

從情理法觀點探討土壤及地下水污染問題

阮國棟*、洪慶宜**、陳啟仁***、葉琮裕****、李奇翰*****

摘 要

憑藉科學方法，合理解釋現場數據，採用經濟可行之最佳技術，通常是解決環境污染問題的基本原則。由於土壤及地下水污染涉及之時空延續、介質種類特性、民眾權益及整治效益成本的複雜程度均高於一般空氣、地表水及廢棄物的問題，相關管制法規之制定及管制措施之執行，更必須考慮很重要的人的因素，否則會造成徒法不足以自行的困境。

【關鍵字】

1. 權益關係人(stakeholders)
2. 健康風險評估(health risk assessment)
3. 生態風險評估(ecological risk assessment)
4. 分子生物學(molecular biology)

*行政院環境保護署水質保護處處長

**行政院環境保護署水質保護處環境工程師

***行政院環境保護署水質保護處助理環境工程師

****行政院環境保護署環境人員保護訓練所研究設計組組長

*****國立交通大學環境工程研究所研究生

202 從情理法觀點探討土壤及地下水污染問題

本文重要內容有三：包括美國愛渠(Love Canal)事件評析，生態風險評估準則，以及分子生物學方法改進評估及復育技術三大項目。先以美國愛渠污染事件為例，思索各權益關係人所反映的人情特質對污染事件處理之影響，並以完整的健康風險評估及生態風險評估的標準作法及前瞻技術，界定合理的整治標準及管制目標，綜合合情合理的考量要素，進而演繹成以風險為基準的法律規章，各國已多實例，構成本文探討土壤及地下水污染問題必須合情合理合法的主要架構。

一、前 言

沿用 Buehlman 等人(1998)⁽¹⁾的說法：科學加上管理等於成功的復育，我們可以另立公式為：人情(善意溝通)加上科學(風險證據)加上法規(合情合理)等於成功的解決土壤及地下水污染問題。

以美國過去 25 年近乎錯誤的作法及經驗為例，許多超級基金場址及褐地(brownfield)無法恢復用途，造成國家稅收的損失，阻礙了城鄉的發展，增加地方及州政府的負擔。傳統超級基金(CERCLA)進行之復育工作需要時間長久、昂貴、及無彈性的處理程序，使得受污染場址的地主們急欲盡快復育受污場址，而經常開鑿受污染之土壤或抽出處理受污之地下水。但是，他們在開始復育前，通常沒有先確認所有潛在污染物來源和種類以及經過水文地質通盤研判之了解。這樣貿然行動經常會導致選擇的復育方法沒有效、污染物繼續擴散或著根本是不必要的復育行動。目前我們已記取教訓，成功的場址復育是複雜的和需要時間的計畫，亦即需要結合細心的科學研究、管理單位有效的溝通及多目標決策的管理技巧。

美國密西根州西南地區一處褐地案例，清楚的說明成功復育所需之條件⁽¹⁾。此區之土壤受到多氯聯苯(PCBs)之污染，且其地下水亦有各種不同含氯溶劑，最初評估復育此區至少需三千萬美金。導進不同面向的調查：評估污染物的性質及來源、場址之水文地質、對人體健康及環境之潛在風險與最適合之復育技術，建立根據各相關地區受調查者所綜合之清除規範，改變原先根據發生地區之州政府的清除規定標準，進而由聯邦與州政府協議選定新的復育技術，不僅能符合或超過所有土壤與地下水復育目標，並且較諸原先的更經濟，此最後定案之預算僅為原先估計的十分

之一(三百萬元美金)。

這個案例的成功包括了嚴密的科學研究及對適當管理單位的要求與可行復育技術的了解。它亦需要有效的專案管理來幫助處理多重法規與確保在過程中每一步驟維持水平和垂直溝通的暢通。本成功案例，其實正說明了合情合理合法解決類似污染場址問題的契機與正途。

二、合情：美國愛渠事件之省思

愛渠(Love Canal)事件乃為美國有史以來最受關切的工業污染事件，事件的演變過程可供日後類似污染案件處理之借鏡。茲以日籍導演黑澤明，所執導的羅生門中各不同角色對同一事件不同說辭的方式作為引言(表一：羅生門的啟示)，並簡述 Love Canal 整個事件發展過程及主要事蹟(表二：Love Canal 事件演繹表)，比照羅生門模式事件主要角色說辭(表三：Love Canal 事件主要角色的說辭暨分析)，分析整個事件中關鍵角色之作為並評論整體之得失作為結語(表四：Love Canal 事件之評析)。由上述作者(1998)⁽²⁾在事件後做的追蹤評析，固然無法百分百還原事件之真相，但如何將處理土壤及地下水污染事件的重心，從無生命的土壤、地下水，移轉到活生生的人及生態上去著力，是所有權益關係人(當事者，環保團體，政府單位等)認知及作法上必須注意的關鍵，國內 RCA 桃園廠址污染案例，亦有同樣的趨勢。解決之道，除善意了解權益關係人的真正說辭外，進行社區認知研究計畫(community perception study program)，輔以正確有效的環境風險溝通工作，往往能化險為夷(阮 1995)⁽³⁾。愛渠位在紐約尼加拉瀑布附近，事件發生前(1978)及整治後(1988)，歷時十年，筆者曾二度前往現場了解，但對民情及抗爭過程均無從探討。再隔十年(1998)因處理 RCA 案，才又找出黑澤明的羅生門電影(1950 拍製)，以及原著小說再三播放研究，每次體驗均大有不同。讀者諸君若有興趣，可以對照表 1 至表 4 內容及電影、小說之精神，細加體會，本文不擬贅言。

表 1 羅生門的啟示(Rashomon Effects)

主 角	說 辭	相似/矛盾之處		省 思
		相 同	相 異	
武士	<ol style="list-style-type: none"> 藉由靈媒傳述 其妻被強暴後唆使強盜殺其親夫。 妻子逃跑。 強盜同情武士將武士釋放但武士仍以短劍自殺。 	武士被殺 其妻遭強暴	兇器：短劍 死亡原因：自形羞愧而自殺	<p>如果每一件事，真的有其唯一正確的真相，那麼其他的說辭一定是錯誤。但是否有此可能--相關的當事人皆將其所認為事情的真相說出來？</p> <p>同一件事，對於不同的觀察者(即使是當事人)基於其本身的權益或喜好，皆會用不同的觀點及說辭來闡述同一事件，故事情的真相皆僅存於當事人的心中。</p>
武士之妻	<ol style="list-style-type: none"> 被強暴後強盜逃跑。 因羞愧而昏厥。 醒後發覺丈夫被短劍殺死。 	武士被殺 其妻遭強暴	兇器：短劍 死亡原因：不詳	
強盜	<ol style="list-style-type: none"> 武士之妻唆使其與武士相鬥(勝者可擁有她)。 承認用刀殺了武士。 武士之妻子逃跑。 	武士被殺 其妻遭強暴	兇器：刀 死亡原因：武士之妻唆使二人互鬥	
伐木工	<ol style="list-style-type: none"> 強盜乞求武士之妻原諒並跟隨強盜。 武士之妻唆使強盜與丈夫相鬥。 強盜用刀殺死武士 武士之妻子逃跑。 	武士被殺 其妻遭強暴	兇器：刀 死亡原因：武士之妻唆使二人互鬥	

表 2 Love Canal 事件的演繹表

年代(年/月/日)	事 件
1890 年	Mr. William Love 開始挖掘水利運河，但隨後又放棄了，此未完成之運河(共半英哩長)。
1942 年至 1953 年	Hooker 化學公司，共掩埋 2 萬 5 仟噸的化學廢料在此廢棄之坑道中。
1953 年	Hooker 化學公司以 1 美元的價格賣給當地的教育委員會。
1953 年至 1970 年	學校、房舍、街道及水電管線，陸續完工並建築在 Love Canal 周遭的土地上。
1978 年三月	地下室中滲漏出的化學廢料，已引起當地居民、媒體的高度關切且紐約的環保局亦開始研究此一化學廢料外洩事件。
1978 年三月至七月	衛生部與環保署展開一連串的調查；州政府官員也舉辦會議說明此一事件。
1978 年 5 月	Michael Brown (記者)開始調查並報導此一事件。
1978 年 5 月底	Karen Schroeder 將嚴重受害區的民眾結合成立委員會。
1978 年 8 月 2 日	政府公告 Love Canal 為危險區域並建議暫時疏散居住在內圍的懷孕婦女及 2 歲以上的小孩。 居民幾乎發生暴動。
1978 年 8 月 7,9 日	州政府及聯邦政府相繼發表聲言，將收購內圍居民所有的房舍。
1978 年 10 月 10 日	開始從 Love Canal 南部進行整治的工程。
1979 年 2 月 8 日	衛生部建議暫時疏散居住在外圍的懷孕婦女及 2 歲以下的小孩。
1979 年 3 月	Love Canal 中、北部的整治工程開始進行
1979 年 4 月	政府立法減免受災戶的房屋稅近 80%。
1979 年 8 月至 11 月	為數 425 位居民抱怨工程進行時所產生的塵埃，州政府花錢安置這些居民暫時住在旅館。
1980 年 5 月 17 日	環保署研究證實 36 位接受研究的居民中，有 11 位居民其染色體已遭受破壞。
1980 年 5 月 19 日	2 位環保署官員被 Lois Gibbs (外圍居民委員會的代表) 所挾持。
1980 年 5 月 21 日	卡特總統下令收購約 700 戶居住在外圍的居民。
1980 年 12 月 12 日	卡特總統下令使用超級基金 (Superfund) 幫助整治 Love Canal。
1982 年 6 月	內圍居民的房舍皆夷為平地。
1988 年 9 月	衛生部宣稱多數曾遭受污染的地方已適合居住。

表 3 LOVE CANAL 事件主要角色的說辭暨分析

主 角	說 辭
污染者 Hooker 化學廠	<ol style="list-style-type: none"> 1. Hooker 化學公司僅在 1942 年至 1953 年間於 Love Canal 丟棄廢棄化學品，在 1942 年之前 Hooker 並未使用 Love Canal。 2. Love Canal 之場址選定為棄置廢棄化學品乃優於當時其他工業之廢棄物棄置場地。場址之選定甚至於能符合現今 RCRA 的法令。 3. 1953 年 Hooker 在於教育委員會的要脅下以 1 美元賣出 Love Canal。 4. Hooker 已在轉移文件中詳細記載以警告教育委員會有化學廢棄物被掩埋的 Love Canal 中，且 Love Canal 不適合任何建築工程。Hooker 並在當地的報紙上發佈相同訊息以警告民眾。 5. Hooker 最先的了解是教育委員會，僅利用 Love Canal 之場址作為學校及公園用地。 6. Hooker 聲稱所有之 Love Canal 事件之罪過乃在於當 Hooker 停止使用並賣出 Love Canal 所有權後，25 年間不當使用及管理所造成。 7. 教育委員將大部分之黏土表面覆蓋層移除，如此表層破壞行為使得雨水入滲於地下並淹沒所有掩埋廢棄物，並導致日後之溢流。 8. 無直接的科學證據顯示 Love Canal 所掩埋的化學廢棄物與造成居民的病變及基因突變有關聯。
教育委員會	<ol style="list-style-type: none"> 1. 1952 年由於戰後所造成激增新生代的就學問題，教育委員會始向 Hooker 化學公司要求購買“部分” Love Canal 之土地，絕無 Hooker 化學公司所稱之要脅沒收 Love Canal 之情事。 2. Hooker 化學公司以好鄰居之假象矇騙教育委員會的人員以轉手 Love Canal 之所有權，在 40 及 50 年代未受過化學專業訓練的一般民眾認為只要將有害物質埋入地下即算了事。 3. 教育委員會僅要求購買部分的土地，但 Hooker 竟把整片土地，轉移至教育委員會所有，且 Hooker 因而得到大筆之減稅所得，Hooker 公司亦表示 Love Canal 適合作為學校及公園用地。 4. 黏土層的破壞乃由於尼加拉瓜瀑布市政府之建造下水道行為而非教育委員會之過，且紐約州政府建造高速公路之行為亦是破壞原來化學廢棄物場址的禍首之一，即便 Hooker 對建造高速公路表示反對，但卻從未發出嚴重警告。 5. 當初對化學廢棄物瞭解有限，且教育委員對化學毒性之概念僅局限於高濃度及大量的急性毒物，對於慢性毒物所造成的長期人體健康影響可說全無。 6. Hooker 對教育委員會表示只要不把埋於 Love Canal 中之化學廢棄物挖出就不會有任何問題。
內圍住戶之說法(Karen Schroeder) 1958 年住入 99 街之住戶	<ol style="list-style-type: none"> 1. 1997 年在其後院的游泳池中發現化學廢棄物並溢流至其後院土地，導致花木凋萎，Karen 的丈夫曾於 1977 至尼加拉瓜市政府抱怨此污染情事，政府官員不予理會直至 1978 年當地記者報導此事件後，才開始受到官員之重視。 2. Karan 得到報界媒體及眾議員的協助促使環保署重視此事件並協助檢測其地下室中空氣的品質，空氣檢測結果顯示有大量有害健康的鹵化有機蒸氣及苯的含量。 3. 在 1978 年 5 月 19 日於 99 街學校舉行的會議有百餘名居民參加，所得到的是政府官員矛盾的訊息，紐約州衛生部表示空氣中有害物質的濃度比安全曝露濃度高於千倍以上並建議應採取緊急計畫內圍居民，所有婦女及低於二歲之幼兒應立即疏散，此疏散令造成居民手足無措，如居民有三歲的幼兒因受化學廢棄物毒害而造成之畸形卻無得疏散。 4. 經媒體報導後有來自世界各地之記者參與了 8 月 3 日的民眾集會，集會場面火爆。 5. 8 月 4 日由 Lois Gibb's 召開的集會，選舉住戶委員會代表，8 月 9 日在白宮召開的會議決定政府將購買所有 240 個內圍住戶。

表 3 LOVE CANAL 事件主要角色的說辭暨分析(續)

主 角	說 辭
外圍住戶 Lois Gibbs(只有高中學歷)1971年住入101街之住戶	<ol style="list-style-type: none"> 1. Gibbs 的兒子在 99 街的學校上幼稚園，且由其在州立大學擔任教授妹婿得知 love Canal 掩埋的化學物質可能影響其子的神經系統。其子在上學後即有癲癇症狀且白血球數嚴重下降。 2. Gibbs 開始挨家挨戶尋找聯署抗議，在訪問期間發覺整個社區之居民皆有病變的症狀。 3. 1978 年 8 月 2 日起 Gibbs 成立委員會與政府持續抗爭，最初的訴求乃檢討政府的整治計畫所可能造成對外圍居民的二次污染。 4. Gibbs 透過各種媒體及著名脫口秀以宣達其 Love Canal 化學掩埋物沿斷層污染外圍住戶之理論，並不斷的以示威抗議方式達到目的。 5. 1980 年 5 月環保署宣布 36 名住在 Love Canal 居民染色體之檢驗結果，11 名居民有染色體病變，如此引起居民強烈的暴亂行動，焚燒環保署之旗幟並綁架二名環保署官員。 6. 1980 年 5 月 21 日卡特總統發佈以 1 千五百萬美元收購 700 戶外圍住戶。
衛生部之說詞	<ol style="list-style-type: none"> 1. 1976 年安大略湖魚體內測得殘留農藥後開始注意 Love Canal，1978 年環保署檢測 Love Canal 上住戶測得住戶地下室空氣中含 26 種有機化學物質，1978 年 4 月 13 日根據環保署之報告對 Hooker 公司提出告訴。 2. 實測空氣樣品結果內圍住戶僅在 99 街發現小孩畸形並有顯著毒性蒸氣濃度測得。 3. 僅對內圍居民作疏散的主要原因乃為其他外圍住戶處無足夠的污染事實證據。 4. 衛生部認為環保署未依 RCRA 訂定法令，如污染場址的處理準則或污染物標準限值，紐約州衛生部無從依法著手清理場址，而環保署僅一味地將 Love Canal 的清理認定為是地方的職責。
媒體的說詞 (Niagara Gazette 報的記者)Michael Brown	<ol style="list-style-type: none"> 1. Love Canal 事件的報導造就了 Brown 的成名，Brown 在 1980 年出版了最暢銷書 "Laying Waste: The Poisoning of America by Toxic Chemical"。 2. 從 1978 年 5 月開始致力報導 Love Canal 事件，其資料來源為受災民眾，政府官員、政客及不知名的可靠消息。 3. 主要的受災住戶的資料來源為 Karen Schroeder(內圍居民)，但佩服 Gibbs 掌握媒體之能力，稱 Gibbs 是優秀的民間運動者。 4. 紐約時報登載了 Brown 的報導 "Love Canal, USA"

表 4 作者對於此事件的看法

<p>根據 Love Canal 的矛盾之處所作之推論</p>	<ol style="list-style-type: none"> 1. Hooker 化學公司誇大了對於掩埋場整體整合性，而將事件責任移轉至教育委員會。 2. Hooker 化學公司將場址交給教育委員會，利用教育委員會對於有毒廢棄物並無足夠的專業知識；專家認為掩埋之化學物質早於 Love Canal 在 Hooker 操作時就存有滲透的情形。 3. 教育委員會說詞與 Hooker 之說詞有嚴重矛盾衝突處，教育委員會僅要求部分之土地而 Hooker 卻轉移 Love Canal 所有土地之所有權，Hooker 此作為乃為避免未來化學掩埋物造成污染的責任問題，Hooker 公司並未詳述化學掩埋物的毒性程度，且未載明確實掩埋地點，以造成學校在建造時意外挖掘出已掩埋的化學廢棄物。 4. 在所有說詞中應以 Schroeder 的說詞最可靠，因內圍居民受污染的事實是非常明顯的，Brown 及衛生部皆認為污染的事實僅局限於內圍住戶。Gibbs 及 Hooker 的說詞是在 6 個說詞中最不可靠。衛生部一直宣稱其所有發佈及行動皆根據科學的研究結果。 5. 反對 Hooker 之媒體與 Gibbs 結合，誇大 Love Canal 事件中居民受污染的實情及 Hooker 公司的不當作為和衛生部的無能，此舉動證明了有部分的媒體一直都是反工業及反政府，然而媒體不可能空穴來風，一些污染事實的報導能證明 Hooker 的污染責任是確認的。 6. Love Canal 及三哩島核子污染事件中媒體皆是根據官方的警告訊息加以大幅渲染報導，官方訊息發布的正確性是非常重要的。先入為主的觀念常造成最初的官方錯誤訊息，可能誤導整個污染事件在民眾中之看法。 7. 衛生部曾有零星證明 Love Canal 之污染並非嚴重之發佈，但媒體選擇性的報導仍著重於 Gibbs 聳動的報告。最後政府收購外圍居戶的結局證明了「會吵的小孩有糖吃」的常情。 8. Carey 州長認為對內圍居戶的收買行動暫時使整個事件平息，但 Gibbs 及當地報導使得整個事件再度死灰復燃。1980 年的染色體病變資料發佈，環保署官員的被挾持導致了最後政府收買了外圍的居戶。 9. 科學證據在 Love Canal 所扮演的角色包括測量 Love Canal 居民因化學污染產生的病變及衝擊程度，而決策者則可以此科學證據採取適切的政策如疏散居民與否，然而政策的決定非單純僅根據科學的資料數據。另一方面 Gibbs 可利用訪談的結果推演出污染物質藉斷層污染外圍居戶之理論，而此乃被一些不太關心科學數據的媒體大幅引用及報導。 10. 環保署對染色體病變研究結果之處理不妥當，因研究報告已先洩露，在媒體之壓力下不得不將所有研究結果公開。 11. 基本上而言州長的疏散居民及購買內外圍居戶的政策宣稱並非基於可信的科學風險分析數據，Love Canal 中主要的政策決定並非根據客觀及可信的科學性風險分析。 12. Hooker 的棄置化學廢棄物於 Love Canal 之行為，基本上而言並無違反任何當時的任何法律規定。但 Hooker 是唯一最瞭解實情者，對教育委員會不當的工程作為應在道德上加以制止。根據新的法令規定，Hooker 是廢棄物之產生者，並是棄置化學廢棄時的處理場操作者，對於由 Love Canal 所滲出之有毒化學物有清除之責任，且 Love Canal 事件 Hooker 是唯一的污染者。 13. 教育委員會之成員皆為兼職的委員，似乎不太盡心，興建學校在化學物廢棄場址上是一愚蠢的決定，擾動原已掩埋的化學物亦為另一錯誤之舉。 14. 政府於 1978 年對內圍居戶之購買收回，擴大民眾的恐慌及外圍居戶的不滿，衛生部發佈消息的方式不當，引起了許多不必要的恐慌。要求所有懷孕婦女及二歲以下之幼兒立即疏散的宣佈，加上紐約時報的大幅報導使民眾的關切達到最高點。 15. 媒體煽情式的報導似應對整個事件的惡化負些責任，主流的大眾媒體應有比狗仔隊或小道報紙更高的專業水準及道德。 16. 政府買入內圍的住戶後應考量到此舉對外圍住戶房價的影響，此乃為造成後來 Gibbs 所有舉動之主因，以污染的實際的情形或距離污染場址之距離來決定賠償之金額或收購與否，應為較妥切之決策。 17. Gibbs 的聳動言論是為造成外圍居戶恐懼的原因之一，然而其為自身利益的動機是可以原諒的。政府最後買回外圍居戶的宣告亦受到卡特總統被提名總統連任之選舉影響。選舉的介入亦在 Love Canal 事件中出現。站在公平的觀點，政府買回外圍住戶似乎鼓勵日後民眾應以民眾運動譁眾取寵以爭取訴求。 18. Love Canal 事件是一個悲劇，此乃由於各參與角色本身的道德不當，加上渲染的報導所糾結而成的公共健康災難。
---------------------------------	--

三、合理：“多乾淨才算乾淨”的省思

“多乾淨才算乾淨”(How clean is clean?)一直是科學家及工程師面對環境問題的問題，尤其是土壤及地下水要求整治標準時面臨的難題，難在如何合理的解釋為什麼要求此一清理的限值。透過暴露評估，推估健康風險或生態風險是否在可接受範圍，從而決定清理整治限值，是目前較採行的作法。對不同場址，例如住宅區、工業區、海岸生態地區等，則分別強調健康風險或生態風險，端視污染場址及土地使用情況而定，這種個案規範(specific regulation)的作法，有別於通案立法(generic regulation)，但較符合經濟彈性實務原則。

發展過程中，有二個重要的里程碑，一為美國環保署在 1992 年公告的“(健康風險)暴露評估準則”(USEPA,1992)⁽⁴⁾及 1998 年公告的“生態風險評準則”(USEPA,1998)⁽⁵⁾，本文分別介紹如下。

3.1 以健康風險評估為基準之合理整治要求

標準的健康風險評估四步驟：危害鑑定、劑量效應評估、暴露評估及風險推估；以及暴露評估採用的接觸點測量、情境分析、劑量重建等方法，均已為文介紹(阮等,1994)⁽⁶⁾(簡等,1992,1993)^{(7)~(10)}。其中包括 USEPA1992 年暴露評估準則⁽⁶⁾，建立環境毒物調查流布模式⁽⁷⁾、資料庫及應用⁽⁸⁾、我國毒性物質風險評估之現況展望⁽⁹⁾、環境中化學物質之存在濃度與風險問題⁽¹⁰⁾等。

風險評估過程中，使用許多測量值、參數、模式等，都可能產生變異性(variability)及不確定性(uncertainty)，所以在評量風險做風險值推估時，一定要檢討及結合不確定因子，分別以機率分佈函數(probability distribution function)表示，而非簡單的單一數值。Batchlor,(1998)⁽¹¹⁾，Maxwell,(1998)⁽¹²⁾，Minsker,(1998)⁽¹³⁾在文中均有詳細敘述，可以使訂定合理整治要求的單一限值，賦予更詳盡的風險是一種機率的真正意義。由於危害鑑定及劑量效應評估等毒理試驗仍有相當不確定性，若要使健康風險評估更具科學精準性，則新興分子生物學技術的應用，將會帶來突破性的進展，本文亦將在 3.3 節中略作引介。

3.2 以生態風險評估為基準之合理整治要求

生態風險評估即在估算生態系統暴露於環境壓力(stressor)時發生特定衝擊的機率，其目的在了解壓力對生態系統的影響，以做為管理環境風險時的生態系統之考量基準。生態風險評估的特點在於將生態衝擊以風險數值表示，量化後之生態衝擊可與其他環境因素(社會、經濟、健康)結合，並納入成本—效益分析中綜合評估，以產生環境衝擊最小、效益最高之環境管理策略。故近年來生態風險評估成為評估環境衝擊的一項重要工具，其應用包括評估底泥毒性(如 Pastoro et al.,1994)⁽¹⁴⁾、超級基金(Superfund)場址(如 Menzie et al.,1992;EPA,1997)⁽¹⁵⁾⁽¹⁶⁾、事業廢氣(如 Galbraith et al.,1995)⁽¹⁷⁾及流域環境管理(如 Cook et al.,1999)⁽¹⁸⁾。

由於生態系統中包含多種生物及其賴以生存的有機、無機環境，要評估特定壓力對此系統之影響，過程中需要考慮生物間的相互關係(食物鏈、互利、共生及競爭)、壓力的傳輸、及暴露的途徑和強度。為了在複雜的機制及龐大的數據中整理並分析出可用於環境決策的資訊，美國環境保護署(USEPA)於 1992 公佈生態風險評估架構(Framework for Ecological Risk Assessment)，經過四年的草擬及討論建立生態風險評估指導原則(Guidelines for Ecological Risk Assessment)應涵蓋的項目及細節，1996 完成指導原則並公佈接受公眾意見，1998 年 4 月生態風險評估指導原則定案並公佈生效⁽⁵⁾。

生態風險評估指導原則旨在建立一個工作架構來規範參與評估者間的分工，以系統性的方法來組織生態資料、數據、假設、及不確定性，並據以分析後，推導出生態暴露於壓力下所承受的風險。生態評估所指的壓力可以為一個或多個因人類活動產生的化學、物理、或生物性的污染。因為人為壓力作用於生態中可能對其中一個物種引發不良影響，但卻對其他物種沒有影響或產生正面的效益，所以在生態風險評估中所定義的生態衝擊通常指危害系統中重要的生物或造成生態系統的結構性變化，而衝擊的容許度則需要環境風險管理者依衝擊的性質、強度、影響範圍、及生態復原的速度來決定。

生態風險評估對環境決策的重要性可歸納為：

- (1)考量整體生態環境的重要性及永續發展的概念。

- (2)生態系統暴露於壓力下之衝擊以風險量化，有助於比較不同管理或整治決策的成效。
- (3)風險評估比較、排序不同壓力下所產生的風險，其結果可與成本—效益分析結合，以達到最佳的環境管理策略。
- (4)生態風險評估即在分析生態系統中的不確定性(uncertainty)，透過評估過程發掘這些不確定性，並刺激管理者研究蒐集相關資料以減低不確定性，進而以較精確的風險數據衡量最正確的環境決策。

但必須注意，生態風險評估的結論並不是環境管理時的唯一考量，其他如經濟、社會、法令、人體健康、處理技術等因素亦是作環境決策時的要素，而生態風險在所有的考量項目中所佔的比重，則視所評估的系統而改變，例如離島工業區或花東海岸快速道路之開發，其將衝擊生態敏感地區，生態風險評估則應在環境決策中佔較大的份量。

3.2.1 架構

如同健康風險評估，生態風險評估也以確認生態衝擊的性質(characterization of effects)及確認暴露的性質(characterization of exposure)兩個項目為基礎，然而因為生態系統的複雜，評估工作又區分為三個階段(圖 1、2)：歸納確認問題(problem formulation)、分析(analysis)、及確認風險性質(risk characterization)。基本上，生態風險評估所使用的方法是科學上常用的問題解決流程(philosophy of problem solving)，所以過程中先以找出問題的重點為始，套以發展已趨成熟的風險評估方法針對重要問題點評估，然後將估測的風險結論反應在環境管理上。

雖然生態風險評估分三個步驟先後來執行，但其通常是一個循環的程序，當在分析或描述風險的階段發現新的問題時，可能必須重新收集資料及擬定新的分析計畫，再回到歸納確認問題的階段重新評估。

為確保評估的方向、內容、方法正確及結果可切實幫助環境決策，風險評估者(risk assessors)、風險管理者(risk managers)、及相關團體(interested parties)間的溝通相當的重要。於評估前的準備階段，三者間對於管理目標、風險評估的目的、及可茲利用的軟硬體資源需先建立共識；而在風險評估者推估出生態風險後，其必須向風險管理者報告風險評估的結果，然後在風險管理者根據評估結果做出管理策略

212 從情理法觀點探討土壤及地下水污染問題

時，必需向相關團體溝通生態風險評估結果及環境決策。

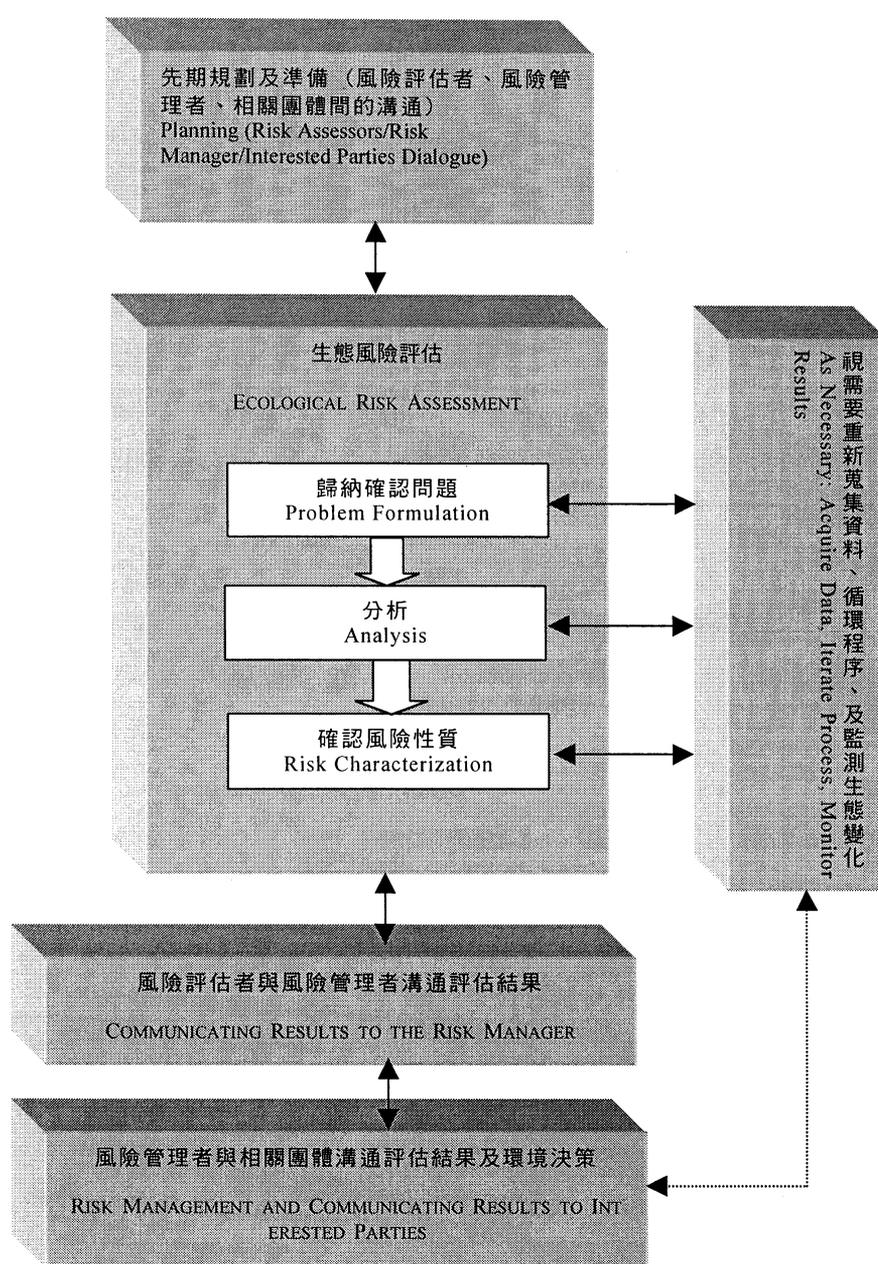


圖 1 生態風險評估的基本架構

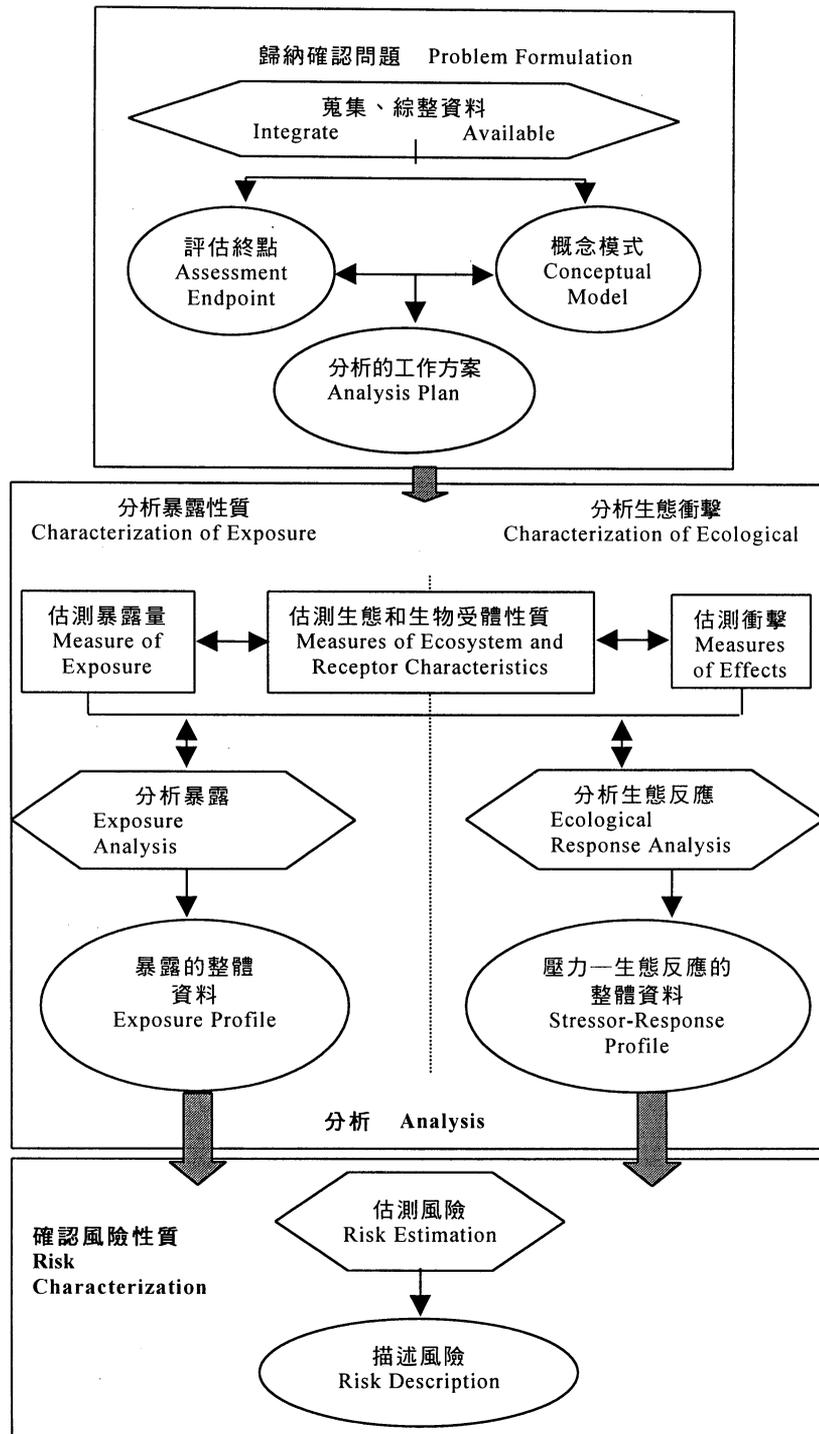


圖 2 生態風險評估的三個階段

214 從情理法觀點探討土壤及地下水污染問題

生態風險評估第一個階段—歸納確認問題(problem formulation)的目的在確認評估的重點以做為分析及估算風險的準備。在這個階段的起始，需收集並綜整生態系統及壓力的相關資料(如壓力的來源、性質、對生物的影響、生態的特性、承受壓力的物種特性等)，據以訂定評估終點(assessment endpoint)及概念模式(conceptual model)，進而擬定分析的計畫。

第二個階段—分析(analysis)即在估算生物受體如何暴露於壓力，及在這個壓力強度下評估物種所受到的衝擊。首先，需先檢測收集生態系統及壓力等相關數據，並分析資料的可信度及代表性，接著依照概念模式來分析暴露於預估或以發生的壓力下生態系統受衝擊的效應，如此產生的暴露及衝擊效應的整體資料(profiles of exposure and stressor-response)則可作為估算生態風險的基礎。第三個階段，確認風險性質(risk characterization)則綜整暴露及衝擊效應的整體狀況，據以估算出風險，並以生態衝擊的後果、不確定性的描述、及佐證的具體證據來描述風險。

3.2.2 先期規劃及準備(Planning)

生態風險評估的過程將對環境衝擊所做的科學研究轉換成以生態風險表示的結論，其目的在幫助環境管理的決策。為了確保最後評估結果能有效的成為決策時的參考，風險管理者、風險評估者、及相關團體須於開始評估前需有充分的討論及詳盡的規劃準備，共同訂定環境管理目標、設定評估範圍、及建立初步生態模式。規劃之初需先確定生態風險評估的必要性，其次，需確定所有必要的團體及個人都參予討論的過程。

1. 風險管理者

指有權責去執行或要求執行管制措施以減低環境風險的個人及機關，風險管理者可以是中央環保署、事業主管機關、地方環保局、事業、團體等的決策者或土地擁有者。在先期規劃及準備階段，風險管理者需先確定：

- (1)甚麼是問題的性質及最適當的評估規模？
- (2)甚麼是風險管理的目標及達到此目標所需要的決策？風險評估如何來協助決策的產生？
- (3)評估的物種在生態系統中有何功能(生態價值)？

- (4)甚麼是政策面需考慮的項目(如法令、職務定位、社會責任、環境正義、世代平等)?
- (5)相似案例的評估方式及決策內容為何?
- (6)評估的生態系統性質為何(工業區、自然保護區)?
- (7)甚麼是可茲使用的資源(人力、時間、經費)?
- (8)甚麼是不確定性的容許程度(精確度)?

2. 風險評估者

指依據評估需要的專長而組合成的評估小組。簡單的風險評估或能在法令、指導原則清楚規範及資料齊備的情況下，由一個有經驗的人來完成；但對複雜的生態風險評估，則需有特定專長(化學、毒理、生物、生態)的人來共同完成，評估小組的成員中至少要有一人熟悉風險評估的過程，其他在生態系統、環境壓力、及相關科學項目的專家則視評估的需要而增列於小組中。在先期規劃及準備階段，風險評估者需先確定：

- (1)適當的評估規模應該有多大?
- (2)甚麼是生態系統中最重要評估終點? 生態系統及壓力受體物種的特性為何?
- (3)生態受衝擊是否可能回復? 需多少時間?
- (4)人為壓力影響生態的問題特性為何(過去、現在、及未來)?
- (5)目前對此問題的了解及知識有多少?
- (6)是否有可茲引用的資料? 需收集、檢測的項目是否可行?
- (7)有哪些是評估時無法克服的因素(如專家、時間、方法、資料、設備)?

3. 相關團體

指與環境決策有關的中央及地方政府機關、當地居民、關心受評估的生態系統的民間團體、及其他試圖影響環境決策的團體。於先期規劃階段納入這些相關團體的意見，對於確定評估計畫、貫徹環境決策、及避免無謂的重複評估尤其有幫助；其次，當地居民及民間團體當可提供許多生態的基本資料，如土生物種、生態變化、物種演遞、季節循環等。但是因為參與的團體複雜，意見不易彙集，

216 從情理法觀點探討土壤及地下水污染問題

所以討論時需要有經驗的協商專家或事先設定的議事程序來幫助各方取得共識。

在先期規劃及準備階段，風險管理者、風險評估者、及相關團體需對下列三點達成共識：

- (1)環境管理的目標(Management Goals)。
- (2)要達到此目標需要的行動計畫及決策項目。
- (3)風險管理者及風險評估者須在評估的規模、複雜性、評估重點達成共識，應同意預期目標，及欲達成目標所需得技術及經費。

環境管理的目標(Management Goals)通常為「符合環境法令的規定」及「保護生態的永續性(sustainability)及完整性(integrity)」。因為生態承受人為壓力是多面性的，環境法規設定的各種標準可能不足以規範或涵蓋衝擊生態的壓力，所以「保護生態的永續性及完整性」常被用來當作環境管理的終極目標。但是這個目標需要依評估的生態系統清楚的定義及解釋，下列要項有助於釐清個別生態系統的永續性及完整性：

- (1)生態的永續性及完整性對系統的意義。
- (2)維持永續性及完整性需保護的對象(資源、物種)。
- (3)如何知道生態已達到永續及完整？

3.2.3 歸納確認問題(Problem Formulation)

歸納確認問題是整個生態風險評估的基礎，在這個階段之初評估目標需再次確定，然後分析問題的重點及擬定分析的計畫。落實歸納確認問題可以避免生態風險評估經常遇到的三項缺失：沒有清楚定義的評估目標、評估終點不明確或難以估測、及遺漏重要的風險項目，故其執行的成效攸關接下來的分析及估測風險的品質。

歸納確認問題階段的產出為：(1)可以反應出風險管理目標及生態系統的評估終點(assessment endpoint)、(2)可以清楚表示壓力與評估終點的概念模式(conceptual model)、及(3)一個分析的工作方案(analysis plan)。建構這三項產物，需由蒐集、綜整有關壓力、暴露、生態系統、及生態衝擊等資料開始，風險評估者須先確定：

(1)壓力的來源及特性

- 壓力的來源，是天然或人為？點源或非點源？
- 壓力的性質，是物理、化學、或生物？
- 壓力的強度(如化學濃度、物理力的規模、生物的密度或個數)。
- 壓力對生物或生態系統的影響。

(2)暴露的特性

- 壓力產生的頻率，是獨立？突發？或連續性的事件？其是否有季節性、年度性的時間規律？
- 暴露的時間長度、壓力在系統的停留時間(化學毒物的半衰期多長？是否會造成生物累積？物理衝擊需要的恢復時間？生物壓力是否經繁殖或擴散增加？)
- 暴露的時間是否在生態敏感期？是否造成對各別生物及生態的加成衝擊？(如生物的生殖期、湖泊水層的春季、秋季混合交換)
- 暴露後受衝擊的空間範圍，是地區性？地域性？或全球性？是局限於物種棲息地或整個生態系統？
- 暴露後壓力的分布(化學性壓力的擴散與傳輸、物理性壓力的移動、生物性壓力的繁殖遷移)。

(3)生態系統的性質

- 是否有地理阻隔(geographic boundaries)？地理阻隔在生態系統的功能為何？
- 生態系統中重要的非生物性因素(如氣候、地理、水文、土壤、水質)。
- 生態系的能量及營養的來源、傳遞、及循環。
- 生態系的結構(如物種數、個數、及生物鏈的結構)
- 生態系統中的棲息地種類及特性。
- 在生態系特性的狀況下，物種受衝擊的感受性。
- 生態系中優先的保護物種。

(4)生態衝擊

- 生態衝擊的現有資料(現勘調查、實驗室研究數據、文獻)
- 依據壓力的特性，可能的生態衝擊。
- 在甚麼狀況下，衝擊會顯現？

218 從情理法觀點探討土壤及地下水污染問題

評估終點即是受評估系統中所必須保護的對象，而在評估過程中的操作定義為生態中的個別物種及其屬性。確定評估終點的重要性在其反應出風險管理的目的及為發展概念模式的中心。但是每個生態系統包含複雜的有機、無機因子，生物間又有不同的交互作用，而壓力的擴散及傳遞更使衝擊面擴大，所以選定適當的評估終點並不容易。選擇評估終點有三個基準：(1)必須有生態的關聯性(ecological relevance)，評估終點為維繫生態系統的結構、功能、及生物多樣性的項目，如提供食物來源的基礎生產力、促進能源回收再利用的腐食性生物；(2)必須對壓力有測量得出的感應性(susceptibility to known or potential stressors)，評估終點當暴露於壓力時需能敏感的反應出壓力強度，若選定個別物種為評估對象，可進而選定此物種較敏感的生命階段為評估終點，如生物幼年期通常較為敏感；(3)必須與管理目標有關(relevance to management goals)，因為生態風險評估的目的在提供環境管理的參考，若選定與管理目標相關的物種，環境風險管理者與相關團體的接受度將會較高，此類評估終點如瀕臨絕種的野生動物、有經濟及休閒價值的生物。表 5 為四個美國生態風險評估的案例、其管理目標及評估終點的設定。

表 5 管理目標及評估終點的設定案例

案 例	管理目標、法規要求	評估終點
新化合物的生態風險評估	<ul style="list-style-type: none"> 保護環境不受過高危害風險 保護水體環境，化合物的濃度每年不得有 20 天超過毒性標準(TSCA) 	魚種、底棲無脊椎動物及藻類的生存、生長及繁殖
評估溼地保育及推估溼地的重要性	評估結果作為河岸、海岸堤防是否興建的依據(NEPA)	溼地的物種結構
超級基金的污染場址(Superfund Site)	保護環境(CERCLA)	<ul style="list-style-type: none"> 土壤中無脊椎生物的生存 鳥類的生存與繁殖
Waquoit Bay 海岸的生態風險評估	<ul style="list-style-type: none"> 保護海岸溼地瀕臨絕種的生物、水體有毒農藥需合乎標準(CWA) 回復及保持水體水質、棲地環境以保持多樣性經濟、遊憩的土生魚種、水生野生動物及貝類 	<ul style="list-style-type: none"> 海草的數量及密度 魚種的多樣性及數量 底棲無脊椎動物之多樣性及數量

通常選擇評估終點會有的問題，列舉如下：

- 評估終點與目標混淆(如保持、回復生態中的所有生物)
- 評估終點不明確(如保持河岸生態完整)
- 評估終點對壓力不夠敏感
- 評估終點不受壓力影響(如肉食性鳥類不受殺草劑的影響)
- 評估終點與受評估的系統無關
- 物種間的關係及功能未完整考量(如魚—貝間之關係)
- 物種的敏感週期未正確選擇(生存率相對於繁殖率及遷徙補充)

建立概念模式(conceptual model)的目的在用簡潔的文字及圖形流程來表示生態實體與壓力間的關係，其重要性為：

- 概念模式是發掘問題的重要工具
- 使評估過程再新的資料加入時易於修正
- 易突顯出已知及未知項目及未來應做的工作
- 是易於溝通假設及評估架構的工具
- 建立評估架構以產生預期成果及推估風險的假設

概念模式包含三項要點：(1)壓力、暴露、評估終點間關係的假設(hypothesis)；(2)敘述前項假設的圖形流程(conceptual model diagram)；(3)概念模式的不確定性(uncertainty)。

歸納確認問題階段的資料蒐集、訂定評估終點、及建立概念模式所產生的誤差都是不確定性的來源，這些誤差可以透過詳盡的計畫過程來減低，但對於無法完全消除的不確定性應明確載明，其項目包括：

- 明確定義評估終點(生態實體及其可估測的屬性)
- 明確定義評估範圍
- 概念模式所描述的暴露途徑與生物間關係的代表性
- 明確條列假設、模式簡化、近似及推估項目
- 數據之代表性

分析的工作方案的產出是這個階段的最後項目，方案中必需簡明敘述評估設計，如需要的數據、需要的檢測項目、分析及風險評估的方法。在生態風險評估中

220 從情理法觀點探討土壤及地下水污染問題

需要的檢監測項目不外：(1)生態衝擊的檢測(measures of effects)，指壓力作用於評估終點的屬性量測，如攝食習性、存活率、成長率、繁殖率等的改變；(2)生態及壓力受體的性質檢測(measures of ecosystem and receptor characteristics)，如水溫等物理性質、食物量及分布、生物屬性的自然週期等背景資料；(3)暴露的檢測(measures of exposure)，如毒性物質在水中、底泥、及生物體中的濃度。

3.2.4 分析(Analysis)

分析階段即在分析風險評估中的兩項要點—暴露與衝擊—的性質及它們相互間的關係，分析的目的在建立一個關係式來描述生態系統暴露於不同壓力強度的反應，而這個階段的產出：暴露的整體資料(exposure profile)及壓力—生態反應間關係的整體資料(stressor-ecological response profile)是估測生態風險的要素。

這個階段所需的資料應已於歸納確認問題階段既已確定，在完成暴露量、生態及受體性質、衝擊等測量後，蒐集得到的資料提供作分析暴露及衝擊之用，分析時應完成的項目包含：

- (1)選擇分析概念模式及假設需要的數據，並分析資料的代表性、數據品質、及不確定性。
- (2)分析暴露性質(壓力來源、壓力在環境中的分布、及受體接觸壓力的方式)。
- (3)分析生態衝擊(壓力—生態衝擊之關係、證據、及評估終點受衝擊後的反應)。
- (4)綜整暴露及生態衝擊的資料。

分析的方式通常受壓力性質改變而改變，對於化學性的壓力，暴露分析著重於生物對化學物質的接觸及吸收，而壓力—衝擊分析則常由實驗動物對該化學物質的毒性試驗結果引申至受評估生態中的物種；對於物理性的壓力，由於評估終點常未直接受壓力的衝擊(如溼地的消失造成依賴溼地維生的生物消失)，暴露及衝擊分析可能著重於間接的壓力(secondary effect)；對於生物性的壓力，暴露分析的重點在評估有害生物進入生態系統的時空點、遷移、存活率、及繁殖率，因為生物性壓力有繁殖、演化、及與生態系統取得新平衡等特性，暴露及衝擊常無法做量化的分析，只能做性質的描述。

分析資料及概念模式需先了解資料的性質、代表性、及可信度。資料的來源可分實驗室試驗(laboratory tests)及實地試驗(field studies)，這兩種資料取得方式各有

其優點及限制。一般而言，實驗室試驗可以控制實驗條件，獲得的結論較為直接，但相對的，在控制的條件下，生態中的許多互動及反應無法顯現(如在食物鏈中，動物對攝食可有選擇性)，所得的數據無法完全代表生態的真正狀況，此外，大規模及複雜的評估也無法在實驗室中進行。實地試驗估測生物在無任何控制(自然)的狀況下的反應，其較能直接反應出生態的狀況，但對於龐大生態數據的整理則需要經過統計方法中的回歸、群落、因子等分析，及利用生物指標或生物性整合指標(index of biotic integrity, IBI)來表示生態系統的狀況。對於生態風險評估，實地試驗是較佳的方式，雖然於自然的狀況下測試較無法獨立出純粹由壓力引發的生物反應，但可透過適當的實驗設計來檢驗生態是否受壓力的影響，如選擇一個類似但未受壓力影響的背景生態系統(control site)，以統計分析來比較兩系統的差異度(significant difference or lack of difference)。另外也可使用介於實驗室及實地試驗的方法來取得資料，如取實地的樣本(field samples)於實驗室控制的環境下執行實驗比對。不同的實驗方式，取得的數據有不同的代表性、及可信度。

確立暴露性質即在釐清壓力與生態受體間的關係，綜整暴露量及生態受體反應的檢測數據，據以分析壓力來源、壓力分布情形、及與生態受體接觸的機制，其目的在產生一個暴露的整體資料，以確定生態受體(exposed ecological entity)、暴露的途徑(exposure pathway)、壓力的強度和傳輸、及分析時的變數何不確定性。

關於壓力源的分析，下列幾項問題需釐清：

- (1) 壓力產生的原因為何？
- (2) 環境中何種介質先接觸到壓力？
- (3) 在壓力產生時是否有其他共同產生的因素足以影響壓力的傳輸？
- (4) 是否有其他人為壓力源？
- (5) 是否有其他背景(自然)壓力源？
- (6) 壓力源是否仍存在(active)？
- (7) 壓力源是否有特殊、可追蹤的特性(distinctive signature)？

關於壓力在環境中分布的分析，下列問題需釐清：

- (1) 壓力傳輸的途徑為何？
- (2) 壓力的本質影響傳輸的因素為何？

222 從情理法觀點探討土壤及地下水污染問題

- (3)生態系統性質影響傳輸的因素為何？
- (4)何種型態的間接壓力會產生？
- (5)壓力傳達終點(地域或介質)為何？

關於直接或間接作用於生態受體的機制，需釐清：

- (1)是否需直接接觸壓力生態實體才會產生不良影響？
- (2)壓力是否需要進入生態實體才會產生不良影響？
- (3)何項生態受體的特質影響直接或間接接觸壓力形成？
- (4)環境中之非生物因子是否直接或間接接觸壓力形成？
- (5)生態系統中物種的交互作用否直接或間接接觸壓力形成？

對於化學壓力，暴露分析需先確定該毒性物質的傳輸特性(如 K_{ow} 、 S_0)、可以影響化學物質傳輸的環境介質的特性(如 f_{oc})，如此可推測出化學物質在環境中的終點地域(如近岸棲地)與介質(如底泥)，實際檢測化合物在該地域介質中的濃度後，可由生物暴露於壓力的時間、接觸面積、吸收效率等估算生物的吸收量(uptake)，檢測生物體內的殘餘濃度、或化合物代謝後的產物(biomarker)，以確定(1)生物是否吸收化學物質；(2)估算生物累積量，以推估食物鍊毒性物質的傳遞；(3)化合物的生物可利用性(bioavailability)。

分析生態衝擊時，風險評估者須確立壓力引發的生態衝擊、評估終點的反應、壓力強度與生態衝擊的絕對因果關係。工作的項目：

- (1)壓力—生態衝擊分析(stressor-response analysis)既推導壓力與物種反應間的關係，常見的表示參數為：壓力—物種反應關係曲線、 LC_{50} 、 LD_{50} 、 EC_{50} 、 ED_{50} (通常為 24 或 48 小時試驗)、無可觀察生態反應之壓力強度(NOEL, the no-observed-adverse-effect-level)、及與參考背景比較有顯著影響的最低壓力強度(LOEL, the lowest-observed-adverse-effect-level)、最大容許毒性劑量(MATC, maximum acceptable toxicant concentration)。
- (2)建立壓力與衝擊間的因果關係(causality)，其重要性在減低風險評估的不確定性，特別在風險評估的執行是因為發覺生態衝擊(如魚、鳥的大量死亡)後所引發，若壓力與衝擊間的因果關係沒有確定，則壓力與衝擊間的不確定性將很

大。認定壓力與衝擊的直接因果關係，要確定互動的關聯性、衝擊是可依壓力強度而來預期的、相互關係是穩定維持的。

(3) 連結測驗的生態衝擊至評估終點，當評估終點無法直接測定時，其他可測量的資料必需引申(extrapolate)至評估終點，其引申的範圍有：

- 不同物種之間(彩虹鱒魚至鯉魚)
- 不同生物反應之間(生存率至繁殖率)
- 由實驗室數據至實地狀況
- 不同地域之間
- 不同空間規模
- 急性毒性至慢性毒性

(4) 綜整壓力—生態衝擊之整體資料，其中包括：

- 受衝擊的生物物種
- 衝擊的特性
- 衝擊的嚴重性
- 生態回復正常的時間
- 壓力—衝擊間的因果關係
- 如何將檢驗的生態反應引申到評估終點
- 分析時的不確定性

3.2.5 確認風險性質(Risk Characterization)

確認風險性質階段係將準備、歸納確認問題、分析等階段的結果，綜整並以風險的方式來表示，風險評估者將風險、不確定性、假設、佐證的資料彙集成可供環境管理者作管理風險決策時參考的文件。

1. 風險推估

風險的表示法有數種，對於某些特定評估案件，風險並無法或不需以機率來量化(如數據取得困難無法估算風險機率的評估、或參予者已獲得表示方法的共識)，其可以透過事業的判斷及定義將風險分為高/中/低/、或有/無的等級。在以數值表示風險的方法中，以單點比較法(single-point exposure and effects comparison)最簡單，此法使用暴露濃度(C_{expo})與效應劑量(C_{eff})的比率(Quotient)來表示風險。效應劑量可

224 從情理法觀點探討土壤及地下水污染問題

$$Q = \frac{C_{\text{expo}}}{C_{\text{eff}}}$$

以為 LC_{50} 、 EC_{50} 、NOAEL 等，這個方法除了簡便外，尚有適用於整合多項壓力影響的優點，假設壓力間無傳輸及毒性的相互作用，個別估算出的 Q 可以相加，但此假設因為尚缺乏科學上的檢驗印證，不確定性極高；這個方法的缺點在風險管理者難以用比率來作決策時的參考及不能用來評估間接壓力的衝擊。

風險的定義為特定危害事件發生的機率，在生態風險評估中為暴露濃度高於效應劑量的機率，其可表示為：

$$Risk = P(C_{\text{expo}} > C_{\text{eff}})$$

若單點比較法中的暴露濃度及/或效應劑量之不確定性可以做比較。兩點的不確定性分布曲線重疊區域即為風險數值。

2. 風險描述

在估測評估終點所承受之風險後，風險評估者需根據已有的資料解釋並討論生態系統所受到的改變。風險描述包括證據評估(evaluation of the lines of evidence)及解釋生態可能受到的衝擊(determining ecological adversity)。

當評估證據時，風險評估者應考量以下三項重點：

- (1)資料的完整性及正確性。
- (2)不確定性之大小及性質。
- (3)證據及生態衝擊問題間之關聯性。

在生態風險評估過程所指的生態衝擊應是對於保護生物物種產生結構或功能性的改變，在推估評估終點所承受之風險及檢討證據之後，風險評估者應評估衝擊是否超過生態系統所能承受的極限，需考量的包括：

- (1)衝擊的性質及強度。
- (2)衝擊的空間及時間因素。
- (3)生態系統受衝擊的恢復性。

3. 風險報告

綜合風險評估報告的內容應包含：

- (1)描述準備階段，風險評估者與管理者間協商的結果。
- (2)描述概念構成及評估終點。

- (3)討論資料來源及採樣分析方法和程序。
- (4)描述暴露及壓力—生態衝擊的整體資料。
- (5)描述評估之風險值及其可能造成的不良影響。
- (6)描述及表列各種不確定性。

3.3 以分子生物學方法改進風險評估及生物復育技術

自 1970 年分子生物學突破性的發展之後，生命科學的演進一日千里，各種生化及遺傳上的理論與技術日益成熟，利用生物技術來解決環境污染的問題更是行之有年。而以生物化學和遺傳工程的方法來評估毒性物質的風險及生物復育的策略是近來公認非常具有成長潛力的新方法。生物感測器 (biosensor) 與生物標誌 (biomarker) 可用來作為反映生物在逆境時的細胞或生化反應的一種可量測指標，它們不只可以用來偵測毒性物質的存在，也可以預測這些毒性物質在生物及生態觀點的潛在風險，並可作為某些風險敏感族群的早期預警系統。其他的生化及分子生物技術使我們可以偵測到環境系統中的特殊微生物及其活性，而有助於我們瞭解污染廠址生物活性與清除時生物活性的變化以作為生物復育時的評估。這些技術包括聚合酵素連鎖反應 (PCR)、原位雜交 (in situ hybridization)、以及特殊抗體 (specific antibodies)。

環境中污染物的濃度基本上皆以化學分析的方式來量測。現今的分析技術的應用性廣、準確率靈敏度皆高，只須一個試樣即可同時測定多種低濃度的化合物。然而化學分析的量測並無法直接提供毒物對生物影響的資訊，也無法瞭解何種濃度下毒物可經由生物作用而分解。而且僅靠化學分析無法探討環境中生物暴露於數種污染物下，且有生物分解與自然逆境發生的複雜情況。在此，以生化及分子生物為基礎的生物分析應扮演一值得注意的方法，可以與化學分析一同用於處理污染廠址時的評估。雖然，有些生物或化學上的分析方法是用来評估微生物的存在與活性，部份方法只到細胞的層次，但在此仍然將其歸類於生化分子生物學方法，包括所使用的抗體法。例如，以生物感測器進行毒性試驗，可能存在的毒性物質和它們的生態風險就可以測量出來，污染廠址的處理所需就可以計算出來，處理後的殘餘毒物風險也可建立出來。同樣地，基因與生化上的技術，如聚合酵素連鎖反應、原位雜交與抗體的使用，也可以讓我們瞭解污染廠址的微生物潛能。例如：透過 DNA 的測

226 從情理法觀點探討土壤及地下水污染問題

試可以知道有哪些具有生物分解能力的特殊微生物存在，酵素-專一抗體可以顯示分解酵素的產生情形，DNA 測試也可瞭解處理期間微生物相的改變或與未污染的地區比較。這樣的訊息可幫助環境工程師與決策者來決定最可行的處理方式且評估該廠址長期自淨的能力。

雖然，分子生物與生化技術的結果通常是清楚的染色帶或訊號，但是要以這些結果來預測整個環境品質的評估仍有其限制與困難，並存在有不少的問題。譬如：一特殊的生物感測器的反應是否就一定表示該場址需要立即加以處理？或者，當有一可分解毒物 X 的微生物存在時，它是否會只專一地分解毒物 X？是否生物處理可有效的去除污染物？而污染物的存在濃度較其他微生物可利用基質濃度低時會發生何種情況？在這樣的低濃度狀態下，我們仍可以評估其生態毒性風險嗎？並非所有的這些問題在此都可以解答，但今日分子生物技術的進展提供我們機會來解答當中的一些問題。在此，我們將簡短地回顧一些目前應用於生態毒物學及環境微生物學上的生化分子生物技術，並討論這些技術在促進生物處理技術的管理與瞭解，及其在生態毒性上的貢獻。

3.3.1 污染物質的毒性風險評估技術：

1. 生物監測與毒性試驗

以生物監測(biomonitor)來警告人們環境的危險情況已行之有年，古羅馬時代就使用金絲雀來測量礦坑中的一氧化碳濃度。近代以肉食魚類及海洋大型脊椎動物作為水體系統中生物累積的監測。今日，植物、藻類、細菌、真菌也被應用於生物監測。甚至是整個生態系的結構與功能都被做為生物監測的標誌。而生物監測的優點在於可以反映出污染物在生命體的累積效應，然而其應用尚需考量在經濟上的觀點。

毒性試驗是在明確的實驗條件下探討毒性化合物對不同生物物種或不同器官細胞株的暴露影響。經由致死數目、生殖力、生長行為變化來瞭解化合物急毒性與慢毒性的影響。毒性試驗可以用來評估混合污染物的毒性關係，在 Joelle Forget(1999)⁽¹⁹⁾等人的研究中發現混合污染物的交互作用關係並不如以往評估單一化學物對某種生物的行為模式般簡單，而有毒性相加、拮抗與協同作用，這使

得以實驗室結果預測田野情況時出現困難。大部份的毒性試驗不管在偵測靈敏度、專一性與效率上都有一定的限制。

生物監測與毒性試驗已經應用於 PAH、PCP 與鉛污染的廠址生物復育，有關 PAH 的污染生態毒性評估研究中顯示 PAH 的分解與毒性的降低有相關性。但在其他的毒性試驗中卻有矛盾的現象發生。在 PCP 污染廠址的研究中結合化學分析與毒性試驗的結果顯示，即使 PCP 受到分解但仍具有毒性；而在鉛污染的研究中以植物與蚯蚓進行的毒性試驗結果，其毒性在復育進行後甚至有增加的趨勢。以上的研究提供一個觀念，在考慮毒物學觀點時若只以化學分析來觀察某一化合物的消長，將可能做出錯誤的判斷。因此化學分析與不同的生物測試有並行的必要。

2. 生物標誌

生物受到污染物的暴露或其他外在逆境的影響時所發生的一些細胞或生化上的可量測反應稱為生物標誌。由污染物急毒性暴露與其造成活動力減少的觀察可將生物標誌分為幾種類型：(A) 暴露量影響 (B) 造成的效應 (C) 敏感性；各種不同的類型適用不同的生物標誌。量測 DNA、蛋白質與脂質的損害、修飾與型態上的變化程度最適合反映暴露量多寡的影響，而一些特殊的蛋白質的量如熱衝擊蛋白 (Heat shock protein) 也可做為評估之用。而在早期生物效應影響的生物標誌中包括體重、族群大小的變化，DNA 的突變、染色體異常、抗壓酵素量的增加、或酵素活性的抑制。如 Joelle Forget 等人的研究中的乙醯膽鹼合成酵素 (acetyl-cholinesterase) 即為一靈敏的生物標誌。而毒物靈敏性的生物標誌如 DNA 修補酵素、cytochrome P450 monooxygenase 等酵素活性的差異顯示出生物個體對毒物的不同敏感度。以風險評估的目的而言，這三類生物標誌的意義無疑是十分重要的，但是這個方向的研究目前是十分缺乏的。就我們所知目前並沒有有關以改良式的生物標誌技術在污染廠址的清除前或清除期間做為定量的工具的研究。

目前，生物標誌使用的拓展在於遺傳工程生物的創造。這些生物在特殊污染物的暴露下可以合成某種很容易量測的標誌，現在藉由這種方式，我們可以瞭解一些污染物如何在細胞內影響基因的表現。這樣的研究在原核生物及真核生物都

有進行。例如：beta-galactosidase、綠螢光蛋白都是這些研究中常見的標誌。這樣的研究將有助於線上的化合物或毒性監測而瞭解生物分解時的需求。

3.3.2 以生化及分子生物技術探討有關生物可分解污染物之微生物族群的動力與活性分析

一旦污染位址的毒性確定，生物復育的微生物便需要加以評估。為了這個需要，應用分子遺傳與生化的方法來分析微生物族群的技術就快速的發展 (Stapleton,1998)⁽²¹⁾。這個發展主要來自於分子生物分類上的優勢，而造成分生技術上的發展。這些技術使我們不需經過培養就可以偵測出環境中的微生物，也可以在原位來觀察微生物而使其原始的情況受到最小的干擾，而能更精確的研究微生物族群間的結構、多樣性與相互關係。接下來，我們要集中於聚合酵素連鎖反應、原位雜交、以及抗體在微生物生態學方面的研究。

1. 聚合酵素連鎖反應

PCR 的技術可用來偵測一特殊的 DNA 序列，如此，當特殊的生物或族群存在時，透過酵素的增幅使得我們能清楚的知道它的存在。PCR 技術的靈敏度相當高，在一複雜的 DNA 混合物中，只要有 10 段含有特殊序列的 DNA 存在，經由 PCR 的技術便可以偵測出該生物的存在。因為環境中每一種微生物的 DNA 在實際上是可萃取出來的，所以 PCR 幾乎可以測出任何存在的生物。PCR 主要利用引子(primer)與目標 DNA 雜交，經過 DNA 聚合酵素的作用達到增幅的結果。以分子生物學的分類觀點而言，16s rDNA 與 23s rDNA 是不同微生物區別的依據，以 PCR 技術來對這些核糖體 DNA 序列進行 PCR 的增幅，我們可以得到一特別環境中微生物多樣性的分佈情況。同樣的，PCR 也可以使用在特殊分解能力的酵素基因上，而當 PCR 與逆轉錄酵素反應結合時，可以專一而靈敏的測出 mRNA 的量，由此可知這些特殊微生物實際上的活性表現。

但 PCR 仍有其限制，DNA 聚合酵素會受到自然環境中腐植酸抑制其作用故一個乾淨的試樣必須的。此外，由於 PCR 在生成增幅產物有不規則的情況，且不具線性關係，故在定量上較困難。而混合物中，不同的增幅效率也使基因的分佈與最初的情況不同。

2. 測定環境中分解環狀化合物的基因潛能

在 M. Power(1998)⁽²⁰⁾等人的研究中試圖以 PCR 來測定環境中分解環狀化合物的基因潛能。微生物分解芳香環物質是利用酵素催化氧分子與芳香環的作用。這類酵素包括 ARD(aromatic ring dioxy-genase)、Tod(toluene)和 Bph (bi-phenyl dioxygenase)，ARD 酵素是一具有三個次單元體的蛋白質且在不同的物種中發現其在基因序列上有高度保留的情形。由受燃料、甲苯及氯苯污染的地下水中分離出來的 DNA 進行 ARD 酵素的 PCR 增幅。結果顯示卻有 ARD 的存在，為進一步瞭解 ARD 的類型，以特殊的 DNA 序列再進行 PCR 結果有 naphthalene 和 toluene 兩種 ARD，而過程中核酸序列的量是以 MPN-PCR 或 competitive 來計算。以上的結果得到一訊息，即由 PCR 結果我們可以知道該污染位址微生物的分解代謝途徑。

3. 細胞雜交與原位雜交

細胞雜交是利用標識的探針對細胞內的目標單股 DNA 進行鍵結，被標識的細胞就可利用顯微技術來偵測之。由雜交條件嚴格的控制（如雜交溫度、緩衝離子強度），可以區別不同種類的微生物。需要注意的是，細胞及原位雜交是由螢光標識的核酸序列與 rRNA 的 target site 進行鍵結。rRNA 可做為一很好的目標因為其在活細胞中的相對存在量高，因此螢光探針的反應也就比較強。此外，rRNA 是很特殊的因為其同時帶具有高保留區與高可變區的序列，故在系統分類上為一優良的工具。將雜交技術與精密的影像技術結合，提高偵測的專一性可使我們不需經由培養就能快速而正確的得到微生物族群的資訊。

雜交技術也可用於原位微生物活性的偵測，透過胞外轉錄、螢光物的標識，以相同的程序進行雜交我們可以偵測特殊的 mRNA 的存在。但是這項技術受到自然狀態的細胞中所轉錄的 mRNA 的量很少，這造成偵測上的一些問題。

4. 利用抗體測定模式系統和污染環境的微生物及酵素濃度

在環境中污染物被分解的實際分解活性是由具分解能力的微生物存在量及具有分解污染物代謝力的酵素量來決定的。這些酵素的含量受到污染物含量以及其他可用碳源含量的影響，其他可用碳源的含量一般約在污染物的 10 倍到 100 倍。

230 從情理法觀點探討土壤及地下水污染問題

抗體可以用來代替注入核酸標誌而偵測特殊的微生物或酵素求得該廠址的生物分解潛能。專一性的抗體能夠靈敏而快速的找到所要尋找的微生物。環境檢體的蛋白質萃取物進行污染物分解酵素的免疫偵測與定量可提供我們瞭解特定微生物實際活動的情況。將表面抗體與酵素專一抗體結合使用可以用來評估廠址的生物分解能力。而抗體法發展的限制就在於其抗體專一性的程度，專一性愈高，愈能快速地獲得所需的資料。此外，當環境中污染物的濃度很低時，由於微生物的量或誘發產生酵素的量並不高因此會造成抗體法在偵測上的問題。

3.3.3 分生技術的應用將大幅增益健康及生態風險評估的精確度

在這麼多新發展的生化分子生物技術中，我們如何抉擇何者為有用的研究？在應用於實際情況時，採樣方法的採行與統計對這些技術的應用相當重要。首先必須先確定所取的試樣是具有空間代表性的，然後，若要進行連續監測則所取的時間區間也需要加以考慮。生物反應與污染物濃度、毒性關係和生物活性的直接量測時代已經來臨，這表示污染區域中污染物對某生物族群的毒性效應、整個生態系統的族群消長情形都能夠被瞭解，而能對污染區域做一客觀的風險分析。

為了評估污染區域是否是用微生物的處理，可利用感測生物來求得生物所需污染物濃度、而由 DNA 的測試來瞭解污染物分解的途徑與分解潛能，並瞭解污染物的存在濃度是否能誘發我們所期望的分解代謝途徑。在目前，這些資料都侷限於好氧的代謝途徑，但是，厭氧的途徑必定也在許多地方發生。更進一步，當我們發現生物的分解潛能不足時，我們是否有能力做改進？我們相信這些將會是這些工具技術實際應用時的一個重要開端。

四、合法：創造三贏局面之省思

本文主軸係探討合情合理及合法解決土壤及地下水污染問題，若以對問題認知有一認知差距三角形為例，政府、專家、民意各據三角形之三點，民主政府自然須以民意為依歸，但若萬事順從民意，可能不是經濟有效的解決之道，真正好的解決方法當然必須參採真正的專家意見(科學證據)。因此，政府立法、民眾求情、專家講理，如何使三者(認知差距三角形)落差最小，是政府立法、溝通、宣導很重要的

目標，也是創造三贏局面，妥適解決問題的根本。衡諸世界先進國家，立法前後試誤過程艱辛萬苦，必經漫長實證修正過程，才能漸臻此境。我國將土壤污染整治及地下水污染整治(涵括在水污法條文中)分開立法，且尚未完成，在本專題第一篇及第二篇文章中，已加以論述。另一方面，某些學者專家，亦有主張將土壤與地下水污染整治合併立法，以收管理整治及工程事半功倍之效。

類似場址污染問題，以美國為例，其管制對象很廣，包括超級基金場址(Superfund)、資源保育及回收法場址(RCRA Corrective Action)、地下水貯槽(RCRA Underground Storage Tank)、國防部場址、能源部場址、以及聯邦政府及州政府所屬場址之整治計畫。法規除母法外，其實還有政府的政策以及周遭的標準指引等技術文件，不能僅以母法條文化約立論。法規影響的層面亦很廣，包括污染行為人、土地所有權人、場址整治計畫經理、許可證核發者、技術使用者，技術提供者及承包公司等，法規的完備及適用條件，勢必對各類場址，各層級權益關係人以及技術經濟可行性等要項，皆有所規範。

因此必須綜合考量的因素有下列幾項：

1. 場址特性描述：包括各種程度的調查、評估，率多結合飽和含水層及不飽和含水層，同時進行而不予切割，但求其經濟及完整的資訊以利診斷及施工。
2. 整治技術應用：例如 USEPA(1999 年 6 月)⁽²²⁾最新出版的“多相萃取”(Multi-phase Extraction-State of The Practice)，既為多相，其實際應用在場址中，已不考慮飽和層及不飽和層之分際，必須畢其功於一役。再如 ITRC(1999 年 5 月)⁽²³⁾最近出版“天然衰減法”(Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Groundwater: principles and practices)，規定必須提出的場址數據及場址觀念模式，均為整體的，必須包括 DNAPL 可能存在的來源(有可能在飽和含水層，亦有可能在不飽和含水層，或跨此二界)。
3. 風險評估及整治標準：目前公認較符合三贏局面合情合理的法規要求，是基於健康及生態風險評估為基礎的整治目標，在執行暴露風險評估及風險度推估時是無法分割飽和層及不飽和層的，例如 ASTM(1998)⁽²⁴⁾，在石化油品溢漏場址的復育標準指引的流程中，最後決定可以“不必再採行動”(No Further Action)，亦依賴場址特性及整治目標等確立。再如美國伊利諾州環保局(1997)⁽²⁵⁾發展階段性整治行

232 從情理法觀點探討土壤及地下水污染問題

動目標，係綜合評估土壤及地下水，而以風險為依歸(risk-based)及個案為原則(site-specific)的解決問題方法。其他案例尚有許多，不多贅述(阮等1999⁽²⁶⁾⁽²⁷⁾⁽²⁸⁾⁽²⁹⁾及阮等，1998⁽³⁰⁾)。

4. 事實上，為管理及工程的效能，從土壤之名詞定義；資訊通報系統所能提供及接收訊息的界定及未來場址可能的污染物的流布所造成的變更；公開及讓民眾參與的資訊品質(全貌及動態)考量；設置基金以強化整治財務來源；污染責任主體的認定、證據的搜集判定，求償及損害的認定；土地利用、開發計畫與整治工程是否准許同步進行等等，可能均以飽和層及不飽和層合併立法，合併處理為較為有效能且為必要(例如法院判決等)。為達此目的，分割立法恐在架構上甚難求其一致性。

五、結 語

土壤及地下水污染防治工作是目前環境保護的重要議題，其多發生於多氯烷烯類化合物(例如四氯乙烯、三氯乙烯、二氯乙烯等)之大量使用於電子、半導體及以化學處置場所。污染源之源頭預防管理及防漏偵測等措施，比污染之後逃避風險清理及復育工作更經濟更重要。

因此，環保署除研訂土壤污染防治法、地下水污染防治法外，並已依據水污染防治法管理汽油、柴油貯槽，大宗化學品如多氯化烷烯化合物之貯存管理亦在評估中。管理之邏輯，世界各國大都以造成環境風險之大小為依歸，分為人體健康風險評估及生態風險評估二大類，將污染土地依用途概分為工業、住宅、遊憩之不同人類活動情境而決定暴露風險及整治標準。

六、參考資料

1. Mark D Buehlman, Daniel T Rogers, and Fredrick C. Payne, "Science Plus Management Equals Successful Remediation : A Case Study." Environmental Progress, Vol.17, No.2,1998.
2. "Rashomon Effect-Love Canal Event" 詳細作者、出版社等資料待查，1998.

- 3.阮國棟，「環境風險溝通與社區認知研究之成功案例」，環境工程會刊，第六卷，第一期，中華民國環境工程學會印行，1995 年 2 月。
- 4.USEPA, "GUIDELINES For Exposure Assessment" , Washington, DC. EPA/600/Z-92/001,1992.
- 5.USEPA, "GUIDELINES For Ecological Risk Assessment" Washington DC. EPA/630/R-95/002F,1998.
- 6.阮國棟、簡慧貞，「健康風險暴露評估準則之建立」，工業污染防治第 50 期，1994 年。
- 7.簡慧貞、阮國棟，「建立環境毒物調查流布模式之基本架構」，工業污染防治第 43 期，1993 年。
- 8.簡慧貞、阮國棟，「毒性化學物質風險評估資料庫及其應用」，工業污染防治第 47 期，1993 年。
- 9.簡慧貞、阮國棟，「我國毒性物質風險評估之現況及展望」，工業污染防治第 46 期，1993 年。
- 10.簡慧貞、阮國棟，「環境中化學物質之存濃度與風問題」，工業污染防治第 48 期，1993 年。
- 11.Batchelor B., Valdes J., and Araganth V., "Stochastic risk assessment of sites contaminated by hazardous wastes." , Journal of Environmental Engineering,pp380-388,1998.
- 12.Maxwell, R.M., Pelmuldr, S.D., Tompson, A.F.B., and Kastenberg, W.E., "On the development of a new methodology of a new methodology for groundwater driven health risk assessment." , Water Resources Research, Vol. 34, No.4,pp833-847,1998.
- 13.Minsker, B.S.,and Shomeaker, C.A., "Quantifying the effects of uncertainty on optimal groundwater bioremediation policies." , Water Resources Research, Vol.34, No 12, pp3615-3625,1998.
- 14.Pastorok, R.A.; Peek,D.C.; Sampson,J.R.; Jacobson,M.A. "Ecological risk assessment for river sediments contaminated with creosote". Environmental Toxicology Chemistry Vol.13, 1929-1941.

234 從情理法觀點探討土壤及地下水污染問題

15. Menzie, C.A.; Burmaster, D.E.; Freshman, D.S.; Callahan, C. "Assessment of methods for estimating ecological risk in the terrestrial component: A case study at the Baird and McGuire Superfund Site in Holbrook, Massachusetts". *Environmental Toxicology Chemistry* Vol.11, 245-260.1992.
16. USEPA Region 10, "Supplemental Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund". Seattle. EPA/910/R-97/005.1997.
17. Galbraith, H.; LeJeune, K.; Lipton, J. "Metal and arsenic impacts to soils, vegetation communities and wildlife habitat in southwestern Montana uplands contaminated by smelter emissions: I. Field evaluations". *Environmental Toxicology Chemistry* Vol.14, 1895-1903.1995.
18. Cook, R.B.; Suter II, G.W.; Sain, E.R. "Ecological risk assessment in a large river-reservoir: 1. Introduction and background". *Environmental Toxicology Chemistry* Vol.18. No.4, 581-588.1999.
19. Forget, J., "Joint action of pollutant combinations on survival and acetylcholinesterase activity of *Tigriopus*". *Environmental Toxicology Chemistry* Vol.18. No.5. pp912-918. 1999.
20. Power, M. et al. "Molecular-based methods can contribute to assessment of toxicological risks and bioremediation strategies." *Journal of Microbiological Method*. Vol.32 pp107-119. 1998.
21. Stapleton, R.D. et al. "Nucleic acid analytical approaches in bioremediation: site assessment and characterization". *Journal of Microbiological Method* Vol.32 pp165-178. 1998.
22. USEPA "Multi-Phase Extraction : State-of-the-practice" (EPA 542-R-99-004)1999年6月。
23. ITRC(Interstate Technology Regulatong Cooperation) "Natural Attenuaion of Chlorinated Solvents in Groundwater: principles and praitices" , Final Report.1999年5月。
24. ASTM, "Standard Guide for Remediation of Ground Water by Natural Attenuation

- at Petroleum Release Sites” , Designation : E 1943-98 , 1998 年 8 月。
25. Illinois Environment Protection Agency , “Tiered Approach to Corrective Action Objectives (TACO)” , 1997 年 11 月。
26. 阮國棟 , 陳一中 “都市住宅土壤整治標準：加拿大案例” , 交通大學環工所課程講義 , 1999 年。
27. 阮國棟 , 廖錦城 , 許雲霞 , “土壤鉛污染整治標準之探討” , 交通大學環工所課程講義 , 1999 年。
28. 阮國棟 , “土壤污染之風險評估及風險管理(Acme Plastic 公司之 DNC 污染實例研究)” , 交通大學環工所課程講義 , 1999 年。
29. 阮國棟 , 陳啟仁 , “天然衰減法整治土壤及地下水污染之技術內涵與案例研究” , 工業污染防治季刊第 71 期 , 1999 年 7 月。
30. 阮國棟 , 張金豐 , 郭荔安 , “天然衰減法整治土壤及地下水污染之政策立場及實務準則” , 工業污染防治季刊第 68 期 , 1998 年 10 月。