

※※※※※※※※※※※※※※※※※※※※※※※※※※
※
※ 環境承载力系統動態模式與多目標管理模式之建立 ※
※
※ Development of System Dynamics Model and Multiobjective ※
※ Management Model for Environmental Carrying Capacity ※
※※※※※※※※※※※※※※※※※※※※※※※※※※

執行單位：國立台灣大學生物環境系統工程學系
中華民國 91 年 7 月 31 日

中文摘要

政策環境影響評估之主要宗旨是希望在較高決策層級即分析決策與替代方案是否會影響永續發展。不超過環境承载力為永續性評量準則在國際間已有相當共識，而且衝擊之影響必須考量空間之累積與時間上包括過去、現在、及未來開發計畫之累積影響。環境承载力與累積性影響評估為確保環境永續性之重要分析項目，因此在政策環評中就必須將兩個主要評估特性納入。國內目前政策環評是透過評估矩陣進行定性評估，雖明列評估項目，但各項評估缺乏標準評量方法，且未清楚界定與永續發展之關係。

永續發展在於累積影響不超過環境承载力。在本研究中以河川水質與水資源利用為例進行說明，並提出政策環評分析矩陣架構修正之初步建議，使定性之政策環評可與永續發展之觀念結合，並作為是否進一步進行量化分析之判斷準則。本報告以頭前溪為例進行累積影響與環境承载力評估方法之應用，並說明如何以政策環評結果作為計畫環境影響評估之依據。本研究建議利用土地屬性方式來進行管理，將環境承载力分配於土地，取得土地即取得承载力之分配，何時取得即何時獲得分配，可合理考慮開發計畫在不同時間軸產生之累積性影響，並確保不超過承载力。

本計畫期程為四年，本年度（第一年）研究工作注重於政策環境影響評估與永續發展間觀念之釐清，並探討建立評量系統之方法與相關問題，未來工作，除了更完整建議政策環評評估矩陣之修改方式及標準評估流程，並其透過系統動力模式與多目標規劃建立整合性量化評估模式。

Abstract

The purpose of Strategy Environmental Assessment (SEA) is to evaluate whether decisions or their alternatives will influence sustainable development on the decision level of policy, program and plan. Loading without exceeding environmental carrying capacity is a major criterion for defining sustainability. Besides, loadings should consider spatially cumulating impacts of all past, current, and future possible projects. Environmental carrying capacity and cumulative impact assessment are two key components of sustainability appraisal, and thus should be incorporated in SEA. Current SEA in Taiwan is only qualitative analysis. Although many items are listed, they are not clearly related to sustainable development and there is lack of standard evaluation procedure.

Sustainable development is hold when cumulative impacts do not exceed carrying capacities. A draft framework to modify qualitative analysis matrix of SEA is proposed, which tries to relate SEA to sustainable development and plays the role of screening to identify items needed further quantitative analysis. Stream water quality and water resource uses are used as examples in this study. Environmental carrying capacities of pollution and resources can be allocated to each unit area as land attributes. One can acquire allowable loading via obtain land.

This is a four year project, and this report shows the major findings in the first year. The major task of the first year is to clearly identify the relationship between SEA and sustainable development and methods to develop quantitative analysis models for SEA. More works wait for being done in the next three years. A comprehensive qualitative analysis matrix and quantitative analysis models by using system dynamics and multiobjective optimization for SEA are expected.

環境承载力系統動態模式與多目標管理模式之建立

目錄

1. 前言	1
2. 文獻回顧	6
2.1 國內外整合性環境承载力評估與管理方法	6
2.2 政策環評(SEA).....	8
2.3 累積性衝擊評估(CIA).....	10
3. SEA 與累積性影響評估	30
3.1 政策環境影響評估(SEA)	31
3.2 環境承载力推估	32
3.2.1 水質	33
3.2.2 水量	34
3.3 累積性影響評估 (CIA).....	36
3.3.1 水質	36
3.3.2 水量	38
3.4 污染管理策略	41
3.4.1 水質	42
3.4.2 水量	43
3.5 相關問題	44
4. 台灣政策性環境影響評估修正初步探討	46
4.1 台灣政策環境影響評估介紹系統動力模式	46
4.2 政策環評定性分析建議	50
5. 第五章 系統動力模式	53
5.1 系統動力學發展歷程	53
5.2 系統動力學原理說明	55
5.3 系統動態模式應用於評估環境承载力	58

6. 多目標規劃	60
6.1 介紹	60
6.2 多目標環境承载力系統動態模式	63
6.2.1 模式建構	63
6.2.2 模式求解	65
7. 頭前溪案例說明	69
7.1 河川水質承载力與累積性衝擊	69
7.1.1 水質指標累積性衝擊之評估	70
7.1.2 案例說明	72
7.2 水資源	89
7.2.1 頭前溪流域概況	89
7.2.2 水利設施簡介	91
7.2.3 供水系統簡介	91
7.2.4 水資源供需分析	93
8. 結論與討論	96

圖目錄

圖 2.1 開發案在時間與空間上累積性衝擊示意圖	15
圖 2.2 結合主要方法評估累積性衝擊之概念模式	20
圖 2.3 評估累積性影響的方法之比較	20
圖 2.4 評估累積性影響的程序	21
圖 2.5 環境承载力與基準線之示意圖	26
圖 3.1 累積衝擊與環境承载力之關係 (虛線為個別計畫影響函數).....	31
圖 3.2 累積性影響評估	42
圖 5.1 Exponential growth	56
圖 5.2 Exponential decay.....	56
圖 5.3、S-shaped growth	56
圖 5.4、Overshoot pattern	56
圖 5.5 系統動力模式元件關係示意圖	57
圖 6.1 永續發展指標標準化函數 - Type I.....	68
圖 6.2 永續發展指標標準化函數 - Type II	68
圖 6.3 永續發展指標標準化函數 - Type III.....	68
圖 7.1 頭前溪各測站歷年 DO 之水質變化	73
圖 7.2 頭前溪各測站歷年 BOD 水質變化.....	73
圖 7.3 頭前溪各測站歷年懸浮固體之變化情形	73
圖 7.4 頭前溪各測站歷年氮之變化情形	74
圖 7.5 頭前溪流經各鄉鎮之水質標準	74
圖 7.6 頭前溪集污分區	75
圖 7.7 頭前溪水質模式模擬格點圖	81
圖 7.8 經國大橋站流量歷時曲線圖	82
圖 7.9 竹林大橋站流量歷時曲線圖	82
圖 7.10 內灣站流量歷時曲線圖	83
圖 7.11 上坪站流量歷時曲線圖	83
圖 7.12 新竹地區各環評開發案所在位置	87
圖 7.13 頭前溪地區開發案所排放之污染量	87
圖 7.14 頭前溪環評案件對各河段水質造成之累積性衝擊	89
圖 7.15 頭前河流域	90
圖 7.16 頭前河流域水資源供水分區	92
圖 7.17 頭前河流域水資源系統圖	93

表目錄

表 2.1 分析方法評估累積性衝擊	17
表 2.2 制訂計畫的方法評估累積性衝擊	18
表 2.3 分析累積性衝擊的主要方法與特殊方法	22
表 2.4 各各國所推行累積性衝擊方法之概述	24
表 2.5 以指標評估累積性衝擊	28
表 2.6 各開發案計畫對各方面所遭受之衝擊	29
表 2.7 各河段在各項計畫下所遭受之衝擊	29
表 3.1 集水區分區、開發計畫、與污染源簡例說明資料	37
表 4.1 政策環境影響評估表	49
表 4.2 污染影響程度評分表	49
表 4.3 政策環評之項目與內容	51
表 4.4 政策環境影響定性評估列舉修正項目初步建議	52
表 7.1 縱向累積性衝擊之矩陣	70
表 7.2 集水區中各開發計畫水質指標之累積性衝擊	71
表 7.3 各項計畫對各河段所造成衝擊之反應矩陣	72
表 7.4 各測站水質之水質標準	74
表 7.5 頭前溪流域集污區名稱及代號	75
表 7.6 相關報告推估各鄉鎮家庭污水單位生產量	76
表 7.7 新竹各鄉鎮家庭污水量及污染負荷量	77
表 7.8 新竹地區各鄉鎮工廠數量	77
表 7.9 新竹地區各鄉鎮工業廢水污染量	78
表 7.10 新竹地區各鄉鎮畜牧廢水量	78
表 7.11 新竹地區各鄉鎮總污染廢水量與 BOD 污染量	79
表 7.12 各集污區各類污染之 BOD 污染量	79
表 7.13 頭前溪各河段水力參數	80
表 7.14 頭前溪各河段之水質參數率定表	84
表 7.15 頭前溪流域各集污區之涵容能力與流達率	84
表 7.16 頭前溪各河段與分區之污染傳輸反應矩陣	85
表 7.17 頭前溪流域歷年環評開發案	86
表 7.18 位於頭前溪集污區之環評案件	87
表 7.19 頭前溪資料一覽表	90
表 7.20 新竹地區淨水設備一覽表	92

第一章 前言

上個世紀在幾次世界性戰亂摧殘後，人類積極推動科技、經濟、社會發展，因而加速自然資源開發與利用及污染排放，也因此對環境帶來嚴重破壞。環境支持生態族群之發展是有其限度，其資源可提供一定族群數量之所需，其污染涵容能力可承受一定污染排放。初期因為環境資源豐富，可無限制提供族群快速成長之所需，但隨著數量增加，資源消耗漸形快速而超過自然回復能力，同時快速發展亦伴隨增加之污染排放而超過環境自淨之承受能力，因此對環境帶來變遷與退化之壓力。如 Meadows et al. (1972)在中描述，無限制成長終將達到環境能支援發展之極限，而失去永續發展之能力。

1987 年布藍特宣言提出我們共同未來 (Our Common Future)，揭櫫永續發展之意涵，1992 年里約熱內盧世界環境高峰會中更通過 21 世紀議程 (Agenda 21)，成為本世紀環境保育之重要綱領。何謂永續性？童慶斌(2001)就永續發展定義如下

「永續發展為在不超過**環境承载力**下可持續滿足現在與下一世代之需求；採取之措施必須是社會可行、經濟可行、及技術可行。」

環境承载力為自然環境不發生退化前提下所能提供生態系統之能力。Barbier (1989)由承载力觀念探討永續性(Sustainability)，其述及資源使用及環境污染將影響永續性，有限資源及環境可承受污染將決定發展之承载力 (Carrying Capacity)，若超過承载力則將失去永續性。經濟社會發展是否超過環境承载力，及環境承载力如何透過總量管制進行最佳化管理是值得探討與建立標準評估方法與規範。

經濟社會發展之開發行為，對環境帶來衝擊，因此，我國定有「環境影響評估法」，規定必須就開發行為與政策等進行環境影響評估。政策往往會引導開發行為之發展趨勢，其對環境影響尤其深遠，環境保護署遂依環境影響評估法第二十六條規定，訂定「政府政策環境影響評估作業辦法」，規定下列政策有影響環境之虞者，應實施環境影響評估：

- 一、工業政策。
- 二、礦業開發政策。
- 三、水利開發政策。
- 四、土地使用政策。
- 五、能源政策。
- 六、畜牧政策。
- 七、交通政策。
- 八、廢棄物處理政策。
- 九、放射性核廢料之處理政策。
- 十、其他政策。

「政府政策評估說明書作業規範」中規範政府政策環境影響評估作業，其應評估項目包括：環境之涵容能力、自然生態系統、國民健康或安全、自然資源之利用、水資源體系及其用途、自然景觀之和諧、國際環境規範。政策評估應就前述項目、內容加以評定。評定結果之表示方法如下：對環境有正面影響者，其符號為＋，有顯著正面影響者，其符號為＋＋；對環境有負面影響者，其符號為－，有顯著正面影響者，其符號為－－；對環境無影響者，其符號為○。

環境影響評估長久以來缺乏合理及具有一定信賴度之分析流程，導致評估結果常引起不必要紛爭，對政策擬定者、開發者、環境保護人士常帶來困擾，如環境之涵容能力如何估算、如何管理？相關評估項目都必須建立合理評估方法，才能落實環境影響評估之工作。

聯合國在1992年6月於里約熱內盧舉辦環境與發展會議，會議中強調永續發展之觀念。會議宣言之原則三提到「發展權利必須實現，以便公平地滿足今世後代在發展及環境上之需要」；原則四中也說明「為了實現可持續的發展，環境保護工作應是發展過程的一個整體構成部分，不能脫離這一過程予以獨立考慮」。1987年Commission on Environment and Development呼籲各國進行發展評量永續發展進程之方法，此項呼籲在1992年於里約熱內盧地球高峰會議所擬定之21世紀議程(Agenda 21)中得到積極回響，各國也分別在國際、國家、或地方層級積極推動永續發展。

環境影響評估亦應以永續發展為最高指導原則，因此其重點應在評估政策與開發行為是否會超過環境承载力，或甚而影響環境承载力本身。環境涵容能力一般較狹隘的指環境能承受之污染排放，而環境承载力則更廣泛包括環境資源可支持之發展及環境可承受因發展所排放至環境之污染物。Barbier (1989)在永續性探討上即分成資源使用與污染兩方面探討。在探討資源使用是否具永續性時，又將資源分成可再生與不可再生資源，可再生資源如農業、魚類、水資源及森林資源等，而不可再生資源如石油、煤等礦物。如為可再生資源則使用率不能大於其再生率；若為不可再生資源，則使用率不能大於其可再生替代物質之產生率；而在污染方面則污染排放不能大於環境之涵容容量。Barbier 定義三種永續性條件條列如下

1. 可再生資源利用率不大於資源再生率；

2. 廢棄物排放不大於環境涵容能力；
3. 不可再生資源利用率不大於其替代可再生資源之產生率。

Crabtree and Bayfield (1998)就操作角度來看上述三項永續性定義缺乏空間性與尺度性之探討。即在一永續管理之工作上，根據上述永續發展之精神，還必須定義永續性之量化尺度，例如第一點提到可再生資源使用率不能大於其再生率，然再生率為何則需相關研究人員確認才能應用。此外，在量化過程，空間尺度不同則其量化結果亦會不同，例如水資源系統，如考慮為單一集水區，則水資源再生率可由該集水區水文平衡計算而得；然若為一區域水資源系統，即水資源可跨域聯合營運，則水資源再生率必須由此區域所有水資源子系統共同決定。此外，不管是承載力或發展加諸於承載力之負荷皆會隨時間不同而不同，屬於動態變化，因此，近年來國際在永續發展量化評估工作上，無不以系統動態模式進行分析。

本研究群目標在建立環境承載力模式與總量管制策略，並以流域為分析之空間尺度。研究重點工作包括發展環境承載力模式，以評估環境承載力，以做為環境影響評估之依據，模式並可應用於影響評估，做為決策支援。在瞭解環境承載力下，如何透過總量管制，使其能支持最大發展，則為另一工作重點，而要分析總量管制就必須瞭解累積性影響之意涵，累積性影響評估方法在考量時間與空間上之累積，除確保累積量不超過環境承載力，在分析過程中也必須維護世代公平性。

本研究群規劃子計畫包括水資源、水質、土壤、土地及空氣等，其中包括環境資源承載力考量如水資源、土地資源及森林資源等，而環境污染承載力則包括水質、土壤污染、及空氣污染。前面提到，環境影響評估應以永續發展為最高指導原則，而永續發展是一統合之觀念，必須各方面發

展協調且均符合環境承载力，單獨水污染總量管制或單獨空氣污染總量管制均無法確保永續發展，因此統合性管理是必要機制，因此本群體計畫有環境管理與環境資訊相關子計畫進行統合工作推動，並同時考慮時間動態與空間分佈之影響下進行優化分析及訂定管理策略。

本子計畫主要工作即在進行統合各子計畫之推動，首先確立分析方向與原則，進而建立一統合性系統動力評估模式與多目標最佳化管理模式。本計畫群體過去三年工作在建立流域永續發展綜合指標，本計畫主持人亦為負責統合各子計畫指標以發展綜合指標。相同統合模式將應用於後續四年研究工作，包括擬定共同分析架構與進行統合管理策略分析，各子計畫依共同架構進行其環境承载力模式與管理策略建置，本子計畫再依各子計畫提供之模式及管理考量，建構成流域環境承载力模式與分析管理策略。

第二章 文獻回顧

隨著科技的發達、經濟的成長，污染與公害逐漸嚴重影響環境，環境資源為有限資源，為了滿足現代人類的需求，又要確保後代子孫能相同的資源可運用。必須努力尋求污染防治與環境保護之方法，降低對環境的破壞，達到永續發展之目標，以環境永續力作為評估核心，確保新的政策或替代方案及後續衍生計畫累積之影響是否會超過環境承载力。政策環境影響評估（Strategic Environmental Assessment）是在較高層決策階段進行環境影響評估，使政策導致之環境累積性衝擊影響不超過環境承载力，以確保政策能維持在永續發展之方向。透過環境承载力的限制，可有效管理個別計畫之開發行為，使累積性影響不超出環境承载力。本章節彙整國內外環境承载力評估與管理方法、累積性衝擊與政策環評等相關研究。

2.1 國內外整合性環境承载力評估與管理方法

承载容量的概念涵蓋了涵容能力與環境容量（environmental capacity）的觀念，作為在資源限制條件下，界定系統可承受所有活動的總和，一般常以容受力或承载力來表示，用以表達負載的程度或可承受的量。基本上，環境容量與涵容能力係在指出環境所可容受的程度或極限，而環境容量的界定是考量環境在人類發展的過程中所受到人類活動的容受狀況，其中涵蓋了永續發展的概念。

國內評估環境承载力最主要是為了要對於環境的破壞程度，進行總量管制，限制環境的累積污染必須在承载力之下，因此過去評估承载力之研究都是以總量管制為主要研究方向，且多以單一水質目標為評估準則，1993 高正忠以成本、水質、公平性三大決策目標建立多目標線性規劃模式，並以寶山水庫為研究案例。

謝毓玲（2001）發展一個模式來分析工業區污水處理廠與河川水質的關係。此模式分為三個部份：（1）利用「灰預測」來估計工業區廢水的成長，（2）採用一個水質模式來計算所選之河川各支流及各污染源（含工業區所排放的廢水）對該河川水質的影響，並利用「灰色規劃」來求在符合河川涵容能力下的污染量，（3）分析工業區內公共污水處理廠處理容量在總量管制下的極限（及可擴充的年限）。

目前水污染防治法未就總量管制策略規劃及評選之流程與準則加以規範界定，所以李奎麟（1996）發展一套系統化的河川流域總量管制流程及是否實施總量管制之篩選與排序準則，並根據所規劃出之流程發展與建立一套擴充性佳之交談式河川流域總量管制管理系統，在 Windows 作業環境下結合 MapInfo 地理資訊系統與 Excel 試算表之功能，其可用來做為研擬河川流域總量管制策略之工具。系統並提供之五種污染負荷分配方法，此五種方法分別為「最大污染負荷法」、「等去除率法」、「分區等去除率法」、「分類分區等去除率法」與「分區等濃度法」。然如何將過去、目前、未來活動之累積影響列入考慮，為本研究將加強之部分。

林威（1998）從污染總量管制的觀點，以線性規劃法建立土地承載量模式，同時建構山坡地開發限制及影響因子，以統計方法進行土地適宜性分析，然後選擇開發區位優劣順序，減少因開發所造成的坡地災變及污染。以污染總量管制與土地適宜特性來分析山坡地水源保護區之開發活動，可得水源保護區開發活動之規模、種類、適宜或不宜開發之區位及開發之優先順序，以提供山坡地土地開發及管理之參考。

邱俊雄（1995）針對實施總量管制之地區，建立一評估篩選之方法及程序，以排定台灣地區實施河川總量管制之優先順序，以利政府制定階段性水污染整治之策略。並利用多目標決策之理論，使用多目標決策技術中之 ELECTRE II、AHP 及 Numerical Interpretation Method (NIM)三種方法

來進行評估篩選。

2.2 政策環評 (SEA)

環境保育首要重點在防範衝擊於未然，其次才是管制與整治。要在衝擊未發生前即予以防範，則必須預測決策對環境之衝擊，即進行所謂環境評估(Environmental Assessment or Environmental Appraisal, EA)。決策層次可分成政策(Policy)、方案(Plan)、計畫(Program)、與個別計畫(Project)，目前環境評估主要注重於個別計畫之環境影響評估(Environmental Impact Assessment, EIA)，然當環境影響評估注重個別計畫對環境衝擊，往往忽略累積性之影響；歐盟研究報告顯示，在決策過程中當個別計畫尚未確定或正在構思時，想要評估環境影響或替代方案，EIA 評估方法將不足以擔任此工作，因此，發展提高決策層級之環境評估方法與制度成為環境保育之重要工作。政策環境影響評估(Strategic Environmental Assessment, SEA)目的即在提高層級至政策或方案階段，並探討環境承载力、累積性之影響與替代方案，以確保永續發展。下列分別為歐盟與澳洲定義之 SEA：

- EA of strategic actions – all government actions at a higher level of organization than the construction project including policies, plans, and programs and nonbinding guidelines (European Union Commission 1994)
- The consideration of environmental impacts of policies, plans, and programs applied to higher levels of decision-making with the object of attaining ecologically sustainable development (Australia, Commonwealth EPA 1994)

政策環評的重點有二，一是提早評估，亦即強調政府施政可能造成的衝擊能盡早進行評估；二為整合性，亦即打破個別零星開發計畫行為的影響與限制，從整體影響的角度來評估，強調整體、加總與累積的環境影響。自 1998 年 1 月起，歐洲聯盟 (EU) 各加盟國全體實施環境影響評估之篩選(Screening)、範疇界定 (Scoping) 及替代方案等措施。1999 年 12 月各

確認 SEA 指導準則（The EU's SEA Directive）要求相關計畫需進行 SEA 的評估，如農業、能源、工業、交通土地利用計畫等（Feldmann 等 2001）。

最早引進環境影響評估的國家為美國，其他各國大約在 1970 至 1991 年間都已採用 EIA。但對於累積性衝擊與策略性環評是在近幾年，才被各國所討論，並訂定相關政策環境影響評估之法規，實際應用於國家階層各項決策與計畫的案例並不多，大多數的國家多是以定性的方式評估政策環境影響評估，對於應用定量的方式評估決策或計畫是否執行，並無明確的標準程序。策略性環評雖屬於上層的決策管理依據，但最上層決策的依據應以永續發展為最終原則，故進行策略性環評時，必須以國家永續發展為前提，作為評估的準則。而 EIA 則是最下層的決策，其評估原則是依據策略性環評之結果。

國內政策環評

我國政策環評之定義與開發行為環評定義大至相同，指開發行為或政府政策對環境包括生活環境、自然環境、社會環境及經濟、文化、生態等可能影響之程度及範圍，事前以科學、客觀綜合之調查、預測、分析及評定，提出環境管理計畫，並公開說明及審查。政策環評實施目的是為了促進永續發展、考量國際環保公約、合理資源分配利用及利用、界定各種替代方案、推動總量管制及界定環境承載力及規範未來各開發限制（劉宗勇，2001）。

黃光輝（2001）與呂雅雯等（2001）均曾為文探討目前台灣環境影響評估必須提升至政策環評，及其所必須加強之相關事項。然國內對於政策環境影響評估僅有少數相關案例之研究，例如高爾夫球場設置政策（吳瑞賢，2001）、水資源開發政策（覃嘉忠等人，2001）與土石開採政策等（蔡穗，2001）。上述案例基本上遵循「政府政策環境影響評估作業辦法」進

行評估，但國內在對於累積性衝擊的評估、政策環境影響評估與個別計畫環境影響評估關係、與環境各面向整合性方面等相關技術，目前幾無相關之研究。

國外政策環評實施概況

歐盟於1999年所發佈的命令中，表示政府執行政策或規劃時，要求關於農業、林業、漁業、能源、工業、交通、廢棄物管理、水資源管理、電信、旅遊、城鄉計畫、及土地利用等計畫方案需實施政策環評，已有部分歐盟國家有執行經驗如荷蘭、德國、英國、丹麥、芬蘭、挪威、捷克等。目前對SEA有法令要求的國家包含丹麥、芬蘭、法國、荷蘭、西班牙、瑞士、加拿大、紐西蘭、挪威、拉脫維亞、斯洛伐克共和國與美國。由表2可知各國對於SEA施行的時間與目前建立相關規定與法令。歐盟各國實行SEA之情形簡述於附錄。

國外已有許多之 SEA 探討，尤其如歐盟國家、紐西蘭、澳洲等。European Commission (2001)在其研究報告中回顧並探討許多國家之 SEA 進程；其他個案研究報告如 Arce and Gullón (2000)發表論述探討如何整合 SEA 於公共建設方案發展之永續性評估、Hedo and Bina (1999)發表西班牙區域水文與灌溉政策之影響評估、Shepherd and Ortolano (1996)為文探討永續都市發展之政策環境影響評估、Tzilivakis et al. (1999)探討英國農業政策之政策環境影響評估等。本研究將國外研究報告整合並萃取精華，做為台灣政策環境影響評估推動或相關辦法修訂之依據為目前重要之工作。

2.3 累積性衝擊評估 CIA

藉由環評的事前預防，將可有效提昇污染防治的成效，並減低對環境的衝擊。但 EIA 只能針對一項計畫獨立評估，忽視在時間與空間上，和這

項計畫同在一個地區同時進行的其他計畫，可能產生累積性之環境影響（Cumulative Environmental Effects）。不同個別計畫的通過，雖分別進行了環境影響評估（EIA），但對於累積性的衝擊、間接性衝擊與相互間的衝擊，並無加以考量。

所謂累積性環境影響，乃指區域上過去、現在及未來可能的開發活動所衍生的遞增性影響（incremental impact）。傳統計畫導向型（project-oriented）的環境影響評估，通常忽略二個和二個以上個別或相關的開發案所造成潛在的組合性影響（combined effect），以及間接或次級的影響（indirect or secondary effect）。傳統環評制度只能就有限的單一開發行為進行環境評估，對於一地區長期承受的環境衝擊或有失真與遺漏之虞，故認為累積性環境影響評估的概念應多加推廣，以免開發行為對環境所造成的負面影響，因逐漸累積而失察，以致對環境形成超限利用，甚至造成無可恢復的憾事。因此本研究將藉由總量管制與累積性衝擊的評估，做為未來策略性環評之依據。

累積性影響評估之目的為分析在時間軸上所有相近空間可能之累積影響，並分析累積之影響是否有超過環境承载力之虞，以確保環境永續性。累積性影響應評估之活動行為包括：

1. 過去開始之活動，但其仍影響現在及未來
2. 目前開發行為之影響
3. 未來可能活動之影響

上述三者中，第二項目前開發行為之影響評估，可遵循個別計畫環境影響評估（Environmental Impact Assessment, EIA）程序完成，因此，相對容易完成。而評估累積性影響之困難在過去之活動影響目前有多少、還有多少會影響以後；未來可能有哪些計畫，及其未來可能之影響為何。

“累積性(cumulative)”與“累積性影響(cumulative effects)”都已廣泛的使用在環境衝擊評估。累積性衝擊 (cumulative impact) 是由美國環境品質協會 (Council on Environmental Quality ,CEQ) 所提出，要求環境影響說明書中必須評估環境可能遭受之累積性衝擊，並於國家環境保護法案 (NEPA) 中明文定義累積性衝擊。評估累積性衝擊方法目前尚無明文規定或標準程序，過去評估累積性衝擊多著重於開發案計畫對濕地與水質等影響。對累積性衝擊之定義大同小異，只有部份些許不同，下面分別列出目前所蒐集之各個文獻中，所提到之累積性衝擊定義。

美國環境品質協會(CEQ)

不論哪一個機關組織（聯邦或非聯邦）或個人所執行的活動產生的影響，加上來自其他活動不論過去、現在及可合理預見的未來，而增加其原來的影響稱之。累積性影響剛開始本身的影響較為是輕微，但經過一段時間的累積，則會變為顯著性影響的活動。(Section 1508.7 of NEPA 國家環境政策法, 1969) (黃光輝, 1998)

Section 1508.7 of NEPA (1969) defines cumulative impact as: "the impact on the environment which results from the incremental impact of the action when added to other past, present, and reasonably foreseeable future actions. Cumulative impacts can result from individually minor but collectively significant actions taking place over a period of time."

歐盟 (EU)

歐盟的環境影響評估管理方針上已指出環境影響評估 (EIA) 需包含：在環境方面上提議的計畫案可能產生的顯著影響的描述，而且這項敘述應涵蓋計畫案的直接與任何間接、二次、累積、短期、中期與長期、正面與負面的影響。(Directive 85/337/EEC, Annex III) 歐盟在評估累積性衝擊時，同時考量了之間接性與相互間的衝擊的影響，這是在美國雖在 NEPA 中提

及，但相關的環評研究中並無考量。

*"a description of the likely significant effects of the proposed project on the environment [and] this description should cover the direct effects and any indirect, secondary, **cumulative**, short, medium and long-term, permanent and temporary, positive and negative effects of the project."*

Johnston(1988)

累積性衝擊是指個別獨立的微小的衝擊可能在時間與空間上的累積，將造成嚴重的環境品質下降。個別且小型的活動計畫對自然資源造成持續下的衝擊，是無法以一般性的環境影響評估所能衡量，因此需藉由環境衝擊的累積性研究可以幫助預防環境品質與自然資源的逐漸下降的情形。

Impacts which may be individually insignificant can accumulate over time and space to cause significant environmental degradation. The individual impacts were not significant enough to warrant permit denial, taken together they resulted in a substantial loss. The piece-meal degradation of natural resources though many individually insignificant activities is a common outcome of conventional environmental impact assessment. A cumulative approach to environmental impact analysis can help prevent such consequences."

Gregory(2000)

累積性的意義是藉由連續性的增加的成長。這個的意思是指在時間上的增加、增加的污染源、增加污染源的源頭或增加衝擊的路徑。每日活動的情況包含了所有上述的累積，而且也是個別活動的在空間上的整合。

"Cumulative" means growing by successive additions. This could mean additions over time, additional pollutants, additional sources of pollution, or additional routes of impact. This daily activity scenario incorporates all of the

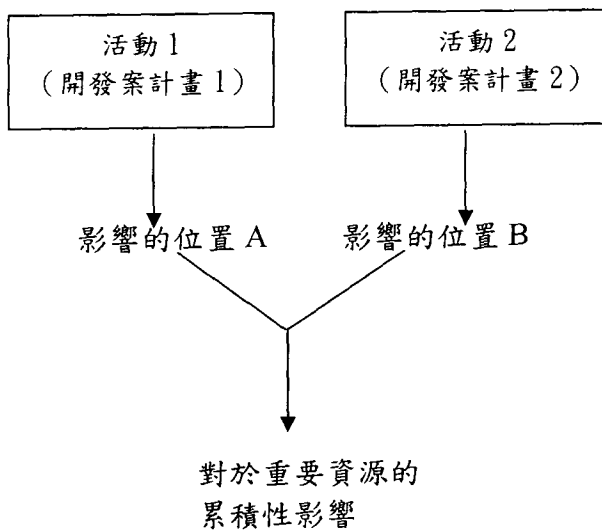
above accumulations as well as an integration over the space defined by the individual's movements.

黃光輝 (1998)

影響 (effects 或 impacts) 的兩個屬性為直接與間接的影響。直接影響為同時同地點由行動產生的影響;反之,間接影響發生不同時或移動某些距離,但均可合理預見,間接影響可能包括逐漸形成的影響及由土地利用、人口密度或成長率,以及空氣、水體及包括生態系統的自然體系等狀態變化的誘導產生。不論是直接、間接或累積性的影響,均與生態的(例如對自然資源的影響,影響成分、結構及生態系統的機能)、美質的、歷史的、文化的、經濟的、社會的或健康的各層面相同,來自各行動的影響可能兼具厲害兩面,即使主辦官署認為已經制衡使影響只趨向有利面。

開發計畫的活動對資源所造成空間與時間性之累積影響,以下面簡圖 2.1 說明之。圖中右邊示意圖在空間上之累積性影響是指在一特定範圍內(集水區),活動 1 的進行對範圍內位置 A 將產生衝擊,而另一項活動在同一範圍內但不同地點進行,將對位置 B 造成衝擊,雖此兩項活動位屬不同位置,但兩項計畫影響的都是特定範圍中的同一項資源(水質或土地),故對該項資源而言,便已產生累積性衝擊。而圖 2.1 的左邊描述在時間上累積影響則是指在一特定範圍內(集水區),活動 1 的進行對範圍內資源產生破壞,但經過一段時間後,資源所遭受的影響,因生態系統有自行修復的功能,而降低資源原本所遭受的衝擊,若此時又有新的開發計畫(活動 2)加入此特定範圍內,將使資源有遭受到另一次衝擊,將過去一段時間在此範圍內的活動計畫加上新的計畫,對相同資源所造成的衝擊便是時間上累積性影響 (McCold et al.,1996)。

空間上累積性影響



時間上累積影響

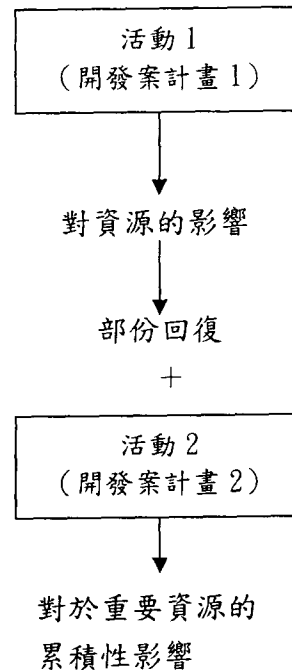


圖 2.1 開發案在時間與空間上累積性衝擊示意圖

EIA 的管理方針也要求必需評估相互間關係與相互間活動這兩者之間具體環境因子。不過，世界各地只有少數的 EIAs，考量到需評估間接影響與累積性影響或相互間影響，因為技術與制度上等因素導致這個程序常常是被認為太過困難。甚至在美國，每年大約有 45000 件環境影響評估，只有少數的報告廣泛的評估這些衝擊的型態(Burris and Canter, 1997)。

(一) 累積性衝擊評估方法

過去幾年累積性影響一直是美國環保署所強調之重點，許多研究者都紛紛指出這項累積性衝擊分析研究之重要性，也提出許多方法，但都集中於評論累積性影響分析之評論，大多數都是在描述問題與定義問題，鮮少以定量方式來描述累積性影響。

一般常見的將累積性影響評估 (Cumulative Effect assessment) 分為三

類(CEQ,1997)

- 以描述的方式或建立模式表示相關因子之間的因果關係，透過矩陣或流程圖（可參考 Bain et al.1986;Armour and Williamson,1988）
- 分析在時間上河川遭受之影響或是資源改變（可參考 Contant and Ortolano ,1985; Gosselink et al., 1990）
- 利用土地利用資料定義敏感地面積或有價值面積或過去損失的面積。（可參考 Radbruch-Hall et al. 1987;Canter et al. 1991）

Stakhiv(1988) 認為 NEPA 所稱的累積性衝擊分析（cumulative impact analysis）是評估以社會目標為背景的衝擊，而不是累積性影響的評估（assessment of cumulative effect），此累積性影響評估是針對自然界的生態系統所遭受到擾動的影響。累積性影響的評估與累積性衝擊分析是不同的，累積性影響的評估是滿足狹隘的定義是環境衝擊說明的法規命令，累積性衝擊分析是執行 NEPA 的多目標廣泛計畫的觀點。

為了要有有效率的評估累積性議題，必須定義討論的項目，以利於我們可以傳遞清楚的訊息。環境衝擊可以下列的方法作為累積性方法的評估之(Gregory, 2000)

- 單一污染源頭、污染源與路徑所增加的衝擊
- 多個污染源頭、單一種污染源來自同一路徑所聯合的衝擊
- 多種污染源、單一源頭來自同一路徑所產生的衝擊
- 單一污染源頭單一污染源來自多種路徑
- 多種污染源來自多個污染源頭只有單一路徑

- 多個污染源頭取自多個污染路徑只有單一種污染源
- 從單一污染源頭多種污染源取自多個路徑
- 多個污染源頭、多種污染源且來自多各污染路徑所造成的聯合衝擊

這些方法都提供了對於資源需考量多項活動與多樣性影響的概念與方向，但卻沒有構成一個完整的累積性影響分析方法。

Spaling and Smit, 1993 與 Canter, 1994 研究中將評估累積性影響分為兩個部分：

- 衝擊評估之研究：評估累加的活動與聯合的活動所造成的累積性影響對資源或生態系統的門檻值做比較，其評估之方法如表 2.1 所列。
- 計畫（規劃）研究：在一個區域中累積的壓力對對於資源與生態系統的最佳分配。其評估之方法如表 2.2 所示。

這兩個方法在第一個方法中相當於是環境衝擊評估的延伸，而第二個方法則是將累積性衝擊考量到區域的相互關係與廣泛的規劃。研究中指出這兩個方法是互補的，而且構成一個完整的累積性衝擊分析的方法。

表 2.1 分析方法評估累積性衝擊 (Smit and Spaling, 1995)

種類	主要特色	分析模式	典型的方法
空間的分析	繪製時間改變的空間地圖	連續的地理分析	地理資訊系統(GIS)
網路分析	確認中心結構與系統相互間的影響	用流動的圖解法 網路分析	迴圈分析 Sorenson's 網路
生態地理學的分析	分析景觀單元的結構與功能	區域性型態分析	景觀分析
相互間的矩陣	附加性的總和與相互間的影響；確認較高階的影響	矩陣增加和聚集技術	Argonne 多樣矩陣；概要性矩陣；延伸的 CIM；修正的

			CIAP
生態模式	環境系統或是系統原件的模式行為	數學模擬模式	森林收割季節的假設模式
專家意見	運用專業知識與技術解決問題	將過程分類的技術 (e.g. Delphi , nominal group technique)	因果關係圖

表 2.2 制訂計畫的方法評估累積性衝擊(Smit and Spaling , 1995)

種類	主要特色	分析模式	典型的方法
多準則的評估	標準應用於評估替代方案	參數的權重和計算方案的順序	多屬性交易分析
規劃模式	最佳替代方案 目標函數 限制式	質量平衡方程式	線性規劃
土地適合性評估	使用生態標準描述該地區與土地利用的極限潛能	定義可維持生態系統健康度的程度和生態指標的門檻值	以土地擾動為目標;制訂生態系統基礎的計畫
過程的指導手則	邏輯架構	連續有系統的程序步驟	Snohomish的指導手則;決策樹

NEPA 規定環境影響評估 (EIA) 需包含在管理的過程中。評估累積性影響的研究中主要的方法有七種：(CEQ,1997)

1. 問卷、面談與專家討論定義出活動範圍
2. 清單定義可能的累積性影響，由回顧人類的活動與可能影響的資源
3. 矩陣：決定人類社會生態系統資源的累積影響，以結合不同活動所造成的個別影響。
4. 網路與分析圖示：多項活動對資源的多樣性及次要影響
5. 模式：以定量的方式表示因果關係之間導致的累積影響
6. 趨勢分析：推估基準線或未來的累積性影響，評估資源、生態系統與人類社會在一段時間上的變化狀態。

7. 疊圖與 GIS：利用 GIS 評估各計畫在空間上累積之情形。

綜合上述的七種方法，分別是在確認資源的範圍、空間與時間之範疇，以及瞭解資源與衝擊的相互間影響，而評估累積性衝擊最佳的方法是結合表格與矩陣、模式及疊圖（圖 2.2），將累積性衝擊做定性描述並以模式將衝擊程度定量化，以地理資訊系統輔助累積性衝擊在空間上的評估與展示。CEQ 將常見評估累積性衝擊的方法分為主要方法與特殊方法兩類，並比較各方法之優劣，列於表 2.4。

Macdonald(2000)指出評估累積性影響有幾個主要的方法如詳列清單、矩陣表、指標及模式評估，如圖 2.3，並表示當評估的階段停留在越左邊（只詳列清單），其缺點是只能定性的描述，較多的不確定性，但所需耗費的成本較低；若評估累積性衝擊時採用列清單、矩陣、指標及模式等四種方法，可獲得明確、不確定性低且有定量描述的結果，唯一缺點是評估所耗費之成本較高。作者也提出一累積性衝擊評估之程序，如圖 2.4，主要分成三個階段分別是範疇階段、分析階段、及管理階段。

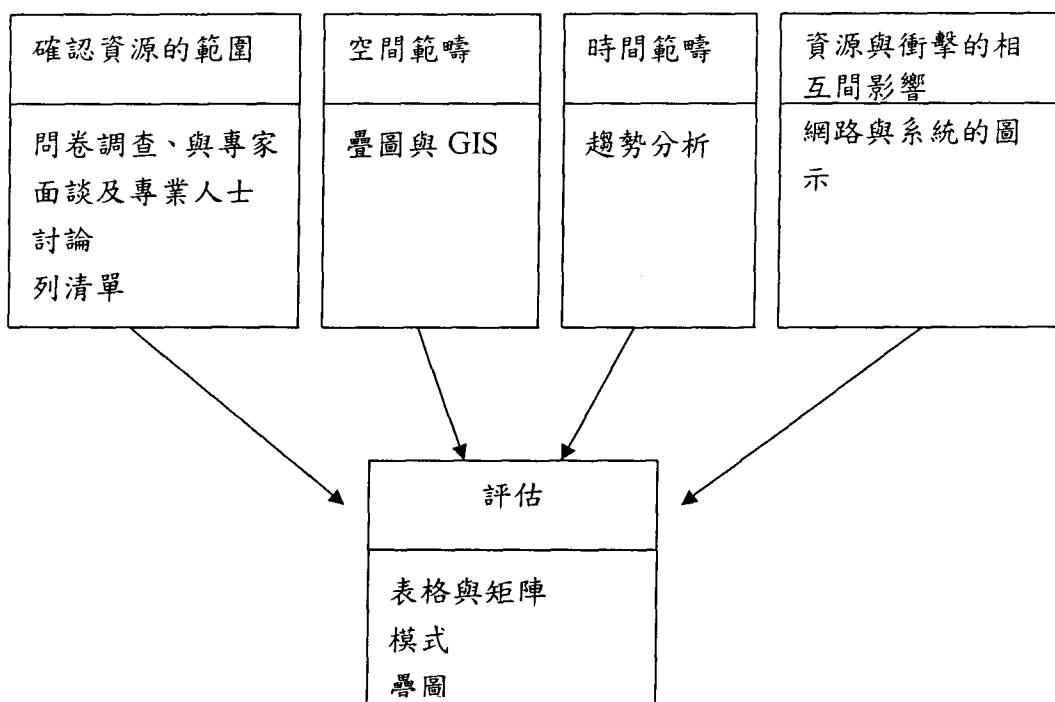


圖 2.2 結合主要方法評估累積性衝擊之概念模式

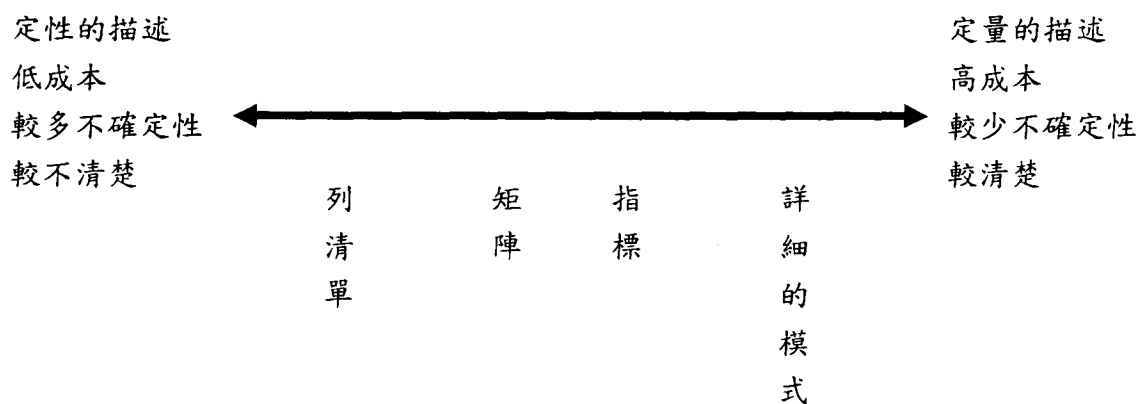


圖 2.3 評估累積性影響的方法之比較

歐盟在 1999 年對評估間接性、累積性及相互間影響的報告書中列出目前累積性衝擊在各國評估的情形以及並對各國採用評估累積性衝擊方法做簡單描述與評論，如表 2.4。

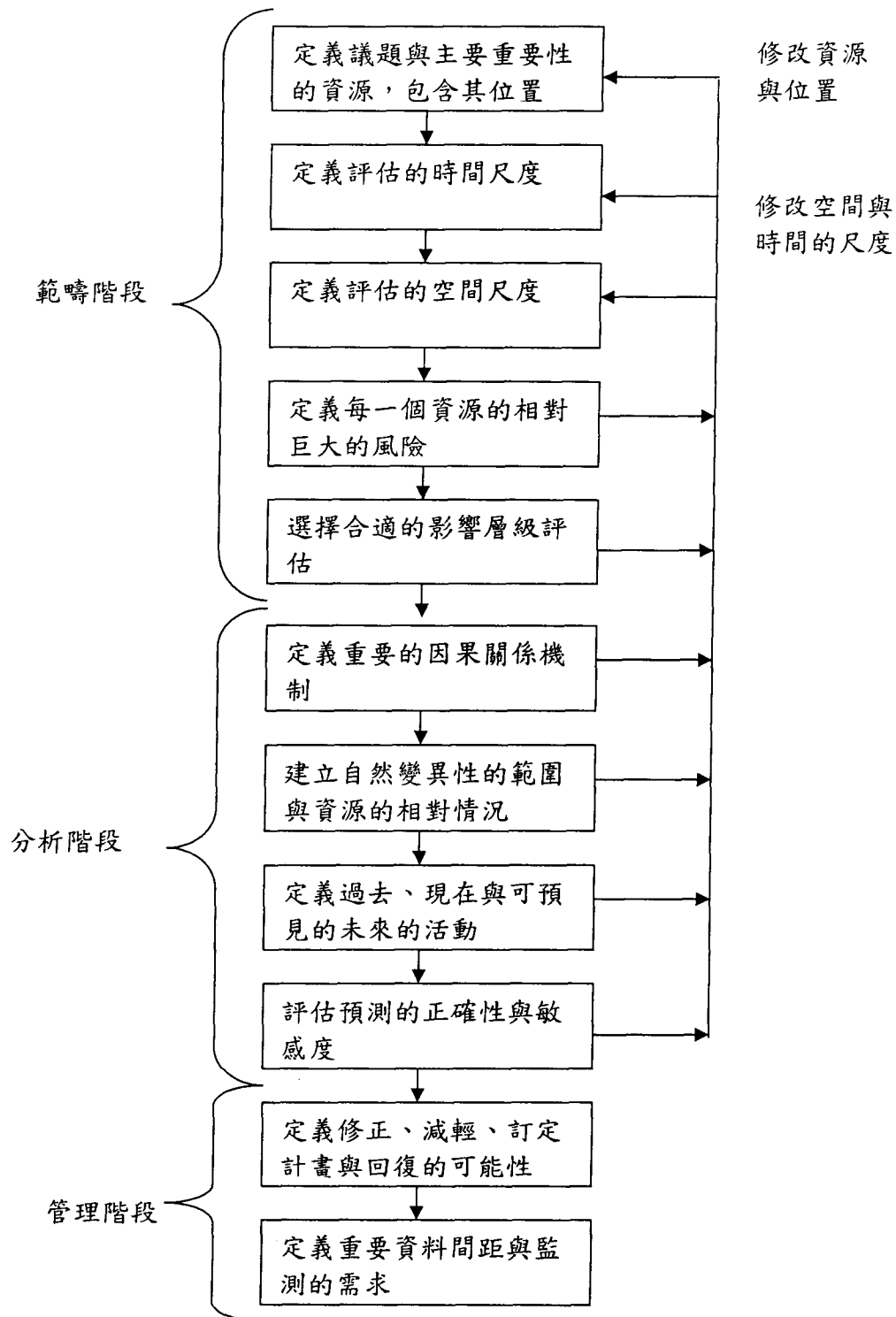


圖 2.4 評估累積性影響的程序

表 2.3 分析累積性衝擊的主要方法與特殊方法(CEQ,1997)

主要方法	描述	優點	缺點
1 問卷、面談與專家小組討論	問卷、面談與專家小組討論是常用的方法，可聚集大量的資訊關於需要去評估累積性影響多樣性的活動與資源。集體討論、面談有專業知識的人士及聚集相同意見可以幫助訂定在此地區重要累積性影響的議題。	● 彈性較高 ● 可以處理主觀的資訊	● 不能定量表示 ● 替代方案的比較是較主觀的
2 核對清單	列清單的方式可以幫助定義可能性累積性影響，提供常見或是可能性高的影響清單，且並列多種活動與資源。提供一個簡單快速的方方法瞭解累積性影響問題的概念與範疇，分析可能潛在的危險。	● 有系統的 ● 簡單	● 彈性低，不易變通 ● 無法評估相互之間的關係或因果關係
3 矩陣	矩陣使用普遍的表格形式組成並以定量方式表示人類活動與重要性資源間的相互關係。一次相對複雜的數值資料可獲得，矩陣是相當便利再結合各個網格中的值，矩陣中各個網格值可評估多種活動在個別資源、生態系統與人類社會的累積性影響。	● 廣泛的描述 ● 各個方案的比較 ● 評估多種計畫	● 沒有評估時間或空間性 ● 較為複雜麻煩 ● 無法評估相互之間的關係或因果關係
4 網路與系統圖示法	網路與系統圖示法對於描述在累積性影響上的因果關係相互間可能產生的結果是一個相當不錯的方法。此法允許使用者分析各種不同活動可能產生多樣性、次要的影響且可追蹤另一項資源的直接性影響累積對資源所產生的間接性影響。	● 更有概念化 ● 可評估因果關係 ● 定義間接性影響	● 不可能有二次的影響 ● 比較單位的問題 ● 無評估時間與空間性
5 模式	模式對於以定量的方式表示導致累積性影響的因果關係的評估是較有力的技術。	● 可以獲得明確的結果 ● 可評估因果關係 ● 定量分析 ● 可以整合時間與空間	● 需要大量的資料 ● 較為昂貴
6 趨勢分析	趨勢分析評估資源、生態系統與人類社會在時間上的所屬的地位，通常以圖形展示過去或未來情況的結果。當壓力強度發生改變壓力的強度可以推估。趨勢分析可幫助定義累積性影響的問題、建立合適的環境基準線或計畫未來累積性的影響。	● 評估在時間上的累積 ● 問題的確認 ● 基準線的推估	● 在相關的系統上需要大量的資料 ● 系統門檻值的推斷較為主觀

7	疊圖與GIS	疊圖與地理資訊系統合併特地區的相關資訊到累積性影響評估並且協助設定分析的邊界、分析景觀參數與訂定可能影響的最大範圍的面積。疊圖主要是在評估某些地區的任一項壓力的累積或評估每一個土地單元的是否適合進一步發展。	●評估空間的型態與相鄰地區的影響 ●視覺上的表示 ●可以選擇最佳的發展形式	●只能評估該位置的影響 ●無法評估間接性影響 ●評估較重大的影響是較困難的
8	承載容量分析	承載力分析是訂定門檻值（作為發展的限制）並提供監測尚未被使用的涵容量是否有被增加使用的機制。承載容量在生態上是定義成壓力的門檻值，在此門檻值下的人口數量與生態的功能是合適的。在社會情況下，一個區域的承載容量是藉由量測民眾對服務性的層級滿意度得知。	●可真實量測到累積性影響是否違反門檻值 ●評估系統的影響 ●評估時間因素	●少數可直接測得涵容量 ●可能是多樣性的門檻值 ●經常缺乏區域性的資料
9	生態系統分析	生態系統分析是評估生物多樣性與生態系統的多樣性。生態系統研究使用自然的邊界（例如：濕地）且應用新的生態指標（如景觀型態指標）。生態系統的分析必須有廣泛的區域的圖以做到累積性影響分析。	●使用區域的尺度 ●評估空間與時間性 ●評估生態系統的永續性	●受限在自然的系統 ●系統常需要特殊的替代品 ●資料密集性 ●景觀指標仍在發展中
10	經濟衝擊分析	分析累積性影響時，經濟衝擊分析是一重要的原件，因為一個地區有好的經濟發展都是依賴多個不同的活動。有三個主要步驟，分別是 (1) 推估影響的區域 (2) 以模式表示經濟的影響 (3) 推估影響的顯著性 在這些重要的評估中經濟模式扮演一個重要的角色。	●評估經濟議題 ●模式提供確認的功能與定量	●結果的實用性與正確性 ●全依賴資料的品質與模式的評估 ●通常不評估無市場價值的事物
11	社會衝擊分析	社會衝擊分析評估的累積性衝擊是關於人類社會的永續性，藉由集中重要的社會變數如人口特性、社會與制度上的結構、政治與社會上的資源、個人與家庭的改變及社區資源。並藉由社會衝擊分析計畫未來的影響，例如線性成長的規劃、人口增值法、情境假設、專家意見與模擬模式等。	●評估社會方面的議題 ●模式提供確認的功能與定量的結果	●結果的實用性與正確性 ●全依賴資料的品質與模式的評估 ●社會產值變動性較高

表 2.4 各國所推行累積性衝擊方法之概述 (EC,1999)

方法	描述	評論	評分
將累積性衝擊評估整合至制訂 EIA 計畫的過程 (Lawrence, 1994)	必須要瞭解累積性衝擊，而且加入 EIA 過程中不單只是一種狀態，它是一項動態 EIA 的研究，以更容易且有系統的方式考量計畫的特性、環境要素與其他活動相互間的影響。因此，必須結合到 EIA 的計畫階層 (Project-level) 之每一個階段	這個方法一般是應用在評估計畫的型態與有關環境的情況。不過，這方法太過理論，特別是對歐洲國家，從事 EIA 的工作者在執行累積性評估時，只能獲得少許的建議。因為歐洲的工作制度與美國是不相同的。	0
以七個步驟評估累積性衝擊 (Clark, 1994)	七個步驟的概述： 1. 設定目標 2. 建立空間與時間邊界 3. 建立環境的底線 4. 定義影響衝擊的因子 5. 定義門檻值 6. 分析所提出的計畫書所造成的衝擊與可能的替代方案 7. 建立監測系統	在計畫的階層的 EIA (Project-EIA level) 評估間接、累積性與相互間的衝擊最用的評估方法。這方法可應用於任何型態的計畫與環境情況。這個方法足以運用在任任何型態的計畫與環境狀態。目前沒有規定，而且也沒有強調實行 EIA 時，必須應用在範疇界定的階段，這個方法相當有彈性且其成本效益適合歐洲各國的風格。累積性衝擊、間接衝擊與相互間衝擊在提早考慮與評估。這個方法主要的缺點是，對於需考慮的事情應該如何實行，缺乏詳細的描述。	+11
透過法令利用管理累積性衝擊 (Bardecki 1990)	在各種境遇與許多的司法審查，透過管理架構的操作，累積性衝擊的管理已經完成。 Bardecki 建議，藉由瞭解累積性衝擊的重要性、確定相互的利害關係與合適的管理的權力，可以更有效率的利用來評估累積性衝擊。	這個方法有幾個主要的缺點，第一，這個方法在加拿大在制訂計畫方面已要有穩定的基礎，且對歐洲國家而言其制度根本不相同。第二，如果這個系統應用於歐洲國家，制度的改變可能導致無法接受此方法而且亦會造成相當高的成本與效益損失。	-4
以監測與模式評估累積性衝擊 (Contant et al 1991)	此方法的基礎在於廣泛的假設，必須包含需取得兩大項累積性衝擊的種類的機制。 從一項計畫的進行關係到另一項發展活動所造成的衝擊與已存在的活動對自然環境系統造成的衝擊。這些方法反應之前所提及之議題，其工作集中在檢測與模式化的工作上。 此方法依靠推估廣泛的環境資料基礎的層次。	可用的環境資料可被使用於模式，底線的層次是可忽略，而且環境監測的成本需提供關於準確模式的相關資訊，其監測的成本不可過於昂貴。不過，此方法提供評估累積性衝擊一項有用的基礎原則，評估時其的資料與模式可應用的地點。	+1

問卷調查詳細清單之研究(Canter et al 1995)	問卷調查的核對清單是用來界定間接、累積性與相互間的衝擊的範疇，以及評估衝擊的詳細程度，而且可概述間接、累積性與相互間的衝擊的可能結果。在所提的問卷調查的核對清單將不會應用於所有的計畫與衝擊研究。這個方法可以有系統的評估間接、累積性與相互間的衝擊，提供一個良好的基礎的論點，目前尚有爭議。	問卷調查的核對清單不能算是一種廣泛的方法，但是它卻可實際應用於評估計畫階段，提供在間接、累積性與相互間衝擊範疇界定的階段。	+9
概要性評估累積性衝擊的方法(USEnvironment Protection Agency, 1992).	美國的環境保護機關提出一項協助濕地管理的方法，這項方法評估各個濕地對景觀所造成的影響其累積性衝擊。雖然是為了特殊目的所設計，但他還是可應用於州與區域的評估。此法已廣泛的應用，而且可用於不同的地理性的規模。	這個方法對於在歐洲國家使用是非常困難，因為此方法的規定與對自然環境不同。	-1

(二) 評估累積性衝擊之研究

Lance (1996) 評估累積性衝擊時，著重於累積性衝擊之定性描述，定義評估累積性衝擊時必須將過去與現在的衝擊納入考量，並必需先訂定環境基準線，作為評估累積性衝擊之基準，方可訂定尚容許可開發之範圍。如圖 2.5，研究中指出若以現在的環境作為累積性衝擊評估的基準線是不適合的，因如此便沒有將現在與過去的活動與開發計畫所造成的衝擊加入累積性衝擊中。但若以現在的環境作為評估目前所提的開發案或是未來其他可能發生的活動所可能產生的累積性衝擊界線是可以的。研究中提出四種累積性衝擊影響，當目前與過去之開發案對目前資源所產生之衝擊，十分接近環境承载力，新的計畫加入將超過環境可容許之承载力，而產生嚴重衝擊，當目前與過去之開發案計畫已超過環境承载力，針對已存在之開發案進行污染削減之工作，便可降低累積性衝擊程度。另一種是針對目前較嚴重之開發案進行污染削減之工作，其餘的現存之開發活動則不需進行削減工作，以降低當新的開發案加入所造成環境更嚴重之影響。當現有計畫已嚴重破壞環境並超過承载力時，則不實行新的開發案計畫，而新的計畫案便是針對現有計畫進行污染消滅。

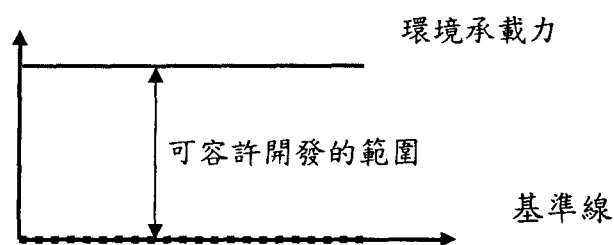


圖 2.5 環境承载力與基準線之示意圖

Johnston et al. (1996)，以地理資訊系統進行評估評估累積性的環境衝擊是一項相當好的工具，可評估一項活動的推行，增加了在過去、現在與近期未來的活動時，所造成的增加衝擊。GIS 可以定量方式表示區域資源

損失的比率，以結合多種圖層的方式，反映出不同年情況下，資源損失的情形，GIS 可用於發展資源損失與環境狀態是否呈下降狀態之間的經驗關係式。此研究評估累積性衝擊的方法是利用航照圖的判釋、多變量統計及 GIS 的等技術，進行評估濕地損失的影響，以地理資訊系統展示集水區之環境空間與時間上分佈情形，評估在過去與現在數個的濕地與河川水質的關係。評估集水區資源消耗情形，以監測累積性之影響。這項研究成果顯示集水區中濕地的位置對於水質的重要性，而且若無 GIS 分析的協助，很難發現濕地位置與水質之間的關係。此研究的缺點是受限在影響的基準在當地，亦不能評估直接性影響，得於評估重大的影響是困難的。

Wickham et al.(1999)應用群集分析法進行集水區分群。結合由土地覆蓋、人口、空氣污染、道路、地形圖等資料，進行整合環境情形與評估累積性衝擊。利用九項指標評估累積性衝擊，以同一群集中，其指標值都顯示該環境狀態不佳情形越多，其遭受之累積性衝擊越嚴重。此研究亦是利用矩陣的方式評估累積性衝擊，其矩陣橫向是九項指標（人口密度、人口改變、道路密度、集水區河川長度與道路之百分比、平均大氣中 SO₄ 的沈澱物、集水區中農田與牧草種植在坡度超過 3% 的百分比、每 1000km 被壩攔截河川中的水的數目、集水區中河川長度與森林的百分比、在不同尺度下森林密度的比率），而縱向則是集水區不同特性的群集，如下表 2.5 將原有表格簡單表示之，主要是利用指標的特性進行累加，評估其累積性。其方法是挑選出同一項指標中值較小或較嚴重的三個群集，最後計算每一個群集中出現較差指標次數最多者，便是累積性衝擊較嚴重的地區，此研究方法無法進行預測未來活動可能造成的累積性衝擊，只能區別目前環境現況是屬於較為嚴重或較佳的情形。所以表中分區二是屬於遭受各方面累積性衝擊最為嚴重的區域，急需進一步進行整治之工作，

表 2.5 以指標評估累積性衝擊

指標項目	指標 A	指標 B	指標 C	指標 D	指標 E	指標 F	
指標名稱	人口密度	道路密度	集水區河川長度與道路百分比	集水區中農田與牧草種植在坡度超過 3 % 的百分比	森林密度之比例	河川長度與森林的百分比	R.C.I
分區一	A1	B1	C1	D1	E1	F1	5
分區二	A2	B2	C2	D2	E2	F2	6
分區三	A3	B3	C3	D3	E3	F3	3
分區四	A4	B4	C4	D4	E4	F4	3
分區五	A5	B5	C5	D5	E5	F5	1

Richard (1986) 利用在同一集水區自行假設可能開發的十個水利計畫，分別分佈於集水區之上中下游，以評估其可能產生之累積性衝擊，其中採用「群集衝擊評估的程序」(Cluster Impact Assessment Procedure, CIAP)，分析水利計畫對生態棲息地損失、覆蓋面積與食物之減少及河川水溫上升等四項指標，透過矩陣分析計算其累積性衝擊。利用矩陣的方式進行評估，共建立了六項矩陣，分別是衝擊評斷標準矩陣、衝擊評估矩陣、衝擊總和矩陣、子集水區衝擊評估矩陣、相互影響衝擊的矩陣與 IIP(Imapct interaction potential) 演算矩陣。首先建此矩陣將衝擊分為五個等級，依各項影響衝擊程度，並給予各項影響項目權重值，例如對於鱒魚棲息地而言，生育地的損失的百分比所佔的權重便較大 ($w=0.6$)，當生育棲息地損失百分之二十五以上，便視為衝擊較嚴重的等級 (以 5 表示)。而衝擊評估矩陣則是將集水區各項水利計畫對生態棲息地、水溫、濁度、覆蓋地面積等所造成的衝擊程度以權重加以累加計算，如下表 2.6。而衝擊總和矩陣是將評估計畫對資源影響的矩陣，各項矩陣的權重加以整合，橫向便是考量各個層面的影響如鱒魚棲息地、河岸植被、野生生物資源、美感、娛樂、經濟等，而縱向便是集水區的開發案計畫。縱向的累積便是各個計畫在一項資源上所造成的累積性衝擊。有部份河段聚集三個開發計畫，有部

份河段沒有開發計畫，因此子集水區衝擊矩陣（如下表 2.7）則是評估不同河段上，對於各項資源產生之衝擊。相互間影響的矩陣則是評估各項計畫對不同河段的影響，故縱向為水利開發計畫，而橫向是河段，最後可得到整個集水區的衝擊數。此研究考量空間性的累積，卻無評估時間性的累積。

表 2.6 各開發案計畫對各方面所遭受之衝擊

計畫	棲息地的損失 百分比 (w=0.6)	覆蓋地損失百 分比 (w=0.1)	食物損失百分 比 (w=0.02)	水溫的增加 (w=0.2)	濁度(w=0.08)權重	
A	4	3	1	2	5	3.8
B	1	2	1	2	3	2
C	2	1	2	1	1	1.3
D	4	2	4	1	1	3.1
E	2	2	2	4	1	2.1

表 2.7 各河段在各項計畫下所遭受之衝擊

河段 (計畫 A-F)	河段一	河段二	河段三	河段四	河段五	子集水區所遭 受之總衝擊
河段一 (A、B)	1	3	1	2	5	12
河段二	1	2	1	2	3	9
河段三 (C)	2	1	2	1	1	7
河段四 (D)	4	2	4	1	1	12
河段五 (F)	2	2	2	4	1	11
累積性衝擊						51

國內已有些相關之研究報告，可做為本研究之參考，然其在累積性影響評估與管理上仍有些不足，其不足之處即為本研究加強分析之重點。

第三章 政策性環境影響評估與累積性影響評估

政策性環境影響評估（Strategic Environmental Assessment, SEA）目的在較高層決策階段即進行環境影響評估，以確保政策能維持在永續發展之方向，並可進一步作為個別計畫環境影響評估（Environmental Impact Assessment, EIA）之管理依據。

政策性環評制度的推動，在評估對環境有影響之虞的政策，必要時並尋求替代方案。以往對於污染防治的態度，多採取事後管制為主，但因事後管制除成效較緩外，並易造成衝突、抗爭及公害糾紛，必須付出可觀的社會成本，因此藉由環評的事前預防，將可有效提昇污染防治的成效，並減低對環境的衝擊。但 EIA 只能針對一項計畫獨立評估，忽視在時間與空間上，和這項計畫同在一個地區同時進行的其他計畫，可能產生累積性之環境影響。

不同個別計畫的通過，雖分別進行了環境影響評估（EIA），但對於累積性的衝擊、間接性衝擊與相互間的衝擊，並無加以考量。例如政府規劃興建垃圾焚化爐時，依目前環評法實施細則，佔地 5 公頃以下的焚化爐，依法不須做環評，對於只有 3 公頃的焚化爐，是假設對環境將不會有重大影響，故不須做環評。但若有多個類似此種類型之個別型計畫，因不需進行環評且無考量相互間或累積之影響，當政府通過此項計畫時，可能對環境帶來影響。政策環境影響評估（SEA）主要目的在較高決策層級進行通盤評估，然其量化評估方法卻仍不足。因此現行的環評法規仍有許多值得商榷改進的空間。以下先就 SEA 精神與其評估要點進行介紹，然後再以水質與水量探討 SEA 中要素：環境承载力與累積性影響評估，最後提出管理之方式與相關問題。

3.1 政策環境影響評估 (SEA)

SEA 經常被用來確保在決策過程中考量永續發展(Sadler, 1994)，當環境永續性成為評估核心時，則必須確認環境承载力，然後再 SEA 評估過程中分析政策與其替代方案及後續衍生計畫累積之影響是否會超過環境承载力。累積考量除了不同個別計畫之累積外亦包括時間之累積，如下圖 3.1 中 a 線為方案在時間軸上之影響(為虛線計畫影響之合成)、b 線為隨時間累積之影響、c 線則為環境承载力，為維持環境永續性則必須確保 b 線不超過 c 線。因此 SEA 主要評估項目包括環境承载力與因方案衍生未來計畫可能導致之累積影響。

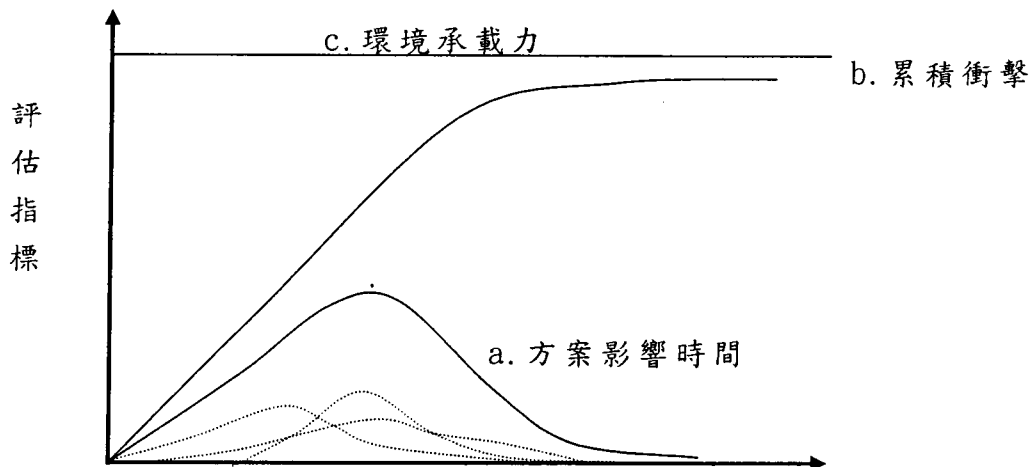


圖 3.1 累積衝擊與環境承载力之關係 (虛線為個別計畫影響函數)

政策環境影響評估(SEA)針對政策與方案(Policies, Plan & Program, PPP)對環境影響進行評估，除了評估原提出政策外，亦分析替代方案。進行 SEA 是為了針對政府施政所造成的衝擊能盡早評估，避免個別零星的開發行為，由評估整體影響與加總或累積的環境影響。SEA 與 EIA 不是各自獨立系統，而是變成規劃行為的綜合架構，由此架構協助永續性策略及區域計畫，評量環境價值以及其他衝擊，以確保國家的永續發展。

英國政府對於 SEA 評估程序，主要是先藉由界定及評估受計畫影響之環境項目進行環境特性的描述，進而再界定計畫範疇，確定計畫應含括的環境因素，最後在評估計畫內容，評估可能之環境效應，決定計畫目標和政策是否有其一致性。而荷蘭政府則是對於政策性環評評估程序，是先進行範疇界定及審查時公眾之參與及專家審查，替代方案之審查，進而在對計畫或政策執行評估與監測。本研究參考國外政策性環評評估程序，本研究將針對水質污染探討政策性環評程序之相關問題，包括篩選（Screening）、範疇界定(Scoping)、評估（assessment）與管理（Management）等環節。

環境影響評估亦應以永續發展為最高指導原則，因此其重點應在評估政策與開發行為是否會超過環境承载力，或甚而影響環境承载力本身。環境涵容能力一般較狹隘的指環境能承受之污染排放，而環境承载力則更廣泛包括環境資源可支持之發展及環境可承受因發展所排放至環境之污染物。Barbier (1989)在永續性探討上即分成資源使用與污染兩方面探討。在探討資源使用是否具永續性時，又將資源分成可再生與不可再生資源，可再生資源如農業、魚類、水資源及森林資源等，而不可再生資源如石油、煤等礦物。如為可再生資源則使用率不能大於其再生率；若為不可再生資源，則使用率不能大於其可再生替代物質之產生率；而在污染方面則污染排放不能大於環境之涵容量。

3.2 環境承载力推估

環境承载力實為 SEA 重要項目之一，可包括污染與資源面向。在推估上本節分別以河川生化需氧量（BOD）之涵容量來說明水質污染之承载力，及以水資源供給來說明環境資源承载力之觀念。

3.2.1 水質

環境承载力在河川水質項目即為河川污染涵容量。污染涵容量之意義在決定符合水質標準下，決定污染可排放總量。本節探討以 BOD 為例，欲決定河川污染涵容量則必須知道河川水質標準、流量與水溫。一般流量與水溫採用設計水溫，如一般採用超越機率 75% 之流量，亦有採用 10 年回歸週期連續七天之平均低流量 (${}_7Q_{10}$)；水溫則較少被討論，然水溫在同一季節中變化幅度相對較少，可以平均水溫為設計溫度。一集水區可分成不同分區，各分區在整體考量下，仍有個別可排放之總量，其決定方式必須透過系統分析方法加以優化，即建立一數理規劃模式，在考量管理目標及符合相關限制下，決定最大之可排放污染量。以分成七區之集水區為例，其數理規劃模式說明如下：

目標函數

涵容量評估意義在如前所述在決定符合水質標準下，決定污染可排放總量。因此數理規劃模式目標函數可考量為所有污染排放量總和最大，以河川分成 N 個分區為例，目標函數可寫成如下式：

$$\text{Max } Z = \sum_{i=1}^N BOD_i \quad (3.1)$$

在此，亦可在考量不同目標下，有一個以上之目標函數，而形成多目標規劃模式，常見之其他標的尚包括公平性與最小處理成本等。

決策變數與限制條件

決策變數為各分區容許排放之 BOD 污染量，限制條件為檢測點 j 之 BOD 與 DO 濃度必須符合水質標準：

$$DO_{sat} - (DO_{sat} - DO_0)e^{-\frac{k_2(x_j - x_0)}{v}} \frac{Q_0}{Q_j} + \sum_{i=0}^{n(j)} (B_i \times RC_DO_{ij}) \geq DO_{std,j} \quad (3.2)$$

$$\sum_{i=0}^{n(j)} B_i \times RC_BOD_{ij} \leq BOD_{std,j} \quad (3.3)$$

其中 RC_DO_{ij} 與 RC_BOD_{ij} 分別為河川上游 i 對下游檢測點 j 之溶氧與 BOD 影響之反應係數，反應係數亦可由如 QUAL2E 之模擬模式決定。其他限制條件可包括分區基本排放需求，如環境背景值（自然條件）或基本民生需求(如民生污水排放)等。

求解

上述數理規劃模式為線性規劃模式，因此可利用簡形法(Simplex Method)求解，目前已有許多相關軟體可資應用，包括 LINDO 與 LINGO，微軟 Microsoft Excel 中之「規劃求解」增益集亦可應用於求解。因此，簡例中七個河段容許排放污染量 BOD_I 、 BOD_{II} 、...、 BOD_{VII} 可由此優化模式決定。

3.2.2 水量

如第一章中所言，環境資源在發展之初或可全數提供發展所需，然在快速發展之後，漸漸達到環境資源之再生能力之極限，結果不是造成環境退化，即是造成發展遲滯甚而崩潰。水資源即是一個明顯案例，過去台灣在發展階段，中央最高水資源主管機關隸屬於經濟部，以作為經濟發展之幕僚單位，協助經濟發展計畫所需之水資源供給，水資源政策以需求領導開發。然隨著經濟社會快速發展，水資源供給已是捉襟見肘，目前許多工業區規劃均受水資源供給限制而發展遲緩，或水資源開發政策，如美濃水庫，引起環境保育疑慮而停擺。

綜合言之，以永續發展精神看待水資源管理議題是相當清晰，水資源管理能脫離不了環境承载力與累積性影響，而在管理層面仍是以總量管制為原則。水資源之環境承载力即之可供水量，而累積影響則是不同產業累積需水量，總量管制之精神在以供給為限制，訂定影響需求之發展計畫。

水資源供給並不同於河川流量，在其推估方法上必須將水資源系統整體列入考量，相關水利設施如水庫、攔河堰、淨水廠等，均會影響水資源之可供水量。此外，農業用水所需為原水，而工業與民生所需則為自來水處理後之清水，在總量管理規劃上必須考量其差異。在分析上必須收集下列資料：

1. 河川流量（如未來變遷規劃需要水文模式）
2. 水利設施位置
3. 水利設施容量與操作準則
4. 水權資料
5. 水資源系統模式
6. 其他水源供給（包括地下水及其他集水區）

水資源可供給量是指在可承受缺水風險下之供水量，例如民生用水可供水量常以年缺水指數為 1（約 1 百年平均每年缺水 10%），不同指標或風險可應用於水資源系統分析不同標的之總可供水量，作為水資源承载力或管制之總量。

3.3 累積性影響評估 (CIA)

累積性影響評估在探討如何透過系統分析方法之協助，建立管理機制，以確保累積之環境衝擊不超過承載力。整合性集水區管理之精神應在於通盤考量不同屬性，考慮層面包括環境、生態、經濟與社會；如整體發展能達到平衡，則可維持集水區永續性。然要將不同層面予以整合實屬不易，單以環境層面而言就已相當困難，環境包括水質、水供給、水災害、土壤流失、空氣污染等等方面，如何整合為一重要議題。

目前在整合性環境管理，多以土地利用為管理目標，將研究區域劃分為數個管理單元，然後將環境狀態轉換成各土地管理單元之屬性。要瞭解整體狀態，可透過空間各單元屬性之累積而得到整體狀態，及在時間上土地屬性改變對累積性衝擊之影響；在管理層面上，土地利用之屬性代表其容許之負荷，開發者可由開發計畫屬性與土地容許負荷瞭解是否開發案會造成嚴重環境衝擊。以下分別以水質與水量為例，並說明如何以土地屬性分析影響累積。

3.3.1 水質

本章考慮水質之累積性影響是考慮如表 3.1 之縱向累積，以 BOD 為例，說明如何考慮時間與空間之累積、如何決定土地利用之單位負荷，後面並有一節說明環評管理之應用。環境管理之基本架構，建議由政府負責決定時間與空間之累積評估與管理分區之污染涵容能力分析，並推算各分區土地單位面積容許污染負荷，即政策環評 (SEA) 在水質 BOD 項目上探討政策是否會影響上述評估項目。未來開發者可透過地理資訊資料查詢，瞭解開發位置之相關屬性，並檢驗是否違反限制，來進行 EIA。詳細說明如下。

表 3.1 集水區分區、開發計畫、與污染源簡例說明資料

Zone	Project	溶氧	BOD	氨氮	總磷	濁度	導電度	pH 值	綜合
I	1	DO1	BOD1	N1	P1	S1	Ec1	pH1	SI1
	2	DO2	BOD2	N2	P2	S2	Ec2	pH2	SI2
II	3	DO3	BOD3	N3	P3	S3	Ec3	pH3	SI3
III	4	DO4	BOD4	N4	P4	S4	Ec4	pH4	SI4
IV	5	DO5	BOD5	N5	P5	S5	Ec5	pH5	SI5
V	6	DO6	BOD6	N6	P6	S6	Ec6	pH6	SI6
	7	DO7	BOD7	N7	P7	S7	Ec7	pH7	SI7
VI	8	DO8	BOD8	N8	P8	S8	Ec8	pH8	SI8
VII	9	DO9	BOD9	N9	P9	S9	Ec9	pH9	SI9
累積影響		CI1	CI2	CI3	CI4	CI5	CI6	CI7	CI8

同一分區

同一分區空間累加以流達率考量源至排入水體點間之變化，則分區污染排放點之污染總排放量得以直接累加，為個別污染源之污染排出量乘以流達率之總和，污染排出量則為污染產生量乘以 1 減處理效率。如表 3.1 中分區 I 有兩個開發計畫，其污染排出量分別為 BOD_1 與 BOD_2 ，其值為污染產生量乘以 1 減處理效率後得到，如下式

$$BOD_i = BOD_{0i} \times (1 - E_i) \quad (3.4)$$

其中 BOD_{0i} 為開發計畫 i 之污染產生量；而 E_i 為削減率或去除率。計算 BOD_1 與 BOD_2 後，則分區 I 之總累積污染排出量為

$$BOD_I = (BOD_1 + BOD_2) \times R_I \quad (3.5)$$

其中 R_I 為分區 I 之流達率，同一分區流達率考慮為均值。雖然同一分區中，若計畫在空間中分布位置不同，則其污染物流達排放點之比率會不同，然如無充分資料可進行分析，中同一分區可應用平均流達率。

不同分區

不同分區污染之累積指的是在管理河川從上游到下游之累積，某一下游控制點其污染量為來至其本身分區與上游排入污染量之累積，更下游之污染排放則對其無累加效應。累積分析上，保存性（conserved）污染物如懸浮含砂量可直接加以累加；而非保守性污染物如 BOD 或 DO 則必須考慮污染物從上游到下游經污染傳輸過程所造成之變化，此部分可由模式（如 QUAL2E）加以分析，在進行累積分析。

表 3.1 中，分區 III 位於分區 I 與分區 II 之下游，則分區 III 之污染累積將來至於本身與分區 I 與 II，則分區 III 終點之污染可以下式計算

$$\begin{aligned} BOD_{III} &= RC_{13} \times BOD_I + RC_{23} \times BOD_{II} + BOD_4 \times R_{III} \\ &= RC_{13} \times (BOD_1 + BOD_2) \times R_I + RC_{23} \times BOD_3 \times R_{II} + BOD_4 \times R_{III} \end{aligned} \quad (3.6)$$

式中 RC_{13} 與 RC_{23} 為反應係數，分別代表在分區 I 與 II 排放一單位污染物對分區 III 之影響。同理，若預計算最下游之污染累積則，同一分區先行累加，然後不同分區則乘以反應係數後累加。

3.3.2 水量

累積性影響評估在水量一項即是不同土地利用所累積之用水需求。一般用水量需求可分成農業、工業、與民生。農業需水量推估可利用氣象資料推算單位面積合理用水量；工業可依產業別計算單位面積合理用水；民生用水則可根據人口數與每人每日用水量計算。集水區之累積需水量即為三者之總和，其推求簡單說明如下。

農業用水

水田為台灣主要農作物，其灌溉用水為農業用水之大宗，本研究針對

水田灌溉特性說明灌溉用水評估模式，其他旱作可以相同程序進行推估，惟需要引用不同之作物蒸發散係數。灌溉用水可先利用 Hamon 公式計算作物之潛能蒸發散量，即作物需水量，再透過田間水平衡關係估算田間需水量，最後考慮輸水損失下決定灌溉需水量。

合理灌溉需水量應先決定作物需水量，再決定田間需水量，最後在考慮輸水損失下推估合理灌溉需水量，根據水資源局的研究報告（1997）灌溉需水量可由(3.7)式決定：

$$\text{灌溉需水量} = \text{田間需水量} \times \text{輸水損失係數} \quad (3.7)$$

灌溉主要是以人工的方式來補足降雨的不足，因此，灌溉水量主要是滿足有效雨量不足的部份。此外，在水田中通常會有滲漏，而滲漏會減少土壤中作物可利用水分，因此，灌溉水量也必須考慮滲漏量。田間需水量的計算方式可以透過下式決定：

$$IR_t = \begin{cases} 0 & \text{if } W_t + Pe_t \geq ET_t + PC_t + D_t \\ ET_t + PC_t + D_t - Pe_t - W_t & \text{otherwise} \end{cases} \quad (3.8)$$

式中的 IR_t (mm/day) 即為每日之田間需水量， ET_t (mm/day) 為作物蒸發散量， PC_t (mm/day) 為滲漏量， Pe_t (mm/day) 為當日有效雨量， W_t (mm/day) 為期初田面蓄水深度， D_t (mm/day) 為湛水深。當不考慮湛水深時，上式中的 D_t 即為 0。利用上述方法配合生長期預測可推估單位面積在一年之農業灌溉需求。

民生用水

本研究針對生活用水之需求推估採用以下的公式：

$$\text{自來水配水量} = \text{人口數} \times \text{普及率} \times \text{每人每日用水量} / \text{售水率} \quad (3.9)$$

其中普及率為實際供水人口佔行政區人口之百分比，等於[用水人口數÷供水區人口數×100%]；而每人每日用水量為{售水量÷[(上年底供水人口數+本年底供水人口數)/2]/365天}；售水率係指售水量與出水量之比值。

工業用水

水資會於民國 63 年開始逐年向有關機構蒐集相關資料，以單位面積日用水量級工業面積推估工業用水量，其採用之估算方式如下：

$$\text{年需水量} = \text{單位面積用水量} \times \text{工業面積} \times \text{年工作天數} \quad (3.10)$$

其中單位面積日用水量可依據水資會“工業用水量估計方法之檢討”，於民國 72 年 11 月 17 日邀集有關單位研討商訂所得之標準。當時決定以民國 65 年、70 年普查資料加上水資會自行抽樣調查資料相加，再以算數平均值求算之。台灣地區工業面積之估算，原則上係於舉辦工商普查資料為基數，再利用工業局各年工業局各年工業面積增減數調整而得。年工作天數以行政院主計處編印之“中華民國統計月報”各業別平均工作時數資料，依平均每日工作 8 小時之標準，換算為各業別之年工作天數。

工業用水量需求依現有工業用地用水成長、新增工業用地（開發中、已編定、編定中）用水、規劃工業區用水、電力事業用水來推估。

一、現有工業用地用水成長

(一)工業局/建設廳管理工業區

工業局「台灣地區工業專用供水系統整體規劃」利用水資會模式推估各工業區用水量資料，根據此項資料配合目標年開發完成百分比，即可計算各工業區目標年用水量。自來水公司推估工業用水量是以工業區單位面積飽和需水量作為推估之依據，並依各工業區之地點、工廠性質、特性分別訂定用水標準。一般而言，工業區開發完成後，並未立即全部設廠並開

工使用，所以自來水公司通常認定工業區開發完成十年用水量才達飽和用水量之 75%，再十年用水量才達飽和用水量。工業局推估數據較自來水公司為高，因為包含了自行取水量，因此取用自來水公司所推估之數據為自來水系統供應量。

(二)零星工業用地用水

包括其他縣市政府或工業興辦人之已開發工業用地與供廠商自行設廠用地，以及都市計畫工業用地與非都市地區丁種建築用地之工業用水。本項零星工業用地用水，係依自來水公司歷年工業用水配水量，利用統計分析，再依成長趨勢預測目標年用水需求量。

二、新增工業用地用水

(一)開發中工業區

(二)已編定及編定中工業區

三、電力事業用水

(一)台電公司

(二)民間電力

(三)電力用水量

3.4 污染管理策略

本節將探討如何利用前述推估承载力與累積性影響之觀念，應用於集水區整體管理，並探討 SEA 與 EIA 之架構關係。

3.4.1 水質管理

承载力：單位面積負荷

一集水區可根據河川支流或排水匯入加以分區，然後根據河川水質分類之管制標準、設計流量、設計溫度，利用河川水質模式（如 QUAL2E）可得各分區排放對其他分區影響之反應矩陣，再將此反映矩陣應結合優化模式，即可決定每一分區之涵容量，即總容許排放量。每一分區均為一支流或排水匯入點，因此，每一分區均為匯入點之集污區，將每一分區決定之容許排放量除以該集污區之面積，則成為單位面積容許之污染負荷(μ_i)

$$\mu_i = \frac{BOD_i}{A_i} \quad (3.11)$$

上式中 BOD_i 與 A_i 分別為分區容許排放量與集污區面積，此單位面積污染負荷可為累積性環境影響評估之審查基準。

累積性影響評估

累積性影響評估包括時間與空間上之累積，空間上之累積已如前節之討論，時間上包括過去、目前及未來可能之累積影響。

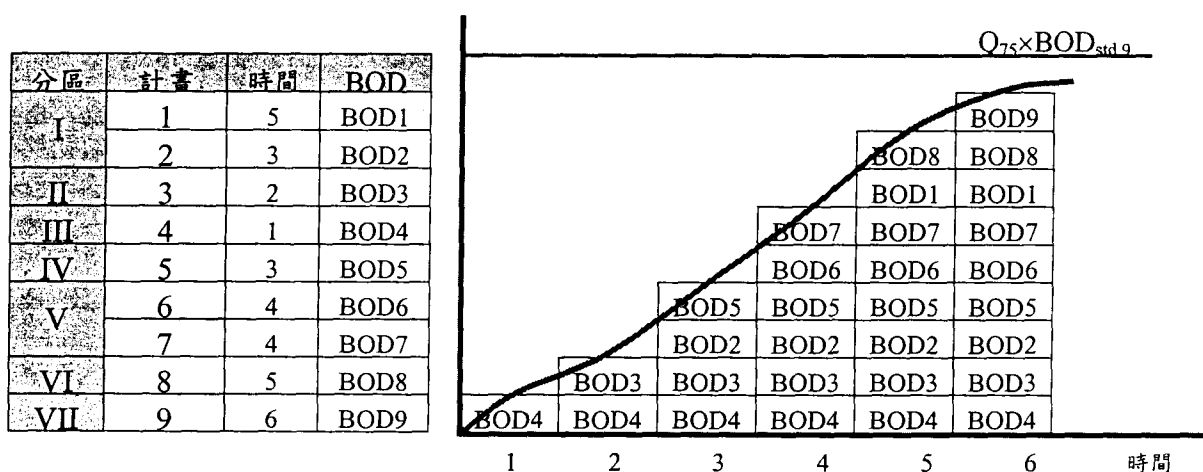


圖 3.2 累積性影響評估

EIA 環評審查基準

為維持河川水質，前面已討論如何決定集污區之容許排放量及轉換之單位面積污染負荷。當一開發案屬於分區 i ，若其設計面積為 A_x ，則其污染排出量不得超過 $A_x \times \mu_i$ ，即

$$BOD_x(1-E_x) \times R_i \leq A_x \times \mu_i \quad (3.12)$$

其中 BOD_x 為開發案可能之污染產生量、 E_x 為去除率或削減率、 R_i 為流達率。 R_i 與 μ_i 為分區之屬性，可建立於 GIS 系統中提供查詢。

開發案若在 BOD 水質污染總量評估項改善以通過環評，則開發者可提高去除率或削減率或增加規劃面積。增加去除率可直接減少污染排放；而增加規劃面積可增加容許污染負荷，此項策略所增加面積乃指綠地或緩衝率帶之面積，其污染排出量幾近於零。

污染消減

台灣大部分西部河川下游均已超過涵容量，在水質管理問題上不是涵容量分配使用，而是如何削減以達到要求。前面在推估單位面積之污染負荷，是以環境承载力角度出發，即僅探討供給面，並以此為需求之限制。目前土地利用現況有其污染排放量，若其超出土地負荷即為必須之削減量。

3.4.2 水資源利用管理

本節說明水資源利用與土地管理策略之相互關係，根據土地利用類別之用水特性可換算單位面積需水量，並透過其累積特性分析總需水量，可

進一步再利用於檢驗是否違反環境資源承载力。

承载力：區域負荷

水資源無法像水質決定單位面積可供水量，因其與用水使用標的與水權有關，在承载力考量上，建議以區域承载力分析為考量，並分成原水與清水，因水資源具有空間調配性，因此宜以整個集水區為考量。

累積性影響評估與 EIA 環評審查基準

累積性影響在此分析項目如前所述，即為總需水量之分析，如果開發行為屬於民生及工業則必須檢驗供水分區之承载力

$$A_P \times \mu_P + A_D \times \mu_D + A_I \times \mu_I \leq CW \quad (3.13)$$

其中 A_P 、 A_D 、 A_I 分別為開發計畫、商業住宅、及工業面積； μ_P 、 μ_D 、 μ_I 分別為對應於開發計畫、商業住宅、及工業之面積用水量； CW 為自來水之可供水量。未來用水計畫改變主要為但當農地釋出進而轉移農業用水，其將減少原水之使用，因此應無違反原水承载力之虞，但當農業用地轉移至住宅、商業、或工業使用後，其原水需求相當小，相對卻增加清水需求，現有淨水設施是否可滿足需求，宜進一步探討，不可農業轉出原水使用量直接與民生清水需求相比。

3.5 相關問題

上述有關水質方法有兩項主要問題尚待進一步探討，即公平性與效率問題。涵容量之決定影響區域發展，在集水區整體考量下，分配給管理分區之容許排放量如何考慮公平性，為未來落實本研究建議管理方式之關鍵。此外污染負荷之有效應用亦值得進一步探討，本研究前述管理區域單

位面積污染負荷相同，但有些面積目前可能屬於低排放土地使用方式，其未用盡之污染負荷，在環境面考量可使水質更佳，然從資源善用面考慮則為浪費，不同土地利用是否應考慮不同負荷亦值得進一步探討。

第四章 台灣政策性環境影響評估修正初步探討

4.1 台灣政策環境影響評估介紹

各先進國家已藉由實施「政策環境影響評估」作為推動重大政策執行前之評估準則，利用客觀的方式維護環境與自然，以達到永續發展之理念。政策環境影響評估作業，已逐漸成為國際新潮流之趨勢，我國政府也於民國 89 年 12 月 20 日公告「政府政策環境影響評估要點」，並依此作業辦法第六條第二項之規定，另於民國 90 年 1 月 15 日修正發佈「政府政策評估說明書作業規範」（該規範係環保署於民國 87 年 3 月 11 日發佈），此作業辦法與作業規範乃是國內目前執行政策環境影響評估之主要依據。

行政院環保署於民國 90 年 6 月 7 日修正發佈之「應實施環境影響評估之政策細項」（該規範係環保署於民國 87 年 8 月 3 日發佈），其中明訂工業政策、礦業開發政策、水利開發政策、土地利用開發政策、能源政策、畜牧政策、交通政策、廢棄物處理政策、放射性核廢料之處理政策與其他政策等等。辦法中第五條定義所稱有影響環境之虞，指政策之實施可能造成下列情形之一者：

- 一、使環境負荷超過當地涵容能力。
- 二、破壞自然生態系統。
- 三、危害國民健康或安全。
- 四、危害自然資源之合理利用。
- 五、改變水資源體系，影響水質及妨害水體用途。
- 六、破壞自然景觀之和諧性。
- 七、其他違反國際環境規範之要求，或有礙環境生態之永續發展。

政策環境影響評估之作業，評估之項目包括環境涵容能力、自然生態系統、國民健康或安全、自然資源之利用，水資源體系及其用途、自然景觀之和諧與國際環境規範。目前政策評估作業採矩陣方式，由矩陣逐項評估對各環境受整體之影響，其評估之範圍分

(1) 地域性

(2) 全國性

(3) 全球性。

政策環評評估之細項如下所述

(1) 環境之涵容能力：

✧ 空氣

✧ 河川、水庫、湖泊、海洋地下水等水體

✧ 土壤

✧ 廢棄物處理

✧ 噪音

(2) 自然生態：

✧ 陸域生態

✧ 水域生態

✧ 生態棲息地

(3) 國民健康或安全：

✧ 有毒或有害物質經由空氣、水或土壤傳輸

✧ 及輻射化學災害

(4) 自然資源之利用

✧ 森林資源

◇ 礦產及土石資源

◇ 水資源（含抽用地面水、地下水、海水淡化等）

◇ 物種資源

（5）水資源體系及其用途

◇ 用水標的及分配

◇ 用水排擠效應

（6）自然景觀之和諧

◇ 地理景觀

◇ 生態景觀

◇ 文化資產

（7）國際環境規範

◇ 蒙特婁議定書

◇ 氣候變化綱要公約

◇ 巴賽爾公約

◇ 華盛頓公約

◇ 生物多樣性公約

政策評估應就前述項目、內容加以評定。評定結果之表示方法如下：
對環境有正面影響者，其符號為+，有顯著正面影響者，其符號為++；
對環境有負面影響者，其符號為-，有顯著正面影響者，其符號為--；
對環境無影響者，其符號為○。如表 4.1 所示。

表 4.1 政策環境影響評估表

政策評估項目		地域性	全國性	全球性	因應對策說明	評定	備註
		評定					
環境 涵容 能力	空氣	—	O	O			
	水體						
自然 生態 系統	陸域 生態	—	O	O			
	水域 生態						

目前在台灣定量的政策環境影響評估，是以評量矩陣進行分析，吳瑞賢（2001）以高爾夫球場設置開發可能對環境之影響為例，以各項評量指標評估政策施行對各區域之影響。此研究中評估的項目包含，物理化學環境、生態環境、社會環境、經濟環境等，各指標評量準則之標準，以評分“-5”代表顯著負面，“0”評分為無影響，評分“+5”代表顯著影響，如表 4.2。在將此與所完成之各評量指標相對權重及方案排列為評量矩陣，計算各方案之加權總值，最後依據加權總值提出建議影響最低之高爾夫球設置政策之方案。

表 4.2 污染影響程度評分表

評分 指標	-5	0	+5
污染量	0.57%	0	—

污染量代表(高爾夫球場每年產生 TN)/(區域每年 TN 產生量)之比例

國內政策環評公告之評估內容項目，並非針對單一政策評估而研擬，且大部分環境因子涵容能力尚未公告其管制總量，故未來應考量符合實施政策之影響因子特性量化比較之項目。

4.2 政策環評定性分析建議

政策環評目的在確保決策能維持永續發展，永續發展之兩大重要元素為環境承载力與累積性影響，永續性取決於累積影響不超過環境承载力，因此，在評估考量上必須就此因素加以探討。在環境面上又分成污染與資源。表 4.3 為政策環評之項目與內容，其中已有多項涵蓋環境污染與環境資源，如第一項環境之涵容能力、第四項自然資源之利用、第五項水資源體系。惟其評定方式未明確界定，影響因子亦未詳加提供，使評估無相同準則。

水質永續性包括涵容能力與污染累積影響，因此在政策環評分析表格中因予以呈現。以涵容能力而言，其值與排污點、河川流量及河川水溫有關，任何影響排污點、河川流量與水溫因子均會影響涵容能力，如土地利用、地形、氣候、土壤特性、污染排放、水體分類等；而根據前述與累積性影響有關包括污染排放量、去除率、流達率、及污染傳輸因子等，亦應將其條列於表格上。同理針對環境資源而言，亦應分成環境資源承载力與累積性需求，將影響之相關因素條列於表上（如表 4.4）。此外建議應於表格中，再增加永續性綜合評估。

表 4.4 為初步修改建議，其精神在將影響永續性之承载力與累積性影響於以界分，並將影響因子標示表格中，此因子與量化分析模式相同，未來可與量化評估進行整合，即以定性表格進行重要因素篩選，並建議後續支量化分析。表 4.4 可利用物件導向程式語言或如 Vensim 等系統動力模式軟體發展評估模式。本研究期程為四年，本年為第一年，後續將朝整合模式發展逐步推動。

表 4.3 政策環評之項目與內容

政策評估項目、內容	
一、環境之涵容能力	(一) 空氣
	(二) 水體
	(三) 土壤
	(四) 廢棄物處理
	(五) 噪音
二、自然生態系統	(一) 陸域生態
	(二) 水域生態
	(三) 生態棲地
三、國民健康或安全	(一) 有毒或有害物質之傳輸
	(二) 輻射災害風險
	(三) 化學災害風險
四、自然資源之利用	(一) 森林資源
	(二) 礦物資源
	(三) 土石資源
	(四) 水資源
	(五) 物種資源
五、水資源體系及其用途	(一) 用水標的
	(二) 用水分配
	(三) 用水排擠效應
六、自然景觀之和諧 (含文化資產)	(一) 地理景觀
	(二) 生態景觀
	(三) 文化資產
七、國際環境規範	(一) 蒙特婁議定書
	(二) 氣候變化綱要公約
	(三) 巴塞爾公約
	(四) 華盛頓公約
	(五) 生物多樣性公約
八、其他	

表 4.4 政策環境影響定性評估列舉修正項目初步建議

政策評估項目		地域	全國	全球	影響項目		評定	因應對策說明
		評定						
環境涵容能力	空氣							
	水體				土地利用			
					地形			
					氣候			
					土壤特性			
			污染排放					
			水體分類					
污染累積影響	森林							
	水資源				排放量			
					去除率			
				流達率				
				污染傳輸				
資源承載力	森林							
	水資源				土地利用			
					地形			
					氣候			
					原水水利設施			
			淨水水利設施					
			水質					
資源累積需求	森林							
	水資源				單位農業用水			
					農業面積			
					每人每日用水			
					住商面積			
			人口密度					
			單位工業用水					
			工業面積					
永續性	水污染				涵容能力			
					累積性影響			
	水資源				資源承載力			
					資源累積需求			

第五章 系統動力模式

系統動力學的英文是 System Dynamics，在華人文獻中有兩種不同的翻譯，台灣和香港一般譯為系統動態學，中國大陸則多譯為系統動力學，前一種譯法強調系統隨時間變化的『動』，後一種譯法則強調系統之所以變化的『力』。至於系統動力學的模型稱呼也不統一，許多人簡稱為 SD，也有人根據系統動力學的軟體而稱呼。本研究因著重在各因子之間彼此交互作用影響變化之關係，故以系統動力學作為 System Dynamics 之中文譯名，以顯示本研究所強調的重點；本研究使用之 SD 軟體為 Vensim。

5.1 系統動力學發展歷程

系統動力學發源於 1960 年代，美國麻省理工學院（Massachusetts Institute of Technology, MIT）之史隆管理學院（Sloan School of Management）的 Forrester 與他同事在福特基金會（Ford Foundation）及史龍基金會（Alfred P. Sloan Foundation）的贊助下，以回饋控制理論（feedback control theory）分析工業系統，並應用在企業系統之管理工作上，當時他們所使用的應用軟體為 Dynamo。

在 1969 年，Forrester 利用系統動力這個新觀念進行都市動態（Urban Dynamics）之研究，該研究分析工業部門、房屋部門及人口部門之間的相互關係，發現在動態模式之初始，因都市環境適合工商發展、居住條件舒適，人口會快速成長，但當都市內因人口成長而使有限之土地資源達到飽和時，則將因房屋老化、工商發展停滯等因素而導致人口衰退。在 1970 年代初期，Meadows et al.（1972）應用系統動力模式分析探討全球未來一世紀人口成長與工業發展之關係。其結果顯示目前世界之系統並無法承受

現行之經濟發展，若持續目前之發展速度將導致無法控制之環境與人口衰退，即不永續之發展，褒者譽之為警世箴言，讚揚作者們之高瞻遠矚，奉勸各國政府注意環境和資源危機，貶者則斥為新馬爾薩斯主義，而系統動力學則從此揚名立萬，應用 SD 進行各領域之研究也亦趨廣泛。同時，水土資源領域方面亦有學者開始應用系統動力模式以進行相關之研究。

Francisco et al. (1993) 利用系統動力模式來進行環境政策的評估與研究。Francisco Perez-Trejo 等運用扇形連結及系統動力模式將經濟系統及環境影響彼此的動態變化結構關係連結起來，並以 Crete 島 1971 至 1987 年之經濟結構為驗證對象，並對於其至 2001 年之經濟變動作一評估。結果顯示，此跨領域的方法突破以往傳統方法論等方法之限制，更能有效得面對及解決整體之環境與經濟的問題，並有助於以整體之角度來思考環境政策之發展。

Guo et al. (2001) 則利用系統動力模式分析中國大陸雲南省洱海湖盆地 (Lake Erhai Basin) 之地區性環境計畫及其環境管理策略。其利用系統動力模式建立八個子系統，分別為人口、農業、工業、觀光、水資源、污染控制、水質和森林，並將此八個子系統加以整合成一完整之環境系統動力模式，用以分析該地區之經濟、社會發展對於環境之影響衝擊。其結果顯示，若採取鼓勵工業發展的策略，雖然增加了河川水資源污染的風險，但因為大幅增加的工業產值和經濟收益可以提供足夠的防制基金，用來解決污染問題及提高廢水處理的效率，反而減輕了環境所受到的壓力。若是限制了工業的發展（以進行工業廢水的污染控制），反而增加了因農業活動的擴大所產生的非點源污染，並同時降低了經濟上的收益。

近年來系統動力模式應用益形廣泛，包括環境資源與環境污染、生態系統分析、工商業管理及其他離散性模擬 (discrete simulation) 分析，(如

交通號誌系統管制及大樓電梯停靠樓層使用管理等)。應用之課題包括了模擬地表水污染、模擬水庫供水系統、生態系統族群變化、大氣化學與污染傳輸、溫室氣體與全球暖化和現金流量的問題。由於系統動力學與時間演進具有密切的連動關係，因此非常適合於應用在與時間演進有密切關係之課題研究。

5.2 系統動力學原理說明

系統動力學理論係奠基於系統設計、情報回饋控制、決策、模擬與電腦計算等五種學說及理論，在發展之初，乃用於作為研究組織或企業系統動態行為特性之一種方法，此方法係經由對組織內部情報回饋過程之分析，並藉電腦之模擬計算，來顯示組織或企業之結構、政策是如何交互影響於組織內或企業系統，並瞭解其隨著時間推展而變化之情形。因此系統動力學發展之目的，在於顯示整個系統動態行為隨時間變化之特性，而非用於預測某一特殊事件之發生，故其雖具有預測之效果，且適用於解決時間為重要影響因子之問題，但預測卻不是其目的，亦非預測之工具。

除了強調系統與時間之連動性外，系統動力學另一重要之基礎為因果之關連性，該意義有三：(1) 藉由因果關係的確認來說明系統之問題；(2) 藉由因果關係的確認將複雜之問題作簡潔而系統化之表示；(3) 藉由變數間之因果關係來說明系統之範圍。其中，因果關係之表示旨在說明兩個變數間之關係為正向或負向，如圖 5.1、5.2 所示，而無數量上之意義，意即數量之大小並不會影響到因果鏈之存在與否。進而若將一系列之因果鏈串接成因果回饋關係環路，則可將因果關係發展為正向之因果回饋關係環路或負向之因果回饋關係環路；正向之因果回饋關係環路，係表示任何變數的變動，最後將使該原生變動之變數朝同方向加強其變動幅度，造成自我

之強化，如圖 5.3 所示，而負向之因果回饋關係環路，則表示任何變數的變動，最後將使該原生變動之變數產生抑制變動之效果，造成自我之規律，如圖 5.4 所示。

系統元件經由正負相關回饋關係環路之交互連結後，將可以產生數種典型之系統動力模式之型態：(1) 指數成長(Exponential growth); (2) 指數衰退(Exponential decay); (3) S 型曲線成長(S-shaped growth); (4) 超越型態 (Overshoot pattern); (5) 震盪(Oscillations)，其中震盪又可再細分為 Sustained Oscillations、Damped Oscillations、Growing Oscillations 及 Limit Cycle 等幾種形式。

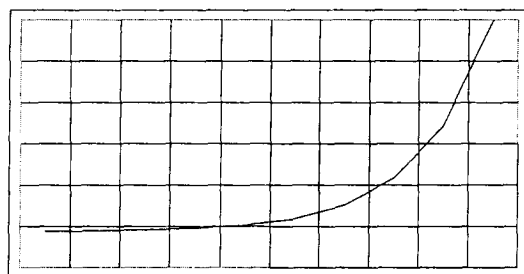


圖 5.1 Exponential growth

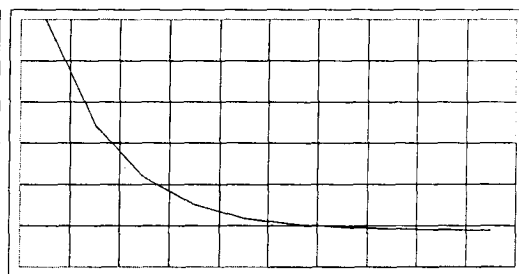


圖 5.2 Exponential decay

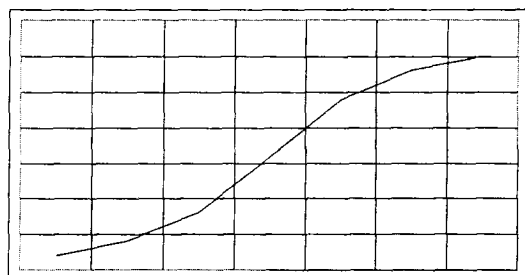


圖 5.3 S-shaped growth

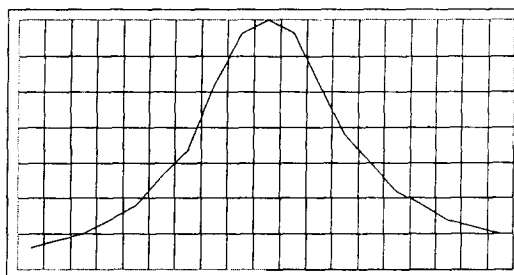


圖 5.4 Overshoot pattern

系統動力模式在構成回饋系統各部門之相互關係及系統之回饋環路結構時，一定包含兩種基本之變數，而這兩種變數是構成決策回饋環路之必要與充分條件，其中第一種變數具有儲存之觀念，第二種具有流動之觀念，再加上輔助其關係變化之第三種變數，構成三類主要之系統組成變數元件，其分別為：(1) 儲存 (Level & Stock)、(2) 流動 (Rate & Flow)、(3)

助動 (Auxiliary & Converter)，另外，再以箭頭連結表示各元件彼此間交互影響之關係，如圖 5.5 所示，其中圖左為系統動力模式軟體 Vensim 之示意圖，圖右則為 Stella 之示意圖。

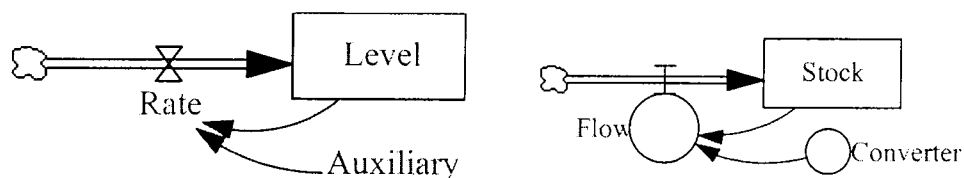


圖 5.5 系統動力模式元件關係示意圖

儲存 (Level & Stock) 係表示某一系統變數在某一特定時刻的狀態，其數值大小是累加了流入率 (Inflow rate) 與流出率 (Outflow rate) 的淨差額所產生之結果，可說是系統過去活動結果之累積，如同水庫中儲水量即屬於一儲存之概念；流動 (Rate & Flow) 則表示某種儲存變數變化之快慢，代表著一種瞬間之行為，其數值多由儲存變數與助動變數之交互關係來決定，如同水庫之放水量即屬於一流動之概念；助動 (Auxiliary & Converter) 則用來針對前兩種變數進行各變數間交互關係之補充說明，類似一般計算方程式中之參數，如水庫中之放水規則即屬於助動之概念。藉由這三類變數元件，配合前述之因果回饋概念，在確定目標及系統現況，配合數學模式之建立後，即可構成一完整之系統動力模式，用以模擬各系統之結構與決策。

5.3 系統動態模式應用於評估環境承载力

建構環境承载力系統動態模式首要之步驟為分辨何者為 stock、flow、and auxiliary。此外，為配合本研究群第一階段永續發展指標體系之研究成果，本子計畫初步擬定構想如下說明，惟仍須於研究過程中與其他子計畫

做雙向討論。

建立系統動態模式主要原件為蓄存 (Stock or Level)、流量(Flow or Rate)、與助動(Converter or Auxiliary)。而永續發展指標根據 CSD 之 Driving force-State-Response (DSR)架構，狀態 (State) 指標用以描述永續發展狀態，驅力指標則為影響狀態改變之驅動力(Driving force)，而回應指標(Response)則用於描述為回應狀態改變所採用之政策，三類指標會互相影響，如圖 3。則將兩者結合可考慮步驟如下

1. 各子計畫選定 1~2 個狀態變數為蓄存原件，狀態變數則可能為一種承载力，此承载力應與多目標模式目標函數相同；
2. 永續發展指標中，驅力(Driving force)與回應力(Response)指標在系統動態模式由輔助(converter or auxiliary)原件表示；
3. 評估蓄存原件之輸入與輸出，輸入代表供給，輸出代表需求。有些蓄存原件可能無輸入，如土壤；
4. 可由輸入與輸出判斷是否有超過承载力，作為永續發展指標值之計算；
5. 驅力與回應力指標會影響承载力狀態及其輸入與輸出；
6. 承载力狀態亦會受其他狀態影響，此部分將由本子計畫整合。

環境承载力在永續發展指標中應歸類為狀態變數，而在系統動態模式中則為蓄存原件。以系統動態模擬環境承载力可能隨時間而變動，然在一永續環境中，其終將達到動態穩定平衡，否則承载力將逐漸消失，因此在一永續發展情況下，加諸於承载力之負荷應不會造成環境承载力之消散；目前生態經濟學者常用熱力學第二定律說明，不永續之經濟社會發展就像不穩定之能量系統，系統能量將逐漸消散來描述此現象，而此類現象模擬也多應用系統動態模擬模式分析，透過系統動態模式將可表現承载力隨時

間之變動關係，即在一穩定系統要管制之總量為何。本年度為第一年度，實際模式發展將在後續研究中進行。

第六章 多目標規劃

前面在探討涵容能力時，以總排放量為目標函數，其優選結果容易導致社會不公平性，此外，如成本效益資料可取得，則經濟效益亦應列入，高正忠（1992）曾於環境管理問題上利用多目標規劃同時考量上述目標函數。除此之外，在永續管理中，如環境資源與生態往往目標互相矛盾，環境資源提供希望盡量維持供需平衡，當需求量大時相對供給壓力增強，然其將對生態產生衝擊，要同時考量不同面向亦必須藉助多目標規劃。

6.1 介紹

傳統的數理規劃模式皆為單一目標，此單一目標規劃模式賦予每個規劃問題唯一的最佳解(亦即最大值或最小值)，然而在真實的狀況裡，許多問題皆有多個目標，且此多個目標之間甚至互相衝突，必須在決策過程中同時考慮。多目標規劃方法不同於傳統的單一目標規劃方法，可同時考慮多個目標，提供不同的替代方案，比單一目標規劃更能表現真實問題的特性，更符合問題本身的實際要求。

多目標規劃廣泛應用於決策的問題。多目標顧名思義表示問題本身同時具有多個目標，必須在決策過程中同時考慮，舉例來說，出去旅行走高速公路，可以節省時間與油錢，然而卻同時帶來空氣污染以及噪音的衝擊，反之，繞路而行可以減輕污染不過卻花費了更多的時間與油錢，此時經濟、時間與環境三方面互相衝突無法同時滿足，而其間的權衡與斟酌則可用多目標規劃方法加以解決，提供較滿意的方案。此外，一般而言，分析者的職責在於模式的設計與規劃，而由決策者下決定，在單一目標規劃中，分析者提供唯一的最佳方案，而決策者無法從其結果當中了解此最佳

解與其他可行方案之間的關係，而只是負責接受或是拒絕此方案。然而在多目標規劃中，分析者提供多種替代方案，再由決策者根據需求狀況、資源限制以及經濟考量等多方面的評估，決定較優的方案，因此，多目標規劃在角色的定位上亦更符合實際的問題。

同一個問題在環境的考量上著重於污染削減與總量管制、在經濟的考量上強調成本與效益比重，在政策的考量上則在於是否有利於政府與人民，而實際上並無法同時兼顧三方面的要求。在真實世界裡，許多問題皆同上述具有多目標特性，且其目標相互衝突，無法以單一目標方法表示並解決。儘管顧此失彼在所難免，但多目標規劃方法可提供較多選擇的替代方案，在決策過程中，決策者權衡得失之後，可從中挑選最接近理想程度的滿意解，得到最大程度的需求。

傳統的數理規劃模式皆為單一目標函數（如 M1 模式），此單一目標規劃模式賦予每個規劃問題唯一的最佳解（亦即最大值或最小值），然而在真實的狀況裡，許多問題皆有多個目標，且此多個目標之間甚至互相衝突，必須在決策過程中同時考慮。多目標規劃方法不同於傳統的單一目標規劃方法，可同時考慮多個目標函數（如 M2 模式），以提供不同的替代方案，比單一目標規劃更能表現真實問題的特性，更符合問題本身的實際要求。M1 模式有一目標函數及 m 個限制條件，而 M2 模式則有 n 個目標函數與 m 個限制式。

M1： 單一目標優化模式

$$\text{Max(Min)} Z = f(X)$$

S.T.

$$G_1(X) \leq(=, \geq) b_1$$

:

$$G_m(X) \leq(=, \geq) b_m$$

$$\text{All } X \geq 0$$

M2：多目標優化模式

$$\begin{aligned} & \text{Max}(\text{Min}) Z_1 = f_1(X) \\ & \text{Max}(\text{Min}) Z_2 = f_2(X) \\ & \quad \vdots \\ & \text{Max}(\text{Min}) Z_n = f_n(X) \\ & \text{S.T.} \\ & \quad G_1(X) \leq(=, \geq) b_1 \\ & \quad \quad \quad \vdots \\ & \quad G_m(X) \leq(=, \geq) b_m \\ & \quad \text{All } X \geq 0 \end{aligned}$$

多目標規劃目前廣泛應用於決策的問題。多目標顧名思義表示問題本身同時具有多個目標函數，必須在決策過程中同時考慮，而且因為其單位不同而無法直接整合。舉例來說，出去旅行走高速公路，可以節省時間與油錢，然而卻失去欣賞沿路鄉間風景機會，反之繞鄉間道路而行可以欣賞沿路鄉間風景，不過卻花費了更多的時間與油錢，此時經濟、時間與休閒娛樂之滿足程度互相衝突無法同時滿足，而其間的權衡與斟酌則可用多目標規劃方法加以解決，提供較滿意的方案。此外，一般而言，分析者的職責在於模式的設計與規劃，而由決策者下決定，在單一目標規劃中，分析者提供唯一的最佳方案，而決策者無法從其結果當中了解此最佳解與其他可行方案之間的關係，而只是負責接受或是拒絕此方案。然而在多目標規劃中，分析者提供多種替代方案，再由決策者根據需求狀況、資源限制以及經濟考量等多方面的評估，決定較優的方案，因此，多目標規劃在角色的定位上亦更符合實際的問題。本研究將應用此特性，產生可能之環境承载力管理決策方案，再應用於政策環境影響評估辦法之探討。

同理，同一個問題在環境的考量上著重於污染削減與總量管制、在經濟的考量上強調成本與效益比重、在政策的考量上則在於是否有利於政府與人民，而實際上並無法同時兼顧三方面的要求。在真實世界裡，許多問題皆同上述具有多目標特性，且其目標相互衝突，無法以單一目標方法表

示並解決。儘管顧此失彼在所難免，但多目標規劃方法可提供較多選擇的替代方案，在決策過程中，決策者權衡得失之後，可從中挑選最接近理想程度的滿意解，得到最大程度的需求。

6.2 多目標環境承载力系統動態模式

本節將探討如何將多目標規劃模式應用於統合性環境承载力管理問題，分別由模式建構與模式求解進行說明。

6.2.1 模式建構

優化模式構成包括三大要素，及目標函數、決策變數、與限制條件，以下分別加以說明。

目標函數

本研究目的主要在評估與管理統合性環境承载力，在多目標規劃中，每單一目標函數代表一項環境承载力，依子計畫性質可能包括供水承载力、水體污染承载力、土壤污染承载力、土壤流失承载力、土地利用承载力及空氣污染承载力等。每一子計畫之承载力由各子計畫依對永續發展重要性選擇訂定項目，每一子計畫可有一項以上之承载力，但不宜過多，以免不利整合。

本子計畫目的則在統合多目標函數，再予以求解。多目標規劃求解主要包括限制法與權重法等：限制法求解時為選擇一目標函數為主要目標函數，其他目標改為限制條件，並要求滿足其他目標函數值之基本要求，因此，各子計畫除了提供承载力分項目標函數，尚必須提供本計畫承载力分項之最小需求；權重法為累加權重乘以個別目標函數，此方法必須知道權重，或各承载力分項之相對重要性，透過權重可將多目標函數問題化成單

目標函數問題。

本子計畫將採用權重法求解，如何應用權重法於後再以一專節討論。此外，本子計畫建構之多目標優化模式將再提供回給其他子計畫，各子計畫以限制法求解，即保留其研究承载力項目之目標函數進行優化，而其他承载力為其限制條件，尋求最大承载力，此承载力即為此面向單獨考量下可提供管制之總量。如模式 M3，選擇目標函數 i 進行優化，其他目標函數則改列於限制條件，並被要求函數值必須大於一給定數值($z_{j,mim}$)。

M3：單獨承载力優化模式

$$\text{Max}(\text{Min}) Z_i = f_i(X)$$

S.T.

$$Z_j = f_j(X) \geq z_{j,mim} \quad \forall j = 1, \dots, n \text{ \& } I \neq j$$

$$G(X) \leq(=, \geq) b_l$$

:

$$G_m(X) \leq(=, \geq) b_m$$

$$\text{All } X \geq 0$$

決策變數

原承载力定義是在可承受多少人口之發展，因此人口為一項決策變數，然土地利用亦為另一重要決策變數。流域土地利用方式亦受環境承载力之影響，其亦影響環境承载力。例如，上游土地利用方式會影響河川流量，進而影響供水承载力；而下游土地利用會影響需水量，及會影響是否超過供水承载力。所以各土地利用面積亦為本研究考量之決策變數。

以土地利用為決策變數，則各子計畫研究另一重點在定義不同土地利用之屬性。例如，水資源子計畫則可進行分析不同土地利用單位面積對可供水量之影響及單位面積需水量；水質子計畫則可分析不同土地利用可能造成之污染量；土壤沖蝕子計畫則分析不同土地利用單位面積之沖蝕量。如此，依據各子計畫將可賦予不同土地利用方式不同之環境屬性。在優化

模式中，土地利用面積為決策變數，其屬性則為限制式中變數之係數。至於土地利用與人口間關係於計畫執行過承載探討。

限制式

限制條件為限制決策變數之變動範圍，亦即決定可行方案範圍，限制條件將分成三類：共同限制條件，如流域總面積；個別子計畫考量之限制條件，如河川水質標準；第三類為目標函數之模擬模式。目標函數為各子項之承載力，此承載力延續本研究群體過去三年之研究成果，擬採用系統動態模式(System Dynamics Model)進行模擬，系統動態模式於後再簡介。

決定限制式之分工上，第一類由本計畫探討，另由政策環評子計畫提供法治之限制條件；第二類限制式由個別子計畫依其考量之承載力決定相關限制條件；第三類為系統動態模式，亦由個別子計畫建構。各子計畫所考量限制條件或有相同重疊，則由本子計畫加以統合，此外，各子計畫發展之系統動態模式亦將由本模式予以整合，並與環境資訊子計畫統合輸入與輸出。

6.2.2 模式求解

本子計畫提出模式為多目標系統動態模式，模式求解過程需要先以權重加以整合所有目標函數，然後再以建構之統合性系統動態模式進行優化分析。在權重整合部分，擬依本研究群體過去三年在永續發展綜合指標之研究成果，永續發展綜合指標說明如下。

永續發展綜合指標之計算包括兩部份，第一部份是必須將各指標予以標準化，使每個指標變成無因次，並使值介於0(不永續)到1(永續)之間，在此各指標即各子計畫定義之承載力；第二部份為利用層級分析法(Alytic Hierarchy Process, AHP)進行權重之決定。權重分析及標準化後，

則綜合指標可加權計算如下

$$Integrated_SDI = \sum_i w_i \times SDI_i \quad (6.1)$$

或

$$Integrated_SDI = \prod_i SDI_i^{w_i} \quad (6.2)$$

上式中 SDI_i 為第 i 個個別指標值， w_i 為其權重。方程式(1)透過累加個別指標值與其權重之乘積決定綜合指標值。

若指標中有一個別指標值為 0(不永續)，但其他值仍接近於 1，則利用方程式(1)決定之綜合指標值可能仍很高，表示系統永續發展狀態良好。此結果可能傳達錯誤訊息，而導引錯誤政策方向。例如若建立大甲溪集水區永續發展綜合指標中，櫻花鉤吻鮭族群數目為一重要狀態指標，當其指標值為零，為生態系統之重大損失，然當其他指標值接近 1 時，方程式(6.1)計算之永續發展綜合指標值即無法反映。此缺點可透過利用方程式(6.2)來改善，任一個別指標值為 0，則綜合指標值亦將為 0。

可依據系統及個別指標特性考慮使用方程式(6.1)或方程式(6.2)為統合性環境承載利多目標模式之目標函數，如此，亦說明依此架構是以達到永續發展為目標所進行之環境承載力總量管制。

指標值標準化

在指標體系中，個別指標可能有不同單位，若不將其無因次化，則綜合指標計算將受影響。因此，本節主要目的在探討將指標無因次化，並使其值介於 0 至 1 之間。

本研究根據指標特性將指標標準化分成三類：(1)第一類為指標數值愈小愈趨於永續性，如水質中之 BOD 濃度，可以圖 6.1 表示，當指標值小於

標的值則永續性為 1，在標的值(sd_0)與右臨界值(sd_R)間永續性遞減至零，指標數值增加而超過臨界值則其永續性為零，如方程式(6.3)；

$$SDI = \begin{cases} 1 & \text{if } sd_i \leq sd_0 \\ \frac{sd_R - sd_i}{sd_R - sd_0} & \text{if } sd_0 \leq sd_i \leq sd_R \\ 0 & \text{if } sd_i \geq sd_R \end{cases} \quad (6.3)$$

第二類為指標值愈大愈趨於永續性，如生物族群數量，可以圖 6.2 表示，當指標值大於標的值則永續性為 1，在標的值降到與左臨界值(sd_L)間則永續性亦遞減至零，指標數值減少而小於臨界值則其永續性為零，如方程式(6.4)；

$$SDI = \begin{cases} 0 & \text{if } sd_i \leq sd_L \\ \frac{sd_i - sd_L}{sd_0 - sd_L} & \text{if } sd_L \leq sd_i \leq sd_0 \\ 1 & \text{if } sd_i \geq sd_0 \end{cases} \quad (6.4)$$

第三類為指標數值需介於一定範圍才具永續性，如資源善用，可以圖 6.3 表示，當指標值介於標的範圍之間則永續性為 1，在大於或小於標的值且在臨界值間永續性遞減至零，指標數值增加而超過右邊臨界值或減少而小於左邊則臨界值其永續性為零，如方程式(6.5)。

$$SDI = \begin{cases} 0 & \text{if } sd_i \leq sd_L \text{ or } sd_i \geq sd_R \\ \frac{sd_i - sd_L}{sd_{01} - sd_L} & \text{if } sd_L \leq sd_i \leq sd_{01} \\ 1 & \text{if } sd_{01} \leq sd_i \leq sd_{02} \\ \frac{sd_R - sd_i}{sd_R - sd_{02}} & \text{if } sd_{02} \leq sd_i \leq sd_R \end{cases} \quad (6.5)$$

多目標函數統合

藉由個別環境承载力之標準化，與本計畫分析之權重，可得統合後之目標函數如方程式(6.1)或(6.2)。在標準化過程，各子計畫應決定其個別承载力之臨界值與標的值，此部分可由上述多目標管理模式之限制法求解過程中決定。

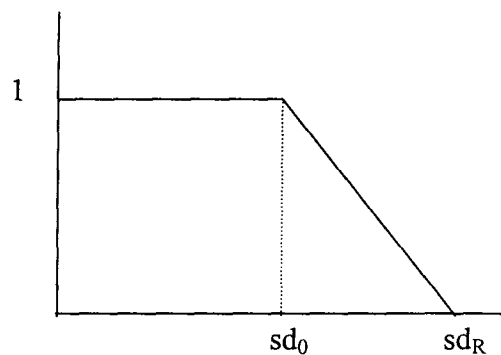


圖 6.1 永續發展指標標準化函數 - Type I

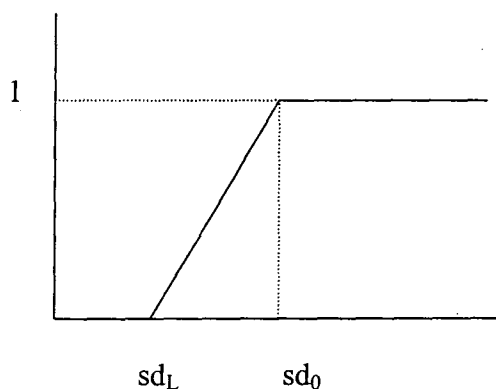


圖 6.2 永續發展指標標準化函數 - Type II

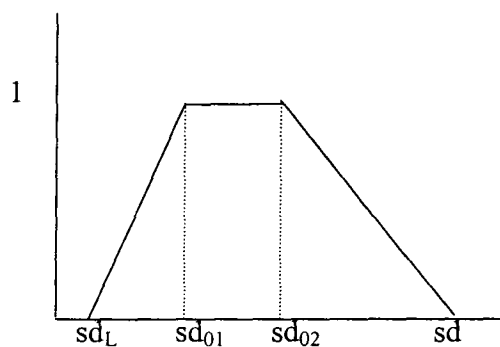


圖 6.3 永續發展指標標準化函數 - Type III

第七章 頭前溪案例說明

7.1 河川水質承载力與累積性衝擊

本研究依據美國 CEQ 對累積性衝擊之定義，進一步應用評估頭前溪流流域與客雅溪流流域於河川水質方面所遭受到之累積性衝擊，本研究是以集水區作為評估範疇，對累積性衝擊之定義是指

“在一集水區下，過去與現在及可合理預見的未來情況，所有的開發行為與活動，不論在時間上或空間上對集水區中的資源（水資源）原來的影響增加，稱之累積性衝擊。”

縱向累積衝擊之評估是針對環評開發案在空間上的位置，對河川水質的影響。河川上游的開發案，排入河川的污染量，藉由河川傳輸到下游，而增加下游污染量，加上本身下游開發案所排放的污染量，將造成下游水質更為嚴重的累積性衝擊破壞。本研究將集水區分割成數個河段，利用水質模式，模擬水中污染排放的 BOD 濃度，以瞭解污染在河段上傳輸的情形，計算上游排放之 BOD 污染量，傳輸至下游各河段，其所可能產生 BOD 污染濃度之反應矩陣，該河段本身的污染源加上上游污染傳輸至下游的污染濃度便產生累積性衝擊。模擬結果可獲得如表 7.1 的矩陣，河段一為離河川出海口最遠處之河段，第五段則是位屬於河川下游，表格中的 S12 值便是表示河段一排放之污染量對河段二之影響，以此類推，每一欄的累計值，便是該河段排放污染量對整個河段累積性衝擊，最後可計算整條流域所產生之衝擊，矩陣的總計便是該集水區在水質方面所遭受到之累積性衝擊。此評估方法將於 7.1.2 節說明之。

表 7.1 縱向累積性衝擊之矩陣

	河段一	河段二	河段三	河段四	河段五
河段一	S1	-	-	-	-
河段二	S12	S2	-	-	-
河段三	S13	S23	S3	-	-
河段四	S14	S24	S34	S4	-
河段五	S15	S25	S35	S45	S5
CI 總計					

7.1.1 水質指標累積性衝擊之評估

由於環評開發案評估時，著重於當地環境影響評估，並無評估與其他開發案對環境造成之累積性影響以及無考量當地進行此開發案對集水區上下游各項資源的影響。因此本研究藉由各開發案所處之位置，主要評估各開發案對集水區水質所造成的累積性衝擊。其研究方法主要是將集水區分割成數個河段，評估評估上下游之間污染傳輸之情形，以瞭解該河段在通過某個計畫時，對當地與下游原有的衝擊，在時間與空間上累積之後，所產生的累積性衝擊。

本年度評估環評案對環境衝擊項目方面，主要是以水質項為主，因此主要考量水質指標中 BOD、DO、SS、NH₃-N、酸鹼度及電解值方面（各指標說明如附件一）。BOD 表示水中可生物分解之有機物量，與溶氧代表意義不盡相同，低溶氧水體，可能為高 BOD 值，亦可能是硝化作用或是其他無機物質如硫化物及亞鐵之氧化作用而消耗溶氧，而高 BOD 的水體中，可能因為水體擾動曝氣或光合作用而增加溶氧，因此要判斷整個水體狀況，必需參考多項指標。首先將將集水區分割成數個河段，並將各開發案計畫標示於各河段之上，已瞭解其開發案所屬之空間位置，依據本研究目前所建立之環評案件資料庫，取得各開發計畫完成後，所排放之 BOD、DO、SS、NH₃-N 濃度進行評估，建立如表 7.2 之表格，評估每一分區中

的各個開發計畫對下游水質之影響，而橫向為各項水質指標，每一列為該項開發計畫於水質各方面之衝擊，表格中的每一格的值便以表示該項計畫累積上游開發案計畫所排放之污染量與原分區中開發案計畫之污染量，所得到之累積污染量。故表格每一列的累積值(如 CI1)便是整個集水區在該項水質指標下所遭受之累積性衝擊。而整個集水區在水質各方面所遭受之累積性經便是表格中右下角 TolCI 的值。

表 7.2 集水區中各開發計畫水質指標之累積性衝擊

Zone	Project	溶氧	BOD	氨氮	總磷	大腸菌	濁度	導電度	pH 值	各方面綜合衝擊
I	1	DO1	BOD1	N1	P1	F1	S1	Ec1	pH1	SI1
	2	DO2	BOD2	N2	P2	F2	S2	Ec2	pH2	SI2
II	3	DO3	BOD3	N3	P3	F3	S3	Ec3	pH3	SI3
III	4	DO4	BOD4	N4	P4	F4	S4	Ec4	pH4	SI4
IV	5	DO5	BOD5	N5	P5	F5	S5	Ec5	pH5	SI5
V	6	DO6	BOD6	N6	P6	F6	S6	Ec6	pH6	SI6
	7	DO7	BOD7	N7	P7	F7	S7	Ec7	pH7	SI7
VI	8	DO8	BOD8	N8	P8	F8	S8	Ec8	pH8	SI8
VII	9	DO9	BOD9	N9	P9	F9	S9	Ec9	pH9	SI9
累積影響		CI1	CI2	CI3	CI4	CI5	CI6	CI7	CI8	

由於過去之環評計畫報告書中大多只紀錄 BOD 排放量評估，故本研究評估集水區中所遭受之縱向衝擊方面，目前主要是評估 BOD 於河川中污染傳輸之情形。研究中建立如下表 7.3 藉由模式評估各河段中所產生的 BOD 濃度值，對其他河段之影響，在此評估以河段為計算單元，河段一為最上游，而河段四則是離出海口位置最近之河段。由每一欄之縱項累積可得知每一個河段，對其他河段之影響。在此模擬 BOD 傳輸情形主要以美國環保署所提供之水質模擬模式 QUAL2E，進行評估污染於河段傳輸情形，以獲得表格 7.3 中的各項數值。由模式推得污染傳輸矩陣後，再將各分區所排放之污染量乘上各河段之反應矩陣值，再將縱向（每一分區）值相加，便可得到各分區所遭受到的累積衝擊。故推估縱向累積性衝擊最主要之工作便是推估反應矩陣值。

由於 QUAL2E 無法模擬降雨後，非點源污染傳輸就由逕流傳輸之情

形，且只能模擬一維污染傳輸的情形無法模擬像非點源污染這樣的擴散性污染，故本研究後續對於各河段中開發案計畫之非點源污染之累積情形，將利用 GWLF 進行模擬，在此非點源污染主要是考量氮與磷在各河段累積情形，以評估點源污染之累積性衝擊之架構應用於非點源污染。目前初步只評估河川在點源方面之污染情形，下一節將描述 QUAL2E 模式評估方法，以推求污染傳輸矩陣。

表 7.3 各項計畫對各河段所造成衝擊之反應矩陣

		河段一		河段二			河段三	河段四	
		project 1	project 2	project 3	project 4	project 5	project 6	project 7	project 8
河段一	project 1	R11		-			-	-	
	project 2								
河段二	project 3	R12		R22			-	-	
	project 4								
	project 5								
河段三	project 6	R13		R23			R33	-	
河段四	project 7	R14		R24			R34	R44	
	project 8								
累積值									

7.1.2 案例說明

頭前溪歷年水質變化情形

頭前溪河川水質現況，頭前溪共有八個水質測站，分別為寶山水庫取水口、瑞豐大橋、內灣吊橋、竹東大橋、竹林大橋、中正大橋、頭前溪大橋、與溪洲大橋，集中位於上坪溪的瑞豐大橋其水質標準要求為甲類水體，其餘各站都是屬於乙類水體。下圖 7.1~7.4 可知頭前溪歷年水質變化情形，各測站水質標準表 7.4 與圖 7.5，歷年水質在 DO 的變化上，大致上都符合水質標準，只有 70 年至 72 年期間部分測站之 DO 值較低，不過還

是符合水質標準。但若以 BOD 來看水質，有多年水質的標準只滿足乙類水質標準。於 74 年與 79 時的 BOD 值為最高。

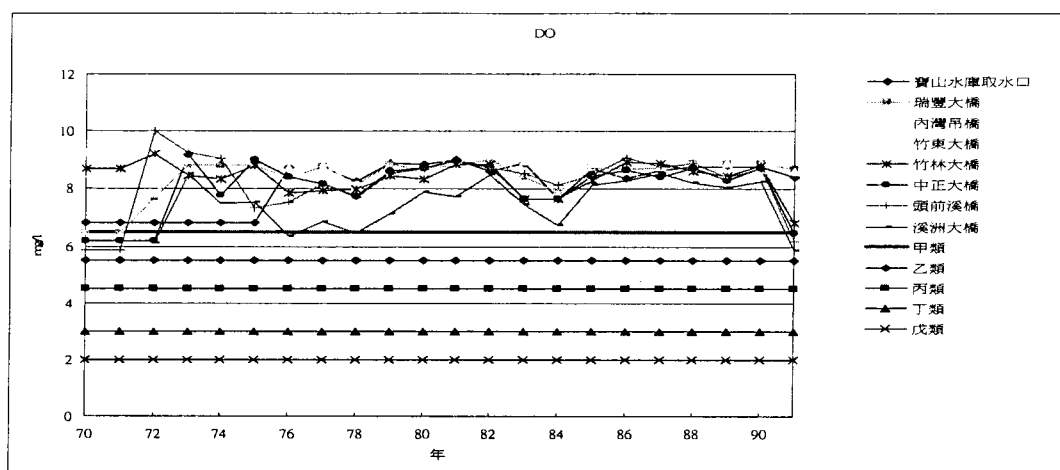


圖 7.1 頭前溪各測站歷年 DO 之水質變化

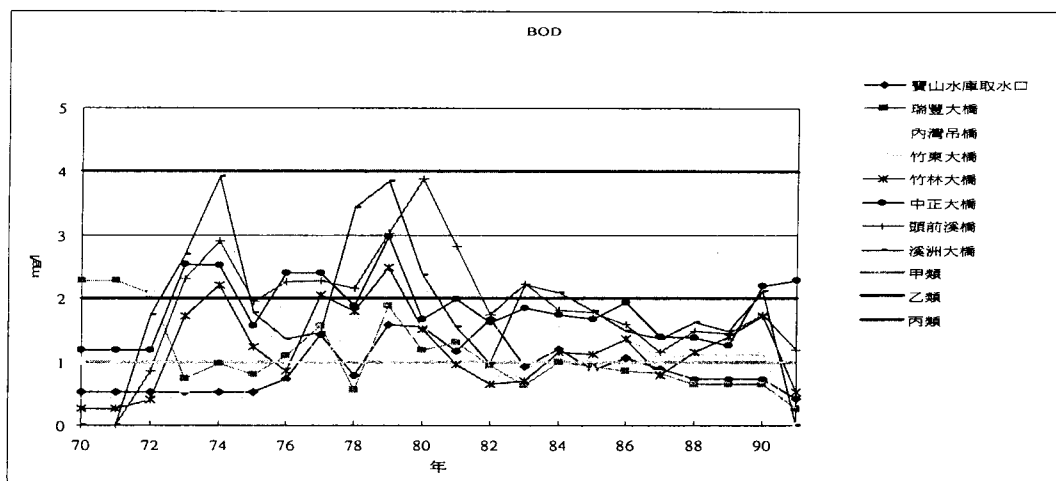


圖 7.2 頭前溪各測站歷年 BOD 水質變化

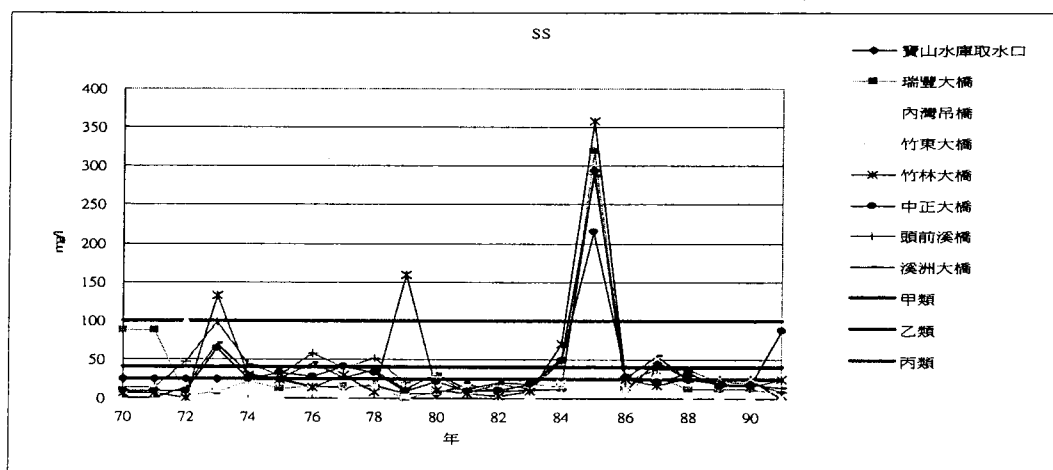


圖 7.3 頭前溪各測站歷年懸浮固體之變化情形

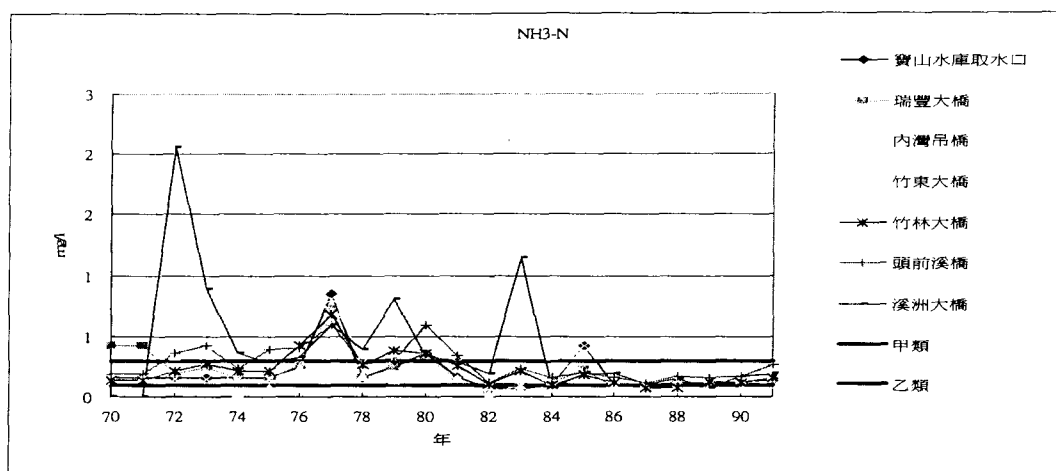


圖 7.4 頭前溪各測站歷年氮之變化情形

表 7.4 各測站水質之水質標準：

測站名稱	水質標準
寶山水庫取水口	甲類
瑞豐大橋	甲類
內灣吊橋	乙類
竹東大橋	乙類
竹林大橋	乙類
中正大橋	乙類
頭前溪橋	乙類
溪洲大橋	乙類

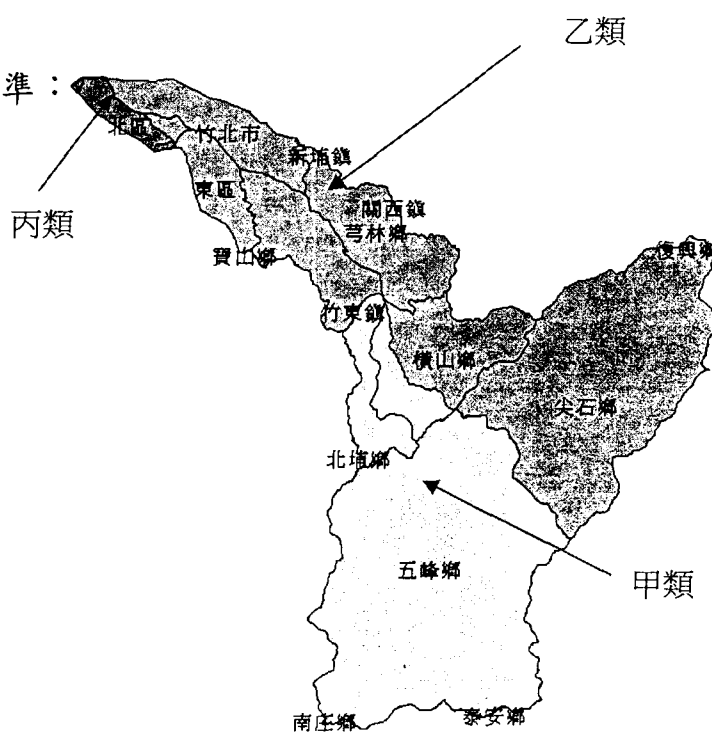


圖 7.5 頭前溪流經各鄉鎮之水質標準

集污區劃分

表 7.5 頭前溪流域集污區名稱及代號

集污區代號	集污區名稱
PT01	涌雅排水
PT02	關東六號橋
PT03	竹東排水
PT04	大隘排水
PT05	南河排水
PT06	那羅溪
PT07	花園溪
PT08	麥巴來溪
PT09	上坪溪分區
PT10	涌雅排水

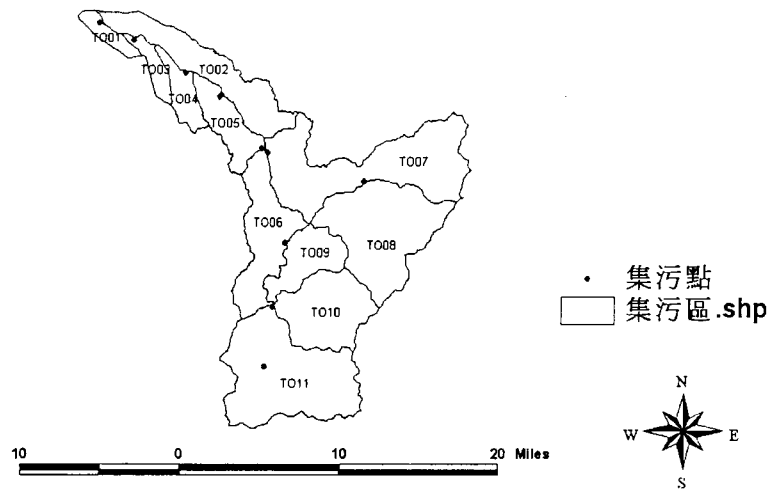


圖 7.6 頭前溪集污分區

河段劃分

QUAL2E 模式之計算方式是將整個流域依水理特性切割成若干河段，再將每一個河段分成等間距之計算元素，並假設在相同河段內之元素具有相同之水力特性及生物反應參數。本研究參考中鼎顧問所做報告（1998）劃分的河段。

頭前溪水質模式模擬範圍自頭前溪出海口起至其上游支流油羅溪的尖石大橋止共 36 公里，另其支流上坪溪於竹東大橋下游 1 公里左右匯入頭前溪主流，模擬長度為 17 公里。本次模擬配合「頭前溪及中港溪河川污染防治計劃可行性之檢討」報告中，對頭前溪所建立之水質模式的河段劃分，將頭前溪水系分成 10 河段，見圖 7.7，自第 IX 河段以下為感潮河段，第 I 至第 VIII 河段為非感潮河段。此 10 河段又分為 106 個格點，每個格點距離為 0.5 公里。各河段與排水系統及格點劃分圖如圖 7.7 所示。

河川污染量推估

頭前溪污染主要來源來自於市鎮污水、工業廢水、畜牧廢水、垃圾滲出水及農業迴歸水等。污染量推估之方法之架構前一章節已描述之，但由於目前蒐集資料有限尚無法完整推估河川污染情況，目前採取過去報告書所分析之結果作為評估資料，未來將蒐集完整資料後再行推估。因此本研究蒐集過去歷年相關報告書所推估之資料，由過去資料中整理頭前溪流域各地方所排放之污染量。下表便是過去報告所推估之污染量。

(1) 家庭廢水

每人每天產生污染量，以新竹市、竹北市和竹東鎮較高，每人每天產生 BOD 負荷為 48g~50g，其餘各鄉則介於 32~42g 之間。家庭廢水主要是依據各鄉鎮之人口以及每人每日單位生產量所推估，表 7.6 列出歷年報告中所採用之家庭污水單位生產量。表 7.7 則是本研究依據民國 89 年新竹統計年報中人口數量所推估之家庭污染量。

表 7.6 相關報告推估各鄉鎮家庭污水單位生產量

(鄉鎮別)	82 年 (1/人.日)	83 年 (1/人.日)	87 年 (1/人.日)	90 年 (1/人.日)	93 年 (1/人.日)	100 年 (1/人.日)
新竹市	262	265	270	275	282	300
竹北市	257	260	268	275	282	300
竹東鎮	256	260	268	275	282	300
橫山鄉	223	225	235	242	252	275
芎林鄉	216	220	231	242	252	275
尖石鄉	212	215	224	231	252	250
五峰鄉	175	180	190	198	205	225

資料來源：「頭前溪及中港溪河川污染防治計劃可行性之檢討」民國 79 年，「新竹縣水污染防治實施方案報告」民國 83 年，「頭前溪流域污染整治規劃」民國 84 年。

(2) 工廠廢水

可由新竹縣、市環保局之統計資料得知各事業列管之工廠數，而工業

廢水污染量推估，主要以列管事業單位之申報資料為主。污染產生量較大多屬於列管事業單位，故申報之廢水量及污染量應已佔工業廢水總量主要部分。未登錄則依作業手冊之各類事業廢水水質與單位面積廢水量建議值作為估算依據，推估目前頭前溪各鄉鎮工業廢污產生量。表 7.8 為民國 82 與 89 年新竹地區工廠家數統計結果。推估目前工業廢污產生量，可以河川流域內各集流分區之各類廠家數及用地面積，以單位面積廢水量與廢水水質資料推估工業廢水量及污染量，目前因缺少工廠面積資料故無法推估。表 7.9 為過去報告推估各鄉鎮之工業污染量，工業污染最嚴重地區為竹東鎮，其 BOD 污染量高達 1552kg/day。

表 7.7 新竹各鄉鎮家庭污水量及污染負荷量

鄉鎮別	人口數	家庭污水 單位生產量	污水量	BOD ₅
	人	(l/人.日)	CMD	(Kg/day)
竹北市	303501	275	83463	16693
竹東鎮	90145	275	24790	4958
橫山鄉	88062	275	24217	4843
芎林鄉	20744	242	5020	1004
尖石鄉	15007	242	3632	726
五峰鄉	8162	231	1885	377
總計	4740	198	939	188

* 本研究推估

表 7.8 新竹地區各鄉鎮工廠數量

集水區 (鄉鎮別)	工廠家數統計	
	82 年	89 年
新竹市	1880	1701
竹北市	251	360
竹東鎮	222	226
橫山鄉	53	54
芎林鄉	41	55
尖石鄉	0	0
五峰鄉	0	0
總計	2447	2396

資料來源：「新竹縣水污染防治實施方案報告」民國 83 年及自行整理

表 7.9 新竹地區各鄉鎮工業廢水污染量

集水區 (鄉鎮別)	工業廢水	
	污水量	BOD5
	CMD	(Kg/day)
新竹市	11883	1312
竹北市	5793	640
竹東鎮	14060	1552
橫山鄉	2934	324
芎林鄉	7739	854
尖石鄉	0	0
五峰鄉	0	0
總計	42409	4682

資料來源：「頭前溪流域污染整治規劃」民國 84 年。

(3) 畜牧廢水

根據新竹縣、市之統計年報得知各縣市豬隻數量，依據豬隻廢水量可以 25 升/頭.日計算，而每頭豬隻之污染濃度則以 BOD=100g/頭.日，推得民國 89 年新竹各地區畜牧廢水量如表 7.10。其中以竹東地區之污染量為最高。

表 7.10 新竹地區各鄉鎮畜牧廢水量

集水區 (鄉鎮別)	畜牧廢水				
	豬隻數 (隻)	單位污染量		廢水量	畜牧廢水量
		CMD	Kg/day	CMD	Kg/day
新竹市	2661	0.04	0.1	107.44	267.1
竹北市	1684	0.04	0.1	67.36	168.4
竹東鎮	7122	0.04	0.1	284.88	712.2
橫山鄉	5661	0.04	0.1	227.44	567.1
芎林鄉	3557	0.04	0.1	142.28	355.7
尖石鄉	265	0.04	0.1	10.6	27.5
五峰鄉	43	0.04	0.1	1.72	4.3
總計	18332	0.28	0.7	733.28	1833.2

* 本研究推估

(4) 整體之污染量

本研究所推估各行政區家庭、畜牧與工業污染量如表 7.11。污染量推估因所獲得之資料都是以行政區為單元，但水質模式評估時，是以集污區

為評估單元，一個集污區可能包含兩個鄉鎮，或一個鄉鎮中有兩個以上集污區，因此在推估上十分不易，目前尚無足夠資料可判斷各集污區之污染量，故在此以"建立台灣省河川流域性飲用水水源水質保護實施計畫"(1998)所推估之各集污區污染量如表 7.12，評估其污染傳輸情形以代入模式中，推估污染傳輸之反應矩陣。

表 7.11 新竹地區各鄉鎮總污染廢水量與 BOD 污染量

集水區 (鄉鎮別)	89 年廢水量(CMD)				89 年 BOD(kg/day)			
	家庭廢水	畜牧廢水	工業廢水	小計	家庭廢水	畜牧廢水	工業廢水	小計
新竹市	83463	107.44	11883	95,452	16693	267.1	1312	18,271
竹北市	24790	67.36	5793	30,650	4958	168.4	640	5,766
竹東鎮	24217	284.88	14060	38,562	4843	712.2	1552	7,107
橫山鄉	5020	227.44	2934	8,180	1004	567.1	324	1,894
芎林鄉	3632	142.28	7739	11,513	726	355.7	854	1,936
尖石鄉	1885	10.6	0	1,896	377	27.5	0	404
五峰鄉	939	1.72	0	941	188	4.3	0	192
總計	83463	733.28	42409	126,605	16693	1833.2	4682	23,208

*本研究推估

表 7.12 各集污區各類污染之 BOD 污染量

集污區編號	集污區名稱	家庭污水 公斤/天	工業廢水 公斤/天	畜牧廢水 公斤/天	垃圾滲出水 公斤/天	非點源污染 公斤/天	總計 公斤/天	總廢水量 公噸/天
TO1	東大排水	509.18	2.7	27.5	0	14.82	553.2	5914.64
TO2	炭下排水	2670.35	253.38	860.5	0	182.66	3967.89	59240.51
TO3	滿雅排水	1140	391.84	119.1	0	34.01	1684.95	17663.59
TO4	關東六號橋	593.33	0.3	351.6	0	44.02	989.25	12051.57
TO5	竹東排水	1882.12	28.35	491.9	0	67.36	2469.73	30003.87
TO6	大隘排水	817.94	57.48	214.4	0	81.02	1169.84	10004.1
TO7	南河排水	549.03	128.25	741.8	0	77.86	1495.93	17815.29
TO8	那羅溪	89.72	0	11.2	67.1	1.97	169.99	522.99
TO9	花園溪	32.52	0	0.1	0	27.83	60.45	570.23
TO10	麥巴來溪	7.34	0	0	0	75.8	82.14	29.41
TO11	上坪溪分區	61.49	0	0.2	0	144.01	205.69	285.42
	總計	8351.01	862.29	2817.3	67.1	750.37	12848.06	154101.6

資料來源："建立台灣省河川流域性飲用水水源水質保護實施計畫"(1998)，台灣省政府環境保護處

(五) 水理調查

頭前溪各河口段之水力參數，如下表 7.13。表中 a、b、c、d 值為，水理模式中 $V=aQ^b$ ， $H=cQ^d$ 之參數值，V 為平均流速 (m/s)，H 為平均水深 (m)，Q 為流量 (CMS)。

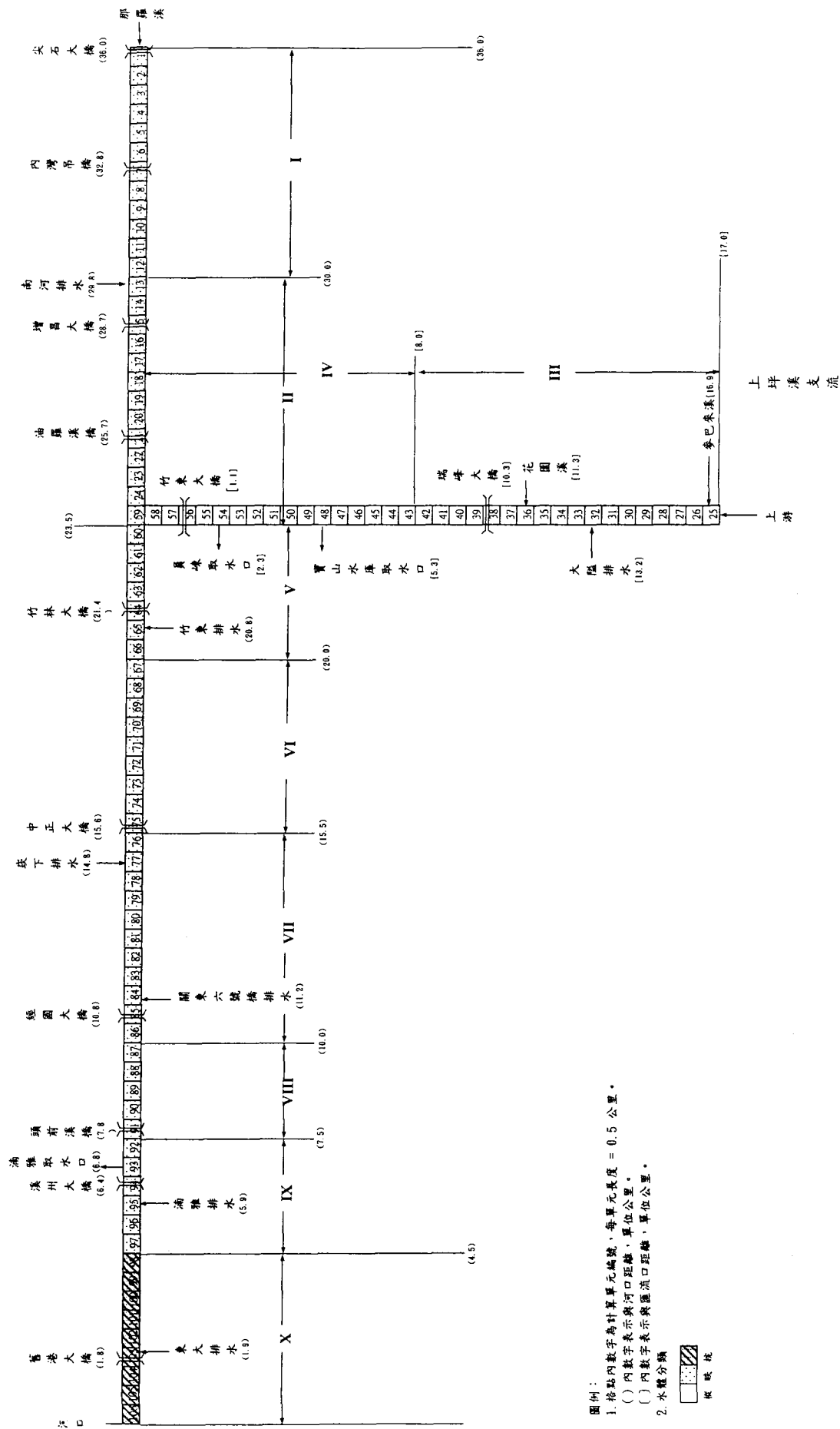
表 7.13 頭前溪各河段水力參數

河段	河段名稱	a	B	c	d
I	竹東大橋	0.478	0.331	0.24	0.364
II	油羅溪橋	0.278	0.331	0.14	0.364
III	竹東排水	0.289	0.331	0.135	0.364
IV	炭下排水	0.061	0.417	0.62	0.209
V	六號橋排水	0.54	0.35	0.532	0.4
VI	滿雅排水	0.9	-0.234	0.25	0.5
VII	東大排水	0.91	-0.234	0.25	0.377

資料來源：頭前溪及中港溪河川污染防制計畫可行性之檢討，1990

(六) 設計溫度與設計水溫

設計流量之推估：選取設計流量一般採用的方法有二種：一為以 n 年發生一次之連續 7 日平均最小流量法；另一為流量延時曲線法。台灣地區河川因雨量集中於夏季，冬季枯水期幾無流量，故不適用第一種方法，根據過去研究中「頭前溪及中港溪河川污染防治計畫可行性之檢討」亦是採用第二種方法，故本研究進行水質模擬時，將採取以 75% 枯流量為準。各河段之設計流量亦即採用流量延時曲線 75% 的枯流量為準。頭前溪各流量站所推估的 Q_{75} 如圖 7.8～圖 7.11。設計溫度則參考過去報告以 25.4℃ 為原則。



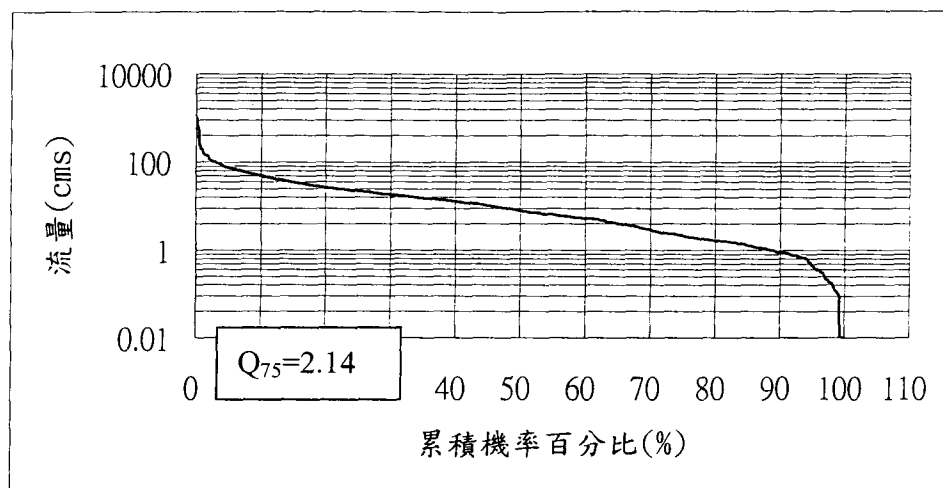


圖 7.8 經國大橋站流量歷時曲線圖

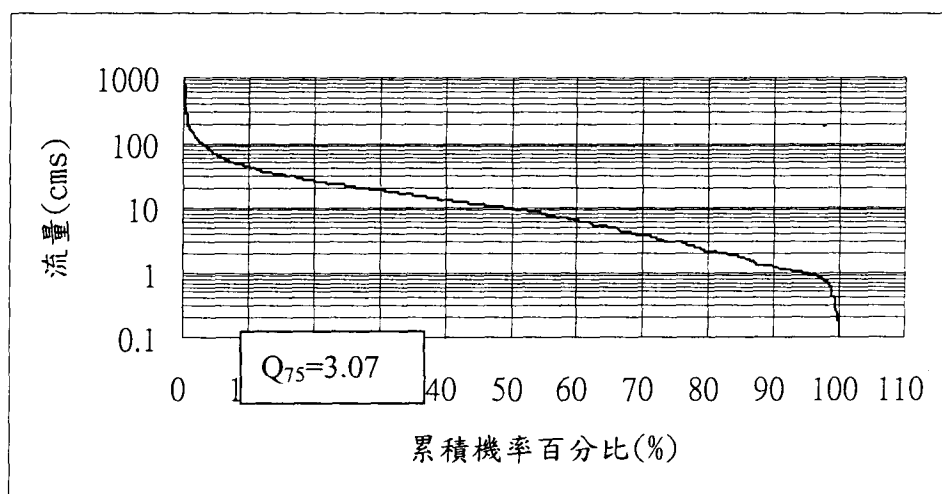


圖 7.9 竹林大橋站流量歷時曲線圖

資料來源："建立台灣省河川流域性飲用水水源水質保護實施計畫" (1998)

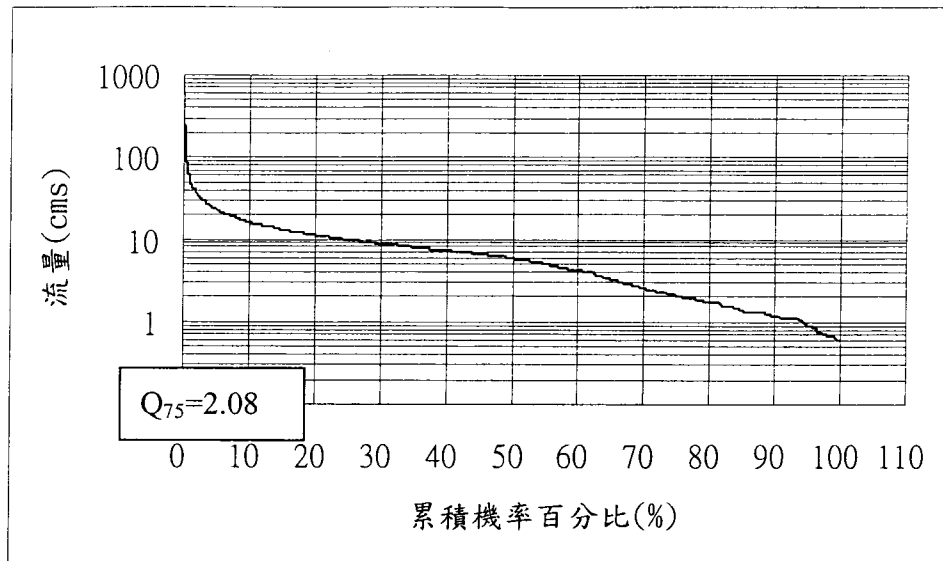


圖 7.10 內灣站流量歷時曲線圖

資料來源："建立台灣省河川流域性飲用水水源水質保護實施計畫" (1998)

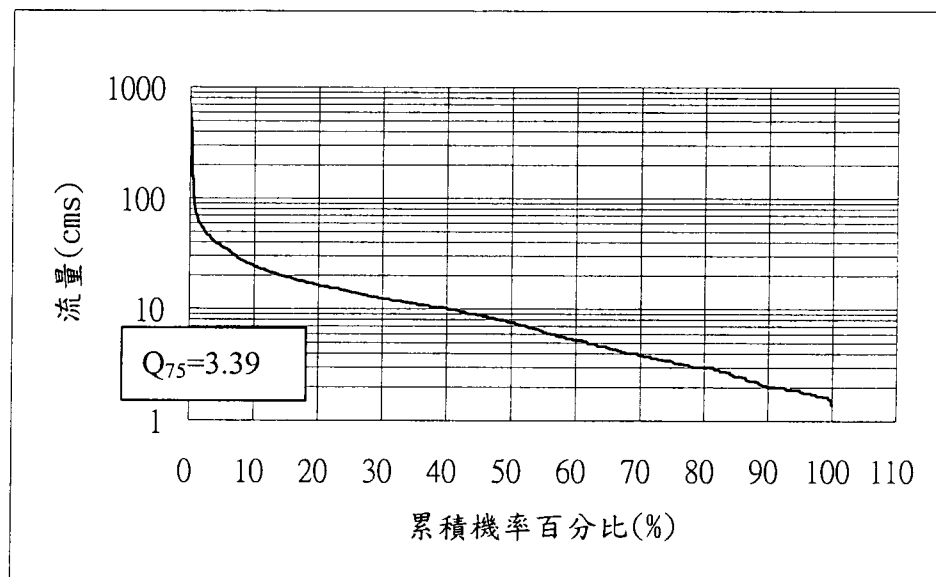


圖 7.11 上坪站流量歷時曲線圖

資料來源："建立台灣省河川流域性飲用水水源水質保護實施計畫" (1998)

(七) QUAL2E 模式中各項水質參數

表 7.14 頭前溪各河段之水質參數率定表

河段 \ 參數	BOD		NH ₃ -N			
	K ₁	K ₃	有機氮分解 速率 β_3	有機氮沉降 速率 σ_4	氨氧化 速率 β_1	亞硝酸氧化 速率 β_2
I	0.2	1.0	0.1	0.1	0.8	2.0
II	0.3	1.0	0.1	0.1	0.8	2.0
III	0.2	1.0	0.1	0.1	0.8	2.0
IV	0.3	1.0	0.1	0.1	0.8	2.0
V	0.3	1.0	0.1	0.1	0.6	2.0
VI	0.3	1.0	0.1	0.1	0.6	2.0
VII	0.2	0.5	0.1	0.1	0.6	2.0
VIII	0.2	0.5	0.1	0.1	0.4	2.0
IX	0.2	0.5	0.1	0.1	0.4	2.0
X	0.3	0.5	0.1	0.1	0.4	2.0

資料來源："建立台灣省河川流域性飲用水水源水質保護實施計畫" (1998)，台灣省政府環境保護處

(八) 各河段之涵容能力與流達率

表 7.15 頭前溪流域各集污區之涵容能力與流達率

集污區編號	集污區名稱	水體分類	流達率	BOD		
				流達量	允許排入量	去除率
				kg/day	kg/day	%
TO11	上坪溪分區	甲	0.08	52.55	17	15
TO10	麥巴來溪	甲	0.1	248.13	8	6
TO9	花園溪	甲	0.2	783.5	15	18
TO8	那羅溪	乙	0.37	64.3	76	47
TO7	南河排水	乙	0.14	790.31	119	36
TO6	大隘排水	甲	0.26	381.37	247	35
TO5	竹東排水	乙	0.22	187.74	453	43
TO4	關東六號橋	乙	0.06	87.43	38	41
TO3	湳雅排水	丙	0.29	18.13	580	26
TO2	崁下排水	乙	0.05	8.21	166	33
TO1	東大排水	丙	0.02	20.57	49	7
	總計/平均			2641.26	1769	34

資料來源："建立台灣省河川流域性飲用水水源水質保護實施計畫" (1998)，台灣省政府環境保護處與本研究整理

(九) 各河段反應矩陣

表 7.16 為利用水質模式所推估得之污染反應矩陣，表中橫向為集污區分區，TO-11 為上游之集污區，TO-1 則為最下游，縱向為分割之河段，河段一為最上游，河段十則是下游，其中河段三與四為頭前溪支流上坪溪，支流河段一而表中每一格的值為單位 BOD 排入量之濃度變化，往後只需將環評計畫案依其所在位置加入各集污區之污染排放量中，在乘上各河段之反應係數，便可得知該污染量對各河段水質造成之累積性影響。

表 7.16 頭前溪各河段與分區之污染傳輸反應矩陣

集污區 格點	TO-11	TO-10	TO-09	TO-08	TO-07	TO-06	TO-05	TO-04	TO-03	TO-02	TO-1
河段 1 起點	0	0		5.44	0	0	0	0	0	0	0
河段 1 終點	0	0		4.3	0	0	0	0	0	0	0
河段 2 起點	0	0		3.26	4.22	0	0	0	0	0	0
河段 2 終點	0	0		2.46	3.19	0	0	0	0	0	0
河段 3 起點	4.76	4.76	3.38	0	0	3.7	0	0	0	0	0
河段 3 終點	2.81	2.81	3.17	0	0	3.07	0	0	0	0	0
河段 4 起點	2.77	2.77	3.13	0	0	3	0	0	0	0	0
河段 4 終點	2.1	2.1	2.37	0	0	2.28	0	0	0	0	0
河段 5 起點	0.26	0.26	0.29	2.13	2.75	0.28	0	0	0	0	0
河段 5 終點	0.21	0.21	0.24	2.1	2.27	0.23	3.36	0	0	0	0
河段 6 起點	0.2	0.2	0.23	1.75	2.16	0.22	0.1	3.31	0	0	0
河段 6 終點	0.09	0.09	0.11	1.67	1	0.1	1.45	0	0	0	0
河段 7 起點	0.09	0.09	0.1	0.77	0.96	0.06	1.39	5.16	0	0.01	0
河段 7 終點	0.05	0.05	0.06	0.74	0.55	0.06	0.8	5.05	0	4.29	0
河段 8 起點	0.05	0.05	0.06	0.42	0.54	0.05	0.79	5	0	4.25	0
河段 8 終點	0.05	0.05	0.06	0.42	0.53	0.05	0.77	4.86	0	4.13	0
河段 9 起點	0.05	0.05	0.05	0.41	0.52	0.05	0.77	4.82	4.88	4.1	0
河段 9 終點	0.04	0.04	0.05	0.36	0.46	0.05	0.67	4.23	4.84	3.6	0
河段 10 起點	0.04	0.04	0.05	0.35	0.45	0.04	0.66	4.16	4.7	3.54	0.01
河段 10 終點	0.04	0.04	0.04	0.31	0.4	0.04	0.58	3.68	4.2	3.13	4.53

資料來源："建立台灣省河川流域性飲用水水源水質保護實施計畫" (1998)，台灣省政府環境保護處與本研究整理

(十) 環評開發案

由於目前蒐集之環評案件資料庫，多數環評報告書中缺少無詳細之位置（東經與北緯座標）與施工中、營運中可能排放之污染量（BOD），環評案件中無記載上述等資料，便無法評估環評開發案在縱向累積性衝擊情形。目前建立的資料庫中位於頭前溪流域之環評案件只有十個案件，如表 7.17，其中以環評報告書編號為 HC-004 所排放的廢水量為最高，各環評開發案按其所在位置如圖 7.12，環評開發案中位於頭前溪集污區之案件只有五筆，如表 7.18。歷年環評案的營運時之 BOD 與 SS 濃度如圖 7.13，可看出頭前溪流域在民國 90 通過的環評開發案所排放之污染量為最高。

表 7.17 頭前溪流域歷年環評開發案

ID	環評編號	通過年度	開發行為名稱	開工日期	完工日期	營運中廢水量 (CMD)	承受水體	營運中 BOD (mg/l)	營運中 SS (mg/l)
1	EPA-490	82	新竹市垃圾資源回收廠期中報告	80	81		頭前溪	20	20
2	EPA-224.4	84	中山高速公路楊梅至新竹段			462	頭前、鳳山溪	80	80
3	EPA-145	87	天鵝堡遊樂園環境影響差異分析報告			376	頭前溪	50	50
4	EPA-447	88	台裕化學製藥廠股份有限公司振興經濟方案工廠批鄰地變更計畫				頭前溪	220	220
5	HC-015	88	原料藥 CMP 先導廠	86	87	250	頭前溪	4	2
6	HC-022	89	茂德科技股份有限公司晶圓廠擴增產能計畫			3007	頭前溪	25	25
7	HC-044	90	光磊科技股份有限公司、連勇科技股份有限公司二廠興建環境影響說明書		90	1600	頭前、客雅溪	300	300
8	HS-007	90	竹東鎮林醫院附設護理之家				頭前溪		
9	HC-0.45	83	臺灣省交通處公路局台灣地區西部走廊東西向快速公路建設計畫南寮竹東線環境影響說明書	82	89		頭前溪		
10	HS-003	88	新竹市隆恩段地號 355.385 等二筆丁種建築用地變更為同區甲種建築用地案				頭前溪		

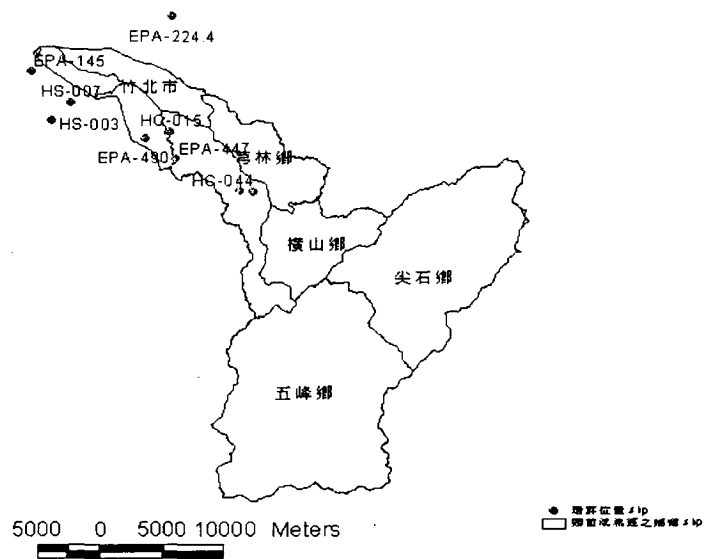


圖 7.12 新竹地區各環評開發案所在位置

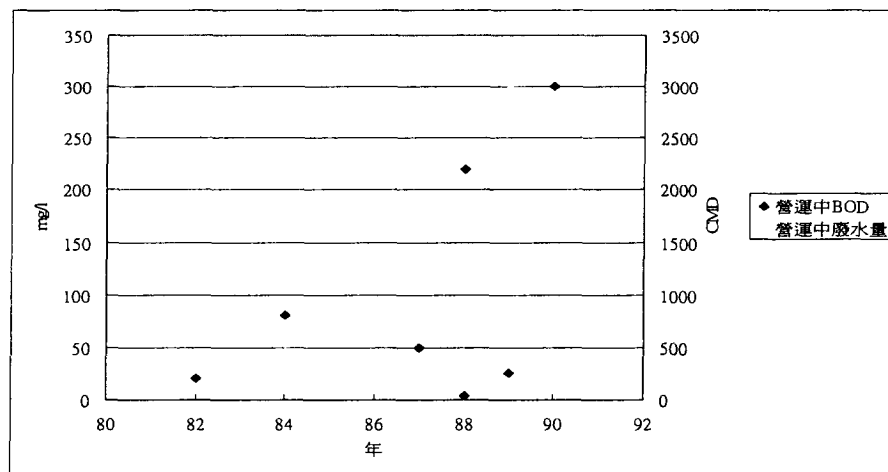


圖 7.13 頭前溪地區開發案所排放之污染量

表 7.18 位於頭前溪集污區之環評案件

分區 編號	分區名稱	編號	通過 年度	開工 日期	完工 日期	E	N	營運中 廢水量	營運中 BOD
4	竹東排水	HC-044	90		90	250076	2741657	1600	300
		HC-045	83	82	89	258746	2737028		
5	關東橋與	EPA-447	88			252109	2742204		220
	六號橋	HC-015	88	86	87	244125	2744703	250	4
6	湳雅排水	EPA-490	82	80	81	240996	2747395		20

將表 7.17 中各開發案之 BOD 濃度乘上所屬區域之流達率，再帶入前述之反應矩陣中，加上非環評開發案之污染量（家庭、工業與畜牧），便可得知環評案在河川各河段造成污染累積之情況。表 7.18 為環評案件加入後，對各河段原有之污染量加上環評開發案的污染排入量，在各河段污染傳輸情形，最後一個欄位便是各河段之累積性衝擊。

圖 7.14 表示各河段水質標準，以及加入環評案件之前後，其污染排放量情形，由圖中可知，再未加入環評案，一般污染（家庭、工業與畜牧）大致上各河段是符合水質標準，因環評案件中只有兩筆資料有完整廢水量與 BOD 之濃度值可評估，其中一筆資料濃度相當低（4mg/l），廢水量又不高的情況下，加入河川水質污染評估時，其所造成的污染變化並不明顯，因此圖 7.15 中只加入環評案中廢水量為 1600CMD 且 BOD 濃度為 300mg/l 之污染量，此環評案加入不但造成該河段（格點 65-68）污染超出水質標準，且污染傳輸至下游河段，使得下游河段造受到累積性衝擊使污染濃度增加，對於格點 77 至 94 段，因原本污染量就較低所以並無超出水質標準，但對格點 95-97 段而言，上游的開發案造成原本不會超過水質標準的河段，變成不符合水質標準，未來則需依據管理策略要求已營運之環評開發案削減其污染量，其污染消減可以單位面積可排放之污染量管理方式，做為污染削減之依據。

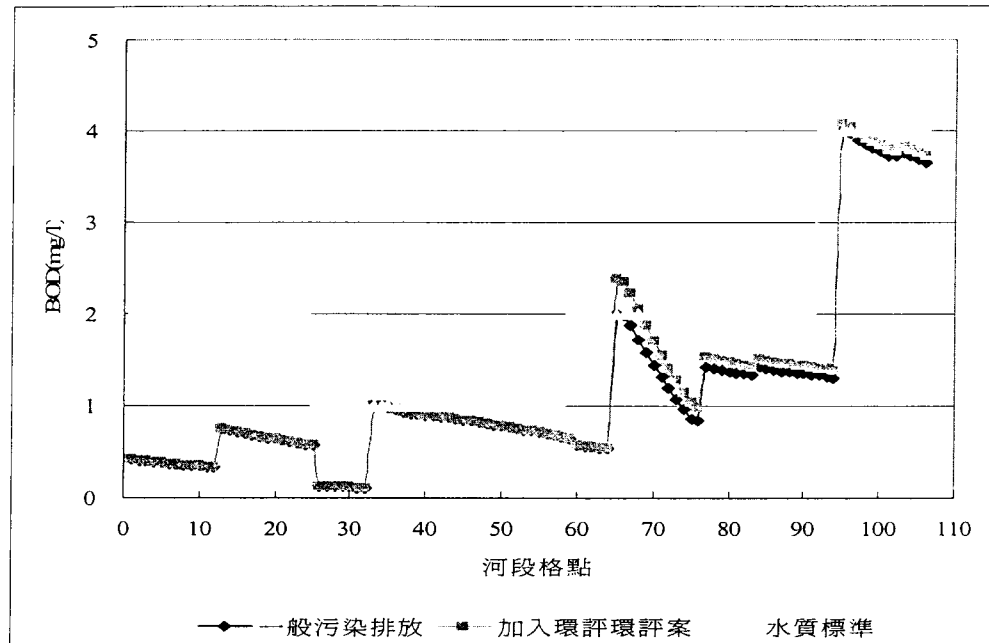


圖 7.14 頭前溪環評案件對各河段水質造成之累積性衝擊

7.2 水資源

7.2.1 頭前河流域概況

頭前溪是新竹第一大河，發源於霞喀羅大山，流經新竹縣與新竹市，於新竹市竹北市的南寮入臺灣海峽，幹流長 63.40 公里，流域面積 565.97 平方公里，計畫洪水量 11,200 立方公尺/秒，平均比降為 1：28，其主要支流有油羅溪與上坪溪，流經之行政區域包括新竹縣尖石鄉、五峰鄉、關西鎮、橫山鄉、竹東鎮、芎林鄉、竹北市和新竹市等，如表 7.19。流域之地勢傾斜，源流短促，故水流湍急，夏季則山洪驟至，氾濫田園，冬季則常河床乾涸。

頭前河流域內有新竹農田水利會，灌溉面積約為六千六百一十八公頃，轄區內並無水庫或埤塘及蓄水池，完全依靠河川引水灌溉，灌溉水源為引用頭前溪、鳳山溪、客雅溪地表逕流之自然水為主，各溪設立臨時攔水埤頭或興築永久攔河堰，攔取水源至各圳引灌或以動力抽取地下水及地面水做為輔助水源。

灌區農田位於頭前溪、鳳山溪流域兩側，因頭前溪灌區以南，及鳳山溪灌區以北地形較高，故上游農田灌溉滿足後，所餘水量迴歸排入溪流，再供下游各段攔河堰取水灌溉，此外兩溪水量亦可相互調配支援，互補豐枯，以達到充分利用水資源。

流域範圍內有上坪攔河堰、隆恩圳攔河堰、操樹排攔河堰等水利設施，提供流域內所需水源。另有寶山水庫及興建中的寶二水庫。

表 7.19 頭前溪資料一覽表

地理 位置	發源地	上坪溪：雪山山脈鹿場大山（標高 2,616 公尺） 油羅溪：李棟山（標高 1,913 公尺）	主流長度	63.03km
	入海口	新竹市南寮附近	河床平均坡降	1/190
	主要支流	上坪溪、油羅溪	流域面積	565.94 km ²
	平地面積	約 187km ²	山地面積	約 379 km ²
	流經行政區	新竹縣：芎林鄉、竹北鄉、竹東鎮、橫山鄉、五峰鄉、尖石鄉、新竹市		

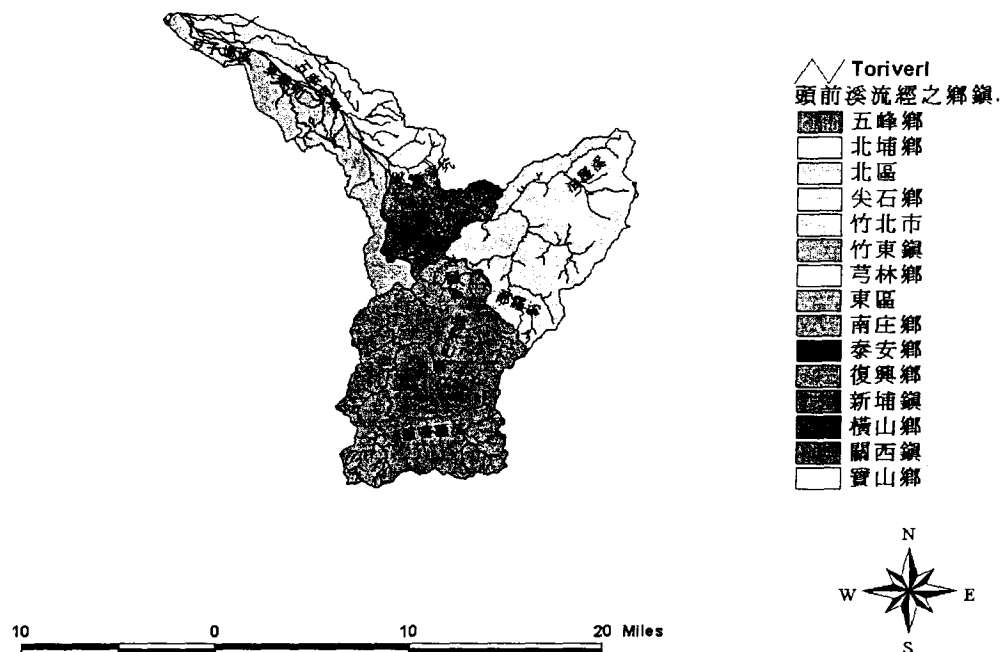


圖 7.15 頭前溪流域

7.2.2 水利設施簡介

1. 寶山水庫

本水庫係一離槽水庫，水源係利用頭前溪之支流上坪溪豐水期或雨季之逕流量於竹東鎮軟橋里竹東圳入口處設攔河堰引水，經竹東圳導水入水庫儲存，水庫位置在頭前溪支流，柴梳溪上游〔寶山鄉山湖村〕，距新竹市約十六公里，主要供應新竹科學園區之工業用水，及地方民生用水，灌溉用水。

集水面積 3.20 平方公里，正常蓄水位標高 141.60 公尺，最高洪水位標高 142.8 公尺，總蓄水量 5,470,000 立方公尺，計畫有效蓄水量 5,350,000 立方公尺。

2. 寶山第二水庫

寶二水庫位於新竹縣寶山鄉。主壩最大設計壩高為 56 公尺（壩頂至壩基），其設計高程為 154 公尺，滿水位蓄水高程為 150 公尺，最高洪水位蓄水高程為 151.2 公尺；主壩壩頂道路寬為 10 公尺，全長為 322 公尺的中央不透水心層分區滾壓土石堆填壩。建壩的主要目的是提供並配合未來新竹科學園區及鄰近地區的自來水需求，寶二水庫係採越域引水方式集水，因此本身之集水面積不大，總設計蓄水量為 3200 萬立方公尺。

7.2.3 供水系統簡介

如表 7.20 所示，新竹地區以頭前溪水系作為引水水源之供水系統包括新竹、竹東及內灣三個系統，其合計總設計出水量共約 40 萬 CMD，另苗栗地區之東興淨水廠亦支援 12 萬 CMD 之清水，因此在原水充分供應之前提下，頭前溪水系部分共可供應約 52 萬 CMD 之清水，以滿足下游生活及

工業用水之需求，其相關之水資源系統如下圖所示。

供水區域部分，新竹、竹東及內灣三個系統負責供應新竹市、香山區（含 44 村落）、竹北市（20 公里）、寶山（大崎、雙溪村）、竹南（公義里）、湖口（九村落）、新豐（36 村落）、竹東鎮及（橫山鄉）內灣、九芎坪、油羅地區之生活用水；並負責供應新竹科學園區一、二、三期及新竹市南溢段工業區之工業用水需求。

需水量部分，新竹、竹東及內灣三個系統所負責供應之新竹科學園區一、二、三期及新竹市南溢段工業區之工業用水需求量在民國 90 年總共約為 14 萬 CMD，至民國 100 年則預估將成長至 25 萬 CMD。截至最近之紀錄資料顯示，目前之出實際水量約為 29 萬 CMD，供應標的包含生活用水及工業用水，並考慮售水率所造成之影響。

表 7.20 新竹地區淨水設備一覽表

供水系統	淨水廠名稱	設計出水量 (CMD)	水源	取水工
新竹系統	第一	89,000	頭前溪	隆恩堰
	第二	160,000	頭前溪	
	湳雅	40,000	頭前溪	
	寶山	80,000	上坪溪	寶山水庫
竹東系統	員堉	30,000	上坪溪	竹東圳
內灣系統	內灣	720	油羅溪	

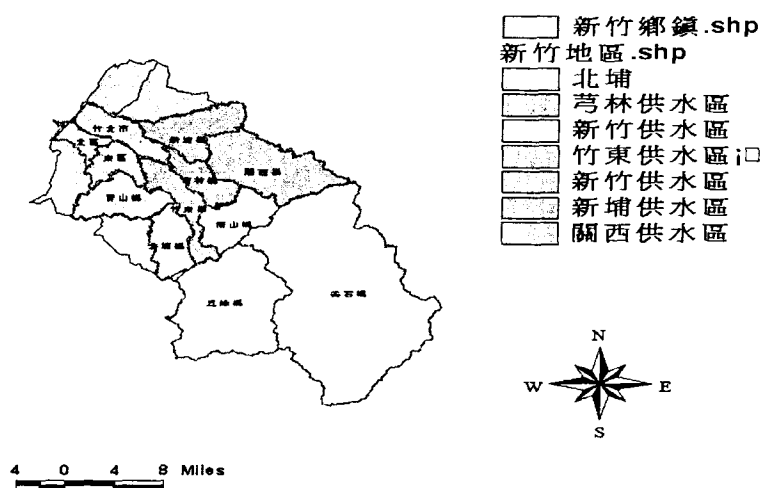


圖 7.16 頭前河流域水資源供水分區

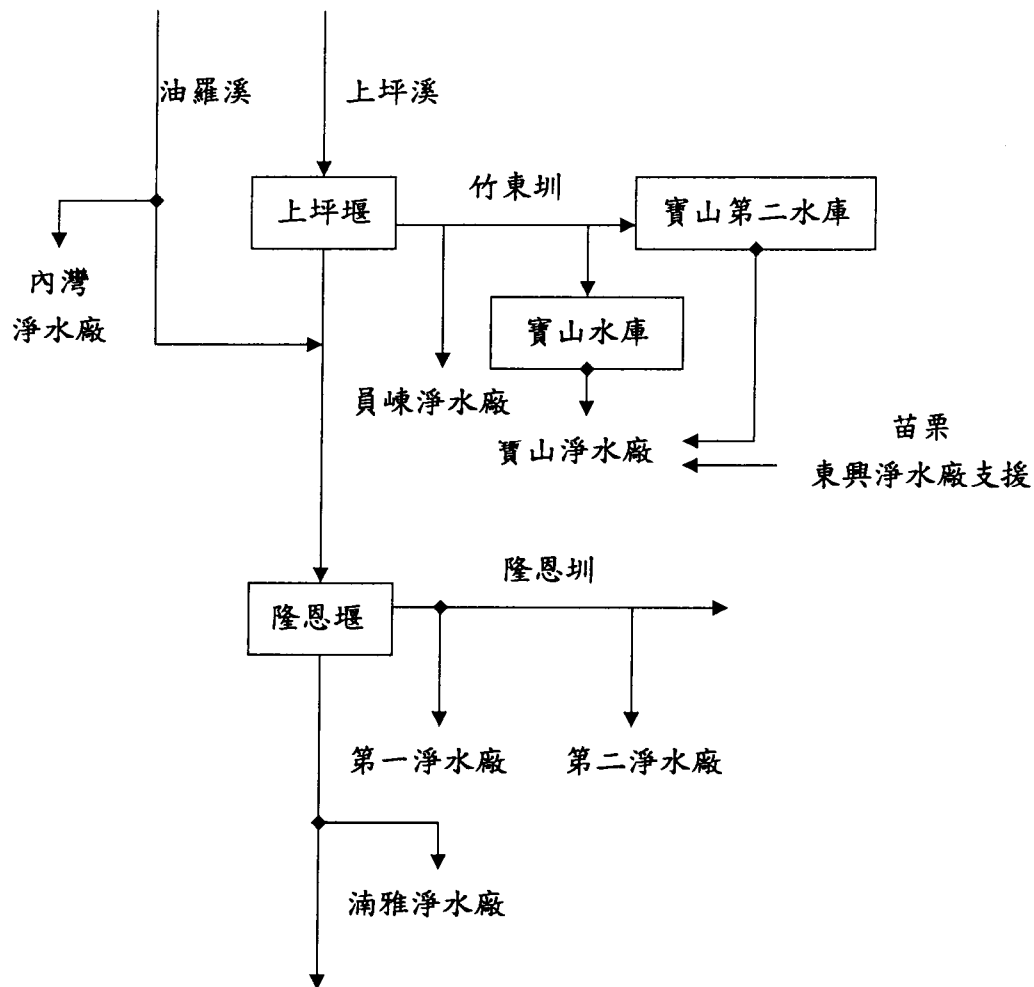


圖 7.17 頭前溪流域水資源系統圖

7.2.4 水資源供需分析

按目前之用水預測趨勢可以得知，新竹地區之生活用水需求將自民國 90 年之 21 萬 CMD 增加至民國 100 年之 29 萬 CMD；工業用水則將自民國 90 年約 20 萬 CMD 增加至民國 100 年約 34 萬 CMD；農業灌溉用水則預計將維持在 63 萬 CMD。因此就清水需求而言，其總需水量將自目前約 41 萬 CMD 增加至 63 萬 CMD。再加上農業灌溉之用水需求，因之新竹地區之原水總需求量將自目前之 104 萬 CMD 增加至 126 萬 CMD。

若以河川流域觀之，本研究關心重點之頭前溪流域，其生活用水需求將自民國 90 年之 20 萬 CMD 增加至民國 100 年之 26 萬 CMD；工業用水

則將自民國 90 年約 17 萬 CMD 增加至民國 100 年約 24 萬 CMD；農業灌溉用水則預計將維持在 46 萬 CMD。因此就清水需求而言，其總需水量將自目前約 37 萬 CMD 增加至 50 萬 CMD。再加上農業灌溉之用水需求，因之新竹地區之原水總需求量將自目前之 83 萬 CMD 增加至 106 萬 CMD。

頭前溪流域原水供應部分，自隆恩堰與寶山水庫進行聯合營運後，將可供應約 37 萬 CMD 以滿足目前生活、工業用水之需求量，然若欲滿足民國 100 年生活、工業用水之需求量，以目前之水資源運用方式便有所不足，在維持現有各用水方式的前提下，則需新建寶山第二水庫，並與現有之寶山水庫、隆恩堰進行聯合營運，如此之可供水量將增加至約 65 萬 CMD，且滿足民國 100 年之生活、工業用水需求。而如果寶山第二水庫未如期完工，或因某不可抗拒因素而無法順利興建，則在可供水量無法有效增加下，便需改變現有水資源運用方式以解決用水不足之問題，其中並以農業用水移用最廣為討論，如沿用此方式，只要藉由部分農地休耕或更改土地利用方式，釋出約 15 萬 CMD 之農業用水，便可有效解決原水不足之問題。

然而，要順利滿足下游清水之需求，除有充裕之原水外，亦需有足夠之淨水設備，方可將所有之原水淨化為可供使用之原水。新竹、竹東、內灣供水系統之設計出水量共有約 40 萬 CMD 之能量，而其目前之出水量約為 37 萬 CMD，意即其尚有約 3 萬 CMD 之剩餘能量可供應其負責供水區新增之用水需求。若新增之用水需求超過 3 萬 CMD，因淨水設備能量之不足，則將造成缺水之風險；相較生活、工業用水在民國 100 年後將較目前增加約 13 萬 CMD，即使可調配出相對應足夠之原水量，但受限於淨水廠設備處理能量之限制，仍將造成清水量約 10 萬 CMD 之不足。

由此可知，在進行土地使用規劃時，可用水量亦當列入考慮為一總量管制之重要限制因素，而所謂之可用水量不單單為未經處理之原水，亦需

同時考慮相關淨水設備所產生之限制。因此就整體之水量之總量管制觀之，我們所需進行之流程應為，在考慮河川可開發、農業可移用水量時，亦需同時考慮現有自來水系統設備之可淨水能量，及相關環境限制下所可能增加之淨水設備和開發時程，得出實際可增加之供水量後，再據此決定土地開發方式及開發之規模。由此觀念出發，當可適當並充分應用水資源並滿足產業之發展，避免發生非預期之缺水風險，達到永續發展之目的。

第八章 結論與討論

本研究屬於「永續發展中程計畫—環境保護領域之規劃」研究議題中第四個研究議題：**政策環評與永續發展特性之探討**。政策環境影響評估之主要宗旨是希望在較高決策層級即分析決策與替代方案是否會影響永續發展。環境承载力與累積性影響評估為確保環境永續性之重要分析項目，因此在政策環評中就必須將兩個主要評估特性納入。

在第一章中本研究針對永續性、政策環評、環境承载力、累積性影響評估等做一觀念性介紹與引言；在第二章中就分別針對後三者國內外相關文獻進行回顧與分析，永續性與永續發展之相關文獻已在過去報告中回顧，因此本報告並未再贅述，從國內外相關文獻歸納可知，不超過環境承载力為永續性評量準則已有相當共識，而且衝擊之影響必須考量空間之累積與時間上包括過去、現在、及未來之累積影響。藉由高層決策之政策環評以確保永續發展也是國際共同所採取之手段，惟相關評估方法之清楚界定則仍然有限。如國內政策環評是透過評估矩陣進行定性評估，各項評估亦缺乏標準評量方法，並且未清楚界定與永續發展之關係，因國內真正推動之政策環評案件了了可數，國內政策環評實有改善之空間。

本研究規劃執行期程為四年，本報告所呈現為第一年之初步成果。分別如前所言政策環評在確保永續發展，而永續發展之精髓在累積影響不超過環境承载力。第三章中以水質與水量為例，說明影響環境承载力與累積性影響之因素與其評估方法之建立，並進一步說明如何應用於環境管理或計畫性環境影響評估（EIA）。在本報告中以河川水質與水資源利用為例進行說明，相同方法與原則可應用於其他子計畫之研究面向。第四章先介紹了國內政策環評及其評估方法，然後利用第三章分析因子提出分析矩陣架

構修正之初步建議，使定性之政策環評可與永續發展之觀念結合，並作為是否進一步進行量化分析之判斷準則。

第五與第六章為模式發展之基本工具說明，包括利用系統動力模式分析環境承载力，及利用多目標規劃解決整合型評估過程不同目標間之衝突。正式評估模式在第一年研究成果中尚未呈現，將在後續研究中陸續完成。第七章為配合環保署有關累積性影響評估之研究計畫，以頭前溪為例進行第三章敘述方法應用之研究成果，並說明如何以政策環評評量結果作為計畫環境影響評估之依據。相同方法或精神可望推廣至其他資源與污染面向，期待未來建立整合性之評量系統。

政策環評除了確認環境之直接影響外，尚必須分析因環境衝擊進一步導致之社會與經濟之影響，並將其納入政策決策系統中。SEA 並不只是評估政策對環境之影響，更重要是如何協助將環境之思考整合於決策過程中，因此 SEA 結束點不在對政策進行一次評估，反而應為一遞迴過程：評估結果提供決策修正；政策修正後再進行 SEA。此外，甚至在低層計畫影響評估回饋於修正政策後，SEA 仍須進行，包括評估項目之修正。然此種種如何整合於本研究群體未來成果有待後續再進行探討。

評估可能之環境承载力後，如何考慮永續性效率與公平性，如何將環境承载力合理分配予各開發計畫，為另一研究重要課題。然政策所引發未來有何計畫在方案階段並不明朗，此為此項工作之挑戰，是否為 First come, first service? 均需進一步決定。本報告中建議利用土地利用屬性方式來進行管理，將環境污染承载力分配於土地，取得土地即取得承载力之分配，何時取得即何時獲得分配，可合理考慮開發計畫在不同時間軸產生之累積性影響不超過承载力。同時承载力交易可藉由土地買賣取得，而不需另成立承载力交易市場，簡化操做機制。未來期望包括水量、土壤、空氣污染

等各面向均可將承载力分配於土地，成為單位面積之屬性。當上述環境承载力評估與分配公平性準則訂定，則 SEA 評估結果可為 EIA 之限制，或初步評估，當計畫違反 SEA 訂定準則，除非有替代方案，否則不必再進一步推動 EIA 即可停止該計畫；相反許多 EIA 共同項目可提升至 SEA，可簡化 EIA 過程與時程。

本計畫預計期程為四年，本年度（第一年）研究工作注重於政策環境影響評估與永續發展間觀念之釐清，並探討建立評量系統之方法與相關問題，未來工作，除了更完整建議政策環評評估矩陣之修改方式及標準評估流程，並其透過系統動力模式與多目標規劃建立整合性量化評估模式。

References

1. 水質監測整合河川底質調查研究計畫，行政院環保署委成大環境研究中心執行，1997，EPA-86-L104-09-07。
2. 林威，1996，「以污染總量管制與土地適宜特性的觀點探討山坡地水源水質水量保護區土地分級分區使用---以南化水庫集水區為例」，國立成功大學都市計劃學系碩士論文。
3. 河川底質監測調查技術研究期中報告，清華大學原子科學技術發展中心環境專業實驗室，1999。
4. 邱俊雄，1995，「多目標決策應用於河川總量管制優先施行區域之評選」，淡江大學水資源及環境工程所碩士論文。
5. 飲用水水源水質保護綱要計畫整治規劃成效評估，行政院環保署委託中技社執行，2000，EPA-89-G102-03-1123。
6. 童慶斌，2001。建構水土資源永續發展綜合指標。中國農業工程學報。第47卷，第一期，1-10。
7. 陳奎麟，1996，「河川流域水質管理之研究:總量管制管理系統之發展與建立」，國立中央大學環境工程學系碩士論文。
8. 謝毓玲，2001，「在總量管制下工業區污水處理廠之擴充策略」，逢甲大學環境工程與科學學系碩士論文。
9. 行政院環境保護署(1990)，頭前溪及中港溪河川污染防治計畫可行性之檢討。
10. 行政院環境保護署(1998c)，環境白皮書
11. 行政院環境保護署(1999c)，環境白皮書。
12. 行政院環境保護署(2001)，行政院環境保護環境品質監測資料庫 (<http://alphapc.epa.gov.tw>)。
13. 區域性水資源開發與調配基本計畫-新竹苗栗地區，1997，經濟部水資源局。
14. 高正忠，1993，多目標總量管制，行政院國家科學委員會專題計畫成果報告。
15. 新竹縣政府 (2000)，民國八十九年新竹縣統計要覽。
16. 新竹縣環保局(1994)，新竹市水污染防治實施方案規劃總報告。
17. 新竹縣環保局(1995)，頭前溪流域污染整治規劃。
18. Adamus, P. R., E.J. Clairain, Jr., R.D. Smith, and R.E. Young. 1987. Wetland Evaluation Technique (WET). Vol. II. Methodology. U.S.Amy Corps of Engineers Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS. 178 pp.
19. Arce, R. and N. Gullón, 2000. The application of Strategic Environmental Assessment to sustainability assessment of infrastructure development. Environmental Impact Assessment Review, 20: 393-402.
20. Bain, M.B., J.S. Irving, R.D. Olsen, EA. Stun, and G.W. Witmer. 1986. Cumulative Impact Assessment: Evaluating the Environmental Effects of Multiple Human

21. Burris, R.K. & Canter, L.W. (1997): Cumulative impacts are not properly addressed in environmental assessments. *Environmental Impact*
22. Beanlands, G. E., W. J. Erckmann, G. H. Orians, J. O’Riordan, D. Policansky, M. H. Sada, and B. Sadler. (eds.). *Cumulative environmental effects: A binarional perspective*. Canadian Environmental Assessment Research Council/US. National Research Council, Ottawa and Washington, 166 pp.
23. Contant, C.K. and L. Ortolano. 1985.Evaluating a cumulative impact assessment approach. *Water Resources Research* 21:1313-1318.
24. Cheryl K. Contant and Leonard Ortolano , 1985 , Evaluating a Cumulative Impact Assessment Approach , *Water Resource Research*, VOL.21,No. 9, pp.1313-1318.
25. Clark, R.,1994. Cumulative Effects Assessment: A Tool for Sustainable Development. Impact Assessment 12, 319-331.
26. Council on Environmental Quality, 1997,Considering Cumulative Effects Under the National Environmental Policy Act
27. Damman, D.C., Cressman, D.R. & Sadar, M.H. (1995): Cumulative Effects Assessment: The Development of Practical Frameworks. *Impact Assessment* 13, 4, 433-454.
28. European Commission, 1999. *Study on the Assessment of Indirect and Cumulative Impacts as well as Impact Interactions*. Volume I & II.
29. European Commission, 2001. *SEA and Integration of the Environment into Strategic Decision-Making Final Report* Volume 1, 2, & 3.
30. Gosselink, J. G., G.P. Shafer, L.C. Lee, D.M.Burdick, D.L. Childers, N.C. Leibowitz, S.C.Hamilton, R. Boumans, D. Cushman, S.Fields, M. Koch, and J.M. Visser. 1990.Landscape conservation in a forested wetlandwatershed: Can we manage cumulative impacts?*Bioscience* 40:588-600.
31. Hedo, D. and O. Bina, 1999. Strategic environmental assessment of hydrological and irrigation plans in Castilla Y Leon, Spain. Environmental Impact Assessment Review, 19:259–273.
32. J.D.Wickham ,K.B.Jones ,K.H.Riitters, R.D.Tankersley, E.R.Smith ,A.C.Neale and D.J.Chaloud , 1999 , An Integrated Environmental Assessment of the US Mid-Atlantic Region , *Environmental Management* ,Vol. 24,No.4,pp553-560.
33. Johnston,Naomi E. Detenbeck,John P. Bonde, and Gerald J. Niemi , 1988 , Geographic Information Systems for Cumulative Impact Assessment , *America Society for Photogrammetry and Remote Sensing* , Vol.54,No.11,November 1988,pp.1609-1615.
34. Lance N.McCold and James W. Saulsbury , 1996 , ”Including Past and Present Impacts

- in Cumulative Impact Assessment” , Environmental Management ,Vol. 20,No.5,pp767-776.
35. LEE H. MACDONALD , Evaluating and Managing Cumulative Effects:Process and Constraints , Environmental Management Vol. 26, No. 3, pp. 299–315 .
 36. Richard M.Emery , 1986 , Impact Interaction Potential A Basin-wide Algorithm for Assessing Cumulative Impact from Hydropower Projects” , Journal of Envirmental Management 23,pp341-360.
 37. Sadler, B. 1994. Environmental assessment and development policy-making. In *Environmental Assessment and Development - An IAIA-World Bank Symposium*, R. Goodland and V. Edmundson (eds). Washington, DC: The World Bank.
 38. Stakhiv, E.Z. (1988): An evaluation paradigm for cumulative impact analysis. *Environmental Management* 12, 725-748.
 39. Shepherd, A. and L. Ortolano, 1996. Strategic environmental assessment for sustainable urban development. *Environmental Impact Assessment Review*, 16: 321-335.
 40. Tzilivakis, J., C. Broom, K. A. Lewis, P. Tucker, C. Drummond, R. Cook, 1999. A strategic environmental assessment method for agricultural policy in the UK. *Land Use Policy*, 16: 223-234.
 41. T.L.McAllister,M.F.Overton E.D.Brill,JR. , 1996 , Cumulative Impact of Marinas on Estuarine Water Quality , Environmental Management ,Vol. 20,No.3,pp385-396.