

子計畫四：生命週期衝擊評估之本土化(I)

研究人員：台大環工所馬鴻文、黃建中
90-2621-Z-002-027-

摘要

目前的生命週期衝擊評估階段，依照 SETAC(1993)的建議，大致可分成 1.分類：將要評估的環境議題分類。2.特徵化：將要盤查分析得到的資料依照議題歸類。3.評價：將不同的環境議題指數整合成一個綜合指數。

其中在評價階段，為了得到一整合性的衝擊指標，必須給予各類別環境問題相對的權重，但不同的環境衝擊類別之間彼此並沒有特定的連結，也不易利用市場價格來作為比較的基礎，目前常用之評價方法有層級分析法 (Analytic Hierarchy Process)、願付價格法 (Willingness-to-Pay)、多屬性效用理論 (Multi-Attribute Utility Theory)、衝擊分析矩陣法 (Impact Analysis Matrix)、條件評估法 (Contingent Valuation) 以及模糊層級分析法 (Fuzzy Analytic Hierarchy Process) 等可供選用。上述方法，都是針對涉及人為主觀之價值判斷，在不違背理性邏輯思考的原則下，賦予一相對價值的權重。

然而在不同的區域下，因為當地環境品質、自然資源的開發使用等各條件不同，每個環境議題的重要性或迫切性也不同，這些客觀的因素不見得可以在上述的評價過程中納入考量。而為了表現各區域環境的狀態，國際間已發展出許多套不同的環境相關指標系統，雖然指標的建立及選擇有可能仍是依賴專家小組的判斷，但是至少是以客觀的環境監測數據來作為基礎，使得不同區域或國家，在環境狀態上，有了比較的基準。而環境指標的建立，也多是依循環境議題來作為分類，恰巧在某種程度上可與衝擊評估所選定的議題相呼應，因此可作為給予權重的參考依據。

本研究將在生命週期衝擊評估中 (特別是在評價階段)，加入環境指標與風險評估因子的概念，以突顯出個別區域環境議題的敏感度，達到生命週期衝擊評估本土化的目標，瞭解各種環境衝擊在台灣的相對重要性，進而將全台灣地區依照地理特性及環境指標分區，以顯示在原料開採、製造階段、使用階段、棄置階段，相同環境壓力因子造成不同地區的環境不同程度的衝擊，以做為政府及製造業在選定設廠地點、原料進口國家、廢棄物處理方法及場所時，在環保議題上的參考，並使得運用國外軟體或污染排放資料庫計算得出的生命週期評估結果，經由本土化的權重計算，因而在學理解釋上更具意義。

本研究最後選擇 10 個環境議題，35 項環境指標，進行台灣地區共 22 個縣市行政區 (不含澎湖縣) 的環境指標權重之合成，以搭配原有的商用生命週期評估軟體，並且以咖啡壺為例進行試算，結果顯示，的確能藉由環境指標來凸顯空間變異性，使生命週期評估結果更具有參考價值。

壹、 研究動機與目的

在歷經工業革命迄今數百年的經濟發展後，人類的生活水準倏忽往前跳躍邁進一大步，然而物質生活富足所帶來的人口成長，卻開始大口吞食耗用地球有限的資源，在此同時，因發展工業對環境造成的衝擊，也悄悄地對人類展開反噬，環境與人類間彼此微妙的互動，正牽引著人類是否能「永續發展」的敏感神經。「冰凍三尺，非一日之寒」，許多的環境問題產生，乃是長期忽視累積的結果，而人類若不加以重視、省思而有所行動，亦將猶如鍋中逐漸被熱水煮熟的青蛙，一步步走向滅亡而不自知。

有鑑於此，國際間開始對環境保護展開行動，在召開國際性會議及制訂國際公約之後，配合世界貿易組織(WTO)及歐聯(EU)對於貿易與環境保護議題重視的帶領下，國際標準組織(ISO)繼成功地推出 ISO 9000 品質標準後，亦開始進行 ISO 14000 環境管理系列標準之制定，並在 1996 年首先公佈以組織評估為主的環境管理系統標準(ISO 14001)和相關的配合性標準，以提供產業建立國際認同的環境管理準則及驗證規範。在整個 ISO 14000 系列二十餘項標準針對組織及產品之環境評估兩大要項，分別就國際間對環境管理系統(Environmental Management System ; EMS)、環境稽核(Environmental Auditing , EA)、環境績效評估(Environmental Performance Evaluation, EPE)、生命週期評估析(Life Cycle Assessment , LCA)、環境標章(Environmental Labelling , EL)及產品標準之環境考量(Environmental Aspects in Product Standards , EAPS)等環境管理工具之準則及定義。

傳統上評估不同產品對環境之衝擊時，大都把焦點放在管末處理上，以使用後棄置階段產生之環境負荷，作為該產品對環境衝擊影響之大小；而對於產業廢棄物之管制，亦集中於生產過程中所產生的污染物，往往疏於考慮原料取得及使用後(post consumer)之污染條件。隨著環保意識的提高及全球環境永續發展共識之達成，使得對於廢棄物污染評估方向逐漸朝全面性的思考模式，即利用產品「生命週期」的觀念，藉由整合原料開採、生產製造、產品使用及棄置等各階段對環境產生之影響，評估產品的「生命週期」中對環境的衝擊程度。此種評估概念的轉變，使得過去在棄置階段中，環境衝擊較小的產品，極可能因為在其他生命週期階段中的衝擊量較高，而導致截然不同的分析結果。

因此本文選定「生命週期評估」方法作為研究的重點，期望能在方法論及應用上有所突破，以有效的協助環境問題之解決。

生命週期評估這幾年來受到相當的重視，成為環境管理的工具之一。其最重要的應用是作為產品進行環境化設計的參考。然而在發展上卻碰到了一些問題，例如：資料不足、評估結果的準確性、衝擊評估模式的質疑等等。

目前的生命週期衝擊評估階段，依照 SETAC(1993)的建議，大致可分成 1.分類：將要評估的環境議題分類。2.特徵化：將要盤查分析得到的資料依照議題歸類。3.評價：將不同的環境議題指數整合成一個綜合指數。

其中在評價階段，為了得到一整合性的衝擊指標，必須給予各類別環境問題相

對的權重，但不同的環境衝擊類別之間彼此並沒有特定的連結，也不易利用市場價格來作為比較的基礎，目前常用之評價方法有層級分析法（Analytic Hierarchy Process）願付價格法（Willingness-to-Pay）多屬性效用理論（Multi-Attribute Utility Theory）衝擊分析矩陣法（Impact Analysis Matrix）條件評估法（Contingent Valuation）以及模糊層級分析法（Fuzzy Analytic Hierarchy Process）等可供選用。上述方法，都是針對涉及人為主觀之價值判斷，在不違背理性邏輯思考的原則下，賦予一相對價值的權重。當權重確定之後，則可以將此權重結合特徵化的結果，得到綜合性的評價（單啟明，1999）。

然而在不同的區域下，因為當地環境品質、自然資源的開發使用等各條件不同，每個環境議題的重要性或迫切性也不同，這些客觀的因素不見得可以在上述的評價過程中納入考量。而為了表現各區域環境的狀態，國際間已發展出許多套不同的環境相關指標系統，雖然指標的建立及選擇有可能仍是依賴專家小組的判斷，但是至少是以客觀的環境監測數據來作為基礎，使得不同區域或國家，在環境狀態上，有了比較的基準。而環境指標的建立，也多是依循環境議題來作為分類，恰巧在某種程度上可與衝擊評估所選定的議題相呼應，因此可作為給予權重的參考依據之一。

本研究將在生命週期衝擊評估中（特別是在評價階段），加入環境指標與風險評估因子的概念，以突顯出個別區域環境議題的敏感度，達到生命週期衝擊評估本土化的目標，瞭解各種環境衝擊在台灣的相對重要性，進而將全台灣地區依照地理特性及環境指標分區，以顯示在原料開採、製造階段、使用階段、棄置階段，相同環境壓力因子造成不同地區的環境不同程度的衝擊，以做為政府及製造業在選定設廠地點、原料進口國家、廢棄物處理方法及場所時，在環保議題上的參考，並使得運用國外軟體或污染排放資料庫計算得出的生命週期評估結果，經由本土化的權重計算，因而在學理解釋上更具意義。

貳、 文獻回顧

一、 生命週期評估

(一) 生命週期評估之緣起

生命週期評估技術之歷史沿革最早可追溯 1969 年可口可樂公司 (Coca-Cola Co.) 對其飲料容器的評估。該公司在考量是否投入自行生產容器之過程中，決定委託美國 MRI (Midwest Research Institute) 進行評估工作。MRI 在執行計畫過程中採用了當時所謂的資源及環保範圍分析 (Resource and Environmental Profile Analysis ; REPA)，該作業系統中考量了各種環保和經濟因素，並首次將「生命週期」(由原料來源至棄置階段)之理念，對原料、能源之耗用以及污染排放條件均做一完整的計算。其可以算是生命週期評估技術之濫觴。

1990 年 8 月起，美國環境毒理及化學學會 (Society of Environmental Toxicology and Chemistry ; SETAC) 開始進行了一系列的生命週期評估技術之研討會及訓練課程，從資源保育與能源耗竭的觀點，發展到全面性污染預防的方向，使得其相關技術工具的架構得以完成並獲得各方共識，亦使得 SETAC 執世界 LCA 運用技術工具及方法建立之牛耳。而幾乎在同時段於歐洲成立的 LCA 發展之推廣學會 (Society for the Promotion of LCA Development ; SPOLD)，亦在和 SETAC 充份配合之下，致力於技術運用的推動工作。(楊致行，1996)

1992年國際標準組織(ISO)對於ISO 14000環境管理系列標準，正式成立技術委員會(TC 207)，並考量針對企業界建立之各項環保相關作業及文件系統中，除了需對組織有相關可供依循的標準外，對產品評估亦應提供各項技術工具 - 而生命週期評估則為產品評估的最基本方法，因此成立了第五工作委員會 (Sub-Committee)，同時亦將生命週期評估的標準納入ISO 14040系列之中，編號為ISO14040至14043，而ISO14040與ISO14041分別於1997、1998年公布，我國也由經濟部標準檢驗局和其前身中央標準局研擬相對應之中國國家標準，亦於1998、2000年公布。因此，生命週期評估勢必成為未來對於產品環保設計上的重要評估工具。(楊致行，1996)

(一) 生命週期評估之架構

根據 SETAC(1993)對生命週期評估架構的定義，可分為

- (1) 目標定義與範疇界定 (Goal Definition and Scoping)
- (2) 盤查分析 (Inventory Analysis)

(3) 衝擊評估 (Impact Assessment)

(4) 改善評估 (Improvement Assessment)

其中第四階段的改善評估，被其他研究者認為已經是生命週期評估的應用，不適合擺在評估架構當中。因此在1997年所發佈的ISO14040標準規範當中，生命週期評估架構主要由：目標與範疇界定、盤查分析、衝擊評估、闡釋等四部分構成，各步驟之間的組成關係如圖2-1所示。

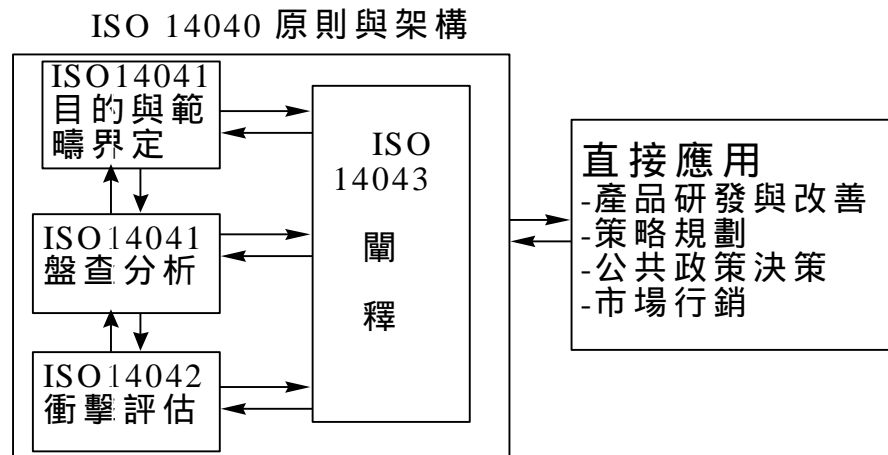


圖2-1 生命週期評估基本架構

1.目的與範圍定義階段：

生命週期評估研究過程中，研究系統及範疇之界定是重要的。不同之研究系統及範疇，可能導致截然不同的結果。因此執行生命週期評估工作首重範疇之界定及相關基本條件的掌握，通常需考量下列幾點：

- 研究之系統
- 系統的功能
- 功能單位
- 系統界限
- 進行衝擊評估時使用之型態及評估範圍
- 對數據的要求
- 假設條件
- 研究限制
- 初期的數據品質要求
- 評審(critical review)形式
- 研究報告的形式及要求是指將評估之目的及範圍加以清楚之定義，使評估結果得以與預期之應用目標一致。

2.盤查分析階段：

盤查分析包含資料蒐集與計算程序，來量化一個產品系統的相關投入與產

出。這些投入與產出得包括資源的使用及對與系統相關的空氣、水體及土地之污染排放。依生命週期評估之目的與範圍而定，做出對這些資料的闡釋 (interpretations)。這些資料同時也構成生命週期衝擊評估的投入。

進行盤查分析的過程是反覆的。隨著資料蒐集之進行與對研究系統的進一步瞭解，新的資料要求與限制可能被鑑別出來，並需要改變資料蒐集程序，以達到研究之目的。有時新的議題會被鑑別出來，以致於需要修改研究之目的或範圍。

3. 衝擊評估階段：

生命週期評估的衝擊評估階段，是以採用生命週期盤查分析的結果，來評估潛在環境衝擊的重大性為目標。一般來說，這個過程包含了將盤查資料與特定環境衝擊連結在一起，並嘗試瞭解這些衝擊。衝擊評估詳細的程度、被評估衝擊之選擇及採用之方法，依研究之目的與範圍而定。

此項評估得包括採用反覆過程，以審查研究之目的與範圍來決定研究的目標是否達成，或是評估後覺得無法達成時修改目的與範圍。

衝擊評估階段的諸多要項中，得包括如下：

1. 分類：將盤查資料歸類入衝擊項目。
2. 物性歸類(特徵化)：進行衝擊項目內的盤查資料之模式化。
3. 評價：在非常特定的情況下與有意義的情況下，方能進行結果的可能集結。

另外衝擊評估階段有幾點要注意的：

- 衝擊評估的方法與科學架構仍在發展之中。衝擊項目的不同模式亦處於不同之發展階段。

- 一般來說，這個過程包含了將盤查資料與特定之潛在環境衝擊連結在一起，並瞭解這些衝擊。目前並無公認的方法可以一致地與正確地將盤查資料與特定潛在環境衝擊連結在一起。

- 生命週期衝擊評估階段中，例如衝擊項目的選擇、模式化與評估時，會出現主觀性。透明化程度可以確保研究之假設能被清楚敘述與報告，因此對衝擊評估非常緊要。

4. 生命週期闡釋階段：

闡釋階段則是整合盤查分析及衝擊評估等結果，以作為選用污染性較低之物料、生產流程改善、或提升產品設計等生產決策之參考。而闡釋階段得包括在與定義的目標一致下，不斷審查與改訂生命週期評估範圍與蒐集資料之本質與品質之反覆過程。

闡釋階段的發現結果須反映任何曾進行的敏感性與不確定性分析之結果。雖然後續的決策與行動得納入由闡釋發現中鑑別出之環境連帶事物，但由於其他因素如技術績效、經濟與社會考量面也被考慮，因此已超出生命週期評

估研究之範圍。

表 2-1 SETAC 及 ISO 的生命週期評估架構比較

	SETAC(1991,1992)	ISO 相關標準		
總則		14040 (IS)	環境管理 - 生命週期評估 - 總則 (EM-LCA -Principles and Framework)	已於 1997 年 6 月成為正式國際標準。
STEP 1	目標定義與範疇界定 (Goal Definition and Scoping)	14041 (IS)	環境管理 - 生命週期評估 - 目的與範疇界定及盤查分析 (EM-LCA – Goal and Scope Definition and Inventory Analysis)	已於 1998 年 10 月成為正式國際標準。
STEP 2	盤查分析 (Inventory Analysis)	14041 (IS)	環境管理 - 生命週期評估 - 目的與範疇界定及盤查分析 (EM-LCA – Goal and Scope Definition and Inventory Analysis)	已於 1998 年 10 月成為正式國際標準。
		14048 (CD)	環境管理 - 生命週期盤查資料之文件格式 (EM-LCA-Life Cycle Assessment Data Documentation Format)	SC5 通過專案小組修訂報告, 尚未決定其成為技術規範或國際標準; 但已確定更改名稱如左。
STEP 3	衝擊評估 (Impact Assessment)	14042 (IS)	環境管理 - 生命週期評估 - 衝擊評估 (EM-LCA- Impact Assessment)	已於 2000 年 3 月以第二類技術報告公告。
STEP 4	改善評估 (ImprovementAssessment)	14043 (IS)	環境管理 - 生命週期評估 - 釋義 (EM-LCA - Interpretation)	已於 2000 年 3 月以第二類技術報告公告。

資料來源:International Environmental Systems Update, Vol.7, No.7, pp.23, July 2000 及本研究整理

註：IS: international standard ; FDIS: final draft international standard ;DIS: draft international standard; CD: committee draft ; WD: working draft ; NP: new work item proposal ; TR:Technical Report

(二) 生命週期衝擊評估方法之比較

1. SETAC

根據 SETAC 在 1992、1993 年技術報告中的建議，可將衝擊評估分為三個步驟：分類 (Classification)、特徵化 (Characterization)、評價 (Valuation)。

分類的工作主要是在確定欲評估的環境議題後，將盤查分析所得的資料根據議題分門別類。此作法是根據 SETAC 所提出的壓力因子 (stressors) 概念而來。所謂壓力因子，即是假設污染物的排放及能資源的消耗，均會對環境產生一壓力，因此可藉由對於排放量、排放潛值、預期的環境濃度和可能的暴露量等度量，以連結清單資料、盤查結果及環境衝擊量化等程序。

而所謂的特徵化階段，則是在歸於某一議題的壓力因子當中，選擇某一個因子為基準，而將其他因子根據科學基礎轉換成同一單位或同一形式。例如：在全球溫暖化議題當中，可將所有溫室效應氣體的排放量轉化成 CO₂ 之當量來表示。不過值得注意的是，特徵化的方法可以應用在單一的衝擊類別之內，而無法用在不同的衝擊類別之間，並且只能針對單一的排放介質 (例如空氣、水、土壤) 進行。

經過特徵化之後，得到的是單項環境問題類別的衝擊加總值，評價則是將這些不同的各類別環境衝擊問題給予相對的權重，以得到整合性的衝擊指標，使決策者在決策的過程中，能夠完整考量所有面向的衝擊 (SETAC 1993；李育明 2000)。

2. ISO 14042

若就 ISO 14042 之規範而言，該標準主要應用類別指標 (category indicators) 進行生命週期衝擊評估，並將評估之單元區分為必要步驟 (mandatory) 及選項步驟 (optional elements) 二類 (如圖 2-2)。必要步驟有：衝擊類別、指標及模型之選擇；盤查分析結果分類 (分類 classification)；以及衝擊類別指標之計算 (特徵化 characterization) 等三步驟。選項步驟則有：正規化 (normalization)、分組 (grouping)、賦予權重 (weighting)、資料品質評估 (data quality assessment) 等。(ISO 14042, 2000；李育明, 2000)

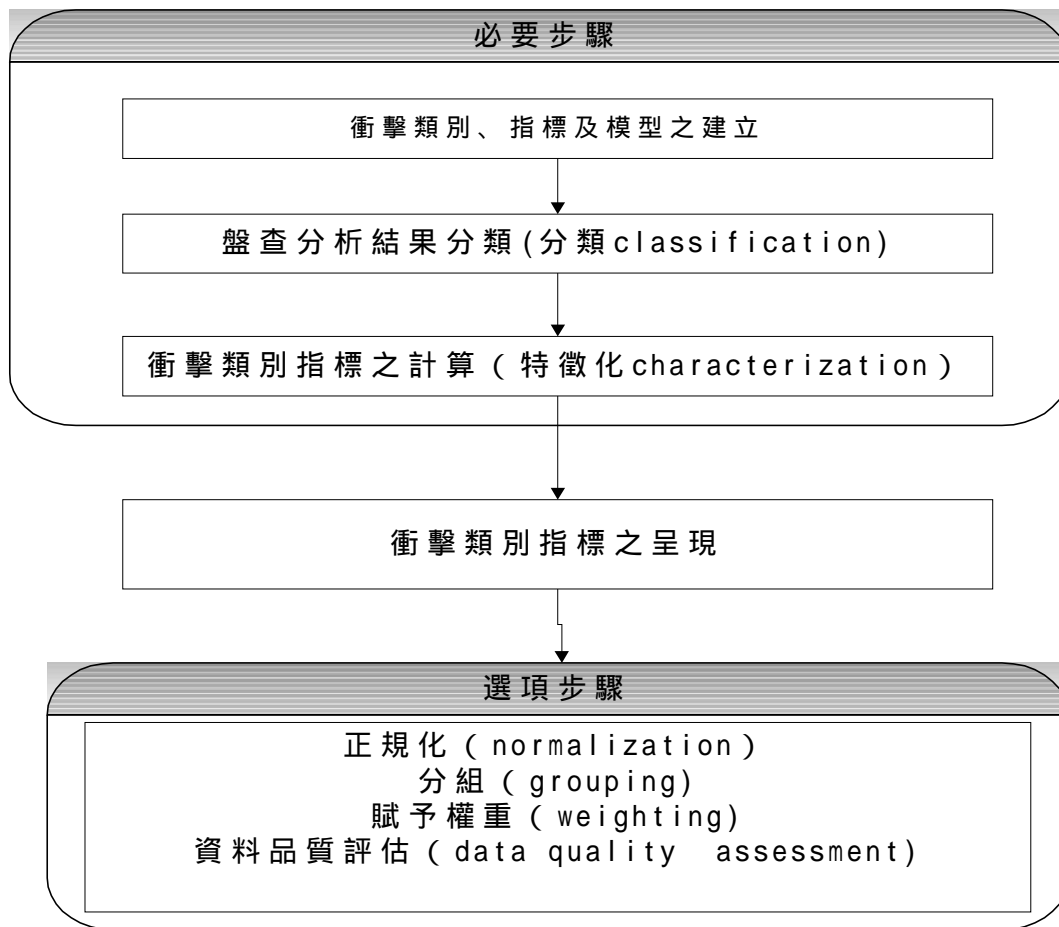


圖 2-2 ISO 14042 規範之生命週期衝擊評估步驟

3. 常用的生命週期衝擊評估模式

綜合彙整相關文獻，生命週期衝擊評估模式一般常用者有三種：臨界體積法 (Critical Volume Method) 效應導向法 (Effect-oriented Method) 和生態乏值法 (Ecological Scarcity Method)，以下即為此三類方法之簡要介紹：

- **臨界體積法 (Critical Volume Method)**

所謂的臨界體積法，是指將盤查清單中之各因子，稀釋到符合相對之法規標準 (或恕限值) 時，所需的排放介質體積 (如水、空氣、土壤等)，並可將同一介質之臨界體積加總起來，得到每單位產出之臨界體積值。其定義為：

$$\text{臨界體積} = \frac{\text{污染物排放量 (g)}}{\text{法規標準 (排放恕限值) (g/Vol)}}$$

此一方法之優點包括：

- 已經應用於一些實際的案例中，且有國際的知名度。
- 對於訂有區域排放標準的污染物，數值計算簡單明瞭。

- 可分別表示在不同介質中之數值。

其缺點則包括：

- 無法考慮一些非化學性的衝擊因子，例如光線輻射、噪音等。
- 法定值的訂立常基於政治及經濟上的考慮，缺乏科學依據。
- 並非所有污染物都訂有法定值。
- 並未考慮污染物的沈積及擴散等現象。
- 臨界體積值會隨法規值改變或科學知識更新而需經常修正。

● 效應導向模式 (Effect-oriented Method)

效應導向法是以問題導向的方式，將清單項目中的各因子，依其可能有之環境衝擊給予一單位排放量的衝擊指數，以 100 年為例，一公斤 N₂O 氣體之排放量其潛值相當於 270 公斤之 CO₂ 排放量。

除了衡量全球暖化之溫室效應潛值之外，其它尚有衡量臭氧層破壞之臭氧層破壞潛值 (Ozone Depletion Potential, ODP)、衡量光化煙霧之光化臭氧形成潛值 (Photochemical Ozone Creation Potential, POCP)、衡量酸雨之酸沈降潛值 (Acidification Potential, AP) 等，皆為被廣泛接受之特徵化指標值。此外，在不同提供環境衝擊之 LCA 電腦軟體中，也有發展其特有之特徵化指標。

應用此一模式的優點有：

- 對每一類環境衝擊議題皆可得到一般性的效應值，簡單明瞭。
- 對於非專業背景的環境管理決策者而言，此一模式所得的結果更容易讓其了解其產品或活動的環境衝擊面向為何。

應用此一模式的缺點則有：

- 並非所有類別之環境衝擊皆可得到一般性的曝露效應值。
- 利用科學知識所判定之效應指標值，會有準確性之疑慮。
- 隨科學知識的累積和進步，模式中之效應值必須不斷的修正。

● 生態乏值模式 (Ecological Scarcity Method)

生態乏值法又可稱之為生態評點模式 (Ecopoint Models)。

所謂生態評點的定義是：

$$\text{ecopoints} = 1/F_c \times F/F_c \times C$$

其中：

F_c：臨界流量 (critical flow)，指不會引起生態系統負面效應的最大流量。

F：現有環境負荷流量 (actual flow)

F/F_c：生態乏值 (Ecological Scarcity)，如果現有環境負荷流量大於臨界流量 (F

> Fc), 表示生態系統和資源被過度利用。

C: 無因次指數 (dimensionless factor), 10^{12} , 避免有過大的負指數值出現。

依此模式所得的結果, 可得到能量、空氣和水等三類乏值, 由於單位一致, 此三類之生態乏值可以加總起來, 而得到單一的乏值。

應用此一模式的好處有:

- 對於空氣、水、土壤的污染排放、資源的耗損, 以及一些非化學性之壓力因子, 都能夠用單一的指標值來表示。
- 此一生態指標方程式能夠以非線性關係來量測生態乏值, 例如可以對於超過臨界值的流量賦予一更重的權數, 以突顯其嚴重性。
- 無論是區域性、國家性或是國際性的空間尺度都適用。

應用此一模式的缺點則有:

- 生態指數不容易決定, 要得到不同團體的認同也有困難。
- 生態指數必須隨著科學新知的認定而修正。
- 雖然原則上可行, 但實際上並未考慮污染排放的擴散和降解。
- 加總的結果降低了透明度, 而且會予人主觀認定過強的印象。
- 衛生和職業安全並未在現行系統的考量之內。

● Eco-indicator 95 & Eco-indicator 99

此外, 配合 Simapro 軟體之開發應用, Product Ecology Consultants(PRe)則另發展損害導向 (Damage oriented) 之評估方法 Eco-indicator, 主要乃將環境衝擊 (或損害) 區分為資源耗用、生態系統之衝擊與對人體健康之危害三大類, 透過強度分析 (intensity or fate analysis) 暴露及效應分析 (exposure and effect analysis) 損害分析 (damage analysis) 及正規化與權重 (normalization and weighting) 等分析流程, 以求得單一之生命週期衝擊指標。

4. 衝擊評估的評價方式

目前常用之評價方法有層級分析法 (Analytic Hierarchy Process) 願付價格法 (Willingness-to-Pay) 多屬性效用理論 (Multi-Attribute Utility Theory) 衝擊分析矩陣法 (Impact Analysis Matrix) 條件評估法 (Contingent Valuation) 以及模糊層級分析法 (Fuzzy Analytic Hierarchy Process) 等可供選用。上述方法, 都是針對涉及人為主觀之價值判斷, 在不違背理性邏輯思考的原則下, 賦予一相對價值的權重。當權重確定之後, 則可以將此權重結合特徵化的結果, 得到綜合性的評價 (單啟明, 1999)。

Magnus et.al(2000)曾經整理及回顧四種評價方式, 分別是 Ecoscacity 97、EDIP、Eco-indicator 99 及 EPS2000d, 其中前二者採用 DtT(distance-to -target)的概念, 以衝擊分類為主, 探討某污染源在特定區域的排放程度, 與臨界值 (自然環境涵容能力或標準值) 之間的關係。後二者則是以損害情況為考量, 所不同的是

Eco-indicator 99 以專家小組方式訂出權重，而 EPS2000d 則是化成貨幣價值，以社會上願意負擔「免於傷害的費用」表示，但是這四種權重給定方式，所設定的範圍均不一樣，分別是以瑞士、丹麥、歐洲及全球為考量，其比較表如下表 2-2。

表 2-2 Core characteristics of four weighting methods presented and applied in the article(Magnus et.al 2000)

	Ecocarcity 97	EDIP	Ecoindicator 99	EPS 2000d
Effect modeling	Impact categories	Impact categories	Damages	Damages
Value source	Swiss policy targets	Danish policy targets	Panel representing different perspectives	Society's willingness to pay to avoid damages
Geographical scope	Switzerland	Demark	Europe	World
Parameter handled				
-Emissions	Yes	Yes	Yes	Yes
-Resources	Energy only	Yes	Yes	Yes
-Work Environment	Yes	Yes	No	No

Finnveden (1997) 則認為 LCA 方法中的評價方法，可以嘗試從社會觀點、倫理觀點和自然觀點切入。若從社會的角度觀之，市場經濟價值、民主程序與專家方法都是可以給定權重的方式。從倫理觀點切入，當下所有人是否生而平等、未來世代的公平正義性，甚至動物、植物及生態系統，都是可以考慮的重點。而自然觀點的思考，則需注意科學因果關係之必然性，以及資訊的來源與價值。

Volkwein(1996)認為評價過程應依據與衝擊種類相關的國際公約，例如里約宣言 (Rio Declaratio) 21 世紀議程 (Agenda 21) 生物多樣性公約、蒙特婁公約、氣候變化綱要公約等等。Volkwein(1996a)同時也回顧了曾被使用過的評價方法，如下表 2-3。同時也嘗試結合時間與空間變異性在內。

表 2-3 Number and type of criteria iused in different valuation methods (Volkwein , 1996)

Number and type of criteria		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Ecoscarcity approach,Ahbe et al.(1990),Lindfors et al.(1995)	2	+	+							
Expert based quantitative method, VNCI(1993)	?	+		+	+	+		+		+
Effect category method no 1 and 2,Baumann et al.(1993)		+	+							
Environmental Priority Strategies in product design system, version 2.0,Steen and Ryding(1992)	?	+	+	+	+		+	+	+	+
Tellus metjod, Tellus Institute(1992)	2									+
Aggregation of critical volumes:Habersatter(1991)										+
The Ecoindicator 95,Goedkoop(1995)	1		+							
Umweltbundesamt(Berlin),Schmitz et al.(1995)	6	+	+	+	+	+	+			
number of criteria used in the method 1 normalization criterion,normalization step 2 overload criterion,distance to target,ecological scarcity 3 ecological threat,extend of harm 4 reversibility ,irreversibility,time 5 space criterion,geographical extension 6 environmental preferences of the population 7 scientfic uncertainty of negative impacts of impact category (for example global warming) 8 willingness to pay restore safe guard objects to their normal status 9 other criteria										

Powell (1997) 也從透明度 (transparency)、可行性 (practicability)、綜合性 (comprehensiveness)、目標一致性 (goal consistency)、目標接受度 (goal acceptability) 來比較以往的評價方法，並歸納成圖 2-3。

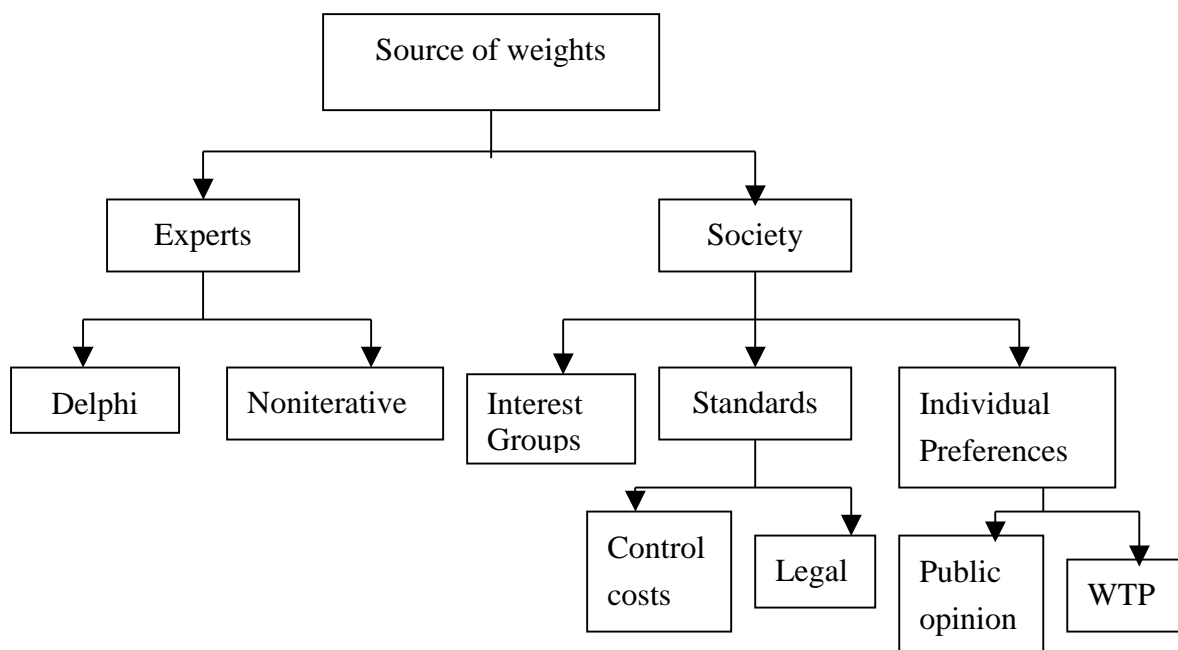


圖 2-3 The determination of weights for LCA valuation(Powell , 1997)

Notarnicola(1998)也對評價方法作簡單的分類，如下表，並且以車殼材質作對評估對象，以不同的評價方式來作比較。

表 2-4 Classification of evaluation methods (Notarnicola , 1998)

	Emissions/ extractions/ land use	Impact indicators	Damage categories	Safeguard subjects
Individual preferences			ExternE	EPS
Collective revealed		Unpublished government reports		
Collective subjective		SETAC NOGEP		
Policy criteria	Ecoscacity	Ecoindicator 95 New Ecoscacity		
Objective criteria		GUINEE		

在 Simapro 軟體使用手冊中，也對 Weighting 方法進行簡述：(PRé Consultant,2001) Weighting 是在生命衝擊評估當中，最有爭議性，也最困難的步驟。一般而言，大概有以下的方法：

1. 專家小組評定：

由專家小組選定衝擊類別，並選定預設的權重。

困難點：

- (1) 衝擊類別的定義有時不夠具體，光由字面解釋，容易引起誤會。
- (2) 衝擊類別若劃分的太細，其項目又太多（10-15 項），不易評分。
- (3) 專家小組給定權重時，若依照社會科學的思考，多傾向給予小範圍變動的分數，如 1-3 分。

2. Distance to Target：

在每個衝擊類別分別設定目標值，目標值可能是環境涵容能力或基線值，若目標值設定為改善後的理想值，則現況監測值與理想值差異越大，權重則越大。目前瑞士政府所使用的 Ecopoint 法，及 Eco-indicator 95 法，都使用了相關的概念。

困難點：

- (1) 政府政策常是政府與許多利害團體妥協下的產物，目標值若以政策目標為導向，常無法反映真實環境中需要被改善的程度。
- (2) 不同類別的環境衝擊，需要不同的權重。

3. 貨幣量化法：

將所有環境損害都量化成同一個貨幣單位（通常是願付價格 WTP），並且假設彼此之間有加成性。

綜合以上文獻，可發現評價方法牽涉到人類價值判斷，更可以從多各種不同的層面去切入。整體來說，自然觀點是比較客觀的，社會及倫理觀點則牽涉到人類的主觀價值因素在內，事實上，人類的社會組成原本就摻雜了許多不同的價值體系，但為了方便科學上的定量研究，本研究將以自然觀點為主，解構環境的現狀，做為權重的主要依據，並特別注意空間變異性的影響。

二、 環境指標

（一） 環境指標的定義

環境指標，簡單的說，就是要把複雜的整體環境現象，諸如空氣、水、土壤、

廢棄物及生態系等之合成狀態或現象，轉化成數據，以數據的大小來傳達環境品質的良窳意義（游靜秋，1997）。

研究環境指標的先驅者之一 Wayne R. Ott 在其「環境指數：理論與實用」(1978)一書中指出指標(indicators)與指數 (indices) 的不同(Ott,1978)。Ott 認為，指標是指由一種污染物參數所得到的一個量化的樹具，此證據可能是直接測量所得到的十冊直，或是在經模式化後計算所得的值，因此 Ott 也將之稱為次指數 (subindices)；而所謂指數則是指由兩個或兩個以上的指標或次指數，經過組合計算所得的數值。由此可知，指標的大小標現出特定污染物的污染程度，指數是數項污染現象的綜合表現（游靜秋，1997）。

（二） 境指標建立的準則

指標的建立雖然可簡化複雜的環境現象，同時也省略了若干資訊量。欲建立適合的指標或指數，並不容易，但不論哪一類指標，均應有適當而合理的設計，使者標或指數布置過份背離其所欲解釋的環境面貌。因此各種研究指出，指標的建立不外有以下十項準則應加以注意(Kuik and Verbruggen,ed.,1991；OECD,1994；ADB,1996；摘自游靜秋，1997)：

- 具代表性及顯著性
- 可量化且資料取得容易
- 可靠的統計測量結果
- 可用以比較不同時間與空間之下的環境品質
- 對於時空的環境變化的敏感度高
- 具預測未來環境變遷趨勢的能力
- 明確的應用目的，即與政策有關聯性
- 充分的科學基礎
- 容易使用
- 清楚而易懂的

（三） 環境指標的功能

經由合理設計所建立的環境指標。可以提供名竊而清楚的環境品質的資訊，國際上以認同環境指標是評估環境績效的重要工具，對一般社會大眾而言，是一種簡單而容易接受的溝通方式。環境指標的主要功能包括如下（Ott,1978；OECD,1994；Parker,1991）

- 監測環境現況及其變化趨勢
- 確認環境問題及需要採取行動的地區
- 協助環境政策的制定與計畫方案的擬訂
- 評估環境政策或計畫方案的效益
- 部門發展政策的環境影響評估與環境稽核
- 環境風險評估
- 提供大眾相關的環境資訊

- 做為與一般大眾溝通的有效工具
- 提供做為環境科學的研究基礎

(四) 環境指標系統

在 60 年代，美國國內即有零星的環境指標研究出現，隨著環境問題在質與量上的重大變化，環境指標的重要也日益增加，而指標系統的內容及其建構方式也隨之而變化。下表(游靜秋, 1997)為 70 年以來有關環境指標之主要研究按時間順序表列，並作初步的比較。

表 2-5 各種環境指標系統比較

機構	時間	指標系統	指標決定方法	權重決定方法	內容摘要	適用空間	資料時間
Mitre	1971	單元指數	專家小組	專家小組	環境污染、污染影響及資源 3 類。包括水質、空氣品質、土地使用及遊憩等 14 個部門。112 個指標	國家	年
Inhaber	1974	綜合指數	專家小組	專家小組	包括空氣、水、土地及其他 4 個主指數。13 個次指數	國家	年
OECD	1978	個別指標	專家小組	無	都市環境指標，包括 4 個主要議題，23 各次要議題	都市	年
OECD	1991	個別指標	專家小組	無	18 各環境指標，7 個經濟與人口指標	國家	年
WRI	1993	個別指標	專家小組	無	都會區綠色指標，包括 5 個項目	都會區	年
東京都	1993	綜合指數	專家小組	居民調查	舒適環境指數，3 個中間指標	都會區	年
OECD	1994	個別指標	專家小組	無	9 項議題，30 個指標	國家	年
UNEP	1994	個別指標	專家小組	無	9 類環境資訊	國際/國家	年
UNDP	1994	綜合指數	專家小組	無	人類發展指數 (HDI)，包括生命、教育水準及 GNP 3 個個別指標	國家	年
EU	1995	個別指標	專家小組	無	3 類環境資訊	區域/國家	年
ADB	1996	綜合指數	主成分分析	無	環境修復成本、環境彈性指數	國家	年
台北市	1996	個別指標	專家小組	無	永續發展指數，十類 80 個指標	都市	年

三、多變量分析方法

因子分析方法論

隨著科技的日新月異，講求精確數據的時代已經來臨，不論是在社會科學或自然科學領域都逐漸的將分析層次由單一變數的探討提昇到同時考慮多個變數彼此有互動關係的研究與探究上，為說明單一變數的探討方法與多個變數探討方法

(即因子分析方法)的差別，假設有兩個因素(A與B)要研究，而每一個因素僅有兩個水平要作比較，分別表示成 a_1, a_2, b_1, b_2 ，這如同針對食品口感偏好的研究課題中， a_1, a_2 可視為兩種不同麵粉的不同用量， b_1, b_2 則視為香料的不同用量。在單一變數的方法中，第一次實驗研究者可能只針對 a_1 與 a_2 作比較，而B的水平則保持固定，且假設B保持在 b_1 上而不影響我們作出判斷，第一次實驗的兩個處理可以用符號 a_1b_1 與 a_2b_1 來表示；而第二次實驗研究者則僅就 b_2 對 b_1 比較，若第一次實驗得出 a_2 優於 a_1 ，研究者可能在第二次實驗中只取 a_2 為A的固定因素，而第二次的兩個處理可以用符號 a_2b_1 與 a_2b_2 。但，如上述單一變數的探討方法可能產生如此的疑問，即A在 a_1 時B有何效應呢？顯然，這是單一變數探討方法所無法回答的，這也正是使用因子分析方法同時進行多個變數分析的原因。因此，多變量統計分析的各種方法在近年來已被廣泛的應用到各個領域，諸如心理、教育、醫藥、社會、政治、經濟、財務、品質管制、生態學、農業以及環境科學等各方面都有甚多應用的文獻，足以說明多變量分析應用的廣泛及其重要性。

而多變量統計方法在環境工程與科學的應用上，以主成份分析(PCA, Principle Component Analysis)、因子分析(FA, Factors Analysis)等方法之應用最廣，在國內外已有多人將多變量統計分析方法應用於水、空氣及土壤等個別環境單元中，以找出影響其環境品質的共同因子，並用以判別污染型態(Cohn, 1993; 高偉銘, 1995; 黃國珍, 1995)，其中Cohn乃利用主成份分析來評估酸雨模式與實測資料的一致性。此外，在空氣污染物「受體模式」應用上乃藉由主成

份或因子分析方法來量測眾多觀測變項間之內相關特性，以作為污染源定性與定量鑑定、識判之依據(李崇德, 1991; 蔣本基, 1991)。而在環境指標的應用上，國外以亞洲理工學院Lonhani等人，最早利用因子分析方法判別泰國境內Chao Phraya River的污染型態與建立水質綜合指數(Lohani et al., 1984)，其他較具代表性者，如「亞洲開發銀行」的環境修復成本，乃採用主成份分析方法進行環境參數之鑑別與分類(Harvard University, 1996)、日本「都市舒適環境指數」則採用因子分析方法進行市民意識型態調查之鑑別(內藤正明 森用恆幸編, 1995; Takahiro, 1999)等，但國內近年在環境指標的應用上，除「臺灣地區環境品質指標建構之研究」(游靜秋, 1997)涉獵綜合性環境品質指標之研究外，其他應用上主要仍以水質指標方面的應用最多，如李漢鏗(1999; 1998)、何奇峰(1998)、黃建源(2000)、張文亮(1996; 1991)、陳育偉(1995)等人採類同Lohani等人之研究方式將因子分析或主成份分析方法應用於臺灣地區河、庫或灌溉水質指標及水質特性之分析上。

而多變量分析方法近年被廣泛應用的理由，除上述研究者逐漸意識到研究主題事物時，必須考量與主題事物間有互動關係的許多其他事物，而且分析資料時，

不再侷限於個別或單一變項，而必須使用多變量統計方法來分析問題，以深入探究其變動之內涵。另一項理由則為隨著電腦軟硬體之快速發展、計算能力之大幅提昇與普及化，將當初發展時因受制於缺乏強大運算能力之輔助工具，在理論與技術盲點及結果詮釋上的爭議多已被克服，並重新發展，因而再度引發對多變量統計方法理論研究與應用的興趣。

多變量統計方法與專家調查法使用特色之比較

關於環境指標的研究迄今仍處於萬家爭鳴，溯源探究其實乃因指標變項的遴選及指標合成過程中指標的評量（Rating）方式與權重（Weighting）之賦予尚無一套準則可循，研究者一方面需考量如何在眾多而且複雜的環境現象中，辨識出具有代表性的指標，另一方面則需發展如何將這些指標加以量化，以進一步合成，兩者在學界中迄今均尚未建立共識，因而留下諸多研究之空間。

導論

關於指標變項的辨認、遴選、相對重要性的評定及合成，傳統上大多採問卷調查法（Questionnaire survey），然問卷調查法中又以專家德飛法（Delphi technique）最為眾所周知，也最為廣泛應用，德飛法為1950年代美國國防研究計劃（Project Delphi）的附屬產物，當初設計乃為評估大型原子彈攻擊美國的可能影響，透過問卷方式反覆進行調查，來取得專家間（Group of experts）之最大共識（Harold et al., 1975）。因德飛法具備匿名性（Anonymity）及反覆控制回饋性（Iteration with controlled feedback）的特色，而有別於以往傳統面對面（Face-to-Face）的問卷調查法方式，因此常用以決定重要議題或變項間的重要性。

然在指標的應用上，德飛法仍有使用上的潛在限制，如過於主觀，主觀意識性較強；因反覆回饋的運作過程也較繁瑣、費時，相對地也較費物力、人力，而缺少所謂指標系統的操作彈性；在指標的合成上的應用上，相關變項間的內相關交互作用（Interrelationships）及為求系統之精便而漏列重要的指標變項，常為研究者所忽略（Lohani, 1984）；此外，專家樣本與問卷設計的結構性誤導也是影響指標變項的擇定，以及指標間權重賦予的重要因素，這幾點亦常為研究者所疏忽。

而多變量統計法則是以實際觀測數據進行數理操作，分析變項之間的統計關係，藉以導引出能代表諸多變項間的主成分（Principle components）或共同因子（Common factors），如因子分析方法可協助指標研究人員在眾多相關的變項中找出變項間共有的少數代表性潛變項（共同因子），即使用比原始變項更少的概念來詮釋原始資料的特色，達成所謂透過資料的濃縮以鑑別資料結構（Identifying structure through data summarization），及所謂以少數的因子來取代原有眾多變項的資料縮減（Data reduction）兩種目的，且進而達成指標之合成，節省了問卷調查法在時間與人力、物力上的不經濟性，也減少在指標合成時評量與權重賦予所衍生的

爭端，而且能符合永續指標操作彈性（Operational flexibility）上之基本功能需求。

Lohani 等人(1984)亦認為因子分析方法，為克服前述問卷調查法在指標合成應用上潛在限制的方法之一，因此本研究乃採用多變量統計方法的主成份因子分析方法來進行指標階層間的關聯指標的趨勢合成，進而完成臺灣地區永續發展趨勢評估指標系統，統計方法使用實際觀測數據進行分析，所以此法在指標合成的運用上將較專家調查法更具有客觀性及操作彈性。

問卷調查法的使用特色

在社會科學與指標研究上，問卷調查法是最常用來收集資料的工具，而常用的問卷型式大底有以下幾種型式，其一為「結構性問卷」，其內容多屬封閉性問題；其二為「非結構性問卷」，問卷內容多屬開放性問題；其三則為混合型，同時包括封閉性與開放性兩類型的題項，一般研究者會依不同研究主題、對象、資料分析方式而採用不同型式。

結構性問卷在實務上應用最廣也較易處理，觀測體（受訪者）只需對問卷量表各題項予以勾選、圈選或依問卷設定尺度直接評量即可，非常適合量化處理與統計分析，結構性題項適於量化，但會犧牲掉觀測體回答之各種特色，及忽略一些題項的細節，且將許多不同但並無交集的觀念予以組合。而非結構性的問卷屬於「質」的問卷型式，此種問卷可以讓觀測體發揮個人對某問題的看法與意見，可得到較深入的了解，但難以量化且答案的整理與編排亦比較不易是其缺點。

此外，在問卷調查法中，研究與調查工具（問卷）的編製甚為重要，如果問卷的編製或選用不得宜，則研究調查結果將不具任何可靠性與價值性，甚至導致不合理的推測與錯誤的決策。「效度」（Validity）和「信度」（Reliability）兩者為評估測量工具品質的兩個重要條件，由測量工具或研究方法使用不當所產生的偏誤，稱為「系統誤差」（Systematic errors），為決定測量工具或研究方法「效度」的基準，效度能反應測量工具或研究方法所反應的是否為研究所要的，如用體重計量身高、或利用英文智力測驗，來測驗非英文語系國家學生的智商，所得結果一定偏低，此並非測驗的學生智商不好而是測量工具本身語言限制因素造成，此類智力測驗工具本身效度不足；而由隨機因素造成的測量偏誤，稱為「隨機誤差」（Random errors），為決定測量工具或研究方法的穩定性與一致性的指標，用以反應測量工具之「信度」，如用具彈性的尺量測身高，其量測結果一定不具穩定性或信度，因此在設計測量工具（問卷）時，必須考量題項是否為有效的測量工具，而問卷調查法的效度和信度分析通常為指標研究者所忽略，正式之問卷設計程序乃需依循下述步驟進行：理論基礎與研究標的 編擬預試問卷量表 預試 項目分析 建構效度分析 編擬問卷分量表 信度分析 正式問卷 再測信度分析，其中「項目分析」係依據各題項的「決斷值」（Critical Ratio, CR），作為各題項可鑑別程度的指標，決斷值為高低分組在各題項得分平均數差異之顯著性考驗，而問卷「建構效度」分析在找出問卷量表的潛在結構，使之變為少數問卷分量表而且分量表內包含彼此相關較

大的變項，即協助鑑別不同群體在某變項或概念上之不同表現，「信度分析」乃藉由Cronbach Alpha 係數來評量問卷量表與分量表的可靠性或穩定性，「再測信度」則表示同一組觀測體對同一問卷量表前後兩次測驗之一致性與穩定性，再測信度通常為專家問卷德飛法能否收斂的核心。最後，在題項語意上應避免引導性、傾向性的語句（權威性、社會期望性）的誤導，以引導受訪者選擇某一選項或評量尺度，或利用題項編排順序，如先出現負面題項，再由觀測體評量其正面性的題項編排順序的結構性誤導。

因一個良好的問卷調查設計必須側重其信度與效度，以獲致精確之評量與評估，兩者是評估測量工具或研究方法品質的非獨立兩個條件，但常為研究者所忽略。因此不論是問卷調查法、專家德飛法或層級分析的成對比較問卷（AHP），都有所謂問卷設計的信度（一致性）或效度檢定問題，若用於指標合成之應用上，除常為指標研究者輕忽外或因無法收斂而需反覆調查，對研究者、受訪者的繁複性已毋庸多言。

因子分析方法的使用特色

在真實世界中有很多抽象的概念或事物，是無法像長度、溫度、壓力一般可以直接度量的，但我們卻可根據某些可度量或可觀測之間接相關變項來反應出一種統一的概念，如以零用錢多寡、陪兒女的時間長短等等變項之反應來表示「父母對兒女的愛」這個抽象「愛」因素的程度，因「父母對兒女的愛」不是單一可以衡量的實體，它是依據衡量其他一些可直接度量或觀測之變項而導出的一種概念，這正如同如何度量隱含在永續發展下環境、社會及經濟趨勢變動的概念一般，也是本研究藉因子分析方法來識判存在於關聯指標趨勢變動間一些無法直接量測的共同趨勢。

因子分析乃用來鑑別出少數共同因素的一種統計技巧，而這些因素可用來表示許多相關變項間之關係，例如各種性向測量（變項）成績的可以用一組共同因子的線性組合來表示，它可以顯示出口語能力、數理性向以及知覺速度等等，而其他如產品的評價變項，可以用品質與效用之類的共同因子來加以表達，因此因子分析可以用來協助鑑別這些不明確而無法直接觀查到的概念(林清山，1990)。這也正是本研究採用因子分析方法將可觀測眾多關聯指標間之變動趨勢，藉以鑑別出影響其中趨向變動無法直接觀測的少數共同趨向，並作為趨勢合成之依據。

因子分析方法（FAM, Factor Analysis Method），事實上是數學模式中的一種精簡作法，它希望能夠將為數眾多變項所形成的相關結構（共變異結構）濃縮為較少數的幾個概念上有意義的、彼此近於獨立且足以影響原始資料的精簡潛變數，並用這些精簡的潛變數（共同因子）來詮釋，因此，此種數理統計處理就稱之為因子分析或因素分析。因子分析理論在其發展史上經歷相當大的爭議，它最早是於二十世紀初由包括Charles Spearman 及Karl Pearson 等心理測驗統計專家，為試圖建立一套心智（Intelligence）評量工具，藉以衡量人類的心智能力及測驗心理學家所設定的假構（Hypothetical construct）變項內部之潛在特質所創用，但當時受制於

早期研究對於心理解釋上的爭論與缺乏強大運算能力之輔助工具並未獲致重視，日後隨著電腦計算能力的提昇，而重新引發對因子分析的理論研究之興趣。因子分析的模式概念最初於1904年由Charles Spearman 從研究測驗變項的相關結構中發現，相關結構雖是滿秩（Full Rank）的，但仍可非常有效地降低其變項維度（Dimension），而且變項的反應能力由普通能力與特殊能力兩個因素所組成，隨後於1931年由Thurstone 等因子分析專家加以發揚，而Thurstone 並於1935年提出所謂「能力多因論」（Multiple factor theory），目前因子分析的作法仍深受此二人理論之影響，而因子分析方法並也成為近代在行為科學研究領域中最常使用的多變量統計方法之一。

因子分析的核心是透過一些少數無法觀測、隨機的潛變項（共同因子）去描述可觀測變項間的相關或共變異關係，假設觀測變項間可依其相關性加以分群，在群內的觀測變項是具高相關性，而與其他分群下的觀測變項則為較低之相關性，可以理解的是每個分群下的觀測變項可表示為一簡單的潛在架構，如前述Charles Spearman 利用因子分析方法去確認智力測驗分數中的結構型態，以找出測驗中各種不同的潛在的能力因子如體力、學科、語文等等。爰此，因子分析可針對各學門所欲解釋的現象中所涵蓋的眾多變項，就觀察的事實，利用統計數理的操作方法，導出隱藏在一組相關變數中少數的「共同因子」（Common factors），這些共同因子代表變項之間共同成分，可用這些少數的共同因子來詮釋相關變數之整體或綜合表徵，及利用這一組新變數完全或部份取代原始變項組，並作為其他資料分析之輸入變數。但，因子分析的限制在於觀測變項群組內的觀測變項如沒顯著的相關或相關性過小，則萃取的共同因子與建構的群組階層可能差距很大，相對的如果有顯著的相關，則因子分析較易建構成有意義的內容。

表2-6 所列者乃本研究就前述主、客觀兩種方法在指標應用上使用特色之比較歸納。

表2-6 問卷調查法與因子分析方法在指標應用之特色比較

比較特性	問卷調查法	因子分析方法
主、客觀性	主觀指標,所設計與遴選的指標主觀意識較強,易受受訪者樣本、問卷設計、訪員誤導。	主、客觀指標,以指標資料為導向,利用實測資料進行數理操作。但有輸入資料的品質 (Data-specific nature) 之潛在限制。
完整性	受專業認知之落差或因問卷設計之限制而忽略若干重要指標變項。	可藉由因子分析方法,同時分析眾多相關可觀測指標變項,並導出代表的少數共同因子,適度縮減呈現的代表指標。
經濟性	不符合指標系統操作的成本效益,運作過程費時、費力。缺少操作彈性,當系統有調整必要時,不便之處不言而喻。	符合指標系統操作的性,可隨時、空需求進而進退調整系統結構,節省操作的成本。
合成性	評量與權重方式具主觀之爭議。	共同因子乃為相關指標變項之綜合表現,可由特徵值及因子得分直接導引出單元或綜合指數,減低問卷的評量與權重的爭議。
認知性	未考量相關指標的內相關性與交互作用,因一指標變動往往是影響另一指標消長的因素。	同時考量相關指標的趨勢內相關性與交互作用。

因子分析操作

「因子分析法」(Factor analysis) 乃多變項分析的方法之一,最早由心理學家斯皮爾曼 (Spearman , 1904) 用來分析、解釋智力測驗的結果,後來逐漸被用來研究行為科學,目前在社會學、醫學、經濟學及自然科學均有應用。因子分析乃針對各學門所欲解釋的現象中所涵蓋的眾多變項,就觀察的事實,利用統計數理的操作方法,可導出少數「共同因子」(Common factors), 這些共同因子代表變項之間的

共同成分，可以用這些少數的因子來解釋整體的現象（羅，1990）。

因子分析基本模式以矩陣表示為：

$$X - \mu = Lf + \varepsilon$$

$$X = \begin{pmatrix} x_1 \\ \vdots \\ M \\ \vdots \\ x_p \end{pmatrix}, \mu = \begin{pmatrix} \mu_1 \\ \vdots \\ M \\ \vdots \\ \mu_p \end{pmatrix}, L = \begin{pmatrix} l_{11} & \Lambda & l_{1q} \\ \vdots & & \vdots \\ l_{21} & & l_{2q} \\ \vdots & M & \vdots \\ \vdots & & \vdots \\ l_{p1} & \Lambda & l_{pq} \end{pmatrix}, f = \begin{pmatrix} f_1 \\ \vdots \\ M \\ \vdots \\ f_q \end{pmatrix}, \varepsilon = \begin{pmatrix} \varepsilon_1 \\ \vdots \\ \varepsilon_2 \\ \vdots \\ M \\ \vdots \\ \varepsilon_p \end{pmatrix} \quad (2.1)$$

而 $E(f) = 0$, $Cov(f) = \Phi$, $E(\varepsilon) = 0$, $Cov(\varepsilon) = \Psi$, $Cov(\varepsilon, f) = 0$

其中， X 為原始資料矩陣， μ 為每項變數之平均數（因子分析時常假設 $\mu = 0$ ）， L 為因子負荷矩陣， f 為共同因子矩陣， ε 為獨特因子矩陣。

原始資料經由標準化後進行因子分析，抽取出共同因子後再經轉軸而得因子負荷矩陣，由此進而解釋資料中各參數和共同因子間及各參數彼此間之共通性。

因子分析法於環境面之應用

因子分析法發展至今相當成熟，廣泛的被應用在各方面，對於複雜的訊息、現象，藉由資料的分析而歸納出其共通性及變化，並將多而複雜的資訊轉換成較少而易懂的變數。就因子分析法在環境面及指標方面的應用，整理如下：

- (a) 廖少威(1991)以主成分分析對於台灣灌溉水質受工業、都市、畜牧廢水污染因子進行分析，並依因子特性分類。
- (b) 黃國珍(1995)以因子分析法將八種重金屬污染物簡化出三個主要影響因子，以進行分析討論主要污染原因。
- (c) 陳育偉(1995)將十種水質檢驗項目經過"因子分析"後，簡化為三個主要因子，再藉由"群集分析"將水庫水質區分為五種不同營養狀態的等級，並建立"判別分析"與"綜合加權指標"為架構之評價模式，對台灣地區水庫進行優養判識。
- (d) 游靜秋(1997)將台灣環境品質資料，由因子分析所得之六個共同因子，分別可代表六項指數：資源使用指數、空氣品質指數、工商傾向指數、環境體檢指數、上下水道設施指數及實質空間指數。繼而以綜合指數比較台灣地區各縣市在1994年斷面上環境品質之優劣。
- (e) 李漢鏗等(1998)以多變量統計法分析民國80至84年之主要河川水質資料，配合因子分析、群集分析與判別分析，建立河川水質污染特性指標。經由因子分析法將一般例行監測的水質項目簡化成「有機性污染因子」、「混濁因子」與「溶解性因子」等三個主要共同因子。配合群集分析法，將河川水質監測站分成七種類群，經由判別分析驗證分群有良好的準確度；並與常用之水質指標 WQI 和 RPI 評比，發現群集分析可適度反應

水質狀況，並可分別代表不同之河川污染特性。

(f) 廖朝軒等(1999)，於「水資源永續指標體系及其評量與評價方法之建立」中參考國內外文獻後，由專家問卷篩選出指標參數，再經過因子分析法進行分析，得到 10 個主因子數，之後再對 10 項議題進行分析，得 4 個綜合因子，將該四共同因子分別取名為「組織法規」、「經濟活動與災害防治」、「水資源管理」與「流域水資源」等，並就水資源永續利用指標體系之架構分為四層，第一層為目標層；第二層為子目標層，即為上述 4 個共同因子；第三層為議題層，包誇 10 個議題；第四層為指標層，包括 35 個參數指標。

因子分析模式架構

因子分析是討論如何將 p 個變數 $x_1 \sim x_p$ 的每一個變數 x_i 分解成少數幾個 (q 個且 $q < p$) 共同因子 (Common factor) $f_j, j = 1, \dots, q$ ，與獨特因子 (Specific factor) ε_i 的線性組合。(陳，1998)

即因子分析模式為

$$x_1 = \mu_1 + l_{11}f_1 + l_{12}f_2 + \dots + l_{1q}f_q + \varepsilon_1$$

$$x_2 = \mu_2 + l_{21}f_1 + l_{22}f_2 + \dots + l_{2q}f_q + \varepsilon_2$$

⋮

$$x_p = \mu_p + l_{p1}f_1 + l_{p2}f_2 + \dots + l_{pq}f_q + \varepsilon_p$$

其中 f_1, \dots, f_q 是共同因子，他們在每一個變數 x_i 中都共同擁有，而 ε_i 是獨特因子，只有在第 i 個變數 x_i 中才擁有。 l_{ij} 為第 i 個變數 x_i 在第 j 個共同因子 f_j 的因子負荷 (或簡稱為負荷, Loading)。 μ_i 為第 i 個變數的平均值。

對此因子分析模式，有下列基本假設：

() 獨特因子 $\varepsilon_1, \dots, \varepsilon_p$ 是互相獨立且是常態分配， ε_i 的平均數為 0，而變異數為 Ψ_i ，即

$$\varepsilon = \begin{pmatrix} \varepsilon_1 \\ \varepsilon_2 \\ \vdots \\ \varepsilon_p \end{pmatrix} \sim N \left(\begin{pmatrix} 0 \\ 0 \\ \vdots \\ 0 \end{pmatrix}, \Psi = \begin{pmatrix} \Psi_1 & 0 & \Lambda & 0 \\ 0 & \Psi_2 & \Lambda & 0 \\ \vdots & \vdots & \Lambda & \vdots \\ 0 & 0 & \Lambda & \Psi_p \end{pmatrix} \right)$$

() 共同因子 f_1, \dots, f_q 間的共變量矩陣為 Λ ，即

$$f = \begin{pmatrix} f_1 \\ f_2 \\ \vdots \\ f_q \end{pmatrix}, \text{Cov}(f) = E(ff') = \Phi = \begin{pmatrix} \Phi_{11} & \Phi_{12} & \Lambda & \Phi_{1p} \\ \Phi_{21} & \Phi_{22} & \Lambda & \Phi_{2p} \\ \vdots & \vdots & \Lambda & \vdots \\ \Phi_{p1} & \Phi_{p2} & \Lambda & \Phi_{pp} \end{pmatrix}$$

一般要求 對角線上的元素 $\Phi_{ii}=1$ ，而當 $i \neq j$ 時（即對角線外） $\Phi_{ij}=0$ ，也就是 $\Phi=I$ ，它表示因子間是獨立的且變異數皆為 1，此為最常遇到的情況。

() 共同因子與獨特因子間也是獨立的，即

$$\text{Cov}(f, \varepsilon_i) = 0 \quad \text{對所有 } i, j$$

因子分析模式也可以寫成矩陣表示法

$$X - \mu = Lf + \varepsilon$$

$$X = \begin{pmatrix} x_1 \\ \vdots \\ x_p \end{pmatrix}, \mu = \begin{pmatrix} \mu_1 \\ \vdots \\ \mu_p \end{pmatrix}, L = \begin{pmatrix} l_{11} & \Lambda & l_{1q} \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ l_{p1} & \Lambda & l_{pq} \end{pmatrix}, f = \begin{pmatrix} f_1 \\ \vdots \\ f_q \end{pmatrix}, \varepsilon = \begin{pmatrix} \varepsilon_1 \\ \vdots \\ \varepsilon_p \end{pmatrix}$$

而 $E(f) = 0, \text{Cov}(f) = \Phi, E(\varepsilon) = 0, \text{Cov}(\varepsilon) = \Psi, \text{Cov}(\varepsilon, f) = 0$

由上面模式假設得到下面幾個結果：

$$(1) \text{Cov}(X) = L\Phi L' + \Psi$$

$$\begin{aligned} (X - \mu)(X - \mu)' &= (Lf + \varepsilon)(Lf + \varepsilon)' \\ &= Lf(Lf)' + \varepsilon(\varepsilon)' + Lf\varepsilon' + \varepsilon f' \end{aligned}$$

得

$$\begin{aligned} \text{Cov}(X) &= E(X - \mu)(X - \mu)' \\ &= E[Lf(Lf)'] + E[\varepsilon(\varepsilon)'] + E(Lf\varepsilon') + E(\varepsilon f') \\ &= LE(ff')L' + E(\varepsilon f')L' + LE(f\varepsilon') + E(\varepsilon\varepsilon') \\ &= L\Phi L' + 0 + 0 + \Psi \\ &= L\Phi L' + \Psi \end{aligned}$$

(2) 當 $\Phi=I$ ，則 $\text{Cov}(X, f) = L$ ，或寫成

$$\text{Cov}(X_i, f_j) = l_{ij} \quad i = 1, \dots, p, j = 1, \dots, q$$

可得

$$\begin{aligned} \text{Cov}(X, f) &= E(X - \mu)f' = E(Lf + \varepsilon)f' \\ &= LE(ff') + E(\varepsilon f') = L \cdot I + 0 \\ &= L \end{aligned}$$

註：

() 在因子分析中常設平均數 $\mu = 0$ 。

() 當資料標準化時(即以 R 做分析)負荷矩陣 L 也稱為圖案矩陣(Pattern matrix), 每個變數與每個因子之相關所成矩陣稱為結構矩陣(Structure matrix)。當因子間是獨立且每個變數都是標準化時, 則圖案矩陣與結構矩陣相等, 也就是因子負荷等於相關係數。

() 知

$$l_{ij}^2 = (\text{Cov}(x_i, f_j))^2 = \rho_{x_i, f_j}^2 \cdot \sigma_{x_i}^2$$

其中 ρ_{x_i, f_j} 是變數 x_i 與 f_j 的相關係數, 而 ρ_{x_i, f_j}^2 即為因子 f_j 解釋變數 x_i 變異的比例, 所以當 x_i 是標準化資料(或以相關矩陣 R 做分析時)則

$$l_{ij}^2 = \rho_{x_i, f_j}^2$$

(3) 共通性與獨特性

因子模式可寫成(設 $\mu = 0$)

$$\begin{aligned} x_i &= \sum_{j=1}^q l_{ij} f_j + \varepsilon_i & i = 1, \dots, p \\ &= c_i + \varepsilon_i \end{aligned}$$

其中 $c_i = \sum_{j=1}^q l_{ij} f_j$ 稱為 x_i 的”共通”部分(Common part), 即變數分

解成兩個部分, 一為共通部分, 一為獨特部分, 而 x_i 的變異數也分成共通部分的變異數與獨特部分的變異數(這是因為 c_i 與 ε_i 獨立的緣故), 即

$$\text{Var}(x_i) = \text{Var}(c_i) + \text{Var}(\varepsilon_i)$$

由上式及 $\text{Var}(f_i) = 1$ 得知

$$\text{Var}(c_i) = \sum_{j=1}^q l_{ij}^2 = h_i^2$$

$\text{Var}(c_i)$ 稱為變數 x_i 的”共通性”(Communality), 而 $\varepsilon_i = \text{Var}(\varepsilon_i)$ 稱為”獨特性”

(Uniqueness)

如取 q 個因子 f_1, \dots, f_q ，則由於因子間是獨立的，所以各因子解釋 x_i 的變異數 $\sigma_{x_i}^2$ 的比例為

$$h_i^2 / \sigma_{x_i}^2 = \frac{\sum_{j=1}^q l_{ij}^2}{\sigma_{x_i}^2} = \sum_{j=1}^q \rho_{x_i, y_j}^2$$

當 x_i 是標準化 (即 $\sigma_{x_i} = 1$)，則共通性 h_i^2 為所有共同因子 f_1, \dots, f_q 解釋 x_i 變異的比例，它也是變數 x_i 經由共同因子與其他變數共享用的變異數比例。

而獨特性就是 x_i 的變異沒有被所有共同因子解釋的比例，即

$$\Psi_i = 1 - h_i^2$$

(4) 每個變數 x_i 的變異數 σ_{ii} 可表成共通性 $h_i^2 = \sum_{j=1}^q l_{ij}^2$ 與獨特性 Ψ_i 的和，即

$$\sigma_{ii} = l_{i1}^2 + l_{i2}^2 + \dots + l_{iq}^2 + \Psi_i$$

因子分析步驟

由資料算出樣本相關矩陣 R 或樣本變異數矩陣 S ，然後進行下列分析(張與林，1999)：

- () 因子模式的選定：採用何種方法估算共通性？並求負荷 l_{ij} 及獨特性 Ψ_i 的估計。最常見的法有主成份法、主因素法、最概法...等。
- () 因子抽取方法的選擇：包含決定要保留幾個共同因子。
- () 因子軸的旋轉：使每個變數只歸於一個或少數幾個因子，即使因子結構簡單化，以得到已轉軸因子負荷量，使便於因子命名。因子轉軸可分為正交旋轉法及斜交旋轉法兩種，採用正交旋轉則因子間不相關；採用斜交旋轉，因子間可能有相關。
- () 結果之解釋：因子之命名是由因子中包含哪些重要的變數來決定。它是一種依據學理的推測工作，通常根據理論基礎或依據在該一共同因子上負荷量較大的變數之性質來取名。
- () 因子模式的選定：

本研究採用主成份分析法，以下為主成份分析法之分析架構：

(1) 算出資料的共變異數矩陣 S (或相關矩陣 R)。

(2) 求 S 或 R 的“特徵值”並依大小順序排列，設分別為 $\lambda_1, \lambda_2, \dots, \lambda_p$ ，再求出其對應的單位長特徵向量

$$a_1 = \begin{pmatrix} a_{11} \\ M \\ a_{1p} \end{pmatrix}, a_2 = \begin{pmatrix} a_{21} \\ M \\ a_{2p} \end{pmatrix}, \Lambda, a_p = \begin{pmatrix} a_{p1} \\ M \\ a_{pp} \end{pmatrix}$$

其中 $a_i' a_i = 1$, $S a_i = \lambda_i a_i$ (或 $R a_i = \lambda_i a_i$)，且當 $i \neq j$, $a_i' a_j = 0$ 。

(3) $y_1 = a_1' x = a_{11}x_1 + a_{12}x_2 + \dots + a_{1p}x_p$ 為第一主成分，

$y_2 = a_2' x$ 為第二主成分，

\vdots

$y_p = a_p' x$ 為第 p 個主成分。

(4) 解釋變異的百分比：為了達到簡化目標，主成份只取最大的 q 個來代替原來的 p 個變數，而這 q 個主成份解釋了原來 p 個變數的變異比例為

$$R^2 = \frac{\lambda_1 + \lambda_2 + \dots + \lambda_q}{\lambda_1 + \lambda_2 + \dots + \lambda_p}$$

(5) 主成份個數 q 的選擇：

對 p 個變數 x_i ，要選取多少個主成份才合適？這是兩難的問題，主成份個數愈多，雖然解釋原變數能力愈高，但沒有達成精簡目標，選取個數愈少，則又可能造成主成份代表性不足，故常用的主成份選取原則如下：

(a) 具足夠代表性

解釋變異比例 R^2 需超過某一水準（通常此水準定為 0.9、0.8 或 0.7，或由統計者自行決定）。

(b) 凱莎 (Kaiser) 準則

取到第 q 個主成份其特徵值大於全體特徵值的平均，即

$$\lambda_q = \sum_{i=1}^p \lambda_i / p \quad (\text{當以 } R \text{ 為分析工具則取 } q \geq 1), \text{ 即除非選取的因子比}$$

原來變數解釋的還多，否則不取。此為凱莎於 1960 年提出，最常被用來做為選取因

子個數之準則。

(c) 陡坡圖 (Scree plot) 檢驗

此為 Cattell (1966) 提出的一種圖形判斷方法，由特徵值對特徵值個數畫散佈圖 (稱為陡坡圖 (Scree plot))，建議當特徵值開始很平滑下降時，就不被取入。

一般而言，凱莎法偏向選取較多的主成份，而相對的陡坡圖會選取較少的主成份。實務上，選取的主成份個數是要以能做“解釋”或“說明意義”為主要考量。

() 求因子負荷與獨特性

利用主成份分析法求出 x_1, \dots, x_p 的 p 個主成份 y_1, \dots, y_p ，設其特徵值分別為 $\lambda_1, \dots, \lambda_p$ ，即

$$Y = AX$$

利用解聯立方程式，及 $A \cdot A' = I$ (即 $A^{-1} = A'$)

$$X = A^{-1}Y = A'Y$$

因第 i 個主成份 y_i 的變異數是 λ_i ，但因子的變異數要求等於 1，故令

$$f_i = y_i / \sqrt{\lambda_i} \quad i = 1, \dots, p$$

及 $f = \Lambda Y$

其中

$$f = \begin{pmatrix} f_1 \\ f_2 \\ \vdots \\ f_q \end{pmatrix}, \Lambda = \begin{pmatrix} \frac{1}{\sqrt{\lambda_1}} & 0 & \Lambda & 0 \\ 0 & \frac{1}{\sqrt{\lambda_2}} & \Lambda & 0 \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ 0 & 0 & \Lambda & \frac{1}{\sqrt{\lambda_p}} \end{pmatrix}$$

由上式得

$$X = A' \Lambda^{-1} f = Lf$$

其中

$$L = A' \Lambda^{-1}$$

且

$$\text{Var}(f_i) = 1 \quad i = 1, \dots, p$$

所以 f 是因子向量，而 L 是負荷矩陣。如果第 1 主成份到第 q 個主成份已解釋變數 x_i 很高的變異比例（如 80% 或其他認為可接受的比例），則可得到

$$\begin{aligned} x_1 &= l_{11}f_1 + l_{12}f_2 + \Lambda \quad \Lambda + l_{1q}f_q + \varepsilon_1 \\ x_2 &= l_{21}f_1 + l_{22}f_2 + \Lambda \quad \Lambda + l_{2q}f_q + \varepsilon_2 \\ &\quad M \\ x_p &= l_{p1}f_1 + l_{p2}f_2 + \Lambda \quad \Lambda + l_{pq}f_q + \varepsilon_p \end{aligned}$$

$$\varepsilon_i = l_{i,q+1}f_{q+1} + \Lambda + l_{ip}f_p, \quad i = 1, \Lambda, p$$

由此可算出選取 q 個因子後之負荷（或係數）矩陣 L 為

$$L = \begin{pmatrix} l_{11} & \Lambda & l_{1q} \\ & M & \\ l_{p1} & \Lambda & l_{pq} \end{pmatrix}$$

() 因子軸的旋轉：

因子轉軸可分為正交旋轉法及斜交旋轉法兩種，採用正交旋轉則因子間不相關；採用斜交旋轉，因子間可能有相關。常用的正交旋轉有變異最大法（Varimax）、四方最大法（Quartimax）、一般正交法（Orthomax），其中又以變異最大法常用。

(a) 變異最大旋轉法（Varimax）

為使每一列 $[l_{ij}]$ 中只有一個元素接近 1，而大部份其他的元素接近 0，因每一變數 x_i 的共通性 $h_i^2 = \sum_{j=1}^q l_{ij}^2$ 可能不同，所以 L 的每一列都除以 h_i ，因此有時亦稱為單位化的變異最大旋轉法（Normalized varimax rotation）即使下式最大

$$\sum_{j=1}^q \left\{ \frac{\sum_{i=1}^p \left(\frac{l_{ij}^2}{h_i^2} \right)^2}{p} - \left[\frac{\sum_{i=1}^p \left(\frac{l_{ij}^2}{h_i^2} \right)}{p} \right]^2 \right\}$$

(b) 四方最大旋轉法 (Quartimax)

使整個負荷矩陣變異數和為最大，即使下式最大：

$$\frac{\sum_{j=1}^q \sum_{i=1}^p (l_{ij}^2)^2}{pq} - \left[\frac{\sum_{j=1}^q \sum_{i=1}^p (l_{ij}^2)}{pq} \right]^2$$

(c) 一般正交旋轉法 (Orthomax)

更一般的正交旋轉可利用 Varimax 和 Quartimax 判斷準則做加權平均方式進行，即使下式最大：

$$\sum_{j=1}^q \left[\sum_{i=1}^p l_{ij}^2 - \frac{r}{p} \left(\sum_{i=1}^p l_{ij}^2 \right)^2 \right]$$

此處 $0 \leq r \leq 1$ ，當 $r=0$ 時即為 Quartimax， $r=1$ 時為 Varimax， $r=0.5$ 稱為 Biquartimax，而當 $r=q/2$ 時為 Equamax。

() 結果之解釋：因子之命名是由因子中包含哪些重要的變數來決定。它是一種依據學理的推測工作，通常根據理論基礎或依據在該一共同因子上負荷量較大的變數之性質來取名。

參、 研究方法

一、 環境議題及指標之選定

為了對應不同層級的環境議題，必須選擇適當的環境指標，本研究目前鎖定的環境議題在於比較縣市間的環境負荷壓力，選取的指標則以目前政府已公布相關統計項目及數據為主，再輔以推估的方式，以獲取資料。在考量與國際相關指標系統接軌及可操作性的條件，以及與現有生命週期評估軟體評估相容之下，選取了環境議題及指標如下，以比較縣市間差異，得出不同的權重值：

表 3-1 LCA 現有常用商用軟體所包含的環境議題

	EcoPro	Gabi	SimaPro 4.0
全球暖化	√	√	√
臭氧層破壞	√	√	√
光化學氧化形成物	√	√	
酸沈降	√	√	√
優養化	√	√	√
對生態毒性	√	√ (分成水生、陸生)	
對人類毒性	√	√	
非生物性資源耗損	√		
重金屬污染			√
致癌性			√
冬天煙霧			√
夏天煙霧			√
殺蟲劑			√
能源耗用			√
固體廢棄物			√

表 3-2 本研究選取環境議題及對應指標

環境議題	對應概念指標群	對於此指標概念進行發展、使用或建議之機構
臭氧層破壞(紫外線傷害)	平均日照時間	本研究補充
	全天光輻射能	本研究補充
酸雨	SO _x 濃度	OECD(2、3)、UNEP、EU
	NO _x 濃度	OECD(2、3)、UNEP、EU、ADB
	降雨 pH 值	OECD(2、3)、UNEP、EU
優養化	N	OECD(2、3)、UNEP、EU、ADB、WRI(2)
	P	本研究補充
	主要水庫優養指數	本研究補充
固體廢棄物	垃圾產生量	OECD(2、3)、UNEP、EU、ADB
	資源未進行回收比率%	OECD(3)、UNEP、EU
	垃圾未妥善處理率	本研究補充
	廢棄物污染陳情案件	本研究補充
水資源耗用	有效降雨量	本研究補充
	工業用水量	EU
	生活用水量	EU
	農業用水量	EU
水質污染	BOD	本研究補充
	自來水不合格率	本研究補充
	非自來水不合格率	本研究補充
	水污染陳情案件	本研究補充
能源耗用	售電量	EU、WRI(2)
空氣污染	PM10 濃度	UNEP、EU
	SO ₂ 濃度	OECD(1、3)、UNEP、EU、ADB、WRI(2)
	CO 濃度	UNEP、WRI(2)
	NO ₂ 濃度	OECD(3)、WRI(2)
	O ₃ 濃度	本研究補充
	NMHC 濃度	UNEP、WRI(2)
	PSI>100 之天數	WRI(1)
	空氣污染陳情案件	本研究補充
	惡臭陳情案件	本研究補充
噪音	交通音量監測不合格時段比例	本研究補充
	環境音量監測不合格時段比例	本研究補充
	噪音陳情案件/單位面積	本研究補充
土壤污染	土壤重金屬含量列為五級面積	UNEP、EU
	鎘污染量	UNEP、EU

各環境議題的相關因子藉由 SPSS 軟體，進行因素分析方法，解構變數與因素之間的潛在關係，得到相關的權重之後，結果如下表 3-3：

表 3-3 各縣市對於不同環境議題的負荷權重（權重值越高表負荷越大）

縣市別	優養化負荷權重	水耗用負荷權重	紫外線傷害負荷權重	環境酸化負荷權重	廢棄物負荷權重
台北市	0.036392093	0.263098635	0.851253405	1.107684143	3.135712709
台北縣	0.587867993	1.067847734	0.807562563	1.095024784	1.884253991
基隆市	0.00494721	0.276409346	0.737381721	1.19893367	0.582513546
宜蘭縣	0.442354752	0.886078388	0.819248434	0.677627844	1.041887956
桃園縣	0.51375739	2.730334732	0.908782709	1.182077331	1.47249584
新竹縣	0.192044887	0.692515576	0.966312013	0.770334177	0.708283654
新竹市	0.061592098	0.185386325	0.966312013	1.07740697	0.465014555
苗栗縣	0.47566335	0.8476929	1.016294545	0.919225574	0.716160762
台中縣	1.436199639	1.082786186	1.066277077	1.15249549	0.795599196
台中市	0.109987329	0.300671334	1.101308444	1.096919607	0.660361472
南投縣	0.552237732	0.639923929	1.109401082	0.908327612	0.799598203
彰化縣	1.11297682	1.428719586	1.109401082	0.991316607	0.872357378
雲林縣	2.157359996	1.179471504	1.109401082	0.958213111	1.436206691
嘉義縣	1.374224616	1.065464237	1.117493719	0.747282156	1.114907764
嘉義市	0.037962853	0.24516322	1.117493719	1.19676494	0.389481119
台南縣	1.567640838	3.288893655	0.978676635	1.017243367	0.977714204
台南市	0.068649523	0.293101326	0.978676635	1.169485255	0.564606372
高雄市	0.023662134	1.03978744	1.160324166	1.587728683	0.809371368
高雄縣	0.816940566	1.662391455	1.160324166	1.511774806	0.840264069
屏東縣	1.243342621	0.888498556	0.994179545	0.689506859	1.074832602
台東縣	0.576275899	0.395866253	1.036759311	0.367252974	0.904901763
花蓮縣	0.350653167	1.317436428	0.887135932	0.57737404	0.753474786

縣市別	能源耗用負荷權重	噪音負荷權重	空氣污染負荷權重	土壤重金屬污染負荷 權重	水質污染負荷權重
台北市	2.15985974	4.527516528	1.459452118	0.345505034	1.503064247
台北縣	2.615900274	2.768693551	1.522285138	1.902738318	2.708471994
基隆市	0.214971285	0.219246222	0.953454894	0.106729187	0.333417354
宜蘭縣	0.385045287	0.150987981	0.691979764	0.110930664	0.598749229
桃園縣	3.242961097	1.41709932	1.1701796	2.914562424	1.706946958
新竹縣	0.831412609	0.165349609	0.632377355	0.141592077	0.909600133
新竹市	0.959486997	1.21176601	0.826274723	0.833310437	1.072216101
苗栗縣	0.659670325	0.296221309	0.726796421	0.361978353	0.482628262
台中縣	1.315961574	1.032705541	0.955708365	0.662782832	1.297741444
台中市	0.814239219	1.737647571	1.077799322	0.264522648	1.387695117
南投縣	0.284853506	0.089966932	0.904713728	1.748369642	0.675001376
彰化縣	1.161696376	0.737339122	1.373909985	7.513309899	1.225024866
雲林縣	0.534357896	1.764521721	0.853681323	0.270118419	0.741782383
嘉義縣	0.324179141	0.070800064	0.717264797	0.084446158	0.314722651
嘉義市	0.157299619	0.518133026	1.042964991	0.411331892	0.096736171
台南縣	1.41465996	0.537456069	0.945043664	0.881965501	0.689764983
台南市	0.511565546	1.145498043	1.066619398	0.447956092	0.695353181
高雄市	1.885824121	1.15670889	1.547076643	0.054206253	2.542461465
高雄縣	1.566593602	0.673077475	1.564038841	0.714678704	2.092082372
屏東縣	0.530054982	0.504051245	1.034637164	1.352569507	0.592080583
台東縣	0.109729647	1.072054208	0.407038435	0.091423918	0.226816196
花蓮縣	0.319677199	0.203159563	0.526703333	0.784972041	0.107642934

二、 結合環境指標以凸顯空間變異性

在將各環境議題的相關指標合成權重之後，各縣市的环境特性即可一目了然，以土壤重金屬為例，彰化縣就比其他縣市高出許多，將來在與生命週期評估結果相結合時，將可在此議題上特別突顯出來。

在這個地方所採用的概念，是環境現況負荷值越高的區域，該環境議題的權重負荷就越高。至於比較的標準，是以全台灣 22 各行政區的平均值為基準，意即負荷權重值較小的地區，只能說是與台灣其他地區比較起來，該環境議題的負荷相對較低，並不見得就是一個環境狀況良好的區域。這是由於「環境良好」的定義難以判斷，由大氣或水體推估「環境涵容能力」的技術也尚未成熟，或是僅止於考量少數幾個層面。「環境良好」是指對人類而言？亦或是對動物界的某種生物而言？溫室效應導致氣溫升高，可能導致蚊蟲滋生，相關傳染疾病將大為流行，對人類健康產生重大威脅（如登革熱）。然而，對於部分節肢動物而言，這樣的高溫環境才是「環境良好」。本研究無意過度強調人類的本位主義，因此盡量擇取較客觀的環境監測數據加以處理，也將平均值定位成基準值。

肆、 個案研究

一、 案例說明（以咖啡壺為例）

在 LCA 評估軟體 Simapro 4.0 版當中，曾以咖啡壺為例來介紹 LCA，在此，也以此為例，說明 LCA 與環境指標系統結合的方法。

此咖啡壺的原料是由 0.1 公斤的鋁，1 公斤的 PS 塑膠，0.3 公斤的鐵片，0.4 公斤的玻璃所製成，而製造程序包括 0.1 公斤的鋁礦加工，1 公斤的塑膠注射成型，以及煉製玻璃所需要的 4 MJ 能源。

二、 比較方法

（一） 未加入環境指標系統的生命週期評估結果

在未加入指標系統之前的評估結果，對咖啡壺進行生命週期評估，結果如下圖 4-1 所示：

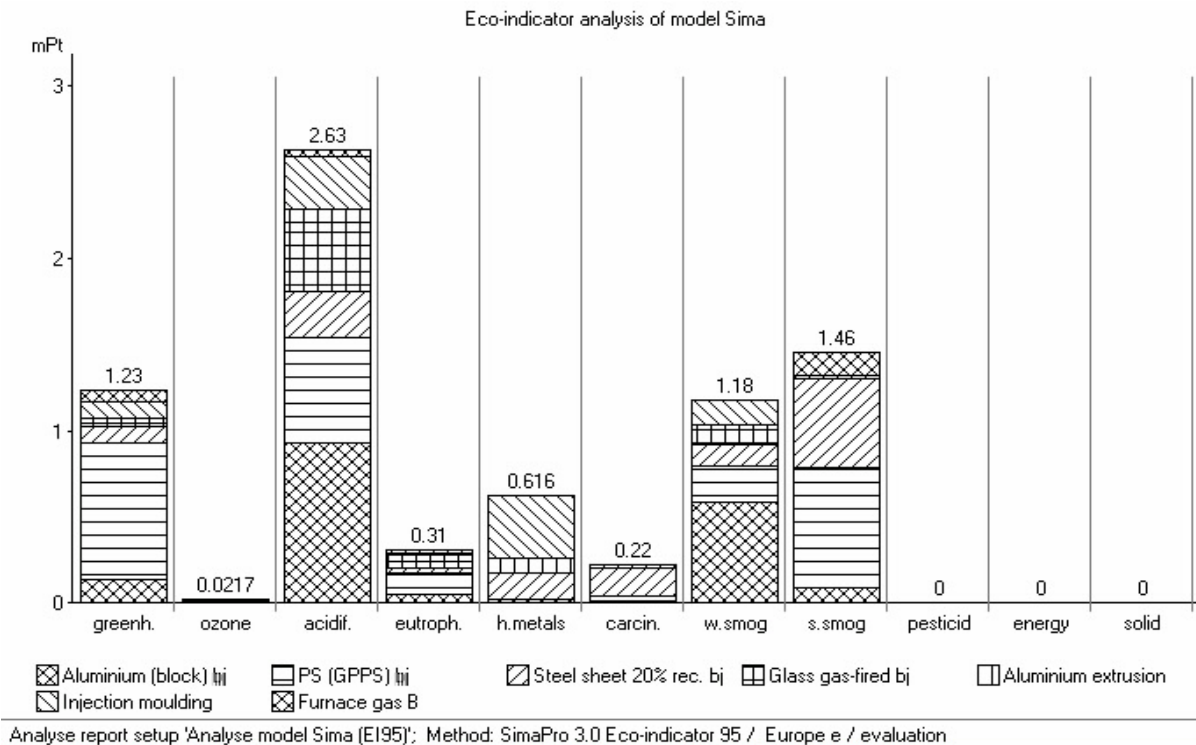


圖 4-1 SimaPro 評估咖啡壺環境負荷結果

然而，這樣的評估結果是否放諸四海而皆準，則頗受質疑。在本研究的觀點中，負荷最高的酸雨（環境酸化）污染，若是發生在已高度工業化，酸雨污染嚴重的區域，將會導致此問題「雪上加霜」，相較之下，若是發生在未開發地區，但是由於濃度較低，對人類及生態環境的影響將較小，按照合理的邏輯推理，成為壓垮環境生態的最後一根稻草的機會將大為減少，比較不容易讓環

境負荷到達瀕臨崩潰的臨界點，造成不可逆的傷害。

或許有人又會想到，這樣的評估結果，是否就是鼓勵製造業前進未開發地區，難道要換由這些地區的人民來承受這樣的環境物染嗎？事實上不然，本研究只是希望每個區域能依照當地自然環境特性，來發展適合自己的產業。這樣的產業不見得是製造業，也可能是服務業、運銷業等等。但如果想引進製造業時，針對產品製造時對環境產生的負荷，本研究成果即可派上用場。

(二) 加入環境指標系統的生命週期評估結果

接下來將選擇台灣地區三個行政區來做為例子，以比較同一個產品（咖啡壺），在不一樣環境區域下，會有如何不同的結果。因此，選擇了位於台灣北部的台北市，中部的彰化市，以及東部的台東縣，來進行比較。

再加入指標系統之前，必須先列出對應環境議題的各縣市權重，以下將比較各在台北市、彰化縣、台東縣地區全程製造、販賣、使用、廢棄物處理的環境負荷，如下表所示：

表 3-4 各縣市相對應於 SimPro 評估議題的權重值

Class	模式內 設值	台北市	彰化縣	台東縣	說明
greenh. 溫暖化潛勢	2.5	-----	-----	-----	本研究尚無相對應的負荷權重
Ozone 臭氧層破壞	100	0.851253	1.109401	1.036759	以紫外線傷害權重代替
acidif. 酸雨	10	1.107684	0.991317	0.367253	
eutroph. 優養化	5	0.036392	1.112977	0.576276	
h.metals 重金屬污染	5	0.345505	7.51331	0.091424	以土壤重金屬權重代替
carcin. 致癌物質	10	-----	-----	-----	本研究尚無相對應的負荷權重
w.smog 冬季煙霧	5	1.459452	1.37391	0.407038	以空氣污染負荷權重代替
s.smog 夏季煙霧	2.5	1.459452	1.37391	0.407038	以空氣污染負荷權重代替
Pesticid 殺蟲劑	25	-----	-----	-----	本研究尚無相對應的負荷權重
Energy 能源耗用	0	2.15986	1.161696	0.10973	
Solid 廢棄物產生	0	3.135713	0.872357	0.904902	

而評估結果如下表所示：

表 3-5 各縣市評估結果負荷值

Class	當量累計	原始模式評估值	台北市總負荷	彰化縣總負荷	台東縣總負荷
greenh. 溫暖化潛勢	0.000492	0.00123	0	0	0
Ozone 臭氧層破壞	2.17E-07	2.17E-05	1.85E-07	2.41E-07	2.25E-07
acidif. 酸雨	0.000263	0.00263	0.000291	0.000261	9.66E-05
eutroph. 優養化	6.21E-05	0.00031	2.26E-06	6.91E-05	3.58E-05
h.metals 重金屬污染	0.000123	0.000616	4.25E-05	0.000924	1.12E-05
carcin. 致癌物質	2.20E-05	0.00022	0	0	0
w.smog 冬季煙霧	0.000236	0.00118	0.000344	0.000324	9.61E-05
s.smog 夏季煙霧	0.000582	0.00146	0.000849	0.0008	0.000237
Pesticid 殺蟲劑	0	0	0	0	0
Energy 能源耗用	0.000943	0.000943	0.002037	0.001095	0.000103
Solid 廢棄物產生	0	0	0	0	0
總計		0.008611	0.003567	0.003474	0.00058

我們可以發現在台北市和彰化縣製造的環境負荷壓力較大，在台東縣較小。這是由於台北市與彰化縣在重金屬污染、能源耗用及空氣污染方面的環境負荷較台東縣來的大，若是再引入這樣的製造業，相形之下對這兩個地區的環境壓力會更大。

伍、結論與建議

本研究目前在計算負荷權重時，並未考慮各行政區的面積大小及人口多寡，因此在某些指標項目的意義上，可能無法做更精準的解釋。在未來會在更仔細考慮。

另外，未來可朝兩幾個方面去努力：

1. 在環境議題的層級再加入專家問卷考量

在目前已完成的負荷權重系統當中，並未考慮在環境議題層級的之間的權重關係，舉例來說，以整個台灣地區為考量，酸雨問題和臭氧層破洞問題何者較嚴重？恐怕這會有一番爭論。因此，要處理這一個層級的問題已經必須納入主觀的價值判斷在內，要在科學上落實，唯有透過一定的群體決策程序，來凝聚專家的共識，這將是未來必須進行的。

2. 將空間考量從台灣地區推廣至全球各國

在台灣加入 WTO 之後，與國際間的貿易往來將更加頻繁，企業主考量產業佈局時，會以更開闊的是也放眼全球，在本研究案例當中，某樣產品在一特定地區自產自銷，自給自足的情況將越來越少，唯有透過全球供應鏈的精密分工，才有可能創造更好的商機。因此，本研究下一步將嘗試以國際間的產業分工合作為研究對象，設計出符合各國空間變異度的環境指標系統，以將生命週期評估的功能作更進一步的發揮。

參考文獻

英文部分

1. Amato, A. et al., 1996, "Development of Quantitative Methodology for Assessment Embodied Energy of Recyclable and Reusable Materials/Products," *Ironmaking and Steelmaking*, Vol. 23, No. 3, 235-241.
2. Assies, J.A., 1998, "A Risk-based Approach to Life-cycle Impact Assessment," *J. of Hazardous Materials*, Vol. 61, No. 1-3, pp. 23-29.
3. Barton, J.R. et al., 1996, "Life Cycle Assessment for Waste Management", *Waste Management*, Vol. 16, 35-50
4. Finnveden, G. et al., 1995, "Solid Waste Treatment within the Framework of Life-cycle Assessment," *Journal of Cleaner Production*, Vol. 3, No. 4, 189-199.
5. Finnveden, G. and Ekvall, T., 1998, "Life-cycle Assessment as a Decision-support Tool—the Case of Recycling versus Incineration of paper," *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 24, 235-256.
6. Finnveden, G., 1999, "Methodological Aspects of Life Cycle Assessment of Integrated Solid Waste Management Systems," *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 26, 173-187.
7. Herrchen, M. et al., 1997, "ELA1.0—A Framework for Life—cycle Impact Assessment Developed by the Fraunhofer—Gesellschaft, Part A: the conceptual Framework," *Chemosphere*, Vol. 35, No. 11, 2589-2601.
8. Hertwich, E. G., 1998, "Evaluating Toxic Impact Assessment Methods: What work best? ", *Environmental Science and Technology*, Vol. 32, No. 5, pp. 138A-144A.
9. Huijbregts, M.A.J. et al., 2000, "Priority Assessment of Toxic Substances in Life Cycle Assessment, Part 1: Calculation of Toxicity Potentials for 181 Substances with the Nested Multi-media Fate, Exposure and Effects Model USES --- LCA," *Chemosphere*, Vol. 41, 541-573.
10. Huijbregts, M.A.J. et al., 2000, "Priority Assessment of Toxic Substances in

Life Cycle Assessment ,Part :Assessment Parameter Uncertainty and Humen Variability in the Calculation of Toxicity Potentials ”,*Chemosphere*,Vol 41,575-588.

11. Hunt, R.G.,1995,”LCA Considerations of Solid Waste Management Alternatives for Paper and Plastics,” *Resources, Conservation and Recycling* , Vol.14,225-231.
12. International Organization for Standardization, 2000, ISO 14042, Geneva, Switzerland.
13. International Organization for Standardization, 2000, ISO 14043, Geneva, Switzerland.
14. Lepper,P. et.al.,1997,”ELA—A Framework for Life—cycle Impact Assessment Developed by the Fraunhofer—Gesellschaft,Part B – Basic Functionality of ELA Explained with an Example: Impact Assessment of Alcohol Sulphates Based on Oleochemical and Petrochemical Sources,”*Chemosphere*,Vol 35,No 11,2603-2618.
15. Owens, J.W., 1996,“LCA Impact Assessment Categories—Technical Feasibility and Accuracy”, *The International Journal of Life Cycle Assessment*,Vol 1,209-217.
16. Owens, J.W., 1997,“Life-cycle Assessment in Relation to Risk Assessment: an evolving perspective”, *Risk Analysis*,Vol 17, No 3, 1.
17. SETAC,1998,”Evolution and Development of the Conceptual Framwork and Methodology of Life-cycle Impact Assessment,”*Http://WWW.setac.org*
18. Wada,Y. and Miura,H.,1997,”A Quantitative Evaluation Method for the Environmental Impact of Product Recycling and Its Application,” *Technology Reports of Kansai University* 39,Mar,185-196.

中文部分

1. 李漢鏗、何奇峰、侯承昀，“以多變量統計分析建立河川水質指標之可行性研究”，第十一屆環境規劃與管理研討會論文集，頁 304-311，1998。
2. 林玉青，“地理資訊系統在化災應變系統負荷潛勢之應用研究”，國立台灣大學環工所碩士論文，2000。
3. 周建成、溫清光，“台灣河川水質指數之建立”，國立成功大學環工所碩士論文，1990。
4. 陳育偉，“應用多變量統計方法判識水庫優養化”，國立台灣大學農業工程研究所碩士論文，1995。
5. 陳順宇，多變量分析，華泰書局，1998。
6. 游靜秋，“台灣地區環境品質指標建構之研究”，國立台灣大學環境工程學研究所 碩士論文，1997。
7. 葉牧青，“AHP 層級結構設定問題之探討”，交通大學管理科學研究所碩士論文，1989。
8. 黃國珍，“土壤重金屬污染之評價及因子分析”，國立台灣大學農業工程研究所碩士論文，1995。
9. 張紹勳、林秀娟編著，SPSS for windows 統計分析：初等統計與高等統計，松崗電腦圖書資料有限公司，1999。

10. 劉秀媚、駱尚廉，“永續台灣評量系統 - 環境品質部份”，第六屆海峽兩岸環境保護研討會，頁 51-55，1999。
11. 鄧振源、曾國雄，“層級分析法（AHP）的內涵特性與應用（上）”，中國統計學報，27 卷 6 期，頁 5-22，1989。
12. 鄧振源、曾國雄，“層級分析法（AHP）的內涵特性與應用（下）”，中國統計學報，27 卷 7 期，頁 1-20，1989。
13. 廖少威，“以主成分分析法探討台灣灌溉水質受工業、都市、畜牧廢水污染之變異量分析”，國立台灣大學農業工程研究所，1991。
14. 廖朝軒，水資源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劃成果報告，1999。
15. 歐陽嶠暉、徐玉標、溫清光、徐崇仁、陳伯中、曾迪華、余志達、萬騰州，河川分類水質指標及河川污染指標之檢討，行政院環保署，1990。
16. 行政院環保署網站：<http://www.epa.gov.tw/psi/taqmn.html>，環境品質資料庫。
17. 行政院環保署網站：<http://ww2.epa.gov.tw/waterana/Docs/watprop2.htm>，水質分類指標說明。

附錄：各指標原始資料

縣市別	N(公噸)	P(公噸)	水庫 Carlson 指數	優養化負荷權重
台北市	493.2914	56.48323	40.55	0.036392093
台北縣	10885	260.1483	40.55	0.587867993
基隆市	26.90351	3.612471	43	0.00494721
宜蘭縣	4949.473	1219.731	47.95965	0.442354752
桃園縣	5100.225	1628.573	43.2	0.51375739
新竹縣	2237.499	488.2583	49.82	0.192044887
新竹市	983.2632	56.81091	49.82	0.061592098
苗栗縣	6060.81	1076.599	51.19333	0.47566335
台中縣	15143.27	4308.265	37.18	1.436199639
台中市	1547.2	191.1477	37.18	0.109987329
南投縣	5618.629	1710.273	39.445	0.552237732
彰化縣	6876.95	4880.497	39.445	1.11297682
雲林縣	10607.42	10337.76	52.41	2.157359996
嘉義縣	17226.01	3243.728	52.41	1.374224616
嘉義市	420.6171	84.74922	51.39	0.037962853
台南縣	19187.53	3853.399	47	1.567640838
台南市	712.6547	189.1672	47	0.068649523
高雄市	265.9916	34.28092	70.58	0.023662134
高雄縣	7386.915	2818.99	70.58	0.816940566
屏東縣	11678.83	4177.953	48.48	1.243342621
台東縣	6376.116	1618.38	47.95965	0.576275899
花蓮縣	3041.406	1243.197	47.95965	0.350653167

縣市別	有效降雨量	88 生活用水量 (百萬立方公尺)	88 工業用水量 (百萬立方公尺)	88 農業用水量 (百萬立方公尺)	水耗用負荷權重
台北市	1863	665.81	7.85	42.72739	0.2630986
台北縣	1679.9	547.2	92.18	432.2314	1.0678477
基隆市	2650	56.6	7.99	9.300412	0.2764093
宜蘭縣	3382.8	46.62	60.3	362.2029	0.8860784
桃園縣	1414.4	200.69	295.48	594.7364	2.7303347
新竹縣	965.8	32.55	58.33	389.679	0.6925156
新竹市	965.8	52.35	11.14	47.24187	0.1853863
苗栗縣	755.8	40.66	76.81	447.8527	0.8476929
台中縣	545.8	163.26	96.78	670.8577	1.0827862
台中市	943.3	156.75	24.59	52.8302	0.3006713
南投縣	1432.5	46.43	27.05	830.7516	0.6399239
彰化縣	1432.5	111.19	104.67	1255.882	1.4287196
雲林縣	1432.5	78.9	75.17	1232.009	1.1794715
嘉義縣	1921.7	51.03	61.98	1114.39	1.0654642
嘉義市	1921.7	33.25	3.68	174.898	0.2451632
台南縣	966.6	114	332.68	1398.416	3.2888937
台南市	966.6	97.24	15.02	246.0031	0.2931013
高雄市	1280.6	201.32	114.14	16.19639	1.0397874
高雄縣	1280.6	140.58	155.24	809.9634	1.6623915
屏東縣	790.6	41.23	41.57	1319.914	0.8884986
台東縣	806.4333	19.1	13.36	605.7579	0.3958663
花蓮縣	1554	33.87	46.3	2216.601	1.3174364

縣市別	日照時數(hrs)	全天空輻射量(每平方公尺百萬焦耳)	紫外線傷害負荷權重
台北市	0.772790129	0.92971668	0.851253405
台北縣	0.824529786	0.79059534	0.807562563
基隆市	0.721670108	0.75309333	0.737381721
宜蘭縣	0.749011574	0.88948529	0.819248434
桃園縣	0.863592711	0.95397271	0.908782709
新竹縣	0.954395293	0.97822873	0.966312013
新竹市	0.954395293	0.97822873	0.966312013
苗栗縣	1.055964061	0.97662503	1.016294545
台中縣	1.157532829	0.97502133	1.066277077
台中市	1.119993178	1.08262371	1.101308444
南投縣	1.107419718	1.11138244	1.109401082
彰化縣	1.107419718	1.11138244	1.109401082
雲林縣	1.107419718	1.11138244	1.109401082
嘉義縣	1.094846259	1.14014118	1.117493719
嘉義市	1.094846259	1.14014118	1.117493719
台南縣	1.079510252	0.87784302	0.978676635
台南市	1.079510252	0.87784302	0.978676635
高雄市	1.152627373	1.16802096	1.160324166
高雄縣	1.152627373	1.16802096	1.160324166
屏東縣	1.169822289	0.8185368	0.994179545
台東縣	0.864634045	1.20888458	1.036759311
花蓮縣	0.815441783	0.95883008	0.887135932

縣市別	SO2(ppb)	NO2(ppb)	降雨 PH 值	環境酸化負荷權重
台北市	3	27	4.71	1.107684143
台北縣	4	22	4.85	1.095024784
基隆市	5	22	4.85	1.19893367
宜蘭縣	2	13	5.11	0.677627844
桃園縣	5	21	5.09	1.182077331
新竹縣	2	17	4.98	0.770334177
新竹市	4	21	5.065	1.07740697
苗栗縣	3	19	4.87	0.919225574
台中縣	4	24	5.15	1.15249549
台中市	3	26	5.15	1.096919607
南投縣	2	23	4.75	0.908327612
彰化縣	3	21	5.65	0.991316607
雲林縣	3	19	6.15	0.958213111
嘉義縣	2	15	5.81	0.747282156
嘉義市	4	25	5.81	1.19676494
台南縣	4	18	5.47	1.017243367
台南市	5	20	5.47	1.169485255
高雄市	8	25	5	1.587728683
高雄縣	8	21	5.68	1.511774806
屏東縣	2	13	5.5	0.689506859
台東縣	0	8	5.71	0.367252974
花蓮縣	1	13	5.23	0.57737404

縣市別	每日垃圾產生量(千噸)	垃圾未妥善處理率%	資源未進行回收比率%	廢棄物污染陳情案件	廢棄物負荷權重
台北市	3475	0	95.21	11509	3.135712709
台北縣	3691	5.46	96.58	3097	1.884253991
基隆市	577.1	0	90.92	1129	0.582513546
宜蘭縣	474.1	28.01	91.22	858	1.041887956
桃園縣	1700.3	33.76	94.27	728	1.47249584
新竹縣	379	11.8	92.02	849	0.708283654
新竹市	372	0	92.6	739	0.465014555
苗栗縣	560.7	11.55	94.38	593	0.716160762
台中縣	1281.4	0.06	92.07	1226	0.795599196
台中市	532	0	83.6	1776	0.660361472
南投縣	444.57	18.45	92.96	520	0.799598203
彰化縣	1122.1	3.79	94.38	1484	0.872357378
雲林縣	709.6	44.78	95.47	859	1.436206691
嘉義縣	610.07	30.57	95.2	721	1.114907764
嘉義市	282	0	91.94	447	0.389481119
台南縣	1100.7	10.22	95.53	1401	0.977714204
台南市	739.88	0	95.08	695	0.564606372
高雄市	1296	0.04	93.79	1260	0.809371368
高雄縣	1111.2	3.65	95.16	1315	0.840264069
屏東縣	1004.2	21.93	97.1	789	1.074832602
台東縣	263.45	29.16	89.48	284	0.904901763
花蓮縣	442	15.71	94.63	534	0.753474786

縣市別	BOD(公斤/年)	水污染陳情案件	自來水不合格率	非自來水不合格率	水質污染負荷權重
台北市	23969.16	118	0	0	1.503064247
台北縣	19699.2	1505	0	51.32	2.708471994
基隆市	2037.6	44	0.58	0	0.333417354
宜蘭縣	1678.32	214	0	48.61	0.598749229
桃園縣	7224.84	1045	0	66.01	1.706946958
新竹縣	1171.8	205	0	100	0.909600133
新竹市	1884.6	75	1.06	85	1.072216101
苗栗縣	1463.76	229	0.63	2.9	0.482628262
台中縣	5877.36	621	0.11	62.34	1.297741444
台中市	5643	151	0.84	100	1.387695117
南投縣	1671.48	139	0.27	56.52	0.675001376
彰化縣	4002.84	946	0	34.48	1.225024866
雲林縣	2840.4	331	0	45.83	0.741782383
嘉義縣	1837.08	197	0.16	0	0.314722651
嘉義市	1197	33	0	0	0.096736171
台南縣	4104	561	0	0	0.689764983
台南市	3500.64	48	0	66.67	0.695353181
高雄市	7247.52	80	6.67	0	2.542461465
高雄縣	5060.88	528	4.46	0	2.092082372
屏東縣	1484.28	307	0.52	14.68	0.592080583
台東縣	687.6	33	0.52	0	0.226816196
花蓮縣	1219.32	45	0	0	0.107642934

縣市別	售電量(度)	能源耗用負荷權重
台北市	14047387450	2.15985974
台北縣	17013403229	2.615900274
基隆市	1398139368	0.214971285
宜蘭縣	2504273880	0.385045287
桃園縣	21091708025	3.242961097
新竹縣	5407376615	0.831412609
新竹市	6240352259	0.959486997
苗栗縣	4290391856	0.659670325
台中縣	8558806740	1.315961574
台中市	5295683590	0.814239219
南投縣	1852642323	0.284853506
彰化縣	7555490199	1.161696376
雲林縣	3475379562	0.534357896
嘉義縣	2108410055	0.324179141
嘉義市	1023051936	0.157299619
台南縣	9200725491	1.41465996
台南市	3327141712	0.511565546
高雄市	12265102959	1.885824121
高雄縣	10188877960	1.566593602
屏東縣	3447394092	0.530054982
台東縣	713664337	0.109729647
花蓮縣	2079130135	0.319677199

縣市別	環境音量監測 不合格時段百 分比	交通音量監測 不合格時段百 分比	噪音陳情案件	噪音負荷權重
台北市	56.25	15.63	8387	4.527516528
台北縣	41.67	9.9	4973	2.768693551
基隆市	25	0	204	0.219246222
宜蘭縣	0	0	386	0.150987981
桃園縣	33.33	13.75	1049	1.41709932
新竹縣	16.67	0	185	0.165349609
新竹市	56.25	12.5	388	1.21176601
苗栗縣	33.33	0	282	0.296221309
台中縣	62.5	3.57	1204	1.032705541
台中市	25	17.86	1360	1.737647571
南投縣	0	0	230	0.089966932
彰化縣	50	0	1172	0.737339122
雲林縣	25	25	339	1.764521721
嘉義縣	0	0	181	0.070800064
嘉義市	60	0	469	0.518133026
台南縣	50	0	661	0.537456069
台南市	16.67	12.5	783	1.145498043
高雄市	45.45	0	2309	1.15670889
高雄縣	66.67	0	770	0.673077475
屏東縣	60	0	433	0.504051245
台東縣	75	10	145	1.072054208
花蓮縣	18.75	0	252	0.203159563

縣市別	PM10	SO2(ppb)	CO(ppm)	NO2(ppb)	NMHC(ppm)	O3(ppb)	PSI>100 之天數 (%)	空氣污 染陳情 案件	惡臭陳 情案件	空氣污 染負荷 權重
台北市	47	3	0.9	27	0.39	21	4.56	1735	2641	1.4595
台北縣	48	4	0.7	22	0.49	25	4.19	500	4510	1.5223
基隆市	60	5	0.7	22	0.25	27	3.28	124	115	0.9535
宜蘭縣	36	2	0.5	13	0.17	22	0.55	844	402	0.692
桃園縣	48	5	0.6	21	0.3	25	1.65	415	2731	1.1702
新竹縣	49	2	0.5	17	0	26	2.06	138	404	0.6324
新竹市	43	4	0.7	21	0.25	22	1.64	273	241	0.8263
苗栗縣	50	3	0.5	19	0.11	23	2.07	212	463	0.7268
台中縣	55	4	0.7	24	0	20	1.82	574	1956	0.9557
台中市	69	3	0.8	26	0.24	21	4.93	826	435	1.0778
南投縣	79	2	0.7	23	0	20	8.48	264	350	0.9047
彰化縣	71	3	0.6	21	0.3	22	5.34	2223	1826	1.3739
雲林縣	70	3	0.6	19	0	23	4.58	482	733	0.8537
嘉義縣	69	2	0.4	15	0	27	4.24	263	371	0.7173
嘉義市	80	4	0.8	25	0.28	20	4.1	390	222	1.043
台南縣	59	4	0.5	18	0	26	3.17	605	1789	0.945
台南市	73	5	0.7	20	0.33	25	3.71	95	792	1.0666
高雄市	82	8	0.7	25	0.33	27	10.2	253	1987	1.5471
高雄縣	85	8	0.6	21	0.32	27	14	509	1352	1.564
屏東縣	72	2	0.5	13	0.25	28	10.7	172	535	1.0346
台東縣	32	0	0.5	8	0.08	24	0	67	87	0.407
花蓮縣	29	1	0.6	13	0.2	19	0	106	115	0.5267

縣市別	土壤重金屬含量列為 五級面積（公頃）	鎘污染量	土壤重金屬污染負荷權 重
台北市	18	93550	0.345505034
台北縣	75	700920	1.902738318
基隆市	6	25514	0.106729187
宜蘭縣	0	74522	0.110930664
桃園縣	103	1165120	2.914562424
新竹縣	0	95120	0.141592077
新竹市	46	205720	0.833310437
苗栗縣	7	189290	0.361978353
台中縣	33	191230	0.662782832
台中市	11	93030	0.264522648
南投縣	6	1128350	1.748369642
彰化縣	534	936850	7.513309899
雲林縣	1	173765	0.270118419
嘉義縣	0	56730	0.084446158
嘉義市	9	207050	0.411331892
台南縣	27	384660	0.881965501
台南市	24	116190	0.447956092
高雄市	2	21020	0.054206253
高雄縣	40	172210	0.714678704
屏東縣	16	785480	1.352569507
台東縣	1	53720	0.091423918
花蓮縣	1	519638	0.784972041