

武陵地區溪流生態系評估

雪霸國家公園管理處委託研究報告

中華民國一百零七年十二月

(本報告內容及建議，純屬研究小組意見，不代表本機關意見)

PG10701-0085

武陵地區溪流生態系評估

成果報告

受委託者：國立中興大學

研究主持人：林幸助

協同主持人：吳聲海、官文惠、孫元勳、郭美華、曾晴賢、葉昭

憲、端木茂甯（按姓氏筆劃排列）

執行單位：國立中興大學生命科學系

雪霸國家公園管理處委託研究報告

中華民國一百零七年十二月

（本報告內容及建議，純屬研究團隊意見，不代表本機關意見）

目次

表次	VIII
圖次	X
研究計畫分工項目	XIX

第一章 資料整合

中文摘要	1-1
英文摘要	1-10
一、前言	1-13
(一)計畫緣由	1-13
(二)棲地復育與壩體改善長期監測	1-17
(三)計畫目標	1-26
二、材料與方法	1-28
(一)研究測站	1-28
(二)採樣頻度	1-29
(三)各子計畫採樣方法	1-30
三、成果	1-34
(一)各子計畫成果	1-34
(二)整合成果	1-44
四、結論與建議	1-52
(一)結論	1-52
(二)建議	1-54
五、參考文獻	1-57
表	1-70
圖	1-75

第二章 藻類研究

中文摘要	2-1
英文摘要	2-3
一、前言	2-5

目次

二、材料與方法	2-7
(一) 採集時間與測站	2-7
(二) 石附生藻類監測	2-8
三、結果	2-10
(一) 環境因子時空變化	2-10
(二) 歷年石附生藻生物量時空變化	2-10
(三) 不同時期附生藻類生物量比較	2-11
(四) 藻類生物群集組成變化	2-11
四、討論	2-12
五、結論與建議	2-15
(一) 結論	2-15
(二) 建議	2-16
六、參考文獻	2-17
表	2-21
圖	2-23

第三章 物理棲地研究

中文摘要	3-1
英文摘要	3-3
一、前言	3-4
(一) 計畫緣起與背景	3-4
(二) 計畫範圍與執行期間	3-4
(三) 文獻回顧	3-4
二、研究方法及過程	3-8
(一) 河道地形變化趨勢	3-8
(二) 物理棲地組成	3-9
三、研究發現	3-11
(一) 有勝溪河道變化調查	3-11
(二) 七家灣溪河道變化調查	3-13
(三) 高山溪二號壩口殘材堆積	3-14

(四) 七家灣一號壩改善後之河道環境指標變動.....	3-14
四、結論.....	3-16
五、參考文獻.....	3-17
表	3-20
圖	3-23
第四章 水質監測	
中文摘要.....	4-1
英文摘要.....	4-4
一、前言.....	4-5
(一) 研究緣起	4-5
(二) 研究目的	4-5
(三) 文獻回顧	4-5
二、材料與方法.....	4-11
(一) 採樣地點介紹	4-11
(二) 水質分析方法	4-11
三、結果.....	4-14
四、討論.....	4-15
(一) 七家灣溪流例行性水質監測.....	4-15
(二) 一號壩壩體改善後之影響	4-17
(三) 山溝及排水溝之水質監測	4-18
(四) 8.1 公頃回收農用地之水質監測.....	4-19
(五) 羅葉尾溪與合歡溪之水質監測	4-19
(六) 遊憩區之陰離子界面活性劑.....	4-20
(七) 桃山瀑布廁所監測	4-20
五、結論與建議.....	4-21
(一) 結論.....	4-21
(二) 建議.....	4-22
六、參考文獻	4-23
表	4-24

圖	4-37
第五章 水棲昆蟲研究	
中文摘要	5-1
英文摘要	5-3
一、前言	5-5
(一) 水棲昆蟲研究現況	5-5
(二) 棲地評比及多樣性	5-6
(三) 一號壩壩體改善部分拆除工程的影響	5-7
二、材料與方法	5-9
(一) 研究地區	5-9
(二) 研究材料及方法	5-10
三、結果	5-14
(一) 物種數及個體數	5-14
(二) 大型昆蟲食餌	5-14
(三) 生物量	5-15
(四) 多樣性	5-15
(五) 棲地評比	5-16
(六) 農業活動對水棲昆蟲群聚結構之影響	5-16
(七) 一號壩壩體改善部分拆除工程的影響	5-16
(八) 監測具衡量氣候變遷影響的指向性物種	5-18
四、討論	5-20
(一) 物種數及個體數	5-20
(二) 多樣性	5-20
(三) 棲地評比	5-21
(四) 農業活動的影響	5-22
(五) 一號壩壩體改善部分拆除工程的影響	5-22
(六) 監測具衡量氣候變遷影響的指向性物種	5-23
五、結論	5-25
六、參考文獻	5-26
表	5-31

圖	5-40
第六章 臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與動態分析	
中文摘要.....	6-1
英文摘要.....	6-6
一、前言.....	6-10
二、材料與方法.....	6-14
三、調查結果	6-16
(一) 生態模式建立共同樣區的調查結果.....	6-16
(二) 七家灣溪一號壩壩體改善前後之魚類監測結果	6-21
(三) 臺灣櫻花鉤吻鮭普查族群數量與分布	6-24
四、討論.....	6-27
(一) 臺灣櫻花鉤吻鮭歷年族群結構變化.....	6-27
(二) 七家灣溪一號壩壩體改善與魚類監測結果	6-29
(三) 氣候變遷對臺灣櫻花鉤吻鮭族群的影響探討.....	6-30
(四) 臺灣櫻花鉤吻鮭歷年各河段數量與總數量之相關性分析.....	6-32
五、結論與建議.....	6-35
(一) 結論	6-35
(二) 建議	6-38
六、參考文獻	6-40
表	6-45
圖	6-50
第七章 兩生類研究	
中文摘要.....	7-1
英文摘要.....	7-3
一、前言.....	7-4
二、研究方法	7-5
(一) 長期監測	7-5
(二) 掠食者和競爭者以及溪流環境對蝌蚪的影響.....	7-5

目次

三、結果.....	7-7
(一) 生活史.....	7-7
(二) 掠食者和競爭者以及溪流環境對蝌蚪影響.....	7-8
四、討論.....	7-10
(一) 農業活動對於溪流生態系之影響.....	7-10
(二) 壩體改善工程對兩生類的影響.....	7-10
(三) 長期監測.....	7-11
五、結論與建議.....	7-13
六、參考文獻.....	7-15
表.....	7-17
圖.....	7-26

第八章 鳥類研究

中文摘要.....	8-1
英文摘要.....	8-4
一、前言.....	8-6
(一) 研究背景.....	8-6
(二) 拆壩的短期影響.....	8-6
(三) 拆壩的長期效應.....	8-7
(四) 洪水與河鳥族群長期監測.....	8-7
(五) 研究目的.....	8-8
二、研究方法.....	8-9
(一) 研究地區.....	8-9
(二) 溪流鳥類族群調查.....	8-9
(三) 河鳥繁殖與食性調查.....	8-9
(四) 拆壩前後鳥類族群變化比較.....	8-10
(五) 不同農業程度比較.....	8-11
三、結果.....	8-12
(一) 溪流鳥類族群長期監測.....	8-12
(二) 河鳥繁殖狀況調查.....	8-13

(三) 一號壩上游河鳥食性調查	8-13
(四) 拆壩前後鳥類族群變化	8-14
(五) 不同農業程度比較	8-15
四、討論	8-16
(一) 溪流鳥類族群長期監測	8-16
(二) 河鳥繁殖狀況調查	8-18
(三) 一號壩上游河鳥食性調查	8-19
(四) 拆壩前後比較	8-19
(五) 不同農業程度比較	8-20
五、結論	8-21
六、參考文獻	8-22
表	8-25
圖	8-27

第九章 生態資料庫建構

中文摘要	9-1
英文摘要	9-2
一、前言	9-3
二、材料及方法	9-4
三、結果	9-6
四、討論與結論	9-9
五、研究成果與建議	9-10
表	9-11
圖	9-12

附錄一 武陵地區溪流生態系 Q&A

附錄二 期中審查會議委員意見回覆表

附錄三 期末審查會議委員意見回覆表

表次

表 1-1 歐盟訂定之鮭魚生存水體標準.....	1-70
表 1-2 濕地水質標準.....	1-70
表 1-3 觀魚臺以及繁殖場生態模式參數輸出.....	1-71
表 1-4 a 七家灣溪各項生物及環境參數的基礎線與復育指標	1-72
表 1-4 b 七家灣溪臺灣櫻花鉤吻鮭族群復育指標	1-73
表 2-1 七家灣溪樣站環境因子平均值(mean)與標準差(std).....	2-21
表 2-2 七家灣溪環境因子，不同測站以及月份兩因子變異數分析.....	2-22
表 3-1 棲地底質分類表	3-20
表 3-2 各種物理棲地環境指標定義	3-20
表 3-3 收費站樣站內各斷面座標.....	3-20
表 3-4 有勝溪下游樣站內各斷面座標.....	3-20
表 3-5 勝光派出所樣站內各斷面座標.....	3-20
表 3-6 登山口樣站內各斷面座標.....	3-21
表 3-7 羅葉尾樣站內各斷面座標.....	3-21
表 3-8 觀魚台樣站內各斷面座標.....	3-21
表 3-9 一號壩樣站內各斷面座標.....	3-21
表 3-10 繁殖場樣站內各斷面座標.....	3-21
表 3-11 各樣站之平均坡降.....	3-22
表 3-12 各樣站之棲地多樣性指標 (SIDI 值)	3-22
表 3-13 各樣站之底質多樣性指標 (SIDI 值)	3-22
表 4-1 地面水體分類及水質標準.....	4-24
表 4-2 歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準(2006.9.6.).....	4-25
表 4-3 飲用水水源水質標準(作為自來水及簡易自來水之飲用水水源者).....	4-26
表 4-4 水體樣品保存	4-26
表 4-5 採樣地點地理座標	4-27
表 4-6 107 年 02 月溶解態分析數據.....	4-28
表 4-7 107 年 04 月溶解態分析數據.....	4-30
表 4-8 107 年 07 月溶解態分析數據.....	4-32
表 4-9 107 年 10 月溶解態分析數據.....	4-34
表 4-10 陰離子界面活性劑檢測數據.....	4-36

表 5-1 2018 年 2 月之水棲昆蟲資源組成及個體數.....	5-31
表 5-2 2018 年 4 月之水棲昆蟲資源組成及個體數.....	5-32
表 5-3 2018 年 6 月之水棲昆蟲資源組成及個體數.....	5-34
表 5-4 2018 年 10 月之水棲昆蟲資源組成及個體數.....	5-36
表 5-5 2018 年水棲昆蟲資源組成及個體數	5-38
表 6-1 2018 年武陵地區固定樣點魚類組成相調查結果.....	6-45
表 6-2 武陵地區 2016~2018 年夏秋兩季臺灣櫻花鉤吻鮭普查結果.....	6-46
表 6-3 各河段族群數與全河段總數的相關性.....	6-47
表 6-4 以五號壩至六號壩為模式河段預測歷年全河段總數結果	6-48
表 6-5 不同模式河段的預測結果.....	6-49
表 7-1 2018 年各測站棲地因子數值	7-17
表 7-2 2018 年各測站蛙類數量與密度.....	7-18
表 7-3 2018 年各測站各種蛙類總數、平均吻肛長、平均體重、生物量及測站生物量	7-20
表 7-4 2018 年兩生類調查各測站蝌蚪總數、平均密度、平均期數、平均全長、平均濕 重、生物量及平均有機物含量	7-22
表 7-5 觀魚台 (#4) 之蝌蚪、魚類、藻類葉綠素相關矩陣.....	7-25
表 7-6 一號壩下游 (#13) 之蝌蚪、魚類、藻類葉綠素相關矩陣.....	7-25
表 8-1 2018 年武陵河烏繁殖狀況整理.....	8-25
表 8-2 2004-2006 年及 2015-2018 年七家灣溪河烏繁殖狀況和失敗原因比較.....	8-26
表 9-1 AWS 7TB 每月儲存費用估計.....	9-11
表 9-2 GCP 與 AWS 部分規格比較	9-11

圖次

圖 1-1. 本計畫之研究範圍為雪霸國家公園東邊之武陵地區	1-75
圖 1-2 濱岸水陸域交界帶能量流傳輸模式概念圖	1-76
圖 1-3 武陵地區溪流食物鏈能量流營養階層傳輸與呼吸模式	1-76
圖 1-4 武陵地區溪流食物網能量流模式	1-77
圖 1-5 拆壩後溪流生態系所預測的時空動態變化圖	1-78
圖 1-6 七家灣溪一號壩拆除後生態環境回復情形	1-78
圖 1-7 雪霸國家公園武陵地區各溪流相對位置圖	1-79
圖 1-8 武陵地區溪流各測站相對位置圖	1-80
圖 1-9 棲地復育流程圖	1-81
圖 1-10 觀魚臺測站(#4) Lindeman spine 圖	1-82
圖 1-11 繁殖場測站(#5) Lindeman spine 圖	1-83
圖 1-12 觀魚台測站之綜合營養衝擊	1-84
圖 1-13 繁殖場測站之綜合營養衝擊	1-85
圖 1-14 觀魚台測站以及繁殖場關鍵物種指數與相對影響力	1-86
圖 1-15 武陵地區生態系概念模式	1-87
圖 2-1 本計畫之研究範圍為雪霸國家公園東邊的武陵地區	2-23
圖 2-2 共同樣站相對位置圖	2-24
圖 2-3 武陵地區溪流附生藻類歷年累積變化	2-25
圖 2-4 2018 年武陵地區溪流附生藻類累積變化	2-26
圖 2-5 七家灣溪各測站藻類生物量	2-27
圖 2-6 測站#12 和測站#13 附生藻生物量與降雨量	2-28
圖 2-7 七家灣溪各樣點附生藻類葉綠素 b 所佔比值	2-29
圖 2-8 2018 年個測站葉綠素 b 比值與流速迴歸分析	2-30
圖 3-1 全測站電子光波測距經緯儀	3-23
圖 3-2 撿拾狀況	3-23
圖 3-3 開口樣板量測粒徑	3-23
圖 3-4 全河道範圍圖	3-24
圖 3-5 有勝溪各樣站位置圖	3-24
圖 3-6 收費站樣站斷面位置圖	3-25
圖 3-7 有勝溪下游樣站斷面位置圖	3-25

圖 3-8 勝光派出所樣站斷面位置圖	3-26
圖 3-9 登山口樣站斷面位置圖	3-26
圖 3-10 羅葉尾樣站斷面位置圖	3-27
圖 3-11 七家灣溪全河道縱向高程剖面圖	3-27
圖 3-12 收費站河道縱向高程剖面圖	3-27
圖 3-13 勝光派出所河道縱向高程剖面圖	3-27
圖 3-14 有勝溪下游河道縱向高程剖面圖	3-28
圖 3-15 登山口河道斷面高程剖面圖	3-28
圖 3-16 羅葉尾河道斷面高程剖面圖	3-28
圖 3-17 觀魚台河道斷面高程剖面圖	3-28
圖 3-18 一號壩斷面高程剖面圖	3-28
圖 3-19 繁殖場河道斷面高程剖面圖	3-28
圖 3-20 收費站底質比例	3-28
圖 3-21 收費站棲地比例	3-28
圖 3-22 有勝溪下游底質比例	3-29
圖 3-23 有勝溪下游棲地比例	3-29
圖 3-24 勝光派出所底質比例	3-29
圖 3-25 勝光派出所棲地比例	3-29
圖 3-26 登山口底質比例	3-29
圖 3-27 登山口棲地比例	3-29
圖 3-28 羅葉尾底質比例	3-29
圖 3-29 羅葉尾棲地比例	3-29
圖 3-30 收費站樣站現地照片	3-30
圖 3-31 有勝溪下游樣站現地照片	3-30
圖 3-32 勝光派出所樣站現地照片	3-30
圖 3-33 登山口樣站現地照片	3-31
圖 3-34 羅葉尾樣站現地照片	3-31
圖 3-35 七家灣溪全河道範圍	3-31
圖 3-36 觀魚台底質比例	3-32
圖 3-37 觀魚台棲地比例	3-32
圖 3-38 一號壩底質比例	3-32
圖 3-39 一號壩棲地比例	3-32

圖次

圖 3-40 繁殖場底質比例	3-32
圖 3-41 繁殖場棲地比例	3-32
圖 3-42 觀魚台樣站斷面位置圖.....	3-32
圖 3-43 繁殖場樣站斷面位置圖.....	3-33
圖 3-44 一號壩樣站斷面位置圖.....	3-33
圖 3-45 觀魚台樣站現地照片	3-33
圖 3-46 一號壩樣站現地照片	3-34
圖 3-47 新繁殖場樣站現地照片.....	3-34
圖 3-48 高山溪現地照.....	3-35
圖 3-49 高山溪二號壩縱斷面圖.....	3-35
圖 3-50 水砂天秤解釋河川流量與泥砂沖淤的互動關聯.....	3-36
圖 3-51 七家灣溪共同樣區之河道環境指標變動圖	3-36
圖 4-1 雪霸國家公園.....	4-37
圖 4-2 氮素循環過程.....	4-37
圖 4-3 流程圖.....	4-38
圖 4-4 武陵地區七家灣河流域水質採樣地點位置圖	4-38
圖 4-5 羅葉尾溪、有勝河流域採樣位置圖.....	4-39
圖 4-6 山溝、排水溝採樣位置圖	4-39
圖 4-7 武陵農場遊憩區測站位置圖	4-40
圖 4-8 桃山瀑布廁所相關測站位置圖.....	4-40
圖 4-9 武陵地區溪流溫度值變化.....	4-41
圖 4-10 武陵地區溪流 pH 值變化.....	4-41
圖 4-11 武陵地區溪流導電度值變化.....	4-42
圖 4-12 武陵地區溪流溶氧值變化.....	4-42
圖 4-13 武陵地區溪流濁度值變化.....	4-43
圖 4-14 武陵地區溪流 SiO ₂ 值變化	4-43
圖 4-15 武陵地區溪流 NO ₃ ⁻ -N 值變化.....	4-44
圖 4-16 武陵地區溪流 NO ₂ ⁻ -N 值變化.....	4-44
圖 4-17 武陵地區溪流 SO ₄ ²⁻ 值變化.....	4-45
圖 4-18 武陵地區溪流 Cl ⁻ 值變化.....	4-45
圖 4-19 武陵地區溪流 PO ₄ ³⁻ 值變化.....	4-46
圖 4-20 武陵地區溪流 NH ₄ ⁺ -N 值變化.....	4-46

圖 4-21 武陵地區溪流 TOC 值變化.....	4-47
圖 4-22 一號壩壩體改善溫度值變化	4-48
圖 4-23 一號壩壩體改善 pH 值變化.....	4-48
圖 4-24 一號壩壩體改善導電度值變化.....	4-49
圖 4-25 一號壩壩體改善溶氧值變化	4-49
圖 4-26 一號壩壩體改善濁度值變化	4-50
圖 4-27 一號壩壩體改善 SiO ₂ 值變化.....	4-50
圖 4-28 一號壩壩體改善 NO ₃ ⁻ -N 值變化	4-51
圖 4-29 一號壩壩體改善 NO ₂ ⁻ -N 值變化	4-51
圖 4-30 一號壩壩體改善 SO ₄ ²⁻ 值變化.....	4-52
圖 4-31 一號壩壩體改善 Cl ⁻ 值變化	4-52
圖 4-32 一號壩壩體改善 PO ₄ ³⁻ 值變化.....	4-53
圖 4-33 一號壩壩體改善 NH ₄ ⁺ -N 值變化	4-53
圖 4-34 一號壩壩體改善 TOC 值變化	4-54
圖 4-35 山溝與七家灣溪測站之溫度值比較.....	4-55
圖 4-36 山溝與七家灣溪測站之 pH 值比較	4-55
圖 4-37 山溝與七家灣溪測站之導電度值比較	4-56
圖 4-38 山溝與七家灣溪測站之溶氧值比較.....	4-56
圖 4-39 山溝與七家灣溪測站之濁度值比較.....	4-57
圖 4-40 山溝與七家灣溪測站之 SiO ₂ 值比較.....	4-57
圖 4-41 山溝與七家灣溪測站之 NO ₃ ⁻ -N 值比較.....	4-58
圖 4-42 山溝與七家灣溪測站之 NO ₂ ⁻ -N 值比較.....	4-58
圖 4-43 山溝與七家灣溪測站之 SO ₄ ²⁻ 值比較	4-59
圖 4-44 山溝與七家灣溪測站之 Cl ⁻ 值比較.....	4-59
圖 4-45 山溝與七家灣溪測站之 PO ₄ ³⁻ 值比較	4-60
圖 4-46 山溝與七家灣溪測站之 NH ₄ ⁺ -N 值比較	4-60
圖 4-47 山溝與七家灣溪測站之 TOC 值比較.....	4-61
圖 4-48 8.1ha 回收農用地溫度值變化	4-62
圖 4-49 8.1ha 回收農用地 pH 值變化.....	4-62
圖 4-50 8.1ha 回收農用地導電度值變化.....	4-63
圖 4-51 8.1ha 回收農用地溶氧值變化	4-63
圖 4-52 8.1ha 回收農用地濁度值變化	4-64

圖次

圖 4-53 8.1ha 回收農用地 SiO ₂ 值變化.....	4-64
圖 4-54 8.1ha 回收農用地 NO ₃ ⁻ -N 值變化.....	4-65
圖 4-55 8.1ha 回收農用地 NO ₂ ⁻ -N 值變化.....	4-65
圖 4-56 8.1ha 回收農用地 SO ₄ ²⁻ 值變化	4-66
圖 4-57 8.1ha 回收農用地 Cl ⁻ 值變化	4-66
圖 4-58 8.1ha 回收農用地 PO ₄ ³⁻ 值變化	4-67
圖 4-59 8.1ha 回收農用地 NH ₄ ⁺ -N 值變化	4-67
圖 4-60 8.1ha 回收農用地 TOC 值變化	4-68
圖 4-61 羅葉尾溪與七家灣溪溫度值變化	4-69
圖 4-62 羅葉尾溪與七家灣溪 pH 值變化.....	4-69
圖 4-63 羅葉尾溪與七家灣溪導電度值變化.....	4-70
圖 4-64 羅葉尾溪與七家灣溪溶氧值變化	4-70
圖 4-65 羅葉尾溪與七家灣溪濁度值變化	4-71
圖 4-66 羅葉尾溪與七家灣溪 SiO ₂ 值變化	4-71
圖 4-67 羅葉尾溪與七家灣溪 NO ₃ ⁻ -N 值變化	4-72
圖 4-68 羅葉尾溪與七家灣溪 NO ₂ ⁻ -N 值變化	4-72
圖 4-69 羅葉尾溪與七家灣溪 SO ₄ ²⁻ 值變化.....	4-73
圖 4-70 羅葉尾溪與七家灣溪 Cl ⁻ 值變化	4-73
圖 4-71 羅葉尾溪與七家灣溪 PO ₄ ³⁻ 值變化.....	4-74
圖 4-72 羅葉尾溪與七家灣溪 NH ₄ ⁺ -N 值變化.....	4-74
圖 4-73 羅葉尾溪與七家灣溪 TOC 值變化	4-75
圖 4-74 桃山瀑布廁所現況.....	4-75
圖 4-75 107 年 4 月份桃山瀑布放流水及桃山北溪匯流口測站監測	4-76
圖 4-76 武陵農場露營區污水處理設施位置圖	4-76
圖 4-77 武陵農場露營區空拍位置圖	4-77
圖 4-78 武陵農場露營區提供之洗手台管線配置(接管直接埋入地下)	4-77
圖 4-79 武陵農場露營區盥洗間.....	4-78
圖 4-80 武陵農場露營區污水處理設備(除此面板外並無處理設備設於地面)..	4-78
圖 4-81 武陵農場露營區污水處理設備面板旁之接管(無法判斷流向)	4-79
圖 4-82 一號壩拆壩前後 DO 溶氧比較盒鬚圖	4-79
圖 4-83 8.1 公頃農用地回收成效盒鬚圖	4-80
圖 4-84 歷年溫度盒鬚圖	4-80

圖 4-85 歷年導電度金鬚圖.....	4-81
圖 4-86 歷年硝酸鹽氮金鬚圖.....	4-81
圖 5-1 武陵地區溪流水棲昆蟲監測調查測站之相關位置圖.....	5-40
圖 5-2 武陵地區溪流測站水棲昆蟲各月數量.....	5-40
圖 5-3 武陵地區溪流測站大型昆蟲食餌數量變化圖.....	5-41
圖 5-4 武陵地區溪流測站之水棲昆蟲生物量(濕重)變化圖.....	5-41
圖 5-5 武陵地區溪流測站水棲昆蟲之 SHANNON- WIENER'S INDEX.....	5-42
圖 5-6 武陵地區溪流測站水棲昆蟲之 RBPII 相對分數.....	5-42
圖 5-7 武陵地區農業活動各測站水棲昆蟲之 MDS 分析.....	5-43
圖 5-8 一號壩壩體上下游四測站水棲昆蟲之 MDS 分析.....	5-43
圖 5-9 各測站蜉蝣目、積翅目及毛翅目 EPT 三目與搖蚊科豐度之比例.....	5-44
圖 5-10 以對數常態分佈將 1967 至 2008 年流量資料計算出事件發生機率...	5-45
圖 5-11 三種石蠶蛾 2003~2006 年採到數量變化圖.....	5-45
圖 5-12 黑頭流石蛾每月密度.....	5-46
圖 5-13 黑頭流石蛾每月密度與前一個月平均日流量回歸圖.....	5-46
圖 5-14 斑紋角石蛾每月密度.....	5-47
圖 5-15 斑紋角石蛾每月密度與前一個月平均日流量回歸圖.....	5-47
圖 5-16 臺灣黑管石蛾每月密度.....	5-48
圖 5-17 臺灣黑管石蛾每月密度與前一個月平均日流量回歸圖.....	5-48
圖 6-1 武陵地區溪流生態系評估之調查樣站位置圖.....	6-50
圖 6-2 1987 年至 2018 年武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量年度變化與重大天 災圖.....	6-51
圖 6-3 1987 年至 2018 年武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量年度變化與壩體改 善時間圖.....	6-52
圖 6-4 桃山西溪固定樣站 2005 年至 2018 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群 變化曲線圖.....	6-53
圖 6-5 二號壩固定樣站 2005 年至 2018 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群變 化曲線圖.....	6-54
圖 6-6 觀魚台固定樣站 2005 年至 2018 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群變 化曲線圖.....	6-55
圖 6-7 繁殖場固定樣站 2005 年至 2018 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群變 化曲線圖.....	6-56

圖次

圖 6-8 高山溪固定樣站 2005 年至 2018 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群變化曲線圖.....	6-57
圖 6-9 有勝溪固定樣站 2005 年至 2018 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群變化曲線圖.....	6-58
圖 6-10 一號壩上游固定樣站 2009 年至 2018 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群變化曲線圖.....	6-59
圖 6-11 一號壩下游固定樣站 2009 年至 2018 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群變化曲線圖.....	6-60
圖 6-12 七家灣溪 2002 年至 2018 年一號壩~三號壩之臺灣白甲魚族群變化曲線圖.....	6-61
圖 6-13 A~D、2018 年夏季與秋季武陵地區各河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量分布百分比.....	6-62
圖 6-14 全河段與模式河段對於各齡級的相關性散佈圖.....	6-63
圖 7-1 2018 年蝌蚪期數分布.....	7-26
圖 7-2 2004 年至 2018 年，各月份蝌蚪平均體長.....	7-26
圖 7-3 2004 年至 2018 年，桃山西溪、二號壩、有勝溪測站蝌蚪的平均密度.....	7-27
圖 7-4 2004 年至 2018 年，桃山西溪、二號壩、有勝溪測站蛙類的平均密度.....	7-28
圖 7-5 2004 年至 2018 年，一號壩上游（#12）蝌蚪及蛙類密度.....	7-29
圖 7-6 2004 年至 2018 年，一號壩下游（#13）蝌蚪及蛙類密度.....	7-30
圖 7-7 2004 年至 2018 年，七家灣溪測站（#3、#4、#5、#12、#13）平均蝌蚪密度.....	7-31
圖 7-8 2004 年至 2018 年，七家灣溪測站（#3、#4、#5、#12、#13）平均蛙密度.....	7-31
圖 7-9 2004 年至 2018 年，七家灣溪測站（#3、#4、#5、#12、#13）平均蝌蚪密度、聖嬰-反聖嬰指標與季節性大水事件.....	7-32
圖 7-10 2004 年至 2018 年冬季調查時，日間調查的平均水溫.....	7-33
圖 8-1 武陵樣區圖.....	8-27
圖 8-2 武陵地區溪流各測站相對位置圖.....	8-28
圖 8-3 2003-2018 年七家灣溪河烏族群波動以及前一個月最大溪水流量.....	8-29
圖 8-4 2012-2018 年七家灣溪和有勝溪河烏族群波動.....	8-29
圖 8-5 2003-2018 年七家灣溪各月份河烏平均族群量.....	8-30
圖 8-6 2003-2018 年七家灣溪有無颱風年份的河烏族群數量月變化.....	8-30

圖 8-7 2003-2018 年七家灣溪各月份鉛色水鵝平均族群量	8-31
圖 8-8 2003-2018 年七家灣溪鉛色水鵝高峰期平均數量的長期趨勢	8-31
圖 8-9 2003-2018 年七家灣溪各月份紫嘯鵝平均族群量	8-32
圖 8-10 2003-2018 年七家灣溪紫嘯鵝高峰期平均數量的長期趨勢	8-32
圖 8-11 2003-2018 年七家灣溪各月份鴛鴦平均族群量	8-33
圖 8-12 2003-2018 年七家灣溪鴛鴦高峰期平均數量的長期趨勢	8-33
圖 8-13 2003-2018 年七家灣溪各月份小剪尾平均族群量	8-34
圖 8-14 2003-2018 年七家灣溪小剪尾高峰期平均數量的長期趨勢	8-34
圖 8-15 2003-2018 年七家灣溪各月份綠蓑鷺平均族群量	8-35
圖 8-16 2003-2018 年七家灣溪綠蓑鷺高峰期平均數量的長期趨勢	8-35
圖 8-17 2012-2018 年七家灣溪各月份其他鷺科(蒼鷺、夜鷺、大白鷺、中白鷺和 小白鷺)平均族群量	8-36
圖 8-18 2012-2018 年七家灣溪其他鷺科(蒼鷺、夜鷺、大白鷺、中白鷺和小白鷺) 高峰期平均數量的長期趨勢	8-36
圖 8-19 2018 年武陵河鳥巢位分布圖	8-37
圖 8-20 2015-2018 年武陵地區遭獼猴掠食的河鳥巢位分布	8-38
圖 8-21 2018 年七家灣溪分流處河鳥育雛食性百分比	8-39
圖 8-22 2004 年七家灣溪分流處河鳥育雛食性百分比	8-39
圖 8-23 2004 和 2018 年夏季小魚在一號壩到觀魚台之間的比例以及同溪段河鳥 育雛食性中的魚類比例	8-40
圖 8-24 2011 年七家灣溪一號壩拆除前後下游河段每半年河鳥平均數量變化並 與高山溪比較	8-41
圖 8-25 2011 年七家灣溪一號壩拆除前後上游河段每半年河鳥平均數量變化並 與高山溪比較	8-41
圖 8-26 2011 年七家灣溪一號壩拆除前後下游河段每半年鉛色水鵝平均數量變 化並與高山溪比較	8-42
圖 8-27 2011 年七家灣溪一號壩拆除前後上游河段每半年鉛色水鵝平均數量變 化並與高山溪比較	8-42
圖 8-28 2018 年武陵地區不同農業程度溪流樣站之河鳥和鉛色水鵝平均數量	8-43
圖 8-29 七家灣溪 1967-2016 年每日平均流量	8-43
圖 8-30 a、2015 年以自動相機拍攝到台灣獼猴掠食河鳥幼雛畫面	8-44
圖 8-30 b、經獼猴掠食後的河鳥巢已完全被破壞	8-44

圖次

圖 9-1 資料類型與上傳至資料庫單元之關係說明	9-12
圖 9-2 107 年 11 月 22 日資安掃瞄結果.....	9-12
圖 9-3 所有樣站環境因子.....	9-13
圖 9-4 所有樣站環境因子（續）	9-14
圖 9-5 所有測站部分物種總數及葉綠素 a 濃度	9-15
圖 9-6 各測站環境因子	9-16
圖 9-7 各測站部分物種總數及平均葉綠素 a 濃度.....	9-17
圖 9-8 各測站部分物種總數及平均葉綠素 a 濃度.....	9-18

研究計畫分工項目

計畫項目	主持人	服務機構/系所	職稱	計畫內容
總計畫及子計畫 1	林幸助	中興大學生命科學系	教授	藻類研究、資料整合與生態模式分析
子計畫 2	葉昭憲	逢甲大學水利工程與資源保育學系	教授	物理棲地研究
子計畫 3	官文惠	明志科技大學環境與安全衛生工程系	教授	水質研究
子計畫 4	郭美華	中興大學昆蟲系	教授	水棲昆蟲研究
子計畫 5	曾晴賢	清華大學生物資訊與結構生物研究所	教授	魚類研究
子計畫 6	吳聲海	中興大學生命科學系	副教授	兩生類研究
子計畫 7	孫元勳	屏東科技大學 野生動物保育研究所	教授	鳥類研究
子計畫 8	端木茂甯	中央研究院 生物多樣性研究中心	助理 研究員	生態資料庫

第一章 資料整合

林幸助¹、官文惠²、吳聲海¹、郭美華³、孫元勳⁴、
曾晴賢⁵、葉昭憲⁶、端木茂甯⁷

1. 國立中興大學生命科學系

2. 明志科技大學環境與安全衛生工程系

3. 中興大學昆蟲系

4. 屏東科技大學野生動物保育研究所

5. 清華大學生物資訊與結構生物研究所

6. 逢甲大學水利工程與資源保育學系

7. 中央研究院生物多樣性研究中心

中文摘要

一、前言與目的

雪霸國家公園最重要的任務是自然資源與生物物種的保育，尤其是分布只侷限於大甲溪上游武陵地區，但數量已瀕臨絕種的陸封型臺灣櫻花鉤吻鮭。保育工作需以宏觀的角度來管理自然資源，也就是生態系管理，其基礎建立在各項資源的瞭解與掌握。自 2009 年起武陵地區已邁入生態系經營管理，並於 2011 年完成七家灣溪一號防砂壩改善工程，同時持續進行生態監測與研究。本計畫主要目標除了重啟自 2013 年告一段落後之武陵長期生態研究(WLTER)，同時針對七家灣溪一號防砂壩改善後長期生態現象與過程的動態變化，探討壩體改善對此生態系的短、中及長期之影響與效益。本計畫以武陵地區溪流為研究地點，依循自 2005 年武陵長期生態研究所設立的永久測站，持續監測並整合重點監測項目，包括物理棲地、水文泥沙、水質、藻類、水棲昆蟲、兩生類、魚類與鳥類等時空動態變化資料，並探討七家灣溪一號防砂壩改善後長期生態環境變化。具體目標為：1. 探討七家灣溪一號防砂壩壩體改善後之長期生態環境變化，比較改善前後的生態變化，以瞭解改善後的長期生態效應；2. 瞭解臺灣櫻花鉤吻鮭的生物與環境的控制因子，確保其優質之生活環境；3. 長期監測溪流生態系食物網主要生物組成之變化、瞭解各生物間相關性，以及各生物在生態系之重要性，確保武陵地區生物多樣性；4. 影響溪流生態系主要人為因子以及自然環境因子之變

化，並探討各環境因子對於各生物之影響；5. 藉由歷年監測資料比較並瞭解武陵地區的長期生態過程與機制，特別針對拆壩後，溪流環境與生物長期恢復的狀況；6. 提供生態研究科學資料，做為訂定臺灣櫻花鉤吻鮭保育措施與武陵地區經營管理策略之參考；7. 利用生態模式整合監測資料，預測環境變遷或人為干擾對於武陵溪流生態系之影響；8. 持續更新武陵地區生態資料庫。

【關鍵字】 臺灣櫻花鉤吻鮭、七家灣溪、拆壩、生態模式、生態資料庫

二、材料與方法

本研究共設有九個測站，其中#14 羅葉尾溪進行七月之年度監測，其餘測站分別於二、四、七、十月共採樣四次，包括#2 桃山西溪、#3 二號壩、#4 觀魚台、#12 七家灣溪一號壩上游、#13 七家灣溪一號壩下游、#5 七家灣溪繁殖場、#8 高山溪與#9 有勝溪等。

A. 藻類

各測站石附生藻類監測，於不同微棲地(瀨、流、潭)採集溪底石頭樣本，分析所含葉綠素 a、b 與 c 濃度，量化藻類生物量及群集組成。微棲地的分類則依據福祿數判別之。

B. 物理棲地

1. 河道地形變化趨勢：分別測量河道縱向穩定以及河道橫向穩定
2. 物理棲地組成：測定溪寬、水深、流速和底質粒徑，藉以判定棲地類別。

C. 水質監測

收集土地利用型態、面積、七家灣溪水文特性與雨量資料，依週遭林地土地利用與農田分佈採取溪流上、下游及匯流口測點，進行檢定分析與因素分析，建立一個能快速反應該區溪流水質情況的新指標。

採集方法為河川水體採樣，分析方法依河川水質分析方法進行樣品分析。在現場的水質分析項目有 pH、溶氧、導電度等三個項目；實驗室測定項目為生化需氧量、濁度、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、氨氮、總磷、磷酸鹽、二氧化矽、總有機碳、硫酸鹽、氯鹽等 11 個分析項目。針對露營區的管理措施，增加分析界面活性劑之使用情形。

D. 水棲昆蟲

以定面積之舒伯氏水網在河域中採樣一次，每一樣點重複取樣六次。將採獲之水棲昆蟲以水盤承接並置入 70~75 % 酒精中，攜回實驗室，將水棲昆蟲由碎屑砂石中挑出，使用分類檢索資料於顯微鏡下鑑定出分類群並計算其數量，再利用夏農-威納多樣性指數、快速生物評估法 II 及生物量，評估棲地現況。

E. 魚類

本研究除定期調查各固定樣點的魚類族群分布與數量外，分別於六月及十月間進行七家灣溪臺灣櫻花鉤吻鮭的全面族群數量普查，以浮潛方式目視辨別魚種

和計算魚數，並記錄各調查溪段一齡幼魚、二齡中型成魚及三齡以上大型成魚的數量、分佈與棲地型態，以瞭解去年繁殖季節後新生幼魚加入族群數量與分布狀況及繁殖季節前成魚的狀況，並對照歷年的魚群數量與族群結構的變化作進一步的分析。

F. 兩生類

每一測站設 3 條測線，於每條測線測量水面寬、水裡底石大小。於每條測線上溪水兩端距岸邊 1 m 處及溪水面中央測量三組環境因子，包括水深、流速、水溫、覆蓋度。生物量之調查則分為蝌蚪與蛙類兩類不同方法：蝌蚪的調查於日間完成，而青蛙調查則是在夜間進行。各項蝌蚪測量值和數目、發育期數等資料，以了解壩體改善前後之改變。

G. 鳥類

每兩個月以步行方式沿溪調查一次，使用雙筒望遠鏡記錄溪鳥種類、數量、出現地點、腳環顏色、性別和成幼。針對指標物種河鳥，將架設鳥網進行捕捉繫放，於繁殖季(1-3 月)架設 2-4 面鳥網於溪谷陰影處，連續捕捉 3-4 天，在光線比較明亮的溪段，張網時間則是在鳥類視覺較弱的清晨或傍晚。捕獲個體繫上腳環和色環、測量形質和拍照後原地釋放。

H. 生態資料庫建構

為了後續系統研究能奠基於前人之成果，所有紀錄、描述資料以及後設資料，均以電子化保存及管理。同時為使國內生物多樣性資料能與國際上其它長期生態監測計畫交換，將生態、環境因子資料以生態詮釋資料語言(EML)予以建檔保存；引證標本資料，則以達爾文核心集(Darwin Core)記載。無論單筆標本資料或是單一研究資料集(dataset)，均詳細記載空間分布資訊，包含座標值、座標格式及參照之大地基準。

I. 整合分析

群集整合分析主要將使用由英國 Plymouth Marine Laboratory 所發展之 PRIMER 6.12 多變值統計軟體系統(Clarke and Gorley, 2005)，同時採用單變值分析(univariate technique)、分布曲線分析(distributional technique)與多變值分析(multivariate technique) 等方法。食物網模式建構是利用「國際水產生物資源管理中心」(ICLARM)最近所設計之 ECOPATH with ECOSIM 6.11 軟體系統(Christensen et al., 2008)。

三、成果

1. 七家灣溪生態系模式結果顯示，觀魚臺測站的總生產量在 900~1000(t/km²/year)的範圍內；繁殖場測站則在 600~700(t/km²/year)的範圍內。
2. 由生態系模式之綜合總系統傳輸量以及 P/R(Production/Respiration)值的結果，顯示 2018 年的觀魚臺與繁殖場測站，皆是在相對健康狀態下逐漸成長的生態系統。
3. 從觀魚臺以及繁殖場測站的生態系模式之循環指數與系統開銷指數可以發現，拆壩七年後，壩上與壩下之生態系參數逐漸相似趨近。
4. 當生態系統中大部分生物被洪水沖走後，營養階層間能量傳輸效率因此提高，推論在生物資源不多的狀況下，資源的利用效率可能因此提高。
5. 河烏數量的消長對於臺灣櫻花鉤吻鮭幼魚與臺灣鏟頰魚幼魚的攝食壓力相對於其他生物高。此外，河烏也是系統中關鍵物種，對於其他生物類群的影響較大。
6. 判斷生態系統在經過復育管理後是否成功，可以透過長期監測資料，定義不同區域的復育標準。
7. 藉由量測現今生態系狀態到期望生態系狀態的“差距(distance)”，可以讓我們瞭解到達期望的生態系狀態所需的時間或需努力程度，藉以評估復育是否成功。
8. 物理棲地穩定標準可以透過濁度狀態判斷，拆壩後曾高達 600 NTU，但持續時間短；一般洪水事件高達 100 NTU，但持續時間長。
9. 水質復育標準以歐盟訂定鮭、鯉魚之水質標準為依據
10. 石附生藻類以藻類群集中葉綠素 b 與葉綠素 c 之比值作為判斷系統回復標準，建議 30 % 為鬱閉度高的源頭溪流之石附生藻類群集組成。
11. 水棲昆蟲依循溪流生物快速指標 EPT(蜉蝣目、襉翅目以及毛翅目)與搖蚊之相對豐度作為標準，建議 >75 % 為河川的復育標準。
12. 建議七家灣溪臺灣櫻花鉤吻鮭的最大族群承載量：5800 尾；安全族群量為 2900(5800/2)尾；最低族群量為 1450(5800/4)尾。
13. 臺灣櫻花鉤吻鮭穩定族群結構呈三角形，也就是成魚、亞成魚、幼魚比

例為 1 : 5 : 10 ; 若一般族群結構呈圓筒形 : 10 : 10 : 10 ; 若危險族群結構則呈倒三角形 : 10 : 5 : 1 。

14. 建議以 12°C 等溫線判斷臺灣櫻花鉤吻鮭之繁殖河段，並以觀魚臺測站為基準地點。
15. 可透過模式河段之魚群數量估計武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群總數量，單一河段最佳模式河段為：1st~2nd 壩、2nd~3rd 壩、3rd~4th 壩以及 4th~5th 壩；雙河段最佳模式河段為：1st~2nd 壩加上 2nd~3rd 壩；短距離調查最佳模式河段：2nd~3rd 壩加上 5th~6th 壩。
16. 累積歷年對七家灣溪各項生物與環境的研究資料，可建立武陵地區生態系運作概念模式，透過概念模式之建立，可以讓我們瞭解生態系長期運作的過程。
17. 七家灣溪溪流生態系主要的驅動因子為降雨量；當降雨量增加時，溪流流速會加快，流況變動程度則會影響底質組成，底質組成改變後會影響溪流內的生物類群，進而影響食物網的運作。

四、結論與建議

(二) 建議

(一) 立即可行之建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：林務局、退除役官兵輔導委員會武陵農場、農委會林務局保育組、台中市政府農業處保育科

1. 高山溪二號壩口殘材阻斷櫻花鉤吻鮭洄游通道，破壞高山溪棲地連貫性，應儘速移除殘材。
2. 由監測結果顯示，人為活動較密集區，營養鹽濃度及導電度均較高，若能適度控管人為活動，針對遊客人數、農業施肥施藥量及污水處理設施等妥善管理，應可顯著降低七家灣溪流域中下游之營養鹽濃度。
3. 今年調查發現高山溪二~四號壩間的鮭魚數量明顯降低，建議立即拆除二號殘材壩。因為林木為林務局主管權責，建議管理處可以跟林務局商議，把殘材壩徹底鋸斷，但只想以洪水等天然的力量將殘材攜帶而下實屬不易，建議即刻以公文與林務局溝通，並以人力將鋸斷的殘材移至原地的河岸旁。建議仍須針對這些殘材壩之後續情況進行監測，使其不致形成高落差而影響鮭魚的自由移動阻斷基因交流。
4. 建議可在梭德氏赤蛙（9-11 月）與盤古蟾蜍（2-4 月）的生殖季，於上半夜（19:00-00:00）管制路殺熱點（遊客中心停車場、中 124 鄉道（武陵路）0.5-1.5km 處、3km 處）禁止車輛通行，以降低路殺事件發生率。
5. 台灣獼猴掠食河鳥巢的比例在 2015-2018 年間比在 2004-2006 年間增加 5 倍，獼猴的攀爬能力強，河鳥巢賴以阻隔掠食者的岩壁和深潭幾乎都阻擋不了獼猴，雖然目前尚未證實對河鳥族群造成明顯衝擊，但建議在獼猴活動熱區加強監控其對各種鳥類繁殖和族群的負面影響。

(二) 長期性建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：農委會林務局保育組、台中市政府保育課、退除役官兵輔導委員會武陵農場、南投林區管理處

1. 2018 年的藻類生物量研究結果顯示，沿岸植被遮蔽度較低的測站，綠藻比例會增加，而綠藻增加可能使水質惡化，因此可透過維護沿岸植被有效降低綠藻的生物量比例。如 2006 年雪霸國家公園管理處進行 8.1 公頃農地回收後，除了可以減少農業營養鹽輸入外，也能藉此恢復沿岸完整的植被，對於降低溪流石附生藻類群集中綠藻生物量比例應有所助益，因此農地回收造林之政策，應持續推動。
2. 水質監測基本項目應包括水溫、導電度、濁度與 pH 值，若能輔以每季採樣分析 NO_3^- 、 NO_2^- 、 NH_4^+ 及總有機碳濃度，則可完整掌握水質變化情形。
3. 2011 年度七家灣溪一號壩壩體的改善工程的主要目標之一，就是希望可以透過壩體改善後使得七家灣溪河道暢通，除了可增加棲地利用之外，也應可擴大七家灣溪中鮭魚之基因交換機會，並減少下游魚類無法順利繁衍的問題，故在壩體改善後應持續進行魚類族群動態變遷之研究，與其他環境與生物因子變化的生態模式研究，其研究結果亦可提供往後壩體改善時之重要依據與寶貴資源。針對魚類研究往後的具體建議如下：
 - (1.) 以臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣鏟頰魚兩種魚類做為指標物種。
 - (2.) 至少保留桃山西溪、二號壩、繁殖場、高山溪等四個固定樣站，每年二月、四月、六月、八月、十月施做調查研究。
 - (3.) 建議針對七家灣溪二號壩~三號壩、三號壩~四號壩(加上無名溪之 Y 形封閉河段)以及五號壩~六號壩；於每年夏季與秋季做該三段河段的普查。
 - (4.) 依經費狀況與天然災害的強度時間而定，至少每三~五年做一次夏季與秋季的武陵地區七家灣流域全河段的魚類普查。
4. 武陵地區的溪流鳥類自 2003 年至今已監測長達 15 年，但鳥類族群的長期變化受到許多不同的因素影響，每年發生的氣候事件如洪水、乾旱、低溫等也都不同，建議能夠持續監測溪流鳥類的族群動態，觀察各種不同因素對溪鳥族群和繁殖的影響，使其成為溪流生態以及氣候變遷的良

好指標。

5. 建議雪霸國家管理處可將該資料集由 TaiBIF 的 IPT 發布至 GBIF，以取得資料集的 DOI，未來在計畫研究人員於期刊發表研究成果時，可以附上資料集的 DOI，讓期刊文章能與資料集關聯，使學界同儕瞭解發表內容的同時也能取用資料操作驗證。

ABSTRACT

1. Introduction and objectives

The most important mission of Shei-Pa National Park is to conserve the natural resources, especially the Formosan landlocked salmon *Oncorhynchus masou formosanus*, which is distributed naturally only in the streams of the Wuling basin. However, this recreation area is exploited intensively for agricultural activities and tourism. In order to understand the population dynamics of the Formosan landlocked salmon and identify the driving force, it is imperative to study in a holistic view by constructing the ecosystem models and to examine the interactions between biotic communities and environmental factors in the basin. We have developed a collaborative long-term ecological research project (WLTER) to monitor and analyze the dynamics in physical habitats, hydrology, sediment, water quality, periphyton, aquatic insects, amphibians, fish and birds. We continued monitoring long-term changes after removal of the 1st dam from Chichiawan Stream. The specific aims of this ecosystem-scale project are: 1. To monitor the long-term ecological dynamics after removal of the 1st dam and the stream habitat in Chichiawan Stream; 2. To understand the driving force of the population dynamics and to ensure the good habitat of the Formosan salmon; 3. To monitor the community dynamics within the stream food web and to understand the relationships among communities for ensuring biodiversity in the Wuling basin; 4. To examine human impacts and environmental factors influencing the stream ecosystem; 5. To understand long-term ecological processes and mechanisms of the Wuling streams by comparing with previous long-term data including environmental factors and stream communities after dam removal; 6. To provide scientific data for developing better policy for sustainable management; 7. To integrate data by using ecological modeling and to predict the effects of land use, climate change and anthropogenic disturbance; 8. To update the WLTER scientific database.

【Keywords】 the Formosan salmon; Chichiawan Stream; Dam removal; Ecological model; Ecological database

2. Integration results

1. Ecological modeling shows that sum of all production at site #4 is 900~1000(t/km²/year), and the sum of all production at site #5 is 600~700(t/km²/year).
2. The results of total system throughput and P/R (Production/Respiration) ratio showed that the ecosystem was developing toward a relatively healthy state at site #4 and #5 in 2018.
3. The results of Finn's cycling index and O/C (Overhead/Capacity) index at site #4 and #5 demonstrate that ecosystem parameters at the site above and below the dam were getting similar after 7 years of dam removal.
4. After floods flushed most organisms away from their living sites, fewer organisms might enhance the trophic efficiency via better resource utilization.
5. The results of mixing trophic impact showed that the population of Brown Dipper might have great predation stress on the juveniles of the Formosan landlocked salmon and the Taiwan shoveljaw carp. The Brown Dipper is the keystone species in the Chichiawan Stream ecosystem.
6. The standard of stream restoration can be defined via long-term monitoring data, which can be used to assess whether the restoration in the stream is successful or not.
7. To measure the "distance" between present ecological status and expected ecological status could help us better understand the time and effort needed to achieve expected ecological status.
8. The stability of physical habitat can be assessed via turbidity. Turbidity was found to increase immediately after dam removal (600 NTU) but decreased in a short time. However, turbidity could last for a few days after flood events (100 NTU).
9. The water quality for the stream should follow the standard of EU: 2006/44/EC Fish Directive
10. The ratio of Chlorophyll b and Chlorophyll c concentration in epilithic algal community in the stream can be applied as a standard of ecological restoration. The standard of 30 % represents a healthy algal community in the high canopy cover of headwater streams.
11. The rapid bio-assessment protocol III or the ratio of EPT and Chironomid abundances should be used to assess the status of macroinvertebrates in

stream ecosystems.

12. The carrying capacity of the Formosan landlocked salmon population was estimated 5800 individual, and the safety population number was >2900, and the dangerous population number was <1450.
13. The proportion of Adult, subadult, and juvenile of the Formosan landlocked salmon could be defined as a stable population structure as 1 : 5 : 10, and the normal population structure as 10 : 10 : 10, and the dangerous population structure as 10 : 5 : 1.
14. The temperature of 12°C in the stream could be defined as the breeding threshold temperature of the Formosan landlocked salmon.
15. We could estimate the total population of the Formosan landlocked salmon by counting the model stream segment. The best prediction by counting a single stream segment: dam 1st~2nd, dam 2nd~3rd, dam 3rd~4th and dam 4th~5th ; the best prediction by counting double stream segments: dam 1st~2nd add dam 2nd~3rd ; the best prediction by counting the shortest distance stream segments: dam 2nd~3rd plus dam 5th~6th.
16. We have developed the ecological conceptual model of the Wulin area via the long-term research data for many years. This allows us to better understand how the ecological processes within the stream ecosystem work.
17. The key factor that drivies the Wulin stream ecosystem is precipitation. Stream current velocity would increase as a result of higher precipitation, the resulting fluctuation of flow regime would alter the composition of the substrate, and the altered substrate composition would influence the communities and further change the structure and functioning of the food web.

一、前言

(一) 計畫緣由

雪霸國家公園位於臺灣中部偏北，自然資源豐富，生物多樣性高。在 1937 年日據時代即有將此區及太魯閣地區合併納入「次高太魯閣國家公園」之芻議。內政部自 1987 年開始進行本區自然資源之調查、分析與研究後，認為本區具備成立國家公園之價值與必要，乃由行政院核定「雪霸國家公園範圍」，研擬「雪霸國家公園計畫」，於 1992 年七月成立雪霸國家公園管理處。雪霸國家公園範圍以雪山山脈的河谷稜線為界，東起羅葉尾山，西迄東洗水山，南至宇羅尾山，北抵境界山，總面積 76,850 公頃，涵括新竹縣五峰鄉和尖石鄉、苗栗縣泰安鄉、台中市和平區，屬於亞熱帶高山型國家公園(圖 1-1)。

雪霸國家公園的自然資源中，最具有特色的是發現於大甲溪上游武陵地區的陸封型臺灣櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou formosanus*)。牠是冰河時期的孑遺生物，屬於陸封型的寒帶鮭鱒魚類，但卻能存活於地處熱帶與亞熱帶之臺灣，是演化生物地理學的重大發現(汪靜明，1994)。在 50 年前整個大甲河流域上游均可見到鮭魚的蹤影，但如今魚群數量大幅減少，自然分布範圍只侷限於武陵地區七家灣溪、高山溪與桃山北溪(林幸助等，2008)。由於具有重要的學術價值，因此政府於 1984 年七月依「文化資產保存法」，指定並公告臺灣櫻花鉤吻鮭為珍貴稀有動物，又稱為「國寶魚」。其現存之棲地七家灣溪，在 1999 年由行政院農委會依據「野生動物保育法」，公告為野生動物保護區。因為七家灣溪動植物資源豐富，2007 年 10 月營建署列為國家級濕地。2008 年 1 月國科會生物多樣性行動方案推動小組將武陵溪流建議為長期生態研究重點區域。

武陵地區在雪霸國家公園成立前由農委會所主導之研究，主要著重在臺灣櫻花鉤吻鮭及棲地描述(Wang, 1989; Tsao 1995, 曾晴賢及楊正雄, 2001)及與鮭魚食性有關的水生昆蟲等(林曜松等, 1987)。國家公園成立後才開始擴大到溪流其他相關生物自然資源之研究與調查，與臺灣櫻花鉤吻鮭有關之研究計畫林林總總迄今已超過百項之多(雪霸國家公園, 2000)。然而在此之前，量化資料非常少，且資料缺乏整合(林幸助, 2002)，而且濱岸棲地的生物，包括植被、陸棲昆蟲、兩生類、爬蟲類、哺乳類與鳥類均一直缺乏研究，或僅是非量化研究中附帶研究對象(袁孝維, 1995; 呂光洋, 2002)。在溪流生態系中，這些生物可能都

與臺灣櫻花鉤吻鮭有直接或間接的能量傳遞關係。對於這些生物的瞭解，不但有生物學上的意義，也能對武陵溪流生態系的運作，有更進一步的認識。武陵長期生態監測研究(WLTER)已針對這些生物作初步量化工作(林幸助等, 2008)，並發現其食物網中之基礎生產者—石附生藻類及溪流主要消費者—水棲昆蟲可作為反應該溪流生態環境的良好指標。七家灣溪臺灣櫻花鉤吻鮭及其溪流生態系模式研究進一步指出，保育臺灣櫻花鉤吻鮭最優先項目乃是控管農業活動導致的營養輸入與濱岸帶溪岸植被的復育(Lin et al. 2012)。為了保育臺灣櫻花鉤吻鮭，雪霸國家公園管理處於 2011 年 5 月底拆除七家灣溪一號壩。此次拆壩結合工程以及生態調查，可作為國內拆壩工程與生態環境之典範。拆壩時整體生態系反應已發表於國際期刊 *Aquatic Science*，該研究指出為減低拆壩對於溪流生態之衝擊，最佳拆壩時間點配合工程以及生物的角度應選擇於洪水季節前(Chang et al. 2017)。

雪霸國家公園區內的集水區也是臺灣中部地區水資源的主要供應區，但山坡地的超限利用及濫墾的現象會使水質受到污染。大甲溪德基水庫因上游山坡的墾植蔬果，導致水土流失，水庫的壽命減短。過度的使用肥料與農藥，也使水庫的水質呈現優養化，使得水資源的供應及品質受到潛在的威脅。武陵溪流生態系受濱溪岸土地利用之影響甚鉅(圖 1-2)。根據王敏昭(2003)對武陵地區土地利用型態調查之研究成果顯示，七家灣溪沿岸之農業行為與人為活動確已對水質有所影響。營養鹽在水中之不同分布型態，如溶解態及底泥態，決定其對生物之毒性或被生物攝食之可能性。農田中的肥料常在大雨沖刷後流入河川，造成溪水中的營養鹽濃度上升，進而影響臺灣櫻花鉤吻鮭之主要棲息之溪流。林幸助等(2008)已發現七家灣溪沿岸的點源污染源，主要來自於觀魚台附近的山溝水，因流經果四與果五區果園與露營區而有高濃度硝酸鹽。山溝水所流入的七家灣溪一號壩及三號壩間是臺灣櫻花鉤吻鮭數量最豐富之溪段，因此亟需進行此點源污染源的生態監測。Peng et al. (2012)的研究指出七家灣溪中硝酸鹽的來源除了觀魚台附近的山溝水之外，農作土壤中來源亦非常重要。過去的研究也發現水體硝酸鹽濃度會導致七家灣溪流內絲狀綠藻的大量繁生(Yu and Lin 2009)，然而絲狀綠藻大量繁生並不有利於水棲昆蟲攝食，且可能導致造成優養化的發生。自 2006 年雪霸處進行 8.1 公頃農地回收後，硝酸鹽濃度已有明顯下降(Peng et al. 2012)。2016 年 4 月初在武陵農場發生山林大火，火災發生後的水質監測數據顯示，導電度、

亞硝酸鹽氮及總有機碳之濃度增加較多，尤其是總有機碳更遠高於過去所量測的數值(官文惠等 2016)，顯見人為活動以及自然環境變動對於水質的影響，因此持續監測水體營養鹽濃度是非常重要的。

物理棲地的改變對於溪流生物影響更是明顯。在美國聯邦跨部會河川復育工作團隊(FISRWG, 1998)所完成之「河川廊道復育」中指出，對河川生態系具有重要互動關係之非生物因子，包括流況、水溫、遮蔽、溶氧量、pH 值及河床底質等項。河川物理棲地類型直接受河川底質之粒徑組成所影響，而河川底質則與河川流量、河床坡度及泥沙來源息息相關。颱風洪水使武陵溪流河道產生相較以往較為激烈之變化，而對應之河川物理棲地組成亦有明顯變異。Hsu et al. (2010)整合分析 WLTER 長期監測資料，發現影響臺灣櫻花鉤吻鮭數量變動最主要因素是水中物理化學因子，其次是底質組成。雪霸國家公園管理處曾於 2000 至 2001 年間陸續完成高山溪四座防砂壩之壩體改善工程，以改善水溫升高與鮭魚族群阻隔之衝擊。Chung et al. (2008)發現改善防砂壩對於櫻花鉤吻鮭的族群成長有正面效益。其可能原因除了將阻礙鮭魚游動之障礙移除外，改善壩體後因淤沙移除而使得溪流大小漂石(直徑>25.6 cm)比例增加，因大石邊際層阻抗水流，進而提升鮭魚抗颱風洪水之能力。雪霸國家公園管理處亦分別對七灣溪防砂壩改善順序以及七家灣溪一號防砂壩改善進行研究(葉昭憲，2007、2008)，並已於 2011 年五月底完成一號防砂壩的拆除工程。根據歷年高山溪四座防砂壩改善後之河道調查資料，拆壩對壩體上下游河道產生的影響，若無其它因素干擾(木質殘材或崩塌地)，則此河道環境及棲地組成之變化需要一年半到三年的時間才可達到大致穩定之狀態(葉昭憲，2011)。2015 年在經歷颱風後雖然一號壩、繁殖場等測站高程有變化，但是底質組成在經歷幾次颱風過境後，仍以卵石為主，且趨向大顆粒底質的組成，有利於鮭魚生存的底質條件(葉昭憲，2015)。底質組成在 2016 年研究發現，歷經颱風及較強降雨事件後，河道高程棲地變化稍為顯著且多處河道發生流心改變或分流，顯見颱風洪水對於物理棲地的影響較大(官文惠等，2016)。如今，七家灣溪一號防砂壩拆除已邁入第七年，殘留壩體與岩層間較為穩固，因此該處河道局部地形變動較小，但是受到颱風洪水的影響，遠離壩體的河道變化仍大。因此，在拆壩後溪流河川作用是否使底質組成趨於穩定以及後續生態效應仍需持續密切關注，

溪流中流量往往為溪流生物的主要影響因子。降雨及流量除直接影響棲地

環境，包括河床型態、流速、水溫等，也影響著營養鹽的循環、交換與流域內營養鹽收支平衡，更會對臺灣櫻花鉤吻鮭的食物鏈造成影響。除了流量之外，水溫亦是影響臺灣櫻花鉤吻鮭生殖(12°C)與生存(16°C)的重要環境因子(林幸助等，2008)。柳中明與蕭代基(2009)在氣候變遷國家通訊報告中指出，21世紀末臺灣地區的平均溫度值相對於20世紀末的平均溫度，約將增溫2.3°C；較嚴重的情境下，可能將增加到2.5°C；在溫室氣體排放顯著減緩的情境下，仍可能上升1.5°C。因此監測七家灣溪流域水溫，尤其是季節性變化與極端事件如颱風洪水的衝擊，配合臺灣櫻花鉤吻鮭族群調查，將有助於瞭解棲地水溫環境之變化，並藉此掌握臺灣櫻花鉤吻鮭可能活動之範圍。藉由實際觀測之水溫資料，瞭解各種影響水溫變化機制，如濱岸植群覆蓋度之遮蔽效應、人工壩體的增溫效應以及氣溫或輻射增溫的速率，對於保育臺灣櫻花鉤吻鮭是必要基礎，並可因應全球氣候變遷狀態下可能發生的問題並提供可能因應方案。

對武陵溪流生態系影響最大的是颱風所帶來的洪水(林幸助等，2008)。颱風對溪流生物的群聚、食性與死亡率均有顯著的影響(Wiley and Joseph 1994)。柳中明與蕭代基(2009)指出臺灣地區過去百年豪大雨頻率呈現增加趨勢，來襲颱風數量從20世紀中每年約有3.3個，在2000年以後明顯增加為每年約5.7個。2004年8月艾利颱風挾著豐沛雨量，重創七家灣溪生態環境，濱岸植群和附生藻類受到嚴重破壞，溪床變寬且上升，深潭減少，對當地生態造成衝擊，生態系統相從此明顯轉變。2005年全年豪雨不斷，從3月雪、7月強烈颱風海棠，8月中度颱風馬莎、輕度颱風珊瑚、強烈颱風泰利，9月強烈颱風龍王等接連多次的風災侵襲。這兩年連續的颱風對七家灣溪物理棲地、水質與生物的組成和數量造成巨幅改變。2006年夏天至2007年春天又發生聖嬰現象。夏天颱風的減少，暖冬加上春雨，皆對武陵溪流生態系造成影響。2008年已見到水生生物數量的回升，但復因9月颱風使得溪流生物數量再次下降，2009年又再次回升且持續到2010年。在2010~2011年間，因為颱風與降雨量較少，加上七家灣溪河岸開闊、溪岸植被覆蓋度低於往年，水溫提升，因此藻類大量繁生，導致2011年夏季有勝溪的藻類生物量約為歷年最高值的3倍之多。在全球暖化衝擊下，IPCC(Qin et al. 2007)預測未來全球暖化將持續加速，且異常極端洪流將變得頻繁，臺灣地區颱風所導致的洪流將明顯變多。2012年夏季的兩次颱風事件導致武陵地區大量降雨，尤其是八月的蘇拉颱風帶來的強烈暴雨使得七家灣溪一號防

砂壩上、下游高程、棲地及底質皆產生劇烈變動。此情況乃是拆壩與洪水事件的交互作用。在 2013 年蘇利颱風後，雖然七家灣溪物理棲地劇烈變化，但是調查發現因拆壩而造成的溯源侵蝕終點仍停留在壩上 800 公尺，顯示拆壩對於底質影響範圍有限，且自然洪水破壞力範圍及規模遠大於拆壩事件(林幸助等，2013)。2016 年水棲昆蟲研究發現，雖然一號壩體改善工程對七家灣溪的水棲昆蟲群聚產生約 2.5 個月的短期負面直接影響，導致數量和多樣性下降等同遭受一場小型洪水的衝擊，但是拆壩後五年連續監測發現每年水棲昆蟲多樣性波動範圍已逐漸縮小(官文惠等，2016)。Chang et al. (2017) 認為七家灣溪的生物高度適應自然流況，而水棲昆蟲或是臺灣櫻花鉤吻鮭他們生活史重要階段會避開洪水期間，推論能透過最佳的拆壩時間點選擇，來達到減輕拆壩過程對於溪流生物的影響。因應未來氣候變遷，極端氣候常態化之下，可能會破壞溪流生物適應溪流流況，進而導致生物族群損失，因此了解環境與生物間的關聯性需持續進行。此舉將有助於管理單位因應大自然干擾及後續拆壩保育措施的處理策略研擬和教育解說教材編撰。

為瞭解長期生態過程與環境變遷對武陵地區生態系之影響，本計畫將利用生物、物理棲地與化學水質所建立之資料，透過建構生態模式、空間統計或其他多變值分析方法，描述生態系之時空演變過程，瞭解環境變化(包含自然及人為因素)對於生態系之互動關聯，因此有必要以整合計畫的方式長期監測，以能夠提供雪霸國家公園管理處在武陵溪流生態系管理上之參考及依據。

(二) 棲地復育與壩體改善長期監測

從 2005 年開始，雪霸國家公園管理處為實質整合，推動「武陵地區長期生態監測(WLTER)」整合計畫，依食物網結構具體整合七家灣溪相關研究題目，於共同測站與共同時間進行採樣，開始監測包括水溫、流量、物理棲地、水質、藻類、沿岸植被、陸棲與水生昆蟲、兩生、爬蟲、哺乳類、魚類與鳥類等時空動態變化(林幸助等，2005)，並擬定長期目標從小到大建構不同尺度之生態模式。2006 年 WLTER 計畫彙整過去近 20 年臺灣櫻花鉤吻鮭監測資料，完成族群尺度的臺灣櫻花鉤吻鮭年齡群矩陣模式(林幸助 等 2006；Chung et al.，2007)。2007 年 WLTER 計畫擴大尺度完成武陵地區溪流水域生態系食物網模式以及食物鏈能量流營養階層傳輸與呼吸模式(圖 1-3、1-4；鄭侑展，2007)，並開始探討颱風洪水

對於棲地與水生生物的衝擊(林幸助等, 2007)。該計畫估算出武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭當前生態承載量約為 5,800 尾, 與 2008 年及 2009 年少颱年所觀測到之族群數量 5,321 尾及 4,545 尾頗為符合。該計畫同時發現七家灣溪之支流高山溪改善防砂壩改善棲地後對臺灣櫻花鉤吻鮭族群有正成長的效益(Chung et al., 2008)。此項發現因為有實際數據當佐証, 在國際間亦是非常難得的資料, 榮膺當期 *Zoological Studies* 的封面文章。2012 年, 國七家灣溪臺灣櫻花鉤吻鮭及其溪流生態系模式亦發表於 *Aquatic Biology* 期刊, 指出控管農業活動與維持濱岸植被乃是保育臺灣櫻花鉤吻鮭的優先方針(Lin et al. 2012)。

2008 年 WLTERM 計畫探討濱岸土地利用與聖嬰年之少颱暖冬春雨等效應對於溪流生態系的影響(林幸助等, 2008), 發現流量實為武陵地區溪流生態系主要驅動力, 對溪流生態系造成連鎖的層階效應(Chiu et al., 2008)。同時為因應日後氣候變遷之可能衝擊, 開始建立水文、水溫與氮磷元素通量等環境模式, 為爾後發展氣候變遷對七家灣溪溪流生態系影響預測模式先行鋪路。該計畫(林幸助等, 2008)藉由迴歸分析, 發現在時間上成鮭與幼鮭數量變化受到日流量影響最大; 亞成鮭數量變化則受前一季幼鮭數量影響。再藉由重疊分析(RDA)發現, 以附生藻類生物量、硫酸鹽濃度、碎石比例及水溫四項因子之解釋度最佳。臺灣櫻花鉤吻鮭數量與水棲昆蟲數量、硫酸鹽濃度與導電度呈現負相關, 但是與鳥類數量、深瀨比例以及大小礫石比例呈現正相關(林幸助等, 2009a)。該計畫亦藉由棲地評估程序及資料群集處理技術, 以及倒傳遞類神經網路建構幼鮭預測模式, 發現對預測夏季幼鮭數量較敏感因子為生化需氧量濃度、有機碳濃度、氮營養鹽濃度、碎石比例及前一年冬天成鮭數量。對冬季幼鮭數量較敏感因子則有 pH、有機碳濃度、碎石比例、大礫石比例及深瀨比例(林幸助等, 2008)。

2009 年開始, 武陵地區邁入生態系經營管理的新階段。依循從 2004 年武陵長期生態研究(WLTER)計畫所設立的監測系統與永久測站, 轉型進行生態監測並建立七家灣溪一號防砂壩改善前的背景資料, 持續監測觀魚台上游果四與果五區高濃度硝酸鹽山溝水點源污染(林幸助等, 2009b)。該計畫發現石附生藻類生物量仍以有勝溪最多, 而七家灣溪觀魚台測站因受高濃度硝酸鹽污染, 生物量次之。水質監測與水棲昆蟲結果皆顯示, 人為活動較密集區與農耕密集區附近之測站因營養鹽濃度與導電度較高, 水質相對較差。2009 年臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量達到 4,545 尾, 顯示當年颱風對鮭魚數量的影響不大, 可能與颱風路徑沒有直

接影響武陵地區所致，但已趨近了先前鮭魚最大承载力預估值。然而我們也發現了高山溪殘材壩已明顯地限制了鮭魚群的自由移動，因此建議以不擾動環境方式切開殘材處理。2010年起為因應七家灣溪一號防砂壩壩體改善，針對防砂壩壩體改善前的生態環境建立背景資料，屆時可與防砂壩壩體改善後之生態環境資料進行比較分析。利用水棲昆蟲快速生物評估法 II，發現七家灣溪的棲地評比維持無損害與中度損害之間。魚類夏季普查發現臺灣櫻花鉤吻鮭總計 3,377 尾，在族群結構上形成金字塔型的族群結構，顯示族群仍屬穩定(林幸助等 2010)。

2010~2011 年間幾乎沒有颱風事件侵襲武陵地區，無論是藻類生物量、水棲昆蟲密度乃至生態系高階的臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量皆創下歷年新高。又因 2011 年五月底，雪霸處順利完成七家灣溪一號防砂壩壩體改善工程，開通臺灣櫻花鉤吻鮭的生態棲地廊道。一號防砂壩壩體改善後直至 2012 年蘇拉颱風暴雨之前的七月，鮭魚族群數量又增加為 5,479 尾，顯示當時臺灣櫻花鉤吻鮭的數量已接近生態承载力，棲地狀況良好。會限制鮭魚族群的高山溪殘材壩已於 2012 年初經雪霸處之裁切處理，之後又經八月蘇拉暴雨沖刷，殘材壩均已消失。然而蘇拉颱風的暴雨事件使得鮭魚族群數量下降至 3,764 尾，這也是七家灣溪的臺灣櫻花鉤吻鮭首次在洪水事件影響過後可以不受七家灣溪一號壩的阻隔而回到中游。2013 年秋季普查結果顯示臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量跟颱風前相比減少了約三分之二。2014 年無颱風侵襲武陵地區，因此鮭魚族群數量逐漸復原。雖然數量仍在一千多尾，但是其中小魚佔了近七成的數量，前景仍相當樂觀。2015 以及 2016 年因棲地漸趨穩定，鮭魚族群數量回升至接近三千尾，且族群結構呈現中胖桶型族群結構，可說是漸趨穩定。

Hart et al. (2002)認為 (圖 1-5)，拆壩數十年後，當河道逐漸穩定後，原本河道覆蓋的區域在水位下降後，濱岸植群逐漸演替，河道周圍逐漸恢復自然樣貌。在空間上，因為少了壩體的阻隔，增加了魚類往上游移動的頻率。雖然拆壩短期效應已可確定(圖 1-6)，仍須持續監測以釐清壩體改善後的長期效應，以期在未來建立拆壩後長期環境與生物的指標。Nakamura and Komiyama (2010)研究發現在壩體改善後，鮭魚在壩體上、下游之間移動頻率有增加的現象；因為鮭魚移動頻率的增加，壩體上游流域棕熊捕食鮭魚的頻率也隨之增加。自七家灣溪一號防砂壩拆除後，臺灣櫻花鉤吻鮭的移動頻率增加，並觀察到臺灣櫻花鉤吻鮭通過拆除後的一號防砂壩往上移動，代表一號防砂壩拆除後確達到開通生態廊道的

目的與效益(林幸助等,2011)。本研究透過七家灣溪一號防砂壩壩體改善前:2010年、改善中:2011年以及改善後:2012、2013年,環境與生物群集的長期研究,以尋求減輕對生態系造成衝擊的最佳方法,研究發現壩體改善時間點若選擇在洪水季節前,可以減輕工程對於溪流生物所造成的影響。此研究結果已發表於國際期刊 *Aquatic Science* (Chang et al. 2017)。然而,除了中期的生態反應外,壩體改善工程完成已歷經7年的時間,持續研究調查可以了解壩體改善工程長期的生態效應。

在水文與物理棲地方面,對於生態功能下降或喪失的河川,美國國家研究委員會(National Research Council, Council and Studies 1992)的水棲生態復育小組(Committee on Restoration of Aquatic Ecosystems: Science, Technology, and Public Policy)認為,只要針對造成此情形之溪流壓力加以改善,即可達到復育溪流的目的。河川棲地復育工作之最基本要求,是增加河川在型態、水文及輸砂等方面之局部變異。在理想狀況下,棲地改善工程應針對渠道穩定(包括河床及河岸)、水力狀態之影響(如流速或水深)、以及河道之暴雨含量等三方向加以評估(Hey, 1996)。其中,增加河川型態之多樣性不僅有助於河川本身之承載力,並且能提供魚類生命週期中各階段所需之棲息環境(Hsu et al., 2010)。多樣性之河川型態也可提供給河川周圍賴以生存的動植物所需的自然歧異性,直接或間接地對所欲保育的河川生物提供更佳的棲息環境(Larsen, 1996)。Magilligan(2016)研究發現拆壩後,雖然經歷極端洪水使河道淤積,但壩體改善後的上游兩個河段發現四個改善前沒有被發現的物種。Davis 等人(2017)的研究證明拆除低壩後,藉由魚類食物網機制轉變以及沉積物污染物的濃度變化,可以有效地減少生態系統的污染。因此拆壩除了改變溪流內的生物活動、增加水域以及陸域食物網的連結,也可以加速汙染沉積物的傳輸。Grant and Bromley (2007)則認為,將淤滿壩體移除後,會在原淤積區產生侵蝕深槽重現、下刷與側向擴展以及泥沙迅速輸送至下游,而這些變化的時間長度與輸送泥沙量及移除後河川流量有密切相關。近年來河川生態環境之數值模擬也成為重要研究議題,藉由水理模式計算不同流量下各斷面流速與水深分布,並透過棲地模式中目標物種之棲地適合度曲線及各分區流速及水深之對應指數,進而求得該區域之加權可使用棲地面積。可利用一維水理棲地模式 PHABSIM (游政翰, 2007)探討鮭魚在不同水文條件下的族群反應。張志豪 (2013)根據清華大學曾晴賢教授所提供魚類現資料進行適合度分析,

結果顯示鮭魚對於棲地環境的偏好在壩體改善後皆有增加。蘇威鴻(2016)蒐集有勝溪之流量資訊、棲地數據，並以利用河川棲地二維模式(River2D)探討有勝溪一號壩上、下游之臺灣櫻花吻鮭棲地權重可利用面積。

臺灣櫻花鉤吻鮭棲息地之水質條件對魚隻數目有相當大之影響。張石角(1989)與陳弘成(1998)研究指出臺灣櫻花鉤吻鮭對水質的要求如下所述，溫度是最直接影響鮭魚的生存條件，鮭魚生存最適溫度在 5~17 °C 為最佳，孵化時 7~12.5 °C。亦可透過水溫，預測鮭魚之數目，並建構水域管理之模式(Huang et al., 2011)。pH 值介於 6.5~8.5 時對魚類生產力最好，鮭魚最適水中導電度條件介在 120~450 $\mu\text{mho/cm}$ 之間。冷水性鮭鱒魚類對溶氧的需求在 7 mg/L 以上或飽合度 85% 以上，濁度要求在 5 NTU 之下。生化需氧量在甲級河川水體其生化需氧量值規定於 1 mg/L 以下，鮭鱒魚類對水中生化需氧量的濃度可忍受在 1 mg/L 以下，孵化時忍受值更低為 0.6 mg/L 以下。硝酸鹽於水體未污染之上限濃度為 0.5 mg-N/L，鮭鱒魚類對水中硝酸鹽的濃度可忍受在 2 mg-N/L 以下；鮭鱒魚類對水中亞硝酸鹽的忍受濃度為 50 $\mu\text{g-N/L}$ ，孵化時則需低於 30 $\mu\text{g-N/L}$ (陳弘成，1998)。歐盟(Directive 2006/44/EC)則訂定亞硝酸鹽氮上限為 3.0 $\mu\text{g-N/L}$ (表 1-1)。在氮的部分，當 pH 值過高水中氮會以劇毒性之非離子狀態存在，對魚類造成影響，故陳弘成(1998)建議水中氮濃度應小於 12.5 $\mu\text{g-N/L}$ ，歐盟(2006 年)則嚴格訂定水中非離子態氮濃度須小於 4 $\mu\text{g-N/L}$ ，總氮濃度須小於 30 $\mu\text{g-N/L}$ (表 1-2)。冷水性鮭鱒魚類對氯極為敏感，水中氯濃度須小於 0.3 mg/L。磷關係著水質優養化的發生，溶解性磷酸鹽水體未受污染之上限濃度為 0.01 mg/L，鮭鱒魚類對水中磷酸鹽的忍受濃度為 10 $\mu\text{g/L}$ 。

內政部營建署已於 2007 年評選七家灣溪為重要國際濕地，亦於 104 年正式施行濕地保育法後，七家灣溪之水質監測更為重要。在經營觀光同時對於環境保護亦然重要，為達到明智利用之意義，訂定水質排放與抽取量標準以及河川水質之管理目標。根據標準規定，排放於七家灣溪流流域之水質標準，氨氮不得超過 7.5 mg/L，硝酸鹽氮不得超過 37.5 mg/L，總磷不得超過 2 mg/L，生化需氧量不得超過 22.5 mg/L，水溫則以當季調查之平均溫正、負 2 度，pH 為調查平均值之正、負 1。其中七家灣溪水質之標準依照歷年雪霸計畫分析之數據作為基準在訂定未來水質管理之目標標準，其規範項目包含氨氮、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、生化需氧量、pH 值、溶氧、導電度、濁度、磷酸鹽等項目，如表 1-2 所示。

農業活動最常施用之肥料包括氮肥、磷肥以及鉀肥等，極容易導致水體營養改變。這些施用在土壤中的物質進入溪流主要路徑包括滲淋、沖蝕以及降雨逕流三種方式(Tang and Liu, 2008; Ham et al., 2010)。其中鉀肥及其他陽離子，將造成溪水導電度升高，而氮肥及磷肥則是水中藻類之營養鹽來源(Ouyang et al., 2011)。WLTER 計畫已找到七家灣溪的農業點源污染源(Chang et al., 2010; Kuan et al., 2009; Chang et al., 2008; Peng et al., 2011)，是來自於觀魚台上游果四與果五區的農場與露營區。Peng et al. (2012)的研究也指出七家灣溪中硝酸鹽輸入除了觀魚台附近的山溝水之外，農業施肥自土壤淋溶到溪流中的來源也很重要。正因如此，亟需長期進行生態監測，以維護臺灣櫻花鉤吻鮭最重要的棲息水域(林幸助等，2008; Peng et al. 2012)。

優養化對水域的立即影響是藻類的大量生長，因此藻類是水域環境的重要指標，本身的腐敗分解也會影響水質。由 TDI 及 DAIPo 兩種矽藻指數，一致顯示武陵水質冬季較夏季差，且有勝溪是武陵溪流中水質最差的，而高山溪水質則是最好的。七家灣溪下游與有勝溪可能因農地的施肥導致營養鹽濃度高於其他溪流而有優養化的現象(林幸助，2003；于淑芬，2004；簡麗鳳和林幸助，2004；Yu and Lin，2009)。武陵農場為臺灣高冷夏季蔬菜及溫帶高經濟果樹主要產地。李培芬(1996)指出武陵地區果園面積佔地約 51.35 公頃、蔬菜園區佔地約 47.06 公頃。2008 年 WLTER 計畫清查果菜園僅餘 11.1 公頃(林幸助等，2008)。王敏昭(1997)指出武陵農場緩衝林帶(七家灣溪舊河道)下坡段處之土壤 EC 值較上坡及中坡段相對為高，顯示武陵農場之種植果樹、蔬菜多年施用之肥料，已沖刷滲流至武陵農場緩衝林帶下坡段處，且在該處聚積；同時，武陵農場梨樹區表土含最高之可溶性鹽類，茶區含最高之陰離子鹽類營養源，而作為七家灣溪濱岸保護帶之草原區，則無大量可溶性肥料營養鹽沖刷滲濾至此。WLTER 計畫已利用穩定性氮氧同位素技術確定七家灣溪流域的農業點源污染源主要來自於化學與有機肥料(林幸助等，2008)。

溪流底棲藻類為武陵溪流最主要基礎生產者。在溪段空間尺度下，Biggs (1996)認為水流、底質、營養物質交換為影響藻種組成及生物量的主要變因，其中水流為最直接的影響因子。Stevenson(1996)也認為水流是影響底棲藻類群聚變異最重要的因子。短期來看，附生藻類在受到拆壩水流衝擊後，幾週過後即可回復至拆壩前的水準；而長期來看，拆壩後藻類生物量的年平均生物量反而較往

年低(Orr et al., 2008)。Thomson et al.(2005)的研究則指出，拆壩後影響藻類生物量的主要因為溪流底質穩定度，拆壩的七個月後，隨著河床底質的穩定，藻類生物量才能恢復至拆壩前的水準。本計畫 2011~2012 年於七家灣溪一號防砂壩壩體改善密集監測中的結果顯示，在壩體改善後一個月內，石附生藻類群集組成於一號壩上、下游間都是有差異的，但在一個月後便可回復。可見壩體改善對藻類的影響並不大，反而受到暴雨事件的影響更為嚴重(林幸助等，2012)。然而，七家灣溪一號防砂壩壩體改善後的長期效應仍需持續監測，才能瞭解底質環境改變會如何影響藻種組成，因為藻類為生態系統中基礎能量來源，不同藻種能傳輸到較高營養階層的能量可能有差異，因此瞭解環境條件與藻種變化的調控機制是研究生態系食物網的基礎。

過去在農委會與雪霸國家公園管理處支持下，陸續有武陵地區水棲昆蟲相與相關生態的研究報告(黃國靖，1987；楊平世等，1986；楊平世及謝森和，2000)。目前武陵溪流水棲昆蟲可達 6 目 40 科 70 分類群。與 2000 年報導 40 分類群相比，此地區的物種數逐年微量增加，雖可能因測站及採集月份增多有關，但每樣站仍可採到 40 分類群，全年的物種數 57~67 分類群，暗示我們所採的樣本中已包含了此地水棲昆蟲群集的所有(或幾乎所有)物種數了。就物種數及科數而言，七家灣溪棲地並沒有劣化(林幸助等，2009b)，也充分顯現出棲地保育的績效。水棲昆蟲數量之研究數據顯示，在歷經較嚴重的洪流，可能未來會造成水棲昆蟲群集中體型較大物種之比例下降(Chiu and Kuo, 2012)。水棲昆蟲歷經了 2003 年無颱風的年度，數量及生物量於 2004 年 2 月達到高峰，但往後幾年也明顯受到颱風季節及梅雨季節所造成的洪流影響而呈現下降趨勢，影響隔年水棲昆蟲組成拓殖回復之方向。一些體型較大的物種，已逐漸減少；而被替換成體型較小的物種，生物量下降，且由底棲幼蟲、成蟲羽化之組成再次驗證颱風季節對昆蟲群集結構及組成之影響(郭美華，2008)，而由歷年中大型食餌數據也證實了洪流對昆蟲群集結構及組成之衝擊(郭美華，2009)。就整體趨勢而言，若當年度有發生洪水，將導致來年年初中大型食餌密度下降(Chiu and Kuo, 2012)。由過去研究發現洪流減弱，長角石蛾 *Stenopsychidae*(大體型物種)會增加及黑管石蛾 *Uenoidae* 回復採樣之記錄，我們認為毛翅目這二物種可作為極端洪流的生物指標(郭美華，2012)。

季節性的颱風及暴增的流量(Chiu et al., 2008)，使棲地評等結果顯示在颱風

及洪流衝擊後會趨向劣化，各測站多樣性指數也受到影響(林幸助等，2009)。2003~2017年以快速生物評估法 II (Rapid Bioassessment Protocol II, RBP II) 作為棲地評價標準，並以武陵地區之高山溪為無干擾參考站(Plafkin et al., 1989)。在流量暴增後，評等由無損害降至中度損害。洪流擾動過後，雖然物種會有減少現象，但是對洪水較具抗性的物種與恢復較快的物種，兩者之間生態功能的轉換，是維持溪流生態功能的重要機制；然而，颱風及梅雨季節的洪流發生的時間點、頻度及強度則會影響生態功能是否能正常運作(Chiu and Kuo, 2012)。同時，颱風季後中大型食餌水昆、導電度、pH、濁度及水溫是影響臺灣櫻花鉤吻鮭族群變動的主要因素(郭美華，2017)。一號壩壩體改善工程對七家灣溪的水棲昆蟲群集產生約 2.5 個月的短期負面直接影響，等同遭受一小型洪水的衝擊，導致數量及多樣性下降(Chiu et al., 2013a)。拆壩後的洪水事件，顯現出受到洪水及改善工程的影響，可能進而改變水棲昆蟲的棲息環境，引起食物鏈和生態結構的逐步變化(Chiu et al., 2013b)。拆壩後，五年連續監測發現，水棲昆蟲的多樣性波動範圍已逐漸縮小，顯示逐漸有回穩之趨勢(郭美華，2017)。由此可知，拆壩後雖然水棲昆蟲可以在短時間內透過生態功能轉換的方式恢復，並維持生態功能正常，但是拆壩的後續影響時間仍需要持續監測。

臺灣櫻花鉤吻鮭的族群數量調查資料相對於其他生物而言，不但較早開始，也較為詳盡。在 1986 年紀錄 646 尾，1987 年紀錄 1,757 尾(林曜松等，1988；1990)。隨後因天然環境破壞，族群數量開始減少，至 1991 年冬天僅存 600 尾左右(林曜松等，1991)。自 1992 至 1994 年間，缺乏例行的族群數量監測，其數量和分佈範圍之變化未有精確的追蹤記錄，至此，學者認為防砂壩對鮭魚族群有四點影響，包括幼鮭較易受到環境變動的影響而升高死亡率；防砂壩阻礙了被暴雨沖刷至下游的鮭魚回到上游的機會；鮭魚在七家灣溪的分佈經由棲息地惡化而改變；具有適合棲地的溪段減少，因而增加小鮭魚族群局部絕滅的機率(戴永禎，1992)。直到 1994 年 5 月，在雪霸國家公園管理處的委託下，始重新進行鮭魚族群普查(曾晴賢，1994)。歷年結果綜合如下：

1. 颱風會造成臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量遽減 1/3 左右，並且將上游族群沖到下游，導致上游魚群減少而下游魚群增加。如此將使上游族群基因庫縮減，增加近親交配之可能，導致族群日趨衰弱；而下游族群可能由於棲息條件不佳，導致出生率下降，死亡率提高。

2. 颱風造成幼魚之死亡率高於成魚。幼魚無論在游泳、覓食、忍飢及躲避災害等各方面的能力均劣於成魚，因此對於優良棲地與避難所的需求也就更為殷切。
3. 比較颱風前後各防砂壩間族群數量之變化。在每一個壩與壩之間，魚群傾向於集中在最靠近防砂壩下沖蝕潭附近的河段，推測原因可能是因棲地較為良好。而秋季魚群集中的程度較春季為高，可能是為求較低水溫產卵，而使魚群往上游低水溫河段移動，但卻因受阻於防砂壩而造成族群更加集中之現象。
4. 在颱風與防砂壩共同作用之下，臺灣櫻花鉤吻鮭族群的存續已面臨嚴苛的考驗。因此高落差之防砂壩或殘材壩應予以拆除或改善，促進上下游櫻花鉤吻鮭的基因庫，以避免臺灣櫻花鉤吻鮭滅絕。

近年的結果顯示，由於 2006 年幼魚的族群數量更新良好，且櫻花鉤吻鮭的族群變動仍然主要受到風災與攔砂壩的影響。在 2007 年的秋季普查結果上，魚群總數為 2,009 尾，族群的波動較不劇烈。到了 2008 年夏季的調查發現，鮭魚的族群數量達到了進行調查工作以來的歷史次高 5,321 尾，其中一齡的幼魚數量達到 3,758 尾，且多集中於七家灣溪二號破壩至三號壩之間。但是夏季調查過後，七家灣河流域又面臨了卡玫基(Kalmaegi)與辛樂克(Sinlaku)等數個颱風的劇烈影響，雖然夏季族群數量大增至歷史新高，但在連續風災過後減少 40.8%的族群，幼魚損失最為嚴重(50.1%)，但總數仍維持在 3,000 尾以上(未含高山溪及一號壩以下河段族群)。而近年來族群數量增加與放流河段並無關連，但先前放流保育擴展了分布河段，並穩定了上游族群，顯示族群對連續重大風災衝擊抗力較高。2009~2012 年初整個武陵地區可謂是風調雨順，鮭魚的族群量亦不斷攀升，至 2011 年秋季以及 2012 年夏季調查達到歷史最高點，並已接近七家灣河流域所預估的最大承載量。但 2012 年八月的蘇拉颱風 (Saola) 的降雨為武陵地區帶來相當大的洪水事件，大多數河道因風災洪水沖刷或泥沙淤積而改觀，鮭魚族群數量也受到衝擊而減少約三分之一。由於 2012 年蘇拉颱風洪水影響，使得武陵地區七家灣溪河床變得相當不穩定，再經歷 2013 年七月的蘇力颱風 (Soulik) 所帶來的洪水事件影響，造成河道的側向侵蝕與崩塌，使棲地環境改變甚大，多數深潭與峽谷地形被填滿。2013 年秋季普查結果顯示臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量跟颱風前相比減少了約三分之二。2014 年無颱風侵襲武陵地區，因此鮭魚族群數

量逐漸復原。雖然數量只有一千多尾，但是其中小魚佔了近七成的數量。2015 以及 2016 年鮭魚族群數量回升至接近三千尾，且族群結構呈現中胖桶型族群結構漸趨穩定。由此可知雖然族群處於高承載量並暴露在極端洪水事件下，但是一號防砂壩拆除可以提升臺灣櫻花鉤吻鮭的回復力。儘管如此，七家灣溪生態系在極端氣候與現存壩體雙重威脅下(Battle et al. 2016)，鮭魚族群所面臨的潛在威脅，是保育鮭魚重要的課題。在未來極端氣候常態化下，拆壩後長期環境與生物的監測，可以更好預測極端氣候對鮭魚族群的衝擊。

在一號壩拆除後，植食性的臺灣鏟頰魚和肉食性的櫻花鉤吻鮭數量均增加，因此在溪流食物網中蝌蚪同時增加競爭者與掠食者。兩種魚類對於兩生類蝌蚪而言，若競爭者影響力強，則蝌蚪的生長速度可能降低；若掠食者的影響大，則蝌蚪的數量會降低；蛙類蝌蚪可能因掠食者的種類而改變其外表體型和行為(Relyea 2001)。七家灣溪的蝌蚪已知會因處在的溪段流速不同而有不同的含沙量。掠食者和競爭者的增加，可能會改變蝌蚪的覓食行為，進而改變其胃含物中無機物含量；亦可能造成其外型的改變。盤古蟾蜍可能因為皮膚毒性能有較佳的禦敵能力。因此未來研究透過檢視兩生類蝌蚪是否受到魚類數量增加以及環境改變，而有數量上、生態區位上或是形態上的改變。

溪流指標物種河烏(*Cinclus pallasii*)溪鳥會因為拆壩造成的砂石沖刷而有移動現象，因此建議溪流施工應避開河烏的繁殖季(武陵地區是 1-4 月)，可將影響減到最輕；而颱風引發的洪水會擴大拆壩效應會使河烏族群往更上游移動。拆壩後，臺灣鏟頰魚(*Onychostoma barbatulum*)透過壩體缺口到達上游，魚類調查顯示不論臺灣櫻花鉤吻鮭或臺灣鏟頰魚的數量都有增加趨勢(曾晴賢和陳彥谷，2012)。本研究預期，一號壩上游的臺灣鏟頰魚數量增加，或可緩和臺灣櫻花鉤吻鮭被河烏捕食的壓力，成為拆壩的長期效應之一。研究發現，影響河烏繁殖的關鍵並非洪水的強度，而是發生洪水的時間(Hong et al., 2016)。同時，洪水改變河烏移動行為，從主流往流量較小的支流移動，移動距離遠超過平常的活動範圍，研究顯示有勝溪是七家灣溪河烏族群在洪水期間重要的避難所(Hong et al., 2017)。

(三) 計畫目標

本計畫具體研究內容及擬解決問題為：

1. 按照濕地生物多樣性監測系統標準作業程序(林幸助等, 2009c), 監測武陵地區流域的長期生態過程, 探討其變化機制。
2. 臺灣櫻花鉤吻鮭族群、年齡層與歷年動態變化之分析。
3. 比較七家灣溪一號防砂壩壩體拆除後七年後, 棲地改善前後之生態差異。
4. 溪流水棲昆蟲群集、生物量與歷年動態變化之分析。
5. 溪流藻類群集、生物量與歷年動態變化之分析。
6. 溪流水質與歷年動態變化之分析, 至少需包括 pH、導電度、濁度、生化需氧量、總磷、氨氮、硝酸氮與亞硝酸氮等項目。
7. 溪流物理棲地歷年動態變化之分析, 項目包括河道斷面、棲地底質、棲地類型、水文與泥沙量。
8. 溪流兩生類以及鳥類族群動態
9. 建立與國際接軌之武陵地區生態資料庫。
10. 需將所收集生態與環境資料作整合分析, 並依食物網架構作綜合研判。武陵地區經營管理(保育、育樂、教育)策略之擬訂。

因此, 本計畫的工作重點項目除了長期監測與研究包括物理棲地、水質與藻類、水棲昆蟲、兩生類、魚類與鳥類等主要溪流與濱岸生物群集外, 將繼續監測七家灣溪一號防砂壩壩體改善後的生態效應與動態變化, 建構拆壩穩定後之生態系食物網模式。以系統性的生態監測, 瞭解七家灣溪一號防砂壩改善後的生態環境與生物類群之短、中及長期變化過程, 並探討生物間以及生物與環境間的變化機制與生態效應。本計畫最終目的是期望所建構之武陵地區溪流生態系模式具有實際預測環境變遷與人為活動干擾之能力, 並與生態、環境的監測資料相輔助, 提供作為武陵地區溪流生態系與防砂壩改善工程經營管理之決策參考。

二、材料與方法

(一)研究測站

武陵地區位於臺灣中部，其中主要溪流為七家灣溪，與司界蘭溪匯集後即成為大甲溪上游，皆屬於德基水庫集水區。本計畫主要研究地點為武陵地區溪流，包括七家灣溪、桃山西溪、桃山北溪、高山溪及有勝溪(圖 1-7)，進行實地觀測、調查與探勘。同時亦在羅葉尾溪(#14)作年度生態監測與評估。武陵地區面積約 46 公頃，是一個由雪山山脈所圍繞成的山谷(圖 1-1)。南北走向呈葫蘆形的狹長谷地，終年平均氣溫為 15°C 左右。

依循在 2005 年 WALTER 計畫所設立的監測系統與永久測站，長期監測並整合先前研究所篩選出之重點監測項目，包括物理棲地、水文泥沙、水質、藻類、水棲昆蟲、兩生類、魚類與鳥類等時空動態變化資料，尤其是監測七家灣溪一號防砂壩改善後的長期生態環境變化。計畫研究重點在武陵地區三條主要溪流 6 個長期固定測站(圖 1-8)，包括：

1. 桃山西溪武陵吊橋上游之桃山西溪測站(測站#2)，位於桃山西溪之武陵吊橋前方約 50 m 處，河床底質為巨石，礫石及鵝卵石，上游有一防砂壩；
2. 七家灣溪二號壩測站(測站#3)，位於 2006 年武陵農場 8.1 公頃果菜園農地回收復育地之下游，河床底質為礫石及鵝卵石；
3. 觀魚台測站(測站#4)，位於武陵地區農業區的下流處，雪霸國家公園管理處往上游的河段，其河床底質也多為礫石及鵝卵石；
4. 臺灣櫻花鉤吻鮭繁殖場測站(測站#5)，位於高山溪及七家灣溪的匯流處，繁殖場旁的河段，河道較為寬闊，河床底質多為礫石及鵝卵石；
5. 高山溪一號壩之高山溪測站(測站#8)，位於高山溪已拆防砂壩上游方向 50 m，河床底質含砂量較高，且兩岸植被較密，陽光不易透入；
6. 有勝溪下游靠近遊憩區收費站之有勝溪測站(測站#9)，位於有勝溪旁之農業區的下流處，河床底質多為泥沙、礫石及鵝卵石，高度優養化，附生藻類繁生。

測站#2、#3、#4、#5 皆屬於七家灣溪，其中測站#2 與測站#8 類似，但測站#4 經過農業區之果園、茶園與菜園，與測站#9 之有勝溪類似，可以相對照。測站#5 為七家灣溪與高山溪之匯流處，可用以檢視匯流效應。自 2010 年起，同時在七家灣溪一號壩上、下游各 100 m 處設置測站#12 及#13，以監測七家灣溪一號防砂壩改善後的生態環境背景資料，其河床底質也多為礫石及鵝卵石。#14 為臺灣櫻花鉤吻鮭域外放流地點。

本計畫範圍內所設置的樣站座標

測站名稱	座標	
#2 桃山西溪測站	E 121°18'27.0"	N 24°23'52.9"
#3 二號壩測站	E 121°18'36.4"	N 24°22'55.7"
#4 觀魚台測站	E 121°18'38.0"	N 24°22'15.0"
#12 一號壩上游測站	E 121°18'41.9"	N 24°21'48.8"
#13 一號壩下游測站	E 121°18'41.9"	N 24°21'49.8"
#8 高山溪測站	E 121°30'75.0"	N 24°35'87.0"
#5 繁殖場測站	E 121°18'49.8"	N 24°21'16.1"
#9 有勝溪收費口測站	E 121°50'37.0"	N 24°58'15.0"
#14 羅葉尾溪測站	E 121°21'4.30"	N 24°23'40.4"

(二)採樣頻度

在武陵地區溪流生態監測頻度，依 Yu and Lin (2009)針對該地區石附生藻類的季節性變化可區分為春(3月)、夏(4~10月)、秋(11月)與冬(12~2月)四季。本計畫共同採樣時間將設在2、4、7、10月共4次。夏季颱風季節時頻度為颱風季節前1次(7月初)，以及颱風季後1次(通常是10月，監測颱風洪水效應)，一整年監測頻度總計為4次，但視實際需要增加監測頻度。羅葉尾溪之生態監測，於7月進行年度監測與整體評估。臺灣櫻花鉤吻鮭除於共同樣區及共同時間計數觀測外，於6月底及10月進行全流域計數調查。

(三)各子計畫採樣方法

下列為各子計畫材料方法之簡述。詳細材料方法，請參照各子計畫章節。

A. 藻類

石附生藻類生物量與群集測定

各測站石附生藻類監測，於不同微棲地(瀨、流、潭)隨機撿取 3 個 20 cm 左右大小相近溪底石頭樣本。刮下石頭表面的藻類，以丙酮溶液萃取，以分光光度計測量萃取液之吸光值後，計算所含葉綠素 a、b 與 c 濃度。微棲地的分類則依據福祿數判別。

B. 物理棲地

1. 河道地形變化趨勢：

分別測量河道縱向穩定以及河道橫向穩定

2. 物理棲地組成:本計畫延用過去數年 WALTER 群體計畫所設置之間距 20 m 穿越線，首先測定各河段之溪寬，其次於溪寬 1/4、1/2 和 3/4 處，分別量測水深、流速和底質粒徑，藉以判定棲地類別。最後利用不同觀測時段之各河段物理棲地組成，歸納其變動趨勢。在將底質分為六個類群：平坦表面(Smooth surface)、碎石(Gravel)、卵石(Pebble)、粗石(Rubble)、小型礫石(Small Boulder)、大型礫石(Large boulder)。

C. 水質監測

首先進行當地背景資料收集，包括該區各種的土地利用型態、面積、七家灣溪水文特性與雨量資料，依週遭林地的土地利用與農田的分佈採取溪流上、下游及匯流口處做為七家灣流域內各溪流的測站點，再進行檢定分析與因素分析，以利找出影響櫻花鉤吻鮭的相關水質參數與重新分配水質參數的權重，建立一個能快速反應該區溪流水質情況的新指標。

採集方法為河川水體採樣，實驗的分析方法依河川水質分析方法進行樣品的分析。在現場的水質分析項目有pH、溶氧、導電度等三個項目，實驗室測定項目為生化需氧量、濁度、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、氨氮、總磷、磷酸鹽、二氧化矽、總有機碳、硫酸鹽、氯鹽等11個分析項目。配合雪霸處對露營區的管理措施，增加分析界面活性劑使用情形。

D. 水棲昆蟲

各樣站在 50 公尺範圍內以定面積之舒伯氏水網(Surber sampler) (網框面積 30.48 × 30.48 cm，網目大小為 250 μm)在河域中採樣一次，每一樣點重複取樣六次。將採獲之水棲昆蟲以水盤承接並置入 70~75 %酒精中，攜回實驗室，將水棲昆蟲由碎屑砂

石中挑出，再使用分類檢索資料於顯微鏡下鑑定出分類群(taxa)並計算其數量(Kang, 1993; Kawai and Tanida, 2005; Merritt et al., 2008)。再利用 1).夏農-威納多樣性指數(Shannon-Wiener's index)；2).快速生物評估法 II(Rapid Bioassessment Protocol II, RBP II)；3).生物量，評估棲地現況。

E. 魚類

本研究除定期調查各固定樣點的魚類族群分布與數量外，於六月及十月間進行七家灣溪臺灣櫻花鉤吻鮭的全面族群數量普查，以浮潛方式目視辨別魚種和計算魚數，並分別記錄各調查溪段一齡幼魚、二齡中型成魚及三齡以上大型成魚的數量、分佈與棲地型態，以瞭解去年繁殖季節後新生幼魚加入族群數量與分布狀況及繁殖季節前成魚的狀況，並對照歷年的魚群數量與族群結構的變化以作進一步的分析。

F. 兩生類

每一測站於 50m 內設 3 條測線，日間於每條測線測量水面寬、水裡底石大小。於每條測線上溪水兩端距岸邊 1m 處及溪水面中央測量三組環境因子，包括水深、流速、水溫、覆蓋度，取平均值代表該測線之環境因子數值。生物量之調查則分為蝌蚪與蛙類兩類不同方法。蝌蚪的調查於日間完成而青蛙調查則是在夜間進行。此外，各項蝌蚪測量值和數目、發育期數等資料，均與 2004 年至 2012 年調查保存的蝌蚪作比較，以了解壩體改善前後之改變。

G. 鳥類

每兩個月以步行方式沿溪調查一次(涵蓋所有共同測站)，使用雙筒望遠鏡記錄溪鳥種類、數量、出現地點、腳環顏色、性別和成幼。針對指標物種河鳥，將架設鳥網(黑色，網目 2-5 cm)進行捕捉繫放，於繁殖季(1-3 月)架設 2-4 面鳥網於溪谷陰影處，連續捕捉 3-4 天，在光線比較明亮的溪段，張網時間則是在鳥類視覺較弱的清晨或傍晚。捕獲個體繫上腳環和色環、測量形質和拍照後原地釋放。

H. 生態資料庫建構

為了後續系統研究能奠基於前人之成果，所有紀錄、描述資料以及後設資料，均以電子化保存及管理。同時，為使國內生物多樣性資料能與國際上其它長期生態監測計畫交換，我們將生態、環境因子資料以生態詮釋資料語言(EML)予以建檔保存；引證標本資料，則以達爾文核心集(Darwin Core)記載。無論單筆標本資料或是單一研究資料集(dataset)，均詳細記載空間分布資訊，包含座標值、座標格式及參照之大地基準。

I. 整合分析

1. 生態模式建立:

(1) Ecopath with Ecosim:

在 Ecopath with Ecosim (EWE) 軟體中，包含質量平衡模式(Ecopath)、時間動態模擬 (Ecosim)以及空間動態模擬 (Ecospace)，在本研究使用 Ecopath 進行食物網模式的建立 (EwE 6.4.1；<http://www.ecopath.org/>)。而 Ecopath 主要是以兩個質量平衡方程式作為運算的基礎。

首先是描述某功能群在一段時間內的生產量(Christensen et al. 2005)：

$$B_i \cdot P_i/B_i = \sum_{j=1}^n B_j \cdot Q_j/B_j \cdot DC_{ij} + B_i \cdot P_i/B_i \times (1-EE_i) + Y_i + E_i + BA_i \quad (1)$$

n 為研究中生態系功能群之總數。 B_i (biomass) 是 i 功能群的生物量； P_i/B_i (production/biomass ratio) 為 i 功能群的單位生產率。 $\sum_{j=1}^n B_j \cdot Q_j/B_j \cdot DC_{ij}$ 為 i 功能群的被捕食率，可將 i 功能群與其捕食者(j 功能群)進行連結，而 B_j 為 j 功能群的生物量； Q_j/B_j (consumption/biomass ratio) 為 j 功能群的單位攝食率； DC_{ij} (diet composition) 為 i 功能群占 j 功能群食性組成比例。 $B_i \cdot P_i/B_i \cdot (1-EE_i)$ 為 i 功能群的自然死亡率，而 $1-EE_i$ (ecotrophic efficiency) 為功能群未被系統中其他功能群利用剩餘的比例，即為自然死亡。 Y_i (catch rate) 為 i 功能群的被漁獲率。 E_i (net migration rate) 為 i 功能群的淨遷移率。 BA_i (biomass accumulation rate) 為 i 功能群的生物量累積率。

另外一個公式是在描述某功能群在一段時間內的能量收支平衡，即功能群的單位攝食率(Christensen et al. 2005)：

$$B_i \cdot Q_i/B_i = B_i \cdot P_i/B_i + B_i \cdot R_i/B_i + U_i/C_i \cdot B_i \cdot Q_i/B_i \quad (2)$$

$B_i \cdot Q_i/B_i$ 為 i 功能群的攝食率，其中 Q_i/B_i (consumption/biomass ratio) 為 i 功能群的單位攝食率。 $B_i \cdot P_i/B_i$ 為 i 功能群的生產率(同公式 1)。 $B_i \cdot R_i/B_i$ 為 i 功能群的呼吸率。 $U_i/C_i \cdot B_i \cdot Q_i/B_i$ 為功能群 i 的未同化率，(U_i/C_i) 為因排泄而無法同化的食物所佔總攝食的比例。

透過這兩個公式將不同功能群的生物以質能守恆的模式串連起，而建構出食物網絡。食物網模式建構所需輸入的基本參數為生物量(B)、單位生產率(P/B)、單位攝食率(Q/B)、生態營養效率(EE)、未同化食物比例(U/C)與食性組成(DC)。一般 U/C 值使用系統內定值($U/C=0.2$)。 B 值、 P/B 值、 Q/B 值與 EE 值四個參數可擇三輸入，一般而言生物的 EE 值較難以估算，因此通常將 EE 值當作未知參數，而由上述兩個公式所輸入的 B 值、 P/B 值、 Q/B 值推估出來。

(2) 模式輸入參數野外調查:

本研究建立三個時間點的生態系模式，2009 年(拆壩前)、2013 年(拆壩後二年)以及 2018

年，在三個時間點各分別建立觀魚臺測站#4 以及繁殖場測站#5 的模式。參考模式 2004 年的資料與輸出結果參照 Lin et al. (2012)的結果進行探討。模式中將生物分為 14 個類群：1. 河烏(*Cinclus pallasii*)。2. 臺灣櫻花鉤吻鮭成鮭以及 3. 臺灣櫻花鉤吻鮭幼鮭。4. 臺灣鏟頷魚成魚以及 5. 臺灣鏟頷魚幼魚。6. 水棲昆蟲捕食者、7.水棲昆蟲收集者、8.水棲昆蟲濾食者、9.水棲昆蟲刮食者、10.水棲昆蟲碎食者。11.非水棲昆蟲無脊椎動物。12.浮游藻、13.附生藻類以及 14.有機碎屑。臺灣櫻花鉤吻鮭以及臺灣鏟頷魚在進行野外調查時，分為成魚以及幼魚，因此在參數輸入中我們利用多時期功能群 (Multi-stanza groups)，進行魚類從幼魚到成魚的生活史模擬，藉此得到魚類的 Q/B 值。

除了魚類之外的生物類群，以野外調查數據(林幸助 2009, 2011, 2012, 2013)。本研究食性組成主要參考 Lin et al. (2012)，配合拆壩過程各生物類群生物量減少，調整食性組成。河烏會捕食臺灣櫻花鉤吻鮭的幼魚，因此本研究在河烏食性的設定，以捕食兩種魚類的幼魚而不會捕食成魚的設定。水棲昆蟲捕食者的食性設定部分，野外調查發現水棲昆蟲因為拆壩後河道改變而大量減少，但是在同時期的採樣中，水棲昆蟲捕食者的數量相對於其他水棲昆蟲功能群而言較高，因此本研究在設定上會將水棲昆蟲捕食者食性大部分來自於系統外的碎屑輸入，以達模式平衡。

3. 復育標準:

(1) 效應值，esi (effect size index): $\ln(\text{生物量(後)}/\text{生物量(前)})$

數值越小代表受該事件影響越大，族群生物量減少越多 (McMullen and Lytle 2012)。

事件分為：拆壩事件、極端洪水事件以及季節性洪水事件

(2) 綠藻與矽藻比例： $\text{Chl } b/(\text{Chl } b+\text{Chl } c)$ 。利用綠藻以及矽藻比例的消長，快速瞭解溪流藻類狀態，以評估生態系統初級生產量的組成。

(3) RBP II，快速生物評估法： $r/(R+K)$: r 為雙翅目數量；K 為蜉蝣目、襉翅目以及毛翅目總合

三、成果

(一)各子計畫成果

1. 2018年藻類生物量在主流測站觀魚臺(#4)、一號壩上游(#12)以及一號壩下游(#13)增加，推論與遮蔭減少，環境較開闊有關。
2. 2018年增加的生物量多以葉綠素b為主的綠藻類組成，推論因為降雨量少、流速減少，因此綠藻比例增加。
3. 羅葉尾溪藻類生物量與同期七家灣溪各測站比較，屬於生物量較高的溪段。
4. 有勝溪調查結果進行分析，得知收費站樣站之淺瀨整體比例於今年底再度攀升。大型礫石底質開始顯現，壩基結構經檢視應不會有立即性的淘空危險。
5. 有勝溪下游兩公里處樣站內以卵石為主，粒徑偏細，棲地部分樣站內以緩流為主，河道左岸有農業活動行為；勝光派出所樣站內以粗石及卵石為主，棲地比例以緩流及淺瀨為主，十一月份調查時緩流比例大幅上升；登山口樣站內以卵石為主，細沉積砂土次之，卵石比例由去年初漸增至今年初後趨於穩，樣站內棲地類型有緩流及淺瀨分佈。
6. 羅葉尾溪樣站屬較上游區底質粒徑偏大，沖刷不易，棲地類型以緩流為主，幾次調查皆超過50%，但本年度深潭比例受降雨事件影響呈現漸增趨勢。
7. 有勝溪的底質調查成果在11月出現變化，相對於兩個下游河段樣區的底質略為變粗，勝光派出所以上三樣區的底質顯著變細。
8. 七家灣溪調查結果進行分析，觀魚台底質在今年顯著變細，卵石與細沉積砂土(平坦表面)比例超過一半，全年皆以卵石比例最高。11月調查則顯示細沉積砂土顯著增加到約佔三成而大型礫石消失。
9. 一號壩年初小於卵石底質的比例佔六、七成，但6及11月大過粗石的底質比例超過六成。
10. 新繁殖場有較多類型底質，但以粗石與卵石為主要底質，各次調查皆超過六成。觀魚台樣站有超過三分之二的緩流棲地，深潭比例逐漸減少。一號壩樣站棲地以緩流及深潭為主，深潭比例在今年1月高達三分之二。繁殖場樣站出現深潭或緩流為主的極端比例，1月及6月深潭比例超過65%時，11月緩流比例則跳升為近七成。
11. 前年(2016)10月調查所發現木質殘材橫跨堆積於壩口位置，並逐漸形成

約 4-5 公尺高之殘材壩，二號壩體下游處出現沖刷現象，不但阻絕鮭魚移動廊道，也影響局部河段之棲地類型。縱斷面測量成果顯示殘材壩對於壩下游 50 公尺後河道斷面影響甚微。

12. 若在消除人為干擾（如壩體）後，河道環境就會隨著水文條件的周期性變化而因應出現脈動式變化。利用底質加權粒徑搭配月降雨量資料，可看出無人為干擾的觀魚台及繁殖場樣區河道環境較具備自然脈動特徵；一號壩上下游在初期（第八、九個月到第 14、15 月）及 2015 年以後粒徑漸趨一致，但與降雨量關聯並非完全搭配，其可能原因在於各樣區之局部泥砂供給有關。
13. 水質監測結果顯示，武陵地區除有勝溪流域測站外大部分測站溪流水質良好，符合臺灣櫻花鉤吻鮭生存水質標準，目前武陵地區溪流生態尚屬適合臺灣櫻花鉤吻鮭生存之環境。
14. 在導電度及營養鹽方面，桃山西溪與高山溪均低於其它溪流；七家灣溪中下游測站及有勝溪則有較高的營養鹽濃度，可能與農耕施作和山上降雨沖刷導致該區導電度與營養鹽濃度高於其它溪流有關。
15. 武陵地區各溪流的硝酸鹽氮含量，在七家灣溪中游觀魚臺明顯比上游桃山西溪高；有勝溪收費口的硝酸鹽氮濃度為最高，桃山西溪與高山溪無農田施作，硝酸鹽氮濃度值明顯為武陵地區溪流中最低。硝酸鹽氮主要的來源為含氮肥料的使用，經雨水逕流而進入河川，因而可推論農耕行為輸入之硝酸鹽對武陵地區溪流有一定程度之影響。
16. 武陵地區亞硝酸鹽氮濃度，在今年七月監測發現觀魚台及有勝溪測站濃度高達 5.97 與 5.27 $\mu\text{g/L}$ ，濃度超出歐盟訂定之 3 $\mu\text{g/L}$ 標準，與保育臺灣櫻花鉤吻鮭的水質基準 5 $\mu\text{g/L}$ ，顯示該區域易受人為活動影響，故有持續監測與控制遊客數量之必要性。今年各點測值均普遍低於 3 $\mu\text{g/L}$ ，其中有勝溪下游(#204)的硝酸鹽氮濃度仍較高，約 4.84 $\mu\text{g/L}$ 。
17. 一號壩壩體改善工程對下游水質尤其是濁度有立即性的影響，但在一至二週內即可恢復至溪水初始水質狀態，顯示突如其來之水質變化在短時間內即可恢復正常。截至目前各項水質監測結果顯示已回復至往年之變動趨勢。
18. 山溝之硝酸鹽濃度遠高於排水溝測站，介於 0.89-13.21 mg/L；排水溝測值

則略高於七家灣溪流，介於 0.89-10.71 mg/L。整體而言，山溝及排水溝之硝酸鹽氮與磷酸鹽濃度仍高於七家灣溪測站，顯示該區域水質受人為活動影響，故持續的管理與仍有其必要性。

19. 8.1 公頃回收農用地之歷年監測結果，顯示桃山西溪 (#2)、二號壩 (#3) 及觀魚臺 (#4) 三測站硝酸鹽氮濃度差距幅度明顯從 2.2 mg/L 縮小至 0.1~0.5 mg/L 之間，顯示該區域氮鹽濃度逐漸穩定，農地回收確實有達到一定成效。
20. 羅葉尾溪放流點 (#201) 與南湖登山口 (#202) 因無農田施作，導電度值明顯為羅葉尾及有勝溪流域中最低；其餘測站因農耕活動的關係，導電度值較高，由此可明顯觀察到農耕行為對溪流導電度所造成的影響。
21. 陰離子界面活性劑之檢測針對露營遊憩區之鄰近測站：山溝、排水溝前與桃山西溪(#2)、觀魚台(#4)、二號壩(#3)相比較，檢測出濃度皆低於偵測極限。
22. 桃山瀑布廁所汙水經由化糞池處理後排入土壤，未直接影響溪流。此次於桃山北溪及七家灣溪匯流口進行採樣，並且比對分析桃山西溪(#2)、二號壩(#3)之水質，發現桃山北溪及七家灣溪匯流口之水質與桃山西溪(#2)、二號壩(#3)之水質並無過大差異，初步研判桃山瀑布廁所化糞池放流水對溪流水質影響甚微。
23. 透過空拍畫面可得知，武陵農場露營區之污水處理後排放至山溝上游，其污水排放量因旅遊旺季而有所浮動，有可能會造成山溝之汙染，間接影響到七家灣溪之水質。
24. 本年度採樣調查水棲昆蟲共計有 65 分類群 (taxa)，分屬 6 目 37 科。
25. 由連續 16 年數據 (2003 至 2018 年) 看出，水棲昆蟲密度幾乎以每年年初為高峰，然 2017 年及 2018 年以 4 月及 10 月為高峰。大型食餌數量及生物量則以 2011 年年初為最高。
26. 各測站之多樣性指數於各年變化區間相似。快速生物評估法 II (RBP II 指數) 評估武陵地區棲地維持在無損害與中度損害之間；多元尺度分析 (MDS) 顯示桃山西溪、七家灣溪及高山溪的水棲昆蟲群聚結構變動具相同傾向，2009~2018 年有勝溪測站與其他測站群聚結構相近。

27. 重度農業活動的有勝溪，水棲昆蟲密度、大型食餌及生物量皆為各測站最低，且生物多樣性最低，棲地呈中度損害，顯示農業活動對溪流有不利影響。極端氣候頻繁是未來氣候變遷的趨勢，面對頻繁的颱風與強降雨的衝擊，農業活動對生物多樣性將加劇不利影響，應加以注意防範。
28. 壩體上游兩測站的水棲昆蟲密度一直都較壩體下游的兩測站為多，但於2015~2018年的資料顯示，壩體上下游之分界不若以往明顯，這可能表示壩體改善後，上下游之棲地環境差異正在逐漸縮小。
29. 2011年一號壩壩體改善工程對七家灣溪的水棲昆蟲群聚產生約2.5個月的短期負面直接影響，導致數量和多樣性下降，等同遭受一小型洪水的衝擊，以中大型食餌數量高於(1000昆蟲(個體數/平方公尺)及水棲昆蟲EPT%大於75%，定義為七家灣溪一號壩拆除的長期效應回復指標，約為四年。
30. 七年連續監測發現，目前各測站棲地無損害，每年的生物多樣性波動範圍已逐漸縮小，且能維持高度生物多樣性，顯示拆壩是復育溪流生態系自體調適能力的方法。透過一號壩壩體的改善，創造健全、多樣化的武陵溪流生態系統。
31. 建議衡量氣候變遷影響的指標性物種：黑頭流石蛾 *Rhyacophila nigrocephala*、斑紋角石蛾 *Stenopsyche marmorata*、臺灣黑管石蛾 *Uenoa taiwanensis*。
32. 2018年針對共同樣站的定期調查已經完成四次，監測資料結果顯示大部分樣站與歷年資料差異不大，然而十月份的調查發現繁殖場樣站鮭魚數量大幅上升，應是一號壩改善的正面效益結合棲地回穩、無風災侵襲武陵地區、高山溪水溫低、食物多等多重效應所產生之現象，使今年下游的小鮭魚特別多。
33. 上游樣站的二號壩，於一號壩工程改善後，2011年10月開始記錄到一尾臺灣鏟頰魚之後，至今持續有穩定的紀錄且數量有所上升，也顯示一號壩壩體改善對於魚類的上溯有正面的效益。
34. 今(2018)年夏季普查結果顯示，七家灣溪與高山溪河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有3,462尾，較去年夏季少了約66尾。其中值得注意的是一

齡小魚有 2,062 尾，佔族群總數的 59.56%，而二齡中型鮭魚有 929 尾，佔 26.83%，三齡大型成魚則有 471 尾，佔 13.60%。族群結構呈現以小型鮭魚最多，中型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的金字塔型的族群結構，顯示今年六月之前武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群更新狀況良好。

35. 今年夏秋季武陵地區並無嚴重的豪雨風災，提供了良好的環境給臺灣櫻花鉤吻鮭成長。秋季普查的結果顯示七家灣溪與高山溪河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有 5,059 尾，比六月普查多了 1,597 尾，其中一齡小魚有 2,183 尾，佔族群總數的 43.15%，二齡中型鮭魚有 2,338 尾，佔 46.21%，三齡大型成魚則有 538 尾，佔 10.63%。
36. 秋季整體數量較夏季高的原因推測應是由於今年武陵無風災，一些成長較慢的小魚在夏季時仍躲在石縫中無法觀察到，在秋季時沒有因風災而被沖走，加入族群的更新在秋季被觀察到。並且透過魚的體型可推測幼魚進食成長的狀況良好，約有 1,400 尾左右夏季時的小魚在秋季已經被判定成 15 cm 左右的中型魚。若排除魚齡體型誤判的問題，族群結構其實是偏向較穩定的金字塔形，顯示今年整體的更新狀況相當良好，且受到 2012 年蘇拉以及 2013 年蘇力颱風影響的鮭魚族群數量在近幾年因無大型風災洪水侵襲而有成長。
37. 今年秋季在迎賓橋至高山溪匯流口有觀測到有 1,227 尾鮭魚，且小魚很多，迎賓橋往下游超過 100 公尺的河段也都有看到小鮭魚，可以說是本研究進行以來前所未有的現象。研判造成此現象的原因可能為高山溪水溫低，匯進七家灣溪之後讓匯流口以下水溫也低(七家灣溪匯流口以上水溫約 14.9 度、高山溪水溫約 10 度、迎賓橋水溫約 10.4 度、再往下游 100 公尺的開闊河段約 13 度)，且高山溪水濁帶來很多有機質，可提供給小鮭魚覓食的環境。並且迎賓橋至高山溪匯流口跟前幾年比起來(蘇力、蘇拉颱風後)被沖刷出很多小深潭，棲地漸趨穩定。2018 年又幾乎無颱風侵襲武陵地區，讓成長較緩慢的小魚得以存活。最後還有因一號壩改善後鮭魚可自由移動的正面效益，不再被一號壩阻隔，同時綜合以上等多重效應所產生之特殊現象。
38. 桃山西溪樣站之監測數量，頗能反映整體武陵地區的臺灣櫻花鉤吻鮭族群受風災影響之狀況，以及每年幼魚更新之族群健康狀況。此樣站周邊對魚類來

說為一個 Y 形的封閉式系統，上有四號壩與四號副壩阻隔，下有三號壩的極高落差，桃山北溪的支流也有一個天然的小瀑布落差。歷年整合此 Y 型封閉式河段歷年臺灣櫻花鉤吻鮭族群普查的結果，其與整個武陵地區歷年的數量變化相比之下，可以發現兩者之間的變化有著顯著的相似關係。

39. 二號壩樣站 2005 年至 2011 年為止，皆未曾有過臺灣鏟頰魚的紀錄。但在 2011 年一號壩壩體改善後的歷次調查都已經有臺灣鏟頰魚的紀錄，且從 2012 年蘇拉颱風的大水過後其族群數量顯著上升，顯見與七家灣溪一號壩改善工程完成後，使得魚類洄游廊道暢通有關。然而七家灣溪河段一直以來臺灣鏟頰魚與臺灣櫻花鉤吻鮭皆有共域的現象，且其生態棲位亦不同，一號壩以上臺灣鏟頰魚數量的增加與遷徙應不會使臺灣櫻花鉤吻鮭族群受到威脅。
40. 觀魚台樣站的臺灣鏟頰魚的歷年族群數量資料也顯示，一號壩壩體改善已經對七家灣溪之生態帶來正面效益。從 2006 年以來，觀魚台當地的臺灣鏟頰魚一直只有零星的紀錄，但自 2011 年五月底一號壩壩體改善工程完成後，六月份以後的調查馬上就看到比往年更多的臺灣鏟頰魚出現在此樣站。研究人員亦於 2011 年 8 月 10 日於此樣站發現一尾從一號壩下游標放的臺灣櫻花鉤吻鮭個體上溯至此，直接地顯示一號壩改善工程後所產生的正面效益。
41. 繁殖場樣站在一號壩改善之後有比以往更多的中小型鮭魚族群，可能是因為有較多的魚可自由來往於七家灣溪與高山溪之間，使得原本位於一號壩下游的之鮭魚族群，不再因為水溫較高且被一號壩阻隔而無法上溯繁殖，而有更多的幼魚可以在此處棲息。且今年秋季的調查發現此處鮭魚數量大幅上升，應是一號壩改善的正面效益結合棲地回穩、無風災侵襲、高山溪水溫低、食物多等多重效應所產生之現象。
42. 高山溪樣站的臺灣櫻花鉤吻鮭數量，從 2005 年到 2010 年夏季為止，都少於本溪流流的平均尾數。直到 2010 年夏季之後，才開始有比較多的臺灣櫻花鉤吻鮭，且大部分數量都高於平均尾數。然而從 2012 年蘇拉颱風後，可能由於微棲地的改變（樣站附近就有 3 處崩塌地致使河床淤積），讓此處的鮭魚數量又再下降至今。

43. 從歷年的普查資料研判，2004 年以前一號壩以上河段是有臺灣鏟頰魚的分布的，之後由於連年颱風將大部分臺灣鏟頰魚族群沖到一號壩下，在 2011 年一號壩壩體改善後臺灣鏟頰魚族群才又回到七家灣溪一號壩~三號壩之間的河段棲息，且近年有分布上限往上移的現象。高山溪一號壩是臺灣鏟頰魚自然分布的上限。原本在高山溪一號壩下的殘材壩，於 2012 年四月崩解之後仍舊無更多的臺灣鏟頰魚上溯到高山溪樣站，顯示其在高山溪的分布上限並未更往上移，可能與高山溪河道較窄、兩側林相遮蔽程度較高，使水溫仍保持在較低溫有關。
44. 七家灣溪一號壩壩體改善後，五處固定樣站之密集研究與鮭魚普查結果顯示，已有部分標誌的臺灣櫻花鉤吻鮭可上溯至三號壩下。在二號壩以上河段所發現的臺灣鏟頰魚與一號壩上游樣站所發現過的臺灣鏟頰魚幼魚群，皆顯示七家灣溪二種主要魚類都可通過一號壩而上溯至上游河段。高山溪殘材壩下游河段之魚類數量原本在一號壩壩體改善後有較明顯增加的趨勢，但是在七家灣溪主流漸趨穩定之後，則數量又漸漸恢復以往的水平；2012 年蘇拉颱風過後，又可見比壩體改善後更為大量的臺灣鏟頰魚躲在此處。顯示高山溪殘材壩前河段可以提供臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣鏟頰魚做為在壩體改善工程期間或是洪水影響時的重要庇護所。
45. 七家灣溪流流域沿溪蛙類主要為梭德氏赤蛙、盤古蟾蜍、斯文豪氏赤蛙三種。
46. 今年二月調查到的蝌蚪皆為梭德氏赤蛙。四月出現盤古蟾蜍的新生蝌蚪；七月大多數測站皆有盤古蟾蜍蝌蚪，且在有勝溪（#9）密度極大。七月調查到梭德氏赤蛙蝌蚪稀少，可能是大水影響、以及大部分蝌蚪已變態；十月則有新生蝌蚪、卵塊及大量期數較小（<25）的梭德氏赤蛙幼體。
47. 蝌蚪與成蛙的數量及密度在測站、月份上具有差異。
- 測站：盤古蟾蜍幼體集中有勝溪測站，梭德氏赤蛙幼體則以七家灣溪流流域為主；兩者成體多分布於下游測站。
- 月份：梭德氏赤蛙蝌蚪在四月有最大的數量及密度，其成蛙密度的最大值在十月；盤古蟾蜍蝌蚪密度的最大值在七月，成蛙密度最大值則是在四月。
48. 影響蝌蚪密度的主要因素為生活史、微棲地及洪水事件。影響成蛙密度的主

要因素為生活史（生殖季）及前一年的蝌蚪數量。

49. 有勝溪（#9）的淺灘環境為盤古蟾蜍蝌蚪理想棲地，因此蝌蚪密度極高，河岸農業活動可能增加水中營養鹽，但非蝌蚪數量多的主因。
50. 2011 年壩體改善工程施行後，短期之內一號壩上游（#12）及下游（#13）的蝌蚪密度降低，但近幾年密度已回升。以拆壩前的梭德氏赤蛙蝌蚪密度最高峰值作為 100%回復之指標，今年一號壩上游及下游已分別回復 40%及 89.7%。
51. 今年四月的平均蝌蚪密度為 2008 年以來最大值。
52. 七家灣溪河鳥數量在無颱風的夏季約為 40 隻，有颱風的夏季約 18 隻，繁殖季前夕(11-12 月)數量會增加，繁殖季(1-3 月)約 30 隻。有勝溪的河鳥數量約為七家灣溪的 1/2 到 2/3，但近年來兩條溪都有下降趨勢，可能跟 2016 年的春季大水有關。
53. 鉛色水鶉的族群變化受洪水或拆壩的影響較不明顯，因其活動不局限於溪流棲地，族群變化的影響因子更加複雜，不是良好的溪流指標物種。
54. 溪流鳥類在七家灣溪繁殖的有河鳥、鉛色水鶉、紫嘯鶉和鴛鴦，屬於冬季候鳥的有小剪尾、綠蓑鶯和所有其他鶯科鳥類；小剪尾在春季應該是往更高海拔的溪澗進行繁殖。
55. 2018 年七家灣溪河鳥共繁殖 12 對 14 窩，其中 7 窩繁殖成功，產出幼鳥 22 隻；有勝溪共繁殖 6 對 6 窩，5 窩繁殖成功，產出幼鳥 17 隻。兩條溪今年的繁殖表現都在歷年來的平均值之上。
56. 統計 2015-2018 年共 8 窩河鳥巢遭到台灣獼猴(*Macaca cyclopis*)掠食，佔所有繁殖窩數的 17.8%；相較之下，2004-2006 年僅 1 巢遭到獼猴掠食，佔所有繁殖窩數的 3.4%，其他掠食者所佔的比例在這兩個年份區間差異不大。大多數(7/8)被獼猴掠食的巢位是在七家灣溪二號壩到三號壩之間。
57. 2018 年 3 月記錄分流處河鳥育雛獵物 2,211 隻，僅 0.4%是魚類，魚類中有 7 隻台灣鏟頰魚(*Onychostoma barbatulum*)、沒有台灣櫻花鉤吻鮭，跟同溪段夏季小魚的比例相符。魚類的數量和組成與 2004 年間有很大的差異，可

能跟拆壩後一號壩上游台灣鏟頰魚數量增加有關。

58. 2018 上半年河烏和鉛色水鶉(*Rhyacornis fuliginosus*)在一號壩上下游的平均數量與對照組無明顯差異，顯示拆壩影響已趨於穩定。
59. 河烏的棲地品質會受到水棲昆蟲和溪流型態的雙重影響，而農業活動可能會影響水棲昆蟲，影響程度仍須進一步探究。
60. 本年度迄今新增水生昆蟲資料342筆，鳥類資料87筆，魚類資料208筆，兩生類97筆，動物資料累計100,293筆（原99,599筆）。昆蟲紀錄本年度新增 Sciaridae 黑翅蕈蚋科、Hydropsychidae 網石蛾科、Athericidae 流蛇科、Dixidae 細蚊科、Thaumaleidae 山蚋科。鳥類紀錄本年度新增 *Egretta garzetta* 小白鷺（Ardeidae 鷺科）及 *Motacilla cinerea* 灰鶺鴒（Motacillidae 鶺鴒科）兩種。藻類新增222筆，累計4,369筆；水質資料84筆（含976個測值，現有累計1844個）。本年度新增資料均已匯入資料庫中，提供公開查詢。
61. 七家灣溪生態系模式結果顯示，觀魚臺測站的總生產量在 900~1000(t/km²/year)的範圍內；繁殖場測站則在 600~700(t/km²/year)的範圍內。
62. 由生態系模式之綜合總系統傳輸量以及 P/R(Production/Respiration)值的結果，顯示 2018 年的觀魚臺與繁殖場測站，皆是在相對健康狀態下逐漸成長的生態系統。
63. 從觀魚臺以及繁殖場測站的生態系模式之循環指數與系統開銷指數可以發現，拆壩七年後，壩上與壩下之生態系參數逐漸相似趨近。
64. 當生態系統中大部分生物被洪水沖走後，營養階層間能量傳輸效率因此提高，推論在生物資源不多的狀況下，資源的利用效率可能因此提高。
65. 河烏數量的消長對於臺灣櫻花鉤吻鮭幼魚與臺灣鏟頰魚幼魚的攝食壓力相對於其他生物高。此外，河烏也是系統中關鍵物種，對於其他生物類群的影響較大。
66. 判斷生態系統在經過復育管理後是否成功，可以透過長期監測資料，定義不同區域的復育標準。
67. 藉由量測現今生態系狀態到期望生態系狀態的“差距(distance)”，可以讓我們瞭解到達期望的生態系狀態所需的時間或需努力程度，藉以評估復育是否

成功。

68. 物理棲地穩定標準可以透過濁度狀態判斷，拆壩後曾高達 600 NTU，但持續時間短；一般洪水事件高達 100 NTU，但持續時間長。
69. 水質復育標準以歐盟訂定鮭、鯉魚之水質標準為依據
70. 石附生藻類以藻類群集中葉綠素 b 與葉綠素 c 之比值作為判斷系統回復標準，建議 30 % 為鬱閉度高的源頭溪流之石附生藻類群集組成。
71. 水棲昆蟲依循溪流生物快速指標 EPT(蜉蝣目、襉翅目以及毛翅目)與搖蚊之相對豐度作為標準，建議 >75 % 為河川的復育標準。
72. 建議七家灣溪臺灣櫻花鉤吻鮭的最大族群承載量：5800 尾；安全族群量為 2900(5800/2)尾；最低族群量為 1450(5800/4)尾。
73. 臺灣櫻花鉤吻鮭穩定族群結構呈三角形，也就是成魚、亞成魚、幼魚比例為 1 : 5 : 10；若一般族群結構呈圓筒形：10 : 10 : 10；若危險族群結構則呈倒三角形：10 : 5 : 1。
74. 建議以 12°C 等溫線判斷臺灣櫻花鉤吻鮭之繁殖河段，並以觀魚臺測站為基準地點。
75. 可透過模式河段之魚群數量估計武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群總數量，單一河段最佳模式河段為：1st~2nd 壩、2nd~3rd 壩、3rd~4th 壩以及 4th~5th 壩；雙河段最佳模式河段為：1st~2nd 壩加上 2nd~3rd 壩；短距離調查最佳模式河段：2nd~3rd 壩加上 5th~6th 壩。
76. 累積歷年對七家灣溪各項生物與環境的研究資料，可建立武陵地區生態系運作概念模式，透過概念模式之建立，可以讓我們瞭解生態系長期運作的過程。
77. 七家灣溪溪流生態系主要的驅動因子為降雨量；當降雨量增加時，溪流流速會加快，流況變動程度則會影響底質組成，底質組成改變後會影響溪流內的生物類群，進而影響食物網的運作。

(二) 整合成果

1. 生態模式

1.1 模式參數輸出

透過觀魚台測站(#4)的模式參數輸出，可以比較2018年與2004年、2009年以及2013年生態參數差異(表1-3)。總生產量(sum of all production)顯示，從2004年到2018年總生產量逐漸下降；然而，2004年在觀魚臺測站有優養化現象，因此可推測在長期進行環境保育狀況下，觀魚臺測站的總生產量可能在900~1000(t/km²/year)的範圍之內，而繁殖場測站則在600~700(t/km²/year)的範圍之內。

總系統流量(total system throughput ; TST)代表系統所有能量流的總和，亦可代表生態系統成長的大小(Christensen et al. 2005)；TST結果顯示，在保育經營管理施行後，生態系統從2004優養化狀態逐漸轉為健康狀態(2009年)，到2018年不論是觀魚臺或是繁殖場測站，生態系統能量流皆恢復到拆壩前的狀態。除此之外，透過 P/R值可以瞭解生態系統的健康狀況，從2004年到2018年觀魚臺測站的變化分別為30.4以及7.6；這結果說明，雖然2004年總生產量超過2000(t/km²/year)，但是沒有足夠的消費者利用過多的生產量時，就會有優養化現象發生。反觀2018年觀魚臺或是繁殖場測站的生態模式，當系統有足夠的生產量，又有足夠的消費者利用這些生產量時，系統就不會有生產量過剩的問題，也因此系統狀態會比較健康。觀魚臺測站消費者增加，推論除了2018年沒有颱風洪水事件外，與2011年拆壩後臺灣鏟頰魚透過壩體缺口移動到上游，並且建立穩定的族群有關；而今年魚類調查也發現繁殖場測站有比往年更多鮭魚，推論應與拆壩後的正面效益結合棲地回穩、無風災侵襲、高山溪水溫低、食物多等多重效應有關。雖然可以發現觀魚臺與繁殖場測站，P/R值逐年下降，但是Lewis (1981)以及Christensen and Pauly (1993)認為一般生態系的P/R值大約介在0.8-3.2之間，雖然P/R值有明顯下降，但仍有進步的空間。對於文獻所指P/R值的範圍，我們有另一種可能解釋，因為消費者數量的多寡可能與溪流環境水文事件的發生有關，因此在七家灣溪如此動態的生態系統中，P/R值可能本身就有較大變動範圍，這是未來研究需要釐清。綜合TST以及P/R值的結果，顯示2018年的觀魚臺與繁殖場測站，皆是在相對健康狀態下逐漸成長的生態系統。除了TST與P/R值外，觀魚臺與繁殖場測站的生物多樣性指數(Shannon's diversity index)

同樣為增加趨勢，顯示兩個樣點流域的生態系統條件趨近相同。

在生態模式中，可以從兩個參數瞭解生態系在面對干擾的抵抗以及回復能力(表1-3)：1. 循環指數 (Finn's cycling index, FCI) 代表生態系統中的能量和物質循環，營養物質在系統停留時間，可以緩衝能量供應發生波動的狀況，同時可增強系統穩定性；較成熟的系統有較高的再循環程度，在干擾過後可以快速恢復，此數值可視為生態系統的回復力(Finn 1976)。2. 相對系統開銷 (overhead/development capacity, O/C) 的數值越高代表生態系統越穩定，同時也代表可對抗干擾的能力，此數值可視為系統抵抗力(Christensen 1995; Ulanowicz 1986; Heymans et al. 2014)。不論是觀魚臺或是繁殖場測站，FCI與O/C值皆有相同趨勢，2018年分別為，5.32/0.61以及4.25/0.61。FCI增加代表系統在未來遭受干擾後，系統回復的速度可能會提高，結果顯示觀魚台以及繁殖場測站的相對系統開銷，在2018年皆高於2004年、2009年以及2013年，說明系統在遭遇干擾後，具有抵抗干擾減少損失以及快速回復的能力。從循環指數可以發現，2004年以及2009年觀魚臺測站(壩上)低於繁殖場測站(壩下)，推論與觀魚臺測站在拆壩前沒有臺灣鏟頰魚族群有關；拆壩後臺灣鏟頰魚在壩體上游棲地建立穩定族群，進而增加系統循環指數。從觀魚臺以及繁殖場測站的生態模式參數輸出可以發現，拆壩七年後，壩上與壩下模式參數逐漸相似；推論當棲地破碎化問題解決後，在生態系逐漸自我修復的過程中，會使壩上以及壩下棲地有相似生態過程。

1.2 食物鏈物質傳輸模式

觀魚台測站Lindeman能量傳輸顯示(圖1-10)，2009與2013年有類似的能量傳輸趨勢，而2012年與2018年也有相同趨勢。過去調查結果發現(林幸助, 2013)，2009年以及2013年都是在經歷連續極端洪水後的年份，因此系統中大部分生物可能都被洪水沖走，遺留下來較少生物，反應在II→III能量傳輸效率提高，推論生物資源不多的狀況下，對於資源的利用效率可能提高。相反地，2012年雖然有經歷洪水事件，但是系統初次面對洪水事件有其一定抵抗力，並沒有大量消費者被洪水沖走，結果反應在大部分能量沒有被利用，而又進入碎屑庫(圖1-10b；III→I(D))；雖然2018年沒有經歷較大的水文事件，但是2018年的能量傳輸趨勢與2012年類似。另一方面，當系統受到連續洪水事件時，生物明顯減少，而系統中第II階的消費者多是移動力較差的水棲昆蟲，容易受到水文事件的干擾而喪失，而使I→II傳輸效率下降。但是拆壩後臺灣鏟頰魚移動到壩上觀魚台測站，增

加原本同屬第二階(臺灣鏟頰魚、水棲昆蟲刮食者、水棲昆蟲濾食者、水棲昆蟲收集者以及水棲昆蟲撕碎者)的生物群落；因此雖然受洪水影響水棲昆蟲的密度有減少的狀況，但是因為系統中加入臺灣鏟頰魚，使第I階到第II階的傳輸效率得以維持，傳輸效率在拆壩後2012年、2013年以及2018年，分別為4.6%、5.2%以及5.0%。然而繁殖場測站的傳輸趨勢與觀魚台測站不同(圖 1-11)，繁殖場測站在II→III有高於I→II的傳輸效率。過去針對拆壩的研究中(林幸助，2013)，認為繁殖場測站是位於受拆壩影響的下游，推論因為水棲昆蟲會直接受到泥沙覆蓋，同時臺灣鏟頰魚可透過壩體缺口移動至上游不受干擾的區域，導致系統中第II階生物缺少，而有較差的傳輸效率；與此同時，當第II階生物數量減少時，可能因此提高第III階捕食者對於他們獵物的使用效率。不過研究發現，2018年繁殖場測站的能量傳輸在II→III(8.3%)同樣高於I→II(2.1%)，針對此狀況，究竟為特殊案例或是屬於繁殖場測站能量傳輸真正的特徵，未來仍需要後續調查研究。

1.3 綜合營養衝擊與關鍵物種

綜合營養衝擊是評估各類生物，其生物量的消長對於其他生物的影響，向上的白色方塊代表當impacting group中任一生物數量增加時，impacted group中生物數量也是增加；反之若為向下黑色方塊則代表當impacting group中任一生物數量增加時，impacted group中生物數量會減少。整體而言，觀魚台與繁殖場測站有相同的影響趨勢(圖 1-12、1-13)。系統中生物量很少的類群，如浮游藻、蝌蚪，這兩個物種的生物量消長，對於其他類群而言幾乎沒有影響。生產者(藻類以及碎屑)的數量增加對於第II階的消費者的生物量而言有正向的助益。而第II階的水棲昆蟲消費者對於相同生態區位的其他水棲昆蟲有競爭的現象，推論因為資源受到限制，相同生態區位的生物類群必須要競爭相同的資源，因此對於彼此而言都是負面的影響；水棲昆蟲捕食者(第III階)對於第II階的水棲昆蟲都是負向的影響，因為控制了第II階水棲昆蟲的數量，間接使生產者生物量增加，是由上而下控制(top-down control)的狀況。臺灣櫻花鉤吻鮭屬於第III階的捕食者，與水棲昆蟲捕食者有類似的反應，但是臺灣櫻花鉤吻鮭數量消長對於其他物種的影響卻很小。河烏對於臺灣櫻花鉤吻鮭幼魚以及臺灣鏟頰魚幼魚族群的影響最大(圖 1-12、1-13)，雖河烏對於兩種魚類的幼魚攝食比例沒有很高，但由於調查共同樣點的魚類數量較少，因此河烏數量的消長對於幼魚的攝食壓力相對其他生物大。此外，關鍵物種是指，對環境影響力與其生物量不成比例的物種，牠們對於系統

中的其他生物有很大的影響，會決定生物群落的結構，在研究中發現，河鳥不論在地點(觀魚臺或是繁殖場)或是時間點(2013年或是2018年)都是系統的關鍵物種(圖1-14)。在2018年觀魚臺測站，研究發現河鳥的關鍵物種指數有增加趨勢，顯示在環境不穩定時(2013年)，系統中所有生物的生物量皆減少，此時河鳥為系統的關鍵物種；而當環境穩定時(2018年)，系統中所有生物的生物量皆增加，可能會加強河鳥對於系統的影響力。

2. 復育標準

在復育生態系統時，所選擇復育的方法會決定復育的成效，但更重要的是如何找到評估復育是否成功的指標。Zhao et al. (2016)整合出復育沿岸溼地系統的流程(圖1-7)。藉由復育流程可以知道，拆除七家灣溪一號防砂壩，屬於被動式復育管理；拆壩後讓生態系統在生態系過程(ecological processes)中逐漸自我復原。Zhao et al. (2016)提到評估復育成功的指標，可以利用生態系營養階層作為生態指標，來評估系統在經過復育管理後是否成功；然而，判斷依據要利用對照溪流(reference)與復育溪流作比較，而本研究無法找到不受干擾又有臺灣櫻花鉤吻鮭的溪流，做為對照溪流。因此，本研究嘗試尋找替代對照溪流的方法，建立符合七家灣溪的對照標準。在歐盟水資源管理方針(European Water Framework Directive)的研究中，針對復育後生態系狀態(ecological status)的反應，會因為1) 複雜的壓力源導致生物對於復育管理的反應難以監測；及2) 缺乏復育所需時間和空間尺度上的相關資料與經驗，導致我們無法對復育管理措施是否成功做出評估。因此研究建議可以透過復育後的長期監測，來評估復育是否成功(Hering et al. 2010)。除了長期監測外，歐盟水資源管理方針在2017年的研究中(Voulvoulis et al. 2017)，明確指出要量測現今生態系狀態到期望生態系狀態的“差距(distance)”，透過量化差距，可以讓我們瞭解到達期望的生態系狀態所需的時間或需努力程度，藉以評估復育是否成功。從歐盟水資源管理方針的研究可以瞭解，透過長期監測數據的累積，是評估復育是否成功的重要基準；而七家灣溪從2005年開始，實行武陵地區長期生態監測(WLTER)整合計畫，已累積龐大的長期監測數據，可透過資料分析，建立七家灣溪的復育標準。

整合過去七家灣溪長期監測的研究，我們將七家灣溪各項生物以及環境因子的復育指標進行彙整(表 1-4a, 1-4b)，在表 1-4a、b 中，過去武陵團隊已定義各

項生物以及環境因子在拆壩事件、洪水事件以及基礎線的資料統整。物理棲地由於在河川作用下時刻變動，使我們很難定義穩定的標準。因此，我們以水中濁度作為指標，表 1-4a 中呈現雖然拆壩事件有瞬間高濁度(600 NTU)，但是濁度很快就下降；小型洪水事件，雖然濁度沒有拆壩事件高，但是持續時間較長。推論當底質組成鬆散且以碎石為主時，濁度持續時間可以延長，在極端洪水事件時，底質更容易被高流量以及流速沖刷、擾動，隨後在下游河段沉積(Hooke 2016)。因此可以透過濁度變化來判斷底質是否為穩定狀態。水質部分則以歐盟訂定鮭、鯉魚水體標準為依據(Directive 2006/44/EC)。

從藻類的 effect size index (esi) 可以發現(表 1-4a)，藻類不論是在拆壩事件或是洪水事件 esi 數值相近，拆壩事件與洪水事件分別為-4.6 以及-3.9，同時較大洪水事件的反應為-10，顯示藻類不論面對何種水文事件都極易受到影響；但是它們回復較快，可以看到拆壩 7 天後，指數就降到-1.5。Uehlinger (1991) 在瑞士研究發現，經常發生季節性洪氾的山區溪流，較大底質通常有較高的生物量，顯示較大底質提供藻類一個較穩定的生長基地。Hooke (2016) 研究亦提到，當河道底質組成以鬆散底質為主時，底質易被水文事件擾動。顯示藻類無論面對怎樣的水文事件，一旦底質受到干擾變動時，就會使藻類生物量下降。在對照值部分，我們採用 $\text{Chl } b / (\text{Chl } b + \text{Chl } c)$ 的方式，來判斷系統中葉綠素 *b* 濃度所佔比例。分析結果發現，高山溪歷年的比值約在 30 % 以下，雖然桃山西溪位於最上游，應屬於源頭溪流，但由於樹冠層相對高山溪開闊，因此葉綠素 *b* 的比值偶有增高現象。過去在七家灣溪研究也發現，綠藻(葉綠素 *b*) 喜好生長於高導電度、水溫較高與植被較少的環境(林幸助等 2013)。因此，對於復育後的溪流，我們建議以鬱閉度高的高山溪做為標準，定義葉綠素 *b* 比值在 30 % 以下作為復育的標準。

水棲昆蟲的 esi 值可以發現(表 1-4a)，一般小型洪水對於所有水棲昆蟲分類群都會造成負面影響，但是影響都不大，大約都在-1 至-2 之間。但是不同水棲昆蟲分類群對於拆壩事件反應出不同的抗性，例如雙翅目以及蜉蝣目對於拆壩的反應較劇烈，分別為-3.8 以及-3.9；鞘翅目、襉翅目以及毛翅目則分別為-1.6、-2.2 以及-1.5，顯示較高的抗性；在大型洪水事件中，原本對於拆壩事件展現較高抵抗力的水棲昆蟲分類群，對於大型洪水則有較負面的反應(拆壩→洪水：鞘翅目-1.6 →-3.0、毛翅目-1.5 →-2.8)。一般而言，附生藻類、雙翅目以及蜉蝣目的生物量，面對流況改變相對較敏感，但是在受影響減少後可以快速恢復(Chiu and Kuo

2012; Tsai et al. 2014)。這樣的生態策略與鞘翅目、襉翅目以及毛翅目不同，也因為不同的生態策略，使溪流生態系在經常的流況變動下，依舊能維持水棲昆蟲的生態功能；特別是在熱帶/亞熱帶高山溪流，經常面臨大範圍影響的氣候事件干擾，如暴雨或是颱風事件(Smith et al. 2003)。流況改變對於大型無脊椎動物的組成影響甚大，但也因此多樣的生態特性，使得生態功能得以維持(Bunn and Arthington 2002)。因此，透過esi計算可以瞭解水棲昆蟲對於水文事件影響的抵抗力，未來水文事件發生後，藉以判斷生態功能是否健全。水棲昆蟲對照值部分我們依循溪流生物快速指標：EPT(蜉蝣目、襉翅目以及毛翅目)與雙翅目搖蚊豐度比值作為標準，>75%，是河川水域的最高標準。

過去研究曾針對武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭的最大族群承載量進行分析，得知5800尾可能是鮭魚族群的最大承載量(表1-4b, 1)；而經歷颱風事件後，族群量會減少原來的1/3，因此在安全族群量設為2900(5800/2)尾；進一步設最低族群量為1450(5800/4)尾。除了族群量之外，族群結構同樣很重要，穩定族群結構如三角形：成魚、亞成魚以及幼魚比例為1：5：10(表1-4b, 2)；一般族群結構如圓筒形：10：10：10；危險族群結構為倒三角形：10：5：1。過去研究也發現，颱風如果在繁殖季節出現，會直接影響幼魚數量，進而影響來年鮭魚的數量(Chung et al. 2008)。此外，可由12°C等溫線判斷鮭魚繁殖河段(表1-4, 3)。最後，可透過模式河段魚群數量去估計武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群總數量(表1-4b, 4)。單一河段最佳模式河段為：1st~2nd壩、2nd~3rd壩、3rd~4th壩以及4th~5th壩；雙河段最佳模式河段：1st~2nd壩加上2nd~3rd壩；短距離調查最佳模式河段：2nd~3rd壩加上5th~6th壩。透過模式河段去估計總族群數量，可以減少調查所耗費的人力、物力，以達到快速評估整體族群狀況。

3. 武陵地區生態系概念模式

透過概念模式建立，可以讓我們瞭解生態系運作的方式，因此累積歷年對七家灣溪各項生物與環境的研究資料，可建立武陵地區生態系概念模式(圖1-15)。在概念模式中，武陵地區主要的驅動因子為降雨；當降雨量增加時，溪流流速會增加。而流況變動程度則會影響底質組成，當流況變動小時，細顆粒底質會累積；當流況變動大時，細顆粒底質會被沖刷，而使粗顆粒底質比例上升。但是極端降雨發生時，同時會將濱岸鬆散的細顆粒大量沖刷進入溪流，待洪水退去時，反而

會有細顆粒大量累積的狀況。

底質的組成會直接影響溪流生物類群，細顆粒底質因為容易被沖刷，對於藻類而言不是適合生長的环境(Uehlinger 1991)。水棲昆蟲通常具有底層避難所尋覓(hyporheic refuge-seeking)的行為，藉此躲避或是抵抗洪水的影響(Quinn and Hickey 1990; Brewin et al. 2000; Robinson et al. 2004)；例如，蜉蝣目會鑽進底質中，並且抓住石頭表面，以躲避洪水的衝擊(Holomuzki and Biggs 2000; Olsen and Townsend 2005)。當處在以細顆粒為主的底質組成狀況下，流況變動時，水棲昆蟲會隨著底質變動而有數量損失的狀況。Birnie-Gauvin et al. (2017)利用30年棕鱒長期監測資料發現，小鮭魚的密度可以決定整個族群是否能發展；結果顯示在壩體存在狀況下，即使上游系統存在與下游系統相似的成魚密度，族群仍無法發展，作者認為主要是因為壩體存在而導致底質組成條件不佳，造成小鮭魚無法成長進而發展整個族群。由此可知，底質組成受流況變動而改變時，會直接影響溪流生物族群。

進入食物網部分(圖1-15)，兩個食物網由左至右，分別代表流況變動小時的食物網以及流況變動大時的食物網。首先藻類的組成會同時受到流況以及濱岸植被天空遮蔽度影響：1.當流況變動小時，綠藻因為沒有受到高流速影響而有較高的組成；當流況變動大時，藻類組成則轉以矽藻為主。2.天空遮蔽度與季節有關，在武陵地區流況變動小的季節，樹葉茂盛、天空遮蔽度較高，由於光線被遮蔽，會使藻類生物量下降。整體而言，初級生產量對於食物網的供應，在流況變動小時，會有較高的藻類生產量，以及較少的沿岸碎屑輸入，而食物網內生物的生物量都比較高，物種間對於資源的競爭較小；在流況變動大時，會有較少的藻類生產量，以及較多的沿岸碎屑輸入，而食物網內生物的生物量皆減少，物種間對於資源的競爭較大。從生態模式的結果亦可發現，當系統中資源不足時，捕食階層對於獵物資源的能量轉移效率提高，推論是因為物種間競爭增加所致。

以2018年七家灣溪生態的調查結果來看，今年沒有高降雨量、沒有颱風洪水事件發生，在概念模式圖(圖1-14)中屬於左邊的食物網，我們從測站中選取兩個底質不同的測站，觀魚臺 / 繁殖場測站進行比較：流速($0.69 \text{ ms}^{-1} / 0.95 \text{ ms}^{-1}$)；底質(細砂 / 粗石)；天空遮蔽度(10 % / 38 %)；藻類生物量($27.5 \text{ mg m}^{-2} / 23.4 \text{ mg m}^{-2}$)；綠藻比例(14 % / 14 %)；水棲昆蟲平均密度($3736.6 \text{ ind.m}^{-2} / 3991.9 \text{ ind.m}^{-2}$)；鮰魚個體數(76尾 / 211尾)；鮭魚個體數(6尾 / 88尾)；蝌蚪平均密度

(19.8 ind.m⁻² / 22.4 ind.m⁻²)；河烏平均隻數(4隻 / 5隻)。從上述調查結果，雖然沒有高的降雨量，但是流速快慢仍然決定兩個測站的底質差異，繁殖場流速快以粗石為主，觀魚臺流速慢則以細砂為主；加上天空遮蔽度的影響，整體而言繁殖場測站有較高的藻類生物量；然而綠藻比例在此無法單以流速因子解釋。從環境到食物來源顯示繁殖場的整體狀況可能較觀魚臺佳，因此不同消費者生物類群，也可以觀察到繁殖場測站有較高的生物量或是數量。從生態模式的綜合營養衝擊結果顯示，2018年鮰魚幼魚對蝌蚪的負面影響加大，顯示兩者屬於物種間競爭，觀魚臺與繁殖場該項指數分別為：-22與-14，符合概念模式中推論，當食物來源相對少時，物種間彼此的競爭會加強。

透過歷年對七家灣溪各項生物與環境的研究資料，可以描繪出七家灣溪生態系運作的概念模式，藉由2018年的資料也可以得到與概念模式大致符合的生態系運作，然而未來仍需要更多研究，以更加完善本研究所提出的概念模式。

四、結論與建議

(一) 結論

1. 七家灣溪生態系模式結果顯示，觀魚臺測站的總生產量在 900~1000(t/km²/year)的範圍內；繁殖場測站則在 600~700(t/km²/year)的範圍內。
2. 由生態系模式之綜合總系統傳輸量以及 P/R(Production/Respiration)值的結果，顯示 2018 年的觀魚臺與繁殖場測站，皆是在相對健康狀態下逐漸成長的生態系統。
3. 從觀魚臺以及繁殖場測站的生態系模式之循環指數與系統開銷指數可以發現，拆壩七年後，壩上與壩下之生態系參數逐漸相似趨近。
4. 當生態系統中大部分生物被洪水沖走後，營養階層間能量傳輸效率因此提高，推論在生物資源不多的狀況下，資源的利用效率可能因此提高。
5. 河鳥數量的消長對於臺灣櫻花鉤吻鮭幼魚與臺灣鏟頰魚幼魚的攝食壓力相對於其他生物高。此外，河鳥也是系統中關鍵物種，對於其他生物類群的影響較大。
6. 判斷生態系統在經過復育管理後是否成功，可以透過長期監測資料，定義不同區域的復育標準。
7. 藉由量測現今生態系狀態到期望生態系狀態的“差距(distance)”，可以讓我們瞭解到達期望的生態系狀態所需的時間或需努力程度，藉以評估復育是否成功。
8. 物理棲地穩定標準可以透過濁度狀態判斷，拆壩後曾高達 600 NTU，但持續時間短；一般洪水事件高達 100 NTU，但持續時間長。
9. 水質復育標準以歐盟訂定鮭、鯉魚之水質標準為依據
10. 石附生藻類以藻類群集中葉綠素 b 與葉綠素 c 之比值作為判斷系統回復標準，建議 30 % 為鬱閉度高的源頭溪流之石附生藻類群集組成。
11. 水棲昆蟲依循溪流生物快速指標 EPT(蜉蝣目、襉翅目以及毛翅目)與搖蚊之相對豐度作為標準，建議 >75 % 為河川的復育標準。
12. 建議七家灣溪臺灣櫻花鉤吻鮭的最大族群承載量：5800 尾；安全族群量為 2900(5800/2)尾；最低族群量為 1450(5800/4)尾。

13. 臺灣櫻花鉤吻鮭穩定族群結構呈三角形，也就是成魚、亞成魚、幼魚比例為 1 : 5 : 10；若一般族群結構呈圓筒形：10 : 10 : 10；若危險族群結構則呈倒三角形：10 : 5 : 1。
14. 建議以 12°C 等溫線判斷臺灣櫻花鉤吻鮭之繁殖河段，並以觀魚臺測站為基準地點。
15. 可透過模式河段之魚群數量估計武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群總數量，單一河段最佳模式河段為：1st~2nd 壩、2nd~3rd 壩、3rd~4th 壩以及 4th~5th 壩；雙河段最佳模式河段為：1st~2nd 壩加上 2nd~3rd 壩；短距離調查最佳模式河段：2nd~3rd 壩加上 5th~6th 壩。
16. 累積歷年對七家灣溪各項生物與環境的研究資料，可建立武陵地區生態系運作概念模式，透過概念模式之建立，可以讓我們瞭解生態系長期運作的過程。
17. 七家灣溪溪流生態系主要的驅動因子為降雨量；當降雨量增加時，溪流流速會加快，流況變動程度則會影響底質組成，底質組成改變後會影響溪流內的生物類群，進而影響食物網的運作。

(二) 建議

(一) 立即可行之建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：林務局、退除役官兵輔導委員會武陵農場、農委會林務局保育組、
台中市政府農業處保育科

1. 高山溪二號壩口殘材阻斷櫻花鉤吻鮭洄游通道，破壞高山溪棲地連貫性，應儘速移除殘材。
2. 由監測結果顯示，人為活動較密集區，營養鹽濃度及導電度均較高，若能適度控管人為活動，針對遊客人數、農業施肥施藥量及污水處理設施等妥善管理，應可顯著降低七家灣流域中下游之營養鹽濃度。
3. 今年調查殘材壩對高山溪臺灣櫻花鉤吻鮭的影響及評估，發現高山溪二號壩堆積之殘材壩明顯變高，造成由七家灣溪回溯高山溪的族群阻隔，今年調查發現高山溪二~四號壩間的鮭魚數量明顯降低，建議立即拆除二號殘材壩。因為林木為林務局主管權責，建議管理處可以跟林務局商議，把殘材壩徹底鋸斷，但只想以洪水等天然的力量將殘材攜帶而下實屬不易，建議即刻以公文與林務局溝通，並以人力將鋸斷的殘材移至原地的河岸旁。並建議國家公園仍須針對這些殘材壩之後續情況進行監測，使其不致形成高落差而影響鮭魚的自由移動阻斷基因交流。
4. 建議可在梭德氏赤蛙（9-11月）與盤古蟾蜍（2-4月）的生殖季，於上半夜（19:00-00:00）管制路殺熱點（遊客中心停車場、中124鄉道（武陵路）0.5-1.5km處、3km處）禁止車輛通行，以降低路殺事件發生率。
5. 台灣獼猴掠食河鳥巢的比例在2015-2018年間比在2004-2006年間增加5倍，獼猴的攀爬能力強，河鳥巢賴以阻隔掠食者的岩壁和深潭幾乎都阻擋不了獼猴，雖然目前尚未證實對河鳥族群造成明顯衝擊，但建議在獼猴活動熱區加強監控其對各種鳥類繁殖和族群的負面影響。

(二) 長期性建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：農委會林務局保育組、台中市政府保育課、退除役官兵輔導委員會
武陵農場、南投林區管理處

1. 2018 年的藻類生物量研究結果顯示，沿岸植被遮蔽度較低的測站，綠藻比例會增加，而綠藻增加可能使水質惡化，因此可透過維護沿岸植被有效降低綠藻的生物量比例。如 2006 年雪霸國家公園管理處進行 8.1 公頃農地回收後，除了可以減少農業營養鹽輸入外，也能藉此恢復沿岸完整的植被，對於降低溪流石附生藻類群集中綠藻生物量比例應有所助益，因此農地回收造林之政策，應持續推動。
2. 水質監測基本項目應包括水溫、導電度、濁度與 pH 值，若能輔以每季採樣分析 NO_3^- 、 NO_2^- 、 NH_4^+ 及總有機碳濃度，則可完整掌握水質變化情形。
3. 2011 年度七家灣溪一號壩壩體的改善工程的主要目標之一，就是希望可以透過壩體改善後使得七家灣溪河道暢通，除了可增加棲地利用之外，也應可擴大七家灣溪中鮭魚之基因交換機會，並減少下游魚類無法順利繁衍的問題，故建議主管機關在壩體改善後應持續進行魚類族群動態變遷之研究，與其他環境與生物因子變化的生態模式研究，其研究結果亦可提供往後壩體改善時之重要依據與寶貴資源。針對魚類研究往後的具體建議如下：
 - (1.) 以臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣鏟頰魚兩種魚類做為指標物種。
 - (2.) 至少保留桃山西溪、二號壩、繁殖場、高山溪等四個固定樣站，每年二月、四月、六月、八月、十月施做調查研究。
 - (3.) 建議針對七家灣溪二號壩~三號壩、三號壩~四號壩(加上無名溪之 Y 形封閉河段)、五號壩~六號壩；於每年夏季與秋季做該三段河段的普查。
 - (4.) 依經費狀況與天然災害的強度時間而定，至少每三~五年做一次夏季與秋季的武陵地區七家灣溪流域全河段的普查。
4. 武陵地區的溪流鳥類自 2003 年至今已監測長達 15 年，但鳥類族群的長期變化受到許多不同的因素影響，每年發生的氣候事件如洪水、乾旱、低溫等也都不同，建議能夠持續監測溪流鳥類的族群動態，觀察各種不同因素對溪鳥族群和繁殖的影響，使其成為溪流生態以及氣候變遷的良好指標。
5. 建議雪霸國家管理處可將該資料集由 TaiBIF 的 IPT 發布至 GBIF，以取

得資料集的 DOI，未來在計畫研究人員於期刊發表研究成果時，可以附上資料集的 DOI，讓期刊文章能與資料集關聯，使學界同儕瞭解發表內容的同時也能取用資料操作驗證。

五、參考文獻

中文文獻

- 于淑芬, 2004. 武陵地區水質監測及水質評估. 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 呂光洋, 2002. 雪霸國家公園兩生爬蟲類調查研究—武陵地區 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 官文惠, 郭美華, 葉昭憲, 2016. 武陵地區七家灣溪壩體改善後臺灣櫻花鉤吻鮭棲地監測暨現存其它棲地調查與改善評估 (研究報告). 雪霸國家公園管理處, 苗栗縣.
- 張志豪, 2013. 壩體改善工程對於物理棲地之影響—以七家灣溪一號壩為例. 私立逢甲大學水利工程與資源保育學系, 台中市.
- 張石角, 1989. 櫻花鉤吻鮭保護區規劃 (研究報告). 行政院農委會.
- 戴永禎, 1992. 臺灣櫻花鉤吻鮭之族群生態學研究. 國立臺灣大學動物學研究所.
- 曾晴賢, 1994. 櫻花鉤吻鮭族群調查與觀魚台附近河床之改善研究 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 曾晴賢, 楊正雄, 2001. 櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查(四) (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 曾晴賢和陳彥谷, 2012. 臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與動態分析。雪霸國家公園管理處委託研究報告。
- 林幸助, 2003. 武陵地區溪流藻類生產力之限制營養鹽 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 林幸助, 2002. 武陵地區生態系監測與模式建構規劃 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.

林幸助, 吳聲海, 官文惠, 邵廣昭, 施習德, 孫元勳, 郭美華, 彭宗仁, 曾晴賢, 楊正澤, 葉文斌, 葉昭憲, 蔡尚惠, 2006. 武陵地區長期生態監測暨生態模式建立 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.

林幸助, 吳聲海, 官文惠, 邵廣昭, 孫元勳, 郭美華, 高樹基, 彭宗仁, 曾晴賢, 楊正澤, 葉文斌, 葉昭憲, 蔡尚惠, 2008. 武陵地區長期生態監測暨生態模式建立 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.

林幸助, 吳聲海, 官文惠, 邵廣昭, 孫元勳, 郭美華, 高樹基, 彭宗仁, 曾晴賢, 楊正澤, 葉文斌, 葉昭憲, 蔡尚惠, 2007. 武陵地區長期生態監測暨生態模式建立 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.

林幸助, 吳聲海, 官文惠, 邵廣昭, 郭美華, 曾晴賢, 葉昭憲, 2010. 武陵地區生態系長期監測與研究 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.

林幸助, 官文惠, 邵廣昭, 郭美華, 曾晴賢, 葉昭憲, 2009b. 98年武陵地區長期生態研究 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.

林幸助, 廖美齡, 溫佩珍, 鐘豐昌, 2005. 武陵地區長期生態監測暨生態模式建立-溪流生態系食物來源與模式建構 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.

林幸助, 徐崇斌, 葉昭憲, 官文惠, 彭宗仁, 高樹基, 蔡尚惠, 郭美華, 楊正澤, 葉文斌, 吳聲海, 曾晴賢, 孫元勳, 邵廣昭, 2009a. 武陵溪流生態系長期生態研究與生態模式建構. 國立臺灣博物館學刊 62, 13-23.

林幸助, 王筱雯, 吳聲海, 官文惠, 邵廣昭, 郭美華, 曾晴賢, 葉昭憲, 2012. 武陵地區生態系長期監測與研究 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.

林幸助, 王筱雯, 吳聲海, 官文惠, 邵廣昭, 郭美華, 曾晴賢, 葉昭憲, 2011. 武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.

- 林幸助, 王筱雯, 官文惠, 邵廣昭, 郭美華, 曾晴賢, 葉昭憲, 2013. 武陵地區溪流生態及七家灣溪一號防砂壩壩體改善後研究 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 林幸助, 薛美莉, 陳添水, 何東輯, 2009c. 濕地生物多樣性監測系統標準作業程序. 農委會特有生物研究保育中心, 南投縣, 集集鎮.
- 林曜松, 張崑雄, 詹榮桂, 1991. 台灣大甲溪上游產陸封性鮭魚的現況. 農委會林業特刊 39, 166 - 172.
- 林曜松, 曹先紹, 張崑雄, 楊平世, 1988. 櫻花鉤吻鮭生態之研究 (二) 族群分布與環境因子間關係之研究. 行政院農委會 77 年生態研究 93.
- 林曜松, 楊平世, 黃國靖, 謝森和, 1987. 武陵農場河域蜉蝣目稚蟲之生態研究. 行政院農業委員會林業特刊 57 - 78.
- 柳中明, 蕭代基 (主編), 2009. 國家通訊報告—氣候變遷趨勢、衝擊、脆弱度評估與調適措施. 行政院環境保護署, 台北.
- 楊平世, 林曜松, 黃國靖, 梁世雄, 謝森和, 曾晴賢, 1986. 武陵農場河域之水棲昆蟲相與生態調查. 農委會 75 年生態研究 48.
- 楊平世, 謝森和, 2000. 以水棲昆蟲之群聚結構及功能組成監測七家灣溪環境品質, in: 櫻花鉤吻鮭研究保育研討會論文集. Presented at the 櫻花鉤吻鮭研究保育研討, 農委會、特生中心、營建署及雪霸公園管理處編印, pp. 151-177.
- 汪靜明, 1994. 子遺的國寶—臺灣櫻花鉤吻鮭專集. 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 游政翰, 2007. 利用物理棲地模式模擬河川復育工法之成效-以七家灣溪為例. 私立逢甲大學水利工程與資源保育學系, 台中市.
- 王敏昭, 2003. 七家灣溪沿岸土地各利用型態對溪流生態影響之研究. 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 王敏昭, 1997. 緩衝帶對營養鹽之截流作用. 水土保持學報 29, 69 - 92.

- 葉昭憲, 2015. 武陵地區七家灣溪及有勝河流域壩體改善後溪流物理地調查監測 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 葉昭憲, 2011. 100 年度武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究, 第二章物理棲地研究 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 葉昭憲, 2008. 七家灣溪一號防砂壩壩體改善之試驗研究 (研究報告). 私立逢甲大學水利工程與資源保育學系, 台中市.
- 葉昭憲, 2007. 七家灣溪壩體改善研究評估 (研究報告). 私立逢甲大學水利工程與資源保育學系, 台中市.
- 蘇威鴻, 2016. 壩體工程對於物理棲地之影響 — 以有勝溪一號壩為例. 逢甲大學水利工程與資源保育學系.
- 袁孝維, 1995. 武陵地區登山步道沿線野生動物景觀資源調查 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 郭美華, 2017. 武陵地區七家灣溪壩體改善後臺灣櫻花鉤吻鮭棲地監測暨現存其它棲地調查與改善評估, 第三章水棲昆蟲研究 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 郭美華, 2012. 武陵地區長期生態監測暨生態模式建立, 第七章水棲昆蟲研究 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 郭美華, 2009. 武陵地區長期生態監測暨生態模式建立, 第四章水棲昆蟲研究 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 郭美華, 2008. 武陵地區長期生態監測暨生態模式建立, 第七章水棲昆蟲研究 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 鄭侑展, 2007. 蘭陽溪與七家灣河流域生態系模式之比較分析. 國立中興大學生命科學系, 台中市.
- 陳弘成, 1998. 武陵地區-溪流之水源水質監測系統之規劃與調查 (四) (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.

雪霸國家公園管理處, 2000. 雪霸國家公園自然資源研究方向芻議-歷年保育研究計畫總檢討. 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.

黃國靖, 1987. 七家灣溪水棲昆蟲相及其生態研究. 國立台灣大學植物病蟲害研究所.

英文文獻

Battle, L., Chang, H.-Y., Tzeng, C.-S., Lin, H.-J., 2016. The impact of dam removal and climate change on the abundance of the Formosan landlocked salmon. *Ecol. Model.* 339, 23–32.

Biggs, B.J.F., 1996. Patterns in benthic algae of streams., in: Stevenson R.J. et Al. (Eds.) *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, San Diego, California, USA.

Birnie-Gauvin, K., Larsen, M.H., Nielsen, J., Aarestrup, K., 2017. 30 years of data reveal dramatic increase in abundance of brown trout following the removal of a small hydrodam. *J. Environ. Manage.* 204, 467–471.

Brewin, P.A., Buckton, S.T., Ormerod, S.J., 2000. The seasonal dynamics and persistence of stream macroinvertebrates in Nepal: do monsoon floods represent disturbance? *Freshwater Biol* 44, 581-594.

Bunn, S.E., Arthington, A.H., 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environ. Manage.* 30, 492–507.

Chang, C.L., Kuan, W.-H., Lui, P.S., 2010. Modeling watershed responses to typhoon events - a case study of Wulin catchment in Taiwan. *Fresenius Environ. Bull.* 19, 658–663.

Chang, C.L., Kuan, W.H., Lui, P.S., Hu, C.Y., 2008. Relationship between landscape characteristics and surface water quality. *Environmental Monitoring and Assessment* 147, 57–64.

- Chang, H.Y., Chiu, M.C., Chuang, Y.L., Tzeng, C.S., Kuo, M.H., Yeh, C.H., Wang, H.W., Wu, S.H., Kuan, W.H., Tsai, S.T., Shao, K.T., Lin, H.J., 2017. Community responses to dam removal in a subtropical mountainous stream. *Aquat. Sci.* 79, 967–983.
- Chiu, M.C., Kuo, M.H., 2012. Application of r/K selection to macroinvertebrate responses to extreme floods. *Ecol. Entomol.* 37, 145–154.
- Chiu, M.C., Kuo, M.H., Hong, S.Y., Sun, Y.H., 2013a. Impact of extreme flooding on the annual survival of a riparian predator, the Brown Dipper *Cinclus pallasii*. *Ibis* 155, 377–383.
- Chiu, M.C., Kuo, M.H., Sun, Y.H., Hong, S.Y., Kuo, H.C., 2008. Effects of flooding on avian top-predators and their invertebrate prey in a monsoonal Taiwan stream. *Freshw. Biol.* 53, 1335–1344.
- Chiu, M.C., Yeh, C.H., Sun, Y.H., Kuo, M.H., 2013b. Short-term effects of dam removal on macroinvertebrates in a Taiwan stream. *Aquat. Ecol.* 47, 245–252.
- Christensen, V., Pauly D., 1993. Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conference Proceedings, 26. Manila, Philippines., 390 p.
- Christensen, V., 1995. Ecosystem maturity- towards quantification. *Ecological Modeling.* 77, 3–32.
- Christensen, V., Walters, C.J., Pauly, D., 2005. Ecopath with Ecosim: A user's guide. Vancouver, BC: Fisheries Centre, University of British Columbia. P 154.
- Christensen, V., Walters, C.J., Pauly, D., Forrest, R., 2008. Ecopath with Ecosim Version 6. User Guide. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada.

- Chung, L.C., Lin, H.J., Yo, S.P., Tzeng, C.S., Yang, C.H., 2007.
Stage-structured population matrix models for the Formosan landlocked salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*) in Taiwan. *Raffles Bull. Zool.* 151–160.
- Chung, L.C., Lin, H.J., Yo, S.P., Tzeng, C.S., Yeh, C.H., Yang, C.H., 2008.
Relationship between the Formosan landlocked salmon *Oncorhynchus masou formosanus* population and the physical substrate of its habitat after partial dam removal from Kaoshan Stream, Taiwan. *Zool. Stud.* 47, 25–36.
- Clarke, K.R., and Gorley, R.N. 2005. *PRIMER v6: User Manual / Tutorial*. PRIMER-E Ltd.
- Council, N.R., Studies, D.E.L., Commission on Geosciences, E.R.,
Committee on Restoration of Aquatic Ecosystems: Science, T.P.P., 1992.
Restoration of Aquatic Ecosystems: Science, Technology, and Public Policy. National Academies Press.
- Council of the European Union, E.P., 2006. Directive 2006/44/EC of the European parliament and of the council of 6 September 2006 on the quality of fresh waters needing protection or improvement in order to support fish life. European Union Publication, Belgium, Bruxelles.
- Davis, R.P., Sullivan, S.M.P., Stefanik, K.C., 2017. Reductions in fish-community contamination following lowhead dam removal linked more to shifts in food-web structure than sediment pollution. *Environ. Pollut.* 231, 671–680.
- Finn, J.T., 1976. Measure of ecosystem structure and function derived from analysis of flow. *Journal of theoretical biology* 53, 363–380.

Grant, G. and C. Bromley., 2007. Geomorphic responses to dam removal:

New insights from flume and field experiments. Presented at the
ESA/SER Joint Meeting, San Jose McEnery Convention Center, San
Jose, California.

Group (U.S.), F.I.S.R.W., 1998. Stream corridor restoration: principles,
processes, and practices. Federal Interagency Stream Restoration
Working Group.

Ham, J., Yoon, C.G., Kim, H.J., Kim, H.C., 2010. Modeling the effects of
constructed wetland on nonpoint source pollution control and reservoir
water quality improvement. *J. Environ. Sci.* 22, 834–839.

Hart, D.D., Johnson, T.E., Bushaw-Newton, K.L., Horwitz, R.J., Bednarek,
A.T., Charles, D.F., Kreeger, D.A., Velinsky, D.J., 2002. Dam removal:
Challenges and opportunities for ecological research and river
restoration. *Bioscience* 52, 669–681.

Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K.,
Heiskanen, A.S., Johnson, R.K., Moe, J., Pont, D., Solheim, A.L., Van De
Bund, W., 2010. The European Water Framework Directive at the age of
10: A critical review of the achievements with recommendations for the
future. *Sci. Total Environ.* 408, 4007–4019.

Hey, R.D., 1996. Environmentally sensitive river engineering, in: *River
Restoration: Selected Extracts From the Rivers Handbook*. Petts, G. E.
and Calow, P. (eds.), Blackwell Science Ltd.

Heymans, J.J., Guenette, S., Morissette, L., Christensen, V., 2014. Global
patterns in ecological indicators of marine food web: A modeling
approach. *PLoS ONE*. 9(4):e95845.

- Holomuzki, J.R., Biggs, B.J.F., 2000. Taxon-specific responses to high-flow disturbance in streams: implications for population persistence. *J N Am Benthol Soc* 19, 670-679.
- Hong, S.-Y., Walther, B. A., Chiu, M.-C. Kuo, M.-H. Sun, Y.-H.. 2016. Length of the recovery period after extreme flood is more important than flood magnitude in influencing reproductive output of Brown Dippers (*Cinclus pallasii*) in Taiwan. *The Condor* 118:640-654.
- Hong, S.Y., Sharp, S.P., Chiu, M.C., Kuo, M.H., Sun, Y.H., 2018. Flood avoidance behaviour in Brown Dippers *Cinclus pallasii*. *Ibis* 160, 179–184.
- Hooke, J.M., 2016. Geomorphological impacts of an extreme flood in SE Spain. *Geomorphology* 263, 19–38.
- Hsu, C.B., Tzeng, C.S., Yeh, C.H., Kuan, W.H., Kuo, M.H., Lin, H.J., 2010. Habitat use by the Formosan landlocked salmon *Oncorhynchus masou formosanus*. *Aquat. Biol.* 10, 227–239.
- Huang, B., Langpap, C., Adams, R.M., 2011. Using instream water temperature forecasts for fisheries management: an application in the pacific northwest. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 47, 861–876.
- Kuan, W.H., Chang, C.L., Lui, P.S., 2009. A variety of meteorological and geographical characteristics effects on watershed responses to a storm event. *World Academy of Science, Engineering and Technology* 59, 466–469.
- Larsen, P., n.d. Restoration of river corridors: German experience, in: *River Restoration: Selected Extracts from the River Handbook*. Petts, G. E. and Calow, P. (eds.), Blackwell Science Ltd.

- Lewis, J.B., 1981. Coral reef ecosystems. In: Analysis of marine ecosystems. (Eds A.R. Longhust), pp. 127-158. Academic Press, New York. 741p.
- Lin, H.J., Peng, T.R., Cheng, I.C., Chen, L.W., Kuo, M.H., Tzeng, C.S., Tsai, S.T., Yang, J.T., Wu, S.H., Sun, Y.H., Yu, S.F., Kao, S.J., 2012. Trophic model of the subtropical headwater stream habitat of Formosan landlocked salmon *Oncorhynchus formosanus*. *Aquat. Biol.* 17, 269–283.
- Magilligan, F.J., Nislow, K.H., Kynard, B.E., Hackman, A.M., 2016. Immediate changes in stream channel geomorphology, aquatic habitat, and fish assemblages following dam removal in a small upland catchment. *Geomorphology* 252, 158–170.
- Nakamura, F., Komiyama, E., 2010. A challenge to dam improvement for the protection of both salmon and human livelihood in Shiretoko, Japan's third Natural Heritage Site. *Landscape and Ecological Engineering* 6, 143–152.
- Olsen, D.A., Townsend, C.R., 2005. Flood effects on invertebrates, sediments and particulate organic matter in the hyporheic zone of a gravel-bed stream. *Freshwater Biol* 50, 839–853.
- Orr, C.H., Kroiss, S.J., Rogers, K.L., Stanley, E.H., 2008. Downstream benthic responses to small dam removal in a coldwater stream. *River Res. Appl.* 24, 804–822.
- Peng, T.R., Lin, H.J., Wang, C.H., Liu, T.S., Kao, S.J., 2012. Pollution and variation of stream nitrate in a protected high-mountain watershed of Central Taiwan: evidence from nitrate concentration and nitrogen and oxygen isotope compositions. *Environmental Monitoring and Assessment* 184, 4985–4998.

- Qin, D., Chen, Z., Averyt, K.B., Miller, H.L., Solomon, S., Manning, M., Marquis, M., Tignor, M., 2007. IPCC, 2007: Summary for Policymakers, in: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (Eds.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
- Quinn, J.M., Hickey, C.W., 1990. Magnitude of effects of substrate particle size, recent flooding, and catchment development on benthic invertebrates in 88 New Zealand rivers. *New Zeal J Mar Fresh* 24, 411-427.
- Relyea, R.A., 2001. Morphological and behavioral plasticity of larval anurans in response to different predators. *Ecology* 82, 523–540.
- Robinson, C.T., Aebischer, S., Uehlinger, U., 2004. Immediate and habitat-specific responses of macroinvertebrates to sequential, experimental floods. *J N Am Benthol Soc* 23, 853-867.
- Smith, G.C., Covich, A.R., Brasher, A.M.D., 2003. An ecological perspective on the biodiversity of tropical island streams. *Bioscience* 53, 1048–1051.
- Stevenson, R.J., 1996. The stimulation and drag of current., in: *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystem*. Stevenson, R. J., Bothwell, M. L., Lowe, R. L. and Thorp, J. H. (eds.), Elsevier Science.
- Tang, C.G., Liu, C.Q., 2008. Nonpoint source pollution assessment of Wujiang River watershed in Guizhou Province, SW China. *Environ. Model. Assess.* 13, 155–167.
- Thomson, J.R., Hart, D.D., Charles, D.F., Nightengale, T.L., Winter, D.M., 2005. Effects of removal of a small dam on downstream

- macroinvertebrate and algal assemblages in a Pennsylvania stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 24, 192–207.
- Tsai, J.W., Chuang, Y.L., Wu, Z.Y., Kuo, M.H., Lin, H.J., 2014. The effects of storm-induced events on the seasonal dynamics of epilithic algal biomass in subtropical mountain streams. *Mar. Freshw. Res.* 65, 25–38.
- Tsao, E.H.S., 1995. An ecological study of the habitat requirements of the Formosan landlocked salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*). Colorado State University, Colorado, USA.
- Uehlinger, U., 1991. Spatial and temporal variability of the periphyton biomass in a prealpine river (Necker, Switzerland). *Archiv für Hydrobiologie* 123, 219–237.
- Ulanowicz, R.E., 1986. Growth and development: Ecosystems phenomenology. New York: Springer-Verlag. P203.
- Voulvoulis, N., Arpon, K.D., Giakoumis, T., 2017. The EU Water Framework Directive: From great expectations to problems with implementation. *Sci. Total Environ.* 575, 358–366.
- Wang, C.M.J., 1989. Environmental quality and fish community ecology in an agricultural mountain stream system of Taiwan. Iowa State University, Iowa, USA.
- Wiley, J.W., Joseph, J.J.M., 1994. The effects of hurricanes on birds, with special reference to Caribbean islands. *Bird Conservation International* 3, 319–349.
- Yu, S.F., Lin, H.J., 2009. Effects of agriculture on the abundance and community structure of epilithic algae in mountain streams of subtropical Taiwan. *Bot. Stud.* 50, 73–87.

Zhao, Q.Q., Bai, J.H., Huang, L.B., Gu, B.H., Lu, Q.Q., Gao, Z.Q., 2016. A review of methodologies and success indicators for coastal wetland restoration. *Ecol. Indic.* 60, 442–452.

表1-1 歐盟訂定之鮭魚生存水體標準(2006.9.6.)

水質項目	鮭魚	
	準則	命令
溫度(°C)		1.5~21.5°C
溶氧(mg O ₂ /L)	50 % ≥ 9	50 % ≥ 9
	100 % ≥ 7	(6 mg/L 以上)
pH		6~9
懸浮固體(mg/L)	≤ 25	
BOD ₅ (mg O ₂ /bhL)	≤ 3	
磷酸鹽(mg PO ₄ /L)	≤ 0.2	
亞硝酸鹽(µg N L ⁻¹)	≤ 3.0	
非離子態氮(µg N L ⁻¹)	≤ 4.1	≤ 20.6
總氮(mg N L ⁻¹)	≤ 0.03	≤ 0.78

(資料來源：Directive 2006/44/EC of the European parliament and of the council of 6 September 2006)

表1-2 濕地水質標準

項目	重要濕地內灌溉排水蓄水放淤 給水投入標準	建議管理目標標準
溫度(°C)	當季調查平均溫度正、負 2 度	春季：10.5~14.5 夏季：13.3~15.3 秋季：11.3~15.3 冬季：6.90~10.9
氨氮(mg/L)	7.5	0.1 以下
硝酸鹽(mg/L)	37.5	15 以下
亞硝酸鹽(mg/L)	-	0.03 以下
磷酸鹽(mg/L)	2	0.15 以下
生化需氧量(mg/L)	22.5	1 以下
pH	調查平均值正負 1	6.8~8.8
溶氧(mg O ₂ /L)	-	6.5 以上
導電度(µm/cm)	-	100~450
濁度(NTU)	-	5 以下

(資料來源：七家灣溪重要濕地(國家級)保育利用計畫)

表1-3 觀魚臺以及繁殖場生態模式參數輸出(2004、2009、2013以及2018年)。

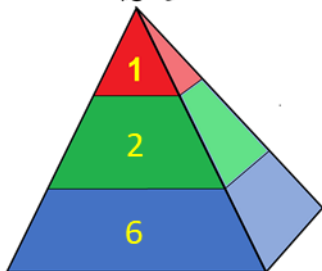
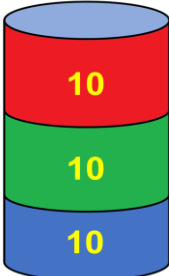
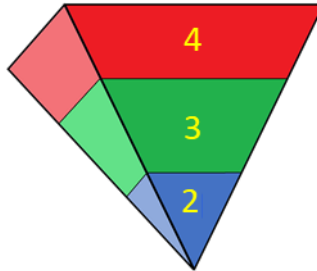
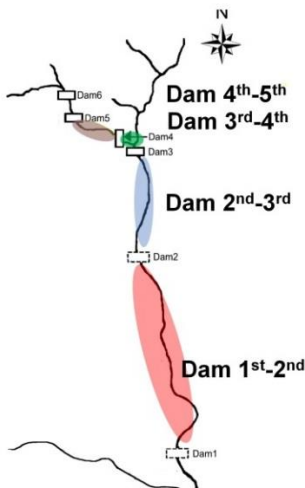
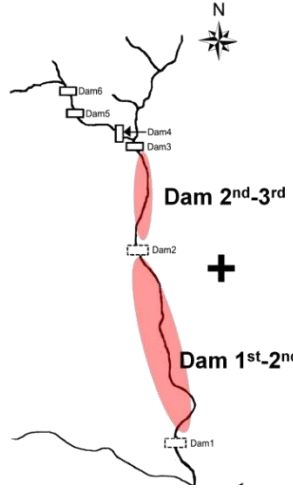
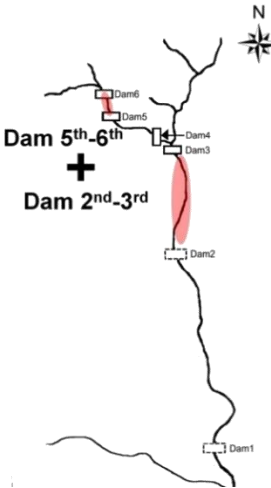
觀魚臺	單位	2004	2009	2013	2018
Sum of all consumption	t/Km ² /year	157.9	227.5	150.7	319.1
Total system throughput	t/Km ² /year	4607.0	2181.4	1899.0	2145.8
Sum of all production	t/Km ² /year	2226.0	977.8	877.1	917.5
Calculated total net primary production	t/Km ² /year	2208.9	956.1	862.9	886.1
Total primary production/total respiration		30.4	11.3	15.9	7.6
Connectance Index		0.35	0.35	0.31	0.31
System Omnivory Index		0.09	0.07	0.09	0.08
Shannon diversity index			0.82	0.78	1.13
Finn's cycling index	% of total throughput	1.13	3.80	2.59	5.32
O/C (Overhead/Capacity)	%	0.50	0.57	0.48	0.61
繁殖場					
Sum of all consumption	t/Km ² /year	176.9	72.0	131.4	281.5
Total system throughput	t/Km ² /year	3224.0	610.7	1477.4	1785.9
Sum of all production	t/Km ² /year	1534.0	271.9	679.9	767.3
Calculated total net primary production	t/Km ² /year	1516.0	265.0	667.2	740.8
Total primary production/total respiration		17.0	9.7	13.0	6.7
Connectance Index		0.40	0.29	0.28	0.31
System Omnivory Index		0.05	0.07	0.14	0.11
Shannon diversity index			0.87	0.71	1.24
Finn's cycling index	% of total throughput	1.64	3.87	2.44	4.25
O/C (Overhead/Capacity)	%	0.50	0.58	0.50	0.61

(資料來源：本研究計畫)

表 1-4a 七家灣溪各項生物及環境參數的基礎線與復育指標。

		拆壩效應		洪水效應		長期效應	
		影響	回復時間	影響	回復時間	基礎線	對照值
物理棲地	流量	5.7 ~ 8.2 cms	24 hr	35 cms (small) 200 cms (large)		0.9 ~13.6 cms	
	濁度	600 NTU <	10 hr	100 NTU < (small) 1000 NTU < (large)	5 days	30 NTU	
水質	NO ₂ ⁻ +NO ₃ ⁻ NH ₄ ⁺	↗	1 week			< 1 ppm < 20 ppb	
藻類		-4.6 esi *	-1.5 esi (7 days)	-3.9 esi (small) -10.0 esi (large)	≈ 1 month	30 mg m⁻²	30 % **
水棲昆蟲		↘	2.5 month	↘ (small) ↘ (large)	2.5 month 3 month	1000 insects m⁻²	>75 %!
	雙翅目	-3.8 esi	-3.0 esi (7 days)	-1.2 esi (small) -3.9 esi (large)			
	蜉蝣目	-3.9 esi	-2.6 esi (7 days)	-0.6 esi (small) -2.7 esi (large)			
	鞘翅目	-1.6 esi	-0.8 esi (7 days)	-1.1 esi (small) -3.0 esi (large)			
	積翅目	-2.2 esi	-1.5 esi (7 days)	-1.1 esi (small) -2.2 esi (large)			
	毛翅目	-1.5 esi	-0.4 esi (7 days)	-0.6 esi (small) -2.8 esi (large)			
鳥類	河鳥	↘		↘		4.7 individual m⁻¹	

表 1-4b 七家灣溪臺灣櫻花鉤吻鮭族群復育指標。

鮭魚族群監測項目	鮭魚族群復育指標		
1. 鮭魚族群數量	族群最大承載量： 5800 尾	安全族群量： $5800/2=2900$ 尾	最低族群量： $5800/4=1450$ 尾
2. 鮭魚族群結構	<p>穩定</p> 	<p>一般</p> 	<p>危險</p> 
3. 鮭魚繁殖河段下限	12°C等溫線。以觀魚臺為參考點		
4. 模式河段 (估計全河段族群量)	最佳預測模式：單一河段	最佳預測模式：雙河段	最佳短距離調查預測模式
			

*****, esi (effect size index): $\ln(\text{生物量(後)}/\text{生物量(前)})$ 數值越小代表受該事件影響越大，族群生物量減少越多 (McMullen and Lytle 2012)

******, Chl *b* / (Chl *b* + Chl *c*)

!, $r/(R+K)$: *r* 為雙翅目數量；*K* 為蜉蝣目、積翅目以及毛翅目總合

(資料來源：本研究資料)

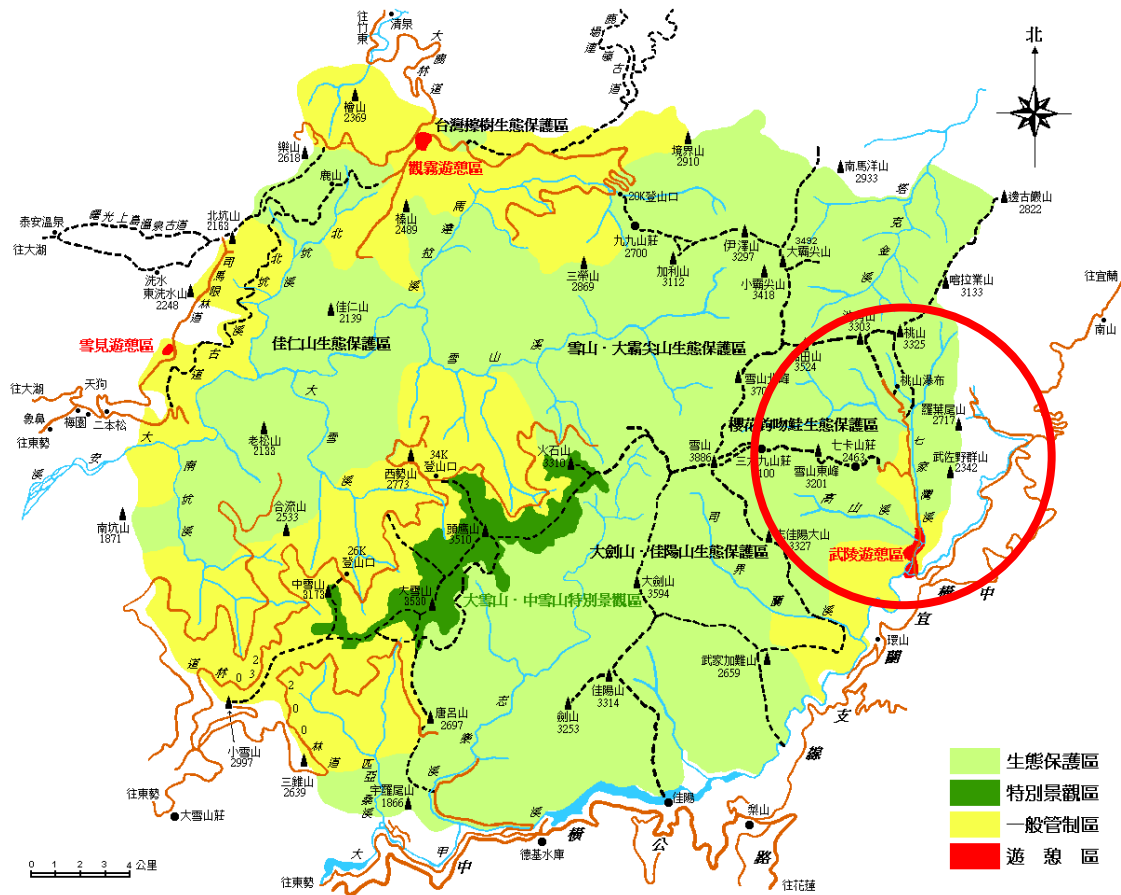


圖 1-1. 本計畫之研究範圍為雪霸國家公園東邊之武陵地區

(資料來源：<http://www.spnp.gov.tw>)

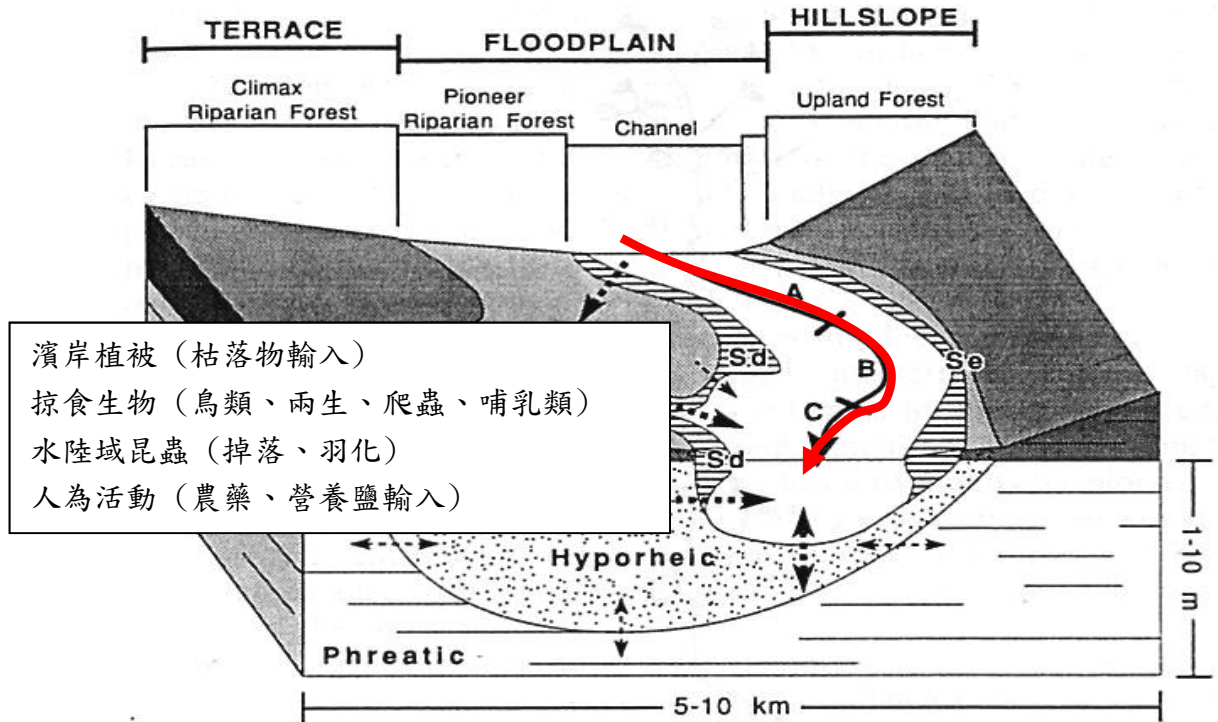


圖 1-2 濱岸水陸域交界帶能量流傳輸模式概念圖

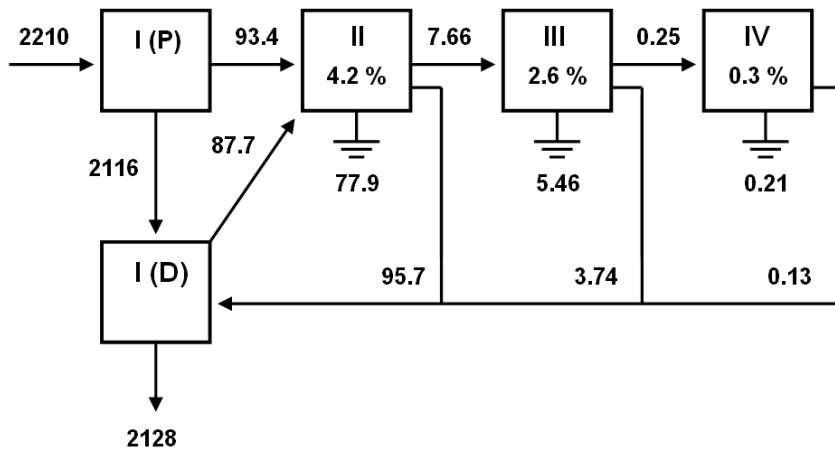


圖 1-3 武陵地區溪流食物鏈能量流營養階層傳輸與呼吸模式，以七家灣溪一號壩為例 (P: plants ; D: detritus)

(資料來源：本研究資料)

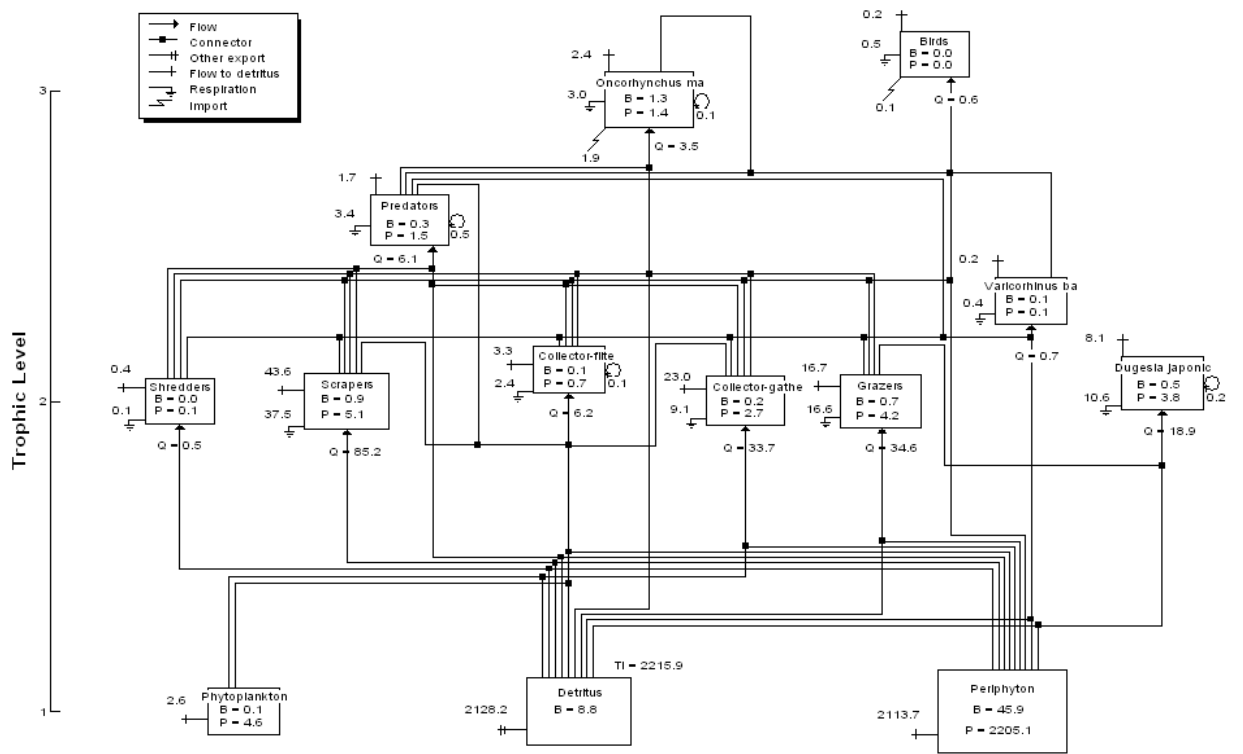


圖 1-4 武陵地區溪流食物網能量流模式，以七家灣溪觀魚台測站為例
(資料來源：本研究資料)

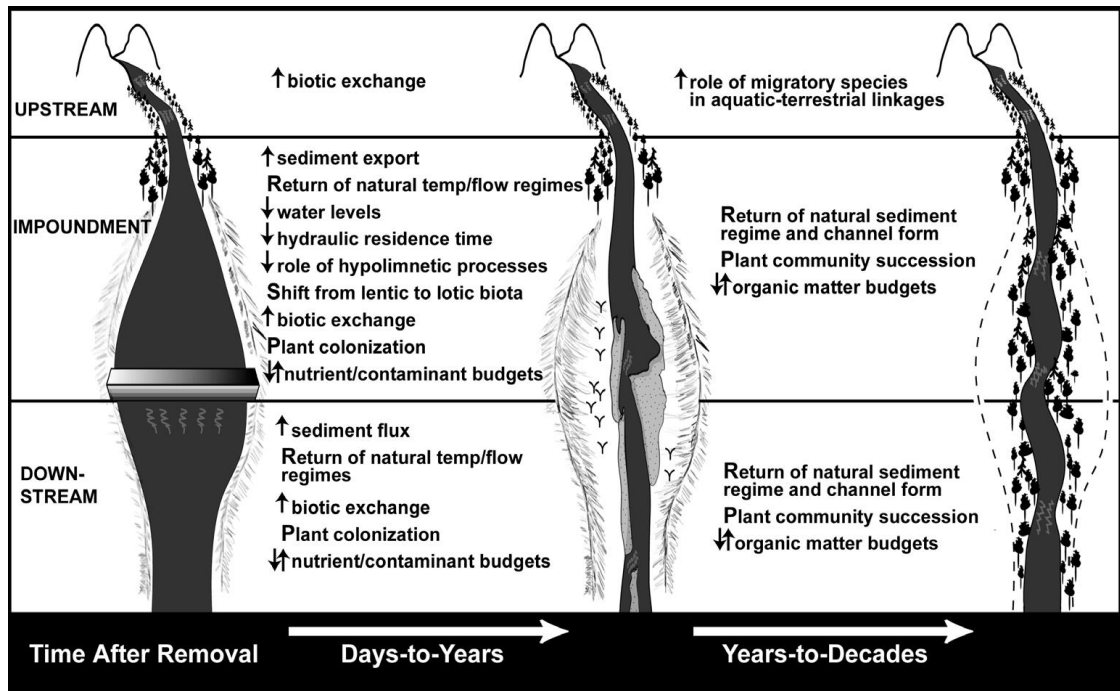


圖 1-5 拆壩後溪流生態系所預測的時空動態變化圖。(Hart et al. 2002)



圖 1-6 七家灣溪一號壩拆除後生態環境回復情形
(資料來源：本研究資料)

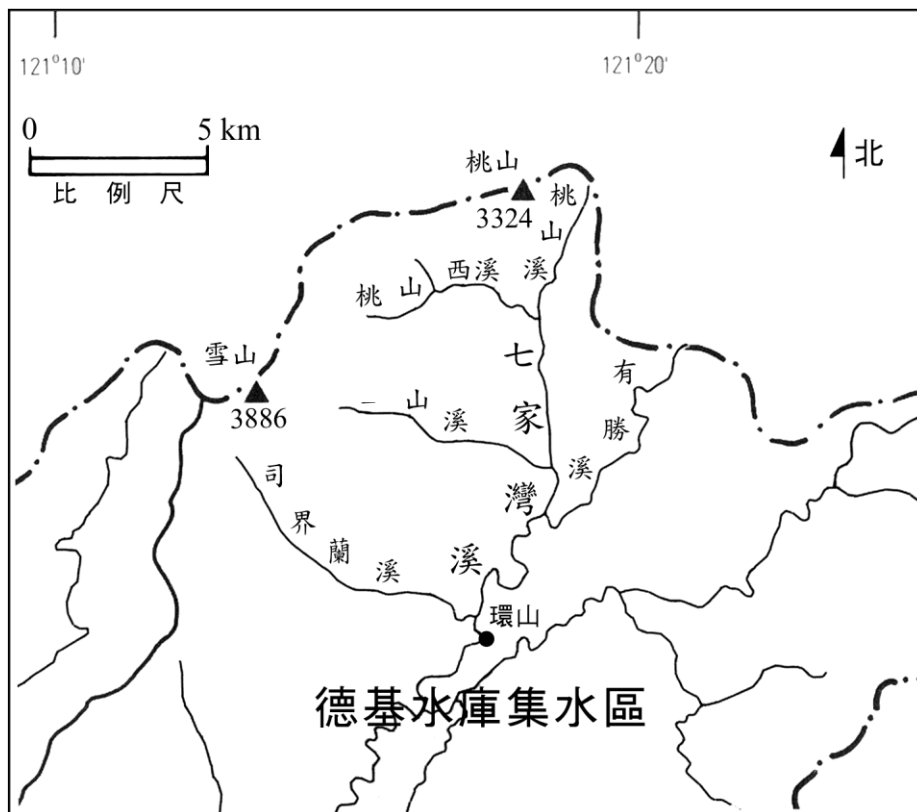


圖 1-7 雪霸國家公園武陵地區各溪流相對位置圖



圖 1-8 武陵地區溪流各測站相對位置圖
(資料來源：本研究資料)

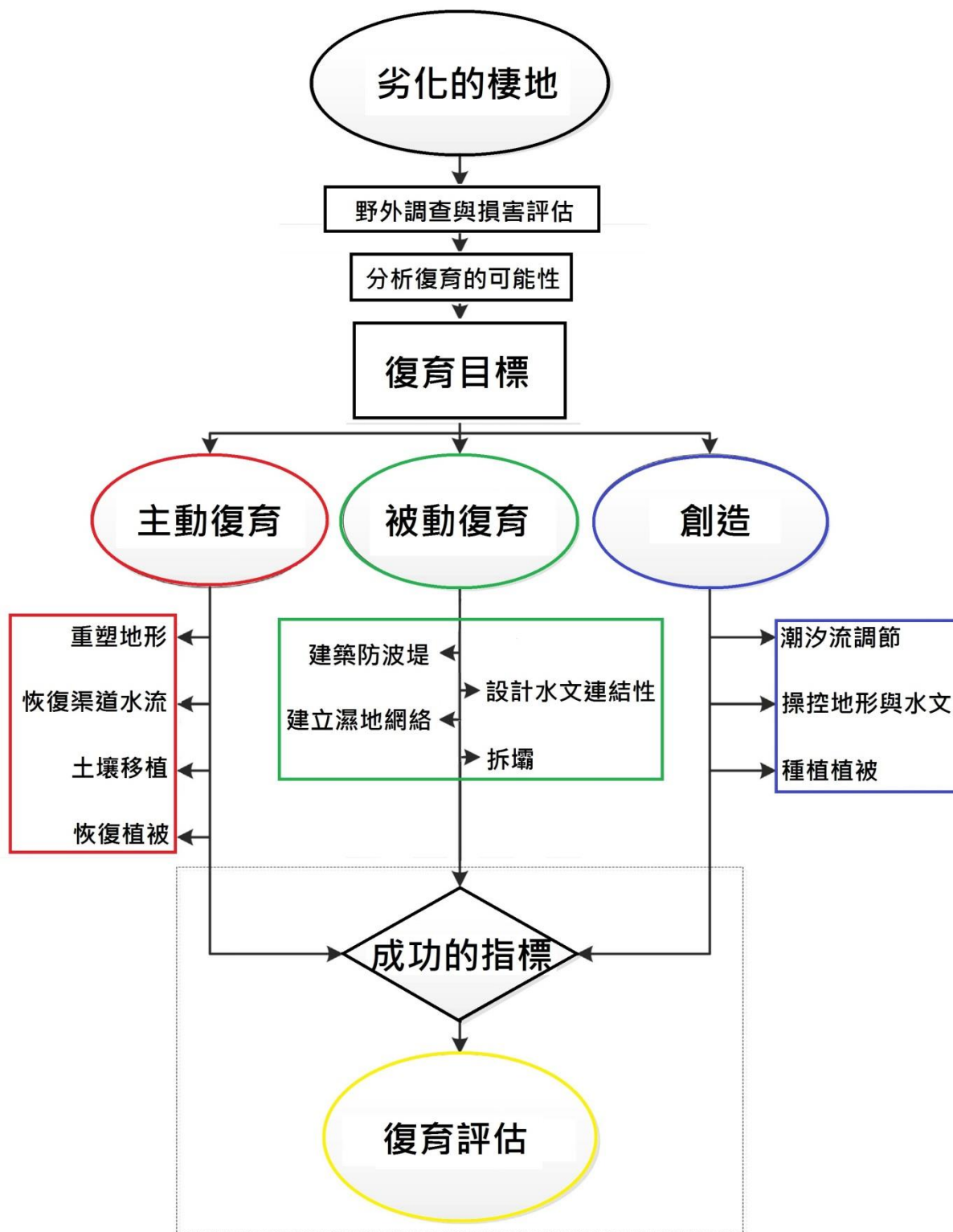
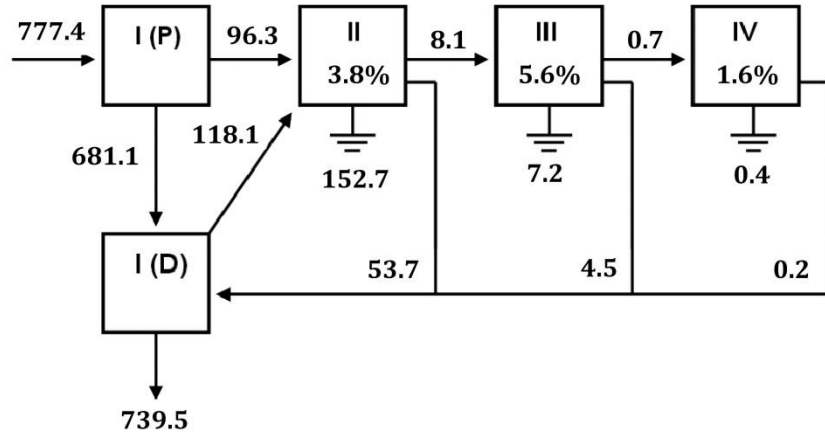
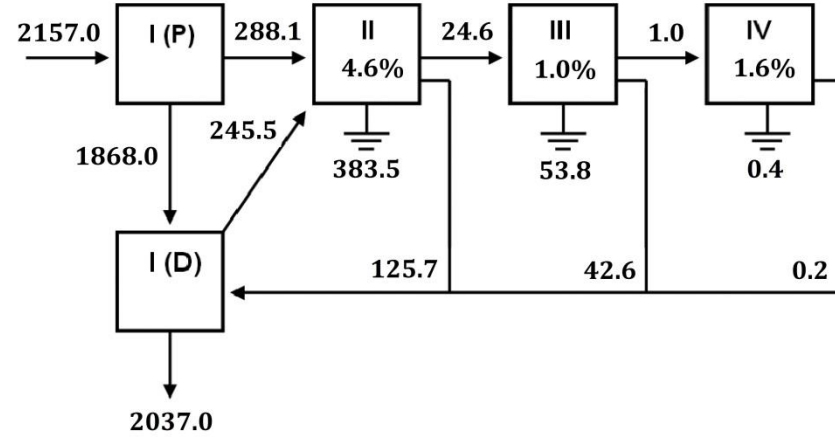


圖 1-9 棲地復育流程圖(修改自 Zhao et al. 2016)。

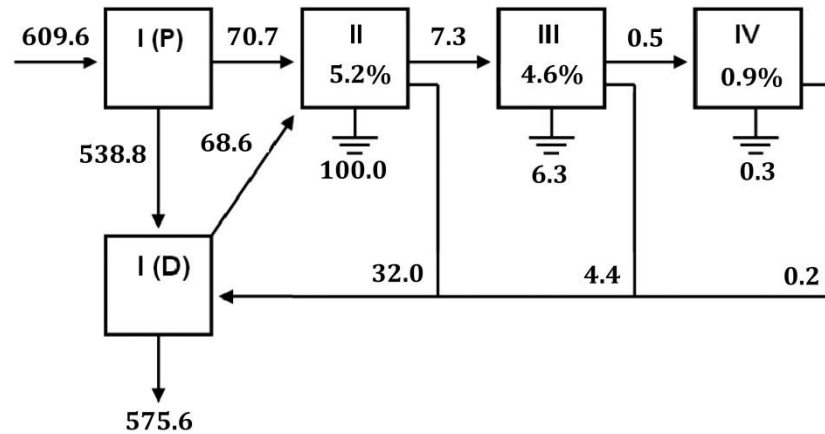
a. Site #4, year of 2009



b. Site #4, year of 2012



c. Site #4, year of 2013



d. Site #4 year of 2018

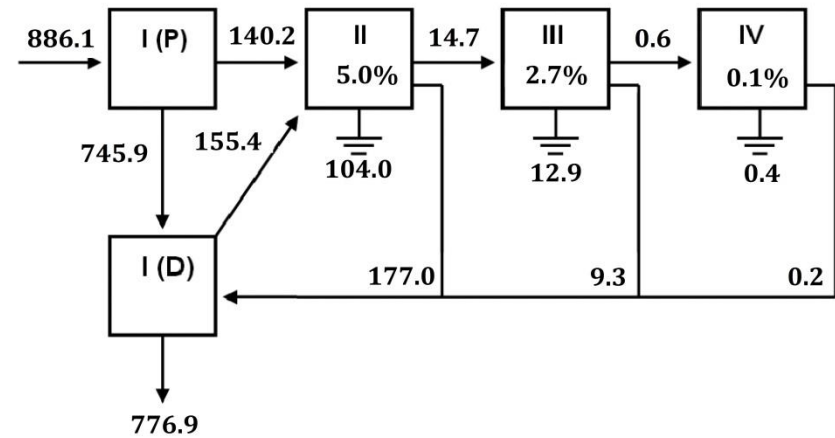
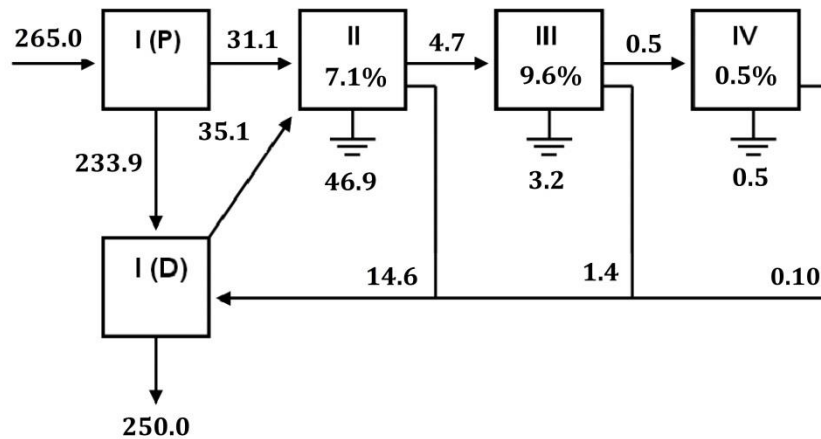
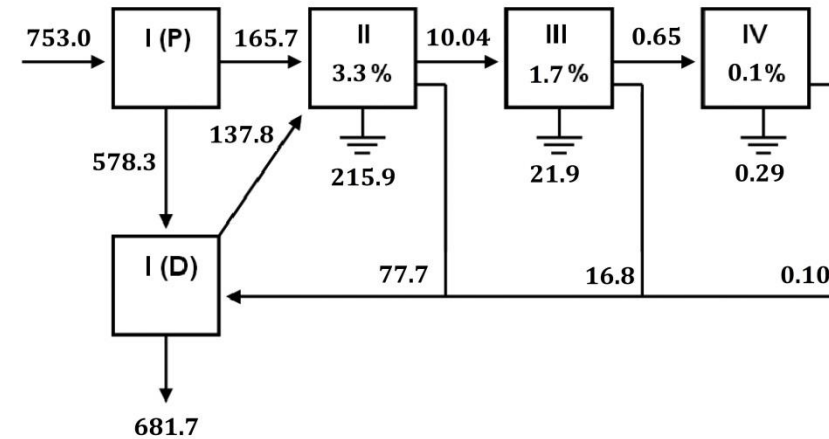


圖 1-10 觀魚臺測站(#4) Lindeman spine 圖。a. 2009 年；b. 2012 年；c. 2013 年；d. 2018 年。箭頭方向為能量流動方向。系統中基礎能量由初級生產者(P)以及碎屑(D)而來。盒形內%數值為能量在階層中傳遞的效率。(資料來源：本研究計畫)

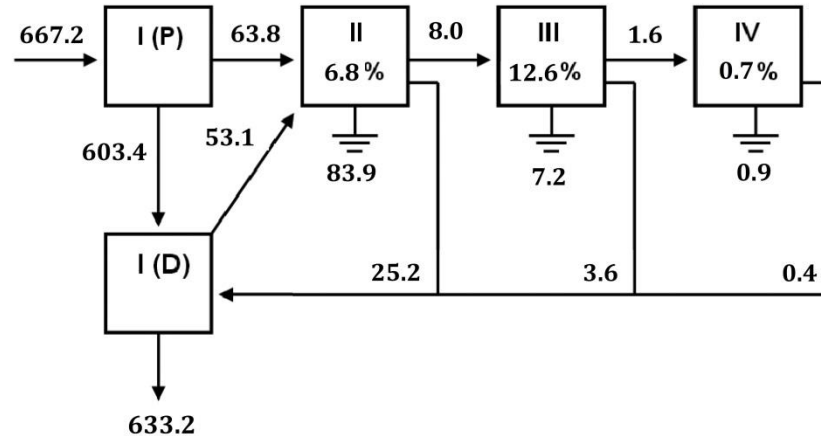
a. Site #5, year of 2009



b. Site #5, year of 2012



c. Site #5, year of 2013



d. Site #5, year of 2018

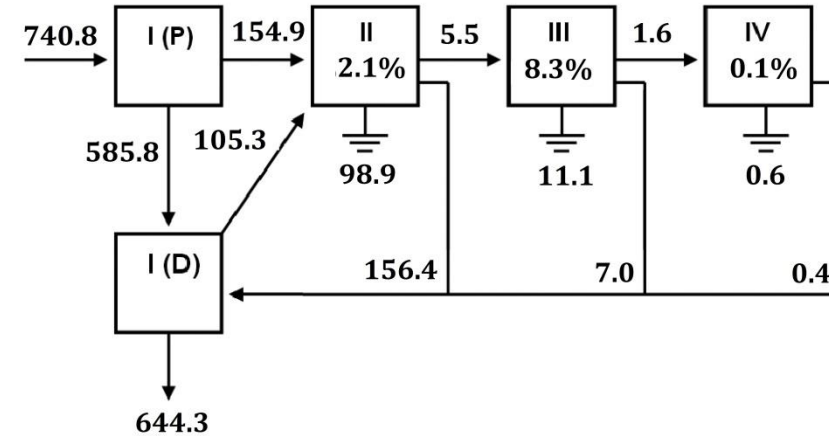
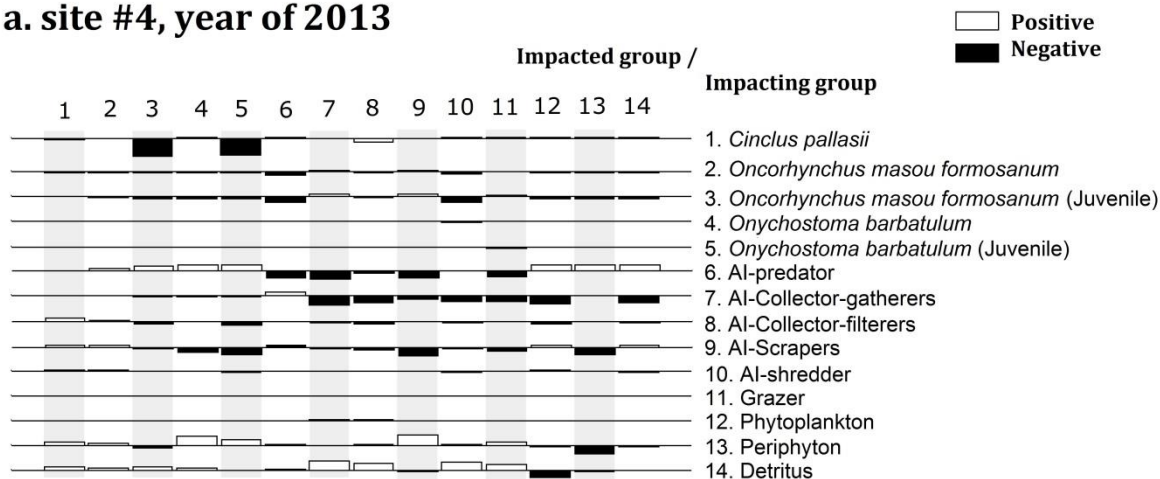


圖 1-11 繁殖場測站(#5) Lindeman spine 圖。a. 2009 年；b. 2012 年；c. 2013 年；d. 2018 年。箭頭方向為能量流動方向。系統中基礎能量由初級生產者(P)以及碎屑(D)而來。盒形內%數值為能量在階層中傳遞的效率。(資料來源：本研究計畫)

a. site #4, year of 2013



b. site #4, year of 2018

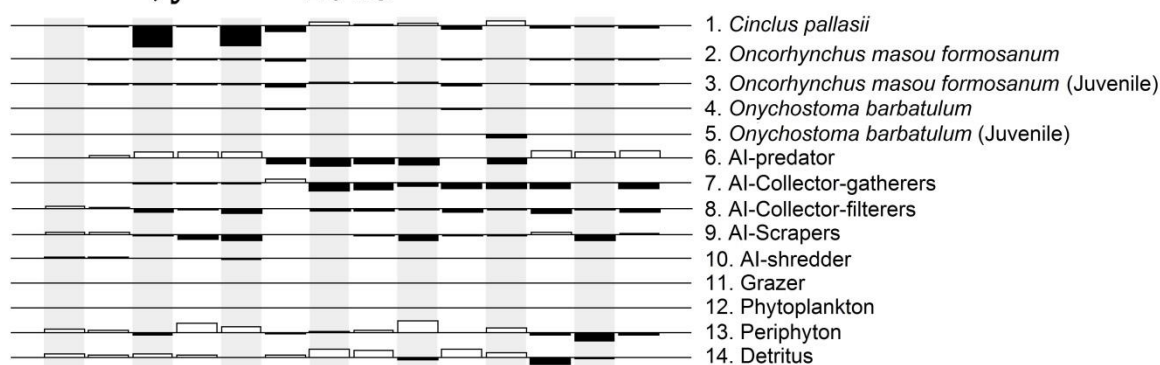
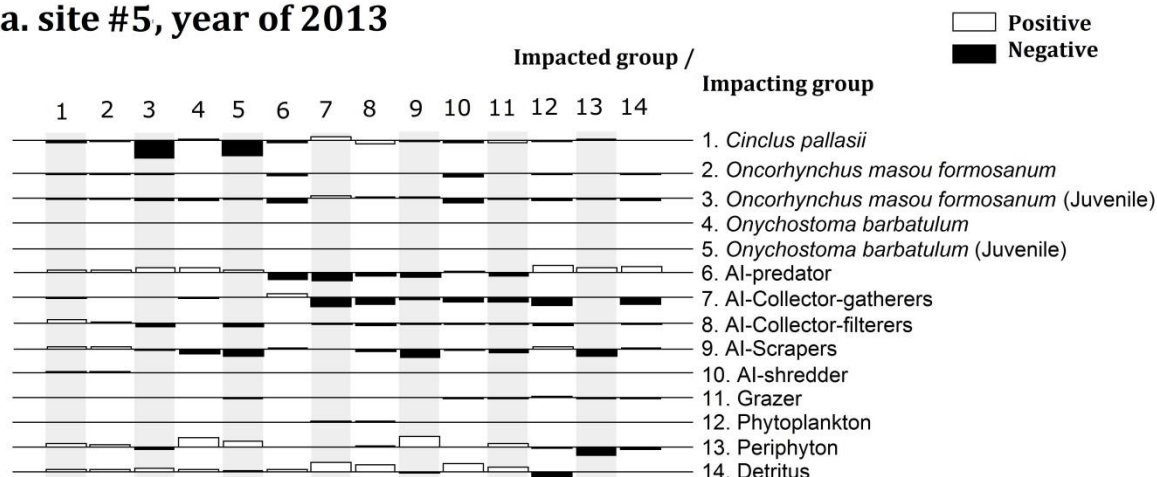


圖 1-12 觀魚台測站之綜合營養衝擊。a. 2013 年；b. 2018 年。數字編號分別代表：1. 河烏，2. 臺灣櫻花鉤吻鮭，3. 臺灣櫻花鉤吻鮭(幼魚)，4. 臺灣鏟頰魚，5. 臺灣鏟頰魚(幼魚)，6. 水棲昆蟲捕食者，7. 水棲昆蟲收集者，8. 水棲昆蟲濾食者，9. 水棲昆蟲刮食者，10. 水棲昆蟲撕碎者，11. 非水昆無脊椎動物 12. 浮游藻類，13. 附生藻類，14. 碎屑。

(資料來源：本研究計畫)

a. site #5, year of 2013



b. site #5, year of 2018

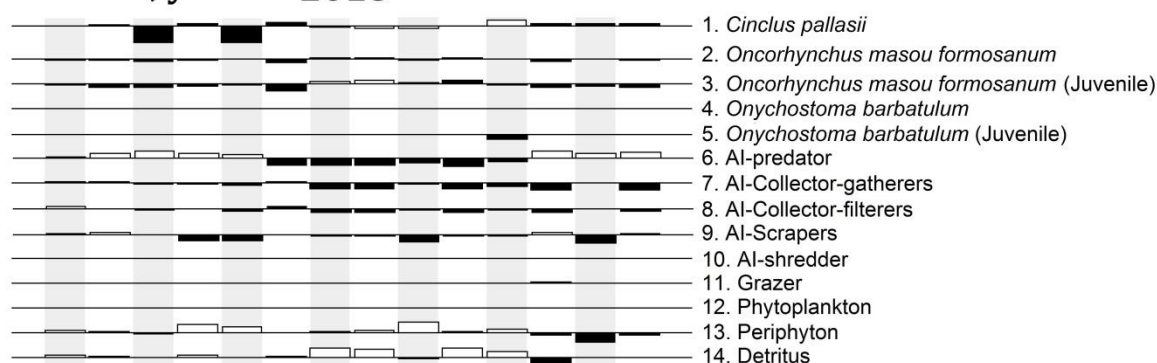


圖 1-13 繁殖場測站之綜合營養衝擊。a. 2013 年；b. 2018 年。數字編號分別代表：1. 河鳥，2. 臺灣櫻花鉤吻鮭，3. 臺灣櫻花鉤吻鮭(幼魚)，4. 臺灣鏟頰魚，5. 臺灣鏟頰魚(幼魚)，6. 水棲昆蟲捕食者，7. 水棲昆蟲收集者，8. 水棲昆蟲濾食者，9. 水棲昆蟲刮食者，10. 水棲昆蟲撕碎者，11. 非水昆無脊椎動物 12. 浮游藻類，13. 附生藻類，14. 碎屑。

(資料來源：本研究計畫)

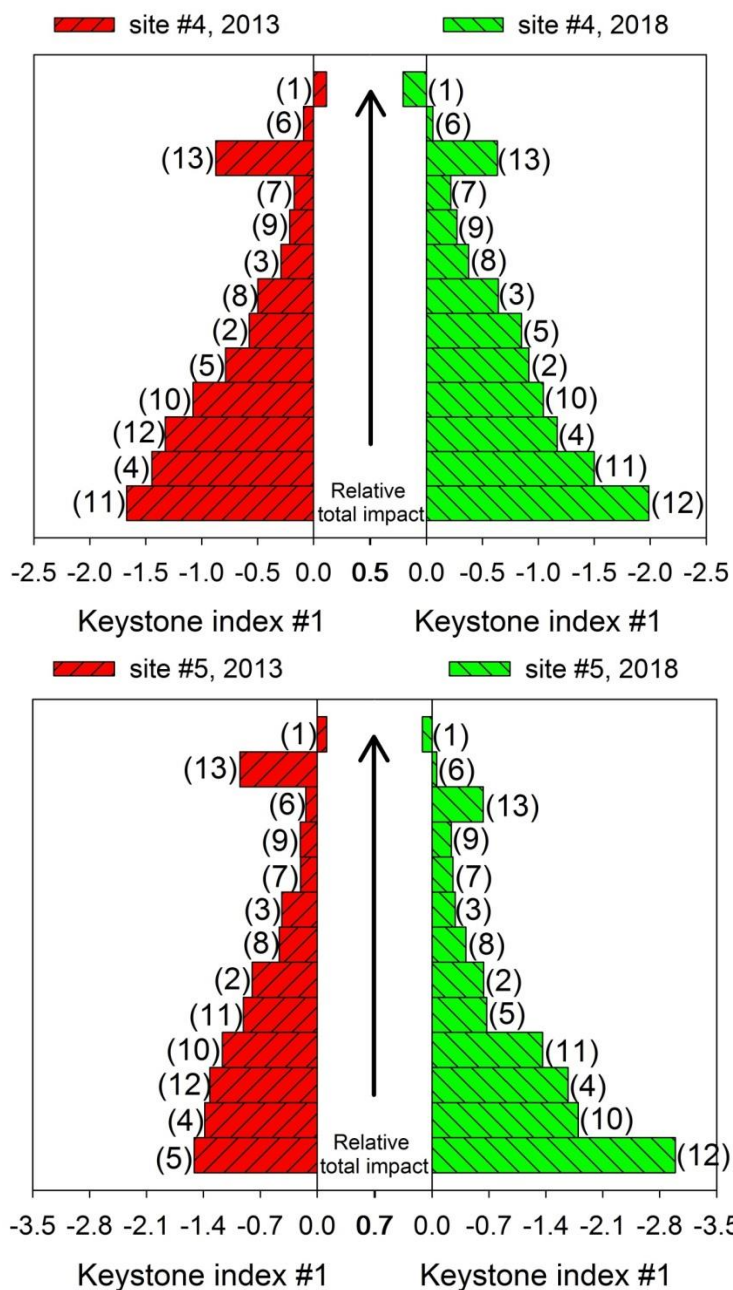


圖 1-14 觀魚台測站(上圖)以及繁殖場(下圖)關鍵物種指數與相對影響力；圖中箭頭所指方向越高代表該物種對於系統的影響力越高。數字編號分別代表：1. 河鳥, 2. 臺灣櫻花鉤吻鮭, 3. 臺灣櫻花鉤吻鮭(幼魚), 4. 臺灣鏟頰魚, 5. 臺灣鏟頰魚(幼魚), 6.水棲昆蟲捕食者, 7. 水棲昆蟲收集者, 8. 水棲昆蟲濾食者, 9. 水棲昆蟲刮食者, 10.水棲昆蟲撕碎者, 11. 非水昆無脊椎動物 12. 浮游藻類, 13. 附生藻類。

(資料來源：本研究計畫)

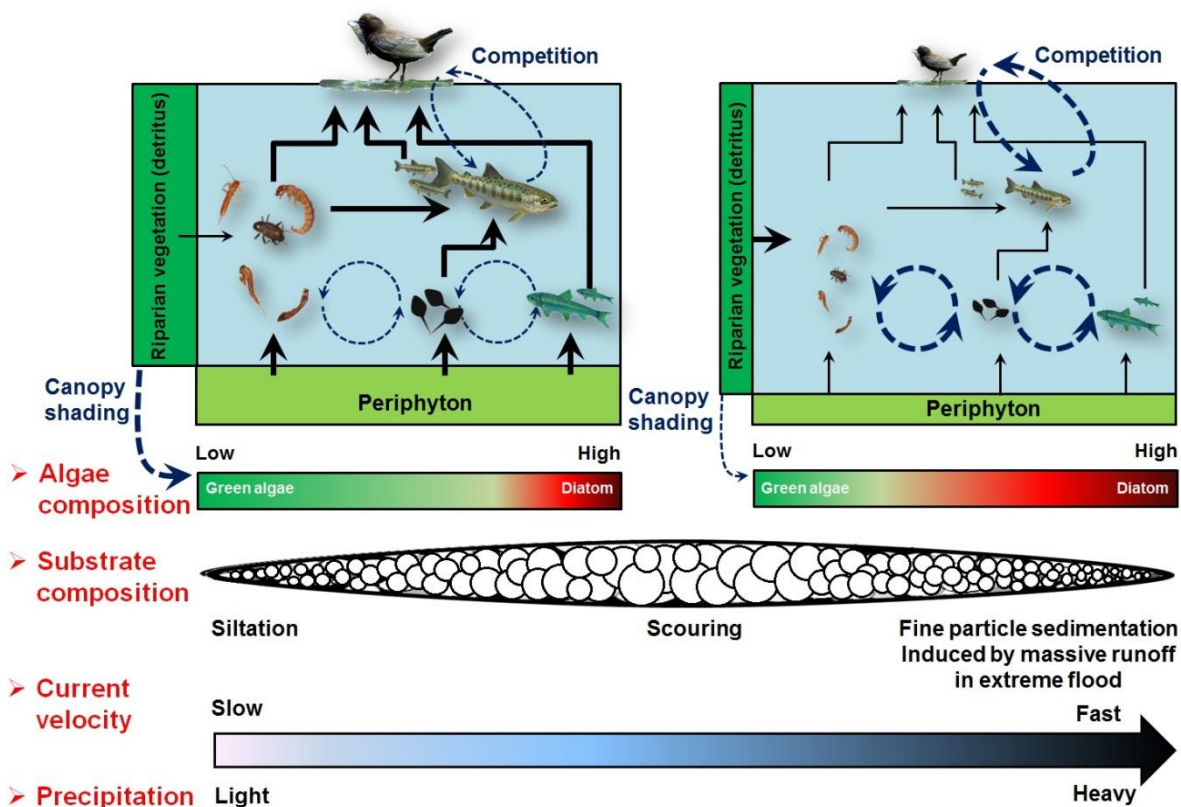


圖 1-15 武陵地區生態系概念模式(conceptual model)。圖形由下而上分別代表不同環境因子對於武陵地區生態系的影響，依序為：降雨量，流速，底質組成。基礎能量來源，沿岸植被(碎屑)受季節以及環境影響而有變化；附生藻類同時受到流速與沿岸植被遮蔽影響，在生物量以及藻種組成會有變化。在食物網中，實心箭頭代表捕食與被捕食關係，線條粗細代表攝食壓力的大小；虛線箭頭代表物種間競爭關係，線條粗細代表物種間競爭壓力的大小。

(資料來源：本研究計畫)

第二章 藻類研究

蔡語禾、張顥嚴、林幸助、林良瑾

國立中興大學生命科學系

摘要

關鍵詞：生態監測、壩體改善工程、藻類生物量、流速

一、研究緣起

雪霸國家公園最重要的任務是自然資源與生物物種的保育，尤其是分布只侷限於大甲溪上游武陵地區，但數量已瀕臨絕種的陸封型臺灣櫻花鉤吻鮭。保育工作需以宏觀的角度來管理自然資源，也就是生態系管理，其基礎建立在各項資源的瞭解與掌握。因此本計畫的主要目標在進行長期生態監測，藉由生態模式整合分析長期生態資料，以瞭解武陵溪流的長期生態現象與過程。本計畫以武陵地區溪流與司界蘭溪為研究地點，依循於 2005 年武陵長期生態監測研究(WLTER)所設立的永久測站，持續長期監測並整合重點監測項目，包括水溫、流量、物理棲地、水質、藻類、水生昆蟲、魚類等時空動態變化資料。今年是在拆壩後 7 年的長期監測，將著重在石附生藻類生物量的長期變化過程。透過基礎生產者的採樣調查，瞭解拆壩對於食物網結構與功能的影響。

二、研究方法及過程

本研究共有九個測站，其中七家灣溪設有六個測站，高山溪與有勝溪各一個測站，以及羅葉尾溪一個樣站。2018 年已進行 2、4、7、10 月的例行性採樣，監測項目為各溪段不同微棲地之石附生藻類生物量與藻類組成。

三、重要發現

2018 年與 2011 年上半年(2、4 月)同期相比，藻類生物量在主流測站觀魚臺(#4)、一號壩上游(#12)以及一號壩下游(#13)增加，推論與植被遮蔭減少，環境較開闊有關。石附生藻類葉綠素組成顯示，減少最多的是綠藻，因為棲地改善後，水流變急，沖走較多綠藻。矽藻因為能適應較高流速環境，展現較佳的回復能力。

但在 2018 年與 2011 年下半年(7、10 月)同期相比，受到颱風數量少降雨量減少影響，流速降低，整體藻類生物量增加。增加的藻類又以綠藻為主，對整體水域環境來說較不利於水質與生物食餌。

四、主要建議事項

長期可行之建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

2018 年的藻類生物量研究結果顯示，沿岸植被遮蔽度較低的測站，綠藻比例會增加，而綠藻增加可能使水質惡化，因此可透過維護沿岸植被有效降低綠藻的生物量比例。如 2006 年雪霸國家公園管理處進行 8.1 公頃農地回收後，除了可以減少農業營養鹽輸入外，也能藉此恢復沿岸完整的植被，對於降低溪流石附生藻類群集中綠藻生物量比例應有所助益，因此農地回收造林之政策，應持續推動。

ABSTRACT

The Formosan landlocked salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*) is an endangered endemic species, which is distributed only in the basin of the Chichiawan Stream of central Taiwan. The basin has been assigned as a wildlife protection area and wetland of national importance. In order to understand ecological processes and controlling factors, long-term ecological research in the Wulin area (WLTER) was initiated in 2005. Major biological communities and environmental factors were routinely monitored at the permanent sites in the basin. Periphyton which is the most critical primary producers in the streams is the main target of this subproject. The objective of the integrated project this year is to examine the long-term effects (7 years) of removal of the first dam of Chichiawan Stream on trophic structure and functioning by monitoring changes in periphyton through the Formosan salmon and birds before and after dam removal.

In total, there were 9 study sites. One of them were located in the Luoyewei Stream and the periphyton was annually monitored only in July. Periphyton at other sites were monitored in February, April, July and October, including the Taoshan West Stream, the second dam, Fish observation desk, the upstream of the first dam, the downstream of the first dam, Breeding center, the Gaoshan Stream and the Yousheng Stream. Periphyton biomass and community structure were monitored at different habitats at each site.

Our results were compared with the same period (February, April, July and October) between years of 2011 and 2018. Compared with February and April of 2011, the results of 2018 showed that periphyton biomass increased at sites#4、#12 and #13, which suggested that open canopy cover would increase periphyton biomass by increasing irradiance. The composition of periphyton

showed that the improvement of habitat could increase the current velocity and reduce the biomass of green algae. On the other hand, diatom could adapt to high velocity showing high resilience.

However, in 2018, compared with the same period in 2011 (July and October), the occurrence of typhoon was less, the precipitation was less and the current velocity reduced. These events resulted in increased algal biomass. The increased algae were mainly green algae, which may degrade the water quality after decomposition.

In summary, long-term alteration of stream habitat was the driving force to affect the temporal and spatial dynamic of periphyton in Chichiawan Stream.

一、前言

武陵地區在雪霸國家公園成立前由農委會所主導之研究，主要著重在臺灣櫻花鉤吻鮭及棲地描述(如 Wang, 1989; Tsao 1995, 曾晴賢及楊正雄, 2001a、b)及與鮭魚食性有關的水生昆蟲等(林曜松等, 1987)。國家公園成立後才開始擴大到溪流其他相關生物自然資源之研究與調查，與臺灣櫻花鉤吻鮭有關之研究計畫林林總總迄今已超過百項之多(雪霸國家公園, 2000)。然而在此之前，量化資料非常少，且資料缺乏整合(林幸助, 2002)，而且濱岸棲地(riparian habitat)的生物，包括植被、陸棲昆蟲、兩生類、爬蟲類、哺乳類與鳥類均一直缺乏研究，或僅是非量化性質的附帶性研究對象(袁孝維, 1995; 呂光洋, 2002)。在溪流生態系中，這些生物可能都與臺灣櫻花鉤吻鮭有直接或間接的能量傳遞關係。對於這些生物的瞭解，不但有生物學上的意義，也能對武陵溪流生態系的運作，有更進一步的認識。武陵長期生態監測研究與模式建構(WLTER)已針對這類附屬生物作初步量化工作(林幸助等, 2008)，並發現其食物網中之基礎生產者—石附生藻類及溪流主要消費者—水棲昆蟲可作為反應該溪流環境的良好指標。

物理棲地的改變對於溪流生物影響更是明顯。於 2011 年 5 月 30 日已完成的七家灣溪一號壩拆除工程，物理環境的改變是壩體移除過程中最快速且明顯的改變；Grant and Bromley (2007)則認為對淤滿壩體之移除啟動一連串的河道地形變化過程，然而變化過程的時間長度則與輸送泥砂量及移除後河川流量序列有關。對溪流中的藻類而言，溪流底質是藻類在溪流中附著的基礎。在洪氾期間，底質的體積大小決定對抗水流的能力，也間接左右了附生藻類賴以生長環境的穩定度，而最後可能決定了生物量及物種的組成。Cattaneo et al. (1997)在加拿大渥太華研究底質大小對藻類分布及豐度的影響，他們將底質分為 sand, fine gravel, gravel, cobble, boulders 五個等級，結果發現不僅單位生物量在大小不同底質上存在差異，藻類的生長型式組成也隨著底質大小不同而改變。絲狀與貼附性藻種的比例隨著底質變大而增加，而移動浮游性藻種則在較細的底質有較重要的組成。Uehlinger (1991)在瑞士常發生季節性洪氾的山區溪流研究底質大小與生物量的關係，指出對於常有洪水事件的溪流，較大底質往往有較高的生物量，而此現象可能說明了較大底質提供藻類一個較穩定的生長基地。國外研究發現拆壩過程中，附生藻類受到嚴重的干擾生物量隨即下降，但是在幾個禮拜過後，生

物量又可以恢復到與拆壩前沒有差別(Thomsom et al. 2005, Orr et al. 2008)，推論與底質改善有關。美國愛荷華水壩(Elwha dam)拆壩例子中，拆壩三年後細底質仍影響生態系統，主要驅動力為颱風洪水(Peters et al. 2017)。在七家灣溪則因為有颱風洪水的作用，拆壩造成的底質影響很快便消失(林幸助等 2013)。因此在拆壩七年後，藻類可能受到溪水流速與其他環境因子的影響。以生態系的尺度來看，拆壩對於藻類生物量的影響程度不大，若改以族群的角度來看，不同的底質環境，會有不同的藻種生長。換句話說，雖然附生藻生物量沒有受到影響，但是附生藻的藻種組成在拆壩後發生改變，而這個改變可能會透過食物網的能量傳輸進而影響溪流中的高階消費者。國外研究也發現，拆壩後原本蓄水的水壩類似湖泊(浮游藻類)的棲地，轉變為溪流(附生藻類)類型棲地，在復育後因為利用藻類來源不同，而使復育地有較高的營養階層動物出現(Sullivan et al. 2018)。在七家灣溪防砂壩的例子中，並無類似湖泊的棲地類型，因此在七家灣溪可能會透過棲地逐漸復原過程中，影響藻類的變化，進而影響更高階的生態系統。

本計畫今年的研究重點如下：

1. 持續監測七家灣溪、高山溪以及有勝溪等樣點之石附生藻生物量變化。
2. 持續監測並探討七家灣溪一號壩拆壩七年後，溪流基礎生產者石附生藻類之恢復狀況。

二、材料與方法

(一) 採集時間與測站

本計畫今年採樣時間在 2、4、7、10 月共 4 次。於雪霸國家公園武陵地區共設有 9 個測站(圖 2-1; 2-2)，測站#14(羅葉尾溪)僅於 7 月進行一次年度之監測。

七家灣溪共設有 6 個測站，由上游至下游分別為#2(桃山西溪)、#3(二號壩)、#4(觀魚臺)、#12(一號壩上游)、#13(一號壩下游)、#5(繁殖場)。其測站特性分述如下：

#2 桃山西溪：位於武陵吊橋下方，可清楚區分瀨、流、潭三個微棲地。

#3 二號壩：已受損二號壩體下游約 100 公尺處，具有深潭與急流。

#4 觀魚台：位於觀魚台下游約 1 公里處，有清楚的瀨、流、潭區，為一開闊測站。自

2012 年八月蘇拉颱風大雨沖刷後導致棲地類型改變，之後的採樣區分為上游(原流區)與下游(原瀨區)。

#12 一號壩上游：位於一號壩上游 100 公尺處，為一個開闊地形，河道位於右岸，右側有些許植被覆蓋，瀨、潭區明顯，流區位於潭的下游。自 2012 年六月泰利颱風大量降雨後使棲地改變，故之後的採樣區分為上游(原流區)與下游(原瀨區)。

#13 一號壩下游：位於一號壩下游 100 公尺處，兩岸為陡峭的岩壁，相較於一號壩上游，此測站較為鬱閉，有明顯的瀨與潭區，流區較不明顯。(2011 年拆壩後一週，因棲地改變因此只區分為近壩(原流區)與遠壩(原瀨區)。近壩處約為壩下 50 公尺，遠壩處約為壩下 150 公尺。)

#5 繁殖場：為一開闊地形，河道寬度是調查測站中最寬的地區，瀨、流區明顯可見，潭區較不明顯，受礫石覆蓋。(2011 年拆壩後兩週，因棲地改變因此只區分為樣站範圍 100 公尺內的上游(原流區)與下游(原瀨區)。

另外兩個測站屬於七家灣溪支流，分別為#8(高山溪)與#9(有勝溪)。高山溪為鬱閉的測站，此測站僅有瀨區，流速較快。相對於高山溪，有勝溪則為流速較慢的瀨區，且為人為干擾農業活動最頻繁的區域。歷年監測資料顯示，有勝溪有較高的營養鹽濃度，

藻類相與上述測站有明顯的差異。

(二) 石附生藻類監測

1. 石附生藻類生物量

七家灣溪流域各測站多以中等尺度的瀨區、流區與潭區為石附生藻類的主要棲地單元，故本研究於不同微棲地中，依據樣區底質大小，隨機撿取具有樣區粒徑代表性的石頭，每個棲地有三重複。由於高山溪及有勝溪僅有瀨區類型的棲地，故於各測站上、下游各隨機採集 3 顆石頭。瀨區多為大石頭分布，故採樣時僅採集粒徑大小次於大石頭且可搬動的石塊。之後於河岸邊將採集的石頭以牙刷刮取面積約為 16~25 cm² 的藻樣、記錄採集面積，以當地測站之溪水將藻樣收集至採集瓶並定量藻液體積。最後將採集到的石附生藻類樣本迅速置入低溫避光保冷袋中保存至帶回實驗室進行分析。

在實驗室中，將藻液以均質機均質後，吸取 5~10 ml (視濃度而增減並記錄之) 藻液以玻璃纖維濾紙(Whatman, GF/F, Germany)進行抽氣過濾，並以 90% 丙酮溶液進行葉綠素萃取。萃取過程遮光並置於 4°C 冰箱中，靜置隔夜後，於 24 小時內以分光光度計(HITACHI, U-2001)測定葉綠素 a、b 與 c 濃度，設定波長為 630 nm、647 nm、664 nm、750 nm。將此濃度除以刮取的藻樣面積，即為石附生藻單位面積生物量。公式(Jeffrey and Humphrey 1975)如下：

$$[\text{Chl } a] = 11.85 \times E_{664} - 1.54 \times E_{647} - 0.08 \times E_{630}$$

$$[\text{Chl } b] = -5.43 \times E_{664} + 21.03 \times E_{647} - 2.66 \times E_{630}$$

$$[\text{Chl } c1+c2] = -1.67 \times E_{664} - 7.6 \times E_{647} + 24.53 \times E_{630}$$

[Chl a] = 葉綠素 a 濃度，單位為 $\mu\text{g ml}^{-1}$

[Chl b] = 葉綠素 b 濃度，單位為 $\mu\text{g ml}^{-1}$

[Chl c1+c2] = 葉綠素 c 濃度，單位為 $\mu\text{g ml}^{-1}$

E664 = 波長 664 nm 吸光值 - 波長 750 nm 吸光值

E647 = 波長 647 nm 吸光值 - 波長 750 nm 吸光值

E630 = 波長 630 nm 吸光值 - 波長 750 nm 吸光值

2. 石附生藻類組成分析

上述方法所測得之葉綠素濃度，其中葉綠素 *a* 代表石附生藻類總生物量、葉綠素 *b* 主要為綠藻生物量所貢獻，而葉綠素 *c* 則主要為矽藻生物量所貢獻。本計畫將此三種葉綠素濃度組成變化視為主要的石附生藻類組成。

3. 統計檢定

將環境因子資料以 $\log(X+1)$ 進行資料轉換，使資料符合常態分佈；轉換後的資料，以 SAS 9.4 進行兩因子變方分析(two-way ANOVA)分析(測站：8 個測站；時間：2，4，7，10)。再利用迴歸分析分析流速與葉綠素 *b* 比值的關係。

三、結果

(一) 環境因子時空變化

環境因子深度、流速和福祿數，在測站間有顯著差異，季節間則沒有顯著差異(表 2-1；表 2-2)。水溫、導電度、溶氧 pH 值在季節與測站間交互作用有顯著差異(表 2-2)。桃山西溪、二號壩、一號壩下游以及高山溪測站有較高的天空遮蔽度。整體而言，所有測站 4 月、7 月的遮蔽度有下降趨勢，到 10 月則有上升趨勢，統計發現遮蔽度在季節與測站間交互作用有顯著差異。濁度在大部分時間點與測站數值皆為 0。

(二) 歷年石附生藻類生物量時空變化

在 2013 年以前，七家灣溪偶有藻類生物量的高峰出現，且多出現在有勝溪測站(圖 2-3，#9)，但是在 2018 年有勝溪測站的藻類生物量在所有月份採樣，相較於其他測站沒有特別多的狀況。雖然 2018 年沒有颱風影響，藻類生物量比較高，但是與歷年藻類生物量相比並沒有特別高峰出現，在 2018 年的生物量高峰出現在壩體下游測站(#13)；在拆壩前(2011 年)測站#13 也曾出現過幾次生物量高峰(圖 2-3，#13)，但是拆壩後到 2013 年，測站#13 的藻類生物量皆呈現較低的狀態，直到 2018 年四月出現當年度所有測站中最高的生物量。觀魚台(#4)在 2011 年 12 月以及 2013 年 2 月出現過生物量高峰，約為 $300 \text{ mg Chl } a \text{ m}^{-2}$ (圖 2-3)，同時期繁殖場測站(#5)也出現過生物量高峰。整體而言 2018 年武陵地區藻類生物量與歷年藻類生物量相比，沒有特別生物量高峰出現。

從 2018 年的藻類狀況來看(圖 2-4)，二月因為有降雪事件，氣溫較低，整體而言藻類生物量在所有測站皆偏低。四月雖然回溫，除了測站#4、#9、#12 以及#13 生物量增加外，其餘測站生物量仍呈現下降趨勢。七月以及十月氣溫更高，除了測站#12 以及#13 藻類生物量為下降趨勢外，其餘測站到十月藻類生物量皆持續增加。

(三)不同時期附生藻類生物量比較分析

依拆壩前(2006 年到 2011 年 4 月)、拆壩後(2011 年 6 月到 2013 年)和拆壩後 7 年(2018 年)三個時段，進行各樣點葉綠素 *a* 濃度比較(圖 2-5)。圖中的灰色區塊為三個區間生物量平均值範圍。拆壩前除了測站#13 以及#5 生物量高於平均值範圍外，其餘測站皆低於平均值範圍。拆壩後，只有壩體上游測站(#12)與壩體下游測站(#13)的藻類生物量明顯下降，其餘測站在拆壩後都是生物量增加的趨勢，其中以測站#4 以及#9 增加最多(圖 2-5)。此外，測站#12 和測站#13 在 2018 年所測得的藻類生物量與其他測站相比特別高。觀魚臺測站(#4)是環境相對開闊許多的測站，在 2018 年的藻類生物量也落在歷年平均值範圍內。

透過雨量與壩體上下游兩個測站藻類生物量的圖可以發現(圖 2-6)，藻類生物量在降雨量比較多的時候，生物量會相對應下降。雖然還沒有今年的降雨量資料，但是今年的颱風較少，所以可以預期降在降雨量較少的狀況下，藻類相對應的生物量較多。在拆壩前，測站#12 以及#13 藻類生物量的趨勢不盡相同；在拆壩後可以發現壩體上下游兩個測站的藻類生物量變化趨勢逐漸相似。

(四)附生藻類群集組成變化

2018 年因為沒有颱風發生，藻類生物量較高，透過葉綠素(*b+c*)中葉綠素 *b* 的比例，可以瞭解增加的生物量中是以葉綠素 *b*(綠藻)或葉綠素 *c*(矽藻)為主(圖 2-7)。比較 2010 到 2013 年間與今年 2018 的月平均葉綠素 *b* 比例，結果顯示 2018 年藻類生物量中是以綠藻居多。根據綠藻比例不超過 30%的設定，可以發現過去 2010 年到 2013 年區間各測站，葉綠素 *b* 比值大多不超過 30%，2018 年除了測站#4 以及#5 葉綠素 *b* 比值低於 30%外，其餘測站皆超過。從圖 2-8 可以發現，在七家灣溪控制葉綠素 *b* 比值的最佳解釋因子為流速，顯示流速越快的環境綠藻的生物量會受流速控制。

四、討論

武陵地區石附生藻類顯示，七家灣溪主流的藻類生物量在 2011 年有增加的趨勢，是因為 2010 年至 2011 年間沒有颱風或是大型洪水事件，又加上夏季最高水溫攀升的原因(林幸助等，2012)。2018 年藻類生物量在主流測站#4、#12 以及#13 有增加趨勢，推論與遮蔭減少，環境較開闊有關(表 2-1)。歷來調查結果也顯示，在桃山西溪與高山溪的天空植被多，遮蔽度較高，藻類生物量較低。在天空遮蔽度低的開闊狀態下，雨量與其相關的流速為主要控制藻類生長的因子(林幸助等 2013)。過去有關溪流石附生藻類在干擾過後回復情形的研究指出，藻類拓殖的情形與當地溪流中藻類群集組成及底質的穩定度息息相關，這些因素主要皆導因於流速(Steinman and McIntire 1990, Tsai et al. 2014)。美國愛荷華水壩(Elwha dam)拆壩例子中，拆壩三年後細底質仍持續影響生態系統，主要驅動力為颱風洪水，也顯示若底質不穩定，將會影響藻類的拓殖(Peters et al. 2017)。Flinders and Hart (2009)所建置的人工河道實驗顯示，當流速大於 1.0 m s^{-1} 才會顯著降低藻類生物量。然而拆壩的主要影響，對上游而言有溯源侵蝕作用，對下游而言則因直接性的物理沖刷作用與上游沈積物被帶至下游的底質沉降與擾動。近來相關的研究也顯示，單以流速解釋洪水過後對藻類生物量的影響並不夠充份(Horner et al. 1990, Uehlinger 1991, Biggs 1996, Francoeur and Biggs 2006)。Biggs and Thomsen (1995)的研究也顯示流速接近 1.5 m s^{-1} 時尚不能完全移除藻層固著於基質上的基部細胞。因此，在流速較低，同時沒有過多植被遮蔽天空時，以及沒有底質(表 2-1；濁度)擾動的狀況下，導致主流測站有較高的藻類生物量累積。

過去研究發現，2012 年四個拆壩重點測站的石附生藻類趨勢一致且葉綠素 *a* 濃度相近，是因為 6 月與 8 月颱風後大水沖刷而使藻類生物量無法大量累積(林幸助等 2013)。Uehlinger et al. (2003)曾報導，洪水事件會降低藻類生物量，但其回復情形的狀況又因洪水事件大小與頻率有關，也因為年間差異變大，沒有明

顯的年趨勢。武陵地區七家灣溪是相類似的情形，受到降雨與洪水事件頻度的影響而決定了當年藻類生物量的動態變化。2018 年有勝溪測站(#9)藻類生物量與歷年相比明顯較低，推論其中一個原因可能是因為洪水沖刷所導致；另一個原因，我們發現武陵地區因為 2018 年環境穩定，各類生物的生物量都很多，其中有勝溪測站蝌蚪以及水棲昆蟲的量皆多，推論由於消費者的攝食，進而降低藻類生物量。在 2018 年除了有勝溪測站(#9)之外，壩體下游測站(#13)的葉綠素 *a* 濃度與其它樣點相比也是來得比較高的。今年 2 月因為下雪氣溫較低，所以藻類整體是比較少的，但在 4 月氣溫回升之後整體的生物量逐漸增加，尤其是測站#12 和#13 兩個測站有明顯增加，判斷是因為河道面比較開闊，雖然在 10 月時生物量有下降情形，但跟有勝溪測站(#9)相比值還是比較高的。

Mosisch and Bunn (1997)於亞熱帶雨林建置的實驗結果顯示，單一高流量事件後，藻類生物量約在 10 到 30 天內可以回復至干擾前的水準，與過去七家灣溪研究中藻類受干擾恢復的時間類似(林幸助等 2011)。因此，藻類生物量主要還是受到流速以及底質條件控制。我們也可以從 2018 年的附生藻類群集組成來看藻類種類的變化趨勢，同樣也支持這個說法。相較於 2013 年以前的附生藻類生物量，2018 年整體來說，因為沒有大的降雨事件，環境穩定因此有較多的藻類生物量，但是不到歷年藻類生物量高峰的程度。其中增加的藻類也主要是以葉綠素 *b* 為主的綠藻。在圖 2-7 中 2018 年的月平均葉綠素 *b* 比例大部份都超過 30% 這個門檻值，顯示今年整體增加的藻類都是以綠藻為主。加上前面提到的河道開闊、降雨量減少導致流速降低和天空遮蔽度減少等都有利於綠藻生長，都是導致 2018 年藻類生物量中以綠藻為主的組成的原因。透過葉綠素 *b* 比例 30% 的閾值能讓我們更快速評估溪流生態系運作健康與否；同時，我們也知道流速確實可以控制綠藻生物量，也提供未來在管理綠藻過多時的經營管理策略。

綜合以上，拆壩後至今七年後藻類的狀況顯示，2018 年間附生藻類生物量相較歷年藻類生物量有增加趨勢，但是沒有達到歷年出現生物量高峰的程度。受到環境因子如流速、天空遮蔽度和河道開闊度的影響，使得藻類組成會與歷年不同；

武陵地區溪流生態系評估

因為矽藻適應於較高流速環境，且能展現較佳的回復能力，但也因此在 2018 年較少洪水和降雨量的情況下，綠藻大量生長，使得綠藻在石附生藻中的比例有升高的現象。

五、結論與建議

(一) 結論

2018 年的藻類生物量整體上來說增加，尤其測站#12 和#13 兩個測站明顯增加，而增加的藻類主要是以綠藻為主，原因是因為降雨量減少後，流速變慢的環境更加適合讓綠藻生長。因此降雨量少和流速慢是造成 2018 年藻類數量增加，且藻類組成以綠藻為主的重要原因。

(二) 建議

長期可行之建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

2018 年的藻類生物量研究結果顯示，沿岸植被遮蔽度較低的測站，綠藻比例會增加，而綠藻增加可能使水質惡化，因此可透過維護沿岸植被有效降低綠藻的生物量比例。如 2006 年雪霸國家公園管理處進行 8.1 公頃農地回收後，除了可以減少農業營養鹽輸入外，也能藉此恢復沿岸完整的植被，對於降低溪流石附生藻類群集中綠藻生物量比例應有所助益，因此農地回收造林之政策，應持續推動。

六、參考文獻

- 呂光洋, 2002. 雪霸國家公園兩生爬蟲類調查研究—武陵地區 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 曾晴賢, 2001. 復育放流與防砂壩拆除對於七家灣溪櫻花鉤吻鮭族群的影響 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 曾晴賢, 楊正雄, 2001. 櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查(四) (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 林幸助, 2002. 武陵地區生態系監測與模式建構規劃 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 林幸助, 吳聲海, 官文惠, 邵廣昭, 孫元勳, 郭美華, 高樹基, 彭宗仁, 曾晴賢, 楊正澤, 葉文斌, 葉昭憲, 蔡尚惠, 2008. 武陵地區長期生態監測暨生態模式建立 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 林幸助, 吳聲海, 官文惠, 邵廣昭, 郭美華, 曾晴賢, 葉昭憲, 2010. 武陵地區生態系長期監測與研究—成果報告 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 林幸助, 王筱雯, 官文惠, 邵廣昭, 郭美華, 曾晴賢, 葉昭憲, 2013. 武陵地區溪流生態系及七家灣溪一號防砂壩壩體改善後研究-成果報告 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 林幸助, 葉昭憲, 官文惠, 王筱雯, 蔡尚惠, 郭美華, 楊正澤, 林鶯熹, 吳聲海, 曾晴賢, 孫元勳, 2012a. 武陵地區溪流生態系復育監測與研究-期末報告 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 林幸助, 葉昭憲, 官文惠, 王筱雯, 蔡尚惠, 郭美華, 楊正澤, 林鶯熹, 吳聲海, 曾晴賢, 孫元勳, 2012b. 武陵地區溪流生態系復育監測與研究-期中報告 (研究報告). 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.
- 林曜松, 楊平世, 黃國靖, 謝森和, 1987. 武陵農場河域蜉蝣目稚蟲之生態研究.

行政院農業委員會林業特刊 57 - 78.

袁孝維, 1995. 武陵地區登山步道沿線野生動物景觀資源調查 (研究報告). 內政

部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.

雪霸國家公園管理處, 2000. 雪霸國家公園自然資源研究方向芻議-歷年保育研

究計畫總檢討. 內政部營建署雪霸國家管理處, 苗栗縣.

Biggs, B.J.F., 1996. Patterns in benthic algae of streams., in: *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, San Diego, pp. 31–56.

Biggs, b.j.f., Stokseth, s., 1996. Hydraulic habitat suitability for periphyton in rivers. *Regulated Rivers: Research & Management* 12, 251–261.

Biggs, B.J.F., Thomsen, H.A., 1995. Disturbance of stream periphyton by perturbations in shear stress: time to structural failure and differences in community resistance¹. *Journal of Phycology* 31, 233–241.

Cattaneo, A., Kerimian, T., Roberge, M., Marty, J., 1997. Periphyton distribution and abundance on substrata of different size along a gradient of stream trophy de Montréal. *Hydrobiologia* 354, 101–110.

Flinders, C.A., Hart, D.D., 2009. Effects of pulsed flows on nuisance periphyton growths in rivers: a mesocosm study. *River Research and Applications* 25, 1320–1330.

Grant, G. and C. Bromley., 2007. Geomorphic responses to dam removal: New insights from flume and field experiments. Presented at the ESA/SER Joint Meeting, San Jose McEnery Convention Center, San Jose, California.

Horner, R.R., Welch, E.B., Seeley, M.R., Jacoby, J.M., 1990. Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration. *Freshwater Biology* 24, 215–232.

Jeffrey, S.W., Humphrey, G.F., 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural

- phytoplankton. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen* 167, 191–194.
- Mosisch, T.D., Bunn, S.E., 1997. Temporal patterns of rainforest stream epilithic algae in relation to flow-related disturbance. *Aquatic Botany* 58, 181–193.
- Orr, C.H., Kroiss, S.J., Rogers, K.L., Stanley, E.H., 2008. Downstream benthic responses to small dam removal in a coldwater stream. *River Research and Applications* 24, 804–822.
- Peters, R.J., Liermann, M., McHenry, M.L., Bakke, P., Pess, G.R., 2017. Changes in Streambed Composition in Salmonid Spawning Habitat of the Elwha River during Dam Removal. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 53, 871–885.
- Steinman, A.D., McIntire, C.D., 1990. Recovery of lotic periphyton communities after disturbance. *Environmental Management* 14, 589–604.
- Sullivan, S.M.P., Manning, D.W.P., Davis, R.P., 2018. Do the ecological impacts of dam removal extend across the aquatic–terrestrial boundary? *Ecosphere* 9, e02180.
- Thomson, J.R., Hart, D.D., Charles, D.F., Nightengale, T.L., Winter, D.M., 2005. Effects of removal of a small dam on downstream macroinvertebrate and algal assemblages in a Pennsylvania stream. *Journal of the North American Benthological Society* 24, 192–207.
- Tsai, J.W., Chuang, Y.L., Wu, Z.Y., Kuo, M.H., Lin, H.J., 2014. The effects of storm-induced events on the seasonal dynamics of epilithic algal biomass in subtropical mountain streams. *Mar. Freshw. Res.* 65, 25–38.
- Tsao, H.-S.E., 1995. An ecological study of the habitat requirements of the Formosan landlocked Salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*). Colorado State University, Colorado, USA.

Uehlinger, U., 1991. Spatial and temporal variability of the periphyton biomass in a prealpine river (necker, switzerland). Arch. Hydrobiol. 123, 219–237.

Uehlinger, U., Kawecka, B., Robinson, C.T., 2003. Effects of experimental floods on periphyton and stream metabolism below a high dam in the Swiss Alps (River Spöl). Aquatic Sciences 65, 199–209.

Wang, C.J., 1989. Environmental quality and fish community ecology in an agricultural mountain stream system of Taiwan. Iowa State University, Iowa State, USA.

表 2-1 七家灣溪樣站環境因子平均值(mean)與標準差(std)。

測站	月份	溫度		電導度		溶氧		pH		濁度		水深		流速		遮蔽度		福祿數	
		(°C)		(uS/cm)		(mg/L)					(NTU)		(m)		(m/s)		(%)		(Fr)
		mean	std	mean	std	mean	std	mean	std	mean	std	mean	std	mean	std	mean	std	mean	std
桃山西溪 (#2)	2	6.1	0.00	154	0.17	8.4	0.03	7.5	0.01	0	0	0.37	0.00	0.59	0.11	57.7	2.16	0.31	0.06
	4	10.8	0.02	187	0.49	10.1	0.00	6.6	0.01	0	0	0.24	0.02	0.31	0.07	28.3	5.42	0.21	0.06
	7	14.0	0.00	161	0.17	10.7	0.04	8.4	0.00	0	0	0.32	0.02	0.57	0.10	39.3	3.14	0.31	0.05
	10	12.5	0.02	170	0.03	8.5	0.02	7.4	0.02	0	0	0.32	0.02	0.52	0.10	49.2	4.66	0.30	0.06
二號壩 (#3)	2	8.5	0.00	203	0.00	8.3	0.08	7.7	0.00	0.1	0.08	0.28	0.04	0.63	0.16	58.6	0.82	0.38	0.10
	4	11.9	0.00	233	0.17	9.8	0.00	6.6	0.00	0.1	0.08	0.36	0.07	0.61	0.09	13.8	1.63	0.36	0.08
	7	15.2	0.00	199	0.00	10.5	0.02	8.6	0.00	0	0	0.36	0.02	0.36	0.05	43.8	0.35	0.19	0.03
	10	14.3	0.00	228	0.00	8.2	0.00	7.5	0.03	0.1	0.08	0.33	0.02	0.84	0.07	58.3	3.03	0.48	0.05
觀魚臺 (#4)	2	8.9	0.01	212	0.22	8.3	0.14	7.7	0.00	0	0	0.39	0.00	0.57	0.13	19.9	0.76	0.29	0.07
	4	13.4	0.00	241	0.34	9.1	0.00	6.7	0.00	0.08	0.05	0.33	0.03	0.71	0.18	4.4	0.12	0.42	0.12
	7	15.5	0.00	207	0.21	9.6	0.04	8.2	0.00	0	0	0.24	0.02	0.58	0.10	4.4	0.93	0.40	0.09
	10	13.0	0.02	241	0.22	8.5	0.02	7.4	0.02	0	0	0.29	0.05	0.90	0.11	12.9	1.92	0.58	0.10
一號壩上游 (#12)	2	8.5	0.14	216	0.22	8.1	0.10	7.7	0.01	0	0	0.28	0.03	0.88	0.05	31.3	2.10	0.56	0.06
	4	14.2	0.00	247	0.21	10.1	0.00	6.9	0.01	0	0	0.33	0.02	0.62	0.08	5.5	0.35	0.34	0.03
	7	16.6	0.01	215	0.17	9.4	0.03	7.9	0.01	0	0	0.25	0.02	0.42	0.04	7.9	0.41	0.27	0.02
	10	13.5	0.02	243	0.00	8.4	0.02	7.7	0.01	0	0	0.23	0.02	0.70	0.10	19.5	2.80	0.46	0.05
一號壩下游 (#13)	2	8.7	0.00	217	0.22	8.1	0.07	7.7	0.03	0	0	0.40	0.00	0.66	0.08	60.4	3.03	0.33	0.04
	4	14.2	0.00	248	0.21	10.3	0.00	6.9	0.00	0	0	0.39	0.01	0.58	0.04	6.6	1.57	0.30	0.02
	7	16.7	0.00	216	0.00	8.9	0.04	7.7	0.01	0	0	0.47	0.03	0.98	0.21	34.1	1.16	0.47	0.11
	10	14.8	0.00	243	0.00	8.1	0.00	7.8	0.00	0	0	0.41	0.04	0.67	0.05	38.0	3.26	0.35	0.05
高山溪 (#8)	2	5.8	0.00	183	0.67	8.7	0.06	7.7	0.02	0	0	0.35	0.03	0.93	0.05	70.7	2.15	0.50	0.01
	4	12.6	0.01	209	0.26	9.5	0.14	6.8	0.01	0	0	0.30	0.01	0.72	0.08	67.7	1.98	0.42	0.04
	7	15.5	0.00	194	0.17	7.9	0.00	7.2	0.01	0	0	0.31	0.02	0.68	0.04	76.0	4.31	0.39	0.03
	10	12.7	0.00	188	0.29	8.5	0.00	7.3	0.01	0	0	0.25	0.02	0.66	0.06	81.4	3.79	0.42	0.04
繁殖場 (#5)	2	7.2	0.01	204	0.54	8.4	0.10	7.6	0.02	0	0	0.34	0.02	1.18	0.22	62.1	2.74	0.65	0.13
	4	13.3	0.00	232	0.33	9.4	0.16	6.9	0.01	0	0	0.35	0.03	0.90	0.13	28.5	7.28	0.51	0.09
	7	15.9	0.01	206	0.42	9.7	0.03	8.2	0.01	0	0	0.33	0.02	0.83	0.04	30.9	4.02	0.46	0.02
	10	13.5	0.00	218	1.79	8.3	0.01	7.9	0.01	0	0	0.39	0.01	0.90	0.04	31.6	2.74	0.46	0.02
有勝溪 (#9)	2	6.9	0.01	288	0.17	8.7	0.01	7.8	0.00	0	0	0.24	0.02	0.42	0.06	38.3	1.40	0.27	0.03
	4	16.4	0.01	332	0.37	8.8	0.18	7.0	0.01	0	0	0.25	0.02	0.57	0.07	31.4	0.17	0.38	0.06
	7	19.3	0.00	334	0.33	10.3	0.02	8.1	0.01	0	0	0.21	0.01	0.45	0.14	39.8	1.75	0.32	0.10
	10	14.6	0.02	272	0.00	8.2	0.04	8.0	0.00	1.23	0.04	0.22	0.01	0.68	0.04	28.1	0.23	0.47	0.02

(資料來源：本研究計畫)

表 2-2 七家灣溪環境因子，在不同測站(#2 桃山西溪、#3 二號壩、#4 觀魚台、#12 一號壩上游、#13 一號壩下游、#5 繁殖場、#8 高山溪與#9 有勝溪)以及月份(2、4、7、10 月)的兩因子變異數分析， $p < 0.05$ 代表有顯著差異。

	Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
溫度(°C)	測站	7	4.68	0.67	6519.3	<0.001
	月份	3	46.24	15.41	150404.0	<0.001
	測站 × 月份	21	2.91	0.14	1353.6	<0.001
導電度(uS/cm)	測站	7	324.72	46.39	43085.1	<0.001
	月份	3	33.48	11.16	10364.3	<0.001
	測站 × 月份	21	20.64	0.98	912.6	<0.001
溶氧(mg/L)	測站	7	0.25	0.04	48.8	<0.001
	月份	3	2.31	0.77	1050.9	<0.001
	測站 × 月份	21	1.21	0.06	78.6	<0.001
pH	測站	7	0.11	0.02	440.5	<0.001
	月份	3	1.42	0.47	13450.7	<0.001
	測站 × 月份	21	0.33	0.02	443.6	<0.001
濁度(NTU)	測站	7	1.62	0.23	23.7	<0.001
	月份	3	0.77	0.26	26.1	<0.001
	測站 × 月份	21	5.10	0.24	24.9	<0.001
深度(m)	測站	7	0.86	0.12	13.3	<0.001
	月份	3	0.01	0.00	0.4	0.782
	測站 × 月份	21	0.21	0.01	1.1	0.369
流速(m/s)	測站	7	3.25	0.47	14.4	<0.001
	月份	3	0.21	0.07	2.1	0.096
	測站 × 月份	21	0.99	0.05	1.5	0.098
福祿數(Fr)	測站	7	1.95	0.28	12.1	<0.001
	月份	3	0.13	0.04	1.9	0.124
	測站 × 月份	21	0.58	0.03	1.2	0.246
遮蔽度(%)	測站	7	494.05	70.58	161.5	<0.001
	月份	3	174.19	58.06	132.9	<0.001
	測站 × 月份	21	101.59	4.84	11.1	<0.001

(資料來源：本研究計畫)

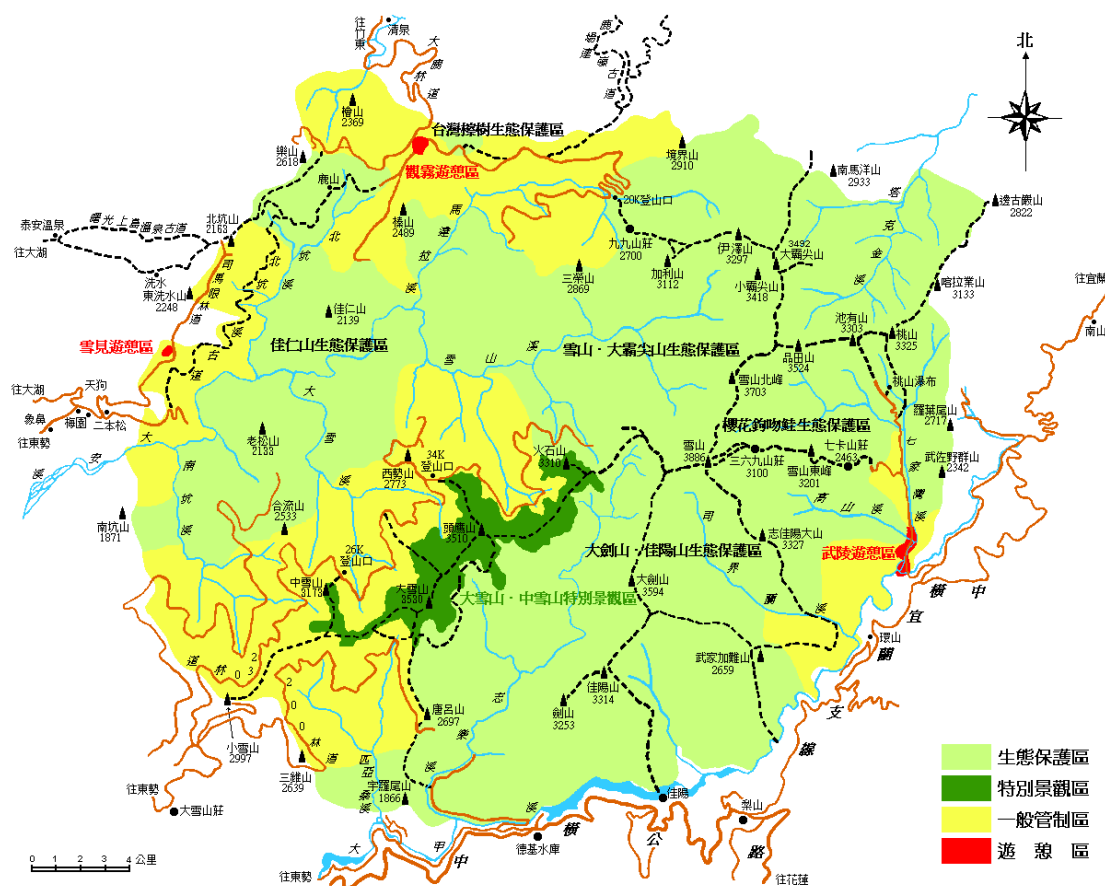


圖 2-1 本計畫之研究範圍為雪霸國家公園東邊的武陵地區

(資料來源：<http://www.spnp.gov.tw>)



圖 2-2 共同樣站相對位置圖

(資料來源：本研究資料)

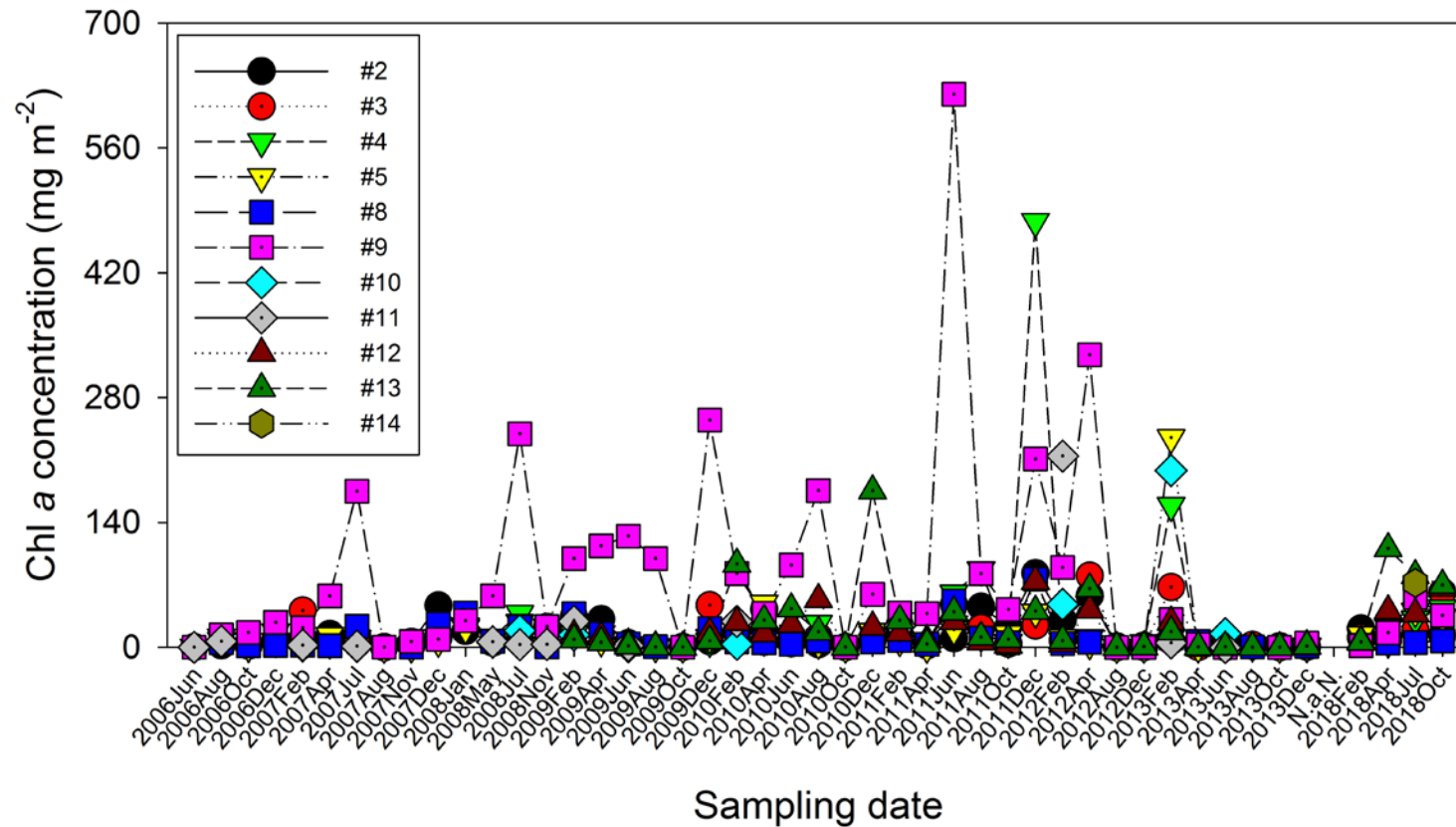


圖 2-3 武陵地區溪流附生藻類歷年累積變化。#2 桃山西溪、#3 二號壩、#4 觀魚臺、#5 繁殖場、#8 高山溪、#9 有勝溪、#10 司界蘭溪上游、#11 司界蘭溪下游、#12 一號壩上游、#13 一號壩下游、#14 羅葉尾溪。(資料來源：本研究計畫)

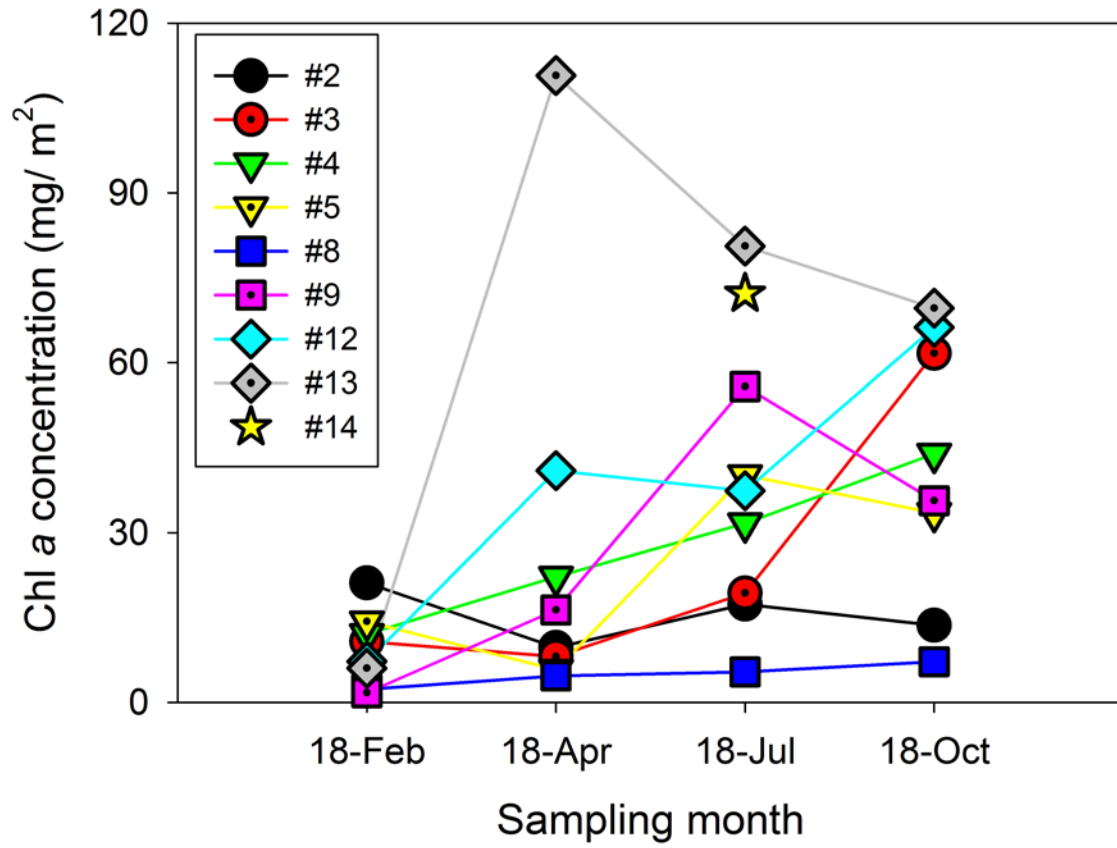


圖 2-4 2018 年武陵地區溪流附生藻類累積變化。#2 桃山西溪、#3 二號壩、#4 觀魚臺、#5 繁殖場、#8 高山溪、#9 有勝溪、#12 一號壩上游、#13 一號壩下游、#14 羅葉尾溪。

(資料來源：本研究計畫)

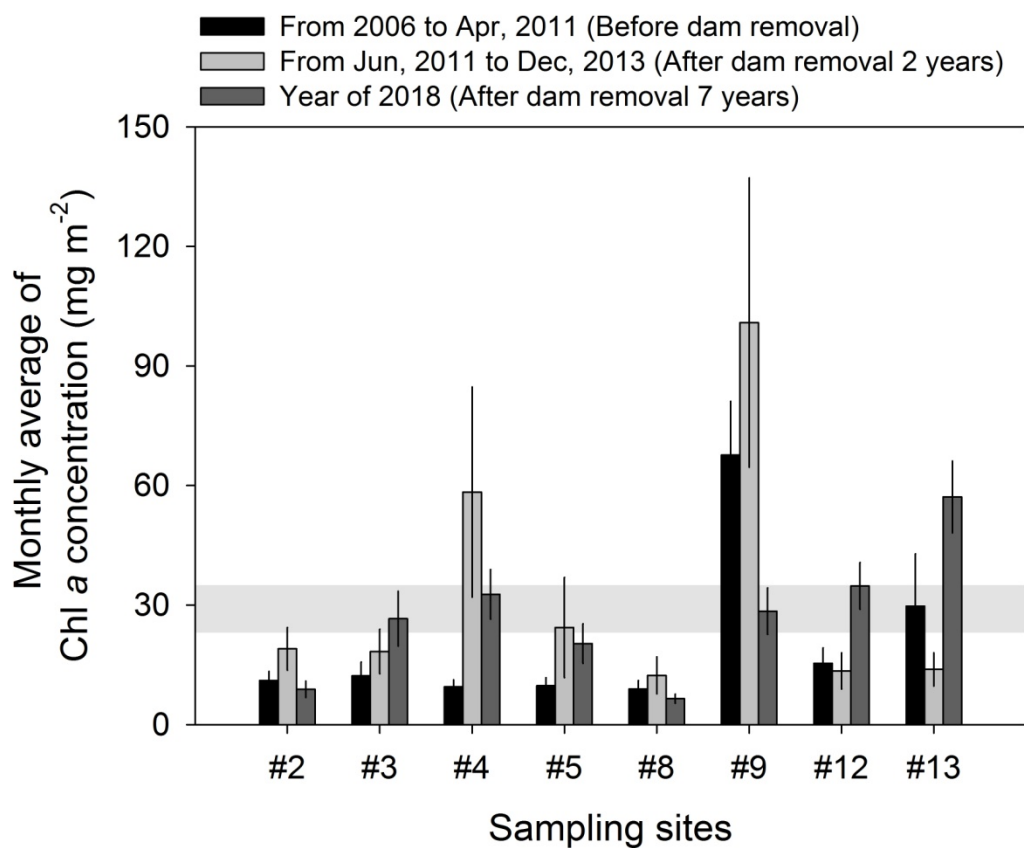


圖 2-5 七家灣溪各測站藻類生物量。黑色柱狀為壩體移除前，淺灰色柱狀為壩體移除後兩年，以及深灰色為 2018 年。背景灰色範圍為分段時間平均值組成的平均值範圍。

(資料來源：本研究計畫)

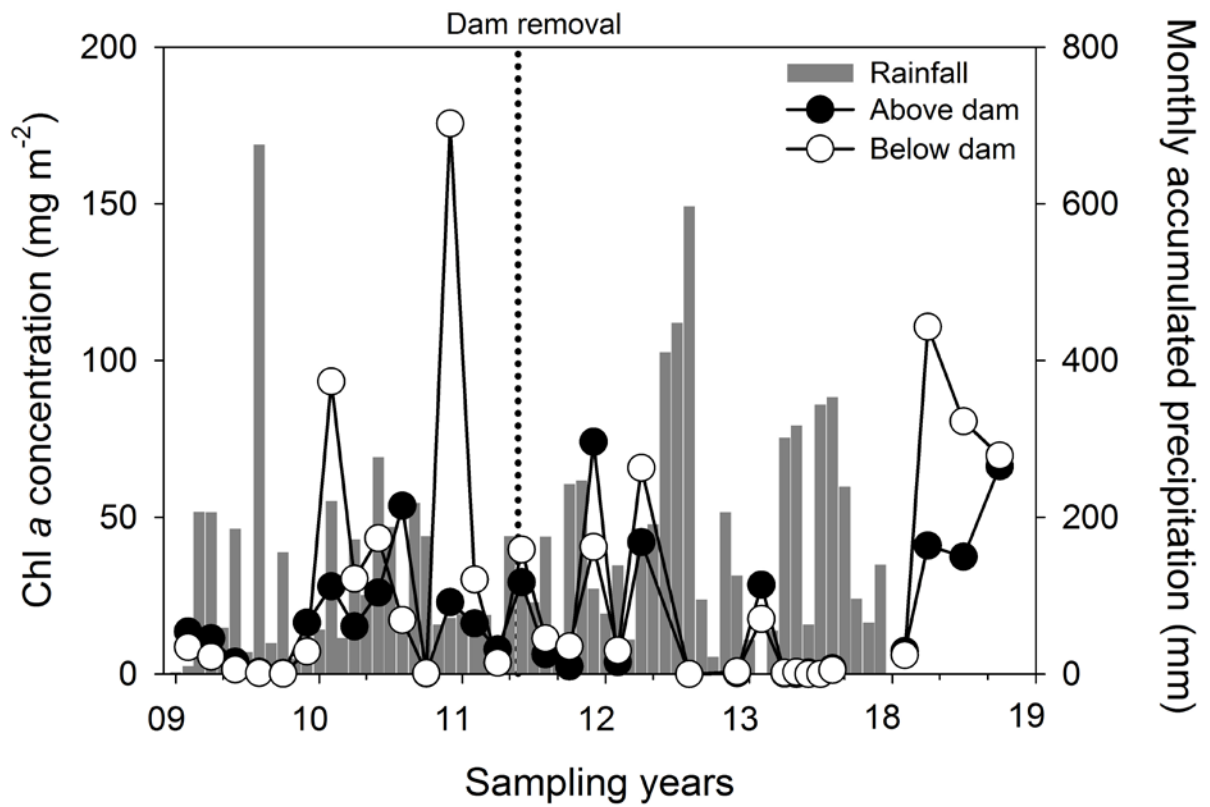


圖 2-6 測站#12(實心)和測站#13 (空心)附生藻生物量與降雨量。時間：2009-2018
(資料來源：本研究計畫)

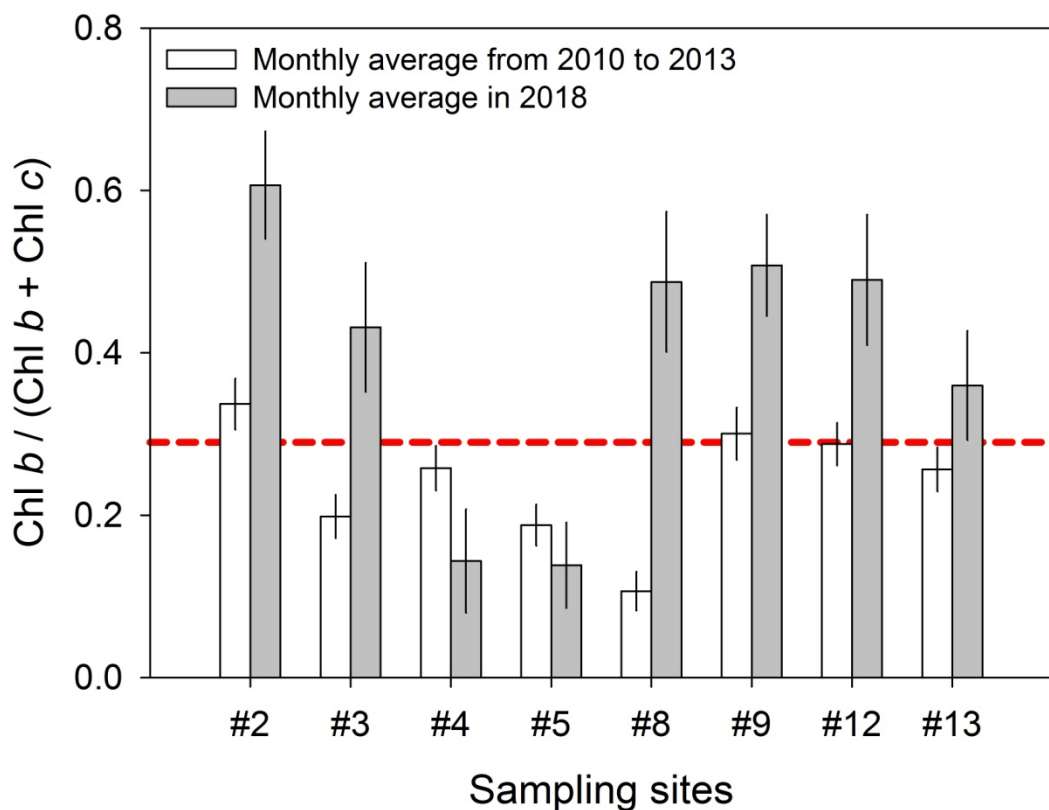


圖 2-7 七家灣溪各樣點附生藻類葉綠素 b(代表綠藻)所佔葉綠素 b+c 的比值，白色柱狀為 2010-2013 年月平均，灰色柱狀圖為 2018 年月平均。紅色虛線為源頭溪流建議之綠藻比例(30%)。

(資料來源：本研究計畫)

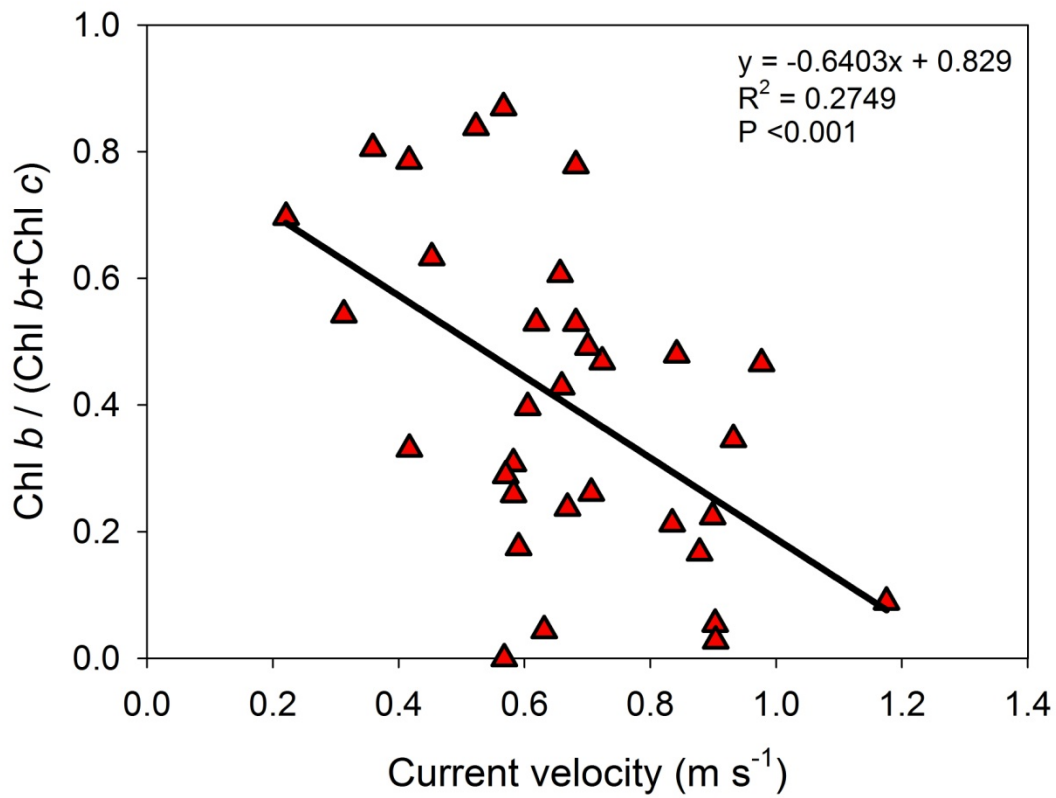


圖 2-8 2018 年個測站葉綠素 b 比值與流速迴歸分析。
(資料來源：本研究計畫)

第三章 物理棲地研究

葉昭憲、蕭梓宸、溫健成

逢甲大學水利工程與資源保育學系

計畫摘要

關鍵詞：臺灣櫻花鉤吻鮭、七家灣溪、有勝溪、合歡溪、壩體改善、河道演變、棲地組成

一、研究緣起

雪霸國家公園管理處自成立以來，持續於武陵七家灣溪溪流生態系辦理多項監測，民國 95 年起整合武陵地區各分散生態相關研究，建立七家灣溪溪流生態系長期生態監測模式，並於民國 100 年 5 月完成七家灣溪一號防砂壩改善工程，改善工程之目的為擴大臺灣櫻花鉤吻鮭棲息溪段，增加族群基因交流。完成後發現壩體改善對於水質、藻類等擾動的影響不大，但原分布於七家灣溪下游的臺灣鏟頰魚藉由改善後的七家灣溪一號壩廊道，已可洄游至一號壩上游。又颱風豪雨往往為影響鮭魚族群的重要因子，一號壩的改善有助於被暴漲溪水沖至下游的魚群，上溯回七家灣溪。除持續多年之監測項目外，本年度計畫另著重於有勝溪一號壩壩體改善評估，數據收集及資料分析。因此，本計畫之工作項目包含以下各項：

- (一) 進行各測站之溪流物理棲地調查所需河道斷面、棲地底質與棲地類型等資料。
- (二) 與歷年監測結果進行動態變化分析。
- (三) 七家灣溪一號壩歷史變動。

二、研究方法及過程

本年度計畫沿用過去實施多年之河道斷面測量及物理棲地調查方法。

三、重要發現

經過本計畫以及過往之調查，進行河道高程變動及棲地底質變化比較與分析，在年初和汛期前調查結果顯示，七家灣溪與有勝溪河道沖淤互現，但變動程度並不明顯。去年（2017）汛期後進行量測，歷經颱風及較強降雨事件，河道高程及棲地變化稍為顯著，且多處河道發生流心改變或分流，年初測量流量減少造成部分河段產生淤積；高山溪二號壩口處形成約 4-5 公尺高之殘材堆積，阻斷櫻花鉤吻鮭棲地連貫性。

四、主要建議事項

根據研究發現，本研究針對調查結果，提出下列具體建議

1. 立即可行之建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：林務局、農委會林務局保育組

高山溪二號壩口殘材阻斷櫻花鉤吻鮭洄游通道，破壞高山溪棲地連貫性，應儘速移除殘材。

Abstract

1. Research Purpose: To understand the transition of channel morphology after dam removals in Chichiawan Creek along with the fundamental information of Yusheng Creek, this project implemented longitude and cross sections survey and habitat composition analysis at the observation sites.
2. Method and Process: This project applied the same survey and analysis methods used in past several years.
3. Major Findings: Based on the this year's investigations applied at February, June, and October, both the channels of Chichiawan Creek and Yusheng Creek had not experienced significant change but minor deposit or scour locally in the first two surveys. However, the typhoons in August and September brought large rainfall in the observation sites and produced relative obvious changes in channel morphology, substrate composition, and physical habitat composition. The original dry channel of 400 meters long has temporarily shortened into 370 meters.

Keywords: The Formosan salmon, Chi-Chia-Wan Creek, Yu-sheng Creek, Hehuan River, Dam Removal, Channel Morphology Change, Habitat Composition.

一、前言

(一) 計畫緣起與背景

雪霸國家公園管理處自成立以來，持續於武陵七家灣溪溪流生態系辦理多項監測，民國95年起整合武陵地區各分散生態相關研究，建立七家灣溪溪流生態系長期生態監測模式，並於民國100年5月完成七家灣溪一號防砂壩改善工程，改善工程之目的為擴大臺灣櫻花鉤吻鮭棲息溪段，增加族群基因交流。改善工程完成後發現，壩體改善對於水質、藻類等擾動的影響不大，但原分布於七家灣溪下游的臺灣鏟頰魚藉由改善後的一號壩廊道，已可上溯至一號壩上游。又颱風豪雨往往為影響鮭魚族群的重要因子，一號壩的改善有助於被暴漲溪水衝至下游的魚群，洄游至七家灣溪上游。今年度持續於七家灣溪一號壩壩體改善後，針對七家灣溪與高山溪河道環境及棲地組成進行調查監測，並包含有勝溪及其上游羅葉尾溪之河道環境調查。

(二) 計畫範圍與執行期間

本年度計畫之研究範圍為有勝溪全河段至羅葉尾溪、有勝溪收費站樣站、有勝溪下游2公里樣站、有勝溪勝光派出所樣站、有勝溪登山口樣站、有勝溪羅葉尾樣站、七家灣溪全河段至三號壩、七家灣溪觀魚台河道與高山溪匯流口間河道、七家灣溪一號壩上下游河段；其所進行之持續性追蹤調查項目為河道之縱、橫斷面測量及物理棲地調查。計劃之執行期間為民國一〇七年一月至民國一〇七年十二月。

(三) 文獻回顧

在雪霸國家公園成立前，由農委會主導之武陵地區研究主要著重在臺灣櫻花鉤吻鮭、棲地描述及與鮭魚食性有關的水生昆蟲等(林等, 2012)。國家公園成立後才開始擴大到溪流其他相關生物自然資源之研究與調查，在瞭解溪流生態系中濱岸棲地植被、陸棲昆蟲、兩生類、爬蟲類、哺乳類與鳥類都與臺灣櫻花鉤吻鮭有直接或間接的能量傳遞關係後，雪霸國家公園管理處於2005年開始推動武陵長期生態監測研究與模式WLTERM建構，並發現其食物網中之基礎生產者—石附生藻類及溪流主要消費者—水棲昆蟲可作為反應該溪流環境的良好生物指標。而對於物理棲地改變對溪流生物影響之研究，美國聯邦跨部會河川復育工作團隊(FISRWG, 1998)指出，對河川生態系具有重要互動關係之非生物因子，包括流況、水溫、遮蔽、溶氧量、pH值及河床底質等項。其中，河川物理棲地類型直接受河川底質之粒徑組成所影響，而河川底質則與河川流量、河床坡度及泥砂來源息息相關，因此颱風洪水使武陵溪流河道產生較為激烈變化，進而對應之河川物理棲地組成亦有明顯變異。Hsu *et al.* (2010)整合分析WLTERM

長期監測資料，發現影響臺灣櫻花鉤吻鮭數量變動最主要因素是水中物理化學因子，其次是底質組成。

雪霸國家公園管理處曾於 2000 至 2001 年間陸續完成高山溪四座防砂壩之壩體改善工程，藉以改善水溫升高與鮭魚族群阻隔之衝擊，而 Chung *et al.* (2008) 亦證實改善防砂壩對於櫻花鉤吻鮭的族群成長有正面效益。該研究推論其原因除將阻礙鮭魚游動之障礙移除外，改善壩體後因淤砂運移而使得溪流大小漂石(直徑 > 25.6 cm)比例增加，由於大石所形成邊際層阻抗水流，進而提升鮭魚抗颱風洪水之能力。颱風不僅對溪流生物的群聚、食性與死亡率均有顯著的影響(Wiley and Joseph, 1994)，颱風所帶來的洪水亦是影響武陵溪流生態系最大的自然因素(林等, 2008)。近年來，雪霸國家公園管理處亦分別對七灣溪防砂壩改善順序以及七家灣溪一號防砂壩改善進行研究(葉, 2007、2008)，並已於 2011 年施工且持續監測防砂壩改善前後對於溪流生態環境的長期影響。

對於壩體改善所形成生態影響之國外研究甚多，包括 Hart *et al.* (2002) 曾對於拆壩後溪流生態系所發生的時空動態變化進行預測，認為在拆壩初期沉積物傳輸量變大，水位下降，同時因為物理棲地的改變而生物相也會改變；拆壩數十年後而當河道逐漸穩定後，原本河道覆蓋的區域在水位下降後，濱岸植群逐漸演替，河道周圍逐漸恢復自然樣貌，在空間上因為少了壩體的阻隔，增加了魚類往上游移動的頻率。Nakamura and Komiyama (2010) 研究發現在壩體改善後，鮭魚在壩體上、下游之間移動頻率有增加的現象；因為鮭魚移動頻率的增加，壩體上游流域棕熊捕食鮭魚的頻率也隨之增加。因此拆壩除了改變溪流內的生物活動之外，同時增加水域以及陸域食物網的連結。Magilligan (2016) 為獲得高壩移除後的地貌反應，蒐集壩址上、下游 兩處河段、原庫區剖面、河床縱斷面測量和河床質調查外，並進行河川魚類豐富度調查和分析。雖然壩址上游一座建於十八世紀末的木格柵壩因土砂輸送而重新出現，以及一場 10 至 20 年頻率的洪水使得壩址上、下游河道都產生淤積，但壩體改善後的上游兩個河段發現四個改善前沒有被發現的物種，使得上游物種多樣性大大增加。在此同時，整體魚類族群數量卻相對於改善前減少，此結果顯示壩體改善有助恢復棲地連貫性，但可能因其他因素造成原有魚群數量的減少。Davis 等人 (2017) 的研究證明拆除低壩後，藉由魚類食物網機制轉變以及沉積物污染物的濃度變化，而可以有效地減少生態系統的污染。

國內外亦有許多研究著重於壩體改善後之河道特性或環境改變，例如 Hart et al.(2002)曾提出壩體移除可能增加洪災、外來物種之擴張、污染土壤之傳送及增加下游泥沙量等影響。Pizzuto (2002)曾提出在壩體移除後的數月內，河川遭受劇烈沖刷因而導致壩體上游區域左右河岸坍塌，原始淤積之泥沙輸送至下游，隨著沖淤變化的演變，經過數月至數十年的時間後，河床形成新的平衡狀態。Doyle et al. (2003)認為壩體移除後，自原堰壩處被運移之泥沙比例介於 10%至 80%，且大部份是發生在移除後的第一年。Loranga et al. (2005)之分析結果顯示透過數年的流量控制，可在無損水質或復育棲地狀況下將所儲蓄之泥沙，在壩體改善後輸送完畢。Roberts et al. (2007)評估發現 2.5 公尺高的公有混凝土壩移除後，土壤污染情況輕微，泥沙輸送與洪水災害之衝擊極小。然而 Grant and Bromley (2007)則認為，將淤滿壩體之移除後，會啟動一連串的河道地形變化過程，包括在原淤積區之侵蝕深槽重現、下刷與側向擴展以及泥沙迅速輸送至下游，而向下輸送的泥沙則促進其它河道地形之調整，包含填補深潭、沙洲及河道淤砂以及底質細粒化等。這些變化的時間長度與輸送泥沙量及移除後河川流量有密切相關。王筱雯等(2013)蒐集七家灣溪一號壩拆壩後一年半之水文、地形與影像資料，分析河道演變情形及達到準平衡階段之河道演變模式。該研究根據壩上游與下游各一處斷面，分別定義其河道演變階段，並發現七家灣溪之河道調整程度和距壩遠近與溯源侵蝕有關。Randle 等人 (2015)觀察美國華盛頓州兩座高壩的分期拆除過程中，水庫泥砂與河道地形演變的反應。經過七到十次的分階壩體拆除(每次 3 至 5 公尺)足以啟動河道沖刷退化，並將累積幾十年的砂石重新分配於下游三角洲，但仍然確保湖泊的存在。雖然河道未出現超過 2 年的洪峰流量，但三分之一的庫區泥沙在前兩年內被釋放至下游。

隨著流體數值模式之迅速發展，對於壩體改善在河道地形、泥砂輸送、乃至物理棲地之模擬漸成壩體改善前之重要評估依據，其中 Cantelli et al. (2007)除發展理論與數值模式以預測下切河道寬度與深度之沖蝕進展外，也藉渠槽試驗發現所謂「沖蝕窄化」(erosional narrowing)的深槽下切演變現象。梁惠儀等(2013)針對巴陵壩在民國 96 年韋帕颱風過境後出現潰壩現象，蒐集大漢溪主河道上游自潰壩後之歷史河道斷面測量成果及水文站資訊，針對三光溪河道沖淤變化進行追蹤，並利用一維河川縱斷面數值動力模式程式，模擬巴陵壩潰壩後未來 5~20 年後河床可能沖淤高程及河道變遷狀況，藉此探討巴陵壩潰後上游集水區河道變遷及未來演變。劉冠孝(2015)利用二維數值模式(CCHE2D)針對八仙山國家森林遊樂區內十文溪一號壩維持現狀與壩體改善三種局部開口等四種模擬情境，探討蘇力颱風若再次發生，可能造成之河床型態變化，

包含溯源沖蝕現象、流速改變、水深改變與河床淤積量等。邱彥瑜等(2016)有鑑於壩體移除漸為熱門議題，且跨河構造物下游易有河床沖刷之問題，故針對河道變化與棲地評估探討拆壩之可行性。該研究以大甲溪石岡壩為例，使用一維河道動床數模用於模擬馬鞍壩至河口之動床變化，分析拆壩可能造成之河床影響範圍；二維數模模式，模擬石岡壩上下游水平二維之流場分布，計算其棲地適合度指數；三維數模則用於橋梁河段，模擬橋墩周圍之流場及沖淤。

近年來河川生態環境之數值模擬也成為重要研究議題，藉由水理模式計算不同流量下各斷面流速與水深分布，並透過棲地模式中目標物種之棲地適合度曲線及各分區流速及水深之對應指數，進而求得該區域之加權可使用棲地面積。其中，孫 (2004) 利用一維水理棲地模式 PHABSIM 評估溪哥、川鰕虎、鯽魚在流速、水深、及暴雨條件和工程前後等條件下，棲地隨流量改變的狀況。陳 (2006) 利用二維棲地模式 (River2D) 模擬南崁溪在各種流量下之加權可使用棲地面積並與一維水理棲地模式 PHABSIM 做比較，討論河道中攔河堰、攔砂壩等構造物對棲地之影響。游政翰 (2007) 利用一維水理棲地模式 PHABSIM 評估臺灣櫻花鉤吻鮭於不同水理條件下，在七家灣溪流中之加權可使用棲地面積變化，並與現地資料做交叉比對以提高模式準確性，進而探討棲地環境與生態變化間的相互關係。另外評估河川復育工程對棲地塑造之成效性。張志豪 (2013) 根據清華大學曾晴賢教授所提供魚類現場調查資料進行適合度分析，其結果並分別針對臺灣櫻花鉤吻鮭之成魚、亞成魚及幼魚在流速、水深與底質的偏好棲地環境；而七家灣溪一號壩改善後，壩址上游的成魚、亞成魚與幼魚族群密度分別增加 14、8.5 及 4 倍，而各魚齡族群密度在壩址下游則分別增加 2、2.3 及 2 倍。蘇威鴻(2016) 蒐集有勝溪之流量資訊、棲地數據，並以利用河川棲地二維模式 (River2D) 探討有勝溪一號壩上、下游之臺灣櫻花吻鮭棲地權重可利用面積。翁崇豪 (2017) 利用有勝溪一號防砂壩上下游共約 1 公里範圍數值高程模型，進行二維動床模式 CCHE2D 模擬有勝溪一號防砂壩改善方式對河道型態可能造成之影響，該研究模擬在三種不同強度的歷史流量事件下，壩體維持原狀與四種壩體改善方式對於河道之溯源沖蝕、流心線變動、泥砂變化量、福祿數變化及棲地多樣性進行探討。

二、研究方法及過程

河川地形之變動受眾多環境因素所影響，但多能保持在「動態平衡」之狀態。Mackin (1948) 曾指出，「平衡河流」為當控制因素發生變化而使河流失去平衡時，河流會自動調整作用，使這些變化所帶來的影響受到遏制，從而使整個系統又逐步回到平衡。對某一河段而言，在特定流量狀況下，有特定之泥砂量進入及輸出該河段。若此輸出入泥砂量不相等，則河流便透過沖淤變化進行調整，以改變河床型態和邊界物質組成，來調整此河段之輸砂能力，以保持該河段之動態平衡。若因外在原因涉及範圍很廣且引起河流巨幅變化時，則需透過改變流域產生逕流與泥砂之條件，以減緩河流調整之強度。在「平衡河流」系統中，氣候因素、自然地理及地質條件可視為系統之輸入單元，流域特徵（包含人為活動）則是系統之本體，而河流特徵以及水力條件則可視為系統之輸出單元。但是，系統輸出亦會造成系統本體之改變，進而形成系統反饋作用。當河川系統在進行平衡調節過程中，河道地形及物理棲地組成亦隨之逐漸轉變。因此透過定期監測及分析將可定義出其變化趨勢。

(一) 河道地形變化趨勢

河床高程受自然（颱風豪雨）或人為（壩體改善）干擾後，隨著時間變化呈現非線性函數關係。受到干擾後，一開始河床變動快，高程會隨時間驟降，其後漸達到穩定狀態。藉由河道縱橫斷面測量結果之比較，本計畫可獲致兩項河道地形之演變歷程。

1. 斷面測量

河床高程受干擾後，一開始河床變動快，高程會隨時間驟降，其後漸達到穩定的狀態。本研究以全測站電子光波測距經緯儀（圖3-1）為測量器材，用來取得河道各斷面之點位及高程；電子全站儀為測量距離快速準確的現代儀器，首先定位儀器測站及後視點之座標及高程，利用兩點間相對位置，再利用全站儀發射紅外光至稜鏡，再接收稜鏡反射之信號，紅外光線往返儀器的時間可以計算其與稜鏡之間距，加上稜鏡高度即可推得測量點位之三維座標，最後量測一已知點進行閉合差校正，以減少量測時所產生之誤差。河道斷面測量主要分為橫斷面測量及縱斷面測量，利用斷面測量結果進一步推得河道地形資料。

2. 橫斷面測量

- (1) 橫斷面量測位置主要為河槽地形變化的轉折點，且包括各斷面之左岸底、左岸水際線、深槽點、右岸水際線及右岸底。
- (2) 將各觀測斷面之歷年調查結果同時繪製於同一橫斷面圖上，即可判斷河道邊坡及河

床面之沖淤狀況。

3. 縱斷面測量

- (1) 將前述測量所得各橫斷面之深槽點予以連線後，即可推得河道水流之流心線。
- (2) 利用各斷面累距（橫軸）及流心線高程（縱軸）點繪於二維座標圖上，即可獲得該次測量之河道縱斷面圖，若將各次縱斷面圖點繪於同一圖上便可透過縱斷面高低起伏之變化，即可推算研究河段環境變化後之高程演變趨勢。

(二) 物理棲地組成

本計畫沿用過去WLTERM群體計畫所設置之間距20 m穿越線，首先測定各河段之溪寬，其次於溪寬1/4、1/2和3/4處，分別量測水深、流速和底質粒徑，藉以判定棲地類別。最後利用不同觀測時段之各河段物理棲地組成，歸納其變動趨勢。各項資料調查方式，分別敘述如下：

1. 溪寬：在各穿越線上利用防水捲尺測量橫越水面之兩岸標定位置間長度，其測量精準度為0.1 m。
2. 水深：針對穿越線上各設定點，以五米五節箱尺或自製刻度木尺量測床底至水面之深度，測量精確度為0.1 m。
3. 流速：標準流速量測係在水面下距底部約六成水深的位置，以流速計放置15秒以測出流速。若為避免流速計在淺水點位造成量測干擾，則會運用其它快速測量方式，包括浮標法（以浮標通過已知距離所須之時間估計逕流流速）或手持流速計測定表面流速。因此，考量本計畫研究範圍之溪流現場條件下，流速量測以SVR（Surface Velocity Radar）手持式雷達波流速儀進行。
4. 底質：棲地底質通常由不同大小之砂石所組成，故在各測點判定主要底質石種類時，通常以腳踏法和目視法判斷佔較高比例之砂石粒徑，其分類對照與粒徑範圍如表3-1所示。並於測量斷面水面寬左岸1/4、中間1/2和右岸1/4處隨機選取樣品（圖3-2），利用開口樣板（圖3-3）量測粒徑大小，並進行記錄。
5. 棲地分級：根據學者研究（Leopold, 1969），水流型態可歸類為水潭（pool）、緩流（slow water）、湍流（淺瀨）（riffles）、急流（rapids）、等四種流況。本研究利用水深與流速之量測值計算出福祿數（Froude Number） $F_r = V/\sqrt{gh}$ ，以便對四種水流型態所對應之棲地類型予以定義（賴建盛，1996；表3-2），公式及表中之V為流速，g為重力加速度，h為水深。

根據各種棲地及底質類型在觀測河段之所佔百分比，本計畫利用Simpson多樣性指標（SIDI）計算河川棲地以及底質多樣性指標，其公式如下：

$$SIDI = 1 - \sum_{i=1}^4 p_i^2$$

式中Pi為第i種棲地或底質類型所佔比例；若SIDI值為0，表示該河段棲地或底質類型單一化無多樣性，若多樣性指標值越大則代表棲地或底質多樣性越高。

三、研究發現

(一) 有勝溪河道變化調查

有勝溪，與七家灣溪同為大甲溪的最源頭支流，全溪段長約10.5公里。有勝溪發源於雪山山脈桃山稜線的羅葉尾山東側，繞經思源埡口，在武陵迎賓橋與七家灣溪匯流。本計畫於每年初(即一月至三月)進行一次全河道物理棲地調查，另於汛期前至汛期初期(即五月中至七月中)以及汛期後(即十月至十一月)進行五個樣站之密集監測，合計獲得三次資料。針對有勝溪樣區之流量實測，則在物理棲地調查時一併進行，獲得一年三次不同氣候條件下之流量變動。有勝溪在年初進行全河道斷面測量，河道內總計有五個樣站，五個樣站斷面座標如表3-3、表3-4、表3-5、表3-6、表3-7，汛期前至汛期初期以及汛期後進行密集監測，觀察河道沖淤以及棲地底質組成。五個樣站分別選定數個控制斷面進行數據收集，斷面通常位於河道轉彎處或有明顯高低落差等具有顯著變化之河段。

1. 收費站樣站

此樣站位於收費站旁有勝溪防砂壩上游起至第一個右彎河段(Y-10)，根據去年以及今年度的河道調查成果，繪製縱向高程剖面如(圖3-12)所示，此河段坡降(表3-11)較其他樣區小，河道較為平緩，雖樣站內河道呈現沖淤互現情形，但河床變化不大，今年取得數據相較去年同期，坡降略微上升，但仍屬河道正常變化範圍內。由圖(3-21)棲地比例可知，此河段緩流所佔比例較高，尤其年初超過九成比例，而在今年度1月及11月則出現部分深潭棲地。本年度樣站內棲地多樣性相較去年同期(表3-12)略為增加，整體趨勢因6月份梅雨事件流量增加導致多樣性增加，符合去年因水流量以及流速有減緩之跡象造成棲地多樣性減少之推論。底質多樣性(表3-13)再度呈現攀升的趨勢，大型礫石底質開始顯現。

2. 有勝溪下游2公里樣站

根據去年以及今年度調查，繪製如(圖3-14)的縱向高程剖面圖。此樣區左、右岸皆由岩盤組成，主要變動發生於底床及河道內土砂輸移，河岸並不會產生太大變化；左岸為凹岸，且河道深槽線右岸則為凸岸，主要以堆積為主。坡降則有下降趨勢(表3-11)，但變化不明顯，仍屬正常河道變化範圍。由(圖3-22)底質比例可知樣站內以卵石為主，粒徑偏細，本次調查發現大型礫石比例較年初減少，而年底與去年底同樣有粗石顯見，底質多樣性指標(表3-13)為穩定增加之趨勢，主因為6月份與11月份調查時前一週皆有降雨事件，整體粒徑粗化反應左岸受攻擊面影響底質組成。棲地比例(圖

3-23)顯現樣站內以緩流為主，搭配少許深潭及淺瀨，且全年各棲地類型比例大致相近。而棲地多樣性(表3-12)指標調查並無明顯變化，約在0.5左右。河道左岸有農業活動行為(圖3-31)，且此處有抽取有勝溪溪水情形。

3. 勝光派出所樣站

據去年以及今年度河道調查，繪製如(圖3-13)縱向高程剖面圖。此樣區位於勝光派出所下的河道，此樣區斷面Y-73至Y-68斷面河幅較寬，至Y-67及Y-66斷面則河寬變小，坡度變陡且粒徑變大流速增加，右岸則有崩塌情形，故此段河道有較明顯的土砂堆置於河道中(如圖3-32)。(表3-11)顯現樣站站內坡降約為0.024左右，略微上升。底質比例(圖3-24)顯現樣站內以粗石及卵石為主，約佔六至八成；6月因流量加大而出現小型礫石，11月則出現細沉積砂土。而棲地比例(圖3-25)樣區內以緩流及淺瀨為主，且淺瀨比例在今年6月的調查中有上升的趨勢，至十一月份時又下降。棲地多樣性(表3-12)在去年的調查中從0.38上升至0.5，而今年度調查前期同樣呈現上升趨勢，而後期受降雨事件影響棲地多樣性指標再度下降與去年底相同，顯現河道內易受崩塌以及降雨事件影響，棲地組成較不穩定。

4. 登山口樣站

根據去年以及本次河道調查，繪製得縱向高程剖面(圖3-15)及底質、棲地比例(圖3-26)、(圖3-27)，由縱向高程剖面圖可看出坡降微幅減少，但尚屬正常河道變化範圍，樣站坡降(表3-11)約為0.03左右。底質比例顯現出樣站內以粗石及卵石為主，6月因流量加大而出現15%的小型礫石，11月則出現約四分之一的細沉積砂土，底質多樣性指標(表3-13)在受降雨事件影響在年中上升至0.7左右而。樣站內主要棲地類型為緩流及淺瀨，每年1月出現的深潭則在6月及11月時消失。此樣站位於有勝溪上游，接近羅葉尾溪，底質粒徑偏大(表3-13)。

5. 羅葉尾溪樣站

據去年以及今年的河道調查，繪製如(圖3-16)的高程剖面圖。此樣區位於羅葉尾溪，河道變化並不明顯，應屬較上游區底質粒徑偏大，沖刷不易緣故。兩岸較上游並無崩塌情形。樣站坡降(表3-11)幾次調查在約在0.06左右，相對其他樣站較陡。樣站底質(圖3-28)以小型礫石、粗石及卵石為主，然而年底調查發現碎石及細沉積砂土罕見地高達四成。與過去類型調查多為超過50%緩流棲地不同，今年棲地(圖3-29)以緩流及深潭為主，且深潭比例全年皆超過25%。棲地多樣性指標(表3-12)數值幾無變化，顯示其穩定之棲地組成，適合魚類生存。

(二) 七家灣溪河道變化調查

七家灣溪流域面積約為7,221公頃，為大甲溪上游的主要源流，發源於雪山南側、品田山、桃山、池有山、雪山北峰。西北側的品田溪與池有溪匯入桃山西溪，於武陵吊橋附近與北來的桃山北溪匯集成七家灣溪主流；而後在武陵農場本部附近，有西側的高山溪匯入七家灣溪本流，在武陵國民賓館附近萬壽橋和迎賓橋間，與有勝溪匯流形成大甲溪主流。七家灣溪河道環境物裡棲地調查除在河道測量(詳如附件一)同時進行外，另於汛期前至汛期初期(即五月中至七月中)施測一次，以及汛期後(即十月至十一月)與年初，每年可共獲得合計三次資料。此外，在年底進行全河道測量(圖3-35)，河道內共有三個樣站(圖3-42、圖3-43、圖3-44)，三個樣站斷面座標如表3-8、表3-9、表3-10，汛期前至汛期初期以及汛期後進行監測，來觀察河道沖淤情形以及棲地底質調查。

1. 觀魚台樣站

觀魚台樣站位於七家灣溪一號壩上游約1公里處，根據去年以及今年度河道的調查，樣站內坡降(表3-11)並無太大改變，約為0.03左右，繪製如(圖3-17)的縱向高程剖面圖以及(圖3-36)、(圖3-37)的底質、棲地比例圖後可發現，底質在今年顯著變細，卵石與細沉積砂土(平坦表面)比例超過一半，全年皆以卵石比例最高，11月調查則顯示細沉積砂土顯著增加到約佔三成而大型礫石消失。樣站棲地以緩流為主，比例超過三分之二，深潭比例逐漸減少。

2. 一號壩樣站

據去年以及本年度河道調查結果繪製如(圖3-18)的高程剖面圖，樣站內坡降(表3-11)約為0.026，坡降相較七家灣溪另兩個樣站較不受影響，主因為壩體本身具有控制點作用。圖3-38、圖3-39為底質、棲地比例，底質多樣性(表3-13)較去年同期調查時稍微上升，整體約在0.6至0.8之間。小於卵石底質的比例(圖3-38)由去年底(2017年11月)到今年初(2018年1月)佔六、七成，轉變成今年6及11月大過粗石的底質比例超過六成。棲地以緩流及深潭為主，深潭比例在今年1月高達三分之二，棲地多樣性指標(表3-12)數值呈現週期性的擺盪，周期約為一季減少一季增加，振幅約在0.6至0.5之間。

3. 繁殖場樣站

據去年以及今年度的河道調查，此樣站坡降(表3-11)略微下降，並繪製如(圖3-19)的高程剖面圖以及圖3-40、圖3-41的底質、棲地比例。底質相較其他樣站有較多類型

底質，但以粗石與卵石為主要底質，各次調查皆超過六成。棲地類型則以深潭或緩流為主的極端比例出現，當深潭在1月及6月比例超過65%時，年底11月緩流比例則跳升為近七成。繁殖場樣站位於高山溪與七家灣溪匯流處，雖然流量變化大，但樣站上游屬於峽谷地形，左右岸都屬於岩盤，下游河道位於轉彎處，所以河道除了沖淤現象外，並不容易產生分流或改道之情形；河道寬淺渠直，左右岸皆為岩盤較無崩塌可能性發生，故無明顯土砂料源供給，主要土砂料源可能因高山溪支流匯入匯流口下游。

(三) 高山溪二號壩口殘材堆積

由於前年（2016）10月調查發現有木質殘材橫跨堆積於壩口位置，並逐漸形成約4-5公尺高之殘材壩，並出現與下游河道的5公尺高程落差，如圖3-48：圖中顯示二號壩上游土砂堆積狀況，二號壩體下游處因殘材壩形成而出現沖刷現象，殘材壩不但阻絕鮭魚移動廊道，調查結果也顯示影響局部河段之棲地類型。圖3-49為二號壩在2017年及2018年的縱斷面測量成果，由圖可知殘材壩對於壩下游50公尺後河道斷面影響甚微。

(四) 七家灣一號壩改善後之河道環境指標變動

同一河段中的部分河川特性會相互影響，其中河川流量與泥砂沖淤的互動更是對於河川環境變動有直接關聯。而為解釋河川流量、河床坡度、河川輸砂量以及砂石粒徑等四者間之微妙互動，美國學者Lane在1955年提出河川流量 Q_w 與河床坡度 S 的乘積會與河川輸砂量 Q_s 及砂石代表粒徑 D_{50} 的乘積成正比關係之概念（若用數學式表達，就是 $Q_w \cdot S \propto Q_s \cdot D_{50}$ ）。其關係可利用水砂天秤（圖3-50）說明：天秤右側是分析河段的河床坡度以及單位時間內通過的水量（亦即流量），而左側則是在此水流條件下，單位時間內被輸送的泥砂量，以及河床砂石的中值粒徑（大小排序恰在第50%的泥砂粒徑）。當流量變大時（右側秤盤上魚缸加重），天秤右側下沉因而天秤中間的指針會指向左側的「沖刷」，代表此河段將會出現河床下降的狀況；由於流量變大，此河段不是被送走的泥砂量也變多（左側秤盤加重），就是細顆粒較易被帶走而使河床底質變粗（左側秤盤往外移動），如此天秤指針才可以指向正中位置，表示此河段又恢復到水砂平衡的狀態。倘若同一河段因人為干擾或整治而變成比較平緩，或者相同流量出現在同一河川中比較平坦的下游河段，此時天秤會因右側秤盤內移而使指針

指向右側的「淤積」；在這種因為水流速度變緩而降低運送能力的條件下，相同的流量卻無法帶走原有大小粒徑的等量泥砂量，因此不是輸砂量降低（左側秤盤減輕）就是泥砂變細（左側秤盤內移），如此方能使得天秤指針再度指向正中代表恢復水砂平衡狀態的位置。

由此上述水砂天秤可知，河道環境係隨水文事件或人為干擾而調整變動，故在消除人為干擾（如壩體）後，河道環境就會隨著水文條件的周期性變化而因應出現脈動式變化。若利用本研究之底質調查結果以計算各樣區的加權粒徑，再搭配歷年月降雨量資料（經濟部水資源局，1996、1997、1998、1999、2000；經濟部水利署，2001、2002、2003、2004、2005、2006、2007、2008、2009、2010、2011、2012、2013、2014、2015、2016），則可看出樣區河道環境是否具備自然脈動特徵，而圖3-51則是七家灣溪一號壩改善後各樣區加權粒徑之變化狀況。圖中無人為干擾的觀魚台及新繁殖場，可看其加權粒徑在降雨明顯的月份會出現相對的波峰特徵；一號壩上下游在壩體改善後八、九個月的加權粒徑漸趨一致，但約在14、15月後又有所差異，且波動情況並未與降雨量高低相搭配，直到2015年以後兩樣區的加權粒徑又漸趨同步變化，但與降雨量關聯並非完全搭配，其可能原因在於各樣區是否接受來自邊坡崩塌或上游河段之局部泥砂供給有關。因此，雖然底質加權粒徑受眾多自然因素影響而無法與降雨量變動直接對應，但是它卻能表現出河段內環境狀態是否受限人工構造物而不易因自然條件變化而變動。

四、結論

今年度河道斷面、棲地底質與棲地類型、流速等項目，調查成果彙整如下：

- (一) 對有勝溪調查結果進行分析，得知收費站樣站淺瀨整體比例於今年底再度攀升。大型礫石底質開始顯現。壩基結構經檢視應不會有立即性的淘空危險；下有兩公里處樣站內以卵石為主，粒徑偏細，棲地部分樣站內以緩流為主，河道左岸有農業活動行為；勝光派出所樣站內以粗石及卵石為主，棲地比例以緩流及淺瀨為主，十一月份調查時緩流比例大幅上升；登山口樣站內以卵石為主，細沉積砂土次之，卵石比例由去年初漸增至今年初後趨於穩，樣站內棲地類型有緩流及淺瀨分佈；羅葉尾樣站屬較上游區底質粒徑偏大，沖刷不易，棲地類型以緩流為主，幾次調查皆超過50%，但本年度深潭比例受降雨事件影響呈現漸增趨勢。整體而言，底質調查成果在11月出現變化，相對於兩個下游河段樣區的底質略為變粗，勝光派出所以上三樣區的底質顯著變細。
- (二) 對七家灣溪調查結果進行分析，觀魚台底質在今年顯著變細，卵石與細沉積砂土(平坦表面)比例超過一半，全年皆以卵石比例最高，11月調查則顯示細沉積砂土顯著增加到約佔三成而大型礫石消失。一號壩年初小於卵石底質的比例佔六、七成，但6及11月大過粗石的底質比例超過六成。新繁殖場有較多類型底質，但以粗石與卵石為主要底質，各次調查皆超過六成。觀魚台樣站有超過三分之二的緩流棲地，深潭比例逐漸減少。一號壩樣站棲地以緩流及深潭為主，深潭比例在今年1月高達三分之二。新繁殖場樣站出現深潭或緩流為主的極端比例，1月及6月深潭比例超過65%時，11月緩流比例則跳升為近七成。
- (三) 前年(2016)10月調查所發現木質殘材橫跨堆積於壩口位置，並逐漸形成約4-5公尺高之殘材壩，二號壩體下游處出現沖刷現象，不但阻絕鮭魚移動廊道，也影響局部河段之棲地類型。縱斷面測量成果顯示殘材壩對於壩下游50公尺後河道斷面影響甚微。
- (四) 河川流量、河床坡度、河川輸砂量以及砂石粒徑等四者間之微妙互動，可利用水砂天秤說明，故河道環境將隨水文事件或人為干擾而調整變動，若在消除人為干擾(如壩體)後，河道環境就會隨著水文條件的周期性變化而因應出現脈動式變化。因此利用底質加權粒徑搭配月降雨量資料，可看出無人為干擾的觀魚台及新繁殖場樣區河道環境較具備自然脈動特徵；一號壩上下游在初期(第八、九個月到第14、15月)及2015年以後粒徑漸趨一致，但與降雨量關聯並非完全搭配，其可能原因在於各樣區之局部泥砂供給有關。

五、參考文獻

- 王筱雯、郭偉丞、張家豪，2013，七家灣溪拆壩後之河道演變模式，中華水土保持學報, 44(4): 271-281。
- 吳富春、胡通哲、李國昇、李德旺，1998。「應用棲地模式評估台灣河川之生態流量」。第九屆水利工程研討會，p(C21)。
- 汪靜明。1990。河川魚類棲地生態調查之基本原則與技術。森林溪流淡水魚保育訓練班論文集。119-137頁。
- 林幸助，2005。「武陵地區長期監測暨生態模式建立」中「環境改變對河道地形及物理棲地變化趨勢之影響」。
- 林幸助、王一匡、吳聲海、官文惠、邵廣昭、孫元勳、高樹基、郭美華、彭宗仁、曾晴賢、楊正澤、葉文斌、葉昭憲、蔡尚惠，2008。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立。內政部營建署雪霸國家公園管理處。九十七年保育研究報告。
- 林秉賢，2001。「橫向堆石群對溪流生態棲地流況之影響」。逢甲大學土木及水利工程所碩士論文。
- 邱彥瑜、廖仲達、游景雲、石棟鑫、葉克家，2016，拆壩對河道影響評估—以大甲溪石岡壩為例，災害防救科技與管理學刊 5(2):79-97。
- 孫凱政，2004。「利用 WUA 法評估流量對魚類棲地之影響」。國立台灣大學碩士論文。
- 翁崇豪。2017。壩體改善對河道與物理棲地變遷之數值模擬分析—以有勝溪一號壩為例。逢甲大學水利工程與資源保育學系研究所碩士論文。台中。
- 張志豪，2013。壩體改善工程對於物理棲地之影響—以七家灣溪一號壩為例。逢甲大學水利工程與資源保育學系研究所碩士論文。台中。
- 梁惠儀、林伯勳、吳毓華、卡艾璋、冀樹勇，2013，巴陵壩潰壩後對於石門水庫上游集水區河相變遷及沖淤演變影響模擬，中興工程 119，pp.19-30。
- 郭上琳。2015。台灣壩體拆除決策流程之建立。國立成功大學水利及海洋工程學系碩士論文。台南。
- 經濟部水利署。2001。中華民國九十年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署。2002。中華民國九十一年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署。2003。中華民國九十二年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署。2004。中華民國九十三年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署。2005。中華民國九十四年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署。2006。中華民國九十五年台灣水文年報。經濟部。

武陵地區溪流生態系評估

- 經濟部水利署。2007。中華民國九十六年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署。2008。中華民國九十七年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署。2009。中華民國九十八年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署。2010。中華民國九十九年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署。2011。中華民國一百年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署。2012。中華民國一百零一年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署。2013。中華民國一百零二年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署。2014。中華民國一百零三年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署。2015。中華民國一百零四年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署。2016。中華民國一百零五年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水資源局。1996。中華民國八十五年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水資源局。1997。中華民國八十六年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水資源局。1998。中華民國八十七年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水資源局。1999。中華民國八十八年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水資源局。2000。中華民國八十九年台灣水文年報。經濟部。
- 葉昭憲、段錦浩、連惠邦，2001。七家灣溪河床棲地改善之試驗研究(四)。內政部營建署
雪霸國家公園管理處。72 頁。苗栗。
- 劉冠孝，2015。「壩體改善方式對河道變遷之影響-以十文溪為例」。逢甲大學水利工程與
資源保育學系研究所碩士論文。
- 賴建盛，1996。防砂壩對台灣櫻花鉤吻鮭物理棲地影響之研究。國立臺灣大學地理學研究
所碩士論文。112 頁。台北。
- 蘇威鴻。2016。壩體工程對於物理棲地之影響—以有勝溪一號壩為例。逢甲大學水利工程
與資源保育學系研究所碩士論文。台中。
- Crispin, V., R. House, and D. Roberts, 1993. "Changes in instream habitat, large woody
debris, and salmon habitat after the restructuring of a coastal Oregon stream", North
American Journal of Fisheries Management 13:96-102.
- David J. Gilvear, 1997. "Fluvial geomorphology and river engineering: future roles
utilizing a fluvial hydrosystems framework", Department of Environmental Science,
University of Stirling, Scotland, FK9 4LA, UK.
- F.J. Magilligan, K.H. Nislow, B.E. Kynard, A.M. Hackman. 2016. Immediate changes in
stream channel geomorphology, aquatic habitat, and fish assemblages following
dam removal in a small upland catchment, *Geomorphology*, 252, pp. 158-170.

- Fausch, K. D., and T. G. Northcote, 1992. "Large woody debris and salmonid habitat in a small coastal British Columbia stream", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 49:682-693.
- Howard T. Odum, B. Odum, 2003. "Concepts and methods of ecological engineering", *Ecological Engineering* 20 (2003) 339–361.
- Joseph M. Wheaton et al., 2004. "Spawning habitat rehabilitation – I. Conceptual approach and methods", *Intl. J. River Basin Management* Vol. 2, No. 1, pp. 3–20.
- Joseph M. Wheaton et al., "Spawning habitat rehabilitation – II. Using hypothesis development and testing in design, Mokelumne River, California, U.S.A." *Intl. J. River Basin Management* Vol. 2, No. 1, pp. 21–37
- Jowett, I.G., 1997. "Instream Flow Methods: A Comparison of Approaches" *Regulated Rivers: Research and Management*, 13, pp115-127.
- Leopold, Luna B., 1969. "Environmental Impact of the Big Cypress Swamp Jetport". U.S. Department of the Interior, Washington, 152p.
- Leopold, Luna B., 1969. "Environmental Impact of the Big Cypress Swamp Jetport". U.S. Department of the Interior, Washington, 152p.
- Mackin, J.H., 1948. "Classics in physical geography revisited", *Progress in Physical Geography* 24,4(2000)pp.563-578.
- Mitsch, W. J. and Jorfenson, 2004. "Ecological Engineering and Ecosystem Restoration", Wiley, US, pp23.
- Robert P. Davis, S. Mažeika P. Sullivan, Kay C. Stefanik. 2017. Reductions in fish-community contamination following lowhead dam removal linked more to shifts in food-web structure than sediment pollution, *Environmental Pollution*, 231, pp. 671-680.
- Timothy J. Randle, Jennifer A. Bountry, Andrew Ritchie, Kurt Wille. 2015. Large-scale dam removal on the Elwha River, Washington, USA: Erosion of reservoir sediment. *Geomorphology* 246, pp. 709–728.
- Vismara R., A. Azzellino, R. Bosi, G. Crosa, G. Gentili. , 2001. "Habitat suitability curves for brown trout (*Salmo trutta fario* L.) in the river Adda, Northern Italy: Comparing univariate and multivariate approaches", *Regulated Rivers-Research & Management*, 17(1), pp 37-50.

附表

表 3-1 棲地底質分類表

編號	底質	底石粒徑
1	平坦表面 Smooth surface (細沉積砂土)	<0.2cm
2	碎石 Gravel	0.2-1.6cm
3	卵石 Pebble	1.6-6.4cm
4	粗石 Rubble	6.4-25.6cm
5	小型礫石 Small Boulder	25.6-51.2cm
6	大型礫石 Large boulder	>51.2cm

(參考資料：本研究團隊)

表 3-2 各種物理棲地環境指標定義

福祿數	Fr<0.095	0.095<Fr<0.255	0.255<Fr<1	Fr>1
棲地型態	深潭 Pools	緩流 Slow water	淺瀨 Riffles	急流 Rapids

(參考資料：本研究團隊)

表 3-3 收費站樣站內各斷面座標

斷面	N	E	斷面	N	E
Y-S	24°20'51.3"	121°18'37.5"	Y-6	24°20'43.2"	121°18'37.6"
Y-1	24°20'50.1"	121°18'36.7"	Y-7	24°20'40.9"	121°18'38.6"
Y-2	24°20'48.7"	121°18'36.5"	Y-8	24°20'39.6"	121°18'38.8"
Y-3	24°20'47.7"	121°18'36.5"	Y-9	24°20'39.2"	121°18'39.1"
Y-4	24°20'46.5"	121°18'36.9"	Y-10	24°20'38.9"	121°18'39.3"
Y-5	24°20'44.6"	121°18'37.8"			

(參考資料：本研究團隊)

表 3-4 有勝溪下游樣站內各斷面座標

斷面	N	E	斷面	N	E
Y-25	24°20'59.3"	121°19'12"	Y-30	24°21'0"	121°19'14.4"
Y-26	24°20'59.9"	121°19'12.7"	Y-31	24°21'1.5"	121°19'14.9"
Y-27	24°21'0"	121°19'13.3"	Y-32	24°21'2.5"	121°19'14.7"
Y-28	24°21'0"	121°19'13.8"	Y-33	24°21'3.9"	121°19'14.6"
Y-29	24°21'0"	121°19'14.1"	Y-34	24°21'6.2"	121°19'15.5"

(參考資料：本研究團隊)

表 3-5 勝光派出所樣站內各斷面座標

斷面	N	E	斷面	N	E
Y-66	24°21'58.6"	121°20'10.4"	Y-70	24°022'2.4"	121°20'13.4"
Y-67	24°22'0.2"	121°20'10.7"	Y-71	24°22'3.8"	121°20'13.8"
Y-68	24°22'0.8"	121°20'11.5"	Y-72	24°22'5.2"	121°20'14.5"
Y-69	24°22'1.6"	121°20'12.8"	Y-73	24°22'8.1"	121°20'16.1"

(參考資料：本研究團隊)

表 3-6 登山口樣站內各斷面座標

斷面	N	E
Y-129	24°23'28.11"	121°21'4.88"
Y-130	24°23'28.26"	121°21'5.69"
Y-131	24°23'28.63"	121°21'6.42"
Y-132	24°23'28.63"	121°21'6.78"
Y-133	24°23'29.33"	121°21'7.27"

(參考資料：本研究團隊)

表 3-7 羅葉尾樣站內各斷面座標

斷面	N	E
Y-140	24°23'36.66"	121°21'10.8"
Y-141	24°23'36.74"	121°21'9.97"
Y-142	24°23'36.86"	121°21'9.89"
Y-143	24°23'37.03"	121°21'9.63"
Y-144	24°23'37.21"	121°21'9.46"

(參考資料：本研究團隊)

表 3-8 觀魚台樣站內各斷面座標

斷面	N	E	斷面	N	E
7-70	24°21'7.4"	121°18'18.3"	7-74	24°21'7.4"	121°18'21.9"
7-71	24°21'7.3"	121°18'19.8"	7-75	24°21'7.3"	121°18'23.0"
7-72	24°21'7.3"	121°18'19.8"	7-76	24°21'7.4"	121°18'25.2"
7-73	24°21'7.3"	121°18'21.3"			

(參考資料：本研究團隊)

表 3-9 一號壩樣站內各斷面座標

斷面	N	E	斷面	N	E
7-86	24°21'7.5"	121°18'41.8"	7-89	24°21'7.7"	121°18'54.7"
7-87	24°21'7.6"	121°18'45.6"	7-90	24°21'7.6"	121°18'55.5"
7-88	24°21'7.5"	121°18'52.7"	7-91	24°21'7.3"	121°18'56.2"

(參考資料：本研究團隊)

表 3-10 繁殖場樣站內各斷面座標

斷面	N	E	斷面	N	E
7-105	24°21'7.1"	121°18'35.1"	7-109	24°21'7.1"	121°18'38.3"
7-106	24°21'7.1"	121°18'35.9"	7-110	24°21'7.2"	121°18'40.0"
7-107	24°21'7.1"	121°18'36.7"	7-111	24°21'7.2"	121°18'41.4"
7-108	24°21'7.1"	121°18'37.8"			

(參考資料：本研究團隊)

表 3-11 各樣站之平均坡降

測量日期 樣站	平均坡降					
	106年1月	106年6月	106年11月	107年1月	107年6月	107年11月
收費站	0.018	0.01	0.011	0.016	0.015	0.015
有勝溪下游	0.021	0.017	0.017	0.019	0.014	0.012
勝光派出所	0.035	0.028	0.027	0.033	0.023	0.024
登山口	0.019	0.017	0.018	0.020	0.036	0.025
羅葉尾溪	0.061	0.058	0.058	0.062	0.054	0.054
觀魚台	0.030	0.022	0.024	0.022	0.031	0.031
一號壩	0.032	0.032	0.033	0.032	0.026	0.026
繁殖場	0.033	0.028	0.023	0.028	0.031	0.029

(參考資料：本研究團隊)

表 3-12 各樣站之棲地多樣性指標 (SIDI 值)

測量日期 樣站	SIDI 值					
	106年1月	106年6月	106年11月	107年1月	107年6月	107年11月
收費站	0.37	0.4	0.33	0.12	0.50	0.52
有勝溪下游	0.5	0.56	0.53	0.42	0.42	0.50
勝光派出所	0.38	0.49	0.44	0.50	0.54	0.40
登山口	0.55	0.63	0.59	0.63	0.48	0.48
羅葉尾溪	0.52	0.60	0.60	0.60	0.56	0.60
觀魚台	0.47	0.38	0.33	0.44	0.49	0.18
一號壩	0.51	0.59	0.54	0.44	0.54	0.54
繁殖場	0.60	0.44	0.17	0.17	0.36	0.47

(參考資料：本研究團隊)

表 3-13 各樣站之底質多樣性指標 (SIDI 值)

測量日期 樣站	SIDI 值			
	106年1月	107年1月	107年6月	107年11月
收費站	0.43	0.51	0.47	0.57
有勝溪下游	0.42	0.51	0.50	0.55
勝光派出所	0.63	0.62	0.68	0.75
登山口	0.60	0.60	0.71	0.71
羅葉尾溪	0.70	0.66	0.67	0.79
觀魚台	0.77	0.72	0.73	0.76
一號壩	0.62	0.67	0.78	0.78
繁殖場	0.77	0.69	0.76	0.73

(參考資料：本研究團隊)

附圖



圖 3-1 全測站電子光波測距經緯儀
(資料來源：本研究團隊)



圖 3-2 撿拾狀況
(資料來源：本研究團隊)



圖 3-3 開口樣板量測粒徑
(資料來源：本研究團隊)



圖 3-4 全河道範圍圖
(資料來源：本研究團隊)



圖 3-5 有勝溪各樣站位置圖
(資料來源：本研究團隊)



圖 3-6 收費站樣站断面位置圖
(資料來源：本研究團隊)



圖 3-7 有勝溪下游樣站断面位置圖
(資料來源：本研究團隊)



圖 3-8 勝光派出所樣站斷面位置圖
(資料來源：本研究團隊)



圖 3-9 登山口樣站斷面位置圖
(資料來源：本研究團隊)



圖 3-10 羅葉尾樣站斷面位置圖
(資料來源：本研究團隊)

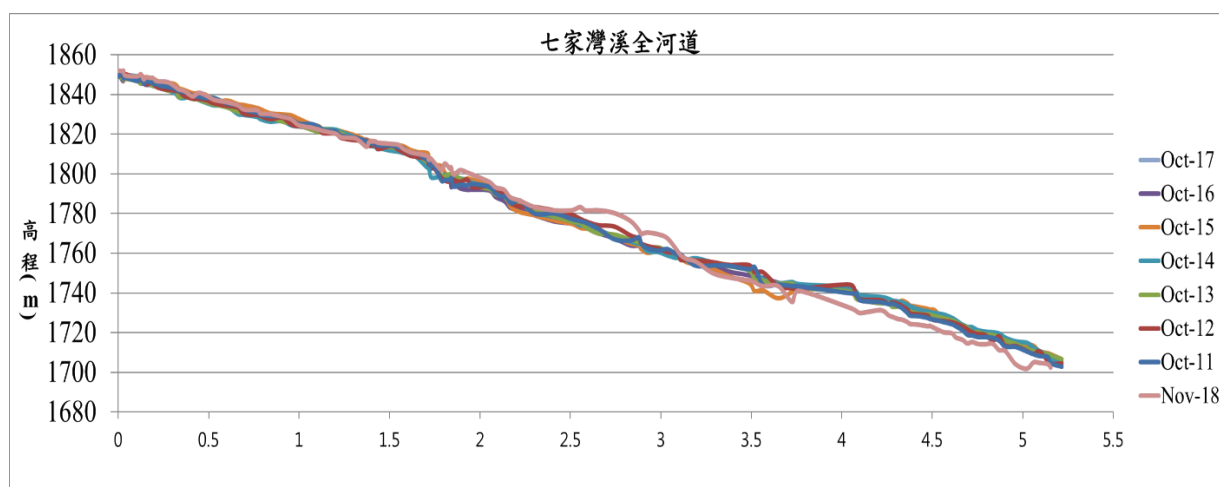


圖 3-11 七家灣溪全河道縱向高程剖面圖
(資料來源：本研究團隊)

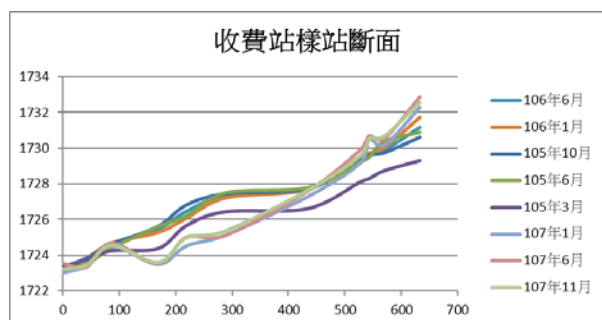


圖 3-12 收費站河道縱向高程剖面圖
(資料來源：本研究團隊)

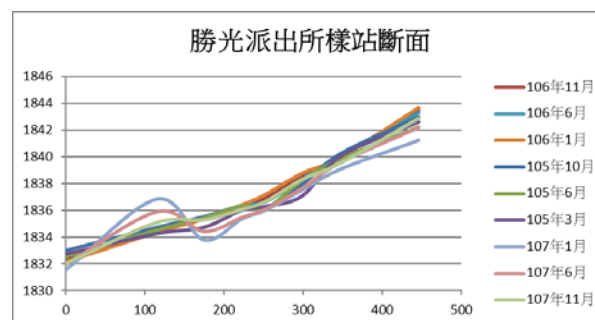


圖 3-13 勝光派出所河道縱向高程剖面圖
(資料來源：本研究團隊)

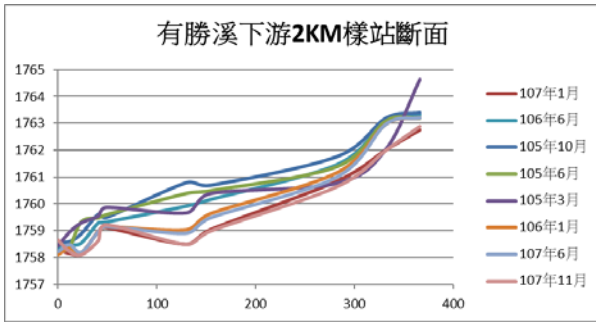


圖 3-14 有勝溪下游河道縱向高程剖面圖
(資料來源：本研究團隊)

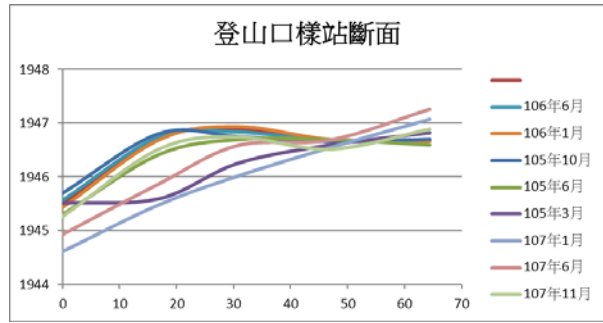


圖 3-15 登山口河道斷面高程剖面圖
(資料來源：本研究團隊)

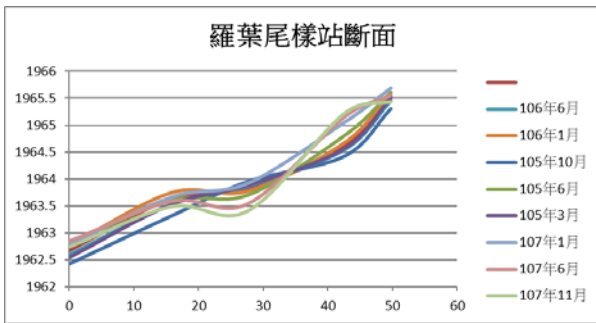


圖 3-16 羅葉尾河道斷面高程剖面圖
(資料來源：本研究團隊)

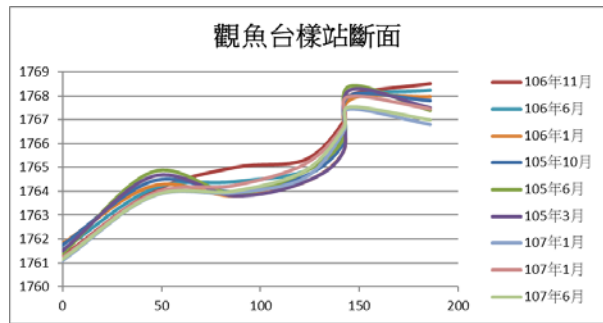


圖 3-17 觀魚台河道斷面高程剖面圖
(資料來源：本研究團隊)

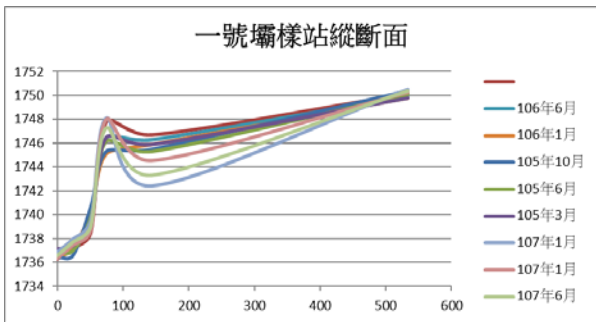


圖 3-18 一號壩河道斷面高程剖面圖
(資料來源：本研究團隊)

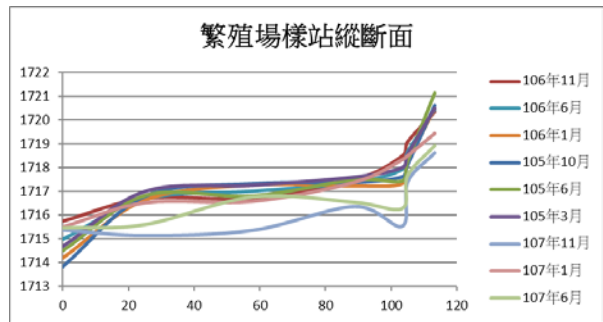


圖 3-19 繁殖場河道斷面高程剖面圖
(資料來源：本研究團隊)

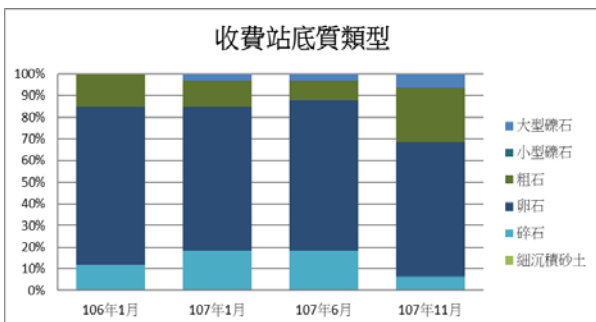


圖 3-20 收費站底質比例
(資料來源：本研究團隊)

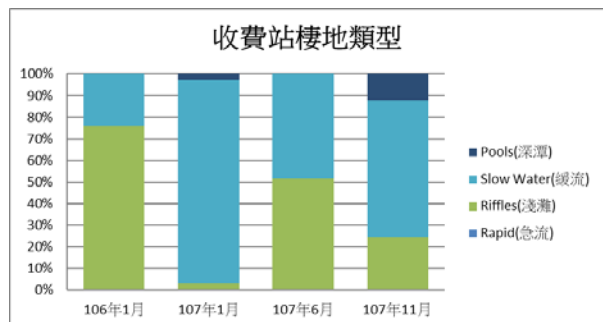


圖 3-21 收費站棲地比例
(資料來源：本研究團隊)

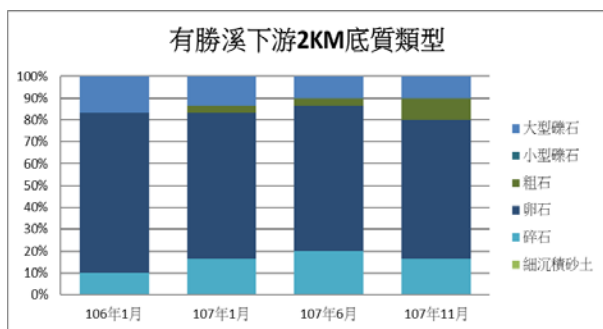


圖 3-22 有勝溪下游底質比例
(資料來源：本研究團隊)

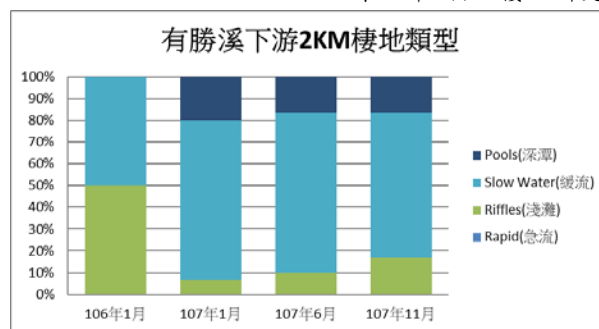


圖 3-23 有勝溪下游棲地比例
(資料來源：本研究團隊)

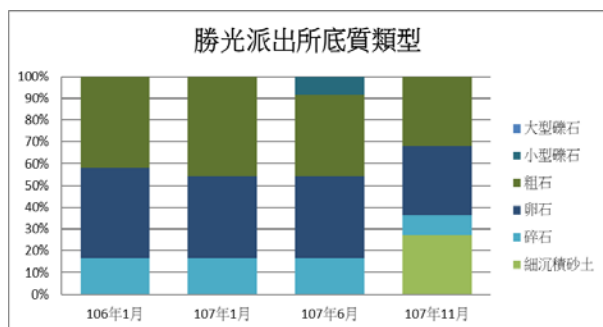


圖 3-24 勝光派出所底質比例
(資料來源：本研究團隊)

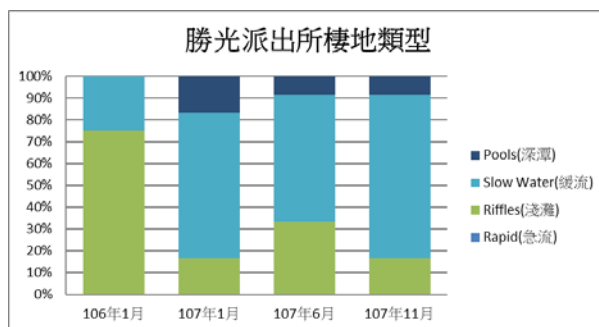


圖 3-25 勝光派出所棲地比例
(資料來源：本研究團隊)

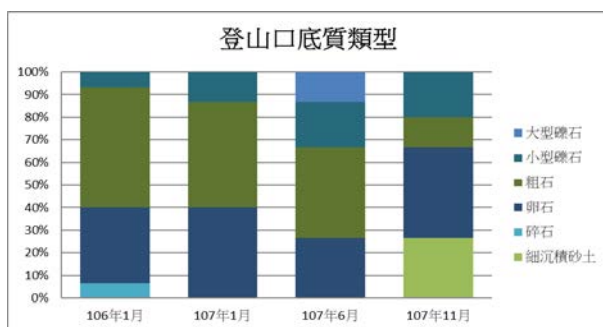


圖 3-26 登山口底質比例
(資料來源：本研究團隊)

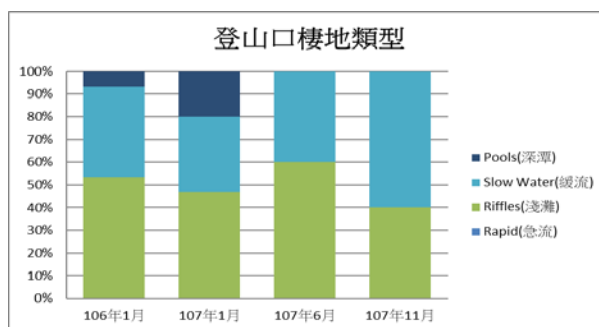


圖 3-27 登山口棲地比例
(資料來源：本研究團隊)

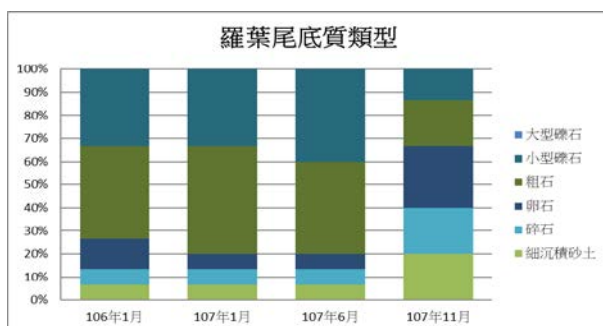


圖 3-28 羅葉尾底質比例
(資料來源：本研究團隊)

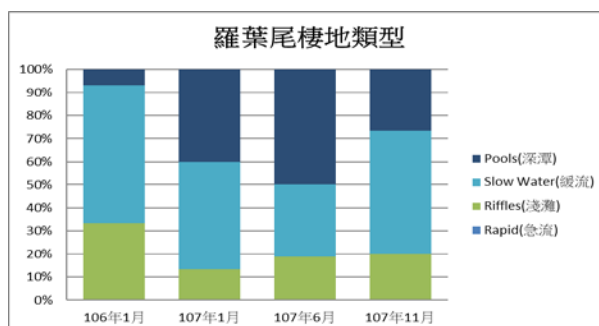


圖 3-29 羅葉尾棲地比例
(資料來源：本研究團隊)



河道平緩、粒徑較小



6 月份調查水深較淺



近護岸河岸崩塌，且護岸裂縫產生



有勝溪一號壩下現況

圖 3-30 收費站樣站現地照片 (資料來源：本研究團隊)



河道左岸為農田



Y-29 斷面左岸為岩盤，右岸則有土砂堆積

圖 3-31 有勝溪下游樣站現地照片 (資料來源：本研究團隊)



右岸土砂堆置處有滑落情形



Y-66 斷面處右岸崩塌

圖 3-32 勝光派出所樣站現地照片 (資料來源：本研究團隊)



圖 3-33 登山口樣站現地照片 (資料來源：本研究團隊)



圖 3-34 羅葉尾樣站現地照片 (資料來源：本研究團隊)

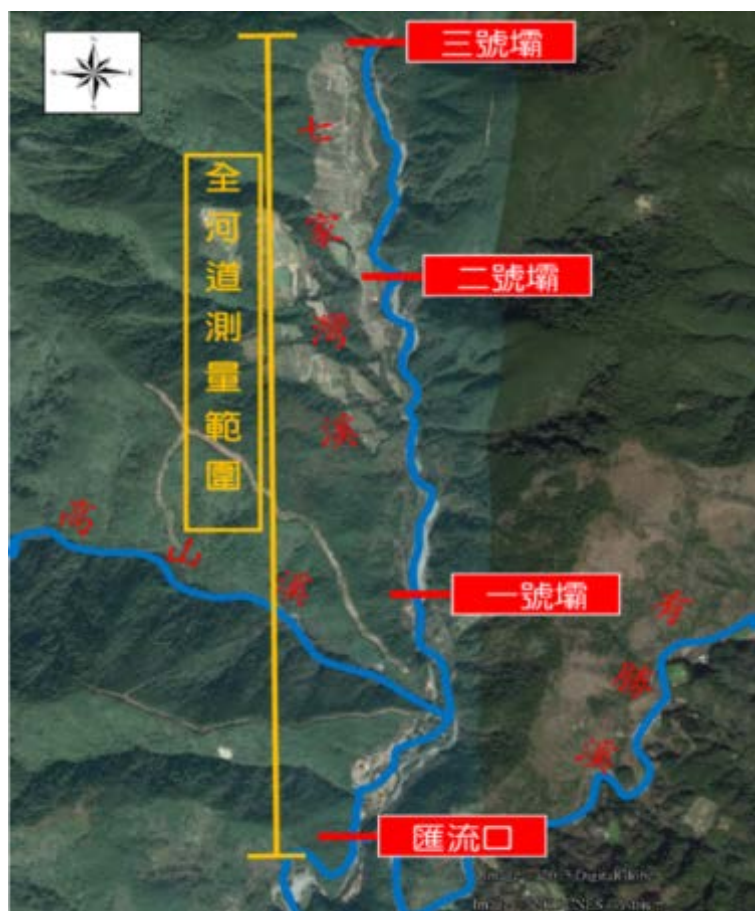


圖 3-35 七家灣溪全河道範圍
(資料來源：本研究團隊)

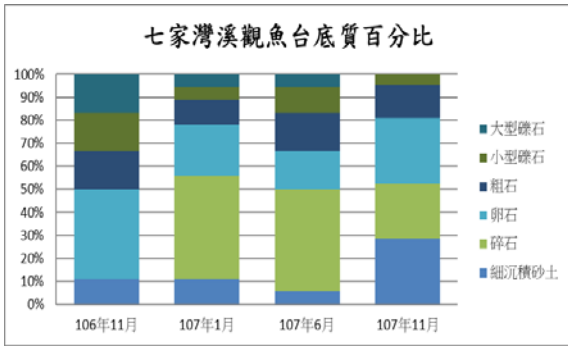


圖 3-36 觀魚台底質比例
(資料來源：本研究團隊)

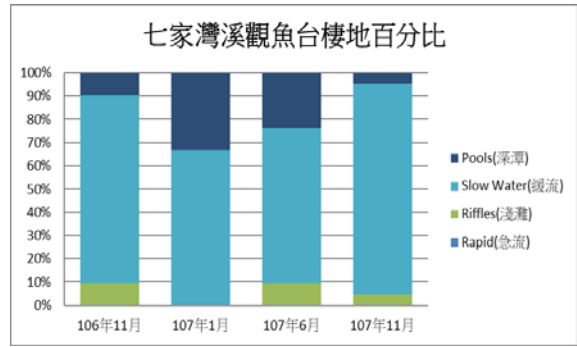


圖 3-37 觀魚台棲地比例
(資料來源：本研究團隊)

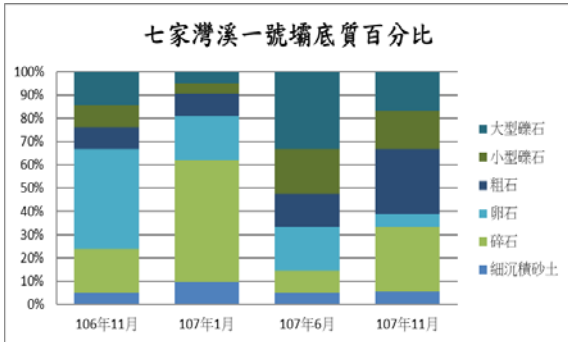


圖 3-38 一號壩底質比例
(資料來源：本研究團隊)

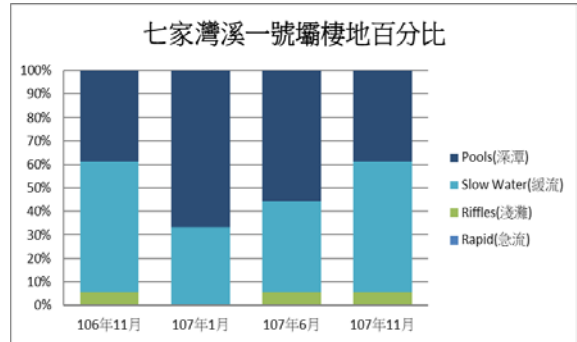


圖 3-39 一號壩棲地比例
(資料來源：本研究團隊)

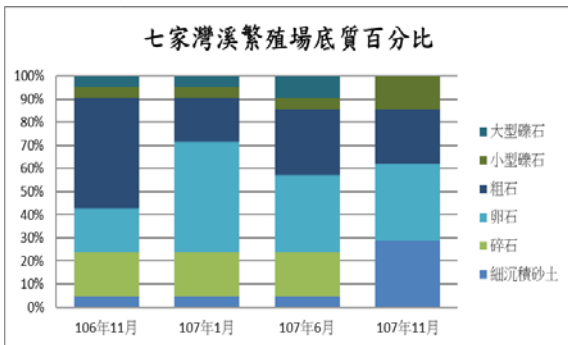


圖 3-40 繁殖場底質比例
(資料來源：本研究團隊)

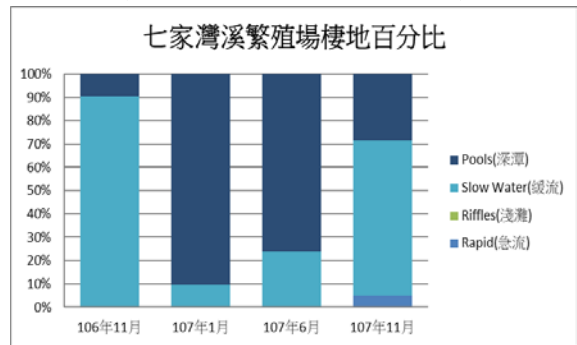


圖 3-41 繁殖場棲地比例
(資料來源：本研究團隊)



圖 3-42 觀魚台樣站断面位置圖 (資料來源：本研究團隊)



圖 3-43 繁殖場樣站斷面位置圖
(資料來源：本研究團隊)



圖 3-44 一號壩樣站斷面位置圖
(資料來源：本研究團隊)



106 年 11 月



107 年 11 月

圖 3-45 觀魚台樣站現地照片 (資料來源：本研究團隊)



106年11月一號壩下深潭



107年11月一號壩下深潭



106年11月一號壩上游



107年11月一號壩上游

圖 3-46 一號壩樣站現地照片 (資料來源：本研究團隊)



107年11月匯流口處



106年11月匯流口處

圖 3-47 新繁殖場樣站現地照片 (資料來源：本研究團隊)



107年10月二號壩



107年10月二號壩下游



107年10月二號壩上游



97年二號壩

圖 3-48 高山溪現地照
(資料來源：本研究團隊)

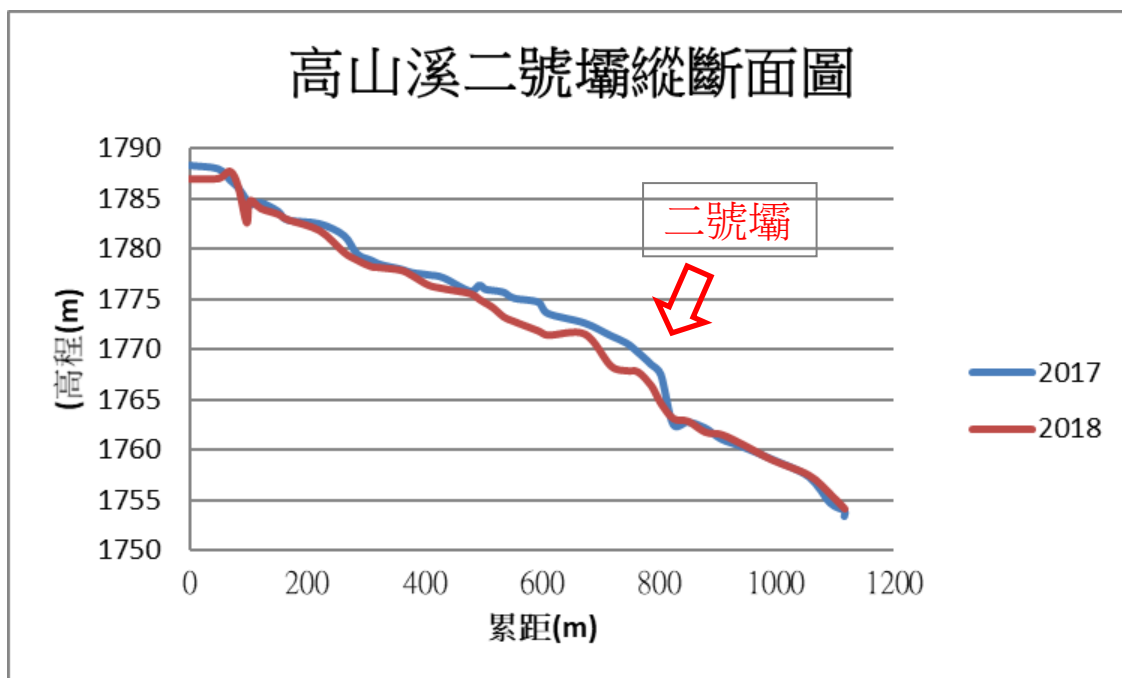


圖 3-49 高山溪二號壩縱斷面圖
(資料來源：本研究團隊)

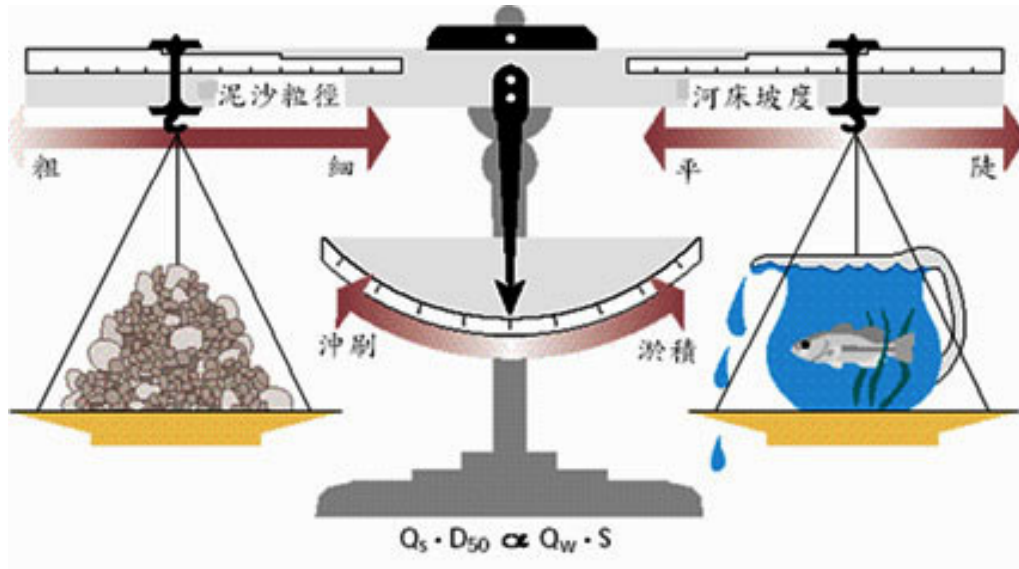


圖 3-50 水砂天秤解釋河川流量與泥沙沖淤的互動關聯

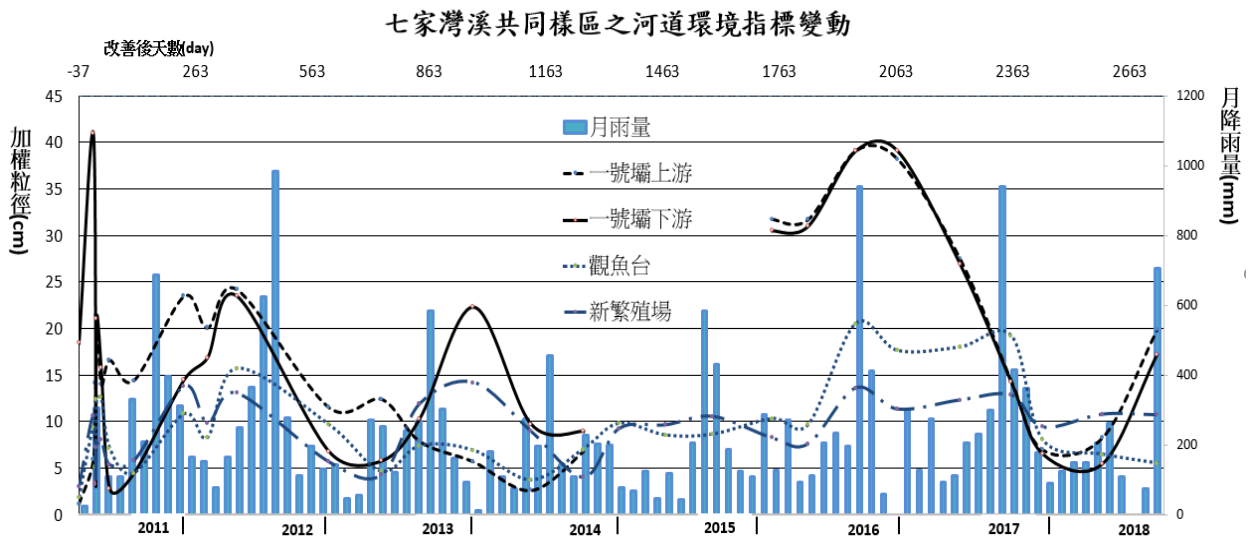
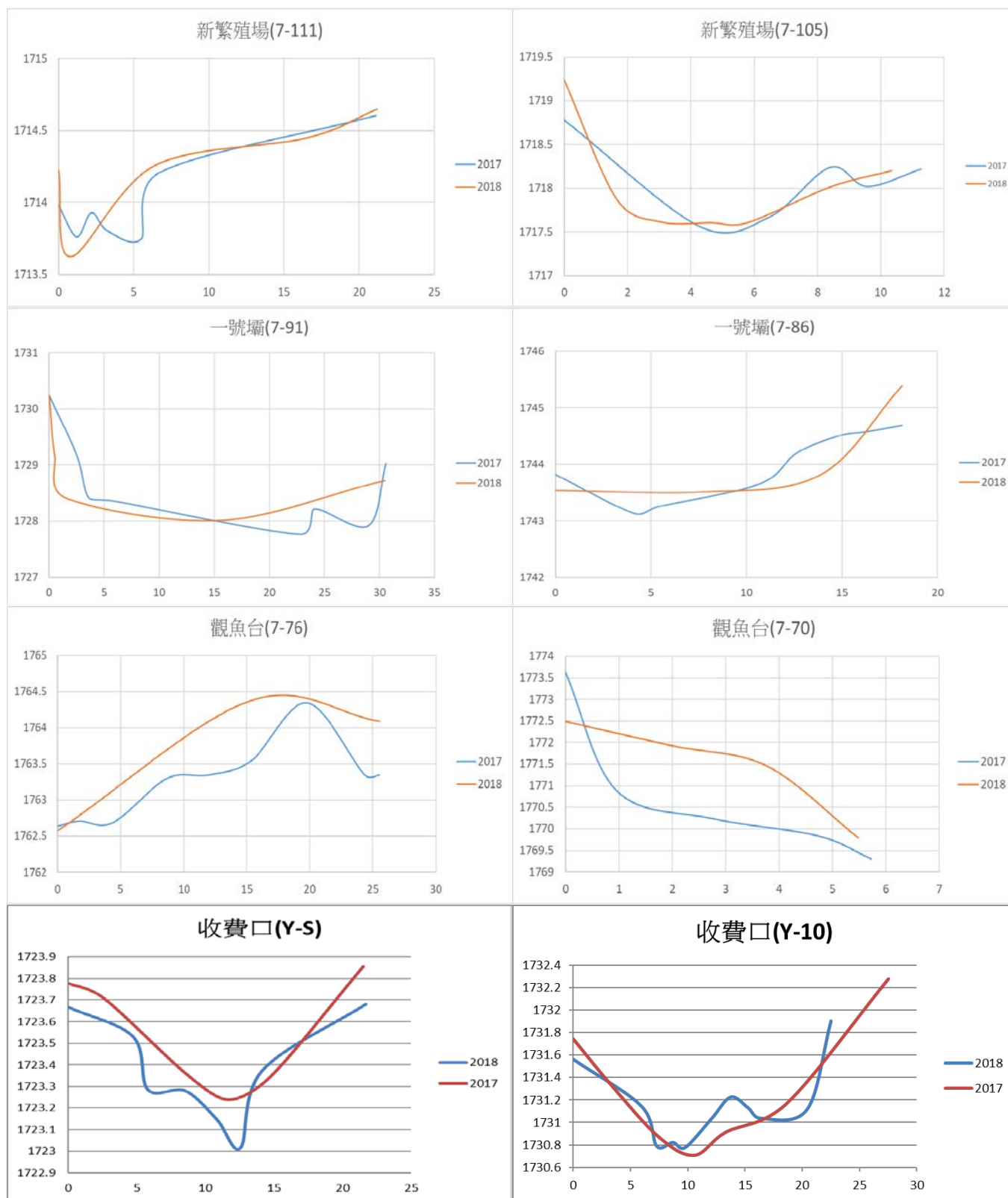
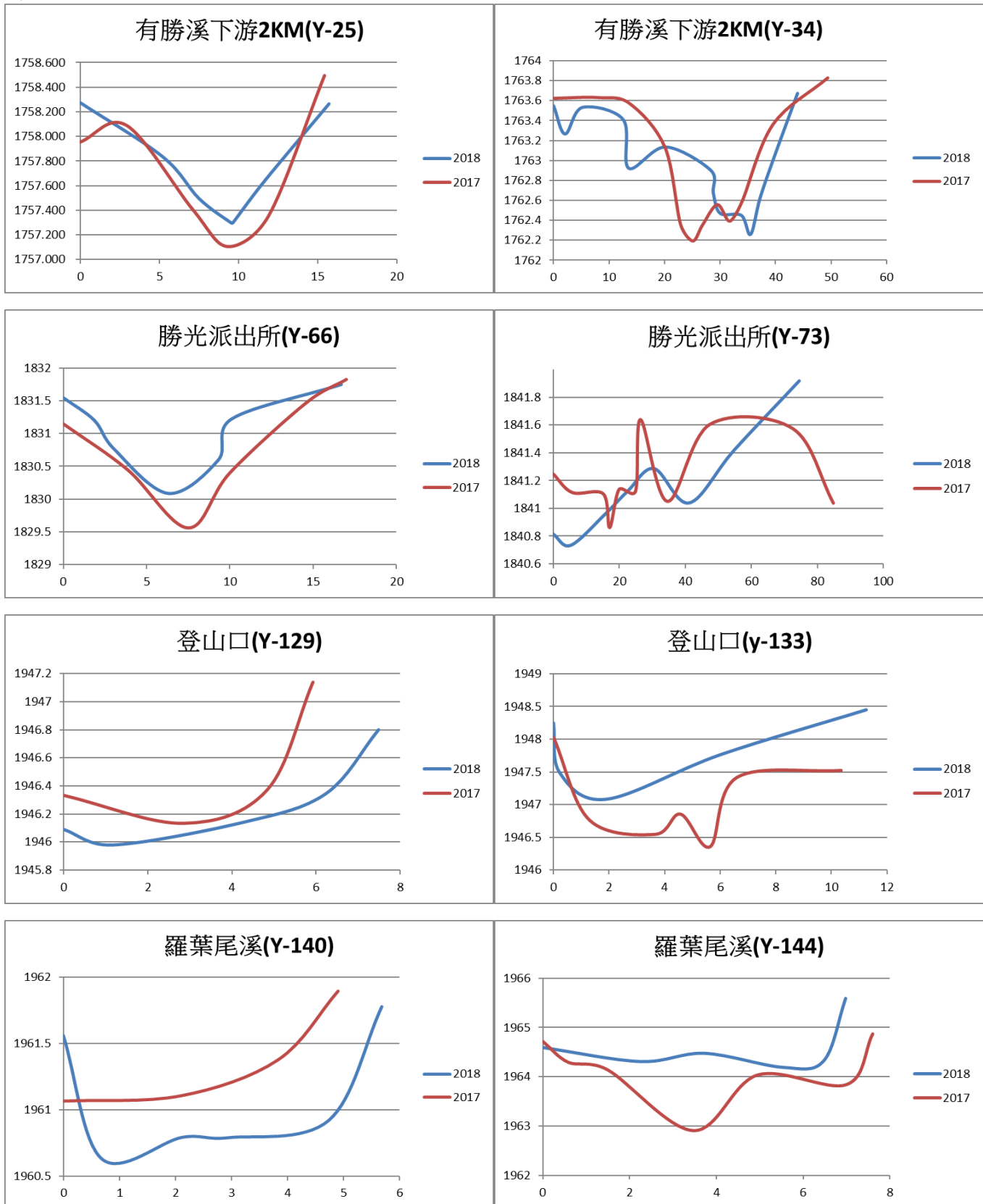


圖 3-51 七家灣溪共同樣區之河道環境指標變動圖

附件一

計畫共同測站橫斷面圖





第四章 水質監測

官文惠、胡奕邵、陳睿宇、鄭而翔、黃瑄瑩

明志科技大學環境與安全衛生工程系暨環境工程研究所

摘要

關鍵詞：臺灣櫻花鉤吻鮭、七家灣溪、高山溪、羅葉尾溪、有勝溪、水質監測

一、研究緣起

臺灣櫻花鉤吻鮭過去遍及大甲溪上游各溪流中，但隨時間之演進，最後僅生存於七家灣溪、高山溪、桃山西溪與北溪等。近年來，雪霸國家公園管理處致力於櫻花鉤吻鮭之復育工作，自民國 98 起開始陸續放流鮭魚，目前放流個體已可於羅葉尾溪棲地自然繁殖，且鮭魚漸往有勝溪移動分布。為擴大臺灣櫻花鉤吻鮭棲息溪段，增加族群基因交流，雪管處於 100 年 5 月完成七家灣溪一號防砂壩改善工程，結果發現原分布於七家灣溪下游的臺灣鏟頰魚藉由改善後的一號壩廊道，可上溯至一號壩上游。為監測壩體改善後之影響、瞭解放流點環境變化及評估未來新放流點的水環境條件，適切性之水質監測有其必要性。

二、研究方法及過程

武陵遊憩區內包括了七家灣溪、有勝溪、高山溪三大主要水系，七家灣溪為大甲溪上游的主要支流，由北方的桃山西溪與桃山北溪匯流而成，並在下游匯入高山溪形成七家灣溪流域。這些溪流的坡度平緩，水溫維持攝氏 16°C 以下，溪流兩岸由砂岩與板岩組成，河床甚少泥質，且樹木茂密，水量充沛，水生昆蟲種類豐富，所以臺灣櫻花鉤吻鮭得以在此自然繁衍生存。此區域共設置八個測站，分別為：桃山西溪(#2)、二號壩(#3)、觀魚臺(#4)、繁殖場(#5)、高山溪(#8)、有勝溪(#9)、一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)，採樣點代號，沿用雪管處歷年監測資料庫之編碼。

羅葉尾溪為臺灣櫻花鉤吻鮭放流成效良好之溪流，目前放流個體已可於羅葉尾溪棲地自然繁殖，且鮭魚往有勝溪移動分布。此區域共設置四個採樣點，包括羅葉尾溪放流點(#201)、南湖登山口(#202)、勝光(#203)、有勝溪下游(#204)，採樣點代號，沿用雪管處歷年監測資料庫之編碼。

合歡溪為一新放流點，設計一個新採樣點，合歡溪上游(#303)，採樣點代號為本計畫新設置之編碼。

為監測七家灣溪上游右岸農地回收、露營區與花海對七家灣溪水質之影響，特於右岸中游之山溝與排水溝設置七個採樣站，進行採樣與水質分析，本年度新增水中陰離子界面活性劑檢測分析。

因應桃山瀑布廁所之放流水是否造成七家灣溪汙染，本年度新增採集廁所排出汗水及桃山北溪及七家灣溪匯流口進行水質比對分析。

水質採樣分析於2、4、7、10月份進行。分析項目敘述如下：採樣後現場量測pH、水溫、導電度及溶氧等水質項目；濁度、矽酸鹽、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、硫酸鹽、氯鹽、磷酸鹽、氨氮、總有機碳等水質項目，則待現地採集樣品後，運回實驗室分析。

三、重要發現

水質監測結果顯示，武陵地區大部分溪流水質良好，符合臺灣櫻花鉤吻鮭生存水質標準。在導電度及營養鹽方面，桃山西溪與高山溪均低於其他溪流；七家灣溪中下游測站及有勝溪則有較高的營養鹽濃度，與農耕施作導致該區導電度與營養鹽濃度高於其它溪流有關。

一號壩壩體改善工程對下游水質尤其是濁度有立即性的影響，但在一至二週內即可恢復至溪水初始水質狀態，顯示突如其來之水質變化在短時間內即可恢復正常。截至目前各項水質監測結果顯示均已近似往年之變動趨勢。

山溝及排水溝之硝酸鹽氮與磷酸鹽濃度仍高於七家灣溪測站，但濃度近年逐漸降低。露營遊憩區鄰近之山溝排水溝測站與七家灣溪測站，其陰離子界面活性劑濃度皆低於甲類河川水體水質標準值 0.5mg/L，且均低於偵測極限 0.020 mg/L。

8.1 公頃回收農用地之歷年監測結果觀察到 99 年之後，桃山西溪(#2)、二號壩(#3)及觀魚臺(#4)三測站硝酸鹽氮濃度差距幅度明顯從 2.2 mg/L 縮小至 0.1~0.5 mg/L 之間，顯示該區域氮鹽濃度逐漸穩定，農地回收確實達到一定成效。

羅葉尾溪與七家灣溪今年監測結果，可以發現有勝溪(#9)、有勝溪下游(#204)有較高的硝酸鹽氮與導電度，與農耕施作導致該區導電度與營養鹽濃度高於其它溪流有關。

四、主要建議事項

根據本研究於武陵地區七家灣河流域之水質採樣分析結果，可做成立即可行及長期建議事項，分述如下：

1.立即可行建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：武陵農場

由監測結果顯示，人為活動較密集區，營養鹽濃度及導電度均較高，若能適度控管人為活動，針對遊客人數、農業施肥施藥量及污水處理設施等妥善管理，應可顯著降低七家灣溪流域中下游之營養鹽濃度。

2.長期建議：

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：武陵農場

水質監測基本項目應包括水溫、導電度、濁度與pH值，若能輔以每季採樣分析 NO_3^- 、 NO_2^- 、 NH_4^+ 及總有機碳濃度，則可完整掌握水質變化情形。

ABSTRACT

The Formosan landlocked salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*), an endangered species, had ever widely spread over the upper branches of stream Da-Chia in the 1940s. However, the endangered salmon only naturally inhabit in Stream Chi-Chia-Wan, Stream Kao-Shan, Stream Tao-Shan-Shi, and Stream Tao-Shan-Pei for the latest decades. Since 2009, the bureau of Shei-Pa National Park has dedicated to restore the salmon and release the cultivated breeds in several historic rivers. Stream Lo-Yeh-Wei is the most successful restoration place, on which the salmon could naturally reproduce and even downwards distribute to Stream Yu-Shan. Moreover, the Dam # 1 in Stream Chi-Chia-Wan had been amended in May 2011 for increasing the habitat area of salmon and gene exchange among salmon. This project aimed to (a) investigate the effect of dam amendment in Stream Chi-Chia-Wan on water quality, (b) monitor the water quality in Stream Lo-Yeh-Wei, and (c) evaluate the water quality of potential site for juvenile salmon releasing.

The study results imply that most of the water quality in these streams is good enough, but the nutrients and conductivity of the sampling site near the agricultural farms are higher than the criteria for salmon.

In light of this study, several suggestions were proposed: (a) in the short term, the monitoring of water quality is necessary because the agricultural activity is still in progress, (b) in the long term, the removal of nutrients from the water of agricultural discharge could be effectively achieved by the land-use and travel recreation management, and additionally, the automatic monitoring of water quality are also recommended.

Key words: The Formosan salmon; Stream Da-Chia, Stream Chi-Chia-Wan, Stream Ko-Shan, Stream Lo-Yeh-Wei, water quality monitoring.

一、前言

(一) 研究緣起

武陵地區七家灣溪為國寶魚臺灣櫻花鉤吻鮭之主要棲息地，該地區的土地利用型態包含了林地、崩塌地、果園、菜園、公共建設等，故自然與人為活動將對該水域水質造成極大之衝擊並間接影響該生態系之平衡(于淑芬、林永發, 2003; 王敏昭, 1998; 陳弘成, 1998)。根據(王敏昭, 2003)對武陵地區土地利用型態調查之研究成果顯示，七家灣溪沿岸之農業行為與人為活動對水質有一定程度之影響，農田中的肥料常在大雨沖刷後流入河川，造成溪水中的營養鹽濃度上升，進而影響臺灣櫻花鉤吻鮭主要棲息地之溪流水質，故有長期監測該地水質變化之必要性。

(二) 研究目的

為了解櫻花鉤吻鮭生存溪流水質與新增放流點的適應性，將針對包含七家灣溪、高山溪、有勝溪、羅葉尾溪與合歡溪，進行溪流水質分析與評估。另因先前研究顯示，七家灣溪右岸中游山溝水有高濃度之硝酸鹽，故本計劃擬將持續在山溝及其附近排水溝之上中下游進行採樣。七家灣溪上游附近之8.1公頃回收農用地已於95年12月底完成徵收，為比較回收前後之水質差異，本計劃亦將於該區附近之測站包括桃山西溪、觀魚臺及二號壩進行採樣以分析水質變化。

(三) 文獻回顧

1. 研究樣區特性：

雪霸國家公園位於台灣本島之中北部，境內高山林立，景觀壯麗，由大安溪河谷海拔760公尺至3886公尺的雪山主峰，高差達3000多公尺，自然資源極為豐富；園區內涵蓋了觀霧遊憩區、武陵遊憩區與雪見遊憩區等三個遊憩區，國家公園範圍以雪山山脈的河谷稜線為界，東起羅葉尾山，西迄東洗水山，南至宇羅尾山，北抵境界山，總面積達76,850公頃，含括新竹縣五峰鄉、尖石鄉、苗栗縣泰安鄉、台中縣和平鄉，屬於高山型之國家公園（圖4-1）。

2. 臺灣櫻花鉤吻鮭棲息地之水質：

臺灣櫻花鉤吻鮭棲息地之水質條件對魚隻數目有相當大之影響。(張石角, 1989)與(陳弘成, 1998)研究指出臺灣櫻花鉤吻鮭對水質的要求如下所述，溫度是最直接影響鮭魚的生存條件，鮭魚生存最適溫度在5~17 °C為最佳，孵化時7~12.5 °C，水溫過低攝食率亦隨之降低，過高對魚卵會產生致死作用；水溫升高更會造成溶氧的降低，水溫控制著魚類的攝食、代謝、生長率影響魚類甚巨。

pH值介於6.5~8.5時對魚類生產力最好，pH值大於9與低於5.2時對魚類鰓的表面細胞有損害作用，更會產生大量黏液妨害魚類呼吸。當pH值過高水中氨會以劇毒性之非離子狀態存在，對魚類更會造成影響。導電度表示水中離子的含量多寡，鮭魚最適水中導電度條件介在120~450 $\mu\text{mho}/\text{cm}$ 之間。冷水性鮭鱒魚類對溶氧的需求在7 mg/L以上或飽合度85%以上，溶氧過低會影響消化作用，當低於2.65 mg/L以下時便會產生窒息現象；溶氧過高會造成鰓微血管和皮下組織會出現氣泡，妨礙血液循環而使魚類出現呼吸困難導致死亡。

濁度要求在5 NTU之下，濁度過高會造成視覺性攝食魚種臺灣櫻花鉤吻鮭攝食的有效度降低，懸浮顆粒更容易經由摩擦對水棲生物造成物理性的傷害，若附著於魚卵表面，則其透氧率會降低導致孵化率亦隨之降低。生化需氧量代表著水中有機物質的多寡，其值越低表示其水中有機物的含量越少，水質亦越好。在甲級河川水體其生化需氧量值規定於1 mg/L以下(表4-1)，鮭鱒魚類對水中生化需氧量的濃度可忍受在1 mg/L以下，孵化時忍受值更低為0.6 mg/L以下。

硝酸鹽於水體未污染之上限濃度為0.5 mg/L，若大於10 mg/L會加速水中藻類繁殖造成水質優養化，並使溶氧減少。鮭鱒魚類對水中硝酸鹽的濃度可忍受在2 mg/L以下。亞硝酸鹽氮為一具有毒性的物質，飲用水規定的最高容許濃度為0.1 mg/L，鮭鱒魚類對水中亞硝酸鹽的忍受濃度為50 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，孵化時則需低於30 $\mu\text{g}/\text{L}$ (陳弘成, 1998)，歐盟則訂定亞硝酸鹽氮上限為3.0 $\mu\text{g N}/\text{L}$ (表4-2)。在氮的部分，當pH值過高水中氨會以劇毒性之非離子狀態存在，對魚類造成影響。故學者(陳弘成, 1998)建議水中氨濃度應小於12.5 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，歐盟則嚴格訂定水中非離子態氨濃度須小於4.1 $\mu\text{g N}/\text{L}$ ，總氮濃度須小於30 $\mu\text{g N}/\text{L}$ (表4-2)。

冷水性鮭鱒魚類對氯極為敏感，水中若含有0.3 mg/L的氯，兩個小時內虹鱒便會死亡；含氯0.25 mg/L時，4~5個小時便能殺害幼魚。氯的毒性影響常是久遠的且無法復原，在含氯的溪水中會導致魚類的鰓受損而無法保持體內離子平衡。其他化合物與氯結合後大多數具有毒性，生物不能經由代謝而排除致使魚類死亡。環境中的磷大多以磷酸鹽(PO_4^{3-})的型式存在。磷關係著水質優養化的發生，溶解性磷酸鹽水體未受污染之上限濃度為0.01 mg/L，鮭鱒魚類對水中磷酸鹽的忍受濃度為10 $\mu\text{g}/\text{L}$ 。

3. 氮的來源與型態

(1) 氮的來源

(楊秋忠, 1997)說明氮肥的來源之種類甚多，包括有機質與無機質的來源。

a. 有機質的來源：

各種有機質中均含有氮的成份，由胺基酸所組成的蛋白質含量甚高，一般在動物性肉及豆科植物中經由共生或非共生將大氣中的氮固定成生物能利用的 NH_3 而合成胺基酸。有機態氮需經分解成小分子或無機態氮後才利於被植物所吸收利用。氮肥中有胺基酸所組成的有機氮肥，施肥進入土壤中大部分都會被分解為無機態氮肥。

b. 無機質的來源：

無機氮的來源大多是將大氣中的氮氣經高溫高壓合成 NH_3 之後的產物，或工業合成的氰胺基化鈣（ CaCN_2 ），少部份來源是由自然界沈積的礦石中來獲得。

(2) 氮的型態

土壤中氮素的存在型態可區分為五種分別為有機的氮、在土壤溶液及交換位置的礦物氮、在殘質內的氮、在黏粒中固定的銨態及氣態的氮。因此，土壤的氮可分為「有機態」及「無機態」的氮，各種不同土壤中所佔的比例差異甚大，一般有機態氮的量高出許多，約佔95 %以上，無機態氮約僅佔5 %以下。

(3) 氮的循環

氮素循環（圖4-2）與土壤微生物的關係甚為密切，與植物營養上的關係更是重要，將各項氮素轉化分述如下：

a. 礦質化作用：

動植物體內的有機物分解成無機物，其中微生物是分解菌的主角，分解後的產物是提供植物養分吸收。

b. 固氮作用：

空氣中含有大量氮素，植物無法直接利用，只有微生物能有固定氮素的功能。固氮微生物包括非共生、協生及共生三大類。

c. 硝化作用：

有機氮素經礦質化作用形成銨態，或使用尿素分解也成銨態氮素，這些土壤中的銨態氮會被硝化菌利用，轉化為亞硝酸態，最後轉化成至硝酸態氮，這種轉化作用稱為「硝化作用」。

d. 脫氮作用：

土壤通氣排水不良時，脫氮微生物利用硝態氮轉化成氣態氮而揮發散失。

e. 氮不移動現象：

氮不移動現象包括氮固定及微生物吸收的固定作用，有些土壤對銨態氮固定

較強，使氮不易流失。

(4) 氮的流失

氮肥是最易被流失的養分，流失的方式可分為淋洗作用、氮揮散現象、嫌氣的脫氮作用及硝化作用的脫氮現象等，分別說明如下：

a. 淋洗作用：

雨水及灌溉排水將可溶性氮肥溶出移出土壤或進入地下水，尤其是以硝態氮 (NO_3^-) 最易移動而淋洗流失。

b. 氮揮散現象：

尿素及氨態氮施肥施入pH值大於7.5的鹼性土壤時，易使氨態 (NH_4^+) 轉變為 NH_3 氨之氣體而揮散，尤其在高溫或風大之季節則更嚴重。

c. 脫氮作用：

(a) 嫌氣的脫氮作用：

土壤在排水不良的條件下土壤中缺乏氧氣，一群嫌氣的脫氮微生物會將氮肥的硝態氮 (NO_3^-) 轉變為氣態的氧化亞氮 (N_2O) 及氮氣 (N_2)，而導致氣態氮的流失問題，一般土壤可能由脫氮損失氮肥的9%~15%，嚴重者達30%之損失。

(b) 硝化作用的脫氮現象：

土壤在通氣良好的條件時，氨態氮 (NH_4^+) 會被硝化菌先轉化為亞硝酸態氮 (NO_2^-)，再被微生物轉化為硝態氮 (NO_3^-)，此過程稱為硝化作用。硝化作用的過程中微生物也釋放氧化亞氮 (N_2O)，而產生氮肥的流失問題。

4. 磷的形態與傳輸

(1) 磷的形態

土壤中磷素的形態主要可區分為下面三類：

a. 土壤有機質內的有機。

b. 無機磷，存在於鈣、鎂、鐵、鋁及粘粒結合的磷。

c. 存於生命體中的有機及無機磷。

有機質中的有機磷將受土壤微生物的分解，轉化為無機磷素，這是有機磷的「礦質化作用」。植物在土壤中吸收的磷素形態大都以磷酸二氫及一氫離子 (H_2PO_4^- 及 HPO_4^{2-})，其中吸收 H_2PO_4^- 較 HPO_4^{2-} 容易，部份有機磷也有少量能被植物吸收。在土壤液中 H_2PO_4^- 及 HPO_4^{2-} 之比例受pH的影響，在偏酸性時則以 H_2PO_4^- 為多；反之

則以 HPO_4^{2-} 為多。

(2) 磷的傳輸

土壤的主要營養元素中，磷素與氮素的行為差異甚大，氮素在土壤之移動或流失容易發生，而磷素移動或流失則較不容易發生。磷在濕潤的土壤中擴散係數比氮的擴散係數小1000至2000倍，磷素不易從表土中向下移動到深層土壤，尤其粘粒多的土壤更不易移動，有機磷的移動較無機磷高，有機質有助於磷素在土壤中的移動。然而，磷在低溫時不易被固定；高溫時磷則較易被固定。

磷之傳輸方式主要可分為滲淋、沖蝕與降雨逕流三種方式。當降雨發生時，因為深層土壤磷含量較少，滲入土壤內之雨水會將土壤中的磷帶到更底層之土壤。但若土壤是含有大量有機質或是泥質性土壤則有機質會隨著磷和鐵、鋁離子一起往下入滲，減少磷被土壤吸附的量。

磷的傳輸主要是以逕流的方式傳送溶解性磷和吸附在微粒上的粒狀磷。Wischmeir and Smith(Wischmeier, 1978)研究指出溶解性磷極易被植物攝取、淋溶至地表下層或溶至表面逕流水；粒狀磷則會被吸附於土壤微粒與有機質當中，並且為耕地主要流失磷的來源（達75~90%），在草地或林地，主要流失磷的來源為溶解性磷。

粒狀物磷主要藉由降雨所造成之土壤沖刷和雨水逕流兩種形式移動。當降雨發生時雨水會沖擊土壤表面，若土壤表面沒有很好的覆蓋或保護，很容易造成土壤脫離母體，脫離之土壤又會隨著雨水逕流搬運作用被帶至遠方。

溶解性磷主要也是藉由逕流作用移動，雨水逕流會把土壤中還未被植物吸收、溶解於土壤水或不溶於土壤水的磷沖出，之後便隨地表逕流流至遠方。Sherpley(Sherpley, 1995)指出地表逕流水中磷的濃度就和土壤中磷的量有密切之關係，尤其和表土五公分土壤中含磷量有相當大之關係。

5. 硫

硫是植物營養的次要元素，其需要量次於氮、磷、鉀三要素。硫為合成植物蛋白質的必需物，亦可協助酵素與維他命的合成，也是葉綠素形成所必需。

土壤中的無機硫是以 SO_4^{2-} 的型態存在，硫酸根呈負價，不易被土壤黏粒與有機質吸附，容易存於土壤的溶液中隨之移動，易被淋洗而流失，造成表土含硫量低，底土含硫量高的現象。

硫肥的來源可分為可溶性硫與不可溶性硫兩大類，可溶性型態的硫肥是以鈣、鉀、銨、鎂、鋅、銅、錳的硫酸鹽類，對農作物的有效性高，但易因被淋洗而流失，

尤以砂土質地及雨量多的地方更易流失。不溶性硫是元素硫，不能直接被植物利用，需經土壤微生物的氧化作用轉化，充分的水分、通氣、較高的土壤溫度及細粒礦粉等條件有利於元素硫轉化為可溶性之硫酸根而利植物吸收。

6. 水體分類水質標準

環保署為確保飲用水符合人體衛生與安全之要求，並減輕淨水場處理設施之負荷，依飲用水管理條例於民國八十六年九月二十四日公告「飲用水水源水質標準」，並於民國八十七年五月二十一日施行，規定水質不符合飲用水水源標準者，將禁止做為用水水源。依據標準規定，以地面水或地下水體作為自來水或簡易自來水之水源者，大腸桿菌密度每100 mL不得超過二萬個，氨氮（ $\text{NH}_3\text{-N}$ ）不得超過1 mg/L，化學需氧量（COD）不得超過25 mg/L，總有機碳（TOC）為4 mg/L，標準值如(表4-3)所示。其中以地面水或地下水體作為自來水或簡易自來水之水源者，取水處所屬河流區段須符合「地面水體分類及水質標準」中針對各種用途所訂定之水體分類標準，取水處所屬河流區段至少需符合乙類河川水質標準，其規範項目包含 H^+ 濃度（pH）、溶氧量（DO）、生化需氧量（ BOD_5 ）、懸浮固體（SS）、大腸桿菌群、氨氮（ $\text{NH}_3\text{-N}$ ）、總磷（TP）等項目，如(表4-3)所示。

二、材料與方法

研究流程規劃如圖4-3，主要研究地點為武陵地區溪流，包括桃山西溪、高山溪、有勝溪、七家灣溪、右岸之山溝及排水溝、羅葉尾溪與合歡溪。採樣點相關位置如圖4-4、圖4-5、圖4-6、圖4-7、圖4-8。其在武陵地區現場分析的水質項目有pH、溶氧、導電度與水溫等四個項目，實驗室測定項目為濁度、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、氨氮、正磷酸鹽、二氧化矽、總有機碳、硫酸鹽、氯鹽等九個分析項目。所採集之溶解態水體樣品保存方式如(表4-4)所示。

(一) 採樣地點介紹

採樣地點包括武陵地區內之桃山西溪、高山溪、有勝溪及七家灣溪等四條溪流，水樣採集共設置20個測站，分別為：桃山西溪(#2)、二號壩(#3)、觀魚臺(#4)、繁殖場(#5)、高山溪(#8)、有勝溪(#9)、一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)、山溝(4個測站)與排水溝(3個測站)、羅葉尾溪放流點(#201)、南湖登山口(#202)、勝光(#203)、有勝溪下游(#204)、合歡溪上游(#303)，以及因應桃山瀑布廁所檢測之新增測站：桃山瀑布廁所、桃山北溪匯流口，相關測站地理座標如(表4-5)。

(二) 水質分析方法

溶解態樣品實驗分析方法均根據環境檢驗所公告之實驗分析方法，另二氧化矽是改採用HACH Method 8186分析、陰離子界面活性劑採用HACH Method 8028分析。

1. pH：

利用玻璃電極及參考電極，測定水樣中電位變化，可決定氫離子活性，而以氫離子濃度指數(pH)表示之。pH之測定需要用標準pH溶液先行校正pH度計(HACH sension1)後，再測定水樣之pH。

2. 導電度：

導電度為將電流通過1 cm²截面積，長1 cm之液柱時電阻之倒數，單位為mho/cm，導電度較小時以其10⁻³或10⁻⁶表示，記為mmho/cm或μmho/cm。導電度之測定需要用標準導電度溶液先行校正導電度計(HACH sension5)後，再測定水樣之導電度。

3. 溶氧：

利用溶氧計測定水樣中溶氧值(YSI 500A)。

4. 濁度：

在特定條件下，比較水樣和標準參考濁度懸浮液對特定光源散射光的強度，以測定水樣的濁度(WTW TURB350IR)。

5. 矽酸鹽：

水樣經過濾後，矽酸鹽於胺基酸、檸檬酸酸性溶液下與鉬酸鹽反應生成藍色之反應物，以分光光度計（HACH DR/2010）於815 nm波長處測其吸光度而定量水中矽酸鹽濃度。

6. 硝酸鹽氮：

水樣中之硝酸鹽離子以離子層析儀（DIONEX ICS-1500）分析，隨碳酸鈉及碳酸氫鈉流洗液流經一系列之離子交換層析管時（DIONEX AS22 4mm），即因其與低容量之強鹼性陰離子交換樹脂間親和力之不同而被分離。分離後待測硝酸鹽離子再流經一高容量的陽離子交換樹脂之抑制裝置，而被轉換成具有高導電度酸之形態，移動相溶液則轉換成低導電度之碳酸。經轉換後之待測硝酸鹽離子再流經電導度偵測器，即可依其滯留時間及波峰面積、高度或感應強度予以定性及定量。求得硝酸鹽濃度除轉換係數4.43即為硝酸態氮的濃度。

7. 亞硝酸鹽氮：

磺胺與水中亞硝酸鹽在pH 2.0至2.5之條件下，起偶氮化反應而形成偶氮化合物，此偶氮化合物與N-1-萘基乙烯二胺二鹽酸鹽偶合，形成紫紅色偶氮化合物，以分光光度計在波長543 nm 處測其吸光度而定量之，並以亞硝酸鹽氮之濃度表示之（Perkin Elmer UV/VIS Spectrometer Lambda 16）。

8. 氨氮：

水樣以鹼液及酸鹽緩衝溶液調整pH值至9.5，加入去氯試劑後，經蒸餾並以硼酸溶液吸收蒸出液，最後以靛酚試劑呈色，以分光光度計於640 nm波長處測其吸光度而定量之（Perkin Elmer UV/VIS Spectrometer Lambda 16）。

9. 正磷酸鹽：

水樣未經消化處理，加入鉬酸銨、酒石酸銻鉀，使其與正磷酸鹽作用生成一雜多酸-磷鉬酸，經維生素丙還原為藍色複合物鉬藍，以分光光度計於波長880 nm 處測其吸光度定量之（Perkin Elmer UV/VIS Spectrometer Lambda 16）。

10. 硫酸鹽：

水樣中之硫酸鹽離子以離子層析儀（DIONEX ICS-1500）分析，隨碳酸鈉及碳酸氫鈉流洗液流經一系列之離子交換層析管時（DIONEX AS22 4mm），即因其與低容量之強鹼性陰離子交換樹脂間親和力之不同而被分離。分離後待測硫酸鹽離子再流經一高容量的陽離子交換樹脂之抑制裝置，而被轉換成具有高導電度酸之形態，移

動相溶液則轉換成低導電度之碳酸。經轉換後之待測硫酸鹽離子再流經電導度偵測器，即可依其滯留時間及波峰面積、高度或感應強度予以定性及定量。

11. 氯鹽：

水樣中之氯離子以離子層析儀（DIONEX ICS-1500）分析，隨碳酸鈉及碳酸氫鈉流洗液流經一系列之離子交換層析管時（DIONEX AS22 4mm），即因其與低容量之強鹼性陰離子交換樹脂間親和力之不同而被分離。分離後待測氯離子再流經一高容量的陽離子交換樹脂之抑制裝置，而被轉換成具高導電度酸之形態，移動相溶液則轉換成低導電度之碳酸。經轉換後之待測陰離子再流經電導度偵測器，即可依其滯留時間及波峰面積、高度或感應強度予以定性及定量。

12. 總有機碳：

水樣導入可加熱至95~100 °C 的消化反應器中，加入過氧焦硫酸鹽溶液，水樣中的有機碳被氧化轉換為二氧化碳，隨即被載流氣體導入可吸收二氧化碳特定波長的非分散式紅外線（NDIR）分析儀，依儀器設定條件（O-I Analytical 1010），求得總有機碳的濃度。

13. 陰離子界面活性劑：

水樣中之洗滌劑ABS(支鏈烷基苯磺酸鹽)或LAS(烷基苯磺酸鹽)與結晶紫染料結合，並將離子對配合物萃取至甲苯中，以分光光度計（HACH DR3900）於 605 nm 波長進行分析。

三、結果

(一) 水質監測

七家灣溪流例行性水質分析採樣97年前以雙月、97年以每季進行，98年後以雙月及7~8月間的颱風過後進行採樣，時間分別為94年2、4、6、8、10、12月；95年2、4、6、8、10、12月；96年2、4、6、8、10、12月；97年1、4、7、10月；98年2、4、6、8、10月；99年2、4、6、8、10、12月；100年2、4、6、8、9、10、12月；101年2、3、4、6、8、10、12月；102年1、2、4、6、8、10月；103年2、6、10月；104年2、6、10月；105年2、4、6、10月；106年2、4、6、10月；107年2、4、7、10月共71筆數據，分析項目包括現場測定之水溫、溶氧、導電度、pH四個項目，以及實驗室測定之濁度、矽酸鹽、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、氨氮、正磷酸鹽、硫酸鹽、氯鹽、總有機碳等九個項目，107年度2、4、7、10月之分析數據如(表4-6)至(表4-9)所示。

此外，雪霸國家公園管理處於一百年五月份進行一號壩壩體改善工程，本團隊亦配合壩體改善時程，進行壩體改善前與後之水質密集監測，而壩體改善後水質監測仍持續進行中，該區水質監測結果如圖4-22至圖4-34所示。

山溝及其附近排水溝上中下游之水質監測結果如圖4-35至圖4-47所示。8.1公頃回收農用地已於95年12月底完成徵收，該區水質監測結果如圖4-48至圖4-60所示。羅葉尾溪之水質監測結果如圖4-61至圖4-73所示。

四、討論

(一) 七家灣溪流例行性水質監測

由上游至下游分別為桃山西溪(#2)、二號壩(#3)、觀魚臺(#4)、繁殖場(#5)、高山溪(#8)、有勝溪(#9)、一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)，進行水質連續監測，分析結果如圖4-9至圖4-21所示。

pH值介於6.5~8.5時對魚類生產力最好，武陵地區溪流的pH值介於6.3~8.4間呈中性偏鹼的狀態。除下游有勝溪測站(#9)於歷年4月份測得之pH值偏高，其餘測得之pH皆符合保育魚類水質最佳範圍內。

導電度表示水中離子含量之多寡，鮭魚最適水中導電度條件介在120~450 $\mu\text{mho/cm}$ 之間(陳弘成, 1998)。武陵地區各溪流導電度值在103~356 $\mu\text{mho/cm}$ 之間，桃山西溪與高山溪無農田施作，導電度值明顯較武陵地區溪流中低；七家灣溪中游與下游有勝溪有農耕活動的關係，導電度值明顯較高，由此可明顯觀測到農耕行為對武陵地區溪流所造成的影響。另水量的多寡也會影響水中的導電度，在冬及春季枯水期時，測得之導電度值較高。

水溫是影響臺灣櫻花鉤吻鮭的重要限制因子(陳弘成, 1998)，夏季高水溫限制為攝氏17度，繁殖季節則是攝氏12度。武陵地區溪流水溫在冬季維持在攝氏9度左右，夏季水溫介於攝氏15至18度，其中又以下游之有勝溪水溫略高於其它測站。近十年七家灣溪水溫亦漸增加，愈是下游增溫幅度愈大，比較如圖4-9所示。

溫度、生物間的呼吸作用及光合作用等為主要影響溶氧之因子，動、植物於夜間的呼吸作用與低氧之流水流入則會造成較顯著的耗氧發生。武陵地區各溪流生物量不多且無有機物的污染，又依亨利定律可知飽合溶氧濃度會隨著溫度降低而增加，冬季時武陵地區流域溶氧為最高，武陵地區流域大部分水系溶氧值維持在7.36(107/07有勝溪測站)~11.0(107/02桃山西溪測站) mg/L 之間，符合冷水性鮭鱒魚類對溶氧的需求在7 mg/L 以上或飽和度85%以上(陳弘成, 1998)。

濁度過高會造成視覺性攝食魚種臺灣櫻花鉤吻鮭攝食的有效度降低，於100年5月攔砂壩壩體改善後，武陵地區溪流濁度已趨於穩定，今年觀察之測站濁度均低於1 NTU。造成濁度上升的原因往往是因為大雨沖刷的關係所致，濁度高之水質雖不會造成魚類立刻死亡，但會增加魚類的染病機率。視覺性攝食魚種臺灣櫻花鉤吻鮭對濁度的要求在5 NTU之下(陳弘成, 1998)，武陵地區流域其濁度值在2 NTU以下符合要求。

今年中武陵地區各溪流所測得矽酸鹽介於4.89(107/02桃山西溪測站)~13.64(107/10山溝測站) mg/L 。雪霸國家公園的地質大多屬於板岩、砂岩與頁岩，

其組成主要為粘土、石英及長石等礦物，二氧化矽佔其主要成分，因而溪流內矽酸鹽的來源應與地質相關，目前矽酸鹽對臺灣櫻花鉤吻鮭的影響並無直接的證明。歷年監測結果顯示大雨過後，雨水沖刷會使得礦物溶於水中，造成矽酸鹽濃度增加。

營養鹽方面桃山西溪與高山溪大致上低於其它溪流；有勝溪則有較高的營養鹽濃度，推測有勝溪沿岸的農耕施作可能是導致營養鹽高於其它溪流的主因。司界蘭溪在上游無農田施作為原始林相，下游處則有高冷蔬菜的種植，在營養鹽方面下游的濃度均高於上游，顯示溪流中營養鹽的流入應來自農地的施肥所致。

武陵地區大部分溪流硝酸鹽氮含量低於0.6 mg/L，下游測站濃度均較上游高，此趨勢同導電度值。桃山西溪與高山溪無農田施作，兩區域硝酸鹽氮濃度值明顯為武陵地區溪流中最低，另七家灣溪流中下游處之觀魚臺，其硝酸鹽氮含量明顯比上游高；有勝溪收費口的硝酸鹽氮含量為武陵地區中最高，該區測站於今年中監測得硝酸鹽氮濃度介於0.01~1.4 mg/L，此現象可能與七家灣溪中游及有勝溪有農耕相關。

七家灣溪中下游測站之硝酸鹽氮濃度均較上游桃山西溪來得高，因而可由此評估農耕行為或人為活動輸入的硝酸鹽對武陵地區溪流所造成的影響。硝酸鹽氮主要的來源為含氮肥料的使用，經雨水逕流而進入河川。土壤在好氧情況下，亞硝酸菌可將氮轉化成亞硝酸根，硝酸菌則將亞硝酸根再轉化成硝酸根，又土壤顆粒表面大多帶負電，因而氮根離子較易被吸附在土壤中。而硝酸根與帶負電的黏土礦物表面相斥，極易經由淋洗作用而流入地下水或溪流中。土壤環境若是缺乏氧氣會變成還原性，例如含水量過高的土壤中及深層的土壤等，在此還原性環境中硝酸根與亞硝酸根可藉由脫硝菌還原成一氧化二氮或氮氣而回到大氣中。

亞硝酸鹽氮為一具有毒性的物質，鮭鱒魚類對水中亞硝酸鹽的忍受濃度為50 µg/L，孵化時則需低於30 µg/L(陳弘成, 1998)，歐盟亦於2006年訂定鮭鯉魚水體中亞硝酸鹽氮濃度需在3 µg/L以下(表4-2)。武陵地區大部分溪流亞硝酸鹽氮濃度均低於3 µg/L。

溪流中的氨氮變化，在施用有機肥時會因肥料中氮的分解，透過雨水的沖刷導致溪流中氨氮濃度上升。除此之外，當溪流pH值過高時，水中氮會以劇毒性之非離子狀態存在，對魚類造成影響。故學者(陳弘成, 1998)建議水中氮濃度應小於12.5 µg/L，歐盟(European-Parliament, 2006)則嚴格訂定水中非離子態氮濃度須小於4.1 µg/L，總氮濃度須小於0.03 mg/L(表4-2)。而歷史監測結果顯示，武陵地區溪流之氨氮濃度於冬至早春季節較高，其餘季節則較少偵測到氨氮。

硫酸鹽在各溪流的濃度均高於其它營養鹽類，因此可推測水中導電度的來源可能為硫酸鹽。上游處桃山西溪硫酸鹽濃度較低，有勝溪測站硫酸鹽濃度較高。冬季硫酸鹽濃度也較夏季濃度來得高，而這情形與該區的流量有關。根據以往的數據顯示在12~4月枯水期時，硫酸鹽濃度值上升；在6~10月豐水期時，硫酸鹽濃度明顯降低。

氯鹽在自然水體中的濃度變化很大，通常氯鹽含量會隨著礦物質含量增加。往年武陵地區溪流中氯鹽濃度大致維持在2.0 mg/L以下，今年在桃山西溪測站測得數值7.35 mg/L(107/07)、觀魚台測站8.45 mg/L(107/10)、一號壩上游8.86 mg/L(107/10)有偏高的情況。

自然界中的含磷量並不多，溪流中磷的來源主要為清潔劑與施肥或土壤中磷沖刷等型式，實驗分析上以正磷酸鹽為主。學者(陳弘成, 1998)建議臺灣櫻花鉤吻鮭水體中磷酸鹽濃度應小於0.01 mg/L，歐盟(European-Parliament, 2006)則訂定濃度須小於0.2 mg/L(表4-2)。磷酸鹽歷年濃度介於0~0.01 mg/L。磷酸鹽歷年濃度介於0~0.01 mg/L，今年所有測站測得濃度皆高於歷年濃度。

武陵地區各溪流中有機碳的來源多為落葉與有機體的分解，七家灣流域之總有機碳濃度於歷年監測值變動不大，濃度大致介於0.09(107/10觀魚台測站)~2.87(107/07有勝溪測站) mg/L，而七月有勝溪之TOC值為所有測站中最高。

(二) 一號壩壩體改善後之影響

雪霸國家公園管理處於100年5月進行一號壩壩體改善工程，在壩體改善前、後於四個測站，由上游至下游分別為觀魚臺(#4)、一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)、繁殖場(#5)，進行水質監測，以了解壩體改善對七家灣溪及臺灣櫻花鉤吻鮭需求水質之影響。壩體改善後之水質監測仍持續進行。分析結果如圖4-22至圖4-34所示。

圖4-82為七家灣溪上游至中游樣站之壩體改善前後溶氧濃度盒鬚圖。比較後可發現一號壩上下游樣站溶氧仍能維持原濃度範圍，其他樣站可能因全球暖化之影響，而微幅下降。顯示壩體改善有助原壩體前後之水流混和性致使溶氧更佳。

改善壩堤後四個測站的pH值介於7.1~8.5間呈中性偏鹼的狀態，數值在武陵地區溪流正常範圍內，而後續監測之pH值則趨於穩定。

導電度表示水中離子的含量多寡，鮭魚最適水體導電度介於120~450 $\mu\text{mho}/\text{cm}$ 之間(陳弘成, 1998)。107年導電度值介於169.5~238.7 $\mu\text{mho}/\text{cm}$ 。壩體改善期間導電度下降，約兩周內即可恢復。

視覺性攝食魚種臺灣櫻花鉤吻鮭對濁度的要求在5 NTU之下(陳弘成, 1998)，107年度數值皆在5NTU之下，可見壩體改善後濁度並無影響至今。

壩體改善對矽酸鹽、硝酸鹽氮、硫酸鹽、氯鹽濃度的影響不大，硝酸鹽氮濃度均維持在1 mg/L以下，硫酸鹽濃度介於21~48 mg/L間，氯鹽濃度皆低於0.5 mg/L。今年度亞硝酸鹽氮數值，除107/07觀魚台測得數據偏高，其餘數值皆在0.10(107/07繁殖場測站)~1.80(107/02一號壩下游) mg/L；氨氮濃度在今年則有偏高之情形，範圍約在0.01(107/02高山溪測站)~0.09(107/07一號壩下游測站)；今年度之磷酸鹽濃度則在十月偏高，約在0.01(107/04一號壩上游測站)~0.14(107/10一號壩上游測站) mg/L。

(三) 山溝及排水溝之水質監測

圖4-35至圖4-47為山溝及排水溝之水質監測結果，山溝及排水溝之pH值略低於七家灣溪流測站，矽酸鹽濃度略高於七家灣溪流測站，溫度及溶氧則與七家灣溪流測站差異不大。另外，排水溝之導電度值明顯低於山溝及七家灣溪。今年濁度值僅排水溝有高於標準5 NTU之情形，山溝之濁度值仍維持在5 NTU之下。

山溝之硝酸鹽濃度與排水溝相較之下較高，今年山溝之硝酸鹽濃度於七月開始偏高，介於0.89(107/04排水溝測站)~13.21(107/07山溝中游測站) mg/L。排水溝測值則略高於七家灣溪流，介於0.89(107/04排水溝測站)~10.71(107/10排水溝前測站) mg/L。

亞硝酸鹽氮濃度大多維持在5 µg/L之下。整體來說亞硝酸鹽氮濃度仍遠低於保育臺灣櫻花鉤吻鮭的水質基準50 µg/L。

氯鹽歷年監測結果顯示，往年山溝之氯鹽濃度高於排水溝測站，今年年豬中則測得排水溝前、排水溝後有較高氯鹽濃度，介於1.09(107/02排水溝後側站)~8.14(107/10排水溝後測站) mg/L。山溝、排水溝測值略低於七家灣溪流。氯鹽在自然水體中的濃度變化較大，通常氯鹽含量會隨著礦物質含量增加。

磷酸鹽歷年監測山溝及排水溝濃度介於0.03(107/02排水溝測站)~0.15(107/07排水溝前) mg/L。

今年監測山溝及排水溝之硫酸鹽濃度介於7.71(107/02排水溝後測站)~18.30(107/10山溝中支測站) mg/L，皆遠小於觀魚臺、高山溪與有勝溪的監測濃度24.94(107/02高山溪測站)~46.83(107/10觀魚台測站) mg/L。歷年監測結果顯示該區硫酸鹽來源僅為當地岩石中之金屬硫化物經風化過程後氧化溶解所產生。山溝與排水溝測站測得總有機碳濃度介於0.21(107/10山溝中支測站)~1.91(107/04排水溝測站) mg/L，與七家灣溪流近似。

本子計畫於今年7月實施武陵農場露營地之現場勘查，露營地之污水會分別經由兩個污水處理設施加以處理後排放，露營區污水處理設施位置如(圖4-76)。可於空拍

機所拍攝之空拍圖得知，武陵農場露營E區之污水，經處理後排入山溝之上游，間接流入七家灣溪流中如(圖4-77)。故山溝之檢測數值有極大可能因旅遊旺季、露營區人潮眾多而較有浮動。

(四) 8.1公頃回收農用地之水質監測

圖4-48至圖4-60為8.1公頃回收農用地之水質監測結果。回收農用地已於95年12月底完成徵收，為比較回收前後之水質差異，故本團隊持續於該區附近之測站包括桃山西溪(#2)、二號壩(#3)及觀魚臺(#4)進行採樣以分析水質變化。

今年該區域水質分析結果顯示，導電度與硫酸鹽濃度呈現越往下游濃度越高趨勢，以上游桃山西溪最低，二號壩、下游觀魚臺次之。而硝酸鹽濃度介於0.13(107/02桃山西溪測站)~1.10(107/07二號壩測站) mg/L，亞硝酸鹽濃度介於0.2(107/04桃山西西)~5.97(107/07觀魚台測站) µg/L，氨氮濃度介於0.01(107/04桃山西溪測站)~0.20(107/07二號壩測站) mg/L。監測結果顯示，每年6~10月份硝酸鹽氮濃度會逐漸下降，若該月份總有機碳濃度升高至可提供充分碳源時，亞硝酸鹽氮濃度會顯著增加，同時氨氮濃度亦會略微升高，顯示6至10月份為該區域溪流進行脫硝反應季節，脫硝菌會利用有機碳為能量來源，將硝酸鹽氮還原成亞硝酸鹽氮及氨氮。其餘監測項目暫無明顯變化跡象。

歷年監測結果觀察到99年之前，三測站硝酸鹽氮濃度差距幅度較大，濃度差距最高達到2.2 mg/L；99年之後的監測結果濃度差異幅度明顯縮小至0.1~0.5 mg/L之間，顯示該區域氮鹽濃度逐漸穩定，農地回收確實有達到一定成效。圖4-83盒鬚圖可更清楚顯示農地回收之成效。

(五) 羅葉尾溪與合歡溪之水質監測

圖4-61至圖4-73為羅葉尾溪、合歡溪之水質監測結果。圖4-84圖4-86為水質比較盒鬚圖。監測測站分別為觀魚臺(#4)、高山溪(#8)、有勝溪(#9)、羅葉尾溪放流點(#201)、南湖登山口(#202)、勝光(#203)、有勝溪下游(#204)、合歡溪上游(#303)，其中勝光(#203)、有勝溪下游(#204)，這兩測站周邊皆有農耕施作。

今年羅葉尾與有勝溪流域的水質分析結果顯示，pH值介於6.29(107/10南湖登山口測站)~8.31(107/07有勝溪下游測站)，測得之pH值普遍在魚類生產力最佳範圍6.5~8.5之內，溫度、溶氧、矽酸鹽則與有勝溪流域測站差異不大。濁度值維持在5 NTU之下。有勝溪(#9)、勝光(#203)、有勝溪下游(#204)有較高的硝酸鹽氮與導電度，與農耕施作導致該區導電度與營養鹽濃度高於其它溪流有關。而硝酸鹽濃度介於0.14(107/04南湖登山口測站)~5.33(107/07有勝溪下游測站) mg/L，亞硝酸鹽濃度介於

0.32(107/10羅葉尾溪放流點測站)~1.3(107/04有勝溪下游測站) $\mu\text{g/L}$ ，本年度勝光派出所(#203)之氨氮濃度為0.08 mg/L偏高。

磷酸鹽歷年濃度介於0~0.01 mg/L，今年7月測得濃度介於0.01~0.11 mg/L高於歷年濃度，推估可能是跟山區降雨沖刷有關。

今年中監測羅葉尾溪之硫酸鹽濃度介於7.94~22.95mg/L，勝光的監測濃度介於30.19~57.79 mg/L。

氯鹽在自然水體中的濃度變化很大，通常氯鹽含量會隨著礦物質含量增加。羅葉尾溪與有勝溪普遍低於2.0 mg/L，僅羅葉尾溪(#201)測站於四月、七月之檢測濃度值高於其他測站。

溪流中總有機碳的來源多為落葉與有機體的分解，羅葉尾及有勝溪測站總有機碳濃度介於0.22(107/10羅葉尾溪放流點測站)~2.87(107/07勝光派出所測站) mg/L。

合歡溪經兩年之採樣分析顯示，水溫、溶氧、氮物種等項目之濃度近似高山溪水質，另導電度濃度為86.8 $\mu\text{s/cm}$ ，遠低於陳弘成教授建議的120 $\mu\text{s/cm}$ 以下，水質大體上符合台灣櫻花鉤吻鮭生存基準。

(六) 遊憩區之陰離子界面活性劑

因武陵農場露營遊憩區可能有清潔劑流入溪水之疑慮，故針對周圍之測站水質進行監測，比較測站包含桃山西溪(#2)、二號壩(#3)、觀魚臺(#4)、山溝、排水溝前，結果如表4-10，亦低於甲類河川水體水質標準0.5 mg/L。已向露營區進行調查，其並未向旅客提供洗潔劑、沐浴乳等等可能造成界面活性劑汙染之相關產品，但並無明確的規範旅客不得使用。

(七) 桃山瀑布廁所監測

桃山瀑布廁所位於桃山北溪，為高山廁所形式，汙水並非直接排入河川，如圖4-74。廁所平台的正下方設有汙水處理設備，汙水排水出口則為土壤並非河川。採集廁所化糞池排出之汙水及桃山北溪最下游(七家灣溪匯流口)，並與桃山西溪、二號壩測站做比較。圖4-75能明顯的發現，在桃山北溪下游匯流口處之測值，皆與桃山西溪、二號壩無異，初步研判桃山瀑布廁所對溪流水質影響甚微。

五、結論與建議

(一)結論

1. 水質監測結果顯示，武陵地區除有勝溪流域測站外大部分測站溪流水質良好，符合臺灣櫻花鉤吻鮭生存水質標準，目前武陵地區溪流生態尚屬適合臺灣櫻花鉤吻鮭生存之環境。
2. 在導電度及營養鹽方面，桃山西溪與高山溪均低於其它溪流；七家灣溪中下游測站及有勝溪則有較高的營養鹽濃度，可能與農耕施作和山上降雨沖刷導致該區導電度與營養鹽濃度高於其它溪流有關。
3. 武陵地區各溪流的硝酸鹽氮含量，在七家灣溪中游觀魚臺明顯比上游桃山西溪高；有勝溪收費口的硝酸鹽氮濃度為最高，桃山西溪與高山溪無農田施作，硝酸鹽氮濃度值明顯為武陵地區溪流中最低。硝酸鹽氮主要的來源為含氮肥料的使用，經雨水逕流而進入河川，因而可推論農耕行為輸入之硝酸鹽對武陵地區溪流有一定程度之影響。
4. 武陵地區亞硝酸鹽氮濃度，在今年七月監測發現觀魚台及有勝溪測站濃度高達5.97與5.27 $\mu\text{g/L}$ ，濃度超出歐盟訂定之3 $\mu\text{g/L}$ 標準，與保育臺灣櫻花鉤吻鮭的水質基準50 $\mu\text{g/L}$ ，顯示該區域易受人為活動影響，故有持續監測與控制遊客數量之必要性。今年各點測值均普遍低於3 $\mu\text{g/L}$ ，其中有勝溪下游(#204)的硝酸鹽氮濃度仍較高，約4.84 $\mu\text{g/L}$ 。
5. 一號壩壩體改善工程對下游水質尤其是濁度有立即性的影響，但在一至二週內即可恢復至溪水初始水質狀態，顯示突如其來之水質變化在短時間內即可恢復正常。截至目前各項水質監測結果顯示已回復至往年之變動趨勢。
6. 山溝之硝酸鹽濃度遠高於排水溝測站，介於0.89-13.21 mg/L ；排水溝測值則略高於七家灣溪流，介於0.89-10.71 mg/L 。整體而言，山溝及排水溝之硝酸鹽氮與磷酸鹽濃度仍高於七家灣溪測站，顯示該區域水質受人為活動影響，故持續的管理與仍有其必要性。
7. 8.1公頃回收農用地之歷年監測結果觀察到99年之後，桃山西溪(#2)、二號壩(#3)及觀魚臺(#4)三測站硝酸鹽氮濃度差距幅度明顯從2.2 mg/L 縮小至0.1~0.5 mg/L 之間，顯示該區域氮鹽濃度逐漸穩定，農地回收確實有達到一定成效。
8. 羅葉尾溪放流點(#201)與南湖登山口(#202)無農田施作，導電度值明顯為羅葉尾及有勝溪流域中最低；其餘測站因農耕活動的關係，導電度值較高，由此可明顯觀察到農耕行為對溪流導電度所造成的影響。
9. 陰離子界面活性劑之檢測針對露營遊憩區之鄰近測站：山溝、排水溝前與桃山西溪

(#2)、觀魚台(#4)、二號壩(#3)相比較，檢測出濃度皆低於偵測極限。

10. 桃山瀑布廁所汙水經由化糞池處理後排入土壤，未直接影響溪流。此次於桃山北溪及七家灣溪匯流口進行採樣，並且比對分析桃山西溪(#2)、二號壩(#3)之水質，可明顯觀察到，桃山北溪及七家灣溪匯流口之水質與桃山西溪(#2)、二號壩(#3)之水質並無過大差異，初步研判桃山瀑布廁所化糞池放流水對溪流水質影響甚微。

11. 透過空拍畫面可得知，武陵農場露營區之污水處理後排放至山溝上游，其污水排放量因旅遊旺季而有所浮動，固有可能會造成山溝之汙染，間接影響到七家灣溪之水質。

(二)建議

根據本研究於武陵地區七家灣溪流域之水質採樣分析結果，可做成立即可行及長期建議事項，分述如下：

1.立即可行建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：武陵農場

由監測結果顯示，人為活動較密集區，營養鹽濃度及導電度均較高，若能適度控管人為活動，針對遊客人數、農業施肥施藥量及污水處理設施等妥善管理，應可顯著降低七家灣溪流域中下游之營養鹽濃度。

2.長期建議：

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：武陵農場

水質監測基本項目應包括水溫、導電度、濁度與pH值，若能輔以每季採樣分析 NO_3^- 、 NO_2^- 、 NH_4^+ 及總有機碳濃度，則可完整掌握水質變化情形。

六、參考文獻

- Directive 2006/44/EC on the quality of fresh waters needing protection or improvement in order to support fish life, the European Parliament and of the Council., (2006).
- Kuan, W. H., & Chen, Y. L. (2014). Land-use type of catchment varying nitrogen cycle in an endangered salmon inhabited stream. *Environmental Engineering and Management Journal*, 13(4), 971-978.
- Sherpley, A. (1995). Fate and transport of nutrients: phosphorus. . *USDA, agricultural research service, national agricultural water quality laboratory, Durant, Oklahoma.*
- Wischmeier, W. H., Smith, D. D. (1978). Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation department of agricultural. *U. S. Department of Agriculture, Agricultural Handbook 537.*
- 于淑芬、林永發.(2003). 武陵地區水質調查及環境監測. 內政部營建署雪霸國家公園研究報告.
- 王敏昭.(1998). 七家灣溪濱岸保護帶地下水質之監測. 內政部營建署雪霸國家公園研究報告.
- 王敏昭.(2003). 七家灣溪沿岸土地各利用型態對溪流生態影響之研究. 內政部營建署雪霸國家公園研究報告.
- 張石角.(1989). 櫻花鉤吻鮭保護區規劃. 行政院農委會研究報告.
- 陳弘成.(1998). 武陵地區-溪流之水源水質監測系統之規劃與調查(四). 內政部營建署雪霸國家公園研究報告.
- 楊秋忠.(1997). 植物營養與施肥要領土壤與肥料第六版. 農世股份有限公司.

附表

表 4-1 地面水體分類及水質標準

基準值							
分級	H ⁺ 濃度 (pH)	溶氧量 (DO) (mg/L)	生化需氧量 (BOD)(mg/L)	懸浮固體 (SS)(mg/L)	大腸桿菌群 (CFU/100ML)	氨氮 (NH ₃ -N) (mg/L)	總磷(TP) (mg/L)
甲	6.5-8.5	6.5 以上	1 以下	25 以下	50 個以下	0.1 以下	0.02 以下
乙	6.0-9.0	5.5 以上	2 以下	25 以下	5,000 個以下	0.3 以下	0.05 以下
丙	6.0-9.0	4.5 以上	4 以下	40 以下	10,000 個以下	0.3 以下	—
丁	6.0-9.0	3 以上	—	100 以下	—	—	—
戊	6.0-9.0	2 以上	—	無漂浮物且 無油污	—	—	—

註：1.甲類地面水體適用於一級公共用水等，乙類適用於二級公共用水等，丙類適用於三級公共用水等。

2.一級公共用水：指經消毒處理即可供公共給水之水源。

二級公共用水：指需經混凝、沉澱、過濾、消毒等一般通用之淨水方法處理可供公共給水之水源。

三級公共用水：指經活性碳吸附、離子交換、逆滲透等特殊或高度處理可供公共給水之水源。

(資料來源：行政院環境保護署水污染防治)

表 4-2 歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準(2006.9.6.)

水質項目	鮭魚		鯉魚	
	準則	命令	準則	命令
溫度(°C)		1.5~21.5°C		3~28°C
溶氧(mg O ₂ /L)	50 % ≥ 9	50 % ≥ 9	50 % ≥ 8	50 % ≥ 7
	100 % ≥ 7	(6 mg/L 以上)	100 % ≥ 5	(4 mg/L 以上)
pH		6~9		6~9
懸浮固體(mg/L)	≤ 25		≤ 25	
BOD ₅ (mg O ₂ /bhL)	≤ 3		≤ 6	
磷酸鹽(mg PO ₄ /L)	≤ 0.2		≤ 0.4	
亞硝酸鹽(µg N/L)	≤ 3.0		≤ 9.1	
非離子態氮 (µg N/L)	≤ 4.1	≤ 20.6	≤ 4.1	≤ 20.6
總氮(mg N/L)	≤ 0.03	≤ 0.78	≤ 0.16	≤ 0.78

(資料來源：Directive 2006/44/EC of the European parliament and of the council of 6 September 2006)

表 4-3 飲用水水源水質標準(作為自來水及簡易自來水之飲用水水源者)

項目	最大限值	單位
大腸桿菌群密度	20,000 (具備消毒單位) 50 (未具備消毒單位)	MPN/100 mL 或 CFU/100mL
氨氮 (NH ₃ -N)	1	mg/L
化學需氧量 (COD)	25	mg/L
總有機碳 (TOC)	4	mg/L

(資料來源：行政院環境保護署飲用水水源水質標準)

表 4-4 水體樣品保存

分析項目	容器	保存方法
濁度	塑膠瓶	暗處，4°C 冷藏
矽酸鹽	塑膠瓶	暗處，4°C 冷藏
硝酸鹽氮	玻璃或塑膠瓶	暗處，4°C 冷藏
亞硝酸鹽氮	玻璃或塑膠瓶	暗處，4°C 冷藏
氨氮	玻璃或塑膠瓶	加硫酸使水樣pH<2，暗處，4°C 冷藏
正磷酸鹽	1+1熱鹽酸洗淨之玻璃瓶	暗處，4°C 冷藏
硫酸鹽	玻璃或塑膠瓶	暗處，4°C 冷藏
氯鹽	玻璃或塑膠瓶	-
總有機碳	褐色玻璃瓶	加磷酸使水樣pH<2，暗處，4°C 冷藏(不得預洗)

(資料來源：行政院環境保護署)

表 4-5 採樣地點地理座標

站號	站名	溪流	地理座標 (經緯度)		海拔(m)
#2	桃山西溪	桃山西溪	E 121.30750	N 24.39804	1927 m
#3	二號壩	七家灣溪	E 121.31012	N 24.38214	1787 m
#4	觀魚臺	七家灣溪	E 121.31191	N 24.36768	1743 m
#5	繁殖場	七家灣溪	E 121.31382	N 24.35446	1727 m
#8	高山溪	高山溪	E 121.30897	N 24.35813	1786 m
#9	有勝溪	有勝溪	E 121.31030	N 24.34752	1776 m
#11	一號壩上游	七家灣溪	E 121.31163	N 24.36384	1762 m
#12	一號壩下游	七家灣溪	E 121.31173	N 24.35979	1712 m
#201	羅葉尾溪放流點	羅葉尾溪	E 121.34758	N 24.39468	2309 m
#202	南湖登山口	有勝溪	E 121.35241	N 24.39180	1945 m
#203	勝光	有勝溪	E 121.34144	N 24.36905	1874 m
#204	有勝溪下游	有勝溪	E 121.32397	N 24.35185	1752 m
#303	合歡溪上游	合歡溪	E 121.25302	N 24.16333	2650 m
A3	山溝 中游	七家灣溪	E 121.30775	N 24.37723	1843 m
A4	山溝 中之支游	七家灣溪	E 121.30778	N 24.37707	1780 m
A5	山溝 中之下游	七家灣溪	E 121.30813	N 24.37743	1875 m
A6	山溝	七家灣溪	E 121.30859	N 24.37730	1809 m
B1	排水溝	七家灣溪	E 121.31053	N 24.37438	1768 m
B3	排水溝 前	七家灣溪	E 121.30919	N 24.37585	1724 m
B4	排水溝 後	七家灣溪	E 121.30993	N 24.37484	1756 m
	桃山瀑布廁所	桃山北溪	E121.302713	N24.412416,	
	桃山北溪七家灣溪匯 流口	桃山北溪	E121.309739	N24.407156	

(資料來源：本研究資料)

表 4-6 107 年 02 月溶解態分析數據

站號	站名	採樣日期	溫度	pH	導電度	溶氧	濁度	SiO ₂	陰離子 界面活性劑
		月/日	°C		µS/cm	mg/L	NTU	mg/L	mg/L
#2	桃山西溪	2/1	7.6	6.69	147.7	11	0.3	4.89	N.D
#3	二號壩	2/1	9.1	6.78	194	10.67	1.06	5.63	N.D
#4	觀魚臺	2/1	10.9	7.57	205	10.11	0.47	6.09	N.D
#5	繁殖場	2/1	11.2	7.56	190.5	10.53	0.78	8.4	-
#8	高山溪	2/1	9.0	7.65	177.1	10.7	1.26	6.69	-
#9	有勝溪	2/1	10.4	7.96	279	9.73	1.84	5.76	-
#12	一號壩上游	2/1	9.8	7.55	206	10.37	0.72	5.55	-
#13	一號壩下游	2/1	11.2	7.66	208	10.23	0.61	5.92	-
#201	羅葉尾溪放流點	2/1	8.1	7.52	145	10.58	0.57	6.46	-
#202	南湖登山口	2/1	8.7	7.46	138.8	10.3	0.78	6.71	-
#203	勝光	2/1	10.3	8.22	413	10.13	1.63	5.7	-
#204	有勝溪下游	2/1	11.8	7.91	262	9.65	1.33	5.89	-
A3	山溝 中	2/1	10.9	6.50	130.8	10.4	0.78	12.74	-
A4	山溝 中支	2/1	10.5	6.79	131.4	10.01	1.29	12.78	-
A5	山溝 中下	2/1	10.9	6.76	131.9	10.04	0.81	12.92	-
A6	山溝	2/1	11.3	6.82	132.5	9.99	1.08	12.86	N.D
B1	排水溝	2/1	11.5	6.49	104.1	9.83	4.91	12.01	-
B3	排水溝 前	2/1	12.5	6.27	109.8	9.29	6.09	11.06	N.D
B4	排水溝 後	2/1	11.2	6.62	82.8	9.77	2.92	11.28	-

* N.D.值：低於偵測極限0.020 mg/L

站號	站名	採樣日期	NO ₂ ⁻ -N	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺ -N	TOC
		月/日	µg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
#2	桃山西溪	2/1	0.8	18.8511	0.139	0.01	0.06	1.511
#3	二號壩	2/1	0.4	27.9034	0.1896	0.02	0.03	1.695
#4	觀魚臺	2/1	0.8	30.9810	0.2515	0.03	0.03	1.619
#5	繁殖場	2/1	0.5	28.1721	0.2233	0.02	0.03	1.798
#8	高山溪	2/1	1.1	24.9429	0.4092	0.02	0.01	2.236
#9	有勝溪	2/1	1.3	33.1958	0.8651	0.07	0.02	2.378
#12	一號壩上游	2/1	1	31.4138	0.3591	0.03	0.04	1.833
#13	一號壩下游	2/1	1.8	38.1237	2.2549	0.03	0.02	2.217
#201	羅葉尾溪放流點	2/1	0.8	22.9757	0.2612	0.02	0.02	1.071
#202	南湖登山口	2/1	1.3	21.7279	0.3006	0.01	0.03	1.133
#203	勝光	2/1	1.1	47.7716	0.4485	0.01	0.02	2.374
#204	有勝溪下游	2/1	1.3	30.4230	0.6912	0.07	0.04	1.757
A3	山溝 中	2/1	2	11.8162	2.4646	0.11	0.03	1.292
A4	山溝 中支	2/1	0.9	12.0093	2.499	0.09	0.06	1.504
A5	山溝 中下	2/1	1.3	12.0716	2.4915	0.1	0.04	1.446
A6	山溝	2/1	1.3	12.0062	2.5833	0.08	0.05	1.645
B1	排水溝	2/1	2	10.1672	1.2642	0.03	0.02	1.302
B3	排水溝 前	2/1	1.4	9.0075	1.7461	0.05	0.04	0.773
B4	排水溝 後	2/1	1.5	7.7141	1.09	0.03	0.03	2.248

(資料來源：本研究資料)

表 4-7 107 年 04 月溶解態分析數據

站號	站名	採樣日期	溫度	pH	導電度	溶氧	濁度	SiO ₂
		月/日	°C		µS/cm	mg/L	NTU	mg/L
#2	桃山西溪	4/17	10.7	7.31	156.5	8.87	0.66	5.86
#3	二號壩	4/17	11.4	7.23	193.3	8.63	0.56	6.37
#4	觀魚臺	4/17	11.4	7.42	213	8.37	1.87	7.31
#5	繁殖場	4/17	11.7	7.7	202	8.36	1.03	7.83
#8	高山溪	4/17	11.9	7.71	181.2	8.39	1.34	7.96
#9	有勝溪	4/17	13.6	7.54	331	7.86	3.03	8.27
#12	一號壩上游	4/17	12.1	7.43	215	8.38	2.22	7.33
#13	一號壩下游	4/17	12.1	7.44	221	8.36	1.81	7.34
#201	羅葉尾溪放流點	4/17	10.6	7.07	135.8	8.67	0.38	8.48
#202	南湖登山口	4/17	11.1	6.91	171.3	8.15	0.44	8.19
#203	勝光	4/17	13.0	7.93	443	8.8	0.62	7.74
#204	有勝溪下游	4/17	13.4	7.88	313	7.9	0.84	8.39
A3	山溝 中	4/17	13.2	7.02	135.7	7.98	0.86	12.74
A4	山溝 中支	4/17	13.0	6.98	135.9	8.01	0.9	12.78
A5	山溝 中下	4/17	13.0	6.98	136.1	7.79	1.88	12.92
A6	山溝	4/17	12.6	7.23	135.8	8.14	0.87	12.86
B1	排水溝	4/17	14.0	7.26	102.4	7.81	1.99	12.01
B3	排水溝 前	4/17	14.4	7.17	117.1	7.14	6.93	11.06
B4	排水溝 後	4/17	14.5	7.17	115.2	7.49	2.92	11.28

站號	站名	採樣日期	NO ₂ ⁻ -N	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺ -N	TOC
		月/日	µg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
#2	桃山西溪	4/17	0.2	20.4952	0.1725	0	0.01	2.074
#3	二號壩	4/17	1.5	27.8487	0.151	0.01	0.04	1.52
#4	觀魚臺	4/17	0.4	32.7746	0.2635	0.02	0.02	1.788
#5	繁殖場	4/17	0.5	29.8539	0.2086	0.02	0.05	2.299
#8	高山溪	4/17	0.2	25.5826	0.5747	0.01	0.02	2.399
#9	有勝溪	4/17	1.4	43.4666	1.244	0.05	0.07	2.091
#12	一號壩上游	4/17	0.9	33.1483	0.3351	0.01	0.04	2.15
#13	一號壩下游	4/17	1.1	34.8859	0.3725	0.05	0.08	1.362
#201	羅葉尾溪放流點	4/17	0.9	37.8061	2.3013	0.01	0.04	2.155
#202	南湖登山口	4/17	0.4	30.4869	0.4892	0.03	0.02	1.724
#203	勝光	4/17	1.3	54.5641	0.5365	0	0.02	2.114
#204	有勝溪下游	4/17	1.3	39.388	0.9363	0.05	0.05	1.91
A3	山溝 中	4/17	0.9	13.1044	2.396	0.09	0.03	1.546
A4	山溝 中支	4/17	1.1	12.943	2.3485	0.08	0.02	1.467
A5	山溝 中下	4/17	3.1	12.8991	2.3393	0.09	0.03	1.757
A6	山溝	4/17	2.6	13.1323	2.7053	0.08	0.03	2.165
B1	排水溝	4/17	1.4	8.7739	1.2074	0.05	0.04	1.906
B3	排水溝 前	4/17	2.3	10.6661	1.9702	0.03	0.02	1.884
B4	排水溝 後	4/17	1.8	10.2478	1.5148	0.06	0.04	1.51

* N.D.值：(1) NH₄⁺-N < 0.01 mg/L

(資料來源：本研究資料)

表 4-8 107 年 07 月溶解態分析數據

站號	站名	採樣日期	溫度	pH	導電度	溶氧	濁度	SiO ₂
		月/日	°C		µS/cm	mg/L	NTU	mg/L
#2	桃山西溪	7/5	19.4	7.82	159.7	8.27	0.82	6.93
#3	二號壩	7/5	16	7.87	171.0	9.25	0.49	7.90
#4	觀魚臺	7/5	16.4	8.23	185.4	9.10	0.63	8.66
#5	繁殖場	7/5	18.9	8.22	184.7	8.53	1.29	9.31
#8	高山溪	7/5	15.7	8.15	154.2	9.14	1.19	8.74
#9	有勝溪	7/5	18.8	8.45	312.0	7.36	0.89	8.69
#12	一號壩上游	7/5	16.5	8.29	190.5	9.31	0.74	8.85
#13	一號壩下游	7/5	16.7	8.22	190.3	9.04	1.24	9.20
#201	羅葉尾溪放流點	7/5	14.5	7.94	162.2	9.31	0.82	9.42
#202	南湖登山口	7/5	15.4	6.97	153.6	7.76	0.51	8.93
#203	勝光	7/5	18	8.40	445	7.35	1.01	6.39
#204	有勝溪下游	7/5	18.2	8.31	291	7.36	0.44	6.07
A3	山溝 中	7/5	16.1	7.81	126.3	8.88	1.55	12.55
A4	山溝 中支	7/5	16	7.82	127.7	8.94	1.10	14.43
A5	山溝 中下	7/5	16	7.82	127.7	8.90	1.13	14.42
A6	山溝	7/5	15.7	7.89	126.6	8.95	1.11	13.7
B1	排水溝	7/5	16.7	6.65	92.6	8.79	12.7	12.62
B3	排水溝 前	7/5	15.8	6.61	104	8.92	123	12.76
B4	排水溝 後	7/5	16.9	6.85	92.8	8.67	9.29	12.35

站號	站名	採樣日期	NO ₂ ⁻ -N	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺ -N	TOC
		月/日	µg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
#2	桃山西溪	7/5	0.2	21.3372	7.3557	0.20	0.06	2.263
#3	二號壩	7/5	N.D.	28.9243	3.2826	0.09	0.20	1.512
#4	觀魚臺	7/5	5.97	31.6700	0.4763	0.03	N.D.	1.875
#5	繁殖場	7/5	0.10	31.7113	0.3576	0.04	N.D.	1.597
#8	高山溪	7/5	N.D.	28.7923	0.4675	0.03	0.09	1.653
#9	有勝溪	7/5	5.27	45.3788	2.1339	0.05	N.D.	2.877
#12	一號壩上游	7/5	N.D.	32.6738	0.5098	0.03	N.D.	1.592
#13	一號壩下游	7/5	N.D.	32.7494	0.4596	0.03	0.09	1.540
#201	羅葉尾溪放流點	7/5	N.D.	7.9429	3.3922	0.02	N.D.	2.036
#202	南湖登山口	7/5	N.D.	32.6177	0.717	0.02	0.02	1.618
#203	勝光	7/5	N.D.	30.1881	0.5369	0.11	N.D.	2.878
#204	有勝溪下游	7/5	0.69	42.7636	1.7099	0.05	N.D.	1.745
A3	山溝 中	7/5	0.35	13.9229	3.1892	0.12	N.D.	1.443
A4	山溝 中支	7/5	N.D.	14.2665	3.1697	0.11	N.D.	1.366
A5	山溝 中下	7/5	1.17	14.3536	3.1735	0.12	N.D.	1.252
A6	山溝	7/5	N.D.	14.3685	3.1649	0.11	0.03	1.566
B1	排水溝	7/5	11.2	8.7088	1.3993	0.08	0.14	1.649
B3	排水溝 前	7/5	1.56	7.9313	5.9327	0.15	N.D.	1.37
B4	排水溝 後	7/5	3.16	7.92	6.1872	0.11	0.12	1.525

* N.D.值：(1) NH₄⁺-N < 0.01 mg/L

(資料來源：本研究資料)

表 4-9 107 年 10 月溶解態分析數據

站號	站名	採樣日期	溫度	pH	導電度	溶氧	濁度	SiO ₂
		月/日	°C		µS/cm	mg/L	NTU	mg/L
#2	桃山西溪	10/9	14.6	7.39	135.7	8.61	0.53	7.50
#3	二號壩	10/9	15.4	7.74	187.5	8.55	0.40	8.12
#4	觀魚臺	10/9	16.2	8.39	231.7	8.13	0.14	8.62
#5	繁殖場	10/9	16.6	8.41	175.4	8.39	0.31	9.31
#8	高山溪	10/9	15.1	8.21	162.4	8.72	1.07	8.53
#9	有勝溪	10/9	16.6	7.23	233.0	8.25	0.67	8.15
#12	一號壩上游	10/9	16.6	8.41	238.7	8.22	0.32	9.02
#13	一號壩下游	10/9	16.8	8.41	205.0	8.14	0.54	7.04
#201	羅葉尾溪放流點	10/9	13.3	6.38	107.57	8.77	0.31	4.33
#202	南湖登山口	10/9	13.9	6.29	111.6	8.41	0.46	9.118
#203	勝光	10/9	15	7.62	338.67	8.11	0.97	8.8
#204	有勝溪下游	10/9	15.9	7.1	222	8.25	0.67	7.71
A3	山溝 中	10/9	16	7.57	123.8	8.03	0.96	13.55
A4	山溝 中支	10/9	15.8	7.53	125.2	7.96	0.66	13.55
A5	山溝 中下	10/9	16.3	7.64	125.47	7.97	1.1	13.03
A6	山溝	10/9	15.8	7.12	156.07	8.08	0.97	13.64
B1	排水溝	10/9	17.2	7.31	99.57	7.90	3.96	13.11
B3	排水溝 前	10/9	17	7.37	98.6	8.06	5.89	12.8
B4	排水溝 後	10/9	16.7	7.14	110	7.91	7.36	12.21

站號	站名	採樣日期	NO ₂ ⁻ -N	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺ -N	TOC
		月/日	µg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
#2	桃山西溪	10/9	0.78	28.7982	0.2159	0.02	0.02	0.444
#3	二號壩	10/9	0.38	42.1471	0.1954	0.05	0.02	0.188
#4	觀魚臺	10/9	0.35	46.8360	8.4541	0.14	0.13	0.094
#5	繁殖場	10/9	1.01	38.5813	4.2070	0.08	0.03	0.510
#8	高山溪	10/9	0.31	31.2597	3.6595	0.07	0.04	0.399
#9	有勝溪	10/9	1.64	37.2973	2.0747	0.06	0.06	0.307
#12	一號壩上游	10/9	0.69	46.4664	8.8683	0.14	0.08	0.551
#13	一號壩下游	10/9	0.76	47.0910	0.4209	0.05	0.01	0.137
#201	羅葉尾溪放流點	10/9	0.32	24.9314	0.3004	0.03	0.04	0.2176
#202	南湖登山口	10/9	0.7	23.3413	1.4102	0.05	0.03	0.2821
#203	勝光	10/9	1.21	57.7875	1.7329	0.03	0.08	0.3651
#204	有勝溪下游	10/9	1.2	35.8059	1.9012	0.06	0.05	0.3091
A3	山溝 中	10/9	0.56	17.8826	3.1524	0.07	0.12	0.237
A4	山溝 中支	10/9	1.03	18.3090	3.1714	0.07	0.012	0.217
A5	山溝 中下	10/9	0.58	18.2446	3.1355	0.07	0.04	0.3231
A6	山溝	10/9	0.56	18.5014	12.3939	0.18	0.01	0.4876
B1	排水溝	10/9	1.93	11.4275	1.6066	0.05	N.D.	0.3126
B3	排水溝 前	10/9	1.23	10.2582	2.0549	0.04	N.D.	0.2393
B4	排水溝 後	10/9	1.21	11.7455	8.1486	0.1	N.D.	0.4551

* N.D.值：(1) NH₄⁺-N < 0.01 mg/L

(資料來源：本研究資料)

表 4-10 陰離子界面活性劑檢測數據

陰離子界面活性劑mg/L						
日期	桃山西溪	二號壩	觀魚台	山溝	排水溝	
107/2	<0.02	<0.02	0.020	<0.02	<0.02	
107/7	<0.02	<0.02	<0.02	0.026	<0.02	
107/10	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	

偵測範圍：0.020 to 0.300 mg/L as LAS (colorimeters)

(資料來源：本研究資料)

附圖

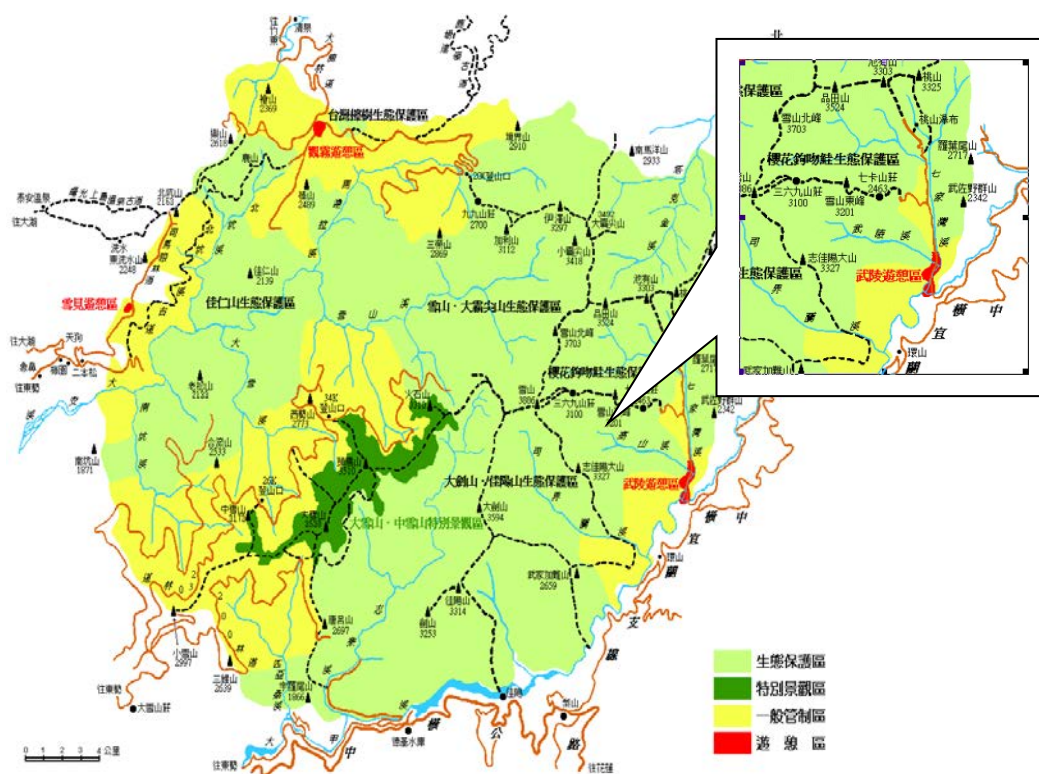


圖 4-1 雪霸國家公園
(資料來源：本研究資料)

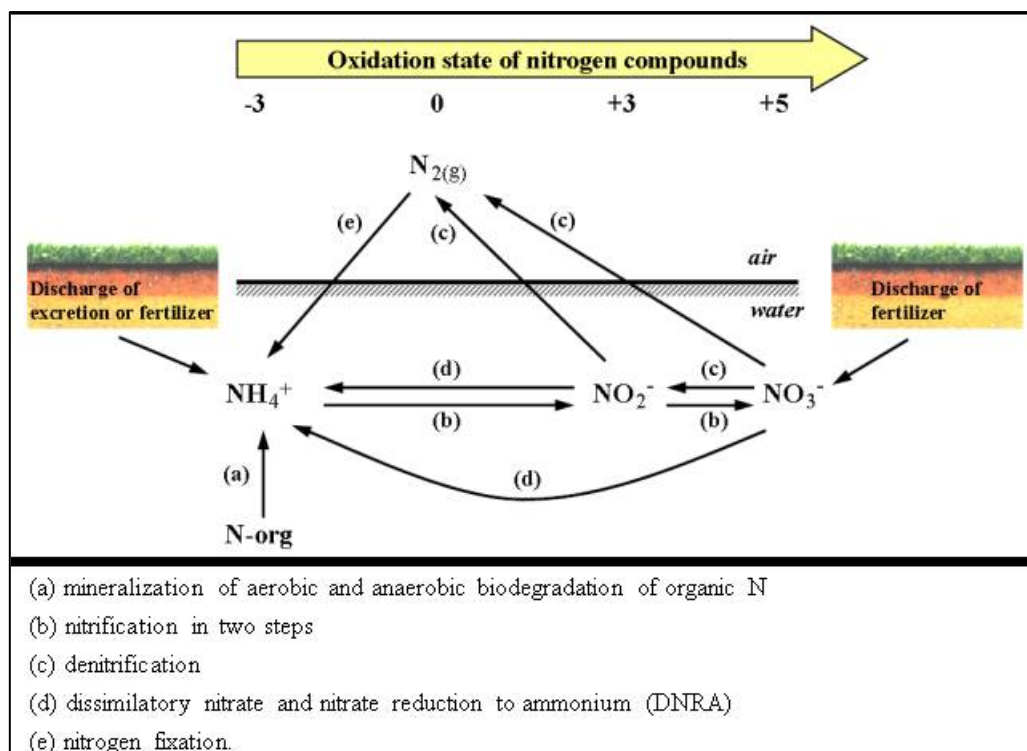


圖 4-2 氮素循環過程
(Kuan & Chen, 2014)

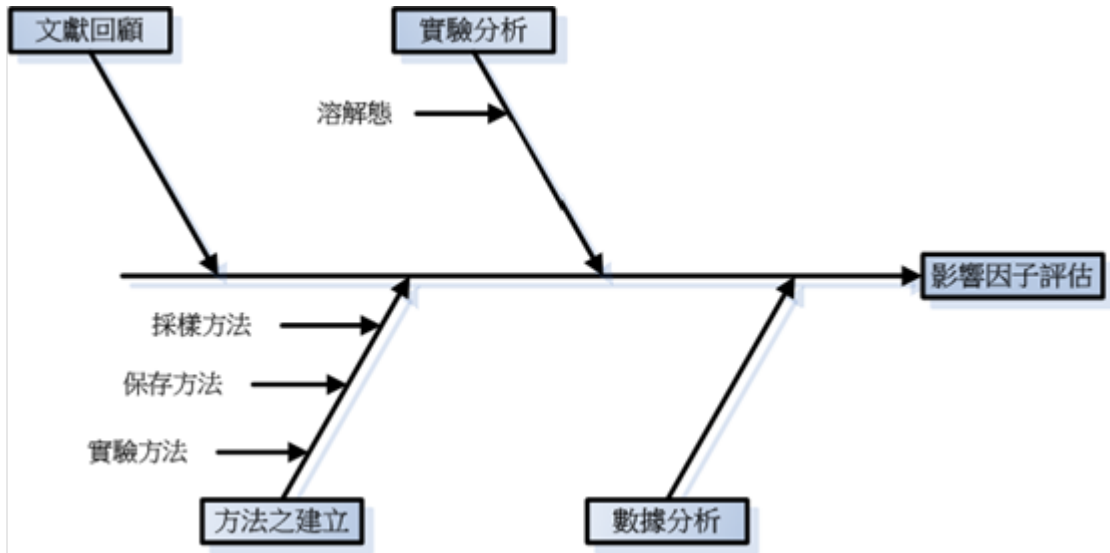


圖 4-3 流程圖
(資料來源：本研究資料)



圖 4-4 武陵地區七家灣河流域水質採樣地點位置圖
(資料來源：本研究資料)

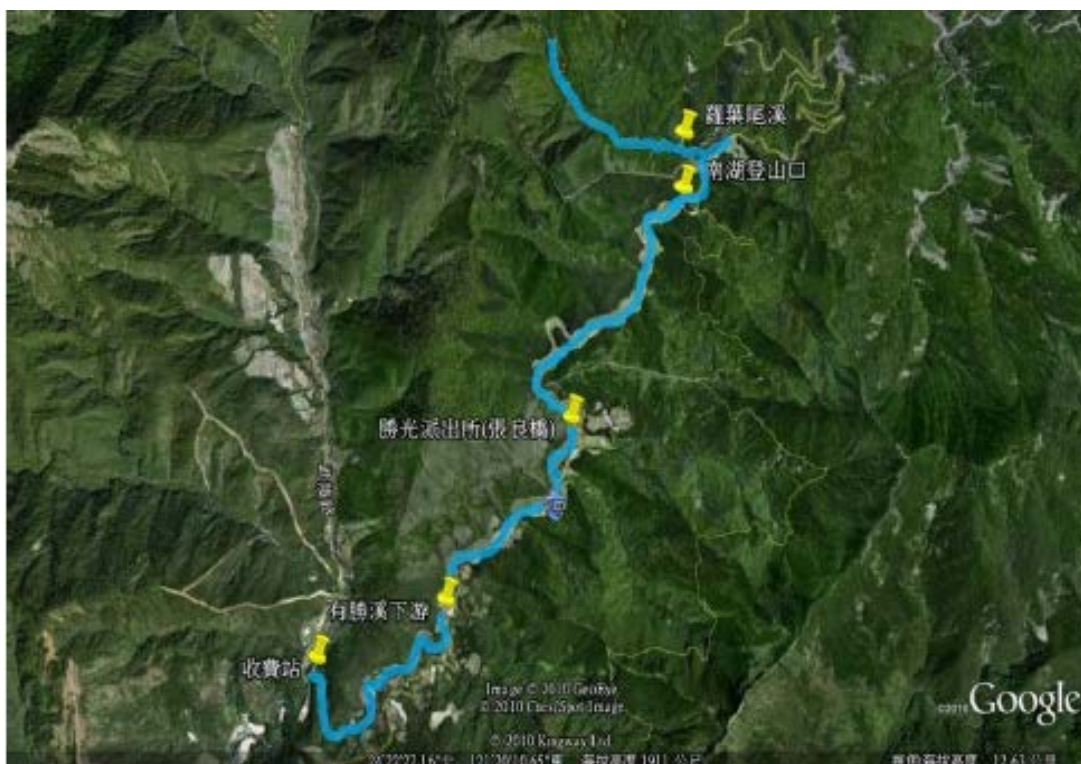


圖 4-5 羅葉尾溪、有勝溪流流域採樣位置圖
(資料來源：本研究資料)



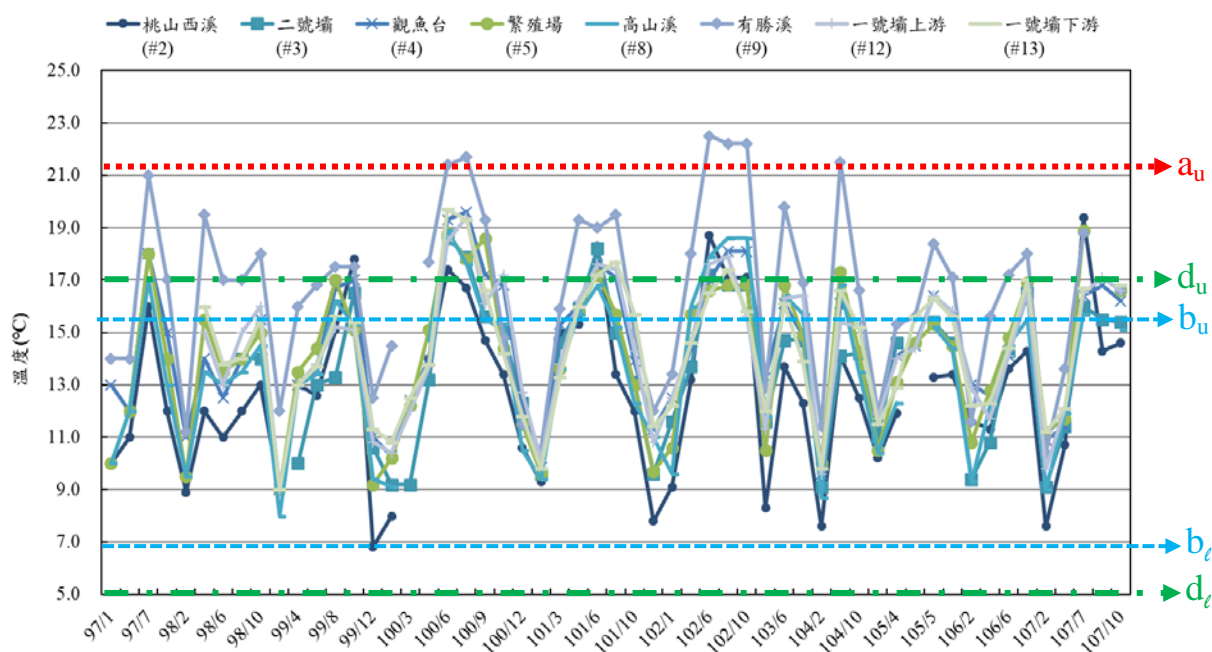
圖 4-6 山溝、排水溝採樣位置圖
(資料來源：本研究資料)



圖 4-7 武陵農場遊憩區測站位置圖
(資料來源：本研究資料)



圖 4-8 桃山瀑布廁所相關測站位置圖
(資料來源：本研究資料)



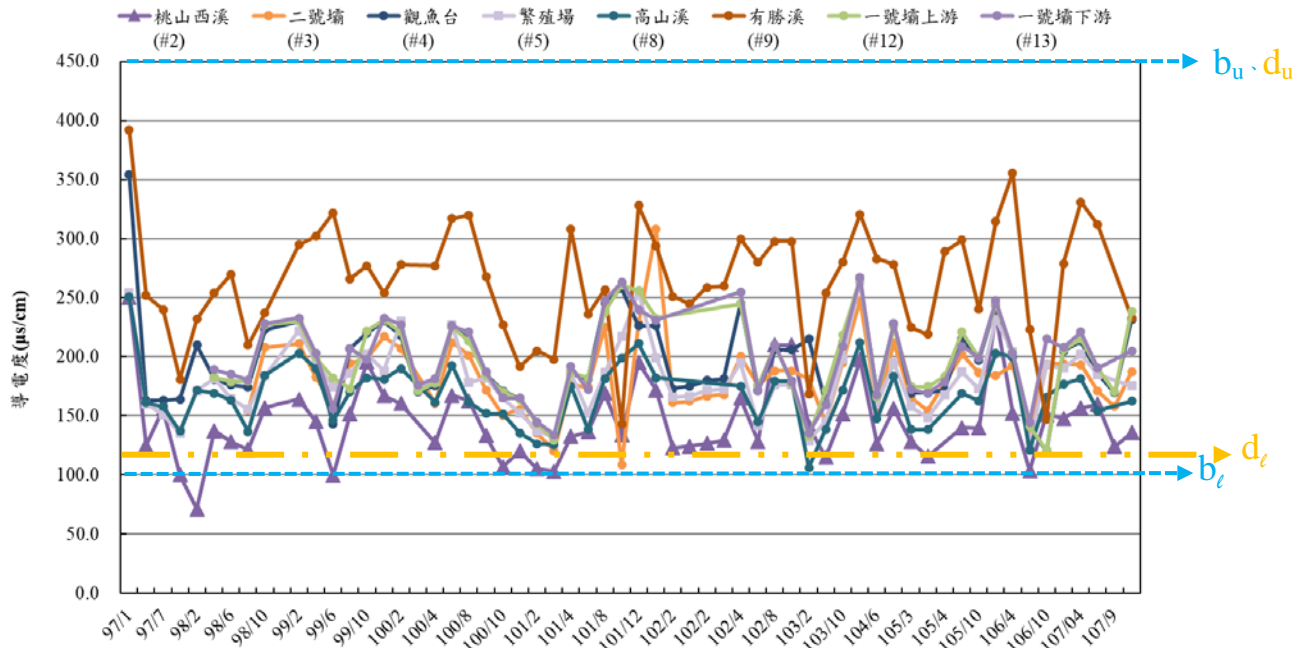
a_u : 歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準溫度上限(21.5°C) a_l : 歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準溫度下限(1.5°C)
 b_u : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準溫度上限(15.3°C) b_l : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準溫度下限(6.9°C)
 d_u : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存溫度上限(17°C) d_l : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存溫度下限(5°C)

圖 4-9 武陵地區溪流溫度值變化
 (資料來源：本研究資料)



a_u : 歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準 pH 上限(9) a_l : 歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準 pH 下限(6)
 b_u : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準 pH 上限(8.8) b_l : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準 pH 下限(6.8)
 d_u : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存 pH 上限(8.5) d_l : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存 pH 下限(6.5)
 e_u : 地面水體分類及水質標準 pH 上限(8.5) e_l : 地面水體分類及水質標準 pH 下限(6.5)

圖 4-10 武陵地區溪流 pH 值變化
 (資料來源：本研究資料)



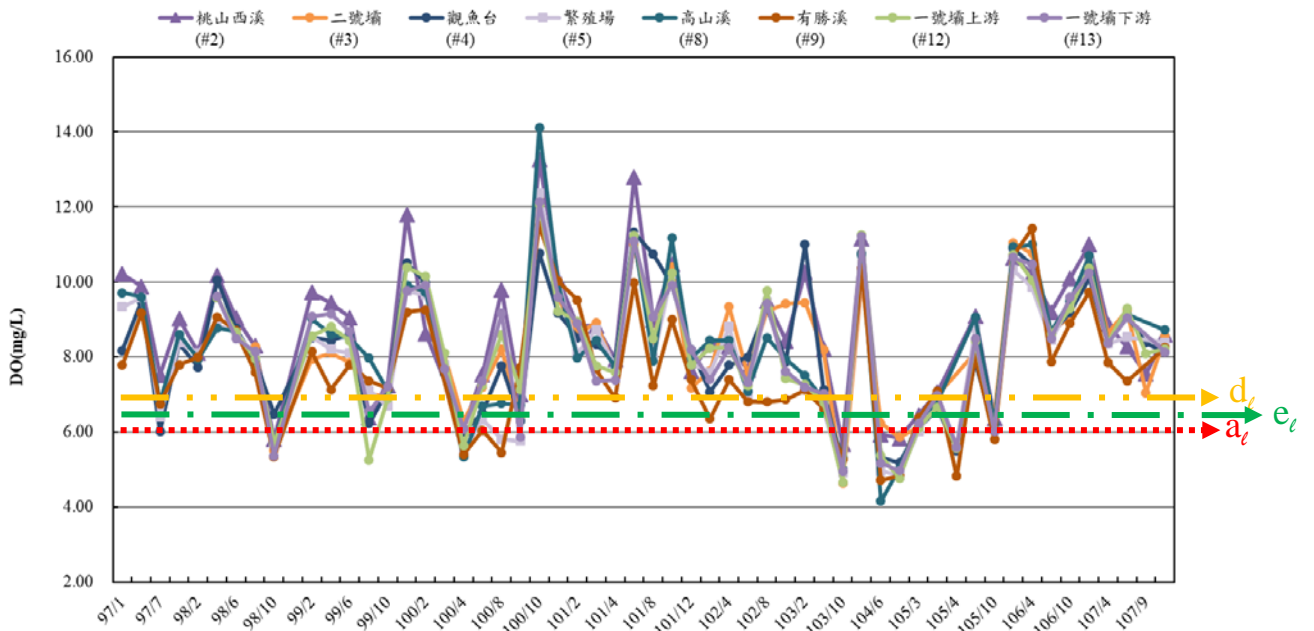
b_u : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準導電度上限(450 μ s/cm)

b_l : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準導電度下限(100 μ s/cm)

d_u : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存導電度上限(450 μ s/cm)

d_l : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存導電度下限(120 μ s/cm)

圖 4-11 武陵地區溪流導電度值變化
(資料來源：本研究資料)

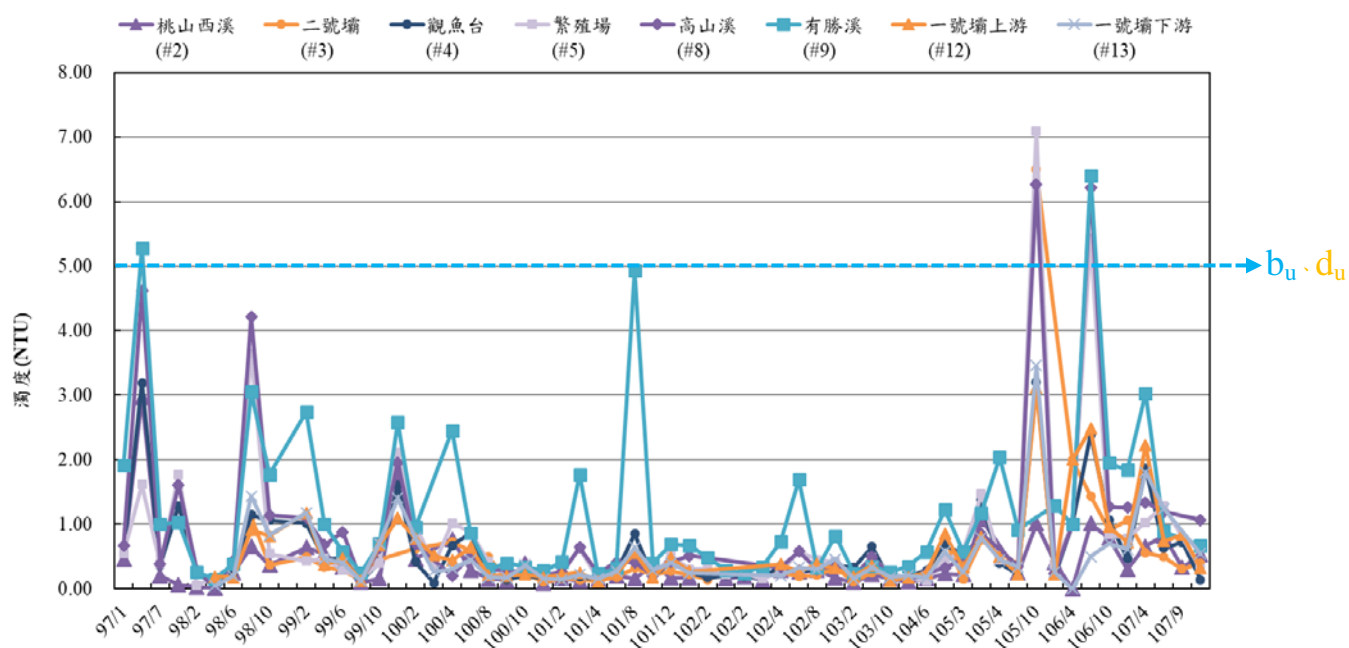


a_l : 歐盟訂定之鮭魚水體標準溶氧值下限(6 mg/L)

d_l : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存溶氧值下限(7 mg/L)

e_l : 地面水體分類及水質標準溶氧值下限(6.5 mg/L)

圖 4-12 武陵地區溪流溶氧值變化
(資料來源：本研究資料)



b_u : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準濁度上限(5 NTU)

d_u : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存濁度上限(5 NTU)

圖 4-13 武陵地區溪流濁度值變化

(資料來源：本研究資料)

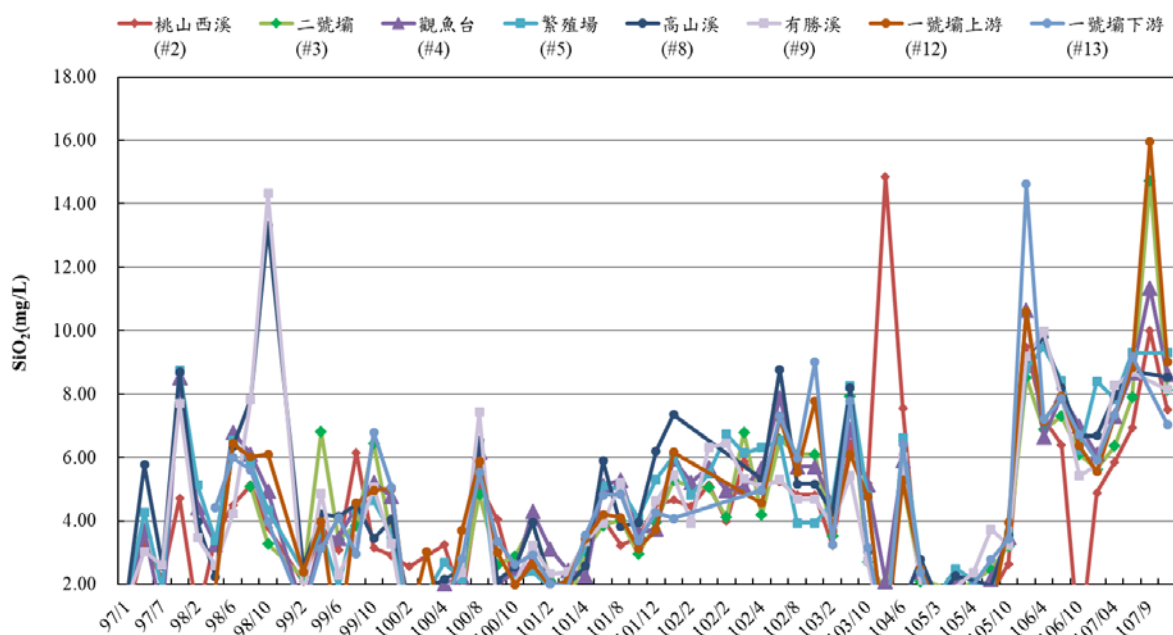
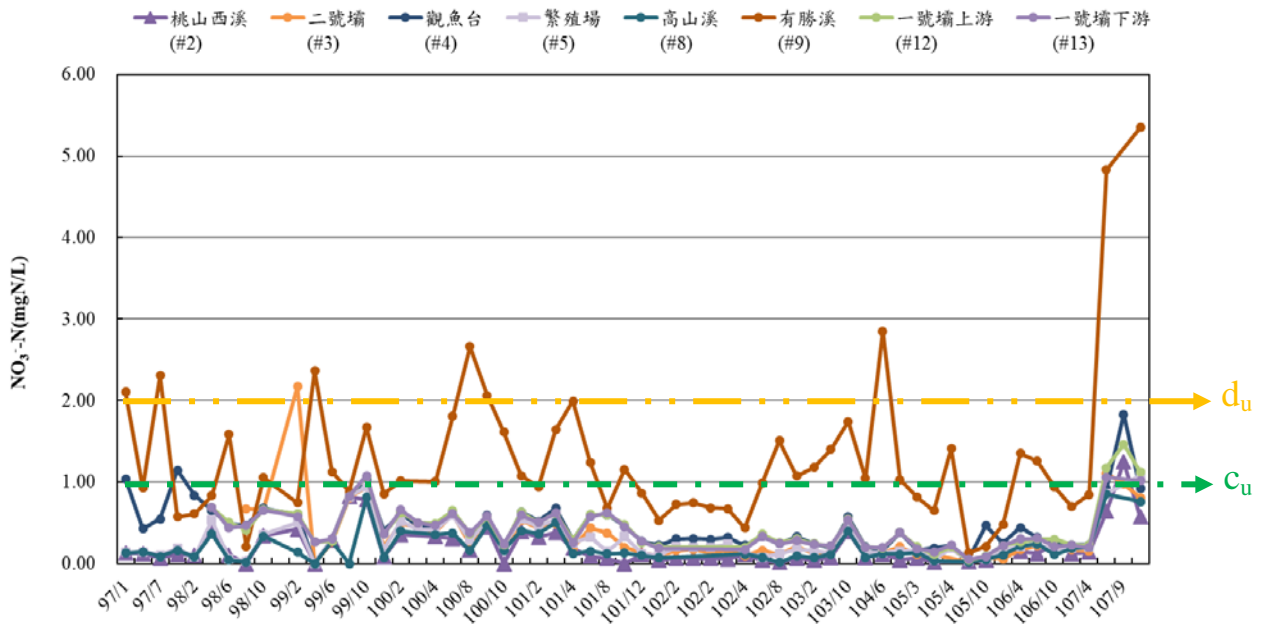


圖 4-14 武陵地區溪流 SiO₂ 值變化

(資料來源：本研究資料)



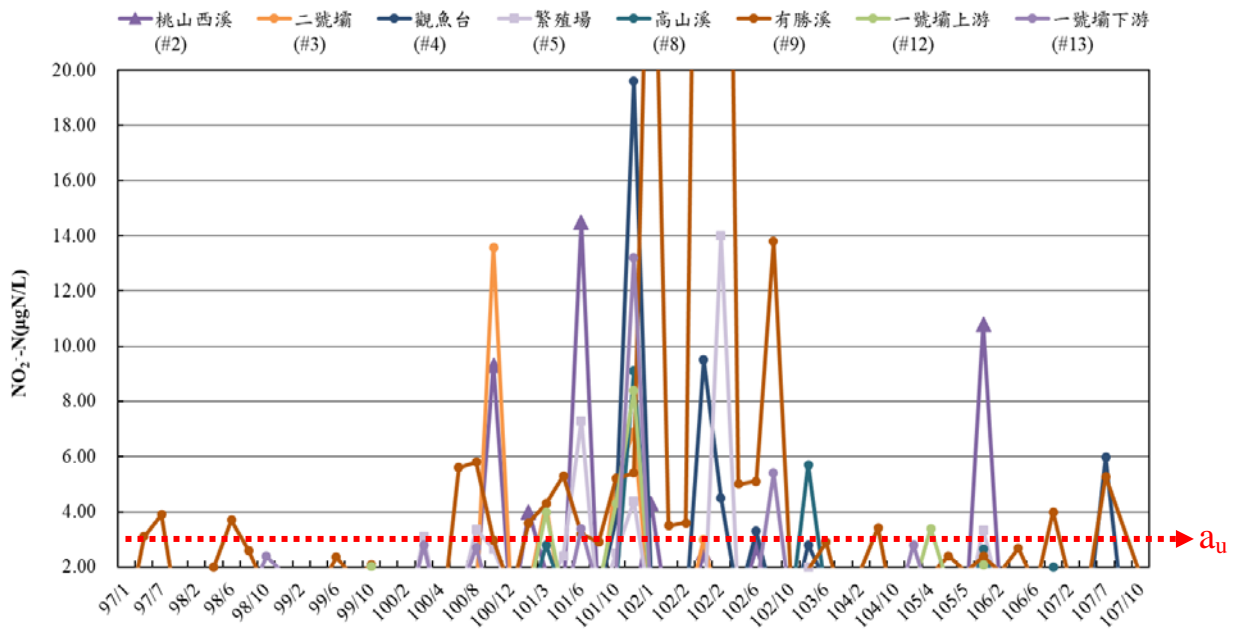
b_u : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準硝酸鹽濃度上限(15 mg/L)

c_u : 飲用水水源水質標準硝酸鹽濃度上限(1 mg/L)

d_u : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存硝酸鹽濃度上限(2 mg/L)

圖 4-15 武陵地區溪流 NO_3^- -N 值變化

(資料來源：本研究資料)



a_u : 歐盟訂定之鮭魚水體標準亞硝酸鹽濃度上限(3.0 µg/L)

b_u : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準亞硝酸鹽濃度上限(30 µg/L)

c_u : 飲用水水源水質標準亞硝酸鹽濃度上限(100 µg/L)

d_u : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存亞硝酸鹽濃度上限(50 µg/L)

圖 4-16 武陵地區溪流 NO_2^- -N 值變化

(資料來源：本研究資料)

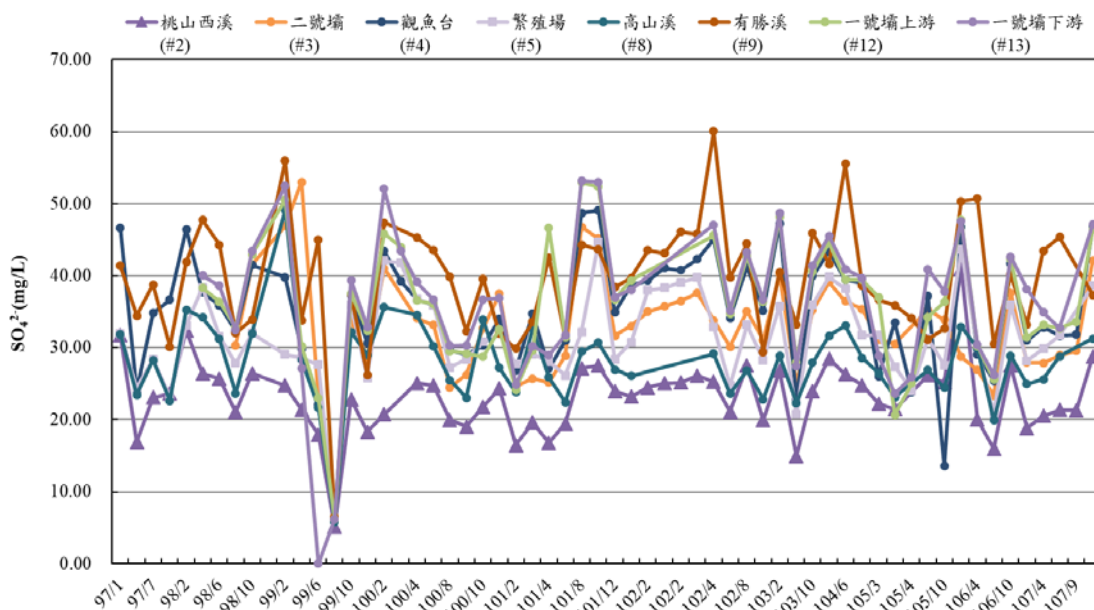
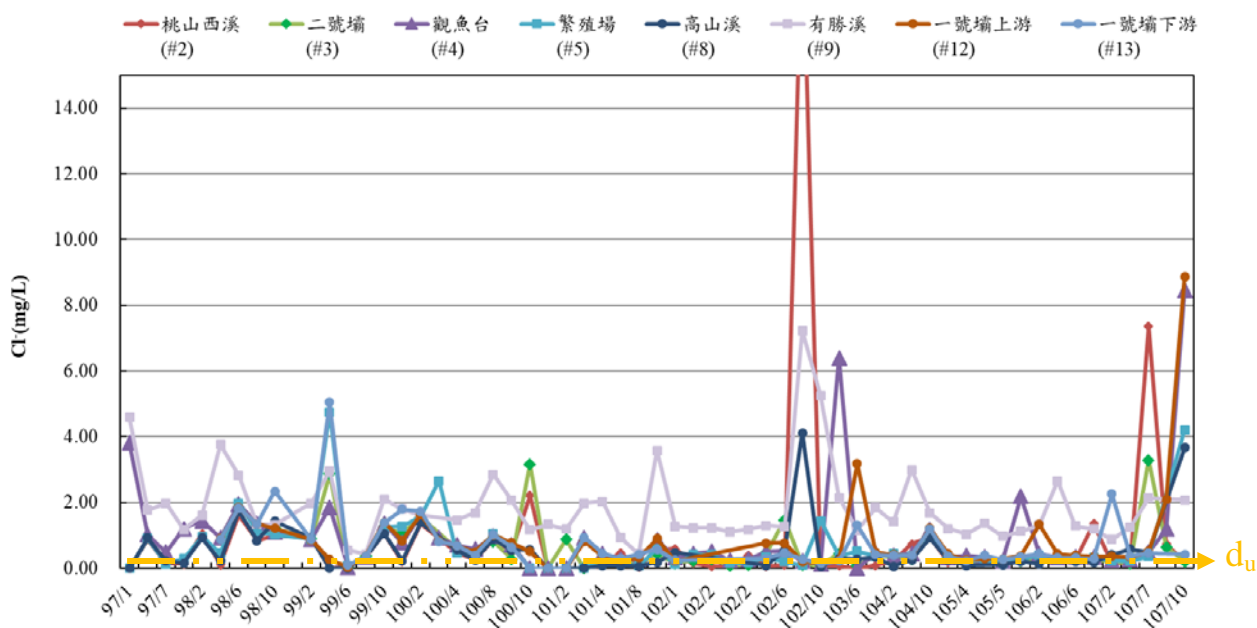
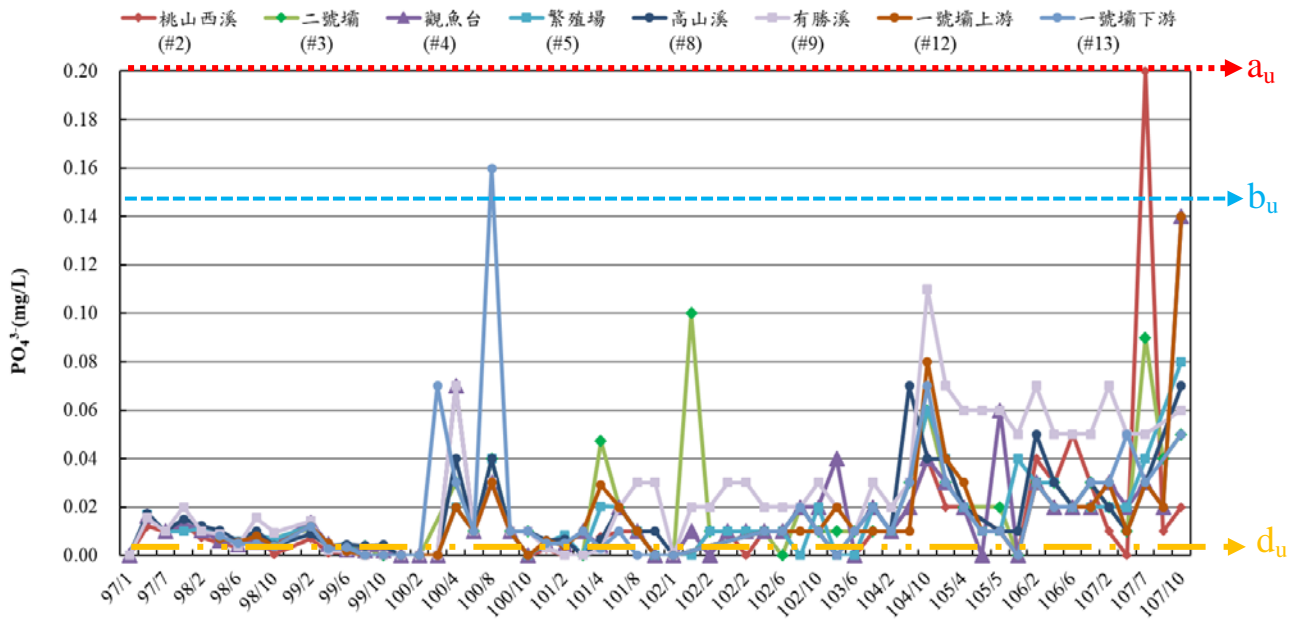


圖 4-17 武陵地區溪流 SO_4^{2-} 值變化
(資料來源：本研究資料)



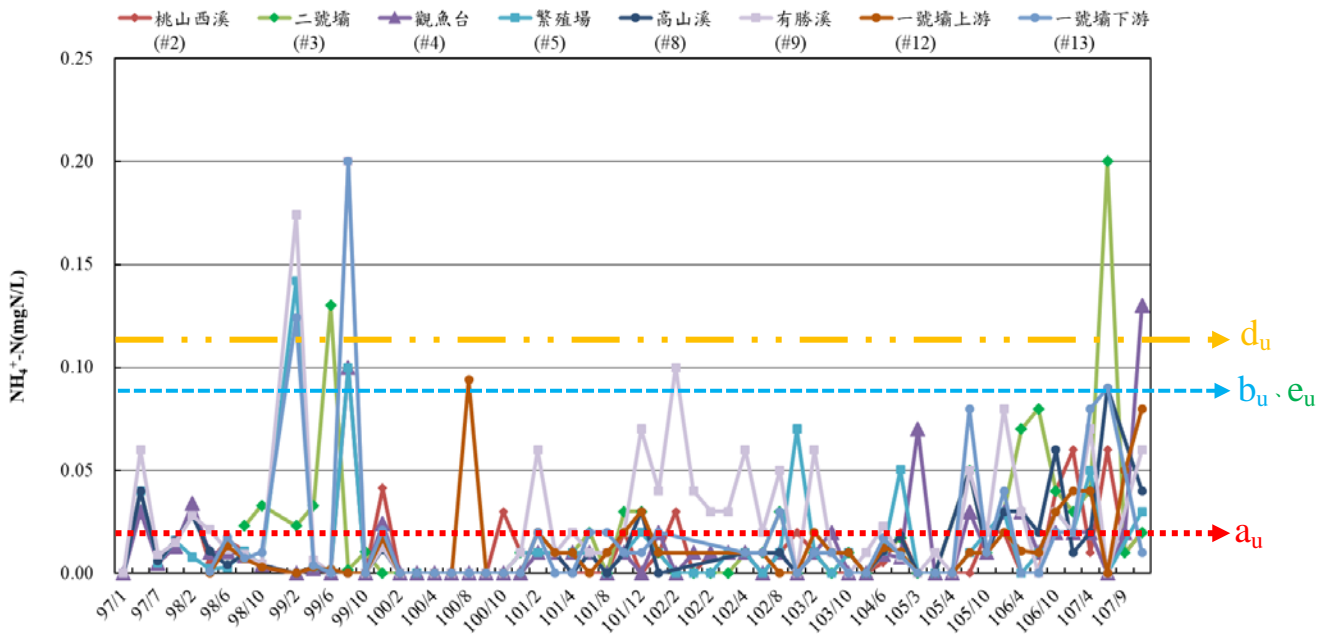
d_u ：陳弘成(1998)建議鮭魚生存氯鹽濃度上限(0.01 mg/L)

圖 4-18 武陵地區溪流 Cl^- 值變化
(資料來源：本研究資料)



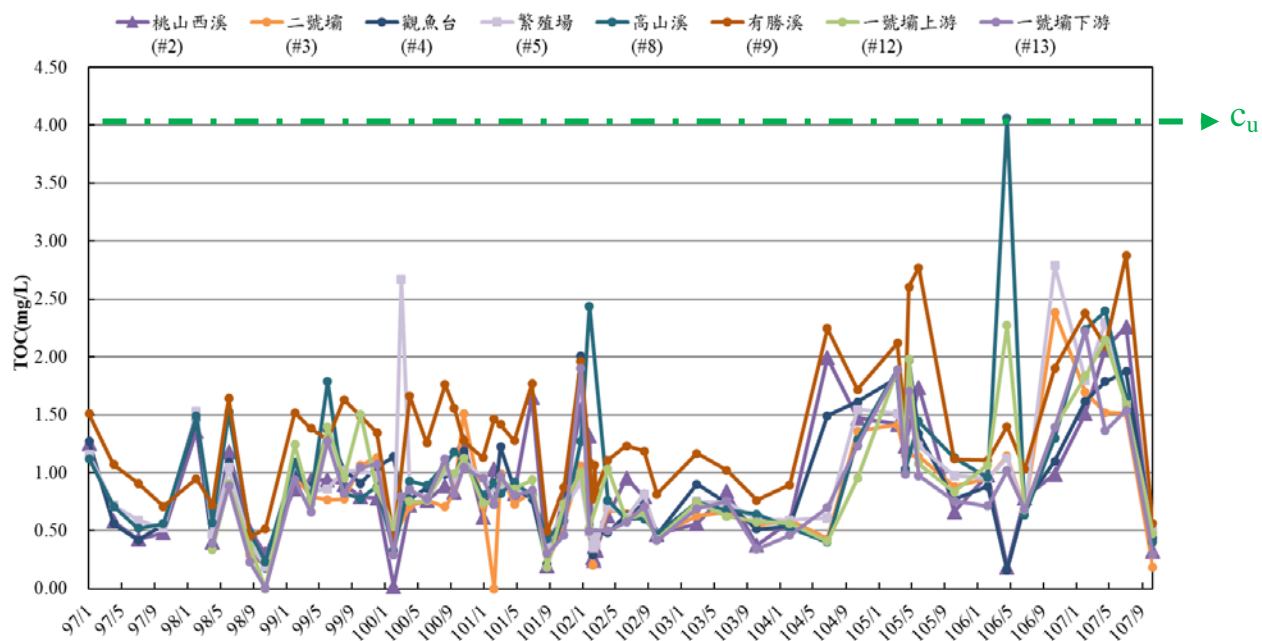
a_u : 歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準磷酸鹽濃度上限(0.2 mg/L)
 b_u : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準磷酸鹽濃度上限(0.15 mg/L)
 d_u : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存磷酸鹽濃度上限(0.01 mg/L)
 e_u : 地面水體分類及水質標準磷酸鹽上限(0.02 mg/L)

圖 4-19 武陵地區溪流 PO_4^{3-} 值變化
(資料來源：本研究資料)



a_u : 歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準氨氮濃度上限(0.03 mg/L)
 b_u : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準氨氮濃度上限(0.1mg/L)
 d_u : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存氨氮濃度上限(0.125 mg/L)
 e_u : 地面水體分類及水質標準氨氮濃度上限(0.1mg/L)

圖 4-20 武陵地區溪流 NH_4^+-N 值變化
(資料來源：本研究資料)



C_u : 飲用水水源水質標準總有機碳濃度上限(4 mg/L)

圖 4-21 武陵地區溪流 TOC 值變化
(資料來源：本研究資料)

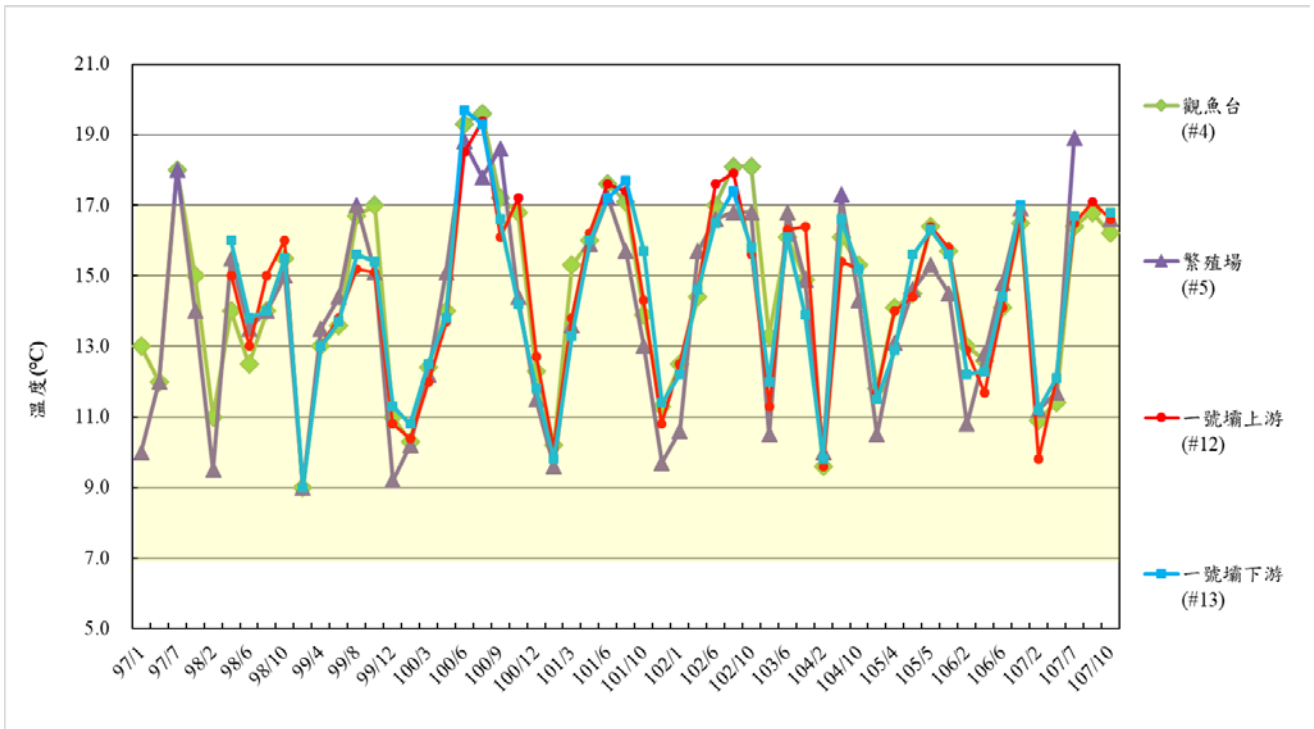


圖 4-22 一號壩壩體改善溫度值變化
(資料來源：本研究資料)

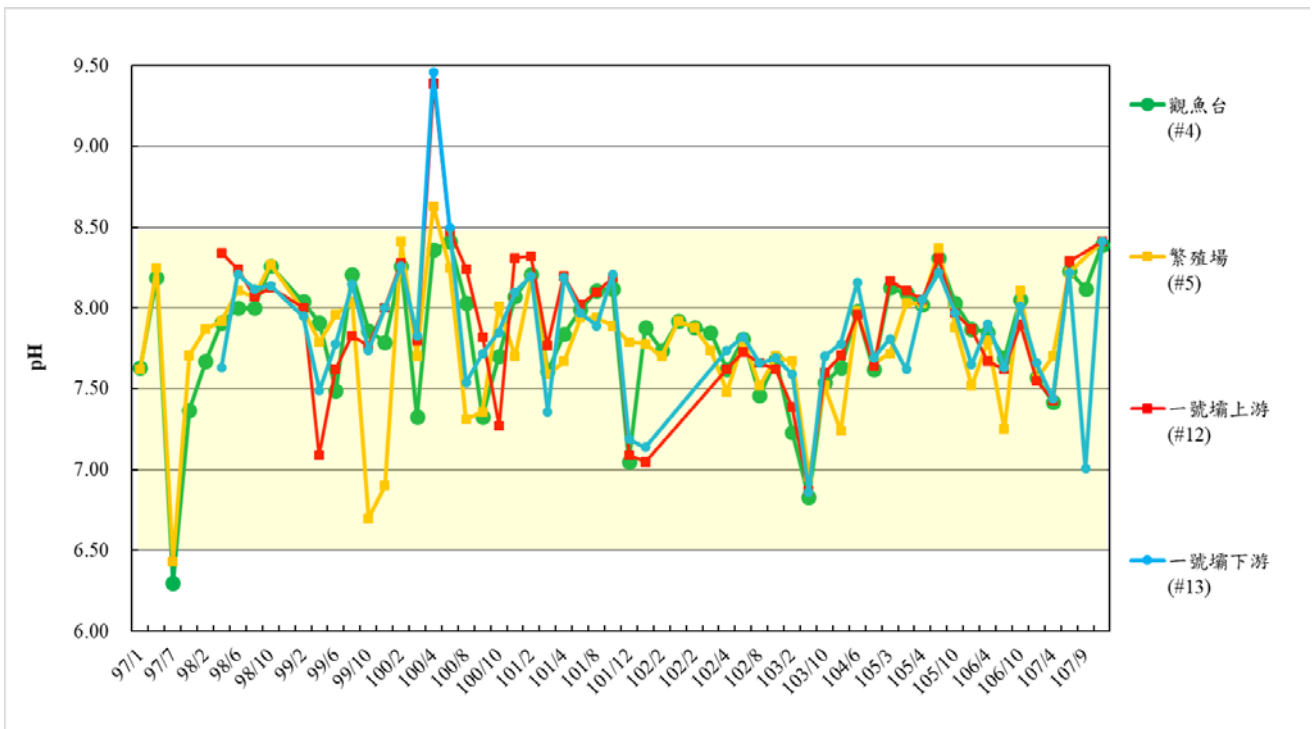


圖 4-23 一號壩壩體改善 pH 值變化
(資料來源：本研究資料)

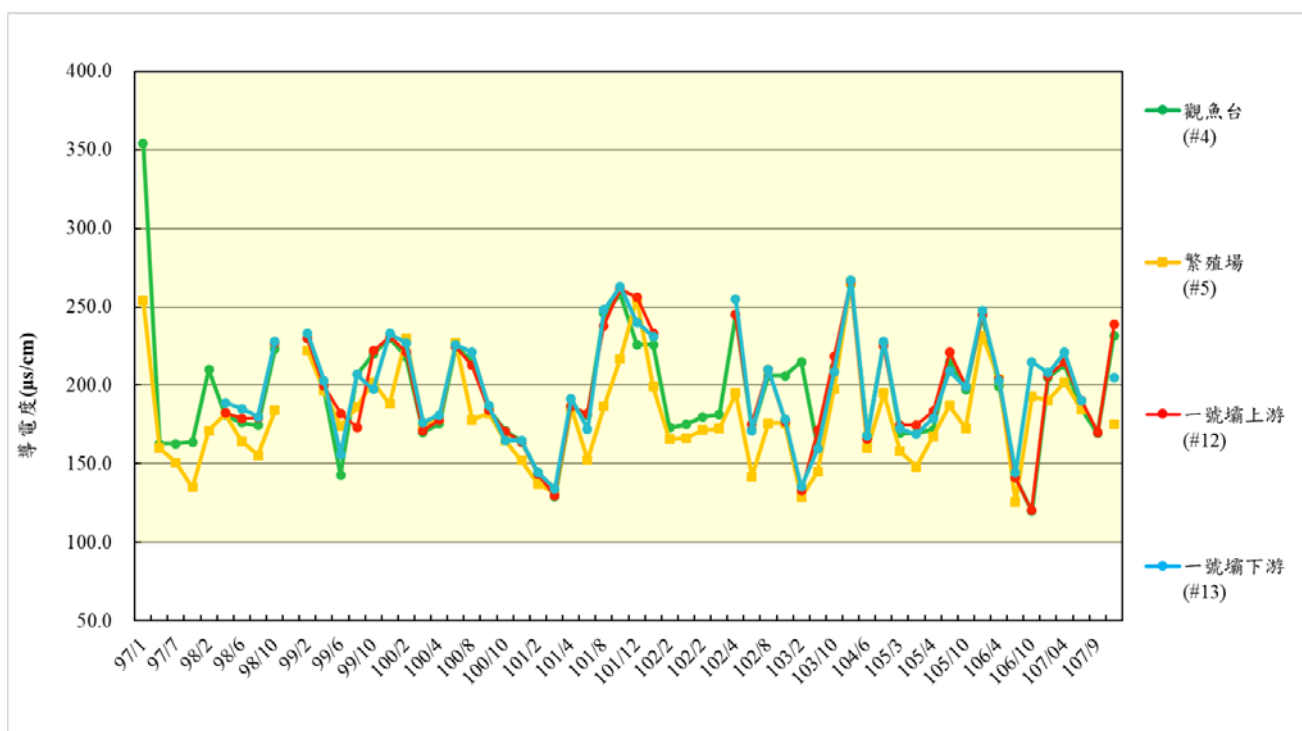


圖 4-24 一號壩壩體改善導電度值變化
(資料來源：本研究資料)

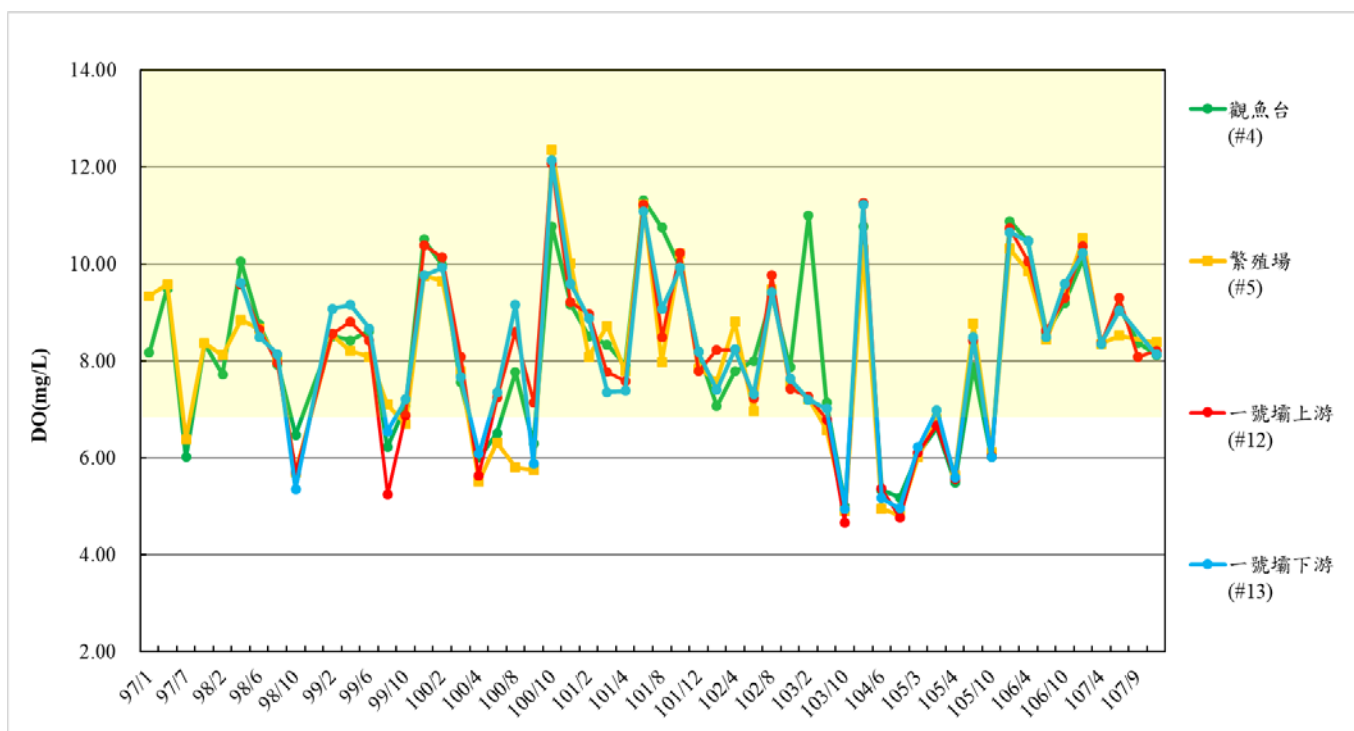


圖 4-25 一號壩壩體改善溶氧值變化
(資料來源：本研究資料)

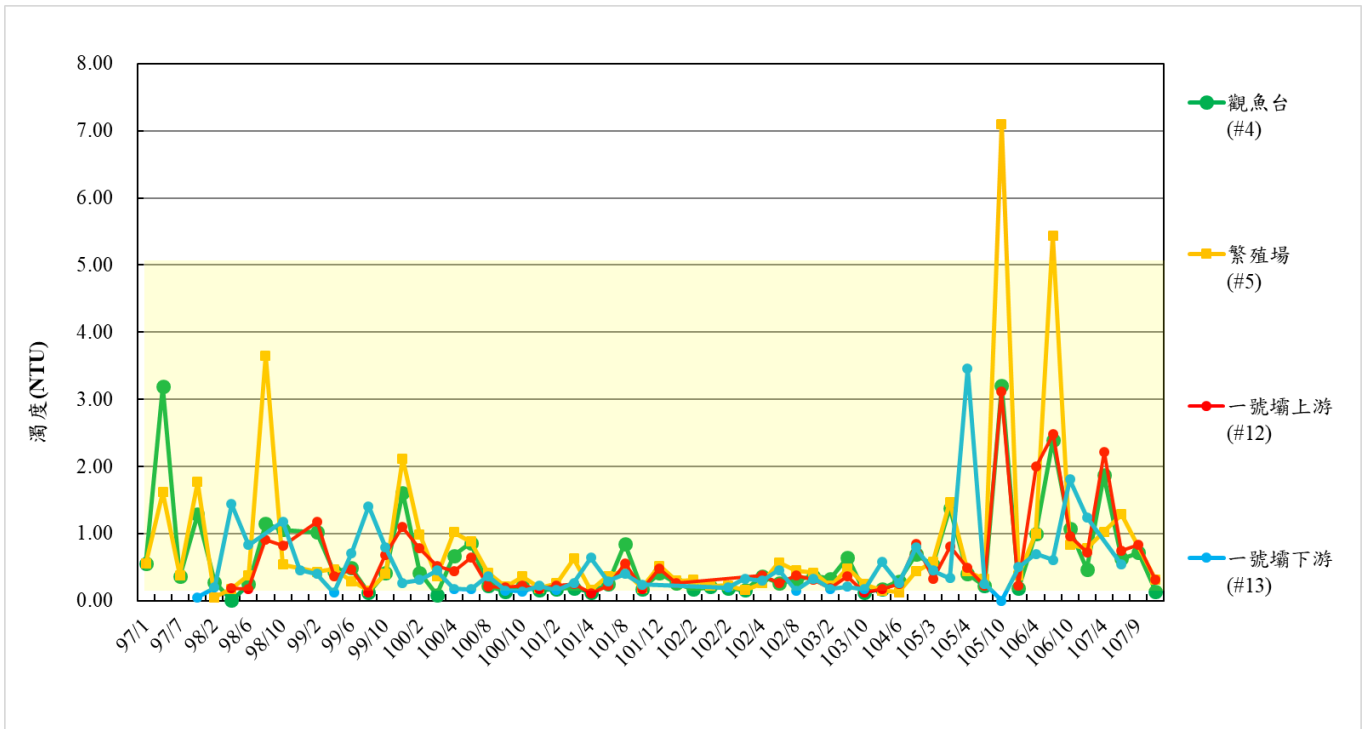


圖 4-26 一號壩壩體改善濁度值變化
(資料來源：本研究資料)

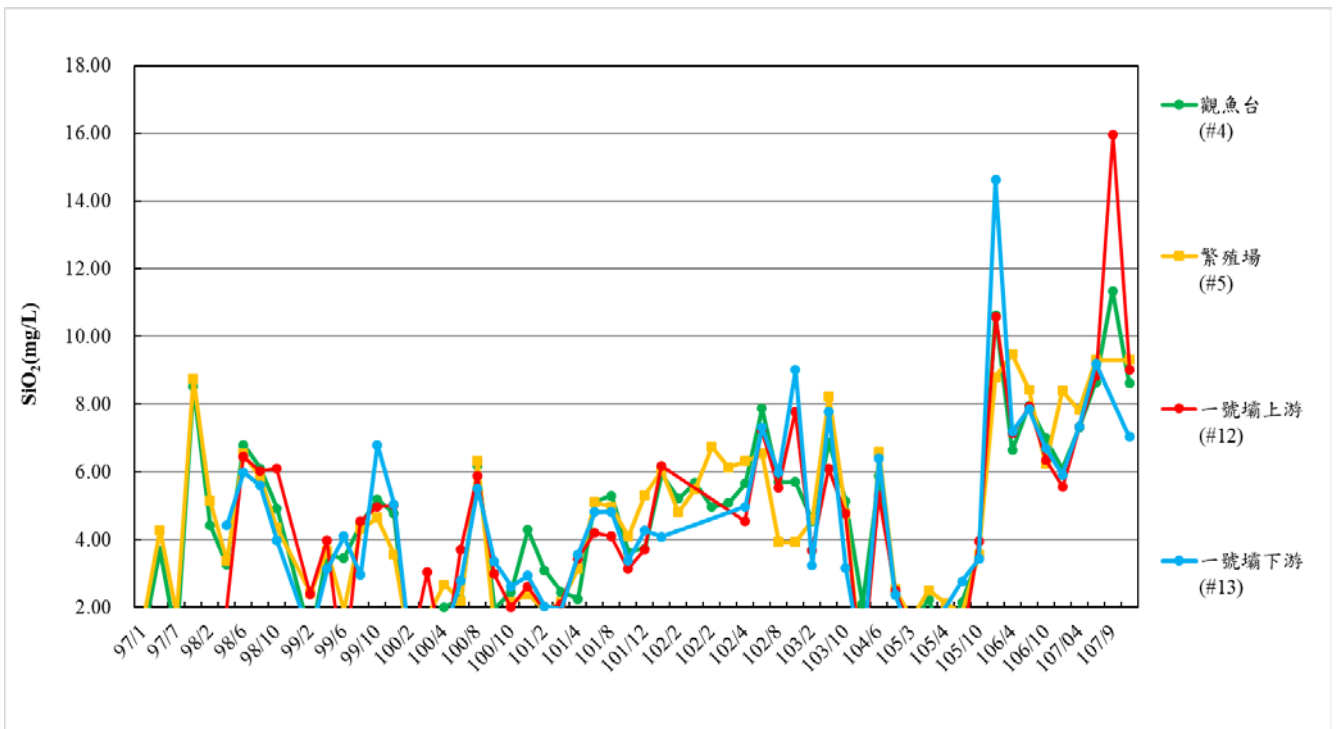


圖 4-27 一號壩壩體改善 SiO₂ 值變化
(資料來源：本研究資料)

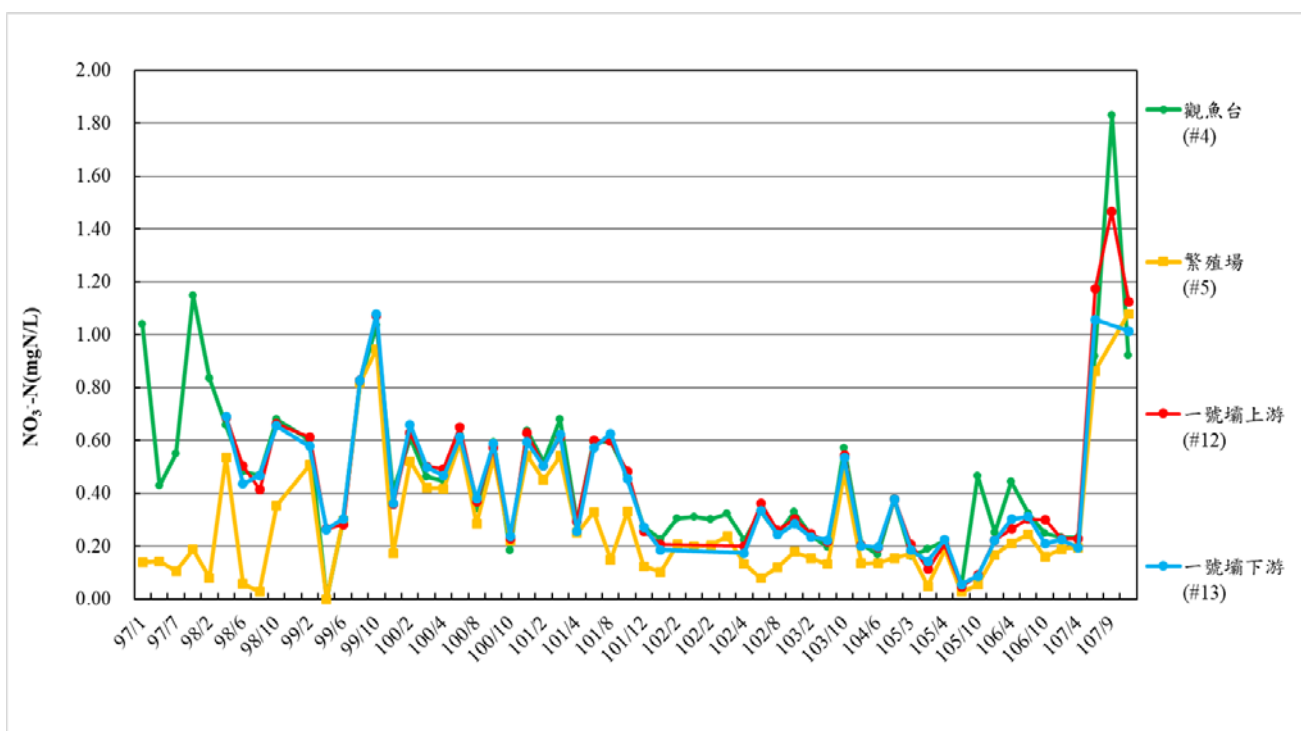


圖 4-28 一號壩壩體改善 $\text{NO}_3\text{-N}$ 值變化
(資料來源：本研究資料)

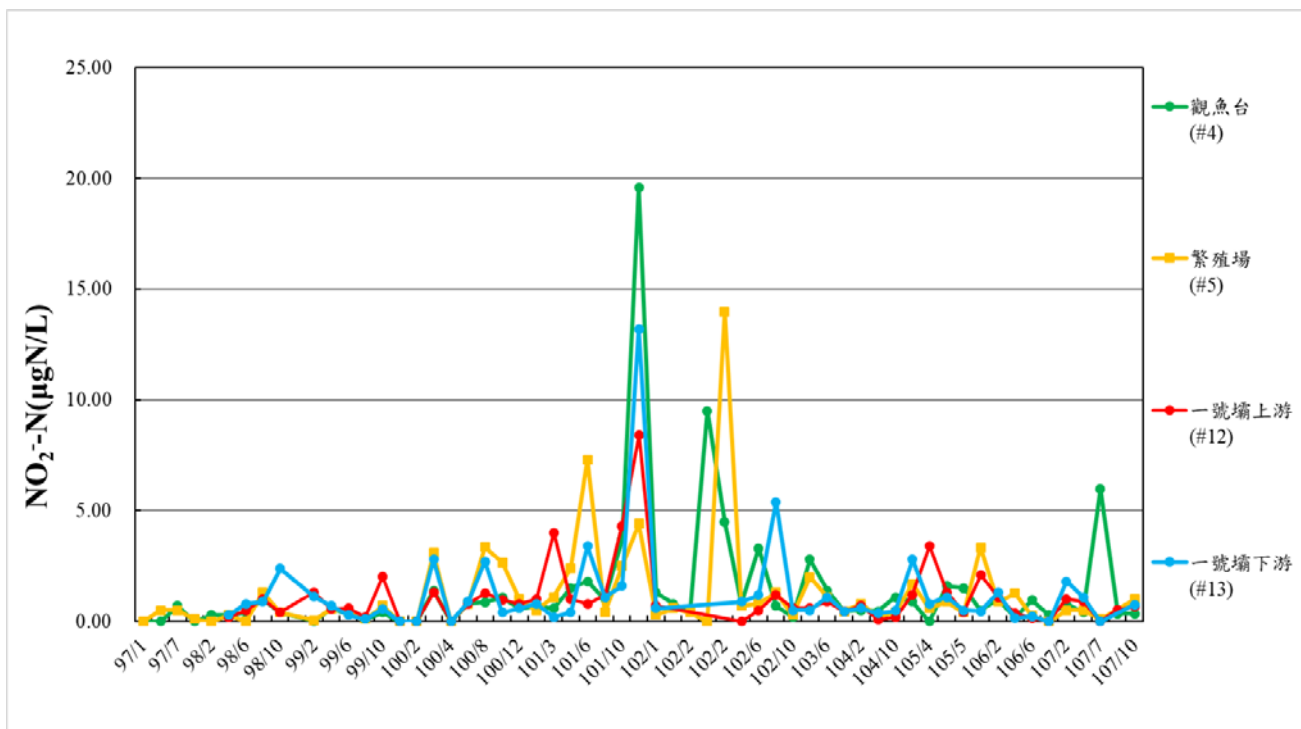


圖 4-29 一號壩壩體改善 $\text{NO}_2\text{-N}$ 值變化
(資料來源：本研究資料)

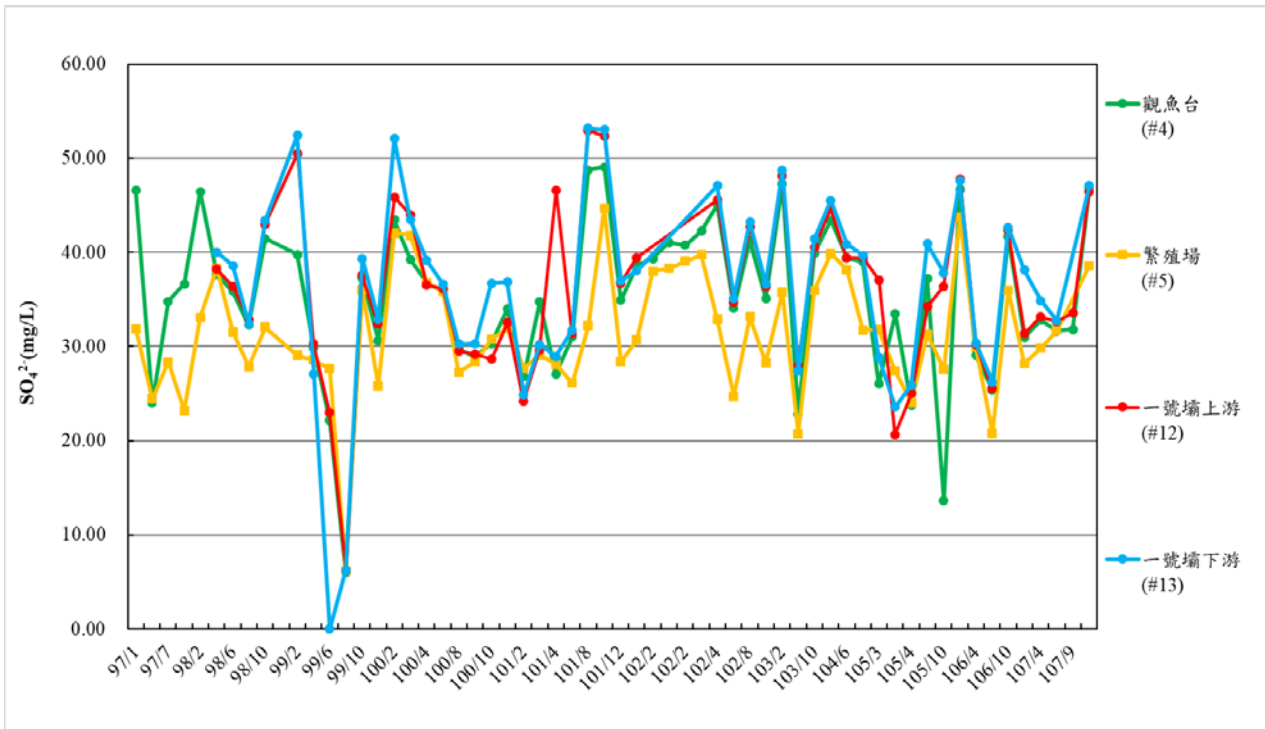


圖 4-30 一號壩壩體改善 SO_4^{2-} 值變化
(資料來源：本研究資料)

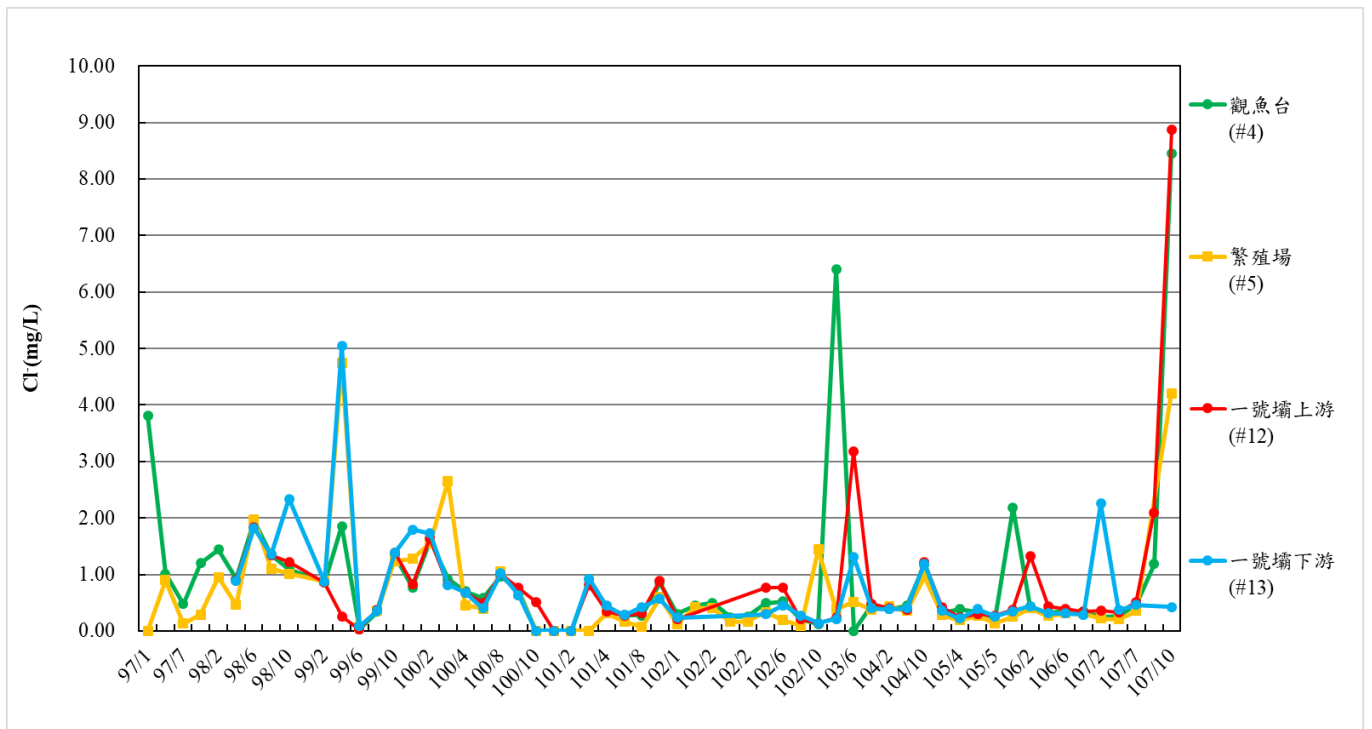


圖 4-31 一號壩壩體改善 Cl^- 值變化
(資料來源：本研究資料)

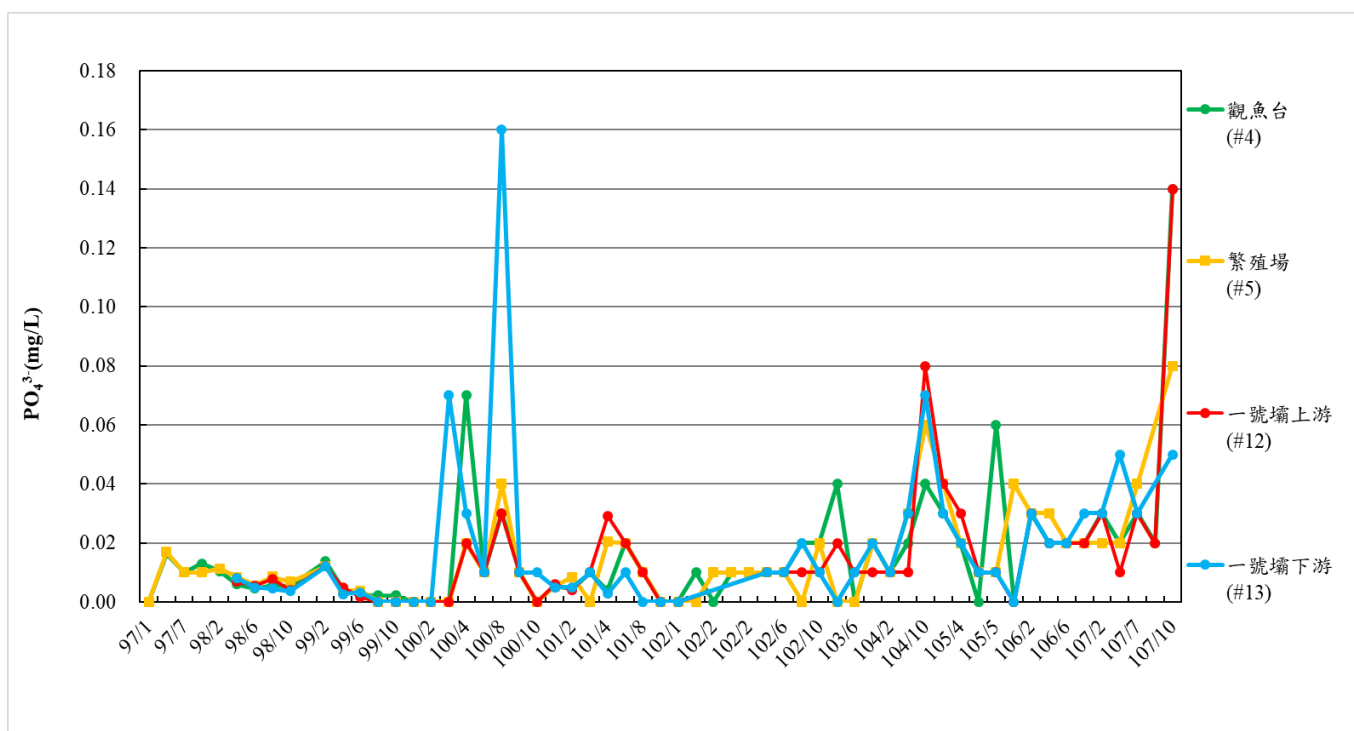


圖 4-32 一號壩壩體改善 PO₄³⁻ 值變化
(資料來源：本研究資料)

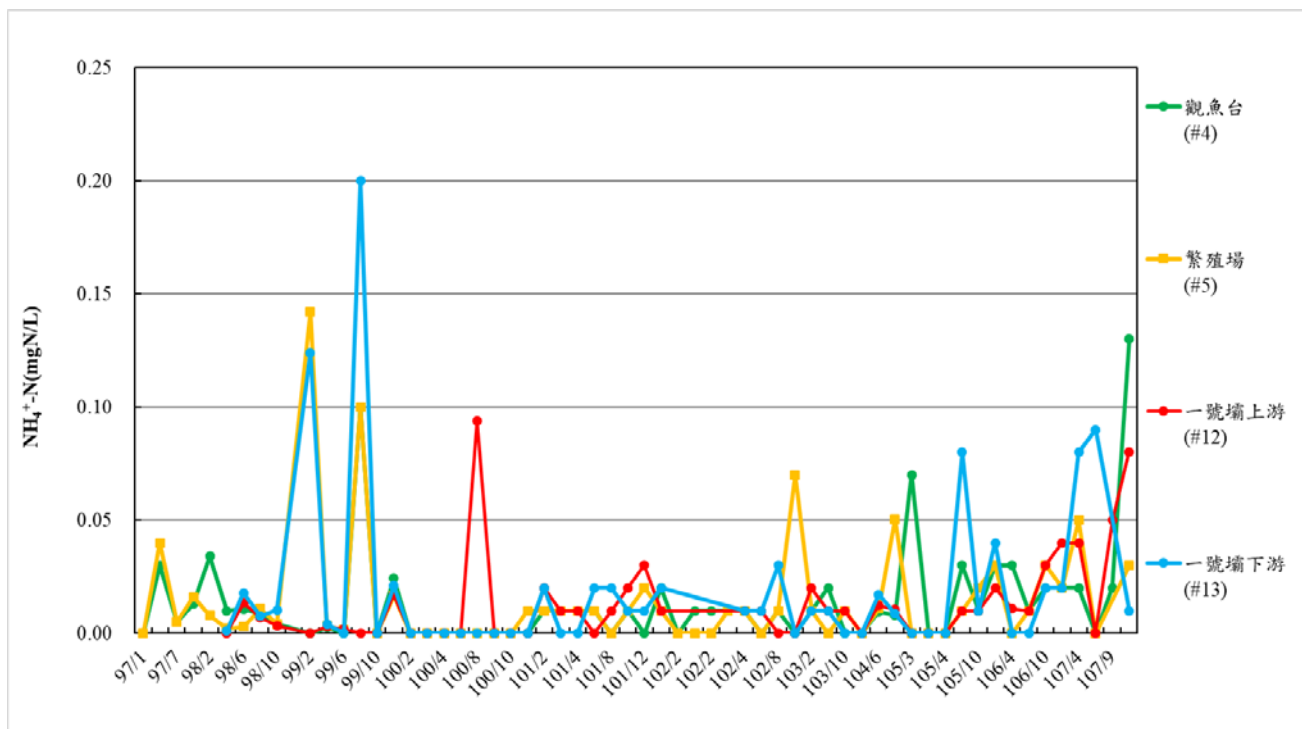


圖 4-33 一號壩壩體改善 NH₄⁺-N 值變化
(資料來源：本研究資料)

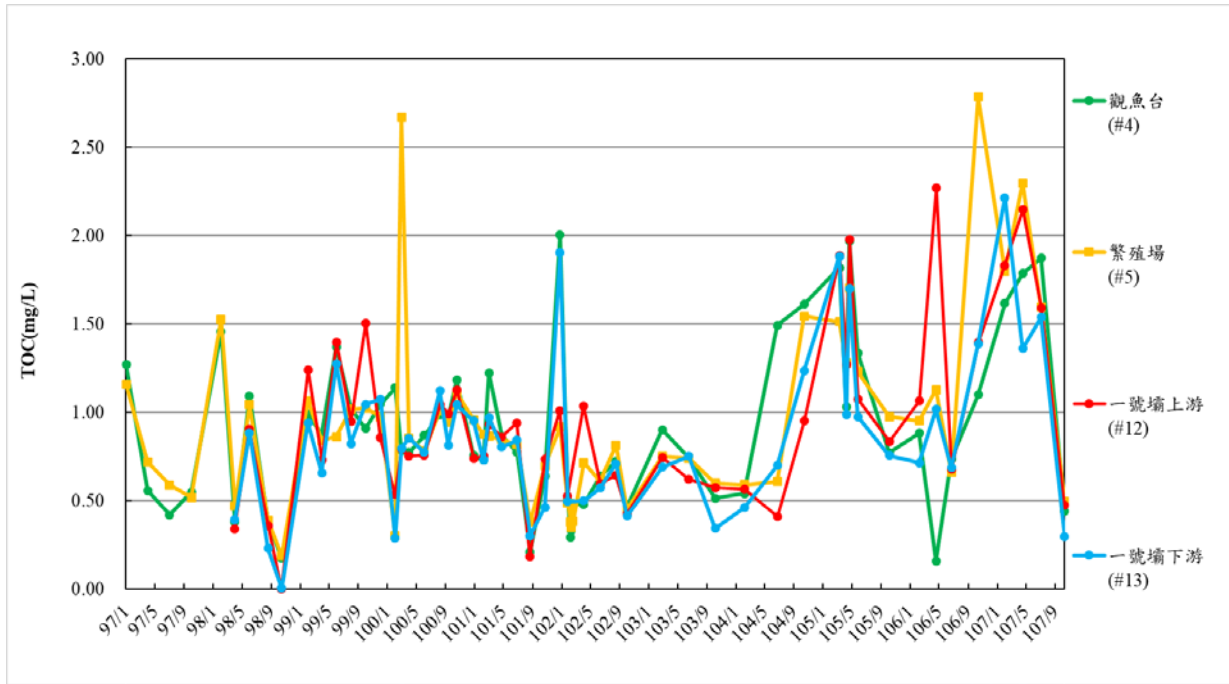


圖 4-34 一號壩壩體改善 TOC 值變化
(資料來源：本研究資料)

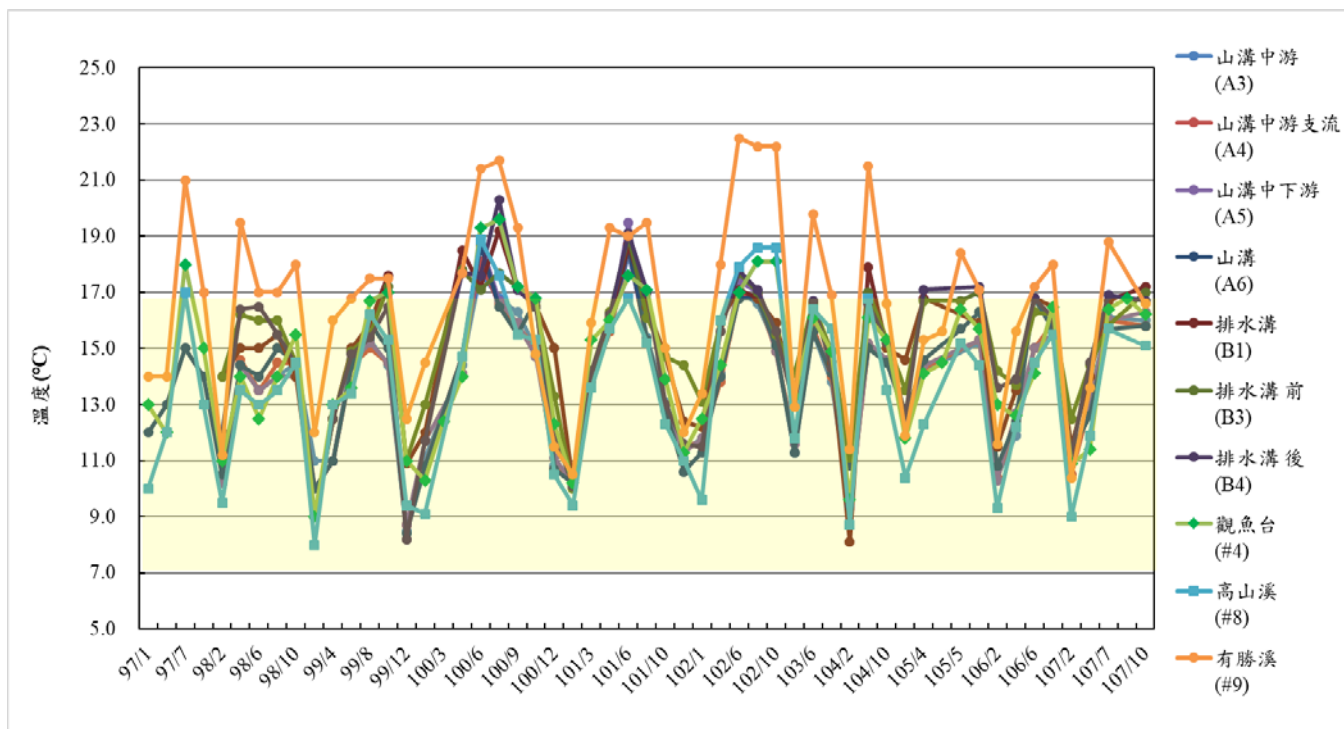


圖 4-35 山溝與七家灣溪測站之溫度值比較
(資料來源：本研究資料)

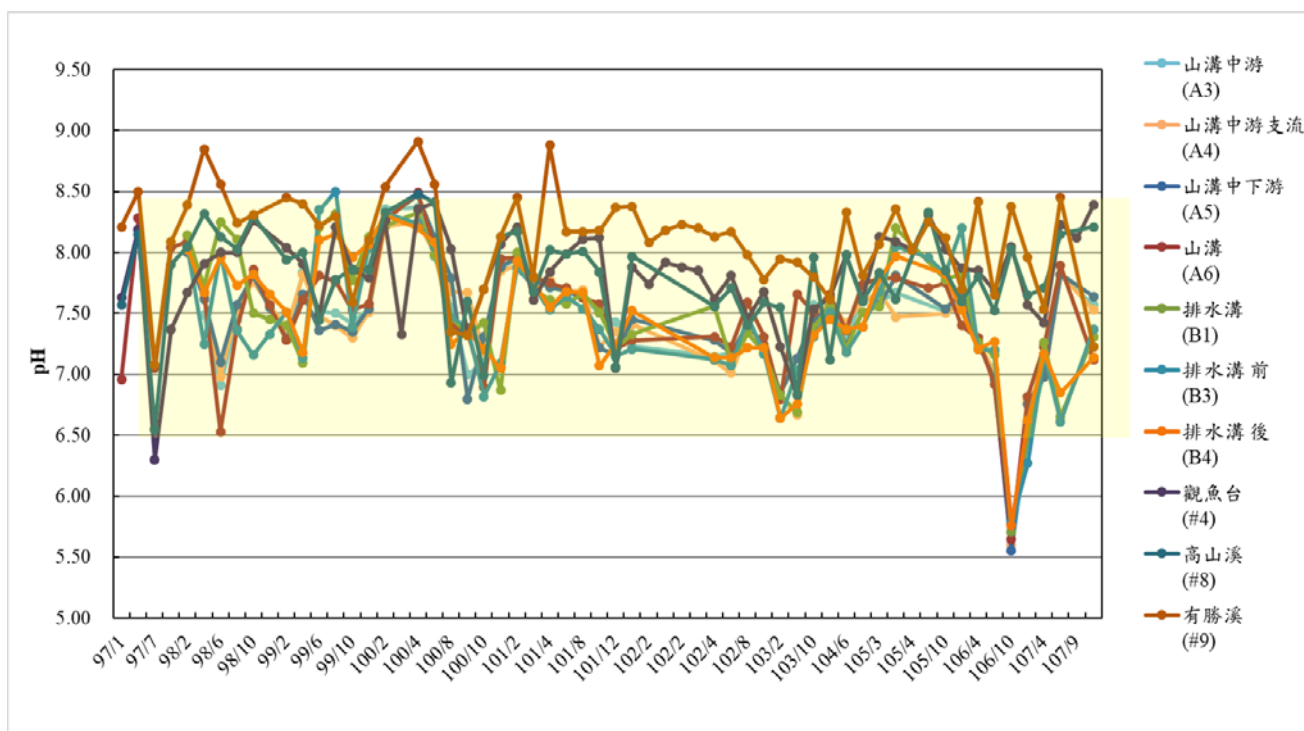


圖 4-36 山溝與七家灣溪測站之 pH 值比較
(資料來源：本研究資料)

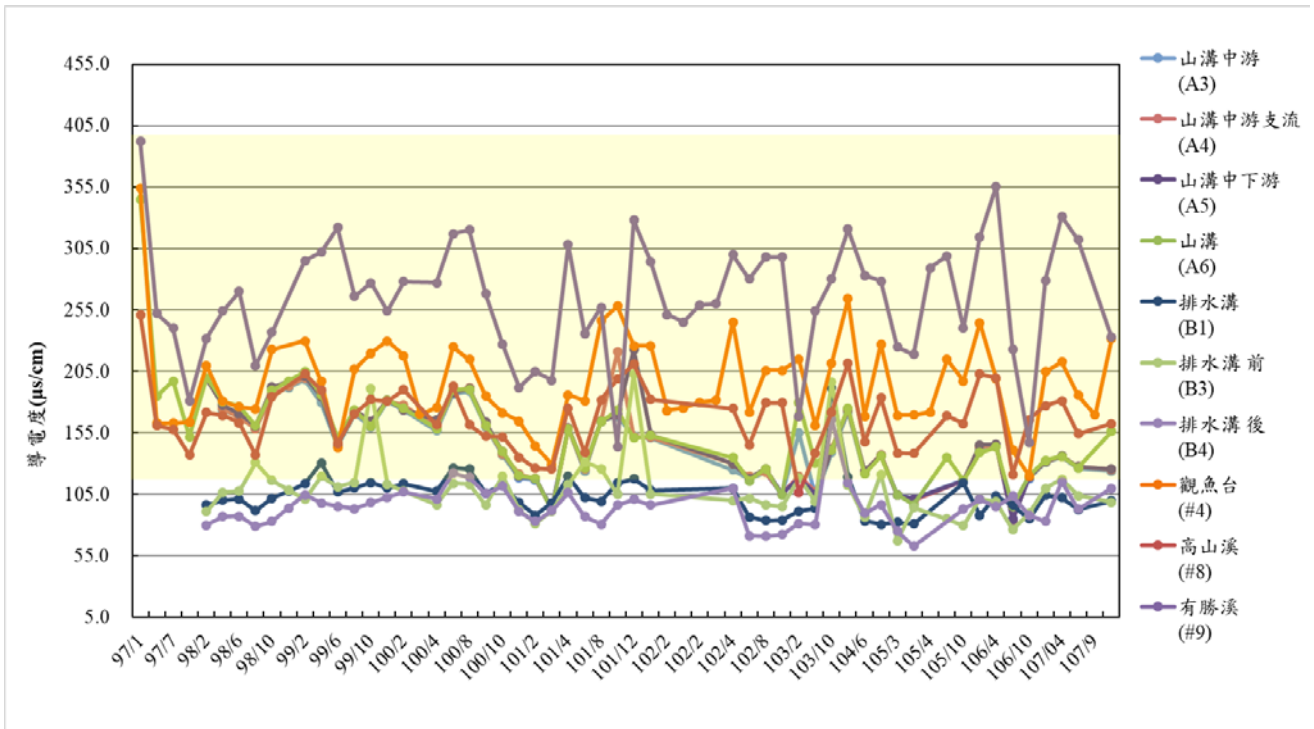


圖 4-37 山溝與七家灣溪測站之導電度值比較
(資料來源：本研究資料)

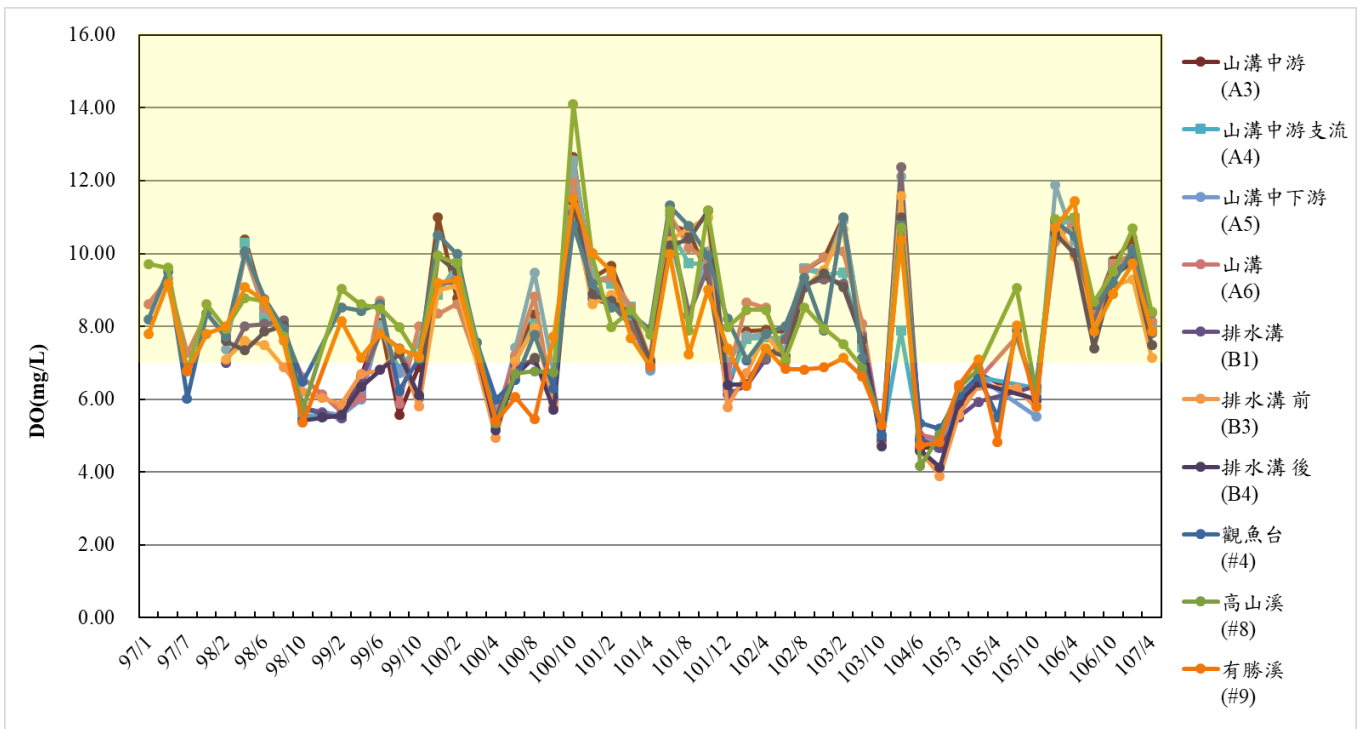


圖 4-38 山溝與七家灣溪測站之溶氧值比較
(資料來源：本研究資料)

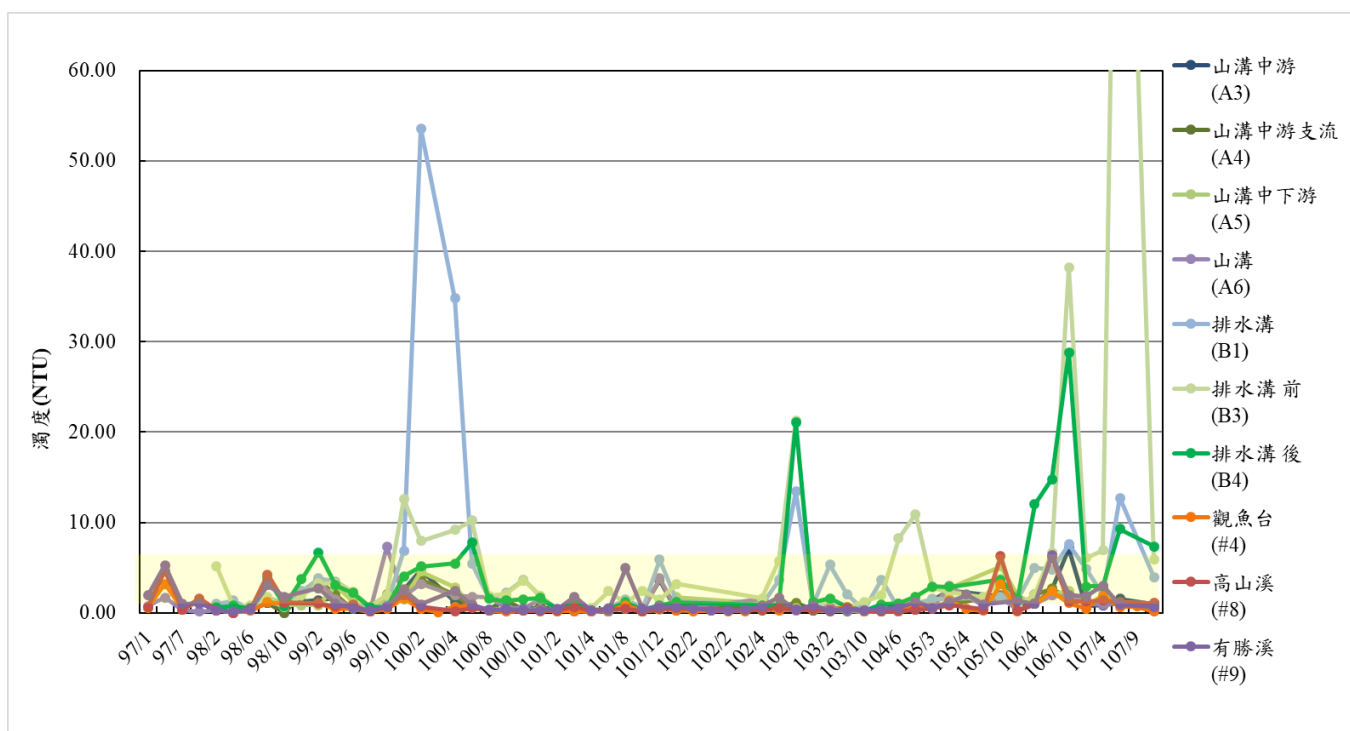


圖 4-39 山溝與七家灣溪測站之濁度值比較
(資料來源：本研究資料)

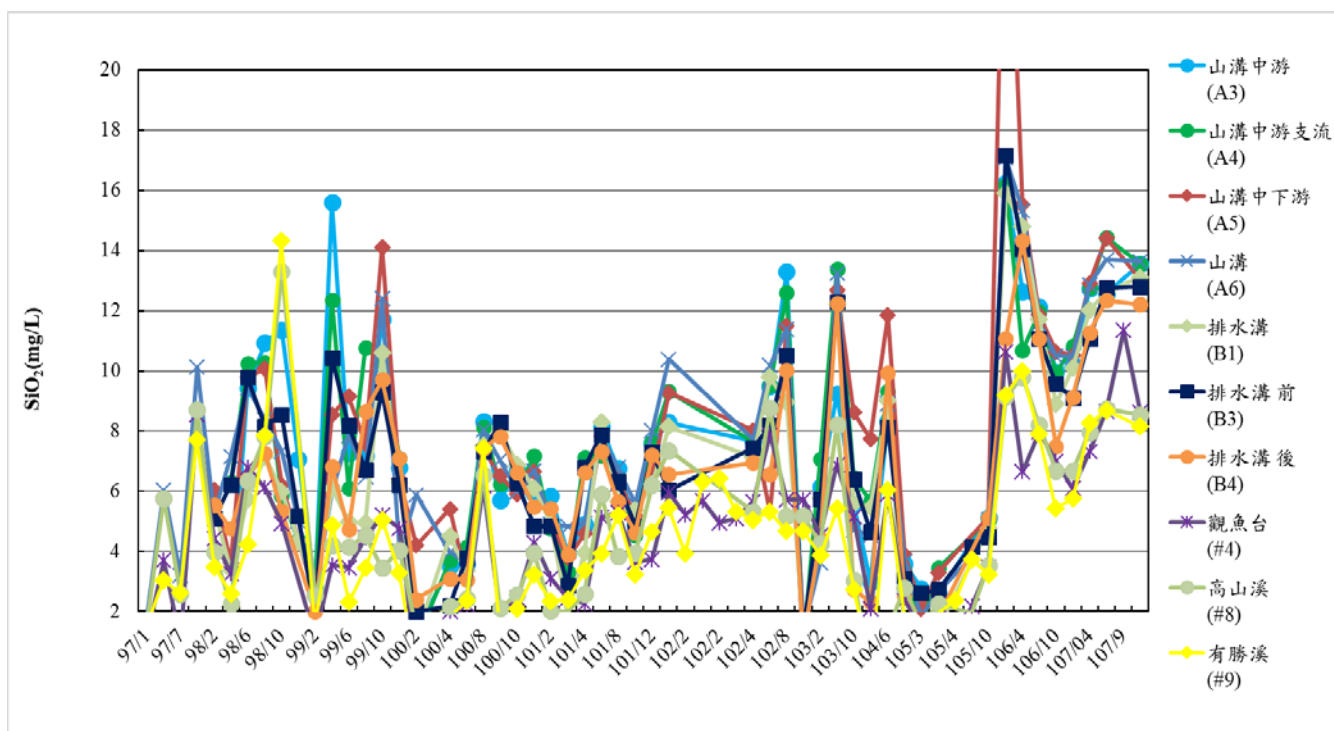


圖 4-40 山溝與七家灣溪測站之 SiO₂ 值比較
(資料來源：本研究資料)

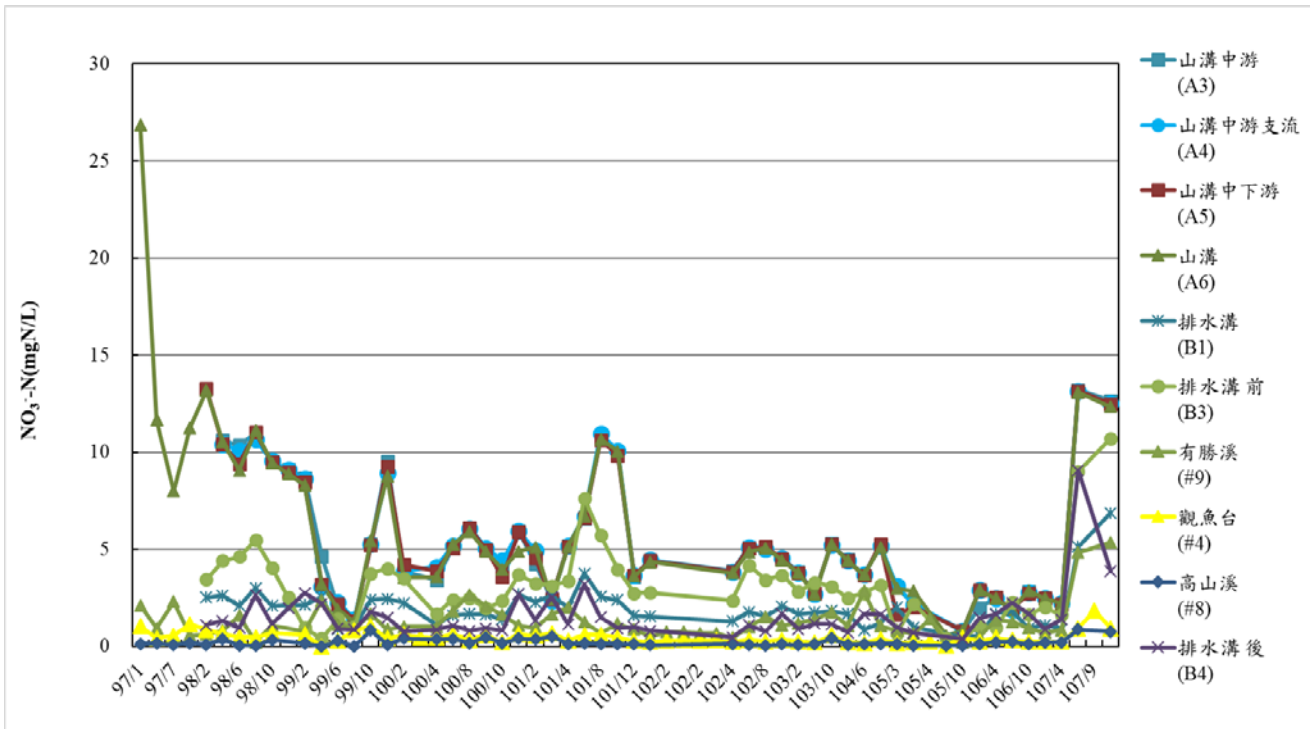


圖 4-41 山溝與七家灣溪測站之 $\text{NO}_3\text{-N}$ 值比較
(資料來源：本研究資料)

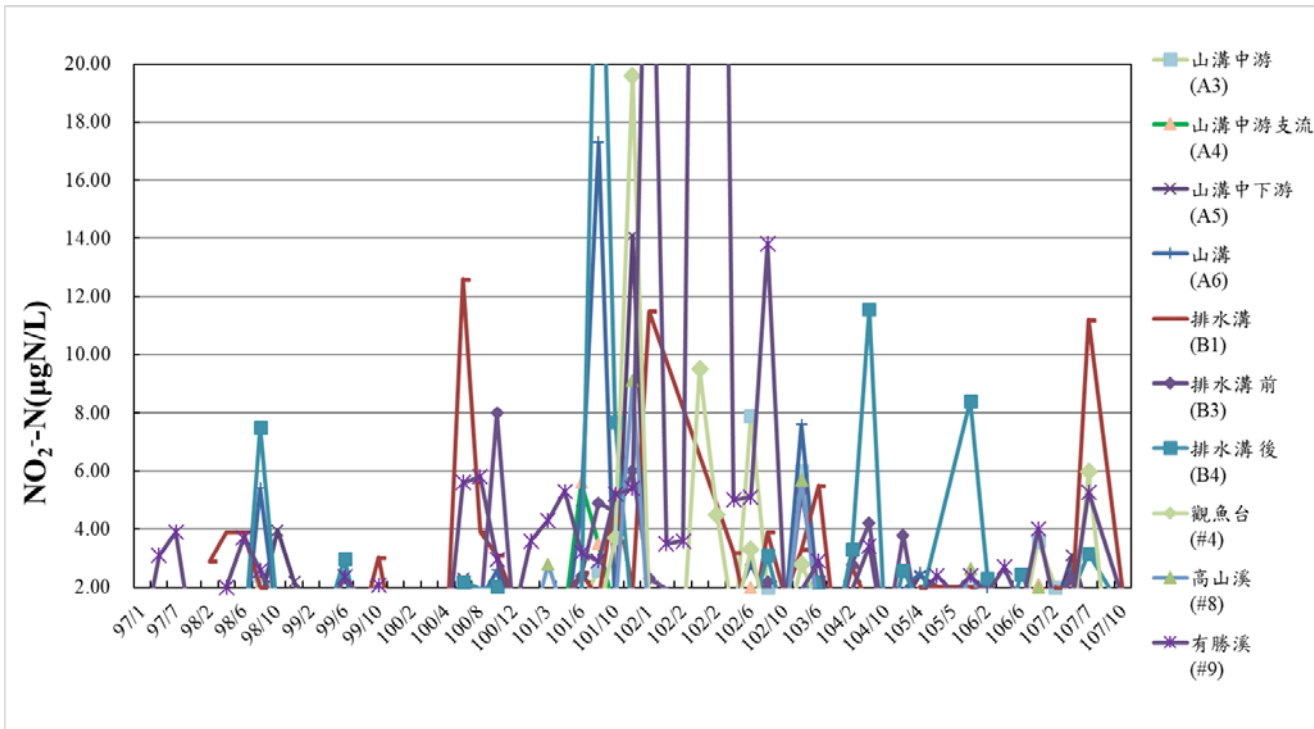


圖 4-42 山溝與七家灣溪測站之 $\text{NO}_2\text{-N}$ 值比較
(資料來源：本研究資料)

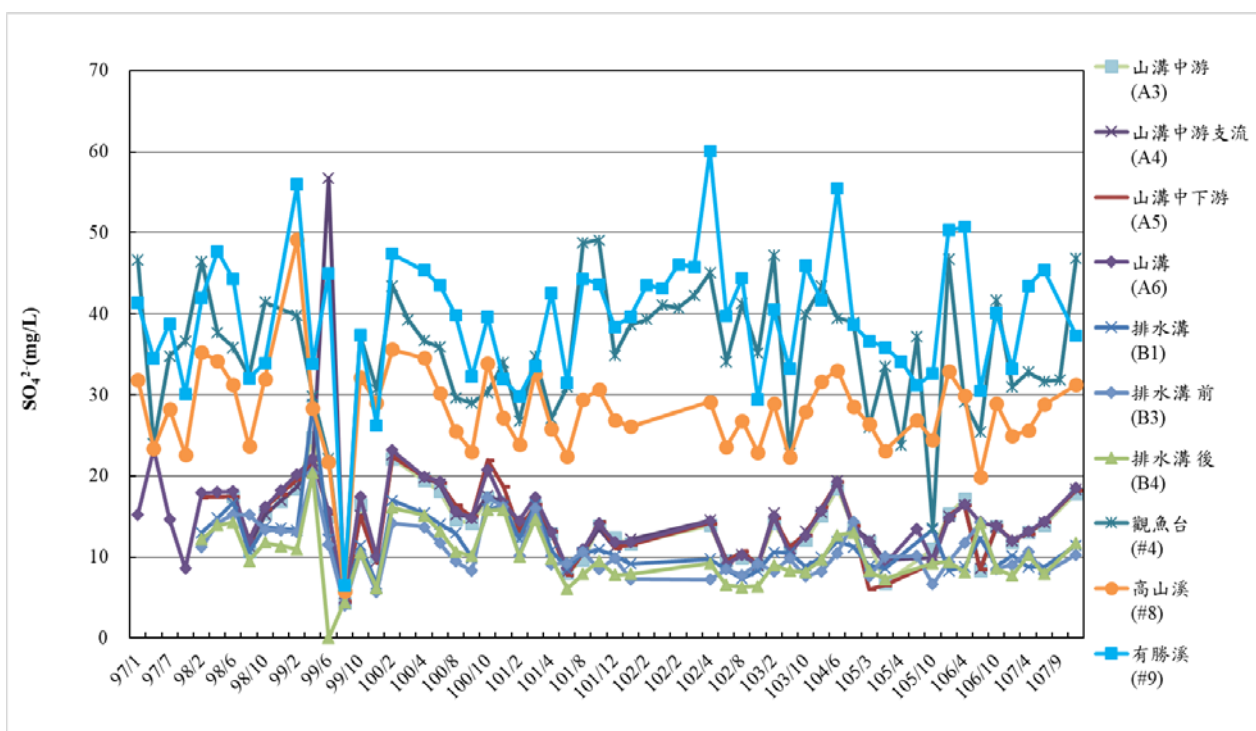


圖 4-43 山溝與七家灣溪測站之 SO_4^{2-} 值比較
(資料來源：本研究資料)

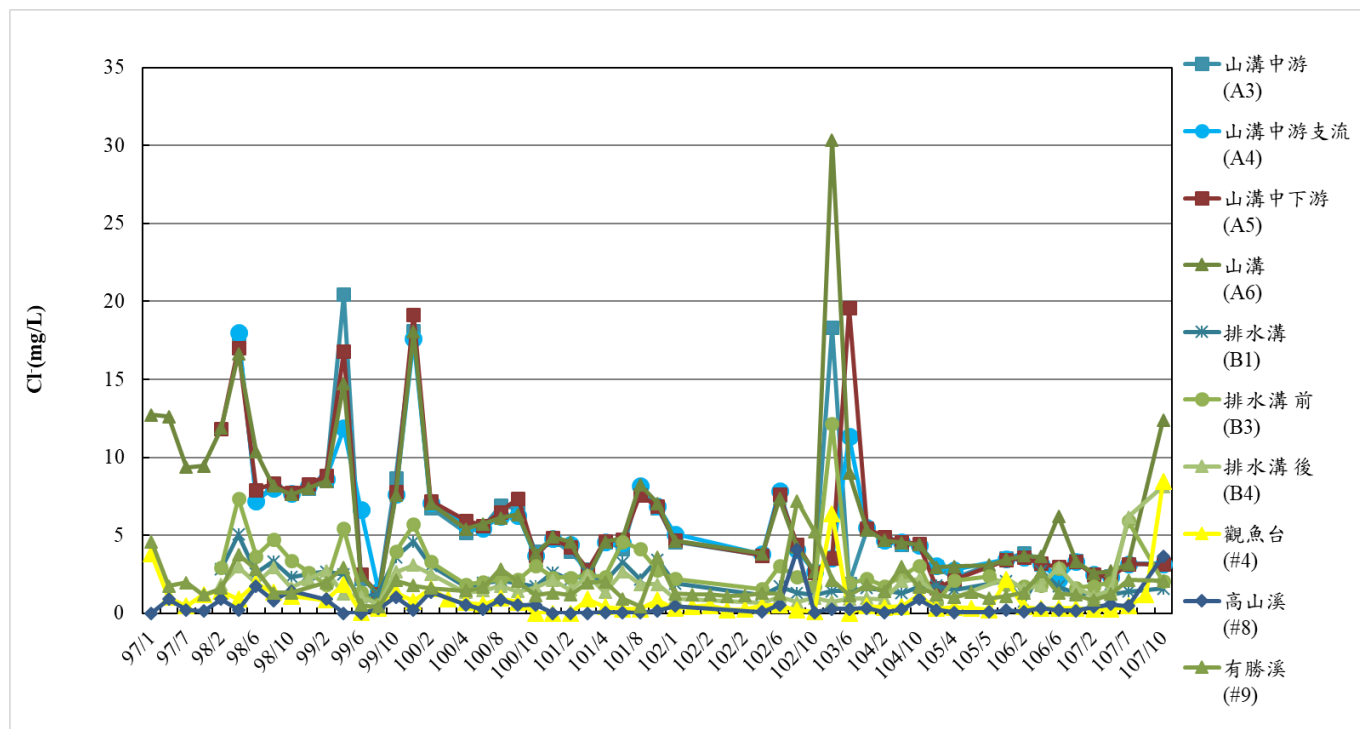


圖 4-44 山溝與七家灣溪測站之 Cl^- 值比較
(資料來源：本研究資料)

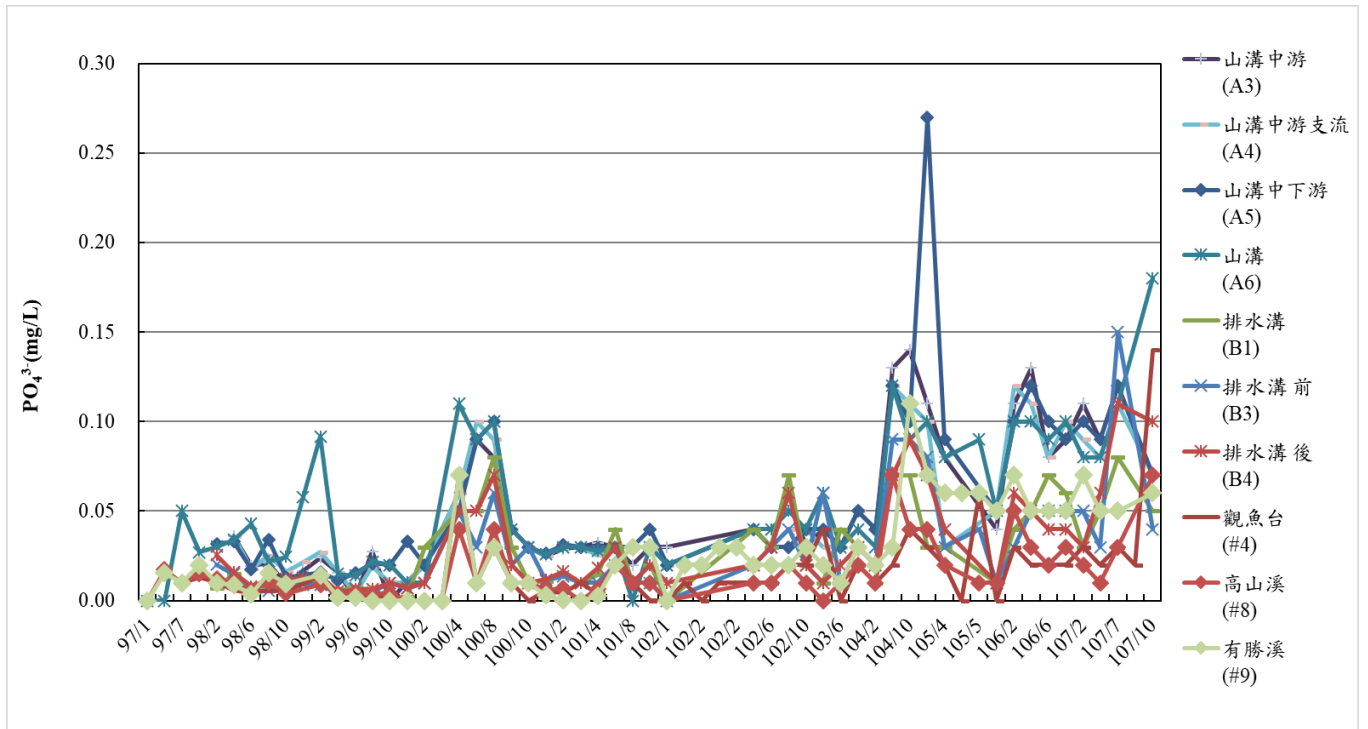


圖 4-45 山溝與七家灣溪測站之 PO_4^{3-} 值比較
(資料來源：本研究資料)

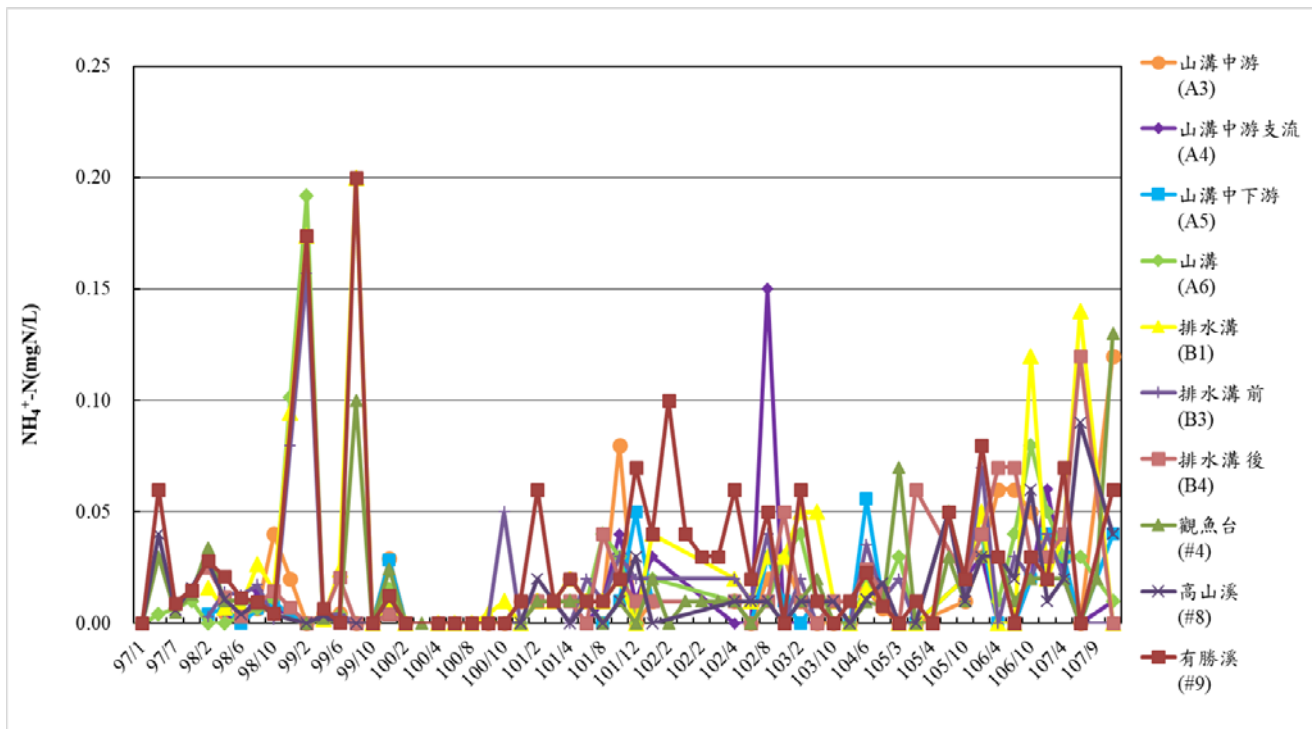


圖 4-46 山溝與七家灣溪測站之 NH_4^+-N 值比較
(資料來源：本研究資料)

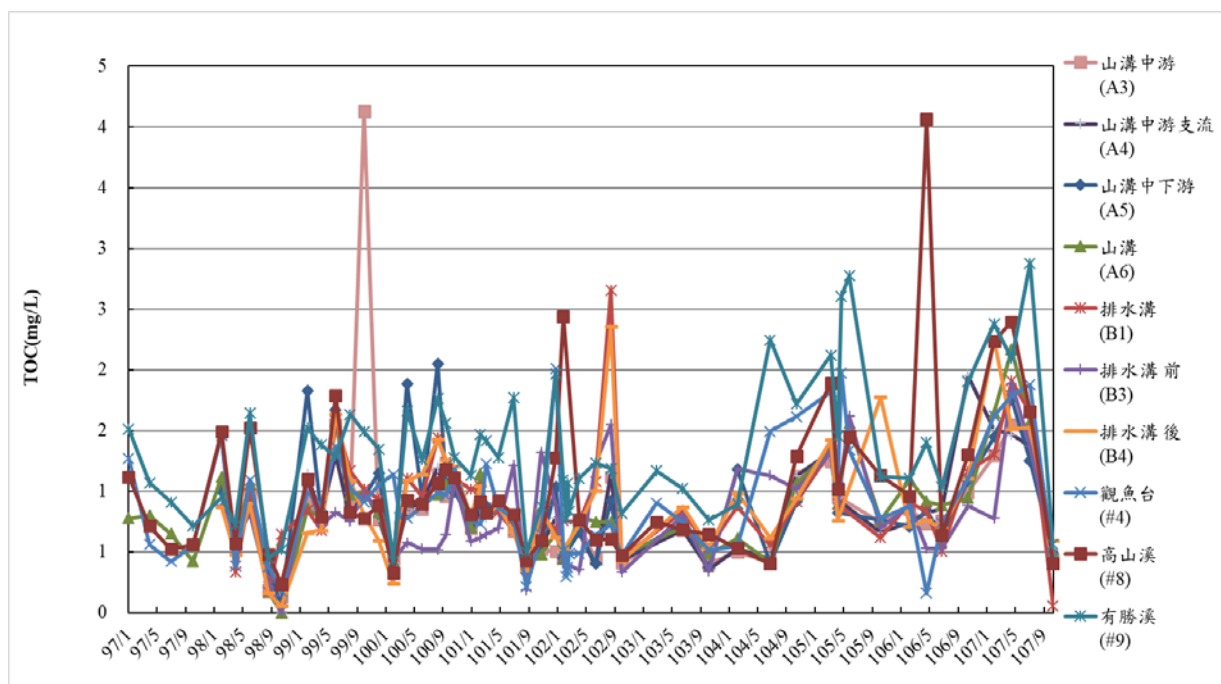


圖 4-47 山溝與七家灣溪測站之 TOC 值比較
(資料來源：本研究資料)

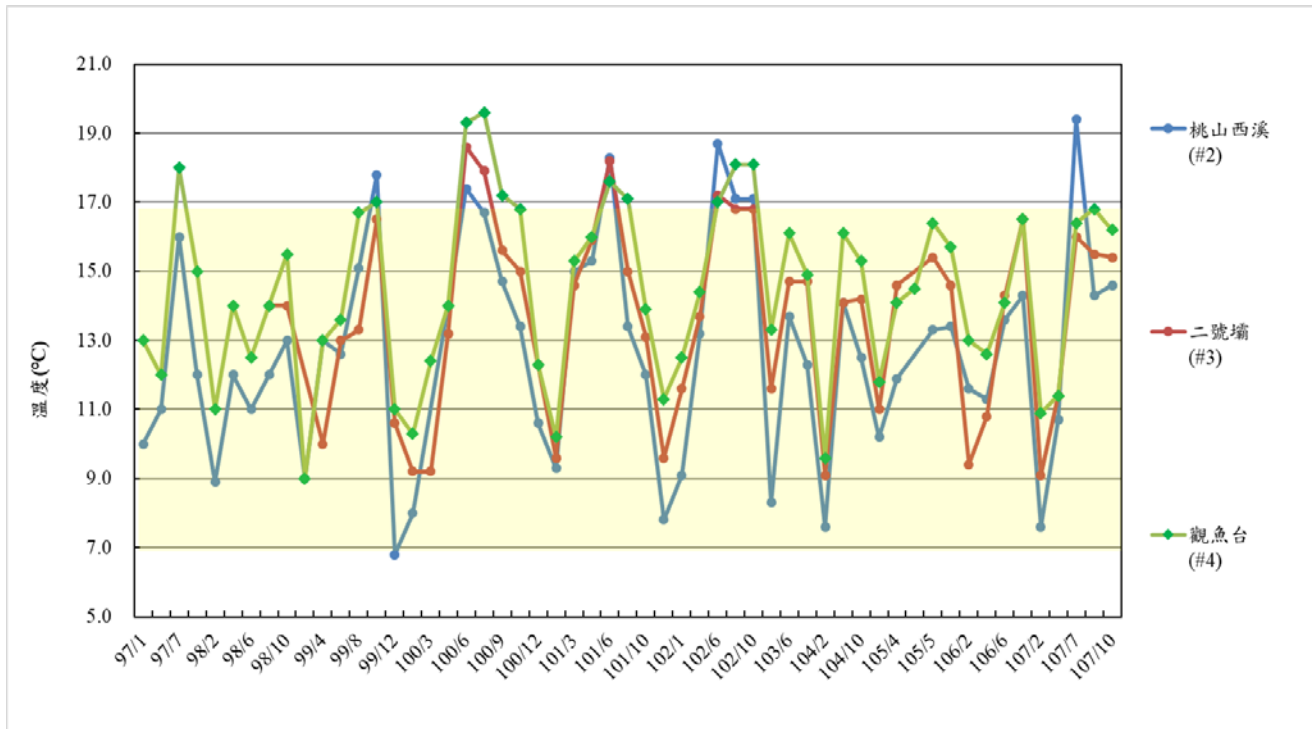


圖 4-48 8.1ha 回收農用地溫度值變化
(資料來源：本研究資料)

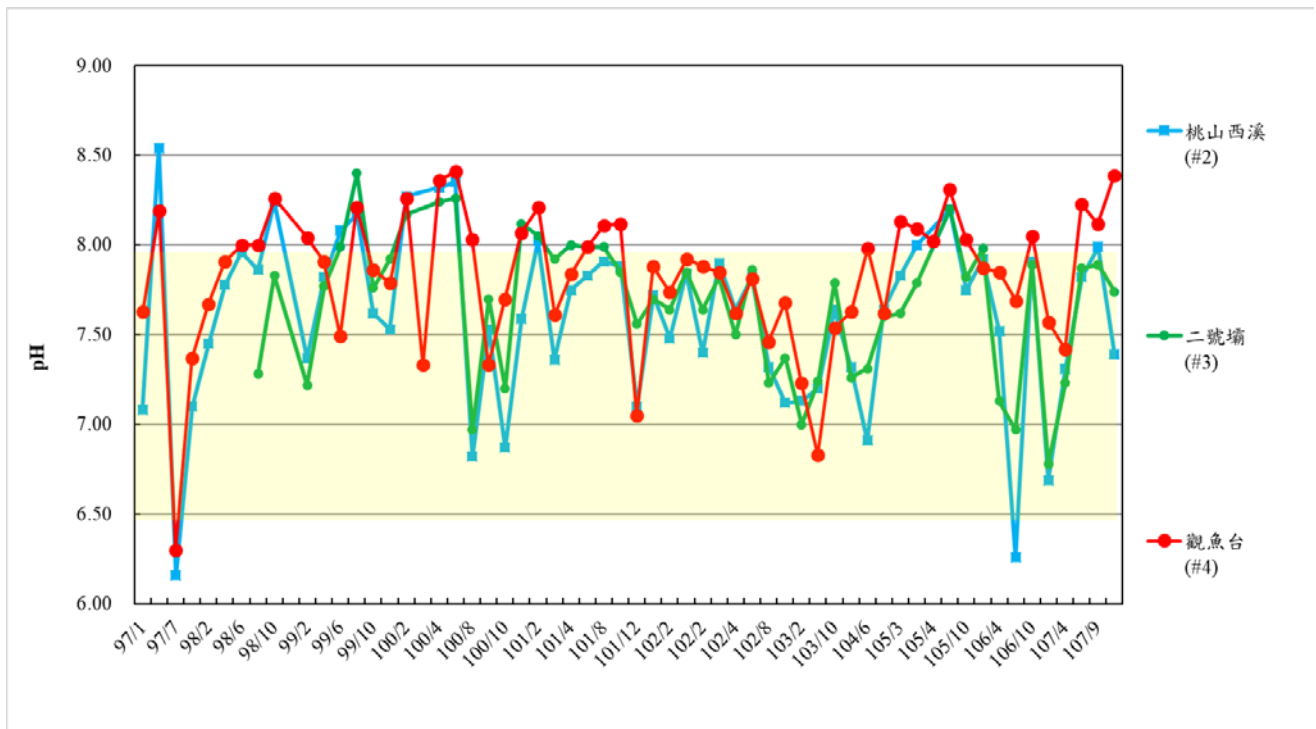


圖 4-49 8.1ha 回收農用地 pH 值變化
(資料來源：本研究資料)

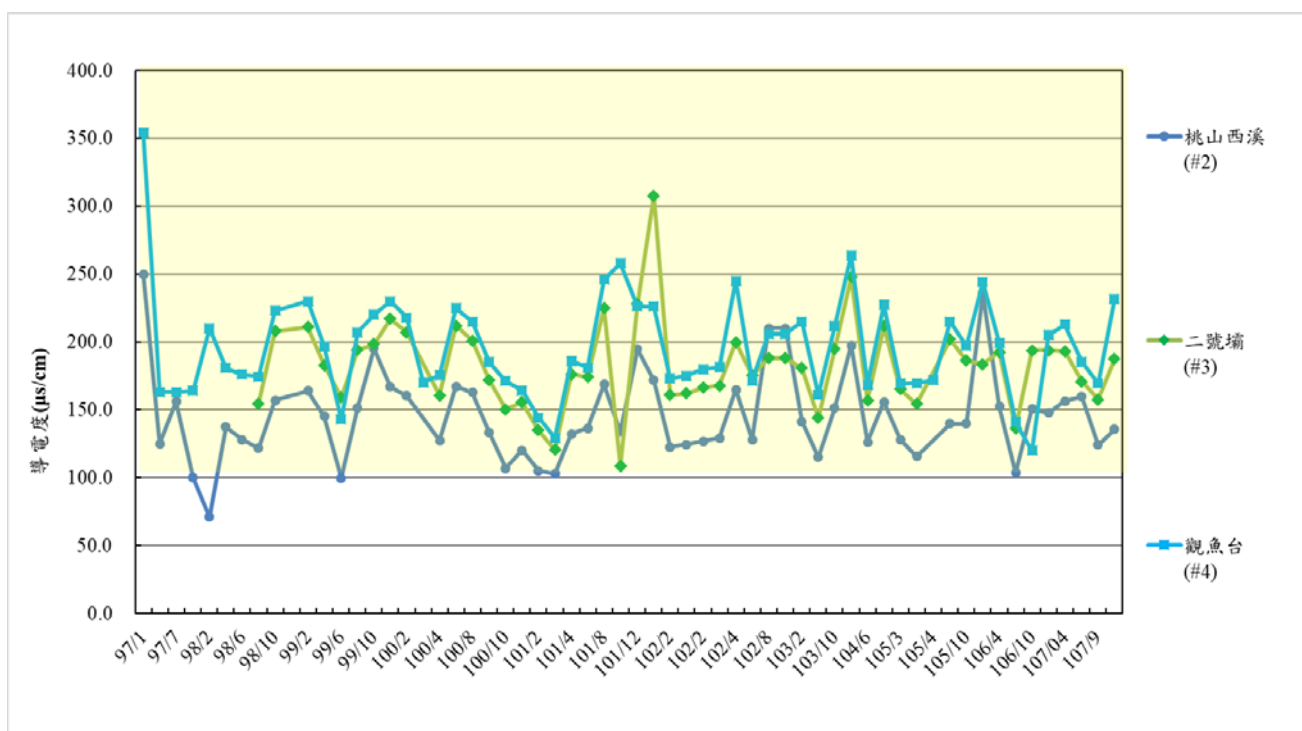


圖 4-50 8.1ha 回收農用地導電度值變化
(資料來源：本研究資料)

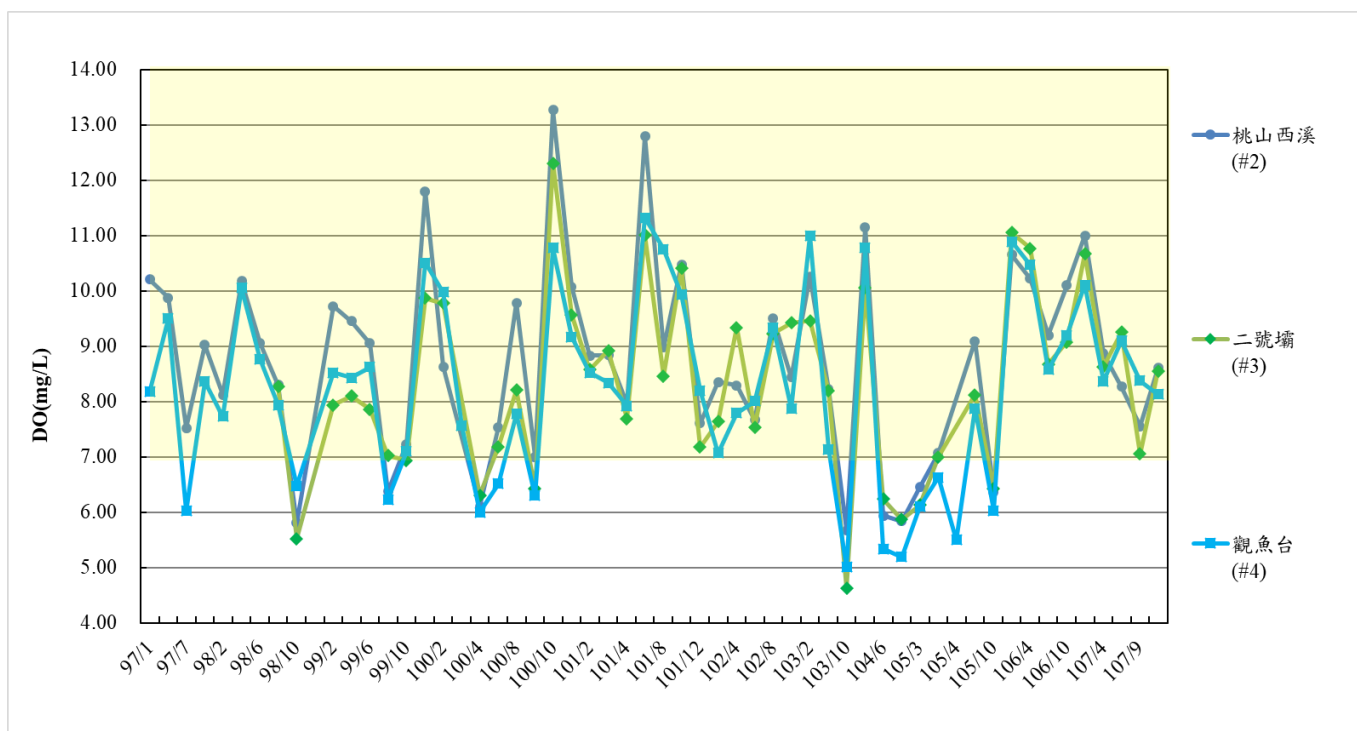


圖 4-51 8.1ha 回收農用地溶氧值變化
(資料來源：本研究資料)

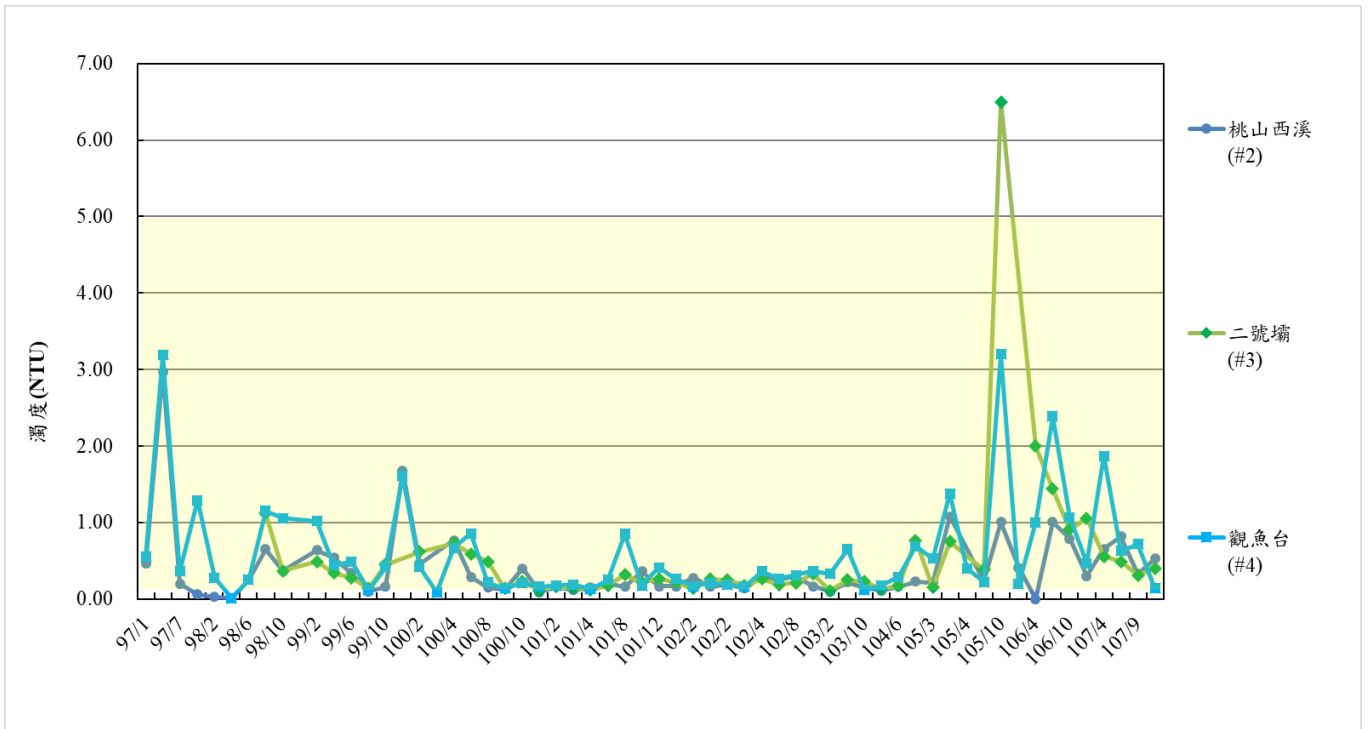


圖 4-52 8.1ha 回收農用地濁度值變化
(資料來源：本研究資料)

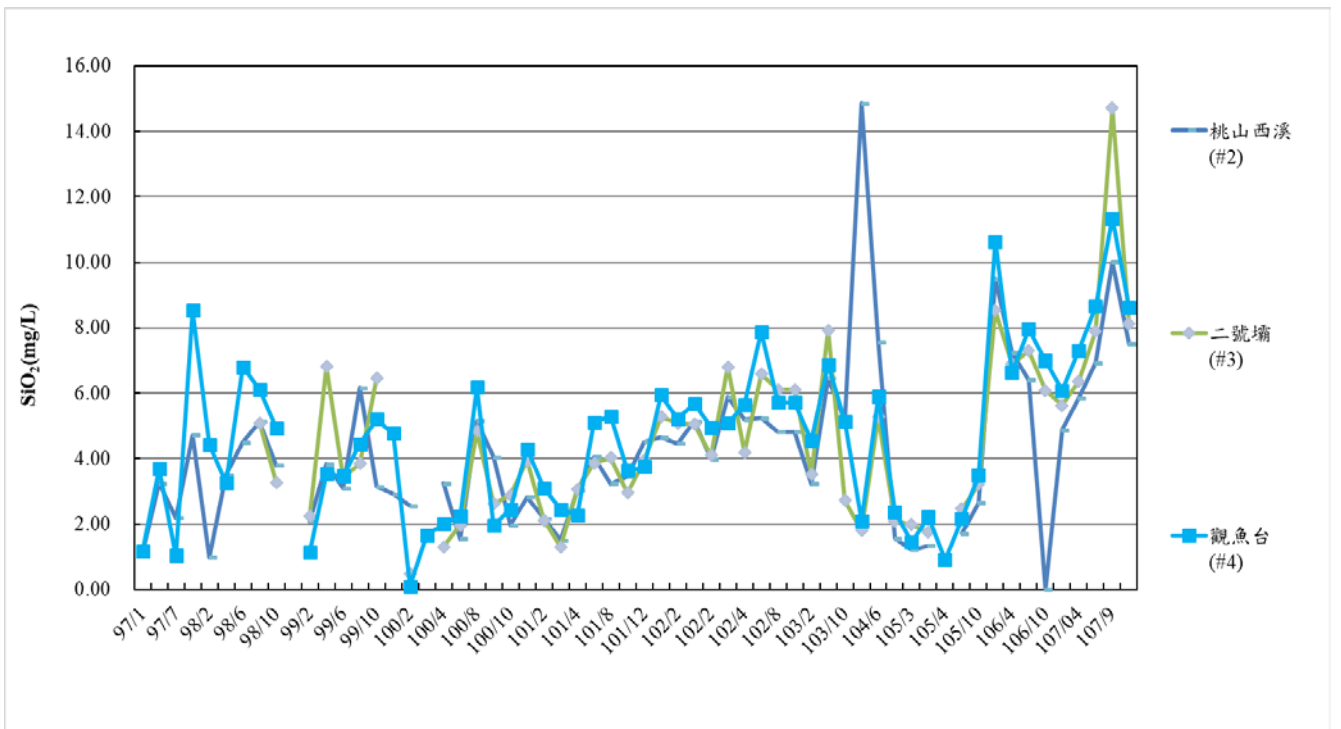


圖 4-53 8.1ha 回收農用地 SiO₂ 值變化
(資料來源：本研究資料)

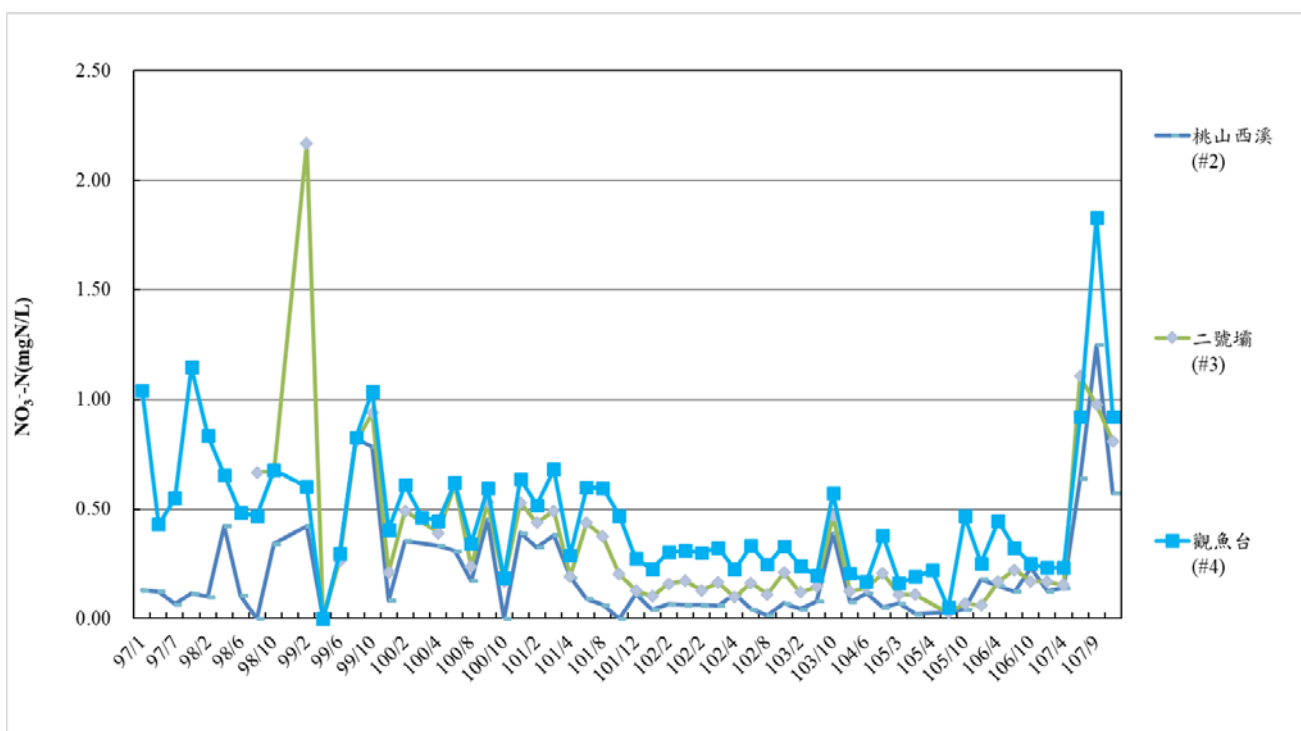


圖 4-54 8.1ha 回收農用地 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 值變化
(資料來源：本研究資料)

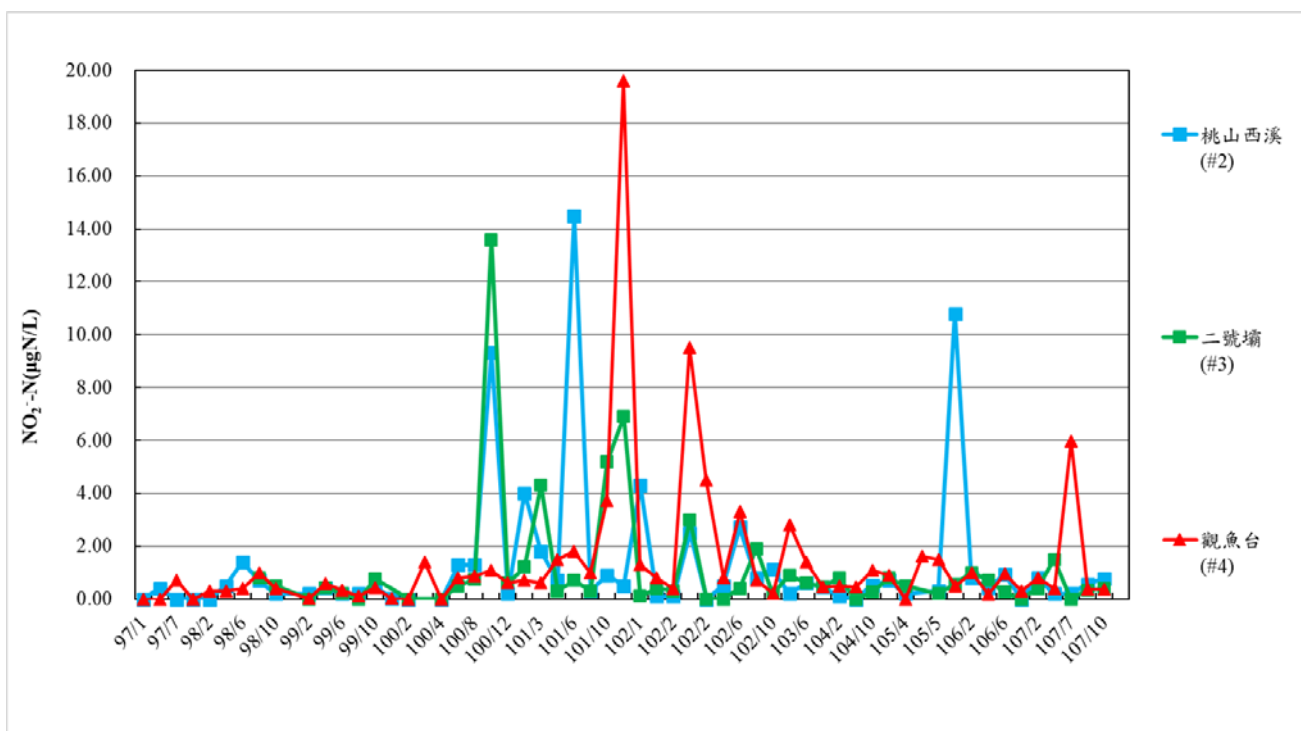


圖 4-55 8.1ha 回收農用地 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 值變化
(資料來源：本研究資料)

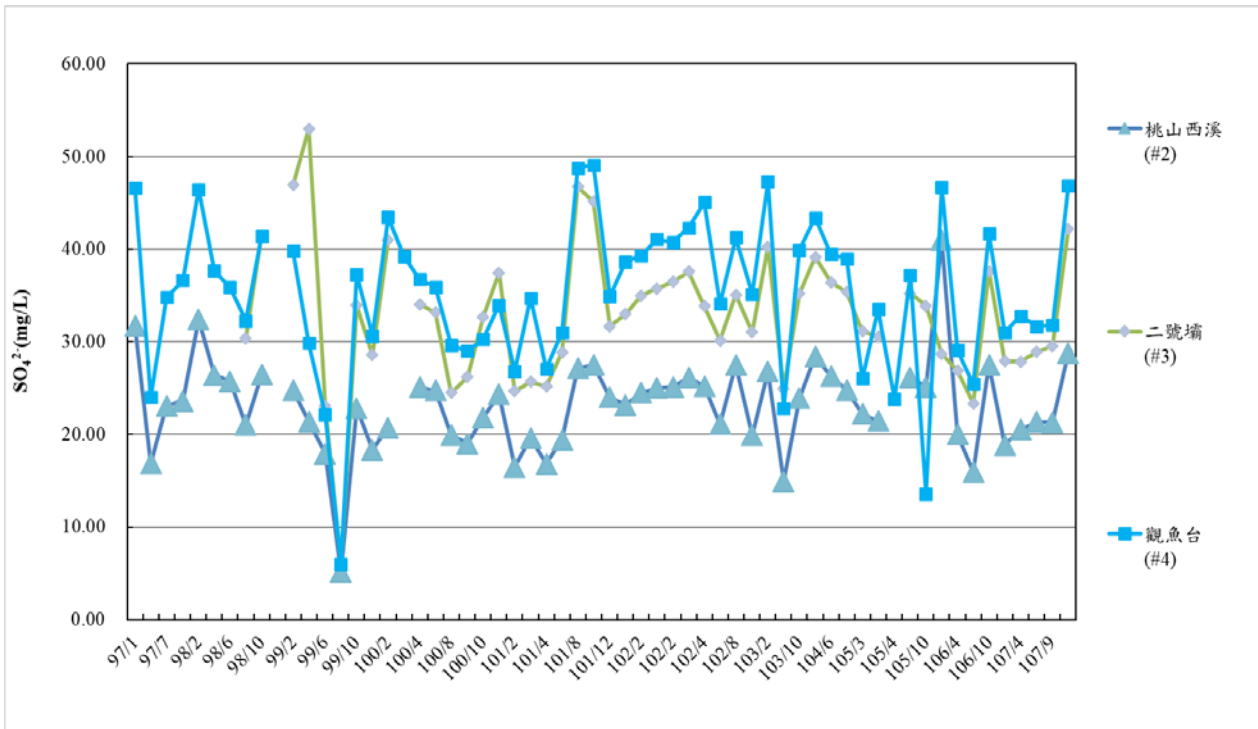


圖 4-56 8.1ha 回收農用地 SO_4^{2-} 值變化
(資料來源：本研究資料)

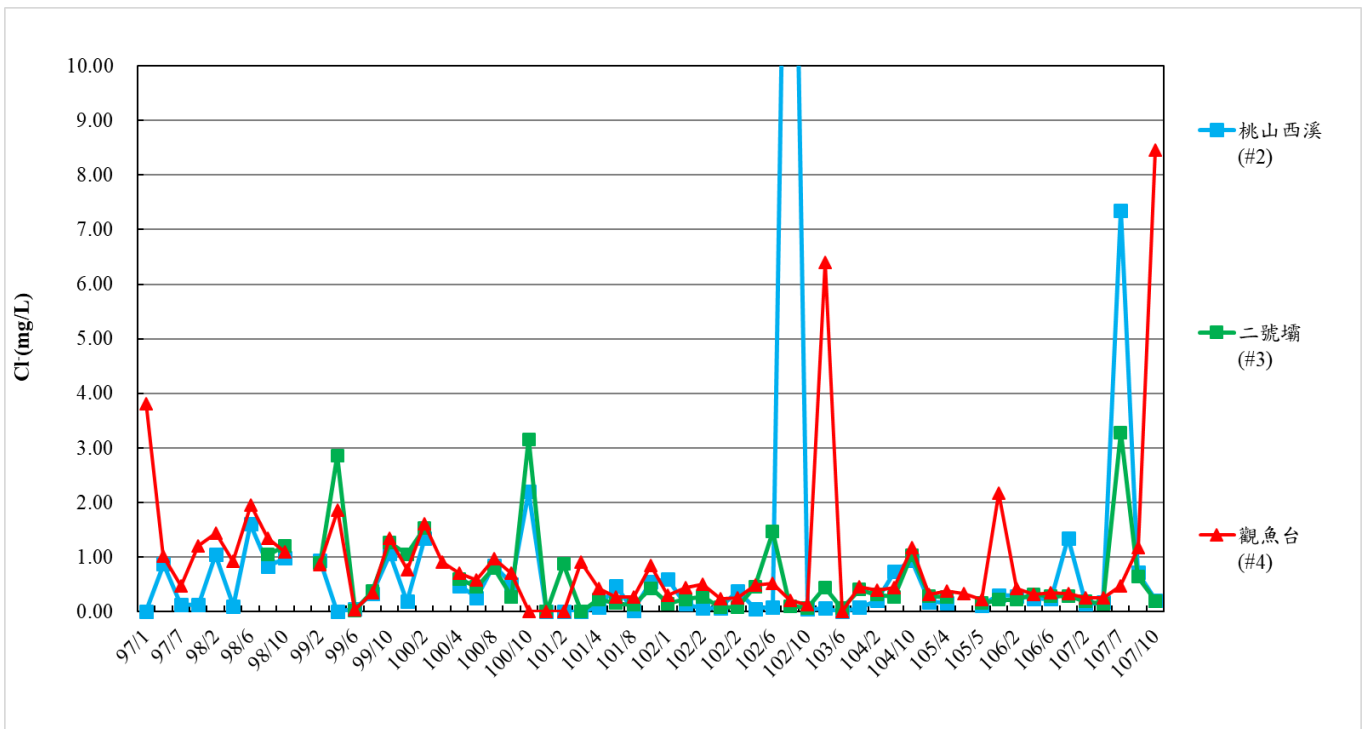


圖 4-57 8.1ha 回收農用地 Cl^- 值變化
(資料來源：本研究資料)

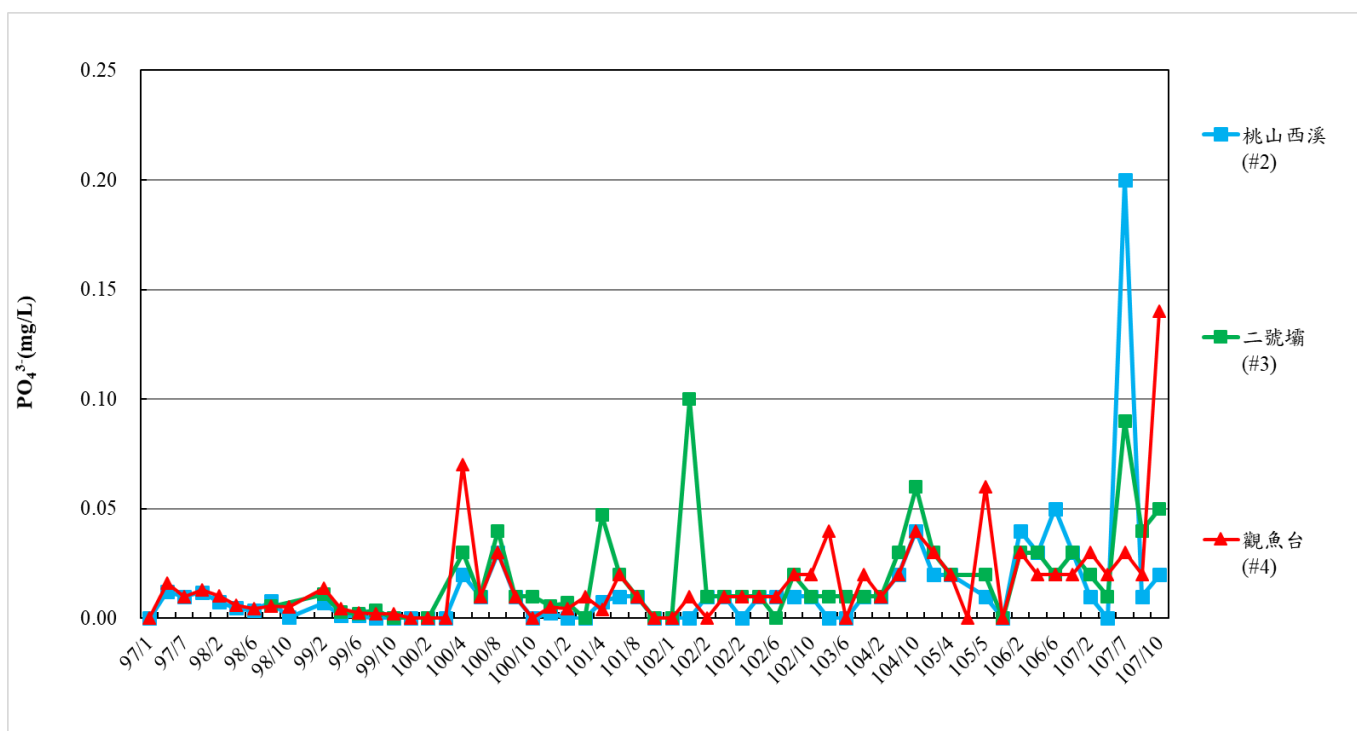


圖 4-58 8.1ha 回收農用地 PO_4^{3-} 值變化
(資料來源：本研究資料)

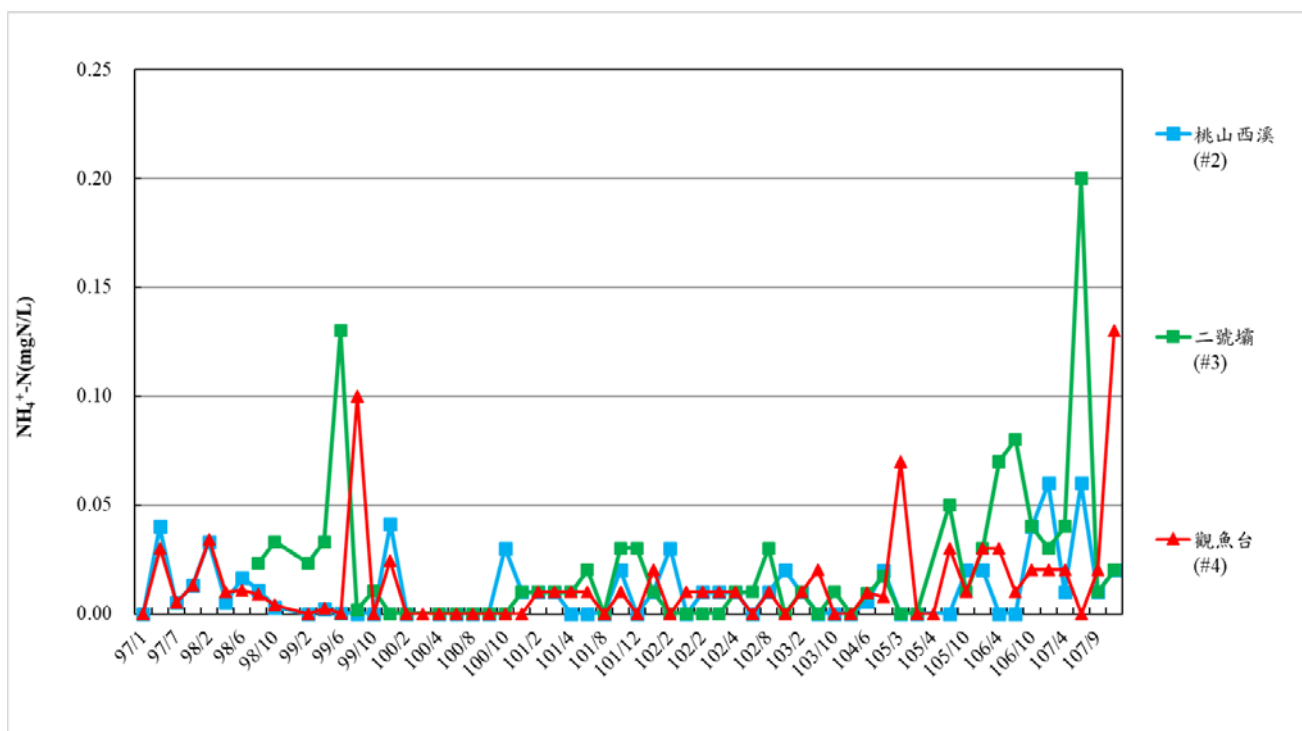


圖 4-59 8.1ha 回收農用地 NH_4^+-N 值變化
(資料來源：本研究資料)

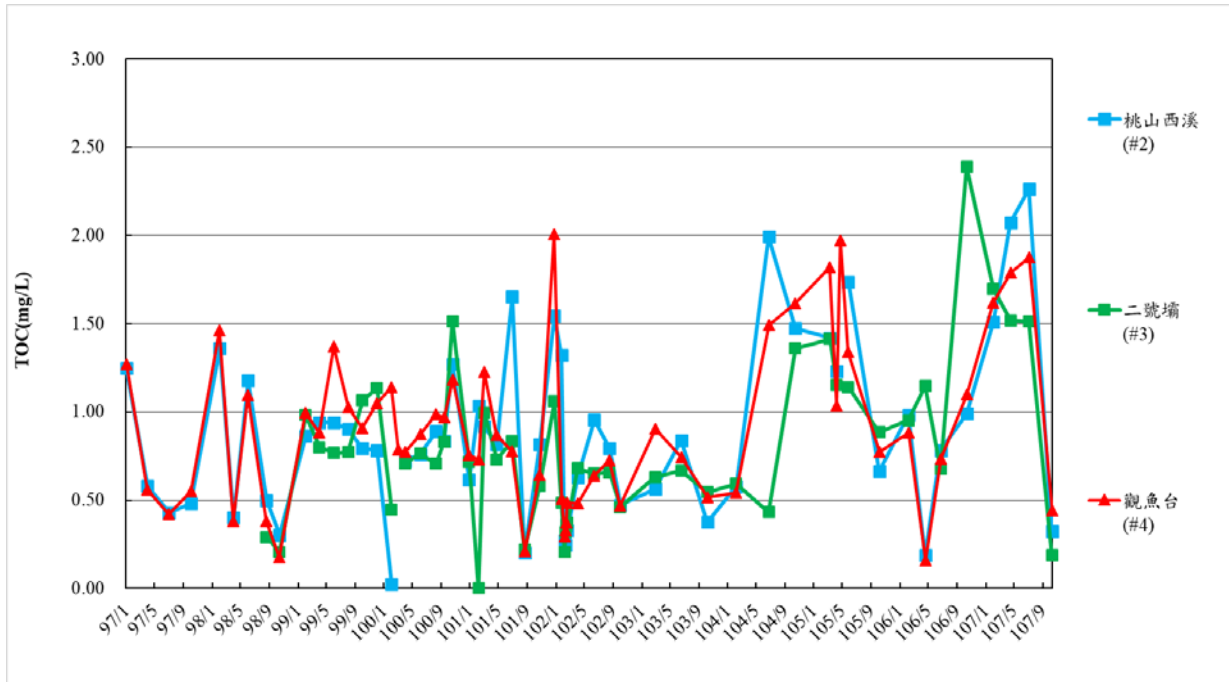


圖 4-60 8.1ha 回收農用地 TOC 值變化
(資料來源：本研究資料)

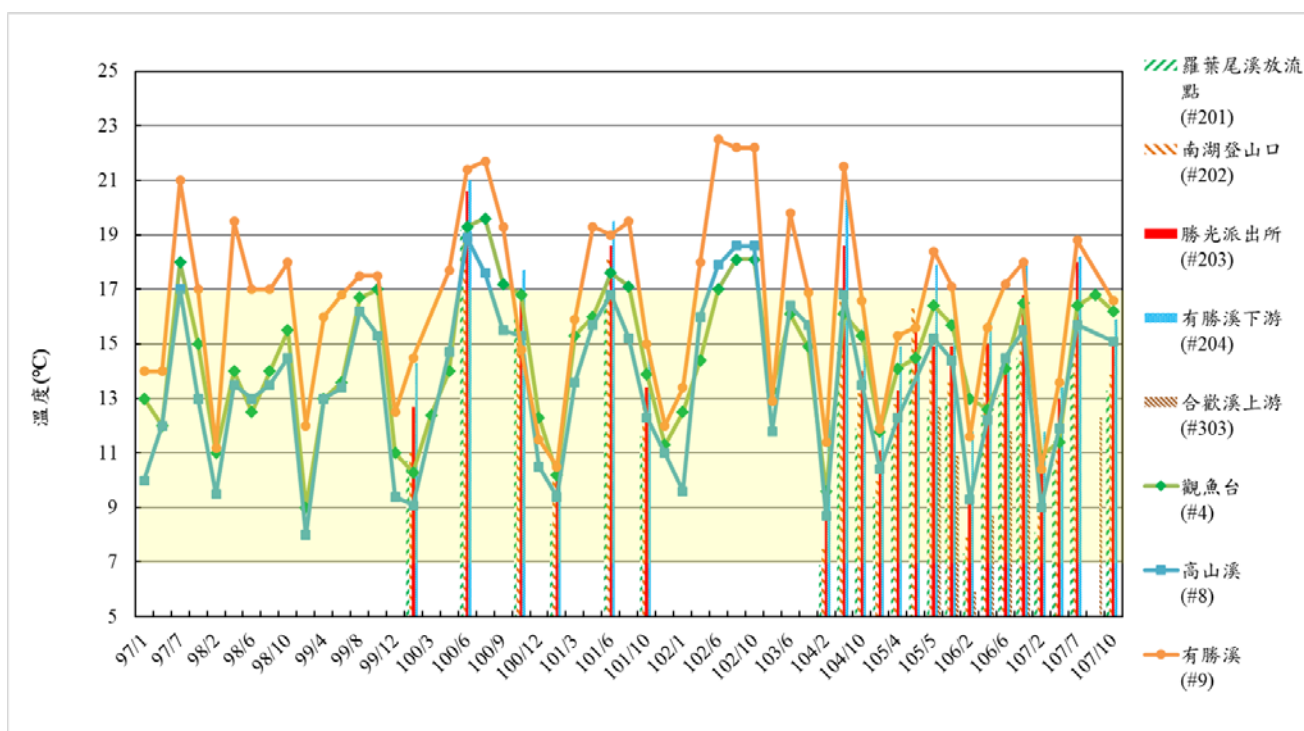


圖 4-61 羅葉尾溪與七家灣溪溫度值變化
(資料來源：本研究資料)

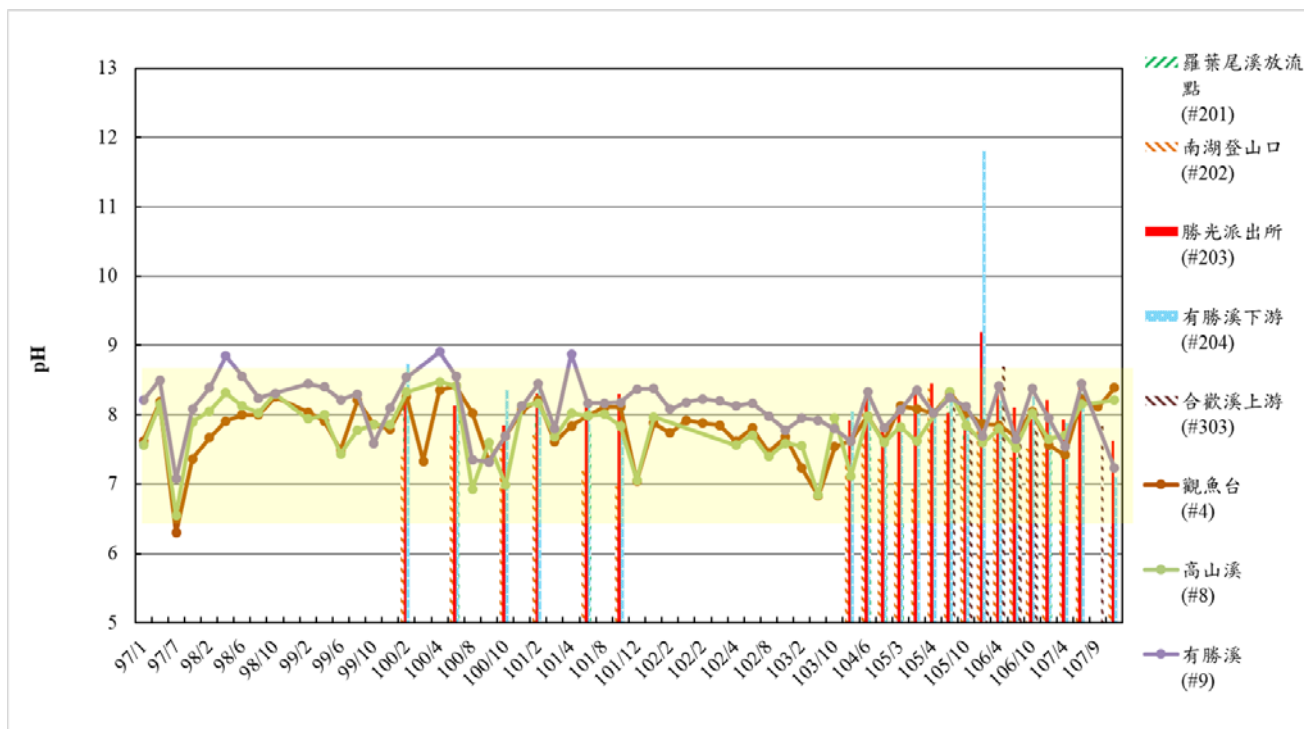


圖 4-62 羅葉尾溪與七家灣溪 pH 值變化
(資料來源：本研究資料)

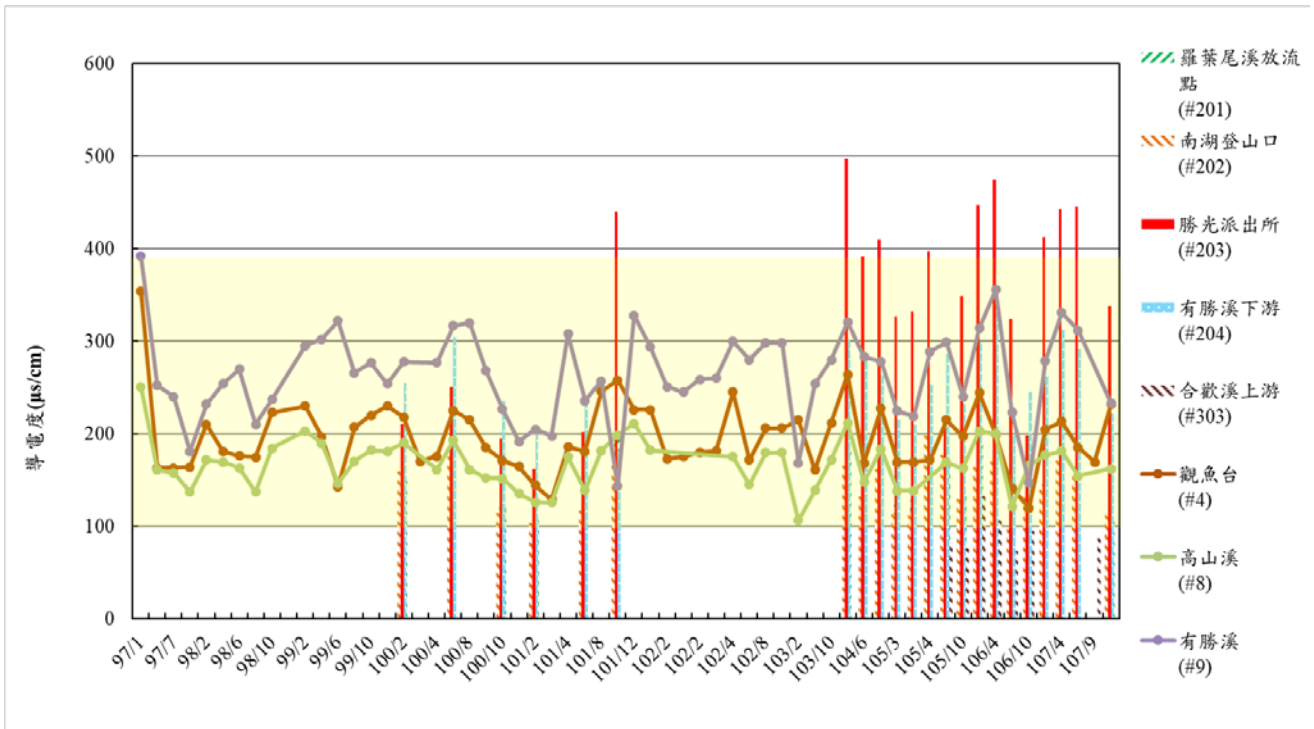


圖 4-63 羅葉尾溪與七家灣溪導電度值變化
(資料來源：本研究資料)

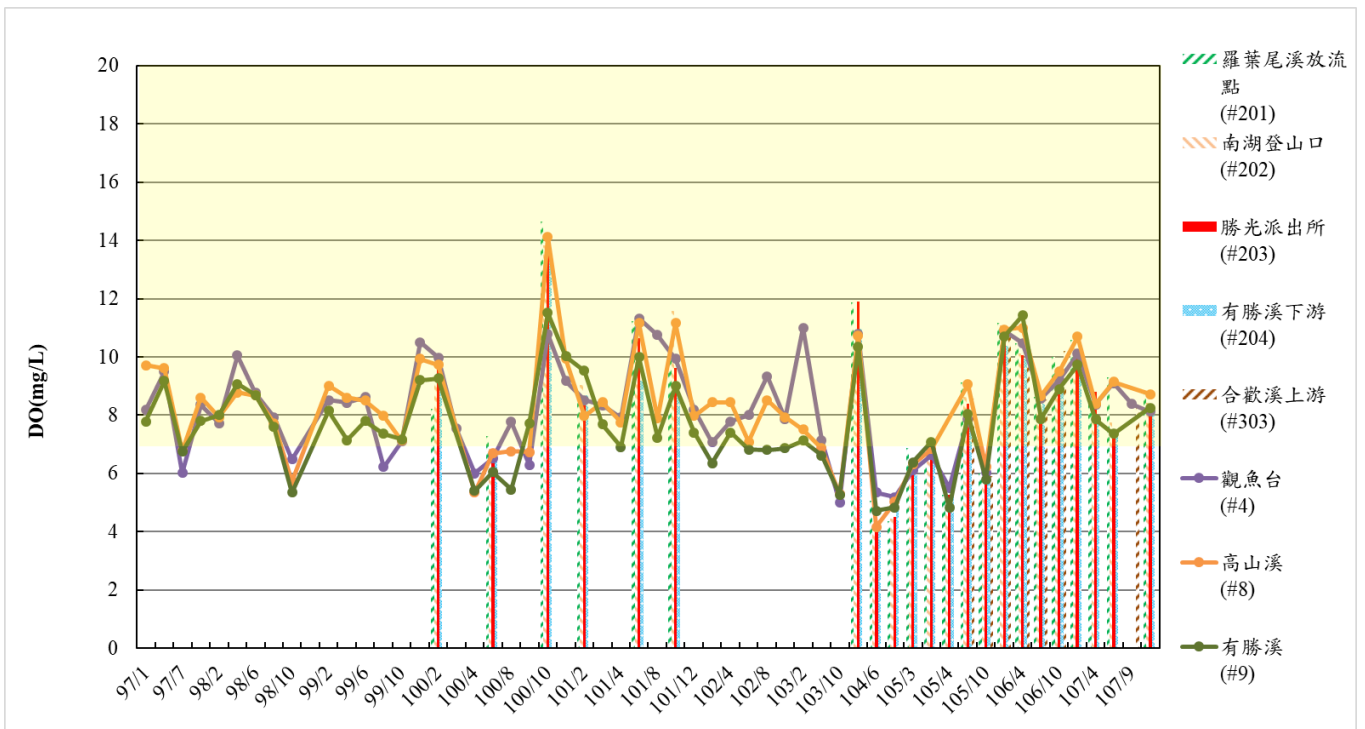


圖 4-64 羅葉尾溪與七家灣溪溶氧值變化
(資料來源：本研究資料)

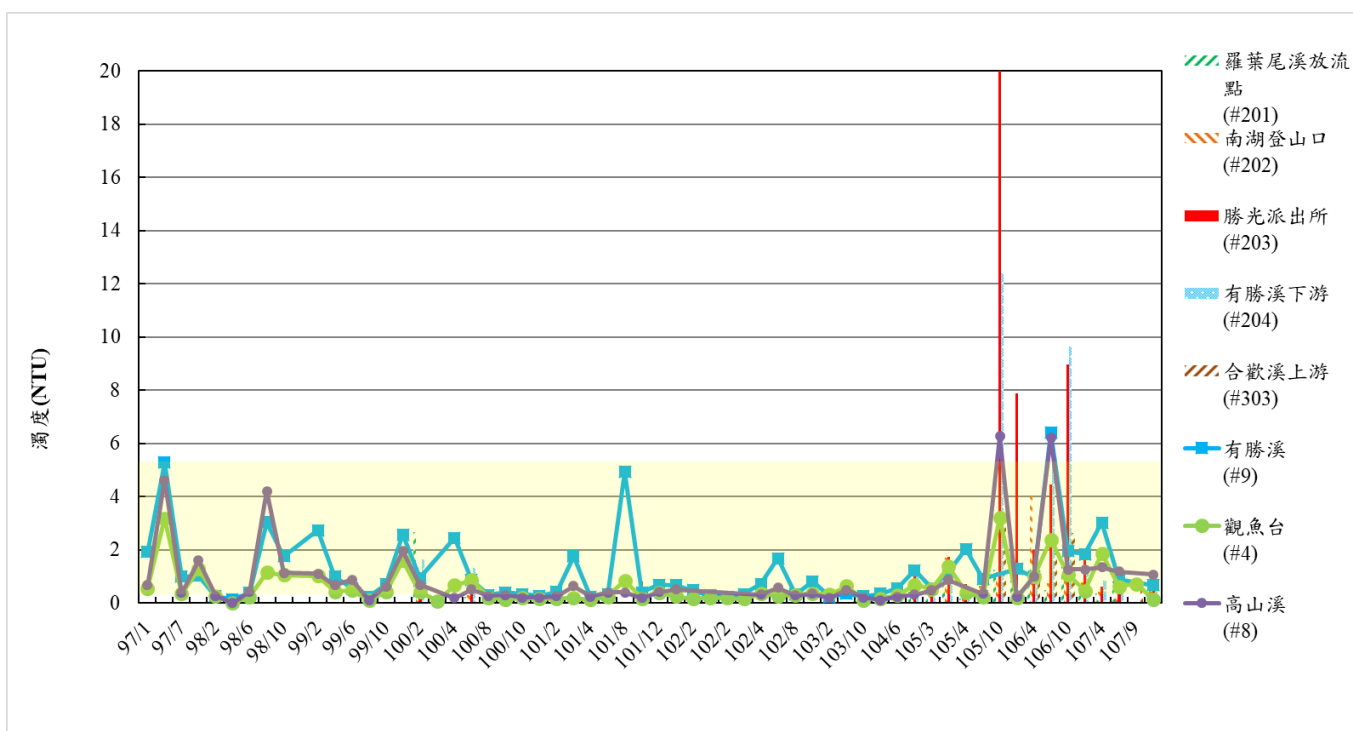


圖 4-65 羅葉尾溪與七家灣溪濁度值變化
(資料來源：本研究資料)

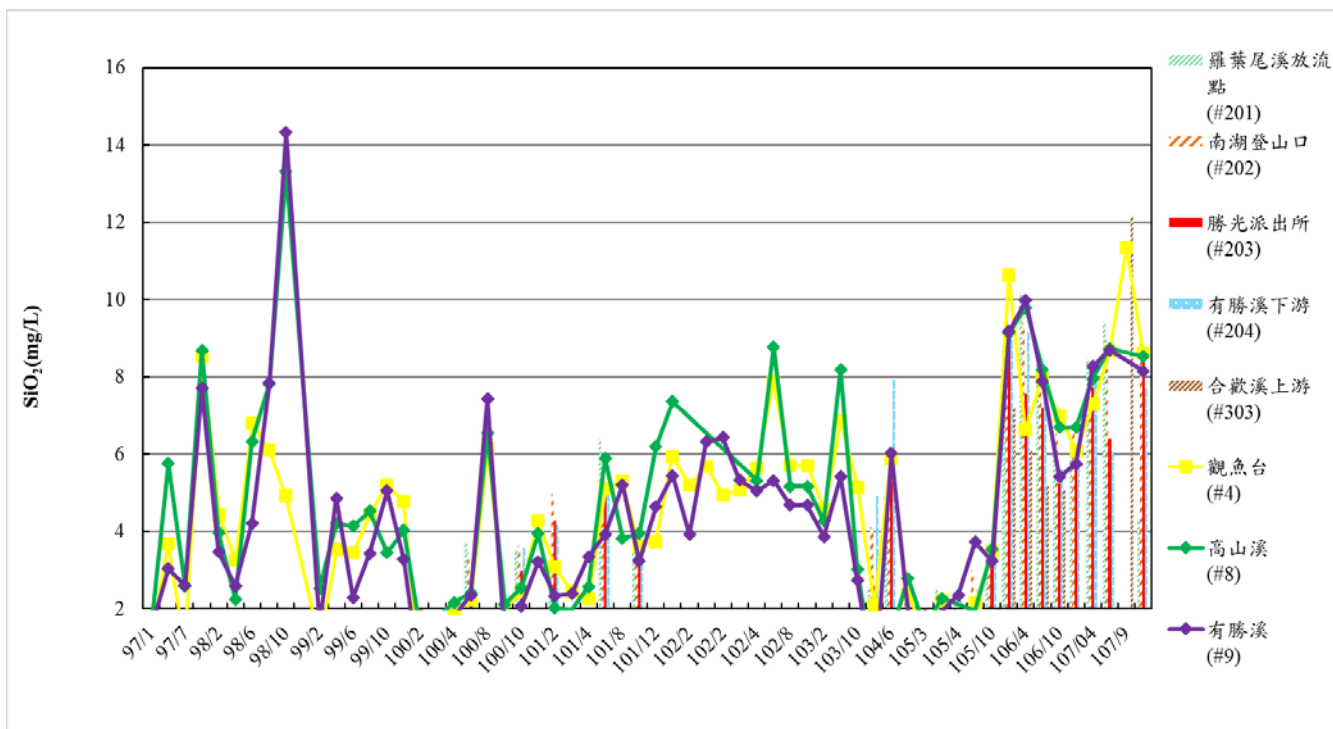


圖 4-66 羅葉尾溪與七家灣溪 SiO₂ 值變化
(資料來源：本研究資料)

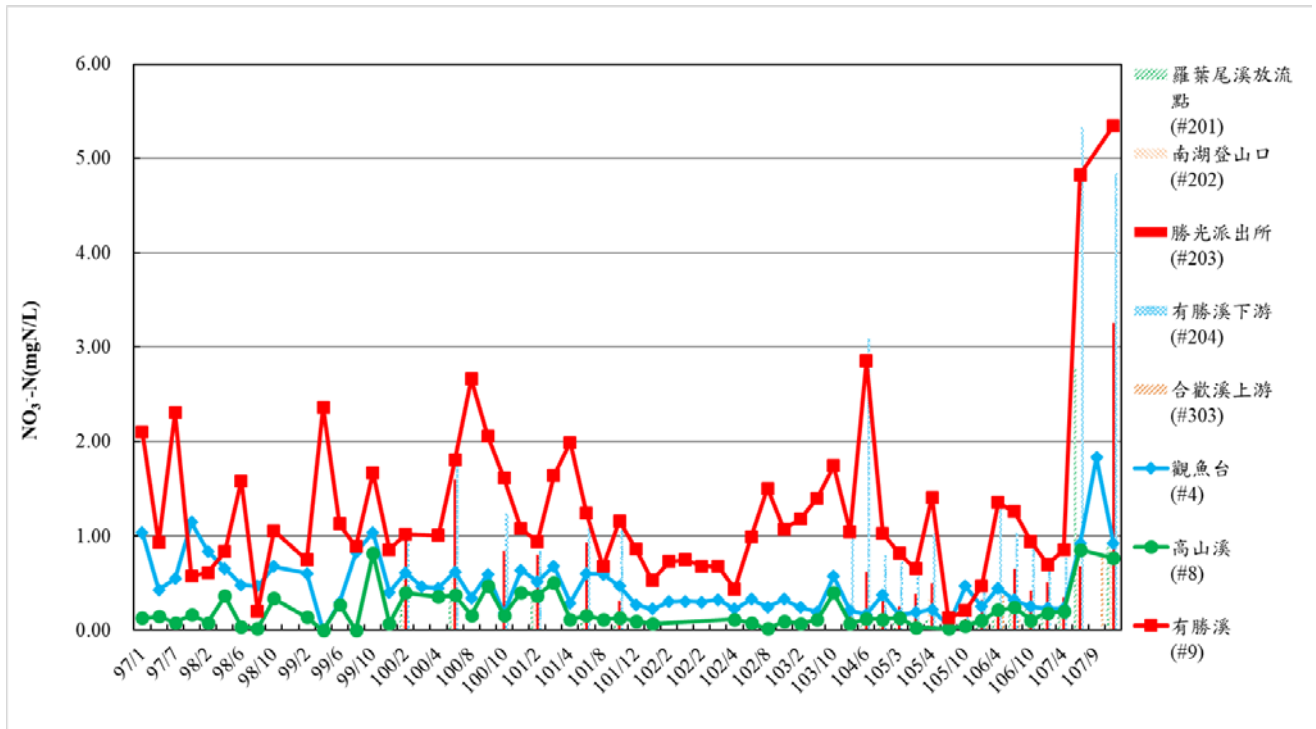


圖 4-67 羅葉尾溪與七家灣溪 $\text{NO}_3\text{-N}$ 值變化
(資料來源：本研究資料)

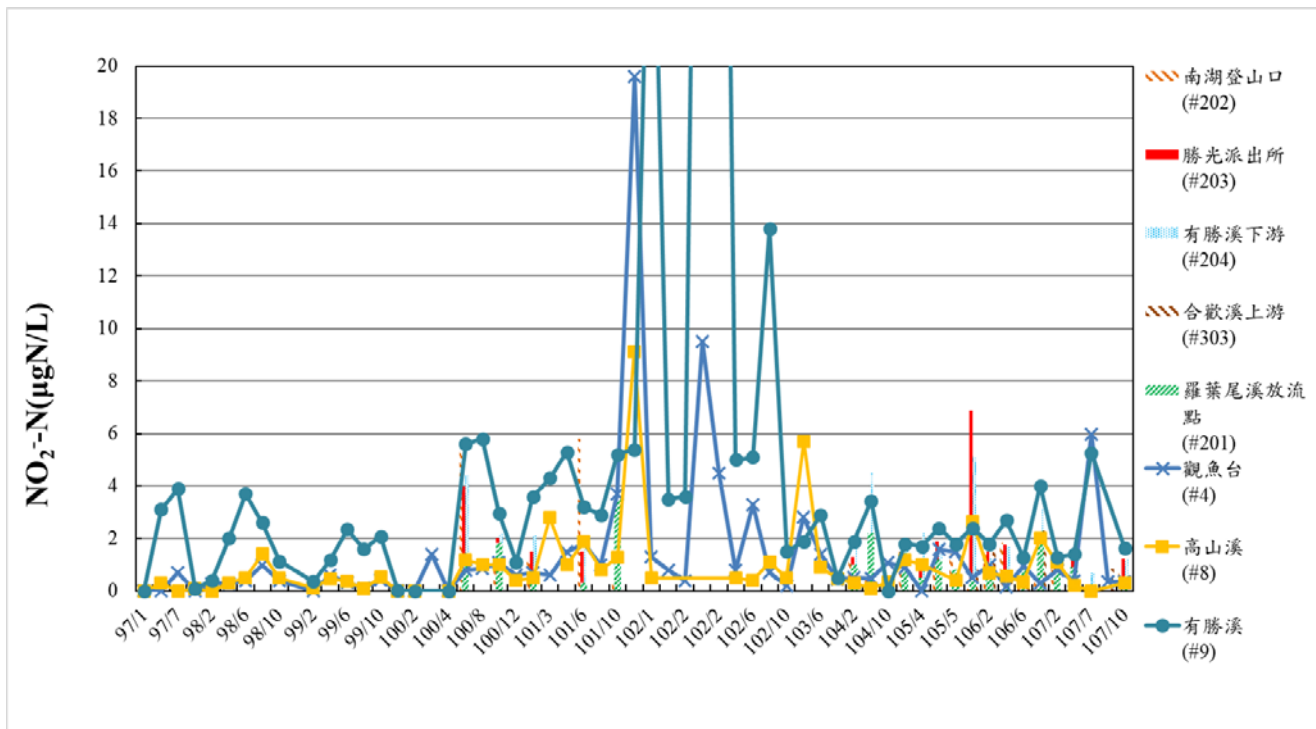


圖 4-68 羅葉尾溪與七家灣溪 $\text{NO}_2\text{-N}$ 值變化
(資料來源：本研究資料)

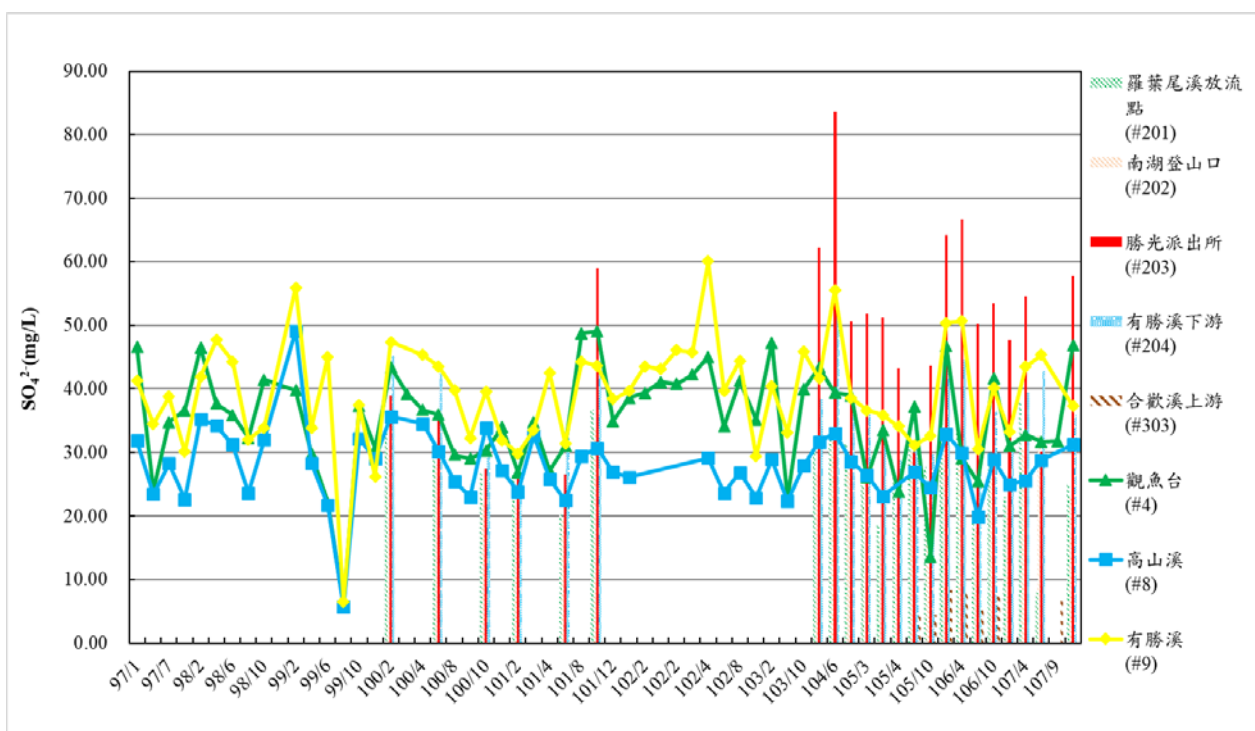


圖 4-69 羅葉尾溪與七家灣溪 SO_4^{2-} 值變化
(資料來源：本研究資料)

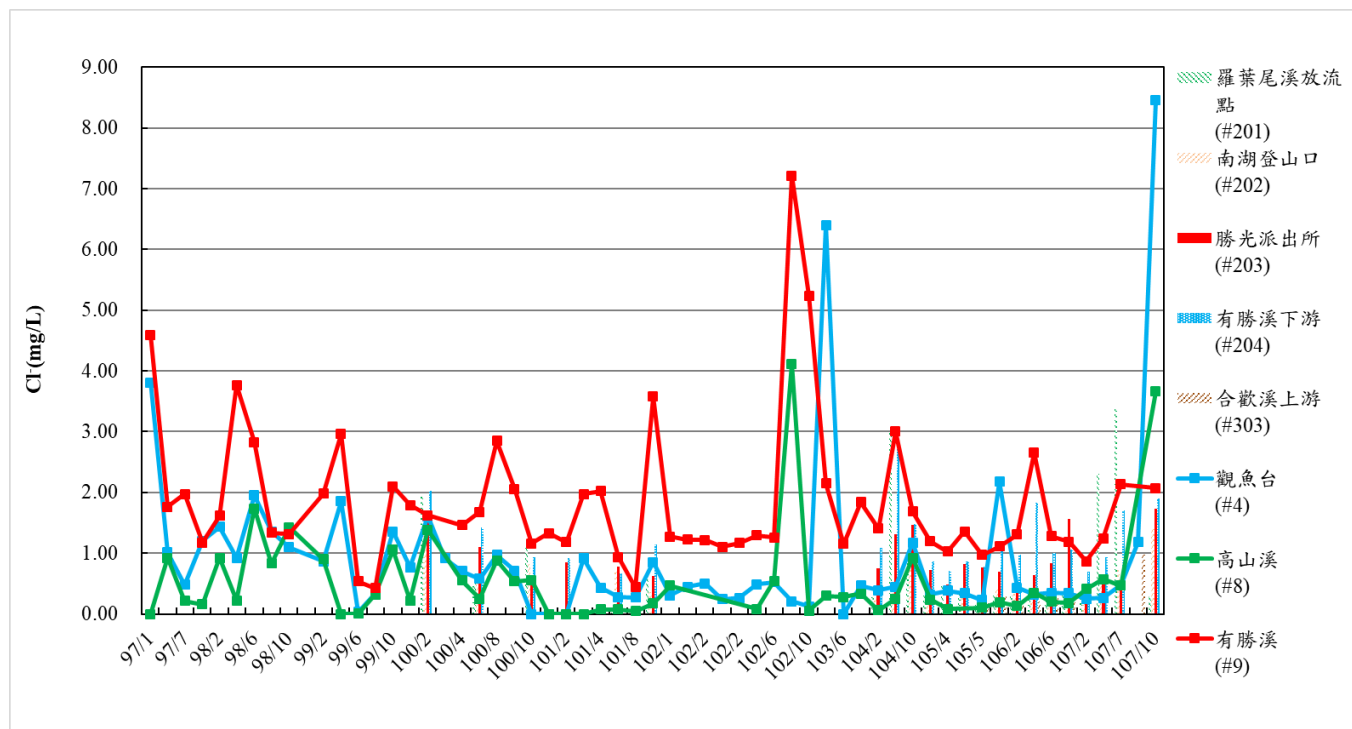


圖 4-70 羅葉尾溪與七家灣溪 Cl^- 值變化
(資料來源：本研究資料)

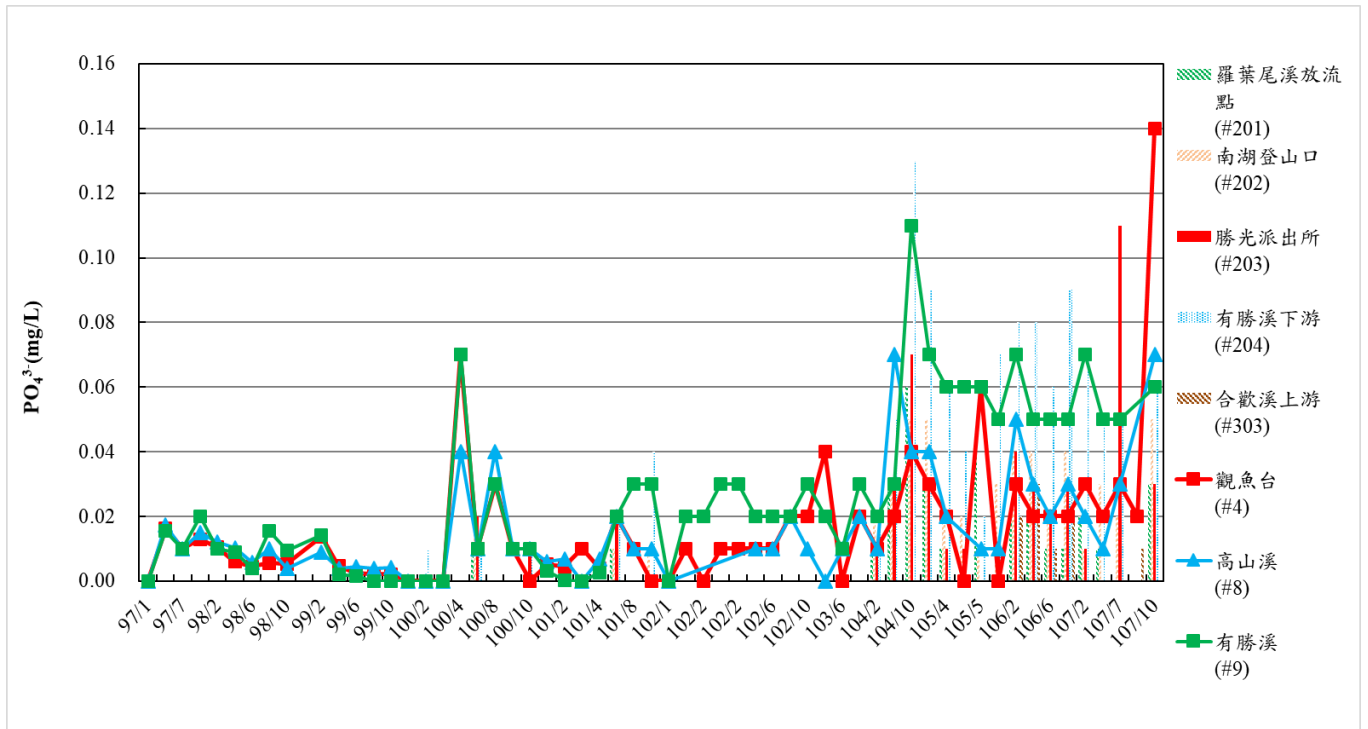


圖 4-71 羅葉尾溪與七家灣溪 PO_4^{3-} 值變化
(資料來源：本研究資料)

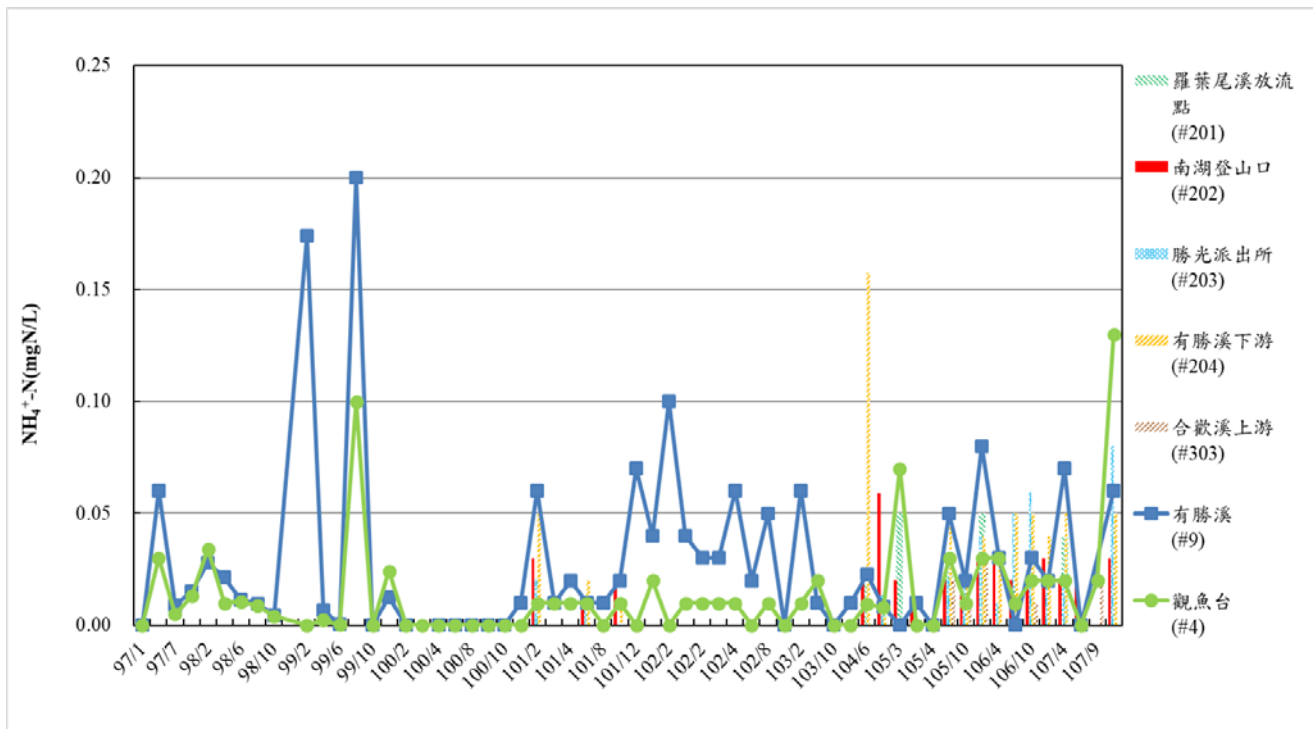


圖 4-72 羅葉尾溪與七家灣溪 NH_4^+-N 值變化
(資料來源：本研究資料)

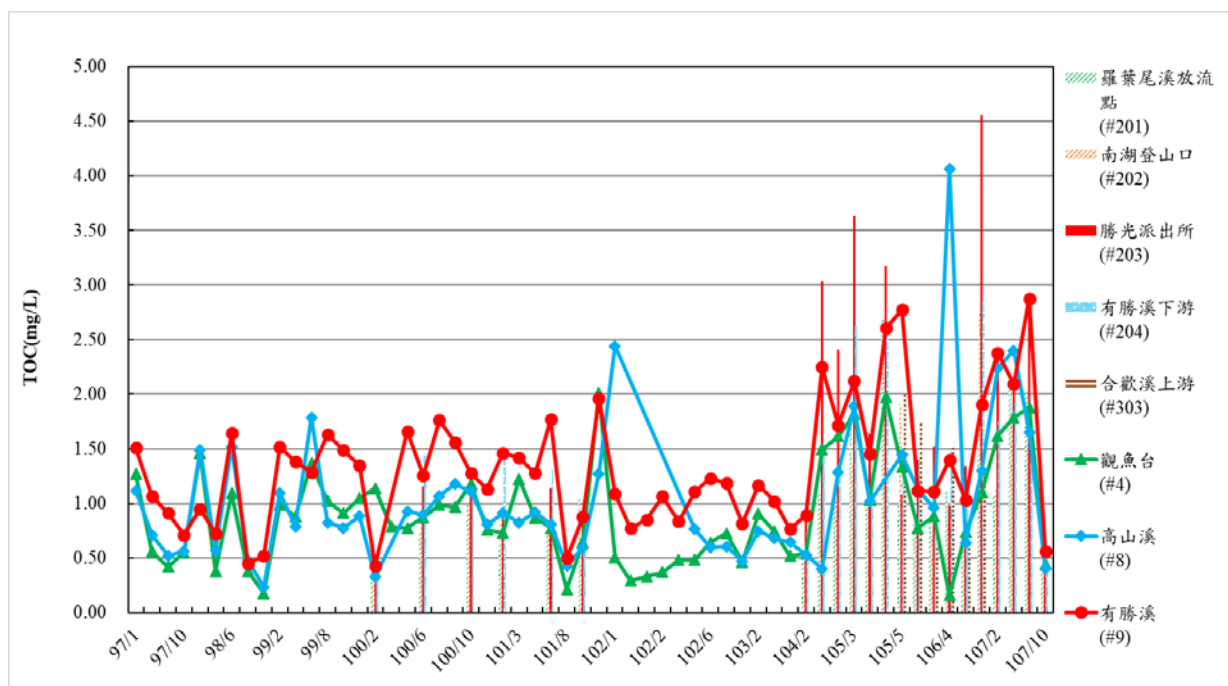


圖 4-73 羅葉尾溪與七家灣溪 TOC 值變化
(資料來源：本研究資料)



圖 4-74 桃山瀑布廁所現況
(資料來源：本研究資料)

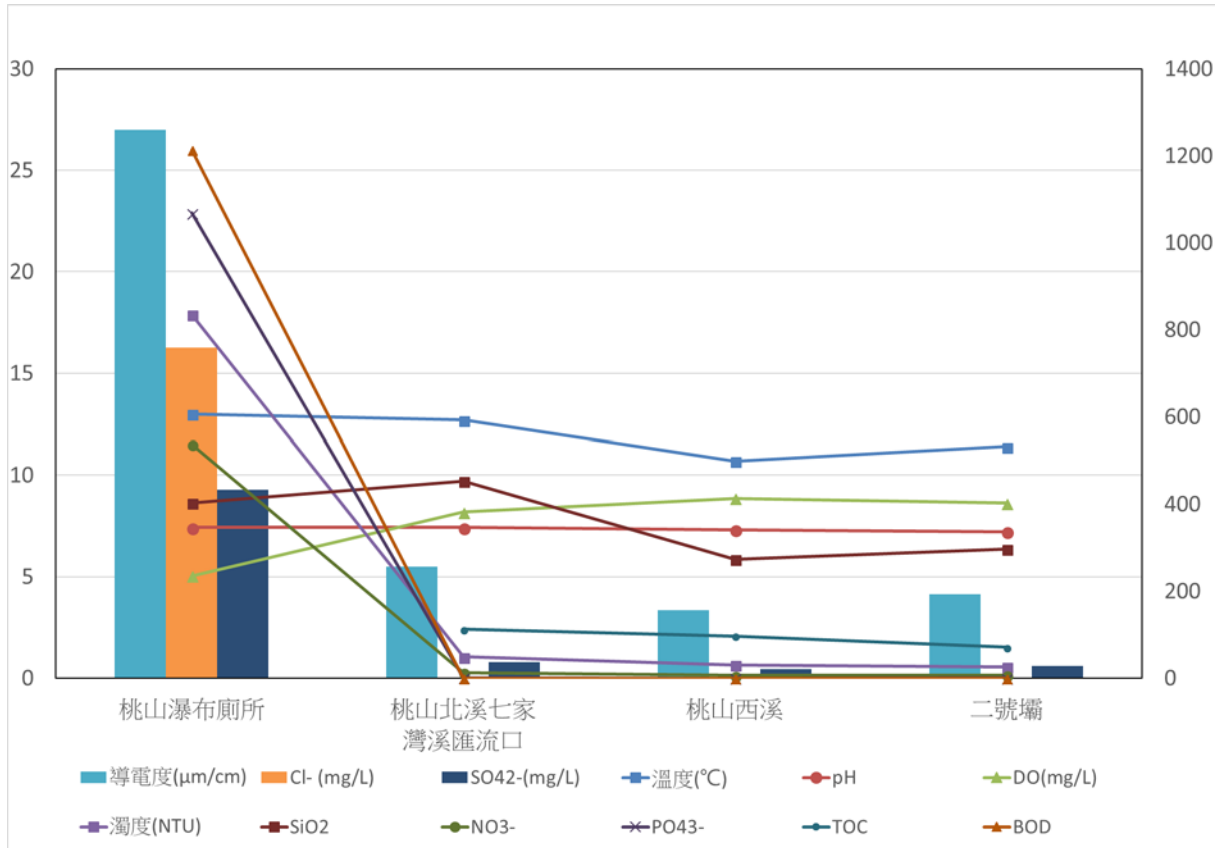


圖 4-75 107 年 4 月份桃山瀑布放流水及桃山北溪匯流口測站監測
(資料來源：本研究資料)



圖 4-76 武陵農場露營區污水處理設施位置圖
(資料來源：本研究資料)

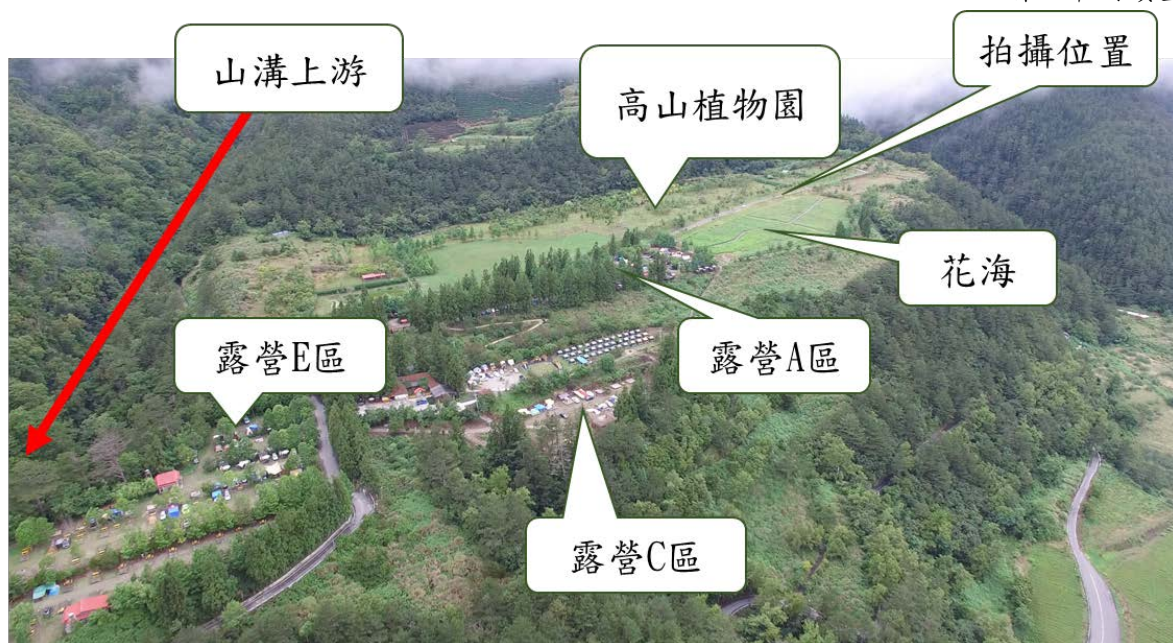


圖 4-77 武陵農場露營區空拍位置圖
(資料來源：本研究資料)



圖 4-78 武陵農場露營區提供之洗手台管線配置(接管直接埋入地下)
(資料來源：本研究資料)



圖 4-79 武陵農場露營區盥洗間
(資料來源：本研究資料)



圖 4-80 武陵農場露營區污水處理設備(除此面板外並無處理設備設於地面)

(資料來源：本研究資料)



圖 4-81 武陵農場露營區污水處理設備面板旁之接管(無法判斷流向)
(資料來源：本研究資料)

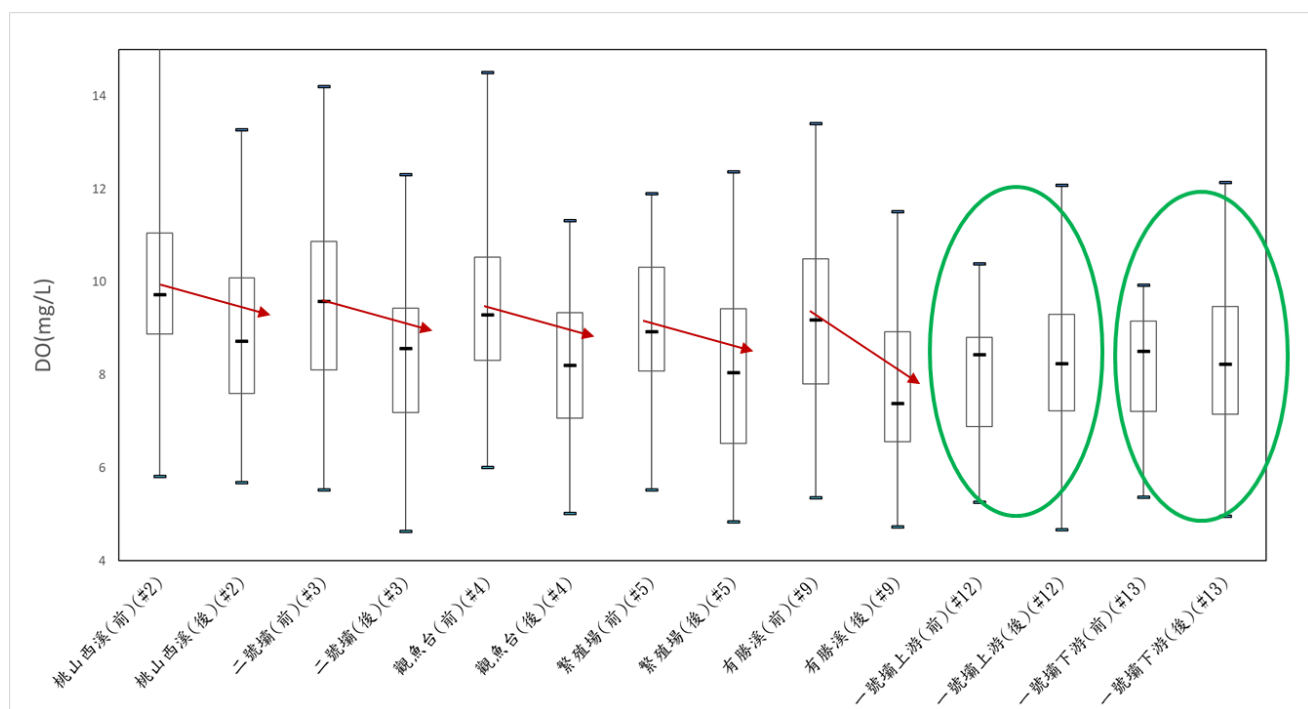


圖 4-82 一號壩拆壩前後 DO 溶氧比較盒鬚圖
(資料來源：本研究資料)

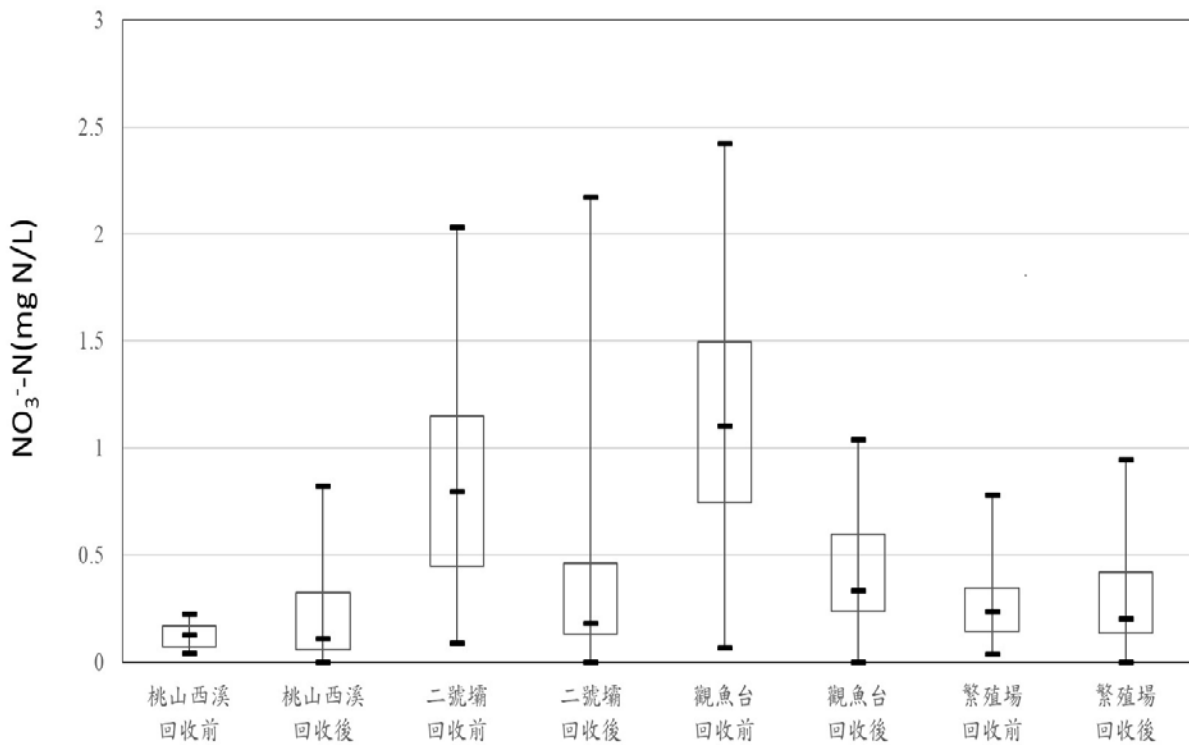


圖 4-83 8.1 公頃農用地回收成效盒鬚圖
(資料來源：本研究資料)

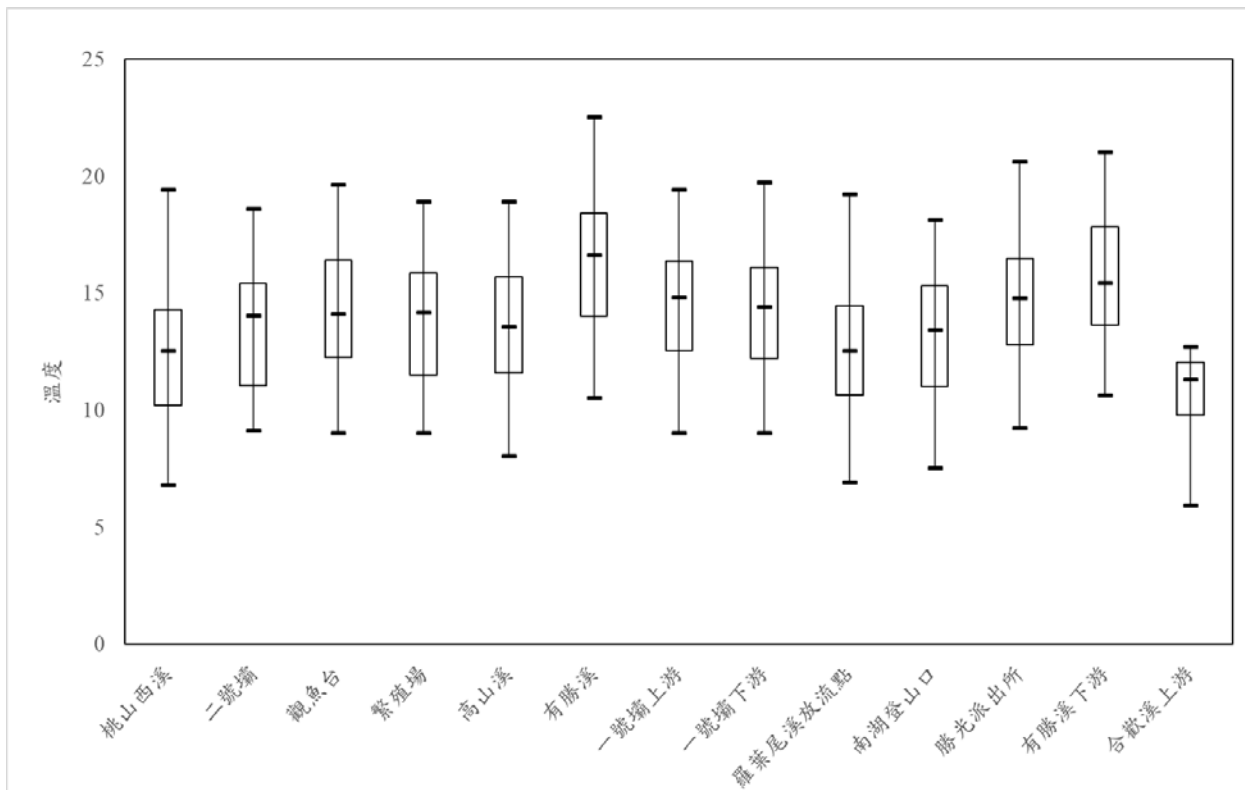


圖 4-84 歷年溫度盒鬚圖
(資料來源：本研究資料)

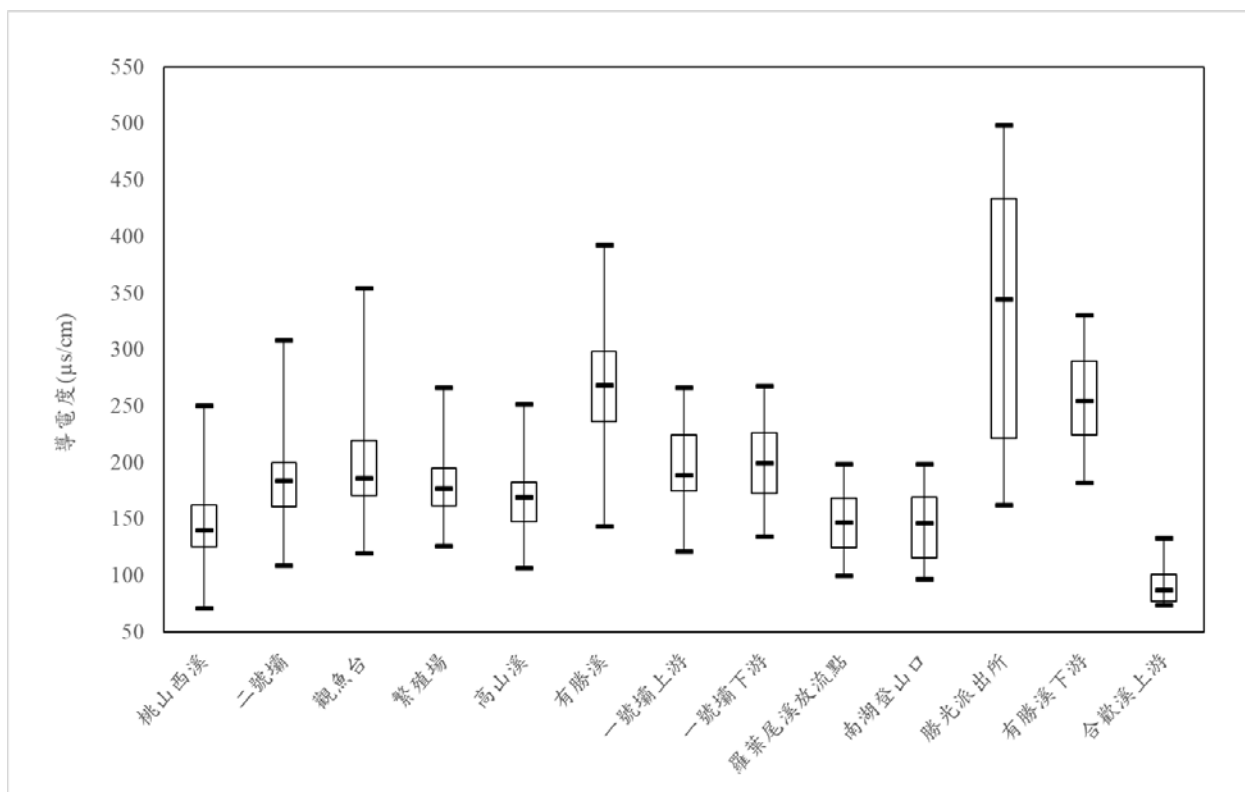


圖 4-85 歷年導電度盒鬚圖
(資料來源：本研究資料)

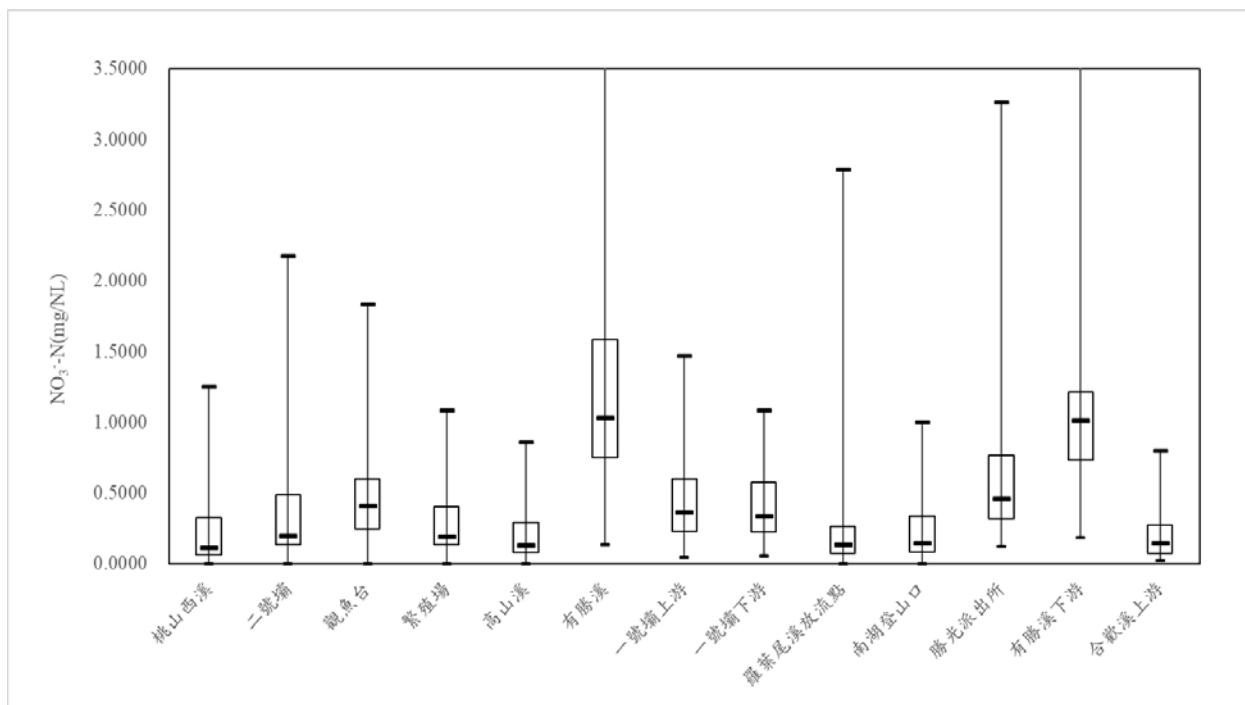


圖 4-86 歷年硝酸鹽氮盒鬚圖
(資料來源：本研究資料)

第五章 水棲昆蟲研究

郭美華、丘明智、陳昭汝、李冠欣、謝宗澤、王惇彥

國立中興大學昆蟲學系

摘要

關鍵詞：臺灣櫻花鉤吻鮭，水棲昆蟲，群集結構，快速生物評估法Ⅱ，溪流

一、研究緣起

生活在雪霸國家公園內七家灣溪流域之臺灣櫻花鉤吻鮭 *Oncorhynchus masou formosanus* (Jordan and Oshima, 1919)，是屬於臺灣地區特有陸封型鮭魚，自日據時期被列為天然紀念物，而今日被視為國寶魚，並於 1984 年被政府列入瀕危絕種的保育名錄中，皆顯示對臺灣櫻花鉤吻鮭的保育工作是其可持續生存顯著重要。為了保護臺灣櫻花鉤吻鮭棲息地，監測其主要食物來源水棲昆蟲，對棲息環境及水質變化可以提供重要的見解。2011 年 5 月 23-30 日進行七家灣溪一號壩體(高 16.5 m)改善工程，本計畫長期監測武陵地區七家灣溪及有勝溪流域壩體改善後溪流水棲昆蟲群集，做為此鮭魚棲息環境水質評估之生物指標。2018 年的 2 月、4 月、6 月及 10 月於桃山西溪、七家灣溪、高山溪、有勝溪及羅葉尾溪共計九個採樣監測站採集，並以快速生物評估法Ⅱ (RBPⅡ指數) 及多元尺度分析 (MDS) 評估武陵地區農業活動及拆壩對水棲昆蟲的影響，希冀提供生態研究的科學資料，作為訂定臺灣櫻花鉤吻鮭保育措施與武陵地區經營管理策略日後評估作業之參考。

二、研究方法及過程

以定面積之舒伯氏水網在河域中採樣，每一樣點重複取樣六次。持續收集並建置永久測站之水棲昆蟲生態資料庫，以多樣性指數、快速生物評估法Ⅱ(RBPⅡ)及多元尺度分析(MDS)等研究方法分析評估各永久測站棲地環境、棲地損害程度及水棲昆蟲群聚結構變動，以作為進行棲地改善評估依據及監測七家灣溪一號防砂壩改善後溪流棲地水棲昆蟲群集及生物量之變化。

三、重要發現

本年度採樣調查水棲昆蟲共計有 65 分類群 (taxa)，分屬 6 目 37 科。由連續 16 年數據 (2003 至 2018 年) 看出，水棲昆蟲密度及大型昆蟲食餌，以 2011 年年初為最高，幾乎以每年年初為高峰，然 2017 年及 2018 年以 4 月及 10 月為高峰。各測站之多樣性指數於各年變化區間相似。快速生物評估法Ⅱ (RBPⅡ指數) 評估

武陵地區棲地維持在無損害與中度損害之間，多元尺度分析（MDS）顯示桃山西溪（七家灣溪上游）、七家灣溪及高山溪的水棲昆蟲群聚結構變動具相同傾向，且於2009~2018年有勝溪測站與其他測站群聚結構相近。2011年一號壩壩體改善工程對七家灣溪的水棲昆蟲群聚產生約2.5個月的短期負面直接影響，導致數量和多樣性下降，等同遭受一小型洪水的衝擊，七年連續監測發現，每年的多樣性波動範圍已逐漸縮小。七家灣溪一號壩拆除對大型無脊椎動物群落的長期效應，約為4年回復。

ABSTRACT

The *Oncorhynchus masou formosanus* (Jordan and Oshima, 1919) in Cijiawan brook drainage area of Shei-Pa National Park is belonging to a special continental-closed type of salmon in Taiwan area. Since Japanese occupied Taiwan, the *Oncorhynchus masou formosanus* has been classified as natural memorial. For the present time, it is regarded as a national precious fish. The salmon was listed as an endangered species by the Taiwanese government in 1984. Both stages of strategies show that the preservation of the *Oncorhynchus masou formosanus* is significantly important for its sustainable surviving. Biological monitoring of aquatic insects can provide important insights into changes in stream water and habitat quality. To protect the habitat of the Formosan salmon, programs to monitor stream quality using aquatic insects. One check dam, with a height of 16.5 m, was present within our study area in the Cijiawan Stream watershed. The dam was demolished and removed by excavators from 23-30 May 2011. The main goal of this research includes long-term monitoring of aquatic insects in reaches downstream of a check dam after it was removed. The surber sampler was used to collect six samples of aquatic insects along the streams at the 9 sampling sites were collected about 2018 February, April, June and October, respectively. The rapid bioassessment protocol II (RBPII) and was a reliable method for assessing water quality, and a non-metric multidimensional scaling (MDS) plot were used to show the composition similarity among site-time samples, the plot indicated that the community structures of Cijiawan Stream. Furthermore, it can provide the Management Department of Shei-Pa National Park the guideline for the preservation of the *Oncorhynchus masou formosanus* in Cijiawan and Gaoshan Streams.

During the research period, we have collected 65 taxa of aquatic insects belong to 37 families, within 6 orders. According to the data from 2003 to 2016, we found that abundance and large-sized peak of aquatic insects were present in January or February almost every year, however, the peak moving begins in April 2017 and April 2018. Similar ranges of Shannon-Wiener's index appeared among years. As the habitat quality of the Wuling area was assayed by the rapid bioassessment protocol II (RBPII), the evaluations of the Wuling area were between non-impaired and moderately impaired, and the upstream site of the Hehuan Stream was non-impaired. While a non-metric multidimensional scaling (MDS) plot were used to show the composition similarity of abundances among site-time samples, the plot indicated that the community structures of the Cijiawan Stream and Gaoshan Stream shifted to the same trends, and, from year

2009 to 2018, the community structures of Yousheng Stream and the two streams began to tend toward higher similarity. The short-term impact persisted for approximately 2.5 months after the dam removal, and, thus, led to the decline in the number and diversity of aquatic insect communities in the Cijiawan Stream. When these flooding events happened after dam removal, the repeats of the negative short-term effect, caused by the removal, increased the impacts of these floods. Seven years of continuous monitoring found that the annual fluctuation range of diversity has been gradually reduced. The long-term implications of dam removal for macroinvertebrate communities recovered 4 years in the Chichiawan Stream.

Keywords: *Oncorhynchus masou formosanus*, aquatic insects, community structure, rapid bio-assessment protocol II (RBP II), stream

一、前言

武陵地區的溪流生態系是國寶魚臺灣櫻花鉤吻鮭的棲息地，而國寶魚是一種嗜食昆蟲的魚類，且溪流中的水棲昆蟲更是其主要的食物來源(1937年上野調查12尾國寶魚胃內容物，其中96%為昆蟲，水棲昆蟲更佔74%)。長期進行此處的水棲昆蟲研究有其必要性及具重要意義。從2003年開始，雪霸國家公園管理處推動武陵地區長期生態研究計劃架構，希望透過大空間、大時間的尺度，跨學門資料整合共享的方式，來了解生態系統間能量的移動情況，並希望能建立完整的環境變遷預測模式。2009年起邁入生態系統的經營管理，在2011年5月完成七家灣溪一號防砂壩改善工程，但此生態系也面臨農業肥料、農藥、遊客干擾、颱風暴雨、棲地破壞甚至全球氣候變遷等問題。本研究為延續性的工作，目的在於監測七家灣溪一號防砂壩改善後的水棲昆蟲群聚動態變化短、中及長期變化過程，並探討生物間以及生物與環境間的變化機制與生態效應。總計畫的最終目的是期望所建構之武陵地區溪流生態系模式具有實際預測環境變遷與人為活動干擾之能力，並與生態、環境的監測資料相輔助，提供作為武陵地區溪流生態系與防砂壩改善工程經營管理之決策參考。

(一) 水棲昆蟲研究現況

過去在農委會與雪霸國家公園管理處支持下，陸續有武陵地區水棲昆蟲相與相關生態的研究報告(黃, 1987; 楊等, 1986; 楊及謝, 2000)。目前武陵溪流水棲昆蟲可達6目40科70分類群(taxa)。與2000年報導40分類群(taxa)相比，此地區的物種數逐年微量增加，雖可能因測站及採集月份增多有關，但每樣站仍可採到40分類群(taxa)，全年的物種數57~67分類群(taxa)，暗示我們所採的樣本中已包含了此地水棲昆蟲群集的所有(或幾乎所有)物種數了。就物種數及科數而言，七家灣溪棲地並沒有劣化(林等, 2009)，也充分顯現出棲地保育的績效。例如，農業區下游之觀魚台測站於2006年農地回收後，水棲昆蟲數量及中大型食餌比例明顯持續上升並較以往及大部分其他測站為高，多樣性指數及RBPII數值波動上下限區間範圍已提升，棲地評比已提升至優良測站，且二號壩測站(農業區旁)，多樣性變高及棲地評比提升，證實農地回收政策已具有成效(郭, 2014)。

過去40年來受颱風及梅雨影響，溪流流量暴增，至2008年，以2005年為最嚴重的一年，其次依序為2007年、2008年、2004年，是此地流量暴增的前4名(Chiu *et al.*, 2008)。2012年的溪流流量暴增，可以進前五名。由連續10年以上(2003年至2017年)水棲昆蟲數量之研究數據顯示，在歷經較嚴重的洪流，可能未來會造成水棲昆蟲群集中體型較大物種之比例下降(郭, 2010, Chiu & Kuo, 2012)。水棲昆蟲歷經了2003年無颱風的年度，數量及生物量於2004年2月達到高峰，但往後幾年也明顯受到颱風季節及梅雨季節所造成

的洪流影響而呈現下降趨勢，影響隔年水棲昆蟲組成拓殖回復之方向。一些體型較大的物種，已逐漸減少；而被替換成體型較小的物種，生物量下降，且由底棲幼蟲、成蟲羽化之組成再次驗證颱風季節對昆蟲群集結構及組成之影響（郭，2008），而由歷年中大型食餌數據也證實了洪流對昆蟲群集結構及組成之衝擊（郭，2009）。就整體趨勢而言，若當年度有發生洪水，將導致來年年初中大型食餌密度下降（Chiu & Kuo, 2012）。進行2003年至2014年，洪水流量與中大型食餌密度之迴歸分析（ $y = 1.2 + 2.1x - 0.6x^2$, $p = 0.039$, $R^2 = 0.51$, $x =$ 當年最大流量, $y =$ 次年中大型食餌密度，流量資料來自台灣電力公司水文水資源資料管理供應系統），顯示若當年度有極端流量（過低 $< 10 \text{ m}^3/\text{s}$; 過高 $> 200 \text{ m}^3/\text{s}$ ）發生後，次年1、2月之中大型食餌密度大幅降低（郭，2014）。由過去研究發現洪流減弱，長角石蛾科 *Stenopsychidae*（大體形物種）會增加及黑管石蛾科 *Uenoidae* 回復採樣之記錄，我們認為毛翅目這二科的物種可作為極端洪流的生物指標（郭，2012）。

整合10年(2003-2012)來武陵地區水棲昆蟲對能量的利用情形，發現水棲昆蟲5個取食功能群之群集組成都存在，七家灣溪、桃山西溪及高山溪皆以採食者（33~46%）及刮食者（35~37%）為主，而有勝溪則以採食者（73%）為優勢取食功能群，其他取食功能群之組成皆佔10%以下，明顯不同於其他溪流，且有勝溪的刮食者及捕食者，尤其是刮食者（8%），所佔比例相較於其他溪流較低（郭，2012）。

（二）棲地評比及多樣性

每年季節性的颱風及暴增的流量，常讓此地接受嚴峻考驗，流量為武陵地區溪流生態系主要驅動力，對溪流生態系造成連鎖的骨牌效應（Chiu *et al.*, 2008），棲地評等往往在颱風及洪流衝擊後都會趨向劣化，各測站多樣性指數也受到影響，長期監測水棲昆蟲在每年前半年多樣性指數波動小於後半年，且颱風強度越大波動變大（林等，2009）。2003~2017年以快速生物評估法II（Rapid Bioassessment Protocol II, RBP II）作為棲地評價標準，並以武陵地區之高山溪為無干擾參考站（Plafkin *et al.*, 1989）。各測站於流量暴增後，其評等往往都會趨向劣化，可能由無損害降至中度損害，流量暴增的情況下，群集結構變化受此強力的物理因子影響遠大於水質或棲地因子，群集結構起先為高留存之抗急流的物種居多，後續發展為快速拓殖的物種為主，且其他研究也顯示季節性變化會明顯影響棲地評估的準確性（Šporka *et al.*, 2006; Alvarez-Cabria *et al.*, 2010）。連續超過10年數據看出，水棲昆蟲密度以每年年初為高峰。颱風季此處溪流遭受損害而影響溪流中的生物，水棲昆蟲密度下降之每年的低點，RBP II 結果顯示武陵地區棲地無損害降至中度損害。

洪流擾動過後，物種可能大量減少，進而造成物種多樣性之降低，不過因優勢物種

的減少所空出的資源使得其他物種得以拓殖，下半年洪流過後，年終至隔年年初之持續拓殖回復，物種數之增加的確會多樣性上升，具正相關，而小型且生活史短之物種，則因非常態干擾影響，其比例提升導致均勻度下降，終究會造成多樣性降低。這樣的現象說明了颱風及梅雨季節所帶來洪流對多樣性有一定的影響力，而其干擾時間點、頻度及強度之常態與否，則決定正向或負向影響 (Chiu & Kuo, 2012)。

每年之 7 至 9 月為臺灣的颱風季，探討颱風季前後影響鮭魚族群變化之相關因子為何？將 2004 至 2015 年 12 年資料，每年 6 月及 10 月鮭魚數量為因變數(Y ，反應變數)，每年 6 月及 10 月平均中大型食餌水昆數量、pH、溶氧、導電度、濁度、水溫、雨量、流量等 8 個因子為自變數(X_k ，第 k 個解釋變數)。12 年的資料顯示，鮭魚族群數量平均有 3000 多尾，每年颱風季後鮭魚族群數量大多呈現下降約 30% 至 50% 不等的趨勢，僅 2009 年至 2011 年及 2014 年為上升的趨勢。颱風季前沒有任何相關因子可解釋變異，颱風季後中大型食餌水昆為解釋颱風季後鮭魚族群變異的主要因子，其次為導電度、pH、濁度及水溫。颱風可能影響鮭魚數量的上限，水昆則可調控鮭魚數量，颱風也會影響水昆，然而增強了水昆調控鮭魚的力量。我們的研究確定颱風季後中大型食餌水昆、導電度、pH、濁度及水溫是研究臺灣櫻花鉤吻鮭族群變動背後的驅動因素 (郭, 2017)。

(三) 一號壩壩體改善部分拆除工程的影響

一號壩壩體改善工程對七家灣溪的水棲昆蟲群集產生約 2.5 個月的短期負面直接影響，等同遭受一小型洪水的衝擊，導致數量和多樣性下降，且壩體下游兩測站受到影響較上游兩測站來的大 (Chiu *et al.*, 2013)。拆壩後再遭受到大雨引起的洪水衝擊為另一重要事件，此洪水除了本身的影響力，會結合拆壩再重演一次負面直接影響，加深此次洪水的衝擊。一號壩下游測站首當其衝，水棲昆蟲個體數及多樣性大幅下降，顯現出受到洪水及改善工程的影響，可能還有間接的、慢性的長期衝擊：例如水棲昆蟲的棲息環境的改變，引起食物鏈和生態結構的逐步變化 (Chiu *et al.*, 2013)。

一號壩壩體改善工程施工擾動水體後，使得水體中懸浮物質增多 (王, 2011)，對整個水域食物鏈的影響是多環節的。從生態系食物鏈傳遞的角度分析，除了初級生產者藻類受到負面影響外 (林等, 2011)，其它的消費者營養階級的水生生物也會受到負面影響，對水棲昆蟲短期影響即是族群數量出現下降 (郭, 2011)，並可通過影響食物鏈的傳遞進而影響整個水域生態系統。挖泥掀起的泥沙沖刷進入水域中，壩體下游的空間改變 (王, 2011)，枯枝落葉掉入水域中變少，底層的粗顆粒碎屑下降 (林等, 2011)，下游的環境改變較上游明顯 (王, 2011；葉, 2011)。壩體上游的兩測站，可能季節性變化所造成的影響大於壩體改善短期影響，但壩體下游的兩測站除了季節性變化的影響外，還

有壩體改善工程短期衝擊。一號壩下游測站遭受壩體碎片及所釋放大粒徑石頭覆蓋原有溪底底質(葉, 2011), 此測站首當其衝應遭受較巨大的衝擊, 更下游之繁殖場測站相較之下僅遭受細顆粒物質衝擊及掩蓋(葉, 2011), 結果的確也顯示出一號壩下游測站水棲昆蟲個體數及多樣性大幅下降, 並於 2013 年 10 月更大幅下降, 且下降幅度大於繁殖場測站(郭, 2013), 如此大幅下降現象, 與國外其他研究雷同(Thomson *et al.*, 2005, Orr *et al.*, 2008)。然而 2012 年 8 月的颱風所引發的溪流變動, 已經不僅是拆壩所造成的影響, 大型底質挾帶沖刷到更下游的繁殖場測站, 淤積明顯(王, 2012), 由離一號壩較遠的觀魚台測站及繁殖場測站多樣性指數的波動明顯變大且下降, 及水昆數量高峰連續 3 年仍然低迷, 此影響將持續進行中(郭, 2014)。六年連續監測發現, 每年的多樣性波動範圍已逐漸縮小, 顯示逐漸有回穩之趨勢(郭, 2017)。

二、材料與方法

(一) 研究地區

本年度的計劃範圍詳如圖 5-1，水棲昆蟲採樣係以武陵地區為主，包含桃山西溪、七家灣溪、高山溪、有勝溪及羅葉尾溪等設置樣站進行一年四次(2、4、6 及 10 月)，分布地點如圖 5-1，詳述如下：

1. 桃山西溪測站於桃山西溪之武陵吊橋前方約50公尺處，河床底質為巨石，礫石及鵝卵石，植被多生長於兩側山壁之上。
2. 二號壩測站位於武陵地區農業區旁，河床底質以巨石及卵石為主。
3. 觀魚台測站於武陵地區農業區的下游處，雪霸國家公園管理處往上游的河段，其河床底質也多为礫石及鵝卵石。
4. 一號壩上游測站也於武陵地區農業區的下游處，雪霸國家公園管理處往上游約100公尺的河段，為一號防砂壩上游，其河床底質也同為礫石及鵝卵石。
5. 一號壩下游測站位於雪霸國家公園管理處往下游方向的河段，為一號防砂壩下游，其河床底質也多为礫石及鵝卵石。
6. 繁殖場測站在高山溪及七家灣溪的匯流處，新建繁殖場旁的河段，河道較為寬闊，河床底質多为礫石及鵝卵石。
7. 高山溪測站位於高山溪已拆防砂壩上游方向50公尺，河床底質含砂量較高，且兩岸植被較密，陽光不易透入。
8. 有勝溪測站，位於雪霸國家公園入園收費口旁，為有勝溪最下游處之測站。河床底質多为泥砂、礫石及鵝卵石。一側為滿布灌木之山壁，另一側緊鄰道路。
9. 羅葉尾溪測站為有勝溪上游之測站。河道寬約5公尺。溪流型態較崎嶇深淺不一，且溪流底質粒徑多樣，可見淺流、淺瀨亦有部份深潭。該測站區段之濱岸植物生長茂盛並遮蔽部分河道，因此河道之日照稀疏。

本計畫範圍內所設置的 9 個永久樣站之座標

測站名稱	座標	
桃山西溪測站	E 121°18'27.0"	N 24°23'52.9"
二號壩測站	E 121°18'36.4"	N 24°22'55.7"
觀魚台測站	E 121°18'38.0"	N 24°22'15.0"
一號壩上游測站	E 121°18'41.9"	N 24°21'48.8"
一號壩下游測站	E 121°18'41.9"	N 24°21'49.8"

高山溪測站	E 121°30'75.0"	N 24°35'87.0"
繁殖場測站	E 121°18'49.8"	N 24°21'16.1"
有勝溪收費口測站	E 121°50'37.0"	N 24°58'15.0"
羅葉尾溪測站	E 121°21'4.30"	N 24°23'40.4"

(二) 研究材料及方法

各樣站在 50 公尺範圍內以定面積之舒伯氏水網 (Surber sampler) (網框面積 30.48 × 30.48 cm, 網目大小為 250 μm) 在河域中採樣一次, 每一樣點重複取樣六次。將採獲之水棲昆蟲以水盤承接並置入 70~75 %酒精中, 攜回實驗室, 將水棲昆蟲由碎屑砂石中挑出, 再使用分類檢索資料於顯微鏡下鑑定出分類群 (taxa) 並計算其數量 (Kang, 1993; Kawai and Tanida, 2005; Merritt *et al.*, 2008)。

根據 Liao 等人於 2012 發表鮭魚胃內含物催吐之研究結果, 鮭魚大小與所食入之水棲昆蟲可分為兩群 (Liao *et al.*, 2012)。我們將體型大於 1 公分以上的那群定義為大型昆蟲食餌, 包含蜉蝣目 (蜉蝣科、扁蜉蝣科)、毛翅目 (長角石蛾科、流石蛾科、網石蛾科、弓石蛾科)、襉翅目 (石蠅科) 及雙翅目 (大蚊科) 等 4 目 8 科 19 分類群 (詳述如下表) 水棲昆蟲數量加總計算並以時間動態呈現其變化,

鮭魚大型昆蟲食餌名錄(4 目 8 科)

目名	科名	種(屬)名	功能取食群
蜉蝣目	扁蜉科 Heptageniidae	<i>Rhithrogena ampla</i>	Scraper
		<i>Epeorus erratus</i>	Scraper
		<i>Afronurus floreus</i>	Scraper
		<i>Nixe</i> sp.	Scraper
毛翅目	蜉蝣科 Ephemeraidae	<i>Ephemeria sauteri</i>	Collector-gatherer
	網石蛾科 Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i> spp.	Collector-filter
		<i>Himalopsyche</i> sp.	Predator
		<i>Rhyacophila nigrocephala</i>	Predator
	流石蛾科 Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila</i> spp.	Predator
角石蛾科 Stenopsychidae	<i>Stenopsyche marmorata</i>	Collector-filter	
襉翅目	弓石蛾科 Arctopsychidae	<i>Arctopsyche</i> sp.	Collector-filter
	石蠅科 Perlidae	<i>Neoperla</i> spp.	Predator
		<i>Gibosia</i> sp.	Predator
雙翅目	大蚊科 Tipulidae	<i>Antocha</i> sp.	Collector-gatherer
		<i>Eriocera</i> sp.A	Predator
		<i>Eriocera</i> sp.B	Predator
		<i>Dicranota</i> sp.	Predator
		<i>Tipula</i> sp.	Shredder
		<i>Erioptera</i> sp.	Collector-gatherer

- Scraper：刮食者
- Collector-gatherer：採集採食者
- Collector-filter：採集濾食者
- Predator：捕食者
- Shredder：碎食者

(1) 夏農-威納多樣性指數(Shannon-Wiener's index)

各測站昆蟲之分類群及數量輸入統計軟體 PRIMER 6 進行 Shannon-Wiener's index 分析多樣性 (Ludwing and Reynolds, 1988; Krebs, 1999)。

$$H' = - \sum [P_i \ln P_i]$$

P_i = proportion of total sample belonging to i 'th taxon = n_i/N

n_i = number of individuals of taxon i in the sample

N = total number of individuals in the sample = $\sum n_i$

$H'=0$ 時表示此採樣站僅發現一個物種；當物種愈多，個體數越平均時， H' 愈大。

(2) 快速生物評估法 II (Rapid Bioassessment Protocol II, RBP II)

參考美國環保署之快速生物評估法 II (Rapid Bioassessment Protocol II, RBP II) 作為棲地評價標準(Plafkin *et al.*, 1989)，因此本研究地區係以高山溪為無干擾參考站，各測站依據和無干擾參考站之相對分數範圍評比棲地無損害 (>79%)、中度損害 (29~72%) 及嚴重損害 (<21%)，其中此分數範圍間的不確定區間 (如 79 到 72% 以及 29 到 21%)，則需要額外增加棲地的物理化學因子等資訊，才能決定此棲地損害評比。

RBP II 可反應出群集結構及功能之整合指標，共有八項生物指標，其分別為：

1. 分類群豐度 (taxa richness)，在採樣站所採獲之水棲昆蟲的分類群。
2. Hilsenhoff 生物指標 (BI)，與科級生物指標 (FBI) 相同，唯在分類鑑定上，必須至屬或種之層級。
3. 樣本中刮食者與濾食性採食者個體數之比例 (ratio of scrapers/fil. collectors)。
4. 蜉蝣目 (Ephemeroptera, E)、積翅目 (Plecoptera, P) 及毛翅目 (Trichoptera, T) EPT 三目與搖蚊科 (Chironomidae) 豐度之比例 (ratio of EPT and Chironomid abundances)。
5. 優勢科級分類群所佔的百分比 (percent contribution of dominant family)。
6. 蜉蝣目 (E)、積翅目 (P) 及毛翅目 (T) 三目水棲昆蟲的種類數之和 (EPT index)。

7. 群集失落指數：community loss = $(d-a)/d$ ，其中d：在參考站所採獲之全部種類數，a：在採樣站採獲之種類數。
8. 樣本中碎食者與全部個體數之比例（ratio of shredders and total）（Plafkin *et al.*, 1989）。

(3) 生物量

水棲昆蟲群落的生物量(現存量)是溪流生態系結構優劣和功能高低的最直接表現，也是溪流生態系環境品質的綜合表現，而測定水棲昆蟲的生物量對研究鮭魚生長和溪流生態系的生產力是具有重要性的。我們利用武陵地區 2003 到 2006 的所有樣站的生物量資料，去推算本研究各站各時間生物量，例如各站各時間的各分類群數量乘上相對應季節(1-3、4-6、7-9 及 10-12 月)之相同科級平均體重(溼重)，如無此科級則採用目級計算。

$$B_i = \sum_j W_{ij} \times N_{ij}$$

$$W_{ij} = SW_{kp}$$

B_i 為第 i 時間點的生物量， W_{ij} 為第 j 科級分類群在第 i 時間點的平均個體體重， N_{ij} 為第 j 科級分類群在第 i 時間點的數量。

SW_{kp} 為第 p 科級或目級分類群於第 k 季的平均個體體重，其中第 j 科級分類群屬於第 p 科級或目級分類群，以及第 i 時間點屬於第 k 季。

(4) 多元尺度分析 (Non-metric multidimensional scaling, MDS)

將各站之各分類群的數量以 $\text{Log}(X+1)$ 轉換以計算 Bray-Curtis 相異係數後，以多元尺度分析 (Non-metric multidimensional scaling, MDS) 繪製成圖，並以二度空間顯示各測點彼此間之關係。得到圖形之壓縮值 (stress)，可信建議值為小於 0.2，以此來推測及判定各測站之關係 (Clarke and Warwick, 2001)。

由於七家灣溪上游及有勝溪均有果園及菜園分布，因此以桃山西溪測站為無農業活動、二號壩測站為輕度農業活動、有勝溪測站為重度農業活動，作圖探討農業活動面向的議題。高山溪曾於 1999 年 4 月拆除四號攔砂壩，為全台第一座為保育而拆除的攔砂壩，迄今已 30 年，因此以高山溪測站為參考測站，並與觀魚台測站、一號壩上游測站、一號壩下游測站、繁殖場測站作圖探討壩壩體改善面向的議題。

(5) 監測具衡量氣候變遷影響的指向性物種

武陵地區溪流有三種優勢的毛翅目昆蟲分別屬於不同取食功能群，黑頭流石蠶 (*Rhyacophilidae nigrocephala*) 屬於捕食者、臺灣黑管石蛾 (*Uenoidae taiwanensis*) 屬於刮食者及斑紋角石蛾 (*Stenopsyche marmorata*) 屬於濾食者(林等, 2012)。然而此地區溪流近

50年來出現極端洪流的年度, 2004, 2005, 2007, 2008, 於2005年為最大, 日流量達到 $609 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Chiu and Kuo, 2012), 此三種毛翅目昆蟲數量在極端洪流後皆明顯下降。故進行2003年至2016年間, 三種石蠶蛾在臺灣櫻花鉤吻鮭族群活動範圍內, 分別位於桃山西溪(測站1)、七家灣溪(測站3及測站6)、高山溪(測站6)、有勝溪(測站9)五個取樣點, 每月數量經過對數轉換後與採集日前一個月之日流量平均值進行線性迴歸分析, 探討監測具衡量氣候變遷影響的指向性物種的可能性。

三、結果

(一) 物種數及個體數

本年度採樣調查水棲昆蟲共計有 65 分類群(taxa)，分屬 6 目 37 科(表 5-1、表 5-2、表 5-3、表 5-4、表 5-4)。圖 5-2 武陵地區溪流測站水棲昆蟲各月數量。各測站水棲昆蟲密度高峰出現在 4 月，例如二號壩測站(4816 昆蟲(個體數/平方公尺)、一號壩上游測站(9988 昆蟲(個體數/平方公尺)、一號壩下游測站(4995 昆蟲(個體數/平方公尺)、高山溪測站(只 5398 昆蟲(個體數/平方公尺)、繁殖場測站(8254 昆蟲(個體數/平方公尺)。於 6 月出現高峰有桃山西溪測站(3200 昆蟲(個體數/平方公尺)、有勝溪測站(5020 昆蟲(個體數/平方公尺)、羅葉尾溪測站(4160 昆蟲(個體數/平方公尺)。觀魚台測站於 10 月出現高峰(8254 昆蟲(個體數/平方公尺)。

在農業活動面向來看，2 月時水棲昆蟲密度：無農業活動的桃山西溪測站(892 昆蟲(個體數/平方公尺))>輕度農業活動二號壩測站(749 昆蟲(個體數/平方公尺))>重度農業活動有勝溪測站(265 昆蟲(個體數/平方公尺))；4 月以輕度農業活動二號壩測站(4816 昆蟲(個體數/平方公尺))>重度農業活動有勝溪測站(4701 昆蟲(個體數/平方公尺))>無農業活動的桃山西溪測站(1777 昆蟲(個體數/平方公尺))；6 月以度農業活動有勝溪測站(5020 昆蟲(個體數/平方公尺))>無農業活動的桃山西溪測站(1777 昆蟲(3200 個體數/平方公尺))>輕度農業活動二號壩測站(1067 昆蟲(個體數/平方公尺))；10 月以輕度農業活動二號壩測站(3823 昆蟲(個體數/平方公尺))>重度農業活動有勝溪測站(3172 昆蟲(個體數/平方公尺))>無農業活動的桃山西溪測站(1904 昆蟲(個體數/平方公尺))。

(二) 大型昆蟲食餌

圖 5-3 武陵地區溪流測站大型昆蟲食餌數量變化圖。由圖可看出 2018 年年初數量略高於 2016 年及 2017 年，且高峰出現在 4 月。七家灣溪 7 測站中，2 月大型食餌密度最多為一號壩上游測站之 846 昆蟲(個體數/平方公尺)；4 月大型食餌數量最多則為繁殖場測站 2207 昆蟲(個體數/平方公尺)、有勝溪測站大型食餌密度為最低，於 2 月、4 月分別約為 105 及 202 昆蟲(個體數/平方公尺)；6 月大型食餌數量最多為一號壩上游測站 1353 昆蟲(個體數/平方公尺)；10 月大型食餌數量最多則為觀魚台測站 1890 昆蟲(個體數/平方公尺)、有勝溪測站大型食餌密度為最低為 645 昆蟲(個體數/平方公尺)。

壩體改善面向來看，4 月後高山溪測站大型食餌數量約 1000 昆蟲(個體數/平方公尺)，觀魚台測站、一號壩上游測站、一號壩下游測站、繁殖場測站等測站 4 月後中大型食餌數量大都有高於長期效應指標(1000 昆蟲(個體數/平方公尺))。

(三) 生物量

每年年初生物量達最高峰，之後隨時間遞減，颱風季來臨時，生物量最少，再逐漸增加至隔年年初，如此週而復始。七家灣溪自 2011 年壩體改善後其高峰之生物量逐漸下滑，而於 2015 年 2 月再度回升至 5000~9400 毫克/平方公尺，2016 年年初則降至 800-2100 毫克/平方公尺，至 10 月則降至 160~260 毫克/平方公尺。2017 年的生物量高峰出現在 4 月，高山溪測站約 5000 毫克/平方公尺。2018 年在農業活動及壩體改善面向來看，皆以 4 月為高峰，分別為二號壩測站 5410 毫克/平方公尺及一號壩上游測站 11256 毫克/平方公尺。有勝溪測站生物量為最低，於 2 月、4 月分別約為 508 及 3967 昆蟲（個體數/平方公尺）。羅葉尾溪測站生物量於 2 月約 4515 毫克/平方公尺；觀魚台測站於 10 月出現高峰約 10000 毫克/平方公尺(圖 5-4)。

(四) 多樣性

由 2003~2018 年之各測站 Shannon-Wiener's index 比較結果可看出，大多數時間點高山溪測站 Shannon-Wiener's index 較其他測站為高，而有勝溪測站則較其他測站為低，其他各測站則在這兩測站之指數數值間波動，十多年來指數數值波動範圍有上升趨勢，尤其是有勝溪收費口測站及觀魚台測站 (圖 5-5)。由圖可看出羅葉尾溪測站的多樣性指數數值波動範圍與桃山西溪測站(無農業活動)相似，甚至於 2014 年及 2015 年颱風後多樣性指數較桃山西溪測站為高，2018 年 2 月為 2.72 較桃山西溪測站之 2.22 為高；有勝溪測站(重度農業活動)指數值波動範圍較大，颱風後多樣性指數下降較其他測站來得大，2018 年 2 月之 1.3 為各測站最低者，4 月回升至 3.1。在農業活動面向來看，2 月時無農業活動的桃山西溪測站(2.22)>輕度農業活動二號壩測站(2.17)>重度農業活動有勝溪測站(1.3)，然 4 月桃山西溪測站(2.61)<輕度農業活動二號壩測站(2.91) <重度農業活動有勝溪測站(3.1)。6 月以度農業活動有勝溪測站(3.13) >無農業活動的桃山西溪測站(2.85) >輕度農業活動二號壩測站 2.22)；10 月以重度農業活動有勝溪測站(3.18) >輕度農業活動二號壩測站(2.89) >無農業活動的桃山西溪測站(2.66)。

壩體改善面向可看出壩體下游的一號壩下游測站及繁殖場測站指數值波動範圍較壩體上之一號壩上游測站及觀魚台測站為且多樣性有高於高山溪測站。2 月時高山溪測站 Shannon-Wiener's index 為 1.79 是 2018 年最低的月份，4 月為最高(3.02)，6 月、10 月為 2.6、2.95。觀魚台測站、一號壩上游測站、一號壩下游測站、繁殖場測站於 2 月分別為 2.44、2.46、2.2 及 2.17；4 月分別為 2.93、3.26、2.87 及 3.12；6 月分別為 2.27、2.85、2.46 及 2.67；10 月分別為 3.24、2.95、2.58 及 3.00。

(五) 棲地評比

由快速生物評估法 II (RBP II) 所得之相對分數可知，各測站都介於無損害到中度損害之間(圖 5-6)。颱風季此處溪流遭受損害而影響溪流中的生物，水棲昆蟲密度下降之每年的低點，RBP II 結果顯示武陵地區棲地無損害降至中度損害。往年皆以颱風過境時，多數測站一致顯示棲地大幅劣化情況，且以有勝溪測站最為明顯。2018 年各測站為無損害，然 2018 年 4 月有勝溪測站為中度損害。

(六) 農業活動對水棲昆蟲群聚結構之影響

2003~2018 年農業活動面向各測站之 MDS 分析顯示於圖 5-7，stress 值為小於 0.2，其分析結果仍具有群聚組成變異之代表性。2003 年與 2011 年為無洪流發生之年分，2005 及 2008 則為洪流發生嚴重的年分(流量分別為 610 秒/立方公尺與 307 秒/立方公尺)，進一步推測及判定各測站之關係，羅葉尾溪測站的群聚結構與桃山西溪測站(無農業活動)較相仿，有勝溪測站(重度農業活動)為一類群，分析圖上可看出兩類群於 2008 年有交集，各站的群聚結構大致約一年完成一個循環。分析圖顯示，群聚結構大致隨著年份，往同一方向轉移(MDS 軸 1 的正向)，且 2011 年結構已逆時針方向回移至 2003 年的狀態，並超越而成為此轉移方向的新極值。2016 年梅姬颱風以及艾利颱風過後，2017 年上半年則呈現與 2011 年相仿之狀態。由 MDS 分析結果圖可得知 2017 年之群聚結構與 2011~2015 年相仿，符合過去每年上半年都會逆時針方向回移的現象，但後半年則受颱風季節之洪流強度影響，而改變為另一方向(MDS 軸 2)之相對應轉移量。2018 年年初之群聚結構與 2003 年相仿，且皆為無颱風影響年，上半年 MDS 軸 1 的正向回移，後半年 MDS 軸 2 之相對應轉移量變化較小。

(七) 一號壩壩體改善部分拆除工程的影響

壩體下游的一號壩下游測站水棲昆蟲個體數由 2011 年 5 月 17 日的 1100 昆蟲(個體數/平方公尺)大幅降至 5 月 31 日(拆壩後第 1 天)的 70 昆蟲(個體數/平方公尺)；更下游之繁殖場測站水棲昆蟲個體數則由 5 月 17 日的 1300 昆蟲(個體數/平方公尺)大幅降至 5 月 31 日(拆壩後第 1 天)的 600 昆蟲(個體數/平方公尺)。因 2011 年 6 月下旬之米雷颱風所造成的洪水，兩者於 7 月 4 日又降至 300~500 昆蟲(個體數/平方公尺)，一號壩下游測站下降較大，繁殖場測站於 8 月大幅回升至 3200 昆蟲(個體數/平方公尺)，而一號壩下游測站於 9 月才回升至 3200 昆蟲(個體數/平方公尺)。2011 年 8 月下旬強烈颱風南瑪都侵台，10 月份調查結果，一號壩下游測站大幅下降至 300~800 昆蟲(個體數/平方公尺)，2012 年年初有回升至 4700~7000 昆蟲(個體數/

平方公尺)，但 2012 年 6 月到 8 月的泰利、蘇拉與天秤颱風過後降至 600 昆蟲（個體數/平方公尺）以下，10 月時有回升至 600~2000 昆蟲（個體數/平方公尺），並在 2013 年年初水昆密度高峰呈現 1900~4600（個體數/平方公尺），其中離壩體較遠的兩站（觀魚台與繁殖場測站）之水昆密度則高於緊鄰壩體的一號壩上游及下游測站，2013 年蘇力、潭美、康芮、天兔及菲特等颱風過後，10 月則降至 60~200 昆蟲（個體數/平方公尺），其中緊鄰壩體的一號壩下游為最低值；2014 年 2 月則升至 1200~2800 昆蟲（個體數/平方公尺），於 2015 年 2 月進而提升至 3000~5300 昆蟲（個體數/平方公尺）而 6 月則下滑至 1200~1500（個體數/平方公尺），10 月則降至 60~200 昆蟲（個體數/平方公尺）；2016 年 2 月回升至 600-1500 昆蟲（個體數/平方公尺），4 月則降至 550-800 昆蟲（個體數/平方公尺），5 月回升至 1600-2800 昆蟲（個體數/平方公尺），9 月底受梅姬颱風影響，10 月初則降至 100-170 昆蟲（個體數/平方公尺）；2017 年 2 月一號壩上下游測站有 600-1200 昆蟲（個體數/平方公尺），4 月有 1150-3800 昆蟲（個體數/平方公尺）較 2 月為高，6 月降至 90-210 昆蟲（個體數/平方公尺），10 月回升至 950-3700 昆蟲（個體數/平方公尺）。2018 年 2 月一號壩上下游測站約有 1200-1500 昆蟲（個體數/平方公尺），4 月約有 5000-10000 昆蟲（個體數/平方公尺）較 2 月為高。

一號壩上游測站及繁殖場測站的水棲昆蟲密度 2018 年 4 月升高至新高點，約有 8200-10000 昆蟲（個體數/平方公尺）。5-2 圖中顯現壩體改善初期(2011~2013)，觀魚台測站年初水棲昆蟲密度為四測站中最高者，但隨年下降，直到 2015 年回升及一號壩下游測站的水棲昆蟲密度為四測站中最高者，2018 年年初高峰(652-1526 昆蟲（個體數/平方公尺）超越高山溪測站(537 昆蟲（個體數/平方公尺），2018 年 4 月新高 3757-9988 昆蟲（個體數/平方公尺）。6 月一號壩上游測站 1353 昆蟲（個體數/平方公尺）及 10 月觀魚台測站 1890 昆蟲（個體數/平方公尺）為最高。壩體改善面向來看，各測站 4 月後中大型食餌數量大都有高於長期效應指標(1000 昆蟲（個體數/平方公尺）)。

壩體上游的一號壩上游測站有山溝水匯入，壩體下游的一號壩下游測站有一號防砂壩在此，過去這兩測站 Shannon- Wiener's index 值較觀魚台測站為低，且前半年多樣性指數波動小於後半年時期，颱風強度越大時似乎會造成較大波動。2011 年年初這兩測站在維持 2.4~2.5（壩體改善前），和觀魚台測站及繁殖場測站相比則不相上下。2011 年壩體改善工程後一個月內，壩體上下游的四測站皆明顯受到衝擊，顯現出多樣性指數之不確定性，波動變化加劇尤其是壩體下游的一號壩下游測站，Shannon- Wiener's index 值由 2.5 下降至 1.7，成為四測站中最低者，颱風季節使得壩體上下游的四測站再次承受負面衝擊，再一次且加深下降幅度，一號壩下游測站由 2.5 下降至 1.5 且為最低者，2012

年 4 月的降雨較多而流量提升，使此測站再降至 1.1。2012 至 2014 年颱風季的影響，對一號壩下游測站的衝擊較其他三站為大，多樣性為最低者，直到 2015 回升至最高者，然而受颱風季影響，2016~2017 多樣性下降。颱風季影響各測站的多樣性下降，此現象高山溪亦是如此。

2018 年結果可得知四測站之 Shannon- Wiener's index 值落於 2.2-3.3 之間，且觀魚台測站及繁殖場測站之多樣性高於一號壩上游測站及一號壩下游測站。快速生物評估法 II 所得之相對分數可知，各測站無損害，追蹤 7 年顯示逐漸回穩。四壩測站昆蟲組成以一號壩下游測站變化較大，但都趨向 MDS 軸一負值驅動，經過 2.5 個月，順著 MDS 軸一正向歸回，各測站回至相似結構，然施工 5 個月後的洪水衝擊，使得壩體下游測站較上游測站受到的影響更大 (Chiu *et al.*, 2013)。MDS 分析顯示 2017 及 2018 年已漸逆時針反向回移，回復與 2011 年之群聚結構相似 (圖 5-8)，且依此相似度結構分析，現有四測站群聚結構較 2011 年小化之空間緊密結構，揭示壩體改善過程的空間效應，已顯現由上而下流域暢通的理想狀態。

各測站 EPT 三目(蜉蝣目、積翅目及毛翅目)與搖蚊科 (Chironomidae) 豐度之比例 (ratio of EPT and Chironomid abundances) 結果見圖 5-9。以水棲昆蟲回復指標為 EPT% 大於 75% 來看，七家灣溪一號壩拆除後，長期效應約為四年。

(八) 監測具衡量氣候變遷影響的指向性物種

圖 5-10 以對數常態分佈將 1967 至 2008 年流量資料計算出事件發生機率，取大於 95% 信賴區間(日流量超過 $200\text{m}^3\text{s}^{-1}$) 之事件定義為極端洪水 (Chiu and Kuo, 2012)。過去 50 年來，極端流量的前 6 名出現在 2000 年後。2005 年 7 月發生最大的極端洪水，日流量達到 $609\text{m}^3\text{s}^{-1}$ (Chiu and Kuo, 2012)，於 2005 年 7 月及 8 月接連發生三次極端洪水後，造成三種石蠶蛾數量急遽下降 (圖 5-11)。2003 年以刮食者臺灣黑管石蛾最多，捕食者黑頭流石蛾次之，濾食者斑紋角石蛾最少，圖中可看出在 2004 年 8 月發生極端洪水後三種石蠶蛾採集數量皆大幅下降，隔年 2005 年 7 月及 8 月接連發生三次極端洪水後，造成三種石蠶蛾採集數量急遽下降約 84-100%，刮食者臺灣黑管石蛾此後至 2006 年底更是完全沒有採集紀錄，捕食者黑頭流石蛾在 2006 年 10 月有回彈趨勢。

捕食者黑頭流石蛾最大體長約 23 mm，2003-2016 年捕食者黑頭流石蛾的密度變化圖得知，2011 年 5 月七家灣溪一號防砂壩改善工程的影響不大 (圖 5-12)，前一個月平均日流量對其族群變動為負影響，解釋變異為 20% (圖 5-13； $y=-0.05x+4.04$ ， $p=0.0006$)；壩體改善對濾食者斑紋角石蛾(最大體長約 58 mm) 的影響為一年 (圖 5-14)，前一個月平

均日流量對其族群變動為負影響，解釋變異為 18.6%(圖 5-15； $y=-0.05x+2.19$, $p=0.001$); 壩體改善對刮食者臺灣黑管石蛾(最大體長約 13 mm)沒有影響(圖 5-16)，前一個月平均流量對其族群變動為負影響，解釋變異為 7%(圖 5-17； $y=-0.06x+2.16$, $p=0.0379$)。

四、討論

(一) 物種數及個體數

2018 年調查水棲昆蟲有 67 分類群 (taxa)，由過去調查結果以及楊與謝 (2000) 報導有 40 分類群 (taxa) 相比，每樣站仍可採到 40 分類群，全年的物種數 57~67 分類群。

流量為武陵地區溪流生態系主要驅動力，對溪流生態系造成連鎖的骨牌效應 (Chiu et al., 2008)，近 50 年來受颱風影響，溪流流量暴增，以 2005 年為最嚴重的一年且為極端洪水事件年 (日流量超過 $200\text{m}^3\text{s}^{-1}$, Chiu and Kuo, 2012)，其次依序為 2007 年、2008 年、2012 年、2015 年及 2004 年，是此地流量暴增的前 6 名都發生在近 10 年。由連續 10 年以上 (2003 年至 2014 年) 水棲昆蟲數量之研究數據顯示，在歷經較嚴重的洪流，可能未來會造成水棲昆蟲群聚中體型較大物種之比例下降 (郭, 2010)。水棲昆蟲數量及大型食餌於每年的 1 或 2 月為高峰，2003 年至 2004 年初期達到最高，但受到 2004 年及 2005 年洪流影響，2005~2006 年的大型食餌數明顯較少，顯示溪流流量暴增對水棲昆蟲群聚中體型較大物種之影響。由 10 年數據以上可看出，流量為常態發生而非突然暴增時，其隔年年初大型食餌比例則會增加，此現象發生於 2003 年初及 2010~2012 年初，反之，嚴重洪流出現，隔年年初大型食餌比例則會下降，數據顯示，2012 年受到 8 月的中度颱風影響，而 2013 年年初高峰之水昆及大型食餌數量皆變少，重演 2005 至 2009 之大型洪水的影響。2013 年受到颱風影響，10 月水昆數量大幅下降，且 2014 年年初水昆及大型食餌數量也較 2013 年年初低，但 2015 年年初大型食餌數量已上升且較 2012~2014 年年初高峰為多，後半年受到南卡、蘇迪勒、天鵝及閃電等颱風影響，又再度下滑且較 2014 年 10 月為少，2016 年年初則有上升，但高峰落在 5 月，10 月則因受颱風影響又降至當年最低。2017 年年初則稍有回復，高峰落在 4 月及 10 月，與 2016 年同樣為高峰後延，2018 年 4 月水棲昆蟲豐度高於 2 月，由連續 16 年數據 (2003 至 2018 年) 顯示，現今每年水棲昆蟲高峰有後延發生的趨勢。2018 年沒有颱風侵襲，高峰落在 4 月及 10 月。

每年年初為水棲昆蟲發生高峰，但近兩年的發生高峰與以前不同，我們推測原因與近十年有 6 年出現極端洪流有關。水棲昆蟲面對洪水壓力增加時改變生活史策略，此擴展適應 (exaptation) 手段，使水棲昆蟲可在此特定環境生存，躲避颱風季時流量大增的風險。

(二) 多樣性

洪流擾動過後，物種可能大量減少，進而造成物種多樣性之降低，2005 年 8 月 Shannon- Wiener's index 數值下降，並且 2006 後半年 Shannon- Wiener's index 指數下

降程度較 2004 及 2005 年為小，可能和 2006 年颱風頻度和強度都較小有關；不過因優勢物種的減少所空出的資源使得其他物種得以拓殖，而得以增加了均勻度，例如大多數測站之多樣性指數在歷經 2004 年 7 月及 9 月的颱風，其暴雨所帶來之洪流，其群聚生態反應於均勻度指數之數值上升（郭，2005）。下半年洪流過後，年終至隔年年初之持續拓殖回復，物種數之增加的確會正向關聯於多樣性上升，而小型且生活史短之物種因非常態干擾影響（Chiu & Kuo, 2012），其比例之提升導致均勻度下降，終究造成多樣性降低，例如 2005 年 2 月，種類數持續回復，然而由於搖蚊（Chironomidae）等物種快速增長且成為優勢物種，因而均勻度降低，導致大部分樣站 Shannon-Wiener's index 於溼季前之逐月下降趨勢（郭，2005），並且同樣的 2006 年 1 月上升及 6 月 Shannon-Wiener's index 回降變化，可延伸 2007~2018 年相近時期的數值變化，而 2012~2014 年洪流過後，雖然物種數必然減少，不過多樣性大致持平或小幅上升，乃因均勻度上升；另一方面，2013 至 2018 年數量持續回升，優勢物種數量增長更甚，終致均勻度下降，而呈現 2 月或 4 月有些測站之多樣性下降。昆蟲生存策略有些為 r 型，有些為 k 型，有些為 r 和 k 型混合。以中大型食餌中之 4 目 8 科來看，當生物多樣性指標之值變小，可能是毛翅目昆蟲減少，雙翅目及蜉蝣目昆蟲增加。這樣的現象說明了颱風及梅雨季節所帶來洪流於對多樣性有一定的影響力，而其干擾時間點、頻度及強度之常態與否則決定正向或負向影響，但於隔年初皆可恢復。

(三) 棲地評比

以 2003~2018 年的 RBPII 數值而言，各測站於流量暴增後，其評等往往都會趨向劣化，然而流量暴增的情況下，群聚結構變化受此強力的物理因子的影響遠大於水質或棲地因子，群聚結構起先為高留存之抗急流的物種居多，後續發展為快速拓殖的物種為主，因此除非水質或棲地劣化非常嚴重，能快速反應於 RBPII 評等的情況，在水質或棲地普遍較為良好的地區，流量暴增事件的出現，應等待一段時間，待物種拓殖穩定後，方可用 RBPII 來評等。除此之外，其中往年皆以颱風過境時，多數測站都一致顯示棲地大幅劣化情況，然而 2007 年起各測站於颱風季節後棲地劣化幅度較小，且觀魚台測站棲地可維持在無損害程度，且幾乎所有測站 2011 年颱風季節後，棲地劣化幅度最小，於 2012 年颱風季節後，棲地劣化幅度又再增大；一號壩下游測站首當其衝，此結果說明了 RBPII 或許可用來偵測到颱風所引發的洪流對武陵地區溪流之影響，但似乎無法僅與洪流強度有關聯，應還有其他因子的交互作用也包含在內，其他研究也顯示季節性變化會明顯影響棲地評估的準確性（Šporka *et al.*, 2006, Alvarez-Cabria *et al.*, 2010）。另一方面，2015 年 2 月~6 月除了觀魚台測站及 10 月有勝溪收費口中度損害，其餘測站皆維持無損害程度，顯現出受到洪水

及改善工程的影響，七家灣溪已於 2015 年逐漸出現回穩跡象。2016 年起大部分測站為無損害程度，然而，有勝溪收費口於颱風季節後及 2016 年 5 月、2017 年 2 月、2018 年 4 月為中度損害。

(四) 農業活動的影響

觀魚台測站 2006 年至 2010 年之 Shannon- Wiener's index 及 RBPII 數值波動上下限區間範圍已較以往 (2003 年至 2006 年) 提升，二號壩測站 (農業區旁) 2010 年 Shannon- Wiener's index 也較過往為高，表示其多樣性變高及棲地評地變優，農地回收政策已具有成效 (郭，2010)。有勝溪測站 (重度農業活動) Shannon- Wiener's index 及 RBPII 數值波動範圍較大，颱風後多樣性指數下降較其他測站來得大，棲地評比為中度損害，此與有勝溪以採食者 (73%) 為優勢取食功能群，其他取食功能群之組成皆佔 10% 以下，明顯不同於七家灣溪、桃山西溪及高山溪，且有勝溪的刮食者及捕食者，尤其是刮食者 (8%)，所佔比例相較於其他溪流較低有關 (郭，2012)。由於農業活動所施用的氮肥僅少量被植物利用，將殘留在土壤中，通過降雨、沈降和逕流的淋洗而進入地表水或地下水，造成水體的污染。硝酸鹽是氮素最高度氧化的最後產物，過多水體酸化，出現藻華，河川或水庫「優養化」，有勝溪則測得硝酸鹽濃度 (13.1 mg/L) 較武陵地區溪流為高 (0.1-5.4 mg/L) (彭，2009)。武陵地區之七家灣溪流域不僅為台灣櫻花鉤吻鮭保護區，同時武陵地區所屬之大甲河流域亦為台灣中部地區重要水資源之上游集水區，保護水資源永續利用不被汙染破壞是重要的議題及政策，水體中硝酸鹽濃度長期監測有其必要性。

(五) 一號壩壩體改善部分拆除工程的影響

我們已報導四壩測站昆蟲組成以一號壩下游測站變化較大，但都趨向 MDS 軸一負值驅動，經過 2.5 個月，壩體改善工程對壩體上下游的測站呈現出短期的負面衝擊 (Chiu *et al.*, 2013)，隨著時間演進，及隨後出現的自然洪水事件所造成的洪水衝擊，除了本身的影響力，會與壩體事件結合，再重演一次並加深此次洪水所造成的衝擊，且壩體下游的測站受到影響較上游來的大。2012-2014 年的洪水衝擊，可以看到拆壩後的影響力已可達一號壩上游棲地，當然一號壩下游測站也因底質嚴重掏刷也同受衝擊，同時表現出水棲昆蟲數量及多樣性大幅下降，但於 2017 年的資料影響顯示每年的多樣性波動範圍已逐漸縮小，且 MDS 分析顯示 2017 年年初已漸趨向拆壩前狀態及快速生物評估法 II 所得之相對分數可知，各測站無損害，追蹤 6 年顯示逐漸回穩。

以大型食餌數量高於 (1000 昆蟲 (個體數/平方公尺)) 及水棲昆蟲 EPT% 大於 75% 來看，

七家灣溪一號壩拆除對大型無脊椎動物群落的長期效應，約為4年可回復。2018年各測站4月後觀魚台測站及繁殖場測站之多樣性高於一號壩上游測站及一號壩下游測站，空間效應已顯現。

(六) 監測具衡量氣候變遷影響的指向性物種

三種毛翅目水蟲的生活史類似，卵、幼蟲、蛹在水域，羽化為成蟲在陸棲。體型大小不一，體型大者生活史較長。由結果得知，壩體改善對毛翅目大型物種濾食者斑紋角石蛾影響為一年(圖 5-14)、中型物種捕食者黑頭流石蛾影響不大(圖 5-12)、小型物種刮食者臺灣黑管石蛾沒有影響(圖 5-16)，前一個月平均日流量對其族群變動皆為負影響(圖 5-13、圖 5-15、圖 5-17)。此三種石蠶蛾數量上佔武陵地區溪流毛翅目昆蟲數量約 63%生物量上佔約 85% (丘, 2004; 郭等, 2004)，這三種石蠶蛾面對現今氣候變遷下的洪水來臨時的生物反應，並沒有相關文獻報導。洪水發生後此三種石蠶蛾數量下降比例不同，臺灣黑管石蛾更是在 2006 年完全消失。洪流對黑管石蛾的解釋變異為 7%，還有其他的原因存在，需待進一步研究探討。Brewin 等人 (1995)年曾發表特大規模洪水事件，使得喜馬拉雅山的水棲昆蟲物種密度及種豐富度大幅下降；本研究三種石蠶蛾面對極端洪水時，密度減少 84-100%，與 Robinson 等人 (2004)在瑞士進行的實驗性質的洪水實驗，水棲昆蟲密度下降 14%到 92%，相雷同。極端洪水最終導致物種密度及豐富度大幅下降是不爭的事實 (Robinson *et al.*, 2004; Suren and Jowett, 2006)。

我們之前的研究 (Chiu & Kuo, 2012)，指出極端洪水後不利於此地區 K 選汰物種的水棲昆蟲，棲位將短期為 r 選汰物種(例如：蜉蝣、搖蚊)所佔據，同時流量過低時也不利於 K 選汰物種數量。三種石蠶蛾均有攀附的抗性特徵 (resistance trait)屬於 K 選汰物種，極端洪水後 2006 年數量大幅下降，且前一個月平均日流量對三種石蠶蛾族群密度皆為負影響，因此，流量為影響此三種石蠶蛾族群變動的主因之一，然而有不同的生物反應。

Taira & Tanida (2013)報告指出一些流石蛾屬 *Rhyacophila* 幼蟲有不尋常的行為和形態，反應了利用伏流區(hyporheic zone)的能力。我們認為捕食者黑頭流石蛾其不築固定巢的行為特性，易於利用扁平的頭部、細長有彈性的腹部、短胸足及細長的肛門原足，潛入伏流區(hyporheic zone) 避難抵抗洪水，族群變動(圖 5-12)相較於另兩種石蠶蛾族群變動(圖 5-14、圖 5-16)有較好的抗性(resistance)與回彈力(rebound rate)表現。築固定巢的濾食者斑紋角石蛾及刮食者臺灣黑管石蛾，面對洪水是否也能利用伏流區避難，有待進一步研究。

水棲昆蟲面對洪水時的適應手段，主要為生活史策略及改變行為(Lytle and Poff, 2004)，有一種石蠶蛾 *Phylloicus aeneus* 可與洪水發生時間同步並縮短其生活史，能以成蟲階段

逃離洪水發生之惡劣環境，進而降低死亡率(Lytle, 2002)。此外自然環境提供的避難所，例如：有機碎屑構築的堤壩、較深且有縫隙的棲息地，皆能減少洪水對水棲昆蟲的影響(Townsend *et al.*, 1997)。

石蠶蛾在溪流中密度下降不只影響臺灣櫻花鉤吻鮭，也會影響到此地生態系中其他頂級掠食者，例如褐河烏(*Cinclus pallasii*) (Chiu *et al.*, 2008)。大型的毛翅目幼蟲為七家灣溪褐河烏偏好給雛鳥的獵物，且在育雛後期這種偏好大型獵物的狀況越明顯，繁殖季餵食雛鳥的獵物以毛翅目幼蟲為主(約 50%)，其次為蜉蝣、襉翅目，再來是雙翅目，也會捕捉臺灣櫻花鉤吻鮭的幼鮭餵飼雛鳥 (Chiu *et al.*, 2009)。褐河烏於非繁殖季取食了較多雙翅目，無論繁殖季或非繁殖季時都會取食高比例的蜉蝣目(江等, 2015)。褐河烏數量和水棲昆蟲群聚結構有高度相關，兩者都和流量呈現負相關，洪水造成水棲昆蟲數量減少，數量又無法在短期恢復，使褐河烏沒有足夠食物育雛，間接影響褐河烏族群，發生在颱風季的洪水也會通過溪流生態系中的自下而上效應，直接衝擊褐河烏，造成族群數量驟減，而為了躲避洪水危害，褐河烏會遷移到附近溪流有勝溪避難，待水退去再回到原本的溪流 (Chiu *et al.*, 2009; Hong *et al.*, 2012; Hong *et al.*, 2016)。然而不只此類頂級掠食者，溪流生態系裡各物種皆會因為毛翅目昆蟲下降受到衝擊，進而對濱岸生態系造成影響，監測具衡量氣候變遷影響的指向性物種，即此三種石蠶蛾族群變動，而非單純的生物指標，期望面臨不同的和不斷變化的環境壓力，氣候變化等快速短時間突發起強烈作用，物種的遺傳、族群在受到環境重大變化時具指向性的功能，提供給保育當局日後評估經營管理策略作業之參考。

五、結論

本年度採樣調查水棲昆蟲共計有 65 分類群 (taxa)，分屬 6 目 37 科。由連續 16 年數據 (2003 至 2018 年) 看出，水棲昆蟲密度幾乎以每年年初為高峰，然 2017 年及 2018 年以 4 月及 10 月為高峰。大型食餌數量及生物量以 2011 年年初為最高。各測站之多樣性指數於各年變化區間相似。快速生物評估法 II (RBP II 指數) 評估武陵地區棲地維持在無損害與中度損害之間，多元尺度分析 (MDS) 顯示桃山西溪、七家灣溪及高山溪的水棲昆蟲群聚結構變動具相同傾向，2009~2018 年有勝溪測站與其他測站群聚結構相近。

重度農業活動的有勝溪，水棲昆蟲密度、大型食餌及生物量皆為各測站最低表現者，且生物多樣性最低，棲地中度損害，顯示農業活動對武陵溪流有不利影響。極端氣候頻繁是未來氣候變遷的趨勢，面對頻繁的颱風與強降雨的衝擊，農業活動對生物多樣性的影響不容忽視，將加劇不利影響，應加以注意防範。

壩體上游兩測站的水棲昆蟲密度一直都較壩體下游的兩測站為多，但於 2015~2018 年的資料顯示，壩體上下游之分界不若以往明顯，這可能表示壩體改善後，上下游之棲地環境差異正在逐漸縮小。2011 年一號壩壩體改善工程對七家灣溪的水棲昆蟲群聚產生約 2.5 個月的短期負面直接影響，導致數量和多樣性下降，等同遭受一小型洪水的衝擊，以中大型食餌數量高於 (1000 昆蟲(個體數/平方公尺) 及水棲昆蟲 EPT% 大於 75%，定義為七家灣溪一號壩拆除的長期效應回復指標，約為四年。

七年連續監測發現，目前各測站棲地無損害，每年的生物多樣性波動範圍已逐漸縮小，且能維持高度生物多樣性，拆壩就是挽回溪流生態系自體調適能力的方法，透過一號壩壩體的改善，創造健全、多樣化的武陵溪流生態系統。

訂定出衡量氣候變遷影響的指向性物種: 黑頭流石蛾 *Rhyacophila nigrocephala*、斑紋角石蛾 *Stenopsyche marmorata*、臺灣黑管石蛾 *Uenoa taiwanensis*。

六、參考文獻

- 上野益三，1937。台灣大甲溪之鱒之食性與寄生蟲 (日文)。台灣博物學會會報，第27期，153-159頁。
- 王筱雯，2011。100年度武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究，第十一章泥沙監測研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 王筱雯，2012。101年度武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究，第十一章泥沙監測研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 丘明智，2004。武陵地區的水棲昆蟲調查及水質監測。國立中興大學昆蟲學研究所碩士論文。臺中市。
- 丘明智，2009。武陵地區洪流及河鳥與溪流昆蟲之關係。國立中興大學昆蟲學研究所博士論文。臺中市。
- 江允中、丘明智、洪孝宇、孫元勳、郭美華。2015。應用次世代定序分析褐河鳥 (*Cinclus pallasii* Temminck, 1820) 糞便殘存DNA探討其非繁殖季之食性。台灣昆蟲 35:213-226。
- 汪靜明，1992。河川生態保育。國立自然科學博物館。臺中市。
- 汪靜明，1994。子遺的國寶—臺灣櫻花鉤吻鮭專集。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 汪靜明，1999。河川生物多樣性的內涵與生態保育。生物多樣性前瞻研討會論文集。行政院農業委員會。臺北市。
- 林幸助、徐崇斌、葉昭憲、官文惠、彭宗仁、高樹基、蔡尚惠、郭美華、楊正澤、葉文斌、吳聲海、曾晴賢、孫元勳、邵廣昭。2009。武陵溪流生態系長期生態研究與生態模式建構。國立臺灣博物館學刊, 62(4):13-23.
- 林幸助、王筱雯、吳聲海、官文惠、邵廣昭、孫元勳、郭美華、曾晴賢、楊正澤、葉昭憲、蔡尚惠。2011。武陵地區溪流生態系長期暨整合研究。內政部營建署雪霸國家管理處委託辦理計畫案。
- 林幸助、王筱雯、吳聲海、官文惠、邵廣昭、孫元勳、郭美華、曾晴賢、楊正澤、葉昭憲、蔡尚惠。2012。武陵地區溪流生態系及七家灣溪一號壩防砂壩體改善後研究。內政部營建署雪霸國家管理處委託辦理計畫案。
- 雪霸國家公園編印，2000。雪霸國家公園自然資源研究方向芻議-歷年保育研究計畫總檢討。
- 郭美華，2003。武陵地區水生昆蟲研究(二)。內政部營建署雪霸國家公園管理處委託研究

報告。

郭美華，2004。武陵地區水生昆蟲研究(三)。內政部營建署雪霸國家公園管理處委託研究報告。

郭美華，2005。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立：水棲昆蟲長期生態監測。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華，2006。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，第六章水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華，2007。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，第七章水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華，2008。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，第七章水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華，2009。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，第四章水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華，2010。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，第四章水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華，2011。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，第四章水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華，2012。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，第七章水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華，2013 台灣櫻花鉤吻鮭歷史溪流放流及環境生態監測計畫，第三章水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華，2014 七家灣溪及高山溪鮭魚族群及棲地監測，第三章水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華，2017 武陵地區七家灣溪壩體改善後台灣櫻花鉤吻鮭棲地監測暨現存其它棲地調查與改善評估，第三章水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華、丘明智、謝易霖，2004。以水棲昆蟲監測雪霸國家公園武陵地區溪流水質。台灣昆蟲，第24期，339-352頁。

黃國靖，1987。七家灣溪水棲昆蟲相及其生態研究。國立台灣大學植物病蟲害研究所碩士論文。

曾晴賢。2012。武陵地區溪流生態系及七家灣溪一號壩防砂壩體改善後研究。第六章臺灣

武陵地區溪流生態系評估

櫻花鉤吻鮭族群監測與動態分析。內政部營建署雪霸國家管理處委託辦理計畫案。

農委會、特生中心、營建署及雪霸公園管理處編印，2000。櫻花鉤吻鮭研究保育研討會論文集。

楊平世、謝森和，2000。以水棲昆蟲之群聚結構及功能組成監測七家灣溪環境品質。農委會、特生中心、營建署及雪霸公園管理處編印。櫻花鉤吻鮭研究保育研討會論文集，151-177頁。

楊平世、林曜松、黃國靖、梁世雄、謝森和、曾晴賢，1986。武陵農場河域之水棲昆蟲相與生態調查。農委會75年生態研究第1號。

彭宗仁，2009。水體中硝酸鹽污染之危害。

<https://www.spnp.gov.tw/Article.aspx?a=eB4LeTfYuzo%3D&lang=1>

葉昭憲，2011。100年度武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究，第二章物理棲地研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。

Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. IEEE transactions on automatic control, 19(6), 716-723.

Alvarez-Cabria, M., Barquin, J. & Juanes, J. A. (2010) Spatial and seasonal variability of macro invertebrate metrics: Do macroinvertebrate communities track river health? Ecological Indicators, 10, 370-379.

Brewin, P. A., Newman, T. M. L. & Ormerod. S. J. (1995) Patterns of macroinvertebrate distribution in relation to altitude, habitat structure and land-use in streams of the Nepalese Himalaya. Arch Hydrobiol 135: 79-100.

Chiu, M.-C., Kuo, M.-H., Sun, Y.-H. Hong, S.-Y. & Kuo, H.-C. (2008) Effects of flooding on avian top-predators and their invertebrate prey in a monsoonal Taiwan stream. Freshwater Biology 53: 1335-1344.

Chiu, M.-C., Kuo, M.-H., Tzeng, C.-S., Yang, C.-H., Chen, C.-C., & Sun, Y.-H. (2009) Prey Selection by Breeding Brown Dippers, *Cinclus pallasii*, in a Taiwanese Mountain Stream. Zoological Studies. 48: 761-768.

Chiu, M.-C. & Kuo, M.-H. (2012) Application of r/K selection to macroinvertebrate responses to extreme floods. Ecological Entomology, 37, 145-154.

Chiu, M.-C., Yeh, C.-H., Sun, Y.-H. & Kuo, M.-H. (2013) Short-term effects of dam removal on macroinvertebrates in a Taiwan stream. Aquatic Ecology, 47, 245-252.

Clarke, K. R. & Warwick, R. M. (2001) Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. PRIMER-E, Plymouth, UK.

Hong, S.-Y., Kuo, C.-C., & Sun, Y.-H. (2012) An observation of brown dippers escaping

- typhoon at chichiawan creek. *Nat Conserv Q* 77: 63-68.
- Hong, S.-Y., Walther, B. A., Chiu, M.-C., Kuo, M.-H. & Sun, Y.-H. (2016) Length of recovery period after extreme flood is more important than flood magnitude in influencing reproductive output of an avian predator in a stream ecosystem. *The Condor*: 118(3): 640-654.
- Jordan, D. S., & Oshima, M. (1919). *Salmo formosanus*, a new trout from the mountain streams of Formosa. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 71(2), 122-124.
- Kang, S.-C. (1993) *Ephemeroptera of Taiwan (excluding Baetidae)*. PhD dissertation, National Chung Hsing Univ., Taichung, Taiwan.
- Kawai, T. & Tanida, K. (2005) *Aquatic insects of Japan: manual with keys and illustrations*. Tokai Univ. Press, Tokyo.
- Krebs, C. J. (1999) *Ecological methodology*. Addison-Welsey Educational Publishers, INC., Menlo Park, CA.
- Liao, L.-Y., Chiu, M.-C., Huang, Y.-S. & Kuo, M.-H. (2012) Size-dependent foraging on aquatic and terrestrial prey by the endangered Taiwan salmon. *Zoological Studies* 51: 671-678.
- Ludwing, J. A. & Reynolds, J. F. (1988) *Statistical ecology. A primer on methods and computing*. John Wiley and Sons, New York.
- Lytle, D. A. (2002) Flash floods and aquatic insect life-history evolution: Evaluation of multiple models. *Ecology* 83: 370-385.
- Lytle, D.A., & Poff, N.L. (2004) Adaptation to natural flow regimes. *Trends Ecol Evol* 19: 94-100.
- Merritt, R. W., Cummins, K. W. & Berg, M. B. (2008) *An introduction to the aquatic Insects of North America*. Kendall/Hunt Publ. Co., Dubuque, IA.
- Orr, C. H., Kroiss, S. J., Rogers, K. L. & Stanley, E. H. (2008) Downstream benthic responses to small dam removal in a coldwater stream. *River Research and Applications*, 24, 804-822.
- Plafkin, J. L., Barbour, M. T., Porter, K. D., Gross, S. K. & Hughes, R. M. (1989) Rapid assessment protocols for use in streams and rivers: Benthic macroinvertebrates and fish. EPA 440-4-89-001. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Washington, D.C.
- Robinson, C.T., Aebischer, S. & Uehlinger, U. (2004) Immediate and habitat-specific responses of macroinvertebrates to sequential, experimental floods. *J N Am Benthol Soc* 23: 853-867.

- SAS Institute (2004) *SAS/STAT User's guide, version 9.1*. SAS Institute, Cary, NC, USA.
- Shieh, S.-H. & Yang, P.-S. (2000) Community structure and functional organization of aquatic insects in an agricultural mountain stream of Taiwan: 1985-1986 and 1995-1996. *Zoological Studies*, 39, 191-202.
- Šporka, F., Vlek, H. E., Bulánková, E. & Krno, I. j. (2006) Influence of seasonal variation on bioassessment of streams using macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 566, 543-555.
- Suren, A.M., & Jowett. I. G. (2006) Effects of floods versus low flows on invertebrates in a New Zealand gravel-bed river. *Freshwater Biol* 51: 2207-2227.
- Taira, A. & Tanida, K. 2013. Unusual behaviour and morphology of some Rhyacophila Pictet, 1834 caddisfly (Trichoptera: Rhyacophilidae) larvae reflect their ability to use the hyporheic zone. *Aquatic Insects*, 35, 23-37.
- Thomson, J. R., Hart, D. D., Charles, D. F., Nightengale, T. L. & Winter, D. M. (2005) Effects of removal of a small dam on downstream macroinvertebrate and algal assemblages in a Pennsylvania stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 24, 192-207.
- Townsend, C. Doledec, R., S. & Scarsbrook. M. R. (1997) Species traits in relation to temporal and spatial heterogeneity in streams: A test of habitat templet theory. *Freshwater Biol* 37: 367-387.

Glossosomatidae	<i>Glossosoma</i> sp.	5.4	32.2	25.1	26.9	19.7	1.8	3.6	3.6	
Hydrobiosidae	<i>Apsilochorema</i> sp.	1.8	1.8	7.2	1.8	1.8		23.3		
Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i> spp.	30.5	3.6	32.2	9.0	7.2	32.2	12.5	1.8	10.7
Lepidostomatidae	<i>Goerodes</i> sp.	1.8		1.8			3.6	1.8	211.4	1.8
	<i>Rhyacophila</i>									
Rhyacophilidae	<i>nigrocephala</i>	10.7	21.5	62.7	3.6	34.0	93.2	50.2	23.3	10.7
	<i>Rhyacophila</i> spp.	3.6			3.6	1.8		1.8	1.8	
Stenopsychidae	<i>Stenopsyche</i> sp.A	1.8	5.4				1.8		7.2	
	<i>Uenoa</i>									
Uenoidae	<i>taiwanensis</i>	1.8		1.8						

(資料來源：本研究資料)

表 5-2、2018 年 4 月之水棲昆蟲資源組成及個體數 (individuals / square meter)

Order	Family	Taxon	一號								
			桃山 西溪	二號 壩	觀魚 台	高山 溪	繁殖 場	壩上 游	一號壩 下游	有勝 溪	
Coleoptera	Elmidae	<i>Zaitzevia</i> sp.A	17.9	50.2	25.1	161.2	111.1	48.4	53.7	23.3	
		<i>Zaitzevia</i> sp.B	3.6	12.5	7.2	16.1	1.8	1.8	12.5		
	Psephenidae	<i>Eubrianax</i> sp.						1.8			
	Scirtidae	<i>Cyphon</i> sp.	50.2	32.2	9.0	44.8	17.9	14.3	12.5		
Diptera	Athericidae	<i>Asuragina</i> sp.	1.8			1.8	5.4	3.6		1.8	
		<i>Atherix</i> sp.					1.8		1.8		
	Blepharoceridae	<i>Agathon</i> sp.		7.2	7.2	3.6	73.5	12.5		1.8	
		<i>Bibliocephala</i> sp.	3.6	43.0	14.3	25.1	32.2	19.7			
	Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i> sp.	5.4	14.3		1.8	7.2	9.0	5.4	12.5	
	Chironomidae	Chironomidae sp.B	387.0	865.4	1723.6	1481.7	795.5	3232.	1	2728.7	3
		Chironomidae sp.C	188.1	560.8	98.5	1155.6	573.3	714.9	279.5	57.3	
		Chironomidae sp.D	3.6			1.8					
		Chironomidae sp.E		1.8	30.5					3.6	1.8
		Chironomidae spp.	55.5	48.4	118.2	198.9	198.9	71.7	161.2	519.6	
		Tanypodinae spp.	5.4	35.8	75.2	9.0	43.0	75.2	30.5	89.6	
	Empididae	<i>Chelifera</i> sp.						1.8			
		<i>Dolichocephala</i> sp.						1.8			
		<i>Hemerodromia</i>		3.6				1.8	3.6		
								1178.			
Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	7.2	363.7	127.2	388.8	2959.8	9	12.5	524.9		
Stratiomyidae	<i>Oxycera</i>						1.8				
Thaumaleidae	Thaumaleidae sp.			1.8							
Tipulidae	<i>Antocha</i> sp.	3.6	87.8	107.5	10.7	25.1	320.7	123.6	138.0		
	<i>Dicranota</i> sp.	3.6			5.4						
	<i>Eriocera</i> sp.A	26.9	139.7	25.1	71.7	123.6	77.0	64.5	5.4		
	<i>Eriocera</i> sp.B	5.4	14.3	1.8	25.1	5.4	17.9	7.2	1.8		
	<i>Ameletus camtschaticus</i>	3.6			9.0						
Ephemeroptera	Ameletidae						1153.				
Baetidae	<i>Acentrella lata</i>	86.0	456.9	256.2	428.2	559.0	8	268.7	390.6		

		<i>Baetiella bispinosa</i>	14.3	23.3	48.4	21.5	59.1	154.1	82.4	43.0
		<i>Baetis</i> spp.	141.5	360.1	204.2	129.0	100.3	575.1	249.0	163.0
	Caenidae	<i>Caenis</i> sp.	5.4							
	Ephemerellidae	<i>Acerella montana</i>	1.8					3.6		
		<i>Cincticostella fusca</i>	1.8	5.4	1.8	1.8		37.6	7.2	7.2
	Ephemeridae	<i>Ephemera sauteri</i>								1.8
	Heptageniidae	<i>Afronurus floreus</i>	5.4	10.7		3.6	1.8	17.9	12.5	10.7
		<i>Epeorus erratus</i>		3.6				12.5		
								1573.		
		<i>Rhithrogena ampla</i>	473.0	1200.4	689.8	772.2	1992.3	1	641.4	145.1
		<i>Paraleptophlebia</i> sp.					3.6			
Plecoptera	Leptophlebiidae									
	Nemouridae	<i>Amphinemura</i> sp.	52.0	161.2	23.3	66.3	26.9	206.0	44.8	1.8
		<i>Protonemura</i> spp.	64.5	10.7	3.6	30.5	127.2	46.6	14.3	17.9
	Perlidae	<i>Gibosia</i> sp.	7.2		5.4	10.7	7.2	5.4	3.6	
		<i>Neoperla</i> spp.	59.1	138.0	73.5	155.9	129.0	134.4	66.3	
	Styloperlidae	<i>Cerconychia</i> sp.	19.7	7.2	1.8	19.7	12.5	9.0	7.2	
Trichoptera	Arctopsychidae	<i>Arctopsyche</i> sp.		1.8		1.8		1.8	1.8	
	Glossosomatidae	<i>Glossosoma</i> sp.	3.6	93.2	21.5	103.9	166.6	44.8	9.0	19.7
	Hydrobiosidae	<i>Apsilochorema</i> sp.	32.2			7.2	3.6			
	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i> spp.	16.1	9.0	10.7	7.2	14.3	93.2	23.3	16.1
	Lepidostomatidae	<i>Goerodes</i> sp.		3.6		3.6	10.7	25.1		3.6
	Rhyacophilidae	<i>Himalopsyche</i> sp.		3.6		3.6	5.4	5.4	3.6	
		<i>Rhyacophila nigrocephala</i>	14.3	35.8	41.2	12.5	52.0	59.1	59.1	37.6
		<i>Rhyacophila</i> spp.	5.4	9.0	3.6	3.6	9.0	16.1		
	Stenopsychidae	<i>Stenopsyche</i> sp.A	1.8	1.8			1.8	7.2		

(資料來源：本研究資料)

表 5-3、2018 年 6 月之水棲昆蟲資源組成及個體數 (individuals / square meter)

Order	Family	Taxon	桃山	二號	觀魚	高山	繁殖	一號	一號	羅業尾	有勝	
			西溪	壩	台	溪	場	壩上	壩下	溪	溪	
Coleoptera	Elmidae	<i>Zaitzevia</i> sp.A	60.9	16.1	30.5	215.0	152.3	37.6	17.9	17.9	34.0	
		<i>Zaitzevia</i> sp.B	9.0	1.8		7.2	3.6	1.8			1.8	
	Hydrophilidae	<i>Ametor</i> sp.									1.8	
		<i>Helobata</i> sp.									1.8	
	Psephenidae	<i>Eubrianax</i> sp.									28.7	
	Scirtidae	<i>Cyphon</i> sp.	16.1		1.8	1.8	1.8	1.8			28.7	
Diptera	Athericidae	<i>Asuragina</i> sp.				3.6						
	Blepharoceridae	<i>Agathon</i> sp.	1.8	1.8	3.6		3.6					
		<i>Bibiocephala</i> sp.	3.6		1.8		3.6					
	Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i> sp.	3.6	1.8		1.8		3.6		102.1	23.3	
		<i>Ceratopogon</i>	1.8									
	Chironomidae	sp.B	207.8	25.1	77.0	84.2	59.1	136.2	132.6	1648.3	286.7	
		sp.C	82.4	19.7	3.6	73.5	80.6	34.0	68.1	270.5	566.2	
		sp.D				3.6	3.6		1.8	7.2	3.6	
		sp.E			1.8		1.8			7.2	9.0	
		spp.	3.6	7.2	1.8	12.5	23.3	16.1	50.2	12.5	60.9	
		Tanypodinae spp.	3.6	16.1	10.7	23.3	26.9	23.3	10.7	44.8	338.6	
		Dixidae	Dixidae								17.9	
	Empididae	<i>Chelifera</i> sp.			1.8				1.8	1.8		
		<i>Clinocera</i> sp.A					1.8					
		<i>Hemerodromia</i>							1.8	7.2		
		<i>Trichoclinocera</i>							1.8			
	Psychodidae	<i>Pericoma</i>								1.8		
	Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	170.2	21.5	3.6	9.0	100.3	3.6		26.9	35.8	
	Tipulidae	<i>Antocha</i> sp.	35.8	5.4	16.1	3.6		30.5	16.1	184.5	78.8	
		<i>Dicranota</i> sp.				5.4	5.4		7.2	5.4		
		<i>Eriocera</i> sp.A	52.0	5.4	5.4	12.5	12.5	14.3	23.3	5.4	14.3	
		<i>Eriocera</i> sp.B	1.8	10.7	16.1	10.7	26.9	14.3	37.6	5.4	30.5	
<i>Ameletus</i>								3.6	5.4			
Ephemeroptera	Ameletidae	<i>camtschaticus</i>						3.6		5.4		
	Baetidae	<i>Acentrella lata</i>	487.3	152.3	145.1	50.2	211.4	585.9	141.5	78.8	148.7	
		<i>Baetiella</i>										
		<i>bispinosa</i>	150.5	25.1	7.2	35.8	62.7	95.0	5.4	34.0	21.5	
	<i>Baetis</i> spp.	782.9	102.1	575.1	390.6	367.3	732.8	806.2	387.0	2304.0		
	Caenidae	<i>Caenis</i> sp.			5.4							
	Ephemerellidae	<i>Acerella montana</i>	9.0	1.8			1.8			1.8		
		<i>Cincticostella</i>									1.8	
	Ephemeridae	<i>Ephemerella sauteri</i>								3.6	14.3	
	Heptageniidae	<i>Afronurus floreus</i>	21.5	12.5	7.2				48.4	82.4	19.7	
<i>Epeorus erratus</i>		43.0		1.8	1.8		1.8		7.2			

		<i>Nixe</i> sp.				1.8		1.8		52.0	
		<i>Rhithrogena</i>									
		<i>ampla</i>	637.8	404.9	430.0	598.4	1048.1	765.0	329.7	297.4 641.4	
		<i>Paraleptophlebia</i>									
	Leptophlebiidae	sp.						1.8		7.2	
Plecoptera	Nemouridae	<i>Amphinemura</i> sp.	10.7	3.6	16.1	1.8	3.6	17.9	3.6	34.0 9.0	
		<i>Protonemura</i> spp.	7.2	3.6		1.8		5.4		59.1	
	Perlidae	<i>Gibosia</i> sp.	3.6	3.6	5.4	9.0	3.6	3.6		16.1	
		<i>Neoperla</i> spp.	52.0	73.5	102.1	103.9	46.6	111.1	37.6	281.3 3.6	
Trichoptera	Styloperlidae	<i>Cerconychia</i> sp.			1.8				1.8	30.5	
	Arctopsychidae	<i>Arctopsyche</i> sp.				3.6		1.8		10.7	
	Glossosomatidae	<i>Glossosoma</i> sp.	25.1	55.5	48.4	69.9	37.6	14.3	1.8	129.0	
	Hydrobiosidae	<i>Apsilochorema</i> sp.	3.6		1.8	12.5			1.8	28.7	
	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i> spp.	232.9	50.2	75.2	68.1	109.3	302.8	102.1	46.6 168.4	
	Lepidostomatidae	<i>Goerodes</i> sp.			3.6	3.6	10.7	7.2		48.4 93.2	
	Rhyacophilidae	<i>Himalopsyche</i> sp.						1.8			
		<i>Rhyacophila</i>									
		<i>nigrocephala</i>	28.7	34.0	60.9	46.6	75.2	148.7	55.5	71.7 52.0	
		<i>Rhyacophila</i> spp.	35.8	9.0	10.7	26.9	12.5	9.0	7.2	44.8 9.0	
Stenopsychidae	<i>Stenopsyche</i> sp.A	12.5	3.6	12.5	7.2	1.8	19.7	5.4	26.9		
Uenoidae	<i>Uenoa</i>										
	<i>taiwanensis</i>	1.8									

(資料來源：本研究資料)

表 5-4、2018 年 10 月之水棲昆蟲資源組成及個體數 (individuals / square meter)

Order	Family	Taxon	一號									
			桃山 西溪	二號 壩	觀魚 台	高山 溪	繁殖 場	壩上 游	一號壩 下游	羅業 尾溪	有勝 溪	
Coleoptera	Elmidae	<i>Zaitzevia</i> sp.A	17.9	50.2	77.0	166.6	68.1	50.2	17.9	37.6	14.3	
		<i>Zaitzevia</i> sp.B	1.8	3.6	5.4	7.2	5.4	1.8				
	Hydrophilidae	<i>Helobata</i> sp.									1.8	
	Psephenidae	<i>Eubrianax</i> sp.								9.0		
Diptera	Scirtidae	<i>Cyphon</i> sp.	69.9	41.2	5.4	59.1	9.0	3.6	3.6	225.7		
	Blepharoceridae	<i>Agathon</i> sp.		1.8	3.6		25.1	5.4	3.6		3.6	
		<i>Bibliocephala</i> sp.	5.4	3.6	1.8	9.0	1.8	3.6			1.8	
	Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i> sp.		25.1	9.0	1.8	9.0				16.1	1.8
		<i>Ceratopogon</i>			3.6						14.3	
		<i>Culicoides</i>		1.8								
	Chironomidae	Chironomidae sp.B	75.2	519.6	976.4	369.1	240.1	349.4	114.7	105.7	220.4	
		Chironomidae sp.C	30.5	77.0	290.2	177.4	363.7	25.1	57.3	62.7	265.2	
		Chironomidae sp.D					1.8					
		Chironomidae sp.E	1.8	7.2	5.4		1.8			14.3		
		Chironomidae spp.		7.2	34.0	12.5	21.5	5.4	12.5		35.8	
		Tanypodinae spp.	5.4	25.1	52.0	26.9	10.7	16.1	14.3	25.1	35.8	
		Empididae	<i>Chelifera</i> sp.			1.8						
	<i>Hemerodromia</i>					1.8						
	Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	46.6	44.8	59.1	64.5	60.9	59.1	16.1	5.4	145.1	
	Stratiomyidae	<i>Oxycera</i>		1.8								
	Thaumaleidae	Thaumaleidae sp.		1.8			1.8		3.6			
	Tipulidae	<i>Antocha</i> sp.		26.9	37.6	9.0	26.9	35.8	1.8	5.4	52.0	
		<i>Dicranota</i> sp.			5.4					1.8	1.8	
<i>Eriocera</i> sp.A		9.0	73.5	98.5	84.2	86.0	26.9	14.3	52.0	1.8		
<i>Eriocera</i> sp.B		1.8	3.6	62.7	19.7	19.7	17.9	7.2	14.3	30.5		
Ephemeroptera Baetidae		<i>Acentrella lata</i>	553.6	224.0	1324.0	852.8	947.8	481.9	188.1	3.6	372.7	
		<i>Baetiella bispinosa</i>	163.0	404.9	1399.3	234.7	652.2	524.9	182.7	1.8	476.6	
	<i>Baetis</i> spp.	245.5	1089.3	1582.0	523.2	765.0	600.2	318.9	177.4	748.9		
Caenidae	<i>Caenis</i> sp.		5.4	3.6				3.6				
Ephemerellidae	<i>Acerella montana</i>	17.9	37.6	59.1	41.2	46.6	1.8	3.6	252.6	3.6		
	<i>Cincticostella fusca</i>			3.6				1.8	14.3			
Ephemeridae	<i>Ephemera sauteri</i>			3.6		3.6		1.8		68.1		
Heptageniidae	<i>Afronurus floreus</i>		12.5	5.4	1.8	1.8			9.0	66.3		
	<i>Epeorus erratus</i>	16.1	12.5	25.1	9.0	5.4	7.2	16.1				
	<i>Nixe</i> sp.		1.8	12.5		1.8	1.8			5.4		
	<i>Rhithrogena ampla</i>	449.7	713.1	1250.6	763.2	799.1	578.7	524.9	191.7	89.6		
Leptophlebiidae	<i>Paraleptophlebia</i> sp.							1.8	139.7			
	<i>Sinogomphus formosanus</i>								154.1	1.8		
Odonata	Gomphidae											
Plecoptera	Nemouridae	<i>Amphinemura</i> sp.	7.2	100.3	118.2	32.2	43.0	9.0	14.3		9.0	
		<i>Protonemura</i> spp.	1.8	7.2	1.8	17.9	3.6		1.8	1.8		
	Perlidae	<i>Gibosia</i> sp.			5.4	9.0	7.2	3.6		17.9		
		<i>Neoperla</i> spp.	57.3	64.5	177.4	109.3	114.7	60.9	68.1	198.9		

	Styloperlidae	<i>Cerconychia</i> sp.									3.6								48.4	
Trichoptera	Arctopsychoidea	<i>Arctopsyche</i> sp.									1.8								1.8	
	Glossosomatidae	<i>Glossosoma</i> sp.									3.6	9.0	12.5	28.7	12.5	7.2			5.4	9.0
	Hydrobiosidae	<i>Apsilochorema</i> sp.									9.0	19.7	23.3	7.2					3.6	
	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i> spp.									43.0	52.0	267.0	34.0	91.4	182.7	82.4		5.4	410.3
	Hydroptilidae	<i>Stactobia</i>									1.8			1.8	1.8					
	Lepidostomatidae	<i>Goerodes</i> sp.									3.6	7.2	14.3	39.4	16.1	3.6			10.7	53.7
	Rhyacophilidae	<i>Himalopsyche</i> sp.									3.6		1.8	5.4		1.8	1.8			
		<i>Rhyacophila nigrocephala</i>									32.2	93.2	116.5	43.0	62.7	62.7	28.7		48.4	44.8
		<i>Rhyacophila</i> spp.										1.8	10.7	3.6	5.4	3.6			3.6	1.8
	Stenopsychoidea	<i>Stenopsyche</i> sp.A									23.3	48.4	103.9	7.2	23.3	26.9	35.8		1.8	
	Uenoidea	<i>Uenoa taiwanensis</i>									5.4	3.6					1.8		3.6	

(資料來源：本研究資料)

表 5-5、2018 年水棲昆蟲資源組成及個體數 (individuals / square meter)

Order	Family	Taxon	桃山	二號	觀魚	高山	繁殖	一號	一號	羅業尾	有勝	
			西溪	壩	台	溪	場	壩上	壩下			
Coleoptera	Elmidae	<i>Zaitzevia</i> sp.A	189.9	166.6	202.5	618.1	369.1	229.3	130.8	96.7	75.2	
		<i>Zaitzevia</i> sp.B	23.3	39.4	28.7	43.0	25.1	10.7	17.9	1.8	3.6	
	Hydrophilidae	<i>Ametor</i> sp.									1.8	
		<i>Helobata</i> sp.									1.8	1.8
	Psephenidae	<i>Eubrianax</i> sp.							1.8	3.6	86.0	
	Scirtidae	<i>Cyphon</i> sp.	175.6	84.2	46.6	112.9	28.7	25.1	17.9		614.5	
Diptera	Athericidae	<i>Asuragina</i> sp.	1.8			5.4	5.4	3.6			3.6	1.8
		<i>Atherix</i> sp.	1.8				1.8		3.6		3.6	
	Blepharoceridae	<i>Agathon</i> sp.	1.8	10.7	14.3	5.4	102.1	17.9	3.6			7.2
		<i>Bibiocephala</i> sp.	12.5	46.6	21.5	35.8	37.6	23.3				3.6
	Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i> sp.	9.0	41.2	12.5	5.4	16.1	14.3	9.0		127.2	43.0
		<i>Ceratopogon</i>	1.8		3.6						14.3	
		<i>Culicoides</i>		1.8								
	Chironomidae	sp.B	718.4	1440.5	2829.0	1969.0	1130.5	3791.1	3235.7		1847.2	2977.7
		sp.C	302.8	736.4	607.4	1451.2	1080.4	910.1	562.6		406.7	888.7
		sp.D	3.6			5.4	5.4		1.8		9.0	3.6
		sp.E	1.8	9.0	37.6		3.6		3.6		34.0	10.7
		spp.	66.3	82.4	173.8	250.8	250.8	155.9	238.3		68.1	643.2
	Tanypodinae	spp.	14.3	86.0	143.3	59.1	80.6	116.5	57.3		86.0	471.2
		Dixidae	Dixidae								17.9	
	Empididae	<i>Chelifera</i> sp.			3.6				1.8	9.0	1.8	
			<i>Clinocera</i> sp.A					1.8				
		<i>Dolichocephala</i> sp.							1.8			
		<i>Hemerodromia</i>		3.6		1.8		1.8	5.4		7.2	
		<i>Trichoclinocera</i>							1.8			
	Psychodidae	<i>Pericoma</i>									1.8	
	Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	232.9	431.8	195.3	471.2	3124.6	1243.4	28.7		34.0	725.6
	Stratiomyidae	<i>Oxycera</i>		1.8					1.8			
Tabanidae	<i>Silvius</i> sp.	1.8										
Thaumaleidae	Thaumaleidae		1.8	1.8		1.8		3.6				
Tipulidae	<i>Antocha</i> sp.	39.4	121.8	161.2	25.1	52.0	388.8	148.7		197.1	277.7	
	<i>Dicranota</i> sp.	3.6		5.4	10.7	5.4		7.2		7.2	1.8	
	<i>Eriocera</i> sp.A	173.8	252.6	202.5	193.5	250.8	170.2	286.7		125.4	23.3	
	<i>Eriocera</i> sp.B	19.7	41.2	107.5	66.3	59.1	60.9	59.1		37.6	69.9	
	<i>Ameletus</i>											
Ephemeroptera	Ameletidae	<i>camtschaticus</i>	12.5	10.7		10.7		3.6		23.3		
	Baetidae	<i>Acentrella lata</i>	1146.6	845.7	1748.6	1343.7	1752.2	2259.2	605.6		102.1	919.1
		<i>Baetiella bispinosa</i>	335.0	453.3	1460.2	293.8	784.7	779.4	279.5		44.8	566.2

		<i>Baetis</i> spp.	1331.2	1746.8	2402.6	1098.3	1264.9	1992.3	1404.6	870.7	3221.4
	Caenidae	<i>Caenis</i> sp.	5.4	5.4	10.7				3.6		
		<i>Acerella</i>									
	Ephemerellidae	<i>montana</i>	28.7	39.4	60.9	41.2	48.4	14.3	7.2	256.2	7.2
		<i>Cincticostella</i>									
		<i>fusca</i>	3.6	5.4	7.2	1.8		41.2	10.7	23.3	7.2
	Ephemeridae	<i>Ephemera</i>									
		<i>sauteri</i>			3.6		3.6		1.8	7.2	84.2
		<i>Afronurus</i>									
	Heptageniidae	<i>floreus</i>	39.4	37.6	12.5	7.2	3.6	21.5	60.9	98.5	96.7
		<i>Epeorus erratus</i>	59.1	16.1	26.9	10.7	5.4	21.5	16.1	7.2	
		<i>Nixe</i> sp.		1.8	12.5	1.8	1.8	1.8	1.8		57.3
		<i>Rhithrogena</i>									
		<i>ampla</i>	1836.4	2449.2	2787.8	2262.8	4097.5	3577.9	1911.7	655.7	949.6
		<i>Paraleptophlebia</i>									
	Leptophlebiidae	sp.			1.8	3.6		1.8	1.8	182.7	
		<i>Sinogomphus</i>									
Odonata	Gomphidae	<i>formosanus</i>								154.1	1.8
		<i>Amphinemura</i>									
Plecoptera	Nemouridae	sp.	80.6	277.7	170.2	102.1	87.8	247.2	69.9	34.0	46.6
		<i>Protonemura</i>									
		spp.	86.0	21.5	7.2	53.7	136.2	93.2	17.9	69.9	19.7
	Perlidae	<i>Gibosia</i> sp.	14.3	9.0	23.3	30.5	21.5	19.7	3.6	64.5	
		<i>Neoperla</i> spp.	181.0	329.7	421.0	390.6	313.5	354.7	184.5	677.2	3.6
	Styloperlidae	<i>Cerconychia</i> sp.	25.1	26.9	14.3	25.1	14.3	21.5	9.0	163.0	
Trichoptera	Apataniidae	<i>Manophylax</i> sp.			5.4						
	Arctopsychidae	<i>Arctopsyche</i> sp.	1.8	1.8		5.4	1.8	3.6	1.8	10.7	3.6
	Glossosomatidae	<i>Glossosoma</i> sp.	32.2	163.0	114.7	227.5	243.7	86.0	12.5	138.0	32.2
		<i>Apsilochorema</i>									
	Hydrobiosidae	sp.	46.6	19.7	26.9	34.0	5.4	1.8	1.8	55.5	
		<i>Hydropsyche</i>									
	Hydropsychidae	spp.	322.5	114.7	385.2	118.2	222.2	610.9	220.4	53.7	605.6
	Hydroptilidae	<i>Stactobia</i>	1.8			1.8	1.8				
	Lepidostomatidae	<i>Goerodes</i> sp.	5.4	10.7	17.9	48.4	37.6	39.4	1.8	270.5	152.3
		<i>Himalopsyche</i>									
	Rhyacophilidae	sp.	3.6	3.6	1.8	9.0	7.2	7.2	5.4		
		<i>Rhyacophila</i>									
		<i>nigrocephala</i>	86.0	184.5	281.3	105.7	224.0	363.7	193.5	143.3	145.1
		<i>Rhyacophila</i> spp.	44.8	19.7	25.1	37.6	28.7	28.7	9.0	50.2	10.7
		<i>Stenopsyche</i>									
	Stenopsychidae	sp.A	39.4	59.1	116.5	14.3	26.9	55.5	41.2	35.8	
		<i>Uenoa</i>									
	Uenoidae	<i>taiwanensis</i>	9.0	3.6	1.8				1.8	3.6	

(資料來源：本研究資料)

■ 附圖

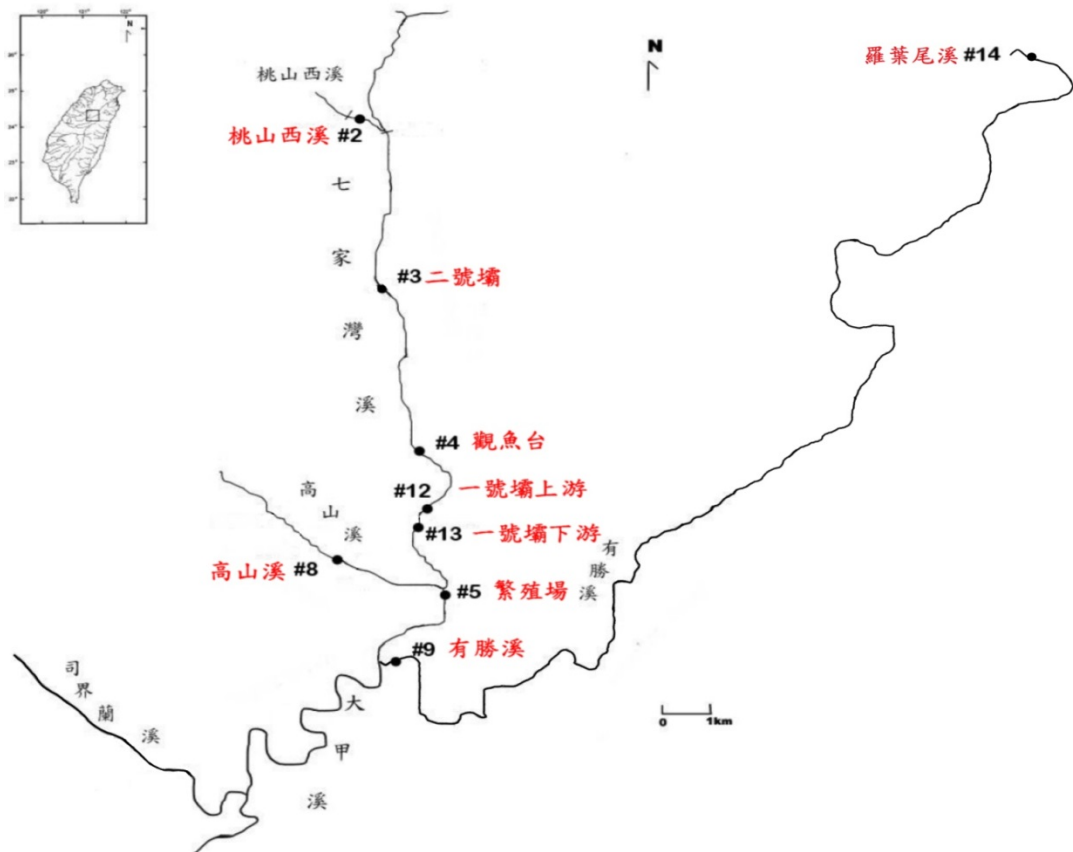


圖 5-1 武陵地區溪流水棲昆蟲監測調查測站之相關位置圖。
(資料來源：本研究資料)

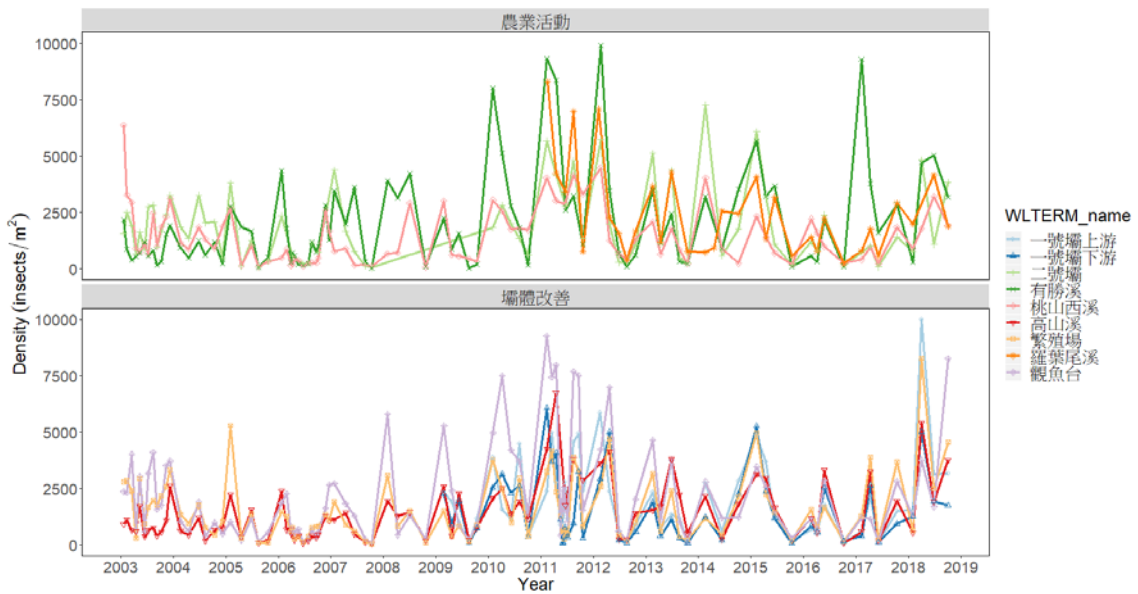


圖 5-2 武陵地區溪流測站水棲昆蟲各月數量。
(資料來源：本研究資料)

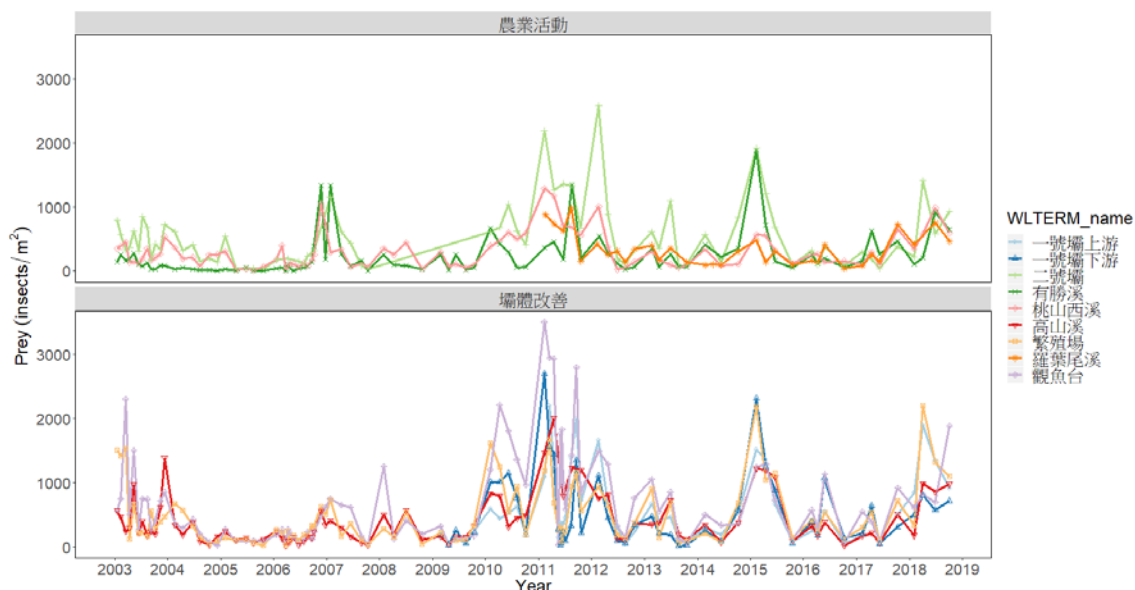


圖 5-3 武陵地區溪流測站大型昆蟲食餌數量變化圖。
(資料來源：本研究資料)

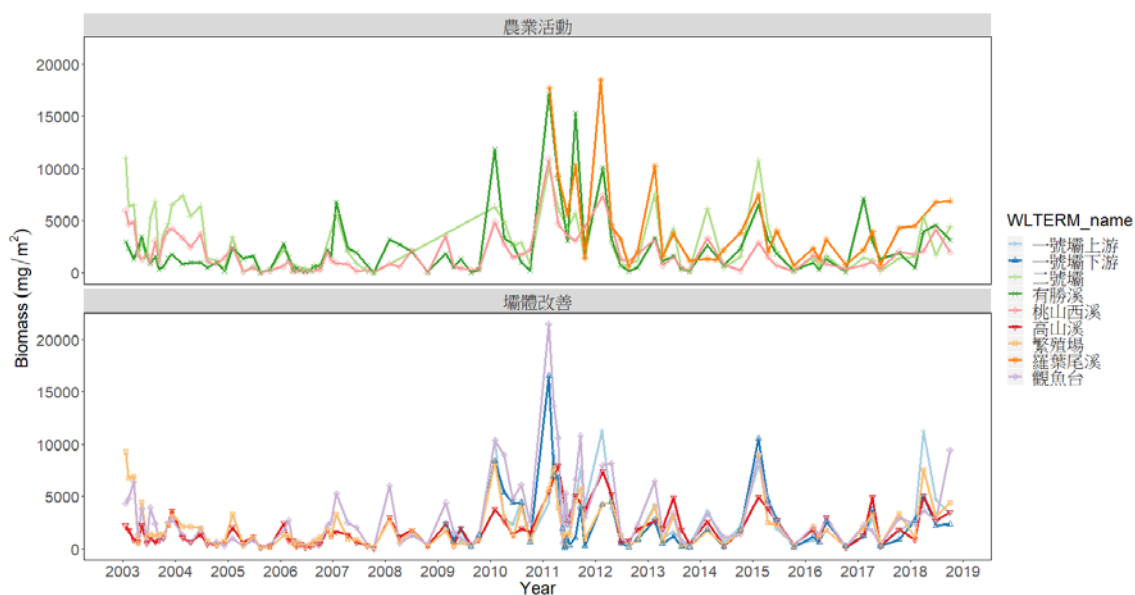


圖 5-4 武陵地區溪流測站之水棲昆蟲生物量(濕重)變化圖。
(資料來源：本研究資料)

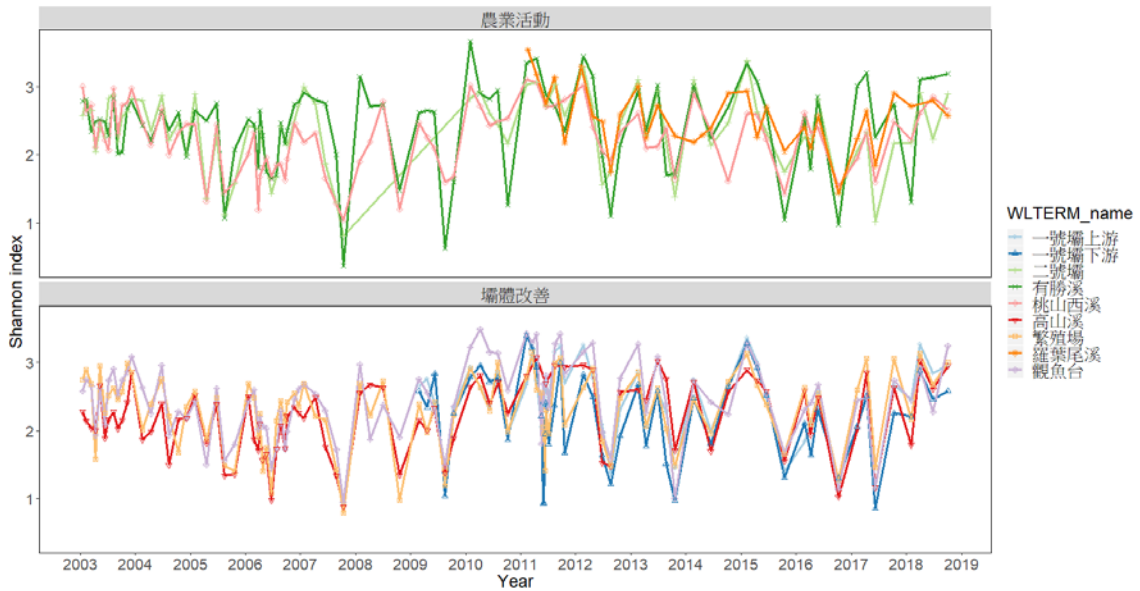


圖 5-5 武陵地區溪流測站水棲昆蟲之 Shannon- Wiener's index。
(資料來源：本研究資料)

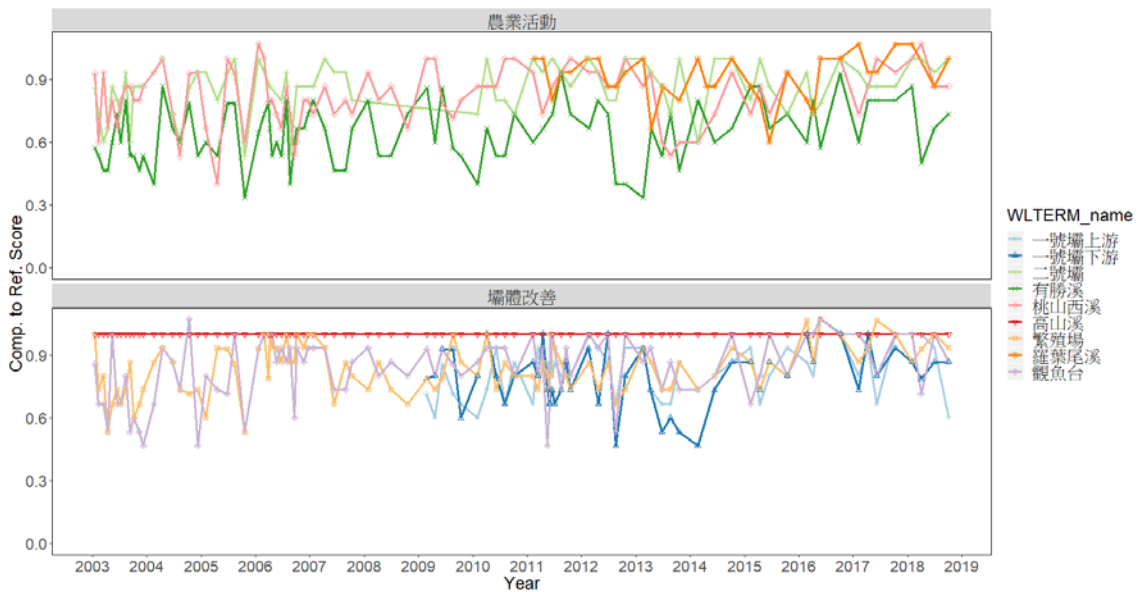


圖 5-6 武陵地區溪流測站水棲昆蟲之 RBPII 相對分數。
(資料來源：本研究資料)

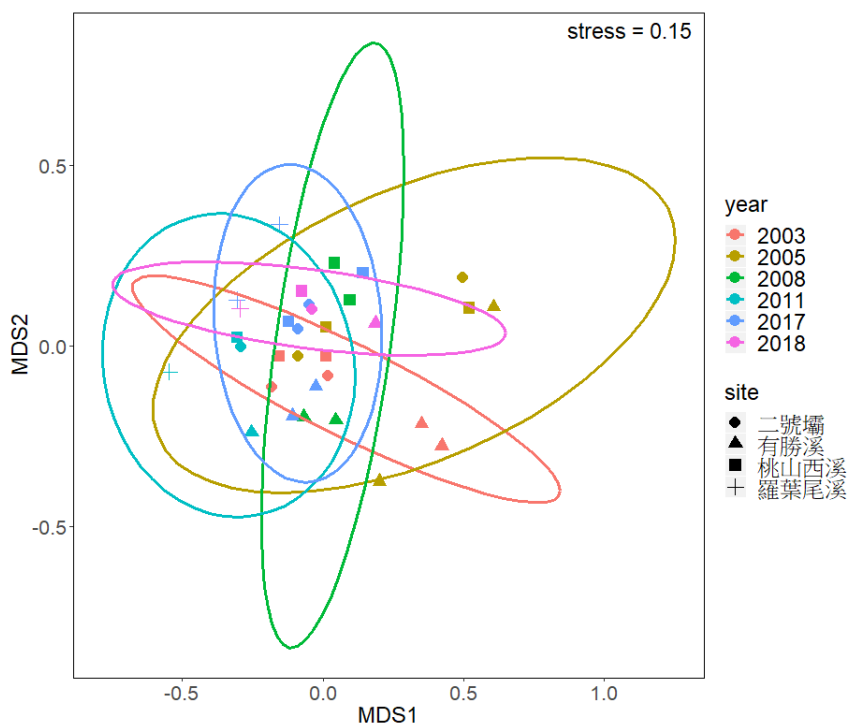


圖 5-7 武陵地區農業活動各測站水棲昆蟲之 MDS 分析。
(資料來源：本研究資料)

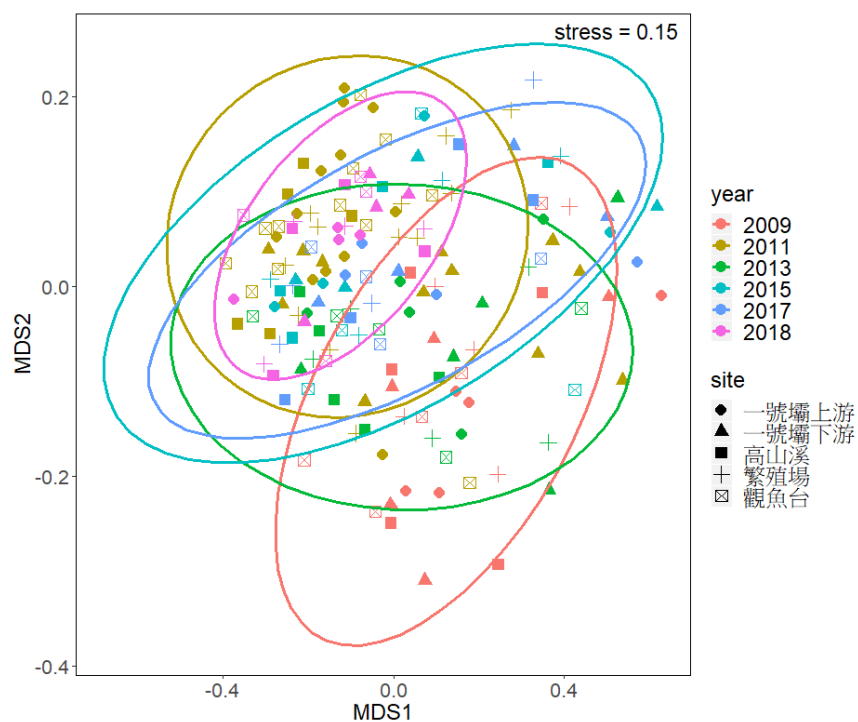


圖 5-8 一號壩壩體上下游四測站水棲昆蟲之 MDS 分析。
(資料來源：本研究資料)

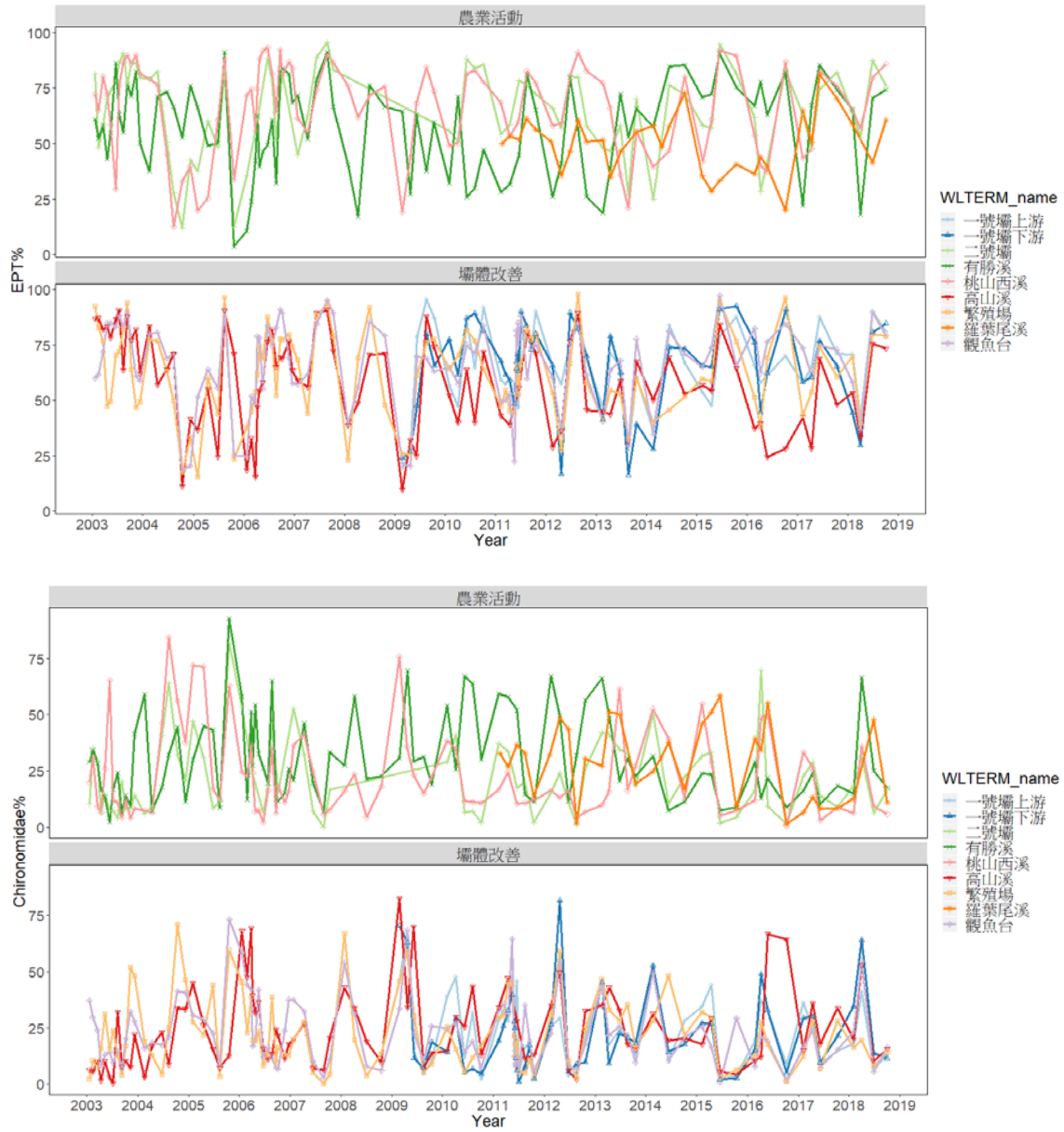


圖 5-9 各測站蜉蝣目 (Ephemeroptera, E)、積翅目 (Plecoptera, P) 及毛翅目 (Trichoptera, T) EPT 三目與搖蚊科 (Chironomidae) 豐度之比例 (ratio of EPT and Chironomid abundances)。(資料來源：本研究資料)

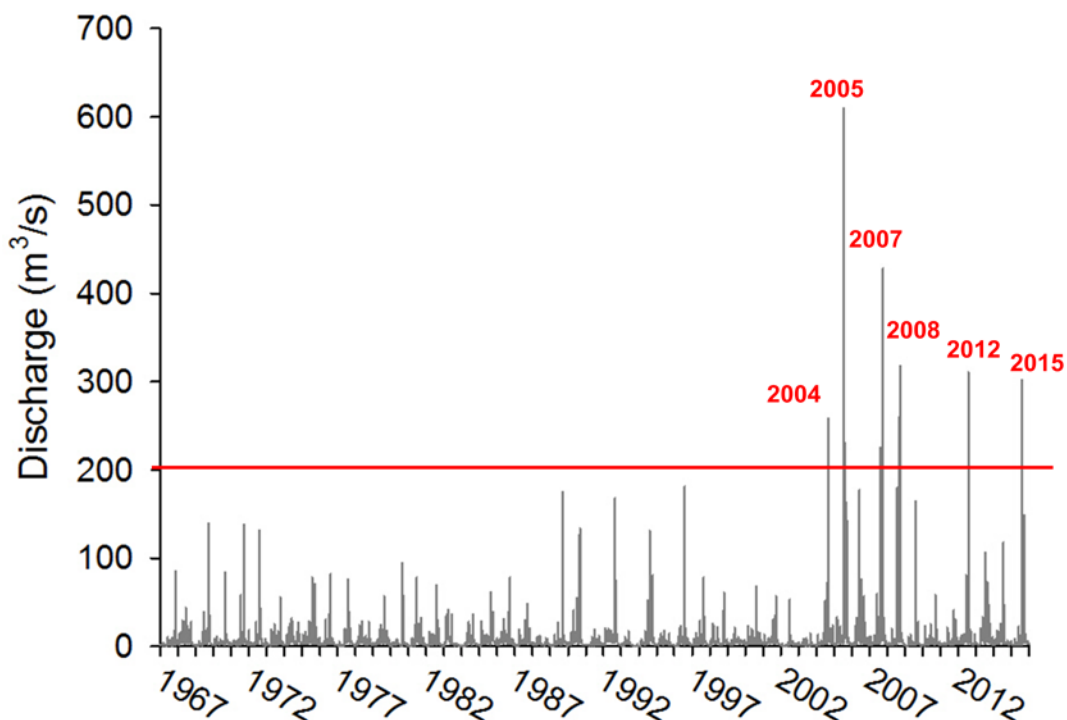


圖 5-10 以對數常態分佈將 1967 至 2008 年流量資料計算出事件發生機率，取大於 95%信賴區間(日流量超過 $200\text{m}^3\text{s}^{-1}$)之事件定義為極端洪水(Chiu and Kuo, 2012)。過去 50 年來，極端流量的前 6 名出現在 2000 年後。

(資料來源：本研究資料)

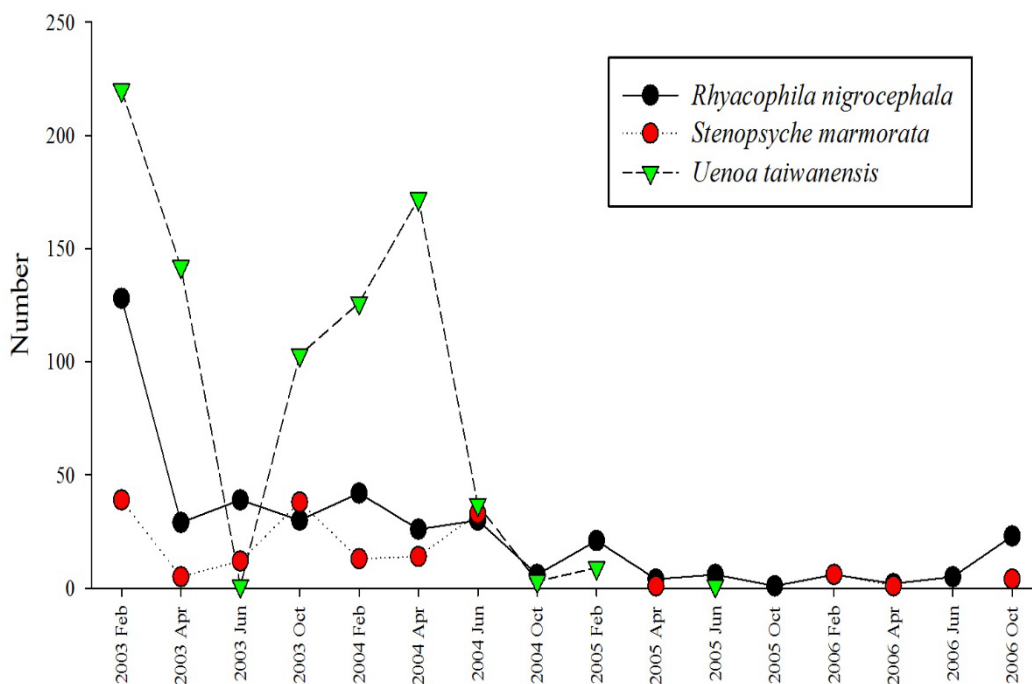


圖 5-11 三種石蠶蛾 2003~2006 年採到數量變化圖。

(資料來源：本研究資料)

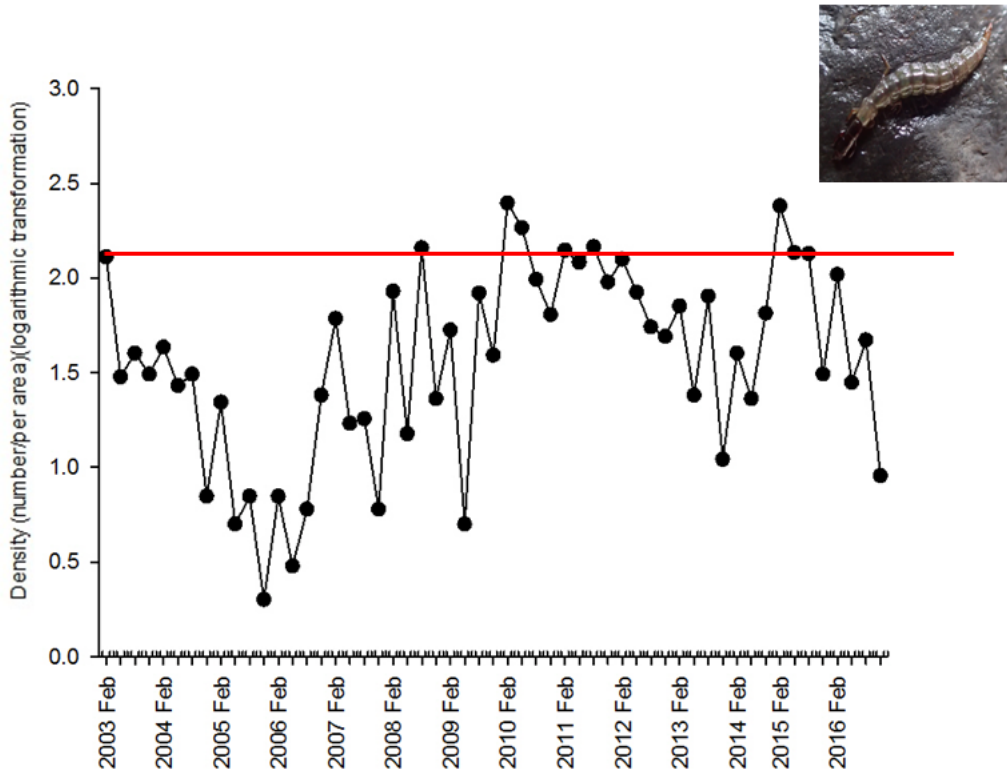


圖 5-12 黑頭流石蛾 *Rhyacophila nigrocephala* 每月密度(2003-2016, n=55)。
(資料來源：本研究資料)

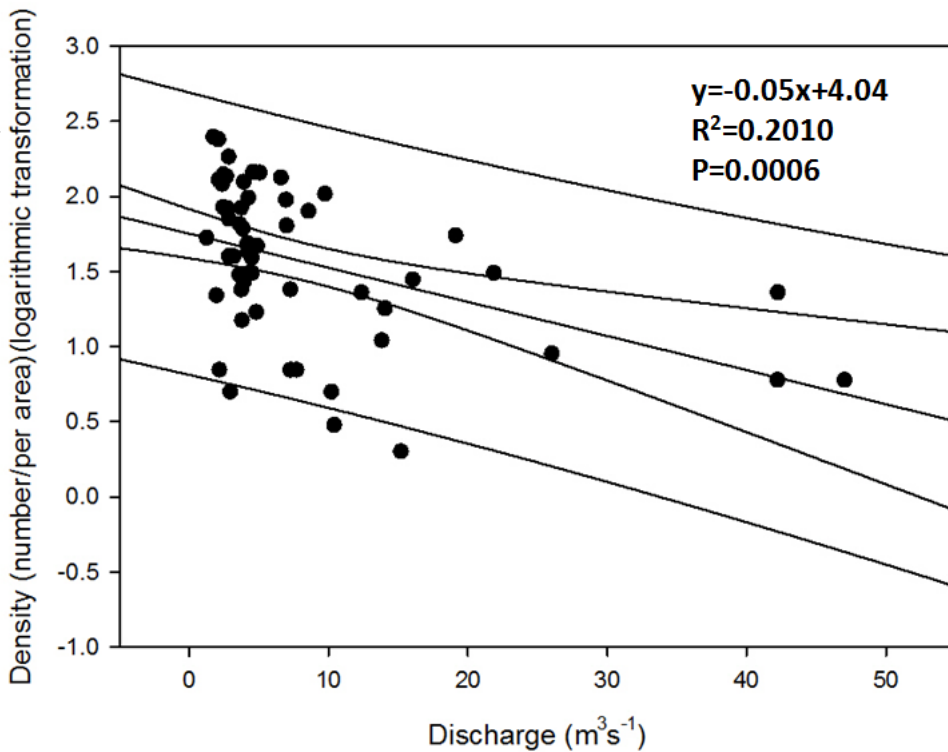


圖 5-13 黑頭流石蛾 *Rhyacophila nigrocephala* 每月密度與前一個月平均日流量回歸圖。
(資料來源：本研究資料)

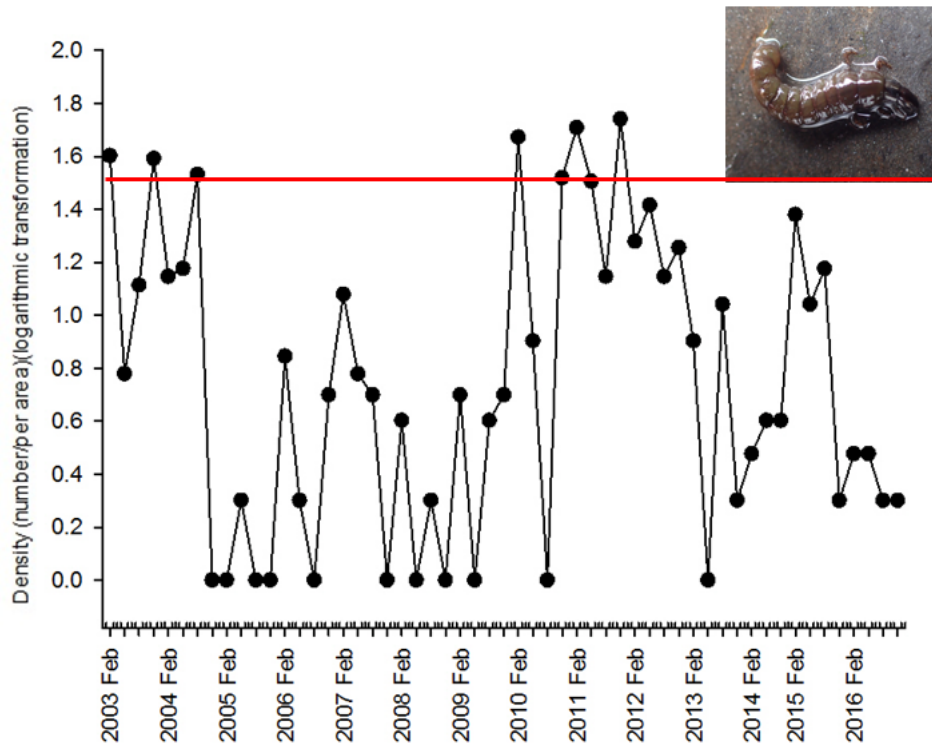


圖 5-14 斑紋角石蛾 *Stenopsyche marmorata* 每月密度(2003-2016, n=55)。
(資料來源：本研究資料)

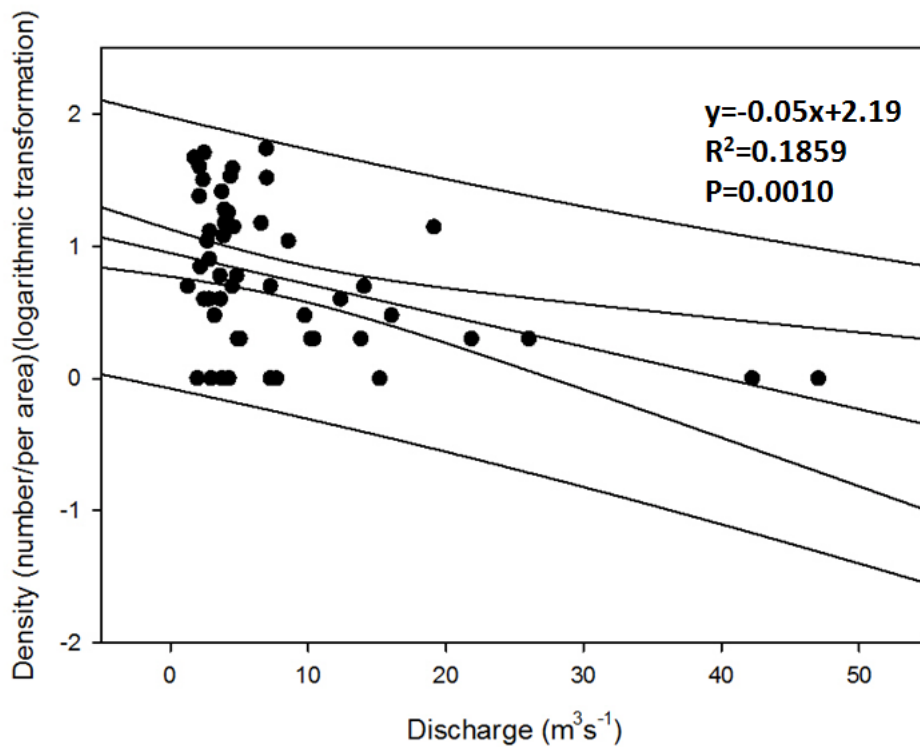
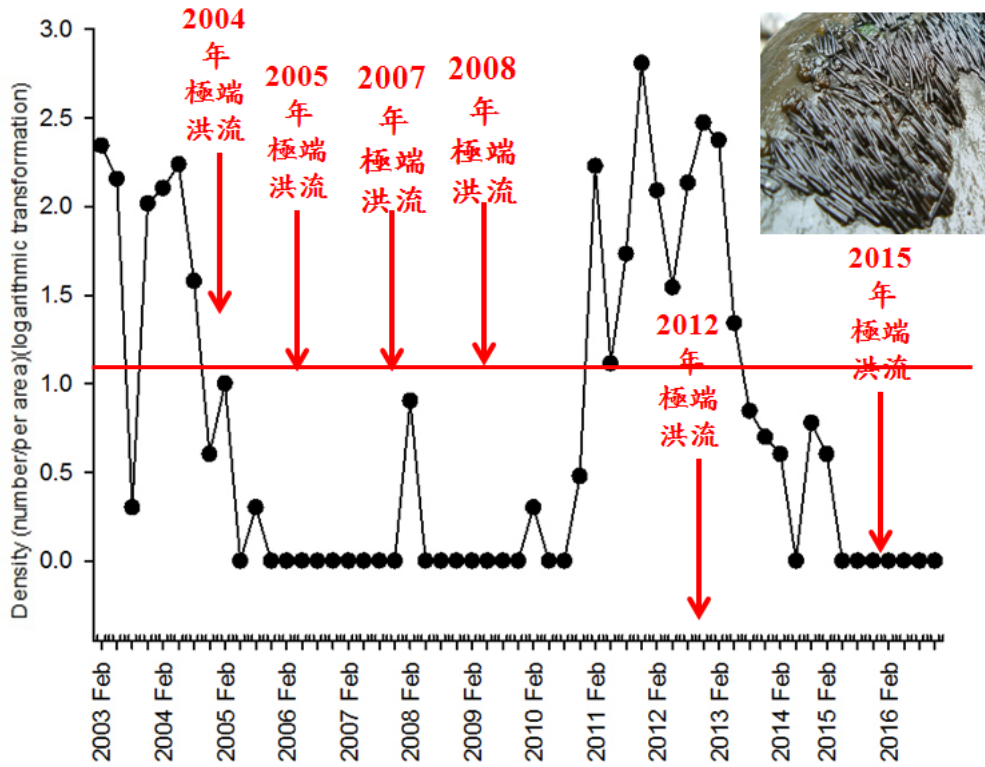


圖 5-15 斑紋角石蛾 *Stenopsyche marmorata* 每月密度與前一個月平均日流量回歸圖。
(資料來源：本研究資料)



1

圖 5-16 臺灣黑管石蛾 *Uenoa taiwanensis* 每月密度(2003-2016, n=55)。
(資料來源：本研究資料)

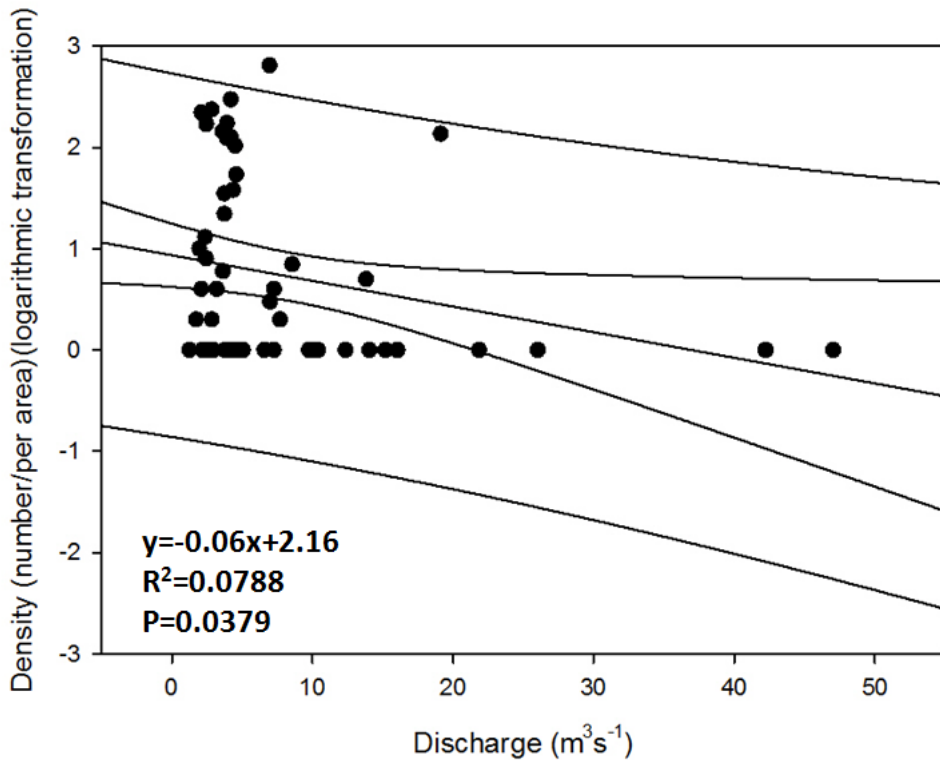


圖 5-17 臺灣黑管石蛾 *Uenoa taiwanensis* 每月密度與前一個月平均日流量回歸圖。
(資料來源：本研究資料)

第六章 臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與動態分析

曾晴賢、陳彥谷

清華大學生物資訊與結構生物研究所

摘要

關鍵詞：臺灣櫻花鉤吻鮭、七家灣溪、族群數量、生態調查、壩體改善

一、研究緣起

臺灣櫻花鉤吻鮭 (*Oncorhynchus masou formosanus*)，為臺灣特有亞種，是「瀕臨絕種」保育類野生動物，也是罕見的冰河孑遺生物。但因為颱風洪水、農業開發、防砂壩阻隔等諸多因素衝擊，使得生存棲地環境變化很大，並且造成嚴重威脅其生存。雪霸國家公園管理處因此自 1994 年開始進行臺灣櫻花鉤吻鮭族群現況的普查工作，以瞭解並掌握臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量多寡、年齡結構組成和分布範圍的最新動態與變化情形，以建立基礎資料並據以擬定復育計畫。

二、研究方法及過程

本研究除定期調查各固定樣點的魚類族群分布與數量外，於 2018 年 6 月底與 10 月完成七家灣溪臺灣櫻花鉤吻鮭的全面族群數量普查，瞭解 2017 年繁殖季節後新生幼魚加入族群數量與分布狀況及 2018 年繁殖季節前成魚的狀況，並對照歷年的魚群數量與族群結構的變化以作進一步的分析。同時現今已距 2011 年七家灣溪一號壩壩體改善工程有 7 年的時間，進一步評估分析四處固定樣站（一號壩上、下游各兩處樣站）之監測結果，以了解壩體改善前後各樣站鮭魚與臺灣白甲魚數量之變化情形，能否反映壩體改善之效益。

三、重要發現

1、2018 年針對共同樣站的定期調查已經完成四次，監測資料結果顯示大部分樣站與歷年資料差異不大，然而十月份的調查發現繁殖場樣站鮭魚數量大幅上升，應是一號壩改善的正面效益結合棲地回穩、無風災侵襲武陵地區、高山溪水溫低、食物多等多重效應所產生之現象，使今年下游的小鮭魚特別多。

另外，在上游樣站的二號壩，於一號壩工程改善後，2011年10月開始記錄到一尾臺灣白甲魚之後，至今持續有穩定的紀錄且數量有所上升，也顯示一號壩壩體改善對於魚類的上溯有正面的效益。

- 2、今（2018）年夏季普查結果顯示，七家灣溪與高山溪河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有 3,462 尾，較去年夏季少了約 66 尾。其中值得注意的是一齡小魚有 2,062 尾，佔族群總數的 59.6%，而二齡中型鮭魚有 929 尾，佔 26.8%，三齡大型成魚則有 471 尾，佔 13.6%。族群結構呈現以小型鮭魚最多，中型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的金字塔型的族群結構，顯示今年六月之前武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群更新狀況良好。
- 3、今年夏秋季武陵地區並無嚴重的豪雨風災，提供了良好的環境給臺灣櫻花鉤吻鮭成長。秋季普查的結果顯示七家灣溪與高山溪河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有 5,059 尾，比六月普查多了 1,597 尾，其中一齡小魚有 2,183 尾，佔族群總數的 43.2%，二齡中型鮭魚有 2,338 尾，佔 46.2%，三齡大型成魚則有 538 尾，佔 10.6%。秋季整體數量較夏季高的原因推測應是由於今年武陵無風災，一些成長較慢的小魚在夏季時仍躲在石縫中無法觀察到，在秋季時沒有因風災而被沖走，加入族群的更新在秋季被觀察到。並且由魚的體型可推測幼魚進食成長的狀況良好，約有 1,400 尾左右夏季時的小魚在秋季已經被判定成 15cm 左右的中型魚。若排除魚齡體型誤判的問題，族群結構其實是偏向較穩定的金字塔形，顯示今年整體的更新狀況相當良好，且受到 2012 年蘇拉以及 2013 年蘇力颱風影響的鮭魚族群數量在近幾年因無大型風災洪水侵襲而有成長。
- 4、今年秋季在迎賓橋至高山溪匯流口有觀測到有 1,227 尾鮭魚，且小魚很多，迎賓橋往下游超過 100 公尺的河段也都有看到小鮭魚，可以說是本研究進行以來前所未有的現象。研判造成此現象的原因可能為高山溪水溫低，匯進七家灣溪之後讓匯流口以下水溫也低（七家灣溪匯流口以上水溫約 14.9°C、高山溪水溫約 10°C、迎賓橋水溫約 10.4°C、再往下游 100 公尺的開闊河段約 13°C），且高山溪水濁帶來很多有機質，可提供給小鮭魚覓食的環境。並且迎賓橋至高山溪匯流口跟前幾年比起來（蘇力、蘇拉颱風後）被沖刷出很多小深潭，棲地漸趨穩定，2018 年又幾乎無颱風侵襲武陵地區，讓成長較緩慢的小魚

得以存活，最後還有因一號壩改善後鮭魚可自由移動的正面效益，不再被一號壩阻隔，同時綜合以上等多重效應所產生之特殊現象。

- 5、桃山西溪樣站之監測數量，頗能反映整體武陵地區的臺灣櫻花鉤吻鮭族群受風災影響之狀況，以及每年幼魚更新之族群健康狀況。此樣站周邊對魚類來說為一個 Y 形的封閉式系統，上有四號壩與四號副壩阻隔，下有三號壩的極高落差，桃山北溪的支流也有一個天然的小瀑布落差。歷年整合此 Y 型封閉式河段歷年臺灣櫻花鉤吻鮭族群普查的結果，其與整個武陵地區歷年的數量變化相比之下，可以發現兩者之間的變化有著顯著的相似關係。
- 6、二號壩樣站 2005 年至 2011 年為止，皆未曾有過臺灣白甲魚的紀錄。但在 2011 年一號壩壩體改善後的歷次調查都已經有臺灣白甲魚的紀錄，且從 2012 年蘇拉颱風的大水過後其族群數量顯著上升，顯見與七家灣溪一號壩改善工程完成後，使得魚類洄游廊道暢通有關。然而七家灣溪河段一直以來臺灣白甲魚與臺灣櫻花鉤吻鮭皆有共域的現象，且其生態棲位亦不同，一號壩以上臺灣白甲魚數量的增加與遷徙應不會使臺灣櫻花鉤吻鮭族群受到威脅。
- 7、觀魚台樣站的臺灣白甲魚的歷年族群數量資料也顯示，一號壩壩體改善已經對七家灣溪之生態帶來正面效益。從 2006 年以來，觀魚台當地的臺灣白甲魚一直只有零星的紀錄，但自 2011 年五月底一號壩壩體改善工程完成後，六月份以後的調查馬上就看到比往年更多的臺灣白甲魚出現在此樣站。研究人員亦於 2011 年 8 月 10 日於此樣站發現一尾從一號壩下游標放的臺灣櫻花鉤吻鮭個體上溯至此，直接地顯示一號壩改善工程後所產生的正面效益。
- 8、繁殖場樣站在一號壩改善之後有比以往更多的中小型鮭魚族群，可能是因為有較多的魚可自由來往於七家灣溪與高山溪之間，使得原本位於一號壩下游的本樣站之鮭魚族群，不再因為水溫較高且被一號壩阻隔而無法上溯繁殖，而有更多的幼魚可以在此處棲息。且今年秋季的調查發現此處鮭魚數量大幅上升，應是一號壩改善的正面效益結合棲地回穩、無風災侵襲、高山溪水溫低、食物多等多重效應所產生之現象。

- 9、高山溪樣站的臺灣櫻花鉤吻鮭數量，從 2005 年到 2010 年夏季為止，都少於本溪流的平均尾數。直到 2010 年夏季之後，才開始有比較多的臺灣櫻花鉤吻鮭，且大部分數量都高於平均尾數。然而從 2012 年蘇拉颱風後，可能由於微棲地的改變（樣站附近就有 3 處崩塌地致使河床淤積），讓此處的鮭魚數量又再下降至今。
- 10、從歷年的普查資料研判，2004 年以前一號壩以上河段是有臺灣白甲魚的分布的，之後由於連年颱風將大部分臺灣白甲魚族群沖到一號壩下，在 2011 年一號壩壩體改善後臺灣白甲魚族群才又回到七家灣溪一號壩~三號壩之間的河段棲息，且近年有分布上限往上移的現象。高山溪一號壩是臺灣白甲魚自然分布的上限。原本在高山溪一號壩下的殘材壩，於 2012 年四月崩解之後仍舊無更多的臺灣白甲魚上溯到高山溪樣站，顯示其在高山溪的分布上限並未更往上移，可能與高山溪河道較窄、兩側林相遮蔽程度較高，使水溫仍保持在較低溫有關。
- 11、七家灣溪一號壩壩體改善後，五處固定樣站之密集研究與鮭魚普查結果顯示，已有部分標誌的臺灣櫻花鉤吻鮭可上溯至三號壩下。在二號壩以上河段所發現的臺灣白甲魚與一號壩上游樣站所發現過的臺灣白甲魚幼魚群，皆顯示七家灣溪二種主要魚類都可通過一號壩而上溯至上游河段。高山溪殘材壩下游河段之魚類數量原本在一號壩壩體改善後有較明顯增加的趨勢，但是在七家灣溪主流漸趨穩定之後，則數量又漸漸恢復以往的水平；2012 年蘇拉颱風過後，又可見到比壩體改善後更為大量的臺灣白甲魚躲在此處。顯示高山溪殘材壩前河段可以提供臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚做為在壩體改善工程期間或是洪水影響時的重要庇護所。

四、主要建議事項

- 1、立即可行之建議：高山溪與七家灣溪倒木殘材移除工作
主辦機關：雪霸國家公園管理處
協辦機關：雪霸國家公園管理處武陵管理站

今年調查殘材壩對高山溪臺灣櫻花鉤吻鮭的影響及評估，發現高山溪二號壩堆積之殘材壩明顯變高，造成由七家灣溪回溯高山溪的族群阻隔，今年調查發現高山溪二~四號壩間的鮭魚數量明顯降低，建議立即拆除二號殘材壩。因為林木為林務局主管權責，建議管理處可以跟林務局商議，把殘材壩徹底鋸斷，但只想以洪水等天然的力量將殘材攜帶而下實屬不易，建議即刻以公文與林務局溝通，並以人力將鋸斷的殘材移至原地的河岸旁。並建議國家公園仍須針對這些殘材壩之後續情況進行監測，使其不致形成高落差而影響鮭魚的自由移動阻斷基因交流。

2、長期性建議：七家灣溪一號壩壩體改善後魚類族群動態變遷研究

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：雪霸國家公園管理處武陵管理站

2011 年度七家灣溪一號壩壩體的改善工程的主要目標之一，就是希望可以透過壩體改善後使得七家灣溪河道暢通，除了可增加棲地利用之外，也應可擴大七家灣溪中鮭魚之基因交換機會，並減少下游魚類無法順利繁衍的問題，故建議主管機關在壩體改善後應持續進行魚類族群動態變遷之研究，與其他環境與生物因子變化的生態模式研究，其研究結果亦可提供往後壩體改善時之重要依據與寶貴資源。針對魚類研究往後的具體建議如下：

- 1.以臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚兩種魚類做為指標物種。
- 2.至少保留桃山西溪、二號壩、繁殖場、高山溪等四個固定樣站，每年二月、四月、六月、八月、十月施做調查研究。
- 3.建議針對七家灣溪二號壩~三號壩、三號壩~四號壩(加上無名溪之 Y 形封閉河段)、五號壩~六號壩；於每年夏季與秋季做該三段河段的普查。
- 4.依經費狀況與天然災害的強度時間而定，至少每三~五年做一次夏季與秋季的武陵地區七家灣溪流域全河段的普查。

ABSTRACT

Studies on population dynamics of the Formosan landlocked salmon *Oncorhynchus masou formosanus*

Taiwan masu salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*) is one of the endangered species of conserved wildlife. It is also a Taiwanese endemic wildlife since the glacial epoch. However, owing to the impact of Typhoons, floods, agriculture development, dams, etc. on the environmental habitats, the survival of wildlife has been seriously threatened. The Shei-Pa National Park has engaged the investigation projects on the population circumstances of Taiwan masu salmon since 1994. Those projects have aimed to understand and to control the current statuses of the population, age structure and distribution areas. On the basis of those data, the Shei-Pa National Park may make proposals of projects for restoration of Taiwan masu salmon.

Beside the investigation on the 8 joint site every two month, the overall population investigations for Taiwan masu salmon in the Chichiawan creek have been conducted in July and October of 2018 in order to know the population and the distribution of new born juveniles attending to the salmon group after the 2017 breeding season and the distribution and the amount of the adults before 2018 breeding season. For the further analysis the result of the investigation was compared with the amount and the variation of the population structure of the salmon over the years. In order to coordinate with the work of the improvement of the first dam, the investigation on the four of the eight joint sites, two were in the upstream of the fist dam and two were in the downstream, and the new site which was the reach from the flow junction to the wood dam and residue checkdam in the downstream of Gao-shan creek were monitored intensively to know the variation of the population of the salmon in the sites before and after the improvement of the first dam.

The major findings are as follows:

1. The population survey on the joint site had completed four times in 2018 and the result revealed that only a few difference with the data over the years. After the improvement of the first dam, the joint site of the second dam in the upstream of the first dam was investigated *Onychostoma barbatulum*, indicated that the improvement of the first dam had positive benefits of fish traced.

2. The investigation showed that the total amount of the salmon was 3,462 in June of 2018. The amount of the one-aged juvenile was 2062, the two-aged adult was 929, and the three-aged adult was 471. The result showed that the type of the population pyramid of the salmon was stationary pyramid which the amount of the one-aged juvenile was the most, followed by the two-aged adult and the three-aged adult was the least. In conclusion, the population of salmon was well renewed before June this year.

3. The investigation showed that the total amount of the salmon was 5059 in October of 2018. The amount of the one-aged juvenile was 2183, the two-aged adult was 2338, and the three-aged adult was 538, and there were about 1400 of juvenile grown up to adult size. The result showed that the type of the population pyramid of the salmon was stationary pyramid which the amount of the one-aged juvenile was the most, followed by the two-aged adult and the three-aged adult was the least. In conclusion, the population of salmon was well renewed this year.

4. After the improvement of the first dam, through the results of the investigation on the five sites and the overall population investigations for Taiwan masu salmon over the past few years, it found that some marked salmon could swim through the first dam to the third dam. Besides, the adult fish of *Onychostoma barbatulum* was found in the upstream of the second dam

and groups of the juvenile fish of *O. barbatulum* were found on the joint site in the upstream of the first dam. In conclusion, the two major species of fish in Chichiawan creek could swim through the first dam to the upstream. The investigation also showed that the reach before the wood dam and residue checkdam in Gao-shan creek was the shelter for fish during and after the construction.

5. The upper limit of the distribution of *Onychostoma barbatulum* was moved up in the Chichiawan creek after the improvement of the first dam. Perhaps the phenomenon was caused by the benefits of the improvement of the first dam, and the impact of Global Climate Change. On the contrary, the upper limit of the distribution of *O. barbatulum* didn't moved up in the Gao-shan creek after the disintegration of the woods dam. It may because of Gao-shan creek is narrower than Chichiawan creek, and the shade beside the river is more than Chichiawan creek.

For the main recommendations:

1. For short-term strategies

The investigation of the effect of the wood dam and residue checkdam in the Gao-shan creek on the Taiwan masu salmon showed that the fallen and residue woods had been cut and the suggestion to Shei-Pa National Park headquarters is that keep an eye on the fallen and residue woods which had been cut in Chichiawan and Gao-shan creek can be drift by the flood after typhoon or not to prevent the woods form a high dam causing the activity limitation of the salmon.

2. For long-term strategies

Improving the first dam aimed at keeping the Chichiawan creek smooth that could increase the use of the habitat and the opportunity of the gene change of the salmon. It also solved the problem that the salmon in the

downstream could not to reproduce. Suggestion is that Shei-Pa National Park headquarters should keep monitoring the changes of the fish, environment and biotic factors, and the record can also provide the basis to the improvement of dam in the future.

Keyword : *Oncorhynchus masou formosanus*, Chichiawan creek, population size, ecological survey, dam improving

一、前言

臺灣的臺灣櫻花鉤吻鮭 *Oncorhynchus masou formosanus* (Jordan and Oshima, 1919)，為櫻花鉤吻鮭 (*Oncorhynchus masou*) 的臺灣特有亞種 (Ho et al., 2016; Gong et al., 2016)，是世界上知名的魚類之一，其在生物地理學上的科學意義相當大，在亞熱帶地區的臺灣出現了寒帶性的鮭鱒科 (Salmonidae) 魚類，實在是令人意想不到的事情。

目前僅知臺灣櫻花鉤吻鮭在臺灣只分布於中部的大甲溪上游，由於本種有非常重要的學術和經濟價值，而目前數量稀少到瀕臨絕種的地步，因此政府於民國七十三年 (1984) 七月依「文化資產保存法」第 49 及施行細則 72 條之規定，指定並公告臺灣櫻花鉤吻鮭為珍貴稀有動物，至此，臺灣櫻花鉤吻鮭被列為文化資產之一。其現存棲息地的七家灣流域，並且在民國八十六年 (1997) 由農委會依據「野生動物保護法」，公告為野生動物保護區。

根據早期的記錄顯示 (Kano, 1940)，臺灣櫻花鉤吻鮭在日據時代 (自 1917 年至 1941 年間) 的分布遍及今日松茂以上的整個大甲溪上游，包括合歡溪、南湖溪、司界蘭溪、七家灣溪及有勝溪等支流都曾是它的棲息地。其中司界蘭溪及七家灣溪的數量最多，甚至在七家灣溪還可以用投網的方式，每人每天可以捕獲到十五斤以上，在當時是當地原住民重要的食物來源之一。但是到了民國五、六十年代時日本人來臺灣採集調查時，發現就只剩下司界蘭溪、高山溪及七家灣溪有鮭魚的蹤影了 (Watanabe and Lin, 1988)。當時並且發現這種魚類受到嚴重的迫害，毒魚、電魚的情形極為嚴重，魚類數量已經極度稀少。到了在民國七十三年 (1984) 時，農委會委託台大動物系林曜松教授等人再次詳細調查時，發現只剩下七家灣溪約五公里左右的溪段，有這種國寶魚的存在 (林等, 1988)。之後又根據民國八十年 (1991) 林務局邱健介先生等人之調查，臺灣櫻花鉤吻鮭的棲地大概是以七家灣溪武陵農場迎賓橋為下限，向上至七家灣溪上游桃山西溪六號壩底下約七公里長之區域 (邱, 1991)。近年來由於人工復育的幼魚都放流在七家灣溪與高山溪的上游地區，所以後來的調查結果顯示，臺灣櫻花鉤吻鮭的分布範圍之最上游約在池有溪匯流點以下附近，海拔約在 1980 公尺左右，距離

分布範圍的最低點七家灣溪與有勝溪匯流點約有八公里左右的距離。雖然過去亦曾經發現有極少數鮭魚個體會分布到更下游的大甲溪和平農場附近(曾, 1996), 但是這種情形應該是颱風等天災所帶來之洪水將部份個體沖刷到下游地區的結果, 並未能夠在此下游河段建立穩定的族群。

雪霸國家公園管理處自民國八十三年(1994)五月起開始, 委託辦理臺灣櫻花鉤吻鮭族群現況的普查(曾, 1994、1995、1996、1997、1998、1999、2000、2001、2002、2003、2004、2005、2006、2007、2008、2009、2010、2011、2012、2013、2014), 本項研究計畫延續林曜松教授等人在七家灣溪主流域的族群數量調查工作(林等, 1988; 林等, 1990; 林等, 1991; Tsao, 1995), 以瞭解並掌握臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量多寡、年齡結構組成和分布範圍的最新動態與變化情形。這些臺灣櫻花鉤吻鮭族群變動與分布資料不僅關係到本種珍貴保育類動物的存續問題, 復為提供一般大眾了解臺灣櫻花鉤吻鮭族群現況, 為雪霸國家公園管理處建立一個接續以往本種珍貴魚類之保育工作的基礎生態資料, 因此有必要持續且全面調查該種魚類的分布現況, 以瞭解其族群數量和分布變化情形。

多年來的調查結果分析顯示, 天然災害如颱風、梅雨, 對於臺灣櫻花鉤吻鮭族群的威脅最大, 經常會影響整個鮭魚族群的數量與分布變化(曾等, 2000)。加上此地甚多防砂壩阻隔的重疊效應, 往往使得被洪水沖到下游的鮭魚無法再回到上游地區, 影響族群的天然分布。而天然災害對臺灣櫻花鉤吻鮭族群最深遠的影響, 主要是在產卵季節時對於新生族群的傷害, 例如在 1994 年十月的產卵季開始時, 正好碰上豪雨使得溪水高漲, 許多已經產完卵的巢場和卵均被沖毀。洪水同時挾帶甚多的泥沙, 覆蓋許多未被沖毀的鮭魚產卵場, 導致魚卵的死亡率大增(曾, 1995)。

每年新生幼魚的加入對整個臺灣櫻花鉤吻鮭族群的影響甚巨, 各河段魚卵孵化死亡率的高低影響到當年度各河段新生族群的加入(楊, 1997)。如七家灣溪一號壩至二號壩之間的河段雖然在多年來都觀察到有許多產卵場, 幼魚的數量卻都是偏低的。在 1995 年的調查中, 發現此段唯一的一尾幼魚是在觀魚台棲地改

善後的深潭中所記錄到的，其餘近二公里的河段竟然看不到其他的幼魚蹤跡(曾，1995)。這樣的現象提醒我們對各河段的水文水質特性進一步的調查分析，以了解魚群分布與環境因子之間的關係。由於七家灣溪流域長期進行水質監測與分析(陳，1996、1997、1998、1999、2000)，因此本研究只就最有可能影響鮭魚族群的水溫條件著手分析研究，自1996年起開始就加上水溫長期監測與分析的工作，探討水溫在臺灣櫻花鉤吻鮭生活史各個階段所扮演的角色，以了解天然族群數量的變化與水溫之間的關聯。進一步研究影響水溫變化的各相關因子，期能提供一良好的策略作為管理單位棲地改善及經營管理的依據。同時為了瞭解臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量、結構及分布溪段的變化，提供管理單位保育經營政策擬定之精確的參考資訊與基本資料，持續進行長期而全面性的族群監測是相當重要的。

由於2001年繁殖季節的低水溫與少洪水等環境因素使得2002年幼魚數量大幅提高，由於當年度並未對七家灣溪流域進行人工繁殖放流工作，因此這些大量增加的幼魚都是自然生殖成功的加入族群，且在各個主、支流河段中都可以觀察到大量發生的幼魚族群，並未如以往只特別集中在某一河段，鮭魚總數因此創下族群調查工作以來的最高數量。隨後兩年內的幼魚更新狀況也不算差，因此自2002年以後的鮭魚數量都在三千尾以上，雖然各齡族群有所增減變動，但仍然顯得十分穩定。不過2004年夏季以後，遭逢兩個敏督莉(Mindulle)以及艾莉(Aeri)颱風侵襲，以及2005年多個連續颱風，包含七月強烈颱風海棠(Haitang)，八月份中度颱風馬莎(Matsa)、輕度颱風珊瑚(Sanvu)、強烈颱風泰利(Talim)，九月份強烈颱風龍王(Longwang)，超大且連續豪雨所帶來的洪水，使臺灣櫻花鉤吻鮭再次面臨生存威脅，由於大多數的防砂壩仍舊矗立，形成的阻隔效應使得風災對族群的衝擊放大，因此2004年夏秋季以來的族群數量，又呈現快速的衰退。不過風災過後在2006年夏秋兩季由於幼魚數量的增加，整個族群數量又大幅度的提升，之後雖然又歷經一些颱風的侵襲，但影響並不大。2007年夏秋季節三個颱風，包含聖帕(Sepat)、韋帕(Wipha)和柯羅沙(Krosa)的接連侵襲，帶來的充沛雨量也對七家灣溪流域造成一定的損害與衝擊，尤其是十月初的柯羅沙颱風來襲時已經是繁殖季節的初期，不過颱風後的調查結果顯示，族群損失並未如預期般嚴重，大多數河道雖然因為風災洪水沖刷或是泥沙淤積完全改觀，但各河段仍保有許多良好的棲地環境。在2008年夏季的調查中，因鮭魚族

群結構良好，幼鮭數量的增加使的整個數量回到歷史上的新高點，但武陵地區在九月中旬又受到辛樂克颱風 (Sinlaku) 的侵襲，此次的雨量也對鮭魚的數量帶來衝擊。接下來的 2009~2012 年初整個武陵地區可謂是風調雨順，鮭魚的族群量亦不斷攀升，至 2011 年秋季以及 2012 年夏季調查達到歷史最高點，並已接近七家灣溪流域所預估的最大承載量。但 2012 年八月的蘇拉颱風 (Saola) 的降雨為武陵地區帶來相當大的洪水事件，大多數河道因風災洪水沖刷或泥沙淤積而改觀，鮭魚族群數量也受到衝擊而減少約三分之一。由於 2012 年蘇拉颱風洪水影響，使得武陵地區七家灣溪河床已變的相當不穩定，再經歷 2013 年七月的蘇力颱風 (Soulik) 所帶來的洪水事件影響，造成河道的側向侵蝕與崩塌，使棲地環境改變甚大，多數深潭與峽谷地形被填滿。2013 年秋季普查結果顯示臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量跟颱風前相比減少了約三分之二。2014 年無颱風侵襲武陵地區，因此鮭魚族群數量逐漸復原。雖然數量仍在一千多尾，但是其中小魚佔了近七成的數量，前景仍相當樂觀。2015~2017 年因棲地漸趨穩定，鮭魚族群數量回升至 3,528 尾，且族群結構呈現中胖桶型族群結構，可說是漸趨穩定。

由於整個河床棲地在洪水衝擊後將完全改觀，由以往對賀伯風災的觀察經驗，棲地恢復以及族群穩定通常都需要二至三年以上的時間，甚至可能因為連續的天災，以及氣候變遷造成幼魚更新狀況不佳而使得族群數量跌到谷底，但由調查結果看來，風災後對於棲地的影響似乎沒有想像中來得長，不過即使如此，因為造成臺灣櫻花鉤吻鮭族群不穩定的各項因子依舊存在，許多河段的防砂壩依舊矗立，因此仍有必要密切且持續地監測風災後臺灣櫻花鉤吻鮭族群變動以及棲地回復情形。

二、材料與方法

本年度計畫為「武陵地區溪流生態系評估」的子計畫，配合各相關計畫的共同樣點（圖 6-1）進行定期監測工作，依照總計畫之預定進度，過去監測地點共有 5 個主要樣站，此 5 個主要樣站分別為「桃山西溪」樣站、「觀魚台」樣站、「高山溪」樣站、「繁殖場」樣站以及「有勝溪」樣站。除上述 5 個樣站之外，2010 年分別於七家灣溪一號壩的上、下游 100 公尺處新增二個共同樣站，並針對觀魚台、一號壩上游、一號壩下游、繁殖場與高山溪殘材壩前河段進行密集監測作業，以了解七家灣溪一號壩壩體改善後，對其上下游鮭魚族群的影響。同時，為了監測 8.1 公頃的農場回收後是否能改善七家灣溪的水質狀況，新增一處「二號壩」樣站進行監測（圖 6-1），於 2、4、6、10 月進行監測工作。此外，今年開始新增羅葉尾溪一年一次的監測（6 月份），所以調查樣站總共有九處，本計畫之調查為瞭解共同樣區內魚類種類與數量分布等狀況。

此外，為了延續以往的臺灣櫻花鉤吻鮭長期族群監測工作，本研究亦持續進行全流域的族群普查工作，在夏季及秋季分別進行兩次普查工作，主要希望瞭解各河段臺灣櫻花鉤吻鮭在前一年繁殖季節孵化及幼魚更新的狀況，及觀察瞭解各河段秋季成年鮭魚繁殖的狀況。調查範圍預計如圖 6-1 所示，包含迎賓橋（有勝溪匯流點）以上至桃山西溪六號壩的整個七家灣溪流域，其中並包含桃山北溪（舊名無名溪）、高山溪（舊名雪山溪或武陵溪）等支流，而湧泉池則於今年 4 月前往勘查，發現這幾年來已跟七家灣溪無水流流通，池水已乾掉剩約 1/3（照片 6-6），目前裡面無鮭魚生存，水溫也因無流動而較高，故未作調查。

族群數量調查採用浮潛法，此法是野外調查魚類的方法中花費較少，破壞性最低的方法（林等，1988），由於本流域平常水質清澈，對於族群數量已屆瀕臨絕種的臺灣櫻花鉤吻鮭而言，這無異是最為合適的方法。調查時採三人一組，其中一人於岸上記錄，二人穿著防寒衣、面鏡、呼吸管以浮潛的方式直接觀察和鑑定魚種及估計其大小，由於臺灣櫻花鉤吻鮭每年只進行一次繁殖活動，因此各齡魚間的體型差異明顯，因此本研究依其體長大小來辨別鮭魚的年齡，年齡是依鮭

魚經歷繁殖期的次數作為依據，如一齡幼魚指經歷過一次繁殖期的鮭魚，全長約為 15cm 以下（幼魚夏季全長約在 5~8cm 左右，秋季則約在 8~15cm 左右）；二齡中型成魚指經歷過兩次繁殖期的鮭魚，全長 15~20cm 之間；及全長 25cm 以上的三齡大型成魚，指經歷過三次以上繁殖期的鮭魚，三齡以上大魚亦是參與繁殖的成魚。族群調查中利用手繪河道圖標定各齡魚的相對位置與數量。魚群較多的地點並輔以潛水相機和攝影機加以拍攝記錄，藉以進行族群結構、數量分布分析。調查結果均直接標示於河段圖面上，並比較歷年魚群數量、結構及分布的變化。

野外調查工作時，並且一併進行其他共域魚種（Wang, 1989），包含臺灣白甲魚（*Onychostoma barbatulum*）、纓口臺鰍（*Formosania lacustre*）與明潭吻蝦虎魚（*Rhinogobius candidianus*）的數量與分布狀況。不過由於其他魚類與鮭魚的生長速率不同，以及生殖特性不同，特別是是數量最多的臺灣白甲魚，生殖季節長，體型與體長都呈現連續變化，雄、雌魚性成熟的體型明顯不同，且數量眾多，並不如臺灣櫻花鉤吻鮭般容易判定。不過為了調查與記錄的方便，我們只在調查當時，採用與臺灣櫻花鉤吻鮭相同的體型判別標準進行調查與記錄，記錄不同體型族群的數量與分布位置，並未針對其實際年齡進行判斷與討論。

三、調查結果

(一) 生態模式建立共同樣區的調查結果

本年度計畫首先配合「武陵地區溪流生態系評估」總計畫的需要，在總計畫選擇的九個共同樣點（圖 6-1）中進行定點監測。於 2、4、6、10 月進行監測工作。此外羅葉尾溪則一年進行一次監測（6 月），以瞭解共同樣區內魚類種類與數量分布等狀況。今年已完成全部的四次調查，各樣點調查結果如表 6-1 所示。各個固定河段的調查結果與歷年總結說明如下：

Site2：桃山西溪（武陵吊橋）

本河段的調查點位於武陵吊橋下的稍上游河段，棲地型態以平瀨或急瀨為主，不過在調查樣點下游，有個依著岩壁地形的大型深潭。本樣站今年歷次的調查結果中（表 6-1），2 月以小型的鮭魚數量較多，4 月則是以中型的鮭魚數量較多，且 4 月份總數也較 2 月來的多，2 月份調查時可能因水溫太低，大部分的魚會躲在深潭而不在樣站的計數範圍中，總體而言 2 月、4 月的鮭魚數量跟往年同期相似，本樣站如同往年在 6 月以後的鮭魚數量才有高峰期出現，8 月、10 月則是看當年是否有受到颱風影響而有所增減，12 月、2 月、4 月則通常數量較少。而本樣站因三號壩的阻隔，今年仍沒有臺灣白甲魚的紀錄。

以 2005~2018 年為止此樣站臺灣櫻花鉤吻鮭的曲線圖（圖 6-4）來看，可得出此樣站臺灣櫻花鉤吻鮭的平均尾數（Baseline）約為 25 尾，且此樣站在各個颱風事件後幾乎都可快速反應出臺灣櫻花鉤吻鮭族群變化的趨勢。如 2005 年在春季豪雨以及接連而來的海棠、馬莎、泰利、龍王等數個颱風的侵襲之後，在當年颱風後的調查中，本樣站調查範圍中幾無鮭魚存在，而當年度秋季整個武陵地區鮭魚的普查結果也只剩下總數 523 尾的鮭魚（圖 6-2）。2006 年以後此樣站的鮭魚總數持續成長，與武陵地區整體鮭魚總數的情況相似，其中很明顯的可以看出在 2008 年有個幼魚大發生的繁殖季，之後又因辛樂克、薔蜜強颱風的侵襲而使數量銳減，這個曲線變化也與武陵地區整體鮭魚族群數量的變化如出一轍；另外在 2006 年以及 2011 年本樣站也都可以看出有對應到武陵地區鮭魚族群幼魚

大量發生的波峰。從總數量來看 2008 到 2012 年間本樣站的鮭魚總數大致上都可維持在平均尾數以上，而相對應的此時期武陵地區鮭魚總數則都維持在 3000 尾以上，2011 年的高峰期同時也是武陵地區歷年來鮭魚總數的高峰，直到 2012 年蘇拉颱風的影響，使得族群總數量下降約 1/3。本樣站可以如此反應鮭魚族群整體種況，其原因可能在於此樣站周邊對魚類來說為一個 Y 形的封閉式的系統，上有四號壩與四號副壩阻隔，下有三號壩的極高落差，進入桃山北溪的支流後也有一個自然的岩盤落差，因此在正常的狀況下這個區域中的於是無法跟其他區域交流的。然而因本樣站位處上游，遭受颱風侵襲後棲地的變化相對較中、下游小，且四號副壩前以及樣站下游都有深潭可供鮭魚躲藏，支流桃山北溪水量較小也可供鮭魚在主流洪流時期躲藏之用。且歷年來此樣站因海拔較高遮蔽較好水溫都低，此處的鮭魚族群更新狀況良好。歷年研究發現此 Y 型封閉式河段歷年普查的結果與武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群歷年的變化相比之下，可以發現兩者之間有顯著的相似關係。

綜合歷年結果來看，此樣站監測數量頗能反映整體武陵地區的臺灣櫻花鉤吻鮭族群受風災影響之狀況以及每年幼魚更新之族群健康狀況，建議往後應要列為持續施作研究的樣站。

而 2005~2018 年為止此樣站臺灣白甲魚數量的曲線圖（圖 6-4）一如所預料的沒有記錄到有臺灣白甲魚族群在此活動的跡象，因正常狀況下臺灣白甲魚是無法越過三號壩而來到本樣站的。唯有 2012 年蘇拉颱風過後的 10 月份普查在此處發現一尾中小型臺灣白甲魚，並進行捕捉派照確認（圖 6-4）。這尾臺灣白甲魚研判有可能是人為方式帶到該樣站的。

Site3：二號壩

本樣站設立目的在於瞭解樣站旁之 8.1 公頃農地回收之後，是否有助於改善七家灣溪的水質狀況。本河段的調查位於七家灣溪二號壩前，也就是舊鮭魚復育中心（已毀損）的旁邊。棲地型態以平瀨或急瀨為主，在調查樣點上游，有二處依著岩壁地形的小型深潭，通常也是這二處深潭有較多的鮭魚紀錄。在浮潛的調

查紀錄上（表 6-1），三種體型的鮭魚都可以在此樣站被發現，其中以中大型的鮭魚數量較多，小型鮭魚較少一些。

以 2005~2018 年為止此樣站臺灣櫻花鉤吻鮭的曲線圖（圖 6-5）來看，可得出此樣站臺灣櫻花鉤吻鮭的平均尾數（Baseline）約為 29 尾，雖然 2008~2009 年本樣站並未做監測調查，但仍可從趨勢看出自 2006 以後本樣站的鮭魚總數是穩定成長的，2010~2012 年間的鮭魚總數基本上都有超過平均尾數，2018 年 10 月的調查也是超過平均尾數的。一號壩壩體改善工程結束後，從迎賓橋到此處基本上對於魚類的洄游是暢行無阻的，在壩體改善後的幾個月內本樣站鮭魚數目有明顯的升高，也有大量小魚的發現，這應該跟 2011 年武陵地區整體鮭魚族群數量上升、幼魚在繁殖季孵化成長良好、以及壩體改善造成的廊道暢通帶來的正面效益都有相關。

為了進一步了解壩體改善是否對魚類洄游帶來正面的效益，我們以 2005~2018 年為止本樣站臺灣白甲魚數量的曲線圖（圖 6-5）來看，顯然可以看出 2005 年至 2011 年為止此樣站皆未曾有過臺灣白甲魚的紀錄，但在 2011 年壩體改善後的 10 月份與 12 月份以及 2012 年的調查都有臺灣白甲魚的紀錄，且 2012 年蘇拉颱風的大水過後一直到目前為止數量都在 20 尾以上，今年 10 月的調查更是記錄到 196 尾的數量，可看出應與七家灣溪一號壩改善工程完成後所使魚類洄游廊道暢通有關。本樣站從壩體改善後第一次出現魚至今所計算出的臺灣白甲魚平均尾數（Baseline）約為 35 尾，2018 年 4 月、6 月、10 月調查的臺灣白甲魚總數都在平均尾數之上。然而七家灣溪河段一直以來臺灣白甲魚與臺灣櫻花鉤吻鮭皆有共域的現象（照片 6-5），且其生態棲位亦不同，一號壩以上臺灣白甲魚數量的增加與遷徙應不會使臺灣櫻花鉤吻鮭族群受到威脅。本樣站因位於七家灣溪主流中下游與高山溪之間暢通廊道的最上游樣站，也可作為研究一號壩壩體改善後對於七家灣溪中兩種指標魚種（臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚）的正面影響，故建議往後應要列為持續施作研究的樣站。

Site4：觀魚台

本河段的調查點位於觀魚台下游約 150m 的七家灣溪河段，棲地主要是平瀨

地形，但有較多的大石頭，在較上游河段的轉折處有個深潭區。此處通常開始記錄到較多的臺灣櫻花鉤吻鮭，而以往在一號壩改善前臺灣白甲魚的分布在此處開始也開始受到侷限，在該區域及其以上河段的數量通常都相當零星，本樣站在一號壩改善前可以視為是臺灣白甲魚的過渡地帶，在一號壩壩體改善之前的歷年調查都只有發現零星記錄，然而壩體改善過後的今年在四次調查皆有臺灣白甲魚的紀錄，所記錄到的多為中型及小型個體，且 6 月以及 10 月也有在此處記錄到臺灣白甲魚繁殖的魚苗，是為共同樣區中記錄到魚苗的最上游樣站。在鮭魚的紀錄方面，4 月份有紀錄到較多的數量，四次的調查三種體型的鮭魚都可以在此樣站被發現（表 6-1）。本樣站的臺灣櫻花鉤吻鮭就歷年的資料來看（圖 6-6），是處在一種動態的變化當中，通常每年年中會因為新生幼魚的加入而在數量上有小波峰出現；本樣站臺灣櫻花鉤吻鮭的平均尾數（Baseline）約為 10 尾。而本樣站臺灣白甲魚的歷年資料則可看出一號壩壩體改善所帶來的正面效益。從 2006 年以來臺灣白甲魚一直只有零星的紀錄，但自 2011 年 5 月底一號壩壩體改善工程完成後，6 月份以後的調查馬上就看到比往年更多的臺灣白甲魚出現在此樣站，今年 7 月以及 10 月也有在此處記錄到臺灣白甲魚繁殖的魚苗。從一號壩壩體改善之後所計算出臺灣白甲魚在此樣站目前的平均尾數約為 22 尾。

Site5：繁殖場

本河段調查點位於七家灣溪與高山溪匯流後，新復育心中旁的七家灣溪河段，棲地型態主要是水深較深的平瀨環境，在高山溪匯流點附近有個小型深潭區，大多數魚群都是在平瀨區域被紀錄到，不過臺灣櫻花鉤吻鮭通常分布在匯流點附近的水潭區，且此處通常開始記錄到較多的臺灣白甲魚。在鮭魚與臺灣白甲魚調查的結果部分（表 6-1），2 月份鮭魚的紀錄相當零星，4 月及 6 月才有比較多鮭魚的紀錄，其中以中型的鮭魚較多，大型的次之，小型魚則較少，而 10 月的調查發現此處鮭魚數量大幅上升，尤以小型鮭魚多達 209 尾，應是一號壩改善的正面效益結合棲地回穩、無風災侵襲、高山溪水溫低、食物多等多重效應所產生之現象；臺灣白甲魚則是 2 月量已不少，4 月更記錄多達 195 尾，6 月以及 10 月數量也都相當多，三種體型的魚皆有，與臺灣櫻花鉤吻鮭共域棲息。本樣站的臺灣櫻花鉤吻鮭就歷年的資料來看（圖 6-7）可計算出其平均尾數（Baseline）約為

16尾，且在2011年一號壩壩體改善之後到2012年蘇拉颱風前，許多次的調查數量都高於平均尾數，今年4月以及10月的調查亦高於平均尾數許多，而自2005年到2011年壩體改善前的調查則只有少數幾次調查數量等於或高於平均尾數。而且一號壩改善之後也有比以往更多一些中小型鮭魚的紀錄，可能是因為有較多的魚可來往於七家灣溪與高山溪之間，使得原本位於一號壩下游的本樣站其鮭魚族群不再是因為水溫較高且被一號壩阻隔而無法繁殖的死族群，而有更多的幼魚可以在此處通過或棲息。本樣站因位於七家灣溪主流中下游與高山溪之間暢通廊道的中繼匯流口，也是七家灣溪主流受擾動時魚類前往高山溪避難的必經之路，故建議往後應要列為持續施作研究的樣站。

Site8：高山溪

本河段的調查點位於高山溪一號破壩上游，右岸有蛇籠護岸，但部分已經毀損崩落，棲地型態以急瀨為主，不過因為高山溪的底質較多大粒徑石頭，加上坡度較其他河段來得大，因此形成類似階梯狀的急瀨地形，近年則由於颱風過後樣站附近就有3處崩塌地致使河床淤積，轉變成水深很淺的河段，不適合魚類棲息。本河段都是以臺灣櫻花鉤吻鮭為主要魚類，以往有時可以記錄到零星的臺灣白甲魚個體，不過2006~2012年的調查都只記錄到臺灣櫻花鉤吻鮭，2013年以後則又零星有臺灣白甲魚的記錄。今年本樣站僅在4月以及6月記錄到臺灣白甲魚，鮭魚則6月以及10月有記錄。本樣站的臺灣櫻花鉤吻鮭就歷年的資料來看（圖6-8）可計算出其平均尾數（Baseline）約為7尾，數量原本就不多，且2005年到2010年夏季為止的數量都少於平均尾數，直到2010年夏季之後才開始有比較多臺灣櫻花鉤吻鮭的紀錄，且大部分數量都高於平均尾數，一直到2012年蘇拉颱風後，可能由於棲地的改變（附近有3處崩塌地），讓此處的鮭魚數量又再下降。由於高山溪一號壩就歷年的普查資料來看，已是臺灣白甲魚大部分分布的上限，因此位於高山溪一號壩上游的本樣站，過去到現在都只有零星的調查紀錄（圖6-8）。本樣站下游原有個殘材壩，在2012年4月崩解之後仍無多量臺灣白甲魚上溯來此之記錄，顯示其在高山溪的分布上限並未上移，可能與高山溪河道較窄、兩側林相遮蔽程度較高，使水溫仍保持在較低溫有關。本樣站由於是七家灣溪流流域支流高山溪中監測臺灣櫻花鉤吻鮭唯一之樣站，也可持續觀察臺

灣白甲魚之分布上限與氣候變遷水溫變化之間的關係，故建議往後應要列為持續施作研究的樣站。

Site9：有勝溪

有勝溪的調查點位於收費站旁防砂壩上游河段，雖然在歷史的紀錄上有勝溪也曾有過臺灣櫻花鉤吻鮭，但目前該河段只以臺灣白甲魚為主，因為樣區下游有座高聳的防砂壩矗立，七家灣溪下游的臺灣櫻花鉤吻鮭也沒有機會上溯到該樣區內，因此沒有發現到任何臺灣櫻花鉤吻鮭的機會。2 月份沒有記錄到臺灣白甲魚（表 6-1），4 月臺灣白甲魚的大型魚記錄到 9 尾、中型魚 36 尾，並且幼魚數量有 79 尾的紀錄，在 6 月以及 10 月的調查更可以觀察到有好幾百隻的魚苗在岸邊，以往 2009 年、2010 年及 2011 年的 6 月~10 月間也曾觀察到有整群魚苗在岸邊。本樣站由 2005 年到 2018 年為止臺灣白甲魚的曲線分布圖（圖 6-9）可看出，在 2009~2011 這 3 年間都有臺灣白甲魚繁殖的大發生，在繁殖季都可見到有魚苗群整堆整堆出現在岸邊，讓調查的數量有非常大量的上升來到千尾以上，由這曲線也可看出臺灣白甲魚的繁殖季節相當長，從六月到十月之間基本上都可見到大量的幼魚以及魚苗。扣除大量發生的魚苗，本站計算所得到的臺灣白甲魚平均尾數（Baseline）約為 35 尾，今年 4 月、6 月、10 月調查的數量也高於平均尾數。

（二）七家灣溪一號壩壩體改善前後之魚類監測結果

為了解七家灣溪一號壩壩體改善後的七年間，對臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群的影響，本研究除在一號壩上下游各 100 公尺處設立樣站外，亦於距離一號壩上下游約 1 公里的觀魚台（上游）和繁殖場（下游）進行監測作業。

從圖 6-6 中可以看出，距離一號壩較遠的上游樣站（觀魚台）中，鮭魚的數量幾乎沒有明顯的改變，且自 2005 年至今，觀魚台樣站鮭魚的數量變化較為不穩定，只呈現原本既有的動態變化，故無法單由此樣站數據判定壩體改善後對鮭魚族群的增加是否有所助益；但是研究人員曾於 2011 年 8 月 10 日於此樣站發

現一尾從一號壩下游標放的鮭魚個體上溯至此（照片 6-4），直接地顯示一號壩改善工程後所產生的效益。而觀魚台樣站的臺灣白甲魚則在壩體改善後的七年間很明顯的可以看到與之前相比有增加的現象（圖 6-6），且是從壩體改善後（一號壩體改善工程於 5 月 26 日開始進行，於 5 月 30 日完成壩體改善工程）馬上就有增加的趨勢，其中壩體改善當年年以八月與九月增加較多，且 2012 年至 2013 年的所有調查也都有在此紀錄到臺灣白甲魚，2014 年 10 月增加到有 81 尾的記錄，2018 年 10 月則是記錄到歷史新高的 205 尾，而且包含有一些新孵化的魚苗，應是本樣站首次記錄有臺灣白甲魚魚苗，且是共同測站有魚苗分布的最上游站。在距離一號壩較遠的下游樣站（繁殖場）上，鮭魚的數量也是呈現波動變化（圖 6-7），研判此樣站位於高山溪匯流進入七家灣溪的位置上（圖 6-1），受到鮭魚可以在此處自由移動於兩條溪之間的影響，導致此樣站的數量波動較大。在壩體改善之後也有比以往更多一些中小型鮭魚的紀錄，可能是因為有較多的魚可來往於七家灣溪與高山溪之間，使得原本位於一號壩下游的本樣站其鮭魚族群不再是因為水溫較高且被一號壩阻隔而無法繁殖的死族群，而有更多的幼魚可以在此處通過或棲息。在 2018 年 10 月的調查則在此處記錄到曾未有過的 251 尾的鮭魚記錄，其中小魚就有 209 尾（整個迎賓橋到高山溪匯流口小魚都是前所未有的多），造成此現象的原因可能是 10 月時高山溪水溫低，匯進七家灣溪之後讓匯流口以下水溫也低（七家灣溪匯流口以上水溫約 14.9°C、高山溪水溫約 10°C、迎賓橋水溫約 10.4°C、再往下游 100 公尺的開闊河段約 13°C），且高山溪水濁帶來很多有機質，可提供給小鮭魚覓食的環境。並且迎賓橋至高山溪匯流口跟前幾年比起來（蘇力、蘇拉颱風後）被沖刷出很多小深潭，棲地漸趨穩定，2018 年又幾乎無颱風侵襲武陵地區，讓成長較緩慢的小魚得以存活，最後還有因一號壩改善後鮭魚可自由移動的正面效益，不再被一號壩阻隔，同時綜合以上等多重效應所產生之特殊現象。在臺灣白甲魚部分，2013~2018 年也呈現增加的趨勢（圖 6-7），研判除了進入繁殖季節後所補充的個體所致之外，也是因為此樣站位處高山溪與七家灣溪兩條溪匯流的位置，在壩體改善後，臺灣白甲魚可以在此處自由移動於兩條溪所致，但 2018 年 10 月此處水溫變低，臺灣白甲魚的數量相比 6 月就來的減少許多。

在距離施工地點最近的二處樣站上（圖 6-1），由於受到的干擾程度較大，

其棲地也有明顯的改變（照片 6-1，照片 6-2）。上游樣站部分，原本的一處深潭與深賴的棲地類型，受到施工便道與工程將河道掏深的影響，轉變為急賴的棲地類型，下游樣站原本多為峽谷深潭的棲地類型，受到一號壩體的施工影響，堆積許多的礫石與細沙導致河道抬升，也讓原本的深潭幾乎消失，近年由於颱風使樣站左岸有崩塌，因此樣站河道一直處在只有急瀨跟淺流的棲地類型。在魚類的監測部分（圖 6-10），2011 年 6 月 4 日的調查結果上，一號壩上游樣站沒有發現任何魚類的紀錄，其原因可能是距離施工的日期較近，干擾仍大，整個棲地樣貌與水文條件尚未恢復穩定，但是一個星期過後，便開始有魚類的紀錄，且臺灣白甲魚較壩體施工前有較多的數量紀錄，甚至在 9 月的監測記錄上，發現 171 尾臺灣白甲魚的幼魚群，這是 2009 年以來首次在一號壩上游觀測到的臺灣白甲魚繁殖現象，目前則是上到觀魚台都有觀測到臺灣白甲魚魚苗（圖 6-10）。從一號壩體改善至今七年間，臺灣白甲魚在本樣站的數練明顯比壩體改善前增加，顯示一號壩壩體改善後，確實有益於臺灣白甲魚的自由移動。在一號壩下游樣站部分，則因為峽谷深潭的棲地受到一號壩體的施工影響，堆積許多的礫石與細沙導致河道抬升，也讓原本的深潭完全消失。也因為原本較適合魚類利用的棲地減少，且魚類已可往上游上溯，不再被限制在一號壩下，而使此樣站的臺灣櫻花鉤吻鮭數量反而減少。不過經過 2012 年蘇拉颱風大水沖刷，把壩體改善後填在巨石縫隙下的土石運走之後，反而又變成可讓魚類棲息躲藏的空間出現，使得臺灣白甲魚的數量在蘇拉颱風後反而增多（圖 6-11），目前有較多數的臺灣白甲魚以及少數的臺灣櫻花鉤吻鮭會棲息於本樣站左岸的大白石下方，2018 年 4 月的調查也在本樣站發現到一尾已死亡的中型鮭魚（照片 6-3）。

若我們從 2002 年至 2018 年七家灣溪中下游河段（迎賓橋至三號壩）的臺灣白甲魚族群的數量變化來看，下游河段（迎賓橋至一號壩）的臺灣白甲魚族群數量雖然變動相當大，但是一直都有新的個體補充進來，加上鄰近的有勝溪與大甲溪都是臺灣白甲魚適合棲息的棲地，故此河段都能維持一定的族群數量。而中游的一號壩至三號壩之間的河段（圖 6-12），在 2004 年夏季以後，遭逢敏督莉以及艾莉颱風侵襲，以及 2005 年多個連續颱風，包含七月強烈颱風海棠，八月份中度颱風馬莎、輕度颱風珊瑚、強烈颱風泰利，九月份強烈颱風龍王，超大且連續豪雨所帶來的洪水，使中游河段的臺灣白甲魚族群遭受強烈的干擾與衝擊，

加上大多數的防砂壩仍舊矗立，形成的阻隔效應使得風災對臺灣白甲魚族群的衝擊放大，導致 2004 年至 2011 夏季這段期間，中游河段的臺灣白甲魚數量都相當零星，尤其是 2006 年以後到 2011 年夏季，二號壩至三號壩之間就完全沒有臺灣白甲魚的紀錄。但是在 2011 年 5 月底一號壩改善工程結束後，在 2011 年以及 2012 年的十月份秋季普查中二號壩至三號壩之間的河段都有臺灣白甲魚的紀錄，2013~2018 年則夏秋季都有記錄(2015~2017 年僅作夏季調查)，且數量逐漸增多，有相當明顯的變化。特別是 2012 年八月武陵地區也曾經遭逢十年一度級的蘇拉颱風洪水事件影響，但秋季普查以及接下來的兩年調查時仍能在七家灣溪中游二號壩至三號壩之間發現臺灣白甲魚的族群，此現象應該也是一號壩改善工程施工後所產生的正面效應，亦即可以讓被洪水沖到一號壩以下的臺灣白甲魚個體能自由上溯至中游河段棲息利用，而不至於像 2004 年夏季颱風之後連續七年在二號壩以上的族群數量都相當低(圖 6-12)。2018 年夏季則可觀察到一~三號壩間臺灣白甲魚數量為歷史新高，但秋季由於水溫降低，因此臺灣白甲魚分布則又往下游移動，此河段的數量相比夏季來的減少。由近年整體結果看來，2011 年一號壩壩體改善之後，從 2011 年秋季以後開始整體的臺灣白甲魚分布上限在七家灣溪有上移的現象，可能與壩體改善後原本在下游的魚類可自由通過有關；但高山溪的固定樣站，其下游殘材壩在 2012 年四月崩解之後仍只有零星臺灣白甲魚之記錄，顯示其在高山溪的分布上限並未上移，可能與高山溪河道較窄、兩側林相遮蔽程度較高，使水溫仍保持在較低溫有關。

(三) 臺灣櫻花鉤吻鮭普查族群數量與分布

今(2018)年於 6 月的夏季普查結果顯示(表 6-2)七家灣溪與高山溪河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有 3,462 尾，較去年夏季少了約 66 尾的數量。其中一齡小魚有 2,062 尾，佔族群總數的 59.6%，二齡中型鮭魚有 929 尾，佔族群總數的 26.8%，三齡大型成魚則有 471 尾，佔族群總數的 13.6%。族群結構呈現以小型鮭魚最多，中型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的金字塔型的族群結構，顯示今年六月之前武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群更新狀況良好。

由於 2012 年蘇拉颱風洪水影響，使得武陵地區七家灣溪河床變的相當不穩定，在經歷 2013 年七月份蘇力颱風所帶來的洪水事件影響，造成河道的側向侵蝕與崩塌，使棲地環境改變甚大，多數深潭與峽谷地形被填滿，然而 2018 年普查時發現，雖然上游仍有許多深潭與峽谷地形底質仍高，但下游漸有一些小潭出現，可供鮭魚活動。今年夏秋季武陵地區並無嚴重的豪雨風災，提供了良好的環境給臺灣櫻花鉤吻鮭成長。秋季普查的結果顯示（表 6-2）七家灣溪與高山溪河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有 5,059 尾，比六月普查多了 1,597 尾，其中一齡小魚有 2,183 尾，佔族群總數的 43.2%，二齡中型鮭魚有 2,338 尾，佔族群總數的 46.2%，三齡大型成魚則有 538 尾，佔族群總數的 10.6%。秋季整體數量較夏季高的原因推測應是由於今年武陵無風災，一些成長較慢的小魚在夏季時仍躲在石縫中無法觀察到，在秋季時沒有因風災而被沖走，加入族群的更新在秋季被觀察到。並且由魚的體型可推測幼魚進食成長的狀況良好，約有 1,400 尾左右夏季時的小魚在秋季已經被判定成 15cm 左右的中型魚。若排除魚齡體型誤判的問題，族群結構其實是偏向較穩定的金字塔形，顯示今年整體的更新狀況相當良好，且受到 2012 年蘇拉以及 2013 年蘇力颱風影響的鮭魚族群數量在近幾年因無大型風災洪水侵襲而有成長。

今年秋季在迎賓橋至高山溪匯流口有觀測到有 1,227 尾鮭魚，且小魚很多，迎賓橋往下游超過 100 公尺的河段也都有看到小鮭魚，可以說是本研究進行以來前所未有的現象。研判造成此現象的原因可能為高山溪水溫低，匯進七家灣溪之後讓匯流口以下水溫也低（七家灣溪匯流口以上水溫約 14.9°C、高山溪水溫約 10°C、迎賓橋水溫約 10.4°C、再往下游 100 公尺的開闊河段約 13°C），且高山溪水濁帶來很多有機質，可提供給小鮭魚覓食的環境。並且迎賓橋至高山溪匯流口跟前幾年比起來（蘇力、蘇拉颱風後）被沖刷出很多小深潭，棲地漸趨穩定，2018 年又幾乎無颱風侵襲武陵地區，讓成長較緩慢的小魚得以存活，最後還有因一號壩改善後鮭魚可自由移動的正面效益，不再被一號壩阻隔，同時綜合以上等多重效應所產生之特殊現象。另外今年也發現到高山溪二號壩堆積之殘材壩明顯變高（照片 6-8），造成由七家灣溪回溯高山溪的魚類族群阻隔，今年調查發現高山溪二~四號壩間的鮭魚數量明顯降低，建議立即拆除二號殘材壩。

今年七家灣河流域各個河段的鮭魚數量上（表 6-2，圖 6-13），可以看出以中游與上游河段所佔的比例較高，而下游河段與高山溪比例較低。在今年夏季的普查結果上，下游河段（迎賓橋至一號壩）所佔的比例為 2%（圖 6-13A），整體來說與過去幾年比例差異不大，只稍低一些，然而秋季非常特殊的是下游河段的鮭魚佔的比例提高很多，佔 31%，光是迎賓橋至高山溪匯流口就有 1,227 尾鮭魚，且小魚很多。夏季以及秋季都是中游河段（一號壩至三號壩）所佔的比例最高，夏季為 58%，秋季稍下降為 45%（圖 6-13B）。上游河段（三號壩以上，含桃山西溪與桃山北溪）夏季佔 28%，夏季跟往年一樣都是以中游與上游河段所佔的比例較高，二者所佔的比例大約八成左右（圖 6-13C），秋季上游則僅有 19%，比例上反而較下游來的少，是極少發生的現象。特別值得注意的是由於蘇力；蘇拉颱風的影響以及四號壩的阻隔，目前四號壩至五號壩的鮭魚數量變的相當少，被颱風帶走的鮭魚因攔沙壩的阻隔而無法回到四號壩上，2013 年在四號壩至五號壩這一區段甚至完全不見任何鮭魚蹤跡。高山溪夏季所佔比例則為 12%，秋季僅有 5%（圖 6-13D），較往年為低，今年調查發現高山溪二號壩堆積之殘材壩明顯變高，造成由七家灣溪回溯高山溪的魚類族群阻隔，高山溪二~四號壩間的鮭魚數量明顯降低，連帶使高山溪整體比例降低。以歷年結果來看自 2000 年以來，臺灣櫻花鉤吻鮭最主要的分布地點都集中於一號壩以上的中上游河段，且其數量高於下游河段與高山溪，但是高山溪的鮭魚溪族群在非面臨天災的狀況下似乎會有增加的趨勢。

四、討論

(一) 臺灣櫻花鉤吻鮭歷年族群結構變化

將歷年族群調查數量及族群結構整理比較如圖 6-2、6-3，探討 1987 年以來的族群調查結果。1987 年至 1993 年以前的調查結果取自 Tsao (1995)，其統計河段為七家灣溪一號壩至三號壩之間河段，唯當時的七家灣溪上游與高山溪河段，並沒有臺灣櫻花鉤吻鮭族群的存在，整體族群總量也大都在 1,000 尾以下。1994 年以後由本研究團隊進行調查，調查的期間可以見到有數個大型風災或是繁殖期豪雨是讓臺灣櫻花鉤吻鮭族群下降最主要的原因。如 1996 年的賀伯颱風、1998 年五、六月的連續豪雨，2000 年十一月才來到的象神颱風接連著 2001 年的桃芝、納莉颱風更是使得族群數量僅剩下岌岌可危的 400 尾左右 (圖 6-2)。從 1987 年至 2001 年的鮭魚族群總量全都在 2,500 尾以下，且只有少數時間有超過 1,000 尾。但自 2001 年完成高山溪所有壩體改善後，2001 年至 2002 年的繁殖季低水溫加上春季乾旱，以及可利用的棲地增加，產生鮭魚繁殖大發生的現象 (圖 6-3)，族群總數一口氣衝破 3,000 尾以上。自此之後除了 2005 年兩次普查結果因為受到當年度春季豪雨與夏季接連數個強烈颱風天候影響，造成數量銳減至 523 尾之外。其他各次調查結果總數都有 1,000 尾以上，尤其在 2005 年之後，臺灣櫻花鉤吻鮭族群又逐年有數量回升的趨勢，且多能維持在 2,000 尾以上，2008 年之後則維持在 3,000 尾以上 (圖 6-2)。至 2011 年秋季以及 2012 年夏季達到歷年族群數量最高的 5,479 尾，接近武陵地區七家灣溪臺灣櫻花鉤吻鮭保護區最大承載量的 5,807 尾 (林，2010)，顯示 2008 年至 2012 年颱風季前臺灣櫻花鉤吻鮭族群量處於一穩定的狀態，此結果亦顯示 2008 年歷經卡玫基、辛樂克、薔蜜颱風侵襲之後的 4 年間，武陵地區並沒有遭受嚴重的天災侵襲，讓此區的臺灣櫻花鉤吻鮭可以持續維持一穩定族群量。然而 2012 年度十月份的秋季普查結果顯示，受到八月蘇拉颱風所帶來的洪水事件影響，臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量僅剩 3,764 尾，跟颱風前相比減少了約三分之一 (圖 6-2)。但由於風災過後臺灣櫻花鉤吻鮭的族群結構仍屬更新狀況良好的筒型結構，並且一號壩改善工程後種種證據顯示被洪水沖往下游的魚還是能夠透過生態廊道回到七家灣溪的中游，2013 年夏季的普查結果即可見到不少新生幼鮭的出生以及族群數量的

些微復原。然而由於 2012 年蘇拉颱風洪水影響，使得武陵地區七家灣溪河床變的相當不穩定，在經歷 2013 年七月份蘇力颱風的影響後，造成河道的側向侵蝕與崩塌，使棲地環境改變甚大，多數深潭與峽谷地形被填滿，秋季普查臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量僅剩 1,245 尾，跟颱風前相比減少了約三分之二，出乎原本只會下降三分之一的預測。連同歷史調查結果以及天災資料來看的話，這也證明七家灣溪的鮭魚族群會受到最大影響的天災有兩類，一是連續衝擊的颱風或洪水事件，容易造成棲地的變動；二則是在繁殖季發生的颱風或豪雨，會對剛出生的新生族群產生威脅。2015~2017 年則因武陵地區未受風災以及洪水的嚴重侵襲，鮭魚族群數量則又成長兩倍，上升為約 3,528 尾，2018 年秋季普查臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量又回到 5,000 尾以上，來到約 5,059 尾。未來在一號壩已經改善的情況下但卻可能更容易有極端氣候降雨的條件下，七家灣流域中的臺灣櫻花鉤吻鮭族群是否有持續增長的空間值得我們繼續關注與研究監測。

若比較歷年的族群結構變化（圖 6-2、6-3），雖然僅有 2002 年、2006 年、2008 年這幾年有幼魚大發生的時期才有穩定的金字塔型結構，但其他時候也能多能維持以中型鮭魚居多的中胖型結構，且小型鮭魚與中型鮭魚的族群數量差異並不明顯。自 2002 年族群狀況穩定以後，就一直是中小型鮭魚多於大型鮭魚，顯示以小型和中型鮭魚為主要優勢齡級，可以維持七家灣溪鮭魚的族群穩定；再看歷年各齡級鮭魚的族群數量變化，亦能得知 1995 年以來，小型和中型鮭魚數量增加較明顯，而大型鮭魚則較為平緩，限制大型鮭魚的增加或許與環境承载力有關聯，而 Hjort (1904) 在進行大西洋鮭研究時曾經觀察到整個族群中有某一「齡級」(year-class) 的數量，相較其他齡級，會持續保有數量上的優勢多年。這種情形與一般想像魚類族群的組成並不完全相同，其真正的原因雖然還並不清楚，不過許多學者都認為優勢齡級的生成在生活史初期時，如孵化與仔稚魚等的那一段時期就已決定 (Chamber et al., 1997)。觀察臺灣櫻花鉤吻鮭歷年的族群結構變動，似乎也可以觀察到這樣的現象。但由於臺灣櫻花鉤吻鮭的壽命只有三至四年，而且分齡族群統計次數也少，加上氣候變遷影響頻仍，以及防砂壩效應的干擾，似乎並不容易直接判定。由於臺灣櫻花鉤吻鮭和臺灣其他溪流性魚類不同，一年僅繁殖一次，因此其繁殖季節的成功與否，直接關係到隔年的幼魚族群數量與分布狀況，因此其族群數量與結構特別容易遭逢到天災變動的影響。雖

然臺灣櫻花鉤吻鮭進行繁殖的秋冬季節，已經是一年之中豪雨風災較少的時節，不過由近年來風災侵襲的狀況來說，以及全球氣候變遷的可能影響，臺灣櫻花鉤吻鮭族群的未來仍有可能面對相當大的挑戰。

(二) 七家灣溪一號壩壩體改善與魚類監測結果

雪霸國家公園於 1999-2001 年間為了臺灣櫻花鉤吻鮭的保育，曾在高山溪陸續進行四座攔沙壩的改善工程，而根據研究顯示，高山溪四座壩體的拆除了可以改善族群之間的阻隔，降低基因同質化的問題之外，也因為壩體的拆除後可將細沙與淤泥從中上游帶走，提高大石頭的比例，增加洪水與渡冬的避難處所，對於高山溪的鮭魚族群確有正面的效應（鐘豐昌，2007）。而 2011 年雪霸國家公園更於 5 月 26 日針對七家灣溪一號壩進行壩體改善，並於 5 月 30 日完成，本研究同時配合壩體改善前後，針對魚類族群進行密集的監測工作（圖 6-3）。

根據已經完成的監測資料顯示，在一號壩壩體改善之後幾天內，一號壩上下游的棲地樣貌與水文條件尚未恢復穩定，但是一個星期過後，上游樣站便開始有魚類的紀錄。其中，有幾個記錄可以顯示一號壩壩體改善後對於魚類的助益：(1) 在 2011 年九月份時於一號壩上游樣站調查到的臺灣白甲魚幼魚魚群（171 尾）（圖 6-10），這是近年來的第一次紀錄，顯示臺灣白甲魚已經開始在一號壩上游建立族群；(2) 從 2002 年至 2014 年七家灣溪中下游河段（迎賓橋至三號壩）的臺灣白甲魚族群的數量變化、二號壩以及觀魚台固定樣站歷年來的監測結果來看（圖 6-5、圖 6-6），也可以推測在一號壩壩體改善後，拓展，或可以說是恢復了臺灣白甲魚在七家灣溪中的棲息利用空間；(3) 研究人員於一號壩壩體改善後，已經有數次於一號壩以上的河段記錄到標誌的臺灣櫻花鉤吻鮭（照片 6-4），如：三號壩下深潭、觀魚台固定樣站或二號壩等，這些記錄都顯示臺灣櫻花鉤吻鮭已經可以自由地於一號壩上下游移動。

除上述一號壩壩體改善後對魚類的助益之外，高山溪匯流處至殘壩前的河段，從歷年研究的資料上的顯示可以得知此河段為壩體改善產生干擾時的重要庇護河段，無論是臺灣櫻花鉤吻鮭或臺灣白甲魚都會利用此河段當成其庇護所，以避

開壩體改善時所產生的濁度或河中滾動之砂石，此一現象亦值得將來國內要進行類似的河川構造物改善時，可以參考的工程安排選項之一。也就是說，在工程進行的同時，也要將工程影響範圍內的魚類是否有庇護躲藏的空間考量進去。

(三) 氣候變遷對臺灣櫻花鉤吻鮭族群的影響探討

人類當前所面臨最重大的環境議題之一是氣候變遷 (Scott et al. 2002)，氣候變遷對於整個生態系的影響可從不同的層級討論，對於生物個體的層級上，氣候變遷可能會影響個體的形態、生理狀況與行為上的改變；對族群層級而言，可能會影響族群的出生與死亡率，也會改變遷移的模式，造成族群量的增加或減少與族群結構的改變，也會影響物種的空間與時間分布模式，而族群結構的改變也會造成物種與物種之間相互關係的重新組合；就生態系統而言，氣候變遷的影響包含能量與物質的循環、土地利用模式等等 (白梅玲等，2004)。

淡水魚類的分布深深地受到水溫而有所限制，如果水溫上升，對於冷水性的淡水魚類是個相對不利的環境限制，但對溫水域的淡水魚類而言卻是可以增加其擴張的機會；而總雨量的改變與雨量季節的分布響影了溪水流量及豐水期、枯水期的週期，進而影響淡水魚的繁殖週期 (Winder & Schindler, 2004)。而根據白梅玲 (2004) 的研究顯示，當未來二氧化碳倍增所造成的氣候暖化，將導致臺灣初級淡水魚生物多樣性降低。利用 RSM2 的模擬氣候變遷情境下，臺灣本島不同區域魚種豐富度受到的衝擊各有不同，魚種最豐富的低海拔地區 (<500m) 豐富度呈現大幅度下滑；中海拔地區 (1000~2000m) 魚種豐富度為微幅增加；而 2000m 以上的高海拔地區原本的魚種豐富度就偏低，氣候變化對此海拔區域的改變不大。也就是說，當氣候變化時，臺灣魚種豐富度呈現「低海拔劇減，中海拔微幅增加，高海拔變化不顯著」的形態 (白梅玲等，2004)。

依據白梅玲等人 (2004) 針對氣候變遷對臺灣淡水魚多樣性之衝擊評估後，提出幾項建議：一、加強基礎研究，包含：(一) 累積長期與標準的研究資料；(二) 深入對生態系統各個層級的研究；(三) 加強國內外各研究網路間的

資料與技術交流。二、落實監測，包含：(一) 監測對變遷特別敏感的物種；(二) 監測外來種；(三) 沿海拔梯度監測淡水魚群聚。

該研究同時也提出幾項保育策略：(一) 建立沿海拔梯度的生態廊道：臺灣的保護區系統雖然已經沿著中央山脈完成連續的生態廊道，但多只涵蓋高海拔地區，魚類及兩棲類物種最豐富的低海拔區域被嚴重忽視，應加強低海拔至中高海拔生態廊道的建立；(二) 評估移地保育的可行性：尤其是許多河段受到人為設施的阻礙，如攬砂壩、水庫或橫向構造物等，將嚴重影響臺灣淡水魚遷移至新的棲地；(三) 將氣候變遷對生態系的衝擊納入國家資源管理的考量。

因此，本研究團隊自 1994 年起對於七家灣流域的臺灣櫻花鉤吻鮭族群調查之長期監測報告中（曾，1994、1995、1996、1997、1998、1999、2000、2001、2002、2003、2004、2005、2006、2007、2008、2009、2010、2011、2012、2013、2014），幾乎每年都強調如果沒有將影響臺灣櫻花鉤吻鮭繁衍最嚴重的一號壩（已於 2011 年進行改善工程）和二號壩（已於 2002 年自然崩毀）拆除的話，將嚴重危害其族群的增長，同時亦將難以面對氣候變遷所帶來的極端氣候或溫度上升之負面衝擊。而二號壩在 2002 年的自然崩毀，以及 1999 年至 2001 年間的高山溪個壩體改善工程（圖 6-3），讓原本棲息於其下游河段的魚類，可以上溯到更適合繁殖的較高河段，因此自 2002 年以後繁衍之族群數量增加甚多，族群數量也更顯穩定，驗證了我們之推論，並強化我們對於拆除一號壩的建議理論基礎。且歷年的調查中也發現一號壩之基礎已經嚴重損壞，如果不儘速改善則萬一突然崩壞，所產生的突發狀況有時更難收拾。

如今，雪霸國家公園已於 2011 年五月底完成一號壩改善工程，讓七家灣溪自迎賓橋至三號壩之間的中游河段暢通，預計除了可增加棲地利用之外，也應可擴大七家灣溪中鮭魚之基因交換機會，並減少下游魚類無法順利繁衍的問題。還有，面對當今氣候變遷對整個生態系的衝擊與極端氣候的難以預料的情況下，擴大臺灣櫻花鉤吻鮭在七家灣流域的棲息面積與改善河道暢通，都能增加鮭魚在面對溫度上升或極端氣候所帶來負面衝擊時的生存機會。因此，一號壩壩體的改善，對七家灣溪中的臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚都是具有相當正面的助益。然

建議主管機關在壩體改善後應持續研究魚類與其他環境與生物因子的變化，其研究成果亦可提供往後全臺灣溪流壩體改善時之重要依據與寶貴資源。

(四) 臺灣櫻花鉤吻鮭歷年各河段數量與總數量之相關性分析

本研究團隊自 1994 年開始進行每年兩次的臺灣櫻花鉤吻鮭族群普查至今已累積二十一年的調查資料，本分析欲從這些珍貴的資料中得到各河段族群數量與總族群之間的關係，找出相關性較高的幾條模式河段，以提供往後調查規劃的科學量化參考。

整個七家灣流域曾存在著許多攔砂壩或自然落差等，有些雖現已不存在，但是以下討論仍依照這些阻隔將整個調查範圍分成主要九個河段，分別為 1.迎賓橋~一號壩、2.一號壩~二號壩、3.二號壩~三號壩（含湧泉池）、4.三號壩~四號壩（含無名溪之 Y 形河段）、5.四號壩~五號壩、6.五號壩~六號壩、7.桃山北溪小瀑布~桃山北溪一號壩、8.桃山北溪一號壩~最上游詩崙溪匯流點、9.高山溪全段。分析時選擇的模型為對數預測模型，因為如果未取自然對數而直接建立模型的話，會導致常數項過大，這種模型較不合理。

分析結果（表 6-3）顯示，與全河段總數相關性最高的河段為五號壩至六號壩（0.93），其次為一號壩至二號壩以及二號壩至三號壩（0.9）。其中由於一號壩至二號壩以及二號壩至三號壩是所有河段中最長的兩段，分別為 2.88 公里以及 1.6 公里，這兩個河段所包含的族群數量比例也非常高，因此和總族群數量相關性當然會比較高。但是相反地，與總族群數量相關性最高竟然是長度只有 0.68 公里的五號壩至六號壩河段，這也表示了此河段比較可以反映出整個河段的變化情形，將來若要選擇模式河段預測全河段總數可以優先考慮此河段。

從表 6-4 中也可以看出各河段對於每個齡級的相關性，例如過去報告提到的三號壩至四號壩的 Y 形河段雖然在總數的相關性比不上前面提到的三個河段，但是對於幼鮭的相關性卻非常高（0.9），僅略低於二號壩至三號壩（0.91）。因

此也建議如果在夏季無法做到普查時，可以針對此一河段做調查，以了解當年新生幼鮭的數量以及前一年的繁殖狀況。雖然二號壩至三號壩的相關性較高，但考慮到調查人力與時間，調查長度只有 0.677 公里的 Y 形河段是比較有效率的選擇。

另外，從五號壩至六號壩以及二號壩至三號壩的各齡級相關性(表 6-3)中，可以發現五號壩至六號壩雖然對於總數的相關性最高，但是對於各齡級的相關性卻不如二號壩至三號壩來的好，這是因為各齡級的數量加總後，可相互抵消個別齡級間反向之變異性，所以大大的增加了總數的相關性(圖 6-14)。也因為如此，如果想要調查各齡級數量以了解族群結構時，以五號壩至六號壩單一河段做為模式河段所估算出來的齡級數量結果可能會有些誤差。圖 6-14 中縱座標為全河段的數量取自然對數，橫坐標為模式河段的數量取自然對數。如果散佈圖上的點越集中於一條線則表示相關性越高，反之，越分散則相關性越低。其中五號壩至六號壩大中小魚的分布狀況其實不如二號壩至三號壩來的集中，但是當加總成總數時，剛好抵銷了各齡級反向的變異性，導致相關性變高，分布狀況也明顯集中。

為了瞭解模型預測的能力，可以利用過去的資料做檢驗，以五號壩至六號壩去做預測得到的預測誤差比率(prediction error rate, 以下簡稱 PER)平均為 0.25(表 6-4、表 6-5)，雖然預測能力仍然有些差距，但已是所有河段中預測能力最好的。不過如果不要考慮人為因素影響導致預測失準的年份，如 1999 年到 2001 年的高山溪拆壩導致下游難以計數，以及 2001 年二號壩至三號壩數量疑似受人為干擾影響，導致數量異常減少等事件，這三年的 PER 分別為 0.34、0.69、0.94，扣除掉這些失準的年份則平均 PER 可以降至 0.17，甚至更低。另外，從表 2-4 也可以看出在巨大的颱風事件後，預測能力也較差，例如 1996 年的賀伯颱風造成上游河段族群數量銳減導致 PER 為 0.34，2013 年的蘇力颱風造成整個七家灣溪數量減少三分之二，而 PER 為 0.43。這可能是因為五號壩至六號壩為上游河段，地形與環境因子和中下游有很大的差異，對於一些環境的改變無法完全和全河段有相同程度的反應。所以如果可以再多調查一個中下游的河段，兩個河段一起做預測的話，能夠互補不足，讓預測能力更佳。

因此，綜合以上幾點，建議未來如果在經費與狀況允許的情況下，能至少對兩個河段做調查，讓預測的結果能夠更接近實際情況。理想的模式河段可以選擇五號壩至六號壩以及二號壩至三號壩，前者對於總數的相關性較高，後者對於各齡級數量的相關性較高，且兩河段各屬上游與中游，不同的環境狀況可以提供互補的資訊讓預測能力更佳。另外，如果想要調查夏季幼鮭的數量，可以選擇三號壩至四號壩的 Y 形河段做為模式河段，以了解前一年的繁殖狀況。以上為較折衷的調查方法以提供在經費有限的情況下，讓臺灣櫻花鉤吻鮭的基本族群動態資料得以延續下去。但是七家灣溪的環境變動較大，且天然災害頻繁，對於臺灣櫻花鉤吻鮭與棲地環境都造成極大的影響，加上近年來的氣候變遷、攔沙壩拆除等原因，都可能使得預測模型逐漸失真，甚至導致最佳的模式河段改變。因此仍建議往後每年仍可以做一次普查，如此可以修正預測模型，也可以確實了解魚群數量的真實狀況。

五、結論與建議

(一) 結論

總結今(2018)年至夏季為止臺灣櫻花鉤吻鮭族群調查結果整理分述如下：

- 一、2018 年針對共同樣站的定期調查已經完成四次，監測資料結果顯示大部分樣站與歷年資料差異不大，然而十月份的調查發現繁殖場樣站鮭魚數量大幅上升，應是一號壩改善的正面效益結合棲地回穩、無風災侵襲武陵地區、高山溪水溫低、食物多等多重效應所產生之現象，使今年下游的小鮭魚特別多。另外，在上游樣站的二號壩，於一號壩工程改善後，2011 年 10 月開始記錄到一尾臺灣白甲魚之後，至今持續有穩定的紀錄且數量有所上升，也顯示一號壩壩體改善對於魚類的上溯有正面的效益。
- 二、今(2018)年夏季普查結果顯示，七家灣溪與高山溪河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有 3,462 尾，較去年夏季少了約 66 尾。其中值得注意的是一齡小魚有 2,062 尾，佔族群總數的 59.6%，而二齡中型鮭魚有 929 尾，佔 26.8%，三齡大型成魚則有 471 尾，佔 13.6%。族群結構呈現以小型鮭魚最多，中型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的金字塔型的族群結構，顯示今年六月之前武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群更新狀況良好。
- 三、今年夏秋季武陵地區並無嚴重的豪雨風災，提供了良好的環境給臺灣櫻花鉤吻鮭成長。秋季普查的結果顯示七家灣溪與高山溪河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有 5,059 尾，比六月普查多了 1,597 尾，其中一齡小魚有 2,183 尾，佔族群總數的 43.2%，二齡中型鮭魚有 2,338 尾，佔 46.2%，三齡大型成魚則有 538 尾，佔 10.6%。秋季整體數量較夏季高的原因推測應是由於今年武陵無風災，一些成長較慢的小魚在夏季時仍躲在石縫中無法觀察到，在秋季時沒有因風災而被沖走，加入族群的更新在秋季被觀察到。並且由魚的體型可推測幼魚進食成長的狀況良好，約有 1,400 尾左右夏季時的小魚在秋季已經被判定成 15cm 左右的中型魚。若排除魚齡體型誤判的問題，族群結構其實是偏向較穩定的金字塔形，顯示今年整體的更新狀況相當良好，且受到 2012 年蘇拉以及 2013 年蘇力颱風影響的鮭魚族

群數量在近幾年因無大型風災洪水侵襲而有成長。

四、今年秋季在迎賓橋至高山溪匯流口有觀測到有 1,227 尾鮭魚，且小魚很多，迎賓橋往下游超過 100 公尺的河段也都有看到小鮭魚，可以說是本研究進行以來前所未有的現象。研判造成此現象的原因可能為高山溪水溫低，匯進七家灣溪之後讓匯流口以下水溫也低（七家灣溪匯流口以上水溫約 14.9°C、高山溪水溫約 10°C、迎賓橋水溫約 10.4°C、再往下游 100 公尺的開闊河段約 13°C），且高山溪水濁帶來很多有機質，可提供給小鮭魚覓食的環境。並且迎賓橋至高山溪匯流口跟前幾年比起來(蘇力、蘇拉颱風後)被沖刷出很多小深潭，棲地漸趨穩定，2018 年又幾乎無颱風侵襲武陵地區，讓成長較緩慢的小魚得以存活，最後還有因一號壩改善後鮭魚可自由移動的正面效益，不再被一號壩阻隔，同時綜合以上等多重效應所產生之特殊現象。

五、桃山西溪樣站之監測數量，頗能反映整體武陵地區的臺灣櫻花鉤吻鮭族群受風災影響之狀況，以及每年幼魚更新之族群健康狀況。此樣站周邊對魚類來說為一個 Y 形的封閉式系統，上有四號壩與四號副壩阻隔，下有三號壩的極高落差，桃山北溪的支流也有一個天然的小瀑布落差。歷年整合此 Y 型封閉式河段歷年臺灣櫻花鉤吻鮭族群普查的結果，其與整個武陵地區歷年的數量變化相比之下，可以發現兩者之間的變化有著顯著的相似關係。

六、二號壩樣站 2005 年至 2011 年為止，皆未曾有過臺灣白甲魚的紀錄。但在 2011 年一號壩壩體改善後的歷次調查都已經有臺灣白甲魚的紀錄，且從 2012 年蘇拉颱風的大水過後其族群數量顯著上升，顯見與七家灣溪一號壩改善工程完成後，使得魚類洄游廊道暢通有關。然而七家灣溪河段一直以來臺灣白甲魚與臺灣櫻花鉤吻鮭皆有共域的現象，且其生態棲位亦不同，一號壩以上臺灣白甲魚數量的增加與遷徙應不會使臺灣櫻花鉤吻鮭族群受到威脅。

- 七、觀魚台樣站的臺灣白甲魚的歷年族群數量資料也顯示，一號壩壩體改善已經對七家灣溪之生態帶來正面效益。從 2006 年以來，觀魚台當地的臺灣白甲魚一直只有零星的紀錄，但自 2011 年五月底一號壩壩體改善工程完成後，六月份以後的調查馬上就看到比往年更多的臺灣白甲魚出現在此樣站。研究人員亦於 2011 年 8 月 10 日於此樣站發現一尾從一號壩下游標放的臺灣櫻花鉤吻鮭個體上溯至此，直接地顯示一號壩改善工程後所產生的正面效益。
- 八、繁殖場樣站在一號壩改善之後有比以往更多的中小型鮭魚族群，可能是因為有較多的魚可自由來往於七家灣溪與高山溪之間，使得原本位於一號壩下游的本樣站之鮭魚族群，不再因為水溫較高且被一號壩阻隔而無法上溯繁殖，而有更多的幼魚可以在此處棲息。且今年秋季的調查發現此處鮭魚數量大幅上升，應是一號壩改善的正面效益結合棲地回穩、無風災侵襲、高山溪水溫低、食物多等多重效應所產生之現象。
- 九、高山溪樣站的臺灣櫻花鉤吻鮭數量，從 2005 年到 2010 年夏季為止，都少於本溪流的平均尾數。直到 2010 年夏季之後，才開始有比較多的臺灣櫻花鉤吻鮭，且大部分數量都高於平均尾數。然而從 2012 年蘇拉颱風後，可能由於微棲地的改變（樣站附近就有 3 處崩塌地致使河床淤積），讓此處的鮭魚數量又再下降至今。
- 十、從歷年的普查資料研判，2004 年以前一號壩以上河段是有臺灣白甲魚的分布的，之後由於連年颱風將大部分臺灣白甲魚族群沖到一號壩下，在 2011 年一號壩壩體改善後臺灣白甲魚族群才又回到七家灣溪一號壩~三號壩之間的河段棲息，且近年有分布上限往上移的現象。高山溪一號壩是臺灣白甲魚自然分布的上限。原本在高山溪一號壩下的殘材壩，於 2012 年四月崩解之後仍舊無更多的臺灣白甲魚上溯到高山溪樣站，顯示其在高山溪的分布上限並未更往上移，可能與高山溪河道較窄、兩側林相遮蔽程度較高，使水溫仍保持在較低溫有關。

十一、七家灣溪一號壩壩體改善後，五處固定樣站之密集研究與鮭魚普查結果顯示，已有部分標誌的臺灣櫻花鉤吻鮭可上溯至三號壩下。在二號壩以上河段所發現的臺灣白甲魚與一號壩上游樣站所發現過的臺灣白甲魚幼魚群，皆顯示七家灣溪二種主要魚類都可通過一號壩而上溯至上游河段。高山溪殘材壩下游河段之魚類數量原本在一號壩壩體改善後有較明顯增加的趨勢，但是在七家灣溪主流漸趨穩定之後，則數量又漸漸恢復以往的水平；2012年蘇拉颱風過後，又可見比壩體改善後更為大量的臺灣白甲魚躲在此處。顯示高山溪殘材壩前河段可以提供臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚做為在壩體改善工程期間或是洪水影響時的重要庇護所。

(二) 建議

1、立即可行之建議：高山溪與七家灣溪倒木殘材移除工作

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：雪霸國家公園管理處武陵管理站

今年調查殘材壩對高山溪臺灣櫻花鉤吻鮭的影響及評估，發現高山溪二號壩堆積之殘材壩明顯變高，造成由七家灣溪回溯高山溪的族群阻隔，今年調查發現高山溪二~四號壩間的鮭魚數量明顯降低，建議立即拆除二號殘材壩。因為林木為林務局主管權責，建議管理處可以跟林務局商議，把殘材壩徹底鋸斷，但只想以洪水等天然的力量將殘材攜帶而下實屬不易，建議即刻以公文與林務局溝通，並以人力將鋸斷的殘材移至原地的河岸旁。並建議國家公園仍須針對這些殘材壩之後續情況進行監測，使其不致形成高落差而影響鮭魚的自由移動阻斷基因交流。

2、長期性建議：七家灣溪一號壩壩體改善後魚類族群動態變遷研究

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：雪霸國家公園管理處武陵管理站

2011年度七家灣溪一號壩壩體的改善工程的主要目標之一，就是希望可以透過壩體改善後使得七家灣溪河道暢通，除了可增加棲地利用之外，也應可擴大七家灣溪中鮭魚之基因交換機會，並減少下游魚類無法順利繁衍的問題，故建議主管機關在壩體改善後應持續進行魚類族群動態變遷之研究，與其他環境

與生物因子變化的生態模式研究，其研究結果亦可提供往後壩體改善時之重要依據與寶貴資源。針對魚類研究往後的具體建議如下四點：

1. 以臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚兩種魚類做為指標物種。
2. 至少保留桃山西溪、二號壩、繁殖場、高山溪等四個固定樣站，每年二月、四月、六月、八月、十月施做調查研究。
3. 建議針對七家灣溪二號壩~三號壩、三號壩~四號壩(加上無名溪之 Y 形封閉河段)、五號壩~六號壩；於每年夏季與秋季做該三段河段的普查。
4. 依經費狀況與天然災害的強度時間而定，至少每三~五年做一次夏季與秋季的武陵地區七家灣河流域全河段的普查。

六、參考文獻

- 白梅玲、李培芬、端木茂甯。2004。氣候變遷對臺灣淡水魚多樣性之衝擊評估。全球變遷通訊雜誌第四十九期，23-37 頁。
- 吳祥堅。2000。臺灣臺灣櫻花鉤吻鮭 (*Oncorhynchus masou formosanus*) 人工繁殖與放流。臺灣櫻花鉤吻鮭保育研究研討會論文集：31-46 頁。
- 沈世傑。2004。臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查 (七)。內政部營建署雪霸國家公園管理處。45 頁。苗栗。
- 林幸助、吳聲海、官文惠、邵廣昭、孫元勳、高樹基、郭美華、彭宗仁、曾晴賢、楊正澤、葉文彬、葉昭憲、蔡尚惠。2007。96 年度武陵地區長期生態監測暨生態模式建立。內政部營建署雪霸國家公園管理處。苗栗。
- 林幸助。2010。從生態系統研究來探討七家灣溪櫻花鉤吻鮭野生動物保護區的最大承載量。2010 年淡水魚類保育成果研討會暨保育策略系列論壇。
- 林曜松、張崑雄、詹榮桂。1991。臺灣大甲溪上游產陸封性鮭魚的現況。農委會林業特刊第 39 號：166-172。
- 林曜松、張崑雄。1990。臺灣七家灣溪臺灣櫻花鉤吻鮭族群生態與保育。農委會 79 年生態研究第 001 號。40 頁。台北。
- 林曜松、曹先紹、張崑雄、楊平世。1988。臺灣櫻花鉤吻鮭生態之研究 (二) 族群分布與環境因子間關係之研究。農委會 77 年生態研究第 012 號。39 頁。台北。
- 邱建介。1991。探尋國寶魚-臺灣櫻花鉤吻鮭魚的故鄉。臺灣林業 17(8):25-29。
- 陳弘成、林培旺、楊喜男。1996。溪流之水質調查與生物監測之研究— 武陵附近地區。內政部營建署雪霸國家公園管理處。苗栗。
- 陳弘成、楊喜男。1997。武陵地區—溪流之水源水質監測系統之規劃與調查。內政部營建署雪霸國家公園管理處八十六年度研究報告。苗栗。
- 陳弘成。1998。武陵地區—溪流之水源水質監測系統之規劃與調查。內政部營建署雪霸國家公園管理處八十七年度研究報告。苗栗。

- 陳弘成。1999。武陵地區溪流水源水質監測系統之規劃與調查。內政部營建署雪霸國家公園管理處，78 頁。苗栗。
- 陳弘成。2000。武陵地區溪流水源水質監測系統之規劃與調查（六）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。106 頁。苗栗。
- 曾晴賢、游智閔、楊正雄。2000。七家灣溪臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量變動的研
究。國家公園學報 10（2）：190-210。
- 曾晴賢。2005。臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（八）。內政部營建署雪霸
國家公園管理處。41 頁。苗栗。
- 曾晴賢。1994。臺灣櫻花鉤吻鮭族群調查及觀魚台附近河床之改善研究。內政部
營建署雪霸國家公園管理處。24 頁。苗栗。
- 曾晴賢。1995。臺灣櫻花鉤吻鮭復育研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
21 頁。苗栗。
- 曾晴賢。1996。臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量和生態調查。內政部營建署雪霸國家公
園管理。苗栗。
- 曾晴賢。1997。臺灣櫻花鉤吻鮭族群生態調查和育種場位址評估。內政部營建署
雪霸國家公園管理處。71 頁。苗栗。
- 曾晴賢。1998。臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（一）。內政部營建署雪霸
國家公園管理處。79 頁。苗栗。
- 曾晴賢。1999。臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（二）。內政部營建署雪霸
國家公園管理處。43 頁。苗栗。
- 曾晴賢。2000。臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（三）。內政部營建署雪霸
國家公園管理處。54 頁。苗栗。
- 曾晴賢。2001。臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（四）。內政部營建署雪霸
國家公園管理處。34 頁。苗栗。
- 曾晴賢。2002。臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（五）。內政部營建署雪霸
國家公園管理處。36 頁。苗栗。

- 曾晴賢。2003。臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（六）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。48 頁。苗栗。
- 曾晴賢。2006。臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（九）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。37 頁。苗栗。
- 曾晴賢。2007。臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（十）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。44 頁。苗栗。
- 曾晴賢。2008。臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（十一）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。55 頁。苗栗。
- 曾晴賢。2009。臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（十一）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。40 頁。苗栗。
- 曾晴賢。2010。臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（十二）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。40 頁。苗栗。
- 曾晴賢。2011。臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（十三）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。47 頁。苗栗。
- 曾晴賢。2012。臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（十四）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。52 頁。苗栗。
- 曾晴賢。2013。臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（十五）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。73 頁。苗栗。
- 曾晴賢。2014。七家灣溪及高山溪鮭魚族群及棲地監測。內政部營建署雪霸國家公園管理處。186 頁。苗栗。
- 黃沂訓。2014。臺灣櫻花鉤吻鮭歷史溪流放流及環境生態監測。內政部營建署雪霸國家公園管理處。177 頁。苗栗。
- 楊正雄。1997。水溫對臺灣櫻花鉤吻鮭族群的影響。國立清華大學生命科學系碩士班碩士論文。76 頁。新竹。
- 葉昭憲、段錦浩、連惠邦。2001。七家灣溪河床棲地改善之試驗研究（四）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。72 頁。苗栗。

廖林彥、陳建呈。2017。臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量分布及放流成效監測。內政部營建署雪霸國家公園管理處。47 頁。苗栗。

廖林彥、陳嘉修。2011。以無線電追蹤探討七家灣溪一號壩改善前後對臺灣櫻花鉤吻鮭移動模式之影響。內政部營建署雪霸國家公園管理處。28 頁。苗栗。

廖林彥。2015。臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量分布及放流成效監測。內政部營建署雪霸國家公園管理處。58 頁。苗栗。

廖林彥。2016。臺灣櫻花鉤吻鮭族群分布及放流監測。內政部營建署雪霸國家公園管理處。61 頁。苗栗。

賴建盛。1996。防砂壩對臺灣櫻花鉤吻鮭物理棲地影響之研究。國立臺灣大學地理學研究所碩士論文。112 頁。台北。

戴永禎。1992。臺灣臺灣櫻花鉤吻鮭之族群生態學研究。國立臺灣大學動物學研究所博士論文。121 頁。台北。

鐘豐昌。2007。壩體改善對臺灣櫻花鉤吻鮭族群動態的影響。國立中興大學生命科學研究所博士論文。113 頁。台中。

Gong, L., L. Q. Liu, B. Y. Guo, et al. (2017) The complete mitochondrial genome of *Oncorhynchus masou formosanus* (Salmoniformes: Salmonidae) and phylogenetic studies of Salmoninae. Conservation Genet Resour9: 281.

Hjort, J. (1914) Fluctuations in the great fisheries of Northern Europe. Rapp. P.-v. Reun. Cons. Int. Explor. Mer 20, 1-28.

Ho, C. W., J. J. W. Chen, T. H. Lee and H. J. Lin (2016) Complete mitochondrial genome of *Oncorhynchus masou formosanus* (Jordan & Oshima, 1919) (Pisces, Salmonidae), Mitochondrial DNA Part B, 1: 1, 295-296,

Ho, H. C., and J. C. Gwo, (2010) *Salmo formosanus* Jordan & Oshima, 1919 (currently *Oncorhynchus formosanus*) (Pisces, Salmonidae, Salmoniaae) : proposed conservation of the specific name. Bulletin of Zoological Nomenclature, 67(4) : 300-302.

Kano, T. (1940) Zoogeographical studies of the Tsugitaka Mountains of Formosa. Inst. Ethnogr. Res. Torkyo. 145pp.

- Scott, D, Malcolm, J.R., Lemieux, C. (2002) Climate change and modeled biome representation in Canada`s national park system: implication for system planning and park mandates, *Global Ecology & Biogeography*, 11, 475-484.
- Tsao, E. H. (1995) An ecological study of the habitat requirements of the Formosan landlocked salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*) . Ph. D. Dissertation, Colorado State Univ. 213pp.
- Tsao, E. H., Y. S. Lin. E. P. Bergersen, R. Behnke and C. R. Chiou (1996) A stream classification system for identifying reintroduction sites of Formosan landlocked salmon (*Oncorhynchus masou formosanus* Jordan and Oshima) . *Acta Zoologica Taiwanica* 7 (1) :39-59.
- Wang, C. J., (1989) Environmental quality and fish community ecology in an agricultural mountain stream system of Taiwan. Ph. D. Dissertation, Iowa State Univ. 138pp.
- Watanabe, M., and Y. L. Lin, (1985) Revision of the salmonid fish in Taiwan. *Bull. Biogeog. Soc. Japan* 40 (10) : 75- 84.
- Winder, M., and D. Schindler, (2004) Climate change uncouples trophic interactions in an aquatic ecosystem, *Ecology*, 85, 2100-2106

表 6-1、2018 年武陵地區固定樣點魚類組成相調查結果

時間自 2018.2 至 2018.10

(資料來源:本研究團隊)

調查時間	2018.02.06						2018.04.12						2018.夏季						2018.秋季							
	臺灣 櫻花鉤吻鮭			臺灣 白甲魚			臺灣 櫻花鉤吻鮭			臺灣 白甲魚			臺灣 櫻花鉤吻鮭			臺灣 白甲魚			臺灣 櫻花鉤吻鮭			臺灣 白甲魚				
地點 / 體型	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	苗	大	中	小	大	中	小	苗
#2 桃山西溪	1	3	5	0	0	0	3	12	2	0	0	0	1	10	12	0	0	0	-	1	4	0	0	0	0	-
#3 二號壩	16	6	0	20	5	1	4	6	0	28	13	0	12	12	3	17	15	25	-	19	27	4	24	73	98	-
#4 觀魚台	3	2	0	0	20	0	6	3	0	4	4	0	3	1	1	4	6	8	50	1	2	1	12	42	46	105
#5 繁殖場	2	2	0	19	38	5	13	24	7	91	60	44	3	10	0	19	88	64	260	3	39	209	28	40	82	0
#8 高山溪	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	1	0	6	-	5	0	0	0	0	0	-
#9 有勝溪	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	36	79	0	0	0	0	51	172	760	0	0	0	0	9	17	290
#12 一號壩上游	0	0	0	1	1	0	1	2	0	27	17	6	0	1	0	1	30	22	80	0	2	1	5	6	10	215
#13 一號壩下游	0	0	0	5	6	1	1	1	0	10	27	14	0	0	2	14	32	74	70	1	1	7	5	60	34	0
#14 羅葉尾溪	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	4	14	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-

表 6-2、武陵地區 2016~2018 年夏秋兩季臺灣櫻花鉤吻鮭普查結果

調查時間		2016 年夏季		2017 年秋季		2018 年夏季			2018 年秋季				
地點 / 體型		大	中	大	中	大	中	小	大	中	小		
分類小計		858	1116	827	832	1150	1546	471	929	2062	538	2338	2183
總計(尾)		2801		3528		3462			5059				
下游	迎賓橋~高匯	2	10	1	-	-	-	12	1	10	26	411	790
	高匯~一號壩	10	8	5	74	105	196	17	24	2	13	98	244
中游	一~二號壩	115	149	40	179	231	273	113	117	21	135	136	35
	二~三號壩	396	380	158	189	245	331	235	360	1152	198	967	794
上游	三~四號壩	39	55	60	60	58	174	2	56	103	18	104	17
	四~五號壩	14	17	28	35	58	153	12	42	73	7	23	16
	五~六號壩	12	17	9	67	93	36	12	207	184	33	256	189
	桃山北溪	72	129	163	69	130	145	20	87	184	76	180	55
高山溪	高匯~二號壩	70	122	207	62	94	126	31	19	324	17	145	37
	二~四號壩	128	219	156	98	136	112	17	16	9	15	18	6

(資料來源:本研究團隊與雪霸國家公園)

表 6-3、各河段族群數與全河段總數的相關性

	河段	相關性			
		總數	大魚	中魚	小魚
下游	迎賓橋至一號壩	0.48	0.21	0.61	0.74
中游	一號壩至二號壩	0.9	0.75	0.92	0.87
	二號壩至三號壩 (含湧泉池)	0.9	0.87	0.91	0.91
	三號壩至四號壩 (含無名溪)	0.87	0.19	0.87	0.9
上游	四號壩至五號壩	0.54	0.42	0.7	0.64
	五號壩至六號壩	0.93	0.77	0.84	0.88
	桃山北溪小瀑布至桃山北溪一號壩	0.8	0.52	0.87	0.58
	桃山北溪一號壩至最上游	0.75	0.56	0.8	0.65
支流	高山溪全段	0.77	0.7	0.64	0.72

相關性界於 0 到 1 之間，數值越大代表相關性越高。

(資料來源:本研究團隊)

表 6-4、以五號壩至六號壩為模式河段預測歷年全河段總數結果

年份	觀測值 (尾)	預測值 (尾)	絕對差值 (尾)	預測誤差比率
1996	1237	818	419	0.34
1997	1703	962	741	0.44
1998	637	627	10	0.02
1999	782	1047	265	0.34
2000	794	1339	545	0.69
2001	408	791	383	0.94
2002	4221	4086	135	0.03
2003	3042	4181	1139	0.37
2004	1611	1628	17	0.01
2005	523	698	175	0.33
2006	2270	2444	174	0.08
2007	2009	1600	409	0.2
2008	3149	3090	59	0.02
2009	4545	4084	461	0.1
2010	4049	4457	408	0.1
2011	5476	4280	1196	0.22
2012	3764	3816	52	0.01
2013	1245	706	539	0.43
2014	1648	1546	102	0.06

預測誤差比率 (PER) = 差值/觀測值，界於 0 到 1 之間，數值越大代表誤差越大。

(資料來源:本研究團隊)

表 6-5、不同模式河段的預測結果

模式河段	相關性	平均預測誤差比率	平均絕對差值 (尾)	平均方均差 (尾)
五號壩至六號壩	0.93	0.25	381	508
二號壩至三號壩	0.9	0.31	639	863
一號壩至二號壩	0.9	0.33	694	938
三號壩至四號壩	0.87	0.36	710	950
四號壩至五號壩	0.54	0.74	1068	1262

(資料來源:本研究團隊)



圖 6-1：武陵地區溪流生態系評估之調查樣站位置圖

武陵地區溪流生態系評估

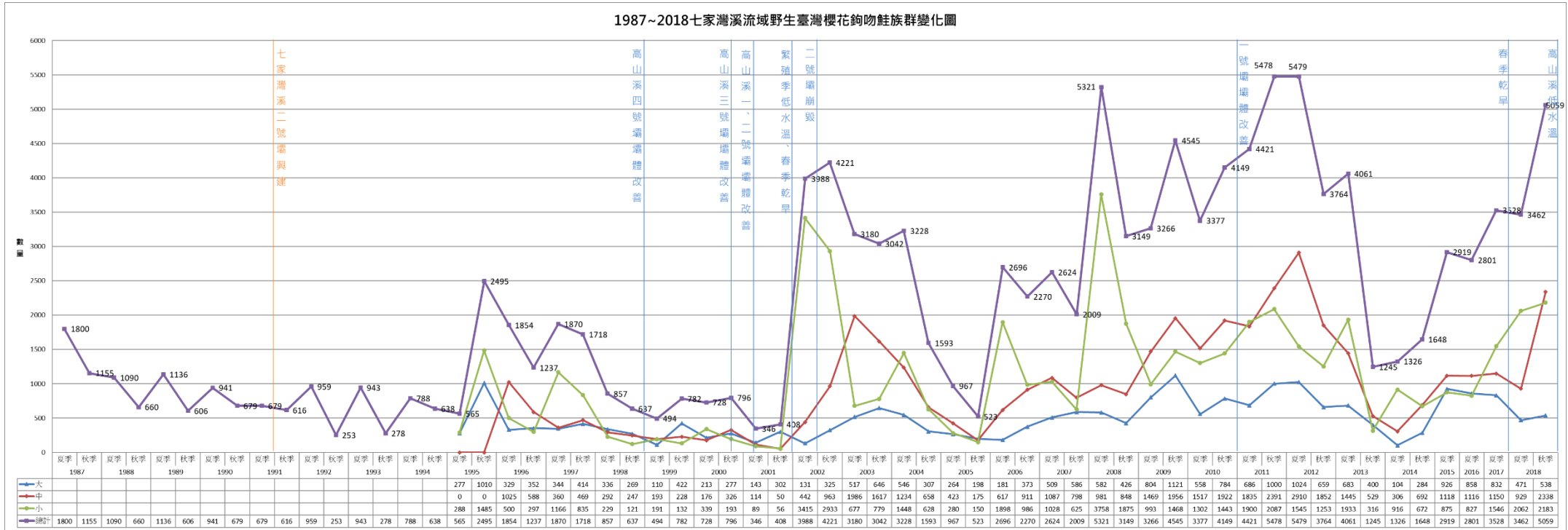
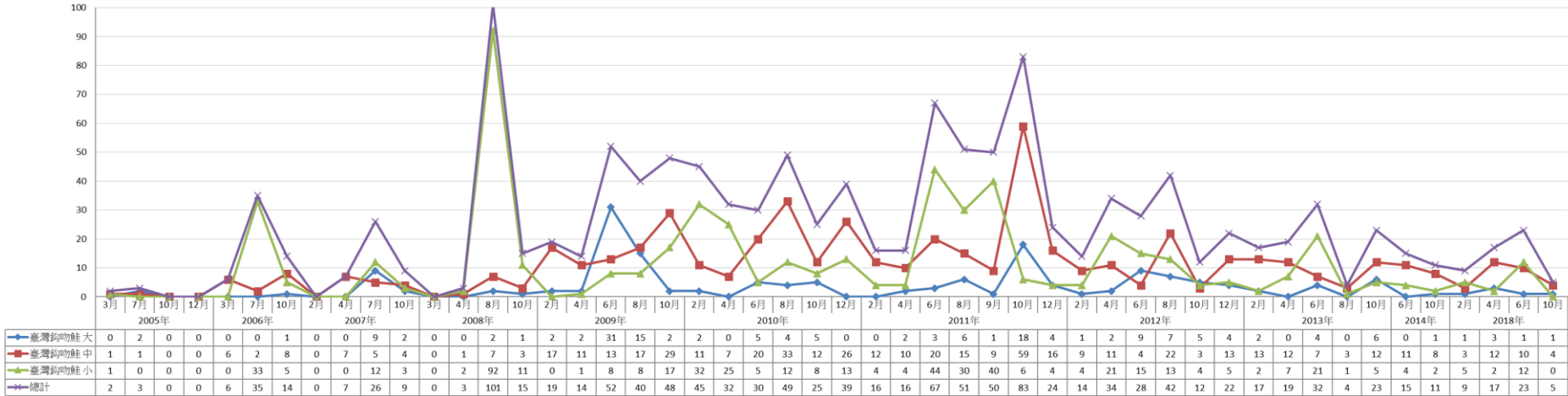


圖 6-3、1987 年至 2018 年武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量年度變化與壩體改善時間圖

(族群資料來源:本研究團隊)

桃山西溪 臺灣櫻花鉤吻鮭



桃山西溪 臺灣白甲魚

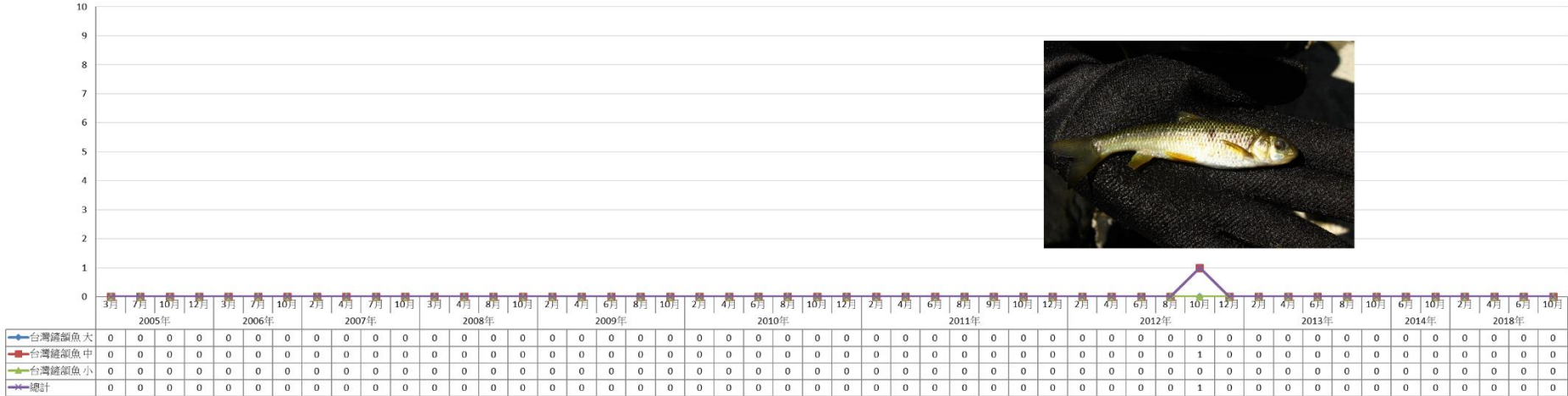
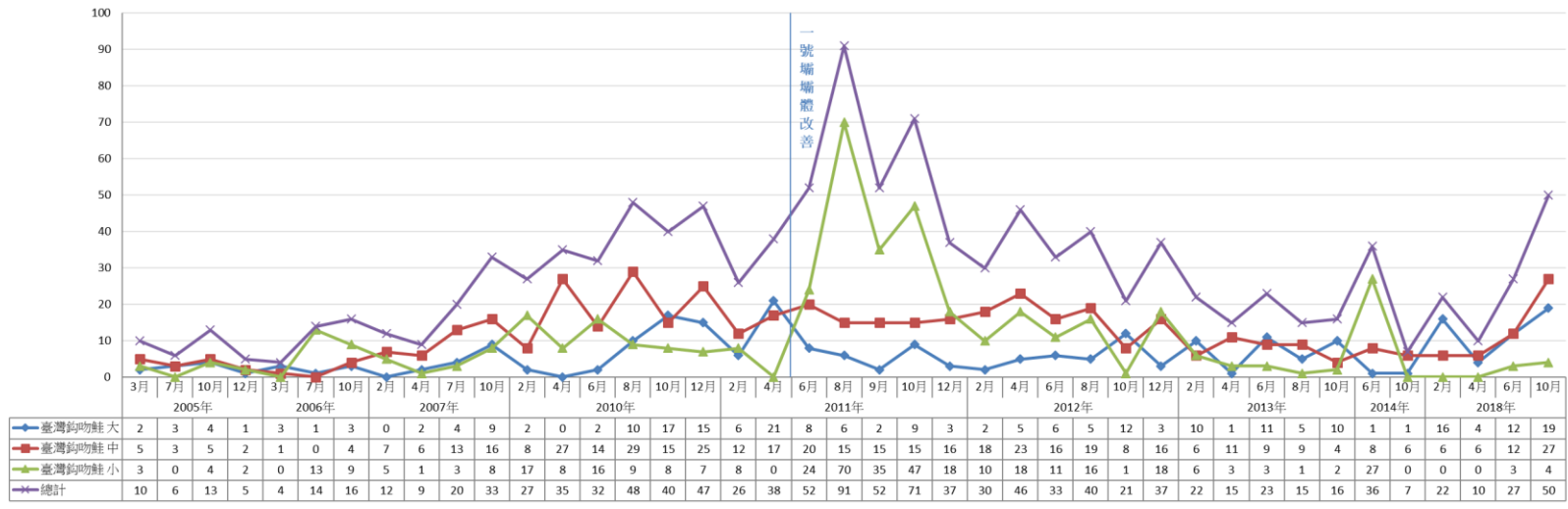


圖 6-4、桃山西溪固定樣站 2005 年至 2018 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群變化曲線圖

(族群資料來源:本研究團隊)

二號壩 臺灣櫻花鉤吻鮭



二號壩 臺灣白甲魚

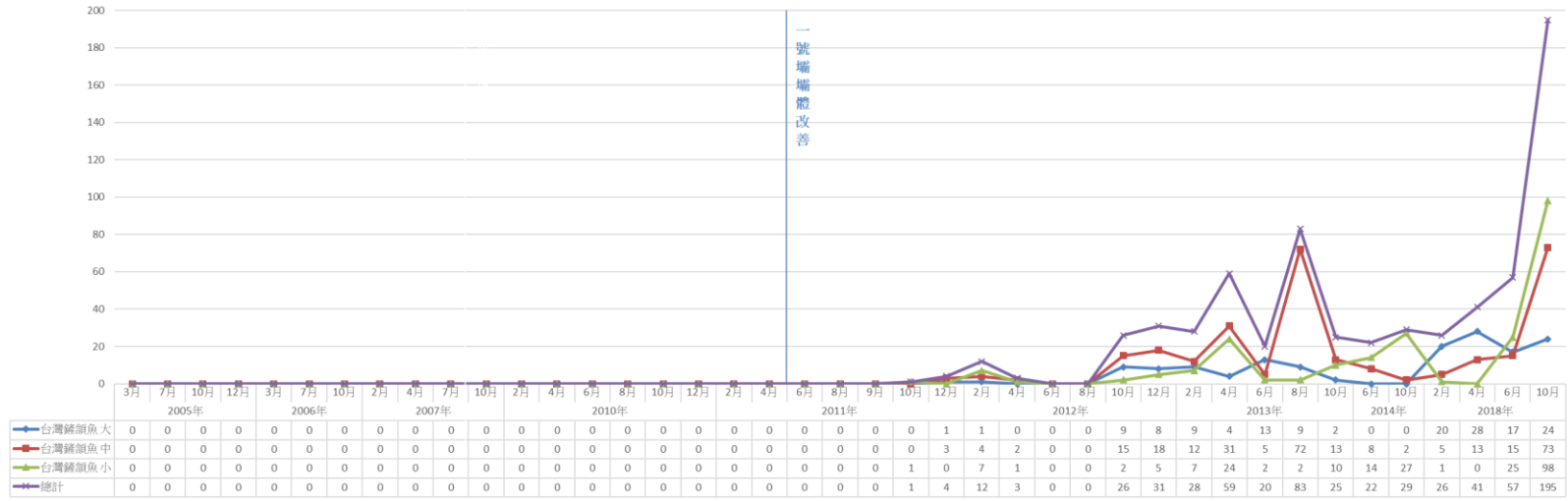
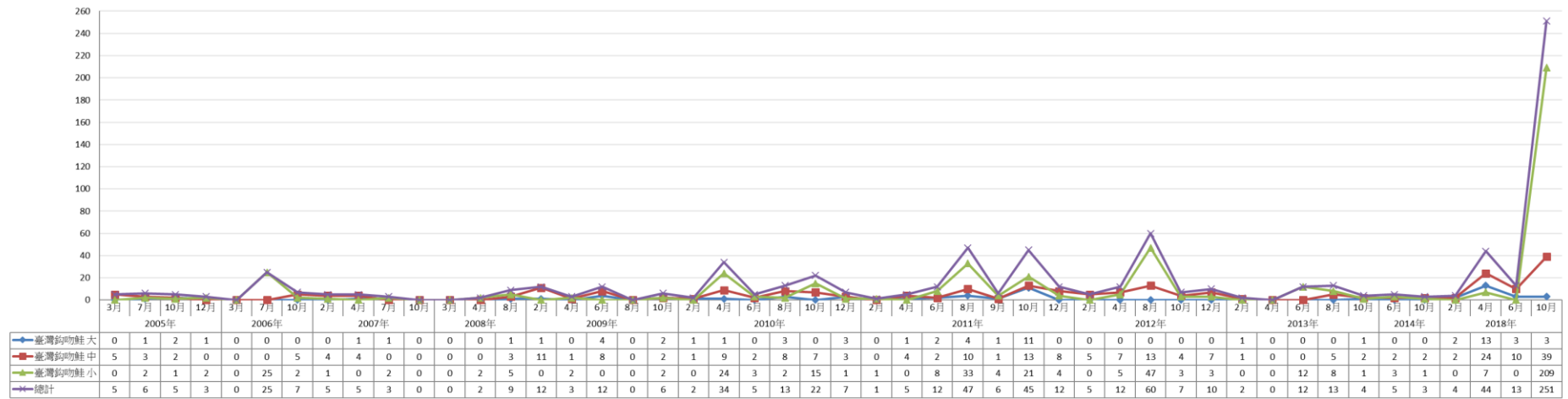


圖 6-5、二號壩固定樣站 2005 年至 2018 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群變化曲線圖 (族群資料來源:本研究團隊)

繁殖場 臺灣櫻花鉤吻鮭



繁殖場 臺灣白甲魚

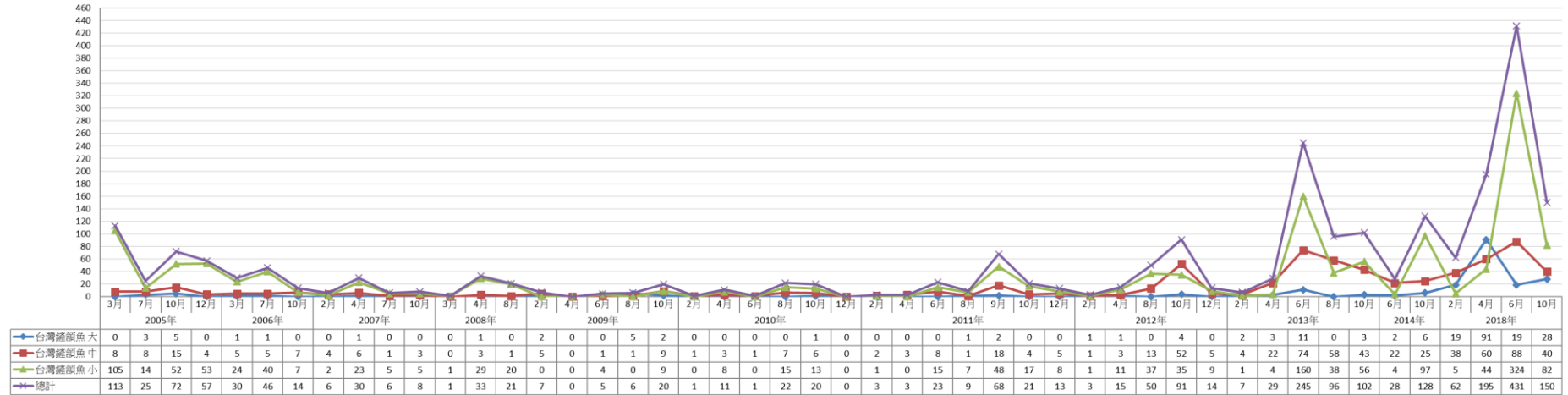
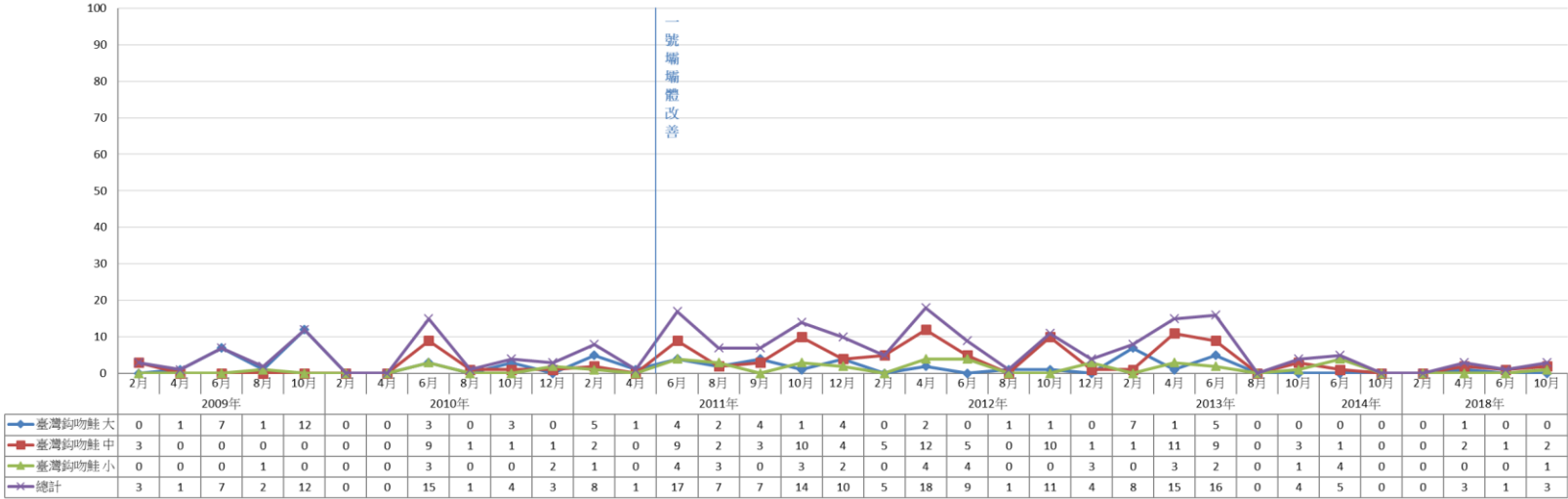


圖 6-7、繁殖場固定樣站 2005 年至 2018 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群變化曲線圖

(族群資料來源:本研究團隊)

一號壩上游 臺灣櫻花鉤吻鮭



一號壩上游 臺灣白甲魚

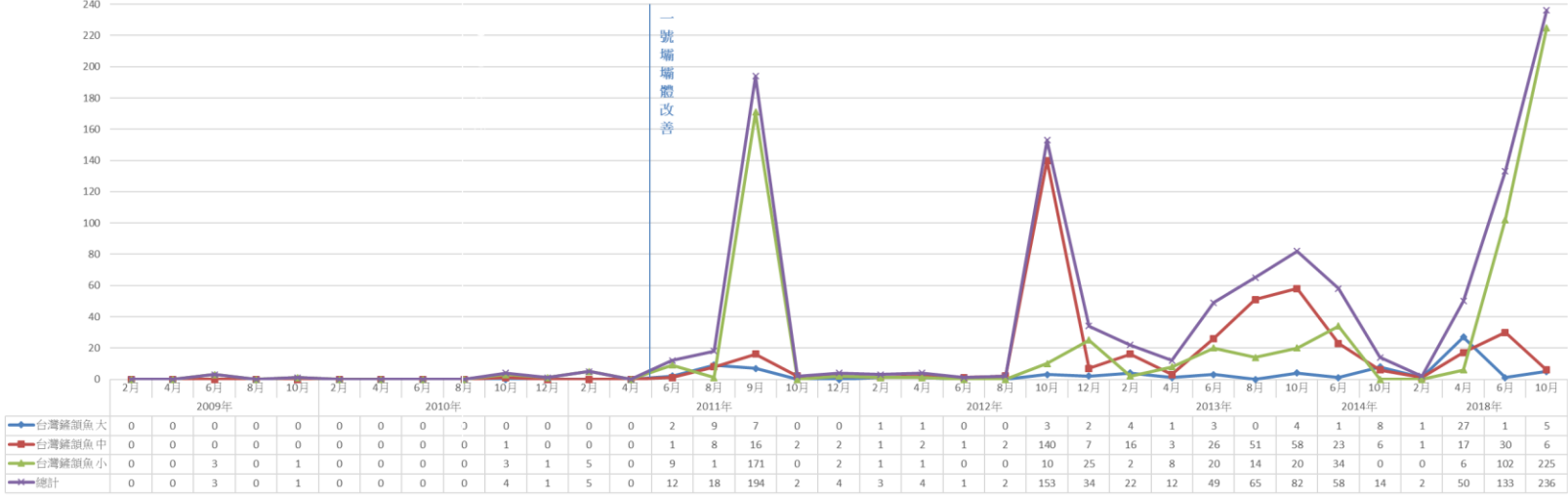
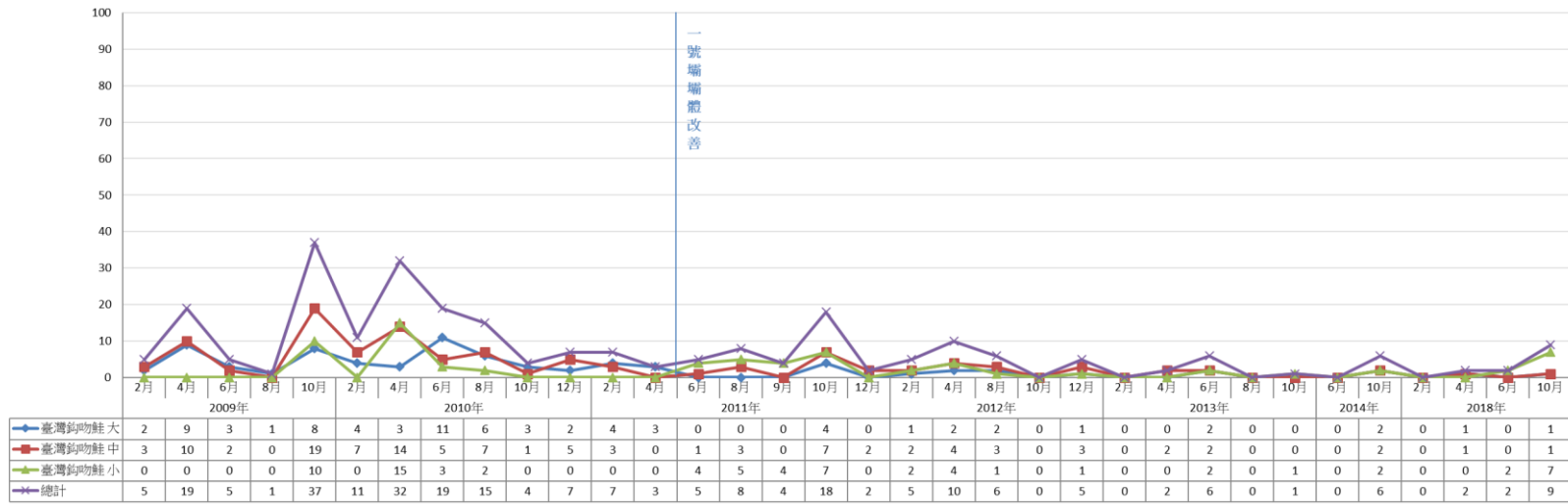


圖 6-10、一號壩上游固定樣站 2009 年至 2018 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群變化曲線圖

(族群資料來源:本研究團隊)

一號壩下游 臺灣櫻花鉤吻鮭



一號壩下游 臺灣白甲魚

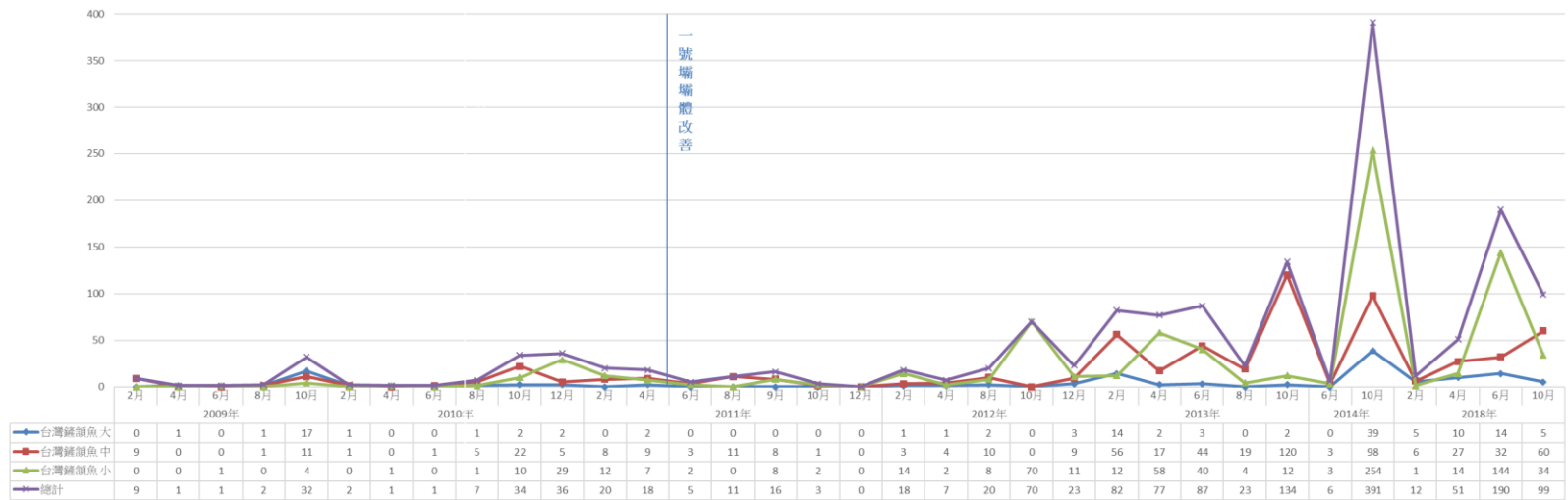


圖 6-11、一號壩下游固定樣站 2009 年至 2018 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群變化曲線圖 (族群資料來源:本研究團隊)

七家灣溪 中游 (一號壩~三號壩)
臺灣白甲魚

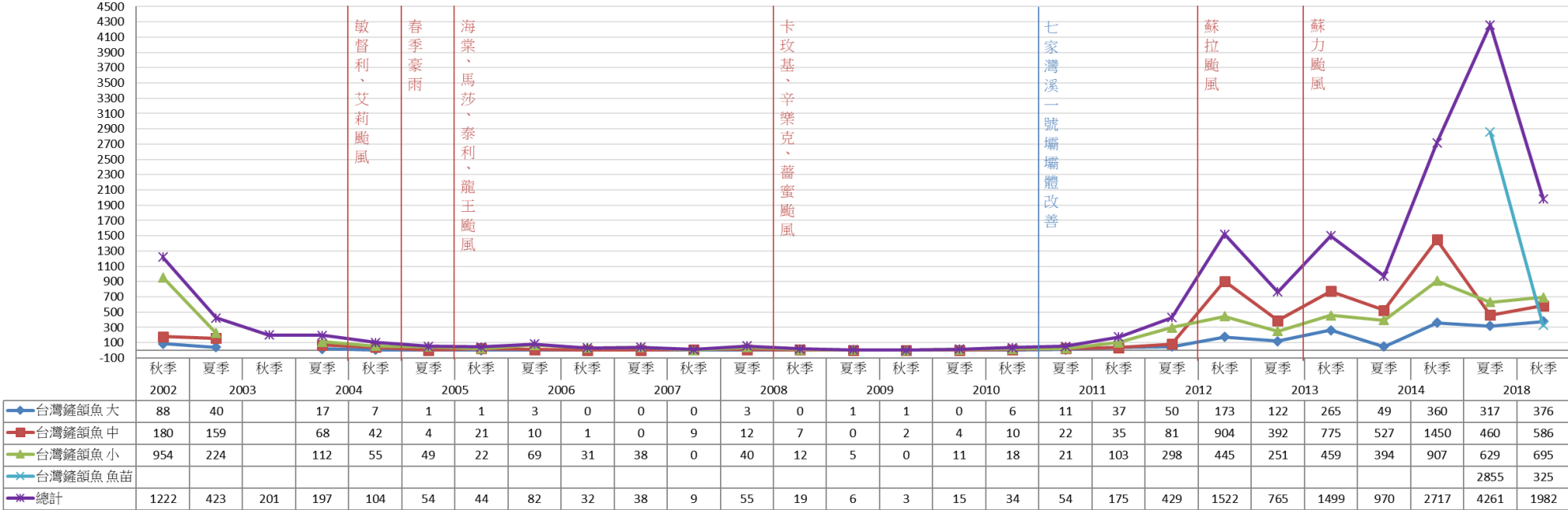


圖 6-12、七家灣溪 2002 年至 2018 年一號壩~三號壩之臺灣白甲魚族群變化曲線圖

(族群資料來源:本研究團隊)

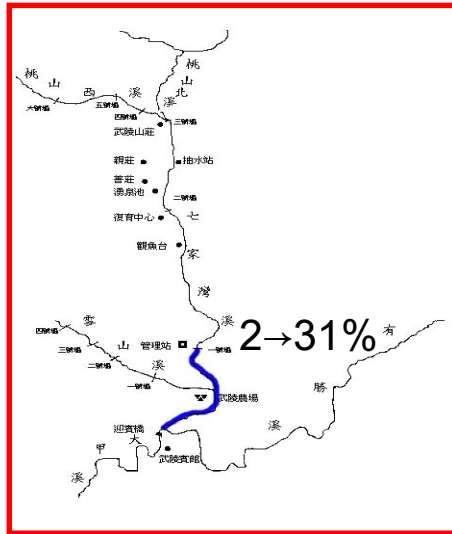


圖 6-13A、下游河段

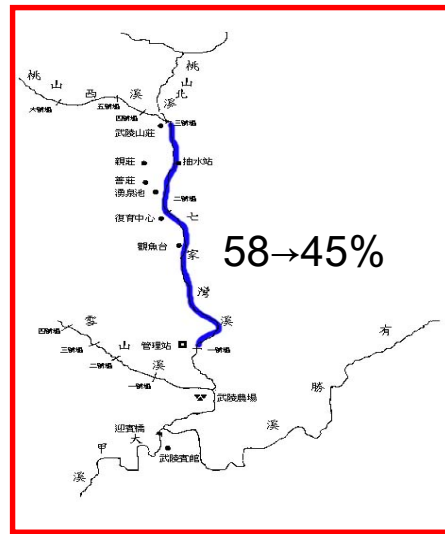


圖 6-13B、中游河段

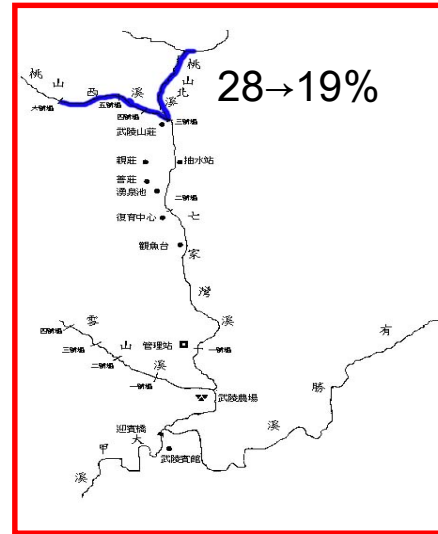


圖 6-13C、上游河段

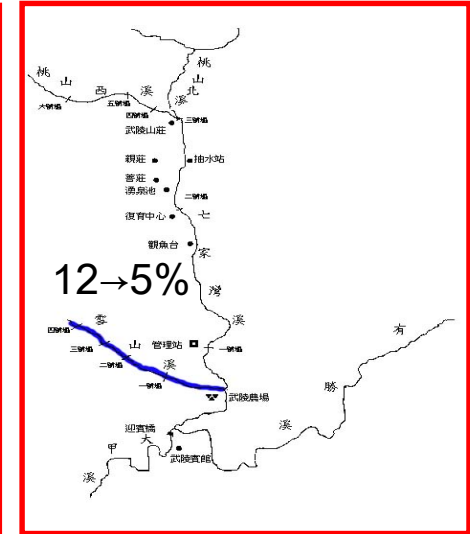


圖 6-13D、高山溪

圖 6-13 A~D、2018 年夏季與秋季武陵地區各河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量分布百分比

(資料來源:本研究團隊)

全河段與模式河段相關性散佈圖

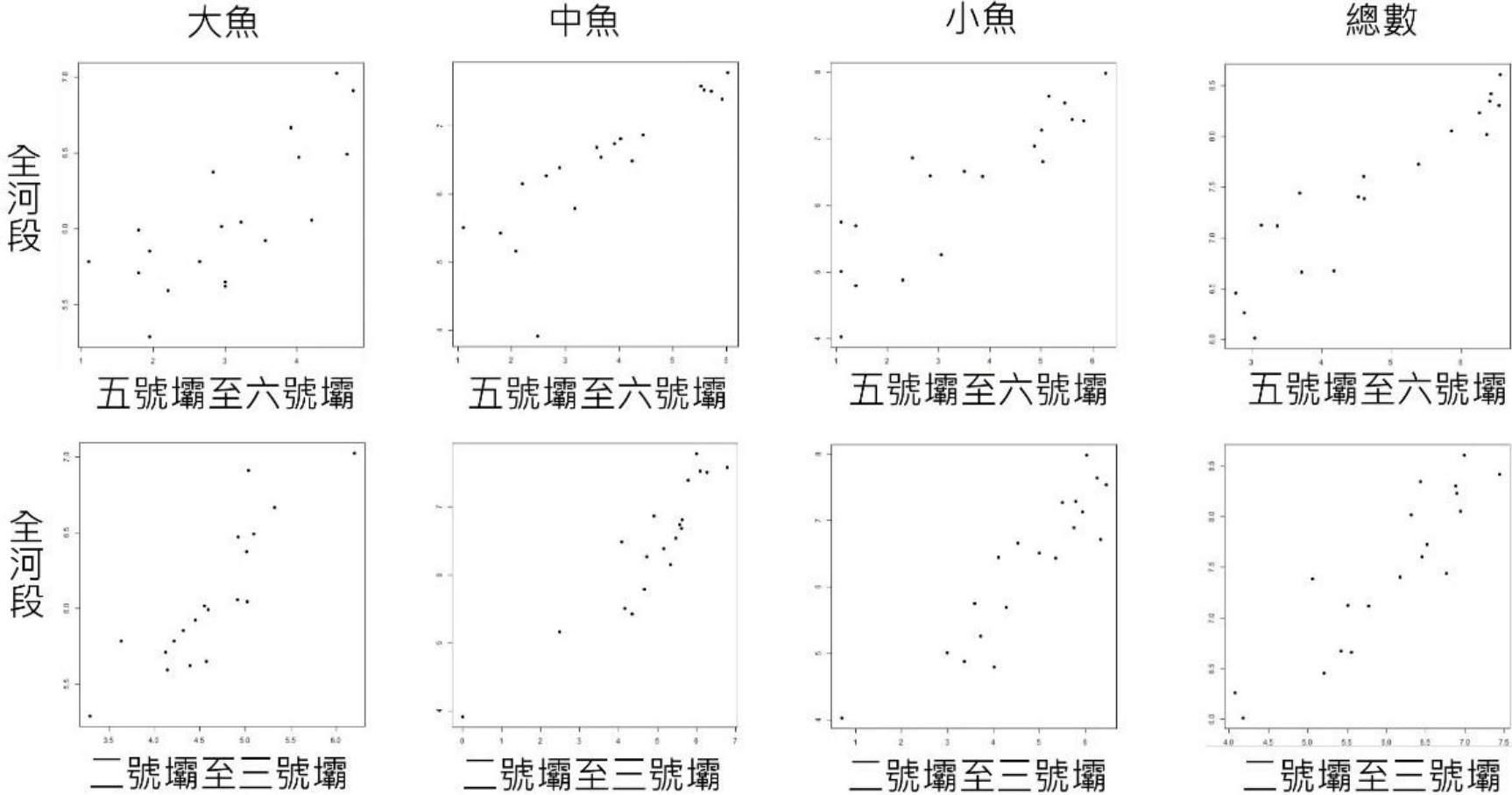


圖 6-14、全河段與模式河段對於各齡級的相關性散佈圖

(資料來源:本研究團隊)



照片 6-1、七家灣溪一號壩下游樣站壩體改善前之環境照
(照片來源:本研究團隊)



照片 6-2、七家灣溪一號壩下游樣站壩體改善後之環境照
(照片來源:本研究團隊)



照片 6-3、2018.04.12 於一號壩下游樣站所記錄的死亡中型鮭魚
(照片來源:本研究團隊)



照片 6-4、2011.06.17 於一號壩下游樣站所拍攝到標放的鮭魚
(照片來源:本研究團隊)



照片 6-5、2018.04.12 所拍攝鮭魚與臺灣白甲魚共域情形

(照片來源:本研究團隊)



照片 6-6、2018.04.11 所拍攝湧泉池乾涸情形

(照片來源:本研究團隊)



照片 6-7、2014.6 月所拍攝高山溪二號壩殘材堆積情形

(照片來源:本研究團隊)



照片 6-8、2018.6 月所拍攝高山溪二號壩殘材堆積情形

(照片來源:本研究團隊)

第七章 兩生類研究

吳聲海、孫雅筠、郭正農、張宸崧、陳怡音、黃盈修、周冠宇、吳筱柔、張樂妍

國立中興大學生命科學系

摘要

關鍵詞：七家灣溪、兩生類、蝌蚪密度

一、研究緣起

延續過去的研究，對武陵地區七家灣溪流域的兩生類進行長期生態監測與一號攔砂壩壩體改善工程之施工後監測。

二、研究方法

溪流兩生類均在固定樣站，以 D 形網及徒手捕捉；並於每次調查測量相關環境因子（流速、水深、水溫、底石、覆蓋度等）。

三、重要發現

1. 蝌蚪與成蛙的數量及密度在測站、月份上均有差異：盤古蟾蜍蝌蚪以有勝溪測站最高，最大密度在七月，成蛙密度最大則是在四月；梭德氏赤蛙蝌蚪則以七家灣河流域較多，四月有最大的數量及密度，成蛙最大密度在十月；兩種蛙類的成體在七家灣溪都以下游測站較多。
2. 2011 年壩體改善工程施行後，短期之內一號壩上游（#12）及下游（#13）的蝌蚪密度降低，但近幾年密度已回升。以拆壩前的梭德氏赤蛙蝌蚪密度最高峰值作為 100% 回復之指標，今年一號壩上游及下游已分別回復至 40% 及 89.7%。且今年四月七家灣溪的平均蝌蚪密度為 2008 年以來最大值。

四、主要建議事項

路殺現象改善：立即可行建議

武陵地區溪流生態系評估

主辦機關：雪霸國家公園管理處

建議可在梭德氏赤蛙(9-11月)與盤古蟾蜍(2-4月)的生殖季，於上半夜(19:00-00:00)

管制路殺熱點(遊客中心停車場、中124鄉道(武陵路)0.5-1.5km處、3km處)禁止

車輛通行，以降低路殺事件發生率。

ABSTRACT

The research is an extension study of the long-term monitoring of amphibians inhabiting Qijiawan River before and after the dam removal in 2011. We caught frogs by hand and used aquatic D-nets to collect tadpoles, and measured environmental parameters (current speed, depth, water temperature, canopy cover, etc.) concurrently. The results shows that *Bufo bankorensis* and *Rana sauteri* are the most abundant anurans in Qijiawan River area. Densities of these two species of tadpoles and frogs differ in location and season. Adults of both species are more abundant at downstream sites. Most *B. bankorensis* are found in April, and a high density of their tadpoles are found at Yousheng Creek in July. Density of *R. sauteri* tadpoles were higher in Qijawan River, reaching the peak in April, whereas most of the adult pop up in October. Tadpole density decreased after dam removal. However, it has been rising in recent years.

Keywords: Qijiawan River, amphibians, tadpole density

一、前言

七家灣流域的蛙類群落由盤古蟾蜍 (*Bufo bankorensis*)、梭德氏赤蛙 (*Rana sauteri*) 及斯文豪氏赤蛙 (*Odorrana swinhoana*) 組成，其中斯文豪氏赤蛙數較少。梭德氏赤蛙及盤古蟾蜍的成、幼體在時、空間分布上各有不同。在時間尺度上，梭德氏赤蛙常於下半年出現，盤古蟾蜍則較集中於上半年；在空間分布上，盤古蟾蜍蝌蚪在有勝溪多於七家灣溪，梭德氏赤蛙蝌蚪密度以七家灣流域高於有勝溪。兩者成體數量在七家灣溪均以下游測站較多。

梭德氏赤蛙與盤古蟾蜍的蝌蚪是七家灣流域最重要的植食性動物，兩者皆以矽藻為主食(Chen et al., 2008)。同時蝌蚪和變態後的蛙均為櫻花鉤吻鮭 (*Oncorhynchus formosanus*) 的食物，因此魚類數目應會影響兩生類的數量。

在一號壩拆除後，植食性的臺灣白甲魚 (*Onychostoma barbatulum*) 和肉食性的櫻花鉤吻鮭數量均增加。因此溪流食物網中同時增加與蝌蚪競爭的種類和蝌蚪掠食者的數量。此食物網中成員的改變，對蝌蚪在一號壩改善前後的影響可能有數量上的差異和成長速度上的差異。若競爭者影響力強，則蝌蚪的生長速度可能降低。若掠食者的影響大，則蝌蚪的數量會降低。蛙類蝌蚪可因掠食者的種類而改變其外表體型和行為(Relyea, 2001)，七家灣溪的蝌蚪已知會因處在的溪段流速不同而有不同的含沙量。掠食者和競爭者的增加，可能會改變蝌蚪的覓食行為，進而改變其胃含物中無機物含量；亦可能造成其外型的改變。盤古蟾蜍可能因為皮膚毒性能有較佳的禦敵能力，且其蝌蚪棲息於較為緩流處，魚類對其影響應小於梭德氏赤蛙數量的變動不受掠食者影響。

本計劃除了依照過去監測的方法，每年至少四次在所有共同樣站調查各生活史階段兩生類的數量和生物量，並將藉由在共同測站的採樣，與研究期間魚類數目監測結果比較，檢視兩生類蝌蚪是否受到各種魚類出現、及環境改變，而有數量上、生態區位上、形態上的改變。

二、 研究方法

(一) 長期監測

每一測站於 50m 內設 3 條測線，日間於每條測線測量水面寬、水裡底石大小。於每條測線上溪水兩端距岸邊 1m 處及溪水面中央測量三組環境因子，包括水深、流速、水溫、覆蓋度，取平均值代表該測線之環境因子數值。

生物量之調查分為蝌蚪與蛙類兩個項目。蝌蚪於日間調查：每一測站以測量棲地因子相同的測線為穿越線，在線內撈取蝌蚪。每條穿越線為 1m 寬，以 D 型水撈網(BioQuip DR7412D；網框寬 32 cm，網目 20*24 mesh (150 mm)) 撈取蝌蚪一趟，由 2004 年至 2005 年的調查紀錄得知，在穿越線中撈取一趟的蝌蚪數佔重複撈取到將所有蝌蚪捉出的平均比例為 68.9%，因此自 2006 年起在穿越線中僅撈取一趟，並將此密度（蝌蚪隻數/1m*溪寬）乘以 1.451 後即可與自 2004 年以來之監測資料比較。蝌蚪於採集後先浸於 chloretone 麻醉，計算數目、記錄種類，依測線分別裝瓶，再以 10 %福馬林溶液固定。蝌蚪攜回實驗室後鑑定發育期數(Gosner, 1960)、測量體長、體重。

夜間的蛙類調查，於每一測站 50m 長的溪段，在夜間日落後一小時至午夜間，沿一岸溪畔以手電筒搜尋一趟並徒手捕捉所有發現之蛙類，搜尋範圍為離水 5m 之內。由 2004 年至 2005 年的調查紀錄得知，左右岸發現的蛙數量無顯著差異，且捕捉一趟的隻數佔捕捉到完的平均比例為 79.8%，且 90%以上的個體均在離水 5 m 之內。因此將單位面積隻數乘以 3.785 後即可與自 2004 年以來之資料比較。捕捉到之個體分辨種類並記錄性別、體長、體重後於原溪段放回。

(二) 掠食者和競爭者以及溪流環境對蝌蚪影響

在採集攜回的蝌蚪中，每一測站取至多 20 隻計算灰化後無機物質含量。有機物 and 無機物的測定方法為，將蝌蚪樣本置入 60 °C 烘箱 (Deng Yng, DS45) 中，乾燥 72 小時，利用電子天秤 (精確度至 0.0001 g) (Ohaus, E02140) 秤量乾重 (g)；將烘乾後之樣品移入灰化爐 (Cherng Huei, CH2002) 中，以 500 °C 灰化 5 小時；待冷卻後

移入 60 °C 烘箱乾燥 1 小時，秤量灰重 (g)，此重量即代表無機物重；而乾重減掉灰化重則可得到有機物重，經換算後可得樣本之有、無機物含量 (%)，計算公式如下：

$$\text{無機物含量 (\%)} = \text{灰化重} / \text{乾重} \times 100\%$$

$$\text{有機物含量 (\%)} = (\text{乾重} - \text{灰化重}) / \text{乾重} \times 100\%$$

各項蝌蚪測量值和數目、發育期數等資料，均與 2004 年至 2013 年調查保存的蝌蚪作比較，以了解壩體改善前後之改變。

三、 結果

本年度調查各測站棲地因子之描述性統計如表 7-1。支流桃山西溪 (#2) 及高山溪 (#8) 溪畔的林相較為鬱閉，而一號壩上游 (#12) 最開闊。觀魚台 (#4) 及繁殖場 (#5) 溪水最寬。今年二月平均水溫僅 $7.06 \pm 0.92^{\circ}\text{C}$ ，為歷年冬季調查最低 (圖 7-10)。

(一) 生活史

七家灣溪流域的蛙類群聚由盤古蟾蜍、梭德氏赤蛙及斯文豪氏赤蛙組成。本年度的調查蛙類共捕獲 526 隻，數量由多至少依序為盤古蟾蜍 266 隻、梭德氏赤蛙 240 隻、斯文豪氏赤蛙 20 隻 (表 7-2)。每次調查雄蛙數量皆大於雌蛙。二月的調查期間，夜間均為零下，因此未進行夜間成蛙調查。四月適逢盤古蟾蜍的生殖季，共調查到盤古蟾蜍 160 隻，多為雄蛙 (雌雄比 = 1 : 7.3)，數量以有勝溪 (#9) 及一號壩上游 (#12) 最多。七月幼蛙比例明顯增加，多數為剛變態上岸的盤古蟾蜍及梭德氏赤蛙。十月適逢梭德氏赤蛙生殖季，各測站溪邊有大量雄蛙聚集，以繁殖場 (#5) 與一號壩上游 (#12) 最多。斯文豪氏赤蛙捕獲量較少，僅在十月調查到幼蛙。

各測站蛙類形質及生物量如表 7-3，高山溪 (#8) 及觀魚台 (#4) 溪畔的蛙類平均比較大隻。而四月在繁殖場 (#5) 的斯文豪氏赤蛙為本年度調查到體型最大的成蛙個體。蛙類生物量最大的測站為一號壩上游及 (#12) 及有勝溪 (#9)。

本年度各測站之蝌蚪形質及生物量如表 7-4。二月於蝌蚪調查中捕獲的皆為梭德氏赤蛙的蝌蚪，平均期數為 27.0 ± 1.9 期，多數未超過 30 期，由蝌蚪體長月份變化 (圖 7-2) 可知二月均為渡冬後待成長的梭德氏赤蛙蝌蚪；四月調查時平均期數增加至 29.6 ± 3.6 期，且有已達 41 期 (即將變態) 的個體；七月時僅有少數期數較大的個體 (35.3 ± 5.2 期)，且在岸邊發現幼蛙，顯示大多已變態上岸。十月出現大量蝌蚪 (26 ± 1.8 期)、期數 < 25 期之幼體及卵塊。盤古蟾蜍蝌蚪四月時僅在繁殖場 (#5) 及有勝溪 (#9) 測站捕獲，期數較小 (25-28 期，平均期數為 26.8 ± 0.8 期)，為本年初孵化個體；七月平均期數為 32 ± 4.7 期；十月僅有少數期數較大的個體 (35.3 ± 4.0 期)，多數已變態上岸。(表 7-4、圖 7-1)

在全長及體重上，有勝溪（#9）的梭德氏赤蛙蝌蚪明顯較其他測站大隻，其次是七家灣溪段的一號壩上游（#12），盤古蟾蜍則是一號壩上游（#12）及下游（#13）的較大隻。（表 7-4）

梭德氏赤蛙蝌蚪在各測站的數量及平均密度依序為四月>二月>七月，二月最大數量及密度出現在一號壩下游（#13），四月繁殖場（#5）最多，七月則是高山溪（#8）。四月及七月的有勝溪（#9）有最高的盤古蟾蜍蝌蚪密度（表 7-4）。

七月調查的羅葉尾溪（#14）測站，溪岸陡峭，鬱閉度高，調查到的蝌蚪及成蛙數量皆少。（表 7-1、表 7-3、表 7-4）

（二）掠食者和競爭者以及溪流環境對蝌蚪影響

一號壩拆除後，上、下游的櫻花鉤吻鮭族群得以連接，同時原僅分布在一號壩下游的臺灣白甲魚向上游拓展，一號壩上游（#12）、觀魚臺（#4）、二號壩（#3）等測站在拆壩後開始有臺灣白甲魚的記錄。植食性的臺灣白甲魚和肉食性的櫻花鉤吻鮭數量均增加，因此溪流食物網中同時增加蝌蚪的競爭者和掠食者的數量。蝌蚪的無機物含量會反映其體內的含砂量，而食砂行為及攝入砂的量會因處在的溪段流速不同而異(吳,2012)，掠食者和競爭者的增加，可能會改變蝌蚪的覓食行為，進而改變其體內含砂量。

我們假設臺灣白甲魚出現於一號壩上游，成為蝌蚪潛在的競爭者，且同樣與蝌蚪成為櫻花鉤吻鮭的獵物。櫻花鉤吻鮭的獵物增加，減少對蝌蚪的掠食，應該會使蝌蚪數量增加。在臺灣白甲魚一同競爭藻類資源、或較佳覓食棲地的狀況下，蝌蚪可能會轉而攝入較多砂石中的碎屑，導致體內的無機物比例增加。為了驗證此假說，我們進行拆壩前後蝌蚪無機物含量分析，以及蝌蚪、魚類、藻類的相關係數分析。

1. 拆壩前後無機物含量分析

我們比較一號壩下游（#13）及觀魚台（#4）測站的梭德氏赤蛙蝌蚪在拆壩前後的無機物含量百分比，是否因為拆壩後一號壩下游（#13）環境含砂量增加、或是臺灣白甲魚進入觀魚台（#4）競爭食物，而使蝌蚪體內的含砂量增加。因缺乏拆壩前夏秋兩季

調查（7月及10月）的樣本，故僅分別比較2月與4月在拆壩前後的無機物含量。初步結果顯示在觀魚台（#4）並無明顯差異（Mann-Whitney U test, 2月: $U=81$, $p=0.056$ ；4月: $U=109$, $p=0.284$ ）。推測可能原因一為藻類資源充足，因此競爭狀況不明顯；二為砂質在蝌蚪體內停留時間短暫，因此體內含砂量比例變化幅度大。拆壩前僅有一年多的樣本，而使數據分析困難。

一號壩下游（#13）的蝌蚪僅在2月的無機物含量有拆壩前後的差異，而4月卻無顯著差異（Mann-Whitney U test, 2月: $U=120$, $p<0.05$ ；4月: $U=197$, $p=0.638$ ）。依此結果不足以判斷壩體拆除後，下游含砂量對於蝌蚪食性的影響。可能因為累計樣本較少，較不足以了解蝌蚪無機物含量的變化及影響因素。

2. 蝌蚪、魚類、藻類相關係數分析

將以上兩測站歷年的蝌蚪無機物含量（體內含砂量）、藻類的葉綠素濃度（ mg/m^2 ）、櫻花鉤吻鮭、臺灣白甲魚、蝌蚪的數量及蝌蚪密度，進行相關係數分析。其中葉綠素 a（Chl a）濃度代表石附生藻類總生物量、葉綠素 b（Chl b）主要為綠藻生物量所貢獻、葉綠素 c（Chl c）主要為矽藻生物量所貢獻（林，2018）。

由觀魚台（#4）資料的相關矩陣（表 7-5），葉綠素 b 的量與蝌蚪數量、密度呈正相關，且與蝌蚪含砂量呈負相關，我們認為蝌蚪主要營養來源為綠藻。臺灣白甲魚的數量與葉綠素 a 的量呈正相關，然而與葉綠素 b 及 c 的量無關，我們可知臺灣白甲魚也吃藻類，但不確定類群。由一號壩下游（#13）資料的相關矩陣（表 7-6），臺灣白甲魚數量與蝌蚪數量微呈負相關但不顯著，推測臺灣白甲魚與蝌蚪可能存在競爭關係。而櫻花鉤吻鮭數量與蝌蚪含砂量微呈負相關但不顯著，推測櫻花鉤吻鮭可能間接減少蝌蚪的食砂行為，但從數據中尚無法得知櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚之關係。然而有其它測站的監測資料顯示，中大型櫻花鉤吻鮭和臺灣白甲魚的數量呈負相關，因此我們推測，櫻花鉤吻鮭會透過掠食臺灣白甲魚而減少蝌蚪的競爭壓力。

四、 討論

(一) 農業活動對於溪流生態系之影響

根據自 2004 年以來的調查資料，比較農業活動頻繁的有勝溪 (#9) 與有輕度農業活動的二號壩 (#3)，並以無農業活動的桃山西溪 (#2) 為對照組。我們發現歷年來，三個測站梭德氏赤蛙蝌蚪的密度差異不大 (圖 7-3a)，然而盤古蟾蜍蝌蚪的密度在有勝溪測站明顯大於其餘兩者 (圖 7-3b)，推測是因此處水溫較高、流速較慢、水較淺 (表 7-1) 且流速平緩的溪段距離較長。淺灘環境提供盤古蟾蜍理想的生殖場所；另外，沿岸農業區的肥料殘留水中造成藻類增生，增加蝌蚪食物來源，也可能對蝌蚪密度有正面影響 (吳，2010)。歷年來有勝溪測站的梭德氏赤蛙蝌蚪平均期數及平均體長大於其它測站，然而此處棲地因子與七家灣溪其它測站有顯著的不同，無法僅由農業活動單一因子解釋其間差異。

在有勝溪測站兩種蛙類的密度皆明顯大於其他測站，盤古蟾蜍的密度峰值在四月之後、梭德氏赤蛙的峰值在十月，皆與兩者的生殖季吻合 (圖 7-4)。除了有適合生殖的淺灘環境之外，此處水流淺緩、且因垂直邊坡的限制使蛙類聚集於此，皆為造成蛙類密度較大的可能因素。

桃山西溪的兩岸灘地少，水較深，且樹冠層較為鬱密，和七家灣溪其他測站的差異較大，因此作為對照組不適當。

(二) 壩體改善工程對兩生類的影響

一號壩改善工程於 2011 年五月底施行。壩體拆除後，一號壩上游 (#12)、一號壩下游 (#13) 蝌蚪密度皆降低，該年生殖季的密度亦為為歷年來最低 (圖 7-5、圖 7-6)，顯示該年夏季拆壩工程與三起颱風造成的大水確實對蝌蚪密度造成負面影響。而拆壩後夏季及秋季的蛙類密度皆上升，顯示工程實施後，並未造成鄰近測站蛙密度下降，然而，次年 (2012) 生殖季的蛙密度降低許多，應與 2011 年蝌蚪大幅減少有關。

本計畫以梭德氏赤蛙的蝌蚪密度為拆壩後族群量回復之指標。由於盤古蟾蜍蝌蚪在

兩測站調查到的數量較少（圖 7-5b），且有聚集行為，因此不以其密度作為回復指標之參考。排除 2004 年極端氣候影響下的調查數據後，我們以 2008 年起至拆壩前的梭德氏赤蛙蝌蚪密度最大值作為 100% 回復之指標。一號壩上游（#12）之 100% 回復指標為 2011 年 4 月的蝌蚪密度 2.195 (隻/m²)，拆壩後蝌蚪密度最大值為 2012 年 10 月的 0.877 (隻/m²)，已達回復指標的 40%（圖 7-5a）。一號壩下游（#13）之 100% 回復指標為 2011 年 3 月的蝌蚪密度 1.941 (隻/m²)，今年 2 月調查蝌蚪密度為 1.742 (隻/m²)，已達回復指標的 89.7%。（圖 7-6a）

另一指標則是將拆壩前後視為兩個樣本群，計算其 Effect size index (ESI)，可由此二樣本群的差距 Hedges's g ，評估拆壩後蝌蚪族群回復的程度。通常以 $g=0.2$ 、 0.5 、 0.8 分別為差距小、中、大的間隔點，差距愈小表示愈接近拆壩前的狀況，即族群回復程度愈高。一號壩上游（#12） $g = 0.408$ ，差距為中等偏小，一號壩下游（#13） $g = 0.343$ ，差距更小。然而因蝌蚪密度會隨其生活史變化，拆壩前後兩樣本群的組內差異大，故我們認為 ESI 值為回復指標並不適用，而以拆壩前的蝌蚪密度最大值為指標較適合。

（三）長期監測

蝌蚪密度係指單位調查面積的蝌蚪數量，而調查樣線的溪水寬度易受到天候的影響。我們檢視從 2004 年至 2013 年、以及 2018 年，七家灣溪各測站（#3、#4、#5、#12、#13）的平均蝌蚪密度（圖 7-7），並將此長期監測資料與大尺度的氣候事件比對（圖 7-9）。2004 年適逢聖嬰年，降雨量少導致溪水流量少且窄，使得秋冬季繁殖的梭德氏赤蛙當年度的蝌蚪密度相較其他年份高出許多。2010 年 5 月至 2012 年 5 月則為反聖嬰年，數次強降雨現象間接影響武陵地區發生多次季節性大水，其中包括東北季風降雨（2011）、米雷颱風（2011）、蘇拉颱風（2012）、蘇力颱風（2012）、梅雨（2012）等。2013 年四月的春雨及十月的颱風亦導致該年調查蝌蚪稀少。洪水事件可能會將蝌蚪帶離原生溪段、或增加溪水寬度，而降低此蝌蚪密度。而聖嬰現象之波動可能影響洪水事件發生的次數，間接影響溪流中蝌蚪的密度。

梭德氏赤蛙蝌蚪在秋天開始孵化，次年春季盤古蟾蜍蝌蚪開始孵化，夏季洪水來臨

前，兩者大多已變態上岸，兩物種皆以時間上避開夏季大水為因應生殖策略。2011 年選擇在夏季拆除一號壩，實屬對兩生動物影響最小的時間。

七家灣溪歷年的成蛙密度較不受季節性大水影響，而是與前一年的蝌蚪數量有關。歷年來蛙密度變動不大，除了 2011 年，梭德氏赤蛙與盤古蟾蜍在生殖季的密度皆為歷年來最大峰值，推測可能是因為 2010 年間洪水事件鮮少，蝌蚪存活率高，使得次年生殖季的成蛙密度大幅上升。(圖 7-8)

五、 結論與建議

結論

- (一) 七家灣溪流域沿溪蛙類主要為梭德氏赤蛙、盤古蟾蜍、斯文豪氏赤蛙三種。
- (二) 今年二月調查到的蝌蚪皆為梭德氏赤蛙。四月出現盤古蟾蜍的新生蝌蚪；七月大多數測站皆有盤古蟾蜍蝌蚪，且在有勝溪（#9）密度極大。七月調查到梭德氏赤蛙蝌蚪稀少，可能是颱風大水影響、以及大部分蝌蚪已變態；十月則有新生蝌蚪、卵塊及大量期數較小（<25）的梭德氏赤蛙幼體。
- (三) 蝌蚪與成蛙的數量及密度在測站、月份上具有差異。
測站：盤古蟾蜍幼體集中有勝溪測站，梭德氏赤蛙幼體則以七家灣溪流域為主；兩者成體多分布於下游測站。
月份：梭德氏赤蛙蝌蚪在四月有最大的數量及密度，其成蛙密度的最大值在十月。盤古蟾蜍蝌蚪密度的最大值在七月，成蛙密度最大值則是在四月。
- (四) 影響蝌蚪密度的主要因素為生活史、微棲地及洪水事件。影響成蛙密度的主要因素為生活史（生殖季）及前一年的蝌蚪數量。
- (五) 有勝溪（#9）的淺灘環境為盤古蟾蜍蝌蚪理想棲地，因此蝌蚪密度極高，河岸農業活動可能增加水中營養鹽，但非蝌蚪數量多的主因。
- (六) 2011 年壩體改善工程施行後，短期之內一號壩上游（#12）及下游（#13）的蝌蚪密度降低，但近幾年密度已回升。以拆壩前的梭德氏赤蛙蝌蚪密度最高峰值作為 100% 回復之指標，今年一號壩上游及下游已分別回復 40% 及 89.7%。
- (七) 今年四月的平均蝌蚪密度為 2008 年以來最大值。

建議事項

路殺現象改善：立即可行建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

蛙類在穿越道路時容易遭車輛輾斃，當園區內車流量增加、或是生殖季節大量成蛙移動

至溪邊交配時，將大幅增加路殺發生頻率。今年調查發現路殺熱點為遊客中心停車場、中 124 鄉道（武陵路）0.5-1.5km 處、3km 處。建議可在路殺尖峰期間，即梭德氏赤蛙（9-11 月）與盤古蟾蜍（2-4 月）的生殖季，於上半夜（19:00-00:00）管制路殺熱點禁止車輛通行，以降低路殺事件發生率。

六、參考文獻

- Akers, E.C., Taylor, C.M., and Altig, A.R. 2008. Effects of clay-associated organic material on the growth of *Hyla chrysoscelis* tadpoles. *Journal of Herpetology* 42: 408–410.
- Chen, H.C., Lai, B.C., Fellers, G.M., Wang, W.L., and Kam, Y.C. 2008. Diet and foraging of *Rana sauteri* and *Bufo bankorensis* tadpoles in subtropical taiwanese streams. *Zoological Studies* 47: 685–696.
- Gillespie, G.R. 2002. Impacts of sediment loads, tadpole density, and food type on the growth and development of tadpoles of the spotted tree frog *Litoria spenceri*: an in-stream experiment. *Biological Conservation* 106: 141–150.
- Gosner, K. L. 1960. A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. *Herpetologica* 16:183–190.
- Lai, S.J., Kam, Y.C., Hsu, F.H., and Lin, Y.S. 2002. Elevational effects on the growth and development of tadpoles of Sauter's frog *Rana sauteri* Boulenger in Taiwan. *Acta Zoologica Taiwanica* 13: 11–20.
- Ranvestel, A.W., Lips, K.R., Pringle C.M., Whiles, M.R., and Bixby, R.J. 2004. Neotropical tadpoles influence stream benthos: evidence for the ecological consequences of decline in amphibian populations. *Freshwater Biology* 49: 274–285.
- Relyea RA. 2001. Morphological and behavioral plasticity of larval anurans in response to different predators. *Ecology* 82: 523–540.
- Rondeau, S.L., and Gee, J.H. 2005. Larval anurans adjust buoyancy in response to substrate ingestion. *Copeia* 2005: 188–195.
- Smith-Gill, S.J., and Berven, K.A. 1979. Predicting amphibian metamorphosis. *American Naturalist* 113: 563–585.

Wassersug, R.J., and Feder, M.E. 1983. The effects of aquatic oxygen concentration, body size and respiratory behaviour on the stamina of obligate aquatic *Bufo americanus* and facultative air-breathing *Xenopus leavis* and *Rana berlandieri* anuran larvae. *Journal of Experimental Biology* 105: 173–190.

Wood, S.L.R., and Richardson, J.S. 2009. Impact of sediment and nutrient inputs on growth and survival of tadpoles of the Western Toad. *Freshwater Biology* 54: 1120–1134.

林幸助、王筱雯、吳聲海、官文惠、邵廣昭、孫元勳、郭美華、曾晴賢、楊正澤、葉昭憲。2010。武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。

林幸助、王筱雯、官文惠、邵廣昭、郭美華、曾晴賢、葉昭憲。2013。武陵地區溪流生態系及七家灣溪一號防砂壩壩體改善後研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。

表 7-1、2018 年各測站棲地因子數值 (平均值±標準差)。

測站	水寬(m)	水深(m)	流速(m/s)	覆蓋度(%)	水溫(°C)	底石平均	底石標準差
二月							
3	10.50±2.72	0.29±0.05	0.53±0.31	45.57±5.81	7.40±0.10	3.00±0.43	0.79±0.19
4	19.43±7.39	0.16±0.06	0.44±0.02	45.34±13.60	7.73±0.15	2.47±0.12	0.89±0.35
5	26.47±1.01	0.21±0.02	0.56±0.17	56.54±5.98	6.53±0.40	3.07±0.41	1.47±0.47
8	7.87±2.07	0.27±0.09	0.53±0.10	56.42±6.11	5.40±0.36	3.38±0.53	0.75±0.32
9	7.93±1.44	0.22±0.02	0.36±0.08	48.38±8.88	7.80±0.62	3.81±0.23	1.13±0.49
12	16.47±2.81	0.24±0.03	0.51±0.10	18.61±1.53	7.50±0.00	3.41±0.21	1.52±0.13
13	10.51±0.64	0.36±0.03	0.23±0.15	40.97±6.70	-	3.95±0.38	1.65±0.21
四月							
2	9.80±2.73	0.29±0.08	0.28±0.20	57.49±4.09	11.12±0.11	3.90±0.44	1.40±0.13
3	10.07±2.30	0.25±0.03	0.34±0.05	57.00±11.52	10.88±0.55	3.99±0.24	1.01±0.28
4	17.77±4.82	0.18±0.06	0.28±0.08	41.84±15.41	13.51±0.57	2.68±0.23	0.87±0.10
5	21.13±3.46	0.19±0.05	0.38±0.09	39.81±2.66	13.10±0.60	3.12±0.27	1.22±0.11
8	6.47±2.85	0.18±0.06	0.41±0.26	56.63±11.60	12.66±0.10	3.40±0.55	1.29±0.42
9	6.30±1.30	0.15±0.06	0.32±0.12	55.09±7.98	15.59±0.14	3.89±0.54	1.11±0.24
12	15.37±3.38	0.17±0.00	0.45±0.18	13.63±0.52	13.61±0.25	2.88±0.20	1.29±0.21
13	9.77±0.49	0.31±0.05	0.48±0.17	36.86±3.83	14.58±0.28	3.57±0.39	1.57±0.08
七月							
2	12.17±0.60	0.25±0.08	0.27±0.09	35.50±18.95	15.33±0.06	4.13±0.34	0.97±0.19
3	10.10±0.79	0.31±0.08	0.41±0.02	40.22±3.59	17.28±0.43	3.78±0.19	1.10±0.34
4	15.63±2.35	0.36±0.04	0.30±0.03	48.61±10.43	17.21±0.47	3.44±0.26	1.00±0.14
5	22.53±1.95	0.22±0.02	0.24±0.16	65.22±0.87	16.11±0.46	4.02±0.52	1.14±0.02
8	8.57±2.59	0.21±0.03	0.47±0.18	71.41±8.58	16.63±0.09	3.40±0.18	0.94±0.58
9	6.09±1.76	0.18±0.06	0.23±0.13	54.60±0.95	21.23±0.12	4.25±0.23	0.99±0.19
12	15.44±1.89	0.19±0.06	0.28±0.04	20.83±10.14	17.80±0.44	3.37±0.18	1.08±0.01
13	9.85±1.12	0.34±0.06	0.46±0.20	65.91±17.09	15.24±0.34	3.17±0.52	1.15±0.52
14	4.92±2.60	0.19±0.05	0.17±0.15	84.57±12.95	15.52±0.19	3.83±0.60	1.16±0.51
十月							
2	12.20±0.82	0.25±0.05	0.29±0.12	34.20±0.53	13.20±0.22	4.12±0.13	0.80±0.09
3	9.56±0.94	0.26±0.11	0.47±0.03	34.38±4.99	13.83±0.47	3.36±0.42	1.13±0.06
4	15.50±2.34	0.32±0.13	0.43±0.03	52.03±8.45	14.98±0.32	3.29±0.15	1.08±0.03
5	20.93±6.71	0.22±0.10	0.53±0.27	60.39±7.86	14.42±0.41	3.50±0.03	1.53±0.09
8	8.17±2.79	0.18±0.04	0.47±0.21	70.69±9.97	14.10±0.38	3.10±0.25	1.28±0.11
9	7.97±1.85	0.30±0.04	0.80±0.38	63.57±2.04	15.22±0.10	3.65±0.27	0.88±0.39
12	13.22±3.13	0.28±0.17	0.34±0.13	17.71±4.38	17.13±0.86	3.26±0.17	1.24±0.09
13	11.22±0.88	0.32±0.10	0.22±0.02	50.78±14.57	16.67±0.43	3.59±0.54	1.43±0.13

表 7-2、2018 年各測站蛙類數量與密度 (隻/m²)。

四月

測站	盤古蟾蜍				梭德氏赤蛙				斯文豪氏赤蛙				總計	密度
	雌	雄	幼	合計	雌	雄	幼	合計	雌	雄	幼	合計		
2	0	0	0	0	0	6	0	6	0	0	0	0	6	0.024
3	0	2	0	2	0	1	1	2	0	1	0	1	5	0.020
4	2	10	0	12	0	2	1	3	0	0	0	0	15	0.060
5	2	11	0	13	0	4	0	4	0	1	0	1	18	0.072
8	3	0	0	3	1	4	0	5	0	0	0	0	8	0.032
9	3	48	2	53	0	1	0	1	0	0	0	0	54	0.216
12	8	68	0	76	0	6	2	8	0	0	0	0	84	0.336
13	1	0	0	1	0	5	0	5	0	0	0	0	6	0.024
總計	19	139	2	160	1	29	4	34	0	2	0	2	196	
平均	2.4	17.4	0.3	20.0	0.1	3.6	0.5	4.3	0	0.3	0	0.3	24.5	0.098

七月

測站	盤古蟾蜍				梭德氏赤蛙				斯文豪氏赤蛙				總計	密度
	雌	雄	幼	合計	雌	雄	幼	合計	雌	雄	幼	合計		
2	1	0	0	1	1	8	5	14	0	0	0	0	15	0.060
3	1	2	0	3	0	0	9	9	0	3	0	3	15	0.060
4	1	5	3	9	0	2	2	4	0	0	0	0	13	0.052
5	1	3	9	13	0	12	3	15	0	2	0	2	30	0.120
8	4	5	1	10	1	1	0	2	0	1	0	1	13	0.052
9	3	14	19	36	0	0	1	1	0	2	1	3	40	0.160
12	0	1	8	9	0	5	6	11	0	1	0	1	21	0.084
13	0	1	3	4	0	3	3	6	0	2	1	3	13	0.052
14	0	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	2	0.008
總計	11	31	43	85	2	32	30	64	0	11	2	13	162	
平均	1.2	3.4	4.8	9.4	0.2	3.6	3.3	7.1	0.0	1.2	0.2	1.4	18	0.072

表 7-2 (續)

十月

測站	盤古蟾蜍				梭德氏赤蛙				斯文豪氏赤蛙				總計	密度
	雌	雄	幼	合計	雌	雄	幼	合計	雌	雄	幼	合計		
2	0	0	0	0	0	5	0	5	0	0	0	0	5	0.020
3	1	0	0	1	0	10	1	11	0	0	0	0	12	0.048
4	0	0	3	3	0	21	0	21	0	0	0	0	24	0.096
5	0	0	3	3	0	25	0	25	0	0	4	4	32	0.128
8	0	0	0	0	0	5	0	5	0	0	0	0	5	0.020
9	0	2	6	8	0	11	0	11	0	0	0	0	19	0.076
12	0	0	5	5	2	55	0	57	0	0	1	1	63	0.252
13	0	0	1	1	0	7	0	7	0	0	0	0	8	0.032
總計	1	2	18	21	2	139	1	142	0	0	5	5	168	
平均	0.1	0.3	2.3	2.6	0.3	17.4	0.1	17.8	0.0	0.0	0.6	0.6	21	0.084

(資料來源：本研究資料)

表 7-3、2018 年各測站各種蛙類總數、平均吻肛長(mm)、平均體重(g)、生物量(g/m²)及測站生物量 (g/m²) (所有物種合計)。

測站	物種	隻數	平均吻肛長	平均體重	生物量	測站生物量
四月						
2	梭德氏赤蛙	6	33.42±1.07	3.18±0.50	0.076	0.076
3	盤古蟾蜍	2	58.83±12.20	21.75±10.96	0.174	0.334
3	梭德氏赤蛙	2	25.60±10.25	1.55±1.63	0.012	
3	斯文豪氏赤蛙	1	74.00	37.00	0.148	
4	盤古蟾蜍	12	63.28±6.72	21.79±7.76	1.046	1.098
4	梭德氏赤蛙	3	33.90±14.83	4.33±3.97	0.052	
5	盤古蟾蜍	13	57.03±5.86	19.19±7.83	0.998	1.335
5	梭德氏赤蛙	4	34.28±1.03	3.70±0.08	0.059	
5	斯文豪氏赤蛙	1	98.90	69.50	0.278	
8	盤古蟾蜍	3	67.52±19.95	42.33±33.29	0.508	0.575
8	梭德氏赤蛙	5	33.70±5.90	3.36±1.40	0.067	
9	盤古蟾蜍	53	54.50±9.24	19.40±13.55	4.113	4.128
9	梭德氏赤蛙	1	33.85	3.70	0.015	
12	盤古蟾蜍	76	56.85±7.24	21.09±14.55	6.410	6.492
12	梭德氏赤蛙	8	29.64±8.12	2.57±1.42	0.082	
13	盤古蟾蜍	1	60.05	22.00	0.088	0.147
13	梭德氏赤蛙	5	32.33±1.75	2.96±0.39	0.059	
七月						
2	盤古蟾蜍	1	30.50	3.00	0.012	0.153
	梭德氏赤蛙	14	26.84±11.32	2.51±1.88	0.141	
3	盤古蟾蜍	3	28.45±3.31	2.58±0.71	0.031	0.381
	梭德氏赤蛙	9	15.54±2.84	0.38±0.07	0.014	
	斯文豪氏赤蛙	3	59.78±24.03	28.05±21.20	0.337	
4	盤古蟾蜍	9	48.32±15.63	15.93±15.08	0.574	0.597
	梭德氏赤蛙	4	23.16±8.91	1.45±1.91	0.023	
5	盤古蟾蜍	13	39.28±15.24	8.27±9.85	0.430	0.869
	梭德氏赤蛙	15	34.12±7.82	3.91±1.65	0.235	
	斯文豪氏赤蛙	2	55.88±28.46	25.58±30.30	0.205	

表 7-3 (續)

測站	物種	隻數	平均吻肛長	平均體重	生物量	測站生物量
七月						
8	盤古蟾蜍	10	53.39±10.91	17.33±11.25	0.693	0.950
	梭德氏赤蛙	2	42.23±9.30	6.35±4.45	0.051	
	斯文豪氏赤蛙	1	81.35	51.50	0.206	
9	盤古蟾蜍	36	34.70±20.70	9.41±9.78	1.355	1.666
	梭德氏赤蛙	1	15.70	0.40	0.002	
	斯文豪氏赤蛙	3	54.00±30.85	25.73±28.34	0.309	
12	盤古蟾蜍	9	24.71±11.22	2.51±2.42	0.090	0.197
	梭德氏赤蛙	11	24.68±11.59	2.19±2.05	0.096	
	斯文豪氏赤蛙	1	31.60	2.60	0.010	
13	盤古蟾蜍	4	27.64±1.44	2.40±0.29	0.038	0.285
	梭德氏赤蛙	6	25.20±12.51	2.38±2.31	0.057	
	斯文豪氏赤蛙	3	49.35±27.71	15.80±14.43	0.190	
14	梭德氏赤蛙	2	27.10±12.09	2.35±2.62	0.019	0.019
十月						
2	梭德氏赤蛙	5	36.48±1.46	3.81±0.27	0.076	0.0762
3	盤古蟾蜍	1	76.00	45.50	0.182	0.3128
	梭德氏赤蛙	11	32.72±6.86	2.97±0.96	0.1308	
4	盤古蟾蜍	3	15.20±3.52	0.63±0.26	0.0076	0.3264
	梭德氏赤蛙	21	35.62±1.50	3.80±0.41	0.3188	
5	盤古蟾蜍	3	24.98±11.85	2.15±1.95	0.0258	0.409
	梭德氏赤蛙	25	35.78±2.19	3.67±0.52	0.3666	
	斯文豪氏赤蛙	4	21.64±4.54	1.04±0.68	0.0166	
8	梭德氏赤蛙	5	36.92±2.72	3.55±0.76	0.071	0.071
9	盤古蟾蜍	8	26.21±18.43	4.36±7.40	0.1396	0.3086
	梭德氏赤蛙	11	34.49±1.89	3.84±0.58	0.169	
12	盤古蟾蜍	5	16.94±2.49	0.56±0.13	0.0112	0.8836
	梭德氏赤蛙	57	35.62±3.30	3.81±1.29	0.8688	
	斯文豪氏赤蛙	1	21.10	0.90	0.0036	
13	盤古蟾蜍	1	19.15	0.50	0.002	0.0992
	梭德氏赤蛙	7	34.82±1.54	3.47±0.60	0.0972	

(資料來源：本研究資料)

表 7-4、2018 年兩生類調查各測站的蝌蚪總數、平均密度 (隻/m²)、平均期數、平均全長 (mm)、平均濕重 (g)、生物量 (g/m²) 及平均無機物含量 (%)。

測站	物種	隻數	平均密度	平均期數	平均全長	平均濕重	生物量	平均無機物含量
二月								
3	梭德氏赤蛙	19	0.741±1.096	27.2±1.5	27.84±7.20	0.2514±0.1701	0.152	29.52±8.52
4	梭德氏赤蛙	34	0.537±0.361	26.4±1.6	22.56±6.43	0.1559±0.1457	0.091	29.02±14.07
5	梭德氏赤蛙	32	0.398±0.236	26.9±1.9	24.15±7.00	0.1750±0.1440	0.071	38.07±11.60
8	梭德氏赤蛙	16	0.596±0.514	27.6±1.6	29.24±6.81	0.2452±0.1300	0.166	32.08±8.28
9	梭德氏赤蛙	13	0.603±0.500	27.7±2.5	33.87±7.49	0.4995±0.2666	0.273	31.43±15.66
12	梭德氏赤蛙	25	0.551±0.394	28.2±1.9	29.54±6.79	0.3189±0.1856	0.155	22.84±6.61
13	梭德氏赤蛙	39	1.201±1.024	26.3±1.6	24.46±5.03	0.1853±0.1082	0.229	32.37±10.93
四月								
2	梭德氏赤蛙	37	1.417±0.723	28.2±2.1	29.84±6.07	0.2996±0.1529	0.377	19.24±9.80
3	梭德氏赤蛙	32	1.330±1.479	30.1±2.7	33.79±6.73	0.4238±0.2132	0.463	22.34±6.50
4	梭德氏赤蛙	53	1.045±0.820	30.8±3.1	34.74±6.82	0.4811±0.2457	0.478	17.82±6.09
5	盤古蟾蜍	20	0.296±0.513	26.1±1.1	15.03±2.08	0.0412±0.0171	0.013	43.61±10.82
5	梭德氏赤蛙	61	0.937±0.502	31.3±3.7	34.00±7.68	0.4990±0.2800	0.480	19.62±8.27
8	梭德氏赤蛙	10	0.453±0.397	30.3±1.6	36.48±3.06	0.5007±0.1357	0.258	22.35±2.71
9	盤古蟾蜍	82	4.665±3.234	27.2±0.6	15.36±1.98	0.0398±0.0171	0.171	38.17±10.54
9	梭德氏赤蛙	14	0.796±0.487	35.8±3.0	42.84±4.09	0.8761±0.1883	0.649	15.80±4.10
12	梭德氏赤蛙	16	0.390±0.354	31.1±2.7	35.26±3.87	0.4694±0.1484	0.163	21.91±5.96
13	梭德氏赤蛙	15	0.516±0.127	31.7±3.9	36.40±8.19	0.5678±0.3037	0.291	22.35±11.67

表 7-4 (續)

測站	物種	隻數	平均密度	平均期數	平均全長	平均濕重	生物量	平均無機物含量
七月								
2	梭德氏赤蛙	5	0.139±0.053	32.8±7.6	27.55±6.99	0.26680±0.16560	0.037	34.53±11.67
3	梭德氏赤蛙	4	0.121±0.210	36.3±1.0	36.78±0.95	0.44342±0.05193	0.059	33.35±9.94
4	盤古蟾蜍	4	0.073±0.126	31.0±2.9	26.58±3.32	0.17695±0.06967	0.015	56.46±21.47
4	梭德氏赤蛙	2	0.042±0.037	38.5±7.8	36.38±4.42	0.37971±0.07453	0.016	27.27±22.29
5	盤古蟾蜍	46	0.668±0.563	31.9±4.0	25.16±3.62	0.19851±0.08697	0.135	59.58±16.33
5	梭德氏赤蛙	3	0.045±0.043	31.7±5.5	34.22±1.08	0.30940±0.12283	0.014	58.20±28.84
9	盤古蟾蜍	369	19.211±9.152	31.8±4.7	24.91±4.96	0.19495±0.10104	3.927	44.75±8.04
12	盤古蟾蜍	37	0.910±1.475	35.3±5.3	26.83±4.02	0.21233±0.07853	0.170	44.07±20.87
12	梭德氏赤蛙	5	0.119±0.158	37.6±4.1	35.95±3.12	0.46799±0.08498	0.051	40.26±18.22
13	盤古蟾蜍	5	0.159±0.275	32.8±4.3	25.77±4.02	0.20574±0.07714	0.035	66.64±13.28
13	梭德氏赤蛙	2	0.063±0.055	36.5±0.7	35.90±0.57	0.44735±0.02330	0.030	33.59±15.33
14	盤古蟾蜍	4	0.331±0.219	34.8±0.5	32.51±1.88	0.39200±0.04724	0.106	44.54±4.88
十月								
2	盤古蟾蜍	2	0.056±0.096	38.5±0.7	33.53±0.60	0.29950±0.05171	0.016	13.14±2.17
2	梭德氏赤蛙	29	0.793±0.254	25.8±0.9	20.86±5.46	0.12641±0.10890	0.100	22.93±7.56
3	梭德氏赤蛙	10	0.331±0.296	25.7±0.9	20.89±5.55	0.12809±0.13888	0.045	22.92±6.01
4	盤古蟾蜍	5	0.117±0.145	32.0±2.3	28.45±4.00	0.30352±0.14910	0.033	26.17±11.38
4	梭德氏赤蛙	21	0.489±0.691	26.4±1.2	22.17±6.46	0.14224±0.17438	0.061	22.43±4.61
5	梭德氏赤蛙	11	0.171±0.024	28.2±4.0	28.06±11.64	0.30566±0.31431	0.054	25.23±8.99

表 7-4 (續)

測站	物種	隻數	平均密度	平均期數	平均全長	平均濕重	生物量	平均無機物含量
十月								
8	梭德氏赤蛙	67	2.719±0.980	25.4±0.9	18.94±5.67	0.08913±0.09242	0.236	24.37±9.51
9	盤古蟾蜍	1	0.033±0.057	44	23.55	0.16444	0.007	14.81
9	梭德氏赤蛙	1	0.033±0.057	32	38.15	0.59938	0.025	49.31
12	梭德氏赤蛙	2	0.055±0.052	27.5±2.1	32.83±12.83	0.43574±0.39411	0.022	24.55±11.83
13	盤古蟾蜍	7	0.192±0.332	35.6±2.9	32.74±3.82	0.43880±0.12409	0.091	45.58±10.67
13	梭德氏赤蛙	8	0.250±0.240	27.0±3.3	22.32±8.27	0.18677±0.24940	0.044	25.33±8.98

(資料來源：本研究資料)

表 7-5、觀魚台 (#4) 之蝌蚪、魚類、藻類葉綠素相關矩陣 (df=10, $\alpha=0.1$, $r=0.497$)

	蝌蚪含砂比例	Chl a (mg/m ²)	Chl b (mg/m ²)	Chl c (mg/m ²)	櫻花鉤吻鮭	臺灣白甲魚	蝌蚪數量	蝌蚪密度
蝌蚪含砂比例	1							
Chl a (mg/m ²)	0.114	1						
Chl b (mg/m ²)	-0.592	-0.081	1					
Chl c (mg/m ²)	-0.350	-0.015	-0.050	1				
櫻花鉤吻鮭	0.087	-0.312	-0.068	0.445	1			
臺灣白甲魚	0.159	0.892	-0.252	-0.096	-0.224	1		
蝌蚪數量	-0.147	0.033	0.545	-0.186	-0.311	-0.115	1	
蝌蚪密度	-0.291	-0.025	0.713	-0.186	-0.253	-0.106	0.940	1

(資料來源：本研究資料)

表 7-6、一號壩下游 (#13) 之蝌蚪、魚類、藻類葉綠素相關矩陣 (df=7, $\alpha=0.1$, $r=0.582$)

	蝌蚪含砂比例	Chl a (mg/m ²)	Chl b (mg/m ²)	Chl c (mg/m ²)	櫻花鉤吻鮭	臺灣白甲魚	蝌蚪數量	蝌蚪密度
蝌蚪含砂比例	1							
Chl a (mg/m ²)	0.099	1						
Chl b (mg/m ²)	0.295	0.124	1					
Chl c (mg/m ²)	0.015	0.336	-0.064	1				
櫻花鉤吻鮭	-0.566	0.021	0.234	0.223	1			
臺灣白甲魚	0.171	0.174	0.386	-0.394	-0.403	1		
蝌蚪數量	0.390	-0.301	-0.343	-0.061	-0.297	-0.533	1	
蝌蚪密度	0.389	-0.241	-0.319	-0.069	-0.316	-0.496	0.995	1

(資料來源：本研究資料)

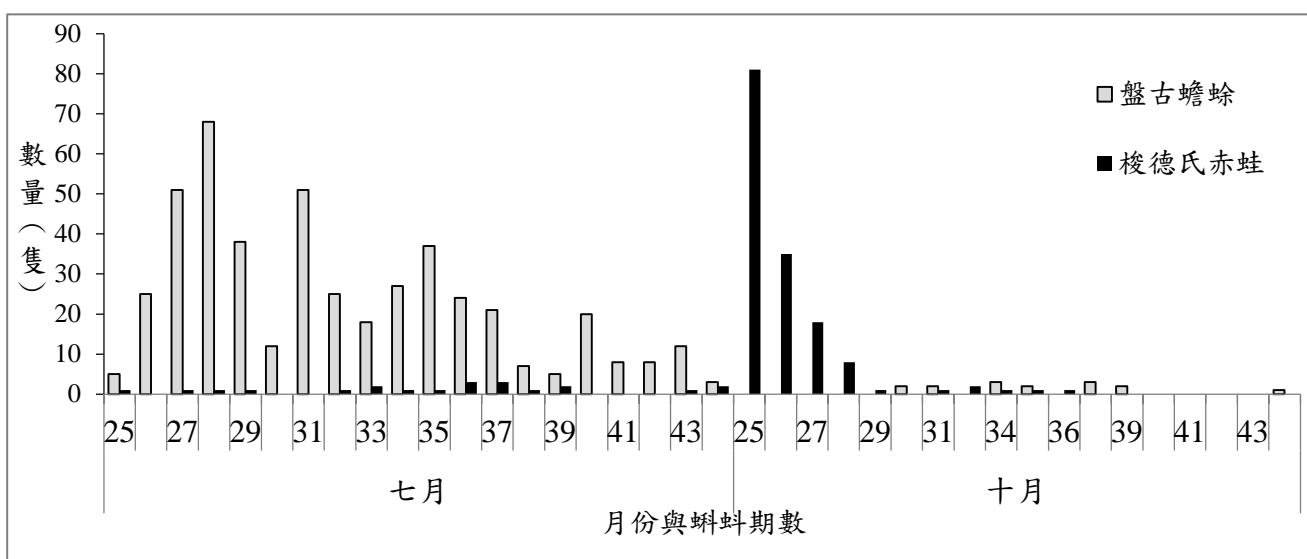
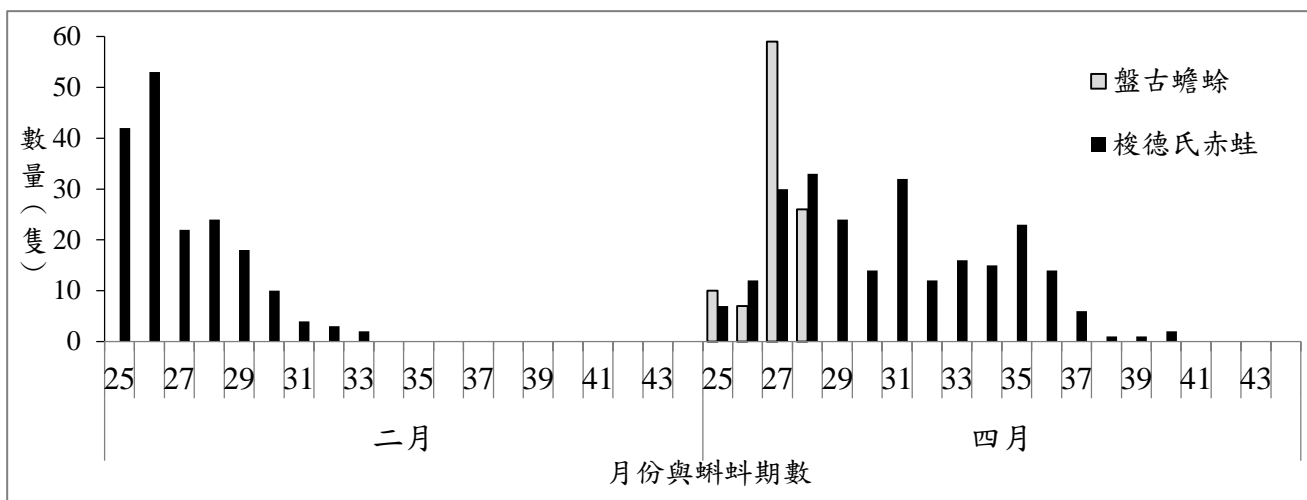


圖 7-1、2018 年蝌蚪期數分布。(資料來源：本研究資料)

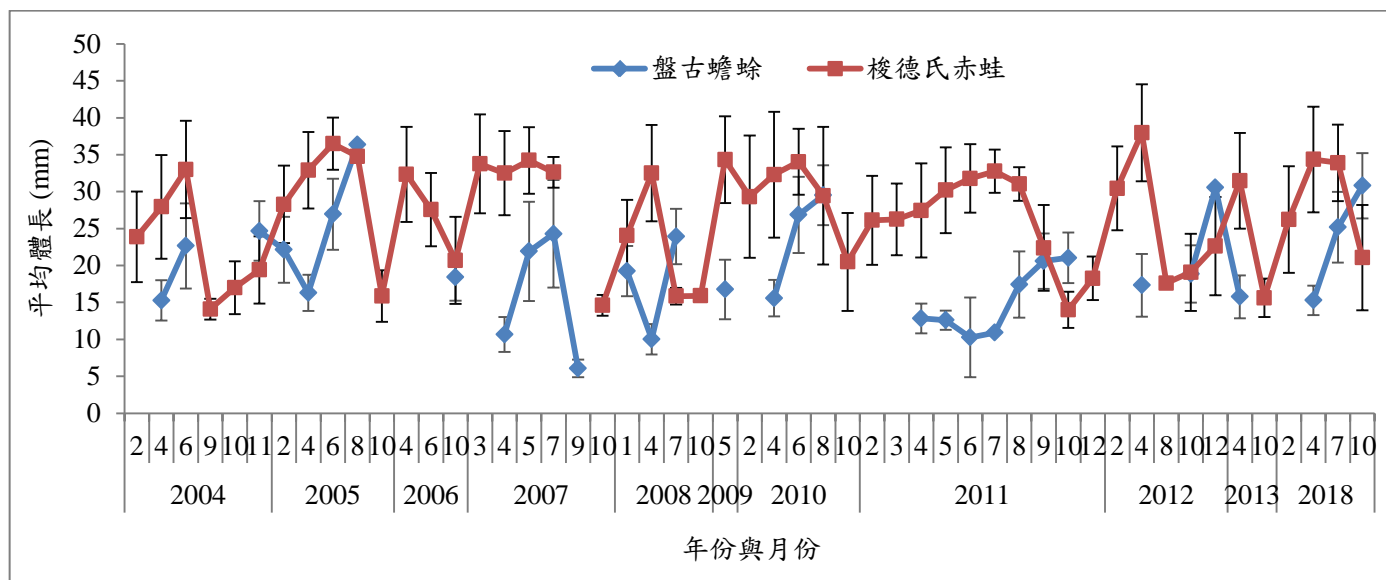
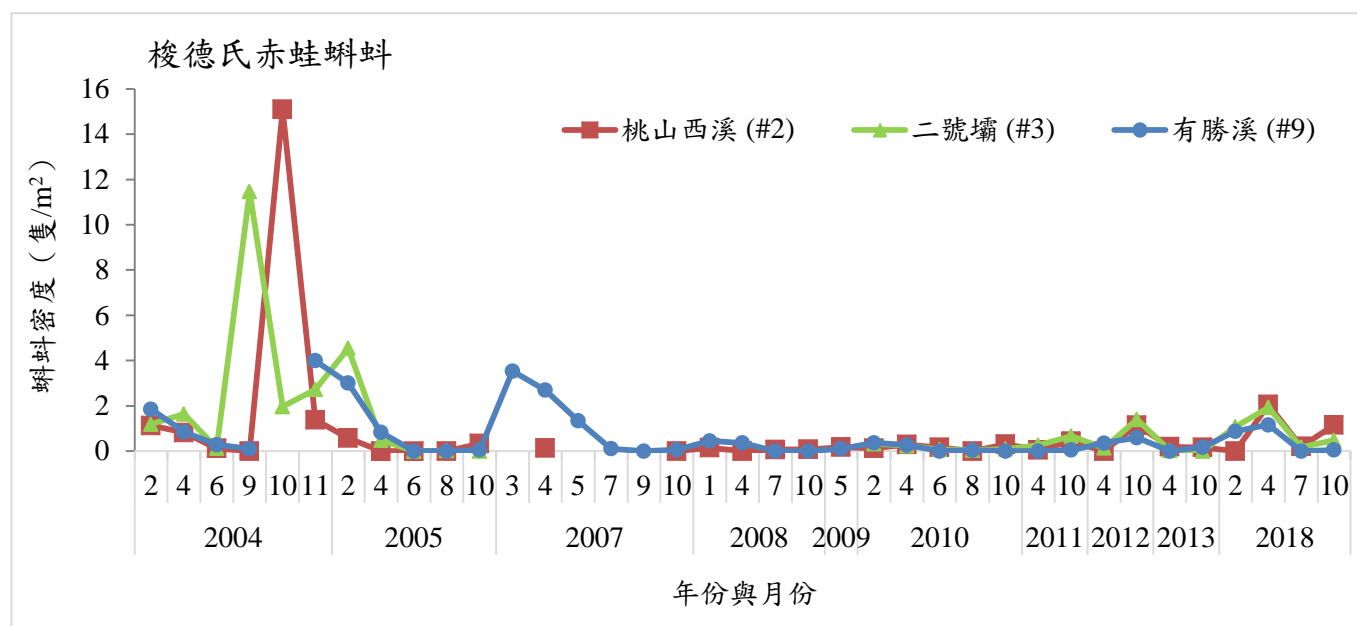


圖 7-2、2004 年至 2018 年，各月份蝌蚪平均體長 (mm)。(資料來源：本研究資料)

a.



b.

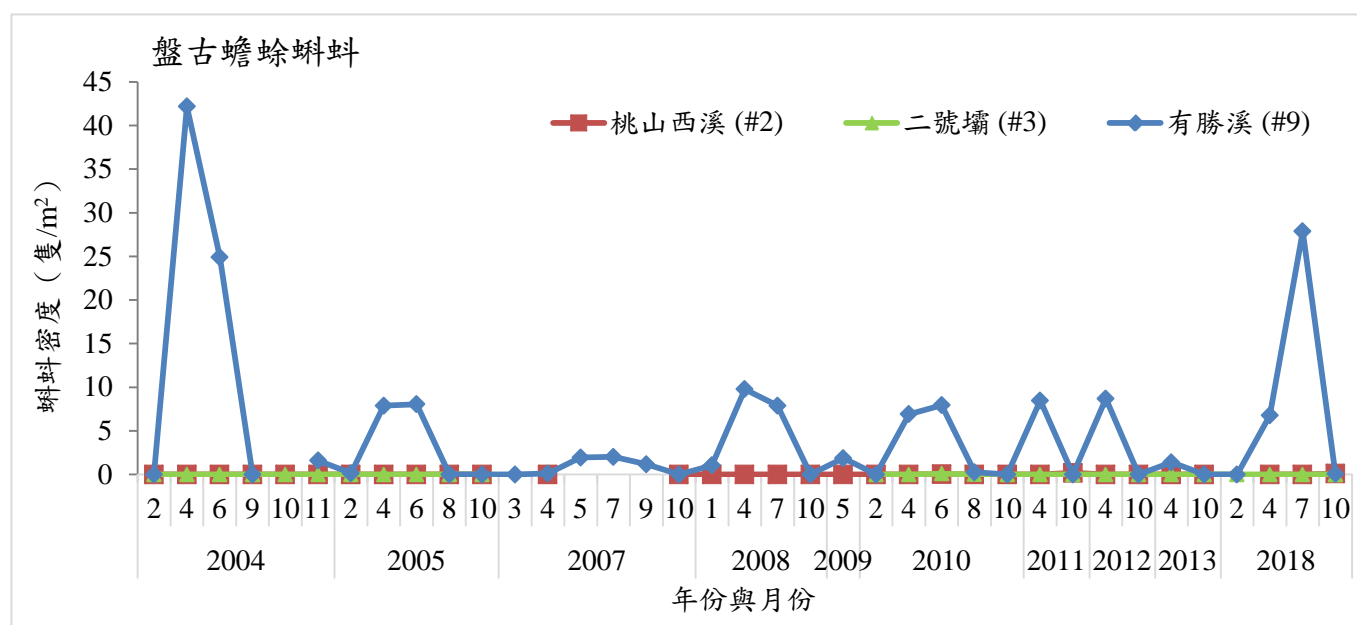
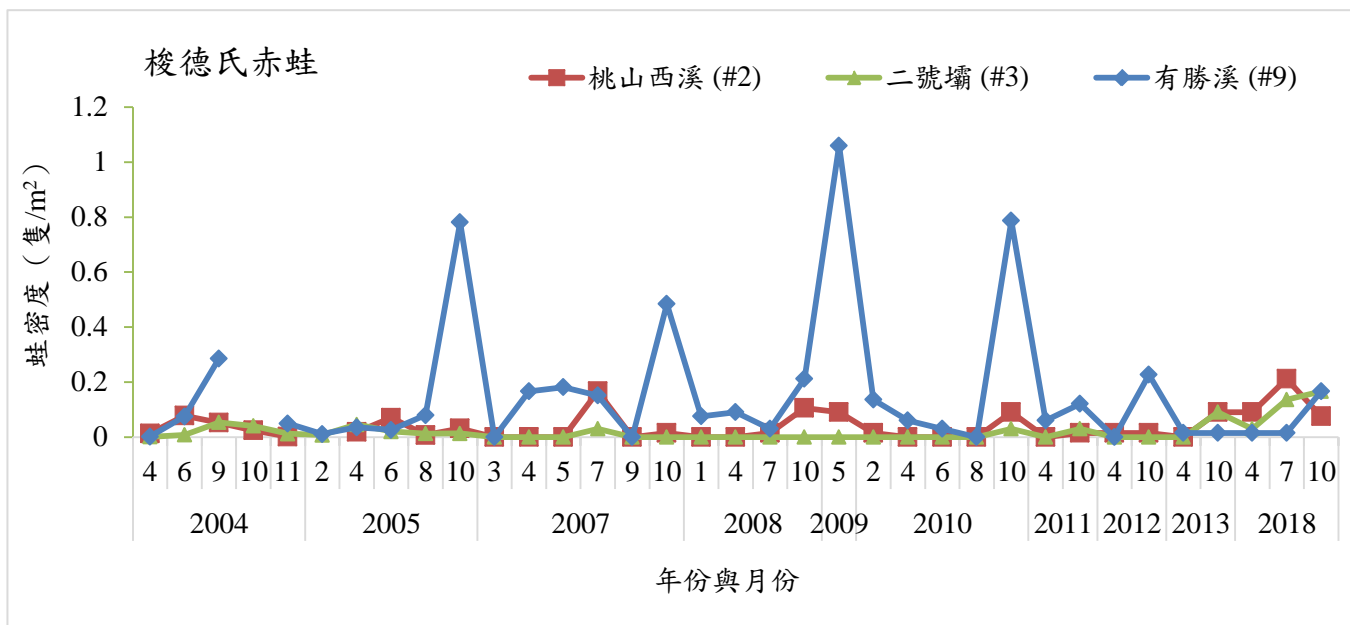


圖 7-3、2004 年至 2018 年，桃山西溪 (#2)、二號壩 (#3)、有勝溪 (#9) 測站蝌蚪密度 (隻/m²): a. 梭德氏赤蛙蝌蚪、b. 盤古蟾蜍蝌蚪。(資料來源：本研究資料)

a.



b.

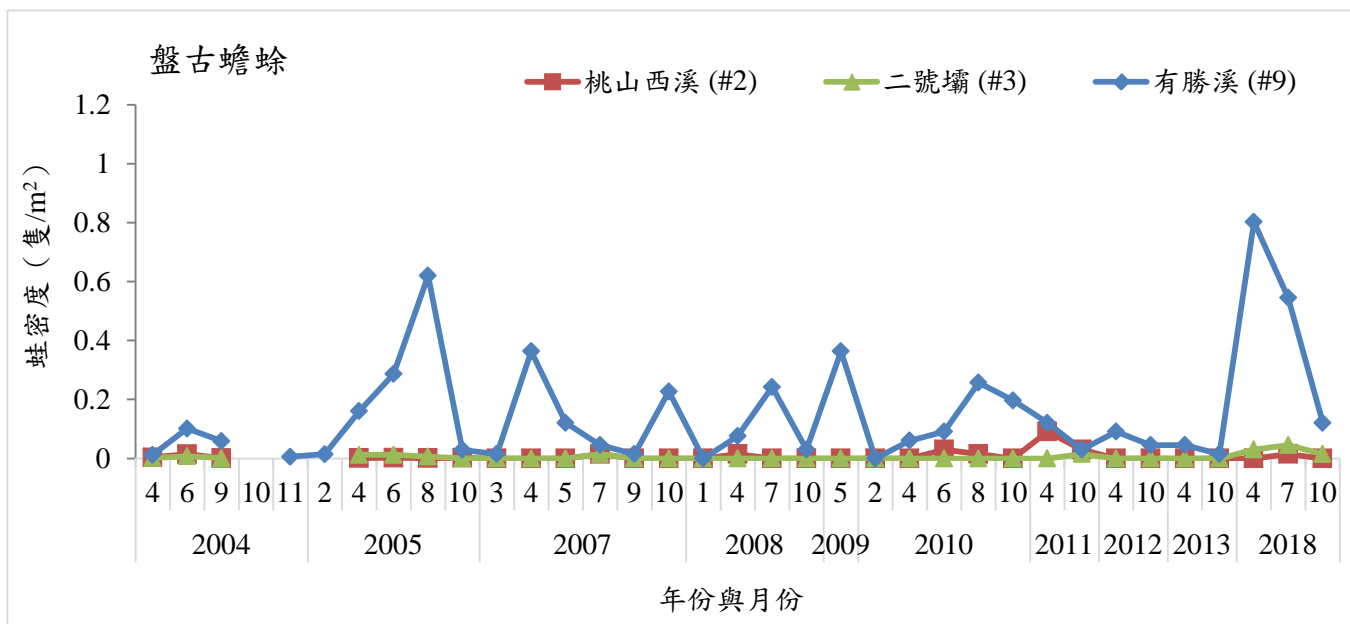
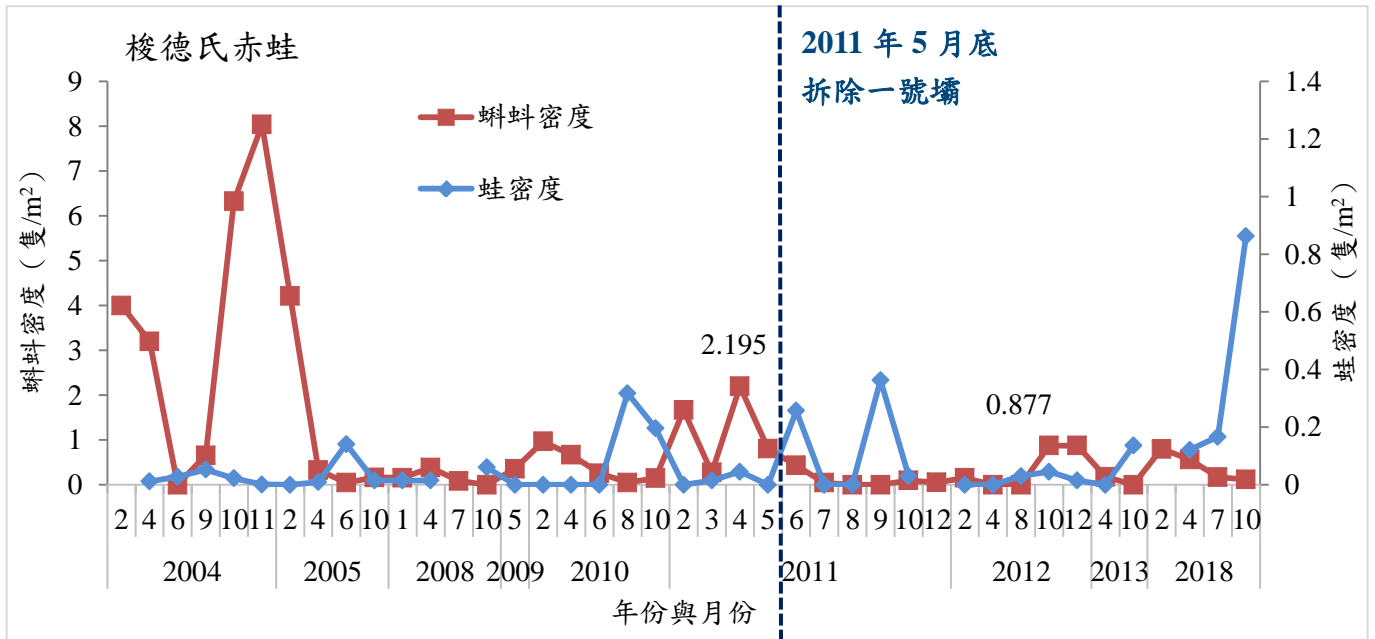


圖 7-4、2004 年至 2018 年，桃山西溪 (#2)、二號壩 (#3)、有勝溪 (#9) 測站蛙密度 (隻/m²): a. 梭德氏赤蛙、b. 盤古蟾蜍。(資料來源：本研究資料)

a.



b.

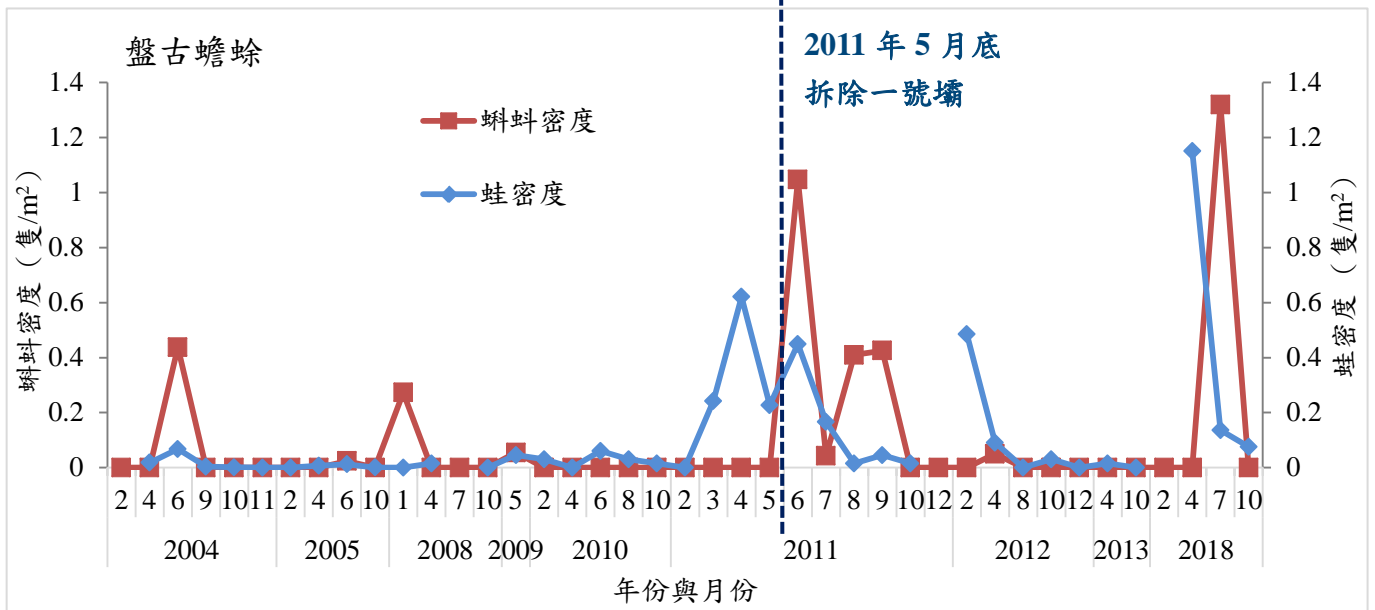
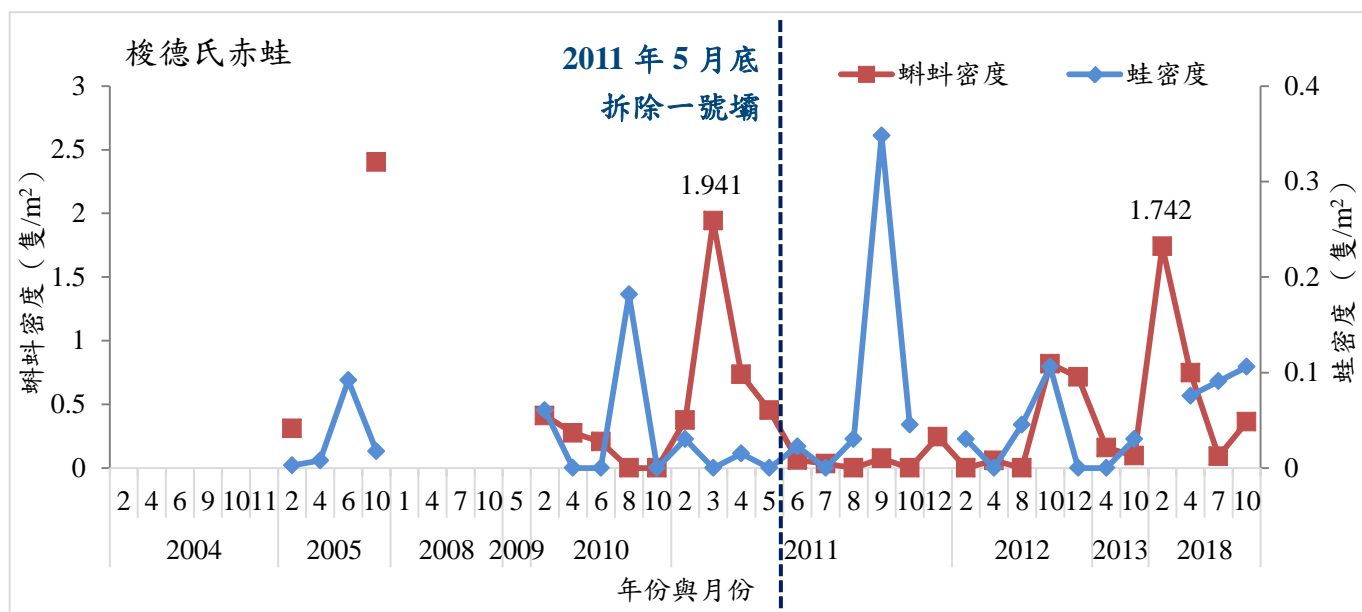


圖 7-5、2004 年至 2018 年，一號壩上游 (#12) 蝌蚪及蛙類密度 (隻/m²)：a. 梭德氏赤蛙、b. 盤古蟾蜍。(資料來源：本研究資料)

a.



b.

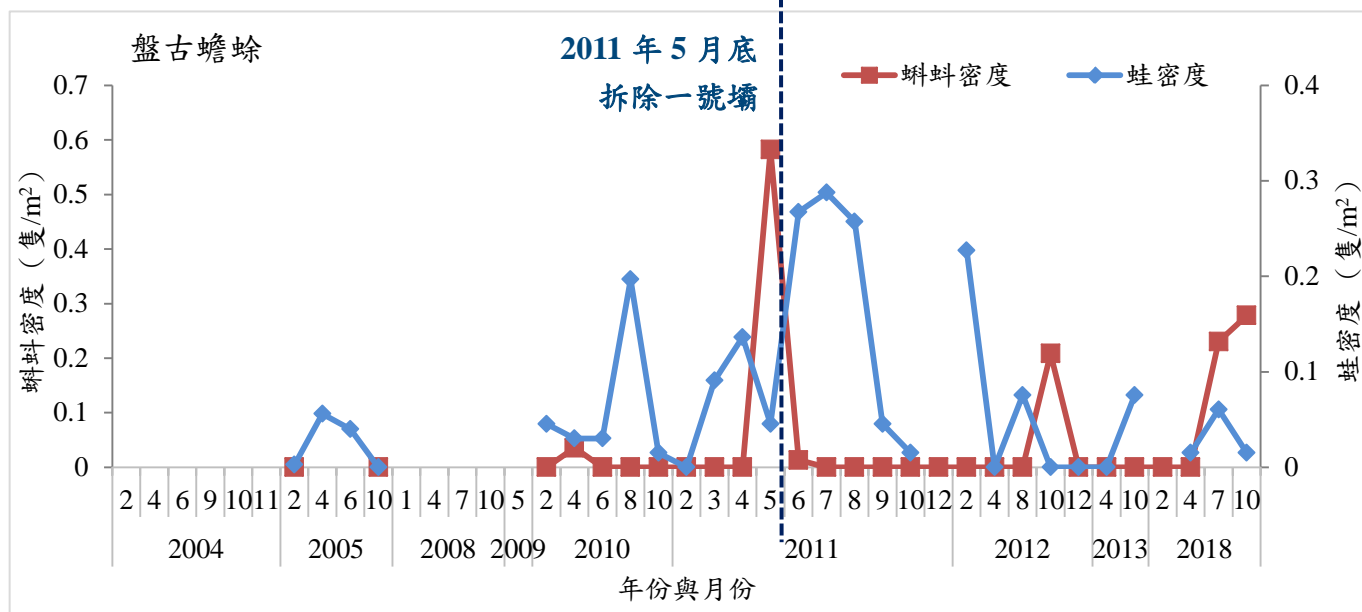


圖 7-6、2004 年至 2018 年，一號壩下游 (#13) 蝌蚪及蛙類密度 (隻/m²)：a. 梭德氏赤蛙、b. 盤古蟾蜍。(資料來源：本研究資料)

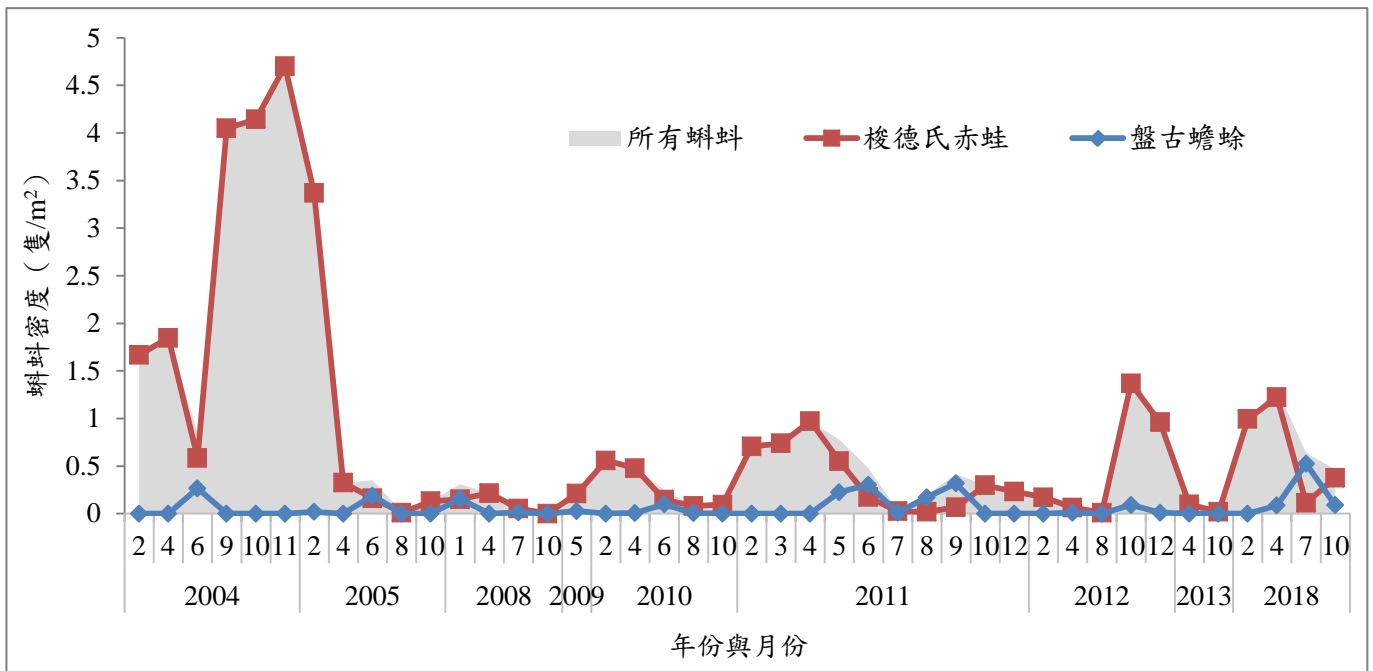


圖 7-7、2004 年至 2018 年，七家灣溪測站 (#3、#4、#5、#12、#13) 平均蝌蚪密度 (隻/m²)。

(資料來源：本研究資料)

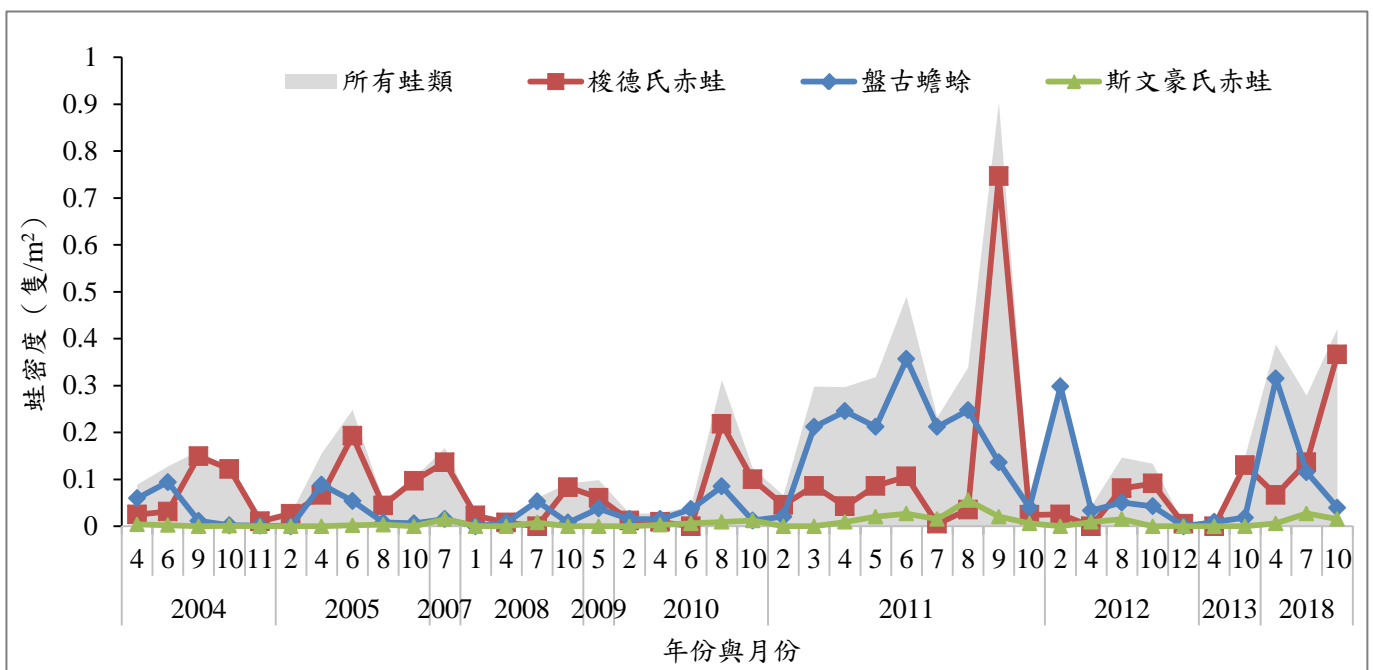


圖 7-8、2004 年至 2018 年，七家灣溪測站 (#3、#4、#5、#12、#13) 平均蛙密度 (隻/m²)。

(資料來源：本研究資料)

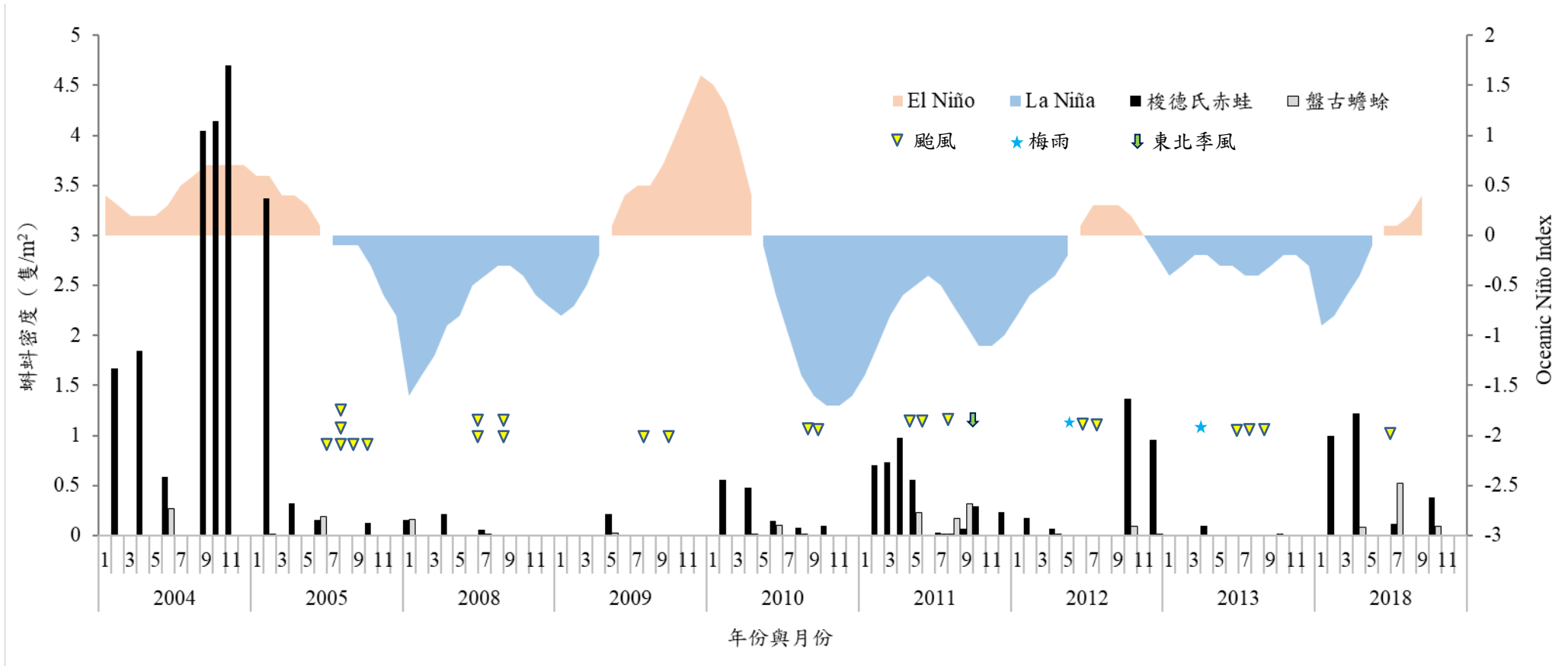


圖 7- 9、2004 年至 2018 年，七家灣溪測站 (#3、#4、#5、#12、#13) 平均蝌蚪密度 (隻/m²)、聖嬰-反聖嬰指標 (ONI) 與季節性大水事件。

(資料來源：本研究資料)

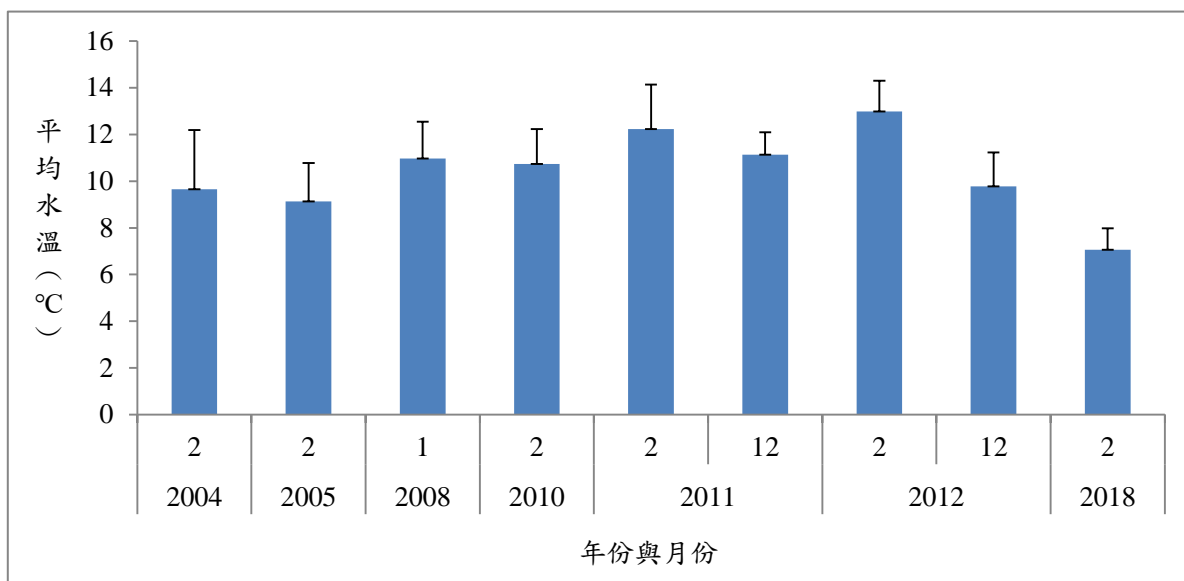


圖 7-10、2004 年至 2018 年冬季調查時，日間調查的平均水溫 (°C)。

(資料來源：本研究資料)

第八章 鳥類研究

孫元勳、洪孝宇、陳宏昌、謝季恩、李秋珊、李文馨

國立屏東科技大學野生動物保育研究所

摘要

關鍵詞：拆壩、河烏、族群趨勢、溪流鳥類、長期監測

一、研究緣起

雪霸國家公園為改善臺灣櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou formosanus*)的棲地環境，在 2011 年拆除七家灣溪一號攔砂壩，當時已對溪流鳥類進行拆壩短期影響監測，但長期效應仍未評估，此外也將持續監測七家灣溪和有勝溪的溪流鳥類族群動態，以評估氣候變遷和極端氣候之長期影響。

二、研究方法及過程

溪鳥族群調查範圍包括七家灣溪、高山溪和有勝溪，今年度在 1、3、4、7、10 月沿溪調查溪鳥數量和出現位置，並在繁殖季(1-3 月)以霧網繫放指標鳥種河烏(*Cinclus pallasii*)，找尋河烏巢位及記錄繁殖狀況，並針對七家灣溪一號壩至三號壩之間的河烏育雛期食性進行調查，並與往年(2004)的食性進行比較。

三、重要發現

1. 七家灣溪河烏數量在無颱風的夏季約為 40 隻，有颱風的夏季約 18 隻，繁殖季前夕(11-12 月)數量會增加，繁殖季(1-3 月)約 30 隻。有勝溪的河烏數量約為七家灣溪的 1/2 到 2/3，但近年來兩條溪都有下降趨勢，可能跟 2016 年的春季大水有關。
2. 鉛色水鴨的族群變化受洪水或拆壩的影響較不明顯，因其活動不局限於溪流棲地，族群變化的影響因子更加複雜，不是良好的溪流指標物種。

3. 溪流鳥類在七家灣溪繁殖的有河烏、鉛色水鵝、紫嘯鵝和鴛鴦，屬於冬季候鳥的有小剪尾、綠蓑鷺和所有其他鷺科鳥類，小剪尾在春季應該是往更高海拔的溪澗進行繁殖。
4. 2018年七家灣溪河烏共繁殖12對14窩，其中7窩繁殖成功，產出幼鳥22隻；有勝溪共繁殖6對6窩，5窩繁殖成功，產出幼鳥17隻。兩條溪今年的繁殖表現都在歷年來的平均值之上。
5. 統計2015-2018年共8窩河烏巢遭到台灣獼猴(*Macaca cyclopis*)掠食，佔所有繁殖窩數的17.8%；相較之下，2004-2006年僅1巢遭到獼猴掠食，佔所有繁殖窩數的3.4%，其他掠食者所佔的比例在這兩個年份區間差異不大。大多數(7/8)被獼猴掠食的巢位是在七家灣溪二號壩到三號壩之間。
6. 2018年3月記錄分流處河烏育雛獵物2,211隻，僅0.4%是魚類，魚類中有7隻台灣鏟頰魚(*Varicorhinus barbatulus*)、沒有台灣櫻花鉤吻鮭，跟同溪段夏季小魚的比例相符。魚類的數量和組成與2004年間有很大的差異，可能跟拆壩後一號壩上游台灣鏟頰魚數量增加有關。
7. 2018年河烏和鉛色水鵝(*Rhyacornis fuliginosus*)在一號壩上下游的平均數量與對照組無明顯差異，拆壩影響已趨於穩定。
8. 河烏的棲地品質會受到水棲昆蟲和溪流型態的雙重影響，而農業活動可能會影響水棲昆蟲，影響程度仍須進一步探究。

四、主要建議事項

1. 立即可行之建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處。

台灣獼猴掠食河烏巢的比例在2015-2018年間比在2004-2006年間增加5倍，獼猴的攀爬能力強，河烏巢賴以阻隔掠食者的岩壁和深潭幾乎都阻擋不了獼猴，雖然目前尚未證實對河烏族群造成明顯衝擊，但建議在獼猴活動熱區加強監控其對各種鳥類繁殖和族群的負面影響。

2. 長期性建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處。

武陵地區的溪流鳥類自 2003 年至今已監測長達 15 年，但鳥類族群的長期變化受到許多不同的因素影響，每年發生的氣候事件如洪水、乾旱、低溫等也都不同，建議能夠持續監測溪流鳥類的族群動態，觀察各種不同因素對溪鳥族群和繁殖的影響，使其成為溪流生態以及氣候變遷的良好指標。

ABSTRACT

Keywords: dam-improving, Brown Dipper, population trend, stream birds,
Long-term monitoring

In order to improve the stream habitat of Formosan landlocked salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*), the Dam 1 of Chichiawan Stream was torn down in 2011. We had investigated the short-term effects of dam removal on stream birds, but long-term effects were not examined yet. Populations of all stream birds were surveyed along with Yosheng Stream and Chichiawan Stream bimonthly. The indicator species, the Brown dipper (*Cinclus pallasii*), was banded and surveyed for their reproductive performance and nestling diet. The long-term average breeding population of Brown dipper in Chichiawan Stream was around 30, which had more fluctuations in summer and increased before the breeding season annually. The dipper population in Yosheng Stream was only 1/2 to 2/3 of Chichiawan Stream. There were 14 broods produced by 12 dipper pairs in Chichiawan Stream in 2018, and totally 22 fledglings were produced from seven successful broods. In Yosheng Stream, there were six broods produced by six dipper pairs, and five successful broods produced 17 fledglings in 2018. There were eight dipper broods predated by Formosan macaque (*Macaca cyclopis*) from 2015 to 2018, which was five times higher than that from 2004 to 2006. The dipper nestlings' diet at the upstream of Dam 1 this year only be recorded eight fish (n = 2,211), including seven Taiwan shoveljaw carp (*Varicorhinus barbatulus*). The effect of dam-removal on the population of two main stream bird species were not obvious this year.

This project comes to the following immediate and long-term strategies:

1. Immediate strategy:

To monitor the effects of Formosan macaque on birds' population and reproduction, and to consider appropriate population control on Formosan macaques.

2. Long-term strategy:

To monitor stream birds' population continuously in order to compare different factors in different years.

一、前言

(一)研究背景

台灣溪流建構許多攔砂壩，目的在降低溪流泥沙沖刷，以延長水庫壽命。位於德基水庫上游的七家灣溪和高山溪也有多座攔砂壩，然而此處是臺灣櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou formosanus*，下稱鮭魚)的重要棲息地，而攔砂壩會隔離鮭魚族群，讓鮭魚只能單向往下游擴散，無法上溯到上游河段(Chung et al., 2008)。雪霸國家公園管理處在 1999 年 4 月至 2000 年 6 月間已陸續將高山溪的 4 座攔砂壩拆除，2011 年 5 月則拆除了七家灣溪的一號壩。

(二)拆壩的短期影響

將非必要的水壩和攔砂壩拆除以恢復原有溪流生態系統是世界趨勢，美國在最近數十年已拆除超過 1000 座攔砂壩(O'Connor et al., 2015)，研究顯示因拆壩造成的干擾和水文改變可在短時間內就恢復穩定(例如一年)，特別是經過週期性的洪水沖刷之後(Orr et al., 2008; Tullos et al., 2014)。至於拆壩對溪流生物的影響，目前多聚焦於移除鮭魚的洄游障礙，對更高階陸域脊椎動物影響的研究則較為缺乏(Tonra et al., 2015a)。

2011 至 2013 年研究團隊曾對拆除七家灣溪一號壩影響溪流鳥類的短期效應進行監測，結果顯示溪流指標物種河烏(*Cinclus pallasii*)在拆壩半年內，原本在壩體下游 800 m 內的族群會往更下游移動，躲避因拆壩導致的砂石沖刷，因此建議溪流施工應避開河烏的繁殖季(武陵地區是 1-4 月)，可將影響減到最輕；而隔年蘇拉颱風則造成壩體上游到分流處之間侵蝕嚴重，該區的河烏往更上游移動躲避，顯示颱風引發的洪水會擴大拆壩效應(孫元勳等，2013)。至於另一種數量也相當多的溪流鳥類的鉛色水鶇(*Rhyacornis fuliginosus*)，因為棲地專一性不如河烏強烈，當溪流棲地發生短暫變化時(如洪水或工程干擾)，可以往溪流兩岸樹林暫時躲避，因此對干擾的忍受度較高(孫元勳等，2013)。

(三)拆壩的長期效應

拆壩除了造成短期干擾，也會帶來長期效應。在北美某些有鮭魚洄游的溪流，在拆壩打通鮭魚上溯路徑之後，原本在壩體上游的魚類捕食者便可能因此獲利。以美洲河烏(*Cinclus mexicanus*)為例，雖然其主食是水棲昆蟲，但也會捕食小魚，且小魚的營養價值較高(Obermeyer et al., 1999; Obermeyer et al., 2006)。而在美國華盛頓州一項針對拆壩影響美洲河烏的研究顯示，在拆壩前上游的魚類資源較少，河烏的繁殖表現也較下游差，拆壩後上游的魚類資源增加，河烏的繁殖和存活率都因此提升(Tonra et al., 2015b)；此外經同位素追蹤顯示，上游的河烏確實在拆壩之後攝取到來自海洋、由鮭魚洄游帶進入內陸的元素成分(Tonra et al., 2015a)。

過去在七家灣溪調查河烏育雛期的食性，同樣是以水棲昆蟲為主食，魚類約占 3.9%(Chiu et al., 2009)，然而不同河烏巢位的魚類組成比例有很大的差異，例如 2004 年在分流處的一對河烏，平均每 3 小時即可捕捉 1 隻小鮭魚，換算整個繁殖季可能捕捉高達 400 隻的小鮭魚(孫元勳，2007)。2011 年以前在一號壩上游俗稱苦花的台灣鏟頰魚(*Varicorhinus barbatulus*)數量並不多，但是在拆壩後魚類上溯的阻礙消失，在壩上測站的魚類調查顯示不論鮭魚或苦花的數量都有增加趨勢(曾晴賢和陳彥谷，2012)。本研究預期，一號壩上游的苦花數量增加，或可緩和鮭魚被河烏捕食的壓力，成為拆壩的長期效應之一。

(四)洪水與河烏族群長期監測

除了拆壩的影響監測，研究團隊過去也長期參與七家灣溪的生態監測計畫，並對河烏的生活史(洪孝宇等，2011)以及洪水對其繁殖和族群的影響有深入的研究，包括洪水會劇烈影響水棲昆蟲的生物量以及河烏的數量(Chiu et al., 2008)、河烏在育雛期的食性選擇(Chiu et al., 2009)、以及利用長期繫放資料發現洪水會導致河烏年存活率降低(Chiu et al., 2013)。

近年的研究發現，影響武陵地區河鳥繁殖的關鍵並非洪水的強度，而是發生洪水的時間，越接近年底的颱風對冬季繁殖的河鳥影響越大，因為遭洪水沖走的水棲昆蟲族群沒有足夠的時間可以恢復，在食物不足的情況下會導致繁殖時間延後、繁殖比例降低、整體繁殖產出降低、進而影響到下一季的族群數量(Hong et al., 2016)。洪水除了間接影響河鳥繁殖，更對河鳥的行為有直接的衝擊，研究團隊利用個體繫放目擊調查，發現在洪水期間河鳥會從主流往流量較小的支流移動，移動距離遠超過平常的活動範圍，並且造成主流的數量大幅下降、支流的數量卻異常增加的特殊現象，然而最終牠們幾乎都會回到原本的繁殖領域，顯示這樣的避難行為可能有助於提高河鳥在洪水期間的存活率，並證實有勝溪是七家灣溪河鳥族群在洪水期間重要的避難所(Hong et al., 2018b)。

過去研究指出河鳥以水棲昆蟲為主食，並且偏好在淺瀨環境覓食，本研究嘗試結合此兩項因子，調查武陵地區各河鳥巢位周邊的淺瀨面積，並乘上由水棲昆蟲子計畫所調查的水棲昆蟲密度，得到各巢位周邊河鳥可利用的水棲昆蟲總量，結果顯示與各巢位領域長度和繁殖產出有高度相關，可作為河鳥巢位品質的指標，並且發現淺瀨面積和水棲昆蟲密度的年間變化分別受到不同機制影響(Hong et al., 2018a)。

(五)研究目的

本研究將著重在七家灣溪拆壩的長期效應監測，特別是一號壩至三號壩之間河鳥的育雛期食性調查，比較拆壩前(2003-2004年)和拆壩後食性中的魚類比例和魚種組成差異。此外也將持續監測溪流鳥類自2003年以來的族群變化趨勢，探討各種環境和生物因子對溪流指標鳥種之影響。

二、研究方法

(一)研究地區

研究地區位於台中市和平區的武陵農場及其鄰近地區(圖 8-1)，海拔高度約 1700-2000 m，主要溪流是七家灣溪和有勝溪。七家灣溪的研究範圍自迎賓橋到 6 號攔砂壩，以及高山溪自匯流口到 3 號壩，總長度約 8.5 km，有勝溪則是從收費站到思源，長度同樣是 8.5 km，此範圍涵蓋總計畫所需之各監測站(圖 8-2)，並在 7 月份納入羅葉尾溪。七家灣溪流量資料取自台灣電力公司，流量測站位於七家灣溪和有勝溪匯流處。

(二)溪流鳥類族群調查

配合總計畫共同取樣時間，在 1、4、7、10 月以步行方式沿溪調查一次(涵蓋所有共同測站)，此外在河鳥繁殖季額外增加調查一次(3 月)。使用雙筒望遠鏡記錄溪鳥種類、數量、出現地點、腳環顏色、性別和成幼。針對指標物種河鳥，將架設鳥網(黑色，網目 2-5 cm)進行捕捉繫放，於繁殖季(1-3 月)架設 2-4 面鳥網於溪谷陰影處，連續捕捉 3-4 天，在光線比較明亮的溪段，張網時間則是在鳥類視覺較弱的清晨或傍晚。捕獲個體繫上腳環和色環、測量形質和拍照後原地釋放。

各種常見溪流鳥類將呈現族群數量在一年中的月變化，以及 2003-2018 年間(2009 年未調查)族群的長期趨勢，由於部分鳥類有遷徙習性，因此一年中的數量有明顯的高低變化，長期年間趨勢只呈現各年度高峰期的平均數量。河鳥的族群變化已被證實跟颱風有高度相關(Chiu et al., 2008; Hong et al., 2018b)，因此月變化將分成有颱風年份(2004-2008、2012、2013、2015、2016)和無颱風年份(2003、2010、2011、2014、2017、2018)進行比較。

(三)河鳥繁殖與食性調查

繁殖季(1-3 月)在溪畔的岩壁上尋找河鳥巢位，找到巢後記錄產卵和孵化時間、窩卵數，若發現時巢中已有幼鳥，則以體重推算日齡，並以孵卵期 16 天、育雛期 25 天估計離巢時間(洪孝宇等，2011)，在幼鳥 16-20 日齡時給予腳環和色環標記。只要巢中有 1 枚卵或 1 隻幼鳥存活，即定義該階段為繁殖成功。幼鳥是否成功離巢的判斷方式為：1. 研究人員觀察到幼鳥離巢或在巢位附近看到幼鳥；2. 最後一次探巢時幼鳥的羽毛發育已接近離巢狀態。繁殖失敗的原因歸類為下列三項：「天候因素」為大雨過後前往探巢時，發現幼鳥濕透死在巢中或整個巢被上漲溪水沖走；「遭到捕食」是研究人員觀察到捕食者、巢中僅存殘骸、巢被外力破壞、或在未到正常離巢日前，巢中卵或雛鳥消失；「放棄繁殖」則是親鳥築好巢但是沒有產卵。

河鳥育雛期的食性調查將以七家灣溪一號壩到三號壩之間為重點區域，調查方法將比照 2003-2004 年，採用巢位育雛觀察法(孫元勳，2004)，即研究人員隱身在離巢約 10-15 m 之偽裝帳內，以望遠鏡和相機記錄親鳥帶回巢育雛之食物，將河鳥捕捉的獵物區分魚種和水棲昆蟲種類(判定至目或科等級)。河鳥食性中魚類(鮭魚和苦花)的比例，將與清華大學團隊所調查的同一溪段夏季溪流中的小魚比例進行比較(卡方檢定)，瞭解河鳥對不同魚種是否具有選擇性，此外也將與 2004 年的河鳥食性(孫元勳，2004)進行比較，探討拆壩是否對河鳥的食性變化有影響。

(四)拆壩前後鳥類族群變化比較

孫元勳等(2013)已調查過七家灣溪一號壩拆壩前後兩年上下游的河鳥和鉛色水鶉數量變化，本研究將延續當時的調查方式，將 2018 年的資料加入分析，以呈現長期的變化趨勢，並將未受拆壩影響的高山溪列為對照樣區。先前的調查監測 2011 年 5 月一號壩拆除前後這兩種溪鳥在壩址上下游各 800 m 內的數量變化，選定此範圍係依據成大團隊對本溪泥沙運動的觀測結果，這個範圍的沖刷和淤積影響較大(王筱雯，2012)。有鑑於溪鳥數量本身會隨月份變化，為消除此

一時間因子，本研究以離壩址更遠、影響較輕微的溪段(801-1600 m)為背景值。由於拆壩工程是在 5 月底進行，當時研究將拆壩前一年半到拆壩後兩年半共計 4 年(2010-2013 年)的研究期間，以每年 1-5 月和 6-10 月為單位區分成 8 個時期，分析兩種溪流鳥類在拆壩前後的數量變化(孫元勳等，2013)。

(五)不同農業程度比較

為了解不同農業程度對溪流生態之影響，本研究配合總計畫以桃山西溪、七家灣溪二號壩以及有勝溪測站作為農業程度由低到高之樣站，並依據溪流鳥類活動範圍較大之特性，比較各樣站上下游 250 m 內(共 500 m)河烏和鉛色水鶉之平均數量，今年 3 個樣站的 5 次調查結果將以 Kruskal-Wallis test 進行比較。

三、結果

(一)溪流鳥類族群長期監測

2018年共進行5次(1、3、4、7、10月)七家灣溪和有勝溪全溪段溪流鳥類調查，7月份另調查一次羅葉尾溪。溪流指標物種河烏自2003年起調查至今(2009年未調查)，除2003年七家灣溪的族群量一度達到50-60隻，後續年度的高點約在40-50隻，低的時候則僅有個位數，且均為夏季颱風過後(圖8-3)。2012年起開始調查有勝溪，在相同長度(8.5 km)的調查區域內，有勝溪的河烏數量約僅七家灣溪的2/3到1/2，但在夏季颱風過後，兩條溪的河烏數量會互為消長(圖8-4)。近年來兩條溪的河烏數量都呈現下降趨勢，尤其在2016年年初有一個明顯低峰(非颱風季)，至2017年底七家灣溪的數量回升，但有勝溪的數量仍然偏低(圖8-4)。羅葉尾溪在今年7月份的調查，僅有鉛色水鶉2隻和紫嘯鶉1隻。

一年中各月份的河烏數量變化，七家灣溪多數月份在30隻上下，夏季(8-10月)的波動範圍較大，而接近年底的11-12月最多，平均可達到36隻(圖8-5)。若將夏季有颱風跟無颱風的年度分開比較，無颱風年度的下半年(7-12月)各月平均值可達40隻，繁殖季初期(1-2月)數量下降，3月份幼鳥離巢數量再上升(圖8-6)；有颱風年份的夏季平均會降到20以下，但11-12月會有明顯回升，從繁殖季起又逐漸降低(圖8-6)。

武陵地區常見的溪流鳥類除了河烏，還包括鉛色水鶉、紫嘯鶉(*Myophonus insularis*)、鴛鴦(*Aix galericulata*)、小剪尾(*Enicurus scouleri*)和綠蓑鶯(*Butorides striata*)，後兩種並未在七家灣溪繁殖。鉛色水鶉在七家灣溪一年中的高峰期是在4-6月的繁殖季，平均數量約110隻，其他月份的數量在80隻上下(圖8-7)；2003-2018年間的長期趨勢顯示在2007-2011年有一波高峰，之後又逐漸下降(圖8-8)。紫嘯鶉的高峰期在4-7月(圖8-9)，同樣是繁殖季，但比鉛色水鶉略晚，2003年至今有降低的趨勢(圖8-10)。鴛鴦雖在七家灣溪繁殖，但一年中的高峰期在10月份，冬季以及6月數量最低(圖8-11)；鴛鴦在2012-2013數量增加，

但 2014 年數量降低為 0，之後又逐漸增加(圖 8-12)。

小剪尾在七家灣溪一年中的高峰期是冬季(11-1 月)，春季數量最低，夏季數量會略為增加(圖 8-13)；從 2003 年以來的長期趨勢，小剪尾數量在 5-15 隻之間波動，近年來約維持在 10 隻左右(圖 8-14)。綠蓑鷺的數量同樣在冬季最高(11-2 月)，夏季最低(圖 8-15)；2003 年冬季的平均值曾達到 6 隻，近年來平均 1-2 隻(圖 8-16)。除了綠蓑鷺每年穩定出現，還有其他鷺科鳥類偶然會出現在七家灣溪，包括蒼鷺(*Ardea cinerea*)、夜鷺(*Nycticorax nycticorax*)、大白鷺(*Ardea alba*)、中白鷺(*Ardea intermedia*)和小白鷺(*Egretta garzetta*)，出現時間同樣是冬季(11-2 月)(圖 8-17)；整理自 2012 年以來的數量變化，2013 年有一個高峰，除蒼鷺外的種類都有出現，其他年份則相當零星，平均 1-2 隻(圖 8-18)。

(二)河鳥繁殖狀況調查

2018 年 1-4 月間在七家灣溪(含高山溪)有 12 處繁殖巢位(圖 8-19)，其中有兩個巢位繁殖兩次，因此共 14 窩，其中 7 窩繁殖成功，共產出離巢幼鳥 22 隻(表 8-1)。有 7 窩繁殖失敗，其中兩巢判斷遭獼猴破壞，一號壩下游同一巢的兩窩皆遭哺乳類掠食者入侵，另有 3 巢的蛋或幼雛不明原因消失，以及 1 個巢的親鳥消失導致幼雛死在巢內(表 8-1)。有勝溪有 6 處繁殖巢位(圖 8-19)，其中 5 處繁殖成功，產出離巢幼鳥 17 隻，只有一巢的蛋不明原因消失(表 8-1)。

近年來在七家灣溪幾乎每年都有 1-3 個河鳥巢被台灣獼猴(*Macaca cyclopis*)掠食，統計 2015-2018 年共 8 窩河鳥巢遭到獼猴掠食，佔所有繁殖窩數的 17.8%；相較之下，2004-2006 年僅 1 巢遭到獼猴掠食，佔所有繁殖窩數的 3.4%，其他掠食者所佔的比例在這兩個年份區間差異不大(表 8-2)。大多數(7/8)被獼猴掠食的巢位是在七家灣溪二號壩到三號壩之間(圖 8-20)。

(三)一號壩上游河鳥食性調查

今年在七家灣溪一號壩到三號壩之間共有 6 個河鳥巢，但僅有兩巢繁殖成

功，分別位於觀魚台下游約 200 m 的分流處、以及觀魚台上游 200 m 的水濂洞(圖 8-19)。今年 3 月研究人員在分流處連續記錄河烏親鳥育雛共 15 天，從幼鳥 10 日齡起到離巢為止，總紀錄時數 113 小時，記錄親鳥餵食幼鳥 1,775 次(平均每小時 15.7 次)，食物可辨識率為 74.1%，共辨認出 2,211 隻獵物(有時 1 次不只 1 隻)。辨認出的獵物中有 82.3%是水棲昆蟲、13.8%是蝌蚪、僅 0.4%是魚類，魚類包括 7 隻苦花和 1 隻纓口台鰍(*Formosania lacustre*)(圖 8-21)。

對照河烏食性與清華大學團隊 6 月份在一號壩到觀魚台之間的魚類普查資料(僅比較鮭魚和苦花)，記錄到苦花小魚 290 隻(另有魚苗 2,080 隻)和鮭魚小魚 1 隻，苦花在溪流中小魚所佔的比例(99.7%)，跟在河烏食性中所佔的比例(100%)相當接近(圖 8-23)。相較於 2004 年在同一地點，河烏 3,221 隻獵物中有 2.9%是魚類，其中鮭魚 61 隻(87.1%)、苦花 9 隻(12.9%)，對照當年度同溪段魚類普查資料，鮭魚小魚 400 隻(78.1%)、苦花小魚 112 隻(21.9%)，河烏可能有偏好捕捉鮭魚的傾向($X = 3.41$ 、 $p = 0.065$)(圖 8-23)。

(四)拆壩前後鳥類族群變化

2011 年 5 月七家灣溪一號壩拆除，當時首先影響下游河段，部分河烏移動到更下游躲避干擾(圖 8-24)，隔年蘇拉颱風引發洪水，一號壩上游向源侵蝕嚴重，原一號壩上游河烏往更上游移動(圖 8-25)。到 2013 年的蘇力颱風，上下游的河烏數量變化已趨於一致，而 2018 年無颱風，數量跟拆壩前相去不遠；高山溪的數量變化不受拆壩影響，僅受洪水影響(圖 8-24、8-25)。

七家灣溪一號壩下游的鉛色水鵝在 2011 年拆壩前後數量並無明顯波動(圖 8-26)，上游的鉛色水鵝在 2012 年蘇拉颱風過後數量大幅降低，但更上游河段的數量並未增加，此變化趨勢跟河烏不同(圖 8-27)。2018 年鉛色水鵝在一號壩上下游的數量大致相當，但都較拆壩前略為降低，高山溪也有相同趨勢(圖 8-26、8-27)。

(五)不同農業程度比較

在農業程度不同的三個溪流測站中，2018 年 5 次溪流鳥類調查結果，河鳥在樣站間的數量差異接近顯著($p = 0.054$)，以二號壩平均值最高、桃山西溪最低(圖 8-28)；鉛色水鶉在樣站間的數量差異不明顯($p = 0.093$)。

四、討論

(一)溪流鳥類族群長期監測

本團隊自 2003 年起長期監測七家灣溪的河烏族群波動，已證實夏季洪水會直接驅動河烏在七家灣溪和有勝溪之間移動的避難行為(Hong et al., 2018b)，以及間接地透過降低水棲昆蟲豐富度影響河烏冬季繁殖表現和族群量(Chiu et al., 2008; Hong et al., 2016)，因此夏季洪水是影響河烏族群波動的一大主因。七家灣溪的河烏數量在 2003 年一度有 50-60 隻的水準，但之後的高點都僅有 40-50 隻，且上下波動的幅度很大，可能是因為在 2003 年以前七家灣溪曾連續數年未有劇烈洪水侵襲(圖 8-16，七家灣溪 1996-2003 年間的洪水均小於 $80 \text{ m}^3/\text{s}$)，但自 2004 年起幾乎每年夏季都有劇烈洪水，且動輒達到 $200-300 \text{ m}^3/\text{s}$ 甚至以上的流量(圖 8-16)，因此河烏數量無法回升至 2003 年的水準。不過這僅是相當初步的推測，可能需要再有連續數年無劇烈洪水，才能夠驗證河烏在這樣的情況下族群和繁殖表現會是如何，這也顯示長期監測的重要性。

2016 年年初七家灣溪的河烏族群出現一個低點，這很可能是因為當年 3 月出現不尋常的春季大雨，雖然最大流量僅 $34 \text{ m}^3/\text{s}$ ，但已遠高於歷年 3 月平均值 $4.6 (\text{sd} = 4.6) \text{ m}^3/\text{s}$ (資料來源：台灣電力公司)，此時正逢河烏繁殖季後半段，連續大雨和上漲且混濁的溪水可能導致河烏覓食困難，因此繁殖失敗或產出幼鳥數減少(孫元勳，未發表資料)。相較於 2015 年的 2 月中旬到 3 月初，全台遭逢 10 年大旱，七家灣溪平均流量僅 $1.8 (\text{sd} = 0.06) \text{ m}^3/\text{s}$ (資料來源：台灣電力公司)，二號壩到抽水站之間也斷流，當年度河烏遭逢天敵掠食的比例大幅增加，推測是因為水位降低，以往河烏巢下方賴以阻隔地面掠食者的深潭變淺，導致掠食者更容易入侵(洪孝宇，2015)。河烏繁殖季(1-3 月)是七家灣溪一年中流量相對低且穩定的時期，上述監測資料顯示此時不尋常的大雨或乾旱對河烏繁殖表現有不同層面的影響，再加上前一年度的夏季是否有洪水會間接影響河烏繁殖季的食物量，各種因素的交互作用或排列組合可能有多種複雜情況，這也是需要更長期的監測

來持續觀察。

七家灣溪的河鳥在每年 11-12 月的繁殖季前夕，數量幾乎都是當年的高點，而且會出現一些無腳環的河鳥，但是當 1 月份繁殖季開始，河鳥數量就會下降，顯示有部分未繁殖的河鳥離開七家灣溪。加拿大哥倫比亞的美洲河鳥已被證實有海拔遷徙行為，當地冬季在主流的河鳥數量是夏季的 5 倍，而透過無線電追蹤發現自 3 月初開始有些個體會往較高海拔的支流移動(Morrissey et al., 2004)，這些在支流繁殖的遷徙個體開始繁殖的時間比留在主流的個體平均晚兩周，第二窩的比例也只有留鳥的 1/3 (Morrissey, 2004)。我們目前還不清楚每年年底七家灣溪增加的河鳥是來自哪裡，也不知道在 1 月份離開七家灣溪的河鳥去了哪裡，但每年 1-2 月是武陵地區最冷的月份，卻也是河鳥的繁殖季，所以這些河鳥進出七家灣溪的目的很可能並非「度冬」，遷移的模式顯然跟美洲河鳥不同，這部分還有待未來透過發報器追蹤來解答。

有勝溪的河鳥族群僅約七家灣溪的 1/2 到 2/3，每年繁殖巢位也少於七家灣溪，顯示有勝溪的棲地品質較差，但因為有勝溪的集水區僅約七家灣溪的一半，夏季的洪水流量較低，成為七家灣溪河鳥在颱風期間重要的避難所(Hong et al., 2018b)。羅葉尾溪的溪流鳥類很少，歷年來的調查也從未見過河鳥，推測是因為流量太小，水域面積不足以支持河鳥建立繁殖領域。本團隊最新發表的研究已證實，水域(特別是淺瀨)的面積，是影響河鳥繁殖表現的關鍵因素之一(Hong et al., 2018a)。

在七家灣溪進行繁殖的溪流鳥類還包括鉛色水鶉、紫嘯鶉和鴛鴦，鉛色水鶉雖然是數量最多的溪流鳥類，但是因其可適應的環境並不只限於溪畔，在離溪數百公尺遠的馬路邊、停車場或小山溝都可見其蹤跡，因此其族群波動不單純僅受到溪流環境變化的影響，所以相對於河鳥而言，鉛色水鶉並不是一個良好的溪流指標鳥種。鉛色水鶉的長期族群趨勢在 2007 年突然大幅增加，2011 年之後又逐漸降低，影響其族群變化的機制仍不清楚，不過對照中興大學團隊調查水棲昆蟲數量變化的長期趨勢，2007 年起有增加趨勢並且在 2011 年達到高峰，之後又逐

漸降低，此外 2004-2008 年間頻繁的洪水大幅改變溪床環境，溪床開闊度增加可能也是影響其食物量和領域大小的因素之一(孫元勳等，2013)。

鉛色水鵜在七家灣溪的繁殖季主要是每年 4-5 月份，紫嘯鵜則是 5-6 月，都晚於河鳥的 1-3 月。除了因食性有所區隔，所以食物豐富度的高峰期不同之外，對溪流環境的依賴程度也有差異，紫嘯鵜除了築巢在溪畔岩壁，其食性多來自溪畔森林的昆蟲、兩棲和爬蟲類(孫元勳，2004)，因此覓食也較不受夏季洪水影響。繁殖結束之後，紫嘯鵜在秋冬季數量下降，目前並不清楚是往低海拔降遷或只是因為未鳴唱所以不易發現。鴛鴦的數量在夏季最高，冬季降低，根據以往的無線電追蹤研究，部分族群會移往德基水庫度冬(Sun et al., 2014)，此外因有勝溪的植物性食物較多，可能是有勝溪的鴛鴦族群多於七家灣溪的原因(孫元勳，2002)。

(二)河鳥繁殖狀況調查

今年七家灣溪共有 12 對河鳥進行繁殖，此數量與歷年相比算是相當不錯(Hong et al., 2016)，但整體繁殖成功率僅 50%(以 14 窩計算)，失敗原因大多是遭天敵掠食。洪孝宇等(2011)指出河鳥繁殖失敗原因主要為天敵和天候因素兩大類，今年(2018)繁殖季並未出現異常降雨等天候狀況，因此並無任何 1 巢因天候因素繁殖失敗。有勝溪今年 6 對河鳥繁殖，符合歷年平均，但繁殖成功率達 83%，僅 1 巢繁殖失敗，因此雖然繁殖密度低於七家灣溪，成功率卻相當高，推測原因有二，一是因為有勝溪沿岸人為活動頻繁，因此掠食者的數量較少，二是有勝溪有不少水泥堤岸和鐵橋，部分河鳥築巢在鐵橋鋼梁上或是水泥堤岸的排水管中，這樣的人工巢位下方經常是懸空或垂直的水泥鋪面，比起天然岩壁更不容易被掠食者入侵，因此被掠食的機率較低。

會掠食河鳥蛋或幼雛的天敵，以往被直接目擊或是被自動相機記錄的包括台灣獼猴、黃鼠狼(*Mustela sibirica*)、台灣松雀鷹(*Accipiter virgatus*)和臭青公(*Elaphe carinata*)，其中台灣獼猴是目前觀察到唯一會將整個巢破壞掉的天敵。在 2004-2006 年間曾發現有一個在二號壩上游的巢遭到破壞，但當時未觀察到

掠食者。自 2012 年起，幾乎每年都有發現河烏巢被破壞，有時附近還遺留獼猴排遺，到 2015 年終於以自動相機記錄到獼猴掠食河烏巢的畫面(圖 8-30a)，該隻獼猴先是以手伸進巢中抓取幼雛，之後又將整個河烏巢翻落岩壁，最後僅剩些許基部巢材殘留在岩壁上(圖 8-30b)。

比較 2004-2006 年以及 2015-2018 這兩個年份區間，河烏巢被獼猴掠食的比例提升 5 倍之多(從 3.4%到 17.8%)，而其他掠食者的比例則大致相同(表 8-2)。被獼猴掠食的巢位集中在七家灣溪二號壩到三號壩之間，顯示此區間可能是獼猴活動的熱區。

(三)一號壩上游河烏食性調查

今年度分流處的河烏食性跟 2004 年相較，魚類的數量大幅降低，魚種組成也有很大的差異，可能跟拆壩導致的魚類相對數量變化有關。2004 年一號壩到觀魚台之間，夏季小魚數量是鮭魚多過苦花(沈世傑，2004)，因此當年度河烏食性中也是鮭魚多過苦花，甚至有偏好捕食鮭魚的傾向。但根據今年夏季的魚類普查資料，同溪段中鮭魚小魚僅有 1 隻，苦花小魚數量則大幅增加，反映在河烏食性中也僅見苦花、未見鮭魚，但雖然苦花的數量大幅增加，在河烏食性中的比例卻依然很低，顯示河烏的確有可能較不偏好苦花，此現象值得後續深入研究。

(四)拆壩前後比較

孫元勳等(2013)的調查顯示 2011 年拆壩後首先影響的是下游的河烏，隔年洪水過後影響上游的河烏，2013 年上下游的波動跟對照組已趨於一致。2018 年各溪段的河烏平均數量與拆壩前已無明顯差異，顯示上下游的溪流型態已經達到一個穩定狀態。鉛色水鵝在拆壩後半年的數量無明顯變化，但隔年洪水過後上游數量降低，這是因為嚴重向源侵蝕使溪床產生劇烈變化所致(孫元勳等，2013)。2018 年鉛色水鵝各溪段的數量波動也都趨於一致，但相較於拆壩前有略微減少的趨勢，原因尚不明，但因為連對照組的數量也下降，故應與拆壩無關。

(五)不同農業程度比較

不同農業程度的土地利用可能會影響水質，進而改變水棲昆蟲的種類組成和密度，間接影響溪流鳥類的食物豐富度。水棲昆蟲密度是影響河鳥族群數量的因子之一，但並非唯一，Hong et al. (2018a)已證實水棲昆蟲密度和單位溪流長度內的淺瀨面積都會影響河鳥的食物豐富度，而七家灣溪和有勝溪的下游較上游有更大的淺瀨面積，可能因此相較於桃山西溪有較高的河鳥密度。接下來需要知道不同農業程度對水棲昆蟲的影響，方能進一步評估對河鳥的影響。

五、結論

1. 七家灣溪河鳥數量在無颱風的夏季約為 40 隻，有颱風的夏季約 18 隻，繁殖季前夕(11-12 月)數量會增加，繁殖季(1-3 月)約 30 隻。有勝溪的河鳥數量約為七家灣溪的 1/2 到 2/3，但近年來兩條溪都有下降趨勢，可能跟 2016 年的春季大水有關。
2. 鉛色水鵝的族群變化受洪水或拆壩的影響較不明顯，因其活動不局限於溪流棲地，族群變化的影響因子更加複雜，不是良好的溪流指標物種。
3. 溪流鳥類在七家灣溪繁殖的有河鳥、鉛色水鵝、紫嘯鵝和鴛鴦，屬於冬季候鳥的有小剪尾、綠蓑鷺和所有其他鷺科鳥類，小剪尾在春季應該是往更高海拔的溪澗進行繁殖。
4. 2018 年七家灣溪河鳥共繁殖 12 對 14 窩，其中 7 窩繁殖成功，產出幼鳥 22 隻；有勝溪共繁殖 6 對 6 窩，5 窩繁殖成功，產出幼鳥 17 隻。兩條溪今年的繁殖表現都在歷年來的平均值之上。
5. 統計 2015-2018 年共 8 窩河鳥巢遭到台灣獼猴(*Macaca cyclopis*)掠食，佔所有繁殖窩數的 17.8%；相較之下，2004-2006 年僅 1 巢遭到獼猴掠食，佔所有繁殖窩數的 3.4%，其他掠食者所佔的比例在這兩個年份區間差異不大。大多數(7/8)被獼猴掠食的巢位是在七家灣溪二號壩到三號壩之間。
6. 2018 年 3 月記錄分流處河鳥育雛獵物 2,211 隻，僅 0.4%是魚類，魚類中有 7 隻台灣鏟頰魚(*Varicorhinus barbatulus*)、沒有台灣櫻花鉤吻鮭，跟同溪段夏季小魚的比例相符。魚類的數量和組成與 2004 年間有很大的差異，可能跟拆壩後一號壩上游台灣鏟頰魚數量增加有關。
7. 2018 上半年河鳥和鉛色水鵝(*Rhyacornis fuliginosus*)在一號壩上下游的平均數量與對照組無明顯差異，拆壩影響已趨於穩定。
8. 河鳥的棲地品質會受到水棲昆蟲和溪流型態的雙重影響，而農業活動可能會影響水棲昆蟲，影響程度仍須進一步探究。

六、參考文獻

- 王筱雯，2012。七家灣溪一號壩壩體改善工程水文泥砂監測。雪霸國家公園管理處委託研究報告。
- 沈世傑，2004。台灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查(七)。雪霸國家公園管理處委託研究報告。
- 洪孝宇、陳惠玲、郭智筌、曾建偉、孫元勳，2011。七家灣溪河烏繁殖生物學。國家公園學報 21:30-36。
- 洪孝宇，2015。當河烏遇上10年大旱。國家地理雜誌地理新聞 <https://www.natgeomedia.com/news/ngnews/13210>。
- 孫元勳，2002。七家灣溪鴛鴦生態族群調查(四)。雪霸國家公園管理處委託研究報告。
- 孫元勳，2004。櫻花鉤吻鮭天敵之研究(二)。雪霸國家公園管理處委託研究報告。
- 孫元勳，2007。是誰在偷吃國寶魚?科學發展 417: 35-39。
- 孫元勳、洪孝宇、汪采葳，2013。102 年度武陵地區溪流生態系及七家灣溪一號防砂壩壩體改善後研究-鳥類研究。雪霸國家公園管理處委託研究報告。
- 曾晴賢和陳彥谷，2012。臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與動態分析。雪霸國家公園管理處委託研究報告。
- Chiu, M.-C., M.-H. Kuo, S.-Y. Hong, and Y.-H. Sun. 2013. Impact of extreme flooding on the annual survival of a riparian predator, the Brown Dipper *Cinclus pallasii*. Ibis 155:377-383.
- Chiu, M.-C., M.-H. Kuo, Y.-H. Sun, S.-Y. Hong, and H.-C. Kuo. 2008. Effects of flooding on avian top-predators and their invertebrate prey in a monsoonal Taiwan stream. Freshwater Biology 53:1335-1344.

- Chiu, M.-C., M.-H. Kuo, C.-S. Tzeng, C.-H. Yang, C.-C. Chen, and Y.-H. Sun. 2009. Prey selection by breeding Brown Dippers *Cinclus pallasii* in a Taiwanese mountain stream. *Zoological Studies* 48:761-768.
- Chung, L.-C., H.-J. Lin, S.-P. Yo, C.-S. Tzeng, C.-H. Yeh, and C.-H. Yang. 2008. Relationship between the Formosan landlocked salmon *Oncorhynchus masou formosanus* population and the physical substrate of its habitat after partial dam removal from Kaoshan Stream, Taiwan. *Zoological Studies* 47:25.
- Hong, S.-Y., B. A. Walther, M.-C. Chiu, M.-H. Kuo, and Y.-H. Sun. 2016. Length of the recovery period after extreme flood is more important than flood magnitude in influencing reproductive output of Brown Dippers (*Cinclus pallasii*) in Taiwan. *The Condor* 118:640-654.
- Hong, S.-Y., T.-W. Wang, Y.-H. Sun, M.-C. Chiu, M.-H. Kuo, and C.-C. Chen. 2018a. Stream type influences food abundance and reproductive performance of a stream specialist: the Brown Dipper (*Cinclus pallasii*). *Journal of Ornithology*:(accepted).
- Hong, S. Y., S. P. Sharp, M. C. Chiu, M. H. Kuo, and Y. H. Sun. 2018b. Flood avoidance behaviour in Brown Dippers *Cinclus pallasii*. *Ibis* 160:179-184.
- Morrissey, C. A. 2004. Effect of altitudinal migration within a watershed on the reproductive success of American dippers. *Canadian journal of zoology* 82:800-807.
- Morrissey, C. A., L. I. Bendell-Young, and J. E. Elliott. 2004. Seasonal trends in population density, distribution, and movement of American dippers within a watershed of southwestern British Columbia, Canada. *Condor* 106:815-825.

- O'Connor, J. E., J. J. Duda, and G. E. Grant. 2015. 1000 dams down and counting. *Science* 348:496-497.
- Obermeyer, K. E., A. Hodgson, and M. F. Willson. 1999. American Dipper, *Cinclus mexicanus*, foraging on Pacific salmon, *Oncorhynchus* sp., eggs. *Canadian Field-Naturalist* 113:288-290.
- Obermeyer, K. E., K. S. White, and M. F. Willson. 2006. Influence of salmon on the nesting ecology of American dippers in southeastern Alaska. *Northwest Science* 80:26-33.
- Orr, C. H., S. J. Kroiss, K. L. Rogers, and E. H. Stanley. 2008. Downstream benthic responses to small dam removal in a coldwater stream. *River Research and Applications* 24:804-822.
- Sun, Y.-H., M.-C. Chiu, C.-F. Li, M. Liu, H.-J. Wu, and P. CHIANG. 2014. The seasonal home range and movements of Mandarin Ducks *Aix galericulata* on tributaries of the Tachia River, central Taiwan. *Forktail*:41-44.
- Tonra, C. M., K. Sager-Fradkin, S. A. Morley, J. J. Duda, and P. P. Marra. 2015a. The rapid return of marine-derived nutrients to a freshwater food web following dam removal. *Biological Conservation* 192:130-134.
- Tonra, C. M., K. Sager-Fradkin, and P. P. Marra. 2015b. Barriers To Salmon Migration Impact Body Condition, Offspring Size, And Life History Variation In An Avian Consumer. *Ecography* 39:1-10.
- Tullos, D. D., D. S. Finn, and C. Walter. 2014. Geomorphic and Ecological Disturbance and Recovery from Two Small Dams and Their Removal. *PLoS One* 9:e108091.

表 8-1、2018 年武陵河鳥繁殖狀況整理

溪段	編號	巢位	產卵日	離巢日	卵數	離巢數	公鳥	母鳥	失敗原因
七家	1	迎賓橋	3/4	4/5	3	3	Y-OB	無	
七家	2-1	梨園坑溪對面	1/3	2/15	4	4	Y-YL	G-RW	
七家	2-2	梨園坑溪對面 2	3/6	4/17	3	3	Y-YL		
七家	3	水質測站		-	4	0	B-YB	B-BG	不明掠食者
七家	4-1	一號壩下游		-		0			哺乳類掠食者
七家	4-2	一號壩下游 2	3/6	-	4	0			哺乳類掠食者
七家	5	分流處	2/21	4/10		3	無	L-GB	
七家	6	觀魚台	2/13	-	4	0	B-BY	無	親鳥消失
七家	7	水濂洞	2/1	3/15	4	3	W-BG	B-WY	
七家	8	二號壩	2/8	-		0	R-YB	無	不明掠食者
七家	9	大崩壁		-		0	B-GW		疑似獼猴破壞
七家	10	抽水站	3/6	-	4	0			疑似獼猴破壞
七家	11	五號壩				3			
高山	12	二號壩				3			
有勝	1	第一農田	1/27	3/10	4	2	B-YO	B-YW	
有勝	2	破壩	2/15	3/29		3			
有勝	3	中華電信	1/2	2/14	4	4	W-YO	無	
有勝	4	大崩壁	1/21	3/5		3			
有勝	5	廢耕田	1/28	-		0			不明掠食者
有勝	6	進大灣鐵橋	1/20	3/3		2	G-LY	G-LW	

(資料來源:本研究資料)

表 8-2、2004-2006 年以及 2015-2018 年七家灣溪河鳥繁殖狀況和失敗原因比較

	2004-2006	%	2015-2018	%
繁殖窩數	29	100	45	100
成功窩數	11	37.9	19	42.2
猴子掠食	1	3.4	8	17.8
其他掠食者	9	31.0	15	33.3
天候因素	8	27.6	3	6.7

(資料來源:本研究資料)



圖 8-1、武陵樣區圖

(資料來源：本研究資料)

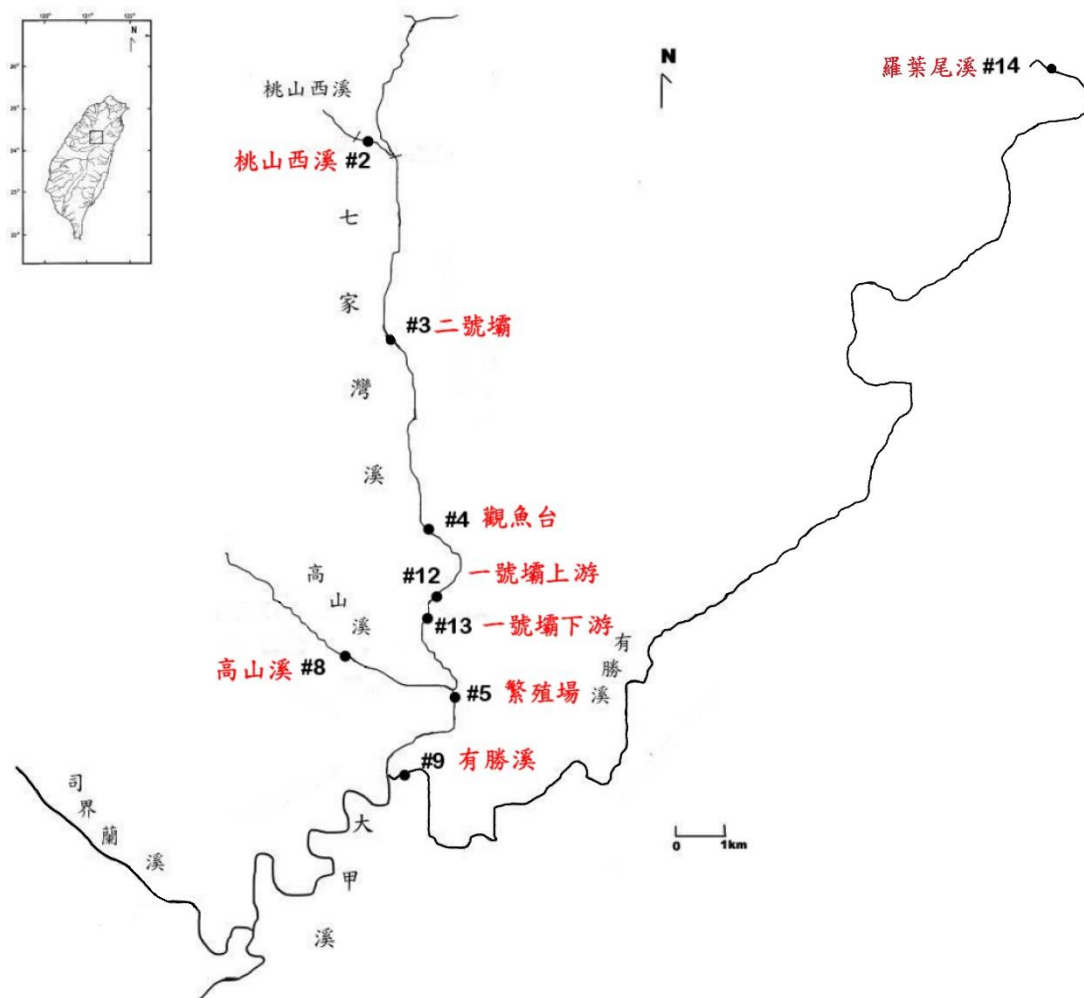


圖 8-2、武陵地區溪流各測站相對位置圖

(資料來源：總計畫提供)

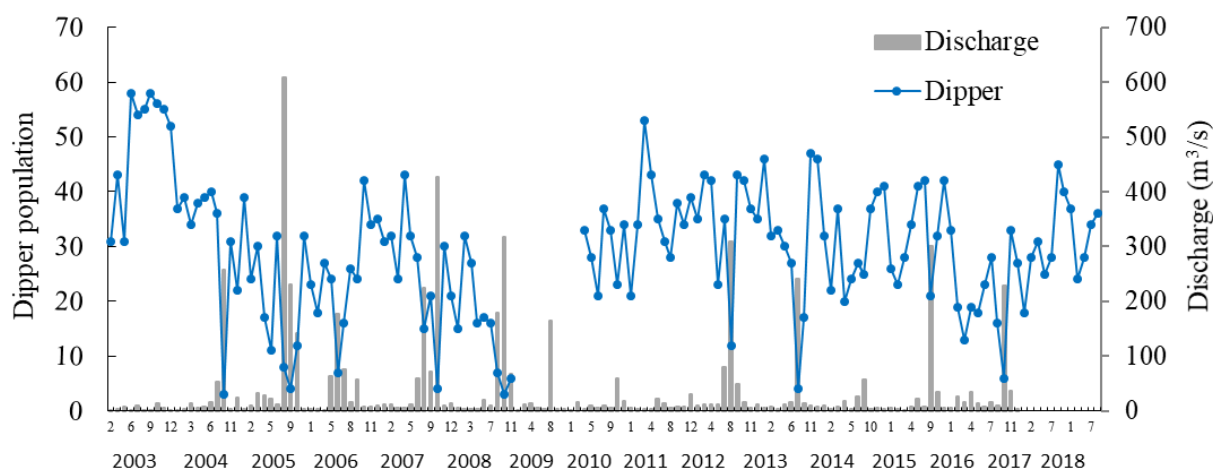


圖 8-3、2003-2018 年七家灣溪河鳥族群波動以及前一個月最大溪水流量

(資料來源：河鳥族群為本研究資料、溪水流量來源為台灣電力公司)

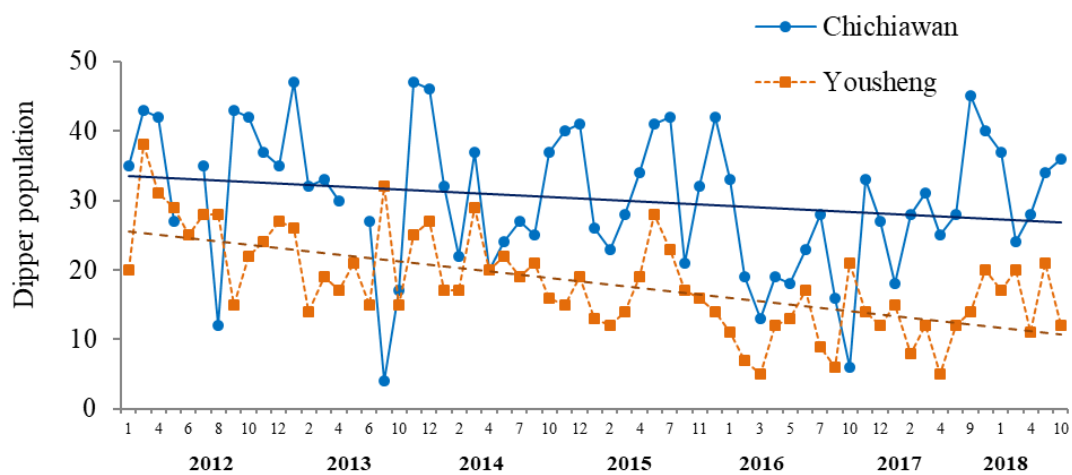


圖 8-4、2012-2018 年七家灣溪和有勝溪河鳥族群波動

(資料來源：本研究資料)

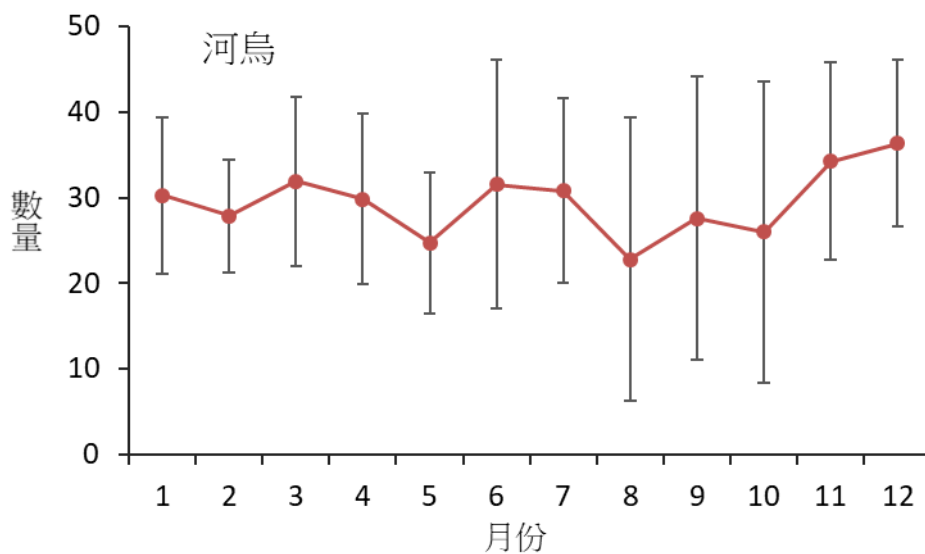


圖 8-5、2003-2018 年七家灣溪各月份河鳥平均族群量

(資料來源：本研究資料)

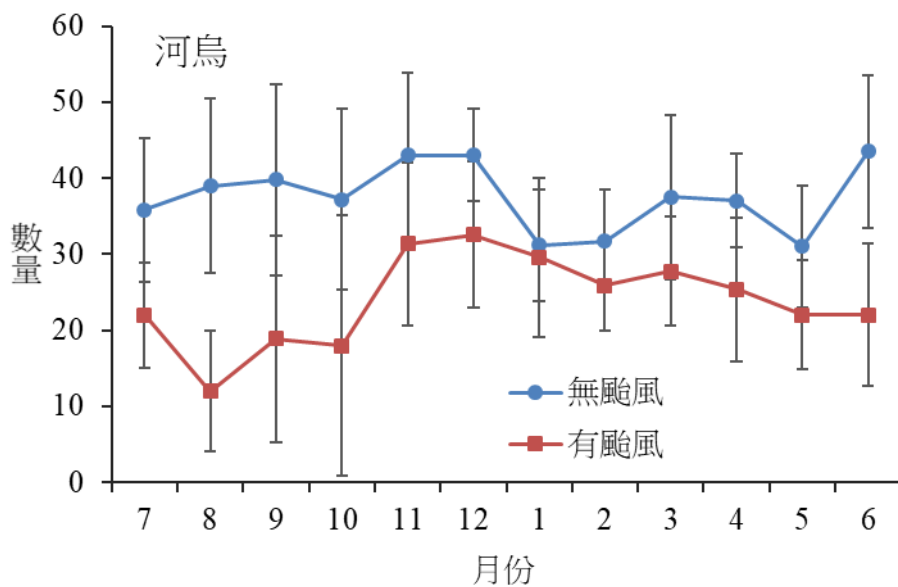


圖 8-6、2003-2018 年七家灣溪有無颱風年份的河鳥族群數量月變化

(資料來源：本研究資料)

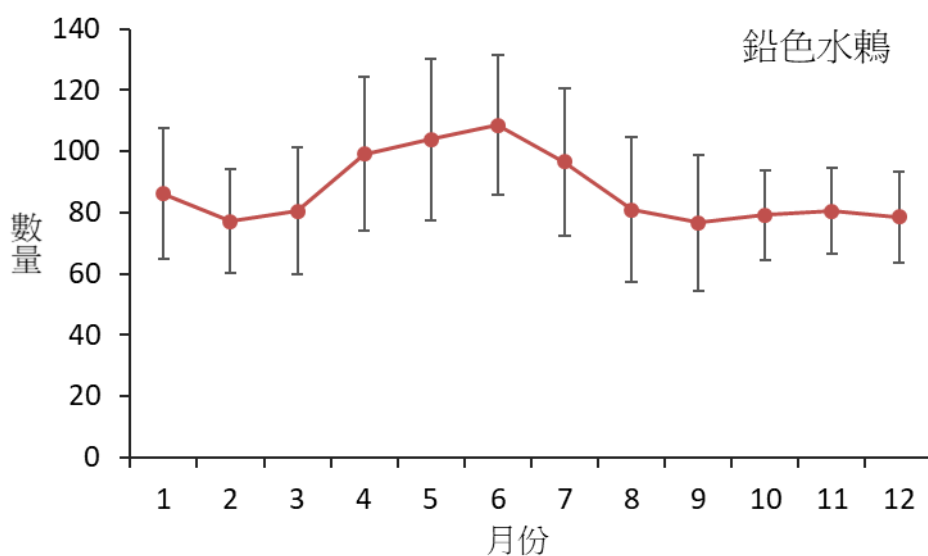


圖 8-7、2003-2018 年七家灣溪各月份鉛色水鵝平均族群量

(資料來源：本研究資料)

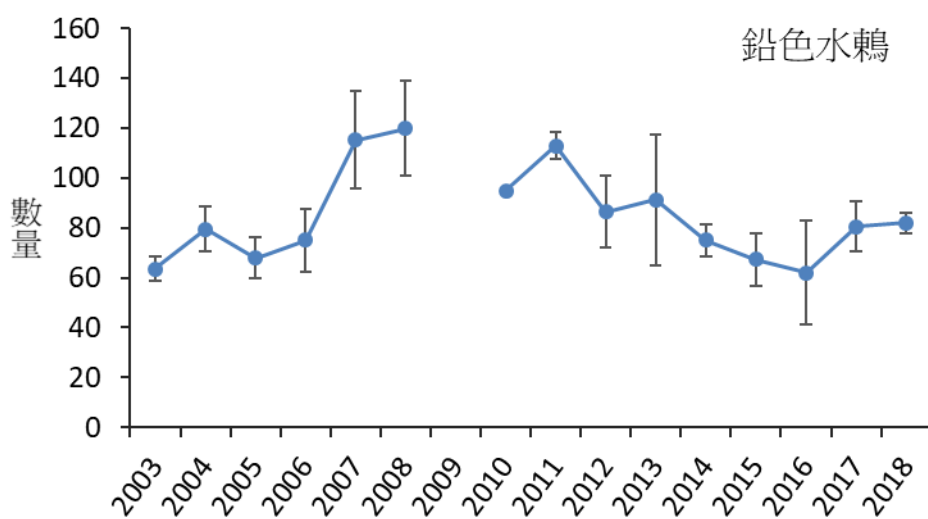


圖 8-8、2003-2018 年七家灣溪鉛色水鵝高峰期平均數量的長期趨勢(2009 年未調查)

(資料來源：本研究資料)

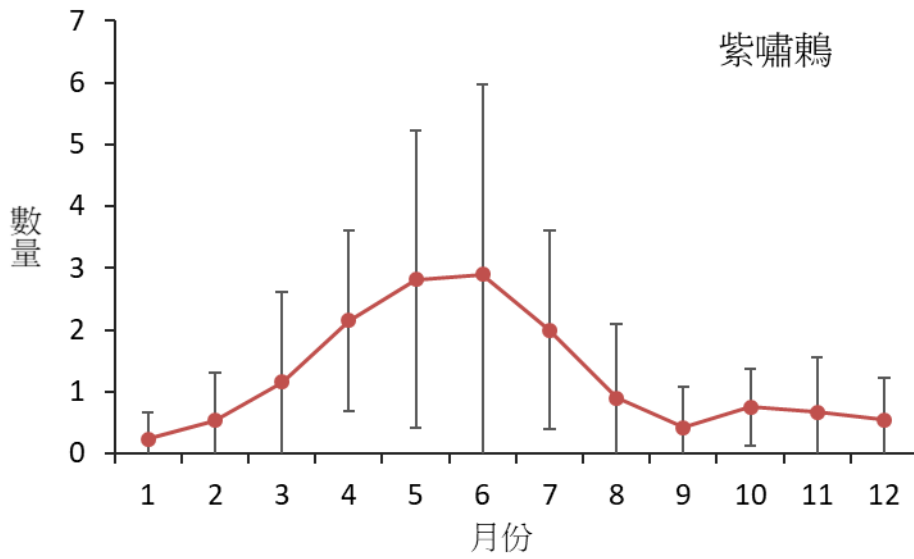


圖 8-9、2003-2018 年七家灣溪各月份紫嘯鵝平均族群量

(資料來源：本研究資料)

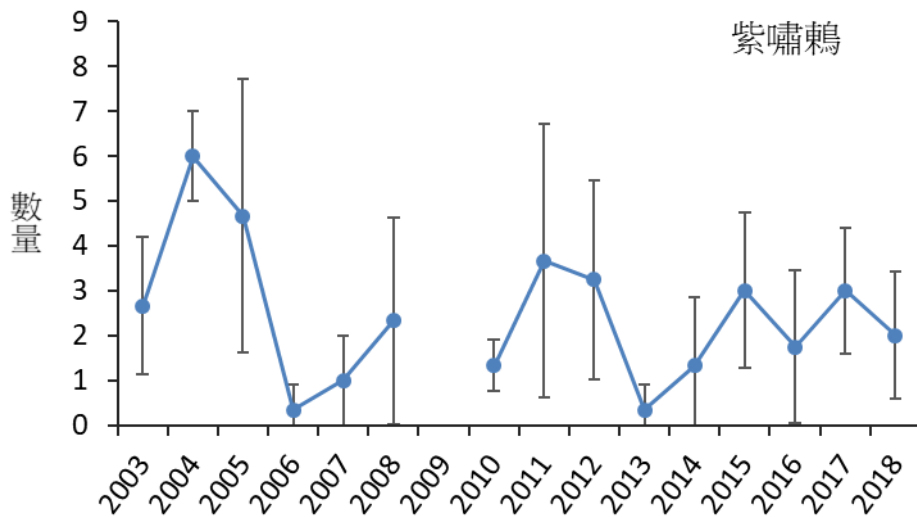


圖 8-10、2003-2018 年七家灣溪紫嘯鵝高峰期平均數量的長期趨勢(2009 年未調查)

(資料來源：本研究資料)

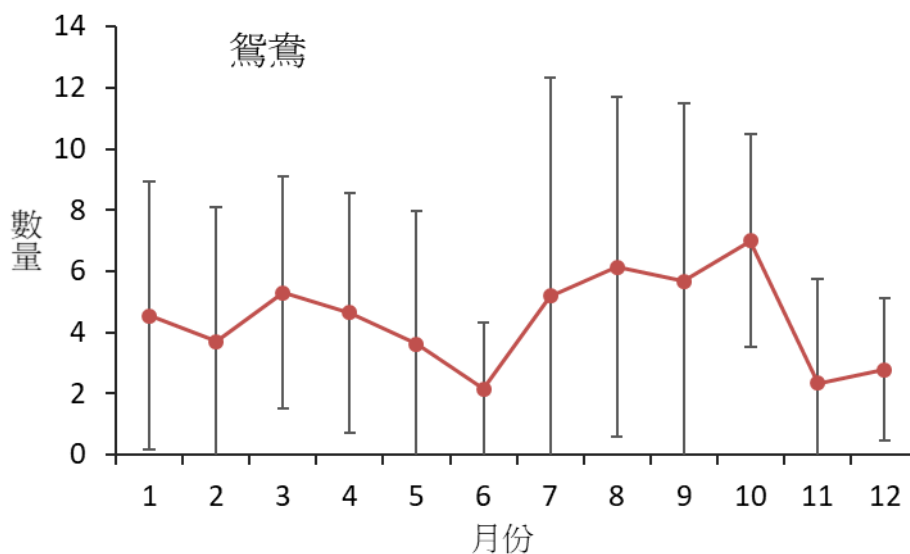


圖 8-11、2003-2018 年七家灣溪各月份鴛鴦平均族群量

(資料來源：本研究資料)

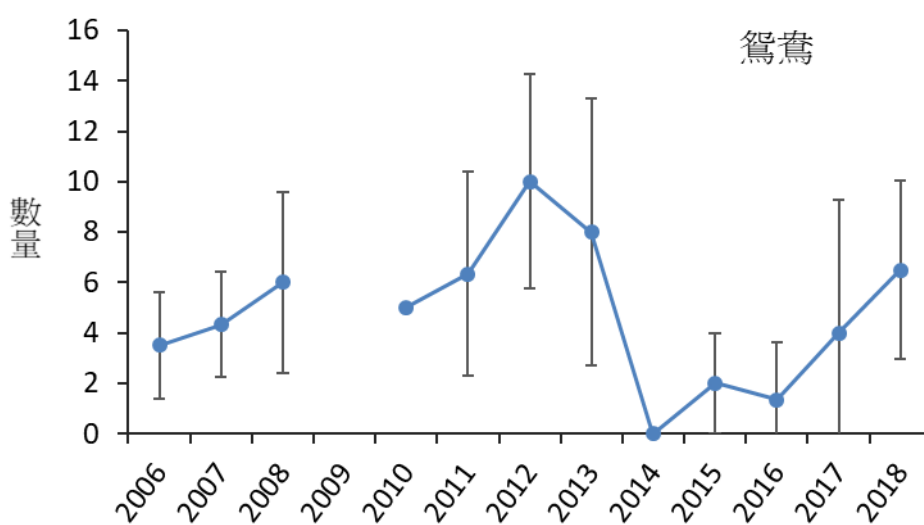


圖 8-12、2003-2018 年七家灣溪鴛鴦高峰期平均數量的長期趨勢(2009 年未調

查)

(資料來源：本研究資料)

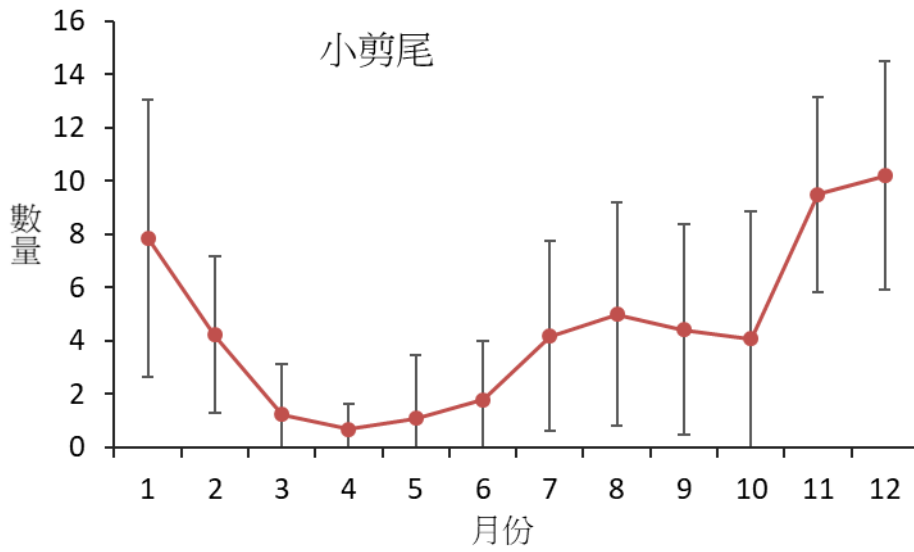


圖 8-13、2003-2018 年七家灣溪各月份小剪尾平均族群量

(資料來源：本研究資料)

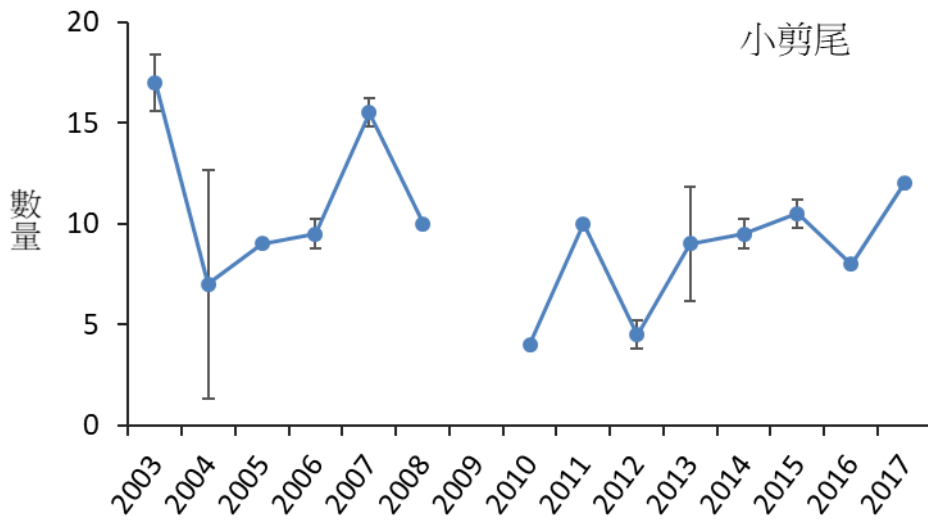


圖 8-14、2003-2018 年七家灣溪小剪尾高峰期平均數量的長期趨勢(2009 年未

調查)

(資料來源：本研究資料)

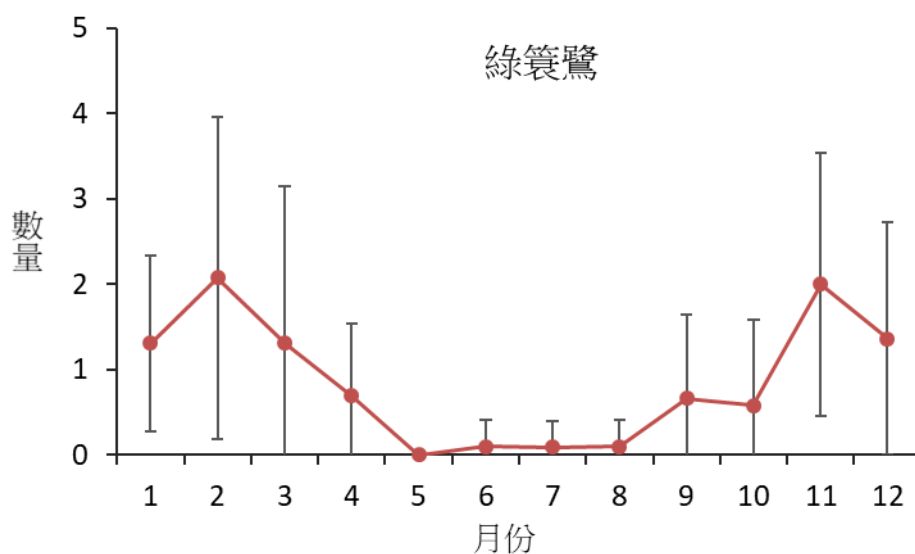


圖 8-15、2003-2018 年七家灣溪各月份綠蓑鷺平均族群量

(資料來源：本研究資料)

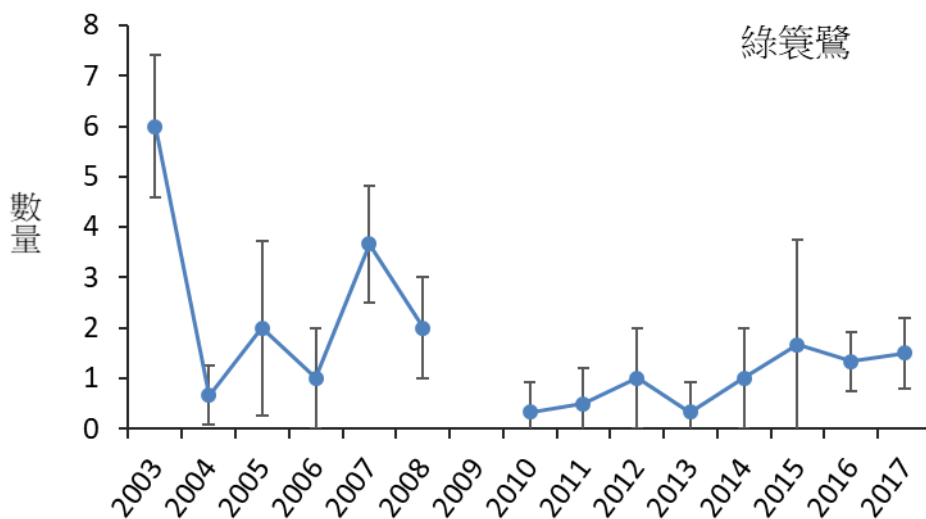


圖 8-16、2003-2018 年七家灣溪綠蓑鷺高峰期平均數量的長期趨勢(2009 年未調查)

(資料來源：本研究資料)

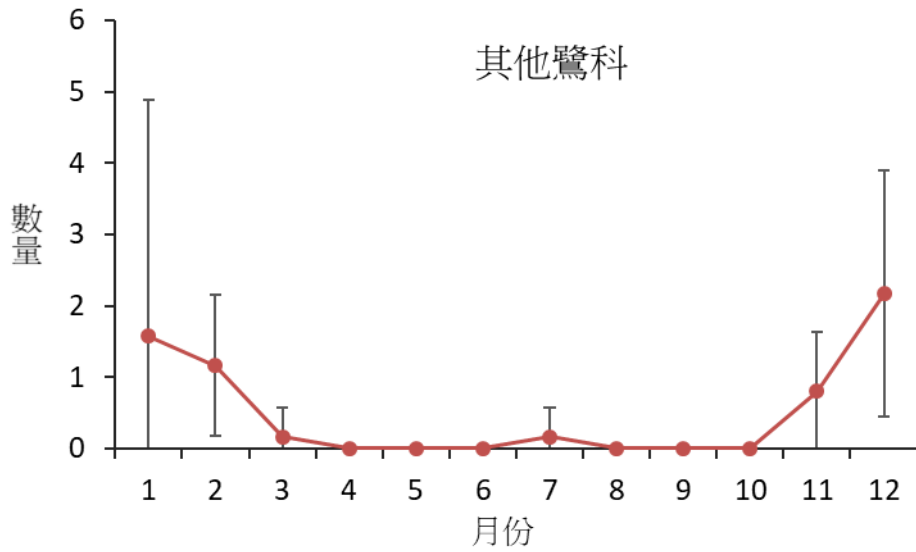


圖 8-17、2012-2018 年七家灣溪各月份其他鷺科(蒼鷺、夜鷺、大白鷺、中白鷺和小白鷺)平均族群量
(資料來源：本研究資料)

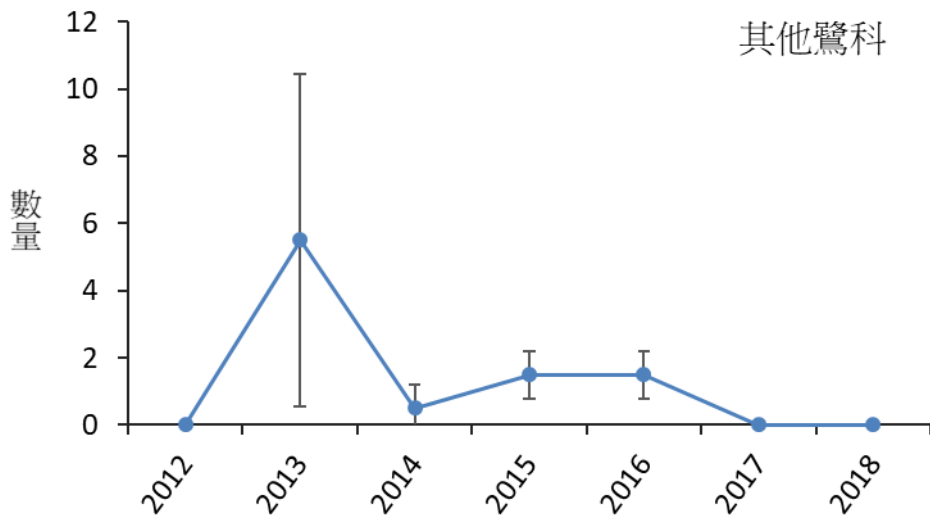


圖 8-18、2012-2018 年七家灣溪其他鷺科(蒼鷺、夜鷺、大白鷺、中白鷺和小白鷺)高峰期平均數量的長期趨勢(2009 年未調查)
(資料來源：本研究資料)

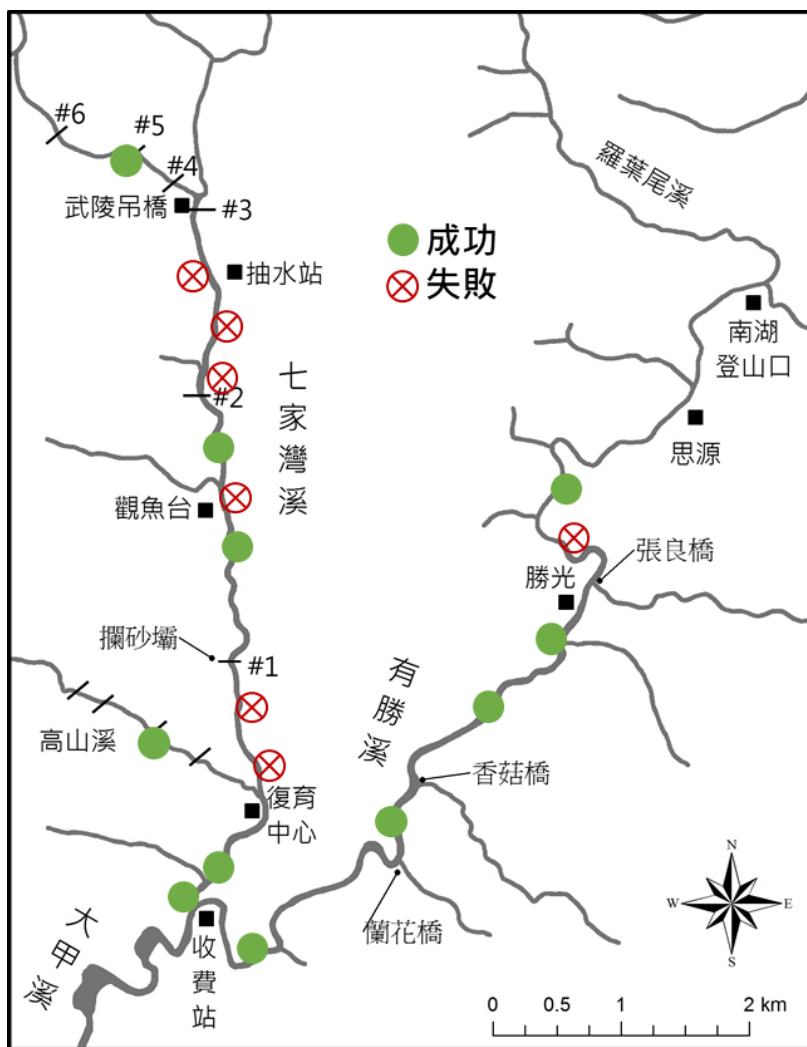


圖 8-19、2018 年武陵河鳥巢位分布圖

(資料來源：本研究資料)

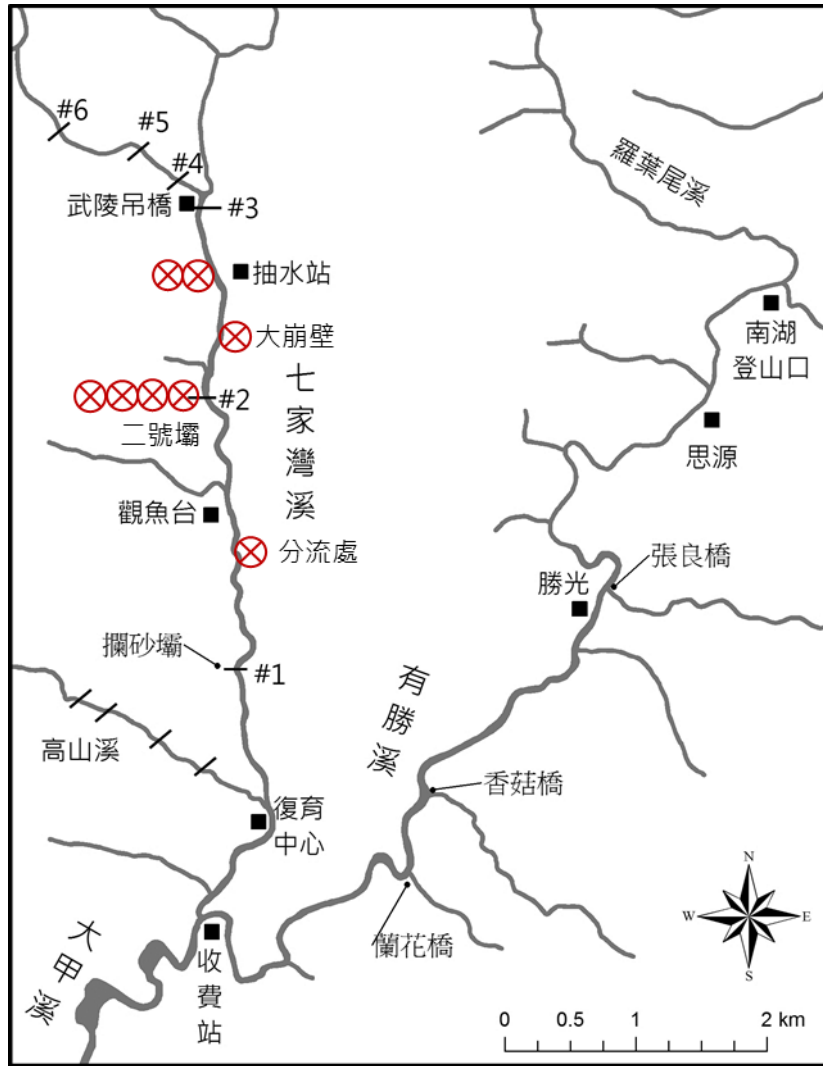


圖 8-20、2015-2018 年武陵地區遭獼猴掠食的河鳥巢位分布

(資料來源：本研究資料)

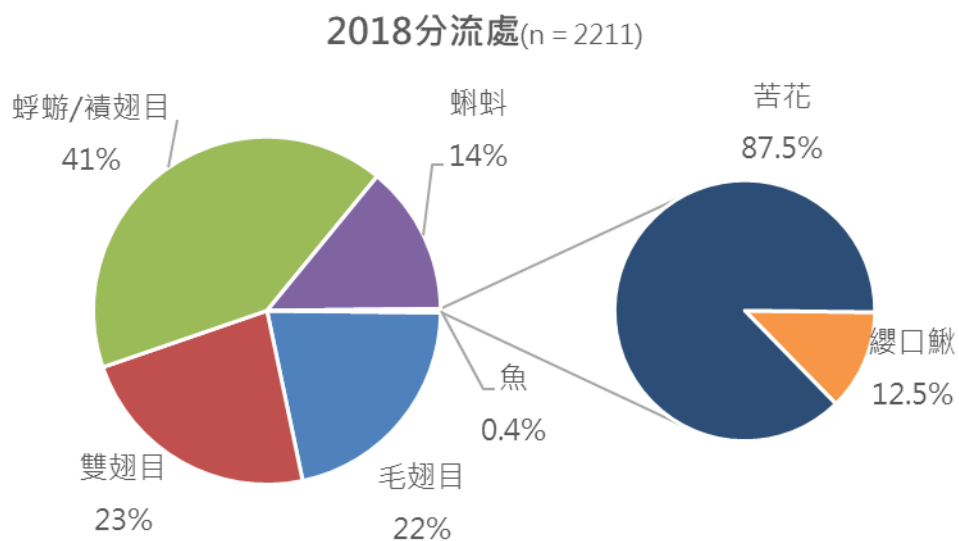


圖 8-21、2018 年七家灣溪分流處河鳥育雛食性百分比

(資料來源：本研究資料)

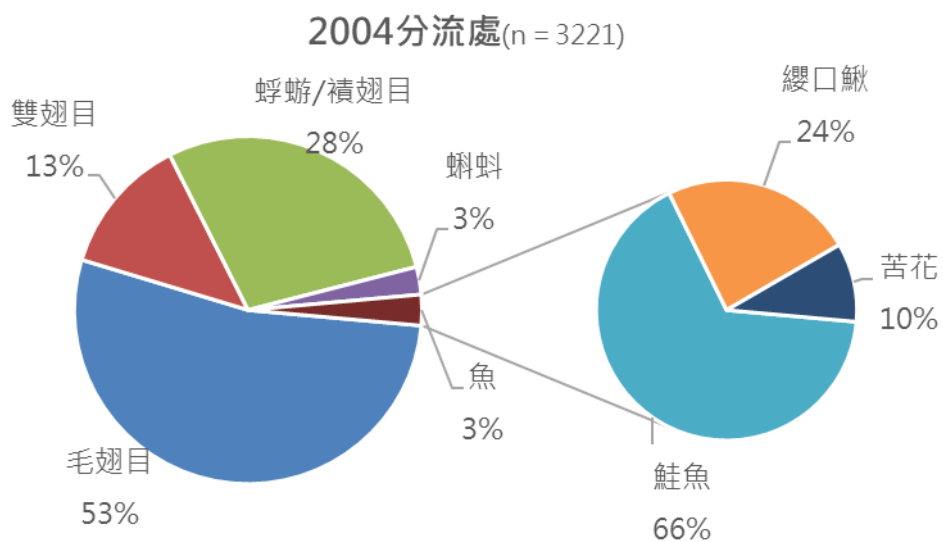


圖 8-22、2004 年七家灣溪分流處河鳥育雛食性百分比

(資料來源：2004 年研究資料)

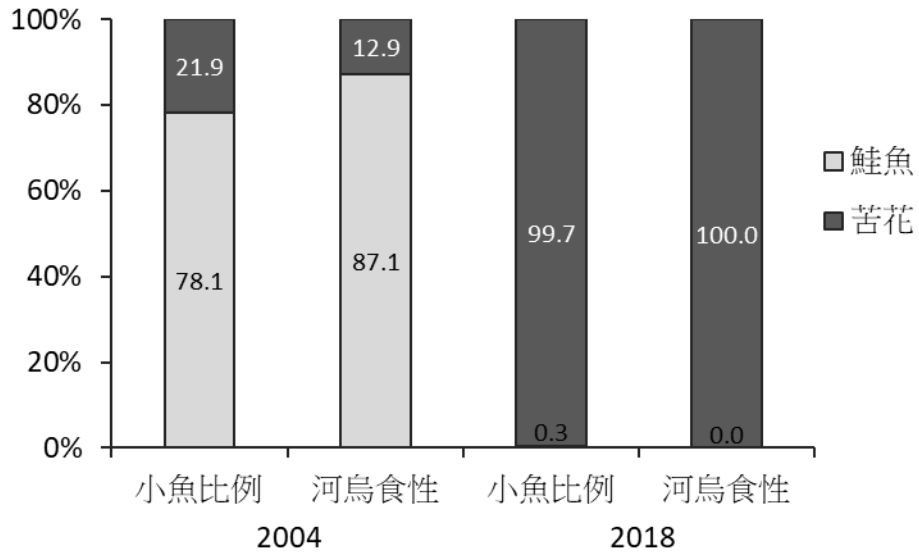


圖 8-23、2004 和 2018 年夏季小魚在一號壩到觀魚台之間的比例以及同溪段河
烏育雛食性中的魚類比例

(資料來源：本研究資料以及清華大學魚類研究團隊)

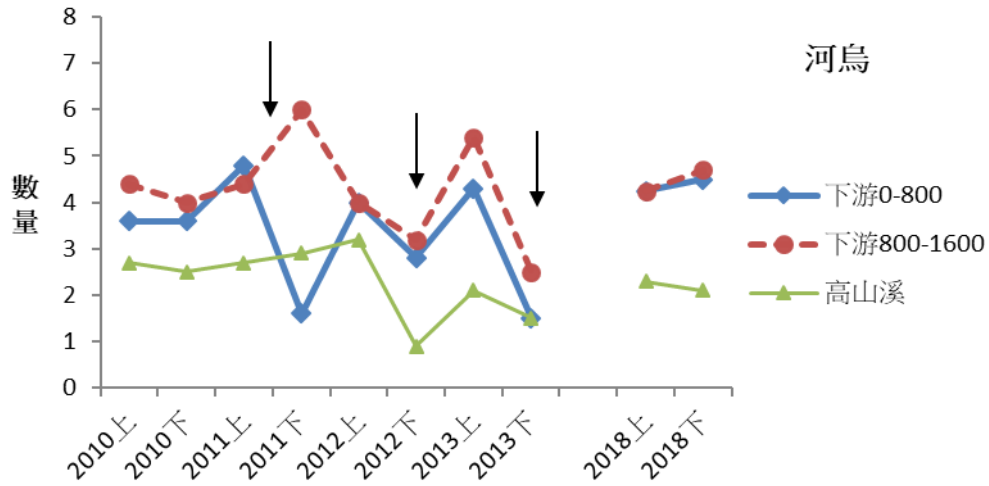


圖 8-24、2011 年七家灣溪一號壩拆除前後下游河段每半年河鳥平均數量變化並與高山溪比較(箭頭表示 2011 拆壩、2012 蘇拉颱風和 2013 蘇利颱風)

(資料來源：本研究資料)

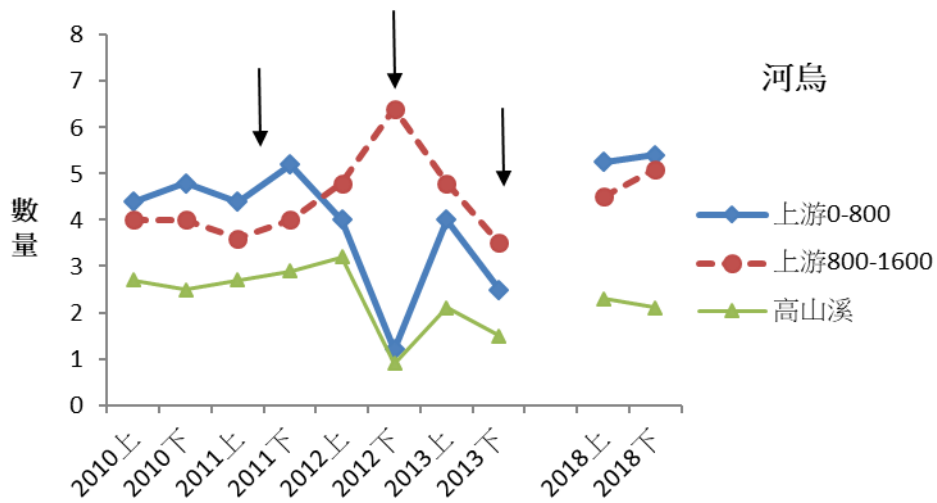


圖 8-25、2011 年七家灣溪一號壩拆除前後上游河段每半年河鳥平均數量變化並與高山溪比較(箭頭表示 2011 拆壩、2012 蘇拉颱風和 2013 蘇利颱風)

(資料來源：本研究資料)

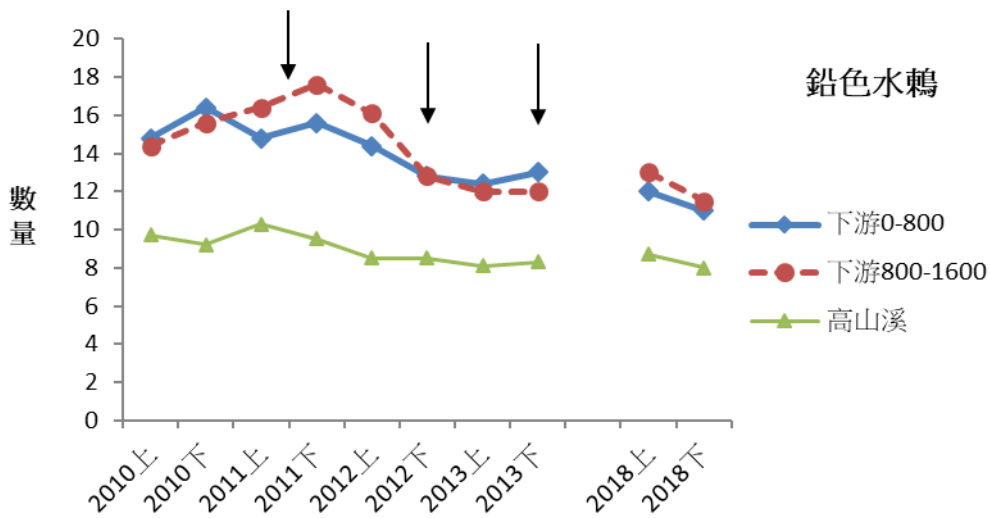


圖 8-26、2011 年七家灣溪一號壩拆除前後下游河段每半年鉛色水鴨平均數量變化並與高山溪比較(箭頭表示 2011 拆壩、2012 蘇拉颱風和 2013 蘇利颱風)
(資料來源：本研究資料)

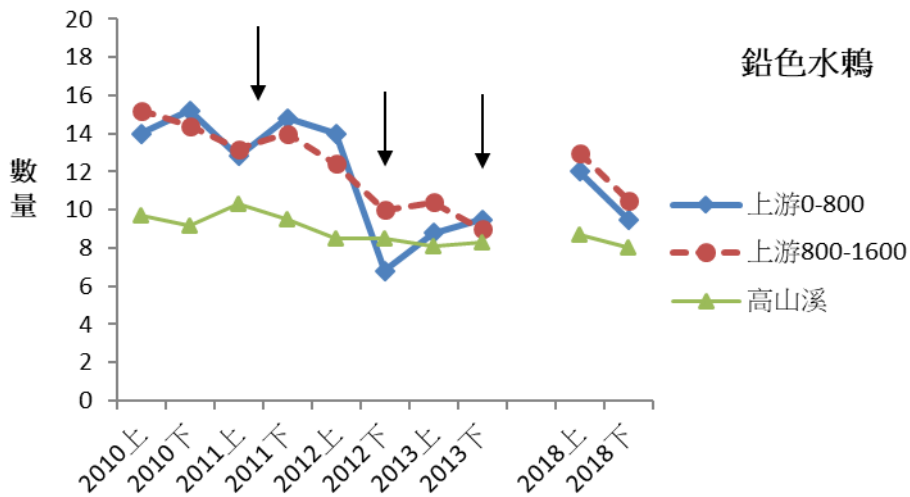


圖 8-27、2011 年七家灣溪一號壩拆除前後上游河段每半年鉛色水鴨平均數量變化並與高山溪比較(箭頭表示 2011 拆壩、2012 蘇拉颱風和 2013 蘇利颱風)
(資料來源：本研究資料)

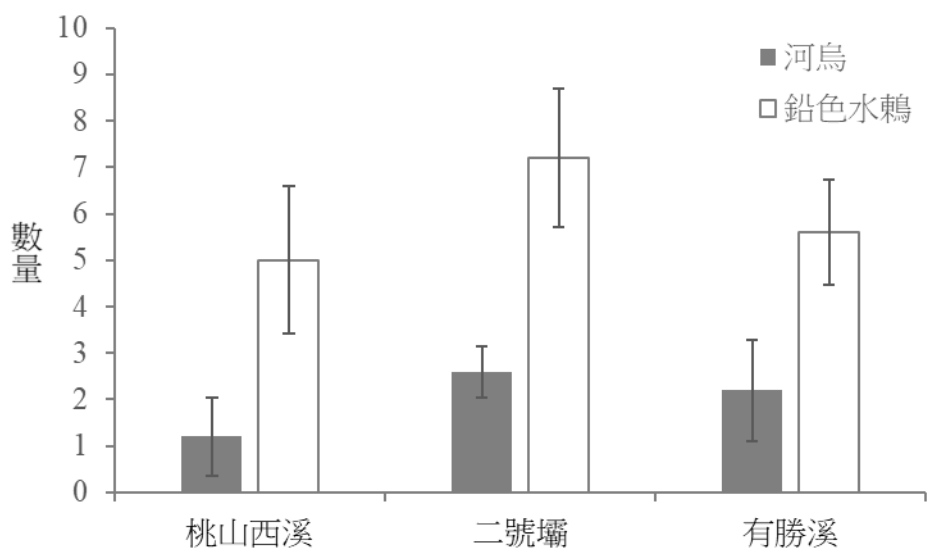


圖 8-28、2018 年武陵地區不同農業程度溪流樣站之河鳥和鉛色水鵝平均數量

(資料來源：本研究資料)

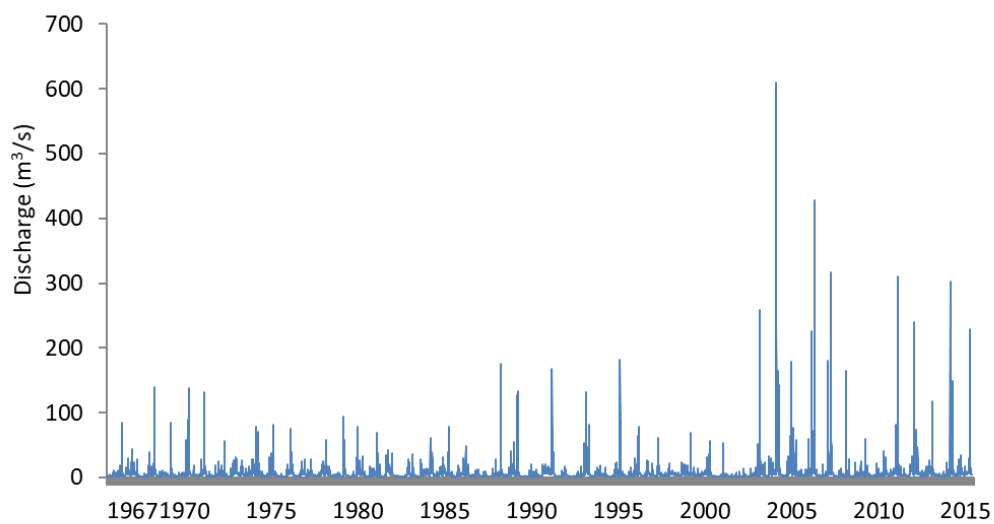


圖 8-29、七家灣溪 1967-2016 年每日平均流量

(資料來源：台灣電力公司)



圖 8-30a、2015 年以自動相機拍攝到台灣獼猴掠食河烏幼雛畫面(資料來源：
本研究資料)



圖 8-30b、經獼猴掠食後的河烏巢已完全被破壞(資料來源：本研究資料)

第九章 生態資料庫建構

柯智仁、端木茂甯

中央研究院生物多樣性中心

摘要

武陵地區生態監測於民國 94 年及 102 年的評估計畫後，累積收集有鳥類、魚類、兩棲類、昆蟲及植物調查資料共 99,559 筆（涵蓋 16 綱 104 目 424 科 898 種生物物種），水體環境資料共 2,661 筆（包括水質、硝酸鹽、基本元素通量），藻類與有機碎屑調查記錄共 3,812 筆，環境溫度監測資料 9,136 筆（包括空氣、水、土表、地下溫度）以及河川流量模擬推估資料 1,369 筆。所有資料目前均可在《武陵地區長期生態監測及生態模式建立》資料庫網站¹查詢。系統中資料均以中央研究院生物多樣性研究中心設計的「簡便通用生態調查資料格式」供第一線的研究人員登錄原始調查資料，後轉換為泛用於科技部、農委會計畫的達爾文核心集（Darwin Core, DwC）及生態詮釋資料語言（Ecological Metadata Language, EML）格式，供未來在國家層級整合及未來學者回顧及分析使用。本年度監測計畫資料除了按既有流程持續補充外，亦將針對資料的可讀性及品質改善提出建議。

本年度迄今新增水生昆蟲資料 342 筆，鳥類資料 87 筆，魚類資料 208 筆，兩生類 97 筆，動物資料累計 100,293 筆（原 99,599 筆）。昆蟲紀錄本年度新增 Sciaridae 黑翅蕈蚋科、Hydropsychidae 網石蛾科、Athericidae 流蛇科、Dixidae 細蚊科、Thaumaleidae 山蚋科。鳥類紀錄本年度新增 *Egretta garzetta* 小白鷺（Ardeidae 鷺科）及 *Motacilla cinerea* 灰鵲鵲（Motacillidae 鵲鵲科）兩種。

藻類新增 222 筆，累計 4,369 筆；水質資料 84 筆（含 976 個測值，現有累計 1844 個）。本年度新增資料均已匯入資料庫中，提供公開查詢。

關鍵詞：達爾文核心集、生態調查資料

¹ <http://wlterm.biodiv.tw/>

ABSTRACT

The Long Term Ecological Monitoring and Ecological Model Establishment for Wulin Area project had collected 99,559 records of species occurrence covering bird, fish, amphibian, insect and plant, totaling 16 classes, 104 orders, 424 families or 898 species, as well as 2,661 waterbody readings, 3,812 algae and organic debris records, 9,136 environmental monitoring readings and 1,396 records of stream discharge modeling. All data is available at “The Long Term Ecological Monitoring and Ecological Model Establishment for Wulin Area” project website². Data is collected using “Simple general data format for ecological survey” designed by Biodiversity Research Center, Academia Sinica and is used by first-line survey undertakers. Data is then converted to Darwin Core, DwC, and Ecological Metadata Language, EML, which are used by Ministry of Science and Technology and Council of Agriculture, to ensure national level integration and future analysis. Other than accumulating new information of project data, data quality and readability checks are also conducted followed with suggestions provided.

During 2018, the project has included 342 records of aquatic insects, 87 records of birds, 208 records of fish, and 97 records of amphibian. Total records of Kingdom Animalia are now 100,293 (was 99,599). Records in Insecta include new addition of Family Sciaridae, Family Hydropsychidae, Family Athericidae, Family Dixidae and Family Thaumaleidae. Two new records of birds are *Egretta garzetta* (Ardeidae) and *Motacilla cinerea* (Motacillidae).

In addition, there are 222 records of algae, now 4,369 in total, and 84 waterbody readings, which include 976 measurements, which brings total to 1,844. New records of 2018 project year have been imported to the database for public access.

Keywords: Darwin Core, Ecological Survey Data

² <http://wlterm.biodiv.tw/>

一、前言

「生物多樣性資訊學」中包括生態分佈資訊之資料，此等資料之搜集、建置與整合之理論，技術與實作又被歸為「生態資訊學」之範疇。生態分佈資料又包括標本採集或觀測（僅做紀錄並未採集標本）兩類不同的時間與空間的分佈資料，也是生物學領域中探討生物地理分佈、擴散、群聚或生態系變遷之機制、陸域與海域環境影響評估、資源或生態之保育、利用、經營管理等等非常重要之基本資料。台灣之生態調查研究計畫甚多，每年政府所投入之調查經費龐大，但因過去缺乏各機關、各領域或各資料庫間之橫向聯絡與整合，雖然過去十年持續有資料庫建置方式、欄位格式及資料公開程度的討論，如何建立一長期生態監測及資料統整之案例，吾人仍需持續努力，以展示資料整合對研究及主管機關決策之影響力。

為了促成基於數據的保育決策，本計畫將延續民國 94 年及 102 年的評估計畫，基於過去資料庫的建置成果，持續落實長期監測資料庫之推動與資料庫之整合分享，延伸武陵地區生態系評估計畫累積資訊的時間尺度，提供雪霸國家公園管理處在武陵溪流生態系管理上之參考及依據。

本子計畫亦將透過與其他子計畫互動的機會，將國際上資料活動的最佳範例引入，協助研究人員得利於大數據時代的資料共享。例如推動資料論文（Data Paper）的建立，及註冊 ORCID（ORCID.org, 2017）使得學者們的資料活動能得到引用等等。

二、材料及方法

為了後續系統研究能奠基於前人之成果，所有紀錄、描述資料以及後設資料，均以電子化保存及管理。同時，為使國內生物多樣性資料能與國際上其它長期生態監測計畫交換，我們將生態、環境因子資料以生態詮釋資料語言 (EML) 予以建檔保存；引證標本資料，則以達爾文核心集 (Darwin Core) 記載。無論單筆標本資料或是單一研究資料集 (dataset)，均詳細記載空間分布資訊，包含座標值、座標格式及參照之大地基準。

實際資料的記載，我們將繼續使用「通用生態調查資料格式」為基礎來建立 WALTER 計畫資料格式的規範。生態調查資料，由實際負責調查的研究人員，詳細填列後，交給子計畫 8 (生態資料庫)。雖然大部分子計畫均有使用此資料收集模式的經驗，但子計畫 8 仍將針對初次參與的人員提供必要的諮詢協助，特別是對資料欄位值屬性定義瞭解，務使調查資料的記錄順利進行。另外，為了連結採集標本後接續進行組織取樣或 DNA 萃取產生的資料，我們將嘗試為引證標本建立一編號系統，確保若有延伸的序列資訊，最終能與採集的來源關連起來。

「通用生態調查資料格式」為中央研究院生物多樣性研究中心為了在國內推動生物多樣性資訊保存的標準化所設計，主要以國際通用的達爾文核心集 (Darwin Core) 為基礎，配合中文資料的需求適度修改。該資料格式過去提供多種資料提供方法及介面，由於使用 Excel 表者仍為大宗，為了簡化維護成本，本次計畫將僅使用 Excel，若其他計畫有既定的流程格式，子計畫 8 則專案處理，確保計畫資料以標準保存。

為了未來的國際資料交換，本計畫收集的資料，除了配合一般資料查詢及資料呈現的需求建立關聯式資料庫外及網站介面外，將同步介接至中央研究院生物多樣性研究中心的資料發佈站 (<http://ipt.taibif.tw>)，轉換成機器可讀的 Darwin Core Archive 格式 (內含 Ecological Metadata Language 格式記錄的計畫詮釋資料)，供開放存取。未來待相關研究計畫論文發表後，可進一步向 GBIF 註冊，併入全球的資料索引。加入全球索引的好處是可進一步看到資料如何被其他學術發表引用 (GBIF.org, 2017)。目前全世界每年使用 GBIF 上所流通資料的學術論文數量持續增加，2017 年總共有超過一千篇 (GBIF.org, 2017)，研究資料若能在 GBIF.org 上對研究在國際上的能見度將有很大助益。

資料的細節包含：

1. 名稱(title)；

2. 資料擁有人(owner)，包含姓名、組織、職稱與聯絡資訊；
3. 研究合作個人或機關(Associated Parties)資訊，包含姓名、組織、職稱與聯絡資訊；
4. 研究內容摘要(Abstract)；
5. 關鍵字(Keywords)；
6. 資料提供使用規則訂定(Usage Rights)；
7. 資料使用聯絡人(Contacts)資訊，包含姓名、組織、職稱與聯絡資訊；
8. 資料內容描述，包含材料方法(Methods)、研究時間(Temporal Coverage)、地點(Geographic Coverage)、對象之分類(Taxonomic Coverage)；
9. 變數(欄位)名稱(Name)；
10. 變數(欄位)內容說明(Label)；
11. 變數(欄位)定義(Definition)；
12. 變數(欄位)量測定義，包含量測種類(Category)的細項定義，若為名義(Nominal)或順序尺度(Ordinal)選項必須包含值的描述與定義，若為等距(Interval)或等比尺度(Ratio)選項，則必須包含單位(Unit)、精度(Precision)與數值型態(Number Type)，時間(Date-Time)類型則須有格式(Format)與精度(Precision)。
13. 依 9~12 項所述的原始資料(raw data)。

三、結果

資料統計

本年度迄今新增水生昆蟲資料 342 筆，鳥類資料 87 筆，魚類資料 208 筆，兩生類 97 筆，動物資料累計 100,293 筆（原 99,599 筆）。昆蟲紀錄本年度新增 Sciaridae 黑翅蕈蚋科、Hydropsychidae 網石蛾科、Athericidae 流虻科、Dixidae 細蚊科、Thaumaleidae 山蚋科。鳥類紀錄本年度新增 *Egretta garzetta* 小白鷺（Ardeidae 鷺科）及 *Motacilla cinerea* 灰鵲鶉（Motacillidae 鵲鶉科）兩種。所有資料均由各參與子計畫按「簡便通用生態分布資料格式」記載繳交至本計畫。本年度新增資料均已匯入資料庫中，提供公開查詢。

資料管理

圖說明每份「通用生態分布資料格式」均包含詮釋資料及原始資料，詮釋資料匯入系統的資料目錄，原始資料則按資料內容匯入不同單元後關連至資料目錄；繳交的檔案均備份處理。

資料庫系統維運方面，由於前任工程師林永昌先生已退休，上半年度主要工作在釐清系統狀態，完成系統管理交接。另外，距離上次資料庫開發已有 5 年，其間軟體工程的方法已大幅翻新，同時近年網站資料庫遭受攻擊的機會大幅增加，程式碼及系統的配置要求提高很多，本團隊在交接後重新檢視網站，進行資安掃描，以瞭解本年度需要在程式碼更新上配置的工作量。檢視後發現網站的弱點很多，可能是因為計畫網站流量不高，目前為止尚未有嚴重的入侵；同時因為存放了過去計畫接受的繳交資料，及許多文件檔案、報告及投影片，被掃描軟體視為容易洩漏敏感資料而成為可研究攻擊活動的低風險問題。由於掃描報告多達 650 頁，大部分均為程式碼，因此將摘要附在圖，提供參考，未來應針對此些問題系統性地解決改善。

本計畫已經將存檔及網站應用程式分開。目前網站程式碼已發布至 Github³。Github 是全世界最大的軟體開發程式碼管理平台，提供版本控制與協同合作開發的支援；未來網站程式碼的更新均會在 Github 上公開，各子計畫有興趣參與網站工作的計畫成員亦可學習使用。

資料安全方面，為了減低網站因檔案資料遭到入侵的機會，我們暫時將上述的文件檔案、報告及投影片放到 Google Drive⁴，請各子計畫協助確認留存需求的同時，也讓曾經參與的計畫夥伴知道有這些資料存在，且有備份。未來應

³ <https://github.com/TaiBIF/spnp-wlterm>

⁴ <https://goo.gl/2UfEu9>

討論此些資料應如何處理、保存或刪除。

目前網站的資料及程式碼均已備份在 Github 或 Google Drive。

網站

系統功能方面，目前仍提供下列功能：

1. 由地圖查資料：提供武陵地區手繪地圖，使用者可直接點選地圖上的調查點，查得該點的調查資料。反之亦可由調查資料，查得該調查點的地圖。
2. 由生物分類階層查得資料：將此次計畫調查到的所有物種，依照生物分類階層，排序，供使用者點選查詢詳細資料，亦可反查調查點的地圖。
3. 由調查記錄清單查得資料：將此次計畫收集到所有資料，逐筆列出，並提供多種排序選擇，供使用者點選查詢單筆詳細資料，亦可反查調查點的地圖。
4. 由子計畫生物類別查詢資料：可單獨列出個別子計畫生物類別的資料及調查點，供使用者點選查詢詳細資料，亦可反查調查點的地圖。

在全球唯一識別碼的推動上，由於 LSID (Life Science Identifier) 不見實務上大規模的應用，且生物多樣性社群尚未能在有限的經濟規模下⁵研發全球的識別碼解析服務，本計畫決定停止 LSID 的支援，轉以調查計畫的組織及專案編號，提供至少能在國家尺度解析的唯一性。

計畫資料庫網站的 URL，因應系統交接，已改為 <http://wlterm.biodiv.tw>，並仍可使用 <http://wlterm.biodiv.sinica.edu.tw>。

有關後續網站維運，由於目前位於中研院提供本計畫網站服務的伺服器已趨老舊，未來本計畫網站將與其他本單位的資料庫逐漸搬移到雲端服務供應商。維運費用方面，由於與實際的流量有關，因此目前初步提供 Amazon Web Services, AWS 儲存類型的費用預估如表 9-1。在建立流量監控後，可更進一步預估維運所需的費用。

⁵ 以文獻發表的 DOI 為例，費用可見 <https://www.crossref.org/fees/>，改以使用在資料紀錄上，尺度將更為龐大。

在臺灣因為 Google 設有資料中心，因此也當被問到 Google Cloud Platform, GCP 的差別。此處亦附上初探部分規格後的比較如

表 9-2。

引證標本編號

引證標本按各計畫既有方式入館或管理，應有組織編號 (institutionCode)、典藏集編號 (collectionCode) 及編目號 (catalogueNumber)。對於有提供引證標本資料的子計畫，資料庫將以下列規則建立引證標本編號：

SPNP-[計畫編號]-institutionCode-collectionCode-catalogueNumber。

資料視覺化

各個參與團隊均會針對所搜集的資料進行分析、瞭解意義，並在報告中附上繪製的圖表，為了能讓生態資料庫在面對使用者時能更有效地溝通資料的意義，所以在資料表的呈現之外，本計畫亦希望能以自動化的方式，在資料匯入資料庫後，從中查詢取得資料以程式分析並視覺化資料狀況。

本年度先以靜態方式試繪圖表提供討論。雖然流程自動化的過程有許多未知數，但目標是希望未來能讓各合作團隊在資料匯入後便有設定條件的圖表可用，且能隨著資料的更新自動重繪，讓網站未來能「類即時」地提供資訊。

目前繪製的圖表如下，僅供資料視覺化的討論；關於意義及是否在網站上呈現與否，則必須與各子計畫合作決定。

所有圖表，以及繪製圖表用的 R 程式碼，均發布在本計畫的 Github⁶，歡迎各團隊參考，並請給予指教。

文獻整理

期中審查時委員肯定總計畫及團隊在武陵地區長期監測的研究成果，建議應整理並公開已累積的論文、期刊及報告發表。本子計畫逕行建議 Zotero 服務上的文獻分享群組，承各團隊提供文獻書目，目前線上共有 584 筆文獻資料，包含櫻花鉤吻鮭 350 篇、鳥類 25 篇、水質 31 篇、藻類 31 篇、資料整合 96 篇及總計畫 51 篇。目前在登入後可供查詢或瀏覽：

文獻位址在 <https://www.zotero.org/groups/2219372/wlterm/>。

⁶ <https://github.com/TaiBIF/spnp-wlterm/tree/master/R>

四、討論與結論

在試繪圖表的過程中，我們發現目前資料庫中並無全部其它子計畫中圖表繪製的所有欄位資料。這可能是因為使用的「通用生態資料格式」並沒有提供明確的說明並儘可能納入所有研究過程中取得的數據。該格式的使用已逾 10 年，當初係為了推動資料公開分享及推廣而只取 Darwin Core 的核心欄位，以免對研究人員形成資料公開或繳交的負擔，然而就資料保存且能重製、驗證分析成果而言，當是所有資料都必須保存下來。

若各子計畫均認為資料圖表的繪製應儘可能地自動化，那麼吾人必須進一步與各子計畫瞭解目前的分析用到那些資料，並確保資料能有一便利的格式提供上傳，才能讓資料從「搜集」、「整理」、「上傳」、「分析」、「製圖」自動化地呈現在本計畫對外溝通的網站上，也為未來的工作省下許多流程中的時間、勞力成本。

在敏感資料的呈現上，目前針對保育物種隱蔽其確切位置。本團隊持續與林務局及特有生物保育中心合作研擬適合在國內推廣的原則，包含決定資料敏感性的方式及等級，以及據以顯示資料的作法，期能適用於國內的生物多樣性資料庫。GBIF-ROC 委員會（由各部會之生物資源資料管理代表所組成）於本年度七月召開理事會建議該原則應持續完備以便推動，本計畫將跟隨細則的制定應用在本計畫資料的呈現（遮蔽、模糊化或不處理）。

五、研究成果與建議

本計畫收集的原始生態調查資料，除了已匯入計畫資料庫以外，將按國家公園指示上傳至指定系統；同時以 Darwin Core Archive 格式，提供委辦單位雪霸國家管理處結案及保存之用。建議雪霸國家管理處可將該資料集由 TaiBIF 的 IPT 發布至 GBIF，以取得資料集的 DOI，未來在計畫研究人員於期刊發表研究成果時，可以附上資料集的 DOI，讓期刊文章能與資料集關聯，使學界同儕瞭解發表內容的同時也能取用資料操作驗證。

表 9-1 AWS 7TB 每月儲存費用估計

服務項目	費用比例%	單位美元價格 每 GB 或分鐘	美元費用	新臺幣費用	新臺幣含服 務費用，不 含稅
S3 data transfer out	72.15	0.1140	798	23,940	27,531
S3 storage	15.82	0.0250	175	5,250	6,038
S3 infrequent access	12.02	0.0190	133	3,990	4,589

(資料來源：本研究資料)

表 9-2 GCP 與 AWS 部分規格比較

功能 \ 平台	Amazon Web Services	Google Cloud Platform
參考 https://kinsta.com/blog/google-cloud-vs-aws/		
公眾平台使用率	57%	15%
熱物件儲存價格 (美元, 每 GB/每月)	\$0.0230	\$0.0200
冷物件儲存價格 (美元, 每 GB/每月)	\$0.0040	\$0.0070
區塊硬碟儲存價格 (美元, 每 GB/每月)	\$0.045	\$0.040
區塊固態硬碟儲存價格 (美元, 每 GB/每月)	\$0.10	\$0.170
參考 https://blog.teamwave.com/2017/08/15/amazon-web-services-aws-vs-google-cloud-platform-gcp/		
整體價格	較高	較低 較少
服務種類	較多且完整	(如 PostgreSQL 仍在 Beta)
高可用性	較佳	較差
最高機器規格	128 CPUs + 2T RAM	64 CPUs + 416G RAM
支援文件	最佳	有待加強
支援價格起點 (美元)	\$29/每月	\$150/每月

(資料來源：本研究資料)

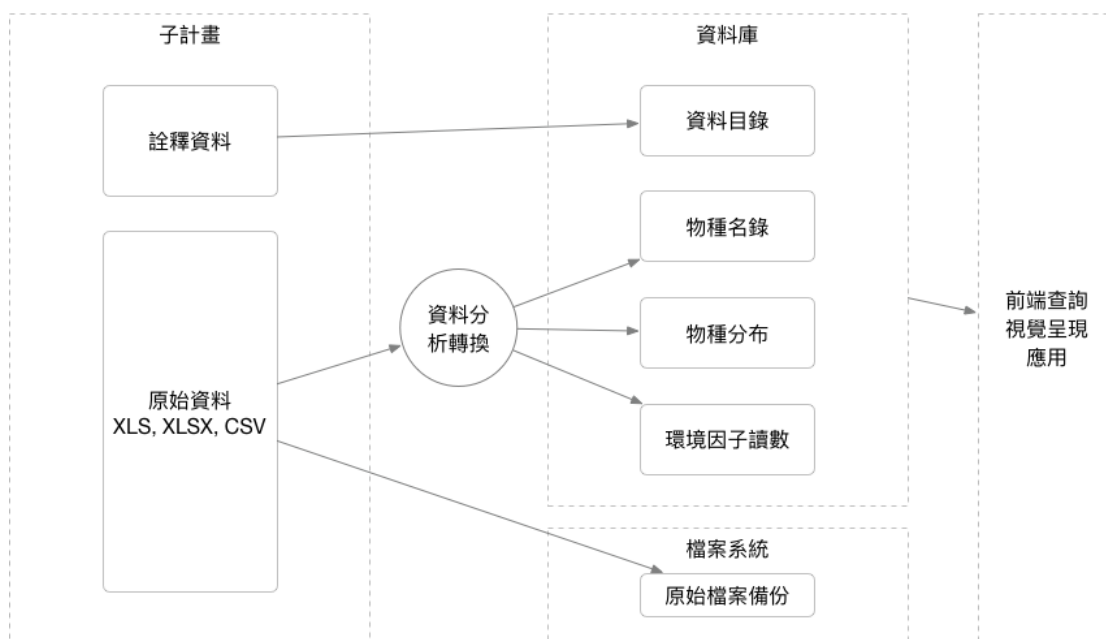


圖 9-1 資料類型與上傳至資料庫單元之關係說明(資料來源：本研究資料)

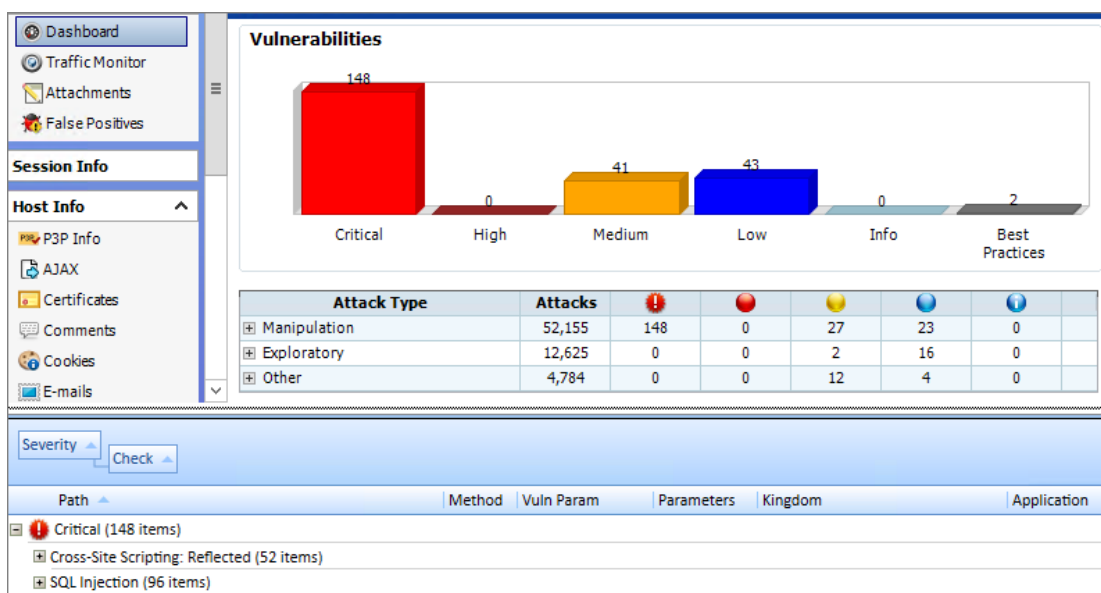


圖 9-2 107 年 11 月 22 日資安掃瞄結果(資料來源：本研究資料)

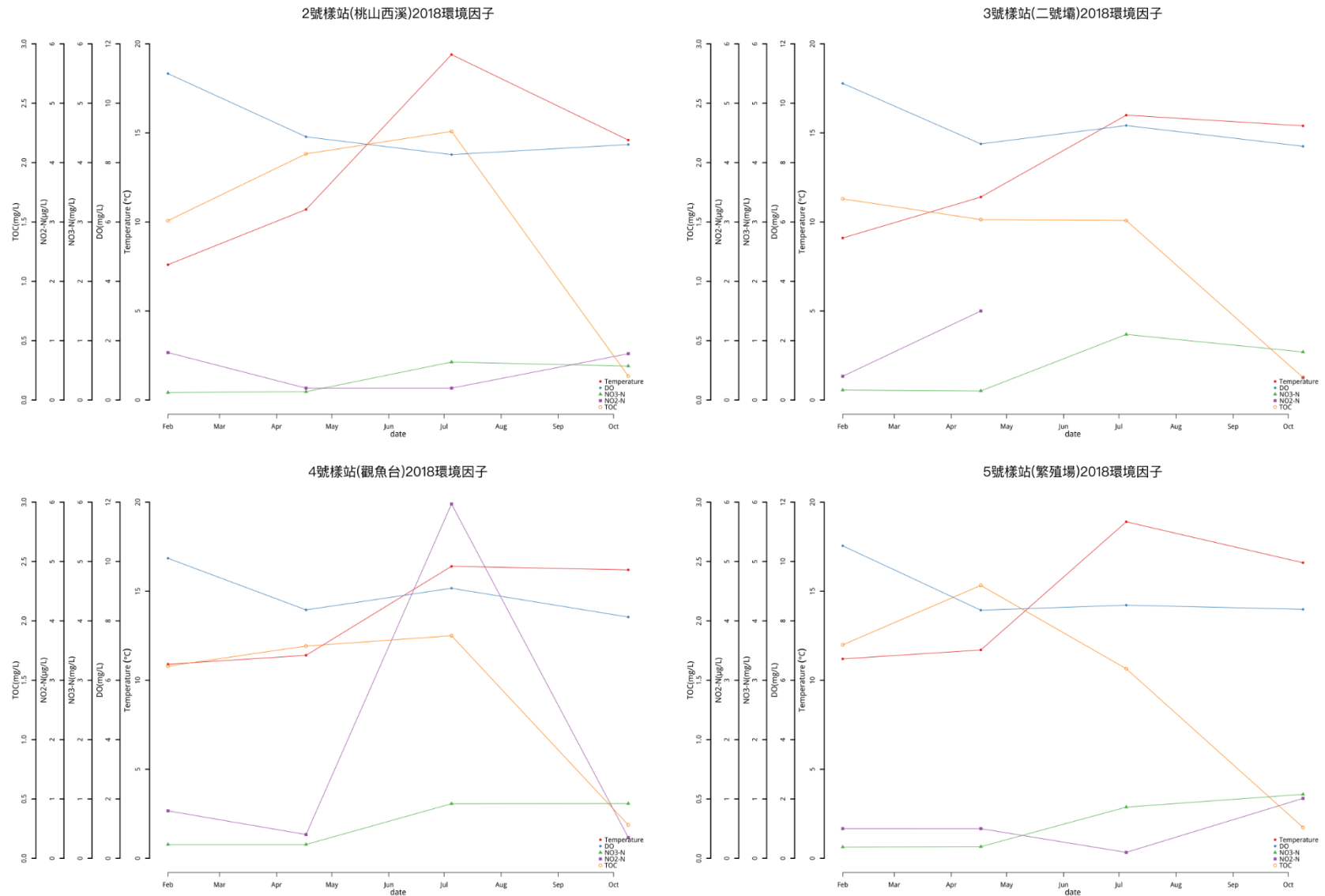
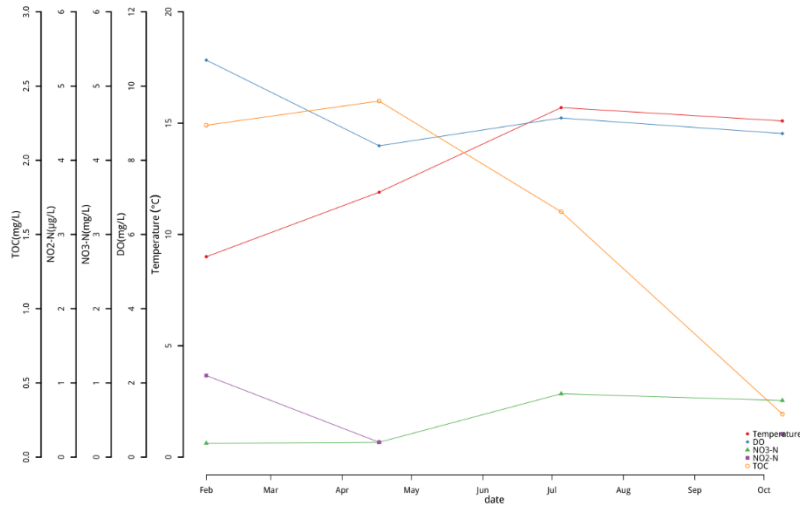


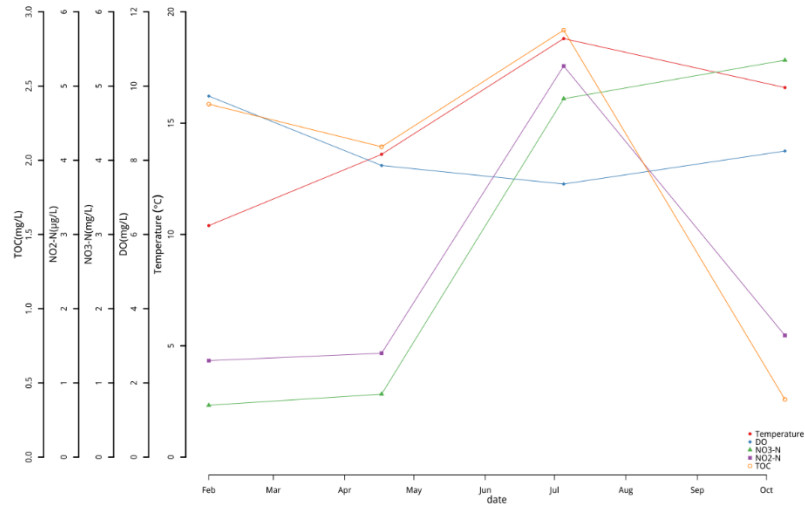
圖 9-3 所有樣站環境因子(資料來源：本研究資料)

武陵地區溪流生態系評估

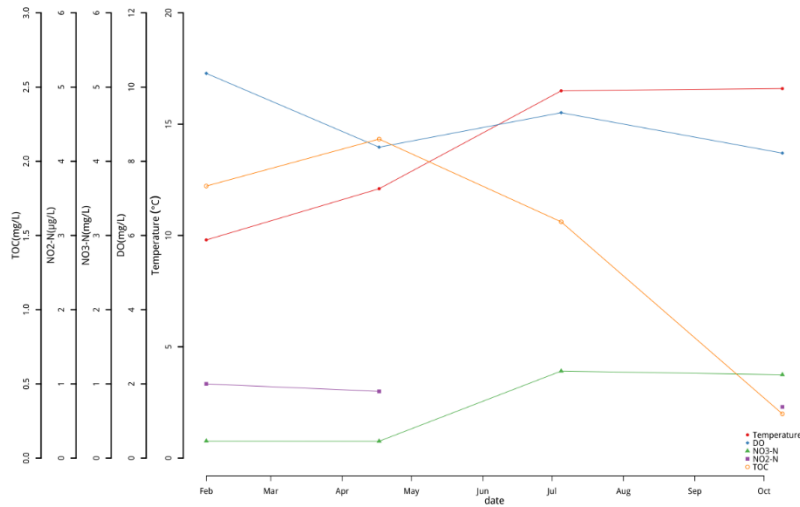
8號樣站(高山溪)2018環境因子



9號樣站(有勝溪)2018環境因子



12號樣站(一號壩上游)2018環境因子



13號樣站(一號壩下游)2018環境因子

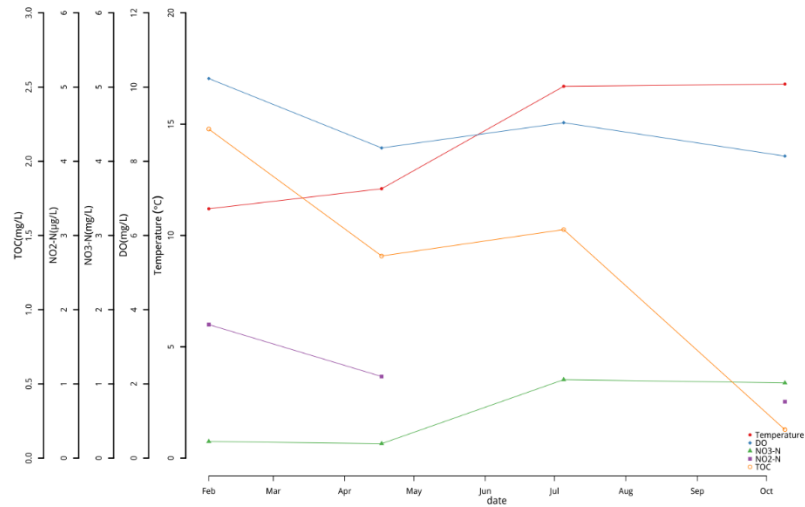


圖 9-4 所有樣站環境因子 (續) (資料來源: 本研究資料)

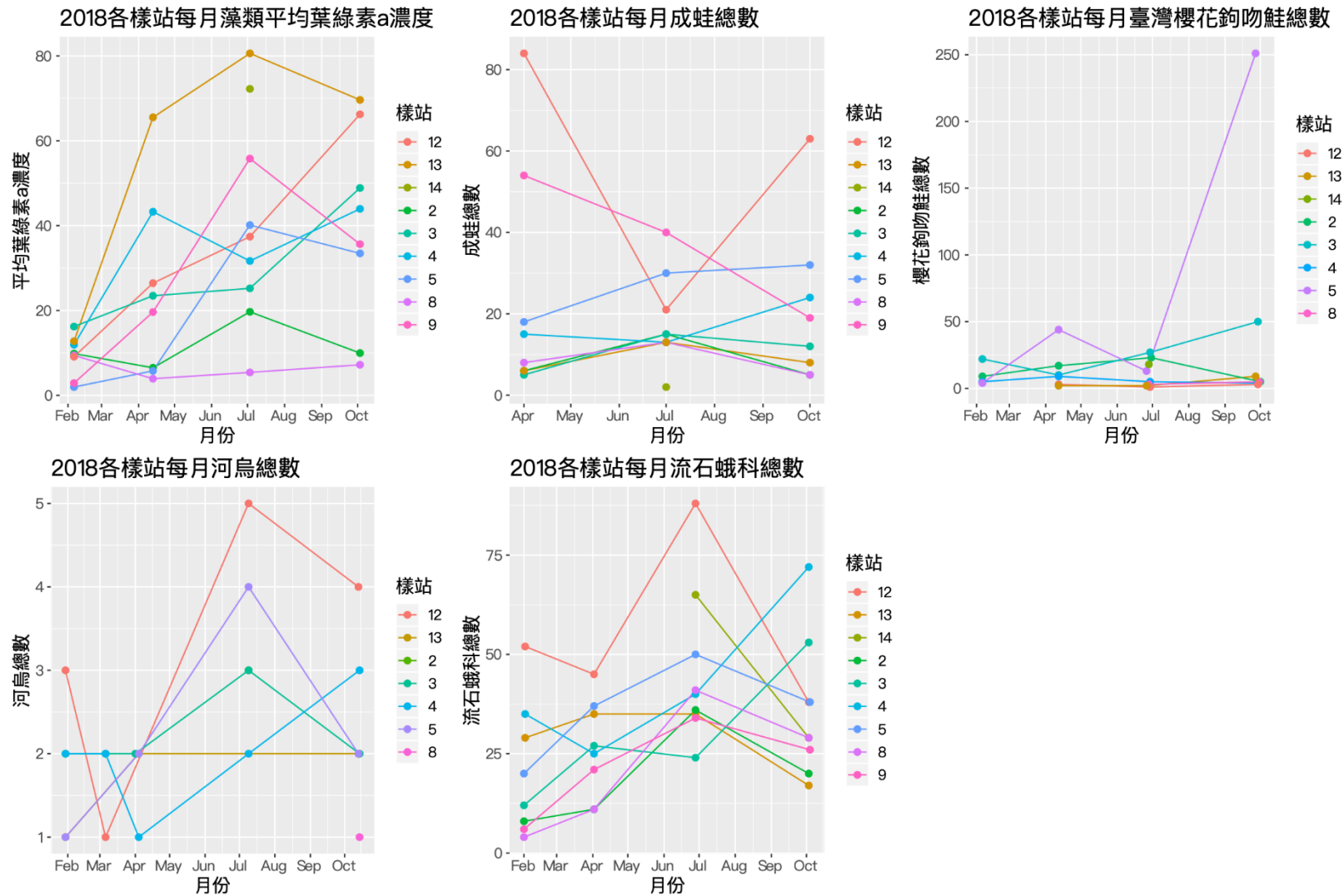


圖 9-5 所有測站部分物種總數及葉綠素 a 濃度(資料來源：本研究資料)

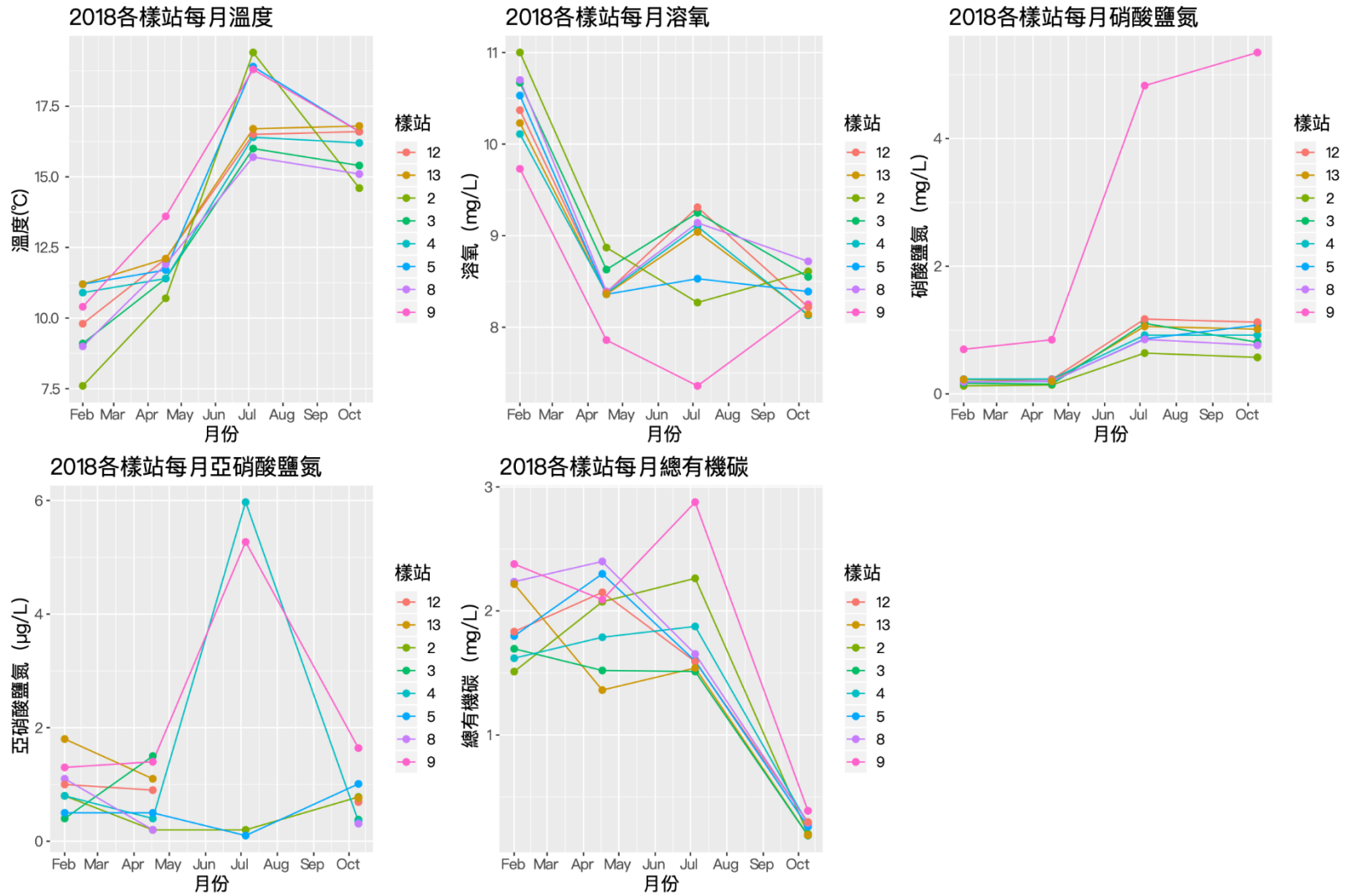
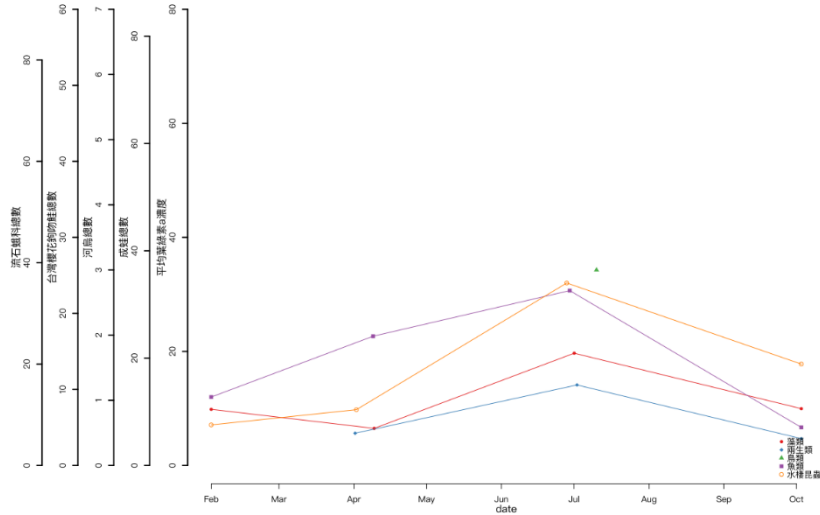
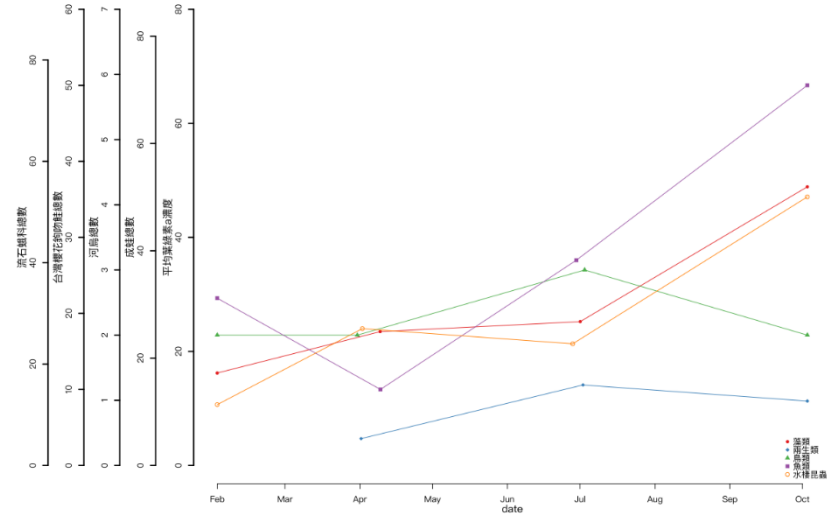


圖 9-6 各測站環境因子(資料來源：本研究資料)

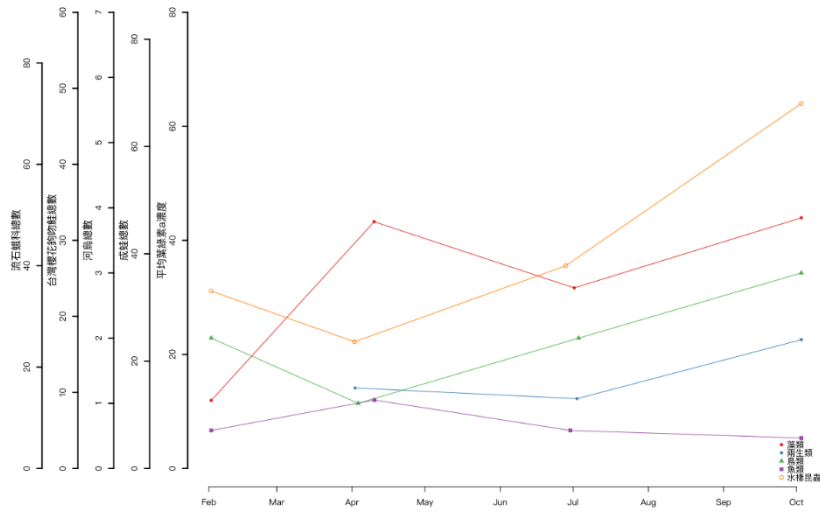
2號樣站(桃山西溪)2018各子計畫



3號樣站(二號壩)2018各子計畫



4號樣站(觀魚台)2018各子計畫



5號樣站(繁殖場)2018各子計畫

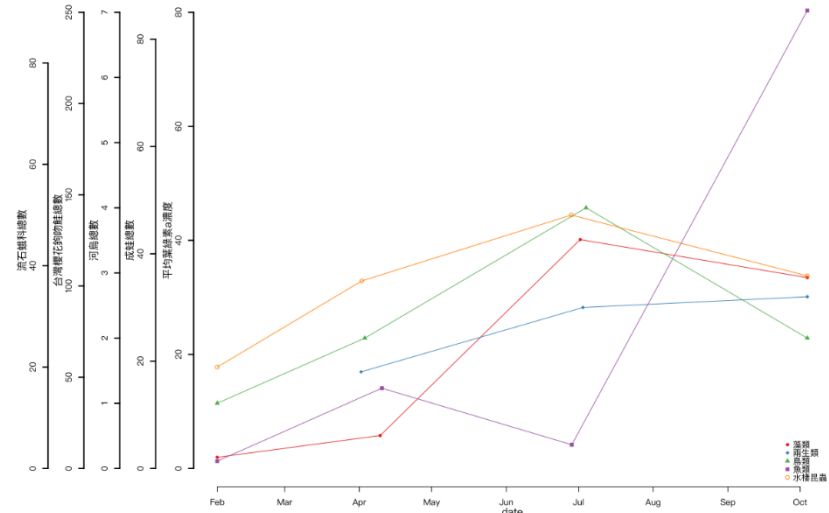
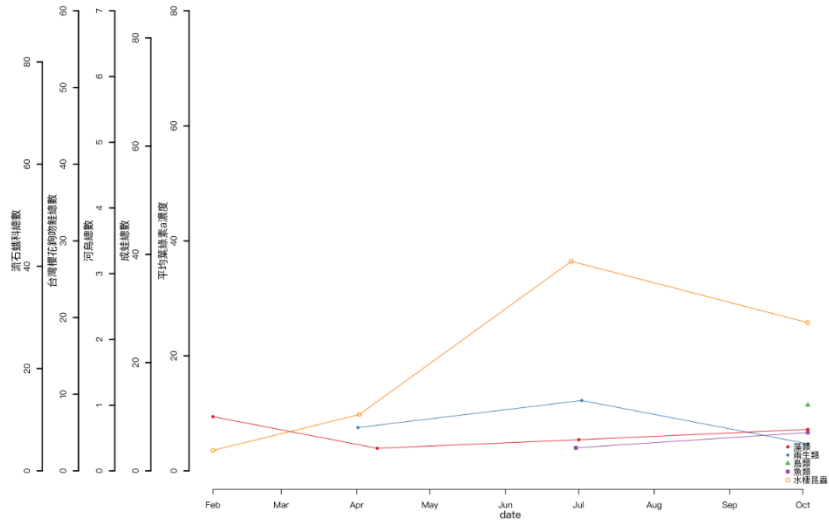


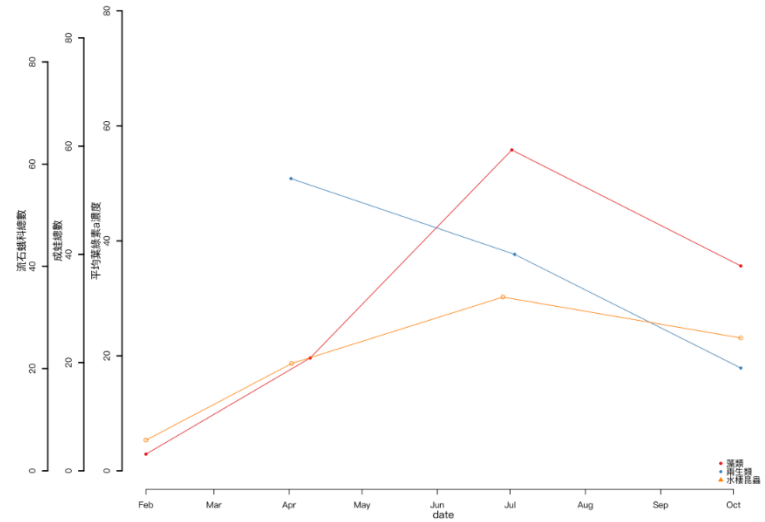
圖 9-7 各測站部分物種總數及平均葉綠素 a 濃度(資料來源：本研究資料)

武陵地區溪流生態系評估

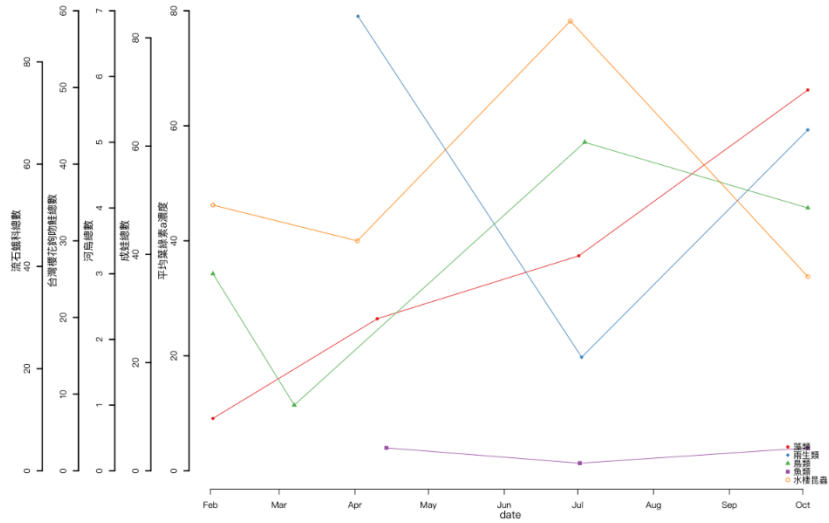
8號樣站(高山溪)2018各子計畫



9號樣站(有勝溪)2018各子計畫



12號樣站(一號壩上游)2018各子計畫



13號樣站(一號壩下游)2018各子計畫

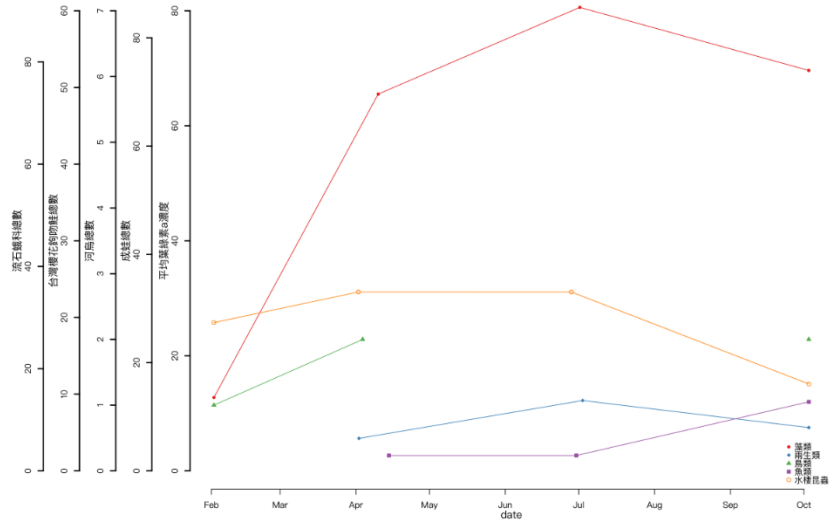


圖 9-8 各測站部分物種總數及平均葉綠素 a 濃度(資料來源：本研究資料)

武陵地區溪流生態系 Q&A

一、總計畫

Q1. 武陵長期生態研究(WLTER)設立目的？

A1. 雪霸國家公園最重要的任務是自然資源與生物物種的保育，尤其是分布只侷限於大甲溪上游武陵地區，但數量已瀕臨絕種的陸封型臺灣櫻花鉤吻鮭。保育工作需以宏觀的角度來管理自然資源，也就是生態系管理，其基礎建立在各項資源的瞭解與掌握，包括：物理棲地、水文泥沙、水質、藻類、水棲昆蟲、兩生類、魚類與鳥類等時空動態變化。瞭解生物資源的狀況後，便可以此狀況，擬定最適合武陵地區的保育以及經營管理策略。

Q2. 我們要怎麼瞭解生態系運作？

A2. 食物網絡分析在宏觀生態系研究上廣泛被利用，其中 Ecopath with Ecosim 是能進行生態網絡分析的套裝軟體，並且已廣泛的運用在各類生態系。武陵長期生態研究也採用 Ecopath with Ecosim 軟體建構食物網模式，透過食物網模式的建立，可以將複雜的真實世界生態系以簡單的食物網絡呈現，並透過生態網絡分析量化系統物質流動以及食物網特性，藉此瞭解真實生態系的運作。

二、藻類

Q1. 藻類在溪流生態系中扮演甚麼角色？

A1. 藻類是生態系的基礎能量來源。藻類在溪流中稱為自生性碳源，是指那些在溪流中生成的食物來源；相對於自生性碳源的異生性碳源就是溪流外來的食物來源，如沿岸植被枯落的樹葉、殘枝等。但優養化造成藻類過多也會影響水質。

Q2. 影響藻類生長主要的因素是什麼？

A2. 最主要的應是降雨量、天空遮蔽度以及營養鹽濃度。降雨量減少會有較慢的流速，而流速慢的狀況，藻類生物量比較多。藻類行光合作用需要陽光，因此天空遮蔽度越高藻類生物量會受到控制。藻類生長需要營養鹽，過多的營養鹽可以促進藻類生長。

Q3. 為什麼農業區溪流的藻類生物量會比較多？

A3. 一般源頭溪流，例如七家灣溪，是屬於寡營養鹽的環境，藻類生長會因為營養鹽不足，而生長受限。然而農業區所使用的肥料會隨著雨水進入溪流，高營養鹽濃度會促進藻類生長，一旦藻類生長過多，就會產生優養化現象。

Q4. 流速越慢為什麼會讓綠藻更容易增加呢？

A4. 藻類主要區分為低矮著生型(low profile)、直立生長型(high profile)和移動型(motile)。從名稱就可以大概知道是依不同藻類和底質之間的關係區分的，而水流可以促進藻類群集分布的異質性，流速快的地方適合小型貼附底質、叢生狀藻類，流速慢的地方則適合大型、直立和絲狀藻類。其中絲狀綠藻又偏好高光照的環境，因此流速慢的狀況下才會讓綠藻生物量大量增加。

Q5. 每次洪水後溪流裡面藻類都被沖的一乾二淨，生物會不會沒有食物吃？

A5. 藻類雖然很容易被洪水沖的一乾二淨，但是它恢復的時間也很快，通常在洪水過後一個星期後，石頭上就會有藻類長回來。

三、物理棲地

Q1. 什麼是河道物理棲地環境？

A1. 棲地是指多個物種群落生活與生長的自然環境，而河道棲地環境則是特指水域生物的生存環境。常用來描述河道棲地通常有三種，分別是水體品質的化學棲地、實質環境狀態的物理棲地以及生態系統相互關聯的生物棲地。

Q2. 影響河道物理棲地環境的原因有哪些？

A2. 造成河道物理棲地環境的變化有自然與人為等兩類主要原因：前者包括氣候因素造成的激增水流、兩岸或上游供給的泥砂、地震或火山等地質變動以及生物活動的局部改變；後者則包括經由農作、都市活動及採礦而引入之化學干擾，因不當耕作管理和遊憩活動造成外來物種引入之生物干擾，以及因應洪水控制、森林管理、道路建築或維護、農業耕犁與灌溉、都市擴張之人為干擾。

Q3. 在現場是如何進行物理棲地調查？

A3. 通常會在調查河段之水域範圍內選取 20~30 個分析點，再調查這些點位的水流狀況（包括流速及水深）及其河床面砂礫大小。當一個河段水量大且急時，底床砂石會因細顆粒易被帶走而變粗；相反地，平緩水流的河段會對應出現較慢流速及較細河床底質。

Q4. 適合櫻花鉤吻鮭的物理棲地環境是什麼？

A4. 利用現場調查所得資料，砂礫可依其粒徑由細到粗分為六種，棲地則有深潭、緩流、淺瀨與急流等四類。而根據魚類專家調查發現，櫻花鉤吻鮭較喜歡深潭與小型礫石（約 25 公分）以上底質的物理棲地環境。

Q5. 防砂壩改善有助於櫻花鉤吻鮭的棲地環境嗎？

A5. 防砂壩上游段會由於泥砂沉積而變成寬廣河道，下游河段則因河床高差而出現深潭，並且防砂壩壩體完全阻斷河道。壩體改善不僅可

以讓棲地空間加大且無通道障礙外，也讓河道恢復到自然變化狀態。100年五月底，雪霸國家公園管理處對七家灣溪一號防砂壩進行左側 1/3 壩體拆除後，不僅櫻花鉤吻鮭的洄游通道再次出現外，它所喜歡物理棲地也有所增加。

四、水質

Q1. 請問水溫幾度適合櫻花鉤吻鮭生存？

A1. 櫻花鉤吻鮭最適合生長在 5~17 °C 的水溫範圍內，繁殖卵孵化時則須較低的水溫為 7~12.5 °C 範圍

Q2. 水質需要有什麼條件才能符合櫻花鉤吻鮭的生存條件？

A2. 水溫：5~17 °C，繁殖卵孵化時為 7~12.5 °C 範圍

溶氧：7 ppm 以上

酸鹼值(pH 值)：6~9

總氮濃度：小於 40ppb

濁度：小於 5 NTU

導電度：120~450 $\mu\text{mho/cm}$

硝酸鹽濃度：小於 2 ppm

亞硝酸鹽氮：小於 50 ppb，孵化時需低於 30 ppb

Q3. 臺灣除了七家灣溪有良好的水質讓櫻花鉤吻鮭生長之外，還有別的溪流適合其棲息嗎？

A3. 除了七家灣溪外，近幾年更致力於其他支流之勘查如：合歡山溪、高山溪、羅葉尾溪...等，皆是成功復育櫻花鉤吻鮭的合適棲息地。

Q4. 自開始採樣以來水質變化的程度大嗎？

A4. 歷時近 20 年的監測，也經歷過許多的重大事件：如拆壩、颱風、大洪水等等，其皆會影響短期的水質，但長期監測下來影響並不算大，唯獨環境變遷及暖化若繼續加劇，有極大的可能性影響溪流水質。

Q5. 櫻花鉤吻鮭的生存水質酸鹼度是中性嗎？

A5. 櫻花鉤吻鮭生存水質的酸鹼度為中性偏鹼，酸鹼值值介於 6.5~8.5 時對魚類生產力最好，當酸鹼值大於 9 或低於 5.2 時則會損害魚類鰓的表面細胞，更會產生大量黏液妨害魚類呼吸。

五、水棲昆蟲

Q1. 武陵地區水棲昆蟲長期監測時使用什麼調查方法？

A1. 舒柏式水網(Suber Sampler)

Q2. 武陵地區水棲昆蟲包含哪些目？

A2. 蜉蝣目、襉翅目、毛翅目、鞘翅目、雙翅目、蜻蛉目

Q3. 武陵地區水棲昆蟲哪一科數量最多？

A3. 搖蚊科(Chironomidae)

Q4. 武陵地區水棲昆蟲何者體型最大？

A4. 斑紋角石蛾(*Stenopsyche marmorata*)，體型最大可達 58 mm

Q5. 武陵地區的水棲昆蟲食物來源為何？

A5. 武陵地區的水棲昆蟲依取食功能群分為刮食者(scrapers)、採食者(collectors)、碎食者(shredders)、捕食者(predators)。刮食者於固體表面刮食附著其上的藻類及矽藻；採食者從水體中懸浮的顆粒或水底的細小碎屑濾食有機顆粒；碎食者取食活的或分解中植物組織；捕食者取食活體動物之組織。

六、魚類

Q1. 影響臺灣櫻花鉤吻鮭平衡的主要環境因子有哪些？如何影響？

A1. 影響臺灣櫻花鉤吻鮭族群變動的環境因子很多，而且對生活史各時期的影響可能也都不盡相同，例如：水溫與水質對無法自由移動的鮭魚卵與卵黃囊仔魚的影響很大，但是對較大的鮭魚來說，因為可以自行躲避，所以影響就來的小些，不過其對高溫的耐受也是相對而言，太高溫度或太差水質的環境，還是會造成不可回覆的滅絕。又例如：豪雨颱風等天災來臨時，較大體型的成魚可能因為不易尋找到合適的躲避場所而受到衝擊。除了長期觀察發現，天災（颱風、大雨或乾旱）是影響族群數量的主要原因之一，不過並無太多研究針對環境因子與鮭魚族群變動進行探討，這也是因為對鮭魚來說，（或任何一種已經演化適應的生物而言都是），長期的演化讓他們對各類環境因子的擾動都已有良好的適應性，雖然仍不可避免地會有短期性的族群變動，不過長期來看，族群仍然是穩定的狀態（否則我們就看不到這些生物了）。

Q2. 臺灣櫻花鉤吻鮭的親戚分布在哪裡？

A2. 台灣的臺灣櫻花鉤吻鮭在分類上是屬於相對於大西洋鮭（Atlantic salmon，屬名為 *Salmo*）的太平洋鮭（Pacific salmon，屬名為 *Oncorhynchus*）的一種，本種魚類具有很強的溯源本領，常能返回其出生河流產卵。臺灣櫻花鉤吻鮭依照其生活史的不同，可以分為洄游型和陸封型兩種。洄游型臺灣櫻花鉤吻鮭分布於韓國、日本、俄羅斯、中國東北，而其降海後則僅侷限於日本海與靠太平洋各產卵溪流附近的沿海水域中。陸封型分布的範圍則除了上述洄游型分布地之外，在台灣的大甲溪上游七家灣溪亦有分佈。

Q3. 鮭魚為什麼只能生活在高山的溪流中？

A3. 因為臺灣櫻花鉤吻鮭原為分布在溫、寒帶的冷水性鮭鱒科魚類，須生活在高溶氧、低水溫的溪流環境中。而對鮭鱒類魚類生存範圍的最大限制因子就是水溫，必須長年維持在 16°C 以下，而在台灣只有高山的溪流中具清澈且水溫在 16°C 以下的環境。

Q4. 臺灣櫻花鉤吻鮭是肉食性的還是素食性的？

A4. 由其嘴部形態和牙齒構造可以發現到鮭魚是比較適合肉食，而不適合吃植物性食物。而由研究也發現食物主要以水棲昆蟲為主，但有時也會吃些藻類和果實。因此事實上是屬於雜食性的。而若剖開肚子看它們較短的消化道構造，也可以由此判斷它們並不適合消化植物性食物。

Q5. 臺灣櫻花鉤吻鮭繁殖的時候嘴巴會變形嗎？

A5. 雄的臺灣櫻花鉤吻鮭在繁殖時，下顎會突出增長變形成較明顯的鉤狀，這也是鉤吻鮭名字的由來，雌魚則比較不明顯。

七、兩生類

Q1. 七家灣溪可以看到什麼蛙？

A1. 梭德氏赤蛙、盤古蟾蜍、斯文豪氏赤蛙

Q2. 蝌蚪吃什麼？

A2. 蝌蚪會刮食溪裡石頭上的藻類及砂子

Q3. 影響七家灣溪兩生類數量的因素為何？

A3. 影響蝌蚪數量的主要因素為生活史、微棲地及洪水事件；影響成蛙密度的主要因素為生活史（生殖季）及前一年的蝌蚪數量。

Q4. 拆壩對蝌蚪及蛙類有沒有影響？

A4. 拆壩後的大水降低了蝌蚪的數量，對成蛙則沒有什麼影響，但是這幾年蝌蚪數量已經在回復了。

Q5. 什麼月份蝌蚪最多？

A5. 四月(梭德氏赤蛙)和七月(盤古蟾蜍)左右

八、鳥類

Q1. 在七家灣溪會捕食台灣櫻花鉤吻鮭的鳥類有哪些？

A1. 根據長期研究和觀察，確定會捕食鮭魚的鳥類包括大型貓頭鷹黃魚鴉、屬於冬候鳥的綠簑鷺和其他冬季偶然出現的鷺科鳥類，以及會捕捉小魚的河鳥。不過牠們捕捉鮭魚屬於自然的食物鏈，人們可以觀察紀錄，但不需要特別的介入干擾。

Q2. 為什麼河鳥是溪流指標鳥種？

A2. 河鳥是燕雀目鳥類中唯一會潛水覓食的種類，牠們的主食是水棲昆蟲，所以只侷限在溪流棲地活動，溪流環境的變化(例如洪水、乾旱或是水質改變等)對牠們就會有很大的影響，加上牠們容易觀察，所以適合當作溪流環境的指標。其他溪流鳥類如鉛色水鵝、紫嘯鵝或鴛鴦，牠們的棲地和食物並不完全侷限在溪流內，所以不容易明顯看出環境變化對牠們的影響，而且有的鳥種習性隱密不容易觀察，所以都不適合當指標物種。

Q3. 為什麼河鳥要在冬天繁殖？

A3. 大部分鳥類的繁殖季都是在春夏季，因為氣候溫暖而且食物多，但河鳥的繁殖卻是在冬季和初春，以武陵來說是 1-3 月，低海拔地區可能會更早。其實河鳥的繁殖一樣是配合食物豐富度的變化，根據中興大學郭美華老師的調查，一年之中水棲昆蟲數量的高峰期就是在冬季，這是因為夏秋季有颱風，洪水會帶走水棲昆蟲，到冬季這些水蟲才會慢慢長回來，這時就是河鳥食物最豐富的時候。等到春季水蟲開始羽化，就換成吃飛蟲的鉛色水鶉開始繁殖(3-5 月)，而紫嘯鶉食性很廣，除了昆蟲還包括兩棲爬蟲類，這些食物在夏季最多，所以紫嘯鶉的繁殖季就在 5-7 月之間。

Q4. 河鳥都在水中覓食，那洪水來的時候怎麼辦？

A4. 雖然河鳥很會游泳和潛水，但颱風來的時候溪水暴漲，河鳥看到滾滾的黃水也是莫可奈何，這時候牠們只好到水小一點的支流或是小溪澗去找食物，等水退了之後再回家。七家灣溪旁邊的有勝溪因為洪水流量比較小，就是一個很好的洪水避難所，颱風過後經常可以看到很多七家灣溪的河鳥跑到有勝溪去避難，造成七家灣溪的河鳥數量減少、有勝溪河鳥數量增加的有趣現象。

Q5. 氣候變遷對河鳥會有什麼影響？

A5. 說到氣候變遷，很多人第一個想到的可能是全球暖化，不過溫度的變化是漸進式的，需要長時間才能看出影響，但另一個更迫切的危機其實是極端氣候的增加。根據氣象局的預測，未來颱風可能會越來越頻繁，而且秋颱的機率也會提高。如果颱風越晚來(例如 10 月或 11 月)，洪水過後水棲昆蟲能夠恢復的時間就越短，那年冬天河鳥的食物就會越少，變成「歹年冬」，對河鳥的繁殖狀況會有很大的影響。所以假如連續好幾年都有秋颱，對河鳥就會相當不利，因為河鳥的棲地和食性專一性很高，所以受到極端氣候影響的程度也會高於其他溪流鳥類，這樣的狀況非常值得重視。

九、資料庫

Q1. 資料庫的目的與功能是甚麼？

A1. 資料庫建置的主要目的是提供研究、調查過程中收取的資料一個研究團隊可以倉儲的地方；研究人員藉由資料的回顧，可以提昇後續生態系現象分析與解讀的品質。

Q2. 一般民眾是否能使用資料庫？

A2. 可以，但需有使用權限。目前主要的資料型態均能以表單的方式瀏覽歷年所收取的資料。

Q3. 如果在資料庫的使用上遇到任何問題，應該如何聯繫？

A3. 目前資料庫由中央研究院生物多樣性研究中心維護。操作或網站的問題請使用 taibif.brcas@gmail.com 與建置單位聯繫。

Q4. 網頁上的內容問題，應該如何提出？

A4. 網頁上的內容主要由總計畫撰寫，任何指教請聯繫中興大學水域生態實驗室(04-22840416#511)。

Q5. 資料庫中的資料是否有與國內其它資料平台整合？

A5. 資料庫內容按國家公園管理處要求上傳至國家公園指定之資料庫。

「武陵地區溪流生態系評估」
期中審查會議委員意見回覆表

壹、 會議時間：107 年 6 月 19 日(一)上午 9 時 00 分

貳、 會議地點：本處第一會議室

參、 主席：鐘處長銘山

記錄：伍珍曄技佐

委員	審查意見	回覆與辦理情形
王筱雯 委員	1. 高度肯定本整合型團隊之研究成果。由於計畫內容涵蓋不同項目，不同時間及不完全相同樣點位之調查，建議能於報告前言清楚交代，且盡可能以一致底圖呈現區位，以利理解及閱讀。	報告中已呈現有共同採樣位置圖。
	2. 建議可再加入近年之國外文獻探討。	團隊會將本計畫所整理近年國外文獻加入期末報告。
	3. 壩體改善與農業活動對於溪流生態系之影響與水文狀況高度相關，建議補充各類調查結果與水文變異之探討。	團隊會整合相關環境因子與生態系資料，於期末時進行年度整合分析。
	4. 若氣候變遷可作為部分調查結果之推論，建議能更深入解析。	團隊會於期末報告時針對氣候變遷可能影響再進行分析。
	5. 部分章節之研究方法，如第三章河道地形及棲地組成、第六章相關性分析等，宜再完整說明。	第三章河道地形及棲地組成之研究方法將於期末報告中加強說明。
	6. 魚類 baseline 訂定依據為何？	魚類 Baseline 是以該樣站歷年各次魚類調查數量的平均總數所訂定。
	7. 苦花是否對櫻花鉤吻鮭造成威脅？請探討苦花上溯所造成影響。	歷年來在七家灣溪的研究觀測到苦花與櫻花鉤吻鮭有共域的現象，其食性與生態棲位亦不同，一號壩以上臺灣鏟頰魚數量的增加與遷徙應不會使臺灣櫻花鉤吻鮭族群受到威脅，且由於苦花的增加，使得魚類的天敵(如鳥類)在捕食時，

		比原本有更大的機會捕獲到苦花，讓櫻花鉤吻鮭被捕獲的壓力反而下降。
	8. 期待期末呈現更完整的交叉討論及整合探討。	團隊於期末將呈現更完整的整合探討。
楊正雄 委員	1. 建議團隊可以規劃合適的監測時間、調查項目與尺度，提供合適的 SOP，作為監測此生態系的學術依據。如以生活史角度切入，世代長度如果以 2.5 年計算，在三代內維持一定強度的監測是必要的，建議可以 5 年作為一個監測期間。	團隊將於期末規劃合適的監測時間、調查項目與尺度，提供合適的 SOP。
	2. 目前計畫有設立復育目標，建立評估指數，並且依照規劃執行確認，這在其他計畫中較為少見，因此非常難能可貴的。期許計畫未來可透過此種方式呈現整體的成果。	團隊將於期末報告又完整結果呈現。
	3. ESI(effect size index)的計算基礎與文獻為何？目前僅藻類及水棲昆蟲有計算數值，各類群是否都有可能進行計算獲得？另表 1-3 中有提到藻類在洪水及拆壩尺度上有差異，但在水蟲則各目的呈現似乎不一致？甚至是有降低的情況，可能的原因為何？	公式出處文獻，McMullen LE, Lytle DA (2012) Quantifying invertebrate resistance to floods: a global-scale meta-analysis. Ecol Appl 22: 2164-2175. Effect size= $\ln(B_{\text{after}}/B_{\text{before}})$ 。會在期末報告中加入引用文獻。水蟲之差異可能是因為體型大小，也就是 K-selection 或 r-selection 物種之差別。
	4. 最小鮭魚族群量計算方式報告中提到以 2013 年秋季 Dam4-5 間族群數量作為依據，但簡報中是以 2007 年秋季調查資料顯示，此項目的選擇依據為何？如果是最小族群數量建議可以 1995 年調查以來最低數量的 2001 年的兩次普查調查資料為基準。	最小鮭魚族群量，是鮭魚族群無法發展的最小數量。2007 年 Dam4-5 的鮭魚數量達到一個低點，但是在隔年仍可有族群的成長。但是 2013 年的族群低點之後，數量一直維持低點，故以 2007 年之數量為最小族群量。團隊會於期末報告前討論如何訂定。
	5. 五號壩及二號副壩的自然崩毀建議可以納入整體性分析，與	二號副壩自然崩毀與一號壩人工拆壩在物理棲地變遷之比較，將於期末報告中

<p>人工拆壩在棲地及生物變動之間的差異，以為未來其他拆除計畫的比較之用。</p>	<p>呈現。</p>
<p>6. 櫻花鉤吻鮭族群承載量(carry capacity)數據的呈現，建議除了總數估計之外，可以也並列放入可生殖族群(mature or adult population)的數量，會比較符合目前在做族群量觀察以及變動趨勢探討時的習慣。</p>	<p>感謝建議，遵照辦理。</p>
<p>7. 資料整合已彙整期中成果的摘要描述，以本計畫研究規模來說應該已經足夠精簡，是否還有需要在長摘要之外，再給一個短摘要？</p>	<p>團隊將討論合適的文章呈現方式，並且加入期末報告中。</p>
<p>8. 長摘要前言應可再更精簡，文獻與回顧的部分如果有其重要性，建議用專章敘述為佳，以方便閱讀。</p>	<p>團隊將於討論合適的文章呈現方式，並且加入期末報告中。</p>
<p>9. 報告中「臺灣櫻花鉤吻鮭」建議修正為「臺灣櫻花鉤吻鮭」。</p>	<p>遵照辦理。</p>
<p>10. 臺灣鏟頰魚因目前各資料庫與物種名錄學名都以臺灣白甲魚為準，是否一併修正為臺灣白甲魚，學名一併修正 <i>Onychostoma barbatulum</i>，是否先並列說明，後續統一變更為佳。</p>	<p>遵照辦理。</p>
<p>11. 無名溪建議都更正為桃山北溪。</p>	<p>遵照辦理。</p>
<p>12. 葉綠素 a、b、c 計算依據，建議註記採用標準與文獻。</p>	<p>葉綠素文獻與方法於期末報告完整呈現。</p>
<p>13. P2-27 中#9 樣站葉綠素 a、b、c 平均值年間變異很大，是否可以視為是有勝溪兩岸開發徵收後的變化？數值本身直線的含意為何？</p>	<p>因為目前僅有兩個月資料，實難呈現藻類整體變化，故於期末將有完整分析呈現。</p>
<p>14. 界面活性劑的檢測，建議向農</p>	<p>擬請管理處協助聯繫相關單位窗口，以</p>

<p>場內的各住宿單位詢問，其大量採購的相關物品為何，作為本計畫檢測的參考依據。</p>	<p>蒐集比對資料。</p>
<p>15. 桃山瀑布廁所水質檢測中的樣站「桃山北溪-七家灣溪匯流點」建議修正為「桃山北溪-桃山瀑布匯流點」可以更精準說明，避免誤解。</p>	<p>遵照辦理。</p>
<p>16. 亞硝酸鹽在 2017 年 10 月於繁殖場/桃山西溪測到超標數值，甚至比有勝溪高出許多，於報告書中敘述為人為影響，所謂人為影響原因為何？其可能的危害為何？是否有可能釐清其原因避免再發生？</p>	<p>自然界氮循環反應機制，已有相關文獻發表，相關內容將在期末報告中詳細說明。</p>
<p>17. 各河段數量與總數量之相關性分析，在摘要中的結論說明與報告中的敘述略有不同，建議應完整描述為佳；數據分析上，建議應先進行數據標準化之後再做相關性分析。</p>	<p>將於期末報告修正。</p>
<p>18. 臺灣鏟頰魚(臺灣白甲魚)在七家灣溪擴散與增加的狀況，有學者質疑可能是因拆除一號壩，進而排擠櫻花鉤吻鮭，因此在章節的說明與呈現上，是否可以再透過資料的解析釐清。以往調查經驗是一號壩上一直都有臺灣白甲魚的分布，除了特定河段之外(Dam1-2 之間的分流點)，一直無法穩定的更新族群，目前是否仍為相同情形？</p>	<p>歷年來在七家灣溪的研究觀測到苦花與櫻花鉤吻鮭有共域的現象，其食性與生態棲位亦不同，一號壩以上臺灣鏟頰魚數量的增加與遷徙應不會使臺灣櫻花鉤吻鮭族群受到威脅。在 2002 年一號壩至三號壩間的河段記錄有一千多尾的苦花，在 2004、2005 年的連續颱風過後則每年僅有不到一百尾的零星記錄，無法穩定的更新族群，2011 年 5 月一號壩改善後則同河段的苦花數量日漸回升，且今年已完成的夏季普查觀測到從一號壩到觀魚台以上一點的河段都有苦花魚苗的分布，顯示目前苦花已可在一號壩以上河段更新族群了。</p>
<p>19. 鮭魚數量變化圖上的重大事件中，在二號壩崩毀(應該是舊復育中心的攔水堰)及一號壩拆</p>	<p>五號壩於 2004 年 7~9 月被敏督利、艾利颱風沖出缺口；二號副壩則是於 2005 年海棠、馬莎、泰利、龍王等連續颱風</p>

<p>除之間，應該還有五號壩及二號副壩的自然崩毀。建議應該納入。</p>	<p>被自然沖毀。將於期末報告將此重大事件納入圖中。</p>
<p>20. 蛙類密度的計算方式，因調查方式是 50 公尺定長度調查，但密度單位卻是 m^2，請再說明清楚。</p>	<p>密度單位是「隻/m^2」，蛙類調查樣區為 50 m 長的溪段，搜尋範圍為離水 5 m 之內，因此每測站之調查面積為 $250 m^2$。</p>
<p>21. 洪水事件對於兩生類蝌蚪的影響為何？是否如某些魚類一樣，會有兩次繁殖季節可以提高族群存活機率？</p>	<p>洪水事件會使調查到的蝌蚪數量減少，以 2013 年四月及十月的調查結果為例，因適逢季節性大水(春雨及颱風)，蝌蚪數量及平均密度皆低。盤古蟾蜍蝌蚪四月開始孵化，至夏季洪水來臨前大多已變態完成；梭德氏赤蛙蝌蚪則在秋天開始孵化，兩物種皆以時間上避開夏季洪水事件(颱風)為因應生殖策略。</p>
<p>22. 梭德氏赤蛙與盤古蟾蜍繁殖季節遷徙的路殺，是否可能針對此部分提出觀察與可能的解決方案，例如熱點的釐清，對於族群的影響，與可能的避免方式等。</p>	<p>路殺調查可於本計畫調查完成後，評估調查可能性；在此之前，建議可在熱點架設攔截網以降低路死數量。</p>
<p>23. 報告中針對河烏育雛失敗原因的整理，表 8-1 與 8-2 顯示，獼猴雖然在近 3 年來是造成失敗因素比例較以往提高五倍 (3.4%→17.8%)，但其他掠食者的因素仍然更高，可以達到 1/3。因以往在七家灣溪流域各段就常見到獼猴個體或是排遺，是否可以依此提出在 2-3 號壩間(道路)活動的獼猴群數量增加許多？另個人觀察，獼猴在七卡附近也對 2K 步道以下的地面性鳥巢(如栗背林鴿)影響頗大。</p>	<p>其他掠食者的比例在 2004- 2006 年以及 2015- 2018 年這兩個年份區間差異不大，唯獨獼猴的比例大幅增加，且集中在七家灣溪 2-3 號壩之間，應可解釋為獼猴更常在此溪段附近活動。</p>
<p>24. 河烏食餌的比例本年度觀察水蟲高出魚類許多，是否有水蟲</p>	<p>感謝委員提問，河烏餵食資料將會跟郭老師的水棲昆蟲調查資料交互比對，結</p>

	<p>數量與種類的清單，如果以郭老師大型食餌的定義來說，有多少比例？是否與鄰近河川水棲昆蟲調查樣站中組成中大型食餌比例接近？</p>	<p>果將在期末報告呈現。</p>
	<p>25. 加權粒徑的結果並未見於報告，請補充在報告中，並請說明計算方式及文獻引用。其成果呈現似乎與之前團隊認為鮭魚數量增加與漂石($d > 25.6\text{cm}$)比例提供有關，圖中呈現的粒徑越大，但族群數量並非越高。</p>	<p>加權粒徑的結果將於期末報告中呈現，並增加漂石($d > 25.6\text{cm}$)以上比例之分析，以供魚類族群大小比對之用。</p>
	<p>26. 高山溪殘材壩的處理，建議可以鮭魚族群的現況作為是否需要處理殘材壩的依據。</p>	<p>高山溪今年 6 月完成的普查工作發現到高山溪二號壩壩基已形成殘材壩，較 2014 年調查時(未有殘材)高出約 3 公尺以上，且從鮭魚的數據上來看應有受到這個殘材壩的影響(高山溪匯流口~二號壩 374 尾，高山溪二號壩~四號壩僅 42 尾)，建議情況許可時還是先將殘材以線鋸鋸開，以利殘材壩大水時可沖下崩解。</p>
	<p>27. 個人經驗福祿數(Fr)用來做為魚類棲地利用的基準，似乎有其可靠性，並且比現有僅靠絕對流速及水深數值判定棲地型態更為可靠，但此數值判定棲地型態依據，似乎於不同文獻有不同的計算方式。是否可說明各種不同判定的依據及差異為何？</p>	<p>福祿數(Fr)做為魚類棲地型態判斷依據之文獻分析，將於期末報告中呈現。</p>
	<p>28. 報告中提到在資料庫中將各子計畫老師蒐集文獻及已發表資料彙整到資料庫使用，是可公開或是私人使用？有關文獻的合法使用，請考量。</p>	<p>本團隊資料庫子計畫正規劃使用 Zotero 與各調查團隊整理參考文獻及已發表文獻之書目資訊，預定可在期末時分享。參考文獻之全文檔案受限於出版商著作財產權，其取得將決定於各單位之電子資料庫授權協定。</p>
	<p>29. 目前累積資料越來越可觀，資料倉儲方式規劃為何？建議資料在一段時間之後(例如前期</p>	<p>本計畫累積之資料將隨承辦單位之倉儲系統升級加強備援及災難復原機制。資料論文確是值得執行團隊考慮的發表方</p>

	資料都已經完成發表之用)，或許可以再將這些資料利用資料論文的形式公開應用(取得管理處同意的前提)。	式，以提升長期監測資料的能見度及影響力，彰顯團隊貢獻。資料庫子計畫將配合各子計畫有興趣的團隊協助資料的發布及資料論文的準備。
楊國華 課長	1. 武陵農場露營區應屬國家公園一般管制區，請修正報告中用詞。	遵照辦理。
	2. 建議將德基水庫水質與藻類監測結果，納入比較。	蒐集文獻後比較討論。
	3. 請團隊提供本計畫相關地理資料以供本處地理資訊倉儲系統維護使用。	遵照辦理。
	4. 如欲增加河岸鬱閉度，是否有建議優先植樹造林之區域，可供本處辦理植樹活動參考。	植樹區域建議應以植物專業領域之建議為佳，因為我們團隊目前沒有植物領域專家，待將來有幸加入植物調查研究，方可有較佳的管理建議。
于淑芬 課長	1. 桃山廁所取樣之水質監測資料，請與其他樣站資料以表格呈現。	遵照辦理。
	2. 水棲昆蟲、兩生類監測於4月份密度及數量皆較2月份高，是否與藻類生物量於4月份上升有關？	因為今年初2月採樣遇到下雪，溫度較低；到4月後溫度回升，藻類增加，同時水蟲也增加。但由於僅有兩次採樣資料，研究將於期末有更完整的整合探討。
	3. 今年度鳥類調查結果是否與往年有差異，請補充說明。	今年度七家灣溪河鳥繁殖巢數量高於歷年平均值，應與今年水棲昆蟲豐富度高有關，河鳥因此縮短繁殖領域，整條七家灣溪可容納更多繁殖個體，相關結果與討論將在期末補充說明。
	4. 2004年1號壩以上曾有苦花族群，之後無調查紀錄是否指在此區域已滅絕？直至拆壩後才有調查紀錄，是否為拆壩後才上溯？	在2002年一號壩至三號壩間的河段記錄有一千多尾的苦花，在2004、2005年的連續颱風過後則每年僅有不到一百尾的零星記錄，無法穩定的更新族群，但並無滅絕。2011年5月一號壩改善後則同河段的苦花數量日漸回升，是由一號壩以下上溯且沒錯，且今年已完成的夏季普查觀測到從一號壩到觀魚台以上一點的河段都有苦花魚苗的分布，顯示目前苦花已可在一號壩以上河段更新族

		群了。
陳俊山 秘書	1. 五月中旬 WCPA 主席與副主席等人為推廣 green list 工作至武陵參訪保育成果，據隨行王文誠教授轉述，針對本處進行臺灣櫻花鉤吻鮭放流作業，WCPA 主席有提到放流對於生態資源有其正反面影響等問題是否有評估？不知本計畫是否有可提出適當的說詞，以利本處未來研擬 green list 申辦內容的參考。	貴處已有十多年並未在七家灣溪放流臺灣櫻花鉤吻鮭，應是王文誠教授與 WCPA 主席誤解了。目前七家灣溪生態狀況還不錯，不建議放流。
鄭瑞昌 副處長	1. 露營區與桃山廁所的水質調查建議持續監測。	遵照辦理。
	2. 建議在各項水質數據圖上標示水質標準，以利參考。	遵照辦理。
	3. 兩生類路殺熱點及尖峰期間，請團隊協助觀察提供。	路殺調查可於本計畫調查完成後，評估調查可能性；在此之前，建議可在熱點架設攔截網以降低路死數量。
	4. 溪流殘材之處理請本處相關單位評估，於颱風季後以環境維護課開口契約人工鋸斷處理。	團隊將配合需求作監測。
	5. 受託單位由過去定性成果轉為定量復育指標呈現，給予肯定。過去研究成果是否尚有待處理事項，並請於今年度研究提出相關解決建議。	團隊將於期末報告前討論。
鍾銘山 處長	1. 請受託單位設立議題(如拆壩、氣候暖化)，將過去監測成果對生物資源及環境影響製作懶人包呈現，以供本處環境教育、政策宣導及與外界說明使用。	遵照辦理。
	2. 颱風豪雨頻度增加，及近期空梅現象，都可能影響數據監測，請納入成果分析。	遵照辦理。

「武陵地區溪流生態系評估」 期末審查會議委員意見回覆表

壹、會議時間：107年12月18日(二)下午14時30分

貳、會議地點：本處第一會議室

參、主席：鐘處長銘山

記錄：蕭明堂 技士

委員	審查意見	回覆與辦理情形
楊正雄 委員	<p>1. 水質部分：</p> <p>(1) 界面活性劑匯入與遊客有關嗎？有檢出的時間是否為週末？因為提到與遊客自己攜帶使用有關。如果有的話，應該可以透過共同提供(友善試劑)或是宣導改善。PS:界面活性劑對溪流水質的影響主要為何？</p> <p>(2) 簡報盒鬚圖分析較原本報告呈現的歷年折線圖更清楚，亦有更顯著的結果，建議可以放入報告中。</p>	<p>(1) 界面活性劑是許多個人清潔用品、化妝保養品之基底成分，遊客使用沖洗後，即可能隨水流匯入七家灣溪。目前僅在七月份山溝水中測得界面活性劑，或可評估在旅遊旺季，由業管單位提供或宣導使用天然洗劑。</p> <p>(2) 遵照辦理。</p>
	<p>2. 水蟲部分：三種水蟲與極端洪流關係的討論，各個物種生活史是否類似？例如：有陸地補充族群的狀況下，黑管石蛾(Uenoa sp.)的數量仍可以有超過2年完全沒有採集到，是否除了溪流中的洪流之外，可能會有其他的原因？是否合適作為洪流指標生物？</p>	<p>三種毛翅目水蟲的生活史類似，卵、幼蟲、蛹在水域，羽化為成蟲在陸棲。體型大小不一，體型大者生活史較長。洪流對黑管石蛾的解釋變異為7%，還有其他的原因存在，需待進一步研究探討。(已依委員意見修改補充，詳見5-23)</p>
	<p>3. 魚類族群調查：</p> <p>(1) 好年冬的成果令人興奮。曾老師所提 Dam2-3 曾經有一年大幅減少的狀況，是個人親身經歷，由於林務局砍草工人的部分，防火巷清理的部分幾乎是</p>	<p>(1) 除加強橫向溝通與管理之外建議也每年可以實施族群數量普查，避免此類事件再度發生。</p> <p>(2) 今年發現高山溪二號壩受到殘材嚴重阻隔，棲地範圍縮減，加上今年</p>

<p>每年都會進行，理應可以透過橫向溝通(管理處/武陵管理站/巡守增加)的連結過阻。</p> <p>(2) 一號壩以下至迎賓橋河段的鮭魚數量大增，或許與高山溪族群的移動有關？</p>	<p>秋季高山溪水溫低，匯入七家灣溪當中，的確有可能有高山溪的族群移到匯流口下游河段，使數量大增。</p>
<p>4. 生態模式資料整合部分：</p> <p>(1) 資料整合章節是整本報告中的彙整，也是綜合分析的成果。結果包含地點及時間的差異，可以呈現長期監測以及整合計畫的重要性，但其中許多重要分析與成果的呈現(P1-42~P1-49)，包含模式參數(食物鏈傳輸)、復育標準、生態系概念模式等，並未在方法章節中有呈現或說明，在文內敘述則有引用與簡單的說明。建議在方法上再敘明清楚與應用性。</p> <p>(2) 另因武陵相關研究多年，在管理與解說教育層面上，仍以個體生物學為主，相關報導上也多單以數量多寡為主要呈現，此次報告的豐碩成果，特別是生態系統穩定(例如河烏為 keystone species 的結論)，針對拆壩前後生態系統變化的部分，建議可以請解說課與研究團隊老師合作以生態系統介紹的方式切入，作為未來經營管理(政策說明)、生態觀光與解說教育的媒體素材等。</p> <p>(3) 生態承載量評估結果，除了數量之外，也有納入族群結構的概念，應該會比較周全。不過各齡族群的建議比例，是否為生態系統估計所獲得，或是經驗值所得。如果是後者，建議</p>	<p>(1) 遵照辦理</p> <p>(2) 本計畫執行團隊樂意協助雪霸國家公園管理處將生態系統研究成果科普化</p> <p>(3) 2000 年象神颱風過後，2001 年夏季只有調查到 346 尾臺灣櫻花鉤吻鮭，其中成魚 143 尾，亞成魚 114 尾，幼魚 89 尾，比例約為 1.6:1.3:1；2005 泰利、龍王颱風後只調查到 523 尾，其中成魚 198 尾，亞成魚 175 尾，幼魚 150 尾，比例約為 1.3:1.2:1，皆是呈現倒金字塔型的族群結構，且情況相當危急的狀態，因此以過去經驗的實際情況考量，最低族群量的族群結構應可修改為 4:3:2；最高族群量的金字塔型族群結構則可修改成約為 1:2:6。</p>

<p>納入實際情況的考量，因為最低族群量的成：亞成：幼魚=10:5:1 其實未出現在實際的族群調查結果，建議可以依照實際情況作為校正。</p>	
<p>5. 資料庫部分：除了點位資料之外，目前本計畫中的各子計畫都已是使用固定調查方法(自2004年以來)、頻度與目的的方式進行監測，因此建議在資料呈現上可以使用以往常用的點位型資料型態(Occurrence data)之外，也考慮使用「事件型資料(Sampling-event data)」敘明。</p>	<p>謝謝委員建議。取樣事件核心 (Sampling-event Core) 是為了能用在調查資料、提供 presense/absence 資料在 2014 年新增進達爾文核心集的資料格式。比起一般物種出現紀錄，取樣事件核心的格式因為將物種出現紀錄與採樣規畫和實驗安排連結，因此讓標準化的格式能支援更多資料分析及管理的需求。本計畫目前使用的「簡便通用生態分布資料格式」是在此取樣事件核心發表之前從達爾文核心集摘要而來，故現行資料格式未考慮到以此方式包裝。藉此機會本計畫將在新年度的工作中修訂目前資料繳交的格式，納入取樣事件的需求，並與各研究團隊說明調查活動的記錄內容及未來新格式的記錄方式，讓明年度開始的資料可以取樣事件核心包裝。</p>
<p>6. 其他部分： (1) 報告中臺灣櫻花「鈎」吻鮭請統一修正為臺灣櫻花「鈎」吻鮭。鈎與鈎為正異體字之別，但建議應整本報告書統一(目前大多在資料整合章節中看到鈎字用法)，因目前公告保育類名錄使用「鈎」字，建議與公告相同為佳。 (2) 臺灣鏟頷魚、苦花因目前各資料庫與物種名錄學名都以臺灣</p>	<p>(1) 遵照辦理 (2) 遵照辦理，將修正為臺灣白甲魚，學名一併修正為 <i>Onychostoma barbatulum</i>。</p>

	<p>白甲魚為準，請一併修正為臺灣白甲魚，學名一併修正 <i>Onychostoma barbatulum</i>，是否先並列說明，後續統一變更為佳。</p>	
程建中 委員	<p>1. 物理棲地部分： (1) 參考文獻未能依慣例排列，建議修正。 (2) 自然河段脈動呈現之底質顆粒粗細，可為河道環境指標。在有無颱風及季節豪雨之年份，是否有規律性？</p>	<p>(1) 感謝委員提醒，已於第三章之「前言」增加相關文獻，並依慣例排列於「參考文獻」小節中。 (2) 由於河道底質組成另受邊坡崩塌供給泥砂之影響，因此有時無法直接反應年度降雨狀況。</p>
	<p>2. 水質監測部分： (1) 可呈現 8.1 公頃農地回收後水質的改良，為復育效果。 (2) 另外，武陵農場遊憩行為顯著影響七家灣溪中下游營養鹽濃度。建議可用此一資料，調整遊客承載量訂定。</p>	<p>(1) 遵照辦理，以將農地回收前後之水質狀況以盒鬚圖表示，清楚呈現復育成果。 (2) 遊客承載量可宜多元考量與擬定配套方案，建議由七家灣溪濕地保育計畫規範討論。</p>
	<p>3. 水棲昆蟲部分： (1) P5-1,「快要絕種」文字應修正為「瀕危絕種」。 (2) 2017 年和 2018 年之發生高峰與以前不同，理由為何？ (3) 取樣努力量應予以標準化。 (4) 三種石蠶蛾幼蟲為指標生物種的訂定，為主觀認定？或者是從 60 種生物群中選哪一種對環境最敏感、keystone species 為何？未能詳述，請說明。</p>	<p>(1) 謝謝委員指正，已依委員意見修改。(詳見 5-1) (2) 已依委員意見補充理由(詳見 5-20)，說明如下：每年年初為水棲昆蟲發生高峰，但近兩年的發生高峰與以前不同，我們推測原因與近十年有 6 年出現極端洪流有關。水棲昆蟲面對洪水壓力增加時改變生活史策略，此擴展適應(exaptation)手段，使水棲昆蟲可在此特定環境生存，躲避颱風季時流量大增的風險。 (3) 歷年水蟲均採用定面積的蘇伯氏水網採樣，以固定調查努力量。 (4) 水蟲指標的定義係針對氣候變遷具指向性功能的物種，而非單純的生物指標，期望物種的遺傳、族群在</p>

		受到環境重大變化時具指向性的功能。請郭美華老師協助回覆
	4. 兩生類研究，建議注意取樣努力量標準化的工作。	2004 年至 2005 年的調查方式為重複撈取至將樣線上所有蝌蚪捉出，並計算出與僅撈取一趟之換算參數，因此自 2006 年起固定努力量為撈取一趟，並將此蝌蚪密度透過換算，得到樣線實際上之蝌蚪密度。
	5. 魚類研究部分，針對 2017/2011 區域豪大雨對鮭魚族群影響效益為何？	根據以往研究調查經驗，武陵地區若遭逢颱風等級的豪大雨事件，則臺灣櫻花鉤吻鮭可能會受到影響而減少約 1/3 的族群數量。然而如果碰到蘇拉颱風等強烈颱風，則可能會損失超過 2/3 的族群數量。
	6. 鳥類研究部分，臺灣獼猴對河鳥繁殖巢的掠食或可視為族群密度自然調控的機制，不建議人為干擾，以免鳥類族群過多，影響鮭魚及苦花的繁殖量。	目前並未進行任何干擾，將會持續監測觀察。
	7. 生態資料庫，取樣資料為 2018 年 2、4、6、8、10 月，是否有 11 月豪大雨的資料？未來是否能紀錄此類突發自然現象。	因受限於契約簽約為每年一標，11 月採樣後因水蟲部分須要分析 2 個月，無法於年底完成，也許明年 1 月可以反映冬季的資料。
	8. 生態模式之成果令人讚賞，但也請闡述生態觀測指標，以為國家公園工作同仁防止災難，維持生態平衡的操作方式。	生態模式研究結果之櫻花鉤吻鮭生態承載量估算、生物間交互作用之關係及關鍵物種之篩選均可做為生態監測之觀測指標。
于淑芬 課長	1. 水蟲部分，MDS(圖 5-18) 2018 和 2011 年各站群聚結構相似，與壩體改善之效益請再詳述。	已依委員意見補充詳述(詳見 5-18)，如下: MDS(圖 5-18) 2018 和 2011 年各站群聚結構相似，且依此相似度結構分析，現有四測站群聚結構較 2011 年小化

		之空間緊密結構，揭示壩體改善過程的空間效應，已顯現由上而下流域暢通的理想狀態。
	2. 蝌蚪在 1 號壩改善後，壩上是 40%，壩下 89.7%，但蝌蚪的數量其實每年都是波動的，對於壩體改善之效益表示方式，是否有更清楚的表達方式？	在回復指標方面，亦曾嘗試使用 effect size index (ESI) 量化壩體改善之影響，然而蝌蚪密度受生活史影響(繁殖季後增多)，因此認為 ESI 不適宜作為兩生類回復指標，故採用目前所使用的回復指標，可比較壩體改善前後族群的繁殖力。
鄭瑞昌 副處長	1. 水質的部分能反映人為活動、農業活動，露營區的承載量最高可到 1,000 人，目前該區土地使用管制未明確，未來或許可以依調查成果資料來要求農場做一些改善措施。	本計畫將持續協助管理處監測人為活動對環境之影響，並適時提供經營管理建議。
	2. 武陵山莊飲用水設施的大腸桿菌超標，是否可以推測來源？或者需要納入未來的監測項目。	自然界本就存在有各種微生物，飲水設施應配有殺菌設備，並符合國家訂定之飲用水標準。過去本計畫曾對七家灣溪執行過數次大腸桿菌之分析，惟數量均低於甲類河川水質標準，本計畫明年或可在夏季遊客人數高峰期進行一次採樣分析，釐清疑議。
鍾銘山 處長	1. 監測後需要回歸經營管理的部分，須思考如何去引出大家容易懂的成果。	生態模式研究結果之櫻花鉤吻鮭生態承載量估算、生物間交互作用之關係及關鍵物種之篩選均可做為生態監測之觀測指標。今年度復育指標之建立即在協助管理處了解七家灣溪生態受颱風洪水或往後拆壩之生態復育程度。
	2. 資料庫的部分，請受託單位再與保育課討論後辦理。	遵照辦理