

溪流複合式指標評估模式之建構

An Approach to Stream Integrity Assessment Model

朱達仁

Ta-Jen Chu

中華大學休閒遊憩規劃與管理學系 新竹市五福路二段707號

Department of Leisure and Recreational Management, Chung Hua University, Hsinchu, Taiwan

摘 要

溪流整治是水利工程重要一環，但施作時往往對環境產生某程度的破壞或影響，由於過去整治計畫推動上或實際施工時仍缺乏一套完整的生態評估或溪流健康狀態評估或環境影響評估，其可適用於各種評估機制層面的綜合模式，包含考慮到生物、水質及棲地環境面向的評估指數或模式。因此，本研究試圖整合國內外常用的相關棲地環境、生態、生物指數與模式，研訂一套簡要的整合型矩陣模式準則，藉此建立複合式指標評估模組，俾以應用於整治工程對溪流環境生態之影響或整治後整體的生態評估或健康狀態評估。本研究並以台北縣雙溪鄉后番子坑溪應用生態工法整治進行影響評估及石門水庫上游集水區生態健康狀態評估為例，進一步探討其評估應用情形。

Abstract

This study was intended to build a stream integrity assessment model (SIAM) by integrating some of the commonly known ecological indices for assessing the ecological status before and after the stream restoration and engineering projects. The three commonly used ecological indices were biological integrity index (IBI), river pollution index (RPI) and quality habitat evaluation index (QHEI). The SIAM was expressed in the form of linear weighting equation as $SIAM = W1 \times IBI + W2 \times RPI + W3 \times QHEI$. Two case studies were conducted to evaluate the feasibility of the model for assessing the stream restoration engineering project at the Hofanchuken Creek, Taipei County and the health status of the tributaries to the Shihmen Reservoir.

關鍵詞：溪流整治、生態工法、溪河健康、溪流複合式評估模式

Key words: stream restoration, ecological engineering, river health, stream integrity assessment model

收件日期：94年5月27日

接受日期：94年12月15日

Received: May 27, 2005

Accepted: December 15, 2005

緒 言

近年來生態工法的研究與推廣教育已經逐漸受政府及各界的重視，隨著各界致力於生態工法的研究、應用以及推廣，生態工法亦不斷被賦予不同的內涵意義與分析結果的呈現，並進一步瞭解生態工法的內容。郭(2004)指出生態工法理念約在1998年引進國內，在國內由行政院工程會監督下，各級政府對此工作之推動非常積極。同時相關研發工作也如火如荼的展開，主要以環境生態體系觀點出發，將現有各工程領域與生態保育相結合，包含建立資料庫、本土工法之研發、規劃與實施、環境影響評估，以期達到永續發展之目標。

汪(2004b)指出工程會更在2002年成立「工程會生態工法諮詢小組」，推動台灣山河復育計畫，此間藉由工程手段以恢復溪流的動態生命力，並考量工程施作時對生態所造成的衝擊降至最低。而其中「大甲溪魚類棲地改善及生態評估計畫」，可以說是台灣溪河生態工法及生態評估最早的案例(汪 1992, 2004b)。隨後政府單位逐漸重視河川情勢調查、生態基流量維護、生態設計準則、案例等工作(陳 2004；陳 2004；林 2004；林 2001, 2004a, 2004b；郭 2004)。在這些國內治理案例中都有不錯的設計，其中例如標榜呈現之零水泥自然生態工法(莊等 2004)。

由於溪流的整治工程是水利治理相當重要的一部分，從過去無論是生態工法或傳統工法之整治，整治過程中是需要一套完善且可適用於各種評估機制應用層面的模式，包含工程期間的環境影響評估，及工程後整體的生態健康狀態評估，進而評鑑工程之施作是否達成所計劃之生態效益等。而這最後部分牽涉到生態工法宣稱「生態」兩字的精神與意涵，若標以生態工法施作，但工程後生物都消失或生物多樣性降低，如何能掛上生態工法之名？因此工程後的評估驗證是有其必要的。汪(2004b)提出「河川生態工法之生態評估原理」，提供了一套完整層面的組織架構，並分別劃定施工前中後之工作流程，從評估範疇界定到各工作內涵，指引出明確的方針。Wang及Stevenson (2002)亦提出集水區管理時生態評估所需之架構。

另外汪(2004a)亦於「台灣溪流生態保育」一書提及，溪流生態環境內涵、溪流生態系統特性、生態特色，概念中所指的包含環境的物理、化學、地形、底質、棲地及生物等的綜合狀態。生態狀態與環境影響評估的進行可以透過模式、理論考慮、個案研究等方式，將計畫前後在自然環境、生物生態，甚至在文化與景觀、經濟等方面所造成之品質差異及影響程度予以估計表示(汪 2004b)。

Larry (1998)指出環境影響評估的方法有：經驗法、明細表法及矩陣法、網路法、

模擬法、迅速評估技術、預測法、環境風險評估及專家系統等。由於各項方法的分析目的及特性各有不同，因此評估時會依據不一樣的需求與特性，而使用不同之方法(鄭 1992)。由於了解及評估環境的綜合生態狀況，不是一件單純容易的技術，其涉及之層面相當的廣，所以評估時常無法面面俱到。如果每一項目都先進行調查研究，所耗費之人力成本也相對提高，致使實際應用時常受到經費、時間及技術上的限制。一般而言，資料與因子的獲得愈詳細，影響評估及詮釋就愈精準與清晰。

目前國內溪流整治影響及環境生態評估方面仍在起步的階段。在美國對於溪流健康狀態(*river health*)有相當的發展，如俄亥俄州環保署(Ohio EPA 1987)曾訂出一些指標用來作為生態狀況評估之用。其中如考量魚類為指標生物的生物整合指標法(*index of biotic integrity*, IBI) (Karr 1981, 1991)，以水生昆蟲污染耐受程度所發展之科級生物指標(*family-level biotic index*, FBI) (Hilsenhoff 1988)、以大型無脊椎生物所發展之快速生物評估法III (*rapid bioassessment protocol III*, RBP III) (Plafkin *et al.* 1989; Barbour *et al.* 1999) 及考量到溪流棲地狀態的定性棲地評價指數 (*qualitative habitat evaluation index*, QHEI) (Rankin 1989)等。國內有常應用於河川污染評估之河川污染指標(*river pollution index*, RPI)。以上這些指標分屬於環境、水質及生物個別型的評估模式或技術，但仍缺乏涵蓋以上3大類數理性的整合評估模式。1999年澳洲自然資源與環境部所發展之溪流狀態指數 (*index of stream condition*, ISC) (Ladson *et al.* 1999)，藉由5個次指數，包含水文、物理狀態、濱河狀態、水質狀態及水生物等，以加總法來評估溪流健康狀態，有了較完整層面的考量，而且台灣已有試行之案例(周及黃 2003; 胡等 2005)。

由於以上相關的評估指標，除ISC模式外，多適用於該模式的單一層面，無法就多層面來綜合評估。而ISC模式雖有較廣的層面考量，評估時亦受到固定的技術及項目限制。同時生物的次指數目前僅以魚類為主，無法納入其它各類生物，同時無法廣泛地融入別的指數來互相搭配使用，成為本模式之限制及缺點(朱 2005)。

另外無論任何國家，綜合評估之進行亦受監測調查之費用、技術限制及時間等因素，致使無法尋求一般性適合之模式，故常以單項或熟悉的技術進行相關之作業。因此本研究為能融合其他指數或模式，參酌 Schnute (1985)提出漁業資源研析模式的一般化整合，以組合型的概念解釋了各種模式的型態。所以本研究以此理論，試圖研訂一套簡要的整合性準則，來整合國內外常用之模式，藉由已建立各指數的基礎，以使用型選擇性組合的便利與優點，建構溪流複合式評估模式，俾以應用於一般性的溪流狀態評估，或應用於評估溪流整治工程對環境生態之影響，或其整治後整體之生態健康狀態。

模式矩陣建構

本研究建構之溪流複合式指標評估模式 (*stream integrity assessment model*, SIAM)，主要以納併各類環境或生態之評估指標及模式。本模式包含下列3類別之模組：一、生物評估模組；二、水質水文評估模組；三、環境棲地評估模組。最後以線性加總平均之概念進行生態評價演算，探討模組的整合應用。各模組常用之指標或模式如表1所示。除表1外之指數亦可加入整併。

一、生物評估模組

各模組指數或模式之併入，主要以原指數評估等級作為輸入變數，一般而言溪流生

表1. 溪流複合式指標評估模式各模組及常用指數

Table 1. Categories, items, model patterns, and variables used in formulating the SIAM

Categories	Items	Models or indices	Model patterns	Variables
Aquatic life indicator	Fishes	IBI	Metric	A1
	Fishes	ISC	Index	A2
	Aquatic insects	FBI	Index	A3
	Aquatic insects	RBPIII	Metric	A4
	Macro-invertebrates	RBPIII	Metric	A5
	Benthic organisms	B-IBI	Metric	A6
	Attached algae	SI	index	A7
	Attached algae	GI	Index	A8
	Algae	RDI	Metric	A9
Hydrology and water quality indicator	River pollution index	RPI	Index	B1
	River water quality index	WQI	index	B2
	Water quality index	ISC	Index	B3
	Hydrology sub-index	ISC	Index	B4
Habitat indicator	Qualitative habitat evaluation index	QHEI	Metric	C1
	Streamside zone sub-index	ISC	Metric	C2

態系中，生物評估模組重要的生物包含魚類、水棲昆蟲、底棲無脊椎動物、附著性藻類、微生物及水生植物等。郭(2001)指出生物族群其結構上的消長，若能反映當時的時空情境的特性，這類的生物便可作為這個環境或生態系的指標生物。國內外常用的評估模式，如以魚類為指標生物所建構之生物整合指標法，及利用水生昆蟲作為生物指標所發展之指標法有Hilsenhoff生物指標(Hilsenhoff's Biotic Index, BI) (Hilsenhoff 1982, 1987)、群聚失落指標 (community loss index) (Courtemanch and Davies 1987)、科級生物指標(FBI)、豐度指標評估法(taxa richness)

(Plafkin *et al.* 1989)、快速生物評估法II及III (rapid bioassessment protocol II & III, RBP II & III) (Plafkin *et al.* 1989)、EPT豐度指標(EPT index) (Plafkin *et al.* 1989)及百分比模式相似性(percent model affinity, PMA) (Novak and Bode 1992)等。

生物模組中另外包括溪流底棲無脊椎動物，如蝦蟹類之節肢動物、螺貝類之軟體動物和環節動物等。以底棲無脊椎動物為生物指標，常應用之指標法以快速生物評估法III及底棲生物整合性指標法(benthic index of biotic integrity, B-IBI) (Llanos *et al.* 2002)為主。

Allan (1995)指出附著藻為溪流主要且優勢之種類，故常作為溪河的環境指標。利用附著藻作為生物指標常用之指標法有許多種(Pan *et al.* 1996)，其中以藻屬指數(generic index, GI)及腐水度指數(saprobity index, SI)最普遍。另亦有建構發展在矽藻上之指標法，如RDI (river diatom index) (Fore and Grafe 2002)。

二、水質水文評估模組

溪流的水質水文環境包含流量、流速，以及溫度、溶氧等條件，這些因子均會影響生物的種類群聚。為判斷溪流生態等級，常應用河川污染指標，其利用溶氧量(DO)、生化需氧量(BOD₅)、懸浮固體(SS)及氨氮(NH₃-N)等4項水質參數標準來計分，根據其總值及評分等級來評估河川污染程度。其它評估法包含：一般河川水質指標如NSF、House、NCKUWQI8、WQI5等，及河川污染程度指標如以Parti、Ross、RPI、NCURPI等，判別河川是否遭受污染及污染程度，並作為評估水質狀況(楊 2001)。另ISC評估法(Ladson *et al.* 1999；周及黃 2003)中之水質次指數(water quality indicator)考慮了總磷、濁度、電導度及pH值。

在水文水理部分，ISC評估法中之水文次指數(hydrology indicator)，由水文次指標指數比率、每日流量變化指標及設施改變流量變化指標來計算(Ladson *et al.* 1999；周及黃 2003)。

三、棲地環境評估模組

棲地環境評估模組係依據美國俄亥俄州環保署所發展之定性棲地評價指數(QHEI)，QHEI是從1972年開始，為了因應美國聯邦水污染控制計畫(Federal Water Pollution Control Act)，由俄亥俄州環保署所發展，能針對河川物理環境特性做評估的方法。透過QHEI 6

大類屬性值的評估，便可看出一個河段是否符合水棲生物的需求，得分愈高代表棲地環境品質愈良好。QHEI棲地評估項目包含「基質(底質類型)」、「魚類遮蔽度」、「河川形狀和人為影響」、「河川林地及溼地和沖蝕」、「水深及流速」、「淺灘、急流/底質」等6大項目。

四、SIAM生態評價演算

(一)模式特性

本模式之特性包含1.綜合性：以多矩陣指數(multimetric index)型態來進行模式之建構與應用。複合指標係以上述3個模組中之指標或評估法，加以組合搭配所構成一整合矩陣模式(combined model)。綜合從生物的角度、水質水文之變化及棲地環境特性變化來評估環境狀態。各模組及常用指數如表1。2.便利性：由於綜合矩陣之評估涉及多項專業評估技術、時間及經費，因此可由評估者選擇所需之組合項目。3.簡易性：演算方式以各指標為輸入變數，以等級值或評估數值經向序處理後進行加權平均，再由得分加以評判環境等級。4.廣用性：可做為一般自然環境評估，亦可綜合評估溪流整治時對環境與生物所產生之影響來評估工程影響性。

(二)模式假設及限制

本模組將各指數評估等級，透過線性加權平均，並進行綜合生態評價。模式中之假設及限制如下：

- 1.假設各種評估指數或技術，皆可作為溪流狀態評估的項目變數之一。
- 2.假設各種評估指數或技術之評估等級結果，其等級視為線性等距。同時進行綜合評估時，其合併組合時具加權累加性。
- 3.模式應用時為避免各變數產生共相關，各因子儘可能不重複使用，如IBI與ISC生物指數，如需使用，可將兩因子權重除半，兩項以上類推。

4.將環境影響或生態效益等級評價設為5等級。

(三)模式計算方式

$$SIAM = \sum (Y_i \times W_i \times X_i)$$

其中

$Y_i = 0$ 或 1 ； 0 表示該 X_i 變數(矩陣或指數)

不使用， 1 表示使用。

W_i ：為各項評估模式或指數之權重值，其值為 $0 \leq W_i \leq 1$ ，且 $\sum W_i = 1$ ； W_i 為綜合評估時各指數之間相對重要性估測－權數。一般初始權重常以 $W_i = 1/N$ 表示， N 表示 Y_i 選 1 之項目數，此表示各變數均等重要。權重的估計亦可使用項目權重法(item weighting)或因素分析法(factor analysis)進行估計。

X_i ：為各項評估模式或指數的評估數值(或等級)，即使用在本模式之變數，如表1(A_i 、 B_i 及 C_i)。由於各指數的評估等級及順序方向不同，因此當應用於本模式時，須將數值(或等級)做下列之調整：

1.等級型：

如個別模式之評估結果等級有 n 級：其等級排序，由 1 至 n ，表示等級 1 環境最佳、等級 n 環境最差；等級評分為 n ， $n-1$ ，至 1 。若該模式評估等級為等級 1 環境最差、等級 n 環境最佳，則該模式等級評分為 1 至 n 。由於本模式評估設為 5 級等

級，因此依照原矩陣或指數等級實際評估模式得分為 S ，換算本模式之等級得分為 $X_i = 5 \times S/n$ 。

2.數值型：

個別模式評估分數 S ，該評估模式最高分數為 H ，由於本模式評估設為 5 級等級，因此換算本組合模式之得分為 $X_i = 5 \times S/H$ 。

(四)環境影響或生態效益等級評價

經由上式之計算所得到之 $SIAM$ 值，評估其綜合環境品質狀態或生態效益狀態之等級評價及得分範圍，標準如表2。

后番仔坑溪案例應用探討

本研究以台北縣雙溪鄉后番仔坑溪之整治為案例，本集水區內全屬山坡地，沿路風景優美堪稱世外桃源，有相當豐富之生物相，但每遇颱風豪雨，常沖毀護岸、淤積河床、溪水漫流，且經常改道，造成交通受阻、農地流失受損，生命財產頻遭遭受威脅，同時豐富之水域生物生態也遭受無情的破壞，尤其前幾年納莉颱風過境，整個集水區遭受的破壞與影響相當大。因此政府相關單位從2003年6月開始於后番仔坑溪集水區進行生態工法整治(陳等 2003；汪 2003；朱等 2004a, 2004b)。

表2. SIAM評估等級及得分範圍

Table 2. The ranks classified by the summed up score ranges of SIAM

Categories	Score ranges	Ranks
Grade 1	4.1-5.0	Excellent
Grade 2	3.1-4.0	Very good
Grade 3	2.1-3.0	Good
Grade 4	1.1-2.0	Poor
Grade 5	0-1.0	Very poor

一、調查地點及調查期距

台北縣雙溪鄉后番仔坑溪集水區(如圖1)，面積約為395 ha。后番仔坑溪屬於雙溪上游平林溪的上游支流，發源於台北縣的瑞芳、雙溪、平溪三鄉鎮的交界。后番仔坑溪集水區上游部分河川坡度平均在10%以上，下游部分則在10%以下，集水區呈現由西北向東南走向，由和平橋附近注入平林溪，河流總長度約為6.25 km。

本研究各施工點(如圖1)之工程類型，如圖2所示，其中測站B為進行了箱籠護岸及混

凝土砌石護岸之工程，並在監測期前已施工大部分，測站C為三明治式護岸外側木排樁之工程，測站D為砌石護岸之工程，而測站A為對照之測站，藉以比較施工點與非施工點之差異。施工期間為2003年6月至2003年11月，本研究自2002年12月至2004年5月按月進行調查。

二、生物評估模組分析之結果

本研生物評估模組以魚類為指標生物，採樣所得之魚類計達16種，分屬5目7

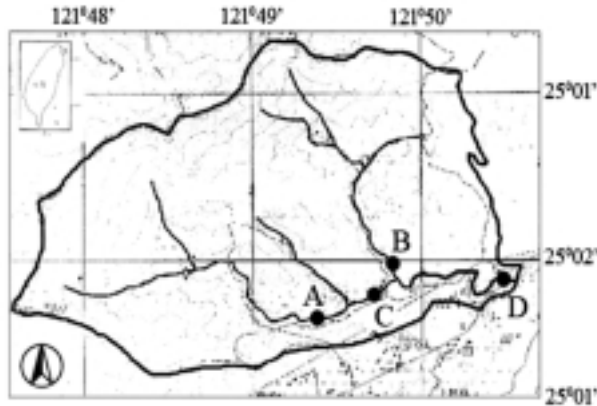


圖1. 台北縣雙溪鄉后番仔坑溪集水區及各施工測點分布圖。
 Fig. 1. The study stations at Hofanchuken Creek, Taipei County.



圖2. 施工測點B, C及D 之工程類型及照片。

Fig. 2. Different stream restoration engineering methods at the Hofanchuken Creek: Station B, ecological enhancement by concrete masonry revetment on left bank; Station C, sandwich enhancement of wooden pile revetment on both right and left banks; Station D, ecological enhancement of concrete revetment on right bank and masonry revetment on left bank.

科。進一步以生物整合指標法(IBM)進行評估, 評估時參考生物特性表(朱 2004; 朱等 2004), 以9項指標矩陣調查的現況來綜合給分, 其評分標準如表3所示。給分完成後, 將9項積分累加, 評估目前環境品質等級。等級劃分如表4。

生物整合指標IBM數值愈高表示生物環境狀態愈佳。各測站IBM值月別變化情形及等級劃分結果如圖3所示, 由圖顯示, 施工前各測站IBM值均在18.0以上, 評估為等級I(non-impaired)至等級II (slightly impaired), 但6月施工後各測站IBM值均明顯下降, 部分測站等

級落至第III級(moderately impaired), 顯示環境變得不佳, 明顯受施工影響。直至11月施工結束, IBM值逐漸回升, 顯示仍在恢復之中, 但仍未達等級I。

三、水質水文模組分析之結果

本研究水質水文模組以水質為指標, 應用河川污染指標法(RPI)進行評估, 其分析如後。RPI指標計算方式如下公式。其評判標準及等級如環保署公告標準所示。

$$RPI = (1/n) \sum_{i=1}^n Ni$$

表3. 生物整合指標法(IBM)中各項指標矩陣之評分標準

Table 3. Candidate metrics, scoring criteria and class boundaries of the biotic integrity indices for Hofanchuken Creek

Metrics	Scoring criteria		
	5	3	1
1. Total number of fish species	≥ 10	4-9	0-3
2. Number of rheophilic species	≥ 3	1-2	0
3. Number of water column species	≥ 2	1	0
4. Number of benthic species	≥ 2	1	0
5. Number of intolerant species	≥ 3	1-2	0
6. % of individuals as omnivores	<60%	60-80%	>80%
7. % of individuals as insectivorous	>45%	20-45%	<20%
8. Number of individuals in sample	≥ 101	51-100	0-50
9. Shannon diversity, H'	>1.52	1.17~1.52	<1.17

表4. 生物整合指標法(IBM)分數值範圍與所相對之水質等級

Table 4. The biological conditions and score ranges of biotic integrity indices at Hofanchuken Creek

Categories	Biological condition	Score ranges
Grade 1	Non-impaired	29-45
Grade 2	Slightly impaired	20-28
Grade 3	Moderately impaired	11-19
Grade 4	Severely impaired	0-10

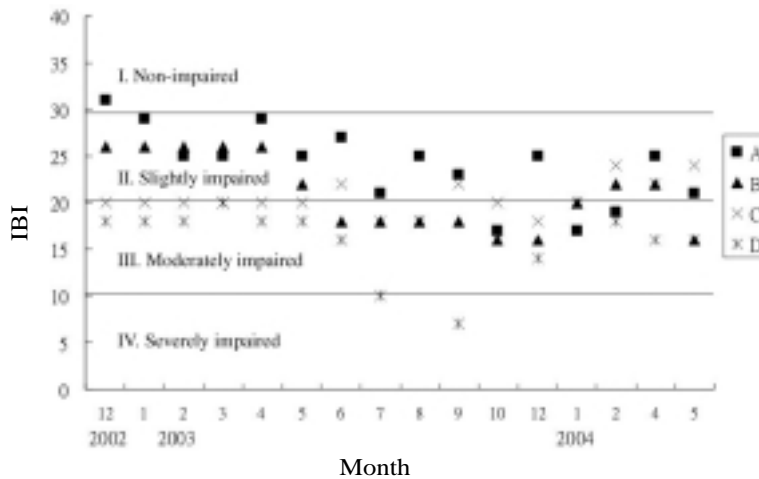


圖3. 后番仔坑溪各測站IBI指數月別變化圖。I級，未受(稍受)影響；II級，輕度影響；III級，中度影響；IV級，嚴重影響。

Fig. 3. A comparison of monthly IBI values among the four study stations at Hofanchuken Creek.

其中 N_i 為指標污染物點數值， n 為指標污染物數目。RPI：2以下是未受污染，2-3是輕度污染，3.1-6是中度污染，6以上為嚴重污染。

在本案例中，進一步估算河川污染分類指標值(RPI)如圖4，並評估各測站的水質狀況。由RPI得到之結果顯示，在施工前A、B及C測點其水體是屬於未受至稍受污染程度。在和平橋(測點D)因有村莊群落，數值比其餘測點略高，仍屬於未受至稍受污染程度。故后番仔坑溪集水區水域整體而言仍屬於未受至稍受污染程度。6月後開始施工水質變不好，RPI值升高，10月後施工結束，水質又恢復先前狀態，RPI值下降至原來數值。

四、棲地環境評估模組分析之結果

本研究棲地環境評估模組應用定性棲地評價指數(QHEI)進行評估，其分析如後。QHEI棲地評估項目如表5。評估之測站大小

以測點100m範圍內，由所觀察各項目之特徵依據各項目判斷標準及是否有特徵項目之存在予以給分。

6大項評估後，最後將6項評估分數加總，得到評價總分。再依棲地評價指標積點等級劃分5個等級如表6，評估各測站目前棲地狀態。棲地評估指標QHEI得分愈高代表棲地環境品質愈良好。

各測站QHEI值月別變化情形及等級劃分結果如圖5所示，由圖顯示，在施工前QHEI值平均在70至86之間，落於第二等級(excellent)及第三等級(medium)。在工程開始施工後，部分測站的QHEI值開始明顯下降，測點C的QHEI值更下降至第五等級(very poor)，顯示棲地環境品質明顯的受工程施工的影響。但隨著部分工程的施作完成其QHEI值逐漸的回升，在工程施工施作完成後，QHEI值平均在70至88之間，顯示已逐漸回升至未施工前之水準。

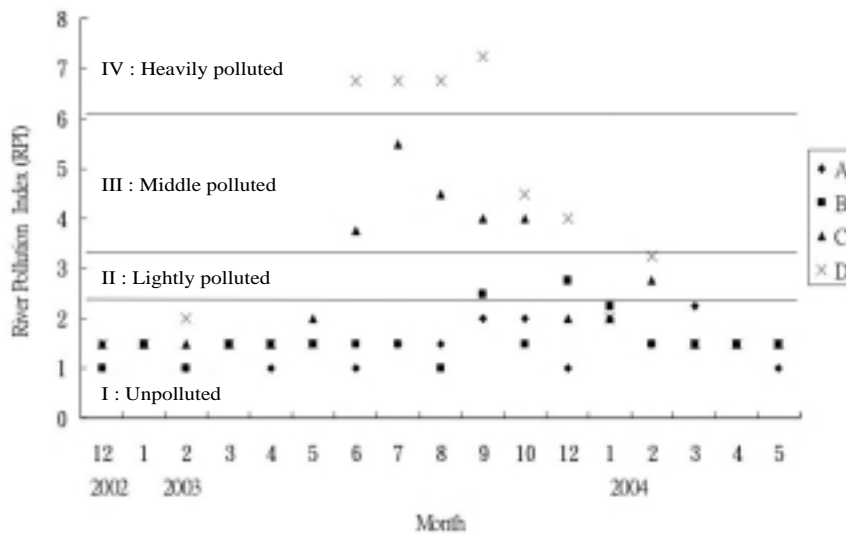


圖4. 后番仔坑溪各測站月別RPI變化情形。

Fig. 4. A comparison of monthly RPI values among the four study stations at Hofanchuken Creek.

表5. QHEI採用的屬性類別及評分

Table 5. Items, characters and score ranges evaluated for qualitative habitat evaluation indices at Hofanchuken Creek

Items	Characters	Score ranges (top marks: 114)
Bottom substrate	Bottom stone size, silt up, shelter	24
Shelter for fish	Vegetation, coverage, curvature, phytoplankton	20
Stream way and artificial facility	Curvature, natural, artificiality	20
Land usage beside stream and stream erosion	Stream width, land usage beside the stream, stability or erosion, shade of tree	20
Velocity and depth	Speed of stream, depth of stream	15
Stream type	Pool, run, shallow, sand bank, jet stream	15

表6. 棲地評價指標積點等級表

Table 6. The ranks and score ranges of the qualitative habitat evaluation indices estimated for Hofanchuken Creek

Categories	Score ranges	Ranks
Grade 1	> 100	Extra
Grade 2	81-100	Excellent
Grade 3	61-80	Medium
Grade 4	41-60	Poor
Grade 5	0-40	Very poor

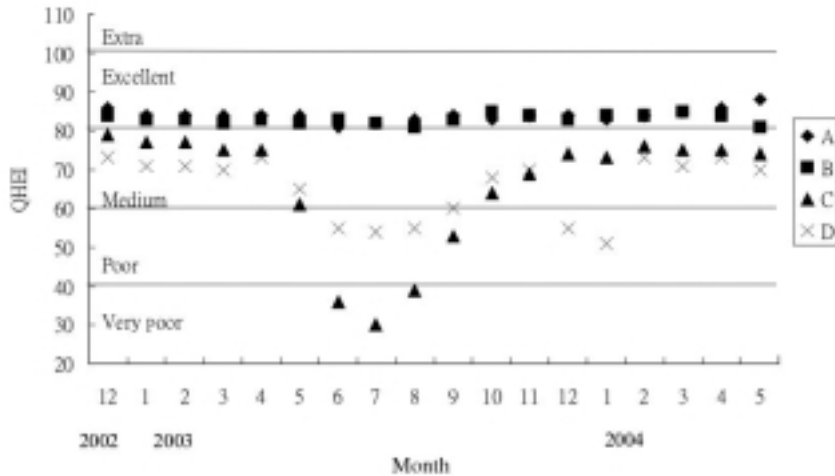


圖5. 后仔坑溪各測站QHEI指數月別變化圖。

Fig. 5. A comparison of monthly qualitative habitat evaluation indices among the four study stations at Hofanchuken Creek.

五、生態綜合評估

本研究應用之組合模式為魚類IBI+水質RPI+棲地QHEI 共3項。所選擇之3指數 $Y_i = 1$ ，其餘為0。 $W_i = 1/3$ ，計算如下式，其應用綜合評估之結果如圖6所示。

$$SIAM \text{ Value} = \sum (Y_i \times W_i \times X_i) = (1/3 \times A1 + 1/3 \times B1 + 1/3 \times C1)$$

六、指數間權重分析

為瞭解在不同權重值之下，SIAM模式對於整體綜合評估的差異性，因此以 $W_i = 1/3$ 作為初始權重，接著以項目加權法(item weighting)進行各指標設定。在 $\sum W_i = 1$ 條件下，進行下列6種模擬處理：1.當 W_{IBI} 固定時， W_{RPI} 依0.01變量遞增， W_{QHEI} 依0.01遞

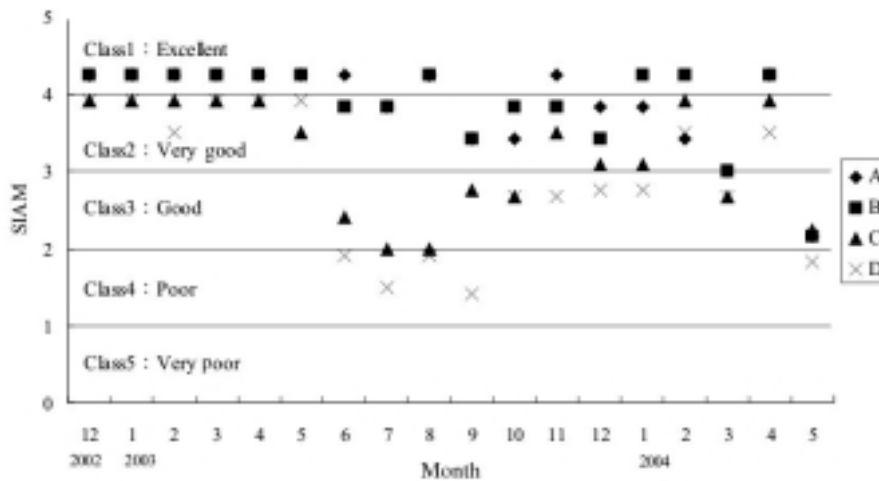


圖6. 后仔坑溪各測站SIAM 數值月別變化圖。

Fig. 6. A comparison of monthly SIAM values among the four study stations at Hofanchuken Creek, January 2003 to May 2004.

減；2.當 W_{IBI} 固定時， W_{RPI} 依0.01變量遞減， W_{QHEI} 依0.01遞增；3.當 W_{RPI} 固定時， W_{IBI} 依0.01遞增， W_{QHEI} 依0.01遞減；4.當 W_{RPI} 固定時， W_{IBI} 依0.01遞減， W_{QHEI} 依0.01遞增；5.當 W_{QHEI} 固定時， W_{IBI} 依0.01遞增， W_{RPI} 依0.01遞減；6.當 W_{QHEI} 固定時， W_{IBI} 依0.01遞減， W_{RPI} 依0.01遞增。藉以了解變化趨勢。

其結果如下：當 W_{IBI} 固定時， W_{RPI} 依0.01變量遞增，SIAM值由低而高； W_{QHEI} 依序遞增時，SIAM值由高而低。當 W_{RPI} 固定時， W_{IBI} 依序遞增時，SIAM值由高而低； W_{QHEI} 依序遞增時，SIAM值由低而高。當 W_{QHEI} 固定時， W_{IBI} 依序遞增時，SIAM值由高而低； W_{RPI} 依序遞增時，SIAM值由低而高。

石門水庫集水區案例應用探討

本研究從2003年冬季至2004年秋季進行8季的調查，以石門水庫上游集水區8個採樣站為研究區域(浦仔溝、三民、羅浮、雪霧閣、

下蘇樂、新興、馬里光、秀巒)，調查水質、魚類群聚結構、水生昆蟲群聚及棲地評價等。除從河川污染指標法(RPI)、生物整合指標法(IBM)、水生昆蟲科級生物指標(FBI)及定性棲地評價指標(QHEI)等作為單項評估因子變數，並應用溪流複合式評估模式(SIAM)進行指標整合，藉以評估石門水庫上游集水區水質品質。

一、生物評估模組分析之結果

1. 生物整合指標法評估結果

各測站IBM值季別變化情形及等級劃分結果如圖7所示。由圖顯示，2003年冬季至秋季有下降的情形，但整體而言各測站之IBM評估等級堪稱良好，數值多落在第一級至第二級間。其中夏季與春季同，僅有微幅改變，數值均在21.0以上；冬季與秋季相似，皆有少數測站遭降級為第三級至第四級，IBM值全距在20.0以上，顯示測站間生物環境狀態有較大之差異性存在。

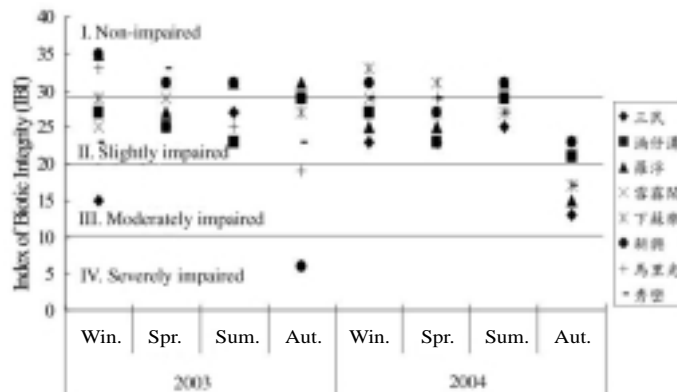


圖7. 石門水庫上游集水區各測站IBI指數季別變化圖。

Fig. 7. A comparison of seasonal IBI values among the eight study stations at the tributaries to Shihmen Reservoir.

2004年冬季數值有上升的情形，最高值出現在下蘇樂測站，等級落在第一級範圍內。春夏兩季數值較冬季略降，但各測站仍維持在等級一至等級二間。秋季更受颱風影響有較明顯下降情形，評估為等級二至等級三。另外在2003年冬季至2004年秋季各測站間之比較，呈現下游測站數值較低之情形，上游測站則有較高的數值，亦代表上游污染較輕。

2.科級生物指標法評估結果

本研究應用Hilsenhoff之科級生物指標(FBI)評估水質之有機污染，其計算式如下。由下述公式求得之FBI值，將水質與指標值劃分為7個水質等級，等級如表7。

$$FBI = \frac{\sum (a_i \times n_i)}{N}$$

其中 a_i ：第*i*科水棲昆蟲之污染忍受值，參考Lenat(1993)、楊(1992)。

n_i ：第*i*科水棲昆蟲之個體數。

N：各採樣站水棲昆蟲之總個體數。

各測站之FBI值與相對水質等級如圖8所示，FBI值愈低表示生物環境狀態愈佳。本研

究自2003年冬季至2004年秋季間，計算出各測站FBI數值介於1.96-6.25間。

由圖8顯示，上游段秀巒測站8季所估算出FBI值介於1.98-3.33間，評估等級皆呈現第一級(excellent)，評估為無污染。馬里光測站所估算出FBI值介於2.46-5.00間，兩年8季除2003年夏、秋兩季為第二級(very good)，2004年秋季為第三級(good)，其餘季節評估等級皆為第一級。2004年秋季的等級下降主要為艾莉颱風所造成，生物反應比水質更明顯，兩者之差異主要為採樣的時間差。

中游段新興測站除秋季無採樣外，所估算的FBI數值介於1.96-3.29間，兩年皆呈現第一級，評估為無污染。下蘇樂測站所估算的FBI數值介於2.53-4.58間，同其他測站2004年秋季，呈現較高數值為第三等級。其他季節皆呈現第一級，評估為無污染，但2003年秋季之中RPI列為C級，Hilsenhoff科級生物指標評估結果仍為第一級，主要為系統評估的差異與時間反應的差異。

下游段羅浮測站所估算的FBI數值介於2.36-6.25間，兩年中2003年皆呈現第一級，

表7. 科級生物指標法積點等級表

Table 7. The ranks and score ranges of family-level biotic indices estimated at the tributaries to Shihmen Reservoir

Water quality categories	FBI score ranges
Excellent	0.00-3.75
Very good	3.76-4.25
Good	4.26-5.00
Fair	5.01-5.75
Fairly poor	5.76-6.50
Poor	6.51-7.25
Very poor	7.26-10.00

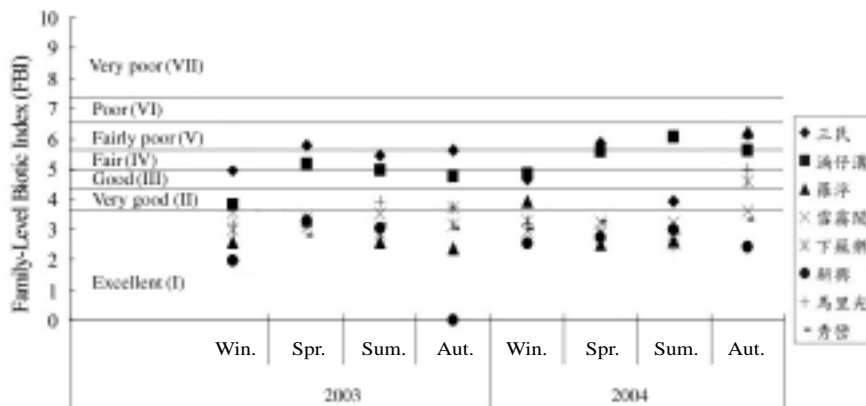


圖8. 石門水庫上游集水區各測站FBI指數季別變化圖。

Fig. 8. A comparison of seasonal FBI values among the eight study stations at the tributaries to Shihmen Reservoir.

但春季之中RPI列為B級，FBI仍為第一級。2004年冬季為第二級，秋季受艾莉颱風影響為第五級。大漢溪流域重要支流雪霧閣溪測站，所估算的FBI數值介於2.97-3.73間，皆呈現第一級，評估為無污染。

接近水庫區旁之湳仔溝測站所估算的FBI數值介於3.80-6.08間，呈現第二級至第五

級，評估為輕度污染至中度污染。三民測站所估算的FBI數值介於3.95-6.14間，呈現第二級至第五級，評估為輕度污染至中度污染。此兩測站水質環境明顯受到家庭污水及垃圾之污染。

另外，由圖8得知三民站與湳仔溝站數值較高，而其他測站除2004年秋季受艾莉颱風

影響等級下降，均在第一級與第二級間。

二、水質水文模組分析之結果

由RPI得到之結果顯示如圖9，2003年除夏季各測站評估等級為A級，屬於未受(稍受)污染程度外，其餘3季河川污染指標評估等級介於A級至C級間，水體狀態屬於未受(稍受)污染程度至中度污染程度間。

2004年冬季各測站評估等級皆為A級，屬於未受(稍受)污染程度，並無較差的水質狀況。春、夏兩季除三民測站落在C級，屬於中度污染程度之水質狀況外，其餘測站亦為A級之良好水體狀態。然而秋季時部分測站(三民、羅浮及下蘇樂)受艾莉颱風影響，評估等級為C級，屬於中度污染程度。初步探討造成其RPI評估等級下降之原因，可能為颱風來臨時所挾帶之大量泥砂，使RPI評估項中之懸浮固體(SS)濃度大幅提昇，造成RPI評估積分增加所致。

三、棲地環境評估模組分析之結果

各測站QHEI值季別變化情形及等級劃分結果如圖10所示。由圖顯示，兩年8季的調查中，除三民測站及滄仔溝測站部分季別落在第三級至第五級之外，其他測站棲地評估後的結果皆為第一級至第二級，棲地環境品質良好。初步探討三民測站評估過程中遭降級的原因，發現此站魚類遮蔽度低、河道少彎曲、測點有嚴重人為改變、水深淺及流速低，因此在8季的評估結果中，計算出的QHEI數值介於32.0-46.7之間，等級皆落在第四級(poor)至第五級(very poor)之間，棲地環境品質較差。

四、生態綜合評估

本研究應用之組合模式為魚類IBI+水生昆蟲FBI+水質RPI+棲地QHEI共4項。所選擇之4指數 $Y_i = 1$ ，其餘為0。 $W_i = 1/4$ ，計算如下式，其應用綜合評估之結果如圖11所示。

$$SIAM\ Value = \sum (Y_i \times W_i \times X_i) = (1/4 \times A1 + 1/4 \times A3 + 1/4 \times B1 + 1/4 \times C1)$$

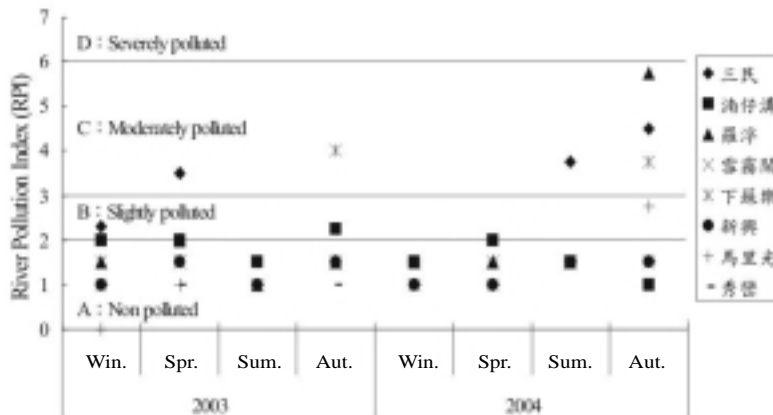


圖9. 石門水庫上游集水區各測站RPI指數季別變化圖。

Fig. 9. A comparison of seasonal RPI values among the eight study stations at the tributaries to Shihmen Reservoir.

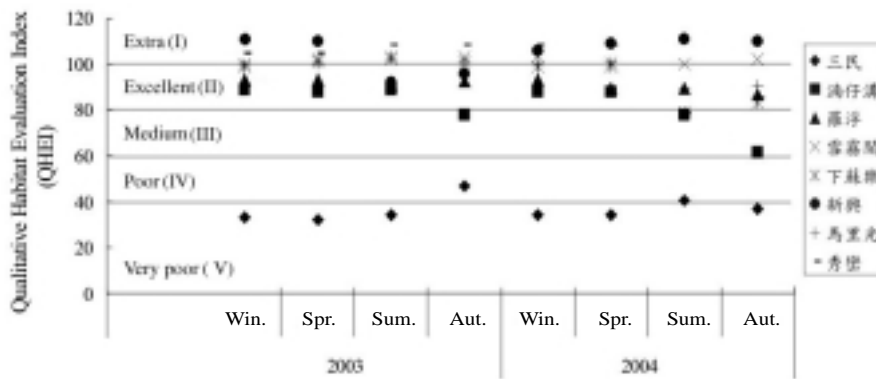


圖10. 石門水庫上游集水區各測站QHEI指數季別變化圖。

Fig. 10. A comparison of seasonal qualitative habitat evaluation indices among the eight study stations for the tributaries to Shihmen Reservoir.

研究結果顯示8個採樣站8個季節的水質環境與生物指標評估，顯示出季節變化。IBI、FBI、QHEI、RPI的評估結果與SIAM評估有良好一致性。同時SIAM能適度整合各類之指標，達到整體評估的效益。採樣測站中三民測點及滴仔溝測點部分季節的水質呈現不好的等級，其餘採樣站的水質評級皆相當良好。測點水質所呈現不好的等級其反應在

水質變化、魚類及水昆族群結構、水質評級指數及生物指數。

討論

生態健康評估是整治工程相當重要之一環，更是一般溪流生態狀態必需了解的一環。有許多學者如Wang及Stevenson (2002)曾

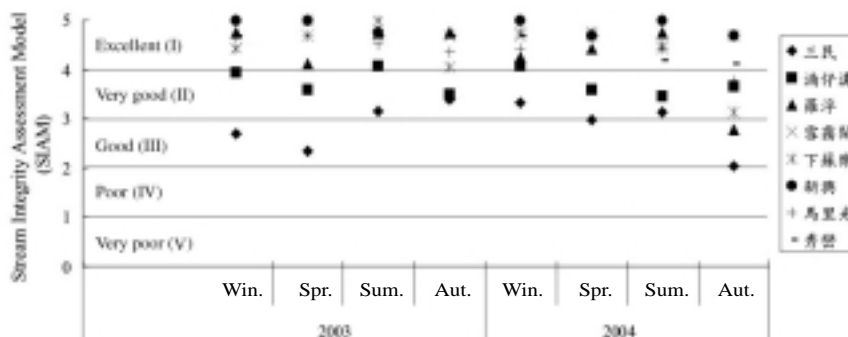


圖11. 石門水庫上游集水區各測站SIAM 數值季別變化圖。

Fig. 11. A comparison of seasonal SIAM values among the eight study stations at the tributaries to Shihmen Reservoir.

發表集水區管理所需考慮的一些因子項目及組織架構(framework)，汪(2004)更提出完整的陳述並架構了溪流整治前中後應考慮的因子及工作。由於上述之學理提供了生態工法評估很好的理論架構依據，但是實際之評估有賴各項技術與數量化評估指標。無論任何國家、任何監測案，其進行環境評估時，常受限於監測調查之費用、技術及時間等因素，致使無法尋求統一監測規格，故常以單項或熟悉的技術進行相關之作業。

因此如前模式說明，本模式之特性包含

1.綜合性：以複合指標加以組合3個模組中之指標或評估法，搭配構成一整合矩陣模式(combined model)。綜合從生物的角度、水質水文之變化及棲地環境特性變化來評估環境狀態。不會只單向地看到水質之結果或各類生物角度之結果。

雖然各指數的確有其不同使用特性，例如Karr (1981)所發展之IBI，是一種綜合性指標，原始的分析法中建立於6大類生物特性，結合了魚類生物個體、種類豐度及群聚組成、生物移動性、生物多樣性、營養攝食特性及健康等之分析矩陣上，依此來反應檢測環境品質之狀態。由於IBI評估法基於魚類群聚特性運用多項矩陣方式(multimetric indices)，一直被認為是高效能的溪流狀態評估技術(Yoder 1989)。

此指標具有魚類生物意義而且敏感，適合作為環境及水質監測之用，目前受到廣泛的應用(Yoder 1989；Liang and Bruce 1997；Angermeier and Davideanu 2004)，在國內已有一些實例，如朱(2004, 2005)、朱等(2004a, 2004b, 2004c, 2005)、林等(2002)及李等(2004)之實例。由目前國內外生物評估案例看來，魚類幾乎是必備的，所適用水體也是最廣的，再加上魚類的經濟與遊憩價值，較容易使當地居民關心，魚類指標的建立與評估也較容易獲得民衆與政府的重視。所以選擇以

魚類為指標生物所發展之生物整合指標法來評估環境的影響相當的適合。

另外利用底棲水生昆蟲作為生物指標所發展之指標法有Hilsenhoff生物指標、群聚失落指標、科級生物指標、豐度指標評估法、快速生物評估法II及III、EPT豐度指標及百分比模式相似性等。

由於水生昆蟲鑑定的困難，Hilsenhoff (1987)又提出科級指標生物法 (FBI)，將水質等級細分為7級，鑑定層級以科級取代過去所慣用的屬、種級；簡化後的評估方法可達到快速評估水質的目的。而FBI指標之優點乃因為不同的水棲昆蟲種類棲息於不同環境與不同水質，並因數量多、種類多等優點，因此適合作為指標生物。國內目前也有一些案例，如楊等(1990a, 1990b)、謝及楊(1999)、Shieh and Yang (2000)、朱等 (2004d, 2004e)、汪等(2004)及郭等(2004)。

另外附著藻不同於一般浮游動物及游泳動物的地方，由於其沒有遷移能力，故可反應特定水域綜合的、累積的特性，又由於附著藻對環境惡化的忍耐界限，隨種類之不同而有相當大的差異，因此附著藻群聚分布被認為是環境改變評估的最佳指標(Fore and Grafe 2002)。國外利用附著藻作為水污染指標已被發展及應用，而國內也已有一些利用藻類作為河川水質監測的例子(張等 2004)。

2.便利性：依需求者可掌握之專業評估技術、時間及經費，選擇其所需之組合項目。在本兩案例中后番仔坑溪選擇使用魚類IBI+水質RPI+棲地QHEI等3項。而石門水庫集水區之案例選擇魚類IBI+水生昆蟲FBI+水質RPI+棲地QHEI等4項。而ISC必須要有5項次指數，產生了限制。而且目前生物的次指數僅以魚類為主，無法融入別的指數來互相搭配使用。本法更可以考量不同指數間之重要性，給予不同權重來評估，更有其彈性與操作便利。

3.簡易性：演算方式以各指標為輸入變數，以等級值或評估數值經向序處理後進行線性加總加權平均，再由得分加以評判環境等級。ISC藉由5個次指數來評估溪流健康狀態雖有了較完整層面的考量，但ISC模式各次指數係以線性累加將次指數總合，產生各指數分數間累加的疑慮，及切分等級之依據等問題。

再則，由於本模式以各指數之評估等級為資料，以加權平均處理，可迴避各指數分數間累加問題、單位問題、定義問題。僅以環境或生態評估等級之加權平均值來進行綜合研判。

4.廣用性：可做為一般自然環境評估，亦可綜合評估溪流整治時對環境與生物所產生之影響來評估工程影響性。如本文中兩案例后番仔坑溪可進行工程影響評估，而石門水庫集水區之案例為一般之生態健康狀態評估，或稱生態品質評估。

5.評估誤差之減小：如Larry(1998)所述資料與因子的獲得愈詳細，影響評估及詮釋就愈精準與清晰。由於以上的各評估指標，多適用於該模式的單一層面，無法就多層面來綜合評估，而本模式具有綜合性，此即綜合評估之目的與精神。如水質指標RPI可呈現出長期的污染狀態，如石門之案例，亦可即時反應工程之影響，如后番仔坑溪之案例。

但在后番仔坑溪之案例，由於在風災後環境的水質及生物都已呈現出恢復之跡象，如2002年12月至2003年4月前。RPI在4個測站評估的等級皆為I級；IBI之評估的等級介於I-II級之間、QHEI之評估的等級介於第二等級至第三等級之間。此時SIAM的評估與3個指數的評估狀態相差無幾。

由於部分溪段及附近之面貌的確有必要進行疏濬及整理，水保局一工所遂於2003年5月開始動工整治，由於進行整治施工，受到整土挖濬，懸浮固體SS隨即升高。由工程中

環境生態的調查評估顯示，RPI指標馬上就呈現反應，在C、D測站評估的等級下降的非常多，介於III-IV級間，因工程引起之懸浮固體及濁度，造成很大的影響；由IBI之評估的等級也降為II-III級之間；QHEI之評估的等級在施工處等級下降明顯；SIAM的評估與3項的環境及生物生態指標生態狀態相差無幾，亦同時呈現出來。

工程於2004年11月結束，施工後水質變好，RPI指標變佳，會讓人認為生態已經恢復沒有問題，但是實際上生物並未立即恢復，此時IBI的評估生態等級仍不好，直至數月後才逐漸恢復。因此，SIAM透過3項指標加權平均，可適度避免單一評估的偏差。

朱(2005)過去亦曾應用上述多項的評估技術，包含生物、水質及環境指標來評估溪流整治施工前、中、後的生態狀況，文中提及生物指標會反映出施工及自然因素的季節影響，並且於施工後其恢復時間出現延遲情形。若單純探討施工影響，必須比對析出自然因素，此觀念同於Barbour等人(1999)論點。該文提及RPI除了懸浮固體項的反應外，其他3項溶氧、BOD5及氨氮均不能清晰地顯示出工程的影響。定性棲地評價指標QHEI的評估結果，在本研究案例所呈現之測點間之差異，相當穩定地反映出工程的改變項影響。

因此綜合上述之評估，各指數均能依本身指數之特性反映出工程影響，或自然環境狀態。但其中生物指數會滲雜自然因素的影響，RPI也會滲雜非工程的環境因素影響，QHEI的評估能直接反應工程的施作及自然環境狀態。

最後，為了避免評估的不完整或偏差，本研究藉由整合多項的評估技術，包含生物指標、水質指標及環境指標，藉此來評估后番仔坑溪整治施工前、中及後的生態狀況，及石門水庫集水區生態狀況，均顯示出上述

的各項優點，相信從各個層面有較完整的分析。

謝 誌

本研究承蒙國科會NSC94-2211-E-216-008及中華大學重點教學及研究計畫CHU-93-TR-008提供研究經費，使得研究順利完成，謹此致謝。

引用文獻

- 楊平世、黃國靖、謝森和。1990a。北勢溪之水棲昆蟲資源及生態研究I.水棲昆蟲相及其相關生態。中華昆蟲10：209-224。
- 楊平世、謝森和、黃國靖。1990b。北勢溪之水棲昆蟲資源及生態研究II.水文因子及水棲昆蟲之群聚結構。中華昆蟲10：249-269。
- 謝森和、楊平世。1999。水棲昆蟲在人工底質之拓殖型式。中華昆蟲19(1)：27-50。
- 鄭先祐。1992。生態環境影響評估學。徐氏基金會。528頁。
- 汪靜明。1992。河川生態保育。國立自然科學博物館。189頁。
- 汪靜明。2003。后番子坑溪集水區自然生態工法博覽會規劃及設計期末報告。行政院農業委員會水土保持局第一工程所。181頁。
- 汪靜明。2004a。台灣溪流生態保育。行政院農業委員會林務局。125頁。
- 汪靜明。2004b。河川生態工法之生態評估原理。水資源管理會刊6(2)：14-24。
- 郭一羽。2001。水域生態工程。中華大學水域生態環境研究中心。314頁。
- 郭一羽。2004。生態工程學術研究發展工程規劃。第一屆生態工程學術研討會論文集1-17頁。
- 楊雅梅。2001。台灣水庫集水區水質指標與管理系統建立之研究。國立台灣大學環境工程學研究所碩士論文。
- 王漢泉。2002。台灣河川水質魚類指標之研究。環境檢驗所環境調查研究年報9：207-236。
- 周正明、黃世孟。2003。生態工法評估程序建立—溪流狀況指數為例。中華水土保持學報34(1)：25-39。
- 陳有祺、汪靜明、朱達仁、周文杰。2003。台北縣雙溪鄉上林村后番子坑溪水域生態環境監測研究報告。行政院農業委員會水土保持局第一工程所。125頁。
- 陳仲賢。2004。生態工法在水利工程之應用與推動。經濟部水利署永續發展簡訊(8)：2-10。
- 陳秋楊。2004。河川生態工法及其應用。經濟部水利署。338頁。
- 郭清江。2004。生態工法與永續發展。生態工法案例編選集8-21頁。行政院公共工程委員會。
- 林信輝、李明儒、孫明德、黃俊仁。2004。生物整合指標(IBM)之應用探討。中華水土保持學報35(1)：81-96。
- 林信輝。2004。日本野溪整治生態工法及案例。生態工法案例編選集242-250頁。行政院公共工程委員會。
- 李明儒、林信輝、于錫亮。2002。應用生物整合指標(IBM)評估溪流生態工法實施效益之可行性。第一屆自然生態工法理論與實務研討會論文集103-115頁。
- 林鎮洋。2004a。美國河川生態工法案例。生態工法案例編選集252-282頁。行政院公共工程委員會。
- 林鎮洋。2004b。德國河川生態工法案例。生態工法案例編選集284-231頁。行政院公共工程委員會。

- 林鎮洋。2001。生態工法技術參考手冊。國立台北科技大學水環境研究中心。166頁。
- 莊志宏、王幸隆、洪繼懋。2004。零水泥自然生態工法－台北縣雙溪鄉后番仔坑溪。2004水土保持創新研發成果研討會論文集99-104頁。
- 朱達仁。2004。台北縣雙溪鄉后番仔坑溪應用生態工法整治影響及生態監測評估之研究。第十四屆水利工程研討會論文集D91-D98頁。
- 朱達仁。2005。台北縣后番仔坑溪應用生態工法整治之生態評估。台灣水利53(3)：90-101。
- 朱達仁、呂宗儒、施君翰、郭一羽。2004a。應用生物整合指標法評估台北縣雙溪鄉后番仔坑溪整治影響之研究。水資源管理2003研討會論文集4-87-4-97頁。
- 朱達仁、施君翰、謝宜衡。2004b。台北縣雙溪鄉后番仔坑溪應用生態工法整治後魚類群聚時空變化之探討。九十三年農業工程研討會論文集1248-1257頁。
- 朱達仁、施君翰、李宗儒。2004c。應用生物整合指標法探討石門水庫上游涌仔溝溪流整治影響之研究。九十三年農業工程研討會論文集1270-1279頁。
- 朱達仁、施君翰、徐笑情、張睿昇、陳有祺。2004d。以水生昆蟲生物指標法評估石門水庫上游集水區水質之研究。水資源管理2003研討會論文集4-75-4-86頁。
- 朱達仁、賴旻佑、施君翰、汪淑慧。2004e。以水生昆蟲指標法評估基隆河汐止段支流生態環境之研究。第二屆營建產業永續發展研討會論文集D-37頁。
- 朱達仁、郭一羽、陳有祺、李宗儒、莊志宏。2005。台北縣雙溪鄉牡丹溪整治影響之研究。營建管理季刊62：53-59。
- 汪淑慧、朱達仁、施君翰、賴旻佑。2004。石門水庫上游涌仔溝溪流整治對水生昆蟲生態影響之研究。九十三年農業工程研討會論文集1258-1269頁。
- 郭美華、邱明智、謝易霖。2004。以水生昆蟲監測雪霸國家公園武陵地區溪流水質。台灣昆蟲24(4)：339-352。
- 張睿昇、朱達仁、施君翰、陳有祺。2004。石門水庫上游集水區附著藻類之季節性變動與水質相關性研究。第十四屆水利工程研討會論文集B19-B26頁。
- 胡通哲、王筱雯、李鴻源、施上栗、蔡慧萍。2005。南勢溪河川廊道棲地改善復育之研究。國際生態工法及水利技術研討會論文集(1)：121-134。
- Allan J. D. 1995. Stream ecology. Chapman & Hall, London. 338 pp.
- Angermeier P. L. and G. Davideanu. 2004. Using fish communities to assess streams in Romania: Initial development of an index of biotic integrity. *Hydrobiologia* 511: 65-78.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder and J. B. Stribling. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macro-invertebrates and fish. 2nd. ed. EPA 841-B-99-002. US. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington.
- Courtemanch, D. L. and S. P. Davies. 1987. A coefficient of community loss to assess detrimental change in aquatic communities. *Water Research* 21: 217-222.
- Fore, L. S. and C. Grafe. 2002. Using diatoms to assess the biological condition of large rivers in Idaho USA. *Freshwater Biology* 47: 2015-2037.
- Hilsenhoff, W. L. 1982. Using a biotic index to evaluate water quality in streams. Technical

- Bulletin No. 132. Department of Natural Resources, Madison, Wisconsin. 23 pp.
- Hilsenhoff, W. L. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. *The Great Lakes Entomology* 20: 31-39.
- Hilsenhoff, W. L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of North American Benthological Society* 7: 68-68.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6 (6): 21-27.
- Karr, J. R. 1991. A long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Application* 1: 661-84.
- Ladson, A. R., L. J. White, J. A. Doolan, B. L. Finlayson, B. T. Hart, P. S. Lake and J. W. Tilleard. 1999. Development and testing of an Index of Stream Condition for waterway management in Australia. *Freshwater Biology* 41 (2): 453-468.
- Larry, W. C. 1998. Environmental impact assessment. 2nd. ed. McGraw-Hill.
- Liang, S. H. and W. M. Bruce 1997. A new method to establish scoring criteria of the index of biotic integrity. *Zoological Studies* 36 (3): 240-250.
- Llanos R. J., L. C. Scott, J. L. Hyland, D. M. Dauer, D. E. Russell and F. W. Kutz. 2002. An estuarine benthic index of biotic integrity for the Mid-Atlantic region of the United States. II. Index Development. *Estuaries* 25 (6A): 1231-1242.
- Novak, M. A. and R. W. Bode. 1992. Percent model affinity: A new measure of macroinvertebrate community composition. *Journal of the North American Benthological Society* 11 (1): 80-85.
- Ohio EPA. 1987. Biological criteria for the protection of aquatic life: Volume I. The role of biological data in water quality assessment. Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Surface Water Section, Columbus, Ohio.
- Pan Y., R. J. Stevenson, B. H. Hill, A. T. Herlihy and G. B. Collins. 1996. Using diatoms as indicators of ecological conditions in lotic systems : A regional assessment. *Journal of the North American Benthological Society*. 15 (4): 481-495.
- Plafkin, J. L., M. T. Barbour, K. D. Porter, S. K. Gross and R. M. Hughes 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers : Benthic macroinvertebrates and fish. EPA/444/4-89-001. US. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Rankin, E. T. 1989. The qualitative habitat evaluation index (QHEI): Rationale, methods, and application. Ohio Environmental Protection Agency. Division of Water Quality Planning and Assessment, Ecological Assessment Section, Columbus, Ohio.
- Schnute, J. 1985. A general theory for analysis of catch and effort data. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science* 42: 414-429.
- Shieh, S. H. and P. S. Yang. 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.
- Wang, Y. K. and R. J. Stevenson. 2002. Ecological assessment framework for watershed management. *Journal of the Chinese Institute of Environmental*

Engineering 12 (3): 209-215.

Yoder, C. O. 1989. The development and use of biological criteria for Ohio surface waters. US. EPA, Criteria and Standards, Division of Water Quality Standards. 21st Century, 139-146.