64	0.66	1.04	1.04	0.00	0.92	0.96	0.24	0.29	0.61	0.47	0.42	0.14	0.82	1.01	0.50	0.87	0.67	1.04	0.69	0.64	0.89
Simpson's diversity index (C)		0.29	0.56	0.53	0.37	0.38	1.00	0.44	0.43	0.90	0.85	0.67	0.71	0.79	0.95	0.54	0.46	0.76	0.48	0.52	0.38	0.50	0.56	0.53
Margelef species richness (SR)		0.90	0.29	0.23	0.53	0.58	0.00	0.42	0.60	0.26	0.14	0.40	0.20	0.35	0.35	0.73	0.84	0.54	0.55	0.33	0.72	0.27	0.40	0.92
Pielou's evenness (J')		0.94	0.92	0.96	0.94	0.95	--	0.84	0.87	0.22	0.41	0.55	0.68	0.38	0.12	0.51	0.56	0.36	0.63	0.97	0.95	1.00	0.92	0.41

(資料來源：本研究)

陸、綜合討論

生物多樣性是了解物種群集的重要參數，其中 Shannon-Wiener 多樣性指數 (H') 與 Simpson's 指數 (C) 是被廣泛使用的多樣性指數，同時考量物種豐富度及均勻度，前者數值越高表示多樣性越高，後者則反之；Margalef 豐富度指數 (SR) 意旨物種之豐富度，數值越高表豐富度越高；Pielou's 均勻度指數 (J') 僅考量物種均勻度，介於 0~1 之間，值越大表示群集間的個體數分布較均勻。本研究綜合 2016 至 2020 年各類群動物多樣性指數之結果顯示各類群中，鳥類之平均多樣性 (H') (2.53 ± 0.12) 及豐富度 (SR) (4.04 ± 0.37) 最高 (表 16、圖 17)；爬蟲類之多樣性 (H') (0.93 ± 0.15) 最低，均勻度 (J') 最高 (0.97 ± 0.02)；哺乳動物調查到之豐富度 (SR) 最低 (1.04 ± 0.17)；水棲昆蟲之均勻度 (J') 則為最低 (0.59 ± 0.12)，與搖蚊科優勢度較高有關。鳥類、哺乳類與爬蟲類於各年度間之各項多樣性指數差異不大；兩棲類於 2019、2020 年之多樣性 (H') 較高；水棲昆蟲於 2020 年之多樣性較低，可能因該年春季較多之搖蚊科豐度 ($1,574 \pm 302 \text{ ind. m}^{-2}$) 導致多樣性減低。整體而言，部分類群至 2019 年起調查樣區方式及樣區有所降低，但各項多樣性指數結果並無受過多影響，可能代表目前之調查項目足以呈現夢幻湖之動物資料，調查方式差異可參附件 3。

表 16、2016~2020 年動物多樣性指數

類群	年分	Shannon's diversity index (H')	Simpson's diversity index (C)	Margelef species richness (SR)	Pielou's evenness (J')
鳥類	2017	2.89	0.07	5.10	0.90
	2018	2.39	0.12	3.77	0.81
	2019	2.37	0.12	3.38	0.85
	2020	2.49	0.11	3.94	0.86
哺乳	2017	0.56	0.63	0.72	0.81
	2018	1.49	0.24	1.52	0.93
	2019	0.94	0.42	0.87	0.86
	2020	1.05	0.40	1.06	0.76
爬蟲	2017	1.33	0.28	1.67	0.96
	2018	0.69	0.50	1.44	1.00
	2019	1.01	0.39	0.80	0.92
	2020	0.69	0.50	1.44	1.00
兩棲	2017	0.74	0.61	1.04	0.41
	2018	0.91	0.44	0.55	0.82
	2019	1.70	0.23	1.32	0.78
	2020	1.78	0.23	1.63	0.77
水棲昆蟲	2018	1.72	0.24	1.95	0.65
	2019	1.48	0.27	1.01	0.76
	2020	0.68	0.62	0.71	0.35

註：1. 2017~2018 之動物結果為將所有樣區加總進行計算；

2. 鳥類結果以春季為主；哺乳類、爬蟲類以夏、秋季為主，將 2 季加總後計算；

；兩棲類、水棲昆蟲將 4 季加總後計算

(資料來源：本研究)

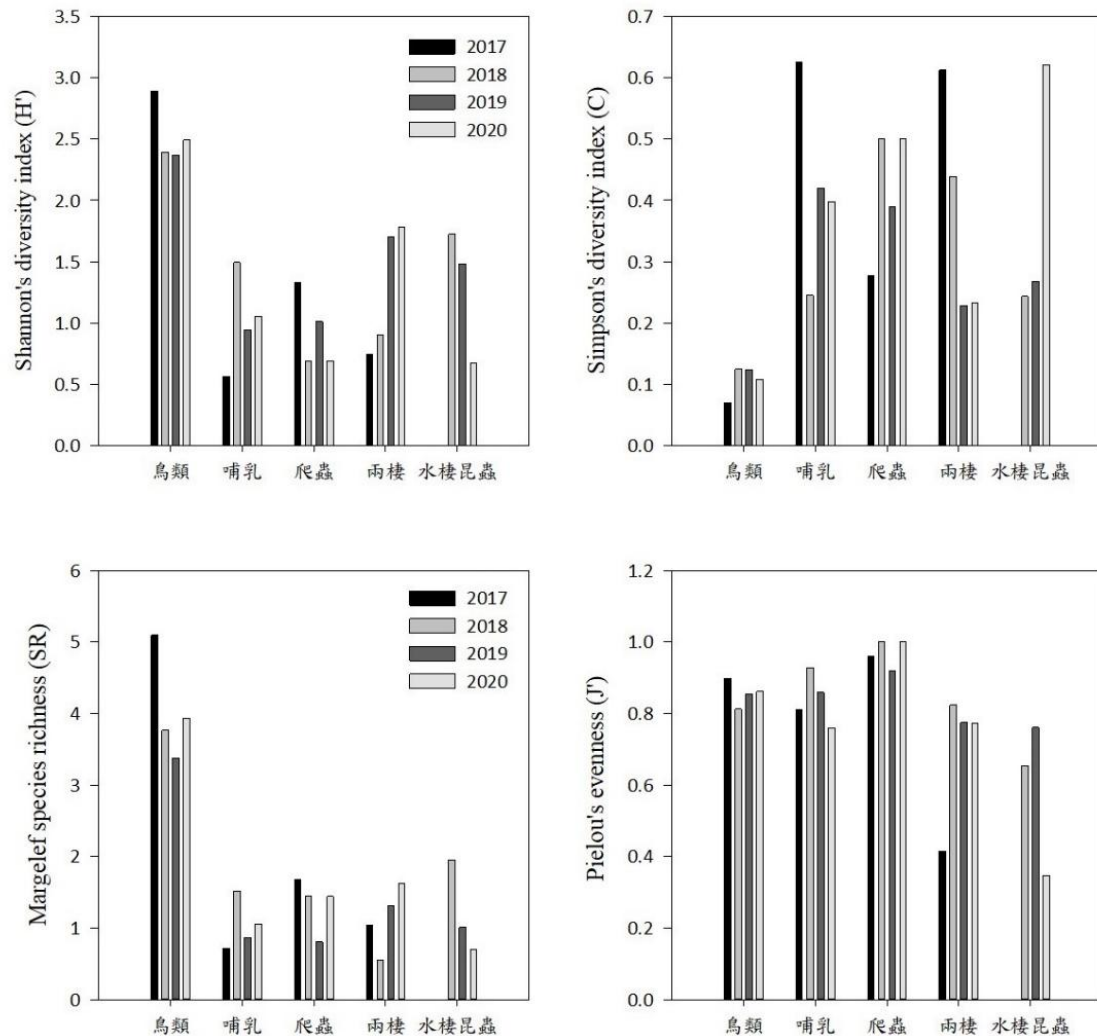


圖 17、2016~2020 各年度 Shannon-Wiener 多樣性指數(H')、Simpson's 指數(C)、Margelef 豐富度指數(SR)、Pielou's 均勻度指數(J')。水棲昆蟲無 2017 年之紀錄。

(資料來源：林幸助 2017~2018；本研究)

第二節、植物調查

壹、臺灣水韭永久樣區

本研究已於 2019 年 3 月、7 月、10 月、12 月、2020 年 3 月、7 月、10 月與 2021 年 1 月、3 月、7 月、10 月完成 11 季之臺灣水韭永久樣區調查，並彙整 2006~2021 年之相關數據，各樣區歷年植物組成趨勢分述如下：

一、湖岸區

湖岸區 S1 樣站(原 A3 樣站)於 2010 年前以桴蓋極度優勢(圖 18)，至 2010 年 2 月至 12 月，狹葉泥炭苔與臺灣水韭覆蓋度逐漸增加；2012~2015 年，狹葉泥炭苔消失，臺灣水韭持續增加，並與連萼穀精草、針蘭交替優勢，最大覆蓋度達 95%，然自 2018 年起開始有葶薺少量入侵，其覆蓋度最高達 36%，2020 年 7 月臺灣水韭開始下降，2021 年 7 月臺灣水韭覆蓋度降至 0%。

湖岸區 S2 樣站(原 A1 樣站)於 2010 年 5 月前主要由臺灣水韭與針蘭隨季節交互消長。其中臺灣水韭覆蓋度於 10 月至翌年 2 月達到峰值，於 3~5 月逐漸減少；針蘭則於 4 月起覆蓋度逐漸上升，並至 8 月達到峰值。然至 2010 年 3 月，臺灣水韭覆蓋度未如往年逐漸降低，反而係以針蘭覆蓋度持續下降。至此之後，臺灣水韭長期維持優勢狀態，最大覆蓋度達 100%，僅 2018 年 7、10 月及 2021 年 7 月臺灣水韭覆蓋度低於針蘭。

湖岸區 S3 樣站(原 A2 樣站)緊鄰 S2 樣站，與 S2 樣站高程僅差 7.7 cm，惟兩者水生植物相不盡相同。在 2010 年前，S3 樣站多以針蘭與桴蓋交替優勢，臺灣水韭覆蓋度低；2010 年後，桴蓋消失且針蘭逐漸減少，同時狹葉泥炭苔大幅上升，臺灣水韭則小幅增加；至 2017~2021 年，臺灣水韭覆蓋度明顯大幅提升，雖其優勢程度仍不如針蘭，然每逢冬至春季均可見臺灣水韭覆蓋度上升。至 2021 年 3 月，S3 樣站之臺灣水韭覆蓋度已達 100%，為近年來最高之覆蓋度紀錄。

湖岸區 S4 樣站(原 A4 樣站)之臺灣水韭於 2007~2008 年曾與針蘭、桴蓋依季節交替優勢，最大覆蓋度高達 96%；然至 2009 年起，桴蓋、狹葉泥炭苔、柳葉箬、水毛花、針蘭等植物之覆蓋度增加，使其近年之最大覆蓋度降至 43%。

二、湖央區

湖央區 C1、C2 樣站(原 E、B 樣站)於 2010 年前主要由針蘭或狹葉泥炭苔較為優勢(圖 19)；2010 年後，臺灣水韭覆蓋度始逐漸增加；至 2015~2021 年，臺灣水韭已極度優勢且族群穩定，最大覆蓋度達 100%。其中，C1 樣區於 2018、2019 年夏季，因針蘭、水毛花、荸薺出現，曾使臺灣水韭覆蓋度降至 60% 以下。C1 樣站於 2019 年 12 月至 2020 年 7 月，臺灣水韭覆蓋度維持於 90% 以上；C2 樣站則於 2019 年 3~10 月、2020 年 3 月至 2021 年 10 月，覆蓋度 $\geq 90\%$ 。

湖央區 C3 樣站(原 F 樣站)於 2010 年前主要由針蘭與狹葉泥炭苔交互消長；2010 年後，針蘭消失，僅餘狹葉泥炭苔極度優勢；然至 2015~2021 年，狹葉泥炭苔覆蓋度銳減，而主要以臺灣水韭相對優勢。相較於 C1、C2 樣站而言，C3 樣區自 2007 年起即有穩定之水毛花族群分布，使此區之臺灣水韭不比 C1、C2 樣站強勢；而近年荸薺入侵，更壓縮其生長空間，臺灣水韭最大覆蓋度僅達 75%。

三、浚深區

浚深區 N1、N2 樣站(原 C、D 樣站)於 2010 前均以針蘭極度優勢(圖 20)；2010 年後，針蘭覆蓋度銳減，使臺灣水韭與狹葉泥炭苔大幅增加；至 2015~2021 年，2 樣區均以臺灣水韭最為優勢，最大覆蓋度達 100%。相較於 N2 樣站而言，N1 樣站臺灣水韭開始出現之時間較晚(2009 年)，且近年仍具有穩定比例之針蘭族群分布。於 2019 年 12 月起至 2020 年 7 月，N1 樣站之臺灣水韭覆蓋度均維持 100%，但因 2020 年 10 月針蘭再次出現，臺灣水韭覆蓋度降至 30%，後續與針蘭隨季節交互消長。

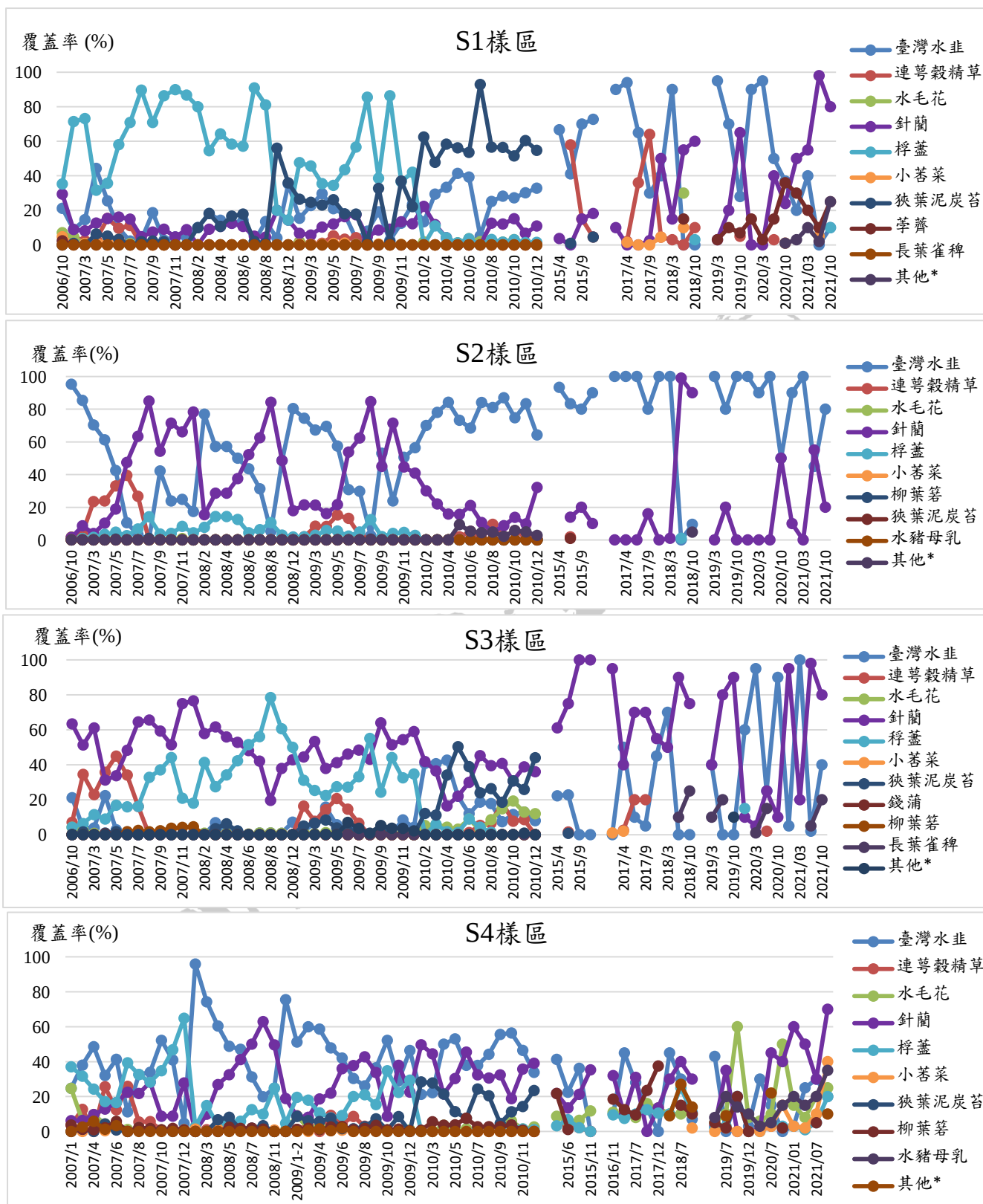


圖 18、2006~2021 年臺灣水韭永久樣區(湖岸區)水生植物相對覆蓋度
(資料來源：陳德鴻等，2007~2010；林幸助、廖冠茵，2015；林幸助，
2017~2018；本研究)

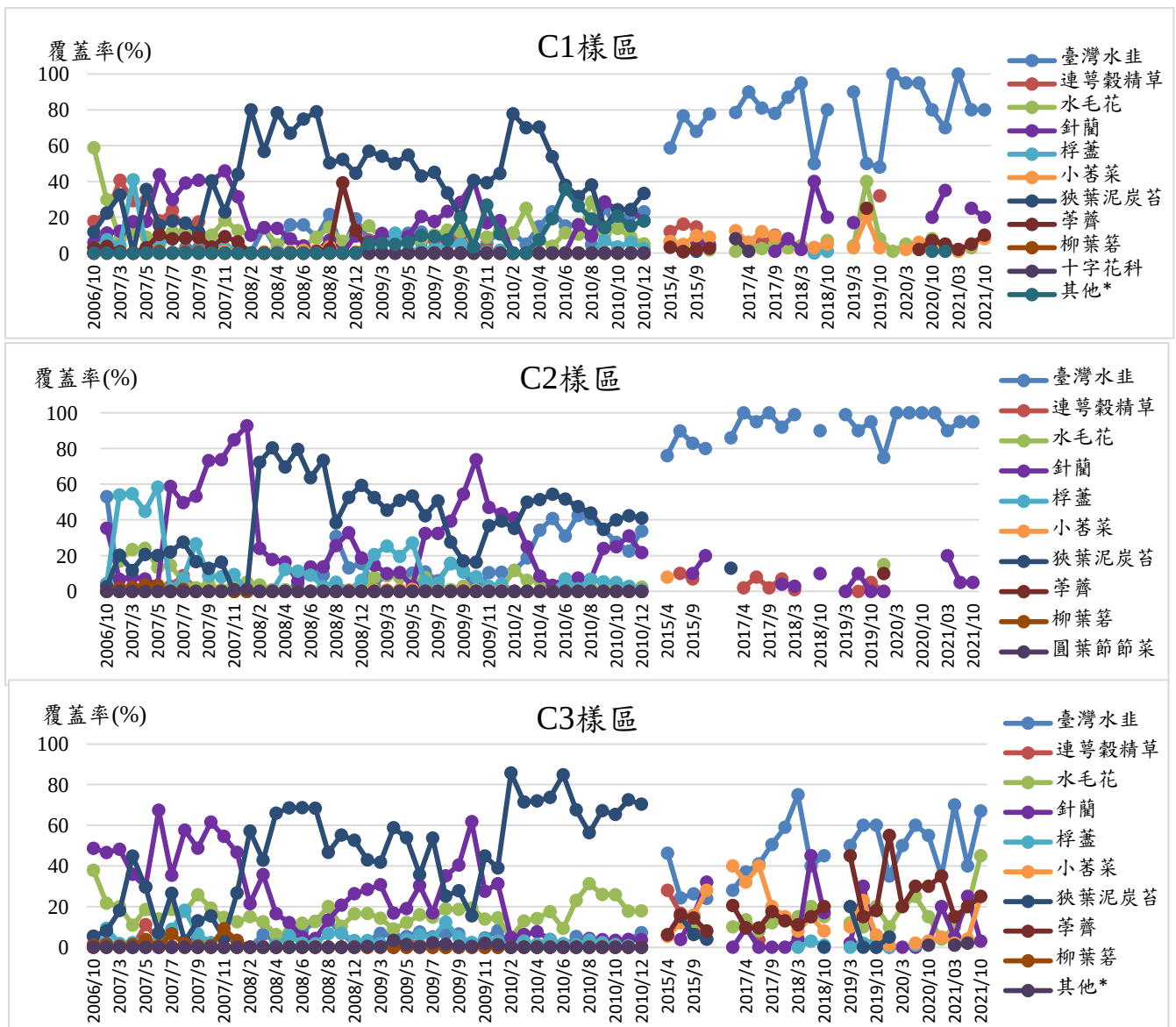


圖 19、2006~2021 年臺灣水韭永久樣區(湖央區)水生植物相對覆蓋度
(資料來源：陳德鴻等，2007~2010；林幸助、廖冠茵，2015；林幸助，
2017~2018；本研究)

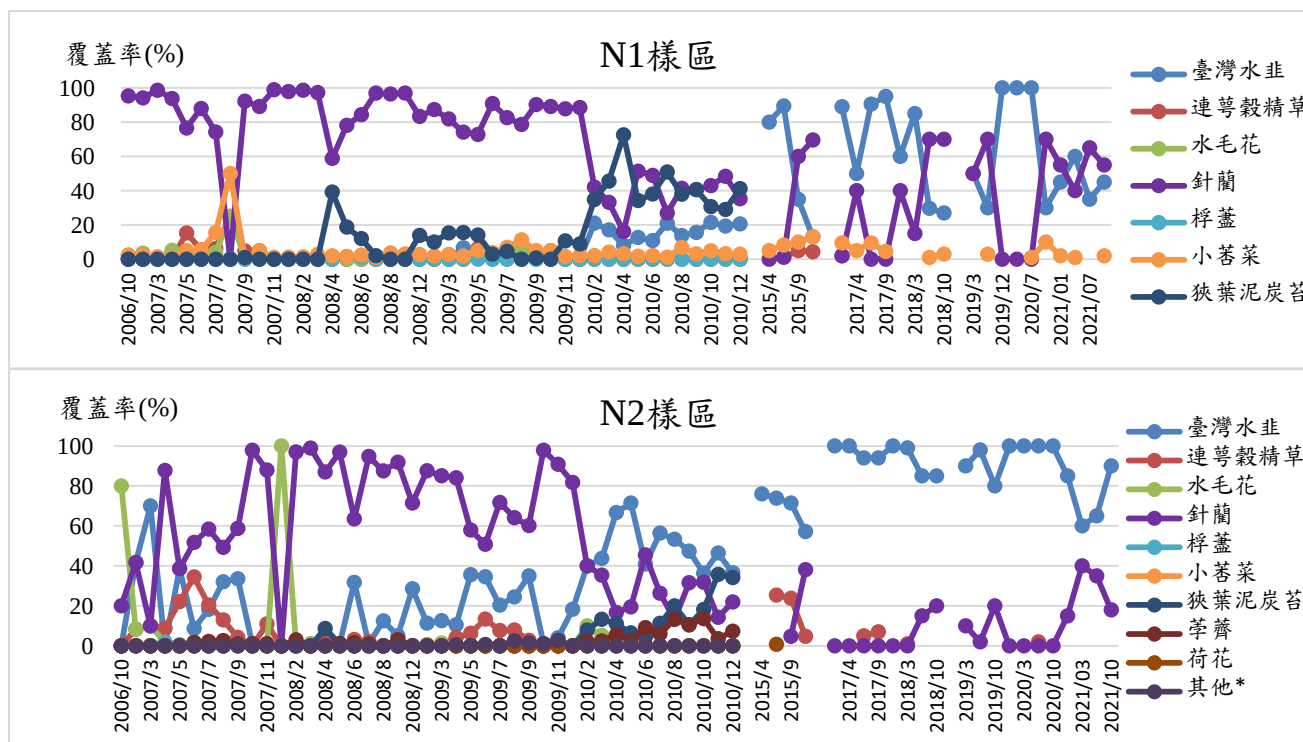


圖 20、2006~2021 年臺灣水韭永久樣區(浚深區)水生植物相對覆蓋度
(資料來源：陳德鴻等，2007~2010；林幸助、廖冠茵，2015；林幸助，2017~2018；本研究)

四、綜合討論

臺灣水韭永久樣區於 2009~2010 年之植物組成變化劇烈，尤其又以 S2、C2、C3、N1、N2 等樣區之針蘭覆蓋度降低最為明顯(圖 21)。在上述樣站中，S2、C2、C3 樣站在 2009 年前均以針蘭(6~9 月優勢)與臺灣水韭、狹葉泥炭苔(10 月至翌年 2 月優勢)隨季節交替優勢。然至 2010 年春夏季，針蘭覆蓋度並未如往年回升，而由臺灣水韭或狹葉泥炭苔取代之。N1、N2 樣站則在 2007~2009 年全年均以針蘭極度優勢，然於 2009 年 12 月針蘭覆蓋度大幅降低後，翌年夏季其覆蓋度即遠低於 2007~2009 年，改以臺灣水韭或狹葉泥炭苔較為優勢。由於水深為影響水生植物組成之重要因子，故本研究彙整陳德鴻等(2007~2010)之月平均水位及雨量資料，以探討優勢族群轉變與水位之關聯性。結果顯示，在針蘭季節性逐漸枯萎之 9 月至翌年 3 月中，2009 年 10~11 月夢幻湖之月平均水位高達 136.0~139.6 cm (圖 22)，較 2007 年 11 月(87.3 cm)與 2008 年 10~11

月(61.1~69.8 cm)高出 49 cm 以上，而在針蘭新生族群生長之 4~8 月中，2010 年 6、7 月之水位分別達 91.5 與 43.3 cm，亦較 2007~2008 年同月份水位高出至少 23 cm。由此可見，2009~2010 年期間，針蘭無論在冬枯期或萌發期均面臨高水位逆境，故極可能為導致夢幻湖大部分永久樣區(C1、C2、C3、N1、N2)優勢物種由針蘭轉變為臺灣水韭或狹葉泥炭苔之主要原因。

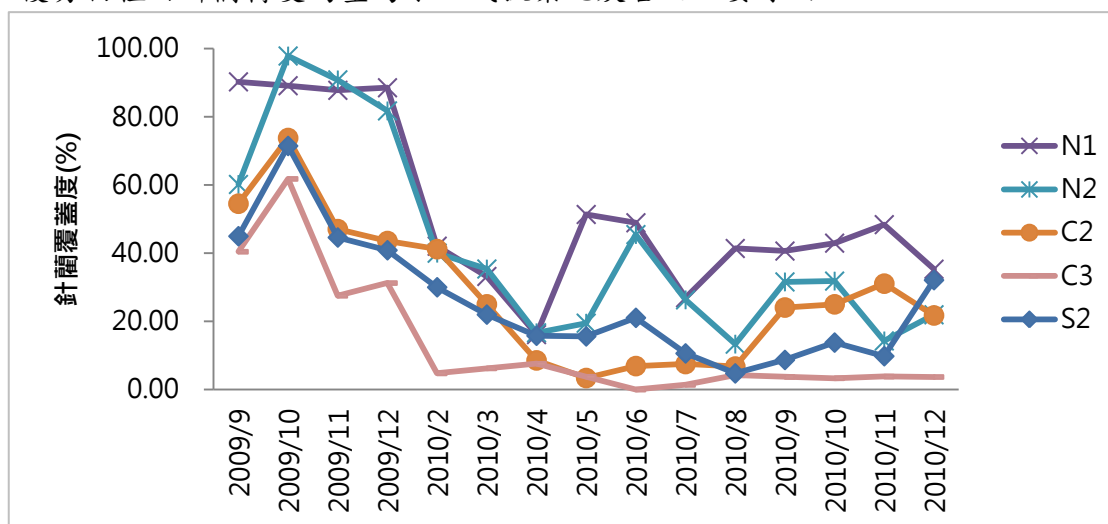


圖 21、2009 年 9 月至 2010 年 12 月臺灣水韭永久樣區針蘭覆蓋度
(資料來源：陳德鴻 2007~2010)

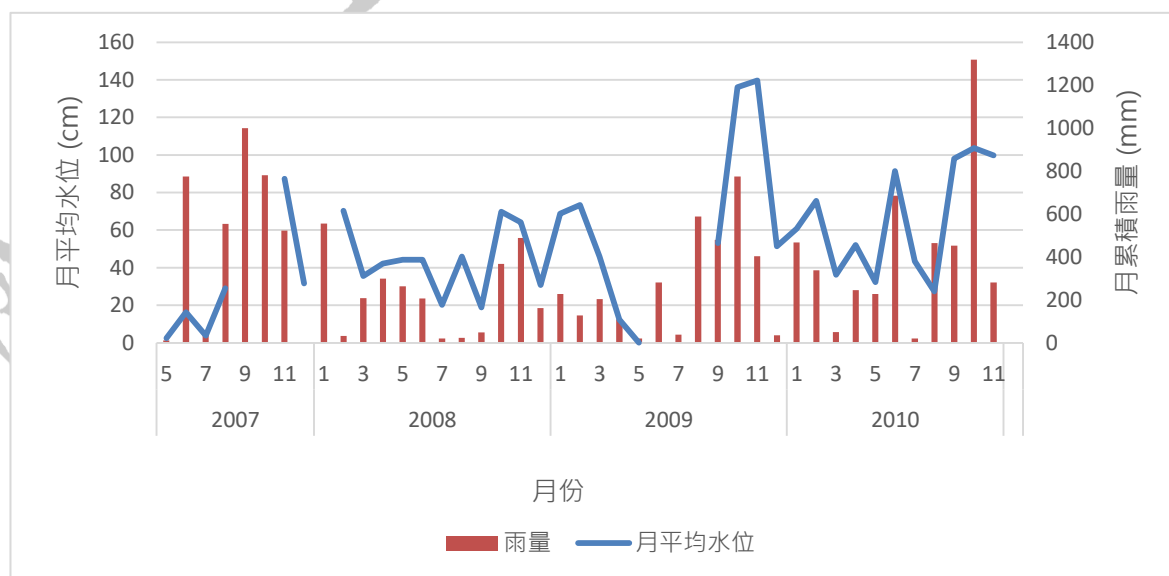


圖 22、2007~2010 年夢幻湖月平均水位與月累積降雨量
(資料來源：陳德鴻 2007~2010)

貳、湖區植群調查

本研究已於 2019 年 3 月、7 月、10 月、12 月、2020 年 3 月、7 月、10 月與 2021 年 1 月、3 月、7 月、10 月完成 11 季之湖區植群調查。調查結果指出，季節間各優勢植物之分布位置變異不大(圖 23~33)。臺灣水韭主要分布於浚深區(樣區 8、9)及湖央區(樣區 12~18)，但至 2020 年 10 月開始針蘭、水毛花及荸薺入侵，臺灣水韭覆蓋度減少；南區(樣區 19~26)則可見臺灣水韭與針蘭、水毛花、荸薺交替出現。柳葉箬主要分布於南北兩岸，僅於 2019 年 3 月無柳葉箬分布。

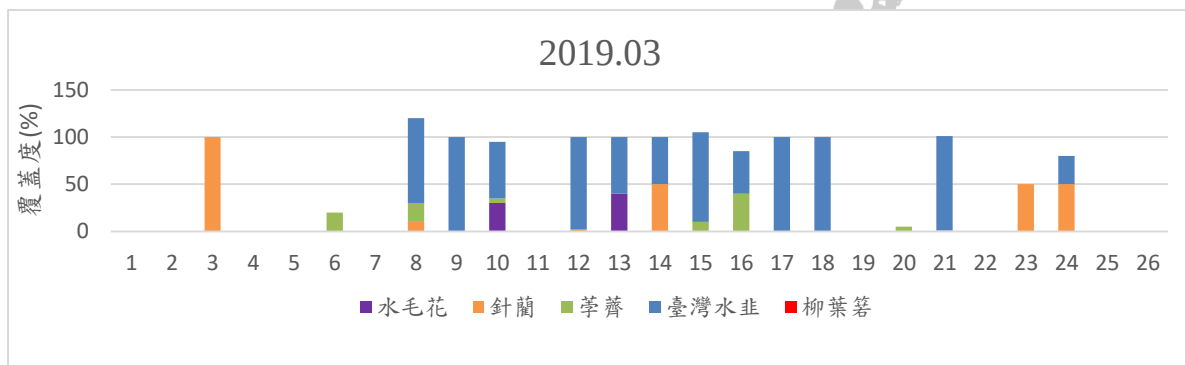


圖 23、2019 年 3 月湖區植群水生植物覆蓋度。橫軸表示樣區編號
(資料來源：本研究)

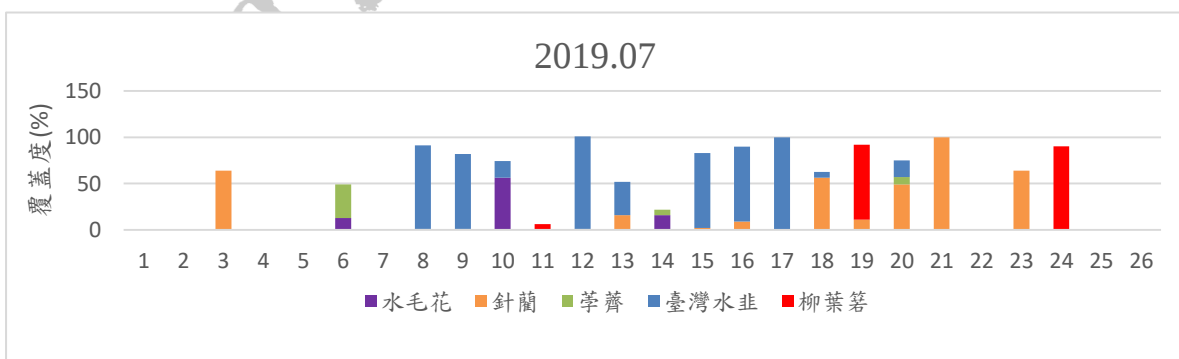


圖 24、2019 年 7 月湖區植群水生植物覆蓋度。橫軸表示樣區編號
(資料來源：本研究)

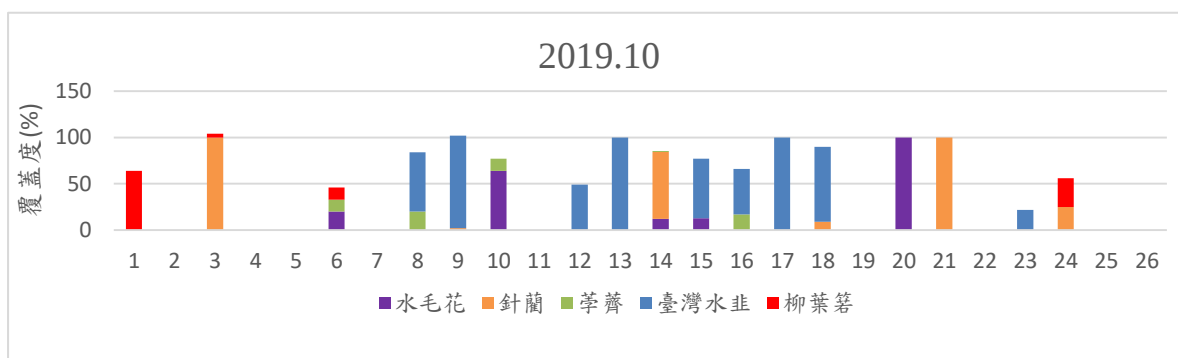


圖 25、2019 年 10 月湖區植群水生植物覆蓋度。橫軸表示樣區編號
(資料來源：本研究)

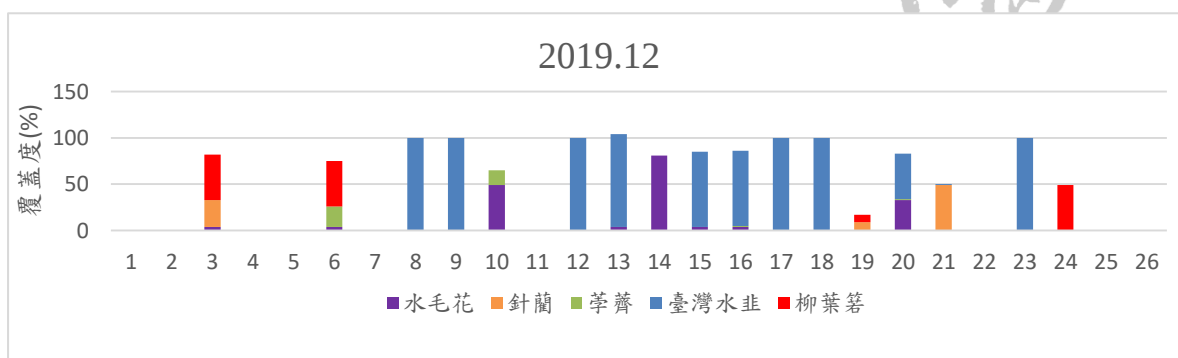


圖 26、2019 年 12 月湖區植群水生植物覆蓋度。橫軸表示樣區編號
(資料來源：本研究)

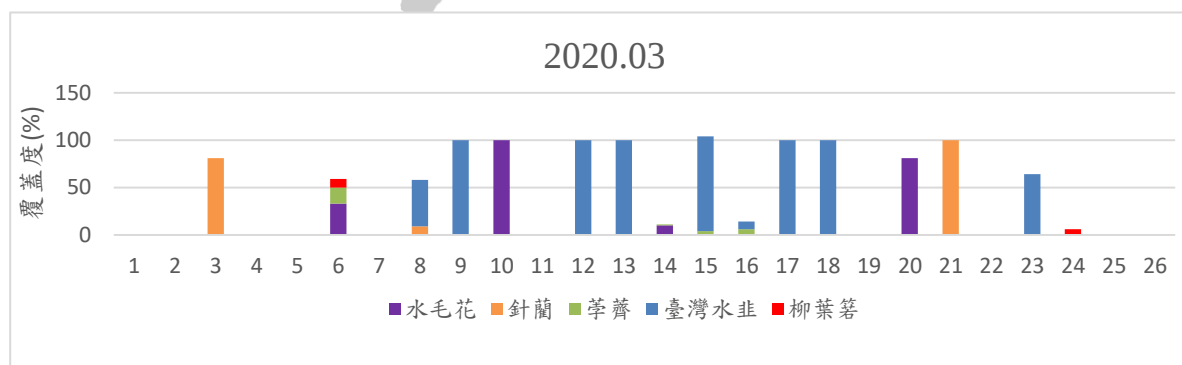


圖 27、2020 年 3 月湖區植群水生植物覆蓋度。橫軸表示樣區編號
(資料來源：本研究)

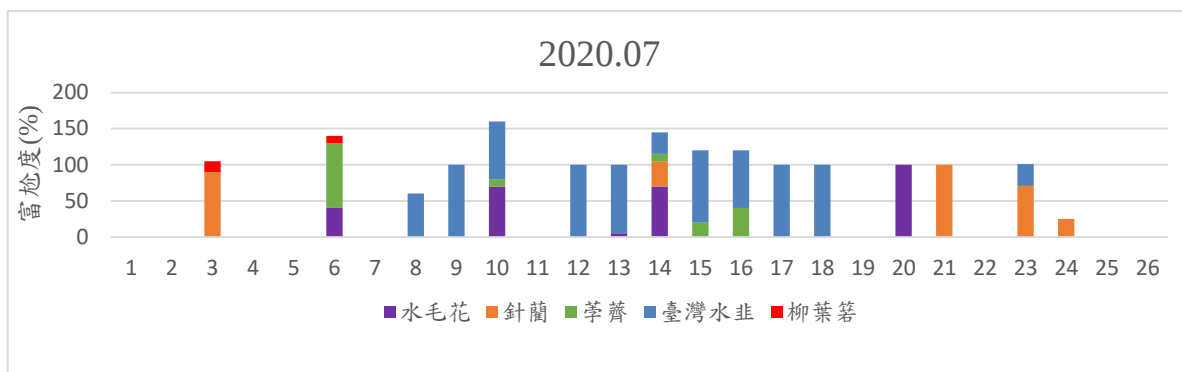


圖 28、2020 年 7 月湖區植群水生植物覆蓋度。橫軸表示樣區編號
(資料來源：本研究)

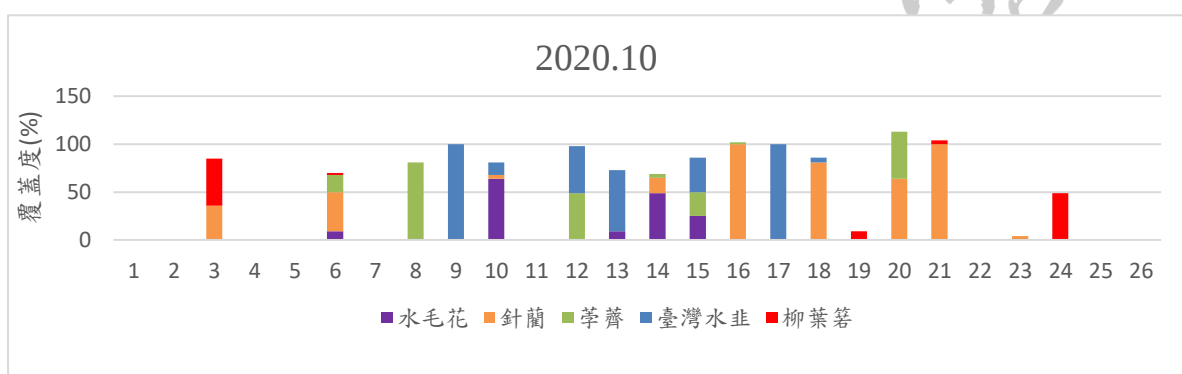


圖 29、2020 年 10 月湖區植群水生植物覆蓋度。橫軸表示樣區編號
(資料來源：本研究)

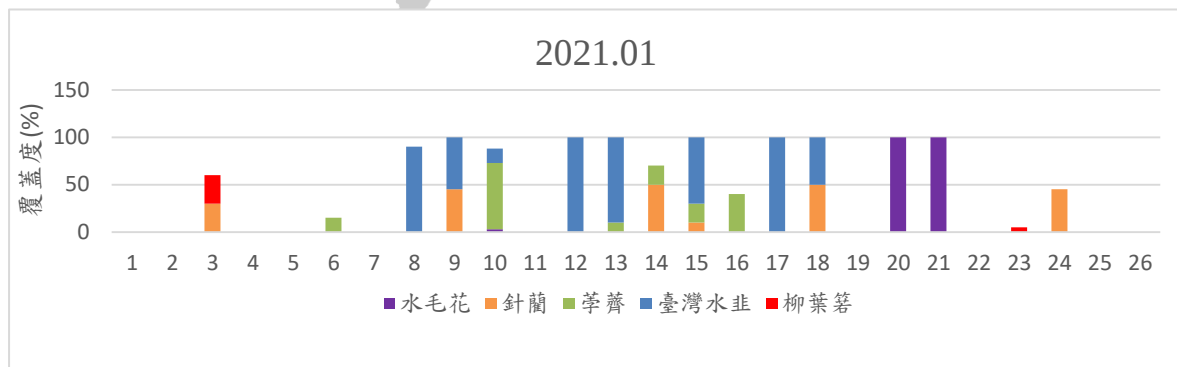


圖 30、2021 年 1 月湖區植群水生植物覆蓋度。橫軸表示樣區編號
(資料來源：本研究)

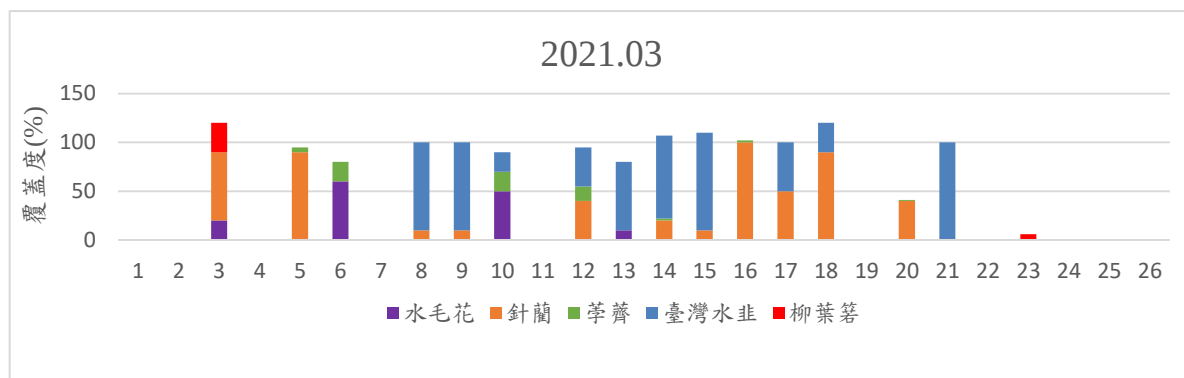


圖 31、2021 年 3 月湖區植群水生植物覆蓋度。橫軸表示樣區編號
(資料來源：本研究)

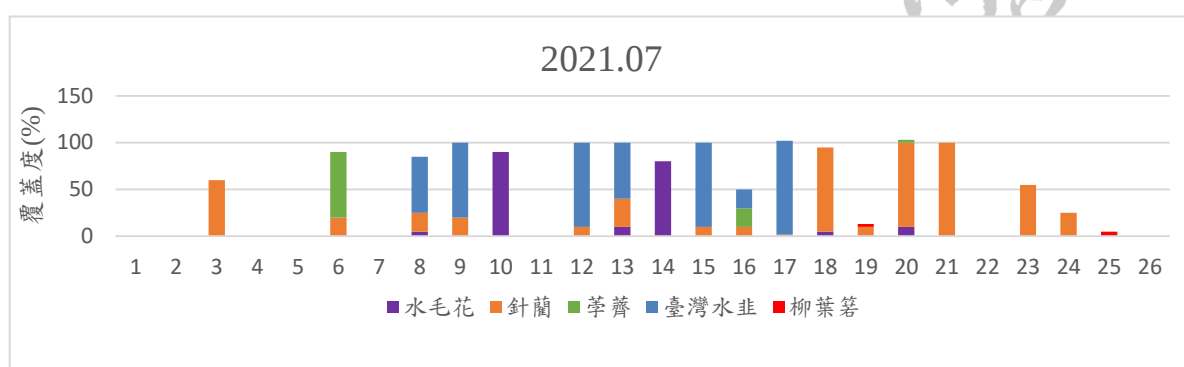


圖 32、2021 年 7 月湖區植群水生植物覆蓋度。橫軸表示樣區編號
(資料來源：本研究)

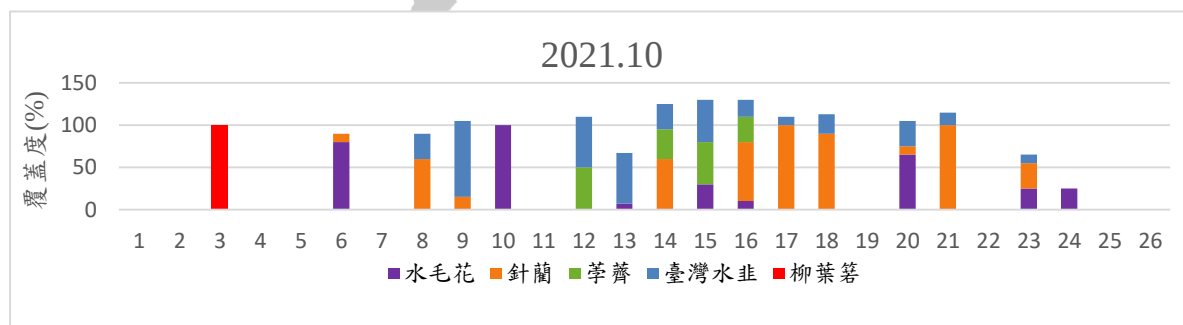


圖 33、2021 年 10 月湖區植群水生植物覆蓋度。橫軸表示樣區編號
(資料來源：本研究)

一、2019~2020 年植物群落

本研究藉由 PRIMER 6 和 PERMANOVA+ version 1.0.3 軟體之相似性百分比分析(Similarity Percentages, SIMPER)以了解造成各樣區植群差異之主要優勢類群與貢獻度。結果顯示湖區北側(樣區 1~7)之植群以白背芒最為優勢，其分布於高程較高之湖岸(表 17)；樣區 3 及 6 因靠近水域，因此分別以針蘭(78.4%)和荸薺(49.4%)為優勢物種；樣區 7 以柳杉貢獻度最高(39.8%)，白背芒次之(34.8%)。浚深區(樣區 8、9)及湖央區(12~18)以臺灣水韭最為優勢，且於 9、12、13、17 樣區貢獻度皆高於 90%，僅樣區 14 之優勢類群為水毛花、針蘭和小苔菜，可能因該區塊地勢相對較高；樣區 10、11 則分別以水毛花(57.6%)與芒(58.9%)為優勢類群。樣區 19~26，即南區，植群優勢類群較不固定，白背芒、水毛花、針蘭、臺灣水韭及柳葉箬為不同樣區之優勢種，其中白背芒分布區域(19、22、25、26)皆較為陸域；其餘樣區即水域區則無明顯優勢類群，可見該區域植物競爭激烈。

整體而言，夢幻湖植物群落主要優勢類群為分布於湖區之臺灣水韭及湖岸之白背芒，2 者無重疊之分布區域；針蘭、荸薺與水毛花次之，3 者多分布於湖區北側及南區，但與臺灣水韭優勢分布區塊仍有重疊，因此可能與臺灣水韭競爭生長空間；距花黍、柳杉、栗蕨及柳葉箬為第 3 優勢類群，該類群與臺灣水韭之優勢分布區塊亦無重疊。因此，本研究推測短期(季節變化)之低水位可能使針蘭、荸薺與水毛花入侵至臺灣水韭優勢區，增加植物競爭機率；而長時間低水位乃至乾旱，除了增加針蘭、荸薺與水毛花之競爭機會，還有利於白背芒、距花黍、柳杉、栗蕨及柳葉箬之擴張，如 2002~2004 年之夢幻湖乾涸情形。

表 17、2019~2020 年 26 區植物群落優勢類群與貢獻度(%)

物種名	貢獻度(累積貢獻度達 90%)																									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
臺灣水韭								78.8	97.1	15.0		99.0	90.2		78.6	34.9	100.0	85.6					42.4			
白背芒	58.7	72.6		52.6	84.2		34.1				58.9								68.1			46.3			97.3	64.8
針蘭			78.4											20.5							95.9		22.7	17.0		
水毛花						20.0				57.6				32.2						71.3						
葶薺						49.4				15.1				18.0	15.5	32.7				12.1						
距花黍	31.1						21.3				31.1															32.1
栗蕨		20.5		32.4																		17.1				
小苔菜								11.3						25.0		30.3										
柳杉							39.8															24.6				
柳葉箬			19.4																					32.0		
長葉雀稗																							35.0			
狹葉泥炭苔						19.4																		13.2		
桴蓋																								28.8		
火炭母草																			12.2							

註：各樣區僅呈現累積貢獻度 90%之結果 (資料來源：本研究)

二、2018~2020 年植物群落與環境因子

綜合 2018~2020 年各季永久樣區、湖區植群與穿越線植物覆蓋度與環境因子之資料。本研究藉由 PRIMER 6 和 PERMANOVA+ version 1.0.3 軟體之距離線性模型與冗餘分析(DistLM with dbRDA)分析各季平均之植物覆蓋度對應各季之環境因子(水質、水文)結果，以探討對植物群落組成變異解釋力最佳的環境因子組合及其解釋程度百分比。將所有環境因子與植物群落一同以 DistLM with dbRDA 進行分析，而結果顯示僅溶氧與植物群落有關，其代表溶氧對群聚組成具有最佳的配適度。在所有最佳的環境因子組合中，以溶氧含量可解釋最多的群聚組成變異，共解釋總變異 2947 中的 642 個，即占 21.8 個百分點。植物群落與水中溶氧亦有顯著相關性($p=0.004$) (圖 34)，且植物群落於不同季節有分群。3 年間，水中溶氧飽和度會隨溫度而下降，所以一般溶氧呈夏低冬高之趨勢(詳見第三節)；植物總覆蓋度則呈夏高冬低，夏季為多數植物之生長季節(圖 35)。因此，綜上所述，水中溶氧含量為夢幻湖植物群落組成產生變異的關鍵，而溶氧與植物群落之關係應為季節變化所致。

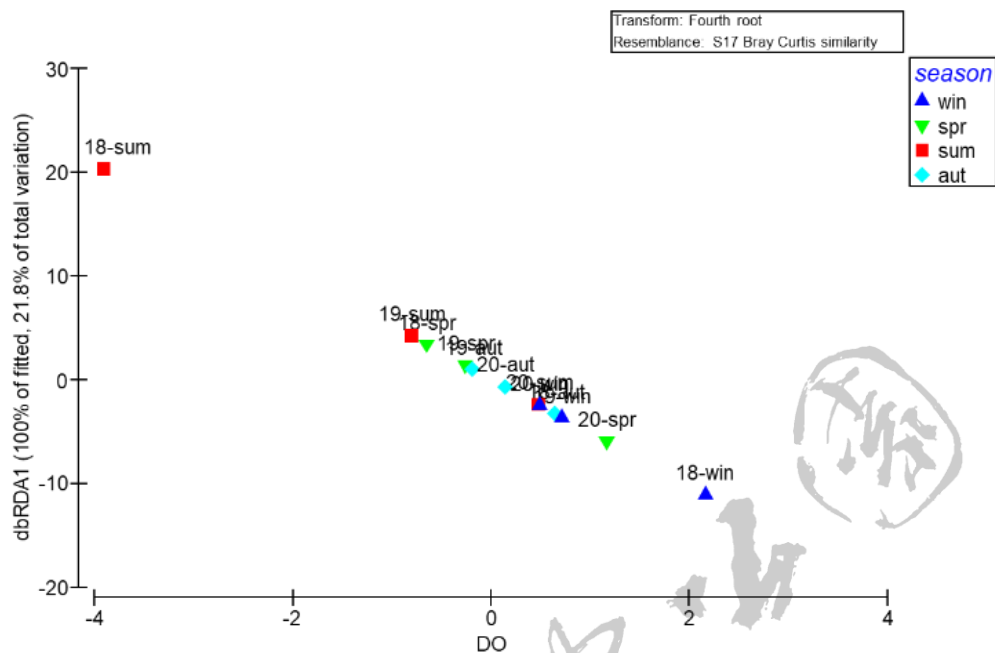


圖 34、2018~2020 年夢幻湖植物群落組成 DistLM with dbRDA 圖
(資料來源：林幸助，2018；本研究)

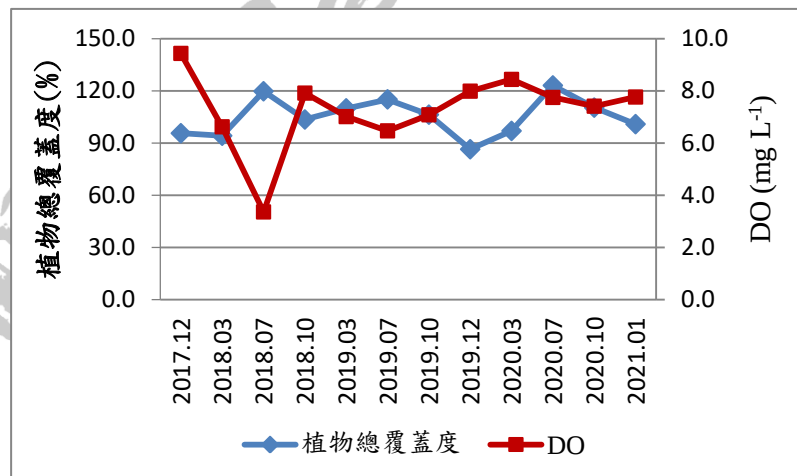


圖 35、2018~2020 年夢幻湖植物總覆蓋度與溶氧
(資料來源：林幸助，2018；本研究)

為了解環境因子對臺灣水韭與其競爭物種(水毛花、柳葉箬、茭薺和針蘭)之影響，針對 2018~2020 年各季平均之覆蓋度進行植物與環境因子，以及植物間之相關性分析。植物與環境因子之 Pearson 結果顯示柳葉箬覆蓋度與生化需氧量(BOD)有顯著負相關($r = -0.670$, $p = 0.017$) (表 18, 圖 36)。本研究柳葉箬於秋冬季之覆蓋度較高；生化需氧量於春夏季較高，其季節趨勢明顯(參第三節)，因此兩者之相關性可能為季節變化。

Spearman 結果則指出總磷與臺灣水韭覆蓋度有顯著正相關($r = 0.761$, $p = 0.003$)，與柳葉箬覆蓋度有顯著負相關($r = -0.835$, $p < 0.001$) (圖 37)。臺灣水韭覆蓋度平均於春、夏季之覆蓋度較高；柳葉箬覆蓋度平均於秋季較高；總磷濃度平均於春季較高(參第三節)，故 3 者之相關性較可能受季節影響。磷是許多植物之生長限制因子(Pelton et al., 1998)，故總磷濃度之增加亦可能有利於臺灣水韭生長。另一方面，臺灣水韭與水中之懸浮固體呈顯著正相關($r = 0.601$, $p = 0.036$) (圖 38)，可能亦為季節影響，春、夏季水位下降，懸浮固體較高。懸浮固體包括不溶於水中的無機物、有機物及泥砂、黏土、微生物等。水生植物有利於攔截水中懸浮固體，待懸浮固體被過濾或沉降，其中有機物質經由微生物分解、轉換後可提供其他生物新陳代謝之所需(賴明洲等，2004)。因此，懸浮固體中之有機物質亦可能為臺灣水韭提供養分。

植物覆蓋度相關分析(Pearson)結果顯示臺灣水韭與針蘭($r = -0.646$, $p = 0.023$)、柳葉箬($r = -0.848$, $p < 0.001$)之覆蓋度有顯著負相關(表 18, 圖 39)，當臺灣水韭覆蓋度下降，針蘭與柳葉箬覆蓋度有所提升。如上所述，臺灣水韭與柳葉箬可能因生長季節不同而呈負相關；針蘭於夏、秋季覆蓋度最高，其與臺灣水韭之生長季重疊，因此較可能有競爭關係。茭薺與針蘭有顯著正相關($r = 0.651$, $p = 0.022$) (圖 40)，2 物種之覆蓋度皆於春季最低，並於夏季大幅增加，顯示茭薺與針蘭有相同之季節變化。

表 18、2018~2020 年各季平均水生植物覆蓋度與環境因子相關
分析

	水毛花	柳葉箬	針蘭	茭薺	臺灣水韭
水毛花		-0.152	-0.439	-0.236	0.206
柳葉箬			0.562	0.277	-0.848**
針蘭				0.651	-0.646
茭薺					-0.209
臺灣水韭					
水溫	-0.150	-0.067	0.365	0.308	0.136
溶氧	0.238	-0.126	-0.252	-0.210	0.014
酸鹼值	-0.394	0.122	0.465	0.104	-0.344
鹽度	0.271	-0.154	-0.355	0.201	0.132
導電度	0.168	-0.164	-0.475	-0.476	0.107
硝酸態氮	0.259	0.175	-0.350	-0.252	-0.287
亞硝酸氮	0.018	-0.366	-0.277	-0.119	0.126
氨氮	-0.317	-0.469	-0.172	0.136	0.524
凱氏氮	-0.014	0.119	0.315	0.210	-0.182
總磷	-0.126	-0.835**	-0.214	0.126	0.761*
生化需氧量	0.072	-0.670*	-0.071	0.162	0.467
化學需氧量	0.014	-0.280	0.063	-0.196	0.014
葉綠素 a	-0.320	-0.154	-0.258	-0.106	0.028
懸浮固體	-0.406	-0.503	-0.315	-0.098	0.601
水位	0.186	0.052	-0.230	0.055	-0.104

註 1:白色區為 Pearson 分析結果；灰色區為 Spearman 分析結果

註 2:表中數值為 r 值；粗體表示有顯著且 $p < 0.05$ ；*表示 $p < 0.01$ ；

**表示 $p < 0.01$

(資料來源：林幸助，2018；本研究)

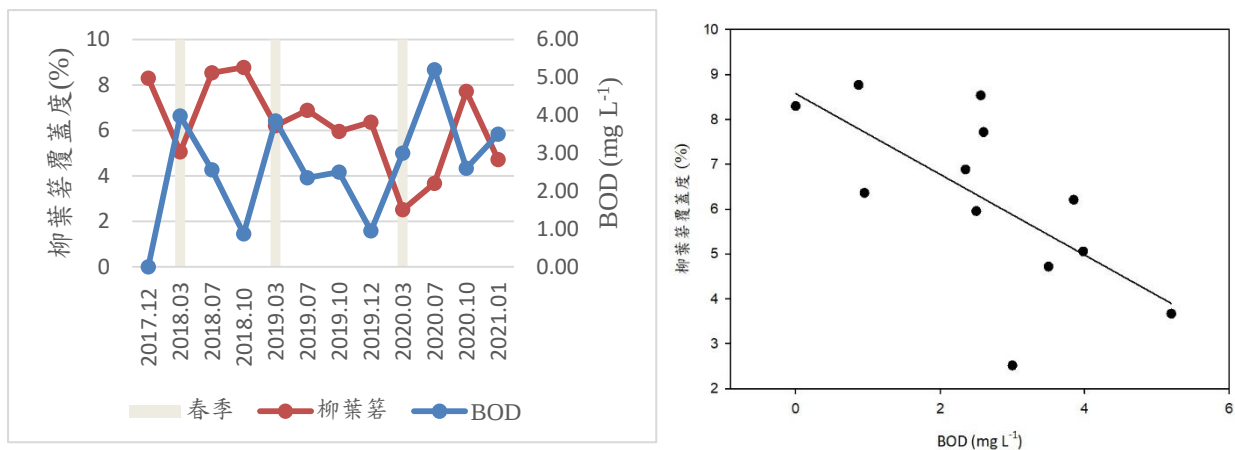


圖 36、2018~2020 年柳葉箬、生化需氧量(BOD)與相關分析
(資料來源：林幸助，2018；本研究)

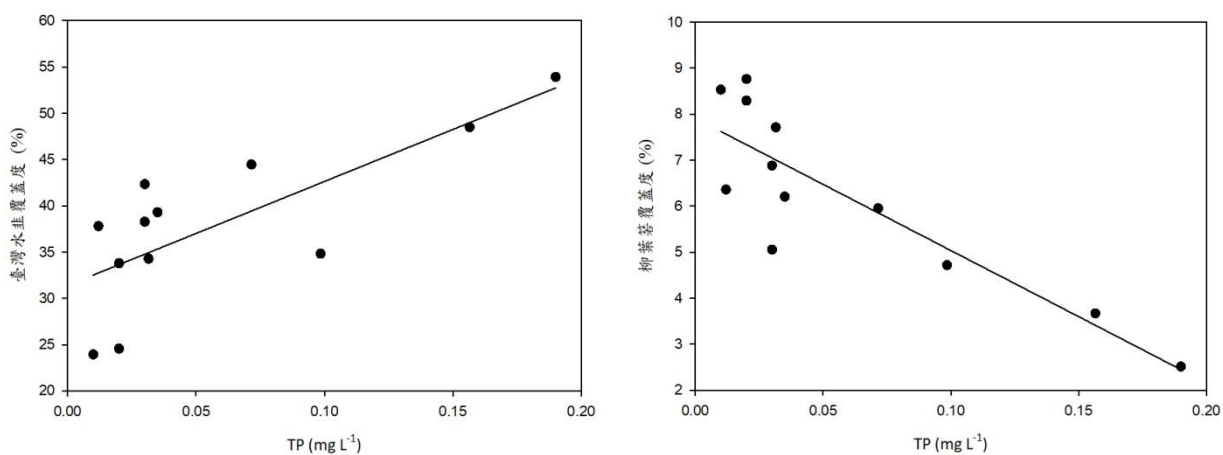
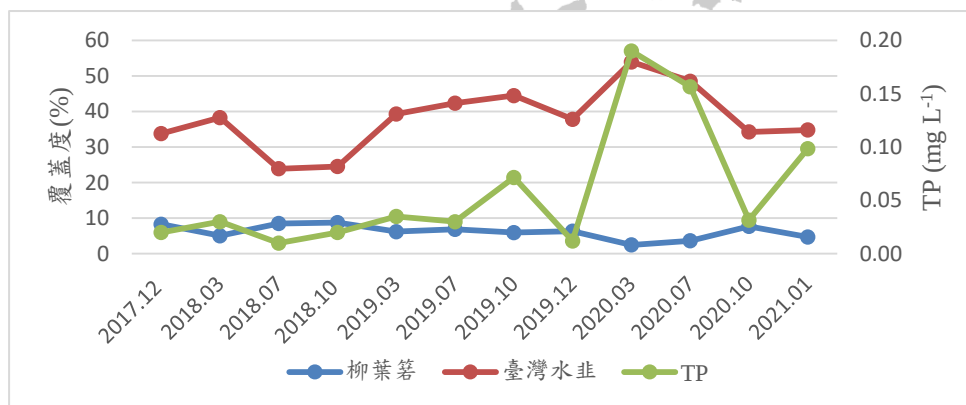


圖 37、2018~2020 年柳葉箬、臺灣水韭、總磷(TP)與相關分析
(資料來源：林幸助，2018；本研究)

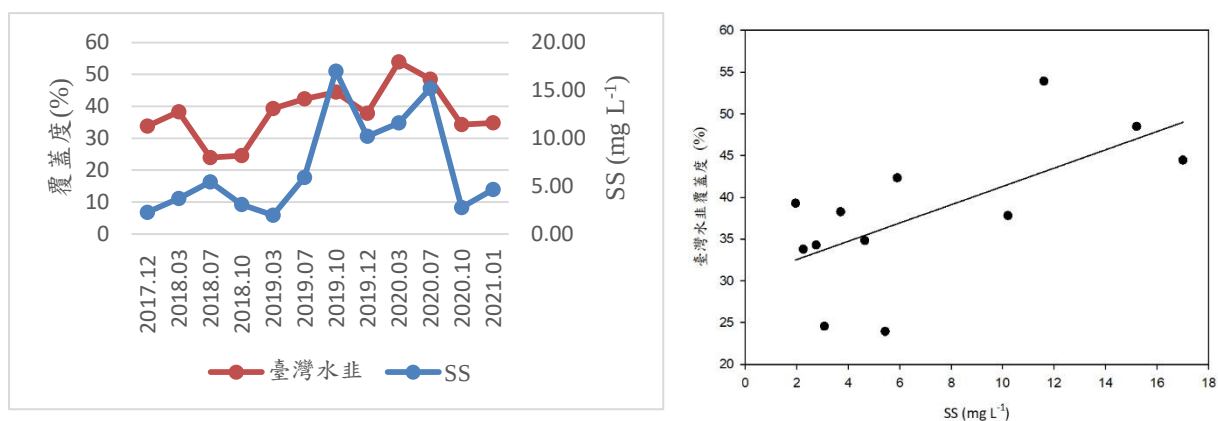


圖 38、2018~2020 年臺灣水韭、懸浮固體(SS)與相關分析
(資料來源：林幸助，2018；本研究)

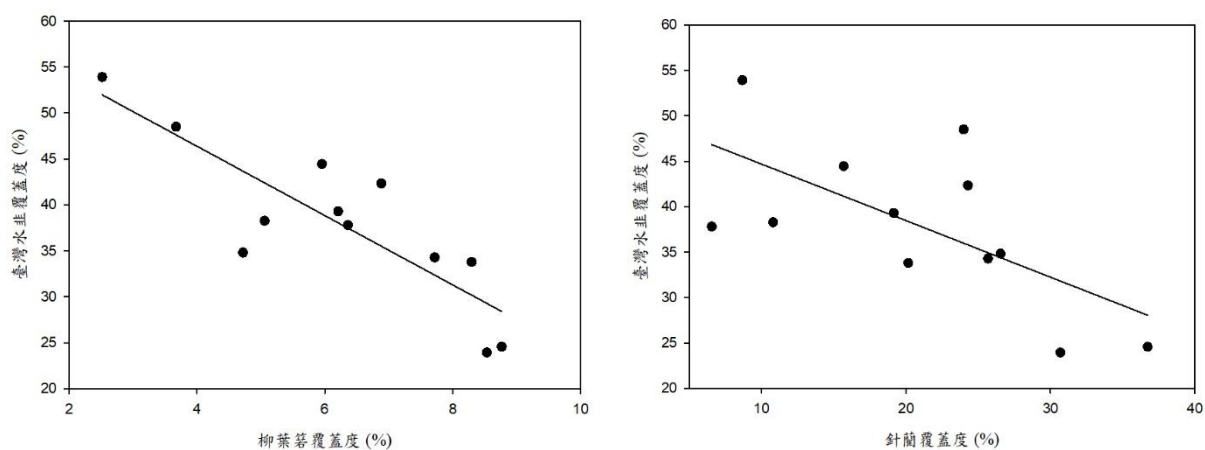
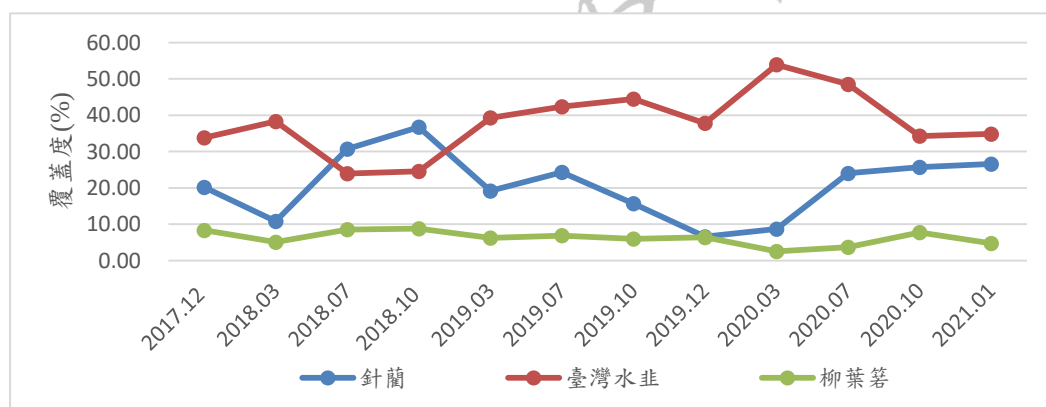


圖 39、2018~2020 年柳葉箬、臺灣水韭、針蘭與相關分析
(資料來源：林幸助，2018；本研究)

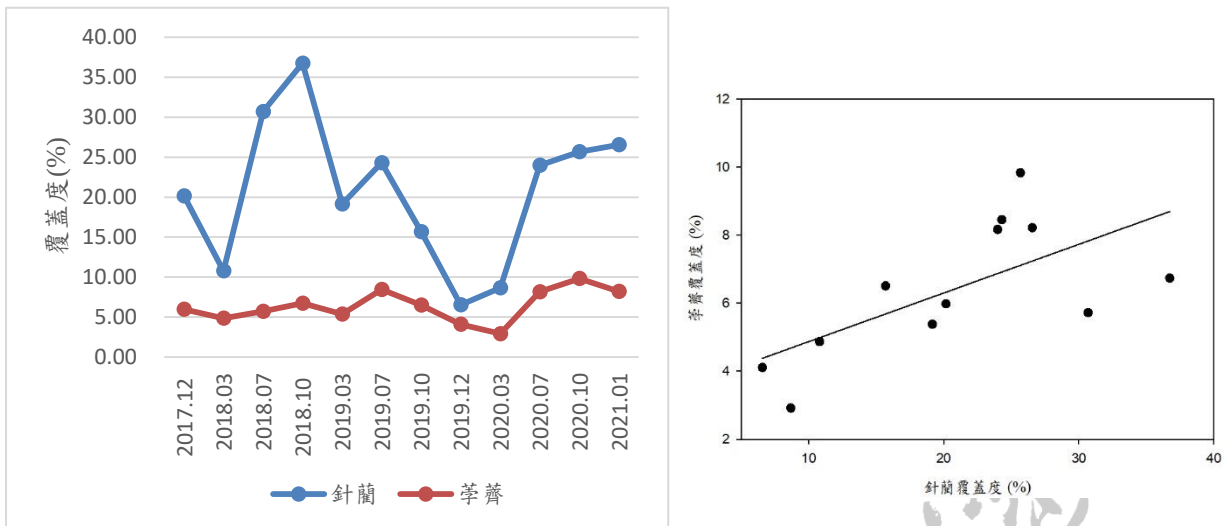


圖 40、2018~2020 年針蘭、荸薺與相關分析

(資料來源：林幸助，2018；本研究)

綜上所述，水生植物與水質之相關性主要受季節因素影響，顯示水質對水生植物影響不大，但仍可能有潛在影響。臺灣水韭與總磷及懸浮固體較為相關，但與硝酸鹽無顯著相關性，其與林幸助(2018)之研究結果不同。水位與 5 種植物皆無顯著關係，推測無法單從時間尺度來看水位之影響，需考慮空間尺度。5 種植物間以臺灣水韭、針蘭和柳葉箬有明顯相關性，臺灣水韭與二者皆呈負相關。從湖區植群之結果可發現柳葉箬主要分布於湖區南北兩側；針蘭則分布較廣尤以南區出現機率較高，並與臺灣水韭分布區域部分重疊。因此，本研究推測針蘭較易與臺灣水韭競爭，後續將針對臺灣水韭和針蘭之空間分布模擬；水位之空間尺度則另以穿越線調查之結果探討不同水位對水生植物之影響性。

三、2019 年臺灣水韭與針蘭分布模擬

為瞭解湖區水生植物之分布概況，本研究將永久樣區、26 區與穿越線調查所得之覆蓋度資料，藉由地理資訊系統之 Inverse distance weighting(簡稱 IDW)工具，繪製優勢植物分布圖。同時亦套疊等深線，以利探討水深對植物分布之影響；為考慮植物對環境反應具延遲性，本研究選用調查前 30 日之平均水深繪製等深線圖。繪圖結果顯示，臺灣水韭與針蘭之模擬分布與現地觀察大致相符，但由於此分布係以內插法估算，解析度不足以反應部分區域細節(如水毛花、荸薺與臺灣水韭混生區)，故僅供判別趨勢所用。水毛花與荸薺則因分布零星而不適用於此法，故本研究於 2020 年 7 月及 2021 年 1 月改以 GPS 標定水毛花與荸薺之現地分布範圍，並將成果呈現於本章第五節。

結果顯示，臺灣水韭由深至淺主要分布於浚深區、湖央區與湖央區南側(以下簡稱南區，圖 42~45)。浚深區與湖央區均屬水韭優勢範圍，前 30 日平均水深在 2019 年均不低於 30 cm，顯示適度水深有利於臺灣水韭建立穩定族群；反之，在水深較淺之南區，臺灣水韭與針蘭交互消長(圖 46~49)。季節變異方面，臺灣水韭於浚深區與湖央區之變化模式不同，前者在春至秋季水韭覆蓋度穩定維持於 100%，惟於冬季水位極高時覆蓋度略微減少，與張永達等(2001)結果相符；後者則以冬、春季高於夏、秋季。針蘭主要分布於浚深區北側及南區，其中北側族群分布範圍固定，覆蓋度僅於冬季略微降低；南區之針蘭族群分布則依季節不同。本研究比對各水生植物分布之高程範圍顯示(見下文)，針蘭與臺灣水韭、水毛花、荸薺出現之高程重疊度甚高，故推測此季節變異可能與水生植物間之競爭作用有關。此外，針蘭在夏季亦出現少許新生植株於浚深區與湖央區，但進入秋、冬季後可能因水深過深而少有分布。

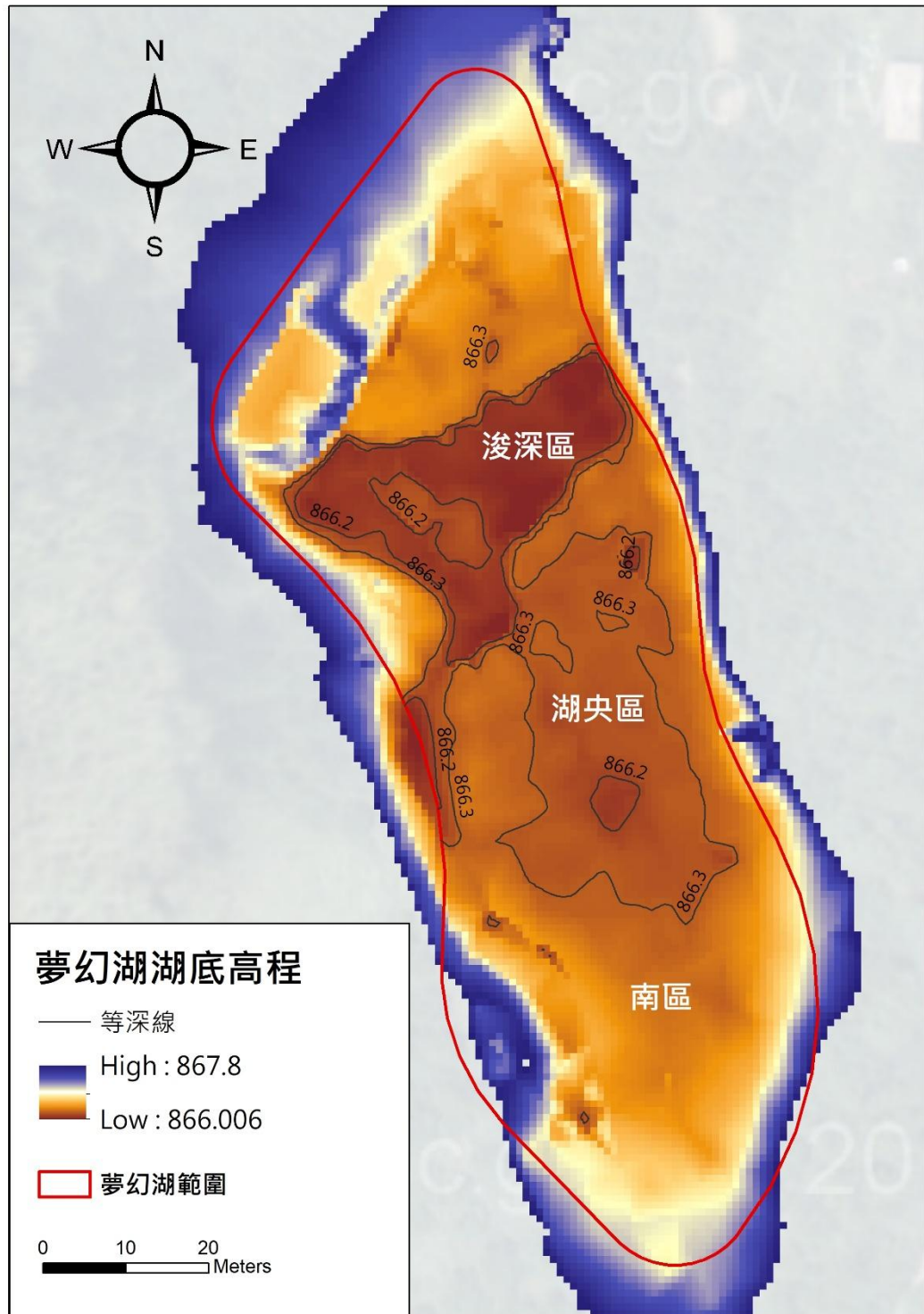


圖 41、夢幻湖湖底高程與分區示意圖
(資料來源：本研究)

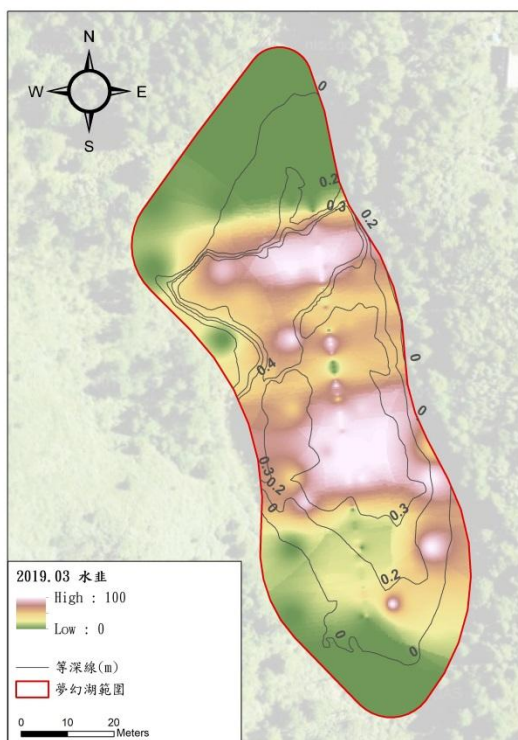


圖 42、2019 年 3 月臺灣水韭分布
(資料來源：本研究)

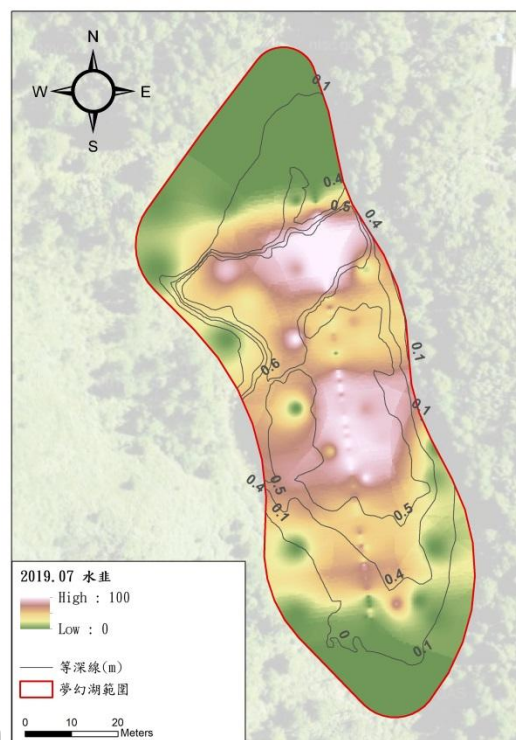


圖 43、2019 年 7 月臺灣水韭分布
(資料來源：本研究)

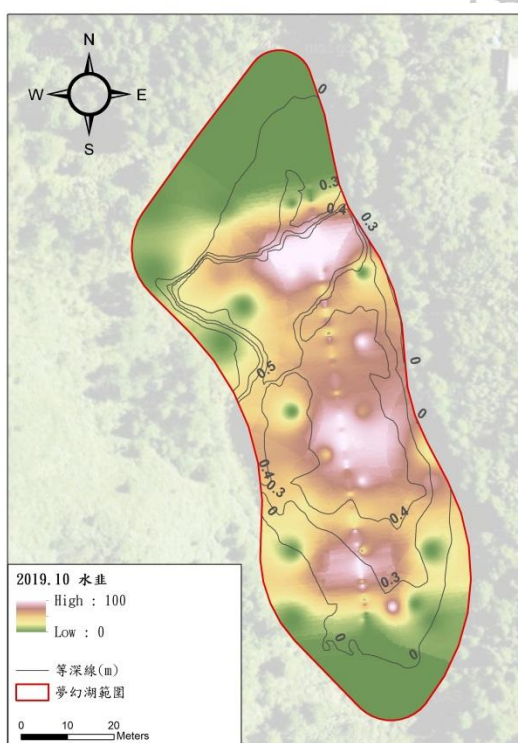


圖 44、2019 年 10 月臺灣水韭分布
(資料來源：本研究)

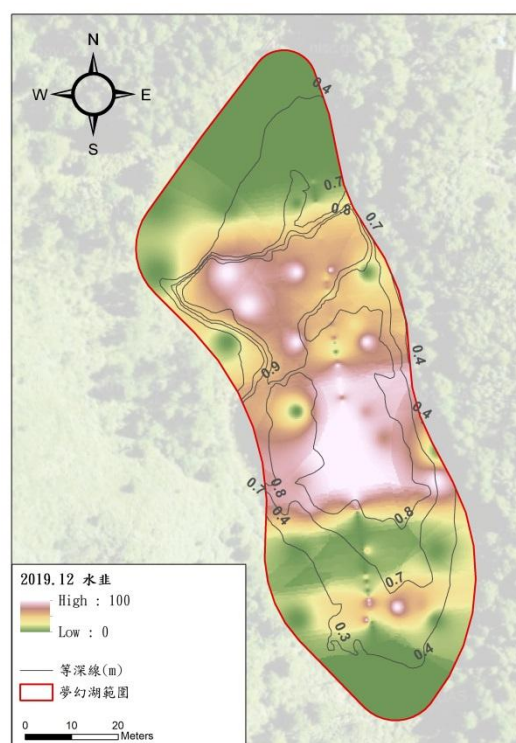


圖 45、2019 年 12 月臺灣水韭分布
(資料來源：本研究)

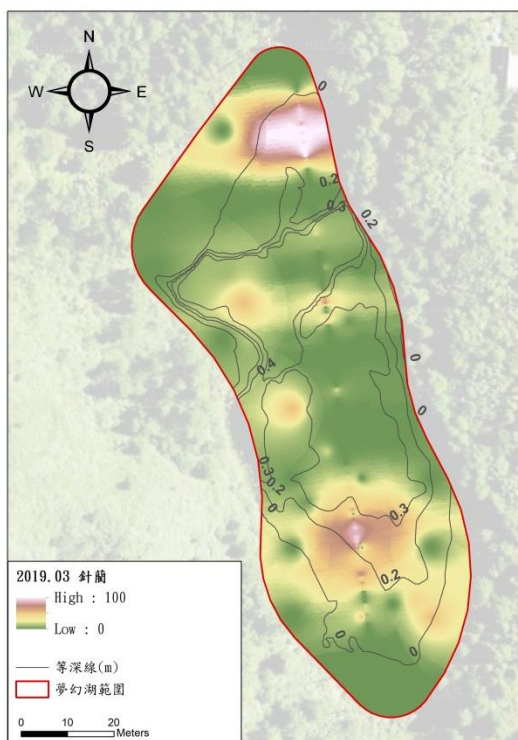


圖 46、2019 年 3 月針蘭分布
(資料來源：本研究)

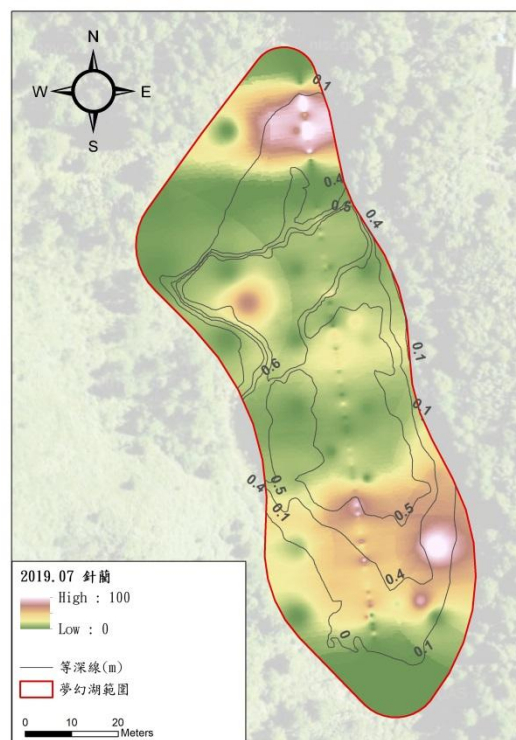


圖 47、2019 年 7 月針蘭分布
(資料來源：本研究)

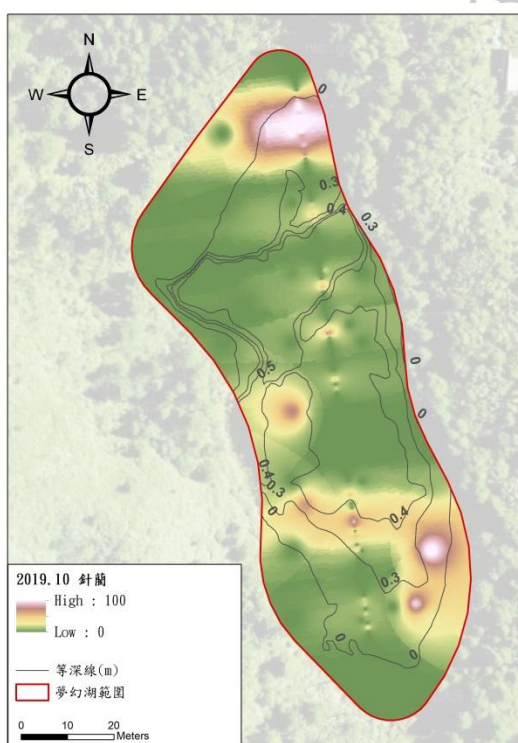


圖 48、2019 年 10 月針蘭分布
(資料來源：本研究)

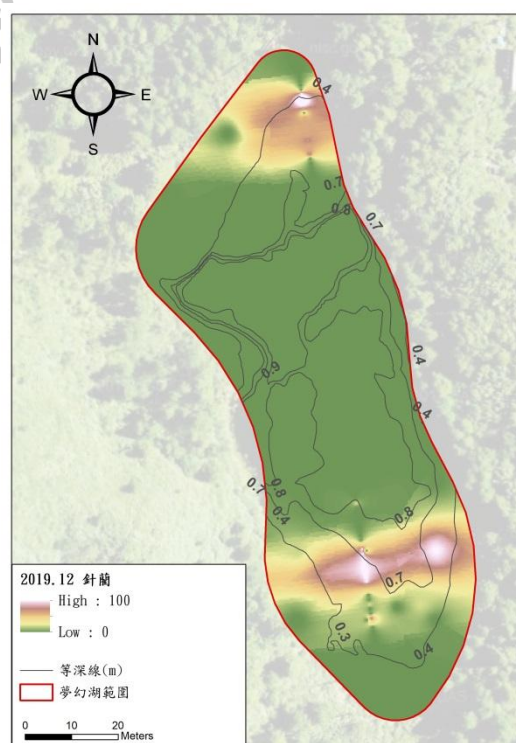


圖 49、2019 年 12 月針蘭分布
(資料來源：本研究)

四、2018~2021 年臺灣水韭與針蘭分布年間比較

為比較年度間臺灣水韭與針蘭之覆蓋度變化，本研究彙 2018~2021 年之相關數據(林幸助，2018；本研究)，並繪製分布模擬圖。結果顯示，浚深區於 2018 年 3 月起至 2021 年 10 月之臺灣水韭族群穩定，且呈季節變化(圖 50)。其中，2018 年 3 月可見水韭略微向浚深區南側延伸，但至夏季即覆蓋度降低；而在 2020 年 3 月，浚深區之臺灣水韭再次向南拓展，此次族群穩定維持至夏季；2021 年臺灣水韭覆蓋度之季節變化與 2018 年相似，於春季向南拓展，夏季分布縮減。湖央區之臺灣水韭覆蓋度從 2018 年至 2020 年 7 月逐年提升，在各季節間以夏季之年間變化最為明顯，2020 年 10 月覆蓋度大幅下降，隔年 1、3 月覆蓋度回升，但於 7 月再次縮減；而南區之臺灣水韭雖曾於 2018 年 7~10 月分布較少，至 2019~2020 年 7 月似有復甦趨勢，但於 2020 年 10 月驟降，隔年 3、10 月則有擴張趨勢。針蘭方面，浚深區北側之針蘭族群分布穩定(圖 51)，且自 2020 年起略微向北推進；然而浚深區(西側小島)與湖央區之族群至 2019 年 3 月覆蓋度逐漸下降，並由臺灣水韭、水毛花或荸薺取代之，但於 2021 年 1 月回升。南區之針蘭明顯與臺灣水韭交互消長，且自 2019 年 7 月開始向東側與南側湖岸退縮，但於隔年 7 月即向北邊與西岸擴張，自 2021 年 3 月開始，針蘭之分布範圍大幅擴張，與 2018 年度結果相似。

綜上所述，近年來夢幻湖臺灣水韭之生長狀況佳，族群穩定且分布範圍略有擴大趨勢，尤其在 2019 與 2020 年夏季，可見臺灣水韭優勢程度漸增，直至 2021 年 7 月臺灣水韭分布範圍為近年來最小之。反之，針蘭除位於浚深區北側之族群外，其餘區域覆蓋度均逐年減少。然而，2020 年度秋、冬季，臺灣水韭分布範圍縮小、針蘭有所擴張，2021 年 1 月之分布範圍已與 2019 年 3 月略同，且持續擴張。整體而言，臺灣水韭覆蓋面積具季節性變化，春季覆蓋範圍最廣；夏季若乾旱嚴重則縮減，若保持有水環境則可維持覆蓋範圍(如 2019、2020 年)；秋、冬季覆蓋度則受前 1 季水位變化所影響。針蘭之季節變化趨勢相對不明顯，

其分布廣度與臺灣水韭成相反趨勢，當臺灣水韭分布變廣，針蘭之分布範圍則呈減少趨勢，如針蘭於夏季可能因水位較低、不利於臺灣水韭，分布範圍因而最廣。

為釐清 2018~2020 年臺灣水韭於夏季覆蓋度逐年提升，以及 2020 年度秋、冬季覆蓋度下降與水位之關聯性，本研究以湖央區(湖底高程約 866.3 m)為基底，計算 2018~2021 年逐月平均水深與乾旱時間。結果顯示，2018、2021 年春季平均水深明顯低於 2019 與 2020 年(圖 52)，尤其在 2018 年 4、5 月，湖央區日平均水深僅餘 0~7 cm，幾乎為乾涸狀態。在 2018 年，湖央區共發生 4 次乾旱事件(圖 53)，累計乾旱時間為 60 天，連續乾旱長達 45 天(2018/5/1~2018/6/14)；2021 年共發生 2 次乾旱事件，累計乾旱時間為 36 天，連續乾旱長達 26 天(2021/5/4~2021/5/29)。相較之下，2019 年湖央區全年有水；2020 年夏季調查前湖央區僅乾涸 3 天(2020/5/16~18)，但 2020 年夏季調查後，即發生連續 23 天的乾旱(7/12~8/3)；且至 8/4 到隔年 1/15 期間，有 146 天(佔 88.5%)之水位高於 2020 年之平均水深(0.44 m)。除 11 月份，2020 年秋、冬季之月平均水深皆高於前 2 年，10 月與 12 月之平均水深分別高達 0.87 m 和 0.97 m，隔年 1 月降至 0.67 m，但仍高於前幾年。林幸助(2015)指出臺灣水韭對短期的環境變化具應變能力，但長時間的浸水與乾旱皆不利生長，若一直處於淹水狀態可能產生生育地競爭壓力。藉此，本研究推測：(1) 2019、2020 年春夏季水位較高且少有乾旱逆境，應為臺灣水韭夏季覆蓋度增加之可能原因。(2) 臺灣水韭於 2020 年夏季經歷為期 23 天之乾旱時間，加上秋、冬季長時間高水位而導致低光度不利於臺灣水韭生長與恢復，兩皆可能是秋、冬季臺灣水韭覆蓋度減少之原因。



圖 50、2018 年 3 月至 2021 年 10 月臺灣水韭分布
(資料來源：本研究)

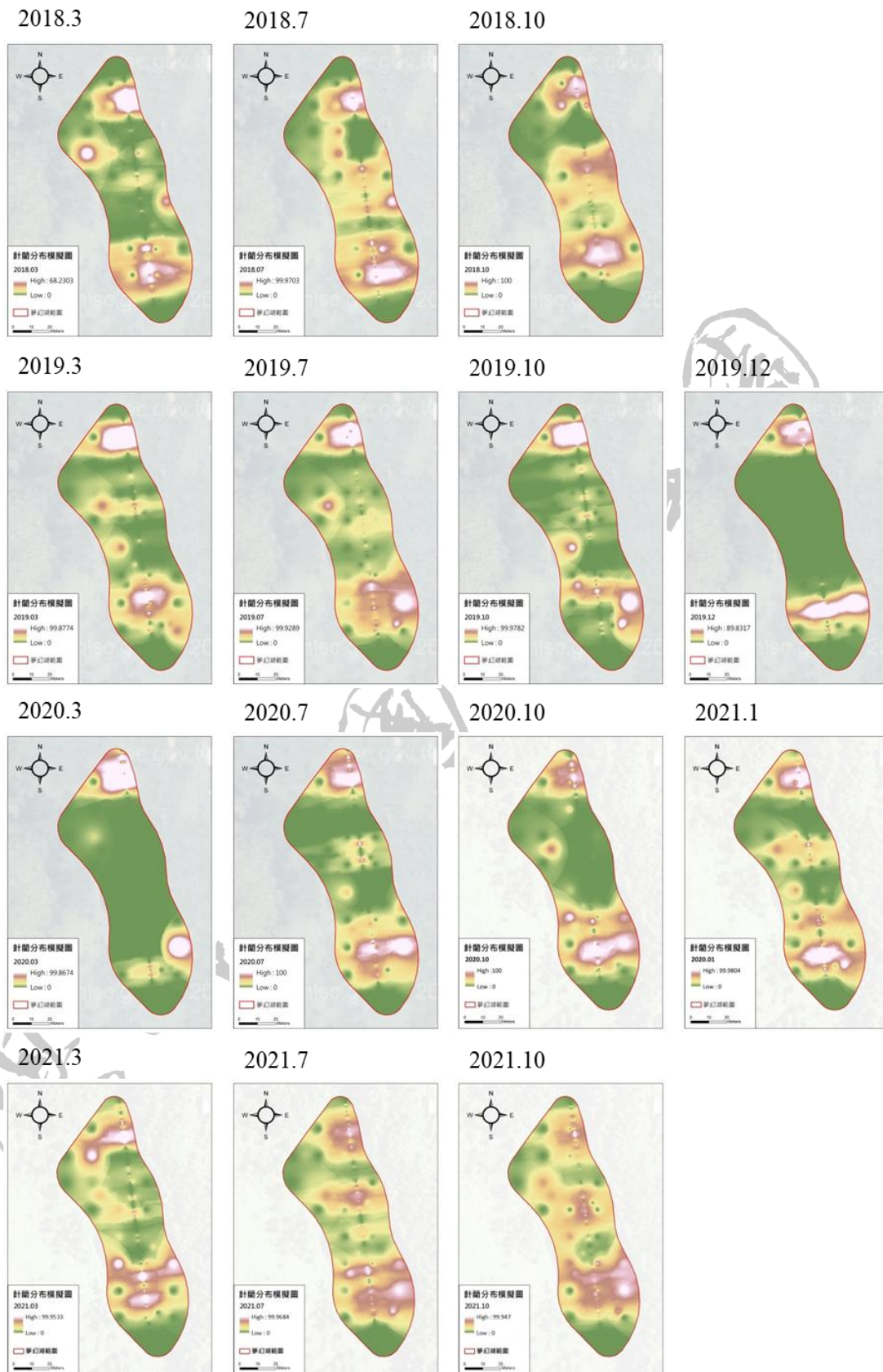


圖 51、2018 年 3 月至 2021 年 10 月針蘭分布
(資料來源：本研究)

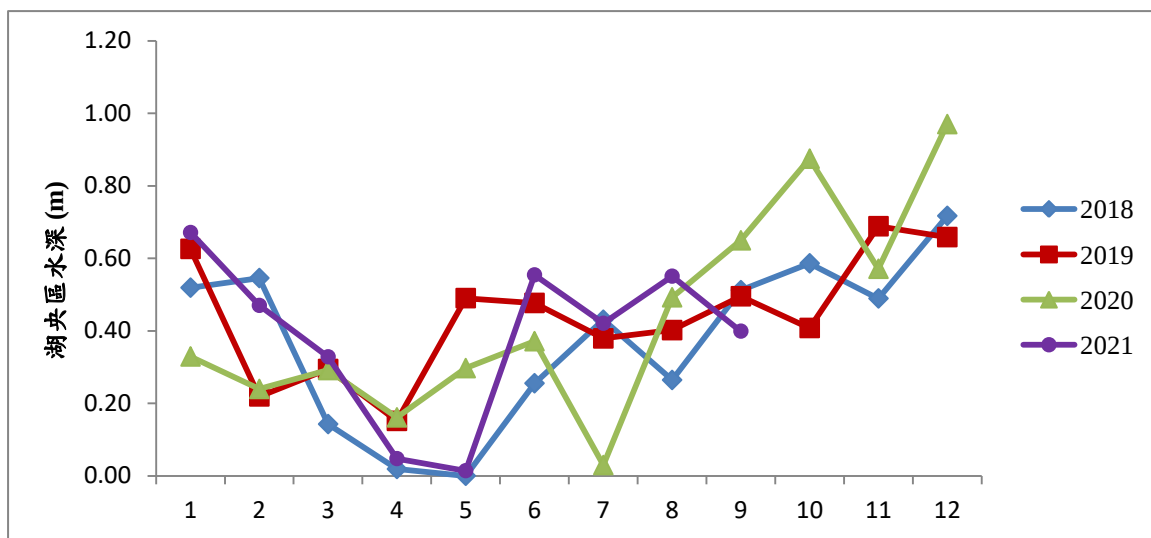


圖 52、2018 年 1 月~2021 年 9 月湖央區月平均水深
(資料來源：本研究)

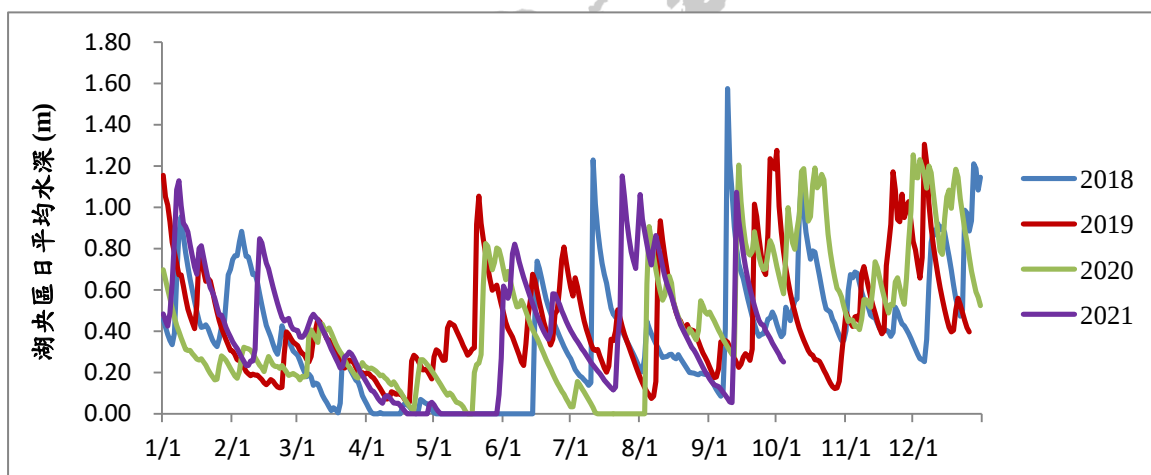


圖 53、2018 年 1 月~2021 年 10 月 4 日湖央區日平均水深
(資料來源：本研究)

五、2018~2020 年度臺灣水韭與針蘭分布變異

本研究以 2018~2020 年度之相關數據(林幸助, 2018; 本研究)計算季節、乾濕季與年度間覆蓋度之分布變異程度, 以比較不同時間尺度下臺灣水韭與針蘭之覆蓋度變化。其中, 春、夏季視為乾季; 秋、冬季視為濕季, 並以 IDW 繪製分布變異模擬圖。研究結果指出不同時間尺度下, 臺灣水韭覆蓋度以年間分布變異最大(48.8%), 並於浚深區與湖央區之北側有較大變動(圖 54); 季節(30.5%)與乾濕季(28.4%)分布變異則皆於浚深區南側及南區有較大之分布變異。於 3 種時間尺度下, 浚深與湖央區之臺灣水韭分布變異相對較小; 2 區域周邊與南區變異較大, 但分布變異皆小於 50%, 結合圖 34 之結果顯示臺灣水韭族群分布穩定, 但仍有競爭情形。針蘭以年間分布變異最大(40.5%), 且以夢幻湖湖區北側有較高之分布變異(圖 55); 季節(31.6%)與乾濕季(29.4%)分布變異於南區有較高之變異。於 3 種時間尺度下, 浚深區和湖央區之針蘭分布變異趨近於 0, 結合圖 36 之結果可知 2 區域幾乎無針蘭分布, 且以浚深區最為明顯。

從時間尺度來看, 2 種植物在季節間與乾濕季間之分布變異度相近, 顯示季節變異與乾濕季變化有關, 因此未來若要坚持調查夢幻湖植物分布可以乾濕季代表植物之季節性變化。3 種時間尺度中以年間分布變異較大, 其表示年間尺度下的環境變化對臺灣水韭及針蘭分布具有較大之影響性, 且大於季節變化。2018 年年雨量為 5,064 mm, 累積乾旱天數 60 天, 水韭覆蓋範圍低、針蘭較高; 2019 年年雨量為 5,532 mm, 且湖央區全年有水, 臺灣水韭分布增加、針蘭分布下降; 2020 年年雨量 5,052 mm, 累積乾旱天數 26 天, 臺灣水韭分布於夏季開始減少、針蘭增加。故本研究推測各年度之降雨情形(包括降雨量、乾旱時長)對臺灣水韭、針蘭之分布更具影響性。整體而言, 浚深區與湖央區之臺灣水韭與針蘭分布變化皆小。2 區域皆以臺灣水韭較為優勢, 其顯示臺灣水韭族群穩定存在於 2 區域; 南區之變異程度最大, 顯示水韭與針蘭交互消長之情形。

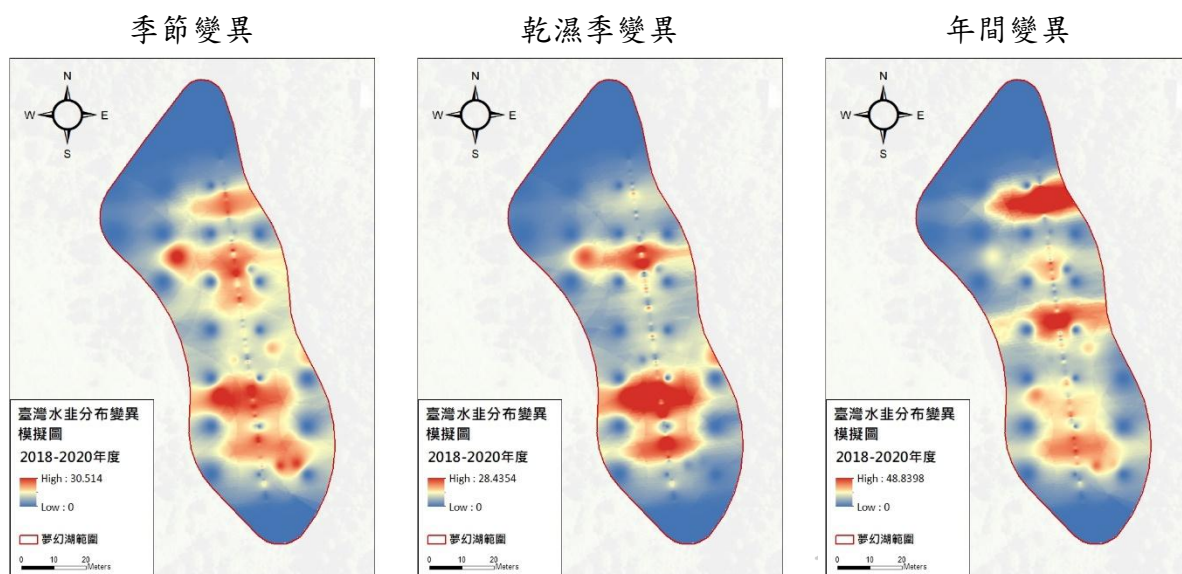


圖 54、2018~2020 年度臺灣水韭不同時間尺度分布變異(以不同顏色與分部模擬圖區別)

(資料來源：本研究)

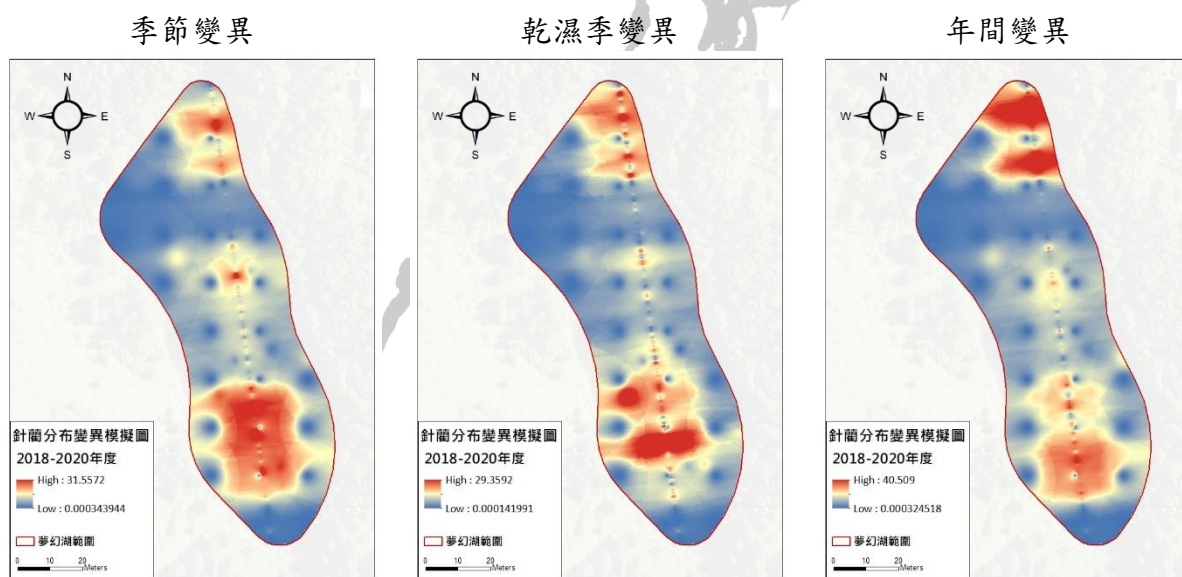


圖 55、2018~2020 年度針蘭不同時間尺度分布變異(以不同顏色與分部模擬圖區別)

(資料來源：本研究)

參、湖區穿越線調查

本研究已於 2019 年 3 月、7 月、10 月、12 月、2020 年 3 月、7 月、10 月和 2021 年 1 月、3 月、7 月、10 月完成 11 季之湖區穿越線調查。調查結果顯示，湖區之優勢植物由湖岸至湖心依序為柳葉箬、針蘭、荸薺與臺灣水韭(圖 56~66)，並有水毛花呈叢狀夾雜其中。季節間各優勢植物之分布位置變異不大，臺灣水韭主要分布於淺深區(40~50 m)及湖央區(73~100 m)；南區(100~124 m)則可見臺灣水韭與針蘭、水毛花、荸薺交替出現。於圖中可見，臺灣水韭之分布範圍逐漸增加，2020 年秋季開始減少，2021 年夏季，臺灣水韭之主要分布範圍為近年來最低(36~96 m)。

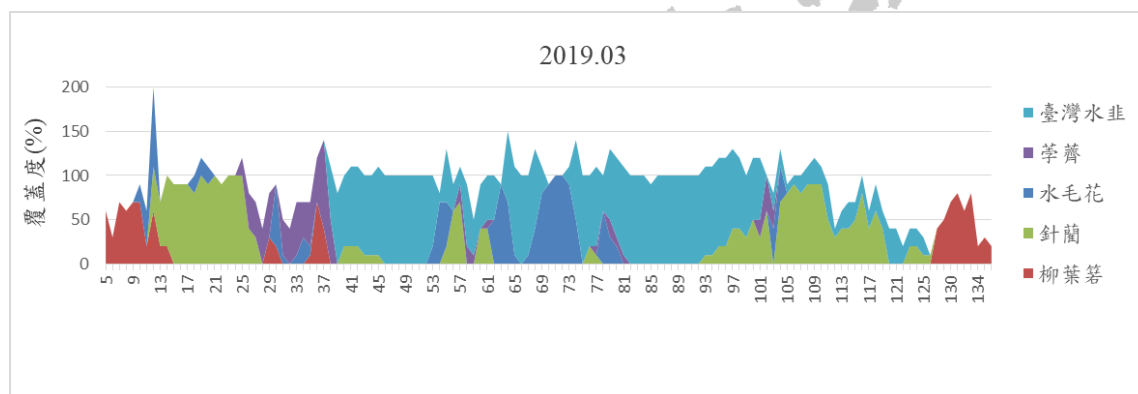


圖 56、2019 年 3 月穿越線水生植物覆蓋度。橫軸表示與 A 點距離
(資料來源：本研究)

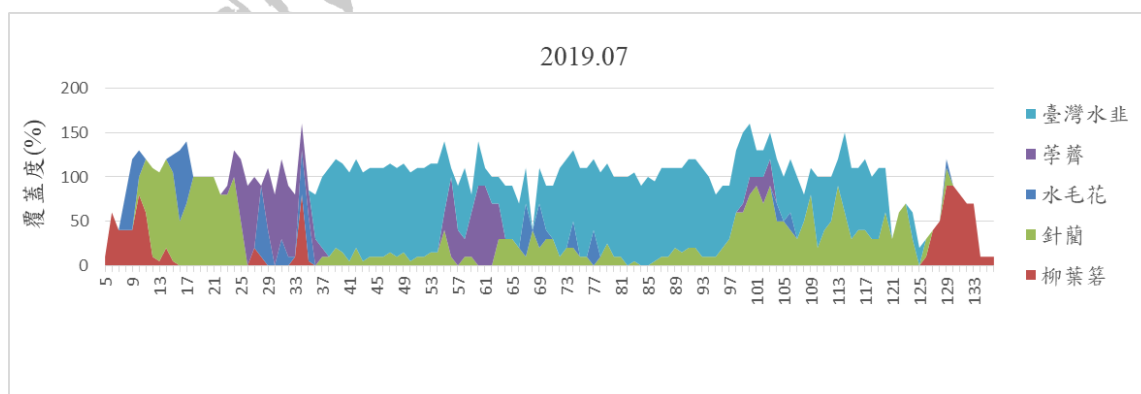


圖 57、2019 年 7 月穿越線水生植物覆蓋度。橫軸表示與 A 點距離
(資料來源：本研究)

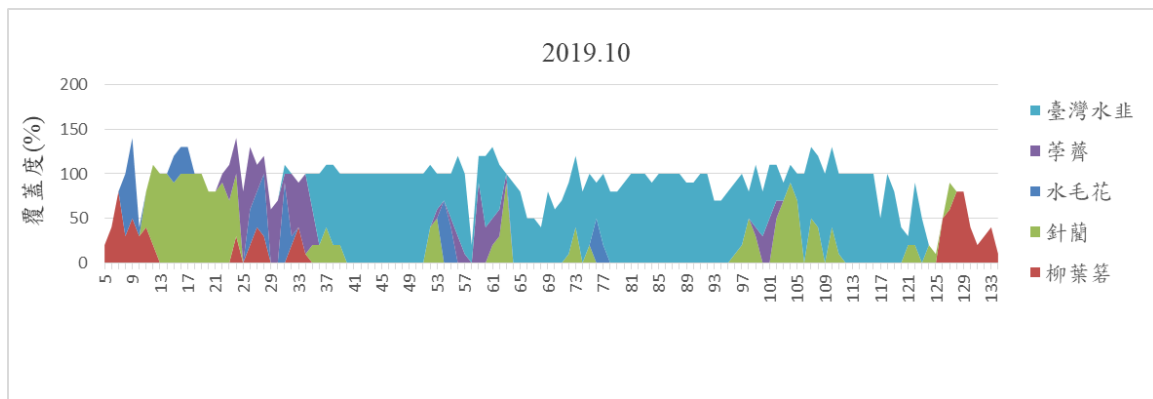


圖 58、2019 年 10 月穿越線水生植物覆蓋度。橫軸表示與 A 點距離
(資料來源：本研究)

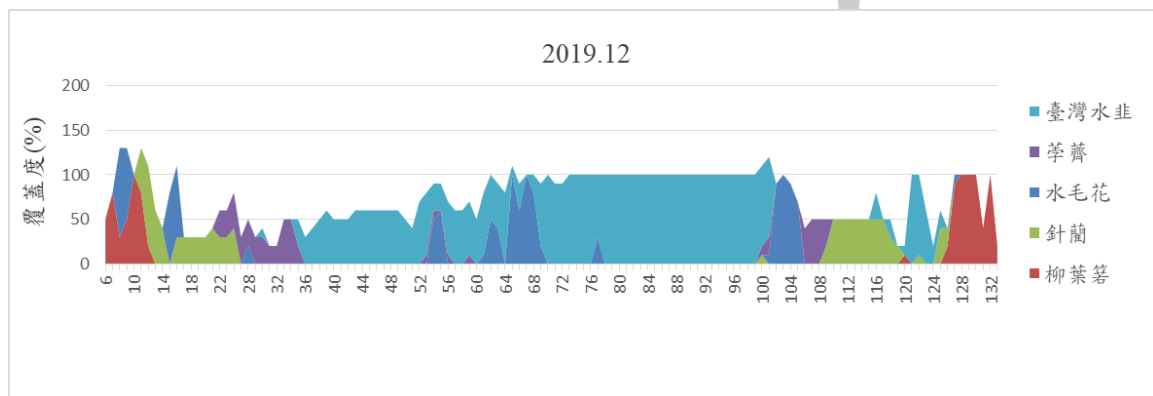


圖 59、2019 年 12 月穿越線水生植物覆蓋度。橫軸表示與 A 點距離
(資料來源：本研究)

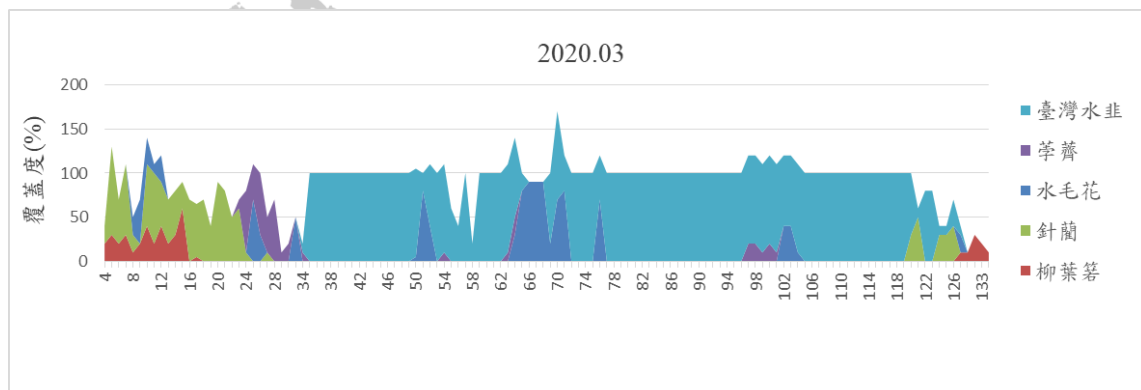


圖 60、2020 年 3 月穿越線水生植物覆蓋度。橫軸表示與 A 點距離
(資料來源：本研究)

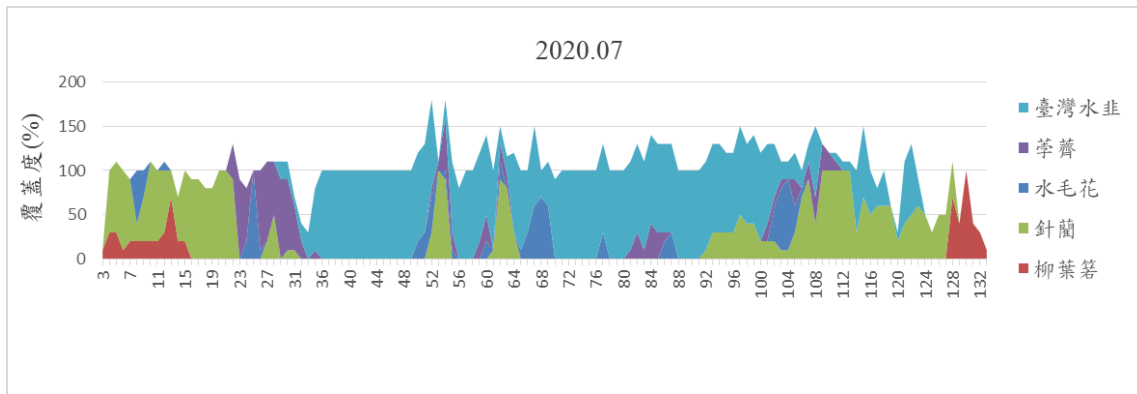


圖 61、2020 年 7 月穿越線水生植物覆蓋度。橫軸表示與 A 點距離
(資料來源：本研究)

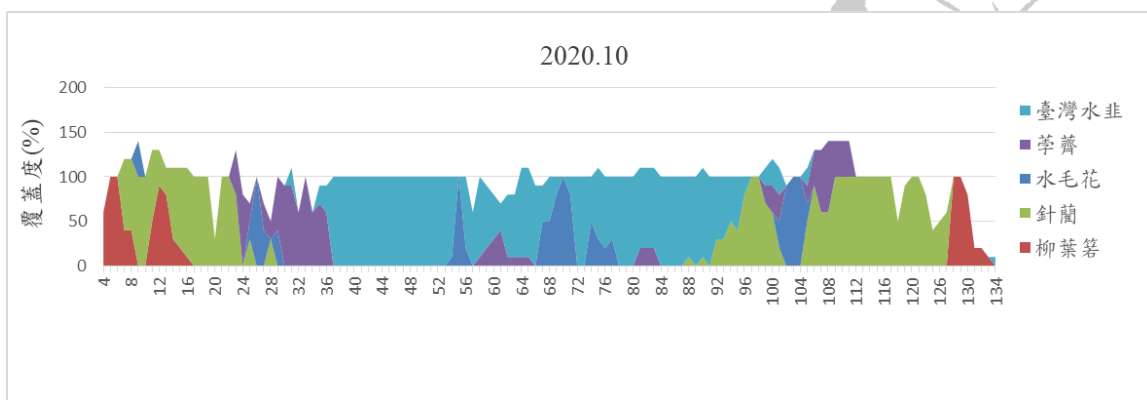


圖 62、2020 年 10 月穿越線水生植物覆蓋度。橫軸表示與 A 點距離
(資料來源：本研究)

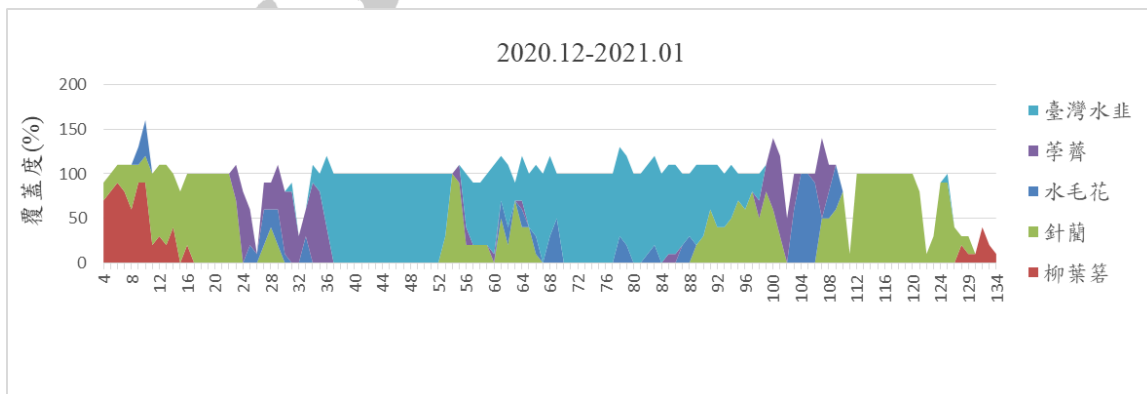


圖 63、2021 年 1 月穿越線水生植物覆蓋度。橫軸表示與 A 點距離
(資料來源：本研究)

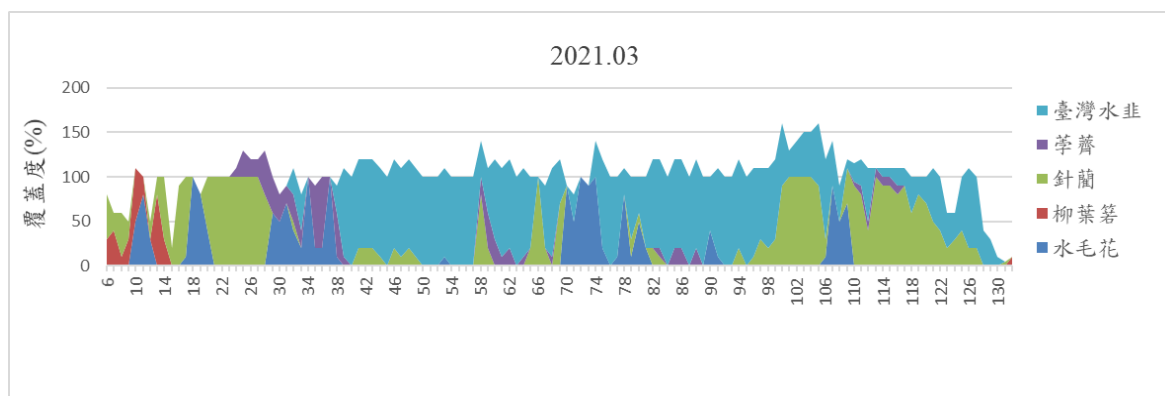


圖 64、2021 年 3 月穿越線水生植物覆蓋度。橫軸表示與 A 點距離
(資料來源：本研究)

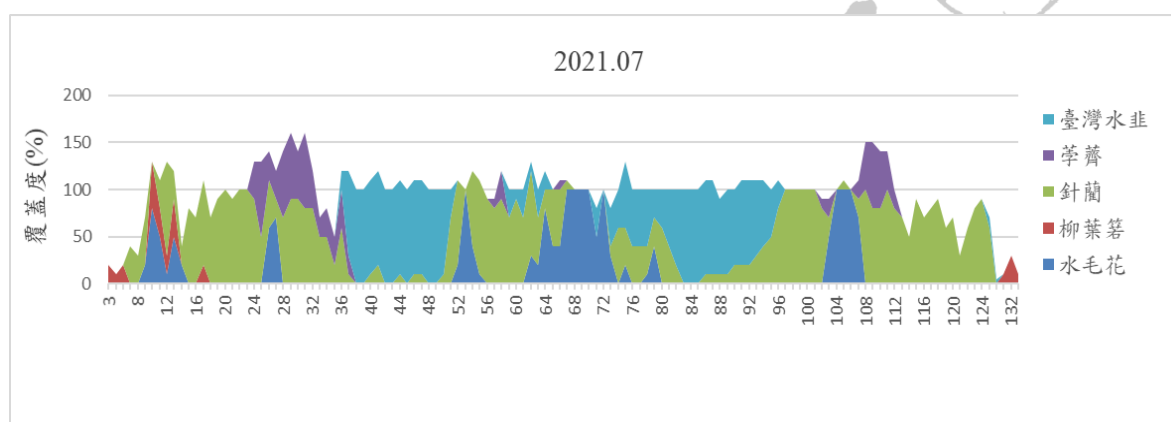


圖 65、2021 年 7 月穿越線水生植物覆蓋度。橫軸表示與 A 點距離
(資料來源：本研究)

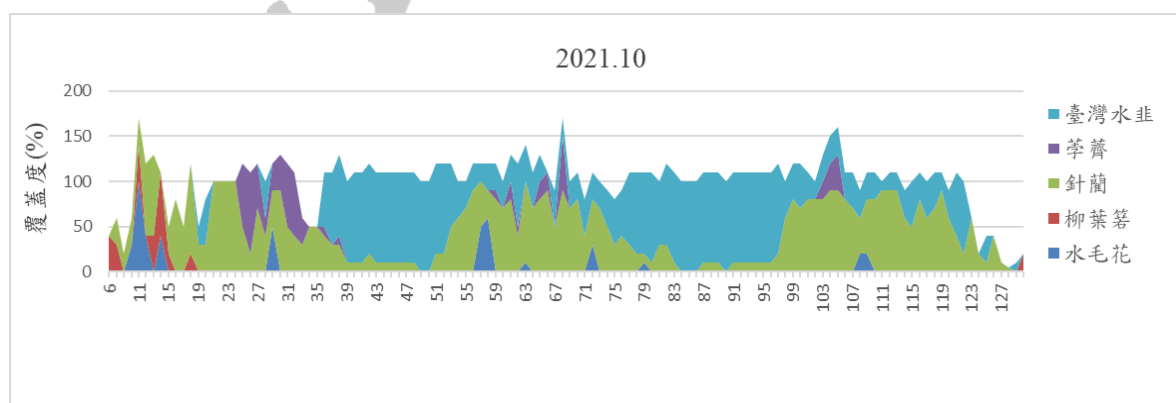


圖 66、2021 年 10 月穿越線水生植物覆蓋度。橫軸表示與 A 點距離
(資料來源：本研究)

一、臺灣水韭與浸淹日數百分比

綜合 2018~2020 年之水面高程資料，本研究計算各湖底高程對應之浸淹日數百分比，以利探討臺灣水韭對乾旱逆境之耐受性。結果顯示，2019 年浸淹日數百分比皆為 100% 之分布高程 (866.09~866.35 m) 多於 2018、2020 年 (866.09~866.28 m) (圖 67)。臺灣水韭分布穩定之淺深區 (湖底高程 < 866.2 m) 於 3 年間浸淹日數百分比為 100%；湖央區 (866.2 m < 湖底高程 < 866.3 m) 僅於 866.29~866.30 m 浸淹日數百分比 (93%) 小於 100%。而在臺灣水韭與針蘭交互消長生長之南區 (866.3 m < 湖底高程 < 866.5 m)，3 年平均浸淹日數百分比約為 77.1%~92.1%，其中高程 866.49 m 處平均仍有 22.2% 無浸淹情形。綜合而言，在全年有水區域，臺灣水韭分布穩定且覆蓋度高；當湖底高程介於 866.3 m ~ 866.5 m 時，仍有臺灣水韭生長，但此區之臺灣水韭與針蘭依乾濕季交替優勢；而在湖底高程大於 866.5 m 更適合針蘭生長，並排擠臺灣水韭。

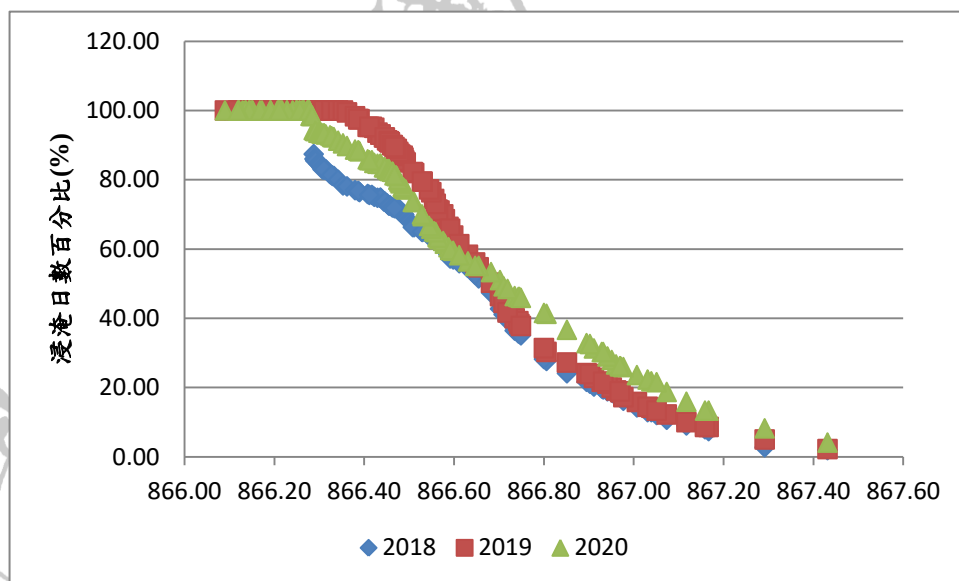


圖 67、2018~2020 年各年平均湖底高程與
浸淹機率

(資料來源：本研究)

二、臺灣水韭適生水深推估

根據上述湖區穿越線結果可知，臺灣水韭在2019~2021年之分布範圍固定，亦表示其出現位置之湖底高程變異不大。而為量化臺灣水韭與水深之關聯性，本研究彙整水面高程資料以計算2018~2020年各湖底高程對應之各年度4季平均水深，並初步配適水韭覆蓋度與湖水深之關係曲線。配適結果顯示，臺灣水韭與水深間呈鐘形曲線之迴歸關係(圖 68)，曲線之決定係數(R^2)達 0.79。所得之理論年平均水深為 0.59 m，與實際覆蓋度最大值之水深範圍相差 0.01~0.12 m。水深愈低則水韭覆蓋度愈低，且至年平均水深 0.23 m 以下臺灣水韭覆蓋度大多為 0%，但實際分布最低水深為 0.02 m，其為臺灣水韭可生長之水深下限；另一方面，當水深大於 0.59 m 時，臺灣水韭覆蓋度亦有下降趨勢，顯示水體過深亦對臺灣水韭具負面影響。林幸助、廖冠茵(2015)認為夢幻湖若一直處於淹水狀態，將有利於挺水植物(如水毛茛)的生長，並會遮住臺灣水韭所需光線，產生生育地競爭壓力。

本研究推估之臺灣水韭最佳分布水深與陳寧庸和張文亮(2010)、游雅婷(2013)與黃曜謀(2018)之結果相仿(表 19)；最低分布水深則為 0.02 m 與游雅婷(2013)較為不同。過去研究結果顯示即使在旱季，夢幻湖底泥仍保持濕潤狀態，有助於臺灣水韭渡過旱季(張永達等，2003)，因而水深較低處仍有零星臺灣水韭存在，顯示臺灣水韭對夢幻湖短期的乾旱環境具有韌性。然而，乾旱期間造成之植物入侵情形不利於臺灣水韭之復甦(黃曜謀等 2021)。初步推測，在低水深環境下，臺灣水韭與挺水植物之競爭作用複雜，使覆蓋度或出現機率變異大，可能導致最終之推估差異。

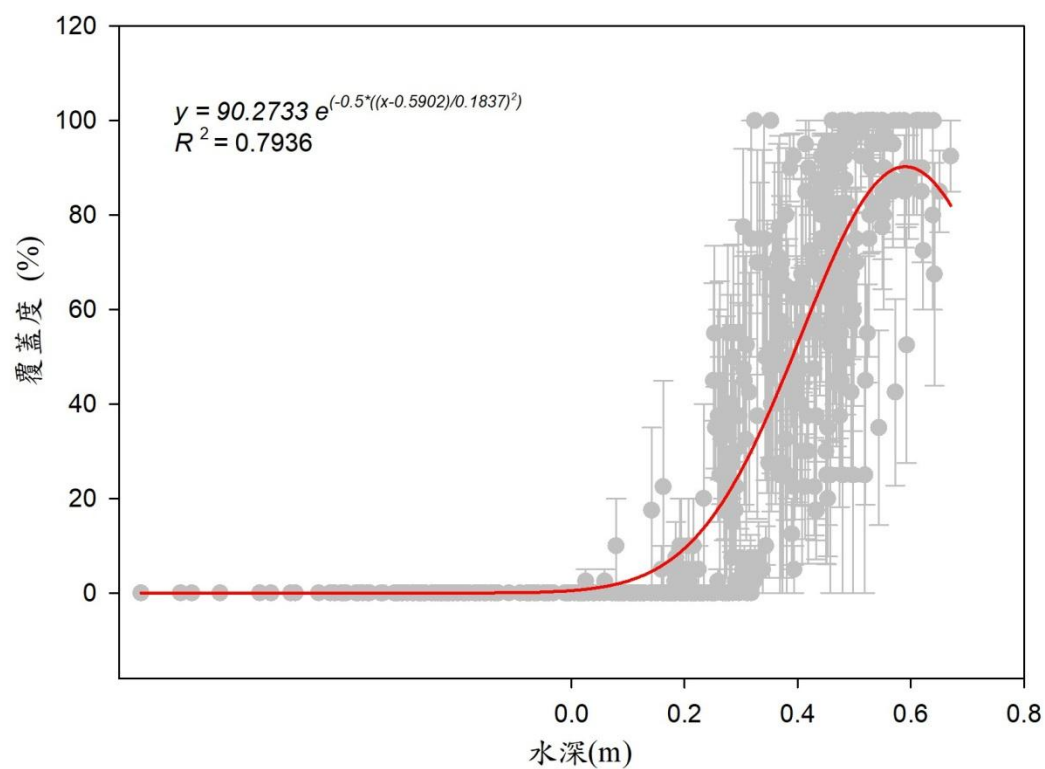


圖 68、2018~2020 年臺灣水韭各年度 4 季平均覆蓋度與各年度平均水深關係

(資料來源：本研究)

表 19、臺灣水韭適生水深相關研究

文獻	調查時間	調查方法	最適分布水深(cm)	最低分布水深(cm)
1	2008.6~2009.4	穿越線覆蓋度	48.5	4
2	2009.5~2010.12	24 區覆蓋度	50	30
3	2018	0~60 cm 水位實驗	60	--
4	2018.3~2021.1	穿越線覆蓋度	59	--
5	2018.3~2021.1	穿越線覆蓋度	47~60	2

(資料來源：文獻 1：陳寧庸、張文亮(2010)；文獻 2：游雅婷(2013)；文獻 3：黃曜謀(2018)；文獻 4：本研究理論值；文獻 5：本研究實際值，最適分布水深以 3 年之平均覆蓋度 > 95% 表示。)

三、臺灣水韭與水生植物競爭關係

為探討臺灣水韭與水生植物之競爭關係，本研究比對 2018~2020 年 5 種優勢植物覆蓋度(各年度之 4 季平均)與高程間關係。由散布圖可見，臺灣水韭、針蘭及芋薺均於特定高程下之覆蓋度較高(圖 69)，顯示其水深偏好；柳葉箬則於地勢高處覆蓋度較高。水毛花分布高程範圍甚廣，但未見明顯偏好，應與穿越線採樣不易調查到水毛花優勢族群有關。因穿越線調查不易記錄到芋薺與水毛花之優勢族群，故於 2020 年 7 月與 2021 年 1 月另以 GPS 標定兩者之分布範圍，並配合地形資料估算其位置之平均湖底高程與水深(本章第五節)。

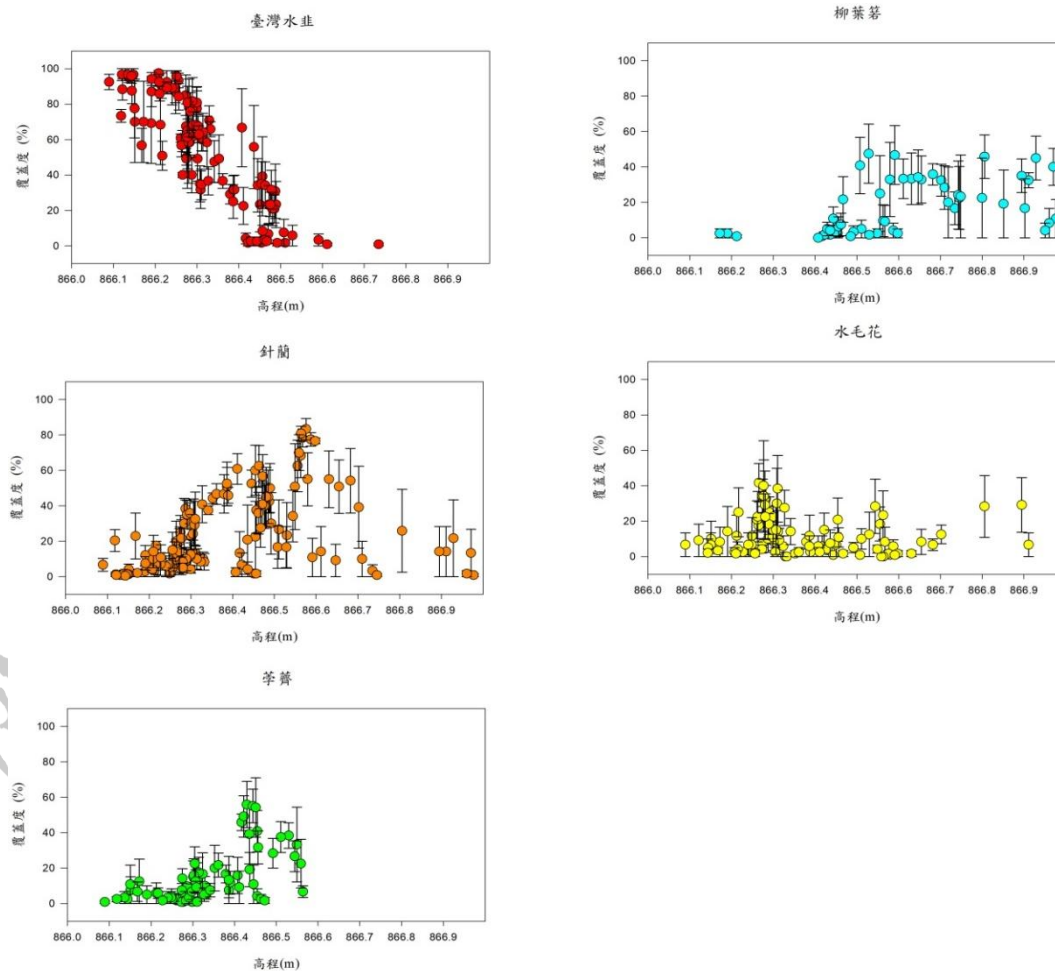


圖 69、穿越線調查臺灣水韭、針蘭、芋薺、水毛花、柳葉箬 2018~2020 年年平均覆蓋度與高程散布圖

(資料來源：本研究)

對照 5 種植物覆蓋度大於 0% 之水深與湖底高程範圍，顯示臺灣水韭之分布水深介於 0.02~0.67 m (高程 866.09~866.73 m) (圖 70)，針蘭介於 -0.28~0.67 m (高程 866.09~867.04 m)，荇薺介於 0.11~0.67 m (高程 866.09~866.56 m)，水毛花介於 -0.16~0.67 m (高程 866.09~866.91 m)，柳葉箬介於 -0.32~0.55 m (高程 866.17~867.07 m)。其中，臺灣水韭之分布水深、高程與針蘭、荇薺、水毛花幾乎完全重疊，顯示在臺灣水韭族群生長之範圍中，針蘭、荇薺、水毛花等水生植物均可能出現；相較之下，臺灣水韭與柳葉箬分布水深之重疊性較低，僅在水深 0.02~0.50 m (866.17~866.73 m) 間，兩者棲地區位差異相對明顯。

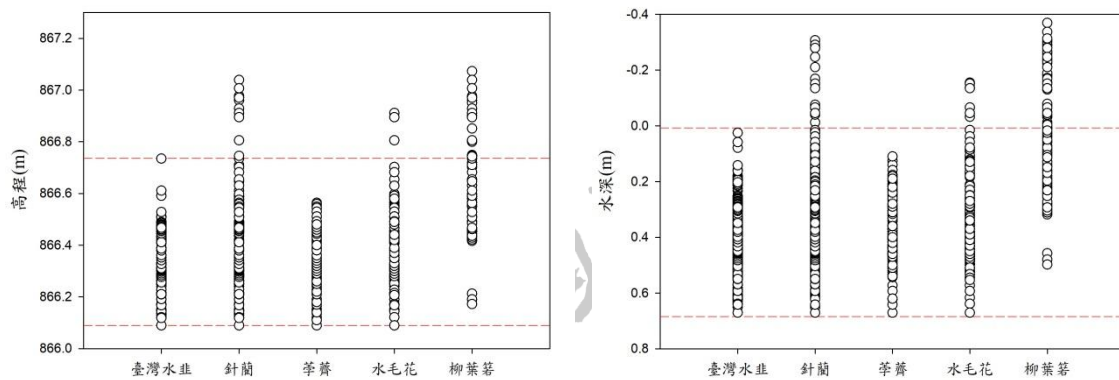


圖 70、2018~2020 年夢幻湖水生植物分布高程與水深(覆蓋度>0%)
(資料來源：本研究)

比對 5 種水生植物覆蓋度(4 季平均)大於 50% 之水深與湖底高程，則可粗略估算各水生植物較具競爭潛力(優勢程度與競爭植物相當或超越)之分布位置，GPS 結果則以 2 季皆有出現之高程進行估算。結果顯示，臺灣水韭之可優勢水深介於 0.25~0.67 m (高程 866.09~866.49 m) (圖 71)，針蘭介於 -0.25~0.48 m (高程 866.28~867.01 m)，荇薺介於 0.19~0.54 m (高程 866.22~866.55 m)，水毛花介於 -0.16~0.50 m (高程 866.26~866.90 m)，柳葉箬介於 -0.25~0.23 m (高程 866.51~867.01 m)。其中，在水深則介於 0.54~0.67 m 間，僅有臺灣水韭覆蓋度可達 50%，顯示此區段中(高程 866.09~866.22 m)臺灣水韭極具競爭優勢，且該

區段之年浸淹機率為 100%。在其餘 4 種水生植物中，柳葉箬與臺灣水韭之可優勢高程依然未重疊；而重疊性由高至低者依序為荸薺、水毛花、針蘭。上述 3 種水生植物與臺灣水韭重疊之可優勢水深為 0.25~0.54 m，即為臺灣水韭與荸薺、水毛花、針蘭之競爭水深範圍(高程 866.22~866.49 m)，顯示此水深區段會有植物間季節性消長現象。

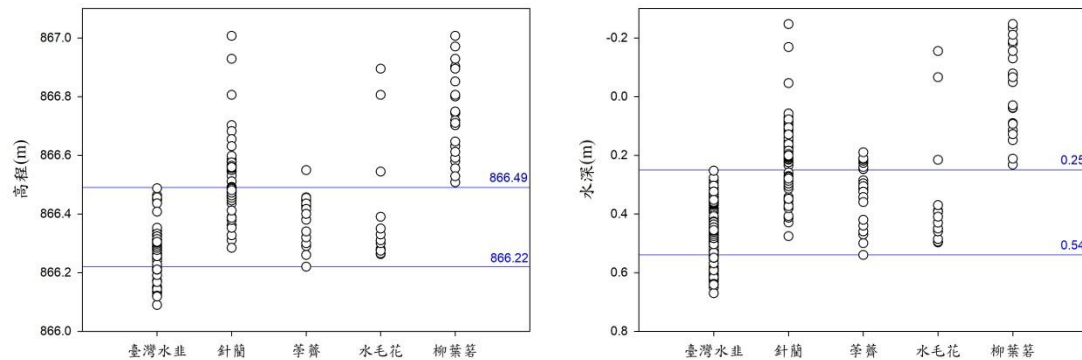


圖 71、2018~2020 年夢幻湖水生植物可優勢高程與水深(覆蓋度>50%)
(資料來源：本研究)

為估算水生植物之適生水位，本研究以覆蓋度(各年度之 4 季平均)與水深資料配飾移動平均(Running average)平滑曲線。結果顯示，臺灣水韭覆蓋度最大值為 92.2%，其最適水深為 0.60 m 與迴歸分析之結果相似。針蘭之覆蓋度最大值為 71.0%，其最適水深為 0.18 m (圖 72)，水深 0.34 m 雖另有次高峰值，但覆蓋度僅達 40.9%。柳葉箬之覆蓋度最大值為 51.8%，其最適水深為 -0.08 m。荸薺與水毛花結合 GPS 標定分布範圍之結果顯示：荸薺之覆蓋度最大值為 46.1%，其最適水深為 0.30 m；水毛花覆蓋度最大值為 37.2%，其最適水深為 0.45 m。

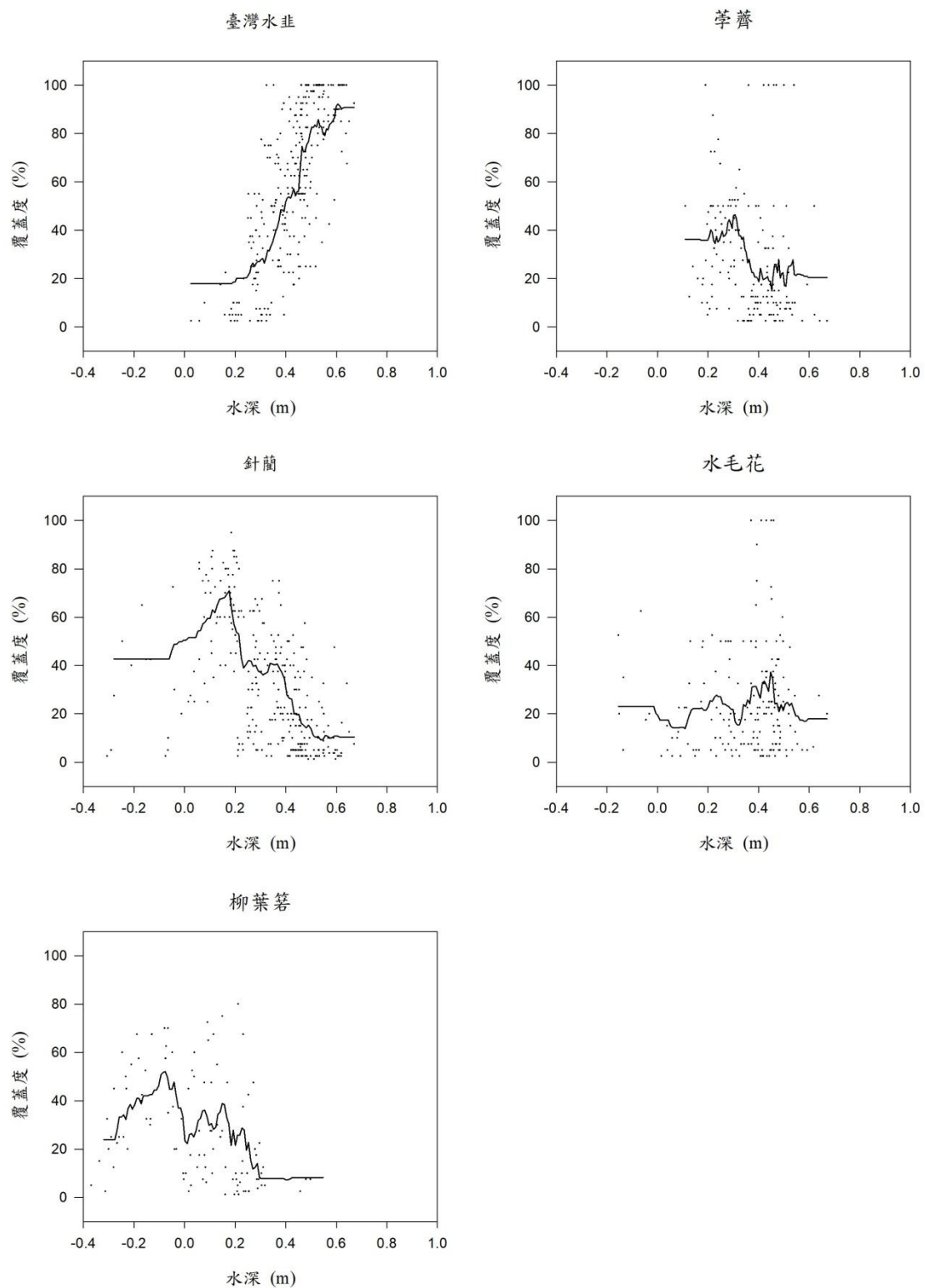


圖 72、湖區穿越線 5 種優勢水生植物之 2018~2020 年各年度 4 季平均覆蓋度與水深移動平均平滑曲線

(資料來源：本研究)

本研究估算臺灣水韭及其競爭植物之分布、具競爭潛力高程及最適高程如表 20 所示。將上述高程對照穿越線剖面高程圖，則可見高程 866.22 m 以下之區域主要為浚深區(圖 73)，屬臺灣水韭絕對優勢區域；高程 866.22~866.49 m 間則包含湖央區與南區，為臺灣水韭與水毛花、荸薺、針蘭之競爭區。而在此區段中，水毛花、荸薺與針蘭之最適高程分別為 866.32 m、866.42 m、866.57 m，故湖底高程 866.22~866.49 m 為臺灣水韭與各水生植物競爭較激烈之區域。為驗證此分區之合理性，本研究統整臺灣水韭永久樣區 2015~2020 年之覆蓋度與高程資料。結果顯示，在高程大於 866.49 m 且水深小於 0.22 m 之 S3、S4 樣站(圖 74)，水韭無法取得優勢地位(平均覆蓋度低於 50%，圖 75)；而在高程小於 866.22 m 且水深大於 0.54 m 之 N1、N2 樣站中，臺灣水韭覆蓋度大於 50%，與本研究論點相符。而在高程 866.22~866.49 m (水深 0.27 m~0.54 m)之 S1、S2、C1、C2、C3 樣站中，除 C3 樣站因有荸薺分布，平均覆蓋度為 42.1%外；其餘樣站之臺灣水韭均呈優勢狀態。

表 20、水生植物分布、具競爭潛力、最適高程與年平均水深

種類	分布高程(m)	分布水深(m)	具競爭潛力 高程(m)	具競爭潛力 水深(m)	最適高程 (m)	最適水深 (m)
臺灣水韭	866.09~866.73	0.02~0.67	866.09~866.49	0.25~0.67	866.09	0.60
針蘭	866.09~867.04	-0.28~0.67	866.28~867.01	-0.25~0.48	866.57	0.18
荸薺	866.09~866.56	0.11~0.67	866.22~866.55	0.19~0.54	866.42	0.30
水毛花	866.09~866.91	-0.16~0.67	866.26~866.90	-0.16~0.50	866.32	0.45
柳葉箬	866.17~867.07	-0.32~0.55	866.51~867.01	-0.25~0.23	866.80	-0.08

(資料來源：本研究)

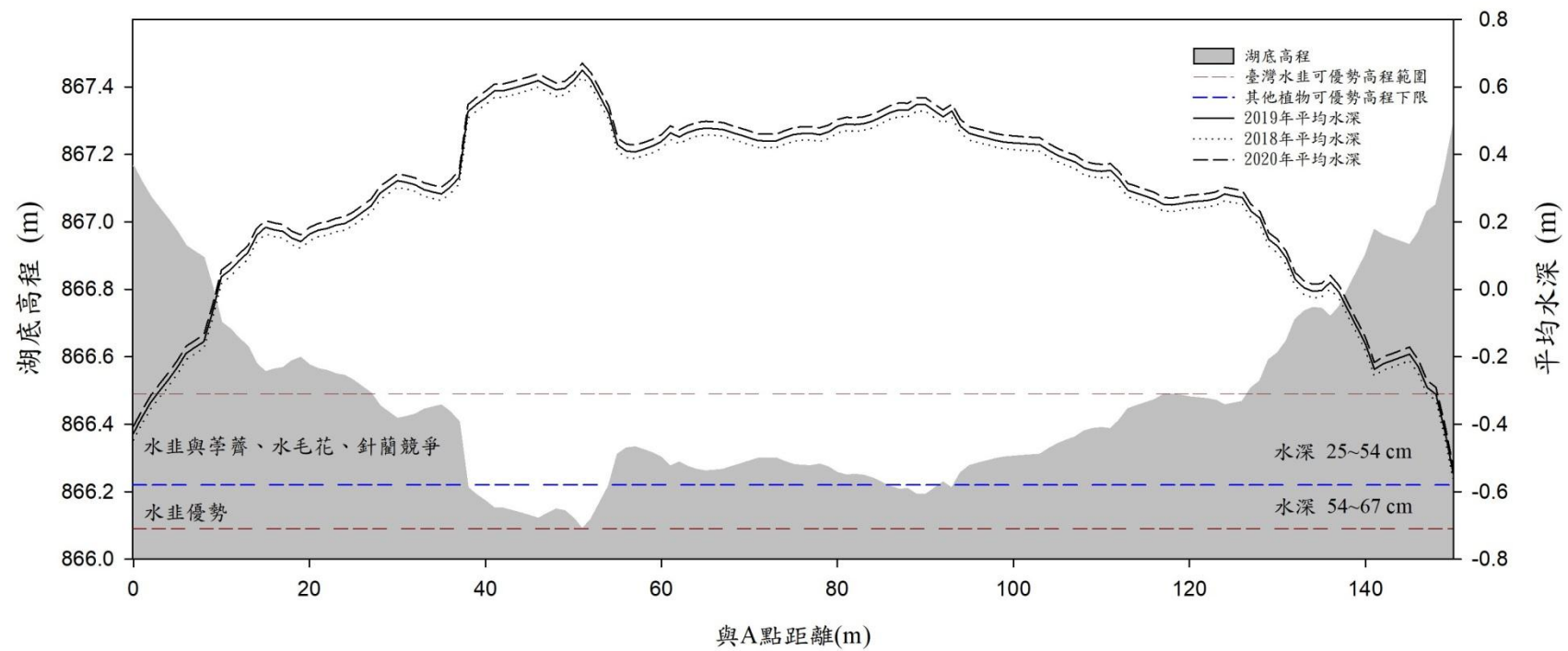


圖 73、穿越線剖面高程與水生植物競爭關係示意圖

(資料來源：本研究)

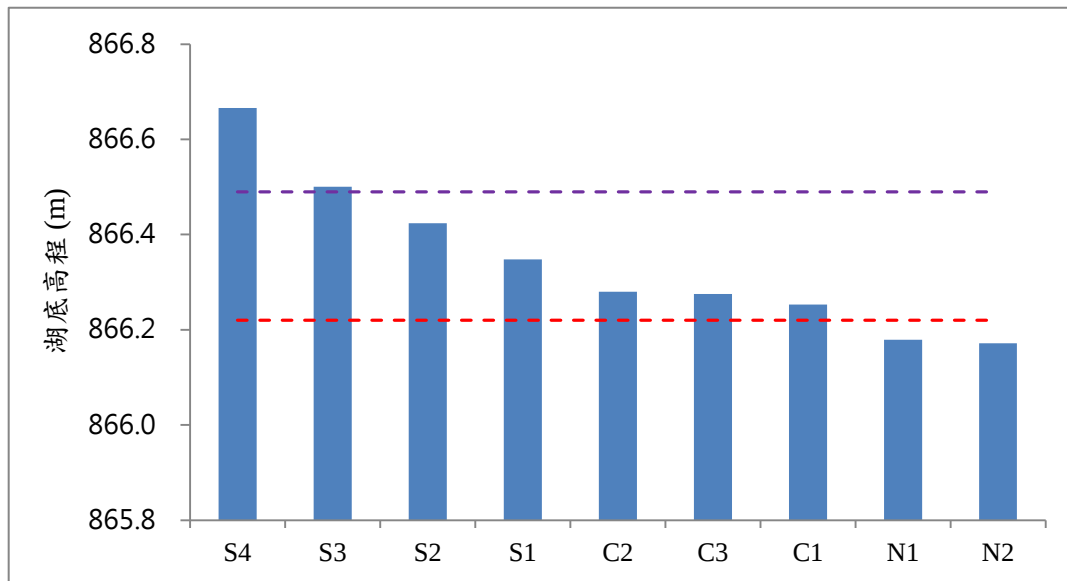


圖 74、臺灣水韭永久樣區之湖底高程。紫色與紅色虛線分別代表高程 866.49 m 與 866.22 m
(資料來源：本研究)

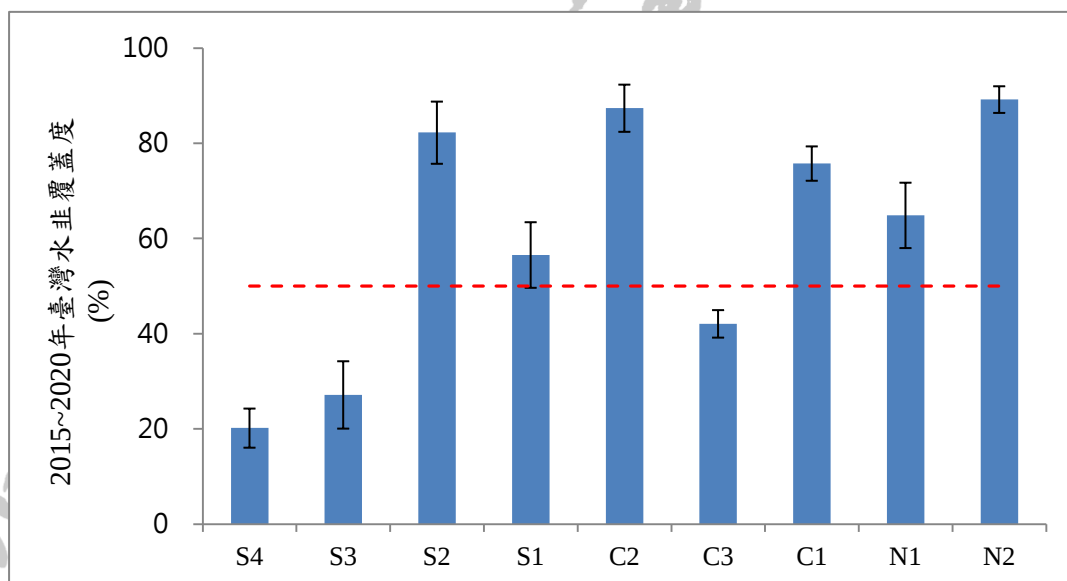


圖 75、2015~2020 年臺灣水韭永久樣區各樣區之平均水韭覆蓋度。紅色虛線表示覆蓋度 50%
(資料來源：本研究)

陳寧庸和張文亮(2010)就夢幻湖臺灣水韭族群消長觀察，並發現臺灣水韭出現最頻繁的水深在 0.25~0.49 m。本研究臺灣水韭優勢水深同樣以 0.25 m 為最低值，其介於茛薺與針蘭之最適水深之間，顯示植物競爭可能為影響因素。另一方面，過去研究指出淺水位的快速波動導致植株的葉片不斷發生枯萎、腐爛、死亡，使球莖所儲存養份大量耗損，其不利臺灣水韭生長(黃曜謀 2018)。因此，年平均水深為 0.25 m 以下之區域或許受水位波動變化頻繁之影響，降低臺灣水韭優勢。

本研究計算 2018~2020 年度各高程於日水位變化中，從有水轉變為無水之次數。結果顯示：高程 866.73 m 有最高之水位變動次數，即臺灣水韭分布最低高程，3 年平均水位變動次數為 21 次(圖 76)。Spearman 相關則顯示臺灣水韭覆蓋度與水位變動次數有顯著負相關性($r = -0.83$, $p < 0.01$) (圖 77)。大於 866.73 m 之高程雖水位變化次數減少，但浸淹日數百分比平均低於 40%。臺灣水韭之優勢水深為 0.25 m，高程約 866.49 m，其平均水位變化次數為 16 次，浸淹日數百分比平均為 76.2%。該高程於 2019 年之水位變動次數為 19 次，平均浸淹日數百分比為 85.6%，可能表示浸淹程度對水韭覆蓋度之影響性大於水位變動頻率。整體而言，高程 866.49 m 之水位變化次數並非最高，但相關結果指出水位變動次數確實對水韭覆蓋度造成負面影響，與過去研究結果相似。

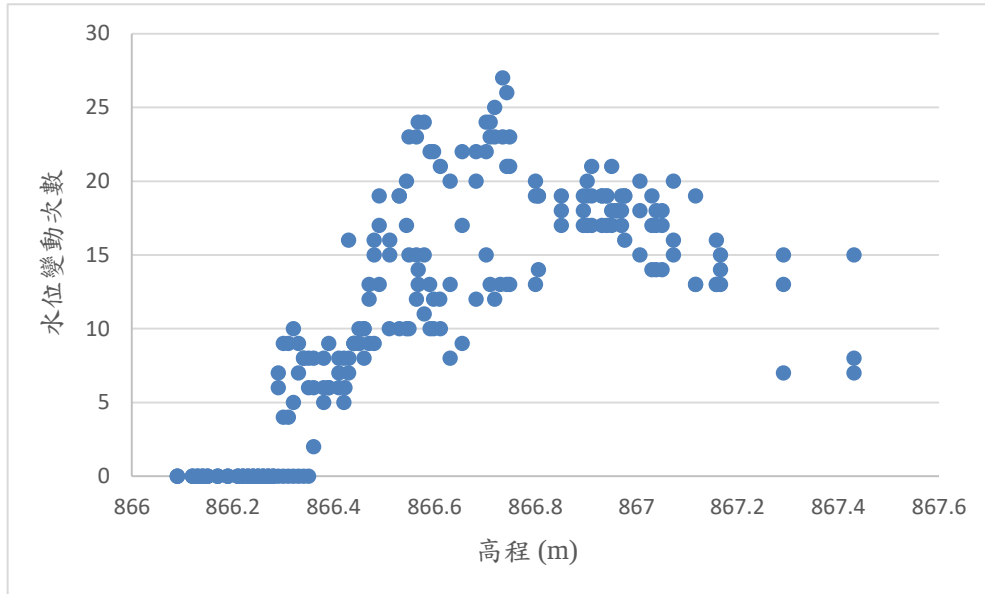


圖 76、2018~2020 年各年平均湖底高程與水位變動次數
(資料來源：本研究)

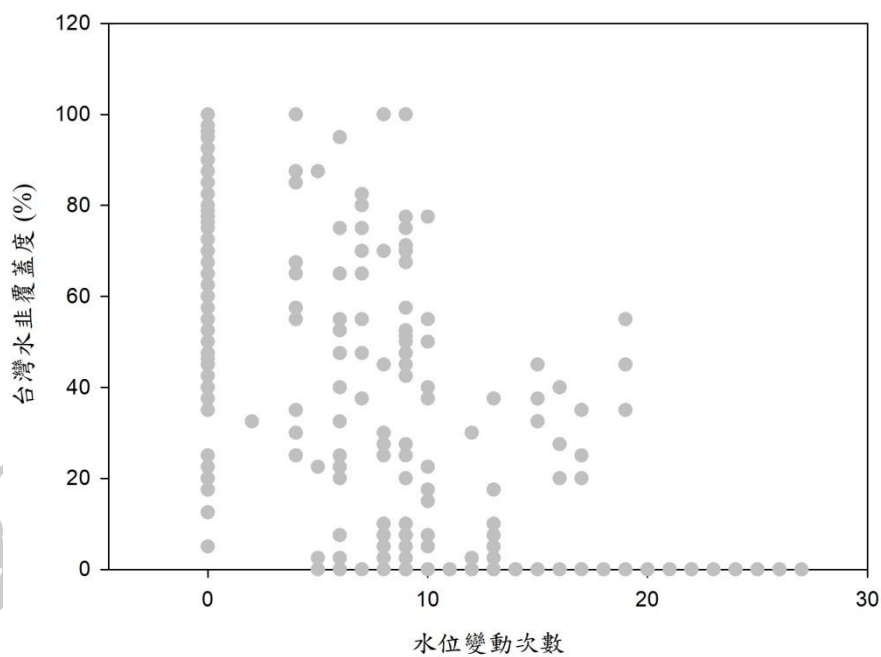


圖 77、2018~2020 年臺灣水韭覆蓋度與水位變動次數之相關分析。
(資料來源：本研究)

肆、外來種分布調查

本研究已於 2019 年 3 月、7 月、10 月、12 月完成夢幻湖步道周邊之外來種分布調查；並於 2019 年 3 月至 2020 年 7 月完成湖區之外來水生植物調查；且另於 2021 年 7 月進行紫葉水竹草(巴西水竹葉)之分布調查。共記錄外來植物 8 科 10 種(圖 78)，其中柳杉、蓮子草、蛇莓、酢漿草、大花咸豐草、加拿大蓬、地毯草、巴西亞雀稗、紫葉水竹草均記錄於步道周邊，圖中線段表紫葉水竹草之連續分布；睡蓮屬植物則發現於湖區中央，於 2019 年 10 月至今，湖區內已無睡蓮屬植物出現。

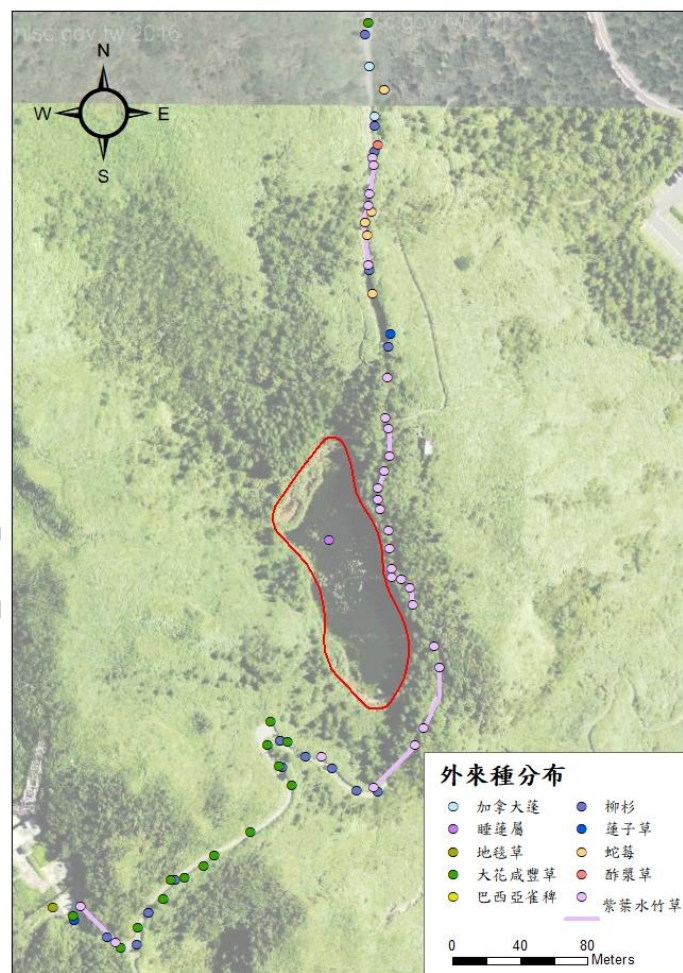


圖 78、夢幻湖步道與湖區外來種分布

(資料來源：本研究)

第三節、水質調查

本研究目前已於 2019 年 3 月 21 日、7 月 24 日、10 月 31 日、12 月 12 日、2020 年 3 月 19 日、7 月 9 日、10 月 16 日、12 月 8 日及 2021 年 3 月 19 日、7 月 14 日、10 月 1 日完成 11 季之湖區水質檢測。現場檢測結果顯示，夢幻湖水溫以夏季較高，冬季最低(表 21)；溶氧趨勢與水溫相反，顯示溫度對水中氧氣飽和度之影響，2021 年平均溶氧偏低可能與水綿於該年度覆蓋度較高，使氧氣消耗較多有關，兩者之 Pearson 分析結果呈顯著負相關($p=0.031$; $r=-0.575$)，因此若水綿覆蓋度持續增加，將使夢幻湖有優養化之危機。酸鹼值於 2019 年以秋、冬季(雨季)較低；2020 年則以夏季之酸鹼值較低；2021 年夏季則為近年來最高，但與林幸助(2017)之夏季結果相似，表示酸鹼值仍在合理範圍內。過去研究顯示，夢幻湖集水區之雨水受硫磺噴氣影響而多呈酸性，然而大量降水會使各項離子濃度因稀釋而降低(王立志、張永達等，2002；pH：3~4)。故推測秋、冬季偏低之酸鹼值應為酸雨所致，但 2020 秋冬季較多之雨量使酸鹼值增加；夏季反因多日乾燥且湖水水位較低使離子濃度提升、酸鹼值減少。鄭先祐等(1987)指出湖水之 pH 值與二氧化碳濃度在 1 日內變化顯著，可能與水域中之生物活動有關。2021 年 7 月之酸鹼值較高(平均為 6.26)，推測可能因為(1)過去 3 個月內之降雨較為中性，且雨量造成略為之稀釋作用；(2)當季水綿覆蓋度為歷年夏季中最高(參第三章第六節)，故水綿於白天行光合作用消耗氫離子，可能導致水體溶氧暫時性提升，酸鹼值因而增加(Wetzel, 2001)，於本研究結果中水綿與 pH 值亦呈顯著正相關(Pearson: $p<0.001$; $r=0.824$)；(3)當季之高水綿覆蓋度亦可能增加營養鹽(如硝酸鹽氮、氨氮等)之消耗，水中離子濃度降低，亦可使酸鹼值上升。鹽度與導電度趨勢與酸鹼值相反，則可能與酸雨期間輸入之 SO_4^{2-} 、 Cl^- 、 NO_3^- 、 NH_4^+ 、 Na^+ 等離子有關(王立志、張永達等，2002)。透明度方面，2020 年 7 月因水位偏低使水體易受底質干擾外；2021 年春季至秋季透明度偏低與水位降低、水綿覆蓋有關，其餘各季透明度均大於 60 cm，顯示

夢幻湖水體大多透明清澈。營養鹽結果顯示硝酸態氮、凱氏氮與總磷於浚深區之平均濃度高於湖央區(表 22)；亞硝酸氮與氨氮則於湖央區略高於浚深區，浚深區較低之地勢可能為營養鹽集中之原因。

表 21、2019 年 3 月至 2021 年 10 月夢幻湖現場檢測水質

調查日期	時間	樣點	水溫 (°C)	溶氧 (mg L ⁻¹)	酸鹼值	鹽度	導電度 (μS cm ⁻¹)	透明度 (cm)
20190321	11:20	D	24.9	6.72	4.28	0.02	33.2	>60
	11:10	E	25.4	7.30	4.47	0.02	35.4	>60
20190724	10:44	D	25.7	6.90	4.04	0.01	26.1	>60
	11:00	E	25.6	6.03	4.81	0.01	18.9	>60
20191031	11:55	D	18.3	6.83	4.00	0.03	51.5	>60
	12:05	E	17.7	7.33	3.23	0.03	61.4	>60
20191212	11:12	D	12.6	7.93	3.03	0.02	48.8	>60
	11:58	E	12.7	8.04	3.06	0.03	48.3	>60
20200319	14:20	D	16.6	8.24	4.99	0.00	56.9	>60
	14:10	E	17.1	8.63	4.89	0.00	68.0	>60
20200709	13:25	D	27.7	7.69	3.86	0.02	32.9	45
	13:50	E	27.9	7.80	3.85	0.02	26.7	32
20201016	8:40	D	19.0	7.77	4.97	0.03	52.4	>60
	8:50	E	19.0	7.58	4.75	0.03	51.6	>60
20201208	14:30	D	13.7	7.78	4.68	0.02	41.8	>60
	14:40	E	13.5	7.74	4.95	0.02	44.7	>60
20210319	8:06	D	19.1	5.30	4.43	0.02	48.5	52
	8:12	E	18.2	4.10	4.47	0.03	48.3	55
20210714	9:40	D	25.9	4.85	6.39	0.01	26.9	>60
	9:35	E	26.4	5.42	6.12	0.01	27.1	45
20211001	8:50	D	24.5	5.99	5.56	0.01	23.6	>60
	9:00	E	25.7	5.87	5.57	0.01	22.3	35

(資料來源：本研究)

表 22、2019 年 3 月至 2021 年 10 月夢幻湖室內檢測水質

調查日期	樣點	硝酸 態氮 (mg L ⁻¹)	亞硝 酸氮 (mg L ⁻¹)	氨氮 (mg L ⁻¹)	凱氏氮 (mg L ⁻¹)	總磷 (mg L ⁻¹)	生化 需氧量 (mg L ⁻¹)	化學 需氧量 (mg L ⁻¹)	葉綠素 <i>a</i> (mg m ⁻³)	懸浮 固體 (mg L ⁻¹)
20190321	D	0.27	N.D.	N.D.	1.71	0.027	3.8	8.7	2.03	2.1
	E	0.29	0.01	0.13	2.42	0.043	3.9	10.2	3.89	1.8
20190724	D	0.22	N.D.	0.12	0.39	0.024	2.3	9.5	1.33	6.2
	E	N.D.	N.D.	0.13	0.52	0.036	2.4	9.0	3.12	5.6
20191031	D	1.23	0.01	0.25	0.45	0.071	2.6	7.7	6.16	20.4
	E	0.78	0.01	0.29	0.54	0.072	2.4	8.2	11.57	13.6
20191212	D	0.32	0.01	0.13	0.17	N.D.	1.6	6.3	9.80	8.4
	E	0.33	0.01	0.13	0.24	0.024	0.3	6.3	10.69	12.0
20200319	D	0.17	N.D.	0.13	0.29	0.320	2.6	10.5	N.D.	9.2
	E	N.D.	N.D.	0.09	0.40	0.060	3.4	11.0	N.D.	14.0
20200709	D	N.D.	0.01	0.21	0.70	0.185	5.6	20.1	9.21	16.0
	E	N.D.	0.01	0.22	0.73	0.130	4.8	18.10	11.46	14.40
20201016	D	0.27	N.D.	0.03	1.22	0.037	2.70	7.80	2.95	3.5
	E	0.21	N.D.	0.06	0.15	0.026	2.50	6.30	1.82	2.0
20201208	D	0.27	0.01	0.15	0.74	0.197	4.00	13.50	2.29	3.8
	E	0.26	0.01	0.17	0.41	N.D.	3.00	8.5	4.80	5.5
20210319	D	0.36	N.D.	N.D.	0.36	0.019	5.3	16.3	5.85	3.3
	E	0.43	N.D.	0.02	0.39	0.064	5.6	16.8	11.95	4.2
20210714	D	N.D.	N.D.	0.23	0.88	0.045	4.3	18.6	0.72	3.1
	E	N.D.	N.D.	0.21	0.59	0.040	4.9	22.1	11.05	13.1
20211001	D	N.D.	N.D.	0.14	0.74	0.026	5.1	14.3	2.17	0.8
	E	N.D.	N.D.	0.74	1.14	0.022	6.0	17.2	22.44	18

註：N.D.表示低於方法偵測之檢測值

(資料來源：本研究)

本研究彙整 2016~2021 年之營養鹽結果顯示(林幸助, 2017~2018; 本研究, 圖 79), 硝酸鹽氮於 2016 年 11 月、2017 年 12 月及 2019 年 10 月均有驟升趨勢。對應採樣前 2 周之水位高程紀錄顯示, 2016 年 11 月採樣前 2 日水位大幅上升 78 cm; 2019 年 10 月採樣前 2 日水位升高 23 cm, 對照東北季風與颱風等出現月份(附件四), 則可見降雨輸入之外源營養(主要以東北季風挾帶之境外污染物、湖區周邊沉積物等)應為硝酸鹽驟升之主要原因。銨氮濃度遠低於硝酸鹽氮, 但近年似有增加趨勢; 且除秋、冬季之降雨事件外(2019 年 10 月、2020 年 12 月、2021 年 10 月), 近 2 年之夏季(2020、2021 年 7 月)亦發現濃度驟升。凱氏氮在 2018 年 7 月前每季變動幅度小, 然於 2019 年 3 月卻大幅增加; 由於凱氏氮濃度驟升並未伴隨無機鹽(硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、氨氮)增加, 故推測此現象應與有機氮有關。總磷於 2019 年 7 月前濃度均未超過 0.05 mg L^{-1} , 但於 2020 年 3 月及 7 月, 平均濃度大於 0.15 mg L^{-1} ; 磷酸鹽平均於春、夏季濃度較高, 可能因秋、冬季降雨使土壤內的磷流入湖中有關。枯葉降解會釋放磷酸根離子(Wang et al., 2018), 因此, 冬季累積之枯葉於春季開始降解亦可能為磷酸鹽增加之原因。整體而言, 硝酸態氮峰值多出現於 10 月至翌年 3 年; 而銨鹽、凱氏氮與總磷則偶於春、夏季濃度升高。

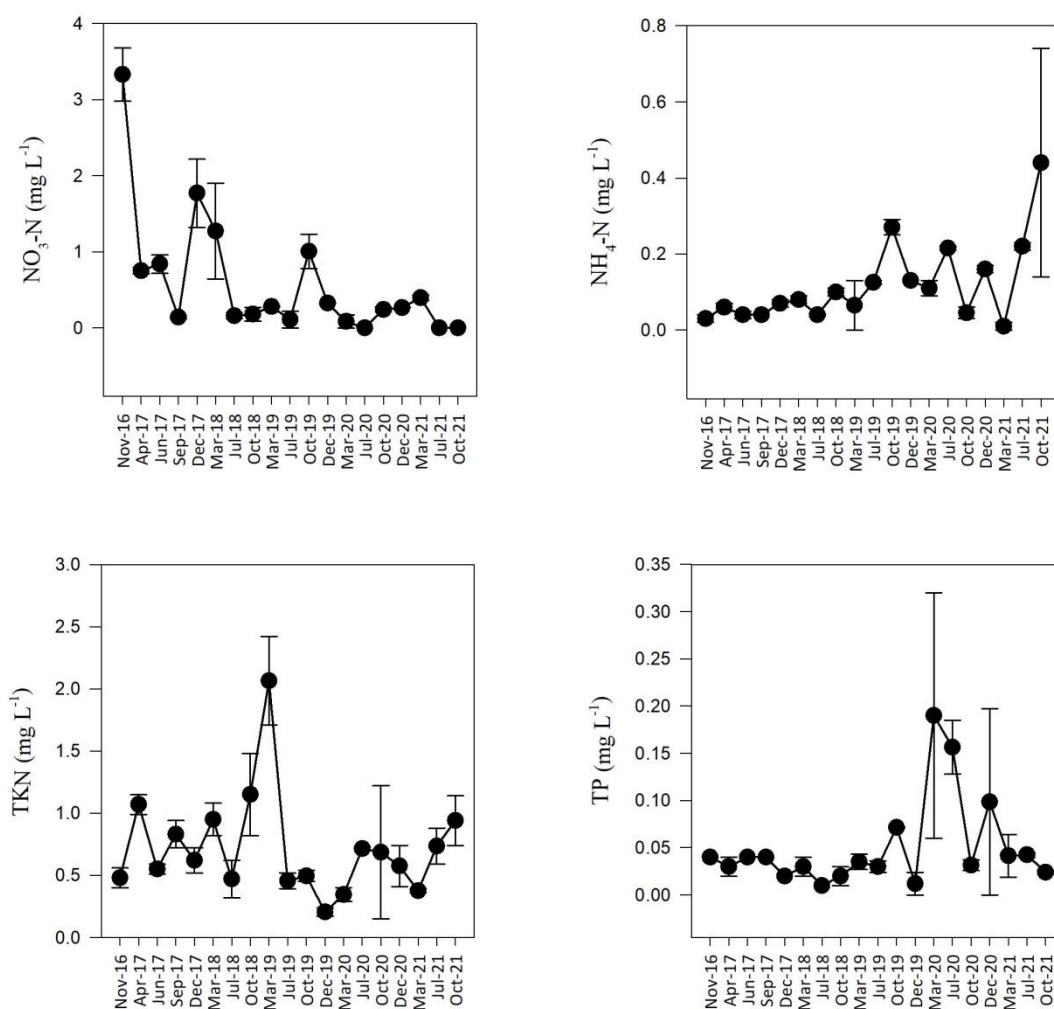


圖 79、2016~2021 年硝酸鹽氮(NO₃-N)、氨氮(NH₄-N)、凱氏氮(TKN)與總磷(TP)

(資料來源：林幸助、廖冠茵，2015；林幸助 2017~2018；本研究)

本研究將 2016 年 12 月~2020 年 12 月夢幻湖 8 季之水質監測資料以主成分分析探討夢幻湖環境因子在不同季節之組成變異(圖 80)。結果顯示 PC1 軸與 PC2 軸共可解釋 48.6%的環境因子組成變異。圖中向量為 PC 軸與各環境因子間的多重相關結果，向量的長度越長，表示與 PC 軸的相關性越高。PC1 軸解釋(26.3%)，依序為 pH ($r = -0.433$)、DO ($r = 0.378$)、NH₄-N ($r = 0.375$)、Salt ($r = 0.319$)、COD ($r = -0.253$)、TKN ($r = -0.206$)；而 PC 2 軸解釋(22.3%)，與 BOD ($r = -0.469$)、NO₃-N ($r = 0.411$)、SS ($r = -0.398$)、TP ($r = -0.388$)、Dep. ($r = 0.177$) 的相關性較高。整體而言，秋、冬季之硝酸態氮濃度、溶氧、鹽度、亞硝酸態氮濃度較高，且水較深；主要與東北季風造成冬季降雨，使水位上升、溶氧上升，而降雨輸入之外源營養使硝酸態氮及亞硝酸態氮濃度提高、鹽度因而增加(林幸助，2015)。春、夏季之生化需氧量、水溫、總凱氏氮、酸鹼值及化學需氧量較高；夢幻湖秋、冬季雨水受硫磺噴氣影響而多呈酸性，故秋、冬季酸鹼值偏低，春、夏季雨量較少，酸鹼值反偏高；生化需氧量、化學需氧量、總凱氏氮可能為冬季累積之枯落物受微生物降解所致，春、夏季微生物較活躍，因此生化需氧量、化學需氧量、總凱氏氮較高。氨氮、懸浮固體及總磷於 2019、2020 年濃度較高，且亦呈春、夏季較高之趨勢。因 2016~2017 年無葉綠素 a 資料，因此另進行相關分析。在藻類方面，可見葉綠素 a 峰值多出現於 10 月至翌年 3 月，2020 年 7 月增加(圖 81)，與氨氮雷同，Spearman 相關指出兩者有顯著正相關性($r = 0.48$, $p = 0.03$)顯現夢幻湖藻類對氨氮之偏好。

綜合而言，夢幻湖環境因子與季節變化及冬季東北季風帶來之降雨有關，其與林幸助(2018)之結果相似。葉綠素 a 與氨氮呈正相關，但年度間變異不大，於 2015 年至今並未見優養狀況(林幸助、廖冠茵，2015；林幸助，2017~2018)，但須注意水綿覆蓋度增長情形。因此，夢幻湖仍屬酸性之貧養水體，與過去之研究結果相同(黃增泉等，1988；張永達、邱文彥，2000；陳德鴻等，2007~2010；林幸助，2018)。

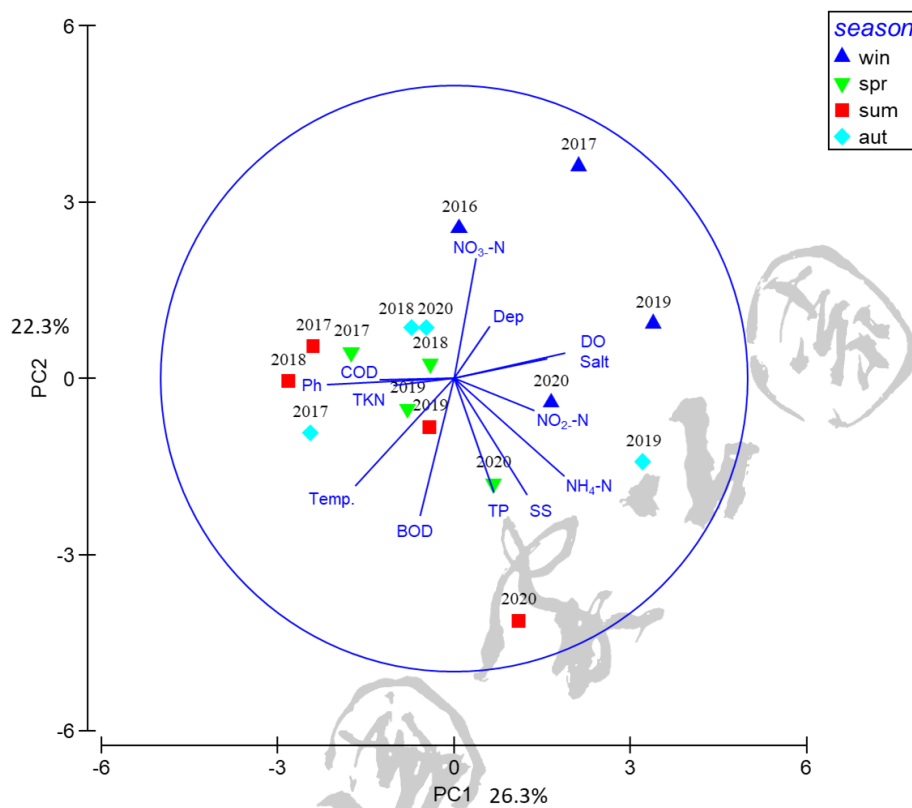


圖 80、2016 年 12 月~2020 年 12 月夢幻湖植物地上部生產量 DistLM with dbRDA 圖

(資料來源：本研究)

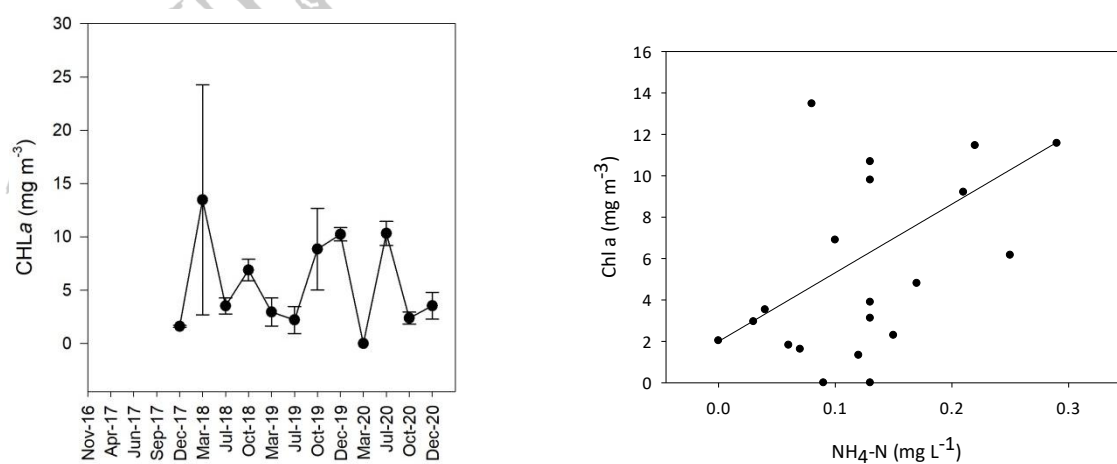


圖 81、2016~2020 年葉綠素 *a* (Chl*a*)與相關分析

(資料來源：林幸助、廖冠茵，2015；林幸助 2017~2018；本研究)

第四節、水文調查

壹、降水特性分析

本研究收集之連續雨量資料與先期研究計畫之資料後彙整比較如圖 82 所示。2017 至 2020 年的全年降雨量分別為 6,306.6 mm、5,064.2 mm、5,532.5 mm 及 5,052.0 mm，而 2021 年至 10/2 前，總降雨量為 675.5mm。觀察降雨的時間分布，降雨主要集中在 9 至 12 月間(圖 83)，平均約占整年的 60%，因此，尚未進入雨季的 2021 年，紀錄的總雨量較少，同時，夏季的強降雨亦會有較高的總降雨占比。

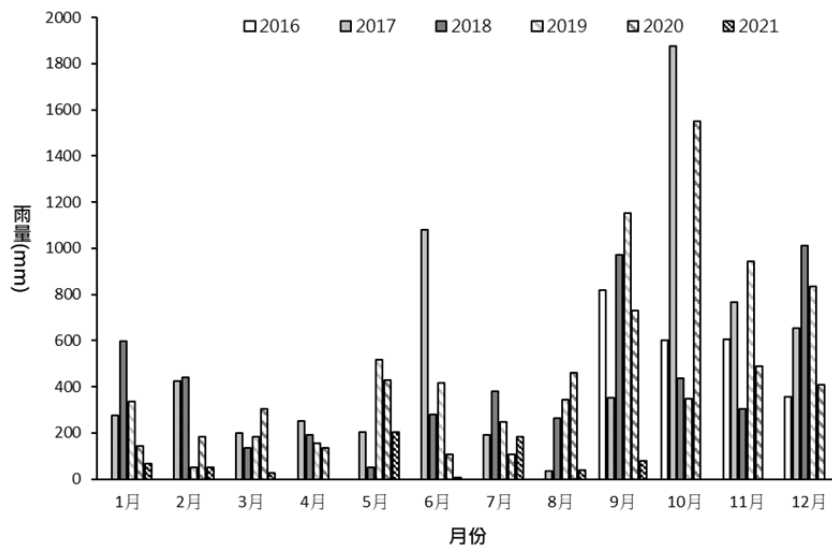


圖 82、2016 年 9 月至 2020 年 12 月間月降雨量圖

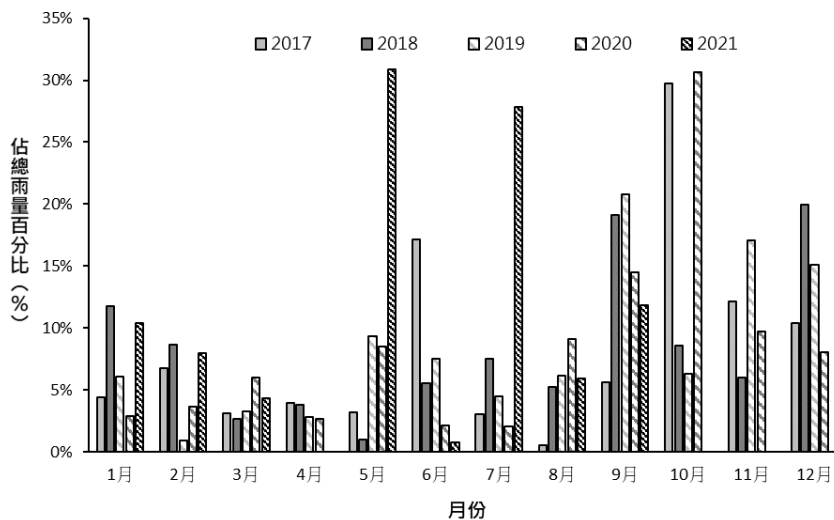


圖 83、2017 年至 2020 年雨量佔總雨量百分比圖

雖不同月份之總雨量可能相同，但因降雨強度不同，反應出不同的水文現象。強降雨所挾帶的沖刷力大，可能造成潛在的土壤沖蝕問題，而長延時低強度的降雨落在地表上，則較有機會產生入滲或形成流速較慢的漫地流，對地表泥砂的攜帶能力低。以此整理比較 2016~2021 年間月降雨量與降雨強度，如圖 84 所示。整體而言，9 月至 12 月的降水總量較其他月份高出許多，為湖區水量最充足的時期，主要來自颱風或東北季風之影響；降雨強度最高的時期則為 6 月至 8 月，降雨型態多為午後雷陣雨或是颱風。

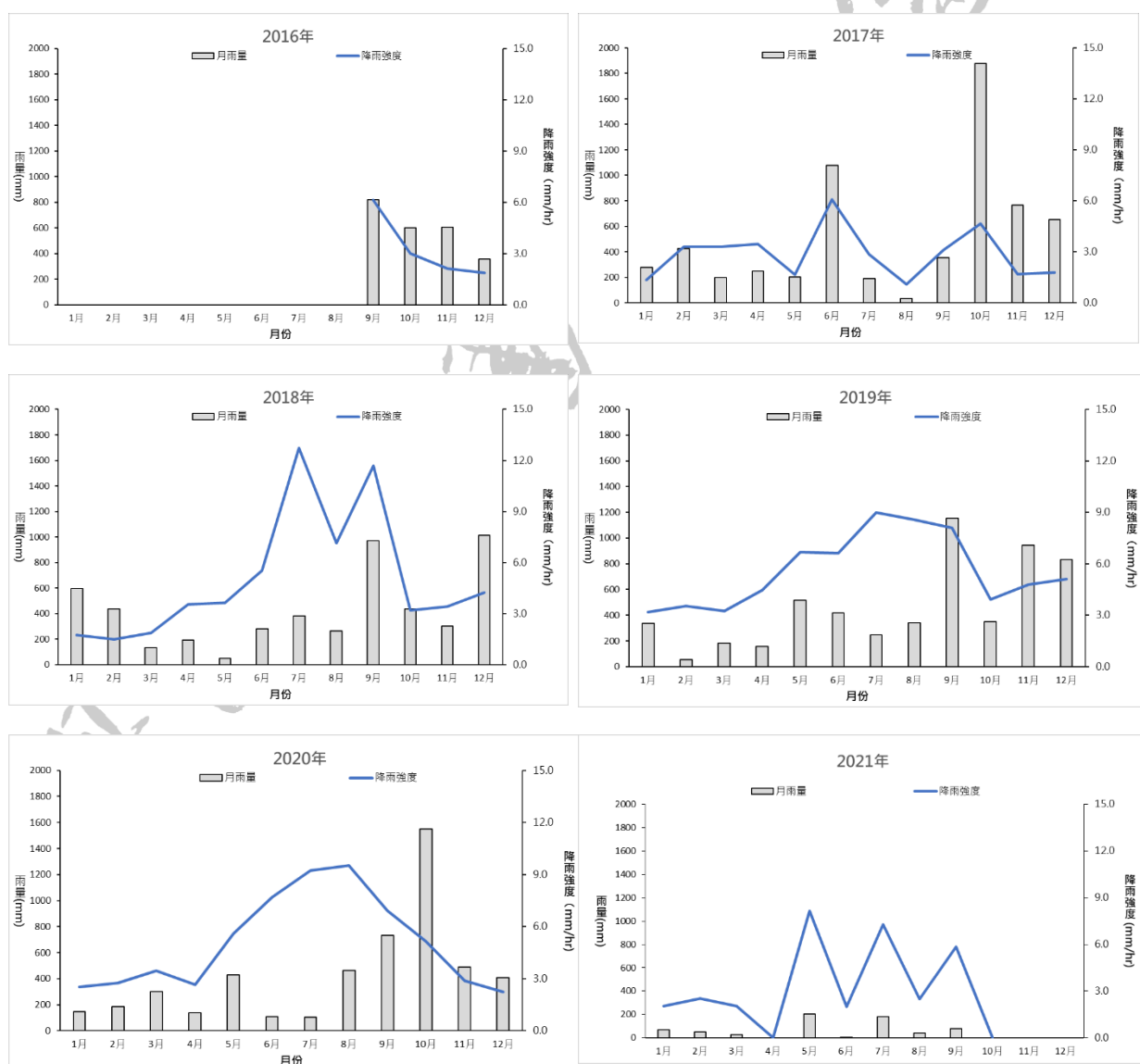


圖 84、2016 年 9 月至 2021 年 10 月 2 日各月總降雨量及降雨強度關係圖

同時，比較夢幻湖測站與陽明山國家公園內 2 氣象局局屬測站(竹子湖、鞍部)2017~2020 年之雨量資料並計算其相關係數，如表 23 與圖 85 所示。夢幻湖測站的雨量分布與 2 局屬測站極為相近，相關係數皆可達 0.80 以上，而冬季時，降雨主要來自地形雨，夢幻湖測站的雨量則略高於其他 2 測站。

表 23、夢幻湖、竹子湖、鞍部測站 2017 至 2020 年月雨量相關係數

	夢幻湖	竹子湖	鞍部
夢幻湖	1	0.85	0.86
竹子湖	0.85	1	0.98
鞍部	0.86	0.98	1

(資料來源：中央氣象局，2021；本研究)

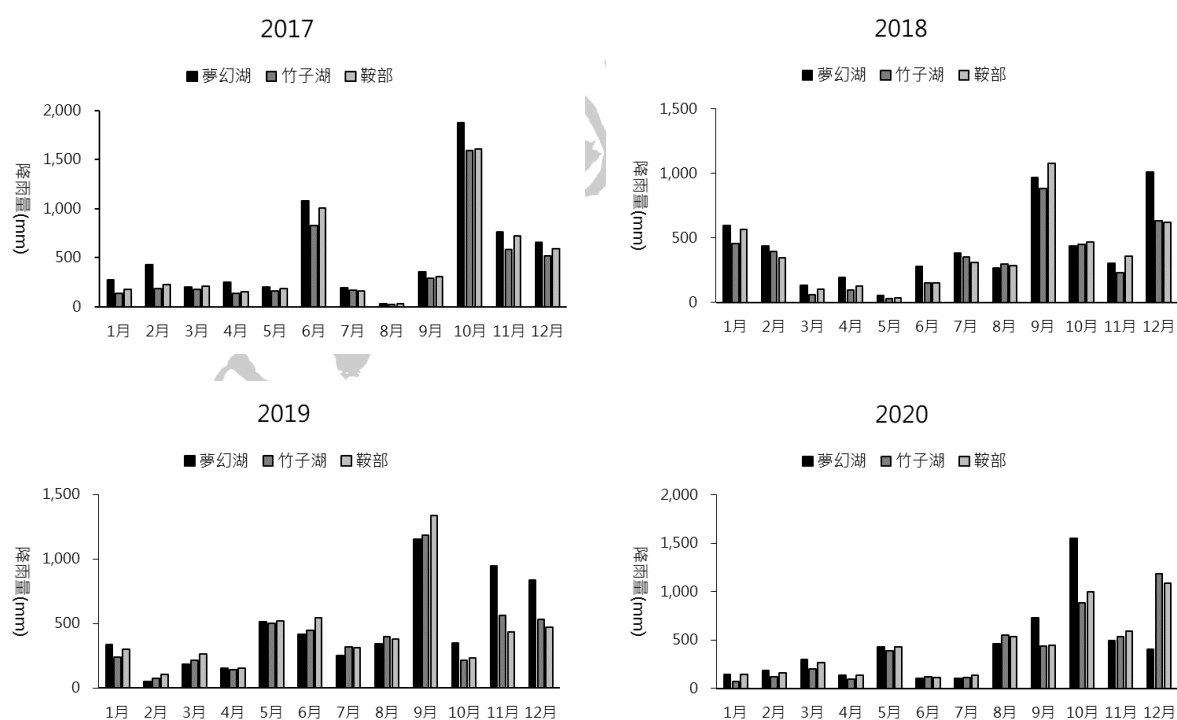


圖 85、2017 至 2020 年夢幻湖、竹子湖、鞍部測站各月總雨量

貳、蒸發特性分析

彙整本研究及前期計畫資料後，整理歷年比較如圖 86 與表 24 所示。整體而言，夢幻湖之月蒸發量，3~9 月約為 1~2 月與 10~12 月的 2 倍，其主要原因為夏季高溫與太陽輻射較強所致，全年的蒸發量大致都在 490 mm 左右。值得注意的是，在 2020 年 6~8 月產生連續 3 個月的高蒸發量，這期間除了夏季高溫影響之外，亦罕見的降雨較少、沒有颱風侵台，高蒸發量應與雲層遮蔽較少有關。

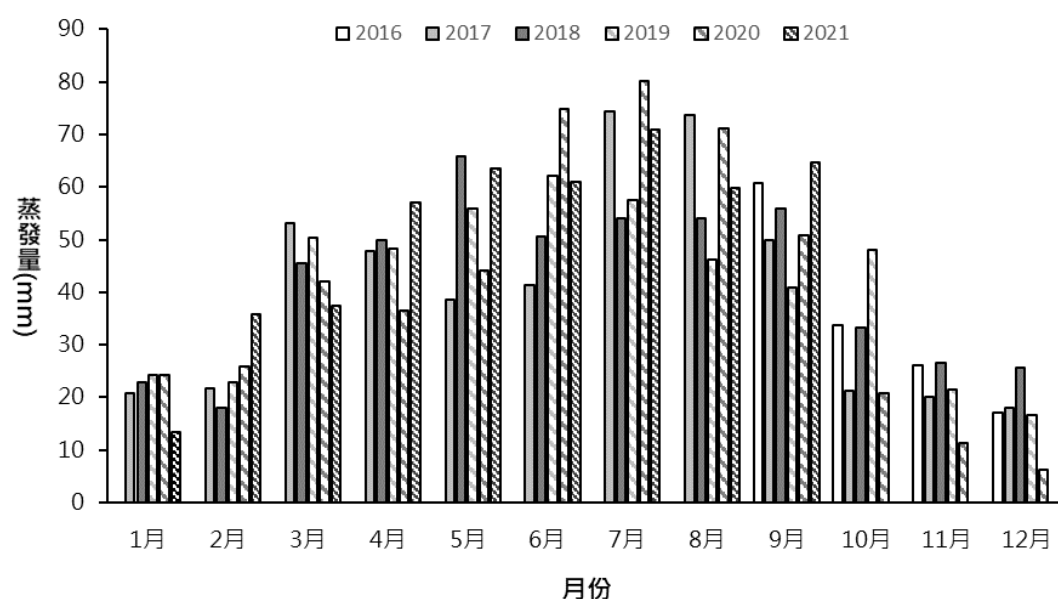


圖 86、2016 年 9 月~2021 年 10 月 2 日月蒸發量圖

表 24、2017~2021 年 10 月 2 日間季及年蒸發總量表

時間 年	1 至 2 月 月平均蒸量	3 月至 9 月 月平均蒸量	10 至 12 月 月平均蒸量	年總蒸發量
2017	21.2 mm	54.1 mm	19.7 mm	480.5 mm
2018	20.5 mm	53.7 mm	28.5 mm	502.0 mm
2019	23.5 mm	51.6 mm	28.7 mm	494.3 mm
2020	25.0 mm	57.1 mm	12.8 mm	487.7 mm
2021	24.6 mm	59.6 mm		468.2 mm ^a
平均	23.0 mm	55.1 mm	22.4 mm ^b	491.1 mm ^b

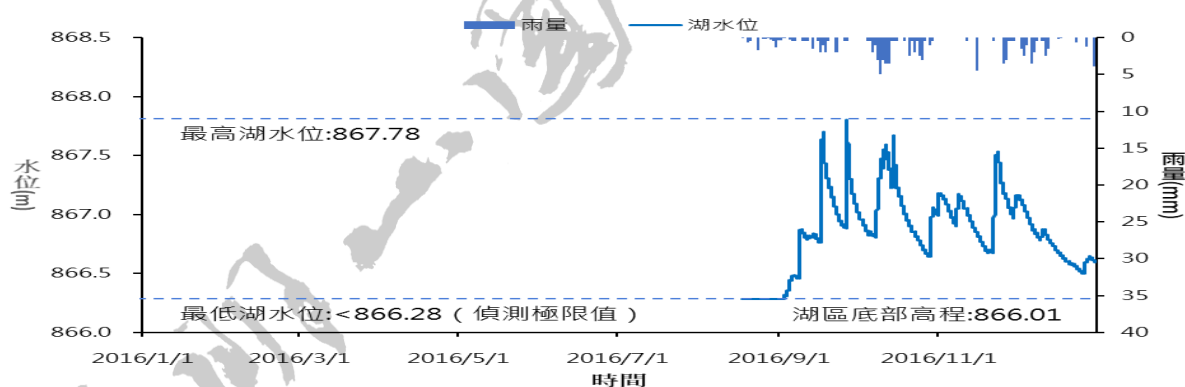
註：上標 a 僅統計至 2021/10/2；上標 b 僅 2017 至 2020 年平均

參、水位資料分析

整理 2016 至 2021 年全年水位變動資料及降雨量關係如圖 87、圖 88 所示。

近 4 年多的全年湖水位資料顯示每年 9~12 月的湖水位相對較高，且僅 2019 年未發生湖區乾枯的狀況。近年較為特殊的氣象條件：2016 與 2017 年夏季僅 1 颱風為北部帶來較多降雨、2018 年梅雨南多北少、2020 年夏季無颱風侵台、2021 年梅雨與兩場颱風(2021/7 烟花、2021/9 燦樹)帶來的雨量皆不顯著。2017 至 2021 年的最高湖水位分別為 868.15 m、868.49 m、867.79 m、867.77 m、及 867.78m，未降雨期間的湖水位消退速度甚快(湖水損失包含入滲、蒸發等因素)，且湖水位的上升特性與降雨頻率有關，結果顯示長時間少量的降雨比起短時間的強降雨較能維持湖水位。因此，若全年的降雨事件較為極端，也就是降雨延續時間短但降雨強度大，將使夢幻湖的水深發生較劇烈的變動。

2016 年



2017 年

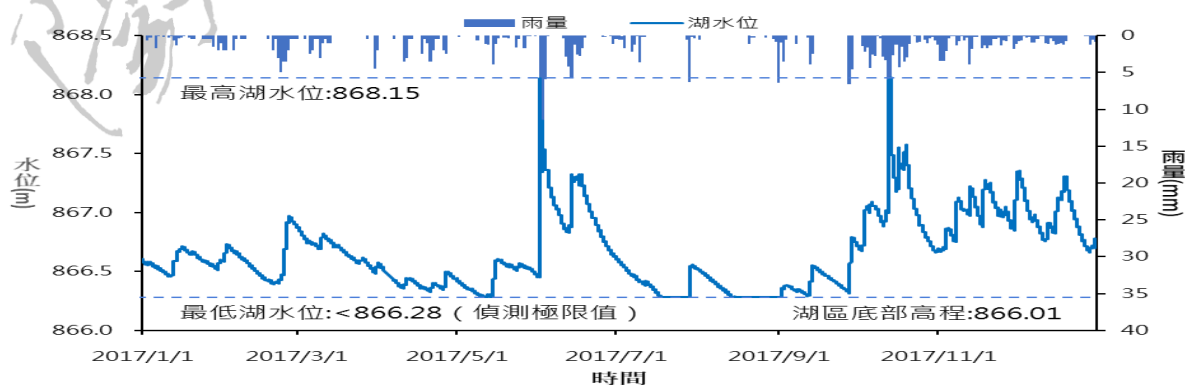
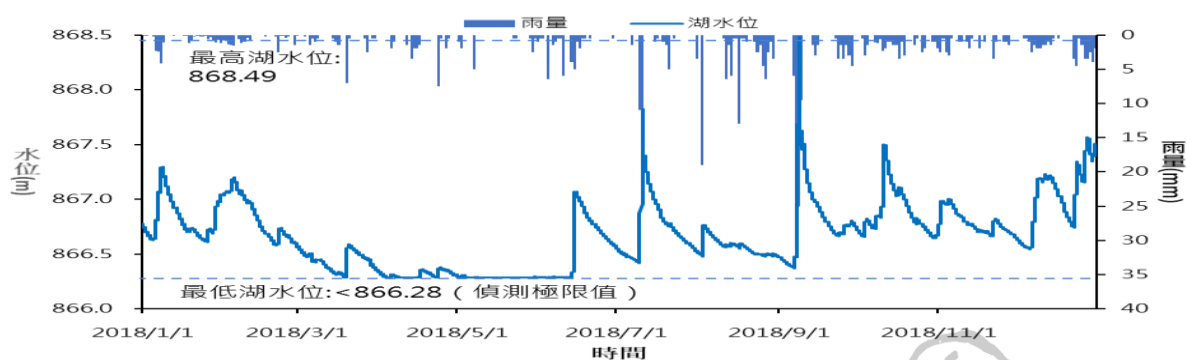
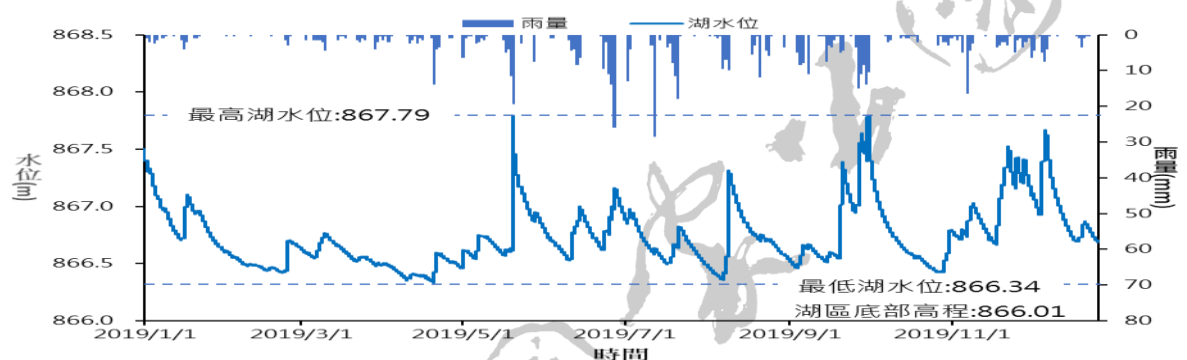


圖 87、2016~2017 年全年湖水位與降雨量關係圖

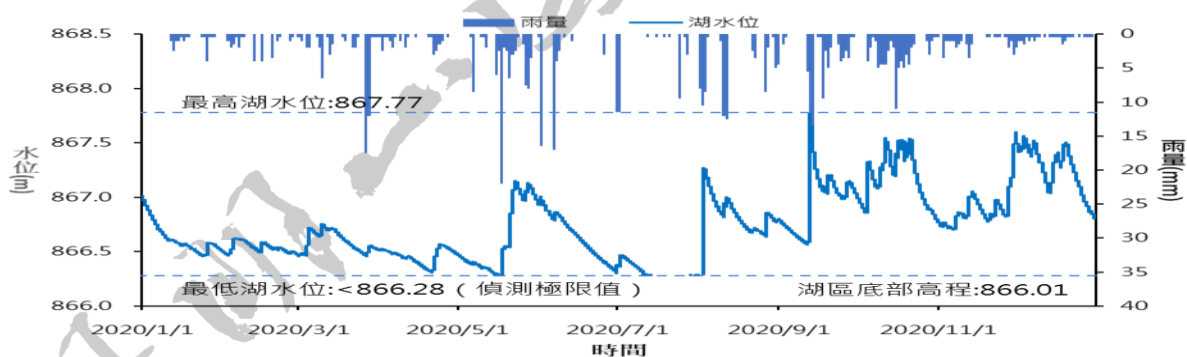
2018 年



2019 年



2020 年



2021 年(至 10/2)

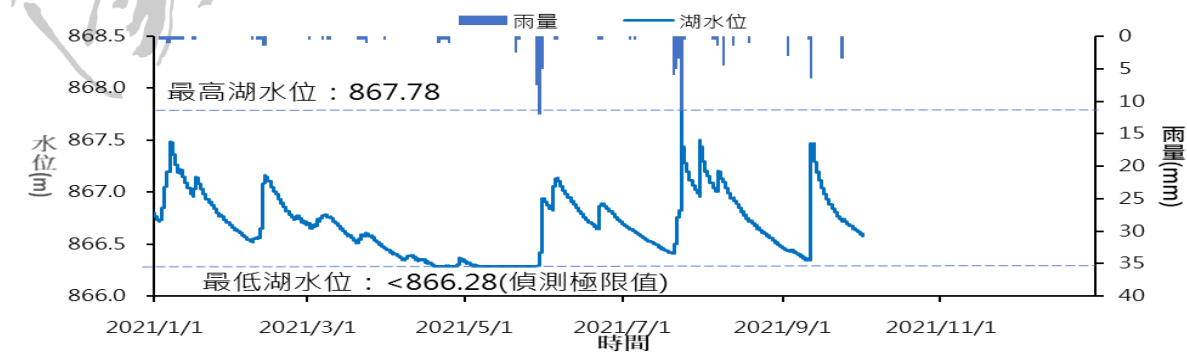


圖 88、2018~2021 年 10 月 2 日全年湖水位與降雨量關係圖

肆、入滲量分析

經分析 2020 年之枯、豐水期入滲數據，現地量測的入滲率量測點變化呈現指數函數(exponential function)變化，入滲曲線如圖 89、圖 90 所示。由於土壤初期處於未飽和態，入滲率較快；而當土壤逐漸飽和，入滲率將逐漸下降並達到平衡態，為最終入滲率。由於入滲率的量測是為觀察湖區水的流失情形，在有水深的情況，土壤屬飽和態，因此採用最終入滲率做為評估基準。不同時期所展示之最終入滲速率，均呈現南區大於北區的趨勢，此結果反應土壤飽和狀態下，南區的地表水經過土壤流失的速度比北區高。依據夢幻湖湖區土壤土質分布分析結果，土壤組成中的砂質壤土含量以湖區南側高於湖區北側與湖區中央，本研究的入滲研究結果與此土壤特性吻合。

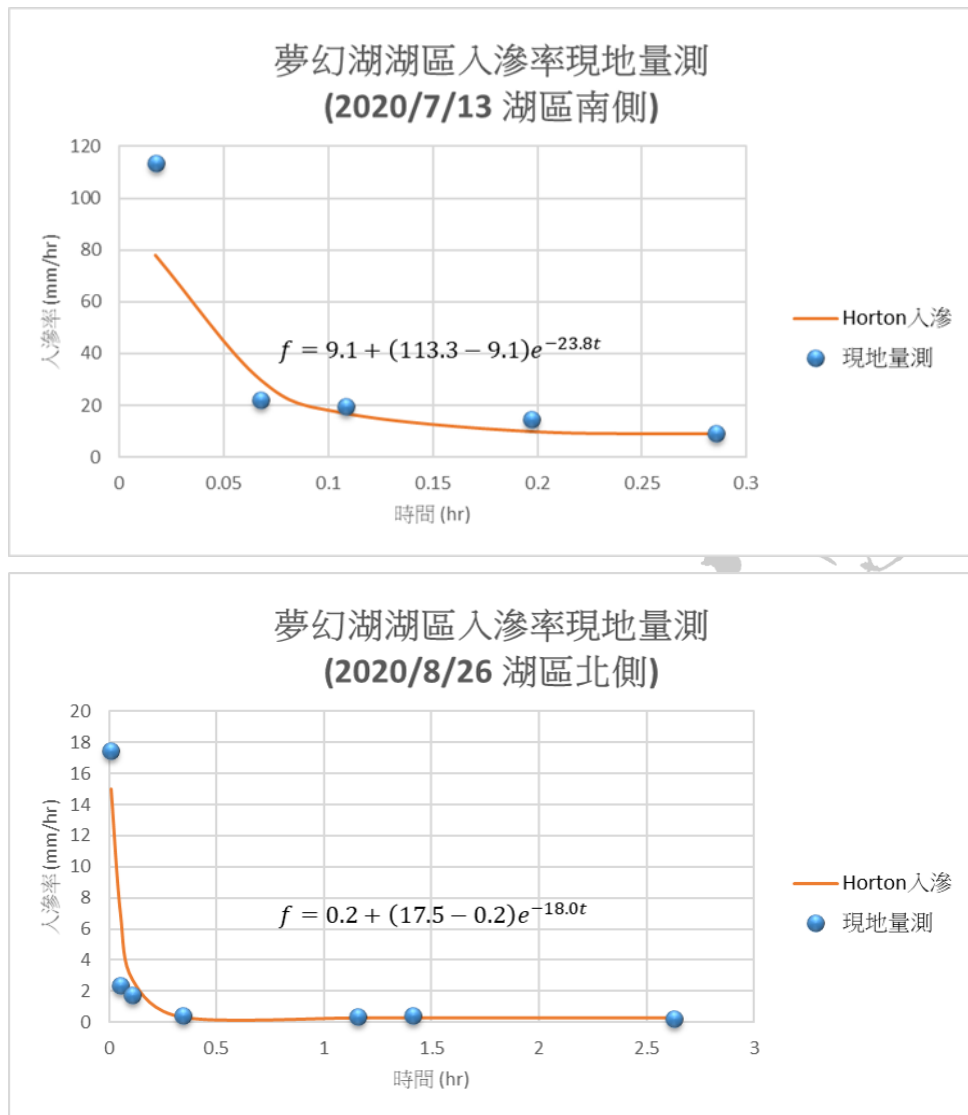


圖 89、2020 年枯水期(3~8 月)夢幻湖南、北區 Horton 入滲率曲線

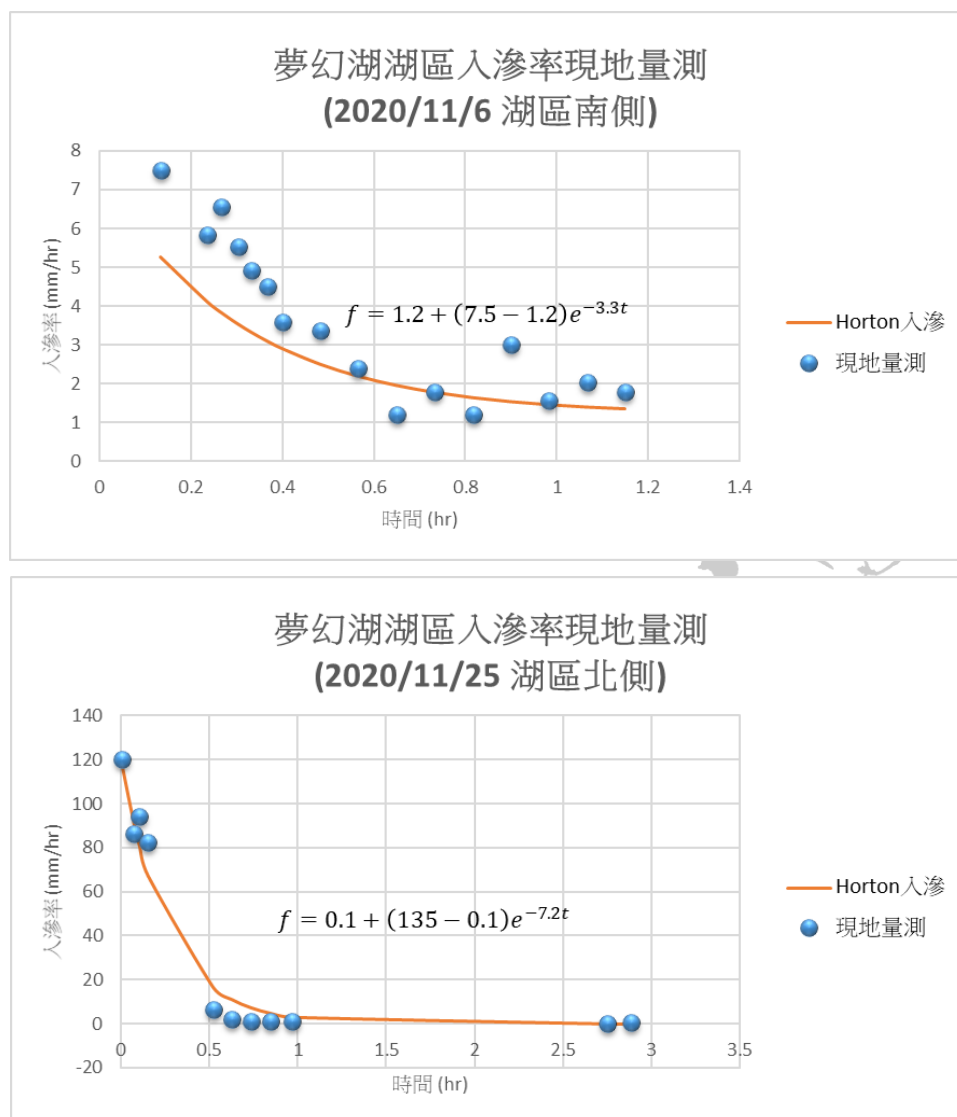


圖 90、2020 年豐水期(9~12 月)夢幻湖南、北區 Horton 入滲率曲線

伍、水位超越曲線

夢幻湖的植物生態與湖水位變動息息相關，水位超越機率代表某一統計時間段內到達某一水位(或以上)之機率高低，可用以反映水生植物所需之適當的水深區間，依據不同地面高可以轉換成適生水位區間，而適生水位區間的高、低水位機率差值越大，代表該水生植物越有機會在此生存。本研究有關臺灣水韭的生存特性，如「2019 年秋冬季水深達 0.73~0.83 m 時，臺灣水韭生產量大減少」及「臺灣水韭分布圖顯示，浚深區與湖央區均屬水韭優勢範圍，此區年平均水深大於 40 cm」等臺灣水韭分布結果顯示，豐水期超過約 83 cm 的水深可能極不利臺灣水韭生長，以及適當的水深有助臺灣水韭競爭。

透過前述條件，假設豐水期之水深為約 40~80 cm 時有利臺灣水韭競爭與生存(水深區間長度:80 cm-40 cm=40 cm)，如以 5 cm 為水深變化級距，夢幻湖 2017~2020 年豐水期浸淹機率後與水位超越機率曲線如圖 91；分析豐水期水深區間長度達 40 cm、總和機率較高但水深 70~80 cm 之機率相對低的機率區間，為水位 866.50~866.90 m (總和機率=44.20%)，則夢幻湖臺灣水韭的適合生長範圍為 866.10 ~866.50 m。

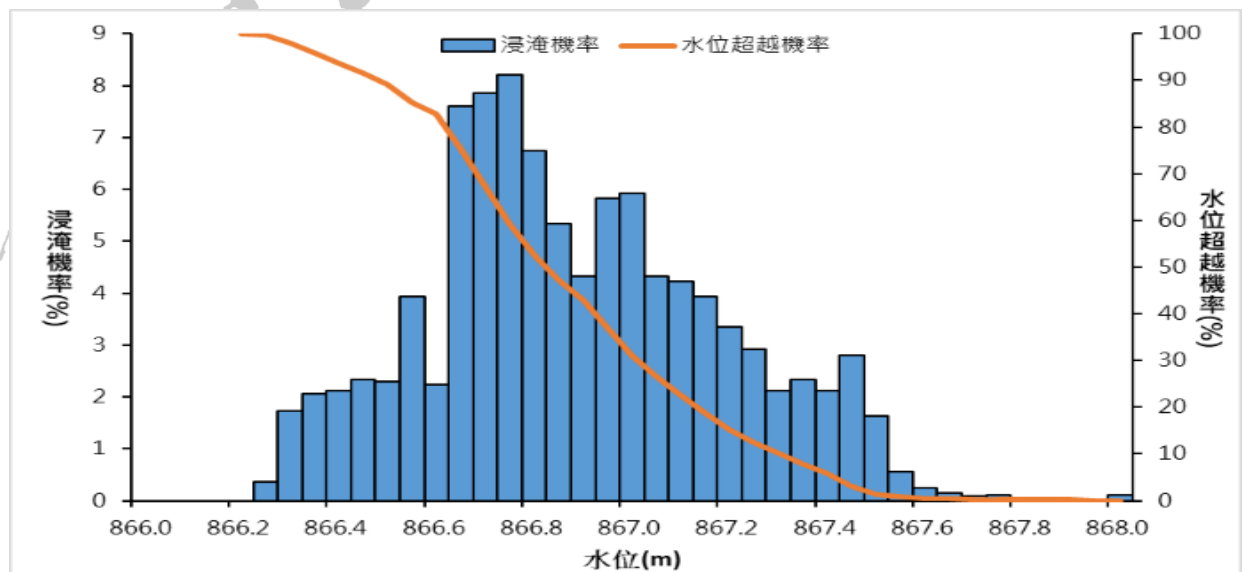


圖 91、夢幻湖豐水期浸淹機率與水位超越機率曲線

陸、地下水水文調查

整理湖水與各地下水觀測井水位變化如圖 92 與圖 93 所示，並發現兩者具有相同的變化趨勢，且都受降雨控制；當降雨事件發生時，地下水位與湖水位立刻隨之上升，但當水位超過地下水井洞口高程時，地下水位與湖水位同步升降；反之，當夢幻湖長期未降雨時，地下水位與湖水位皆會持續下降。

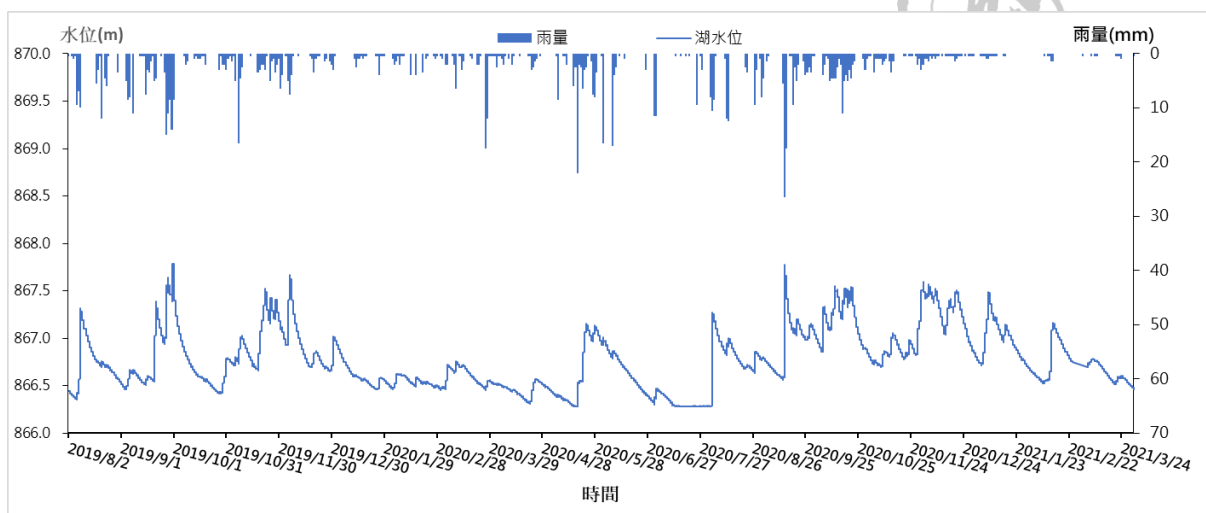


圖 92、觀測井觀測期間之湖水位與雨量關係圖

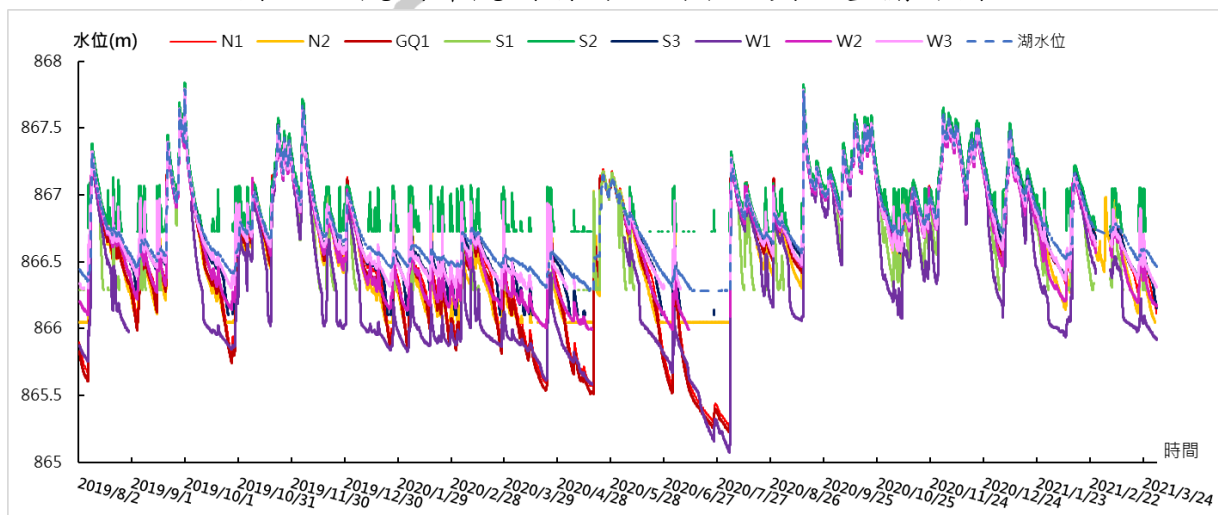


圖 93、湖水位與各地下水觀測井水位關係圖

降雨初期地下水位上升速度略比湖水位快，可能是由於地下水井建置於低地，當降雨發生時會於水井處發生窪蓄現象，導致中間流流入地下水井所致，而地下水井施工封井時僅以瀘料和頂部薄層水泥(約 2 cm)填封，故可能造成地表水進入，又表土的孔隙率因為上方負重較小、植物根系發展增加孔隙等因素而較大，亦有增加中間流流入地下水井之可能。至於無降雨時期，初期地下水位下降速度與湖水位相當，但後期則呈現大部分地下水位的下跌幅度大於湖水位。一方面可能代表此時周邊高地以地下水補注湖區，一方面可能也代表湖區底質可能因植物有機體堆積形成腐植層，及降雨沖刷而下的沉泥堆積具一定保水能力。比較各地下水井，無降雨時南區地下水井 S1 與 S2 之水位下降速率，顯著高於其他區域之地下水井。根據「夢幻湖生態保護區裂隙調查及示蹤劑試驗先期研究」(施上粟，2019)土壤粒徑調查結果，主因可能為南區土壤呈砂質壤土，水力傳導係數較高之故。另外，使用 2019 年 8 月的利奇馬颱風降雨資料進行地下水流向分析。以所有水位計皆有數據的情況進行地下水的流向分析，其降雨組體圖如圖 94。將此段降雨時間內的地下水位資料套入式(9)至式(11)進行分析，並以玫瑰圖的形式呈現，各平面之流向分析結果如圖 95 及圖 96 所示。

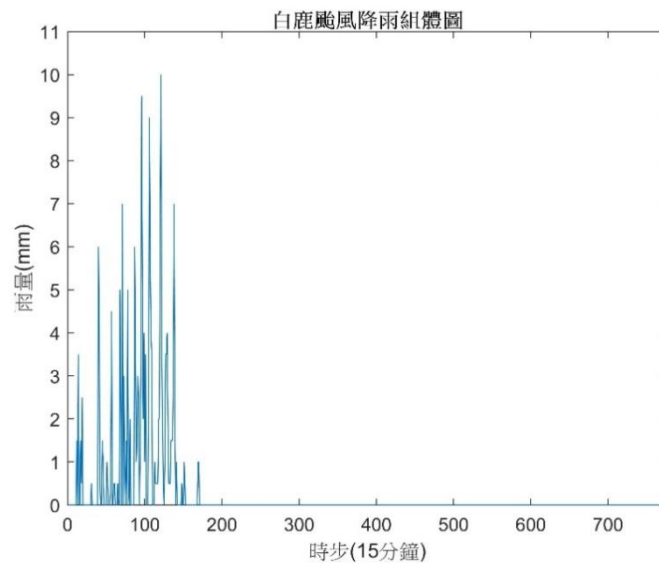


圖 94、利奇馬颱風期間湖區降雨組體圖

流向玫瑰圖分析結果顯示降雨期間 W1、W2、N1 平面的流向主要向南方流動(圖 95)，少數時間點向北方流動；其餘 S3、N2、W2 與 S3、S2、N1 平面的流向主要為皆為向北。由此推測，在山體的地下水流入湖區時，由於 W1、W2、N1 平面較接近山體，進而水流向南邊流入湖區；而 S3、N1、W2 平面與 S3、S2、N1 平面的流向主要向北方，帶有少許向南的流向，發現其流向不會直接穿越湖區，而是南北分流；S1、S2、S3 平面朝向東北，主要原因可能為地下水流入湖區後，受到湖區底部緻密土質影響其地下水流向，此結果進一步證實湖區含水生植物根系的有機底質具有保水作用(許耀文，2020)。

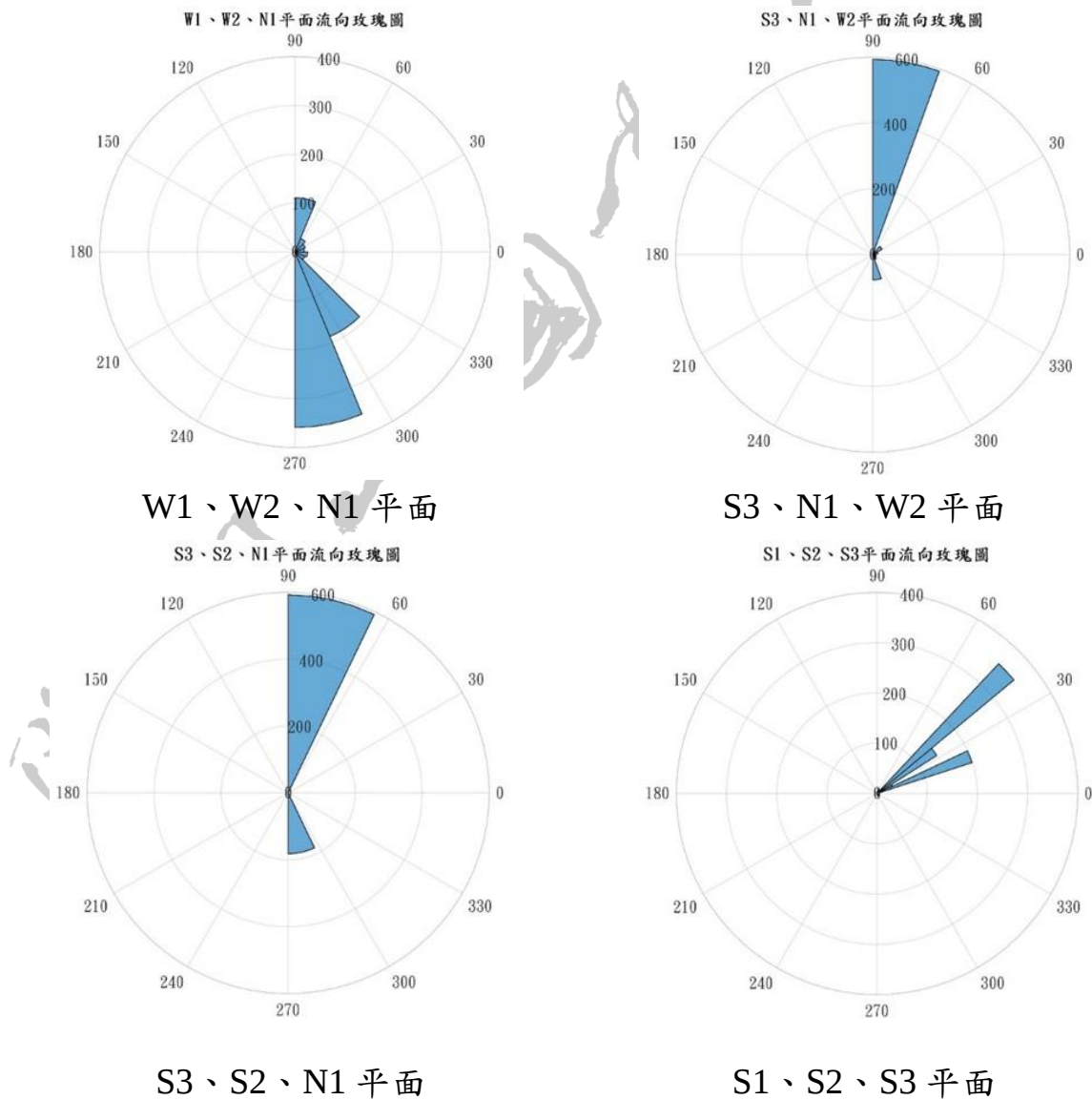


圖 95、利奇馬颱風期間地下水流向圖

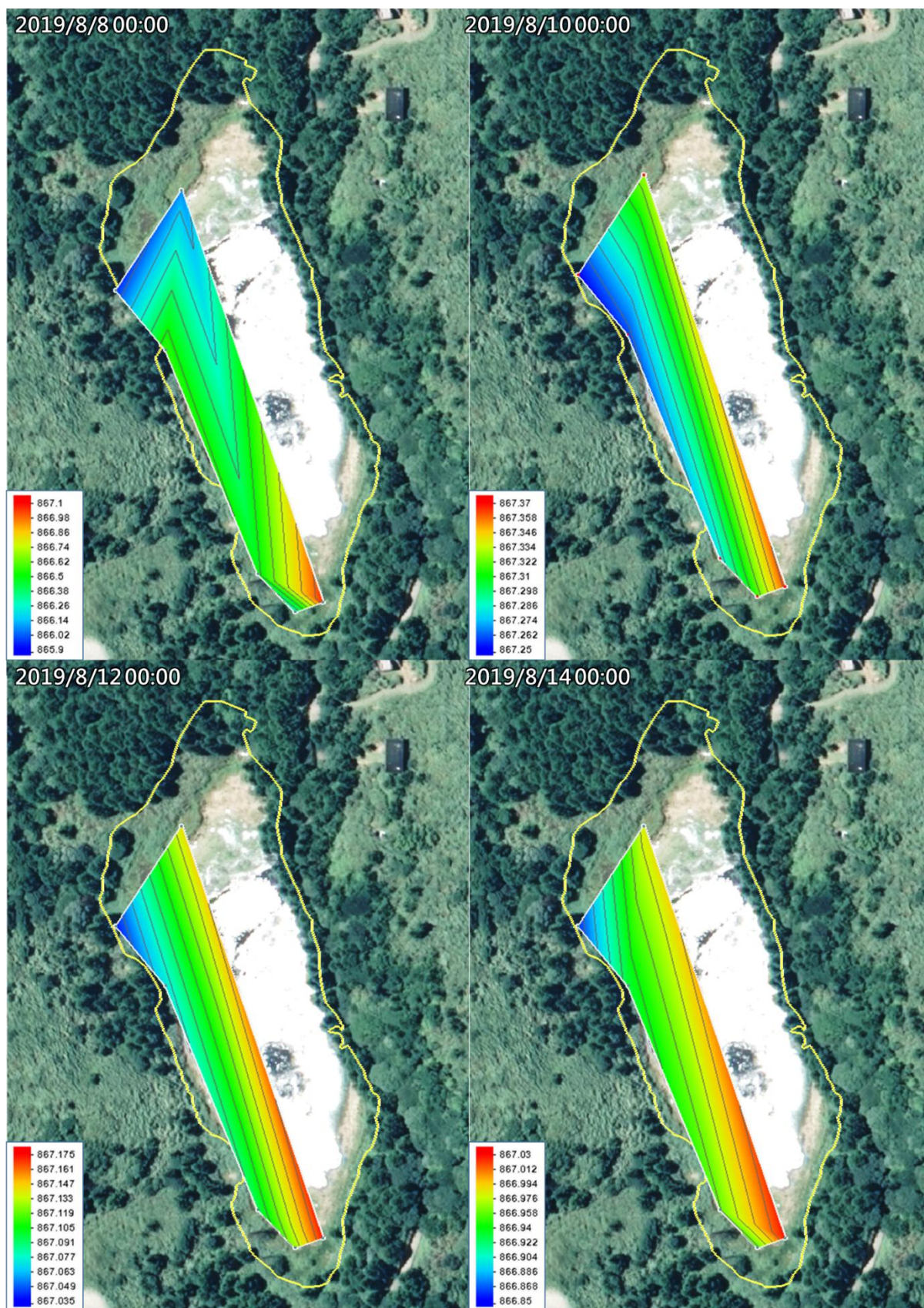


圖 96、利奇馬颱風期間湖區地下水等高線圖

另外，分析降雨事件中地下水位與湖水位如圖 97 至圖 99 所示。地下水井在降雨之後水位快速上升，顯示地下水位變化對於降雨的反應快。不同區的觀測井中，雖然差值不盡相同，但只要降雨，就有明顯的水位上升趨勢；降雨結束後，地下水位也在短時間內快速下降，最後與湖水位接近，經過較長的時間之後則會低於湖水位。至於水井 S1 的水位在後期發生陡降的情形，推測水井 S1 可能是夢幻湖中水流失的主要熱點(或主要流路途徑上的某處)。與臺灣水韭與針蘭分布模擬圖比較，可看出在夢幻湖南部，臺灣水韭的覆蓋度較低，且與針蘭共同競爭棲地(圖 50、圖 51)。由於水井 S1 可能為湖區地表水流失熱點，加上臺灣水韭的適合水深較針蘭大，其較顯著的水位下降速度可能造成南區的臺灣水韭的覆蓋率較低。因此，地下水位的消退狀況可能間接影響臺灣水韭與針蘭的覆蓋率。

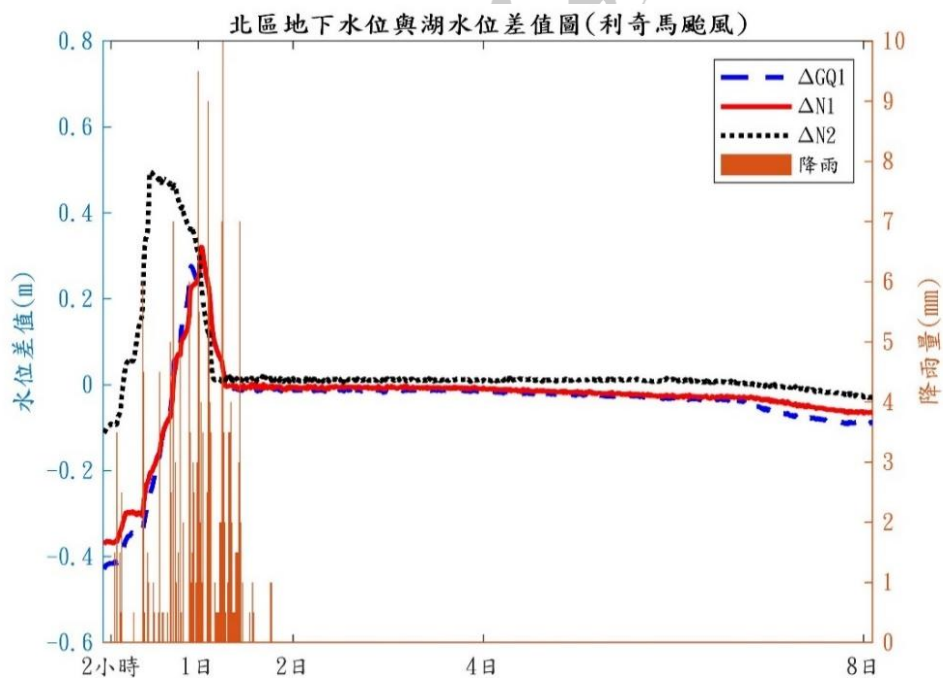


圖 97、北區地下水位與湖水位差值時間變化圖(利奇馬颱風)

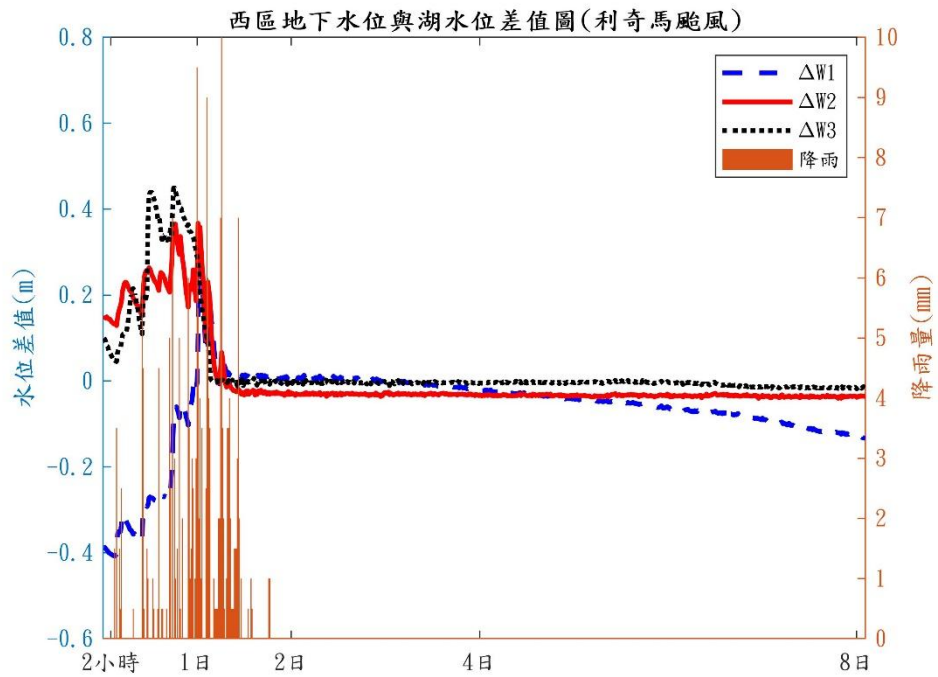


圖 98、西區地下水位與湖水位差值時間變化圖(利奇馬颱風)

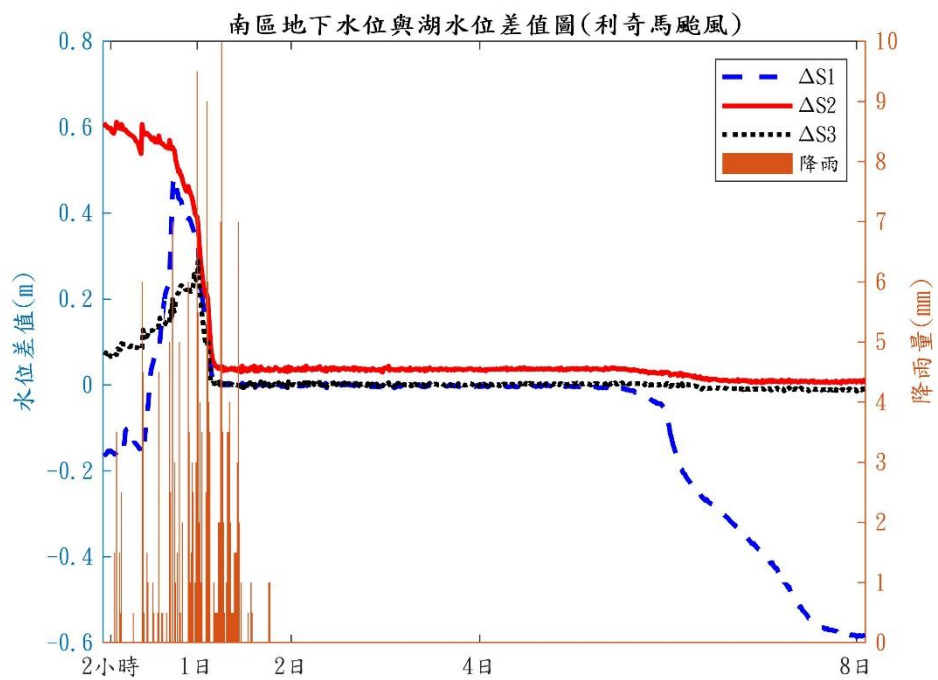


圖 99、南區地下水位與湖水位差值時間變化圖(利奇馬颱風)

第五節、臺灣水韭—競爭現地調查與補充

壹、針蘭物候

本研究種植針蘭之結果顯示，針蘭之開花期約在 4~8 月。而在 2020 年 7 月之葉片長度結果中，曾記錄許多新生植株(3~11 cm)由舊株頂端之不定芽長出，顯示夏季為針蘭不定芽之萌發期。由鮮、枯葉百分比可瞭解針蘭生長之季節變異，結果顯示，針蘭由夏季萌發後，至秋季鮮葉比例即開始下降(圖 100)，並於春季達到最低，直至翌年夏季方重新回升。

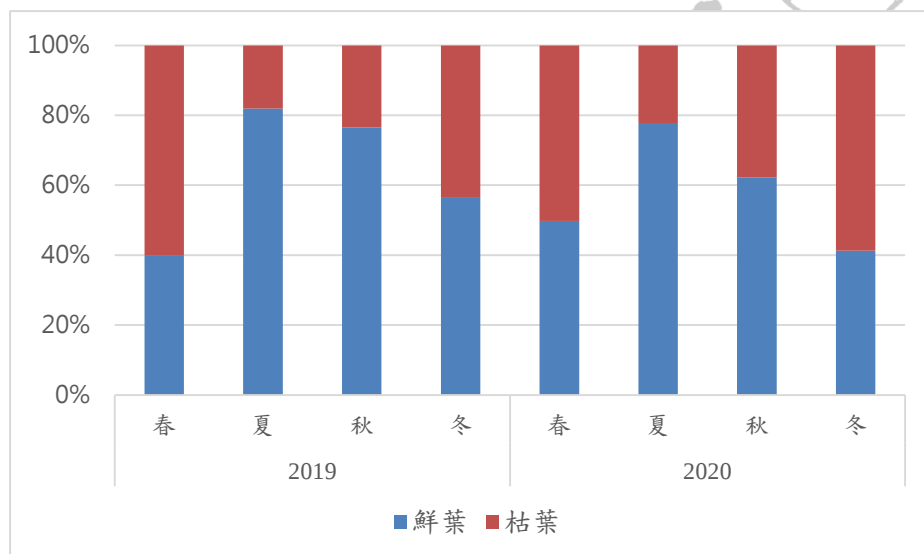


圖 100、2019 年 3 月至 2020 年 12 月針蘭鮮、枯葉百分比
(資料來源：本研究)

貳、臺灣水韭—針蘭推移帶

本研究已於 2019 年 3 月至 12 月完成 4 季之推移帶調查。然因 2019 年 10 月後臺灣水韭-針蘭交界區(覆蓋度各占 50%)破碎且不易辨識，故此調查方法可能誤差較大。而由於 10 月後部分區域之臺灣水韭與針蘭互不相連，故本研究分別以臺灣水韭與針蘭邊際線呈現調查成果。結果顯示，臺灣水韭邊際線在 2019 年 7 月分布最北(圖 101)，至 10 月向南推進(圖 102)，於 12 月分布達到最南界。針蘭方面，其邊際線於 2019 年 3 月、7 月與臺灣水韭一致，然至 10 月向南後推時，最南界已無針蘭分布；2019 年 12 月，針蘭多分布於湖岸 2 側。



圖 101、2019 年 3 月、7 月臺灣水韭與針蘭推移帶，此線近湖心端為臺灣水韭，近湖岸端為針蘭（資料來源：本研究）

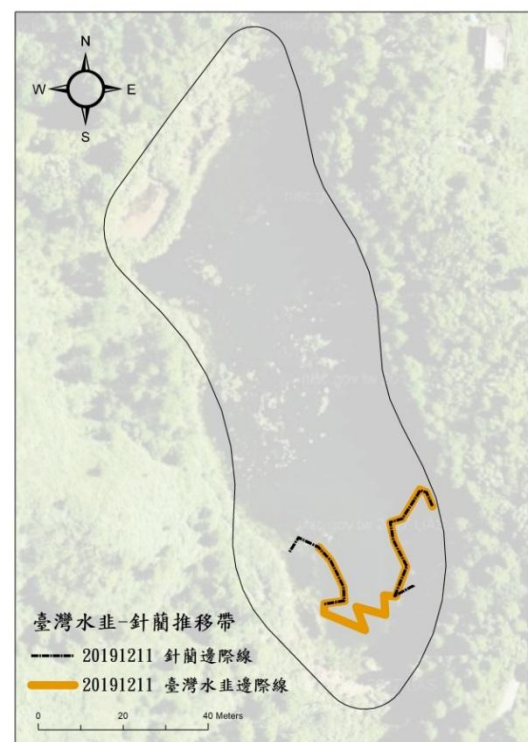


圖 102、2019 年 10 月、12 月臺灣水韭與針蘭推移帶，此線近湖心端為臺灣水韭，近湖岸端為針蘭（資料來源：本研究）

參、水毛花與荸薺分布範圍

本研究已於 2020 年 7 月及 2021 年 1 月以 GPS 標定水毛花與荸薺之分布範圍。結果顯示，水毛花與荸薺之出現區域相似(圖 103)，主要分布於浚深區北側、浚深區南界至湖央區及南區西側；此外，浚深區西側小島亦有荸薺分布。比較夏、冬 2 季之結果發現水毛花與荸薺分布範圍變化不大，但分布高程皆有增加。綜合湖底高程資料(圖 104)，可見水毛花夏季之湖底高程介於 866.07~866.54 m；冬季則介於 866.08~866.75 m，其顯示水毛花可能藉由向較高之湖底高程移動以因應冬季之高水位，2 季平均最適湖底高程為 866.30 m，即 2019 年平均水深 0.44 m。荸薺夏季分布區之湖底高程介於 866.02~866.56 m；冬季介於 866.02~866.53 m，夏、冬季之分布範圍幾乎不變，平均最適湖底高程為 866.35 m，即平均水深 0.39 m。

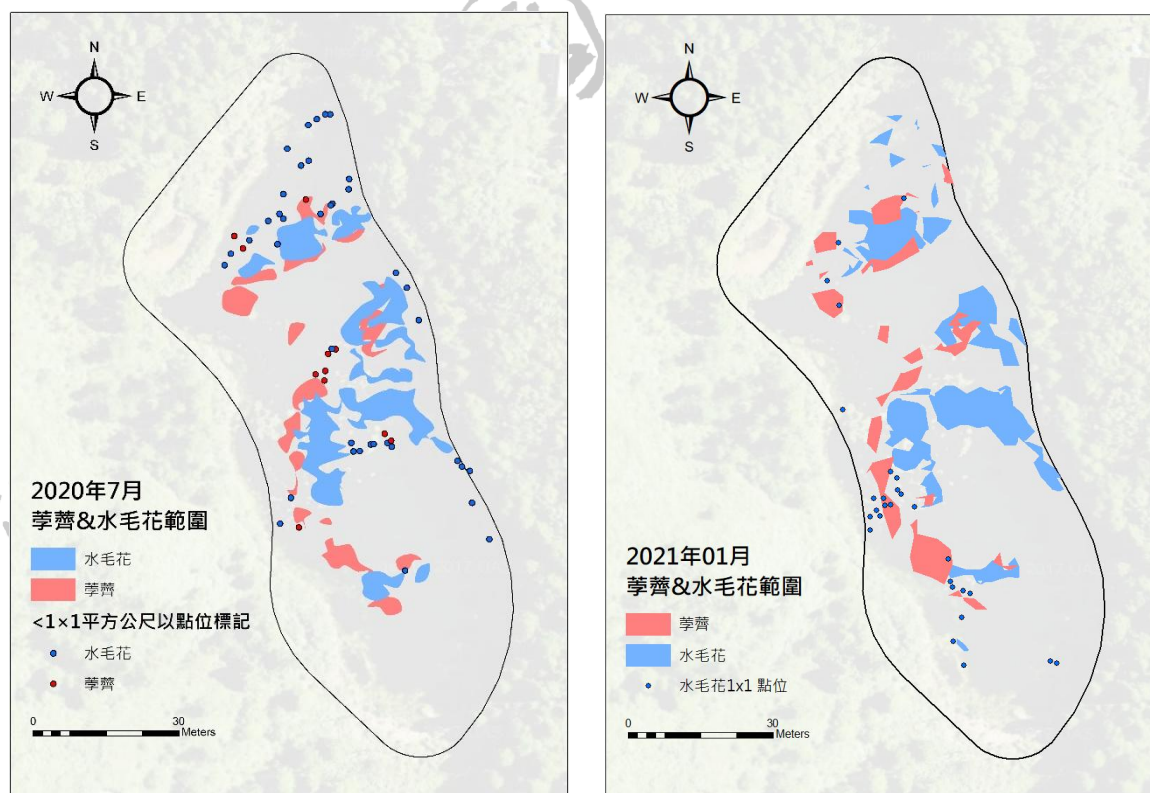
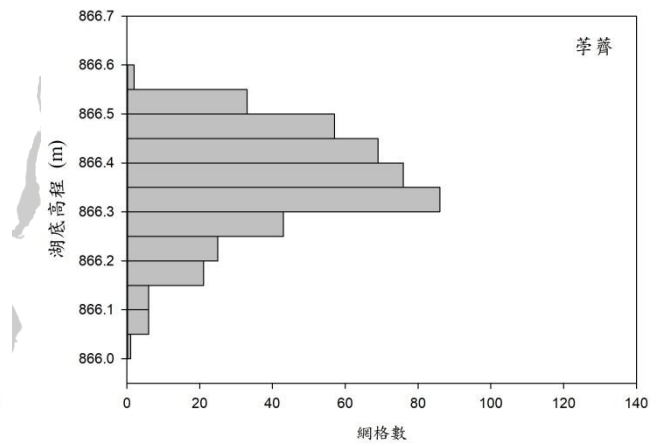
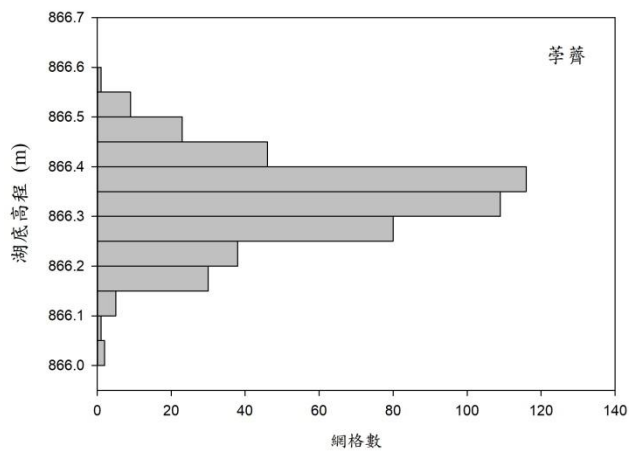
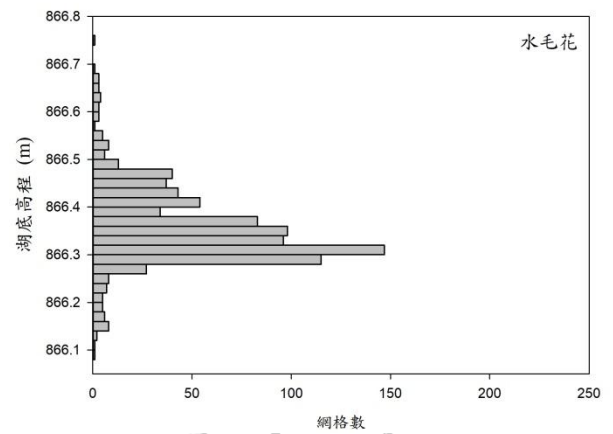
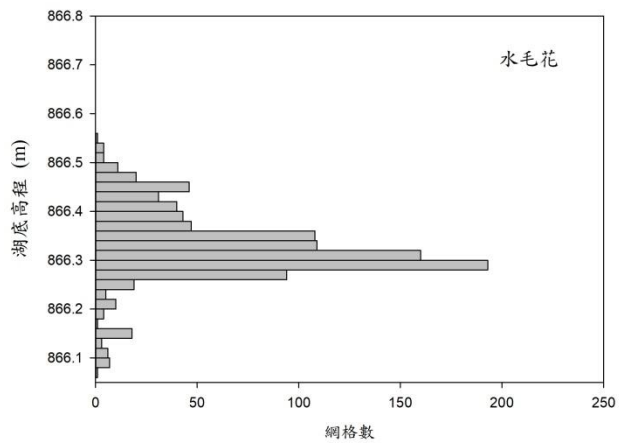


圖 103、2020 年 7 月、2021 年 1 月之水毛花與荸薺分布位置
(資料來源：本研究)



2020 年 7 月

2021 年 1 月

圖 104、2020 年 7 月、2021 年 1 月之水毛花與荸薺湖底高程頻度分布
(資料來源：本研究)

肆、水生植物棲地指數

夢幻湖內的柳葉箬、荸薺、針蘭、水毛花在 2017 年至 2020 年之乾、濕季棲地指數與覆蓋度擬合函數如圖 105 至圖 108 所示。由數據可知，柳葉箬之指數值介於 0 至 0.6 之間，覆蓋度介於 0% 至 3.5%，迴歸函數在指數值為 0.544 時具有推估的覆蓋度最大值 1.39%，其決定係數(R^2)為 0.32。荸薺之指數值介於 0.1 至 0.6 之間，覆蓋度介於 0% 至 25%，迴歸函數在指數值為 1 時具有推估的覆蓋度最大值 28.65%；指數值為 0.014 時產生推估的覆蓋度最小值 0%，其決定係數為 0.23。針蘭之指數值介於 0.1 至 0.6 之間，覆蓋度介於 0% 至 50%，迴歸函數在指數值為 1 時具有推估的覆蓋度最大值 54.12%；指數值為 0.141 時產生推估的覆蓋度最小值 12.75%，其決定係數為 0.06。水毛花之指數值介於 0.1 至 0.8 之間，覆蓋度介於 0% 至 18%，迴歸函數在指數值為 1 時具有推估的覆蓋度最大值 15.75%；指數值為 0.41 時產生推估的覆蓋度最小值 6.78%，其決定係數為 0.04。

柳葉箬在浚深區無論乾、濕季的棲地指數皆為 0，其所對應的覆蓋度也為 0，與李冠穎(2021)所提出的「柳葉箬在浚深區之具競爭潛力水深時間比為 0，推測浚深區無柳葉箬族群」之推論相符；非浚深區的部分產生棲地指數不為 0，但覆蓋度為 0 的情形；荸薺、針蘭、水毛花的迴歸函數則呈現指數值越大，推估的覆蓋度越高的情形，迴歸函數本身屬於上凹的二次多項式，其覆蓋度的最大值僅會產生在自變數的上下界，此 3 種植物皆在指數值為 1 時有最大的覆蓋度，與柳葉箬、臺灣水韭之最大值產生在非邊界的指數值之上具有不同的特性。推測造成此現象的原因為，柳葉箬具競爭潛力水深較淺，臺灣水韭具競爭潛力水深較深，此 2 種水深皆屬於夢幻湖較極端情況下才會產生的現象，因此在產生指數值越大的情況時，伴隨著可能造成生長逆境的水深，造成指數越大，而不具有越大覆蓋度的情形(李冠穎，2021)。而荸薺、針蘭、水毛花 3 種植物的具競爭潛力水深屬於夢幻湖的平均水深，在其指數到達 1 時，可能較少產生生

長逆境的情況，所以仍可提升其競爭力，使得指數越大、覆蓋度越高。然而，柳葉箬、荸薺、針蘭、水毛花的決定係數皆偏低，且針蘭與水毛花在指數值為 0 時所推估出的覆蓋度不為 0，與假設不符，推測可能的原因有二：(1)植物生長週期較短，使得指數計算的月份無法充分反映當時的生長狀況，若後續增加指數計算的區間，例如單月即計算 1 次指數值，應能提升決定係數，(2)採用的模式屬於 1 維模式，在這樣的模式下，即假設浚深區與非浚深區的底床為均質，忽略了某些高程的變動，若將模式發展為 2 維模式，並搭配夢幻湖內所有的樣區覆蓋度資料，應能增加模式的應用性。

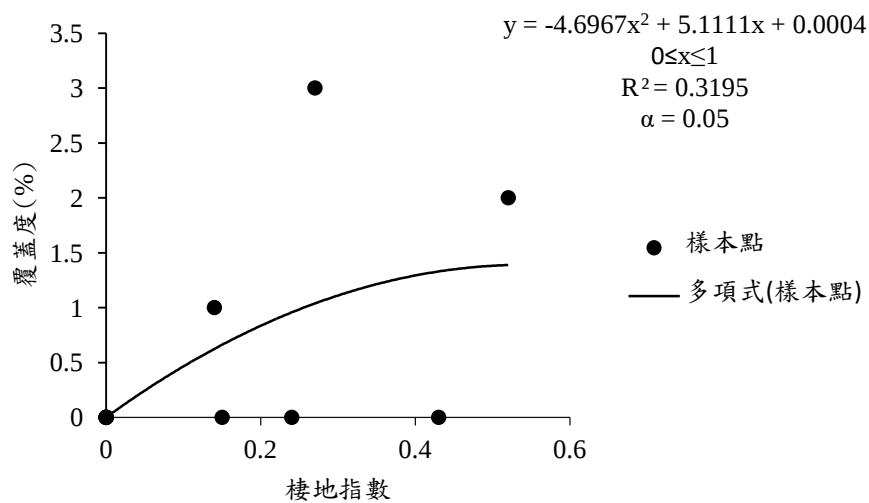


圖 105、柳葉箬棲地指數與覆蓋度擬合函數圖

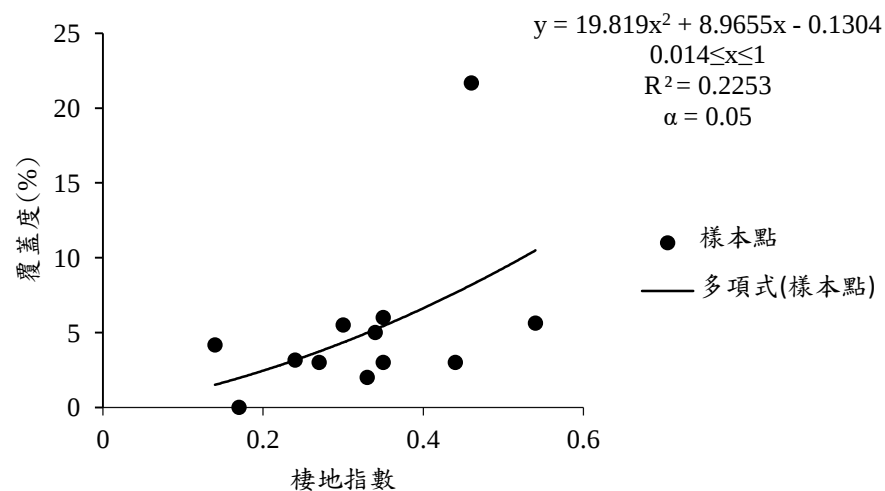


圖 106、葶薺棲地指數與覆蓋度擬合函數

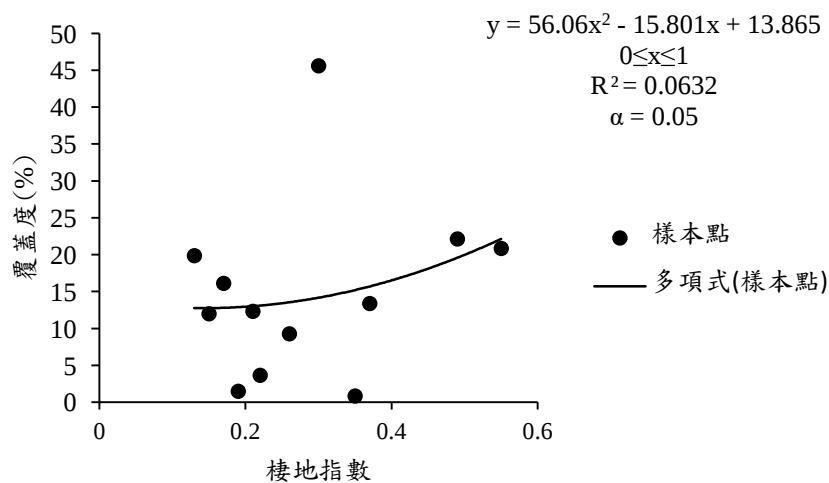


圖 107、針蘭棲地指數與覆蓋度擬合函數

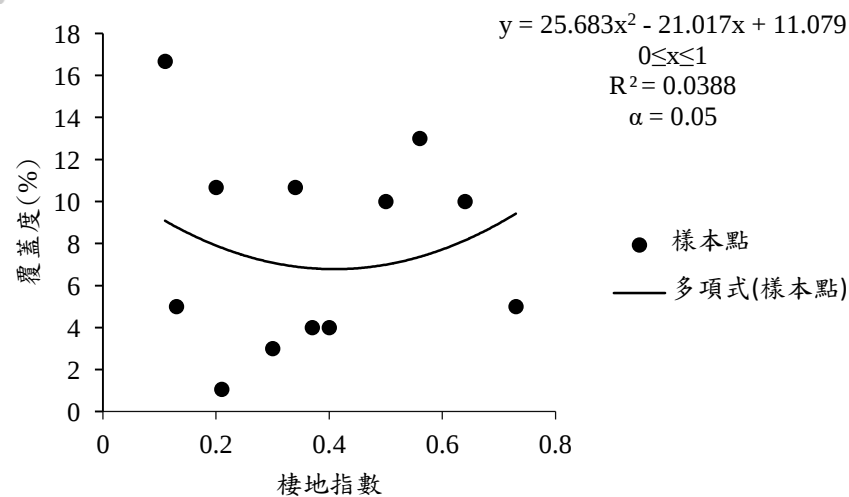


圖 108、水毛花棲地指數與覆蓋度擬合函數

第六節、臺灣水韭生產量

壹、植物地上部淨生產量

本研究已於 2019 年 3 月、7 月、10 月、12 月、2020 年 3 月、7 月、10 月、12 月及 2020 年 3 月、7 月完成 10 季之臺灣水韭、針蘭、荸薺、水毛花與柳葉箬採集，並計算各水生植物之生物量與地上部淨生產量(Aboveground net primary production, 簡稱 ANPP)。結果顯示，除 2019 年之湖央區臺灣水韭，浚深區及湖央區之臺灣水韭生物量至春季起逐漸升高(圖 109)，秋季達到最高，至冬季大幅減少。水毛花之地上部生物量於夏、秋 2 季較高，且秋季枯葉生物量較高。針蘭之地上部生物量於春季最低，冬季之枯葉生物量較高；2020 年冬季及 2021 年春季針蘭枯葉量達近年最高，可能與 2020 年秋冬季長期高水位有關。3 年間，荸薺之鮮葉生物量於夏季達到最高，而後快速減少。柳葉箬地上部生物量大致於夏季具較高之鮮葉生物量，冬季之枯葉生物量較高。整體而言，臺灣水韭之生物量於秋季達到最高；水毛花與荸薺之鮮葉生物量均於夏季達到最高，惟枯萎與復甦之時間不一；針蘭與柳葉箬皆於冬季有最高的枯葉生物量。

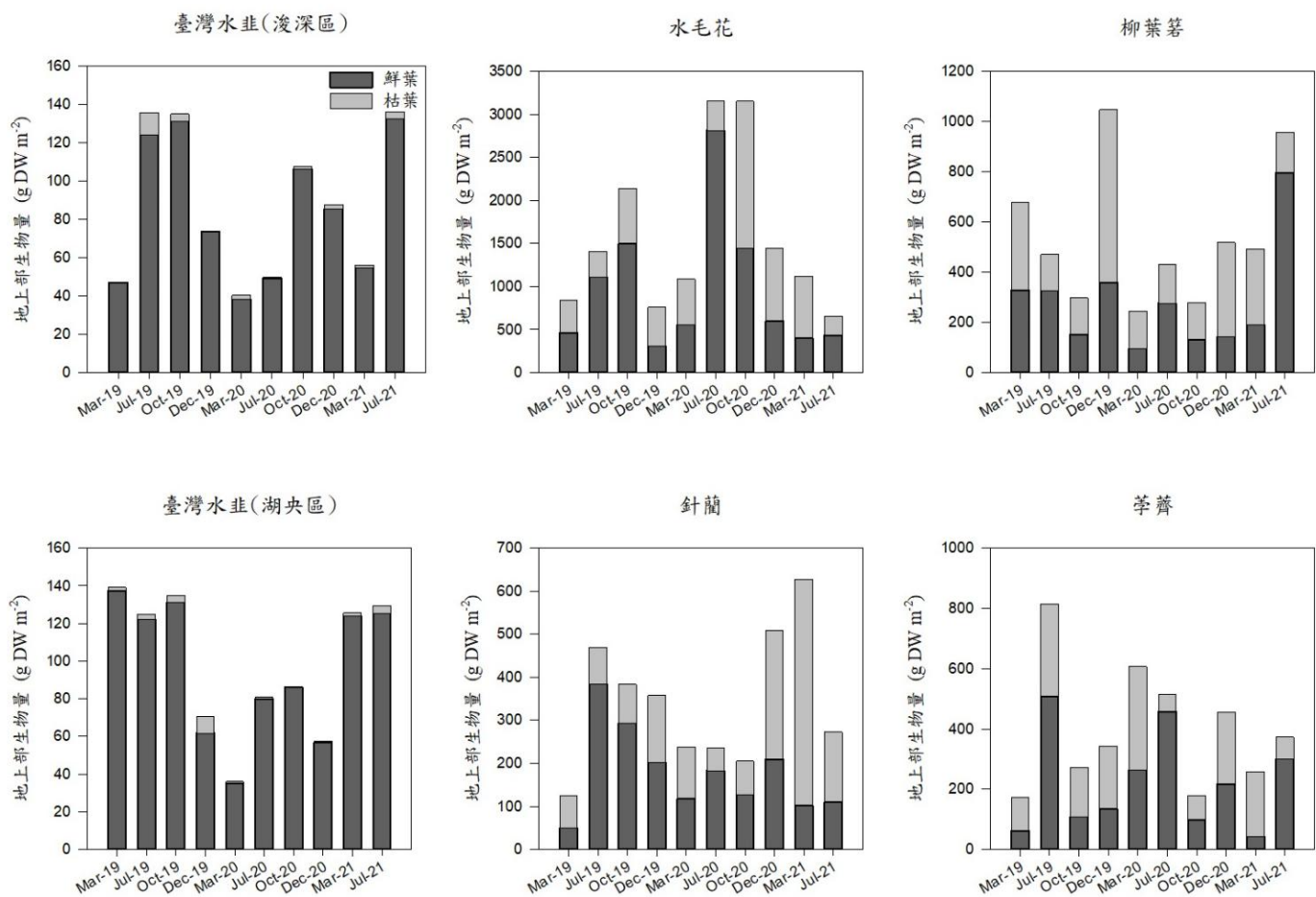


圖 109、5 種優勢水生植物之鮮葉生物量與枯葉量

(資料來源：本研究)

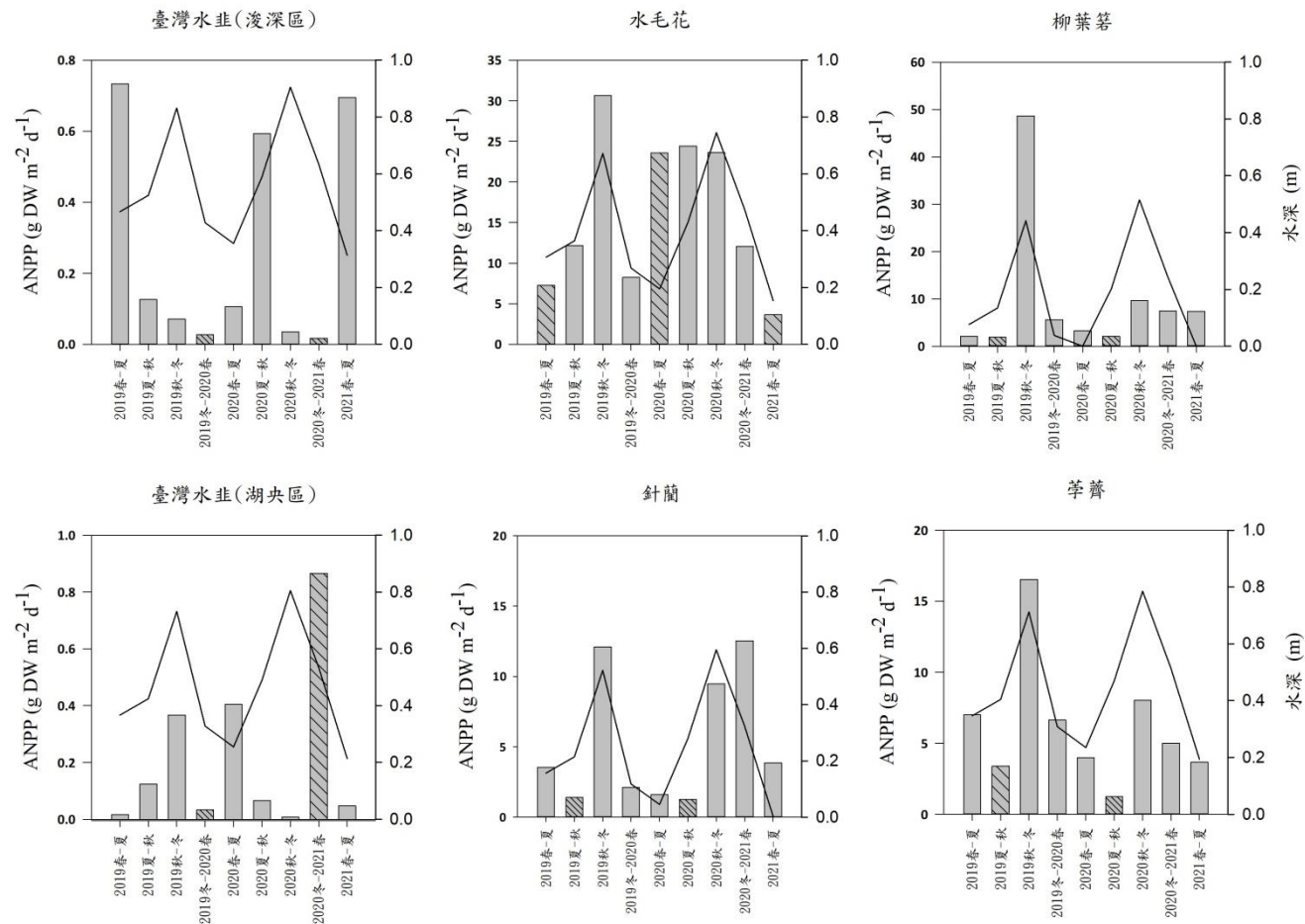


圖 110、5 種優勢水生植物之地上部生產量(ANPP，長條圖)與 2 季平均水深(折線圖)。斜線表各植物之主要繁殖季節

(資料來源：本研究)

2019 年 3 月至 2021 年 7 月，共計 10 季之平均 ANPP 結果顯示(圖 110)，5 種水生植物中以水毛花($16.18 \pm 3.58 \text{ g DW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)與柳葉箬($9.79 \pm 5.61 \text{ g DW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)之 ANPP 最高；荸薺($6.16 \pm 1.67 \text{ g DW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)、針蘭($5.32 \pm 1.78 \text{ g DW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)次之；浚深區($0.27 \pm 0.12 \text{ g DW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)與湖央區($0.21 \pm 0.11 \text{ g DW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)之臺灣水韭最低。浚深區之臺灣水韭於 2019 年、2021 年春夏季與 2020 夏秋季皆有較高之 ANPP；湖央區之臺灣水韭 ANPP 季節趨勢不甚明確，仍有待持續觀察；水毛花之 ANPP 於夏秋及秋冬季相對較高；柳葉箬與荸薺之 ANPP 均於秋冬季達到最高，2 者季節生長趨勢相似。本研究發現除了 2020 年春夏季之水毛花與 2020 年冬春季之湖央區臺灣水韭，5 種水生植物繁殖季之 ANPP 皆為該年度最低值，其可能與繁殖季將能量用於繁殖而非生長有關。此外，2020 年秋冬季(水深 0.87~0.97 m)水生植物之 ANPP 皆低於 2019 年秋冬季(水深 0.73~0.83 m)，可能因當季高水位維持較久對水生植物造成負面影響。

本研究推測造成水生植物 ANPP 除季節因素外，於秋、冬季較高之可能原因有二：(1)秋冬季降雨致使營養增加，促進植物生長；(2)秋冬季氣候多霧且水位大幅上升，光線不足致使水生植物向上徒長。為驗證上述假說，本研究建議陽管處實施營養鹽添加研究，並於 2020 年 11 月開始執行，以釐清氮磷增加對夢幻湖水生植物之影響(見下文)。而為探討光度對水生植物之影響，本研究於 2020 年 3 月起開始監測夢幻湖光度(見下文)，並量測水生植物葉片長度。葉長結果顯示，荸薺、柳葉箬之葉片於冬季較高；浚深區與湖央區之臺灣水韭、水毛花、針蘭之葉片均於秋季達到最長(圖 111)。整體而言，2020 年除湖央區臺灣水韭與針蘭外，其他植物 ANPP 最高之季節，亦有較長之葉片，顯示 ANPP 受葉片徒長影響之可能性。

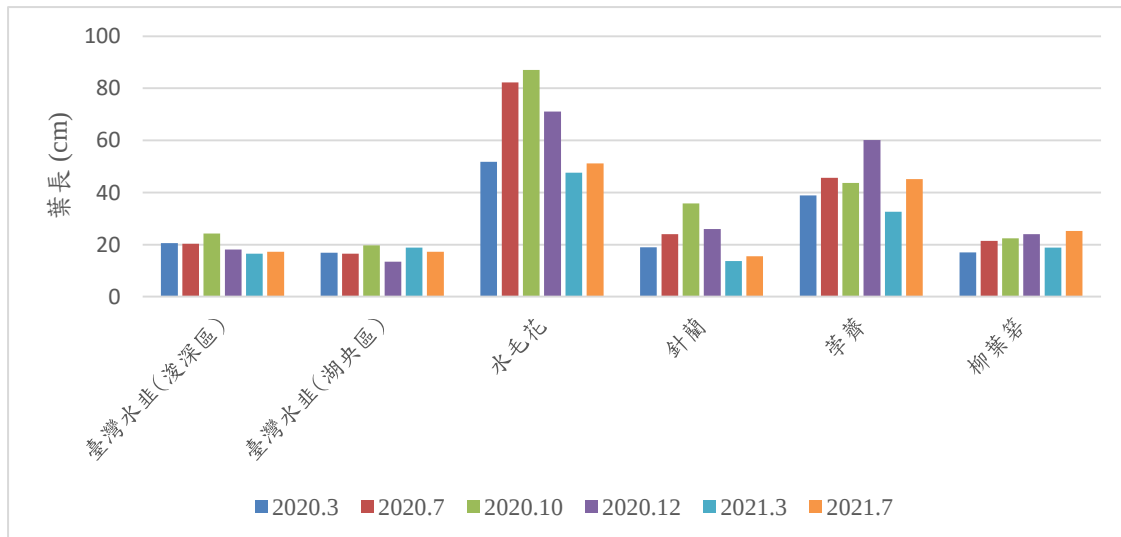


圖 111、2020 年 3 月~2021 年 7 月 5 種優勢水生植物葉片長度
(資料來源：本研究)

本研究將 2019 年 3 月~2021 年 3 月夢幻湖 8 季之優勢種植物 ANPP 與環境因子資料代入距離線性模型中，並依此為基礎繪製 dbRDA 圖，以探討對植物 ANPP 組成變異解釋力最佳的環境因子組合及其解釋程度百分比。由於生產量代表植物在一段時間內之生長量，故將當季與前 1 季的環境資料平均後與植物生產量進行分析。將所有環境因子一同以 DistLM with dbRDA 進行分析，結果顯示僅水溫與植物群落 ANPP 具相關性，代表水溫對植物群落 ANPP 具有最佳的配適度。植物 ANPP 僅與水溫有顯著相關性($p=0.032$)，在所有最佳的環境因子組合中，以水溫可解釋最多的植物群落 ANPP 組成變異，共解釋 41.3%之總變異(圖 112)。溫度是影響植物生活史的因素之一，其會影響植物的代謝、生殖與光合作用速率等(McMillan, 1976; Thakur et al., 2010)。該結果亦顯示水生植物 ANPP 受季節變化影響較多。

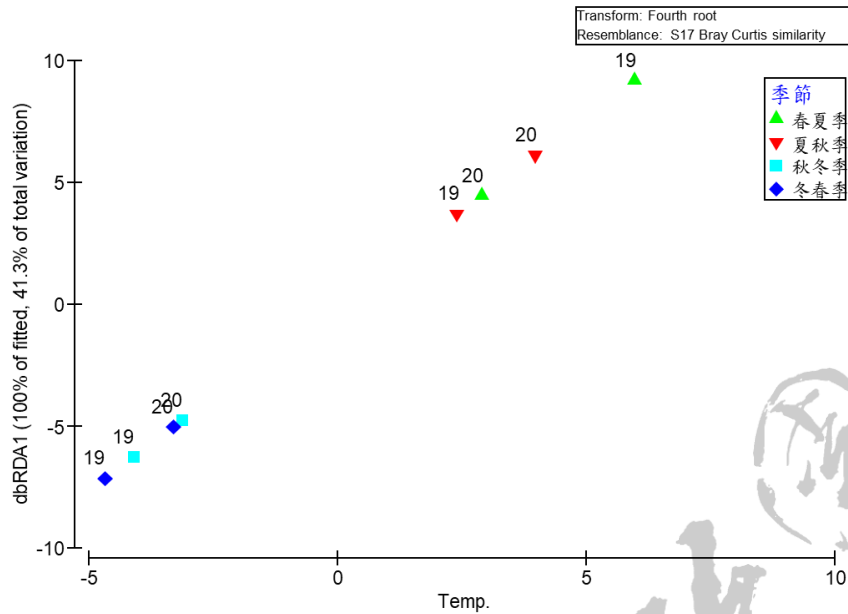


圖 112、2019 年 3 月~2021 年 3 月夢幻湖植物地上部生產量 DistLM with dbRDA 圖

(資料來源：本研究)

為了解 5 種水生植物 ANPP 個別與環境因子之關係，另以相關分析進行探討。Spearman 結果顯示浚深區臺灣水韭與溫度有顯著正相關($r=0.857$, $p=0.002$)(表 25)，與導電度有顯著負相關($r=-0.714$, $p=0.037$)；柳葉箬亦與導電度有顯著正相關($r=0.738$, $p=0.029$)；先前水質結果顯示水溫與導電度呈負相關($r=-0.833$, $p=0.005$)。因此，該結果可能與季節較為相關，其顯示浚深區臺灣水韭及柳葉箬之 ANPP 受季節影響較大。浚深區臺灣水韭亦與總凱氏氮有顯著正相關($r=0.683$, $p=0.047$)，其中各項無機氮及總無機氮(DIN)皆與浚深區臺灣水韭無顯著相關性，代表能促進浚深區臺灣水韭生長可能為有機氮。水毛花與亞硝酸鹽氮有顯著正相關($r=0.764$, $p=0.021$)，亞硝酸鹽氮可能會促進水毛花生長。Ibrahim (2017)之研究指出水毛花於低營養鹽濃度之水域中，吸收亞硝酸鹽氮的能力較佳。湖央區臺灣水韭、針蘭及荸薺之 ANPP 則與環境因子皆無顯著相關性。整體而言，季節性影響較高，臺灣水韭、柳葉箬 ANPP 之受季節變化(如溫度、導電度)影響可能較大；水毛花受亞硝酸鹽氮影響；湖央區臺灣水韭、針蘭及荸薺受環境因子影響較小，仍有待持續觀察。

表 25、2019 年 3 月~2021 年 3 月間水生植物 ANPP 與環境因子
相關分析

	臺灣水韭		針蘭	水毛花	葶薺	柳葉若
	浚深區	湖央區				
Temp.	0.857*	-0.190	-0.500	-0.156	-0.543	-0.667
DO	-0.167	-0.286	-0.381	0.406	0.107	0.119
Ph	-0.095	-0.190	0.286	-0.238	-0.604	0.071
salt	-0.072	-0.060	0.323	0.527	0.356	0.419
EC	-0.714	0.024	0.333	0.369	0.391	0.738
NO ₃	-0.381	0.167	0.524	0.160	0.617	0.405
NO ₂	-0.436	0.436	0.218	0.764	0.218	0.546
NH ₄	0.262	0.238	-0.405	0.456	0.286	-0.095
TKN	0.683	-0.395	-0.263	-0.276	-0.196	-0.395
TP	-0.357	0.286	-0.357	0.207	-0.434	-0.071
BOD	0.024	0.381	-0.024	-0.003	-0.634	-0.238
COD	0.119	0.357	-0.143	0.076	-0.645	-0.286
Chl a	-0.119	0.667	0.000	0.530	0.433	0.119
SS	0.024	0.595	-0.214	0.390	0.176	0.000
Water Depth	-0.643	-0.464	0.714	0.217	0.662	0.643
DIN	-0.381	0.167	0.524	0.190	0.429	0.405

註 1:白色區為 Pearson 分析結果；灰色區為 Spearman 分析結果

註 2:表中數值為 r 值；粗體表示有顯著且 $p < 0.05$ ；*表示 $p < 0.01$

註 3:DIN= NO₃+NO₂+NH₄ (資料來源：本研究)

在本研究結果中，浚深區與湖央區臺灣水韭之季節變化不同。2 年間，浚深區臺灣水韭於冬春季(繁殖季)ANPP 最低，春夏季 ANPP 提升；湖央區於 2019 年亦呈此現象，但 2020 年變為秋冬季 ANPP 最低，原為繁殖季之冬春季 ANPP 增加。假設最低之 ANPP 即為繁殖季，其表示 2020 年湖央區臺灣水韭之繁殖季提前至秋冬季，因此冬春季生長量才會增加，而繁殖季之提前可能與夏秋季水位增加(8 月 4 日至 10 月 16 日平均水深為 0.66 m)有關，故推測水深可能影響臺灣水韭之繁殖時間。不同於湖央區，浚深區臺灣水韭於 2020 年繁殖季維持於冬春季，似乎未受水深影響。本研究推測：(1)浚深區因長時間維持有水狀態，且水位高湖央區 10~20 cm，環境較為穩定；湖央區則有面臨乾旱之機率，且該區域競爭相對激烈，因此當環境合適(如水位達某一高度)，湖央區之臺灣水韭則會開始繁殖；(2)能刺激浚深區臺灣水韭繁殖季改變之水深可能更深。

除生長季節之差異，浚深區與湖央區臺灣水韭亦有型態上之差異。張永達等(2002)指出，湖央區與浚深區之臺灣水韭具不同特性，前者葉片數量較多；後者則因光照量較低，使其葉片較長，其與本研究 2020 年度之葉長結果相同。然而，於光照量較低之冬季，臺灣水韭葉長反而低於秋季。為此，對臺灣水韭葉片分布進行分析，結果指出秋季期間臺灣水韭葉長多集中於 15~30 cm；而冬季則多集中於 5~15 cm (圖 113)可能代表臺灣水韭於冬季期間萌發幼苗，其與黃增泉(1988)之臺灣水韭生活史結果相符。其中，湖央區之臺灣水韭 5~15 cm 之葉長於秋季即有增加趨勢，可能亦指湖央區臺灣水韭繁殖季提前。

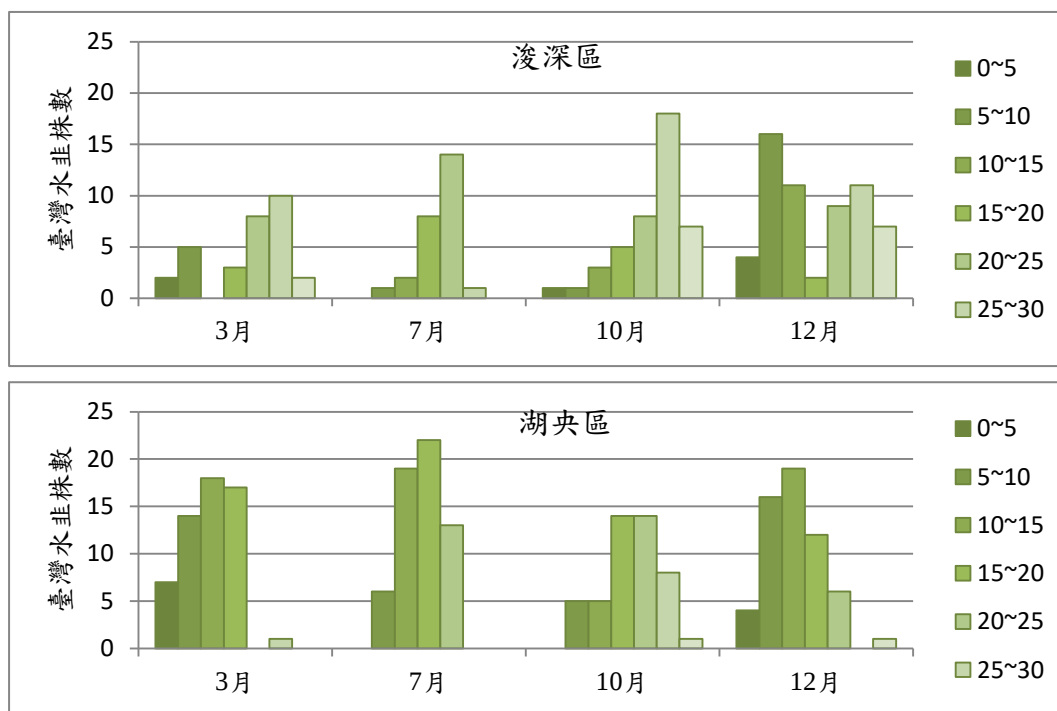


圖 113、2020 年 3~12 月浚深區與湖央區臺灣水韭葉片長度(cm)分布
(資料來源：本研究)

本研究中 2 區水韭之差異，或許亦與可利用光照量有關。根據現地觀察經驗，本研究初步推測影響夢幻湖水中光照量之因子包含氣候、水深及水綿覆蓋。其中，根據地形資料可知浚深區與湖央區之湖底高程相差約 10~20 cm。而為量化氣候及兩區之光度差異，本研究自 2020 年 3 月起已於西北側氣象站、浚深區及湖央區各設置一光度計；惟西北側氣象站之光度計資料不慎遺失，故目前僅蒐集湖央區與浚深區之光度資料(見下文)。水綿方面，本研究彙整臺灣水韭永久樣區資料顯示，水綿之生長季節約於每年 10 月起始(陳德鴻等, 2007~2010, 圖 114)，至翌年 5 月結束。2021 年 7 月水綿覆蓋度為歷年來最高，可能與 2021 年 3 月硝酸鹽氮濃度增加，以及 2021 年夏季水溫(25.8℃)高於前一年(25.0℃)有關。硝酸鹽氮為水綿營養來源，而研究指出溫度增加可促進水綿生長(Berry and Lembi, 2000)建議持續監測水綿覆蓋度，避免影響夢幻湖水質。樣站間以浚深區(N1、N2)略高於湖央區(C1、C2、C3, 圖 115)，其可能因浚深區地勢較低，造成營養鹽集中，進而促進水綿滋生。該結果顯示浚深區之臺灣水韭除較深之

水體外，水綿覆蓋度較高亦可能影響其生長狀況。

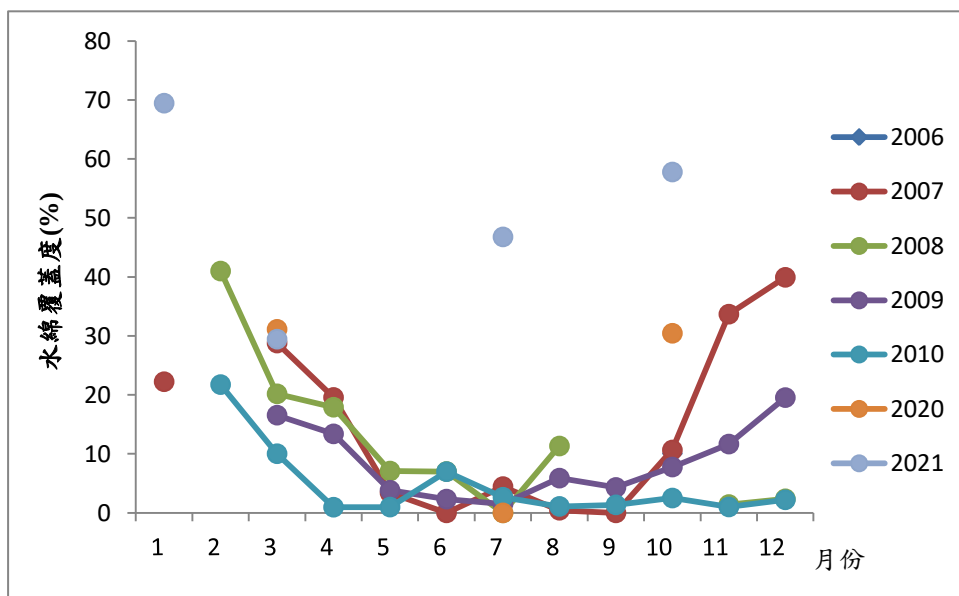


圖 114、2006~2010 年、2020、2021 年臺灣水韭永久樣區所有樣區平均之水綿覆蓋度時間變化

(資料來源：陳德鴻等，2007~2010；本研究)

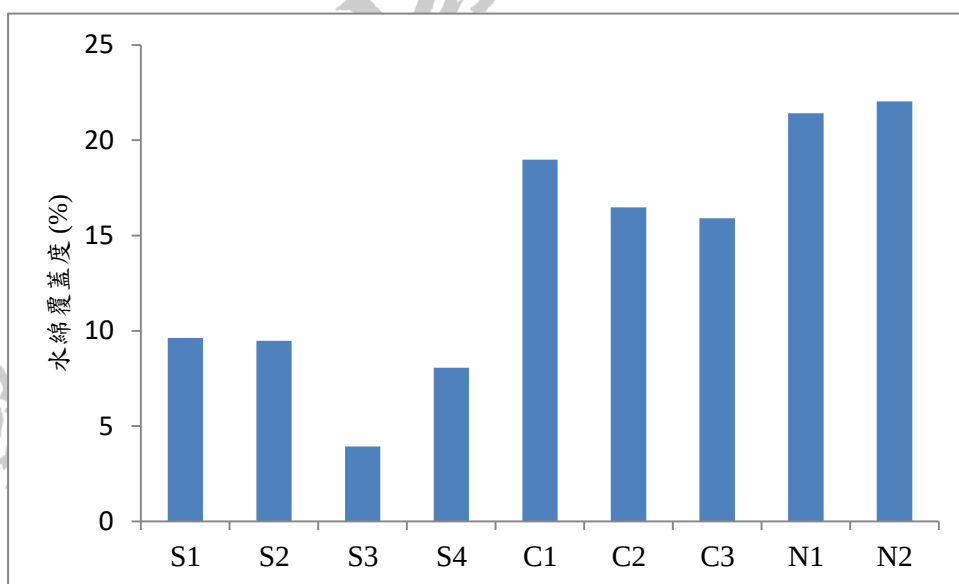


圖 115、2006~2010 年、2020、2021 年臺灣水韭永久樣區所有年份平均之水綿各樣站覆蓋度

(資料來源：陳德鴻等，2007~2010；本研究)

貳、植物地下部淨生產量

本研究已於 2019 年 3 月、7 月、10 月、12 月、2020 年 3 月、7 月、10 月、12 月及 2020 年 3 月、7 月、10 月完成 11 季之臺灣水韭、針蘭、荸薺、水毛花與柳葉箬採集，並計算各水生植物之生物量與地下部淨生產量(Belowground net primary production, 簡稱 BNPP)。結果顯示(圖 116)，5 種水生植物中以水毛花之地下部生物量最高($1,537.8 \pm 224.0 \text{ g m}^{-2}$)；柳葉箬($831.3 \pm 215.4 \text{ g m}^{-2}$)、荸薺($614.6 \pm 128.7 \text{ g m}^{-2}$)次之；針蘭($274.7 \pm 61.8 \text{ g m}^{-2}$)、湖央區($202.3 \pm 46.8 \text{ g m}^{-2}$)與浚深區($128.3 \pm 45.3 \text{ g m}^{-2}$)之臺灣水韭最低。浚深區之臺灣水韭於夏、秋季地下部生物量最高；湖央區臺灣水韭則於冬季之地下部生物量最低；水毛花之生物量於秋季達最低，冬季開始回升；針蘭之生物量於秋冬季較高，隔年春季下降，並於夏季達最低；荸薺與柳葉箬之地下部生物量則皆無一致季節趨勢。整體而言，湖央區之臺灣水韭地下部生物量大多高於浚深區，相較於浚深區，湖央區面臨低水位之機率較高，因此可能偏好儲存能量於地下部以面對逆境。水毛花與荸薺皆於 2020 年之生物量高於 2019 年，且皆於 2020 年春季達到最高。針蘭於夏季之生物量最低；2020 年冬季之生物量最高，約為過去之 3~5 倍。柳葉箬於 2021 年夏季有最高之生物量。

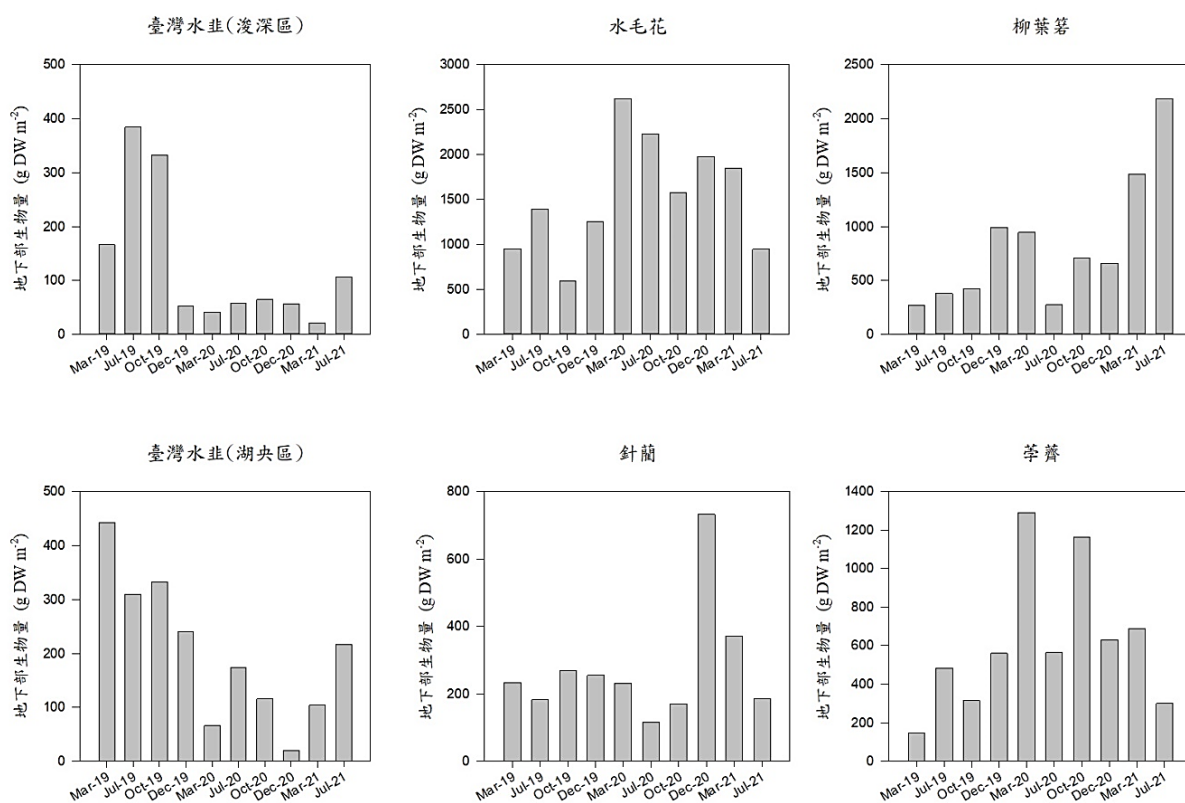


圖 116、5 種優勢水生植物之地下部生物量
(資料來源：本研究)

2019 年 3 月至 2021 年 7 月，共計 10 季之平均 BNPP 結果顯示，5 種水生植物中以水毛花($4.28 \pm 2.37 \text{ g DW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)之 BNPP 最高(圖 117)；柳葉箬($3.95 \pm 1.90 \text{ g DW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)、荇薺($2.53 \pm 1.16 \text{ g DW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)次之；針蘭 $1.01 \pm 0.95 \text{ g DW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 、湖央區($0.36 \pm 0.18 \text{ g DW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)與淺深區($0.30 \pm 0.22 \text{ g DW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)之臺灣水韭最低。淺深區臺灣水韭於春夏季之 BNPP 最高，與 ANPP 之結果相似；湖央區臺灣水韭於秋冬季之 BNPP 皆為 $0 \text{ g DW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ；水毛花於夏秋季之 BNPP 皆為 $0 \text{ g DW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ；針蘭之 BNPP 於春夏與冬春季皆為 $0 \text{ g DW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ；荇薺與柳葉箬之 BNPP 則無一致季節趨勢。

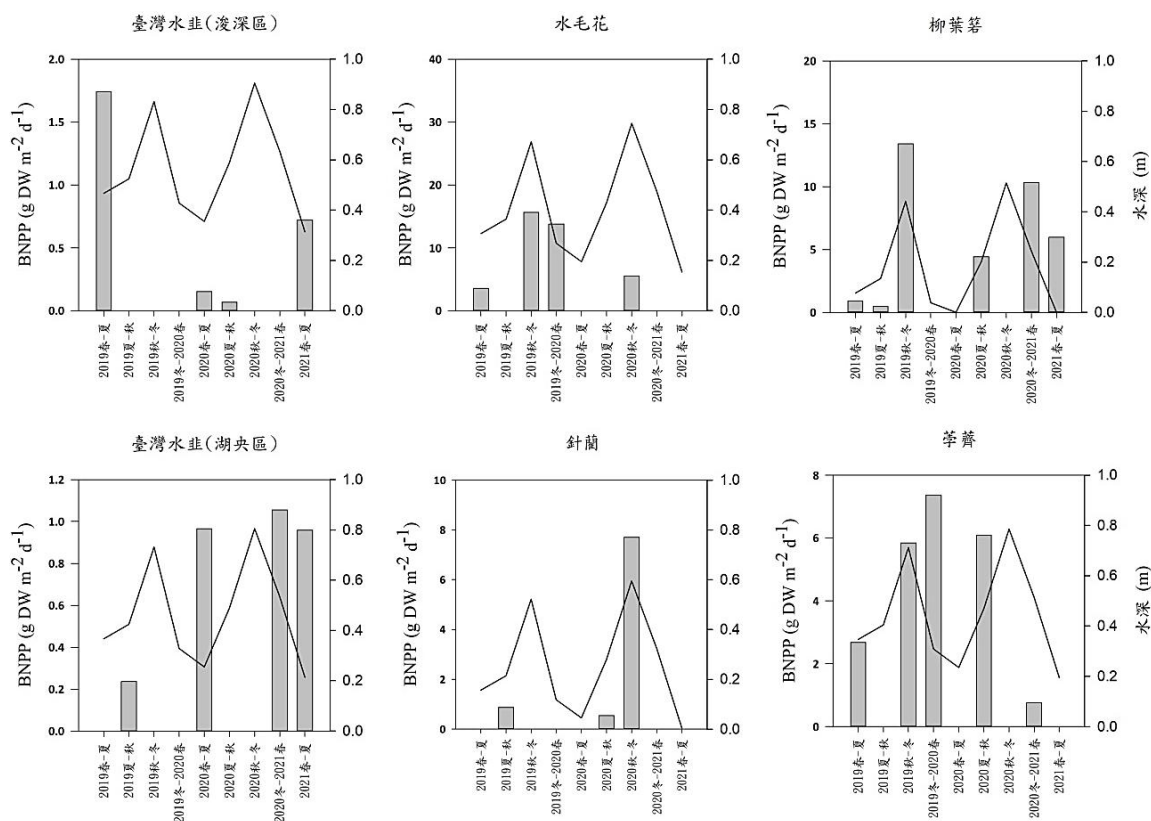


圖 117、5 種優勢水生植物之地下部淨生物量(BNPP，長條圖)與 2 季平均水深(折線圖)

(資料來源：本研究)

將 2019 年 3 月~2021 年 3 月夢幻湖 8 季之植物 BNPP 與環境因子資料代入距離線性模型中，並依此為基礎繪製 dbRDA 圖，探討植物 BNPP 與環境因子之對應關係。由於地下部生產量面對環境變化之反應可能較慢，因此與前 1 季之水質結果進行比對。結果顯示 dbRDA1 軸與 dbRDA2 軸共可解釋 82.1% 的植物覆蓋面積之組成變異(圖 118)。圖中向量為 dbRDA 軸與各環境因子間的多重相關結果，向量的長度越長，表示與 dbRDA 軸的相關性越高。其中 dbRDA1 軸解釋(51.4%)，依序為 salt ($r = -0.779$)；而 dbRDA2 軸解釋(30.7%)，與 Water Depth ($r = -0.596$)、TKN ($r = -0.402$)、SS ($r = -0.389$)、NH₄-N ($r = -0.325$)的相關性較高，其中鹽度與水深為影響水生植物 BNPP 之主要因子。結果顯示水毛花和針蘭與鹽度具較高之正相關性。鹽度增加與水中礦物質增加有關，而礦物質有利於植物生長，且在植物生長發育中起著至關重要的作用(Yu, 2018)。水毛花、

臺灣水韭、荸薺與柳葉箬皆受水深、凱氏氮和懸浮微粒之正面影響，推測水深的增加可能使植物傾向將能量儲存於地下部，並待環境合適時得以生長發育；凱氏氮與水生植物呈正相關性，且氮氮亦與臺灣水韭(湖央區)、柳葉箬呈正相關，2 者可能表示水中的氮離子可提供養分給植物地下部。懸浮微粒內含有機物質，待其沉降、分解後即可供植物利用(賴明洲等，2004)。

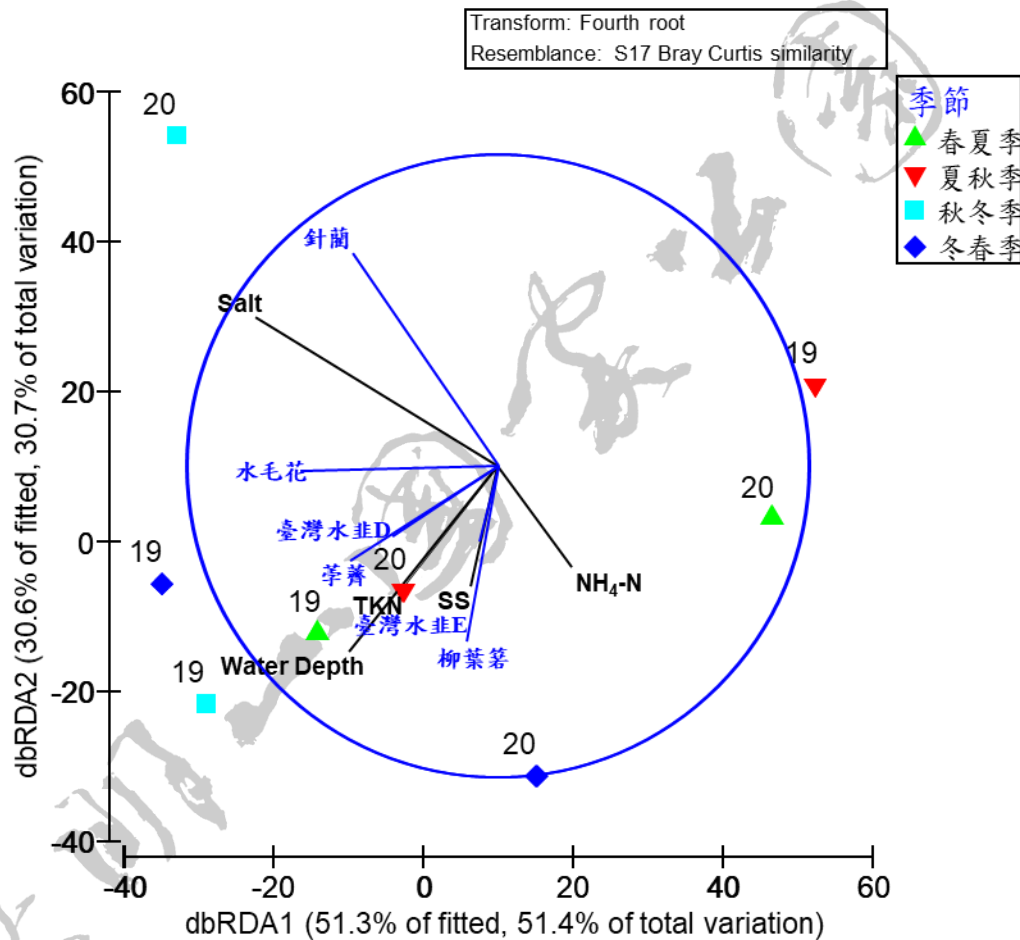


圖 118、2019 年 3 月~2021 年 3 月夢幻湖植物地下部生產量 DistLM with dbRDA 圖。藍色向量為生物因子;黑色向量為環境因子;向量長度表示與 dbRDA 軸之相關性高低。氮氮(NH₄-N)、懸浮微粒(SS)、凱氏氮(TKN)、水深(Wath Depth)、鹽度(Salt)。

(資料來源：本研究)

參、光度、溫度監測

2020 年 3 月至 2021 年 9 月溫度資料顯示，夢幻湖水溫於 1 月降至最低後穩定上升(圖 119)，並於 9 月開始持續下降，月均溫最低為 12.5°C，最高為 26.3°C。浚深區與湖央區之月平均光度以 2020 年 12 月最低(圖 120)，分別為 7.27 PAR $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 及 0.87 PAR $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ；浚深區 2021 年 5 月最高(546.4 PAR $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)，湖央區 2020 年 7 月最高(582.4 PAR $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)。與預期有所不同，浚深區於部分期間之平均光度略高於湖央區，推測可能與湖央區之光度計受水綿纏繞有關，顯示水綿確實可降低光度。在 2020 年 3 月至 2021 年 9 月期間共經歷 8 次水位突增，而光度驟降，顯示降雨事件；且至 9 月中旬開始至翌年 1 月中旬，水面高程皆高於 866.7 m，平均水下光度介於 0.10~73.12 PAR $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 。

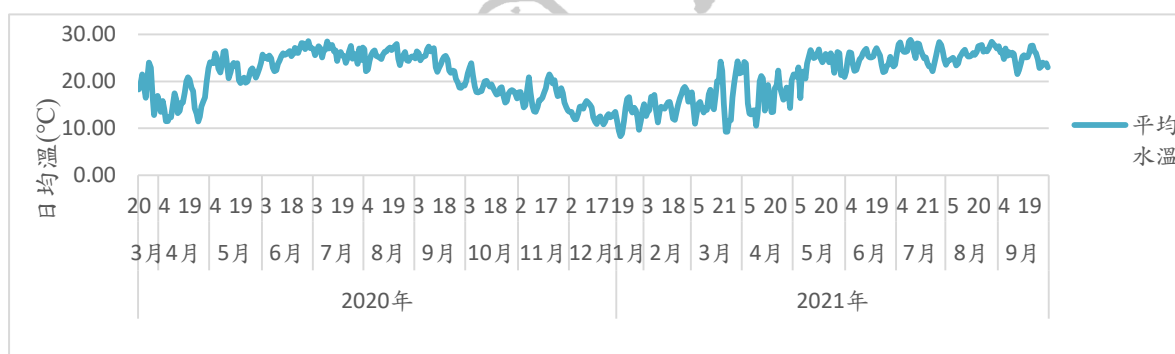


圖 119、2020 年 3 至 2021 年 9 月夢幻湖浚深區與湖央區水溫
(資料來源：本研究)

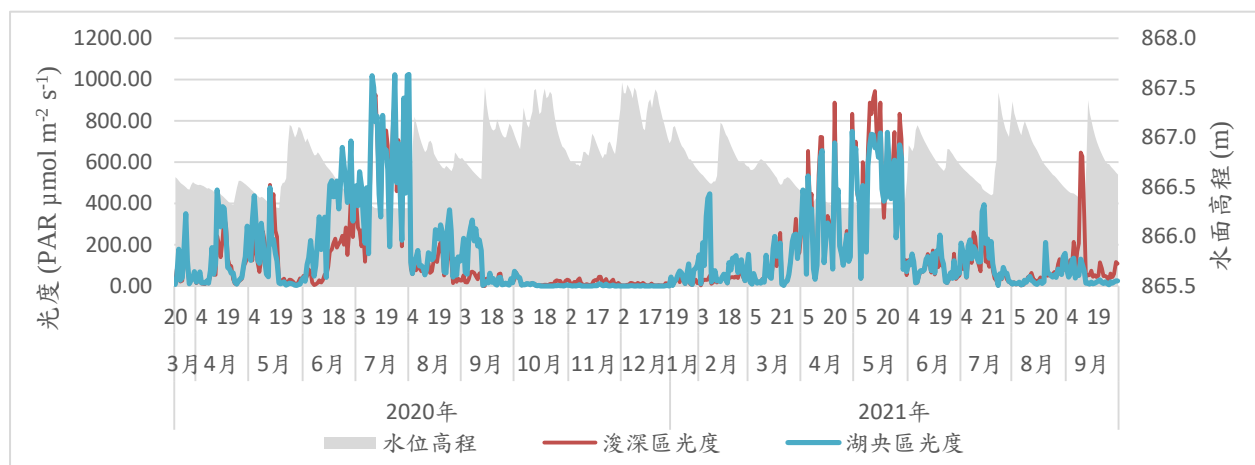


圖 120、2020 年 3 月至 2021 年 9 月夢幻湖浚深區、湖央區光度與水面高程

(資料來源：本研究)

肆、營養添加實驗

本研究於 2020 年 11 月中旬在夢幻湖採集臺灣水韭(湖央區)和針蘭 2 種植物並攜回菁山自然中心種植，營養添加實驗自 2021 年 01 月 21 日開始，並於 2 月 26 日結束。分別針對營養鹽、水綿覆蓋度與植物淨生產量進行分析。

一、營養鹽

營養鹽於每週進行採樣，分析項目分別為硝酸鹽(NO_3^-)、亞硝酸鹽(NO_2^-)、銨鹽(NH_4^+)與磷酸鹽(PO_4^{3-})。結果顯示對照組、加氮組與加磷組之硝酸鹽濃度於第 2 週皆明顯下降，且以加氮組之下降程度最大(圖 121)；亞硝酸鹽於實驗期間無一致變化趨勢；銨鹽與磷酸鹽含量皆於對照組和加磷組有相似趨勢，且 3 組於第 4 週皆有所提升。然而，與預期不同，第 1 天之磷酸鹽含量以加氮組最高，可能在培養期間加氮組缸內之磷酸鹽含量增加有關。因植物降解之過程中，磷酸根離子會被釋放(Wang et al., 2018)。

二、水綿覆蓋度

水綿覆蓋度於每週進行拍攝(附件五)，並以 GIS 軟體估算照片中之水綿覆蓋度。結果顯示實驗前與第 1 週以對照組之水綿覆蓋度最高(圖 122)；後 3 週以加氮組最高；加磷組於實驗期間之覆蓋度為 3 組中最低。3 組之水綿平均增加速率(圖 123)以加氮組($3.11\% \text{ d}^{-1}$)最高；加磷組($2.58\% \text{ d}^{-1}$)次之；對照組($2.51\% \text{ d}^{-1}$)最低。加氮組與加磷組於第 2 週之水綿增長速率皆有所提升，但於第 3 週下降；對照組則於第 2 週即開始下降。整體而言，第 4 週水綿覆蓋度以加氮組(94.2%)最高，控制組(92.2%)次之，加磷組(84.0%)最低。

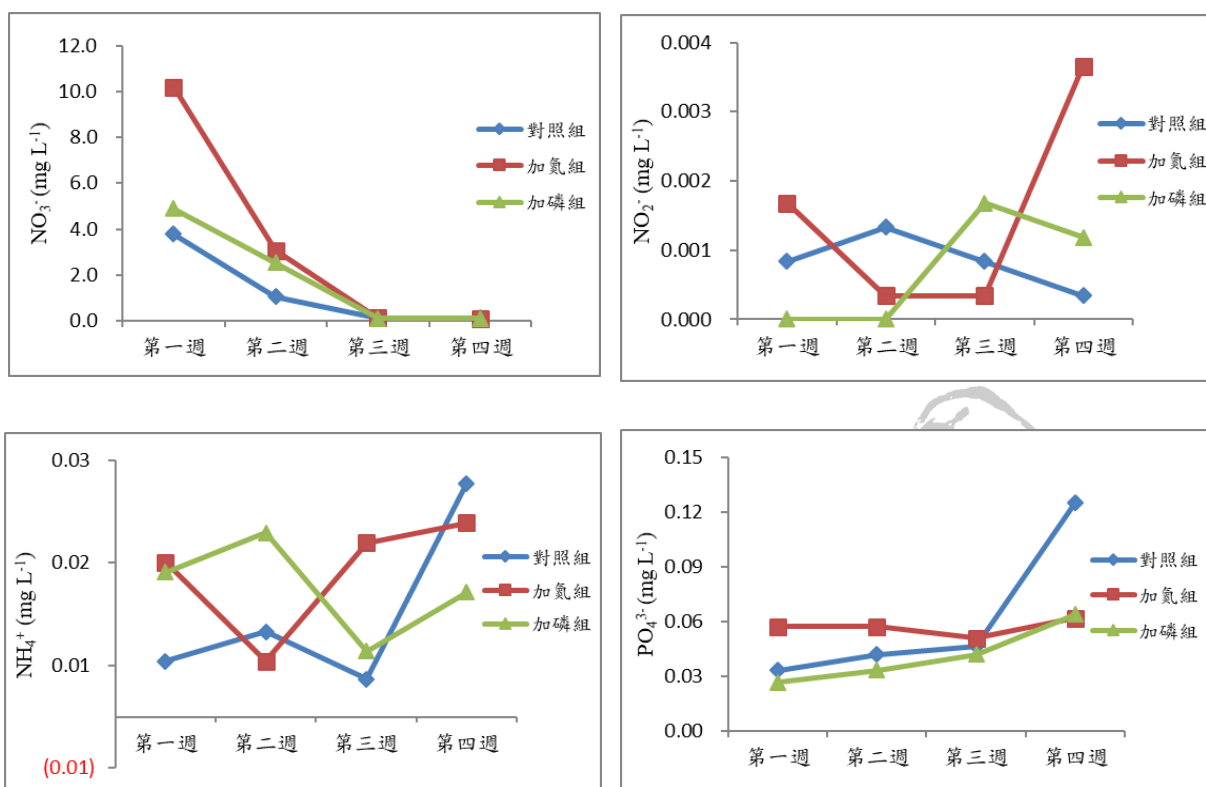


圖 121、2021 年營養添加實驗硝酸鹽(NO_3^-)、亞硝酸鹽(NO_2^-)、銨鹽(NH_4^+)與磷酸鹽(PO_4^{3-})

(資料來源：本研究)

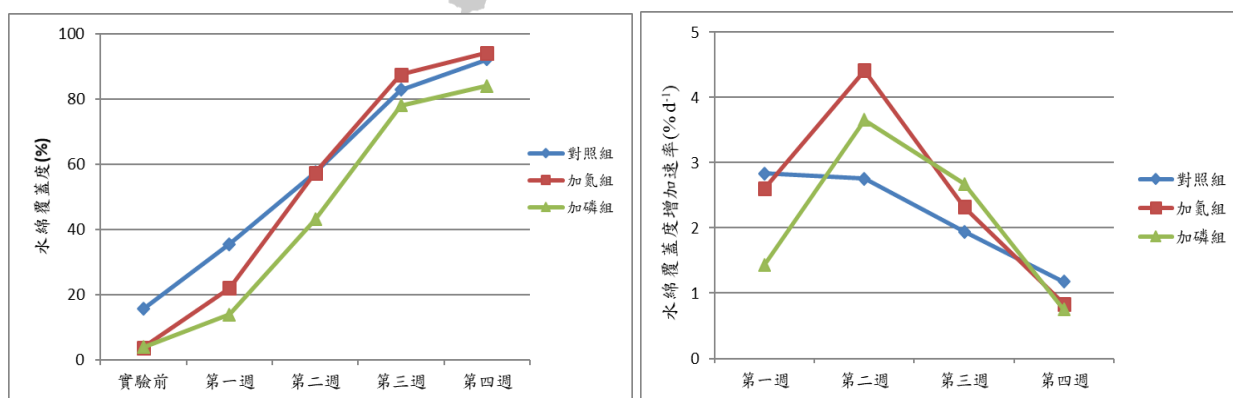


圖 122、水綿覆蓋度變化

(資料來源：本研究)

圖 123、水綿覆蓋度增加速率

(資料來源：本研究)

三、植物淨生產量

實驗終止後，將各水生植物樣本取出、處理，並配合 2020 年 12 月採集之臺灣水韭與針蘭生物量，計算各水生植物之生物量與地上部淨生產量 (Aboveground net primary production, 簡稱 ANPP)。結果顯示加磷組之針蘭具有較高之鮮葉、地下部及枯葉生物量(圖 124)；臺灣水韭於加磷組之鮮葉及枯葉生物量較高，地下部生物量於加氮組較多。於營養添加實驗中，我們發現 2 種植物之地上部淨生產量與 2019~2020 秋冬季之結果相似。臺灣水韭之地上部淨生產量($0.03\sim0.08\text{ g DW m}^{-2}\text{ d}^{-1}$) (圖 125)與夢幻湖內之秋冬季結果相似($0.03\sim0.07\text{ g DW m}^{-2}\text{ d}^{-1}$)；針蘭之地上部淨生產量僅加氮組($10.02\text{ g DW m}^{-2}\text{ d}^{-1}$)與秋冬季相似($9.49\sim12.10\text{ g DW m}^{-2}\text{ d}^{-1}$)，控制組($17.51\text{ g DW m}^{-2}\text{ d}^{-1}$)與加磷組($20.29\text{ g DW m}^{-2}\text{ d}^{-1}$)則高於秋冬季之結果。於加磷組中，臺灣水韭與針蘭之地上部淨生產量較高。另一方面，加氮組之臺灣水韭具有較高之地下部淨生產量($0.70\text{ g DW m}^{-2}\text{ d}^{-1}$)，硝酸鹽的增加可能影響臺灣水韭地下部；針蘭之地下部淨生產量於各組皆為 $0\text{ g DW m}^{-2}\text{ d}^{-1}$ 。

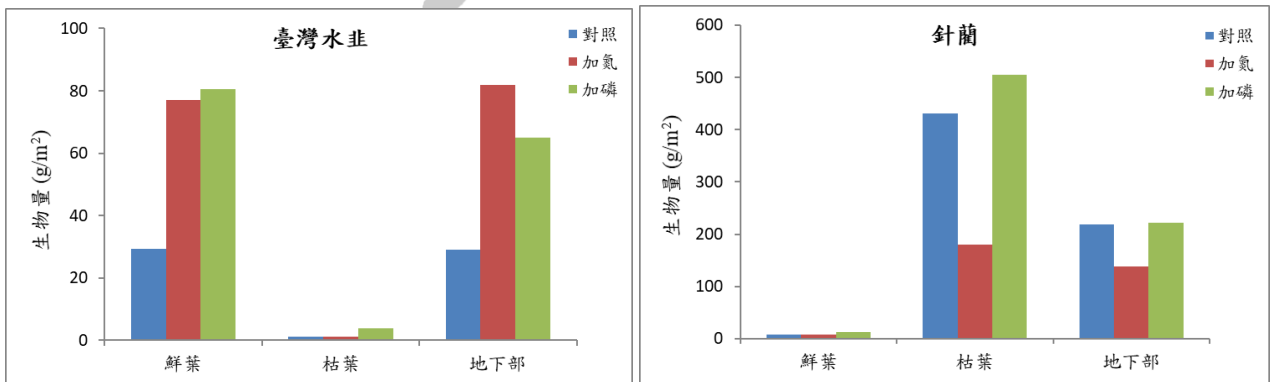


圖 124、2021 年營養添加實驗臺灣水韭與針蘭之鮮葉、枯葉與地下部生物量
(資料來源：本研究)

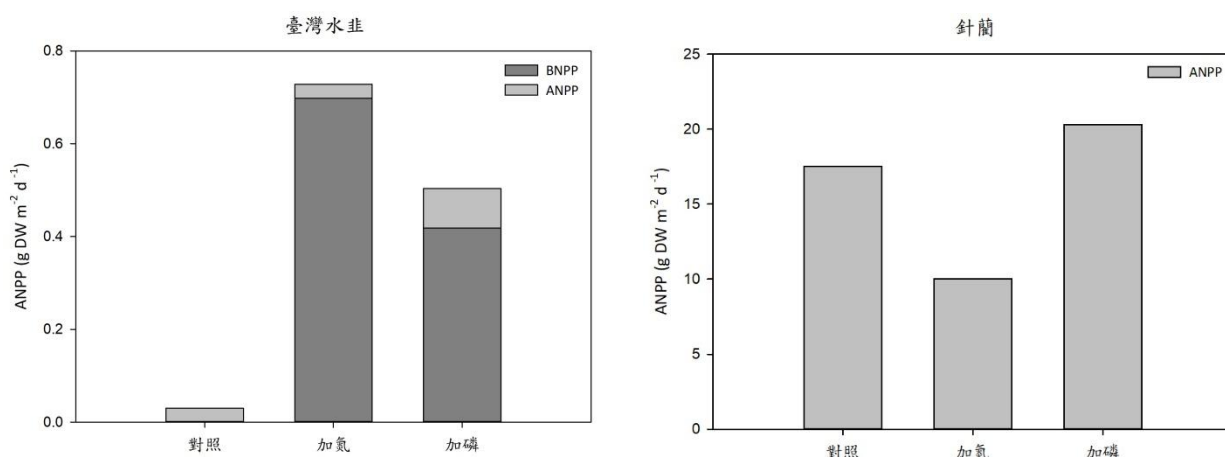


圖 125、2021 年營養添加實驗針蘭與臺灣水韭之地上部(ANPP)與地下部(BNPP)生產量
(資料來源：本研究)

四、綜合討論

本研究中，加氮組與加磷組於第 2 週之水綿增長速率皆有所提升。從 Spearman 相關分析結果可發現水綿覆蓋度僅與前一週之 NO_3^- 含量有顯著正相關($r=0.97, p<0.01$ ，圖 126)，顯示氮的增加確實導致水綿的增長，證實水綿多於秋、冬季較多確實與東北季風帶來之 NO_3^- 有關。多項研究指出水綿及許多藻類可藉由吸收水中營養鹽(硝酸鹽、銨鹽、磷酸鹽)進行光合及生長作用(Judd et al., 2015; Mustafa et al., 2019)，且應用於廢水處理等方面。水綿吸收硝酸鹽，並透過硝酸還原酶(nitrate reductase enzyme)轉化為亞硝酸鹽，再由亞硝酸還原酶(nitrite reductase)轉化為銨鹽(ammonium) (Amiri, and Ahmadi, 2020; Fischer and Klein, 1988)，但也可直接吸收銨鹽(Aslan and Kapdan, 2006)。該過程有部分亞硝酸鹽與銨鹽會被水綿及水生植物釋放、吸收再轉換(Aslan and Kapdan, 2006; Zhou et al., 2017)。此外，銨鹽亦於生物被分解時，經氨化作用(ammonification)後釋出，導致環境中之銨鹽增加(Romillac, 2019)。本研究亞硝酸鹽與銨鹽之變化無一致趨勢可能與上述反應過程有關。

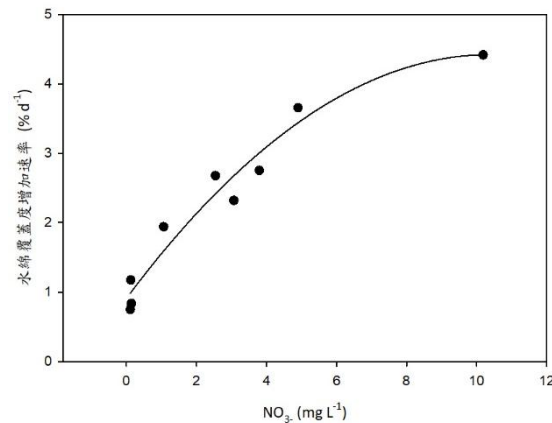


圖 126、2021 年營養添加實驗水綿覆蓋度與前 1 週之 NO_3^- 含量之相關分析

(資料來源：本研究)

磷酸鹽是水綿與水生植物生長的營養限制因子(Amiri and Ahmadi, 2020; Pelton et al., 1998)，但在植物降解過程中，反而會伴隨磷酸根離子的釋放(Wang et al., 2018)。於本研究，磷酸鹽於實驗期間並無明顯下降，反而有增加趨勢，可能與枯葉分解有關。儘管水綿會吸收磷酸鹽，Pearson 相關分析指出水綿與磷酸鹽間並無顯著相關性($r = -0.12$, $p = 0.76$)。在植物生產量之結果中，加磷組之臺灣水韭與針蘭 ANPP 皆為 3 組最高，加氮組反而最低。另一方面，加磷組之水綿覆蓋度為 3 組最低。綜上所述，加磷組較高之 ANPP 可能原因為：(1) 磷酸鹽含量會影響臺灣水韭與針蘭之地上部生長；(2) 水綿覆蓋度對臺灣水韭與針蘭之地上部生長具負面影響。首先，2020 年秋冬季之總磷較高，但水韭生產量僅 0.03 mg L^{-1} ；針蘭 2020 冬季生產量反而略低於 2019 冬季，可能代表長期高水位之負面影響較大。儘管於第二節本研究發現臺灣水韭覆蓋度與總磷具顯著正相關，然而於營養添加實驗中，加磷組之磷酸鹽含量並非最高，因此暫不考慮該可能性。另一方面，針對水綿是否帶來負面影響之假設，我們發現：於針蘭之結果中，加氮組水綿覆蓋度最高，生產量最低，但與湖區之結果較接近；加磷組 2 植物之生產量約略為加氮組與湖區之 2 倍。本研究發現：與湖區環境不同，水缸除底部皆可接收光線，在此推測水缸可接收之光度較高，而水綿覆

蓋度較高的加氮組，理論上水下光度較低，或許與湖區環境較相似，導致生產量與湖區之結果更為接近。故本研究推測水綿覆蓋度增加導致光度降低，該情形不利於水生植物地上部生長。因此，水位及水綿造成之徒長效應可能為造成水生植物 ANPP 較多之主因，而非秋冬季營養鹽之添加。儘管硝酸鹽氮對臺灣水韭、針蘭之地上部影響甚微，但加氮組之臺灣水韭有較高之地下部淨生產量。故推測硝酸鹽有利於臺灣水韭地下部生長，但也可能因水綿抑制地上部生長，使水韭將能量儲存於地下部。於本次營養添加實驗結果中，我們發現營養鹽對水生植物之影響性仍有不確定性，本研究建議未來若欲再次進行營養添加實驗，可於水綿覆蓋較少之夏季採樣，且部分枯葉可能需盡量移除，減少外在影響因素。另一方面，若要模擬秋冬季之環境，考慮到水缸透光情形，建議進行遮光並監測水中光度。

第七節、夢幻湖生態尺度整合分析

壹、植物分解速率

本研究於 2019 年 3 月 20 日開始執行分解袋實驗，並於 2019 年 11 月 13 日回收最終樣本，總計工作時間達 238 日。分解曲線結果顯示(圖 127)。5 種優勢植物之分解速率由快至慢依序為臺灣水韭($k=0.0080$)、荸薺($k=0.0078$)、水毛花($k=0.0075$)、針蘭($k=0.0069$)及柳葉箬($k=0.0043$)。綜合生產量調查結果可知，5 種植物中以柳葉箬之地上部生產量最高且分解速率慢，加上分布位置較高而不易被水淹沒，故為夢幻湖區最可能造成濕地陸化之水生植物。

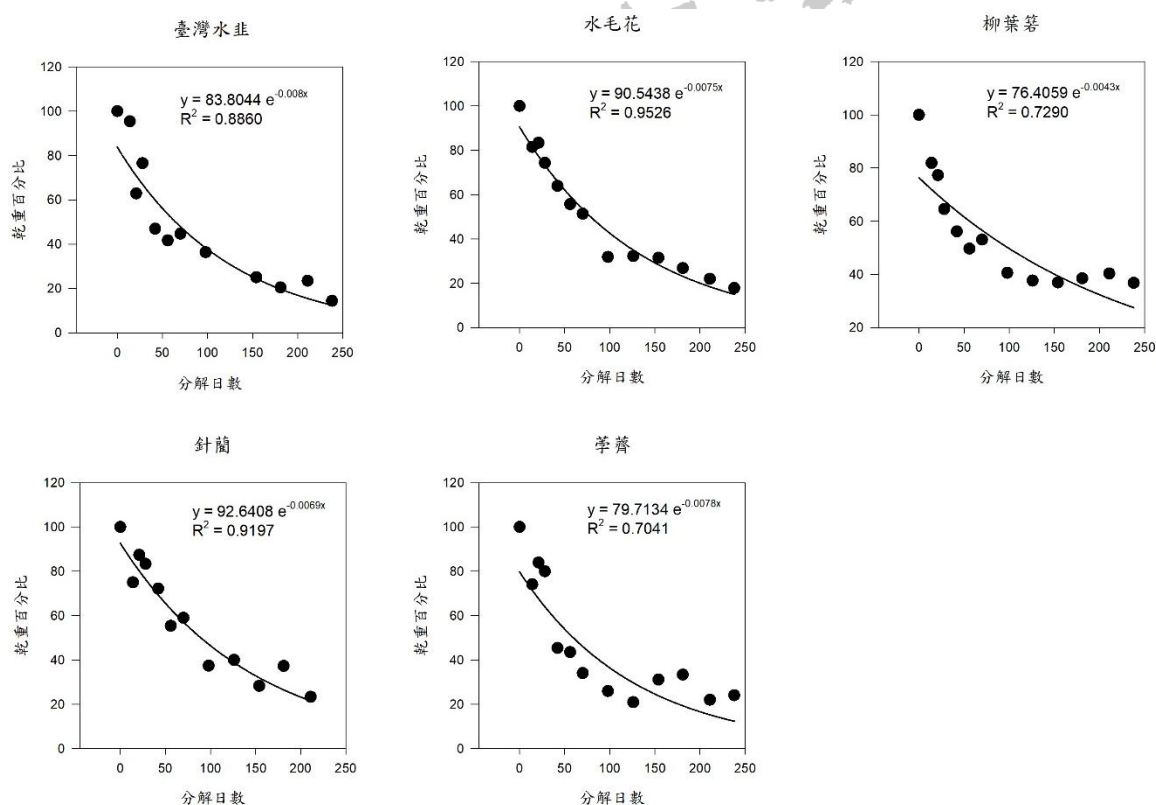


圖 127、臺灣水韭、針蘭、荸薺、水毛花、柳葉箬分解速率曲線
(資料來源：本研究)

貳、柳葉箬分布範圍

為比較年度間柳葉箬之覆蓋度變化，本研究彙 2018~2021 年之相關數據(林幸助，2018；本研究)，並繪製分布模擬圖以了解 2018 年至 2020 年度之柳葉箬平均覆蓋度及分布範圍，並呈現 3 年間之年度變化。結果顯示 3 年間柳葉箬主要分布於湖區北岸及南岸，其中 2018 年柳葉箬分布範圍較大(圖 128)，其於湖央區東側及南區西岸皆有分布；2019 年則分布至浚深區北側(圖 129)，湖央區東側族群消失；2020 年僅北岸與南岸有族群分布(圖 130)。從年間分佈變異結果可發現柳葉箬之族群分佈變化於湖區北岸和南岸最大(圖 131)。結合前一結果可知，柳葉箬族群僅於湖區北岸和南岸變動，因此對臺灣水韭之影響較少。



圖 128、2018 年度柳葉箸平均分布

(資料來源：本研究)

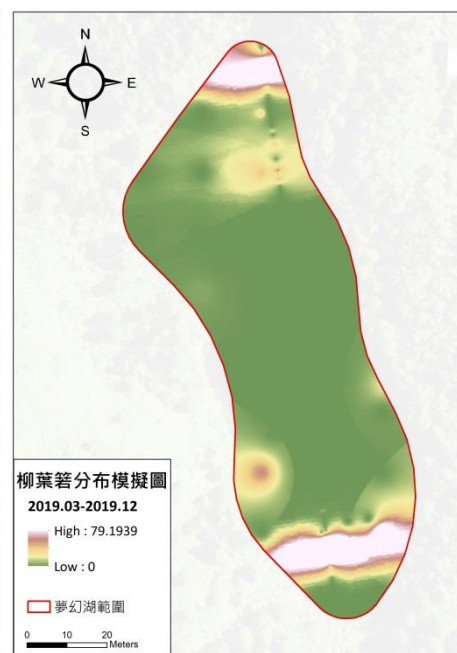


圖 129、2019 年度柳葉箸平均分布

(資料來源：本研究)

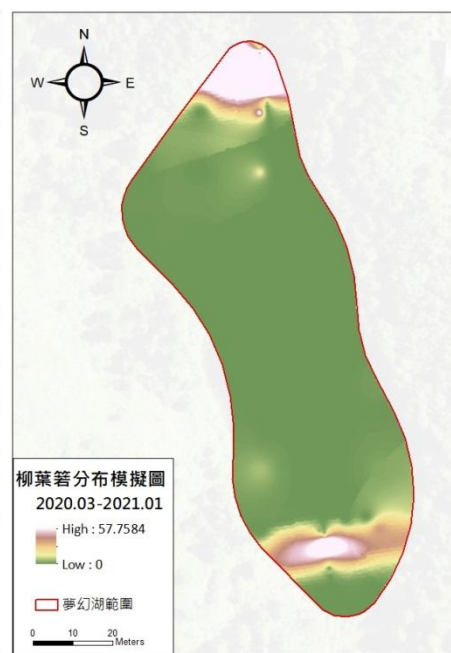


圖 130、2020 年度柳葉箸平均分布

(資料來源：本研究)

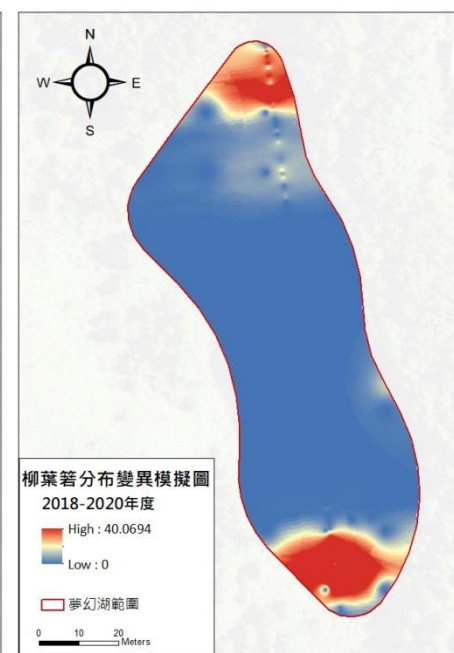


圖 131、2018~2020 年度柳葉箸年間分布變化。(以不同顏色與分部模擬圖區別)

(資料來源：本研究)

參、植物蓄積厚度

本研究於 2019 年 3 月起設置長石粉樣框(圖 132)，至 7 月執行試驗採樣以確保實驗可行性後，迄今已完成 2019 年 10 月、12 月、2020 年 3 月、7 月、10 月、12 月及 2021 年 3 月、7 月、10 月，共計 9 次之沉積物蓄積厚度量測。為了解柳葉箬對陸化之影響，於 2020 年 7 月份設置 4 號樣站(即柳葉箬樣區)進行監測，並於 2020 年 12 月進行第 1 次採樣。結果顯示，各樣站之蓄積厚度於季節間無一致變化趨勢(圖 133)，並於 2020 年 12 月烘乾後沉積物厚度趨近相同，但於 2021 年 3、7 月樣站 1、2 之沉積物厚度明顯提升。沉積物厚度於 1~4 樣站分別為 1.28 cm、0.39 cm、0.61 cm 和 0.41 cm；1~4 樣站之沉積速率分別為 0.41 cm yr^{-1} 、 0.20 cm yr^{-1} 、 0.25 cm yr^{-1} 和 0.05 cm yr^{-1} ，4 樣站皆呈沉積狀態。林幸助(2015)發現不同位置在不同季節有不同的沉積變化，且部分季節呈現沖刷，其與本研究結果相似。鄭先祐等(1987)指出強勁的東北季風會產生由東北向西南流動之水流，使沉積物往西南邊堆積。因此，2020 年冬季之結果可能因東北季風擾動水層，將北部之沉積物帶往南邊，使湖底沉積物均質所導致。整體而言，夢幻湖之沉積物主要於春、夏季累積，柳葉箬樣區之沉積速率不如預期高，可能表示其對陸化之影響不大，故本研究認為尚不需進行移除。

林俊全(2018)認為沉積速率結果差異可能受研究時間尺度，以及採樣地點、環境變化等所影響。劉聰桂、林玫君(1990)研究結果指出夢幻湖自 5,600 年來的平均沉積速率為 0.080 cm yr^{-1} ；陳鎮東等(1997)以鉛-210 (^{210}Pb)定年求得之沉積速率為 0.045 cm yr^{-1} ；根據「陽明山國家公園古氣候之調查」夢幻湖於 6,110~4,180 年前的平均沉積速率約為 0.073 cm yr^{-1} ，於 4,180~2,570 年前則約為 0.038 cm yr^{-1} (陳淑華，2010)。「106-107 年委託辦理夢幻湖生態保護區底質調查及沉積分析」之調查結果距今約 500 年來的沉積速率僅為 $0.011\sim 0.012\text{ cm yr}^{-1}$ (林俊全，2018)，其主要指邊坡沖刷的沉積速率，但未考量植物蓄積之影響。「105-106 年夢幻湖生態保護區地形量測計畫分析報告」指出近 10 年的平

均沉積速率約為 2.0 cm yr^{-1} (黃國文, 2016), 該結果主要為腐植質之沉積速率, 但腐植質會受分解與壓密作用影響, 若以此推估長時間之沉積速率, 則可能高估。本研究 4 樣站平均沉積速率為 0.230 cm yr^{-1} , 長石粉測量方式可同時考量到邊坡沖刷、腐植質之沉積與分解, 但壓密作用之影響仍需長時間觀測。綜上述可知夢幻湖沉積速率實驗需長期監測, 以解決時間尺度之影響。

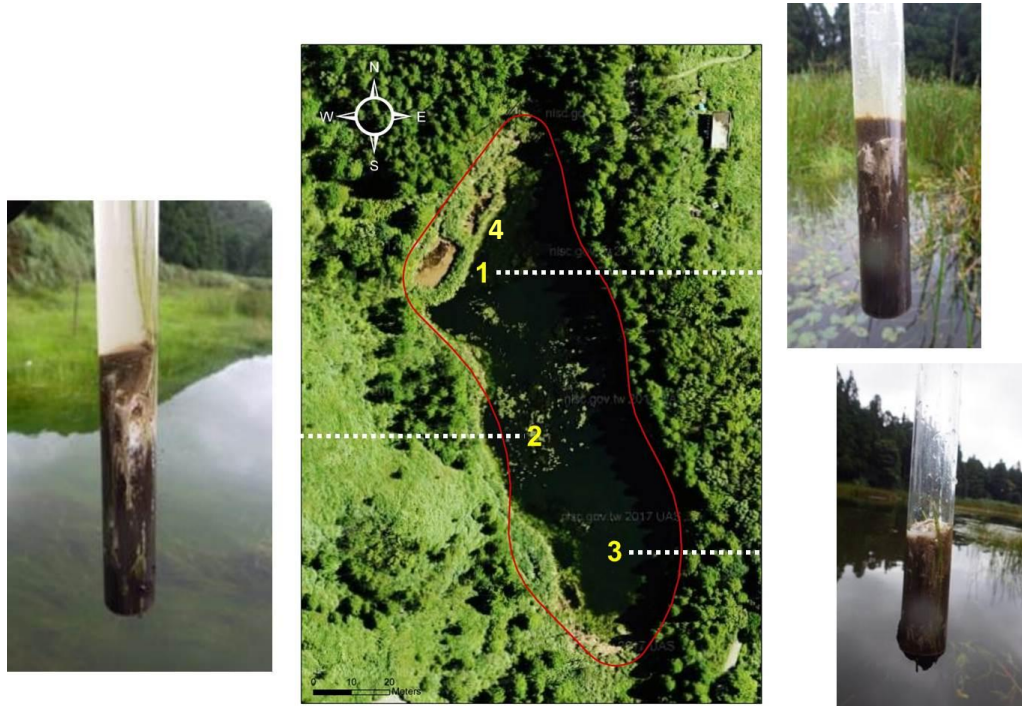


圖 132、長石粉調查位置
(資料來源：本研究)

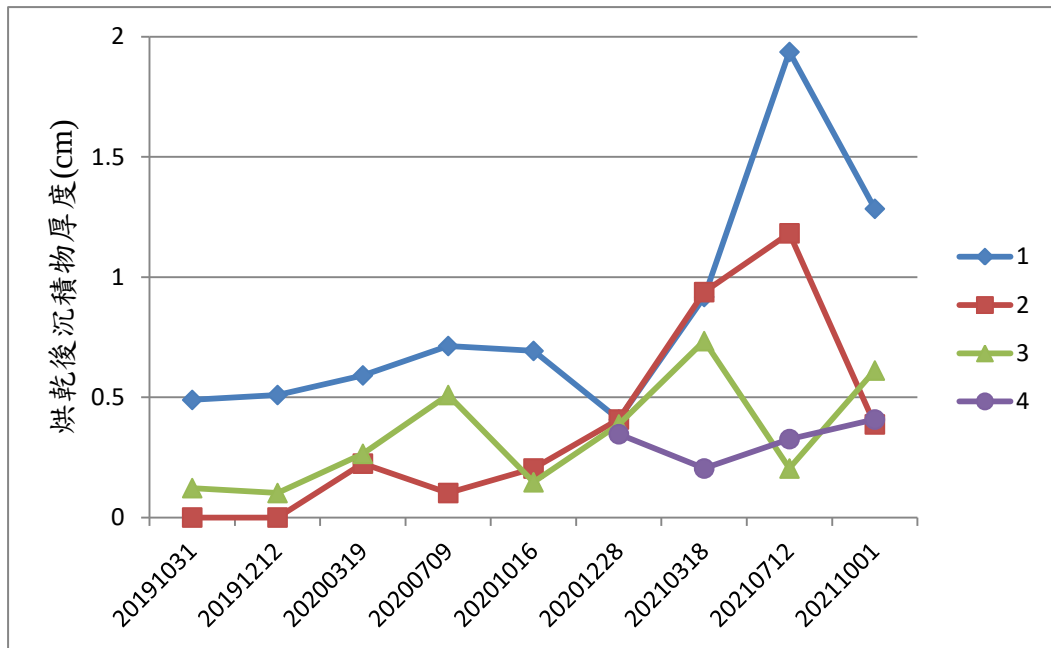


圖 133、2019 年 10 月至 2021 年 10 月沉積物蓄積厚度
(資料來源：本研究)

肆、生態系食物網模式

本研究自 2019 年 3 月至 2020 年 12 月開始量化各生物類群之生物量(水棲昆蟲、蝌蚪等)、生產量(優勢水生植物)，並於 2021 年進行浮游藻生產量及浮游動物生物量之調查，以補充食物網資料。

一、模式平衡

夢幻湖生態系食物網模式之功能群組成與相關參數均列於附件表 6-1、6-2、6-3。本研究調整食性組成後，模式各功能群之 EE 值皆小於 1，其中以蝌蚪、均翅亞目、半翅與鞘翅目、雙翅目、四節蜉蝣科之 EE 值皆高於 0.9；晏廷科和差翅下目之 EE 值多介於 0.4~0.9；浮游動物之 EE 值為 0.21；小水鴨因缺乏掠食者，故 EE 值為 0；基礎生產者中，水綿、浮游藻之 EE 值小於 0.2，各水生植物功能群之 EE 值皆小於 0.01，其顯示植物生產量實際被生物利用之比例極低。此外，各功能群之呼吸量皆為正值，且 P/Q 值低於 NE，表示模式具備合理性。

二、食物網模式結構與能量

夢幻湖之食物網依營養階層大致可分為 3 階(附件表 6-1、圖 134)，第 I 階層包含浮游藻類、水綿、各水生植物功能群、枯葉與有機碎屑(TL 1.00)；第 II 階層包含蝌蚪、均翅亞目、半翅與鞘翅目、雙翅目、四節蜉蝣科和浮游動物(TL 2.00~ TL 2.11)；小水鴨、晏廷科和差翅下目介於 II~III 階層之間(TL 2.24~ TL 2.43)。

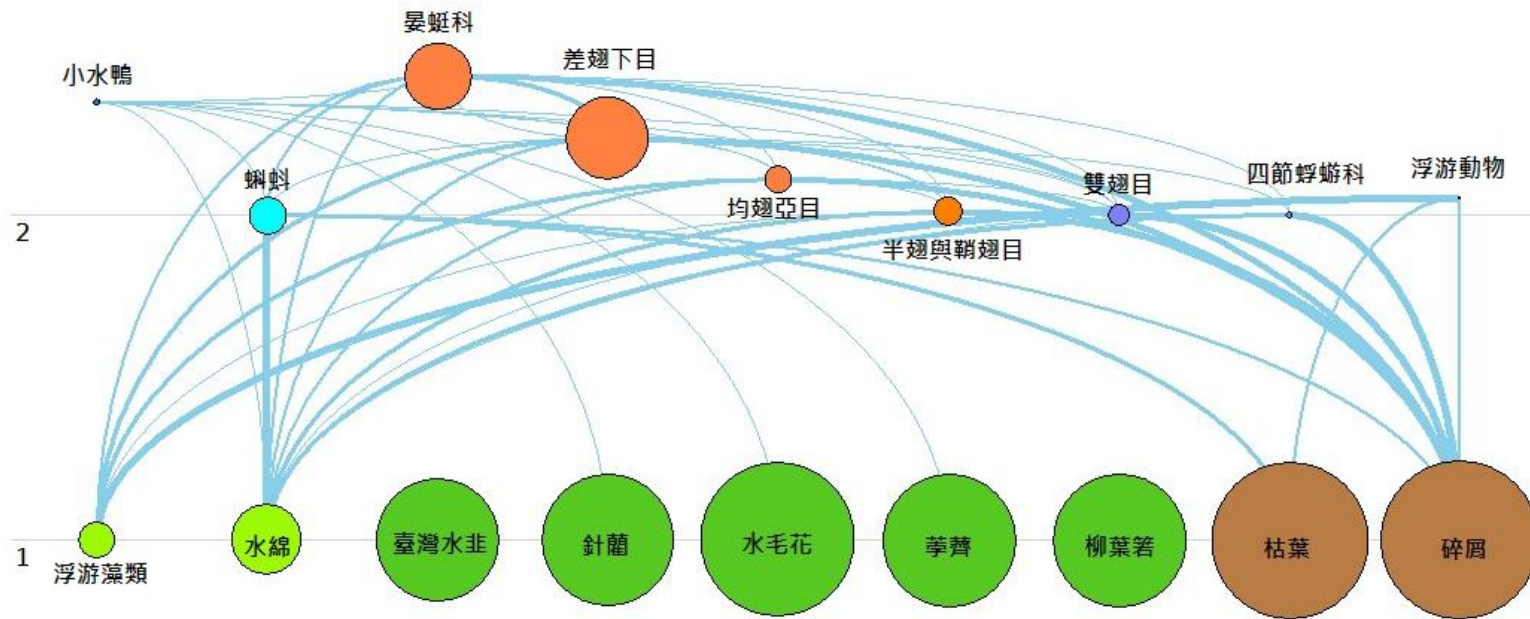


圖 134、夢幻湖生態系統能流圖。圖中圓圈為食物網中的各功能群，其大小代表功能群生物量之多寡；藍色線條表示食性關係，其粗細代表食性組成中佔有比例之高低

(資料來源：本研究)

三、食物鏈物質傳輸模式

Lindeman spine 將夢幻湖食物網簡化為由 3 個層級組成的營養階層物質傳輸模式(圖 135)。該模式中，基礎生產者之生產量極高，但僅 0.15% 之生產量被 II 階消費者攝食，其餘死亡後轉變為有機碎屑，作為夢幻湖主要碎屑來源，其貢獻量約為 $66864 \text{ g WW m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。夢幻湖因水生植物使物質流多集中於第 I 階層(包含基礎生產者及碎屑，TST: 99.83%)，表示大部分生產量未向上傳輸，而 II~III 階之傳輸效率亦僅有 7.39%，食物網整體之傳輸效率為 2.91%。本研究發現夢幻湖食物網之 II 階功能群(蝌蚪、多數水棲昆蟲、浮游動物) EE 值大多偏高，表示其生產量被有效利用；而介於 II~III 階之雜食性鳥類因缺乏掠食者，其 EE 值為 0，故應為夢幻湖食物網傳輸效率偏低的原因之一。物質流從營養階層 I 傳至營養階層 II 之碎屑(D)與生產者(H)之比例(D:H)大於 1，表示夢幻湖之食物來源主要以碎屑為主。

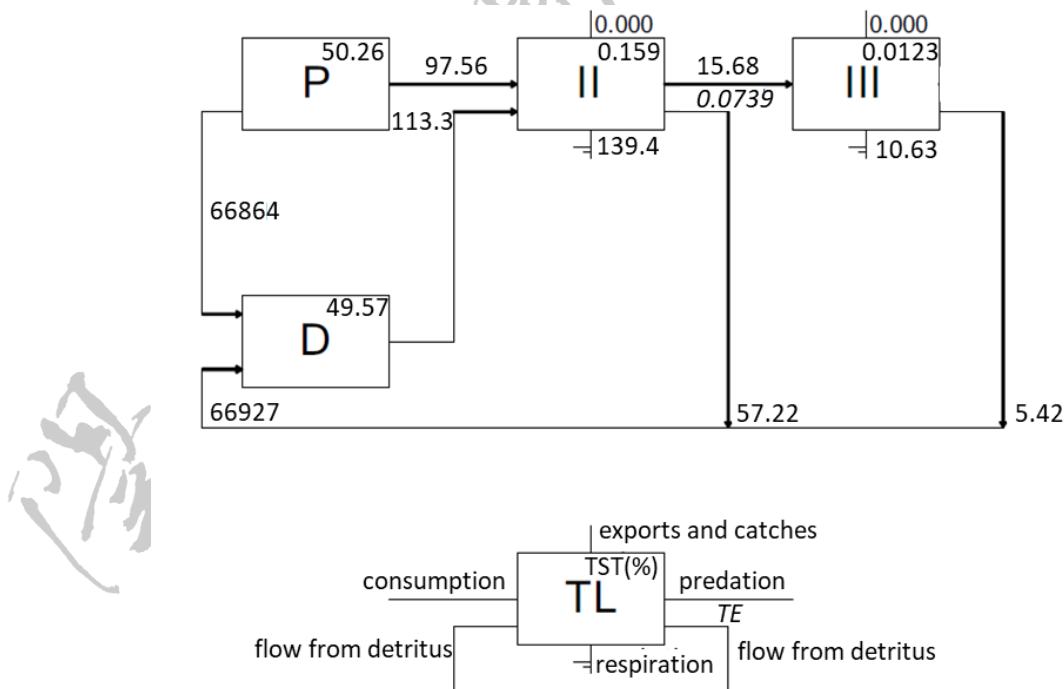


圖 135、夢幻湖之 Lindeman 營養階層物質傳輸模式。圖中 P 為基礎生產者(primary producer)；D 為有機碎屑(detritus)；TL 為營養階層(trophic level)；TE 為傳輸效率(transfer efficiency)；能量流單位為 $\text{g WW m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。

(資料來源：本研究)

四、綜合營養衝擊分析

藉由綜合營養衝擊分析可了解食物網中各功能群之營養交互作用。結果顯示夢幻湖食物網中，小水鴨對針蘭、水毛花及荸薺之負面影響明顯，其與小水鴨為唯一之掠食者有關(圖 136)；掠食者(如晏蜓科、差翅下目)對其獵物之負面影響明顯，且因食物不足與自身呈負面關係(種內競爭、同類相食)；有機碎屑之增加有利於其掠食者，但可能因促進水昆生長，間接對浮游藻產生負面影響。關鍵指數結果顯示小水鴨與差翅下目之關鍵性指數大於 0 (圖 137)，顯示兩者為食物網中重要之關鍵物種，當其數量變動將影響夢幻湖整體食物網結構。

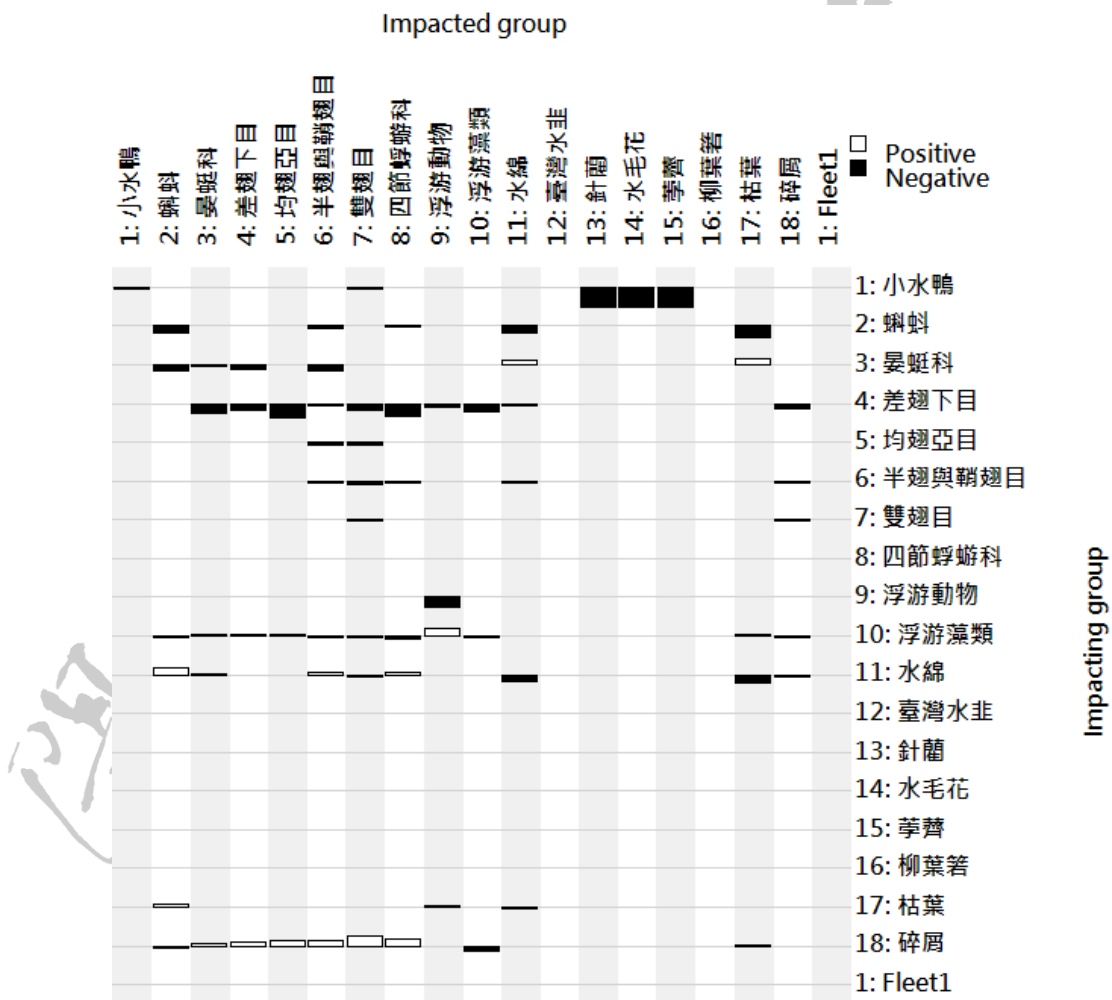


圖 136、夢幻湖綜合營養衝擊分析。圖中白、黑色表示正、負面影響，長方形之寬度代表影響程度。

(資料來源：本研究)

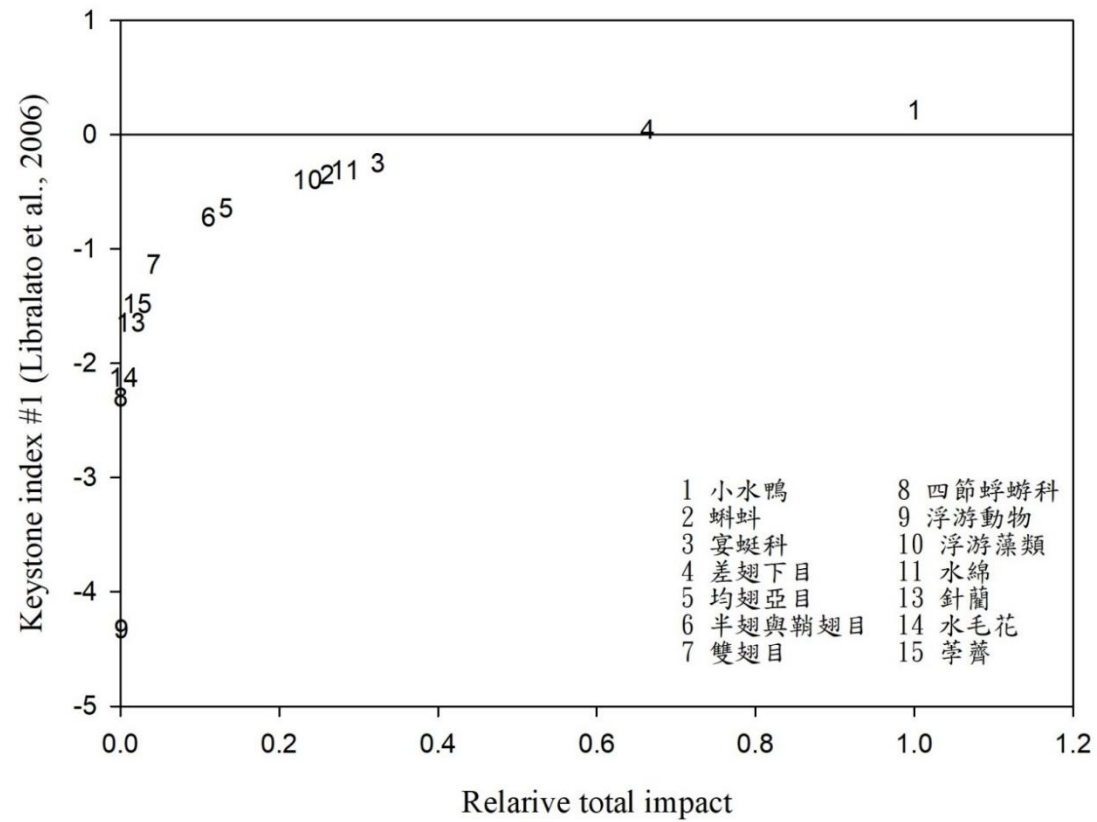


圖 137、夢幻湖關鍵指數分析。圖中數字表示各功能群。

(資料來源：本研究)

五、系統摘要分析

夢幻湖經 Ecopath 分析之摘要總分析結果指出總碎屑流量佔總系統通量之比例極高(99.70%)，呼吸量與攝食量所佔比例低(表 26)。總系統生產力(NSP)與淨系統初級生產力(NPP)顯示夢幻湖生產力主要來自初級生產者(99.78%)，次級生產力佔總系統生產力之比例低。夢幻湖之 B/T 值低(0.06 yr^{-1})，其表示每單位能量流所支持之生物量低；FCI 值較低，僅 0.06%之能流可重新循環利用；NSP 值高且大於 0，其與夢幻湖生產者多，消費者少、呼吸量低有關；P/R 值大於 1 主要因生物量少、代謝低，上述各項指標顯示夢幻湖生態系處於系統早期發展階段。D:H 大於 1 表示以碎屑食物鏈為主。整體而言，夢幻湖生態系應為未成熟之自營性生態系統，且以碎屑食物鏈為優勢，明顯為碳匯系統。

表 26、夢幻湖之系統摘要分析結果

Parameter	Value	Units
Sum of all consumption	252.17	$\text{g WW m}^{-2}\text{yr}^{-1}$
Sum of all exports	0.00	$\text{g WW m}^{-2}\text{yr}^{-1}$
Sum of all respiratory flows	150.25	$\text{g WW m}^{-2}\text{yr}^{-1}$
Sum of all flows into detritus	132847.90	$\text{g WW m}^{-2}\text{yr}^{-1}$
Total system throughput (TST)	133250.30	$\text{g WW m}^{-2}\text{yr}^{-1}$
Sum of all production	67013.43	$\text{g WW m}^{-2}\text{yr}^{-1}$
NPP	66961.94	$\text{g WW m}^{-2}\text{yr}^{-1}$
P/R	445.68	
NSP	66811.70	$\text{g WW m}^{-2}\text{yr}^{-1}$
B/T	0.06	yr^{-1}
Total biomass (excluding detritus)	7935.61	g WW m^{-2}
Finn's cycling index	0.06	% of total throughput
D:H	1.16	

NPP= total net primary production; NSP= Net system production;

P/R= Total primary production/total respiration;

B/T= Total biomass/total throughput; D:H= detritivory to herbivory ratio

(資料來源：本研究)

六、夢幻湖水生植物生物量模擬

陸化為湖泊濕地自然演替之最終結果，而此速率與浸淹時間息息相關。在夢幻湖，淺深區與湖央區以臺灣水韭最為優勢，南區因水深較淺則有水毛花、針蘭、荸薺與其競爭，柳葉箬多分布於岸邊，可見水位對水生植物之影響性。為模擬夢幻湖水生植物於不同水位條件下之生物量變化，本研究建立夢幻湖之食物網模式；並藉由 Ecosim 時間動態模擬功能，在以 4 季生產量作為驅動方程式(forcing function)之前提下進行設定。

(一) 不同早期長度對水生植物之影響

本研究於水生植物生產量結果中，並無發現於早期期間(2020 年春夏季)有一致之生產量變化趨勢，可能因各植物生產量明顯受生長季所影響。但過去研究指出降雨量不足導致湖區乾涸，使臺灣水韭分布面積漸減，針蘭、柳葉箬等植物漸呈優勢(張永達等，2002~2003)。故在此假設早期發生時，臺灣水韭生產量有下降趨勢；針蘭、水毛花、荸薺、柳葉箬之生產量則有增加趨勢。以 2020 年之春夏季(平均水深約為 0.26 m)作為早期模擬依據，並設定早期 1 季(正常狀況)、早期 2 季、早期 3 季、早期 1 年及早期 2 年等情境。結果顯示相比於正常情況，臺灣水韭於早期 1~3 季之生物量變化較少(圖 138)，若早期持續 1、2 年臺灣水韭之最低生物量分別為正常情況之 0.67 倍與 0.43 倍，早期結束隔年生物量回升，並於將近 2 年後恢復到一般生物量。水毛花於各種早期之影響下，生物量之變化不大。針蘭、荸薺、柳葉箬生物量皆有明顯增加，早期 2 年之情境下，最高之生物量分別為穩定後正常情況之 3.31 倍、2.08 倍、3.46 倍，且約於 2 年後恢復到一般生物量，其可能因水位增加後水生植物生產量遠不及基礎代謝所需。整體而言，若早期維持 2 年，臺灣水韭生物量會下降、水毛花不變、荸薺、針蘭、柳葉箬依序增加 2.08 倍、3.31 倍、3.46 倍；於先前適生水位之結果中(參第三章第二節)，各水生植物之適生水位由高至低依序為臺灣水韭、水毛花、荸薺、針蘭、柳葉箬，兩項分析之結果吻合，其表示當早期期間越長、

水位越低，荸薺、柳葉箬、針蘭生長較佳，但對臺灣水韭越不利。

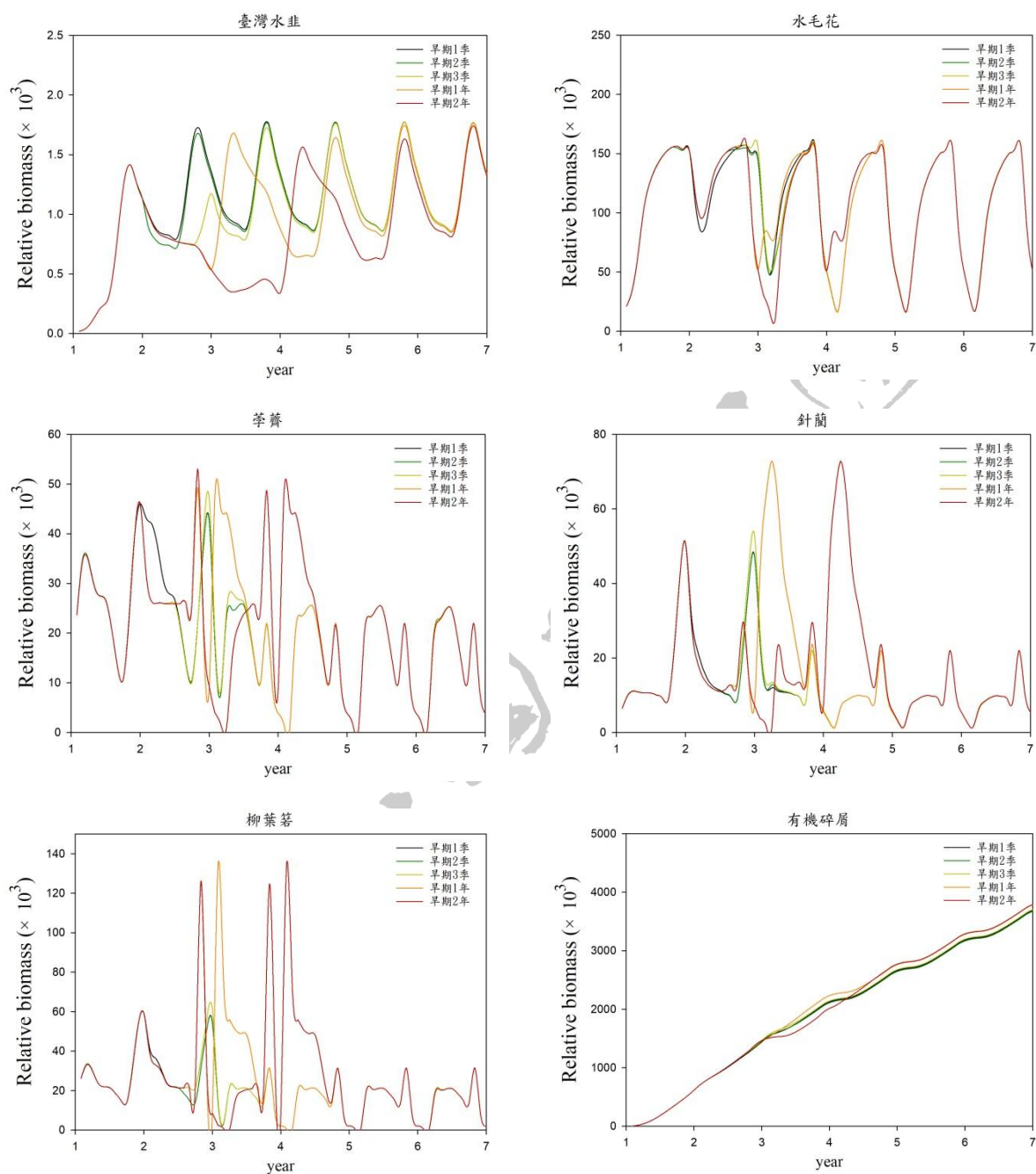


圖 138、夢幻湖水生植物生物量於不同早期長度情境模擬

(資料來源：本研究)

(二) 不同高水位維持時間對水生植物之影響

相較於 2019 年秋冬季，2020 年秋冬季之水生植物 ANPP 較低，該時期之長時間高水位為可能原因，故長時間之高水位環境對水生植物生產力具負面影響。以 2020 年之秋冬季(平均水深約為 0.81 m)作為濕季(高水位時期)模擬依據，並設定濕季 1 季(正常狀況)、濕期 2 季、濕期 3 季、濕期 1 年及濕期 2 年等情境。結果顯示隨著高水位時間增加，各植物生物量皆有下降趨勢(圖 139)，其中水毛花於濕季 3 季後生物量大幅下降至正常狀況之 0.50 倍；臺灣水韭、荸薺、針蘭、柳葉箬皆於濕季 2、3 季生物量略微下降，並於濕季 1、2 年時大幅下降，生物量變化趨勢相似。所有水生植物皆於濕季 2 年後生物量降至最低，相比於正常狀況下，臺灣水韭、水毛花、荸薺、針蘭、柳葉箬之最高生物量分別降至約原本之 0.69 倍、0.30 倍、0.68 倍、0.75 倍、0.84 倍，且於 2 年左右回復。針蘭、柳葉箬之最高生物量(生產季期間)下降較少，但 2 者於非生產季期間之生物量明顯降低，平均分別降至 0.39 倍與 0.33 倍。整體而言，夢幻湖若長期維持高水位對水生植物具有負面影響，其中對水毛花、針蘭與柳葉箬之影響可能較大。

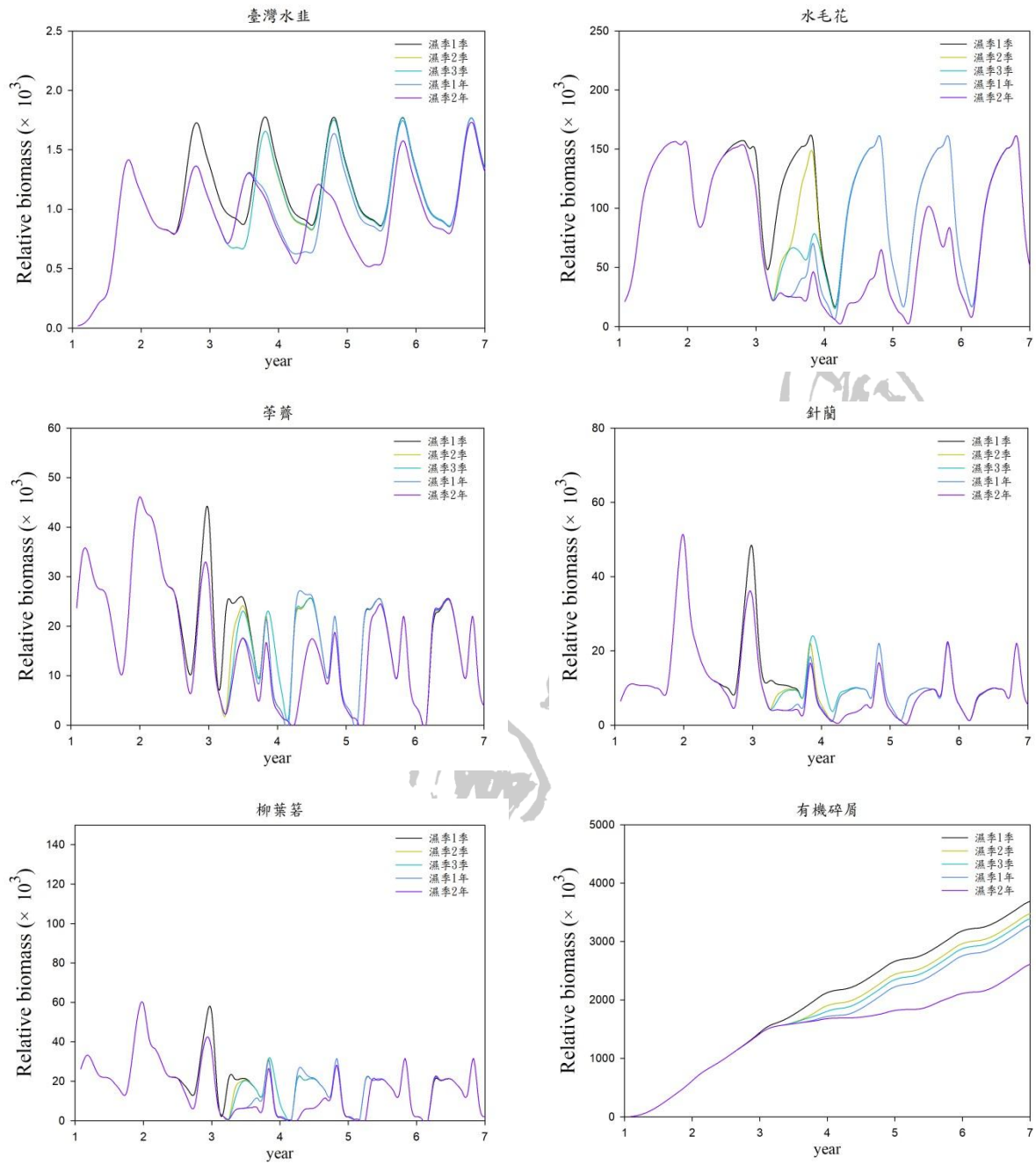


圖 139、夢幻湖水生植物生物量於不同高水位維持長度情境模擬
(資料來源：本研究)

由上述結果可知，水生植物生物量會受水位影響，然而夢幻湖各功能群對水生植物之利用率低，故當水生植物大幅成長時，大量之有機碎屑沉積仍可能加速濕地陸化。於 2 項模擬情境中分別探討夢幻湖有機碎屑之時間動態變化，結果顯示當夢幻湖早期維持越久，則有機碎屑累積量增加(圖 138)表示早期有助於碎屑之累積；當長期維持高水位時，有機碎屑之累積生物量明顯下降，當高水位維持 2 年時，有機碎屑生物量比正常情況下少約 25% (圖 139)。該結果與植物蓄積厚度結果相似，春、夏季水位較低，沉積物厚度增加；秋、冬季水位高，沉積物厚度減少。為釐清夢幻湖水生植物貢獻之有機碎屑是否促成陸化，本研究量化其累積速率(參第三章第五節)。在浸淹狀態 1 年後，臺灣水韭、水毛花、荸薺、針蘭、柳葉箬之分解率分別為 96%、94%、95%、92%、84%，可見大多碎屑在水中均可被分解後供生物利用。然各植物並非全年浸淹於水中，因此實際分解率(2018~2020 年平均浸淹天數)應分別為 95% (345 天)、92% (331 天)、94% (340 天)、86% (275 天)、71% (227 天)。將水生植物淨生產量扣除生物攝食量(由 Ecopath 估算)後與未分解率相乘，可知本研究調查期間臺灣水韭、水毛花、荸薺、針蘭、柳葉箬分別是 0.04、2.24、0.62、1.03、4.95 kg WW m⁻² yr⁻¹，其中柳葉箬之碎屑貢獻量最高。若將此值與各水生植物於湖區之相對覆蓋面積相乘，可推估夢幻湖各水生植物貢獻之碎屑量(碳匯)，分別為 64.2、626.2、158.3、852.6、1,231.3 kg WW yr⁻¹。

於 2002~2004 年，夢幻湖嚴重乾旱、湖區乾涸，此時可見針蘭、柳葉箬等植物族群擴張，入侵臺灣水韭分布範圍(張永達等, 2002~2004)。故本研究推論，若長期處於低水位(0.26 m)則可促進針蘭、柳葉箬等較陸生之植物分布擴張、淨生產量增加，且有機碎屑在未浸淹之情況下將不易分解、逐漸累積，並加速陸化。然而，乾旱不利於臺灣水韭，導致臺灣水韭覆蓋度下降。長時間乾旱加速陸化，而陸化又增加乾旱發生之頻率與持續時間，該情況將加劇臺灣水韭面臨乾旱及陸生植物入侵之問題。另一方面，在長期高水位模擬之結果中，所有植物皆受到負面影響，可能因光照減少，水生植物光合作用速率下降，進而影

響其生長。綜上所述，本研究結合植物蓄積厚度之結果後推測夢幻湖有機碎屑累積速率不高，且以長時間尺度而言，夢幻湖水生植物覆蓋比例隨水位消長，因此無急遽陸化之隱憂。雖然碎屑累積可能影響陸化，但其亦代表夢幻湖潛在之碳匯，現今全球暖化加劇，建議量化夢幻湖碳匯，並建立夢幻湖碳收之模式。

伍、水域面積變遷

本研究蒐集 2002~2021 年之 Google 衛星影像與正射影像結果顯示，夢幻湖之水域面積受乾、濕季影響甚鉅(圖 140)。整體而言，2002~2005 年冬季之水域範圍極小，僅剩少許水量儲存於浚深區；至 2006 年，水域範圍大幅增加，使湖央區亦浸沒水中；於 2012~2021 年，夢幻湖冬季穩定維持高水位，水域面積與 2006 年相仿，顯示夢幻湖人為介入復育的必要性。

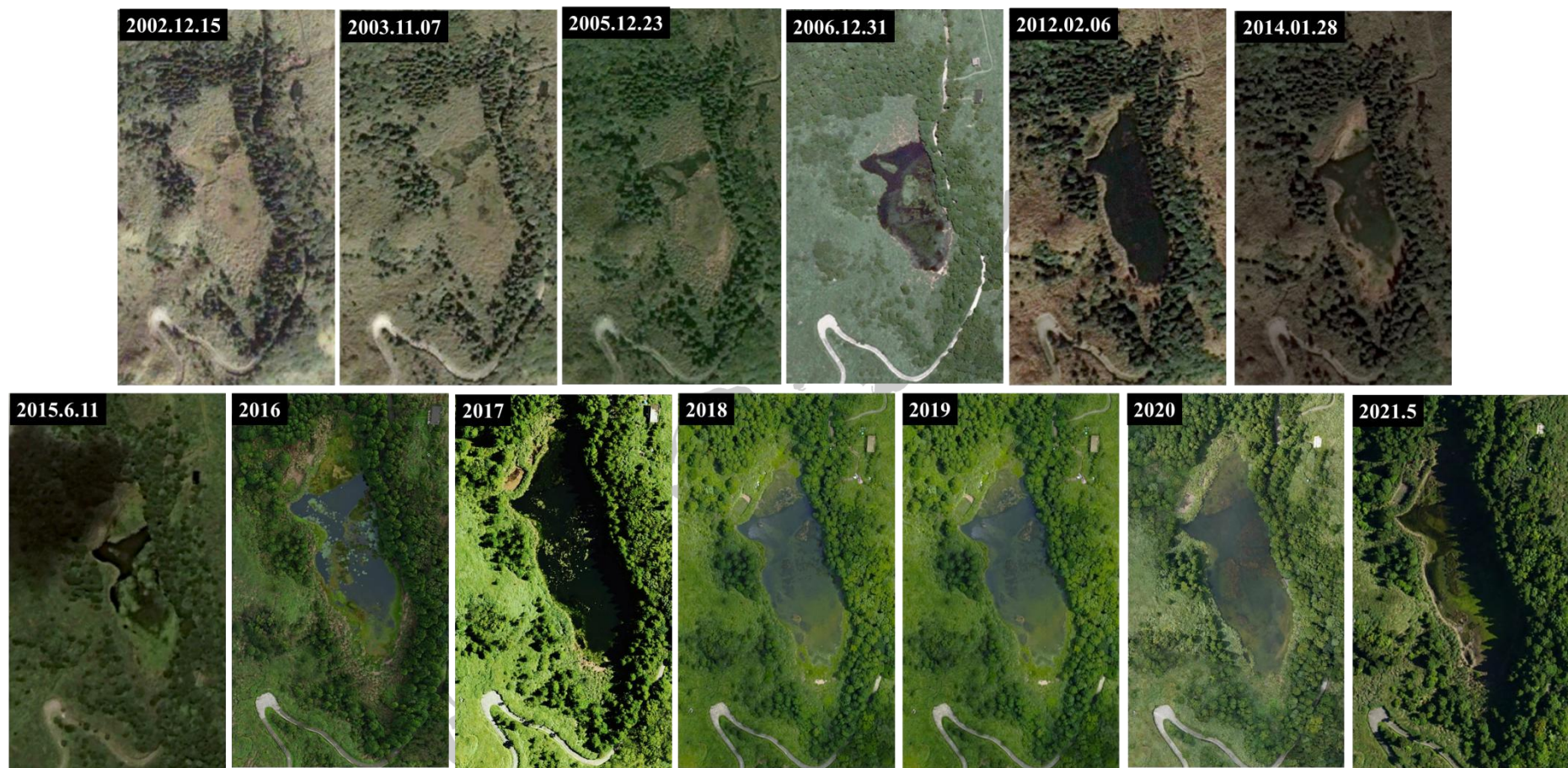


圖 140、2002~2021 年夢幻湖衛星影像
(資料來源：GoogleEarth；國土測繪中心)

第四章、結論與建議

壹、結論

一、動物

本研究於 2019 至 2021 年共記錄鳥類 34 科 53 種、哺乳類 9 科 13 種、兩棲類 6 科 17 種、爬蟲類 6 科 9 種，水棲昆蟲 9 科。各類群之優勢、保育及入侵物種列於表 27，本團隊於 3 年間共記錄到 13 種保育物種，顯示夢幻湖之生態資源豐富。其中，小水鴨、兩棲類幼體及水棲昆蟲主要於湖區水域活動、棲息，兩棲類成體則棲於湖區或湖區周邊，而麝香貓、眼鏡蛇、過山刀、臺灣竹雞等則偶於乾季湖區出沒。春、夏季湖區動物類群增加可能與湖水位降低、食物來源增加有關。

二、植物

(一) 臺灣水韭永久樣區

臺灣水韭永久樣區近年(2015~2021)之植物組成穩定，但於 2009~2010 年曾發生劇烈變化，尤其以針蘭覆蓋度降低，臺灣水韭及狹葉泥炭苔覆蓋度增加最為明顯。根據日平均水位資料，本研究推測在 2009~2010 年期間，針蘭無論在冬枯期或萌發期均面臨高水位逆境，故極可能為導致夢幻湖大部分永久樣區(C1、C2、C3、N1、N2)優勢物種由針蘭轉變為臺灣水韭或狹葉泥炭苔之主要原因。

(二) 湖區植群與臺灣水韭現況

夢幻湖植物群落以分布於湖區之臺灣水韭及湖岸之白背芒最為優勢，兩者之分布區域無重疊。整體而言，夢幻湖植物群落主要受季節變化影響；臺灣水韭覆蓋度與柳葉箬、針蘭之覆蓋度有顯著負相關，前者可能因生長季節與臺灣水韭相反；後者與臺灣水韭生長季略微重疊，因此較可能有競爭關係。針對臺

灣水韭與針蘭之空間分布可發現：浚深區與湖央區均屬水韭優勢範圍，此區年平均水深大於 40 cm，顯示適度水深有利水韭建立穩定族群；反之，在水深較淺之南區，水韭與針蘭交互消長。然而，水深過深亦可能不利臺灣水韭生長。2020 年秋、冬季之連續高水位，浚深區平均水深達 91 cm 時，臺灣水韭覆蓋度明顯少於 2019 年。本研究推測 2020 年秋、冬季高水位及水綿共同造成之低光環境，可能為此時臺灣水韭覆蓋減少之原因。不同時間尺度分布變異結果顯示，3 種時間尺度以年間分布之環境變化對臺灣水韭及針蘭分布影響較大，推測各年度之降雨情形為主要影響因素。

(三) 植被組成與水質、水文關聯性分析

整體而言，夢幻湖水生植物與水質之關聯性多受季節變化所影響，顯示夢幻湖水質對臺灣水韭等水生植物影響性較低，但可能有潛在影響；而近期水綿增長推測與營養鹽有關，故仍建議持續監測水質，以了解夢幻湖環境變化。從研究結果來看，夢幻湖之水位變化對水生植物較具影響性。由臺灣水韭覆蓋度與高程曲線可見，臺灣水韭最佳生長年平均水深(2018~2020 年)為 59 cm；可生長水深下限為 2 cm，與陳寧庸、張文亮(2010)研究結果相似。在臺灣水韭與水生植物之競爭關係中，高程 866.09~866.22 m 為臺灣水韭絕對優勢區域，此區年平均水深介於 54~67 cm。高程 866.22~866.49 m 為臺灣水韭與針蘭、荸薺、水毛花之競爭區，平均水深介於 25~54 cm。針蘭、荸薺、水毛花、柳葉箬之最適生長水深分別為 18 cm、30 cm、45cm、0 cm。

(四) 植物外來種分布

本研究共記錄外來植物 8 科 10 種(表 23)，大多外來物種均記錄於步道周邊，僅睡蓮屬植物曾在 2019 年 7 月發現於湖區中央，現今湖區內已無睡蓮屬植物出現。

表 27、各生物類群之保育及入侵物種

種類別	物種數	優勢物種	保育物種	外來種
鳥類	34 科 53 種	白頭翁、斯氏繡眼、臺灣竹雞、紅嘴黑鵯、小彎嘴	II 級保育類：大冠鷲、領角鴉、黃嘴角鴉、朱鷯、臺灣畫眉、棕噪眉 III 級保育類：臺灣藍鵲、冠羽畫眉、紅尾伯勞	岩鴿、大陸畫眉
哺乳類	9 科 13 種	赤腹松鼠、臺灣長尾麝鼯	II 級保育類：麝香貓、穿山甲	
兩棲類	6 科 17 種	腹斑蛙、中國樹蟾	III 級保育類：臺北樹蛙	
爬蟲類	6 科 9 種	麗紋石龍子	III 級保育類：臺灣黑眉錦蛇	
水棲昆蟲	9 科	搖蚊科		
植物	27 科 47 種	臺灣水韭、白背芒、針蘭、葶薺、水毛茛	臺灣水韭	湖區：睡蓮屬 步道周邊：柳杉、蓮子草、蛇莓、酢漿草、大花咸豐草、加拿大蓬、地毯草、巴西亞雀稗、紫葉水竹草

(資料來源：本研究)

三、水質

本研究彙整 2016~2021 年結果顯示，夢幻湖水體之硝酸態氮峰值多出現於 10 月至翌年 3 年；銨鹽、凱氏氮與總磷則偶爾於春、夏季濃度升高。綜合而言，夢幻湖之環境因子與季節變化及冬季東北季風帶來之降雨有關，其與林幸助(2018)之結果相似。2021 年春、夏季水綿覆蓋度高影響夢幻湖水體之溶氧及 pH 值，顯示水綿對夢幻湖水體具短期、快速之影響性，建議持續監測其消長情形，以避免影響湖區水生植物。根據「重要濕地灌溉排水蓄水放淤給水投入標準」(表 28)，目前夢幻湖水質各項結果皆低於污染標準；而根據林幸助(2015)所研擬之夢幻湖水質建議標準，水溫(夏、冬季)、溶氧、硝酸鹽、懸浮固體與酸鹼值皆於建議標準範圍；氨氮、總磷及生化需氧量皆高於建議標準範圍，然 2015 年並無相關水質數據，故本研究依現有之水質資料對氨氮、總磷及生化需氧量之建議標準於保育利用計畫進行修訂。整體而言，夢幻湖仍為未受污染之水域，水質清澈、穩定，且仍屬酸性之貧養水體。

四、植物淨生產量與水文關聯性分析

從植物之生殖代謝乃至植物生活史等皆受水溫所影響，研究結果顯示水生植物之地上部淨生產量主要受溫度所影響，亦即呈季節變化。除季節因素外，部分植物偶於秋冬季有較高之地上部淨生產量為植物之徒長作用。秋冬季氣候多霧且水位大幅上升，加上東北季風降雨帶來之硝酸鹽氮促進水綿生長，導致光線不足，植物因而徒長。然而，長時間之高水位亦對水生植物造成負面影響，2020 年秋冬季水生植物之地上部淨生產量皆低於 2019 年，其可能與 2020 年秋冬季高水位維持較久有關。臺灣水韭之生長季節似乎也受水位影響。浚深區與湖央區臺灣水韭之季節變化不同，浚深區之地上部淨生產量於冬春季(繁殖季)最低，春夏季提升；湖央區於 2020 年變為秋冬季最低，冬春季增加。本研究推測湖央區臺灣水韭繁殖季提前至秋冬季，可能因夏秋季水位增加(8 月 4 日至 10 月 16 日平均水深為 0.66 m)。浚深區水位高於湖央區 10~20 cm，可於長時

間保持有水狀態，環境較為穩定；湖央區除面臨乾旱之機率相對較高，與臺灣水韭競爭之植物於湖央區也相對較多，故推測當環境合適，湖央區之臺灣水韭即開始繁殖，以應對各方壓力。未來或許可針對水位與臺灣水韭繁殖季節之關聯性進行探討。

表 28、濕地水質標準項目表

適用 範圍	項目	建議標準		
		重要濕地灌溉排水 蓄水放淤給水投入 標準	林幸助(2015)	近 3 年監測紀錄
國家 級濕 地	水溫(°C)	不得超過各季平均 溫度± 2°C	不得超過各季平 均溫度± 2°C	春：20.2±3.9°C 夏：26.5±1.0°C 秋：20.7±2.2°C 冬：13.1±0.6°C
	溶氧(mg L ⁻¹)	-	6.5↑	6.70±1.26
	硝酸鹽氮(mg L ⁻¹)	7.5	1.0↓	0.25±0.29
	氨氮(mg L ⁻¹)	37.5	0.1↓	0.16±0.12
	總磷(mg L ⁻¹)	2	0.02↓	0.07±0.06
	生化需氧量(mg L ⁻¹)	22.5	1.0↓	3.6 ±1.73
	化學需氧量(mg L ⁻¹)	75	-	12.14±4.95
	懸浮固體(mg L ⁻¹)	22.5	25↓	8.23±5.00
	酸鹼值(mg L ⁻¹)	不得超過平均酸鹼 值±1	4.5~6.5	4.56±0.89

(資料來源：重要濕地灌溉排水蓄水放淤給水投入標準、林幸助(2015)、本研究)

五、生態系統尺度研究

生態系統係指生物與環境因子之綜合體。為以生態系統尺度探討濕地之適宜管理辦法，本研究綜合夢幻湖湖區各生物類群資料建構生態系食物網模式。夢幻湖湖區生態系為未成熟之自營性生態系統，且以碎屑食物鏈為優勢，該區之主要消費者為小水鴨及各類水棲昆蟲，營養階層僅至 III 階。夢幻湖食物網中，水生植物之生產量極高，但僅 0.15% 之生產量可被 II 階消費者攝食，剩餘者死亡後轉變為有機碎屑，使系統中物質多集中於第 I 階層。II~III 階之傳輸效率亦僅有 7.39%，本研究認為雜食性鳥類因缺乏掠食者，為物質留停滯於此之可能原因。整體而言，夢幻湖食物網之傳輸效率約為 2.91%。綜合營養衝擊分析指出小水鴨與差翅下目為影響食物網結構之關鍵物種，故建議可將兩者作為未來保育及長期監測之動物類群。夢幻湖以臺灣水韭保育為主要標的，雖然臺灣水韭於食物網之貢獻不明顯，臺灣水韭之 ANPP 僅 $0.24 \text{ g DW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ，但仍貢獻 $64.2 \text{ kg WW yr}^{-1}$ 之碎屑量(碳匯)，顯示其碳匯潛力。

六、夢幻湖水生植物生物量與水位模擬

本研究以 Ecosim 分析不同水位維持長度對水生植物之影響，結果指出當早期期間越長，葦薺、柳葉箬、針蘭生長較佳，但對臺灣水韭越不利；若夢幻湖長期維持高水位對水生植物皆有負面影響，其中對水毛花、針蘭與柳葉箬之影響較大。綜上所述，水位對水生植物生物量具影響力，然而當水生植物大幅成長時，因水生植物之被利用率低，大量之有機碎屑沉積可能加速濕地陸化。有機碎屑之時間動態模擬顯示夢幻湖早期越久，有機碎屑累積量增加；若長期維持高水位，有機碎屑累積量明顯下降。因此，乾旱增長會加速碎屑累積，陸化因而加劇，而陸化使乾旱發生頻率與持續時間增加，該情況將影響臺灣水韭面生存問題。5 種植物中，柳葉箬之分解速率慢，貢獻之碎屑量亦為最高($1,231.3 \text{ kg WW yr}^{-1}$)，加上分布位置不易被水淹沒，故為夢幻湖區最可能造成濕地陸化之水生植物。盡管如此，柳葉箬於夢幻湖之分布範圍小，近年來更有縮小之趨

勢，而結合植物蓄積厚度之結果，柳葉箬樣區之沉積速率反低於另 3 個樣區，因此柳葉箬造成陸化之影響應當有限。故本研究認為夢幻湖有機碎屑累積速率不高，且從長時間尺度來看，夢幻湖水生植物覆蓋比例隨水位消長，因此若無長期乾旱，夢幻湖則尚無急遽陸化之隱憂。

七、夢幻湖重要濕地(國家級)保育利用計畫

本研究依據目前之夢幻湖成果報告擬定夢幻湖重要濕地(國家級)保育利用計畫草案，詳請參「夢幻湖重要濕地(國家級)保育利用計畫」章節，後續仍待與主管機關及濕地審議委員審查。對應 106 年夢幻湖重要濕地保育利用計畫，本次保育利用之主要修改內容如表 29 所示。

表 29、保育利用計畫主要修改內容對照表

章節	修正前	修正項目	修正原因
第壹章 計畫範圍及年期	無分小節，將『重要濕地範圍』、『保育利用計畫範圍』、『計畫年期』合併描述	新增『重要濕地範圍』、『保育利用計畫範圍』、『計畫年期』3 小節，並分別描述	參考 2018~2021 年之保育利用計畫進行格式編排
	『圖 1-1 夢幻湖重要濕地保育利用計畫範圍』，僅繪製夢幻湖重要濕地範圍及保育利用計畫範圍	『圖 1 夢幻湖重要濕地保育利用計畫範圍』，加入地籍圖資	以供『重要濕地範圍』文中夢幻湖地籍描述之參考
第貳章 計畫目標	提出 2 項計畫目標	分別增加 2 項計畫目標之原因描述	參考 2018~2021 年之保育利用計畫進行格式編排；提供計畫目標之訂定原由
第參章 上位及相關計畫及相關綱領、計畫之指導原則	上位計畫：包含『國家濕地保育綱領』與『陽明山國家公園計畫(第 3 次通盤檢討)』；『105 年至 108 年國家公園中程實施計畫』為夢幻湖之相關計畫	上位計畫包含『國家濕地保育綱領』、『109~112 年國家公園中程計畫』、『臺灣永續發展目標』與『陽明山國家公園計畫(第 4 次通盤檢討)草案』	根據「110-111 年度濕地諮詢輔導顧問團工作計畫書」(中華民國景觀學會，2021)修改並更新上位計畫
	歷年相關計畫：包含 1987~2015 年之相關計畫	增添 2017~2021 年之相關研究計畫	完善夢幻湖之相關研究計畫

章節	修正前	修正項目	修正原因
第肆章 水資源系統、生態資源與環境之基礎調查及分析	分為『自然環境概況』、『生態資源』2 章節	合併為『水資源系統、生態資源與環境之基礎調查及分析』	參考 2018~2021 年之保育利用計畫進行格式編排
	地理環境：內容參考 1990~2015 年之資料	地理環境：內容增添 2017~2021 年之相關研究資料，並予以更新、修改	補充夢幻湖地理環境資料
	氣候：2007~2015 年之鞍部與竹子湖測候站之氣溫及降雨量資料	氣候：補充 2017~2021 年之鞍部與竹子湖測候站之氣溫及降雨量資料，並予以更新、修改；另增添本研究於夢幻湖現地量測之微氣候資料-降雨量與蒸發量，並與 2 測候站進行比較	補充夢幻湖氣候資料
	水資源系統：2007~2015 年夢幻湖水文、水質資料，並參考 1987~2015 之文獻	水資源系統：補充 2017~2021 年夢幻湖水文、水質資料，內容增添 2017~2021 年相關研究與本研究之資料，並予以更新、修改	補充夢幻湖水文、水質資料
	水資源系統-水質：圖 4-1 夢幻湖重要濕地水質調查樣區位置圖	水資源系統-水質：圖 4 夢幻湖水質、臺灣水韭永久樣區調查樣區位置圖，舊(左圖)與新編號(右圖)	為利於討論，本研究將陳德鴻永久樣區改為臺灣水韭永久樣區，並將各樣站重新編號
	水資源系統-夢幻湖陸化速率：無該章節	水資源系統-夢幻湖陸化速率：增添該章節，補充 1990~2021 年與本研究之資料	陸化為夢幻湖之潛在威脅，該處提供過去及本計畫所調查之夢幻湖沉積速率結果，並予以探討

章節	修正前	修正項目	修正原因
	生態資源：1987~2015 年夢幻湖歷年之生態資源調查成果；水生植物分布	生態資源：補充 2017~2021 年夢幻湖歷年之生態資源調查成果，並予以更新、修改；水生植物分布；臺灣水韭與水深關係；臺灣水韭與針蘭、荸薺、水毛花之競爭關係	補充夢幻湖動物、植物資料與分析結果
	生態資源-植物：圖 5-1 全區植物調查樣區及穿越線分布圖	生態資源-植物：圖 5、全區植物調查樣區及穿越線分布圖，舊調查樣區-42 區(左圖)與新調查樣區-26 區(右圖)	考慮到水生植物為主要調查目標、過多樣區可能增加干擾，本研究認為調查樣區減少至 26 區應足以代表夢幻湖水生植物社會，故如此修改
第伍章 當地社會、經濟之調查及分析	標題為『社會經濟調查及分析』	標題改為『當地社會、經濟之調查及分析』	參考 2018~2021 年之保育利用計畫進行格式編排
第陸章 土地及建築使用	分為『土地使用分區』、『土地權屬分析』2 小節	修改為『土地權屬分析』、『土地使用分區』、『土地使用現況』3 小節	參考 2018~2021 年之保育利用計畫進行格式編排
	『土地使用分區』-參 2013 年內政部資料；『土地利用現況』-參 2006~2008 年內政部國土測繪中心資料；『土地權屬分析』-參 2015 年內政部地政司資料	『土地使用分區』-參 2021 年內政部資料；『土地利用現況』-參 2019 年內政部國土測繪中心資料；『土地權屬分析』-參 2021 年內政部地政司資料	更新土地使用、土地利用與土地權屬之資料
第捌章 課題與對策	共 3 項課題，分別探討夢幻湖長期監測、夢幻湖水文與陸化、夢幻湖整體生態環境	共 5 項課題，分別探討夢幻湖長期監測、夢幻湖水位與水生植物、臺灣水韭棲地及環境偏好、夢幻湖陸化影響、夢幻湖碳匯研究	根據本研究目前之研究結果提出新的課題
第玖章 重要濕地保育利用規劃理念與構想	分為『保育利用原則』、『保育利用構想』2 章節	分為『保育利用規劃理念』、『保育利用規劃構想』2 章節	參考 2018~2021 年之保育利用計畫進行格式編排

章節	修正前	修正項目	修正原因
	『保育利用原則』：以維護生態多樣性及保育重要物種為原則	『保育利用規劃理念』分為3個部分，並予以描述，包含：1. 保存濕地生態完整性，持續並加強科學調查研究；2. 保育臺灣水韭，維護夢幻湖之生物多樣性；3. 夢幻湖濕地生態系統功能服務	根據本研究目前之研究結果所提出之保育利用規劃理念
	『保育利用構想』：以維護生態多樣性及保育重要物種為原則	『保育利用構想』分為2個部分，並予以描述，包含：1. 保育及明智利用原則；2. 規劃構想	根據本研究目前之研究結果所提出之保育利用規劃構想
第拾章 濕地系統功能分區及允許明智利用項目	標題為『重要濕地系統功能分區及允許明智利用項目』	標題改為『濕地系統功能分區及允許明智利用項目』	參考 2018~2021 年之保育利用計畫進行格式編排
	『劃設管理原則』共 3 項	『劃設管理原則』共 5 項，增添「探討夢幻湖之生態系統服務功能」、「實施長期監測以了解該區域長期生態動態消長」2 項。	根據本研究目前之研究結果所提出之劃設管理原則
	圖 11-1 夢幻湖重要濕地保育利用計畫系統功能分區圖	圖修訂為『圖 16、夢幻湖重要濕地保育利用計畫系統功能分區圖』	添加比例尺
第拾壹章 水資源保護及利用管理計畫	置於『保育、復育、限制或禁止行為及其他維護管理之規定或措施』之後	改置於『保育、復育、限制或禁止行為及其他維護管理之規定或措施』之前	參考 2018~2021 年之保育利用計畫進行格式編排
	提供水質監測調查各樣點點位圖	提供水質監測調查各樣點座標與點位圖	參考 2018~2021 年之保育利用計畫進行格式編排
	有『水源管理設施』、『濕地水位監測』、『濕地水質標準建立』3 小節	補充『濕地水文監測』內容之水文監測目的與項目；『濕地水質標準建立』-補充濕地水質標準表	依據本研究之調查與分析結果提供水文監測項目；參考林幸助(2015)與本研究結果提供濕地水質標準表

章節	修正前	修正項目	修正原因
第拾貳章 保育、復育、限制或禁止行為及其他維護管理之規定或措施	置於『水資源保護及利用管理計畫』之前；分為『濕地保育法第 25 條規定』、『限制或禁止行為、維護管理之規定』2 小節	改置於『水資源保護及利用管理計畫』之後；分為『禁止行為』、『管理規定』2 小節	參考 2018~2020 年之保育利用計畫進行格式編排
第拾參章 緊急應變及恢復措施	分為『擬定目的』、『緊急應變小組』、『應變作業流程』、『應變處理措施』、『採樣蒐證作業』、『善後復育及求償』6 小節	更改為『擬定目的』、『應變層級分類』、『緊急應變措施』、『恢復措施』、『重要濕地緊急應變及恢復措施處理作業流程』5 小節	參考 2018~2021 年之保育利用計畫進行格式及內容之編排；並依據夢幻湖之生態環境狀況進行調整
第拾肆章 財務與實施計畫	無分小節，將『夢幻湖生態保護區生態長期監測計畫』、『夢幻湖重要濕地之碳匯研究』、『財務計畫』合併描述	新增『夢幻湖生態保護區生態長期監測計畫』、『夢幻湖重要濕地之碳匯研究』、『財務計畫』3 小節，並分別描述	參考 2018~2021 年之保育利用計畫進行格式及內容編排
	陽明山國家公園管理處既定編列之計畫為『夢幻湖重要濕地地形量測計畫』、『夢幻湖重要濕地底質調查及沉積分析』	陽明山國家公園管理處既定編列之計畫為『夢幻湖生態保護區生態長期監測計畫』、『夢幻湖重要濕地之碳匯研究』	根據本研究目前之研究結果所提出之陽明山國家公園管理處既定編列之計畫

(資料來源：本研究)

八、夢幻湖重要濕地(國家級)保育利用計畫

本研究根據計畫要求已於今年投稿《國家公園學報》，稿件將於 31 卷第 2 期刊登，文稿內容詳附件二十一。

九、濕地環境資料庫上傳

本研究之原始資料已上傳至內政部營建署城鄉發展分署建置之濕地環境資料庫，並透過該平台分享本研究之調查結果，該證明詳附件二十二。

貳、建議

一、建議執行夢幻湖生態環境長期監測

建議性質：立即可行建議

主辦機關：陽明山國家公園管理處

說明：

夢幻湖已長期累積多項動、植物與環境因子調查，目前各項結果皆顯示夢幻湖生物多樣性高，臺灣水韭族群分布穩定，且各項環境狀況穩定，但仍有潛在威脅，如植物競爭、陸化等。本研究發現夢幻湖水生植物覆蓋度明顯受水位影響，故未來夢幻湖水生植物之監測重點為覆蓋度，而水文為未來保育臺灣水韭以及長期監測之重要環境因子。故需要進行夢幻湖生態及環境之長期監測，以掌握濕地現況與變化動態，同時檢驗保育措施之成效。長期監測資料除提供後續分析及研究，亦為調整維護管理的參考依據。

動物監測中，鳥類及兩棲類以錄音器為主要監測方法；哺乳類以自動相機為主，自動相機亦可補充鳥類及爬蟲類資料；鳥類、兩棲類與爬蟲類可每年以穿越線調查 1 次；水棲昆蟲建議以豐度較高之冬、春季進行調查。植物監測以臺灣水韭永久樣區及全湖區植群調查樣區(26 區)進行調查(圖 4)，監測頻度建議為 1 年 2 次，乾、濕季各 1 次。水質監測頻度為 4 季固定時期，樣區則於湖區之 N2 (D)及 C1 (E)樣站(圖 2)。水文因子的監測包含降雨量、蒸發量、湖水位與山壁裂隙堰流水位監測、地下水文因子監測，監測頻率皆為每月 1 次為原則。陸化監測則可藉由長石粉調查進行夢幻湖蓄積速率監測，可於累積速率較高之春、夏 2 季進行採樣。詳細監測項目及監測方法請參第五章。

二、夢幻湖植物與水文關聯分析建議

建議性質：長期可行建議

主辦機關：陽明山國家公園管理處

說明：

本研究於水生植物生物量與水位模擬結果顯示水位對水生植物生物量具影響力，長期之乾旱與高水位皆不利於臺灣水韭生存，當乾旱增長，可能使水毛花、針蘭、芋薺、柳葉箬等植物分布擴張，並與臺灣水韭競爭生存空間。臺灣水韭之理論最適水深為 59 cm，針蘭、芋薺、水毛花、柳葉箬之最適生長水深分別為 18 cm、30 cm、45cm、0 cm。儘管臺灣水韭最適水深最深，但似乎超過某一水位，且持續處於淹水時，近底層臺灣水韭的光線被遮蔽，其他水深優勢之植物反而成為競爭優勢的物種，產生生育地競爭壓力，如 2020 年秋冬季。有鑑於此，本研究建議建立夢幻湖水位變化對於臺灣水韭的物種分佈模式，以瞭解夢幻湖水位變化對於臺灣水韭生長分佈的動態變化，並找出對臺灣水韭生長最佳的水位深度範圍，提供日後對臺灣水韭的生態保育、棲地管理及環境教育的重要依據。

物種分布模式是藉由量化已知物種的分布位置與其周遭環境的關聯性，基於統計方法將此關聯性外推至其他範圍，顯現物種潛在的地理空間分佈。以過去夢幻湖調查的水生植物覆蓋度調查資料，搭配現地調查時夢幻湖的水位變化，建立夢幻湖水深對各優勢水生植物的物種分佈模式，藉此模擬水位變化對夢幻湖內優勢水生植物覆蓋度的影響。預期結果包括：

1. 臺灣水韭的分布範圍會隨著夢幻湖水位深度增加而向外擴展；
2. 超過水位深度的閾值之後，其他水深優勢的水生植物反而會成為競爭優勢的物種，進而控制臺灣水韭覆蓋度及分佈位置；
3. 了解對於臺灣水韭生長最佳的水位深度閾值，提供未來夢幻湖水位管理的參

考依據。

三、夢幻湖重要濕地陸化管理建議

建議性質：長期可行建議

主辦機關：陽明山國家公園管理處

說明：

本研究認為夢幻湖陸化問題尚不嚴重，然若陸化發生則與乾旱之發生及持續時間有關。由目前之研究結果推測水位可影響陸化速率，故應可藉由水位調控減緩陸化速率。2019 年為臺灣水韭分布最穩定之 1 年，該年無發生乾旱，湖央區之夏季平均水深為 0.37 m。因此，若湖央區水位可於乾季 ≥ 0.37 m，則有利於臺灣水韭生長，早期之縮短亦可減緩陸化之發生。後續建議可持續透過整合水生植物棲地調查研究成果搭配水位的長期監測結果，訂定水位的警戒閾值，以作為啟動控制措施之依據。閾值同時存在於低水位與高水位，並隨植群而改變。

結合植物調查成果與湖區整體生態特性，本研究依據夢幻湖湖區之乾旱程度劃分為 4 個層級(連續 2~3 個月之高水位(80 cm)，以及一年中水深 < 10 cm 之天數為 0~60 天、60~100 天和 > 100 天)，並以此作為水位、陸生植物控制之依據(表 1)。1 年中，若『水深 < 10 cm 之天數為 0~60 天/年』，其季節性變化的水位消長對水生植群造成之負面影響較小。但在氣候變遷之下，未來夢幻湖可能會經歷長期乾旱及高水位，當『水深 < 10 cm 之天數為 60~100 天/年』，此時則建議可啟動水位控制措施。水位控制可透過『開源』與『節流』2 種工程方法執行，其中南邊 S1 地下水井證實為地下水位主要流失點、湖區外東南側裂隙 C3 是流出處，是未來進行節流工程的主要建議位置。而若需於特殊乾旱時期進行開源工程，則可擷取部分輸送至七星公園之山泉水源，以補注湖區。由於目前山泉水管路經夢幻湖，不須額外進行大型蓄水工程設施以免影響棲地，可

直接以接管之方式導流水源至湖區。同時結合現有水文儀器觀測為之，當監測水位長期低於特定植群(如臺灣水韭)的低水位閾值(根據前述生態調查，可能為水深 40 cm)時，可啟動導流水源工程。根據夢幻湖地形資料推算，若要從湖區無水至維持湖區 40 cm 之水深，需要導流約 340 m³。除此之外，當監測水位長期高於特定水生植群(如臺灣水韭)的高水位閾值(根據前述生態調查，可能為水深 80 cm)時，即『連續 2~3 個月之高水位(80 cm)』之層級，可考慮於湖區北側裂隙(C1)設置擋板，人為控制退水速率，同時對現有湖區生態環境影響較小。除了前述工程手段外，也需進一步建立非工程的監測機制(詳請參第五章)。然而，當『水深<10 cm 之天數>100 天/年』時，根據張永達等(2002~2003)之結果，該乾旱情況使臺灣水韭覆蓋面積大幅縮小，推測此時臺灣水韭之競爭力不足以使之回復原覆蓋度，故建議進行陸生植物移除之作業，以降低臺灣水韭之競爭壓力，並配合水位控制機制提供臺灣水韭合適之生長環境。

四、夢幻湖水綿監測

建議性質：短期可行建議

主辦機關：陽明山國家公園管理處

說明：

本研究發現 2021 年夏季水綿平均覆蓋度達 46.8%為歷年夏季最高，目前推測水綿覆蓋度之增長可能與 2021 年春季硝酸態氮偏高以及夏季較高之水溫有關。同年之 pH 值於春至秋季偏高、溶氧偏低，三者具有顯著相關性，顯示水綿對水質之影響性。此外，水綿覆蓋度增加將減低夢幻湖水體透光度，湖區之水生植物生長、代謝則會受影響。故本研究建議持續監測水綿覆蓋度，若水綿覆蓋度無下降趨勢，則建議進行移除，以維持夢幻湖水質清澈。

五、建議調查夢幻湖重要濕地之碳匯研究資料

建議性質：長期可行建議

主辦機關：陽明山國家公園管理處

說明：

在全球氣候變遷下溫室氣體(CO₂、CH₄)濃度上升，除了較高之生物多樣性外，濕地更是重要的碳匯場所，提供重要的碳吸存、碳儲存生態服務功能，可減緩氣候變遷。目前之研究案多以調查夢幻湖之動、植物物種為主，建議可進行夢幻湖溫室氣體排放量與底泥碳儲存量之量測，以此建立碳收支模式、量化夢幻湖之碳匯能力。碳庫變化可以基於3種碳匯的總計，即生物量、死有機物質(DOM)和土壤。夢幻湖水生植物豐富，且相當厚度之腐植質(施上粟、劉宏仁，2019)，顯示夢幻湖之碳吸存潛力。後續可探討水位與碳匯之關係，水位亦影響臺灣水韭覆蓋度，故未來或許可求出一最適水位使臺灣水韭分布優勢，同時夢幻湖也具一定之碳吸存能力。為瞭解夢幻湖之碳匯能力，應展開歷時性氣體通量(CO₂、CH₄、N₂O)量測，並結合水質、水文、底質、植物生物量與生產量之調查分析，以此建立碳收支模式，作為未來檢討保育利用計畫之參考依據。

六、夢幻湖遊蕩動物處理建議

建議性質：立即可行建議

主辦機關：陽明山國家公園管理處

說明：

本研究於自動相機之結果發現於夢幻湖活動之遊蕩動物於今年夏、秋季出現次數增加，約為去年之3倍多。夢幻湖周邊陸域為許多保育及特有種動物之重要棲地，為避免園區野生動物生存受脅，建議陽管處立即進行遊蕩動物之捕

捉，捕捉樣點可設於遊蕩動物出現次數較多之陸 1 及陸 4 樣區附近，未來若有遊蕩動物再次出現，建議進行絕育等措施。

七、建議於夢幻湖重要濕地進行植物移植實驗

建議性質：長期可行建議

主辦機關：陽明山國家公園管理處

說明：

針對臺灣水韭與其主要競爭對象針蘭進行移植實驗，透過野外移植實驗觀察。於本次營養添加實驗，我們確定了水綿與硝酸鹽氮之關係，但營養鹽對水生植物之影響性仍有疑慮，尤其是磷酸鹽。本研究建議未來可於水綿覆蓋較少之夏季採樣，去除水綿之影響；部分枯葉可能需盡量移除，減少外在影響因素；外在環境如光照等盡量一致。若要模擬秋冬季之環境，考慮到水缸透光之情形，建議進行遮光，並監測水中光度再與夢幻湖之現地狀況進行比較。另可觀察不同營養鹽對 2 種植物之競爭消長，以進一步了解影響夢幻湖植群組成之驅動力。

八、分析氣候變遷對臺灣水韭之影響性

建議性質：長期可行建議

主辦機關：陽明山國家公園管理處

說明：

隨著溫室氣體濃度增加，全球暖化現象加劇，伴隨而來之氣候變遷使世界各地極端氣候出現頻率增加，全球水文條件發生改變，降雨的極端化導致各地降雨量極不穩定。然夢幻湖係以降雨為主要水源，臺灣於 2020 年，梅雨季節短促，又缺乏颱風帶來之降水，夏季湖區因而乾旱，臺灣水韭覆蓋度亦受影響。故未來氣候變遷對夢幻湖濕地之影響值得注意，在此建議長期監測臺灣水韭與

水文，並針對歷年來夢幻湖水文環境變化對臺灣水韭之影響進行探討。然夢幻湖湖區降雨深受地形影響，目前氣象局 2 測站資料均未能完全呈現本區降雨情形，故應設置微氣候站長期紀錄本區資料。對於全球氣候變遷對夢幻湖的影響，建議未來能於夢幻湖進行微尺度的氣候變遷模型建構，以更精準預測本濕地的水文反應與水生植物反應。



第五章、監測計畫綱要擬定

夢幻湖之生態資源相當豐富，該區具有豐富之水生植物群落，尤以僅於此發現的臺灣水韭為代表。動物包括哺乳類、鳥類、兩棲類、爬蟲類、水棲昆蟲等。歷年調查結果顯示水位對夢幻湖水生植物具有影響性，除影響水生植物生存，亦影響植物競爭關係。基於永續生態保育之理念，建議長期監測生態資源與棲地環境，故本研究根據目前之研究成果研擬夢幻湖長期監測計畫，詳擬如下。

壹、動物資源長期監測

主辦機關：陽明山國家公園管理處

目的：

本研究於 2019 至 2021 年共記錄共 63 科 92 種動物，且共記錄 13 種保育物種，生物資源豐富。夢幻湖湖區為兩棲類(蝌蚪)與水棲昆蟲(幼體)之重要棲息地，此 2 類群則為棲於夢幻湖周邊部分鳥類、爬蟲類與哺乳類之食物來源，且每年冬季亦有小水鴨來此過冬，而根據 ecopath 之結果顯示小水鴨與差翅下目水昆為夢幻湖湖區之關鍵物種。夢幻湖濕地環境經營管理應以維護其生態多樣性為目標，盡管夢幻湖之動物幾乎不消耗水生植物，但仍可見其對湖區之依賴性，故仍建議以減少調查頻度之方式定期監測夢幻湖動物資源。其中，本研究建議以錄音器針對鳥類與兩棲類之全年度監測。夢幻湖畔為陽管處推動聲景保育的重點區域，亦是園區提供民眾寧靜體驗的重要遊憩據點，故錄音器資料之收集將有助於陽管處瞭解湖區重要聲景資源，俾提供更豐富的遊憩體驗。此外，目前夢幻湖外來種紀錄少，僅於近期有較多遊蕩動物出現，建議監測期間若發現外來物種再行紀錄，並於發現時優先啟動移除作業。

方法：

本研究建議以自動相機及錄音器作為陸域動物之主要監測方式，並輔以穿

越線(表 30)。自動相機為哺乳類之主要監測方法，並可補充鳥類與爬蟲類之資料，冬季雁鴨科亦以湖區之自動相機監測。自動相機樣區建議設置於樣區 1 (齧齒類出現次數較多)、樣區 3 (於湖區，且與樣區 2 類群相似)及樣區 5 (食肉目較多)(圖 2)，其中樣區 3 除保留 3-1 與 3-2 樣區，建議於觀景台左側可再設置 1 面向湖區之自動相機(樣區 3-3)作為補充，以加強夢幻湖水域周邊動物之調查，如過山刀等。錄音器主要監測鳥類及兩棲類之資料，回收錄音檔後，於每月挑選蛙鳴、鳥鳴清晰之 2 天，時段建議選擇鳥類及蛙類較多之早上及下午 5~7 點，並以人工方式鑑別物種。鳥類、兩棲類與爬蟲類可每年以穿越線調查 1 次，以補充較少鳴叫或較難拍攝之物種(如盤古蟾蜍)，水棲昆蟲建議以豐度較高之冬、春季進行調查。

表 30、夢幻湖動物資源長期監測建議

監測方式	監測類群	監測頻率/季節
自動相機 (陸 1、3、5)	哺乳類、鳥類、爬蟲類	一整年
錄音器	鳥類、兩棲類	一整年
穿越線	鳥類 兩棲類 爬蟲類	每年春季 每年春季 每年夏季
現場採樣 (樣區 C1、N2)	水棲昆蟲	每年冬、春季

(資料來源：本研究研擬)

貳、夢幻湖植物長期監測

主辦機關：陽明山國家公園管理處

目的：

臺灣水韭為嚴重瀕臨絕滅之物種，過去曾因長期乾旱、陸生植物入侵使之覆蓋率下降，在此為保育臺灣水韭，並維持其在夢幻湖之優勢地位，建議長期

監測夢幻湖水生植物種類及覆蓋度，不只可即時監測夢幻湖水生植物分布變化，更能提供基礎資料給與後續研究分析。如針蘭、水毛花、荸薺、柳葉箬等之覆蓋度逐年增加，則可能有陸化問題，將不利臺灣水韭生長，此時可考慮移除柳葉箬等植物。此外，有關夢幻湖外來種，因多分布於步道附近，於湖區曾發現栽培種睡蓮、荷花及四季豆，但皆已移除，目前尚不須擔心，建議監測期間若發現外來物種再行紀錄即可。

方法：

建議以臺灣水韭永久樣區及全湖區植群調查(26區)進行夢幻湖湖區水生植物覆蓋度之長期監測，前者作為夢幻湖長期資料之延續，後者可獲取夢幻湖較全面的植群分布資訊，而以植物調查而言，植物覆蓋度調查是非破壞性且較易執行之調查方式。臺灣水韭永久樣區延續陳德鴻等(2010)與林幸助(2018)設置之9樣站(圖3)；全湖區植群調查樣區延用本研究建議之26區進行調查(圖4)。從時間尺度來看，季節間與乾濕季間之分布變異度皆相近代表季節變異與乾濕季變化具關聯性，亦即乾濕季代表植物之季節性變化。因此，本研究建議植物長期監測之調查頻度為1年2次，且可針對乾濕季進行。各項結果指出夢幻湖水生植物受水位影響，1年中以4、5、7月較容易發生乾旱，其中4月之平均水位最低(2017~2021年平均為0.10 m)，為避免水生植物反應延遲問題，故建議乾季於春季(5月)進行調查較可反映乾旱之影響；12月之平均水位最高(2017~2021年平均為0.75 m)，但可能因水位過高而無法進行調查，且秋、冬季之覆蓋度結果相似，因此建議於水位次高之11月(2017~2021年平均為0.61 m)進行調查可能較為合適，故建議未來可於每年5月及11月進行臺灣水韭永久樣區與全湖區植群調查樣區之植物覆蓋度調查。

參、夢幻湖水質長期監測

主辦機關：陽明山國家公園管理處

目的：

建議透過 4 季固定時期的長期監測夢幻湖水質，以建立夢幻湖保護區長期水質監測機制，不只可即時監測到夢幻湖水質變化，更能提供基礎資料給與後續研究分析。

方法：

水質採樣位置延續「106-107 年度夢幻湖生態保護區基礎調查計畫」之樣區設置，包含湖區之 N2 (原 D)及 C1 (原 E)樣站(圖 2)，且建議每季調查 1 次，進階調查項目建議於每年冬季調查即可，以了解東北季風對營養鹽之影響情形。調查項目整理如下表 31。

表 31、夢幻湖水質長期監測項目

項目	基礎調查	進階調查
溫度(°C)	○	
pH 值	○	
透明度(SD) (cm)	○	
導電度 ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	○	
溶氧(DO) (mg L^{-1})	○	
懸浮固體(SS) (mg L^{-1})	○	
生化需氧量(BOD) (mg L^{-1})	○	
氨氮($\text{NH}_4\text{-N}$) (mg L^{-1})	○	
硝酸鹽氮($\text{NO}_3\text{-N}$) (mg L^{-1})	○	
總磷(TP) (mg L^{-1})	○	
葉綠素-a (mg m^{-3})	○	
化學需氧量(COD) (mg L^{-1})	○	
總凱氏氮(TKN) (mg L^{-1})		○
亞硝酸鹽氮($\text{NO}_2\text{-N}$) (mg L^{-1})		○
總氮(TN) (mg L^{-1})		○

(資料來源：本研究研擬)

肆、夢幻湖水文長期監測

主辦機關：陽明山國家公園管理處

目的：

近年水文調查與監測已能釐清夢幻湖所具有特殊的水文條件，其中包含湖水位於高水位會有驟降的情形發生、夢幻湖低水位時水位下降速率慢、保水能力強與乾季時夢幻湖會出現湖區全面乾涸等現象，由於臺灣水韭族群消長與夢幻湖水位變化密切相關，為保持臺灣水韭在此棲地具有一定競爭優勢，有必要整合本計畫其相關研究計畫研擬夢幻湖水位管理策略。透過持續整合水生植物棲地調查研究成果搭配水位的長期監測結果，應可依此訂定水生植群的水位警戒閾值，同時持續進行非工程面的水文監測，其中又分為地表水與地下水的監測。地表水方面，藉由夢幻湖水位及其氣象站的時間序列資料，可觀察降雨與乾旱時的棲地變化；地下水方面，由於夢幻湖南側可能為主要流失熱點，亦可強化監測該區域的陸化情形與水生植群競爭及消長。而當水位在訂定的閾值之下，則可啟動第四章所述之工程面的水位控制手段。

方法：

本研究證實夢幻湖水生植物的消長與水深變化存在關聯性，建議應長期監測夢幻湖水文。氣象水文因子的監測包含降雨量與蒸發量；地表水文因子的監測包含湖水位與山壁裂隙堰流水位監測，儀器樣點皆與目前位置相同，如圖 141 所示；地下水文因子的監測包含 4 口地下水觀測井(N1、GQ1、W1、S2)，儀器樣點與目前位置相同，如圖 14 所示。以上水文因子監測頻率皆為每月 1 次為原則。地表水方面，藉由夢幻湖水位及其氣象站的時間序列資料，可觀察降雨與乾旱時的棲地變化；地下水方面，由於夢幻湖南側可能為主要流失熱點，亦可強化監測該區域的陸化情形與水生植群競爭及消長。除可掌握較長尺度的氣候變化外，也可整合連結至水生植物的生存與棲地狀況，並藉此劃分需要重點關注的時間及季節，以作為後續調整維護管理作為的參考。

伍、夢幻湖陸化監測

主辦機關：陽明山國家公園管理處

目的：

夢幻湖之沉積速率曾多次探討，雖沉積速率結果有異，但皆顯示夢幻湖沉積物確實不斷累積。陸化為湖泊濕地自然演替之最終結果，而此速率與浸淹時間息息相關，若遇長期缺水，針藺、柳葉箬等碎屑分解較慢之植物增加，碎屑分解速率降低，並加速陸化，夢幻湖環境將不利於臺灣水韭生存。故盡管目前尚無急遽陸化之隱憂，但建議持續監測夢幻湖沉積狀況。

方法：

建議以長石粉調查作為夢幻湖蓄積速率之長期監測方式，可於累積速率較高之春、夏 2 季進行採樣。此外，本研究認為目前 4 個樣區長石粉含量不足以進行更長期的監測，應重新灑長石粉再行監測。

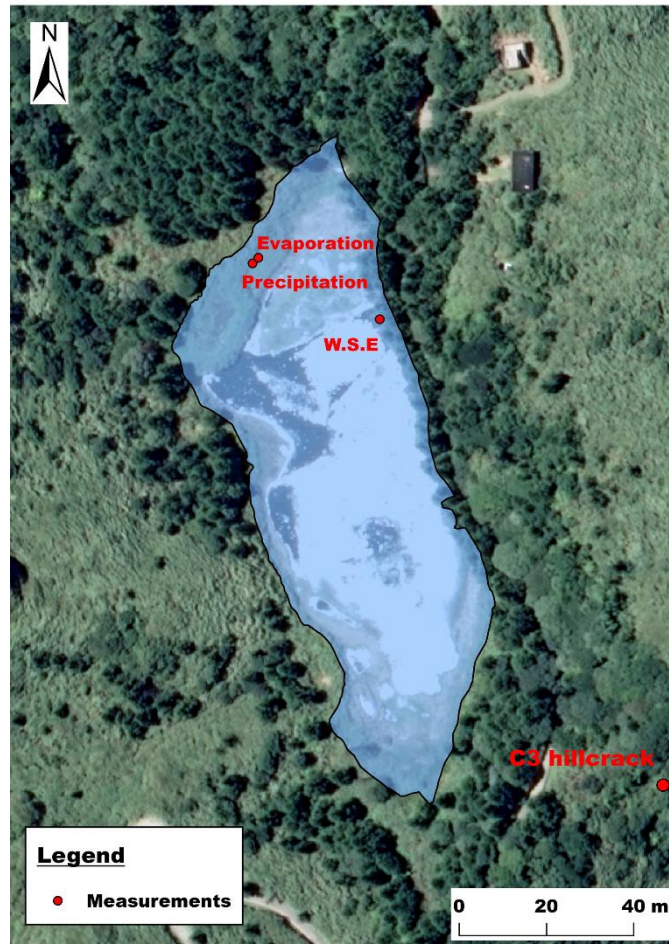


圖 141 氣象與地表水文儀器安裝地點

附件一、植物名錄

分類	科	輸入	學名	生長型	區系	IUCN
石松類植物	水韭科	臺灣水韭	<i>Isoetes taiwanensis</i> var. <i>taiwanensis</i> De Vol	草本	特有	CR
蕨類植物	碗蕨科	栗蕨	<i>Histiopteris incisa</i> (Thunb.) J. Sm.	草本	原生	
蕨類植物	碗蕨科	熱帶鱗蓋蕨	<i>Microlepia speluncae</i> (L.) Moore	草本	原生	
蕨類植物	蹄蓋蕨科	臺灣雙蓋蕨	<i>Diplazium virescens</i> Kunze var. <i>taiwanense</i> (Tagawa) Sa.Kurata	草本	原生	
蕨類植物	金星蕨科	擬密毛小毛蕨	<i>Christella</i> × <i>intermedius</i> (W.C.Shieh & J.L.Tsai) Chang	草本	原生	
蕨類植物	卷柏科	生根卷柏	<i>Selaginella doederleinii doederleinii</i> Hieron.	草本	原生	
裸子植物	柏科	柳杉	<i>Cryptomeria japonica</i> (L.f.) D.Don	喬木	外來	
雙子葉植物	樟科	長葉木薑子	<i>Litsea acuminata</i> (Bl.) Kurata	喬木	原生	
雙子葉植物	灰木科	灰木	<i>Symplocos chinensis</i> (Lour.) Druce	喬木	原生	
雙子葉植物	蕁麻科	巒大冷清草	<i>Elatostema platyphyllum</i> Wedd.	草本	原生	
雙子葉植物	蕁麻科	赤車使者	<i>Pellionia radicans</i> (Sieb. Zucc.) Wedd.	草本	原生	
雙子葉植物	蓼科	火炭母草	<i>Persicaria chinensis</i> L. H. Gross	草本	原生	
雙子葉植物	蓼科	盤腺蓼	<i>Persicaria kawagoeana</i> (Makino) Nakai	草本	原生	
雙子葉植物	莧科	蓮子草	<i>Alternanthera sessilis</i> (L.) R. Brown	草本	外來	
雙子葉植物	薔薇科	蛇莓	<i>Duchesnea indica</i> (Andrews) Teschem.	草本	外來	
雙子葉植物	薔薇科	笑靨花	<i>Spiraea prunifolia</i> Sieb. Zucc. var. <i>pseudoprunifolia</i> (Hayata) Li	灌木	特有	
雙子葉植物	酢漿草科	酢漿草	<i>Oxalis corniculata</i> L.	草本	原生	
雙子葉植物	冬青科	燈稱花	<i>Ilex asprella</i> (Hook. Arn.) Champ.	灌木	原生	
雙子葉植物	千屈菜科	水豬母乳	<i>Rotala rotundifolia</i> (Wallich ex Roxb.) Koehne	草本	原生	
雙子葉植物	龍膽科	小苦菜	<i>Nymphoides coreana</i> (H. Lev.) Hara	草本	原生	VU
雙子葉植物	桔梗科	半邊蓮	<i>Lobelia chinensis</i> Lour.	草本	原生	
雙子葉植物	菊科	大花咸豐草	<i>Bidens pilosa</i> L. var. <i>radiata</i> Sch. Bip.-	草本	入侵	

分類	科	輸入	學名	生長型	區系	IUCN
雙子葉植物	菊科	加拿大蓬	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronq	草本	入侵	
雙子葉植物	野牡丹科	野牡丹	<i>Melastoma septemnerium</i> Lour.	灌木	原生	
雙子葉植物	報春花科	臺灣山桂花	<i>Maesa perlaria</i> (Lour.) Merr. var. <i>formosana</i> (Mez) Y. P. Yang	灌木	原生	
單子葉植物	菝葜科	菝葜	<i>Smilax china</i> L.	木質藤本	原生	
單子葉植物	菝葜科	假菝葜	<i>Smilax bracteata</i> Presl var. <i>bracteata</i> Presl	木質藤本	原生	
單子葉植物	燈心草科	燈心草	<i>Juncus effusus</i> L. var. <i>decipiens</i> Buchenau	草本	原生	
單子葉植物	穀精草科	連萼穀精草	<i>Eriocaulon buergerianum</i> Koern.	草本	原生	
單子葉植物	鴨跖草科	穿鞘花	<i>Amischotolype hispida</i> (Less. & A. Rich.) D.Y. Hong	草本	原生	
單子葉植物	鴨跖草科	鴨跖草	<i>Commelina communis</i> L.	草本	原生	
單子葉植物	鴨跖草科	紫葉水竹草	<i>Tradescantia fluminensis</i> Vell.	草本	入侵	
單子葉植物	莎草科	鏡子薑	<i>Carex phacota</i> Spreng.	草本	原生	
單子葉植物	莎草科	針蘭	<i>Eleocharis congesta</i> D. Don subsp. <i>japonica</i> (Miq.) T. Koyama	草本	原生	
單子葉植物	莎草科	荸薺	<i>Eleocharis dulcis</i> (Burm. f.) Trin. ex Hensch. var. <i>dulcis</i> (Burm. f.) Trin. ex Hensch.	草本	原生	
單子葉植物	莎草科	水毛花	<i>Schoenoplectiella mucronata</i> (L.) J. Jung & H.K. Choi subsp. <i>robusta</i> (Miq.) T.C. Hsu	草本	原生	
單子葉植物	禾本科	地毯草	<i>Agrostis compressus</i> (Sw.) Beauv.	草本	外來	
單子葉植物	禾本科	距花黍	<i>Ichnanthus pallens</i> (Swart) Munro ex Benth var. <i>major</i> (Nees) Stieber	草本	原生	
單子葉植物	禾本科	柳葉箬	<i>Isachne globosa</i> (Thunb.) Kuntze	草本	原生	
單子葉植物	禾本科	芒(白背芒)	<i>Miscanthus sinensis</i> Andersson	草本	原生	
單子葉植物	禾本科	五節芒	<i>Miscanthus floridulus</i> (Labill.) Warb. ex K. Schum. Lauterb.	草本	原生	
單子葉植物	禾本科	長葉雀稗	<i>Paspalum longifolium</i> Roxb.	草本	原生	
單子葉植物	禾本科	巴西亞雀稗	<i>Paspalum notatum</i> Flugge	草本	外來	
單子葉植物	禾本科	圓果雀稗	<i>Paspalum orbiculare</i> (G.Forster) G. Forst.	草本	原生	
單子葉植物	禾本科	桴蓋	<i>Sphaerocaryum malaccense</i> (Trin.) Pilg.	草本	原生	
單子葉植物	禾本科	稗	<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P. Beauv.	草本	原生	

分類	科	輸入	學名	生長型	區系	IUCN
苔類植物	泥炭苔科	狹葉泥炭苔	<i>Sphagnum cuspidatum</i> Ehrh.	苔類	原生	

CR：極危，Critically Endangered；VU：易危，Vulnerable

(資料來源：本研究)

附件二、2016~2021 年夢幻湖動物名錄

科中文名	中文名	學名	保育等級	特有性	林幸助(2017)	林幸助(2018)	本研究
兩棲類					6 種	11 種	17 種
蟾蜍科	盤古蟾蜍	<i>Bufo bankorensis</i>	無	特有種	●	●	●
叉舌蛙科	澤蛙	<i>Fejervarya limnocharis</i>	無	無		●	●
叉舌蛙科	虎皮蛙	<i>Hoplobatrachus rugulosus</i>	無	無			●
叉舌蛙科	福建大頭蛙	<i>Limnonectes fujianensis</i>	無	無			●
樹蟾科	中國樹蟾	<i>Hyla chinensis</i>	無	無		●	●
狹口蛙科	小雨蛙	<i>Microhyla fissipes</i>	無	無		●	●
赤蛙科	腹斑蛙	<i>Nidirana adenopleura</i>	無	無	●	●	●
赤蛙科	貢德氏赤蛙	<i>Sylvirana guentheri</i>	無	無	●	●	●
赤蛙科	拉都希氏赤蛙	<i>Hylarana latouchii</i>	無	無		●	●
赤蛙科	斯文豪氏赤蛙	<i>Odorrana swinhoana</i>	無	特有種			●
赤蛙科	梭德氏赤蛙	<i>Rana sauteri</i>	無	特有種			●
樹蛙科	艾氏樹蛙	<i>Kurixalus eiffingeri</i>	無	無		●	●
樹蛙科	面天樹蛙	<i>Kurixalus idiootocus</i>	無	特有種	●	●	●
樹蛙科	布氏樹蛙	<i>Polypedates braueri</i>	無	無	●	●	●
樹蛙科	臺北樹蛙	<i>Zhangixalus taipeianus</i>	III	特有種	●	●	●
樹蛙科	莫氏樹蛙	<i>Zhangixalus moltrechti</i>	無	特有種			●
樹蛙科	褐樹蛙	<i>Buergeria robusta</i>	無	特有種			●
爬蟲類					6 種	4 種	9 種

科中文名	中文名	學名	保育等級	特有性	林幸助(2017)	林幸助(2018)	本研究
飛蜥科	黃口攀蜥	<i>Diploderma polygonatum xanthostomum</i>	無	特有亞種	●		●
蛇蜥科	哈特氏蛇蜥	<i>Dopasia harti</i>	II	無	●		
壁虎科	鉛山壁虎	<i>Gekko hokouensis</i>	無	無	●		
正蜥科	翠斑草蜥	<i>Takydromus viridipunctatus</i>	無	特有種			●
石龍子科	麗紋石龍子	<i>Plestiodon elegans</i>	無	無	●	●	●
石龍子科	印度蜓蜥	<i>Sphenomorphus indicus</i>	無	無	●	●	●
黃頰蛇科	王錦蛇	<i>Elaphe carinata</i>	無	無	●	●	
黃頰蛇科	臺灣黑眉錦蛇	<i>Orthriophis taeniurus friesi</i>	III	特有種			●
黃頰蛇科	過山刀	<i>Zaocys dhumnades</i>	無	無			●
黃頰蛇科	紅斑蛇	<i>Lycodon rufozonatus</i>	無	無			●
蝮蛇科	赤尾青竹絲	<i>Trimeresurus stejnegeri</i>	無	無		●	●
蝙蝠蛇科	眼鏡蛇	<i>Naja atra</i>	無	無			●
哺乳類					9 種	7 種	14 種
鹿科	臺灣山羌	<i>Muntiacus reevesi micrurus</i>	無	特有亞種	●		●
貂科	鼬獾	<i>Melogale moschata subaurantiaca</i>	無	特有亞種	●	●	●
靈貓科	白鼻心	<i>Paguma larvata taivana</i>	無	特有亞種	●	●	●
靈貓科	麝香貓	<i>Viverricula indica taivana</i>	II	特有亞種	●	●	●
兔科	臺灣野兔	<i>Lepus sinensis formosus</i>	無	特有亞種	●		●
穿山甲科	穿山甲	<i>Manis pentadactyla pentadactyla</i>	II	特有亞種	●	●	●
獼猴科	臺灣獼猴	<i>Macaca cyclopis</i>	無	特有種		●	
鼠科	臺灣刺鼠	<i>Niviventer coninga</i>	無	特有種	●		●

科中文名	中文名	學名	保育等級	特有性	林幸助(2017)	林幸助(2018)	本研究
鼠科	溝鼠	<i>Rattus norvegicus</i>	無	無			●
鼠科	田鼯鼠	<i>Mus caroli</i>	無	特有種			●
鼠科	鬼鼠	<i>Bandicota indica</i>	無	無			●
松鼠科	赤腹松鼠	<i>Callosciurus erythraeus taiwanensis</i>	無	無	●	●	●
尖鼠科	臺灣長尾麝鼯	<i>Crocidura rapax kurodai</i>	無	特有亞種	●	●	●
蝙蝠科	--	--	無				●
鳥類					37 種	35 種	55 種
鴝鵒科	黃嘴角鴝	<i>Otus spilocephalus hambroeki</i>	II	特有亞種			●
鴝鵒科	領角鴝	<i>Otus lettia glabripes</i>	II	特有亞種	●	●	●
鷹科	鳳頭蒼鷹	<i>Accipiter trivirgatus formosae</i>	II	特有亞種	●		
鷹科	大冠鷲	<i>Spilornis cheela hoyi</i>	II	特有種	●	●	●
雁鴨科	小水鴨	<i>Anas crecca crecca</i>	無	無	●	●	●
雁鴨科	花嘴鴨	<i>Anas zonorhyncha</i>	無	無		●	
雨燕科	小雨燕	<i>Apus nipalensis kuntzi</i>	無	特有種		●	◎
鳩鴿科	岩鴿	<i>Columba livia</i>	無	外來種		●	●
鳩鴿科	金背鳩	<i>Streptopelia orientalis orii</i>	無	特有亞種			●
鳩鴿科	紅鳩	<i>Streptopelia tranquebarica humili</i>	無	無			●
鳩鴿科	綠鳩	<i>Treron sieboldii sieboldii</i>	無	無		●	
鳩鴿科	珠頸斑鳩	<i>Streptopelia chinensis chinensis</i>	無	無			●
杜鵑科	番鵲	<i>Centropus bengalensis lignator</i>	無	無			◎
杜鵑科	四聲杜鵑	<i>Cuculus micropterus micropterus</i>	無	無			●

科中文名	中文名	學名	保育等級	特有性	林幸助(2017)	林幸助(2018)	本研究
杜鵑科	北方中杜鵑	<i>Cuculus optatus</i>	無	無	●		
雉科	臺灣竹雞	<i>Bambusicola sonorivox</i>	無	特有種	●	●	●
鵲科	山鵲	<i>Scolopax rusticola</i>	無	無			●
秧雞科	灰腳秧雞	<i>Rallina eurizonoides formosana</i>	無	特有亞種			●
樹鶯科	日本樹鶯	<i>Horornis diphone cantans</i>	無	無		●	
樹鶯科	短尾鶯	<i>Urosphena squameiceps</i>	無	無			●
扇尾鶯科	棕扇尾鶯	<i>Cisticola juncidis tinnabulans</i>	無	無	●		
扇尾鶯科	灰頭鷓鴣	<i>Prinia flaviventris sonitans</i>	無	無	●	●	●
扇尾鶯科	褐頭鷓鴣	<i>Prinia inornata flavirostris</i>	無	特有亞種			●
鴉科	樹鵲	<i>Dendrocitta formosae formosae</i>	無	特有亞種	●	●	●
鴉科	臺灣藍鵲	<i>Urocissa caerulea</i>	III	特有種	●	●	●
卷尾科	小卷尾	<i>Dicrurus aeneus braunianus</i>	無	特有種	●		●
鵲科	黑臉鵲	<i>Emberiza spodocephala spodocephala</i>	無	無	●	●	●
鵲科	白眉鵲	<i>Emberiza tristrami</i>	無	無		●	
梅花雀科	斑文鳥	<i>Lonchura punctulata topela</i>	無	無			●
梅花雀科	白腰文鳥	<i>Lonchura striata swinhoei</i>	無	無			●
燕科	家燕	<i>Hirundo rustica gutturalis</i>	無	無			●
伯勞科	紅尾伯勞	<i>Lanius cristatus cristatus</i>	III	無	●	●	●
噪眉科	繡眼畫眉	<i>Alcippe morrisonia</i>	無	特有種	●	●	●
噪眉科	大陸畫眉	<i>Garrulax canorus canorus</i>	無	外來種	●	●	●
噪眉科	臺灣畫眉	<i>Garrulax taewanus</i>	II	特有種	●	●	●

科中文名	中文名	學名	保育等級	特有性	林幸助(2017)	林幸助(2018)	本研究
噪眉科	白耳畫眉	<i>Heterophasia auricularis</i>	III	特有種	●	●	
噪眉科	棕噪眉	<i>Ianthocincla poecilorhyncha</i>	II	特有種			●
蝗鶯科	臺灣叢樹鶯	<i>Locustella alishanensis</i>	無	特有種			●
王鵯科	黑枕藍鵯	<i>Hypothymis azurea oberholseri</i>	無	特有亞種	●		
鵲鵲科	白鵲鵲	<i>Motacilla alba leucopsis</i>	無	無	●		
鵲鵲科	樹鵲	<i>Anthus hodgsoni hodgsoni</i>	無	無			●
鵲科	野鵲	<i>Calliope calliope calliope</i>	無	無			●
鵲科	白尾鵲	<i>Myiomela leucura montium</i>	III	特有種	●	●	
鵲科	鵲鵲	<i>Copsychus saularis saularis</i>	無	無			◎
鵲科	藍磯鶇	<i>Monticola solitarius philippensis</i>	無	無		●	
鵲科	臺灣紫嘯鶇	<i>Myophonus insularis</i>	無	特有種			●
鵲科	黃尾鵲	<i>Phoenicurus aureus aureus</i>	無	無			●
鵲科	藍尾鵲	<i>Tarsiger cyanurus cyanurus</i>	無	無			●
黃鵲科	朱鵲	<i>Oriolus traillii ardens</i>	II	特有種			●
鸚嘴科	粉紅鸚嘴	<i>Sinosuthora webbiana bulomacha</i>	無	特有種	●	●	●
麻雀科	麻雀	<i>Passer montanus saturatus</i>	無	無		●	
雀眉科	頭烏線	<i>Schoeniparus brunneus brunneus</i>	無	特有種	●	●	●
柳鶯科	極北柳鶯	<i>Phylloscopus borealis borealis</i>	無	無	●		●
鷓眉科	臺灣鷓眉	<i>Pnoepyga formosana</i>	無	特有種	●		
鵲科	紅嘴黑鵲	<i>Hypsipetes leucocephalus nigerrimus</i>	無	特有亞種	●	●	●
鵲科	白頭翁	<i>Pycnonotus sinensis formosae</i>	無	特有亞種	●	●	●

科中文名	中文名	學名	保育等級	特有性	林幸助(2017)	林幸助(2018)	本研究
鶇科	白環鸚嘴鶇	<i>Spizixos semitorques cinereicapillus</i>	無	特有亞種	●		
鶇科	茶腹鶇	<i>Sitta europaea sinensis</i>	無	無	●		
畫眉科	山紅頭	<i>Cyanoderma ruficeps praecognitum</i>	無	特有種	●	●	●
畫眉科	大彎嘴	<i>Megapomatorhinus erythrocnemis</i>	無	特有種	●	●	●
畫眉科	小彎嘴	<i>Pomatorhinus musicus</i>	無	特有種	●	●	●
鶇科	斑點鶇	<i>Turdus eunomus</i>	無	無	●	●	
鶇科	白腹鶇	<i>Turdus pallidus</i>	無	無			●
鶇科	虎斑地鶇	<i>Zoothera dauma dauma</i>	無	無	●		
鶇科	赤腹鶇	<i>Turdus chrysolaus chrysolaus</i>	無	無			●
綠鶇科	綠畫眉	<i>Erpornis zantholeuca griseiloris</i>	無	無		●	●
繡眼科	冠羽畫眉	<i>Yuhina brunneiceps</i>	III	特有種	●	●	●
繡眼科	斯氏繡眼	<i>Zosterops simplex simplex</i>	無	無	●	●	●
鶯科	黑冠麻鶯	<i>Gorsachius melanolophus</i>	無	無		●	
鬚鶯科	五色鳥	<i>Psilopogon nuchalis</i>	無	特有種	●	●	●
啄木鳥科	小啄木	<i>Dendrocopos canicapillus kaleensis</i>	無	無	●		●
啄花科	紅胸啄花	<i>Dicaeum ignipectus formosum</i>	無	特有亞種			●
山椒鳥科	灰喉山椒鳥	<i>Pericrocotus solaris griseogularis</i>	無	無			●
翠鳥科	翠鳥	<i>Alcedo atthis</i>	無	無			●

(資料來源：林幸助，2017~2018；本研究)

附件三、2016~2020 年度動物調查方法比較

	2017~2018 年度	2019~2020 年度
鳥類	定點觀察 5 區+穿越線	穿越線
哺乳類	陷阱法 5 區	陷阱法 5 區
爬蟲類	陷阱法 5 區+徒手捕捉+定點觀察 5 區+夜間調查	陷阱法 5 區+穿越線
兩棲類	定點觀察 5 區+夜間調查	夜間調查
水棲昆蟲	採集樣點*9	採集樣點*2

(資料來源：本研究彙整)

附件四、硝酸態氮與颱風、東北季風對照表

	硝酸態氮	颱風	東北季風		硝酸態氮	颱風	東北季風
Sep-16		●●●		Aug-19		●●	
Oct-16		●		Sep-19		●	
Nov-16	3.33			Oct-19	1.01		
Dec-16				Nov-19			
Jan-17				Dec-19	0.33		
Feb-17				Jan-20			
Mar-17				Feb-20			
Apr-17	0.75			Mar-20	0.09		
May-17				Apr-20			
Jun-17	0.84			May-20		●	
Jul-17		●●		Jun-20			
Aug-17		●		Jul-20	0.00		
Sep-17	0.14	●●		Aug-20		●●●	
Oct-17				Sep-20			
Nov-17				Oct-20	0.24		
Dec-17	1.77			Nov-20		●	
Jan-18				Dec-20	0.26		
Feb-18				Jan-21			
Mar-18	1.27			Feb-21			
Apr-18				Mar-21	0.40		
May-18				Apr-21			
Jun-18	0.16			May-21			
Jul-18		●		Jun-21			
Aug-18				Jul-21	0.00	●	
Sep-18		●		Aug-21			
Oct-18	0.18			Sep-21		●	
Nov-18				Oct-21	0.00		
Dec-18							
Jan-19							
Feb-19							
Mar-19	0.28						
Apr-19							
May-19							
Jun-19							
Jul-19	0.11	●					

註：●表颱風出現次數；著色區表東北季風出現月份，9月開始隔年4月結束。

(資料來源：本研究彙整)

附件五、營養添加實驗-水綿覆蓋度

對照組



加氮組



加磷組



實驗前

↑
營養
添加

第一週

第二週

第三週

第四週

附件六、生態系統尺度調查結果

表附件 6-1 夢幻湖食物網功能群物種列表

功能群	物種類群
小水鴨	小水鴨
蝌蚪	腹斑蛙蝌蚪 、 面天樹蛙蝌蚪
晏蜓科	晏蜓科
差翅下目	弓蜓科、勾蜓科、 蜻蜒科
均翅亞目	細蟪科、 絲蟪科
半翅與鞘翅目	固頭椿科、划椿科、仰椿科、水龜蟲科、 龍蝨科
雙翅目	搖蚊科 、 蠓科
四節蜉蝣科	四節蜉蝣科
浮游動物	劍水蚤 、枝角類
浮游藻類	浮游藻類
水綿	水綿
臺灣水韭	臺灣水韭
針蘭	針蘭
水毛花	水毛花
荸薺	荸薺
柳葉箬	柳葉箬
枯葉	臺灣水韭、針蘭、 水毛花 、 荸薺 、 柳葉箬
碎屑	底質有機質

註：粗體表示為優勢物種

(資料來源：本研究)

表附件 6-2 夢幻湖食物網模式輸入參數與輸出結果

NO.	Group name	TL	B	P/B	Q/B	EE	P/Q	NE	R
1	小水鴨	2.35	0.04	1.19	69.34	0.00	0.02	0.02	1.95
2	蝌蚪	2.00	1.23	6.26	52.17	0.98	0.12	0.15	43.63
3	晏蜓科	2.43	10.22	1.17	4.68	0.58	0.25	0.31	26.31
4	差翅下目	2.24	29.26	0.94	3.76	0.74	0.25	0.31	60.51
5	均翅亞目	2.11	0.50	2.50	8.51	0.98	0.29	0.37	2.15
6	半翅與鞘翅目	2.01	0.57	2.98	25.00	0.98	0.12	0.15	9.70
7	雙翅目	2.00	0.28	4.20	30.00	0.99	0.14	0.18	5.54
8	四節蜉蝣科	2.00	0.03	5.28	25.00	0.94	0.21	0.26	0.44
9	浮游動物	2.05	0.00	33.50	140.00	0.21	0.24	0.30	0.00
10	浮游藻類	1.00	1.06	265.51	0.00	0.11	--	--	0.00
11	水綿	1.00	12.72	58.71	0.00	0.09	--	--	0.00
12	臺灣水韭	1.00	497.42	1.60	0.00	0.00	--	--	0.00
13	針蘭	1.00	881.75	8.39	0.00	<0.01	--	--	0.00
14	水毛茛	1.00	4440.56	6.66	0.00	<0.01	--	--	0.00
15	荇藻	1.00	1042.03	10.54	0.00	<0.01	--	--	0.00
16	柳葉箬	1.00	1017.94	16.88	0.00	0.00	--	--	0.00
17	枯葉	1.00	5526.57	--	--	<0.01	--	0.00	--
18	碎屑	1.00	5810.13	--	--	0.00	--	0.00	--

註：TL：trophic level；B：biomass (g WW m^{-2})；P/B：production/biomass (yr^{-1})；Q/B：consumption/biomass (yr^{-1})；EE：ecotrophic efficiency；P/Q：eproduction/ consumption；NE：net efficiency；R：respiration ($\text{g WW m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)

(資料來源：本研究)

表附件 6-3 夢幻湖食物網模式各功能群食性組成

Prey/ predator	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1 小水鴨									
2 蝌蚪	0.01		0.10	0.03					
3 晏蜓科	<0.01		0.04	0.05					
4 差翅下目幼蟲	<0.01		0.20	0.10					
5 均翅亞目	<0.01		0.01	0.01	<0.01				
6 半翅與鞘翅目	0.01		0.02	0.01	0.06				
7 雙翅目幼蟲	0.03		0.01	<0.01	0.05	0.01			
8 四節蜉蝣科			<0.01	<0.01					
9 浮游動物									0.05
10 浮游藻類			0.15	0.20	0.21	0.04			0.74
11 水綿	0.03	0.70	0.10	0.10	0.10	0.35	0.05	0.26	0.01
12 臺灣水韭									
13 針蘭	0.01								
14 水毛花	0.01								
15 荸薺	0.02								
16 柳葉箸									
17 枯葉		0.20							0.10
18 有機碎屑		0.10	0.38	0.51	0.58	0.60	0.95	0.74	0.10
Import	0.88	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Sum	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

(資料來源：本研究)

表附件 6-4 夢幻湖食物網參數資料來源

功能群	Biomass	P/B	Q/B	P/Q	DC Citation
1 小水鴨	本研究	Moutopoulos et al (2018)	Moutopoulos et al (2018)		Brochet et al. (2012)、Collins et al. (2017)、Thomas (1981)
2 蝌蚪	本研究	吳聲海等(2005)	-	Lin et al. (2012)	Huckembeck et al. (2015)、Lin et al. (2012)
3 晏蜓科	本研究	Brey (2012)	-	Lin et al. (2012)	Duegeon (1989)、Furlan (2014)、Hawking and New (1994)、Klecka & Boukal (2012)、Lin et al. (2012)、林幸助和江政人(2018)
4 差翅下目幼蟲	本研究	Brey (2012)	-	Prado et al. (2013)	Blois (1985)、Duegeon (1989)、Hawking & New (1994)、Klecka & Boukal (2012)、Lin et al. (2012)、林幸助和江政人(2018)
5 均翅亞目幼蟲	本研究	Brey (2012)	Lawton (1971)		Duegeon (1989)、Klecka & Boukal (2012)、Lawton (1970)、Lin et al. (2012)、林幸助和江政人(2018)
6 半翅與鞘翅目	林幸助(2018)	Brey (2012)	Traore et al (2008)		Traore (2008)、Villanueva (2006)
7 雙翅目幼蟲	本研究	Brey (2012)	Hossain et al. (2010)		Hossain et al. (2010)、Johnson (1987)、Poepperl (2003)、林幸助和江政人(2018)
8 四節蜉蝣科	本研究	Brey (2012)	Poepperl (2003)		Gupta et al. (1994)、Poepperl (2003)
9 浮游動物	本研究	Hossain et al. (2010)	Hossain et al. (2010)		Hossain et al. (2010); Janjua and Gerdeaux (2009)
10 浮游藻類	本研究	本研究	-	-	-
11 水綿	本研究	Nozaki (1999、2001)	-	-	-
12 臺灣水韭	本研究	本研究	-	-	-
13 針蘭	本研究	本研究	-	-	-
14 水毛花	本研究	本研究	-	-	-
15 荇薺	本研究	本研究	-	-	-
16 柳葉箬	本研究	本研究	-	-	-
17 枯葉	本研究	-	-	-	-
18 有機碎屑	本研究	-	-	-	-

(資料來源：本研究)

表附件 6-5 夢幻湖食物網模式營養階層組成

NO	Group name / Trophic level	I	II	III
1	小水鴨	0.00	0.66	0.34
2	蝌蚪	0.00	1.00	0.00
3	晏蜓科	0.00	0.74	0.25
4	差翅下目	0.00	0.95	0.05
5	均翅亞目	0.00	0.89	0.11
6	半翅與鞘翅目	0.00	0.99	0.01
7	雙翅目	0.00	1.00	0.00
8	四節蜉蝣科	0.00	1.00	0.00
9	浮游動物	0.00	1.00	0.00
10	浮游藻類	1.00	0.00	0.00
11	水綿	1.00	0.00	0.00
12	臺灣水韭	1.00	0.00	0.00
13	針蘭	1.00	0.00	0.00
14	水毛茛	1.00	0.00	0.00
15	荇藻	1.00	0.00	0.00
16	柳葉箬	1.00	0.00	0.00
17	枯葉	1.00	0.00	0.00
18	碎屑	1.00	0.00	0.00

(資料來源：本研究)

附件七、評選委員意見與回覆

委員意見	計畫團隊回覆
委員	
一、服務建議書第五章「前人研究」，部分引敘書寫不符學術慣例；歷年研究報告所列物種名似有類同（如穀精草、七星山穀精草、連萼穀精草），應加註說明是否為同一物種；前人研究彙總後應就水文、植群、湖泊演替、物種競爭等予以整合、分析，以說明本服務建議書各項調查規劃之必要性。	感謝委員建議，本團隊遵照辦理。
二、陸化為本濕地重大威脅，對於本濕地水域面積之變遷應加入本研究中。	感謝委員建議，本團隊遵照辦理。
三、水質監測應加以說明分析方法，特別是「總氮」一項如何檢測。	感謝委員建議，已於表 3 補充各項水質之檢測依據；總氮之計算方法為硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮與凱氏氮之總和。
四、動物調查應著重瞭解是否有實際運用本水域的動物。	感謝委員建議，本團隊預計將於湖邊額外架設紅外線自動相機，以釐清湖區周邊動物實際利用夢幻湖與否。
五、本服務建議書強調針蘭與臺灣水韭的競合，惟其他水生植物如沉水性植物在本濕地的分布應加以調查。	本團隊湖區植群調查採棋盤式系統取樣，記錄 26 樣區中之植物覆蓋度，已可掌握所有水生植物之分布位置。
六、根據以往研究，除了針蘭和荸薺，與臺灣水韭競爭的水生植物可能還有水毛花和穀精草，本服務建議書僅選擇前兩者，應說明理由和可行性。	根據本團隊過去 3 年調查結果顯示，臺灣水韭與針蘭隨水位交互消長之現象最為明顯，加上兩者分布面積較廣、生長位置不易改變等因素，故選擇針蘭為主要競爭對象。
七、夢幻湖水質偏弱酸性，其因是狹葉泥炭苔或火山地質影響？建議未來於水質分析結果中說明。	本團隊認為夢幻湖水質偏酸原因應是本區屬火山地質所致，狹葉泥炭苔的影響本團隊尊重前人意見。
委員二	
一、106-107 期末報告中曾建議計算夢幻湖碳匯、以裂隙填補減緩水位過低對臺灣水韭的衝擊等，但這些項目未納入本服務建議書，其原因為何？是否已有設想填補裂隙的時	基於本案研究範疇，碳匯計算未納入服務建議書，惟如本團隊後續承攬其他相關碳匯計畫，可考量納入夢幻湖作為樣區。另外，若有必要，本研究也將收集管理處另案有關裂隙調查的相關數據進行分析。

機？	
二、第三章與第六章在生態資源調查的頻度上，文字描述不一致，請修正。	感謝委員提醒，本團隊遵照辦理。
三、請補充說明測量和預測陸化的方法。分解作用碎屑量如何用來預測陸化程度何時會影響到現有臺灣水韭的棲地和族群數量(或生物量、生長情形)？直接量測水文或地形的資料無法反應陸化程度嗎？	本團隊認為植物碎屑蓄積致使陸化為長時間尺度下濕地演替之最終結果，而為臺灣水韭之棲地保育，預測夢幻湖陸化速率具其必要性。由於碎屑之生產、分解受水深、浸淹時間及生物因子(如草食作用)等諸多面向影響，故現地量測方法雖能量化「過去」之淤積程度，卻不易做「未來」模擬。因此，本研究目標之一即為量化植物淨生產量、分解量與水文因子之關係，作為棲地變遷模擬之基礎。而 Ecopath with Ecosim 為本團隊用以建構食物網與模擬之主要工具。在夢幻湖食物網建構完成後，利用上述基礎資料即可模擬在各水文情境下(不同水深、浸淹時間等)，植物生物量(臺灣水韭、針蘭等)與碎屑量之變化。而將模擬之碎屑量與實際蓄積厚度結合，即可估算未來每年之碎屑蓄積速率(即陸化速率)與水深變化，進而回推植物蓄積對臺灣水韭族群造成影響之時間。
四、建議移植實驗的對照組也要經過挖出原地重植的步驟，才能公平比較單單移植一事對生長的影響量。另外，實驗期間是否會以拍照方式記錄生長狀況或進行任何影像分析，亦或僅質性的文字描述生長狀況？如果是後者，似乎有些可惜。請考慮設計一些比較有生態意義的量化指標，如生物量、光合作用速率等。	感謝委員建議，惟本團隊整理過去研究發現，針蘭、柳葉箬、桴蓋、水毛花、芒等植物之萃取液均有抑制臺灣水韭孢子萌發之現象(張永達等。2006)。因此，本團隊認為臺灣水韭—針蘭現地移植實驗不宜執行，以避免造成不可預期之影響。
五、夢幻湖為一個很小的生態系，動物與植物群聚組成應無必要分不同樣點比較差異。比方說，知道 C 點動植物多樣性高於 F 點，能對經營管理本濕地與臺灣水韭有何幫	感謝委員建議，本團隊遵照辦理。

助？當然動植物相的季節差異還是重要的，因為與濕地水質、水文與臺灣水韭物候等季節變化會有關聯。因此，建議各樣點的動植物資料應予合併，專注於分析整個生態系的時間動態較有意義。	
六、如欲詳細連結水文與臺灣水韭消長的關係，2 者的取樣時程應盡量一致，目前臺灣水韭調查似乎是每季 1 次，而水位是每月 1 次。	由於植物淨生產量、分解量等實驗需花費較多時間執行後續樣本處理工作，故本團隊難以負荷每月 1 次之調查頻率。然持續蒐集 3 年之調查數據，俾可彌補調查頻率之不足。而在水文與臺灣水韭之分析上，本團隊將以 2 次採樣間之平均水深或浸淹日數與水韭、針蘭等植物淨生產量連結。
委員三	
一、與臺灣水韭競爭的水生植物尚有燈心草、水毛花、荸薺，尤其水毛花雖然覆蓋面積不大，但量體較大，對光線遮蔽更明顯，移植試驗僅針對針蘭和荸薺是否足夠？	根據本團隊過去 3 年之覆蓋率調查，針蘭是水韭主要的競爭者，水毛花主要生長在地勢較高之處，視覺上很明顯，但影響不大。
二、夢幻湖為生態保護區，移植實驗於法規上是否可行，宜再評估。	本團隊原欲以移植實驗釐清臺灣水韭與針蘭在不同棲地下是否仍具正常生長、拓殖之能力，惟於過去研究發現，針蘭、柳葉箬、桴蓋、水毛花、芒等植物之萃取液均有抑制臺灣水韭孢子萌發之現象(張永達等，2006)。因此，本團隊認為臺灣水韭－針蘭現地移植實驗不宜執行，以避免造成不可預期之影響。
委員四	
一、植物分解實驗，植物體裝入分解袋中預計多久取出？	本團隊預計於放置後第 7 天、14 天、21 天、28 天、42 天、56 天、70 天、98 天、126 天、154 天、182 天、210 天、238 天時逐漸收回樣本。
二、錄音檔分析建議先檢視聲譜圖，確認動物鳴叫較為密集的時段後，再決定分析的時段。	感謝委員建議，本團隊遵照辦理。
委員五	
一、本服務建議書規劃和方法尚屬完整，亦有參考整合其他相關調查研究成果。	感謝委員肯定。

二、建議利用歷年航照圖，分析湖區植被變化，特別是邊坡一帶，瞭解地面裸露情形是否增加。	感謝委員建議，本團隊遵照辦理。
委員六	
一、請補充說明分解試驗和移植試驗詳細操作方式。	感謝委員建議，本團隊分解實驗會收集植物脫落的葉片，量測其鮮重，置入分解袋後於固定時間取回再次秤重，繪出重量變化曲線，計算分解速率。實驗初期取樣時間較為密集，為1週1次，至1個月後為2週1次，2個月後為4週1次，預計將持續238天。移植實驗方面，本團隊原欲以移植實驗釐清臺灣水韭與針蘭在不同棲地下是否仍具正常生長、拓殖之能力，惟於過去研究發現，針蘭、柳葉箬、桴蓋、水毛花、芒等植物之萃取液均有抑制臺灣水韭孢子萌發之現象(張永達等，2006)。因此，為避免實驗後造成不可預期之影響，本團隊認為移植實驗不宜執行。

附件八、評選會議紀錄

陽明山國家公園管理處

「108-110 年夢幻湖生態保護區基礎調查及水文長期監測計畫」 採購案評選會議紀錄

壹、時間：107 年 12 月 14 日（星期五）上午 9 時 00 分

貳、地點：本處 2 樓會議室

參、主持人：委員兼召集人

記錄：高千雯

肆、出席人員：（詳簽到簿）

伍、業務單位報告：

一、本案於 107 年 11 月 23 日下午 5 時截止投標，計有「國立中興大學」1 家廠商投標，經 107 年 11 月 26 日上午 10 時第 1 階段資格審查合格，進入評選程序。

二、評選會議採序位法，請參評廠商簡報、答詢。簡報時間為 15 分鐘，答詢時間以 10 分鐘為原則。

三、本次會議委員應到 7 人，實到 6 人（含外聘委員 2 人），符合規定。

陸、討論：

國立中興大學

一、委員一：

（一）服務建議書第五章「前人研究」，部分引敘書寫不符學術慣例；歷年研究報告所列物種名似有類同（如穀精草、七星山穀精草、連萼穀精草），應加註說明是否為同一物種；前人研究彙總後應就水文、植群、湖泊演替、物種競爭等予以整合、分析，以說明本服務建議書各項調查規劃之必要性。

（二）陸化為本濕地重大威脅，對於本濕地水域面積之變遷應加入本研究中。

（三）水質監測應加以說明分析方法，特別是「總氮」一項如何檢測。

（四）動物調查應著重瞭解是否有實際運用本水域的動物。

（五）本服務建議書強調針蔴與臺灣水韭的競合，惟其他水生植物如沉水性植物在本濕地的分布應加以調查。

（六）根據以往研究，除了針蔴和荸薺，與臺灣水韭競爭的水生植物可能還有水毛花和穀精草，本服務建議書僅選擇前 2 者，應說明理由和可行性。

- (七) 夢幻湖水質偏弱酸性，其因是狹葉泥炭苔或火山地質影響？建議未來於水質分析結果中說明。

二、委員二：

- (一) 106-107 期末報告中曾建議計算夢幻湖碳匯、以裂隙填補減緩水位過低對臺灣水韭的衝擊等，但這些項目未納入本服務建議書，其原因為何？是否已有設想填補裂隙的時機？
- (二) 第三章與第六章在生態資源調查的頻度上，文字描述不一致，請修正。
- (三) 請補充說明測量和預測陸化的方法。分解作用碎屑量如何用來預測陸化程度何時會影響到現有臺灣水韭的棲地和族群數量(或生物量、生長情形)？直接量測水文或地形的資料無法反應陸化程度嗎？
- (四) 建議移植實驗的對照組也要經過挖出原地重植的步驟，才能公平比較單單移植一事對生長的影響量。另外，實驗期間是否會以拍照方式記錄生長狀況或進行任何影像分析，亦或僅質性的文字描述生長狀況？如果是後者，似乎有些可惜。請考慮設計一些比較有生態意義的量化指標，如生物量、光合作用速率等。
- (五) 夢幻湖為一個很小的生態系，動物與植物群聚組成應無必要分不同樣點比較差異。比方說，知道 C 點動植物多樣性高於 F 點，能對經營管理本濕地與臺灣水韭有何幫助？當然動植物相的季節差異還是重要的，因為與濕地水質、水文與臺灣水韭物候等季節變化會有關聯。因此，建議各樣點的動植物資料應予合併，專注於分析整個生態系的時間動態較有意義。
- (六) 如欲詳細連結水文與臺灣水韭消長的關係，2 者的取樣時程應盡量一致，目前臺灣水韭調查似乎是每季 1 次，而水位是每月 1 次。

三、委員三：

- (一) 與臺灣水韭競爭的水生植物尚有燈心草、水毛花、荸薺，尤其水毛花雖然覆蓋面積不大，但量體較大，對光線遮蔽更明顯，移植試驗僅針對針蘭和荸薺是否足夠？
- (二) 夢幻湖為生態保護區，移植實驗於法規上是否可行，宜再評估。

四、委員四：

- (一) 植物分解實驗，植物體裝入分解袋中預計多久取出？

- (二) 錄音檔分析建議先檢視聲譜圖，確認動物鳴叫較為密集的時段後，再決定分析的時段。

五、委員五：

- (一) 本服務建議書規劃和方法尚屬完整，亦有參考整合其他相關調查研究成果。
- (二) 建議利用歷年航照圖，分析湖區植被變化，特別是邊坡一帶，瞭解地面裸露情形是否增加。

六、委員六：請補充說明分解試驗和移植試驗詳細操作方式。

七、受評廠商回應：

- (一) 根據歷年對夢幻湖底質淤積速率的分析，夢幻湖邊坡沖刷對湖體影響不大，惟目前湖底累積大量植物腐植質，如分解速率不高，同樣會造成湖體淤積，加速其陸化速度，故本團隊規劃進行植物分解實驗，確實掌握湖區主要水生植物的生產量和分解速度。而根據本團隊過去 3 年所做覆蓋率調查，針蘭和荇薺是主要的競爭者，水毛花主要生長在地勢較高之處，視覺上很明顯，但影響不大。
- (二) 本團隊如承接本案，會依委員意見加入水域及植被面積變遷觀測；水質檢測方法會於期初報告中補充詳敘。
- (三) 基於本案研究範疇，碳匯計算未納入服務建議書，惟如本團隊後續承攬其他相關碳匯計畫，可考量納入夢幻湖作為樣區。
- (四) 分解實驗會收集植物脫落的葉片，量測其鮮重，置入分解袋後於固定時間取回再次秤重，繪出重量變化曲線，計算分解速率。實驗初期取樣時間較為密集，目前估計第 1 次取樣約為實驗開始後 2 個星期。
- (五) 本團隊確有考量生態保護區相關規定，但如欲具體回答水生植物競爭、水生植物生產量、分解量、陸化的影響，移植實驗有其必要性。目前僅為提案建議，是否執行尊重貴機關決定。
- (六) 本團隊認為夢幻湖水質偏酸原因應是本區屬火山地質所致，狹葉泥炭苔的影響本團隊尊重前人意見。

柒、結論：

- 一、本案經出席委員評選，投標廠商「國立中興大學」評選結果為平均分數 85 分、序位和為 6，經出席委員過半數同意為序位第 1，取得優先議價權。

二、本案簽奉首長核定後，辦理後續議價程序。

捌、散會（上午 10 時）

中華民國 100 年 10 月 10 日

附件九、期初審查委員意見與回覆

委員意見	計畫團隊回覆
張教授麗秋	
一、本研究有關水文部分著重於水文監測工作，蒐集之水文資料對於後續分析相當重要，但需考量資料多寡是否於統計分析足具代表性。建議可從其他鄰近氣象站觀測資料與近幾年資料進行補遺。	過去 2 年執行的夢幻湖水文調查與監測計畫均有持續蒐集中央氣象局鞍部氣象站資料，以補充或對照本團隊自行蒐集之數據。
二、地面水如河川水位、湖水位除因降雨補注上升外，亦受到地下水位影響，建議管理處後續考慮增設地下水位觀測工作，研究團隊亦可考慮蒐集地下水位資料與夢幻湖水位關係。	本團隊協同主持人施上栗副教授目前亦受託執行「夢幻湖生態保護區裂隙調查與示蹤劑先期研究」，針對夢幻湖地下水進行初步觀察，未來將視需要將觀察結果納入本案綜合分析。
三、建議後續詳述臺灣水韭與水文分析方法，建議增加水文與其他動植物消長情況之分析。	臺灣水韭與水文整合分析主要關注「水位」，因為水位會影響湖區水生植物覆蓋面積與分布消長。水文與生態資料之整合需進一步套疊水位和植物覆蓋資料後方能構思適宜之整合方式，且可能隨資料狀況進行修改，故初期較難有詳細說明。此外，動物對湖區的利用情形亦為本案調查項目。
四、水質常受水量影響，於分析水文對臺灣水韭消長時，建議應釐清水質與水文影響。	感謝委員建議，惟夢幻湖水質長年維持酸性貧養狀態，且變異幅度極小，故應於臺灣水韭消長之影響甚微。
五、雨量計之精度影響實測降雨數據，建議補充說明雨量計對雨量大小之誤差。	大雨確實會影響雨量計的精準度，惟夢幻湖的雨水容受量有限，超過陸面即會溢失，故大雨時所產生的雨量誤差僅有科學意義，對實際保育管理影響不大。
薛研究員美莉	
一、報告書第 18 頁表 2 透明度檢測方式之「沙棋盤法」，環保署公訂譯名為「沙奇盤法」。	感謝委員提醒，本研究已修改於內文第 18 頁。
二、本案自 108 年 1 月 1 日開始執行，如有本年度之調查資料應加入期初報告書。	本案依契約書於 108 年 3 月展開第 1 次動植物調查，水位資料則自 1 月即開始記錄，本次繳交之期中報告書已彙整 1~8 月水文資料及 3、7 月兩次生態調查資料。

三、氣象資料可參考中央氣象局竹子湖氣象站做為自行記錄資料之互相校正與分析。	感謝委員建議，本研究均有持續蒐集中央氣象局鞍部氣象站資料，以補充或對照本團隊自行蒐集之數據。
四、本案研究地點因水質較酸，其鰲類或兩棲類是否存在應於本研究中確認。	本研究調查期間發現，夢幻湖為蛙類及蝌蚪之重要棲地，但目前尚未於湖區發現龜鰲類。
李教授佩珍	
一、動物調查部分的「鳥類」與「哺乳類」個人認為比較不重要。是否能考慮利用陽管處區域性的調查資料進行推估即可？大部分鳥類與哺乳類不太可能是依賴夢幻湖才能生存的。反而是蝌蚪、水棲昆蟲等，以及臺灣水韭參與食物網的量等資料與分析可能更重要。	本案鳥類調查僅限每年春季 1 次，哺乳動物調查僅夏、秋 2 次，水棲昆蟲與兩棲類則為 4 季，努力量已多聚焦於湖區。如經費與人力允許，可再考量增加水棲昆蟲的採樣點。
二、霧的角色為何？是否對夢幻湖水文是否有影響？	「霧」屬於空氣中的水分，如未形成降雨，毋需計入湖泊水文收支，如形成降雨，則已由雨量計記錄。
三、水棲昆蟲的樣點是否考慮不要隨機選(報告書第 13 頁)，而是選在像 D、E 兩點有水質資料的點，或是臺灣水韭覆蓋率差異最大的兩點？	感謝委員建議，本研究已選擇 D(N2)、E(C1) 2 樣區作為水棲昆蟲採樣點。
陳技正兼主任彥伯	
一、本案調查範圍不大，GPS 定位產生的誤差會非常顯著，是否有減少誤差的方式，或改用其他輔助量測或觀察方式？	為避免 GPS 誤差，本研究改以羅盤儀進行定位測量。
華課長予菁	
一、本案分解速率實驗現僅規劃執行至第 230 天，109、110 年是否會再持續執行？	分解速率實驗旨於繪製分解速率曲線，約計 200 天即可得所需之參數；時間延長可提高分析可信度，將再視執行狀況評估是否延長實驗時程。
高課員千雯	
一、前人研究「水文」一節，請再檢視 105 年以前研究是否有相關資料可供補充、對照。105~107 年之研究結果宜再加強說明。	感謝建議，本研究將陸續彙整前人文獻並納入報告。此外 2016~2018 年之水文調查亦已納入本研究結果。
二、有關水文資料如何與生態資料整合似尚不明確，請再補充說明。	水文與生態資料之整合需進一步套疊水位和植物覆蓋資料後方能構思適宜之整合方式，且可能隨資料狀況進行修改，故初期較難有詳細說明。

三、水位與水質均會影響水生植物生長，而水質又受水位高低影響。黃增泉(1988)研究曾記錄夢幻湖水位與水質之關聯，本區水質資料亦尚稱完備，建議本案應考量前述委員意見，延續水位與水質關聯之探討，以利釐清水質之影響。又各水質檢測項目應補充其標準值或容許值，以利讀者判別水質好壞。	感謝建議，惟夢幻湖水質長年維持酸性貧養狀態，且變異幅度極小，故本研究認為，水質對臺灣水韭消長之影響甚微。水質容許值方面，由於夢幻湖屬酸性水體，不適用於地面水體分類標準；且其水體清澈而不易量測透明度，進而難以估算卡爾森指數。目前而言，無法以國內常用之水質標準衡量。
張秘書順發	
一、請補充過去水文調查之水位資料與調查點位。	感謝提醒，本研究彙整 2016~2018 年之水文資料於此報告內文。
盧副處長淑妃	
一、夢幻湖生態調查與水文調查已分別進行 3 年和 2 年，108 年起合併為整合型計畫，務請加強資料之間的整合和關聯性分析，以確實發揮整合型計畫之效益。	本研究謹遵辦理。
劉處長培東	
一、生態調查時間點應盡量搭配特殊水文事件如超低溫或暴雨，與常態狀況比對，或較能掌握變異的原因與模式。	感謝處長建議，惟生態調查時間常受天候狀況限制，且特殊事件後之調查結果常因異常而不易分析。若遇特殊事件，本研究可於條件允許下執行額外勘查。
二、本案工作重點之一為協助本處擬定 110 年後自主監測項目與標準作業流程，以確保本處在未委託專業團隊時能持續累積具可信度的長期監測資料。此外，亦應考量公民參與方式，以提昇園區居民對本處保育工作之認同。	本研究謹遵辦理。

附件十、期初審查會議紀錄

陽明山國家公園管理處

108-110 年度夢幻湖生態保護區基礎調查與水文長期監測 計畫期初會議紀錄

壹、會議時間：108 年 2 月 15 日（星期五）上午 10 時 00 分

貳、會議地點：本處 2 樓會議室



主席：本處劉處長培東

記錄：高千雯

參、出席人員：（詳簽到簿）

伍、業務單位報告：（略）

陸、受託單位報告：（略）

柒、討論：

一、張教授麗秋

- （一）本計畫有關水文部分著重於水文監測工作，蒐集之水文資料對於後續分析相當重要，但需考量資料多寡是否於統計分析足具代表性。建議可從其他鄰近氣象站觀測資料與近幾年資料進行補遺。
- （二）地面水如河川水位、湖水位除因降雨補注上升外，亦受到地下水位影響，建議管理處後續考慮增設地下水位觀測工作，研究團隊亦可考慮蒐集地下水位資料與夢幻湖水位關係。
- （三）建議後續詳述臺灣水韭與水文分析方法，建議增加水文與其他動植物消長情況之分析。
- （四）水質常受水量影響，於分析水文對臺灣水韭消長時，建議應釐清水質與水文影響。
- （五）雨量計之精度影響實測降雨數據，建議補充說明雨量計對雨量大小之誤差。

二、薛研究員美莉

- （一）報告書第 18 頁表 2 透明度檢測方式之「沙棋盤法」，環保署公訂譯名為「沙奇盤法」。
- （二）本案自 108 年 1 月 1 日開始執行，如有本年度之調查資料應加入

期初報告書。

- (三) 氣象資料可參考中央氣象局竹子湖氣象站做為自行記錄資料之互相校正與分析。
- (四) 本案研究地點因水質較酸，其鯿類或兩棲類是否存在應於本研究中確認。

三、 李教授佩珍

- (一) 動物調查部分的「鳥類」與「哺乳類」個人認為比較不重要。是否能考慮利用陽管處區域性的調查資料進行推估即可？大部分鳥類與哺乳類不太可能是依賴夢幻湖才能生存的。反而是蝌蚪、水棲昆蟲等，以及臺灣水韭參與食物網的量等資料與分析可能更重要。
- (二) 霧的角色為何？是否對夢幻湖水文是否有影響？
- (三) 水棲昆蟲的樣點是否考慮不要隨機選（報告書第 13 頁），而是選在像 D、E 兩點有水質資料的點，或是臺灣水韭覆蓋率差異最大的兩點？

四、 陳技正兼主任彥伯

本案調查範圍不大，GPS 定位產生的誤差會非常顯著，是否有減少誤差的方式，或改用其他輔助量測或觀察方式？

五、 華課長予菁

本案分解速率實驗現僅規劃執行至第 230 天，109、110 年是否會再持續執行？

六、 高課員千雯

- (一) 前人研究「水文」一節，請再檢視 105 年以前研究是否有相關資料可供補充、對照。105-107 年之研究結果宜再加強說明。
- (二) 有關水文資料如何與生態資料整合似尚不明確，請再補充說明。
- (三) 水位與水質均會影響水生植物生長，而水質又受水位高低影響。黃增泉（1988）研究曾記錄夢幻湖水位與水質之關聯，本區水質資料亦尚稱完備，建議本案應考量前述委員意見，延續水位與水

質關聯之探討，以利釐清水質之影響。又各水質檢測項目應補充其標準值或容許值，以利讀者判別水質好壞。

七、 張秘書順發

請補充過去水文調查之水位資料與調查點位。

八、 盧副處長淑妃

夢幻湖生態調查與水文調查已分別進行3年和2年，108年起合併為整合型計畫，務請加強資料之間的整合和關聯性分析，以確實發揮整合型計畫之效益。

九、 劉處長培東

- (一) 生態調查時間點應盡量搭配特殊水文事件如超低溫或暴雨，與常態狀況比對，或較能掌握變異的原因與模式。
- (二) 本案工作重點之一為協助本處擬定110年後自主監測項目與標準作業流程，以確保本處在未委託專業團隊時能持續累積具可信度的長期監測資料。此外，亦應考量公民參與方式，以提昇園區居民對本處保育工作之認同。

十、 受託單位回應

- (一) 臺灣水韭與水文整合分析主要關注「水位」，因為水位會影響湖區水生植物覆蓋面積與分布消長。此外，動物對湖區的利用情形亦為本案調查項目。
- (二) 過去2年執行的夢幻湖水文調查與監測計畫均有持續蒐集中央氣象局鞍部氣象站資料，以補充或對照本團隊自行蒐集之數據。
- (三) 本團隊協同主持人施上粟副教授目前亦受託執行「夢幻湖生態保護區裂隙調查與示蹤劑先期研究」，針對夢幻湖地下水進行初步觀察，未來將視需要將觀察結果納入本案綜合分析。
- (四) 大雨確實會影響雨量計的精準度，惟夢幻湖的雨水容受量有限，超過陸面即會溢失，故大雨時所產生的雨量誤差僅有科學意義，對實際保育管理影響不大。
- (五) 本案依契約書將於108年3月展開第1次動植物調查，水位資料

則自 1 月即開始記錄，預計於 108 年 8 月繳交的第 1 次期中報告書將彙整 1-8 月水文資料及 3、7 月兩次生態調查資料。



- (六) 本案鳥類調查僅限每年春季 1 次，哺乳動物調查僅夏、秋 2 次，水棲昆蟲與兩生類則為四季，努力量已多聚焦於湖區。水棲昆蟲樣點將依委員意見配合水質調查點位或臺灣水韭分布差異顯著之兩點設置，如經費與人力允許，可再考量增加水棲昆蟲的採樣點。
- (七) 過去 2 年夢幻湖水質監測資料顯示，湖水於冬天硝酸鹽濃度偏高，推測為東北季風帶來之北方飛塵，為影響夢幻湖水質的隱憂之一，應持續關注。
- (八) 「霧」屬於空氣中的水分，如未形成降雨，毋需計入湖泊水文收支，如形成降雨，則已由雨量計記錄。
- (九) 本團隊彙整過去文獻發現，除狹葉泥炭蘚外，夢幻湖內其他水毛植物，如水毛花、針蘭萃取物對水韭萌發都有抑制效果，故評估後決定放棄移植試驗，改以其他方式觀察臺灣水韭與針蘭的消長情形
- (十) 量測位置於現場已設有固定的標定點，可減少 GPS 飄移所產生的誤差。
- (十一) 分解速率實驗係為畫出分解速率曲線，約計 200 天即可得到繪製曲線所需之參數，時間延長可提高分析可信度，將再視執行狀況評估是否延長實驗時程。
- (十二) 水文資料如何與生態資料整合需要進一步套疊和比對水位和植物覆蓋資料後才能得到較適當的整合方式。

捌、結論：

期初報告原則通過，請依委員意見補正報告書內容，並依契約書規定辦理請款事宜。

玖、散會：下午 12 時 30 分

附件十一、第 1 次期中審查委員意見與回覆

委員意見	計畫團隊回覆
薛美莉 研究員	
一、臺灣水韭名的變種名應該要移除，前人研究臺灣水韭學名也應該要一致。	感謝委員提醒，本研究已將臺灣水韭學名之變種名刪除。
二、第 3 頁鼓藻學名應該再確認。	感謝委員提醒，本研究已將鼓藻修正為鼓藻科(Desmidiaceae)。
三、關於本案兩棲類變化不大約 11 種左右，而呂光洋老師調查到 21 種或可敘述變化物種及可能原因，而兩棲類只見盤古蟾蜍及莫氏樹蛙，根據蝌蚪觀察應該有 8 種蛙類，有關蝌蚪調查希望期末呈現。	由於該篇研究調查範圍涵蓋陽明山國家公園全區，故相較於本研究而言，記錄許多平地(如黑眶蟾蜍)、溪流型(如褐樹蛙)或人為引入(如美洲牛蛙)等蛙類。夢幻湖海拔為 865 m 且為靜水域環境，故相對不易發現上述兩棲類。本團隊迄今調查之兩棲類已達 6 科 17 種。蝌蚪方面，為增加第 3 年食物網模式之完整性，本研究亦執行蝌蚪生物量之調查工作，其中發現夢幻湖區以腹斑蛙蝌蚪較為常見。
四、亞硝酸鹽濃度低於一般水平、BOD、COD 監測建議可移除，建議增加硫酸鹽，因其與硫酸為雨水酸化因素原因，而根據地下水是中性湖水是酸性現象，可推估其硫化物來源可能為遠層傳播。	感謝委員建議，然因亞硝酸鹽、生化需氧量與化學需氧量為重要濕地基礎調查規範之水質調查項目，故本研究仍保留其檢測工作。過去陳德鴻團隊亦曾檢驗夢幻湖之硫酸鹽濃度，其數值卻與酸鹼值間無顯著相關。本研究推測，夢幻湖水質雖受硫磺影響而呈酸性，但夢幻湖本身之酸鹼值變異極小，故不易顯現硫酸鹽之影響。
黃曜謀 研究員	
一、內文參考文獻未列出處，或格式錯誤，請修訂。	感謝委員提醒，本研究已於內文中修改文獻相關資料。
二、圖 14 呈現資料分布與圖 15、16 資料不齊。如圖 14：2019 年 3 月 A1 臺灣水韭 100%；圖 15：2019 年 3 月 A1 臺灣水韭 0~20%。	由於圖 42~45 為用內插法推估之分布示意圖，故其資料可能與圖 18~20 資料有所差異。而為增加分布示意圖之可信度，本研究將 26 區、永久樣區與穿越線調查所得之數據均納入分析，但仍建議此圖僅供趨勢變化參考。另一方面，圖 18 之 A4 樣站於 2019 年 7 月之水韭覆蓋度為 0，係由調查期間樣

	區曾受沉積物覆蓋所致。
三、P.26 植物生產量採集 $15 \times 15 \text{m}^2$ ，數據是否正確？	感謝委員提醒，植物生產量採集面積應為 $15 \times 15 \text{cm}^2$ 。
四、page 58 荸薺、水毛花、柳葉箬高生產量、低分解速率、走莖，一旦建立恐難以移除，ptt 33 右邊圖片支持此一假說。	水毛花、柳葉箬確實為高生產量植物，但因其生長位置多侷限於地勢高位處，冬天高水位易控制其擴展速率，故推測與水韭競爭程度較低，未來仍將持續觀察。
五、針蘭物候是否冬枯，建議納入考量？	本研究結果顯示，針蘭於冬季確實有枯葉比例上升之現象。
六、臺灣水韭是否要用變種名？	本研究已於內文中刪除臺灣水韭變種名。
七、臺灣水韭 vs 狹葉泥炭苔是否為朋友？	在 2019 年調查中，狹葉泥炭苔多與針蘭、荸薺、水毛花共同出現，故不易分析與臺灣水韭之關聯性。
八、臺灣水韭 vs 水綿。	本研究推測水綿於冬季覆蓋臺灣水韭遮蔽光線，可能不利水韭生長。尤其於水深較深之浚深區影響更為明顯。
盧淑妃副處長	
一、水韭點位可標在圖上易於比對。	感謝建議，然因此圖已套疊等深線，為避免資訊過多不易判別趨勢，本研究不另於圖內增加點位。資料點位位置可參考圖 3~圖 5。
二、近年水韭演變史圖或可更精細俾利比較。	感謝建議，本研究已開始彙整過去資料，未來將製圖呈現近年之水韭分布趨勢變化。
華予菁課長	
一、有關針蘭在高水位下具有擴張潛力，後續是否會透過光照試驗或其他方式來驗證此一假說？	此部分黃老師已同意協助驗證，感謝黃老師不吝幫忙。
二、各季動、植物調查應與過去同季之調查做比較，以呈現其物種或族群變動趨勢。	感謝課長建議，然因過去累積數據繁多，故仍需時間逐步整理。本研究預期於 2021 年呈現 2016~2021 年之動植物歷年調查成果。

三、是否對各水生植物體木質素的探討可有助於了解其分解速率？	水生植物纖維素確實影響其分解速率。曹培培(2014)實驗指出，挺水植物之含碳量、纖維素、半纖維素與木質素均高於沉水植物，使其分解速率較慢。
四、P.42 湖區穿越線植物調查圖例未標示出臺灣水韭，請補正。	感謝提醒，本研究謹遵辦理。
五、P.43 睡蓮的圖示寫"蓮的一種"，請更正，另外來種調查應依調查月份分別表列，以了解夢幻湖區於不同季節之外來種。	圖示方面，本研究謹遵辦理，並改為睡蓮屬。月份方面，由於夢幻湖外來種種類少且分布位置季節變異不大，故本研究以累加方式呈現其分布位置。
六、參考文獻部分漏列游雅婷 2013、陳寧庸、張文亮 2010、呂光洋 1987、林曜松 2007、陳俊宏 2010、毛俊傑 2014、Cole 1983 等，請予詳細修正。	感謝提醒，本研究謹遵辦理。
七、P.60 夢幻湖 2016、2017、2018 之衛星影像未標示日期，請補正。	由於衛星影像圖係委託國土測繪中心拍攝，故本研究僅知其拍攝年份。
主席	
一、調整水質檢測項目 BOD、COD、亞硝酸鹽濃度，增加硫酸濃度監測項目，將歷年水韭演變史圖精細化將對監測水韭變化更有貢獻度。	感謝主席建議，然因亞硝酸鹽、生化需氧量與化學需氧量為重要濕地基礎調查規範之水質調查項目，故本研究仍保留其檢測工作。過去陳德鴻團隊亦曾檢驗夢幻湖之硫酸鹽濃度，其數值卻與酸鹼值間無顯著相關。本研究推測，夢幻湖水質雖受硫磺影響而呈酸性，但夢幻湖本身之酸鹼值變異極小，故不易顯現硫酸鹽之影響。臺灣水韭演變史方面，本研究將彙整過去資料，並逐步呈現相關結果。

附件十二、第 1 次期中審查會議紀錄

陽明山國家公園管理處

108-110 年度夢幻湖生態保護區基礎調查與水文長期監測計畫 第 1 次期中會議紀錄

壹、會議時間：108 年 9 月 20 日（星期五）上午 10 時 30 分

貳、會議地點：本處 2 樓會議室

參、主席：本處劉處長培東

記錄：陳宏豪

肆、出席人員：（詳簽到簿）

伍、業務單位報告：（略）

陸、受託單位報告：（略）

柒、討論：

一、薛美莉研究員

- 1.臺灣水韭名的變種名應該要移除，前人研究臺灣水韭學名也應該要一致。
- 2.第 3 頁鼓藻學名應該再確認。
- 3.關於本案兩棲類變化不大約 11 種左右，而呂光洋老師調查到 21 種或可敘述變化物種及可能原因，而 2 棲類只見盤古蟾蜍及莫氏蛙，然根據蝌蚪觀察應該有 8 種蛙類，有關蝌蚪調查希望期末呈現。
- 4.亞硝酸鹽濃度低於一般水平、BOD、COD 監測建議可移除，建議增加硫酸鹽，因其與硫酸為雨水酸化因素原因，而根據地下水是中性湖水是酸性現象，可推估其硫化物來源可能為遠層傳播。

二、黃曜謀研究員

- 1.內文參考文獻未列出處，或格式錯誤，請修訂
- 2.圖 14 呈現資料分布與圖 15.16 資料不齊
- 3.如圖 14 2019 年 3 月 a1 臺灣水韭 100%
- 4.如圖 15 2019 年 3 月 a1 臺灣水韭 0~20%
- 5.page 26 植物淨生產量採集 15*15m²，數據是否正確
- 6.page 58 荸薺、水毛花、柳葉箬高生產量、低分解速率、走莖，一旦建

立恐難以移除

7.ptt 33 右邊圖片支持此一假說

8.針蘭物候是否冬枯，建議納入考量？

9.臺灣水韭是否要用變種名？

10.臺灣水韭 vs 狹葉泥炭苔是否為朋友？

11.臺灣水韭 vs 水綿。

三、盧淑妃副處長：

1.水韭點位可標在圖上易於比對。

2.近年水韭演變史圖或可更精細俾利比較。

四、華予菁課長：

1.有關針蘭在高水位下具有擴張潛力，後續是否會透過光照試驗或其他方式來驗證此一假說？

2.各季動、植物調查應與過去同季之調查做比較，以呈現其物種或族群變動趨勢。

3.是否對各水生植物體木質素的探討可有助於了解其分解速率？

4. P.42 湖區穿越線植物調查圖 圖例未標示出 臺灣水韭，請補正。

5. P.43 睡蓮的圖示寫"蓮的一種"，請更正，另外來種調查應依調查月份分別表列，以了解夢幻湖區於不同季節之外來種。

6.參考文獻部分漏列游雅婷 2013、陳寧庸、張文亮 2010、呂光洋 1987、林曜松 2007、陳俊宏 2010、毛俊傑 2014、Cole 1983 等，請予詳細修正。

7. P.60 夢幻湖 2016、2017、2018 之衛星影像未標示日期，請補正。

五、主席：調整水質檢測項目 BOD、COD、亞硝酸鹽濃度，增加硫酸濃度監測項目，將歷年水韭演變史圖精細化將對監測水韭變化更有貢獻度。

六、受託單位回應：

1.關於水韭名稱、學名統一、鼓藻學名修正照辦。

2.水質檢測將增加硫酸 1 項，並與管理處再一同檢視監測項目。

3.有關報告內文及參考文獻修正部分依建議辦理。

4.有關報告書圖 14、圖 15 面積不一致，圖 14 資料較準確、圖 15 係用內插法示意圖方式將再作檢視，而圖 14 資料其中 A4 資料誤植將檢視後

修正。

- 5.以關 P26 生物量估算，草澤植物 3 月份開始生長， 7 月量最高，2 者間的差距為其生長量是以統計上均質收割法進行。
- 6.有關荸薺、水毛花、柳葉箬高生產量植物。其生長位置多侷限於地勢高位處，冬天水位高控制其擴展速率，其與水韭生長競爭影響小，持續作觀察，針蘭物候是否冬枯現象一併列入監測。
- 7.荸薺是否有冬枯現象針蘭物候是否冬枯現象？

捌、結論：

- 一、第 1 次期中報告原則通過，請受託單位依委員意見補正報告書內容，並依契約書規定辦理請款事宜。
- 二、後續請業務單位與研究團隊研議調整水質檢測項目 BOD、COD、亞硝酸鹽濃度，增加硫酸濃度監測工作項目。

玖、散會：下午 12 時 20 分

附件十三、第 2 次期中審查委員意見與回覆

委員意見	計畫團隊回覆
黃曜謀研究員	
一、鳥類調查方法(頻度、方式)說明與實際執行及結果紀錄不符。	感謝委員提醒，本研究鳥類調查除現地調查(穿越線)外，亦納入排程錄音機與紅外線自動相機結果。為避免誤解，已於內文補充敘述。
二、臺灣水韭分布季節變異屬短期變化，應非孢子萌發的結果，而是球莖萌發新葉。	感謝委員提供之寶貴意見。本研究亦認同臺灣水韭與針蘭之消長屬季節性變化。臺灣水韭於秋冬季自球莖萌發新葉，針蘭種子則於夏季萌發。
三、本計畫推測浚深區冬季因光照不足使水綿覆蓋度增加，與菁山自然中心水韭養殖缸的經驗不符，水綿多寡應與水體養分多寡較有關聯。	本研究認為冬季光照不足與水綿孳生可能為浚深區臺灣水韭覆蓋度與生產量降低之可能原因。然光度與營養鹽均可能影響水綿生長，故建議陽管處可透過營養添加實驗探討之。
四、報告書第 1 頁第 2 段夢幻湖水深變化敘述量測標準不一(最深處與平均深度)。	感謝委員建議，已修正於摘要。
五、報告書第 44 頁臺灣水韭覆蓋變化除水位和季節之外，建議也將氣溫納入考量。	感謝委員建議，本研究已於 2020 年 3 月起開始記錄夢幻湖溫度，並將結果呈現於第三章第六節「光度、溫度監測」。
六、報告書第 61 頁本區蒸發散特性建議增加溫度表列。	感謝委員建議，本研究已於 2020 年 3 月起開始記錄夢幻湖溫度，並將結果呈現於第三章第六節「光度、溫度監測」。
七、報告書第 65 頁降雨強度的單位是「日」或「時」？	第 113 頁圖 84 降雨強度是日雨強，比較雨量是月雨量，由於降雨強度可能會為棲地帶來不同干擾，故增列本因子，作為後續分析之用。
八、報告書第 73 頁有關水深與植物覆蓋度之敘述文意不明，宜調整修正。	感謝委員建議，本研究已綜合整理水文與植物覆蓋度之相關結果。
九、報告書第 75 頁圖 51~53 橘線與藍線的意義與標準為何？	感謝委員建議，本研究已綜合整理水文與植物覆蓋度之相關結果，並將圖予以刪除。

十、報告書第85頁圖62顯示夢幻湖沉積物蓄積厚度超乎先前各研究，陸化速度令人擔憂。	感謝委員提醒，本研究已修正於第三章第七節「植物蓄積厚度」。
二、高課員千雯	
一、永久樣區自96年設置後即未再有干擾，或可對照長期環境因子數據，瞭解永久樣區中優勢植物變化的主因。	感謝課員建議，本研究已彙整2006~2020年臺灣水韭永久樣區歷年期數據，惟2010年前之水文資料係以水深表示，且未標示量測位置，故本研究不易綜合本研究與陳德鴻等(2010)之調查數據。但於植物組成變異較大之2009~2010年，可見2009年冬季之日平均水位極高，故推測此時臺灣水韭與狹葉泥炭苔逐漸優勢，且針蘭逐漸減少，應與長時間之高水位有關。
二、報告書第47~55頁與74~76頁內容均為水位和水生植物競爭關係，建議整併。	感謝課員建議，本研究已整併水文與水生植物之相關分析。
華課長予菁	
一、圖23~26所呈現的是植物覆蓋度還是分布範圍？請標示座標軸名稱及單位。	圖56~66係呈現植物覆蓋度，而由於植物生長區位交互重疊，故覆蓋率會大於100%。為避免誤解，本研究已於圖中標示座標軸名稱。
張秘書順發	
一、請補充說明長石粉實驗3個樣點的選取標準。	長石粉樣點選擇係以地理位置、優勢植物與操作可行性為考量。故於臺灣水韭優勢區中設立北(1號)、中(2號)、南(3號)樣站，並另於2020年7月於柳葉箬區設置4號樣站。
二、報告書結論應回應本案計畫目標。	謹遵辦理。
盧淑妃副處長	
一、第3次期中報告書資料呈現請再仔細檢視，圖表的意義與說明應更詳細。	謹遵辦理。

附件十四、第 2 次期中審查會議紀錄

陽明山國家公園管理處

108-110 年度夢幻湖生態保護區基礎調查與水文長期監測計畫 第 2 次期中會議紀錄

壹、會議時間：109 年 3 月 20 日（星期五）上午 10 時 30 分

貳、會議地點：本處 2 樓會議室

參、主席：本處盧副處長淑妃代

記錄：高千雯

肆、出席人員：（詳簽到簿）

伍、業務單位報告：（略）

陸、受託單位報告：（略）

柒、討論：

一、黃曜謀約聘研究員

1. 鳥類調查方法（頻度、方式）說明與實際執行及結果紀錄不符。
2. 臺灣水韭分布季節變異屬短期變化，應非孢子萌發的結果，而是球莖萌發新葉。
3. 本計畫推測浚深區冬季因光照不足使水綿覆蓋度增加，與菁山自然中心水韭養殖缸的經驗不符，水綿多寡應與水體養分多寡較有關聯。
4. 報告書第 1 頁第 2 段夢幻湖水深變化敘述量測標準不一（最深處與平均深度）。
5. 報告書第 44 頁臺灣水韭覆蓋變化除水位和季節之外，建議也將氣溫納入考量。
6. 報告書第 61 頁本區蒸發散特性建議增加溫度表列。
7. 報告書第 65 頁降雨強度的單位是「日」或「時」？
8. 報告書第 73 頁有關水深與植物覆蓋度之敘述文意不明，宜調整修正。
9. 報告書第 75 頁圖 51~53 橘線與藍線的意義與標準為何？
10. 報告書第 85 頁圖 62 顯示夢幻湖沉積物蓄積厚度超乎先前各研究，陸化速度令人擔憂。

二、高課員千雯

1. 永久樣區自 96 年設置後即未再有干擾，或可對照長期環境因子數據，瞭解永久樣區中優勢植物變化的主因。
2. 報告書第 47~55 頁與 74~76 頁內容均為水位和水生植物競爭關係，建議整併。

三、華課長予菁

圖 23~26 所呈現的是植物覆蓋度還是分布範圍？請標示座標軸名稱及單位。

四、張秘書順發

1. 請補充說明長石粉實驗 3 個樣點的選取標準。
2. 報告書結論應回應本案計畫目標。

五、盧淑妃副處長

第 3 次期中報告書資料呈現請再仔細檢視，圖表的意義與說明應更詳細。

六、受託單位回應

1. 光度和營養鹽可能都是影響水綿產生的因素，因此後續會增加營養鹽試驗。
2. 第 65 頁圖 41 降雨強度是日雨強，比較雨量是月雨量，由於降雨強度可能會為棲地帶來不同干擾，故增列本因子，作為後續分析之用。
3. 圖 23~26 是呈現植物覆蓋度，因為植物生長區位會重疊，所以覆蓋率會大於 100%。
4. 圖 62 有誤，沉積物蓄積厚度還要再除以單位時間。
5. 長石粉實驗樣點主要是以便於操作、包含北中南 3 區及臺灣水韭優勢區域為考量。

捌、結論：

第 2 次期中報告通過，請受託單位依委員意見補正報告書內容，並依契約書規定辦理請款事宜。

玖、散會：下午 12 時 30 分

附件十五、第 3 次期中審查委員意見與回覆

委員意見	計畫團隊回覆
黃曜謀研究員	
一、P.32 年度應統一成西元計年	感謝委員提醒，已修正於內文第 45 頁。
二、P.36 2016~2020 年兩棲類的科數及種數與 2019.03~2020.07 的數據完全相同，恐有誤，請再核對。	感謝委員提醒，已檢查，且發現並無誤植。
三、P.58 用乾旱天數來表達臺灣水韭能否生長用詞，可能有誤導之嫌，應是高程大於 866.5m 更適合針蘭生長，排擠臺灣水韭。	感謝委員建議，已修正於內文第 92 頁。
四、P.79 圖 55 右軸數字及圖說不完整。	感謝委員建議，已修正於圖 91。
五、P.86~87 地上部淨生產量(ANPP)和生物量有何關聯？圖 64 和 65 部分植物呈現冬天有最高淨生產量，而夏天有最高生物量之情形，是否合理？	ANPP 與生物量未必為正相關，前者由生物量與枯落物組成。冬季較多之枯落物亦會提高冬季的淨生產量。
六、P.91 針蘭花序頂端會長不定芽而非種子萌發。	感謝委員提醒，已修正於第三章第五節「針蘭物候」內文。
七、P.96 沉積速率請標示時間及當時的沉積厚度。沉積速率請用「年」為單位，會較「日」為單位更為實用。建議比較歷年來夢幻湖「沉積速率」研究資料，並說明其差異原因。	感謝委員建議，已修正於第三章第七節「植物蓄積厚度」，1~4 樣站之沉積速率分別為 0.41 cm yr ⁻¹ 、0.20 cm yr ⁻¹ 、0.25 cm yr ⁻¹ 和 0.05 cm yr ⁻¹ 。
八、P.99 請標示本研究迄今的研究期間。	感謝委員建議，已修正於結論。
九、民國 82 年管理處針對湖區北部所做浚深確有保水效果，但猜測可能因為地勢較低，造成營養鹽集中，促進水綿滋生。	感謝委員建議，於水質結果中確實發現除氨氮之平均濃度以湖央區較高，浚深區之平均營養鹽濃度確實略高於湖央區。
薛美莉研究員	
一、本研究以臺灣水韭為標的物種，建議應將水韭的分類、法定保育位階	感謝委員建議，已修正於內文第 3 頁。

與受脅等級於報告書中概述。	
二、鳥類調查以 3 月為主要調查期間，但以往資料顯示夢幻湖有大量雁鴨棲息，惟目前水域鳥類調查之資料應加以比對。	目前雁鴨科之鳥類僅調查到小水鴨，尚無發現林幸助(2018)提及之花嘴鴨。
三、由於夢幻湖位於臺灣東北部，其春夏秋冬降雨與夏季颱風雨所帶來營養鹽差異頗大，建議可有適當分析其影響夢幻湖水質之主要分子。	感謝委員建議，目前認為影響夢幻湖之主要因子仍為硝酸態氮，且主要受東北季風所影響。
四、陳德鴻所設永久樣區建議即以夢幻湖永久樣區稱之，以利後續分析。	感謝委員建議，謹遵辦理。
五、P.36 提到兩棲類 6 科 17 種似與簡報不符；文中 2 次提到雨量相差甚大(P.2 為 4,863 毫米、P.4 為 3,600 毫米)，建議註明調查時間或年度。	感謝委員建議，兩棲類之結果已檢查；雨量描述已修正於內文第 2 頁與第 4 頁。
李佩珍教授	
一、建議後續報告可增加水韭分布與針蘭分布(圖 20、24/圖 26、27)季節變異與年間變異。	感謝委員建議，本研究彙整 2018~2020 年度之資料，並將結果呈現於第三章第二節「湖區穿越線調查」。
二、建議可提供植物樣區與穿越線 2 種調查方式的優缺點比較，包括適合收集之資料類型與成本效益等，供陽管處未來長期監測之參考。	感謝委員建議， 植物樣區：調查範圍較廣，可獲取湖區較全面的植群分布資訊，較難獲取較詳細的植群深度變化資料。 穿越線：可提供較詳細的植群深度變化，但因調查範圍有限，而無法得到較全面的植群資料。
三、夢幻湖生態系食物網模式中，水韭生物量是否相對影響較小？水韭的淨生產量相對其它優勢植物似乎小很多（圖 64、65）？	水韭生物量確實偏低，後續考慮改用生產量。水韭因本身生物量較小，因此每天所需生長之重量也較少，其亦導致生產量較低。
四、光度資料是否可轉換為 PPFD ($\text{PAR } \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) 等可見光合作用意義的方式表達？	感謝委員建議，已修改至第三章第六節「光度與溫度現地監測」。
五、水韭分布模擬是否也可利用水深与其它生態因子去做，然後與 IDW 方式的結果進行比較？IDW 為實證資料的模擬，但若利用環境生態	感謝委員建議，該提案為日後重點研究項目。

因子（例如水深、水質、光度、其它競爭植物分布）去模擬是否可了解水韭分布的生態機制？	
四、 陳主任彥伯	
一、夢幻湖冬季硝酸鹽濃度增加可能是東北季風夾帶境外污染源造成，是否有較好的防範方法？	可藉由種植防風林改善，但近幾年來硝酸鹽濃度有下降趨勢，因此建議持續監測，後續再考慮是否需進行防範。
華課長予菁	
一、本區保育類動物歷年調查情況請協助於文中摘要，並於表格中以符號標示。	感謝課員建議，已補充於摘要及第三章第一節。
二、表 8、9 表頭日期誤植。	感謝委員提醒，已修正於表 13 與表 14。
高課員千雯	
一、P.28 請補充說明光度量測、植物分解速率及沉積物沉積速率等實驗樣點選擇理由。	感謝課員建議，光度量測已補充於第二章第六節「光度與溫度現地監測」；植物分解速率及沉積物沉積速率已補充於第二章第七節「有機碎屑蓄積速率」。
二、P38. 表 9 補充紅外線相機紀錄。	感謝課員建議，已補充於表 14。
三、P41. 湖央區 E 樣區應為 C2 樣區；浚深區 N 樣站應為 N1。	感謝課員建議，已修正於內文第 60 頁。
四、P46. 請補充湖區植群調查結果，再進行植物競爭分析。	感謝課員建議，已補充於第三章第二節「湖區植群調查」。
五、P50. 2020 年夏季降雨未高於 2018，5 月前僅 3 月略高於 2018，此處推測與後文水文資料略有出入。	2020 年 3 月至 6 月之月平均水位皆高於 2018 年，僅 7 月份於當季採樣前水位仍高於 2018 年；採樣後水位才有降低現象。
六、P58. 乾涸與乾旱有何異同？	並無差異。
七、P66. 生態保護區圍欄邊是否有外來種巴西水竹葉？	感謝課員建議，本團隊已於 2021 年 7 月確認有紫葉水竹草(巴西水竹葉)，並添加於第三章第二節「外來種分布調查」。
八、P68. 表 14 N.D. 意義與原因為何？	感謝課員建議，已於表 22 下方註解。
九、P71. 水文調查資料建議調整小節順序，先呈現降雨和蒸發散量，再談水位；所有項目都應呈現 2016	感謝課員建議，已修改於第二章第四節與第三章第四節。

年起之資料與變遷情形。	
十、P78 水位超越曲線敘述過於鎖碎，應著重說明浸淹機率與水位超越機率曲線變化之意義。	感謝課員建議，已修改於第三章第四節「水位超越曲線」。
十一、 本案目前各項實驗成果大致都能呼應管理處先前針對本區所做之各種調研觀察，建議可盡量援引呼應，以相互印證，並展現研究之延續性(如長石粉實驗結果與105年地形量測結果一致)。	感謝課員建議，謹遵辦理。
十二、 植物蓄積厚度取樣點似靠近北、中、南之永久樣區，是否可以取鄰近之永久樣區之植物組成作為對照和分析之基礎？	感謝課員建議，初步分析並無看出趨勢，需增加植物蓄積厚度之監測時間。
十三、 柳葉箬是陸化的主要因子，但不是臺灣水韭的競爭植物，是否該採取應對措施？	感謝課員建議，2020年12月已進行柳葉箬之植物蓄積厚度實驗，本研究認為柳葉箬分布範圍不大，故對陸化之影響有限。
十四、 水綿未列入本案植物調查標的，如要證實水綿與水韭之競爭，建議加入覆蓋率調查項目。	感謝課員建議，已於2020年3月開始進行永久樣區之水綿覆蓋度監測。水綿消長快速，持續監測有助於更準確判斷其影響。於營養添加實驗發現，水綿遮光確實影響水生植物生長。
張秘書順發	
一、請補充柳葉箬分布比例；植物蓄積厚度實驗取樣點建議搭配主要陸化植物分布。	感謝委員建議，已補充於第三章第五節；2020年12月已進行柳葉箬之植物蓄積厚度實驗。
二、P.96 3號樣點的沉積速率請再確認。	感謝委員提醒，3號樣區之沉積速率至今為 0.25 cm yr^{-1} 。
三、結論請補充動物調查結果分析。	感謝委員提醒，已補充於結論。
楊金臻副處長	
一、依據本案調查結果，管理處於82年所做之浚深成效如何？	82年湖區北部浚深深度恐偏大，致本區水韭於冬季受光量較低，近年本團隊亦留意冬季水綿滋生問題，其成果正負參半。
劉處長培東	
一、本案調查研究嚴謹，內容豐碩，請團隊努力將研究成果於國際期刊上發表。	謹遵辦理。

附件十六、第 3 次期中審查會議紀錄

陽明山國家公園管理處

108-110 年度夢幻湖生態保護區基礎調查與水文長期監測計畫

第 3 次期中會議紀錄

壹、會議時間：109 年 9 月 28 日（星期一）上午 10 時 30 分

貳、會議地點：本處 2 樓會議室

參、主席：本處劉處長培東

紀錄：高千雯

肆、出席人員：（詳簽到簿）

伍、業務單位報告：（略）

陸、受託單位報告：（略）

柒、討論：

一、黃曜謀約聘研究員

1. P.32 年度應統一成西元計年。
2. P.36 2016—2020 年兩棲類的科數及種數與 2019.03—2020.07 的數據完全相同，恐有誤，請再核對。
3. P.58 用乾旱天數來表達臺灣水韭能否生長用詞，可能有誤導之嫌，應是高程大於 866.5m 更適合針蘭生長，排擠臺灣水韭。
4. P.79 圖 55 右軸數字及圖說不完整。
5. P.86~87 地上部淨生產量（ANPP）和生物量有何關聯？圖 64 和 65 部分植物呈現冬天有最高淨生產量，而夏天有最高生物量之情形，是否合理？
6. P.91 針蘭花序頂端會長不定芽而非種子萌發。
7. P.96 沉積速率請標示時間及當時的沉積厚度。沉積速率請用「年」為單位，會較「日」為單位更為實用。建議比較歷年來夢幻湖「沉積速率」研究資料，並說明其差異原因。
8. P.99 請標示本研究迄今的研究期間。
9. 民國 82 年管理處針對湖區北部所做浚深確有保水效果，但猜測可能因為地勢較低，造成營養鹽集中，促進水綿滋生。

二、薛美莉研究員

1. 本研究以臺灣水韭為標的物種，建議應將水韭的分類、法定保育位

階與受脅等級於報告書中概述。

2. 鳥類調查以 3 月為主要調查期間，但以往資料顯示夢幻湖有大量雁鴨棲息，惟目前水域鳥類調查之資料應加以比對。寫在結論？
3. 由於夢幻湖位於臺灣東北部，其春冬季降雨與夏季颱風雨所帶來營養鹽差異頗大，建議可有適當分析其影響夢幻湖水質之主要分子。
4. 陳德鴻所設永久樣區建議即以夢幻湖永久樣區稱之，以利後續分析。
5. P.36 提到兩棲類 6 科 17 種似與簡報不符；文中 2 次提到雨量相差甚大(P.2 為 4863 毫米、P.4 為 3600 毫米)，建議註明調查時間或年度。

三、李佩珍教授

1. 建議後續報告可增加水韭分布與針蘭分布（圖 20、24/圖 26、27）季節變異與年間變異（先估算分布模擬的機率，再計算機率的季節 CV 或年間 CV 值）。
2. 建議可提供植物樣區與穿越線 2 種調查方式的優缺點比較，包括適合收集之資料類型與成本效益等，供陽管處未來長期監測之參考。
3. 夢幻湖生態系食物網模式中，水韭生物量是否相對影響較小？水韭的淨生產量相對其它優勢植物似乎小很多（圖 64、65）？
4. 光度資料是否可轉換為 PPFD ($\text{PAR } \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) 等可見光合作用意義的方式表達？
5. 水韭分布模擬是否也可利用水深與其它生態因子去做，然後與 IDW 方式的結果進行比較？IDW 為實證資料的模擬，但若利用環境生態因子（例如水深、水質、光度、其它競爭植物分布）去模擬是否可了解水韭分布的生態機制？

四、陳主任彥伯

夢幻湖冬季硝酸鹽濃度增加可能是東北季風夾帶境外污染源造成，是否有較好的防範方法？

五、華課長予菁

1. 本區保育類動物歷年調查情況請協助於文中摘要，並於表格中以符號標示。
2. 表 8、9 表頭日期誤植。

六、高課員千雯

1. P.28 請補充說明光度量測、植物分解速率及沉積物沉積速率等實驗

樣點選擇理由。

2. P38. 表 9 補充紅外線相機紀錄。
3. P41. 湖央區 E 樣區應為 C2 樣區；浚深區 N 樣站應為 N1。
4. P46. 請補充湖區植群調查結果，再進行植物競爭分析。
5. P50. 2020 年夏季降雨未高於 2018，5 月前僅 3 月略高於 2018，此處推測與後文水文資料略有出入。
6. P58. 乾涸與乾旱有何異同？沒有不同
7. P66. 生態保護區圍欄邊是否有外來種巴西水竹葉？
8. P68. 表 14 N.D. 意義與原因為何？
9. P71. 水文調查資料建議調整小節順序，先呈現降雨和蒸發散量，再談水位；所有項目都應呈現 2016 年起之資料與變遷情形。
10. P78 水位超越曲線敘述過於鎖碎，應著重說明浸淹機率與水位超越機率曲線變化之意義。
11. 本案目前各項實驗成果大致都能呼應管理處先前針對本區所做之各種調研觀察，建議可盡量援引呼應，以相互印證，並展現研究之延續性（如長石粉實驗結果與 105 年地形量測結果一致）。
12. 植物蓄積厚度取樣點似靠近北、中、南之永久樣區，是否可以取鄰近之永久樣區之植物組成作為對照和分析之基礎？
13. 柳葉箬是陸化的主要因子，但不是臺灣水韭的競爭植物，是否該採取應對措施？
14. 水綿未列入本案植物調查標的，如要證實水綿與水韭之競爭，建議加入覆蓋率調查項目。

七、張秘書順發

1. 請補充柳葉箬分布比例；植物蓄積厚度實驗取樣點建議搭配主要陸化植物分布。
2. P.96 3 號樣點的沉積速率請再確認。
3. 結論請補充動物調查結果分析。

八、楊金臻副處長

依據本案調查結果，管理處於 82 年所做之浚深成效如何？

九、劉處長培東

本案調查研究嚴謹，內容豐碩，請團隊努力將研究成果於國際期刊上發

表。

十、受託單位回應

1. ANPP 與生物量未必為正相關，前者由生物量與枯落物組成，本團隊會再確認資料是否輸入有誤。
2. 目前鳥調僅做春季 1 次，湖區以小水鴨最常見。
3. 水韭生物量確實偏低，後續考慮改用生產量。
4. 水綿消長快速，持續監測有助於更準確判斷其影響。
5. 82 年湖北區浚深深度恐偏大，致本區水韭於冬季受光量較低，近年本團隊亦留意冬季水綿滋生問題，其成果正負參半。
6. 柳葉箬可能對夢幻湖濕地存續造成威脅，本團隊將仔細評估是否建議貴處適度移除。

捌、結論：

第 3 次期中報告通過，請受託單位依委員意見補正報告書內容，並依契約書規定辦理請款事宜。

玖、散會：下午 12 時 30 分

附件十七、第 4 次期中審查委員意見與回覆

委員意見	計畫團隊回覆
黃曜謀研究員	
一、P.2 摘要第 2 段「2020 年 7 月中旬至 8 月初之乾旱，以及秋冬季長時間之高水位，接導致臺灣水韭於該年度秋冬季幾近消失之可能原因。」惟 P.50 圖 23、24 樣區水生植物覆蓋度圖，卻顯示仍有許多樣區中臺灣水韭的覆蓋度超過 50% 以上，並無所謂「幾近消失」之情形發生。又 P.65 圖 52、53 穿越線水生植物覆蓋度凸顯是在 32~100 m 區段，臺灣水韭覆蓋度幾乎是所有水生植物中最高者。摘要「幾近消失」的說法建議在予斟酌，以免引起不必要的誤會。	感謝委員提醒，「幾近消失」原單指 S1、2 兩臺灣水韭永久樣區，為避免誤會已修正相關之用詞。
二、P.96 圖 79「臺灣水韭永久樣區逐年水綿覆蓋度」是指哪一樣區或所有樣區的平均值？	感謝委員提醒，已修正於圖 114，其係指所有樣區之平均值，在此將圖標題修改為「2006~2010 年、2020、2021 年臺灣水韭永久樣區所有樣區平均之水綿覆蓋度時間變化」使之更明確。
三、P.96 圖 80「3 個年度各永久樣區水綿覆蓋度」，每個樣區應有 3 條不同年度覆蓋度條狀圖，而非單一條。	感謝委員提醒，已修正於圖 115，其係指單一樣區之年平均值，因此每樣區僅單 1 條狀圖，在此將圖標題修改為「2006~2010 年、2020、2021 臺灣水韭永久樣區所有年份平均之水綿各樣站覆蓋度」使之更明確。
四、P.97 第一段「可能是水毛花本身巨根瘤菌幫忙固氮」，這並非是大家所熟知的常識，請列舉參考文獻資料佐證。	感謝委員提醒，已查證並發現相關文獻之查詢有誤，在此予以修正。
李佩珍研究員	
一、計畫目標四為植被與水文、水質等因子之關聯性分析。但目前報告的分析似乎僅顯示部分相關分析，例如圖 82、83、85，其他未提及之相關性(如臺灣水韭生物量與總磷等)是有分析但不顯著或尚未分析	感謝委員提醒，針對『植群結構與水文、水質』以及『植物覆蓋度與水文、水質』之相關分析結果以補充於第三章第二節「湖區植群調查」之章節；生產量(ANPP 和 BNPP)之相關分析結果分別補充於第三章第六節「植物地上部淨生產量」與「植物地下部淨生產量」。

呢？另除了單一植物物種的生物量、生產量等是否也會進行植群結構與水文、水質的相關分析呢？	
二、在時間的動態上，是否能分析季節間與年間的尺度是哪一個尺度更重要？另外，是否以4季代表季節性或乾濕季來代表季節性會更有意義？	感謝委員建議，相關分析結果已補充於第三章第二節「湖區植群調查」之章節中。結果顯示於時間動態上以年間尺度較為重要，本研究推測各年度之降雨情形對臺灣水韭、針蘭之分布更具影響性；臺灣水韭、針蘭在季節間與乾濕季間之分布變異度皆相近，顯示季節變異與乾濕季變化有關，因此未來可以乾濕季代表植物之季節性變化。
三、圖 84，標題是否誤植？BNPP(地下部竟生產量)？	感謝委員提醒，已修正於圖 117，其標題以改為「5 種優勢水生植物之地下部淨生物量(BNPP，長條圖)與 2 季平均水深(折線圖)」使之更明確。
四、在植物競爭上，水位控制是否為維持臺灣水韭優勢最重要的經營管理目標？水位控制要如何執行呢？是否可以給予更具體的建議？	本研究認為水位控制確實對維持臺灣水韭優勢有其重要性。水位控制可透過『開源』與『節流』2 種工程方法執行，其中南邊 S1 地下水井證實為地下水位主要流失點、湖區外東南側裂隙 C3 是流出處，是未來進行節流工程的主要建議位置。而若需於特殊乾旱時期進行開源工程，則可擷取部分輸送至七星公園之山泉水源，以補注湖區。除此之外，當監測水位長期高於特定水生植群(如臺灣水韭)的高水位閾值(根據前述生態調查，可能為水深 80 cm)時，即『連續 2~3 個月之高水位(80 cm)』之層級，可考慮於湖區北側裂隙(C1)設置擋板，人為控制退水速率，同時對現有湖區生態環境影響較小。該部分已補充於第四章「建議」。
五、柳葉箬造成的陸化問題是否有急迫性？需要有短期的經營作為嗎？	整體而言，柳葉箬之覆蓋範圍較窄，且於植物蓄積厚度-柳葉箬樣區結果中並無發現更高之累積速率。而根據植物蓄積厚度、植物分解速率以及生態系食物網模式之結果推測，夢幻湖有機碎屑累積速率不高，且以長時間尺度而言，夢幻湖水生植物覆蓋比例隨水位消長，因此尚無急遽陸化之隱憂，故尚不需針對

	柳葉箬進行移除等相關作為。
六、以歷年的資料來看，是否可以判斷臺灣水韭族群目前是處於動態平衡，而不需更積極的經營作為，持續監測即可？	動態平衡目前尚難斷言，需更長時間觀察。本研究建議建立夢幻湖水位變化對於臺灣水韭的物種分佈模式，以瞭解夢幻湖水位變化對於臺灣水韭生長分佈的動態變化，並找出對臺灣水韭生長最佳的水位深度範圍，提供日後對臺灣水韭的生態保育、棲地管理及環境教育的重要依據。
華課長予菁	
一、期末報告摘要請簡要彙整 3 年研究成果，包括各類動物、植物與外來種調查結果。研究成果後請補充結論與建議，如未來需要持續監測或調查的部分，或物種調查頻度調整等。	感謝課長提醒，各類動物、植物與外來種調查結果已補充於摘要。部分建議項目已陳述於第四章。
楊副處長金臻	
一、極端氣候對其他植物的可能影響為何？	極端氣候可能造成年降雨量之劇烈變化，乾旱及高水位之出現機率可能增加，進而對夢幻湖水生植物之生長造成影響。建議長期監測臺灣水韭與水文，並針對歷年來夢幻湖水文環境變化對臺灣水韭之影響進行探討，以了解極端氣候之影響。

附件十八、第 4 次期中審查會議紀錄

陽明山國家公園管理處

108-110 年度夢幻湖生態保護區基礎調查與水文長期監測計畫

第 4 次期中會議紀錄

壹、會議時間：110 年 3 月 26 日（星期五）上午 10 時

貳、會議地點：本處 2 樓會議室

參、主席：本處楊副處長金臻代

肆、出席人員：（詳簽到簿）

伍、業務單位報告：（略）

陸、受託單位報告：（略）

柒、討論：

紀錄：高千雯

一、黃曜謀約聘研究員

1. 摘要第 2 頁第 2 段「2020 年 7 月中旬至 8 月初之乾旱，以及秋冬季長時間之高水位，接導致臺灣水韭於該年度秋冬季幾近消失之可能原因。」惟第 50 頁圖 23、24 樣區水生植物覆蓋度圖，卻顯示仍有許多樣區中臺灣水韭的覆蓋度超過 50% 以上，並無所謂「幾近消失」之情形發生。又第 65 頁圖 52、53 穿越線水生植物覆蓋度凸顯是在 32-100 m 區段，臺灣水韭覆蓋度幾乎是所有水生植物中最高者。摘要「幾近消失」的說法建議在予斟酌，以免引起不必要的誤會。
2. 第 96 頁圖 79「臺灣水韭永久樣區逐年水綿覆蓋度」是指哪一樣區或所有樣區的平均值？
3. 第 96 頁圖 80「3 個年度各永久樣區水綿覆蓋度」，每個樣區應有 3 條不同年度覆蓋度條狀圖，而非單一條。
4. 第 97 頁第一段「可能是水毛花本身巨根瘤菌幫忙固氮」，這並非是大家所熟知的常識，請列舉參考文獻資料佐證。

二、李佩珍教授

1. 計畫目標四為植被與水文、水質等因子之關聯性分析。但目前報告的分析似乎僅顯示部分相關分析，例如圖 82、83、85，其他未提及之相關性(如臺灣水韭生物量與總磷等)是有分析但不顯著或尚未分析呢？另除了單一植物物種的生物量、生產量等是否也會進行植群結構與水文、水質的相關分析呢？
2. 在時間的動態上，是否能分析季節間與年間的尺度是哪一個尺度更

重要？另外，是否以 4 季代表季節性或乾濕季來代表季節性會更有意義？

3. 圖 84，標題是否誤植？BNPP(地下部竟生產量)？
4. 在植物競爭上，水位控制是否為維持臺灣水韭優勢最重要的經營管理目標？水位控制要如何執行呢？是否可以給予更具體的建議？
5. 柳葉箬造成的陸化問題是否有急迫性？需要有短期的經營作為嗎？
6. 以歷年的資料來看，是否可以判斷臺灣水韭族群目前是處於動態平衡，而不需更積極的經營作為，持續監測即可？

三、華課長予菁

期末報告摘要請簡要彙整 3 年研究成果，包括各類動物、植物與外來種調查結果。研究成果後請補充結論與建議，如未來需要持續監測或調查的部分，或物種調查頻度調整等。

四、楊副處長金臻

極端氣候對其他植物的可能影響為何？

五、受託單位回應

1. 「幾近消失」是指 S1、2 兩區，與報告書其他可能誤植處會一併改正。
2. 水毛花固氮之說會再查證。
3. 植被與水文相關分析、時間尺度分析等將於期末報告補充。
4. 水位控制可透過『開源』與『節流』2 種取向的工程方法執行，難度不高，關鍵在於是否要進行擾動。根據目前水文調查資料，夢幻湖水位降低以滲流與蒸散為主，尤以前者較為顯著；裂隙出流只發生於高水位時，且可避免湖水長時間位於高水位，降低臺灣水韭生存優勢，因此裂隙影響有限。因此，水位控制之原則為降雨較少之際節要『節流』，『開源』則可建置儲水槽，較具體之設計會在本案協同主持人施上粟副教授執行的「夢幻湖生態保護區地下水觀測及湖水位管控策略研擬」中提出，該計畫將於 5 月結案，計畫成果亦將整併於本案期末報告。此外，從地下水流向的觀察發現，夢幻湖底質較表層約 50~100 cm 之區域由植物根系與腐植質形成穩定之保水層，復以確認臺灣水韭的耐旱性，因此目前對臺灣水韭生存尚無顯著問題，應保持持續監測即可。
5. 動態平衡目前尚難斷言，需更長時間觀察。

捌、結論：

第 4 次期中報告通過，請受託單位依委員意見補正報告書內容，並依契約書規定辦理請款事宜。

玖、散會：上午 11 時 30 分

國立臺灣大學圖書館

附件十九、期末審查委員意見與回覆

委員意見	計畫團隊回覆
李佩珍研究員	
一、報告書中的「建議」章節可再調整順序，以夢幻湖經營管理的重點排列。	感謝委員建議，已將第四章「建議」之章節順序進行調整。
二、食物網模式中似乎顯示臺灣水韭對夢幻湖能量流沒有太大貢獻(圖 132 & 134)？	根據目前分析之夢幻湖湖區之食物網模式，臺灣水韭的生態功能確實不太明顯。
三、對於全球氣候變遷對夢幻湖的影響，建議未來能委請專家針對夢幻湖建構微尺度的氣候變遷模型，以更精準預測本濕地的水文反應與水生植物反應。	感謝委員建議，夢幻湖湖區降雨深受地形影響，目前氣象局 2 測站資料均未能完全呈現本區降雨情形，故確實應設置微氣候站長期紀錄本區資料，該提案可為日後探討議題。
四、建議可在報告書中明確說明臺灣水韭監測的重點為覆蓋度，且水文為臺灣水韭保育最重要的環境因子，以利管理處優先規劃長期監測的作業流程。	感謝委員建議，以植物監測而言，覆蓋度調查是非破壞性且較易執行之方式，該部分已補充於第四章與第五章。
五、建議保育利用計畫中 p.192 刪除「環境教育」此項，另報告書第 5 章監測計畫的內容應適度摘錄放入保育利用計畫中。	1. 因過去委員多有提出應撰寫「環境教育」，陽管處建議暫予以保留。該保育利用計畫為提出草案，後續仍待與主管機關討論及濕地審議委員審查。 2. 感謝委員建議，第 5 章監測計畫的內容已增加補充入保育利用計畫-「財務與實施計畫」章節中。
六、p. 3 (八)夢幻湖生態尺度研究，排版有誤。	感謝委員提醒，已修正於摘要。
七、p.69 第 3 行「以分布較陸域之白背芒」是「較」或「以」？	感謝委員建議，將此修改為「以白背芒最為優勢，其分布於高程較高之湖岸」，以避免誤會。
八、圖 34 的引用處是否恰當，並請用白話說明 X、Y 軸。	圖 34 之 DistLM with dbRDA 結果沒錯，其在涵蓋所有水質及水位環境因子後，與植物群落組成一同分析。DistLM with dbRDA 圖之軸代表前 2 個 dbRDA 軸可解釋相似矩陣中總變異之百分比。本研究結果僅顯示單一軸 dbRDA1 及單一環境因子-溶氧，代表溶氧對群聚組成具有最佳的配適度。在

	所有最佳的環境因子組合中，以溶氧含量可解釋最多的群聚組成變異，共解釋總變異 2947 中的 642 個，即占 21.8 個百分點(dbRDA1)。為使結果更為明瞭，已增加圖 35 進行溶氧與植物群落之補充說明。
九、p.99 第 2 行 866.22m 以「深」「下」？	感謝委員提醒，已修改於 p.99。
十、p.183 第 6 行，光度「在」與夢幻湖「再」？	感謝委員提醒，已修正於 p.192。
十一、p.157 圖 129 與其他圖不同顏色，有特殊用意嗎？	圖 131 為植物分布變異模擬圖；圖 128~130 為植物分布模擬圖，為避免誤會故將二者用不同顏色呈現。
二、黃曜謀研究員	
一、p.2 圖 1 夢幻湖重要濕地範圍與水域區域略有差異，是否需要調整？	夢幻湖重要濕地範圍係參照過去之結果，然其原始參考依據已遺失。本研究認為除了水域，湖岸之陸域區亦有其重要性。目前夢幻湖重要濕地範圍多為水域範圍，然部分樣區如：植群全面調查(26 區)之 M2、M4、M7 環境應屬湖水較不易淹沒之森林區(圖 4)。故建議未來可於冬季(滿水位時期)進行夢幻湖水域範圍之拍攝，並以此為參考，重新劃定夢幻湖重要濕地範圍。
二、p.117 圖 87 上下圖 X 軸時間單位不一致，請再核對。	感謝委員提醒，檢查後時間單位並無錯誤。
三、p.118 圖 88 顯示 2020 年豐水期夢幻湖北側 0~0.2 hr 入滲率遠大於南側，其理由為何？	由於土壤初期處於未飽和態，入滲率較快；而當土壤逐漸飽和，入滲率將逐漸下降並達到平衡態，為最終入滲率。由於入滲率的量測係為觀察湖區水的流失情形，在有水深的情況，土壤屬飽和態，因此採用最終入滲率做為評估基準。
四、p.132 圖 105、106 請補充函數顯著性。	感謝委員提醒，已補至圖 105~108 內。
五、p.231-233 應變層級分類，文句中提到「魚類」、「回流通道」、「海洋	感謝委員提醒，已修改至『夢幻湖重要濕地(國家級)保育利用計畫』-「緊急應變及恢復措施」章節。

污染」等與夢幻湖濕地無關字眼，應予刪除。	
六、p.232-233 第 5 行重要指標物種係指何物？臺灣水韭族群季節性波動，株數有巨幅的改變，極易達到第三級重要指標物種 100 隻(動物)或 100 植株(植物)以上死亡標準，建議針對夢幻湖生態特色予以調整判斷標準。	感謝委員提醒，指標物種動物以小水鴨為主；植物則為臺灣水韭。已修改至『夢幻湖重要濕地(國家級)保育利用計畫』-「緊急應變及恢復措施」章節。
七、p.235 誤植桃園市政府內容，請更正。	感謝委員提醒，已修正於『夢幻湖重要濕地(國家級)保育利用計畫』-「緊急應變及恢復措施」章節，p.42。
八、p.3.將項次(八)夢幻湖生態系統尺度研究往下移 1 行。	感謝委員提醒，已修正於摘要。
九、p.5 第 8 行藉由擴大縫隙降低湖區北側裂隙高程，恐有疑慮。	感謝委員提醒，已修正措辭於摘要與第四章建議。
十、p.5 表 1 永「就」樣區，字誤。	感謝委員提醒，已修正於摘要 p.7。
十一、 p.2 第 2 行極度「頻」危，字誤	感謝委員提醒，已修正於摘要 p.2。
十二、 p.39 第 12 行參考資料未列 Fabio et al. 2002。	感謝委員提醒，該參考文獻為未刪除之參考文獻，已將其刪除。
十三、 p.40 第 6 行宴廷科，字誤。	感謝委員提醒，已將『宴廷科』改為『晏廷科』，並將相關用詞皆予以修正。
十四、 p.72-73 pearson, spearman 均為人名，第 1 個字母要大寫。	感謝委員提醒，已將相關用詞予以修正。
十五、 p.103 圖 76 刪除 Y 軸負值 (0~20%) 區塊。	感謝委員建議，已修改於圖 77。
十六、 p.131 第 3-4 行(1)植物生長週期較快，是指「植物生長速度較快」或是「植物生長週期較短」？	感謝委員建議，已於 p.133 修改為「植物生長周期較短」。

十七、 p.139 表 23 註 2 刪除**表示 <0.001。	感謝委員提醒，已修改於表 25。
十八、 p.185 第 3 行發現的臺灣水韭為代表臺灣水韭，字重複。	感謝委員提醒，已修正於 p.193。
十九、 p.347 Huang, Y.M, Y.Q. Yap, and C.W.Li. 2017，年代錯誤，改為 2018。	感謝委員提醒，已修正於 p.281。
三、 陳主任彥伯	
一、七星公園廁所用之水係由夢幻湖車道入口旁湧泉以管路抽上去，未來夢幻湖如真有注水需要，或可以利用同一管路。	感謝委員建議，本研究認為其可行性高，未來可納入考量及規劃，已補充於第四章「建議」。
二、鵝科鳥類似已併入鵝科，請再查證。	本研究物種分類及學名皆以臺灣物種名錄作為參考依據，該網站並無將鵝科併入鵝科，故仍維持原狀。
三、湖區遭放外來種是否列入緊急應變情況？	緊急應變應針對影響範圍較大且嚴重程度較高之事件，目前夢幻湖外來種之野放狀況不嚴重，應屬於日常監測，並於監測期間發現時進行移除即可。
石聘用解說員承凱	
一、期末報告第 185 頁：夢幻湖畔為本處推動聲景保育的重點區域，亦是園區提供民眾寧靜體驗的重要遊憩據點。本研究建議以錄音器針對鳥類與兩棲類之全年度監測，將有助於本處瞭解湖區重要聲景資源，俾提供更豐富的遊憩體驗。	感謝委員建議，已將該建議納入動物資源監測建議中(p.193)。
二、報告書第 219 頁文字修正：三、土地使用現況-依據國故土測繪中心(2021 年)。	感謝委員建議，已修正於保育利用計畫-「土地使用現況」章節。
華課長予菁	
一、p.179 夢幻湖遊蕩動物處理建議，建議統稱「遊蕩動物」(包括放養家犬貓及棄養浪犬貓)，由於近期面臨動保處不收容、無後送機關及抓紮後原地放回的困境，明年將夢幻湖生態保護區浪犬移除納入重點執行工作。	感謝委員建議，已將「野生貓狗」一用詞皆改為「遊蕩動物」。
二、p.180 生態環境監測項目方法目	感謝委員建議，已將第五章內容概述

前寫詳第五章，建議於建議事項中仍簡要概述環境監測項目及監測方法。	於第四章「建議」-『建議執行夢幻湖生態環境長期監測』內文。
三、p.185 第五章監測計畫綱要「壹、動物長期監測」建議納入外來種監測及發現時優先啟動移除作業。	感謝委員建議，已將其外來種之長期監測納入第五章「動物長期監測」。
四、保育利用計畫(修訂版)：請提出相對應 105 年保育利用計畫，本次內容修正總說明或修正摘要。	感謝委員建議，本次保育利用計畫內容修正摘要已補充於第四章「結論」。
五、保育利用計畫(修訂版)：重要濕地範圍是否有說明其為內政部編號 TW003 之國家重要濕地。	感謝委員建議，已補充於『夢幻湖重要濕地(國家級)保育利用計畫』-「計畫範圍及年期」。
六、保育利用計畫(修訂版)：計畫範圍示意圖、系統功能分區圖等圖面太小，請放大及加入比例尺。	感謝委員建議，該部分已修改於『夢幻湖重要濕地(國家級)保育利用計畫』之章節。
七、保育利用計畫(修訂版)：如需要單行本抽印，建議圖表及附件編號，應從頭編號。主文只放修正說明。	感謝委員建議，已將『夢幻湖重要濕地(國家級)保育利用計畫』另獨立成單一章節，並放於文末，以方便進行頁碼編排。
八、錯字更正：水「棉」(綿)、規「畫」(劃)、國「故」土測繪中心、「溼」(濕)地。	感謝委員提醒，已修改相關用詞。
高課員千雯	
一、水位控制機制請整合植物調查成果與湖區整體生態特性做更詳細且不同反應層級之規劃(例如，湖浚深區無水達 10 個月以上或臺灣水韭覆蓋率低於若干百分比，先進進行陸生植物移除或其他初步措施；若缺水情況再嚴重，則啟動下一階段控制機制)。	感謝委員建議，該部分已整理至第四章「建議」之『夢幻湖重要濕地陸化調控建議』之部分。本研究將夢幻湖環境變化簡單分為 4 個層級，分別是「連續 2~3 個月之高水位(80 cm)」、「一年中水深<10 cm 之天數為 0~60 天」、「一年中水深<10 cm 之天數為 60~100 天」和「一年中水深<10 cm 之天數為>100 天」。
二、請補充水文長期監測項目、頻度、樣點。	感謝委員建議，相關水文長期監測要點已補充於第五章之『夢幻湖水文長期監測』。
三、氣候資料除鞍部、竹子湖等 2 處官方資料請補充本計畫架設之夢幻湖微氣候站資料以作比對和記錄。	感謝委員建議，已將統計年度之夢幻湖微氣象站資料(降雨量、蒸發量)整合於『夢幻湖重要濕地(國家級)保育利用計畫』-附錄 4 中，並於第三章第四節，

	及保育利用章節內進行描述與比較。
四、根據本案工作項目，保育利用計畫為提出草案，因後續仍待與主管機關討論及濕地審議委員審查，請於結論一節說明，以減少誤解。	感謝委員建議，本次保育利用計畫內容修正摘要已補充於第四章「結論」，並於內文提及本保育利用計畫為草案，以減少誤會。
韓秘書志武	
一、湖內發現外來種半邊蓮僅為偶發現象，應毋需於錄於摘要中。	感謝委員建議，在行確認後發現 2019 年發現之外來種應為睡蓮屬，半邊蓮並非外來種，已進行相關修改。摘要內外來種植物之描述已予以刪除。
二、啟動水位控制之機制宜有更細緻之說明。	感謝委員建議，該部分已整理至第四章「建議」-『夢幻湖重要濕地陸化調控建議』之部分。
張副處長順發	
一、簡報內容請補入報告書。	感謝委員提醒，已將夢幻湖水文與兩氣候站之比較部分補入第三章第四節「降水特性分析」。
二、p.229 水質建議標準參考依據為何？	水質主要參考『104 年 陽明山國家公園夢幻湖生態保護區棲地調查與監測』研擬之濕地水質標準表。
三、緊急應變應針對影響範圍較大且嚴重程度較高之事件，其餘均屬於日常監測。	感謝委員建議，謹遵辦理。
四、請補充設置誘捕籠之建議位置。	於第四章「建議」-『夢幻湖遊蕩動物處理建議』有提及可於遊蕩動物出現次數較多之陸 1 及陸 4 樣區(圖 2)附近進行遊蕩動物捕捉之相關設置。

附件二十、期末審查會議紀錄
陽明山國家公園管理處
108-110 年度夢幻湖生態保護區基礎調查與水文長期監測
期末會議紀錄

壹拾、 會議時間：110 年 10 月 29 日（星期五）上午 10 時

壹拾壹、 會議地點：本處 2 樓會議室

壹拾貳、 主席：本處張副處長順發
雯

紀錄：高千

壹拾參、 出列席人員：（詳簽到簿）

壹拾肆、 業務單位報告：（略）

壹拾伍、 受託單位報告：（略）

壹拾陸、 討論：

一、李佩珍教授

1. 報告書中的「建議」章節(p.179-)可再調整順序，以夢幻湖經營管理的重點排列。
2. 食物網模式中似乎顯示臺灣水韭對夢幻湖能量流沒有太大貢獻(圖 132&134)？
3. 對於全球氣候變遷對夢幻湖的影響，建議未來能委請專家針對夢幻湖建構微尺度的氣候變遷模型，以更精準預測本濕地的水文反應與水生植物反應。
4. 建議可在報告書中明確說明臺灣水韭監測的重點為覆蓋度，且水文為臺灣水韭保育最重要的環境因子，以利管理處優先規劃長期監測的作業流程。
5. 建議保育利用計畫中 p.192 刪除「環境教育」此項，另報告書第 5 章監測計畫的內容應適度摘錄放入保育利用計畫中。
6. 以下文字格式建議調整：
 - (1) p. 3 (八)夢幻湖生態尺度研究，排版有誤。
 - (2) p.69 第 3 行「以分布較陸域之白背芒」是「較」或「以」？
 - (3) 圖 34 的引用處是否恰當，並請用白話說明 X、Y 軸。
 - (4) p.99 第 2 行 866.22 m 以「深」→「下」？

(5) p.183 第 6 行，光度「在」與夢幻湖→「再」？

(6) p.157 圖 129 與其他圖不同顏色，有特殊用意嗎？

→是分布變異模擬圖

二、黃曜謀研究員

1. p.2 圖 1 夢幻湖重要濕地範圍與水域區域略有差異，是否需要調整？
2. p.117 圖 87 上下圖 X 軸時間單位不一致，請再核對。
3. p.118 圖 88 顯示 2020 年豐水期夢幻湖北側 0-0.2hr 入滲率遠大於南側，其理由為何？
4. p.132 圖 105、106 請補充函數顯著性。
5. p.231-233 應變層級分類，文句中提到「魚類」、「洄流通道」、「海洋污染」等與夢幻湖濕地無關字眼，應予刪除。
6. p.232-233 第 5 行重要指標物種係指何物？臺灣水韭族群季節性波動，株數有巨幅的改變，極易達到第三級重要指標物種 100 隻（動物）或 100 植株（植物）以上死亡標準，建議針對夢幻湖生態特色予以調整判斷標準。
7. p.235 誤植桃園市政府內容，請更正。
8. 其他建議如下：
 - (1) p.3.將項次（八）夢幻湖生態系統尺度研究往下移 1 行。
 - (2) p.5 第 8 行藉由擴大縫隙降低湖區北側裂隙高程，恐有疑慮。
 - (3) p.5 表 1 永「就」樣區，字誤。
 - (4) p.2 第 2 行極度「頻」危，字誤。
 - (5) p.39 第 12 行參考資料未列 Fabio *et al.* 2002。
 - (6) p.40 第 6 行宴蜓科，字誤。
 - (7) p.72-73 pearson, spearman 均為人名，第 1 個字母要大寫。
 - (8) p.103 圖 76 刪除 Y 軸負值（0~20%）區塊。
 - (9) p.131 第 3-4 行（1）植物生長週期較快，是指「植物生長速度較快」或是「植物生長週期較短」？
 - (10) p.139 表 23 註 2 刪除**表示<0.001。
 - (11) p.185 第 3 行發現的臺灣水韭為代表臺灣水韭，字重複。
 - (12) p.347 Huang, Y.M, Y.Q. Yap, and C.W.Li. 2017，年代錯誤，改

為 2018。

三、陳主任彥伯

1. 七星公園廁所用水係由夢幻湖車道入口旁湧泉以管路抽上去，未來夢幻湖如真有注水需要，或可以利用同一管路。
2. 鵝科鳥類似已併入鵝科，請再查證。
3. 湖區遭放外來種是否列入緊急應變情況？

四、石聘用解說員承凱

1. 期末報告第 185 頁：夢幻湖畔為本處推動聲景保育的重點區域，亦是園區提供民眾寧靜體驗的重要遊憩據點。本研究建議以錄音器針對鳥類與兩棲類之全年度監測，將有助於本處瞭解湖區重要聲景資源，俾提供更豐富的遊憩體驗。
2. 報告書第 219 頁文字修正：三、土地使用現況-依據國故土測繪中心（2021 年）。

五、華課長予菁：

1. p.179 夢幻湖野生貓狗處理建議，建議統稱「遊蕩動物」（包括放養家犬貓及棄養浪犬貓），由於近期面臨動保處不收容、無後送機關及抓緊後原地放回的困境，明年將夢幻湖生態保護區浪犬移除納入重點執行工作。
2. p.180 生態環境監測項目方法目前寫詳第五章，建議於建議事項中仍簡要概述環境監測項目及監測方法。
3. p.185 第五章監測計畫綱要「壹、動物長期監測」建議納入外來種監測及發現時優先啟動移除作業。
4. 保育利用計畫（修訂版）：
 - (1) 請提出：相對應 105 年保育利用計畫，本次內容修正總說明或修正摘要。
 - (2) 重要濕地範圍是否有說明其為內政部編號 TW003 之國家重要濕地。
 - (3) 計畫範圍示意圖、系統功能分區圖等圖面太小，請放大及加入比例尺。
 - (4) 如需要單行本抽印，建議圖表及附件編號，應從頭編號。主文只放修正說明。
5. 錯字更正：水「棉」（綿）、規「畫」（劃）、國「故」土測繪中心、

「溼」(濕)地。

六、高課員千雯

1. 水位控制機制請整合植物調查成果與湖區整體生態特性做更詳細且不同反應層級之規劃(例如,湖浚深區無水達10個月以上或臺灣水韭覆蓋率低於若干百分比,先進行陸生植物移除或其他初步措施;若缺水情況再嚴重,則啟動下一階段控制機制)。
2. 請補充水文長期監測項目、頻度、樣點。
3. 氣候資料除鞍部、竹子湖等2處官方資料請補充本計畫架設之夢幻湖微氣候站資料以作比對和記錄。
4. 根據本案工作項目,保育利用計畫為提出草案,因後續仍待與主管機關討論及濕地審議委員審查,請於結論一節說明,以減少誤解。

七、韓秘書志武

1. 湖內發現外來種半邊蓮僅為偶發現象,應毋需於錄於摘要中。
2. 啟動水位控制之機制宜有更細緻之說明。

八、張副處長順發

1. 簡報內容請補入報告書。
2. P.229 水質建議標準參考依據為何?
3. 緊急應變應針對影響範圍較大且嚴重程度較高之事件,其餘均屬於日常監測。
4. 請補充設置誘捕籠之建議位置。

八、受託單位回應:

1. 以植物監測而言,覆蓋度調查是非破壞性性也較易執行。
2. 湖區降雨深受地形影響,目前氣象局2測站資料均未能完全呈現本區降雨情形,建議應設置微氣候站長期紀錄本區資料。
3. 湖區地下水經調查含水層不大,出流又多,對湖水的溢注幫助不大,如能減少C3出流點和南側土壤入滲速度,可稍有幫助。
4. 根據目前分析之夢幻湖食物網模式,臺灣水韭的生態功能確實不太明顯。
5. 入滲實驗是使用雙環入滲儀,於湖區無水時進行,分為變水頭和

併水頭，其起始速率變異極大，難以解釋，一般是以終端穩定數據（土壤完全飽和）為準。

6. 啟動水位控制前應該還需要執行一些簡單實驗，將再補充於報告書中。

壹拾柒、 結論：

- （一）期末報告通過，請受託單位依委員意見補正報告書內容，並依契約書規定辦理結案事宜。
- （二）長期監測數據應避免中斷，請業務單位盡快簽辦本計畫結束後之夢幻湖長期監測計畫。

散會：上午 11 時

夢幻湖水深對臺灣水韭(*Isoetes taiwanensis* DeVol)與其他植物覆蓋度之影響

潘薪合¹，潘靖汶¹，江政人¹，施上粟²，林幸助^{3,4}

¹多樣性生態顧問有限公司；²國立臺灣大學土木工程學系；³國立中興大學生命科學系；

⁴通訊作者 Email: hjlin@dragon.nchu.edu.tw

[摘要]

湖水位被認為是影響夢幻湖湖區植物組成之主要因子。為證明夢幻湖之水位變化對臺灣水韭與其競爭物種之分布範圍具有影響性，因此，本研究針對水深與臺灣水韭及其競爭物種(針蘭、荸薺、水毛花和柳葉箬)之覆蓋度進行探討。藉由自記式壓力水位計調查湖水位；植物覆蓋度則以穿越線進行調查，並輔以 GPS 定位。研究結果顯示臺灣水韭覆蓋度之優勢水深介於 0.25-0.67 m。水深 0.25-0.54 m 區域，針蘭、荸薺、水毛花覆蓋度之優勢分布範圍與臺灣水韭有所重疊。以迴歸分析推估臺灣水韭最適年平均水深為 0.59 m。水位過低除了面臨其他植物的競爭壓力外，淺水處的水位快速波動變化亦可能造成臺灣水韭生存負面影響；然而長期之高水位則可能導致水體光度降低、挺水植物入侵，同樣不利於臺灣水韭之生存。

關鍵字：競爭、光度、臺灣水韭、夢幻湖、水深

The Influence of Water Depth on the Coverage of *Isoetes taiwanensis* DeVol and Other Plants in Menghuan Pond

Sin-He Pan¹, Ching-Wen Pan¹, Zheng-Ren Jiang¹, Shang-Shu Shih² and Hsing-Juh Lin^{3, 4}

¹D.Y.X. Ecological Consultant Co., Ltd.; ²Department of Civil Engineering, National Taiwan University; ³Department of Life Sciences, National Chung Hsing University;

⁴Corresponding author Email: hjlin@dragon.nchu.edu.tw

ABSTRACT

The water level is considered to be the main factor affecting the vegetation of Menghuan Pond. This study was aimed to determine the influence of water level on the coverage of *Isoetes taiwanensis* and its competing plant species in Menghuan Pond by constructing the relationships between water depth and the coverage of *I. taiwanensis* and other plant species, including *Eleocharis congesta*, *Eleocharis dulcis*, *Schoenoplectus mucronatus*, and *Isachne globosa*. We used a pneumatic water gauge to investigate the water level of the pond. Vegetation coverage was recorded by transect methods with GPS positioning. The results show that the dominant water depth of *I. taiwanensis* was 0.25-0.67 m. At the water depth of 0.25-0.54 m, *I. taiwanensis* overlapped partly with other plants (*E. congesta*, *E. dulcis*, and *S. mucronatus*). The optimal water depth of *I. taiwanensis* demonstrated by a regression analysis was 0.59 m. One possible explanation is the strong competition against other plants during low water level. In addition, the rapid fluctuation of shallow water level may also have a negative impact on the survival of *I. taiwanensis*. Conversely, long-term inundation may also reduce water irradiance, which may facilitate the invasion of emergent plants and affect the survival of *I. taiwanensis*.

Keywords: competition, irradiance, *Isoetes taiwanensis*, Menghuan Pond, water depth

前言

臺灣水韭(*Isoetes taiwanensis* DeVol)是臺灣極度瀕危(critically endangered)之特有物種，為多年半水生植物，屬於石松門(Lycopodiophyta)、石松綱(Lycopodiopsida) (Huang et al. 2018)。臺灣水韭由徐國士先生與張惠珠女士於 1971 年首度發現；隔年，棟慕華(Charles E. DeVol)教授發表第 1 篇臺灣水韭之相關論文(DeVol 1972)。夢幻湖是臺灣水韭的唯一自然生育地，因此了解夢幻湖環境變動對於臺灣水韭之影響，為陽明山國家公園管理處(陽管處)經營管理的重要科學依據。

夢幻湖之水位變化主要受降雨所影響，豐水期為 8 月至翌年 1 月(施上粟和黃國文 2017)。臺灣水韭生活史配合夢幻湖之降雨模式，孢子體全年可生長，配子體形成於雨季(秋末冬初)，新孢子體則生成於春季(黃增泉等 1988)。

然自 2002 年起，降雨量不足導致湖區乾涸，改變臺灣水韭以往的生育環境，部分植物如：針蘭(*Eleocharis congesta*)、柳葉箬(*Isachne globosa*)入侵，與臺灣水韭競爭生存空間，使臺灣水韭分布面積減少，顯示水深變化對臺灣水韭之可能影響(張永達等 2002, 2003, 2004)。因此，陽管處於 2003 年起陸續執行浚深與陸生植物移除等工作，以維護臺灣水韭棲地。陳德鴻等(2010)之調查顯示，夢幻湖浚深區(湖區北邊)與湖央區(湖區中央)之臺灣水韭植株數量於 2010 年有增加趨勢，可能與 2009~2010 年之湖水位增加有關。至 2015~2018 年，臺灣水韭已成為浚深區與湖央區之優勢植物種(林幸助 2018)，僅於水深較淺之湖岸區仍有針蘭與臺灣水韭競爭而有季節性交替之現象。

在林幸助(2018)之夢幻湖植群調查結果中，顯示水位變化對植群消長之影響，如臺灣水韭、針蘭與水毛花(*Schoenoplectus mucronatus*)之分布範圍隨乾、濕季而變動，因此湖水位被認為是影響夢幻湖植物社會組成變動之主要因子(林幸助和廖冠茵 2015)。然而，目前臺灣水韭與夢幻湖其他植物及水深之動態關係研究極為有限。因此，本研究針對水深對臺灣水韭覆蓋度，以及其競爭物種(針蘭、荸薺(*Eleocharis dulcis*)、水毛花和柳葉箬)之季節性動態關係進行探討，以作為陽管處後續經營管理操作之科學參考與依據。

材料與方法

一、湖水位調查

本研究從 2018 年 1 月至 2021 年 1 月，架設自記式壓力水位計(HOBO Water Level (100 ft) Titanium)於夢幻湖東區靠近觀景臺，以尼龍繩將自記式壓力水位計懸吊於 PVC 管中，使水位計保持垂直且可避免水位計受到破壞、減少誤差(圖 1a)。水位計內部以陶瓷壓力傳感器感應絕對壓力並記錄於水位計中，最高可存取 21,700 組資料。調查期間設定為每 15 分鐘記錄 1 次壓力，並透過於空氣中設置之氣壓計(圖 1b)所得之連續氣壓資料，計算水中及空氣中之壓力差來推估水深，再加上自記式水位壓力計之高程即可估計夢幻湖之湖水位(施上粟等 2011，施上粟 2018，Lei *et al.* 2018，Carmignani *et al.* 2019)。公式如下：

$$H_{WL} = H_g + (P_W - P_A) / \rho g$$

其中， H_{WL} 代表湖水位(m)； H_g 代表地面高(m)； P_W 代表水壓力(mba)； P_A 代表大氣壓力(mba)； ρ 代表水密度(kg m^{-3})； g 代表重力加速度(9.8 m s^{-2})。另使用由陽管處提供之穿越線地形高程資料，將湖水位扣除地形高程後即可得穿越線上每 1 m 間隔之水深。浸淹日數百分比(%)則是計算穿越線上湖水位高於地形高程之天數百分比(%)。

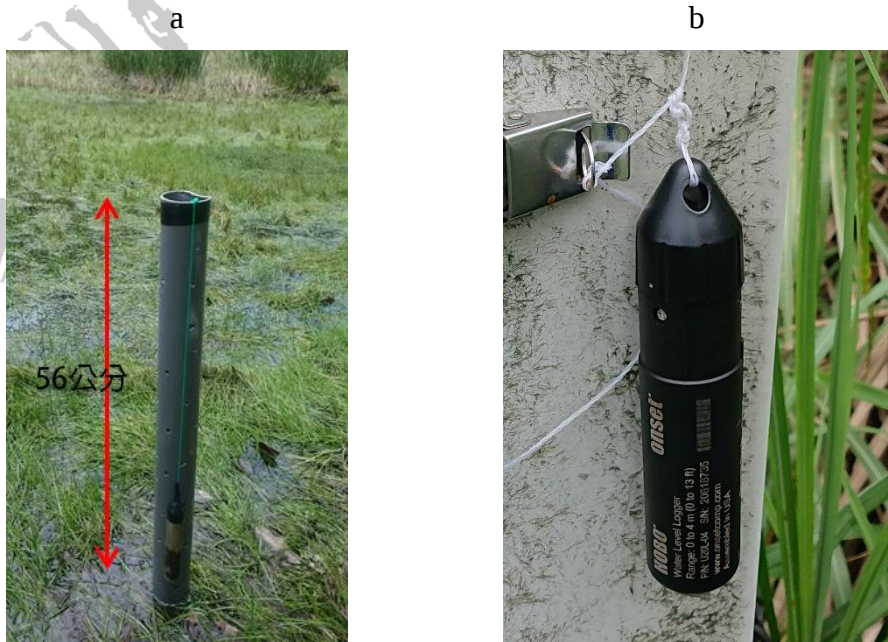


圖 1. (a) 夢幻湖中的自記式壓力水位計 (b) 空氣中的自記式氣壓計

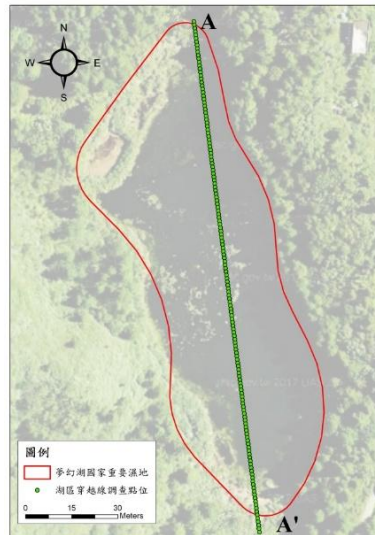


圖 2. 夢幻湖植物穿越線位置

二、植物覆蓋度調查

1. 穿越線

本研究於 2019 年 3 月至 2021 年 1 月完成涵蓋兩年共 8 季之湖區穿越線調查，並結合林幸助 2018 年 4 季之植物穿越線之調查結果進行分析。於夢幻湖湖區最北(A, N 25.10372°, E 121.333636°)至最南端(A', N 25.95885°, E 121.333705°)，設置 1 條南北向之穿越線(圖 2)，每 1 m 記錄 $1 \times 1 \text{ m}^2$ 樣框內之植物種類與覆蓋度。

2. GPS 標定

由於穿越線調查未涵蓋到荸薺與水毛花之優勢族群，故本研究於 2020 年 7 月與 2021 年 1 月另以 GPS 標定兩者之分布範圍(圖 3)，並配合地形資料估算其位置之平均湖底高程。

三、統計方法

本研究以 SigmaPlot 之非線性迴歸(Nonlinear regression)分析繪製臺灣水韭覆蓋度與水深之關係曲線，並推估最適臺灣水韭生存之水深。

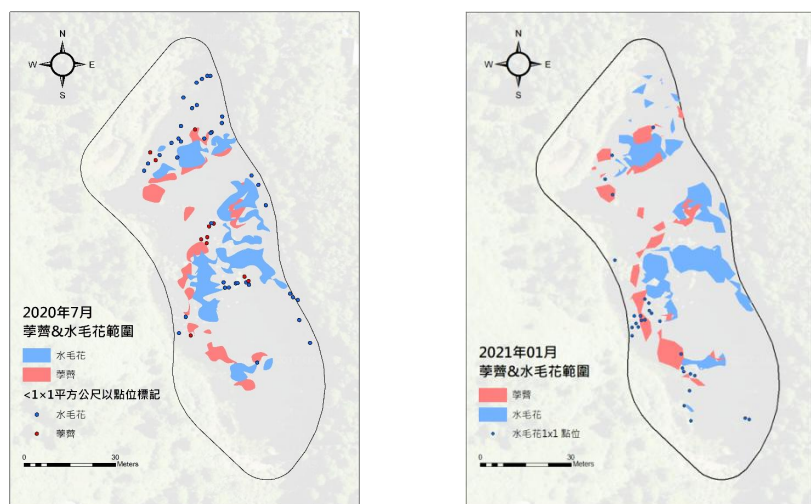


圖 3. 水毛茛與荸薺分布位置(GPS 結果)

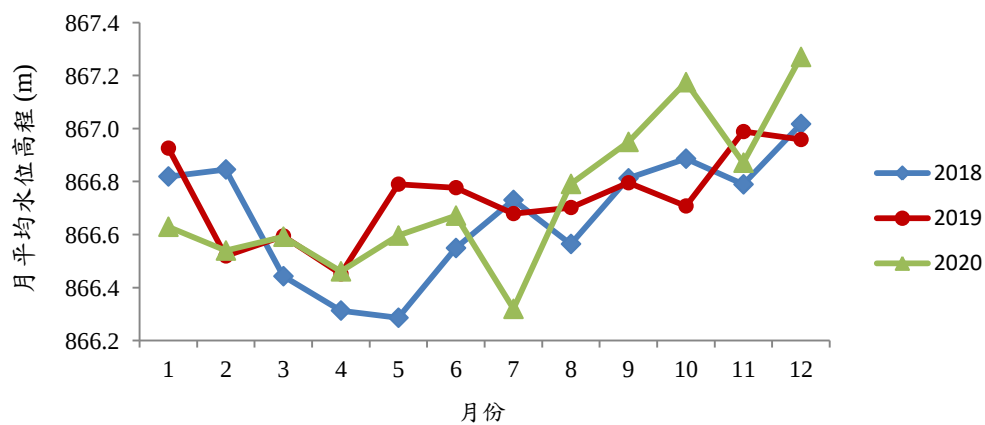


圖 4. 2018-2020 年 1 至 12 月月平均水位

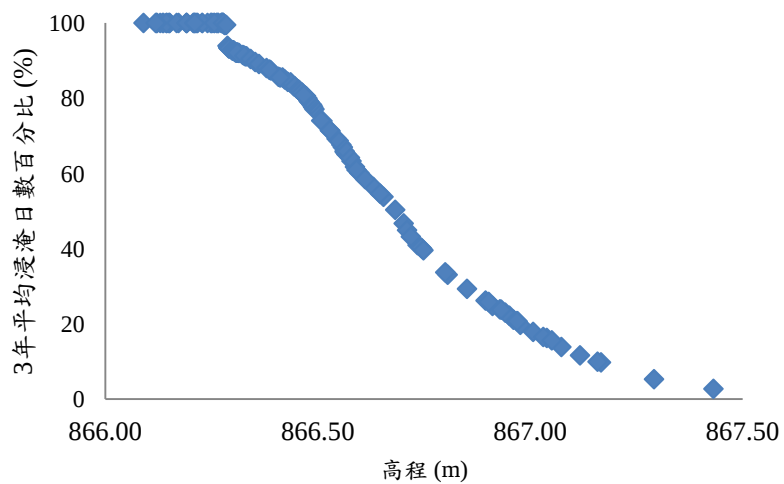


圖 5. 2018-2020 年 3 年平均湖底高程與浸淹機率

結果

一、湖水位

1. 湖水位月變化

3 年間以 2020 年(含 2021 年 1 月)之平均水位最高；2018 年最低 (圖 4)。各月份間平均以 4 月之平均水位最低；12 月最高。

2. 浸淹日數百分比

本研究計算各湖底高程對應之浸淹日數百分比(%),以利探討臺灣水韭對乾旱逆境之耐受性。結果顯示,臺灣水韭分布穩定之淺深區(湖底高程<866.2 m)於 3 年間平均浸淹日數百分比為 100% (圖 5);湖央區(866.2 m<湖底高程<866.3 m)浸淹日數百分比為 93%;而在湖南區(866.3 m<湖底高程<866.5 m),3 年平均之浸淹日數百分比為 77.1-92.1%。

二、水生植物分布與水深及湖底高程關係

1. 植物分布範圍

臺灣水韭之分布水深介於 0.02-0.67 m (圖 6),幾乎與針蘭、荇薺、水毛花完全重疊。相較之下,臺灣水韭與柳葉箬分布高程之重疊性較低,僅在水深 0.02-0.50 m 間,兩者之水深棲地區位差異明顯。

2. 植物優勢之分布範圍

若以>50%之覆蓋度估算各種水生植物具競爭潛力(優勢程度與競爭植物相當或超越)之分布範圍,結合 GPS 調查結果以三季皆有出現之高程進行推估,結果顯示臺灣水韭具優勢之水深介於 0.25-0.67 m (圖 7)。

其中,年平均水深 0.54-0.67 m (圖 7),僅臺灣水韭覆蓋度達 50%,顯示此水深區段中臺灣水韭極具有競爭優勢。年平均水深為 0.25-0.54 m 之區段為臺灣水韭與荇薺、

水毛花、針蘭競爭之範圍，顯示此水深區段會有植物間季節性消長現象；柳葉箬之優勢水深依然未與臺灣水韭之優勢水深有所重疊。

三、臺灣水韭適生水深推估

為量化臺灣水韭與水深之關係，本研究配適臺灣水韭覆蓋度與湖水深之關係曲線。配適結果顯示，臺灣水韭與水深間呈鐘形曲線之迴歸關係(圖 8)，曲線之決定係數(R^2)達 0.79，所得之理論年平均水深為 0.59 m。水深愈深則水韭覆蓋度愈低，顯示湖水過深對臺灣水韭亦有負面影響，臺灣水韭實際分布最低水深為 0.02 m，然而，年平均水深 < 0.23 m，臺灣水韭覆蓋度多為 0% (圖 6)。

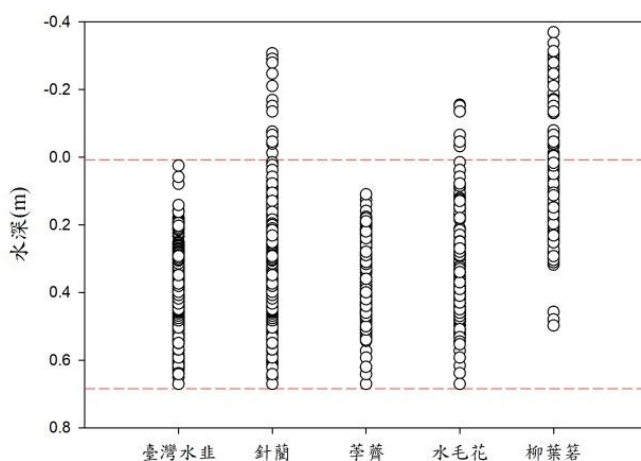


圖 6. 2018-2020 年夢幻湖水生植物分布水深(覆蓋度 $>0\%$)

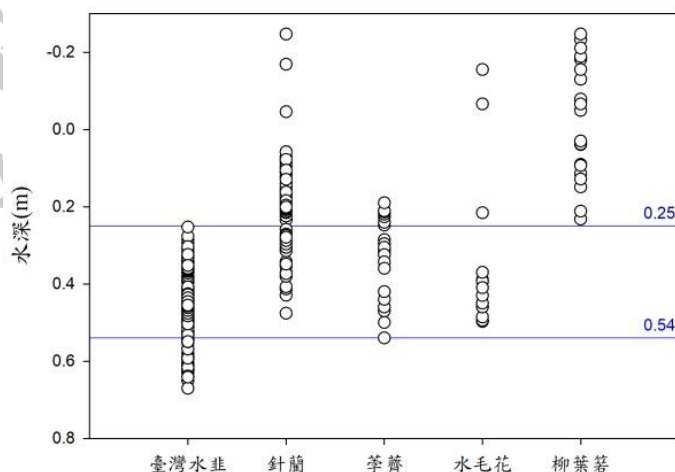


圖 7. 2018-2020 年夢幻湖水生植物可優勢水深(覆蓋度 $>50\%$)

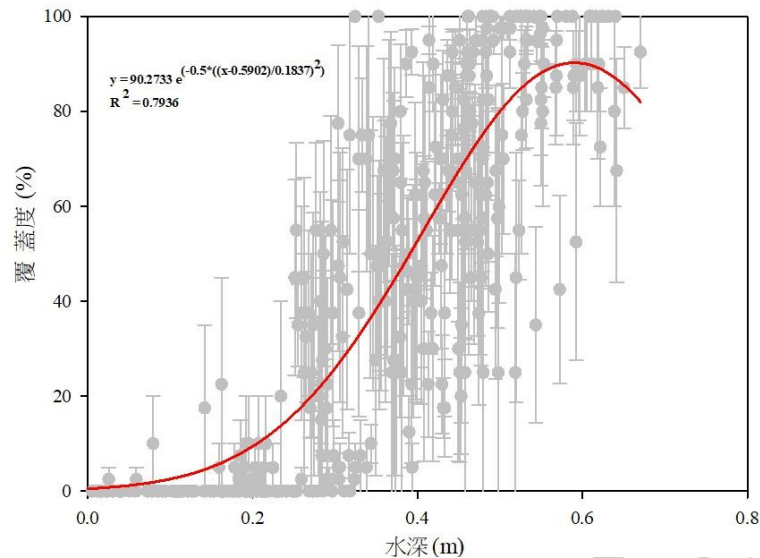


圖 8. 2018-2020 年臺灣水韭各年度四季平均覆蓋度與各年度平均水深關係

表 1. 臺灣水韭適生水深相關研究

文獻	調查時間	調查方法	最佳分布水深(cm)	最低分布水深(cm)
1	2008.6-2009.4	穿越線覆蓋度	48.5	4
2	2009.5-2010.12	24 區覆蓋度	50	30
3	2018	0~60 cm 水位實驗	60	--
4	2018.3-2021.1	穿越線覆蓋度	59	--
5	2018.3-2021.1	穿越線覆蓋度	47~60	2

(資料來源：文獻 1：陳寧庸和張文亮(2010)；文獻 2：游雅婷(2013)；文獻 3：黃曜謀(2018)；文獻 4：本研究含林幸助(2018)之理論值；文獻 5：本研究含林幸助(2018)之實際值，最佳分布水深以 3 年之平均覆蓋度 > 95% 表示。)

討論

一、水生植物競爭水位

臺灣水韭具競爭優勢之年平均水深 0.54-0.67 m，該範圍之浸淹機率为 100%，多位於夢幻湖北邊之淺深區與中央之湖央區。本研究推測終年浸淹之區域可能不利於其他競爭物種，顯示夢幻湖北邊之淺深區似乎可作為臺灣水韭面臨乾旱時之避難場所。

陳寧庸和張文亮(2010)觀察夢幻湖臺灣水韭族群消長，發現臺灣水韭出現植株密度最高的水深在 0.25-0.49 m，而本研究之臺灣水韭優勢水深同樣以 0.25 m 為最低值，介於荸薺與針蘭之最適水深之間，顯示植物競爭可能為重要影響因素。另一方面，過去研究指出淺水位的快速波動變化導致臺灣水韭的葉片不斷發生枯萎、腐爛、死亡，

使球莖所儲存養份大量耗損，不利於臺灣水韭生長(黃曜謀 2018)。因此，年平均水深 $<0.25\text{ m}$ 區域或許受水位波動變化頻繁之影響，降低臺灣水韭優勢，後續之影響機制需更進一步之探討。

二、臺灣水韭最適水深

本研究推估之臺灣水韭最佳分布水深為 0.59 m ，與陳寧庸和張文亮(2010)、游雅婷(2013)以及黃曜謀(2018)之結果相仿(表 1)；但最低分布水深則為 0.02 m ，與游雅婷(2013)之結果不同。陳寧庸和張文亮(2010)之研究指出，臺灣水韭在水深 $>0.48\text{ m}$ 時對挺水植物方具有競爭優勢；而當水深 $<0.25\text{ m}$ ，臺灣水韭族群仍可存活；但在水深 $<0.04\text{ m}$ 時，將導致該區域之臺灣水韭族群消失。此結果與游雅婷(2013)之部分結論相符，兩者均表示臺灣水韭之最適生長平均水深約為 0.5 m ，但後者認為水深 $<0.3\text{ m}$ 時即無臺灣水韭生長。在過去臺灣水韭之研究中，多強調水對臺灣水韭之重要性，但 Huang *et al.* (2018)發現臺灣水韭經氣乾脫水放置 1 年後，仍有 30%之植株在重新復水後可恢復生長，顯示臺灣水韭具有耐旱能力。然而在植株存活率、葉片數、葉片長度、球莖大小及孕性比例等生理面上，仍以深水位者(0.6 m)之表現較佳(黃曜謀 2018)。

本研究顯示臺灣水韭對夢幻湖短期的乾旱環境具有韌性。過去研究結果顯示即使在旱季，夢幻湖底泥仍保持濕潤狀態，有助於臺灣水韭渡過旱季(張永達等 2003)，因而水淺處仍有零星臺灣水韭存在。另一方面，本研究結果顯示過高的水位對臺灣水韭具有負面影響。林幸助和廖冠茵(2015)認為夢幻湖若一直處於淹水狀態，將有利於挺水植物(如水毛茛)的生長，並會遮住臺灣水韭所需光線，產生生育地競爭壓力。

三、臺灣水韭保育

本研究顯示夢幻湖長時間的浸水與乾旱皆不利於臺灣水韭族群之生長，因此規劃合理的夢幻湖水位管理，將有助於臺灣水韭之保育(林幸助和廖冠茵 2015)。根據施上粟(2018)之研究結果指出夢幻湖於高水位時，湖水位下降速度快，可能與湖水由湖邊裂隙流出有關，顯示湖邊裂隙實際上可減少長期高水位之時間(施上粟和劉宏仁 2019)。近 10 年夢幻湖平均腐植質之沉積速率約為 2.0 cm yr^{-1} (黃國文 2016)，而沉積物之堆積

可能增加植物競爭區域，佔去臺灣水韭生存空間(黃增泉等 1988)。臺灣水韭本身具耐旱能力(Huang *et al.* 2018)，然而乾旱期間造成之植物入侵情形卻不利於臺灣水韭之復甦(黃曜謀等 2021)。過去，在適度的移除其他入侵物種後，許多臺灣水韭於原棲地恢復生長，可見適度之棲地管理對於臺灣水韭之保育有相當大助益(張永達等 2006；陳德鴻等 2007)。因此，藉由了解臺灣水韭及其競爭物種之優勢水深及高程，間接了解影響臺灣水韭族群之調控因子，可進一步提供陽管處管理夢幻湖水位之具體建議，並規劃夢幻湖需移除已影響臺灣水韭生育地的入侵物種範圍。有鑑於夢幻湖周邊裂隙可降低長期高水位之發生，因此裂隙造成之水位驟降情形為後續監測項目。建議未來建構夢幻湖水收支模式，並以此為依據制定夢幻湖水位管理策略，包括水位控制工程設計及維護管理方法，使臺灣水韭於夢幻湖自然保護區植群社會中持續保有競爭優勢(施上粟和劉宏仁 2019)。

結論

夢幻湖臺灣水韭之優勢水深介於 0.25-0.67 m，推估之最適年平均水深為 0.59 m。當水深低或高於 0.59 m 時，覆蓋度有下降趨勢，顯示水位對臺灣水韭有明顯影響。無論浸淹或乾旱，時間過長皆增加植物入侵機率，不利於臺灣水韭族群之生長。因此，臺灣水韭與競爭植物之優勢水深與高程關係可作為夢幻湖水位管理之科學依據，以維護臺灣水韭自然棲地之永續性。

引用文獻

- 林幸助、廖冠茵。2015。陽明山國家公園夢幻湖生態保護區棲地調查與監測。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。
- 林幸助。2018。106~107 年度夢幻湖生態保護區基礎調查計畫。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。
- 施上粟、袁孝維、黃國文、盧道杰、洪崇航。2011。新北市挖子尾自然保留區 100 年度生態資源監測作業委託服務成果報告。新北市政府農業局委託研究計畫。

施上粟、黃國文。2017。105~106 年陽明山國家公園夢幻湖生態保護區水文調查計畫。

陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

施上粟。2018。106~107 年陽明山國家公園夢幻湖生態保護區水文調查計畫。陽明山

國家公園管理處委託研究計畫。

施上粟、劉宏仁。2019。夢幻湖生態保護區裂隙調查及示蹤劑試驗先期研究。陽明山

國家公園管理處委託研究計畫。

張永達、黃鈞蕙、藍治平、郭章儀、張瑞謙、許長青。2002。陽明山長期生態研究計

畫-夢幻湖生態系及環境變遷之研究。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

張永達、陳俊雄、郭章儀、黃馨萱、許長青、張瑞謙。2003。夢幻湖生態系保護區臺

灣水韭保育與植群演替監測。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

張永達、郭章儀、謝育慈、賴奕佐、洪淑珍、劉原光。2004。夢幻湖水生生態系及水

韭棲地復育監測計畫。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

張永達、楊棋明、黃盟元。2006。陽明山國家公園夢幻湖陸生植物對臺灣水韭生長的

影響。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

陳寧庸、張文亮。2010。以生態棲位寬度評估臺灣水韭在陽明山夢幻湖濕地適合生長

之水深。農業工程學報 56(3):32-42。

陳德鴻、李偉文、張文亮、邱錦和、賴榮孝、陳啟融、陳江河、林軍廷、莊育偉、王

瑞君、李慈雯、游東炎、曾慧雯、曾家瑜、張仲康、陳惠芬、鐘智明、黃翎翔、

林琦珊、蔡孟樵、林美佑。2007。夢幻湖長期生態監測與臺灣水韭復育研究計畫。

陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

陳德鴻、陳啟融、朱仁輝、呂鎮沅、呂東杰、李慈雯、李宗德、林雅鈴、邱柏富、周

雅玲、柯品薰、洪政耀、施駿鵬、游雅婷、游東炎、黃詩涵、楊建山、張嘉雯、

張總欽、陳偉良、楊美貞、賴姝伶、賴怡穎、蔡永哲、蔡佳玲、劉祐伶。2010。

夢幻湖臺灣水韭原棲地保育監測及維護工作。陽明山國家公園管理處委託研究計

畫。

游雅婷。2013。環境因子和人為干擾對夢幻湖濕地臺灣水韭的影響。國立臺灣大學農藝學研究所博士論文。

黃國文。2016。105 年夢幻湖生態保護區地形量測計畫，內政部營建署陽明山國家公園管理處委託研究報告。

黃增泉、江蔡淑華、陳尊賢、黃淑芳、楊國禎、陳香君。1988。夢幻湖植物生態系之調查研究。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

黃曜謀。2018。臺灣水韭適生水位研究。陽明山國家公園管理處委託研究報告。

黃曜謀、邱文良、張藝翰。2021。夢幻湖之臺灣水韭休眠球莖分布及活力及活力。國家公園學報 31(1):1-8。

Carmignani, J. R., A. H. Roy, P. D. Hazelton, and H. Giard. 2019. Annual winter water level drawdowns limit shallow-water mussel densities in small lakes. *Freshwater Biology* 64:1519-1533.

DeVol, C. E. 1972. *Isoetes found on Taiwan*. *Taiwania* 17:1-7.

Huang, Y. M., Y. Q. Yap, and C. W. Li. 2018. A semiaquatic but desiccation-tolerant plant, *Isoetes taiwanensis* DeVol (Isoetaceae; Lycophyta). *The International Journal of Plant Reproductive Biology* 10:10-13.

Lei, Y., T. Yao, K. Yang, B. W. Bird, L. Tian, X. Zhang, W. Wang, Y. Xiang, Y. Dai, Lazhu, J. Zhou, and L. Wang. 2018. An integrated investigation of lake storage and water level changes in the Paiku Co basin, central Himalayas. *Journal of Hydrology* 562:599-608.

附件二十二、溼地環境資料庫上傳



濕地環境資料庫

管理系統後台


[資料上傳管理](#)
[系統公告](#)
[問題回報](#)
[登出](#)

上傳教學	下載	上傳日期	編號	檔案名稱	分類	刪除
調查計畫列表	原始資料	2021/12/02 16:03:33	1	108-110年度夢幻湖生態保護區基礎調查及水文長期監測計畫.pdf	計畫詮釋資料	✕
計畫詮釋資料	原始資料 檢核報告	2021/11/26 11:36:46	2	夢幻湖植物監測2020_20211126113646.ods	批次上傳	✕
調查欄位範例下載	原始資料 檢核報告	2021/11/25 15:19:55	3	夢幻湖植物監測2021.ods	批次上傳	✕
調查資料上傳	原始資料 檢核報告	2021/11/25 14:39:44	4	夢幻湖植物監測2018.2019_20211125143944.ods	批次上傳	✕
已上傳資料列表	原始資料 檢核報告	2021/11/25 13:31:02	5	夢幻湖植物監測陸域.ods	批次上傳	✕
已上傳資料空間預覽	原始資料 檢核報告	2021/11/25 12:50:35	6	夢幻湖動物監測_20211125125035.ods	批次上傳	✕
計畫送審	原始資料 檢核報告	2021/11/25 12:07:44	7	夢幻湖水質監測_20211125120744.ods	批次上傳	✕
	原始資料	2021/11/25 11:41:53	8	夢幻湖植物蓄積厚度監測.ods	其他成果資料上傳	✕
	原始資料	2021/11/25 11:41:19	9	夢幻湖光度監測.ods	其他成果資料上傳	✕
	原始資料	2021/11/25 11:34:09	10	夢幻湖植物生物量.ods	其他成果資料上傳	✕
	原始資料	2021/11/17 14:10:39	11	夢幻湖調查點位20211117.kml	計畫詮釋資料	✕

參考資料

- Abriola, L. M. and G.F. Pinder. 1982. Calculation of Velocity in three space dimensions from hydraulic head measurements. *Groundwater* 20:205-213.
- Amiri, R., and M. Ahmadi. 2020. Treatment of wastewater in sewer by *Spirogyra* sp. green algae: effects of light and carbon sources. *Water and Environment Journal*, 34:311-321.
- Aslan, S., and I. K. Kapdan. 2006. Batch kinetics of nitrogen and phosphorus removal from synthetic wastewater by algae. *Ecological engineering* 28:64-70.
- Berry H.A. and C. Lembi. 2000. Effects of temperature and irradiance on the seasonal variation of *Spirogyra* (Chlorophyta) population in a Midwestern lake (USA). *Journal of Phycology* 36:841-851.
- Bouchard, R. W., L. C. Ferrington, and M. L. Karius. 2004. Guide to aquatic invertebrates of the Upper Midwest. University of Minnesota.
- Blois, C. 1985. Diets and resource partitioning between larvae of three anisopteran species. *Hydrobiologia* 126:221- 227.
- Brey, T. 2012. A multi-parameter artificial neural network model to estimate microbenthic invertebrate productivity and production. *Limnology and Oceanography: Methods* 10:581-589.
- Brochet, A. L., J. B. Mouronval, P. Aubry, M. Gauthier-Clerc, A. J. Green, H. Fritz, and M. Guillemain. 2012. Diet and feeding habitats of Camargue dabbling ducks: what has changed since the 1960s? *Waterbirds* 35:555-576.
- Chang, H. J. and K. S. Hsu. 1977. *Isoetes taiwanensis* DeVol and its associates. *China Forestry* 10:138-142.
- Cahoon, D. R. and R. E. Turner. 1989. Accretion and canal impacts in a rapidly subsiding wetland II. Feldspar marker horizon technique. *Estuaries* 12:260-268.
- Christensen, V. 1995. Ecosystem maturity-towards quantification. *Ecological Modelling* 77:3-32.
- Christensen, V., C. Walters, and D. Pauly. 2005. Ecopath with Ecosim: a user's guide. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver.
- Collins, D. P., W. C. Conway, C. D. Mason, and J. W. Gunnels. 2017. Winter diet of Blue-winged Teal *Anas discors*, Green-winged Teal *Anas carolinensis*, and Northern Shoveler *Anas clypeata* in east-central Texas. *Wildfowl* 67:87-99.

- DeLaune, R. D., R. H. Bauman, and J. G. Gosselink. 1983. Relationships among vertical accretion, coastal submergence and erosion in a Louisiana Gulf coast marsh. *Journal of Sedimentary Petrology* 53:147-157.
- DeVol, C. E. 1972. Isoetes found on Taiwan. *Taiwania* 17:1-7.
- Dudgeon, D. 1989. Resource partitioning among odonatan (Insecta: Anisoptera and Zygoptera) larvae in a Hong Kong forest stream. *The Zoological Society of London* 217:381-402.
- Finn, J. T. 1976. Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flow. *Journal of Theoretical Biology* 56:363-380.
- Fischer, P., and U. Klein. 1988. Localization of nitrogen-assimilating enzymes in the chloroplast of *Chlamydomonas reinhardtii*. *Plant Physiology* 88:947-952.
- Freeze, R. A., and J. A. Cherry. 1979. *Groundwater*. Englewood Cliffs, NJ, Prentice-Hall.
- Furlan, N. E. 2014. Life histories diets and secondary production of Odonata along a temperature gradient on the Copper River Delta, Alaska. Doctoral dissertation, Loyola University Chicago.
- Gupta, A., S. Gupta, and Michael, R. G. 1994. Seasonal abundance and diet of *Cloeon* sp. (Ephemeroptera: Baetidae) in a northeast India lake. *Archiv für Hydrobiologie* 130:349-357.
- Hawking, J. H., and T. R. New, 1994. The diet of Anisopteran larvae from two streams in North-eastern Victoria, Australia. *Odonatologica* 24:115-122.
- Hossain, M. M., T. Matsuishi, and G. Arhonditsis. 2010. Elucidation of ecosystem attributes of an oligotrophic lake in Hokkaido, Japan, using Ecopath with Ecosim (EwE). *Ecological Modelling*, 221:1717-1730.
- Huang, Y. M., Y. Q. Yap, and C. W. Li. 2018. A semiaquatic but desiccation-tolerant plant, *Isoetes taiwanensis* DeVol (Isoetaceae; Lycopphyta). *The International Journal of Plant Reproductive Biology* 10:10-13.
- Huckembeck, S., L. T. ALveS, D. LoebmAnn, and A. M. Garcia. 2016. What the largest tadpole feeds on? A detailed analysis of the diet composition of *Pseudis minuta* tadpoles (Hylidae, Dendropsophini). *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 88:1397-1400.
- Ibrahim, M. S. 2017. Nutrient removal in floating wetland using different plant species (*Eleocharis variegata* (Poir.) C. Presl, *Scirpus mucronatus* L. and *Phylidrum*

- lanuginosum* Banks ex Gaertn) and floating mat coverage. Master dissertation, University Putra Malaysia.
- Janjua, M. Y., and D. Gerdeaux. 2009. Preliminary trophic network analysis of subalpine Lake Annecy (France) using an Ecopath model. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 392:02.
- Johnson, R. K. 1987. Seasonal variation in diet of *Chironomus plumosus* (L.) and *C. anthracinus* Zett. (Diptera: Chironomidae) in mesotrophic Lake Erken. *Freshwater Biology* 17:525-532.
- Judd, S., L. J. van den Broeke, M. Shurair, Y. Kuti, and H. Znad. 2015. Algal remediation of CO₂ and nutrient discharges: a review. *Water Research* 87:356-366.
- Klecka, J., and D. S. Boukal. 2012. Who eats whom in a pool? A comparative study of prey selectivity by predatory aquatic insects. *PLoS One* 7:e37741.
- Lawton, J. H. 1970. Feeding and food energy assimilation in larvae of the Damselfly *Pyrhosoma nymphula* (Sulz.)(Odonata: Zygoptera). *The Journal of Animal Ecology* 39:669-689.
- Lawton, J. H. 1971. Ecological energetics studies on larvae of the damselfly *Pyrhosoma nymphula* (Sulzer) (Odonata: Zygoptera). *The Journal of Animal Ecology* 40:385-423.
- Lin, H. J., T. R. Peng, I. C. Cheng, L. W. Chen, M. H. Kuo, C. S. Tzeng, S. T. Tsai, J. T. Yang, S. H. Wu, Y. H. Sun, S. F. Yu, and S. J. Kao. 2012. Trophic model of the subtropical headwater stream habitat of Formosan landlocked salmon *Oncorhynchus formosanus*. *Aquatic Biology*, 17:269-283.
- Ludwig, A. L., and W. C. Hession. 2015. Groundwater influence on water budget of a small constructed floodplain wetland in the Ridge and Valley of Virginia, USA. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 4:699-712.
- Marshall, H. G. 2005. Metabolic rate measurements. *In*: A. D. Eaton, and M. A. H. Frason, editors. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association, Washington, D. C.
- McMillan, C. 1976. Experimental studies on flowering and reproduction in seagrasses. *Aquatic Botany* 2:87-92.
- Moutopoulos, D. K., M. T. Stoumboudi, A. Ramfos, K. Tsagarakis, K. C. Gritsalis, O. Petriki, A. Patsia, R. Barbieri, A. Machias, K. I. Stergiou, and D. C., Bobori. 2018. Food web modelling on the structure and functioning of a Mediterranean lentic system. *Hydrobiologia* 822:259-283.

- Mustaffa, A. R., K. H. K. Hamid, M. Musa, J. Idris, and R. Ramli. 2019. High nitrate and phosphate ions reduction in modified low salinity fresh water through microalgae cultivation. *Processes* 7:129.
- Nozaki, K. 1999. Algal community structure in a littoral zone in the north basin of lake Biwa [Japan]. *Japanese Journal of Limnology (Japan)* 60:139-157.
- Nozaki, K. 2001. Abrupt change in primary productivity in a littoral zone of Lake Biwa with the development of a filamentous green-algal community. *Freshwater Biology* 46:587-602.
- Odum, E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 104:262-270.
- Odum, E.P., 1971. *Fundamentals of Ecology*. W.B. Saunders Co, Philadelphia.
- Odum, W. E., and E. J. Helad. 1975. The detritus based food web of an estuarine mangroves community. *Ecological Studies* 10:129-136.
- Olson, J. S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44:322-331.
- Opitz, S. 1996. Trophic interactions in Caribbean coral reefs. ICLARM Technical Report 43.
- Parsons, T., M. Takahashi, and B. Hargrave. 1984. *Biological Oceanographic Processes*. Pergamon Press, New York.
- Pelton, D. K., S. N. Levine, and M. Braner. 1998. Measurements of phosphorus uptake by macrophytes and epiphytes from the LaPlatte River (VT) using ^{32}P in stream microcosms. *Freshwater Biology* 39: 285-299.
- Poepperl, R. 2003. A quantitative food web model for the macroinvertebrate community of a northern German lowland stream. *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology* 88:433-452.
- Power, M. E., D. Tilman, J. A. Estes, B. A. Menge, W. J. Bond, L. S. Mills, D. Gretchen, J. C. Castilla, J. Lubchenco, and R. T. Paine. 1996. Challenges in the quest for keystones. *BioScience* 46:609-620.
- Prado, P., C. Ibáñez, N. Caiola, and E. Reyes. 2013. Evaluation of seasonal variability in the food-web properties of coastal lagoons subjected to contrasting salinity gradients using network analyses. *Ecological modelling* 265:180-193.
- Romillac, N. 2019. Ammonification. Pages 256-263 in B. Fath, editors. *Encyclopedia of Ecology (Second Edition)*. Elsevier, ISBN: 9780444641304.

- Sage, R. D. 1982. Wet and dry-weight estimates of insects and spiders based on length. *American Midland Naturalist*, 407-411.
- Thakur, P., S. Kumar, J. A. Malik, J. D. Berger, and H. Nayyar. 2010. Cold stress effects on reproductive development in grain crops: an overview. *Environmental and Experimental Botany* 67:429-443.
- Thomas, G. J. 1982. Autumn and winter feeding ecology of waterfowl at the Ouse Washes, England. *Journal of Zoology* 197:131-172.
- Traore, A., A. Ouattara, L. Doumbia, L. Tah, J. Moreau, and G. Gourène. 2008. Trophic structure and interactions in Lake Ayamé (Côte d'Ivoire). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 388:02.
- Ulanowicz, R.E., 1986. Growth and development: ecosystem phenomenology. Springer Verlag, New York.
- Ulanowicz, R. E. 2012. Growth and development: ecosystems phenomenology. Springer Science and Business Media.
- Villanueva, M. C., M. Ouedraogo, and J. Moreau. 2006. Trophic relationships in the recently impounded Bagré reservoir in Burkina Faso. *Ecological Modelling* 191:243-259.
- Wang, L., Q. Liu, C. Hu, R. Liang, J. Qiu, and Y. Wang. 2018. Phosphorus release during decomposition of the submerged macrophyte *Potamogeton crispus*. *Limnology* 19:355-366.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology- Lake and river ecosystems*. 3rd edition. Academic Press, New York.
- Whelan, K. R. T., and M. C. Prats. 2016. Measuring accretion with a feldspar marker horizon-Version 1.00. South Florida/Caribbean Network Standard Operating Procedure NPS/SFCN/SOP-SET06. National Park Service, Miami, Florida.
- Wiegert, R. G. and F. C. Evans. 1964. Primary production and the disappearance of dead vegetation on an old field in southeastern Michigan. *Ecology* 45:49-63.
- Yu, G. 2018. Root exudates and microbial communities drive mineral dissolution and the formation of nano-size minerals in soils: Implications for soil carbon storage. Pages 143-166 in B. Giri, R. Prasad, A. Varma. *Root Biology*. Springer Nature, Switzerland.
- Zhou, Q., J. Gao, R. Zhang, and R. Zhang. 2017. Ammonia stress on nitrogen metabolism in tolerant aquatic plant-*Myriophyllum aquaticum*. *Ecotoxicology and environmental safety* 143:102-110.

中華民國景觀學會。2021。110-111 年度濕地諮詢輔導顧問團工作計畫書。內政部營建署城鄉發展分署。

毛俊傑、姜博仁、劉力銜。2014。陽明山國家公園兩棲類及爬蟲類生態資源調查。陽明山國家公園管理處委託研究報告。

王立志、張永達。2002。夢幻湖生態保護區火災後水質及環境監測計畫。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

行政院農業委員會特有生物研究保育中心。2017。臺灣維管束植物紅皮書初評名錄。行政院農業委員會出版。

呂光洋、葉冠群、陳世煌、林政彥、陳賜隆。1987。陽明山國家公園兩棲和爬蟲之生態調查。陽明山國家公園管理處委託研究報告。

吳聲海、盧重成、劉育志、張文宏、徐元傑、張伊鈞、柯伶樺、黃繼瑩、林育朱。2005。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立：兩生類生活史及食性研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。

李冠穎。2021。夢幻湖水生植物競爭之生態水文模式建立及應用。國立臺灣大學土木工程學系碩士論文。

林幸助、廖冠茵。2015。陽明山國家公園夢幻湖生態保護區棲地調查與監測。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

林幸助。2017。105~106 年度夢幻湖重要濕地(國家級)基礎調查計畫。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

林幸助。2018。106~107 年度夢幻湖生態保護區基礎調查計畫。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

林幸助、江政人。2018。慈湖、陵水湖、重要湖庫及周邊自然資源之研究。金門國家公園管理處委託研究計畫。

林俊全。2018。106~107 年委託辦理夢幻湖生態保護區底質調查及沉積分析。陽明山國家公園管理處委託研究報告。

林曜松、莊鈴川、李承恩、陳德治、黃雅倫、余義群、范怡均、李名偉。2007。陽明山國家公園全區水生動物相普查。陽明山國家公園管理處委託研究報告。

郭美華、丘明智、謝易霖。2004。武陵地區水生昆蟲研究報告。雪霸國家公園管理處。

邱明成。2001。臺灣水韭棲地及其復育策略之研究。國立臺灣師範大學碩士論文。

施上粟、黃國文。2017。105~106 年陽明山國家公園夢幻湖生態保護區水文調查計畫。

陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

施上粟。2018。106~107 年陽明山國家公園夢幻湖生態保護區水文調查計畫。陽明山

國家公園管理處委託研究計畫。

施上粟、劉宏仁。2019。夢幻湖生態保護區裂隙調查及示蹤劑試驗先期研究。陽明山

國家公園管理處委託研究計畫。

施上粟、許少瑜。2021。夢幻湖生態保護區地下水觀測及湖水位管控策略研擬。陽明

山國家公園管理處委託研究計畫。

許耀文。2020。夢幻湖生態保護區土壤性質與水分運動過程對臺灣水韭棲地競爭影響。

國立臺灣大學土木工程學系碩士論文。

張永達、邱文彥。2000。陽明山國家公園冷水坑濕地臺灣水韭移植與調查暨水質水文

與湖泊變遷調查計畫。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

張永達、郭章儀、謝育慈、賴奕佐、洪淑珍、劉原光。2004。夢幻湖水生生態系及水

韭棲地復育監測計畫。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

張永達、陳俊雄、郭章儀、黃馨萱、許長青、張瑞謙。2003。夢幻湖生態系保護區臺

灣水韭保育與植群演替監測。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

張永達、黃鈞蕙、邱明成、張瑞謙、藍治平、黃雅聆、郭章儀、廖月香、鄭愷鴻、張

俊明、林永祥。2001。臺灣水韭棲地及其族群遺傳之研究。陽明山國家公園管理處委託研究報告。

張永達、黃鈞蕙、藍治平、郭章儀、張瑞謙、許長青。2002。陽明山長期生態研究計

畫-夢幻湖生態系及環境變遷之研究。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

張永達、楊棋明、黃盟元。2006。陽明山國家公園夢幻湖陸生植物對臺灣水韭生長的

影響。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

張格綸。2007。應用蒸發皿係數推估地區蒸發散量之研究。國立成功大學資源工程學

系碩士論文。

曹培培、劉茂松、唐金艷、滕漱清、徐馳。2014。幾種水生植物腐解過程的比較研究。

生態學報 34：3848-3858。

陳淑華。2010。陽明山國家公園古氣候之調查。內政部營建署陽明山國家公園管理處

委託研究報告。

陳鎮東、羅建育、林志明、陳佳奇。1997。臺灣地區湖泊水庫沉積速率初步探討。海洋與湖沼 28：624-631。

陳俊宏、李玲玲、吳書平、蘇夢准、陶翼煌、林明聖、楊天南、李其倫、池文傑。2010。陽明山國家公園陽金公路以東地區資源調查。陽明山國家公園管理處委託研究報告。

陳寧庸、張文亮。2010。以生態棲位寬度評估臺灣水韭在陽明山夢幻湖濕地適合生長之水深。農業工程學報 56：32-42。

陳德鴻、李偉文、張文亮、邱錦和、賴榮孝、陳啟融、陳江河、林軍廷、莊育偉、王瑞君、李慈雯、游東炎、曾慧雯、曾家瑜、張仲康、陳惠芬、鐘智明、黃翎翔、林琦珊、蔡孟樵、林美佑。2007。夢幻湖長期生態監測與臺灣水韭復育研究計畫。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

陳德鴻、張文亮、陳啟融、施駿鵬、游雅婷、王瑞君、廖敏惠、游東炎、楊建山、邱奕盛、張仲康、邱國維、賴姝伶、賴怡穎、陳維明、周嘉臣、呂鎮沅、黃詩涵。2009。夢幻湖臺灣水韭原棲地保育監測及維護工作(2/5)。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

陳德鴻、張文亮、陳寧庸、陳啟融、陳江河、倪宏坤、王瑞君、李慈文、廖敏惠、游東炎、楊建山、張仲康、施駿鵬、余政霖。2008。夢幻湖臺灣水韭原棲地保育監測及維護計畫。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

陳德鴻、陳啟融、朱仁輝、呂鎮沅、呂東杰、李慈雯、李宗德、林雅鈴、邱柏富、周雅玲、柯品薰、洪政耀、施駿鵬、游雅婷、游東炎、黃詩涵、楊建山、張嘉雯、張總欽、陳偉良、楊美貞、賴姝伶、賴怡穎、蔡永哲、蔡佳玲、劉祐伶。2010。夢幻湖臺灣水韭原棲地保育監測及維護工作。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

游雅婷。2013。環境因子和人為干擾對夢幻湖濕地臺灣水韭的影響。國立臺灣大學農藝學研究所博士論文。

黃增泉、江蔡淑華、陳尊賢、黃淑芳、楊國禎、陳香君。1988。夢幻湖植物生態系之調查研究。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

黃國文。2016。105 年夢幻湖生態保護區地形量測計畫。內政部營建署陽明山國家公園管理處委託研究報告。

- 黃曜謀。2018。臺灣水韭適生水位研究。陽明山國家公園管理處委託研究報告。
- 黃曜謀、邱文良、張藝翰。2021。夢幻湖之臺灣水韭休眠球莖分布及活力及活力。國家公園學報 31: 1-8。
- 賴明洲、薛怡珍、黃士嘉、楊瓊華。2004。濕地植物去污淨化功能與選種建議。臺灣林業 30: 45-51。
- 劉聰桂、林玫君。1990。夢幻湖及附近窪地之剖面分析及定年研究。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。
- 鄭先祐、劉炯錫、史育女、鄭任南、楊曼妙、鄒天水、姚正得、陳韋呈。1987。陽明山國家公園夢幻湖生態保護區生態系之研究。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。
- 荒野保護協會。2018。<https://www.sow.org.tw/accomplishment/1090>。
- 中央氣象局網站：<http://www.cwb.org.tw/V6/index.htm>。
- 臺灣物種名錄：<http://taibnet.sinica.edu.tw/>。

夢幻湖重要濕地(國家級)保育利用計畫

壹、計畫範圍及年期

一、重要濕地範圍

夢幻湖重要濕地為內政部編號 TW003 之國家重要濕地，係一內陸自然濕地。夢幻湖重要濕地位於陽明山國家公園轄內，行政區域屬臺北市北投區。夢幻湖重要濕地位於陽明山國家公園內，七星山的東南側山麓、冷水坑遊客服務中心西北側，範圍包含臺北市北投區湖田里湖山段一小段 8-1 地號(部分)、9 地號(部分)及 9-1 地號(部分)土地，總面積約 5,374.42 平方公尺(圖 1)。

二、保育利用計畫範圍

夢幻湖之水生植物皆生長於濕地範圍內，亦為臺灣極度瀕危(critically endangered)之臺灣水韭的主要生育地，依據所統整之生態資料，此保育利用計畫範圍並無擴大之必要，故保育利用計畫範圍同濕地範圍。

三、計畫年期

依濕地保育法施行細則第 5 條規定：「本法第 15 條第 1 項第 1 款所定計畫年期為 25 年」，爰本計畫以核定公告年(2017 年)為起始年，計畫年期 25 年。

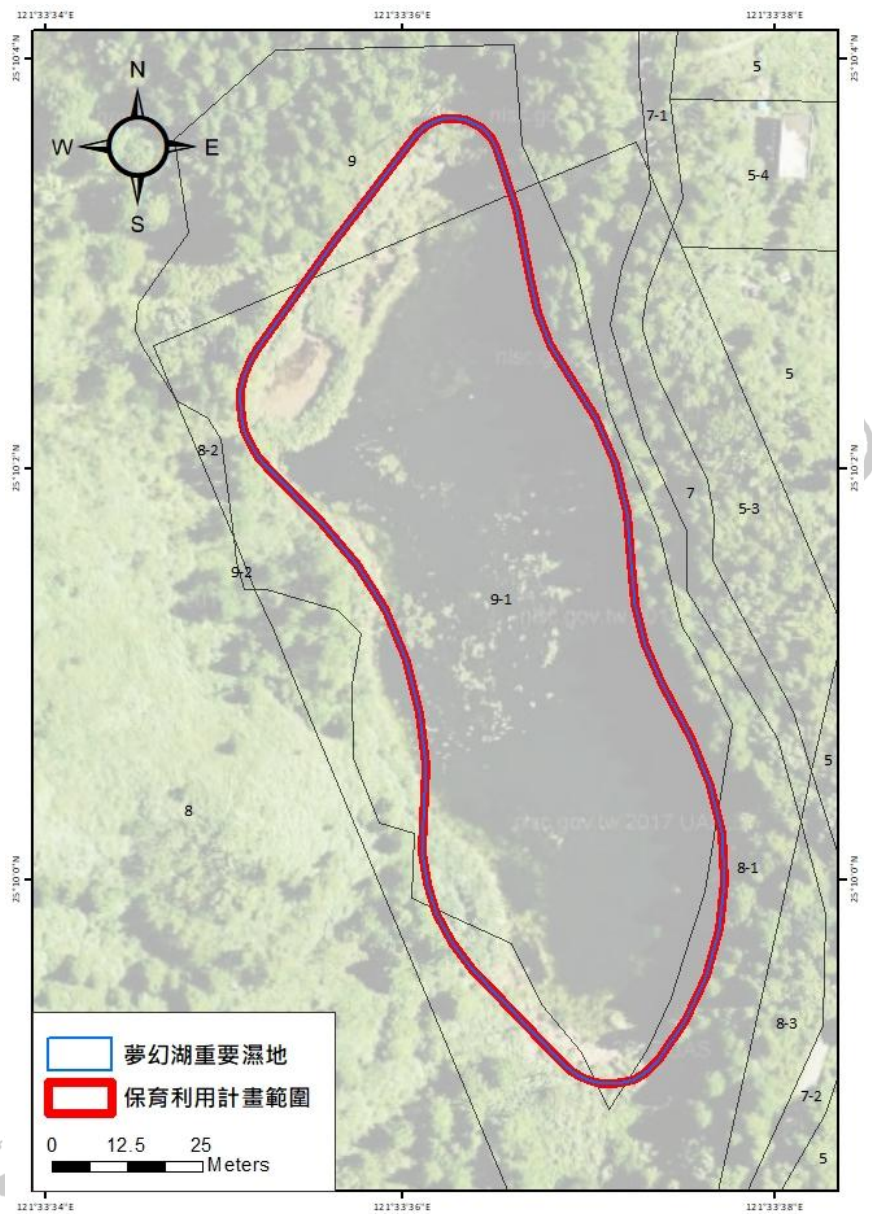


圖 1、夢幻湖重要濕地保育利用計畫範圍
(資料來源：本計畫)

貳、計畫目標

一、維護生物多樣性，促進濕地生態保育及落實濕地明智利用

夢幻湖是陽明山國家公園區內最具代表性的水生植物社會，其中尤以僅於此發現的臺灣水韭為代表，而連萼穀精草亦是夢幻湖特有種。除特有植物之外，園區內生物資源豐富，在 2007 年獲選為國家級重要濕地，2016~2021 年間共記錄 17 種保育類動物。為確保濕地天然滯洪等功能、維護生物多樣性、促進濕地生態保育及明智利用，藉由動、植物及環境之長期監測，提供濕地經營管理依據，以維護生態棲地環境及生物多樣性。

二、維持臺灣水韭及濕地生態系統適宜之棲地環境，並確保其他生物得以繼續繁衍

夢幻湖是臺灣水韭的唯一自然生育地。2002~2004 年，因降雨量不足導致湖區乾涸，使臺灣水韭分布面積縮減，後續藉由淺碟狀浚深之執行、適度移除陸生植物(芒、燈心草、桴蓋等)與裂隙晶化等工作後，許多臺灣水韭已在原棲地恢復生長，並發現連萼穀精草與小苔菜亦逐漸增加，可見適當之棲地管理對水韭及其他物種之保育有相當大之助益，故應適當推動生態保育、科學研究及環境教育等明智利用工作。

參、上位及相關計畫及相關綱領、計畫之指導原則

為期得以具體了解相關計畫、法規與本計畫之關聯性，作為夢幻湖重要濕地(國家級)保育計畫之參考依據，以下茲針對本計畫之上位及相關計畫、相關法規等進行回顧與彙整分析。

一、上位計畫

夢幻湖重要濕地位於陽明山國家公園範圍內，上位計畫包含「國家濕地保育綱領」、「109~112 年國家公園中程計畫」、「臺灣永續發展目標」與「陽明山

國家公園計畫」，茲將其計畫重點內容與本計畫之關係綜整分析如表 1。

表 1、夢幻湖之上位計畫

計畫名稱	年度	與本計畫之關聯性
國家濕地保育綱領	2017	1.總目標：維護生物多樣性，促進濕地生態保育及明智利用，確保重要濕地零淨損失，強化濕地與社區互動。 2.次目標及策略： (1)推動全國濕地空間系統規劃 (2)提升濕地科學研究 (3)落實濕地保育社會參與 (4)促進濕地保育國際交流合作 (5)推廣濕地環境教育 (6)建構濕地永續經營管理
109~112 年國家公園中程計畫	2019	國家公園及濕地保育主要工作項目： 1.「保育與永續」：保育完整生態系統，維護國家珍貴資源 2.「體驗與環教」：強化環境教育與生態美學體驗 3.「夥伴與共榮」：促進住民參與管理，強化夥伴關係 4.「效能與創新」：健全管理機制，提升組織效能，加強國際合作交流，提升國家保育形象
臺灣永續發展目標	2019	臺灣永續發展核心目標 1.確保環境品質及永續管理環境資源。 2.促進包容且永續的經濟成長，提升勞動生產力，確保全民享有優質就業機會。 3.建構具包容、安全、韌性及永續特質的城市與鄉村。 4.完備減緩調適行動以因應氣候變遷及其影響。 5.保育及永續利用陸域生態系，以確保生物多樣性，並防止土地劣化。
陽明山國家公園計畫(第 4 次通盤檢討)草案	2021	核心價值：地景多樣性、生態多樣性、文化多樣性 經營管理目標與實施策略： 1. 保育多樣性地景 2. 保育多樣性生態 3. 保育多樣性文化 4. 健全管理機制，提升組織效能 5. 架構區域與在地夥伴關係 6. 提供深度遊憩體驗與環境教育 7. 創造優質設施環境

(資料來源：本計畫彙整)

二、相關計畫

整理陽明山國家公園管理處歷年相關研究計畫，茲將其計畫重點內容與本計畫之關係綜整分析(詳附錄 1)，作為保育利用計畫內容擬定之參考基礎。

三、相關法規研析

濕地保育法第 2 條規定：「濕地之規劃、保育、復育、利用、經營管理相關事務，依本法之規定，其他法律有較嚴格之規定者，從其規定」。夢幻湖重要濕地位於陽明山國家公園轄內，應遵守國家公園法及陽明山國家公園保護利用管制原則之規範；又為確保濕地天然滯洪等功能，維護生物多樣性，促進濕地生態保育及明智利用，應以環境基本法及環境教育法為參考依據。保育利用計畫劃設範圍所涉之相關法規彙整如圖 2 所示。



圖 2、相關法規彙整圖
(資料來源：本計畫彙整)

四、小結

本計畫將遵循上位計畫之指導、相關研究計畫之成果，作為本計畫自然環境、生態資源、社會經濟環境分析、濕地系統功能分區及允許明智利用項目之參考；相關法規之研析將作為本計畫後續執行及經營管理之依據。

肆、水資源系統、生態資源與環境之基礎調查及分析

一、地理環境

劉聰桂教授(1990)之研究報告指出，夢幻湖可能是因邊坡崩滑於現今夢幻湖南端堵塞而成窪地，進而蓄水成湖。夢幻湖周邊環境之維護管理工作長期以來一直由陽明山國家公園管理處負責執行，主要目的在於維持臺灣水韭生存和健全棲地之環境(夢幻湖環境變遷簡史請參附錄 2)。

(一) 地形地質

七星山(海拔 1,120 m)是大屯火山群諸峰最高且最新的主峰，夢幻湖位於其東側，海拔約 865 m。七星山外形為標準的火山錐，由安山岩流、火山灰和粗粒碎屑噴發物等連續噴發，交互疊置形成層狀火山，覆蓋在時代不同之中新世沉積岩基磐之上；其安山岩流大部分屬於輝石安山岩、角閃石安山岩及紫蘇輝石安山岩，或是以上 3 類之複合岩類。夢幻湖平均湖寬約 50 m，湖長最長約 150 m，常態有水面積約 0.3~0.5 ha，平均湖深約 20~40 cm，最深處約 60~80 cm。

(二) 土壤

夢幻湖之土層厚度為南薄北厚，夢幻湖北區土質為粉質黏壤土，平均粉土(silt)含量為 69%，黏土(clay)平均含量為 30%；南區為砂質壤土，平均砂粒(sand)含量為 63%，粉土(silt)含量為 31% (施上粟、劉宏仁，2019)。湖底的土層除了因堆積沉積物而升高外，也可能因為沖刷、土壤有機質分解而下降，形成不同位置在不同季節有不同的沉積變化現象(陳德鴻等，2008；林幸助，2015、2017、2018)。近年來觀測結果發現，夢幻湖的底質呈現上升狀態(陳德鴻等，2008；林幸助，2015、2017、2018；林幸助、施上粟，2021)。

二、氣候

夢幻湖位於臺灣最北端，受東北季風影響甚鉅。由於中央氣象局資料關係，選定迎風面相似之鞍部測候站及海拔較接近夢幻湖的竹子湖測候站，於 2007 至 2020 年記錄之數據作為氣候參考(表 2)，詳細測候站資料(2007 年~2021 年 9 月)請參附錄 3。本計畫另於 2016 年 9 月至 2021 年 9 月進行夢幻湖之微氣候調查，包括夢幻湖之降雨量及蒸發量，詳細資料(2016 年 9 月~2021 年 9 月)請參附錄 4。

(一) 氣溫

鞍部測候站於資料期間的年平均氣溫約在 16.5~17.8°C 之間，由附錄 3 可知，歷年平均氣溫最低出現於 2008 年 2 月的 8.2°C，最高於 2020 年 7 月的 24.3°C，最高與最低溫差 16.1°C；竹子湖測候站於資料期間的年平均氣溫落在 18.1~19.4°C 之間，歷年平均氣溫最低出現於 2011 年 1 月的 9.2°C，最高於 2017 年 8 月與 2020 年 7 月的 25.7°C，最高與最低溫差 16.5°C。由此可知，夢幻湖重要濕地鄰近的氣溫終年涼爽且相對穩定。

(二) 降雨

降雨可分為梅雨(5 月中旬至 6 月中旬)、熱雷雨(6 月至 8 月)、颱風雨(7 月至 9 月)、東北季風雨(10 月下旬至翌年 5 月上旬)等 4 種。鞍部測候站於資料期間的最高年降雨量為 2007 年的 5,889.1 mm，最低年降雨量為 2015 年的 3,500.1 mm；竹子湖測候站的最高年降雨量為 2007 年的 5,287.7 mm，最低年降雨量為 2014 年的 3,206.7 mm。由資料期間的年降雨量來看，豐水年和枯水年的年降雨量差異頗大。本計畫設置之微氣候站於資料期間的最高年降雨量為 2017 年的 6,306.7 mm，最低為 2020 年的 5,052.0 mm。比較夢幻湖測站與陽明山國家公園內 2 氣象局局屬測站(竹子湖、鞍部)2017~2020 年之雨量資料，從中發現夢幻湖測站的雨量分布與 2 局屬測站極為相近(圖 3)，相關係數皆可達 0.80 以

上，而冬季時，降雨主要來自地形雨，夢幻湖測站的雨量則略高於其他 2 測站。

近年來日益顯著的氣候變遷現象改變了全球水文條件，降雨的極端化使得各地降雨量變得極不穩定，近期氣溫之上升趨勢顯現全球暖化現象。由目前觀測站的資料雖尚未觀察到氣溫和降雨量的顯著變化，然夢幻湖係以降雨為主要水源，未來氣候變遷因素對本濕地的影響值得持續注意。

表 2、鞍部與竹子湖測候站氣候紀錄

項目	測候站	2007 年	2008 年	2009 年	2010 年	2011 年	2012 年	2013 年	2014 年	2015 年
年均溫 (°C)	鞍部	17.4	16.9	17.0	17.0	16.5	16.9	17.2	17.1	17.6
	竹子湖	18.9	18.7	18.8	18.8	18.1	18.6	18.8	18.8	19.2
年降雨量 (mm)	鞍部	5,889.1	5,355.3	3,860.5	4,915.1	4,879.0	4,911.5	4,905.5	3,887.7	3,500.1
	竹子湖	5,287.7	4,814.0	3,403.2	4,070.5	4,111.2	3,904.6	4,078.0	3,206.7	3,327.0
項目	測候站	2016 年	2017 年	2018 年	2019 年	2020 年				
年均溫 (°C)	鞍部	17.8	17.4	17.4	17.7	17.8				
	竹子湖	19.4	19.1	19.0	19.3	19.2				
年降雨量 (mm)	鞍部	4,756.5	5,375.1	4,459.2	5,051.3	5,053.3				
	竹子湖	4,348.3	4,808.4	4,046.1	4,819.5	4,712.6				

(資料來源：中央氣象局，2021；本計畫彙整)

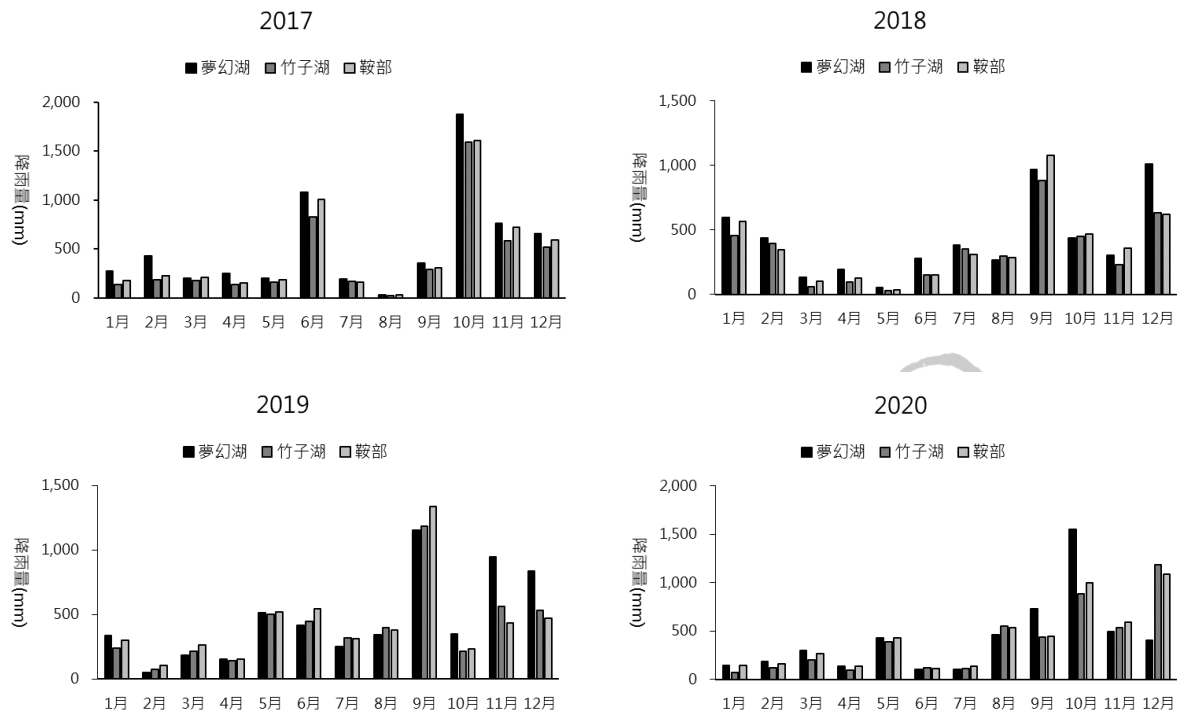


圖 3、2017 至 2020 年夢幻湖、竹子湖、鞍部測站各月總雨量
(資料來源：本計畫)

(三) 蒸發

於資料期間的年平均蒸發量約在 40.1~51.5 mm 之間，由附錄 4 可知，歷年平均蒸發量最低出現於 2020 年 12 月的 6.2 mm，最高於 2020 年 7 月的 80.3 mm，全年的總蒸發量大致都在 490 mm 左右。夢幻湖之月蒸發量於乾季期間(3~9 月)約為濕季(1~2 月與 10~12 月)之 2 倍，其因夏季高溫與太陽輻射較強。

三、水資源系統

(一) 夢幻湖水文系統

大屯山水系以大屯山、七星山、小觀音山及竹子山等為頂點，呈放射樹枝狀向四方流出，其中與本計畫範圍較接近之水系為向西南流入基隆河之雙溪。雙溪發源於擎天崗，集水面積約 1,406 ha，長約 19 km，分流為菁礮溪與內雙溪；菁礮溪坡度陡急，河谷呈深切的 V 字形，內雙溪順大寮層及崁腳斷層轉向

西南流，有一連串瀑布群及急湍。

夢幻湖湖水面積約為 $1,500\sim 3,000\text{ m}^2$ ，可儲存 $300\sim 1,000\text{ t}$ 的水，主要湖水來源是雨水。每逢大雨，湖體即迅速蓄積水量，水位亦隨之快速上升；然因湖底之裂縫滲漏，使得水位上升後又迅速下降(林俊全，2018；施上粟，2018)。目前最明顯的土堤裂縫位於濕地西南側之廢棄水井旁，其附近也發現多處滲漏裂縫，包括湖區北側、西側以及湖區東南側之山壁處(施上粟、劉宏仁，2019)。此外，因湖區位於斜坡上，水位高、壓力大、滲漏的速度較快；而在未降雨的情況下，由於集水區的水資源持續注入湖區，仍會以極緩的速度滲漏，推測此為無法長時間維持較高水位的原因。由過去的監測資料可知(表 3)，於資料期間湖區水位可由低於 0.01 cm 至將近 140 cm ，可見湖區水位變動幅度相當大，而水位較高的月份多出現在 10 月及 11 月(張永達等，2001、2004；陳德鴻等，2007、2008；陳俊宏等，2010；林幸助，2015、2017、2018；林幸助、施上粟，2021)。

表 3、夢幻湖水位紀錄

月份 年份	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	平均
2007	/*	/*	/*	/*	2.45	16.3	3.8	29.1	/*	/*	87.3	31.6	28.4
2008	/*	70.3	35.6	42.1	44.2	44.3	20.2	46.0	18.9	69.8	64.1	30.7	40.5
2009	68.8	73.3	46.0	12.3	0.1	/*	/*	/*	53.1	136.0	139.3	51.4	64.5
2010	60.7	75.5	36.3	52.2	32.4	91.5	43.3	27.3	98.1	103.7	99.8	/*	57.0
2015	/*	/*	/*	21.9	/*	19.0	/*	/*	81.9	/*	89.0	/*	53.0
2016									55.2	72.	71.6	45.5	
2017	28.0	29.2	38.9	11.5	14.3	71.5	9.4	4.1	11.4	75.0	67.5	65.9	35.6
2018	51.9	54.5	14.3	1.9	0.01	25.5	43.0	26.4	51.2	58.6	48.9	71.7	37.3
2019	62.6	21.9	29.5	15.2	49.0	47.7	37.9	40.2	49.5	40.8	68.8	65.8	44.1
2020	32.9	24.0	29.2	16.1	29.7	37.1	3.0	49.2	65.0	87.5	57.1	97.0	44.0
2021	67.1	47.0	32.8	4.8	1.4	55.4	42.1	55.1	39.9				
註：1. /*表無資料；2.民國 100 至 103 年無相關調查資料。													

(資料來源：陳德鴻等，2007；陳德鴻等，2008~2010；林幸助，2015、2017、2018；林幸助和施上粟，2021；本計畫彙整)

施上粟教授之團隊於 2020 年著手調查夢幻湖之地下水水文，發現地下水位與湖水位同步升降，且都受降雨控制。從中發現夢幻湖湖區含水生植物根系

的有機底質似乎具有保水作用，使湖水位於無降雨時期之下降幅度可低於地下水位，甚至影響其地下水流向。

(二) 夢幻湖水質

陽明山國家公園管理處於 2007~2010 年及 2015 年進行水質調查、採樣及分析(樣區如圖 4 所示)；2016~2021 年僅於樣區 C1、N2 進行一系列調查，調查頻度約每季 1 次，並依據行政院環境保護署公告之水質檢測方法檢測。由歷年調查結果可知(表 4)，夢幻湖整體水質變化差異不大，屬於酸性的貧養沼澤湖。營養鹽含量以硫酸鹽和氯鹽濃度較高，推斷受海鹽飛沫及當地火山地質硫磺噴氣影響所致。夢幻湖之環境因子與季節變化、冬季東北季風帶來之降雨有關。秋冬季之硝酸態氮濃度較高，研判是夢幻湖迎東北季風，中國飛塵污染物隨東北季風輸入，且適逢雨季，酸性沉降落入夢幻湖而導致。此結論與行政院環境保護署委託國立中央大學大氣物理研究所監測東北部的鴛鴦湖與松蘿湖相似。生化需氧量、化學需氧量與總凱氏氮於春夏季之濃度較高，可能為冬季累積之枯落物大量降解，且夏季微生物更為活躍所致(鄭先祐，1987；黃增泉等，1988；張永達、邱文彥，2000；王立志、張永達，2002；張永達，2002；陳德鴻等，2007~2010；林幸助，2015、2017、2018；林幸助、施上粟，2021)。

2021 年春、夏季水綿覆蓋度高影響夢幻湖水體之溶氧及 pH 值，推測與同年春季硝酸態氮偏高有關，顯示水綿對夢幻湖水體具短期、快速之影響性，建議持續監測其消長情形，以避免影響湖區水生植物。不過根據「重要濕地灌溉排水蓄水放淤給水投入標準」(表 5)，目前夢幻湖水質各項結果皆低於污染標準；而根據林幸助(2015)所研擬之夢幻湖水質建議標準，水溫(夏、冬季)、溶氧、硝酸鹽、懸浮固體與酸鹼值皆於建議標準範圍；氨氮、總磷及生化需氧量皆高於建議標準範圍，然 2015 年並無相關水質數據，故本計畫依現有之水質資料對氨氮、總磷及生化需氧量之建議標準進行修訂(第拾壹節)。整體而言，夢幻湖仍為未受污染之水域，水質清澈、穩定，且仍屬酸性之貧養水體。

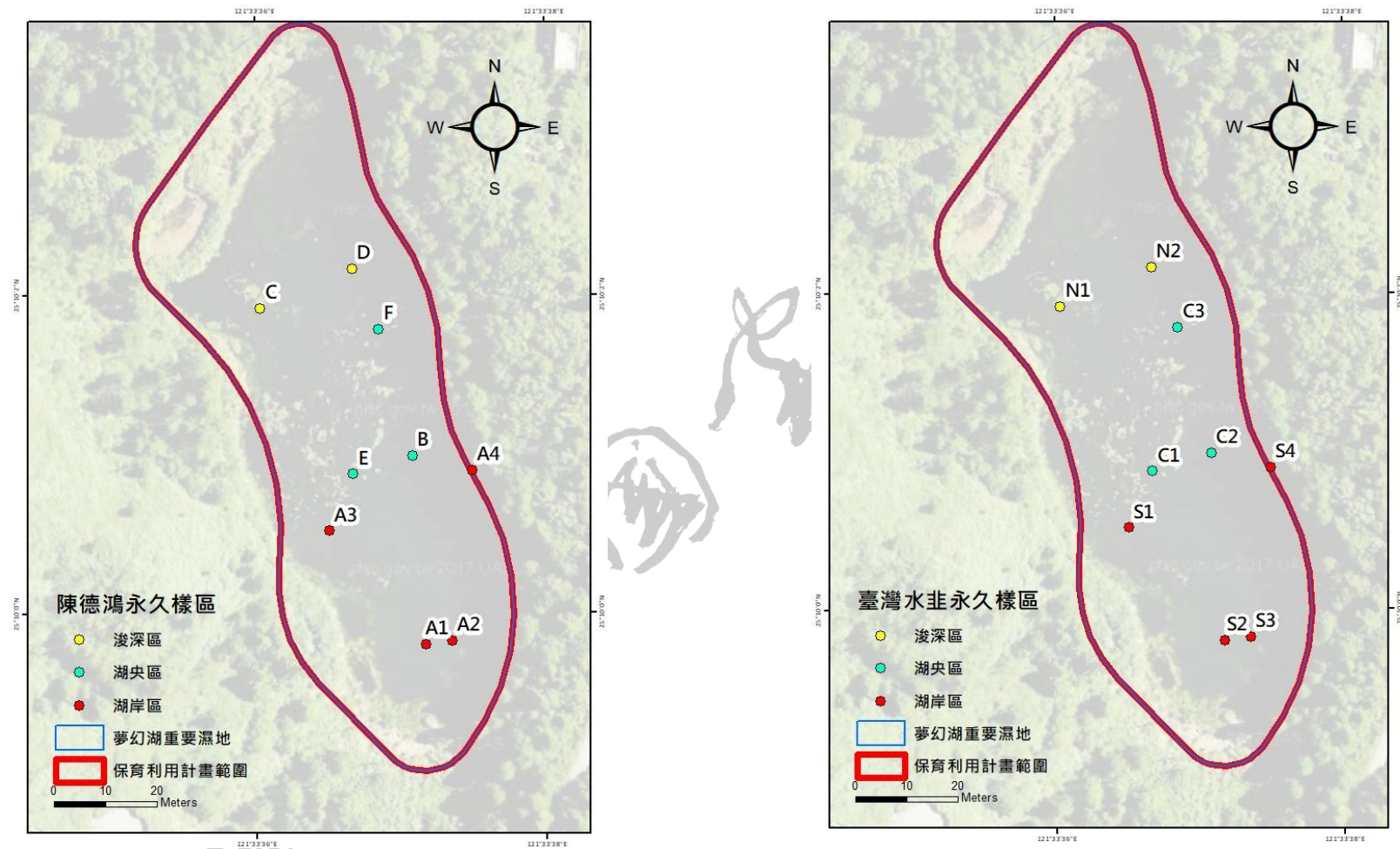


圖 4、夢幻湖水質、臺灣水韭永久樣區調查樣區位置圖，舊(左圖)與新編號(右圖)

(資料來源：本計畫依據歷年研究樣區繪製(2007~2010 年及 2015 年)；2017~2021 年水質調查僅於樣區 N2 (D)和 C1 (E))

表 4、夢幻湖水質紀錄

年度	監測 季節 (月份)	水溫 (℃)	pH 值	導電 度 ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	鹽度	溶 氧 量 (mg/L)	濁度 (NTU)	懸浮 固體 (mg L^{-1})	硫酸鹽 濃度 (mg L^{-1})	氯鹽 濃度 (mg L^{-1})	硝酸鹽 濃度 (mg L^{-1})	亞硝酸 鹽濃度 (mg L^{-1})	氨氮 (mg L^{-1})	總凱 氏氮 (mg L^{-1})	總磷 酸鹽 (mg L^{-1})	生化 需氧量 (mg L^{-1})	化學 需氧量 (mg L^{-1})	葉綠 素 a (mg L^{-1})
2007	春(4)	25.7	4.9	46.0	-	7.2	99.8	99.5	3.3	4.3	0.1	-	1.9	-	0.3	8.8	-	-
	夏(7)	31.6	4.1	51.6	-	6.4	20.7	22.8	4.3	ND	0.2	-	0.3	-	1.27	1.9	-	-
	秋(9)	22.2	4.1	38.2	-	6.3	6.9	1.7	5.4	8.2	0.3	-	ND	-	ND	1.3	-	-
	冬(11)	19.9	4.2	68.3	-	8.3	13.4	4.4	8.0	16.3	0.3	-	1.2	-	0.1	2.4	-	-
2008	Q1	6.2	4.2	78.1	-	11.3	17.5	11.4	8.8	6.7	0.8	-	1.2	-	-	-	-	-
	Q2	*/	4.2	55.9	-	8.1	7.7	4.8	10.9	2.6	0.4	-	0.25	-	-	-	-	-
	Q3	*/	4.2	61.9	-	6.1	10.9	82.4	6.8	0.6	0.2	-	0.72	-	-	-	-	-
	Q4	*/	4.5	53.1	-	5.6	5.4	ND	6.3	6.1	0.4	-	0.2	-	-	-	-	-
2009	Q1	*/	3.9	58.8	-	8.6	1.0	2.5	5.0	6.5	0.3	-	-	-	-	-	-	-
	Q2	*/	4.7	38.8	-	8.0	2.7	7.6	7.9	1.0	0.6	-	-	-	-	-	-	-
	Q3	*/	4.1	28.4	-	8.2	8.7	6.8	0.1	0.0	0.0	-	-	-	-	-	-	-
	Q4	*/	4.5	51.8	-	7.1	1.5	2.4	0.0	3.5	0.0	-	-	-	-	-	-	-
2010	Q1	*/	5.2	59.5	-	7.0	2.4	2.0	-	-	0.0	-	-	-	0.04	-	-	-
	Q2	*/	4.4	35.9	-	6.5	3.6	4.7	-	-	0.0	-	-	-	0.02	-	-	-
	Q3	*/	4.9	41.1	-	5.3	3.1	10.8	-	-	0.0	-	-	-	0.03	-	-	-
	Q4	*/	4.2	53.8	-	5.7	3.9	5.04	-	-	0.0	-	-	-	0.04	-	-	-
2015	春(4)	*/	5.4	45.4	-	9.4	2.8	6.3	-	-	5.6	*/	-	-	0.59	5.81	-	*/
	夏(6)	*/	6.1	40.0	-	7.6	3.5	33.3	-	-	1.7	*/	-	-	0.12	14.24	-	*/
	秋(9)	*/	3.0	63.2	-	3.0	1.8	8.8	-	-	1.6	*/	0.56	-	0.06	8.01	-	*/
	冬(11)	*/	4.6	56.0	-	5.6	3.8	6.8	-	-	33.7	*/	-	-	0.29	6.46	-	*/
2016	冬(11)	14.6	4.0	40.7	0.02	8.2	-	3.4	-	-	3.3	ND	0.03	0.48	0.04	0.73	23.28	-
2017	春(4)	20.6	5.0	39.8	0.02	4.7	-	4.4	-	-	0.8	ND	0.06	1.07	0.03	1.84	19.87	-
	夏(6)	24.1	6.0	20.0	0.00	6.4	-	3.1	-	-	0.8	ND	0.04	0.55	0.04	2.37	13.55	-
	秋(9)	25.6	6.0	68.0	0.00	4.7	-	6.9	-	-	0.1	0.01	0.04	0.83	0.04	2.35	22.48	-
	冬(12)	9.8	4.0	50.0	0.02	9.4	-	2.2	-	-	1.8	0.01	0.07	0.62	0.02	ND	13.74	1.62

年度	監測 季節 (月份)	水溫 (℃)	pH 值	導電 度 ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	鹽度	溶 氧 量 (mg/L)	濁 度 (NTU)	懸浮 固體 (mg L^{-1})	硫酸鹽 濃度 (mg L^{-1})	氯鹽 濃度 (mg L^{-1})	硝酸鹽 濃度 (mg L^{-1})	亞硝酸 鹽濃度 (mg L^{-1})	氨 氮 (mg L^{-1})	總凱 氏氮 (mg L^{-1})	總磷 酸鹽 (mg L^{-1})	生化 需氧量 (mg L^{-1})	化學 需氧量 (mg L^{-1})	葉綠 素 a (mg L^{-1})
2018	春(3)	17.6	5.0	51.3	0.02	6.6	-	3.7	-	-	1.3	0.01	0.08	0.95	0.03	3.98	20.00	13.48
	夏(7)	23.8	5.0	41.7	0.00	3.4	-	5.4	-	-	0.2	ND	0.04	0.47	0.01	2.56	19.48	3.53
	秋(10)	19.3	5.0	42.7	0.00	7.9	-	3.1	-	-	0.2	ND	0.10	1.15	0.02	0.87	7.90	6.90
	冬	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2019	春(3)	25.2	4.4	34.3	0.02	7.0	-	2.0	-	-	0.3	0.01	0.07	2.07	0.04	3.85	9.45	2.96
	夏(7)	25.6	4.4	22.5	0.01	6.5	-	5.9	-	-	0.1	ND	0.13	0.46	0.03	2.35	9.25	2.22
	秋(10)	18.0	3.6	56.4	0.03	7.1	-	17.0	-	-	1.0	0.01	0.27	0.50	0.07	2.50	7.95	8.86
	冬(12)	12.6	3.0	48.6	0.02	8.0	-	10.2	-	-	0.3	0.01	0.13	0.21	0.01	0.95	6.30	10.24
2020	春(3)	16.9	4.9	62.4	0.00	8.4	-	11.6	-	-	0.1	ND	0.11	0.35	0.19	3.00	10.75	0.00
	夏(7)	27.8	3.9	29.8	0.02	7.7	4.9	15.2	-	-	ND	0.01	0.22	0.72	0.16	5.20	19.10	10.33
	秋(10)	19.0	4.9	52.0	0.03	5.4	0.0	2.8	-	-	0.2	ND	0.04	0.68	0.03	2.6	7.05	2.38
	冬(1)	13.6	4.8	43.2	0.02	7.8	0.0	4.6	-	-	0.3	0.01	0.16	0.58	0.10	3.5	11.00	3.55
2021	春(3)	18.6	4.4	48.4	0.02	4.7	3.6	3.8	-	-	0.4	ND	0.01	0.38	0.04	5.4	16.6	8.90
	夏(7)	26.2	6.3	27.0	0.01	5.1	0.4	8.1	-	-	ND	ND	0.22	0.74	0.04	4.6	20.4	5.88
	秋(10)	25.1	5.6	23.0	0.01	5.9	1.4	9.4	-	-	ND	ND	0.44	0.94	0.02	5.6	15.75	12.31
註：1. Q1：1~3 月、Q2：4~6 月、Q3：7~9 月、Q4：10~12 月；2. 春：3~5 月、夏：6~8 月、秋：9~11 月、冬：12 月至隔年 2 月； 3. ND 表低於偵測極限；*/表無原始值；-表無資料；5. 民國 100 至 103 年無相關調查資料。																		

(資料來源：陳德鴻等，2007~2010；林幸助，2015、2017、2018；林幸助、施上粟，2021)

表 5、濕地水質標準項目表

適用 範圍	項目	建議標準		
		重要濕地灌溉排水 蓄水放淤給水投入 標準	林幸助(2015)	林幸助(2021)
國家 級濕 地	水溫(°C)	不得超過各季平均 溫度± 2°C	不得超過各季平 均溫度± 2°C	春：20.2±3.9°C 夏：26.5±1.0°C 秋：20.7±2.2°C 冬：13.1±0.6°C
	溶氧(mg L ⁻¹)	-	6.5 ↑	6.70±1.26
	硝酸鹽氮(mg L ⁻¹)	7.5	1.0 ↓	0.25±0.29
	氨氮(mg L ⁻¹)	37.5	0.1 ↓	0.16±0.12
	總磷(mg L ⁻¹)	2	0.02 ↓	0.07±0.06
	生化需氧量(mg L ⁻¹)	22.5	1.0 ↓	3.6 ±1.73
	化學需氧量(mg L ⁻¹)	75	-	12.14±4.95
	懸浮固體(mg L ⁻¹)	22.5	25 ↓	8.23±5.00
	酸鹼值(mg L ⁻¹)	不得超過平均酸鹼 值±1	4.5~6.5	4.56±0.89

(資料來源：重要濕地灌溉排水蓄水放淤給水投入標準；林幸助，2015；林幸助和施上粟，2021)

(四) 夢幻湖陸化速率

陸化為湖泊濕地自然演替之最終結果，而此速率與浸淹時間息息相關，若遇長期缺水，針藺、柳葉箬等碎屑分解較慢之植物增加，碎屑分解速率降低，並加速陸化，夢幻湖環境將不利於臺灣水韭生存。夢幻湖之沉積速率曾被多次探討，劉聰桂、林玫君(1990)研究結果指出夢幻湖自 5,600 年來的平均沉積速率為 0.080 cm yr⁻¹；陳鎮東等(1997)以鉛-210 (210Pb)定年求得之沉積速率為 0.045 cm yr⁻¹；根據「陽明山國家公園古氣候之調查」夢幻湖於 6,110~4,180 年前的平均沉積速率約為 0.073 cm yr⁻¹，於 4,180~2,570 年前則約為 0.038 cm yr⁻¹ (陳淑華，2010)。「106-107 年委託辦理夢幻湖生態保護區底質調查及沉積分析」之結果指出距今約 500 年來的沉積速率僅 0.011~0.012 cm yr⁻¹ (林俊全，2018)。

黃國文(2016)則指出近 10 年的平均沉積速率約為 2.0 cm yr^{-1} ，該結果主要為腐植質之沉積速率，但未考慮分解與壓密作用影響，故可能高估。林幸助、施上粟(2021)以長石粉調查之平均沉積速率為 0.230 cm yr^{-1} 。整體而言，雖沉積速率結果有異，但皆顯示夢幻湖沉積物確實不斷累積。以 Ecosim 進行有機碎屑之時間動態模擬分析顯示夢幻湖早期越久，有機碎屑累積量增加；若長期維持高水位，有機碎屑累積量明顯下降，其顯示乾旱增長會加速碎屑累積，陸化因而加劇，該情況將影響臺灣水韭面生存問題。目前夢幻湖之有機碎屑累積速率不高，且夢幻湖水位之消長控制水生植物覆蓋狀況，秋、冬季之高水位環境亦使有機碎屑累積速率降低，故陸化問題尚不嚴重(林幸助和施上粟，2021)。

四、生態資源

以 1987~2021 年夢幻湖歷年之生態資源調查成果，分別以植物及動物說明夢幻湖重要濕地之生態資源(生態名錄詳請參附錄 5)。

(一) 植物

從 1987~2021 年之生態資源調查，總共記錄 81 科 195 種植物，其中包含 27 種喬木植物、24 種灌木植物、10 種木質藤本、5 種草質藤本，其餘均為蘚類或草本植物。科別以莎草科(11 種)、禾本科(22 種)與菊科(10 種)種類最多(鄭先祐，1987；黃增泉，1988；張永達，2001~2004、2006；陳德鴻等，2007~2010；林幸助，2015、2017、2018；林幸助、施上粟，2021)。

1. 陸域植物

夢幻湖周圍陸域植物以白背芒佔地面積最大，部分樹木散生，以紅楠、臺灣樹參、灰木、日本灰木、南燭、昆欄樹等為主，中間夾雜小灌木，包含虎婆刺、變葉懸鉤子、假桫欏、百兩金、燈稱花、紅子英蓮等。另有人工種植之柳杉林與豔紫野牡丹分布於夢幻湖四周。湖岸植被可分為低草地和高草地。低草地以地毯草為主，夾雜有草山翦股穎、毛花雀稗、雀稗、小二仙草、天胡荽等；

高草地由白背芒構成，夾有野牡丹、火炭母草等(鄒明佑，2001)。湖區之陸域植物多屬臺灣原生種，但亦包含蛇莓、巴西野牡丹、大花咸豐草及假吐金菊等為外來種植物，且已長期在自然環境建立穩定族群成為歸化種植物。此外，根據 2017 臺灣維管束植物紅皮書名錄(IUCN)，唐杜鵑和柳杉為接近威脅物種(NT)；毛玉葉金花為易危物種(VU)。

2. 水域植物

臺灣水韭屬嚴重瀕臨絕滅之物種(CR)，夢幻湖是其唯一的自然生育地，根據 2018 年全區植物調查樣區(圖 5)所繪製之夢幻湖植群分布圖(圖 6)，可發現水域中以臺灣水韭較多，距花黍及針蘭分布於水域邊緣；西北側地勢較高，以柳杉較為優勢。整體而言，臺灣水韭為夢幻湖湖區分布最廣之類群，針蘭於夏季分布範圍開始增加。在 2018~2021 年臺灣水韭與針蘭之 IDW 分布圖結果中(圖 7、8)，因 2019、2020 年春、夏季水位較高且未乾涸，此 2 年度之臺灣水韭覆蓋度明顯高於 2018、2021 年，針蘭則於 2019、2020 年之分布範圍明顯縮小，顯示水位對臺灣水韭與針蘭之影響。然而，水深過深亦可能不利臺灣水韭生長，2020 年秋、冬季發生連續高水位，浚深區平均水深達 91 cm，臺灣水韭覆蓋度明顯減少於 2019 年，針蘭反而增加，顯現臺灣出水韭與針蘭交互消長之情形(林幸助和施上粟，2021)。依據歷年植物永久樣區覆蓋率變化調查結果(詳附錄 6)同樣可見臺灣水韭與針蘭呈現週期性的循環，針蘭似為臺灣水韭最主要之競爭對象(陳德鴻等，2007；陳德鴻，2009；林幸助，2015、2018；林幸助和施上粟，2021)。此外，4 年來臺灣水韭於春季之覆蓋範圍為 4 季最高，春季水位並非最高，再結合生產量之結果(林幸助和施上粟，2021)可推測，春季應為臺灣水韭主要之生長季節。春、夏季之水位高度則會影響夏、秋季臺灣水韭與針蘭之分布。

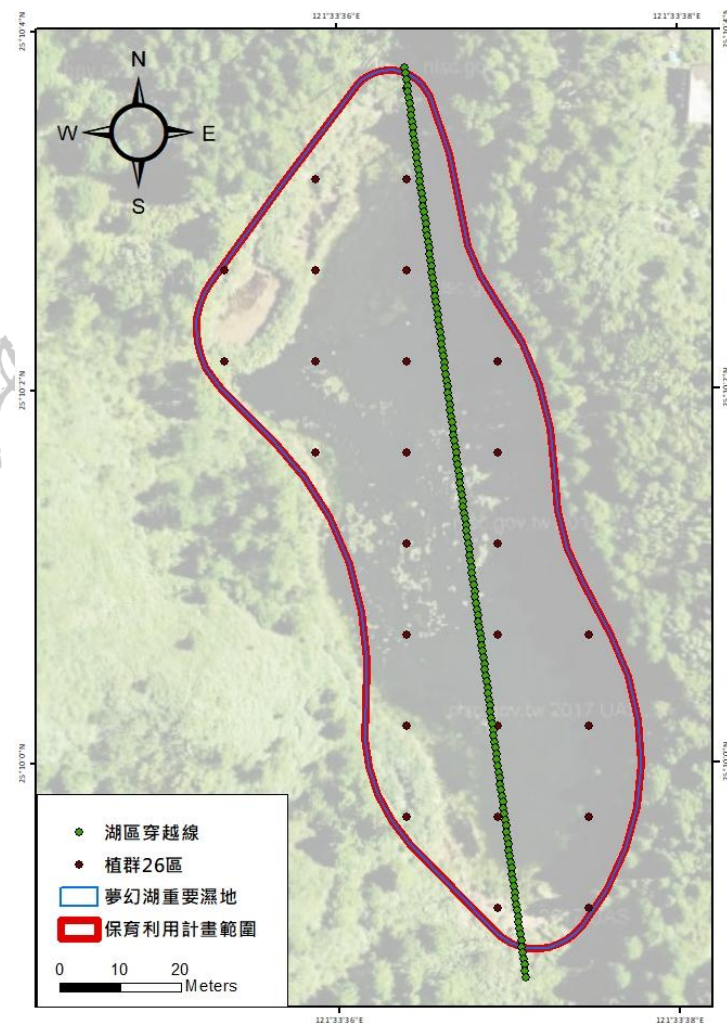
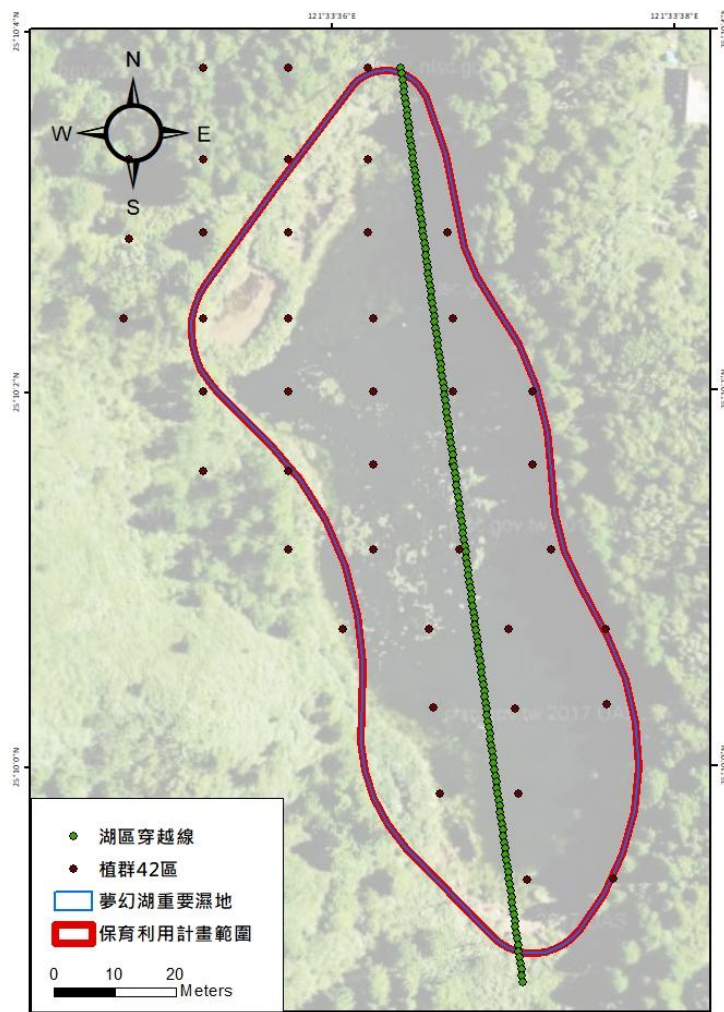
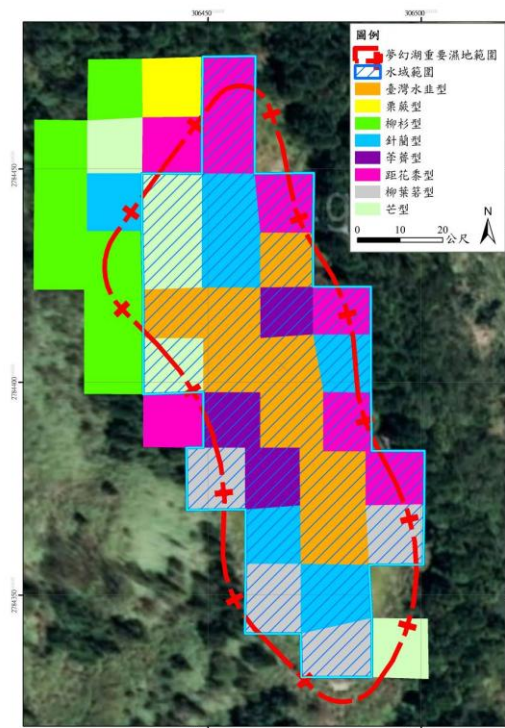
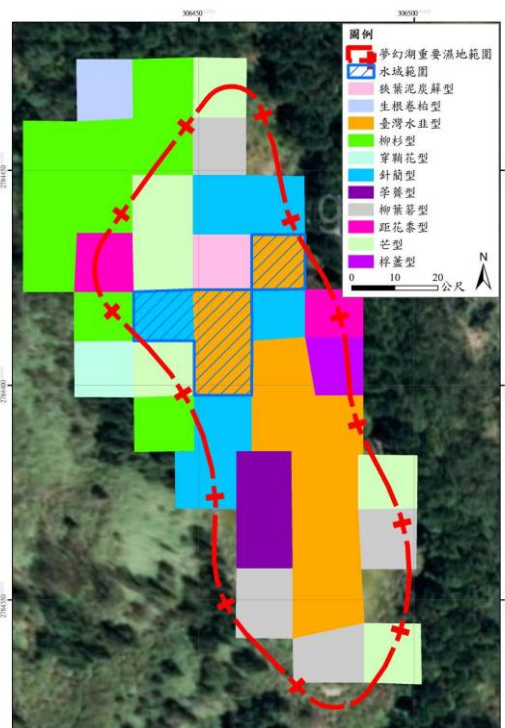


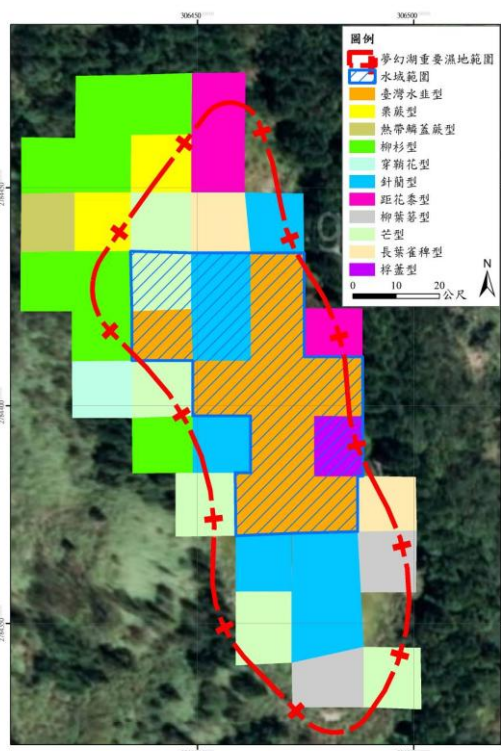
圖 5、全區植物調查樣區及穿越線分布圖，舊調查樣區-42 區(左圖)與新調查樣區-26 區(右圖)
(資料來源：本計畫)



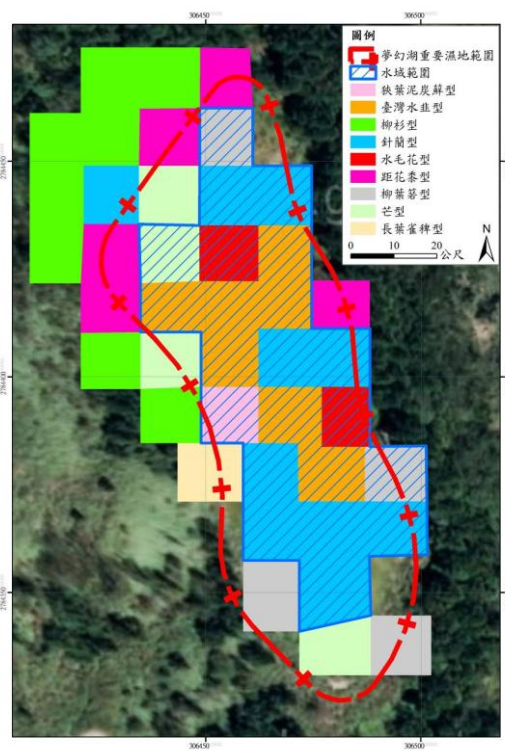
2017 年 12 月



2018 年 3 月



2018 年 7 月



2018 年 11 月

圖 6、2018 年各季夢幻湖植群分布圖

(資料來源：林幸助，2018)



圖 7、2018 年 3 月至 2021 年 10 月臺灣水韭分布
(資料來源：本計畫)

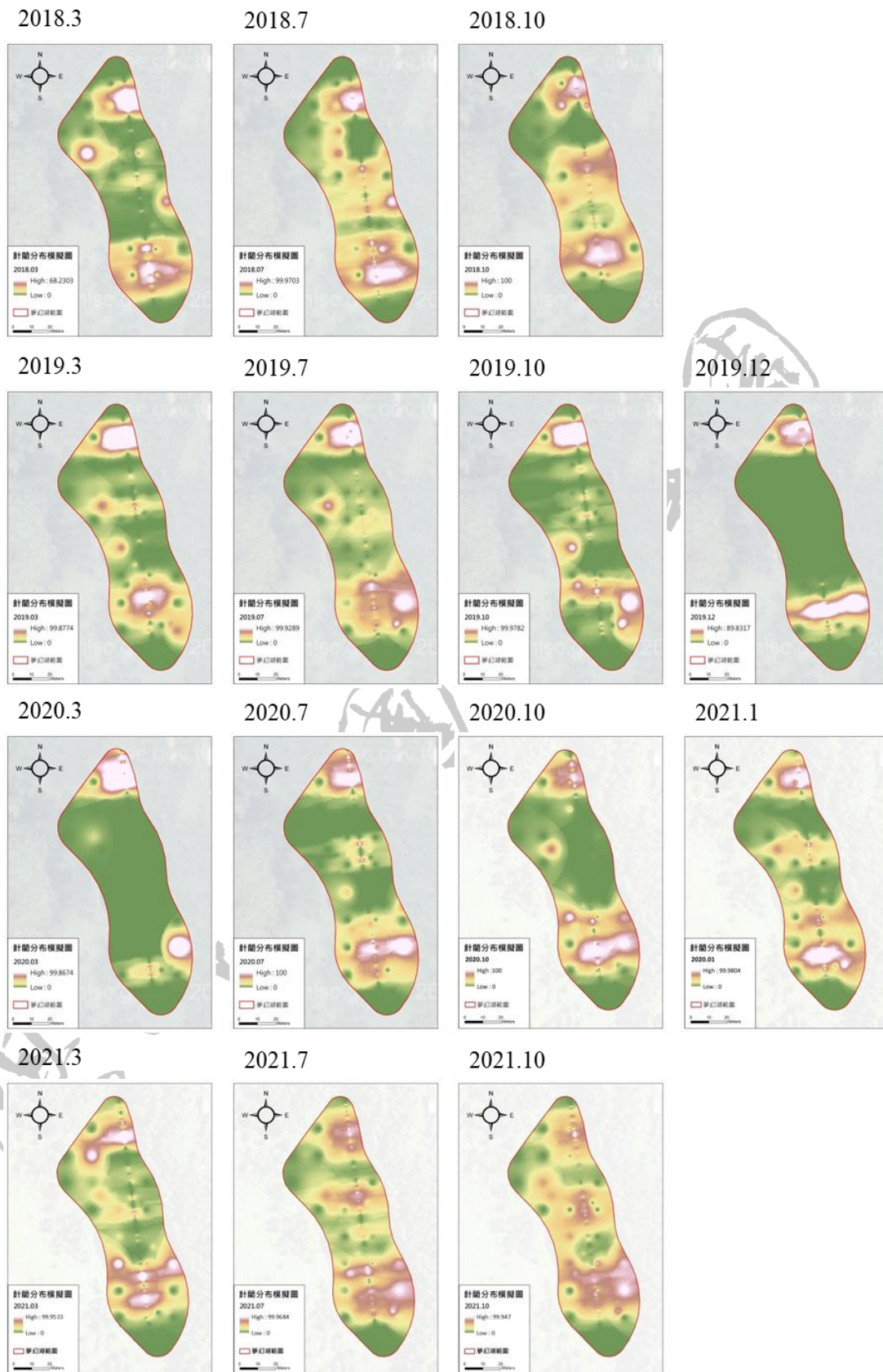


圖 8、2018 年 3 月至 2021 年 10 月針蘭分布
(資料來源：本計畫)

夢幻湖水域植物除臺灣水韭外尚有鏡子薑、針蘭、荸薺、水毛花、連萼穀精草、燈心草、柳葉箬、白背芒、稈蓋、小荳菜、狹葉泥炭苔等伴生植物。從夢幻湖植群剖面圖可看出臺灣水韭生長於湖中較低窪處(圖 9)(林幸助, 2018), 淤積較顯著之低窪處則多為水毛花及荸薺, 針蘭及白背芒依序分布於更外圍。2019~2021 年配合夢幻湖湖區高程結果可發現臺灣水韭最佳生長水深(2018~2020 年)為 59 cm (圖 10), 浚深區(高程 866.09~866.22 m)為臺灣水韭絕對優勢區域, 年平均水深介於 54~67 cm; 湖央區與南區(高程 866.22~866.49 m)為臺灣水韭與針蘭、荸薺、水毛花之競爭區, 平均水深介於 25~54 cm (圖 11)(林幸助、施上粟, 2021)。

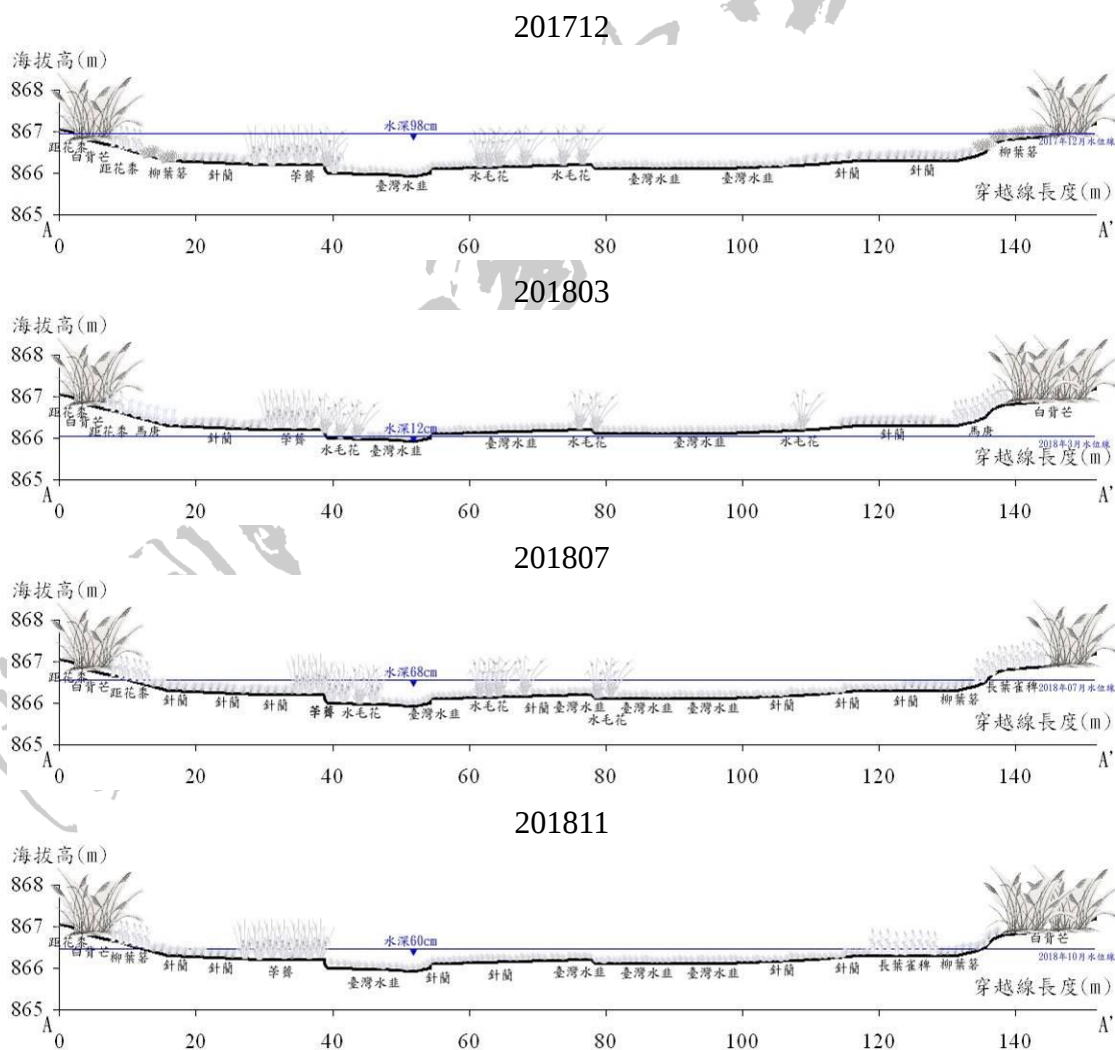


圖 9、2018 年各季夢幻湖植群剖面與水位變化圖
(資料來源：林幸助, 2018)

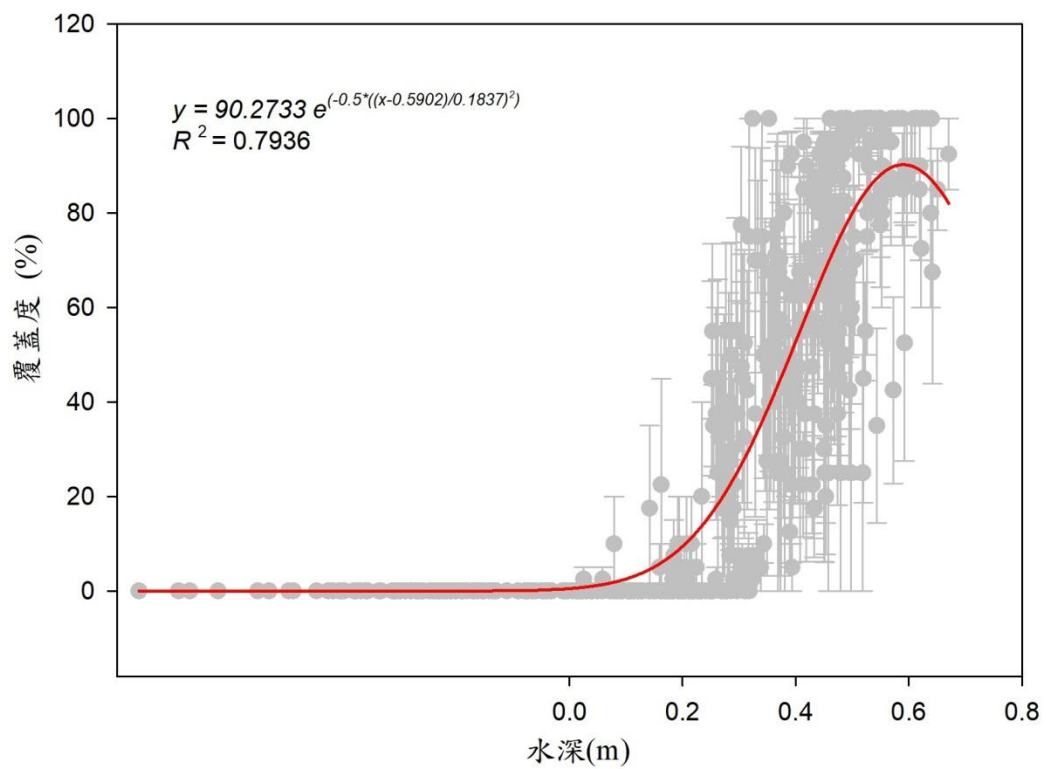


圖 10、2018~2020 年臺灣水韭各年度 4 季平均覆蓋度與各年度平均水深
關係

(資料來源：本計畫)

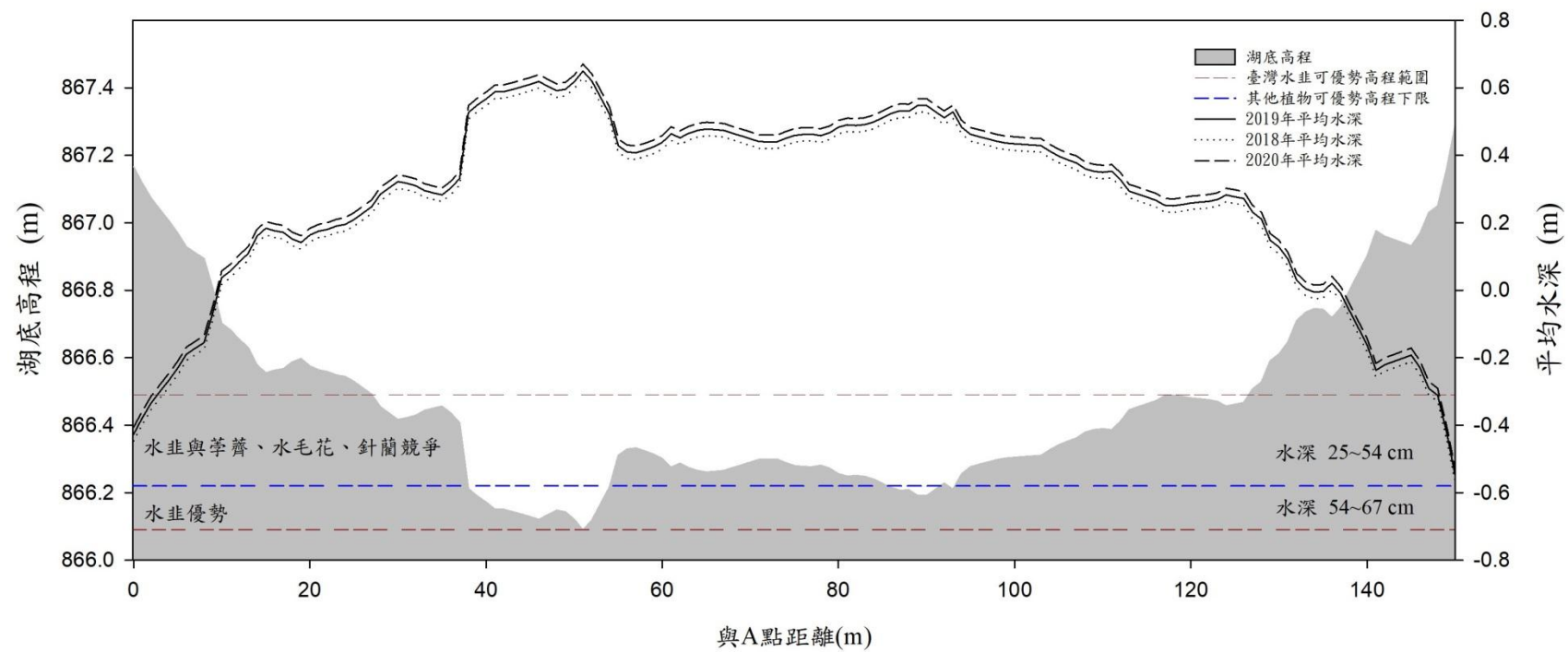


圖 11、穿越線剖面高程與水生植物競爭關係示意圖

(資料來源：本計畫)

(二) 動物

夢幻湖過去的調查研究偏重植物資源，動物資源調查明顯不足，過去專門針對夢幻湖進行的動物資源調查是 2002 年，當時記錄到澤蛙、腹斑蛙、布氏樹蛙、面天樹蛙、臺北樹蛙等兩棲類；黃星弄蝶、紫日灰蝶、臺灣豆龍蟲、蜻蛉目稚蟲、水黽、紅娘華等昆蟲 27 種；臺灣竹雞、紅鳩、五色鳥、巨嘴鵝、紅嘴黑鵝、山紅頭、大彎嘴、繡眼畫眉等鳥類 14 種；魚類則無發現紀錄(張永達，2002)。其餘來自陽明山國家公園管理處針對七星山、冷水坑或擎天崗等大範圍區域普查中局部樣線(區)之相關動物資源紀錄，因難以判定是否確於夢幻湖記錄到的物種，故不於本計畫書中記敘。2016~2021 年共記錄 81 科 117 種動物，調查之點位及穿越線如圖 12 所示，其中包含 17 種保育物種，其顯示夢幻湖之生態資源豐富。

1. 鳥類

2016~2021 年共記錄 40 科 74 種之鳥類，其中有 8 科 12 種保育鳥類，包含珍貴稀有的 II 級保育類之大冠鷲、黃嘴角鴉、領角鴉、朱鷲、臺灣畫眉和棕噪眉，以及應予保育的 III 級保育類之紅尾伯勞、臺灣藍鵲、冠羽畫眉、白耳畫眉和白尾鴿，外來種則發現岩鴿與大陸畫眉。整體而言以臺灣竹雞、白頭翁、紅嘴黑鵝、斯氏繡眼與小彎嘴較為常見。

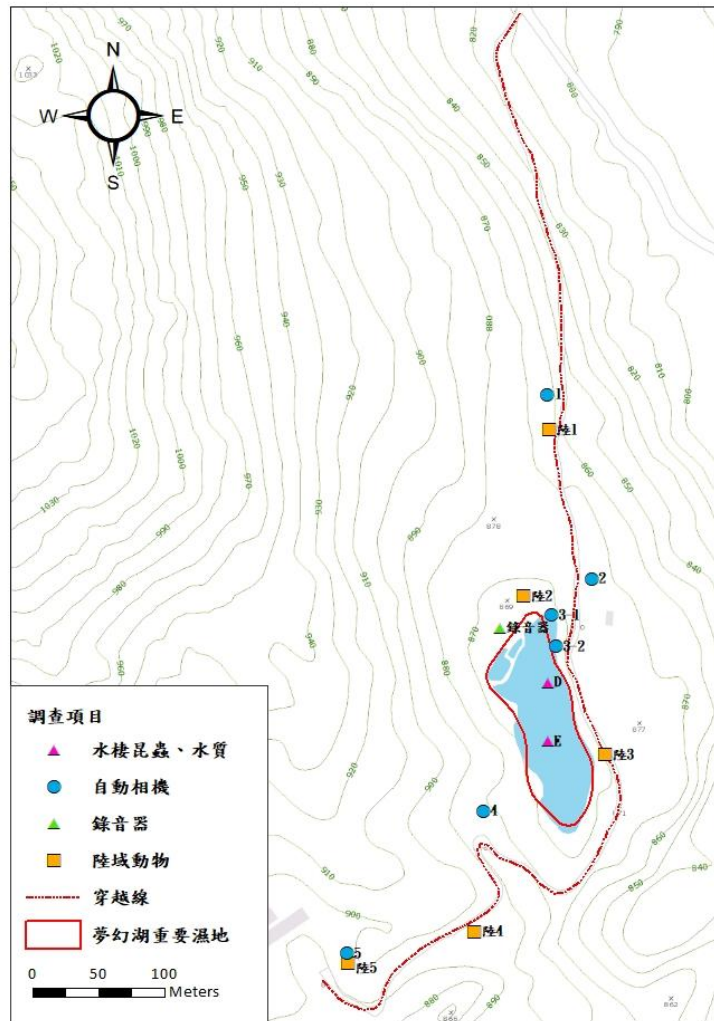


圖 12、夢幻湖動物調查樣站與穿越線位置
(資料來源：本計畫)

2. 哺乳類

2016~2021 年共記錄 10 科 14 種之哺乳類，其中記錄到 2 科 2 種保育類哺乳動物，包含珍貴稀有的 II 級保育類之麝香貓與穿山甲；10 種特有(亞)種，包含臺灣山羌、鼬獾、麝香貓、白鼻心、臺灣野兔、穿山甲、臺灣獼猴、田鼯鼠、臺灣刺鼠和臺灣長尾麝鼯，其中以赤腹松鼠與臺灣長尾麝鼯最為常見，麝香貓於自動相機之出現機率最高。本團隊於自動相機結果發現 2021 年夏、秋季在夢幻湖活動之遊蕩動物出現次數增加，約為去年之 3 倍多(表 6)。夢幻湖為許多保育及特有種動物之重要棲息地，為避免園區野生動物生存受脅，建議陽管處立即進行遊蕩動物之捕捉。

表 6、2020~2021 年遊蕩動物紅外線相機有效照片張數

年	季節	陸 1	陸 2	陸 3-1	陸 3-2	陸 4	陸 5
2020	冬						1
	春		4	7	2	2	
	夏		2	2	1		
	秋	1					
2021	冬			2		7	
	春			1	2		1
	夏	6		1		3	8
	秋	33		1		8	6

(資料來源：本計畫)

3. 兩棲類

2016~2021 年共記錄 6 科 17 種之兩棲類，包含應予保育的 III 級保育類-臺北樹蛙，以及 6 種特有種，斯文豪氏赤蛙、梭德氏赤蛙、褐樹蛙、面天樹蛙、莫氏樹蛙與臺北樹蛙。物種中以腹斑蛙最為優勢，中國樹蟾次之。春、夏季為大多數蛙類之繁殖期，此時湖區一帶兩棲類數量甚多；而至秋、冬季，僅餘臺北樹蛙(繁殖期 10 月至翌年 3 月)及腹斑蛙(繁殖期 2 月至 10 月)在湖區周邊鳴叫，並於路面偶見盤古蟾蜍活動。

4. 爬蟲類

2016~2021 年共記錄 8 科 12 種之爬蟲類，保育類包含珍貴稀有的 II 級保育類-哈特氏蛇蜥，和應予保育的 III 級保育類-臺灣黑眉錦蛇；特有(亞)種包含黃口攀蜥、臺灣黑眉錦蛇和翠斑草蜥。

5. 水棲昆蟲

2016~2021 年共記錄水棲昆蟲 17 科，物種間以搖蚊科最為優勢，其次則為絲蟴科與蜻蜓科。夏季水昆豐度較低可能因多數水昆以幼蟲型態棲於水中，並於春、夏季離開水面羽化為成蟲(林幸助，2018；郭美華等，2004)。

6. 外來種

有關外來種部份，因遊客及零星宗教活動行為，於 2017 年曾於夢幻湖湖區調查到鯉(錦鯉)，後續並無再次發現。因陽明山國家公管理處定期進行巡查及外來種移除作業，截至目前為止，外來種尚不足以構成本濕地生態系統的威脅和破壞。

五、小結

夢幻湖之環境因子與季節變化及冬季東北季風帶來之降雨有關，2016~2021 年夢幻湖水體之硝酸態氮峰值多出現於 10 月至翌年 3 年。整體而言，夢幻湖水質清澈、穩定，且仍屬酸性之貧養水體，但建議注意水綿覆蓋情形。近年水文調查與監測已能釐清夢幻湖之特殊水文條件，其中包含湖水位於高水位會有驟降的情形發生、夢幻湖低水位時水位下降速率慢、保水能力強與乾季時夢幻湖會出現湖區全面乾涸等現象。臺灣水韭族群消長與夢幻湖水位變化密切相關，當水位較低，且長期乾旱，臺灣水韭生長空間易受針蘭等植物入侵，此外碎屑分解速率降低、陸化速率增加，夢幻湖環境將不利於臺灣水韭生存。故儘管目前尚無急遽陸化之隱憂，但建議持續監測夢幻湖沉積狀況。2016~2021 年共記錄 17 種保育物種，其顯示夢幻湖之生態資源豐富。動物之外來種曾發現錦鯉，後續並無再次發現；植物外來種大多記錄於步道周邊，湖區之外來種皆已移除。因陽明山國家公管理處定期進行巡查及外來種移除作業，目前外來種尚不足以威脅本濕地生態系統，但應注意近年增加之流浪貓狗，其可能影響當地物種。

伍、當地社會、經濟之調查及分析

本保育利用計畫範圍及鄰近區域，除研究單位進行調查及遊客之遊憩活動外，無固定人口居住，亦無產業分布。

陸、土地及建築使用現況

一、土地權屬分析

本計畫範圍內 3 筆土地均屬國有地，僅計畫範圍外之道路屬非國有地(臺北市有及非國有政府機關共有)管理者均為陽明山國家公園管理處(表 7 和圖 13)。

表 7、夢幻湖重要濕地保育利用計畫範圍土地利用現況

地號	所有權人	管理者	計畫內面積 (平方公尺)	估計計畫範圍 百分比 (%)	利用現況
臺北市北投區湖山段 一小段 8-1 地號(部分)	中華民國	陽明山國家 公園管理處	229.66	4.27	林地
臺北市北投區湖山段 一小段 9 地號(部分)	中華民國	陽明山國家 公園管理處	339.60	6.32	水體
臺北市北投區湖山段 一小段 9-1 地號(部分)	中華民國	陽明山國家 公園管理處	4,805.16	89.41	

(資料來源：本計畫彙整)

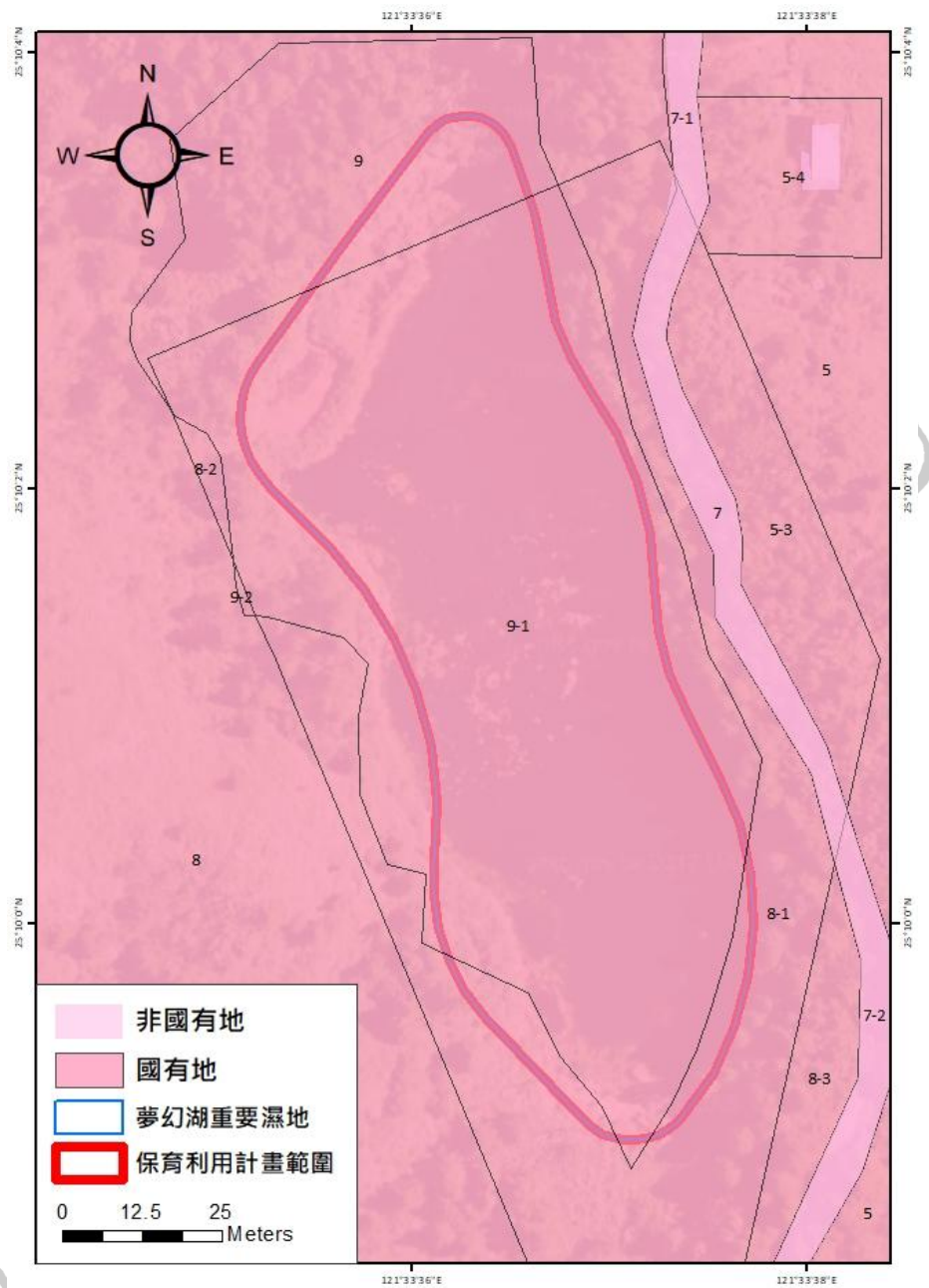


圖 13、夢幻湖重要濕地保育利用計畫範圍土地權屬分析圖
(資料來源：內政部地政司，2021)

二、土地使用分區

根據陽明山國家公園計畫(第4次通盤檢討)草案,陽管處於2021年將夢幻湖(國家級)重要濕地完整納入生態保護區(生三),本保育利用計畫範圍為夢幻湖重要濕地範圍,所調整之夢幻湖土地利用分區如圖14所示。依國家公園法,生態保護區指為保存生物多樣性或供研究生態而應嚴格保護之天然生物社會及其生育環境之地區。陽明山國家公園「生態保護區(生三)」為夢幻湖生態保護區,其保護利用綱要內容與本濕地明智利用項目及相關管理規定相容(表8)。

表8、陽明山國家公園計畫保護利用綱要

分區	重要資源內容	保護利用綱要
生態保護區 (生三)	1. 高山內陸沼澤濕地生態系 2. 珍稀水生植物(臺灣水韭、連萼穀精草)	1. 保護維持濕地生態系級其功能。 2. 保育、復育珍稀植物。 3. 進行棲地環境與重要物種長期監測,包含水文、水質與水生植物監測。

(資料來源：內政部，2021)

三、土地使用現況

依據國土測繪中心2021年國土利用調查成果資料顯示,夢幻湖土地使用現況以水利及其他使用(草生地)為主(圖15),部分涉及森林使用。

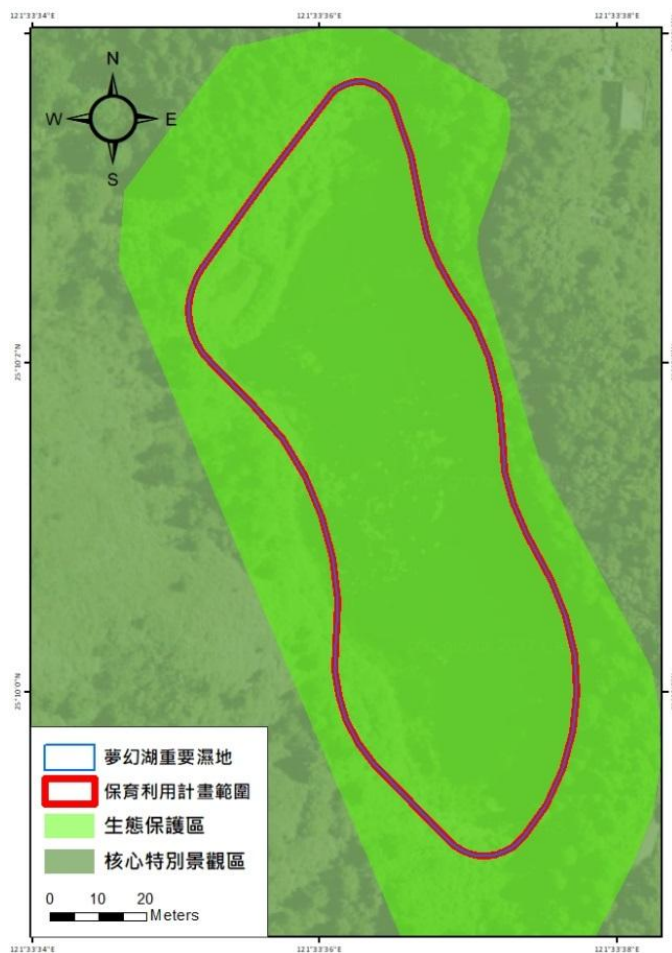


圖 14、夢幻湖重要濕地保育利用計畫範圍土地
使用分區圖

(資料來源：內政部，2021)

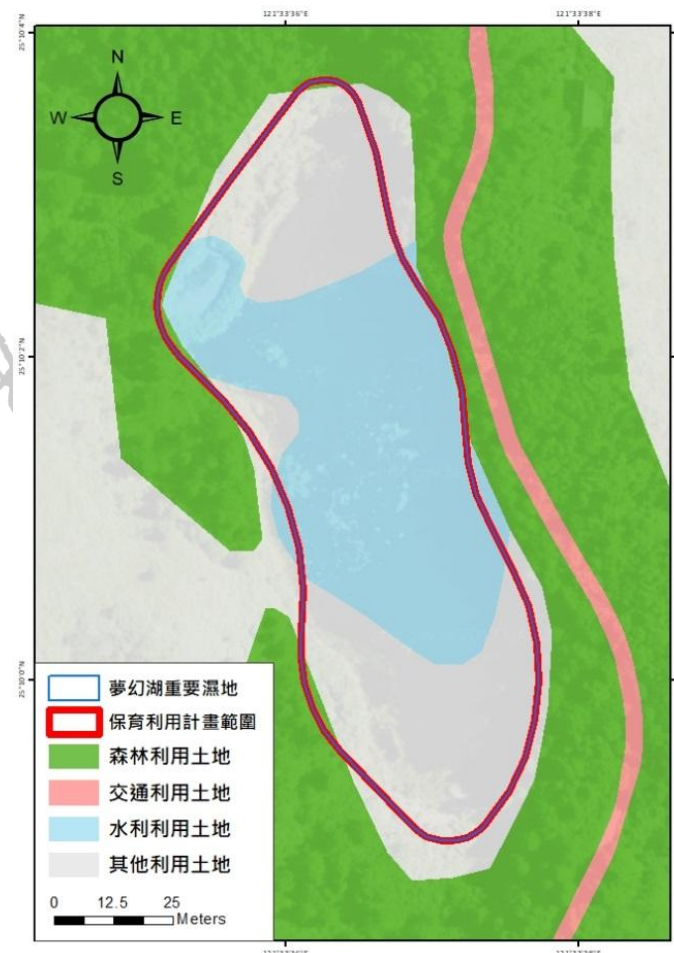


圖 15、夢幻湖重要濕地保育利用計畫範圍土地
利用現況圖

(資料來源：內政部國土測繪中心，2019)

柒、具重要科學研究、文化資產、生態及環境價值之應優先保護區域

一、濕地生態系統保護區域

夢幻湖重要濕地為臺灣內陸型濕地，在火山地質地形與東北季風交互影響下，孕育出極特殊的水生生態系。以夢幻湖為唯一自然棲地的臺灣水韭及濕地生態系統，具有生態及環境價值，應優先予以保護。夢幻湖近年來因降雨量減少且降雨分布極端化，加上湖底有土石與腐爛植物堆積，已有逐漸陸化的趨勢，宜有適當管理，以確保濕地生態系之完整(陽明山國家公園管理處，2016)。

二、臺灣水韭保護區域

夢幻湖為臺灣特有種臺灣水韭的唯一自然棲地，臺灣水韭於民國 60 年由徐國士先生與張惠珠女士在七星山東麓的夢幻湖中首度發現，隔年由棣慕華(Charles E. DeVol)教授發表第一篇有關臺灣水韭的論文(張永達等，2003)。劉聰桂教授(1990)以放射性碳同位素法測定夢幻湖及臺灣水韭開始形成的時代，推測夢幻湖的形成年代約在 5,600 年前，因邊坡崩滑堰塞而形成；湖中的臺灣水韭約在 5,000 年前隨之出現。多年生的臺灣水韭是石松綱(Lycopside)的水生蕨類植物，其外形如單子葉植物，以 CAM (Crassulaceae acid metabolism)循環進行固碳作用，且球莖內具形成層。此等形態構造與生理現象均與其他蕨類植物不同，其部分孢子囊內同時具有大孢子及小孢子尤其罕見(黃增泉等，1988)。發現至今，夢幻湖仍是臺灣水韭的唯一自然生育地，夢幻湖與臺灣水韭的珍貴不言可喻，具有重要科學研究價值。

捌、課題與對策

課題一：為有效執行夢幻湖之管理監測，仍需加強基礎調查及進行長期監測。

說明：夢幻湖濕地環境經營管理應以維護其生態多樣性為目標，且夢幻湖為臺灣水韭之唯一生育地，故應維護夢幻湖環境，使臺灣水韭得以於夢幻湖持續優勢，同時維持夢幻湖之生態多樣性。

對策：保育核心範圍內之珍貴稀有動植物種類，應進行長期監測，確認其族群數量之穩定同時維護其棲息生育環境，在未來族群出現劇烈變動時，方能適時提出保育復育策略，故建議持續監測夢幻湖之動、植物資源，並長期監測夢幻湖之水質、水文，可即時監測到夢幻湖環境變化，更能提供基礎資料作為後續調整維護管理的參考依據。

課題二：夢幻湖水位與水中植物消長有密切關聯，為保育夢幻湖棲地生物多樣性，並因應氣候變遷之影響，應持續進行長期監測。

說明：水位為影響湖中植被結構之主因，也是各種植物競爭之主要限制因子。過去研究發現臺灣水韭對環境變化具應變能力，而夢幻湖湖體之水位變化會影響臺灣水韭生長，於臺灣水韭之3種時間尺度分布變異中以年間變異較大，表示年間尺度下的環境變化對臺灣水韭分布影響較大，故推測各年度之水位變化及降雨情形(降雨量、乾旱時長)對臺灣水韭、針蘭之分布更具影響性。

對策：本計畫建議針對夢幻湖水文及棲地進行長期監測。夢幻湖之水位受降雨量影響，而水位會直接影響水生植被結構變化，為本計畫管理重要項目之一，故應進行水位的長期監測研究。每次監測以1年為周期；監測項目包括降雨量、地表逕流量、入滲量、水位與水深等，監測頻度為豐水季與枯水季各進行2次調查，以作為未來保育利用計畫的堅實基礎，使臺灣水韭於未來之自然保護區中持續保有競爭力。

課題三：依目前研究發現，夢幻湖臺灣水韭與水生植物有競爭關係，為維持臺灣水韭之優勢性，應調查其棲地及環境偏好。

說明：依據歷年相關研究顯示，夢幻湖湖域範圍內水位變化大，長期有水覆蓋之處(浚深區)以臺灣水韭為絕對優勢物種，水深較淺處(南區)則與水毛花、荸薺、針蘭交互消長，尤以針蘭最為明顯。若遇長期缺水時則以針蘭較為優勢，淤積處則有柳葉箬、水毛花或荸薺生長(林幸助，2015、2017、2018；林幸助和施上粟，2021)。

對策：建議針對夢幻湖水生植物進行長期監測，配合水質、水文等環境因子監測，以了解臺灣水韭與水生植物競爭之影響因子。目前已確認水位對植物競爭具有影響性，建議可針對夢幻湖水位變化與水生植物之分佈進行探討，並找出水生植物最佳生長水深範圍與閾值，提供日後對臺灣水韭的生態保育、棲地管理及環境教育的重要依據。

課題四：夢幻湖陸化情形及對夢幻湖生態之影響。

說明：多項研究針對夢幻湖之沉積速率進行探討，雖沉積速率結果有異，但夢幻湖沉積物確實不斷累積。陸化為湖泊濕地自然演替之最終結果，而此速率與浸淹時間息息相關。若遇長期缺水，針蘭、柳葉箬等碎屑分解較慢之植物增加，碎屑分解速率降低，並加速陸化，夢幻湖環境將不利於臺灣水韭生存(林幸助、施上粟，2021)。盡管目前尚無急遽陸化之隱憂，但建議持續監測。

對策：本計畫建議針對夢幻湖沉積物蓄積速率進行監測，並配合水生植物分布與水文監測資料進行陸化狀況推測，若乾旱維持較久，陸生植物增加，則須注意陸化問題，需持續調查收集資料以供未來棲地改善之基本資料。

課題五：夢幻湖重要濕地之碳匯研究。

說明：夢幻湖水生植物豐富，且湖區底質因植物有機體堆積形成相當厚度之腐

植層，雖然夢幻湖蓄積之植物碎屑可能造成陸化，但其亦代表潛在之碳匯。本團隊建議可進行夢幻湖溫室氣體排放量與底泥碳儲存量之量測，以此建立碳收支模式、量化夢幻湖之碳匯能力。碳庫變化可以基於3種碳匯的總計，即生物量，死有機物質(DOM)和土壤。水位影響臺灣水韭覆蓋度，但水位變化亦可影響植物碎屑之分解速率，進而影響碎屑累積狀況。故除探討水位與碳匯之關係，未來可求出一最適水位使臺灣水韭分布優勢，同時也讓夢幻湖具有一定之碳吸存能力。

對策：為瞭解夢幻湖之碳匯能力，應展開歷時性氣體通量(CO₂、CH₄、N₂O)量測，並結合水質、水文、底質、植物生物量與生產量之調查分析，以此建立碳收支模式，作為未來檢討保育利用計畫之參考依據。

玖、重要濕地保育利用規劃理念與構想

一、保育利用規劃理念

(一) 保存濕地生態完整性，持續並加強科學調查研究

夢幻湖重要濕地為一人為干擾度低的濕地，亦位於國家公園「生態保護區」之保育地範圍內，可以將濕地與其集水區視為一個整體，以生態完整性觀念進行規劃管理。需持續加強相關的調查及科學研究，以作為後續管理維護操作之基礎資料。

(二) 保育臺灣水韭，維護夢幻湖之生物多樣性

夢幻湖重要濕地為臺灣特有種臺灣水韭之唯一自然棲地，然目前臺灣水韭嚴重瀕臨絕滅。歷年生態資源調查結果顯示，除臺灣水韭外，本濕地亦孕育了許多其他物種，故本濕地之保育利用以維護生態多樣性及保育重要物種為原則，優先保育自然濕地及其生態資源。

(三) 夢幻湖濕地生態系統功能服務

夢幻湖水生植物豐富，植物碎屑累積形成相當厚度之腐植層，顯示夢幻湖潛在之碳匯。在全球氣候變遷下溫室氣體(CO₂、CH₄)濃度上升，除了較高之生物多樣性外，濕地更是重要的碳匯場所，提供重要的碳吸存、碳儲存生態服務功能，可減緩氣候變遷。故應調查並分析夢幻湖之碳匯(碎屑累積量)能力及溫室氣體排放，以建立夢幻湖之碳收支模式。

二、保育利用規劃構想

(一) 保育及明智利用原則

依據前述規劃理念及構想說明其規劃原則如下：

1. 維持夢幻湖濕地功能持續成為臺灣水韭之生育地。
2. 維護濕地範圍內及周遭之動、植物資源，確保生物多樣性。
3. 持續科學監測與研究，促進濕地明智利用。
4. 推動濕地環境教育，宣導濕地生態系統功能服務，以達其明智利用。
5. 夢幻湖之碳匯能力及溫室氣體排放之量化研究工作應列入未來研究事項。

(二) 規劃構想

根據上述保育利用原則，將夢幻湖重要濕地範圍全面劃設為核心保育區，以生態保育及研究使用為限，允許適宜之科學研究及管理維護措施，並維持原有棲地型態，降低人為干擾，確保生態環境之平衡。依夢幻湖生態環境上之特殊性，及重要保育物種-臺灣水韭規劃環境教育解說教案，並推動環境教育。

拾、濕地系統功能分區及允許明智利用項目

一、濕地系統功能分區

(一) 核心保育區

1. 劃設原則：考量夢幻湖重要濕地範圍及棲地生態完整性，保育嚴重瀕臨絕滅之臺灣水韭。
2. 劃設區域：夢幻湖重要濕地範圍全區(圖 16)。
3. 劃設管理原則：
 - (1) 以夢幻湖重要濕地之保育研究與管理工作為主要目標。
 - (2) 維護濕地生態物種及棲息環境。
 - (3) 探討夢幻湖之生態系統服務功能。
 - (4) 實施長期監測以了解該區域長期生態動態消長。
 - (5) 依陽明山國家公園管理處生態保護區進入申請須知規定，僅供教學及研究人員申請進入。

二、允許明智利用項目

根據陽明山國家公園保護利用管制原則，允許明智利用項目及許可使用細目如表 9 所示。

表 9、核心保育區允許明智利用項目及許可使用細目

分區 名稱	面積 (公頃)	允許明智利用項目及時間		許可使用細目
		項目	時間	
核心 保育 區	0.54	學術研究	全年	1.採樣、調查及科學研究 2.樣區設置、監測儀器等相關設施
		棲地管理	全年	為維持濕地生態穩定生長之必要 維護及管理設施

(資料來源：本計畫彙整)

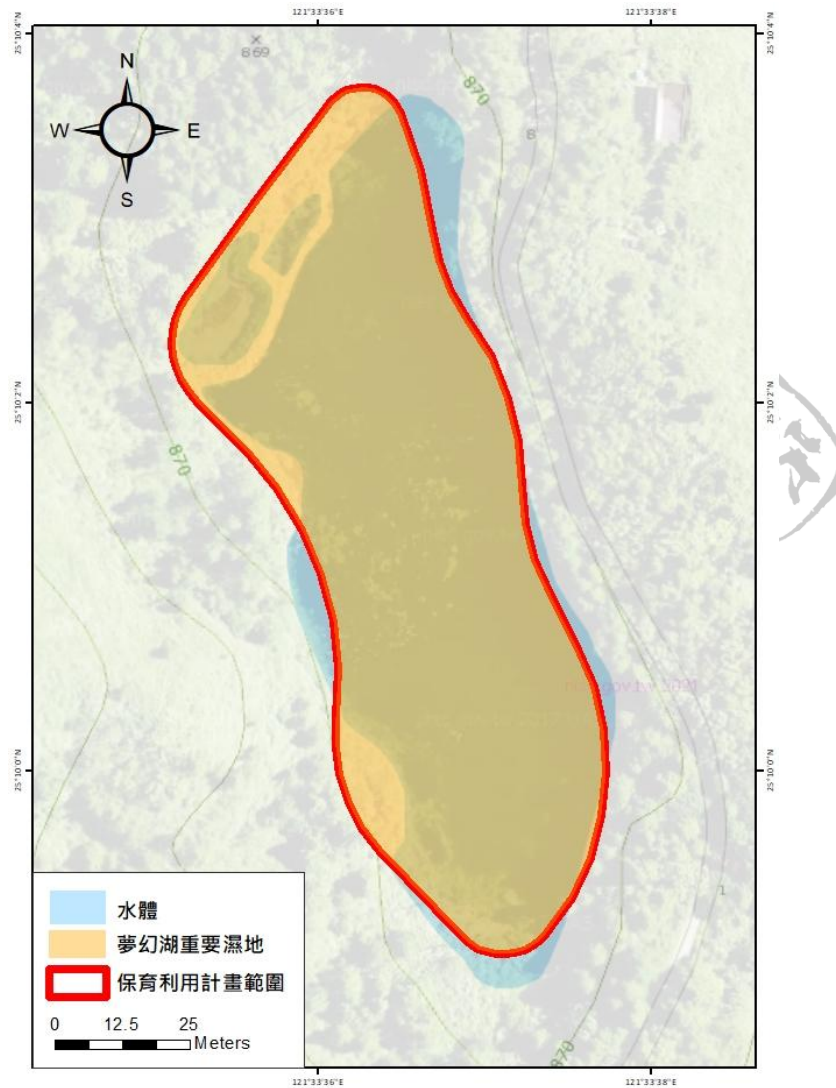


圖 16、夢幻湖重要濕地保育利用計畫系統功能分區圖
(資料來源：本計畫繪製)

拾壹、水資源保護及利用管理計畫

一、濕地水質定期監測

(一) 於計畫範圍內選定適合測點(圖 4，表 10，測點 N2 和 C1)，定期進行水質監測。

(二) 依「重要濕地內灌溉排水蓄水放淤給水投入標準」規定項目列為基礎調查項目，並根據湖泊優養化程度的評估，將透明度、葉綠素及總磷亦列為基礎調查項目。另將亞硝酸鹽、總凱氏氮、總氮列為進階調查項目，以檢測濕地環境之溶氧及有機物質之程度及含量，其水質監測採樣基礎調查頻率以每季 1 次為原則，進階調查項目以每半年 1 次為原則，監測項目如表 11。

表 10、水質監測調查各樣點座標

測點名稱	說明	經度	緯度
N2	夢幻湖-浚深區	121.560172	25.1672681
C1	夢幻湖-湖央區	121.560173	25.1669091

(資料來源：本計畫研擬)

表 11、夢幻湖水質長期監測項目

項目	基礎調查	進階調查
溫度(°C)	○	
pH 值	○	
透明度(SD) (cm)	○	
導電度 ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	○	
溶氧(DO) (mg L^{-1})	○	
懸浮固體(SS) (mg L^{-1})	○	
生化需氧量(BOD) (mg L^{-1})	○	
氨氮(NH_4N) (mg L^{-1})	○	
硝酸鹽氮(NO_3N) (mg L^{-1})	○	
總磷(TP) (mg L^{-1})	○	
葉綠素-a (mg m^{-3})	○	
化學需氧量(COD) (mg L^{-1})		○
總凱氏氮(TKN) (mg L^{-1})		○
亞硝酸鹽($\text{NO}_2\text{-N}$) (mg L^{-1})		○
總氮(TN) (mg L^{-1})		○

(資料來源：本計畫研擬)

二、濕地水源管理

(一) 水源管理設施

夢幻湖重要濕地之水源主要來自雨水，無相關設施。

(二) 濕地水文監測

夢幻湖重要濕地水位會影響湖中植物之消長，近年水文調查與監測已能釐清夢幻湖特殊的水文條件，包含湖水位於高水位有驟降情形發生、夢幻湖低水位時水位下降速率慢保水能力強與乾季時夢幻湖會出現湖區全面乾涸等現象。目前陽明山國家公園管理處於計畫範圍設有水文監測相關設施持續監測，建議持續監測夢幻湖水文(監測項目：包括降雨量、地表逕流量、入滲量、水位與地下水位等)，藉此劃分需關注的時間及季節，以作後續調整維護管理之參考。

(三) 濕地水質標準建立

本濕地周邊並無人為污染來源，為維持濕地生態之穩定，未來仍應定期執行水質監測，以下針對計畫範圍設定水質管理標準(表 12)，若有水質超標則需查明是否為人為導致，並加以管控。

表 12、濕地水質標準表

適用範圍	項目	林幸助(2021)	建議標準
國家級濕地	水溫(°C)	夏：26.5±1.0°C	不得超過夏、冬季平均溫度±2°C
		冬：13.1±0.6°C	
	溶氧(mg L ⁻¹)	6.70±1.26	6.5 ↑
	硝酸鹽氮(mg L ⁻¹)	0.25±0.29	1.0 ↓
	氨氮(mg L ⁻¹)	0.16±0.12	0.5 ↓
	總磷(mg L ⁻¹)	0.07±0.06	0.3 ↓
	生化需氧量(mg L ⁻¹)	3.6±1.73	8.0 ↓
	化學需氧量(mg L ⁻¹)	12.14±4.95	30.0 ↓
	懸浮固體(mg L ⁻¹)	8.23±5.00	25 ↓
	酸鹼值(mg L ⁻¹)	4.56±0.89	4.5~6.5

(資料來源：本計畫彙整、研擬)

拾貳、保育、復育、限制或禁止行為、維護管理之規定或措施

夢幻湖濕地計畫範圍內之保育、復育、限制或禁止行為、維護管理之規定或措施，除依濕地保育法及其相關子法、國家公園法及其相關子法等規定外，應依本計畫之允許明智利用項目及管理規定辦理。本計畫未規定者，依行為適用相關法規之規定。

一、 禁止行為

(一) 濕地保育法第 25 條規定

非經主管機關許可，重要濕地範圍內禁止從事下列行為，但其他法律另有規定者，從其規定：

1. 擅自抽取、引取、截斷或排放濕地水資源及改變原有水資源系統。
2. 挖掘、取土、埋填、堆置或變更濕地地形地貌。
3. 破壞野生動植物繁殖區或棲息環境。
4. 於重要濕地或其上游、周邊水域投放化學物品，排放或傾倒污(廢)水、廢棄物或其他足以降低濕地生態功能之污染物。
5. 騷擾、毒害、獵捕、虐待、宰殺野生動物。
6. 未經目的事業主管機關許可之砍伐、採集、放生、引入、捕撈、獵捕、撿拾生物資源。

(二) 其他如野生動物保育法、環境基本法等法律規定禁止之行為。

二、管理規定

本計畫全區為核心保育區，其生態資源、土地及建築物利用管理規範如下：

1. 除為資源保育需求外，禁止改變原有地貌。
2. 為保護濕地生態環境，除病、蟲、獸害防治處理外，禁止從事未經目的事業主管機關許可之砍伐、採集、放生、引入、捕撈、獵捕、撿拾生物資源等行為。
3. 為學術研究申請進入者，考量生態環境負荷，應依陽明山國家公園管理處生態保護區進入申請須知規定，經國家公園主管機關之許可始可進入，並依申請計畫執行。

拾參、緊急應變及恢復措施

夢幻湖重要濕地範圍內若發生緊急事件，其應變措施應依據陽明山國家公園計畫(第3次通盤檢討)防災應變計畫之應變機制(包含災害應變、災後復建)、災害防救法第14條及內政部營建署災害緊急應變小組作業規定辦理。陽明山國家公園計畫(第3次通盤檢討)防災應變計畫，對於核心保護區未來的氣候變遷以及管理策略，已提出相關因應措施及推動機制(詳附錄7)；包括面對植被與相關物種組成的變遷、強勢物種的擴大與控制、病蟲害與疾病發生、野火的發生與管理、二氧化碳濃度影響植物生態力、水溫升高等。下文為濕地發生各項緊急事件時之應變及恢復措施。

一、擬定目的

為使濕地環境遭受破壞、污染、水質異常、生物大量死亡等緊急事件發生或有發生之虞，能立即透過各種傳訊工具，將濕地影響狀況迅速控制及通報；並協調相關機關及污染者，採取各種必要之緊急應變及恢復措施，防止擴大並減輕對濕地影響。

二、應變層級分類

(一) 第一級

1. 擅自抽取、引取、截斷或排放濕地水資源超過「重要濕地內灌溉排水蓄水放淤給水投入標準」每日引水量限值或改變原有水資源系統致臺灣水韭之湖區年平均覆蓋度小於20%。
2. 遭挖掘、取土、埋填、堆置或變更濕地地形地貌超過該處重要濕地5%以上且未達15%面積。
3. 破壞野生動植物繁殖區或棲息環境，超過核心保育區、生態復育區或「具重要科學研究、文化資產、生態及環境價值之應優先保護區域」5%以上且

未達 15%之面積。

- 4.於重要濕地或其上游、周邊水域投放化學物品，排放或傾倒污(廢)水、廢棄物或其他足以降低濕地生態功能之污染物致臺灣水韭減少 15~20%之覆蓋度或污染重要濕地 5%以上且未達 15%面積。
- 5.重要指標動物物種超過 15 隻以上且未達 50 隻(如小水鴨)，或覆蓋度 15~20%之臺灣水韭死亡。

(二) 第二級

- 1.擅自抽取、引取、截斷或排放濕地水資源超過「重要濕地內灌溉排水蓄水放淤給水投入標準」每日引水量限值或改變原有水資源系統致臺灣水韭之湖區年平均覆蓋度小於 15%。
- 2.遭挖掘、取土、埋填、堆置或變更濕地地形地貌超過該口或該處重要濕地 15%以上且未達 30%面積。
- 3.破壞野生動植物繁殖區或棲息環境，達具核心保育區、生態復育區或「具重要科學研究、文化資產、生態及環境價值之應優先保護區域」15%以上且未達 30%面積。
- 4.於重要濕地或其上游、周邊水域投放化學物品，排放或傾倒污(廢)水、廢棄物或其他足以降低濕地生態功能之污染物致臺灣水韭減少 20~25%之覆蓋度或污染重要濕地 15%以上且未達 30%面積。
- 5.重要指標動物物種 50 隻以上且未達 100 隻(如小水鴨)或覆蓋度 20~25%之臺灣水韭死亡。

(三) 第三級

- 1.擅自抽取、引取、截斷或排放濕地水資源超過「重要濕地內灌溉排水蓄水放淤給水投入標準」每日引水量限值或改變原有水資源系統致臺灣

水韭之湖區年平均覆蓋度小於 10%。

2.遭挖掘、取土、埋填、堆置或變更濕地地形地貌達該口或該處(或該口)重要濕地面積 30%。

3.破壞野生動植物繁殖區或棲息環境，達具核心保育區、生態復育區或「具重要科學研究、文化資產、生態及環境價值之應優先保護區域」30%面積。

4.於重要濕地或其上游、周邊水域投放化學物品，排放或傾倒污(廢)水、廢棄物或其他足以降低濕地生態功能之污染物致臺灣水韭減少 25%以上之覆蓋度或污染重要濕地面積達 30%。

5.重要指標動物物種 100 隻(如小水鴨)或覆蓋度 25%以上之臺灣水韭死亡。

三、緊急應變措施

(一) 受委任陽明山國家公園管理處接獲緊急事件通報，應通知相關機關並派員前往勘查，瞭解該事件對生態影響，視事件現場狀況啟動濕地環境監測調查，同時依法查處並依各應變層級研判是否需啟動緊急應變措施，如涉水污染、土壤及地下水污染、寒害與瀕臨絕種保育類野生動物重大病害等事件通知該權責機關，並配合辦理相關作業。

(二) 經研判不需啟動緊急應變機制，依法查處污染或肇事者，要求其清除及控制污染物質或恢復原狀，並持續監督其改善情形。

(三) 經研判如需啟動緊急應變機制，依各應變層級進行緊急應變措施依說明如下，情況特殊者，濕地範圍內得由管理單位決定啟動應變層級：

1. 第一級應變處理措施

受委辦陽明山國家公園管理處成立應變小組就濕地受影響情形及環境調

查監測結果進行研判，協調相關權責機關，並通知營建署。應變小組應分別針對濕地環境受影響樣態，聯繫相關學術機構或民間組織等專業單位提供應變處理諮詢，並協調相關單位提供相關圖資、水控制閘門、清理濕地內廢棄物或污染控制清除及環境維護措施等協助，小組各成員應依權責協助或處置、水質、生態及土地影響評估。應變小組應責成污染或肇事者清除及控制污染物質或恢復原狀。

應變小組成員為內政部營建署、陽明山國家公園管理處、行政院農委會水土保持局、經濟部中央地質調查所、內政部警政署保安警察第七總隊大隊、行政院農委會林務局羅東林區管理處、臺北市政府(消防局、交通局、警察局)…等，將依個案狀況召集涉及之相關權責單位。緊急應變小組得視需要聘請專家學者擔任諮詢顧問。

2. 第二級應變處理措施

營建署接獲通報後成立應變中心就濕地受影響情形及環境調查監測結果進行研判，協調中央相關權責機關，依權責進行分工，並通知內政部。應變中心分別針對濕地環境受影響樣態，聯繫學術機構或民間組織等專業單位提供應變處理諮詢，進行督導及應變處理作業。必要時得視事件現場情況，成立現場應變小組，即時執行相關應變措施。

應變中心成員為營建署、陽明山國家公園管理處、行政院環境保護署、行政院農業委員會林務局…等，將依個案狀況召集涉及之相關權責單位。

3. 第三級應變處理措施

內政部接獲通報後成立應變中心就濕地受影響情形及環境調查監測結果進行研判，協調中央相關權責機關，依權責進行分工，並通知行政院。應變中心分別針對濕地環境受影響樣態，聯繫學術機構或民間組織等專業單位提供應變處理諮詢，進行督導及應變處理作業。必要時得視事件現場情況，成立現

場應變小組，即時執行相關應變措施。

應變中心成員為內政部、營建署、陽明山國家公園管理處、行政院環境保護署、行政院農業委員會…等，將依個案狀況召集涉及相關權責單位。

(四) 若緊急事件對濕地影響持續擴大則依應變層級分類提升應變層級。

(五) 完成緊急應變處理後，並依環境監測調查結果，檢視對環境影響原因是否解除，如未解除，應持續追蹤，監督應變處理措施並通報。如對環境影響原因已解除，則進行恢復措施，並依法查處。

四、恢復措施

營建署應要求污染或肇事者應提出濕地水質、生態及土地影響及恢復措施方案，經諮詢學術機構或民間組織等專業單位後，並要求其限期改善，受委辦陽明山國家公園管理處應持續追蹤改善情形。相關恢復措施應考量濕地水質、生態及土地性質及受影響情形並經專業評估後執行，建議如下：

(一) 遭破壞濕地之棲地營造。

(二) 重要物種植物補植。

(三) 重要物種育苗孵育。

五、重要濕地緊急應變及恢復措施處理作業流程

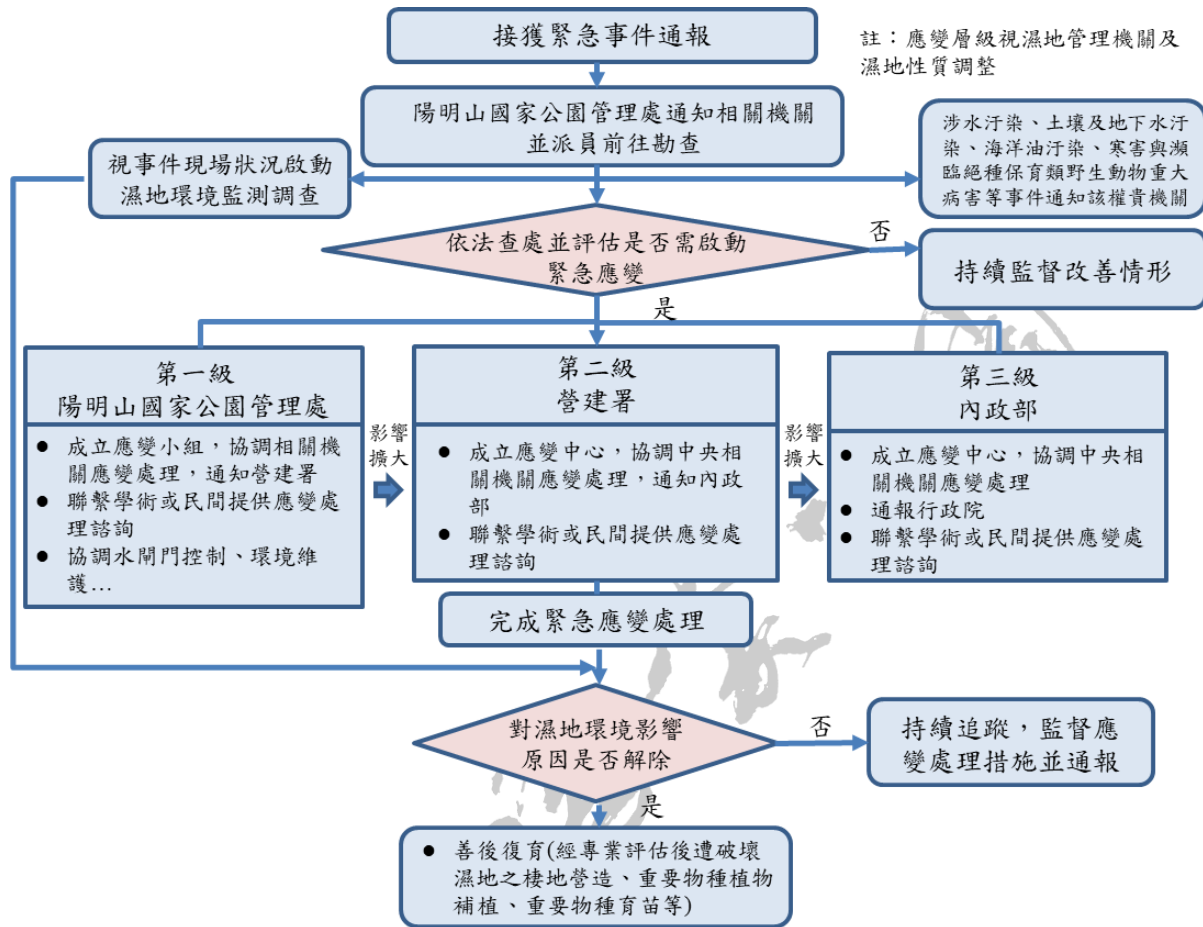


圖 17、夢幻湖重要濕地保育利用計畫應變處理措施流程圖

(資料來源：本計畫繪製)

拾肆、財務與實施計畫

夢幻湖重要濕地(國家級)保育利用計畫之實施計畫，皆以濕地之保育及生態環境維護等工作為主，實施計畫內容如下。

一、夢幻湖生態保護區生態長期監測計畫

(一) 計畫目標

夢幻湖濕地環境經營管理應以維護其生態多樣性為目標，且夢幻湖為臺灣水韭之唯一生育地，故應維護夢幻湖環境，使臺灣水韭得以於夢幻湖持續優勢，同時維持夢幻湖之生態多樣性。長期監測夢幻湖環境因子，以掌握濕地現況與變化動態，同時檢驗保育措施之成效，因此 1 個良好的監測可探查設施或措施的缺漏之處、檢驗保育措施是否符合目標、評估減輕措施是否合乎物種長期的需求。監測計畫應能避免重複犯錯、提供減輕措施改善意見、評估符合成本效益的最佳方式。

(二) 工作內容

1. 動物監測包含鳥類、哺乳類、兩棲類、爬蟲類與水棲昆蟲；植物監測以夢幻湖濕地內之水生植物為主；環境因子包括夢幻湖之水質、水文、沉積物蓄積速率之監測，以即時了解夢幻湖環境變化。依據各生態資源特性及分布，個別訂定調查日期、方法及項目，結合 GIS 地理資訊系統並統一資料格式，以利後續分析及研究，作為調整維護管理的參考依據。
2. 監測夢幻湖臺灣水韭與水生植物之競爭情形與分布狀況，並調查其棲地及環境偏好，提供日後對臺灣水韭的生態保育、棲地管理及環境教育的重要依據。
3. 探討夢幻湖水位變化與水生植物分佈情形，並找出生水植物最佳生長水深範圍與閾值，提供日後對臺灣水韭的生態保育、棲地管理及環境教育的重要

依據。

4. 配合水生植物分布與水文監測資料探討夢幻湖陸化狀況，持續調查收集資料以供未來進行棲地改善。

基於永續生態保育理念，建議長期監測生態資源與棲地環境，本團隊根據目前之研究成果研擬夢幻湖長期監測計畫，擬定項目如下表 13。

表 13、夢幻湖長期監測項目表

監測季節	監測項目	監測方式
春	鳥類、兩棲類 水棲昆蟲 植物覆蓋度(5 月) 長石粉調查	穿越線 現場採樣(樣區 C1、N2) 臺灣水韭永久樣區、 全湖區植群調查(26 區) 1~4 樣區
夏	爬蟲類 長石粉調查	穿越線 1~4 樣區
秋	植物覆蓋度(11 月)	臺灣水韭永久樣區、 全湖區植群調查(26 區)
冬	水質-進階調查	現場採樣(樣區 C1、N2)
一整年	哺乳類、鳥類、爬蟲類 鳥類、兩棲類 水質-基礎調查 水文	自動相機 (相 1、3、5) 錄音器 現場採樣(樣區 C1、N2) 降雨、蒸發、入滲、湖水位、地下 井水位、C3 堰水位及出流量

(資料來源：本研究研擬)

二、夢幻湖重要濕地之碳匯研究

(一) 計畫目標

全球氣候變遷，溫室氣體(CO₂、CH₄)濃度上升，濕地除了有豐富之生物多樣性，更是重要的碳匯場所，有利於減緩氣候變遷。夢幻湖水生植物豐富，湖區底質具豐富之腐植質，雖蓄積過多之植物碎屑可能造成陸化，但其亦代表潛在之碳匯。

(二) 工作內容

委由學術研究單位進行歷時性氣體通量(CO₂、CH₄、N₂O)量測，並結合水質、水文、底質、植物生物量與生產量之調查分析，以此建立碳收支模式，作為未來檢討保育利用計畫之參考依據。

三、財務計畫

為使夢幻湖重要濕地保育利用計畫得以順利推展，建議陽明山國家公園管理處推動夢幻湖重要濕地生物與環境因子長期監測，以及夢幻湖碳匯調查研究，計畫實施推動年期分為短期(1~2 年)及中期(3~5 年)2 部分，各年期之執行工作項目及預期所需經費詳表 14 所示。

表 14、陽明山國家公園管理處既定編列之計畫經費

計畫名稱	計畫年期(單位：萬元)					主辦機關/協辦機關
	第一年	第二年	第三年	第四年	第五年	
夢幻湖生態保護區生態長期監測計畫	30	30	30	30	30	內政部/陽明山國家公園管理處
夢幻湖重要濕地之碳匯研究	-	100	100	-	-	內政部/陽明山國家公園管理處

註：以上各年度編列經費依當年度預算另案核撥經費支應，各項計畫得視實際需要酌予勻支。(資料來源：本計畫彙整)

拾伍、其他相關事項

夢幻湖重要濕地(國家級)依濕地保育法規定，主管機關為內政部，目前由內政部委託陽明山國家公園管理處辦理夢幻湖重要濕地(國家級)之規劃、經營管理、審查及處分作業。

附錄 1、歷年相關研究計畫彙整表

計畫名稱	年度	計畫主持人	調查物種	調查環境因子	研究發現與結論建議
夢幻湖生態保護區地下水觀測及湖水位管控策略研擬	2021	施上粟		水文(水位、水深、降雨量、底表逕流量、蒸發散量及入滲量、C3 裂隙出流量、地下水)	夢幻湖生態保護區及周邊存在 3 處明顯裂隙(C1、2、3)，其中裂隙 C1、2 為影響夢幻湖高水位時水量變化的重要因子。本計畫進行長期且完整之地下水研究，並建立地下水模式分析保護區保水條件。經整合之地下水於水文收支模式中，發現地下水出流量及入滲損失量占湖水體積變化的 9 成以上。 冬季時平均水深約 73~83 cm，超過臺灣水韭最適水深。可考慮於裂隙 C1 處設置擋板，控制夢幻湖湖區之退水速率；夏季則可建造簡易蓄水設施作為供水來源，或強化南區底質保水能力，以降低湖水滲透量及地下水滲流速度。
夢幻湖生態保護區裂隙調查及示蹤劑試驗先期研究	2019	施上粟		水文(水位、水深、降雨量、底表逕流量、蒸發散量及入滲量、地下水)	本計畫於夢幻湖完成 3 處觀測井的試操作，地下水位資料經分析後發現夢幻湖水位與地下水位具有相同之變動趨勢。經勘查確認夢幻湖東南側山壁裂隙處的出流量與湖水位呈現高度線性相關，其出流量佔整體湖水損失量之比例約 27%-54% 間。可確認在中、低湖水位時，地下水出流是整體水文收支中的主要損失項。 根據本計畫建議蒐集之地下水資料與地下水模式，加以完善水收支模式，並以此制定夢幻湖水位管理策略，包括水位控制工程設計及維護管理方法，作為未來提送保護區保育利用計畫的堅實基礎，使臺灣水韭於夢幻湖自然保護區中持續保有競爭力。
臺灣水韭適生水位研究	2018	黃曜謀	臺灣水韭	沉積物、水文、氣候	植株水深試驗證實水位較深的植株不論是在存活率、植株葉片數、葉片長度、球莖大小及孕性比例均有較佳的表現。維持足夠的水位一段時間對保育臺灣水韭是

計畫名稱	年度	計畫主持人	調查物種	調查環境因子	研究發現與結論建議
					有其必要性。 各樣區活力球莖大小分佈結構均呈鐘型，波峰落在 8 mm 徑級(7~8 mm)，反映小苗補充不足現象。檢測活力球莖數量及大小可視為臺灣水韭族群評估健康度指標，創造適合臺灣水韭更新的環境，是域內保育一重要議題。
106-107 年 陽明山國家公園夢幻湖生態保護區水文長期監測	2018	施上粟		水文(水位、水深、降雨量、底表逕流量、蒸發散量及入滲量)	入滲量於湖區水位穩定時呈現穩定狀態，入滲量呈現指數分布型態，南側入滲率高於北側，湖中的入滲率最低(臺灣水韭主要棲位)。套疊水深分佈圖與臺灣水韭分佈位置可發現：水韭具競爭優勢之湖水水位 866.51 ~866.6 m，湖水流失速度約 0.75 mm hr ⁻¹ ；最具競爭優勢湖水水位 866.6~866.7 m，湖水流失速度約 0.9 mm hr ⁻¹ ，相較於高水位時的高湖水流失率，此水位範圍的水韭生長棲位較具保水能力，可能與湖中水生植物有機體死亡沈埋造成湖區入滲速度下降有關。 根據本研究分析之夢幻湖水位對應湖水流失速度，可用於估計湖水下降速率，並研擬方案(工程或非工程水段)避免湖區於夏季乾涸或維持夢幻湖水位以保持臺灣水韭之競爭優勢。
106-107 年 委託辦理夢幻湖生態保護區底質調查及沉積分析	2018	林俊全		水文、物理棲地與水質環境資料	以目前收集到的資料，夢幻湖的淤積來源不是周遭發生土壤沖蝕帶入湖內沉積。從薄管採樣中得知，夢幻湖表層沉積物，最上層為未分解完全的腐植質與泥炭為主。考量到湖中的植物生長情況良好，推斷湖中的沉積物來源應以枯倒的湖中植物殘體為主，互相堆疊以及其間的空隙，舊的植物殘體會因重量而發生壓密使體積縮小，相對降低夢幻湖的淤積速度。 針對本計畫結果，並考量夢幻湖特殊的環境與生態，本計畫建議管理保持目前對夢

計畫名稱	年度	計畫主持人	調查物種	調查環境因子	研究發現與結論建議
					幻湖的「保持現狀」策略，不干預夢幻湖的自然演變。
106-107 年度夢幻湖生態保護區基礎調查計畫	2018	林幸助	植物、脊椎動物(哺乳類、鳥類、爬蟲類、兩生類、魚類)	水文、物理棲地與水質環境資料，包括溫度、鹽度、濁度、溶氧、導電度、酸鹼度(pH)、有機碎屑與水中營養鹽濃度	在 2017 年 12 月、2018 年 3 月及 7 月，臺灣水韭均是湖中所佔比例最高之植物，而在長達半年之乾季後(3~8 月)，轉為針蘭較為優勢，2 種植物的競爭和雨量及降雨日數有密切關係。整合分析之結果也顯示臺灣水韭分布面積大小與水位高低最為相關。夢幻湖之水棲昆蟲豐度相對於其他生態系後有偏低之情形，主因可能為湖水長年保持酸性所致。 植物的生長、拓殖速度，為族群分布重要影響因子，建議量化夢幻湖優勢物種臺灣水韭、針蘭、荖薺之生產量與分解量，可進一步了解影響夢幻湖植群組成之驅動力。
陽明山國家公園夢幻湖生態保護區水文調查計畫	2017	施上粟		水文(水位、水深、降雨量、底表逕流量、蒸發散量及入滲量)	夢幻湖水量之主要來源為降雨，由當年度颱風強度(豐水)及東北季風挾帶降雨(枯水)所主導，降雨總量及降雨強度直接影響湖區水位變動。降雨事件發生時，湖區水位將於短時間內急遽上升，而當降雨停歇以後，水位下降速率與湖區水位是否高達逕流出流有關。此現象應係導因於夢幻湖湖區裂縫之出流現象。 監測水位與植物社會之關係，規劃合理的水位控管計畫。
105-106 年度夢幻湖重要濕地(國家級)基礎調查計畫	2017	林幸助	植物、脊椎動物(哺乳類、鳥類、爬蟲類、兩生類、魚類)	水文、物理棲地與水質環境資料，包括溫度、鹽度、濁度、溶氧、導電度、酸鹼度(pH)、有機碎屑與水中營養鹽濃度	本團隊 1 年 4 季共記錄到 15 種保育物種，顯示陽明山國家公園夢幻湖地區生態資源豐富。水質各項結果顯示夢幻湖為未受污染之水域，水質清澈見底且維持穩定。夢幻湖中影響植群組成之主要環境因子為水位高低，臺灣水韭分布幾乎與水域範圍重疊，顯示其受水位之影響極大。 夢幻湖水位變化劇烈，前人研究指出湖中至少有 3 處裂隙，裂隙會使湖中水位迅速

計畫名稱	年度	計畫主持人	調查物種	調查環境因子	研究發現與結論建議
					下降，而水位高低為夢幻湖中植物消長關鍵因素，建議應找出夢幻湖正確出水口位置，並研擬管理水位變化對策。
陽明山國家公園夢幻湖生態保護區棲地調查與監測	2015	林幸助	水生植群、藻類	水文、物理棲地與水質環境資料，包括溫度、鹽度、濁度、溶氧、導電度、酸鹼度(pH)、有機碎屑與水中營養鹽濃度	夢幻湖的水質 30 年來保持著酸性、貧氧的特性，可見環境之穩定。夢幻湖植群型態與水域分布有極大關聯性，根據植物平面及剖面分布，可看出水的深度(或某植物浸水天數)為影響植被形成之主要因子；除此之外，植物間的競爭也是驅動力之一，研究夢幻湖植物種類間競爭作用，亦將有助於臺灣水韭之保育。 夢幻湖的水位深度是影響植被形成之主要因子，而夢幻湖底的地形變化將決定其水位高低變化，進而影響植被之形成。
陽明山國家公園兩棲類及爬蟲類生態資源調查	2014	毛俊傑	兩棲類、爬蟲類	-	布氏樹蛙在夢幻湖的生殖狀況良好，夢幻湖利用漂浮式集井陷阱(FFT)所取樣到的蝌蚪數，遠超過當地腹斑蛙的蝌蚪，本種在陽明山區於4到8月進行生殖活動及鳴叫，以4、5月的鳴叫等級最高，蝌蚪於6月可在進行鳴叫的水池中發現。
陽金公路以東地區資源調查	2010	陳俊宏	脊椎動物(哺乳類、鳥類、爬蟲類、兩生類)、無脊椎動物、植物相	地質、水文	夢幻湖裂隙導致水韭瀕臨滅絕也有可能與當地構造有關，需要高解析度的LiDAR DTM 數據協助判釋。
夢幻湖臺灣水韭原棲地保育監測及維護工作	2010	陳德鴻	臺灣水韭、連萼穀精草、小荖菜、水毛花、針蘭、荇薺、柳葉箬、稗蓋、狹葉泥炭	氣溫、降雨量、相對濕度、風速、日輻射；水位變化；酸鹼度(pH)、導電度、溶氧量、濁度、懸浮固	夢幻湖樣區間的pH值、導電度、溶氧量、氧化還原電位、總磷濃度及硝酸鹽濃度均無明顯差異；本年度的樣區植群覆蓋率調查結果，相較於歷年的植群調查數據，各樣區內的臺灣水韭群勢已有穩定成長之勢。 「水深」在邊岸及湖央區域將有助臺灣水韭群勢的增強，爾後若要以人為方式改善

計畫名稱	年度	計畫主持人	調查物種	調查環境因子	研究發現與結論建議
			蘚、水綿	體、氧化還原電位、總磷、硝酸鹽離子濃度	臺灣水韭的群勢狀況仍以「管控其伴生植物」較為可行，如針蘭、水毛花、荇薺，以及側緣帶的白背芒等多年生植種均為臺灣水韭群勢的負相關環境因子，而泥碳苔則與臺灣水韭存在正相關關係，因此，在後續對臺灣水韭原棲地的管理維護應持續監控上述植種的群勢演替狀況；另外，若需要進行原棲地強勢植種的管理工作，建議選在 3~5 月份及 7~8 月份間水位較低，同時也是水毛花、白背芒尚未進入盛花期的期間進行，以增加工作便利性及其後之成效。
夢幻湖臺灣水韭原棲地保育監測及維護計畫	2009	陳德鴻	臺灣水韭、連萼穀精草、小荇菜、水毛花、針蘭、荇薺、柳葉箬、稈蓋、狹葉泥炭蘚、水綿	風向、風速；日輻射量；氣溫、濕度；降雨量；湖水水位；酸鹼度(pH)、導電度、溶氧量、濁度	依區域樣區所做的臺灣水韭與各植群覆蓋率的相關分析顯示，臺灣水韭的群勢與針蘭及稈蓋呈負相關，而與泥碳苔的群勢則呈現正相關的關係，表示當針蘭及稈蓋群勢轉強時，臺灣水韭的群勢較容易受排擠作用而減弱，但泥碳苔群勢對臺灣水韭的影響效應則相反。 水量調節與管控有助於減緩乾涸之發生，建議後續仍應維持適當的人工晶化頻率及強度。
夢幻湖臺灣水韭原棲地保育監測及維護計畫	2008	陳德鴻	臺灣水韭、連萼穀精草、小荇菜、水毛花、針蘭、荇薺、柳葉箬、地耳草、水豬母乳、錢蒲、稈蓋、狹葉泥炭蘚、水綿、鴨跖草、荇菜、	雨量、氣溫與相對濕度、湖水水位、風速與風向、日輻射量、土壤溫度；水深、水溫、水中電導度(EC)、酸鹼度(pH)、濁度、溶氧；生化需氧量、水中懸浮固形物、氯鹽、總	夢幻湖全區水質變化差異不大，水質呈均一性；臺灣水韭與針蘭、稈蓋呈競爭關係，並在白背芒區發現有臺灣水韭生長。

計畫名稱	年度	計畫主持人	調查物種	調查環境因子	研究發現與結論建議
			火 炭 母 草、七星斑 囊果蓇	磷酸鹽、硝酸 鹽、氨氮、碳 酸氫根、硫酸 鹽	
夢幻湖長期 生態監測與 臺灣水韭復 育研究計畫	2007	陳 德 鴻、李 偉文、 張文亮	植物相	雨量、氣溫與 相對濕度、湖 水水位、風速 與風向、日輻 射量、土壤溫 度；水深、水 溫、水中電導 度(EC)、酸鹼 度(pH)、濁 度、溶氧；生 化需氧量、水 中懸浮固形 物、氯鹽、總 磷酸鹽、硝酸 鹽、氨氮、碳 酸氫根、硫酸 鹽	夢幻湖水質酸鹼度平均為 4.37，屬偏酸性水質，水中溶氧平均值為 7.05 mg L^{-1}，生化需氧量 BOD 在各季均低於 10 mg L^{-1}，顯示夢幻湖水質無遭受有機物污染情況；營養鹽含量方面，以硫酸鹽濃度較高，各離子含量以鈉和鐵離子濃度較高，推斷受火山地質影響。 颱風暴雨期間夢幻湖水位變動劇烈，但湖水隨即透過湖區邊緣裂隙外洩，水位迅速下降。前一年大量萌發生長的臺灣水韭之覆蓋度卻呈現下滑趨勢，由針蘭、稗蓋取代而成為優勢。 2006 年移植至天溪園水生池的臺灣水韭萌發生長狀況良好，顯示境外復育已有成果。強勢物種移除工作有助於維持棲地環境之生物多樣性，對於維護夢幻湖中之臺灣水韭的生長發育也具有顯著的成效。
夢幻湖陸生 植物對臺灣 水韭生長的 影響	2006	張永達	植被	土壤 pH 及導 電度；氣溫、 雨量、深度	棲地管理有助於臺灣水韭族群恢復，夢幻湖植被清理後有許多臺灣水韭已在原棲地恢復生長，多年未觀察到的連萼穀精草族群也有恢復，甚至發現了小蒼菜，可見適當之棲地管理對臺灣水韭及其他物種之保育有相當之助益。 人為協助應有利於水文狀況之恢復，由先前研究發現，夢幻湖水位約在停止降雨後 10 天乾枯，經由人為協助踐踏後，水位可以維持 15~20 天以上。
夢幻湖水生 生態系及水 韭棲地復育 監測計畫	2004	張永達	植群	雨量、深度、 日照；酸鹼度 (pH)、水中離 子	臺灣水韭的生存空間有繼續被針蘭、稗蓋、柳葉箬、白背芒壓縮的趨勢，臺灣水韭與狹葉泥炭藓所佔的棲地面積已由 2001 年的 55% 減少至 2004 年的 4.8%

計畫名稱	年度	計畫主持人	調查物種	調查環境因子	研究發現與結論建議
					(2002 年為 24.1%、2003 年為 8.77%)。 夢幻湖週期性的豐水期與乾涸，正有利於臺灣水韭完成其生活史，乾涸前水位降低，水溫升高，正有利於孢子囊之發育；乾涸後，長出孢子囊之葉片枯萎，也有利於孢子之散布。 由近年研究之結果發現，夢幻湖植被之演替有朝陸化之趨勢，推測其原因應與水文狀況有關，湖水無法長期維持，雨停後湖水由地下逕流經東南側出水口流失，應是導致陸化之主因。
夢幻湖生態系保護區臺灣水韭保育與植群演替監測	2003	張永達、陳俊雄	植群	雨量、深度、日照；酸鹼度(pH)、水中離子	研究結果同張永達(2002)，但發現清除夢幻湖部分區域植被所空出的棲地已有臺灣水韭小苗長出。臺灣水韭生長之條件及其不利之因素已經累積足夠資料可供營造模擬臺灣水韭棲地之參考，排除生長之不利因子，如避免水質優養化、光照過強、淡水螺及草食性魚類等攝食者，應有利於臺灣水韭之保育。
夢幻湖生態保護區火災後水質及環境監測計畫	2002	王立志、張永達	植群	酸鹼度(pH)、電導度、離子層析(N、P、K...)	臺灣水韭生長範圍已被針蘭、柳葉箬、稗、水毛茛等壓縮。水質監測結果顯示夢幻湖水質受海鹽飛沫及當地硫磺噴氣影響極大，而降水及水位變化使研究期間的湖水水質變異大；比較過去的水質研究，2001 年 7 月 2 日發生的野火延燒事件並未影響夢幻湖的水質變化。周圍的森林植群能提供亞硝酸鹽及鉀等離子的緩衝功能。
陽明山長期生態研究計畫-夢幻湖生態系及環境變遷之研究	2002	張永達	植群、魚類、兩生類、昆蟲、鳥類、	雨量、深度、日照；酸鹼度(pH)、水中離子	夢幻湖土壤之淤積情況已相當輕微，淤積之因素應不至於對臺灣水韭之生存造成負面之影響。 臺灣水韭孢子在土壤中，無法照到陽光的狀況下會進行休眠而不萌發，夢幻湖淺層土壤中留有大量臺灣水韭的孢子，只要環境適當就有機會可以萌發成植株。亦即，

計畫名稱	年度	計畫主持人	調查物種	調查環境因子	研究發現與結論建議
					就地保育的問題在於環境本身，癥結在於雨量的變化，只要雨量正常，夢幻湖可恢復舊觀，臺灣水韭亦能正常生長。 臺灣水韭生存的空間有被針蘭、水毛花、稗蓋壓縮的趨勢；而與臺灣水韭共生的狹葉泥炭蘚數量過多，伴隨針蘭、水毛花、稗蓋共同影響臺灣水韭的生長與繁殖。冷水坑人工濕地的臺灣水韭族群以樹林下的生長狀況最好，竹子湖種植的臺灣水韭族群有藻類共同競爭陽光的問題。
臺灣水韭棲地及其族群遺傳之研究	2001	張永達	臺灣野稗、圓果野稗、稗蓋、針蘭、水毛花、火炭母草、綠豆、紅豆、薏仁、玉米、狹葉泥炭蘚、小苔菜、連萼穀精草、野牡丹、葶薺、柳葉箬、白背芒、水豬母乳、花蓼	雨量、深度、溫度、光量強度；酸鹼度(pH)、氯離子、硝酸根離子、亞硝酸根離子、磷酸根離子、硫酸根離子濃度；土壤有機質含量	對夢幻湖湖區與浚深區的臺灣水韭生長狀況進行比較，發現葉片長度有顯著差異，其餘生長狀況無顯著差異。湖區植被分布種類多於浚深區，且稗蓋、針蘭與水毛花覆蓋面積變大，臺灣水韭與狹葉泥炭蘚覆蓋面積變小，推斷陸生植物入侵對臺灣水韭的生長造成影響。夢幻湖處於無法儲水的狀態，並非蒸散量、地表流出量及淤積造成，是東南方的出水口出水速度有增加之趨勢。 對於未來棲地的研究應著重在如何減緩夢幻湖的演替，如減緩陸生植物的入侵，即應經過長期評估，加以計畫後再予以去除。

計畫名稱	年度	計畫主持人	調查物種	調查環境因子	研究發現與結論建議
陽明山國家公園冷水坑濕地臺灣水韭移植與調查暨水質水文與湖泊變遷調查計畫	2000	張永達、邱文彥	臺灣水韭、牛毛氈、錢蒲、荸薺、稗、五節芒；水黽、青紋細蟳、無霸勾蜓、猩紅蜻蜓；紅娘華、松藻蟲、龍蟲、七星鱧、澤蛙；小型齧齒目；斑龜、過山刀	氣溫、相對濕度、雨量；水流量；水溫、酸鹼度(pH)、溶氧、懸浮固體物、生化需氧量、化學需氧量、氨氮、亞硝酸氮、硝酸氮、總凱氏氮、磷酸鹽、總磷、大腸桿菌、硫酸鹽、鐵	濕地水質甚酸，具有復育臺灣水韭之潛力。水位常能維持一定高度，逕流及地下水等水文條件可維持足夠水量，水質能提供臺灣水韭生長所需之營養鹽。
夢幻湖及附近窪地之剖面分析及定年研究	1990	劉聰桂		沉積物、地質、氣溫、相對濕度、雨量	以放射性碳同位素法測定夢幻湖及臺灣水韭開始形成的時代，推測七星山夢幻湖的形成年代約在 5,600 年前，湖中的臺灣水韭約在 5,000 年前就已出現。夢幻湖底質分三層：1.黑色腐植質表層；2.砂質泥層；3.風化安山岩基盤。夢幻湖已處於湖泊演化階段後期的沼澤、泥炭沉積時期。若未來維持夢幻湖形成至今的平均淤積速率(約 1 mm yr⁻¹)，則沉積底泥高過圍繞湖區的土堤最低處(在湖區南方，約有 1.5 公尺)的時間，約在 1,500 年後，亦即夢幻湖的壽命約還有 1,500 年，但臺灣水韭壽命則將遠少於 1,500 年。 保持一水深較大處作為臺灣水韭的庇護所，並可藉由局部挖深(約 60~80 cm 深，數十平方公尺面積)，幫助臺灣水韭與穀精草生存空間的競爭。
夢幻湖植物生態系之調	1988	黃增泉、江	臺灣水韭孢子囊體	氣溫、水溫；酸鹼度(pH)、	湖區氣候變化大，會直接影響水溫變化。湖水離子含量顯示夢幻湖屬酸性、低養之

計畫名稱	年度	計畫主持人	調查物種	調查環境因子	研究發現與結論建議
查研究		蔡淑華、陳尊賢、黃淑芳、楊國禎、陳香君		溶氧量、溶二氧化碳量、銨態氮量、磷酸量、氯化物量、硝酸態氮、亞硝酸態氮、鉀、鈉、鈣、鎂含量	沼澤湖。湖水充沛時，藻類數量不多，以鼓藻為代表；但水量少時，由裸藻、囊裸藻和膠網藻等取代而成為優勢，顯示水質變壞，水中有機物含量高而成為優養湖。臺灣水韭之生活史配合環境乾濕之變化，孢子體全年可生長，配子體形成於雨季(秋末冬初)，新孢子體形成於春天。臺灣水韭生存不受季節限制，但面臨 2 大威脅：1.湖淤積造成挺水植物入侵，佔去臺灣水韭生存空間；2.乾期太長則湖乾枯，使臺灣水韭失去合適的生育環境，且面臨連萼穀精草之競爭。狹葉泥炭藓的族群並非多到足以影響水質使成為酸性。
陽明山國家公園夢幻湖生態保護區生態系之研究	1987	鄭先祐	哺乳類、鳥類、爬蟲類、兩生類、魚類；藻類、苔蘚類、蕨類、裸子植物、被子植物	湖型變化；氣溫、水溫、底泥溫；酸鹼度(pH)、溶氧量、生化耗氧量、溶二氧化碳量、氮量、磷量、氯化物、硝酸根氮量、亞硝酸氮量、硫酸根離子量	夢幻湖為貧營養的酸性沼澤生態系，理論上將會向陸域生態系演進；酸性可能因湖區有大量泥炭苔生長，大量有機物質分解及土壤的酸性等因素所致。貧營養與酸性水質，加上水位變動大，限制許多其他種水生或陸棲植物侵入湖區與臺灣水韭等植物競爭。 後續生態系監測的重點為：1.水位變動情況與造成因素；2.湖區植被分布與湖型變動；3.野生動物棲息活動之變化；4.水之 pH 質。
兩棲和爬蟲之生態調查	1987	呂光洋	兩棲類、爬蟲類	-	合法保護和長期有系統性的研究，對兩棲、爬蟲類的了解有相當大的助益，惟應避免使原有水池或排水不良的濕地變為乾旱，水域為兩棲類重要的繁殖地，因此這些地點都必須要維持原狀。

(資料來源：本計畫彙整)

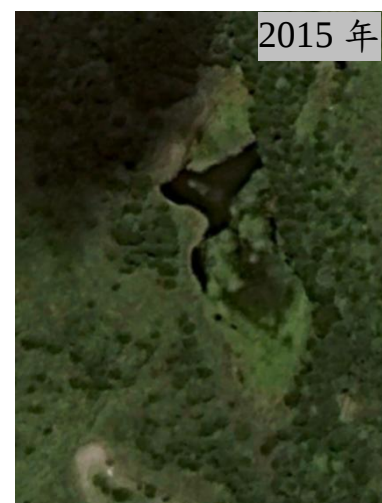
附錄 2、環境變遷史

依據劉聰桂教授(1990)之研究報告，夢幻湖之成因可能是因邊坡崩滑於現今夢幻湖南端堵塞而成窪地，進而蓄水成湖。依碳十四訂年，夢幻湖形成年代約距今 5,600 年前，湖中的臺灣水韭約於距今 5,000 年前即已出現。

1. 1972 年教育廣播電臺為增設廣播站，於夢幻湖東側開闢一條道路，此後遊客漸增。同年，臺北市政府規劃該處為風景區，並於湖邊種植柳杉、艷紫野牡丹等植物，對於當地原始生態影響極大。
2. 1985 年成立陽明山國家公園，並依國家公園法劃設夢幻湖生態保護區，成為全臺面積最小的生態保護區，此時期夢幻湖周邊人工栽種的柳杉已逐漸成林。
3. 1992 年 7 月，湖區嚴重乾涸，導致湖區內原生之七星鱧消失殆盡。民國 82 年夏天，為拓展臺灣水韭生存空間，陽明山國家公園管理處進行夢幻湖北區之浚深工作，浚深之土方堆置場(位於竹子湖路與陽金公路交會處)亦曾在民國 87 年興建停車場時發現臺灣水韭蹤跡。
4. 2001 年 7 月 2 日七星山東麓發生森林大火，燒毀山坡植群 25 ha。次年，張永達、王立志(夢幻湖生態保護區火災後水質及環境監測計畫)報告中指出，夢幻湖生態保護區並未受火災影響。2001 年文化資產保存法解除對臺灣水韭之限制，有助於域外復育繁衍與推廣工作。
5. 2006 年 2 月底至 3 月初，陽明山國家公園管理處進行夢幻湖棲地維護工作，移除部分樣區內之強勢物種，以利臺灣水韭之萌發生長。同年 8 月，由陽管處、臺灣師大生物系和荒野保護協會共同舉辦「臺灣水韭回來了」記者會，宣告在湖區出現超過 12,000 棵臺灣水韭植株，連消失已久的連萼穀精草及小苔菜也重現湖區。2007 年初夢幻湖南側水域面積明顯增加，陸域化情況獲得改善。

6. 2007 年至 2010 年底，陽明山國家公園管理處進行夢幻湖棲地維護工作，拆除鄰近湖區殘餘木棧道設施，移植近湖區白背芒、燈心草、稈蓋等至邊坡，晶化湖區西南側的廢棄水井旁湖緣區域及附近漏水處，降低湖區水體非自然蒸發之減少量，維持可使臺灣水韭持續萌發之水體深度，同時移除湖區西側白背芒，擴大湖域水體面積，增加臺灣水韭可生存空間及蓄水能力，此外並進行階梯式樣區實驗，以探究不同水深及光照對湖區植被生長之影響。

7. 2015 年至 2021 年，夢幻湖冬季穩定維持高水位，水域面積與 2006 年相仿，浚深區與湖央區之臺灣水韭已取代針蘭與狹葉泥炭苔成為最優勢物種，僅於水深較淺之湖岸區仍有針蘭與臺灣水韭競爭而交替出現。歷年來夢幻湖周邊環境之變化請見圖附錄 2-1。



圖附錄 2-1、歷年夢幻湖周邊環境變化狀況空照圖

(資料來源：陳德鴻，2010；本計畫彙整)

附錄 3、中央氣象局鞍部及竹子湖測候站歷年氣候資料

測候站		鞍部				竹子湖			
項目		月降雨量 (mm)	月均溫 (°C)	溼度 (%)	日照時數 (hr)	月降雨量 (mm)	月均溫 (°C)	溼度 (%)	日照時數 (hr)
年月									
2007 年	1 月	281.5	10.7	92	58.8	191.5	12.3	87	90.8
	2 月	133.0	12.8	85	85.9	106.0	14.6	84	107.4
	3 月	362.5	14.1	90	49.7	296.5	15.4	89	67.1
	4 月	351.0	15.3	90	62.7	240.7	16.8	87	77.0
	5 月	155.1	20.4	78	140.7	95.4	21.7	79	87.4
	6 月	837.5	22.2	90	66.8	812.1	23.5	90	85.8
	7 月	29.7	24.0	84	138.0	59.5	25.5	83	167.2
	8 月	511.7	22.7	90	92.2	494.8	24.2	89	122.0
	9 月	1,111.1	21.2	87	80.2	955.1	22.8	89	124.2
	10 月	856.0	17.8	88	35.2	780.7	19.6	90	205.2
	11 月	1,118.0	14.1	93	13.2	1,159.4	15.8	89	216.2
	12 月	142.0	12.9	90	55.1	96.0	14.7	85	99.2
	總計	5,889.1	-	-	878.5	5,287.7	-	-	1,449.5
	平均	490.8	17.4	88	73.2	440.6	18.9	87	120.8
2008 年	1 月	352.0	10.9	92	35.6	313	12.6	88	70.3
	2 月	532.5	8.2	96	3.7	429.7	9.9	91	22.8
	3 月	158.5	13.3	84	114.3	113.0	15.1	78	142.0
	4 月	249.0	16.9	87	79.8	214.6	18.5	83	92.5
	5 月	308.0	18.9	85	100.3	281.2	20.6	82	135.1
	6 月	216.5	21.8	88	99.1	206.8	23.2	87	121.8
	7 月	406.0	22.9	87	141.0	385.0	24.6	82	163.5
	8 月	7.0	23.0	86	157.2	21.3	24.9	84	191.8
	9 月	1,808.5	21.5	92	94.5	1,832.0	23.2	89	123.3
	10 月	439.5	19.3	89	78.0	366.7	21.3	91	131.2
	11 月	722.8	14.8	90	56.5	488.6	16.8	89	91.9
	12 月	155.0	11.6	85	91.0	162.1	13.7	83	139.8
	總計	5,355.3	-	-	1,051.0	4,814.0	-	-	1,426.0
	平均	446.3	16.9	88	87.6	401.2	18.7	83	118.8
2009 年	1 月	313.4	8.9	89	50.6	228.0	10.9	85	95.2
	2 月	189.0	14.8	88	103.1	127.6	16.5	84	122.7
	3 月	257.0	12.7	90	63.4	203.5	14.6	83	87.7

測候站		鞍部				竹子湖			
年月	項目	月降雨量 (mm)	月均溫 (°C)	溼度 (%)	日照時數 (hr)	月降雨量 (mm)	月均溫 (°C)	溼度 (%)	日照時數 (hr)
	年月								
	4 月	147.1	14.8	84	88.1	109.9	16.9	79	103.7
	5 月	27.0	18.6	78	173.6	20.0	20.4	73	191.1
	6 月	226.0	21.9	82	96.9	280.5	23.4	81	113.3
	7 月	34.5	23.1	82	129.8	38.8	24.9	79	161.4
	8 月	601.5	23.2	87	107.1	587.9	24.9	81	154.5
	9 月	521.0	22.5	88	78.5	478.8	23.8	82	162.3
	10 月	836.0	18.0	94	3.5	774.1	19.5	84	92.9
	11 月	497.5	15.3	92	39.1	404.0	16.8	87	87.9
	12 月	210.5	10.5	92	57.2	150.1	12.5	85	105.1
	總計	3,860.5	-	-	990.9	3,403.2	-	-	1,477.8
	平均	321.7	17.0	87	82.6	283.6	18.8	82	123.2
2010 年	1 月	321	11.1	91	66.8	224.5	12.5	82	103.4
	2 月	275.5	12.7	90	58.7	232.2	14.0	85	76.8
	3 月	102.5	14.0	88	118.6	54.3	15.6	81	147.4
	4 月	227.5	14.6	92	57.9	176.7	16.5	82	74.7
	5 月	235.0	19.3	90	101.7	166.7	21.1	82	57.0
	6 月	584.5	20.5	92	54.8	455.1	22.3	89	66.2
	7 月	24.6	23.2	88	144.7	19.7	25.3	83	162.6
	8 月	471.0	23.0	91	139.6	464.3	25.2	82	185.0
	9 月	522.0	21.7	92	134.6	452.5	23.8	84	126.0
	10 月	1,492.5	17.7	97	27.7	1,319.4	19.8	87	64.8
	11 月	397.5	14.6	94	21.7	280.9	16.4	87	73.0
	12 月	261.5	11.2	83	125.1	224.2	12.9	77	151.7
	總計	4,915.1	-	-	1,051.9	4,070.5	-	-	1,288.6
	平均	409.6	17.0	91	87.7	339.2	18.8	83	107.4
2011 年	1 月	538.5	7.5	98	7.0	412.7	9.2	93	34.3
	2 月	185.5	11.1	91	69.4	122.2	12.7	88	80.2
	3 月	213.5	9.9	92	47.4	193.6	11.5	88	57.7
	4 月	88.0	15.7	81	143.7	63.5	17.3	81	142.6
	5 月	491.0	19.1	93	63.6	331.3	20.6	90	68.8
	6 月	469.0	22.7	88	114.7	461.5	24.2	86	122.4
	7 月	140.5	23.1	87	140.7	99.5	24.7	84	153.1
	8 月	172.0	23.0	87	125.3	156.6	24.8	83	149.0

測候站		鞍部				竹子湖			
年月	項目	月降雨量 (mm)	月均溫 (°C)	溼度 (%)	日照時數 (hr)	月降雨量 (mm)	月均溫 (°C)	溼度 (%)	日照時數 (hr)
	年月								
	9 月	180.0	20.5	87	111.8	161.6	22.5	80	138.2
	10 月	885.5	17.6	92	40.5	878	19.4	87	74.2
	11 月	787.0	16.8	92	30.4	585.7	18.6	90	68.3
	12 月	728.5	10.5	95	18.7	645	12.2	92	44.8
	總計	4,879.0	-	-	913.2	4,111.2	-	-	1,133.6
	平均	406.6	16.5	90	76.1	342.6	18.14	86	94.5
2012 年	1 月	455.0	9.9	96	25.5	372.0	11.6	94	37.4
	2 月	424.0	10.9	94	39.5	330.5	12.5	93	52.3
	3 月	155.0	13.7	88	100.6	96.0	15.2	86	112.0
	4 月	382.0	17.3	88	54.4	318.5	19.0	84	73.6
	5 月	497.0	19.7	85	97.0	382.5	21.4	82	120.2
	6 月	568.0	21.7	91	57.8	513.5	23.3	88	85.1
	7 月	103.5	23.4	84	187.8	137.5	25.2	80	214.3
	8 月	930.0	22.6	88	104.5	785.5	24.3	84	136.9
	9 月	354.5	20.5	86	99.9	206.6	22.2	82	134.4
	10 月	204.0	17.0	86	87.6	157.5	18.8	82	140.1
	11 月	338.0	15.0	91	58.6	272.0	16.7	88	87.9
	12 月	500.5	11.6	94	46.0	332.5	13.2	89	75.8
	總計	4,911.5	-	-	959.2	3,904.6	-	-	1,270.0
	平均	409.3	16.9	89	79.9	325.4	18.6	86	105.8
2013 年	1 月	73.5	10.6	92	61.5	282.5	12.2	88	85.9
	2 月	214.0	13.2	94	49.6	145.1	14.9	91	84.7
	3 月	119.0	13.9	89	94.7	85.0	15.6	86	124.8
	4 月	371.5	15.4	90	47.7	294.4	16.8	88	61.7
	5 月	565.5	20.1	90	61.1	459.4	21.6	87	79.4
	6 月	81.0	23.0	87	104.4	109.4	24.5	84	135.1
	7 月	305.0	23.3	85	154.8	168.8	24.7	82	168.7
	8 月	985.5	24.1	83	145.1	854.5	24.8	83	160.5
	9 月	588.0	21.2	90	109.8	495.3	22.9	84	171.7
	10 月	495.0	17.2	92	41.3	465.0	19.0	86	96.6
	11 月	420.5	14.7	90	79.7	267.5	16.4	84	111.5
	12 月	687.0	10.0	95	49.8	451.1	11.8	87	69.5
	總計	4,905.5	-	-	999.5	4,078.0	-	-	1,350.1

測候站		鞍部				竹子湖			
年月	項目	月降雨量 (mm)	月均溫 (°C)	溼度 (%)	日照時數 (hr)	月降雨量 (mm)	月均溫 (°C)	溼度 (%)	日照時數 (hr)
	平均	408.8	17.2	90	83.3	339.8	18.8	86	112.5
2014 年	1 月	142.5	10.2	89	129.8	107.5	12.0	76	157.3
	2 月	452	10.5	88	57.8	331.2	12.3	86	82.4
	3 月	220.5	12.7	85	54.0	166.0	14.3	84	68.1
	4 月	168.5	16.3	84	88.5	111.5	18.0	83	108.4
	5 月	855.5	19.7	86	39.2	771.2	21.2	88	57.0
	6 月	353.5	22.1	86	40.2	316.7	23.7	87	70.3
	7 月	273.5	23.9	87	165.5	228.0	25.4	82	194.0
	8 月	72.5	23.5	88	143.5	87.4	25.1	83	183.1
	9 月	359.0	22.9	87	144.5	232.0	24.7	80	198.3
	10 月	226.0	18.0	89	79.1	255.5	19.5	80	135.4
	11 月	441.0	16.0	90	33.3	362.0	17.5	83	100.7
	12 月	323.2	9.7	83	39.0	237.7	11.3	82	80.9
	總計	3,887.7	-	-	1,014.4	3,206.7	-	-	1,435.9
	平均	324.0	17.1	87	84.5	267.2	18.75	83	119.7
2015 年	1 月	136.0	9.8	87	72.1	116.0	11.6	81	114.7
	2 月	112.7	11.3	91	71.0	90.5	13.0	85	99.0
	3 月	305.7	13.5	92	83.7	247.2	15.0	87	100.4
	4 月	119.8	16.8	85	124.1	96.5	18.4	80	130.5
	5 月	372.1	20.4	90	59.7	301.3	22.1	84	84.9
	6 月	43.8	23.7	89	125.9	42.4	25.1	80	162.8
	7 月	366.5	23.6	88	165.7	463.2	25.2	79	200.0
	8 月	576.9	22.6	93	71.0	729.4	24.1	85	106.9
	9 月	728.6	21.3	89	119.0	607.3	22.9	81	157.8
	10 月	285.0	18.7	94	61.2	252.4	20.4	85	101.0
	11 月	207.3	17.1	95	61.2	191.8	18.8	86	110.4
	12 月	245.7	12.3	97	21.1	1,89.0	14.2	88	52.3
	總計	3,500.1	-	-	1,035.7	3,327.0	-	-	1,420.7
	平均	291.7	17.6	91	86.3	277.3	19.2	83	118.4
2016 年	1 月	477.2	10.3	98	13.8	335.6	12.0	92	38.1
	2 月	315.8	9.7	90	59.6	288.1	11.3	84	76.6
	3 月	365.5	12.0	90	89.5	330.1	13.6	85	99.8
	4 月	280.4	18.6	91	73.6	228.3	20.1	88	89.4

測候站		鞍部				竹子湖			
年月	項目	月降雨量 (mm)	月均溫 (°C)	溼度 (%)	日照時數 (hr)	月降雨量 (mm)	月均溫 (°C)	溼度 (%)	日照時數 (hr)
	年月								
	5 月	190.0	20.7	93	69.1	153.9	22.5	86	115.6
	6 月	397.7	23.1	90	97.1	335.4	24.7	85	131.4
	7 月	211.1	23.9	87	160.4	166.9	25.4	83	200.1
	8 月	100.6	23.2	85	154.2	112.0	25.0	80	193.5
	9 月	1,027.7	21.6	92	56.6	972.0	23.2	88	90.7
	10 月	667.9	20.7	94	68.2	719.3	22.4	88	133.2
	11 月	521.7	16.3	92	60.5	516.8	17.8	87	91.6
	12 月	200.9	13.4	92	6.1	189.9	15.1	86	104.1
	總計	4,756.5	-	-	908.7	4,348.3	-	-	1,364.1
	平均	396.4	17.8	91.2	75.7	362.4	19.4	86.0	113.7
2017 年	1 月	179.5	11.6	94	52.7	138.6	13.5	88	86.2
	2 月	223.0	10.4	91	53.5	184.0	12.2	84	91.3
	3 月	209.7	12.4	91	61.5	175.0	14.1	85	72.3
	4 月	150.6	16.5	85	103.4	135.5	17.9	80	110.6
	5 月	181.5	19.4	90	48.8	163.1	21.1	84	82.6
	6 月	1,009.1	22.3	90	71.3	830.5	23.8	85	94.1
	7 月	160.0	23.6	85	158.8	166.0	25.1	81	185.1
	8 月	34.8	24.0	84	153.7	23.0	25.7	79	201.5
	9 月	307.5	22.8	86	135.0	293.2	24.5	80	173.5
	10 月	1,607.3	18.9	94	36.2	1,592.4	20.5	86	80.5
	11 月	720.6	16.4	96	43.8	587.5	18.0	88	81.1
	12 月	591.5	11.0	95	30.0	519.6	12.9	85	78.8
	總計	5,375.1	-	-	948.7	4,808.4	-	-	1,337.6
	平均	447.9	17.4	90.1	79.1	400.7	19.1	83.8	111.5
2018 年	1 月	564.2	10.6	93	48.1	457.9	12.3	86	96.2
	2 月	347.7	9.8	91	53.4	396.5	11.3	86	68.9
	3 月	104.0	13.9	86	124.4	62.1	15.6	80	161.0
	4 月	129.8	16.8	87	106.7	97.5	18.4	80	125.0
	5 月	37.0	21.3	87	146.0	29.1	22.9	80	179.7
	6 月	152.2	21.9	89	94.0	151.0	23.6	83	124.4
	7 月	312.0	23.1	87	139.6	350.4	24.8	82	169.7
	8 月	288.2	22.7	91	97.0	300.9	24.3	86	133.5
	9 月	1,076.5	21.6	90	101.9	885.5	23.2	85	134.3

測候站		鞍部				竹子湖			
年月	項目	月降雨量 (mm)	月均溫 (°C)	溼度 (%)	日照時數 (hr)	月降雨量 (mm)	月均溫 (°C)	溼度 (%)	日照時數 (hr)
	年月								
	10 月	465.7	16.7	92	79.9	453.0	18.4	85	120.6
	11 月	361.8	16.3	95	59.9	230.1	18.0	88	98.4
	12 月	620.1	13.5	92	71.9	632.1	15.0	87	100.1
	總計	4,459.2	-	-	1,122.8	4046.1	-	-	1,511.8
	平均	371.6	17.4	90.0	93.6	337.2	19.0	84.0	126.0
2019 年	1 月	301.1	12.3	93	61.7	238.4	13.9	88	99.6
	2 月	103.7	13.5	95	54.7	72.4	14.9	91	68.1
	3 月	263.8	13.8	92	69.1	213.8	15.4	86	99.3
	4 月	154.9	18.1	91	89.6	141.9	19.5	86	113.8
	5 月	518.3	18.8	90	65.0	500.0	20.4	85	80.4
	6 月	542.9	22.2	90	80.3	445.3	23.8	84	97.5
	7 月	315.2	23.5	90	115.9	317.0	25.2	82	150.2
	8 月	379.6	23.3	92	117.6	397.3	25.1	82	162.9
	9 月	1,333.8	20.7	94	86.4	1,182.7	22.4	84	118.1
	10 月	232.4	18.3	90	97.3	214.8	20.0	85	147.0
	11 月	436.6	15.2	93	65.5	563.3	16.8	88	117.4
	12 月	469.0	12.8	93	47.5	532.6	14.3	88	87.3
	總計	5,051.3	-	-	950.6	4,819.5	-	-	1,341.6
	平均	420.9	17.7	91.9	79.2	401.6	19.3	85.8	111.8
2020 年	1 月	149.1	11.7	92	93.9	72.0	13.1	87	114.0
	2 月	160.0	12.4	90	93.8	119.6	13.9	84	126.8
	3 月	266.0	14.6	91	79.7	204.9	16.0	89	100.8
	4 月	134.8	14.5	88	82.5	99.7	16.1	85	100.7
	5 月	428.4	21.2	88	70.6	391.0	22.4	88	93.4
	6 月	111.5	23.7	85	134.9	118.4	25.1	82	175.7
	7 月	140.5	24.3	83	150.1	112.0	25.7	81	181.1
	8 月	537.5	23.4	86	149.5	554.0	24.8	84	172.5
	9 月	450.0	21.2	88	94.4	438.0	22.6	86	127.0
	10 月	995.0	17.9	92	42.9	881.0	19.3	90	89.6
	11 月	592.0	16.5	94	31.5	533.5	18.0	91	82.2
	12 月	1,088.5	12.3	98	10.0	1,188.5	13.4	97	27.9
	總計	5,053.3	-	-	1,033.8	4,712.6	-	-	1,391.7
	平均	421.1	17.8	89.6	86.2	392.7	19.2	87.0	116.0

測候站		鞍部				竹子湖			
年月	項目	月降雨量 (mm)	月均溫 (°C)	溼度 (%)	日照時數 (hr)	月降雨量 (mm)	月均溫 (°C)	溼度 (%)	日照時數 (hr)
	年月								
2021 年	1 月	292.0	9.0	95	70.8	347.0	11.0	87	111.5
	2 月	245.5	12.6	89	110.4	230.5	14.6	83	135.7
	3 月	153.5	14.4	96	81.7	141.5	16.2	90	120.3
	4 月	74.0	15.7	94	104.8	45.0	17.6	88	132.2
	5 月	223.0	21.6	92	101.5	169.0	23.6	86	146.0
	6 月	225.0	22.7	93	91.2	214.0	24.5	88	112.8
	7 月	564.0	23.2	94	131.8	683.0	25.1	87	175.5
	8 月	234.5	22.7	95	105.8	181.0	24.5	90	146.9
	9 月	281.5	22.5	94	128.1	268.5	24.6	85	189.8
	10 月	777.0	18.7	98	56.3	598.0	20.8	89	117.7
	11 月	-	-	-	-	-	-	-	-
	12 月	-	-	-	-	-	-	-	-
	總計	3,070.0	-	-	982.4	2,877.5	-	-	1,388.4
	平均	307.0	18.3	94	98.2	287.8	20.3	87.3	138.8

(資料來源：中央氣象局，2021；本計畫彙整)

附錄 4、夢幻湖微氣候站資料

年分	2016		2017		2018	
項目 月分	月降雨量 (mm)	蒸發量 (mm)	月降雨量 (mm)	蒸發量 (mm)	月降雨量 (mm)	蒸發量 (mm)
1	-	-	276.7	20.7	597.5	22.9
2	-	-	425.5	21.8	439.1	18.1
3	-	-	198.0	53.2	134.4	45.4
4	-	-	250.0	47.9	191.5	49.9
5	-	-	202.2	38.5	52.0	65.8
6	-	-	1,079.5	41.4	281.0	50.5
7	-	-	191.3	74.4	381.5	54.1
8	-	-	33.5	73.7	266.0	53.9
9	820.4	60.7	352.9	49.9	970.0	55.9
10	601.3	33.6	1876.9	21.1	436.2	33.4
11	604.2	26.0	765.7	20.0	303.0	26.5
12	357.8	17.0	654.5	18.0	1012.0	25.6
總計	2,383.7	137.3	6,306.7	480.6	5,064.2	502.0
平均	595.9	34.3	525.6	40.1	422.0	41.8
年分	2019		2020		2021	
項目 月分	月降雨量 (mm)	蒸發量 (mm)	月降雨量 (mm)	蒸發量 (mm)	月降雨量 (mm)	蒸發量 (mm)
1	335.5	24.3	145.0	24.2	68.0	13.4
2	53.0	22.8	183.5	25.8	52.0	35.8
3	182.5	50.4	302.5	42.0	28.5	37.5
4	156.0	48.2	137.0	36.5	21.5	56.9
5	516.0	56.0	429.5	44.0	202.0	63.4
6	418.0	62.1	107.5	74.8	5.0	61.0
7	249.0	57.5	106.0	80.3	182.0	70.9
8	342.5	46.1	462.0	71.1	39.0	59.8
9	1,152.0	40.8	731.0	50.8	77.5	64.6
10	349.0	48.1	1,549.5	20.8	-	-
11	945.0	21.4	491.0	11.4	-	-
12	834.0	16.6	407.5	6.2	-	-
總計	5,532.5	494.3	5,052.0	487.9	675.5	463.3
平均	461.0	41.2	421.0	40.7	75.1	51.5

(資料來源：本計畫)

附錄 5、生態名錄
表附錄 5-1 植物名錄

科名	中文名	英文學名	生長型	來源	IUCN
土馬驢科	小金髮苔	<i>Pogonatum aloides</i>	苔類	原生	
	土馬驢	<i>Polytrichum commune</i> L. ex Hedw.	苔類	原生	
泥炭苔科	狹葉泥炭苔*	<i>Sphagnum cuspidatum</i> Ehrh.	苔類	原生	
鐵角蕨科	鱗柄鐵角蕨	<i>Asplenium gueinzianum</i> Mett. ex Kuhn.	草本	原生	LC
	過溝菜蕨	<i>Diplazium esculentum</i> var. <i>esculentum</i> (Retz.) Sw.	草本	原生	LC
蹄蓋蕨科	廣葉鋸齒雙蓋蕨	<i>Diplazium dilatatum</i> Blume	草本	原生	LC
	東洋蹄蓋蕨	<i>Deparia petersenii</i> (Kunze) M. Kato	草本	原生	LC
	臺灣雙蓋蕨*	<i>Diplazium virescens</i> Kunze var. <i>taiwanense</i>	草本	原生	LC
烏毛蕨科	擬烏毛蕨	<i>Blechnum orientale</i> L.	亞喬木	原生	LC
	鬼杪櫨	<i>Alsophila podophylla</i> Hook.	小喬木	原生	LC
杪櫨科	臺灣杪櫨	<i>Alsophila spinulosa</i> (Hook.) R.M. Tryon	喬木	原生	LC
	筆筒樹	<i>Sphaeropteris lepifera</i> (Hook.) Tryon	喬木	原生	LC
	細毛碗蕨	<i>Dennstaedtia hirsuta</i> (Sw.) Mett. ex Miq.	草本	原生	LC
碗蕨科	碗蕨	<i>Dennstaedtia scabra</i> (Wall.) Moore	草本	原生	LC
	栗蕨*	<i>Histiopteris incisa</i> (Thunb.) J. Sm.	草本	原生	LC
	熱帶鱗蓋蕨*	<i>Microlepia speluncae</i> (L.) Moore	草本	原生	LC
	粗毛鱗蓋蕨	<i>Microlepia strigosa</i> (Thunb.) Presl	草本	原生	LC
	稀子蕨	<i>Monachosorum henryi</i> Christ	草本	原生	LC
鱗毛蕨科	屋久複葉耳蕨	<i>Arachniodes amabilis</i> (Blume) Tindale	草本	原生	LC
	臺灣鱗毛蕨	<i>Dryopteris formosana</i> (Christ) C. Chr.	草本	原生	LC
鱗始蕨科	烏蕨	<i>Odontosoria chinensis</i> (L.) J. Sm.	草本	原生	LC

科名	中文名	英文學名	生長型	來源	IUCN
腎蕨科	腎蕨	<i>Nephrolepis cordifolia</i> (L.) C. Presl	草本	原生	LC
合囊蕨科	觀音座蓮	<i>Angiopteris lygodiiifolia</i> Rosenst.	草本	原生	LC
水龍骨科	伏石蕨	<i>Lemmaphyllum microphyllum</i> C. Presl	草本	原生	LC
	石葦	<i>Pyrrosia lingua</i> (Thunb.) Farw.	草本	原生	LC
水韭科	臺灣水韭*	<i>Isoetes taiwanensis</i> var. <i>taiwanensis</i> DeVOL	草本	原生/特有	CR
卷柏科	生根卷柏*	<i>Selaginella doederleinii</i> subsp. <i>doederleinii</i> Hieron.	草本	原生	LC
	野小毛蕨	<i>Christella dentata</i> (Forssk.) Brownsey & Jermy	草本	原生	LC
	擬密毛小毛蕨*	<i>Christella</i> × <i>intermedius</i> (W.C.Shieh & J.L.Tsai) Chang	草本	原生	NA
金星蕨科	密毛小毛蕨	<i>Christella parasitica</i> (L.) Lév.	草本	原生	LC
	大金星蕨	<i>Macrothelypteris torresiana</i> (Gaud.) Ching	草本	原生	LC
	威氏聖蕨	<i>Stegnogramma wilfordii</i> (Hook.) Seriz.	草本	原生	LC
石松科	過山龍	<i>Lycopodiella cernua</i> (L.) Pic. Serp.	草本	原生	LC
杉科	柳杉*	<i>Cryptomeria japonica</i> (L.f.) D.Don	喬木	外來/栽培	NT
松科	馬尾松	<i>Pinus massoniana</i> D. Don	喬木	原生	LC
冬青科	燈稱花*	<i>Ilex asprella</i> (Hook. & Arn.) Champ. ex Benth.	灌木	原生	LC
	臺灣樹參	<i>Dendropanax dentiger</i> (Harms) Merr.	小喬木	原生	LC
	臺灣常春藤	<i>Hedera rhombea</i> (Miq.) Bean var. <i>formosana</i> (Nakai) H.L. Li	木質藤本	原生/特有	LC
五加科	鵝掌柴	<i>Heptapleurum heptaphyllum</i> (L.) Y.F.Deng	喬木	原生	
	乞食碗	<i>Hydrocotyle nepalensis</i> Hook.	草本	原生	LC
	天胡荽	<i>Hydrocotyle sibthorpioides</i> Lam.	草本	原生	LC
桔梗科	半邊蓮*	<i>Lobelia chinensis</i> Lour.	草本	原生	LC
五福花科	有骨消	<i>Sambucus chinensis</i> Lindl.	亞灌木	原生	LC
	紅子莢蒾	<i>Viburnum formosanum</i> (Hance) Hayata	喬木	原生	LC
金粟蘭科	草珊瑚	<i>Sarcandra glabra</i> (Thunb.) Nakai	灌木	原生	LC
殼斗科	長尾尖葉槲	<i>Castanopsis cuspidata</i> var. <i>carlesii</i> (Hemsl.) T. Yamaz.	喬木	原生	

科名	中文名	英文學名	生長型	來源	IUCN
睡菜科	小苦菜*	<i>Nymphoides coreana</i> (H. Lév.) H. Hara	草本	原生	VU
	印度苦菜	<i>Nymphoides indica</i> (L.) Kuntze	草本	原生	EN
龍膽科	臺灣龍膽	<i>Gentiana davidii</i> Franch var. <i>formosana</i> (Hayata) T. N. Ho	草本	原生	LC
	臺北肺形草	<i>Tripterospermum alutaceifolium</i> (Liu & Kuo) J. Murata	草本	原生/特有	LC
小二仙草科	小二仙草	<i>Haloragis micrantha</i> (Thunb.) R. Br.	草本	原生	LC
	長葉木薑子*	<i>Litsea acuminata</i> (Blume) Kurata	喬木	原生	LC
樟科	豬腳楠(紅楠)	<i>Machilus thunbergii</i> Siebold & Zucc.	喬木	原生	LC
	香楠	<i>Machilus zuihoensis</i> Hayata	喬木	原生/特有	LC
虎皮楠科	奧氏虎皮楠	<i>Daphniphyllum glaucescens</i> Blume subsp. <i>oldhamii</i> T.C. Huang	喬木	原生	LC
千屈菜科	水豬母乳*	<i>Rotala rotundifolia</i> (Wall. ex Roxb.) Koehne	草本	原生	LC
	野牡丹*	<i>Melastoma septemnerium</i> Lour.	灌木	原生	LC
野牡丹科	肉穗野牡丹	<i>Sarcopyramis napalensis</i> Wall. var. <i>bodinieri</i> (H. Lév. & Vaniot) H. Lév.	草本	原生	LC
	東方肉穗野牡丹	<i>Sarcopyramis napalensis</i> Wall. var. <i>delicata</i> (C.B. Rob.) S.F. Huang & T.C. Huang	草本	原生	LC
	巴西野牡丹	<i>Tibouchina semidecandra</i> (Mart. & Schrank ex DC.) Cogn.	小喬木	外來	
	睫穗蓼	<i>Persicaria longiseta</i> (Bruijn) Kitag.	草本	外來	LC
蓼科	火炭母草*	<i>Polygonum chinense</i> L. H. Gross	草本	原生	LC
	盤腺蓼*	<i>Polygonum kawagoeanum</i> (Makino) Nakai	草本	原生	LC
	羊蹄	<i>Rumex japonica</i> Houtt.	草本	外來	
	蛇莓*	<i>Duchesnea indica</i> (Andrews) Teschem.	草本	外來/歸化	LC
薔薇科	墨點櫻桃	<i>Prunus phaeosticta</i> var. <i>phaeosticta</i> (Hance) Maxim.	喬木	原生	LC
	變葉懸鉤子	<i>Rubus corchorifolius</i> L. f.	灌木	原生	
	虎婆刺	<i>Rubus croceacanthus</i> H. Lév.	小灌木	原生	LC
	刺莓	<i>Rubus rosifolius</i> Sm.	灌木	原生	LC
	笑靨花*	<i>Spiraea prunifolia</i> Sieb. Zucc. var. <i>pseudoprunifolia</i> (Hayata) Li	灌木	原生/特有	LC
灰木科	尾葉灰木	<i>Symplocos caudata</i> Wall. ex G. Don	喬木	原生	LC

科名	中文名	英文學名	生長型	來源	IUCN
五列木科	灰木*	<i>Symplocos chinensis</i> (Lour.) Druce	喬木	原生	LC
	小西氏灰木	<i>Symplocos konishii</i> Hayata	喬木	原生	LC
	四川灰木	<i>Symplocos setchuensis</i> Brand	喬木	原生	LC
	山豬肝	<i>Symplocos theophrastifolia</i> Siebold & Zucc.	喬木	原生	LC
	米碎桫欏	<i>Eurya chinensis</i> R. Br.	灌木	原生	LC
	假桫欏	<i>Eurya crenatifolia</i> (Yamamoto) Kobuski	灌木	原生/特有	LC
	凹葉桫欏	<i>Eurya emarginata</i> (Thunb.) Makino	灌木	原生	LC
	青芋麻	<i>Boehmeria nivea</i> (L.) Gaudich. var. <i>tenacissima</i> (Gaudich.) Miq.	灌木	原生	LC
蕁麻科	微頭花樓梯草	<i>Elatostema microcephalanthum</i> Hayata	草本	原生/特有	LC
	巒大冷清草*	<i>Elatostema platyphyllum</i> Wedd.	草本	原生	LC
	糯米團	<i>Gonostegia hirta</i> (Blume) Miq.	草本	原生	LC
	赤車使者*	<i>Pellionia radicans</i> (Sieb. & Zucc.) Wedd.	草本	原生	LC
葡萄科	虎葛	<i>Cayratia japonica</i> (Thunb.) Gagnep.	草質藤本	原生	LC
	三葉崖爬藤	<i>Tetrastigma formosanum</i> (Hemsl.) Gagnep.	木質藤本	原生	LC
天南星科	臺灣天南星	<i>Arisaema formosana</i> (Hayata) Hayata	草本	原生	LC
	穿鞘花*	<i>Amischotolype hispida</i> (Less. & A. Rich.) D.Y. Hong	草本	原生	LC
	圓葉鴨跖草	<i>Commelina benghalensis</i> L.	草本	原生	LC
鴨跖草科	鴨跖草*	<i>Commelina communis</i> L.	草本	原生	LC
	竹仔菜	<i>Commelina diffusa</i> Burm. f.	草本	原生	LC
	大苞水竹葉	<i>Murdannia bracteata</i> (C.B. Clarke) Kuntze ex J.K. Morton	草本	外來	
	水竹葉	<i>Murdannia keisak</i> (Hassk.) Hand.-Mazz.	草本	原生	LC
	紫葉水竹草(巴西水竹草)*	<i>Tradescantia fluminensis</i> Vell.	草本	外來	
莎草科	薹屬	<i>Carex</i> sp.	草本	原生	
	煙火薹	<i>Carex cruciata</i> Wahl. var. <i>argocarpus</i> C.B. Clarke	草本	原生	LC
	鏡子薹(七星斑囊果薹)*	<i>Carex phacota</i> Sprengel	草本	原生	LC

科名	中文名	英文學名	生長型	來源	IUCN
	中國宿柱薹	<i>Carex sociata</i> Boott	草本	原生	LC
	牛毛氈	<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Romer & Schult.	草本	原生	LC
	針蘭*	<i>Eleocharis congesta</i> D. Don subsp. <i>japonica</i> (Miq.) T. Koyama	草本	原生	
	荸薺*	<i>Eleocharis dulcis</i> (Burm. f.) Trin. ex Hensch. var. <i>dulcis</i> (Burm. f.) Trin. ex Hensch.	草本	原生	LC
	大屯山飄拂草	<i>Fimbristylis squarrosa</i> Vahl	草本	原生	LC
	磚子苗	<i>Mariscus sumatrensis</i> (Retz.) J. Raynal	草本	原生	LC
	珍珠茅屬	<i>Scleria</i> sp.	草本	原生	
	水毛花*	<i>Schoenoplectiella mucronata</i> (L.) J. Jung & H.K. Choi subsp. <i>robusta</i> (Miq.) T.C. Hsu	草本	原生	LC
穀精草科	連萼穀精草*	<i>Eriocaulon buergerianum</i> Koern.	草本	原生	LC
燈心草科	燈心草*	<i>Juncus effusus</i> L. var. <i>decipiens</i> Buchen.	草本	原生	LC
	錢蒲	<i>Juncus leschenaultii</i> J. Gay ex Laharpe	草本	原生	LC
秋水仙科	臺灣寶鐸花	<i>Disporum kawakamii</i> Hayata	草本	原生/特有	LC
	山寶鐸花	<i>Disporum shimadai</i> Hayata	草本	原生/特有	LC
阿福花科	桔梗蘭	<i>Dianella ensifolia</i> (L.) DC.	草本	原生	LC
黑藥花科	臺灣胡麻花	<i>Heloniopsis umbellata</i> (Baker) N. Tanaka	草本	原生/特有	LC
	地毯草*	<i>Agrostis compressus</i> (Sw.) Beauv.	草本	外來	
	草山翦股穎	<i>Agrostis infirma</i> Miq. var. <i>formosana</i> (Hack.) Veldkamp	草本	原生/特有	LC
	蓋草	<i>Arthraxon hispidus</i> (Thunb.) Makino	草本	原生	LC
	馬唐屬	<i>Digitaria</i> sp.	草本	原生	
禾本科	升馬唐	<i>Digitaria ciliaris</i> (Retz.) Koeler	草本	原生	LC
	短穎馬唐	<i>Digitaria setigera</i> Roth	草本	原生	LC
	稗*	<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P. Beauv.	草本	原生	LC
	距花黍*	<i>Ichnanthus pallens</i> (Swart) Munro ex Benth var. <i>major</i> (Nees) Stieber	草本	原生	LC
	白茅	<i>Imperata cylindrica</i> (L.) P. Beauv. var. <i>major</i> (Nees) C. E. Hubb.	草本	原生	LC
	柳葉箬*	<i>Isachne globosa</i> (Thunb.) Kuntze	草本	原生	LC

科名	中文名	英文學名	生長型	來源	IUCN
	五節芒*	<i>Miscanthus floridulus</i> (Labill.) Warb. ex K. Schum. & Lauterb.	草本	原生	LC
	芒(白背芒)*	<i>Miscanthus sinensis</i> Andersson	草本	原生	LC
	竹葉草	<i>Oplismenus compositus</i> (L.) P. Beauv.	草本	原生	LC
	大屯求米草	<i>Oplismenus compositus</i> var. <i>intermedius</i> (Honda) Ohwi	草本	原生	LC
	毛花雀稗	<i>Paspalum dilatatum</i> Poir.	草本	外來	NA
	長葉雀稗*	<i>Paspalum longifolium</i> Roxb.	草本	原生	LC
	巴西亞雀稗*	<i>Paspalum notatum</i> Flugge	草本	外來	NA
	圓果雀稗*	<i>Paspalum orbiculare</i> G. Forst.	草本	原生	LC
	雀稗	<i>Paspalum thunbergii</i> Kunth	草本	原生	LC
	囊穎草*	<i>Sacciolepis indica</i> (L.) Chase	草本	原生	LC
	莠狗尾草	<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguelen	草本	外來	NA
	稗蓋*	<i>Sphaerocaryum malaccense</i> (Trin.) Pilger	草本	原生	LC
	假菝葜*	<i>Smilax bracteata</i> Presl var. <i>bracteata</i> Presl	木質藤本	原生	LC
菝葜科	菝葜*	<i>Smilax china</i> L.	木質藤本	原生	LC
	臺灣菝葜	<i>Smilax lanceifolia</i> Roxb.	木質藤本	原生	LC
	中華裏白	<i>Diplazium chinensis</i> (Rosenst.) DeVol	草本	原生	LC
裏白科	裏白	<i>Diplazium glaucum</i> (Houtt.) Nakai	草本	原生	LC
	芒萁	<i>Dicranopteris linearis</i> (Burm. f.) Underw.	草本	原生	LC
	蔓芒萁	<i>Dicranopteris tetraphylla</i> (Rosenst.) C. M. Kuo	草本	原生	LC
爵床科	爵床	<i>Justicia procumbens</i> L. var. <i>procumbens</i> L.	草本	原生	LC
無患子科	尖葉楓	<i>Acer insulare</i> Hayata var. <i>caudatifolium</i> (Hayata) S.Y. Lu & Y.P. Yang	喬木	原生/特有	LC
莧科	臺灣牛膝	<i>Achyranthes aspera</i> L. var. <i>rubrofusca</i> (Wight) Hook. f.	草本	原生	LC
	蓮子草*	<i>Alternanthera sessilis</i> (L.) R. Br. ex DC.	草本	外來	LC
繖形科	雷公根	<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	草本	原生	LC
	水芹菜	<i>Oenanthe javanica</i> (Blume) DC.	草本	原生	LC

科名	中文名	英文學名	生長型	來源	IUCN
馬兜鈴科	大花細辛	<i>Asarum macranthum</i> Hook. f.	草本	原生/特有	LC
	大花咸豐草*	<i>Bidens pilosa</i> L. var. <i>radiata</i> Sch. Bip.	草本	外來	NA
	美洲假蓬	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	草本	外來	NA
	加拿大蓬*	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronq	草本	外來	NA
	茯苓菜	<i>Dichrocephala integrifolia</i> (L. f.) Kuntze	草本	外來	LC
菊科	田代氏澤蘭	<i>Eupatorium clematideum</i> (Wall. ex DC.) Sch. Bip. var. <i>clematideum</i> (Wall. ex DC.) Sch. Bip.	亞灌木	原生	LC
	粗毛小米菊	<i>Galinsoga quadriradiata</i> Ruiz & Pav.	草本	外來	NA
	裏白鼠麴草	<i>Gnaphalium spicatum</i> Mill.	草本	外來	NA
	翼莖闊苞菊	<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	草本	外來	NA
	假吐金菊	<i>Soliva anthemifolia</i> (Juss.) R. Br.	草本	外來	NA
十字花科	葶藶	<i>Rorippa indica</i> (L.) Hiern	草本	原生	LC
石竹科	球序卷耳	<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	草本	外來	NA
金絲桃科	地耳草	<i>Hypericum japonicum</i> Thunb.	草本	原生	LC
葫蘆科	芋葉括樓	<i>Trichosanthes homophylla</i> Hayata	草質藤本	原生/特有	LC
杜英科	杜英	<i>Elaeocarpus decipiens</i> Hemsl. ex F.B. Forbes & Hemsl.	喬木	原生	LC
	白珠樹	<i>Gaultheria cumingiana</i> Vidal	灌木	原生	LC
杜鵑花科	南燭	<i>Lyonia ovalifolia</i> (Wall.) Drude var. <i>ovalifolia</i> (Wall.) Drude	喬木	原生	LC
	唐杜鵑	<i>Rhododendron simsii</i> Planch.	灌木	原生	NT
大戟科	野桐	<i>Mallotus japonicus</i> (Spreng.) Müll. Arg.	喬木	原生	LC
	菜豆(四季豆)	<i>Phaseolus vulgaris</i> L.	草質藤本	外來	
豆科	紅豆	<i>Vigna angularis</i> (Willd.) Ohwi & H. Ohashi	草質藤本	外來/栽培	
	綠豆	<i>Vigna radiata</i> (L.) Wilczek var. <i>radiata</i> (L.) Wilczek	草本	外來	NA
蕁樹科	楓香	<i>Liquidambar formosana</i> Hance	喬木	原生	LC
唇形科	風輪菜	<i>Clinopodium chinense</i> (Benth.) Kuntze	草本	原生	LC
	光風輪	<i>Clinopodium gracile</i> (Benth.) Kuntze	草本	原生	LC

科名	中文名	英文學名	生長型	來源	IUCN
桑科	牛乳榕	<i>Ficus erecta</i> Thunb. var. <i>beecheana</i> (Hook. & Arn.) King	喬木	原生	LC
	硃砂根	<i>Ardisia crenata</i> Sims	小灌木	原生	LC
	百兩金	<i>Ardisia crispa</i> (Thunb.) A. DC.	小灌木	原生	LC
	輪葉紫金牛	<i>Ardisia pusilla</i> A. DC.	灌木	原生	LC
報春花科	樹杞	<i>Ardisia sieboldii</i> Miq.	灌木	原生	LC
	山桂花	<i>Maesa japonica</i> (Thunb.) Moritzi & Zoll.	灌木	原生	LC
	臺灣山桂花*	<i>Maesa perlaria</i> (Lour.) Merr. var. <i>formosana</i> (Mez) Y.P. Yang	灌木	原生	LC
	大明橘	<i>Myrsine seguinii</i> H. Lév.	喬木	原生	LC
酢漿草科	酢漿草*	<i>Oxalis corniculata</i> L.	草本	原生	LC
胡椒科	風藤	<i>Piper kadsura</i> (Choisy) Ohwi	木質藤本	原生	LC
車前科	大車前草	<i>Plantago major</i> L.	草本	原生	LC
八仙花科	狹瓣八仙花	<i>Hydrangea angustipetala</i> Hayata	灌木	原生/特有	LC
鼠刺科	小花鼠刺	<i>Itea parviflora</i> Hemsl.	灌木	原生/特有	LC
省沽油科	野鴉椿	<i>Euscaphis japonica</i> (Thunb.) Kanitz	小喬木	原生	LC
安息香科	烏皮九芎	<i>Styrax formosanus</i> var. <i>formosanus</i> Matsum.	喬木	原生/特有	LC
昆欄樹科	昆欄樹	<i>Trochodendron aralioides</i> Siebold & Zucc.	喬木	原生	LC
毛茛科	亨利氏鐵線蓮	<i>Clematis henryi</i> Oliv.	木質藤本	原生	
	鉤柱毛茛	<i>Ranunculus silerifolius</i> H. Lév.	草本	原生	LC
	毛玉葉金花	<i>Mussaenda pubescens</i> W.T. Aiton	蔓性灌木	原生	VU
茜草科	雞屎藤	<i>Paederia foetida</i> L.	木質藤本	原生	LC
	拎壁龍	<i>Psychotria serpens</i> L.	木質藤本	原生	LC
五味子科	南五味子	<i>Kadsura japonica</i> (L.) Dunal	木質藤本	原生	LC
母草科	地蜈蚣	<i>Torenia concolor</i> Lindl.	草本	原生	LC
堇菜科	茶匙黃	<i>Viola diffusa</i> Ging.	草本	原生	LC
	臺北堇菜	<i>Viola nagasawae</i> Makino & Hayata var. <i>nagasawae</i> Makino & Hayata	草本	原生/特有	LC

科名	中文名	英文學名	生長型	來源	IUCN
薯蕷科	薄葉野山藥(日本薯蕷)	<i>Dioscorea japonica</i> Thunb. var. <i>japonica</i> Thunb.	草質藤本	原生	LC
蓮科	蓮(荷花)	<i>Nelumbo nucifera</i> Gaertn.	草本	外來	
睡蓮科	睡蓮屬	<i>Nymphaea</i> sp.	草本	外來	
睡蓮科	睡蓮(子午蓮)	<i>Nymphaea tetragona</i> Georgi	草本	原生	DD
柿樹科	山紅柿(油柿)	<i>Diospyros morrisiana</i> Hance	喬木	原生	LC

註：*為本計畫於 2019~2021 年調查之物種；CR：極危，Critically Endangered；DD：數據缺乏，Data Deficient；EN：瀕危，Endangered；LC：無危，Least Concern；NA：不適用，Not Applicable；NT：近危，Near Threatened；VU：易危，Vulnerable
(資料來源：本計畫彙整陽明山國家公園管理處歷年研究成果資料)

表附錄 5-2 動物名錄

科中文名	中文名	學名	保育等級	特有性
兩棲類				
蟾蜍科	盤古蟾蜍*	<i>Bufo bankorensis</i>	無	特有種
叉舌蛙科	澤蛙*	<i>Fejervarya limnocharis</i>	無	無
叉舌蛙科	虎皮蛙*	<i>Hoplobatrachus rugulosus</i>	無	無
叉舌蛙科	福建大頭蛙*	<i>Limnonectes fujianensis</i>	無	無
樹蟾科	中國樹蟾*	<i>Hyla chinensis</i>	無	無
狹口蛙科	小雨蛙*	<i>Microhyla fissipes</i>	無	無
赤蛙科	拉都希氏赤蛙*	<i>Hylarana latouchii</i>	無	無
赤蛙科	腹斑蛙*	<i>Nidirana adenopleura</i>	無	無
赤蛙科	斯文豪氏赤蛙*	<i>Odorrana swinhoana</i>	無	特有種
赤蛙科	貢德氏赤蛙*	<i>Sylvirana guentheri</i>	無	無
赤蛙科	長腳赤蛙	<i>Rana longicrus</i>	無	無
赤蛙科	梭德氏赤蛙*	<i>Rana sauteri</i>	無	特有種
樹蛙科	艾氏樹蛙*	<i>Kurixalus eiffingeri</i>	無	無
樹蛙科	面天樹蛙*	<i>Kurixalus idiootocus</i>	無	特有種
樹蛙科	布氏樹蛙*	<i>Polypedates braueri</i>	無	無
樹蛙科	臺北樹蛙*	<i>Zhangixalus taipeianus</i>	III	特有種
樹蛙科	莫氏樹蛙*	<i>Zhangixalus moltrechti</i>	無	特有種
樹蛙科	褐樹蛙*	<i>Buergeria robusta</i>	無	特有種
爬蟲類				
飛蜥科	黃口攀蜥*	<i>Diploderma polygonatum xanthostomum</i>	無	特有亞種
飛蜥科	斯文豪氏攀蜥	<i>Diploderma swinhonis</i>	無	特有種
蛇蜥科	哈特氏蛇蜥	<i>Dopasia harti</i>	II	無
壁虎科	鉛山壁虎	<i>Gekko hokouensis</i>	無	無
正蜥科	臺灣草蜥	<i>Takydromus formosanus</i>	無	特有種
正蜥科	翠斑草蜥*	<i>Takydromus viridipunctatus</i>	無	特有種
石龍子科	麗紋石龍子*	<i>Plestiodon elegans</i>	無	無
石龍子科	印度蜓蜥*	<i>Sphenomorphus indicus</i>	無	無
石龍子科	臺灣蜓蜥	<i>Sphenomorphus taiwanensis</i>	無	特有種
黃領蛇科	王錦蛇	<i>Elaphe carinata</i>	無	無
黃領蛇科	臺灣黑眉錦蛇*	<i>Orthriophis taeniurus friesi</i>	III	特有種
黃領蛇科	過山刀*	<i>Zaocys dhumnades</i>	無	無
黃領蛇科	紅斑蛇*	<i>Lycodon rufozonatus</i>	無	無
蝮蛇科	赤尾青竹絲*	<i>Trimeresurus stejnegeri</i>	無	無
蝙蝠蛇科	眼鏡蛇*	<i>Naja atra</i>	無	無
地龜科	斑龜	<i>Mauremys sinensis</i>	無	無
澤龜科	紅耳龜	<i>Trachemys scripta elegans</i>	無	外來種

科中文名	中文名	學名	保育等級	特有性
哺乳類				
鹿科	臺灣山羌*	<i>Muntiacus reevesi micrurus</i>	無	特有亞種
貂科	鼬獾*	<i>Melogale moschata subaurantiaca</i>	無	特有亞種
靈貓科	白鼻心*	<i>Paguma larvata taivana</i>	無	特有亞種
靈貓科	麝香貓*	<i>Viverricula indica taivana</i>	II	特有亞種
兔科	臺灣野兔*	<i>Lepus sinensis formosus</i>	無	特有亞種
穿山甲科	穿山甲*	<i>Manis pentadactyla pentadactyla</i>	II	特有亞種
獼猴科	臺灣獼猴	<i>Macaca cyclopis</i>	無	特有種
鼠科	臺灣刺鼠*	<i>Niviventer coninga</i>	無	特有種
鼠科	溝鼠*	<i>Rattus norvegicus</i>	無	無
鼠科	田鼠*	<i>Mus caroli</i>	無	特有種
鼠科	鬼鼠*	<i>Bandicota indica</i>	無	無
松鼠科	赤腹松鼠*	<i>Callosciurus erythraeus taiwanensis</i>	無	無
尖鼠科	臺灣長尾麝鼯*	<i>Crocidura rapax kurodai</i>	無	特有亞種
葉鼻蝠科	臺灣葉鼻蝠	<i>Hipposideros armiger terasensis</i>	無	特有種
蹄鼻蝠科	臺灣小蹄鼻蝠	<i>Rhinolophus monoceros</i>	無	特有種
蝙蝠科	崛川氏棕蝠	<i>Eptesicus pachyomus horikawai</i>	無	特有亞種
蝙蝠科	絨山蝠	<i>Nyctalus plancyi velutinus</i>	無	無
摺翅蝠科	東亞摺翅蝠	<i>Miniopterus fuliginosus</i>	無	無
游離尾蝠科	東亞游離尾蝠	<i>Tadarida insignis</i>	無	無
鳥類				
鷓鴣科	黃嘴角鴉*	<i>Otus spilocephalus hambroeki</i>	II	特有亞種
鷓鴣科	領角鴉*	<i>Otus lettia glabripes</i>	II	特有亞種
鷹科	鳳頭蒼鷹	<i>Accipiter trivirgatus formosae</i>	II	特有亞種
鷹科	松雀鷹	<i>Accipiter virgatus affinis</i>	II	無
鷹科	大冠鷲*	<i>Spilornis cheela hoyi</i>	II	特有種
隼科	紅隼	<i>Falco tinnunculus interstinctus</i>	II	無
雁鴨科	小水鴨*	<i>Anas crecca crecca</i>	無	無
雁鴨科	花嘴鴨	<i>Anas zonorhyncha</i>	無	無
雨燕科	小雨燕*	<i>Apus nipalensis kuntzi</i>	無	特有種
鳩鴿科	岩鴿*	<i>Columba livia</i>	無	外來種
鳩鴿科	金背鳩*	<i>Streptopelia orientalis orii</i>	無	特有亞種
鳩鴿科	紅鳩*	<i>Streptopelia tranquebarica humili</i>	無	無
鳩鴿科	綠鳩	<i>Treron sieboldii sieboldii</i>	無	無
鳩鴿科	珠頸斑鳩*	<i>Streptopelia chinensis chinensis</i>	無	無
杜鵑科	番鵲*	<i>Centropus bengalensis lignator</i>	無	無
杜鵑科	四聲杜鵑*	<i>Cuculus micropterus micropterus</i>	無	無
杜鵑科	北方中杜鵑	<i>Cuculus optatus</i>	無	無
雉科	臺灣竹雞*	<i>Bambusicola sonorivox</i>	無	特有種

科中文名	中文名	學名	保育等級	特有性
鷓鴣科	山鷓鴣*	<i>Scolopax rusticola</i>	無	無
秧雞科	灰腳秧雞*	<i>Rallina eurizonoides formosana</i>	無	特有亞種
樹鶯科	日本樹鶯	<i>Horornis diphone cantans</i>	無	無
樹鶯科	小鶯	<i>Horornis fortipes robustipes</i>	無	特有亞種
樹鶯科	短尾鶯*	<i>Urosphena squameiceps</i>	無	無
扇尾鶯科	棕扇尾鶯	<i>Cisticola juncidis tinnabulans</i>	無	無
扇尾鶯科	灰頭鷓鴣*	<i>Prinia flaviventris sonitans</i>	無	無
扇尾鶯科	褐頭鷓鴣*	<i>Prinia inornata flavirostris</i>	無	特有亞種
鴉科	巨嘴鴉	<i>Corvus macrorhynchos colonorum</i>	無	無
鴉科	樹鴉*	<i>Dendrocitta formosae formosae</i>	無	特有亞種
鴉科	臺灣藍鶲*	<i>Urocissa caerulea</i>	III	特有種
卷尾科	小卷尾*	<i>Dicrurus aeneus braunianus</i>	無	特有種
鶉科	黑臉鶉*	<i>Emberiza spodocephala spodocephala</i>	無	無
鶉科	白眉鶉	<i>Emberiza tristrampi</i>	無	無
梅花雀科	斑文鳥*	<i>Lonchura punctulata topela</i>	無	無
梅花雀科	白腰文鳥*	<i>Lonchura striata swinhoei</i>	無	無
燕科	家燕*	<i>Hirundo rustica gutturalis</i>	無	無
伯勞科	紅尾伯勞*	<i>Lanius cristatus cristatus</i>	III	無
噪眉科	繡眼畫眉*	<i>Alcippe morrisonia</i>	無	特有種
噪眉科	大陸畫眉*	<i>Garrulax canorus canorus</i>	無	無
噪眉科	臺灣畫眉*	<i>Garrulax taewanus</i>	II	特有種
噪眉科	白耳畫眉	<i>Heterophasia auricularis</i>	III	特有種
噪眉科	棕噪眉*	<i>Ianthocincla poecilorhyncha</i>	II	特有種
蝗鶯科	臺灣叢樹鶯*	<i>Locustella alishanensis</i>	無	特有種
王鷓鴣科	黑枕藍鷓鴣	<i>Hypothymis azurea oberholseri</i>	無	特有亞種
鵲鴝科	白鵲鴝	<i>Motacilla alba leucopsis</i>	無	無
鵲鴝科	樹鵲*	<i>Anthus hodgsoni hodgsoni</i>	無	無
鷓鴣科	野鷓鴣*	<i>Calliope calliope calliope</i>	無	無
鷓鴣科	白尾鷓鴣	<i>Myiomela leucura montium</i>	III	特有種
鷓鴣科	鵲鷓鴣*	<i>Copsychus saularis saularis</i>	無	外來種
鷓鴣科	藍磯鶲	<i>Monticola solitarius philippensis</i>	無	無
鷓鴣科	臺灣紫嘯鶲*	<i>Myophonus insularis</i>	無	特有種
鷓鴣科	黃尾鷓鴣*	<i>Phoenicurus aureus aureus</i>	無	無
鷓鴣科	藍尾鷓鴣*	<i>Tarsiger cyanurus cyanurus</i>	無	無
黃鸝科	朱鸝*	<i>Oriolus traillii ardens</i>	II	特有種
鸚嘴科	粉紅鸚嘴*	<i>Sinosuthora webbiana bulomacha</i>	無	特有種
麻雀科	麻雀	<i>Passer montanus saturatus</i>	無	無
雀眉科	頭烏線*	<i>Schoeniparus brunneus brunneus</i>	無	特有種
柳鶯科	極北柳鶯*	<i>Phylloscopus borealis borealis</i>	無	無

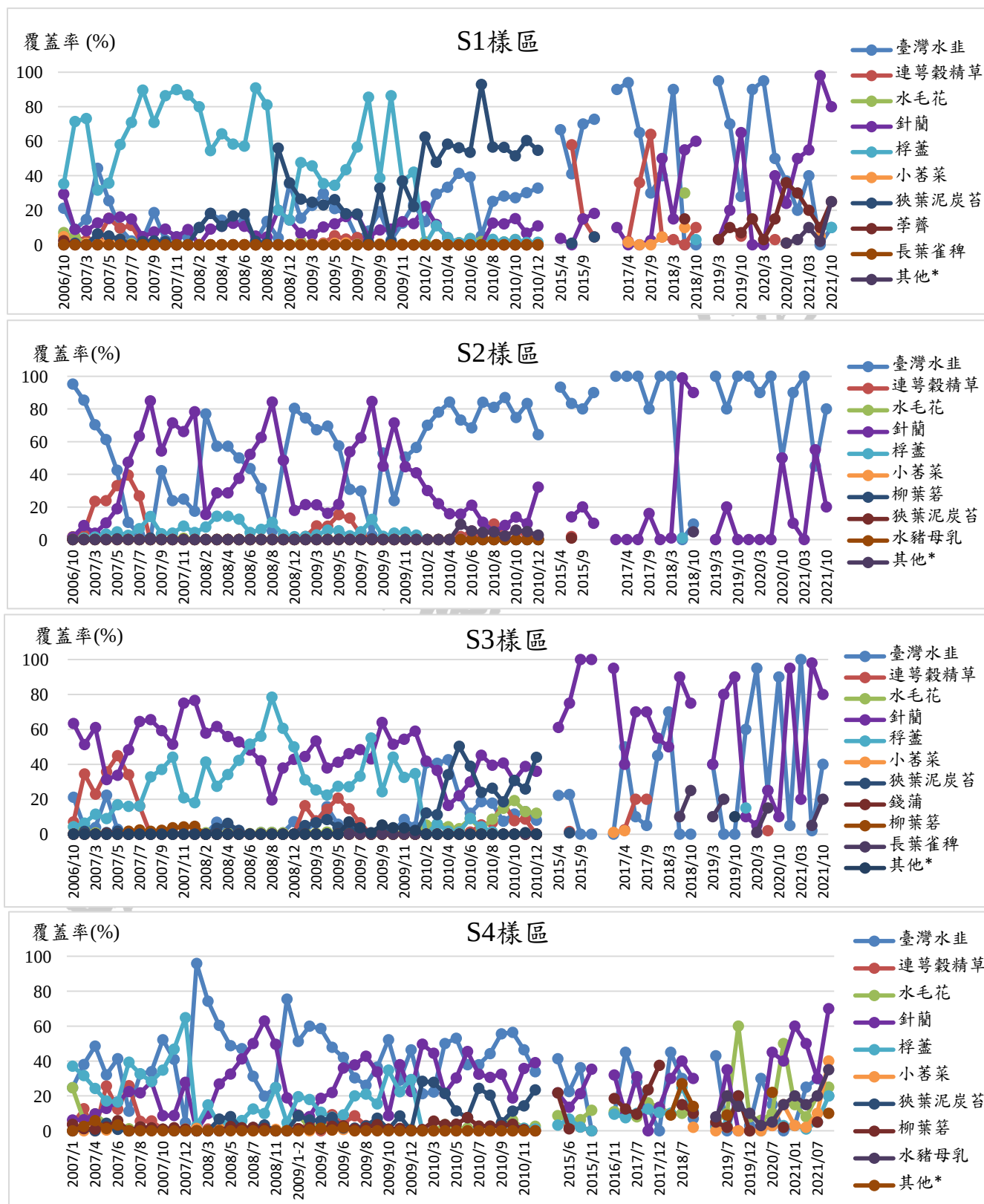
科中文名	中文名	學名	保育等級	特有性
鷓眉科	臺灣鷓眉	<i>Pnoepyga formosana</i>	無	特有種
鶇科	紅嘴黑鶇*	<i>Hypsipetes leucocephalus nigerrimus</i>	無	特有亞種
鶇科	白頭翁*	<i>Pycnonotus sinensis formosae</i>	無	特有亞種
鶇科	白環鸚嘴鶇	<i>Spizixos semitorques cinereicapillus</i>	無	特有亞種
鶇科	茶腹鶇	<i>Sitta europaea sinensis</i>	無	無
畫眉科	山紅頭*	<i>Cyanoderma ruficeps praecognitum</i>	無	特有種
畫眉科	大彎嘴*	<i>Megapomatorhinus erythrocnemis</i>	無	特有種
畫眉科	小彎嘴*	<i>Pomatorhinus musicus</i>	無	特有種
鶇科	斑點鶇	<i>Turdus eunomus</i>	無	無
鶇科	白腹鶇*	<i>Turdus pallidus</i>	無	無
鶇科	虎斑地鶇	<i>Zoothera dauma dauma</i>	無	無
鶇科	赤腹鶇*	<i>Turdus chrysolaus chrysolaus</i>	無	無
綠鵒科	綠畫眉*	<i>Erpornis zantholeuca griseiloris</i>	無	無
繡眼科	冠羽畫眉*	<i>Yuhina brunneiceps</i>	III	特有種
繡眼科	斯氏繡眼*	<i>Zosterops simplex simplex</i>	無	無
鶯科	黑冠麻鶯	<i>Gorsachius melanolophus</i>	無	無
鬚鶯科	五色鳥*	<i>Psilopogon nuchalis</i>	無	特有種
啄木鳥科	小啄木*	<i>Dendrocopos canicapillus kaleensis</i>	無	無
啄花科	紅胸啄花*	<i>Dicaeum ignipectus formosum</i>	無	特有亞種
山椒鳥科	灰喉山椒鳥*	<i>Pericrocotus solaris griseogularis</i>	無	無
翠鳥科	翠鳥*	<i>Alcedo atthis bengalensis</i>	無	無
魚類				
鯉科	鯉	<i>Cyprinus carpio carpio</i>	無	外來種
水棲昆蟲				
蜻蜓科*				
蜻蜓科	金黃蜻蜓			
蜻蜓科	灰黑蜻蜓			
蜻蜓科	扶桑蜻蜓	<i>Orthetrum japonicum internum</i>	無	無
蜻蜓科	霜白蜻蜓	<i>Orthetrum pruinatum neglectum</i>	無	無
蜻蜓科	鼎脈蜻蜓	<i>Orthetrum triangulare</i>	無	無
蜻蜓科	薄翅蜻蜓	<i>Pantala flavescens</i>	無	無
晏蜓科*				
晏蜓科	烏帶晏蜓	<i>Anax nigrofasciatus nigrofasciatus</i>	無	無
細蟪科*				
細蟪科	昧影細蟪	<i>Ceriagrion fallax fallax</i>	無	無
弓蜓科*				
勾蜓科*				
絲蟪科*				
四節蜉蝣科*				

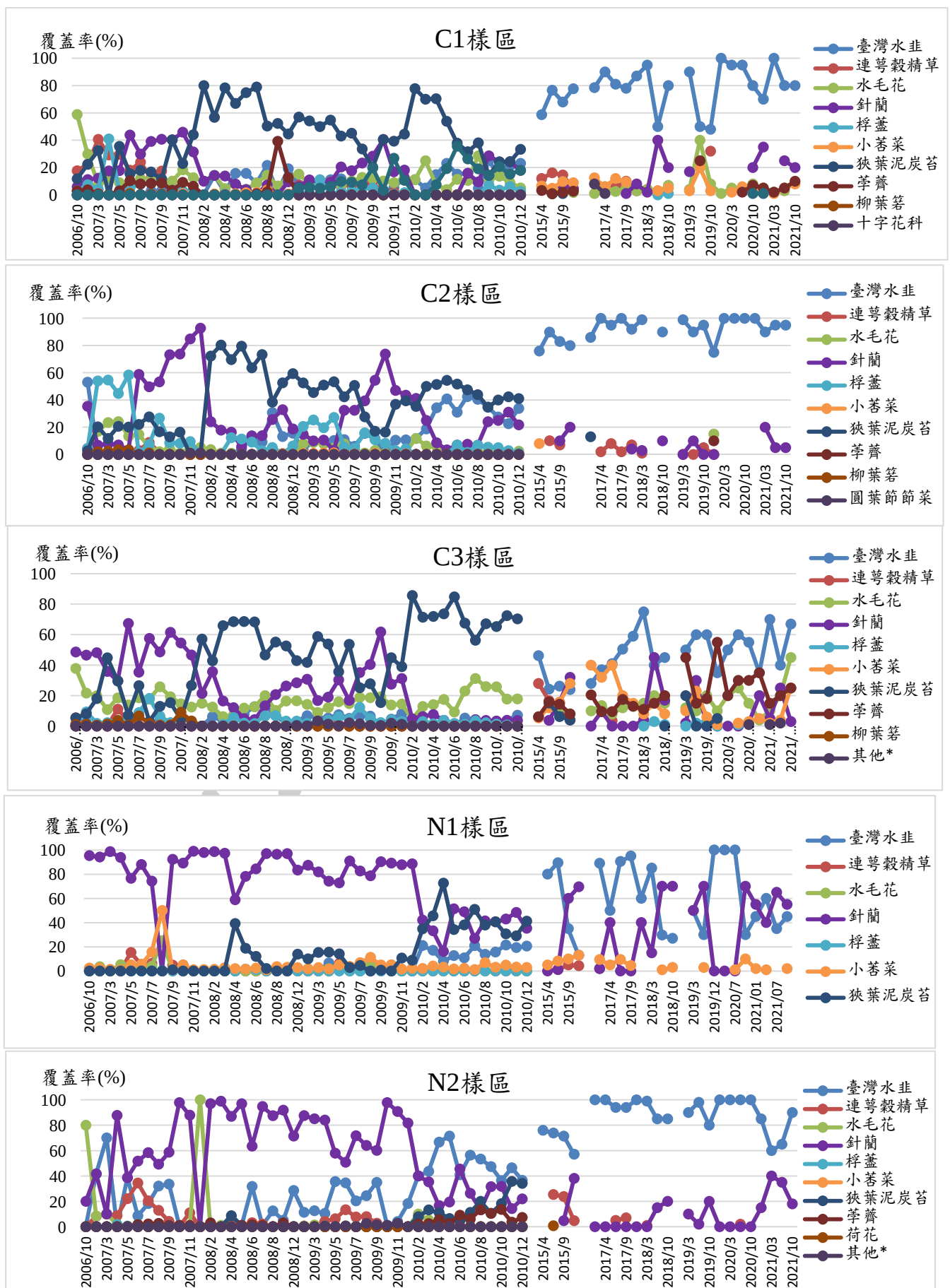
科中文名	中文名	學名	保育等級	特有性
搖蚊科*				
蚊科				
蠓科*				
仰蝽科				
蚤蝽科				
劃蝽科				
龍蝨科				
龍蝨科	臺灣豆龍蝨	<i>Agabus taiwanensis</i>	無	特有種
蠍椿科				
牙蟲科				
水黽科				
陸域昆蟲				
弄蝶科	黃星弄蝶	<i>Ampittia virgata myakei</i>	無	無
弄蝶科	白斑弄蝶	<i>Isoteinon lamprospilus formosanus</i>	無	無
弄蝶科	袖弄蝶	<i>Notocrypta curvifascia</i>	無	無
弄蝶科	尖翅褐弄蝶	<i>Pelopidas agna</i>	無	無
鳳蝶科	黑鳳蝶	<i>Papilio protenor protenor</i>	無	無
鳳蝶科	大鳳蝶	<i>Papilio memnon heronus</i>	無	無
粉蝶科	白粉蝶	<i>Pieris rapae crucivora</i>	無	外來種
粉蝶科	緣點白粉蝶	<i>Pieris canidia</i>	無	無
粉蝶科	異色尖粉蝶	<i>Appias lyncida eleonora</i>	無	無
灰蝶科	紫日灰蝶	<i>Heliophorus ila chinensis</i>	無	無
灰蝶科	大娜波灰蝶	<i>Nacaduba kurava therasia</i>	無	無
蛺蝶科	雙色帶蛺蝶	<i>Athyma cama zoroastes</i>	無	無
蛺蝶科	密紋波眼蝶	<i>Ypthima multistriata</i>	無	無
蛺蝶科	森林暮眼蝶	<i>Melanitis phedima polishana</i>	無	無
金花蟲科	菝葜長頸金花蟲	<i>Lilioceris neptis</i>	無	無
蝗科	中華稻蝗	<i>Oxya chinensis</i>	無	無
盜蛛科	狡蛛屬	<i>Dolomedes sp.</i>		

註：*為本計畫於 2019~2021 年調查之物種

(資料來源：本計畫彙整陽明山國家公園管理處歷年研究成果資料)

附錄 6、臺灣水韭永久樣區植物覆蓋率變化

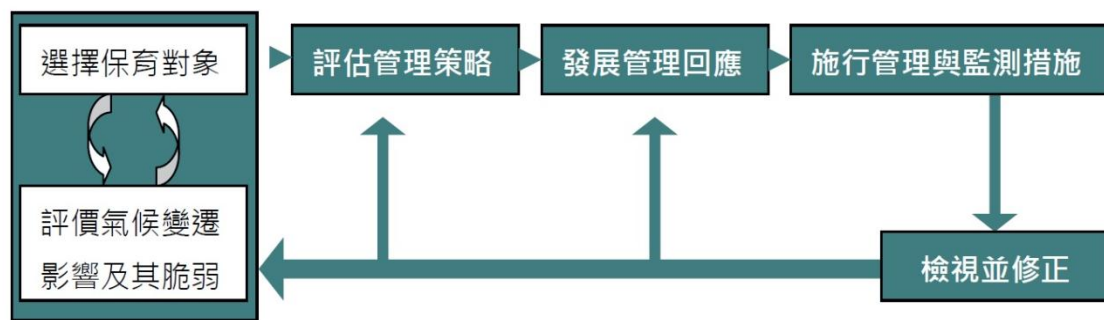




附錄 7、陽明山國家公園核心保護區氣候變遷因應措施及推動架構
 表附錄 7-1 陽明山國家公園核心保護區生態環境因應氣候變遷之建議
 調適措施表

生態環境	衝擊	因應措施
森林	植被與相關物種組成的變遷	1.避免棲息地的破碎化，協助物種的遷移。 2.在森林保護與復育措施中，促進種間與科間生態功能與生物多樣性。 3.考量將耐候性較強之種類移植到新/受干擾區。 4.擴大長期的監測計畫。 5.促成預測性之管理策略與長期的管理計畫。
	強勢物種的擴大 病蟲害與疾病發生	1.將珍貴物種移植至森林種源地與緩衝區。 2.採取積極手段進行疾病與病蟲害的控制，包括火燒，以及使用非化學性殺蟲劑。
	野火的發生	調整火燒管理策略。
	二氧化碳濃度影響 植物生態力	1.監測並研究不同物種對變遷之差異。 2.強化森林之生態功能與多樣性的保護。
草原/ 灌木林	植被與相關物種組成的變遷	1.避免系統因放牧、遊憩使用等影響對於乾旱與干擾的耐性。 2.避免棲息地的破碎化。 3.復育保護草原/灌木叢的生態功能與生物多樣性。 4.考慮移植或在受干擾區重新栽植耐候性較強的物種。 5.保護並保育植被。
	強勢物種的控制	1.在已知的珍貴物種源區周邊設置棲息地緩衝區。 2.採用更強效的控制手段，包括使用殺草劑與火燒。
	強化野火的管理	1.改善野火管理策略。 2.慎選植物材料以因應火燒後復育。
	二氧化碳濃度影響 植物生態力	1.監測並研究不同物種對變遷之差異。 2.強化森林之生態功能與多樣性的保護。
河川/ 洪水平原	較高的水溫	1.復原/保護自然河道與冷水生態系。 2.復育兩棲類植生。 3.促進生態功能與多樣性。 4.提供必要之冷水源。 5.推動溫度的監測。
	變動的河流/洪水	1.生態系統與生物多樣性保護為水資源管理最高原則。 2.推動更長期的水資源規劃。 3.積極強化用水效率與保育。 4.不鼓勵新開發。 5.強化暴雨水管裡。
	強勢物種的擴張	1.積極控制強勢物種。 2.強化監測。

(資料來源：內政部，2013)



圖附錄 7-2、氣候變遷適應策略推動架構圖

(資料來源：本計畫繪製)

參考資料

內政部。2017。國家重要濕地保育計畫。內政部。

內政部。2019。109~112 年國家公園中程計畫。台內營字第 1080806172 號公告。

內政部。2013。陽明山國家公園計畫(第三次通盤檢討)計畫書。營陽企字第 10160006992 號公告。

內政部。2021。陽明山國家公園計畫(第 4 次通盤檢討)計畫書(草案)。營陽企字第 1071002888A 號公告。

毛俊傑、姜博仁、劉力銓。2014。陽明山國家公園兩棲類及爬蟲類生態資源調查。陽明山國家公園管理處研究計畫。

王立志、張永達。2002。夢幻湖生態保護區火災後水質及環境監測計畫。陽明山國家公園管理處研究計畫。

行政院國家永續發展委員會。2019。臺灣永續發展目標。行政院國家永續發展委員會。

行政院農業委員會特有生物研究保育中心。2012。臺灣維管束植物紅皮書初評名錄。行政院農業委員會出版。

呂光洋、葉冠群、陳世煌、林政彥、陳賜隆。1987。兩棲和爬蟲之生態調查。陽明山國家公園管理處研究計畫。

林幸助、廖冠茵。2015。陽明山國家公園夢幻湖生態保護區棲地調查與監測。陽明山國家公園管理處研究計畫。

林幸助。2017。105~106 年度夢幻湖重要濕地(國家級)基礎調查計畫。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

林幸助。2018。106~107 年度夢幻湖生態保護區基礎調查計畫。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

林幸助、江政人。2021。108-110 年度夢幻湖生態保護區基礎調查及水文長期監測計畫。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

林俊全。2018。106~107 年委託辦理夢幻湖生態保護區底質調查及沉積分析。陽明山國家公園管理處委託研究報告。

徐堉峰、許育銘、黃黎。2021。陽明山國家公園水棲昆蟲資源調查。陽明山國家公園管理處研究計畫。

袁孝維、李佩珍、胡哲明、蔡育倫。2021。陽明山國家公園資源調查 II－陽金公路以東地區。

陽明山國家公園管理處研究計畫。

郭美華、丘明智、謝易霖。2004。武陵地區水生昆蟲研究報告。雪霸國家公園管理處。

施上粟、黃國文。2017。105~106 年陽明山國家公園夢幻湖生態保護區水文調查計畫。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

施上粟。2018。106~107 年陽明山國家公園夢幻湖生態保護區水文調查計畫。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

施上粟、劉宏仁。2019。夢幻湖生態保護區裂隙調查及示蹤劑試驗先期研究。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

施上粟、許少瑜。2021。夢幻湖生態保護區地下水觀測及湖水位管控策略研擬。陽明山國家公園管理處委託研究計畫。

張永達、黃鈞蕙、邱明成、張瑞謙、藍治平、黃雅聆、郭章儀、廖月香、鄭愷鴻、張俊明、林永祥。2001。臺灣水韭棲地及族群遺傳之研究。陽明山國家公園管理處研究計畫。

張永達、黃鈞蕙、藍治平、郭章儀、張瑞謙、許長青。2002。陽明山長期生態研究計畫-夢幻湖生態系及環境變遷之研究。陽明山國家公園管理處研究計畫。

張永達、郭章儀、謝育慈、賴奕佐、洪淑珍、劉原光。2004。夢幻湖水生生態系及水韭棲地復育監測計畫。陽明山國家公園管理處研究計畫。

張永達、楊棋明、黃盟元。2006。夢幻湖陸生植物對臺灣水韭生長的影響。陽明山國家公園管理處研究計畫。

張永達、邱文彥。2000。陽明山國家公園冷水坑濕地臺灣水韭移植與調查暨水質水文與湖泊變遷調查計畫。陽明山國家公園管理處研究計畫。

張永達、陳俊雄、郭章儀、黃馨萱、許長青、張瑞謙。2003。夢幻湖生態系保護區臺灣水韭保護植質群演替監測。內政部營建署陽明山國家公園管理處。

陳俊宏、李玲玲、吳書平、蘇夢淮、陶翼煌、林明聖、楊天南、李其倫、池文傑。2010。陽明山國家公園陽金公路以東地區資源調查，陽明山國家公園管理處研究計畫。

陳淑華。2010。陽明山國家公園古氣候之調查。內政部營建署陽明山國家公園管理處委託研究報告。

陳鎮東、羅建育、林志明、陳佳奇。1997。臺灣地區湖泊水庫沉積速率初步探討。海洋與湖沼 28：624-631。

- 陳德鴻、張文亮、陳寧庸、陳啟融、陳江河、倪宏坤、王瑞君、李慈文、廖敏惠、游東炎、楊建山、張仲康、施駿鵬、余政霖。2008。夢幻湖臺灣水韭原棲地保育監測及維護計畫。陽明山國家公園管理處研究計畫。
- 陳德鴻、張文亮、陳啟融、施駿鵬、游雅婷、王瑞君、廖敏惠、游東炎、楊建山、邱奕盛、張仲康、邱國維、賴妹伶、賴怡穎、陳維明、周嘉臣、呂鎮沅、黃詩涵。2009。夢幻湖臺灣水韭原棲地保育監測及維護工作。陽明山國家公園管理處研究計畫。
- 陳德鴻、陳啟融、朱仁輝、呂鎮沅、呂東杰、李慈雯、李宗德、林雅鈴、邱柏富、周雅玲、柯品薰、洪政耀、施駿鵬、游雅婷、游東炎、黃詩涵、楊建山、張嘉雯、張總欽、陳偉良、楊美貞、賴妹伶、賴怡穎、蔡永哲、蔡佳玲、劉祐伶。2010。夢幻湖臺灣水韭原棲地保育監測及維護工作。陽明山國家公園管理處研究計畫。
- 陳德鴻、李偉文、張文亮、邱錦和、賴榮孝、陳啟融、陳江河、林軍廷、莊育偉、王瑞君、李慈雯、游東炎、曾慧雯、曾家瑜、張仲康、陳惠芬、鐘智明、黃翎翔、林琦珊、蔡孟樵、林美佑。2007。夢幻湖長期生態監測與臺灣水韭復育研究計畫。陽明山國家公園管理處研究計畫。
- 陽明山國家公園管理處。2016。夢幻湖(國家級)重要濕地基礎調查建議書。陽明山國家公園管理處研究計畫。
- 黃增泉、江蔡淑華、陳尊賢、黃淑芳、楊國禎、陳香君。1988。夢幻湖植物生態系之調查研究。陽明山國家公園管理處研究計畫。
- 黃國文。2016。105 年夢幻湖生態保護區地形量測計畫。內政部營建署陽明山國家公園管理處委託研究報告。
- 黃曜謀。2018。臺灣水韭適生水位研究。陽明山國家公園管理處委託研究報告。
- 鄒明佑。2001。冷水坑濕地復育對植群生態影響之研究。內政部營建署陽明山國家公園管理處。
- 劉聰桂、林政君。1990。夢幻湖及附近窪地之剖面分析及定年研究。陽明山國家公園管理處研究計畫。
- 鄭先祐、劉炯錫、史育女、鄭任南、楊曼妙、鄒天水、姚正得、陳韋呈。1987。陽明山國家公園夢幻湖生態保護區生態系之研究。陽明山國家公園管理處研究計畫。
- 網站資料
- 中央氣象局。2021。鞍部、竹子湖測候站資訊，<http://www.cwb.gov.tw/V7/>，查詢時間：2021.11.15。

內政部地政司。2015。地籍資料查詢，<http://easymap.land.moi.gov.tw/R02/Index>，查詢時間：2021.10.14。

內政部國土測繪中心。2019。土地利用調查圖。

<http://whgis.nlsc.gov.tw/GisMap/NLSCGisMap.aspx>，查詢時間：2021.10.14。

