

行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告

# 不確定情況下環境退化管理 -- 預警環境保證金制度之研究

計畫類別：個別型計畫

計畫編號：NSC 88-2415-H-005A-014

執行期間：民國 87 年 8 月 1 日至 88 年 7 月 31 日

計畫主持人：曾明遜  
助 理：周家維  
潘宛均

處理方式：可立即對外提供參考  
一年後可對外提供參考  
二年後可對外提供參考

執行單位：國立台北大學公共事務學院地政學系  
民國 89 年 7 月

## 謝誌

Faustian 環境資源利用的思惟與行動，雖可享受片刻的歡娛卻會換無窮盡的焦慮與憂愁，試誤中成長的人類意識到需改變此種以環境破壞為代價的行為活動，而當我們要試圖要扭轉環境退化的負面效果，便意味著我們要透過各種手段來「控制」這些令人不悅的事。然而要使「控制」的手段確實邁向「真、善、美」或永續發展的路徑，我們必需回到我們「知道什麼」的基礎上。但此認識論的課題，往往被加以忽視，結果常採取將複雜系統化約為簡單元素的方式來處理。當我們探索環境系統不確定的本質時，我們便會驚訝自己無知的程度有多大，至少個人在探索此研究主題的過程，便有此深深的體會。雖然蘇格拉底：「我只是知道我不知道我知道什麼」而被認為是最聰明的人類，此「精神按摩」雖可稍微寬慰自己的「無知」的挫敗感，但卻因為發現自己好像「連知道我不知道我知道什麼都不知道」而感到莫名的沮喪。然而，此「無知資訊」的輸入，亦未嘗不是一項額外的「研究成果」。

以前認為某些「研究範型」似乎可解決並控制我們不想要的事件，但是當面對環境的複雜性與不確定性時，卻感覺「這些範型」好像仍在「瞎子摸象」的階段，當然這可能是自己知識能力的問題。不過，個人還是相信各科學社群所擁有的知識與控制能力，仍如同環境容受力與人類的理性是有限的，因而認為我們似乎應該抱持更謙虛的態度與更謹慎的行為來對待供我們維生的生態環境。

本專題研究承蒙行政院國家科學委員會的補助（計畫編號：NSC 88-2415-H-005A-014），進行「不確定情況下環境退化管理--預警環境保證金制度之研究」研究主題的探索。在計畫執行過程中，大學部的學生周家維與潘宛均同學雖自稱是「花瓶式的助理」，但在資料蒐集、行政處理及其他相關事務上仍付出不少心力，於此感謝她倆的協助並祝福她們有更美好的未來。除了家維與宛均之外，研究期間大學部的學生賴建佑、蔡承璋、黃淑真、謝政勳、賴玫萱、洪嘉宜、王珮榕、陳立芬、黃培嘉、楊雅芸、李靜宜、林怡君、陳文彥等在問卷調查上也付出很多時間與精力，於此謹表由衷的感謝。就研究的「生態觀」，研究計畫的完成應是扮演「春泥護花」以輔助另一研究生命萌芽的角色，期盼更多的研究學群投入更多的資源，共同探索孕育各物種生命的大地環境。

謹誌於台北大學  
地政系研究室  
民國 89 年 7 月

## 中文摘要

為了預防與改善環境退化，或為了促進資源永續利用，決策者必需尋求有效的政策工具來實現這些目標。市場取向或誘因基礎的政策工具一般被認同是達成環境目標較有效的方式，但此種管制取向經常難以處理環境不確定的課題。由於環境系統的複雜性，導致科學研究者對於環境退化的相互關係仍難提供完全有效與可信的答案予決策者，而影響理性決策的有效性。近年來，許多國家採取「預警原則」來回應環境複雜系統導致環境不確定的課題，此原則係藉由設定安全邊界來規避不可回轉損害的問題，即在預期潛在環境損害便採取若干防止措施，而非等待確定損害後再採取行動。然而此種管理取向，經常缺乏有效的誘因促使環境資源使用者自動修正他們的行為朝向對環境友善的方向進行。

為了改善這種兩難困境，必需有新的管理取向來回應此現象，連結污染者付費原則與預警原則的「預警污染付費原則」（4P）便是此理念下的產物，在此理念下污染者不僅需支付已知的損害成本，而且需為不確定的損害負責。預警污染者付費原則，在理念上雖有助於預防或降低環境損害並處理環境不確定的課題，但國內僅著重在污染者付費原則（3P）的應用，然而3P方式對於環境不確定的處理常顯得「有心無力」。因此在面對環境退化的複雜性與不確定性時，我們的環境管理決策準則與程序必需適度調整來回應這些情況，預警污染者付費原則或許可在環境不確定管理的「死巷」中提供一條「出路」。因此本文以此管理取向為思考主軸，納入後常態科學與最小安全標準理念，界定預警環境保證金制度的適用範圍，並利用交易成本相關概念，探討一般環境政策工具與預警環境保證金制度的內涵，並提出預警環境保證金制度於土石流管理可思考的方向。

基於程序理性的考量，本研究納入一般人民對環境與土石流管理態度的評價，利用Wilcoxon型態與卡方統計檢測結果顯示：環境污染改善迫切性顯著高於環境風險與資源保育，管理決策應首重災害風險降低，此決策準則優先性顯著高於其他準則，就設定環境標準與課徵環境稅管理方式而言，受訪者較偏好設定環境標準方式，對現今環境與土石流管理皆感到不滿意，認為應採取比現在更嚴格的管理方式。

關鍵詞：環境退化、不確定、預警原則、污染者付費原則、預警污染者付費原則、後常態科學、最小安全標準、交易成本、預警環境保證金制度、土石流。

## Managing Environmental Degradation Under Uncertainty

## **Abstract**

**In order to prevent and eliminate environmental degradation, or promote sustainable resource use, policy-making must seek to effective regulatory instruments to realize these objectives. The market-oriented or incentive-based regulatory instruments are gaining acceptance are more efficiency ways to achieve environmental objectives. But this approach is often limited for dealing with environmental degradation issues under uncertainty. Recently, a variety of countries have advocated adoption of a “ precautionary principle ” to deal with the problem of true uncertainty. The principle seeks to avoid irreversible damages via the imposition of a safety margin into policy, it states that rather than await uncertainty, regulators should act in anticipation of any potential environmental harm in order to prevent it. But the approach is often weakly effective incentives to environmental resources users to modify their behavioral patterns in environmentally friendlier directions. A new approach is “ precautionary polluter pays principle ” (4P), which extends the polluter pays principle to make the polluter pays for uncertainty as well. This research uses the approach and incorporates the “ post-normal science ” , “ safe minimum standard ” , and “ transaction cost ” paradigms to discuss a precautionary environmental deposit-refund bonding system in the management of environmental degradation under uncertainty.**

**In Addition, this study adopts attitude surveys to analyzes environment and debris-flow management attitudes with Wilcoxon-type and chi-square tests. Empirical results are as follows : The statistical tests indicate that environmental pollution control significant higher important than environmental risk and resource conservation, that risk reduction decision criteria is significant higher weight than other criterion, and that respondents preference of setting environmental standards over environmental taxes. In terms of management satisfaction and intent, respondents fell dissatisfaction and consider should adopt more strict regulatory instruments than current regulating activities.**

**Keywords : Environmental Degradation, Uncertainty, Precautionary Principle, Polluter Pays Principle, Post-Normal Science, Safe Minimum Standard , Transaction Cost, Precautionary Environmental Deposit-Refund Bonding System, Debris Flow.**

# 章節目錄

	頁次
序.....	I
中文摘要.....	II
英文摘要.....	III
章節目錄.....	IV
圖目錄.....	VI
表目錄.....	VIII
<b>第一章 緒論.....</b>	<b>1</b>
第一節 研究動機與目的.....	1
第二節 研究內容.....	4
第三節 研究範型與方法.....	5
<b>第二章 環境退化與政策規範.....</b>	<b>8</b>
第一節 環境資源基本概念.....	8
第二節 環境退化問題分析.....	23
第三節 環境政策回應.....	38
第四節 環境政策工具檢視—交易成本觀點.....	51
<b>第三章 環境管理態度分析.....</b>	<b>65</b>
第一節 評價歷程與管理態度變項.....	65
第二節 問卷調查設計.....	72
第三節 基本資料說明.....	75
第四節 環境與土石流管理態度分析.....	81
<b>第四章 環境不確定管理—預警環境保證金.....</b>	<b>97</b>

第一節	環境不確定管理範型.....	97
第二節	永續發展架構下的預警環境保證金制度.....	112
第三節	預警環境保證金制度的內涵.....	124
第四節	土石流管理—坡地開發預警環境保證金之應用.....	133
第五章	結論與建議.....	139
第一節	結論.....	139
第二節	研究建議.....	149
附錄		
「環境與土石流管理態度」民意調查問卷.....		151
參考文獻.....		153

## 圖目錄

圖 2-1 環境圈及其階層.....	10
圖 2-2 生態系統能量流動與物質循環關係簡圖.....	11
圖 2-3 環境與經濟活動之關係.....	13
圖 2-4 人類社會與自然環境的功能性關係.....	17
圖 2-5 環境退化率.....	24
圖 2-6 環境退化回饋循環圖.....	25
圖 2-7 靜態觀點封閉經濟之永續樹.....	26
圖 2-8 土壤退化影響生產成本的福利改變.....	35
圖 2-9 土壤退化影響消費者需求的福利改變.....	36
圖 2-10 土壤退化同時影響供需的福利改變.....	37
圖 2-11 環境管理範型的演進.....	39
圖 2-12 環境政策基本策略.....	41
圖 2-13 環境退化（改善）最適水準.....	43
圖 2-14 Pigovian 稅與設定環境標準比較.....	46
圖 2-15 可交易排放許可制成本最小化.....	48
圖 2-16 執行環境標準之無效率結果.....	57
圖 2-17 可交易排放許可與交易成本.....	61
圖 2-18 正所得效果與交易成本下 Coasian 解.....	64
圖 3-1 態評評價歷程研究觀點.....	66
圖 3-2 土石流管理態度評價歷程之概念架構.....	67
圖 3-3 環境與土石流管理態度概念模式.....	70
圖 4-1 不確定的型態.....	100
圖 4-2 驚異與無知的類別.....	102
圖 4-3 邊際效益（邊際改善成本）不確定與政策工具選擇.....	104
圖 4-4 邊際損害成本（邊際改善效益）不確定與政策工具選擇.....	105
圖 4-5 邊際成本與邊際效益皆不確定與政策工具選擇.....	106
圖 4-6 可更新資源最小安全標準設定.....	111
圖 4-7 動態觀點開放經濟永續樹.....	116
圖 4-8 弱式與強式永續發展範型的發展.....	117

圖 4-9 預警污染者付費原則（預警環境保證金）適用範圍.....	120
圖 4-10 土石流形成與效果示意圖.....	136
圖 4-11 損害補償四種評價方式.....	137

## 表目錄

	頁次
表 2-1 一般系統、生態系統與經濟系統的特徵.....	16
表 2-2 自然環境的功能.....	17
表 2-3 自然環境的功能與價值.....	19
表 2-4 非永續性環境退化的症狀.....	28
表 2-5 環境管理五種範型之基本區分.....	40
表 3-1 受訪者社會屬性分配狀況.....	75
表 3-2 受訪者的意識型態.....	77
表 3-3 社會屬性與科技觀及環境倫觀的關係.....	78
表 3-4 社會屬性與環保價值觀關係.....	78
表 3-5 受訪者環保行為的社會規範.....	79
表 3-6 受訪者（含親朋好友）環境公害經驗.....	80
表 3-7 受訪者對環境問題關切程度檢定—Wilcoxon 型態檢定.....	84
表 3-8 受訪者對環境管理的態度.....	86
表 3-9 環境管理態度差異檢定—Wilcoxon rank-sum 檢定.....	87
表 3-10 受訪者對環境管理執行單位相對信任度.....	88
表 3-11 社會屬性與環境管理執行單位信任度關係.....	89
表 3-12 受訪者對環境決策準則優先次序意見—Wilcoxon 型態檢定.....	90
表 3-13 受訪者對管理方式的意向.....	92
表 3-14 受訪者特性與環境管理方式意向的關係.....	93
表 3-15 受訪者對土石流管理的態度.....	95
表 3-16 土石流管理態度差異檢定—Wilcoxon rank-sum 檢定.....	96
表 4-1 不同決策架構的比較評估.....	118

# 第一章 緒論

## 第一節 研究動機與目的

在「人類與環境」或「人類與土地」的戲碼中，身處在此自然家園或這塊土地上的我們，雖然都是這個腳本上的演員，但卻往往不知道我們在這齣戲碼中扮演什麼角色，於是意圖有快樂美好的結局，然而卻常以悲劇收場<sup>(註 1-1)</sup>。現代的聰明人類（Homo sapiens）<sup>(註 1-2)</sup> 雖有良好的技術轉化自然資本（natural capital）以尋求經濟天堂的美夢，卻沒有足夠的智慧洞察「慢火加熱煮熟青蛙」此種潛在致命的危險性<sup>(註 1-3)</sup>。此種把自然資本當成人類發展戲劇的布幕而非劇中的主角，意圖將自然家園從人類經濟社會家園抽離的 Faustian 思想及行為如果持續運行<sup>(註 1-4)</sup>，人類的命運將可能如同森林的小黃蜂一樣，耗盡自身棲息處後終致滅亡<sup>(註 1-5)</sup>。因此當我們守望人類社會家園（society's housekeeping）同時，更應守望我們的自然家園（nature's housekeeping），並將守望自然家園擺在第一優先位置（Ehrlich, 1989: 14），畢竟人類的社會經濟系統僅是生態圈的次系統。

在試誤中成長的人類，在面對環境退化（environmental degradation）威脅的警

---

<sup>(註 1-1)</sup> 例如兩河流域的美索不達米亞平原曾經是鳥語花香的「伊甸園」，如今卻已變成考古學家發掘史前文明的「研究場所」（華玉洪，1995），如果不記取「歷史教訓」並適時調整我們的想法與做法，難保第二個美索不達亞平原的「歷史悲劇」不會在我們的身上發生。

<sup>(註 1-2)</sup> 現代人的學名為 Homo Sapiens，其拉丁文原意為「智者」，Leopold 在論述《生態是一條環河》時，曾利用此名詞諷刺現代人類（Leopold, 1953，吳美真譯，1998）。

<sup>(註 1-3)</sup> 人類生活在自然之中，自然生態環境退化如同被加溫的熱水，而人類的處境如同逐漸加溫熱水中的青蛙一樣。Ornstein and Ehrlich（1989）說明「...放在緩慢加熱水中的青蛙不可能偵測到緩慢但致命的情況...像這些青蛙一樣，許多人似乎無法偵測到這種緩慢但致命的結果，亦即人口與經濟成長對破壞人類文明日益增強的威脅...」（引自 Wackernagel and Rees, 1996, 李永展、李欽漢譯，2000：182-183）。

<sup>(註 1-4)</sup> Faustian 思惟範型見第二章第二節。

<sup>(註 1-5)</sup> Wackernagel and Rees（1996）在序言中論及以蘑菇為生的森林小黃蜂故事，雌黃蜂找到合適的蘑菇時，便將卵產在蘑菇裡，這些卵孵化後便開始一點一滴地吃她們寄居的家，此過程一代一代重複發生，結果整個蘑菇便擠滿蛆與排泄物...（引自李永展、李欽漢譯，2000：17）。由此寓意人類對棲地或生態環境的侵略，終將「回饋」人類本身。

訊與人和環境的緊張關係，早期「勝天而存」拓荒型經濟範型（frontier economics paradigm）的意識型態逐漸轉化為「與天共存」資源管理範型（resource management paradigm）與生態--經濟整合發展範型（eco-development paradigm），甚至是深層生態範型（deep ecology paradigm）（見第二章第三節）。各種不同環境管理範型，無非是想建構一套人與環境共生的遊戲規則，以確保環境資源源源不斷提供人類生存、生活與生產活動所需各種質量、財貨與服務，如能量及物質的供給、環境寧適性的提供、廢棄物的消化、以及安全維生系統或生命船（lifeboat）維護等。但是不同領域的研究者所受的教育訓練不同，因而對於「相同現象」（如永續發展）往往有不同的認知、信念或處理方式（如不同管理範型），因而所訴求的政經制度亦隨之不同（詳 Kuhn, 1970; Colby, 1991; Turner et al., 1993; 蕭代基, 1993; 李永展、曾明遜, 1995）。導致此環境管理衝突的現象，主要來源之一係環境退化資訊或事實基礎的不確定性，如資源開發回轉性（reversibility）的不確定、不同資源的替代性（substitution）的不確定性、技術發展的時間路徑不確定性、成因與效果確認的不確定性等（Boshop, 1978, 1979; Bodansky, 1991; Costanza and Cornwell, 1992; Faucheux and Froger, 1995; 葉俊榮, 1995; 李永展、曾明遜, 1995; O' Connor et al., 1996; Stern, 1997）。

由於環境系統的複雜性（complexity），導致科學研究者對於環境退化的相互關係仍難提供完全有效與可信的答案給決策者，而影響理性決策的有效性（Costanza, 1993; Funtowicz and Ravetz, 1994; Faucheux and Froger, 1995; O' Connor et al., 1996; Tainter, 1996）。在環境不確定的「事實」基礎下，環境研究者如何有效管理環境退化問題？現今為許多國家所接受者為「預警原則」（Precautionary principle），即預期潛在自然環境便採取若干防止措施，而非等待確定損害後再採取行動的（Bodansky, 1991; Cameron and Abouchar, 1991; Turner et al., 1993; O' Riordan and Camerson eds., 1994; 葉俊榮, 1995）。在永續發展（sustainable development）發展上，預警原則的運作被 Tuner and Pearce（1993）賦予「強式永續性」（strong sustainability）的標籤，此原則於環境退化管理，雖然在公平、簡化行政處理、可接受性與環境風險縮減上優於經濟誘因處理方式<sup>(註 1-6)</sup>，然而此種管制取向經常缺乏有效的誘因促使環境資源使用者自動修正他們的行為朝向對環境友善的方向進行（Tuner and Pearce, 1993; Turner et al., 1993; Tuner and Opschoor,

---

<sup>(註 1-6)</sup> 成本效益分析或污染者付費此經濟誘因手段，Tuner and Pearce（1993）賦予「弱式永續性」（weak sustainability）的標籤。

1994)。

為了改善這種兩難困境，必需有新的管理取向來回應此現象，連結污染者付費原則與預警原則的「預警污染者付費原則」(precautionary polluter pays principle, 4P) (Costanza and Cornwell, 1992; Costanza, 1993, 1994) 便是此理念下的產物，在此理念下污染者不僅需支付已知的損害成本，而且需為不確定的損害負責。結合弱式永續性的經濟誘因手段與強式永續性的預警原則之預警污染者付費原則，在理念上將有助於預防或降低環境損害並可有效處理環境不確定的課題。雖然如此，國內對此預警污染者付費原則(4P)的應用卻甚少著墨，而僅著重在污染者付費原則(polluter pays principle, 3P)的應用，但3P對於環境不確定的處理常顯得「有心無力」。因此在面對環境退化的複雜性與不確定性時，我們的環境管理決策準則與程序必需適度調整來回應這些情況，預警污染者付費原則或許可在環境不確定管理的「死巷」中提供一條「出路」。雖然國內相關研究持續探討有關環境退化的管理課題，但對於環境退化所存在的不確定性，所付出的關心仍極為有限。因此本研究計畫，以預警污染者付費原則(4P)為思考主軸，探討預警環境保證金制度在環境退化不確定性管理的適用性，主要研究目的為(一)探討環境退化管理政策工具及環境不確定管理範型；(二)環境與土石流管理態度；(三)預警環境保證金制度的建構及其於土石流管理之應用。

## 第二節 研究內容

本研究計畫，本研究主要目的為探討回應環境不確定的管理範型，特別著重在預警環境保證金制度的探索，而基於程序理性的考量，並將一般市民對環境的管理態度納入考量。主要研究內容分為下列幾部份：

## 一、環境退化與管理政策工具探討

首先從環境退化意義、形成、效果與現況問題等建立環境退化基本概念，以做為分析的基礎，然後回顧相關環境退化的政策回應，最後利用交易成本概念檢視環境政策工具。

## 二、環境與土石流保育態度分析

首先利態度評價歷程建構保育態度調查分析架構，然後利用 Wilcoxon 型態無母數檢定方式分析環境問題相對重要性、環境管理態度與土石流管理態度。

## 三、環境不確定管理思惟範型

首先透過環境不確定相關文獻探索環境退化不確定性的本質與內涵，然後探討成本效益原則與預警原則兩種不同環境不確定管理思惟範型，以做為預警環境保證金制度設計的參考。

## 四、預警環境保證金制度內涵與應用

首先從永續發展架構出發，依後常態科學理念並參考最小安全標準提出預警環境保證金制度的基本構想與適用範圍，然後利用新制度經濟學相關概念探討預警環境保證金的內涵，最後將坡地預警環境保證金制度應用至土石流災害管理。

## 第三節 研究範型與方法

## 一、研究範型

在科學方法論述中，強調「歷史再現」的Kuhn（1970），在《科學革命的結構》（The Structure of Scientific Revolutions）一書中，提出「範型」（paradigm）轉化論或變遷論之後，便受到各界的探討。Kuhn認為科學的發展的過程：前科學 常態科學 科學危機 科學革命 新常態科學。在 Kuhn看來，科學發展就是一種科學研究過渡到另一種科學研究，常態科學所表現的是科學知識的累積，存在一公認的「範型」並從此「範型」出發，孜孜不倦地從事「解謎活動」（puzzle solving），以促使原有的範型得到進一步的闡明與擴展；然而異常現象的出現而原有的範型一直無法解決，便產生科學的危機；當此現象持續發展，而導人們普遍拒斥原有範型與新的範型被普遍接受時，便發生科學革命。由於常態科學與科學革命的相互交替，便構成科學的發展變化。由於環境的不確定的存在，常導致原有常態科學發生危機，誠如複雜科學的論點，我們不知道古老物種和生態系統通常可以維持數百萬年的穩定狀態，為什麼會在某個地質時代的瞬間，整個改朝換代？由於環境系統此標的物太大、太複雜，常導致科學研究者對於環境退化的相互關係就像「瞎子摸象」一般，難提供完全有效與可信的答案給決策者，而影響理性決策的有效性。為了回應不確定科學管理、品質科學管理、觀點及規範多元性、以及反應不同種類問題解決活動的社會結構，一個正凸現的新範型，Funtowicz and Raveltz(1993)稱為「後常態科學」（post-normal science）。

Funtowicz and Raveltz認為過去將系統區分為較小元素的化約主義研究取向正被綜合與人文的研究取向所取代，他們依系統不確定性高低及決策賭注高低區分為應用科學（applied science）、專業商議（professional consultancy）與後常態科學（post-normal science）三種不同範型來解決系統不確定問題。當系統不確定高時或決策賭注高時，「後常態科學」範型是適宜的方法論，而常態科學範型是不恰當的。為了確保決策品質，後常態科學認為應「擴展同質研究社群」（extended peer community），並強調政策對話性（dialogue）的重要性，在「科學民主化」（democratization of science）理念下，此範型於環境管理上著重「程序理性」（procedural rationality）的管理決策。基本理念，本研究在界定預警環境保證金制度的適用範圍時，便利用此研究範型做為思考主軸。

人類為了尋求人與環境共生共榮的生活世界，亦會設計一些有關環境的遊戲規則（如行政管制制度、經濟誘因制度等），來約束或規範人與人之間、人與環境間的互動行為或關係，這些遊戲規則一般包括正式規則、非正式規則及其執行機制（North, 1990）。然而，制度的功能角色卻甚少受到新古典經濟學派的重視，此受到一些新制度經濟學者或認同新制度經濟學派的批評（如North, 1981, 1990；Coase, 1984, 1993），如同Coase（1984；1993）所言：「忽視制度的角色，便如同在身體不存在中探索血液循環一般，因為在交易過程中，制度影響生產過程的誘因及交易成本」。North（1990）認為真實世界的人類互動是複雜的、紊亂的、而且失誤連連，並不像遊戲理論模式的世界那麼清晰、明確，因此認為應由交易成本來理解制度，一般新制度經濟學者，亦皆認為不論個人契約選擇或政府制度選擇及其變遷，皆在於使交易成本降低（如Demsetz, 1968；Williamson, 1979）。誠如Stigler（1972）所言：「沒有交易成本的世界，就像沒有摩擦力的物理世界一樣地奇怪，獨佔者會因得到補償而表現得像完全競爭市場一樣」。Coase（1988）認為沒有交易成本的世界，正是現代經濟理論所探討世界，而不是批評者所謂的「Coasian世界」，此種世界與現實世界無關，（新古典）經濟學家處理起來，卻覺得十分自在，而將其諷刺為「黑板經濟學」（blackboard economics）。North（1990）並指出社會發展日漸複雜化，使人類邁向欺騙背信層出不窮的非人情化交換（impersonal exchange）世界，結果常需要政府此第三執行者來執行所建構的遊戲規則，因此在探索交易成本時，並不能將政府的角色排除在外。基此理念，本研究在檢視環境政策工具及探討預警環境保證金制度內涵時，便利用此新制度經濟學思惟範型作為分析的基礎。

## 二、研究方法

### （一）環境退化與政策規範方面

主要以相關文獻的二手資料進行整理與探討，並利用經濟圖形與交易成本概念分析不同環境政策工具。

### （二）環境與土石流保育態度方面

抽樣方法主要係採取分層抽樣原理，各階段層內之抽樣係採比率機率抽樣（probability proportionate to size, 簡稱PPS）以保持層內之單元被抽到的機會相等，而依據等距系統抽樣原理抽取。問卷設計，主要係依據態度評價歷程、態度評變項概念模式與相關研究的問卷設計內容擬定初稿，然後經過試調（pretest）施測過程，完成正式問卷內容。環境管理態度與土石流管理態度分析，則利用Wilcoxon型態無母數統計方法從事檢定分析。

### （三）環境不確定管理範型與預警環境保證金制度方面

利用經濟圖形探討環境不確定不同管理思惟範型，利用演譯分析方式提出預警環境保證金制度的基本構想與適用範圍，並分析探討預警環境保證金度制的內涵。

## 第二章 環境退化與政策規範

過去我們常將環境資源當作是人類舞台上的布幕而非戲中的要角，並將之視為取之不盡、用之不竭的自由財（free goods），而忽略環境資源淨化能力的有限性，於是在人類舞台上我們看到的盡是資源耗竭、生態破壞與環境污染，雖然國民所得也隨之增加。然而，環境退化不僅會傷害人類的生存與經濟的發展，也會對我們的財產價值產生不良的影響，甚或導致環境難民（environmental refugees）的悲劇。唯有人類給予孕育萬物的土地或環境資源一條生路並對「受傷害土地或環境」提供一些復原措施時，我們人類或許才能永續的生存、生活與發展。為了探索環境退化與政策回應，以作為後續論述的基礎，本章首先，說明環境資源的基本概念；其次，探索環境退化成因與效果；然後，論述環境退化政策回應的基礎理論；最後，從交易成本概念檢視相關環境政策工具。

### 第一節 環境資源基本概念

#### 一、環境的意義與特性

一般而言，事物的現象或概念大致可從客觀事實及主觀認知加以說明，王俊秀、大井紘（1995：162-163）將前者稱為環境事實（environmental fact），後者稱為社會事實，其中社會事實，王俊秀（1994：12）將之界定為「經由民意調查之方式來了解較主觀及認知的環境問題」。基於「研究」的便利性與溝通的完整性，我們常利用較客觀的元素或特徵來界定、了解或認識某一事物的「意義」，此係為了避免我們所談的「環境」是『環境』而不是『其他東西』<sup>(註 2-1)</sup>。然而，

---

<sup>(註 2-1)</sup>（「」）單引號內之符號於此係指該符號的「意符」（signifier），而（『』）雙引號內之符號則指該符號的「意涵」（signified）。Saussure 與 Barthes 在論述「符號論」（semiology or semiotics）的概念時，認為符號（sign）主要係由「意符」（signifier）與「意涵」（signified）表裡兩面所購成，「意涵」則包括「表層意義」（denotation）與「內涵意義」（connotation）兩部份（黃恆正譯，1988；洪顯勝譯，1989）。「意符」是傳達環境形式的媒介物；「意涵」是傳達環境內容、概念、意義的符號；「表層意義」著重在環境自然特性的傳達（第一層次），傾向橫向的連想（syntagmatic），近似於一般觀念中「真假」的特性；「內涵意義」係以第一層次為基礎，著重在環境情感的傳達，亦即經常逃離環境的「實體」或「自然特性」而賦予環境某些「意義」，傾向縱向的連想（paradigmatic），近似一般觀念中「善惡」或「美醜」的特性。就像「穿著服飾」，在人們心目中可能不僅存在「禦寒保暖」的「表層意義」，而且常欲

由於不同領域的研究者所「啃」的書籍以及所受的教育訓練並不相同，因而對於「環境」往往呈現不同認知的情況，而在專家學者與一般民眾之間，甚或呈現「雞同鴨講」的情況。基於能力限制，以下僅就生態學、經濟學或環境經濟學的環境觀，簡要說明其意義。

從生態學的觀點，環境是人類、動物、植物、水域與土壤等社群或集群（community）共同生存與發展的「家園」（oikos）<sup>(註 2-2)</sup>，此家園包括生物環境圈與非生物環境圈（生命圈與非生命圈），前者包含生物圈與土圈，後者包含宇宙圈、大氣圈、水圈與岩石圈（Harber, 1994，參見圖 2-1）。在這個「家園」內，存在內部的秩序負責整體「家園」內部成員生命的發展與進化，此秩序希臘字表示為「logos」，希臘哲學家 Heraclitus 認為「logos」是所有事物及整個宇宙的原理，並認為生態健康保護的經濟系統管理，必需先瞭解生態系統的結構<sup>(註 2-3)</sup>

---

傳達個人「品味」或「身份地位」的「內涵意義」。如同王俊秀（1994）所言，「高雄」或「台北」不僅是「都市」的名詞，亦傳達是「木馬屠城」的意像（王俊秀、大井紘，1995），因此「環境」在人民概念化或語言化的過程後，同樣極為可能用某些「言語」來裝載和傳達某些「意義」或「情感」（參曾明遜，1999）。

<sup>(註 2-2)</sup> 希臘字「oikos」意涵是「家園」或「故鄉」，是母親懷抱的代名詞，也是一種「情懷空間」（王俊秀，1994）。「oikos」可以是某一家庭的家園，也可以是城鎮的家園，甚或是國家或世界的家園（Farber, et al., 1996；王俊秀，1994），她也是現今生態學（ecology）與經濟學（economics）兩名詞的字源（Farber, Manstetten, and Proops, 1996；許伶蕙、黃書禮，1992）。生態學與經濟學兩者同是關心大地物種生存與發展環境的科學，但是過分分工的結果，促使生態學僅關心自然界的進化，而經濟學僅關心人文界的進化，導致經濟互惠共生的臍帶被切斷，結果變成以資源耗竭、生態破壞與環境污染為代價換取國民所得的增加，然而經濟的持續發展必須吸取環境資源的奶水，一旦環境自然家園退化，人類經濟家園勢必隨之破碎。採取環境是人類、動物、植物、水域與土壤等社群或集群（community）共同生存與發展「家園」的生態觀，係依 Leopold 在論述「土地倫理」的觀點（吳美真譯，1998）。

<sup>(註 2-3)</sup> 生態系統（ecosystem）係英國生態學家 Tansly（1935）首先提出的概念，意指自然界一定空間的生物與生物、生物與環境或非生物間的相互作用與相互制約，並不斷透過物質循環與能量流動，而形成動態平衡的統一整體系統（金嵐等，1996；張志傑，1996）。生態系統就像一部電腦，系統中每分子就如同積體電路（IC），有各種不同的功能及一定的排列秩序，當其中的一個電路短路（物質循環或能量流動受到阻塞），則整個電腦功能（生態系統維生功能）便發生問題（周昌宏，1990）。生態系統結構，則指生態系統中生產者（producers）、消費者（consumers）、還原者（reducers）或分解者（decomposers）與非生物環境（abiotic environment）等四個基本成分及其營養結構的關係，以及各種生物的空間配置或分布狀態（詳金嵐等，1996；張志傑，1996）。

(Farber, et al., 1996)。就生態學觀點而言，人類經濟或社會家園是環境自然家園的一部分，為了人類兩個家園的共進化發展，必需保持生物群落的完整性、穩定性與美感（如 Leopold, 吳美真譯，1998），並認為應將看守自然家園（nature's housekeeping）與看守社會家園（society's housekeeping）結合在一起，且將看守自然家園的優先次序擺在第一位（如 Ehrlich, 1989）。環境的生態觀，基本上比較傾向以「以生態為中心」（ecocentric）來看待萬物，認為人類是自然家園的一般成員和公民，而不是以 Faustian 形式扮演征服者的角色，強調物物相關並視環境是物質與能量提供、食物供給及廢棄物同化等維生系統的供給者，著重產生正向「生命周轉金」的物質循環與能量流動（參圖 2-2）。然而，在人類家園中，經濟系統如同生態系統主導生物競爭合作行為一樣，主導著人類的生產、消費與分派等種種行為。因此，以下從經濟學觀點說明環境在經濟系統的角色。

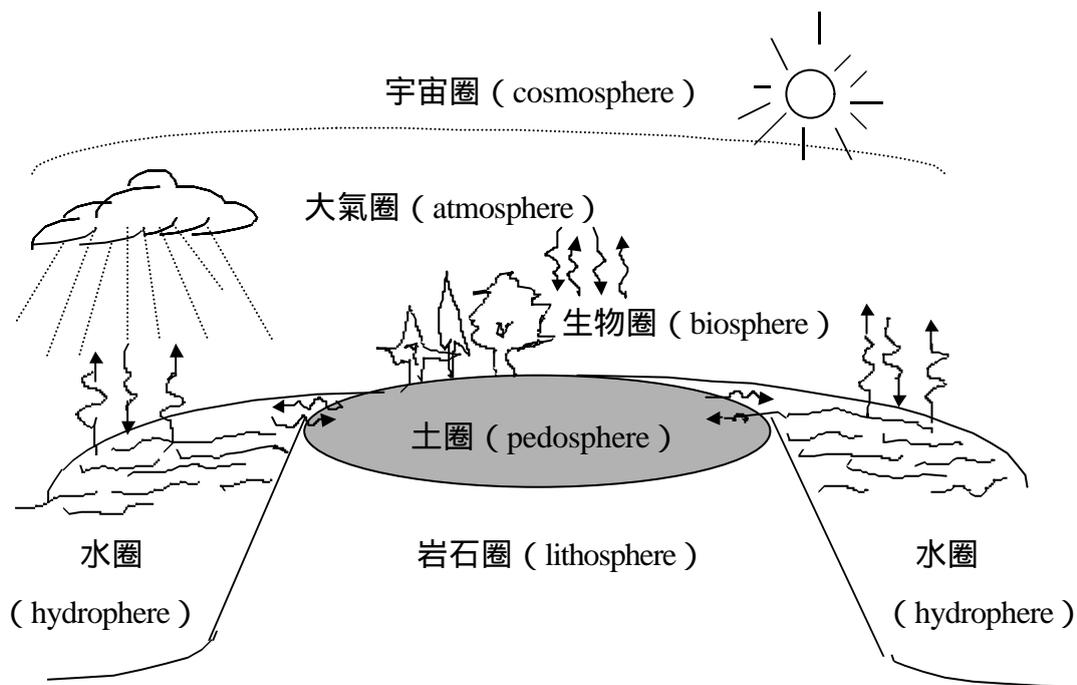


圖2-1：環境圈及其階層

資料來源：調整自Harber (1994：53)



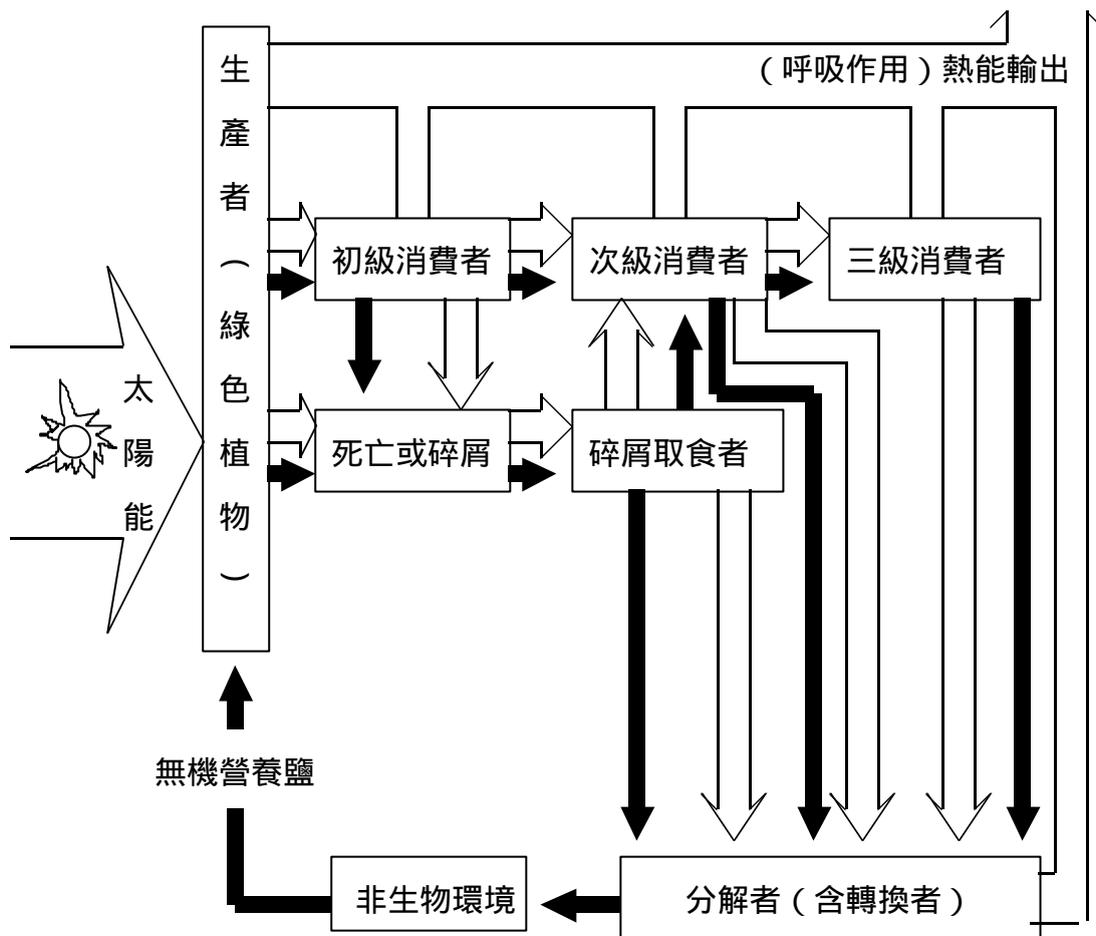


圖2-2：生態系統能量流動與物質循環關係簡圖

資料來源：整合自周昌宏（1990：10）與金嵐等（1996：223）。

註：黑線表物質循環；自然線表能量流動。

從經濟學觀點，環境經常被視為是一種能提供各種服務的混合資產（composite asset），環境被視為是一種特別資產，係因為她提供了支持生物群落生存的維生系統（life support systems）。環境與其他資產相比，我們經常希望能預先避免環境此種資產的價值過度折舊，以便能持續提供美感與維生系統的服務。除此之外，環境也可提供經濟系統生產的原料，並經由生產過程將原料轉換成可消費的財貨，而且環境也提供有助於此種轉換過程的能源。最後，這些原料與能源以廢棄物形式回歸環境。環境此種資產也可直接提供消費者各種服務，例如我們呼吸的空氣，我們飲食的養分，我們安全的庇護，我們可在清淨溪流上泛

舟樂趣的提供，以及令我們驚嘆的自然地景等都讓我們瞭解到環境可提供無可替代的各種寧適性（amenities）（Tietenberg, 1996: 16-17）。簡言之，從經濟學的觀點，環境一種可提供寧適性給消費者享受、生產原料給生產者使用、並具有廢棄物同化能力（assimilative capacity）的一種混合資產、自然資本（natural capital）或生態資本（ecological capital）<sup>(註2-4)</sup>（參圖2-3）。

環境的經濟觀，基本上比較傾向以「以人為中心」（anthropocentric）來看待萬物，認為自然資本是人造資本的基礎結構，因此如果不投資復原自然資本或改善環境污染，不僅自然資本會縮減而且人造資本亦會隨之縮減。但認為由於人類知識的增進、節約資源利用技術更新、環境成本內部化與利用人造資本的成果維護自然資本等文化資本的設計，未來自然資本與人造資本的存量可能會適度的提升。強調人類福祉是多向度、各種資源都有其限制（除了太陽能較少受限制），因而當我們使用某種資源便意味著它不能做另一用途的使用，因而採用Hicks-Kaldor補償原則或Pareto-improvement準則的福利觀點從事資源的分派是一可行的辦法，即當我們從事自然資源分派時（1）如果使利得者所獲得效益，在充份補償損失者後還有剩餘；或（2）至少使某人或某些人獲得更大的滿足，而無人因此而變得更不安逸時，則該自然資源分派是一種值得採用或有效率的方式（Freeman, 1993）。因此在決定自然資本是否應該被轉用為人造資本或轉用多少數量時，此研究取向認為應以人類認為那一種使用方式（維持自然資本或轉用為人造資本）對人類的滿足較大來決定。如果維持自然資本對人類的滿足比轉用為人造資本所提供滿足大時，維持自然資本的使用方式比轉用為人造資本較為適當，反之，轉用為人造資本較為適當，至於轉用量多寡則視所產生的社會效益而定，此將可避免摧毀市場機制與官僚行政成本過高的負面效果。基本理念在於認為我們「誰也不能決定怎樣的使用方式或使用程度會使別人更快樂或更不快樂」，認

---

<sup>(註 2-4)</sup> 自然資本（natural capital）係指「透過自然生產活動，產生可滿足人類需要或需求之非市場財貨或勞務流量的自然資源存量，包括可再生資源與不可再生資源以及再生系統」（曾明遜，1998）。傳統經濟學視土地、勞力與資本為生產三大要素。相對於此，綠色經濟學則以生態資本取代土地，以人造資本取代資本，以人力資本取代勞力，並加入組織資本（詳 Ekins et al., 1992）。自此，「環境」一詞在永續發展論述中常與「自然資本」或「生態資本」並行使用（如蕭代基，1993；Turner et al., 1993；Barber and Markandya, 1993；Jansson et al., 1994；曾明遜，1996；Wackernagel and Rees, 1997）。將環境視為自然資本或生態資本，隱含我們決策思考不僅包括此資本的使用，也應考慮如何投資、儲蓄以壯大此資本存量，具正面積極意義。

為到底該不該用或需用多大的環境資源「生態腳印」或「生態足跡」( ecological footprint )<sup>(註2-5)</sup> 來換取人造資本，其決定權不是在所謂「精英份子」而在於「一般市民」。就環境資源處理態度而言，一些自然科學研究者可能認為環境有許多重要的功能，因而傾向禁止環境的轉用，就環境經濟學的觀點，則需視這些環境功能為人民帶來多少福祉與為了保護此環境功能需減少多少人民福祉此兩者之抵換關係來決定。因此到底應以實質的功能來決定環境資源的分派或是以實質功能為人民帶來多少滿足程度來決定，是一個值得我們再深思的問題。

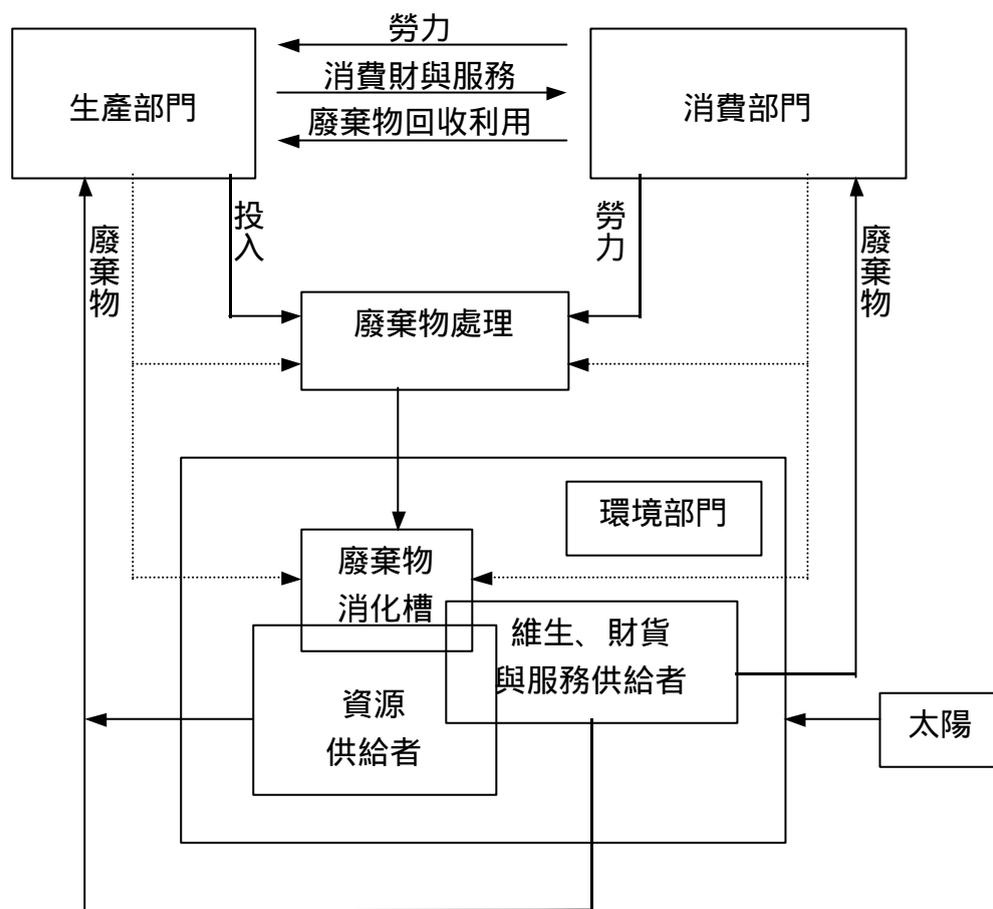


圖2-3 環境與經濟活動之關係

資料來源：蕭代基 (1998：323)

由於自然環境具地理空間分佈的差異性，因此從事環境管理時，宜考慮自然環境的特性，適當配置土地使用，以達資源合理有效利用（黃書禮，1990），以下簡要說明兩種環境資源具有的特性。

<sup>(註 2-5)</sup> 生態腳印或生態足跡的概念乃源自於物質或能量消費的型態，係指在不同生態系統中需使用多少土地與水體供消費與廢棄物消化使用（詳 Rees and Wackernagel, 1994）。

### (一) 有限的容受力

Odum (1969) 從生態系統的功能性觀點，將一區域之土地分為生態演替成熟階段的保護性環境、生態演替成長期的生產性環境、不具自然生命力的都市—工業化環境、以及兼具上述三種不同環境類別兩種以上之混合性環境 (引自黃書禮, 1986)。因此了解各類別自然環境體系特性，分析其發展潛力與限制，將可促使環境資源做明智合理的分派。自然環境體系，由於其演化程度不同，以及各種生物與物理因素之差異組成特性，因此對土地使用活動具有其潛力 (opportunity) 與限制 (constraint) (黃書禮, 1990)，如自然環境可提供調控、負載、生產與資訊等功能的機會，但亦會因為如坡度過陡、地質過於脆弱、排水性差等限制土地開發活動或都市發展，甚者產生天然災害而危及人類生命財產的安全。因此當我們利用或管理環境時，必需對環境資源的容受力 (carrying capacity) 有所了解，Odum (1971) 將之定義為：「一生態環境所能支持某一生物品種之最大量」，亦即環境體系在不受到嚴重破壞條件下，所能承受之人口極限或實質開發程度 (黃書禮, 1986)。容受力概念的應用具有如下的假設 (Schneider et al., 1978, 引自黃書禮, 1986: 14-15)：(A) 自然環境在不對公眾健康、福利與安全產生威脅下，所能承受之都市成長或土地開發具有一定的極限；(B) 臨界人口門檻能被確定，當超過此一門檻，一連串連續大強度之成長或發展將導致重要自然資源之品質惡化，如空氣或水；(C) 自然資源所能承受人口成長之容受具不固定性，其可經由人為因素之介入而改變，如新污染防治技術發展或合理土地使用規劃管制可降低都市成長對環境的衝擊；(D) 決定某一資源供給系統對都市成長之極限容受力，最終將只是一種判斷行為。不同地區具有不同的容受力，此可透過考慮環境體系的潛力與限制的土地適宜性分析方法，劃設不同土地用型態，以作為環境或土地規劃管制的指導。

### (二) 難回轉性

環境或自然資本的挪用常造成不可回轉效果 (irreversibility effect)，特別是關鍵的自然資本，如大氣層、自然濕地。環境資本被過度挪用為人造資本雖然會造成一些效益的損失，但若此效益損失未來若可回轉時，問題並不會太嚴重。但是因為關鍵環境資本轉變為人造資本使用時，常具有不可回轉性，至少回轉的經濟成本相當高。環境資源如何有效分派做各種不同目的使用，是環境經濟學主要的工作，但是過去的研究者並沒有將不可回轉的特性納入考量，以致產生環境資

源分派呈現無效率的狀況。

Krutilla (1967) 在探討自然資源保育時，特別是具有獨特 (unique) 特性的資源 (即難有替代的資源)，認為環境資源在轉用不可回轉情形下會造成存在價值與選擇價值的損失，而形成保育分派數量少於社會最適自然環境數量。所謂不可回轉性，係指一旦做某一決策後，該決策結果使未來想做另一選擇的權利長期而且顯著減少 (Henry, 1974: 1006)。由此定義可知，不可回轉特性強調未來選擇權利「長期」的減少，「長期」到底多久才算是不可回轉，一年？二年？或永遠？並不清楚，但不清楚並不意味無意義或不重要。不可回轉特性仍在保育與開發中扮演一個重要的角色，因為不可回轉程度的大小會直接影響未來選擇的機會，而影響開發或保育決策的最適性。不可回轉的程度可由回轉的成本來區分，成本愈高者回轉性愈低。若此說法可以成立，則明顯表示不可回轉性具有程度上的差異，有些可能是完全無法回轉的，如古蹟與老樹為「現代化建設」所取代使此等文化資產所賦予社區居民的共同生命記憶遭受到被連根拔起的命運，再多的成本投入也不能挽回這些文化價值與情感記憶。而有些資源的喪失雖不能說是完全不能回轉，但回轉的經濟成本相當高而且時間相當長，如市地使用回轉為林地、濕地或農地。

就環境敏感地而言，該地區的土地通常包括農地、濕地、野生動物棲息地、特殊植被地與山坡地等。這些地區的土地一旦轉用為市地使用，要回轉為林地與農地相當困難，而濕地與其他生態地一旦喪失更可能如同時光之箭一樣完全無法回轉，再多的成本也不能使這些土地資源再現。由於回轉困難而使得環境敏感地可能存在的選擇價值、遺贈價值與存在價值消失，結果未來人類如果對該資源有所需求時，便永無滿足的餘地，因此在環境敏感地變更做另一用途時，不得不慎重考慮。Goodin (1980) 認為面對未來不確定性時最佳的決策是「留下選擇的餘地」(戴華, 1993)，也就是讓我們「有後悔的機會」。

## 二、環境的功能與價值

Barbier (1994) 認為不論自然系統或是人造系統皆可透過存量、流量及其組織等三個概念加以刻劃，相對此三概念在生態系統為結構成分、環境功能與多樣性；在經濟系統為資產、服務與屬性 (表 2-1)。環境資源保育價值係源自於環境資源產出功能的流量，然而環境資源功能產出的多寡大小主要是受到環境資源生態系統結構 (存量) 的影響，但該存量的大小或有無，則受到人類活動的影響，尤其是環境管理政策。

表 2-1 一般系統、生態系統與經濟系統的特徵

一般系統特徵	生態系統特徵	經濟系統特徵
存量	結構成分	資產
流量	環境功能	服務
組織	生物與文化多樣性	屬性

資料來源：Barbier (1994: 157)

de Groot (1992, 1994) 在探索環境功能與價值時，認為自然系統對人類的充分完整的功能價值評估宜整合四個個別的評估程序（如圖2-4）。自然環境與人類社會的相互關係具正（+）負（-）兩面向，並可區分為四個類型（1）環境功能評估；（2）環境風險評估；（3）環境影響評估；（4）環境管理評估。環境功能概念係此評估程序的重要元素，環境功能de Groot界定為：「提供財貨與服務以滿足人類直接與間接需要的自然過程與成分的能力」，並將之區分為四大類別及三十六細項（表2-2）。調控功能（regulation functions）意旨自然生態系統與準自然生態系統透過主要生態過程與維生系統的規範，提供清潔空氣、水與土壤等以維護健康環境的能力；負載功能（carrier functions）意旨自然生態系統與半自然生態系統提供空間與適宜的基質或媒介供人類許多活動如居所、耕種與休閒；生產功能（production functions）意指自然提供許多資源提供產業使用，範圍從食物與原料至能源資源與基因物質；資訊功能（information functions）意旨自然生態系統可提供人們沈思、心靈休憩、認知發展與美感經驗的機會以維護心靈的健康。亦如Wackernagel and Rees (1996) 所言：「自然為人類生命的基本需求提供了穩定的補給：我們需要能源提供熱及移動力、我們需要木材來蓋房子與生產紙製品、我們需要營養的食物和乾淨的水來滿足健康的生活。透過光合作用，綠色植物將陽光、二氧化碳、養分、和水轉換成化學能（如水果和蔬菜），而且所有供養動物生命—包括我們自己—的食物鏈都是以這些綠色植物為基礎。大自然也負責吸收人類廢棄物並提供種種的維生功能（如穩定氣候和隔絕紫外線輻射）。最後，單單自然的豐沛茂盛與美麗便是快樂與精神靈感的來源。」（李永展、李欽漢，2000: 29）。

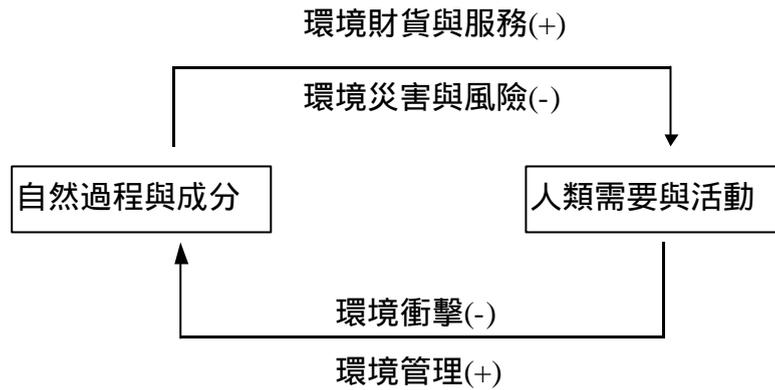


圖 2-4 人類社會與自然環境的功能性關係

資料來源：de Groot (1992; 1994 : 152)

表 2-2 自然環境的功能

調控功能
1. 對宇宙有害影響的防衛
2. 地方性與全球性能源平衡的調控
3. 大氣化學組成結構的調控
4. 海洋化學組成結構的調控
5. 地方性與全球性氣候的調控
6. 徑流量與洪水預防的調控 ( 水域的保護 )
7. 水域與地下水補注
8. 土壤沖蝕預防與沈積物控制
9. 表土的形成與土壤肥沃度的維護
10. 持久太陽能的產生與生物量的生產
11. 有機物質的蓄存與循環
12. 營養物的蓄存與循環
13. 人為廢棄物的消化槽與循環
14. 生物防治機制的調控
15. 動植物棲地的維護
16. 生物多樣性 ( 與基因多樣性 ) 的維護

表 2-2 自然環境的功能 ( 續 )

負載功能
提供空間與適宜的基質以作為：
1. 人類的居所與 ( 本土 ) 集居地
2. 耕種 ( 農作、畜牧、水產養殖 )
3. 能源的轉化
4. 休憩與旅遊
5. 自然保護

生產功能							
1. 氧							
2. 水（供飲用、灌溉、產業等）							
3. 食物與營養物的取用							
4. 基因資源							
5. 醫藥資源							
6. 衣服與住戶各種織物的原料							
7. 建物、結構與產業使用的原料							
8. 生物化學							
9. 燃料與能源							
10. 飼料與肥料							
資訊功能							
1. 美感資訊							
2. 心靈與宗教的資訊							
3. 歷史資訊（遺產價值）							
4. 文化與藝術靈感							
5. 科學與教育資訊							

資料來源：de Groot (1994: 154)

上述這些功能係一系列複雜環境特性、過程與組成結構，這些不同的功能提供人類許多服務與價值，de Groot (1992, 1994) 將之區分為生態價值、社會價值與經濟價值，生態價值包括保育價值與存在價值、社會價值包括健康價值與選擇價值、經濟價值則包括消費使用價值、生產使用價值與就業價值。環境功能的生態價值經常僅能以質性方式陳述，量化僅可出現在「自然」的向度（如生物數量）；環境功能的社會價值可藉由環境功能最小要求設定量化標準（如空氣品質）；環境功能的經濟價值則可藉由「自然」向度（如資源開採量）、貨幣單位（如資源開採價值）、或就業數量加以表示。Gustafsson (1998) 則將 de Groot 所提出的經濟價值調整為規範價值 (regulated values)、歸屬價值 (imputed values) 與市場價值 (market values)，其中規範價值（如稅賦與取價）係政治--行政過程中所賦予的價值，主要係反映規範管制者對於專家、政治團體與投票者的偏好；歸屬價值（如影子價格）為試圖解釋與轉化機會成本與消費者的偏好；市場價值則為這些成本與偏好的鏡像。

表 2-3 自然環境的功能與價值

價值 功能	生態		社會		經濟		
	保育	存在	健康	選擇	規範	歸屬	市場

調控	●	●	●	●			
負載		●	●	●	●	●	●
生產		●	●	●	●	●	●
資訊	●	●	●	●			

資料來源：Gustafsson (1998：264)

就現代環境經濟學對環境價值看法，可依「自利動機」與「利他動機」將「環境保育價值」區分為使用價值與非使用價值兩類。由於「自利動機」是經濟學在處理問題時所抱持的基本假設，因此對於上述「利他動機」有必要做一進步的說明。人類是否具有「利他性」(altruism)？利他性首先由法國社會學家Comte (1798-1857) 提出，並著重在同情本性(sympathetic instincts)的探討 (Rushton, 1981：5, 10-11)。在生物學研究方面，利他性(altruism)一般係指「以自我再生產力(reproductive success或fitness)為代價來增加非己組織體再生產力」的活動(詳Badcock, 1986)。就Darwinian「適者生存」的天擇論而言，此利他性將不會出現，因為此種「自我犧牲」的傾向會造成帶自利性基因者比帶利他性基因者擁有更多後代(即再生產力)的優勢(詳Ridley and Dawkins, 1981)。但為何會出現像山雀鳥類在鷹鷲天敵接近時會發出警告啼叫聲的利他行為(因為自我保護的最佳策略為不啼叫以避免暴露自己所在位置)及蜜蜂、白蟻等昆蟲一些「捨己為群」的行為？(詳Wilson, 1979, 宋文里譯, 1992：第七章)。Wynne-Edwards(1962)「族群選擇」(group selection)與Hamilton(1964,1971)「親族選擇」(kin selection或inclusive fitness)的概念常被用來解釋此種矛盾現象(尤其是後者)，基本上係認為如果利他者之再生產力基因的損失(成本)可藉由親族受益者加以補償(受益程度乘以親族關係係數；效益)仍有剩餘時則利他性出現，因為雖然對利他者本身不利，但對於利他者歸屬的族群有利，則含利他者族群將比完全自利族群更不易被消滅，此種論點被稱為neo-Darwinian理論(詳Ridley and Dawkins, 1981)--相似於經濟學Kaldor-Hicks補償原則的概念。此種以基因觀點來看利他性，是否適用於人類？仍有待商榷<sup>(註2-6)</sup>。

以下就經濟學的研究來談此問題，將自利性發揮淋漓盡致的經濟學大師Adam Smith, 在「國富論」(1776)之前的一部大作「道德情感理論」(The Theory

(註 2-6) 因為不論在心理學或經濟學中皆有「學習」或「Bayesian 學習」模式用來詮釋人的行為(心理學見, 游恆山編譯, 1990：第八章；經濟學見, Smith and Devousges, 1988)。

of Moral Sentiments, 1759) 便提及人類除了具自利天性外，亦含有「助人為快樂之本」的特性（參 Rushton, 1981 : 6 ; Ekins et al., 1992 : 12-13），此或許是經濟學最早有關利他性的概念。但有關利他性的研究，諾貝爾得主 Becker ( 1974 ) 在人力資本論的家庭經濟分析有精彩的論述，兩年後 Becker ( 1976 : 818 ) 將利他性界定為「利他者願意減少他本人的消費以增加其他人的消費」。此定義與追求效用最大的模式並不衝突，但如果將上述定義之「消費」以「效用」取代衝突便會產生，因為從經濟理論而言除非是無意識的行為否則利他者所以會做這件利他的事，基本上是做了此事比不做此事更能讓他感到滿足或快樂（效用）。但現實世界是否會出現這種捨己為人的「利他者」？父母贈予財產給子女、情人為愛人付出的心力算不算？若有預期回報（消費）而且高於本身原先的支出，就 Becker 的定義應該不算，因為他並沒有真正「減少消費」；反之若不預期回報或回報小於原先支出，依定義則屬於利他性。問題出在我們並不知道父母的贈予行為是為了子孫的回報？還是「利他的關懷」？因此有許多「類似利他行為」的事件我們可能無法由行為的「外象」來判定是否是利他性或是自利性，因此或許需求助於「摸不著、看不見」的行為動機。雖然在利他性的認定有些困難，但是一些經濟學者仍讚同人類存在某些利他動機的特性，如 Andreoni ( 1988, 1989, 1990 ) 從人類是一種既非「純自利性」亦非「純利他性」動物的假設下建構「溫暖放送理論」（a theory of warm-glow giving）。對於此種人類本性的問題，社會生物學家 Wilson ( 1979 ) 認為人類同時具有自利性與利他性，但認為「自利性」所佔的成份較大（與其他一般生物比較）（詳宋文里譯，1992）。由以上一些生物學家與經濟學家對於利他性的研究，大致可看出人類的利他性仍受到許多研究者的支持。

環境資源使用價值，係指「在某特定時空下，人們基於自利動機在消費環境資源的產出功能中，所獲得的滿足程度」，考慮生命循環（life cycle）之「跨期消費」（intertemporal consumption）情況可將消費區分為現期消費與遠期消費；考慮在環境資源基地內、外的消費情況，現期消費又可區分為直接消費（基地內）與間接消費（基地外）兩類。因此環境資源使用價值的向度，涵括現期直接使用價值、現期間接使用價值與遠期選擇價值（1）現期使用價值，如直接為人類帶來豐富水林產的商業價值以及賞鳥、地景美感的遊憩價值，提供人們一個可以放鬆、休閒、遠離都市壓力與回歸自然去處的現期直接使用價值。除此之外，現期使用價值尚包括非基地內消費所獲得的價值，如人們藉由環境資源功能之報章媒體的閱讀或觀賞所獲得的滿足，其他如地下水補注、水質淨化與防洪等功能，間接為人類帶來良好水資源的效益並減少洪患所帶來的生命財產傷害的現期間接

使用價值。(2) 遠期使用價值：環境資源保育除了人們現期使用價值之外，人們亦可能願意為未來有機會消費環境資源功能而支付某些數額，此遠期使用價值概念 Weisbrod (1964) 稱為選擇價值 (option value)。例如環境資源管理政策上欲將某環境資源 (如濕地環境資源) 開發為工業區，人們預期他/她未來可能會至此濕地資源賞鳥或享受大自然的洗禮，而願意支付一筆數額以確保此濕地資源的存在，此筆數額即為遠期使用價值 (經濟理論的選擇價格)。因為未來是否實際享用環境資源的產出功能現期並不能確定，故有些環境經濟學者將選擇價值歸類為非使用價值 (如 Smith and Desvousges, 1986)，由於人們願意支付此筆數額的動機是為了未來使用的權利，故此處仍將之歸類為使用價值的範疇。非使用價值，係指與環境資源使用無關但由於環境資源的存在便可獲得滿足程度的部份。

非使用價值的概念首先由 Krutilla 在 1967 年將之納入經濟分析中，他在探討自然資源保育時，認為人們僅從獨特資源受到保護的資訊或保留予後代子孫使用便可獲得滿足。這些價值傾向於人類的「利他動機」，可將之區分為贈予價值、存在價值與道德價值。(1) 贈予價值 (bequest value)：指現世代的消費者考慮未來世代的使用權，預見未來世代能享用某自然資源便可獲得滿足，例如為了使後代子孫能目睹或體驗環境資源多彩多姿的生命世界，現世代人類願意支付某些代價以保護環境資源的存在。(2) 存在價值 (existence value)：指現世代的消費者現期與遠期不消費某自然資源，而僅由該自然資源受到保護的資訊便可獲得滿足，例如為了實現對某環境資源物種多樣性存在的倫理關懷，現世代人類願意支付某些代價以保育環境資源的存在。(3) 道德價值 (moral value)：指現世代的消費者僅由該自然資源受到保護的資訊便可獲得內在滿足，例如基於環保認同感或文明象徵，現世代人類願意支付某些代價以保育環境資源的存在，此價值一般被歸類為存在價值，為了回應 Kahnman and Knetsch (1992)「道德滿足購買」(the purchase of moral satisfaction) 的研究，因而此價值仍獨立於存在價值。除了上述一些分類的保育價值外，後來一些研究者在探討資源利用不可回轉不確性情況時，認為資訊較完整時 (即不確定性降低) 再做決策有其效益，但並不認為所有不確定情況皆需延遲決策，而視延遲決策的效益大小來決定，又提出所謂「準選擇價值」(quasi-option value) (如 Conrad, 1980; Miller and Lad, 1984; Fisher and Hanemann, 1987) 或調適價值 (adaptive value) (Chavas, 1993) 的概念。

### 第三節 環境政策回應

環境退化結果，將促使許多環境保育的功能與價值隨之縮減或消失。為了改善這些環境退化的負面效果，人類常會尋求一些環境政策工具來降低環境壓力或改善環境的緩衝能力，以避免人類生存的危機並增進人類的福祉。本節首先從環境管理角度說明現今一些管理範型，然後從經濟學觀點探討幾種常見的環境政策工具。

#### 一、環境管理範型

在試誤中成長的人類，在面對環境退化威脅的警訊與人和環境的緊張關係，早期「勝天而存」拓荒型經濟範型（frontier economics paradigm）的意識型態逐漸轉化為「與天共存」資源管理範型（resource management paradigm）與生態--經濟整合發展範型（eco-development paradigm），甚至是深層生態範型（deep ecology paradigm）。各種不同環境管理範型，無非是想建構一套人與環境共生的遊戲規則，以確保環境資源源源不斷提供人類生存、生活與生產活動所需各種質量、財貨與服務，如能量及物質的供給、環境寧適性的提供、廢棄物的消化、以及安全維生系統維護等。但是不同領域的研究者所受的教育訓練不同，因而對於「相同現象」（如永續發展）往往有不同的認知、信念或處理方式（如不同管理範型），因而所訴求的政經制度亦隨之不同（詳 Colby, 1991；Turner et al., 1993；蕭代基，1993；李永展、曾明遜，1995）。

人類與環境的關係從「賴天而存」、「勝天而存」到「與天共存」的認知轉變，提供人類社會處理並修正自然資本與人造資本關係的文化資本扮演一個關鍵的角色。問題是，文化資本如何調和自然資本與人造資本才能增進人類的福祉？WCED所提出的永續發展理念，或許可提供我們做參考，「...永續發展（sustainable development）是一種過程，在此過程中，資源的開採、投資方向、技術發展導向與制度的改變，皆需有助於現世代與未來世代人類需要滿足與精神和諧潛力的增進」（James et al., 1989:27-28）。由於不同領域研究者因為所受的訓練不同，因而所訴求的政經制度亦隨之不同，Kuhn（1970）稱為不同研究範型（paradigms）。Colby（1991）從人類與自然關係，依經濟、生態與社會系統整合的增加性納入人類社會組織與發展中的程度，將環境管理範型區分為拓荒型經濟範型（frontier economics paradigm）、環境保護範型（environmental protection paradigm）、資源管理範型（resource management paradigm）、生態--經濟整合發展範型（eco-development paradigm）與

深層生態範型（deep ecology paradigm），每範型有不同的理念與問題，並有不同的解決方式、策略、技術、經濟部門角色、文化、政府、與倫理等（參圖2-11、表2-5）。在永續發展發展上，Turner and Pearce（1993）以neo-Ricardian與neo-Malthusian兩種不同觀點加以詮釋現今不同學科對永續發展的看法以及採取的策略，源於前者為採取成本效益原則運作的「弱式永續性」，此為現今一般環境經濟學家秉持的信念，著重誘使行為決策者朝向與環境友善的管理範型；源於後者為採取預警原則（precautionary principle）運作的「強式永續性」，著重生態系統或維生系統維護的管理範型，此為現今一般生態經濟學家秉持的信念（參Turner et al., 1993；Turner and Pearce, 1993）。

為了邁向永續發展的路徑，在不同環境管理範型思惟模式下，環境管理決策者試圖採取不同環境政策工具來改變社會過程以確保環境資源的永續利用。過去環境政策工具常集中於事後治療的管末（end-of-pipe）處理方式，近年來環境政策則轉進一個新方向，即強調全面性的策略與政策工具組合方式，其焦點則轉向環境退化的預防（prevention）而不是舒緩或治療。環境政策可使用兩個基本策略或複合使這兩種策略（Turner and Opschoor, 1994），如圖 2-12 所示的 a 與 b 路徑，a 路徑，致力於公共計畫方案，由政府直接進行公共投資或進行污染的改善工作，例如政府設置垃圾處理場、環境衛生下水道與新腳踏車路網等；b 路徑，則透過影響個體決策過程來回應環境退化的問題，即透過影響環境相關（經濟）個體，如消費者、生產者與投資者等決策過程的方式來完成所設定的目標。以下，簡要說明環境經濟學關注的 b 路徑所衍生的政策工具。

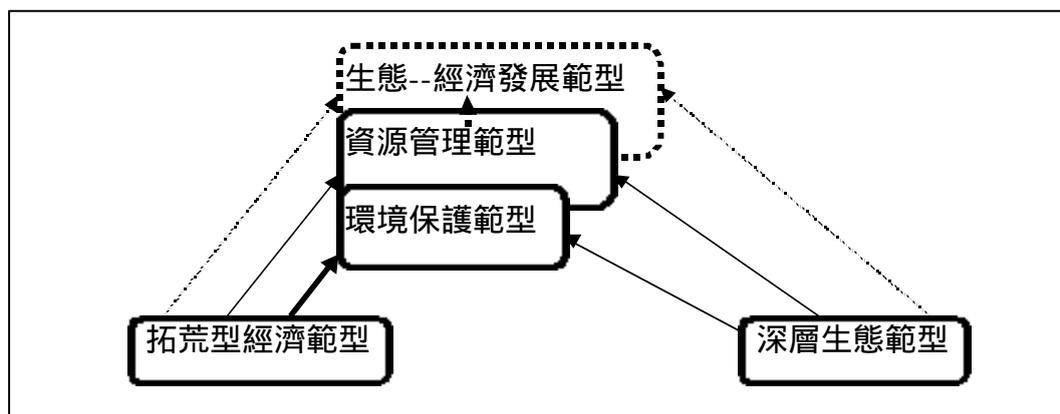


圖 2-11 環境管理範型的演進

資料來源：Colby（1991：195）

表 2-5 環境管理五種範型之基本區分

範型：向度	拓荒型經濟	環境保護	資源管理	生態--經濟發展	深層生態
主要理念	進步-無限經濟成長與繁榮	抵換-生態與經濟成長	永續性為綠色成長的必要限制	人類與自然共發展；安全性重新界定	生態的烏托邦：反成長、與自然和諧受限
人類與自然的關係	非常強式的以人為中心取向	強式的以人為中心取向	修正的以人為中心取向	以生態-經濟整合為中心？	以生物為中心
主要威脅	飢餓、貧窮、疾病、自然災害	污染的健康衝擊、受威脅物種	資源退化、貧窮、人口成長	生態不確定性、全球變遷	生態系統瓦解與非自然性災害
主題	自由財、自然資源無限制開採	醫療式/防衛式的「法律化生態」視為經濟外部性	全球效率、「經濟化生態」、相互依賴	「生態化經濟」與社會系統再建構、複雜性共生	回歸自然、生物物種平等、簡單的共生
普遍的財產制度	所有財產私有化(新古典)或國家化(馬克思)	私有化為優先、某些公園為公有	海洋、大氣、氣候與生物多樣性保育之拿球一般法(GCL)	跨世代間與世代內公平與管家之GCL+地方一般及私有財產制度	私有、保護之一般財產為公有
誰支付？	財產擁有者(一般大眾，特別是貧者)	所得稅支付者(一般大眾)	污染者付費(生產者與消費者)(貧者)	污染預防支付；所得指標的環境稅	藉開發阻止以防止成本產生
開發與管理責任	財產擁有者：個人或國家	分散：開發分權化、管理集中化	傾向整合--不同層級政府部門(中央/地方)	私部門/公部門、制度革新與角色再界定	大量分權化，但整合設計與管理
基本的缺失	具生產性但過於機械化、無生態平衡回復力的了解	藉由拓荒型經濟界定以回應深層生態觀點、欠缺豐富的觀點	忽略社會要素、複雜的機械性、未能處理不確定性	可能產生錯誤的安全性、改變數量需要新共識	回應拓荒型經濟觀而界定、有機性但不具生產性、如何降低人口數
環境管理技術與策略	工業化農業：能量、殺蟲劑、營養物與水等大量的投入；單一文化與機械式的生產、化石燃料、污染分散、未受規範廢棄物排放、高人口成長、自由市場	管末清除或按例裝置處理廠處理、命令管制、市場規範：某些阻止或限制、修補與維持。主要焦點在於人類健康保護、土地診斷、環境影響說明	衝擊評估與風險管理、染降低、能量效率性、可更新資源/保育策略、重置生態、人口穩定與科技改善容受力、某些結構的調整	不確定(回復力)管理、工業化生態的生態技術，如可更新能量、實質質流量減低之廢棄物/資源回收、低投入農業、森林儲備、資源管理的人口穩定與能力的強化	穩定性管理、市場經濟規模減少(包括交易)、低科技、簡單物質需要、無主導的科學、本土科技系統、本質價值、人口降低
分析/模式化與規劃的方法論	新古典或馬克思主義：封閉經濟系統、可回轉均衡、生產受到人造要素的限制、自然要素不納入考量、淨現值最大化、財貨與勞務的成本效益分析	新古典加上：設計後環境影響評估、最適污染水準、願意支付與補償原理	新古典加上：自然資本真實(Hicksian)所得最大化、增加自由交易、生態系統與社會健康監視、人口，貧窮與環境的連結	生態經濟學：生物物理-經濟開放系統動態學、社會科技與生態系統過程設計、科技整合社會，經濟與生態準則、社區基礎下規範交易與資本流動、土地分配公平、大地物理學	草根生物區域規劃、多元文化系統、文化與生物多樣性的保育、自主或自治

資料來源：Colby (1991：196-197)

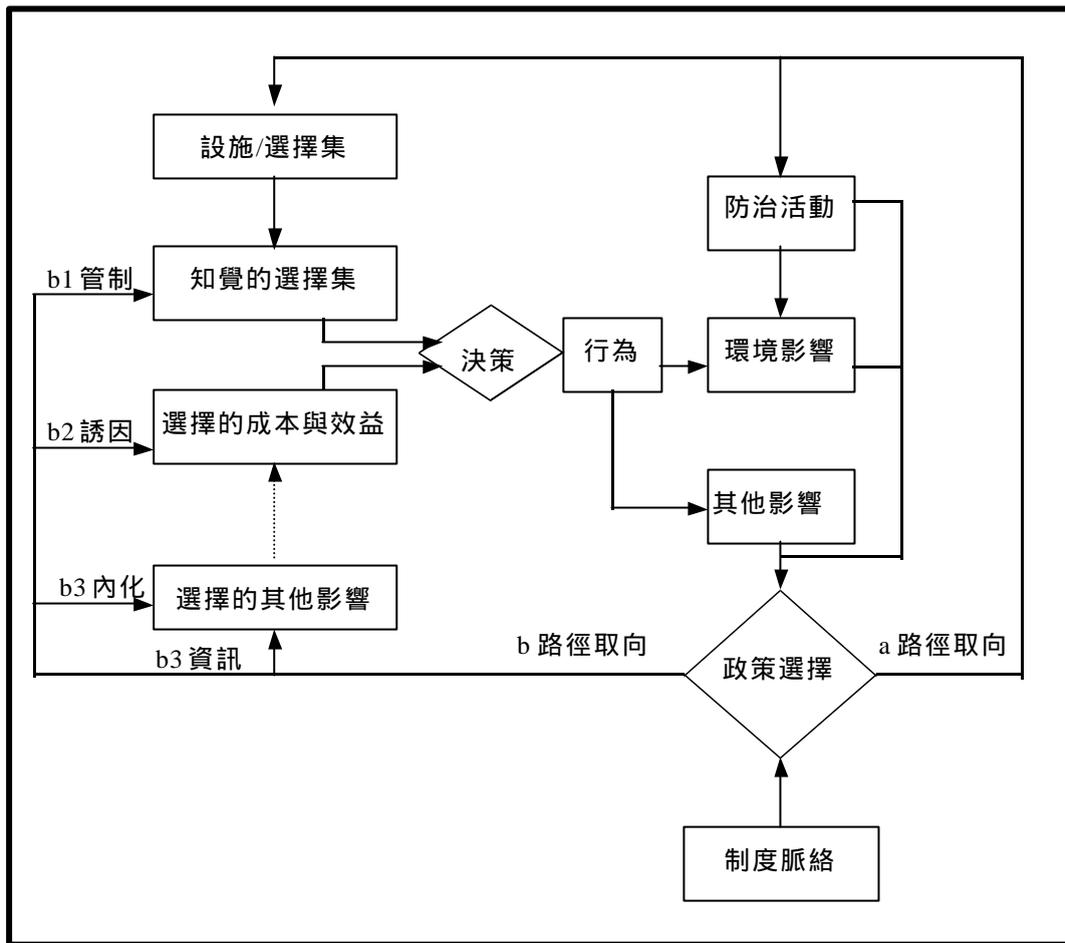


圖 2-12 環境政策基本策略

資料來源: Turner and Opschoor (1994:9)

理性決策者透過選擇集中不同選擇的比較以做為他們活動的決策基準，他們將比較他們活動的成本與效益，此決策基本上受到（1）開放給經濟個體的不同選擇集；（2）決策的成本與效益；以及（3）改變經濟個體價值結構的資訊等三種不同方式的影響（即圖 2-12 的左方）。由此而產生（1）「命令與控制」（command-and-control）取向的政策工具，包括所有「直接管制」（direct regulation）的範圍，例如標準、禁令、許可、分區管制與使用限制等，簡稱為「管制工具」（regulatory instruments, 簡稱 RIs）；（2）「經濟誘因」或「市場誘因」（market-incentive）取向的政策工具，此種方式的動力在於如果經濟個體認為對環境友善的行為可獲得更多的回報，則他們的態度與行為將自動地朝向此種對社會可欲的方式進行。此種政策工具包括收費、課稅、可交易排放許可制度與押金制度等，簡稱為「經濟工具」（economic instruments, 簡稱 EIs），此種方式可藉由不改變經濟個體價值結構或偏好方式，而將環境關懷內化為經濟個體的行為；（3）傾向「環境教育」取向的政策工具，包括教育、資訊擴充、訓練、社會壓

力、協商與其他形式的道德勸說 (moral suasion)。此種方式的機制為透過經濟個體決策架構內知覺與偏好的改變，或是透過經濟個體偏好結構完全內部化，來達成預設的目標，此種政策工具簡稱為「勸導工具」(suasive instruments, 簡稱 SIs) (Turner and Opschoor, 1994)。

## 二、環境政策工具之經濟理論

為了預防與改善環境退化，或者為了促進資源永續利用，管理決策者必需尋求明智合理的政策規範來實現這些目標。由於環境具有公共財及外部性的經濟特性，若未能將其適度納入市場價格訊息，理性的經濟個體將會被私市場的價格機制「誘補」，進而被「鎖住」在如Hardin (1968) 所述的環境退化困境之中。

環境經濟學理主要思惟，係將環境退化外部成本或其有害影響加以內部化，主要訴求的政策工具如上述。由於環境退化就環境經濟學觀點，係人類對環境退化實質效果的評價，而不僅指不良影響的實質效果，因此有所謂的「最適」環境退化水準情況的存在。簡化圖示起見，假設經濟活動水準與環境退化水準成同正比，並假設各曲線為直線，則最適環境退化水準 ( $D^*$ )，為環境退化的邊際損害成本 (MDC) 等於環境退化經濟活動的邊際利益 (MPB)，或是環境退化的邊際社會成本 (MSC) (邊際私人成本MPC與邊際損害成本MDC之和) 等於其邊際社會效益 (MSB) (邊際私人利益MPB與邊際外部效益MEB之和，於此假設MEB=0)，如圖2-13所示。最適環境退化水準事實上是最適環境退化改善水準的對偶問題，此時邊際損害成本曲線，從右至左即反映環境退化改善的邊際效益，也反映環境退化改善的需求曲線；邊際效益曲線，從右至左即反映環境退化改善的邊際成本，也反映環境退化改善的供給曲線，基於論述目的不同，因此以下將會產生交互使用的情況。除此之外，從環境經濟學的觀點，零環境退化水準並不意味著零經濟活動，因為在環境資源同化力與再生力的考量之下，如果我們忽略同化與再生期間的知覺的成本與效益，則在其同化力與再生力內的經濟活動是有效益而無損害的情況，但因為環境資源同化力與再生力因情況不同而有所差異，於此假設固定在某一水準，如圖所示。因此， $D_0$ 內為環境同化力與再生力內的經濟活動，此可能成為強式永續發展支持者主張的「最適」環境退化水準，而 $D^*$ 的環境退化則是弱式永續發展支持者主張的「最適」環境退化水準，此差

異可能原因之一係對於環境退化有不同的認知，前者著重在環境退化的實質效果（傾向客觀價值），後者則關注在人類對產生環境退化實質效果經濟活動所帶來成本與效益的評價（傾向主觀價值）。於此，不涉入此科學方法論思惟的戰場，僅就一般經濟思惟所提出的政策工具作簡要的論述，包括設定環境標準、Pigovian 稅、可交易排放許可制與Coasian財產權等四種不同政策工具，就方法論思惟範型前三者皆可視為是Pigovian規範的「鹽水」範型；最後一種則可視為Coasian的「淡水」範型。

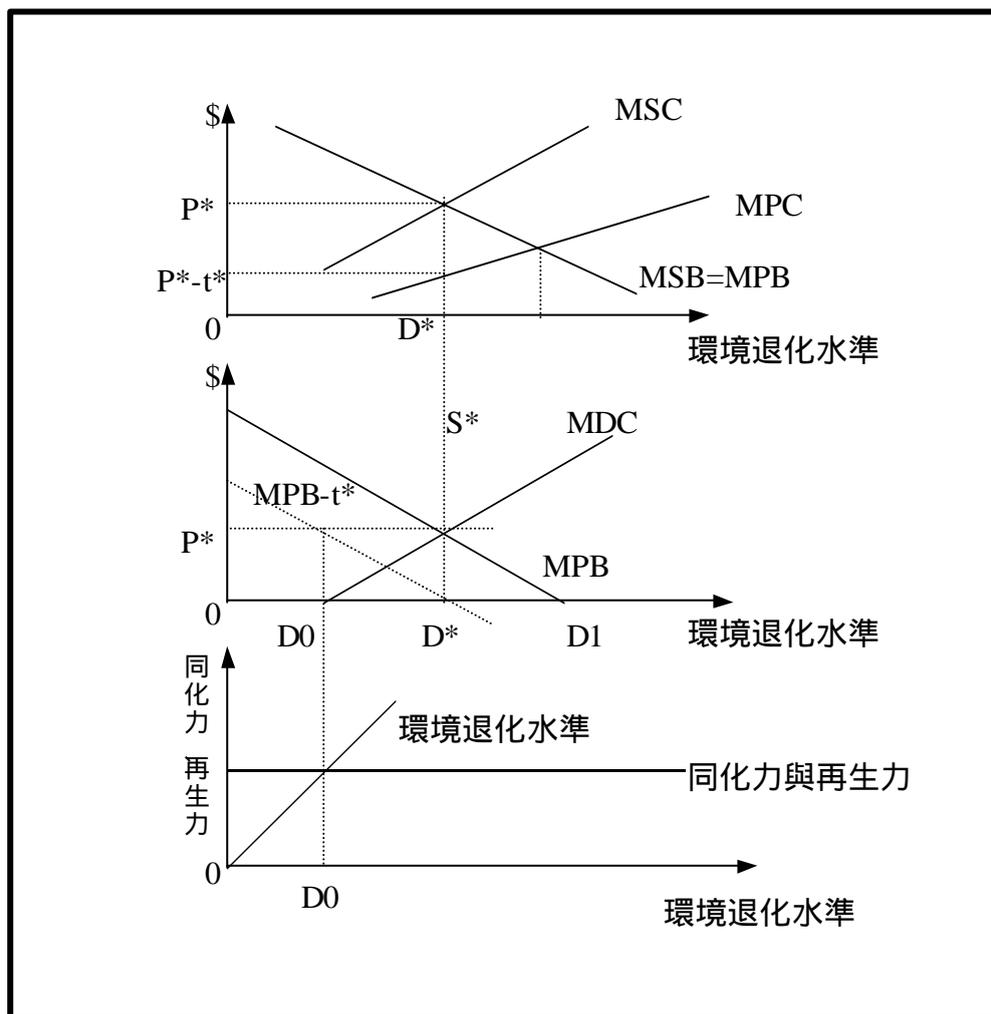


圖 2-13 環境退化（改善）最適水準

資料來源：調整自 Pearce and Turner (1990) 與 Turner et al. (1993)。

### （一）設定環境標準

設定環境標準的命令控制型態的管制，意旨政府在特定時間和區位設定一個必須達成最低環境品質標準或最高容許環境退化水準標準，以及為完成此一標

準所必須遵行的法令規章，並為促使社會大眾能遵守這些法令規章而設計一套執行計畫（參黃宗煌等譯，1989），如果為了達到經濟最適環境退化水準，則應將標準設置在 $D^*$ （ $S^*$ ）。採取環境標準此種政策工具，常受到許多國家的青睞，以我國為例，雖然污染費與污染泡等幾種經濟誘因為本位的制度，已經成為法律的內容，但命令控制型態仍佔所有環境政策工具的主流地位（參葉俊榮，1993）。根據Young（1992）的看法，此種命令控制型態的政策工具會受到偏愛的理由，如管制說明所需的資訊較少；政治可接受性較高並較易獲得行政單位的支持（引自Turner et al., 1993），亦即此種遊戲規則的設定方式，雖然在監督與執行成本可能較高，但政治交易成本可能較低的經濟意涵。Schneider and Volkert（1999）利用公共選擇（public choice）觀點分析環境政策工具選擇時，發現在民主代議政治下，投票者、政治人物、利益團體與政府官僚行為互動結果，將導致誘因導向的環境政策工具很難有運作的機會，而命令控制型態的政策工具對於政治決策則有一些誘因存在。

然而此種政策工具，主要的缺點在於比經濟誘因型態的環境政策工具需花費更高的保育成本才能達到相同環境保育標準的目標，而且缺乏彈性使得環境退化產生者沒有創新新生態科技的空間與誘因，而產生動態無效率的結果（Baumol and Oates, 1988；OECD, 1997, 蕭代基、葉淑琦譯，1998）。因為此種政策工具，必需透過社會科學（如經濟學）與自然科學（如生態學）領域等相關資訊的輸入，來獲得 $D^*$ 的環境退化水準，因其蒐尋成本過高，以致常透過政治過程決定，結果可能因無效率的政治系統促使設定的標準偏離經濟最適水準（Schneider and Volkert, 1999）。

## （二）Pigovian 稅

Pigovian 稅的思想係源自於 Pigou（1920）於《福利經濟學》（The Economic of Welfare）中的看法，其認為如果經濟體系無法順暢的運作，即存在外部不經濟或外部經濟而產生市場失靈時，解決辦法就是政府採取某些行動，而採取課稅方式便是一種適宜的手段（Coase, 1988；Pearce and Turner, 1990；Lai, 1998）。Samuelson（1958）將外部經濟與外部不經濟調整為「外部性」（externalities）一詞（Coase, 1988；Lai, 1998），所謂外部性即是消費者或生產者之消費或生產活動，受到他

人經濟活動影響，致其生產函數或消費函數之值發生改變，而此改變的效益或福利並沒有受到對等的補償（Baumol and Oates, 1988）。Pigovian 範型看法，環境退化基本上是一種負面的外部性，因為私市場機制僅回應私人成本與私人效益，此未受補償的外部性將產生私人均衡水準與社會最適水準離異的情況，因此需要靠「政府之手」來調整「市場之手」，以修正此種市場失靈的情況，而採取對產生負面外部性主體課徵稅賦的方式，即一般所稱的 Pigovian 稅。

以下以圖2-13簡要說明Pigovian稅方式，為了使達到社會最適環境退化水準  $D^*$ ，管理決策機關必需向環境退化產生者課徵  $t^*$  的稅賦（此時稅額  $t^*$  必需設定在  $D^*$  的邊際損害成本），因此私人邊際效益變成  $(MPB-t^*)$ ，私人在此限制下追求私人淨利益最大時，將自動達到最適水準  $D^*$ 。<sup>(註2-12)</sup> 此種政策工具的優點（Baumol and Oates, 1988；蕭代基，1998），在於給予環境退化產生者較大的彈性，管理決策機關僅需決定環境退化的價格，讓環境退化產生者自行決定環境退化水準或改善程度，具有鼓勵環境退化產生者研究發展創新的保育技術作用，而使社會所承受環境退化總外部成本降低。在此政策工具下，所有環境退化產生者依個別的自利行為便可導致最低改善成本的結果，因為環境退化邊際防治成本較低者自動會比較高者做更多的環境退化改善的工作，結果將可以較低總改善成本達到相同環境改善標準的目標。Pearce and Turner(1990)以圖示說明此情況(參見圖2-14)，假設  $S_1S_2=S_2S_3$ ， $S_1+S_2+S_3=3S_2$ ，為了達到環境退化改善標準  $S_2$  的全面等量標準，政府對三個環境退化產生者（簡稱廠商）加以管制，並要求每一廠商其改善標準須達到  $OS_2$  標準，或是採取  $t^*$  課稅方式，結果廠商1改善水準為  $X$ ，廠商2為  $B$ ，廠商3為  $Y$ 。結果環境改善總成本，設定標準方式將比課稅方式高：在設定標準情況下，總改善成本  $=TAC_{st}=OAS_2+OBS_2+OCS_2$ ；在課稅方式下，總改善成本

<sup>(註 2-12)</sup> Pearce and Turner (1990)，以數理方式說明最適 Pigovian 稅如下： $NSB=PQ-C(Q)-EC(Q)$ ，其中  $NSB$  為社會效益， $PQ$  為污染（環境退化）活動的毛收益， $P$  為價格， $Q$  為污染（環境退化）活動， $C$  為私人成本， $EC$  為外部成本。透過  $NSB$  最大化一階條件可獲得最適 Pigovian 稅  $t^*$  將等於最適水準下的邊際外部成本，即

$$\frac{\partial NSB}{\partial P} = 0 \Rightarrow P = \frac{\partial C}{\partial Q} + t^*, t^* = \frac{\partial EC}{\partial Q}。$$

$=TAC_{tax}=OX_1+OBS_2+OYS_3$ 。結果可得知 $TAC_{st}-TAC_{tax}=S_1XAS_2-S_2CYS_3$ ，但 $S_1XAS_2>S_2CYS_3$ ，所以 $TAC_{st}>TAC_{tax}$ 。

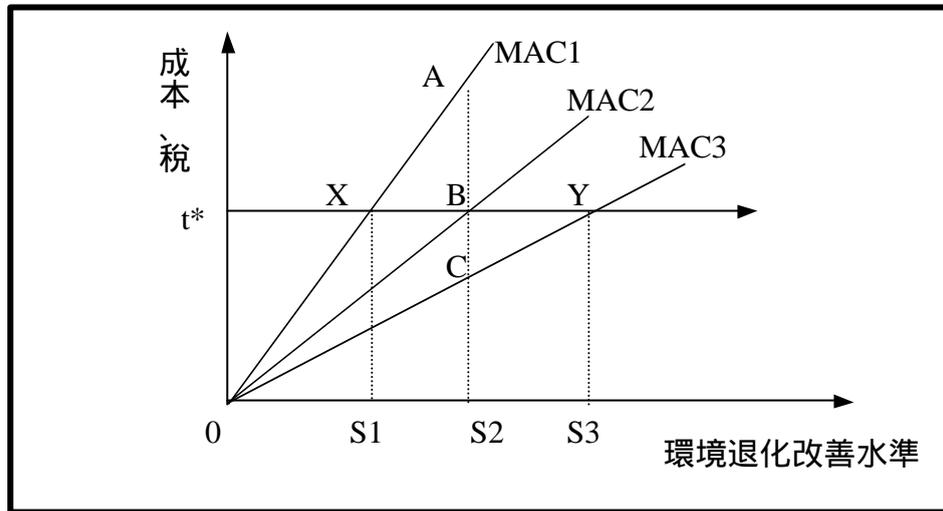


圖 2-14 Pigovian 稅與設定環境標準比較

資料來源：Pearce and Turner (1990：95)

除此之外，Pigovian稅制度具有財政收入的功能，該稅制是唯一可減少市場扭曲的稅制，若以此替代其他稅收來源，將可降低其他稅收所造成的福利損失。如同OECD(1997)所言，環境稅或生態稅不僅可獲得以較低成本達成環境政策目標的「靜態效率」，亦提供污染減量（環境退化舒緩）與技術革新持續性誘因的「動態效率」，並可能達到改善環境、降低失業率的「雙重效益」（蕭代基、葉淑琦譯，1998）。一般認為排放費的Pigovian稅的適用性況為（Baumol and Oates, 1988；蕭代基，1998），當污染（環境退化）的邊際損害成本線平緩，而邊際防治（保育）成本曲線陡時，採用排放費（環境稅）制度較具效率，因為，較平緩的邊際損害成本曲線表無門檻效果存在，而較陡的邊際防治（保育）成本曲線，使環保機關可能訂定過低的總排放量（環境退化水準），而造成過重的防治（保育）成本，因此，應採此法讓污染源（環境退化生產者）自行決定成本最低的排放量（環境退化水準），此即所謂Weitzman定理。此種政策工具，主要缺點在於政治可接受性較低並較難獲得行政單位的支持（Turner et al., 1993；Schneider and

Volkert (1999)、政府闖入市場所衍生的政府成本與交易成本 (Coase, 1988)、以及難以訂定最適稅率的問題 (Pearce and Turner, 1990)。

### (三) 可交易排放許可制

可交易排放許可制 (marketable emissions permit systems) 是創造市場 (market creation) 的環保經濟誘因性的政策工具, 意旨環境管理決策單位依環境品質標準設定限額的總污染物排放量 (總環境退化水準), 並據此發出排放 (環境退化活動) 許可權給污染源 (環境退化產生者), 然後污染源 (環境退化產生者) 可自由買賣此排放 (環境退化活動) 許可權, 即環境管理決策單位僅規定總排放量 (總環境退化水準), 讓市場決定排放 (環境退化活動) 許可權的價格 (Baumol and Oates, 1988; 蕭代基, 1998)。就圖 2-13 而言, 前述私人邊際效益曲線亦為環境退化改善成本曲線 MPB, 在此制度下此曲線可視為許可權的需求曲線, 而管理決策機關所設定環境標準  $S^*$  可視為許可權的供給曲線, 環境最適退化水準  $D^*$  可視的最適許可水準,  $P^*$  可視為由許可市場供需決定的最適許可價格。

此種政策工具, 因為是透過總量的控制, 因此對管理決策單位而言, 達到環境品質標準的不確定性較小, 此係由於總量固定, 市場價會自動調整技術和市場環境 (Baumol and Oates, 1988; 蕭代基, 1998)。除此之外, 因為許可權可自由交易, 故可促使邊際保育成本較低的環境退化產生者會做較多的保育水準, 具有自動機制以最低總保育成本而達到相同環境品質標準的效果。以圖 2-15 說明此情況 (參 Pearce and Turner, 1990), MAC 表個別環境退化產生者環境退化改善成本曲線或許可權需求曲線的加總 (即  $MAC_1 + MAC_2 = MAC$ )。假設僅有兩個環境退化產生者的情況, 當管理決策單位將環境退化許可權總量訂在  $S^*$  水準時, 如果原始許可權配額採取均分方式, 即兩環境退化產生者各分配  $S^*/2$ , 在許可權交易前, 兩者皆環境退化水準皆維持在  $D^*/2$ 。但在允許自由交易的情況, 將有誘因促使環境退化改善邊際成本較低者 ( $MAC_1$ ) 出售許可權給改善邊際成本較高者 ( $MAC_2$ ), 因為此時改善邊際成本較低者, 願意出售許可權最低價格 ( $P_1$ ) 比改善邊際成本高者願意購買許可權最高價格 ( $P_2$ ) 低, 因此在不考慮雙方交易成本下, 將出交易互相得利的情況, 如果不考慮雙方討價還價能力下, 則最終許可權價格將至  $P^*$  為止, 此時改善邊際成本較低者最終將購買  $D_1$  單位的許可權或產生  $D_1$  環境退化水準; 反之, 改善邊際成本較高者最終將購買  $D_2$  單位的許可權或產生  $D_2$  環境退化水準。結果改善邊際成本較高者將購買較多的許可

權，或產生較高的環境退化水準，在邊際成本均等原則，我們可發現此制度將會有以較低總成本達到  $D^*$  目標水準此成本有效性 (cost-effectiveness) 的結果。除此之外，此種政策工具亦具有賦予非污染者 (如環保團體) 的機會、可避免通貨膨脹波及並降低調整成本、防免空間綜效效果 (synergistic effects)、減少技術閉鎖效果 (lock-in) 等優點 (詳 Pearce and Turner, 1990)。

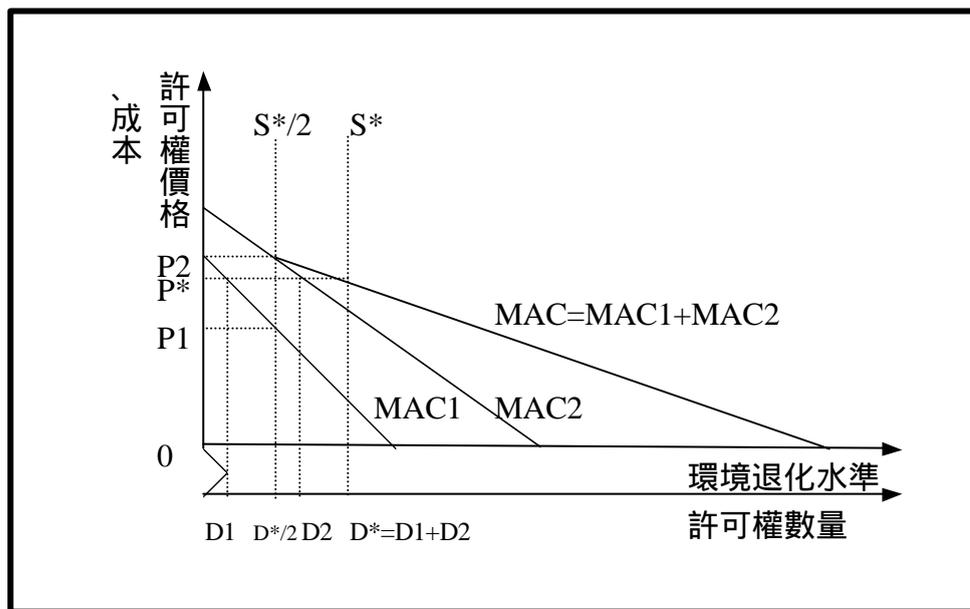


圖 2-15 可交易排放許可制成本最小化

資料來源：調整自 Pearce and Turner (1990 : 112)

一般認為可交易排放許可制的適用性況為 (Baumol and Oates, 1988 ; 蕭代基, 1998) , 當污染 (環境退化) 的邊際損害成本曲線較陡, 而邊際防治 (環境退化改善) 成本曲線較平緩時, 採取該制度較具效率。因為, 較陡的邊際損害成本曲線表汙染排放量 (環境退化水準) 之改變會造成損害巨大改變 (通常具門檻效果), 若採排放費制度且費率訂定過低, 可能造成過量的排放量與嚴重的損害, 因此應採取排放許可制度以確保總排放量 (總環境退化水準), 即 Weitzman 定理。雖然此種制度有成本最小化且具彈性的優勢, 但是因為每交易個案皆須透過管理決策機關審查, 時間相當長, 交易成本相當高; 而且因為汙染排放許可的市場通常設定在某一定範圍的區域, 其市場原本就不大, 加上交易成本過高, 造成市場參與者少, 而使該市場運作不順利; 因為了提高接受此制度誘因, 常免費發證, 而無財政收入 (Baumol and Oates, 1988 ; Winebrake, 1994 ; 蕭代基, 1998) ; 除此之外, 仍有一些問題必需面對: 如許可權獨佔的問題、許可交易範圍界定的

問題、交易市場的流動性的問題、許可權分派的公平性問題、賦予「污染執照」此政治是否能接受等問題 (Winebrake, 1994)。

#### (四) Coasian 財產權

Coase 延續 Chicago 自由學風的「淡水」傳統，認為「外部性」出現，並不表示政府就理所當然地可採取設定環境標準的直接管制方式或課徵環境稅的 Pigovian 稅方式進行干預，而不必考量其他可能的做法，如不採取任何行動、放棄過去採行的政策或設法使市場運作更順暢等，因為有時可透過市場的協商方式而不必花代價便可將「有害的影響」(harmful effects)<sup>(註 2-13)</sup> 加以內部化。認為 Pigovian 處理方式，常高估政府的好處而低估政府的壞處，而且忽略問題的相互關係 (reciprocal nature) 與政府闖入市場運作所衍生的交易成本，由於所有解決方式都有成本，所以有時我們會發現政府的闖入只會使事情變得更糟糕，而且政府現今可能龐大到產生負邊際生產力的情況 (Coase, 1977)。

Coase (1960) 認為：「在零交易成本情況下，只要財產權界定清楚，不管權利歸屬何方，透過雙方協商，結果將不會影響資源有效分派的結果」，Stigler (1966) 稱此為 Coase 定理 (Coase Theorem)。此論點提出後便引起廣泛的討論，追隨者也因此強調財產權的重要性並強調環境破壞者與受害者兩者的協商機制，此即後來所稱的 Coasian 範型。此思惟範型傾向拒絕政府過度的介入 (如前述設定環境標準與 Pigovian 稅)，而偏好透過界定適宜的財產權，以市場的協商機制來達到社會最適化的水準。以圖 2-13 說明此情況 (Randall, 1987; Pearce and Turner, 1990)，假設僅有環境退化產生者 (利得者) 與受害者兩團體，如果對環境退化產生者 (利得者) 不做任何管制限制，環境退化水準將達  $D_1$ ，因為此時環境退化產生者 (利得者) 的利潤最大，但社會最適水準為  $D^*$ ，結果私人均衡水準與社會最適水準並不一致。然而，財產權的引入將可改變此種不一致的情況。在零交易成本 (zero transaction costs) 與零所得效果 (zero income effects) 或財富效果 (wealth effects) 下<sup>(註 2-14)</sup>，如果環境退化受害者擁有財產權，即在完全

---

<sup>(註 2-13)</sup> Coase 為了避免別人誤認其認同 Pigovian 學派外部性的看法，因此皆將 Pigovian 學派所稱「外部性」以「有害影響」的名詞來說其論點。

<sup>(註 2-14)</sup> 協商零交易成本 (zero transaction cost)，即認為取得所有潛在協商團體的資訊是不用花費任何費用的、協商過我與簽訂契約也是不用花費任何費用的，除此之外，也意味著協商結果的執行是完全的且不用花費任何費用。如果前述這些條件不滿足，改變原先權利歸屬的中立性結果將難以達成的；其次是有關於無財富效果 (wealth effects) 的

責任法則 ( full liability rule ) 下，基於自利考量，此時環境退化產生者 ( 利得者 ) 必會補償受害者至  $D^*$  的退化水準，因為在超過或低於  $D^*$  水準時，皆較補償至  $D^*$  不利，最後將自然傾向社會最適水準  $D^*$ 。如果環境退化產生者 ( 利得者 ) 擁有財產權，即在零責任法則 ( zero liability rule ) 下，協商起點為  $D_1$ ，此時受害者基於自利考量，將補償環境退化產生者 ( 利得者 ) 至  $D^*$  水準。因此，我們可看出不管誰擁有財產權，透過協商將可促使經濟活動自動傾向社會最適水準 ( Coase 定理 )。如果此分析結果正確，則政府管制有害的影響或外部性將是多餘的行為，因為市場本身將會照顧好自己。此種政策工具，主要缺點為常存在正的淨交易成本而使協商機制無法發揮 ( Randall, 1987 ; Pearce and Turner, 1990 ; Bromely, 1991 )、在無責任法則下將因補償誘因使更多環境退化者投入環境資源破壞的行列 ( Pearce and Turner, 1990 )、所得效果存在使資源分派的協商結果不一致 ( Randall, 1987 ; Boyce, 1994 )、協商團體難以界定的問題 ( Pearce and Turner, 1990 ) 以及無市場的未來世代未能參與協商機制的問題 ( Bromely, 1991 ; Boyce, 1994 )。當然以上僅是 Coase 追隨者 ( Coasian ) 發展出來所衍生的問題，而非 Coase 本身的政策論點 ( 見下節 )。

---

假設，事實上，宣稱改變權利歸屬的中立性結果，將因權利歸屬改變而產生財富效果實現的力量而呈現弱化的現象 ( Bromley, 1991 )。

## 第四節 環境政策工具檢視—交易成本觀點

在交易成本 ( transaction cost ) 概念未受重視之前，我們一直把人類社會當做是上過油且不會產生任何磨擦的機器，認為透過市場「看不見的手」的管理，便可產生運轉良好的結果。問題是，人類社會並不是一個沒有磨擦的社會，市場的交易也不會呈現可吃「免費午餐」的情況，有時市場交易需要花費高昂的代價才能完成。誠如 Stigler ( 1972 : 12 ) 所言：「沒有交易成本的世界，就像沒有摩擦力的物理世界一樣地奇怪，獨佔者會因得到補償而表現得像完全競爭市場一樣」。Coase ( 1988 ) 認為沒有交易成本的世界，正是現代經濟理論所探討世界，而不是批評者所謂的「Coasian 世界」，此種世界與現實世界無關，(新古典)經濟學家處理起來，卻覺得十分自在，而將其諷刺為「黑板經濟學」(blackboard economics)。

在交易成本大於零的現實世界裡，有限理性 ( bounded rationality ) 且自利的人會尋求各種不同型式的制度來降低交易成本，使自己能享受合作且競爭交易活動所帶來的好處。就此觀點，人類為了尋求人與環境共生共榮的生活世界，亦會設計一些有關環境的遊戲規則 ( 如行政管制制度、經濟誘因制度等 )，來約束或規範人與人之間、人與環境間的互動行為或關係，這些遊戲規則一般包括正式規則、非正式規則及其執行機制 ( North, 1990 )。然而，制度的功能角色卻甚少受到新古典經濟學派的重視，此受到一些新制度經濟學者或認同新制度經濟學派的批評 ( 如 North, 1981, 1990 ; Coase, 1984, 1993 )，如同 Coase ( 1984 : 230 ; 1993 : 718 ) 所言：「忽視制度的角色，便如同在身體不存在中探索血液循環一般，因為在交易過程中，制度影響生產過程的誘因及交易成本」。North ( 1990 ) 認為要理解制度，必需仰賴交易成本的概念，一般新制度經濟學者，亦皆認為不論個人契約選擇或政府制度選擇及其變遷，皆在於使交易成本降低 ( 如 Demsetz, 1968 ; Williamson, 1979 )。因此，本節將利用交易成本相關概念，來檢視不同環境管理制度，以作為相關環境政策工具選擇與設計的參考。

### 一、交易成本基本概念

由「囚犯困境」 ( prisoner's dilemma ) 的遊戲理論模式，我們知道每個體如

果追求「個體理性」，將造成「集體非理性」的結果，此可由「公共地悲劇」可見一斑。從囚犯困境遊戲概念出發，其認為人類在多次交易接觸或尋求個體利益最大化遇到阻礙的經驗累積中，將逐漸體會共同建立並遵守某些「遊戲規則」的好處，於是努力尋求克服個體理性與集體理性衝突的方式，結果某些制度在某些社會中逐漸形成（王躍生，1997），Axelrod（1984）也因此指出制度不必透過強制性的政府力量便可創立合作解決問題。但是 North（1990）並不贊成此說法，認為真實世界的人類互動是複雜的、紊亂的、而且失誤連連，並不像遊戲理論模式的世界那麼清晰、明確，而認為應由交易成本來理解制度，並指出社會發展日漸複雜化，使人類邁向欺騙背信層出不窮的非人情化交換（impersonal exchange）世界，結果常需要政府此第三執行者來執行所建構的遊戲規則<sup>(註 2-15)</sup>，因此在探索交易成本時，並不能將政府的角色排除在外。

因為市場交易有時需要花費高昂的代價才能完成，於是代價較小便可完成交易的組織或廠商便會取代市場而存活在現實社會上。廠商得以存在的理由，Coase在1937年便已論及，其在《廠商的本質》（The Nature of the Firm）一文中，便利用「使用價格機能成本」或「公開市場交易的成本」（即後來1960年其所稱的「市場交易成本」）回答：既然資源的配置可透過市場那隻「看不見的手」來完成，為什麼資源擁有者為何還願意聽從企業管理者在廠商內進行生產的問題。Coase認為如果廠商運用資源的交易成本較市場低，理性的經濟個體便會以廠商取代市場來完成各種互動交易行為。其後，Coase在1960年發表《社會成本的問題》（The Problem of Social Cost）一文，將交易成本界定為以下交易活動所耗費的資源（時間、金錢、能量等），即「為進行一項市場交易，人們必須蒐尋有交

---

<sup>(註 2-15)</sup> 在過去人情化交換（personalized exchange）社會裡，交易雙方了解很深且重覆來往，致使偷懶卸責與機會主義的利益極微小，因而透過社會網絡的行為規範便可約束雙方的互動行為，結果雖然生產成本較高但交易成本卻是相對較低。在此情況下，促使人與環境共生共榮的遊戲規則，較易透過共識的意識型態而產生自我執行（self-enforcing）的效果。但在逐步邁向非人情化交換（impersonal exchange）的社會裡，我們卻看到傳統關係、公平、誠實與正直等正面價值觀念逐漸為衝突所取代。於是此不同的且矛盾的意識型態社會裡，必需透過在暴力方面具有比較優勢（comparative advantage in violence）的政府來建立與執行相關遊戲規則，以降低互動的交易成本（North, 1981, 1990）。

易意願的對象；向交易對象告知自己的交易意願與條件；進行議價並敲定價格；簽定契約；進行必要監督以確保契約執行」（Coase, 1960：15）。也由於此篇文章而引起許多的疑義與誤解，主要係由於他認為：「在零交易成本情況下，只要財產權界定清楚，不管權利歸屬何方，透過雙方協商，結果將不會影響資源有效分派的結果」，套用North（1990）的說法，如果交易不需成本，則新古典經濟學有效率的競爭結果便可成立，Stigler（1966）稱此為Coase定理。因為真實世界並不是一個沒有交易成本的世界，因此Coase定理受到很多的批評。然而Coase主要論點並不是探討沒有交易成本的世界到底存不存在，其乃為正交易成本理論發展的基礎工作（Coase, 1988），若配合Coase（1937）的廠商理論，便可了解Coase要凸顯的重點是：當交易成本存在時，制度的角色便顯得舉足輕重（North, 1990）。

自Coase以後，許多文獻持續探討交易成本。例如Dahlman（1979）將交易成本歸納為：蒐尋與訊息成本（search and information costs）、協商與決策成本（bargaining and decision costs）、監督與執行成本（policing and enforcement costs），並認為其皆由於訊息不完全所造成的資源損失；Barzel（1982, 1987）強調衡量成本（measurement cost）的重要性，視交易成本為原料轉變成消費品過程中，除了生產成本外，為了順利完成產品所需之費用，並認為賣者為了降低買者所須付出的衡量成本以提高買者的購買意願，會選擇各種方式如將商品仔細分類整理，以方便買者選購、提供商品保證證書與售後服務給買者，或以各種方式建立口碑以增加買者的信心；Cheung（1983）認為市場的交易成本主要為發現相對價格的成本，後來並廣泛地將交易成本界定為「非Robinson Crusoe（一人）世界存在的成本」（Demsetz, 1967：347），即強調人與人交往關係所產生的成本；North（1981, 1990）將交易成本界定為總成本扣除生產成本的部份，包括衡量成本、監督成本、執行成本、以及反映衡量與執行不完全所產生的不確定性折扣成本；Williamson（1989）則將交易成本喻之為經濟體系運作的摩擦消耗，也就是交易雙方為了完成交易物的交換，除生產成本外，另需負擔的衡量、監督與解決紛爭的成本；Kan（1993）視交易成本主要內容為尋找值得信賴交易伙伴所需的成本，即在對象尋找、協商上，為了使雙方均認為這個交易值得，且沒有其他更佳的選擇可達相同目的，進而從事交換，彼此間需靠不斷的溝通與說服，此種種活動所耗費的

資源即為交易成本。

由上述文獻的論述，我們可看出對交易成本的概念及其強調的重點並不是十分一致，於此採取 North (1981, 1990) 主要觀點做為論述基礎，暫將交易成本界定為：「交易成本是總生產成本扣除生產成本以外的部分，是人與人互動過程中為了順利完成交易活動必需投入的成本，包括資訊蒐尋成本、衡量成本、監督成本、執行成本與不確定折扣成本等」。在交易成本大於零的現實世界裡，人們會透過遊戲規則的設定來界定相關的權利與義務，例如什麼行為不准做、何種條件下可從事某項行為，以降低互動的曖昧虞慮，而使人們在複雜的環境中，活得更加便利與簡單 (Colson, 1974; North, 1990)。在人情化社會逐漸為非人情化社會替代的時代，存在著雜異的且矛盾的意識型態，必需透過在暴力方面具有比較優勢 (comparative advantage in violence) 的政府來建立與執行相關遊戲規則，以降低互動的交易成本 (North, 1981, 1990)。從 Coase 廠商理論而言，政府可說是一個超級廠商 (super-firm) (Coase, 1988)，出現的原因主要係為了降低交易成本。然而，為了避免 Demsetz (1969) 所指出「草總是綠的」的謬誤 (the grass is always green fallacy)、「免費午餐」的謬誤 (the fallacy of free lunch) 與「人可以有所差異」的謬誤 (the people could be different fallacy)<sup>(註 2-16)</sup>，政府在擬定與執行遊戲規則時，宜注意其本身所帶來的成本。從交易成本概念，即政府應試圖設計一個低交易成本的遊戲規則，以避免以某一錯誤來代替另一錯誤的「謬誤」。如同熊秉元 (1993) 所言：「既然在沒有交易成本的情形下，資源的利用可以達到最有效率的程度。因此，在交易成本為正的真实世界中，應設法降低交易成本，使資源的運用越有效率越好」。

---

<sup>(註 2-16)</sup> 「草總是綠的」的謬誤，意味政府好似總會產生綠草如茵的結果，傳達政府干預總是比不干預有較好結局的謬誤，因為有時政府干預也會呈現比不干預情況差的情況；「免費午餐」的謬誤，意味政府好似總可以吃到免費的午餐，傳達僅注意到政府干預所帶來好處或效益的謬誤，因為有時政府干預也可能帶來負面的效果與資源消耗；「人可以有所差異」的謬誤，意味政府似乎總是可以比一般人較為公正、無私，傳達政府在擬定與執行政策時總是公正無私的謬誤，因為政府也是由一般人所組成，人在經濟市場如為自私自利，則在政治市場也可能是自私自利，所謂公正無私也許僅是一個想像的或道德的目標。詳細論述請參閱 Demsetz (1969)。

## 二、設定環境標準的挑戰

採取設定環境標準方式規範環境退化問題時，主要缺點除了欠缺成本有效性 (cost-effectiveness) 的靜態效率外，並會因缺乏彈性使得環境退化產生者沒有創新新生態科技的空間與誘因，而產生動態無效率的結果。此係因為此種方式提供環境退化製造者一個邁向無效率的誘因，就其個別利益而言，只要達到該設定標準即可，結果環境退化並沒有更進一步的減少。而且如果對所有產生相同性質的環境退化者設定相同環境標準要求，將會造成總改善成本過高，因為若對邊際改善成本較低者設定較高環境標準，而對較高者設定較低環境標準，將可以較低總改善成本達到相同環境改善標準的目標 (Baumol and Oates, 1988)。除此之外，尚存在一些新制經濟學所重視而新古典經濟學所忽視的課題。誠如North (1990) 所言，判定違反遊戲規則的成本及處罰的輕重是制度運行的關鍵之一，前者即為衡量與監督成本，後者即為執行成本。因此，當我們利用設定環境標準方式來規範環境退化問題時 (參見圖2-13)，必須注意衡量、監督與執行成本，以避免呈現「意淫式」表象政策的情境。

從經濟學的觀點，理想的狀況，環境標準宜設定在  $D^*$  並保證此目標能達成，但此常處在可遇不可求的狀態。因為設定在  $D^*$  並保證此目標的達成必須有些先前條件，而這些先前條件常是很難達成的或需耗費相當大的成本而變成經濟不可行。首先必須假設政府此設定標準的主體，有能力且有意願達成  $D^*$  的設定目標，其次政府必須有能力且有意願尋求發現違反  $D^*$  和保證遵守  $D^*$  的程序。

第一個先前條件，「有能力」表示政府具有「完全充分資訊」，可不需耗費 MPB 與 MDC 的資訊蒐尋成本及其衡量成本；「有意願」表示政府總是「公益執行的第三者」，即使設定  $D^*$  與政府統治者利益衝突時，政府仍會選擇前者。就前者而言，因為政府也是由人所組成的，既是人就無可逃脫有限理性的事實，因此完全充分資訊是一個不切實際的假設，或僅是「黑板經濟學」(blackboard economics) (Coase, 1988) 的世界。因此，資訊蒐尋成本與衡量成本必會成為干擾標準設定的因子，當其成本太大時，政府所組成的經濟個體會經濟化其行為，而依據如合理生活品質標準等設定環境標準，當然其標準最終仍會受到政治決策過程的影響 (Schneider and Volkert, 1999)，最終環境標準常偏離  $D^*$ ，如圖 S1、S2。

即使政府的能力，如同黑板市場的教授能力（Coase, 1988），還得面臨政府是否有意願設定  $D^*$  標準的問題。此問題的答案需依賴我們對政府行為目標函數的了解，依據 North（1981, 1990）看法，政府是一個具有契約性質又具掠奪或剝削特性的組織，從契約理論（contract theory）而言，政府是一般人民的代理人，應就委託當事人意志實現其目標，其基本任務為建立與執行一套合理遊戲規則以保障當事人利益（「社會產出最大化目標」）；但從掠奪或剝削理論（predatory or exploitation of theory）而言，政府是某一集團或階級的代理人，作用是代表該集團或階級利益向其他人民榨取所得，也就是政府是人所組成的組織，其行為目標函數可能包括國家機器及其個人的利益（「租金最大化目標」），並認為只有符合「租金最大化目標」政府才會考慮「社會產出最大化目標」的實現，因此致使社會利益最大化目標的遊戲規則常難以實現，此係因為政府統治者為了避免觸犯有勢力的國民<sup>(註 2-17)</sup>。依此看法，環境標準是否設定在  $D^*$ ，端視此標準是否會符合「租金最大化」的目標，且常會為了「租金最大化」目標而犧牲  $D^*$  的環境標準。

設定環境標準除了前述的限制外，我們還得面對政府是否有能力與意願尋求發現違反  $D^*$  和保證遵守  $D^*$  的程序。為了發現環境資源使用者是否違反所設定的標準，政府必需設計一套與監督者利益函數一致的機制。在日益複雜的政府組織架構中，我們常會發現我們人民所委託的政府，將會透過階層組織形式再委託代理人執行相關監督工作。因此，我們在發現是否違反所設定的標準時，將面對政府主政者監督執行管制者的監督成本、執行管制者監督環境資源使用者的監督成本。前者係由於執行管制者有其自身的效用函數且常與主政者不一致，即雇傭關係（principal-agent）問題，若未能提供誘因給執行管制者，將使主政者耗費龐大的監督成本；同樣地，也會發生在執行管制者與監督環境資源使用者之間，可能也會使執行管制者耗費龐大的監督成本。由於監督如同其他生產要素，增加其邊際使用量會帶來效益，也會帶來成本，結果將呈現不完全監督的狀態。也因為如此，將創造部分環境資源者違反標準的誘因，如果配合相關懲罰措施，則此結果將使環境退化水準比完全監督水準高。除了發現違反規定者，最重要的還是懲

---

<sup>(註 2-17)</sup> 如果有能力接近其他統治者的集團的財富或所得受到財產權不利的影響，那麼統治者就會受到威脅。因而，統治者會同意一個有利於那些集團的財產權結構，而無視其是否為有效率的結構（North, 1981）。

罰的執行。沒有罰責的遊戲規則就如同「無牙的老虎」一般，因為環境資源使用為了獲得自己利益，他是否會遵循所設的環境標準，除了會考慮被抓到機會(監督成效)，還會考慮違規處罰的輕重(執行機制)。假設，政府為了懲罰違規者，將其罰金設定為  $P$ ，對環境資源使用者而言，其面對罰金的成本應為違規被發現並被懲罰的機率與罰金的乘積，即為罰金期望值， $EP$  如圖 2-16。如果將罰金期望值設定在  $EP1$ ，此時環境資源使用者將誘因使用至  $D1$  的退化水準(恰符合  $S1$  的設定標準)，而遠離最適水準  $D^*$ ，因為在  $D1$  之前，違規的效益( $MB$ )大於違規的成本( $EP$ )，違規相對有利；在  $D1$  之後，遵守規定的效益(違規成本)大於違規效益，遵守規定較有利。如果，罰金期望值設定在  $EP2$  時，結果環境退化水準將變為  $D2$ ，亦呈現遠離最適水準  $D^*$ 而符合  $S2$  設定標準的狀況。如果為了達成最適水準  $D^*$ ，則罰金期望值應設定  $EP^*$  (參 Pearce and Turner, 1990)。但以上各種狀況又會與 Pigovian 稅方式，因此如果採用環境標準設定方式規範環境資源利用，當考慮相關交易成本後，其原有具有如資訊蒐尋成本、政治可接受性較高的優勢將可能大量縮減，除非政府僅設定一個環境標準，而不管此標準是否適當或此標準是否能落實。

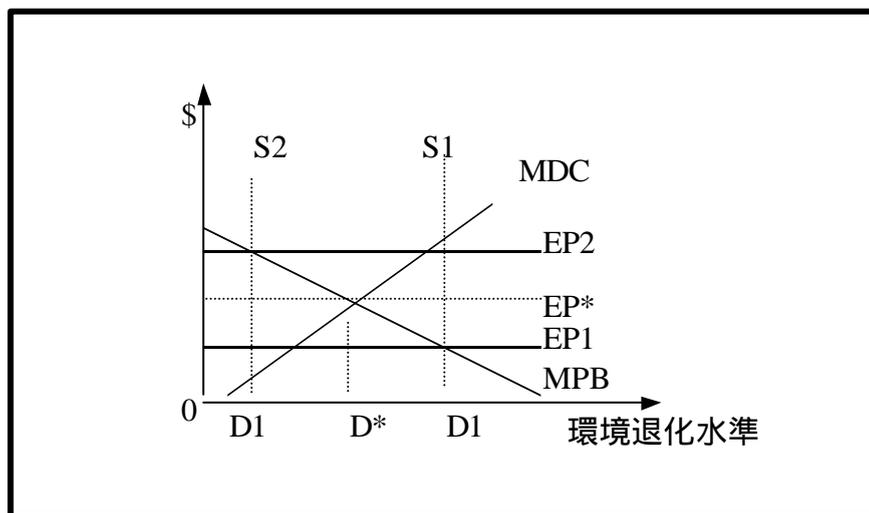


圖 2-16 環境標準與交易成本

資料來源：調整自 Pearce and Turner (1990 : 103)

### 三、Pigovian 稅的挑戰

從新古典環境經濟學觀點，採取 Pigovian 稅方式，具有所謂成本有效性

(cost-effectiveness) 的靜態效率及提供降低環境退化與技術革新的持續性誘因動態效率的優勢 (參 OECD, 1997, 蕭代基、葉淑琦譯, 1998)。但是, 此種環境退化規範方式仍存在一些問題, 不然為何許多國家仍採取設定環境標準的政策工具? Schneider and Volkert (1999) 從公共選擇觀點出發, 認為政治人物基於自利行為考量 (如連任), 重視政策的立即效果及可見度, 故成本延後的設定環境標準方式相對於環境稅或可交易排放許可制較易獲得政治人物的青睞。對政治人物連任目的而言, 環境稅此種誘因取向的政策工具相對較無效率, 因為此種政策工具的效用僅在未來實現, 而且必需立即處理因此種政策工具所帶來的問題, 因而誘因不大, 而所謂無效率的命令控制型的政策工具則有立即的效果。除此之外, 環境稅此種誘因取向的環境政策將使現世代負擔 (投票/稅支付者), 受損者可能組織對抗反對此政策, 以避免負擔增加或經濟不利的損失。在政策工具選取中, 利益團體亦扮演重要的角色, 產業利益團體坐享其成問題相對於綠色環保團體小, 而且遊說的利益大, 因此常透過與立法團體成員聯姻, 使環保規範協定在政治行政系統與經濟私人利益團體間完成, 而偏好設定固定標準的政策工具, 而非環境稅此種誘因政策工具。主要原因之一在於, 他們只需確認標準設定的限制為何, 而此標準可提供受影響的產業操弄的空間。在環境政策工具選取與執行, 行政部門亦不可忽視, 環境行政主管機關基於部門及預算的成長考量, 設定環境標準相較於環境稅在此方面有較多的利益, 因此行政系統亦較偏好設定環境標準的方式。Pigovian 稅政策工具除了上述政治可接受性較低外, 最受到批評的是, 認為「市場經濟活動一有外部性, 政府就有正當理由闖入」的看法, 此似乎把政府當作是「生病」市場唯一的「救星」, 此種假設現實世界存在一個完美無瑕的公共部門或政府, 受到 Coase 強烈的質疑<sup>(註 2-18)</sup>。此種將政府的手伸入市場並不

---

<sup>(註 2-18)</sup> Coase(1988)認為 Pigou 雖然曾指出政府部門呈現不完美的可能性, 但卻可發現理想的政府部門組織型態, 因而對於政府部門可能造成干預比不干預更糟糕的情況, Pigou 對此情況也就以避而不談。並認為 Pigou 主要興趣在於「結果」而不在於「看法」, 即在於寫下一個可以實際應用的福利經濟學理論, 卻未曾對經濟制度的運作進行詳細的研究, 對於特定問題的論述, 僅依據一些次級文獻, 就無其他見地。而且認為其所舉的例子, 僅是在說明其見解, 而不是作為立論的基礎。並引用 Robinson 認為 Pigou 「經常在尋找一些例子以說明他著作中引用的話」的話語批評 Pigou 「做學問的態度, 由此可見一斑」, 並 1993 年批評 Pigovian 分析方式是一個空殼子。

一定獲得良善結果的論點，同時存設定環境標準、Pigovian 稅與可交易排放許可制度不同政策工具上。

從交易成本觀點，要發現有沒有違反遊戲規則需花成本，而要衡量違反的程度更需成本，由於不完全衡量亦會增加監督與執行不完全的頻率與程度，而帶來更高的交易成本，如同 Barzel (1974) 與 Cheung (1974) 所述，當我們未能衡量交易物的屬性並加以區分，私人成本與社會成本便有差異存在。因此，為了確保環境利用與管理遊戲規則的實現，第一要件便是要能發現違反遊戲規則者，欲達成此目標我們必需克服衡量成本的問題。Pigovian 稅雖然提供一個與人性較為一致的機制，在合理的監督下自我執行的誘因較大，因此其依從成本 (compliance costs) 可能相對較低，但 Pigovian 稅的衡量成本便相當高。因為 Pigovian 稅要能達成  $D^*$  目標水準，必須將稅額設定在環境退化水準  $D^*$  之邊際損害成本。因此，最適稅率依必需仰賴 MPB 與 MDC 的資訊，就 MPB 資訊取得而言，就產生環境退化者較易掌握，但就環境管理決策者而言則必需面對資訊不對稱的問題；而 MDC 其牽涉的層面將更複雜，其往往涉及環境退化自然特性與政經社文特性交互運作的關係，甚至包括無市場的未來世代問題。為了獲得環境退化此種無市場存在的外部損害成本，現今發展出來的特徵價格方法 (hedonic price method)、旅遊成本法 (travel cost method) 與條件評價法 (contingent valuation method) 仍存在不少挑戰。因此，當相關學理與技術未能明確獲得  $t^*$  時，或其衡量成本高於衡量效益時，為了節省環境退化邊際損害成本與邊際生產利益的資訊蒐尋成本，常以其他近似的方式來替代或透過政治過程決定近似的稅率或費率，但此又常引致各利害關係人的租利競逐 (rent-seeking) 活動，此扭曲操弄的結果又將引致政策目標偏離理想的水準。而且為了為達既定目標，面對每年不同的技術與市場情況，必需經常調整稅率或費率而產生其調整成本，包括重新訂定稅率或費率其技術與市場情況的資訊蒐尋成本及處理成本，以及各環境退化產生者為適應新稅率或費率所需調整設備規模的成本 (Baumol and Oates, 1988; 蕭代基, 1998)。

當我們考慮衡量成本後，可發現要獲得最適稅率  $t^*$  以達到完全內部化外部性的目標，對現今技術而言是一個難以實現的理想。如果排除最適水準考慮，而以「邁向」最適稅率方向的 Pigovian 稅方式，或許是一個可考慮的方向，不過仍需面對一些交易成本的問題。以民國八十九年七月一日在台北市實施的「垃圾費

隨袋徵收」制度為例，雖有誘因使垃圾產生者自動朝向「垃圾減量」與「垃圾資源回收」方向邁進，不過也創造「偷丟垃圾」的誘因，除非有良善的「監督與罰責」系統及所謂公德心「意識型態」（ideology）的建構，如 Posner（1986）所言：「誠實、信賴、與愛可降低交易成本...社區鄰里意識可降低外部成本...仁慈可降低高成本公共福利的需求，關懷則可減少社會的浪費」。因為我們所存的世界並不是即時交易的世界，因此必然存在監督與執行的問題，而不論是監督、罰責或是意識型態的建構，都需要花費成本，結果「垃圾費隨袋徵收」所產生的效益，是否大於其帶來的成本仍有待評估，其中成本的部分不僅為垃圾專用袋的生產成本，亦包括垃圾產生者處理垃圾所增加的自我衡量與執行的成本、管理決策單位研擬此垃圾隨袋徵收政策工具所耗費的資訊蒐尋成本、與為了發現與衡量違反規定所增加人力與設備的衡量與監督成本、以及對於違反規定執行懲罰的執行成本，甚至包括為了公德心或環保心意識型態建構所投入的成本等。引用 Coase（1964）的話語，除非我們實際獲悉各種政策工具所產生的總效果是更多的失靈或更少的失靈，否則我們難以知道我們是前進還是後退。

#### 四、可交易排放許可制的挑戰

雖然此種制度有成本最小化且具彈性的優勢，當忽略交易成本可能會高估可交易排放許可的效益，以下就 Stavins（1995）的研究說明交易成本對可交易排放許可制的影響。

在市場經濟系統中交易成本是普遍存在的，因為相關團體為了從事財產權的移轉必需花費蒐尋與資訊、協商與決策、監督與執行等相關交易成本。蒐尋與資訊可能是最明顯的，因為有些資訊具公共財特性，致使在市場上會有低度供給的情況，此時仲介者可能提供環境退化改善可選擇的資訊與潛在交易者的訊息，以降低交易成本，不過需支付某些費用。協商與決策雖較不明顯但也是重要的，包括協商的時間與協商所需仲介、法律與保險服務的費用。監督與執行成本也相當重要，不過一般為管理決策機構承受而非環境退化產生者。當我們把這些交易成本納入考量後，將可發現成本有效性的條件不再是邊際防治成本均等的情況，而是邊際防治成本與邊際交易成本加總均等。隨著邊際交易成本是否固定、遞增或遞減，結果將對均衡許可交易量及交易後防治水準產生不同的影響，如圖 2-17

所示，在兩污染源的模式下，污染源 1 之防治水準  $r_1$  由左向右增加，污染源 2 之防治水準  $r_2$ ，由右向左增加。

假設  $T' = 0$  (邊際交易成本固定)，並假設邊際交易成本  $T' =$  ，並由賣方支付，如果原始許可權分配量為  $(q_{01}, q_{02})$ ，結果交易後均衡的防治水準分派  $r_{a^*}$  與不考慮交易成本  $r^*$  時不同，如果原始許可權分配量在  $r^*$  右方，則交易後均衡的防治水準分派  $r_{b^*}$ ，亦即存在交易成本時，原財產權賦予不同，協商的預期結果亦呈現不同。如果原始分派在  $r_{a^*}$  與  $r_{b^*}$  之間，因為交易的成本大於交易的利益，致使不會產生交易的情況，原始分派即為最後的均衡水準 (圖 a)。由此可發現在邊際交易成本固定情況下，許可交易量將下降，當交易成本上升時，賣方接受的價格下降 ( $P_s$ )，買方支付的價格上升 ( $P_d$ )，如同稅賦負擔情況相同，具有較陡防治成本函數者價格改變較大，因為具有較陡防治成本函數者在決策時有較少的彈性。若考慮許可權原始分派的效果，可發現當邊際交易成本固定時，原始許可分派並不會影響均衡防治責任與總防治成本；當邊際交易成本呈遞增情況，則均衡防治責任與總防治成本皆會增加 (圖 b)，若原防治責任從  $r_a$  下降至  $r_b$  (即許可分派量增加)，則均衡的防治水準分派  $r_{a^*}$  下降為  $r_{b^*}$ ，此時交易成本與無謂的損失同時增加；當邊際交易成本呈遞減的情況 (如因為仲介規模經濟而提供折扣的優惠)，結果愈遠離  $r^*$  的原始許可分派則愈接近  $r^*$  如  $r_{b^*}$  (圖 c)。

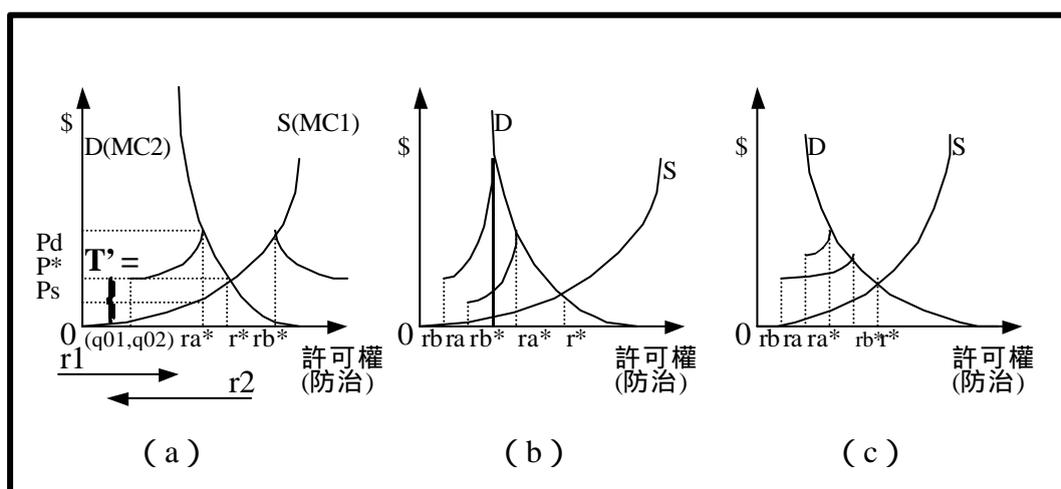


圖 2-17 可交易排放許可與交易成本

資料來源：Stavins (1995 : 139, 142, 143)。

由於交易成本的存在，因此我們常可看到公共部門在設計交易許可制時常

使僅止於投入與排放的交易而不應用於暴露交易或風險交易。為了舒緩交易成本，Stavains 認為不論是政府或私部門的仲介者應提供必要的資訊，以降低管制的的不確定性與市場的不確定性。

## 五、Coasian 財產權的挑戰

從經濟學的觀點，環境管理主要目的係保障環境存量所產生的流量，即維護環境的功能屬性，但環境功能屬性（參本章第一節）的複雜性致使完全衡量的成本相當高。如果環境特性衡量所產生的效益小於衡量成本時，將使不完全衡量成為常態，結果導致環境資源的退化；反之，衡量效益高於衡量成本時，將有助於環境財產權制度的建立而舒緩環境資源退化的現象。以下簡要說明此情況，如果某種資源的財產權處於可自由進出取用的狀態，由於取用此資源沒有任何障礙，致使沒有任何經濟個體或團體有保育利用的誘因，因為剩餘的資源將會被其他競爭者俘獲，結果此項資源將面臨滅絕的危險，甚至危及經濟個體或團體持續的存在。由於過去環境資源相對人類需求還算充裕，甚或被視為是取之不盡、用之不絕的財貨，此時因為財產權的衡量成本高於所帶來的效益，結果對於環境此項資源並不存在建立有效率財產權的誘因，由於此制度的失當而導致環境的退化。然而隨著環境退化問題日趨嚴重，使得健康的環境資源日益稀少，於是衡量與建立財產權的效益隨之提高，並有超過建立與執行財產權所需承擔成本的樣態。結果，環境資源逐漸由可自由出入的無財產權狀態變成共有財產權或國有財產權的狀態，如此將有助於舒緩環境退化的問題<sup>(註 2-19)</sup>。因為此時社區群落或國民對於環境保育的效益流量具有請求權，而可禁止某些潛在侵奪者任意攫取此環境資源，結果環境資源的效益流量便不會完全消散(參 Bromely, 1991; Lai, 1998)，如同 Alchian(1965)認為透過財產權的界定，將可避免社會過多的人爭奪相同的財產或資產，以致此種資產快速折舊而產生租利消散（rent dissipation）的情況。

---

<sup>(註 2-19)</sup> 為了回應人類互動新機會發展，Demsetz (1967) 以北美印第安部落說明財產權的產生如下：「在毛皮交易建立之前，對於狩獵家庭而言，狩獵的主要目的為取得食物，而毛皮相對需求極少...可自由狩獵且不必考慮對其他狩獵者影響，由於這些外部效果相當小，因此不必為這些外部效果支付任何數額，此時並不存在類似的土地私有權...隨著毛皮交易的來臨，會產生兩個立即的效果。首先，對於印第安人而毛皮的價值隨之增加；其次，狩獵活動規模範圍快速增加，這兩個結果必會使自由狩獵的效益增加。此時，財產權系統制度開始發生變化，而將皮毛交易所產生的經濟效果納入考量的制度是必要的。」(Demsetz, 1967: 352)

上述財產權分析方式，主要在傳達不完全財產權將導致環境資源的退化，而不完全或無效率財產權制度的產生，從交易成本概念主要係來自於衡量成本。自從「在零交易成本情況下，只要財產權界定清楚，不管權利歸屬何方，透過雙方協商，結果將不會影響資源有效分派的結果」此 Coase 定理出現以後，財產權與交易成本的概念便受到各方的重視。

由於一般 Coasian 財產權分析方式常奠基在零所得效果與零交易成本的情況，如果存在正所得效果與交易成本時，結果又如何？以下以圖 2-18 簡要說明此情況 (Randall, 1987; Bromely, 1991)。首先，考慮所得效果為正的情況，相對於零責任法則（財產權歸屬環境退化生產者），完全責任法則（財產權歸屬受害者）的環境退化的受害者其所得預算較大，環境退化的受益者其所得預算則較小。如果所得效果存在，則所得預算改變將影響 MPB 與 MDC，結果我們會發現同一環境退化水準下  $MDC_z < MDC_f$ ,  $MPB_z > MPB_f$ ,  $MDC_z$  與  $MPB_z$  分別表零責任法則下之邊際損害成本與邊際利益； $MDC_f$  與  $MPB_f$  則分表示完全責任法則下之邊際損害成本與邊際利益，即 MDC 曲線向左上移動，MPB 曲線向左下方移動。由此，我們可觀察到財產權歸屬會影響所得，而所得改變會改變受益者或受害者對環境退化或環境退化改善的願意支付數額及願意接受數額，零責任法則下的環境退化水準  $D_z$  大於完全責任法則下的環境退化水準  $D_f$ ，因此可發現雖然皆是有效率的分配，但財產權歸屬不同則有不同資源分配結果。其次，我們將正交易成本納入考量，如確認協商團體與協商人數所衍生難達成協商共識的成本等。相對於完全責任法則，零責任法則的環境退化的受害者必需支付交易成本；反之，環境退化的受益者必需支付交易成本。如果交易成本存在，亦會改變將影響 MPB 與 MDC，結果我們會發現同一環境退化水準下  $MDC_{zt} < MDC_z$ ,  $MPB_{ft} < MPB_f$ ,  $MDC_{zt}$  與  $MDC_z$  分別表零責任法則下正交易成本與零交易成本之邊際損害成本； $MPB_{ft}$  與  $MPB_f$  則分表示完全責任法則下正交易成本與零交易成本之邊際利益，即  $MDC_z$  曲線向右下移動， $MPB_f$  曲線向左下方移動。由此，我們可觀察到當交易成本納入考量後，零責任法則且正交易成本下的環境退化水準為  $D_{zt}$ ，完全責任法則且正交易成本下的環境退化水準為  $D_{ft}$ 。配合所得效果，我們可發現正交易成本存在時，會提高在零責任法則與完全責任法則均衡水準的差異。如果協商交易的成本大於協商交易的效益，將會導致協商市場機制無法發揮，此也成為以 Coasian 財產權作為實際政策工具的重要課題。由於真實世界並非是零交易成本的世界，因此此種政策工具方式受到各方的批評，不過透過 Coase (1937) 《廠商本質》一文，我們知道解決或降低交易成本的手段，可透過制度或組織的

建立來加以改善，因此如前所述，零交易成本的世界並非是 Coase 本人所要探索的世界。

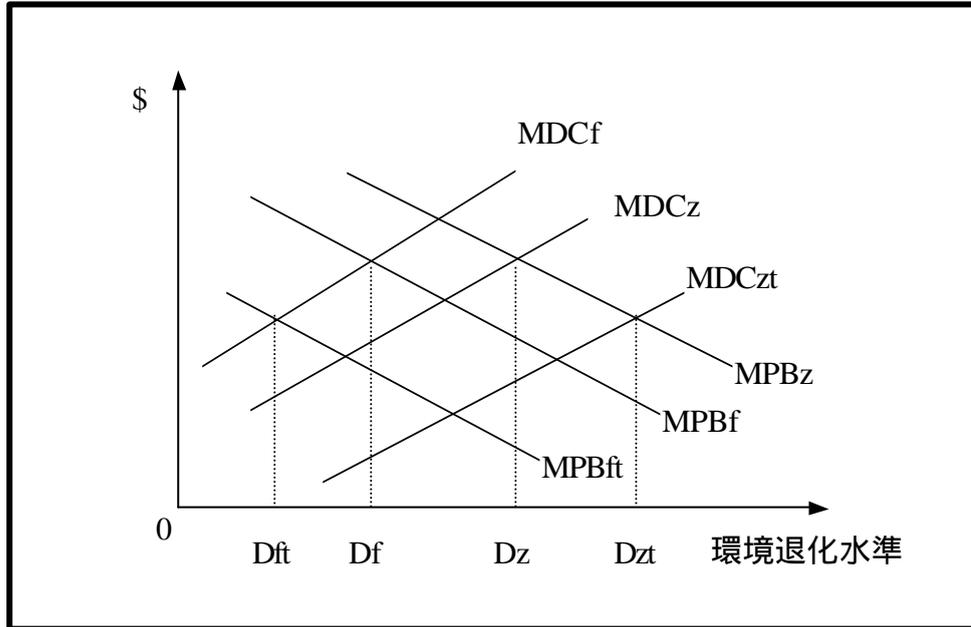


圖 2-18 正所得效果與交易成本下 Coasian 解

資料來源：調整自 Randall (1987 : 191)

## 第三章 環境管理態度分析

### 第一節 評價歷程與管理態度變項

#### 一、態度評價歷程<sup>(註 3-1)</sup>

在一般社會科學領域中，特別是新古典經濟學，大都奠基在「經濟人」(economic man)完全理性情況下探索相關事務。對此問題，Simon (1955, 1978, 1979)在建構「有限理性」(bounded rationality)理論時，便提出決策者或「真實人」(real man)的選擇行為係來自知覺的世界(perceived world)而非真實世界，並強調選擇歷程(process of choice)與認知心理學對選擇行為解釋的重要性。因而以下擬從有多年發展的「態度--行為」研究觀點探討受訪者如何回答環境態度問卷的評價歷程，以增加我們對環境態度問卷一些問題的了解，並有助於問卷內容的設計。

環境態度問卷調查通常透過面訪、郵寄訪問、電訪或複合方式等訪問形式，以「心理重要性」非貨幣單位來評估環境資源保育的知覺相對重要性或環境問題的知覺相對嚴重性。然而透過此方式所獲得的態度評價結果，如同其他問卷調查結果一樣，有一古老問題--「問一個問題，便有一個答案」，但是對於「答案」如何產生的認知心理歷程，我們所掌握的資訊仍相當有限。於此利用「態度--行為」研究觀點探討此課題，以進一步了解影響環境態度問卷調查此「投入--產出」或「刺激--回應」過程的影響因素，並縮減我們對受訪者態度評價歷程的「認知黑箱」(圖3-1)。從「態度--行為」觀點，環境態度<sup>(註3-2)</sup>僅是「口頭回應」並非實際行為，由於環境態度是一尚未見之行動的內在心理狀態或心理歷程，因此對此種「看不見」的心理狀態，我們如何獲得？最簡便且最常為研究者所使用的方式便是直接詢問當事者或受訪者。然而藉由此種方式所獲得的結果僅是一種

---

(註 3-1) 參曾明遜 (1988)。

(註 3-2) 態度一般被認為是一尚未見之行動的內在心理狀態或心理歷程，Fishbein and Ajzen (1975: 6) 將之定義為「人們回應特定目標時，所具有一致性的愛惡傾向 (predisposition)」，在現今環境態度與行為研究中，一些學者更將態度 (attitudes) 區分為認知 (cognition) 情感或感受 (affect) 與意向 (conation) 或行為傾向 (behavioral intention) 三個向度或成份 (詳李永展，1995: 24-25)。

「口頭回應」的態度，而非「外在回應」的行為，因此受訪者對環境態度的「口頭回應」是否會與實際行為的「外在回應」呈現一致性便成為一個重要課題。

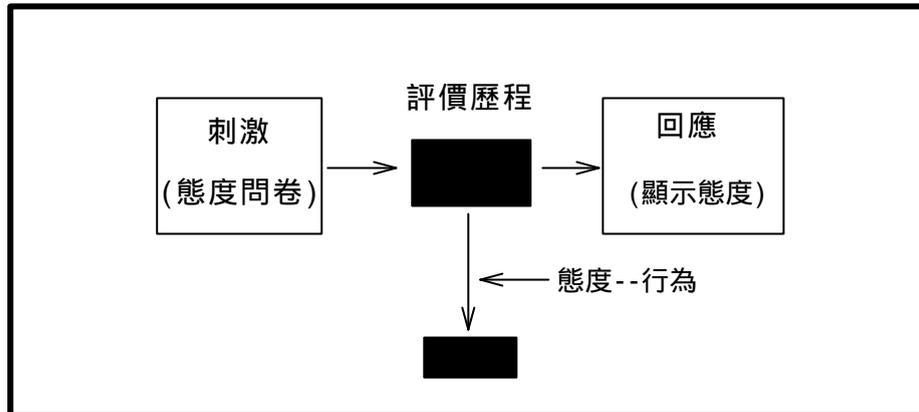


圖3-1 態度評價歷程研究觀點：「態度--行為」

從認知失調 (cognitive dissonance) 理論而言，當一個人採取非他所信念的某些行為時，他會感到不舒服，這時這個人將會致力於可能活動來減低此種失調的狀態，不論藉由改變態度或行為，結果將會促使態度與行為呈現一致性的狀況 (詳 Zimbardo, 游恆山譯, 1992 : 1153-1165)。但是在實證研究中，有些研究發現態度與行為相關性很弱，而有些則發現具有高度的相關性 (詳 Ajzen and Fishbein, 1977)。在一些「態度--行為」研究中，認為產生態度與行為產生低相關的原因可能是，「口頭回應」的態度是非常一般性，而「外在回應」的行為是非常特定性，即態度是非常一般性且由多個項目去量度，但行為卻是非常特定的行動，因此建議態度量度應與行為有特定的焦點，即態度的「明確性」 (詳李永展, 1995 : 28-29)。Ajzen (1986) 認為採取不適當的態度量度是產生態度與行為低相關的可能原因，透過文獻歸納方式獲得態度與行為呈現高度相關性皆是採取行為傾向為 (behavioral intention) 態度的量度，因而建議以行為傾向做為態度的量度標準較為恰當。因此，一般「態度--行為」研究者，認為只要態度量度的改善將可改善「態度--行為」不一致的情況。

以下以圖3-2土石流態度評價歷程做說明，此態度評價歷程係一個可「被駁斥」的概念架構，理念主要根源於Ajzen and Fishbein (1980) 所提出的「合理行動理論」與姚一葦 (1991) 「論知覺」，並參考Harris and Brown (1992) 「價值決策過程」做局部調整而得。

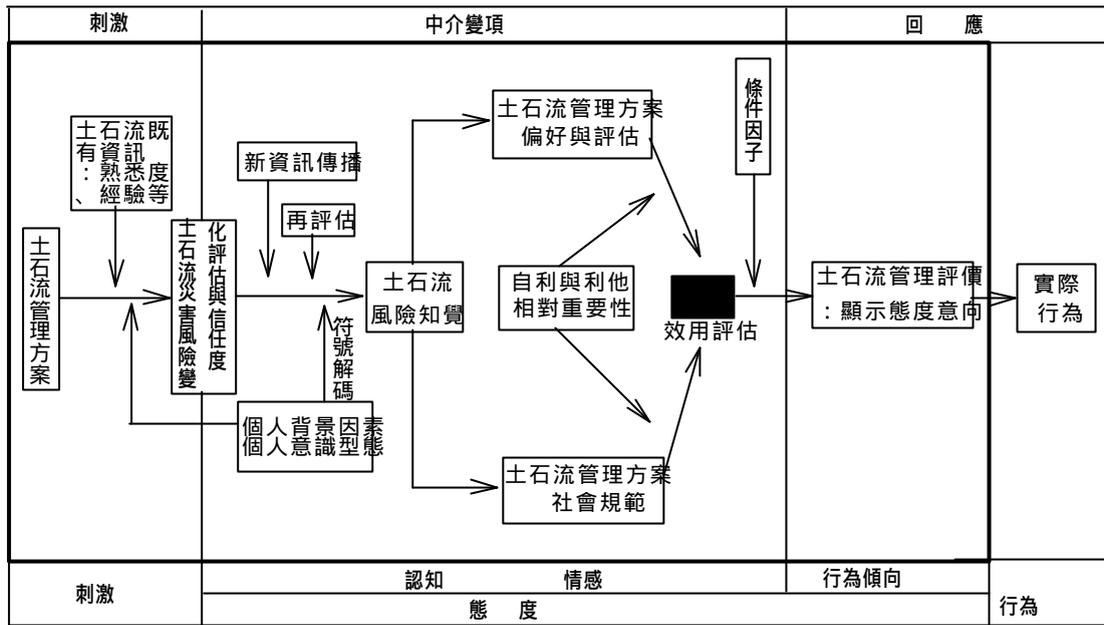


圖3-2 土石流管理態度評價歷程之概念架構

資料來源：調整自曾明遜（1998）。

什麼因素會影響行為傾向？從態度族群分類而言，認知與情感皆可能會影響行為傾向（Bishop and Heberlein, 1986）；而Ajzen and Fishbein（1980）在「合理行動理論」（A Theory of Reasoned Action）建構中認為（1）態度（attitude toward the behavior）與（2）社會規範（subjective norm），是影響人們的行為傾向的兩個主要因素。當受訪者回答相關土石流管理（環境保育）問題時，除了會受到此結果實現會得到什麼？失去什麼？正反面初步判斷的影響外，亦會受到社會壓力或親朋好友的影響，如這些受他重視的參考團體認為他（受訪者）應該從事此事，則可能會增強他做此事的傾向，此係為了避免「與社會產生疏離」。值得一提的是，此態度與社會規範此兩種因素皆受到受訪者主觀機率判斷的影響（即信任度或信念，beliefs）（Ajzen and Fishbein, 1980；Ajzen and Peterson, 1988），例如受訪者可能會評估支持土石流管理（環境保育）後，自己本身可以得到好處或壞處的可能性，並考慮參考團體認同度的可能性。

從知覺（perception）<sup>（註3-3）</sup>觀點出發，合理行動理論仍在一個「缺口」，因為在語言文化中受訪者可能會將土石流管理（環境保育）方案致使土石流災害實

<sup>（註3-3）</sup> 黃榮村（1990：53）認為知覺是「廣收環境中的資訊」，由於此定義並不十分清楚，

質風險的變化(環境實質功能的變化)及可能性(環境實質功能的變化及可能性)轉化為主觀的符號或意像而產生價值判斷；經由土石流災害風險(環境保育)概念化或語言化的知覺過程後，受訪者才會對土石流管理方案(環境保育方案)產生喜好或厭惡的情感態度(affective)，如此土石流災害風險(環境保育)很可能逃離實體而進入情感狀態。因此，受訪者在形塑情感態度評價歷程之前，可能存在認知態度的評價階段。依據知覺的相關論述(如Slovic, 1987；黃榮村, 1990；姚一葦, 1991)，受訪者對土石流風險知覺(環境保育知覺)，除了受到個人背景因素影響之外，亦會受到個人意識型態(如North, 1990)，如科技觀、環境倫理觀與環保價值觀的影響，而另一重要來源係自於各種資訊管道，如親身體驗、各報章媒體或問卷本身等。相對於「熟悉性」的資訊因子不僅在環境認知的研究中受到重視(李永展, 1990)，在條件評價研究中亦扮演相當重要的角色(如Bergstrom et al., 1990；Whitehed et al., 1995)。

在此態度評價歷程階段，值得注意的是「資訊處理能力的限制性」(limited information processing capacity)<sup>(註3-4)</sup>的課題。Simon(1955, 1978, 1979)在建構「有限理性」(bounded rationality)理論時，認為人們有資訊處理能力的限制，因而個人決策並不是追求效用最大的完全理性行為決策，而僅是在不同替代資源或方案中選擇滿足預期效用較大的「次佳決策」(suboptimizing)與最小需求的「滿足決策」(satisficing)，以致對於複雜問題的決策常會簡化來處理。如果此見解正確的話，就土石流管理態度(環境管理態度)問卷調查而言，研究者提供太多資訊予受訪者有時反而會產生負效果。

受訪者在認知態度進入情感態度的評價歷程階段，如果受訪者對土石流管理(環境管理)傾向正面意像或知覺時，她/他可能會喜歡土石流災害風險受到規範(生態環境受到維護或改善)，結果將可能強化土石流災害嚴格管理(環境嚴格管理)的態度意向，反之傾向負面意像或不喜歡者則可能呈相反的狀況。因此，對土石流災害管理(環境管理)具有正面認知或情感之受訪者，預期將會趨動他們對土石流災害採取嚴格管理(環境嚴格管理)的態度意向，以降低土石流

---

因而本研究採取姚一葦(1991)在「論知覺」一文中的說法：「知覺主要係由經由感覺器官而上溯腦部活動，使物為吾人所意識的一種知性活動」。因而他認為知覺是一種達於知(knowing)層次、是一種判斷、是一種思惟(thinking)能力、是一種語言化或概念化過程、是一種符號特性，由於語言化才使人類走出感覺世界，而進入知覺領域。

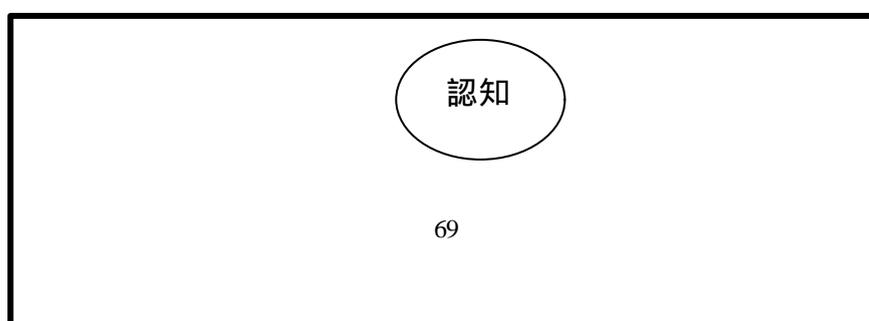
(註3-4) 有關資訊處理能力限制性關係請參閱 Simon(1955)與 Harris et al., (1989)。

災害風險或維護環境生態系統。除了土石流災害風險降低或環境保育是「好財貨」的正面意像與「喜歡它」的正面情感態度之外，受訪者仍會評估土石流災害風險管理方案（環境管理方案）運作主體是不是可以達成目標水準或達成的可能性有多少，並會考慮參考團體對他的態度意向是否支持或支持度有多少。

經由上述認知的歷程與情感態度的形塑後，受訪者將可能會依自利與利他的相對重要性來評估此管理方案可為他帶來多大的滿足程度，然後在認知能力與社會壓力或社會規範等條件因子下，賦予該管理方案的態度評價。此時人們會評估土石流管理方案（環境管理方案）所帶來的「滿足感」，此一方面隱含著受訪者認為「他本身」現在或未來可以避免土石流災害風險的「壞處」（「使用」或「享受」環境保育方案所帶的「好處」），另一方面則隱含著受訪者認為「他人」（如後代子孫）未來可以避免土石流災害風險的「壞處」（使用環境保育方案的這些「好處」）或認為「他物種」本身就有免受土石流災害風險的環境責任意識或倫理關懷（「他物種」本身就有存在權利的環境責任意識或倫理關懷）。前者即為稱為使用動機或外在動機，而後者為非使用動機或內在動機，實證研究顯示外在動機與保育行為具某程度的關係，內在動機在保育行為中亦扮演一個重要的角色（如Lee and De Young, 1994）。

## 二、管理態度變項說明

由上述我們可以建構如圖3-3的概念模式，包括認知、個人屬性、意識型態、條件因子與動機等因素可能會影響受訪者的環境與土石流管理態度，管理態度變項包括管理重要性評估、管理成效滿意度評估與管理意向。



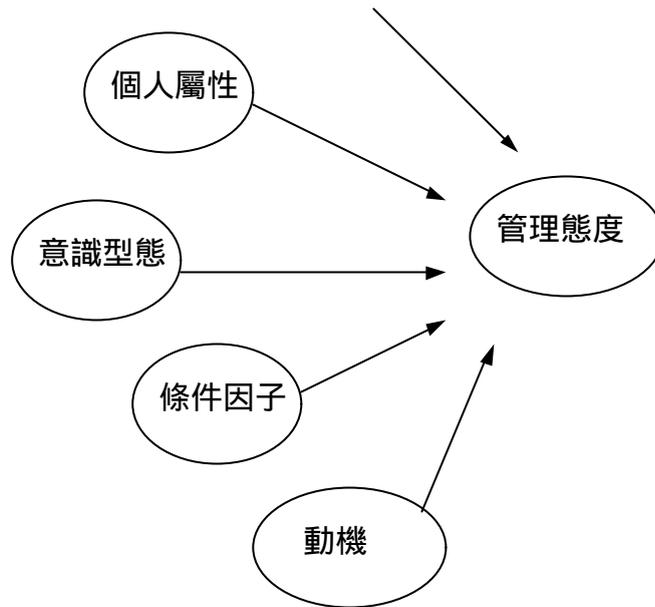


圖 3-3 環境與土石流管理態度概念模式

在環境與土石流認知方面，包括環境公害經驗、土石流受害經驗、土石流熟悉度與土石流災區投入經驗等。如果受害者曾經是環境公害或土石流災害受難者，預期將呈現有較強的管理態度，因為相對於非受難者他們有實際感受生命財產的威脅。至於對土石流的熟悉度及其投入經驗，了解土石流災害的嚴重程度較深，因而也預期有較強的管理態度。由於相關環境認知因子在實證研究結果大都獲得正向效果的現象（參李永展，1995），因此本研究仍預期上述認知因素對環境與土石流管理態度的影響將呈現正向的關係。

在個人屬性方面，包括年齡、性別、教育程度與職業，這些屬性往往決定一個人態度或行為的特質，而可能對環境及土石流管理有不同的態度評價。就不同年齡層而言，因他們所面對的生活問題或所關心的事物不同，因此可能對事件的態度或行為會有所不同；就性別而言，因為男性與女性在社會上過去往往被賦予不同的職責（如男主外、女主內或女人無才便是德），結果男性與女性在對事件的態度或行為可能呈現差異；就教育程度而言，因其所接受的資訊質量不同，因而對事件的考量亦可能會呈現不同的狀況；在職業方面，因所接觸的事物或所接收的資訊往往有所差異，故對事件的態度或行為亦可能有所不同。預期以上個人屬性會對環境及土石流管理態度評價有所不同，至於影響的方向並不能確定，

而成為一個待驗的因素，不過就生態女性主義觀點，女性可能比男性傾向更強的管理態度。

在意識型態方面，它是一種使人們的行為方式理性化的思惟力量，人們透過它而與他們的環境妥協，並建立一種「世界觀」以簡化決策過程( North, 1981 )。此變項包括相信與懷疑科技潛能的科技觀、較重視經濟利益與較重視環境保育的價值觀（環境倫理觀亦可為意識型態一環，於此則於動機因子變項說明），預期存在較懷疑科技潛能與較重視環境保育之意識型態者，對於管理態度有正向的影響。

在條件因子方面，它是屬於個人行為傾向的限制因素，包括向度如所得、時間等實質條件與當時心智狀態的心理條件，除此之外，如是否有其他選擇方案的機會條件、或社會規範或壓力等外在條件亦可能影響個人濕地保育評價的行為傾向。本研究僅著重在環保社會規範的因素，在其他情況相同條件下，預期會受環保社會規範影響者，對環境及土石流管理態度有較強的傾向。

在動機方面，本研究以環境倫理觀為替代變項，區分為傾向以己為中心、以家族為中心與以生態為中心三種情況，預期愈傾向利他動機情況之受訪者將會賦予較強的管理態度。

## 第二節 問卷調查設計

### 一、抽樣方法與施測程序

本研究調查採面訪訪問形式<sup>(註3-5)</sup>，抽樣對象為台北市的人民，抽樣方法主要係採取分層抽樣原理（詳林進田，1993），各階段層內之抽樣係採比率機率抽樣（Probability proportionate to size, 簡稱PPS）以保持層內之單元被抽到的機會相等，而依據等距系統抽樣原理抽取<sup>(註3-6)</sup>。基於時間、人力與財力限制，在抽取樣本單時僅預設完成180份<sup>(註3-7)</sup>，且僅在台北市12個行政區中抽取6個行政區，各區樣本單元預設為30份，抽樣架構（sampling frame）為戶政事務所的戶籍資料<sup>(註3-8)</sup>。在問卷設計時，主要係依據態度評價歷程、態度評變項概念模式與相關研究的問卷設計內容擬定初稿，然後經過試調（pretest）施測過程<sup>(註3-9)</sup>，完成正式問卷內容。

---

(註 3-5) 採用面訪訪問形式雖然較能避免如樣本代表性的問題，但在特定時間特定地點訪問特定人的條件下，常會造成受訪者較少時間思考如何填答相關問項與調整本身態度評價，因而可能會「草草了事」，其中最大的問題可能是訪員素質不一所產生的偏誤，但郵寄訪問形式最大的問題是樣本代表性或未回應者的問題。

(註 3-6) 以該層總人口數除以預設抽取的樣本數獲得的數值為間隔，每隔此數值抽取一個調查樣本，因而稱為等距系統抽樣。關於等距抽樣，可參閱劉清榕（1988：76-78）。

(註 3-7) 面訪問卷經費問題限制相當大，每份問卷的總費用在 250-300 元之間。至於樣本大小的問題，1988 年 Bush 以 54% 獲選率贏得美國總統大選，選前有六團體利用問卷調查預測 Bush 的獲選率為 56%、55%、55%、54%、53% 與 53%，而且所採用的樣本數不到 2000 人（母體數千萬人）（詳 Rubin and Babbie, 趙碧華、朱美珍編譯，1995：208）。此或許可舒緩人們對於「樣本數太小」的關切，如何抽樣反而是一種比較重要的課題，當然依統計學的概念樣本愈大所得結果愈接近母體。

(註 3-8) 所謂抽樣架構係指抽樣單元的集合體，而抽樣單元指在一組元素中，經由抽樣程序選出一個元素，最後的元素在本研究為具 15 歲及以上的人民，而抽樣單元為鄉鎮區、家庭及具勞動力的人，關於抽樣的概念與用詞請參閱趙碧華、朱美珍編譯（1995：213-216）。

(註 3-9) 因為「研究者」與「受訪者」基本特質可能存在相當大的差異，如何將研究者所要探討的「概念」轉換成受訪者的「日常用語」可能需求助如試調此「質化」資訊的事前蒐尋，如此將有助於舒緩「強式研究者」所導致的問題。因此本研究，於民國 89 年 5 月初擬定問卷初稿後，便從事問卷試調工作，於民國 89 年 5 月中旬完成試調。但是基於人力、時間限制，本研究試調對象，係大學生及其家長，因此頂多僅算是一種「非正式」的試調。受訪者對試調內容主要意見為在環境與土石流管理方

本研究經過問卷設計與施測過程，並告知訪員一些應注意的事項後，如儘量保持中立性及問卷內容的意義(註3-10)，於民國89年5月23日由訪員攜帶正式問卷及抽取的受訪樣本名單至各行政區從事訪問工作，為了提高受訪者接受訪問的機會，要求訪問人員準備至少20元的小禮物贈予受訪者，於民國89年6月19日完成所有調查樣本。預定完成180份的樣本數，經由調查結果回收有179份，回收比率為99.44%，雖然符合本研究分析的要求，但並不符合面訪抽樣調查的要求，因為本研究在正式調查時，採用原抽取樣本不願意接受訪問時便以備取的樣本替代，此種做法並不符合面訪抽樣調查的要求。(註3-11)

## 二、問卷內容設計

本研究在問卷內容設計上，主要係採取文字指示回答的「結構型」的問卷方式，而在問題型式上乃以「封閉式」為主，即將問卷的問題內容以文字指示受訪者回答，受訪者僅需依照自己的想法在一組答案選項中圈選一個或數個答案(註3-12)，主要係為了減少受訪者的努力程度以及避免過度發散的答案而無法獲得要檢驗的變項關係。不過此種方式常因為過度限制受訪者的想法，以致無法獲得受訪者的「真意」，因此本研究在某些問項中亦輔助若干「開放式」的問題型式。在問卷次序的安排上，分為兩大部分，第一部分為環境與土石流態度、第二部分為受訪者社會經濟屬性，一方面是因為要探索環境與土石流管理態度，另一方面係為了避免有「探索個人隱私」之嫌而增加拒訪的機率，因此，將態度擺在前面而將受訪者社會屬性放在後面，以下對此問卷內容作簡要說明（詳附錄一）。

---

案（如預警環境保險金）方面，太過於「專業」不易填答，其他像所用的文字不夠「通俗化」亦使受訪者產生困擾。

(註3-10) 本研究並未做正式的訪員訓練，僅告知其他一些做為訪員應遵守的規定，此係不想把訪員當成「壞人」或「機器」，但此亦造成「訪員偏誤」在評價的干擾，此係本研究若干缺失之一。

(註3-11) 正確的做法，一般係以原抽取樣本三次訪視失敗後再以備取樣本從事訪問，不過要求訪員如此做時，面訪的經費又會增加許多，因為會增加訪員往返成本過高，若無足夠的「效益」回饋，則訪員可能會因此而放棄，不過此是本研究調查過程的缺失之一，值得檢討改進。

(註3-12) 關於結構型的問卷方式，可參閱文崇一（1988）。

在問題之前，首先簡要說明土石流的意義，此一方面係為了避免受訪者在完全無土石流資訊下，回答相關土石流管理態度的困擾；在另一方面係為了避免失去熟悉度對土石流管理態度影響的檢測意義，因此僅提供簡要土石流意義的文字說明。為了了解受訪者的環境與土石流管理態度，本研究將管理態度區分為管理重要性態度評估（第10題）、管理成效滿意度評估（第13題）及以管理嚴格程度作為衡量指標的管理意向（第14題）等三個變項。

依態度評價歷程及管理態度概模式可知，管理態度除了可能受到個人屬性（第16、17、18、19題）的影響外，亦可能受到個人相信或懷疑科技潛能的科技觀（第2題）、重經濟或重環境的價值觀（第3題）、以及傾向以己為中心、以家族為中心或以生態為中心環境倫理觀（動機）（第4題）等意識型態的影響。除此之外，環境與土石流認知也可能影響管理態度，包括有無受到環境公害的經驗（第5題）、土石流的受害經驗（第6題）、土石流熟悉度（第8題）及土石流災區投入經驗（第9題）等變項；環保社會規範（第7題）此變項亦可能會影響管理態度。

由於環境與土石流管理態度，必會涉及環境問題的感受，因此本研究區分為六項空氣污染、水質污染、土石流風險；核電風險、農地資源保育問題、山林地資源保育等環境問題探索其改善相對迫切性（第1題）。因為管理必需有管理主體、可依循的管理決策準則、以及可採取的管理方式，因此本研究在管理主體方面區分為民間環保團體與政府，探索其在受訪者心中相對信任度（第12題）；在管理決策準則方面區分為經濟效率、公平正義、政治可接受性、行政簡便、災害風險降低、以及生態科技研發等六項準則，探索其相對重要性（第11題）；在管理方式方面，區分為設定環境安全標準與課徵環境稅兩種政策工具，了解受訪者較偏好何種管理方式（第15題）。

### 第三節 基本資料說明

#### 一、受訪者社會屬性的分配狀況

受訪者之社會屬性變項，如性別、年齡、教育程度與職業等，如前所述往往會決定一個人的行為特質，進而影響環境與土石流管理態度。透過受訪者基本屬性的分析，將有助於我們瞭解是否有相同或近似某一類型特性的人會有相同的保育意向或評價，或何種特性的人將會採取何種態度傾向。以下就社會屬性說明整個抽樣結果的樣本分配狀況，值得注意的是，以下資料分析都是在受訪者「真實回答」假設下的分析結果。

調查樣本之社會屬性分配狀況（表3-1），受訪樣本女男約各佔一半，除萬華區以外，亦大致呈現1:1的狀況，而青壯年、高中及大專教育程度、從業者及服務業等社會屬性的受訪者較多，各行政區集中趨勢大致呈現一致的狀況，其分配狀況除了職業別亦無多大差異。為了瞭解不同地行政區樣本分配狀況是否有所差異，可採取卡方（ $\chi^2$ ）獨立性檢定來檢驗。但因為就原始資料從事卡方檢定時若干變項常出現高比例預期值小於5，以致所獲得的結果可能無效的情況，此可透過轉換為較少類別從事檢定來克服，由於不同行政區並不是本研究關心的變項，因此並沒有作此項轉換工作的處理。

表3-1 受訪者社會屬性分配狀況

		台北市面訪調查樣本						
變項	類別	台北市 N=179	北投區 N=30	中正區 N=30	萬華區 N=30	中山區 N=29	信義區 N=30	大安區 N=30
性別 SEX	女	96(53.6)	13(43.3)	18(60.0)	21(70.0)	14(48.3)	16(46.7)	14(46.7)
	男	83(46.4)	17(56.7)	12(40.0)	9(30.0)	15(51.7)	14(53.3)	16(53.3)
	遺漏值	0.	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0(0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)
年齡 AGE	小於20歲	11( 6.2)	1( 3.3)	2( 6.7)	3(10.0)	1( 3.5)	0( 0.0)	4(13.3)
	20-29歲	60(33.5)	5(16.7)	8(26.7)	17(56.7)	10(34.5)	11(36.7)	9(30.0)
	30-39歲	41(22.9)	6(20.0)	9(30.0)	6(20.0)	11(37.9)	1( 3.3)	8(26.7)
	40-49歲	42(23.5)	11(36.7)	11(46.7)	3(10.0)	5(17.2)	9(30.0)	3(10.0)
	50-59歲	17( 9.5)	4(13.3)	0( 0.0)	1( 3.3)	1( 3.5)	7(23.3)	4(13.3)
	60歲以上	8( 4.8)	3(10.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	1( 3.5)	2( 6.7)	2( 6.7)
	遺漏值	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)

表3-1 受訪者社會屬性分配狀況 (續)

		台北市面訪調查樣本						
變項	類別	台北市 N=179	北投區 N=30	中正區 N=30	萬華區 N=30	中山區 N=29	信義區 N=30	大安區 N=30
教育程度 EDU	未曾入學	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)
	未曾入學識字	1( 0.6)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	1( 3.3)
	小學	4( 2.2)	1( 3.3)	1( 3.3)	0( 0.0)	0( 0.0)	2( 6.7)	0( 0.0)
	國中	10( 5.6)	2( 6.7)	1( 3.3)	1( 3.3)	3(10.3)	3(10.3)	0( 0.0)
	高中	61(34.1)	16(53.3)	11(36.7)	8(26.7)	10(34.9)	9(30.0)	7(23.3)
	大專	58(32.4)	9(30.0)	7(23.3)	6(20.0)	12(41.4)	14(46.7)	10(33.4)
	大學	41(22.9)	2( 6.7)	10(33.3)	15(50.0)	3(10.3)	0( 0.0)	11(36.7)
	研究所及以上	4( 2.2)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	1( 3.5)	2( 6.7)	1( 3.3)
	遺漏值	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)
職業 OCUP	農	1( 0.6)	1( 3.3)	0( 1.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)
	工	13( 7.3)	3(10.0)	2( 8.0)	1( 3.3)	0( 0.0)	4(13.3)	3(10.0)
	商	49(27.4)	13(43.3)	6(25.1)	1( 3.3)	12(41.4)	9(30.0)	8(26.7)
	軍	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.7)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)
	服務業	32(17.9)	1( 3.3)	6( 6.4)	9(30.0)	11(37.9)	3(10.0)	2( 6.7)
	公	19(10.6)	2( 6.7)	11( 3.0)	2( 6.7)	0( 0.0)	3(10.0)	1( 3.3)
	教	4( 2.2)	1( 3.3)	0(12.4)	1( 3.3)	0( 0.0)	1( 3.3)	1( 3.3)
	家管	14( 7.8)	3(10.0)	1(11.4)	2( 6.7)	1( 3.5)	5(16.7)	2( 6.7)
	自由業	5( 2.8)	2( 6.7)	0( 2.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	1( 3.3)	2( 6.7)
	無業	3( 1.7)	0( 0.0)	0(17.7)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	1( 3.3)
	學生	28(15.6)	2( 6.7)	2( 8.7)	14(46.7)	3(10.3)	2( 6.7)	6(20.0)
	退休	8( 4.5)	2( 6.7)	2( 3.7)	0( 0.0)	1( 3.5)	1( 3.3)	4(13.3)
	其他#	3( 1.7)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	1( 3.5)	1( 3.3)	0( 0.0)
	遺漏值	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)

註：N表該分層總樣本；( )前數字表該類別的樣本次數；( )內的數字表該類別樣本次數的百分比。

## 二、受訪者的意識型態

受訪者的意識型態，本研究區分為科技觀、環境倫理觀與環境價值觀。科技觀，以「科技進步潛能是否能解決環境破壞的問題」區分為「傾向相信科技潛能」與「傾向懷疑科技潛能」，此意識在永續發展 ( sustainable development ) 論戰中佔有極重要的角色，前者常過份樂觀地認為不必過度干預資源的分派；後者則常悲觀地認為應維持固定的人口與環境存量( 參蕭代基, 1993; 李永展、曾明遜, 1995 )。環境倫理觀，以「環境友善政策基於自身利益、他人 ( 含後代子孫 )、環境道德責任的考量」區分為「以人為中心」與「以生態為中心」，前者包括「以己為中心」與「以家族為中心」，此意識如同科技觀在永續發展論述中，亦佔相

當重要的角色，愈傾向「以己為中心」者對環境破壞的管理愈傾向寬鬆的態度，反之愈傾向「以生態為中心」者對環境破壞管理愈傾向嚴格的態度（參戴華，1993）。環境價值觀，則以「願意犧牲經濟利益換取環境，或願意犧牲環境換取經濟利益」區分為「重經濟利益」與「重環境保育」，此種意識如同前述，重環境保育對環境管理將傾向較嚴格。

調查結果顯示（表3-2、表3-3、表3-4），傾向「懷疑科技潛能」者平均佔七成以上；傾向「以家族為中心」者平均佔五成以上；而傾向「重環境保育」者則平均佔九成以上。經由檢定結果，發現此種情況除了在「環境倫理觀」會因性別與年齡呈現有統計顯著差異外，其他皆無統計差異。即在「環境倫理觀」雖然男性與女性皆傾向「以家族為中心」，但女性相對於男性此情況更加明顯；不過在年齡屬性方面，中老年（50歲及以上）相較其他年齡層則明顯傾向「以生態為中心」的環境倫理觀。

表3-2 受訪者的意識型態

		台北市面訪調查樣本						
變項	類別	台北市 N=179	北投區 N=30	中正區 N=30	萬華區 N=30	中山區 N=29	信義區 N=30	大安區 N=30
科技觀	傾向相信科技潛能	48(26.8)	10(33.3)	8(26.7)	11(36.7)	4(13.8)	6(20.0)	9(30.0)
	傾向懷疑科技潛能	131(73.2)	20(66.7)	22(73.3)	19(63.3)	25(86.2)	24(80.0)	21(70.0)
	遺漏值	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)
環境倫理觀	傾向以己為中心	33(18.4)	5(16.7)	6(20.0)	4(13.3)	5(17.2)	7(23.3)	6(20.0)
	傾向以家族為中心	102(57.0)	14(46.7)	21(70.0)	16(53.3)	19(65.5)	17(56.7)	15(50.0)
	傾向以生態為中心	43(24.0)	11(36.7)	3(10.0)	10(33.3)	5(17.2)	6(20.0)	8(26.7)
	遺漏值	1(0.6)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	1(3.3)
環境價值觀	寧犧牲利益換取環境	164(91.6)	28(93.3)	28(93.3)	26(93.1)	27(93.1)	26(93.1)	29(96.7)
	寧犧牲環境換取利益	15(8.4)	2(6.7)	2(6.7)	4(6.9)	2(6.9)	4(6.9)	1(3.3)
	遺漏值	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)

註：N表該分層總樣本；（）前數字表該類別的樣本次數；（）內的數字表該類別樣本次數的百分比。

表3-3 社會屬性與科技觀及環境倫理觀關係

社會屬性		科技觀(N=179)		環境倫理觀(N=178)			卡方檢定
變項	類別	相信科技潛能	懷疑科技潛能	以己為中心	以家族為中心	以生態為中心	P值
性別	女	25(26.0)	71(74.0)	10(10.4)	61(63.5)	25(26.0)	P1=0.802
	男	23(27.9)	60(72.1)	23(28.1)	41(50.0)	18(22.0)	P2=0.01**
年齡	29歲及以下	19(26.8)	52(73.2)	17(24.3)	44(62.9)	9(12.9)	P1=0.803
	30-49歲	21(25.3)	62(74.7)	11(13.3)	51(61.5)	21(25.3)	P2=0.001**
	50歲及以上	8(32.0)	17(68.0)	5(20.0)	7(28.0)	13(52.0)	
教育程度	高中及以下	25(27.6)	55(72.4)	13(17.3)	41(54.7)	21(28.0)	P1=0.845
	大專	14(24.1)	44(75.9)	10(17.2)	39(67.2)	9(15.5)	P2=0.313
	大學及以上	13(28.9)	32(71.1)	10(22.2)	22(48.9)	13(29.0)	
職業	工、商業	14(22.6)	48(77.4)	14(23.0)	31(50.8)	16(26.2)	P1=0.644
	軍、公、教	14(25.5)	41(74.6)	7(12.7)	39(70.9)	9(16.4)	P2=0.383
	學生、家管	13(31.0)	29(69.1)	8(19.1)	22(52.4)	12(28.6)	
	其他行業	7(35.0)	13(65.0)	4(20.0)	10(50.0)	6(30.0)	

註：N表該分層總樣本；( )前數字表該類別的樣本次數；( )內的數字表該類別樣本次數的百分比。P1表科技觀的檢定機率值；P2表環境倫理觀的檢定機率值。因為就原始資料從事卡方檢定時若干變項常出現高比例預期值小於5，以致所獲得的結果可能無效的情況，因此本研究將之轉換為較少類別從事檢定，如表中所示。

表3-4 社會屬性與環保價值觀關係

社會屬性		環保價值觀(N=179)		卡方檢定P值
變項	類別	寧犧牲經濟利益換取環境	寧犧牲環境換取經濟利益	
性別	女	88(91.7)	8( 8.3)	P=0.981
	男	76(91.6)	7( 8.4)	
年齡	29歲及以下	63(88.7)	8(11.3)	P=0.503
	30-49歲	78(94.0)	5( 6.0)	
	50歲及以上	23(92.0)	2( 8.0)	
教育程度	高中及以下	72(94.7)	4( 5.3)	P=0.126
	大專	54(93.1)	4( 6.9)	
	大學及以上	38(84.4)	7(15.6)	
職業	工、商業	57( 91.9)	5(8.1)	P' =0.466
	軍、公、教	50( 90.9)	5(9.1)	
	學生、家管	37( 88.1)	5(11.9)	
	其他行業	20(100.0)	0( 0.0)	

註：N表該分層總樣本；( )前數字表該類別的樣本次數；( )內的數字表該類別樣本次數的百分比。P表環境保育意向的檢定機率值；P'表卡方檢定時變項預期值小於5，以致所獲得的結果可能無效的情況。

### 三、受訪者環保行為的社會規範

Ajzen and Fishbein (1980) 在「合理行動理論」建構中認為態度與社會規範是影響人們的行為傾向的兩個主要因素，亦即受訪者管理態度意向除了會從本身角度出發加以考量外，亦會受到社會壓力或親朋好友的影響。對此社會環保行為為社會規範，由表3-5可發現，受訪者平均約有8成以上呈現會因為親朋好友等參考團體從事環保行為而迫使自己儘量不去傷害環境或儘可能從事對環境有益的行為，此間接驗證Ajzen and Fishbein (1980) 所提出「合理行動理論」。

表3-5 受訪者環保行為的社會規範

		台北市面訪調查樣本						
變項	類別	台北市 N=179	北投區 N=30	中正區 N=30	萬華區 N=30	中山區 N=29	信義區 N=30	大安區 N=30
環保社會規範(是否會因親朋好友環保而環保?)	不會	28(15.6)	8(26.7)	3(10.0)	4(13.3)	4(13.8)	2(6.7)	7(23.3)
	會	151(84.4)	22(73.3)	27(90.0)	26(86.7)	25(86.2)	28(93.3)	23(93.3)
	遺漏值	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)

註：N表該分層總樣本；( )前數字表該類別的樣本次數；( )內的數字表該類別樣本次數的百分比。

#### 四、受訪者對環境與土石流的認知

受訪者對環境與土石流的認知，包括受訪者（親朋好友）的環境公害經驗、土石流熟悉度、土石流災區投入經驗與受害經驗。結果顯示（表3-6），受訪者（含親朋好友）遭受環境公害的情況，區分為「沒有」、「很少」、「有時」、「經常」與「總是」五種情況，以「有時」狀況所佔比例最高（約四成）；至於土石流熟悉度以「讀過或聽過土石流且知道原因」所佔比例最高（約五成）、投入土石流災區經驗則以「沒去過」比例最高（近8成）、受訪者（含親朋好友）遭受土石流災害以「沒有」情況最多（8成以上）。

表3-6 受訪者（含親朋好友）環境公害經驗

		台北市面訪調查樣本						
變項	類別	台北市 N=179	北投區 N=30	中正區 N=30	萬華區 N=30	中山區 N=29	信義區 N=30	大安區 N=30
環境公害 經驗(含親 朋好友)	沒有	25(14.0)	5(16.7)	2(6.7)	0(0.0)	5(17.2)	8(26.7)	5(14.0)
	很少	30(16.8)	6(20.0)	3(10.0)	6(20.0)	7(24.1)	3(10.0)	5(16.7)
	有時	74(41.3)	13(43.3)	17(56.7)	12(40.0)	10(34.5)	10(33.3)	12(40.0)
	經常	37(20.7)	3(10.0)	3(10.0)	11(36.7)	7(24.1)	7(23.3)	6(20.0)
	總是	10(5.6)	3(7.2)	5(16.7)	1(3.3)	0(0.0)	2(6.7)	2(6.7)
	遺漏值	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)
熟悉度：讀 過或聽過	沒有	18(10.1)	4(13.3)	1(3.3)	1(3.3)	4(13.8)	3(10.0)	5(16.7)
	有：不知原因	37(20.7)	6(20.0)	7(23.3)	3(10.0)	11(37.9)	5(16.7)	5(16.7)
	有：知道原因	93(52.0)	14(46.7)	15(50.0)	25(83.3)	9(31.0)	11(36.7)	19(63.3)
	有：知道原因且知 道如何改善	31(17.3)	6(20.0)	7(23.3)	1(3.3)	5(17.2)	11(36.7)	1(3.3)
	遺漏值	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)
土石流災 區投入經 驗	沒去過	141(78.8)	25(83.3)	22(73.3)	26(86.7)	22(75.9)	24(80.0)	22(73.3)
	去過	38(21.3)	5(16.7)	8(26.7)	4(13.3)	7(24.1)	6(20.0)	8(26.7)
	遺漏值	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)
土石流受 害經驗(含 親朋好友)	沒有	151(84.4)	29(96.7)	26(86.7)	22(73.3)	25(86.2)	24(80.0)	25(83.3)
	有	28(15.7)	1(3.3)	4(13.3)	8(26.7)	4(13.8)	6(20.0)	5(16.7)
	遺漏值	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)

註：N表該分層總樣本；( )前數字表該類別的樣本次數；( )內的數字表該類別樣本次數的百分比。

## 第四節 環境與土石流管理態度分析

由態度評價歷程一節，可知一般「態度與行為」的研究者對於「態度」有「正式」的定義。此處所稱的態度則偏向情感與意向的向度，而以「相對重要性」、「相對滿意度」與「相對嚴格程度」做為衡量的指標。在經濟學「眼中」或「心中」的「評價」係源自效用的概念，效用則源自「偏好」，而偏好即一種「相對重要性」或「相對滿意度」的概念。因此就相對重要性或相對滿意度的概念而言，只要有一可比較的「基準」或支付的「單位」便可符合某些評價的理念。因為「評價」係指人們對某財貨或勞所賦予的價值（assigned value），我們可以行動、文字或數量尺度來表現（Brown, 1984），因此「態度」事實上亦是一種「評價」的心理行為。

此處以「心理的相對重要性、滿足度與嚴格程度」做為管理態度評價分析的衡量標準或單位，就客觀的研究角度而言，此衡量指標是難以比較的。以「心理相對重要性」為例，您心中的「重要」與他人心中的「重要」程度是不相同的。不過就平均的尺度而言，「平均的重要性」仍不致太過主觀，因為如果我們將「重要性」的尺度分為五等級「非常重要」、「重要」、「普通」、「不重要」、「非常不重要」，而分別給予一個分數，結果平均的重要性程度仍可代表樣本的「平均重要性」，但若做個人的比較便不太恰當。不同經濟學的評價，心理重要性傾向一種序列尺度的變項。此種「重要性」的「態度量表方式」源自於Likert(1932)發展出來的處理方式（詳林進田，1993；吳聰明，1987），並受「態度研究者」的重視與應用（如李永展，1995）。因此，以下利用此種態度量表方式，處理環境與土石流管理態度分析的問題。

### 一、環境管理態度分析

#### （一）環境問題相對重要性

環境問題最佳的解決的方式就是不要有環境問題的產生，問題是人類為了維持經濟生活，無可避免會將自然資本轉化為人造資本，而產生自然資本的變化或退化，因此我常僅能求取「次佳解」，即將環境問題縮減至最小化或儘可能舒緩它。環境問題一般可區分為「資源保育」、「環境風險」與「環境污染」，為了探求受訪者對於環境問題的關切程度，本研究設定六項環境問題，包括空氣污染、水質污染、土石流風險、核電風險、農地資源保育與山林地資源保育等，前

二項為「環境污染」問題，中二項為「環境風險」、後兩項為「資源保育」問題，然後詢問受訪者認為這些環境問題迫切改善的優先順序，最迫切賦予的值為「1」，然後依次為「2」、「3」、「4」、「5」與「6」。由於迫切改善序是一種序列尺度的變項，而序列尺度並非連續變數，一般有母數的統計分析方式（Parametric Statistics）並不太恰當，因此本研究採取無母數統計（nonparametric statistics）做分析工具（參顏月珠，1992）。在處理「男」與「女」等獨立樣本時，係採取 Wilcoxon rank-sum 檢定<sup>(註 3-13)</sup>；在處理不同「環境問題」差異、以及「環境污染」、「環境風險」與「資源保育」差異等相關樣本時，則採取 Wilcoxon signed rank 檢定<sup>(註 3-14)</sup>。調查結果顯示（表 3-7），經檢定後，相對迫切改善平均排序為：

全部樣本：「空氣污染」 「水質污染」 > 「土石流風險」 > 「山林地保育」 > 「核電風險」 「農地保育」  
男性樣本：「空氣污染」 「水質污染」 > 「土石流風險」 「山林地保育」 > 「農地保育」 「核電風險」  
女性樣本：「空氣污染」 「水質污染」 「土石流風險」 > 「山林地保育」 > 「核電風險」 「農地保育」

由此大致可看出，受訪樣本平均皆認為空氣污染與水質污染問題是最迫切二項需改善的環境問題，農地資源保育（或核電風險）問題則「靜陪末座」，至於土石流風險與山林地資源保育問題則分別排在「第三名」與「第四名」。經 Wilcoxon rank-sum 檢定結果，在個別環境問題方面，男性與女性僅在「土石流風險」問題具統計顯著差異，女性比男性認為該項問題更應該迫切改善，其他環境

---

(註 3-13) Wilcoxon rank-sum 此法適用兩獨立樣本的檢定，即先自此兩獨立樣本的母體中各自隨機抽取一樣本  $n_1$  與  $n_2$ ，然後將此兩組獨立樣本混合，分別給予適當的等級而獲得兩樣本個別等級和  $W_1$  與  $W_2$ ，然後以第一組樣本觀察值小於第二組樣本觀察值的總個數  $U_1$  與第二組樣本觀察值小於第一組樣本觀察值的總個數  $U_2$ ，取兩者較小者為檢定統計量  $U$  進行檢定工作（顏月珠，1992：166-171）。

(註 3-14) Wilcoxon signed rank 此法適用於相關樣本的檢定，在檢定時先刪除各對觀察值差額為 0 者，然後按差額的絕對值由小而大依次給予等級，若絕對值有兩個或兩個以上相同者，先每一個給予順序的等級，再將等級平均而以此平均等級做為各相同差額的等級，然後依正差  $W(+)$  與負差  $W(-)$  等級和，取二者小者為統計量  $W$  進行檢定。此法理論基礎在於，若兩相關樣本來自相同母體或平均數或中位數無顯著差異時，則正號  $W(+)$  與負號  $W(-)$  等級應極為接近，故等級太大或太小 ( $W$  值小)，則表示兩母體平均數或中位數不太可能相等（顏月珠，1992：211-219）。

問題則男性與女性並無統計顯著差異的情況。為了探求不同環境問題間在迫切改善順序是否有顯著差異，利用Wilcoxon signed rank檢定的結果，在全部樣本情況，除了空氣污染與水質污染問題、核電風險與農地資源保育問題呈現無顯著差異外，其他皆呈現顯著差異的情況，即「空氣污染」與「水質污染」在六項環境問題改善迫切性或優先性中皆同為「第一」，而「農地資源保育」與「核電風險」則同為「倒數第一」；男性樣本情況，與全部樣本情況相近，唯在「土石流風險」與「山林地資源保育」則呈現無顯著的情況；至於女性樣本情況，同樣與全部樣本情況相近，唯「土石流風險」與「水質污染」問題呈現無顯著的情況，若配合Wilcoxon rank-sum檢定結果，則可發現此情況可能係因為女性相對於男性較關切「土石流風險」的問題，以致呈現上述全部樣本與男、女性樣本在排序上有些差異的情況。

若將「空氣污染問題」與「水質污染問題」歸類為「環境污染問題」，「土石流風險問題」與「核電風險問題」歸類為「環境風險問題」，而「山林地資源保育」與「農地資源保育」歸類為「資源保育問題」，經由Wilcoxon型態檢定結果呈現：

全部樣本：「環境污染」>「環境風險」 「資源保育」

男性樣本：「環境污染」>「環境風險」 「資源保育」

女性樣本：「環境污染」>「環境風險」>「資源保育」

由此大致可看出，「環境污染」改善的迫切性顯著高於「環境風險」，而「環境風險」改善的迫切性，雖然高於「資源保育」但並無呈現顯著的情況，不過在女性樣本則呈現顯著的情況。此所呈現的統計檢定結果，可能是因為在土石流風險與山林地資源保育問題中，女性相對於男性較關切土石流風險問題，而土石流風險歸類於環境風險，山林地資源保育歸類為資源保育。因此，呈現在女性樣本中「環境污染」改善的迫切性顯著高於「環境風險」，而「環境風險」改善的迫切性又顯著高於「資源保育」，但在全部樣本與男性樣本中則呈現「環境污染」改善的迫切性顯著高於「環境風險」，而「環境風險」改善的迫切性並不顯著高於「資源保育」的情況。上述的情況告訴我們，如果花費相同的成本去改善環境問題，在主觀價值理念下，「環境污染」最值得去做的工作，至於「資源保育」則相對較不值得去做，此亦是依主觀價值做決策時，所面對的限制之一。

表3-7 受訪者對環境問題關切程度檢定--Wilcoxon型態檢定

變項	項目	全部樣本	女	男
		平均數 (樣本數)	平均數 (樣本數)	平均數 (樣本數)
環境問題	空氣污染問題	2.520(N=179)	2.615(N=96)	2.410(N=83)
改善迫切	水質污染問題	2.579(N=178)	2.573(N=96)	2.585(N=82)
性變項	土石流風險問題	3.084(N=178)	2.854(N=96)	3.354(N=82)
	核電風險問題	4.657(N=178)	4.708(N=96)	4.598(N=82)
	農地資源保育	4.697(N=178)	4.802(N=96)	4.573(N=82)
	山林地資源保育	3.469(N=179)	3.417(N=96)	3.530(N=83)
	環境污染	2.553(N=178)	2.594(N=96)	2.506(N=82)
	環境風險	3.871(N=178)	3.781(N=96)	3.976(N=82)
	資源保育	4.076(N=178)	4.109(N=96)	4.037(N=82)
獨立樣本 檢定：不同 性別環境 問題關切 問題 Wilcoxon rank-sum差 異檢定	空氣污染問題	P> Z =0.5231		
	水質污染問題	P> Z =0.9216		
	土石流風險問題	P> Z =0.0251 (女性)		
	核電風險問題	P> Z =0.8983		
	農地資源保育	P> Z =0.1929		
	山林地資源保育	P> Z =0.7750		
	環境污染-環境風險	P> Z =0.2048		
	環境污染-資源保育	P> Z =0.9930		
	環境風險-資源保育	P> Z =0.2418		
相關樣本 檢定：環境 問題關切 程度 Wilcoxon signed rank 差異檢定	空氣污染、水質污染	全部樣本：P> S =0.5174；女性：P> S =0.9659；男性：P> S =0.2826		
	空氣污染、土石流	全部樣本：P> S =0.0041；女性：P> S =0.4052；男性：P> S =0.0001		
	空氣污染、核電風險	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.0001；男性：P> S =0.0001		
	空氣污染、農地保育	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.0001；男性：P> S =0.0001		
	空氣污染、林地保育	全部樣本：P> S =0.0030；女性：P> S =0.0075；男性：P> S =0.0005		
	水質污染、土石流	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.2737；男性：P> S =0.0023		
	水質污染、核電風險	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.0001；男性：P> S =0.0001		
	水質污染、農地保育	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.0001；男性：P> S =0.0001		
	水質污染、林地保育	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.0001；男性：P> S =0.0023		
	土石流、核電風險	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.0001；男性：P> S =0.0001		
	土石流、農地保育	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.0001；男性：P> S =0.0001		
	土石流、林地保育	全部樣本：P> S =0.0238；女性：P> S =0.0090；男性：P> S =0.5797		
	核電風險、農地保育	全部樣本：P> S =0.9507；女性：P> S =0.7605；男性：P> S =0.7908		
	核電風險、林地保育	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.0001；男性：P> S =0.0007		
	農地保育、林地保育	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.0001；男性：P> S =0.0001		
	環境污染、環境風險	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.0001；男性：P> S =0.0001		
	環境污染、資源保育	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.0001；男性：P> S =0.0001		
	環境風險、資源保育	全部樣本：P> S =0.1338；女性：P> S =0.0701；男性：P> S =0.7673		

註：表中平均數愈低，表示其迫切性愈高；(女性)，表女性較男性顯著傾向該變項。

## (二) 環境管理態度

此處以「管理重要性」、「管理成效滿意度」與「管理鬆緊意向」三大變項作為管理態度的衡量項目。由於「重要性」、「滿意度」與「鬆緊程度」是一種序列尺度，本研究在「重要性」量度上，區分為「非常重要」、「重要」、「普通」、「不重要」與「非常不重要」為五個等級；在「滿意度」量度上，區分為「非常滿意」、「滿意」、「普通」、「不滿意」與「非常不滿意」為五個等級；在「鬆緊程度」量度上，區分為「比現在嚴格很多」、「比現在嚴格一些」、「維持現狀」、「比現在寬鬆一些」與「比現在寬鬆很多」為五個等級。為了分析方便，以上三個管理態度的變項，於此分別賦予「1」、「2」、「3」、「4」與「5」等五個分數。由於是一種序列尺度而非連續變數，一般的有母數統計分析方式並不太恰當，因此本研究採取無母數統計做分析工具（顏月珠，1992）。

當詢問受訪者「對於環境的管理，有人認為重要，有人認為不重要，您認為重不重要？」時，由表3-8可發現大部份的受訪者填答「非常重要」與「重要」兩項（超過九成），至於「非常不重要」與「不重要」在179位受訪者中，並無人如此回答。由此可看出環境管理在受訪者心中的態度評價相當高或具相當重要性，利用無母數Wilcoxon rank-sum檢定結果（表3-9），不論是性別、年齡、教育程度、職業別、何種科技觀、何種環境倫理觀、何種環境價值觀、有無環境或土石流公害經驗、有無土石流知識或資訊、有無投入土石流災區經驗、是否會受到環保社會規範的影響，皆沒有顯著的不同。亦即受訪者對於環境管理重要性的態度，皆認為「非常重要」與「重要」，此情況並不因社會屬性、意識型態、環境與土石流認知與社會規範的不同而有所差異。

當詢問受訪者「對現今環境管理成效，有人感到滿意，有人感到不滿意，不知您的意見為何？」時，同樣由表3-8，可發現大部份的受訪者填答「普通」與「不滿意」兩項（近八成），而填答「非常不滿意」者亦佔有一成，至於「非常滿意」在179位受訪者中，僅有兩人如此回答。由此，大致可看出受訪者對於現今環境管理成效的評價相當低，此值得環境管理者的注意與重視。同樣利用無母數Wilcoxon rank-sum檢定（表3-9），結果除了性別變項呈現統計顯著情況下（男

性相對於女性呈現較不滿意的態度)，其他變項如同「管理重要性評估」管理態度類別檢測時一樣，並沒有呈現統計的顯著差異。

當詢問受訪者「對現今環境管理，有人認為應更嚴格，有人認為應更寬鬆，不知您的意見為何？」時，同樣由表3-8，可發現大部份的受訪者填答「應比現在嚴格很多」與「應比現在嚴格一些」兩項（逾九成），而填答「應比現在寬鬆很多者」並沒有人如此回答，而認為「應比現在寬鬆」者在179位受訪者中，僅有三人如此回答。因此，我們大致可看出受訪者對於現今環境管理意向，傾向應更嚴格的方向進行。利用無母數Wilcoxon rank-sum檢定（表3-9），結果除了土石流熟悉度變項呈現統計顯著情況外（具土石流知識或資訊者相對於無者呈現應傾向較嚴格管理的意向），其他變項如同「管理重要性評估」管理態度類別檢測時一樣，並沒有呈現統計的顯著差異。

表3-8 受訪者對環境管理的態度

		台北市面訪調查樣本						
變項	類別	台北市 N=179	北投區 N=30	中正區 N=30	萬華區 N=30	中山區 N=29	信義區 N=30	大安區 N=30
管理重要性評估	非常重要	148(82.7)	27(90.0)	27(90.0)	24(80.0)	22(75.9)	23(76.7)	25(83.3)
	重要	30(16.7)	3(10.0)	3(10.0)	5(16.8)	7(24.1)	7(23.3)	5(16.7)
	普通	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)
	不重要	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)
	非常不重要	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)
	遺漏值	1(0.6)	0(0.0)	0(0.0)	1(3.3)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)
管理成效滿意度評估	非常滿意	2(1.1)	0(0.0)	0(0.0)	1(3.3)	1(3.5)	0(0.0)	0(0.0)
	滿意	3(6.2)	4(13.3)	1(3.3)	1(3.3)	1(3.5)	1(3.3)	3(10.0)
	普通	66(36.9)	12(40.0)	8(26.7)	13(43.3)	12(41.4)	14(46.7)	7(23.3)
	不滿意	74(41.3)	11(36.7)	20(66.7)	11(36.7)	11(37.9)	9(30.0)	12(40.0)
	非常不滿意	25(14.0)	3(10.0)	1(3.3)	4(13.3)	4(13.3)	5(16.7)	8(26.7)
	遺漏值	1(0.6)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	1(3.3)	0(0.0)
管理意向	應比現在嚴格很多	100(55.9)	16(53.3)	20(66.7)	13(43.3)	12(41.4)	16(53.3)	23(76.7)
	應比現在嚴格一些	70(39.1)	13(43.3)	9(30.0)	15(50.0)	14(48.3)	12(40.0)	7(23.3)
	維持現狀	6(3.4)	1(3.3)	1(3.3)	2(6.7)	1(3.5)	1(3.3)	0(0.0)
	應比現在寬鬆一些	3(1.7)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)
	應比現在寬鬆很多	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)
	遺漏值	3(1.7)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	2(6.9)	1(3.3)	0(0.0)

註：N表該分層總樣本；（）前數字表該類別的樣本次數；（）內的數字表該類別樣本次數的百分比。

表3-9 環境管理態度差異檢定-- Wilcoxon rank-sum檢定

	變項	類別	環境管理態度			檢定
			管理重要性評估	管理成效滿意度評估	管理意向	Wilcoxon rank-sum檢定
社會屬性	性別	女	1.1474(N=95)	3.5000(N=96)	1.4000(N=95)	P1> Z =0.4211
		男	1.1928(N=83)	3.7439(N=82)	1.5432(N=81)	P2> Z =0.0269* P3> Z =0.2207
	年齡	29歲及以下	1.2113(N=71)	3.5211(N=71)	1.5217(N=69)	P1> Z =0.3075
		30-49歲	1.1220(N=82)	3.7470(N=83)	1.3735(N=83)	P2> Z =0.0779
		50歲及以上	1.2000(N=25)	3.4167(N=24)	1.6250(N=24)	P3> Z =0.0939
	教育程度	高中及以下	1.1333(N=75)	3.5921(N=76)	1.5467(N=75)	P1> Z =0.3705
		大專	1.2241(N=58)	3.5517(N=58)	1.4211(N=57)	P2> Z =0.2627
		大學及以上	1.1556(N=45)	3.7273(N=44)	1.3864(N=44)	P3> Z =0.2591
	職業	工、商業	1.1129(N=62)	3.6935(N=62)	1.4591(N=61)	P1> Z =0.4658
		軍、公、教	1.2000(N=55)	3.6481(N=54)	1.4340(N=53)	P2> Z =0.6062
		學生、家管	1.2195(N=41)	3.5714(N=42)	1.5000(N=42)	P3> Z =0.9290
		其他行業	1.1500(N=20)	3.3500(N=20)	1.5000(N=20)	
意識型態	科技觀	傾向相信科技潛能	1.1667(N=48)	3.5417(N=48)	1.5106(N=47)	P1> Z =0.9698
		傾向懷疑科技潛能	1.1692(N=130)	3.6385(N=130)	1.4496(N=129)	P2> Z =0.5087 P3> Z =0.6648
	環境倫理觀	傾向以己為中心	1.1818(N=33)	3.7576(N=33)	1.5000(N=32)	P1> Z =0.9753
		傾向以家族為中心	1.1683(N=101)	3.5490(N=102)	1.4752(N=101)	P2> Z =0.4066
		傾向以生態為中心	1.1628(N=43)	3.6190(N=42)	1.4286(N=41)	P3> Z =0.7863
	價值觀	較重視環境保育	1.1595(N=163)	3.6074(N=163)	1.4472(N=161)	P1> Z =0.2919
較重視經濟利益		1.2667(N=15)	3.6667(N=15)	1.6667(N=15)	P2> Z =0.8490 P3> Z =0.1559	
環境與土石流認知	環境公害經驗	無	1.1600(N=25)	3.4583(N=24)	1.4167(N=24)	P1> Z =0.9049
		有	1.1699(N=153)	3.6364(N=154)	1.4737(N=152)	P2> Z =0.3434 P3> Z =0.5900
	土石流受害經驗	無	1.1800(N=150)	3.5733(N=150)	1.4832(N=149)	P1> Z =0.3474
		有	1.1071(N=28)	3.8214(N=28)	1.3704(N=27)	P2> Z =0.1649 P3> Z =0.4066
	土石流熟悉度	無讀過或看過	1.222(N=18)	3.3333(N=18)	1.7222(N=18)	P1> Z =0.5246
		有讀過或看過	1.1625(N=160)	3.6438(N=160)	1.4367(N=158)	P2> Z =0.1085 P3> Z =0.018*
	土石流投入經驗	無	1.1929(N=140)	3.5714(N=140)	1.4820(N=139)	P1> Z =0.0977
		有	1.0789(N=38)	3.7632(N=38)	1.4054(N=37)	P2> Z =0.2158 P3> Z =0.4579

社會 規範	環保社會 規範影響	不會 會	1.1786(N=28)	3.3571(N=28)	1.4643(N=28)	P1> Z =0.8800
			1.1667(N=150)	3.6600(N=150)	1.4662(N=148)	P2> Z =0.1193
						P3> Z =0.9796

註：N表該分層總樣本；( )前數字表該類別管理態度的平均數；P1係管理重要性評估的檢定機率值、P2係管理成效滿意度的檢定機率值、P3係為管理意向的檢定機率值。因為就原始資料從事卡方檢定時若干變項常出現高比例預期值小於5，以致所獲得的結果可能無效的情況，因此本研究將之轉換為較少類別從事檢定，如表中所示。

### (三) 環境管理執行單位

為了推動環境管理方案，必需有相關組織機構來推動執行，不論是政府組織或是非政府組織（NGO）<sup>(註 3-15)</sup>。為了了解受訪者對於管理執行單位的看法，本研究將執行單位區分為政府與民間環保團體兩種不同組織型態。當詢問受訪者「若透過明智的『土石流預防或防治』或『環境預防或防治』的管理方案，可維護國土健康並保障人民生命財產的安全，您覺得由政府或民間環保團體來執行，何者較能獲得您的信任？」。調查結果顯示（表 3-10），認為「民間環保團體」較可信者為 46.9%，認為是「政府者」較可信者佔 33%。經過卡方統計檢定結果顯示（表 3-11），不論是男或女、教育程度高低或不同職業別皆呈現沒有統計顯著差異的情況；不過在年齡層方面卻發現有統計顯著差異的情況，愈年輕者愈傾向認為由「民間環保團體」來執行較能達成管理的目標。此結果不僅值得主政者的注意與改善，亦可發現土石流災害或環境退化的管理，由民間來經營管理仍存在不少的空間，例如美國奧杜邦協會（Audubon Society）與自然管理協會（Nature Conservancy）等民間環保團體，便有效地維護並改善濕地的生態環境（蕭代基譯，1995）；英國與日本的國民信託（national trust）運動此種民間社會力的展現，亦為我們留下許多珍貴的自然遺產（王俊秀，1999）。

表3-10 受訪者對環境管理執行單位相對信任度

		台北市面訪調查樣本						
變項	類別	台北市	北投區	中正區	萬華區	中山區	信義區	大安區
		N=179	N=30	N=30	N=30	N=29	N=30	N=30

<sup>(註 3-15)</sup> 有關非政府組織 NGO 的論述，可參閱王俊秀（1999：第三章）。

執行主體相對信任度	相信政府	59(33.0)	12(40.0)	12(40.0)	10(33.3)	9(31.0)	10(33.3)	6(20.0)
	相信民間環保團體	84(46.9)	15(50.0)	13(43.3)	16(53.3)	16(55.2)	5(16.7)	19(63.3)
	其他	24(13.4)	1( 3.3)	5(16.7)	3(10.0)	2( 6.9)	11(36.7)	2(6.7)
	遺漏值	12( 6.7)	2(6.7)	0(0.0)	1( 3.3)	2(6.9)	4(13.3)	3(10.0)

註：N表該分層總樣本；（）前數字表該類別的樣本次數；（）內的數字表該類別樣本次數的百分比。

表3-11 社會屬性與環境管理執行單位信任度關係

社會屬性		環境保育執行組織(N=143)		卡方檢定
變項	類別	傾向相信政府	傾向相信民間環保團體	P值
性別	女	31(43.1)	41(56.9)	P=0.660
	男	28(39.4)	43(60.6)	
年齡	29歲及以下	15(28.3)	38(71.7)	P=0.044*
	30-49歲	34(47.2)	38(52.8)	
	50歲及以上	10(55.6)	8(44.4)	
教育程度	高中及以下	25(41.0)	36(59.0)	P=0.832
	大專	20(44.4)	25(55.6)	
	大學及以上	14(37.8)	23(62.2)	
職業	工、商業	18(36.0)	32(64.0)	P=0.187
	軍、公、教	22(53.7)	19(46.3)	
	學生、家管	11(31.4)	24(68.6)	
	其他行業	8(47.1)	9(52.9)	

註：N表該分層總樣本；（）前數字表該類別的樣本次數；（）內的數字表該類別樣本次數的百分比。P為檢定機率值。因為就原始資料從事卡方檢定時若干變項常出現高比例預期值小於5，以致所獲得的結果可能無效的情況，因此本研究將之轉換為較少類別從事檢定，如表中所示。

#### （四）環境管理決策準則

有人認為公平正義是法律分析的靈魂，而效率是經濟分析的精要，因而公平正義與經濟效率在規範領域中常成為判斷事務是非曲折的準則。不過對於像環境管理此種複雜系統，管理決策常需綜合考量許多準則才能做明智的決策，如Lave and Males（1989）便提出經濟效率、公平、行政簡便、政治可接受性與風險降低等五項決策準則並加以比較評估（Turner et al., 1993）；Hahn and Stavins（1992）

則環境政策目標或準則認為除了效率或成效的考量之外，尚應包括運作的便利性、公平、資訊需求度、監督與執行能力、政治可行性與易受普羅大眾理解等。本研究設定六項環境管理政策目標，包括經濟效率、公平正義、政治接受性、行政簡便、災害風險降低與生態科技研發等，然後詢問受訪者對這些環境決策準則優先考慮的順序，最優先賦予的值為「1」，然後依次為「2」、「3」、「4」、「5」與「6」。由於是一種序列尺度的變項，因此以無母數的統計方式處理此項問題。

表3-12 受訪者對環境決策準則優先次序意見--Wilcoxon型態檢定

變項	項目	全部樣本	女	男
		平均數 (樣本數)	平均數 (樣本數)	平均數 (樣本數)
環境決策準則優先次序變項	經濟效率	3.720(N=179)	3.823(N=96)	3.602(N=83)
	公平正義	3.028(N=179)	3.010(N=96)	3.048(N=83)
	政治可接受性	4.877(N=179)	4.948(N=96)	4.795(N=83)
	行政簡便	4.464(N=179)	4.552(N=96)	4.361(N=83)
	災害風險降低	1.749(N=179)	1.552(N=96)	1.976(N=83)
	生態科技研發	3.151(N=179)	3.115(N=96)	3.193(N=83)
獨立樣本檢定：不同性別環境決策Wilcoxon rank-sum差異檢定	經濟效率	P> Z =0.2784		
	公平正義	P> Z =0.7705		
	政治可接受性	P> Z =0.6649		
	行政簡便	P> Z =0.3093		
	災害風險降低	P> Z =0.0252 (女性)		
	生態科技研發	P> Z =0.7198		

相關樣本	經濟效率、公平正義	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.0004；男性：P> S =0.0318
檢定：環境	經濟效率、政治接受性	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.0001；男性：P> S =0.0001
決策準則	經濟效率、行政簡便	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.0001；男性：P> S =0.0026
次序	經濟效率、風險降低	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.0001；男性：P> S =0.0001
Wilcoxon	經濟效率、生態科技	全部樣本：P> S =0.0030；女性：P> S =0.0013；男性：P> S =0.1333
signed rank	公平正義、政治接受性	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.0001；男性：P> S =0.0001
差異檢定	公平正義、行政簡便	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.0001；男性：P> S =0.0001
	公平正義、風險降低	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.0001；男性：P> S =0.0001
	公平正義、生態科技	全部樣本：P> S =0.5544；女性：P> S =0.7216；男性：P> S =0.6373
	政治接受性、行政簡便	全部樣本：P> S =0.0097；女性：P> S =0.0485；男性：P> S =0.0975
	政治接受性、風險降低	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.0001；男性：P> S =0.0001
	政治接受性、生態科技	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.0001；男性：P> S =0.0001
	行政簡便、風險降低	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.0001；男性：P> S =0.0001
	行政簡便、生態科技	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.0001；男性：P> S =0.0001
	風險降低、生態科技	全部樣本：P> S =0.0001；女性：P> S =0.0001；男性：P> S =0.0001

註：表中平均數愈低，表示其優先性愈高；（女性），表女性較男性顯著傾向該變項。

在處理性別獨立樣本時，係採取Wilcoxon rank-sum檢定；在處理「不同準則」差異此相關樣本時，則採取Wilcoxon signed rank檢定。調查結果顯示（表3-12），經由檢定後，相對重要性平均排序為：

全部樣本：「風險降低」>「公平正義」 「生態科技」>「經濟效率」>「行政簡便」>「政治可接受性」

男性樣本：「風險降低」>「公平正義」 「生態科技」 「經濟效率」>「行政簡便」 「政治可接受性」

女性樣本：「風險降低」>「公平正義」 「生態科技」>「經濟效率」>「行政簡便」>「政治可接受性」

從全部樣本來看，受訪樣本平均皆認為「災害風險降低」是應最優先考量的準則，「政治可接受性」最不重要，至於「公平正義」則排名「第二」而略高於排名「第三」的「生態科技研發」，「經濟效率」與「行政簡便」則分別排在「第四名」與「第五名」。經Wilcoxon rank-sum檢定結果，這些個別環境決策準則方面，女性與男性僅在「災害風險降低」準則具統計顯著差異，即女性比男性認為災害風險降此準更應該優先考量。對於不同環境決策準則間優先順序是否有顯著差異，利用Wilcoxon signed rank檢定的結果，全部樣本的情況發現除了「公

平正義」與「生態科技研發」無顯著差異外，其他準則間皆呈現統計顯著差異的狀況，即「公平正義」與「生態科技研發」在六項準則優先性中皆同為「第二」，其他排序則不變。當我們區分男性與女性樣本時，可發現女性樣本與全部樣本情況一樣，但在男性樣本時，除了「公平正義」與「生態科技研發」無統計顯著差異外，「經濟效率」與「生態科技研發」、「政治可接受性」與「行政簡便」亦呈現無統計顯著差異的情況。

上述的情況告訴我們，環境管理決策者在從事環境相關方案決策時，在受訪者「主觀認知的準則」考量下，「災害風險降低」最應優先考量，至於是否「行政簡便」與「政治可接受性」則相對較不重要，「公平正義」與「生態科技研究」宜較「經濟效率」優先。值得注意的是，上述準則是奠基在受訪者的「知覺準則」，此常與管理決策者或專家學者所認知的準則不一樣，例如，從經濟學的觀點，「生態科技研發」是屬於「動態效率」的概念，而從交易成本的經濟概念，「行政簡便」與「政治可接受性」亦屬於「經濟效率」的範疇。不過為了避免如「乾坤袋」準則致使難以作為決策依循，區分不同準則仍有其功效，唯需注意受訪者與專家學者或管理決策者對同一名詞可能會賦予不同的意義，而呈現「雞同鴨講」的狀況，因此在運用調查結果時必需更加小心謹慎。

#### （五）環境管理方式

如同第二章所述，常需透過有效合理的環境政策工具的選取，來回應環境退化問題，以維護健康的生態環境與保障物種的生命安全，並增進人類生活的寧適性。為了探求受訪者對於不同政策工具的偏好，本研究在問卷中表列「設定環境安標準」與「課徵環境稅」兩種不同方式供受訪者選取。調查結果顯示（表 3-13），約有 70% 比較偏好「設定環境安全標準」方式，約 30% 比較偏好「課徵環境稅」的方式。此情況透過卡方統計檢定表（表 3-14），並不因性別、年齡、教育程度與職業的不同有所差異，也不因何種科技觀與環境倫理觀而有所不同，亦即較多受訪者較偏好「設定環境安全標準」管理方式的情況具一致性。

此情況與一般相關研究論述有所不同，從相關論述我們可獲得源自 Ricardo 相對稀少性的「以科技為中心」支持者，政策建言傾向不必過份干預資源的分派，較傾向以弱式永續發展的成本效益原則來處理相關環境問題；源自於 Malthus 絕對稀少性的「以生物為中心」者，政策建言大都傾向維持人口與環境資本維持固定，較傾向以強式永續發展的預警原則來處理相關環境問題（Turner and Pearce；

戴華，1993；蕭代基，1993；李永展、曾明遜，1995)。因此，「相信科技潛能者」相對「懷疑科技潛能者」理應較傾向支持「課徵環境稅」的管理方式；而傾向「以人為中心者」相對於「以生態為中心者」亦應較傾向支持「課徵環境稅」的管理方式。然而，調查檢定結果，卻發現並沒有此情況發現，即大多數的受訪者不論何種特性都認為以「設定環境安全標準」的管理方式較恰當，此可能是受訪者與一般研究者對於「課徵環境稅」與「設定環境安全標準」內涵有不同的認知。

表3-13 受訪者對管理方式的意向

		台北市面訪調查樣本						
變項	類別	台北市 N=179	北投區 N=30	中正區 N=30	萬華區 N=30	中山區 N=29	信義區 N=30	大安區 N=30
環境政策工具選擇	傾向設定環境安全標準	123(68.7)	24(80.0)	21(70.0)	16(53.3)	18(62.0)	25(83.3)	19(63.3)
	傾向課徵環境稅	48(26.8)	6(20.0)	8(26.7)	12(40.0)	10(34.5)	3(10.0)	9(30.0)
	其他	5( 2.8)	0( 0.0)	1( 3.3)	1( 3.3)	1( 3.3)	1( 3.3)	2( 6.7)
	遺漏值	3( 1.7)	0( 0.0)	0( 0.0)	1( 3.3)	1( 3.3)	1( 3.3)	0( 0.0)

註：N表該分層總樣本；( )前數字表該類別的樣本次數；( )內的數字表該類別樣本次數的百分比。

表3-14 受訪者特性與環境管理方式意向的關係

		環境管理方式意向(N=171)		
變項	類別	傾向設定環境安全標準	傾向課徵環境稅	卡方檢定P值
性別	女	63(70.0)	27(30.0)	P=0.554
	男	60(74.1)	21(25.9)	
年齡	29歲及以下	49(73.1)	18(26.9)	P=0.306
	30-49歲	54(67.5)	26(32.5)	
	50歲及以上	20(83.3)	4(16.7)	
教育程度	高中及以下	49(69.0)	22(31.0)	P=0.347
	大專	45(79.0)	12(21.1)	
	大學及以上	29(67.4)	14(32.6)	
職業	工、商業	47(77.1)	14(23.0)	P=0.339
	軍、公、教	37(74.0)	13(26.0)	
	學生、家管	25(61.0)	16(39.0)	
	其他行業	14(73.7)	5(26.3)	

科技觀	相信科技潛能	32(71.1)	13(28.9)	P=0.887
	懷疑科技潛能	91(72.2)	35(27.8)	
環境倫理觀	傾向以己為中心	22(66.7)	11(33.3)	P=0.751
	傾向以家族為中心傾	70(72.9)	26(27.1)	
	向以生態為中心	31(73.8)	11(26.2)	

註：N表該分層總樣本；( )前數字表該類別的樣本次數；( )內的數字表該類別樣本次數的百分比。P為檢定機率值。因為就社會屬性原始資料從事卡方檢定時若干變項常出現高比例預期值小於5，以致所獲得的結果可能無效的情況，因此本研究將之轉換為較少類別從事檢定，如表中所示。

## 二、土石流管理態度分析

如同環境管理態度分析仍以「管理重要性」、「管理成效滿意度」與「管理鬆緊意向」為衡量項目，亦分別賦予「1」、「2」、「3」、「4」與「5」等五個分數，採取無母數統計做分析工具。

當詢問受訪者「對於土石流的管理，有人認為重要，有人認為不重要，您認為重不重要？」時，由表3-15可發現大部份的受訪者填答「非常重要」與「重要」兩項(超過九成)，由此可看出土石流管理在受訪者心中的態度評價相當高，利用無母數Wilcoxon rank-sum檢定結果(表3-16)，除了性別與環保價值觀點呈現統計顯著差異外，不論是年齡、教育程度、職業別、何種科技觀、何種環境倫理觀、有無環境或土石流公害經驗、有無土石流知識或資訊、有無投入土石流災區經驗、是否會受到環保社會規範的影響，皆沒有顯著的不同。亦即受訪者對於土石流管理重要性的態度，皆認為「非常重要」與「重要」，而女性相對於男性、重環保價值觀者相對於重經濟價值觀者，對於土石流管理重要性有較強的態度。

當詢問受訪者「對現今土石流管理成效，有人感到滿意，有人感到不滿意，不知您的意見為何？」時，同樣由表3-15，可發現大部份的受訪者填答「不滿意」(約45%)，而填答「非常不滿意」與「普通」者各約佔25%，至於「非常滿意」在179位受訪者中，僅有一人如此回答。由此，大致可看出受訪者對於現今土石流管理成效的評價相當低，此值得環境管理者的注意與重視。利用無母數Wilcoxon rank-sum檢定(表3-16)，結果除了教育程度變項呈現統計顯著差異外，其他所有變項皆呈現無統計顯著差異的情況。亦即受訪者對於土石流管理成效的態度，

以「不滿意」居多，而大專教育程度相對於其他教育程度，對於土石流管成效滿意度有相對較高的傾向或不滿意有相對較弱的傾向。

當詢問受訪者「對現今土石流管理，有人認為應更嚴格，有人認為應更寬鬆，不知您的意見為何？」時，同樣由表3-15，可發現受訪者填答「應比現在嚴格很多」最多（約65%），而填答「應比現在嚴格一些者」其次約30%。因此，我們大致可看出受訪者對於現今土石流管理意向，傾向應更嚴格的方向進行。利用無母數Wilcoxon rank-sum檢定（表3-16），結果除了環境價值觀、土石流熟悉度與土石流災區投入經驗變項呈現統計顯著情況外，其他變項並沒有呈現統計的顯著差異。亦即受訪者對於土石流管理意向的態度，大都認為「應比現在更嚴格」，而重環境價值觀者相對於重經濟價值觀者、具土石流知識或資訊者相對於無者、有投入土石流災區者相對於無者，對於土石流管理嚴格程度的意向有傾向更加嚴格的情況。

表3-15 受訪者對土石流管理的態度

		台北市面訪調查樣本						
變項	類別	台北市 N=179	北投區 N=30	中正區 N=30	萬華區 N=30	中山區 N=29	信義區 N=30	大安區 N=30
管理重要性評估	非常重要	140(78.2)	24(80.0)	24(80.0)	27(90.0)	20(67.0)	21(70.0)	24(80.0)
	重要	32(17.9)	5(16.7)	5(16.7)	2( 6.7)	7(24.1)	8(26.7)	5(16.7)
	普通	2( 1.1)	1( 3.3)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	1( 3.3)
	不重要	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)
	非常不重要	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)
	遺漏值	5( 2.8)	0( 0.0)	1( 3.3)	1( 3.3)	2( 6.9)	1( 3.3)	0( 0.0)

管理成效滿意度評估	非常滿意	1( 0.6)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	1( 0.6)	0( 0.0)	0( 0.0)
	滿意	4( 2.3)	1( 3.3)	0( 0.0)	1( 3.3)	1(3.5)	0( 0.0)	1( 3.3)
	普通	45(25.1)	8(26.7)	7(23.3)	7(23.3)	6(20.7)	12(40.0)	5(16.7)
	不滿意	80(44.7)	15(50.0)	14(46.7)	16(53.3)	13(44.8)	10(33.3)	12(40.0)
	非常不滿意	44(24.6)	6(26.0)	8(26.7)	5(16.7)	6(20.7)	7(23.3)	12(40.0)
	遺漏值	5( 2.8)	0( 0.0)	1( 3.3)	1( 3.3)	2( 6.9)	1( 3.3)	0( 0.0)
管理意向	應比現在嚴格很多	115(64.3)	20(66.7)	20(66.7)	18(60.0)	18(62.2)	16(53.3)	23(76.7)
	應比現在嚴格一些	54(30.2)	10(33.3)	7(23.3)	10(33.3)	8(27.6)	12(40.0)	7(23.3)
	維持現狀	3(1.7)	0(0.0)	1( 3.3)	1( 3.3)	0(0.0)	1( 3.3)	0( 0.0)
	應比現在寬鬆一些	1(0.6)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	1( 3.5)	0( 0.0)	0( 0.0)
	應比現在寬鬆很多	0(0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)	0( 0.0)
	遺漏值	6(3.5)	0( 0.0)	2( 6.7)	1( 3.3)	2( 6.9)	1( 3.3)	0( 0.0)

註：N表該分層總樣本；( )前數字表該類別的樣本次數；( )內的數字表該類別樣本次數的百分比。

表3-16 土石流管理態度差異檢定-- Wilcoxon rank-sum檢定

變項	類別	土石流管理態度			檢定
		管理重要性評估	管理成效滿意度評估	管理意向	Wilcoxon rank-sum檢定
性別	女	1.1290(N=93)	3.9247(N=93)	1.3370(N=92)	P1> Z =0.0161* P2> Z =0.9523 P3> Z =0.4901
	男	1.2963(N=81)	3.9383(N=81)	1.3951(N=81)	
年齡	29歲及以下	1.2029(N=69)	3.8551(N=69)	1.4492(N=69)	
	30-49歲	1.1975(N=81)	4.0000(N=81)	1.2750(N=81)	
	50歲及以上	1.2500(N=24)	3.9167(N=24)	1.4167(N=24)	

社會屬性	教育程度	高中及以下	1.2055(N=73)	3.9726(N=73)	1.4521(N=73)	P1> Z =0.9762
		大專	1.2069(N=58)	3.7241(N=58)	1.3158(N=57)	P2> Z =0.0125*
		大學及以上	1.2093(N=43)	4.1395(N=43)	1.2791(N=43)	P3> Z =0.3676
職業	工、商業 軍、公、教 學生、家管 其他行業	1.2097(N=62)	3.9677(N=62)	1.3167(N=60)	P1> Z =0.5219	
		1.1731(N=52)	3.9615(N=52)	1.3208(N=53)	P2> Z =0.8563	
		1.1750(N=40)	3.9000(N=40)	1.4500(N=40)	P3> Z =0.4290	
		1.3500(N=20)	3.8000(N=20)	1.4500(N=20)		
意識型態	科技觀	傾向相信科技潛能	1.2391(N=46)	3.8043(N=46)	1.4255(N=47)	P1> Z =0.4172
		傾向懷疑科技潛能	1.1953(N=128)	3.977(N=128)	1.3413(N=126)	P2> Z =0.1970 P3> Z =0.3733
	環境倫理觀	傾向以己為中心	1.2903(N=31)	3.3839(N=31)	1.5161(N=31)	P1> Z =0.1595
		傾向以家族為中心	1.2278(N=101)	3.8713(N=101)	1.3636(N=99)	P2> Z =0.1734
		傾向以生態為中心	1.0976(N=41)	4.1463(N=41)	1.2619(N=42)	P3> Z =0.2187
	價值觀	較重視環境保育	1.1887(N=159)	3.9497(N=159)	1.3418(N=158)	P1> Z =0.0422*
		較重視經濟利益	1.4000(N=15)	3.7333(N=15)	1.6000(N=15)	P2> Z =0.2384 P3> Z =0.033*
	環境與土石流認知	環境公害經驗	無	1.2174(N=23)	3.9565(N=23)	1.4091(N=22)
有			1.2053(N=151)	3.9272(N=151)	1.3576(N=151)	P2> Z =0.8488 P3> Z =0.7145
土石流受害經驗		無	1.2245(N=147)	3.8980(N=147)	1.3836(N=146)	P1> Z =0.2256
		有	1.1111(N=27)	4.1111(N=27)	1.2593(N=27)	P2> Z =0.1782 P3> Z =0.3312
土石流熟悉度		無讀過或看過	1.3529(N=17)	3.7059(N=17)	1.7647(N=17)	P1> Z =0.2457
		有讀過或看過	1.1911(N=157)	3.9554(N=157)	1.3205(N=156)	P2> Z =0.1536 P3> Z =0.0038**
土石流投入經驗		無	1.2044(N=137)	3.8978(N=137)	1.4118(N=136)	P1> Z =0.9595
		有	1.2162(N=37)	4.0541(N=37)	1.1892(N=37)	P2> Z =0.3632 P3> Z =0.0303*
社會規範	環保社會規範影響	不會	1.2800(N=25)	3.9600(N=25)	1.3461(N=26)	P1> Z =0.5024
		會	1.1946(N=149)	3.9262(N=149)	1.3673(N=147)	P2> Z =0.9688 P3> Z =0.8001

註：N表該分層總樣本；( )前數字表該類別管理態度的平均數；P1係管理重要性評估的檢定機率值、P2係管理成效滿意度的檢定機率值、P3係為管理意向的檢定機率值。因為就原始資料從事卡方檢定時若干變項常出現高比例預期值小於5，以致所獲得的結果可能無效的情況，因此本研究將之轉換為較少類別從事檢定，如表中所示。

## 第四章 環境不確定管理—預警環境保證金

對於環境退化，我們經常集中於「我們如何控制」的問題，卻常忽略「我們知道什麼」此問題。我們似乎只打「有把握的牌」，而不面對充滿不確定性的真實世界，結果「有把握的控制王牌」是否能確實達成我們想要的完美結局，不免讓人有些遲疑。不管我們喜不喜歡，環境不確定性始終存在，當我們從事環境管理時，我們必需將此因素納入考量，而不是將它視完全確定來處理，甚或避而不談或棄之不顧。因此本章，首先，探討環境不確定的本質與內涵並說明環境不確定管理的思惟範型；然後，從永續發展架構說明預警環境保證金的構想與定位；然後，論述預警環境保證金制的內涵，並利用新制度經濟學相關概念探討其考量的問題；最後，將預警環境保證金制度應用於坡地資源上，以作為土石流管理的參考。

### 第一節 環境不確定管理範型

#### 一、環境不確定的本質與內涵

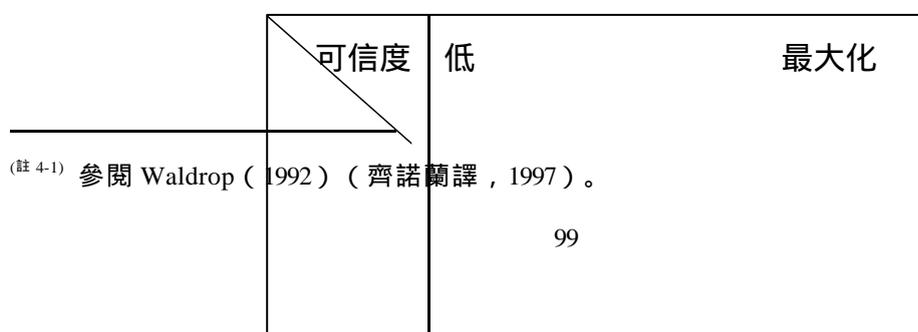
如同Bodansky (1990) 所言，我們生活在不確定的年代裡，特別是在國際環境課題中此現象更顯得真實。Costanza and Cornwell (1992) 在探討科學不確定處理時，在文章首段便舉了一個令人省思的例子：「某一天報導說：據可靠科學資訊來源指出，我們的大地日漸有溫暖化的現象，如果我們不立即採取因應措施，結果將會產生大災難 (catastrophic)；另一天則指出：全球溫暖化並沒有直接的證據證實此現象，所以人類不應該把錢浪費在可能發生或可能不發生的事件上。在另外一天我們又聽到：有毒化學物質x會導致癌症；次日又說：有毒化學物質x因低集中於環境以致難以導致癌症」(Costanza and Cornwell, 1992: 12)。如果上述內容是「確實」的情況，我們看到「科學的極限性」，我們也看到環境不確定的決策問題：是否要等待有較佳可用資訊或不確定性降低時再做決策？還是立即在資訊不足或事實不精確基礎下從事決策行為？不管是「今天不做明天就會後悔」，還是「今天做了明天就要後悔」，環境管理決策品質良窳受限於我們對環境系統的了解程度。也許上述內容是虛構的「故事」，但我們可看到許多環境不確定的「事實」，例如：我們知道居住在有毒化學廠附近會危害身體健康，但我不能精確知道它導致癌症的機率 (Costanza and Cornwell, 1992)；我們知道溫室

氣體排放會增加大地的溫度，但我們不能精確知道溫室氣體增加兩倍時（例如）大地溫度會增加幾度，即使知道增加幾度，我們也難以知道此溫度的增加導致生態系統變化的效果，即使知道生態系統變化的效果，我們也難以精確估算這些變化所帶來的成本效益（詳葉俊榮，1995）；我們知道濕地可能具有微氣候與生物圈生態系統的穩定、自然生態教室、避免洪水災害、防止海岸沖蝕、淨化水質、水量補注、豐富魚貝、野生動植物棲息地及特殊地理景觀美感等生態功能、經濟功能與景觀功能，但是除了休閒價值外，其他功能貢獻程度在現今科學研究中未有肯確的答案，而且隨不同濕地的特性而有差異（李永展、曾明遜，1995）。Bromley（1989）以空氣污染說明六種不同的環境不確定性：（1）特定污染物確認的不確定性，如加拿大空氣污染損害有多少比例來自美國，有多少是來自加拿大本身？（2）特定污染排放物的傳送過程與最終目的地的不確定性，例如有多少美國俄亥俄州峽谷的排放物會向東北方傳送到加拿大，又有多少會向西北方傳送到伊利諾州、威爾康辛州與明尼蘇達州？（3）排放物目的地實質衝擊的不確定性；（4）人們對目的地實質衝擊評價的不確定性；（5）政策回應對排放物、傳送過程、最終實質衝擊與人類回應影響的不確定性；（6）政策回應成本水準及此成本影響程度的不確定性。

為何會出現環境不確定的現象？有人認為是因為環境效果常具有時間延時性及空間擴展性，以致於我們難以精確的預測（如Perrings, 1991）；有人認為是因為環境問題常沒有歷史的先例，特別是全球的環境問題，因為沒有觀察到經濟活動的歷史性環境效果存在，因而對於確認他們可能的效果或為這些效果建構機率分配沒有存在的基礎，即意味著決策經常是在無機率的情況下所做成的結果（如Faucheux and Froger, 1995）；有人則從環境系統的複雜性（complexity）來確認環境不確定的本質，其認為環境系統此標的物太大、太複雜，導致科學研究者對於環境退化的相互關係就像「瞎子摸象」一般，難提供完全有效與可信的答案給決策者，而影響理性決策的有效性（如Costanza, 1993；Funtowicz and Ravetz, 1994；Faucheux and Froger, 1995；O'Connor et al., 1996；Tainter, 1996）。上述皆說明了環境不確性形成的理由，個人較讚同環境不確定性本質來自於環境系統的複雜性的理念，因為如果環境系統是一個簡單的系統，即使環境效果具有時間延時性及空間擴展性或無歷史性環境效果存在，藉由科學知識的推展仍可縮減預測的不確定性，因此環境系統的複雜性可說是環境不確定的本質。如果從經濟系統、環境系統、政治系統及社會或文化系統的交互作用來看，我們更可了解到我們具「有限理性」（bounded rationality）（Simon, 1979）的人類實在無法完全了解

各系統內或各系統間元素的交互作用及其效果。誠如複雜科學的論點<sup>(註4-1)</sup>，我們不知道古老物種和生態系統通常可以維持數百萬年的穩定狀態，為什麼會在某個地質時代的瞬間，整個改朝換代？認為複雜系統走在秩序與混沌邊緣或混沌邊緣（the edge of chaos）的平衡點上，透過各自獨立的物體或許多組成分子以多種不同的形式彼此互動後，會讓整體「突現」（emerge）出一個新的、獨特的特質。此科學的主要理念，認為系統「均衡」的機械觀不是真實狀況，不斷的「變遷」、「不穩定」或「演化」的活系統才是真實世界的樣態，強調「自我組織」、「正回饋」或「報酬遞增」、「鎖定效應」、「不可預測性」及「引起巨大歷史後果小事件」等概念。

以上說明環境不確定的本質來自系統的複雜性，以下我們將說明環境不確定的內涵。所謂不確定性可簡單定義為「確定性的缺乏」（lack of certainty），此可想像為「我們沒有充份知識知道世界未來的狀態」（Hey, 1979）。而依Kahneman與Tversky（1982）的觀點，將不確定區分為外在不確定與內在不確定，外在不確定為當事人雖然不能確定那一事件會發生，但知各事件發生的機率，而內在不確定為當事人連各事件發生的機率也不能確定，後者乃為「對不確定性的不確定性」（uncertainty about uncertainties），其Einhorn與Hogarth（1985；1987）將之稱為曖昧性（ambiguity）（王震武，1992）。此外在不確定與內在不確定的區分，前者即為Knight（1933）所稱的「風險」（risk），而後者稱之為「（純）不確定」〔（pure）uncertainty〕（Hey, 1979）。Faucheux and Froger（1995）在探討環境不確定的決策問題時，依機率與可信度將不確定區分為完全不知（ignorance）、強式不確定（strong uncertainty）、弱式不確定（weak uncertainty）與確定性（certainty）無四種型態，如圖4-1。



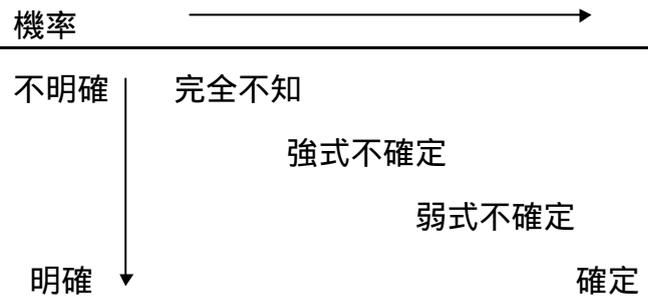


圖4-1 不確定的型態

資料來源：Faucheux and Froger (1995)

註：O'Connor et al (1996) 將強式不確定性稱為基本的的不確定性，將弱式不確定稱為風險

Farber et al. (1996) 對於 Faucheux and Froger (1995) 所提出高度不確性型態的「無知」作更進一步的分類，依「驚異」(surprise) 的來源區分各種「無知」或「不確定性」(加註: Faucheux and Froger (1995) 仍視其為無知的範疇)，如圖。驚異意味著什麼？Farber et al. (1996) 認為驚異與人類意識、知識及無知有關，特別是和無知的關係最為密切，每一個驚異事件發生經常會改變無知的狀態。無知的狀態和驚異的關係可用存量與流量關係比較說明，驚異事件的凸顯的流量是可加以觀察的，但是無知的存量本身通常是未知的。驚異有兩個可能來源。首先，當所有可能結果未知時，另一為可能結果的可能性或機率已知（風險），或機率未知（不確定性），其中可能結果未知稱為無知。無知包括被忽略的封閉性的無知 (closed ignorance)<sup>(註 4-2)</sup>，以及可以被理解的開放性的無知 (open ignorance)<sup>(註 4-3)</sup>。開放性的無知包含可縮減的無知 (reducible ignorance) 與不可縮減的無知 (irreducible ignorance)。其中可縮減的無知可藉由學習縮減的個別無知 (personal ignorance)<sup>(註 4-4)</sup>，或藉由科學應用加以縮減的社群無知 (communal ignorance)<sup>(註 4-5)</sup>。

(註 4-2) 封閉性的無知係指我們對於自己的無知處於封閉的狀態，並有意識地忽視或壓抑我們對自己無知的了解，只要人們仍維持在封閉性無知的狀態，將大大地阻礙我們對環境的認知、洞察力及解決對策的研擬 (Farber et al., 1996)。

(註 4-3) 如果人們因某些事件發生或態度改變，使我們了解到先前封閉性無知的狀態，我們便進入開放性無知的狀態。在此狀態下雖可藉由學習及研究來了解驚異的事件，但我們亦會發現我們無知的地方更多 (Farber et al., 1996)。

(註 4-4) 個別的無知，係指此種無知的資訊可在社會中取得，但此資訊原先並不存在於特定的個體上。此型態的無知係我們未能有效率地使用社會中可利用的資訊，其實對此我們可透過私人努力取得現今社會已存在的資訊，來縮減我們個人的無知 (Farber et al., 1996)。

不可縮減的無知包括來自世界本質的現象學無知 (phenomenological ignorance) , 或來自合理性本質的認識論無知 (epistemological ignorance) 。現象學的無知可能是因為是突發新事物凸現 ( the emergence of novelty ) 的基因型態的改變 ( Genotypic changes )<sup>(註 4-6)</sup> , 或來自動態系統本質不可預測性的混沌動態性 ( chaotic dynamic )<sup>(註 4-7)</sup> 。認識論的無知可能來自語言問題的解釋學無知 ( hermeneutic ignorance )<sup>(註 4-8)</sup> , 或來自合理性過程假設的定理無知 ( axiomatic ignorance )<sup>(註 4-9)</sup> , 以及來自邏

---

<sup>(註 4-5)</sup> 社群的無知，主要係關於社會中社群知識的狀態，此種無知的資訊不同於個別的無知係此無知的資訊無法在現存社會中取得。在這個世界上，有許多現象我們仍未能充分了解，不過我們或多或少會相信透過科學的探索，我們將可以了解他們。社群的無知總是產生於社會知識的邊緣，此種無知將刺激科學探索的努力誘因，以縮減此種無知 ( Farber et al., 1996 ) 。

<sup>(註 4-6)</sup> 雖然在生物學中有許多基因可藉由遺傳密碼 ( genetic codes ) 手段加以說明，但當此基因形式改變時 ( 即當此系統內部潛力改變時 ) ，此系統的無知可能產生，由於生態系統長期的進化可能存在突發新事物的凸現，因而具不可預測性。在經濟系統，雖可透過宗教、意識型態、個人的意志、慾望與偏好、風俗習慣與法律結構、以及科技知識... 觀察研究對經濟基因形式獲得部分了解，但我們對此似乎仍處在相似於基因密碼發展前的生物學狀態。不過只要我們假設經濟基因形式未發生改變，有關經濟的基因形式的無知並非大問題，但如同生態系統一樣如果存在突發新事物的凸現，亦將變得不可預測性。考慮環境課題，其結果大部分來自長期經濟與環境互動關係上，透過基因形式的改變，生態系統與經濟系統將皆存在突發新事物凸現的狀況，因此對於新環境問題凸現的可能性對於合理環境管理應加以考量 ( Farber et al., 1996 ) 。

<sup>(註 4-7)</sup> 混沌系統，指出原始投入的條件具有無限的敏感性，來自起始點極微量的偏差將產生和預期結果完全無關的動態結果，此系統告訴我們即使知道系統行為的所有決定因素，原則上我們仍無法計算出接近此系統動態的合理結果。因此，即使某一系統被完全確認且未發生改變，原則上我們仍未能決定那些內部潛力實現的進化。許多經濟與環境相互作用可能是其中一個例子，因為其關係是如此複雜以致於至少在某些向度上在他們系統中他們是混沌未明的 ( Farber et al., 1996 ) 。

<sup>(註 4-8)</sup> 解釋學是一種意義及理解的研究，而以語言作為媒介，此種無知來自於語言及溝通交流的本質，因此稱為解釋學的無知。即使我們有最純的知識，我們仍維持無知，因為我們不能逃離一般語言的問題，因為要建構逃離一般語言模糊性的理想言語將是難上加難的事情 ( Farber et al., 1996 ) 。

<sup>(註 4-9)</sup> 定理是我們對這世界經驗加以提煉的組合，也是我們對這世界本質信賴的回應。但在定理被顯示為「錯誤」之前，我們並不知道定理的真實性。Popper 認為要證明定理的真實性是不可能的，因此主張以證否的方式處理。在許多情況，我們會面臨既非被證實亦非被證否的狀況 ( Farber et al., 1996 ) 。

輯系統不完全性的邏輯無知 (logical ignorance) <sup>(註 4-10)</sup>，如圖 4-2。

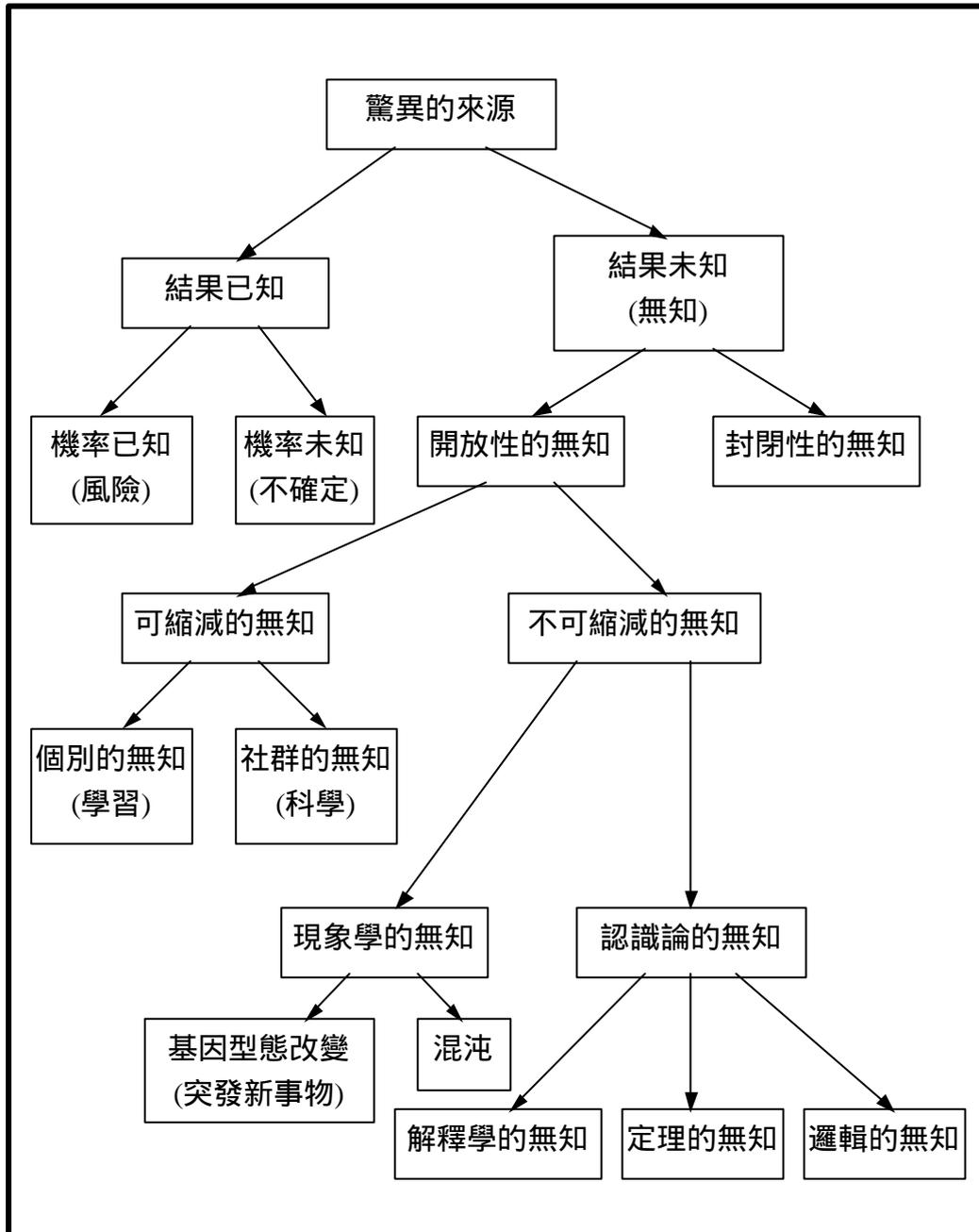


圖 4-2 驚異與無知的類別

資料來源:Faber et al. ( 1996 : 224 )。

如果環境不確定是歸屬可知道機率分配的「風險」或弱式不確定性的範疇，

<sup>(註 4-10)</sup> Godel 提出任何定理系統必需至少允許某一定理既不證實亦不被不證實，因此即使是封閉的邏輯系統亦是無知的來源，而且此無知原則上是不可縮減的，由於所有應用數理系統的科學皆至少包含一個未受證實的定理 (Farber et al., 1996)。

則環境不確定可藉由 Bayesian 決策理論、預期效用理論或利用機率模式加以處理，然而環境不確定性如果是屬於連機率分配都不知道的純不確定性或強式不確定性的範疇，則 Bayesian 決策理論、預期效用理論或機率模式將顯得有心無力（參 Faucheux and Froger, 1995；Woodward and Bishop, 1997；Howarth, 1997）。由前述環境不確定本質的探討，我們可知環境不確定性的課題，大多屬於強式不確定的範疇。如果將環境效果的時間尺度擴充到未來世代，此亦是永續發展關切的課題，我們將會發現存在更大的不確定性甚至完全不知，例如我們不知道未來世代的偏好。

## 二、環境不確定管理範型

### （一）成本效益原則的思惟範型

從成本效益原則的環境經濟學觀點，不確定情況不外乎是我們對於產生環境退化經濟活動所帶來的邊際效益（環境退化改善之邊際成本函數）或邊際損害函數（環境退化改善之邊際效益函數）未能精確的確認。以下簡要說明，設定環境標準（或可交易排放許可制）的量管制工具與課徵 Pigovian 稅的價管制工具，在此種不確定情況下，何種方式較為適當。

首先，假設僅環境退化改善之邊際成本函數或環境退化之邊際效益函數（MPB）不確定且假設高估的情況，即真實的  $MPB_t$  低於估計或虛假的  $MPB_f$ ，如圖 4-3 所示。在此情況下，假設管理決策者目標為達到最適環境退化水準，因為管理決策者誤將  $MPB_f$  當作是  $MPB_t$ ，結果採取設定環境標準政策工具時，會將標準（S）設定在  $D_s$ ，在忽略交易成本並假設完全執行下，事後環境退化水準為  $D_s$  遠離最適水準  $D^*$ ，社會福利損失為  $cde$ ；如果採取 Pigovian 稅工具時，會將稅率（tax）設定在  $MPB_f=MDC$  以獲得最適水準，但  $MPB_t$  係真實曲線，環境退化產生者知道此真實曲線，結果在環境退化產生追求本身利益最大假設下，在忽略交易成本並假設完全衡量下，最終環境退化水準將至  $MPB_t=tax$  的水準  $D_t$ ，遠離最適水準  $D^*$ ，社會福利損失為  $abc$ 。在（1）MPB 曲線的斜率絕對值與環境退化改善之邊際效益函數或環境退化邊際損害成本函數（MDC）的絕對斜率值「相等」時，則設定環境標準與課徵 Pigovian 稅政策工具所產生扭曲的資源分配與產生社會福利損失呈現相同的狀況（ $|D_s-D^*|=|D_t-D^*|$ ； $cde=abc$ ），就資源扭曲與社會福利損失最小化的效率觀點，設定環境標準政策工具與課徵 Pigovian 稅並沒有那一種較具效率優勢（圖 a）；（2）MPB 斜率絕對值「小於」

MDC 的絕對斜率值時，則設定環境標準對於扭曲的資源分派與產生社會福利損失呈現「小於」課徵 Pigovian 稅的狀況 ( $|D_s - D^*| < |D_t - D^*|$ ;  $cde < abc$ )，在此情況，就資源扭曲與社會福利損失最小化的效率觀點，設定環境標準政策工具將比課徵 Pigovian 稅較適宜 (圖 b)；(3) MPB 斜率絕對值「大於」MDC 的絕對斜率值時，則設定環境標準對於扭曲的資源分派與產生社會福利損失呈現「大於」課徵 Pigovian 稅的狀況 ( $|D_s - D^*| > |D_t - D^*|$ ;  $cde > abc$ )，在此情況，則與 (2) 情況相反，就資源扭曲與社會福利損失最小化的效率觀點，課徵 Pigovian 稅將比設定環境標準政策工具較適宜 (圖 c)。由上述可知，僅環境退化邊際效益不確定或環境退化改善邊際成本不確定且高估的情況，如果環境退化邊際效益 (改善邊際成本) 曲線相對於環境退化邊際損害成本 (改善邊際效益) 曲線較平緩時，設定環境標準較課徵 Pigovian 稅較適宜；反之，則 Pigovian 稅的價管制方式較設定環境標準量管制方式較適宜。在相同情況，但真實的  $MPB_t$  高於估計或虛假的  $MPB_f$  的情況，我們可得到相同的結論，但事後環境退化水準則呈現相反的情況，課 Pigovian 稅後環境退化水準  $D_t$  變成在  $D^*$  的「右方」，即有較高的環境退化水準；採取設定環境標準後  $D_s$  變成在  $D^*$  的「左方」，即有較低的環境退化水準。

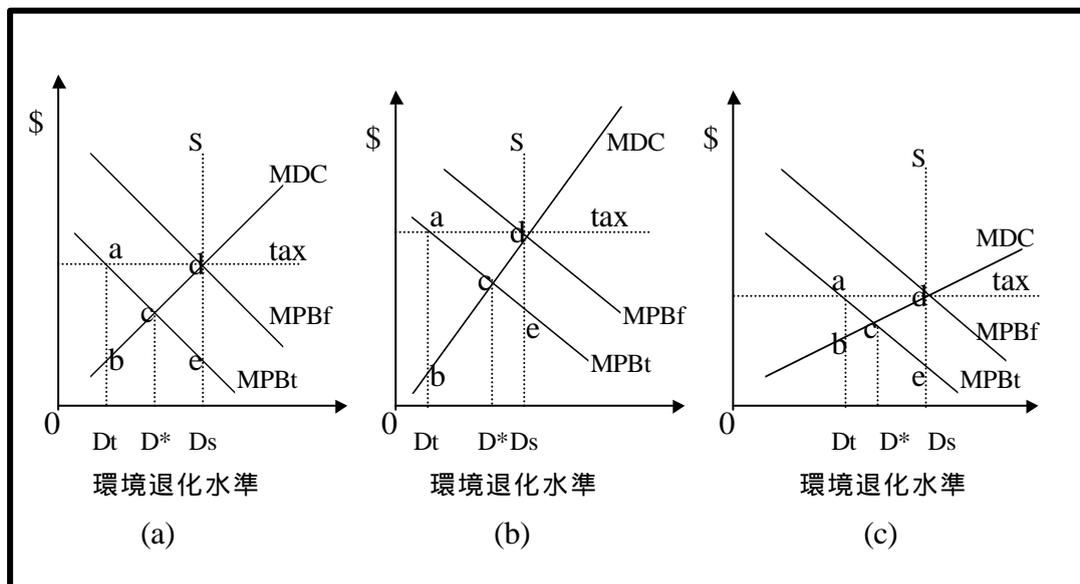


圖 4-3 邊際效益 (邊際改善成本) 不確定與政策工具選擇

資料來源：調整至 Pearce and Turner (1990: 105-106) 與 Stavins (1996: 220)

其次，假設僅環境退化改善之邊際效益函數或環境退化之損害成本函數 (MDC) 不確定且假設低估的情況，即真實的  $MDC_t$  ( $MDC_t'$ ) 高於估計或虛假的  $MDC_f$  ( $MDC_f'$ )，如圖 4-4 (a) 所示。如前分析方式，可知道在此情況下，設定環境標準與 Pigovian 稅政策工具會獲得相同資源分派扭曲與社會福利損失的

情況 ( $|D_s - D^*| = |D_t - D^*|$ ,  $D_s = D_t$ ;  $abc$ ,  $abd$ )，僅 MDC 曲線相對較陡時會有較大的社會損失 ( $abc > abd$ )。相同情況下，但高估 MDC 時 (圖 b)，亦可得相同結論，唯事後環境退化水準  $D_s = D_t$ ，會在最適水準  $D^*$  的左方，即較小的環境退化水準。

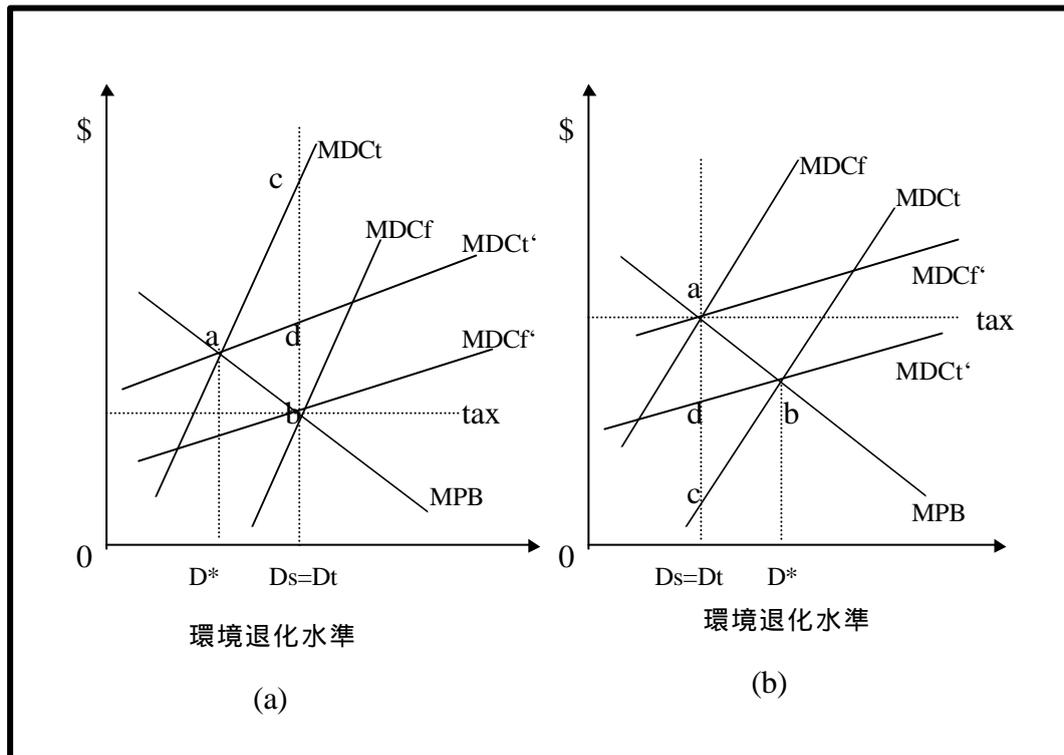


圖 4.4 邊際損害成本 (邊際改善效益) 不確定與政策工具選擇

資料來源：調整自 Stavins (1996 : 221)。

最後，假設僅環境退化改善之邊際成本函數或環境退化之邊際效益函數 (MPB)，與環境退化改善之邊際效益函數或環境退化之損害成本函數 (MDC) 皆不確定的情況 (圖 4-5)。以下分別就 (1) MPB 高估且 MDC 低估，此邊際效益曲線與邊際損害成本曲線呈現「負相關」情況 (圖 a)；與 (2) MBP 高估且 MDC 亦高估，此邊際效益曲線與邊際損害成本曲線呈現「正相關」情況 (圖 b)，並假設 MPB 相對斜率絕對值高於 MDC 情況說明之，因其他情況亦可獲得相同的結論。就「負相關」的情況，如同前述分析方式，我們可獲得設定環境標準對於扭曲的資源分派與產生社會福利損失呈現「大於」課徵 Pigovian 稅的狀況 ( $|D_s - D^*| > |D_t - D^*|$ ;  $ade > abc$ )，就資源扭曲與社會福利損失最小化的效率觀點，課徵 Pigovian 稅將比設定環境標準政策工具較適宜 (圖 a)；就「正相關」

的情況，設定環境標準對於扭曲的資源分派與產生社會福利損失呈現「小於」課徵 Pigovian 稅的狀況（ $|D_s - D^*| < |D_t - D^*|$ ； $cde < abc$ ），在此情況，就資源扭曲與社會福利損失最小化的效率觀點，設定環境標準政策工具將比課徵 Pigovian 稅較適宜（圖 b）。此情況與僅考慮 MPB 不確定的結論不一樣，因為即使 MPB 相對斜率絕對值小於 MDC，在 MPB 與 MDC 皆不確定且呈現「正相關」時，設定環境標準此政策工具較 Pigovian 稅適宜。由此我們會發現，僅從相對斜率絕對值來判選取環境政策工具（如 Weitzman, 1974），在邊際成本與邊際效益同時不確定情況下，並未能獲得「正確」的選擇，對此結果 Stavins（1996）有較嚴謹的分析。

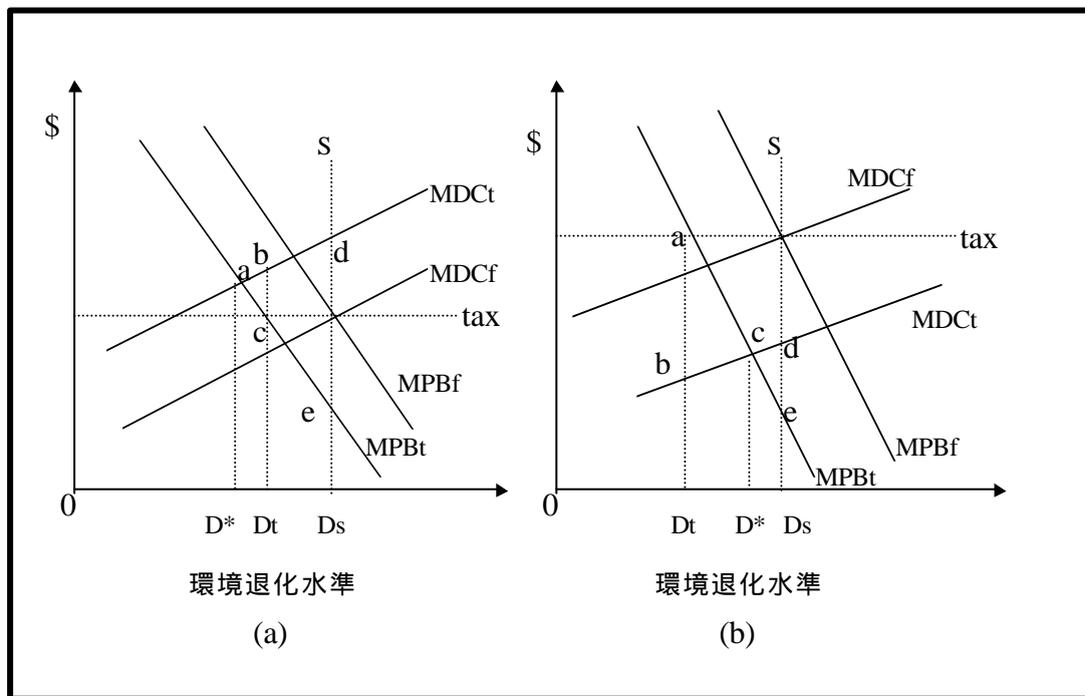


圖 4-5 邊際成本及邊際效益皆不確定與政策工具選擇

資料來源：調整自 Stavins（1996：222）。

當我們面對環境不確定情況時，即使我們確定已知各種經濟活動產生的環境退化水準（如前小節所述極難），我們仍面臨人類對環境退化回應的成本與效益（知覺的成本與效益）的衡量成本問題，當我們利用現今最佳技術所獲得的結果如果未能確認其「正、負關係」，當會發現可能產生如前分析所產生的錯誤決策，而且前述分析，並未將交易成本納入考量（參第二章第四節），如果將此重要因素納入考量，我們也許會發現有不同的結論。除此之外，如果我們將永續發

展的概念納入，我們會發現上述知覺成本與效益函數的衡量成本相當巨大，因為包括無市場的未來世代，而且涉及跨世代財產權分配的公平問題。由於從成本效益原則的範型雖然有其優勢但亦有其限制，特別是在環境不確定情況下，因此，以下就永續發展思維架構下，引介預警原則（含最小安全標準）面對環境不確定處理方式的不同思維範型。

## （二）預警原則的思惟範型

資源利用如果產生不可回轉的效果，則隱含未來世代將是潛在不利成本的承擔者，此種縮減未來世代選擇集的跨代資源分派不公平的問題，是一種非永續發展的資源分派。由於傳統成本效益分析，經常忽視此課題，因此將成本效益決策準則應用於保護生物多樣性與受威脅物種的政策方案，受到廣泛的批評（如 Norton, 1987）。近年來，奠基在成本效益決策準則基礎上的評價方法，如條件評價法（contingent valuation），雖然已擴展至供需不確定的選擇價值（option value）與贈予價值（bequest value）、存在價值（existence value）及道德價值（moral value）等非使用價值（nonuse values），但評價結果的可信度（reliability）與有效性（validity）仍受到相當大的挑戰（曾明遜，1999）。在環境不確定的「事實」基礎下，環境研究者如何有效管理環境退化問題？現今為許多國家所接受者為「預警原則」（Precautionary principle），即預期潛在自然環境便採取若干防止措施，而非等待確定損害後再採取行動的（Bodansky, 1991；Cameron and Abouchar, 1991；Turner et al., 1993；O'Riordan and Camerson eds., 1994；葉俊榮，1995）。由此我們可清楚看到，預警原則隱含環境管理者意圖藉由現在資源防衛措施的承諾，來避免某些決策所帶來未來潛在的負面效果，理論基礎是環境效果常具有時間延時性、空間擴展性及破壞不可回轉性的高度不確定性（參Perrings, 1991；Faucheux and Froger, 1995）。預警原則（德文Vorsorgeprinzip）。此概念首先來自德國社會與法律傳統，其產生於1930年代民主社會主義的全盛時期，而集中在好住戶的管理概念，係德國環境政策五大原則之一<sup>(註4-11)</sup>，並具有優勢地位（Boehmer-Christiansen, 1994）。過去預警原則被考慮為變遷的管理，以便同時改善社會與自然界的命運，並具有引導未來政治與規範行動的角色，其吸納了風險避免、經濟架構的成效理念、邁

---

<sup>(註 4-11)</sup> 五大原則為預警（Vorsorge）、污染者付費原則（Veruracherprinzip）、共識（Kooperation）、成本與利得的比率原則（Wirtschaftliche prinzip）與一般負擔原則（Gemeilast prinzip）（Boehmer-Christiansen, 1994）。

向維持自然系統整合的倫理責任、以及人類理解易犯錯等特性 (O' Riordan and Camerson eds., 1994)。透過1970年代末期與1980年代初期，預警原則被擴充至六個基本概念：(1) 防範性的預期 (preventative anticipation)；(2) 生態空間的安全保證 (safeguarding of ecological space)；(3) 比率的回應或錯誤邊界的成本--效能 (proportionality of response or cost-effectiveness of margins of error)；(4) 關心的責任，或計畫改變者的證明義務 (duty of care, or onus of proof on those who propose change)；(5) 促進本質自然權的形成 (promoting the cause of intrinsic natural rights)；(6) 償還過去生態負債 (paying for past ecological debt) (詳O' Riordan and Camerson eds., 1994)。其中舉證責任移轉 (shifting the burden of proof) 的思想改革最具革命性，其認為保護自然環境的責任負擔下放給污染者而非未來的受害者或支持生態完整性的壓力團體，此意味著增加的賠償或補償的成本變成是企業的成本 (Turner et al., 1993；O' Riordan and Camerson eds., 1994)。

預警原則，是一種環境保險的理念、是一種風險規避的策略。在理念上有其適用性，因為事前的預防成本往往比事後補救所花的成本費小。由於此原則認為只要有「預期」自然環境損害便加以管制，隨著這些不確定性降低之後，再調整先前的決策，因而相似於倫理學家Goodin (1980) 所提出的「留下轉圜的餘地」的理念 (戴華，1993)。但此原則的應用，仍有些尚待考慮的問題：如「預期」自然環境損害，如何決定？由誰決定？是否有損害便需採取防止措施？或損害多大才需採取防止措施？防止措施的嚴格程度為何？當「預期」損害準則過於嚴格時，是否有破壞「市場機能」或產生「政府失靈」的情況？如此對人民是福？是禍？仍有進一步研究的必要；反之，過於寬鬆，是否會產生「市場失靈」？如此將有妨害「環境永續發展」的可能，此種種問題可能是應用此原則需考量的地方。

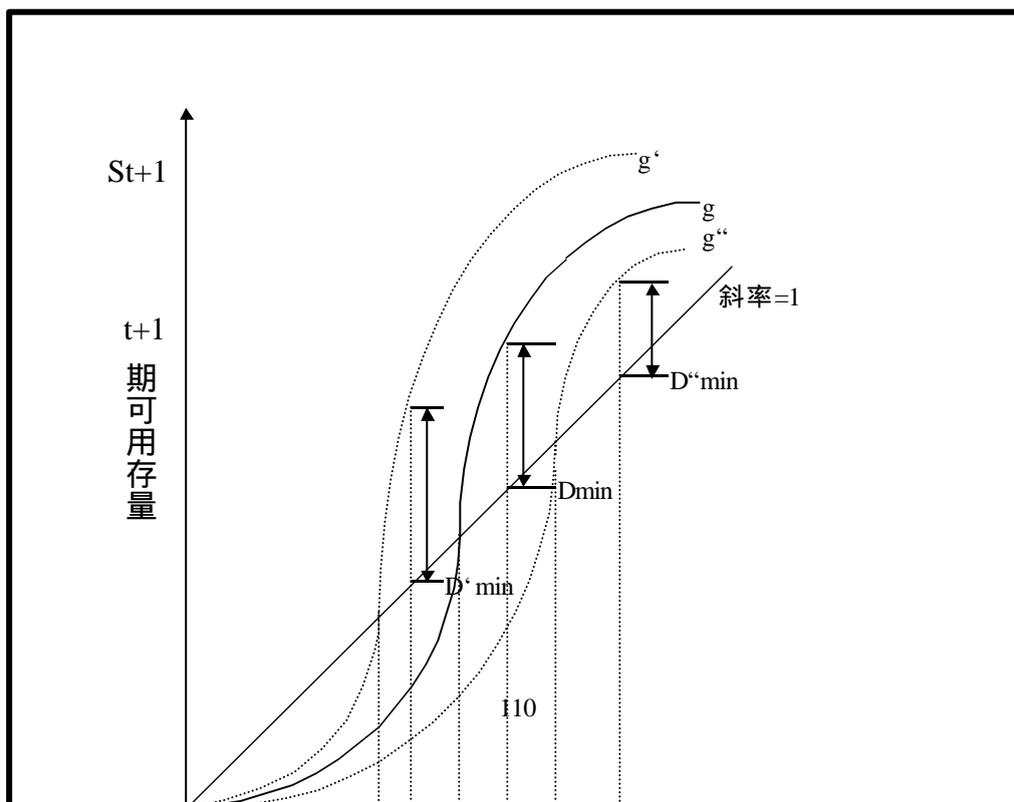
在面對環境不確定情況並為了防免不可回轉使資源一去不復返的損失，首先由Ciriacy-Wantrup (1952) 提出的最小安全標準 (safe minimum standard, 以下簡稱SMS)，便經常被用來作為另一種集體決策準則，以排除安全的虞慮並賦予資源有回復的喘息空間，此標準的運作策略後來常被連結至預警原則 (如Turner et al., 1993)。Ciriacy-Wantrup認為動植物種棲息地是一種有限度的可更新資源，如果開發超過某生態門檻將產生不能回轉的效果，因而主張應設定SMS以維護動植物種的生存空間，除非此標準所帶來的成本是過度的 (immoderate)。此種面對高度不確定性、有限科學的資訊與潛在不可回轉損失的集體決策準則，後來為Bishop (1978) 加以發揚擴展，其利用遊戲理論 (game theory) 的最大可能損失最小化的準則 (minimax criterion of minimizing maximum possible losses)，並納入結果及其機

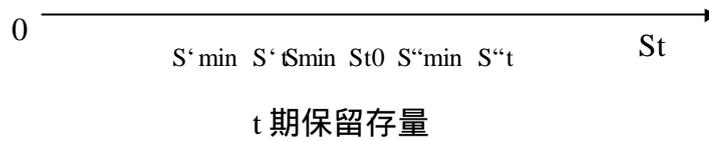
率皆未知的純不確定 ( pure uncertainty ) 與不可回轉特性，探討瀕臨絕種物種保育策略。因其認為臨瀕絕種物種存在社會與自然的不確定性 ( social and natural uncertainty ) ，而提出最小安全保育標準的決策法則：「除非保育社會成本為不可接受的大否則應採最小安全保育標準」。至於保育所產生的社會成本「多大」才是「不可接受的大」 ( unacceptably large ) ? Toman( 1994 ) 認為此需要視社區利益、社會規範與政治討論結果而定；Bishop ( 1979 ) 則認為臨瀕絕種物種是一集體選擇的決策課題，因而主張「不可接受的大」應由社會來決定，決定標準為保育所產生的社會成本「負擔」是否在「社會可接受範圍」之內。由此可見SMS並不是在建構一個絕對不可妥協的絕對安全防衛機制，因為當SMS所帶來的成本變得是過度或不可忍受時，SMS規則將被擱置。對於瀕臨絕種的物種保護，SMS的應用似乎必需至少維持最小族群數量以確保其能持續存活下來。如果我們未能堅守此最低安全水準，則物種的不回轉損失將隨之產生，而使我們 ( 含未來世代 ) 必需承受高度不確定的未來損失，為了避免不可回轉的環境損害，SMS也許可考慮作為我們對於未來世代福祉或現世代未來選擇權保障的社會責任。

SMS策略有別於新古典經濟學成本效益分析的慣用手法，成本效益分析方式著重在開發的淨效益或保育的淨效益，但SMS雖保留環境資源保育或保護所帶來的成本負擔，但以保育或保護為優先考量，因此有所謂舉證責任 ( burden-of-proof ) 轉移之說 ( 如Batie, 1989 ) ，即在於保育成本的舉證而非保育效益的舉證。由於我們面對未來效益不確定與資源開發難以回轉的情況下，資源開發效益是否大於保護或保育效益的成本效益決策準則難以有效運作，因為保護或保育效益難以正確評估，其可能包括確定已知的使用價值、風險下的選擇價值、以及純不確定的非使用價值等。因此，Bishop ( 1978 ) 認為設定最小安全保育標準是較適當的策略，而以保育的負擔是否在社會可接受範圍內作決策指標而非「效率」。此對於環境資源永續管理具重要的涵義，即當環境資源保育效益可能使現世代產生某程度的福祉減少，但卻保留未來世代可享用環境資源功能的權利，而為兼顧現世代的權利，故由現世代來決定這些福祉損失「負擔」是在可接受的範圍，而且此主觀損失也許可藉由遺贈給近世代 ( 亦可包含遠世代 ) 子孫的贈予價值獲得些許的補償 ( 李永展、曾明遜，1995 ) 。

為了解決設定SMS與決定不可忍受成本的課題，Farmer and Randall ( 1998 ) 利用可再生資源的最小安全保育標準方案說明如下 ( 圖4-6 )。g為再生力函數 ( 實線表確定情況，虛線表不確定情況 ) ， $S_t$ 與 $S_{t+1}$ 分別表t、t+1期的資源可用或保留存量，在不考慮人為開採資源 $D_t$ 的情況下，下期的可用存量 $S_{t+1}$ 與本期保留存

量的關係為 $S_{t+1}=g(S_t)$ ，假設呈Logistic成長曲線，如果高於斜率=1的45度線，表淨再生力為正，如果低於此45度線，將會使資源消失不見。因此SMS的設定似乎為 $S_{min}$ 的防衛，但基於資源保育的永續性目的而言，此防衛的資源存量是不足的，因為我們需要某些最小的資源開採量（ $D_{min}$ ）採來確保我們適宜的消費水準，因此所有未來各期必需維持至少 $D_{min}$ 的開採量。不管今日SMS防衛者或是明日未採取SMS的受害者，低於 $D_{min}$ 我們可視為是不可忍受的負擔。因此，好似 $S_{min}+D_{min}$ 是安全保障的防衛數量，但此亦是不足的，因為如果 $D_{min}$ 被使用後，下期僅剩下 $S_{min}$ 的保留存量，結果未來並不能保留有 $D_{min}$ 的消費水準。如果為確保未來皆能擁有至 $D_{min}$ 的消費水準，則SMS必需設定在 $g(S_t)=S_t+D_{min}$ ，如圖 $S_{t0}$ 。當我們將不可忍受的負擔與設定SMS位置連結，可發現如果我們要有較低的負擔，則SMS必需愈早採用。以上係奠基在資源再生函數是確定已知的情況，由於科學知識的不足，我們也許會發現可能產生高估或低估的情況，如果真實的再生函數如圖 $g'$ ，則如果不能忍受的負擔為 $D'_{min}$ ，則我們應將SMS設定 $S'_{t0}$ ；反之，如果真實的再生函數如圖 $g''$ ，則如果不能忍受的負擔為 $D''_{min}$ ，則我們應將SMS設定 $S''_{t0}$ 。基於最大可能損失最小化保守策略的考量，如果我們不能確定何者為真實的再生函數時，理應採取較大資源保留量的策略，例如僅 $g$ 與 $g'$ 情況，應採 $g$ ，設定在 $S_{t0}$ ；僅 $g$ 與 $g''$ 情況，則應採 $g''$ ，設定在 $S''_{t0}$ ； $g$ 、 $g'$ 與 $g''$ 情況，則應採 $g''$ ，設定在 $S''_{t0}$ 。





**圖 4-6 可更新資源最小安全標準設定**

資料來源：調整自Farmer and Randall (1998：298)。

SMS雖然提供我們面對環境不確定與不可回轉的情況，有一新的思惟方式，但由於欠缺單一、一致且普遍為各界接受的倫理理論，以回應我們對未來世代的責任（Farmer and Randall, 1998），致使在SMS實際運作時將面臨共識難達成的高昂交易成本。如果採取民主化的方式決定 $D_{min}$ ，我們除需要提供開發淨效益流量與保育淨效益流量以及一些不確定情況等相關資訊，以供社會大眾做決策參考所產生的「資訊蒐尋成本」之外，而且因為需訴諸社會大眾決定，可能要為達成共識而支付巨額的「交易成本」。因而此兩種預估成本似乎應納入保育方案所產生的淨社會成本中，然後再由現世代社會決定是否在可接受的負擔內（李永展、曾明遜，1995）。

## 第二節 永續發展架構下的預警環境保證金制度

### 一、制度設計的引導原則

從政策環境影響評估觀點，我們在建構一個新制度時，必需確認此制度需有助於永續發展，並引導活動主體朝向此路徑邁進，否則我們可能產生另一個非永續政策的替代品。基此，預警環境保證金制度的設計，必需有一些達成永續發展目標的引導性原則作為制度內涵設計的參考。為了建構生態平衡與萬物共榮的自然環境、生活安適與公平尊嚴的社會人文環境、以及兼顧環保與效率的經濟生產環境的遊戲規則，我們必需在各方溝通交流下尋求「重疊共識」的核心，永續發展此「綠色政策」雖然其間仍有不同的解釋，但似乎受到現今產官學民的支持而成為共識的核心。依據世界環境及發展委員會（WCED, 1987）所提出的「永續發展」概念，可知任何資源的開採、投資方向、技術發展導向與制度的改變，皆需有助於現世代與未來世代人類需要滿足與精神和諧潛力的增進（James et al., 1989）。如果我們同意此永續發展概念並認同到此種發展過程是我們共同未來的出路，預警環境保證金制度便不能跳脫此規範性的目標。也就是為了邁向永續發展，當我們從事任何制度設計時，必需考慮如何將現世代之環境、經濟與文化的財產權適當地傳承至未來世代。為了邁向永續發展的路徑，我們必需跳脫Faustian舊發展模式的思惟，而朝向環境、經濟、文化三者共進化思惟路徑邁進，並意識到健全的生態環境是經濟發展與安適生活的基石。以下從環境經濟學、環境倫理學、生態經濟學及環境不確定下永續發展路徑所提出的看法及建議說明如下。

環境經濟學的觀點，因為了解自然資本是人造資本的基礎結構，因此如果不投資復原自然資本或改善環境污染，不僅自然資本會縮減而且人造資本亦會隨之縮減。但認為由於人類知識的增進、節約資源利用技術更新、環境成本內部化與利用人造資本的成果維護自然資本等文化資本的設計，未來自然資本與人造資本的存量可能會適度的回升，並認為人類福祉是多向度，各種資源都有其限制（除了太陽能），因而當我們使用某種資源便意味著它不能做另一用途的使用。因此，在環境問題來自人類行為，而人類行為則受到相對價格引導的意識下，認為要達到現世代福祉之增加不能以降低未來世代福祉為代價的跨代 Pareto 效率，應全面建立社會誘因結構，建立財產權，計算環境資源影子價格，用成本效益分析決定可行的開發計畫與科技發展計畫，如此可避免摧毀市場機制與官僚行政成本過高的負面效果（蕭代基，1993）。

環境倫理學的規範觀點<sup>(註 4-12)</sup> (戴華, 1993), 認為「曉以利害」的自身利益觀點在生態危機尚未立即威脅人類生存的情況下, 而且在面對高度不確定的環境效果以及時間偏好的折現率問題致使此種以成本效益決策準則的方式面臨極大的挑戰, 因此訴諸「自身利益」並不見得能提供永續發展的堅強論點。因此認為「動之以義」的「我們不應該傷害未來世代」將可獲得「重疊共識」而成為永續發展的規範基礎, 在此基礎下為了實現我們對未來世代道德責任的世代間正義, 並基於未來不確定的考慮, 主張開放後代的機會在範圍上不應該被縮減, 也就是在「機會平等」原則上, 任何人, 不管屬於哪一世代, 只要同樣屬於「人類」這個物種, 就都有同樣權利要求至少生活在一個「可居住」的環境中, 為了保留此應得的機會我們的決策不應做出「不可轉圜」或「不可回轉」(irreversible)的選擇。在此概念下, 認為要實現世代間的正義, 我們必需依「留下轉圜餘地」原則來「保留」、「維護」與「傳遞」環境的機會大餅, 當現世代發現自己的所作所為使得這塊餅變小, 就應積極地以現世代資源的投入來為未來世代創造新的機會。因此, 認為要實現永續發展政策, 至少應: (1) 研究、推廣「可轉圜」的科技和資源利用模式; (2) 放棄目前已知「不可轉圜」的科技和資源利用模式; 以及 (3) 對尚未確定者, 則力圖審慎運用, 並尋求開發目前已知「可轉圜」但成本過高與未知「可轉圜」的替代方式。

生態經濟學的觀點, 從 Norgaard (1981; 1984a; 1984b; 1985; 1986; 1988) 所提出的共進化發展 (coevolutionary development) 概念出發, 認為經濟、環境與文化系統結構是屬於動態平衡關係, 各系統有其自我調適的能力 (回復力)。但是當某一系統以犧牲其他系統來維持本身系統的自我發展時, 其被犧牲的系統將引發質與量的改變, 若到達臨界點, 該系統的穩定結構將趨於解體或退化。由於系統之間是相互影響的關係, 解體或退化的系統會主動回饋此「侵略」系統, 而使得各系統呈現共同解體或共同退化的現象。因此, 發展的觀念上應注意各系統回復力的維護, 並由單一經濟發展目標移轉為經濟、文化與環境共同進化的整體發展。因為共進化是各系統同時進化的過程, 系統間的相互關係乃隨時間進行自我調適, 而系統的多樣性正可維持穩定性, 故應注意系統多樣性 (diversity) 的維護。雖然強調系統的互利共生, 但基本上仍認為人類的社會經濟系統僅是生態圈的次系統, 因此當我們守望人類社會家園時, 更應守望我們的自然家園, 並應將

---

<sup>(註 4-12)</sup> 於此所指的環境倫理觀點, 並非意指所有環境倫理觀皆認同以下的論述, 而僅指戴華 (1993) 的看法, 對此論點的批評性看法可參見此篇文章主評何志青 (1993) 的論述。

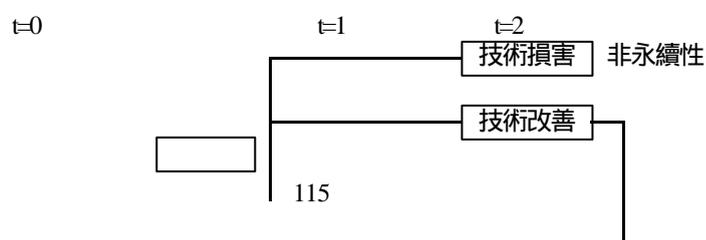
守望自然家園擺在第一優先位置 ( Ehrlich, 1989 ) , 因只有在生態維生系統健全下經濟系統才能持續運作。因此, 為了避免面對外在壓力或衝擊時便失系統活動的能力, 對於永續發展的政策建言, 傾向維持自然資本固定存量, 並在維持在回復力 ( resilience )、同化力 ( assimilative capacity ) 與生態容受力 ( ecological carrying capacity ) 不被破壞的穩定狀態 ( steady-state ) 及系統循環回饋的考量 ( Daly, 1991 ; 黃書禮、許伶蕙, 1993 )。

由以上三種不同領域對邁向永續發展路徑的論述, 我們可看出因其不同認知或信念, 以致所訴求的政策建言不太相同, 不過不論是「經濟誘因系統」、「留下可轉圜餘地」或是「生態緩衝力」的考量, 皆可做為預警環境保證金制度內涵設計的參考。由於上述論點並沒有把焦點置於環境不確定上, 為彌補此缺口以下就 Faucheux and Froger ( 1995 ) 所提出的「動態永續性決策樹」 ( dynamic sustainability tree ) 觀念加以說明。其認為在面對高度環境不確定、複雜性與不可回轉的問題, 將這些純不確定性化約為風險的 Bayesian 實質理性 ( substantive rationality ) 的處理方式是不恰當的, 因此認為在此情況下採取程序理序 ( procedural rationality ) 較為適宜。此方式的決策並不在尋求最適解而是在追求「滿足解」 ( satisfactory solution ) , 因而採取連續與反覆的決策過程 ( 能量基礎評價方式 ) , 區分為  $t=0$  靜態觀點與  $t=1$  開放經濟及  $t=2$  科技發展的動態觀點 ( 圖 4-7 )。靜態觀點, 為了獲得生態永續性條件為: 資源的能質生產至少需高於其能質的消費 (  $NES > 0$  )、能趨疲或熵的增加量及其排放最小化 (  $Ne-Nm > 0$  ) ; 經濟永續性條件為: 經濟能值 ( exergy ) 的儲存或投入量需高於生產或消費過程的消耗量 (  $NRS > 0$  )。考慮開放經濟的動態觀點, 為了獲得生態永續性條件為: 資源的能質生產+輸入能質的消費+輸出 (  $AES > 0$  , 圖中 EMEB 表資源能質輸出與輸入的差距) ; 經濟永續性條件為: 經濟能質的投入量+輸入能質的消費+輸出 (  $ARS > 0$  , 圖中 RENEB 表經濟能質輸出與輸入的差距) , 由此可見輸出與輸入的調整會改變永續性發展的路徑。考慮科技發展的動態觀點, 科技進步可對抗自然資源的短缺與耗竭, 也可以透過效率改善而減少自然資源的消費, 因此影響 NES 與 AES , 如果  $NES < 0$  , 透過科技進步或較佳的資源使用可使自然資源消費降低, 而產生能質剩餘 (  $NES > 0$  ) ; 相同方式, 如果  $NRS < 0$  , 我們可看見來自經濟發展是非永續性的, 但透過科技進步改善生產系統能量的獲取而變成永續性; 相似地, 技術進步可抵抗污染, 因此熵的產生可能因技術進步而減少, 結果使熵傾向最小化。不過, 科技的發展也會帶來環境的損害, 結果將邁向非永續性的軌跡。由此可見, 生態科技研發在人類邁向永續發展的路徑中扮演相當重要的角色, 而且可發現永

續發展政策並不存在單一的路徑而且沒有最適路徑，而是一些反覆且遞回的路徑。因此決策者在面對環境不確定性時，以滿足的目標代替最適化的程序理性決策過程應值得鼓勵，如 Pearce and Turner (1990) 所言，當存在環境不確定性時，污染防治政策應被視為是滿足原則而非最適化原則的蒐尋過程。

## 二、預警環境保證金制度基本構想與適用範圍

在永續發展發展架構下，Turner and Pearce (1993) 以 neo-Ricardian 與 neo-Malthusian 兩種不同觀點加以詮釋現今不同學科對永續發展的看法以及採取的策略，源於前者為採取成本效益原則運作的「弱式永續性」，此為現今一般環境經濟學家秉持的信念，著重誘使行為決策者朝向與環境友善的管理範型；源於後者為採取預警原則 (precautionary principle) 運作的「強式永續性」，著重生態系統或維生系統維護的管理範型，此為現今一般生態經濟學家秉持的信念 (參 Turner et al., 1993; Turner and Pearce, 1993)，圖 4-8。在邁向資源永續利用路徑中，預警原則預期可達到「事前防範」的效果，因此不僅受到生態經濟研究取向的推薦，且受到許多國家的青睞，在理念上有其適用性，因為事前的預防成本往往比事後補救所花的成本費小。不過將此原則應用於環境退化管理，在公平、簡化行政處理、可接受性與環境風險縮減上雖然優於經濟誘因處理方式，但在效率上則遠不如成本效益原則或污染者付引費原則的經濟誘因手段，參見表 4-1 (Turner et al., 1993; Turner and Opschoor, 1994)。由於兩種原則各有其優缺點，因此如何結合預警原則與成本效益原則或污染者付費原則，以有效管理環境退化的問題，便成為一項重要的研究課題。Norgaard (1985) 在多元主義 (pluralism) 探討中，認為各研究領域或研究取向對於現實世界的實際情況各有不同的簡化處理的限制，但亦因其簡化而能更精練或深入探討某些特定關係而獲致某些成果。因此我們若堅持某一種研究取向是絕對優於另一種研究取向都可能是一種「傲慢與偏見」的做法，童話中「駱駝攻訐或恥笑其他的動物，只因為牠們認為其他動物沒有駝峰」(夏道平譯，1991)，此或許值得我們調整我們對於其他不同學科領域的態度。因此，如何吸收其他學科領域優點或整合學科領域研究取向便成為一個發展的領域，特別是面對環境系統複雜性而導致不確定情況的管理課題。



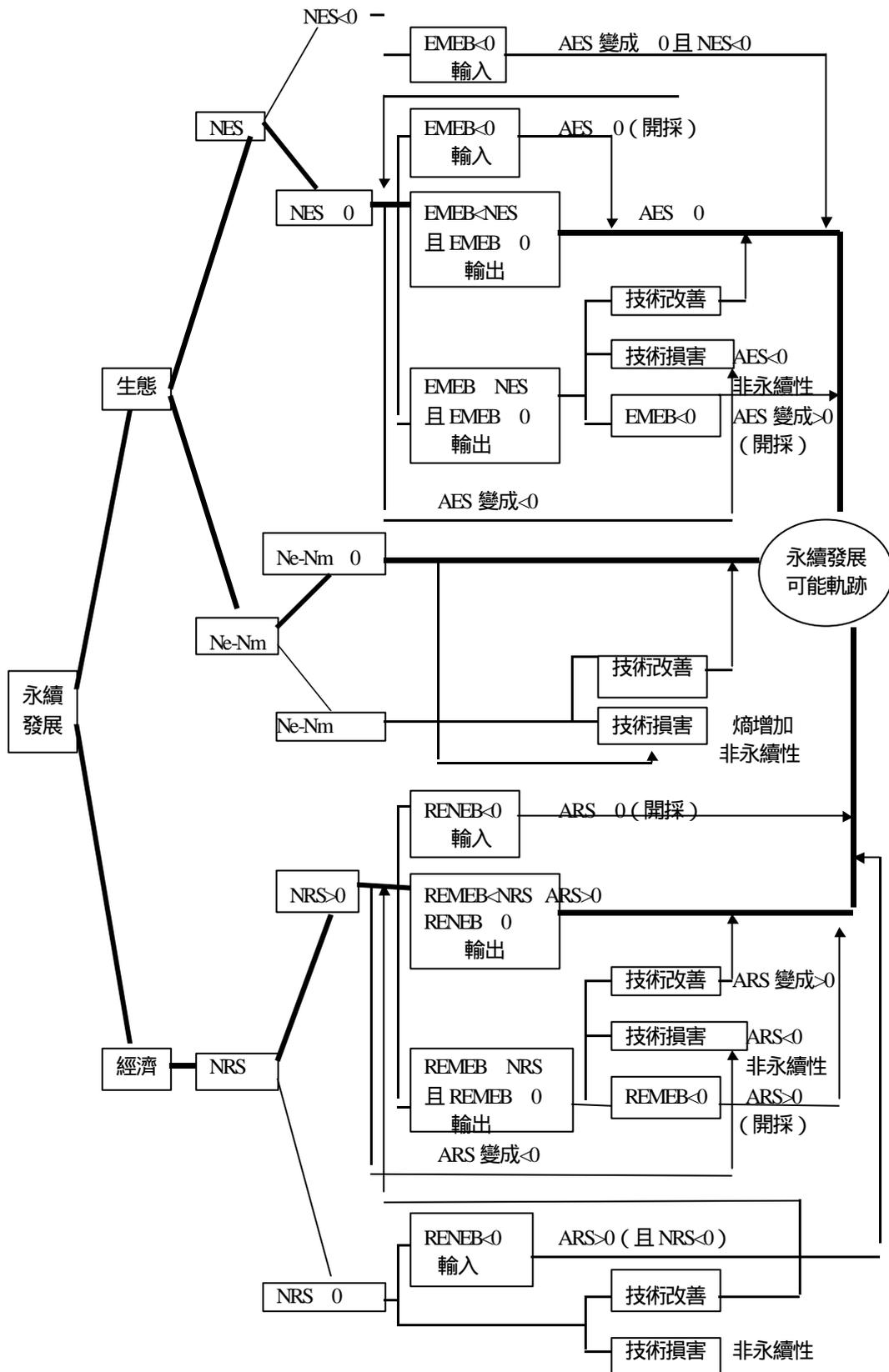


圖 4-7 動態觀點開放經濟永續樹  
 資料來源：Faucheux and Froger (1995: 39)

Ricardo

Malthus

Marx

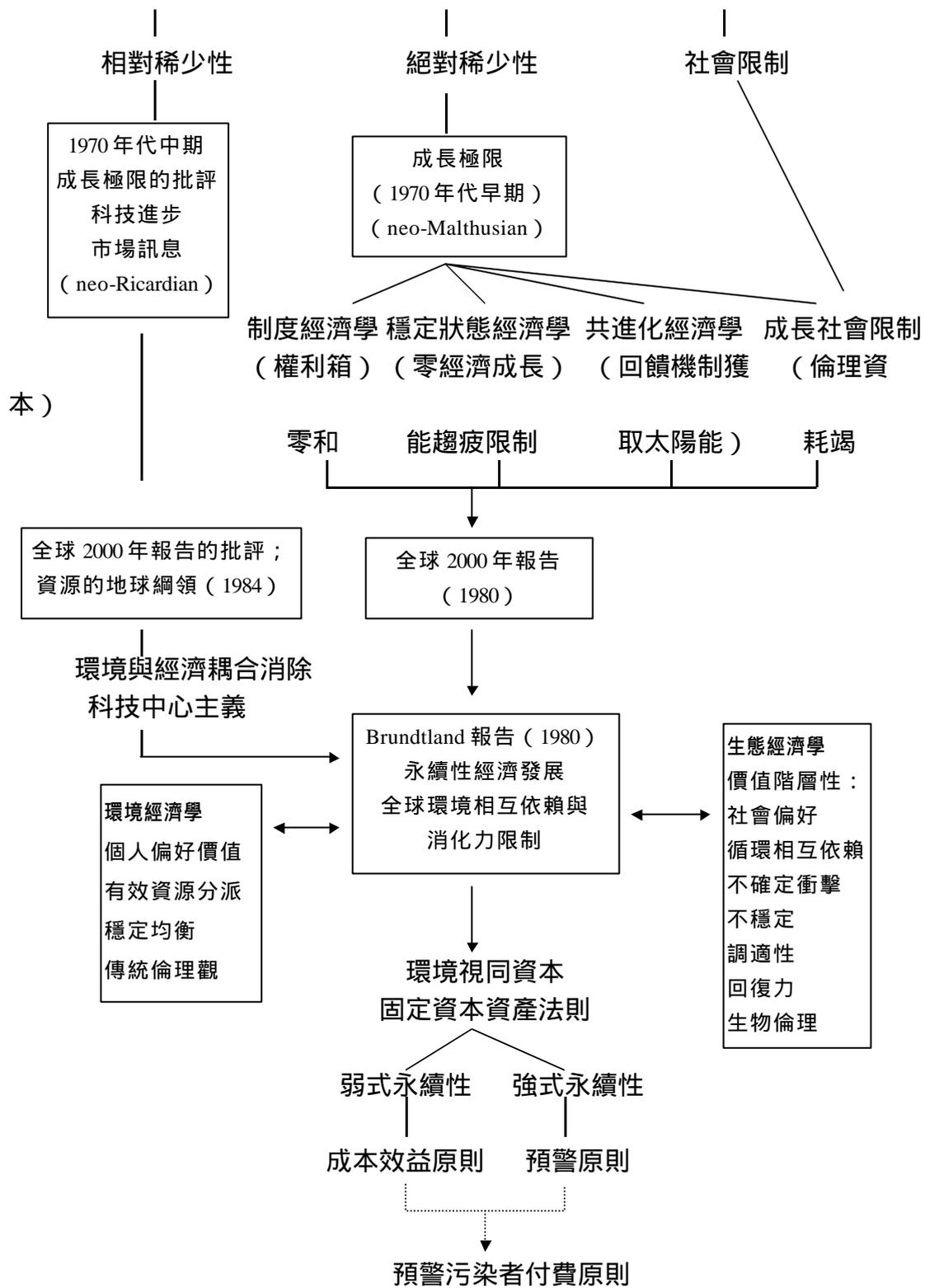


圖 4-8 弱式與強式永續發展範型的發展

資料來源：Turner and Pearce (1993)。

註：虛線預警污染者付費原則係本研究所附加。

表 4-1 不同決策架構的比較評估

管理取向	準則	經濟效率	公平	行政簡化	可接受性	風險降低
無風險（禁令）	PP	非常低	非常高	非常高	非常高	非常高
風險基礎零排放（管制）		低	高	高	高	高
技術基礎零排放（標準）		非常低	低	非常高	高	高
風險效益分析	CBA	高	低	低	低	低
成本效益分析（經濟誘因的主張）		非常高	低	低	低	低

註：PP 表預警原則；CBA 表成本效益分析取向

資料來源：調整自 Lave and Males（1989）（引自 Turner et al., 1993）。

回應多元主義理念，在強式永續性與弱式永續性結合理念下，Costanza and Perrings（1990）提出彈性保證金系統或制度（flexible assurance bonding system）的概念，此保證金系統的設計理念是將環境準則與不確定性納入經濟系統，並誘使正面環境技術的創新，其運作方式為：「除了直接向經濟個體收取確定已知的環境損害費用，並向其收取保證金，該保證金數額等於未來潛在環境最大損失與利息...當該經濟個體能確認最壞狀況損害已不發生或小於原先的評估狀況，應歸還其本金和利息，假如未來損害產生，則保證金將用來重置投資環境或補償受損團體...」。此種修正式的預警原則，隱含環境經濟學家所考慮的誘因制度與外部效果內部化，即環境成本由污染者負擔，所不同的是將之擴充至未來環境成本不確定性的處理。此系統擴充污染付費原則，將課稅與補貼的經濟誘因手段結合在一起，即所謂的「可回收的保證金」（deposit-refund systems）（Bohm, 1981），如現行的資源回收的「押瓶費」，並將環境不確定與環境準則納入經濟系統，而成為所謂的「預警污染者付費原則」（4P）（Costanza and Cornwell, 1992；Costanza, 1993, 1994），因此 Costanza and Perrings（1990）所提出的彈性環境保證金系統，本研究將之稱為預警環境保證金。

事實上，環境退化任何管理方式皆有其成本，因此在實際評估之前，預警環境保證金並不保證會比其他政策工具較能有效達到永續發展的目標。基本上，各種不同環境政策工具有其適用的條件，本研究認為確定性較高者採取成本效益原則的政策工具較適宜，因為邊際成本與損害評價的衡量成本較低且具有經濟誘因的優勢；不確定性較高者採取預警原則的政策工具較適宜，因在此情況下成本效益的決策準則常會因衡量問題而可能產生「大賭注」潛在損失，而預警原則可避免此潛在巨大的成本，較符合跨代正義的資源分配並具有環境安全保障的優

勢；上述兩者之間的情況，採取預警環境保金制度的政策工具較適宜，因為在此情況下完全禁止資源開發與完全賦予開發權可能皆是一種資源非永續性利用方式，由於此方式不僅符合使用者付費的理念而且有誘因使傷害環境資源者的從事環境成本改善的技術革新，因為生態技術革新後保證金較小而且有機會取回，故具生態研發動態效率的優勢。如同Faucheux and Froger (1995)的看法，其認為不同不確定型態需要不同決策理論來處理，Funtowicz and Raveltz (1993)在探討「後常態科學」(post-normal science)時，依系統不確定性高低及決策賭注高低區分為應用科學(applied science)、專業商議(professional consultancy)與後常態科學(post-normal science)三種不同範型來解決系統不確定問題。採取「後常態科學」路徑者，在「科學民主化」(democratization of science)理念下，於環境管理上著重「程序理性」(procedural rationality)的管理決策(Funtowicz and Ravetz, 1993, 1994; Faucheux and Froger, 1995; O' Connor et al., 1996)。

當我們關懷人類、其他物種及其衍生政經社文的發展，我們便不能不關心她們的「棲息地」。棲息地的沈淪，所失去的不僅是棲息地本身的地景美感，附屬於棲息空間的多采多姿的生命及文化世界亦隨之消失，誠如原住民的智慧之語，Kuna族：「土地就是我們的文化，失去土地等於失去文化及靈魂」(引自王俊秀，1999：195)。在環境退化管理中若遺漏對土地的關懷，將有使理想失去可實踐場域之虞，甚而成為政商「上下其手」追逐租利的場域<sup>(註4-13)</sup>。由於國土規劃管理失當，導致「上山下海」土地資源的爭奪<sup>(註4-14)</sup>，結果台灣生態環境問題不再僅是污染的「皮肉傷」，更呈現「去筋骨」生態系崩解的危機。為了避免生態系崩解的危險，並維護健康美麗安全的生態環境，環境管理範型已逐漸從早期「管末」的事後處理，移轉至「清源」的事前預防。為了達成我們想要的「產出」，必需利用各種手段改變環境退化產生的「投入」因素，採取國土規劃管理方式將可適度預防環境退化的投入。由於土地資源的掠奪是環境退化問題的重要面向，土地資源的保育是健康環境的關鍵，因此國土規劃管理的良窳，將顯著影

---

(註 4-13) 陳東升 (1995：68) 認為若未能凸顯土地政策的「主體性」，結果將成為國家經濟發展政策的配合者，或成為地方及中央投機政客勾結經濟利益團體獲取暴利的場域，關於土地成為利益炒作場域機制的詳細論述，請參閱陳東升 (1995)。

(註 4-14) 土地資源爭奪除都市邊緣山坡地破壞外，非都市邊緣坡地也難逃開發破壞的命運，如新竹關西機械工業開發，而台灣西部沿海的海岸濕地、低地及海埔新生地更紛紛為大型工業區佔領，如六輕所在地雲林麥寮、彰濱工業區及濱南工業區等(詳李永展，2000：第三章)。

響生態環境政策目標的實踐。除此之外，為了降低生態環境資源使用者的不確定性，以減少不必要的訊息蒐尋成本，必需先明確界定使用權利與義務的遊戲規則，新政府透過一些環境規範原則來推動相關行為限制的機制，但由於生態環境系統的複雜性及具有的公共財特性，極易導致過高的衡量成本( measurement costs )與監督成本( policing costs )，進而增加執行成本( enforcement costs )，若能將部分生態環境需完全的任務，透過財產權比較明確的土地資源來實現，預期將可增加生態環境理想落實的機會，並減少若干的交易成本，生態足跡( ecological footprint )便是極佳的範例。因為「去自然」的國土政策可能一文不值，但「去土地」的生態環境政策亦將可能失去可實踐的場域，因此為了實踐生態環境政策的理念，進而實現守望人類政經社文家園及自然家園的理想，基於能力限制，本文從事預警環境保證金制度設計時，特別著重在國土規劃管理的思惟。於此依 Funtowicz and Raveltz 的理念並參考最小安全標準策略，以「最佳技術估計決策賭注預期值大小」與「回轉不確性高低」做為國土資源的分派，並論述成本效益原則、預警原則、及預警環境保證金制度適用的地區(圖4-9)。

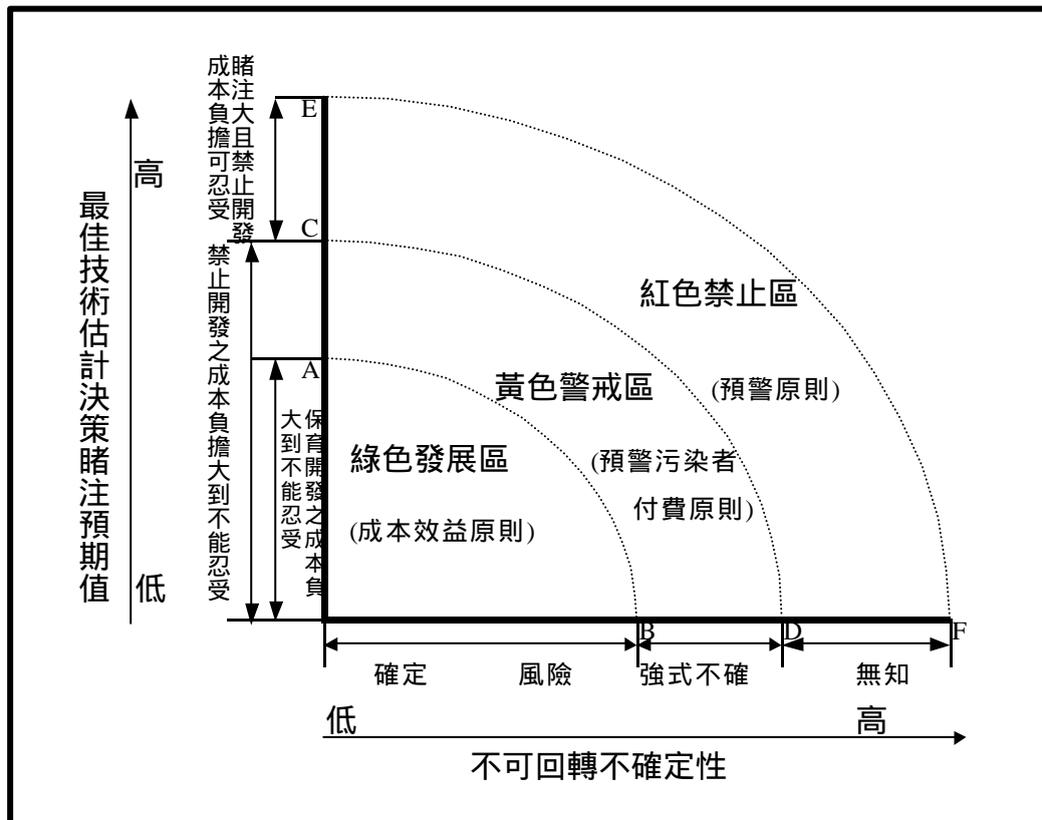


圖 4-9 預警污染者付費原則 (預警環境保證金) 適用範圍

賭注愈大或不可回轉不確定愈高者則愈傾向劃設為「紅色禁止區」，賭注愈小者或不可回轉不確定愈低者愈傾向劃設「綠色發展區」，兩者之間的情況則

劃設為「黃色警戒區」，以因應不確定的環境成本問題。將國土劃設不同等級而賦予不同發展權利，主要係試圖平衡現世代與未來世代資源開發與保育的權利，因為全部賦予資源開發權，現世代雖可如 Faust 享受片刻的歡娛，並可將開發所帶來的利益傳承給未來世代，但亦可能將開發所帶來的生態負債由未來世代償還而由其品嚐片刻歡娛後的焦慮憂愁，若發生不可回轉的情況，生態負債則往往成為永遠的呆帳；反之，若全部禁止開發，雖現世代與未來世代皆可擁有完整的生態環境，但現世代卻需面對經濟發展停滯的苦果，而未來世代亦會失去現世代傳承的開發利益，因此完全賦予開發權與禁止開發此種「全有」「全無」的管理策略，可能皆是非永續性的做法。而且依邊際成本均等原則此種依不同等級而賦予不同發展權利的資源分派方式預期可達最低成本的效果，唯需考慮「受益付費、受害補償」原則，綠色發展地區所獲得的規劃利得宜對價補償禁止發展地區的損失。如果同意採取劃設不同地區的資源分派方式，接下來面對重要的課題，便是如何劃設。本研究依以賭注大小與不可回轉不確定高低做為劃設的元素，考慮賭注大小的原因在於環境效果的考量，而考慮不可回轉不確定的原因則在於回應環境不確定的事實與跨代資源分派的問題。從縱軸賭注大小來看，賭注大小包括生態與生命財產的損害與成本，不過這些賭注的大小有些我們仍未能完全確知，但我們也不能因為未能完全確知便將所有行動停擺，因此我們必需利用現今最佳技術估計我們決策行為所帶來的代價有多大。配合最小安全標準的概念，「紅色禁止區」的「扣板機點」在於賭注預期值大且禁止開發的淨潛在利益損失或犧牲（保護的成本負擔）仍在社會最大可接受或忍受的範圍內，反之，若此保護的成本負擔在社會不可接受或不能忍受的範圍，則不宜劃入「紅色禁止區」；至於「黃色警戒區」的「扣板機點」在於保護（preservation）的成本負擔「不能忍受」但保育（conservation）的成本負擔在「能忍受」的範圍內<sup>(註 4-15)</sup>，反之，賭注預期值不大且保育的成本負擔在「不能忍受」的範圍內，則劃設為「綠色發展區」。從橫軸的不可回轉不確定性高低來看，在確定及風險情況下則可考慮劃設為「綠色發展區」，反之，則劃設為「紅色禁止區」與「黃色警戒區」，而愈傾向無知的不

---

<sup>(註 4-15)</sup> 保護區（preservation areas）係指完全禁止人類接近，以免自然生態系統受人為干擾而產生重大的生態系統破壞；保育區（conservation areas）乃意味著明智的使用，以尋求時間過程中最適的管理以滿足人類特定需求（Randall, 1987:407-408）。將國土劃設不同等級而賦予不同發展權利，依邊際成本均等原則可達最低成本的效果，唯需考慮「受益付費、受害補償」原則，可發展地區所獲得的規劃利得宜對價補償限制發展地區的損失。

確定型態則愈傾向劃設為「紅色禁止區」，兩者之間的區別點可考慮以強式不確定與無知做引導性的區分。以上僅為說明便利的考量，事實上我們必需綜合考量賭注大小與不可回轉不確定才能做適切的判斷，基於程序理性的考量，這些劃設不同地區的的邊界線，如 AB、CD 與 EF 理應隨資訊的投入加以調整，因此以虛線表示。

「紅色禁止區」的管理，宜採取預期潛在自然環境便採取若干防止措施的預警原則，以避免某些決策所帶來未來潛在的負面效果。因為該地區可能是一個生態完整並具有豐富多樣生物存在的地區，因此管理方式宜採取完全禁止交易的「不可轉讓法則」(inalienability rule)方式，即使區內所有權者同意亦不允許，違者受罰責(含刑責)及負復原責任。此種排除市場機能的運作方式，似乎違反效率原則，但若允許交易將會流失贈予價值、存在價值與道德價值等非使用價值，如果這些價值成分相當大<sup>(註 4-16)</sup>，禁止交易或許是更具效率的作法，而且顧及世代間的公平。至於賭注較小與確定性較高的「綠色發展區」管理，宜考慮採取較具經濟效率的成本效益原則，因為在此情況下利用此原則的決策錯誤機會小且決策錯誤的成本低，並具有使環境使用者自動朝向對環境友善路徑邁進的優點，而且可維護現世代的發展權，並考慮未來世代有承繼現世代的發展成果。但是為了舒緩土地開發所產生的生態環境成本，可考慮採用外部成本內部化的政策工具加以管理，並可考慮在發展許可的審議準則中，納入績效標準(performance standards)評估方式的考量以確保開發行為在環境容力之內，為了使績效標準更易達成，可運用「土地適宜性」分析方法分析土地資源在不同空間區位之發展潛力與發展限制，以降低環境成本。也許有人會認為將國土採取「一分為二」的作法便足以達到管理的目標，並不需要劃設所謂的「黃色警戒區」。問題是，如果僅採取「紅色禁止區」與「綠色發展區」二分法的方式，就圖 4-7 而言，我們會發現黃色警戒區不是歸到綠色發展區就是歸到紅色禁止區，如果歸到綠色發展區，則超越風險的強式不確定情況劃設為綠色發展區而以成本效益原則分析是否恰當不無疑問；如果將之歸到紅色禁止區，則超過禁止開發成本負擔可忍受範圍的情況劃設為紅色發展區而以預警原則原則分析是否適宜亦有斟酌的餘地。對於「黃色警戒區」的管理，本研究建議採取將未來最大可能環境損害成本納入經濟誘因機制的預警污染者付費原則，因為環境效果常存在長期慢性的特性，如果我們僅要求環境使用者、污染者甚或掠奪者支付確定效果的代價，結果便會產生潛在環境風險

---

<sup>(註 4-16)</sup> 曾明遜(1999)實證研究發現濕地非使用價值顯著高於使用價值。

損失由其他社會大眾或未來世代來承擔的結果，並會產生這些「污染者」有「傷害」他人或他物種的誘因，結果社會將邁向非永續性的路徑。如果我們將這些潛在未來的環境成本由「污染者」付費，則恰可產生與前述相反的結果，而為了保留這些「污染者」有生態科技研發的誘因，需讓這些「預先支付的費用」有「回贖」的一天（即預警環境保證金），這種對於經濟活動產生未來環境成本由原先「清白無罪」（innocence）的假設推定反轉為「有罪」（guilt）的假設推定，受到一些研究者強烈的推薦（如 Costanza and Perrings, 1990；Costanza and Laura, 1992）。由最小安全標準概念可知，在面對環境不確定性與不可回轉課題時，如果設定安全標準的負擔大到社會不能忍受的程度，則不宜劃為「紅色禁止區」，但我們知道此時賦予開發權的結果可能會產生潛在的環境成本，為了避免這些未來環境成本由他人負擔，預警污染者付費原則或預警環境保證金應用在「黃色警戒區」的管理仍有一些利益存在。從整體國土資源管理架構，黃色警戒區基本上是設定在與自然生態相容使用的保育功能，因此種預警環境保證金制度僅是一個輔助工具，其他我們可考慮採取先審議後開發之「發展許可制」允許相容使用，唯審議準則應著重自然生態功能的維護，其次再考量社會經濟因素，前者通過時後者才加以考量，此即辭典式偏好排序。所以採取此種審議方式，除維護現世代與未來世代的環境資源權外，亦可避免一些無謂的社會成本，例如在此地區從事大規模開發行為，因違反保育使用的先前條件故形成「自始不能」的情況而自然可拒絕審議，如此將可避免開發者申請費用與審議機構組織的審議成本。

### 第三節 預警環境保證金制度的內涵

面對環境退化所帶來的負面效果，現今研究者提出許多政策工具來回應並為許多國家所採用，如設定環境標準、Pigovian 稅、Coasian 財產權及可交易排放許可制等(見第二章)。唯對於有關環境不確定管理的政策工具關注仍極為有限，預警環境保證金構想的提出便是試圖彌補此缺口。其適用的情況如前節所述，較適用於強式不確定或保育開發的成本負擔為社會不能忍受的黃色警戒區。此制度並非否定或排斥其他相關研究所提出的各種構想或策略，而是意圖使「政策工具箱」的工具更加完整，以利永續台灣「綠色智慧島」願景的實現。由本章第一節知道環境不確定廣泛存在環境問題中，因此環境決策應將之視為基本元素，而非加以拒絕或視為確定情況來處理，但也由於存在環境不確定的情況，致使許多政策工具難以發揮其應有的效能。Funtowicz and Raveltz (1993) 認為面對高度不確定或高決策賭注的情況需「擴展同質研究社群」(extended peer community) 來共同面對，依此吸納受生態經濟學重視的預警原則與環境經濟學強調的污染者付費原則的所謂預警污染者付費原則便受 Costanza and Perrings (1990) 及 Costanza and Laura (1992) 的推薦，而提出彈性保險債券系統制度 (flexible assurance bonding system) (本研究稱為預警環境保證金制度) 來因應未來潛在環境損害成本課題。為了避免預警環境保證金制度成為「意淫式」的表象政策，在暴力方面具有比較優勢組織的政府，除了需以法令和規則的形式建立一套行為限制機制，亦需設計一套發現違反和保證遵守法令和規則的程序，以及闡揚一套能降低執行成本的道德與倫理的行為規範 (North, 1981)。以下利用此理念補充說明 Costanza and Perrings (1990) 所提出的彈性保險債券制度的概念，首先說明此制度的內容及其衡量問題，然後利用上述 North 相關概念探析此遊戲規則的監督與執行問題，最後利用 North 制度路徑相依的概念引伸說明預警環境制度內涵設計應考量的向度，以作為後續研究的參考。

#### 一、保證金遊戲規則的內容論述

依 Costanza and Perrings (1990) 所提出的概念，預警環境保證金制度運作方式為：「除了對確定已知產生的環境損害直接收取費用之外，並對未來可能產生的潛在環境損害收取一定數額的保證金，為了保留預警原則的承諾，此保險金數額大小視公部門的環境專家採用現今最佳估計技術估計出來的最大決策賭注(最壞結果) 預期值高低而定，並將此保證金『扣押』而存於有利息收入的公證託管

(escrow) 帳戶。為了發揮生態科技研發的動態效率效果，如果環境資源使用者若能證實預期的損害已不會發生並獲得審查單位認可，此保證金將連本帶利全數歸回給原繳納者，若證實預期最壞結果的最大損失低於原先估計者則保證金數額隨之向下修正，如果預期的損害事後確實發生時，則此扣押的保證金將被沒收，而被用來做為環境損害再生或重置成本的支出並用來補償受害者」。此制度的理論基礎在於環境效果常具有時間延時性、空間擴展性及破壞不可回轉性的高度不確定性，以及利用市場訊息的經濟誘因而促使環境資源使用者自動地面對並降低未來環境成本的不確定性。因為誘捕環境資源使用者朝向環境退化方向的扭曲性訊息重要因素之一為時間尺度的不完全資訊，因此此種「強迫儲蓄」的制度在相關條件配合之下，預期將可發揮環境安全防衛的正面積極作用。

Costanza and Perrings (1990) 認為此種形式的制度將具有下列幾種正面的特性：無過度「闖入」私市場內部運作的虞慮、使未來潛在環境損害成本內化到環境資源使用者的行為、公私部門生態科技研發資源投入的增加、以及保證金數額大小與決策賭注大小成適當的比例，且環境潛在損害防衛成本由潛在損害者分擔。進一步說明此遊戲規則的特性如下：(1) 無過度「闖入」私市場內部運作的虞慮，從交易成本(見第二章第四節)的概念，我們知道政府是因應無政府態狀態將產生高昂交易成本而形成的「超級廠商」，但誠如 Coase (1977) 所言，現今政府可能處在邊際生產力下降的規模。因此，當我們「擁抱」政府所帶來的利益，也不能從忽略政府所帶來的成本(加入註解--參交易成本一節的政府)。基本上，本研究認為政府不宜過度「闖入」私市場的內部運作(除非是紅色禁止區的情況)，以致政府失靈的成本高過市場失靈的成本，而取價經濟誘因的「蘿蔔」工具將比管制命令控制的「棍棒」有較低的干預效果，而預警環境保證金制度亦保留此特性；(2) 使未來潛在環境損害成本內化到環境資源使用者的行為，此為預警環境保證金制度設計的基本構想，也成為其特色之一。由於現今相關政策工具對未來潛在環境成本不是不加以理會，就是採取完全禁止的方式來處理，特別是採取前一種方式。如果因不確定就忽略未來潛在環境成本內部化的問題，我們便可發現享受這些未來潛在環境成本所帶來的利益者，將會把這些未來潛在的風險成本「轉嫁」給社會其他大眾，不僅不符合公平正義原則，亦會創造「潛在損害者」過多投入在我們生產環境，而產生超額「損害活動」的情況；(3) 公私部門生態科技研發資源投入的增加，此可說是預警環境保證金制度的最大特色。不論從動態效率觀點或動態永續發展觀點，生態科技研發皆扮演相當重要的角色。為了使我們的資源投入到生態科技的研發，我們必需提供經濟誘因而給這些

研發者或研發機關。但由於生態科技研發具有公共財的特性，為了避免坐享其成的問題，我們必設置專有的財產權來加以保護。因為預警環境保證金制度提供私部門有「回贖」保證金的機會，而生態科技的研發則有助於增加「回贖」機會的誘因，因此只要生態科技研發所產生的效益高於其研發投入成本時，私部門的環境資源使用者便會自動增加生態科技研發資源的投入，此處科技研發效益不僅包括私人的「回贖」效益，亦包括此生態科技智慧財產權所帶來的效益，其投入資源將至其所產生的邊際成本等於邊際效益為止。如果未來潛在環境損害愈大，則投入生態科技研發的效益便愈大，結果會發現生態科技研發的投入將會與損害預期值大小成同方向演進。除此之外，在適當獎罰措施下，此制度亦會增加公部門生態科技基礎研究的投入，因為保證金大小決定於公部門內環境專家利用最佳估計技術估計經濟活動決策最大賭注（最壞結果）的預期值，為了獲得此資訊便不得不投入資源於此基礎研究上。如果生態科技研發的動態效果能夠發揮，「好」環境資源使用者將會自然淘汰「壞」的環境資源用者，最後大地上的子民最後皆成為受益者；（4）保證金數額大小與決策賭注大小成適當的比例，環境潛在損害防衛成本由潛在損害者分擔。如前所述保證金大小決定於最佳估計技術估計的決策最大賭注預期值，因此決策賭注大者「扣押」的保證金數額便愈大，反之則愈小，依程序理性概念此預期值或保證金大小可向上或向下調整，若要向下調整可由環境資源使用者提出證明向有關單位申請。此制度將未來潛在環境成本由社會大眾負擔倒轉為由潛在損害者負責，並依預期損害大小決定成本負擔的高低的做法，不僅符合成本有效性的概念亦滿足「貢獻原則」公平理念（Munzer, 1990）。

雖然此制度在理念上是一項具創意且有正面積極效果的政策工具，但仍有一些課題需面對或進一步釐清的必要，例如保證金的衡量問題以及保證金的支用問題。在保證金衡量方面，如同第二章第四節及本章第一節所述，採取 Pigovian 稅的政策工具最大的困境在環境退化的邊際損害成本函數（環境退化改善邊際效益函數）與環境退化的邊際效益函數（環境退化改善邊際成本函數）的衡量問題（含不確定衍生的衡量問題）。預警環境保證金制度，亦會面臨相似的困境，但我們不能因難以獲得最適解而放棄有助於永續發展的行動，唯需確認行動是朝向正確的方向，誠如前節所述，當我們面對環境不確定性時，環境管理政策應被視為是滿足原則而非最適化原則的蒐尋過程。此制度，為了保留透過現在資源防衛措施的承諾以避免某些決策所帶來未來潛在負面效果，或是現今的承諾可抵消現今活動所帶來潛在最大損害效果的預警原則，並基於這些效果存在強式或純不確定的情況，以致於採取現今最佳技術估計最大決策賭注或最壞效果的預期值而非

確定值來決定保證金的數額。由於此估計的預期值仍可能產生偏誤，基於程序理性概念，此預期值應隨資訊的投入而做適時調整，由於此制度設計允許向上或向下修正因此符合此程序理性的理念。而為了最佳估計技術能隨時間推移而有所進步，以避免估計偏誤持續持在，應設計可讓公私部門有誘因將資源投入此不確定縮減的工作上，此制度亦具此特性。雖然如此，即使有誘因可改善估計技術，我們仍會面對在未達到估計完全無偏誤時，成本由誰負擔的問題。

除此之外，從政治經濟架構或公共選擇理論，此保證金數額將帶來環境資源使用者遊說降低保證金的租利競逐（rent seeking）問題，而估計不確定情況預期將深化此種浪費社會資源的活動。誠如 North（1981, 1990）的看法，政府是一個具有契約性質又具掠奪或剝削特性的組織，從契約理論（contract theory）而言，政府是一般人民的代理人，應就委託當事人意志實現其目標，其基本任務為建立與執行一套合理遊戲規則以保障當事人利益（「社會產出最大化目標」）；但從掠奪或剝削理論（predatory or exploitation of theory）而言，政府是某一集團或階級的代理人，作用是代表該集團或階級利益向其他人民榨取所得，也就是政府是人所組成的組織，其行為目標函數可能包括國家機器及其個人的利益（「租金最大化目標」）。North 並認為只有符合「租金最大化目標」政府才會考慮「社會產出最大化目標」的實現，因此致使社會利益最大化目標的遊戲規則常難以實現。因此如何設計一個讓政府有能力且表現得像無私的中立第三者，使那些控制政府的人難以運用其權力追求自身利益而犧牲大眾利益的機制，便成為此環境管理制度設計重要考量的因素。因為有效率的遊戲規則，不僅需要獎勵「好產品」而且要封殺「壞產品」的出現。為了避免異化或扭曲性的政府行為，事實上是很困難的工作，在較高層次的制度面，民主政治或政黨政治也許可產生部分的抑制作用，因為透過民眾參與遊戲規則決策過程，並配合媒體與社區草根力量的監督，預期將可透過人民手中的選票發揮抑制政府恣意剝奪人民權益的行為，而政黨政治則可讓無效率的執政政府引發生存的威脅，除非選擇自取滅亡的路徑，否則便需調整無效率的行徑，如此將有助於此環境管理制度成效的提昇。透過此種「政治相對價格」訊息的機制，或許可促使政府能建構並執行較佳的遊戲規則。因此，保證金數額設定及管理單位除了需具獨立超然的部會（含估計損害的專家學者）外，亦應納入民眾參與的機制，以抑制租利競逐的活動並符合「擴展同質研究社群」、「政策對話」、「科學民主化」與「程序理性」等面對高不確定或高賭注下的管理決策概念（Funtowicz and Ravetz, 1993, 1994；Faucheux and Froger, 1995；O'Connor et al., 1996）。

對於預警環境保證金收入的分配與運用，統籌分配還是專款專用較適宜的問題，根據蕭代基等人（1998）對空氣污染（防制）費的探討，從政治經濟學與環境經濟學觀點出發時，認為如果採取專款專用方式會產生利益團體的租利競逐的活動並產生資源低效率的分配，長期甚至可能產生吸引污染者投入的負面誘因效果，而統收統支的方式，並用於降低其他具扭曲性的租稅，則可收到稅收中立性與良好的收入循環作用，進而提高整體的社會福利；從環境法學觀點出發，則認為若完全採取統收統支的方式則可能產生違反憲法第七條平等原則，因此認為空污費支出至少須一部分用於空氣污染防制的事項，否則將發生以特定人之繳款充當全國性之支用的不公平現象。由於預警環境保證金的設計，主要是讓未來潛在環境成本內部化，由於未來潛在環境成本不一定會發生，因此保證金僅是暫時「扣押」，僅有在此環境不確定變成事實時，才會「沒收」保證金而成為支配或動用的對象，否則將「歸還」環境資源使用者，因保證金有「回贖」的機會故具生態科技研發動態效率的經濟誘因，如前節所述（Faucheux and Froger, 1995）此生態科技的研發進步將有助於邁向永續性的路徑。因此，預警環境保證金發生如前述空污費統收統支的問題不大，而且依憲法平等原則，此保證金宜採取專款專用較為恰當。

在專款專用下此保證金的運用，Costanza and Perrings（1990）認為應將其運用至環境資源使用者活動事後產生環境損害的再生或重置，並用來補償因此行為活動而導致環境傷害的受害者。對於一般污染情況是否補償受害者的問題，Baumol and Oates（1988）認為不應該補償，因為對受汙染者採取補償措施，會提供受汙染者生病效果的經濟誘因，而產生所謂的超額「受難活動」（victim activity），即過多受汙染者進入汙染區；而且在汙染者與受難者具有空間分離的情況下，若汙染者對所有損害（包括健康、美感等）支付充份的補償，則無人願遷離汙染區，而產生太多人選擇居住在汙染區的情況，因此提供一個接受汙染生病效果的經濟誘因將產生無效率的結果；除此之外，而原本受難者可採取防衛行為來避免損害外部性，但受難者補償卻削弱此功能，致使誘因消失（Baumol Oates, 1988；Shaw and Shaw, 1991）。此就「最大受汙染人數最小化」而言，有其可取的一面，但基於「受益付費、受害補償」的公平正義理念，汙染受害者應加以補償，否則衍生的抗爭成本（如果補償可降低抗爭成本）將使「效率」的目標無法達成。由於預警環境保證金適用於環境不確定性，因此在是否環境損害仍不確定情況，因此受害者是受害亦仍不確定，故用來補償後受害者時，在事前發生超額「受難活動」的機會並不大，故將保證金事後用來補償受害者似乎沒有不當之虞。

## 二、保證金制度監督與執行的考量

當設定一個遊戲規則後，為了確保此遊戲規則能順利的運作，我們必需面對在遊戲規則內「玩」遊戲的活動者是否會遵守規則中所設定的相關規範。所謂「上有政策，下有對策」，玩遊戲的環境資源使用者基於自身利益的考量，會在既有意識型態（ideology）及既有資訊判斷下，評估遵守或違規行為的利弊得失，然後選擇對其較有利的行為。除非，玩遊戲者具有自律的意識型態，否則遊戲規則的裁判者必需投入監督（含衡量）的資源以發現玩遊戲者是否有違反規定的情形，而僅有監督沒有罰責的執行就像「無牙的老虎」無法保證玩遊戲者會遵守規定。

就經濟學理念，若能建構與人性一致的遊戲規則，預期將可縮減政策監督與執行的依從成本（compliance costs）。因為環境退化管理必需能改變「誘捕」經濟個體從事環境退化活動的「扭曲性的訊息」，進而避免或逃離這些可能將人類「鎖住」在惡性循環的陷阱中，否則我們可能僅是在抑制問題而不是解決問題，即使因應環境不確定情況下所採取的管理制度亦不例外。這些扭曲性的訊息，除了共有地悲劇的不完全財產權制度與欠缺市場的外部性外，尚存在未來遲延效果此時間尺度的不完全資訊，如「慢火加熱煮熟青蛙」的「致命吸引力」便是適例，而其共同的特性便是「相對價格訊息的扭曲」，這些扭曲訊息的將誘使個體的理性成為集體不理性的結果。因此，若要改變個體理性行為的非社會最適化結果，除了在交易成本與所得效果微小可藉由財產權建立的協商機制完成外，我們必需傳達較合乎最適化水準的價格訊息給這些經濟個體，這些價格訊息不僅需調整不需為環境外部成本支付代價的訊息，亦需包括不需為環境未來遲延效果支付代價訊息的調整。因此，在此方面「相對價格訊息」便顯得相當重要，如果我們能利用經濟誘因促使環境資源使用者感覺遵守規則較違反規則更加有利時，環境資源使用者便有誘因自動修正他們的行為朝向對生態環境友善的方向進行，亦可抑制投機取巧者，否則潛在違約者將變成現實的違約者，如此將有助於達成縮減政策依從成本的效能。因此預警環境保證金制度的取價收費方式雖有一些難解的問題，但仍扮演相當重要的角色，在外部健全罰責的執行體系下，此制度因具有內部自我執行的誘因，因此相對於直接控制的政策工策，預期有較低的監督與執行成本。除此之外，預警環境保證金制度，雖已納入與環境資源使用者行為一致的考慮，但仍不能忽略與制度執行管制者行為一致的規則設計，因為執行管制者有其自身的效用函數且常與管理決策者不一致，即僱傭關係（principle-agent）問題，

若未能提供誘因給執行管制者，將使不完全執法成為常態，或使管理決策者耗費龐大的監督成本。適當權與錢的獎罰措施，或透過社區草根意識的強化，以發揮民眾參與監督執行管制者的執行或稽查效率，或許是可慮的輔助作法，根據調查結果亦顯示民眾較信任民間的執行成效（見第三章第四節）。為了發現是否違反或依從遊戲規則的設定目標並降低其成本，「生態訊息」的回饋將扮演重要的角色，因此預警環境保證金制度設計時宜考慮環境基礎資料庫的建構，但此工作不一定由政府來執行，如果能建構一個使環境資源使用者感覺自行建構生態資料庫有利的經濟誘因機制，預期亦可發揮正面積極的功能，保證金「回贖」的機制預期可發揮部份的積極效果。

為了降低執行成本，除了考慮應與人性一致外，亦應考慮道德與倫理行為規範此人情化交易( personalized exchange )市場意識型態的建構。由 Ellickson( 1986 ) 在《Coase 與牛》文章論述中，可看出非正式規則在解決執行紛爭所扮演的角色，其依據田野調查結果發現 Sansta County 居民解決離群的牛傷害他人財產的損害，並不曾透過正式規則的法律體系，而是利用非正式規則的行為規範來化解紛爭（引自 North, 1990）。此「倫理道德」意識型態重要性，亦受到 Posner ( 1986 ) 的認同，其認為：「誠實、信賴、與愛可降低交易成本...社區鄰里意識可降低外部成本...仁慈可降低高成本公共福利的需求，關懷則可減少社會的浪費」。North ( 1981 ) 在論述意識型態 ( ideology ) 時，認為透過初級社會化與次級社會化的教化，將可促使人們產生自律的行為，而減少坐享其成的問題；並認為如果人們相信公平正義與現行的遊戲規則同在，人們會出於道德感遵守這些規則，即使個人與收益計算下值得去違反規則或侵犯財產權，人們也不會去做，因而將適度縮減遊戲規則的執行成本。由於人類具有「有限理性」( bounded rationality ) 的特質，當蒐尋相關訊息衡量其行為產生的成本與效益變得不值得時，人們往往會簡化決策過程以經濟化其行為，而公平正義於此往往扮演重要的角色。從此觀點出發，預警環境保證金制度若能讓利害關係人知覺到係一個合乎公平正義的遊戲規則，預期將可降低政策的執行成本，就此而言，預警環境保證金制度除經濟誘因需加以考量外，公平正義亦不忽視。此公平正義的環境管理決策準則，依據本研究調查結果亦顯示其重要性，在六項決策準則中受訪者認為此準則的重要性僅次於災害風險降低（見第三章第四節）。從「貢獻原則」( Munzer, 1990 ) 公平的觀點而言，如果不對環境資源使用者收取費用或對產生環境損害者收取費用，結果將產生「無貢獻者獲得受益權利」或「損害的貢獻者不必支付代價」不公平現象，進而產生環境資源使用者（損害者）與非使用者（非損害者）間「資源利益

分配產生羨慕或嫉妒」此不公平的結果（Varian, 1974）。預警環境保證金制度，依決策賭注大小預期值決定扣押的保證金數額，基本上符合上述公平正義的概念（只是取價的對象是未來潛在環境損害成本），因此一般民眾預期將支持此制度。但對於環境資源使用者而言，依潛在損害大小決定被扣押的保證金數額，雖隱含垂直公平原則，但仍不免會產生若干反彈，然而此保證金僅是扣押性質，如果事後環境損害沒有發生，則可「連本帶利」回贖，此時環境資源使用者如果真有損失，僅是此保證金用於其他投資的利得高於其存於公證託管（escrow）利息收入的部分，因而預期將可適度縮減反彈衍生的成本。

### 三、制度路徑相依的考量

路徑相依（path dependence），係指一旦發展的路徑踏上了某一軌道，由於網絡外部性（network externalities）、組織的學習過程、以及歷史衍生的主觀模式將會加強這個軌道的發展（North, 1990）。Arthur（1988）在論述自我加強機制（self-reinforcing mechanisms）時，指出新技術的採用往往具有報酬遞增的性質，而透過巨大規模降低單位成本、產品普遍流行的學習效果（learning effects）、許多人採用同樣技術而產生易與他人進行合作的協調效果（coordination effects）、以及市場愈是普及愈容易使相信它會更加流行普及的調整預期（adaptive expectations）等四種自我加強機制，使之在競爭環境中贏得勝利。也就是說，報酬遞增能把一些微不足道的偶發意外，擴大成不可扭轉的歷史命運（North, 1990；王躍生，1997）。North（1990）將此論點延伸至制度變遷上，認為制度的路徑相依源自制度發展的自我強化機制，而自我強化機制係源自於：制度初建成本隨著制度實施規模擴大而下降的規模效果；制度提供的機會會引導組織相互學習，而加速該制度擴展的學習效果；為適應既定制度而產生與之相互配合的正式規則、非正式規則而產生的協調效果；以及隨著制度及與之相應的契約建立，人們將相信此一制度將會更加普及，而降低規則是否長存不確定性的調整預期。簡言之，制度結構相互依賴的網絡具高度報酬遞增特性，致使一旦踏上某一發展路徑，繼續累積變動將會加強這一條制度變遷路徑的韌性，終至被鎖進而難以逃脫。如同North（1990）在序言中所言：「今天與明天人類的選擇在過去就已立下了雛形」。

就環境資源管理遊戲規則而言，制度路徑相依此種特性，將使我們「一則以喜、一則以憂」，因為我們可能被鎖進永續性的路徑中，但也可能被鎖進非永續性的路徑中。就後者而言，我們將見到悲觀的前景，因為一種制度形成以後總會產生一些既得利益者或團體，該既得利益者或團體將偏好既有的制度而反對制度的改變，結果在現實的考量之下我們也許只能對現有制度採取修補補的工作；反之，一旦現有制度已邁向永續發展路徑，則因為制度報酬遞增或正回饋的效果產生，結果將有增強符合永續發展制度發展的誘因。基於制度與制度存在相互依賴的特性，當我們從事預警環境保證金制度設計時，必需考量與現有其他制度的配合（如空污費、垃圾費等相關取價制度），如此才能增加制度建立的報酬率，而有助於制度的運作，如果新制度沒有其他制度相互支援，因為欠缺制度網絡外部性，預期此新制度的運作將會面臨相當大的困難。

#### 第四節 土石流管理—坡地開發預警環境保證金之應用

國內在未有一套完善的遊戲規則下，促使環境衝突（Environmental conflict）日趨嚴重，以致政策常走向「全有」、「全無」或「零和」此種非永續性的管理模式，如中油氣爆事件與拜耳投資案。於此並不是主張高雄中油不應遷廠、拜耳投資案應該留在台灣，而是在傳達我們沒有一套讓會產生環境風險損害的廠商或投資開發者有誘因自動縮減損害風險，使民眾或環保主義者提高信任度的遊戲規則。雖然不同研究路線對於環境衝突的來源有不同看法（參 Amy, 1987；Crowfoot and Wondlleck, 1990；Ross, 1993），但大都同意主要根源為權利、利益或價值觀的差異（如 Porter, 1988；Crowfoot and Wondlleck, 1990；Maser, 1996；Baik and Shogren, 1994；Hurley and Shogren, 1997），而此差異常隨環境衝擊不確定的提高而加大（Crowfoot and Wondlleck, 1990）。因此從產品生命循環(product life cycle)理念（Opschoor, 1994），預防或降低環境退化損害的產生，將有助於減少環境衝突的產生並降低其效應，預期可降低調解( mediation )與協商( negotiation )（Amy, 1987；Porter, 1988；Crowfoot and Wondlleck, 1990）等舒緩策略所付出的成本。結合預警原則與成本效益原則發展出來的預警環境保證金制度，在理念上預期將有助於預防或降低環境退化損害的產生並可處理環境不確定性的課題，進而達成降低環境衝突的現象。

除了環境衝突問題外，坡地開發的環境風險課題亦日漸浮現，如林肯大郡地滑災害以及近年來頻傳的土石流災害。為了避免坡地開發災害發生，管理策略可採取事前禁止開發的手段，亦可採取在土地或環境容受力（carrying capacity）內允許開發。由於人類福祉是多向度而且環境退化具有某程度的不確定性，致使完全禁止開發與完全賦予開發同樣可能是非永續利用的方式，因此事前禁止手段常是一種「零和」的非永續發展的管理模式（參李永展、曾明遜，1995），而採取在土地容受力內允許開發則傾向「正和」的永續發展管理模式。問題在於土地容受力較著重自然供給面因而較缺乏經濟誘因的考量，而且依 Costanza( 1993 )、Funtowicz and Ravetz( 1994 )、Faucheux and Froger( 1995 )、O' Connor et al. ( 1996 ) 理念，由於環境系統的複雜性導致科學家或生態學家仍難為容受力程度、開發災害的發生與效果提供完全可信且有效的答案，故仍隱含若干的不確定性。因此坡地開發的良好遊戲規則，應有誘因使資源利用者或環境汙染者能預先自動考慮土地或環境容受力並有研發新技術以降低環境退化力的誘因，由前節預警環境保證金制度內涵的論述，可看出此制度於此向度將扮演重要的功能角色。基於能力與

時間限制，本研究在探討預警環境保證金制度的應用向度，僅著重在坡地開發潛在風險的管理，並把焦點放在土石流災害管理上，此環境風險依本研究調查結果民眾對其相當重視（見第三章第四節），為了管理土石流災害此環境風險，預警環境保證金制度可做為另一可思考的方向或成為輔助的管理工具。將土石流管理置於坡地管理架構之下，係因為不當或超限的坡地開發往往是土石流的源頭，因此為了有效降低土石流所產生的負面效果，不能僅侷限在非生物間互動關係的自然向度，更應了解生物與非生物間或坡地開發與土石流互動關係的人文制度向度。

## 一、土石流基本概念

在市場失靈與政府失靈交互作用下，使得原本僅需關心自己如何生活與發展的台灣住民，現今卻還要關心自己如何生存的課題，並被迫去了解與熟悉如「土石流」（debris flow）此類原本與生活無關的陌生名詞，特別是對那些居住在土石流危險區的住民而言更是如此。1998年5月9日一場僅40幾公釐的雨水，使得南投縣信義鄉神木村的住民再度承受土石流災害的生理與心理壓力。此事件發生，不禁讓人回想到1996年南投縣水里鄉與信義鄉郡坑口、郡坑橋、豐丘、神木村等房屋被埋、27人死亡（施邦築，1997）；以及1990年銅門房屋全毀24間、半毀11間、死亡29人、失蹤6人、受傷7人、無家可歸者68人等悲慘的景象。（中興大學水保系1990，引自尹承遠等，1994）。在1999年9月21日大地震發生後，使原本已超限開發的土體更加鬆動，導致一有雨水便瀕傳土石流的災情。雨水，對缺水地區是生機，但對於居住在土石流危險區的住民，雨水卻是她/他們心中永遠的痛，她/他們看到雨水、聽到雨聲，或許僅能祈禱安全過關，她/他們的命運似乎在雨水滴漏下來的那一刻便註定與不幸結緣，然而一切都是「雨水」的錯嗎？不知道為什麼我們總是讓災變的悲劇一再重演？

土石流一般係指土體、礫石與水體充份混合而形成一種高濃度集體流動的現象，其主要特性是暴發突然、歷時短暫、沖蝕及磨蝕力強、運動快速、固體含量高、粗顆粒泥砂會聚集於先端部並呈段波運動、遇阻礙不繞流而產生直接衝擊，因其衝撞力大、破壞力強，故常造成路斷村毀人亡的悲劇，如瑞芳、金瓜石、銅門村與神木村等地區皆曾受到此夢魘的洗禮（詳Fiebiger, 1997；Heumader, 1997；張石角，1983；尹承遠等，1994；連惠邦，1994；吳正雄，1995；施邦築，1996, 1997, 1998）（參圖4-10）。由於土石流發生需有豐富鬆散土體或堆積物、

適當的渠床坡降及一定強度的降雨或充沛水分供給，才能促使土石流體能作持續性的運動（詳連惠邦，1994；張光宗，1995；施邦築，1996, 1997），由此可知豐富鬆散的土體、水量與地形陡峻是土石流形成的主要元素。雖然土石流形成機制主要因素為堆積土體、水量與地形陡峻等自然因子交互作用的結果，然而山坡地不當或超限開發的人為因素，致使土壤呈現裸露、破壞土壤結構的穩定性，往往埋下土石流災害的種子，而成為土石流的幫兇甚或是元兇<sup>(註4-17)</sup>。因此，土石流災害問題不是個別危險溪流或土石等環境媒體的問題，而應著眼於更寬廣的角度來處理此環境災害風險的問題，在探討土石流災害預防或減輕的管理課題時，不能僅侷限在非生物間互動關係的自然向度，更應了解生物與非生物間或坡地開發與土石流互動關係的人文向度，如此才能有效降低土石流所產生的負面效果。

## 二、坡地開發預警環境保證金制度之應用

從坡地利用管理架構處理土石流災害問題，雖可發揮如同關鍵產業的綜效功能，並達到環境災害風險事前規避的效果。但是國內土石流災害管理或治理相關研究，仍大都著重在事後舒緩的措施，如利用防砂壩來防止或減輕土石流之危害（如李明晃，1989；江永哲、吳道煦，1990；江永哲等，1993）、利用所謂的「預警系統」（warning system）<sup>(註4-18)</sup>來警告危險區住民採取必要的因應措施（如李心平、張斐章，1995；謝正倫等，1995）。近年來，相關研究對於土石流災害防治對策，則有從治標或事後補救措施轉向治本或事前防患對策的趨勢，如土石流危險區域的界定與劃設（如施邦築，1996, 1997）、特定水土保持區規劃（如張石角，1997）、土石流特定水土保持區劃定（如謝正倫，1998）及土石流危險區域管理辦法研擬（如施邦築，1998）等。然而並未提供誘因使坡地開發者能預先自動考慮土地或環境容受力並有研發新技術以降低環境退化力的誘因，預警環境保證金制度正可彌補此管理缺口。

註 4-17) 有關坡地開發導致土石流發生詳細情況，請參閱（詳王正雄，1985）。

註 4-18) 從工程角度出發的預警系統（warning system），從環境災害風險的生命週期理念而言，是一種事後風險「警告」（warning）的舒緩措施，與本研究從坡地資源利用出發的事前風險規避策略方案之預警管理（precautionary principle for management）有極大的不同。

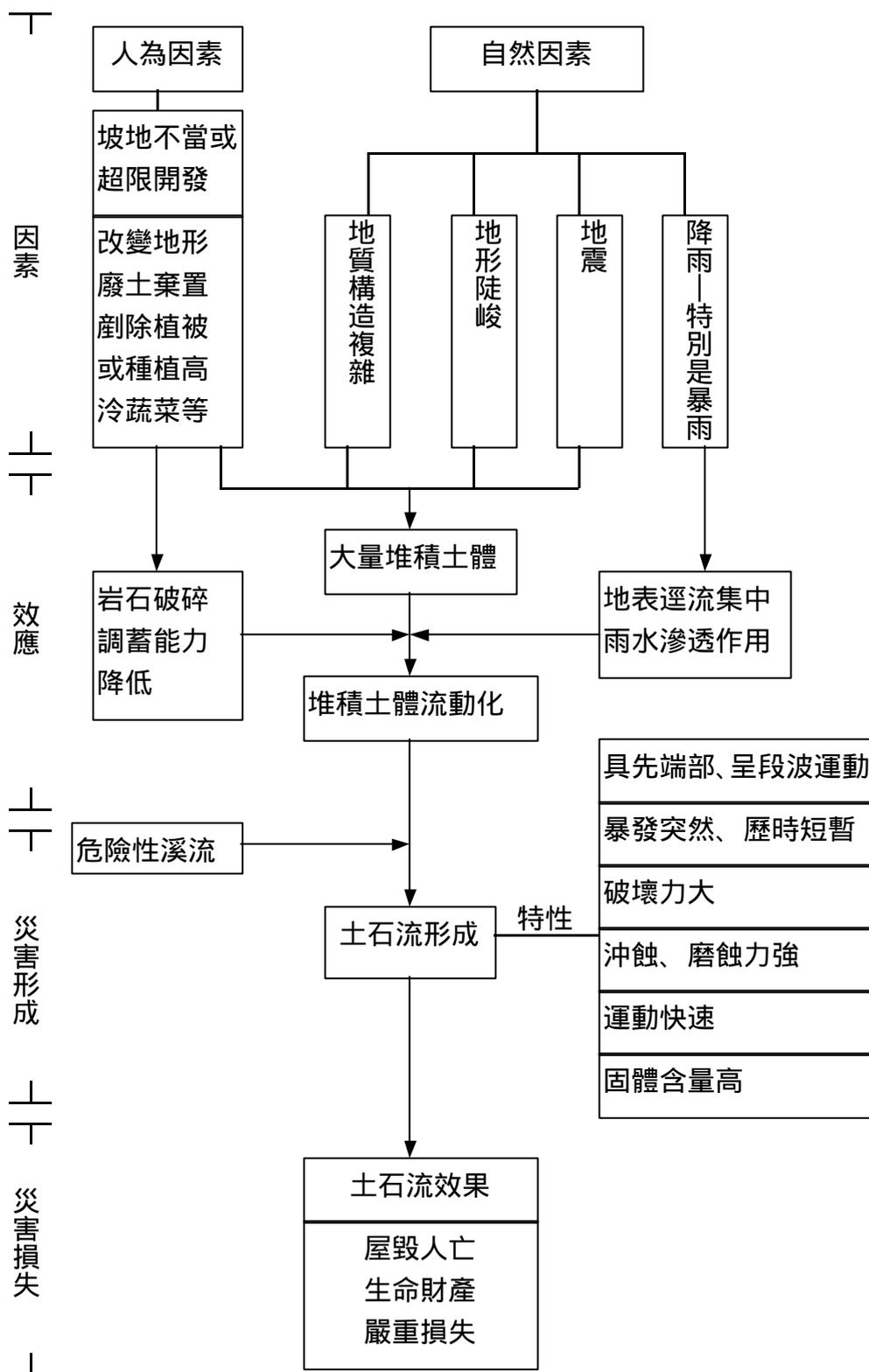


圖4-10 土石流形成與效果示意圖

資料來源：調整自連惠邦（1994：7）。

基於前節制度路徑相依的觀點，利用坡地開發預警環境保證金制度的建構

管理土石流風險災害，可納入《水土保持法》及《特定水土保持區劃定與廢止準則》有關「特定水土保持區」規定中運作。我們可依本章第二節的方式，將坡地資源劃設為「坡地黃色警戒區」與「坡地紅色禁止區」，而為了更集中於土石流管理，可進一步在「坡地黃色警戒區」中劃設出「土石流黃色警戒區」，在「坡地紅色禁止區」中劃設出「土石流紅色禁止區」。因為坡地與土石流危險區的開發仍存在自然與社會經濟系統的不確定性，而且該地區是環境敏感地區，其決策賭注大，因而將「綠色發展區」排除在外。「紅色禁止區」採取不可轉讓法則禁止任何開發行為，以避免坡地開發導致土石流發生所帶來重大生態與生命財產的損害，而「黃色警戒區」除了要求保育目的使用外，可採用預警環境保證金制度來輔助管理，以降低坡地開發所帶來的土石流潛在損害成本，並提升坡地開發或土石流防治科技的研發。為了使坡地開發潛在環境損害，特別是土石流潛在風險災害，內化至坡地開發者的開發活動，我們可依前節的預警環境保證金制度的內涵，向坡地開發者扣押一定數額的保證金，該數額為足以平復開發產生最壞情況生態環境與社會經濟（生命財產）的衝擊，而於可能的潛在損害未發生時由坡地開發者回贖，如此可收到坡地潛在損害降低與生態開發科技研發的動態效率效果。長期發展結果，「好」的開發者將「照常營業」，而「壞」的開發者則會自然淘汰，人們將可逃離為了享受開發效益，便必需承擔保育效益損失的發展宿命。就完整的土石流管理架構而言，除了坡地開發管理此事先預防措施之外，亦應包括土石流發生後、生命財產損失前的防治措施，如土石流監測預警系統與依不同溪流流段及特性，採取抑制、攔阻、疏導、淤積及緩衝等不同防治工法（水土保持技術規則第一百七十條）亦應加以考量，以收其相輔相成的成效。至於土石流導致生命財產損失後的救濟措施更不應忽視，此可藉由坡地開發預警環境保證金來支應。對於補償原則，在善意受害人前提下，如果損害影響生計者宜採完全補償理念，著重在受害人生活重建，期望受害人能回復受害前的生活狀態；如果損害不影響其生計而僅影響財產者宜採相當補償理念，著重受害人財產損失補償，期望能填補受害人的經濟損失（溫豐文，1984）。

不論是完全補償或是相當補償，需面對補償數額如何決定的問題。對於善意受害者接受補償數額的決定，以下僅就財產損失情況說明其原理。就經濟學觀點，損失補償評價理論基礎一般可區分為（1）Marshallian 消費者剩餘；與（2）Hicksian 消費者剩餘。Marshallian 消費者剩餘（Consumer's Surplus）意旨消費者購買某種財貨，其所願意支付的最高貨幣數額高於實際支付價款的部份，但因其包含所得效果故評價結果在理論上存在某些程度的偏誤。以排除所得效果之

Hicksian 消費者剩餘的概念而言，假設土石流受害者之財產由  $R_1$  下降至 0，結果使經濟個體的效用由  $U_1$  (A 點) 下降至  $U_0$  (B 點) (圖 4-11)，四種評價方式如下：(1) 補償變量 (Compensating Variation, 簡稱 CV)：土石流災害產生後，受害人為維持「原始效用」水準願意調整所得數額；(2) 對等變量 (Equivalent Variation, 簡稱 EV)：土石流災害產生後，受害人為保有損害後的「新效用」水準願意調整的所得數額；(3) 補償剩餘 (Compensating Surplus, 簡稱 CS)：土石流災害產生後，受害人擁有受害後原賦「新權利」並維持「原始效用」水準願意調整的所得數額；(4) 對等剩餘 (Equivalent Surplus, 簡稱 ES)：土石流災害產生後，受害人為擁有受害前財產權「原始權利」並保有改變後「新效用」水準願意調整的所得數額。因為 CV (EV) 與 CS (ES) 之差異僅在於所得調整後影響財產權享有的效果，因為此處假設財產權的多寡為外生變數僅由管理單位決定，故所得調整此因素並不會影響財產質量享有的改變，故 CV (EV) 與 CS (ES) 在此情況下相等。CV 與 CS 即表示受害人，同意忍受土石流所造成的損失，但需補償其因土石流所造成的損失，即願意接受最小補償數額 (willing to accept, WTA) CV 或 CS (B-C 距離)，以放棄享有  $R_1$  財產權而保有  $U_1$  的效用水準 (隱含財產權權歸：受害人)；EV 與 ES 表示受害人為避免土石流所造成財產權喪失的損失，願意支付最大數額 (willing to pay, WTP) EV 或 ES (A-D 距離)，以擁有  $R_1$  財產權並保有  $U_0$  的效用水準 (隱含財產權歸屬：國有)，就前述設定受害人為善意的情況，採取 CV 或 CS 方式較恰當，為獲取上述損失補償數額，則有賴估價技術的研發。如果保證金的數額大於上述補償數額 (假設損害僅此)，則符合 Kaldor-Hicks 效率原則。

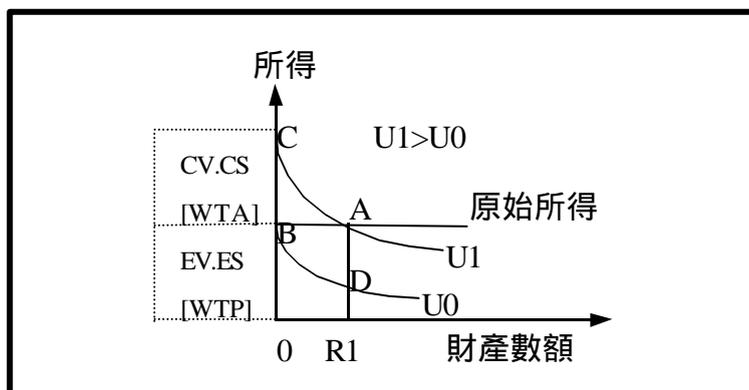


圖 4-11 損害補償四種評價方式

## 第五章 結論與建議

過去台灣一直採取 Faustian 的資源利用方式，強調「看不見小手」的機能發揮，而忽視這隻小手仍受制於生態環境這隻「看不見大手」的回饋系統，此種以最短期間內利用最小「金錢成本」產生最大的「金錢效益」的資源經營方式，結果也衍生踐踏環境此「看不見的腳」。為了促使環境資源能世世代代源源不斷提供人類維生與發展的物質與能量，必需考量時間長久化的永續經營理念。然而當我們把焦點放在「如何控制」同時，卻也忽略我們「知道什麼」的問題。對於環境不確定管理決策的課題，我們「聰明」但不「明智」的人類，在決策「經濟化」的考量下，經常將之視為確定性來處理或是忽視它。本研究主要目的為探討回應環境不確定的管理範型，特別著重在預警環境保證金制度的探索，而基於程序理性的考量，並將一般市民對環境的管理態度納入考量，茲將研究成果說明如下，並提出若干可以考量的研究方向供後續相關主題研究的參考。

### 第一節 結論

#### 一、環境管理政策工具

##### (一) 環境政策工具檢視

在交易成本概念未受重視之前，我們一直把人類社會當做是上過油且不會產生任何磨擦的機器，認為透過市場「看不見的手」的管理，便可產生運轉良好的結果。問題是，人類社會並不是一個沒有磨擦的社會，市場的交易也不會呈現可吃「免費午餐」的情況，有時市場交易需要花費高昂的代價才能完成。在交易成本大於零的現實世界裡，有限理性且自利的人會透過遊戲規則的設定來界定相關的權利與義務以降低交易成本，使自己能享受合作且競爭交易活動所帶來的好處。在人情化社會逐漸為非人情化社會替代的時代，存在著雜異的且矛盾的意識型態，必需透過在暴力方面具有比較優勢的政府來建立與執行相關遊戲規則，以降低互動的交易成本。然而，為了避免Demsetz (1969) 所指出「草總是綠的」、「免費午餐」與「人可以有所差異」等謬誤，政府在擬定與執行遊戲規則時，宜

注意其本身所帶來的成本。利用上述相關交易成本概念，檢視不同環境管理政策工具結果如下：

### 1. 設定環境標準

此種命令控制型態的政策工具一般認為其受到偏愛的理由，雖然監督與執行成本可能較高，但政治交易成本可能較低。主要缺點除了欠缺成本有效性的靜態效率外，並會因缺乏彈性使得環境退化產生者沒有創新新生態科技的空間與誘因，而產生動態無效率的結果。除此之外，尚存在一些新制經濟學所重視而新古典經濟學所忽視的課題。由於判定違反遊戲規則的成本及處罰的輕重是制度運行的關鍵之一，因此當我們利用設定環境標準方式來規範環境退化問題時，必須注意衡量、監督與執行成本。理想的狀況，環境標準宜設定在最適水準並保證此目標能達成，此必須假設政府此設定標準的主體，有能力且有意願達成最適水準的設定目標，其次政府必須有能力且有意願尋求發現違反和保證遵守最適水準的程序，但此常處在可遇不可求的狀態。因為「有能力」表示政府具有「完全充分資訊」，可不需耗費邊際損害成本與效益函數的資訊蒐尋成本及其衡量成本；「有意願」表示政府總是「公益執行的第三者」，即使設定最適水準與政府統治者利益衝突時，政府仍會選擇前者。除此之外，我們還得面對政府是否有能力與意願尋求發現違反和保證遵守最適水準的程序。為了發現環境資源使用者是否違反所設定的標準，政府必需設計一套與監督者利益函數一致的機制。因此如果採用環境標準設定方式規範環境資源利用，當考慮相關交易成本後，其原有具有如資訊蒐尋成本、政治可接受性較高的優勢將可能大量縮減，除非政府僅設定一個環境標準，而不管此標準是否適當或此標準是否能落實。

### 2. Pigovian稅

新古典環境經濟學觀點，此方式與設定環境標準相反，具有所謂成本有效性的靜態效率與科技研發的動態效率，但對於重視政策的立即效果及可見度的政治人物而言則欠缺政治誘因，並具有較低操弄的空間，因而政治可接性較低。除此之外，最受到批評的是，認為「市場經濟活動一有外部性，政府就有正當理由闖入」的看法，此種假設現實世界存在一個完美無瑕的公共部門或政府，受到

Coase強烈的質疑。就交易成本而言，因為Pigovian稅要能達成最適水準目標，必須將稅額設定在最適環境退化水準之邊際損害成本，而此產生高額の衡量成本，如需面對資訊不對稱、無市場的未來世代問題。為了節省環境退化邊際損害成本與邊際生產利益的資訊蒐尋成本，常以其他近似的方式來替代或透過政治過程決定近似的稅率或費率，但此又常引致各利害關係人的租利競逐活動，此扭曲操弄的結果又將引致政策目標偏離理想的水準。而且為了為達既定目標，面對每年不同的技術與市場情況，必需經常調整稅率或費率而產生其調整成本，包括重新訂定稅率或費率其技術與市場情況的資訊蒐尋成本及處理成本，以及各環境退化產生者為適應新稅率或費率所需調整設備規模的成本。以民國八十九年七月一日在台北市實施的「垃圾費隨袋徵收」政策為例，此政策的成本不僅為垃圾專用袋的生產成本，亦包括垃圾產生者處理垃圾所增加的自我衡量與執行的成本、管理決策單位研擬此垃圾隨袋徵收政策工具所耗費的資訊蒐尋成本、與為了發現與衡量違反規定所增加人力與設備的衡量與監督成本、以及對於違反規定執行懲罰的執行成本，甚至包括為了公德心或環保心意識型態建構所投入的成本等。

### 3.可交易排放許可制

可交易排放許可制是創造市場的環保經濟誘因性的政策工具，此種制度除了具有成本最小化與具彈性的優勢外，亦具有賦予非污染者（如環保團體）的機會、可避免通貨膨脹波及並降低調整成本、防免空間綜效效果、減少技術閉鎖效果等優點。但仍有一些問題必需面對：如許可權獨佔的問題、許可交易範圍界定的問題、交易市場的流動性的問題、許可權分派的公平性問題、賦予「污染執照」此政治是否能接受等問題。從交易成本觀點，由於此制度將涉及財產權的移轉，而為讓此移轉行為產生，我們必需花費蒐尋與資訊、協商與決策、監督與執行等相關交易成本。當我們把這些交易成本納入考量後，將可發現成本有效性的條件不再是邊際防治成本均等的情況，而是邊際防治成本與邊際交易成本加總均等，根據Stavins（1995）研究結果顯示，隨著邊際交易成本是否固定、遞增或遞減，結果將對均衡許可交易量及交易後防治水準產生不同的影響，為了舒緩交易成本，Stavains認為不論是政府或私部門的仲介者應提供必要的資訊，以降低管制的的不確定性與市場的不確定性。

#### 4. Coasian財產權

Coase 認為「外部性」出現，並不表示政府就理所當然地應採取設定環境標準或 Pigovian 稅方式進行干預，而不必考量其他可能的做法，因為有時可透過市場的協商方式而不必花代價便可將「有害的影響」加以內部化。認為 Pigovian 處理方式，常高估政府的好處而低估政府的壞處，而且忽略問題的相互關係與政府闖入市場運作所衍生的交易成本，由於所有解決方式都有成本，所以有時我們會發現政府的闖入只會使事情變得更糟糕，而且政府現今可能龐大到產生負邊際生產力的情況。Coase (1960) 認為：「在零交易成本情況下，只要財產權界定清楚，不管權利歸屬何方，透過雙方協商，結果將不會影響資源有效分派的結果」（即 Coase 定理）。追隨者也因此強調財產權的重要性並強調環境破壞者與受害者兩者的協商機制，此即後來所稱的 Coasian 範型。此思惟範型傾向拒絕政府過度的介入，而偏好透過界定適宜的財產權，以市場的協商機制來達到社會最適化的水準。此種政策工具，主要缺點為常存在正的淨交易成本而使協商機制無法發揮、在無責任法則下將因補償誘因使更多環境退化者投入環境資源破壞的行列、所得效果存在使資源分派的協商結果不一致、協商團體難以界定的問題以及無市場的未來世代未能參與協商機制的問題。如果存在正的所得效果與交易成本時，會提高在零責任法則與完全責任法則均衡水準的差異，如果協商交易的成本大於協商交易的效益，將會導致協商市場機制無法發揮，此也成為以 Coasian 財產權作為實際政策工具的重要課題。由於真實世界並非是零交易成本的世界，因此此種政策工具方式受到各方的批評，不過透過 Coase (1937) 《廠商本質》一文，我們知道解決或降低交易成本的手段，可透過制度或組織的建立來加以改善，因此零交易成本的世界並非是 Coase 本人所要探索的世界。

#### (二) 環境不確定管理思惟範型

由於環境系統此標的物太大、太複雜且環境效果具有時間延時性及空間擴展性，甚至沒有歷史的先例，導致科學研究者對於環境退化的相互關係就像「瞎子摸象」一般，難提供完全有效與可信的答案給決策者，而影響理性決策的有效性。環境不確定範疇不僅是可知道機率分配的「風險」，更涵括連機率分配都不知道的強式不確定性甚至是完全無知的狀態。

成本效益思惟範型，認為環境不確定不外乎是我們對於產生環境退化經濟活動所帶來的邊際效益（環境退化改善之邊際成本函數）或邊際損害函數（環境

退化改善之邊際效益函數) 未能精確的確認。就此觀點出發，我們很難判斷設定環境標準與課徵Pigovian稅何者較適宜，除非我們知道估計的邊際效益及成本函數與真實的邊際效益及成本函數的關係。如果估計的邊際效益曲線與邊際損害成本曲線呈現「正相關」情況，就資源扭曲與社會福利損失最小化的效率觀點，設定環境標準政策工具將比課徵Pigovian稅較適宜；如果呈現「負相關」情況，相同評估標準，課徵Pigovian稅將比設定環境標準政策工具較適宜。

預警原則思惟範型，認為資源利用如果產生不可回轉的效果，則隱含未來世代將是潛在不利成本的承擔者，此種縮減未來世代選擇集的跨代資源分派不公平的問題，由於傳統成本效益分析經常忽視此課題。因此，主張在預期潛在自然環境損害便採取若干防止措施，而非等待確定損害後再採取行動，即藉由現在資源防衛措施的承諾，來避免某些決策所帶來未來潛在的負面效果。此原則在理念上有其適用性，因為事前的預防成本往往比事後補救所花的成本費小。為了實際運作此原則常被連結至最小安全標準（SMS），SMS策略有別於新古典經濟學成本效益分析的慣用手法，成本效益分析方式著重在開發的淨效益或保育的淨效益，但SMS雖保留環境資源保護或保育所帶來的成本負擔，但以保護或保育為優先考量，其舉證責任由保護或保育效益轉移至保護或保育成本的舉證，以減少衡量成本並賦予資源有回復的喘息空間。此集體決策準則為「除非保護或保育社會成本為不可接受的大否則應採最小安全保護或保育標準」，其中「不可接受的大」由社會來決定，決定標準為保護或保育所產生的社會成本「負擔」是否在「社會可接受範圍」之內。由此可見SMS並不是在建構一個絕對不可妥協的絕對安全防衛機制，因為當SMS所帶來的成本變得是過度或不可忍受時，SMS規則將被擱置。當我們將不可忍受的負擔與設定SMS位置連結，可發現如果我們要有較低的負擔，則SMS必需愈早採用。SMS雖然提供我們面對環境不確定與不可回轉的情況，有一新的思惟方式，但由於欠缺單一、一致且普遍為各界接受的倫理理論，以回應我們對未來世代的責任，致使在SMS實際運作時將面臨共識難達成的高昂交易成本。

## 二、環境與土石流保育態度

由於本研究並未檢驗「受訪者」是否「真實」回答問卷中的相關問項，而且未檢驗「訪員」是否確實做到訪員「應盡的職責」，因此調查結果僅是在受訪者真實回答與訪員善盡職責「假設」情況下的分析結果。

### （一）環境問題相對重要性

利用無母數Wilcoxon型態檢定結果，受訪樣本平均皆認為空氣污染與水質污染問題是最迫切二項需改善的環境問題，農地資源保育與核電風險問題靜陪未坐，至於土石流風險與山林地資源保育問題則分別排在第三與第四名，此情況除了女性相對於男性較重視土石流風險之外，在性別上並無統計顯著差異的情況。若將空氣污染問題與水質污染問題歸類為環境污染問題，土石流風險問題與核電風險問題歸類為環境風險問題，而山林地資源保育與農地資源保育問題歸類為資源保育問題，經Wilcoxon型態檢定結果顯示，環境污染改善迫切性顯著高於環境風險，而環境風險改善迫切性雖高於資源保育但無呈現統計顯著的情況（全部樣本與男性樣本），唯女性樣本則呈現統計顯著的情況，原因可能是女性相對於男性較關心土石流風險問題。

### （二）環境管理態度

利用無母數Wilcoxon型態檢定結果，在管理重要性評估方面，受訪者皆認為非常重要與重要，此情況並不因社會屬性、意識型態、環境與土石流認知及社會規範的不同而呈現統計顯著差異的情況；在管理成效滿意度評估方面，皆感到不滿意，除了性別變項呈統計顯著外（男性相對於女性呈現較不滿意的態度），其他變項皆呈現無統計顯著差異；在管理意向方面，皆認為應比現在嚴格，除了土石流熟悉度變項呈現統計顯著差異外（具土石流知識或資訊者相對於無者呈現傾向較嚴格管理的意向），其他變項亦皆呈現無統計顯著差異。在執行單位信任度方面，利用卡方檢定結果顯示，受訪者較信任民間環保團體，此情況並不因性別、教育程度與職業有所差異，唯在年齡層方面則呈現愈年輕者愈傾向認為由民間環保團體來執行較能達到管理目標。在環境管理決策準則方面，利用無母數Wilcoxon型態檢定結果，受訪樣本平均認為災害風險降低是應最優先考量的準則，政治可接受性最不重要，而公平正義則排名第二略高於排名第三的生態科技

研發，經濟效率與行政簡便則分別排名第四與第五，除公平正義與生態科技研發無統計顯著差異，其他準則皆呈現統計顯著差異。在管理方式方面，就設定環境標準與課徵環境稅管理方式，受訪者較偏好設定環境標準方式，經卡方檢定結果顯示，此情況並不因性別、年齡、教育程度與職業別的不同而有所差異，也不因科技觀與環境倫理觀而有不同。

### （三）土石流管理態度

利用無母數Wilcoxon型態檢定結果，在管理重要性評估方面，受訪者皆認為非常重要與重要，此情況除了性別與環保價值觀呈現統計顯著差異外（女性相對於男性、重環保價值觀相對於重經濟價值觀者，對土石流管理重要性有較強的態度），並不因社會屬性、意識型態、環境與土石流認知及社會規範的不同而呈現統計顯著差異的情況；在管理成效滿意度評估方面，皆感到不滿意，除了教育程度變項呈統計顯著外（大專教育程度相對於其他教育程度，對於土石流管理成效滿意度有較高的傾向），其他變項皆呈現無統計顯著差異；在管理意向方面，皆認為應比現在嚴格，除了環境價值觀、土石流熟悉度與土石流災區投入經驗等變項呈現統計顯著差異外，其他變項亦皆呈現無統計顯著差異，重環境價值觀相對於重經濟價值觀者、具土石流知識或資訊者相對於無者、有投入土石流災區者相對於無者，對土石流管理嚴格程度的意向有傾向更加嚴格的情況。

## 三、預警環境保證金制度內涵及應用

### （一）基本構想

由於環境系統的複雜性，導致科學研究者對於環境退化的相互關係仍難提供完全有效與可信的答案予決策者，而影響理性決策的有效性。預警環境保證金制度的設計，即在於試圖改善現今環境政策工具面對環境不確定性的無力感，而藉由將未來潛在環境損害成本內部化至行為活動者的機制來彌補其缺口。為了界定預警環境保證金制度的適用範圍，本研究從平衡現世代與未來世代資源開發與保護或保育權利的永續發展架構出發，依後常態科學理念並參考最小安標準策略，以不可回轉不確定性高低與最佳技術估計決策賭注大小，將國土資源劃設為綠色發展區、黃色警戒區與紅色禁止區並賦予不同的發展權利。如果不確定性屬

於風險型態及其以下者或保育開發之成本負擔大到社會不能忍受時，本研究認為採取成本效益原則的政策工具較適宜，因為邊際成本與損害評價的衡量成本較低且具有經濟誘因的優勢，適用地區為綠色發展區；如果不確定屬於無知或賭注大且禁止開發的成本負擔為社會可忍受者，採取預警原則的政策工具較適宜，因為在此情況下成本效益的決策準則做出錯誤決策機會大致使大賭注潛在損失的產生，預警原則可避免此潛在巨大的成本，較符合跨代正義的資源分配並具有環境安全保障的優勢，適用地區為紅色禁止區；如果不確定屬於強式不確定或禁止開發的成本負擔大到社會不能忍受而保育開發的成本負擔在能忍受範圍，則採取預警污染者原則或預警環境保證金制度的政策工具較適宜，因為在此情況下完全禁止資源開發與完全賦予開發權可能皆是一種資源非永續性的利用方式，由於此方式不僅符合使用者付費的理念且具有誘因使潛在傷害環境資源者從事環境成本改善的技術革新，因為生態技術革新後保證金較小而且有機會取回，所以此管理方式具有生態科技研發動態效率的優勢。

## （二）內涵

預警環境保證金制度的運作方式：「除了對確定已知產生的環境損害直接收取費用之外，並對未來可能產生的潛在環境損害收取一定數額的保證金，為了保留預警原則的承諾，此保證金數額大小視公部門的環境專家採用現今最佳估計技術估計出來的最大決策賭注（最壞結果）預期值高低而定，並將此保證金『扣押』而存於有利息收入的公證託管帳戶。為了發揮生態科技研發的動態效率效果，如果環境資源使用者若能證實預期的損害已不會發生並獲得審查單位認可，此保證金將連本帶利全數歸回給原繳納者，若證實預期最壞結果的最大損失低於原先估計者則保證金數額隨之向下修正，如果預期的損害事後確實發生時，則此扣押的保證金將被沒收，而被用來做為環境損害再生或重置成本的支出並用來補償受害者」。由於此制度可藉由對於環境資源使用者扣押保證金來內部化未來潛在環境損害，而且此保證金有回贖的機會，因此不僅可調整誘捕經濟個體從事環境退化活動的扭曲性的訊息，並可發揮生態科技研發的動態效率且符合動態永續性的論點。然而，取價方式的政策工具首先需克服衡量的問題，雖然此制度有誘因可增進估計技術，但由於不確定仍存在，致使估計結果仍可能產生不確定，而此不確定性則可能深化租利競逐此種無生產力活動的產生，因而此制度設計應注意讓政府表現得像無私的第三者，使那些控制政府的人難以運用其權利追求自身利益而犧牲大眾利，民主政治或政黨政治的「政治相對價格」訊息的機制或可加

以考量，基此，民眾參與機制宜納入保證金設定與管理的部門單位，以減少租利競逐資源浪費的問題。除此之外，此制度雖已納入與環境資源使用者行為一致的考慮，來縮減監督與執行的依從成本，但仍不能忽略與制度執行管制者行為一致的規則設計，因為執行管制者有其自身的效用函數且常與管理決策者不一致，即僱傭關係問題，若未能提供誘因給執行管制者，將使不完全執法成為常態，或使管理決策者耗費龐大的監督成本。因此，適當權與錢的獎罰措施，或透過社區草根意識的強化，以發揮民眾參與監督執行管制者的執行或稽查效率，或許是可慮的輔助作法。為了降低執行成本，除了考慮應與人性一致外，亦應考慮道德與倫理行為規範此人情化交易市場意識型態的建構，而公平正義的遊戲規則將扮演一定份量的角色，North (1981) 認為如果人們相信公平正義與現行的遊戲規則同在，人們會出於道德感遵守這些規則，即使個人與收益計算下值得去違反規則或侵犯財產權，人們也不會去做，因而將適度縮減遊戲規則的執行成本。最後，從制度路徑相依觀點出發，基於制度與制度存在相互依賴的特性，當我們從事預警環境保證金制度設計時，必需考量與現有其他制度的配合，如此才能增加制度建立的報酬率，而有助於制度的運作，如果新制度沒有其他制度相互支援，因為欠缺制度網絡外部性，預期此新制度的運作將會面臨相當大的困難。

### (三) 應用

土石流災害問題不是個別危險溪流或土石等環境媒體的問題，而應著眼於更寬廣的角度來處理，在探討土石流災害預防或減輕的管理課題時，不能僅侷限在非生物間互動關係的自然向度，更應了解生物與非生物間或坡地開發與土石流互動關係的人文制度向度，如此才能有效降低土石流所產生的負面效果。坡地預警環境保證金制度，由於可提供誘因使坡地開發者能預先自動考慮土地或環境容受力並有開發生態科技研發的誘因，預期將有助於預防或降低坡地開發導致土石流災害的損害。基於制度路徑相依的觀點，利用坡地開發預警環境保證金制度的建構管理土石流風險災害，可納入《水土保持法》及《特定水土保持區劃定與廢止準則》有關「特定水土保持區」規定中運作。「土石流紅色禁止區」採取不可轉讓法則禁止任何開發行為，以避免坡地開發導致土石流發生所帶來重大生態與生命財產的損害，而「土石流黃色警戒區」除了要求保育目的使用外，可採用預警環境保證金制度來輔助管理，以降低坡地開發所帶來的土石流潛在損害成本，並提升坡地開發或土石流防治科技的研發。為了使坡地開發潛在環境損害，特別是土石流潛在風險災害，內化至坡地開發者的開發活動，我們可向坡地開發者扣

押一定數額的保證金，該數額為足以平復開發產生最壞情況生態環境與社會經濟（生命財產）的衝擊，而於可能的潛在損害未發生時由坡地開發者回贖，如此可收到坡地潛在損害降低與生態開發科技研發的動態效率效果。就完整的土石流管理架構而言，除了坡地開發管理此事先預防措施之外，亦應包括土石流發生後、生命財產損失前的防治措施，如土石流監測預警系統與依不同溪流流段及特性，採取抑制、攔阻、疏導、淤積及緩衝等不同防治工工法亦應加以考量，以收其相輔相成的成效。至於土石流導致生命財產損失後的救濟措施更不應忽視，此可藉由坡地開發預警環境保證金來支應。

## 第二節 研究建議

### 一、環境退化基礎研究方面

除了利用較嚴謹分析方式分析環境退化的成因與效果之外，並可利用田野調查方式調查其成因與效果，並建構環境退化的實質指標。

## 二、環境政策工具方面

回應 Coase 的看法，除非我們實際獲悉各種政策工具所產生的總效果是更多的失靈或更少的失靈，否則我們難以知道我們是前進還是後退。因此我們可建構可評估各種不同政策工具的指標，然後利用比較制度分析方式加以分析比較。

## 三、環境不確定管理決策方面

結合有限理性與程序理性概念，以回應環境複雜性、不確定性，特別是處在無知的狀態下，並建構符合永續發展的管理決策程序。

## 四、預警環境保證金制度方面

可進一步研究最壞情況下環境損害成本的評價問題，或更深入探討預警環境保證金制度路徑相依的課題，並可採取個案研究方式，將此制度應用到實際個案上。未來可試圖與生態足跡、土地容受力、土地適宜性分析及績效管制標準結合而成為一套良好的遊戲規則。

## 參考文獻

- 王之佳、柯金良譯（1992），WCED著，《我們共同的未來》，台北：台灣地球日出版社。
- 王俊秀（1994），《環境社會學的出發--讓故鄉的風水有面子》，台北：桂冠。
- 王俊秀（1999），《全球變遷與變遷全球：環境社會學的視野》，台北：巨流圖書公司。
- 王俊秀、大井紘（1995），「五感自由連想法的都市環境意像解析」，《都市與計劃》，第22卷、第2期，第161頁至第179頁。
- 王躍生（1997），《新制度主義》，台北：揚智文化。
- 文崇一（1988），「問卷設計」，收錄於楊國樞、文崇一、吳聰賢與李亦園編《社會及行為科學研究法》上冊第十四章，台北：東華書局。
- 江永哲、吳道煦（1990），「A型梳子壩防治土石流功效之試驗」，《中華水土保持學報》，第22卷，第2期，第29頁至第43頁。
- 江永哲等（1993），「開放式防砂壩對土石流防治功效之探討」，《中華水土保持學報》，第24卷，第1期，第37頁至第43頁。
- 李永展（1995），《環境態度與環保行為--理論與實證》，台北：胡氏圖書。
- 李永展（2000），《永續發展：大地反撲的省思》，台北：巨流圖書公司。
- 李永展、李欽漢（譯）（2000），Wackernagel, M. and Rees, W.E.著，《生態足跡--減低人類對地球的衝擊》，台北：創興出版社。
- 李永展、曾明遜（1995），「不確定情況下濕地永續利用管理策略」，《規劃學報》，第22期，第63頁至第84頁。
- 李心平、張斐章（1995），「模糊控制理論應用於土石流預警系統之研究」，《中華水土保持學報》，第26卷，第2期，第145頁至第154頁。
- 宋文里譯（1992），《人類本性原論》，台北：桂冠。
- 林森田（1996），《土地經濟理論與分析》，台北：三民書局總經銷。
- 林進田（1993），《抽樣調查--理論與應用》，台北：華泰書局。
- 吳正雄（1995），《林口台地林地之地形因素與土石流發生之關係研究》，中興大學水土保持學系碩士論文。

- 施邦築 (1996) , 《台灣地區土石流潛在危險區之等級研判》 , 農委會補助研究計畫。
- 施邦築 (1997) , 《台灣地區土石流災害之綜合治理對策--土石流危險區域之範圍及等級劃定》 , 農委會補助研究計畫。
- 施邦築 (1998) , 《土石流特定水土保持區管理辦法研擬 (芻議) 》 , 農委會補助研究計畫。
- 海明譯 (1998) , 歌德著 , 《浮士德》 , 台北縣新店市 : 書華。
- 夏道平譯 (1991) , Mises著 , 《人的行為》 , 台北 : 遠流出版公司。
- 連惠邦 (1994) , 《礫石型土石流流體性質與運動特性之相關研究》 , 中興大學水土持學研究所博士論文。
- 華玉洪 (1995) , 《生存的沈思--科技進步與全球性問題》 , 台北 : 淑馨出版社。
- 陳東升 (1995) , 《金權城市 : 地方派系、財團與台北都會發展的社會學分析》 , 台北 : 巨流圖書公司。
- 黃宗煌等譯 (1988) , Downing著 , 《環境經濟與政策》 , 台北 : 聯經出版。
- 黃書禮 (1986) , 《環境容受力分析與都會成長管理--台北都會區個案研究》 , 行政院國科會專題研究計畫成果報告 , 台北 : 中興大學都市計劃研究所。
- 黃書禮 (1990) , 「土地利用與環境保護」 , 《科學發展月刊》 , 第18卷 , 第7期 , 第844頁至849頁。
- 張石角 (1998) , 《台北市 (南港、信義、大安、文山) 特定水土保持區之規劃調查與評估》 , 台北市建設局委託計畫。
- 曾明遜 (1998a) , 「從評價歷程探討CV問卷調查設計問題--以濕地資源為例」 , 收錄於中央研究院調查研究工作室第二屆《調查研究方法與應用學術研討會會議論文集》 , 第147頁至第172頁。
- 曾明遜 (1998b) , 「濕地保育價值與評價 : 使用價值與非使用價值」 , 《中興大學法商學報》 , 第34期 , 第273頁至第306頁。
- 曾明遜 (1999) , 「濕地意像分析」 , 《中興大學法商學報》 , 第35期 , 第327頁至第359頁。
- 葉俊榮 (1995) , 「全球氣候變遷規範化對我國決策機制與法令體系的衝擊」 , 收錄於《全球氣候變遷的衝擊--制度與人文面向研討會論文集》 , 台北 : 台大全球變遷中心暨行政院環境保護署。
- 熊秉元 (1994) , 「『市場之尺』和『心中之尺』--論釋寇斯定理和布坎南對寇斯定理的質疑」 , 《經濟論文》 , 第21卷 , 第2期 , 第331頁至第356

頁。

齊若蘭譯（1997），Waldrop著，《複雜--走在秩序與混沌邊緣》，台北：天下文化出版。

劉瑞華譯（1994），North著，《制度、制度變遷與經濟成就》，台北：時報出版。

劉瑞華譯（1995），North著，《經濟史的結構與變遷》，台北：時報文化。

謝正倫（1998），《土石流特定水土持區劃定（II）》，台灣省水土保持局委託計畫。

蕭代基（1993），「永續發展的意義--經濟學的觀點」，收錄於永續發展的意義討論會，《台灣經濟預測與政策》，第24卷第1期，第43頁至第56頁。

蕭代基（1998），「環境經濟與政策」，收錄於於幼華主編《環境與人--環境保護篇》，第321頁至第350頁，台北：遠流。

蕭代基、葉淑琦譯（1998），OECD著，《綠色稅制改革：OECD最新環境報告》，台北：台灣地球日出版社。

蕭新煌等（1993），《台灣2000年》，台北：天下文化出版。

顏月珠（1992），《無母數統計方法》，台北：三民書局。

戴華（1993），「永續發展的規範意涵」，收錄於永續發展的意義討論會，《台灣經濟預測與政策》，第24卷，第1期，第63頁至98頁。

Ajzen, I. (1986), *Attitudes, Personality, and Behavior*, Chicago: The Dorsey Press.

Ajzen, I. and Fishbein, M. (1977), "Attitude-Behavior Relations: A Theoretical Analysis and Review of Empirical Research," *Psychological Bulletin*, 84: 888-918.

Ajzen, I. and Fishbein, M. (1980), *Understanding Attitudes and Predicting Social Behavior*, London: Prentice-Hall, Inc.

Alchian, A. and Demsetz, H. (1972), "Production, Information, Costs and Economic Organization," *American Economic Review*, 62: 777-795.

Amy, D. A. (1987), *The Politics of Environmental Mediation*, New York: Columbia University Press.

Andreoni, J. (1988), "Privately Provided Public Goods in a Large Economy: The Limits of Altruism," *Journal of Public Economics*, 35: 57-73.

Andreoni, J. (1989), "Giving with Impure Altruism: Applications to Charity and Ricardian Equivalence," *Journal of Political Economy*, 97: 1447-1458.

- Andreoni, J. ( 1990 ) , “ Impure Altruism and Donations to Public Goods: A Theory of Warm-Glow Giving, ” *The Economic Journal*, 100: 464-477.
- Axelrod, R. ( 1984 ) , *The Evolution of Cooperation*, New York: Basic Books.
- Badcock, C.R. ( 1986 ) , *The problem of altruism: Freudian-Darwinian Solutions*, New York : Basil Blackwell.
- Baik, K. H. and Shogren, J. F.( 1994 ) , “ Environmental Conflicts with Reimbursement for Citizen Suits, ” *Journal of Environmental Economics and Management*, 27: 1-20.
- Babier, E. B. ( 1994 ) , “ Valuing Environmental Functions: Tropical Wetlands, ” *Land Economics*, 70(2) : 155-173.
- Barbier, E. B. and Markandys, A. ( 1993 ) , “ Environmentally Sustainable Development: Optimal Economic Conditions, ” in Barbier, E. B. ( ed. ) , *Economics and Ecology: New Frontier and Sustainable Development*, London: Chapman & Hall.
- Barzel, Y.( 1982 ) , “ Measurement Cost and the Organization of Markets, ” *Journal of Law and Economics*, 25(1): 27-48.
- Barzel, Y.( 1987 ) , “ The Entrepreneur’s Reward for Self-Policing, ” *Economic Inquiry*, 25(1): 103-116.
- Baumol, W.J. and Oates, W.E. ( 1988 ) , *The Theory of Environmental Policy*, ( 2nd. ) Cambridge : Cambridge University Press.
- Becker, G. S. ( 1974 ) , “ A Theory of Social Interactions, ” *Journal of Political Economy*, 82 : 1063-1093.
- Becker, G. S. ( 1976 ) , “ Altruism, Egoism, and Genetic Fitness : Economics and Sociobiology, ” *Journal of Economic Literature*, 14 : 817-826.
- Binswanger, H.-C. et al. ( 1990 ) , “ The Dilemma of Modern Man and Nature: An Exploration of the Faustain Imperative, ” *Ecological Economics*, 2:197-223.
- Bird, Peter J.W.N( 1987 ) , “The Transferability and Depletability of Externalities,” *Journal of Environmental Economics and Management*, 14: 54-57.
- Bishop, R. C. ( 1978 ) “ Endangered Species and Uncertainty : The Economics of a Safe Minimum Standard, ” *American Journal of Agricultural Economics*, 60 : 10-18.
- Bishop, R. C.( 1979 ) “ Endangered Species, Irreversibility, and Uncertainty : A Reply, ” *American Journal of Agricultural Economics*, 61 : 376-379.
- Bodansky, D. ( 1991 ) , “ Scientific Uncertainty and the Precautionary Principle, ” *Environment*, 33(7): 4-5, 43-44.

- Bo Gustaffsson ( 1998 ) , “ Scope and Limits of the Market Mechanism in Environmental Management, ” *Ecological Economics*, 24: 259-274.
- Bohm, P( 1981 ), *Deposit-Refund Systems: Theory and Applications to Environmental, Conservation, and Consumer Policy*, Resources for the Future. Baltimore, MD: Johns Hopkins Univ. Press.
- Boyce R. ( 1994 ) , “ Inequality as a Cause of Environmental Degradation, ” *Ecological Economics*, 11: 169-178.
- Bromley, D. W. ( 1989 ) , “ Entitlements, Missing Markets, and Environmental Uncertainty, ” *Journal of Environmental Economics and Management*, 17: 181-194.
- Bromley, D. W. ( 1991 ) , *Environment and Economy: Property Rights and Public Policy*, Cambridge: Blackwell.
- Brown, T. C. ( 1984 ) , “ The Concept of Value in Resource Allocation, ” *Land Economics*, 60: 232-246.
- Calabresi, G. and Melamed, A. D. ( 1972 ) , “ Property Rules, Liability Rules, and Inalienability : One View of the Cathedral, ” *Harvard Law Review*, 85 : 1089-1128.
- Cameron, J. and Abouchar, J. ( 1991 ) , “ The Precautionary Principle: A Fundamental Principle of Law and Policy for the Protection of the Global Environment, ” *Boston College International & Comparative Law Review*, 14(1): 1-27.
- Chavas, Jean-Paul ( 1993 ) , “On Sustainability and the Economics of Survival,” *American Journal of Agricultural Economics*, 75: 72-83.
- Cheung, S. N. S. ( 1983 ) , “The Contractual Nature of the Firm,” *Journal of Law and Economics*, 26: 1-22.
- Ciriacy-Wantrup, S.V. ( 1952 ) , *Resource Conservation: Economics and Policies*, Berkeley: University of California Press.
- Coase, R. H. ( 1937 ) , “ The Nature of the Firm, ” *Economica*, 6: 386-405.
- Coase, R. H.( 1960 ), “ The Problem of Social Cost, ” *Journal of Law and Economics*, 3: 1-44.
- Coase, R. H.( 1977 ), “ Advertising and Free Speech, ” in Hyman, A. and Johnson, M.B. ( eds. ) , *Advertising and Free Speech*, Lexington, Mass.: D.C.Heath.
- Coase, R. H.( 1984 ), “ The New Institution Economics, ” *Journal of Institutional and Theoretical Economics*, 140: 229-231.

- Coase, R. H. ( 1988 ) , *The Firm, the Market, and the Law*, Chicago: University of Chicago Press.
- Coase, R. H. ( 1993 ) , “ Law and Economics at Chicago, ” *Journal of Law and Economics*, 36: 239-254.
- Colby, M. E. ( 1991 ) , “ Environmental Management in Development: the Evolution of Paradigms, ” *Ecological Economics*, 3: 193-213.
- Colson, E. ( 1974 ) , *Tradition and Contract: The Problem of Order*, Chicago: Adeline.
- Conrad, J.M. ( 1980 ) , “Quasi-Option Value and the Expected Value of Information,” *Quarterly Journal of Economics*, 94: 813-820.
- Costanza, R. ( 1993 ) , “ Ecological Economic Systems Analysis: Order and Chaos, ” in Barbier, E. B. ( ed. ) , *Economics and Ecology: New Frontier and Sustainable Development*, London: Chapman & Hall.
- Costanza, R.( 1994 ) , “ Three General Policies to Achieve Sustainability, ” in Johnson, A. et al. ( eds. ) , *Investing in Natural Capital: The Ecological Economics Approach to Sustainability*, Washington, D. C. : Island Press.
- Costanza, R. and Cornuwell, L. ( 1992 ) , “ The 4P Approach to Dealing with Scientific Uncertainty, ” *Environment*, 34(9): 12-20, 42.
- Costanza, R. and Perrings, C. ( 1990 ) , “ A Flexible Assurance Bonding System for Improved Environmental Management, ” *Ecological Economics*, 2: 57-75.
- Crowfoot, J. E. and Wondolleck, J. M.. ( 1990 ) , *Enironmental Disputes: Community Involvement in Conflict Resolution*, Washington, D. C.: Island Press.
- Dahlman, C.J.( 1979 ) , “ The Problem of Externality, ” *Journal of Law and Economics*, 22: 141-162.
- de Groot, R. S. ( 1992 ) , *Functions of Nature: Evaluation oof Nature in Environment, Planning Management and Decision Making*, Amsterdam: Wolters-Noordhoff.
- Demsetz, H. ( 1967 ) , “ Toward a Theory of Property Rights, ” *American Economic Review*, 57: 347-359.
- Demsetz, H. ( 1968 ) , “ The Cost of Transaction Cost, ” *Quarterly Journal of Economics*, 82: 33-53.
- Demsetz, H. ( 1969 ) , “ Information and Efficiency: Another View Point, ” *Journal of Law and Economics*, 12: 1-22.
- Ehrlich, P.R. ( 1989 ) , “ The Limits to Substitution: Meta-Resource Depletion and a New Economic-Ecological Paragigm, ” *Ecological Economics*, 1:9-16.

- Ehrlich, P. and Ehrlich, A. ( 1990 ) , *The Population Explosion*, New York: Simon and Schuster.
- Ekins, P. et al.( 1992 ) , *The Gaia Atlas of Green Economics*, New York: Anchor Books.
- Ekins, P. ( 1994 ) , “ The Environmental Sustainability of Economic Processes: A Framework for Ananalysis, ” in Van den Bergh J. C.J.M. and Van der Straaten, J. ( eds. ) , *Toward Sustainable Development: Concepts, Methods and Policy*, Washington, D.C.: Island Press.
- Ellickson, R. ( 1986 ) , “ of Coase and Cattle: Dispute Resolution Among Neighbors in Shasta County, ” *Stanford Law Review*, 38: 624-687.
- Farber, M. et al. ( 1996 ) , *Ecological Economics: Concepts and Methods*, Cheltenham: Edward Elgar.
- Farmer, M. C. and Randall, A.( 1998 ) , “ The Rationality of a Safe Minimum Standard, ” *Land Economics*, 74(3) : 287-302.
- Faucheux, S. and Froger, G.. ( 1995 ) , “ Decision-Making under Environmental Uncertainty, ” *Ecological Economics*, 15: 29-42.
- Fiebiger, G. ( 1997 ) , “ The Master-Planning of Debris Flow Countermeasures, ” 收錄於1997年中日奧土砂災害防治研討會論文集 , 農委會林業特刊第五十六號。
- Fishbein, M and Ajzen, I. ( 1975 ) , *Belief, Attitude, Intention and Behavior : An Introduction to Theory and Research*, London : Addison-Wesley Pub.
- Fisher, A. C. and Hanemann, W.M.( 1987 ) , “Quasi-Option Value : Some Misconceptions Dispelled,” *Journal of Environmental Economics and Management*, 14 : 183-190.
- Funtowicz, S. O. and Ravetz, J. R. ( 1993 ) , “ Science for the Post-Normal Age, ” *Futures*, 20(7): 739-755.
- Funtowicz, S. O. and Ravetz, J. R. ( 1994 ) , “ Emergent Complex Systems, ” *Futures*, 26(6): 568-582.
- Funtowicz, S. O. and Ravetz, J. R. ( 1994 ) , “ The Worth of a Songbird: Ecological Economics as a Post-Normal Science, ” *Ecological Economics*, 10: 197-207.
- Geaun, Jerome C. ( 1993 ) , “On the Shiftable Externalities,” *Journal of Environmental Economics and Management* ,24: 30-44.
- Hahn, R. W. and Stavins, R. N. ( 1992 ) , “ Economic Incentives for Environmental Protection: Integrating Theory and Practice, ” *AEA Papers and Proceedings*, 82(2) : 464-468.

- Hardin, G. ( 1993 ) , “ The Tragedy of the Commons, ” in Daly, H.E. and Townsend, K.N. ( eds. ) , *Valuing the Earth: Economics, Ecology, Ethics*, Cambridge: The MIT Press.
- Henry, C. ( 1974 ) , “Investment Decisions Under Uncertainty : The “ Irreversibility Effect, ” *American Economic Review*, 64 : 1006-1012.
- Heumader, J.( 1997 ) , “ Debris Flow Countermeasures, ” 收錄於1997年中日奧土砂災害防治研討會論文集 , 農委會林業特刊第五十六號。
- Hey, J. D. ( 1979 ) , *Uncertainty in Microeconomics*, New York University Press
- Hirshleifer, J. and Riley, J. ( 1992 ) , *The Analytics of Uncertainty and Information*, Cambridge University Press.
- Hurley, T. M. and Shogren, J. F. ( 1997 ) , “ Environmental Conflicts and the SLAPP, ” *Journal of Environmental Economics and Management*, 33: 253-273.
- James, D. E et al. ( 1989 ) , “ Ecological Sustainability and Economic Development, ” in Archibugi, E. and Nijkamp, P.( ed. ), *Economy and Ecology : Towards Sustainable Development*, Dordrecht : Kluwer Academic Publishers.
- Johnson, D. L. and Lewis, L. A. ( 1995 ) , *Land Degradation: Creation and Destruction*, Cambridge: Blackwell publishers.
- Kahneman, D. and Knetsch, J.L.( 1992 ) “ Valuing Public Goods : The Purchase of Moral Satisfaction, ” *Journal of Environmental Economics and Management*, 22 : 57-70.
- Krutilla, J. V., Conservation Reconsidered ( 1967 ) , *The American Economic Review*, 1967, 57, 777-786.
- Kuhn, T. S. ( 1970 ) , *The Structure of Scientific Revolutions* ( 2nd. ) , Chicago: The University of Chicago Press.
- Lai, L. Wai-Chung. ( 1998 ) , *zoning and Property Rights: A Hong Kong Case Study* ( 2nd. ) , Hong Kong: Hong Kong University Press.
- Maser, C. ( 1996 ) , *Resolving Environmental Conflict: Towards Sustainable Community Development*, Delray Beach: St. Lucie Press.
- Miller, J.R. and Lad, F. ( 1984 ) , Flexibility, Learning and Irreversibility in Environmental Decisions : A Bayesian Approach, *Journal of Environmental Economics and Management*, 1984, 11: 161-172.
- Munzer, P. ( 1990 ) , *A Theory of Property*, Cambridge: Cambridge University Press.
- Norgaard, R. B. ( 1981 ) , “Sociosystem and Ecosystem Coevolution in the Amazon,”

- Journal of Environmental Economics and Management*, 8: 238-254.
- Norgaard, R. B.( 1984a ), “Coevolutionary Development Potential,” *Land Economics*, 60: 160-173.
- Norgaard, R. B. ( 1984b ) , “Coevolutionary Agricultural Development,” *Economic Development and Cultural Change*, 32: 525-546.
- Norgaard, R. B. ( 1985 ) , “Environmental Economics: An Coevolutionary Critique and a Plea for Pluralism,” *Journal of Environmental Economics and Management*, 12: 382-394.
- Norgaard, R. B. and Dixon, J. A. ( 1986 ) , “Pluralistic Project Design: An Argument for Combining Economic and Coevolutionary Methodologies,” *Policy Science*, 19: 297-317.
- Norgaard, R. B. (1988), “ Sustainable Development : A Co-Evolutionary View, ” *Futures* , 20: 606-620.
- North, D.C. ( 1981 ) , *Structure and Change in Economic History*, New York: W. W. Norton & Company.
- North, D.C. ( 1990 ) , *Institutions, Institutional Change and Economic Performance*, Cambridge: Cambridge University Press.
- O’Connor, M. et al. ( 1996 ) , “ Emergent Complexity and Procedural Rationality: Post-Normal Science for Sustainability, ” in Costanza, R. et al. ( eds. ) , *Getting Down to Earth*, Washington, D. C.: Island Press.
- Opschoor, J. B. ( 1996 ) , “ Institutional Change and Development Towards Sustainability, ” in Costanza, R. et al. ( eds. ) , *Getting Down to Earth*, Washington, D. C.: Island Press.
- Opschoor, H. and Turner, K.( eds. ) ( 1994 ) , *Economic Incentives and Environmental Policies: Principles and Practice*, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- O’Riordan, T. and Cameron, J. ( eds. ) ( 1994 ) , *Interpreting the Precautionary Principle*, London: Earthscan Publications Ltd.
- Pearce, D.W. and Turner, R.K. ( 1990 ) , *Economics of Natural Resources and the Environment*, Baltimore: The Johns Hopkins University Press.
- Perrings, C. ( 1989 ) , “ Environmental Bonds and Environmental Research in Innovative Activities, ” *Ecological Economics*, 1: 95-110.
- Porter, R. C. ( 1988 ) , “ Environmental Negotiation: Its Potential and Its Economic Efficiency, ” *Journal of Environmental Economics and Management*, 15: 129-142.

- Posner, R. ( 1986 ) , *Economic Analysis of Law*, New York: Brown.
- Randall, A.( 1987 ) , *Resource Economics: An Economic Approach to Nature Resource and Environmental Policy* ( 2nd. ) , New York: John Wiley & Son.
- Ridley, M. and Dawkins, R.( 1981 ) , “ the natural selection of altruism. ” in Rushton, J. P. and Sorrentino, R. M.( eds. ) *Altruism and helping behavior :social, personality, and developmental perspectives*, Hillsdale : Lawrence erlbaum associates, publishers.
- Ross, M. H. ( 1993 ) , *The Management of Conflict: Interpretations and Interests in Comparative Perspective*, New Haven and London: Yale Unvi. Press.
- Rushton, J. P. and Sorrentino, R. M.( 1981 ) , “ altruism and helping behavior: an historical perspective. ” in Rushton, J. P. and Sorrentino, R. M.,( eds. ) *Altruism and helping behavior : social, personality, and developmental perspectives*. Hillsdale : Lawrence erlbaum associates publishers.
- Schneider, F. and Volkert, J. ( 1999 ) , “No Chance for Incentive-Oriented Environmental Policies in Representative Democracies? A Public Choice Analysis,” *Ecological Economics* ,31: 123-138.
- Shaw, Daigee and Shaw, Rong-Dean ( 1991 ) , “The Resistibility and Shiftability of Depletable Externalities,” *Journal of Environmental Economics and Management* ,20: 224-233.
- Simon, H. V. ( 1955 ) “ A Behavioral Model of Rational Choice, ” *Quarterly Journal of Economics*, 69 : 99-118.
- Simon, H.V. ( 1978 ) , Rationality as Process and Product of Thought, ” *American Economic Review Proceedings*, 68:1-16.
- Simon, H.V.( 1979 ) , Rationality Decision Making in Business Organizations, ” *American Economic Review*, 69: 493-513.
- Smith, V.K. and Desvousges, W.H. ( 1986 ) , *Measuring Water Quality Benefits*, Boston: Kluwer-Nijhoff Publishing.
- Smith, V. K. and Devousges, W. H. ( 1988 ) , “ Risk Perception, Learning, and Individual Behavior, ” *American Journal of Agricultural Economics*, 70: 1113-1117.
- Stavins, R. N. ( 1995 ) , Transaction Cost and Tradeable Permits, ” *Journal of Environmental Economics and Management*, 29: 133-148.
- Stavins, R. N( 1996 ) , Correlated Uncertainty and Policy Instrument Choice, ” *Journal of Environmental Economics and Management*, 30: 218-232.

- Stern, D. I. ( 1997 ) , “ Limits to Substitution and Irreversibility in Production and Consumption: A Neoclassical Interpretation of Ecological Economics, ” *Ecological Economics*, 21: 197-215.
- Stigler, G.J. ( 1966 ) , *The Theory of Price*, New York: Macmillan.
- Stigler, G.J. ( 1972 ) , The Law and Economics of Public Policy: A Plea to the Scholars, ” *Journal of Legal Studies*, 1: 1-12.
- Tainter, J. A. ( 1996 ) , “ Complexity, Problem Solving, and Sustainable Societies, ” in Costanza, R. et al( eds. ) , *Getting Down to Earth*, Washington, D. C.: Island Press.
- Toman. M. A. ( 1994 ) , ‘ Economics and “ Sustainability ” : Balancing Trade-offs and Imperatives, ’ *Land Economics* , 70 : 399-413.
- Turner, et al. ( 1993 ) , *Environmental Economics: An Elementary Introduction*, Baltimore: The Johns Hopkins Univ. Press.
- Turner, R.K.( ed. ) ( 1993 ) , *Sustainable Environmental Economics and Management*, London and New York: Belhaven Press.
- Turner, K. and Opschoor, H. ( 1994 ) , “ Environmental Economics and Environmental Policy Instruments: Introduction and Overview, ” in Opschoor, H. and Turner, K. ( eds. ) , *Economic Incentives and Environmental Policies: Principles and Practice*, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Turner, R.K. and Pearce, D.W. ( 1993 ) , Sustainable Economic Development: Economic and Ethical Principles, in Barbier, E.B. ( ed. ) , *Economics and Ecology: New Frontiers and Sustainable Development*, London: Chapman&Hall.
- Usategui, J. M. ( 1990 ) , “ Uncertain Irreversibility, information, and Transformation, ” *Journal of Environmental Economics and Management* , 19 : 73-85.
- Varian, H.R. ( 1974 ) “ Equity, Envy, and Efficiency, ” *Journal of Economic Theory*, 9 : 63-91.
- Viscusi, W.K. ( 1985 ) , “ Environmental Policy Choice with an Uncertain Chance of Irreversibility, ” *Journal of Environmental Economics and Management*, 12 : 28-44.
- Viscusi, W.K. ( 1988 ) , “ Irreversible Environmental Investments with Uncertain Benefit Levels, ” *Journal of Environmental Economics and Management*, 15 : 147-157.
- Wackernagel, M. and Rees, W. E.( 1997 ) , “ Perceptual Structural barriers to Investing in Natural Capital: Economics from an Ecological Footprint Perspective, ” *Ecological Economics*, 20: 3-24.

- Williamson, O.E. ( 1979 ) , Transaction Cost Economics: The Governance of Contractual Relations, ” *Journal of Law and Economics*, 22: 233-261.
- Williamson, O.E.( 1989 ), Transaction Cost Economics, in Schmalensee, R. and Willig, R. ( eds. ) , *Handbook of Industrial Organization*, Amsterdam: North Holland.
- Winebrake, J. J. ( 1994 ) , *Evaluating Conflict and its Consequences in Environmental Policy: A Look at Marketable Emissions Permit Systems*, dissertation, University of Pennsylvania.
- Woodward, R. T. and Bishop, R. C. ( 1997 ) , “ How to Decides When Experts Disagree:Uncertainty-Based Choice Rules in Environmental Policy, ” *Land Economics*, 73(4): 492-507.