

內政部營建署太魯閣國家公園管理處八十八年度研究報告

立霧溪人工壩體對水域生態影響之研究

壹、前言

國家公園設立的宗旨之一便是維護範圍內原有的生態體系，包括分布期間的動物、植物和其棲息地。近年來，各集水區內因水利工程考量而設置的攔水壩、防砂壩及護堤等人工構造物，已成為溪流生態保育工作上積極探討的議題。位於太魯閣國家公園境內的立霧溪以及其支流，均設置人工壩體，因此有必要瞭解其對溪流水域生態環境所可能產生的影響。

以往有關太魯閣國家公園園區內水域生態的研究報告並不多，而且大部分為生物資源調查與個別生物種類的生物學研究。其中大島正滿（1923）指出立霧溪及三棧溪有香魚分布；Kano（1940）曾記載南湖溪有櫻花鉤吻鮭分布；Kuroda（1941）的報告中指出立霧溪上游、畢祿附近發現台灣豌豆蛭；呂等（1983）曾紀錄立霧溪與陶塞溪至少有五種魚類；顏等（1984）在立霧溪流域之調查中發現二十五種水棲昆蟲，在休督溪發現一種野生魚類 - 台灣鏟頰魚，另外在蓮花池有人工養殖的泥鰍與鯉魚，瓦黑爾溪支流洛韶溪有附近養殖池逃逸的虹鱒及鯽魚；曾（1992）

調查太魯閣國家公園範圍內溪流動物資源共發現十六種魚類、七種蝦類、三種蟹類及兩種貝類，並指出園區內的溪流以砂卡礑溪與三棧溪河況較其他溪流優良，而且砂卡礑溪更是太魯閣國家公園範圍內唯一無污染的溪流。但該調查中亦發現砂卡礑溪中的立霧電廠攔水壩造成壩下游河段嚴重枯竭，以及阻隔水域生物的洄游。

鄒（1994，1995）曾在太魯閣國家公園範圍內進行大和米蝦及台灣絨螯蟹之形態形質測定及探討生殖及族群相關特性等生物學研究。另外，鄒（1997）也曾調查太魯閣國家公園之蟹類相，結果共發現二科、二屬、五種。其中陸封性溪蟹科一屬四種（分別為高山澤蟹 *Geothelphusa monticola*、太魯閣澤蟹 *G.*

taroko、扁足澤蟹 *G. dolichopodes*、細足澤蟹 *G. gracilipes*），洄游性方蟹科一屬一種（即台灣絨螯蟹 *Eriocheir taiwanensis*）。陳（1998）則以砂卡礑溪的台灣絨螯蟹進行更為詳細的生物學研究，研究之項目包括 CPUE、性比、生殖腺成熟指數（GSI）、體型組成、相對成長、

性成熟體型、環境因子的變動及其對 CPUE

的影響、標示放流、蓄養。曾（1995）針對維持砂卡礑溪中、下游基本生態所需之流量，及改善砂卡礑溪攔水壩對於洄游性生物的障礙進行研究，並規劃適當的魚道設施，希望在台電公司實施生態維持放水量的配合下，達到保育砂卡礑溪生態環境的目的。由以上研究回顧，可知立霧溪流域仍有多種水生生物棲息，因此有關人工壩體對水生生物的影響，值得探討。

本計畫將參考人工壩體對水域生態影響相關研究，配合對河流地形及水中重要指標生物如魚、蝦、蟹及貝類分布現況的現場調查，以評估人工壩體對水域生態之影響。

貳、文獻回顧

台灣的自然地形環境與地質條件特殊，大部分主要溪流發源於海拔 2000 公尺以上的崇山峻嶺間，逕流到出海口的流程在百餘公里之內，因此河川坡陡流急。上游集水區多屬不穩定的脆弱地質，地面容易崩塌下移。台灣經濟發展快速，農業發展由下游丘陵平原種植傳統的五穀雜糧，轉變為在溪流上游集水區超限開發，種植特用作物（如：高冷蔬果、茶園與檳榔等）；許多遊樂區、私人別墅區與高爾夫球場等，也都如雨後春筍般在中低海拔的集水區興建。這些合法或非法的土地利用，都須把原來生長其間的原生或再生林砍伐，再行整地開發；這些行徑破壞林木對土壤的涵養作用，導致遇雨成澇；台灣各地土石流發生的頻率，也越來越頻繁，對人民生命財產的威脅日益嚴重。另一方面，為了能充份供應人民日常生活飲用水，滿足各項工商活動的用水需求，政府在流量較大而穩定的河川中上游，建築水壩攔河蓄水。然而，隨著沙石的淤積增加，水庫蓄水容量也會逐漸減少，降低了水庫的使用年限，（如：德基水庫蓄水量為 267,207,000 立方公尺，平均年淤沙量都在 1,000,0000 立方公尺以上（中華水土保持學會，1983））。因而，自然得在水庫集水區上游興建眾多攔砂壩，減少沙石沖蝕淤積，並減緩落差以穩定河床。

依據記錄至 1991 年止共有可記錄之攔砂壩 2855 座（林務局，1992）；全台灣河流總長度約 3000 公里，扣除各河川的下游長度，則平均每公里，至少有一座攔砂壩。而且目前仍持續興建新的攔砂壩，這些攔砂壩的高度在 3 至 25 公尺之間，多位於溪流偏僻處，鮮少人曾去分析攔砂壩的功效，以及對水生生物影響。有關攔砂壩的生態效應的評估，則是近一兩年來才開始被重視，且多數報告都集中於以溪流魚類為評估對象。

一、人工壩體之功能與水理特性

人工壩體分為水壩、攔河堰及攔砂壩此三種；水壩乃建於河流中上游適當河段，攔蓄水源，以有效調蓄水資源，確保公共、工業、灌溉等給水，並有防洪、發電等功能；攔河堰又稱攔水壩通常位於河川中下游，亦於適當河段築一堰體，惟其堰高不高，僅為抬高水位，以利引水及攔取河川砂石，以穩定河床，故無蓄水之功能。攔砂壩又稱防砂壩，是以鋼筋水泥結構築於溪流兩岸之間，興建之造形則因設計原理之不同而各有所異；但在理論上，都被認為具有下類各項功能（1）穩定坡腳，防止崩坍；（2）攔阻或調節河岸砂石；（3）減緩河床坡度，防止縱橫向沖蝕；（4）控制流心，抑止亂流；（5）砂石堆積或沖蝕地區配合整流，防止砂石二次流失。欲對其功能進一步了解，則須對攔砂壩的水理特性與運作過程作一簡略介紹；攔砂壩上游形成的深潭攔截淤沙，自壩頂而下的水流則壩下游進行沖蝕的過程；一旦壩上游淤滿，可使壩上游的河床坡度變緩，水流下切與側蝕能力頓減，以減少河床淤沙源與邊坡侵蝕；壩上溢洪口位置控制水流流心，減少對下游不穩定邊坡的繼續沖刷；下沖的水流，可使下游河床重心刷深，降低下游河床坡度。因此，攔砂壩最大的水理特性，與溪流的坡度有關（林，1994）。一旦興建攔砂壩後，隨其逐漸淤積至淤滿，則又開始興建第二座攔砂壩，依此類推，台灣地區的溪流攔砂壩可稱為連續性攔砂壩，藉多重的攔砂壩來加強其攔沙與降低坡度的目的；而兩壩間的水理特性則又與壩距有較明顯的關係；壩距愈遠，壩間水深愈趨於正常水深（潘，1995）。

國內攔砂壩的興建與改進，是以參考美日等先進國家的經驗，與國內諸多水土保持學者專家的研究為主；外部型態與內部結構都漸次做修改，由早期單一壩體、梳形壩、主副壩相聯貫與連續壩體等類，視各地的水文特性而有差異，如河床坡度愈陡，通常就須較高的攔砂壩。然而，這些壩體由興建完成至淤滿或毀損的時間，因溪流特性不同有差異。一般而言，在溪流上游河道沖蝕力強與輸沙量大的高落差支流所興建的攔砂壩，不止很容易在一至二年之內完全被沙礫淤滿，更會因颱風洪水的巨大衝力，與所夾帶的巨石敲擊表層與淘空基底而迅速在三、五年內崩潰損毀，以林務局調查全台灣攔砂壩狀況而言，約四分之一的壩已經損毀，僅剩約 13 % 仍未淤滿。

二、 人工壩體對水生生物的影響

人工壩體的興建對用水、發電及水土保持固然有所助益，但並未考慮對水域的整體影響。人工壩體上下游的水理特性與物理環境丕變，就意味水生生物的分佈受限制、棲息地變化與族群零碎化。所有溪流生物中，魚類的形體較大，活動能力較強，須要較大的活動範圍，但是其所受到的移動限制性卻是最大；因而，人工壩體對人類的影響，是最明顯而受注目。

（一）洄游生物路徑阻隔

人工壩體興建後立即出現的影響，是阻隔了原可以在溪流中自由遷徙分佈的水生生物，尤其是生活史中具有降、溯河行為的種類（Mason and Machidori, 1976； Michael, 1983），如國內的鱸鰻、白鰻與毛蟹等，在攔砂壩興建後，逐漸在上游溪段消失。除非溪流位置離出海口近，攔砂壩高度較低，而且垂直面因長期水流與沙石磨擦，變成崎嶇不平的磨擦面，可供少數洄游生物的幼生或具特殊構造（如日本禿頭鯊之吸盤）的魚類沿薄薄下沖水層努力攀爬而上（如：欖仁溪（曾（1986）），表一）與武荖坑溪（宜蘭縣政府（1996），表二），否則，只要建第一座攔砂壩，阻擋影響立即出現。因此有許多的調查在攔砂壩下游與主流河段，仍能採獲某些稀有性的洄游性水生生物（如曾在大甲溪主流捕獲人工放流的白鰻與香魚），但卻不曾在攔砂壩之上有捕獲記錄，如南仁山保護區內下港口溪上游的欖仁溪攔砂壩上游只有褐吻蝦虎與洄游性之日本禿頭鯊兩種魚，壩下游則有褐吻蝦虎與六種洄游性的日本禿頭鯊、鱸鰻、寬頰禿頭鯊、雙帶禿頭鯊、眼斑厚唇鯊與溪鱧等魚類（曾，1996）。

（二）魚類族群縮小與區隔化

以生物不斷擴散分佈的理論而言（Brown, 1984），自然河域的水生物未遭受各種不可克服的物化環境限制（如：瀑布）時，會持續向溪流上、下游進行雙向擴散，以擴大族群量與分佈範圍。另一方面，以溪流消長理論而言（Shelford, 1911），隨著溪流在上游沖蝕能力較強，溪流被認為會漸次朝上游縱向發展，所以水生物的分佈也因此會往上游擴散族群。然而，在人工壩體阻隔的溪流，不論是雙向分佈或是朝上的消長擴散作用，都受限於人工壩體所造成的垂直落差而中斷。Corman（1986）即曾觀察到數種魚類因無法越過河道上的矮壩（Lower head dam）而群集在壩下方；溪流被壩體分隔而成區段化；在相隔兩河段間，都只有向下游的單向分佈；也就是上游的魚類可以隨水流沖激至下游，或是被動地被強大的洪峰水流沖至下游；但下游的魚類卻不得凌空躍龍門而往壩上游上溯；尤其是台灣地區每年夏秋之際的颱風所帶來的龐大雨量，對生物的下沖作用，使人工壩體的阻隔效應更是顯著，這種自然與人為衝擊的效應，尤以七家灣溪的櫻花鉤吻鮭族群分佈與數量最明顯（Lin et al., 1990）。這種阻隔與區隔化效應，也影響了數種台灣溪流數量與分佈最廣的魚類（臺灣鏟頰魚、臺灣纓口鰍、臺灣石鱚、臺灣間爬岩鰍、溪哥（含粗首 與平頰）、褐吻 虎與脂鯢等）分佈現狀，而且可以發現其分佈範圍，隨連續數座攔砂壩數目增加而愈加萎縮。依據魚種的個別生物特性，可以概分為三種魚類分佈限制類別。

（1）上游魚種分佈下限上移。原本在溪流上游棲息活動的魚類，被洪水沖至下游，無法在洪水歇止之後，朝原棲息的河域移動；但壩下游河段環境卻不適合該魚種棲息，或無法完成生命史，故造成此魚種有效分佈範圍僅能侷限於溪流攔砂壩上游河域；櫻花鉤吻鮭僅能分佈於七家灣溪上游，七家灣溪與雪山溪的攔砂壩（七家灣溪一號壩）即可視為主要的影響。

(2) 魚類分佈上限降低。魚類朝上游擴展分佈的能力會被限制於攔砂壩之下，如七家灣溪與雪山溪的臺灣纓口鰍，有勝溪的褐吻鰍，司界蘭溪的臺灣纓口鰍與褐吻鰍，合歡溪與南湖溪的台灣間爬岩鰍，臺灣石鱚與褐吻鰍等的分佈上限，都與最下游攔砂壩的位置相吻合（林等，1994）。又如屬大甲溪中游支流的東卯溪與橫流溪其最下游第一座攔砂壩上下游河段的棲息魚種即相差六種以上（張，1994）。

(3) 魚類群聚碎片化。在溪流主流與中游活動的魚類，會在生殖季往上游與支流移動進行生殖活動，孵化的仔魚隨水流往中游分佈；這種生殖活動特性會被攔砂壩阻隔而中斷。若攔砂壩之上或連續攔砂壩之間的河段無法提供足夠的棲息環境、資源與庇蔭處所，則殘存族群自然會逐漸萎縮而趨於消失（Gaston,1990），或是被洪水下衝至主流河域，最終在最下游第一個攔砂壩之上的河段消失（如：東卯溪與橫流溪）。Linfield（1985）研究英國魚類活動與連續水壩之關係，即指出魚類群聚與族群量，會出現隨攔砂壩數增加而明顯遞減的趨勢，在台灣大甲溪支流裡冷溪亦有相同的現象（張，1994），或在連續壩之後，才出現明顯變化（如：烏石坑溪（表三）發生在第二個壩之後，與西武荖坑溪（表二）出現在第三個壩之後），或變化緩慢（如：東武荖坑溪（表二）或幾乎沒有明顯變化趨勢（如：桶後溪（表五），但部分魚類數量（如溪哥）仍出現減少的趨勢）。因此，魚類棲地會隨著人工壩體的興建而產生的區隔化程度，會有消失或是持續小族群殘存的差異性存在。

（三）魚類棲息地單調化

多樣化的溪流棲地，能提供越多種的魚類（Gorman and Karr,1978）；共同活動與分享食物與空間資源，也較能滿足魚類完成不同生活期的生態需求，更能提供所有魚類作為躲避洪水的庇護所。由於攔砂壩的目的是攔阻沙石；建築完工後，壩上新形成的水潭逐漸被淤砂填滿，壩上方河道坡度明顯減緩，因水流速減慢，促使水潭、急瀨、緩流與淺瀨等多樣化的流水型棲地變成以河道寬而淺的單調淺瀨流水型為主；原本由巨石、卵石、礫石與細沙共同組成的底質石，變為由細小沙石淤滿與充填底質石間隙為主（Alexandex and Hansen,1986）。沙石堆積會造成魚類的生殖場所與食物資源減少（Turnpenny and Williams,1980），若壩之間的距離較短，則壩間的河段，就很快地完全變成一致化的棲地型態。以大甲溪上游的七家灣溪河段三個攔砂壩的魚類棲息地而言：1992年至1995年間，適合櫻花鉤吻鮭成魚活動的深潭與作為產卵孵育場的緩流都減少了。另以大甲溪中游三條支流－裡冷溪、橫流溪與東卯溪的研究，可以發現在攔砂壩上方河段，棲息地歧異度小於壩下方的河段，壩距小於200公尺的河段的棲息地歧異度也顯著的小於壩距大於200公尺的河段（張，1994），因此溪流環境異質度的降低與惡化，便影響該等河段的魚類組成與族群結構。

（四）人工壩體對其它水生生物的影響

在溪流中常見的其它水生生物，還包括了藻類（如綠藻與矽藻）、水棲昆蟲（如蜉蝣目、雙翅目、蜻蛉目、石蛉目、石蠶目與石蠅目）之部份成蟲與各類幼蟲、軟體動物（螺與蜆）與甲殼類的淡水蝦與蟹等。這些生物在經濟與休憩價值遠不若魚類，故其族群量與分佈的變化較不受到注意，甚少研究與文章提及該等生物與攔砂壩數目與位置之關係。藻類與水棲昆蟲不僅可以隨水流分佈，也可以經由空氣與地下水層，進行族群擴散；因而，該等生物受攔砂壩的影響可能較不顯著，軟體動物與淡水蝦蟹雖然也只能靠溪水河道進行族群分佈，也都會受攔砂壩限制。曾（1986）之研究顯示攔仁溪攔砂壩下游數量頗豐的長臂蝦，卻沒有在上游出現。另外，攔砂壩攔沙造成上游淤沙的單一化棲息環境，與常被水流揚起的沙質所產生的混濁，對整個水生生態系與藻類及水棲昆蟲的種類組成及數量多樣性，也都有負面效應（Rosenberg and Wiens, 1978；Berkman and Rabeni, 1987；Lloyd et al., 1987；Newcombe and MacDonald, 1991）。

三、生態基流量之計算

由於水壩取水對水域生態造成以下影響：（1）下游水量減少 - 縮小生物生存空間（2）水深變淺 - 造成水溫上昇（3）水流速降低 - 藻類易附著造成優氧化（4）淤砂量增加 - 底質組成粒徑趨小化、降低底質空隙（表六）。為了減少這些影響，學術界提出可維持水域生態平衡所需的最小流量之研究（亦稱河流生態基流量 base flow），以科學的證據管理水壩不同時段的放流問題，企圖將水壩對水域生態的影響降至最低，目前的研究取向分成 3 大類：（1）水文研究法（hydrological methods）、（2）河流評估法（river assessment methods）及（3）物理棲地模擬法（PHABSIM，physical habitat simulation）（Petts. And Maddock, 1994）。

水文研究法是根據歷年的水文資料，推估不同生物所需最小流量。通常利用水文統計資料推算若干出現機率的流量（多以 95 % 為主），或以經驗法則歸納出佔平均日流量之若干百分比來表示，以 Tennant（1976）的研究為代表，其研究提出河流平均水深 30 公分，流速 0.23 m / s，可維持大多數河流生物生存的最小生理需求；Tennant 將河流生態基流量與魚類棲地品質做一比較，當河流流量達年平均流量 10 % ~30 % 時，可維持多種魚類在不同時期的短暫存活；30 % ~60 % 的平均年流量，有利魚類的活動；60 % ~100 % 的年平均流量，可形成適合多種魚類

生存之各種棲地。

河流評估法是找出適合生物活動的棲地，再利用流量對該種棲地的影響推算維持水域生態平衡所需之流量。但是此法隱含不論該種棲地（例如深潭）不論在哪條河哪個河段皆適合生物活動，這樣簡化的假設爭議性頗大。由於影響棲地品質的因子很多，例如河道幾何型態、流況、水質、兩岸植被、兩岸遮蔽物、水生生物彼此的互動行為等因素，皆會影響其活動範圍，所以無法僅以量化法推出適合全段的流量，因此該研究後來提出許多運用野外資料進行部份量化的分析方法（Binns and Eiserman 1979；Milner et al 1985；Scarnecchia and Bergensen 1987）及經驗歸納法（Maddock 1992）。此法由於根據長期野外調查，配合實際情形所推算之流量會較接近生態需求，但因地而異，臺灣無法直接引用，其觀念卻值得借鏡。

物理棲地模擬法，由 Bovee 於 1982 年提出將野外調查的水力狀況及生物所需之棲地條件，輸入模式，其步驟有三：（1）先找出個別物種生活環境的偏好（流速、深度、底質）容忍範圍；（2）再將研究區所有的研究物種環境偏好綜合出其共同容忍範圍；（3）界定範圍後，利用河道結構（寬度、河床性質及底質組成）與水力的關係（如式 1），可推算出不同流量時所有物種的生存適合環境（weighted usable area, 簡稱 WUA），

$$WUA = \sum A_i * f(v) * f(d) * f(s) * F(c), \text{etc.} \dots \dots \dots \text{式 1}$$

A_i ：研究河段內分成許多格，第 i 格之面積
 v ：流速、 d ：水深、 s ：底質、 c ：河流內覆蓋度。
etc：其它會影響生物生存的因子

此法有三個優點：（1）利於比較不同流域對不同物種的適合度；（2）管理河流生態的重要棲地時，其流量與棲地的關係可做為管理依據（3）河域（sector）內遇有相似的棲地則可省略計算 WUA，因此當基本資料夠充分時，將可建立出多套地區性的參考手冊，節省野外調查的經費及時間。

由於以上幾個優點，目前世界各地已有許多國家在使用此法，包括加拿大、澳洲、紐西蘭、挪威、法國、英國及南非等國，目前仍在發展修改中。

綜合以上三種方法，以物理棲地模擬法在管理上可提出最具體的措施，但也是需投入最多經費、人力及時間的調查方法，但本研究由於時間人力的限制，採取水文研究法。

參、研究範圍及方法

一、 研究地點

本研究區域基本資料包括地形、地質、氣象水文、人工壩體及魚、蝦、蟹及貝類的資料詳細敘述如下：

（一）地形

立霧溪位於花蓮縣秀林鄉境內，主流源出中央山脈之奇萊主山北峰（3607m），主要支流由上游往下游依序為塔次基里溪、瓦黑爾溪、陶塞溪及休督溪等，在天祥附近匯流形成聞名中外的太魯閣峽谷中游後，再往東奔瀉匯集發源於曉星山南麓之砂卡礑溪，於新成流入太平洋，全長約 54.5 公里，流域面積約 625.3 平方公里，河床平均坡度約為 0.58（中興工程顧問社，1986）。

（二）地質

本流域地層主要由大南澳片岩所構成，流域西半部地區係由黑色片岩及綠色片岩之互層組成，岩層片理發達；溪畔至慈母橋間，天祥至西寶及復興溪、畢祿溪上游一帶以砂質片岩為主，岩質堅硬；綠水至錦文橋等下游地區，由結晶石灰岩組成，溪畔及其附近有片麻岩貫入，大部分岩層堅硬緻，下游出海口形成廣大之複合沖積扇。

（三）氣象及水文

本流域位於亞熱帶氣候區，依山臨海，冬季時東北季風盛行，挾帶大量水氣而來，但受阻於山脈，而在本區內降雨，夏季則因雷雨及颱風侵襲，帶來大量雨量，本流域雨量多集中在上游高山地區，暴雨中心分別位於砂卡礑溪上游及合歡山東峰一帶，其年雨量高達 3,000 公厘以上，而以立霧溪本流中游一帶 2,000 公厘為最低，全區年平均降雨量約為 2,348 公厘，年平均氣溫為 21.5 。

以綠水站的水文資料（民 52 年~民 84 年）為例，記錄最大洪峰量 4771.8 公厘（民 83 年），記錄最小日流量為 5-6 公厘（民 52 年），河川係數值（最大洪峰量 / 最小流量）高達 852.1，可見本流域流量的變異性極大，豐水期（六 ~ 十月）佔全年平均逕流量之 63 %，為枯水期（十一月~五月）之 1.67 倍。

溪畔壩以上河段年平均流量約 41.92 秒立方公尺（立霧發電廠民 78 年 ~ 87 年十年之平均值），假設該流域各地降雨量均一，用壩下面積佔壩上游面積之 20.3 % 來換算，則壩下流量為 8.5 秒立方公尺，所以總流域的流量為 50.42 秒立方公尺。

（四）人工壩體

目前在立霧溪的人工壩體有十四座防砂壩（表八）、一座溪畔壩及砂卡礑溪攔水壩（表九），由於防砂壩已全毀，且年代久遠、確實位置不可考，因此本研究的重點放在立霧溪流域中規模最大的溪畔壩及砂卡礑溪攔水壩。

（五）水域動物

如前言所述，立霧溪流域水中動物的相關調查研究報告並不多（大島 1923，Kuroda 1941，呂等 1983，顏等 1984，曾 1992、1995，鄒 1994、1995、1997，陳 1998），而且多為動物資源分布與基礎生物學的研究，針對人工壩體對水域生態之影響的研究，除曾（1995）在其有關砂卡礑溪魚道規劃之研究中曾有論及相關課題外，其餘之報告結果則無此方面的資料。

二、研究方法

立霧溪流域為本研究的範圍區，本研究搜集此區的人工壩體資料、最近十年相關流量資料及生物資料，採用的方法詳述如下：

（一）地理、水文部分

1. 搜集基本資料，進行野外初勘，設計調查項目。
2. 以水準儀測量河川縱剖面，找出適合的生物採樣地點。
3. 由於溪畔壩上游流量過大，下游因水壩不定時排水致流量不穩定，無法以水準儀進行測量，因此向台電申請流量資料，配合理想狀

況的推論，界定出在水壩不排水時的理論空間影響範圍，再考慮抽樣可及性的問題，進行生物採樣。

4. 利用不同河段的橫剖面、流量及淤沙粒徑大小等因子變化情形，推估對河道的可能影響。測量棲地的分布，計算不同棲地所佔的比例，以推估人工壩體對生物棲地影響。本研究將棲地分為四種型態：淺瀨、深潭、緩流及梯狀潭，其分類標準（修改自賴,1996）如表十。

（二）水生動物部分

由於溪畔壩之地理水文條件不利於水生物之採集，而且先期驗中並未在該壩上游採獲任何水生物，對於本研究之目的無法提供有效之動物資料，故將採集重點放在水中動物資源較為豐富的砂卡礑溪。

採樣點之選擇乃依據先期試驗中所獲得的地理水文資料，判斷出砂卡礑溪攔水壩影響溪段之範圍，再於攔水壩上游受影響溪段與未受影響溪段各選取一個樣站，壩下游亦根據此方式選擇樣站，總共四個採樣站。

1. 魚類

每兩個月採樣一次。主要以電氣法進行，採集時，每一採樣點進行三十分鐘，捕獲的魚隻在記錄種類、數量、體長（全長）及測量各魚種之總重後，即釋回原溪段。

2. 蝦類

自 87 年 10 月至 88 年 4 月，每二個月於溪流中四個採集點各放置 2 個蝦籠。蝦籠（直徑 10 公分、長 30 公分）內置餌料，在傍晚前在各採集點放置蝦籠，隔天早上取回，檢視捕獲淡水蝦之總類及數量後將個體釋回原採樣點。

3. 蟹類

採集時間自 1998 年 10 月至 1999 年 5 月。以市售圓形塑膠蝦籠（長 36 cm，直徑 16 cm）為採集工具，前二次採集各站放置 2 個籠具，後三次各站放置 6 個籠具，合計採樣五次。餌料使用秋刀魚（*Cololabis saira*）；採集時，於下午放置籠具，隔日早上收回，記錄捕獲個體數，

再將其釋回原採樣點。

4. 貝類

採集時於樣點圍繞一 50*50 cm/cm樣區，以鐵製刮鏟將樣區底質（砂、礫連同其他腐質）鏟入篩網組內，篩網孔徑為 2.00,1.00, 0.25m/m。樣區之底質至少鏟入 5 cm厚，每一樣點取樣 5 次：遇到較大型石塊時則整塊取出水面，以毛刷將表層物質刷入篩網內。採樣後進行棲地復原、記錄標本資料（種名、基礎生物學資料等）並就地釋放實驗動物。

肆、結果

一、 壩體取水對下游流量的影響

水壩除了阻礙水生生物的活動範圍外，直接影響河流的水量是最關鍵的要素，因為流量的大小決定河道的形態、棲地種類及水質等相關因子，直接影響水域生態的發展。

（一）立霧溪溪畔壩

溪畔壩上游流量近十年（民 78~87）的年平均流量為 41.9 c m s（表十一），而取水量平均值為 21.67 c m s，將近一半的流量被截走做為發電用途，若不考慮水庫調節水量時，瞬間巨大流量對下游河域生態的影響，在豐水期八、九月時，取水率僅佔全部流量的 18 %~24 %，對下流的影響尚且不大，但是對於枯水期 1、11 及 12 月時，取水率高達 98 %，剩餘流量不及 1 c m s，如此低的流量，水域生物是難以生存的。

本研究以水文分析法來求生態基流量，若以近十年月平均流量之 flow duration curve 來推算全年月平均流量發生機率為 95 % 之生態基流

量為 10 cms ，僅有 4、6~9 月此五個月符合此基流量的標準。

若以 Tennant 評估河流生態基流量與魚類棲地品質關係，可知當河流流量達年平均流量 10% (4.2 cms)~ 30% (12.6 cms) 時，及 2~10 月份，可維持多種魚類在不同時期的短暫生存； 30% (12.6 cms)~ 60% (25.2 cms) 的年平均流量，有利魚類的活動，即 7~9 月份，因此在 1、11、12 月枯水期時魚類很難生存。綜合以上二法可知在 1、11、12 月枯水期之流量嚴重不足。

壩上游的流量雖被截走，但是壩下游的河段兩岸的集水區仍提供水源，為了瞭解此部份的流量，是否足夠水域生物使用，因此本研究根據壩下游河段不同小集水區的界限，將下游河段分成 C、D、E、F 四段，並以壩上游十年內不同月份的流量除以流域面積，換算出單位面積所提供的流量，加上上游所注入的流量即可算出壩下各河段的流量（表十二）。

由表十二可知流量不足 4.2 cms 的河段出現在 C、D、E 段的 1、11 及 12 月份枯水期及 F 段的 1 及 12 月份，而長度 1.6 公里長的 C 段在枯水期流量甚至低於 1.5 cms 。由於流量值為一平均值，因此會有流量低於 1.5 cms 的時期；87 年八月份時 C 段的流量僅 0.16 cms ，平均水深不及 20 cm 。

壩上游的 B 段為水庫的淹沒段，範圍決定於流量大小，由於最大深度可及 20 m 深，此段屬於湖迫型的水域，由於設備不足，無法針對此段的生態環境進行更深入的研究調查，A 段則屬影響範圍外，但是 A B 二段的界限無法非常明確地界定出來，它的範圍會隨流況擴張或減少。

（二）砂卡礑溪攔水壩

由於取水資料的取得，是以人工方式不定期至水閘內記錄水位標高來換算流量（當標竿高度為 1.5 m 時，有最大攔水量 4 cms ），所以此資料並非定時測量，且由於大水來時水勢湍急，記錄者無法渡河，因此無法取得足以影響河道形貌之大洪水資料，所以流量資料僅供參考。

根據 1998 年八月份的野外流量資料顯示，壩上流量為 3.45 cms ，壩下（第四站）僅為 1.04 cms ，約為壩上的 $1/3$ ，且壩上無水流通往下游，若以壩下面積佔總面積百分比來換算流量，僅為 0.18 cms ，因此約有八成左右的流量來自上游，推論可能由於上游的地下水仍

可從壩下通過，以及來自壩下數十公尺處有一排水涵管。

若平均河寬以 5 m 計，平均流數以 0.7 m/s 計，壩下流量為 1.04 c m s 的流況下，平均水深約 30 c m；此平均深度對水域生態鷹不致於有流量不足的問題，或許這是砂卡礑溪相對於立霧溪其它支流生物資源較豐富的原因之一。

二、 壩體取水對棲地分布的影響

（一）立霧溪棲地分布

由於溪畔壩上游水流湍急，無法到河道中進行棲地測量，只能採取觀察、拍照之後用地圖比對位置的方式取代，水壩上 A 河段棲地型態以梯狀潭急深潭為主，流速相當湍急。往下游靠近 B 段部分則漸變成細卵石夾雜細砂為主的淺瀨型棲地；到了 B 段則轉變成湖泊型棲地，深度推估約為 20 公尺左右，範圍受蓄水量而定。

壩下的棲地型態因水壩放水量及時間而定，放水出期下切河道，棲地為急瀨型棲地，待放水量逐漸減少，壩下游幾乎沒水，河流搬運淤砂能力降低，河段開始堆積，C、D 及 E 河段變成水深不及 20 公分之緩流型棲地，因此壩下游的棲地隨放水情況而定，變異性相當大，但一年之中由於放水期不長，因此多數時間仍屬緩流型棲地。

（二）砂卡礑溪棲地分布

由於砂卡礑溪是立霧河流域中水生生物資源相對較多的支流（曾，1992），且可下溪測量，因此本研究詳細測量砂卡礑溪壩上下游的縱剖面圖及棲地分布圖，上游測量 550 公尺，下游 1728 公尺，由於再往下至匯流口處正值建橋施工，且有人為活動影響，不列入棲地測量範

圍，但縱剖面仍納入測量。測量河段長 2950 公尺的河段，平均坡度為 3.56 %。

1 壩上游

由於河流縱剖面之轉折處，可看出壩上 250 公尺左右的河段是因壩的攔砂而堆成坡度較緩的淺瀨型棲地(1 F)，全段坡度平均 1.3 %；往上游坡度較緩的緩流型棲地(1 u)，河段較寬，平均河寬約 25 公尺，此外其泛濫平原相當寬，西岸至崖邊可再延伸約 40 公尺餘，東岸至土坡約 30 公尺，縱向長約為 230 公尺，由於規模相當大，不是幾十年短時間可形成，因此判斷應該在蓋攔水壩之前就存在，所以推估壩所造成的堆積段應僅上溯到 250 公尺左右之梯狀潭(1 S)，它屬於影響過渡帶，隨著不斷的往上游堆積，將來 2 P 可能形成坡度較緩的急瀨。本研究基於此判斷而將 1S 至 1 U 約 80 m 河段設為第一採樣站 - 不受壩影響範圍段。第一站在 1998/11/19 測得上游粒徑 $D_{50} = 6.5$ 公分，下游 $D_{50} = 8$ 公分，至翌年 3/30 期間歷經豪雨，上游粒徑 $D_{50} = 13$ 公分，下游 $D_{50} = 16$ 公分，增加一倍，但是河道型態並無明顯改變，表示此河段對下游而言，為淤砂的暫時存放段，流量變大才往下游搬運。且有下游粒徑較粗的趨勢，此乃因下游坡度較陡，搬運能力較大所致。

由於壩上 250 公尺內屬影響範圍段，所以第二抽樣站選在可以下水處又具代表性棲地的淺瀨，長約 100 公尺。由於壩的取水口在東岸，所以壩上游主河道偏向東岸，由於水流集中，在壩上游近取水口處下切出長達 22 m，寬約 4.5 m 深達 1.3 m 之深潭(1 P)。由於西岸的水流搬運能力相對較小，故形成一寬達 15 公尺，長達 35 公尺的礫洲，較壩面約高出 1.75 公尺。

2 壩下游

壩下游的棲地，由於攔水壩的緣故，使得流量及淤砂量大為減少，形成 1 F 及 1 U 之堆積型棲地河段，細礫砂填滿細縫，但較上游靠壩出水口的東岸河段，因流量集中沖刷出淤砂組成多為小於 2 mm 礫砂之深潭，體積並不大，長 22.5 公尺寬約 7.5 公尺，此深潭處於不穩定狀態，由於 1 P 至 1 U 段明顯受攔水壩影響，因此第三站選在此長約 110 尺之河段。

在 1998/11/19 測得本站上游粒徑 $D_{50} = 2$ 公分，下游 $D_{50} = 1$ 公分，至翌年 3/30 其間歷經豪雨，上游粒徑增加 3.7 倍，下游粒徑增加 1.5 倍，原因推估為豪雨過後，攔水壩排砂所致。第三站因壩的攔砂效應，使得下游的淤砂來源在平常是細砂為主的懸移質，而排砂後則變成漂石大小的推移質，直接影響其棲地型態及淤沙粒徑組成。

由圖七可知壩下游的平均坡度較陡，許多河段之棲地型態受巨石(> 5 m)及岩壁控制，且梯狀潭比例高達 57 %，淺瀨僅佔 8 % (表

十三)，因此判斷壩下游河段受壩影響的長度並不長，但為求合理及樣區易達性，將第四站選在壩下 400 公尺附近的連續梯狀潭（4 S）。壩下游並無明顯因流量減少而由梯狀潭變成堆積型急瀨棲地為主的河段，可能因流量減少同時，淤砂量亦減少，至於何者的影響較大須再進一步調查。

三、水生動物之分布現況

（一）魚類

本次調查共發現四種魚類（表十四），其中以臺灣鏟頰魚的數量最多。粗首 則是以往的記錄中未曾記載的魚種，經深入瞭解後得知，可能是民國八十四年人為放流至砂卡礑溪所致（個人聯絡），而且曾在八十七年十月採集到五公分以下的幼魚，推測粗首 可能已在溪中自行繁殖。

由表十七可知，臺灣鏟頰魚在四個採樣站中，以攔水壩上游未受壩影響的第一個採樣站所捕獲的數量最多。雖以 t-test 檢測四個採樣站的捕獲量是否有差異，卻未發現有顯著差異，可能是因為樣本數太少，尚無法反應出棲地改變後對魚群影響的實際狀況。若實地觀察比較攔水壩上游與下游的棲地狀況，可以發現因攔水壩截取上游大部量的溪水，導致下游溪水明顯比上游來的少，因此上游還能見到水潭、急流、淺瀨、深瀨等多樣的棲地，但是下游則以淺瀨居多。這種情形與攔砂壩對溪流的影響稍有不同（張，1994），因攔砂壩對溪流魚類最大的影響在於阻隔效應，而攔水壩則除了阻隔效應外，還有因取水功能所造成的下游水量減少現象。如果再配合魚類的習性，對於喜於較深水層中活動的臺灣鏟頰魚，為何在壩下游反而數量不若水量較大的壩上游多，當可理解。至於日本禿頭鯊及大吻 虎，因均是底棲性魚種，對於水量多寡的反應，反而不若臺灣鏟頰魚明顯。但是棲地均質化的問題，仍可能是這兩種 虎數量偏低的原因之一。

（二）蝦類

本研究中砂卡礑溪曾採集到貪食沼蝦 *Macrobrachium lar*、細額沼蝦 *M. gracilirostre*、大和米蝦 *Caridina japonica*、大和沼蝦 *M. japonicum* 四種蝦種。用蝦籠採集到的蝦種數量較豐富的有兩種，分別是大和米蝦 *C. japonica*、大和沼蝦 *M. japonicum*。所以結果主要以

這兩種蝦的數量來呈現。

大和米蝦各月份在壩上各站數量均多於壩下（表十五）。大和沼蝦數量較少，壩上下各站數量分布無明顯趨勢（表十六）。

（三）蟹類

本研究中所捕獲的蟹類除臺灣絨螯蟹（*Eriocheir taiwanensis*）數量較多外，尚曾於八十八年五月於第一站捕獲兩隻太魯閣澤蟹（*Geothelphusa taroko*）。

（三）貝類

自計畫開始至目前（87年11月）共在實驗樣區採得2種淡水貝，加上文獻記錄1種，共三種淡水貝。但立霧溪流域淡水貝的族群量都極小，不同於一般的河川生態。砂卡礑溪上游的豌豆蜆族群稀少，研究期間僅有2次採集記錄；且其特徵不同於臺灣豌豆蜆（*Pisidium taiwanense* Kuroda, 1941），故種名暫時未定（很可能是原產於歐洲的 *Pisidium casertanum*），本種不知名豌豆蜆尚分佈於台北縣淡水、台北縣貢寮與雙溪等低海拔地區（個人記錄，未發表）清澈溪流的緩流處。由於臺灣已知的2種豌豆蜆（*Pisidium taiwanense* Kuroda, 1941 與 *Pisidium taiwanens tienchiense* Chang & Lin, 1978）本身分類地位就已存疑（Kuiper 1979），加上其體型小、易隨侯鳥播遷、且臺灣臨域亦產許多近似種（日本產灰豌豆蜆 *Pisidium cinereum*、中國大陸至西伯利亞產截狀豌豆蜆 *Pisidium subtruncatum* 等），因此未來應進行更進一步之研究。研究期間，於人工壩體的上、下游均無法採得淡水貝（第一站、第四站）。因此就立霧溪而言，人工建物的干擾並不是影響淡水貝分佈的重要因子，立霧溪的軟體動物生態明顯異於臺灣東部其他河川。東部溪流、河川中常見的錐蜆科（*Thiaridae*）淡水貝，例如瘤蜆（*Thiara granifera*）、網蜆（*Thiara tuberculata*）等，亦位發現於立霧溪或砂卡礑溪。此現象可能與立霧溪本身之溪流環境（水質、水流）與溪流初級生產量有關，但以現有之資料尚無法下定論。

伍、結論

一、立霧溪

溪畔壩上游 800 公尺長河段未蓋壩前，棲地型態應屬淺瀨型棲地，但因溪畔壩的蓄水而變成湖泊型生態系；再往上游進入峽谷型河道則屬梯狀潭棲地不受溪畔壩的影響。

壩下游的棲地型態未蓋壩前，亦屬淺瀨型棲地，但因溪畔壩的取水而造成下游共 4.9 公里長的河段變成水深極淺的緩流型棲地。

民國七十八年至八十七年年平均流量為 41.9 c m s，將近一半的流量被截走做為發電用途，在枯水期 1、11 及 12 月時，取水率最高可達 98 %，剩餘流量不及 1 c m s，如此低的流量，無法維持水域生物的生存。

綜合以上所述，立霧溪主流除出海口附近外，並不適合水生生物的生存。

二、砂卡礑溪

砂卡礑溪壩上游河段未蓋壩前應屬梯狀潭型棲地，蓋壩後因攔砂作用而形成坡度較緩的淺瀨型棲地（1 F）長約 250 公尺左右；再往上游河段在蓋壩前後同為緩流型棲地（1 u），屬於影響範圍外。

壩下游未蓋壩前應為梯狀潭，目前則是 150 公尺左右的淺瀨及緩流型棲地，且細砂礫填滿細縫；再往下游河段，由梯狀潭變成淺瀨型棲地的現象並不明顯，因此判斷壩下受影響河段僅約 150 公尺。

砂卡礑溪由於壩上游的地下水仍可從壩下通過至下游，以及壩下數十公尺處有一排水涵管，因此除壩至下游 150 公尺處水量明顯減少外，再往下游流量約為下游的 1/3，還可以維持少數水域生態生存，至於影響範圍需要再進一步調查地下水及取水量的關係。

砂卡礑溪因攔水壩所產生的阻隔與下游流量減少對水域生態的影響，由本次研究所得的結果即可看出，如臺灣鏟頰魚在壩上及壩下均有分布，最上游採樣站所捕獲的魚數較其他三站來得多，其原因可能是該溪段仍保持自然的面貌，可

供臺灣鏟頰魚棲息的棲地較多。第二站壩上游採樣站位於受攔水壩影響的溪段，因攔水壩的興建形成棲地僅有淺灘型棲地，以及壩東岸進入水口處的深潭，因此棲地型態較為單調，相對上較最上游的棲地品質差；第三站因位於壩下游，受取水的結果使水量明顯減少，也一樣形成堆積型的棲地，可能因棲地品質不佳，造成臺灣鏟頰魚的數量較最上游少。至於最下游採樣站，照理該溪段已在攔水壩的影響範圍外，但魚隻數量仍然偏低，其原因可能是該站人為活動較多，影響水質及造成干擾；另一個可能的原因，也許是可及性高，使得盜採水中動物的機會較高，因國家公園幅員遼闊，若有心盜採實防不勝防。

本次調查捕獲的兩種 虎（日本禿頭鯊、大吻 虎）在四個採樣站均有分布，可能是因其具有不錯的攀爬能力，因此攔水壩造成的影響較小。在研究期間，研究人員便曾親眼目睹日本禿頭鯊成群攀爬高達 4.5 公尺的巨石往上游溯溪。而蝦、蟹也具有攀爬的能力，因此這類水中動物受到攔水壩的影響應較臺灣鏟頰魚小。

至於粗首 ，不是當地的魚種，而且不具攀爬岩壁的能力，因此在四個採樣站中僅最下游採樣站有記錄，這也反應出人工壩體對於不具攀爬能力的魚種，影響很大。

參考文獻

大島正滿 1923 臺灣鏟淡水魚分佈補遺，動雜 34 (411)：236-240。

中華水土保持學會 1983 德基水庫集水區水土保持第二期整理規劃報告，台灣省政府及經濟部德基水庫管理委會委託，中華水土保持學會辦理。

台灣省林務局 1992 台灣省近期防砂壩現況調查報告，農委會補助 81 農建 - 9 ` 1 - 林 - 2 6 (5) 計畫執行報告。

呂光洋、呂紹瑜、莊國碩 1983 太魯閣國家公園動物生態景觀資源之調查，內政部營建署太魯閣國家公園管理處。

汪靜明 1998 河川生態基流量設計及魚類棲地改善之理念，環境教育季刊，3 5：4 9 - 6 9。

宜蘭縣政府. 1997. 武荖坑溪魚類生態調查, 台灣漁業技術顧問社。

林務局 1992 台灣勝近期防砂壩現況調查報告。

林傳茂 1994 防砂壩之水理特性研究, 台灣大學農業工程學研究所碩士論文。

林曜松、張明雄 1992 大甲溪魚類生態調查計畫研究報告(II)。台灣電力公司80年度研究發展計劃。

林曜松、張明雄、莊鈴川、曹先紹 1994 櫻花鉤吻鮭棲地之調查研究(II) - 大甲溪上游六條支流, 台灣省林務局。

財團法人中興工程顧問社 1996 台灣地區水力普查工作計畫 - 立霧溪水力普查報告, 台灣電力公司暨經濟部水資會台灣地區水力普查工作小組。

張世倉、李德旺、李訓煌、胡通哲. 1997 烏石坑溪魚道現況功能初步調查評估, 曹先紹編. 林務局八十六年度溪流環境保育研討會講義, 行政院農委會。

張明雄. 1994. 大甲溪中、下游魚類群聚生態研究。台灣大學動物研究所博士論文。

曹先紹、林曜松、莊鈴川.1996. 烏來鄉溪流劃定生態保護野生動物保護區規劃研究, 台灣大學漁業生物試驗所。

曹先紹、林曜松.1997. 櫻花鉤吻鮭棲地之調查研究, 曹先紹編. 林務局八十六年度溪流環境保育研討會講義, 行政院農委會。

陳均輝 1998 太魯閣國家公園砂卡礑溪臺灣絨螯蟹之生殖生物學研究, 國立臺灣海洋大學漁業科學研究所碩士論文, 54頁。

陳俊宏、許海龍、楊文衡 1997 臺灣河川既有魚道效應評估計畫, 行政院農委會。

曾晴賢 1986 欖仁溪人工壩體之魚道規劃設計研究, 墾丁國家公園管理處。

曾晴賢 1992 太魯閣國家公園砂卡礑溪魚道規劃設計研究，太魯閣國家公園管理處。

曾晴賢 1992 太魯閣國家公園區域內溪流動物之研究，太魯閣國家公園管理處。

鄒月娥 1994 太魯閣國家公園砂卡礑溪所產大和米蝦之生物學研究，內政部營建署太魯閣國家公園管理處，36頁。

鄒月娥 1995 太魯閣國家公園所產臺灣絨螯蟹之生物學研究，內政部營建署太魯閣國家公園管理處，29頁。

鄒月娥 1997 太魯閣國家公園蟹類相研究，內政部營建署太魯閣國家公園管理處，36頁。

潘建中 1995 連續性防砂壩之水理特性研究，台灣大學農業工程研究所碩士論文。

賴建盛 1996 防砂壩對櫻花鉤吻鮭物理棲地影響之研究，台灣大學地理研究所碩士論文。

Alexander, G. R., and E. A. Hansen. 1986. Sandbed load in a brook trout stream. North American Journal of Fish Management, 6:9-23.

Berkman, H. E., and C.F.Rabeni. 1987. Effect of siltation on stream fish communities. Environmental Biology of Fishes, 18:285-294.

Boon, P.J., Callow, P. and Petts, G.E. 1992. River conservation and management. John Wiley & Sons.

Brown, J.H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. The American Naturalist, 124:255-279.

Davenport, J. and Sayer, M.D.J. 1993. Physiological determinants of distribution in fish. Journal of fish biology, 43:121-145.

Gaston, K. J. 1990. Patterns in the geographical ranges of species. Biological Review, 65:105-129.

Gordon, N. D., McMahon, T. A. and Finlayson, B. L. 1992. Stream ecology- an introduction for ecologist. John Wiley & Sons.

Gorman, O. T. 1986. Assemblage organization of stream fishes: the effect of rivers on adventitious stream. the American Naturalist,

Gorman, O. T., and J. R. Karr. 1978. Habitat structure and stream fish communities. Ecology, 59:507-515.

Kano, T. 1940. Zoogeographical studies of Tsugitaka Mountains of Formosa. Inst. Ethnogr. Res. Tokyo. 145 pp.

Kuroda T. 1941. A catalogue of molluscan shells from Taiwan (Formosa). with description of new species. Mem. Fac. Sci. Agr., Taihoku. Imp. Univ., 22 : 65-216.

Lin, Y. S., S.S., Taso and K.H. Chang. 1990. Population and distribution of the Formosan landlocked salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*)

- in Chichiawan Stream. Bulletin of the Institute of Zoology, Academia Sinica 29 (3, Supplement): 73-85.
- Linfield, R. S. J. 1985. An alternative concept to home range theory with respect to populations of cyprinids in major river systems. Journal of Fish Biology 27(Supplement A):187-196.
- Lloyd, D. S., J. P. Koenings, and J. D. Laperriere. 1987. Effects of turbidity in fresh waters of Alaska. North American Journal of Fisheries Management, 7:18-33.
- Mason, J. C., and S. Machidori. 1976. Populations of sympatric sculpins, *Cottus alerticus* and *Cottus asper*, in four adjacent salmon- producing coastal streams on Vanocouter Island, B.C.U.S. Fisheries Bulletin, 74:131-141.
- Michael, J. H. Jr. 1983. Contribution of cutthroat in headwater stream to the sea-run population. California Fish and Game, 69:68-76.
- Newcombe, C. P., and D. D. MacDonald. 1991. Effects of suspended sediments on aquatic ecosystem. North American Journal of Fisheries Management, 11:72-82.
- Numachi, K.I., T. Kobayashi, K. H., Chang and Y.S. Lin. 1990. Genetic identification and differentiation of the Formosan landlocked salmon, *Oncorhynchus masou formosanus*, by restriction analysis of mitochondrial DNA. Bulletin of Institute of Zoology, Academia Sinica 29(3, Supplement):61-72.
- Rosenberg, D. M., and A. P. Wiens. 1978. Effects of sedimentation on acrobenthic invertebrates in a northern Canadian river. Water Research, 12:753-763.
- Shelford, V. E. 1911. Ecological succession. Stream fishes and the method of physiographic analysis. Biological Bulletin, 21:9-35.
- Turnpenny, A. W. H., and R. Williams. 1980. Effects of sedimentation on the gravels of an industrial river system. Journal of Fish Biology, 17:681-693.
- Petts G. E. and I. Maddock 1994. Flow allocation for in-river needs. In rivers and book-hydrological and ecological principles. Eds Calow P. and G. Petts, pp.289-307, Oxford: Blackwell.

表一 欖仁溪攔砂壩上下游水生動物分佈表

主流 (港口溪)	褐吻 虎	日本 禿頭 鯊	寬頰 禿頭 鯊	雙帶 禿頭 鯊	眼斑 厚唇 鯊	溪 鱧	鱸 鰻	米 蝦	匙 指 蝦	長 臂 蝦	總 計
壩下	25	302	*	*	*	*	*	*	*	*	10
壩上	3	15						*	*		4

資料來源; 曾(1986)

表二 武荖坑溪魚類平均數量表

主流 (新城溪)	魚 虎	褐吻 禿頭 鯊	日本 禿頭 鯊	溪 哥	石 鱖	極 樂 吻 虎	鱸 鰻	白 鰻	花 鰵	馬 口 魚	總計
西武老坑溪一號壩(下游)	*	*	*	*	*	*	*	*			9
西武老坑溪二號壩	*	*	*	*	*	*					7
西武老坑溪三號壩	*	*	*	*							5
西武老坑溪四號壩	*	*	*								3
武老坑溪五號壩(上游)	*	*	*								3
東武老坑溪三號壩(下游)	*	*	*	*	*	*	*	*	*		10
東武老坑溪四號壩	*	*	*	*	*	*	*		*		9
東武老坑溪四號壩上游	*	*	*	*	*		*			*	8

資料來源; 宜蘭縣政府(1997)

溪哥包括了粗首 與平頷 兩種

表三 烏石坑溪魚類分佈

主 流 (大安溪)	魚	短 吻 虎	褐 吻 虎	馬 口 魚	台灣 間爬 岩鰍	石 鱸	溪 哥	脂 鮠	香 魚	總 計
匯流處(下游)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	9
一號壩下	*	*	*	*	*	*	*			7
一號壩上	*	*	*	*	*	*	*			7
二號壩上	*	*	*							3
三號壩上	*	*	*							3
六號壩上	*	*	*							3
七號壩上	*	*	*							3
上游	*	*								2

資料來源; 張等(1997)

表四 桶後溪魚類平均數量表(每站之間皆有攔砂壩分隔)

主流 (淡水河之 南勢溪)	魚	褐 吻 鰍	纓 口 鰍	石 鱖	溪 哥	脂 鯢	總計
		虎					
攔水堰上	9	6.7	33.3	7.7	3.7		60.4
工作站	8.7	15.3	21.3	13	*1	*1	58.3
最上游	22	20	13	14	3		72

資料來源; 陳等(1997)

* 表平均魚數小於 1

表五 1992-1995 年間,七家灣溪攔沙壩間棲地型態類別的變化

		深潭(%)	淺灘(%)	緩流(%)	梯狀潭(%)	總長度(m)
三號壩	1992	26.7	37.96	1.76	33.81	1374.8
二號壩間 (上游)	1995	15.63	44.57	1.28	38.51	1560.1
二號壩	1992	26.09	37.47	17.4	19	2474.2
一號壩間 (下游)	1995	49.53	27.86	0	22.6	2544.8

資料來源; 賴(1996)

表六：人工壩體對水域生態的可能影響

影響層次 壩體種類	河道位置	流量	淤砂量	河床坡度	棲地	對水域生態的影響	
水壩	上游	視取水情形而定	增加	變緩	變為湖泊	*	水寬變寬、水深變深、水溫下降、流速極緩、遮蔽率降低
	下游	減少	淤砂量減少，懸移質百分比增加	變緩 放水時變陡	平常：流量極少的堆積型緩流（淤砂粒徑 < 2mm） 放水：流量極大的侵蝕型淺瀨	* * *	轉變成湖泊生態系易優養化 隔絕生物的活動範圍 流量驟減，下游形成堆積河段，若無法達到生物基流量，水域生態無法生存
攔水壩	上游	不變	增加	變緩	由淺瀨變緩流 由梯狀潭變淺瀨	* *	取水口決定主水流的方向，直接影響水域生態生存範圍 由於水量集中在取水口處，造成河道下切、流速變快、形成深潭
	下游	減少	淤砂量減少，懸移質百分比增加	變緩	由淺瀨變緩流或乾涸 近出水口河段會因排砂而堆積成礫洲	* *	隔絕生物的活動範圍 流量驟減
防砂壩	上游	不變	增加	變緩	變為淺瀨型、緩流型棲地	*	河寬變寬、水深變淺、水溫上昇、流速變緩、遮蔽率降低
	下游	不變	淤砂量減少，懸移質百分比增加	近壩處河段變陡	變為深潭型棲地	* * *	流量少時，藻類易在此繁殖 隔絕生物的活動範圍 河寬變窄、水深變深、水溫下降、流速變快、遮蔽率提高

表七：河流生態基流量與魚類棲地品質比較表

棲地品質之流量情形	生態基流量佔年平均流量百分比	
	枯水期	豐水期
惡劣(severe degradation)	< 10	< 10
不足(poor)	10	10
尚可(fair)	10	30
良好(good)	20	40
優良(excellent)	30	50
特優(outstanding)	40	60
最適當範圍 (optimum range)	60~100	60~100

註:本表參考美國 Tennant,1976 配合河川水文枯水期(11~3 月)極豐水期(4~10 月)特性修正得之。取自汪(1998)

表八：防砂壩基本資料，(詳細地點不可考)，為退輔會森林保育處所建

壩名	壩類	施工期間	壩體大小		壩體材料		損毀情形
			長度(m)	全高(m)	壩面	壩心	
1 851 線 防砂壩	蛇籠壩	67.8~68.3	10	2	鐵絲籠	鐵絲籠	埋沒
2 850 線 防砂壩	蛇籠壩	67.8~68.3	10	4.2	鐵絲籠	鐵絲籠	埋沒
3 北區 防砂壩	混凝土 重力型	68.6 ~68.10	34	8	3 : 7 混凝土	3 : 7 混凝土	埋沒 埋沒
4 南區 防砂壩	蛇籠壩	69.8 ~69.11	25	4.8	鐵絲籠	鐵絲籠	埋沒
5 北區 防砂壩	混凝土 重力型	69.2~69.4	34	7	混凝土 砌塊石	混凝土	埋沒
6 910 線 防砂壩	砌石造 重力型	69.12~70.1	22	6	混凝土 砌塊石	混凝土	埋沒
7 912 線 防砂壩	砌石造 重力型	70.1~70.3	18	7	漿砌石	塊石混 凝土	埋沒
8 850 線 防砂壩	蛇籠壩	71.8 ~72.11	25	4.8	鐵絲籠	鐵絲籠	埋沒
9 910 線 防砂壩	蛇籠壩	71.6~71.7	20	4.5	鐵絲籠	鐵絲籠	埋沒
10 911 線 防砂壩	蛇籠壩	72.11~72.1 1	23	4.5	鐵絲籠	鐵絲籠	埋沒
11 910 線 防砂壩	蛇籠壩	72.11~ 73. 1	28	3.9	鐵絲籠	鐵絲籠	埋沒
12 911 線	蛇籠壩	73.11~7 3 .1	18	4.5	鐵絲籠	鐵絲籠	埋沒

	防砂壩		1					
13	911 線 防砂壩	砌石造 重力型	74.3~74.4	20	6.5	漿砌石	塊石 pc	埋沒
14	910 線 防砂壩	蛇籠埧	74.5~74.5	20	3.6	鐵絲籠	鐵絲籠	埋沒

表九：溪畔壩及砂卡礑溪攔水壩之基本資料

壩名	壩類	施工期間	壩體大小		壩體材料		損毀情形
			長度(m)	進水口至底部(m)	壩面	壩心	
溪畔壩	混凝土重力型	日據時代即有 後於 1966 年加高	125	20	混凝土	混凝土	良好
砂卡礑溪攔水壩	混凝土重力型	日據時代	25	5-2	混凝土	混凝土	僅取水口 4-2m 處未淤滿，其餘淤滿處以高過壩面 1.75m

表十：四種棲地特性表

淺瀨	深潭	緩流	梯狀潭
水面型態有水花、漩渦 坡度 河床坡度 < 7.5 %	平緩無坡 河床下切較深，水面坡度近乎零	有波紋 河床坡度極緩	水花、漩渦夾雜 梯狀潭的縱剖面有明顯的階梯狀故名之，河床坡度大約在 4 % ~9 % 間，然而普遍發生在 > 7.5 % 以上之河段 (Whittaker et al., 1982)
深度(cm)最大水深 < 40	最大剩餘深度 (d _{max}) > 60	平均水深 < 60	深潭部分 > 40

底質	以粒徑超過 25.6 公分以上的蠻石 (boulder) 為主	底質多為細砂，偶夾幾個卵石	粒徑非常均質，介於 12.8 公分~0.2 公分，以 12.8~6.4 公分的小卵石 (cobble) 為主，夾雜一些蠻石	以粒徑超過 25.6 公分以上的蠻石為主
----	---------------------------------	---------------	---	----------------------

表十一：溪畔壩月平均流量 (cms) 及剩餘流量 (cms)

月 份	流 量	取 水 量	剩 餘 流 量	取 水 %
1	16.34	15.99	0.35	98
2	28.03	20.19	7.84	72
3	28.88	21.97	6.91	76
4	33.09	22.47	10.62	68
5	29.54	23.99	5.55	81
6	36.08	24.78	11.30	69
7	49.37	23.42	25.96	47
8	103.01	18.67	84.34	18
9	109.43	26.60	82.83	24
10	32.08	26.25	5.83	82
11	21.09	20.27	0.83	96
12	16.04	15.44	0.60	96
平 均	41.92	21.67		

註：資料時間從 1989/1 至 1998/6(花蓮電廠)

表十二：溪畔壩對流量 (cms) 影響範圍表

月份	壩上流量	C 段流量	D 段流量	E 段流量	F 段流量
1	16.34	0.77	0.93	1.29	3.68
2	28.03	8.55	8.83	9.44	13.53
3	28.88	7.64	7.93	8.56	12.78
4	33.09	11.45	11.79	12.50	17.34
5	29.54	6.30	6.60	7.24	11.55

6	36.08	12.21	12.58	13.36	18.63
7	49.37	27.21	27.71	28.78	35.99
8	103.01	86.95	88.00	90.22	105.28
9	109.43	85.60	86.71	89.08	105.07
10	32.08	6.64	6.97	7.66	12.35
11	21.09	1.36	1.58	2.03	5.12
12	16.04	1.01	1.17	1.52	3.86

註：資料時間從 1989/1 至 1998/6（花蓮電廠）

表十三：砂卡礑溪棲地比例分布表

		緩流 run	深潭 pool	淺瀨 riffle	梯狀潭 step-pool
攔水壩上游	長度 (m)	145	77	131	197
(長度 550m)	(%)	26	14	24	36
攔水壩下	長度 (m)	320.2	280	136	992.6
(長度 1728.8m)	(%)	19	16	8	57

表十四、砂卡礑溪各魚種平均捕獲尾數

站別 \ 魚種		臺灣鏟頷魚	日本禿頭鯊	大吻 虎	粗首
壩上	一	37.3±13.2	7.0±3.5	0.5±0.5	0
	二	2.7±1.7	5.3±0.3	1.7±1.7	0
壩下	三	6.7±2.6	16.7±12.3	9.7±4.4	0
	四	5.8±0.9	11.8±2.7	5.0±1.6	1.5±0.9

*採樣時間：87 年 8 月至 88 年 4 月

表十五、大和米蝦 *Caridina japonica* 各月份各站數量變化（*位於最上游，**位於最下游）

		壩 上		壩 下	
月\站別		一*	二	三	四**
1998	Oct	1	116	1	2
	Dec	14	3	0	0
1999	Feb	1	39	5	0
	May	369	12	224	12

