

行政院國家科學委員會專題研究計畫 成果報告

子計畫二：整合性指標系統動力模式與多目標管理模式之建立(II)

計畫類別：整合型計畫

計畫編號：NSC91-2621-Z-002-012-

執行期間：91年08月01日至92年07月31日

執行單位：國立臺灣大學生物環境系統工程學系暨研究所

計畫主持人：童慶斌

計畫參與人員：陳韻如

報告類型：完整報告

處理方式：本計畫可公開查詢

中 華 民 國 92 年 10 月 31 日

行政院國家科學委員會補助專題研究計畫 成果報告

期中進度報告

整合性指標系統動力模式與多目標管理模式之建立

計畫類別： 個別型計畫 整合型計畫

計畫編號：NSC 91 - 2621 - Z - 002 - 012 -

執行期間：91年8月1日至92年7月31日

計畫主持人：童慶斌

共同主持人：

計畫參與人員：陳韻如

成果報告類型(依經費核定清單規定繳交)： 精簡報告 完整報告

本成果報告包括以下應繳交之附件：

赴國外出差或研習心得報告一份

赴大陸地區出差或研習心得報告一份

出席國際學術會議心得報告及發表之論文各一份

國際合作研究計畫國外研究報告書一份

處理方式：除產學合作研究計畫、提升產業技術及人才培育研究計畫、列管計畫及下列情形者外，得立即公開查詢
涉及專利或其他智慧財產權， 一年 二年後可公開查詢

執行單位：國立台灣大學生物環境系統工程學系

中 華 民 國 9 2 年 7 月 3 1 日

中文摘要

為確保環境永續性則必須將環境因素納入各層次之決策中，且應以永續發展為最高決策目標。要達到可持續發展則需限制發展不可超過環境承載力；並透過總量管制方法，以合理分配與使用環境承載力；在衝擊之影響方面則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。環境承載力與累積性影響評估為確保環境永續性之重要分析項目，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。

研究中首先將過去幾年對於永續發展定義與評估方式以及政策環評等相關研究成果，加以整理彙整，說明政策環評之評定流程與建立累積性衝擊之評估技術方法、架構及原則，可提供其他子計畫下一年度發展分析技術所需。本研究將土壤、水資源、水質以及景觀生態等面向，於過去幾年的成果所提出的永續發展指標，後續將朝應用系統動力模式將各面向之因子加以整合發展，並進一步探討其各個面向其累積性衝擊與承載力之關係。研究中並針對目前的政策環評分析矩陣架構進行檢討與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。研究中亦提出其他相關水質模式，可應用於後續評估河川與湖泊之環境承載力與累積性衝擊。

本計畫為三年期計畫，本年度為計畫期程之第二年，主要研究工作在於整合過去兩年來之成果，與各面向之永續發展評估指標，將於明年度計畫中以一流域為例，並依據本報告之評估架構與指標系統進行案例分析。

Abstract

Environmental influence should be integrated into different levels of decision process to conserve sustainability. In order to continuously support develop, development should not exceed environmental carrying capacity, which can be done by the measure of total mass control and reasonably allocation of carrying capacity. Besides, both temporal and spatial cumulative impacts should be considered. Evaluations of environmental carrying capacity and cumulative impact assessment are two key issues for sustainability assessment.

Several tasks have been done in this study. First, the definitions of sustainable development, evaluation methods, and study results related to strategic environmental assessment are summarized. Secondly, methodologies and procedures of strategic environmental assessment and cumulative impact assessment are also addressed, respectively. Thirdly, this study also integrates indicators of soil, water resources, water quality, and landscape ecology developed by other subproject in the same research group. The following study will focus on integrating these indicators in a systems dynamic model and relating to carrying capacity and cumulative impacts. Fourthly, the modification of the evaluation matrix of SEA to consider sustainability is discussed, and an example of water quality and quantity is given.

The study period of this project is three year, and this is the second year report. In the second year, we summarize related research and design a framework to integrate results from the subprojects of the research group. In the third year, a watershed will be selected as study site, and it will be assessed based on the evaluation framework and indicator system designed in this report.

整合性指標系統動力模式與多目標管理模式之建立 (II)

目錄

1. 前言	1
2. 文獻回顧	4
2.1 永續發展	4
2.2 永續發展指標與綜合指標	5
2.3 政策環評	7
2.4 承载力	10
2.5 累積性衝擊評估	10
3. 各面向指標整合	16
3.1 土壤指標	16
3.2 水質指標	17
3.3 水資源指標	18
3.4 景觀生態指標	19
3.5 指標權重評估方法	20
3.6 永續性、承载力與累積性之結合	21
4. 台灣政策性環境影響評估修正探討	25
4.1 台灣之政策環境影響評估	25
4.2 政策環評定性分析建議	30
5. 第五章 系統動力模式	36
5.1 系統動力學發展歷程	36
5.2 系統動力學原理說明	37
5.3 系統動態模式應用於評估環境承载力	38
6. 相關分析模式	42
6.1 QUAL2E 模式	42
6.2 GWLF 模式	43

6.3 Vollenweider Eutrophication Model	44
6.4 水資源系統動力模式	46
7. 結論與討論	49
8. 參考文獻	53

圖目錄

圖 2.1 DSR 架構之關係	6
圖 2.2 SEA 與 EIA 之關係	7
圖 2.3 環境承载力與基準線之示意圖	12
圖 2.4 開發案造成之累積性衝擊(1).....	13
圖 2.5 開發案造成之累積性衝擊(2).....	14
圖 2.6 開發案造成之累積性衝擊(3).....	14
圖 3.2 開發案造成之累積性衝擊(4).....	15
圖 3.1 土壤沖蝕指標架構圖	16
圖 3.2 水質指標之架構	17
圖 3.3 永續發展指標	22
圖 3.4 累積衝擊與環境承载力之關係	23
圖 5.1 系統動力模式元件關係示意圖	37
圖 5.2 DSR 永續發展指標系統互相關係圖	39
圖 5.3 系統動力評估模式概念圖	40
圖 5.4 概略式水資源永續發展系統動力圖 I.....	41
圖 6.1 新店溪與大漢溪水資源系統示意圖	46
圖 6.2 翡翠水庫操作規線	47
圖 6.3 新店溪系統動力模式	48

表目錄

表 2.1 各國在 SEA 上之研究.....	9
表 4.1 政策環境影響評估表.....	27
表 4.2 政策環境影響定性評估列舉修正項目初步建議.....	33

第一章 前言

人類生活於地球上必然會使用自然資源來滿足需求，而在使用自然資源的過程或最後均會產生廢棄物，而廢棄物排放至自然環境則造成不同程度之污染，這是伴隨發展難以避免的結果。不過，在過去對環境資源萃取與污染排放藉由自然界的回復及自淨功能，對自然環境而言，這些衝擊並未形成侵害。但今日由於經濟社會快速發展，對資源取用與對環境污染排放均隨之大量增加，環境因為人為的長期累積衝擊，所製造環境污染和破壞，已明顯地造成自然生態生態失衡，使得環境漸漸失去支持經濟社會繼續發展之能力。台灣地狹人稠，過度的運用有限的自然資源與大量污染排放，導致台灣自然環境所遭受的破壞更形嚴重，對環境問題更不容忽視。環境破壞與社會經濟發展活動有密切關連，如何在其中取得一個平衡點，以達到永續發展之目標，這是目前極為重要之工作。

1987 年布藍特宣言提出我們共同未來，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。且隨著生活品質與知識水準的提昇，永續發展的議題已逐漸受到國內外政府與民間之重視，而永續性之評量與永續發展理念的落實亦成為當前必須加速發展之重點。然而要維持人類社會與環境生態可持續發展為本世紀最重要之經濟社會發展與環境管理之課題。

為確保環境永續性則必須將環境因素納入各層次之決策中，且應以永續發展為最高決策目標，我國分別訂有環境影響評估法與政策環境影響評估法，分別針對個別開發計畫與政策要求評量環境影響，然過去環評法並未落實永續之精神，亦未以永續性評量建立審查基準，因此多年來台灣環境改善仍十分有限。未來之環評機制除了必須以永續性為評量基準外，亦必須以系統思維結合由上而下之環境影響評估，即個別計畫環評與政策環評應有關連性。要可持續發展則發展不可超過環境承载力；要確保發展不超過環境承载力，則需透過總量管制方法，以合理分配與使用環境承载力；然要有效進行環境管理，則自高階決策過程即需進行環境影響評估，

因此，必須將環境承載力與總量管制方法與精神整合於政策環境影響評估（Strategic Environmental Assessment, SEA 簡稱政策環評）中，在進而依分配總量訂定個別計畫環評之審查基準。

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。

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。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載力，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。

本研究擬根據永續發展理念，並以系統思維為基礎，藉由整個河川流域系統、水土資源的完整考量，將環境承載力、涵容能力、總量管制與政策環境影響評估之理論與實務發展之研究為重心，建立一套能夠切合當前追求永續發展所需之管理與評估程序、方法及制度。研究中首先將過去幾年對於永續發展定義與評估方式以及政策環評等相關研究成果，加以整理彙整。並將土壤、水資源、水質以及景觀生態等面向，於過去幾年的成果所提出的永續發展指標，後續將朝應用系統動力模式將各面向之因子加以整合發展，並進一步探討其各個面向其累積性衝擊與承載力之關係。研究中並針對目前的政策環評矩陣進行檢討與建議。

本報告書中於第二章描述過去本研究對於永續發展、永續指標、政策環境影響評估、承載力、累積性衝擊等定義與其扮演角色說明，介紹政策

環評之評估流程，可作為後續研究之準則。而於第三章則是整合了本群體計畫土壤、水質、水資源、景觀生態各個面向之永續指標與綜合指標之評估方法，將於明年度計畫以一流域為研究區域進行評估其這四各面向之永續性。於第四章則是針對目前台灣政策環評矩陣評估因子進行修正與建議，第五章則是系統動力模式之發展歷程與原理說明，並將系統動力模式應用於環境承载力與水資源永續發展之評估模式。報告中之第六章則是將本研究以其他相關模式對於水質永續性發展之評估介紹。本研究之結論與建議則是描述於第七章。

第二章 永續發展與政策環評

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，則必須將環境影響納入決策過程或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)。政策環境影響評估 (Strategic Environmental Assessment) 是屬於較高位階的環境影響評估，確保政策能維持在永續發展之方向，則必須使政策導致之環境累積性衝擊影響不超過環境承载力。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。本章節彙整過去幾年本研究對於永續發展之定義與評估方法、政策環評之評估流程以及環境承载力、累積性衝擊等定義與評估方式。

2.1 永續發展

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。

承載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載力來表示，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，當發展未超過環境承載容量則環境可持續滿足需求，則可永續發展。

2.2 永續發展指標與綜合指標

為了瞭解環境之永續狀態，不論是現在或是未來，藉由量化的數據及判定標準之定義，可以清楚地瞭解環境之永續性，而藉由指標可以將環境中各狀態的量化數據明顯地表示出來，並容易讓人瞭解，因此藉由永續指標之建立，環境狀態之量化，可以幫助我們去迅速瞭解環境之永續狀態並據以調整所欲採取之策略。

指標最主要功能是希望能對於正在發展的系統的改變能有即時的警告，以進行及時的控制與反應。所選擇的指標應該要能配合系統的進度，以提供我們關於系統的即時資訊。OECD(1994)所提出環境指標架構之 Pressure – State – Response (PSR)架構，是將指標系統分成三類：壓力指標 (Pressure)、狀態指標(State)、及回應指標(Response)。壓力指標在顯示因為人類經濟活動所造成環境狀態改變之驅動力，如污染排放；而狀態指標則是在顯示環境狀態；回應指標則為機制性及政策性回應以改善環境狀態。『永續發展委員會』(Commission on Sustainable Development , CSD)在建構永續發展指標架構上主要是沿用 OECD 之環境指標架構，但將壓力指標改成驅力(Driving Force)指標，而成為目前各國及研究機構所採用之 Driving force-State-Response (DSR)架構。驅力指標與壓力指標之差別在，驅力指標要反映的是影響可能是負面，但亦可能是正面。

CSD 根據 DSR 架構及 Agenda 21 設計了工作表單，但其基本上是設計給國家尺度之永續發展指標體系，在應用於較小空間尺度(如集水區)之永續發展將過於繁雜。驅力會影響永續發展狀態，觸動回應力加以改善，回

應力可能同時影響驅力及狀態(如圖 2.1)。而 DSR 架構雖然將指標分成三類，並於各類中訂定指標，但架構中並未提供指標間相互關係之連結機制，因此，在整合上及進一步應用於管理上將發生困難，指標體系若只能應用於分析事後監測資料，則在改善永續發展之工作進程將是消極而無效率。

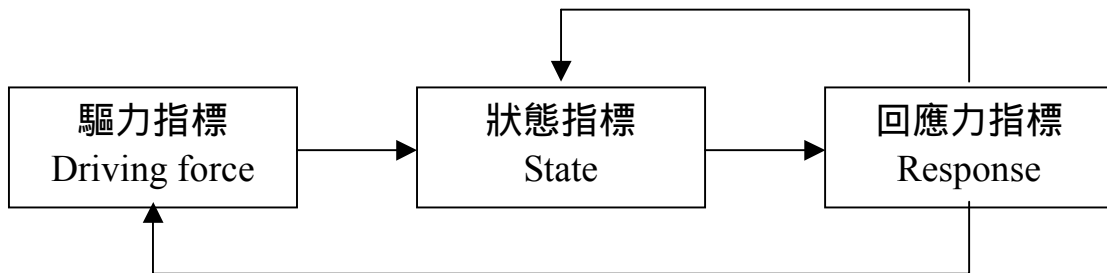


圖 2.1 DSR 架構之關係

本研究群在過去之報告中，子計畫主持人已針對水質、水量、土壤與景觀生態等面向決定幾個重要指標，並發展其評量方法。在此根據各子計畫挑選 1 至 2 項指標，再利用等權重法評估綜合指標。

我們所要建立的永續發展指標必須能反映環境與經濟社會的狀態，就如同以油壓計便可得知飛機的引擎是否正常，而指標的表示方式亦相當重要，如何讓決策者能夠迅速且精確的瞭解即將可能產生的威脅與問題，對於呈現不永續的地區能即時提出管理與應映措施，換言之指標必須提供警示的訊息給決策者，藉由視覺化模式作為表達的方式將是一相當不錯的方式，可使決策者能更明確瞭解永續發展的進程。

藉由永續指標，可以將環境中各反應因子之量化結果反應出來。為了簡化龐大之指標體系，並進而整理成一簡易明瞭之結果（永續與否），並藉由層級分析法（Analytic Hierarchy Process, AHP）及專家問卷，可將繁雜之反應變數整合成一具代表性之簡易永續指標系統，藉此永續指標系統，可以迅速反應永續之狀態並易於讓人去瞭解。

2.3 政策環評 (SEA)

決策層次可分成政策(Policy)、方案(Plan & Program)、個別計畫(Project)，目前環境評估(Environmental Assessment, EA)主要注重於個別計畫之環境影響評估(Environmental Impact Assessment, EIA)。政策環境影響評估(Strategic environmental assessment, 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。進行政策環評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。政策環評與計畫環評不是各自獨立系統，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。圖 2.2 中永續發展 (SD) 為 SEA 之評估準則，而 EIA 的評估準則則是依據 SEA 之結果。

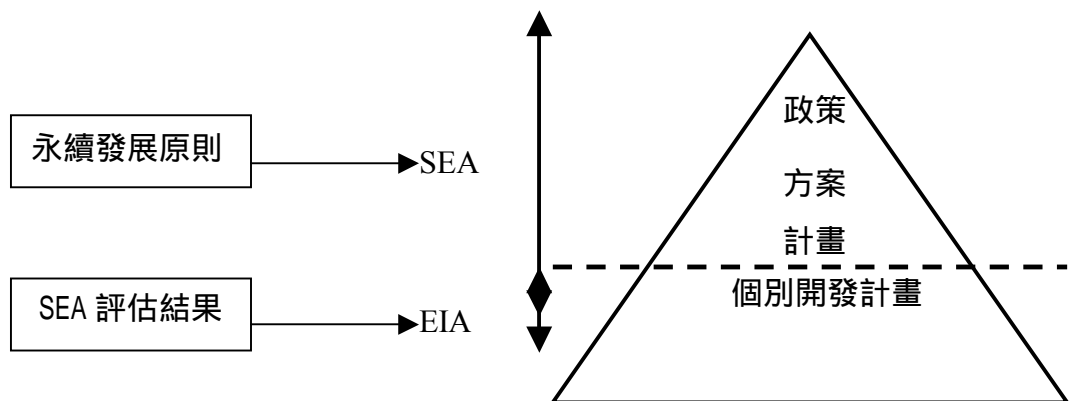


圖 2.2 SEA 與 EIA 之關係

政策環境影響評估(Strategic Environmental Assessment, SEA)在提高層級至政策或方案階段，並探討累積性之影響與替代方案。SEA 與 EIA 最大差別在於需要分析累積性影響，此外，為確保永續發展累積性影響需不超過環境承載力。要進行 SEA 評估，並與永續發展結合，則累積性影響與環境承載力評估技術為本研究重點。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。

SEA 為 EIA 之上位評估工作，其除了確保政策不影響永續力外，亦可簡化 EIA 工作。達成上述目標工作包括推理機與模式庫、及資料庫與知識庫之建立。SEA 評估流程第一步驟在判別那些政策需要逕行那些項目環境影響評估，可由推理機結合評量矩陣判斷；第二步驟提出可能之後續計畫；第三步驟根據選定項目針對個別計畫進行預測性評估；第四步驟為建議替代方案與建立個別 EIA 之限制條件。下表為各國 SEA 之方法。

根據上表目前世界各國有提出 SEA 之架構與方法來看，仍有許多國家並無標準方法，有採用之方法中除了美國與紐西蘭採用計畫 EIA 方法外，大部分利用專家建立 Checklist or Check matrices。然 Checklist or Check matrices 為定性評估，其評估結果無法為後續 EIA 之依據，有待後續研究加強。

目前政策環評評估程序，一般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。本研究對於制訂政策環評的程序，需逐步完成篩選（Screening）範疇界定(Scoping) 評估(assessment)與管理(Management)等環節，使政策環評程序更完整可實際應用。政策環評的第一步是「方案」篩選與範疇界定兩部分，本研究藉由這兩項評估哪些政策需做政策環境影響評估（SEA），並修正與補充政策環評法附錄之矩陣表格。進而是以定量的方式來做評估，並且評估累積性對環境的影響，以及如何利用環境承载力評估政策對環境的衝擊。最後則是進行環境監測管理的部分，並建立 SEA 與 EIA 之關係，利用 SEA 評估結果作為 EIA 評估的依據。

累積性衝擊與政策環評是在近幾年，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，其評估原則是依據政策環評之結果。

表 2.1.各國在 SEA 上之研究

	Application	Procedure	Methodology
Canada (federal)	Policies and Programs	Discretionary	No guide
USA (federal)	Programs Plans	PEIS	Project EIA
Netherlands	Programs Plans Policies	EIA	Project EIA
Britain	Other gov't Proposals	E-TEST	Checklist SD criteria
	Programs Plans Policies	Guide	Checklists/Matrices Consistency analysis Economic approach
	Denmark	Programs Plans Bills and Other gov't Proposals	Planning EIA SEA
Sweden	Programs Plans Policies	Planning EIA	No guide
Germany, France	Programs Plans Policies	EIA	No guide
New Zealand	Programs Plans Policies	RMA	No guide
Australia	Programs Plans Policies	EIA	No guide

Adapted from Partidario (1995)

E-TEST: Environmental test; RMA: Resource Management Act; SD: Sustainable development.

EIA is used in this table to be consistent with the formal terminology adopted in the country.

2.4 承載力

環境承載力是指在人類生存和自然生態不致受害的前題下，環境所能提供最大資源量或可容納最大污染負荷量。就水質而言，承載力是指在一定的水域，在不影響生態系統下，可維持公告之水體水質標準，其水體所能容納污染物的最大能力，換言之，承載力便是水質之涵容能力。而就水量而言，某一地區的水資源系統可供給最大水量，便是水資源供給承載力。環境承載力實為 SEA 重要項目之一，可包括污染與資源面向。在推估上本研究分別以河川與水庫湖泊水質之涵容量來說明水質污染之承載力，及以水資源供給來說明環境資源承載力之觀念。

（一）水質

環境承載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符合水質標準下，決定污染可排放總量。在水質面向，又將分成點原污染與非點原污染的環境承載力推估。

（二）水量

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。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。藉由總量管制與累積性衝擊評估，可作為管理層面的依據，可使決策者有效的掌握可用與妥善的分配水資源，水量之總量管制以供給為限制，累積影響則是不同產業的累積需水量，可供的水量便是水資源的環境承載力。

2.5 累積性衝擊評估 CIA

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)。

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。

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)

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。

黃光輝 (1998)

影響 (effects 或 impacts) 的兩個屬性為直接與間接的影響。直接影響為同時間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。

Lance(1996)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 2.3，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(台灣大部分河川污染均已大過涵容量，更是不可行)，因為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。

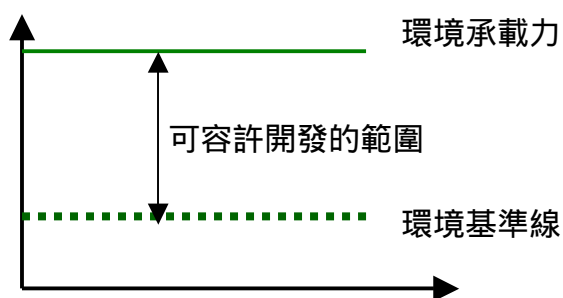


圖 2.3 環境承載力與基準線之示意圖

研究中提出四種累積性衝擊影響：(1) 將新的計畫案可能造成之衝擊，直接累積在現有與過去的計畫案的衝擊上，如圖 2.4，現有與過去的計畫案其衝擊程度不同，對新加入的計畫案影響亦有所不同，如圖中 CASE A 是無現有計畫之衝擊影響，加入新的開發案並不會造成超過環境承載力，而 CASE C 則是當目前與過去之開發案對目前資源所產生之衝擊，十分接近環境承載力，新的計畫加入將超過環境可容許之承載力，而產生嚴重衝擊；(2) 當目前與過去之開發案計畫已超過環境承載力，提出的新開發計畫中包含減輕衝擊程度之計畫，如圖 2.5，新的計畫案行為對環境的影響便是正面的，除了可消滅所提的新計畫案的衝擊，亦可降低已存在之開發案污染量之累積性衝擊；(3) 在不考慮過去與現在之累積衝擊，以現在之累積衝擊做為基準線，只考量新的開發計畫與減輕或緩和衝擊的計畫加入，對環境造成之影響，如圖 2.6。新的開發計畫所造成的衝擊，可由另一個減輕計畫來彌補，因此對環境之淨衝擊便是正面的；(4) 指現有的計畫與活動，其中的一項計畫已遠遠超過環境所能承載的負荷，針對目前較嚴重之開發案進行污染削減與緩和的相關計畫，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。但對降低環境的衝擊程度還是有限，此項計畫對環境的淨累積衝擊還是相當嚴重，如圖 2.7。當現有計畫已嚴重破壞環境並超過承載力時，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。

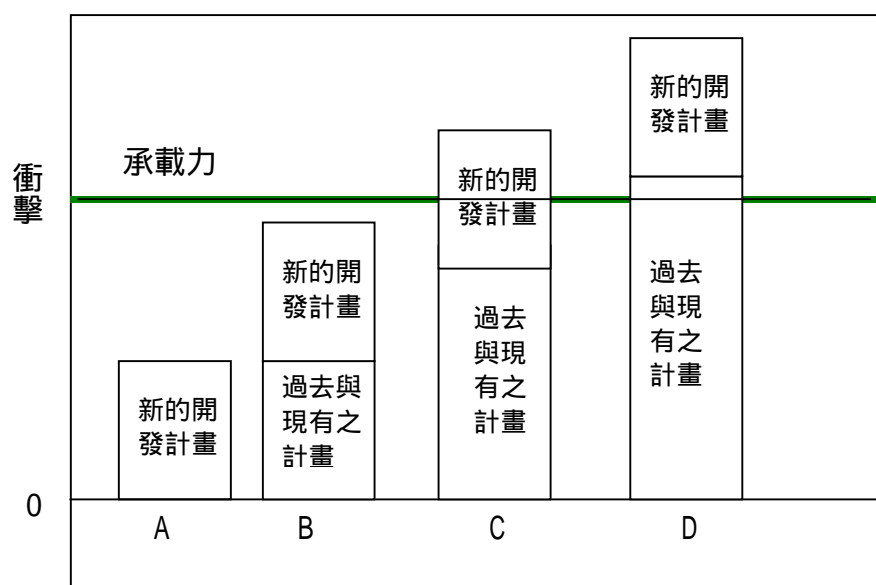


圖 2.4 開發案造成之累積性影響 (1)

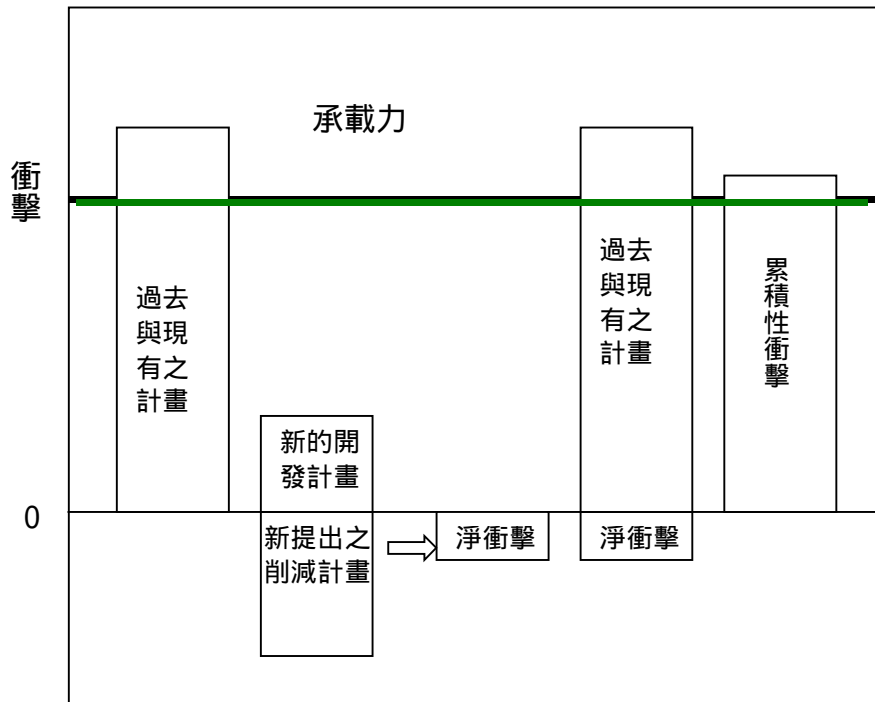


圖 2.5 開發案造成之累積性衝擊 (2)

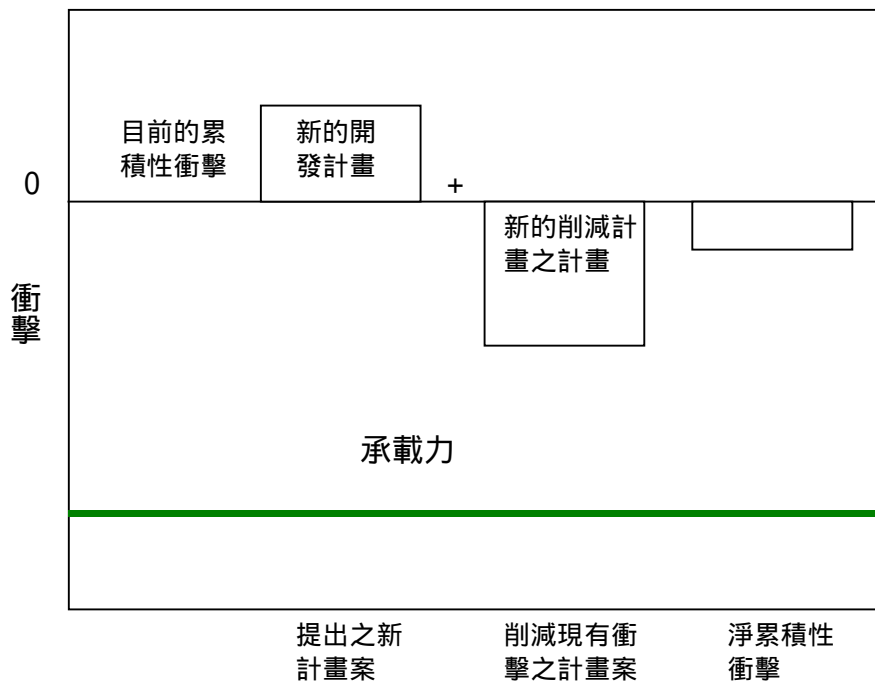


圖 2.6 開發案造成之累積性衝擊 (3)

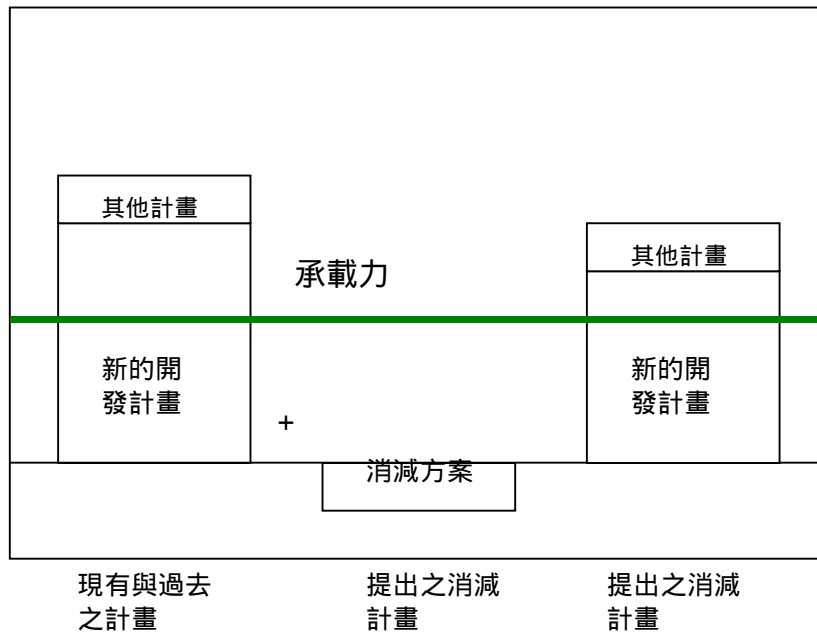


圖 2.7 開發案造成之累積性衝擊 (4)

上述政策環評、承載力、累積衝擊其定義、評估方法、國內外相關研究說明，可參閱上一年度之計畫，上一年度並將累積性衝擊與承載力評估應用於新竹地區之水資源與水質之評估。

第三章 各面向之指標整合

本團隊過去這幾年成果中，已發展土壤面向、水質、水資源與景觀生態等面向之永續發展指標。本章節摘錄各面向所提出之指標，及評估綜合指標之方法，後續將以權重法進行評估其綜合指標。

3.1 土壤指標

對台灣目前土壤環境現況評估方面，陳樹群教授於去年度之報告中採用土壤沖蝕指標模式對台灣 25 個河川集水區土壤環境做評估，針對台灣之水文及地文特性，所建立適用於台灣本土化之土壤沖蝕指標模式（簡稱指標法，SEIM）。模式中訂定影響土壤沖蝕機制中包含：土壤性質、降雨、地形狀況、土地利用方式及地表植生覆蓋等變因，其架構流程如圖 3.1 所示。其各項指標之評估方式請參閱陳述群教授國科會成果報告（NSC-90-2621-Z-005-003）

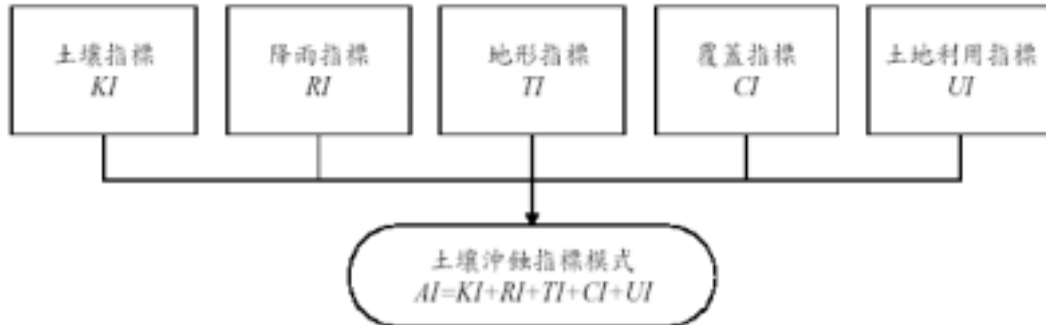


圖 3.1 土壤沖蝕指標架構圖

環境承載力在水質面向多數稱為河川之涵容能力（Assimilation Capacity）。對於土壤環境而言，由於人為開發對土壤環境是種『破壞且可能無法復原』之力量，因此將人為開發視為土壤環境所能承受之『負重』（loading），而以『環境承載力』（Carrying Capacity）視為環境所能承受之最大負重量。陳述群教授（2002）提出總量管制必須考慮區域性觀念。並歸納出適用於土壤環境評估之幾點結論：

- （1）面對不同區域之土壤環境，在定性上必須以該環境條件而訂定其環

境承载力，而在定量上則且必須輔以總量管制系統。

(2) 土壤環境總量管制系統需考量土壤環境破壞因子之特性及評估之土壤環境區域性而訂定。

3.2 水質指標

群體計畫中李漢鏗教授則是將水體水質永續指標架構之代表性指標，分為河川與水庫水體兩大部分。河川部分是由生化需氧量(狀態指標)、人口當量密度(趨力指標)、污染負荷去除率(反應指標)三者構成；而水庫部分則是由總磷濃度(狀態指標)、集水區開發率(趨力指標)及總磷整治率(反應指標)三者架構而成。其指標架構如下圖3.2，詳細各項指標請參閱李漢鏗教授國科會89年度成果報告 (NSC89-2621-Z-035-008)。

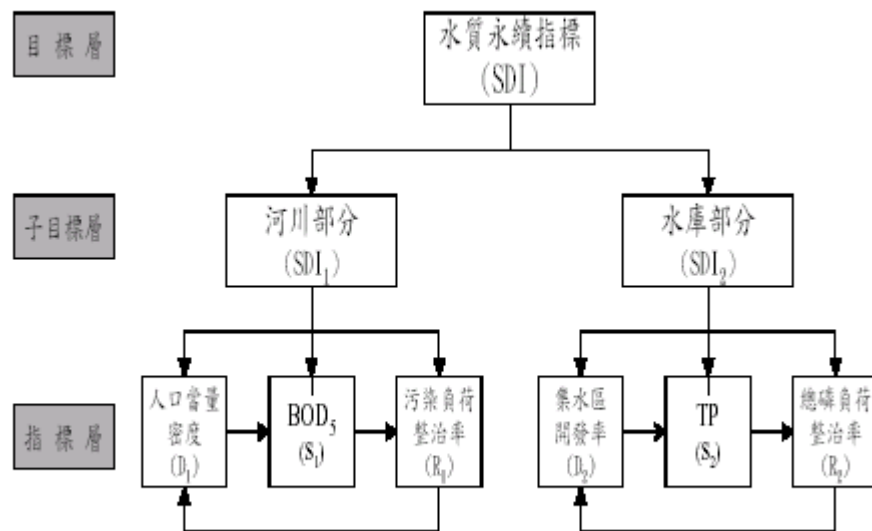


圖 3.2 水質指標之架構

台灣河川水質惡化主要是受到有機性污染因子影響，生化需氧量為表示河川受有機物污染程度，亦是最重要且最容易分析的項目，生化需氧量亦可表現人為活動對水體環境的影響與改變。利用環境品質函數分析各規劃方案之水體環境衝擊度，界定水質影響程度。在此生化需氧量的的水質標準，相當於環境承载力，在此考量了各項規劃案對水體可能產生的衝擊程度，但卻忽略了累積性的影響，如此亦發生單一政策對環境衝擊不大，

但多項政策同時進行時，其造成的累積性影響則可能發生超過環境之承載力。

3.3 水資源指標

在水資源部分，用以評估水資源整體永續性之指標體系亦需包含各面向之指標，而指標本身亦可能同時包含了多個意義：缺水天數比例與缺水量反映了水資源或設備資源之不足性，其將會影響到經濟體系之正常運作；原水之餘裕量隱含了當用水發生突增需求時（如：緊急消防用水支援、支援附近縣市不足之民生用水），可緊急增加的支援潛能，但另一方面，過多的原水餘裕量卻又可能反映出水資源的浪費或設備資源的不足；設備之使用率則顯示設備之使用狀態並隱含對環境之壓力，設備之使用率若過低，代表著該地區不需如此規模之開發，意即對環境之衝擊與壓力實非必須；就永續發展之觀點來看，資源之不足與過剩均屬於不永續之狀態，唯有資源之妥善利用當屬於良好之永續狀態；除此之外，包括用水區總人口數、售水率、設備之利用情形、河川之洪患和乾旱等，亦是討論永續發展時重要之評估指標項目，而指標之選用則端視研究者所關心之重點和研究之目的而定。在評估模式上，本研究運用系統動力學理論之觀念，及利用系統動力學應用軟體 Vensim，並參考相關水資源系統資料，建構水資源系統動力模式，以進行方案之模擬評估與分析。

各水資源開發案在滿足用水需求之同時，其對環境之衝擊是否有其必要性，加上缺水情形和承擔突增用水量（如彈性支援跨區域不足用水量）之能力並為目前社會所關心之焦點，故本研究以缺水天數比例、缺水量、原水餘裕量及設備使用率等項目作為水資源評估之永續指標，各指標之定義如下：

1. 缺水天數比例： $(\text{發生缺水天數} / \text{總模擬天數}) \times 100\%$ 。本研究之區域多屬於都會區或都會區周遭之衛星城市，除了農業用水及工業用水外，民生用水實為用水之大宗，在實務上，當民生之可用水量不足時，供水單位（北水處或省水公司）會以分區輪流供水或停水之方式以為因應，而非

減少每一用水戶之實際可使用水量，意即只要發生缺水即對用水戶產生影響，故本研究以缺水天數比例來反應缺水之風險。

2. 平均缺水量： $(\text{總缺水量}/\text{總模擬天數}) \times 100\%$ 。

除了缺水天數比例之外，缺水量之多寡亦將影響供水單位分區輪流供水或停水之範圍和程度，故本研究同時以缺水量來輔助缺水天數比例無法反應之部分風險。

3. 原水平均餘裕量： $(\text{總剩餘原水量}/\text{總模擬天數}) \times 100\%$ 。

原水餘裕量係指新店溪、大漢溪、基隆河之未使用原水量，其除具有河川生態維持之功能外，當有突增之用水需求時，是否有多餘之原水可供支應便是其關鍵，同時，其也反映出水資源之使用效率及隱含未來用水需求可成長之空間。

4. 設備平均使用率： $(\text{模擬時期累計各天之設備實際總出水量}/\text{模擬時期累計各天之設備總設計處理量})/\text{總模擬天數}) \times 100\%$ 。

設備使用率係指各供水區自來水淨水廠淨水設備之使用率，淨水廠之設備處理能量越多，表示最大可能供水能力越大，但其對環境之衝擊和壓力也越大，因此設備使用率之高低便反映出是否需要此等規模之淨水設備，意即其對環境之壓力是否有其必要，故本研究以設備使用率來反應環境壓力是否過當之風險。

3.4 景觀生態指標

都市綠地為都市生態系統健康與否的指標之一，為都市生態系統及網路重要元素，其影響都市生態基盤甚鉅。因此都市綠地之大小、連接度、形狀等空間特性為研究都市生態系重要的指標。景觀組成要素按其形狀和作用可分為嵌塊體(Patch)、廊道(Corridor)和基質(Matrix)三種類型。景觀生態指數為敘述景觀土地利用、型態及趨勢最直接且有利之工具，可用以分析土地利用等人為活動與生態系統之相互作用，以了解生態系統之作用及其生態過程。所計算之景觀生態指數如平均嵌塊體大小(Mean Patch Size; MPS)、邊緣指標(Edge Density metrics)、面積權重平均形狀指標(Area

Weighted Mean Shape Index : AWMSI)、面積權重平均碎形維度(Area Weighted Mean Patch Fractal Index : AWMPFD)、常態化差異植生指數 (Normalization Difference Vegetation Index) , 其各指標的詳細定義請參考林裕彬教授 90 年國科會成果報告 (NSC90-2621-Z-034-002) 。

3.5 指標權重評估方法

廖朝軒教授於 89 年度之國科會報告中提出四種綜合性的指標體系評估方式，並將評估權重的方法分為主觀法與客觀法兩類，主觀法是由專家依據主觀判斷而得知，而客觀法則是由各指標之實際數據計算得知；指標體系中各指標項目權重之決定，除採取專家問卷配合統計分析的主觀法，包括：德爾斐技法、層次分析及灰色統計法；另外配合所獲得資料，採用熵理論，按各指標實際資料計算其權重；為能合理表現指標體系的權重，則建議採用主客觀法所得權重之綜合值進行分析。下面列出四種綜合性的指標體系評估方式。（廖，2000）

（一）專家評分法

在作評價工作時，專家評分法常被使用。所謂專家評價，就是對事務的某些屬性或影響做出評量，而評量就意味著用某種標準來與評價對象比較，因此比較是評價的根本原則和基本手段。而專家掌握了其它對象的所有指標的數據，才能有較全面客觀的判斷力；所謂其它對象，是說除了所評價的研究對象外，其它區域及其歷史的指標數據。簡言之，專家不但掌握了關於評價目標的所有信息，還掌握了與評價目標與有關的資料信息，這樣專家的判斷力才能更正確，更合乎邏輯。

（二）一般灰關聯法

一般灰關聯理論是通過一定的方法，尋求系統中各子系統（或因素）之間的關係，找出它們之間的數值關係。在系統發展過程中，如果兩個因素變化的態勢基本一致，即同步變化程度較高，則可以認為兩者關聯較大；反之，兩者關聯度較小。因此，灰色關聯分析對於一個系統發展變化態勢給出了量化的度量。

(三) 廣義灰關聯法

廣義灰關聯分析通常是針對某特定系統上的主要因素做關聯程度分析，做其它項目的趨勢線和相對於始點變化速率的相關程度分析。即對主要項目最大影響的是那個項目找出來。主要關心的是系統中主要項目與其它項目的關聯度比較排序，而不完全是關聯度在數值上的大小。

(四) 熵理論分析法

熵不僅可拿來做指標權重的確立，亦可拿來做綜合評價之用，稱為有效性測度。有效性測度是根據系統與信息論中關於熵的理論部分，對於系統內各序列建立有效性測度，根據測度的大小決定方案優劣。

(五) 層級分析法

Saaty(1980)提出之層級分析方法(Alytic Hierarchy Process, AHP)將應用於決定指標之權重。層級分析之應用十分廣泛，一般常用於協助決策之決定，即透過問卷調查分析各項因子對目標層之相對重要性而決定其權重，再透過權重排序挑選政策。Buckley (1985)則將模糊之觀念引入而提出模糊層級分析方法(Fuzzy Alytic Hierarchy Process, FAHP)，主要差別在利用模糊集合描述分析因子之重要性，而非如傳統方法中只給予一個定值。模糊層級分析方法包括五個主要之步驟，分別為決定層級架構、問卷調查建立成對比較矩陣、計算特徵值向量、一致性檢定、最後決定權重。本研究在過去的國科會計畫中已利用 AHP 與 FAHP 來分析不同因子之權重(童，1999)，以進一步應用於選取永續發展指標。

由上述的說明中可得知土壤、水質、水資源及景觀生態等各面向的永續指標，由於此指標各個面向所應用的研究區域不同，本研究將於明年度計畫成果中將選取一流域進行評估上述各項指標，並應用上述之評估權重法，確定各項指標之權重值，而進一步評估綜合永續發展指標。

3.6 永續性、承載力與累積性衝擊

在永續指標相當於是環境承載力，其指標值應屬於一梯形函數，如下

圖所示，當資源過剩時，則亦造成資源不善用，而過渡使用資源而超過環境承载力，也是屬於不永續之情況。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 (3.1)。

$$SDI = \begin{cases} 0 & \text{if } sd_i \leq sd_L \text{ or } sd_i \geq sd_R \\ \frac{sd_i - sd_L}{sd_{01} - sd_L} & \text{if } sd_i \leq sd_{01} \\ 1 & \text{if } sd_{01} \leq sd_i \leq sd_{02} \\ 1 - \frac{sd_i - sd_{02}}{sd_R - sd_{02}} & \text{if } sd_i \geq sd_{02} \end{cases} \quad 3.1$$

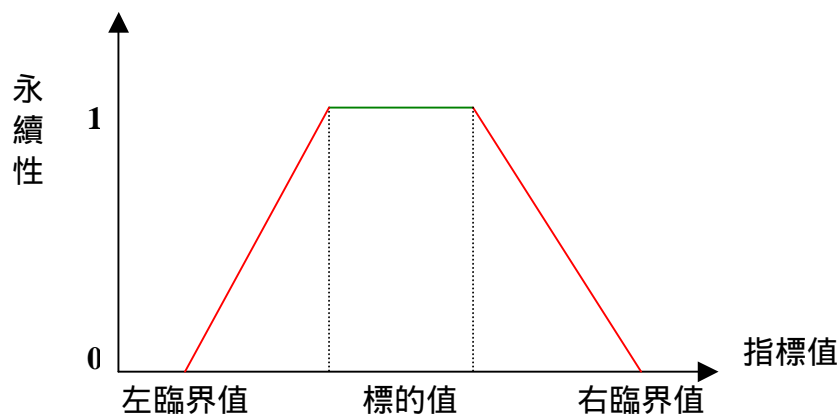
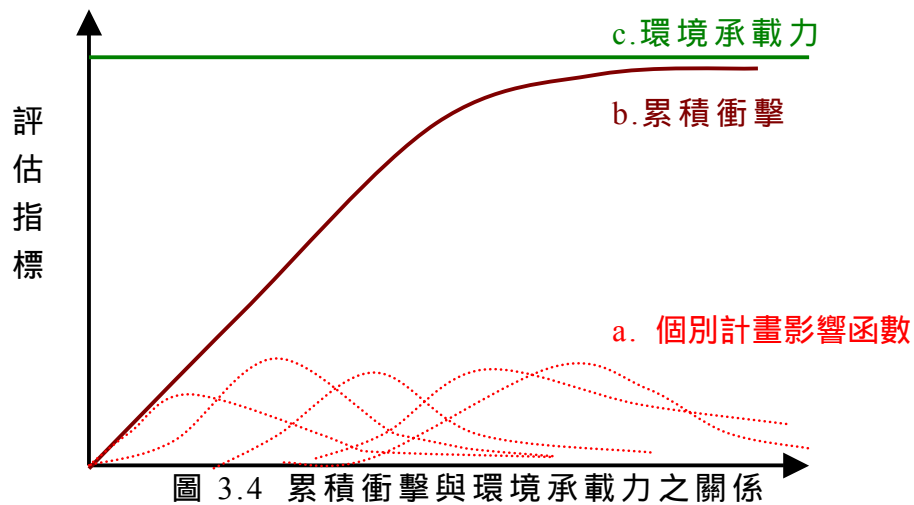


圖 3.3 永續發展指標

應用上述之永續指標是可作為評量環境是否符合朝永續發展之目標進行，而環境是否能不發生退化進而維持永續性，則取決於環境系統整體從過去、現在、到未來可能遭受之累積衝擊（Cumulative Impact）是否會超過環境承载力（Environmental Carrying Capacity）；如果累積衝擊不超過環境承载力，則可初步認定環境永續性是可維持的。因此，歸結永續發展之分析重點，即在於：評估環境是否具有永續性；更進一步而言，評估環境承载力與累積性影響間的變化即為永續性評量之核心。

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)，然環境影響評估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)。

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 3.4 中 a 線為個別計畫在時間軸上之影響、b 線為隨時間累積之影響、c 線則為環境承載力，為維持環境永續性則必須確保 b 線不超過 c 線。因此 SEA 評估包括環境承載力與因方案衍生未來計畫可能導致之累積影響。



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。因此在明年度後續研究中，將依據各個面向定義其環

境承載因子與累積衝擊因子，並將各屬性建立於單位土地面積上，利用土地單元為管理目標，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。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評量各項政策是否朝永續發展進行之準則。

第四章 台灣政策性環境影響評估修正探討

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，並探討環境承載力、累積性之影響與替代方案，以確保決策能維持永續發展。去年度之計畫已有初步的檢討台灣政策環境影響評估矩陣，因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。永續性取決於累積影響不超過環境承載力，今年度之計畫則以永續發展之兩大重要元素環境承載力與累積性影響，在評估考量上就此因素加以探討，因此下文中則分別探討影響水質與水量方面之累積性衝擊與承載力因素，以作為政策環評矩陣之修正原則。

4.1 台灣之政策環境影響評估

政策環境影響評估作業，已逐漸成為國際新潮流之趨勢，各個先進國家在進行重大政策之前，多會藉由政策環境影響評估之作業程序評估，以達到環境保護、自然調和與永續經營之理念。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。

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)。

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體之影響,其評估之範圍分地域性、全國性及全球性,茲說明如下,而政策環評評估之細項如表 4.1 所述

- (1) 地域性:指僅涉及台灣地區之局部範圍者。
- (2) 全國性:指影響涉及台灣地區普遍之環境負荷或跨越省(市)範圍者。
- (3) 全球性:指涉及國際性環境保護公約、影響擴及台灣地區以外或越境處理、跨國輸送及相關輸出、輸入者。

表 4.1 政策環境影響評估表

政策評估項目、內容		地域性	全國性	全球性	因應對策說明	評定	備註
		評定					
一、 環 境 之 涵 容 能 力	(一) 空氣 □懸浮微粒 (TSP, PM ₁₀) □二氧化硫 (SO ₂) □二氧化氮 (NO ₂) □臭氧 (O ₃) □鉛 (Pb)						
	(二) 水體 (pH 值、溶氧量、導電度、大腸桿菌群、生化需氧量、懸浮固體、氰化物、酚類、陰離子界面活性劑、氨氮、硝酸鹽氮、總磷、重金屬及農藥) * 以下各水體應就上述水質項目選項填入 □河川 () □水庫 () □湖泊 () □海洋 () □地下水 ()						
	(三) 土壤 □重金屬 () □毒化物 () □農藥 () □化學肥料 ()						
	(四) 廢棄物處理 □一般廢棄物 □事業廢棄物 (□一般□有害)						
	(五) 噪音						
二、 自然 生態 系統	(一) 陸域生態 □動物 □植物						
	(二) 水域生態 □動物 □植物 □底棲生物						

政策評估項目、內容	地域性	全國性	全球性	因應對策說明	評定	備註
	評定					
(三) 生態棲地						
三、國民健康或安全	(一) 有害或有害物質之傳輸 □毒化物 □有害事業廢棄物 □有害健康物質(水體) □燃燒易生特殊有害健康物質(空氣)					
	(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) 礦產資源(.....礦)					
	(三) 土石資源					
	(四) 水資源 □抽用地面水 □抽用地下水 □海水淡化					
	(五) 物種資源 □動物 □植物					
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					

政策評估項目、內容	地域性	全國性	全球性	因應對策說明	評定	備註
	評定					
六、文化資產之、和自諧然景觀	(一) 地理景觀					
	(二) 生態景觀 <input type="checkbox"/> 水源保護區 <input type="checkbox"/> 國家公園 <input type="checkbox"/> 自然保留區 <input type="checkbox"/> 野生動物保護區或野生動物重要棲息環境 <input type="checkbox"/> 海岸地區 <input type="checkbox"/> 其他生態敏感區					
	(三) 文化資源					
七、國際環境規範	(一) 蒙特婁議定書 <input type="checkbox"/> 氟氯碳化物 <input type="checkbox"/> 全鹵化氟氯碳化物 <input type="checkbox"/> 海龍 <input type="checkbox"/> 三氯乙烷					
	(二) 氣候變化綱要公約 <input type="checkbox"/> 二氧化碳 <input type="checkbox"/> 甲烷 <input type="checkbox"/> 氟氯碳化物 <input type="checkbox"/> 氧化亞氮 <input type="checkbox"/> 臭氧					
	(三) 巴塞爾公約					
	(四) 華盛頓公約 <input type="checkbox"/> 物種保育 <input type="checkbox"/> 物種及產製品輸出輸入					
	(五) 生物多樣性公約					
八、其他						

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○。

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載力與累積性影響，永續性取決於累積影響不超過環境承載力，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 4.1 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。

就環境水資源而言，應分成環境資源承載力與累積性需求，在水資源承載力上可視為該區域範圍中可用水量，而累積性衝擊則是包含工業民生農業等總需水量。本研究將影響可用水量與總需水量之相關因素條列於表上（如表 4.2）。其中影響可用水量之因子包含降雨量、入滲量、地表逕流量、基流量、蒸發量、河川流量、水庫容量、淨水廠處理能力、新的水利設施規劃、土地利用。對於累積需水量部分則可分為工業用水、生活水與農業用水，其影響的因子不同。如下所述

生活用水：

生活用水又稱民生用水，其中包括飲用水、家庭用水(例如洗滌、衛浴等用水)、商業用水(例如餐飲業、旅館業、百貨公司、游泳池等用水)、機關事務用水(例如政府機關、公司行號等用水)、及公共用水(例如公園綠地澆灌花木、街道清洗、公廁、消防用水等)。量可透過下列式子算出：

$$\text{生活用水配水需求量} = \text{人口數} \times \text{普及率} \times \text{每人每日生活用水量} / \text{供水售水率}$$

生活用水配水需求量係指該用水區之實際總需水量，亦即該區系統實際所需供應之水量，由於管線漏水等因素，是故用戶之實際用水量（即售水量）與系統出水量會有一定之差距，其中由於台灣省自來水事業統計年報與台北自來水事業統計年報於支援用水之項目之登記數據不同，故各用水區之用水量以各自數據為準，而台北區之用水量並去除支援省水量，以還原台北區本身實際所使用之用水量。因此影響生活用水之因子便包含

(1) 總人口數、

總人口數係指供水區域之總人口數，該年之總人口數以該年之年底數代表。

(2) 普及率

普及率係指用水人口數與供水區域人口數之比值，公式為：用水人口數÷供水區域人口數×100%，

(3) 售水率

售水率係指售水量與出水量之比值，公式為：售水量÷出水量×100%，

(4) 每人每日用水量

係指每人每日所使用之水量。公式為：

$$\text{售水量} \div ((\text{本年} + \text{上年}) \text{用水人口} \div 2) \div 365 (366) (\text{天})$$

工業用水：

台灣地區之工業用水可分為自行引水及由自來水公司納入現有系統內供應兩類，自行引水以抽取地下水及自河川引水或向水庫自行購水等為主。影響工業用水需求之因素主要包括：

- (1) 土地或廠房面積。
- (2) 產業別。
- (3) 區位。
- (4) 開工日數。

- (5) 員工人數。
- (6) 產量或產值。
- (7) 是否使用地下水。
- (8) 技術變動及用水回收率。

現行所採用之標準係以產業別、開工日數及單位面積日用水量推估各業別之年工業需求量，對未開發之工業區而言，除開發面積已知外，其他重要參數如產業類別、廢水量等皆未知，因而造成對用水需求推估之困難，此乃為目前國內僅利用單位面積用水量推估之主要原因。故「單位面積用水量」之標準界定更加重要。

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，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。在影響農業用水量方面主要有下列因子所影響

(1) 耕種日期

稻作耕種可分成如下幾個時期，依序是秧田、浸田、整田及本田，其中浸田與整田則是水稻田用水量最大的時期，因為耕種各時程用水量不一，所以耕種日期連帶會影響各時期農業用水量的多寡，若能調整灌溉面積，延長耕種日期錯開日數，即可減低需水尖峰。

(2) 灌溉面積

各種作物用水需求不同，不同作物灌溉面積之比例亦將影響農業用水量。

(3) 灌溉制度

水利會為灌溉管理方便，設計以輪區為單位於規定時間對輪區供給標準作物所需水量，而農民自行選擇作物栽培。輪溉為將灌溉區域有系統的設計劃分給水區、輪區、單區等，以輪區為輪灌之最大單位，依序、適量、按時之配水，不但可有效達成供給作物合理需水，並可節省灌溉用水量。

(4) 耕作方式

農田依耕作方式，可分為兩期作田、單期作田、三年一作田及三年二作田等。並因氣候及選定作物而有耕作方式之分別，農業用水量亦有差別。

水質永續性包括涵容能力與污染累積影響，因此應包含在政策環評分析表格中。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。同理針對此外建議應於表格中，再增加永續性綜合評估。

表 4.2 為初步修改建議，其精神在將影響永續性之承載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 4.2 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。

表 4.2 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					
資源承載力	水量				降雨量		
					入滲量		
					地表逕流量		
					基流量		
					蒸發量		
					河川流量		
					水庫容量		
					新的水利設施規劃		
					淨水廠處理能力		
					土地利用		
					水質		

資源累積需求	水量				土地或廠房面積		
					產業別		
					區位		
					開工日數		
					員工人數		
					產量或產值		
					是否使用地下水		
					用水回收率		
					總人口數		
					每人每日用水量		
					售水率		
					耕種日期		
					灌溉面積		
					灌溉制度		
					耕作方式		
環境涵容能力	水質				水體分類		
					背景濃度		
					土地利用		
					流量		
					水溫		
					排放標準		
					排污點		
污染累積影響	水質				污染排放量		
					流達率		
					去除率		
					污染物種類		
					廢水處理技術		
永	水污				涵容能力		

續 性	染				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

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。

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。

5.2 系統動力學原理說明

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。

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 5.1 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。

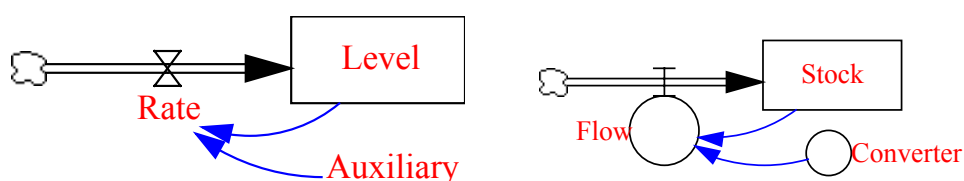


圖 5.1 系統動力模式元件關係示意圖

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 5.2。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。

進行政策環境影響評估程序中之篩選與範疇界定時，必須有工具作為評估之依據，本研究將依據其他各子計畫所提出評估政策環評之環境指標，建立整合性指標體系之系統動力評估模式。藉由系統動力模式建立評估模式，並訂定各指標之權重，建立一綜合指標，最作為政策執行與否之依據，使政府通過的政策，皆能符合永續發展之原則。

建立系統動力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 5。則將兩者結合可考慮步驟如下

1. 各子計畫選定狀態變數為蓄存原件，狀態變數則可能為一種承載力、累積之影響、或累積影響與承載力合成之指標；
2. 永續發展指標中，驅力(Driving force)與回應力(Response)指標在系統動力模式由輔助(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載力，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載力或累積性影響狀態及其輸入與輸出；
6. 某一承載力或累積性影響狀態亦會受其他狀態影響，此部分將由本子計畫整合。

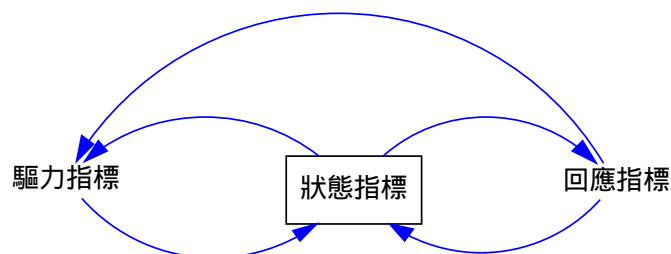


圖 5.2 DSR 永續發展指標系統相互關係

圖 5.3 則為一整合性水土資源系統動力模式概念圖，於研究過程中將予以加強，包括各面向擴充與相互間之關係、及與累積性影響與承載力評估方法結合。在未來應用上可分析政策影響哪些因子，然後可透過此模式分析是否影響環境永續性。在水資源面向中，興建雨水貯集利用系統除可有效降低需水量，並可減少興建大型供水系統所帶來之環境影響及減低都市暴雨逕流量等優點，因此為未來替代用水之重要來源。後續將利用雨水儲集系統加入現有水資源系統中，以增加可供水量之總量。

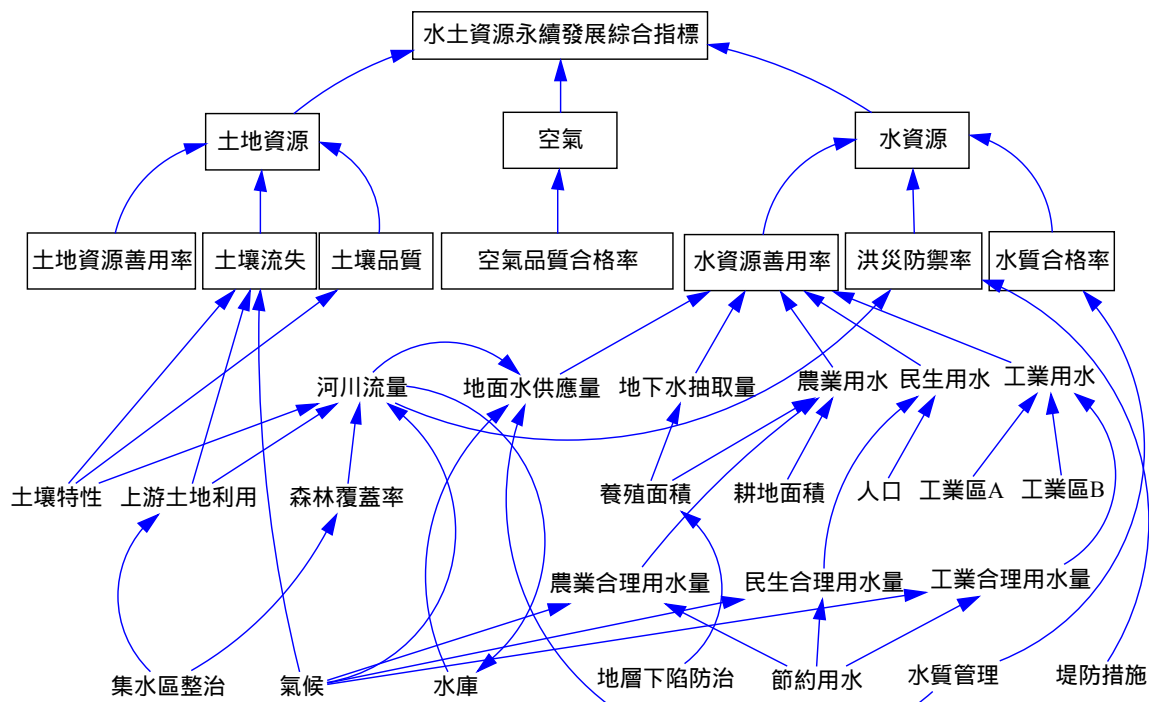


圖 5.3 系統動力評估模式概念圖

政策環境影響評估之矩陣亦可與系統動力模式結合，利用因果之關係，評估各項政策對於矩陣中各項因子之影響，本研究於前一章節已建議政策環評矩陣應分為承載力因子與累積影響因子，在此便可利用系統動力模式建立各面向因子之相互關係，以定性的評估該政策是否超過環境承載力，符合永續發展之目標。如下圖水資源永續發展之評估系統動力圖，水資源永續發展受承載力與衝擊影響因子兩個所影響，而在承載力因子部分則是受降雨、基流量、蒸發量、地表逕流量、河川流量、水庫容量等，而在影響因子則是分為工業用水、民生用水與農業用水三部分所影響，其各別再受其相關因子所影響。

假設若政府欲採取加高水庫高度之政策，對於水資源的影響上，主要是影響水庫容量，因此將影響水資源之承載力，水庫加高水庫之容量增加，相對的可供水量亦增加。若政府採用節約用水之政策，其政策主要影響的事農業、工業與民生之用水，如此可減少需水量，降低累積的影響因子。上述兩種政策所影響的層面有所不同，未來將此架構發展更為完全，明確的將各項因果關係建立清楚，以提供未來政策環評評估。

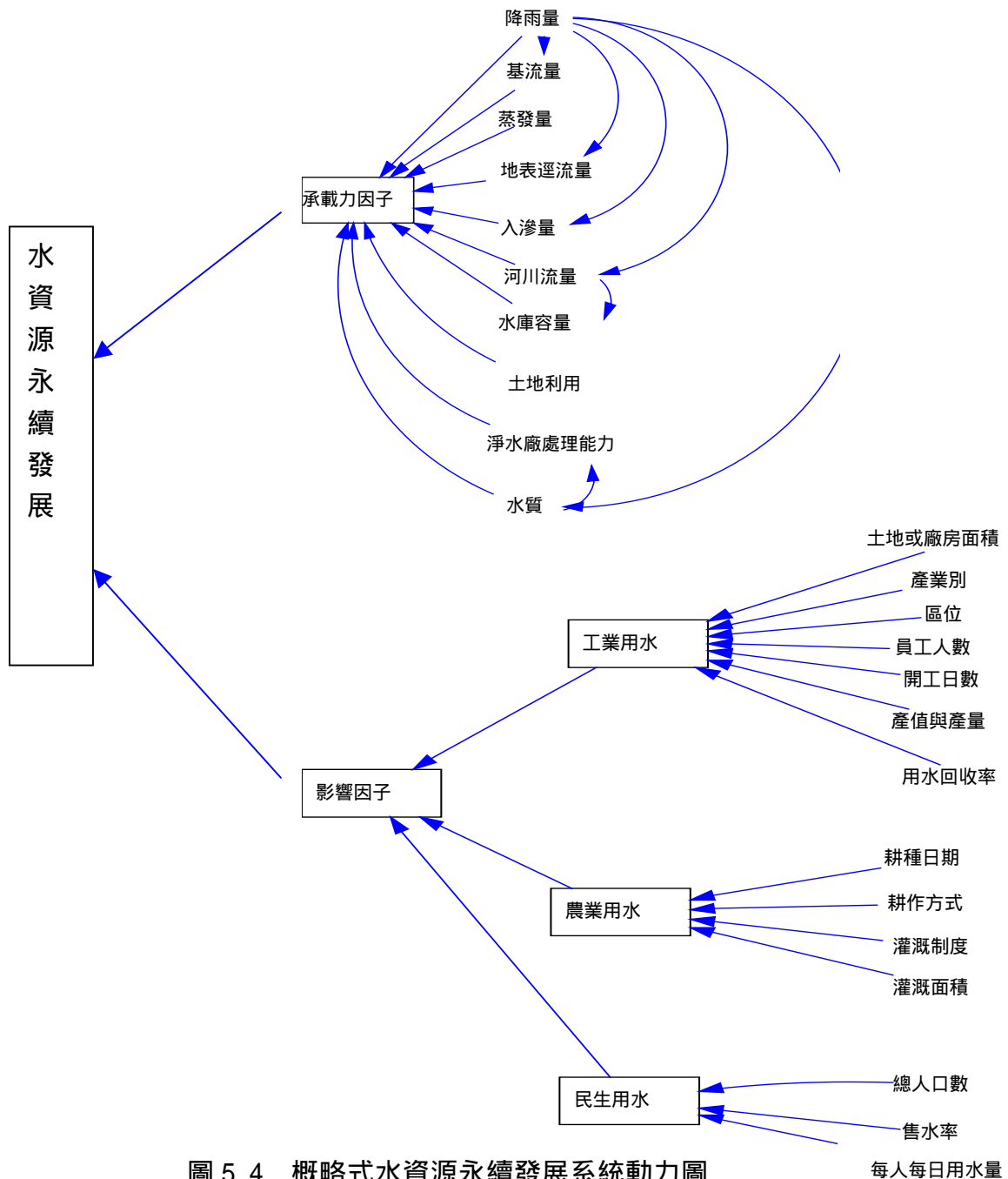


圖 5.4 概略式水資源永續發展系統動力圖

第六章 相關分析模式

於前述章節中評估永續發展其主要之工具多以系統動力模式進行分析，此章節中將應用於評估水質之相關模式加以介紹。在河川水質之模擬部分分為點源污染與非點源污染，且河川與水庫所遭受的污染的特性亦不同，因此兩者發生的機制不同，因此在此分別採用 QUAL2E 與 Vollenweider Eutrophication Model 以及 GWLF 模式進行模擬，在河川水質污染部分則是採用 QUAL2E 評估 BOD 於河川傳輸之情形與涵容能力，進而藉由反應矩陣評估累積性之衝擊，以評估該河川是否符合永續性，而在水庫污染部分則是採用 Vollenweider Eutrophication Model 模式分析水庫中允許排入之總磷，以及上游流入之污染量，對水庫造成之累積性衝擊，由於水庫中的總磷屬於非點源污染主要是在暴雨發生時由逕流沖刷流入水庫中，在此是以 GWLF 模擬可能產生之非點源污染量，進而排入河川與水庫中，再分別由 QUAL2E 與 Vollenweider Eutrophication Model 分析，污染之累積性衝擊是否超過環境承載力，下面分別介紹這些相關模式。

6.1 QUAL2E

QUAL2E 水質模式係由美國環保署所發展完成之多功能河川水質模式。QUAL2E 模式針對樹枝狀河川而言，使用者可根據需要，任意組合 15 種水質參數，模擬常態(Steady-State)下之河川水質。QUAL2E 模式之基本理論為一維的傳統延散質量傳輸方程式。它可描述河川水質隨時間與空間之變化情形，其計算方式是將整個流域依水理特性切割成若干河段，再將每一河段分成具有等間距之計算元素，且相同河段內元素具有相同之水力特性(如坡度、斷面積及糙度等)與生物係數(如 BOD 去除率、藻類沉澱率等)。

模式原理與方法為傳統延散質量傳輸方程式。它可描述河川水質隨時間與空間之變化情形。其求解方式為以數值內差分法(Numerical Implicit Finite Difference)之高氏消除法(Gaussian Elimination)及反代入法(Back

Substitution)解有關之偏微分方程式，其中包括溫度及藻類生長項目之收斂試驗。可模擬之水質項目有，保存性物質(三類)、非保存性質(二類)、溫度、生化需氧量、溶氧、藻類、有機氮、氨氮、硝酸氮、亞硝酸氮、有機磷、溶解磷、大腸菌。在應用上有部分限制，如河段分段最多 50 段、元素數目每段不超過 20 個及總數 500 個、源頭元素數目最多 10 個、節點元素數目最多 9 個與流入及流出元素數目最多 50 個。

6.2 GWLF (Generalized Watershed Loading Functions)

GWLF 是由康乃爾大學所發展的。主要是用來評估來自於大尺度的農業與都市集水區中氮與磷的點源與非點源負載。並且可推估在幾種不同土地利用的管理措施下，其污染改善的效率性 (Haith and Shoemaker, 1987)。此模式的優點是以集水區之物理特性建構之模式，所以並沒有大量的參數值必須一一檢定之。GWLF 模式包含了降雨與逕流、土壤沖蝕與沈積物，還有總磷與總氮的負載推估等模擬。目前的版本尚未加入有毒物質與金屬的考量。此模式是以日為單位作為時間模擬的間距，也可做每年與季節性的時間尺度分析。此模式用利用簡單的傳輸路徑進行模擬，主要是依據流達率的觀念。另外，模擬的結果可用來確認污染源並加以排列，並可進行流域範圍中的管理規劃土地利用的改變可能造成的衝擊。這個模式應用在中尺度的集水區有不錯的成果。(Haith and Shoemaker, 1987)。GWLF 可用於混合的集水區。時間尺度是屬於連續。

GWLF 是一個結合 semi-distributed/lumped 參數的集水區模式。對於地表負載，他是屬於分散性的，他允許各種不同的地表覆蓋(土地利用)，但是每一個區域是假設其屬性是屬於均質的。模式無法模擬空間分散性區域的污染源，但是可簡單的匯集每個區域的進入至集水區總量的負載。對於地表下的負載，模式是採用 lumped(集塊性的)參數進行水平衡的評估。並沒有清楚的區分哪些區域是對地下水的水量有所影響的。此模式計算地表下飽和區與未飽和區每天的水平衡。在此入滲是利用降雨與融雪的量減去地表逕流與蒸發散量所計算而得。

GWLF 是利用 SCS-CN 的方法與每天的氣候資料（降雨與溫度）模擬地表逕流。土壤沖蝕與沈澱物的產生是利用土壤沖蝕萬用公式推估，根據每個區域每個月的降雨逕流係數與每個月的 KLSCP 混合值所獲得。應用沈澱物的傳輸率與傳輸的容量計算沖蝕量，進而推估每個區域的沈澱物產生量。其中沈澱物的傳送率（delivery ratio）是依據集水區的大小，而傳輸的容量(transport capacity)則是依據平均每日的逕流。地表營養鹽的損失是利用地表逕流中溶解性的氮與磷係數與沈澱物係數去推估每一個農業區域產生的量。點源的排放也可能造成溶解性的損失。模式中也考慮了施肥面積與可能造成營養鹽腐敗的系統。而都市中所排入的營養鹽是以固體的方式推估，以指數累積與 washoff 函數推得這些污染的負載。地表下的營養鹽損失是利用溶解性的氮與磷係數，推估淺層地表水流入河川的營養鹽負載，地表下的模式對於整個區域的推估只考慮單一整體性的參數值。蒸發散的推估是利用每天的氣候資料與土地利用的覆蓋因子。最後在水平衡的部分，是採用每天降雨、降雪、初始未飽和帶的蓄水量、最大可用區域蓄水量與蒸發散量值所建立。

在河川當中營養鹽的負載包含了溶解性與固體性的狀態，溶解性的營養鹽會伴隨著逕流、點源與地下水流而排入河川中。固體狀態的營養鹽大多來自於都市區域的點源、土壤沖蝕以及部分原料的沖刷所產生。在 GWLF 中非都市地區的營養鹽負載是藉由逕流與水沖蝕地表土壤的運移，非都市地區的營養鹽負載是來自於數種不同的土地利用的區域，每個區域是以均值的方式考量，每個區域的區分是關係著其土壤與覆蓋的型態。每一個區域溶解性的負載是由逕流的體積乘上與氮與磷平均溶解的濃度可得知。溶解性營養鹽濃度是可參考 GWLF 手冊中的參數值。農業營養鹽中固體狀態的推估是利用每個月的沈澱物產生量與平均沈澱物營養鹽的濃度而得。

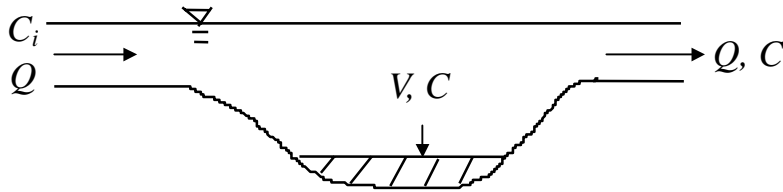
6.3 Vollenweider Eutrophication Model

此模式主要假設湖泊水體之濃度為充分混合，且流入湖泊之水量等於流出之水量，湖泊中的水體容量將不會有所改變，其平衡方程式如下：

$$\frac{dCV}{dt} = C_i Q - \sigma CV - CQ$$

$$C(t) = \frac{C_i}{\tau(\sigma + 1/\tau)} \left[1 - e^{-(\sigma + 1/\tau)t} \right] + C_0 \cdot e^{-(\sigma + 1/\tau)t} \quad (6.1)$$

$$C = \frac{C_i}{\tau(\sigma + 1/\tau)} \quad \text{For Steady State, i.e. } t \rightarrow \infty$$



式中 C = 湖水中磷之濃度 (mg/l), C_i = 帶入湖中之磷含量 (mg/l), Q = 入流與出流量 ($10^6 \text{m}^3/\text{yr}$), V = 湖水體積 (10^6m^3), σ = first order sedimentation coefficient, 即淨沉澱損失比例 (1/yr), $\tau = V/Q$ = 滯留時間 (yr)。由上式可得知湖水中磷之濃度, 再由集水區之逕流量, 便可計算每年流進湖中的營養鹽。

$$L = C_i \times \frac{Q}{A} = \frac{C_i Q}{\frac{V}{H}} = \frac{C_i \cdot H}{\frac{V}{Q}} = \frac{C_i H}{\tau} \quad (6.2)$$

其中 L = 單位湖面分配磷含量 ($\text{g}/\text{m}^2\text{-yr}$), C_i = 帶入湖中之磷含量 (g/m^3), Q 為上游集水區之入流量 (10^6m^3), A = 湖水平均面積 (10^6m^2), H = 湖水平均深度。

$$C = \frac{C_i}{\tau(\sigma + 1/\tau)}, \quad \text{將 } C_i = \left(\frac{L}{H}\right)\tau \text{ 代入}$$

$$C = \frac{L}{H(\sigma + 1/\tau)} = \frac{L}{H\sigma + H/\tau} \quad (6.3)$$

根據 Vollenweider 之研究, $H\sigma \cong 10$, 則

$$C = \frac{L}{10 + H/\tau}$$

6.4 水資源系統動力模式

系統動力模式中三個主要原件為（1）儲存（Level & Stock）、（2）流動（Rate & Flow）、（3）助動（Auxiliary & Converter）。此三個原件之相互關係與意義已於第五章說明之。本研究以系統動力模式建立各水資源系統之供水模式為例說明之，下面以新店溪之水資源系統之供水系統為例，說明應用系統動力模式建構其模式。

水資源系統

新店溪和大漢溪流域包含了上游之大型水庫、中下游之取水工構造物 and 負責處理原水以供應給下游用水需求之淨水廠設備，構成一完整之新店溪與大漢溪水資源系統，該系統圖可表現如圖 6.1 所示，其中虛線部分為規劃中之設施。

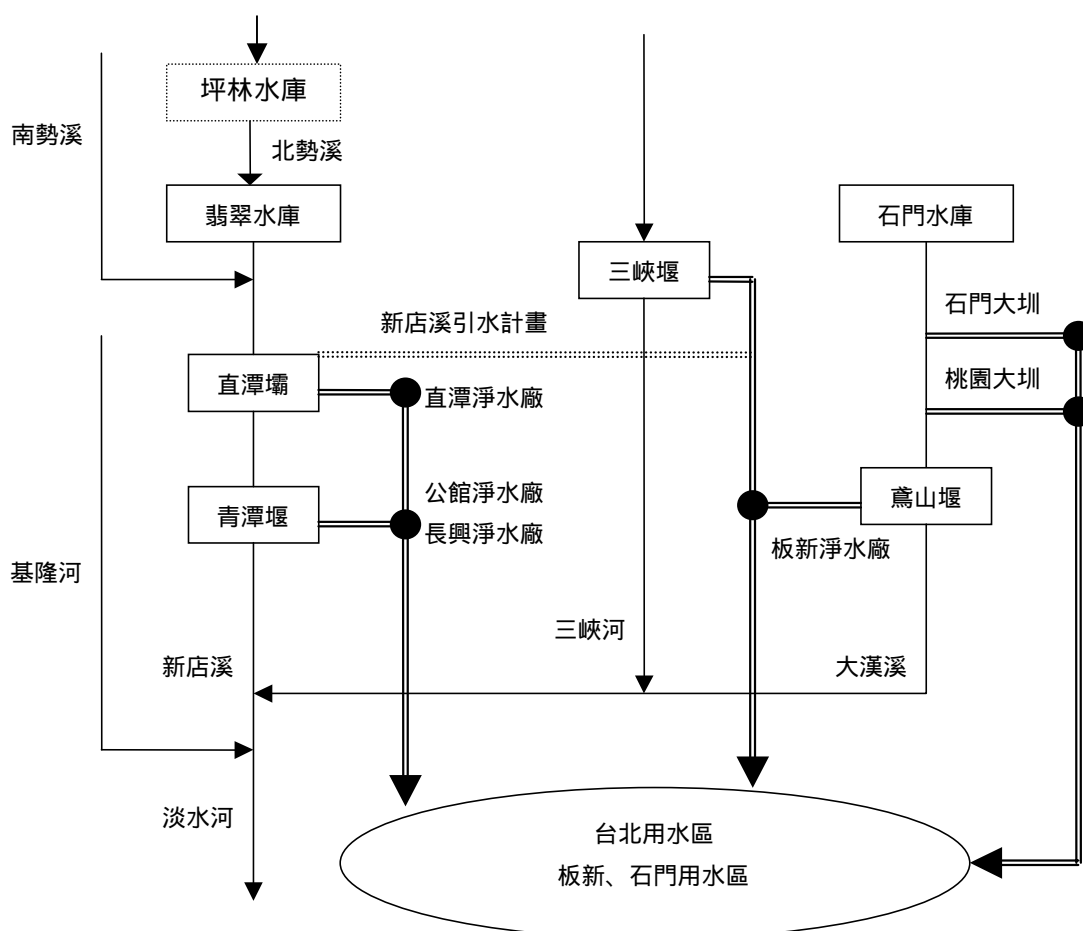


圖 6.1、新店溪與大漢溪水資源系統示意圖

新店溪供水系統動力模式

新店溪水資源系統動力模式包含有北勢溪上游之翡翠水庫，翡翠水庫下游之取水工直潭壩、青潭堰以及負責供應台北地區自來水用水需求及不定期支援台北縣不足自來水量之直潭、長興、公館三座主要淨水廠。原水供應方式以南勢溪天然流量為主，當南勢溪水量不足時，則由翡翠水庫放水補足，但受其放水規則之限制，並同時考量新店溪下游之生態用水保留量，直潭、長興、公館三座淨水廠實際所需處理水量，則依照用水區總需水量扣除高地供水後，並按各淨水廠設備設計容量所佔比例分配，圖 6.2 為翡翠水庫之操作規線，其放水規則敘述如下，新店溪系統動力模式則如下圖 6.3 所示。

1. 當水庫水位等於或高於上限時，發電廠可每日 24 小時滿載發電，原水需水量亦可充分供給。
2. 水庫水位在上限與下限之間時，放水主要在滿足原水需水量，但發電廠亦可每日充分發足 6 小時的電量。
3. 水庫水位在下限及嚴重下限之間時，放水必須滿足原水需水量，且發電廠亦只能利用該放水量發電。
4. 當水庫水位等於或低於嚴重下限時，放水以限制在原計畫原水需水量 70% 為原則，以避免在隨後之期間內發生嚴重缺水，發電廠亦只能利用該限制之放水量發電。

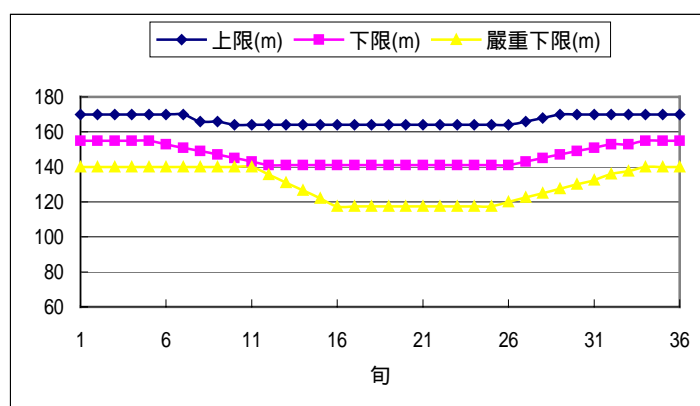


圖 6.2 翡翠水庫操作規線

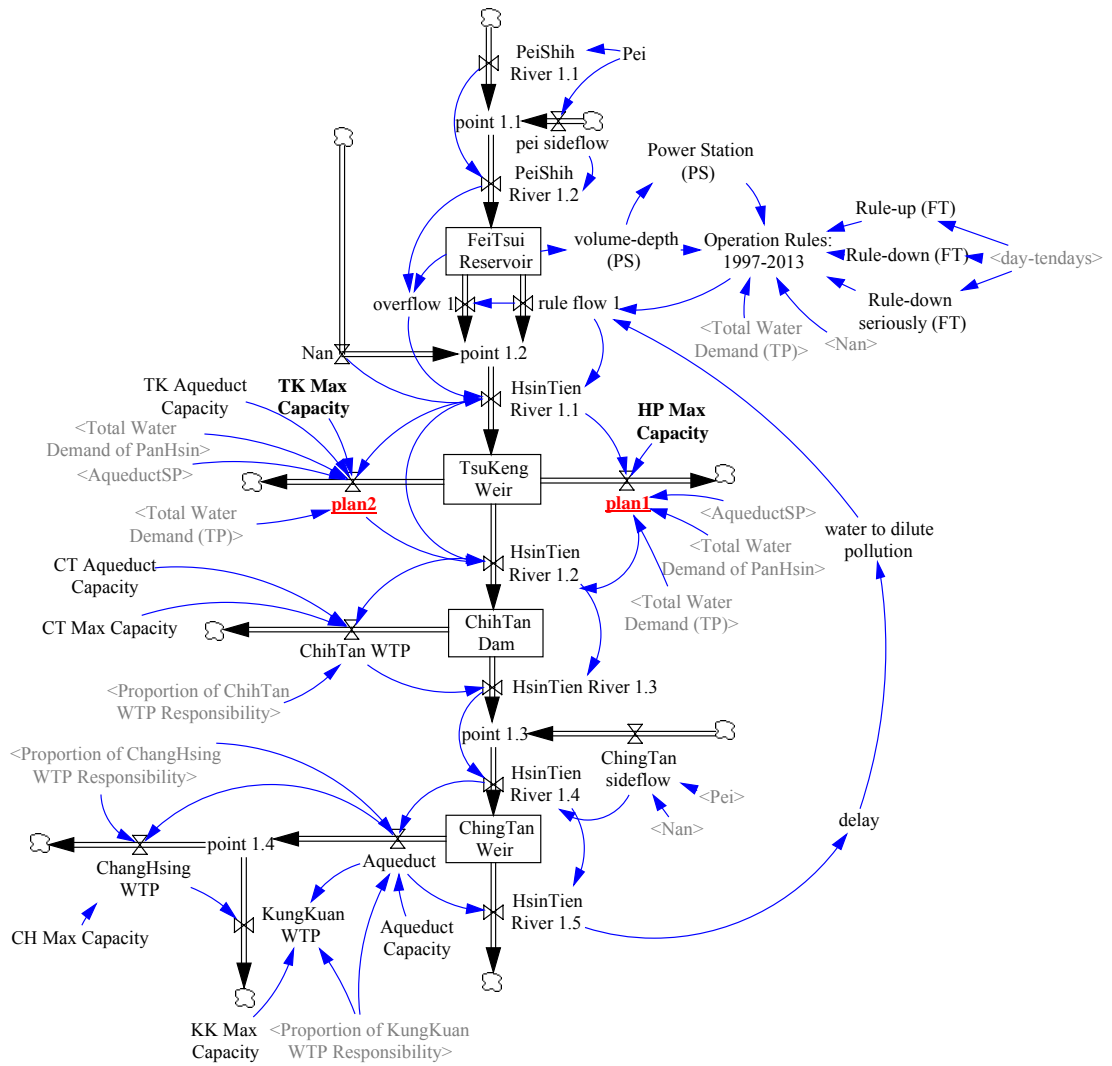


圖 6.3 新店溪系統動力模式

第七章 結論與建議

本研究群目標在依據永續發展理念，並以系統思維為基礎，藉由整個河川流域系統、水土資源的完整考量，評估環境承載力、累積性衝擊，以確保永續發展，建立政策環境影響評估之標準流程，並針對政策環評之理論與實務進行修正與建議，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。環境是否維持永續性，則在於環境系統從過去、現在、到未來可能之累積衝擊（Cumulative Impact）是否會超過環境承載力（Environmental Carrying Capacity），如果累積衝擊不超過環境承載力，則環境永續性可維持。環境承載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，以建立一套能夠切合當前追求永續發展所需之管理與評估程序、方法及制度。在同一系統中，時間與空間中環境變動均會累積影響環境，而此累積性影響超過環境承載力將使環境退化，而逐漸失去永續性。在永續性環境管理上累積性影響之分析重點為：（1）空間累積性影響；（2）時間之累積性影響，包括過去、現在、與可預見未來。

在第一章前言中描述永續發展與政策環評之相互關係，於第二章將過去幾年本研究對於永續發展、永續發展指標、政策環評、承載力與累積性衝擊定義加以簡略說明介紹，其相關文獻已在過去報告中回顧，因此本報告並未再詳細贅述。文中將本群體計畫各個土壤、水質、水資源與景觀生態等面向之永續發展指標加以彙整，後續將利用藉由系統動力模式與多目標規劃模式整合各個面向，建立一綜合指標，用以評估集水區之永續發展。

研究中也針對政策環評矩陣之水質與水資源項，此兩部分進行修正，將評估項目分為承載力與累積影響，個別探討其影響因子，就水質而言影響涵容能力之因子包含水體分類、流量、背景濃度等，而在污染累積影響因子上則包含了污染排放量、流達率、去除率等，在水資源面向中則是以資源承載力則是評估可用水量，其評估各項因子如降雨量、河川流量水庫容量等，而累積衝擊部分則是以資源需求量評估之，相當是總需水量，這

其中包含工業民生與農業需水量之影響因子。未來政策環評可參考上述相關影響因子，以系統動力模式建立其因果關係，以明確的評估方式衡量各項政策對於承載力或累積性衝擊之影響。

在系統動力模式部分本研究以一整合性水土資源系統動力模式概念圖，含括各面向擴充與相互間之關係、及與累積性影響與承載力評估方法結合。在未來應用上可分析政策影響哪些因子，然後可透過此模式分析是否影響環境永續性。研究中也以水資源面向建立一概略式永續發展之系統動力模式，後續研究將予以加強，未來可作為政策決策之分析，不同的政策對承載力與衝擊影響層面不同，可藉由系統動力模式建立其因果關係，作為政策執行與否之依據，使政府通過的政策，皆能符合永續發展之原則。

評估永續發展其主要之工具多以系統動力模式進行分析，於本報告第七章介紹了幾個相關之水質模式。在河川水質之模擬部分分為點源污染與非點源污染，且河川與水庫所遭受的污染的特性亦不同，因此兩者發生的機制不同，因此在此分別採用 QUAL2E 與 Vollenweider Eutrophication Model 以及 GWLF 模式進行模擬。這些相關模式都可提供後續評估水質面向之永續性與環境承載力及累積性衝擊評估時使用。

本研究明年度之工作主要承接今年所建立之整合之永續發展指標應用於實際流域中，以評估各面向之永續性，完整建立整合性指標系統動力模式建立，以作為政策環評工具。並建立水質與水量環境承載力與累積性衝擊之評估方法，以確保各項開發行為所造成的時間與空間的累積衝擊，不超過環境承載力以維持環境的永續性。評估承載力模式時，將以多目標模式之加以分析考量，將公平性加入決策評估要點。在管理策略上，則是利用單位土地面積負荷，將環境承載力分配於土地上，以管制未來各項開發行為與要求現有的污染源進行消滅。

環境承載力在不同面向代表不同意義。在資源面向承載力為其可供應量，如水資源系統之可供應量；在污染面向則為污染排放涵容量，如河川 BOD 與湖泊水庫總磷之涵容量。不管資源之可供應量或者是污染涵容量，均為環境承載力，而要確保環境承載力不被違反，則系統應以環境承載力

為限制條件來規劃發展，具體作法即是根據發展需求將環境承載力總量予以分配，並成為管制標準，此亦即總量管制之基本精神。要進行總量管制則兩大議題必須先界定：(1) 如何界定環境承載力之總量；(2) 如何系統性之合理分配。經濟社會發展計畫會改變自然本質，進而對環境帶來衝擊。

環境評價 (Environmental Assessment or Environmental Appraisal) 之目的在分析不同決策層級對環境之衝擊，根據上述說明可知，在以環境永續性為管理目標下，環境評價必須探討之重點為決策對環境承載力與累積性影響之衝擊。環境評價主要分成兩個決策層級：(1) 評量高層決策之政策與規劃方案 (Policies, Plan, Programming) 之政策環境影響評估 (Strategic Environmental Assessment, SEA)；(2) 評量個別計畫 (Project) 之環境影響評估 (Project Environmental Impact Assessment, EIA)。政策環評之目的在協助決策，並在決策過程中引入環境資訊，用以判斷不同方案對環境衝擊之嚴重程度。由於政策環評實施階段往往只是屬於概念式決策，一般均尚無具體行動計畫，因此，要預測政策對環境衝擊並不實際，因此政策環評重點應該是在決策過程中納入環境考量，以協助最後決策之形成，而非在政策形成後評估預測其對環境之衝擊。計畫環境影響評估目的在評估一開發計畫對環境之衝擊，由於開發計畫可能之活動相當具體，藉由分析可預測其對環境之影響。政策環評與計畫環評均屬同一系統，其分析應相關且上下連接，而非獨立運行。

下一階段本子計畫以水資源為研究課題，並同時包括水量與水質。永續發展為本世紀最重要之課題，要維持永續發展則資源使用與污染排放均不可超過環境承載力，方不至造成環境退化。要達此目的，則要界定環境承載力與建立合理評估方法，並以總量管制為手段以分配與管理承載力，並結合計畫環境影響評估使個別開發者均符合受分配總量之要求。傳統的環境影響評估制度常忽略個別或相關開發案間所造成之累積性影響，以致往往超過環境承載力，進而造成環境退化，因此，必須在較高階之政策環境影響評估中考量環境承載力與總量管制方法以確保政策能維持在可持續發展之方向，並可作為個別計畫環境影響評估之審查依據。本研究目的首先在界定水量與水質面向環境承載力之意義，進而建立其承載力與累積

性衝擊之評估方法，並將承載力視為總量以進行管理與分配，本研究將利用土地單位面積負荷之分配方式作為環境管理之依據，最後將環境承載力評估與總量管制整合於政策環評之中。研究中將結合河川水質模式、湖泊水庫優養化模式、水資源系統動力模式，尋求最合適的政策，以供決策者從事規劃與管理時之參考。過去研究階段以集水區為分析空間尺度，下一階段將提高至國家及地方政府尺度探討環境承載力、總量管制、與政策環評。

參考文獻

1. 童慶斌，「水土資源永續發展指標」，行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告，1999。
2. 童慶斌，「水土資源永續發展指標（II）」，行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告，2000。
3. 童慶斌，「系統動態模式建構概論」，環境系統動態理論與應用研習會，2001。
4. 廖朝軒，「水資源永續指標體系及其評量與評價方法之建立（II）」，行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告，2000。
5. 陳樹群，「環境承载力之土壤總量管制及政策環評之研究」，行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告，2001。
6. 陳樹群，「土壤指標體系及其評量與評價方法之建立」，行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告，2000。
7. 陳明業，「淡水河資源系統動力模式與永續管理策略之研究」，國立台灣大學生物環境系統工程學系碩士論文，2002。
8. 李漢鏗，「水質永續指標體系及其評量與評價方法之建立」，行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告，1999。
9. 李漢鏗，「水質永續指標體系及其評量與評價方法之建立（III）」，行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告，2000。
10. 林裕彬，「應用景觀生態指標及計量方法探討都市綠地品質」，行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告，2001。
11. 行政院環境保護署，「頭前溪及中港溪河川污染防治計畫可行性之檢

- 討」, 1990。
12. 行政院環境保護署, 「政院環境保護環境品質監測資料庫」
(<http://alphapc.epa.gov.tw>) , 2001。
 13. 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.
 14. 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 Developments. Argonne National Laboratory, Argonne, IL. ANIJEES-TM-309
 15. Burris, R.K. & Canter, L.W. (1997): Cumulative impacts are not properly addressed in environmental assessments. *Environmental Impact*
 16. 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 binational perspective. Canadian Environmental Assessment Research Council/US. National Research Council, Ottawa and Washington, 166 pp.
 17. Brown B J, Hanson M E, Liverman D M, Meredith R W Jr, 'Global Sustainability: toward Definition' in *Environmental Management* Vol 11, No 6, : 713-718 (1988).
 18. Contant, C.K. and L. Ortolano. 1985. Evaluating a cumulative impact assessment approach. *Water Resources Research* 21:1313-1318.
 19. Cheryl K. Contant and Leonard Ortolano , 1985 , Evaluating a Cumulative

- Impact Assessment Approach , Water Resource Research, VOL.21,No. 9, pp.1313-1318.
- 20.Clark, R.,1994. Cumulative Effects Assessment: A Tool for Sustainable Development. Impact Assessment 12, 319-331.
 - 21.Council on Environmental Quality, 1997,Considering Cumulative Effects Under the National Environmental Policy Act
 - 22.European Commission, 1999. Study on the Assessment of Indirect and Cumulative Impacts as well as Impact Interactions. Volume I & II.
 - 23.European Commission, 2001. SEA and Integration of the Environment into Strategic Decision-Making Final Report Volume 1, 2, & 3.
 - 24.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.