

經濟部



光電材料及元件製造業

土壤及地下水污染預防與整治技術手冊



經濟部工業局 編印

序

「土壤及地下水污染整治法」(以下簡稱土污法)自 89 年 2 月公布施行以來，環保署為展現處理土壤及地下水污染問題之決心，已陸續針對具有污染潛勢場址及廢棄工廠，進行土壤及地下水污染調查及查證工作，並依法公告列管污染場址，以妥善處理土壤及地下水污染問題。此外，環保署為預防土水污染及釐清污染責任，於土污法第 8 條第 1 項規定，指定公告事業用地移轉時，讓與人必須提供土壤污染檢測資料予受讓人；另於同法第 9 條規定，指定公告事業於設立、停業、歇業前，應檢具用地土壤污染檢測資料報請所在地主管機關備查後，始得向目的事業主管機關申報相關事宜，以建立指定公告事業用地之控管機制。為符合環保法規規定，以預防、處理土壤及地下水污染問題，產業所面對的土壤及地下水污染問題已漸趨複雜。

本局為提升國內產業土壤及地下水污染預防、應變、調查與整治之能力，95 年度委託財團法人台灣產業服務基金會與中興工程顧問股份有限公司，並邀請國內具執行土水污染預防、調查、整治豐富經驗專家學者，共同編製光電材料及元件製造業與鋼鐵冶煉業二行業及重金屬污染類型之土壤及地下水污染預防及整治技術手冊。本技術手冊係為協助光電材料及元件製造業進行土壤及地下水污染預防與整治工作，透過蒐集國內外相關調查研究成果、技術應用及案例，彙整編撰整合性土壤及地下水污染預防與整治技術手冊，並針對土壤及地下水污染之來源及污染物特性、預防與監測、污染調查、整治技術、整治工程實施程序、土污法對產業影響與因應對策等議題，並提供國內外相關預防、調查與整治案例等，以提升業者保護土壤及地下水資源之知識與能力，達到企業永續經營之目標。

本技術手冊編撰過程，承蒙各編審委員及撰稿者竭盡所長的提供相關寶貴經驗與案例，並於百忙之中全力參與編輯及審稿工作，使本手冊得以付梓，謹致上最誠摯之謝忱。

經濟部工業局謹識

中華民國 95 年 12 月

光電材料及元件製造業土壤及地下水污染 預防與整治技術手冊

目錄

	頁次
第一章 前言	1
第二章 產業污染來源及污染特性	3
2.1 TFT-LCD 製程特性及污染物類型	4
2.2 污染來源及污染特性	13
2.2.1 廢水來源及污染特性	13
2.2.2 廢棄物來源及污染特性	15
2.2.3 其他污染源及污染特性	17
2.3 污染物在環境中的傳輸與宿命	18
第三章 土壤及地下水污染預防與監測	25
3.1 廠內環境管理及污染評估	25
3.1.1 環境管理	25
3.1.2 污染評估	27
3.2 工廠污染預防措施	32
3.2.1 污染預防管理原則	32
3.2.2 污染預防措施	34
3.3 土壤及地下水品質監測計畫研擬	38
3.4 緊急應變計畫	40
3.4.1 因應緊急事件之準備	40
3.4.2 緊急應變	40
第四章 工廠土壤及地下水污染調查	47
4.1 污染調查應考慮事項	47
4.1.1 採樣目的	47
4.1.2 採樣的代表性	48
4.1.3 採樣的限制	48
4.2 擬定土壤及地下水污染調查計畫	49
4.2.1 場址概念模式之建立	49

4.2.2	訂定土壤及地下水採樣計畫	52
4.3	土壤及地下水採樣方式與檢測方法	54
4.3.1	選擇採樣工具	54
4.3.2	採樣點配置	58
4.3.3	樣品保存與分析方法	60
4.4	快速篩試工具之應用	63
4.4.1	重金屬快速篩試方法	63
4.4.2	揮發性有機物快速篩試方法	66
4.5	土壤及地下水污染調查案例介紹	70
4.5.1	快速篩試案例介紹	70
4.5.2	土壤污染調查案例介紹	72
4.5.3	土壤及地下水污染調查案例介紹	73
4.6	專業機構聘請	75
第五章	土壤及地下水污染整治技術	79
5.1	物理化學整治技術	79
5.1.1	物化整治技術原理	79
5.1.2	影響物化整治之因子	80
5.1.3	污染源整治法	81
5.1.4	污染團中心區域整治方法	94
5.2	生物處理技術	102
5.2.1	生物處理的基本原理	102
5.2.2	生物處理的分類	102
5.2.3	現地生物處理	105
5.2.4	生物通氣法	114
5.2.5	土地農耕法	117
5.2.6	生物堆法	120
5.2.7	其他的生物處理法	122
5.2.8	分子生物技術於生物處理之應用	127
5.3	固化/穩定化處理技術	129
5.3.1	固化/穩定化處理之基本原理	129
5.3.2	限制因素	139

5.3.3 小語	141
5.4 熱處理技術	144
5.4.1 熱處理之基本原理	144
5.4.2 熱處理為基礎之現地整治技術	152
5.4.3 限制因素	154
5.4.4 小語	155
5.5 國內整治案例介紹	157
5.5.1 化學氧化整治案例探討	157
5.5.2 熱處理法整治案例探討	159
5.5.3 地下水污染抽取注入處理法案例探討	167
5.5.4 監測式自然衰減整治案例探討	170
5.5.5 油品污染土壤的土地農耕法的整治案例	174
第六章 土壤及地下水污染整治工程實施程序	183
6.1 整治技術可行性評估與選擇	183
6.2 控制與整治計畫研擬	191
6.3 環保機關控制與整治計畫審查與驗證作業程序	198
6.4 整治施工承包商評估及選擇	200
第七章 土污法對產業影響及因應對策	203
7.1 土壤及地下水污染整治費之徵收	203
7.2 工廠土地移轉、設立、停業或歇業之土壤污染檢測規定	207
7.3 工廠遭土污法列管之作業程序與因應對策	213
7.4 土污法相關訴願程序或行政訴訟	220
名詞索引	227

圖目錄

	<u>頁次</u>
圖 2-1 TFT-LCD 構造及原理	5
圖 2-2 ARRAY 製造流程	6
圖 2-3 CELL 製造流程	7
圖 2-4 MODULE 製造流程	8
圖 2-5 彩色濾光片製程	11
圖 2-6 TFT-LCD 製程污染源	14
圖 3-1 LNAPL(油品)於地下環境中移動及分布情形	29
圖 3-2 LNAPL 隨地下水位變動形成油漬區	29
圖 3-3 DNAPL 於地下環境中移動及分布情形	30
圖 3-4 工廠儲槽管線測漏計畫範例	37
圖 3-5 工廠土壤及地下水品質監測計畫工作流程範例	39
圖 3-6 工廠緊急應變處理流程	41
圖 3-7 吸油棉與吸油索及於污染場址使用狀況	44
圖 4-1 以圖示方法展示油品污染場址概念模式	49
圖 4-2 以水文地質剖面圖展示油品污染場址概念模式(水文地質概念模式)	50
圖 4-3 污染暴露途徑(人類為受體)之場址概念模式	51
圖 4-4 土壤採樣流程	53
圖 4-5 地下水採樣流程	53
圖 4-6 土鑽採樣組及現場使用狀況	55
圖 4-7 直接貫入鑽機現場操作狀況	56
圖 4-8 中空螺旋鑽機現場操作狀況	57
圖 4-9 鑽堡現場操作狀況	57
圖 4-10 貝勒管現場操作狀況	58
圖 4-11 工廠地下水監測井配置範例	60
圖 4-12 各型攜帶式 X 射線螢光偵測器	64
圖 4-13 DMA-80 汞分析儀	65
圖 4-14 不同地下環境之揮發性有機物濃度梯度	67

圖 4-15	土壤氣體探測管類型	68
圖 4-16	各式攜帶式土壤氣體分析儀器	69
圖 4-17	國內某加油站鄰近地區土壤氣體調查結果	72
圖 4-18	台南市某明膠工廠周圍使用狀況及採樣位置示意圖	73
圖 4-19	國內某金屬表面處理廠土壤及地下水採樣配置圖	74
圖 5-1	ISCO 方法設計流程	86
圖 5-2	界面活性劑的基本結構特性	88
圖 5-3	界面活性劑沖排的基本架構	93
圖 5-4	空氣注入法與土壤氣體抽取法(AS/SVE)	95
圖 5-5	抽取處理系統	95
圖 5-6	典型之透水性反應牆示意圖	97
圖 5-7	採注入井之現地地下水生物處理法示意圖	106
圖 5-8	現地生物處理法評估程序流程圖	108
圖 5-9	生物通氣系統示意圖	114
圖 5-10	土地農耕法示意圖	118
圖 5-11	生物堆系統示意圖	120
圖 5-12	生物堆系統示意圖(前視圖及側視圖)	121
圖 5-13	生物漱洗系統示意圖	123
圖 5-14	自然衰減機制之示意圖	125
圖 5-15	現地穩定化及穩定/固化處理技術	134
圖 5-16	離地穩定/固定化處理流程示意圖	143
圖 5-17	現地穩定/固定化處理流程示意圖	143
圖 5-18	現地熱空氣/蒸氣注入法示意圖	153
圖 5-19	評估熱處理技術方式選用流程圖	156
圖 5-20	TCE 污染場址污染濃度分布圖	158
圖 5-21	氧化劑注入井位分布	158
圖 5-22	主要 TCE 污染井經高錳酸鉀處理後濃度變化情形	159
圖 5-23	場區全圖及監測井分布圖	171
圖 5-24	復育場址示意圖	175
圖 6-1	整治調查與可行性評估的流程與工作內容	184
圖 6-2	初步篩選與細部分析準則間之關係	188

圖 6-3	污染改善完成驗證作業流程	199
圖 7-1	環保署網格法進行採樣佈點之規劃流程	209
圖 7-2	環保機關工廠土壤及地下水污染場址管制作業流程	213
圖 7-3	初評辦法之評估程序	218
圖 7-4	行政爭訟流程圖	220
圖 7-5	訴願案件流程處理簡圖	221

表目錄

	<u>頁次</u>
表 2-1 光電業產品分類	3
表 2-2 台灣產值與成長率十大之光電產品	4
表 2-3 TFT-LCD 製程使用之化學物質及其成分	12
表 2-4 民國 94 年光電業主要廢棄物申報量與清理流向	16
表 2-5 土壤污染潛勢分區之判斷原則	18
表 3-1 TDK 公司 2004 年土壤污染整治情況	26
表 3-2 政府機關水文地質資料內容及來源	28
表 4-1 土壤採樣方法適用之地質特性	55
表 4-2 土壤採樣方法適用之污染物種類	56
表 4-3 土壤採樣配置方式比較表	59
表 4-4 土壤及地下水樣品最少需要量與保存方法	61
表 4-5 土壤及地下水檢測方法	62
表 4-6 XRF 重金屬偵測極限與我國土壤污染監測基準與管制標準	65
表 5-1 適用於不同污染物強度之整治技術	79
表 5-2 現地化學氧化法常見氧化劑及其衍生自由基之氧化還原電位	83
表 5-3 現地化學氧化法常見氧化劑優缺點彙整表	84
表 5-4 各種氧化劑處理不同種類污染物之適用性	85
表 5-5 HLB 值和用途間之關連性	91
表 5-6 透水牆處理技術的種類與機制	99
表 5-7 評估現地生物處理效用之參數	107
表 5-8 異營性微生物與現地生物處理之影響	112
表 5-9 良好的土地農耕法操作條件	119
表 5-10 自然衰減機制之比較	125
表 5-11 元素在矽酸玻璃中之大約溶解度	139
表 5-12 可能影響穩定化作用的因素	139
表 5-13 可能影響固化作用的因素	140
表 5-14 固化/穩定化處理一般類別污染物污染土壤及污泥 之有效程度	142
表 5-15 污染場址常見之有機污染物其物化特性	146

表 5-16	污染物於高及低有機質土壤中之分布	152
表 5-17	土壤重金屬含量評估結果彙整	160
表 5-18	土壤半揮發性有機物污染評估結果彙整	160
表 5-19	○○污染場址之整治基準值與土壤污染管制標準之比較	162
表 6-1	土壤與地下水污染控制計畫與整治計畫之內容	191
表 6-2	承包商選擇之特殊考量因子範例	201
表 7-1	符合土污法第 11 條第 1 項之新投資於預防土壤、地下水污染 有直接效益之設備或工程項目	206
表 7-2	環境場址潛在污染評估之最少土壤採樣點數	208
表 7-3	土污法第 8、9 條規定之相關問題與因應對策	210

第一章 前言

政府為使產業做好污染預防與整治工作，於「土壤及地下水污染整治法」(以下簡稱土污法)中加重污染行為人之責任，並訂定相關刑罰之規定，例如違反其規定所應盡之義務，因而致人於死或重傷之處罰，故意污染土地，因而致人於死或重傷之處罰，對於依該法作成之文書，為虛偽記載者之處罰，不遵行主管機關之停止作為、停業、部分或全部停工等規定之處罰，對法人或自然人科處罰金之處罰等。此外，自土污法公布施行以來，業者對於土污法相關法令之規定，可能會因為專業能量不足及認知上的落差，而在執行上遭遇到困難，從而因違反法令遭受環保單位處分。

土壤及地下水污染不僅會影響企業的形象與商譽，如工廠經環保機關公告為土壤及地下水污染場址時，對企業經營的影響與衝擊更大，將使土地市價減少，妨礙土地利用，減低銀行融資意願。為謀求事業永續發展，企業宜建置環境管理與查核系統，並納入土壤及地下水污染預防與整治，以長期、持續有系統的監督土壤及地下水品質狀況。

爰此，經濟部工業局積極推動產業進行土壤及地下水污染預防工作，以降低土壤及地下水污染風險。然而土壤與地下水污染預防、調查與整治技術跨越眾多專業領域，且國內相關資訊較為缺乏，經濟部工業局彙整相關污染預防、調查與整治技術資料，提供產業於規劃、執行或選用相關污染預防、調查與整治技術時，能有完整資訊得以參考。

土壤與地下水污染預防工作應從源頭上管制污染物，使其不進入土壤及地下水。土壤及地下水污染來源包括「氣相」的空氣污染物、「固相」的污染物、及「液相」的污染廢液與廢水，因此做好空氣污染防制、廢水處理、廢棄物貯存與處置工作，並加強廠區工安管理以避免意外事件，加強監測土壤及地下水的品質，切斷污染物進入土壤及地下水的途徑，就有很大的機會達到污染預防的目標。此外，當土壤及地下水污染事件發生時，廠方應採取那些緊急應變措施、如何立即阻絕污染來源、減輕污染危害或避免污染擴大、如何進行污染調查、選擇相關之整治技術等，可能並不十分清楚。因此，企業需要對其所屬員工進行教育訓練，增加其相關的知識。

經濟部工業局有感於業界對土壤及地下水污染預防與整治相關知識之需求，因此特彙編本手冊，供產業界人士參考。本手冊為「光電材料及元件製造業土壤及地下水污染預防與整治技術手冊」，撰寫之內容主要為提供從事光電材料及元件製造業相關人士閱讀，但對於手冊中之污染預防、調查技術、整治技術等

相關資訊，因同樣適用於其他各行業，亦可提供其他產業相關人士參考。本手冊先由光電材料及元件製造業之污染來源及污染物之特性說起，進而說明其污染預防、污染調查、整治技術、整治工程實施程序等。最後，本手冊亦以業者之角度，針對土污法之整治費徵收、土地移轉，主管機關公告指定事業之設立、停業、歇業時，應提出用地土壤檢測之規定，土壤及地下水污染場址列管作業程序說明，包括當事業被通知查證或改善、被列為控制或整治場址時，於適法狀況下之因應對策，以及對者對主管機關所做處分提出訴願或行政訴訟之程序等相關資訊，供產業界人士參考使用。

第二章 產業污染來源及污染特性

光電科技在台灣產業技術發展中，近幾年一直名列國家重點科技發展項目。依據行政院推動「挑戰 2008-國家發展重點計畫」，由經濟部所擬定之「兩兆雙星核心優勢產業」，使得台灣光電產業總產值首度在 2005 年突破一兆台幣，達到 1 兆 1,289 億元，佔全球光電業產值 16 %^[1]。光電材料及元件製造業被視為繼資訊及半導體產業之後，台灣新一波的主流產業，並隨著全球光電市場的成長而持續擴大。

行政院主計處所公布之行業標準分類中^[2]，對於光電材料及元件製造業(簡稱光電業)之定義為「凡從事光電材料及元件製造之行業均屬之，如液晶面板及其組件、電漿面板及其組件、發光二極體、太陽能電池等製造」。財團法人光電科技工業協進會將光電業分為 6 大類產品^[3]，如表 2-1 所示，其分別為光電元件、光電顯示器、光儲存、光輸出、光纖通訊、雷射及其他光學應用。

表 2-1 光電業產品分類

產業大類	中分類	產品項目
光電元件	發光元件	雷射二極體、發光二極體
	受光元件	光二極體與光電晶體、電荷耦合元件、接觸式影像感測器、太陽電池
	複合元件	光藕荷器、光斷續器
光電顯示器	液晶顯示器(TFT-LCD)、發光二極體顯示幕(LED display)、真空螢光顯示器(VFD)、電漿顯示器(PDP)、有機電激發光顯示器(OELD 或 OLED)、場發射顯示器(FED)	
光儲存	裝置	消費用途、資訊用唯讀型、資訊用可讀寫型
	媒體	唯讀型、可寫一次型、可讀寫型
光輸出	影像掃描器、修碼掃描器、雷射印表機、傳真機、影印機、數位相機	
光纖通訊	光通訊零組件	光纖、光纜、光主動元件、光被動元件
	光通訊設備	光纖區域網路設備、電信光傳輸設備、有線電視光傳輸設備、光通訊量測設備
雷射及其他光學應用	雷射本體、工業雷射、醫療雷射光感測器	

資料來源：光電科技工業協進會，民國 89 年。

表 2-2 為 2005 年台灣光電業之主要產品^[1]，其中以光電顯示器佔最大比例，高達產值之 63 %；行政院主計處統計台灣在全球顯示器之市佔率達 41 %為全球第二，2002 年到 2005 年間，台灣平面顯示器產值年平均增幅達 58.8 %。光電產品中，舉凡 LED 封裝、STN/TFT-LCD 面板、光碟機、光碟片、數位相機及 OLED 等生產，都穩居全球前三大。光電產業未來可望結合國內半導體、資訊、電子等相關產業，快速起飛而成為台灣的科技主流。

表 2-2 台灣產值與成長率十大之光電產品

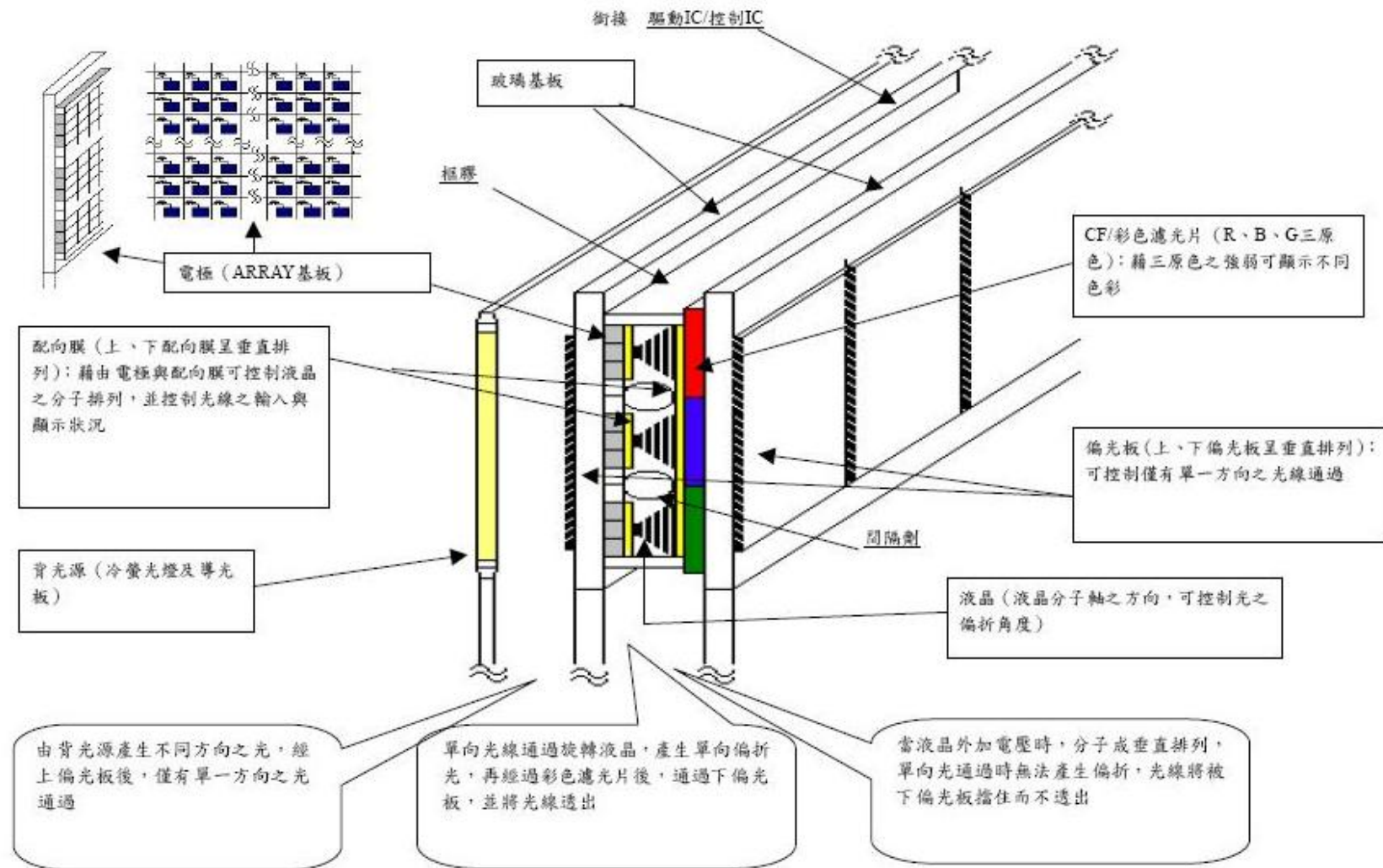
高產值產品	產值 (百萬台幣)	高成長率產品	成長率 (%)
TFT-LCD 面板	637,131	太陽能電池	101
數位相機 DSC	66,190	DVD recorder	37
STN-LCD 面板	64,239	數位相機	36
CD-R Disc	55,095	TFT-LCD	31
DVD-ReWritable Drive	47,376	光通訊元件	24
DVD-R Disc	39,942	OLED	22
發光二極體(LED)	39,700	光纖	21
光學元件	22,476	DVD-R disc	21
CD-RW Drive	18,378	光學元件	18
掃描器	17,470	光纖	14

由於光電業發展蓬勃，產品及製程技術更新迅速，加上生產過程中使用多樣且特殊的原物料及化學品，因此該產業可能對環境造成負面影響。尤其化學原物料之貯存及製程產生之廢水與廢棄物，若未能妥善處理，將污染土壤及地下水環境，並進而威脅到人體健康。以企業永續發展之目標而言，環境管理將成為光電業發展之重要課題。

本章內容將針對台灣光電產業主要產品之薄膜電晶體液晶顯示器(thin film transistor-liquid crystal display，以下簡稱 TFT-LCD)，說明其製程、污染源特性及污染物在土壤與地下水之傳輸途徑。

2.1 TFT-LCD 製程特性及污染物類型

如圖 2-1 所示^[4]，TFT-LCD 之組成要件有玻璃基板(substrate)、背光源、偏光板(polarizer)、液晶(liquid crystal, LC)、彩色濾光片(color filter, CF)、驅動及控制 IC 等；主要生產技術包括類似半導體產業之黃光、蝕刻、去光阻等單元，以及配向、液晶注入等 LCD 技術與化學材料產業。圖 2-2、2-3 及 2-4 為 TFT-LCD 製程，其主要分為 3 個部分，包含(1)列陣(array)製程(或 TFT)，(2)面板組立(cell)製程(或 LCD)及(3)模組組裝(module)製程(或 LCM)。

圖 2-1 TFT-LCD 構造及原理^[4]

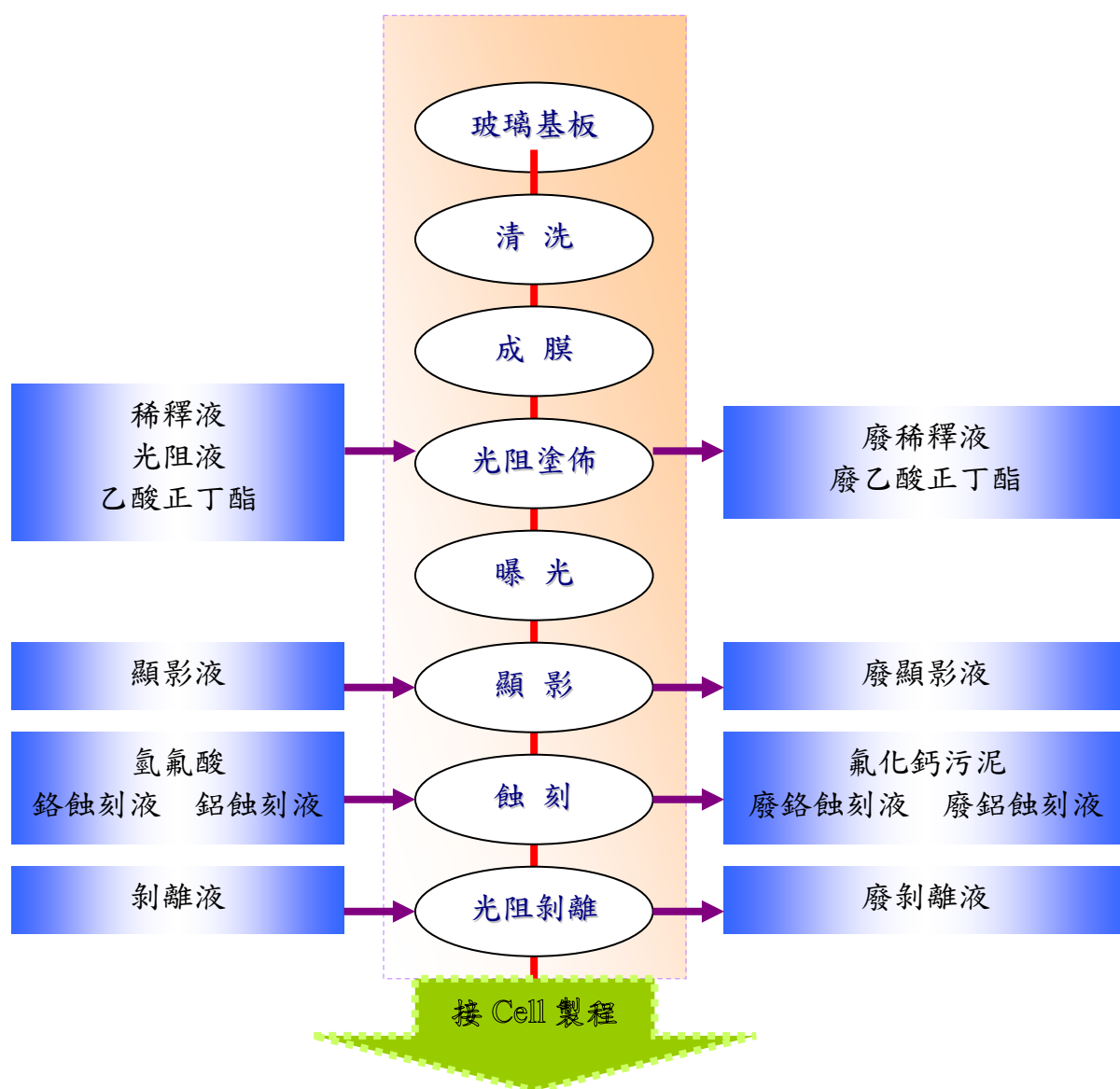


圖 2-2 Array 製造流程

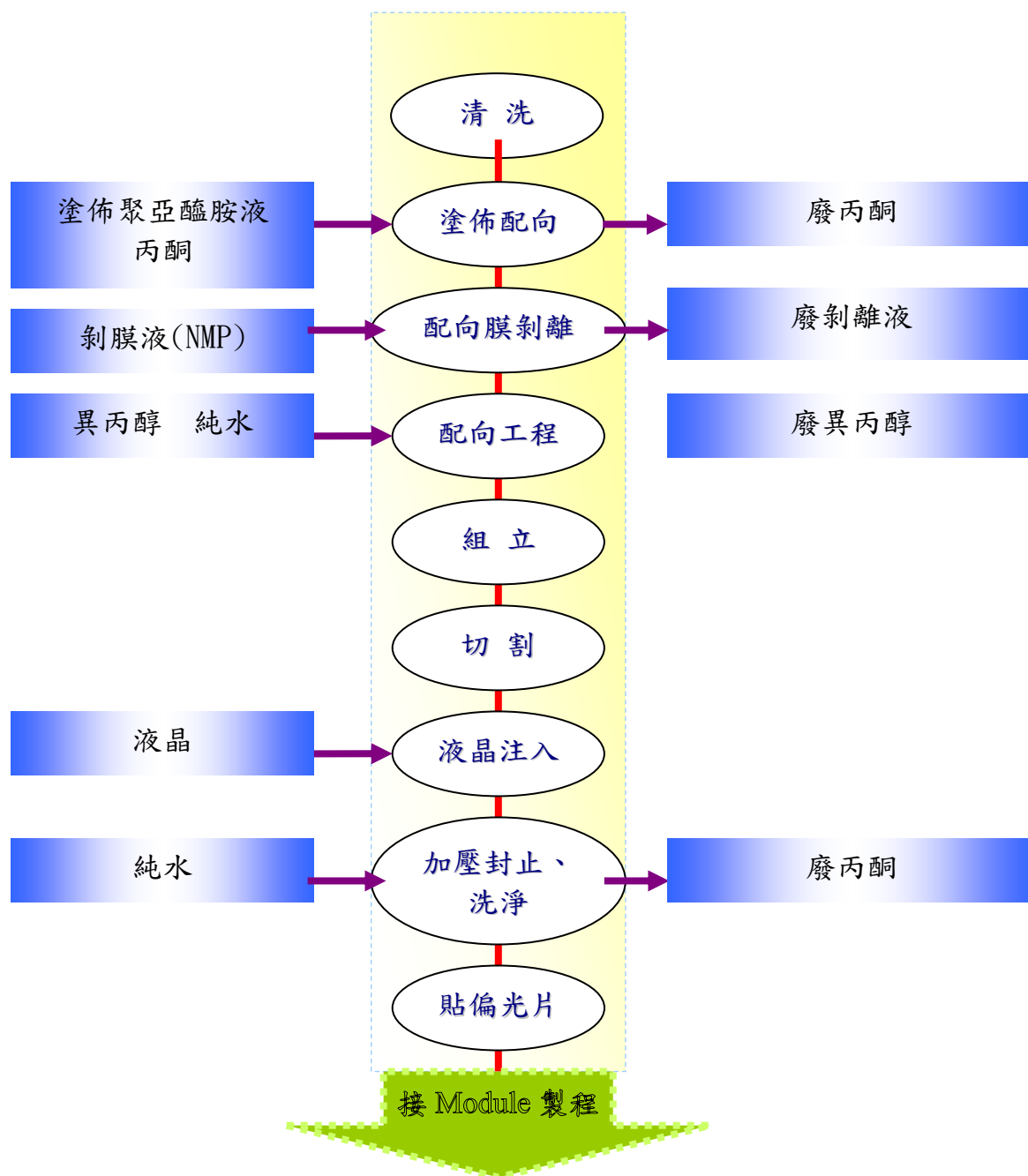


圖 2-3 Cell 製造流程

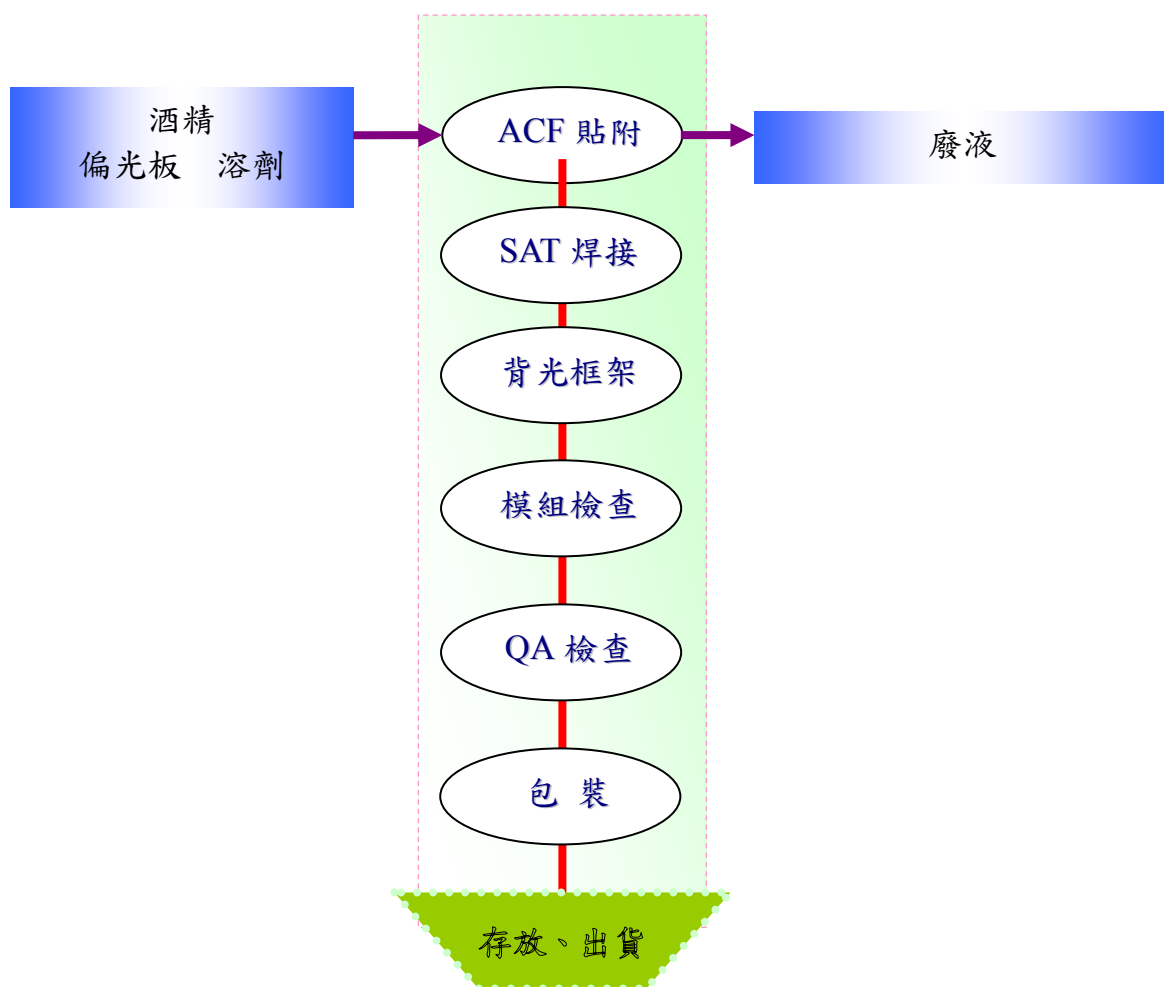


圖 2-4 Module 製造流程

列陣製程主要是利用玻璃基板，透過類似半導體製造之鍍膜、曝光、顯影及蝕刻等技術，在基板上形成數眾多的電晶體，由於國內半導體製作技術成熟，因此在列陣製程之良率較高。組立主要是將列陣製程完成的基板與彩色濾光片基板分別作配向處理，並透過檢準機械對位壓合，進行框膠燒成，切割成預定尺寸面板，再注入液晶及貼附偏光板；此製程難度甚高，是 TFT-LCD 製程良率最低的一環。最後則是面板模組組裝，主要是將切割完成的面板與驅動 IC、電路板、背光模組等外部零組件，組立成為 LCM，之後再作最後的檢查。由於 LCM 製程並不複雜，國內多年來亦已累積相關技術，良率可達嚴格之要求。TFT-LCD 之製程詳述如下：

一、列陣製程

此為 TFT-LCD 之最主要技術，其原理係利用導電塗佈、微影照相、鍍膜、蝕刻及曝光顯影等之精密技術，在玻璃基板上形成電晶體，製作出所需之電極基板(或稱上基板)，作為傳遞訊號、電壓控制之元件(即所謂薄膜電晶體；TFT)，其製程說明如下：

- (一) 將玻璃基板入料清洗後，於其上塗佈所謂靶材之薄膜，靶材原料為金屬(如鋁、鉻)或 TFT-LCD 薄膜(如 ITO)，作為導電電路之基材。
- (二) 於前述薄膜上均勻塗佈光阻，並利用已經微影照相完成之光罩來進行曝光，當光阻完成曝光、顯影工程後，即可製成所需之導電線路。
- (三) 利用蝕刻液可將不需要之金屬或 TFT-LCD 膜等靶材去除，僅留下光阻所保護之導電線路膜，最後再利用剝離液將表面之光阻劑去除後，金屬或 TFT-LCD 之導電線路膜即可成型。
- (四) 重複前述之薄膜形成、光阻塗佈、曝光、顯影、蝕刻、光阻劑剝膜等程序約 5~8 次(分別針對各層金屬或 TFT-LCD 膜)後，即可完成薄膜電晶體之電極基板。

二、面板組立製程

- (一) 將玻璃基板入料清洗後，於其上貼附彩色濾光片，成為 CF 基板(或稱為下基板)。
- (二) 對電極基板(上基板)及 CF 基板(下基板)進行配向處理(PI coating)，亦即其上塗佈聚亞醯胺液(polyimide, PI)，並經研磨後形成配向膜(上下配向膜成垂直)。
- (三) 將上下基板作組立作業，亦即進行間隔劑散佈(spacer spraying)及框

膠塗佈(screen printing)。透過檢準機械對位壓合，再進行框膠燒成，切割成預定尺寸面板；當 Cell 完成組立之後，即可將液晶注入後加壓封止、洗淨。

(四) 分別在上、下基板之外側貼上偏光片，並進一步對面板(panel)進行檢查後，則完成 LCD 之組裝製程。

三、模組組裝製程

將組裝好之 LCD 面板，進一步進行異方性導電膜(ACF)貼附、TAB-IC 壓著、跳接線(SAT)焊接以及背光模組之組立工程後，再進行模組檢查及最終品檢測後，即成為成品。

國內 TFT-LCD 製造廠亦生產所需之彩色濾光片，其主要功能是讓顯示器光源穿透彩色濾光片，而產生各種所需的色彩畫面。圖 2-5 為彩色濾光片之製程，主要包括下列程序：

一、黑色矩陣(black matrix，BM)

主要功能為產生黑色矩陣將 Red、Green、Blue 等 3 種顏色隔開，以遮住 3 種顏色之光源避免漏光影響色度；並製作顯示器能產生彩色畫面之畫素(pixel)，每一個畫素包含 Red、Green、Blue 等 3 種顏色。

二、研磨(polish)

主要功能為使膜面平坦化(去除 tusno，一般稱為牛角)，因為經過前述製程後，會產生膜面不均的情形，需將膜面平坦化，減少膜面高低不平的差距，以便與 TFT 進行對組。

三、成膜(鍍氧化銦錫)(ITO)

在玻璃基板上鍍一層導電膜，當 CF 與 TFT 對組後才能產生通電功能。同時在 ITO 膜面上進行 photo spacer，其目的是在 CF 與 TFT 對組後，可以支撐 CF 與 TFT，使其產生空隙以利 Cell 灌注液晶。

四、檢測(FI)

利用 MACRO 機產生光源反射或透射，來目視檢驗膜面之品質，主要採用全檢作業。

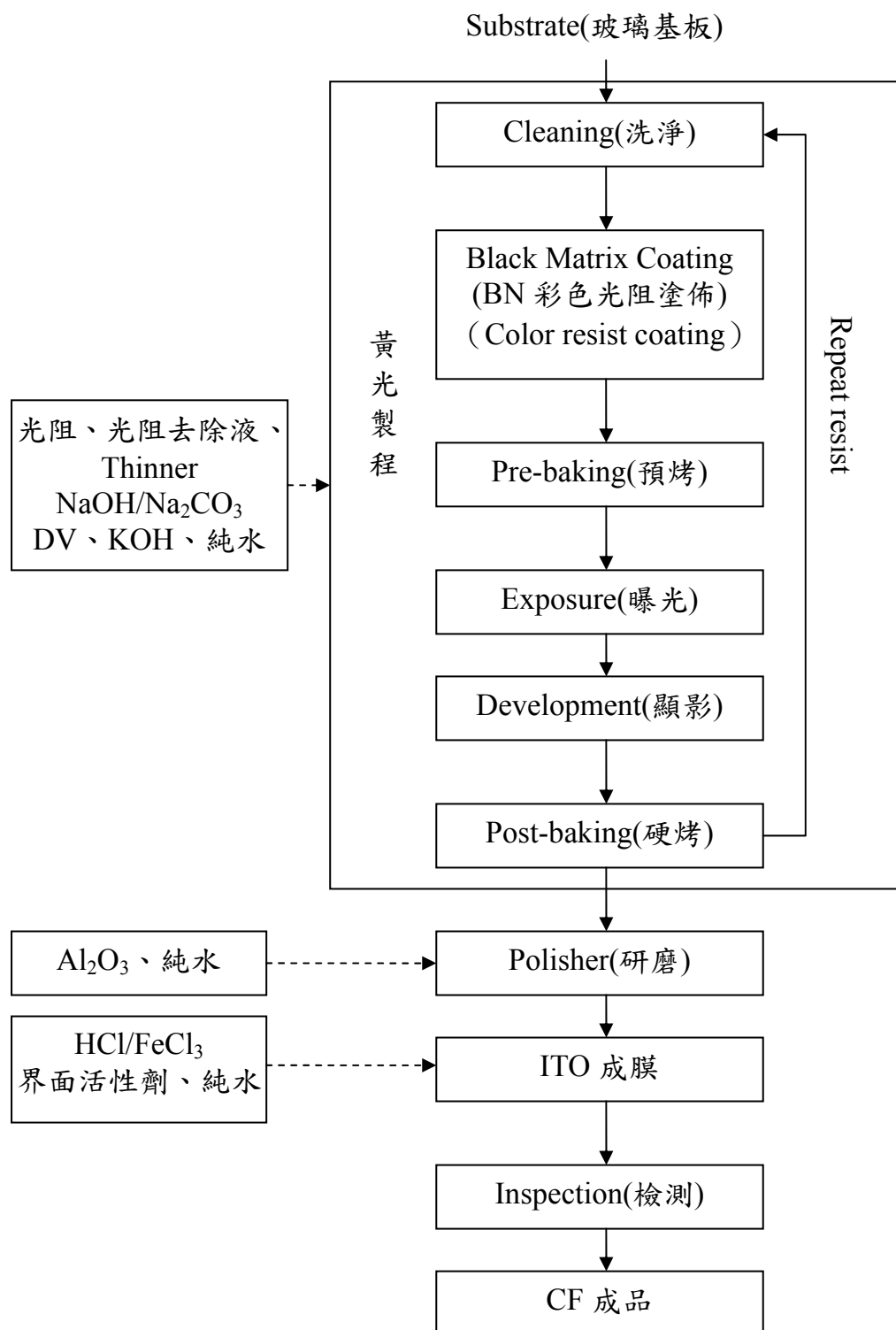


圖 2-5 彩色濾光片製程

TFT-LCD 所使用之原料，用量較多的包括氮氣、顯影液(developer)、剝離液(stripper)及清洗溶劑(rinse)等有機物質。如表 2-3 所示，製程所使用之化學品，主要為特殊有機成分之液晶、有機溶劑以及強酸、強鹼化學物，其中大多為成分複雜之專利配方，包括 DMSO(dimethyl sulfoxide)、NMP(N-methyl-2-pyrrolidinone)、MEA(monoethanol amine)、PGME(propylene glycol methyl ether)及 PGMEA(propylene glycol monomethyl ether acetate)。依據 NIOSH 及 MSDS 物質安全資料，乙二醇醚類(glycol ethers)物質非常容易經由皮膚吸收進入人體，動物研究發現其會造成生殖系統危害、胚胎變異及生長遲緩。而 TFT-LCD 之化學原料大多會對皮膚產生腐蝕性及刺激感，其中 DMSO 與 PGME 易經由皮膚吸收，若與其他物質混合，將會促進皮膚吸收速率。

表 2-3 TFT-LCD 製程使用之化學物質及其成分

化學物質	主要成分
異丙醇	IPA
剝離洗淨液	DMSO (Dimethyl Sulfoxide)
剝離液	DMSO (Dimethyl Sulfoxide) MEA (Monoethanol amine)
去光阻液	PGME (Propylene Glycol Methyl Ether) PGMEA (Propylene Glycol Monomethyl Ether Acetate)
醋酸/磷酸/硝酸	CH ₃ COOH、H ₃ PO ₄ 、HNO ₃
洗淨液	NMP (1-Methyl-2-pyrrolidinone)
氯化氫/氯化鐵	HCl/FeCl ₃
顯影液	tetra-methyl ammonium hydroxide
RBM C	0.2 wt % Na ₂ CO ₃ /NaHCO ₃
EBR	1.2 wt % KOH
PBM stripper	4.0 wt % KOH
PBM developer	0.5 wt % KOH
LAL-50	NH ₄ F、HF
N-300	Alkanol Amine、glycol ether
N-sweeper	商業配方
NBA	商業配方(N-Butyl Acetate)
BHF	商業配方
Stripper	商業配方
DHF	商業配方

2.2 污染來源及污染特性

2.2.1 廢水來源及污染特性

TFT-LCD 產業之污染來源與一般半導體產業類似，圖 2-6 為其製程中廢水、廢氣及廢棄物產生之污染來源。廢水來源主要是玻璃基板在清洗、顯影、蝕刻等製造過程中需要大量的水、溶劑沖洗，這些步驟相對產生大量的廢水，同時因製程使用之化學藥品有殘留的可能，其污染物多為酸洗廢液。

由於製程中使用大量之顯影液、剝離液及清洗溶劑等有機物質，成分複雜且含有機氮、硫類物質；所產生之廢水依性質，可分為清洗製程產生之氟系廢水、蝕刻製程產生之酸鹼無機廢水、清洗、曝光、顯影、剝離及固膜等製程產生之有機廢水與一般生活污水等。以下針對各種廢水組成作說明：

一、氟系廢水

氟系廢水主要來自濕式蝕刻及清洗製程，常見之化學藥品包括 HF 及 NH_4F 等，目前多以高低濃度分流進行混凝沉澱處理，高濃度氟系廢水濃度多在 800 mg/L 至數千 mg/L，低濃度氟系廢水濃度約在 500 mg/L 以下。

二、酸鹼無機廢水

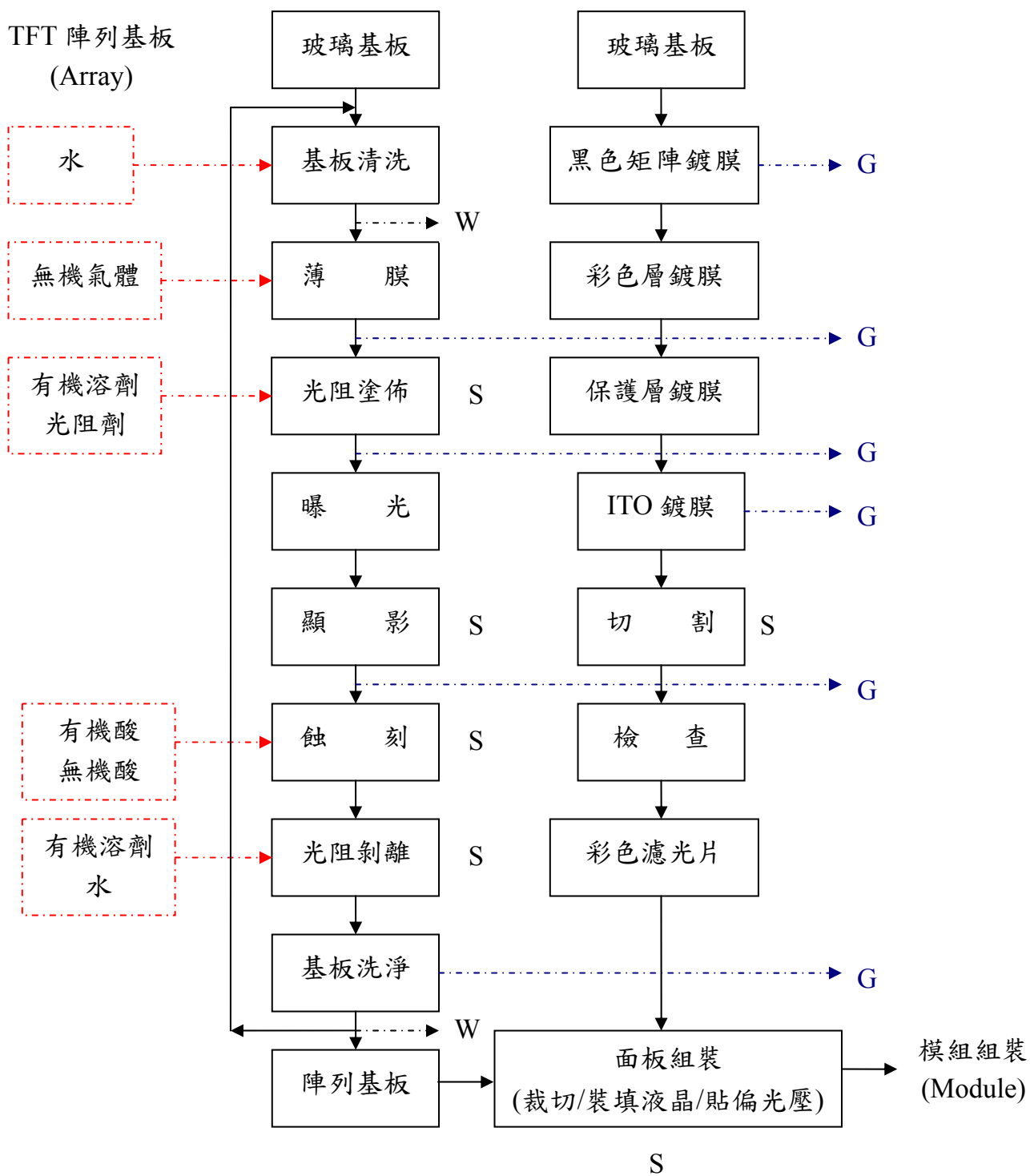
酸鹼無機廢水主要是蝕刻及清洗製程所使用之雜酸與大量超純水所產生，一般使用之雜酸包括醋酸、磷酸及硝酸等。所產生含酸、鹼之廢水，先用貯槽分別貯留，再以泵輸送至酸分解槽進行中和反應，中和反應為一快速混凝，主要中和劑係使用脫脂製程排出之高濃度 KOH 廢液，若 KOH 廢液不足時再以鹼液中和，並於慢混池前加入沉澱池之迴流污泥，增加廢水粒子碰撞機率，此 pH 控制在 6.0~9.5。

三、有機廢水

有機廢水主要為清洗、曝光、顯影及剝離等製程中所產生，一般使用之有機物包含有機溶劑、光阻劑、去光阻劑及顯影劑等，亦會使用到含界面活性劑之清洗水，目前多以生物接觸曝氣法處理，以去除水中之有機物。

四、洗滌塔及冷卻水

空氣污染防制設備所使用之濕式洗滌塔，產生大量的溢流水，此外冷卻水塔及 RO 亦產生大量廢水。



S：代表廢棄物，W：代表廢水，G：代表廢氣

圖 2-6 TFT-LCD 製程污染源

五、生活污水

生活污水來源為廠區員工所產生之一般沖廁及生活污水，其性質與一般都市廢水相似，多以活性污泥法處理。

TFT-LCD 製程之廢水產生量大，為考量水資源之利用，目前國內製程廢水已能達到 60~80 %之回收，且經處理後之廢水水質，其懸浮固體(SS<40 mg/L)、化學需氧量(COD<70 mg/L)及生化需氧量(BOD₅< 40 mg/L)均可達到良好去除效果。

2.2.2 廢棄物來源及污染特性

TFT-LCD 產業之廢棄物來源為廠商於製程中產生之不良品、邊料、廢液及其相關廢棄物等。民國 94 年光電業向環保署事業廢棄物管制中心，所申報之事業廢棄物產生量約 16 萬 5,000 公噸，其主要廢棄物產生量(>100 公噸/年)與清理流向，如表 2-4 所示。而 TFT-LCD 製造廠之主要事業廢物種類來源如下：

- 一、員工生活廢棄物：餐廳及辦公室廢棄物。
- 二、無塵室人員使用後之口罩、手套、鞋套等。
- 三、組裝過程之邊材、廢料、不良品(如玻璃)、包裝材。
- 四、蝕刻廢液：藉此與材料產生反應，達到元件與電路之要求所產生之廢酸等。
- 五、顯影廢液：顯影廢液、剝離廢液等。
- 六、泵浦廢油：蝕刻機等真空泵之劣化油脂。
- 七、污泥：製程與廢水處理時所衍生之廢棄物則包括有(無)機污泥、廢離子交換樹脂、廢活性炭等。
- 八、清洗廢液：主要產生於設備清洗過程，如廢酸、廢鹼、廢溶劑。
- 九、廢金屬渣：焊接等程序中產生。
- 十、空氣處理廢料：經空氣過濾後之廢濾料與毒性氣體吸附塔廢料。

上述廢棄物基本上可分為一般事業廢棄物(廢棄物代碼 D、E 與 R 類)及有害事業廢棄物(廢棄物代碼 C 類)，絕大部分都是由製程而來。其中廢面板素玻璃廢棄物總量約 6,159 公噸/年，大致可分為以下四大類：

表 2-4 民國 94 年光電業主要廢棄物申報量與清理流向^[4]

單位：公噸／年

廢棄物種類及代碼		委託或共同處理	自行處理	輸出處理	再利用	廢棄物申報量
非有害有機廢液或廢溶劑	D-1504	18,923	0	0	16,619	35,542
有機性污泥	D-0901	24,122	0	0	0	24,122
廢液閃火點小於 60°C(不包含乙醇體積濃度小於 24%之酒類廢棄物)	C-0301	15,396	0	0	6,784	22,180
廢液 pH 值小(等)於 2.0	C-0202	3,437	0	0	11,870	15,306
廢液 pH 值大(等)於 12.5	C-0201	8,678	0	0	693	9,371
無機性污泥	D-0902	8,141	225	0	998	9,364
生活垃圾	D-1801	8,758	0	0	0	8,758
其他廢玻璃、陶瓷、磚、瓦及黏土等混合物	D-0499	2,934	126	0	4,017	7,078
廢塑膠混合物	D-0299	7,031	0	0	0	7,031
廢玻璃	R-0401	0	0	0	6,159	6,159
鉻及其化合物(總鉻)	C-0104	4,612	0	0	670	5,282
煤灰	R-1101	0	0	0	5,239	5,239
非有害性混合廢液	D-1599	3,738	0	0	0	3,738
污泥混合物	D-0999	1,001	0	0	0	1,001
廢光電零組件、下腳品及不良品	E-0218	566	0	5	0	571
廢木材	R-0701	0	0	0	407	407
廢活性碳	R-2408	0	0	0	358	358
廢木材棧板	D-0701	355	0	0	0	355
鉛及其化合物(總鉛)	C-0102	342	0	0	0	342
一般廢化學物質混合物	D-2399	341	0	0	0	341
非有害廢集塵灰或其混合物	D-1099	311	0	0	0	311
砷及其化合物(總砷)	C-0106	224	0	0	0	224
廢電子零組件、下腳品及不良品	E-0217	201	0	6	0	207
其他無法歸類之混合五金廢料	E-0399	169	0	9	0	178
廢紙混合物	D-0699	166	0	0	0	166
廢塑膠	R-0201	0	0	0	136	136
廢布	D-0803	135	0	0	0	135
廢纖維或其他棉、布等混合物	D-0899	125	0	0	0	125
含汞或螢光粉之廢照明光源(燈管、燈泡)(非屬公告應回收廢棄物者)	C-0172	110	0	10	0	120
廢活性碳	D-2403	103	0	0	0	103

資料來源：環保署全國事業廢棄物管制系統「線上分析系統(OLAP)」網站。

- 一、甲類：上游基板廠商產生之透明廢玻璃。
- 二、乙類：中游廠商加工為半成品製程產生之不良品。
- 三、丙類：下游組裝廠商產生之不良品。
- 四、丁類：報廢電視或資訊產品拆卸產生之廢玻璃。

其中產生廢玻璃最多者為乙類，其次依序為甲類、丙類，最少者為丁類，但丁類廢棄玻璃未來有增加的趨勢，廢棄玻璃通常被視為一般事業廢棄物，可直接掩埋或再利用。

2.2.3 其他污染源及污染特性

TFT-LCD 製程使用大量化學物質或溶劑時，經揮發生成空氣污染，且過程中常需使用多種不同之酸鹼物質、有機溶劑及毒性氣體，化學藥品經反應後形成更複雜之產物。廢氣種類、來源及特性如下：

- 一、酸、鹼性之廢氣：蝕刻、清洗製程之排氣。
- 二、有機溶劑廢氣：塗佈、液晶注入等製程單元之機台擦拭，以及網版清洗作業產生。
- 三、含毒性廢氣：來源為化學氣相沉積、擴散、離子植入等製程。
- 四、燃燒性氣體：來源為離子植入及擴散。
- 五、粉塵：來源為組立過程。

行政院環境保護署(以下簡稱環保署)於 95 年 1 月公告「光電材料及元件製造業空氣污染管制及排放標準」，針對光電業之液晶面板製造及其相關材料、元件或產品製造者，管制其所產生之揮發性有機物、氫氟酸及鹽酸等空氣污染物；業者應記錄原物料種類、含量百分比、購入量、使用量、輸出量等資料，並設置密閉排氣系統收集處理。酸鹼廢氣主要利用濕式洗滌塔吸收處理，有機溶劑蒸氣則使用活性炭吸附塔、沸石濃縮轉輪、直燃式焚化爐、流體化床、生物濾床、冷凍回收機、冷凝回收機及臭氧洗滌設備等。廢氣因含有酸、鹼性或腐蝕性，故處理系統的管材必須能耐酸、耐鹼、抗蝕性，甚至耐高溫及防水性。

TFT-LCD 廠使用大量化學藥品，其儲槽、管線及槽車可能因洩漏，而造成土壤及地下水污染。表 2-5 為土壤污染潛勢分區之判斷原則，主要以地表上放置物判別可能發生之污染嚴重性。

表 2-5 土壤污染潛勢分區之判斷原則

污染分區	說明	舉例說明
極低污染潛勢區	幾乎無發生土壤污染可能之區域	地面上未堆置原料或廢棄物，且該區域未有管線經過，例如：綠地、宿舍及員工停車場、空地、活動中心等。
低污染潛勢區	發生土壤污染可能性較低之區域	與高污染潛勢區相鄰之區域，例如：作業員辦公室、作業場所、作業車輛通道、事業用停車場。
高污染潛勢區	發生土壤污染可能性較高之區域	非屬於極低污染潛勢區或低污染潛勢區之區域，例如：(1)非儲槽區：廠房或製程區、原物料倉庫、廢棄物或毒化物貯存或處理區域、污染防治設備之設置地點、其他廢棄物可能棄置區，(2)儲槽區：儲槽、儲槽裝卸或分裝區、管槽相連區。

2.3 污染物在環境中的傳輸與宿命^[5]

污染物在土壤及地下水中，可能藉由滲漏或土壤水分的帶動而污染地下水，也有可能自地表揮發至大氣中，或經由地表的逕流與淋洗而造成地表水污染。TFT-LCD 業所產生的污染物種類繁多，主要的污染物為酸鹼及各類溶劑，包括揮發性有機物、半揮發性有機物與非水溶相液態污染物(non-aqueous-phase liquid, NAPL)等。茲就各類型污染物於環境中之傳輸方式說明如下：

一、土壤中重金屬污染物傳輸機制

(一) 重金屬污染物在土壤中之動態變化

重金屬污染物在土壤中是否容易移動，是否會向下擴散，最主要的關鍵在於重金屬污染物是以何種型態存在於土壤中。重金屬物質在土壤中的型態其實相當複雜，在探討其在土壤中的傳輸，我們可以將重金屬在土壤中的型態簡單分為 3 大類：可溶解態、結合態與固態。可溶解態(或可交換態)為最主要在土壤中移動也是最容易被植物所吸收的型態；結合態則是重金屬物質在土壤中與有機物質結合，會伴隨有機物質而移動，且會緩慢釋出的型態；而固態則是

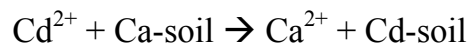
最不容易移動，與其他物質形成沉澱，或是存在於黏粒之中，植物也最不容易吸收的型態。

重金屬污染物在土壤中的型態，最主要的影響因子為土壤的酸鹼度與氧化還原電位，且酸鹼度的影響又較氧化還原電位的影響顯著，不同的金屬離子有其對應的範圍。一般而言，正常土壤的 pH 值在 5 至 7 之間，氧化還原電位介於 400 mV 至 -200 mV。大部分的金屬離子在 pH 5 以下，氧化還原電位小於 100 mV 的土壤中溶解度較高。亦即，在酸、還原狀態的土壤中，金屬離子較容易移動。

不同種類的重金屬污染物與不同性質的土壤之間會產生各種不同的物理、化學、生物作用，在探討重金屬污染問題時，我們最主要關切的是土壤對重金屬物質的吸附能力，是否容易因淋洗而移動、擴散，重金屬物質的型態是否會轉變等，以下簡介 7 種不同的作用方式。

1. 交換作用

由於金屬離子的半徑大小與土壤結構組成成分物質的離子半徑大小相似，而產生的取代反應，例如金屬鎘離子(離子半徑 0.103 nm)與土壤表面的鈣離子(離子半徑 0.11-0.12 nm)的交換作用：



2. 吸附作用

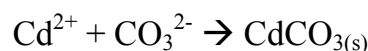
泛指土壤表面對金屬離子的固定作用，為影響重金屬在土壤中的行為及生物有效性最重要的作用方式，包含陽離子交換作用(非特異性吸附)、特異性吸附、有機物結合及共沉澱等作用。一般而言，細質地及高有機物含量之土壤具有較大的吸附力。

3. 溶解作用

重金屬污染以固體型態之鹽類進入土壤中，其在土壤中具有一定之溶解度，金屬離子會因而溶解釋出。

4. 沉澱作用

金屬陽離子與土壤中的陰離子作用形成不可溶性之固體沉澱，此時污染物在土壤中之移動性及生物有效性會降低很多。例如金屬鎘離子與土壤中的碳酸根離子形成不可溶的碳酸鎘沉澱：



5. 傳輸作用

植物根部會吸收土壤中的養分元素供其利用，若重金屬污染物在土壤中，是以可溶性的型態存在，則植物亦有可能將其吸收利用。植物主要靠質流(mass flow)與擴散(diffusion)作用吸收土壤中的養分，此傳輸作用之影響因子包括土壤質地、有機物含量、pH、導水度、擴散係數、降雨量及蒸發量等。

6. 氧化還原反應

金屬離子在土壤中由於土壤環境狀態的改變，金屬離子會有氧化或還原的變化。

7. 轉變作用

污染物之種類發生變化，改變方式包含下列 4 項：

- (1) 無機污染物之水解或錯合反應。
- (2) 無機污染物之氧化還原反應。
- (3) 無機污染物之生物分解反應(微生物)。
- (4) 有機污染物之非生物性分解反應(水解及光分解及揮發作用)。

(二) 重金屬污染物與土壤結合力之比較

重金屬污染物在土壤中的型態可細分為以下 6 種不同的型態，其與土壤的結合力並不相同，這個性質影響了重金屬污染物在土壤中的移動性。

1. 水溶性部分(最弱)：最容易溶解於環境中，危害最大。
2. 可交換性(最弱)：最容易溶解於環境中，危害最大。
3. 有機物錯合性：部分可被微生物分解後溶解於環境中，危害不可忽視。
4. 碳酸鹽鍵結性。
5. 氧化物鍵結性。
6. 結晶構造鍵結性(最強)：最難溶解於環境中，幾乎無害。

(三) 與重金屬污染物宿命有關之土壤性質

1. pH 值

影響污染物之溶解度，大部分的金屬離子在 pH5 以下的土壤

中溶解度較高。

2. 有機物含量

污染物主要之吸附作用之一，土壤有機物含量越高越容易形成錯合物，對環境危害越少。

3. 黏粒含量

污染物之吸附位置及轉變之主要部分，土壤黏粒含量越高越容易被吸附、固定，對環境危害越少。

4. 質地等級

影響土壤之通氣與排水及污染物之移動、吸附及轉變，砂質地之土壤，通氣與排水越好，污染物之移動越快。黏質地之土壤，通氣與排水較差，污染物之移動不易，較不易污染環境及地下水。

5. 黏土礦物種類

影響污染物移動及吸附，不同黏土礦物種類有不同之吸附量及吸附位置，因此會影響污染物之吸附量及未來之宿命。

6. 污染物之特性與污染情況

重金屬鉛較不易溶解及移動，不易污染農作物之品質及污染地下水。重金屬銅易與土壤中之有機物質形成錯合物，如有機物少則易溶解及移動於土壤中，較易污染地下水。重金屬鎘與鋅則在一般土壤條件下，易溶解及移動於土壤中，較易污染地下水。

二、地下水有機污染物傳輸機制

(一) 溶解相有機污染物

1. 傳流(advection)

溶解在地下水中的污染物會隨著地下水的流動而移動。

2. 水力延散(hydrodynamic dispersion)

(1) 分子擴散(molecular diffusion)：水中的污染物分子會從濃度高的區域流到濃度低的區域。

(2) 機械延散(mechanical dispersion)：地下水在大小不同的孔隙中流動，會造成各點的流速有所差異。

(二) 非水溶相液態污染物

半導體業中的含氯有機溶劑(如三氯乙烯)即屬於非水溶相液態污染物(NAPL)，因其比重大於水，稱為重質非水溶相液態污染物(DNAPL)僅些微溶於水中，當 DNAPL 自污染源釋出，侵入地下後，需先穿過所謂之通氣層(vadose zone)土壤，DNAPL 滲流經過通氣層時一部分揮發成氣相，一部分微溶於水中，其餘的則受重力影響向下沉陷，期間部分會殘留在移動路徑上，且因 DNAPL 比水重之特性，會穿過地下水位面而進入到含水層中，DNAPL 在含水層中的移動路徑仍會形成殘留量(residual saturation)，DNAPL 溶於水的部分形成溶解相之污染團(plume)，且隨著地下水移流擴散持續污染地下水，由於 DNAPL 溶解度低以及地下水流動緩慢的特性，此類污染物可能殘留在地下達數十年至數百年之久，往往形成持久性污染源，將對民眾健康造成長期威脅；當 DNAPL 在含水層中自粗顆粒或較高滲透性地層中移動至細顆粒或較低滲透性地層中時，而形成 DNAPL 池(DNAPL pool)。

若污染源不持續供應 DNAPL 物質，未揮發或未溶於水的 DNAPL 在移動過程中會逐漸分離形成無數個獨立、不連續的小液滴，「卡」在土壤空隙中，不再能移動。這些不連續、不活動的液滴狀 DNAPL 又稱殘留量。殘留量在通氣層或飽和層中均可形成。殘留量一旦形成後，幾乎不可能被地下水驅動。通氣的土壤空隙存有空氣，因此殘留量會藉揮發作用，變成有機氣體。場址一旦遭受 DNAPL 污染，一般很難找出其確切的位置及污染總量。

三、地下水中污染物反應機制

污染物在地下水中會進行各類不同要反應，包括物理、化學與生物等反應，並會影響污染物傳輸速度及總量，這些反應包括：

(一) 吸附反應(遲滯作用)

重金屬污染物會與含水層中的土壤吸附(adsorption)，導致傳輸的速度減慢，這種現象稱為遲滯(retardation)作用。吸附現象起因於污染物與土壤表面之間的吸引力，可分為下列數種狀況：

1. 污染物帶正電的金屬離子：由於土壤的表面大部分時候是帶負電，因此二者間之吸附力很強。
2. 污染物帶負電的陰離子：由於土壤的表面大部分時候是帶負電，因

此二者間之吸附力很弱，甚至不吸附，如溴離子。

3. 污染物為有機物：由於土壤表面有土壤有機質(soil organic matters, SOM)，因此能藉凡得瓦力吸附有機質污染物。

(二) 化學反應

污染物在含水層中的可能發生的化學反應包括各類水化學的氧化還原反應。

(三) 生物反應

含水層中有各式各樣的微生物，在適當的條件下，微生物可利用污染物進行代謝反應，包括好氧與厭氧反應。如果含水層中存在能分解有機污染物的菌群時，則可進行生物分解作用，降低污染物的濃度。

參考文獻

1. 財團法人光電科技工業協進會，全球光電市場與台灣光電產業回顧與展望，民國 95 年 1 月。
2. 行政院主計處，中華民國行業標準分類(第 8 次修訂)，民國 95 年 5 月。
3. 財團法人光電科技工業協進會，從 2000 年上半看我國光電產業發展，民國 89 年 9 月。
4. 經濟部工業局，TFT-LCD 之廢棄物資源化技術及案例，民國 92 年 12 月。
5. 經濟部工業局，半導體業土壤及地下水污染預防與整治技術手冊，民國 94 年 12 月。

第三章 土壤及地下水污染預防與監測

由於土壤及地下水污染會影響企業的形象與商譽，因此解決此問題的最佳方案即為盡量避免污染土壤與地下水，也就是做好污染預防工作，從源頭上管制污染物使其不進入土壤及地下水。土壤及地下水污染來源包括「氣相」的空氣污染物、「固相」的污染物、及「液相」的污染廢液與廢水，因此做好空氣污染防治、廢水處理、廢棄物貯存與處置工作，並加強廠區工安管理以避免意外事件，加強監測土壤及地下水的品質，切斷污染物進入土壤及地下水的途徑，就有很大的機會達到污染預防的目標。本章將分別就廠內環境管理及污染評估、工廠污染預防措施、土壤及地下水環境品質計畫研擬及土壤及地下水污染緊急應變計畫研擬等4個部分，說明如下。

3.1 廠內環境管理及污染評估

3.1.1 環境管理

工業污染和災害所導致的公害事件，不僅易引發民眾的嫌惡心理因素，圍廠抗爭，亦可能危及勞工健康，進而影響工廠的運作。如工廠經環保機關公告為土壤及地下水污染場址時，對企業經營的影響與衝擊更大，妨礙土地利用，減低銀行融資意願。為謀求事業永續發展，企業宜建置環境管理與查核系統，並納入土壤及地下水污染預防與整治，以長期、持續有系統的監督並考核企業內部環境管理績效。

一、環境風險管理

企業應自行評估工廠運作所可能產生之環境風險，建立環境風險管理機制，企業可參考下列原則評估工廠發生土壤及地下水污染之風險：

(一) 高風險

1. 缺乏有效控制污染物滲漏與洩漏至環境的基礎設施，如：

- (1) 地上儲槽未設置防溢設施、截流溝、緊急應變設備等。
- (2) 未設置收集或防止危害性物質污染地下水體與土壤之設備或措施，如未於油品或化學品可能洩漏地區或逕流水易含有油污之雨、排水系統處，設置陰井或油水分離系統。
- (3) 危害性物質之專門貯存場所未能避風、擋雨、地面堅固及設置二次阻絕設施。

2. 無法預防與偵測污染物滲漏或洩漏至地下環境，如：

- (1) 危害性物質運作時直接接觸土壤，液態物質未貯存於二次阻絕系統內。
- (2) 未於危害性物質運作或貯存區周圍設置測漏設備或地下水監測井。

(二) 中度風險

1. 在工廠運作管理上，環境風險管理責任不明確，如：

- (1) 防溢設施、截流溝未指派專人負責巡視、檢視及定期保養維修。
- (2) 洩漏物未指定專人負責清理。

2. 管理上未有效提供最新工業標準與法令規定。

(三) 低風險：不符合良好工業實務(good practice)，但導致環境危害之可能性低。

二、土壤污染風險管理案例介紹^[1]

日商 TDK 公司將工廠土地發生土壤污染風險的評估標準與結果納入公司環境風險管理系統中，該評估標準期能確認出該公司內部土壤污染預防工作的優先順序，以有效地執行環境風險管理的工作。

自 2001 年起，該公司旗下工廠於關廠或遷廠時，進行土壤調查，對於發現污染的工廠，則進行整治，2004 年完成 1 家工廠的整治工作，2005 年則進行 2 家工廠的整治工作，如表 3-1 所示。

表 3-1 TDK 公司 2004 年土壤污染整治情況^[1]

工廠名稱	關廠或遷廠時間	調查項目	調查結果概要	整治方法	整治進度
TDK 由利本庄第二工廠舊址	2004 年 10 月	重金屬	廠內部分土壤鉛超過標準	移除處理被污染土壤	2004 年 10 月完成
市川工廠舊址	2004 年 1 月	重金屬	廠內部分土壤鉛超過標準	移除處理被污染土壤	2005 年開始整治
成田工廠	營運中	重金屬	地下水中硒超過標準	地下水抽出處理(pump and treat)	2005 年 4 月開始整治

3.1.2 污染評估

工廠運作可能造成污染的污染物種類，工廠所處地理位置的水文地質特性及可能的污染傳輸途徑，均是污染評估的重要考量，包括監測井的設計與環境調查評估的程序。

一、污染源

工廠要執行土壤及地下水污染預防工作，首先需由工廠本身之運作特性、潛在污染源及土地使用情形開始瞭解，進一步針對廠內可能具污染潛勢之區域，於平時特別注意並予記錄，以減少可能污染之產生。工廠可能的土壤及地下水污染源，包括：

- (一) 製程反應槽洩漏、管線破裂。
- (二) 地上或地下儲槽洩漏。
- (三) 地下輸油管線破裂。
- (四) 油品與化學品裝卸。
- (五) 廢污水集水池、污水坑與廢水處理場。
- (六) 雨、排水系統。
- (七) 有害事業廢棄物暫存區。
- (八) 有害事業廢棄物非法棄置、掩埋。
- (九) 化糞池。

二、工廠水文地質特性

利用地質鑽探及設井所取得的資訊，可以瞭解及描述工廠水文地質的特性，包括工廠的地質與地層特性，以及定義水文地質特性，如地下水坡降與流向。於進行初步污染評估或調查時，如廠區內未曾進行地質鑽探或設井工作，可參考政府機關調查之區域性水文地質或鑽探資料，如表 3-2 所示，瞭解工廠的水文地質特性。

含水層中砂及黏土的產狀、層面及接觸面的關係是影響污染物傳輸的重要因素，薄層黏土會使地下水水流分離、減緩或改變其方向，進而使污染團向水平及垂直方向延伸。地下水水質因流過污染區域或不同質地的地層有所改變，而未受污染的工廠，可能會因上游工廠的污染源，而污染地下水。污染物的移動與擴散的時間愈長，污染的範圍愈大，污染評估或調查的範圍也變得更大、更複雜、更昂貴。

表 3-2 政府機關水文地質資料內容及來源

項目	資料內容	來源
地質	- 場址所在地地質圖 - 地質狀況描述	- 經濟部中央地質調查所鑽探資料 - 經濟部中央地質調查所網站(區域性地質) - 水利署「水文水資源資料管理供應系統」水資源資料查詢
地表水水文	所屬河川流域、水位、流速、流量	- 台灣河川流域圖 - 水利署「水文水資源資料管理供應系統」水資源資料查詢
地下水水文	- 附近區域水文地質剖面圖 - 地下水流向之季節變化 - 地下水水位面之季節變化 - 地下水流速、導水係數、孔隙率 - 含水層型態、厚度、範圍	水利署「水文水資源資料管理供應系統」水資源資料查詢
地下水使用情形	- 附近民眾使用地下水情形 - 附近其他地下水抽水井汲取狀況	水利署「水文水資源資料管理供應系統」水權資料查詢

土壤鑽孔及監測井設置可取得工廠基本的水文地質資料，設置監測井時可取得土壤柱狀圖及化學分析採樣資料。若欲取得場置性地下水水力坡降及流向之資料，則至少須設置 3 口地下水監測井，其中 1 口監測井須設於地下水之上游，另 2 口設置於地下水之下游。

三、污染物在環境中的傳輸

不同特性的污染物於環境介質中，有不同的傳輸特性，業者進行污染評估時，應先瞭解工廠運作污染物的特性，及其在環境介質中的傳輸特性。茲分別就輕質非水溶相液態污染物(light non-aqueous-phase liquid, LNAPL)、重質非水溶相液態污染物(dense non-aqueous-phase liquid, DNAPL)與重金屬在環境介質之傳輸特性，說明如下。

(一) 輕質非水溶相液態污染物(LNAPL)

輕質非水溶相液態污染物(LNAPL)，如油品，當其排放或洩漏至環境介質之後，會被土壤吸附或流入通氣帶(未飽和層)中，油品沿著土壤中的孔隙，向下或水平移動而形成污染，一部分的油品，會流經未飽和層而達飽和層(含水層)。油品因其比重小，當達飽和層時，會在飽和層表面處累積，部分則會在毛緣層(capillary fringe)區累積，當油品污染物達到飽和層地下水面時，會在該處散佈開，

而幾乎不會再往下入滲，因而，油品會在飽和層的上方散佈，以類似「浮油」的型態存在(如圖 3-1)；此外，地下水位因水位的上升與下降，部分浮油會殘留在地下水位面上下，而形成油漬區(smear zone)(如圖 3-2)。

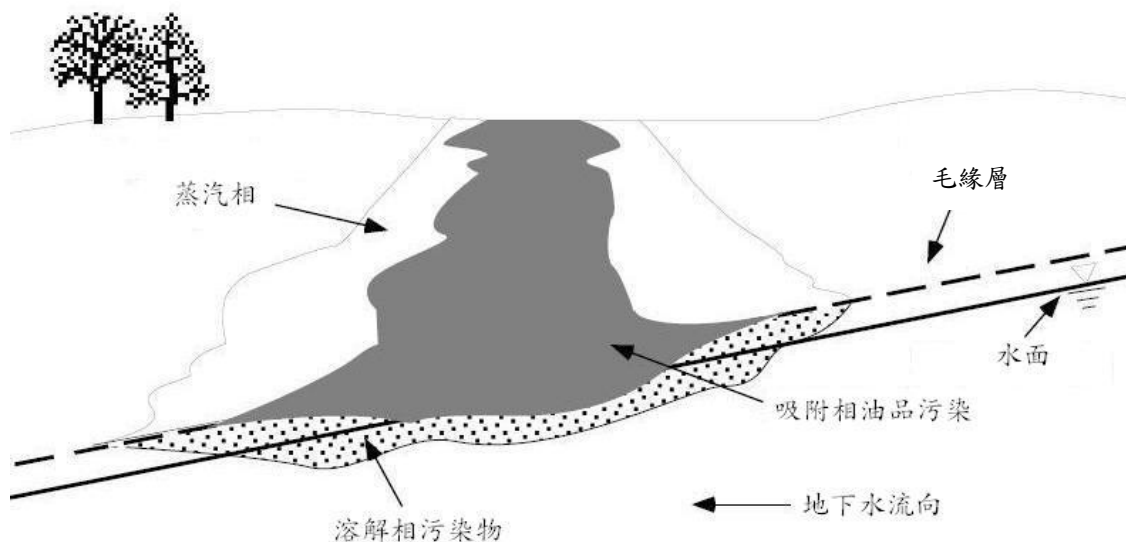


圖 3-1 LNAPL(油品)於地下環境中移動及分布情形^[2]

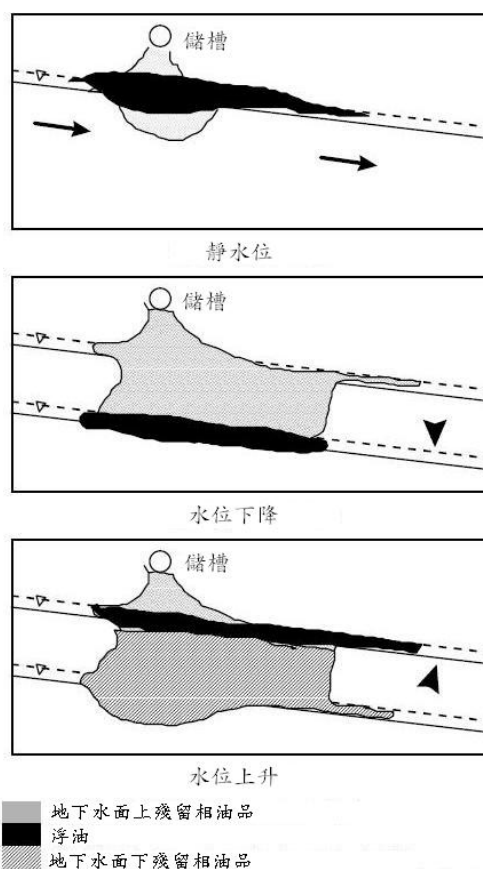


圖 3-2 LNAPL 隨地下水位變動形成油漬區^[3]

污染範圍的深度、寬度及空間分布，因污染物洩漏的方式與數量、污染源的型式(地上或地下型)、污染物性質、土壤及地質特性等，產生不同的分布型式。

(二) 重質非水溶相液態污染物(DNAPL)

重質非水溶相液態污染物(以下簡稱 DNAPL)，如三氯乙烯、四氯乙烯，當移動通過未飽和層(透氣層)時，DNAPL 會部分揮發於土壤空隙，形成蒸氣相，一部分則溶於土壤水分中，未溶解、未揮發部分，則以液相受毛細作用與重力影響在土壤空隙中移動，部分 DNAPL 會在移動的路徑形成液滴狀的殘留；而碰到地下水位面後，DNAPL 因其比水重，則會穿透地下水位面，進入飽和層，繼續向下移動。在飽和層中土壤空隙為水所充滿沒有空氣存在，所以 DNAPL 無法揮發成氣相，但仍會形成液滴狀的殘留。當連續相的 DNAPL 在向下移動時，若碰到顆粒較細的土壤(低透水性地質)時，可能會無法穿透這些細質土層，而堆積其上形成停滯的 DNAPL 「池」(pool)，如圖 3-3 所示。由於 DNAPL 物質溶解度低，少量 DNAPL 之「殘留量」或 DNAPL 池將可能造成地下水持續且長期之污染源，長者可能達到數十年或數百年之久。

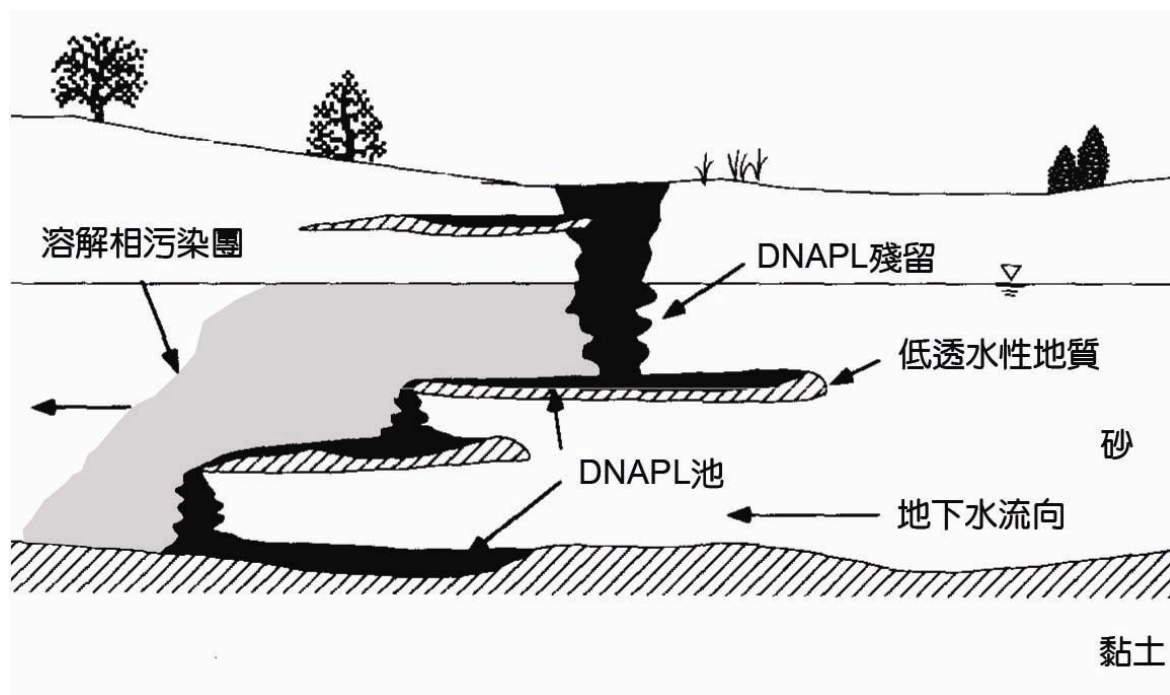


圖 3-3 DNAPL 於地下環境中移動及分布情形^[4]

(三) 重金屬污染物

重金屬污染物的移動除了受到地下水流速、土壤粒徑、孔隙率等土壤性質之影響外，重金屬是否能被土壤吸附，以及吸附的強度，影響移動速度甚大。通常吸附力愈強，則重金屬愈易留在土壤顆粒上，故移動慢。由於土壤顆粒多數帶負電荷，因此帶正電荷的重金屬離子，如鉛、汞、鎘、鎳、鈷等，易被土壤吸附而不易移動，而逐漸於土壤表面或洩漏處形成累積的狀況。此外，重金屬進入土壤後，會與土壤中的有機物或微生物體形成穩定錯合物，但也可能被小分子有機物鉗合住而帶著離開土壤。此外，氧化與還原作用會使重金屬溶解度降低或升高，而影響其在土壤中的停留時間，通常重金屬污染物在還原態下移動較快。

四、場址污染評估

企業對瞭解其工廠、作業活動及併購案有關環境議題之興趣日益提高。這些環境議題與相關商業活動結果可藉由使用場址與組織環境評估(environmental assessment of the site and organization, EASO)^[5]或環境場址評估(environmental site assessment, ESA)之標準方法評估。該等評估可於作業活動中，或於資產併購或撤資(divestiture)時進行，並可作為更廣泛商業評估的一部分，以釐清及保護企業本身的權益。近年來，因 RCA 的案例，部分國內金融機構對不動產之抵押貸款有了「污染預防」的考量與要求，以避免抵押之不動產因污染問題而失去抵押之價值^[6]。

(一) 污染評估之目的

執行土壤及地下水污染估與調查之目的，包括：

1. 背景調查。
2. 潛在污染源調查及確認。
3. 污染確認調查。
4. 污染範圍調查。
5. 基本調查。
6. 特殊目的(如環保機關/民意之考量)。
7. 早期預警系統。

(二) 污染評估之方法

初步污染評估旨在確認可能之污染源、污染物種類、傳輸途徑及潛在受體，以作為工廠後續污染預防措施、污染調查或早期預警或監測系統規劃之用。

參考美國材料及試驗協會(American Society for Testing and Materials，以下簡稱 ASTM)第一階段場址評估(ASTM E1527)^[7]，初步污染評估之調查，至少須包括下列工作：

1. 工廠之土地使用歷史及目前使用狀況。
2. 污染物移動路徑評估。
3. 場址所有人及員工訪談。
4. 區域地質及水文地質調查。
5. 敏感受體調查。
6. 工廠及其周圍土地使用狀況勘察。
7. 相關環境報告之審閱。
8. 場址相關紀錄之審閱。

執行工廠初步污染調查工作之人員需有豐富的土壤及地下水相關知識及實務經驗，否則調查結果可能無法明確評估工廠本身及附近地區之潛在污染源，進而誤導後續工作的規劃，或誤判場址的污染狀況，進而造成企業本身的損失。

3.2 工廠污染預防措施

由於國內各項環保法規已趨完整，環保觀念亦趨於成熟，再加上民眾環保意識高漲，近年來除了少數不肖業者故意棄置或排放污染物，絕大部分的土壤及地下水污染事件均為在業者不知情的狀況下，或因工廠發生意外事件所發生，其中又以地下儲槽或管線洩漏最常發生。

一般而言，工廠要執行土壤及地下水污染預防工作，首先需由工廠本身之運作特性、潛在污染源及土地使用情形開始瞭解。本節將分別就污染預防管理原則與污染預防措施等 2 個部分，說明如下。

3.2.1 污染預防管理原則

光電材料及元件製造業所產生的污染物，如未妥善處理，容易造成環境污染。業者宜依工廠的運作特性，將土壤及地下水污染預防納入工廠之環境管理系統中。

一、污染預防基本原則

土壤及地下水污染預防管理之基本原則如下：

- (一) 承諾採購(affirmative procurement)：使用替代品、安全與可回收之原物料。
- (二) 減少水的使用，或使用乾式製程。
- (三) 減少或避免雨、排水系統流過廠區、貯存區或高污染潛勢區。
- (四) 廢棄物回收、利用。
- (五) 隔離潛在污染源傳輸至土壤、地下水之途徑。
- (六) 污染預防與緊急應變之職工訓練。

二、污染預防自我體檢

土壤及地下水污染預防應先經過妥善的規劃，以便認識問題的本質，研擬對應的對策和方案，工廠可依下列程序自我體檢，並研擬對策與方案：

- (一) 瞭解有關污染防治之環保法令與相關規定。
- (二) 自評：工廠要執行土壤及地下水污染預防工作，首先需由工廠本身之運作特性、潛在污染源及土地使用情形開始瞭解，進一步針對廠內可能具污染潛勢之區域，於平時特別注意並予記錄。
- (三) 納入工廠環境管理系統。
- (四) 研判污染問題的防治方案。
- (五) 防治方案評估與衡量成本效益。

三、洩漏預防與管制計畫

工廠自行評估廠內運作有污染洩漏之虞時，宜針對廠內潛在污染源制定洩漏預防與管制計畫，計畫內容包括：

- (一) 設備設計：如儲槽及管線材質規格，鋪設 Epoxy 防漏。
- (二) 操作程序：如化學品置放、貯存及運作作業管制。
- (三) 預防保養技術。
- (四) 建造技術：明管、防震設計。
- (五) 職工訓練。

- (六) 洩漏應變能力。
- (七) 替代品與替代製程。
- (八) 新技術的應用。
- (九) 調整廠區或設備配置。
- (十) 洩漏預防管制措施與計畫。
- (十一) 有害事業廢棄物應變計畫。
- (十二) 地面逕流與入滲管制系統。
- (十三) 工廠地理位置與使用分區。

3.2.2 污染預防措施

廠內建立明確的污染預防措施，是達成土壤及地下水污染預防目標最簡單且最有效的作法，業者可朝物料管理、有害事業廢棄物貯存、儲槽管線定期維護與檢測、預防儲槽與管線洩漏管理措施與預防水質污染擴散等方向著手，分述如下：

一、物料管理

光電材料及元件製造業工廠本身所使用的原物料種類多，且多數化學品原物料本身即具毒性或危害性，所以有效管理化學品原物料，是降低環境污染的關鍵。針對廠區內的原物料管理上，提供下列管理要點以供參考：

- (一) 廠區內化學品的存放，應有特定的場所或貯放方式，室外避免放置化學原料、廢棄物、空桶及閒置設備。
- (二) 化學品包裝應完整，且應有適當的標示(品名、保管人、危害性等)，並備妥相關之物質安全資料表(MSDS)資料文件。
- (三) 人行通路不得置放化學物質，尤其是具危害性化學物質、危害性氣體及易燃易爆物質等。
- (四) 氣體鋼瓶應予固定放置，尤其是危害性氣體鋼瓶或高壓性氣體鋼瓶，宜加強管理。
- (五) 開封過的原料應加蓋或袋口捆束，防止粉塵、原料逸散或揮發等。
- (六) 化學品貯存應注意相容性問題，不相容物質不可放在一起，以避免發生爆炸、火災等意外事故；易燃物質應遠離火源。

- (七) 除正常情況外，應考慮在異常狀況發生時，原物料有傾倒、破裂、撞擊、震動等之可能性，以及發生該等情事時對環境可能的影響。

在工廠作業面的管理上，提供參考如下：

- (一) 工作場所應力求整潔，地面上不可有散落的原物料、油污及廢棄物。
- (二) 工作場所內，原物料、廢棄物及中間產品應區隔放置，並進行妥善標示。
- (三) 工作場所內各類設備或裝置應能適當的維護，以防止異常操作，並避免不正常的廢氣、廢機油或其他污染情事發生。

二、有害事業廢棄物貯存

在廢棄物貯存方面，有害事業廢棄物與一般事業廢棄物必須分開貯存，且所有的貯存設備都要有明顯的中文標示，貯存的容器與廢棄物必須相容，以防發生容器破裂或廢棄物溢出的情形。貯存設施必須考慮如何防止地表水的入滲。如果貯存設施不可避免會有廢水、廢氣、惡臭等污染的產生，必須妥善的收集並處理以防止對於環境的污染發生。且有害事業廢棄物應注意該項廢棄物貯存期限以 2 年為限，如果貯存時間會超過時限必須取得地方主管機關同意。廢棄物的分類與貯存方式應該要依照其特性與資源回收與清理的方法來決定貯存的容器，並考量廢棄物的相容性。在內襯的材質選擇上，必須依照廢棄物的性質去使用合適之容器或儲槽之材質。如果為大型儲槽，還必須考慮周圍環境與受撞擊、地震等外力時會造成的傷害，來決定儲槽之設計與材料。防止廢液之洩漏也是十分重要之課題，大型的儲槽應該設有液位量測、液位計與防止洩漏等裝置，以便能即時察覺異常或於意外發生時切斷廢液繼續流入。為了預防儲槽發生洩漏時所造成的環境污染，一般都會於儲槽外加設洩漏液收集設施及超過總容量 10% 以上的暫存系統，且必須定期量測儲槽之壁厚，以防止洩漏之發生。

三、儲槽管線定期維護與檢測

工廠應訂定管理規則、規定及要點，由現場單位執行定期維護與檢測廠內所有儲槽管線。

(一) 儲槽

1. 定期檢查槽體是否有洩、滲漏之情形；發現洩漏、腐蝕或功能降低時，應考量修護，必要時更換儲槽。

2. 檢查槽體基座、連接處、被覆或塗層、防溢堤壁體與管線系統，定期維護相關零件、閥門與設備，避免失去功能。
3. 暴雨、地震或大量洩漏時(後)，檢查露天儲槽擋油堤或防溢堤沖刷與溢流的情形。
4. 監測：定期巡查、自動檢查、監測系統，如漏油偵測器、閉路電視監視系統(CCTV)...等。
5. 定期進行非破壞檢測如陰極防蝕接點檢查、試壓等。

(二) 管線

1. 地面產線

- (1) 避免機械性損壞，地面管線應有適當的支撐與標示。
- (2) 為降低破裂所造成洩漏之影響，可裝置低壓偵測器(low-pressure sensor)與安全停機閥門(safety shut-down valve)。

2. 地下管線

- (1) 任一段管線可目視時，應檢視其外觀是否有損壞之情形，如有鏽蝕時，應進行檢測或進行矯正。
- (2) 管線新建、修改、重遷或更換時，應進行檢查、測漏與試壓。

3. 腐蝕預防(含內部及外部)

陰極防蝕電位量測、緊密電位檢測、智慧型 PIG 檢測、管線更新與紀錄保存。

4. 巡查

- (1) 注意管線週邊地形、地物之變化。
- (2) 廠內施工時，應確認管線位置是否在施工範圍內並告知施工單位。

(三) 研訂測漏計畫

工廠應針對廠區儲槽與管線配置情形擬訂測漏計畫，包括定期檢查及重點監測，藉由例行定期檢查及早查覺儲槽系統是否發生變形、腐蝕等問題，並重點監測，期能於洩漏初期即能迅速得到洩漏訊息，以有效掌握阻止污染擴大及處理之契機。有關工廠測漏計畫之範例如圖 3-4 所示。

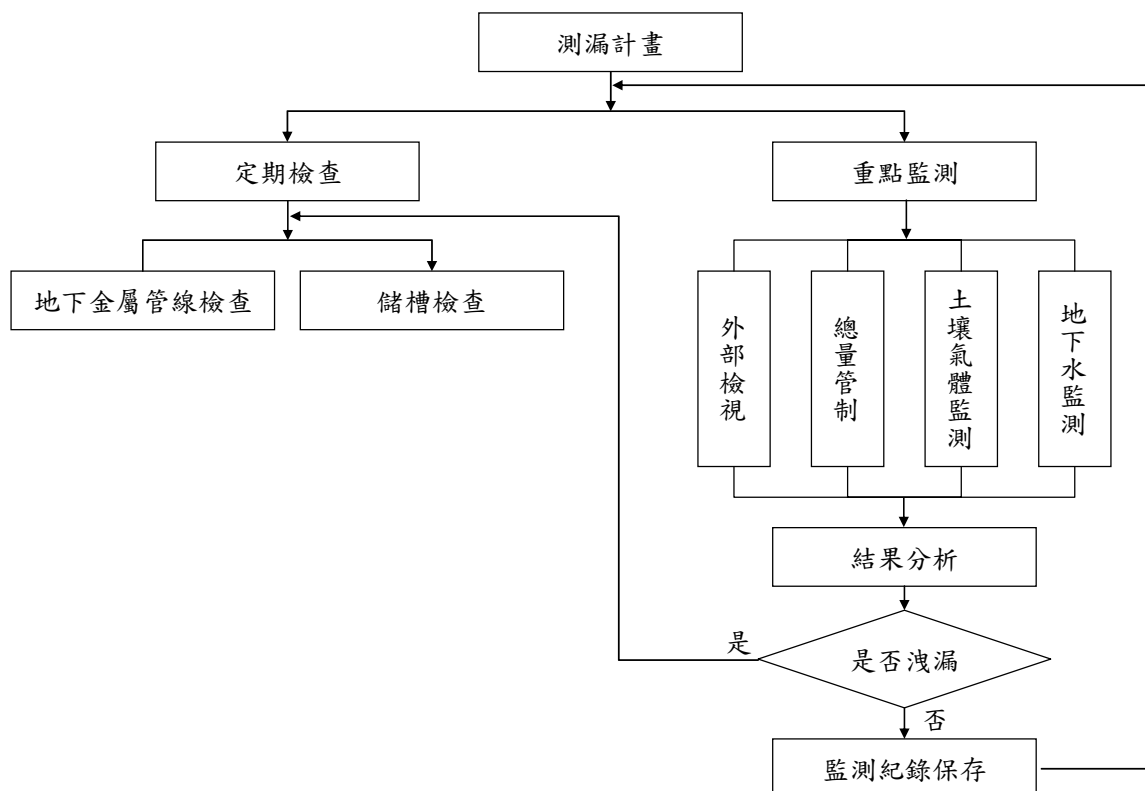


圖 3-4 工廠儲槽管線測漏計畫範例

四、預防儲槽與管線洩漏之管理措施^[8]

(一) 建立管線管理資訊系統

1. 建立管線空間座標圖資及一般屬性資料，讓工廠管理者利用個人電腦即可即時查取管線相關資料。
2. 經由儲槽與管線屬性資料可查詢有關儲槽與地下管線之名稱、長度、口徑、完工年度、輸送物質種類、檢測報告、陰極防蝕電位、巡檢管理、異常應變、維修保養、管線故障排除等管線資料，協助工廠管理者隨時掌握相關資訊。

(二) 實施管線風險管理

各工廠無論是管理單位或操作維護單位，甚至工安環保單位均應了解管線之風險，並依風險高低，實施各種保護、防範、改善措施，進而降低管線風險，維持管線輸送暢通、保障工廠自身的安全、減少對工廠鄰近居民的潛在危害，間接降低工廠本身的營運成本。

(三) 落實儲槽、管線洩漏之防範管理

各工廠營運單位應做好儲槽與管線之維護與監測工作，期能有效防範儲槽與管線洩漏所造成之環境污染以及原物料的損失，避免

工廠之財物損失、環境污染與健康危害賠償問題。

五、預防水質污染擴散

國內農田污染多導因於受污染地區附近的工廠，透過地區灌溉渠道之引水所造成。工廠雨污水或廢水排放水體若為農田水利會管理之灌溉渠道或與灌溉渠道相通，應考量液態化學品或油品大量洩漏時，於廠內污、排水渠道適當地點設置截流溝，導入油水分離系統，分離後再排放至廠外排水溝中。避免當廠內污染物(如鍋爐重油)洩漏後，經由廠內雨、污水排水渠道與廠外灌溉渠道，直接污染附近農田土壤。此外，油水分離系統應定期巡期，經分離、收集之污染物應適時清除並妥善處理。

3.3 土壤及地下水品質監測計畫研擬

當洩漏情形發生於地下環境時，初期不易察覺污染，俟發現時，通常污染情形已達相當嚴重程度。因此，工廠為確切瞭解及掌握廠內地下環境品質，及做好進行土壤及地下水污染防治工作，可委託專業顧問或檢測機構辦理土壤及地下水品質監測計畫。

一、計畫目標

工廠為執行土壤及地下水品質監測計畫之目標如下：

- (一) 藉由監測結果，及早瞭解廠區水文地質特性、土壤及地下水可能污染現象。
- (二) 釐清及界定工廠與周圍工廠間之土壤及地下水污染權責。
- (三) 建立長期監測調查系統，作為預警與查核之依據。

二、工作內容

工廠土壤及地下水品質監測計畫之主要工作內容如下：

- (一) 基本資料之蒐集與研判。
- (二) 地質調查與建立水文地質概念模式。
- (三) 土壤可能污染源調查分析。
- (四) 水質監測井之規劃與設置。
- (五) 地下水水質定期採樣與分析，如於每年豐、枯水期各 1 次。
- (六) 土壤及地下水環境品質狀況綜合研判分析。
- (七) 後續工作規劃與建議。

工作計畫執行一般分為二階段，第一階段為瞭解地下水位狀況及土壤污染潛勢之普查，第二階段則依第一階段現場調查結果進行詳細調查，並進行土壤及地下水環境品質狀況綜合研判分析，最後提出後續工作規劃與建議。土壤及地下水品質監測計畫工作流程之範例，如圖 3-5 所示。

有關土壤採樣點及地下水監測井的配置、深度與頻率之規劃、採樣工具選擇、分析方法、快速篩試工具的應用與專業機構的聘請等，請參考本手冊第四章之說明。

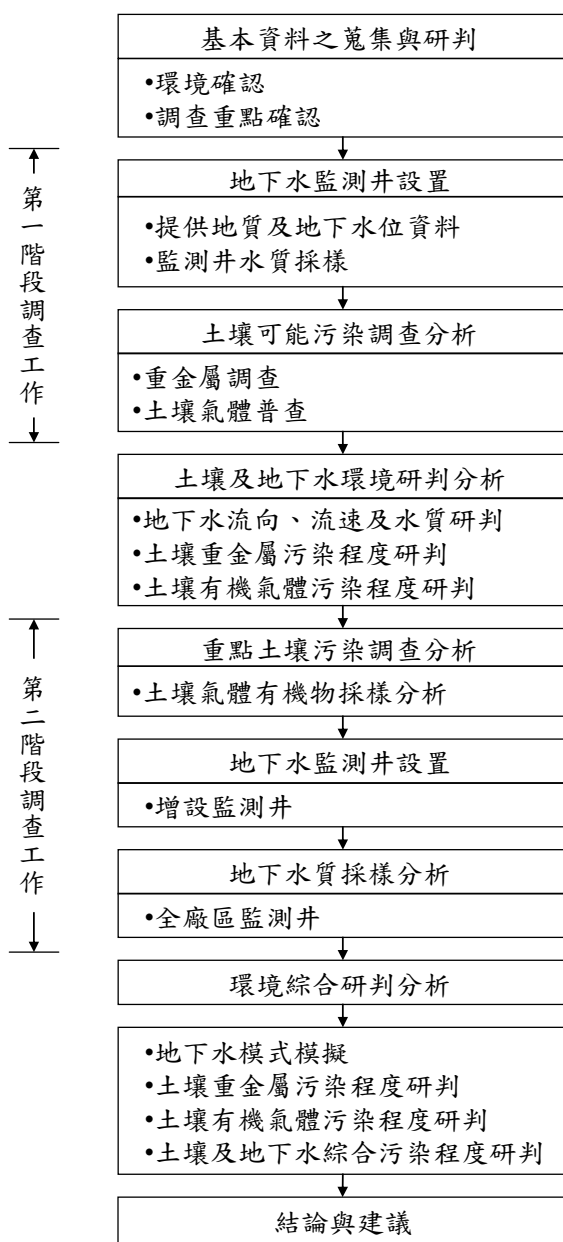


圖 3-5 工廠土壤及地下水品質監測計畫工作流程範例

三、監測結果處理與分析

工廠土壤及地下水品質監測結果會與環保署於 90 年 11 月 21 日發布之「土壤污染監測基準」、「地下水污染監測基準」、「土壤污染管制標準」與「地下水污染管制標準」之相關項目之基準值或標準值進行比較分析，相關法規可於環保署環保法規網站(網址：<http://w3.epa.gov.tw/epalaw/index.aspx>)下載。

3.4 緊急應變計畫

3.4.1 因應緊急事件之準備

一、成立應變工作小組

視工廠規模大小成立適當規模應變工作小組，並指定專人負責，以處理意外污染事件及污染預防等相關事宜。

二、通報體系

意外污染事件之通報應納入工廠工安、環保通報系統中，於緊急事件發生時，現場員工應快速通報。同時，平時應建立與環保工安與警政單位聯繫之管道。

三、應變或搶救器材及設備

- (一) 工廠應自行檢視其作業特性與需要配置土壤及地下水污染應變或搶救器材及設備。
- (二) 工廠應設置應變或搶救器材及設備之種類與數量清單，並辦理定期檢查及保養維護。

四、訓練及演習

- (一) 工廠應將污染物洩(滲)漏污染事件列入年度應變演習計畫，且每年應至少辦理應變演習及教育訓練 1 次。
- (二) 工廠應參考歷次污染物洩(滲)漏污染事件與應變演習情形檢討缺失，並作有效的矯正及預防措施。

3.4.2 緊急應變

土壤及地下水意外污染緊急事件發生時，第一步驟應儘速掌握狀況，包括外洩量或滲漏量、滲漏物質與特性調查、污染源水文地質特性、地理及地形特徵等。此外，評估洩漏與滲漏物質的可能傳輸途徑，迅速找出發

生洩漏或滲漏之儲槽、管線或機具設備等，並停止其運作，以有效抑制洩(滲)漏源之持續外洩。同時，於污染擴散與傳輸途徑儘速設置攔截與回收設備，避免污染擴散至廠區外，造成環境公害事件。於土壤或地下水檢測結果發現有超過管制標準值時，應評估是否須進一步進行整治。在現況的掌握上可參考本手冊第 3.3 節「土壤及地下水品質監測計畫研擬」的執行及預警監測結果，瞭解廠區水文地質特性與地下水流向。

緊急應變流程如圖 3-6 所示，工作內容如下：

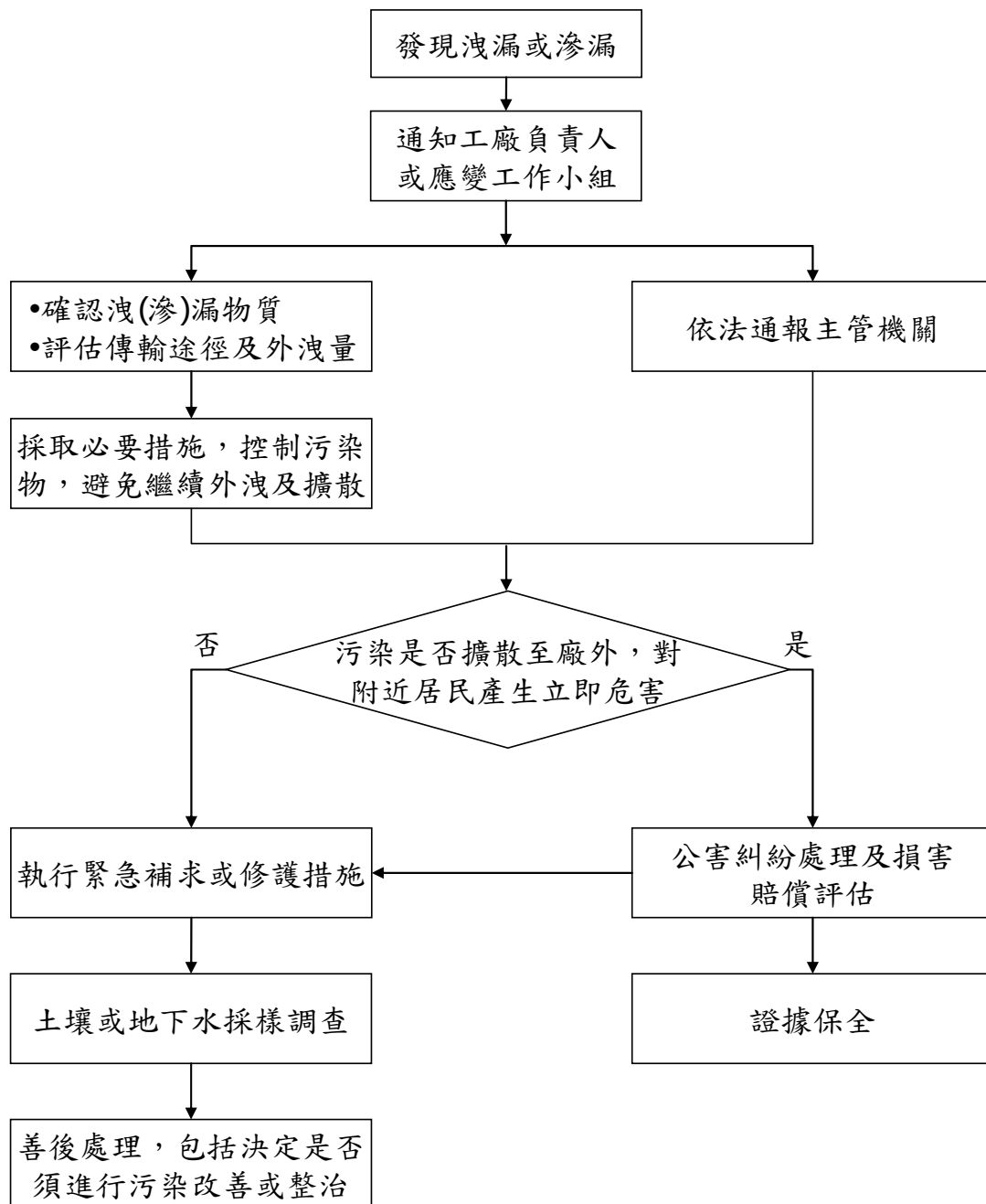


圖 3-6 工廠緊急應變處理流程

一、現場勘查及初步調查

意外污染事件發生後，應儘速成立應變工作小組並完成現場勘查及初步調查，必要時可聘請專業顧問或顧問機構協助進行，工作的重點包括：

- (一) 取得污染區域之廠區配置圖及工廠鄰近場址之地圖，必要時於現場繪製。
- (二) 審視工廠運作紀錄，包括固定污染源監測紀錄、廢水處理設施監測及運作紀錄、廢棄物清理計畫書及毒性化學物質運作等相關資料，以及土壤及地下水品質監測紀錄。
- (三) 檢視環境管理計畫評估之高污染潛勢區名單，藉由人員現場勘查、或適當儀器之檢測予以確認。除非有明顯證據確認出污染源，後續調查工作不應中斷。另外，洩漏或滲漏可能係 1 個以上污染源所造成。
- (四) 依初步調查結果、現場測定儀器或樣品檢驗結果研判污染情形，如需進一步執行污染調查，應訂定調查計畫或採樣計畫書並進行採樣分析。
- (五) 當污染屬實，如有立即危害人體健康及破壞生態環境之虞時，應及早採取緊急應變必要措施。

二、採取緊急應變措施之時機^[9]

土壤及地下水意外污染事件發生時，應變工作小組應先判定污染情形是否會威脅到人體健康或生態環境，並採取適當緊急必要措施，以降低、減小、安定、緩和或排除污染物之排放、洩漏或滲漏，或潛在污染物排放、洩漏或滲漏之威脅，或來自兩者之危害結果。採取緊急處理必要措施之時機，包括：

- (一) 污染擴散至廠區外，飲用水供應系統(如污染場址附近居民使用地下水做為飲用水來源)已遭受污染或有污染之虞時。
- (二) 鐵桶、儲槽或容器中之毒性化學物質、有害廢棄物、油品或污染物，有持續洩漏或滲漏之虞時。
- (三) 地面上有高濃度之毒性化學物質、有害廢棄物、油品或污染物，且有移動、影響作業人員健康之虞時。
- (四) 遇到會導致毒性化學物質、有害事業廢棄物、油品或污染物移動或

排放之氣候條件時(如颱風、豪雨、洪水等)。

(五) 經由測爆器檢測疑似污染源附近之地下公共管線系統，測爆值(explosive level)超過 25 %，有造成火災或爆炸之威脅時。

(六) 中央或地方環保機關政策性決定應採取緊急應變之其他可能的污染物排放時。

(七) 其他可能危害人體健康或破壞生態環境之情況或因素發生時。

三、緊急應變措施

在發現洩漏、滲漏或監測結果發現超過污染監測基準後即刻展開緊急應變，主要為收集洩(滲)漏物質、控制污染源、防止繼續擴散的發生，以減輕污染對人體健康與環境的影響。

(一) 污染減輕措施

1. 控制洩漏污染源，如停止疑似洩(滲)漏油槽或管線之使用，或抽除化學品或油品。

2. 設置障礙物(如攔油索、土堤)或土壤表面設置覆蓋物以阻絕污染物擴散及保護環境敏感點。

3. 停止抽用地下水。

(二) 污染物移除作業：移除廠區內高污染土壤，以減少該地區的污染擴散。

(三) 如地下水污染擴散至廠區外有影響飲用水水質之虞時，應提供居民替代飲用水。

(四) 其他相關措施，包括：

1. 污染區以警示帶隔離。

2. 使用吸油棉、吸油索(如圖 3-7)，吸附化學品或油品。

3. 築堤防護。

4. 設置截水溝或攔污索。

5. 管制截排水、污水、廢水系統。

6. 儲槽或管線密閉測試。

7. 覆蓋或遮蓋污染物。



圖 3.4.2-1 吸油棉與吸油索及於污染場址使用狀況

工廠緊急應變所採取的緊急必要措施應講求時效性及機動性，現場工作人員或應變工作小組日常即應加以演練、檢查及熟悉計畫內容，以加強對緊急狀況之應變能力及正確的處理程序，並熟練安全防護器材的使用。

四、善後處理

- (一) 儘速檢討發生污染的原因與研討矯正預防之改善對策，包括如進一步調查證實土壤及地下水檢測結果超過管制標準值時，應考量選定後續污染改善與整治方案，以避免殘留污染物的擴散。
- (二) 追蹤管制矯正預防之改善對策辦理情形，防範類似污染事件再度發生。
- (三) 污染事件經妥善應變處理後，應即行恢復工廠運作之相關行政程序。
- (四) 應變處理所衍生的廢水、油污、廢棄物或受污染土壤應妥善處理。

五、公害糾紛處理及損害賠償評估

- (一) 依環保署「公害糾紛處理法」(91.06.26)之規定辦理。
- (二) 污染事件發生時，應立即拍照蒐證並確實掌握污染現況及實際損害狀況。
- (三) 必要時委託國內學術研究機構進行污染現況調查及損害賠償評估。

參考文獻

1. TDK, TDK Sustainability Report 2005, 2005.
2. USEPA, Ground Water Issue - Light Nonaqueous Phase Liquids, July 1995.
3. Ministry for the Environment New Zealand, Guidelines for Assessing and Managing Petroleum Hydrocarbon Contaminated Sites in New Zealand, October 1999.
4. USEPA, Estimating Potential for Occurrence of DNAPL at Superfund Sites, January 1992.
5. 中國國家標準，環境管理—場址與組織之環境評估，CNS 14015，民國 92 年 11 月。
6. 環保署，環境場址評估作業行政指引建制計畫，民國 92 年 4 月。
7. ASTM, Standard Practice for Environmental Site Assessments：Phase I Environmental Site Assessment Process, E 1527-05, 2005.
8. 鄧兆章，儲槽管線維護與監測實務，經濟部工業局環保技術輔導計畫「土壤及地下水應用技術講習會講義」，民國 93 年 5 月 26 日。
9. 環保署，土壤及地下水污染整治工作之規劃及技術支援計畫—第三冊 土壤及地下水污染事件應變處理參考手冊，民國 93 年 4 月。

第四章 工廠土壤及地下水污染調查

工廠因土壤及地下水環境品質或污染之不同調查需求，及污染發生的原因與工廠運作現況之不同，其調查策略與採樣方法亦有所不同。本章介紹如何進行污染調查規劃之步驟與內容，包括場址概念模式之建立，說明採樣器具與快速篩試之選用原則及注意事項。當調查工作複雜時，則可考慮聘請在此領域具有專長及經驗之專業機構，本章亦將提供專業機構聘請之原則。此外，並以國內外執行的案例加以介紹說明。

4.1 污染調查應考慮事項

工廠面對土壤及地下水污染調查時，有許多必須考慮的因素，如採樣的目的、樣品的代表性、採樣的限制等。

4.1.1 採樣目的

一、一般採樣目的^[1]

理想的採樣設計務必於採樣時已建立某些目的與假設，或建立場址概念模式。一般採樣目的可歸納為：

- (一) 追查某一污染源的污染特徵。
- (二) 瞭解某一污染場址之污染特性及其污染範圍。
- (三) 判斷某一污染事件其污染層面是否已超過環境涵容能力之閾值(threshold value)。
- (四) 確認高污染區域(hot spot)之位置或污染團之記敘。
- (五) 估算採樣母體的平均污染特性或具有某些污染特性的比例多寡。
- (六) 監測環境污染狀況改變之趨勢。

二、符合法規規定

依土污法相關規定，與工廠有關之土壤及地下水污染採樣、調查工作大致可分為場址背景調查及污染範圍調查 2 種，茲說明如下：

(一) 場址背景調查

土污法第 8 條第 1 項規定：「中央主管機關指定公告之事業所使用之土地移轉時，讓與人應提供土壤污染檢測資料。」，土污法第 9 條規定：「中央主管機關指定公告之事業於設立、停業或歇業前，應檢具用地之土壤污染檢測資料，報請所在地主管機關備查

後，始得向目的事業主管機關申辦有關事宜。」因此，中央主管機關指定公告之事業所使用之土地移轉時，或事業於設立、停業或歇業前，應進行場址土壤污染調查工作，以及早發現工廠內可能之污染來源及污染狀況。此外，產業為避免不慎購入污染土地，或於租用受污染土地後捲入污染糾紛，或出售土地後發生污染責任問題，於租賃、買賣土地前宜進行土壤污染調查，以釐清污染責任^[2]。

(二) 污染範圍調查

土污法第 11 條規定：「...控制場址未經公告為整治場址者，所在地主管機關得依實際需要，命污染行為人提出污染控制計畫。」，同法第 12 條規定：「整治場址之污染行為人或污染土地關係人，得於各級主管機關進行調查評估前，提出土壤、地下水調查及評估計畫，...」，及第 16 條規定：「整治場址之污染行為人應依第十二條之調查評估結果，訂定土壤、地下水污染整治計畫...」，因此，於環保機關完成查證及公告場址為控制、整治場址後，污染行為人均需進行場址土壤及地下水污染調查工作，以研判污染來源及調查評估污染範圍。

4.1.2 採樣的代表性^[1]

所採集到的樣品應具有實質上的證據，以及採樣過程之週全性。包括：

- 一、何處採(where to take samples)：採樣位置的經緯度。
- 二、何時採(when to take samples)：採樣的起始時間和終止時間，以及採樣時間的時段間隔。
- 三、採多少樣品(how many samples to take)：需採多少個樣品及多重的樣品。

4.1.3 採樣的限制^[1]

選擇採樣設計可能的限制有 4 種：

- 一、採樣/分析的限制：包括量測儀器於現場或實驗室技術的靈敏度及選擇性的要求，以及現場技術執行於低溫、高濕度，或於某個季節或天氣型態的樣品採集能力。
- 二、時間/進度的限制：包括季節性的限制，如暴露與季節的關係。
- 三、地理的限制：包括如可能無法採樣，及任何可能妨礙準確識別採樣位置的地理障礙(如河川、圍籬等)。
- 四、經費的限制：需考量整體資料收集程序如從野外樣品採集、運送、保存，到分析樣品、資料輸入及確認等整體成本之支出。

4.2 擬定土壤及地下水污染調查計畫

擬定初步土壤及地下水污染調查計畫時，必須建立場址概念模式(site conceptual model, SCM)，作為擬定土壤及地下水污染調查計畫之依據。

4.2.1 場址概念模式之建立

業者進行工廠地下環境調查前，可先建立場址概念模式，瞭解工廠內之潛在污染物、傳輸途徑與受體間之關係，做為後續地下環境調查與採樣佈點之依據，並以最具成本效益之採樣分析方式，確認污染物之存在。

一、場址概念模式內容與應掌握重點

(一) 場址概念模式之內容

場址概念模式之內容包括場址之地質、地下水流場、污染源、傳輸途徑與受體之圖解與說明等，並含定性與定量的資訊，以作為測試模式與假設的正確性。場址概念模式不斷地透過建立、測試及依調查資料更新與對場址進一步瞭解，所構成的互動過程，並隨著污染場址概念模式的成熟，可增進人們對場址概念模式的信心。

(二) 建立場址概念模式應注意事項^[3]

1. 避免過於複雜。
2. 基於測試及調查資料的更新，可能發現所採用的假設是錯誤的。
3. 假設與不確定性應被清楚的描述與界定。
4. 由於可取得的資料有限，污染場址概念模式不可能完整地描述場址的實際情形，僅為摘要、概念式地描述場址的情形。
5. 部分資訊可能會產生相互衝突的情形，需進一步蒐集資料或進行檢測，予以驗證。

二、場址概念模式之類型

場址概念模式之類型，依所彙整資料之情形可分為敘述、圖示與關聯圖等 3 種方式^[4]，來展現個別污染場址概念模式。摘要說明各類型場址概念模式如下：

(一) 敘述(narrative description)

依資料彙整與研析之結果，以文字敘述的方式，說明場址的污染狀況，內容因資料彙整程度之不同，詳細程度亦有所不同，敘述內容將摘要說明污染源與受體間相互關係與可能產生的影響。對於污染狀況非常單純的場址，以敘述方式即可說明場址污染物傳輸之

概念。

(二) 圖示(pictorial presentation)

以圖示方式展示污染場址概念模式，應包括污染場址概念模式主要的構成要素：污染源、受體、污染源與受體間之相關性(如污染傳輸途徑與機制)。污染場址概念模式以圖示方法展示，容易讓人們瞭解場址污染物傳輸的概念，有關油品污染場址概念模式圖示之範例，如圖 4-1 所示。此外，亦有以污染場址水文地質剖面圖，展現土壤、地下水污染與水文地質關係之水文地質概念模式，如圖 4-2 所示。

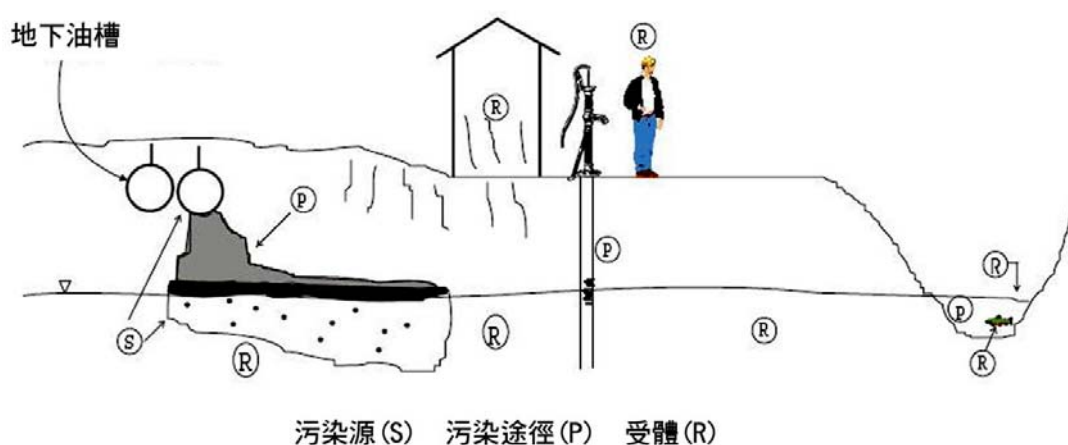


圖 4-1 以圖示方法展示油品污染場址概念模式

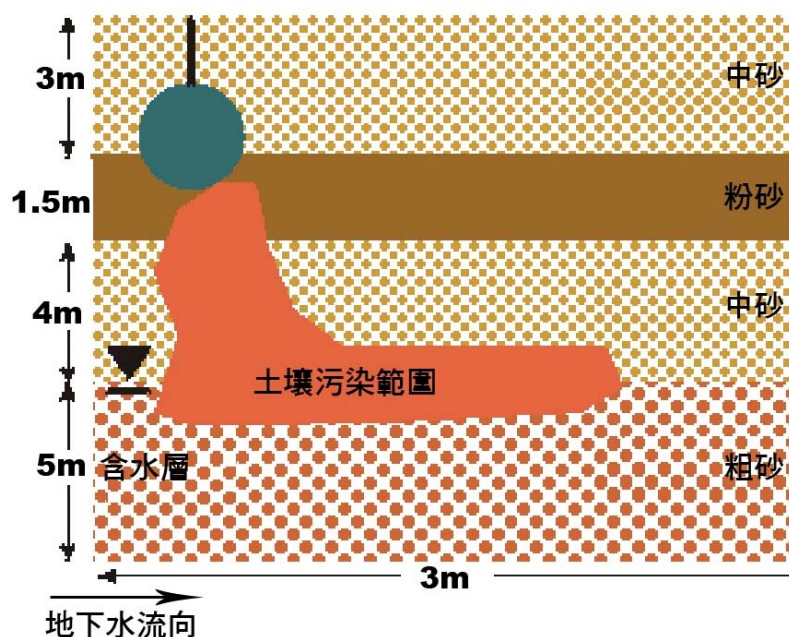


圖 4-2 以水文地質剖面圖展示油品污染場址概念模式(水文地質概念模式)

(三) 關聯圖(graphical presentation)

關聯圖可以簡要地呈現出完整與不完整的污染暴露途徑，圖 4-3 為單一土壤污染源、污染暴露途徑(人類為受體)之場址概念模式。調查過程中可能會確認出間接污染源(secondary source)或間接污染途徑(secondary pathway)，可依實際資料蒐集與彙整情形，該等污染源與污染途徑加入關聯圖中。此類型污染場址概念模式常用於人體健康風險評估作業。

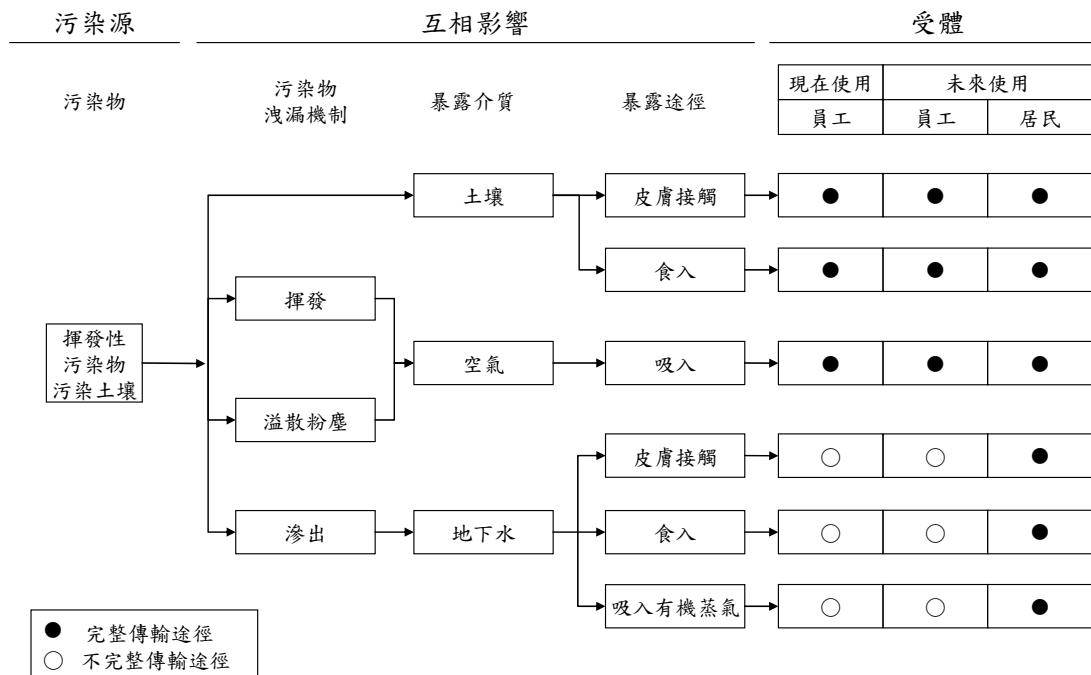


圖 4-3 污染暴露途徑(人類為受體)之場址概念模式

三、場址概念模式之效益

(一) 確認資料缺口，做為後續調查工作方向

由於調查初期取得的資料有限，在初步場址概念模式建立後，尚有許多資料須進一步蒐集與釐清，須透過進一步的文獻資料蒐集，及(或)擬定土壤及地下水採樣分析計畫，以取得調查所需的場址性資料。

(二) 研判污染流布與污染範圍

由資料蒐集至初步現場調查完成後，調查工作人員除完成建立工廠初步的污染場址概念模式外，並已完成場址配置圖及採樣分析作業，可建立調查初期污染場址概念模式，隨著計畫土壤、地下水污染調查的完成，可進一步更新場址概念模式。將場址配置圖、地

下水等水位線、污染物等濃度線與水文、地質剖面圖等予結合，可以協助研判污染流布與污染範圍，以及土壤及地下水採樣點的規劃。

(三) 提供降低或阻斷污染對環境或人體健康危害之因應措施規劃構想

於場址初步現勘、調查完成後，建立如圖 4-3 之污染源、傳輸途徑、受體之關聯圖，關聯圖可呈現場址目前、近期與可預見未來土地的使用情形，當確立污染源、傳輸途徑、受體間的關係時，且評估污染會立即或短期內對受體造成影響時，則應採取切斷污染源與受體間傳輸途徑之必要因應措施或進行整治工程，以降低污染對環境或人體健康的危害。

4.2.2 訂定土壤及地下水採樣計畫

採樣為環境分析工作第一階段，最先也是最重要的工作項目之一，所有環境介質最終檢測結果的判定，端賴採樣時是否得到代表性的樣品。土壤及地下水採樣計畫之訂定可以分成下列幾個部分。

- 一、採樣計畫「目的」之確定：採樣計畫目的之確認，可以避免不必要之採樣，進而有效的擬定採樣計畫。
- 二、現場勘察：包含現場勘察之時間、參與人員、所需工具及如何記錄等，現場勘察之判斷及所獲得之資料，可以有效降低不必要之採樣數目，降低執行計畫之費用，達到採樣目的。
- 三、採樣計畫書擬定：以現場探勘之結果，進行採樣計畫之安排及計畫書之擬定，採樣計畫書之內容需包含採樣目的、執行及工作之內容、現場工安衛生、預期進度等部分。
- 四、經費需求之估算：採樣經費主要包含採樣工具購置、車輛運輸、樣品運送、樣品保存等，而這些費用會受到樣品數量及分析項目之影響。
- 五、簽約：確定採樣之數量，並確定採樣之進度。
- 六、採樣前之準備：顧問機構或環境檢驗室採樣人員之準備項目須包含採樣工具、地圖、車輛、路線安排及採樣記錄等。
- 七、現場採樣及前處理：進行現場採樣必須詳細記錄樣品之名稱、採樣時間、採樣人員等，所採集之樣品必須以規定加以保存(如 4℃ 冷藏)，並進行必要之品管動作(如野外空白、設備空白及運送空白)，樣品之清點及移交必須確實，樣品之前處理則須注意受污染之問題。土壤及地下水採樣流程分別如圖 4-4 與圖 4-5 所示。

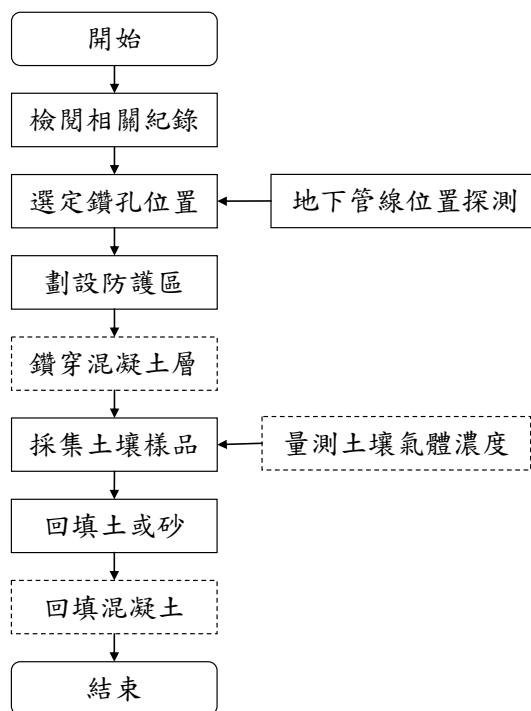
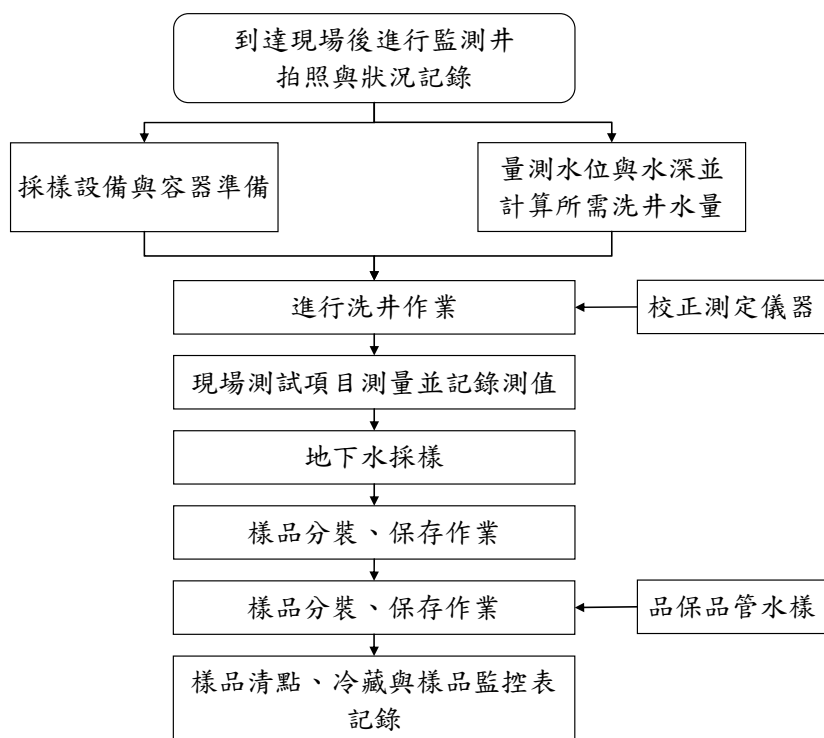


圖 4-4 土壤採樣流程

圖 4-5 地下水採樣流程^[5]

八、實驗室分析：實驗室的品保及品管程序亦是影響檢測結果最終判斷的重要工作。因此，唯有從採樣運送、接收至分析各個階段皆依據採樣計畫之品保規劃書運作，才能得到正確的檢測數據及調查結果判斷。與數據品質相關的事項包括：

- (一) 依特定目的擬定之採樣計畫。
- (二) 採集到代表性的樣品。
- (三) 樣品妥善處理及保存。
- (四) 樣品標示及交接監視紀錄。
- (五) 現場採樣之品保品管措施。
- (六) 合格人員使用適當的採樣工具。

九、數據處理與分析研判：利用品保規劃及統計分析等工具，確認分析數據之可信度。

十、撰寫調查報告書及污染評估：利用分析之結果可以評估是否達到調查目的，得知調查場址之污染情況，並依此結果進行後續工作。

4.3 土壤及地下水採樣方式與檢測方法

事業於進行土壤及地下水污染採樣與檢測時，須依據環保署公告之「土壤採樣方法」、「監測井地下水採樣方法」及「地下水水質監測井設置規範」辦理，茲就採樣工具之選擇、採樣點配置及檢測方法等，說明如下。

4.3.1 選擇採樣工具

依照採樣目的、污染物種類、採樣深度及採樣機具之不同，可以分成淺層土壤採樣、深層土壤與地下水採樣，淺層土壤採樣之深度通常小於 2 公尺，而深層土壤及地下水採樣深度則可能大於 10 公尺。

一、淺層土壤採樣工具

依環檢所「土壤採樣方法」，常用於土壤污染調查之採樣工具包括：

- (一) 採樣鏟(hand-held shovel)。
- (二) 土鑽採樣組(hand-held auger)。
- (三) 劈管採樣器(split-barrel sampler)。
- (四) 薄管採樣器(thin-walled tubes sampler)。
- (五) 活塞式採樣器(piston rod soil sampler)：利用採樣器內的活塞造成適當

的真空，以採集具流動性的樣品(如湧砂)

(六) 雙套管採樣器(dual tube soil sampler)：具有內、外二組螺桿，內螺桿前端接採樣襯管，同時直接貫入土中，土樣即進入襯管中。

其中，常用於重金屬淺層土壤採樣調查工具為土鑽(auger)，如圖 4-6 所示，但此種工具僅限重金屬污染土壤採樣分析，土壤之採樣深度包含表土(surface soil，0~15 公分)及底土(subsurface soil，15~30 公分)，最大採樣深度(maximum reliable depth)視地質條件而定約為 2~6 公尺。



圖 4-6 土鑽採樣組及現場使用狀況

土壤採樣方法適用之地質特性及適用之污染物種類如表 4-1 及表 4-2 所示。

表 4-1 土壤採樣方法適用之地質特性^[6]

採樣方法	黏土層	粉砂層	砂層	湧砂 含水層	礫石層	一般土壤 特性
劈管採樣法	✓	✓	✓	×	○	✓
活塞式採樣法	✓	✓	✓	✓	✓	✓
雙套管採樣法	✓	✓	✓	○	○	✓
薄管採樣法	✓	○	×	×	×	○
手動採樣法	✓	✓	✓	×	○	✓

註：依採樣法的普遍性、效率與適用性程度，依序建議：✓屬「推薦使用」，○屬「適用」，×屬「不適用」。

表 4-2 土壤採樣方法適用之污染物種類^[6]

採樣方法	揮發性有機物 (VOCs)	半揮發性有機物 (BNAs)	農藥	重金屬
劈管採樣法	✓	✓	○	○
活塞式採樣法	✓	✓	○	○
雙套管採樣法	✓	✓	○	○
薄管採樣法	○	○	○	○
手動採樣法	×	✓	✓	✓

註：依採樣法的普遍性、效率與適用性程度，依序建議：✓屬「推薦使用」，○屬「適用」，×屬「不適用」。

二、深層土壤及地下水採樣鑽探設備

利用鑽機鑽孔方式進行深層土壤及地下水採樣，利用重鎚、旋鑽、氣鎚等方式鑽孔，鑽至目標深度，再利用採樣設備採集特定深度的土壤樣本，或設置臨時井、簡易井與標準井，採集地下水樣本。鑽機之選擇須考慮水文地質條件、預算、可操作空間等。各式鑽機分別敘述如下：

(一) 直接貫入鑽機(Powerprobe 或 Geoprobe)：鑽孔時不需使用循環流體，其操作狀況如圖 4-7。

1. 使用方法：以氣錘方式鑽孔，孔徑約 1.5-3 吋。
2. 適用地層：土壤粒徑小於採樣器開口直徑一半之地層皆可。
3. 深度：視地質條件而定約在 10~30 公尺。
4. 優點：土壤擾動小，樣品代表性高，如圖 4-7(b)所示。



(a)鑽機



(b)採樣套管

圖 4-7 直接貫入鑽機現場操作狀況

(二) 中空螺旋鑽機：鑽孔時不需使用循環流體，其操作狀況如圖 4-8。

1. 使用方法：以旋轉方式鑽孔，孔徑約 4-8 吋。
2. 適用地層：未飽和層。
3. 深度：視地質條件而定約在 20~30 公尺。
4. 優點：操作便利，可於中空鑽頭內直接採樣。



(a)鑽孔



(b)設井

圖 4-8 中空螺旋鑽機現場操作狀況

(三) 鑽堡：鑽孔時需使用循環流體，其操作狀況如圖 4-9。

1. 使用方法：以氣鎚及旋轉方式鑽孔，孔徑約 4-6 吋。
2. 適用地層：適用於難以鑽探地層。
3. 深度：20 公尺至 100 公尺以上。
4. 優點：動量大，速度快，以套管保護孔壁。
5. 缺點：鑽孔時需使用高壓空氣或水；機具較大，搬運成本較高，且需注意土壤交叉污染問題。



圖 4-9 鑽堡現場操作狀況

三、地下水採樣設備

依 94 年 12 月 14 日環檢所修正公告之「監測井地下水採樣方法」(NIEA W103.53B)，地下水污染調查之採樣工具包括貝勒管與抽水泵。分別說明如下：

(一) 貝勒管(bailer)

貝勒管材質以鐵氟龍材質較佳。國內地下水採樣以貝勒管為採樣設備為主，現場操作狀況如圖 4-10。



圖 4-10 貝勒管現場操作狀況

(二) 抽水泵^[7]

抽水泵須為可調整抽水率並可提供穩定抽水率(0.1~0.5 L/min)，材質應不與待測物發生化學反應或吸附脫附作用，抽水時不致產生氣提、氣曝及濁度增加等現象者為宜，可選用氣囊式或離心式沉水式抽水泵。

4.3.2 採樣點配置

土壤採樣點與地下水監測井配置方式，分別說明如下：

一、土壤採樣點配置

依據場址特性、污染情況，常用的土壤污染調查之採樣點配置方式包括：主觀判斷採樣、分區採樣、系統及網格採樣、應變叢集採樣與混合採樣。各種土壤採樣配置方式之比較如表 4-3 所示。詳細規劃設計可參考環檢所公告之「土壤採樣方法」與「環境採樣規劃設計」，相關資料可於環檢所網站(網址 <http://www.niea.gov.tw>)下載。國內工廠土壤採樣以主觀判斷採樣(或環境場址評估)與系統及網格採樣之應用案例較多。

表 4-3 土壤採樣配置方式比較表

採樣方法	執行方式	適用條件
主觀判斷採樣	須由對場址狀況及欲採集樣品性質非常清楚之人員，依據專業判斷選擇採樣。	1. 小區域污染範圍或確知污染源位置。 2. 少樣品數(小於 20 個樣品)選擇性採樣。 3. 有歷史資料可供研判。 4. 供研究使用有時間及經費之限制。
簡單隨機採樣	將調查區域劃分成許多小單位，依序給於連續編號，再依亂數表隨機採樣。	1. 調查區域內污染分布均勻。 2. 樣品數至少 20 個以上。 3. 結果具統計意義。 4. 方法簡單。 5. 採樣準確度及精確度較高。
分區採樣	廢棄物污染性質明顯地分成數層，將調查區區分成數個均質小分區，以各分區面積權重分配採樣數，再進行各小區之(隨機)採樣。	1. 因土壤地質、風向或地下水等變異，造成污染物分布影響時。 2. 已充分了解污染物分布情形，其分層現象明顯。 3. 若每調查區內之差異越小，精確度越高。 4. 可求得各層之估算值。
系統及網格採樣	隨機取出第一個樣品，其後在一定時間或空間間隔下，依序取出其他樣品。	1. 污染物質任意分布或有模糊層化現象時。 2. 屬週期性或定期性採樣作業。 3. 系統/網格採樣依序採樣，故較方便。 4. 污染物分布均勻時，可得較高精確度。
應變叢集採樣	利用初步大範圍的系統調查結果，再逐步趨向高污染區作較細密的採樣，適用於界定污染範圍。	1. 可決定污染物範圍。 2. 較能專注於高污染源區域。 3. 可額外提供觀測特性，增加研究的整體價值。
混合採樣	對個別樣品等量均勻混合，再由混合樣品取出待分析樣品。	1. 綜合簡單隨機採樣及階段式採樣優點。 2. 較節省人力經費。

二、地下水監測井配置

由於標準式監測井設置費用高，無法配置太多採樣品，規劃單位視場址之地下水水文、地質特性、規劃監測井之設置分布，以充分掌握地下水污染狀況。一般工廠監測井配置方式包括，於潛在污染源(如地上型儲槽、地下儲油槽、廢水處理場、有害事業廢棄物貯存設施等)上游設置監測井，以瞭解地下水水質之背景濃度，下游監測井則以瞭解污染物洩、滲漏情形，可檢測出污染物時，則須進一步評估污染狀況，再依污染團分布情形與地質條件，規劃設置地下水監測井配置位置及設置井篩深度。地下水監測井配置範例，如圖 4-11 所示。

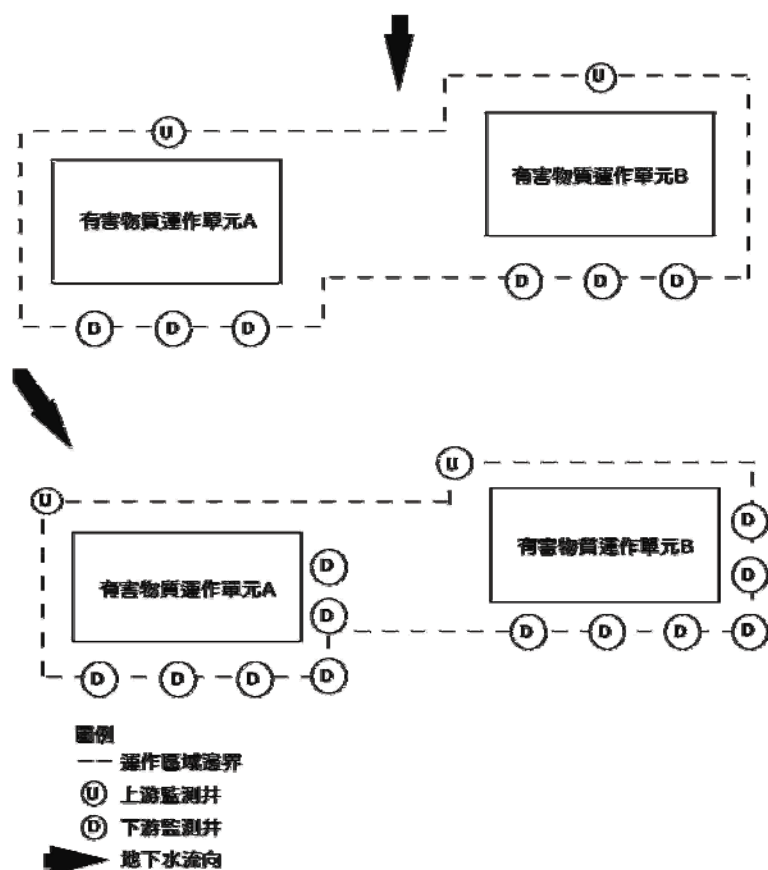


圖 4-11 工廠地下水監測井配置範例^[8]

4.3.3 樣品保存與分析方法

土壤及地下水樣品最少需要量與保存與檢測方法，可參照環檢所所公告之標準方法。茲彙整國內產業界常見之檢測項目之保存與檢測方法，分別如表 4-4、表 4-5 所示。業者在選擇相關檢測方法時，應上環檢所網站(網址 <http://www.niea.gov.tw>)下載最新的檢測方法，以免誤用。

表 4-4 土壤及地下水樣品最少需要量與保存方法^[9, 10]

檢測項目		最少樣品量	容器	保存方法	最長保存期限
土壤	砷、鎘、鉻、銅、鉛、鎳、鋅	100 g	玻璃或塑膠袋(瓶)	室溫	180天
	汞	100 g	玻璃或塑膠袋(瓶)	4 ± 2 °C 冷藏	28天
	揮發性有機物	250 g (mL)×2	250 mL直口玻璃瓶 附鐵氟龍墊片	4 ± 2 °C 冷藏	14天(採樣至分析)
	半揮發性有機物	250 g (mL)×2	250 mL直口玻璃瓶 附鐵氟龍墊片	4 ± 2 °C 冷藏	14天(採樣至萃取)、40天(萃取至分析)
地下水	一般金屬 (鎘、鉻、銅、鉛、鎳、鋅)	200 mL	以1+1硝酸洗淨之塑膠瓶	加硝酸使水樣之pH < 2。(若測定溶解性金屬，須於採樣後立刻以0.45 μm之薄膜濾紙過濾，並加硝酸使濾液之pH < 2)。加酸後之水樣應貯藏於4±2 °C下。	180天
	砷	—	以 1 + 1 硝酸洗淨之塑膠瓶	水樣於採集後應立即添加濃硝酸使水樣之pH < 2。	180天
	六價鉻	300 mL	塑膠瓶	暗處，4 °C 冷藏。	24小時
	汞	500 mL	預先以低汞含量濃硝酸或超純濃硝酸(1+1)溶液洗淨之下列容器： 1. 石英或鐵氟龍(TFE)。 2. 聚丙烯或聚乙烯材質且具聚乙烯蓋之容器。 3. 硼矽玻璃材質之容器。	添加濃硝酸使水樣之 pH 值小於 2，加酸後之水樣宜貯藏於約4 °C。或每1L 水樣中添 加 2 mL 含 20 % (W/V) 重鉻酸鉀之低汞含量濃硝酸或超純濃硝酸溶液(1：1)，並置於無污染之冷藏庫(4 °C)中保存。	若水樣中含數 mg/L 濃度之汞時，其保持穩定之期限為 35 天，但當水樣中汞濃度僅為 0.001mg/L 範圍時，應於採樣後儘速分析。
	揮發性有機物	1,000 mL	以褐色玻璃瓶或以鋁箔紙包裹等避光方式處理之玻璃瓶盛裝樣品，並須附鐵氟龍內墊之蓋子。	不得以擬採之水樣預洗，加鹽酸使水樣之pH < 2，裝樣後不得含有氣泡，暗處，4 °C 冷藏，若水樣中含有餘氯，則於每瓶水樣中添加 25 mg 抗壞血酸。	14 天
	半揮發性有機物	40 mL ×2	以褐色玻璃瓶或以鋁箔紙包裹等避光方式處理之玻璃瓶盛裝樣品，並須附鐵氟龍內墊之蓋子。	不得以擬採之水樣預洗，暗處，4 °C 冷藏(若水樣中含有餘氯，則需添加 80 mg 硫代硫酸鈉/L)。	水樣應於7天內完成萃取，萃取後40天內完成分析。

註：請上環檢所網站(網址 <http://www.niea.gov.tw>)，查閱最新公告之檢測方法。

表 4-5 土壤及地下水檢測方法^[11]

檢測類別	檢測項目	檢測方法
土壤	鎘、鉻、銅、鎳、鉛、鋅	- 土壤中重金屬檢測方法—王水消化法(NIEA S321.63B) - 石墨爐式原子吸收光譜法(NIEA M113.00C) - 火焰式原子吸收光譜法(NIEA M111.00C) - 感應耦合電漿原子發射光譜法(NIEA M104.01C)
	汞	- 土壤中總汞—冷蒸氣原子吸收光譜法(NIEA M317.01C) - 感應耦合電漿原子發射光譜法(NIEA M104.01C)
	砷	- 土壤中砷檢測方法—砷化氫原子吸收光譜法(NIEA S310.62C) - 石墨爐式原子吸收光譜法(NIEA M113.00C) - 火焰式原子吸收光譜法(NIEA M111.00C) - 感應耦合電漿原子發射光譜法(NIEA M104.01C)
	土壤污染管制標準之 20 項有機化合物管制項目(不含 TPH)	- 揮發性有機物檢測方法—氣相層析質譜儀偵測法(NIEA M711.01C) - 半揮發性有機物檢測方法—毛細管柱氣相層析質譜儀法(NIEA M731.00C)
	總石油碳氫化合物(TPH)	土壤及事業廢棄物中非鹵有機物檢測方法—氣相層析儀/火焰離子化偵測法(GC/FID) (NIEA M611.02C)
地下水	鎘、鉻、銅、鎳、鉛、鋅	- 水中金屬檢測方法—石墨爐式原子吸收光譜法(NIEA W303.51A) - 水中銀、鎘、鉻、銅、鐵、錳、鎳、鉛及鋅檢測方法—火焰式原子吸收光譜法(NIEA W306.52A) - 水中金屬及微量元素檢測方法—感應耦合電漿原子發射光譜法(NIEA W311.51B)
	六價鉻	水中六價鉻檢測方法—APDC 螯合 MIBK 萃取原子吸收光法(NIEA W321.51A)
	汞	水中汞檢測方法—冷蒸氣原子吸收光譜法(NIEA W330.52A)
	砷	- 水中砷檢測方法—自動化連續流動式氫化物原子吸收光譜法(NIEA W434.53B) - 水中砷檢測方法—批次式氫化物原子吸收光譜法(NIEA W435.52B)
	苯、甲苯、萘、四氯化碳、氯苯、氯仿、氯甲烷、1,4-二氯苯、1,1-二氯乙烷、1,2-二氯乙烷、1,1-二氯乙烯、順 1,2-二氯乙烯、反 1,2-二氯乙烯、四氯乙烯、三氯乙烯、氯乙烯	- 水中揮發性有機物檢測方法—吹氣捕捉-填充管柱氣相層析法(NIEA W780.50T) - 水中揮發性有機化合物檢測方法—吹氣捕捉毛細管柱氣相層析法／串聯式光離子化偵測器及電解導電感應偵測器檢測法(NIEA W784.51C) - 水中揮發性有機化合物檢測方法—吹氣捕捉/氣相層析質譜儀法(NIEA W785.54B) - 水中半揮發性有機化合物檢測方法—氣相層析質譜儀法(NIEA W801.50B)
	總酚	水中總酚檢測方法—分光光度計法(NIEA W521.52A)

註：請上環檢所網站(網址 <http://www.niea.gov.tw>)，查閱最新公告之檢測方法。

4.4 快速篩試工具之應用

美國環保署於 1998 年推動以績效為評估基準之檢測系統(performance based measurement system, PBMS)，期使檢測方法選擇具有變通性，加速新的檢測技術之核准，以及發展及使用具經濟效益之方法。^[12] 快速篩試工具與傳統調查評估不同，其特色包括：

- 一、應用快速篩試工具進行的場址評估工作，規劃後，在單一次的行動中(可能數小時至數日)，完成所有的調查工作。
- 二、所有檢測數據均於現場執行與產生，並且於現場進行解讀。
- 三、採樣與檢測方法具備彈性，可於現場進行必要的變動。

茲就國內重金屬及揮發性有機污染物調查，較常用的快速篩試工具，分別介紹如下。

4.4.1 重金屬快速篩試方法

國內傳統重金屬檢測大都藉由傳統實驗室檢測方法，其分析雖相當準確，但相對的也較昂貴、耗時，自 2004 年以來，美國環保署就 10 餘種土壤重金屬污染現地檢測技術提出驗證報告^[13, 14, 15]，該等現地檢測技術可在短時間內於現地測得的數據，除可初步篩選及判斷高污染區外，亦可應用於整治階段快速瞭解整治情形，如業者欲在短時間內，過濾篩選大面積土壤品質時，可考量應用該等技術。茲就重金屬快速篩試技術中，曾在國內應用之 X 射螢光偵測器(X-ray fluorescence，以下簡稱 XRF)與直接汞分析儀(direct mercury analyzer, DMA)等 2 項重金屬污染土壤現地檢測法，介紹如下：

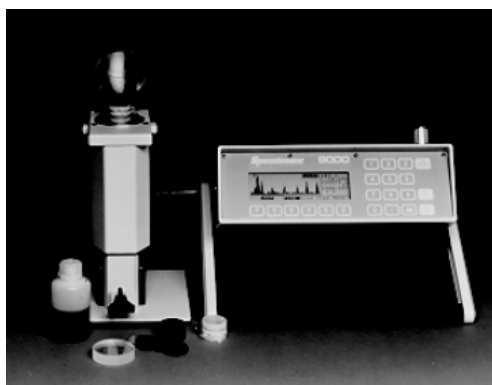
一、X 射螢光偵測器(XRF)

XRF 之原理為利用 X-光束照射經前處理後之土壤，激發土壤中重金屬原子，當原子自激發態回到基態時，偵測所釋放出來的螢光，經由分光儀分析其能量與強度後，可提供土壤中重金屬元素種類與含量，具有快速、非接觸、非破壞性及多元素分析等特點。美國使用之各式攜帶式 XRF 如圖 4-12 所示，包括 TN Spectrace 9000、Metorex X-MET 2000、NITON XLi/XLt-700、Scitec MAP Spectrum Analyzer 等。該等 XRF 製造廠，原設計 XRF 係為偵測油漆中的重金屬鉛，之後，再研究改良 XRF 偵測其他重金屬，為偵測不同重金屬物質，不同型式 XRF 機型，一般會使用一種以上的放射源，如 Fe-55、Cd-109、Am-241 或 Cm-244。其中，NITON 公司所生產之 XL 系列 XRF 為國內土壤污染調查作業中較常使

用之機型，以 NITON XL 700S 為例，其所使用的放源為 Fe-55、Cd-109、Am-241。

針對我國土壤及地下水污染管制法所管制之重金屬項目，XRF 在無干擾物情形下，其偵測極限如表 4-6 所示。XRF 偵測極限受重金屬種類、偵測器型式、放射源種類及放射源強度、測量時間、基質(如土壤或沉積物)物化特性及原子間光譜等之影響，特別是基質樣品之同質性(homogeneity)對檢測數據的影響最為顯著。一般而言，經數值迴歸分析(regression analysis)後，重金屬 XRF 檢測數據與相關實驗室檢測數據之相關係數，砷、銅、鉛、鋅為 0.90 以上，鉻為 0.70 以上，一般 XRF 之檢測數據會高估鉻濃度之情形。

環檢所於 95 年 1 月 18 日公告「土壤和底泥中元素濃度快速篩選方法—攜帶式 X-射線螢光光譜儀分析法」(NIEA S322.60C)，並於 95 年 4 月 15 日起實施。



(a) TN Spectrace 9000



(b) Metorex X-MET 2000



(c) NITON XLi/XLt-700



(d) Scitec MAP Spectrum Analyzer

圖 4-12 各型攜帶式 X 射線螢光偵測器^[16]

表 4-6 XRF 重金屬偵測極限與我國土壤污染監測基準與管制標準

重金屬 項目	XRF 偵測極限 ^[17, 18] (mg/kg)	土壤污染監測基準 (mg/kg)	土壤污染管制標準 (mg/kg)
砷	40	30	60
鎘	100	10(食用作物農地之監測基準值為 2.5)	20(食用作物農地之監測基準值為 5)
鉻	150	175	250
銅	50	220(食用作物農地之監測基準值為 120)	400(食用作物農地之監測基準值為 200)
汞	30	10(食用作物農地之監測基準值為 2)	20(食用作物農地之監測基準值為 5)
鎳	50	130	200
鉛	20	1,000(食用作物農地之監測基準值為 300)	2,000(食用作物農地之監測基準值為 500)
鋅	50	1,000(食用作物農地之監測基準值為 260)	2,000(食用作物農地之監測基準值為 600)

二、直接汞分析儀(DMA-80)

DMA-80 直接汞分析儀(如圖 4-13)之原理為樣品經乾燥及熱脫附後，使汞從樣品中釋出，熱脫附後之產物經流動氧氣流送至觸媒還原反應器後，被氧氣流載送至含金汞齊器(amalgamator)，其中汞即可被選擇性地補集。接著快速升溫，以放出汞蒸氣，攜帶汞蒸氣的氧氣流最後通過單一波長原子吸收光譜儀光徑上之吸收槽，由 253.7 nm 波長之吸收值(波峰高度或面積)偵測樣品中汞的濃度。



圖 4-13 DMA-80 汞分析儀(圖片來源：Milestone 公司網站)

DMA-80 直接汞分析儀為符合美國環保署標準方法 Method 7473，以及符合環檢所「固體與液體樣品中總汞檢測方法－熱分解汞齊原子吸收光譜法(M318.00C)」方法之檢測儀器。DMA-80 直接汞分析儀適用於分析實驗室與野外環境中固體、液體樣品中汞的檢測，可在無需樣品化學前處理情況下，偵測土壤、底泥、底部沉積物、污泥類物質、廢液、地表水、地下水、生物組織中之總汞(有機和無機)的含量。

4.4.2 揮發性有機物快速篩試方法

對於地下環境揮發性有機物(VOC，如含氯化有機物及石油碳氫化合物)污染，土壤氣體調查為快速及具成本效益的篩試技術。高蒸氣壓、低溶解度之揮發性有機物，因其物化特性之不同，對土壤及地下水造成不同程度的污染，存於土壤孔隙間的氣相揮發性有機物含量，亦有所不同。藉由採集、檢測污染場址內淺層(約地下 1~7 公尺內)土壤孔隙間的氣體，有助於瞭解污染物的存在、成分、洩漏的形式與污染團範圍。土壤氣體調查的優點，是可對場址進行較全面性的採樣，以較低精密的即時偵測儀器降低分析費用，及於短時間內取得大量分析數據，以達到污染場址調查的不確定性。適當地運用土壤氣體調查結果，有利於後續調查土壤採樣點與地下水監測井位置的選取。

一、原理

地下環境中的揮發性有機污染物，應能形成由主要污染源濃度高、往外濃度低的濃度梯度。此外含水層(飽和層)中的揮發性有機物，須具有經毛緣層(capillary fringe)，向上傳輸至透氣層(未飽和層)土壤中，其氣相可存在於土壤孔隙中，而被檢測出來之特性。土壤氣體中的揮發性有機物濃度，與其在地下水中的濃度、水溶解度、土壤、地質及蒸氣壓等因素有關。

理想上，由污染地下水或土壤向上傳輸至地面的揮發性有機物，在土壤氣體中的濃度，其垂直向濃度梯度，向上濃度愈低；水平向濃度梯度，則形成由污染源濃度高、水平往外濃度低的情形。在許多案例中，透氣層內的土壤氣體濃度梯度，會因水文及地質的變異性(如暫棲水、不透水層)而扭曲，且在水文或地質障礙物周圍發現揮發性有機物氣體。此外，地下環境的化學與生物降解性，亦會影響揮發性有機物在土壤孔隙中的分布及移動狀況。有關土壤氣體在不同地下環境的濃度分布狀況如圖 4-14 所示。

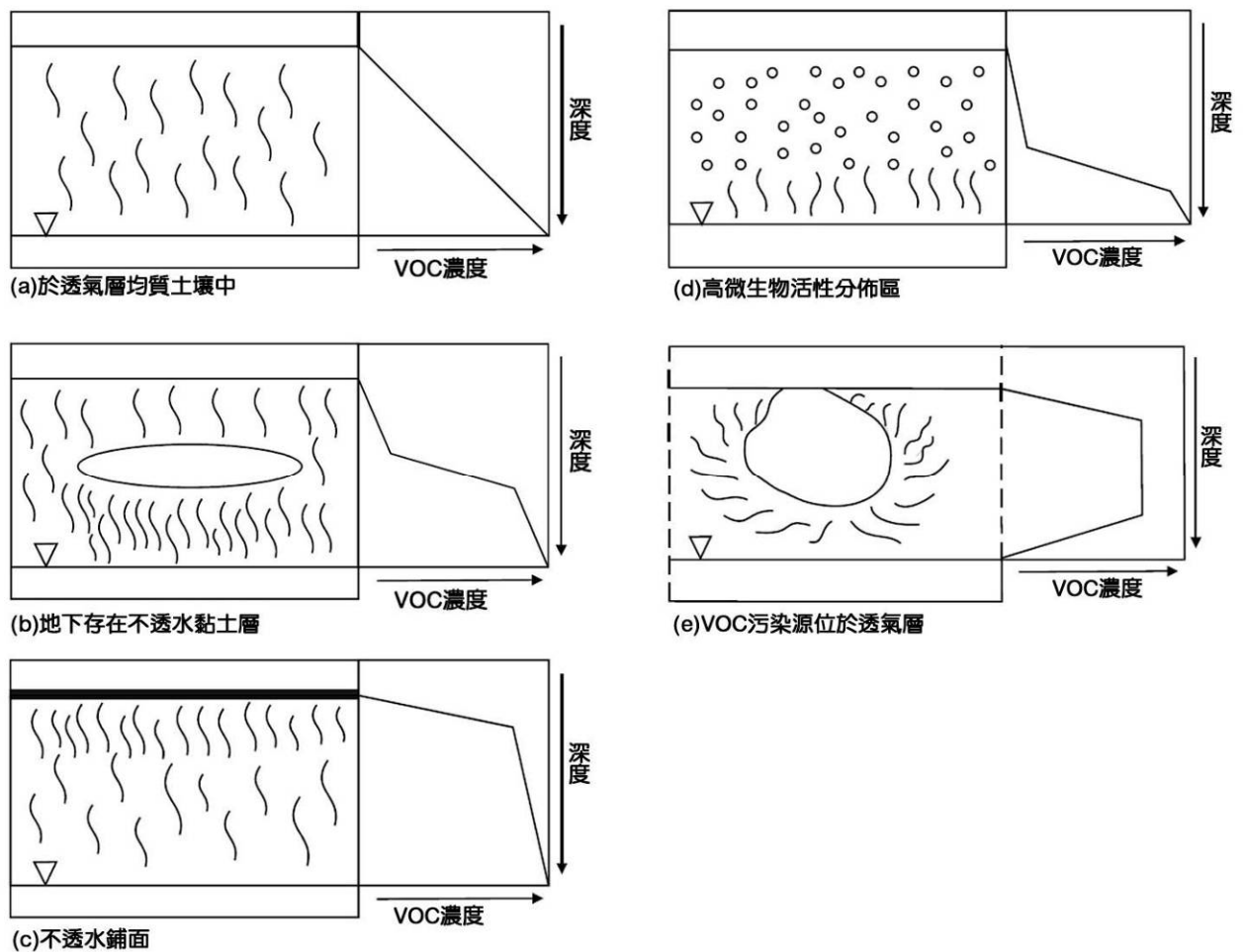


圖 4-14 不同地下環境之揮發性有機物濃度梯度^[19]

二、適用之場址條件

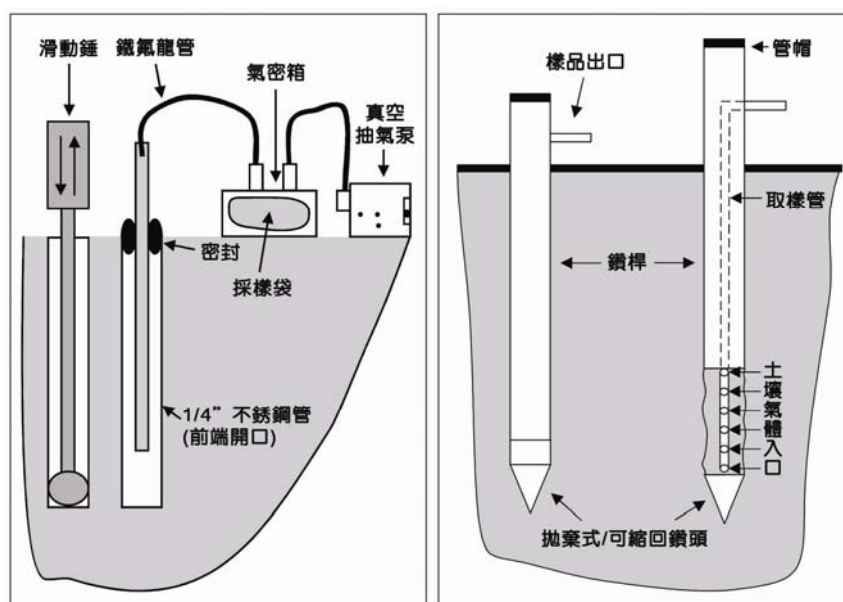
一般適用被動式土壤氣體採樣之場址條件如下：

- (一) 蒸氣壓 $> 1 \text{ mmHg @ } 20^\circ\text{C}$ 。
- (二) 亨利常數 > 1 或 $0.05 \text{ kPaM}^3/\text{mole}$ 。
- (三) 土壤水分或飽和度 $< 80\%$ 。
- (四) 採樣區域地質非屬黏土特性。

三、採樣方法

國內常見的採樣方法係將土壤氣體由探測管或土壤氣體監測井中抽出，直接以偵測器進行檢測，或抽至採樣袋(Tedlar bag)送實驗室分析。探測管的型式可分為 2 種，一為被動設置探測管(passive placed probe)，

如圖 4-15(a)，另一為貫入式探測管(drive ground probe，如圖 4.4.2-2(b))。被動設置探測管的設置先以短管螺旋鑽具(bucket auger)或滑動鉋鑽洞，再將探測管置入鑽洞中，管口以不透水材質密封，採樣時再將採樣管插入，國內較少採用。貫入式探測管則是先將鐵氟龍管或可拋式 PE 材質管與開孔的鑽桿連接，以滑動鉋、電動鉋或鑽機將採樣鑽桿貫入至預定採樣深度後，再將鑽桿往上拉約 3~5 公分，拋棄式鑽頭會與鑽桿脫離，而使鑽桿下方開孔外露，可縮回鑽頭則會露出土壤氣體入口，為國內較常採用的土壤氣體採樣方式。



(a)被動設置探測管

(b)貫入式探測管

圖 4-15 土壤氣體探測管類型^[19]

四、攜帶式分析儀器

土壤及地下水污染調查常用的攜帶式分析儀器有光離子偵測器(photoionization detector, PID)、火焰離子偵測器(flame ionization detector, FID)與攜帶式氣相分析儀(portable gas chromatographs)，常見各式儀器如圖 4-16 所示。茲分別說明如下：

(一) 光離子偵測器與火焰離子偵測器

1. 光離子偵測器(PID)

光離子偵測器以紫外光將有機氣體分子游離並產生離子，利用不同氣體特定的游離能和游離效率，偵測化合物游離後所產生的電流大小，可加以定量。不同氣體的游離能不同，可更換紫外光燈以獲得對氣體之選擇性，但鑑別力有限，亦無法確實定性。以光離子

偵測器 HNU 為例，該型光離子偵測器可提供 9.5 eV、10.2 eV 與 11.7 eV 之光源，該等光源均可偵測出許多芳香族化合物與大分子量碳氫化合物，其中 10.2 eV 與 11.7 eV 的偵測器可以偵測出較小分子的有機物與含鹵素碳氫化合物。而在環境調查工作上，以 10.2 eV 光源較為有用，因較 11.7 eV 光源耐用，而較 9.5 eV 光源可偵測出較多的有機氣體分子。^[20]其缺點是不易偵測出低分子量的氣體(如甲烷、乙烷)，且易受溼度影響。

2. 火焰離子偵測器(FID)

火焰離子偵測器是採用氫火燄將有機氣體離子化，藉由自由離子所造成的電流(稱為儀器反應)與樣品中的揮發性化合物濃度成正比的相對關係加以量測。火焰離子偵測器對大多數的有機蒸氣均能產生明顯的反應，且對於脂肪族或直鏈碳氫化合物特別敏感，因為這些化合物比芳香族(或環狀)碳氫化合物的燃燒效率高。火焰離子偵測器一般是利用甲烷進行校正。



參考資料：Thermo Electron Corporation，Photovac，Inc. 與 PID Analyzer，LLC。

(a) 光離子偵測器(PID)與火焰離子偵測器(FID)



參考資料：Varian，Inc.，Electron Sensor Technology，Photovac，Inc. 與 Inficon。

(b) 可攜式氣相層析儀

圖 4-16 各式攜帶式土壤氣體分析儀器^[21]

(二) 可携式氣相層析儀

氣相層析是一種物理分離的技術，樣品由載流氣體(carrier gas，如氮、氫、氦)帶動，通過一個分離用的管柱(柱為一長薄且纏繞成線圈狀的管路)，可將污染物分離開來，氣流離開管柱後，進入可產生反應訊號的偵測器(如 FID、PID 或電子捕捉偵測器(ECD))，偵測器反應訊號經由記錄器與電腦予以記錄與顯示，建構一組層析圖譜(亦即偵測器反應對樣品的滯留時間)，圖譜中每個反應波峯(response peak)的積分面積與該污染物的濃度成正比，污染物組成的鑑別，係利用與標準品之滯留時間比對加以判斷。藉由管柱與偵測器的選擇，可針對特定的關切污染物進行分析，其靈敏度較光離子偵測器與火焰離子偵測器高，但成本與分析費用亦相對較高。

4.5 土壤及地下水污染調查案例介紹

以下分別就國內快速篩試、土壤污染調查、土壤及地下水污染調查案例，介紹說明如下。

4.5.1 快速篩試案例介紹

一、X 射線螢光偵測器調查案例^[22, 23]

本調查案例係依國內歷年農地土壤重金屬污染調查結果，選取其中超過農地土壤重金屬含量五級標準之 2 公頃農地，調查農地主要污染物為銅、鋅、鉛與鎳，調查人員以手動式採土器於現地採集不同水平及垂直佈點位置的土壤，將土壤樣品置入夾鏈袋內，以 XRF 先行進行偵測工作，總計偵測 176 個土壤樣品，並從中選擇 XRF 檢測值最高之 40 個樣品，送實驗室以王水消化法進行全量分析工作。檢測結果顯示，XRF 儀器檢測數據與土壤性質、量測時間及重金屬的種類有關；隨著測試時間增加，設備偵測限值可有效降低至一穩定值；銅、鋅、鉛與實驗室分析結果有較佳之相關性，線性迴歸 R^2 值分別為 0.989、0.974 及 0.927，鎳並無一定關係存在。調查結果顯示，汞偵測時間為 60-70 秒之偵測極限為 13 mg/kg，偵測時間為 110-130 秒之偵測極限為 10 mg/kg。

此外，彰化縣農地土壤重金屬污染控改善計畫，亦曾利用 XRF 檢測受污染土壤。該計畫農地主要受重金屬鉻銅鋅鎳污染，整治單位將 30 個土壤樣品分別由 XRF 與實驗室 ICP 方法進行分析比較，由檢測結果

發現，土壤中銅與鋅二種重金屬之相關性極高，線性迴歸 R^2 值分別為 0.987 及 0.997；而鉻及鎳之相關性極低， R^2 值分別為 0.112、及 0.196。

二、直接汞分析儀調查案例^[24]

台北市某土壤汞污染整治場址，場址面積約 3 公頃，86 年 2 月發現該場址受重金屬汞污染，最高污染濃度 504.1 mg/kg。整治單位於 89 年 7 月 25 日提出整治計畫書，同年 8 月 9 日，監督小組同意以熱脫附處理法進行場址整治工作，90 年 11 月正式進行整治。

整治單位為確保每日受污染土壤熱脫附處理之成效，以 DMA-80 直接汞分析儀進行每日處理前、後採樣分析工作，並配合整治計畫書每處理 100 m³ 污染土壤之驗收作業，經執行小組採樣後，由整治單位分樣送合格檢測機構進行土壤樣品分析(檢測方法 NIEA M317.00C)，以確保熱脫附系統之處理成效。土壤處理後月平均濃度以 DMA-80 直接汞分析儀檢測結果介於 0.15~8.42 mg/kg 之間，檢測機構檢測結果介於 0.02~7.62 mg/kg 之間。其中，91 年 5 月 7 日樣品檢測結果，環保局重金屬汞之檢測數據為 4.41 mg/kg，DMA-80 為 4.18 mg/kg，而整治單位委託之檢測機構之檢測數據為 0.02 mg/kg。由於 DMA-80 檢測結果與檢測機構之相關性極高，整治單位於 92 年 1 月後，改採由 DMA-80 直接汞分析儀之數據，做為內部處理成效之稽核依據。

三、土壤氣體現場篩試方法調查污染場址案例^[25]

90 年底，桃園縣大溪鎮某加油站經檢舉，疑似漏油造成當地水源污染，環保單位遂於場址內及鄰近地區，進行土壤及地下水調查工作，經瞭解場址之污染狀況，評估可能污染範圍已隨地下水流擴散至加油站外。環保署委託工研院於場址南方坡坎地區(不含鄰近道路路面及建築物區)，於地表鑽鑿深度介於 1~1.5 公尺間之小孔，再抽取孔內氣體，使用 PID 測定土壤內油氣濃度，經將濃度特別高的採點剔除後，等濃度分布如圖 4-17 所示。調查結果顯示，調查區域內有 2 處高濃度區(圖 4-17 分別標示為 A 及 B)，其中 A 距離場址約 200 公尺處，另 B 位於場址外約 400 公尺處，位於省道台三線與縣 83 號道路間，推測油水自山壁滲出，成為地表逕流並向地形低處匯流，在地表流動之同時，滲入地表下，再隨著地下水流動方向繼續擴散。

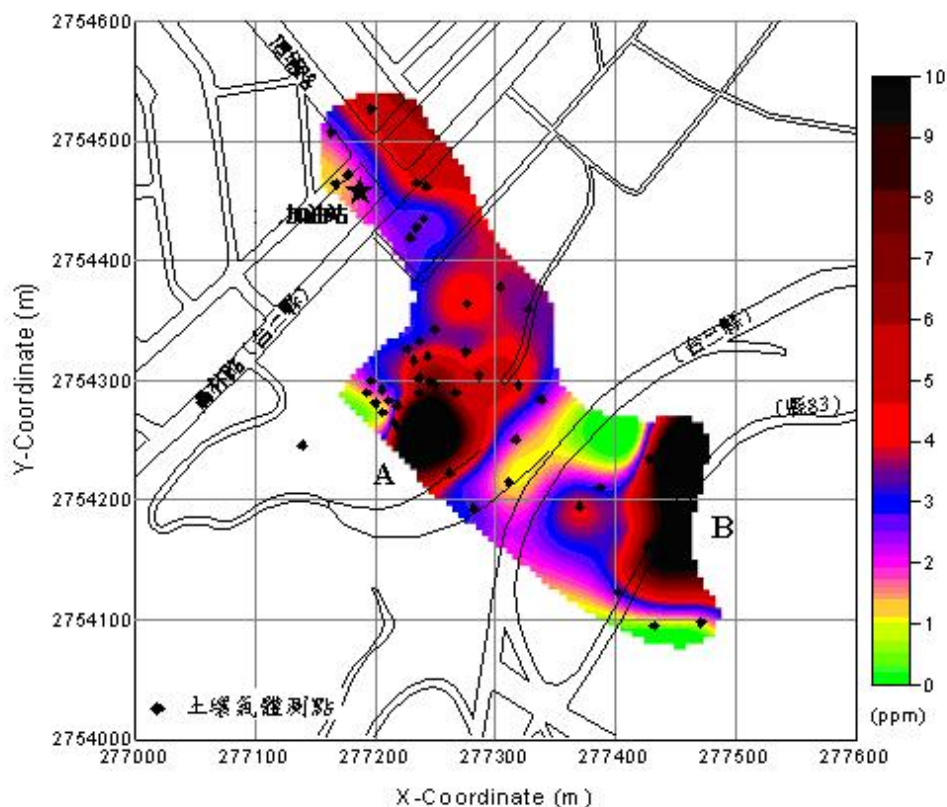


圖 4-17 國內某加油站鄰近地區土壤氣體調查結果^[25]

4.5.2 土壤污染調查案例介紹^[26]

台南市某明膠工廠於 91 年 9 月經民眾陳情本場址旁窪地有污染狀況，環保署南區督察大隊爰於 91 年 9 月 26 日前往稽查，勘查時發現堆肥醱酵池有惡臭逸散大氣，且廢皮露天棄置窪地，現場並無適當防制措施，南區督察大隊遂依空污法第 31 條及廢清法第 36 條告發。

91 年 12 月初又有民眾陳情本場址北側窪地疑似有堆置廢棄物，致有重金屬污染周圍魚塢情事，環保署於 91 年 12 月 4 日通知顧問公司於 91 年 12 月 5 日會同環保署土污基管會現場勘查，並協助進行採取現場堆肥物(疑似廢棄物)，並進行土壤採樣及檢驗工作，採樣點詳圖 4-18，採樣原則說明如下：

- 一、本場負責人稱堆肥池鋪設有 RC 鋪面，深度約 180 公分，惟該堆肥已久未檢驗，採樣人員於該處採取約 1 公斤污泥(樣品編號為廢-1)，依事業廢棄物毒性特性溶出程序(TCLP)分析，分析項目為重金屬、pH 值及含水率，重金屬分析項目包括汞、鉛、鎘、鉻、六價鉻及砷。

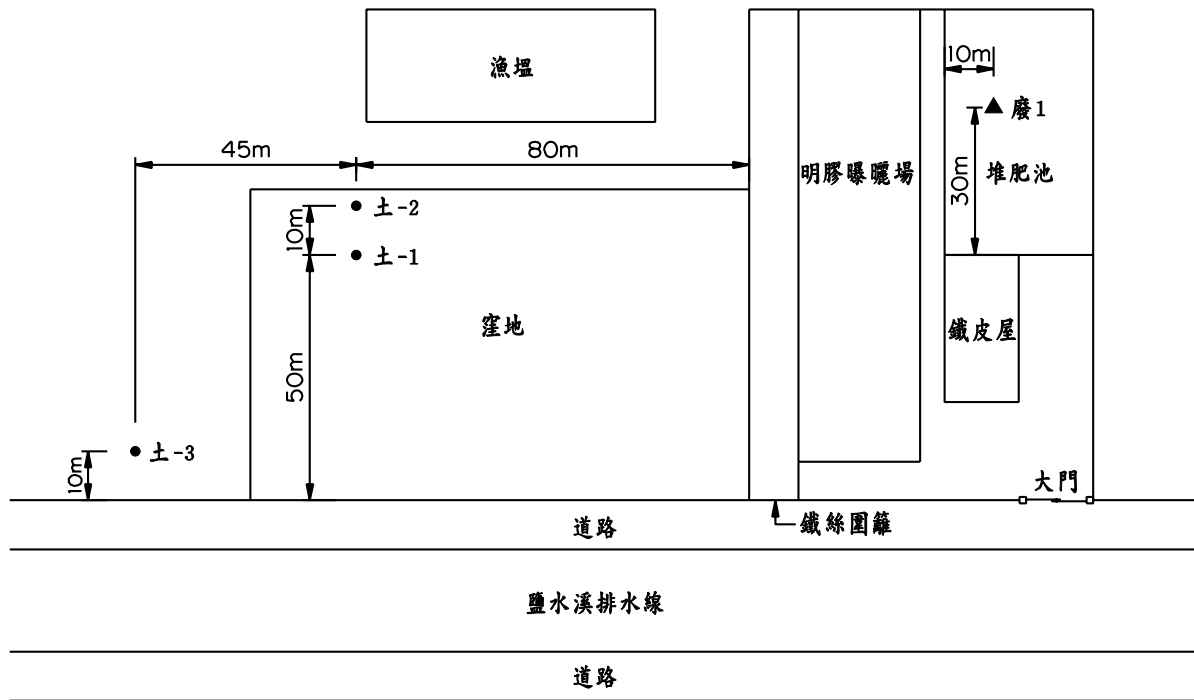


圖 4-18 台南市某明膠工廠周圍使用狀況及採樣位置示意圖^[26]

二、依民眾陳情疑似污染源為場址東北側，堆置堆肥成品之窪地，經勘查後發現該窪地地表為堆肥物與土壤混合物，故於該窪地以混樣取 1 點土壤(樣品編號為土-1，以 5 點混樣)，另窪地近魚塢處(目視為原土)亦以混樣取 1 點土壤(土-2，以 5 點混樣)，兩者採樣深度均為表土 0~15 公分，分析項目為土壤中汞、砷、銅、鎘、鉛、鋅、鉻、鎳等重金屬及 pH、含水率等。

三、為瞭解背景土壤重金屬含量，採樣人員另於距窪地約 45 m 處另採集表土背景土壤 1 點(樣品編號為土-3，以 5 點混樣)，分析項目則同前土-1 及土-2 樣品所述。

檢驗結果顯示該場址堆肥池內堆肥物以 TCLP 進行重金屬檢測之結果均未超過有害事業廢棄物認定標準；惟窪地內之土壤樣品鉻含量超過土壤污染管制標準。環保署另於 92 年 11 月 17 日再至該場址再進行土壤及廢棄物檢測分析，分析結果顯示堆肥物堆置區開挖部分之土壤之鉻濃度 1,100 mg/kg 超過土壤污染管制標準 250 mg/kg，顯示該地區土壤已遭鉻金屬污染。

4.5.3 土壤及地下水污染調查案例介紹^[27]

國內某金屬表面處理業，廠房共劃分為 2 個廠，主要從事鐵線、銅線、鋼釘、鋼索鐵釘、不鏽鋼線等生產。其表面處理製程包括前處理、塗裝(含

刷、噴、浸等)、電鍍、無電鍍(化學鍍)、陽極處理、熱浸鍍鋅等。工廠歇業後，環保署於 94 年 3 月進行土壤及地下水污染調查，調查重點包括疑似污水處理設施、疑似鍍槽、製程區、地下貯槽、油狀液體貯池、酸液槽等。樣品監測項目原則以重金屬為主，並於油狀液體貯池區增加土壤 TPH 檢測，另地下水樣品則以重金屬、VOCs、總酚及 TOC 為主，總計採取 10 組土壤樣品及 3 組地下水樣品。調查結果顯示，一廠土壤鋅濃度偏高，第二階段區域鎖定一廠之酸液槽至疑似污水處理設施區附近為重點，面積區約 900 平方公尺，以 7.5 公尺×20 公尺長方形網格方式佈點，土壤樣品分析項目包括：重金屬、氰化物；地下水分析項目包括：重金屬、VOCs、氰化物、總酚、TOC 等。採樣點配置如圖 4-19 所示。

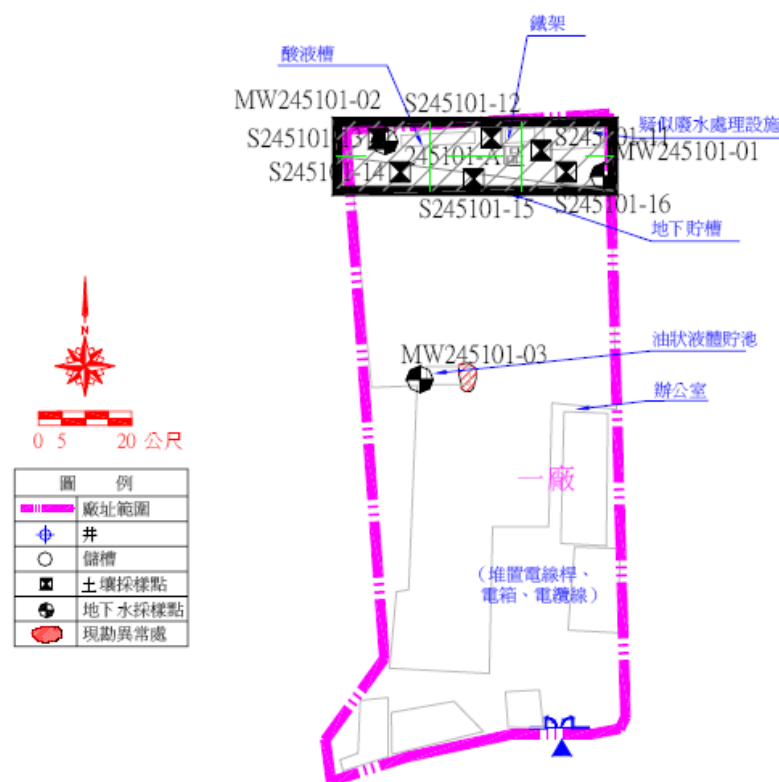


圖 4-19 國內某金屬表面處理廠土壤及地下水採樣配置圖^[27]

檢測結果中，疑似污水處理設施西側於 RC 鋪面下方之土壤採樣點 S245101-12(0.0~0.3 公尺)銅濃度 3,260 mg/kg 超過管制標準 400 mg/kg、鋅濃度 2,040 mg/kg 超過管制標準 2,000 mg/kg、及鉛濃度 1,070 mg/kg 超過監測基準 1,000 mg/kg；另地下水採樣點 MW245101-02 之鎘濃度 0.030 mg/L 超過監測基準 0.025 mg/L。

4.6 專業機構聘請

土壤及地下水污染調查所需執行的工作及涉及的專業相當複雜，需要有足夠的教育訓練與工作經驗，以及具有相關法令規定、環境科學與技術、商業營運的技術與環境考量、設施運作與評估技巧等知識與能力。因此，工廠可考慮聘請在此領域有專長及經驗之專職顧問、學者、工程顧問公司與檢驗公司協助，或共同組成專業調查團隊。

專業機構的工作項目，包括：

- 一、進行場址現場勘察或環境場址評估。
- 二、規劃及撰寫土壤及地下水污染調查評估方案或採樣計畫。
- 三、執行現地鑽探並採集土壤及地下水樣品。
- 四、地下水水質監測井設置及定期維護。
- 五、由環保署認可之檢驗機構進行分析。
- 六、撰寫土壤及地下水調查評估及樣品分析檢測報告。
- 七、評估土壤及地下水污染情形，以及評估污染潛勢。
- 八、水文地質調查與建立水文地質模式。
- 九、人體健康風險評估。
- 十、提供工廠人員教育訓練。

學者專家之聘請需考慮其專長、專業之領域範圍及從事相關工作之經驗等，可以由環保署(網址：<http://atftp.epa.gov.tw/scholar>)、行政院國家科學委員會(網址：http://nscnt07.nsc.gov.tw/WRS/personal_search.asp)或是行政院公共工程委員會(網址：<http://plan3.pcc.gov.tw/expert/new>)查詢相關之資料，該等網站中，可查詢學者專家之服務單位、學歷與專長等資料，業者可再透過學者專家的服務單位，進一步與學者專家取得聯繫的方式。

委託工程顧問公司及檢測機構進行土壤或地下水的調查需考慮其相關工作之經驗及執行成果，可以由環檢所網站(網址：<http://niea.epa.gov.tw>)查詢合格檢測機構之基本資料；或透過地方主管機關或台灣土壤及地下水環境保護協會(網址：<http://www.tasgep.org.tw/home.htm>)查詢或洽詢相關之資料；或利用行政院公共工程委員會「政府電子採購網」站(網址：<http://web.pcc.gov.tw>)，查詢「政府採購資料公告系統」之決標公告，可取得得標廠商名稱、廠商地址、與廠商電話等資料。

參考文獻

1. 環檢所，環境採樣規劃設計，民國 94 年 7 月 30 日。
2. 張西龍、吳一民，土壤及地下水污染調查原則與實務介紹，台灣土壤及地下水環境保護協會簡訊，第 18 期。民國 95 年 1 月 10 日。
3. UK Environment Agency, Groundwater Protection：Policy and Practice Part 2 – Technical Framework.
4. USACE Engineer Manual, Conceptual Site Models for Ordnance and Explosives (OE) and Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste (HTRW) Projects (EM 1110-1-1200), February 3, 2003.
5. 環檢所，監測井地下水採樣方法(NIEA W103.53B)，民國 95 年 3 月 15 日。
6. 環檢所，土壤採樣方法(NIEA S102.61B)，民國 94 年 11 月 30 日。
7. 陳家洵，微洗井採樣方法簡介，台灣土壤及地下水環境保護協會簡訊，第 15 期。民國 94 年 5 月 4 日。
8. USEPA RCRA, Superfund & EPCRA Call Center Training Module - Introduction to：Groundwater Monitoring (40 CFR Parts 264/265, Subpart F) , EPA530-K-02-010I, October 2001.
9. 環檢所，土壤檢測方法總則(NIEA S103.60C)，民國 91 年 1 月 17 日。
- 10.環檢所，水質檢測方法總則(NIEA W102.51C)，民國 94 年 6 月 15 日。
- 11.環檢所網站(網址 <http://www.niea.gov.tw>)。
- 12.Federal Register Notice, Waste Management System; Testing and Monitoring Activities; Final Rule：Methods Innovation Rule and SW-846 Final Update IIIB, June 14, 2005.
- 13.USEPA, Innovative Technology Verification Report – Field Measurement Technology for Mercury in Soil and Sediment – NITON's XLi/XLt 700 Series X-Ray Fluorescence Analyzers (EPA/600/R-03/148) , May 2004.
- 14.USEPA, Innovative Technology Verification Report–Field Measurement Technology for Mercury in Soil and Sediment–Metroex's X - MET 2000 X-Ray

- Fluorescence Technology (EPA/600/R-03/149), May 2004.
15. USEPA, Innovative Technology Verification Report – Field Measurement Technology for Mercury in Soil and Sediment – Milestone Inc.’s Direct Mercury Analyzer (DMA)-80 (EPA/600/R-04/012), May 2004.
 16. USEPA Superfund Innovative Technology Evaluation (SITE) website.
(<http://www.epa.gov/ORD/SITE/>)
 17. USEPA, Field Portable X-ray Fluorescence Spectrometry for the Determination of Elemental Concentrations in Soil and Sediment (Method 6200), January 1998.
 18. 環檢所，土壤和底泥中元素濃度快速篩選方法－攜帶式 X-射線螢光光譜儀分析法(NIEA S322.60C)，民國 95 年 1 月 18 日。
 19. NJDEP, Field Sampling Procedures Manual, October 2005.
 20. USEPA Environmental Repose Team, Photoionization Detector (PID) HNU (SOP#2114), October 6, 1994.
 21. 環保署，油品類儲槽系統土壤及地下水污染調查、驗證作業及整治工作等技術規範建置計畫－附冊三 油品類儲槽系統快速場址調查及評估技術參考手冊，民國 95 年 5 月。
 22. 吳曉芬、劉文堯、陳冠宏，X 射線螢光偵測器(FPXRF)於重金屬污染土壤現地篩選之應用，第一屆海峽兩岸土壤與地下水污染整治研討會，民國 91 年 9 月 4~5 日。
 23. 彰化縣環境保護局，彰化縣農地土壤重金屬含鉻銅鋅鎳(不含鎘)污染控制場址之污染改善計畫期末報告(初稿)，民國 93 年 7 月 20 日。
 24. 林文楨，某化工整治工作執行成果報告，九十二年度「土壤及地下水污染整治業務檢討會」會議資料，行政院環境保護署，民國 92 年 11 月 13~14 日。
 25. 環保署，地下水潛在污染場址調查與應變計畫，民國 91 年 12 月。
 26. 環保署，土壤及地下水污染事緊急應變案例探討－附冊四 我國土壤及地下水污染事件緊急應變案例探討，民國 93 年 4 月。
 27. 環保署，全國廢棄工廠土壤及地下水污染潛勢調查計畫，民國 94 年 11 月。

第五章 土壤及地下水污染整治技術

由於光電材料與元件製造業可能造成環境污染之主要污染物為有機物與重金屬，本章將針對土壤及地下水有機物與重金屬污染整治技術進行介紹。土壤與地下水之污染場址整治技術分類的方法很多^[1]，依整治技術所使用之機制歸屬可以分為物理化學、生物及熱處理等方法；依待整治之污染物濃度與強度而言，又可分为污染源(source)整治技術、污染團中心區(core zone of the plume)整治技術、以及污染團邊緣區(distal zone of the plume)整治技術等^[2]。

在現地整治時，可針對不同污染物濃度與強度考慮不同方案的整治技術，其內容如表 5-1。其中，污染源區域可擇取浮油回收(LNAPL recovery)、界面活性劑或共溶劑沖排(surfactant and cosolvent flushing)等物理化學方式，或是一些現地化學氧化(in-situ chemical oxidation, ISCO)與熱處理技術，有效破壞與降解污染物；在污染團中心區的整治方法，則包括有土壤氣體抽除法(soil vapor extraction, SVE)、空氣注入(air sparging, AS)、抽取處理法(pump and treatment, P&T)或是應用透水性反應牆法(permeable reactive barrier, PRB)^[2](含括工程生物處理法、化學氧化法及化學還原法等機制)；污染團邊緣區的整治方法較常被使用者則有監測式自然衰減法(monitored natural attenuation, MNA)或是前述之透水性反應牆等。本節將依污染源區、污染團中心區以及污染團邊緣區之分類方式介紹物理化學整治方法，另再各別描述生物處理技術、固化/穩定化處理技術以及熱處理技術；最後，再以實際案例介紹各技術之應用現況。

表 5-1 適用於不同污染物強度之整治技術^[2, 3]

污染源區 (source zone)	污染團中心區 (core zone of the plume)	污染團邊緣區 (distal zone of the plume)
浮油回收	空氣注入與土壤氣體抽除法	監測式自然衰減法
界面活性劑或共溶劑淋洗回收	工程生物處理法	工程生物處理法
蒸氣注入回收	化學氧化法	化學氧化法
熱加強回收	化學還原法	化學還原法
化學氧化法		透水性反應牆

5.1 物理化學整治技術

5.1.1 物化整治技術原理

污染場址物理化學整治方法包括許多不同物理化學機制，常見機制包括物理分離、濃縮、萃取、氣提與溶解、沉澱、氧化與還原等。土壤中部分污染(如重金屬)常吸附於土壤表面，此時污染濃度常與表面積大小成正相關，因此若能以物理分離的方式，有效分出不同粒徑顆粒之土壤，有時

可以達到污染減量之工作。地下環境中之污染物常吸附於土壤有機質中、藏於土壤微小孔隙中或以非水相液體形式存在，此時往往可以地下水之溶解、土壤氣體之氣提、溶劑或界面活性劑之增(加)溶(解度)或增加移動性，以將污染物由原先之地下環境中藉氣體移動或液體移動方式取出，達到整治之目的，常見之整治方法，如抽取處理、空氣注入、土壤氣體抽除、溶劑/界面活性劑注入法(solvent/surfactant injection)等均屬於此類型。此外，部分重金屬類污染物會隨著 pH 值或氧化還原條件改變而改變其溶解度，因此藉由改變環境之 pH 值或氧化還原條件，使污染物溶解度降低形成沉澱物，也是整治方法的一種選擇。最後一大類的則是利用污染物的氧化還原特性，藉由注入氧化劑或還原劑，將污染物氧化或還原成毒性較低或無毒性之污染物，或移動性較低的污染物(也是屬於沉澱的一種)，也在最近幾年開始盛行。

5.1.2 影響物化整治之因子

污染整治技術的選擇需視污染物特性、污染場址地質狀況及水文特性而決定，一般而言，地下水移動速度愈快(水文特性)，其污染團擴散速度快，但是也愈容易整治。相對而言，污染場址地質及污染物特性影響污染物之移動、揮發、分解速率等，以下分別說明。

一、地質因素

影響污染物主要去除難易程度之地質因素包括場址之透水與透氣性、均質性、有機質(soil organic matter, SOM)與陽離子交換容量(cation exchange capacity, CEC)等參數。場址之透水性與透氣性影響地下水流與土壤氣體之移動，以及化學藥劑及污染物分子之傳輸。通常透水性與透氣性高之場址，前述流體移動較容易、化學藥劑及污染物分子也比較容易相互接觸，因此整治較容易。土壤及含水層之均質性也是影響污染物及地下水、土壤氣體移動之重要因素，均質性佳之環境，地下水流(土壤氣體)移動均勻，水流、氣流、及化學藥劑分子比較容易接觸污染物分子。相對而言，均質性較差之環境，在低透水性位置之污染物，必須靠擴散，傳輸至流動區中，再被攜出或進行反應，流動區化學藥劑分子也必須靠擴散傳至低透水性區中，以與污染物接觸，因此整治相對較難。含水層材料中之有機質與陽離子交換容量，前者影響有機污染物及重金屬之吸收、吸附，後者則影響重金屬之吸附，導致污染物移動之遲滯(retardation)現象，以及反應物質接觸機會降低，因此土壤或含水層材料(aquifer materials)中有機質與陽離子交換容量高時，整治也較不易。

二、污染物特性

污染物之特性也會影響整治技術之應用，例如污染物之水溶解性、揮發性、氧化還原特性等。水溶解性高之污染物容易隨水流動、不易吸附在土壤上，因此可藉由抽取處理方法抽出；揮發性高之污染物則易隨氣體流動，也較不易吸附於土壤上，可以藉由抽氣或曝氣方式處理；至於部分污染物容易被氧化、還原或沉澱，則可以藉由其特性，降低其毒性、移動性或轉換成無害副產物。

5.1.3 污染源整治法

一、浮油回收技術^[4, 5]

由於浮油均為輕質非水相液體(LNAPL)，因此後續使用 LNAPL 回收作為代表。LNAPL 回收技術包括單一泵浦回收、雙泵浦回收、表面刮除及真空加強抽取方法(vacuum enhanced recovery)等，以下分別討論。

(一) 泵浦抽取法

利用泵浦抽取回收共可分成 3 種方式，即單一泵浦、雙泵浦及表面泵浦。單一泵浦法，將泵浦置於油水界面，同時抽出油與水，缺點為地下水量大，且造成油水乳化現象。雙泵浦回收法中一泵浦置於較深處，抽取地下水以降低水位，使油流至井中由另一泵浦抽至地面，因此油與水較容易分離。表面泵浦則須挖掘一個壕溝至地下水水面以下，使地下水流出變成與大氣接觸，再由表面泵浦抽出，缺點為必須考慮作業安全與人員暴露問題。

(二) 真空加強抽取方法^[6]

真空加強抽取方法(或稱漱洗法)將抽油管放在油與空氣的界面，利用真空，將油抽出地面的一項技術。由於利用真空方式，周邊的土壤氣體也會進到管線中抽出，因此實際上除真空加強油液回收外，尚包括生物通氣(bioventing)及土壤氣體抽除法兩種機制在內。與前述泵浦回收法比較，本法較易抽出毛緣區的油液、抽出之地下水量也較少，並可增加生物分解及氣提回收作用。此法並可以在油液回收接近完成時，迅速改成土壤氣體抽除法繼續進行整治。本法是用在地下水位約 0.9 至 60 公尺之場址，LNAPL 厚度 0.03 至 2.1 公尺以上。目前中油有數個場址採用此種技術進行油液回收。

二、現地化學氧化法

現地化學氧化法(in-situ chemical oxidation，以下簡稱 ISCO)最早在

1980 年代開始使用，在近數年則已經有愈來愈多的場址開始使用此方法。其原理是指將氧化劑送入到地下，以轉換關切污染物(contaminants of concern, COC)，並降低其質量、移動性及(或)毒性的方法^[7]。該方法可以單獨使用，並且可以與其他處理方法(如生物處理法)合併使用，比較其他整治方法，具有以下之優點^[8]：

- 氧化 DNAPL 的能力。
- 減少總處理時間。
- 避免成本龐大的抽取處理法。
- 具處理污染區但不影響地面結構物的能力。
- 減少開挖與處理土壤的費用。

(一) 現地氧化法之適用範圍

ISCO 法最適用於高濃度地下水污染團 (>10 mg/L)，若用於低污染團(<1 mg/L)雖然可行，但需考慮成本問題，至於殘留相之 NAPL 或移動相之 NAPL 區則雖有成功機會，但是挑戰性頗高^[2]。

主導化學氧化法反應的 4 個條件包括熱力學(thermodynamics)、化學計量(stoichiometry)、反應動力(kinetics)及接觸(contact)與否^[2]，其中熱力學與氧化還原電位有關，是啟動化學反應必須的要件，表 5-2 即為常用 4 種氧化劑及其衍生之自由基的氧化電位，其中過氧化氫的氧化電位為 1.8 伏特、過錳酸鹽的氧化電位為 1.7 伏特、臭氧的氧化電位為 2.1 伏特、氫氧自由基的氧化電位為 2.8 伏特、過硫酸鹽的氧化電位為 2.0 伏特、而硫酸根自由基的氧化電位為 2.6 伏特。雖然 4 種氧化劑及其衍生之自由基之氧化電位大小不一，但是氧化電位相對於氯，均大了許多，由於它們的高氧化能力，使得關切污染物能夠被氧化劑直接或間接化學氧化，達到破壞污染物的效能。4 種氧化劑中過氧化氫、臭氧以及過硫酸鹽等 3 種，均可以產生自由基，因此氧化能力均比不會產生自由基之過錳酸鹽大許多。過錳酸鹽因為氧化能力最弱，因此對於苯、四氯化碳等污染物氧化效果有限，其他氧化劑則效果大約相當。不過過錳酸鹽則對於含氯乙烯有相當良好之氧化效果^[9]。

現場氧化反應速率受許多因素之影響，包括溫度、pH 值、污染物濃度、催化劑、副產物、背景水質及有機質等^[2]。4 種氧化劑中，以過氧化物、臭氧反應因為產生氫氧自由基最為快速，除非添加抑制劑(inhibitor)，否則反應快速。相對而言，以非自由基反應之氧化劑過錳酸鹽，氧化速率較其他氧化劑小數個數量級^[10, 11]。

表 5-2 現地化學氧化法常見氧化劑及其衍生自由基之氧化還原電位^[2]

氧化劑	氧化電位 (伏特)	相對於氯之氧化力
氫氧自由基	2.8	2.1
硫酸根自由基	2.5	1.8
臭氧	2.1	1.5
過硫酸根	2.0	1.5
過氧化氫	1.8	1.3
過錳酸根	1.7	1.2
氯	1.4	1.0
氧氣	1.2	0.9
超氧離子 (superoxide ion, $O_2^{\bullet-}$)	-2.4	-1.8

氧化劑與污染物之接觸受兩大因素主導，即注入方法與均質性，以及土壤中還原性物質多寡 2 項，前者需配合場址滲透性選擇工法，該部分現在是主要研究方向之一^[2]。有關土壤還原物質部分，多數的氧化劑的氧化屬於非選擇性，因此氧化劑注入地下時，在與關切污染物反應前，會與其它還原性或可氧化的物質起反應，氧化劑使用量會依場址特性不同而必須考慮增加氧化劑之使用量。整體而言，氧化劑需要量包括土壤氧化劑需要量(soil oxidant demand，以下簡稱 SOD)、氧化劑分解量(如過氧化氫、過硫酸鹽)及氧化污染物所需之化學劑量三者組合而成^[12, 14]。SOD 範圍介於小於 1 g 氧化劑/kg 土壤到 20-30 g 氧化劑/kg 土壤^[12, 15]，此數值範圍若與氧化污染物所需之氧化劑量而言，高出許多。通常過錳酸鹽所需之 SOD 為 4 種氧化劑中最高的，因此應用上必須將此因素納入考慮^[12]。SOD 來源包括土壤有機質及其他還原性物質，如金屬及硫化物。過錳酸鹽之消耗幾乎全來自於與天然有機物(natural organic matter, NOM)或土壤中還原性礦物之反應，過硫酸鹽則部分來自於分解反應，過硫酸鹽會與還原性礦物反應，但與 NOM 則不易起反應^[14]。另一現場調查顯示，除 NOM 及還原性物質外，傳輸與稀釋作用也會增加高錳酸鹽 SOD 的消耗^[15]。

(二) ISCO 之優缺點

4 種氧化劑之優缺點如表 5-3 所示。

(三) ISCO 法對污染物之適用性

不同種類氧化劑處理不同種類污染物之適用性如表 5-4。

表 5-3 現地化學氧化法常見氧化劑優缺點彙整表^[18-19]

氧化劑	優點	缺點
過氧化氫	• 氧化電位高，適用污染物範圍廣 • 應用場址多 • 可以與臭氧合併使用	• 反應產生熱與氧，造成工安問題 • 半衰期短，有效距離短 • 鹼性條件下效果不佳 • 受自由基捕捉者影響效率 • 造成金屬溶出
臭氧	• 氧化電位高，適用污染物範圍廣 • 氣體輸送方式，較液體容易應用 • 分解產物包括氧氣，有助於生物分解	• 非常不穩定，半衰期短 • 飽和層中有效半徑非常小 • 受壓含水層中應用時需壓力釋放 • 受自由基捕捉者影響效率 • 造成金屬溶出
過錳酸鹽	• 水中溶解度高，有助於整體效率與擴散 • 無氣體與熱產生，工安上相對較安全 • 適用 pH 值範圍廣 • 已經有許多成功之案例	• 氧化電位較低，因此無法適用於所有污染物 • SOD 較高 • 產品中會有金屬雜質 • 產物會形成沉澱物，造成阻塞 • 造成金屬溶出
過硫酸鹽	• 氧化電位高，適用污染物範圍廣 • SOD 低 • 氧化劑相對穩定	• 實場經驗較少 • 需借助熱或還原性金屬進行催化 • 受自由基捕捉者影響效率 • 造成金屬溶出

(四) 工程應用考量

本節介紹 ISCO 在現地應用時，其簡單設計步驟，再就輸送方式作簡介，最後並介紹現場工業安全衛生。限於篇幅，詳細的相關應用與設計請參考本手冊第五章參考文獻 2、3、16、17。

ISCO 的應用需要利用一個有系統化的方式，最初必須收集場址特定的地形、地質資料來估計化學劑量，並在處理前訂定一個底限以及評估此方法對於土壤或地下水污染的有效性。設計方法分為幾個階段^[18]，首先是氧化劑的選擇，接著是應用方式的選擇，最後是將前面 2 個階段予以結合而成一完整之設計流程，此流程因為有多種的氧化劑及應用方式的選擇，故可反覆的進行，試驗往往先在實驗室進行，以便測試所選擇方式的可行性，最後才在現地進行模場試驗，整個流程圖如圖 5-1 所示。

表 5-4 各種氧化劑處理不同種類污染物之適用性^[20]

污 染 物	RegenOx™	類芬騰 (Fenton -like)	高錳 酸鉀	過硫 酸鹽	活性化 過硫酸鹽	臭氧
石油碳氫化合物	A	A	B	B	B	A
苯	A	A	D	B	B	A
MTBE	A	B	B	C	B	B
總酚	A	A	B	C	B	A
含氯乙烯類(PCE， TCE，DCE，VC)	A	A	A	B	A	A
含氯乙烷類 (TCA，DCA)	A	B	C	D	C	B
多環芳香烴化合物 類(PAHs)	A	A	B	B	A	A
多氯聯苯類(PCBs)	B	C	D	D	D	B
爆炸物(RDX， HMX)	A	A	A	A	A	A

註：依據實驗室動力學資料、熱力學計算與文獻回顧。

氧化劑有效性之要項：

A = 半衰期短、低自由能(最可被接受)、反應程度最完全

B = 半衰期中等、低自由能、反應程度中等

C = 半衰期中等、中等自由能、反應程度低

D = 半衰期長、高自由能(最不被接受)、反應程度非常低

ISCO 方法中之藥劑，主要輸送方法包括兩大類，包括主動式的淋洗(flushing)方式，以及被動式注入(injection)方式，前者包括使用垂直或水平井注入之設置，再配合另一端抽取井，以使氧化劑與污染物在注入與抽取井間發生氧化作用。後者則配合注入探針、破裂法(fracturing)或土壤混合(soil mixing)等方式，注入之後不再抽出，藉由適度的工程技術配合場址條件，使氧化劑與污染物在場址中作用^[18]。

在使用現地氧化劑處理時，包括過氧化氫、過錳酸鉀、過錳酸鈉溶液等均是強氧化劑，處理時須非常小心。過氧化氫因為會產生高溫以及氧氣，應用上應注意避免火或爆炸之危害。應用固體物之過錳酸鉀應注意，過錳酸鉀粉塵有害，應避免逸散。臭氧存在時會增加其他材料的可燃性，以及臭氧產生機含有高伏特設備工安潛在危險因素^[19]。

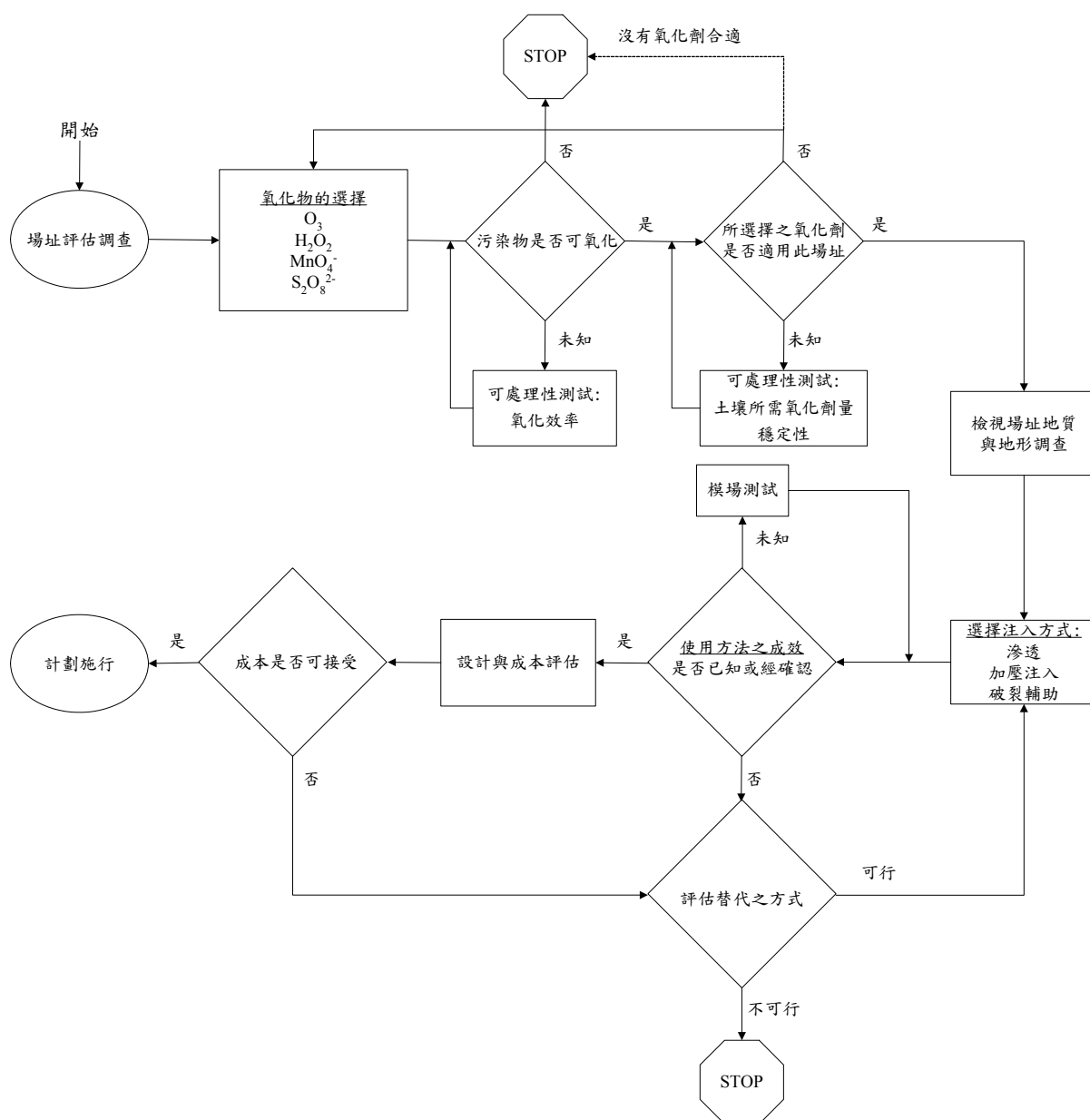


圖 5-1 ISCO 方法設計流程^[18]

三、界面活性劑及共溶劑淋洗法

界面活性劑加強含水層整治復育法(surfactant-enhanced aquifer remediation, SEAR)係利用界面活性劑進行土壤或地下水淋洗的工程應用，最早在 1970 年代即已開始受到重視，其主要的應用是在於有機污染物的移除，關切污染物包括非水溶相液態污染物(NAPL)、油類、多氯聯苯與三氯甲烷等，且部分已完成模場或實場的示範或設置。此外，美國環保署亦將界面活性劑清洗法(surfactant washing)列為去除土壤或河川與海域之底泥中難溶性有機化合物(poorly-soluble organic compounds)的有效方法之一^[21]。

過去利用地下水抽取處理整治可溶性、可吸附或 NAPL 污染物的經驗發現，直接抽出處理的效率不佳。而造成這些技術上缺陷的主要原因與污染物對水的親和度有關，因為污染物對有機物的親和力比對水的親和力高，因此污染物在地下水中的溶解、擴散以及脫附都相對的低。為提高污染物的溶解度以解決上述的困難，於是添加界面活性劑以增溶(solubilize)有機污染物並減少整治時所需要淋洗的體積，縮短整治時間，使其成為一項重要的工程技術^[22]。

界面活性劑一詞來自於表面活性劑(surface active agent)的組合，其主要的分子結構特性，是同時具有疏水性及親水性的官能基，通常前者為一長碳鏈分子，因此對水的溶解性很差，而後者則通常為極性分子，對水有相當好的親和性，使得界面活性劑在水中成為一種相當特殊的介質。依照親水基(通常稱之為頭部)的電荷特性，界面活性劑被歸類成 4 大類，分別為陰離子性、陽離子性、非離子性、及雙離子性界面活性劑。陰離子性者，即是該親水基為帶負電之陰離子(如： SO_3^-)，而陽離子性者為該親水基為帶正電之陽離子(如： $\text{R}_4\text{N}^+\text{Cl}^-$)。非離子性者，其親水基的部分則不帶電荷^[23-24]。

界面活性劑獨特的化學特性是，當在低濃度時界面活性劑以所謂單體(monomer)的形式存在，而當其濃度超過某一濃度時，界面活性劑開始形成結構迥異的微胞(micelle)，該特徵濃度稱為臨界微胞濃度(critical micelle concentration，以下簡稱 CMC)。在濃度高於 CMC 時，系統中是單體與微胞結構共存，其中單體會維持在相等於 CMC 的濃度，而多於 CMC 的部分，則因為疏水基互相吸引(或受水分子排擠)，而聚集成為一表面為親水性而內部為疏水性核心的微胞結構。微胞的典型基本結構如圖 5-2 所示。由於微胞的核心為疏水性，所以提供了一個可以容納低溶

解度或疏水性有機物的空間，這種將有機物包容於微胞核心的機制稱為「溶容」。微胞的疏水核心相當於在系統中建立一個假相(pseudo phase)，促使疏水性有機物可溶解於水中，同時可以「溶容」於微胞中，進而提高有機物在水中的整體溶解度(apparent solubility)。界面活性劑的這種特性，促成其在環境工程上的應用，於初始是以疏水性有機污染物為主要標的物。

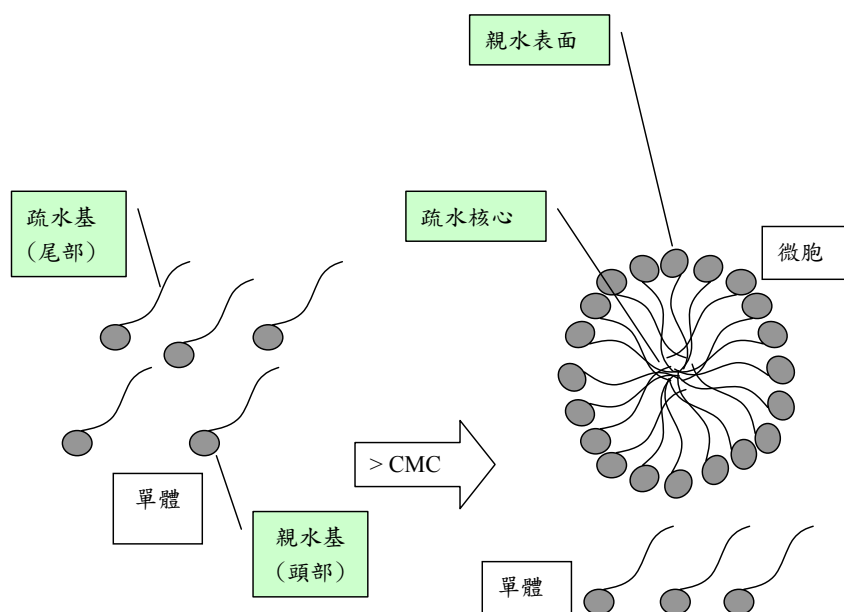


圖 5-2 界面活性劑的基本結構特性^[25]

由於化學性界面活性劑，其大部分對微生物皆有毒性，為避免造成地下環境二次污染，生物可分解界面活性劑將是最佳的選擇。生物降解的主要中心思想便是微生物對基質的攝取。微生物與基質的接觸便是生物降解是否可以進行的重要條件，而影響微生物與基質接觸的因子有以下兩點：1.有效基質之表面積及基質；2.微生物的親和力^[26]。生物可分解之界面活性劑不僅能提升碳氫化合物在土壤中的去除率，且具有低毒性、自然生物降解性、對環境安全性及特殊生理活性等優點，一般常見的種類有 Triton X、Tween、Brij、Dowfax 及 Tergitol 系列。其處理機制與化學合成界面活性劑一樣，具有下列 2 點：

(一) 流動(mobilization)

流動可以分成置換(displacement)和分散(dispersion) 2 個部分：置換表示將污染物藉由降低界面活性力從土壤顆粒中釋放出來；而分散則是在非常弱的乳化程度下將污染物分散至溶液相中。分散的程度與界面活性劑的濃度有關，所以置換和分散的最大不同點在於置換只和界面張力有關，且沒有乳化的型態。

(二) 溶解(solubilization)

當界面活性劑濃度高於臨界微胞濃度時，界面活性劑會造成水溶液中疏水性有機物分配係數(partition coefficient)的改變，界面活性劑微胞會將疏水性有機物包覆於微胞中心，故可增加疏水性有機物溶解度(圖 5-2)。由於碳氫化合物在水中之溶解度普遍均較低，一般皆會降低水中微生物降解碳氫化合物之速率，若能提升其溶解度將可大幅提升微生物對碳氫化合物的利用率。

許多微生物具有分解界面活性劑之能力，主要原因是界面活性劑提供微生物生長所需之碳源與能源。目前已知分解界面活性劑的微生物多為細菌，其中以 *Pseudomonas* 屬最多，包括 *Pseudomonas* C12B、*Pseudomonas* sp.DES1 及 *Pseudomonas* sp.DES2、*Pseudomonas* AJ2 等。一般生物可分解之界面活性劑可以提升生物復育效率時其機制主要應為下列兩者：

1. 提升基質的溶解度，使微生物更容易利用。
2. 使細胞的表面改變為疏水性的特性，使疏水性的基質更容易與細胞接觸。

生物可分解界面活性劑可形成基質與細胞間的傳輸通道，增加基質傳輸效果，使基質更易被降解；另一為共代謝作用，即是有些微生物在特殊環境下將界面活性劑作為主要基質，進而代謝目標碳氫化合物^[27]。然而並非添加生物可分解界面活性劑對提升碳氫化合物生物降解都是有正面幫助的，一種可能是因為當微胞將碳氫化合物包在裡面時，並不一定能夠迅速地被微生物所利用，故可推測當界面活性劑的濃度高於 CMC 後，將在微生物降解碳氫化合物中扮演 2 種完全相反的角色：(1)增加基質在液相中之質傳效率；(2)雖然碳氫化合物被微胞帶入液相，卻可能造成真正在液相中的碳氫化合物濃度產生 truly soluble 實際並無升高，因而降低生物可利用性^[28]。

利用界面活性劑作為土壤清洗液時，影響土壤清洗效率的因子有很多，例如：土壤及污染物性質、溫度、時間、pH 值、離子強度、土壤清洗液比(固液比)、界面活性劑濃度等。但是最重要的影響因素還是界面活性劑本身的性質，例如莫耳增溶比、親水基/疏水基分子量比等。

1. 莫耳增溶比

以界面活性劑本身性質而言，代表有機物在微胞中溶解能力的 MSR(molar solubility ratio) 值是選擇界面活性劑最重要的指標，因為有機物在微胞中的溶化作用是界面活性劑清洗土壤時最重要的機制。由於 MSR 值隨有機物種類和界面活性劑的不同而有變化，必須經由實驗測定才能得知，因此，有許多研究者嘗試經由不同界面活性劑的實驗比較，找出更直接判斷界面活性劑優劣的方式或指標。例如：可依據界面活性劑的結構，推導出半經驗公式，只要將有機物的辛醇/水分配係數 K_{ow} 值代入，就能得到其微胞/水分配係數值 K_m (可換算成 MSR)^[29]。

$$MSR = \frac{C_o - C_{o, sol}}{C_{surf} - C_{surf, cmc}} \quad K_m = \frac{55.5 \times MSR}{(S_{danpl, cmc})(1 + MSR)}$$

C_o ：有機污染物溶解莫耳濃度

$C_{o, sol}$ ：有機污染物水溶解莫耳度

C_{surf} ：界面活性劑之溶解莫耳濃度

$C_{surf, cmc}$ ：界面活性劑之 CMC 莫耳濃度

$S_{danpl, cmc}$ ：有機污染物在界面活性劑為 CMC 莫耳濃度時之溶解莫耳濃度

2. 親水基/疏水基分子量比

界面活性劑分子均由親水性部分和親油性部分所構成，當親水基部分的強度比親油性部分強，則整個分子呈親水性，可溶於水卻不溶於油。反之，若親油性部分之強度比親水性部分強，則分子呈親油性，可溶於油卻不溶於水。HLB(hydrophilic-lipophilic balance) 值是美國以製造界面活性劑著名的 AtlasPower 公司之工程師 W. C. Griffin，在作乳化試驗時，為了標明當作乳化劑之適用性所發明的。HLB 值表示界面活性劑親水基分子量與疏水基分子量的比值。AtlasPower 公司依各種界面活性劑其乳化力之差異數值，進行分類，證實所分析之數值與重量分率有關。HLB 計算值分類：親油性最大值為 0，而親水性最大值為 20，其平衡值在 0 至 20 之間。以 HLB 值來表示界面活性劑分子中的親油基和親水基之平衡，HLB 值越大，表示界面活性劑分子的親水性越強；HLB 值越小，則親油性越強。

$$HLB = 20\left(1 - \frac{S}{A}\right)$$

以下為計算式：

- 多價醇脂肪酸脂之計算法

S：脂的鹼化價 A：脂肪酸的酸價

- 如脂肪酸脂之聚氧乙烯醚(polyoxy ethylene ether)其鹼化價無法得到明確的數值時，以重量分率的方法計算之。

$$HLB = 20\left(\frac{E+P}{5}\right)$$

E：氧化乙烯(oxyethylene)基的重量分率

P：多價醇的重量分率

- 僅含聚氧乙烯(polyoxy ethylene)基之脂肪族醇醚(alcohol ether)或脂肪酸脂時之計算法。

$$HLB = \frac{E}{5}$$

E：氧化乙烯(oxyethylene)基的重量分率

在這些計算式之外，尚有許多改良的 Atlas 計算式。如果同時使用 2 種以上界面活性劑時，其 HLB 值是依混合界面活性劑的混合率，所計算的算術平均值表示之。HLB 值和用途間之關連性已被確認如表 5-5 所示。

表 5-5 HLB 值和用途間之關連性

HLB值	用途
1.5-3	消泡作用
3.5-6	乳化作用(W/O型)
7-9	濕潤作用
10-18	乳化作用(O/W型)
13-15	洗淨作用
15-18	可溶化作用

此項技術的特色、缺點及限制還包括下列幾項^[30-31]：

(一) 特色

1. 可加速地下環境中污染物的移除，縮短抽取整治期程。
2. 可以結合不同種類之界面活性劑、共溶劑以及鹽度的控制，依據場址污染特性需求，製造不同成分組成之配方，以獲得最佳之處理效能。
3. 多使用食品級或生物可分解之界面活性劑，其對環境相容性與生物可分解性高，可減少化學藥劑注入之疑慮，對地下環境較無二次污染之虞。
4. 增溶作用較適用於 DNAPL 之移除，而移動化機制適用於浮油回收。

(二) 缺點

1. 低滲透性及異質性地層之污染物處理效率不佳。
2. 界面活性劑溶液會驅動地下水中之膠體分子，使土壤孔隙為膠體分子所填塞，降低土壤之滲透性。
3. 界面活性劑可能刺激生物生長，阻礙地下水流動以及防礙界面活性劑與污染物之有效接觸。
4. 對 DNAPL 池有質傳上的限制。

(三) 限制

1. 若土壤滲透率過低時，土壤淋洗技術不易被使用且必須完全將淋洗廢液從土壤中回收。
2. 污染物質移動性變大，可能造成污染擴散，因此必須有完善的水力控制。
3. 隨著場址不同，或是整治期間濃度之變化，可能需要重新調製配方之可能性較高，而若不重新調配，也可能造成無效作用之藥品浪費。
4. 污染物僅為相的轉移，後續回收與處理設備成本亦可能相當高。

除了界面活性劑外，為了增加地下水有機污染物的溶解度，部分場址會另外添加共溶劑，例如醇類等，其目的是為了使污染物從土壤顆粒中脫附，並使得污染物容易溶解、分散於水中，而水中的溶解度增加之後，可以提升界面活性劑的利用率。有關典型的界面活性劑沖排工程原理及架構，詳圖 5-3 所示。

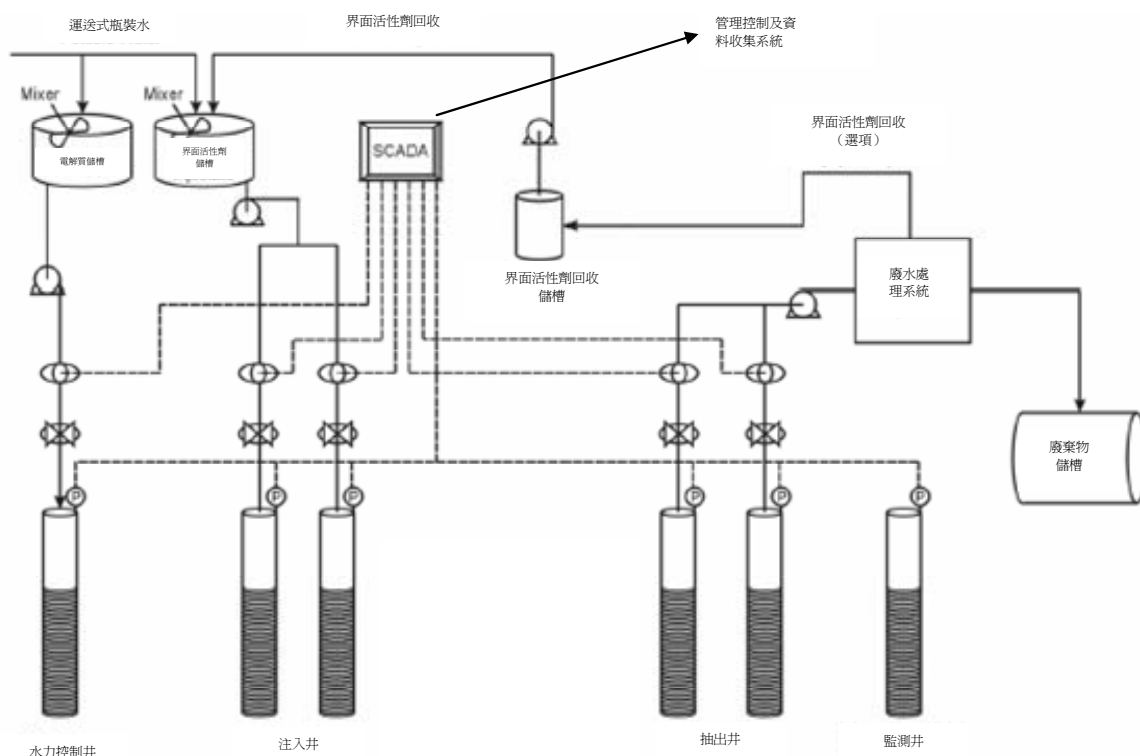


圖 5-3 界面活性劑沖排的基本架構^[32]

最早界面活性劑淋洗之整治技術開發，係被利用於土壤中重金屬之移除，而針對未飽和層之有機性污染物淋洗技術相關應用較少，但針對地下水含水層之界面活性劑沖排相關整治技術，應用於移除 NAPL 等非水溶相物質，例如油品溶解相、BTEX 等有機污染，則已有相當成效的案例成果，因此，界面活性劑及共溶劑淋洗法相當適用於地下水含水層介質中油品類污染之整治技術，惟須注意的是，為減少成本，降低界面活性劑之無效使用量(被環境中其他物質作用，而非關切污染物)，一般仍應先將浮油層移除回收後，再進行界面活性劑淋洗沖排之工作。

本技術最主要的危害性產生於界面活性劑與共溶劑沖排所產生的大量注入及抽出行為，若不慎、未進行妥善的注意及規劃，即進行界面活性劑沖排，很有可能產生遭淋洗溶出的污染物朝向不被期待的方向流竄，而產生其他民眾接觸的風險。

此外，所有淋洗沖排之管線、儲槽等，應避免洩漏所造成的污染，因為管線中除了界面活性劑之外，也還可能包括了自地下水中抽出回收之污染物質，若是於地面管線、回收儲槽等處產生洩漏，除了造成二次污染外，場址中相關人員也會有遭受接觸傷害的危險，因此，每天管線、儲槽之操作維護應納入營運管理計畫中。

在氣態污染物方面，雖然本技術僅於地面設置廢水處理設備，並無廢氣處理設備，因此，並沒有固定污染源排放問題，但是，由於場址中對於有機性污染物的抽取處理運作，對於場址的逸散氣體方面，必須加以注意，應定期監測週界揮發性有機污染物的濃度。

廢水處理單元為界面活性劑回收前設置的唯一處理設施，若污染場址附近並無既存運轉之污水處理設備，應符合我國水污染防治相關法令，在未符合放流水質標準之情況下，必須設置廢(污)水處理設施，而依據水污染防治法第 14 條規定：「事業排放廢(污)水於地面水體者，應向直轄市、縣(市)主管機關或中央主管機關委託之機關申請，經審查登記，發給排放許可證或簡易排放許可文件後，始得排放廢(污)水」。若污染整治場址為公告管制之事業或有屬於公告列管之製程，放流水須符合「放流水標準」。

5.1.4 污染團中心區域整治方法

一、土壤氣體抽除法(soil vapor extraction, SVE)

本方法是一個針對現地未飽和層土壤中揮發性高污染物之整治方法，本法使用真空抽取，使土壤中揮發性較高之污染物，隨土壤氣體被抽出，達到整治的目的。含污染物之氣體，可進行回收或處理後再排放。回收井之使用通常以垂直井為主，可深至 1.5-91 公尺，水平井也有被使用。

本法操作時，常在表面上鋪蓋一層不透水布，則更可以避免短流，並增加影響半徑及處理效率。有些時也配合地下水抽水井，以降低水位提供未飽和層空間。本法常配合空氣注入法(AS)使用，以回收深層或地下水中之污染物。使用本法時，常須較長時間才能達到整治效果。SVE 配合 AS 方法如圖 5-4 所示。

SVE 系統主要去除之污染物為揮發性有機物(volatile organic compounds, VOCs)及部分的燃料油，通常亨利常數大於 0.01 或蒸氣壓大於 0.5 mm Hg 以上時適用。在場址特性部分，土壤含水量、有機質含量、空氣透性等均影響 SVE 方法之有效性。SVE 方法無法去除重金屬、重油、多氯聯苯或戴奧辛，但可能可以增進生物分解效率。SVE 處理成本介於每立方公尺土壤美金 10 到 50 元間，模場試驗花費約介於美金 1 萬到 10 萬元間。

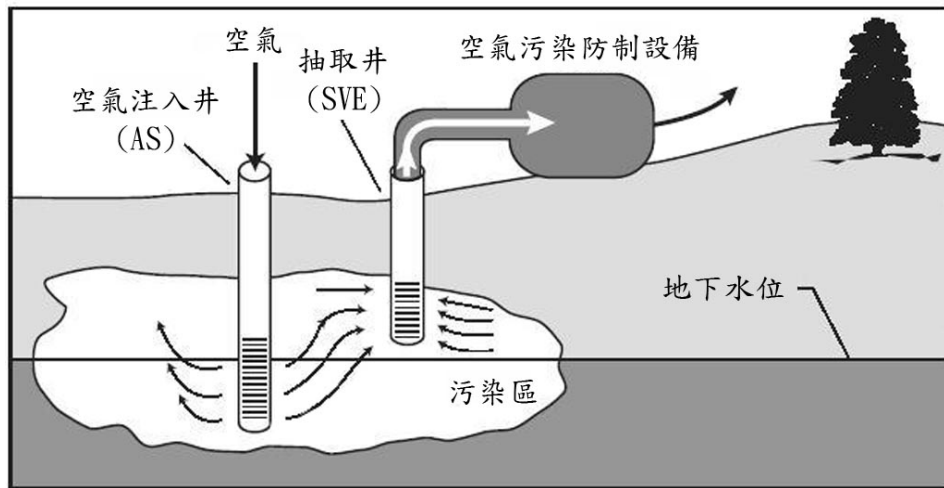


圖 5-4 空氣注入法與土壤氣體抽除法(AS/SVE)^[33]

二、抽取處理法

抽取處理法是一項針對飽和層地下水中溶解性污染物之整治方法，並兼具控制污染團之擴散，因此本法除可歸類為整治技術外，亦可歸類屬於圍容(containment)技術的一種，與水力阻絕(hydrodynamic isolation)方法類似。在處理效率上，抽出處理系統有兩個不確定性：(1)達成整治目標所需時間；(2)系統處理效率(去除一定量之污染物所需抽出之量)，因此，抽出處理技術常需配合其他處理技術，以提高地下水整治效果，例如與 SVE 系統同時使用形成雙相井(dual-phase wells)抽取系統；或結合界面活性劑進行沖排處理。

抽取處理法主要包括 2 個部分，即抽取井及地面廢(污)水處理設備。抽取井的設計視場址特性而定，而地面廢(污)水處理設備則視污染物特性而定，通常地下水一旦抽出後，其處理方法與廢水處理差異不大。典型之抽取處理法如圖 5-5 所示。

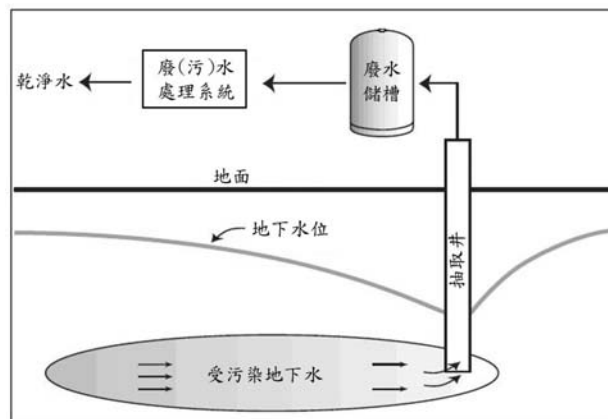


圖 5-5 抽取處理系統^[34]

抽取處理法適用於處理溶解度大之污染物，場址條件則水力傳導係數高($>10^{-5}$ cm/sec)、場址均勻、有機質含量低之砂質含水層。該方法整治期程一般很長，且往往在停止抽水後會有濃度回升(rebound)之現象，因此常有抽取一段時間後，停止一段時間後再抽水之操作。

抽取處理法藉由地下水抽出處理方式以增加地下水流速，雖可降低污染物溶解時間，但實際上會受限於下列 3 個因素：(1)地下水抽出處理方式在實場上，於污染點較遠之幅射方向維持高地下水流速並不容易；(2)地下水抽出量常不足，無法持續長時間之高抽水率；(3)抽出大量受污染之地下水量需高處理費用。此技術亦可能會造成污染物濃度被稀釋，使得整體處理效益偏低，且會有不符需求或整治目標之風險存在，因此逐有新穎現地處理陸續被開發。

三、空氣注入法

空氣注入法是一個現地整治技術，藉由注入空氣在地下水中產生氣泡，將水中污染物氣提出到未飽和層中，再藉由土壤氣體抽取設備(SVE)將氣體抽至地面處理。由於注入空氣之緣故，因此可以增加地下水及未飽和層中氧氣濃度，也可以提升污染物之生物降解作用。AS 主要去除之污染物為揮發性有機物及部分的燃料油，以汽油主要成分 BTEX 為例，同時具有氣提與生物分解作用，以三氯乙烯為例，則僅具氣提作用，但若再注入空氣中加入甲烷，則對三氯乙烯也可能會有共代謝之分解作用。AS 在操作不佳的情況下，氣體分布不均勻可能會造成污染團擴大。此方法通常需要數年的時間才能達到整治之效果。

四、透水性反應牆(permeable reactive barrier, PRB)

透水性反應牆被定義為「在地表下設置反應性材料(reactive materials)，用以設計攔截污染團，並提供優先的流徑，使污染團流過反應性材料，且轉化污染物，在牆的出流端，獲得環境可接受的型態或濃度值」，其型態可區分為永久性、半永久性或可替代的單元(圖 5-6)，為近幾年來所發展之新技術。在 1999 年舊金山第 4 屆國際水文會議中，美國環保署官員針對 21 世紀之地下水資源保護，亦指出此技術為應努力鑽研的方向之一。由此可知透水性反應牆在經濟上及應用上均具吸引力。由於大眾逐漸認知到抽取處理法及其他傳統上須於地面上處理污染物之系統無法在現地環境中執行之限制，因此透水性反應牆技術廣受矚目^[35]。

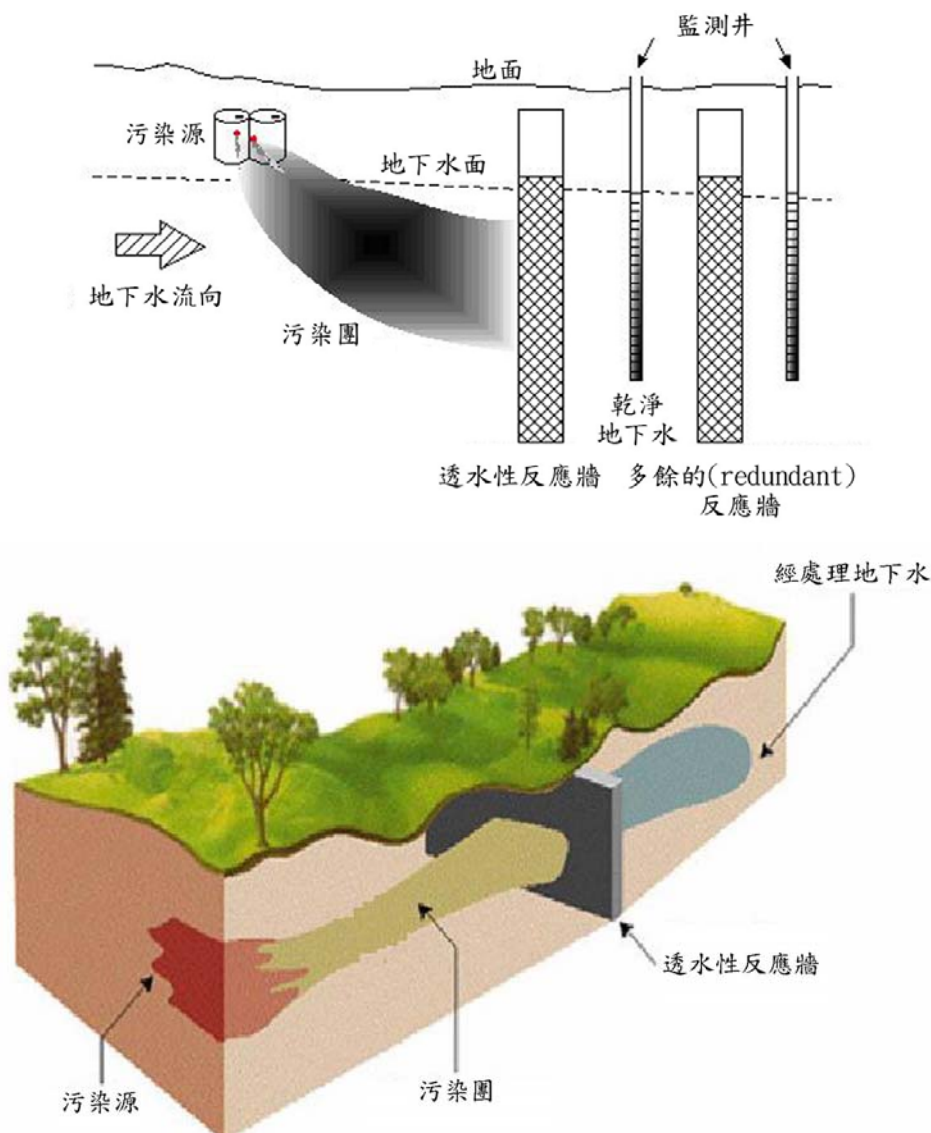


圖 5-6 典型之透水性反應牆示意圖

(一) 技術適用性與優點

透水性反應牆適用於處理 VOCs、SVOCs 以及無機物，但對於 LNAPL 效果則較不佳。透水性反應牆具有下述幾項優點：

1. 建造成本比傳統之抽取處理法低。
2. 安裝設置及圍容污染物比其他處理技術比較快速。
3. 安裝設置過程簡單，只和該地區土壤型態有關。
4. 低操作成本，不需要連續額外輸入能量。
5. 低維護成本，設置後，只需要定期監測地下水及更換處理單元。
6. 較少之場址表面破壞及人力成本。

7. 現地處理，沒有廢水排放問題。

(二) 技術限制

1. 反應材料有反應容量限制，可能需定期更換材料。
2. 透水性可能因為金屬鹽類沉澱或生物活動副產物增加而降低。
3. 可能因為現行施工技術與成本，而使反應牆深度與寬度受限。
4. 處理材料之成本。
5. 通常僅適用於地下水中溶解性污染物。

(三) 技術之應用

污染物與處理單元中反應性材料會產生物理、化學或生物作用，在現地中被破壞或固定，藉由使用不同的材料，透水性反應牆可處理不同之有機或無機污染物，常見的反應牆可分成吸附/吸收、沉澱及降解性等 3 種^[35]，其可處理之污染物種類、反應機制與反應介質，詳見表 5-6。吸附/吸收性材料可用於處理無機物或有機物，例如活性碳、沸石及有機性皂土等均曾被測試於有機物之處理；泥炭土、鐵氧化物、離子交換樹脂、Chitosan beads 及沸石等，均曾用於無機物之處理。沉澱性處理牆用於重金屬之去除，主要是藉由改變區域性環境狀況，例如 pH 值或氧化還原電位，形成低溶解性的金屬氧化物，造成沉澱。通常使用之反應性材料包括鐵鹽、磷酸鹽、飛灰、石灰及零價金屬等。降解性的反應牆則包括生物降解及非生物降解等 2 種，前者包括例如使用釋氧劑(oxygen releasing compound, ORC)增加水中溶氧達到降解水中汽油相關污染物(如苯、甲苯、乙苯等)，或利用固定態微生物達到去除水中污染物的方法。此外，使用鋸木屑做為碳源，以去除硝酸鹽也曾被使用。另一方面，非生物性的降解，最常見的是使用零價鐵降解水中含氯碳氫化合物，亦有研究顯示零價鐵可用於還原水中硝酸鹽^[35]。

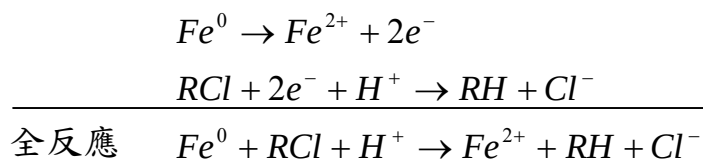
現地滲透性反應牆可利用物理、化學或生物之程序將地下水中的污染物移除，其機制包括沉澱、吸附/吸收、氧化/還原、固定或降解等。茲將現地滲透性反應牆處理污染物之反應機制簡述如下^[37-39]。

表 5-6 透水牆處理技術的種類與機制^[36]

反應機制類別	反應介質	污染物
金屬還原與脫氯	零價金屬(鐵)	氯乙烯類、乙烷類、甲烷、丙烷、含氯殺蟲劑、苯胺類
金屬污染物還原	零價金屬(鐵)、轉爐石、鐵氧化物	銅、鈾、砷、鎘、鉛、汞、磷、鎳、鉬
吸附與離子交換	零價鐵、粒狀活性碳、磷灰石(與相關物質)、泥炭、沸石	部分含氯溶劑、BTEX、鎘-90、鈾、鉬
控制 pH	石灰、零價鐵	鉻 鉬 鈾 酸溶液
現地還原操控	聯二亞硫酸鹽	鉻 氯乙烯類
增強生物復育	釋碳物質(如糖蜜)、釋氧物質(如 MgO_2)、釋氫物質、堆肥、鋸木屑、乳酸鹽、零價鐵	氯乙烯及乙烷類、硝酸類、硫酸鹽、過氯酸、MTBE、多環碳氫化合物

1. 含氯有機物和零價鐵之反應

含氯有機物(包括 TCE 及四氯乙烯等有機溶劑)和零價鐵之反應是屬於非生物性(abiotic)之還原脫氯作用(reductive de-chlorination)，此反應也造成了零價鐵之鏽蝕現象。以下的 2 個氧化還原半反應式，說明了零價鐵如何使含氯有機物脫氯，使之形成毒性較低或無毒性之有機物。

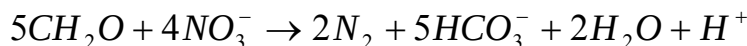


雖然研究結果顯示零價鐵可用以處理許多種有機物及重金屬污染之地下水，但仍有部分的有機物及重金屬被證實無法或不確定可與零價鐵發生氧化還原反應而被去除。因此，此部分的研究在未來仍有許多努力的空間。

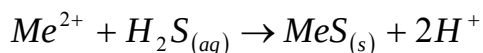
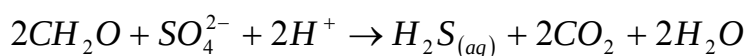
2. 以生物作用還原並去除陰離子

許多陰離子(例如 NO_3^- , SO_4^{2-} 等)可在生物反應中作為電子接受者，因此若提供有效且生物可利用的有機物，則這些陰離子可經

由生物作用的氧化還原反應而被還原及移除。例如，在廢水處理中之脫硝反應可應用在反應牆系統中，以處理受硝酸鹽污染之地下水。固體之有機碳(例如木屑、稻草等)可置於反應牆系統中，以加速地下水中脫硝反應之進行。當有機碳從反應牆中釋出時，硝酸鹽可在厭氧環境下被還原成氮氣，反應式如下：



在此， CH_2O 表示置於反應牆中之有機物被微生物轉化成簡單構造之有機物。此外，地下水中之硫酸鹽亦可以此方式被轉化為 H_2S ，或再被進一步轉化為金屬之硫化物沉澱。反應式如下：



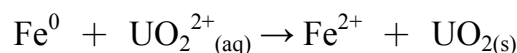
在此， Me^{2+} 代表雙價之金屬陽離子。在歐美，有些礦場已採用此方法，對其含 SO_4^{2-} 及重金屬之廢水進行處理。

3. 以吸附及沉澱方式去除無機陰離子及重金屬

某些無機性之陰離子(例如 PO_4^{3-})及重金屬(例如 Cr、As、Mo、Se 等)可以吸附或沉澱之方式，將之從地下水中移除。反應牆中可放入石灰石或泥炭以調整地下水中之 pH，以使關切污染物能在適當的 pH 環境中被沉澱去除。由於過量 PO_4^{3-} 是造成水體優氧化的主要原因，因此，如何防止地下水中 PO_4^{3-} 流入水體乃成為一重要課題。將氧化鐵、氧化鈣及石灰石等物質放入反應牆中以使 PO_4^{3-} 沉澱之方式，可有效降低地下水中 PO_4^{3-} 之濃度，並減少下游水體所受到之衝擊。

4. 重金屬及陽離子之還原作用

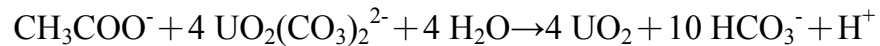
帶正電之陽離子、金屬離子或其複合物，可用還原之機制將其從地下水中去除；零價鐵亦被用來做為進行此氧化還原反應之還原劑。例如 U(VI) 可被 Fe(0) 還原成 U(IV)：



惟上述之反應必須在還原之條件下進行。Fe(0) 亦可用以處理 Cu、Hg 或其他金屬污染之地下水。

5. 以生物作用還原並沉澱陽離子

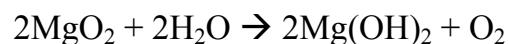
某些菌種可以陽離子作為氧化還原反應之電子接受者，因此，若提供可被此菌種利用之有機物作為電子供應者，陽離子可在此氧化還原反應中被還原並沉澱而從地下水中移除。例如，某些微生物可將 U(VI) 還原為 U(IV)：



在此式中，乙酸被利用為電子供應者。在實場應用時，可在反應牆中置入木屑及堆肥等，以提供微生物反應時必要之碳源。

6. 以釋氧劑加速有機物之好氧分解

由釋氧劑(oxygen release compound, ORC)中釋出之氧氣將可加速有機污染物之好氧分解。由於碳氫化合物中之主要組成均可被生物分解去除，生物分解作用是有機物污染場址中造成污染物降解之最主要機制。因此，以生物分解法處理有機物污染之土壤及地下水是最經濟可行的方式。是故，釋氧劑之整治方式已廣泛應用在許多受有機物污染地下水場址之整治，尤以有機溶劑或是油品污染場址最普遍。在加拿大溫哥華一處污染場址，亦曾使用釋氧劑進行現地整治，結果顯示 VPH(volatile petroleum hydrocarbons)和 LEPH(light extractable petroleum hydrocarbons)濃度有顯著下降趨勢。設計之釋氧劑主要組成有： MgO_2 、水泥及砂，其中 MgO_2 被用為釋氧化學物質^[40-41]。 MgO_2 和水接觸後將產生以下的反應：



水泥被用以凝結其他組成以製作塊狀釋氧劑，砂被用以增加釋氧劑之滲透性。使用釋氧劑進行受污染地下水之整治時，可在污染團之中游地區設置一排垂直式之整治井，並將釋氧劑置於整治井中，整治井中之釋氧劑和流過之地下水接觸後，將連續提供好氧分解過程所需之氧氣。在好氧條件下，有機污染物將被分解去除。釋氧劑之更換時程約為 4 至 6 個月。

5.2 生物處理技術

本節將介紹生物處理技術應用於土壤及地下水的污染整治，由於生物處理技術的種類相當多，本節將以國內較常用的現地生物處理法為主(例如：現地生物處理法、生物通氣法、土地農耕法及生物堆法等)，其他的生物處理技術將只做簡要的說明。

5.2.1 生物處理的基本原理^[42]

生物處理技術是一個藉由管理或自然發生的過程中，以微生物將污染物降解或轉移成較低毒性或無毒的型態，藉此降低或排除污染物。換言之，生物處理乃是利用微生物將污染場址中的污染物(尤其是有機污染物)予以轉化分解，以控制污染源並防止污染擴散及降低污染危害的一種處理程序。生物處理注重的不完全是污染物的除去，而是希望原有的污染場址可以恢復成原本的功用。相對於物化處理技術來說，生物處理對環境的破壞較小，但是速率較慢。如果加以改善、強化其反應速率已達到工程的需求，相信是一種很好的處理方法。

5.2.2 生物處理的分類^[42]

生物處理依其基本原則、操作方式及工程施作地點等，可做下列數種分類：

一、基本原則

生物處理可分為(1)污染物導向，及(2)環境因子導向。所謂污染物導向乃是以所欲分解去除的污染物為目標，於整治系統中添加(或環境中已存在者而再加以馴化)對此污染物具特別分解能力的菌株(或族群)。而此特定的菌株則可以購自商業化的生物製劑，或是將取自該污染場址的菌株加以馴養、分離、鑑定及增殖。前者理應為具有特定分解能力的菌株，對該污染物的分解能力應不會是限制因子，但卻因該菌株並非直接取於污染場址現場，因而對現場環境的適應往往會是一限制因子。若屬後者，利用取自污染現場的現地原生菌經馴養增殖後，再加入污染場址中，此種生物添加方式，由於原菌株是取自污染場址，對現場的適應力較外來添加者為佳。但此原生菌該特定的污染物的分解能力則不一定是最佳，因此，雖然可適應現場環境，但分解速率可能並不是最快的。

而環境因子導向者是指污染場址中已存在著具降解能力的原生菌，但卻因環境因子不適當，而阻滯了生物分解作用的進行，例如氧氣

不足，含水量不當等。待將不當的環境因子確認，並以工程技術克服不當的環境因子後，生物處理即可進行。

二、操作方式

依電子接受者的不同，可以將生物處理概分為好氧、無氧及厭氧 3 種型態。典型的好氧生物處理須有自由氧(O_2)做為反應的電子接受者，一般而言，油品污染物在好氧環境下有較快的分解速率。無氧環境是指在無自由氧存在時，以硝酸根(NO_3^-)做為電子接受者，以油品污染物而言，大部分的污染物可在無氧環境下被分解利用，但亦有部分物質(例如苯)在無氧環境下的降解就極為緩慢。第三種型態是厭氧環境，厭氧狀態大部分是指甲烷化，而較少單純的以硫酸鹽做為電子接受者。而部分污染物質，其結構中的碳原子已是較安定之氧化態，而不易再以氧化的方式釋出電子，因而，較適合以厭氧方式處理，氯化有機溶劑(例如三氯乙烯)的厭氧還原脫氯的整治方式即是。

三、施作地點

生物處理工程的施作可採現地、現場及離場等不同的地點進行。所謂的現地是指整治復育工作是在原污染位置進行，現地整治技術的優點主要是降低了暴露的風險，且對場址的破壞干擾較低。而現場整治技術則是將污染物及其所處的介質(如地下水或土壤)由原污染位置抽(移)除，但卻仍在原場址範圍內加以整治。而離場則是指將已抽(移)除後的物質(包括污染物及其所處的介質)以輸送工具送至原污染場址外的另一處所進行整治。

四、工程化技術的分類

工程化的生物處理系統一般採行下列一種或數種方式為之：

(一) 添加微生物

一般生物處理的過程中會於整治系統添加對污染物具特別分解能力的菌株或族群，而此特定的菌株或族群，可能是購自商業化的生物製劑或是將取自該污染場址的菌株加以馴養、分離、鑑定及再增殖。前者為具有特定分解能力的菌株，對該污染物的分解能力，應不會是限制因子，但因該菌株並非直接取於污染場址現場，因此對現場環境的適應往往會是主要的限制因子。若屬後者，利用取自污染現場的現地原生菌，經馴養增殖後，再加入污染場址中，此種生物添加方式，由於原菌株是取自污染場址，對現場的適應力

較外來添加者為佳。但此原生菌對於該特定的污染物的分解能力則不一定是最佳。不管是添加增殖後的原生菌或非原生菌於擬處理的系統中，目的皆為增加微生物量，提高反應速率。操作系統可依據污染物的特性維持在好氧或厭氧條件下，且添加的微生物須與環境因子的調整配合之，以提高所加入之微生物的活性。

(二) 添加營養鹽

添加地下水體中缺乏但卻又是微生物生長所必須的營養鹽，以維持整治系統在好氧或厭氧條件的分解效率。維持適當的營養鹽濃度是維持或提高分解速率的另一關鍵，且厭氧處理系統的營養鹽需求與好氧系統並不相同，如厭氧系統對氮、磷的需求量較低，但對一些經常被忽視的微量物質(例如 Co、Mo、Ni、Fe 等)的需求卻頗為敏感^[43-47]。

(三) 添加電子供給者

在好氧的處理系統中添加甲苯及甲烷等有機物的主要目的為進行共代謝作用，所謂的共代謝作用是利用添加的有機物作為主要碳源，而微生物利用這些主要碳源的同時也會經由代謝作用而分解關切污染物，例如以共代謝方式去除 TCE 等。另外亦可將釋氫劑或釋氧劑加入地下水中，以氫或氧作為電子供給者。在整治系統中除了關切污染物外，另有眾多的電子接受者，因此電子的持續充分供應與關切污染物在系統中的電子競爭力是非常重要的。系統中即使供應足夠的電子，但關切污染物卻無法有效競爭電子，則整治目標仍不易達成。電子供應量、供應方式與改善關切污染物對電子競爭力的環境條件等，就整治而言是主要的關鍵因子。

(四) 添加電子接受者

在生物處理法中，會添加氧、空氣或釋氧劑如過氧化氫、過氧化鈣及臭氧等物質以進行好氧的生物分解。例如去除 TCE 時，添加氧及過氧化氫做為電子接受者，並添加甲苯為電子供給者，進行共代謝分解。此部分與添加電子供應者的考量一樣，電子接受者的供應量、供應方式與改善關切污染物對電子競爭力的環境條件等，就整治而言是主要的關鍵因子，例如厭氧還原脫氯中，若有多重電子接受者，則污染物競爭此電子的比例將受影響。

五、添加方式的工程化分類

生物處理系統依添加物質的方式也可做為簡單的分類依據，一般大致可分為：(一)直接注入；(二)地下水循環及；(三)透水性反應牆及(四)生物通氣法等，其工程技術簡要說明如下：

- (一) 直接注入系統：將微生物、營養鹽、電子供應者或是電子接受者直接注入受污染的地下水體中，以增強生物分解作用。當然將所需要的物質加入之後，均勻分布或適當接觸則是影響整治成敗的另一關鍵。
- (二) 地下水循環系統：地下水循環系統可將受污染的地下水抽至地表，添加營養鹽(或其他物質)或加以處理後再回注到污染區的上游端；也可在地表下形成一個內部循環，將所必須加入之物質直接加到此循環系統中。
- (三) 透水性反應牆處理系統：透水性反應牆是在地下水污染區下游設置一人工的回填物(例如釋氮劑或釋氧劑或營養鹽等)，而當地下水流經該反應區時，污染物質及反應去除。
- (四) 生物通氣法：生物通氣法可將空氣加注於地下水體或土壤通氣層中，其目的是提供氧作為電子接受者，而促進生物分解，但附帶亦有可能以氣提的方式促使低沸點物質揮發而被去除。

5.2.3 現地生物處理^[48]

一、基本原理

現地生物處理(in-situ bioremediation)乃利用適當的工程方法促進土壤或地下水中的原生菌的生長與繁殖，以分解或去除溶解在水中或吸附在土壤介質中的污染物。現地生物處理技術所強調的「現地」特性，乃是促使生物分解的機制能在污染物所存的地方進行，因而必須促進並且持續維持著污染場址中的微生物活性。為達到此目標至少須確保污染場址中能有：適當的環境因子、適當的電子供給者及接受者、適當的營養鹽及足夠但不致過高的微生物量。

現地生物處理系統可用以整治受污染的地下水或土壤，就地下水污染而言，現地生物處理又可分為：(1)含抽取注入的循環系統；及(2)無抽取注入的現地生物處理。前者是將受污染的地下水由污染區的下游端或主要污染範圍內抽出，必要時經過處理，再添加必要的物質，例如電子

供給者、電子接受者或營養鹽等後，最後注入污染區或污染區的上游端。本方式最好是能維持一密閉的系統，且抽出的地下水應全部回注(無法完全回注者應予處理後排放)，以期主要的生物分解反應得以在污染區的現地進行，含抽取注入的循環系統之現地生物處理系統如圖 5-7 所示。第二種方式是無抽取的現地生物處理系統，以無污染的清淨水在外加電子供給者、電子接受者或營養鹽之後，採注入或入滲的方式加諸於污染區或污染區上游，以促進現地的生物分解作用。另亦可採直接注入的方式將電子供給者或電子接受者如空氣、過氧化氫、甲烷等直接加諸於污染區或其上游區。

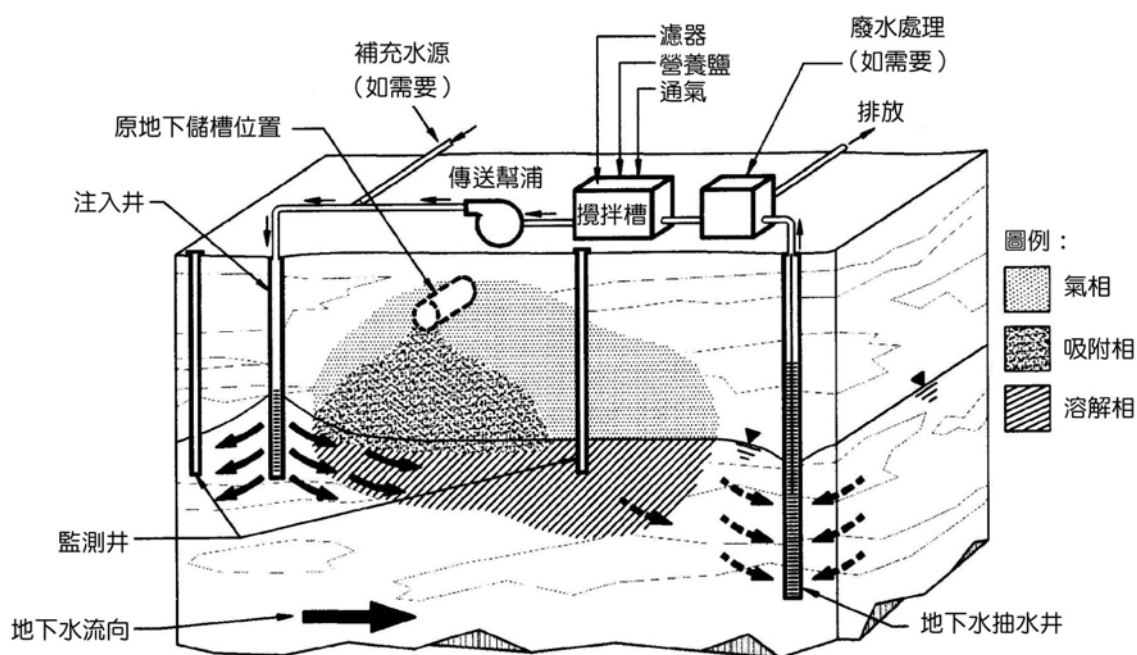


圖 5-7 採注入井之現地地下水生物處理法示意圖^[49]

現地生物處理依污染物的不同，可採用好氧、無氧或厭氧的方式操作。依污染物的型態及濃度的不同可採用不同的電子接受者，而得到較佳的反應型式。例如油品污染通常採用好氧分解，而油品污染中的部分污染物(如甲苯)則可採用無氧脫硝的方式進行整治，必要時並可額外添加硝酸鹽做為電子接受者，進行現地生物處理。對氯化有機溶劑(如四氯乙烯)污染而言，反而以厭氧分解較為適當。有少數的含氯有機溶劑(最典型的是三氯乙烯)可在好氧環境中，以共代謝的方式予以分解去除，在此特殊條件下，須以酚、苯、或甲烷等有機物為基質，以促使系統中的好氧微生物(例如酚分解菌或甲烷利用菌)的氧化酵素在代謝原基質時共代謝去除三氯乙烯^[50-51]。

二、現地生物處理選擇流程

在決定地下水污染場址是否適合採用現地生物處理技術加以整治時，有數項重要的因子需加以考量：

- (一) 滲透性：足以使得電子供給者、電子接受者、營養鹽等在介質中適當的傳輸。
- (二) 污染物生物分解性：污染物必須是微生物所容易分解者。
- (三) 污染物存在的型態：應避免有原液物質存在。

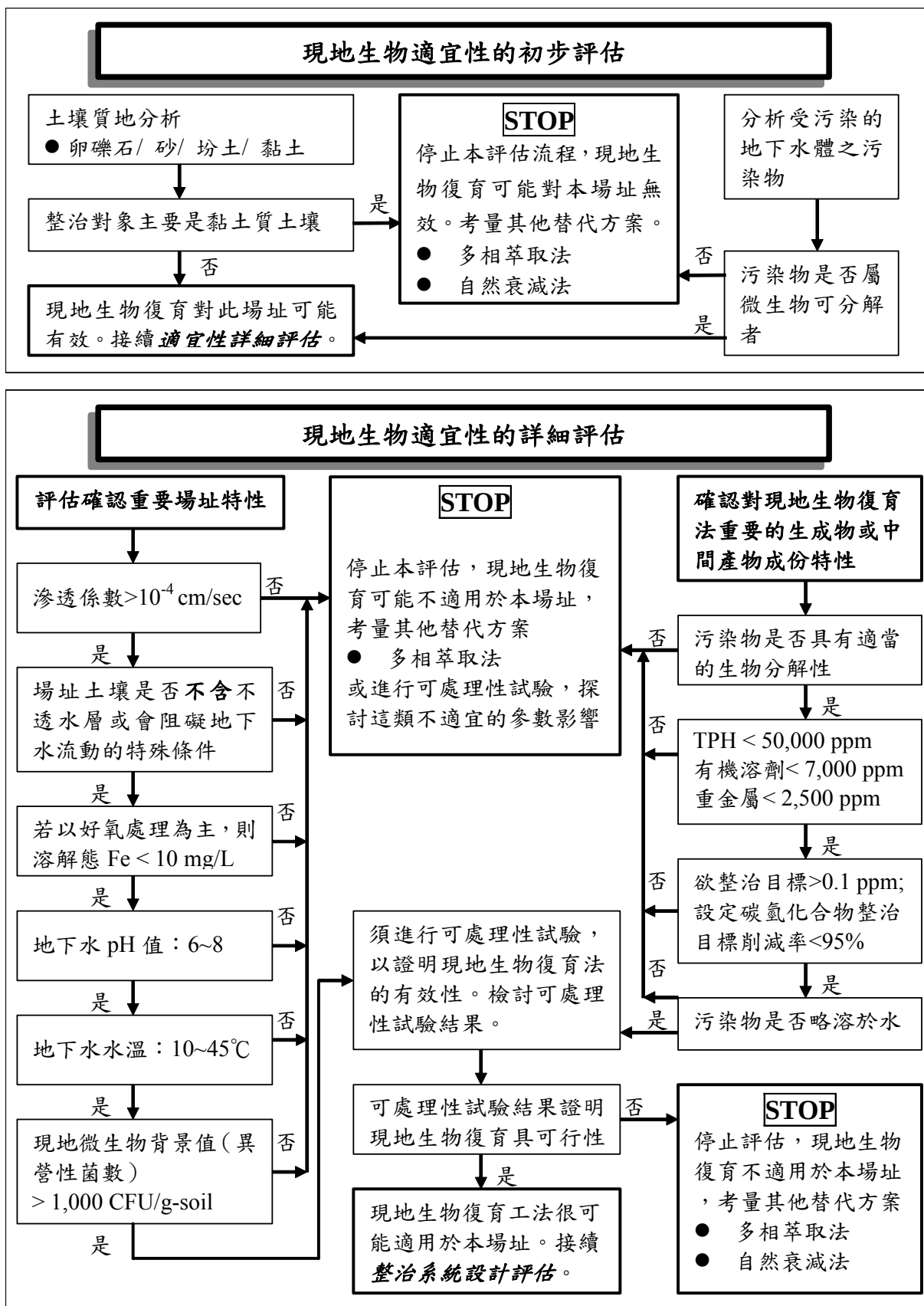
三、現地生物處理之有效性評估及參數需求

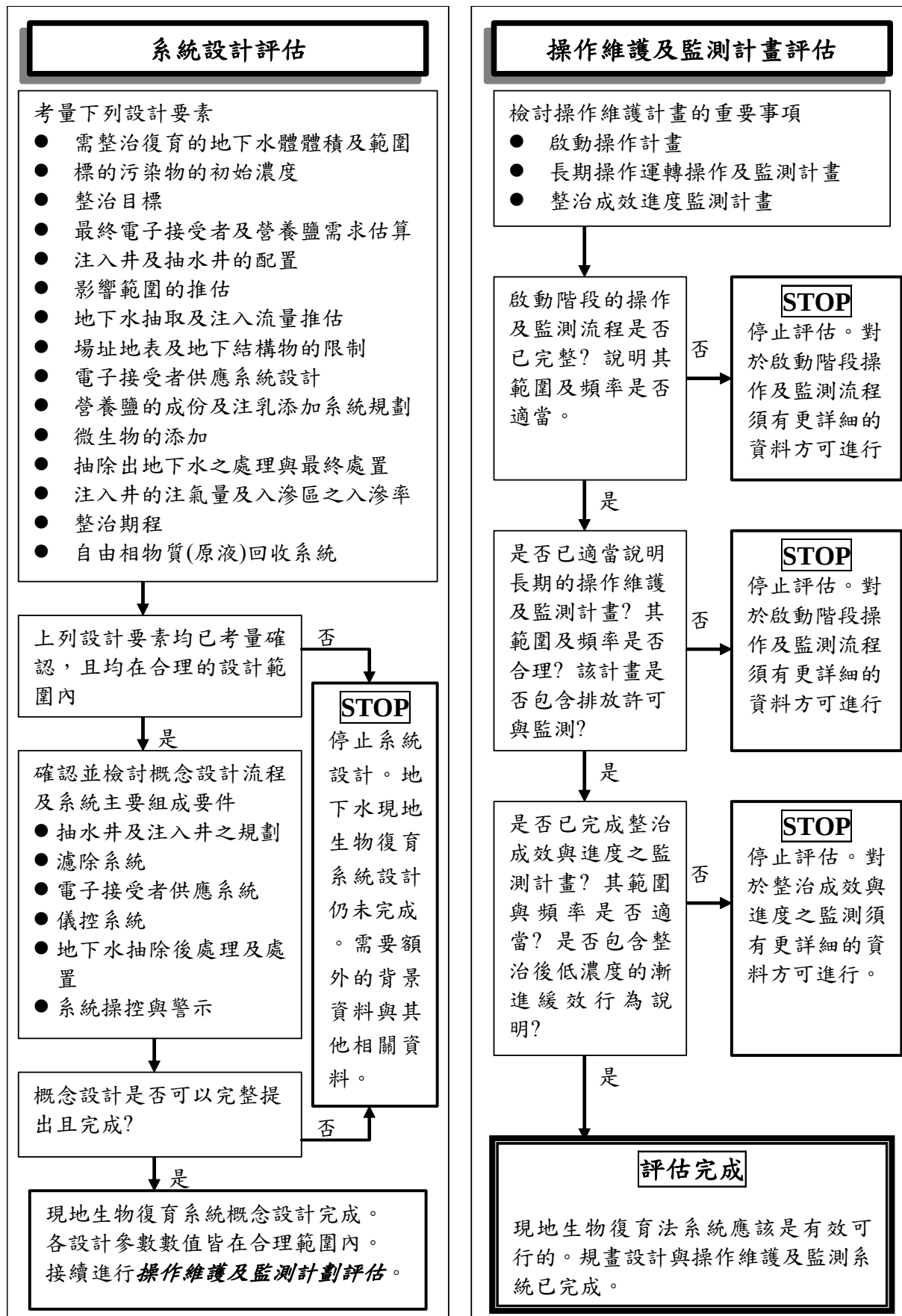
污染場址的整治是否適宜採用生物處理法，初步評估時必須考量下列主要因子土壤滲透性、土壤結構及異向性、地下水位變化、地下水中的陰陽離子含量、pH 值、溫度、微生物、最終電子接受者、營養鹽、污染物的組成、污染物濃度及毒性效應，及污染物的溶解度。詳細的評估流程如圖 5-8 所示。如果已經完成完整的初步篩選，且藉由含水層的物質和存在的石油碳氫化合物類型，確定場址中使用現地地下水生物復育技術是有效的，之後即可以進行更深一層的整治活動計畫評估。

當初步篩選的焦點放在水力傳導係數和生物降解的組成時，必須要有更複雜精密的評估考慮場址更大的範圍和組成特徵，考慮的條件如表 5-7。

表 5-7 評估現地生物處理效用之參數

各項考慮參數	
場址特徵	組成特徵
水力傳導係數	化學組成
土壤結構與地層	濃度與毒性
地下水中的無機成分	溶解性
地下水之 pH 值	
地下水之溫度	
出現之微生物	
電子接受者	
營養鹽濃度	

圖 5-8 現地生物處理法評估程序流程圖^[49-51]

圖 5-8 現地生物處理法評估程序流程圖(續)^[49-51]

可能影響現地生物處理功效的現地特徵因素詳列如下^[49-51]：

(一) 水力傳導係數

水力傳導係數為測量水通過含水層物質的能力，它為判定現地生物處理技術實際功效的重要因子之一。這項因子將會控制電子接受者之分布情形及營養鹽傳遞到含水層中微生物之條件。水力傳導係數可由含水層的測試來求得，包括微水試驗(slug test)和抽水試驗(pumping test)兩項測試都可以進行。這項測試必須小心的設計及進行，以確保污染物不會因此而擴散至更大的範圍，於過程中不會產生大量受污染的地下水，避免需要額外處理之費用及控制。含水層物質中水力傳導係數的變化有一寬廣的範圍，此範圍取決於物質組成的成分不同而有所不同(例如：砂、礫石、泥沙及黏土)。一般而言，黏土或泥沙等為細質砂的組成，顆粒較小，較會阻擋地下水流。然而，若土壤的性質是含有較多縫隙者，其滲透性較高，適合使用現地生物處理技術進行整治。當含水層中的水力傳導係數大於 10^{-4} cm/sec 時，對於現地生物處理是較有效果的。場址中若有較低的水力傳導係數(例如： 10^{-4} 到 10^{-6} cm/sec)，應用此項技術也會有效果，但須更仔細的評估、設計及控制。

(二) 地下水的無機組成

在地下水中，過多的鈣、鎂或鐵會與磷酸鹽或二氧化碳反應，磷酸鹽會以營養鹽三聚磷酸的型式存在，二氧化碳則主要為好氧微生物進行反應所產生。這些反應所生成的產物將不利於現地生物處理系統的操作。當鈣、鎂或鐵與磷酸鹽或二氧化碳反應，會形成沉澱或結塊反應。這些結塊的物質會阻礙到流動的通道及危害設備，例如注入井或注入點。

氧氣被引入地下當做最後的電子接受者，它可以與亞鐵離子反應形成不溶解性的鐵氧化物沉澱。這些沉澱物將會沉澱在含水層的底部，降低還原性。這些鐵的沉澱物在注入井的周圍將是容易被發現的，因為這些區域是地下水中氧氣最高的區域，將會導致注入井阻塞。

(三) 地下水 pH 值

一般而言，極端的 pH 值(例如 pH 小於 5 或大於 10)是不適合微生物生長及活動的環境條件。在自然系統中，微生物適合活動的

環境應該在中性的環境下，pH 值大約 6-8 的範圍。因為現地微生物已經適應了原來的自然環境，當 pH 值發生變化時，將會影響到微生物的活動。假如改變了外在的環境(例如釋放油品進入環境中)，將會連帶的改變外在環境中的 pH 值。若要使用生物的方式進行處理，則勢必要進行 pH 值的調整。

假如地下水的 pH 值非常低(非常酸)，使用石灰或氫氧化鈉將可有效的提高現地的 pH 值，假若地下水的 pH 值非常高(非常鹼)，可加入一些適當的酸性物質(例如氯化氫或氯化物)來調整 pH 值。改變 pH 值後，將可以結束監測一段時間，因為改變超過 1 到 2 個單位的 pH 將會約束微生物活動，因此需要延長微生物環境適應期。

(四) 地下水溫度

微生物的生長速率與溫度相關，基本上，微生物在溫度低於 10℃ 時，即開始減緩活動，5℃ 即停止活動。在溫度大於 45℃ 時，微生物對於污染物的生物降解作用將會降低。在 10℃ 至 45℃ 的溫度範圍間，一般微生物活動速率會隨著溫度的增加而增加，每隔 10℃ 增加 1 倍。在大部分的場址中進行現地生物處理，季節產生的溫度變化對於生存於含水層中之微生物來說，是呈現變化不大且相對穩定的狀況。就美國而言，在大部分地區平均地下水水溫約為 13℃，但在極北或南方的各州，其溫度就有可能高於或低於 13℃。

(五) 微生物的存在

一般而言，土壤中包含大量且不同種類微生物，包括有細菌、藻類、真菌、原生動物及放射菌等。在這些種類的微生物中，細菌是佔最大量且能被應用的物種，尤其在厭氧的環境中，因此在現地生物處理技術中佔很重要的地位。

在受污染的場址中，自然的微生物族群會經過一道選擇的過程。首先，將會有一段環境適應期，在第一階段，微生物適應這個新環境及新的食物來源；第二階段中，微生物適應了環境，開始迅速生長，並開始用完其他微生物所需的營養鹽；第三階段，環境及自然的食物供應也進行改變，微生物的族群也因此而改變。微生物若能禁得起環境改變的壓力，則此物種之微生物將能對這個場址中的生物整治有所貢獻。

由實驗室分析場址的土壤樣品，可以了解微生物的存在及其族

群密度，分析結果將可提供降解污染物之應用。分析項目至少包括異營性微生物計數(微生物使用有機物質當作能量來源)及能降解污染物之微生物。雖然，異營性微生物一般而言存在於所有土壤環境中，但每克土壤中計數若少於 1,000 CFU，將會顯示出氧氣及其他必要營養鹽的消耗或有毒物質的消耗情形。然而，當污染物濃度逐漸降低，每克土壤中之微生物高於 1,000 CFU 時，顯示濃度逐漸被微生物接受，高毒性的情形將不會出現(高濃度之重金屬情形為例外)。所有請形歸納如表 5-8。

表 5-8 異營性微生物與現地生物處理之影響^[49-51]

總異營性微生物	影響
> 1,000 CFU/gram dry soil	一般影響
100-1,000 CFU/gram dry soil	有可能會影響，需要更多的評估來確定毒性的狀況或/和族群是否受到刺激(增加電子接受者的供應或/和增加營養鹽)
< 100 CFU/gram dry soil	非一般性的影響

當計數發現族群數目非常低時，許多標準操作程序會計畫添加微生物(生物添加法)進入含水層中。然而，研究結果顯示，大部分的現地生物處理計畫都可以成功地完成整治目的，而不用額外的生物添加。微生物添加技術是一個非常有效果的方式，但是，當具有細顆粒或低滲透性物質之環境組成時，所添加的微生物移動將不會距離注入添加點太遠，有效的影響範圍也會比較小(受到限制)。一般而言，微生物添加技術不會有不利於生物處理的地方，但它將會增加額外支出，需謹慎列入考慮。

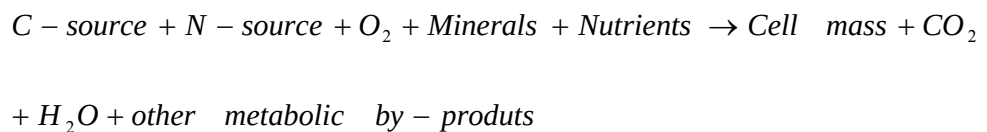
(六) 電子接受者

微生物需有碳供作能量來源，以達到新陳代謝的目的，包括生長及再生。微生物新陳代謝的過程中，酶解氧化碳源(有機物質)轉變成二氧化碳，進而產生能量。藉由新陳代謝過程中，碳及電子接受者的來源，可將微生物分類。微生物使用有機物質當作碳源被稱為異營性微生物。若是利用有機碳當作碳源，例如二氧化碳，則稱為自營性微生物。微生物將氧氣當作電子接受者則稱為好氧性微生物。利用氧氣以外的物質當作電子接受者的，例如硝酸鹽、硫酸鹽，

稱為厭氧性微生物。同時能利用氧氣及其他物質當作電子接受者的，被稱為兼氣性微生物。應用於受石油碳氫化合物污染的現地生物處理技術中，對於生物降解過程，好氧性(或兼氣性)微生物及異營性微生物同樣都是最重要的。

(七) 營養鹽的濃度

微生物也需要無機營養鹽例如氮和磷，來支持細胞的生長和生物降解的過程。營養鹽在含水層中，需要有足夠的量被利用，而且需被適當的微生物族群利用。生物降解過程中，營養鹽最大需求量可以化學計量的方式，大致估算出來。



其中，依據經驗的準則，微生物細胞團能接受的物質最大為 $C_5H_7NO_2$ 和 $C_{60}H_{87}O_{32}N_{12}P$ 。於加強式生物整治之假設方面，碳、氮、磷的比例範圍在 100:10:1 到 100:1:0.5 之間，以生物降解過程中，環境的組成及微生物生長的情況而定。

土壤樣品 (採集於低於水位線以下的土壤) 和地下水樣品的化學分析，可以完整的確定可利用之氮 (以 ammonia 表示) 及磷濃度。土壤分析一般也常被用於農業方面的研究，例如測試農田中土壤的肥沃程度。這方面測試出來的結果，將可與生物降解過程中化學計量推估出來的氮、磷需求作對照。有些微生物能將硝酸鹽當作氮源。硝酸鹽於飲用水標準中為 40 mg/L，且法令禁止將硝酸鹽直接注入地下水中。假如增加氮是必須的步驟，則必須使用緩慢釋放的方式，且須監測整個釋放過程，來預防水質破壞。另外，依照添加的數量及添加氮的形式，過多的氮也會造成土壤 pH 值降低。由於水質及土壤化學等考慮，現地生物處理將需要操作在營養鹽的限制條件中。

四、現地生物處理系統設計的考量與評估

由前述各節所討論評估的結果可以決定「現地生物處理」是否適用於該污染場址的整治，若是適合的，則接著進入整治系統的設計階段。此時，須詳細的提供下列資料才能完成整治系統的設計。

五、操作及監測計畫的評估

現地生物處理系統操作運轉時，必須監測整個整治系統及被整治的地下水體之物化與生物等特性之變化，以了解整治系統的運作狀況及整治的成效，並利用監測所得數據修正相關操作參數，甚至必須修正原設計參數。一般將監測依整治時程及目的區分成下列 3 類：(1)操作啟動階段監測、(2)操作階段監測、及(3)整治成效監測。

5.2.4 生物通氣法^[50]

生物通氣法(bioventing, BV)最早使用於受揮發性有機物污染的未飽和層土壤之年份為 1991 年，Hinchee and Arthur 兩人使用土壤氣體抽除法處理受航空汽油污染之土壤時所發現，其原理係將空氣注入未飽和層的土壤中，以促進土壤中的現地微生物(也可能添加外來特定菌種)，在其他環境因子適當的條件下，分解去除土壤中的污染物的一種生物處理方式。在生物通氣法程序中最主要的控制因子是氧的供應量，與土壤氣體抽除法比較，土壤氣體抽除法要供應較充分的空氣，以促進較積極的氣提作用，將土壤中的揮發性污染物由土壤的固相予以揮發氣提至氣相，而予以去除。但生物通氣法的供氣主要是提供足夠的空氣以供應土壤中的微生物分解有機污染物所需的氧即可，控制適當的供氧以減少揮發性有機污染物的揮發損失，也避免土壤層因供氣過度而過於乾燥影響微生物活性。一般生物通氣系統如圖 5-9 所示。

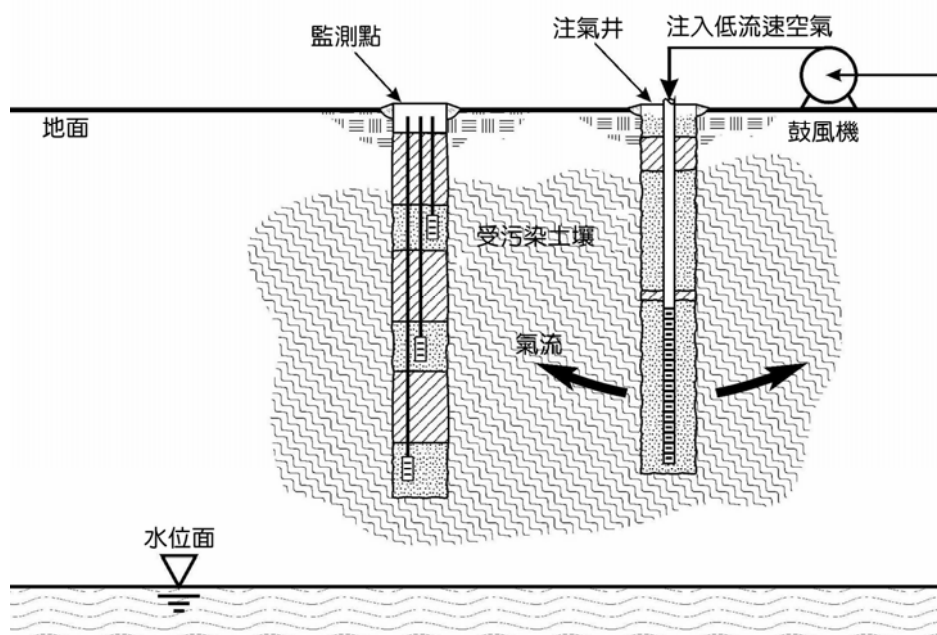


圖 5-9 生物通氣系統示意圖^[51]

一、生物通氣法的主要影響因子

生物通氣法的主要影響因子簡要說明如下：

- (一) 空氣供應對生物分解與氣提的影響：土壤層中的污染物總量與分布可以由採樣調查獲得，一般而言，分解一單位質量的油品污染物需要 3.5 個單位質量的氧(再將其轉化成空氣的量與體積)，因此整治場址的理論供氣量即可推估而得；另依經驗法則是確保整治場址中的土壤的空氣的氧分壓能在 5 % 以上，以確保好氧的環境。但空氣供應量也不宜過高以減少過度的氣提損失，因此，生物通氣法的供氣經常是間歇性的少量供氣(大部分的生物通氣法也都有土壤氣體抽除系統配合抽氣以避免未分解完全或未分解的揮發性污染物外逸，而形成二次污染)。
- (二) 土壤含水量、pH 值、及溫度：生物通氣法需維持土壤中適度的濕度以利於微生物的活性，但溼度又不能過高而阻礙空氣流通，因此一般以 30 至 40 % 最佳，當然維持 50 至 60 % 亦可，只是以細粒顆粒為主的區域會因此而阻礙空氣流通，較容易有局部的厭氧區的形成。生物通氣法操作一段時間之後需檢測土壤含水量，以免水分過低。但只要生物分解完全，空氣供應量適當，水分應該不會是限制因子。pH 值大約為 5~8 之間即可，必要時須加以調整，尤其是生物分解積極階段或是硝化作用較顯著階段。就國內的氣候而言，溫度不會是影響生物通氣法的主要影響因子。
- (三) 營養鹽的供應：主要需供應適當的氮、磷、鐵、硫等。
- (四) 微生物的數量與分布：微生物若能均勻分布當較為理想，但一般而言，在低污染區，生物處理所需的微生物量往往不會是限制因子($10^3 \sim 10^4$ cells/g-soil 以上)；污染物濃度過高時可能會抑制微生物活性，生物通氣法的成效則另需由試驗得知。必要時可採人為植菌的方式提高微生物量。
- (五) 氣體流通性與土壤不均質性所形成的短流：土壤的水力傳導係數(K)若能高於 10^{-4} cm/sec (土壤滲透性 0.01 darcy) 以上，則有利於生物通氣法的進行。如果土壤異質性過大，可以依場址土壤質地的變化調整供氣管的密度與供氣頻率。
- (六) 污染物與污染物濃度：污染物的性質與其揮發性與生物分解性如 5.2.5 節所述。然而，當有 LNAPL 存在時，應先將其自由相物質抽

除後才進行生物通氣法。相對的本法較適合整治受柴油、酚類、低環數的 PAHs、低含氯有機物等的生物分解。一般而言，汽油、柴油、及 PAHs 污染物的生物分解速率大約為 2~5、5~10、及 0.5~2 mg/kg-soil-day(因場址特性變異極大，此參數只供參考)。

(七) 總而言之，生物通氣法的適用條件為：(1)無自由相物質，(2)污染物可被好氧分解，(3)污染物蒸氣壓小於 760 mmHg，(4)土壤 K 值大於 10^{-4} cm/sec，(5)環境因子適當(pH、溫度、水分、營養鹽、鹽度)，及 (6)欲整治的範圍較大。

二、生物通氣法的供氣量

生物通氣法的供氣量(Q, m^3/min)可用下列公式推估之：

$$Q (m^3/min) = [k_0 V \theta_a] / [(21\% - 5\%) \times (60 \text{ min/hr})]$$

k_0 ：土壤中因生物分解的耗氧率(%-O₂/hr)

V：需處理的土壤體積(m^3)

θ_a ：土壤中氣體的孔隙率(一般的常見值： $0.2 \sim 0.3 \text{ m}^3\text{-air}/\text{m}^3\text{-soil}$)

21%：進流空氣的氧分壓

5%：土壤中的氧因生物分解而下降至 5%，氧分壓若再更低極可能會有厭氧區的形成

三、生物通氣法的供氣井的影響半徑

生物通氣法的供氣的氣體傳輸之有效半徑(RI, m)可用下列公式推估之：

$$RI(m) = [Q \times (21\% - 5\%) / (\pi h k_0 \theta_a)]^{1/2}$$

Q：空氣流速(m/day)

k_0 ：土壤中因生物分解的耗氧率(%-O₂/day)

h：氣體所達的土壤厚度(m)

θ_a ：土壤中氣體的孔隙率($0.2 \sim 0.3 \text{ m}^3\text{-air}/\text{m}^3\text{-soil}$)

21%：進流空氣的氧分壓

5%：土壤中的氧因生物分解而下降至 5%，氧分壓若再更低極可能會有厭氧區的形成，而影響生物分解成效

四、生物通氣法之優缺點

(一) 優點

1. 在國外，相關整治成效已被證明，使用者容易取得設備，設置安裝容易。
2. 對場址運作之干擾最小，可運用於不易施作之區域(如建築物下方)。
3. 整治期程短：在理想情況下，整治期程一般約 6 個月至 2 年。
4. 整治價格具競爭性。
5. 易與其他技術結合運用，如空氣注入法、地下水抽取處理法等。
6. 可能不需花費昂貴的經費以處理排出的氣體。

(二) 缺點

1. 若污染物初始濃度太高，則可能對微生物產生毒害。
2. 某些場址狀況不適用，如土壤滲透性低、黏土含量高或未充分掌握地質狀況時。
3. 不易達到極低濃度之污染整治目標。
4. 若需注入營養鹽，通常須取得主管機關的許可。

5.2.5 土地農耕法^[52]

土地農耕法(land farming)亦稱為土地處理(land treatment)或土地應用程序(land application)，是一利用土壤中自然的物理、化學及生物機制降解或固定污染物之地表上整治技術，其中生物機制為此法最主要之項目。土地農耕法是藉由土壤中之微生物分解遭油品(或其他低揮發性有機污染物)污染土壤之生物處理技術。此項技術採用翻動表層土壤提高土壤的通氣性，並添加營養鹽及控制水分，以促進微生物對石油碳氫化合物之生物分解能力。污染土壤層的厚度若能控制在 20 或 30 公分，只要定期翻攪，即有利於生物分解。較具揮發性之石油碳氫化合物經由土壤通氣及翻動，即可藉由揮發而予以去除(當然需考量 VOC 排放之二次污染防制)之外；較不具揮發性之石油碳氫化合物，則藉由生物分解而去除。石油碳氫化合物之中較不具揮發性之成分(如柴油等)的生物分解效果反而較顯著。不具揮發性之油品(如重油、潤滑油等)在土耕時之主要機制為生物分解。但高分子量之油品如重油及潤滑油，需較長時間之生物分解。本法適用於分解速率

較慢的有機污染物。但要將污染濃度大幅降低恐難以達成。而且污染物濃度過高而有抑制性時，本法也不適用。若污染物以揮發性物質為主時，主要的去除機制是揮發去除，而不是生物分解。一般土地農耕法如圖 5-10 所示。

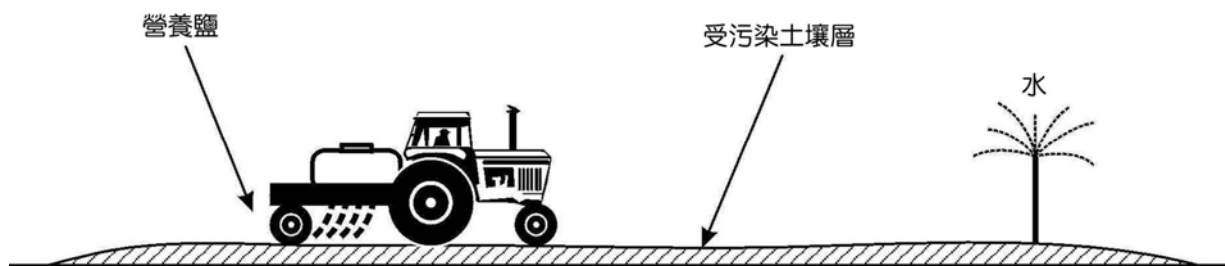


圖 5-10 土地農耕法示意圖^[51]

土地農耕法之優缺點與影響因子：

一、優點

- (一) 設備簡單。
- (二) 建造及操作費用低。
- (三) 適合需較長降解時間之土壤污染物。

二、缺點

- (一) 處理時間較長。
- (二) 所需土地面積大。
- (三) 降解效率較難大於 95 %。
- (四) 重金屬濃度過高時($>2,500$ ppm)，會抑制微生物的生長。
- (五) 有二次污染之虞。
- (六) 無法處理高濃度之污染物(總石油碳氫化合物 $>50,000$ ppm)等。

三、影響因子

影響土地農耕法效率之因子主要有微生物數量、氧氣、土壤水分、溫度、營養鹽、pH 及其他一些氣象因子如下雨或颱風等。一般而言，受污染土壤中或許含有足以讓微生物大量生長的碳源，但由於缺乏氮、磷或其他無機物，致使微生物的生長情形不佳。此時，會使用商業化的肥料來增加土壤中的營養鹽，刺激微生物的生長。肥料可直接添加至土壤並利用翻土混合或溶於水中再進行噴灑。若污染物較不易被生物分解時，可對土壤中的微生物進行馴養或植入合適的菌種，以增進污染物降

解速率。在 pH 值變化方面，除了污染物降解會產生有機酸外，使用含氮肥料時，硝化作用亦會使土壤酸度增加，因此須監測土壤中的 pH 值並加以調整，以防止過低的 pH 值對微生物造成不良的影響。當 pH 值降低時，可利用石灰或明礬等物質使其提升，但應注意不宜添加過量，以防微生物的生長被抑制。一般而言，土壤中 pH 值應介於 6 至 8 間，特別是處理碳氫化合物時更應控制於此範圍內。此外，氧氣的需求量往往隨著土壤中有機碳量增加而增加。由於氧氣自空氣中傳輸至土壤中的速率太慢，因此必須藉由耕犁或其他方法將土壤翻堆混合，使微生物有足夠的氧氣降解污染物。土壤中的水分含量亦為影響土地農耕法效率的重要因子之一。由於表土往往是乾燥的，因此必須調整土壤中水分含量以達最適合微生物作用的狀況。良好的土地農耕法操作條件如表 5-9 所示。

表 5-9 良好的土地農耕法操作條件

	操作條件
微生物數量	$> 10^3$ CFU/g-dry soil
pH 值	6-8
土壤水分	10 – 50 %
土壤溫度	10-45 °C
碳：氮：磷	100：10：1 至 100：1：0.5

考量是否採用本法時須評估下列事項：

一、評估土地農耕法之適宜性

評估污染個案是否適宜採用土地農耕法時，首先分析土壤(例如微生物量是否高於 10^3 cells/g-soil 以上、水分是否在 30~60 % 之間、營養鹽是否適當、pH、土壤微粒比例是否過高不利於分散與通風等)，油品組成(污染物的生物分解性、揮發性、濃度是否過高具有抑制性、生物毒性過高是否必須添加其他基材並加以攪拌稀釋等)，及氣候因子對本法有效性之影響(例如降雨量是否過高、溫度是否過低等)。

二、土地農耕法系統設計評估

若土地農耕法可行，則需評估是否需要特別考量設計參數及土壤層之構築建造是否與相關準則一致(例如土堆的高度、翻土攪拌設施、灑水設備、二次污染防制設施、地表逕流控制等)，如果逐一檢討現場的參數與一般的原則一致，則本法當具可行性。

三、土地農耕法之操作維護及監測計畫評估

土地農耕法之有效性評估過程中也需考量初始及長期操作與監測

計畫之範圍與監測頻率，主要是控制參數、整治成效、場址安全及二次污染防治(制)成效等。

5.2.6 生物堆法^[52]

生物堆(biopiles)又名生物格(biocells)、生物堆(bioheaps)、生物丘(biomounds)或堆肥堆(compost piles)，是以生物降解方式處理挖除之受污染土壤的離地整治技術。生物堆是結合土地農耕法及成堆堆肥的一種技術。污染土壤藉由開挖移除並離場堆積約 2 公尺左右的高度後，土壤堆中經由空氣供應管供應空氣，利用土壤中好氧微生物之分解作用而達到分解去除污染物之目的。一般除通入空氣外，仍需補充養分及水分，以增強微生物活性而達到分解去除有機污染物之效果。生物堆法與土地農耕法十分相似，兩者均為地表面的處理方式，利用翻堆或供應空氣，促進好氧微生物的生長以分解吸附在土壤中之污染物。不同之處為，土地農耕法藉由耕犁或翻堆而獲得氧氣，並有相對更好的攪拌效果，生物堆法則藉由強制送風或藉由多孔管而供氣。因此，生物堆法之相關原理與操作參數和土地農耕法類似。生物堆法與生物通氣法相似，可有效地去除石油碳氫化合物。易揮發性之石油碳氫化合物，較可能在供應空氣時揮發而溢出土壤堆，油品污染物中較不易揮發的部分，主要藉由生物分解去除。一般生物堆法如圖 5-11 與圖 5-12 所示。

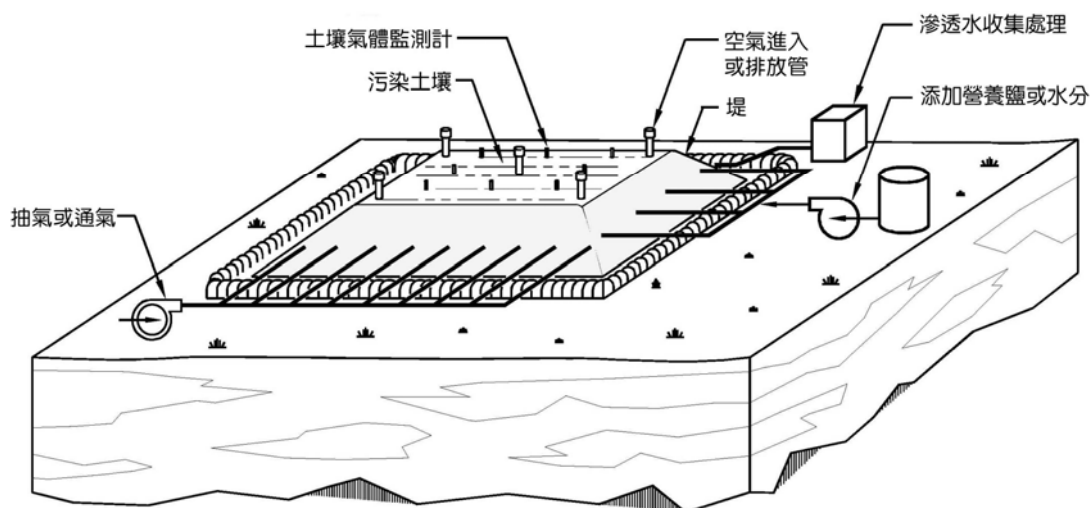
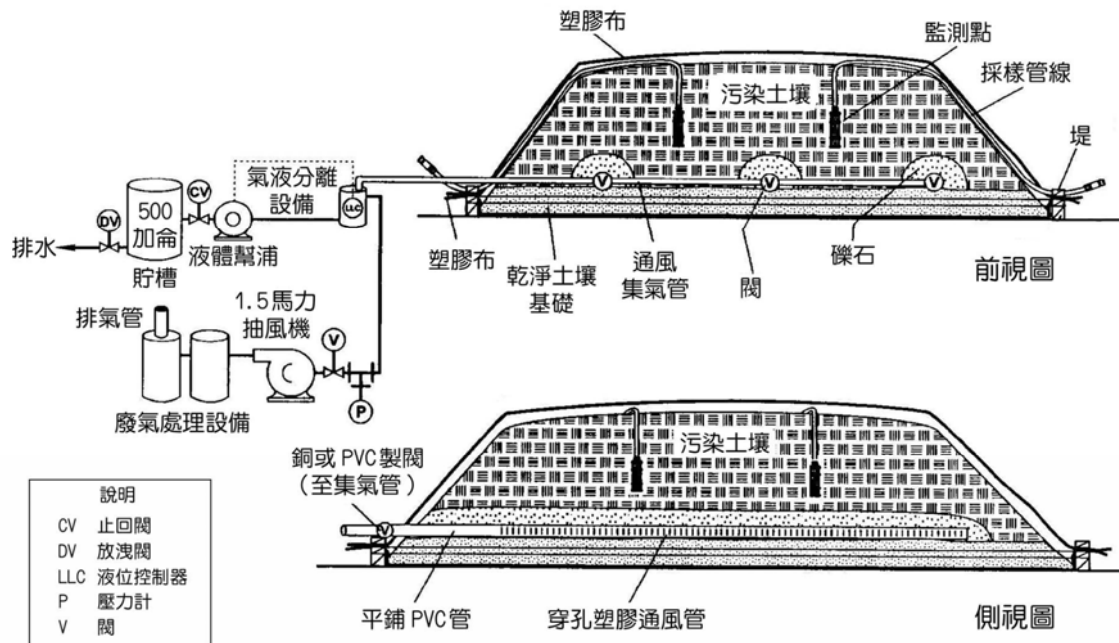


圖 5-11 生物堆系統示意圖^[49]



資料來源：譯自 NFESC, Biopile Design and Construction Manual, 1996

圖 5-12 生物堆系統示意圖(前視圖及側視圖)

生物堆法之優缺點與影響因子：

一、優點

- (一) 設計及操作簡單。
- (二) 成本低廉。
- (三) 適合處理降解速率慢之有機物。
- (四) 所需土地面積較土地農耕法少。
- (五) 系統設計較為封閉，可控制揮發性物質之逸散。
- (六) 整治期程短：在理想情況下，一般整治期程約 6 個月至 2 年。

二、缺點

- (一) 降解效率較難大於 95 %。
- (二) 無法處理高濃度之污染物(總石油碳氫化合物 > 50,000 ppm)。
- (三) 重金屬濃度過高時(> 2,500 ppm)，會抑制微生物的生長。
- (四) 揮發性物質濃度的降低機制傾向於揮發移除，而非生物降解所致。
- (五) 所需土地面積雖較土地農耕法少，但仍需較大的土地以供處理污染土壤之用。
- (六) 通氣所引發的廢氣可能需經處理後再排放。
- (七) 為避免滲出水污染，底部可能需設置不透水布。

三、影響因子

影響生物堆法執行效率之因子可概分為土壤特性、污染物特性及氣候狀況三大類。土壤特性包含微生物族群密度、pH、水分含量、土壤溫度、營養鹽含量及土壤結構等。污染物特性包括污染物的揮發性、化學結構、濃度及毒性。氣候因素則主要為環境溫度、下雨及風吹等。基本上，生物堆法的操作條件大致與土地農耕法相同。

四、評估策略

生物堆法的評估策略將分 3 個步驟進行，簡要說明如下：

- (一) 生物堆法之適宜性評估：首先分析土壤、污染物組成、氣候因子對生物堆法有效性之影響。
- (二) 生物堆法系統設計評估：若生物堆法可行，則需評估是否需要特別考量設計參數及生物堆之構築建造是否與相關準則一致(例如土堆的高度、通風設施、灑水設備、二次污染防治(制)設施、地表逕流控制等)，如果逐一檢討現場的參數與一般的原則一致，則本法當具可行性。
- (三) 生物堆法之操作維護及監測計畫評估。

生物堆法主要應用在處理易被好氧生物降解之有機化合物，如不含鹵素原子的揮發性有機化合物(VOCs)、半揮發性有機化合物(SVOCs)、農藥等。但因處理技術及程序不同，對污染物之處理成效亦有所不同，特定生物堆技術可能僅適合處理特定的污染物。

在處理石油碳氫化合物方面，幾乎所有油品污染場址中的石油組成，皆可利用生物堆法有效降低污染物濃度，較低分子量或較易揮發之油品(如汽油)，主要藉由通氣或抽氣作用，揮發至氣流中而被移除；揮發性較低的柴油或煤油，揮發作用不若汽油，除部分因揮發作用被移除外，主要藉由生物作用而被降解；高分子量之重油(如燃料油或潤滑油)則不易被揮發，主要藉由生物降解作用進行污染整治，且所需整治的時間較長。

5.2.7 其他的生物處理法

土壤及地下水的生物處理法除前述所說明的方式(例如：現地生物處理法、生物通氣法、土地農耕法、生物堆法、生物攪動法等)之外，尚有生物漱洗法、植生復育、監測式自然衰減、厭氧生物處理等。簡要說明如下：

一、生物漱洗法^[53]

生物漱洗法(bioslurping)又稱生物吸啜法，是一種運用真空吸引式抽汲技術來整治揮發性有機化合物或石油碳氫化合物污染場址的方法，主要為生物通氣與油品回收法等 2 種機制所組成。結合此 2 種技術，以同時回收油品物質與進行未飽和層之土壤之生物處理。一般生物漱洗系統如圖 5-13 所示。

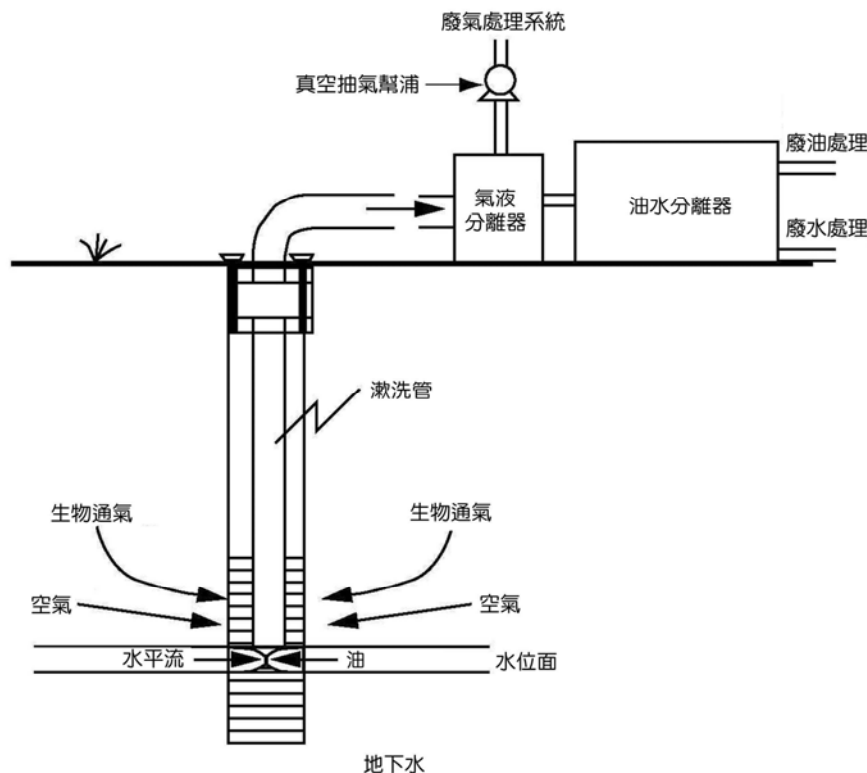


圖 5-13 生物漱洗系統示意圖^[54]

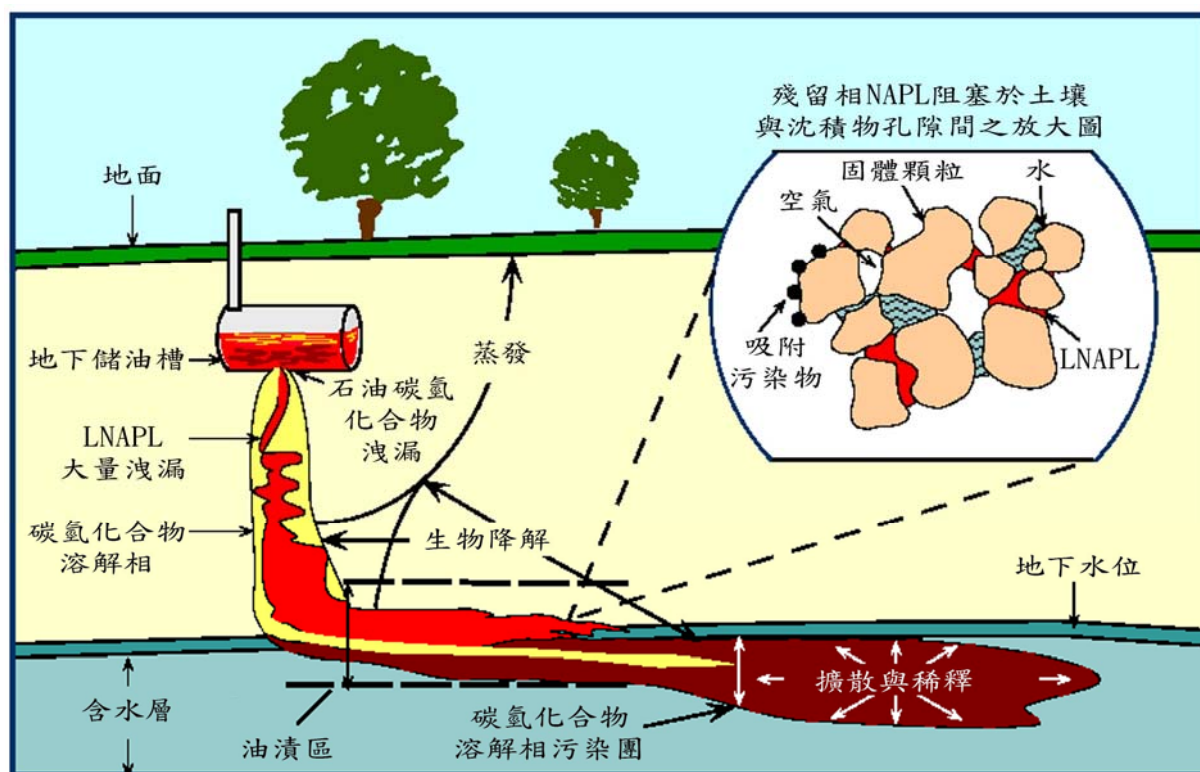
生物漱洗法可增加油品物質回收之效率，而不需抽出大量地下水。在此方法裡，真空吸引式幫浦能使 LNAPLs 升離地下水位，並離開未飽和層。這細微的變化在於使未飽和區中產生一個生物通氣的混合區，藉由回收井抽取土壤氣體，使氣體抽進區域土壤而完成。回收井將土壤氣體抽走，以及注入新鮮空氣等條件下，來達成利用生物通氣法整治地下水位上之受污染土壤，這種系統設計可以減少受污染之地下水與氣體之排放，當油品物質被完全去除時，這種生物漱洗法可以轉換為一般常用的生物通氣法來完成最後的整治。生物漱洗系統的適當運轉在於持續提供足夠的真空吸力以期能同時回收油、地下水與油氣。但在作業中時常遇到浮油及高濃度的油氣，且油氣的濃度往往高於爆炸上限濃度；因此，尾氣的排放控制及安全顧慮需特別注重，以免造成工安意外與二次污染。

二、植生復育^[55-57]

植生復育的作用主體是生物，要促成植生復育，必須促進生物的反應機制。植生復育的機制包括：(1)生物刺激，(2)微生物添加，(3)酵素處理，及(4)植物促進作用等。就植物促進作用來說，其意義是用植物的加強能力，來將土壤中的污染物移除、分解、吸收或穩定。植物之所以有這些能力，是因為植物及其根部物理及化學條件可促使土壤微生物之活性得到改善或提升，而使污染物的移除或分解得以加速進行。植生復育的定義即是用植物種植來清理土壤或地下水的污染，本方法主要運用植物及其附近或附加生物的力量進行整治工作。所謂的植物可以是樹木、灌木、或草本植物等。植生復育是一種價廉、安全、及非破壞性的整治技術。其除污功能來源包括：(1)植物能改變受污染土壤的物理和化學特性，(2)植物滲出根部釋出液，因此增加土壤的有機碳，(3)植物增加土壤的多孔性，改進土壤通風，可直接對根區域輸出氧氣，(4)植物能攔截和減低化學品的移動，(5)植物能促進植物和微生物酵素的突變，增強對難分解或毒性化合物的代謝或共代謝，(6)植物對地下水的提取可改變水力梯度，減少污染物的垂直和水平遷移。植生復育在實用上亦有下列效果：(1)種植的植物可以是景觀植物或經濟作物(不應是食用作物)，(2)樹林可以創造、恢復或促進生物棲息地，(3)可增進水土保持，其效果及於地區本身及水域下游，(4)可改良土壤品質，以免土質陷入不良之惡性循環，(5)樹林或綠地可增進景觀，進而增進地區及民眾的和諧。植生復育的作用機制包括：(1)植物萃取(phytoextraction)，(2)植物揮發(phytovolatilization)，(3)植物分解(phytodegradation)，(4)根層過濾(rhizofiltration)，及(5)植物穩定(phytostabilization)等機制。

三、監測式自然衰減法^[56]

監測式自然衰減法(monitored natural attenuation, MNA)是一種被歐美國家所認可的整治技術之一。自然衰減程序為環境中自然發生的一種過程，此過程可減少環境污染物之質量、毒性、移動性、體積或濃度。其機制包括延散、稀釋、吸附、揮發、化學與生化穩定化及生物衰減等(如圖 5-14)，經由其中一種或多種機制作用(如表 5-10)，可有效減低污染物濃度，以達到降低污染物對環境及人類健康危害的目的。對土壤或地下水中的有機污染物而言，生物分解是自然衰減法中最具關鍵性的機制。在整治期間需持續監測場址環境和污染濃度之變化，自然衰減常被用來彌補傳統整治技術之不足，當污染來源移除後，便以自然生物分解的機制來完成更進一步的整治工作。

圖 5-14 自然衰減機制之示意圖^[58]表 5-10 自然衰減機制之比較^[59]

機制		描述	對有機污染物衰減的可能性
物理性	延散作用	機械混合及分子擴散程序，造成濃度的降低。	降低濃度，沒有質量損失。
	吸附作用	污染物存在於水溶相及土壤混合物之間。吸附作用被土壤有機碳含量、土壤結晶及顆粒大小所控制。	吸附作用造成污染團的移動遲滯，但當發生去吸附並不會從土壤及地下水中移除有機污染物。沒有質量損失。
	揮發作用	經由揮發作用將污染物從地下水中移至大氣中。	造成小部分的衰減，除非在水位很淺或高度波動。沒有質量損失。
生物性	好氧呼吸作用	微生物利用溶氧當作電子接受者，將污染物轉換成CO ₂ 、水及生物質量。	假如存在足夠的溶氧，這會是最重要的機制。
	厭氧呼吸作用	微生物利用不同的電子接受者降解污染物。	雖然衰減速率比好氧性生物降解作用慢，還是最主要的生物降解作用。

監測式自然衰減在應用時常可發現以下之優缺點與不適用之時機：

(一) 優點

1. 整體上之花費較低廉。
2. 需要擾動地表之機會降低。
3. 在使用建築物下或其他土地時，不需要挖掘。
4. 現地處理時，產生較少的廢棄物。
5. 降低因場外處理所發生污染物於介質間傳遞之可能性。
6. 降低人類暴露在污染介質中之風險。
7. 現地的自然生物降解作用可以造成污染物之完全破壞。
8. 可與其他整治方法一起使用或作為其他整治方法的後續處理。

(二) 缺點

1. 與主動的整治方法相比，需要較長的時間才能達到整治目標。
2. 需要詳細的場址特性調查(所需的費用高)。
3. 轉換的產物毒性可能超過原先的污染物。
4. 需要長時間監測。
5. 必須要有公共團體的監督，以確保長期的管理防護。
6. 污染物發生持續移動及污染物於介質間傳遞的潛勢。

(三) 不適用時機

1. 土壤中的 TPH 濃度高於 20,000 到 25,000 mg/kg。
2. 污染物會影響到環境受體(無論機率多大)。
3. 中間產物可能具有流動性及毒性。
4. 場址具有急迫性之風險。
5. 污染物的降解可能發生在控制範圍外。
6. 公眾不容易接受。

四、厭氧生物處理

土壤或地下水中的 DNAPL 污染物(例如三氯乙烯、四氯乙烯等)在好氧的環境中不易被微生物所分解，相對的卻容易在厭氧環境中經由鹵化呼吸或共代謝等機制被降解去除。(1)共代謝反應：一般而言，地下水氯化有機物污染物的濃度都較低，無法提供微生物生長代謝所需的碳源與能源，因而，整治時需要添加一些容易被利用的有機物以供微生物生長，微生物利用此有機物的同時也將微量的含氯有機污染物降解去除。例如有機物甲烷化的還原反應階段可將四氯乙烯共代謝去除。(2)鹵化呼吸作用：鹵化呼吸作用為無氧呼吸的形式之一，無氧呼吸過程中含氯脂

肪族污染物乃做為最終電子接受者；在此還原脫氯的過程中，含氯脂肪族污染物上的氯原子以氫原子取代，而產生一個或多個氯離子，原含氯脂肪族污染物的含氯量則逐漸減少，而達到脫氯的目的。例如在厭氧條件下可以利用微生物將四氯乙烯逐一脫氯而形成三氯乙烯，而二氯乙烯而氯乙烯，最終生成乙烯，而達到生物處理將含氯有機污染物去除的目的。在地下水厭氧生物處理的程序中可以添加乳酸等有機酸以轉化釋氫供做能源，或添加微量氫氣(或緩效型釋氫劑)而達到生物處理的目的。

5.2.8 分子生物技術於生物處理之應用

分子生物學與傳統生物學最大區別在於，在於傳統生物學以生物體之生命現象為研究基礎，分子生物學則自細胞巨分子角度探討細胞反應及演化過程。分子生物學雖應用廣泛，其基本觀念則可歸納為遺傳密碼攜帶及基因表現。基因表現係指細胞將 DNA 攜帶之遺傳訊息，轉錄合成 mRNA，再依據 mRNA 序列轉譯合成蛋白質執行生物功能之過程。DNA、mRNA 及蛋白質則為分子生物學三大基本要素。

分子生物技術環境領域應用依據特性之不同，可大略分為下列領域：

一、微生物監測及族群生態系統分析

混交分析、DNA 指紋分析、PCR 及生物晶片等技術均可檢測檢體中微生物種類或族群分布。以具有專一性之引子或探針進行檢體分析，可探討單一微生物族群的變化，例如硝化菌、脫硝菌等。以泛用型之引子或探針則可探討整個生態系統中微生物族群的分布變化。

二、生物標記

生物科技在環境生物指標監測的應用愈來愈受到重視。所謂環境生物指標監測是依據生物體在環境中的有機狀態來監測及標定環境的品質，在某些特定污染物的暴露劑量下，經由選擇一些代表性的指標生物，分析了解這些指標生物所產生的物理或生化反應，並探求其所受影響程度的大小，進而推論環境的品質。

三、生物製劑

生物製劑為利用天然或人工改造之微生物個體或其代謝產物所製成，其目的為增加處理系統的能力，如增進活性污泥之凝聚作用、增加微生物分解難分解物之能力或利用微生物之特殊性質，如發光菌之發光特性，應用於排放水毒性檢測的應用等。

四、生物晶片

基因體、DNA 晶片、抗體或蛋白質晶片，皆具有極大的潛力被應用於監測及檢測造成污染的毒性物質、化學物質以及細菌和微生物等。例如，基因晶片是一種頗新的 DNA 微陣列基因體技術，可用來分析整組基因中的基因表現。此項技術不像傳統技術需要進行許多的生物鑑定來確認污染物，並可減短檢測污染源的時間與減少進行生物實驗。

五、污染物監測及檢測

基於特定污染物可引發微生物對其產生具專一性之生化反應，可研發偵測各種有機污染物之生物探測器，用以檢測或監測環境中之污染物。例如日前生物科技技術開發中心所研發的農藥生物感測器。

六、整治成效評估

生物降解及自然衰減於 1990 年代成為美國污染整治主流，自然衰減法是以污染場址自有之微生物於自然環境下進行整治，美國環保署對自然衰減法可行性評估及整治過程監測皆有詳細說明。美國國家研究委員會亦指出，唯有當污染物生物降解過程已十分明確、污染物降解中間及終產物均能於檢體中測出，且可於檢體中檢出具備降解能力之微生物時，該場址方可以自然衰減法進行整治，分子生物技術正可為自然衰減整治可行性評估及整治成效監測，提供極佳之工具。

七、健康風險評估

科技之快速發展使新合成之化學物質不斷合成並於環境中釋放，此新合成化學物質對人體健康及生態之影響，常非短時間內能觀察到，造成決策困擾。DNA 指紋分析技術可檢測受測物質是否會造成突變，對可能導致突變及有致癌可能性之環境物質進行初步篩選，因此極具環境物質健康風險評估潛力。

八、環境法醫及糾紛責任鑑定

分子生物技術可被運用於環境法醫技術及糾紛責任的鑑定上。其中「生物指紋資料庫鑑定系統」可用於檢測實際及可能的污染物質對環境系統的影響，並根據不同污染物質或污染程度所具有的指紋特性釐清責任歸屬。除微生物鑑定外，DNA 指紋技術亦使用於盜伐、盜獵及保育生物非法交易等生態保育案件之取證。故著手建立生物物種 DNA 指紋資料庫是刻不容緩的，且對於未來環境糾紛之釐清及環境法醫之鑑定有莫大的助益。

5.3 固化/穩定化處理技術^[60-61]

固化處理方式(solidification)係改變廢棄物之物理特性，對其產生匣限作用減少有害物質溶出，通常可以添加水泥來達成固化目的；穩定化處理(stabilization)是指利用化學或熱能來達到減少有害物質之移動性。

固化/穩定化(solidification/stabilization, S/S)技術乃是經由減少污染物與外界接觸之表面積或降低有害之污染土壤、污泥或廢棄物滲透性及溶出性的處理方式，此技術已被廣泛應用並證實能夠有效地降低多種污染物之移動性，可處理之污染物質例如：重金屬、特定放射性廢料、部分有機污染物等物質。一般而言，固化/穩定化處理可區分為添加固化劑及加熱等2種型式，以能達到下列各項目標為原則：

- 一、減少污染物移動或溶解性或達到法規之可接受風險要求。
- 二、減少場址之滲透性(通常低於 10^{-6} cm/sec)，減少污染物與地下水接觸之機會。
- 三、增加抗壓強度。

普遍應用於固化/穩定化處理之藥劑或物質有：卜特蘭水泥(Portland cement)、生石灰(quicklime)或石灰石(limestone)、飛灰(fly ash)、有機黏接劑(organic binders)(例如：乳化柏油、瀝青等)、上述物質之混合物等物質。有害污染物與固化/穩定化藥劑之混合可應用於離地整治，即以批次或連續式操作之方式，或應用於現地整治污染土壤，以連續式注入操作方式進行。有害污染顆粒物質直接與添加藥劑進行包匣作用稱為內匣限或微匣限(micro-encapsulation)；若有害污染物顆粒或已經微匣限處理之物質由整體外圍包裹密封之方式聚集污染物，則稱為外匣限或巨匣限(macro-encapsulation)。

5.3.1 固化/穩定化處理之基本原理

一、水相穩定化/固化(aqueous stabilization/solidification)

早期固化/穩定化處理技術是指水相中之穩定化及固化，因為化學反應只在水相中發生，然而普遍在文獻中只稱作穩定化及固化。此項技術漸漸的被區分為單獨穩定化處理及膠結穩定/固化合併處理(cementitious S/S)。穩定化程序中需加入化學藥劑使污染物產生強大的物化力量，將污染物轉變成較不具水溶性、不溶出、不具移動性及轉變成無毒性之結構體，因此，於固化/穩定化合併處理過程所添加之膠結黏接劑或固化劑通常也提供穩定化所需之藥劑。

(一) 穩定化(stabilization)

1. 金屬及無機污染物之穩定化

以下列舉關於金屬穩定化之相關化學反應：

(1) pH 控制

(2) 氧化還原電位控制

(3) 化學反應形成之物種：碳酸鹽沉澱、硫化物沉澱、矽酸鹽沉澱、特定離子沉澱、螯合反應、化學吸附、化學鈍化、離子交換、晶格置換、共沉澱等。

除了金屬外，其他適用於固化/穩定化之無機物質包含氰化物、硫化物、氟化物等。

為達到金屬及無機污染物穩定化，其應用之方式有：ProFix™ 法及可溶性磷酸鹽安定法(soluble phosphates)。此 2 種方法概述如下：

(1) ProFix™ (EnvironGuard, Inc., Houston, Texas, USA)

即以稻穀灰(rice hull ash)為主要原料之商業化產品，其成分為生物性之非結晶矽(amorphous, biogenetic silica)。稻穀灰具有吸附功能並可與鹼反應，當存在於鹼性環境下會產生溶解性矽酸鹽，其與有毒之金屬離子作用後形成低溶解度之金屬矽化物，可增加金屬之穩定性，避免有毒金屬之移動。

(2) 可溶性磷酸鹽安定法

此法是利用加入含有磷酸鹽之藥劑，使其與污染土壤中之重金屬形成金屬複合物，此磷酸鹽金屬複合物通常於一般 pH 環境中具有低溶解性，因此而降低重金屬之移動性，然而對某些特定之金屬之複合(例如鎘)則需高 pH 之環境，此時強鹼可一併加入以控制 pH，由於磷酸鹽複合金屬並不形成一固體物，而為膠體顆粒狀，因此磷酸鹽之使用可同時加入固化劑以加強處理後之固化物理性質。

2. 降低有機污染物之移動性

早期針對於土壤或污泥中低濃度之有機污染物常填加活性炭配合安定/固化程序，降低其移動性，以達到 TCLP 溶出試驗之規定。然而，依據較新之 TCA(total constituent analysis)測試方法，此

類添加物質(如活性碳)並不能有效降低污染物之移動性。因此，陸續有多項新穎之有機污染物穩定程序及藥劑被研發並應用，其中包含：

(1) 橡膠顆粒(rubber particulate)

商業化產品 KAX-50TM 及 KAX-100TM，主要由磨細的橡膠材質顆粒特製而成，此材質對於處理半揮發和非揮發性有機物非常有效，例如：殺蟲劑、除草劑和多氯聯苯，此外，也可用於處理某些特定揮發性有機物及有機金屬化合物。經由 TCA 檢測方法測試發現：KAX-100TM 橡膠顆粒可有效應用於約 60 多種有害性有機物之穩定化。

(2) 有機黏土(organo-clays)

有機黏土是由 4 個鋁離子取代黏土礦物中的 IA 和 II A 族金屬離子，如此可增長層狀矽酸鹽和金屬離子之間的距離，使有機物能在矽酸鹽層之間被鉗合，提升黏土對有機物的親和力，以更強的力量和有機物分子結合。此方法至今仍不斷革新，許多國外代處理公司(例如：Silicate Technology Corporation(STC)、International Waste Technologies(IWT)、Hazcon 及 Soliditech 等公司)皆可提供完整的現場實際有機黏土處理技術。

(二) 膠結穩定/固化處理

膠結穩定/固化(cementitious S/S)處理藉由無機固化劑的特性，與廢棄物反應，形成一物化性質穩定的假性礦物(pseudo-mineral)固體結構，使固體物之質地與土壤及岩石類似。

大部分商業化的膠結穩定/固化處理皆利用類似卜特蘭水泥(Portland cement)予以固化之方式，卜特蘭水泥是以石灰石和黏土或其他矽酸鹽混合物於高溫燃燒形成為水泥熟料(cement clinker)，而後將其研磨成粉狀製成；而以卜作蘭反應(pozzolanic reaction)為基礎之固化方式則是添加如飛灰(fly ash)或水泥窯灰(kiln dusts)等物質，其中含有較多二氧化矽及氧化鋁，而些微有別於卜特蘭水泥固化。而在這些化學反應中，水為不可缺少的角色，其可提供化學反應中水合反應所需之水量。以下列舉幾項傳統市面上常見的固化程序，星號部分為現今應用上較重要的方式：

1. 以卜特蘭水泥為基礎(主要組成為水泥)*
2. 卜特蘭水泥/石灰
3. 卜特蘭水泥/黏土
4. 卜特蘭水泥/飛灰*
5. 卜特蘭水泥/可溶性矽酸鹽*
6. 石灰/飛灰*
7. 水泥或石灰、水泥窯灰*
8. 爐灰

以下列舉 3 項膠結固化程序之化學反應及使用方式：

1. ProFix™：其反應原理已於 5.3.1 節中之一中陳述。

主要可用於以下 2 種廢棄物處理程序：

- (1) 當進行硬化之化學反應時，需要以物理吸附方式除去低固體含量廢棄物中多餘的水分。
- (2) 廢棄物中微溶性的金屬化合物可能會隨時間而逐漸地溶解於水中，ProFix™ 之存在會持續產生可溶性矽酸鹽，因此當金屬自廢棄物中溶出時，即便可反應生成金屬矽酸鹽物種，予以固化沉澱。

ProFix™ 因具有高吸附量、多孔性結構及巨大表面積，因此也能用於固定有機物。其中部分灰渣由於含有高達 5 % 的含碳量，因此其具有類似活性碳的吸附功能。

2. Chemfix

美國 Chemfix 公司之方法為將溶解性矽酸鹽類及矽酸鹽硬化劑(silicate setting agent)，如水泥、石灰、石膏等，在控制狀態下與廢棄物產生反應，而生成高穩定性易成粉末之結構。

3. 水淬爐渣(cement-slag)

爐渣常合併使用於多種穩定化程序中，或和其他試劑共同使用。當煉鐵高爐中所產生之爐渣，於高溫時經噴水快速冷卻形成水淬爐渣，其中含矽、鈣、鋁等具有活性之玻璃質成分，經搗碎成細粉後可取代部分水泥作為混凝土的膠結材料，水淬爐渣可藉水泥水化後產生之氫氧化鈣進行波特蘭反應，生成具有膠結性之

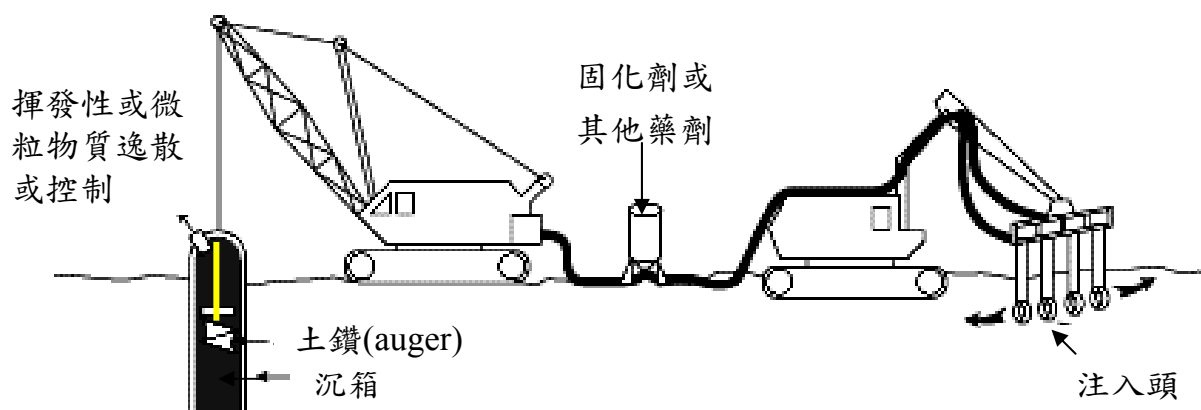
矽鈣膠體。另外，因為爐渣中含有亞鐵離子及還原態含硫化合物，使其可做為金屬的還原劑，某些在還原狀態較不具移動性的金屬則可利用此一特性得以還原並達到穩定固化，例如：將六價鉻還原成三價鉻予以沉澱並降低毒性。然而經緩慢冷卻而形成結晶的熔爐灰渣(例如：常溫下自然冷卻的爐灰)則無法產生膠結凝固反應。

(三) 現地穩定化及穩定/固化處理

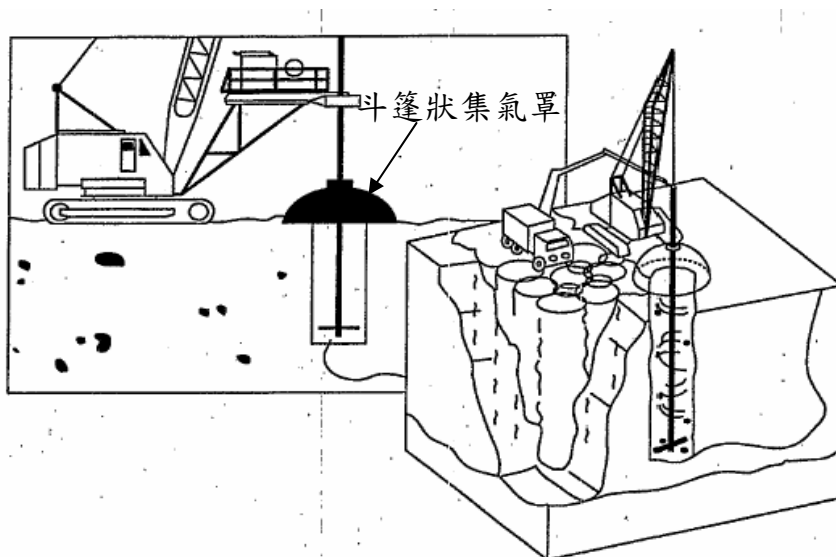
在現地穩定/固化(in-situ stabilization and S/S)的應用中，利用專門的機具開鑿、鑽孔，將穩定/固化試劑注入受污染土壤區域。現地和離地穩定/固化各有其優缺點，對於淺層污染地區或大型機具無法進入的場址，由於離地處理方式對於試劑的混合添加及品質有較好的控制，因此較具可行性；而對於深層的污染及大規模之整治範圍，現地處理則較為適用，可利用開鑿機具將固化試劑和受污染土壤直接混合，如此可降低整治所需的成本。

如圖 5-15 所示，經由一垂直、空心管柱，將稀泥狀之穩定/固化藥劑以螺旋槳葉打入受污染土壤。圖所示土鑽設備可產生高達 41,500 kg-m 的扭力，能有效的將污染土壤和藥劑均勻混合，使其獲得良好處理，處理深度通常可達 30 公尺，而影響範圍直徑可達 4.3 公尺。後續再將圓筒狀處理範圍移動至其他區域，以涵蓋所有污染範圍區域，則即可有效處理整個污染場址。當使用斗篷狀集氣罩覆蓋於開挖土壤鑽孔機具上方，則可有效控制或收集現地穩定/固化處理時，管柱處理區域所產生的揮發性或微粒物質。

對於離地處理方式，前處理及固定化通常必須分成兩步驟來進行，然而，對於現地處理方式而言，則可兩步驟同時進行，例如：應用於金屬固化程序之前處理時，可藉由注入氧化劑以移除有機污染物，降低其含量，如此可減少處理成本。



(a) 現地穩定化及穩定/固化處理示意圖^[62]



(b) 使用斗篷狀護罩之現地穩定化及穩定/固化示意圖^[60]

圖 5-15 現地穩定化及穩定/固化處理技術

土鑽形式的現地穩定/固化處理系統在以下兩種情況非常適用：

1. 在必須同時控制揮發性有機物及臭氣逸散的污染場址
2. 當污染源位於深度超過 7.6 公尺之深層土壤，或傳統挖掘機具使用受到限制時。土鑽形式的處理方式對於垂直和水平的處理位置皆能有效地掌控。

二、聚合物穩定/固定化(polymer stabilization/solidification)

聚合物穩定/固定化能以液態聚合物在相對較低之溫度下，將廢棄物包覆或與其結合，經過冷卻、凝固之後，形成固體狀產物。雖然聚合物

主要用於固化程序，然而聚合物與其他穩定劑混合後之應用，仍可歸納為穩定/固定化技術。聚合物穩定/固定化不論在離地或現地皆可進行。

聚合物依其使用目的可分為 2 種：

(一) 熱塑性固化劑(thermoplastic binder)

熱塑性固化劑具有直鏈狀分子結構，經加熱後形成熔融狀態之流體，而冷卻後會固化硬化。聚乙烯(polyethylene)、硫化聚合物(sulfur polymer)、瀝青(bitumen)皆屬熱塑性固化劑。當熱塑性固化技術用於微匣限時，須將熔融之固化劑與廢棄物混合，使較小之廢棄物顆粒散佈於熔融之聚合物中，經冷卻形成堅硬的固體。若應用於巨匣限時，則需將廢棄物置於承裝廢棄物之容器中，再將熔融之熱塑性固化劑倒入，待聚合物冷卻後，即可形成一層聚合物固體物包覆於廢棄物質外圍。

(二) 熱固性固化劑(thermosetting binder)

熱固性固化劑為多種液態物質成分的結合，例如：聚合物單體(monomer)、催化劑(catalyst)、促進劑(promoter)，始能進行聚合反應，並硬化形成固體。熱固性固化劑無法具有可流動狀態，於固化硬化過程中，該物質原有的特性將會改變。常用於廢棄物固化處理的熱固性固化樹脂有乙烯酯苯乙烯(vinyl ester-styrene)、聚酯苯乙烯(polyester-styrene)及環氧樹脂(epoxy)，不僅可應用於微匣限或巨匣限中，也能夠用於現地穩定/固定化處理。此項熱固性固化聚合程序於商業化的應用已超過 20 年以上，故在此只針對例如現地穩定/固定化等較新穎的應用做介紹。

1. 聚乙烯(polyethylene)

聚乙烯是一種結晶過程緩慢、熔融溫度相對較低的熱塑性物質，由乙烯氣體聚合生成，可藉由改變結構產生不同性質的產物。例如高密度聚乙烯(high-density polyethylene，下稱 HDPE)是由較少分支的長鏈聚合物組成，如此可使聚合物各層之間緊密結合。典型的 HDPE 密度介於 $0.94\sim 0.96\text{ g/cm}^3$ 之間。而低密度聚乙烯(low-density polyethylene，下稱 LDPE)則由高度分支的長鏈聚合而成，每 1,000 個碳原子當中約有 10~20 個支鏈，如此可使各層各自分散，形成較鬆散的結構。典型 LDPE 密度介於 $0.91\sim 0.93\text{ g/cm}^3$ 之間，相較於高密度聚乙烯，低密度聚乙烯具有較低的熔點 (LDPE

熔點：120°C，HDPE 熔點：180°C) 和較低的熔融後之黏滯度，因此 LDPE 較容易應用於廢棄物的匣限作用處理。聚乙烯可抵抗多種化學物質和溶劑、冷熱溫度變化、微生物分解。

2. 硫聚合水泥(sulfur polymer cement，SPC)

硫聚合水泥，又稱硫聚合物(sulfur polymer)，由美國 Bureau of Mines 公司(USBM)為處理石油提煉過程所產生的硫化物及含二氧化硫(SO₂)排放氣體處理後之產物，所研發之專利產品，其商業名稱為 Cement 2000，此產品即將 5%(重量比)的二環戊二烯(dicyclopentadiene)與硫元素結合製造而成，二環戊二烯主要是用以抑制固相間之不穩定性。硫聚合水泥為一熱塑性材質，而非水硬化水泥，具有相對較低之熔點，120°C，和較低之熔融黏滯度，25 厘泊(cp)，因此容易在加熱攪拌混合器中操作。相較於水硬化之卜特蘭水泥，硫聚合水泥有幾項優點，例如：其壓縮力及張力為卜特蘭水泥的 2 倍，且可在數小時內達到最大的結合強度，不需數週的反應時間。添加硫聚合水泥所製成的混凝土可抵抗大部分的酸性和鹽類物質的侵蝕，一般所知會破壞水硬性水泥結構的硫酸鹽，其對硫聚合水泥產物的影響相當小，甚至無任何影響。經測試暴露於 10⁸ 里達(rad)之 γ 射線照射後的硫聚合水泥，在結構體物理特性上並無明顯改變。

3. 熱固性聚合物(thermosetting polymers)

熱固性聚合物是由未飽和的單體(例如：methacrylates)經過一連串的聚合反應所生成。聚合反應的起始作用階段通常是經由化學催化劑或由促進劑來推動反應進行。連接 2 個氧原子之間的化學鍵一旦斷裂，將會產生含有不成對電子、高活性的自由基，自由基打斷單體中的雙鍵，而開始進行鍵結，此階段即為單體持續加入主鍵的反應，當單體耗盡或長鏈兩端相結合時，反應即停止。溫度、催化劑與促進劑的結合及其濃度，及其他添加物的存在(例如廢棄物)皆會影響反應速率。凝膠時間(gel time)為樹脂黏滯度快速增加直到無法流動時所需的時間，會因製造廠商或催化劑、促進劑種類不同而有差異。

熱固性聚合樹脂在許多離地與現地之應用皆證實具有極高的耐久性，因黏滯性低(3~300 cp)，使其應用於現地時容易注入土壤層中；而當樹脂和廢棄物粒料結合成聚合水泥時，將可產生極佳

的抗壓強度(可承受 48.3 MPa 以上的壓力，但須視其土壤粒料型態而定)。在污染場址經現地處理所形成的聚合水泥能有效抵抗具破壞性物質(例如酸或鹼)、溫度及濕度之變化、微生物降解，及 10^8 rad 之輻射，並且具有小於 2×10^{-11} cm/sec 的水力傳導係數及低溶出性。熱固性聚合物之使用與熱塑性聚合物不同的是，當熱固性聚合物一旦聚合，便無法予以改變。

聚合物穩定/固化程序主要的優點之一為能夠廣泛應用於不同類型的廢棄物。任何穩定/固化的應用及選擇必需考量許多因素，例如：廢棄物特性、廢棄物體積、處理及後續處置成本，及法規管制要求等。對於聚合物匣限技術，某些特定因素會影響聚合物種類之選擇(例如：有機或無機，熱塑性或熱固性)，及處理方式的選擇(例如：微匣限或巨匣限，現地或離地)，其中更包含廢棄物本身之物化特性、處理後產物之最終處置、處置場址貯存廢棄物之標準、最終產物的穩定性、資金和操作成本、原料來源、處理程序難易度及可靠性。

三、玻璃化法

玻璃化法(vitrification)為將廢棄物於高溫下處理之技術(高於 $1,000^\circ\text{C}$)，使有機污染物和可燃性物質經由熱分解或燃燒程序以達到穩定/固定化的目的。玻璃化法與其他固化方式的不同之處在於所需熱能之供給方式的不同。主要應用於玻璃化法的加熱方式包括電漿加熱(plasma heating)、電熱加熱(electric heating)、化石燃料燃燒(fossil fuel combustion)、感應加熱(induction)和微波加熱(microwave heating)等方式。

現地和離地(離地處理：高溫熔爐燃燒處理方式)之電熱玻璃化處理方法具有相同的基礎理論，皆以電力產生足夠的熱能以熔融含有矽成分的廢棄物質(silica-based)，而經高溫緩慢冷卻後形成含有非揮發性及不可燃物種之玻璃質物質。在現地玻璃化(in-situ vitrification)應用上，揮發性和可燃性有機污染物將被加熱而揮發，在確認污染土壤中所含之污染物種類後，通常可將石墨電極置入土壤形成一正方形之電能加熱區域。處理深度取決於電極的長度及可供應的電力。土壤在置入電極並通電之後，逐漸被電力所轉換之熱能升溫並熔融，一般土壤可被加熱到 $1,600\sim 1,800^\circ\text{C}$ 。停止供電之後，受熱土壤逐漸冷卻而呈現玻璃化狀態。現行玻璃化技術可產生重達 1,400 公噸的土壤玻璃結塊，而處理深度可達 20 英尺^[47]。在玻璃化過程中，當有機污染物被熱解而轉換為氣相時，

則須經由廢氣處理設備的收集、移除或分解有害氣體，使排放氣體符合排放標準。

現地與離地玻璃化相較之下，現地處理方式有下列幾項優點：

- (一) 現地玻璃化可於較高溫度下進行，相較於一般熔爐的操作溫度，1,100~1,400 °C，現地玻璃化溫度可達 1,600~2,000 °C。於熔爐加溫程序中，為避免縮短離地熔爐耐火內襯之壽命，化學藥劑必須在處理中途加入於廢棄物中，使熔爐中的溫度降低。除此之外，每隔一段時間便必須關掉熔爐以更新熔爐耐火內襯，現地玻璃化因不需使用耐火內襯而無此項限制，且處理程序中不需要添加任何藥劑而能節省處理成本。
- (二) 相較於離地處理，現地玻璃化可於較高溫度下進行，因此可產生穩定度較高的玻璃化產物，而減少化學物質溶出性並降低玻璃的風化速率。
- (三) 現地玻璃化能使最終產物有較高的體積減少量，因為過程中無需添加任何額外物質或藥劑。
- (四) 現地玻璃化無須經過前處理即可處理大多數污染物質，也不須為了熔爐進料的尺寸限制，而改變廢棄物之體積。
- (五) 現地玻璃化可應用於深層之污染土壤(20 英尺以上)。
- (六) 現地玻璃化最終產物為大型玻璃結塊廢棄物，比起熔爐處理產物，通常有較小的比表面積，因此可降低風化程度和化學物質溶出性。
- (七) 現地玻璃化可減少公共和環境之安全風險，因處理後之產物可留置於原地，無需進行移除，而熔爐之處理方式對於處理後之產物則需較嚴格的管理，並進行污染物移除清運。

現地玻璃化法必須破壞污染物或降低其移動性，因此其中受熔融物質必須含有足夠的鹽類(alkali content)(1.4~15 %)以保持電導度和熔融溫度間的平衡。太多的鹽類(> 15 %)會提高電導度使電熱設備產生的電流無法達到足夠的熱度；而鹽類過少將使導電度不足，並導致較高的熔融溫度。大多數的天然土壤皆含有足夠的鹽類以做為現地玻璃化處理之所需含量；然而在某些特殊場址，若土壤中鹽度不足，可藉由注入含鹽類之水溶液，或加入他種土壤及化學物質以彌補鹽類之缺乏。

玻璃化法為一項具吸引力的技術，因其可處理多種類型之廢棄物。除此之外，幾乎週期表中的每種元素或多或少皆能溶解於玻璃中，表 5-11 顯示元素在以矽質為主要成分之玻璃狀物質中的相對溶解度。只要選擇

適當的玻璃化系統(例如分別以矽、鋁、磷或鉛為主要成分)，將可增加廢棄物處理之負荷量，並可因此減少最終產物的體積。

一般而言，對於液態有機廢棄物，以傳統焚化程序處理的效能比使用玻璃化處理較佳。表列之金屬中，唯有汞無法以任何玻璃化技術處理，因其具有較低的蒸發溫度，在處理過程中，將會完全地被蒸發，並須經由廢氣處理設備予以收集與移除；而含其他表列之金屬的廢棄物則均可以玻璃化技術處理。

表 5-11 元素在矽酸玻璃中之大約溶解度^[60]

少於 0.1 %(重量比)	銀、氫、金、溴、氫、氫、汞、碘、氫、氫、氫、鉍、鉍、鉍、鉍、鉍、鉍
介於 1~3 %之間(重量比)	砷、碳、氯、鉻、硫、鎢、硒、錫、鎢、鎢
介於 3~5 %之間(重量比)	溴、鈷、銅、錳、鉬、鎳、鈦
介於 5~15 %之間(重量比)	銻、氟、鈦、鋁、鈦、鎢、鈦、硼、鎢
介於 15~25 %之間(重量比)	鋁、硼、鉍、鈣、鉍、鐵、鈣、鉀、鋁、鎂、鈉、鎢、鈦、鋁、鈦、鋁
超過 25 %(重量比)	矽、磷、鉛

5.3.2 限制因素

表 5-12 及表 5-13 分別介紹可能影響穩定化及固化作用常見之因素。

表 5-12 可能影響穩定化作用的因素^[61]

影響因素	可能的影響
揮發性有機物	反應產生之熱促使有機物質揮發，無法有效降低 VOC 之移動性；含有揮發性污染物的土壤或污泥加入穩定劑前，須以熱處理除去水分及揮發性物質。
使用酸性吸附劑處理金屬氫氧化物、氰化物或含硫廢棄物	使金屬溶出、釋出氰化氫及釋出硫化氫。
使用鹼性吸附劑處理含有銨鹽之廢棄物或是酸性廢棄物	可能會釋出氨氣及產生具發火性(pyrophoric)之廢棄物。
使用含矽之吸附劑(例如土壤及飛灰)處理含氫氟酸之廢棄物	可能產生溶解性氟矽酸鹽類物質(fluorisilicate)。
酸性溶液中存在會產生可溶性鈣鹽(例如：氯化鈣、醋酸鈣，或碳酸氫鈣)的陰離子	陽離子交換反應：由固化/穩定化產物中溶出鈣、增加水泥滲透性、增加交換反應速率。
鹵化物之存在	易從水泥或石灰中溶出。

表 5-13 可能影響固化作用的因素^[61]

影響因素	可能的影響
有機化合物	有機物可能會干擾廢棄物和無機固化劑的結合。
半揮發性有機物或多環芳香族碳氫化合物	有機物可能會干擾廢棄物的結合。
油脂	油脂會包覆顆粒，降低廢棄物和接著劑顆粒的結合。
細質微粒	由於細質微粒(通過#200 篩網的不可溶顆粒)會包覆較大顆粒物質，降低廢棄物顆粒和固化劑或其他試劑的結合。
鹵素	阻礙固化物質形成，容易由水泥或卜特蘭水泥固化物質中釋出，或使熱塑性固化物質脫水。
錳、錫、鋅、銅、鉛之可溶性鹽類	對各金屬鹽類之存在，其各所需硬化時程的差異性，將可導致最終結構體之穩定性或降低產物的物理結合力量，增加金屬滲出的風險。
氰化物	氰化物干擾廢棄物的結合。
砷酸鈉、硼酸鹽、磷酸鹽、碘酸鹽、硫化物及碳水化合物	減緩固化或硬化時程，減弱最終固化產物的強度。
硫酸鹽	減緩硬化時程，並導致水泥穩定/固定化之產物膨脹或碎裂。於熱塑性的固化程序中，造成脫水及再水化(rehydrate)，而使結構物破裂。
酚	高酚含量會導致壓縮力明顯減弱。
煤或褐煤	煤和褐煤會影響固化程序及最終產物的強度。
硼酸鈉、硫酸鈣、重鉻酸鉀及碳水化合物	矽酸鈣和鋁酸水合物的形成會阻礙卜特蘭水泥固化反應。
非極性有機物(油脂、芳香族碳氫化合物、多氯聯苯)	影響水泥、卜特蘭水泥，或有機聚合物的硬化，降低結構物長期的耐久性。對於熱塑性固化物質，高溫將使有機物揮發。
極性有機物(醇、酚、有機酸、乙二醇)	高濃度的酚會減弱硬化程度，降低水泥、波特蘭固化物質的短期及長期耐久性。熱塑性固定/穩定化將會造成有機物揮發，而乙醇會減弱卜特蘭水泥固化物之硬化。
固體有機物(塑膠、瀝青、樹脂)	對尿素甲醛聚合物之形成效果不佳，或許也會對其他聚合物之硬化程度有影響。
氧化劑(次氯酸鈉、過錳酸鉀、硝酸，或重鉻酸鉀)	對於熱塑性及有機聚合固化物存在可能會破壞結構體，或導致起火燃燒。

表 5-13 可能影響固化作用的因素(續)^[61]

影響因素	可能的影響
金屬(鉛、鉻、鎘、砷、汞)	如果金屬濃度過高，將延長硬化所需時間
硝酸鹽、氰化物	將延長硬化時間，降低以水泥為基礎之穩定化產物的耐久性
鎂、錫、鋅、銅、鉛之可溶性鹽類	使無機物質之最終固化產物膨脹或破裂，使結構體曝露更多表面積，增加金屬溶出可能性
降低整體 pH 值之環境及廢棄物特性	導致最終結構物退化。
凝結劑(例：氯化鐵)	影響水泥及卜特蘭水泥固化物之硬化
土壤中超過 0.01 % 或水中超過 150 mg/L 之可溶性硫酸鹽	硫將破壞水泥固化產物
土壤中超過 0.5% 或水中超過 2000 mg/L 之可溶性硫酸鹽	硫將嚴重地破壞水泥固化產物
脂肪族及芳香族碳氫化合物	延長水泥所需硬化時間
含氯有機物	如果濃度過高，將延長水泥硬化時間，並降低耐久性。
金屬之鹽類及複合物	延長水泥或黏土/水泥的硬化時間，並降低耐久性。

5.3.3 小結

針對固化/穩定化技術應用於一特定污染土壤之處理，必須經由初步之可行性試驗(treatability test)方可得知此整治方式之預期處理成效及其實際應用之可行性，因此，處理方式及程序之取決依各污染場址之特有地質土壤特性而定。由於固化/穩定化處理屬於中短期之中間整治技術，對於此技術長期(大於 5 年)之整治成效便難以於整治前評估認定，因此，對於整治後長時間之土壤特性及穩定/固定化處理後污染物性質之變化，須進行長期監測以確定是否仍舊符合原先所設定之整治標準。

在考量固化/穩定化技術之選用、設計、處理成效及其處理之最終產物時，所需考慮之因子包含污染物之物化特性、處理程序所需之設施、最終產物之管理、相關法規規定、經濟效益等。與污染場址相關之考量因子

包括場址位置、天候狀況、水文資訊等。針對可行性試驗，必須進行之分析測試包含有機/無機物分析、滲出性試驗、滲透度、單軸抗壓強度試驗、最終產物及滲出液毒性滲出試驗、凍融及乾/溼風化循環試驗(freeze/thaw and wet/dry weathering cycle tests)等。表 5-14 概述固化/穩定化技術應用於各類別污染物污染之土壤及污泥之處理有效程度。圖 5-16 及圖 5-17 則分別為離地及現地穩定/固定化處理方式之流程圖。

表 5-14 固化/穩定化處理一般類別污染物污染土壤及污泥之有效程度^[61]

	污染物群組	有效程度 (土壤及污泥)	註解： ■：適用 ▼：可能適用 □：不適用
有機物 質	鹵化揮發性物質 非鹵化揮發性物質 鹵化半揮發性物質 非鹵化揮發及半揮發性物質 多氯聯苯 農藥 戴奧辛/呋喃 有機氰化物 有機腐蝕物質	□ □ ■ ■ ▼ ▼ ▼ ▼ ▼	
無機 物 質	揮發性金屬 非揮發性金屬 石棉 放射性廢料 無機氰化物 無機腐蝕物質	■ ■ ■ ■ ■ ■	
反應性 物質	氧化劑 還原劑	■ ■	

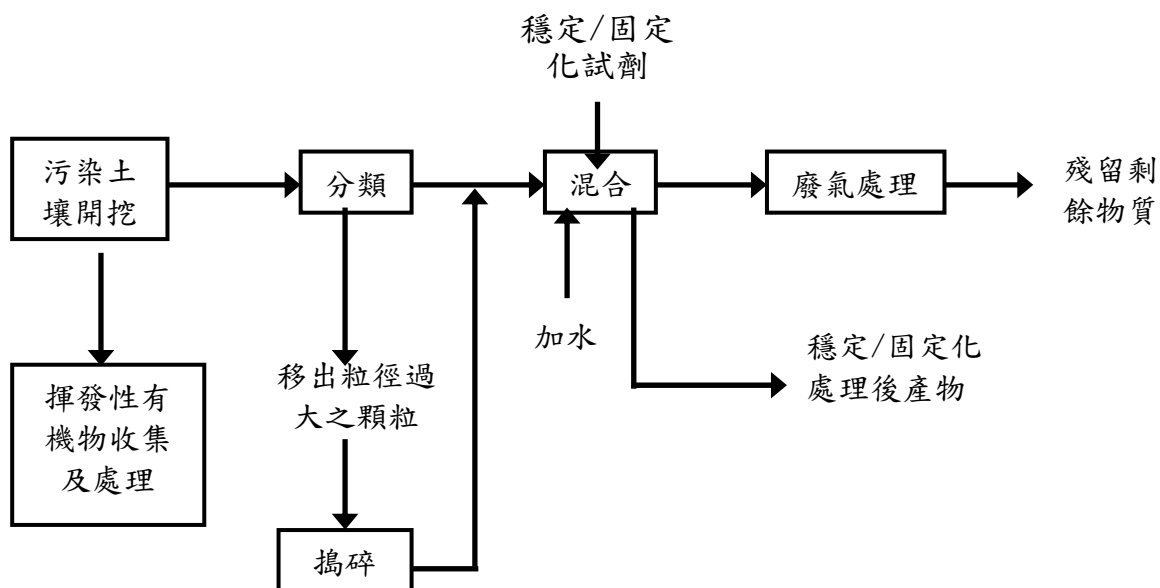


圖 5-16 離地穩定/固定化處理流程示意圖^[61]

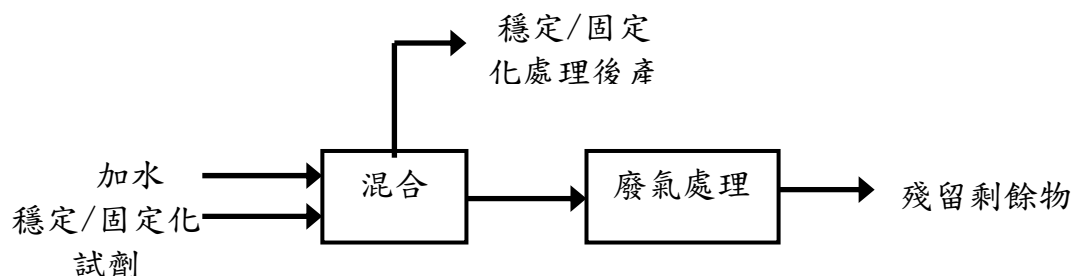


圖 5-17 現地穩定/固定化處理流程示意圖^[61]

5.4 熱處理技術^[63-65]

熱處理是一項已廣泛應用於離地或現地整治污染土壤之技術，其處理程序主要是經由 2 項機制：其中以脫附為主要機制，其次為燃燒，而質量傳輸(mass transfer)及熱量傳送(heat transfer)則為在脫附過程中，脫附速率之限制步驟(rate-limiting step)。早期熱處理程序大多應用於離地處理，亦即將污染場址所挖掘出之受污染土壤，以焚化程序達到熱脫附釋放或直接破壞分解污染物。然而，當受到污染影響之土壤面積過於廣大或當污染擴及於深層土壤時，實際開挖移除受污染之土壤，在經濟或技術層面考量上，將有所限制。此外，開挖受污染之土壤，亦可能提高污染物之暴露及擴散風險。因此，當離地處理污染土壤之方式不可行時，以熱處理為基礎之現地處理技術，則為一可考慮之整治方式。在美國許多整治案例評估中，曾提及相較於開挖移除/焚化處理之離地整治方式，現地熱處理整治法在經濟效益上，一般而言，為一較佳之熱處理整治土壤及地下水污染之選項。

熱處理程序多廣泛應用於整治受有機污染物污染的土壤，污染物經加熱程序被揮發去除或被熱分解而破壞。處理地下水污染問題時，抽取處理法傳統上應用於處理飽和層中的溶解相污染物，即將受污染之地下水抽出並予以適當的處理與處置；此外真空萃取法(vacuum extraction)或稱為土壤通氣法(soil venting)乃一普遍應用於未飽和層土壤，移除揮發性有機污染物之整治方式。然而此兩種方式在初期整治階段，可分別移除達到水中最大溶解度(抽取處理法)及最大氣相濃度(真空萃取法)之污染物；而後續階段的移除效率則會快速下降，其原因為污染物進入液相或氣相之質量傳輸速率減緩所致；整治最後階段將會觀測到以極低濃度殘餘之污染物及其移除速率拖尾(tailing)之現象。然而，在某些污染區域，特別是低滲透度之土層，當監測到污染物濃度降低，有時並不足以判斷污染物之有效移除，而乃是由於地表下之低水力傳導係數所導致之低污染物擴散。因此可知，在整治過程中可能影響污染物移除速率之因子包含：污染物於水相及氣相中之濃度、質量傳輸(溶解或氣化)、於低滲透區域之擴散及脫附速率等。以熱處理之土壤及地下水整治技術則可克服或減少傳統整治方式之限制因素。

5.4.1 熱處理之基本原理

一、污染物之特性分析

污染物於地表下可以下列型態存在：分離之非水相液態污染物、溶解於水中、氣相型態存在於土壤孔隙中、吸附於土壤有機質及土壤礦物

質等型態。污染物存在於各態間之相對濃度與污染物本質特性有極大關係，一般而言，影響污染物於地表下分布之一重要特性為土壤有機質(SOM)，其存在及含量為控制親脂或疏水性有機污染物吸附之重要因素。表 5-15 列舉常應用現地熱處理法整治之揮發及半揮發性有機污染物之物理特性，表中大部分之物質皆為疏水性物質，除丙酮及甲醇外。表列之許多物質皆具有低黏滯力，因此具有流動擴散之潛力。大約有一半物質之密度較水為小，另一半則比水重。污染物與水間之相對密度則決定其垂直移動之潛力，輕質非水相液態污染物(LNAPL)易漂浮於地下水飽和層之上緣，重質非水相液態污染物(DNAPL)則會向下移動通過含水層直至停滯在透水性極低之土層或岩石。

表 5-15 是依據物質之沸點由低至高排列，可看出低沸點之物質具有較低之蒸發潛熱，但具有較高之蒸氣壓，因此具低沸點之物質較易揮發；反之，物質之沸點較高則具有較高之蒸發潛熱及較低之蒸氣壓，因此具高沸點之物質需較高之熱能才得以使其由液相轉換成氣相。稀釋之污染物質溶液，其界面氣液濃度平衡關係通常可利用亨利係數予以推估：

$$\text{式 (1): } P_A = X_A K_H$$

P_A ：污染物 A 之分壓(atm)

X_A ：污染物 A 於水溶液中之莫耳分率(mole fraction)

K_H ：亨利係數(atm/mole fraction)

因此亨利係數為水中溶解度及蒸氣壓之函數，較大之亨利係數即表示污染物較容易由液相轉換成氣相，表 5-15 所列之亨利係數為一無單位之常數(亦即污染物於氣相中之濃度相對於液相中之濃度比值， $C_{\text{air}} / C_{\text{water}}$)。

當水中含有疏水性之有機污染物時，污染物於平衡時之濃度分布可以辛醇與水之分配係數(K_{ow})予以推估：

$$\text{式 (2): } K_{ow} = C_{\text{octanol}} / C_{\text{water}}$$

一般而言，有機污染物之疏水性較強者，其分配係數較大，並且較容易吸附於土壤中之有機質。

表 5-15 污染場址常見之有機污染物其物化特性^[64]

有機污染物	沸點 °C	密度 gm/cm ³	黏滯力 cP@25°C	水溶解度 mg/l	蒸氣壓 mmHg T ₁ , °C	蒸氣壓 mmHg T ₂ , °C	亨利常數 dimensionless 25°C	辛醇與水 分配係數	水中擴散 係數 cm ² /day	空氣擴散 係數 cm ² /day	蒸發熱 kJ/mol@ 25°C
二氯甲烷 Methylene Chloride (Dichloromethane)	40	1.3182 25°C	0.413	20,000 20°C	260.9 10°C	>760 50°C	0.105±0.008	17.78			28.82
反-1, 2-二氯乙烯 1, 2-Dichloro-ethylene(trans)	49	1.2444	0.317	600 20°C	198.7 10°C	>760 50°C					
丙酮 Acetone	56.3	0.7899	0.306	∞	121.7 10°C	622.4 50°C	0.000842	1.74	1.106 ^{b, p, h} 25°C	9417.6 0°C	30.99
1, 1-二氯乙烷 1, 1-Dichloroethane	57.4	1.17	0.464	5,500 20°C	125.8 10°C	608.6 50°C	0.234±0.008	30 或 61.7			30.62
順-1, 2-二氯乙烯 1, 2-Dichloro-ethylene(cis)	60	1.2649 25°C	0.445	800 20°C	104.8 10°C	580.0 50°C					
146 三氯甲烷 (氯仿) Trichloromethane	61.2	1.49	0.537	8,000 20°C	98.6 10°C	541.3 50°C	0.153±0.012	90 或 79.4 或 93.3 或 91.2		7,862 0°C	31.28
1-己烯 1-Hexene	63.5	0.675	0.252	50 20°C	90.0 10°C	485.3 50°C	16.87± 0.40	2, 455		6,212 20°C	30.61
甲醇 Methanol	64.6	0.791	0.544	∞	58.5 10°C	400 50°C		0.151-0.219	1.11 15°C 1.6 25°C 1.43 25°C	14,688	37.43
正己烷 n-Hexane	68.7	0.659	0.300	9.5 20°C	80.8 10°C	407.5 50°C	68.6±10.1	10,000 或 12,833		6,143 20°C	31.56
1, 1, 1-三氯乙烷 1, 1, 1-Trichloro-ethane	74.1	1.3303 25°C	0.793	4,400 20°C	67.4 10°C	360.1 50°C	1.13±0.016	309 或 300 或 147.9			32.50
四氯化碳 Carbon Tetrachloride	76.8	1.5833 25°C	0.908	800 25°C	58.3 10°C	332.8 50°C	0.807±0.161	676.1 或 436.5			32.43
丁酮 2-Butanone	79.6	0.7994 25°C	0.405	26,800	52.6 10°C	314.3 50°C	0.0010 或 0.00112	1.820			34.76

表 5-15 污染場址常見之有機污染物其物化特性(續 1)^[64]

有機污染物	沸點 °C	密度 gm/cm ³	黏滯力 cP@25°C	水溶解度 mg/l	蒸氣壓 mmHg T ₁ ，°C	蒸氣壓 mmHg T ₂ ，°C	亨利常數 dimensionless 25°C	辛醇與水 分配係數	水中擴散 係數 cm ² /day	空氣擴散 係數 cm ² /day	蒸發熱 kJ/mol@ 25°C
苯 Benzene	80.1	0.88	0.604	1,770 25°C	47.8 10°C	307.8 50°C	0.22±0.11	134.90	0.881 20°C 0.501 2°C	7,460 7,819.2 20°C 6,653 0°C	33.83
環己烷 Cyclohexane	80.7	0.7731 25°C	0.894	58 25°C	50.5 10°C	272.3 50°C	7.27±0.81	2,754	0.726 20°C 0.397 2°C	7430.4 45°C 6212 20°C	33.01
1，2-二氯乙烷 1，2-Dichloro-ethane	84	1.257	0.779	8,700 20°C	40.0 10°C	278.6 50°C	0.044±0.004	30.2			35.61
三氯乙烯 Trichloro-ethylene	87.3	1.4578 25°C	0.545	1,100 25°C	37.6 10°C	256.7 50°C	0.397 或 0.38 或 0.372	195 或 200 或 339	0.830	7,030	34.54
甲苯 Toluene	110.6	0.8647 25°C	0.56	515-540 25°C	14.3 10°C	579.1 100°C	0.27±0.014	537 或 490 或 447	0.734 20°C 0.389 2°C	6,566 0°C 7,119.4 20°C 7,430 26°C 7,603 30°C 7,949 59°C	38.01
4-甲基-2-戊酮 4-Methyl 2-Pentanone	116.6	0.802	0.545	19,000	4.3 10°C	381.0 100°C	0.0063				40.61
四氯乙烯 Tetrachloro-ethylene	121.3	1.613 25°C	0.844	150 25°C	9.0 10°C	400 100°C	0.928±0.161	400 或 407			39.68
正辛烷 n-Octane	126	0.6986 25°C	0.508	0.7 20°C	6.5 10°C	368.7 100°C	121±20	104,700 或 151.356		4,910 或 5,166.7 20°C 4,363 0°C	41.49
氯苯 Chlorobenzene	131.7	1.1007 25°C	0.753	490 25°C	6.9 10°C	323.7 100°C	0.14±0.02	691.8 或 955		6,394 26°C 6,480 30°C 7,776 59°C	40.97

表 5-15 污染場址常見之有機污染物其物化特性(續 2)^[64]

有機污染物	沸點 °C	密度 gm/cm ³	黏滯力 cP@25°C	水溶解度 mg/l	蒸氣壓 mmHg T ₁ , °C	蒸氣壓 mmHg T ₂ , °C	亨利常數 dimensionless 25°C	辛醇與水 分配係數	水中擴散 係數 cm ² /day	空氣擴散 係數 cm ² /day	蒸發熱 kJ/mol@ 25°C
乙基苯 Ethylbenzene	136.2	0.8654 25°C	0.631	160 25°C	6.0 10°C	295.7 100°C	0.323±0.028	1,412.5 或 1,349	0.700 20°C 0.380 2°C	6,333 20°C	42.24
二甲苯 Xylenes	138.4- 144.4	0.8577- 0.8764 25°C	0.608- 0.802	160-180 25°C	4.5-5.6 10°C	238.9- 280.8 100°C	0.2 或 0.202- 0.286 或 0.214	1,412-1,585 588.8-1,584.9 1,349-1,585		5,980 5,771.5 20°C	42.40- 43.43
正癸烷 n-Decane	174.2	0.73	0.838	0.052	3.0 25°C	77.7 100°C	282.5±121				51.38
二氯苯(三種異構 物)Dichlorobenzene (3 isomers)	173- 180	1.2988 25°C (ortho isomer)	1.044- 1.324	80-150 25°C	2.2 25°C	67.1 100°C	0.048-0.073	2,399-3,981 2,399-2,455			36.18- 49.00
十二烷 Dodecane	216.5	0.75	1.383	0.0034		19.5 100°C	302.7±100.9	1,537			61.51
萘 Naphthalene	218	0.97		32 25°C		22.7 100°C	0.02 0.05 0.017±0.002	2,239 或 2,344.2 或 1,738		4,432 0°C	
1-甲基萘 1-Methyl naphthalene	244.8	1.020		28.5		0.043 kg/m3	0.0182± 0.0016	7,413			
正十六烷 Hexadecane	286.9	0.773	3.032	0.0063	<1	<1					81.38
菲 Phenanthrene	340	0.98		1.18			0.0016 0.0016± 0.00032	28,840 37,154			72.50
汽油 Gasoline		0.73 0.7182 20°C	0.45 0.4-0.6 20°C	100-300 30-120						6,272.6 20°C	

污染物之吸附現象可經由液態直接吸附於固體或經揮發後由氣相吸附於固體土壤，因此，一旦有機污染物吸附於土壤或土壤有機質時，吸附作用將會降低物質之蒸氣分壓。研究證實：吸附於土壤之有機污染物，例如三氯乙烯，所釋放出之蒸氣分壓比純三氯乙烯之蒸氣壓大約小 10 倍。此外，當土壤存在時，液態之有機污染物揮發速率大約較純質之揮發速率小 100 倍。

土壤孔隙中污染物之擴散係數(diffusion coefficient)為土壤之孔隙率及孔隙中水或空氣含量之函數。對於物質在土壤孔隙間之擴散，研究指出當含水量增加時，有效之擴散也會隨之增加，大約為其在水中擴散之 4 %~30 %。污染物於水溶液中之擴散係數($D_{o(aq)}$)可由 Hayduk 及 Laudie 學者(1974)^[50]所提出之公式求得：

$$\text{式(3): } D_{o(aq)} = 13.26 \times 10^{-5} / (\eta_w^{1.4} \times V_B^{0.589})$$

D_o 為擴散係數(cm^2/sec)

η_w 為水黏滯度(cP)

V_B 為 LeBas 污染物之莫耳體積(cm^3/mole)。

污染物於土壤水相中之擴散係數($D_{(aq)}^*$)則為：

$$\text{式(4): } D_{(aq)}^* = w D_{o(aq)}$$

$$\text{式(5): } w = \alpha (\theta_w - b)$$

α ：孔隙撓曲度(tortuosity)(一般約為 0.6-0.7)

θ_w ：水充滿孔隙之比率(飽和層 $\theta = 1$)

b ：阻塞孔洞比率(一般約為 0~0.25)。

污染物於氣相中之擴散係數(D_{AB})則可由 Fuller 等學者(1966)^[51] 所提出之方法所求得：

$$\text{式(6): } D_{AB} = \frac{10^{-3} T^{1.75} (1/M_A + 1/M_B)^{1/2}}{P[(\sum_A V_i)^{1/3} + (\sum_B V_i)^{1/3}]^2}$$

D_{AB} (A：污染物，B：空氣) (cm^2/sec)

T ：溫度(K)

M_A 、 M_B ：莫耳重(g/mole)

P ：壓力(atm)

V_i ：special diffusion parameters (cm^3/mole)

污染物於土壤氣相中之擴散係數 ($D_{(g)}^*$) 則為：

$$\text{式(7): } D_{(g)}^* = \alpha \theta_A D_{AB}$$

其中， θ_A 為空氣充滿孔隙之比率。

二、熱處理之污染物移除作用機制

一般而言，有機污染物於加熱過程中，其密度會下降，而蒸氣壓會增加，污染物吸附於土壤顆粒或土壤有機質之量會降低，分子於液相或氣相中之擴散會加速，且污染物液體之黏滯度也會隨著溫度之上升而下降，但氣相之黏滯度則會上升。

通常溫度每上升 1 °C 會使液態有機污染物約膨脹 0.1 % 的體積，因此上升 100 °C 將可使得體積增加約 10 %。因為氣體之體積變化是相對於溫度單位(K)，因此溫度上升 100 °C 將使得氣相體積增加約 30 %。但是如此之體積變化相較於由液相轉化成氣相之體積變化是相當些微的。舉例來說，當水加溫至 100 °C 時，其氣相之體積相較於液相之體積約增加 1,600 倍。

液態有機污染物隨溫度上升所造成之體積膨脹會減少分子間之交互作用，而造成彼此間之黏滯度下降。通常每上升 1 °C 會使黏滯度約下降 1 %。一般氣相之黏滯度約比液相低 10 至 100 倍，由於溫度升高將造成氣相分子間之移動速度加快並增進分子間之交互作用，因此隨著溫度升高，氣相分子間之黏滯力也將隨之升高。溫度上升 100 °C 將可使得氣相黏滯力增加約 30 %。

溫度變化對污染物之水中溶解度之影響是依污染物本身之特性而定。溫度之上升通常會減低水與水、水與溶劑、及溶劑與溶劑間之相互作用，所以溫度變化對水中溶解度之淨影響則是根據介質之間相互影響程度不同而有不同之水中溶解度變化。研究顯示，表 5-15 所列之物質在水中溶解度通常隨著溫度(0 至 90 °C)上升而下降，然而在溫度 0-90 °C 之範圍內，溶解度之變化通常不超過 2 倍。

蒸氣壓之變化通常隨著溫度之上升而升高，表 5-15 所列之物質，其沸點低於 100 °C 者，當溫度從 10 °C 增加到 50 °C 時，蒸氣壓通常增加 5 至 7 倍。然而對於具有沸點大於 100 °C 的物質，當溫度從 10 °C 增加到 100 °C 時，蒸氣壓通常增加 40 至 50 倍。此外，研究指出當溫度增加時，吸附於土壤中之有機污染物因脫附所提高之蒸氣壓，通常會呈指數成

長。

溫度上升雖然只會造成水中污染物溶解度些微的變化，但卻能促使蒸氣壓快速上升，此合併現象將造成亨利常數隨著溫度上升而增加。有研究探討三氯乙烯之 H_c 值隨溫度之變化，發現當溫度從 20 °C 上升至 90 °C，將使亨利常數增加約 10 倍。然而，對於一些水中溶解度較大之物質，例如二氯甲烷或 2-丁酮，以及與水互溶之物質，例如丙酮或甲醇，其亨利常數並不會隨著溫度之上升而有太大之變化。

吸附作用一般而言為放熱反應，因此，當溫度增加時，土壤吸附污染物之能力將會下降。然而溫度變化對於吸附機制之影響實際上是依據許多因素而定，例如污染物本身特性、土壤型態、土壤含水量等。當溫度從 20 °C 上升至 90 °C，水中溶解之污染物吸附於土壤之容量約降低 2.2 倍，氣相之污染物吸附於乾土壤通常具有較高之吸附熱，因此溫度變化對於氣相污染物吸附之影響較大，以三氯乙烯為例，當溫度從 20 °C 上升至 90 °C，氣相之三氯乙烯吸附於乾土壤之能力約降低 10 倍。對於分子量較大之污染物，例如多氯聯苯，在常溫下大部分將吸附停留於土壤中，為使其脫附，必須使用較高之溫度，例如：300~400 °C。

總括而言，溫度之提升可增進受有機污染物污染土壤之整治效能。加溫過程所造成之液體膨脹及伴隨之黏滯度降低將可使得加熱之液體於地表下較易流動；對於氣體而言，雖然體積膨脹會造成黏滯度增加而降低其移動性，但相較之下，氣體之黏滯度遠比液體之黏滯度小約 100 倍，因此藉由加熱過程使液相轉換成氣相後，將可增加污染物之移動。並且隨著溫度之增加所伴隨之污染物液相或氣相擴散之加速，更可幫助污染物自低滲透度之區域移向高滲透度之區域，如此可提高污染物之移除率。

一項研究針對溫度變化對三氯乙烯污染物於土壤介質中，其在各相間之分布進行探討，結果列於表 5-16。由表 5-16 可得知，當溫度由 20 °C 升高至 90 °C 時，三氯乙烯於高及低有機質土壤中，氣相間之分量均較為升高，其變化隨著吸附於土壤中之污染物量減少而增加，此時於 90 °C 只剩小部分之三氯乙烯殘留於水中，因此可知，隨著溫度之增加，氣相中之三氯乙烯回收量將可大大地增加。由於溫度升高對於污染物水中之溶解度並不會造成太大影響，因此加熱過程對於傳統之抽取處理法其助益並不大。當使用熱處理為基礎輔助之各項整治方式，對於表 5-15 所列之揮發及半揮發污染物，加熱所造成之蒸氣壓上升及揮發速率加速是熱

處理輔助回收污染物之重要機制。一些揮發性較高之物質，例如三氯乙烯、苯、甲苯，有研究指出只採用真空萃取方式即可從砂質土壤中有效移除此類污染物，另有研究也指出加熱對於較不具揮發性之物質，其影響並不顯著，然而，對於那些存在於黏土層土壤中沸點較高之污染物，加熱處理輔助之整治方式可顯著地提高污染物揮發，並加強真空萃取污染物之效能。

表 5-16 污染物於高及低有機質土壤中之分布^[64]

	高有機質土壤 ($f_{oc} = 2\%$)			低有機質土壤 ($f_{oc} = 0.1\%$)		
	空氣	水	土壤	空氣	水	土壤
三氯乙烯(20 °C)	1.6%	4.6%	93.8%	14%	35%	52%
三氯乙烯(90 °C)	30%	7%	63%	73%	16%	11%

註： f_{oc} = fraction of organic carbon

5.4.2 熱處理為基礎之現地整治技術

目前普遍應用加熱土壤及地下水之技術有 3 種：熱蒸氣或熱空氣注入、熱水注入以及電磁能量加熱(electromagnetic energy heating)。早期，地表下加熱技術為石油工業研發用於開採原油之技術，近來被應用在土壤及地下水污染整治，此 3 類技術分別陳述如下：

一、熱蒸氣或熱空氣之注入及熱水注入

將熱空氣或蒸氣由受污染之土壤底層注入，使污染區域受熱，促進污染物從土壤中釋出。熱空氣或蒸氣注入地表下之方式如圖 5-18 所示。揮發性和半揮發性有機物能因加熱改變其物理特性而經由土壤氣體抽除法帶離污染區域。在土壤管柱實驗中發現，注入熱空氣可加速污染物的移除，但在實場的應用上，可能會受限於空氣極低之熱容量(約 1 kJ/kg°C)。蒸氣其超過 2,000 kJ/kg 的蒸發熱已證實並成功地被應用於加熱土壤、地下含水層，以促進污染物的移除。然而，使用蒸氣注入法，將會殘留水分於土壤孔隙，如此可能使某些易溶於水之污染物殘留於水中，在此類受水溶性污染物污染狀況下，熱空氣注入法可能較為適用。

不論是注入蒸氣、熱空氣或熱水，都必須仰賴注入之流體與污染源的接觸，以進行熱轉換作用。蒸氣注入後，蒸氣團移動之前緣將取代土壤中移動相之污染物，並促使殘餘之污染物揮發，因此，可一併移除液

相和蒸氣相的揮發性污染物。至於熱空氣注入法一般只用於移除蒸氣相污染物，熱水注入則只對移除液相污染物較有效。因此，蒸氣注入法可應用於不溶於水之揮發性或半揮發性有機污染物；熱空氣則用於可溶於水之揮發性或半揮發性有機物；而熱水注入適用於低揮發性和低水溶性之油脂污染物，其主要作用機制在於降低污染物之黏滯度，而土壤中相對滲透度之改變以及土壤中殘留污染物飽和度之減低對於回收低揮發性油品亦有所幫助。當污染物主要以非水相形式存在時，注入熱水為最有效的方法，其主要機制是經由物理置換的方式，當熱水由地下水位以下注入，由於熱水密度較低，將使熱水能夠上升至地下水水面，藉此移除浮於水面上的輕油。對於在常溫下密度大於水的油脂，可藉由注入熱水來加熱地表下，使油脂密度降低，浮出地下水水面。但相較於熱水注入法，蒸氣注入有一項明顯的優勢，即當污染物沸點低而又不溶於水時，可注入蒸氣提高溫度，加速污染物揮發。經由實場試驗證實，蒸氣注入法於地下水位以上或以下位置均可進行。

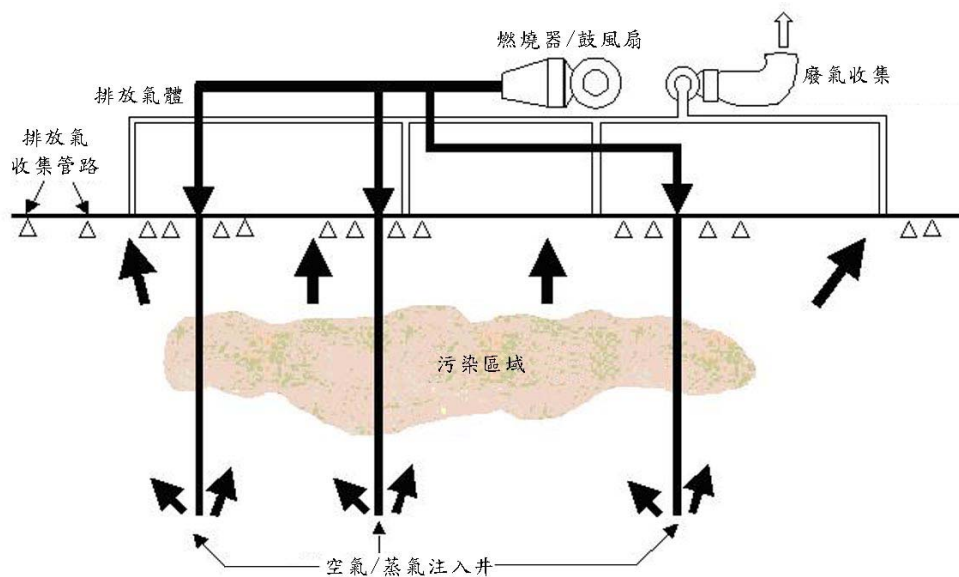


圖 5-18 現地熱空氣/蒸氣注入法示意圖^[65]

二、熱脫附法

此法的主要原理為加熱受污染的廢棄物，使其水分及污染物質揮發，並使用攜帶氣體或真空系統來傳輸蒸散之水分，以及揮發的有機物到後段的處理系統；熱脫附法是一種利用物理的原理將污染物質分離的過程，它並不會破壞其污染之有機物質，在運用此法的過程當中，熱脫附床的溫度及停留時間必須加以考慮，否則會將土壤或廢棄物中之有機質氣化增加處理的困難度^[66]。由熱脫附床的熱脫附器操作溫度，將其分

為高溫熱脫附法及低溫熱脫附法兩大類，分述如下：

(一) 高溫熱脫附法(high temperature thermal desorption, HTTD)

HTTD 技術中，是將脫附床的溫度提高到 320 °C 到 560 °C 之間(約 600 °F 到 1,000 °F)，此技術已被證實能將欲去除之關切污染物濃度降至低於 5 mg/kg 的水準之下。

(二) 低溫熱脫附法(low temperature thermal desorption, LTTD)

LTTD 技術中，是將脫附床的溫度提高到 90 °C 到 320 °C 之間(約 200°F 到 600 °F)，此技術已被證實可以成功地處理受石油或碳氫化合物污染的各種類型的土壤，去除的關切污染物破壞效率已到達大於 95 % 的去除效率，且淨化後的土壤保持了原來的物理特性，除非被加熱至 LTTD 溫度範圍中較高的溫度，否則土壤的有機化合物並不會被破壞，保持了土壤當中的生物活性。

低溫熱脫附法主要處理之污染物族群為非鹵化的 VOCs 及燃料，而 HTTD 主要處理之污染物為 SVOCs、PAHs、PCBs 及殺蟲劑，同樣也可處理受 VOCs 及燃料污染的土壤，只是較不符合經濟效益，另外，具揮發性的金屬污染物也可以利用高溫熱脫附法加以去除，但必須考慮，若有氯的存在則會影響某些金屬的揮發性，如鉛等；高溫熱脫附法亦可應用在石油精煉廠之廢棄物、煤焦油之廢棄物、木材處理之廢棄物、受木餾油污染的土壤、受碳氫化合物污染的土壤、混合性污染物(放射性及有害性)、橡膠合成廢棄物、殺蟲劑及油漆廢棄物^[66]。

5.4.3 限制因素

以下因素可能會限制熱處理程序的應用性及效能：

- 一、土壤中的瓦礫或其他大型物體導致操作上的困難。
- 二、對於萃取某特定污染物，處理程序中所設定的最高溫度將影響處理效果。
- 三、緊密度高或高含水量的土壤對於空氣的滲透性較低，可能阻礙熱輔助蒸氣萃取的進行，通常須供給較多能量，以提升溫度和萃取真空壓力。
- 四、滲透性不均勻的土壤異質性或異向性，可能導致在受污染區域氣體流動不均勻的現象。
- 五、有機物含量高的土壤對於揮發性有機物有極大的吸附容量，將會導致移除速率下降。
- 六、氣體的排放必須列入考量，避免對環境可能造成的傷害。而增設氣體處

- 理的二次污染防治設備將使成本提高。
- 七、殘留的污染液體和使用過的活性炭須進一步處理。
 - 八、加熱蒸氣萃取法對於飽和層之污染較不適用，然而對於比水輕非水相液體污染物(LNAPL)，可藉由降低含水層使蒸氣所接觸的介質表面積增加。
 - 九、使用熱空氣注入將受限於空氣本身極低的熱容量。

5.4.4 小結

蒸氣和熱水注入法主要是運用物理替換的原理，因此也可應用於移除溶於水中的非揮發性污染物，例如鹽類，然而在此情況下，熱能對移除此類污染物的貢獻並不大。熱處理技術無法運用於金屬污染土壤，但汞除外。在常溫下汞即具有極高的蒸氣壓，當溫度上升時，其蒸氣壓會隨之增加。研究指出，當汞吸附於土壤時，其蒸氣分壓將大幅地降低，因此於乾土壤中，當加熱至 100 °C 時，仍然無法達到汞金屬的移除；若將溫度提高至 200 °C 以上，即可偵測到大量的汞由土壤中移除。

每一種以熱處理為基礎的整治技術皆只適用於某個特定的污染場址，因此熱處理技術之選擇，有一項重要之準則：即必須依據地表下地質的特性而選用適當加熱方式，並考量所需移除污染物之性質。蒸氣、熱空氣注入法或電熱法通常適合用於處理表 5-15 所列舉之有機污染物，而熱水注入法則適用於非揮發性油脂污染物，例如：煤焦油、木焦油、原油等。無論是土壤滲透性、土壤異質程度、污染物吸附，或污染物溶解度，皆為選擇處理技術時必須考量的項目。舉例而言，當土壤滲透性低，或是土壤高度異質時，電熱法通常較為適用；對於處理較高溶解度之污染物，由於脫水為一必要之程序，因此注入熱空氣或是以無線電波加熱較為恰當；若污染物吸附量極大，而脫附速率又相對較低時，即必須以更高的溫度和/或更長的時間來進行整治工作。

圖 5-19 為一評估熱處理技術方式選用之流程圖，以引導在某特定情況下該採用何種處理技術，有時可用的技術不只一個，原則上此流程，是建立在針對溫度和壓力而言，選擇最不激進之方式而足以達到土壤地下水污染整治之目的。例如：熱水及蒸氣注入皆能移除非揮發性、高黏滯度的油脂，而操作溫度越高意味著安全風險越大，前者能以較低的溫度移除等量的污染物，再加上熱水之製造和輸送設備相對於蒸氣而言顯得較簡單而經濟，所以較適當之方式為注入熱水而非蒸氣。

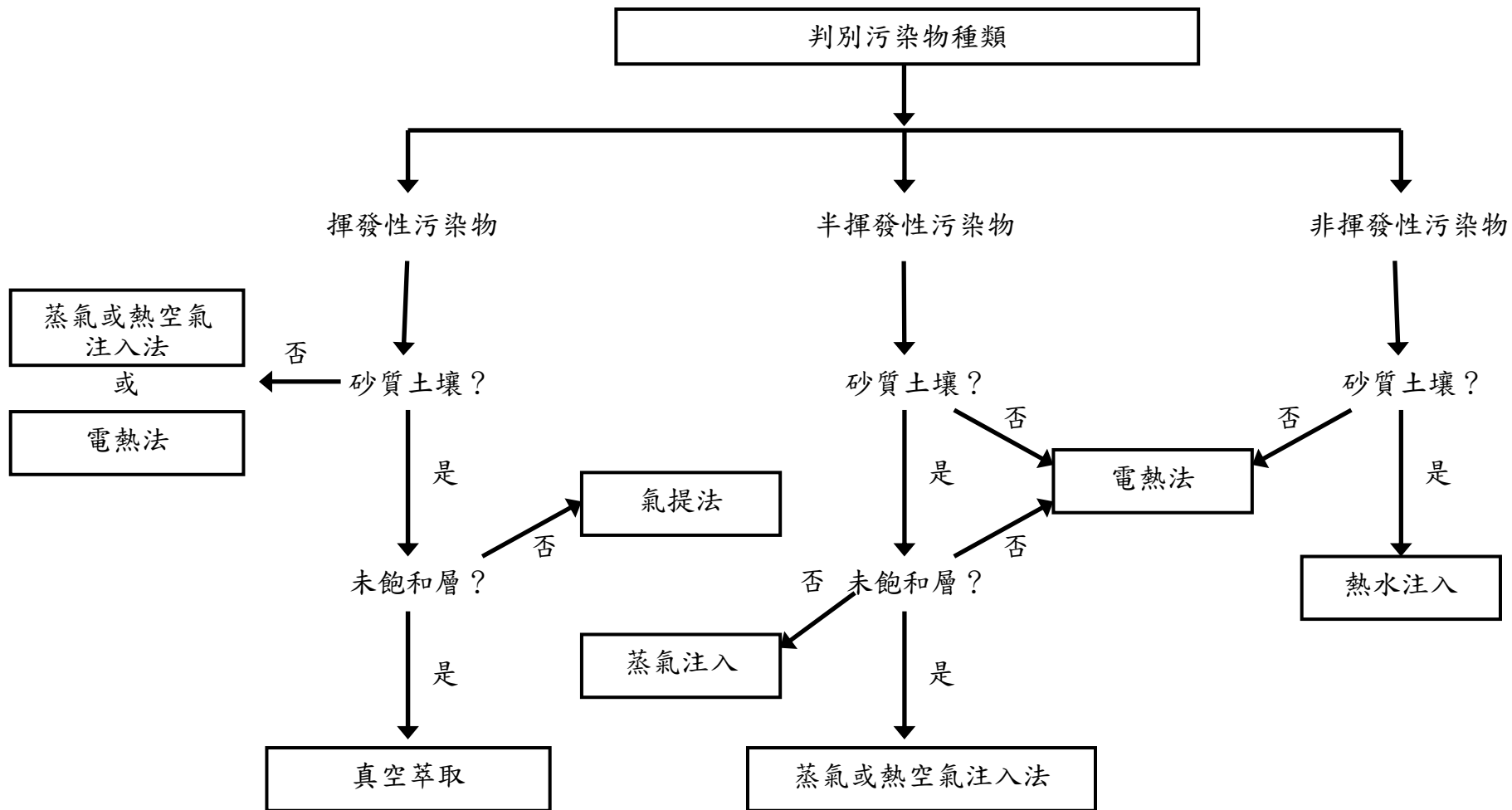


圖 5-19 評估熱處理技術方式選用流程圖^[61]

5.5 國內整治案例介紹

本節主要介紹國內有關土壤與地下水污染的整治案例(或污染改善案例)，在美國環保署網站中(www.epa.gov 或 www.clu-in.org)可查到相當多的國外整治案例，因此，本節以介紹國內的整治經驗為主。由於部分的整治案例仍在進行中或是整治成效有待確認，因此，場址名稱均未敘明。本節於每一案例介紹之後另以「場址的整治經驗」一節說明相關的經驗以供參考。

5.5.1 化學氧化整治案例探討^[67]

本場址位於高雄縣大寮鄉義仁村，主要污染物為三氯乙烯(TCE)，地下水水井中最高濃度為 4,340 $\mu\text{g/L}$ 。場址北側及南側地質為黑色中粗砂及礫石，透水性良好，水力傳導係數約 $1.5 \times 10^{-2} \text{ cm/sec}$ 。西側為緻密粉砂夾礫石，透水性不良。地下水位於地面下 6~7 公尺，地下水流向，西南往東或東北，視流速約為 30 公尺/年。圖 5-20 為污染物分布圖，由圖中可以看出，以 OG(疑似污染源井)濃度最高，往北及東的方向擴散，污染團區在地下 10 公尺處，污染範圍較 20 公尺大許多。

該計畫選用過錳酸鉀(KMnO_4)作為氧化劑，注入井場依區域分成 Group I、II、III 等 3 區，且依深度區分為淺層(開篩深度 8~11 公尺)及深層(開篩深度 16~20 公尺)(如圖 5-21 所示)。第一階段工作(93 年 3 月~93 年 6 月)完成，主要目的為處理已知污染團，使用 1,000 mg/L 氧化劑，分別於 I、II、III 區注入 70、1,220、1,020 m^3 溶液。第二階段(93 年 10 月~93 年 11 月)為因應 OG 井 TCE 濃度回升，使用 5,000 mg/L 氧化劑，分別於 I、II、III 區注入 35、30、35 m^3 溶液。第三階段(94 年 3 月)，則持續注入氧化劑以降低 TCE 污染物濃度，使用 500 mg/L 氧化劑，分別於 I、II、III 區注入 347、173、120 m^3 溶液。

氧化劑注入處理後，3 個主要污染井濃度變化如圖 5-22 所示，TCE 濃度明顯下降，且地下水 TCE 污染範圍縮小，整治過程中檢測結果顯示，60 項 VOCs 中主要污染物 TCE，並有微量氯仿、三氯乙烷微量，其餘低於偵測極限。無機物結果顯示，碳酸氫根、氯鹽、導電度、氧化還原電位升高，加藥期間出現少量六價鉻，隨時間濃度降低，錳濃度也升高。

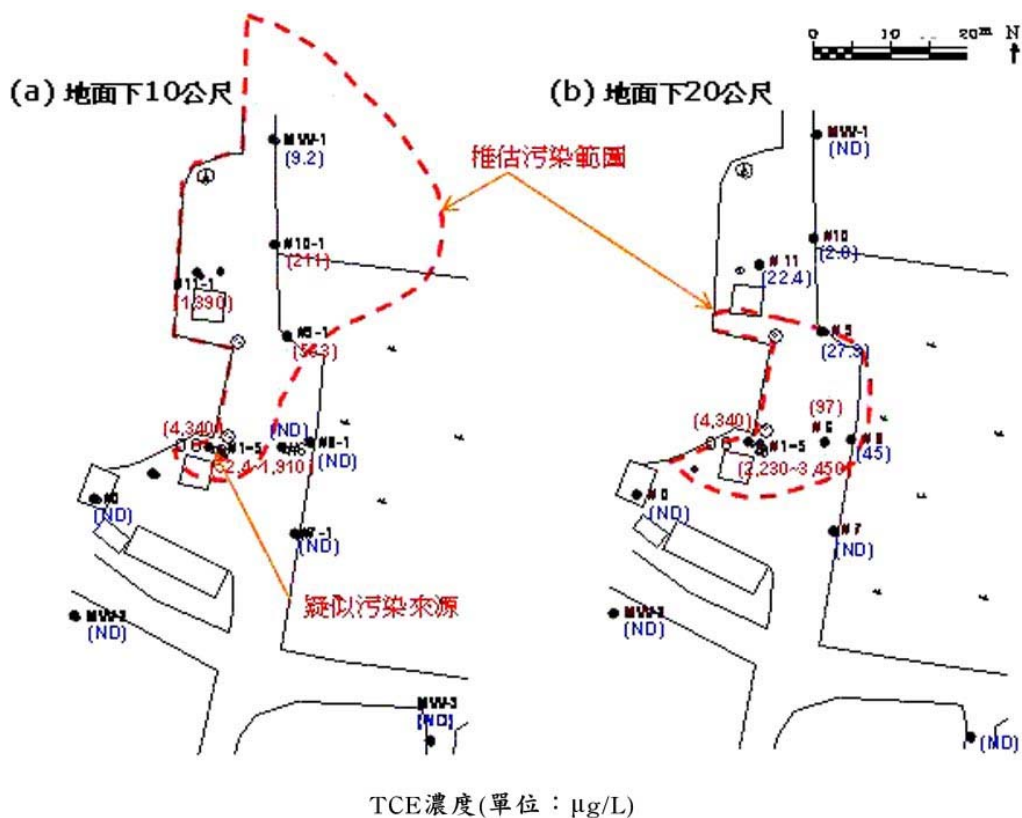


圖 5-20 TCE 污染場址污染濃度分布圖

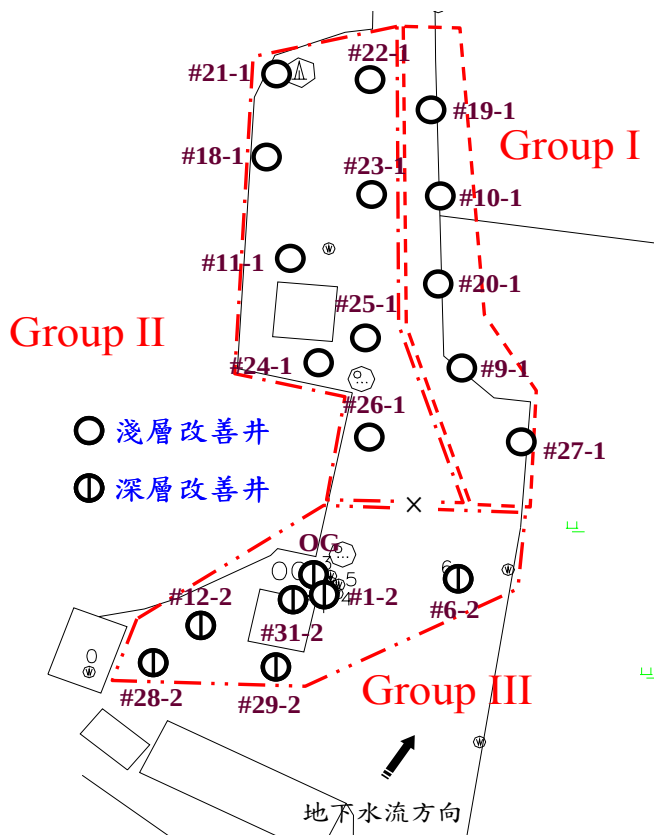
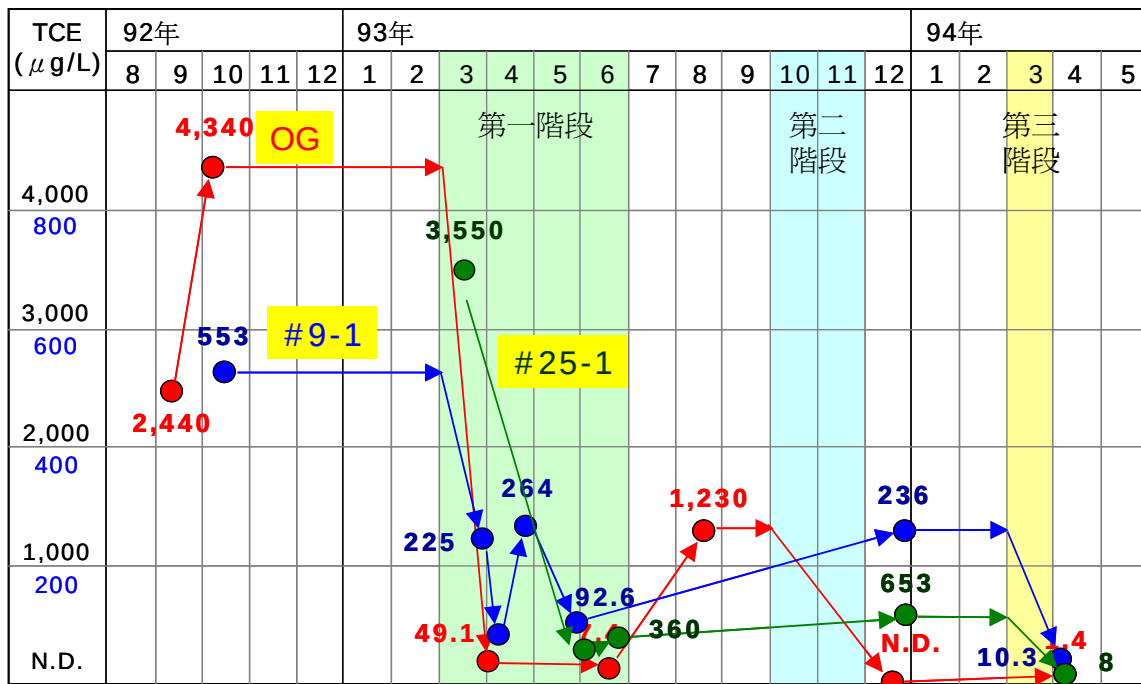


圖 5-21 氧化劑注入井位分布



N.D.

註：標示路徑僅表示可能之趨勢，並非真實濃度變化

圖 5-22 主要 TCE 污染井經過錳酸鉀處理後濃度變化情形

5.5.2 熱處理法整治案例探討^[68-70]

一、整治概述

國內某廢棄工廠擬進行舊廠區的土地開發利用，於開挖原廠區部分土壤時，因有異味逸出，而遭民眾陳情。經主管機關採集土壤與地下水樣品檢測分析後，確認該廠區部分土壤遭受農藥污染，因而必須進行土壤污染的污染改善工作。該場址於整治前，曾再針對土壤之重金屬與半揮發性有機物進行檢測，以評估場址污染情形，檢測結果分別如表 5-17 與表 5-18 所示。由於在核定該場址的污染調查及整治方案時(89 年 3 月)，土污法才剛公布(89 年 2 月)，但相關標準與子法(例如：土壤污染監測基準、土壤污染管制標準等)仍未訂定，因此，縣環保局所成立的「整治推動專案小組」及「整治工作小組」(依據 86 年 11 月環保署所定的地方環保機關處理特定土壤污染問題之行政指引，及 89 年 5 月環保署所定的土壤及地下水污染整治法公布施行後過渡時期執行要點成立)乃依場址污染調查的結果，並參考國內外相關規範，核備通過了該污染場址土地所有權人所提出的「○○廠土壤污染調查及整治方案規劃」，接著又由「整治工作小組」核定該污染場址土地所有權人所提出的「○○廠土壤污染整治計畫書及土壤整治基準值」，並要求該污染場址土地所有權人即日起進場進行土壤污染改善。

表 5-17 土壤重金屬含量評估結果彙整

重金屬	濃度 (mg/kg)	土壤污染監測基準 (mg/kg)
As	ND (<0.03)~0.18	30
Cd	ND (<0.37)	10
Cr	ND (< 0.1)~1.6	175
Cu	1.5~18	220
Pb	0.4~11	1,000
Hg	ND (<0.0004)~0.007	10
Ni	ND (<0.2)~11	130
Zn	1.3~13	1,000
Fe	220~687	---
Mn	39~176	---

表 5-18 土壤半揮發性有機物污染評估結果彙整

污染物 [#]	分析結果	核定之整治基準	土壤污染管制標準
PHENOLS			
2-Chlorophenol ^{##}	0.25~1.18	5*	---
2,4-Dichlorophenol ^{##}	0.34~1.02	5*	---
CHLORINATED HYDROCARBONS			
1,3-Dichlorobenzene ^{##}	0.65~2.31	10**	100
1,4-Dichlorobenzene ^{##}	0.36~6.18	10*	---
1,2-Dichlorobenzene ^{##}	0.2~4.36	10**	100
1,2,4-Trichlorobenzene ^{##}	0.35~6.02	10*	---
Pentachlorobenzene	-----	10*	---
Hexachlorobenzene ^{##}	0.28~0.77	10**	500
PESTICIDES			
Total HCH	0.73~74	4 (total HCH)*	---
Endosulfan	8.33	4**	60
p,p'-DDE	0.23~1.8	2	3 (DDT 及其 衍生物) ^{\$}
p,p'-DDD	0.2~31.4	3	
p,p'-DDT	0.21~69.4	2	
Prothiofos	2.54	2*	---
EPN	2.49~243	4*	---

*：土壤污染管制標準中並未訂定限值

**：本案所核定之整治基準比土壤污染管制標準之限值更為嚴格

#：本污染場址所測出之污染物

\$：本案所核定之整治基準比土壤污染管制標準之限值較為寬鬆，故採用較嚴格之土壤污染管制標準

-----：低於偵測極限

##：土壤樣品的檢測值已低於整治基準

經試運轉與全量運轉進行整治約 1 年多後，整治單位共處理約 1 萬餘立方公尺的土方。整治期間分別由整治單位與監督驗證單位採樣分析已完成污染改善且存放於土方暫存區之土方(監督驗證單位所採之土壤分樣送請國外分析)，確認已經達到原核定整治基準值的分區土方(仍存放於土方暫存區)，再行回填於原挖方區，所有待處理之土方均已完成處理又經驗證單位採樣分析檢測符合原核定整治基準值，且也回填於原挖方區之後，監督驗證單位乃依「土壤污染整治工程整治完成場址驗收作業程序」，再次於回填區進行土壤品質細部查核採樣(依網格法於已完成整治、初步驗證完成、並已回填至原挖方區的「回填區」佈點採樣)，並依 89 年 5 月公布之「土壤及地下水污染整治個案監督作業要點」之規定完成分樣。最終之檢測結果(包括分樣的檢測結果)均符合本個案所核定之土壤整治基準與環保署之「土壤污染管制標準」，而確認本土壤污染場址已整治完成。

表 5-19 說明本污染場址之整治基準值與土壤污染管制標準之異同。由於「整治工作小組」於核定本案整治基準時，環保署尚未公布「土壤污染管制標準」，因此，「整治工作小組」乃參考國內外相關規範，要求本案土壤需改善至表 5-19 所列之「核定之整治基準」，且另行要求若在整治工作未完成驗收之前環保署即已公布「土壤污染管制標準」，則本案之驗收基準至少需符合環保署所公布之「土壤污染管制標準」，而如果本案初期所核定之整治基準屆時若比後來才公布的「土壤污染管制標準」之限值更為嚴格，則仍須以本案所核定之整治基準為驗收標準；若相關污染物於本案所核定之整治基準中有所限制，但屆時「土壤污染管制標準」中卻未定其限值，則仍須以本案所核定之整治基準為驗收標準。換言之，本案的污染改善目標比「土壤污染管制標準」之限值更為嚴格(如表 5-19 所列之比較)(依土污法第 17 條之規定：「土壤、地下水污染整治計畫，應列明污染物濃度低於土壤、地下水污染管制標準之土壤、地下水污染整治基準」，當時因土污法才剛公布，本案當時所定之整治工程驗收基準即相當於整治基準，如表 5-19 所示)。

表 5-19 ○○污染場址之整治基準值與土壤污染管制標準之比較

污 染 物 [#]	核定之整治基準	土壤污染管制標準	本案之驗收基準
PHENOLS			
2-Chlorophenol	5*	---	5
2, 4-Dichlorophenol	5*	---	5
CHLORINATED HYDROCARBONS			
1, 3-Dichlorobenzene	10**	100	10
1, 4-Dichlorobenzene	10*	---	10
1, 2-Dichlorobenzene	10**	100	10
1,2,4-Trichlorobenzene	10*	---	10
Pentachlorobenzene	10*	---	10
Hexachlorobenzene	10**	500	10
PESTICIDES			
Alpha-HCH			
Beta and Gamma-HCH	4 (total HCH)*	---	4 (total HCH)
Delta-HCH			
Endosulfan	4**	60	4
P,P'-DDE	2	3 (DDT 及其衍生物)	3 (DDT 及其衍生物) ^{\$}
P,P'-DDD	3		
P,P'-DDT	2		
Prothiofos	2*	---	2
EPN	4*	---	4

*：土壤污染管制標準中並未訂定此項限值

**：本案所核定之整治基準比土壤污染管制標準之限值更為嚴格

#：本污染場址所測出之污染物

\$：本案所核定之整治基準比土壤污染管制標準之限值較為寬鬆，故採用較嚴格之土壤污染管制標準

三、土壤污染整治方法研擬

污染物特性與整治方式的選擇：以本場址的特性而言，在整治技術的選擇上須考量的因素包括：法規規定、民眾接受性、周圍環境的配合、整治時間與整治經費等。由於本場址有土地開發利用的時間壓力，因此，不宜考量整治時間較長的整治方式。本場址因與住宅區緊鄰，整治時需特別注重二次污染的防制(如異味、噪音、揚塵、交通等)。加上污染土方量頗大(粗估大於一萬立方公尺)，運輸成本高，且離場處理易受排斥，因此，也不宜採離場處理方式(例如固化後離場掩埋或挖除掩埋)，而以現址處理為宜。由於本污染場址的污染物以農藥及有機氯化物等為主，例如蟲必死(α, β, δ -HCH, $C_6H_6Cl_6$)、靈丹(γ -HCH)、滴滴涕($C_{14}H_9Cl_5$)、安殺番($C_9H_6Cl_6O_3S$)、EPN(ethyl-*p*-nitrophenyl-thiono-benzene-phosphate, $C_{14}H_9O_4NSP$)等水溶解度均極低(例如 α, β, δ -HCH 分別為：1.63、2.4、3.14 mg/L；DDT、DDD、DDE 分別為：0.005、0.1、0.04 mg/L；安殺番：1.6 mg/L)，生物分解性也極差，揮發性亦低，因此，在整治方式的選擇上首先排除現地生物處理與氣提處理；另外，本場址的污染物因含有有機氯化物且與不同質地的土壤混合(磚塊卵礫石含量高)，若採用焚化處理恐因操作不當(焚化溫度、空污控制、混合攪拌等)，而使得焚化末端排氣中含有其他如有機氯化物等之二次污染物，因而，乃再將焚化法排除。現址的化學氧化法是一可能的處理方式，但由於土壤含有少量有機質且極不均質，而有機氯農藥相對較難以一般的氧化劑氧化處理，且吸附相的農藥恐與氧化劑反應不完全，而影響處理成效，因而，乃再將化學氧化法排除。現址的有機溶劑萃取法為一可能的處理方式，但考慮土方量過高且廢溶劑的處理成本過高(以當時的時空條件而言)，因此，也排除採取有機溶劑萃取法。固化/穩定法也是一可能的處理方式，但因本污染場址的主要污染物為農藥且場址鄰近住宅區，若只是將農藥污染物以穩定劑穩定後即再回填，而未將農藥污染物完全的加以破壞去除，恐不易說服當地民眾，因而，又再將固化/穩定法予以排除。高溫熔融因考量污染土方量過大且經費過高，國內的實務經驗有限，也不適合採用。

四、整治方式

熱脫附/裂解處理：經過前述各種可能的處理方式的篩選與比較之後，本污染場址的土壤可能採取另一種熱處理方式：熱脫附/裂解處理。此種處理方式主要是在密閉反應槽中以不供應氧的方式，於高溫條件下促使有機污染物由土壤中脫附並加以裂解，破壞有機污染物的分子結

構，而達到處理的目的。本處理法的限制是：需採取批次操作、反應初期溫度較低時所脫附的污染物未被完全破壞而逸出、冷凝水仍含有污染物需再加以收集處理、土壤含水量高時須延長反應時間、黏土質含量高時須延長反應時間、對土壤的物化性質破壞過大等。其中廢氣與冷凝水所含的污染物均可以收集後，再以一般的廢氣或廢水處理方式處理後排放。批次操作與反應時間較長的問題則必須以增加反應機組的數量加以克服。採熱脫附/裂解處理法處理時污染物不只是熱脫附而已，本法以高溫促使污染物脫附，並在無氧條件下裂解已脫附的污染物，且藉由延長反應時間以促使未脫附的污染物於土壤吸附相中即被裂解破壞，對於土壤中的揮發性、半揮發性與低揮發性與高吸附性污染物均具有處理成效。土壤熱脫附/裂解處理法的處理成效主要依有機污染物的蒸氣壓與反應的裂解溫度而定。為瞭解本整治個案的適當脫附裂解之適宜操作溫度，故先行以模場進行試驗，模場試驗結果顯示加熱至 400 °C 並持續維持 1 小時的高溫即可達到預期的處理成效。

完成模場試驗後，即進行熱脫附/裂解處理設施的設計與組裝，且為建立此套設備於全量運轉時的操作參數與控制因子，在設備組裝測試完成後乃再進行一系列的實場規模試車與實場處理成效評估。實場測試的溫度範圍為 300~740 °C，達高溫後維持高溫定溫 1~3 小時，實場試車結果顯示以較低的溫度(300~500 °C)較長的定溫時間(3 小時)，不只處理成效較差，且因每一批次的處理時間較長，較不符合經濟效益，因此，最後決定以升溫至 700 °C 的高溫維持 90 分鐘為操作條件。在此操作條件下，每一批次升溫時間需 45~60 分鐘(視土壤含水量而定)，冷卻與裝卸土方作業需 30 分鐘，大約每一批次的完整作業時間約 3 小時(包括完整的裝填土方、升溫、持續高溫、降溫與卸除土方之流程)。由於發電機的噪音會影響住宅區等因素，故每日每一套熱脫附/裂解處理設備最多可操作 5 批次(晚間 9 點後即不宜施工)，每批次有 1.5 立方公尺的土方處理量，因此，每日每一套熱脫附/裂解處理設備最多可處理 7.5 立方公尺的土方量。而經進一步的污染土方調查結果顯示需處理的總土方量估計約 9,000 立方公尺。

整治作業的實際流程為：污染區域調查→待整治區域確認→現場整地(含廠房、土堆、水源與電源供應、圍籬設置等)→整治設施的廠房施工(含廠房建構、通風、照明、發電機組、水電管線等)→處理設備安裝(含電熱爐、進出料設備、冷凝系統、二次污染防治(制)設備、工安設備等)→操作講習訓練(含電熱爐、進出料、發電機、二次污染防治(制)、工安衛、

緊急應變等)→現場處理作業(含電熱爐、進出料、升溫與降溫操作、發電機、二次污染防治(制)、工安衛、環境監測、已處理土方堆置混合、採樣驗證、異常氣候之應變、土方堆之揚塵控制等)→最終處理與回填(含已驗證完成之士方的回填、整地、廠區復原等)→監督單位的驗證(於已回填區與整治作業區再行採樣驗證)→完成整治(驗證結果確認)。

考量實場試車的實際操作結果、現場可供興建廠房(將熱脫附/裂解處理設備設置於廠房中)的土地面積、每一套熱脫附/裂解處理設備進出土方所需空間、待處理土方與已處理待驗的土方儲存空間、與實際需處理的土方量等等實際操作因子之後，最後決定設置 6 套熱脫附/裂解處理設備併聯操作。在正常操作條件下每日大約可處理 45 立方公尺的土方量(大約 60 公噸)。

此熱脫附/裂解處理設備設置於處理廠房中，此廠房並依「事業廢棄物貯存清除處理方法及設施標準」之規定，於 RC 地面上興建廠房與處理設施，並設置防止地面水、雨水及地下水流入滲透之設施，處理廠房並設置廢水與廢氣收集處理設施，防止二次污染的發生。廠房主要區分為二區：土方待處理區與作業/已處理土方暫存區。廠房中的土方待處理區為密閉的狀態，以防止揮發性與半揮發性污染物外逸，該區並設置抽風設備，將可能的的外逸污染物抽至活性炭吸附設備吸附後再行排放。作業區則另行設置區域性的抽風設備，將可能的的外逸氣體抽至活性炭吸附設備吸附後再行排放。熱脫附/裂解處理程序中包括反應前的升溫、反應中的高溫與反應後的降溫，在此程序中均可能有水氣的生成，未完全被裂解破壞的物質或揮發性較高的污染物也極可能與水氣一起排出，而有二次污染的疑慮，因此，熱脫附/裂解處理設備也設置冷凝系統，將廢氣先行冷凝排至氣液分離槽，廢氣經冷凝後，氣體排至活性炭吸附設備吸附後再行排放，而液體則收集處理後(高級氧化處理，以 O_3/H_2O_2 處理再加活性炭吸附)再排放或回收供做冷卻用水。實際操作結果顯示每一批次操作約會產生 120~150 公升的冷凝水(約佔處理土壤 1.5 公噸重的 8~10%，依土壤含水量而定)，每日產生 3.6~4.5 立方公尺的待處理冷凝水。

本處理系統操作期間除檢測已處理土方的處理成效外，亦進行相關環境品質監測，主要監測空氣品質(如 TSP、 PM_{10} 、VOC、SVOC 等)、噪音與震動、地下水、活性炭吸附後的放流水與排氣、廢棄活性炭等，監測結果亦依規定呈報。

五、處理土方與處理成效

本污染場址實際進場處理的總土方量約 10,713 立方公尺，比原估計值 9,068 立方公尺增加約 18.1%。整治作業期間每日約可處理 45 立方公尺的土方(依土壤含水量、設備運轉狀況、二次污染防治(制)設備操作狀況、氣候條件等而不同)，每 2~3 個工作天即將已完成處理的土方混合成一小堆，每堆約 75~135 立方公尺。整治單位並在每一已處理完成的小土堆中採樣，待監督驗證小組確認無誤後即送請原核可之檢測機構檢測，以瞭解處理成效。監督驗證小組亦由整治單位所採集的每 10 組已處理土壤的土樣中，隨機指定 1 組土方做分樣，並將該分樣送國外檢測單位檢測(已事先指定核可的國外檢測單位)。本整治工作共處理 10,713 立方公尺的土方，整治單位共採集送驗 95 組土樣，監督驗證小組共隨機指定 10 組土方做分樣(分樣比例為 10%，高於監督作業要點至少需有 5% 的分樣的規定，總數 10 組的分樣樣品數也高於監督作業要點所要求的每一階段至少有 5 個分樣樣品的規定)。整治單位若發覺整治成效不理想，則該土方會重新再處理 1 次，以符合原先所定的整治基準。

六、整治結果

整治作業期間整治單位共採集 95 個土樣送驗(約每 87~145 立方公尺的已處理土方隨機採 1 土樣)，檢測結果均符合原先所核定的整治基準值，在此期間，監督小組共採集 10 組分樣土壤送驗(國外檢測單位)，分樣檢測結果也均符合原先所核定的整治基準值，且其中有 6 次分樣的檢測結果各項測值均為 ND(各項測值均低於偵測極限)。已處理土方經驗證符合原先所核定的整治基準值後，此已完成整治的土方即依次回填於原挖方區，待填方與整地均完成後，監督小組配合主管機關再於回填區取 27 個土樣，於原作業區取 1 個土樣，共 28 個土樣送國外檢測，此 28 個樣品中，另外採 5 個分樣送環檢所檢測。最後的檢測結果均符合原先所核定的整治基準值，因此，應可認為本場址受污染土壤之整治作業已完成，已達到整治目標。

七、場址的整治經驗

本有機污染物(有機氯與有機磷污染物)污染場址在整治過程中所累積的主要整治經驗是：(1)資訊的公開與溝通(土地所有權人面對問題的負責態度，獲得主管機關與居民的認同)，(2)整治範圍的確認(場址污染的細部調查階段增加土壤採樣點與土壤採樣深度，確認污染範圍；並且確認地下水並未受到污染)，(3)整治方式的篩選(經由模場試驗獲得適當

的操作參數與控制條件，採行有效的處理方式，且可縮短整治時程是關鍵)，(4)整治成效的品管(提升反應溫度與標準作業流程是關鍵)，(5)二次污染的防治(制)(冷凝水與廢氣的收集處理，廢棄物的清除處理)，(6)監督與驗證單位的督導(監督單位於整治工程操作期間全程監督，整治單位與監督單位適當的溝通與配合是關鍵)，(7)環境品質的監控，及(8)污染者的正確認知與負責的態度等。

5.5.3 地下水污染抽取注入處理法案例探討^[71-72]

一、整治概述

中部某河堤岸旁非法廢棄物棄置場址(經評估並無立即的危害性)的地下水中的「總酚」經檢測達地下水污染管制標準(各監測井分別測得 0.148、0.56、0.456 與 2.18 mg/L，高於 0.14 mg/L 的管制標準)，因而被主管機關公告為「地下水污染控制場址」。各監測井於不同日期採樣檢測之總酚濃度範圍為 0.003~2.18 mg/L；氧化還原電位(ORP)值的範圍為 -6~-183 mV；溶氧值(DO)的範圍為 0.29~1.85 mg/L(ORP 與 DO 偏低，尤其 ORP 為負值顯示污染場址的地下水體中的環境有利於總酚污染物的生成卻不利於總酚污染物的削減)；pH 值的範圍為 6.37~7.21；導電度值的範圍為 610~2,110 S/cm；總有機碳值的範圍為 3.4~22 mg/L(顯示污染的地下水體中除總酚污染物外，仍有其他的有機物或有機質)。

本控制場址長約 300 公尺，寬約 100 公尺，鄰近溪邊，場址旁有數家工廠。主管機關曾對該非法廢棄物棄置場址進行採樣分析調查，12 個土壤混雜廢棄物樣品分別進行 TCLP 檢測，檢測結果並未發現有超出 TCLP 標準的有害事業廢棄物。由設置監測井時所得土壤資料可推知，此非法廢棄物棄置場址的掩埋深度約是地表下 1~8 公尺，其下方則為砂質土壤，主要含水層的地質為卵礫石夾雜級配不良的砂。此自由含水層的底部在地表下 56.8 公尺處有一厚約 4.4 公尺的黏土層，地下水位約在地表下 7.4~8.1 公尺(部分廢棄物位於地下水位下)；水力傳導係數(K)約 1.7×10^{-4} m/sec；水力坡降約 0.0067 m/m；土壤有效孔隙度約 0.35；以此推估地下水的流速約 100 m/year。經由監測井(多重深度)所測得的總酚濃度分布範圍研判，地表下 30 公尺以下的地下水體並未受到污染，但總酚污染物卻有擴散遷移的現象，而污染區域初步判斷長約 150 公尺，寬約 100 公尺，深約 12 公尺。

二、地下水污染改善方法研擬

污染物特性與污染改善方式的選擇：地下水中的總酚除來自於酚類污染物外，也可能是其他芳香族經厭氧轉化後的產物，酚類污染物一般的水溶性較佳，且解離後帶負電荷，因此，遲滯係數不高，致容易在地下水中擴散。大部分的酚類污染物在厭氧或好氧的環境下可緩慢的被微生物所降解，因此，生物分解法(尤其是好氧生物分解，酚類污染物在厭氧環境下的分解速率較慢)是一可能的整治方式。由於酚類污染物的水溶性較高，遲滯係數較低，地下水中的酚類污染物也可採取抽取處理再排放(或再補注注入地下水體中)的方式處理，而抽出後於地表的處理方式則可以採物化或生物分解處理(本場址的 K 值足以促使地下水適當的流動)。也可以在抽除後不進行任何的積極處理方式，而只添加營養鹽與氧之後再補注重新注入地下水層中，促使現地的微生物將其降解，此方式一般稱之為強化式的自然衰減法。也因為總酚類污染物的溶解度較高，與添加到地下水層中的添加物有較佳的接觸機會，因而也可以採用化學氧化劑的添加，於受總酚污染的地下水層中進行現地化學氧化處理，可能的氧化劑包括過錳酸鹽、臭氧、過氧化氫等。也因為總酚類污染物的生物分解性較佳，地下水中若環境因子適當，也可以直接將空氣(或純度較高的氧、或是低濃度過氧化氫)注入地下水體中，以利現地微生物將總酚予以分解去除。整治工法的篩選階段，整治單位先行於實驗室進行總酚污染物的生物分解試驗，以瞭解總酚污染物的好氧生物分解之可行性，經實驗結果確認總酚污染物可在好氧條件下被微生物所降解。除此之外，整治單位亦於實驗室探討以化學氧化法處理總酚污染物的可行性，實驗結果亦確認總酚污染物可被氧化降解去除。

三、整治方式

抽取處理法配合現地生物分解：配合當地地下水層物化特性(低 ORP、卵礫石夾砂、水力傳導係數(K)約 1.7×10^{-4} m/sec)與總酚的生物分解性，本污染場址的地下水污染改善方式擬採用抽出地下法，再經氧化處理後，回注到地下水體的上游處，並於污染團中央處(假設的中央處)持續注入氧氣的處理方式。本處理方式結合抽取後的地表氧化處理與現地的生物處理之整合處理方式，由位於污染團內但偏其下游處的 1 口抽水井抽水(約 $50 \text{ m}^3/\text{day}$)，抽出後的受污染地下水以「類費頓法」(Fenton-like)於反應槽中氧化處理(以 diaphragm pump 添加 35 % 的過氧化氫，20~30 mL/min)，待將總酚氧化降解至 0.14 mg/L 以下，並同時提高處理水的溶氧後，以 3 口注入井將該以處理的地下水注入污染團的上游

處(一般注入量約只有抽出量的 60~70%，因此，以 3 口注入井將抽水井抽出且已處理的約 50 m³/day 處理水注入地下水體中)。由於已處理水的溶氧較高，因此，當已處理水再注入地下水體時，也可提高地下水體的溶氧值，以促進現地微生物的好氧生物分解(因為未整治前地下水體的 ORP 與 DO 偏低，尤其 ORP 為負值顯示污染場址的地下水體中的環境不利於總酚污染物的好氧分解)。抽水井井深約 20 公尺，井篩位置為 8~20 公尺，井徑 6 英吋，抽水井設 1 組 1 馬力沉水馬達；3 口注入井井深約 20 公尺，井篩位置為 8~20 公尺，井徑 4 英吋。抽水井與注入井均設流量計，並定期調整、記錄流量。

除將含氧較高的已處理水再注入地下水體以提高地下水體的溶氧值之外，本改善工作另外利用位於污染濃度較高區域的監測井進行直接曝氣，將高純度的氧氣直接注入地下水體中，注入位置分別為 5 處的淺井(約 12 公尺)與 3 處深井(約 30 公尺)，以更進一步提高地下水的溶氧值。

初期的試車階段主要檢討是否可連續順利的抽到 50 m³/day 的出水量，並檢視 3 口注入井能否承受 50 m³/day 的注入量；另外檢討氧化槽對總酚的處理成效。曝氣系統乃以 1 kg/cm² 與 2.5 kg/cm² 的操作壓力分別將氧氣注入淺井與深井之中。經溶氧檢測後知地下水中的溶氧可藉由注氣加以提升，以利於總酚的好氧生物分解，但為節省操作經費與考量實際生物分解速率，故採用每 8 小時曝氣供氧 5 分鐘的操作方式，供氣流量約 0.5 L/min。經試車操作後，氧化槽的出流水過氧化氫含量約為 150~250 mg/L，此濃度的過氧化氫於回注於地下水體時除可解離供氧外，亦能持續的進行氧化作用(實際的氧化能力極有限)，因而，低濃度的過氧化氫的殘留有助於現地的生物分解。

四、處理成效

經由現場的試車實際操作後，即持續操作運轉，並定期採樣檢測。污染改善期間並由另一單位執行監督與最後驗證工作，整治期間該監督單位定期向主管機關提報監督工作日誌(主要包括工作人員配置、整治時程管控、現場作業實況與整治成效、操作參數調整與記錄、環境品質與工安、文書資料彙整等)，並利用週報表及月報表向主管機關與專案小組報告污染改善工程作為與污染改善進度。經約 6 個月的持續污染改善，總酚濃度已降至 0.14 mg/L 以下，且經連續 3 個月每月採樣分析一次的結果顯示，本污染改善方式(抽取處理-回注併同現地曝氣供氧)可以將地下水中的總酚降至 0.14 mg/L 的地下水污染管制標準以下。由於污染場

址的地下水污染是因廢棄物回填所致，在廢棄物未移除前，廢棄物中的污染物質有可能(不是一定)會持續釋出，而仍有總酚的污染(芳香族化合物會在環境中轉化成酚類污染物)。因此，本污染改善的方式之一是於受污染的地下水體中間歇性的曝氣供氧，以促進地下水體中的微生物分解酚類污染物，而此一整治作為即可視為強化式的自然衰減程序，在污染物未真正移除前，可藉由自然衰減作用減低污染的危害。因此，本污染場址目前雖已符合相關法規的限值，但仍應持續監測其污染濃度的消長。

五、場址的整治經驗

本有機污染物(總酚污染物)污染場址在整治過程中所累積的主要整治經驗是：(1)資訊的公開與溝通，(2)整治範圍的確認(調查階段增加地下水採樣點與多重深度的地下水採樣)，(3)整治方式的篩選(實驗室的生物分解試驗與模場的化學氧化試驗，以確認有效的處理效率，並利用現地微生物對總酚的生物分解特性)，(4)整治成效的品管(地下水的現地曝氣間歇性供氧與標準作業流程是關鍵)，(5)監督與驗證單位的督導與定期溝通，(6)環境品質的監控，(7)低濃度的過氧化氫的殘留可提供地下水體適當的溶氧(一般而言，過氧化氫濃度不宜過高，濃度過高會抑制微生物生長，且解離釋出的溶氧無法有效的被微生物所利用，反而浪費，並可能形成氣泡的阻塞)及(8)配合污染現場(廢棄物掩埋)的特性等。

5.5.4 監測式自然衰減整治案例探討^[73]

一、整治概述

由於加油站及大型儲油槽的管線設備皆設置於地下，隨設備老舊，及地震，施工不良或其他人為因素，洩漏機會隨之增加且油品經地下水的流動及傳導逐漸擴大油品污染範圍至下游處，嚴重影響附近環境及居民使用之地下水水質，其污染物又以單環芳香族化合物包括有苯、甲苯、乙苯、二甲苯(BTEX)、甲基第三丁基醚(methyl tert-butyl ether, MTBE)及三甲基苯(trimethylbenzene, TMB)等為大宗。而針對該些污染場址整治技術依其機制歸屬，可以分為物化及生物方法。而其中監測式自然衰減法所需成本低且為美國環保署及地方環保局認可之整治方法，所謂監測式自然衰減即利用環境中自然發生的物理、化學及生物程序，降低土壤或地下水中污染物之重量、毒性、移動性、體積、或濃度並長期監測其污染團變化。此案例則是利用監測式自然衰減整治受石油碳氫化合物污染之地下水，利用 Mann-Kendall test 評估場區內石油碳氫化合物污染

團趨勢；以 1,2,4-TMB 做追蹤劑，評估場區內 BTEX 之生物衰減率，並採集場區含水層土壤作菌相分析，評估受石油碳氫化合物污染後，環境中之菌相變化。

二、整治流程

此案例之污染場址位於高雄地區，其附近的水體包括有典寶溪及後勁溪。該場址於多年前發生洩漏，而造成地下水及土壤之污染。場區內於民國 86 年期間設置 11 座地下水監測井(管徑 4 in；井號為 CT-1 到 CT-11)。且依場內定期採樣分析指出於民國 87 年檢測出有石油碳氫化合物之存在，其中以監測井 CT-4 附近之污染最為嚴重，主要的污染物為汽油組成。因此於民國 89 年，在監測井 CT-4 附近設置一抽水井，利用抽取處理法進行整治。後來根據場址之監測資料及污染團範圍，分別於 92 年 5 月設置 4 座地下水監測井(管徑 2 in；井號為 CT-41 到 CT-44)及 94 年 4 月設置 5 座地下水監測井(管徑 1 in；井號為 CT-45 到 CT-49)。其地下水監測井之位置分布圖，如圖 5-23 所示。

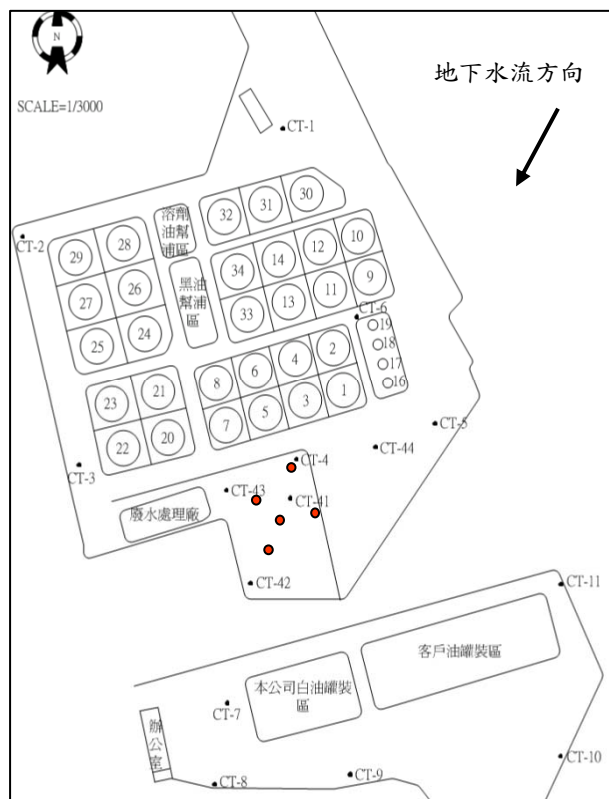


圖 5-23 場區全圖及監測井分布圖

場區內地下水流方向為東北往西南方向，地下水流速約為 3.7×10^{-7} m/sec，場址附近之主要地形為平原，屬現代沖積層，以砂、礫石、泥所組成。地區年平均降雨量為 1,438 mm，而以 5-9 月間降雨量最為豐沛，介於 1,640-2,063 mm 之間，年平均氣溫為 25.2 °C，月平均溫度介於 19.6-29.1 °C，以七月份最高，一月份最低。年平均相對溼度為 77%，月相對溼度範圍介於 73-82 %，以 3 月份最高；11 月份最低。本研究自 94 年 2 月至 95 年 3 月，共進行 5 次地下水採樣，其採樣方法參照環檢所公告之地下水採樣方法(NIEA W103.52B)，採樣流程包含洗井、採樣及樣品保存，依場區監測井管徑之不同選擇貝勒管或沉水泵進行洗井作業。而在洗井過程中為避免大氣中的氧氣溶入地下水中，因此在洗井前須於監測井中灌入氬氣，以穩定溶氧測值，洗井過程中需量測其地下水水質參數變化，包括溶氧、pH 值、溫度、導電度、氧化還原電位以及二氧化碳，待其測值穩定後，即可進行採樣，採樣過程中需盡量避免擾動水體，造成水中揮發性有機物、二氧化碳及甲烷氣體的損失，每一監測井需 4 個 40 mL 棕色玻璃瓶、4 個 250 mL 塑膠瓶及 1 個 600 mL 棕色玻璃瓶。

實驗室分析項目包含揮發性有機物(MTBE、BTEX 及 TMB)、陰離子(氯鹽、亞硝酸鹽、硝酸鹽、正磷酸鹽、硫酸鹽)、硫化物、甲烷、鹼度、化學需氧量、總有機碳、總鐵、亞鐵、氨氮。

經過現地採樣與參數測定以及實驗室分析後，此案例又參考自然衰減處理之程序，持續進行污染團趨勢分析，以及應用 Mann-Kendall Test 模擬場區中石油碳氫化合物污染團隨時間變化之濃度趨勢；最後再計算 BTEX 在自然衰減過程中之生物降解率。除此之外，又利用分子生物技術，更進一步瞭解降解 BTEX 之菌相。其分析流程如下：

微生物 genomic DNA 萃取→Genomic DNA 瓊脂膠體電泳檢視→Genomic DNA 濃度與純度測定→土壤微生物 Genomic DNA 的萃取及純化→聚合酶連鎖反應(polymerase chain reaction，簡稱 PCR)→PCR-16S rDNA 片段純化與濃縮→進行變性梯度膠體電泳→SYBR green I 螢光染色。

三、整治成效

於監測期間，經由分析數據包括各監測井石油碳氫化合物濃度變化、電子接受者、指標參數分析及 1,2,4-TMB 做為追蹤劑評估場區內自然衰減效率並分析場區內地下水環境之菌相變化，可得以下結論：

- (一) 由橫向監測井濃度變化圖得知，污染團寬度並無明顯延伸，而依據場區內縱向污染團之 4 口監測井，包含 CT4、CT-41、CT-42 及 CT-7，利用 Mann-Kendall test 分析石油碳氫化合物之濃度趨勢，結果顯示 4 口監測井污染趨勢皆為減少趨勢，推論場區內的污染團呈穩定或衰減狀態。
- (二) 由污染團溶氧的消耗、硝酸鹽的減少、亞鐵離子的產生、硫酸鹽的消耗及二氧化碳與甲烷的生成，證實生物降解作用確實存在於場區中，且污染源附近甲烷化作用為重要的自然衰減機制之一；而污染團邊緣及下游以硝酸鹽還原作用為主要自然衰減機制之一。
- (三) 以 1,2,4-TMB 做追蹤劑，探討 BTEX 生物降解效率中，自然衰減及自然生物降解間具相關性，BTEX 之自然衰減率略高於自然生物降解率。由結果可得知生物降解作用為現地 BTEX 主要的衰減機制。縱向監測井 CT49-41、CT41-42 與 CT49-42 間，計算所得之 BTEX 一階生物衰減率，ethyl-benzene 較 BTX 為高，而 BTX 由高至低依序為 *m+p*-xylene、toluene、benzene 及 *o*-xylene。
- (四) 由菌相分析結果得知污染團的介入確實會造成環境中之菌相產生變化，而在污染團範圍內，由於石油碳氫化合物濃度的不同，環境中的菌相也會有所差異，另外，受污染的環境中，即使污染物已去除，但環境中的微生物菌相與背景環境之菌相已有很大的改變。

四、場址的整治經驗

在監測式自然衰減整治處理後，已累積的主要整治經驗是：(1)正確的態度(業主詳細檢討本場址以往曾經使用或儲存的各類物質的紀錄，以推估污染物與其之間的關係)；(2)整治範圍的確認(調查階段增加土壤與地下水採樣點，並瞭解鄰近地區的地下水水質資料，評估污染範圍，如有需要可再新設監測井，評估橫向與縱向之污染現況)；(3)整治成效的品管，(5)監督與驗證工作，(6)環境品質的監控(考量場址地理位置的特性，此點相對較不重要，但仍依規定執行)；(7)污染源的確認與消除。另在此場址也有一些較特別之建議：(1)若停止抽水處理，只利用現地之自然生物處理，仍然可將污染團控制在場區中，並不會影響到下游受體。因此純粹以監測式自然衰減法作為該場區的後續整治方法應是可行的整治方式；(2)提高抽水量對該場址而言並不是一個有效的整治方法，因為污染團的形狀、傳輸的距離及污染物濃度與未提高抽水量相比並沒有明顯的變化；(3)在下游另外增置一抽水井進行整治對該場址而言應是一個有效

的整治方法，因為可以有效縮短所需的整治時程，並且亦可確保污染團不會向更下游擴散；(4)於上游處回注處理後之地下水，此抽取方法不適用該場區，因為所需要花費的整治時程較只抽水不回注的情況為長。

5.5.5 油品污染土壤的土地農耕法的整治案例^[74]

一、整治概述

石油產品的使用量劇增，運輸量也更頻繁，造成洩漏的機會也大幅的增加。油品洩漏的來源主要來自輸油管線及公民營加油站儲油槽，因儲槽老舊損壞或人為破壞油管發生破裂，導致油品外洩造成週遭土壤及地下水的污染問題。在污染發生後，為了降低污染擴散與風險，或是為提高污染場址的整治效率，經常在污染發生後，除緊急攔油並抽除可見的浮油之外，當於最短時間內將污染濃度較高的土壤挖除，無法挖除的土壤才在污染現地進行整治。挖除之後的土方則大部分以土地農耕法配合生物堆法進一步將油品污染物去除，待整治完成，該土方則可再利用。本處理方式的主要機制為：(1)生物分解、調整水分(30~40 %左右，反應末期可低至 20 %)、添加營養鹽、添加調理質、定期翻堆攪拌，(2)揮發、光解、吸附、氧化等物化作用，(3)視需要添加其他調理物質。

二、整治流程

此場址位於台南縣某一油庫，而場址示意圖如圖 5-24，生物處理採土地農耕法結合生物堆法的現場生物處理法，作法是將污染土壤鋪設於一層不透水層上，以定期耕作、灑水，添加菌種及翻攪。底部以鼓風機連接曝氣管通氣等程序，使細菌獲得足夠的氧氣、水份、養料而生長，使土壤內的柴油污染濃度降低。

土地農耕法結合生物堆法之作業方式，於台南地區之溫度、日照、溼度等因素，對生物式處理細菌生長極為適合，同時由於柴油污染土壤內的揮發性氣體較少，較少有揮發性氣體逸散大氣，適合此項生物整治方法之作業。本整治場址之復育工作操作程序如下：

- (一) 污染土壤進入前置區，經過過篩機篩除石塊及雜物後，進入復育場，以怪手翻堆後，將現場土壤高度控制約 60 公分。
- (二) 進行第一次採樣分析工作，進行土壤基本性質分析。
- (三) 每星期利用怪手等機具，將污染土壤每週翻動 1 次至 2 次，以鬆動土壤為原則，翻堆方式為上下翻動，視需要搭配用耕犁機進行翻攪，使土壤之均勻性提高。

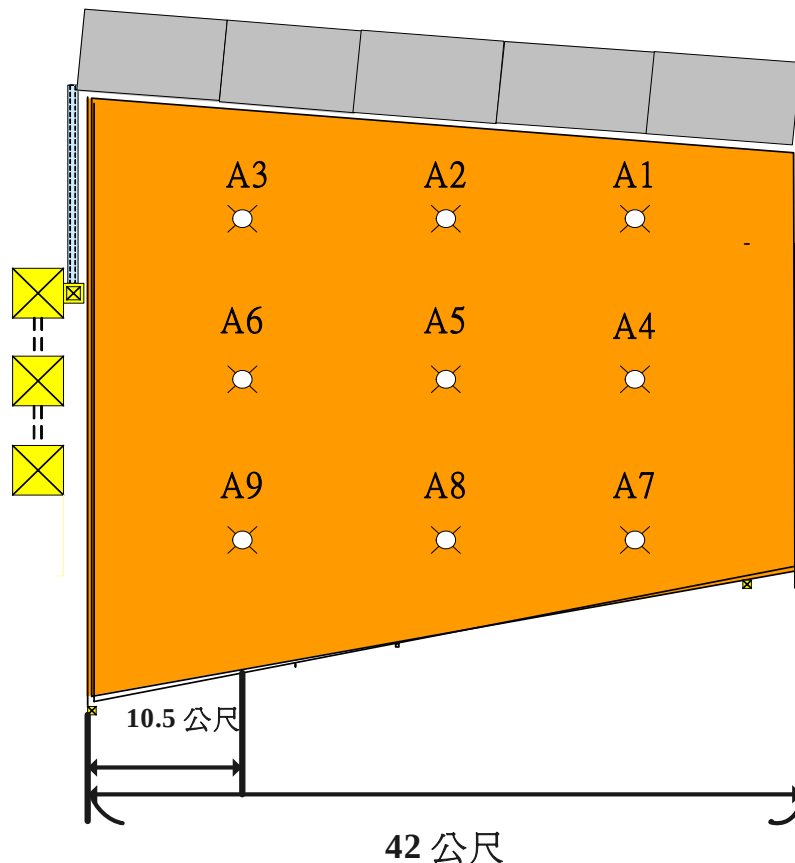


圖 5-24 復育場址示意圖

- (四) 鼓風機現場每次開啟 1 台，操作時間每次 2 小時，以不間斷通氣為原則，2 台輪流使用。
- (五) 因土壤中含黏土成分，按照土地農耕法操作建議加入土壤膨鬆劑木屑及稻殼，約 482 袋，體積約為 60 m^3 ，添加比例土壤與土壤膨鬆劑體積比約為 10.7 : 1。
- (六) 加入 Oil Gator 生物製劑 108 kg，採用潑灑的方式將生物製劑分 2 次進行潑灑，均勻潑灑後再使用怪手配合耕犁機進行翻堆作業，並進行灑水作業。每次潑灑完，皆進行翻堆作業及灑水。
- (七) 以灑水器灑水補充土壤含水量，噴灑工具包括水塔，加壓馬達及噴灑器，均勻噴灑使各部位土壤都能受到潤濕，以土壤溼度計監測現場，水分低於 20 % 則進行灑水，噴灑 2 至 3 小時約增加水分含量 4 % 至 5 % 左右，監控水分在土壤乾重 25 % 至 30 % 之間。
- (八) 進行 A1 至 A9 樣點取樣檢測土壤中 TPH_d 濃度，評估整治效能，並監測土壤氣體中的 CO 、 CO_2 、 H_2S 、 CH_4 及氧氣觀察其濃度變化。自 92 年 7 月 14 日起至 93 年 3 月 1 日止共 230 天內進行 8 次土壤採樣分析工作。

三、整治成效

在土地農耕法結合生物堆法之實場整治結果中，經過 230 天之整治後，TPH_d 平均濃度由初始之 5,544 mg/kg 降解至 488 mg/kg，去除率為 91.2 %。以一階反應式來表示 TPH_d 之降解，將現場分為兩段時期進行討論。第 0 天至第 162 天 TPH_d 之一階降解常數 k 為 0.0082 1/day。此值較文獻中所載 k 值之範圍在 0.0097 至 0.0166 之間(Li and Sun, 1997)為低，顯示整治效果低於文獻中之案例。現場土壤由於含有黏土成分，會影響土壤中生物所需基質之傳輸，因而降低土壤中生物分解柴油之效果。第 162 天至 218 天之 TPH_d 之一階降解常數 k 為 0.0054 1/day，遠低於文獻所載之 k 值範圍，但實驗室之結果顯示生物製劑能有效分解 TPH_d，推測由於受到現場氣溫變化，微生物繁殖受到抑制，生物製劑並未能有效降解土壤中之 TPH_d，導致添加後效果並不顯著。由現場監測之土壤氣體中 CO₂ 與土壤中的總菌落數、現場土壤溫度及 TPH_d 降解情形進行探討，可發現溫度上升會影響土壤 TPH_d 之降解效率。而土壤中的菌落數及土壤氣體中 CO₂ 濃度亦因溫度上升及 TPH_d 之降解而升高。因此，溫度為影響柴油生物分解效率之主要因子之一。

四、場址的整治經驗

若污染場址土壤中黏土含量較高，將影響土壤整治之成效。在實場整治時，除了必須添加膨鬆劑提高土壤中之孔隙率之外，亦需增加土壤之翻堆混合次數，以增加土壤中之氧氣含量，並使柴油在土壤中有較均勻之分布，如此方能提升整治效率。此外，添加生物製劑可縮短整治工作所需之時程，故應適時進行添加，以提升整治效率。

參考文獻

1. 林財富，土壤與地下水物理化學與熱處理整治技術之發展現況，環保月刊，第9期，民國91年。
2. Siegrist, R.L., Urynowicz, M.A., West, O.R. Crimi, M.L., Lowe, K.S. Principle and Practices of In situ Chemical Oxidation Using Permanganate. Battelle Press, 2001.
3. International Technology and Regulatory Cooperation (ITRC), Technical and Regulatory Guidance for In-Situ Chemical Oxidation of Contaminated Soil and Groundwater. 2nd. Ed. , 2005.
4. Fetter, C.W. Contaminant Hydrogeology, Second Edition, Prentice Hall, New York, NY, USA, 1999.
5. Bedient, P.B. Rifai, H.S., Newell, C.J., Ground Water Contamination : Transport and Remediation, Second Edition, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, USA, 2000.
6. Hoeppel, R., Place, M. Application Guide For Bioslurping, Volume I : Summary of the principles and practices of bioslurping, TM-2300-ENV, Naval Facilities, Engineering Service Center, California, USA, 1998.
7. Siegrist, R.L. Fundamentals of In Situ Chemical Oxidation (ISCO), Teleconference of In Situ Treatment of Groundwater Contaminated with Non-aqueous Phase Liquids, Dec. 10-11, 2002, Chicago, IL, 2002.
8. Amarante, D. Applying In Situ Chemical Oxidation. Pollution Engineering, 32, 2 : 40-42, 2000.
9. International Technology and Regulatory Cooperation(ITRC), Technical and Regulatory Guidance for In Situ Chemical Oxidation of Contaminated Soil and Groundwater, Second Edition, 2005.
10. Kelley, K.L., Marley, M.C., Sperry, K.L. I n-situ Chemical Oxidation on MTBE. Proceedings of 2002 Joint CSCE/EWRI of International Conference on Environmental Engineering, July 21-24, Niagara Falls, Ontario, Canada, 2002.
11. 楊士賢，水中MTBE氧化特性之研究，國立成功大學碩士論文，民國92年。
12. Brown, R.A., Robinson, D., Skladany, G., Loeper, J. Response to Naturally Occurring Organic Material : Permanganate versus Persulfate. Proceedings of

- ConSoil, 2003-8th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil, 1692-1698, May 12-16, Gent, Belgium, 2003.
13. Lewis, R.W. Key Factor for a Successful ISCO Application with Permanganate, Teleconference of In Situ Treatment of Groundwater Contaminated With Non-Aqueous Phase Liquids, Dec 10-11, 2002, Chicago, IL, 2002.
 14. Greenberg, D., Hicks, P., Noel, J., and Hockett, R. Oxidant Demand Analyses, Field Pilot Tests, and Permanganate Consumption Kinetics, The Fourth International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, Monterey, California, 23-26 May, 2004.
 15. ITRC, An Introduction to Characterizing Sites Contaminated with DNAPLs, 2003.
 16. Parker B.L. Full-Scale Permanganate remediation of a Solvent DNAPL Source Zone in a Sand Aquifer. Teleconference of In Situ Treatment of Groundwater Contaminated With Non-Aqueous Phase Liquids, Dec 10-11, 2002, Chicago, IL, 2002.
 17. ITRC, In Situ Chemical Oxidation, 2002.
 18. Dijkshoorn P. In-situ Chemical Oxidation of Chlorinated Solvents with Potassium Permanganate on a Site in Belgium. Proceedings of ConSoil, 2003-8th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil, 1686-1691, May 12-16, Gent, Belgium, 2003.
 19. ITRC, Technical and Regulatory Guidance for In-Situ Chemical Oxidation of Contaminated Soil and Groundwater, 2001.
 20. ITRC, Technical and Regulatory Guidance for In Situ Chemical Oxidation of Contaminated Soil and Groundwater, Second Edition, 2005.
 21. 王舜屏，界面活性劑對土壤/水系統中有機污染物分佈行為之研究，國立中央大學環境工程研究所碩士論文，第1-53頁，民國89年。
 22. Flores, C. C., Ramirez. A., and Torres L.G. Remediation Journal, Iturbe, Rosario (Engineering Institute/UNAM), Vol. 14, No 2, pp.141-152, 2004.
 23. Zhaohui Li. Surfactant-enhanced oxidation of trichloroethylene by permanganate-proof of concept, Chemosphere, Vol. 54, pp.419-423, 2004.
 24. Parka, S.K., and Bielefeldt, A.R. Non-ionic surfactant flushing of pentachlorophenol from NAPL-contaminated soil, Water Research, Vol.39, pp.1388-1396, 2005.

25. 黃智、林淑滿，利用陰離子界面活性劑移除土壤中重金屬期末報告，民國92年4月。
26. Cheung, P. Y., and Kinkle., B.K. Effects of nutrients and surfactants on pyrene mineralization and *Mycobacterium* spp. populations in contaminated Soil, *Soil Biology & Biochemistry*, Vol.37, pp.1401-1405, 2005.
27. Miller, R. M. Surfactant-enhanced bioavailability of slightly soluble organic compounds, In : Skipper, H. D., Turco, R. F. (Eds.), *Bioremediation : Science and Applications*, Science Society of America, Soil Madison, WI, pp.322-354, 1995.
28. Mulligan, C. N. Environmental applications for biosurfactants, *Environmental Pollution*, Vol.133, pp.183-198, 2005.
29. Jafvert, C. T., Van Hoof, P. L., and Heath, J. K. Solubilization of Non-Polar Compounds by Non-Ionic Surfactant Micelles, *Water Res*, Vol. 28, No.5, pp.1009-1017, 1994
30. Lee, M., Kang., H., and Do., W. Application of nonionic surfactant - enhanced in situ flushing to a diesel contaminated site, *Water Research*, Vol.39, pp.139-146, 2005.
31. Khodadoust, A. P., Reddy, K. R. and Maturi. K. Effect of different extraction agents on metal and organic contaminant removal from a field soil, *Journal of Hazardous Materials*, Vol.B117, pp.15–24, 2005.
32. Intra Inc.and Naval Facilities Engineering Service Center, *Surfactant-Enhanced Aquifer Remediation (SEAR) Implementation Manual*, Naval Facilities Engineering Command Technical Report, April, 2003.
33. USEPA, *A Citizen's Guide to Soil VaporExtraction and Air Sparging*, EPA 542-F-01-006, 2001.
34. USEPA, *A Citizen's Guide to Pump and Treat*, EPA 542-F-01-025, 2001.
35. Vidic, R.D., Pohland, F.G. *Permeable Reactive Barriers : Case Study Review, Technology Evaluation Report*, Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center, Pittsburgh, PA, USA, 2001.
36. Vidic, R.D., Pohland, F.G. *Treatment Walls, Technology Evaluation Report*, Ground-Water Remediation Technologies analysis Center, Pittsburgh, PA, USA , 1996.

37. Yin, Y., Allen, H.E. In Situ Chemical Treatment, Technology Evaluation Report, Ground-Water Remediation Technologies analysis Center, Pittsburgh, PA, USA, 1999.
38. Gavaskar, A.R., Gupta, N., Sass, B., Janosy, R., and Hicks, J. Design Guidance for Application of Permeable Reactive Barriers for Groundwater Remediation, Interstate Technology and Regulatory Cooperation (ITRC), Final Report, March 2000.
39. Gavaskar A.R. Design and Construction Techniques for Permeable Reactive Barriers, Journal of Hazardous Materials, 68, 1999.
40. Kao, C.M., and Borden, R.C. Enhanced Aerobic Degradation of Gasoline Contaminated Aquifer by Oxygen-releasing Barriers. Hydrocarbon Biodegradation, CRC Press, Boca Raton, FL, 1994.
41. Borden, R.C., Goin, R.T., and Kao, C.M. Control of BTEX Migration Using a Biologically Enhanced Permeable Barrier. Ground Water Monitoring and Remediation, Vol. 17, No.1, pp.70-80, 1997.
42. 經濟部工業局,「土壤與地下水污染整治技術手冊—生物處理技術」第三章(盧至人撰),民國93年12月。
43. Sarkar, D., Ferguson, M., Datta, R., Birnbaum, S. Bioremediation of petroleum hydrocarbons in contaminated soils : Comparison of biosolids addition, carbon supplementation, and monitored natural attenuation, Environmental Pollution, Vol. 136, pp. 187-195, 2005.
44. Trindade, P.V.O., Sobral, L.G., Rizzo, A.C.L., Leite, S.G.F. and Soriano, A.U. Bioremediation of a weathered and a recently oil-contaminated soils from Brazil : a comparison study, Chemosphere, Vol.58, pp.515-522, 2005.
45. Yu, K.S.H., Wong, A.H.Y., Yau, K.W.Y., Wong, Y.S. and Tam, N.F.Y. Natural attenuation, biostimulation and bioaugmentation on biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in mangrove sediments, Marine Pollution Bulletin, Vol. 51, pp.1071-1077, 2005.
46. Olaniran, A.O., Pillay, D. and Pillay, B. Biostimulation and bioaugmentation enhances aerobic biodegradation of dichloroethenes, Chemosphere, Vol.63, pp.600-608, 2006.
47. Sabate, J., Vinas, M. and Solanas, A.M. Bioavailability assessment and

- environmental fate of polycyclic aromatic hydrocarbons in biostimulated creosote-contaminated soil, *Chemosphere*, Vol.63, pp.1648-1659, 2006.
48. 經濟部工業局,「土壤與地下水污染整治技術手冊－生物處理技術」第四章(盧至人撰),民國93年12月。
49. USEPA, How to Evaluate Alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank Sites, EPA 510-R-04-002, 2004.
50. 經濟部工業局,「土壤與地下水污染整治技術手冊－生物處理技術」第四章(車明道撰),民國93年12月。
51. 美國 Naval Facilities Engineering Service Center (NFESC) 網站, <http://www.nfesc.navy.mil/>。
52. 經濟部工業局,「土壤與地下水污染整治技術手冊－生物處理技術」第四章(高銘木、侯善麟撰),民國93年12月。
53. 經濟部工業局,「土壤與地下水污染整治技術手冊－生物處理技術」第四章(侯善麟撰),民國93年12月。
54. AFCEE, Technology Profile: Vacuum-Mediated LNAPL Free Product Recovery/Bioremediation (Bioslurper), 1994.
55. 經濟部工業局,「土壤與地下水污染整治技術手冊－生物處理技術」第四章(高銘木撰),民國93年12月。
56. 經濟部工業局,「土壤與地下水污染整治技術手冊－生物處理技術」第四章(高志明撰),民國93年12月。
57. 經濟部工業局,「土壤與地下水污染整治技術手冊－生物處理技術」第四章(張玉明撰),民國93年12月。
58. USEPA, Monitored natural attenuation of petroleum hydrocarbons: U.S. EPA remedial technology fact sheet, EPA/600/F-98/601, 1999.
59. USEPA, How to evaluate alternative cleanup technologies for underground storage tank sites: a guide for corrective action plan reviewers, EPA 510-R-04-002, IX-1 - IX-71, 2004.
60. USEPA, Innovative site remediation technology. Design & Application. Volume 4. Stabilization/Solidification, EPA 542-B97-007, 1997.
61. USEPA, Engineering Bulletin Solidification/Stabilization of Organics and

- Inorganics, EPA /540/S-92/015, 1993.
62. Federal Remediation Technologies Roundtable (FRTR), Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 Ch. 3-2 In Situ Physical/Chemical Treatment – 4.9 Solidification/Stabilization, 2005.
63. 葉琮裕，污染土壤現地玻璃化處理技術，環檢所雙月刊，第57期，民國90年11月。
64. USEPA, Ground Water Issue：How heat can enhance in-situ soil and aquifer remediation：important chemical properties and guidance on choosing the appropriate technique, EPA/540/S-97/502, 1997.
65. FRTR, Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 Ch. 4-10 Thermal Treatment, 2005.
66. USEPA, Abstracts of Remediation Case Studies, EPA-542-R-00-006, 2000.
67. 林財富、林佩雲、林敬京、習良孝、潘時正、吳雪蘋、沈義富，現地化學氧化技術之限制與發展，第九屆土壤及地下水污染整治技術研討會論文集，民國94年6月10日。
68. A場址污染調查及整治方案規劃報告，民國89年5月。
69. A場址土壤污染整治現場監督計畫期末報告，民國90年12月。
70. A場址土壤污染整治工程整治完成報告，民國91年1月。
71. B場址地下水總酚污染控制場址改善計畫期末報告，民國94年5月。
72. B場址地下水總酚污染控制場址改善監督與驗證計畫期末報告，民國94年6月。
73. 郭雅玲，應用監測式自然衰減法整治受石油碳氫化合物污染之地下水，國立成功大學環境工程研究所碩士論文，民國95年。
74. 黃俊嘉，以土耕法結合生物堆法處理受柴油污染之土壤，民國93年。

第六章 土壤及地下水污染整治工程實施程序

當充分瞭解土壤及地下水特定污染物的適用整治技術之後，未來整治工程實施的程序將包括進行整治技術可行性評估與選擇，慎選整治計畫規劃設計與施工承包廠商，同時需研擬並提送污染場址控制或整治計畫，以供相關環保機關審查。在污染場址整治完成後，相關環保機關將進行驗證作業的程序，以作為污染場址公告解除列管或需後續進行環境監測的依據。

6.1 整治技術可行性評估與選擇

一、整治技術選擇的目標

國內在訂定整治技術選擇的目標時可參考美國環境保護署(USEPA)在超級基金(Superfund)計畫的架構下，對於整治技術的選取訂定了以下基本的目標宣言^[1]：

「整治技術選取過程的目標是要選擇可以保護人類健康與環境，可長期維持該項保護，並將未處理之廢棄物質能降至最低的整治方案」。

而要達成此目標，所選取整治方案應能夠：

- (一) 結合處理技術、工程控制及法令制度上的控管(如用水與行動限制等)以達成目標；
- (二) 在實際可行的前提下，首先處理場址所造成的主要威脅；
- (三) 當污染物難處理或技術不可行時，或需超出合理的處理期限經費時，能夠隔絕主要的威脅(隔絕有時比處理更實際)；
- (四) 對於次要低程度的威脅，首先考慮採取隔絕再用處理方案進行；
- (五) 當有創新技術得以提供對等或更好的處理效能、產生更低的負面衝擊或更低的建置成本時，應該考慮採用該類技術；
- (六) 在整治完成時，須對該場址進行復原工作(如道路、建築物、地下水等)。

歸納以上對於整治技術選取之目標與原則的描述，技術選取的考量應具備幾項因素要點：

- (一) 必須考量場址現況、水文地質及污染物特性，認定主要及次要威脅的程度。
- (二) 必須確認場址整治目標值，由法規的管制標準值或藉由健康風險評

估結果訂定。

(三) 必須實際可行及具備合理性的經費成本。

(四) 整治方案可能需要多種技術的整合或分階段式的進行。

(五) 應不斷思考採用創新技術的可能性。

二、整治技術選擇的流程

整治技術選擇前所需要的基本要件包括整治調查(remedial investigation, RI)與可行性評估(feasibility study, FS)，其流程與工作內容大致可歸納如圖 6-1 所示。整個過程包括整治調查與可行性評估等 2 種基本機制。整治調查乃在收集數據用以了解場址狀況、決定污染物的特性、評估污染對人體與環境造成之健康風險，以及用於執行處理能力測試估算處理技術的成效與費用。而可行性評估的部分則用於整治行動方案的開發、篩選與細部評估分析。實際應用上，RI 與 FS 階段的分野並不是如此清晰，因為兩者幾乎是同時進行，而且所得結果均有相互關係，並會影響最終的整治技術選擇。

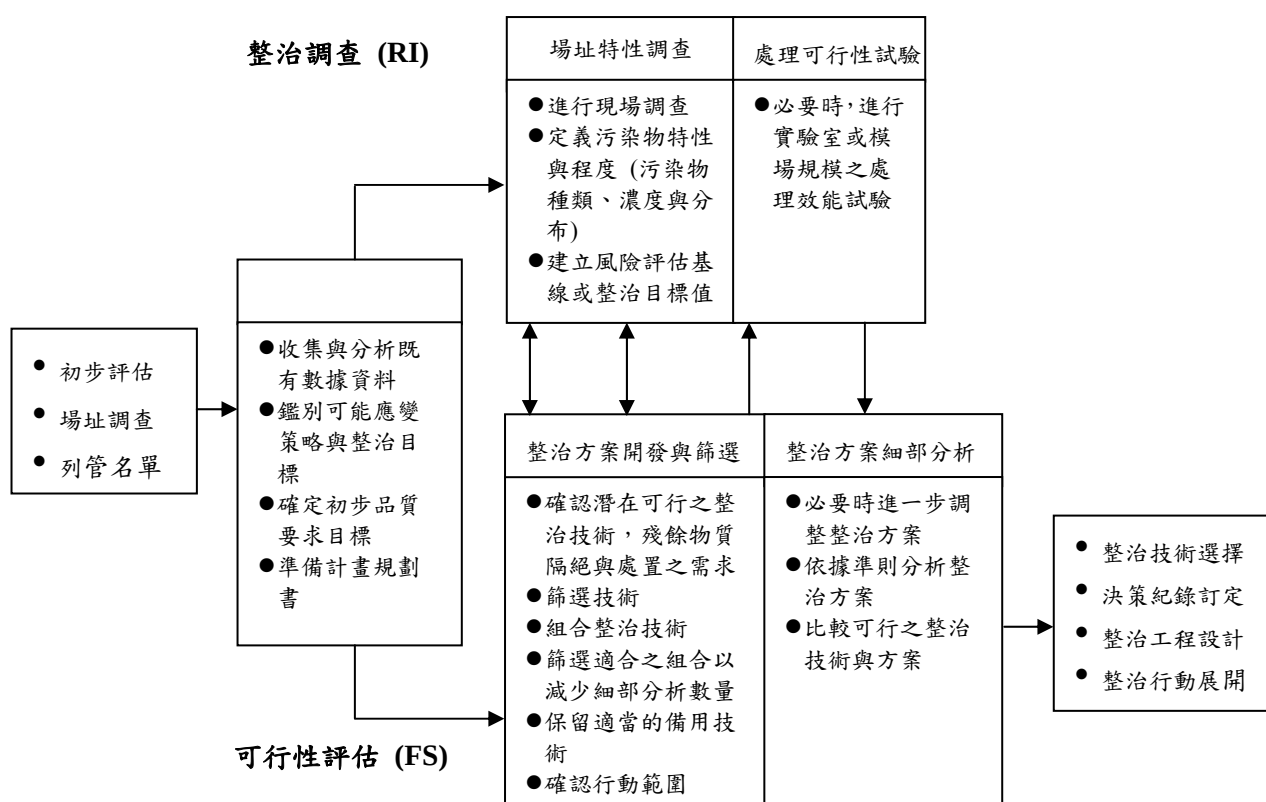


圖 6-1 整治調查與可行性評估的流程與工作內容^[2]

一個污染場址的公告是經過各個階段的調查與確認，環境場址評估(environmental site assessment, ESA)的初步調查與環境介質採樣分析，經過科學數據與制度法規的認定。因此在整治技術的選擇前，首先需要進行 RI/FS 範疇的定義，收集與分析以前調查的既有數據資料，鑑認可能應變的策略與整治行動的目標，確定初步品質要求的整治目標值，以及開始準備整治行動的計畫書。

整治調查(RI)中進行場址特性調查，是整治技術與整治方案篩選與規劃的基石。例如在土污法第 12 條與第 16 條，以及土壤與地下水污染整治法施行細則(以下簡稱施行細則)第 21 條中，均明訂整治計畫應根據場址調查評估結果擬訂之。此外在施行細則第 17 條中，在調查工作完成後 3 個月內，應提出相關之整治計畫。場址特性調查的工作包括依既有的資料進行更詳細且必要的現場採樣、檢測與數據分析，而且現場採樣可以分階段執行，以使調查工作成果可被用於微調整治計畫的範疇，並進一步使採樣分析能更切合需求。數據品質目標也可隨著調查工作的進行適切的修訂，藉以增加對場址的了解程度與降低調查所需時間與費用。傳統場址調查可以分階段進行採樣與檢測來達成調查之目的，但由現地工作至實驗室檢測結果的取得，通常需要數週時間，而當所得之分析結果不能滿足場址調查需求時，有可能需要再重行採樣。為能有效的降低場址特性調查的時間與費用，快速場址調查評估已逐漸成為趨勢^[3]，其中包括美國環保署積極推廣的三合系統(triad system)。三合系統是依環境整治效益決策所發展的系統，除了場址評估的整合系統性規劃與動態工作計畫(dynamic work plan)之外，更融入現地測試技術，以強化現場決策的規劃方法，其主要的精神是在最短的時間內，以最經濟的方式，得到符合品質要求的資料。當這些資料快速取得時，可明確定義污染物特性與程度，判斷污染物的種類、濃度與實際的分布。

此外，依據土污法第 17 條的規定，因地質條件、污染物特性或污染整治技術等因素，無法整治至污染物濃度低於地下水污染管制標準者，得依環境影響與健康風險評估結果，提出地下水污染整治目標，而主管機關亦積極推動以健康風險評估為基準的整治目標訂定指引。因此，場址調查所得的資訊除了可以支持並決定具備應用潛力的整治技術，同時也可以協助場址的健康風險評估工作之進行。藉由調查結果得以訂定風險評估之基線，以鑑別既有或潛在的風險，由於此項評估可以鑑別場址對於環境之主要威脅，因此也可以提供在可行性評估機制中，評估整治方案的成效。

可行性評估機制中整治方案的開發與篩選工作是在確認潛在可行之整治技術，以及判斷是否有殘餘物質與未處理廢棄物的隔絕與處置之需求，以技術之有效性、建置操作難易度與成本為基準篩選整治技術，同時依技術特性組合成為可用於場址的操作單元。整治技術可以依照污染介質(如地下水)、特定污染區域(如嚴重污染區塊)或整個場址做為規劃之依據。實務上，應該依照可能日後殘留污染物、需長期管理，以及未處理廢棄物需阻絕處置的條件，發展與考量多樣的整治方案，最高階的整治方案可以將場址整治到免除長期管理(包括監測)的必要性，最低階則可以僅涉及處理主要污染物(即針對場址所造成之主要環境威脅)的整治技術組合。

如果既有的場址特性、污染物特性與已知的處理技術不足以適當地評選整治技術時，則可能需要進行處理可行性試驗，以評估特定的整治技術。一般而言，處理可行性試驗可藉由實驗室規模試驗，收集到評估技術可行性所需的資訊，有時甚至需要進行模場規模試驗才能取得必要的效能資料與較佳之成本分析資訊，進而在詳細分析過程中得以選擇適合的整治技術。

一旦取得足夠的資訊，即可依據整治目標與法規要求等條件，針對不同整治技術或技術組合進行互相比較，此即為整治方案細部分析階段。在比較整治技術時，除考慮個別整治技術之優勢與缺點外，分析過程中亦應考慮場址本身限制所必須妥協之關鍵，而在技術層面與策略層面取得平衡。必要時，須依詳細分析結果進一步調整整治方案，最終將分析結果的提供決策者選擇合乎法規與整治目的需求的適當整治技術。

三、整治技術選擇的步驟

在整治調查與可行性評估之後，將進行整治技術的選擇步驟，經過一連串討論與評估，將訂定決策紀錄(record of decision, ROD)，之後進行整治工程設計，展開實際的整治工程。整治工程設計及整治工程進行期間均可對整治技術重新評估選擇，但篩選評估的過程均不能背離該遵守的原則。

(一) 篩選評估準則

整治技術方案篩選分析可依據效能評估、可履行性評估與成本評估 3 大項廣泛的基準進行。在進入細部分析的階段，整治技術可與特定考量準則及其個別的因素對比，例如美國環保署即列出 9 大準則^[4]做為對應的項目，其中包括：

1. 整體對人體健康與環境的保護；
2. 符合適用性或相關合理的要求(applicable or relevant and appropriate requirements, ARARs)(如法規要求)；
3. 長期整治成效與永久性；
4. 整治處理後能降低污染物之毒性、移動性與其體積；
5. 短期整治成效；
6. 可履行性；
7. 整治成本費用；
8. 主管機關接受程度；
9. 社區與民眾的接受度。

篩選時所採用的基準與上述 9 項準則之間的關係則可以進一步以圖 6-2 加以說明。因此進行整治技術選擇評估時，執行可行性評估的人應對於各項準則有相當程度的了解，才能在分析時確實掌握方向。整治技術抉擇的門檻因素包括必須能對人體健康與環境進行保護與符合適用性或相關合理的要求品質，以作為選擇的基本條件；第 3 項至第 7 項準則為主要衡量因素，作為權衡各項選擇的主要協調要素；而主管機關與民眾的接受度將作為選擇修正的因素，將參考公眾意見或有新資訊、新穎技術而變更。以下將繼續針對篩選評估的 3 大基準進行說明。

1. 效能評估

篩選評估的關鍵面向是各種整治技術在保護人體健康與環境的成效。每一項整治技術應該就其可達到之降低污染物毒性、移動性或體積成效加以評量，同時短期與長期效應均要被列入考量。所謂的短期效應是指工程營造與建置期間，而所謂的長期效應則是指整治行動完成之後的期間。至於污染物毒性、移動性或體積降低成效是指採用該項整治技術所能改變的有害污染物或受污染介質之特性以及所能降低與之相關的威脅或風險。

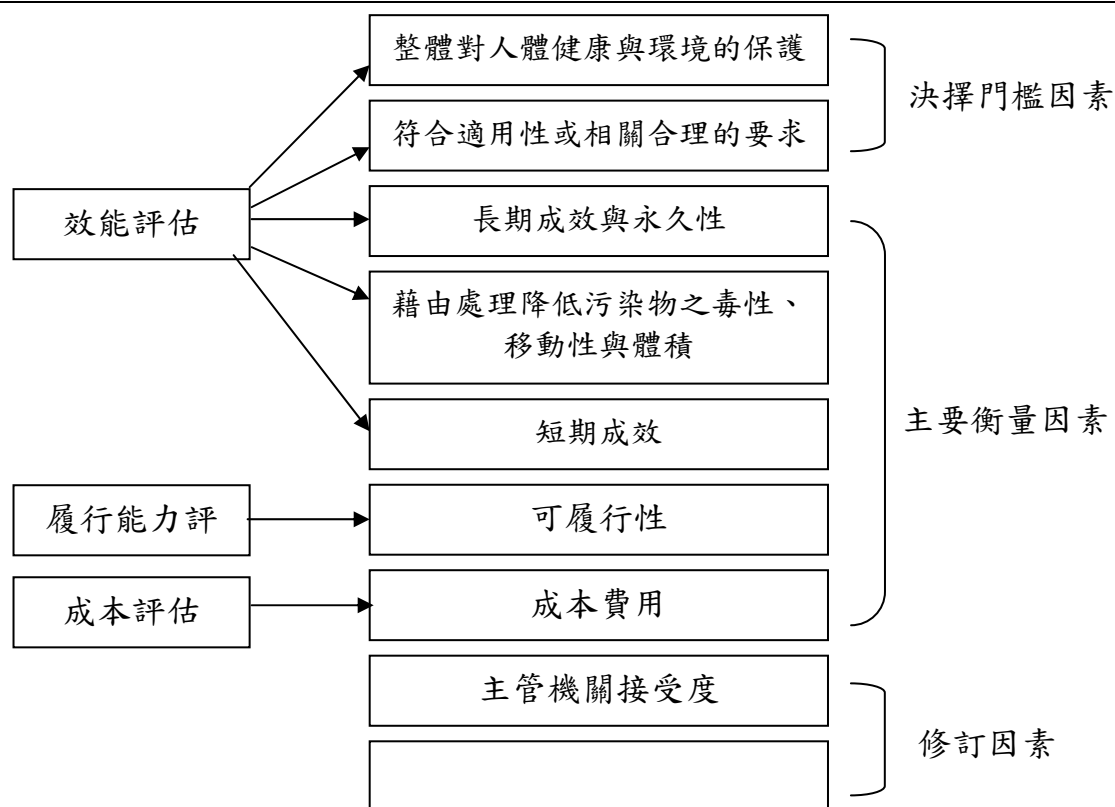


圖 6-2 初步篩選與細部分析準則間之關係^[2]

2. 履行能力評估

可履行性在評估過程中是用於評量特定場址條件下，適切之程序選項的組合，其包括建造、操作與維護整治行動的技術與行政之可行性評量。所謂技術可行性是指得以建造、穩定操作與符合技術專屬之程序規範(包括操作、維護、更換與監控整治技術的各項技術單元)。行政可行性則是指能取得其他主管單位許可的能力、整治技術的可取得性、具備後續需貯存或處置的容量，以及能獲得特殊設備與專家的需求。

當一項整治技術被認定不可行，通常在初步篩選即被排除，而不會被進一步的考慮。對行政可行性的負面影響因素，通常會涉及透過協調的方式來降低對整治技術之負面衝擊，但並不一定會將該項整治技術排除。

3. 成本評估

整治技術篩選另一項評估基準為成本評估，而評估的項目包括整治方案的規劃設計費、整治工程硬體設備費用、整治工程操作維護費(需考量稅率及通貨膨脹因素)，以及後續週期性費用，如整治設備的故障或更換、系統設備的拆解與場址的復原、應變計畫及後

續監測計畫等。花費成本的因素將決定污染物的整治目標值，同時決定該技術是否具不實用性，但有時也會因場址關係人的財務狀況或場址的現值而改變整治成本評估結果。由於在篩選整治技術時所存在之各項因素數據的不確定性，一般而言在訂定決策記錄時，整治成本一般估算偏差會在-10 %至+15 %之間，屬於合理的範圍，而在整治行動時對成本的估算在細部分析下，其偏差範圍會擴大到-30 %到+50 %之間^[5]。成本評估過程中，應該納入敏感度分析，以確保掌握偏差範圍，而敏感度分析項目應包括整治行動的有效期限、操作維護費用、整治期間的時程、場址的特性(如污染物數量)及通貨膨脹等因素。場址整治計畫的基本資料可利用美國發展的歷史費用分析系統(historical cost analysis system, HCAS)輸入，該系統同時能將整治工作區分結構(work breakdown structure, WBS)逐一分項進行費用分類，方便整體成本費用的估算。而一般實際經驗各項整治技術的花費可參考美國環保署整理的資料庫 Vendor Information System for Innovative Treatment Technologies (VISITT) database^[6]，該資料庫目前版本為 6.0 版，其中含括 204 個廠商資料及 325 個新穎處理技術的使用，廣為跨國際人士所使用，資料庫中針對整治計畫的經驗費用進行列舉說明；而對於較特定技術的單價則可參考美國環保署的文獻^[7]。在經過成分的細部分析後，整治技術方可作為整治方案的選擇。

(二) 篩選考量要項

整治技術的選擇除了依據以上的準則評估外，亦需考量以下特定的要項：

1. 考量因子包括主要及次要威脅污染物的特性與污染程度，受污染介質的種類與體積數量，以及場址的現狀，如建築物及道路等與土地使用型態，場址區域地理環境及氣象等因素。
2. 污染處理所使用的方式包括現地處理、現場處理、離場處理模式，有些處理技術僅適用於特定模式，而並不適用於其他。
3. 部分次要威脅低程度污染物有時可使用隔絕方法，避免污染的傳輸，同時隔絕亦可減少整治工程直接處理所需的耗費，而處理所剩下的殘餘物與未處理的廢棄物質或許有處置的必要性，其運送距離與方法皆列為評估項目。
4. 整治工程期間所產生的空氣污染排放，以及設備尾氣處理之必要性

皆列為評估的要項，其不僅牽涉到人體的健康風險問題，同時也影響整治技術的成本考量。

5. 技術執行的困難度與達成整治目標所需時程的評估，整治的時程可能受整治技術之限制，如設備大小與處理量、最大處理成效以及處理系統的取得難易度所影響。
6. 法令許可及其所產生的限制，諸如整治程序的尾氣處理所可能需要的排放許可，以及產生的廢水排放至工業區綜合污水處理廠的污染物(如化學需氧量)總量限制問題，均屬於此類的考量因素。

(三) 整治技術組合之可行性

當個別整治技術經過 RI/FS 的篩選，及利用上述基準與考量要項的評估後，認定場址污染整治方案或許需要使用多項技術結合成為整治列車(treatment train)，在同時或分階段執行整治工作。然而並非所有整治技術都適合或適用於整治列車中，例如整治技術中使用的電動力分離法(electrokinetic separation)可涵蓋於整治技術列車中，但具有可獨立操作的特質之植生復育及固化/穩定化技術則不必要具備於整治技術組合中，美國政府機關所組合的單位 The Federal Remediation Technologies Roundtable(FRTR)^[8]曾探討並結論出現地及非現地整治技術篩選的結果並做成資料矩陣，針對不同污染物質特性，將可能使用的整治技術除了依發展應用的狀況、殘餘物產生的可能性、硬體經費或操作維護費較著重的狀況、目前已可利用性、系統操作維護的可靠性、整治所需時間、整體費用進行評價區分等級，此外亦將個別整治技術列為整治列車組合的可能性明確定義說明。因此由各項整治技術如何結合成為整治列車，考量的因素如下所列：

1. 整治技術的獨立性。
2. 整治技術結合時連結介面的可靠性。
3. 各項整治技術的互補性，用以處理不同污染物。
4. 是否減少殘餘物質與未處理廢棄物質數量。
5. 整治技術結合時是否更容易操作與維護。
6. 整治技術結合時是否更容易達成整治目標。
7. 結合後是否可節省經費與時程。

6.2 控制與整治計畫研擬

一、法令依據

依據土污法第 11 條之規定[9]，在主管機關對於有土壤與地下水污染之虞的場址進行調查評估後，如發現污染物濃度超過污染管制標準，則該場址將被公告為「控制場址」，另若經過初步評估程序，確對國民健康及環境造成威脅時，則可報請中央主管機關審核，公告為「整治場址」。依實際需要，主管機關得命污染行為人提出控制計畫。

另依土污法中第 16 條之規定，污染行為人在場址公告為整治場址後，應依據場址調查評估結果(土污法第 12 條)，訂定土壤與地下水整治計畫，並經主管機關審查核定後，據以實施。

二、控制計畫的研擬

土壤與地下水污染控制或整治計畫的內容，分別於施行細則[10]第 14 條與第 21 條中有明確之規範，其應包含之事項如表 6-1 所列。

表 6-1 土壤與地下水污染控制計畫與整治計畫之內容

事項	控制計畫	整治計畫
計畫提出者、撰寫者及執行者資料	✓	✓
計畫大綱		✓
場址基本資料	✓	✓
場址現況及污染情形	✓	✓
污染物、污染範圍及污染程度	✓	✓
整治基準或整治目標		✓
污染控制及防治方法	✓	
整治方法		✓
污染監測方式 (計畫)	✓	✓
污染防治計劃		✓
工地安全衛生管理 (計畫)	✓	✓
控制結果之驗證方式	✓	
整治完成之驗證計畫		✓
整治經費預估		✓
計畫執行期程	✓	✓
其他經主管機關指定之事項	✓	✓

於 93 年 8 月環保署分別公布「土壤及地下水污染控制計畫撰寫指引」與「土壤及地下水污染整治計畫撰寫指引」，進一步將相關計畫書之研擬以及應包括之內容提供明確的準則。

下就污染控制計畫相關之研擬內容說明之：

(一) 計畫提出者、撰寫者及執行者資料

計畫提出者可為控制場址污染行為人、所在地主管機關、計畫實施者為或法人提出者。惟若由法人為計畫提出者則應提供法人、負責人及專案經理人之資料。計畫撰寫者為計畫提出者或委由他人(如技師事務所、顧問公司、工程公司等)負責撰寫。計畫執行者同樣可由計畫提出者自行執行或委由他人(技師事務所、顧問公司、工程公司及其他國內外相關單位或機構)執行。惟不論是撰寫或執行是委由他人負責者，均應提出與執行人之委辦證明文件及其相關資料(公司證照、負責人資料、營業項目、相關經驗與實績等)。

(二) 場址基本資料

場址之基本資料應包括場址公告資料、場址名稱及地址、地號或位置、污染行為人資料以及場址配置。其次應詳細說明目前之營運狀況，諸如潛在產生污染之製程、原物料、產品與廢棄物等均需對其生命週期循環提供正確的資訊，亦有利於場址污染源的判別。

此外，應提供場址相關之歷史資料，包括場址沿革與歷史調查資料等。依照撰寫指引的要求，歷史資料的回溯期間至少 10 年。特別是過去曾發生之緊急應變事件、調查與監測資料與違反環保法規之事件。若因人事變動或相關資料未能符合回溯期間之需求，可以採用訪談久任人員的方式，補充相關資料不足之處。

(三) 場址現況及污染情形

相對於場址歷史資訊的說明，於此應先針對場址之現有條件加以說明，說明內容至少應包括地理條件、地質條件、氣象條件、水文與水質狀況的描述，以及週界環境敏感受體的鑑別與分析，並對目前之污染情形簡要說明，此項資料應能顯現場址的特性為重點。

(四) 污染物、污染範圍及污染程度

本項應針對污染的狀況進行詳盡的描述，重點包括關切污染物及其特性與污染範圍及污染程度。利用場址調查結果(歷史數據與補充調查)說明污染的狀況(污染範圍與污染源)。同時，依據污染

物特性及場址特徵，說明土壤系統及地下水系統的污染情形及污染物的行為。以土壤系統而言，應分為土壤及土壤氣體兩部分說明，地下水系統應分為溶解相、污染源以及自由相(若存在)說明。接著整合土壤與地下水系統資訊，進行推估分析(如利用數學模式)，藉以描繪出污染範圍與可能的擴散狀況。

(五) 污染控制及防治方法

應分別說明土壤污染及地下水污染的污染控制及防治方法。污染控制所採取之處理技術，若無場址先導試驗資料可佐證，至少應採擷國內外相關實場、模場文獻資料評估說明處理效率等技術的可行性。

污染控制及防治方法說明內容應包括：

1. 控制方法說明。
2. 控制方法細部規劃。
3. 控制方法的經費預估。
4. 污染防治計畫。

同時對於控制計畫執行期間的二次污染控制與預防措施之規劃應一併考量，以防範場址在控制計畫執行期間對環境造成負面之影響。

(六) 污染監測方式

監測計畫應包括場址污染監測計畫與場址周圍環境監測計畫，前者為針對場址內土壤與地下水之監測計畫，後者則為場址邊界外的監測計畫(如場址放流水質、地表水質、空氣品質、施工噪音與振動等)。此外，監測計畫亦需注意控制方案所需之設備、儀器、機械、材料及相關設施等，在運作期間，可能對污染場址及其周圍環境生態所產生的影響。

另外，監測計畫內容應說明監測點數目及其相關位置、環境監測類別、採樣頻率、樣品採樣方法、檢測方法與程序、品保品管及樣品運送程序等，而監測檢驗測定均應依土污法第 10 條及相關規定辦理。

(七) 工地安全衛生管理

控制計畫執行期間應依「勞工安全衛生法」等相關規定訂定工地安全衛生計畫，擬定安全衛生工作守則，詳列安全衛生注意事

項、實施作業環境測定，並防範人為意外與災害發生及對於緊急事故之應變措施等。此外，應妥慎規劃有關人員參觀之安全及場址保全工作。

(八) 控制結果的驗證方式

控制結果的驗證方式是為驗證控制過程是否依據控制計畫內容所訂定各階段期程執行及場址污染物濃度是否達到控制計畫之目標。驗證事項之查核方法是由控制計畫實施單位提出，經監督小組審查同意後執行。監督小組亦得提出相關、合適之查核方法，以補不足之處。所應提出驗證內容至少應說明：

1. 驗證單位
2. 關切污染物之控制計畫目標
3. 各階段之驗證項目與方法

相關之驗證作業程序之詳細說明，請見 6.3 節。

(九) 計畫執行期程

控制計畫期程的規劃，應說明控制計畫設計與執行所需時間、達到計畫目標之期程以及實際操作與運作時間。同時應設定計畫執行期間之里程碑，以利進度查核。

三、整治計畫的研擬

由表 6.2-1 可見，污染整治計畫書的內容與污染控制計畫書有多項相同或類似之項目，同時規範整治目標、整治方法與整治成效等整治計畫核心項目，例如整治目標即為整治技術篩選的重要準則(見 6.1 節)。以下即就污染整治計畫相關之研擬內容加以說明。

(一) 計畫提出者、撰寫者及執行者資料

計畫提出者可為整治場址污染行為人、所在地主管機關、計畫實施者為或法人提出者。惟若由法人為計畫提出者則應提供法人、負責人及專案經理人之資料。計畫撰寫者為計畫提出者或委由他人(如技師事務所、顧問公司、工程公司等)負責撰寫。計畫執行者同樣可由計畫提出者自行執行或委由他人(技師事務所、顧問公司、工程公司及其他國內外相關單位或機構)執行。惟不論是撰寫或執行是委由他人負責者，均應提出與執行人之委辦證明文件及其相關資料(公司證照、負責人資料、營業項目、相關經驗與實績等)。

(二) 計畫大綱

計畫大綱是針對整治計畫書之內容進行摘要性的描述，主要應擷取的內容包括：

1. 場址名稱及地址、地號或位置
2. 污染物及污染情形
3. 污染物整治基準或整治目標
4. 整治方法概述
5. 整治計畫期程

(三) 場址基本資料

場址基本資料應包括場址公告資料、場址名稱及地址、地號或位置、污染行為人資料以及場址配置。其次應詳細說明目前之營運狀況，諸如潛在產生污染之製程、原物料、產品與廢棄物等均需對其生命週期循環提供正確的資訊，亦有利於場址污染源的判別。

此外，應提供場址相關之歷史資料，包括場址沿革與歷史調查資料等。依照撰寫指引的要求，歷史資料的回溯期間至少 10 年。特別是過去曾發生之緊急應變事件、調查與監測資料與違反環保法規之事件。若因人事變動或相關資料未能符合回溯期間之需求，可以採用訪談久任人員的方式，補充相關資料不足之處。

(四) 場址現況及污染情形

相對於場址歷史資訊的說明，於此應先針對場址之現有條件加以說明，說明內容至少應包括地理條件、地質條件、氣象條件、水文與水質狀況的描述，以及週界環境敏感受體的鑑別與分析，並對目前之污染情形簡要說明，此項資料應能顯現場址的特性為重點。

(五) 污染物、污染範圍及污染程度

本項中則應針對污染的狀況進行詳盡的描述，重點包括關切污染物及其特性與污染範圍及污染程度。利用場址調查結果(歷史數據與補充調查)說明污染的狀況(污染範圍與污染源)。同時，依據污染物特性及場址特徵，說明土壤系統及地下水系統的污染情形及污染物的行為。以土壤系統而言，應分為土壤及土壤氣體兩部分說明，地下水系統應分為溶解相、污染源以及自由相(若存在)說明。接著整合土壤與地下水系統資訊，進行推估分析(如利用數值模

式)，藉以描繪出污染範圍與可能的擴散狀況。

(六) 整治基準或整治目標

此項內容應包括以下各子項之說明：

1. 整治基準或整治目標
2. 整治基準或整治目標之研擬說明，必要時可以採用風險評估的研擬方式

(七) 整治方法

整治方法的說明應針對整治技術與實際場址特性之相容性與可行性(處理技術若無場址先導試驗資料可佐證，至少應採擷國內外相關實場、模場文獻資料評估說明處理效率等技術的可行性)。當提出人為污染行為人或污染土地關係人時，其說明項目應包括：

1. 整治篩選方法說明
2. 整治方法細部規劃

若整治計畫是由所在地主管機關提出時，其說明項目應包括：

1. 整治方法篩選比較並經過評估標準或準則之分析以選擇最佳場址整治方案
2. 最佳整治方案的結論與細部設計規劃

如遇特殊情況導致無法進行模場試驗或需更詳細資料時，造成無法辦理整治方法細部規劃或決定整治方法時，可說明理由，經主管機關同意後，另定期提出整治方法細部規劃。

(八) 污染監測計畫

監測計畫應包括場址污染監測計畫與場址周圍環境監測計畫，前者為針對場址內土壤與地下水之監測計畫，後者則為場址邊界外的監測計畫(如場址放流水質、地表水質、空氣品質、施工噪音與振動等)。此外，監測計畫亦需注意控制方案所需之設備、儀器、機械、材料及相關設施等，在運作期間，可能對污染場址及其周圍環境生態所產生的影響。

另外，監測計畫內容應說明監測點數目及其相關位置、環境監測類別、採樣頻率、樣品採樣方法、檢測方法與程序、品保品管及樣品運送程序等，而監測檢驗測定均應依土污法第 10 條及相關規

定辦理。

(九) 污染防治計畫

應說明整治計畫執行期間對空氣污染、水污染、噪音與振動或其他污染等問題所實施之預防措施，以防範污染場址在整治期間因整治工程而造成二次污染與對環境之傷害。

(十) 場址安全衛生計畫

整治計畫執行期間應依「勞工安全衛生法」等相關規定訂定工地安全衛生計畫，擬定安全衛生工作守則，詳列安全衛生注意事項、實施作業環境測定，並防範人為意外與災害發生及對於緊急事故之應變措施等。此外，應妥慎規劃有關人員參觀之安全及場址保全工作。

(十一) 整治完成之驗證計畫

整治結果之驗證方式是為驗證整治過程是否依據整治計畫內容所訂定各階段期程執行，以及場址污染物濃度是否達到整治計畫之目標。驗證事項之查核方法是由整治計畫實施單位提出，由監督小組審查同意後執行。監督小組亦得提出相關、合適之查核方法以補不足之處。所應提出驗證內容至少應說明：

1. 驗證單位
2. 標的污染物之整治計畫目標
3. 各階段之驗證項目與方法

相關之驗證作業程序之詳細說明，請見 6.3 節。

驗證程序同時應說明為整體驗收或分階段驗收，並提出驗證事項及驗證方法。驗證項目與方法則應區分為土壤污染、地下水污染。

(十二) 整治經費預估

除了應推估整治方案所需總金額、每年操作維護(O&M)費用及目前總價值、折舊率(標準折舊率 7 %)等，說明整治年限中所需之經費。此外亦須說明整治經費來源，且若為使用土壤及地下水污染整治基金者，則應說明預估整治經費。

(十三) 整治期程

整治計畫期程的規劃，應說明整治計畫設計與執行所需時間、

達到計畫目標之期程以及實際操作與運作時間，同時應設定計畫執行期間之里程碑以利進度查核。

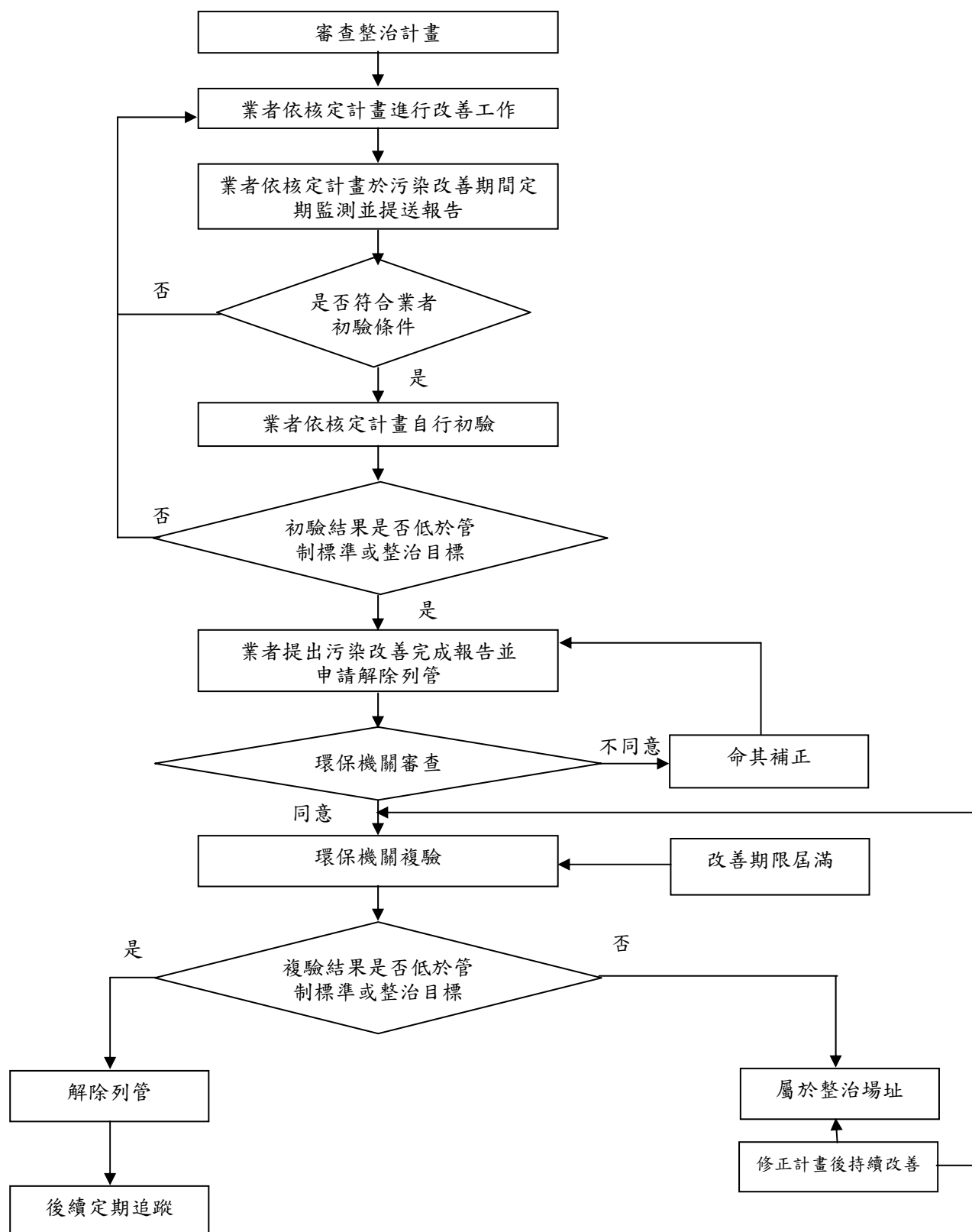
有關污染控制計畫與污染整治計畫研擬的進一步說明，建議可參考環保署相關之撰寫指引^{[11][12]}。

6.3 環保機關控制與整治計畫審查與驗證作業程序

環保機關於業者提出污染控制或污染整治計畫時，針對場址調查結果與改善方法的合理性與可行性進行審查，同時依據污染控制計畫撰寫指引與污染整治計畫撰寫指引之內容，審查其中污染改善完成之驗證計畫或方式之完整性。相關的驗證作業流程如圖 6-3 所示。

原則上，驗證計畫是併同污染控制與污染整治計畫審查，而控制計畫或整治計畫經過主管機關審查核定之後，業者即可進行改善或整治工程的進行，並定期提供監測資料，監測頻率一般可為月報或季報的方式訂定之，監測項目則應以污染控制與污染整治計畫中所定之標的污染物為主。

業者在進行初驗之前應在改善期間至少有 3 次的監測結果低於管制標準或整治目標方可符合初驗的條件，且每次的間隔至少要達 1 個月以上，以確認污染物沒有濃度回升(rebound)的狀況。如果初驗結果合格，即可提出污染改善完成報告，申請解除列管。經主管機關或審查小組核定後，且通過複驗之機制，即完成驗證之程序。惟當複驗結果未能符合管制標準或整治目標的要求時，則需持續進行改善。倘若為控制場址，則將再次進行初評，並依現況判定應以污染場址或控制場址予以列管。

圖 6-3 污染改善完成驗證作業流程^[13]

6.4 整治施工承包商評估及選擇

一、考量重點

整治工程規劃設計與建置規模取決於所需執行之調查工作與採用之整治工法而有相當程度的差異，同時依據所訂定之整治目標，所承擔之風險亦有不同的，因此在評估施工承包商的過程應著重於經濟面、技術面、工程品質與風險承擔能力。以下有關承包商之評估與選擇方法，主要是參考美國專案管理學會之專案管理指引^[14]。

二、承包商的選擇

在選擇承包商的流程之中，除了最基本的成本或價格之外，還應需要評估下列可能因素：

- (一) 雖然價格是重要考量，但即時交付成品的能力同樣會影響成本，如果事實上承包商無法及時交付產品，其所涉及之內部與外部失敗成本應被納入考量，而所建議的最低價格就未必是最低成本。
- (二) 建議書為評估承包商的重要依據，其內容往往分成技術面(方法)與商業面(價格)二大部分，二者應該單獨評估。
- (三) 關鍵產品或關鍵技術的提供能力。
- (四) 可依據初步建議書篩選合格的承包商，然後再以更詳盡與更全面的建議書進行評估。

至於選擇與評估承包商的主要依據包括：

- (一) 計畫建議書的品質。
- (二) 承包商過所提供之服務的樣品或案例，以此做為評估其能力與產品品質。另可審查承包商組織過去來往的歷史紀錄。
- (三) 選擇評估要件用於評定承包商之建議，並可以量化之標準予以評分，而常用的要件包括對於整治工程之需求的了解、總成本或生命週期、技術能力、計畫管理能力與財物實力等。
- (四) 企業組織的策略往往也會影響評估的思維。

於選擇承包商時可以採用的工具與技巧亦相當多元，例如透過合約協商的方式清楚規範責任與權限、適用的條款與法律、技術和經營管理方法以及價格等。為能進一步量化評估的數據，可以採用加權系統，突顯真正重要之考量因素，並減少個人偏見影響對承包商的選擇。

建構篩選系統主要是透過對於評估要件設定最低的需求，發揮初步篩選的功能，例如於邀標書中設定計畫參與人員資格、承包商之資本額、保險要求等。在成本估算上，可以於內部制定獨力估算的能力，並依承包商之工作說明書進行獨立估算，若與承包商之落差過大，即可顯示工作明書不夠明確或是在工作內容期望上有所誤解，可以即早對於價格進行協商，依照其特質，此獨立估算的價格可稱為合理成本預估值。在確定所選擇承包商後，即應透過合約管理(合約泛指合約、協議書、採購單或備忘錄等)，讓雙方的共識落實於法律層面，透過合約方能建立雙方之法律關係，並以文件保證承包商之服務能夠滿足已經辨識之需求。

除了以上一般性的考量之外，針對整治技術篩選與方案的擬定過程，各階段亦有其較特殊之因素(如法規需求、技術條件等)，可以在承包商的評估程序中一併納入，茲於表 6-2 中列出部分的因子作為參考。

表 6-2 承包商選擇之特殊考量因子範例

整治技術/方案工作階段	特定考量因素
定義 RI/FS 的範疇	• 專業人員之廣度 • 對於法規之熟悉程度 • 風險鑑別與管理策略之成熟度
場址特性調查	• 土壤與地下水採樣認證 • 土壤與地下水分析認證 • 評估人員資格專業證明 • 對品保/品管的認知與負責態度
整治技術開發與篩選	• 相關整治技術的建置經驗 • 整治技術之掌握度 • 具備修改技術與工程建置之能力 • 技術研究與開發之能力
可處理性測試	• 實驗室規模驗證能力 • 模場建置之能力與經驗
整治技術細部分析	• 所掌握之核心技術的多元性 • 整治技術整合能力 • 對於整治目標達成之承諾度
整治行動階段	• 具備類似整治計畫經驗 • 具有整治技術與設備 • 具備計畫執行的熱誠度、配合度與承諾度

參考文獻

1. USEPA, Rules of Thumb for Superfund Remedy Selection, Office of Solid Waste and Emergency Response, EPA 540-R-97-013, 1997.
2. USEPA, Guidance for Conducting Remedial Investigations and Feasibility Studies Under CERCLA, EPA/540/G-89/004, OSWER Directive 9355.3-01, 1988.
3. USEPA, Expedited Site Assessment Tools For Underground Storage Tank Sites-A Guide For Regulators, EPA 510-9-97-001, United States Environmental Protection Agency, Washington DC, USA, 1997.
4. USEPA, A Guide to Selection of Superfund Remedial Actions, Office of Solid Waste and Emergency Response, 9355.0-27FS, 1990.
5. US Army Corps of Engineers, A Guide to Preparing and Reviewing Remedial Action Reports of Cost and Performance, EP 1110-1-19, 2001.
6. USEPA, Vendor Information System for Innovative Treatment Technologies (VISITT) database, Technology Innovative Office.
7. USEPA, The Guide to Documenting and Managing Cost and Performance Information for Remediation Projects, EPA 542-B-98-007, 1998.
8. The Federal Remediation Technologies Roundtable (FRTR), The Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 3, 1997.
9. 行政院環境保護署，土壤及地下水污染整治法，民國 92 年 1 月。
10. 行政院環境保護署，土壤及地下水污染整治法施行細則，民國 90 年 10 月。
11. 行政院環境保護署，土壤及地下水污染控制計畫撰寫指引，民國 93 年 8 月。
12. 行政院環境保護署，土壤及地下水污染整治計畫撰寫指引，民國 93 年 8 月。
13. 行政院環境保護署，油品類儲槽系統污染改善完成驗證參考作業手冊，民國 95 年 5 月。
14. PMI, Project Management Body of Knowledge-2000 Edition, Project Management Institute, Newtown Square, PA 19073-3299 USA, 2000.

第七章 土污法對產業影響及因應對策

本章將說明土污法中有關整治費徵收、工廠土地移轉、設立、停業或歇業之土壤污染檢測規定、土壤或地下水污染場址之列管作業程序，以及土污法相關訴願程序或行政訴訟等，以業者之角度，提出當事業被通知查證、被通知改善、被列為控制、整治場址，或進行土地移轉、設立、停業、歇業時，於各種適法狀況下之因應對策，供產業界人士參考使用。

7.1 土壤及地下水污染整治費之徵收

土污法第 22 條之規定：「中央主管機關為整治土壤、地下水污染，得對指定公告之化學物質，依其產生量及輸入量，向製造者及輸入者徵收土壤及地下水污染整治費」。據此，環保署遂依據法律之授權，公告「土壤及地下水污染整治費收費辦法」（以下簡稱收費辦法）及「土壤及地下水污染整治費徵收種類與收費費率」，並自 90 年 11 月 1 日起施行。

土壤及地下水污染整治費申報作業相關說明如下：

一、徵收對象

整治費收費對象為環保署指定公告之 6 類 125 種化學物質，包括 51 種石油系有機物、33 種含氯碳氫化合物、17 種非石油系有機化合物、2 種農藥類安殺番及苯甲氯、20 種重金屬及重金屬化合物及其他類 2 種氰化鈉及氰化鉀等之製造或輸入者。

二、整治費費率

請至行政院環保署土壤及地下水污染整治基金會(以下簡稱土基會)網站(網址：<http://ww2.epa.gov.tw/SoilGW/index.asp>)查詢。

三、整治費繳納

整治費採按季徵收，徵收對象每年 1 月、4 月、7 月及 10 月底前自行申報繳納前季整治費，每季申報時依規定格式填具土壤及地下水污染整治費申報書、化學物質產生量與整治費申報明細(只輸入未產製之業者免填)或(及)化學物質輸入量與整治費申報明細，連同化學物質產生量統計報表或化學物質進口報單及繳費收據影本，寄至土基會。或於每季徵收期限之當月(例如 4 月 1 日至 4 月 30 日申報 1 月至 3 月之整治費)經由網路申報，網址為 <http://soilweb.utrust.com.tw/>，再將繳費收據影本及產製報表(僅輸入者免附)寄至土基會。

四、整治費計算

$$\begin{aligned}\text{整治費費額} &= \Sigma[\text{當季個別化學物質應繳納整治費費額(元)}] \\ &= \Sigma[\text{化學物質產生量或輸入量(公噸)} \times \text{費率(元/公噸)} \times \\ &\quad (1 - \text{免徵比例})]\end{aligned}$$

若繳費人未於期限內繳納費用，應依土污法第 33 條及收費辦法第 13 條規定加計利息。

五、整治費繳納方式

應繳納整治費金額由繳費人自行計算，並至金融機構以匯款方式繳費，匯入中央銀行國庫局。每季正常申報之 1 筆手續費(金融機構所稱手續費包括手續費與金資中心應付帳款兩部分)採內含方式(內含於應繳整治費內)，繳費義務人需先向銀行詢問手續費後，將應繳納整治費扣除手續費金額填入匯出匯款金額欄位。亦即每季由環保署僅負擔 1 筆手續費，第 2 筆以上(例如原繳款金額不足，再匯 1 次或補繳整治費等)之匯款手續費由繳費人負擔。繳款人將繳費收據影本與申報資料一併寄至環保署申報，繳費收據正本留存做為列報費用之用。

六、整治費申報

(一) 免徵比例之申請

對指定公告化學物質之產製者，依據收費辦法第 6 條規定，繳費人得檢具應徵收整治費化學物質之產製原料及製程內容說明，詳列直接產製原料已繳納整治費之成本百分比，連同免徵比例申請書及繳費收據與直接產製原料已繳納整治費證明書向環保署申請核定免徵比例。免徵比例經核定後，若製程及物種費率未更改，可繼續沿用。

(二) 出口退費申請

依收費辦法第 9 條，已繳納整治費之化學物質於出口時，其繳費人得依當季實際出口數量，檢具出口報單及該化學物質已繳納整治費單據，向環保署申請退還其已繳納整治費費額之 95%，並得充作其後應繳納費額之一部分。

若出口化學物質適用經核定之免徵比例扣抵整治費者，其直接產製原料繳納之整治費得併入其已繳納整治費費額計算出口退費。

申請出口退費者，若直接產製原料向已繳納整治費之業者購

買，出口業者應提出整治費轉嫁證明；無法提出轉嫁證明，則依出口業者實際繳納之整治費費額計算出口退費。

(三) 溢繳退費申請

依收費辦法第 4 條，溢繳者，充作其後應繳費額之一部分。依收費辦法第 8 條，繳費人歇業、停業或停止中央主管機關指定公告化學物質之製造或輸入者，應自事實發生之日起 30 日內檢具其應繳納整治費之結算資料，並檢附環保署核發之溢繳通知，向環保署申請停止徵收並退還溢繳之費額。

(四) 整治費繳費結算不足之催繳

依收費辦法第 4 條，經中央主管機關審查，其結算不足者，應於次季補足其差額。

(五) 逾期未申報之催告

為恪盡事業之環境與社會責任，逾期未申報整治費時，請事業單位收到催告通知時，儘速繳費申報(逾期者依土污法第 33 條及收費辦法第 13 條論處)。

(六) 投保環境損害責任險或等同效益之保險者年度退費申請

依收費辦法第 10 條，繳費人投保環境損害責任險或等同效益保險，得以會計年度為計算單元，填具退費申請書，於每年 6 月 1 日起至 7 月 31 日止，檢具保險契約書及前一年度保險費繳費單據，向環保署提出申請；經審查核定者，其退費金額，以其前一年度實際繳納整治費費額之 5% 為上限，並得充作其後應繳納費額之一部分。

(七) 新投資於預防土壤及地下水污染有直接效益之設備或工程年度退費申請

依收費辦法第 11 條，繳費人新投資於預防土壤、地下水污染有直接效益之設備或工程所支出費用，得以會計年度為計算單元，填具退費申請書於每年 6 月 1 日起至 7 月 31 日止，檢具相關投資內容說明及前一年度費用支出證明文件，向環保署提出申請。其退費金額，以其前一年度實際繳納整治費費額之 20% 為上限，並得充作其後應繳納費額之一部分。符合新投資於預防土壤、地下水污染有直接效益之設備或工程項目如表 7-1 所示。

**表 7-1 符合土污法第 11 條第 1 項之新投資於預防土壤、地下水污染
有直接效益之設備或工程項目**

工程項目	細項分類
一、儲槽區、加油站之洩漏預防	(一) 儲槽本體及儲槽區以塑脂塗裝及包覆、鋪設防漏材質、陰極防蝕處理，以達到預防洩漏之目的，相關材料費及施工工程費。 (二) 攔污設施。 (三) 擋油堤。
二、置放區地面阻絕設施	(一) 攔污設施及油水分離設施。 (二) 水溝開欄。
三、廢水、廢液處理設施	(一) 輸送管線之防漏設施(例如：管溝增設鋼筋混凝土護槽、防溢堤)。 (二) 處理設施之防漏設備部分(例如：內部包覆、鋪設相關特殊材質等)。
四、廢棄物、污泥、廢水及廢液之儲存設施	(一) 廢水槽防漏設備部分(例如：內部包覆、鋪設相關特殊材質等)。 (二) 攔污設施。
五、金屬粉塵逸散預防	粉塵收集系統。
六、其它	前述所列 5 項之細項分類以外，符合收費辦法第 11 條規定之工程。

(八) 免繳納整治費之情形

依據收費辦法第 12 條，繳費人有下列情形之一者，得免繳納整治費：

1. 進口指定公告之化學物質，未經加工即轉口輸出，且未辦理通關手續者。
2. 進口指定公告之化學物質屬廣告品或貨樣者。
3. 當季應繳納整治費費額，未達新台幣一百元者。
4. 其他經中央主管機關指定公告者。

7.2 工廠土地移轉、設立、停業或歇業之土壤污染檢測規定

截至民國 95 年底，光電材料及元件製造業非為土污法第 8 條第 1 項及第 9 條規定之指定公告之事業，惟建議業者為避免因出售污染土地引起糾紛，及發生污染責任問題，於工廠土地移轉、設立、停業或歇業前，進行土壤及地下水污染調查有其必要性，不僅可釐清污染責任，亦為企業應盡之社會義務。

一、土壤污染檢測資料

依土污法施行細則第 7 條規定，土污法第 9 條所定之「土壤污染檢測資料」應包含下列項目：

(一) 事業基本資料

事業名稱及負責人、統一編號、地址、地政編號、土地使用類別、廠區配置圖、土地使用人、管理人或所有人及聯絡方式等。

(二) 事業運作情形

生產製程、使用原料、產品、污染來源、污染物種類與成分、處理情形及相關污染防治措施。

(三) 檢測及分析結果

檢測項目、採樣檢測方法、檢測數量及品保品管等。

(四) 檢測機構

機構名稱、地址及許可文件影本。

(五) 其他經主管機關指定之資料

為便於事業準備相關應檢具文件，茲依據施行細則第 7 條所定項目，訂定「土壤污染檢測資料」格式、內容及填寫說明供事業及相關單位參考。

二、工廠用地土壤污染檢測

(一) 委託執行單位

業者可考量委託專家顧問、技術顧問機構或檢測機構，協助工廠進行地土壤污染檢測相關工作，並依土污法第 10 條之規定，應委託經環檢所許可之檢測機構進行檢測，合格檢測機構資料可至環檢所網站(網址：<http://www.niea.gov.tw>)查詢。

在委託專家顧問、技術顧問機構或檢測機構之資格條件上，除土壤檢測分析工作須委由許可之檢測機構外，土污法對相關專業人員及機構尚未訂定相關資格條件。業者暫可依據專業人員及機構所提出之人員學經歷、過去曾執行環境場址評估或土壤、地下水污染調查工作之實績經驗等資料，選擇適當的專業人員及機構辦理。

(二) 土壤採樣方式

環保署為協助業者執行土壤污染檢測，研擬「環境場址潛在污染評估辦理事業用地污染檢測參考指引」與「網格法辦理事業用地土壤污染檢測參考指引」，供業者參考選用，相關參考指引可至環保署土基會網站(網址：<http://ww2.epa.gov.tw/SoilGW/index.asp>)下載。

1. 環境場址潛在污染評估辦理事業用地污染檢測參考指引

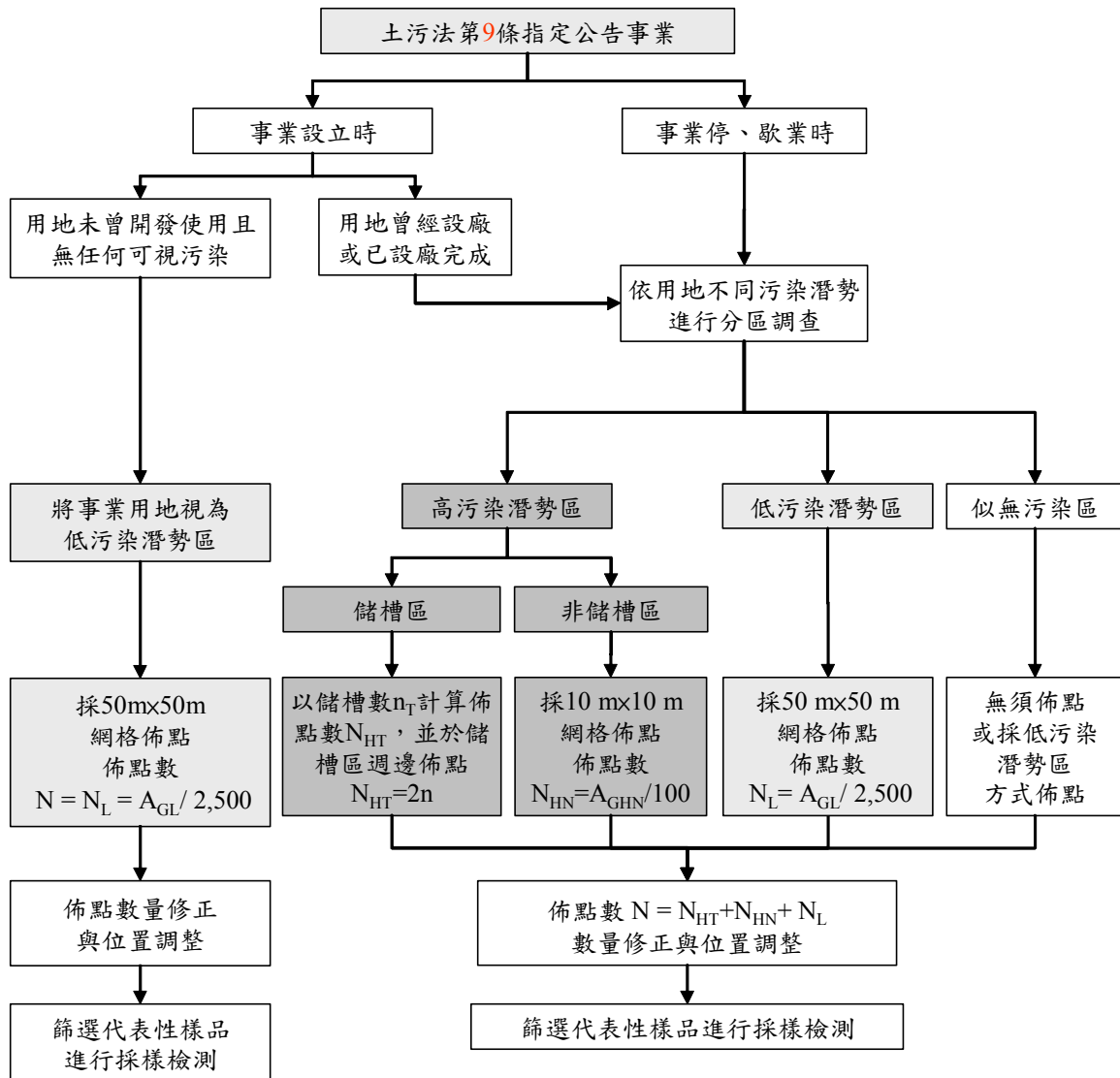
依環保署「環境場址潛在污染評估辦理事業用地污染檢測參考指引」建議之最少土壤採樣點數如表 7-2 所示。

表 7-2 環境場址潛在污染評估之最少土壤採樣點數^[1]

事業用地面積(A)	最少採樣點數
$A < 100$ 平方公尺	2
$100 \text{ 平方公尺} \leq A < 500$ 平方公尺	3
$500 \text{ 平方公尺} \leq A < 1,000$ 平方公尺	4
$1,000 \text{ 平方公尺} \leq A$	10

2. 網格法辦理事業用地土壤污染檢測參考指引

針對已設廠或曾經使用過之事業用地，可依其土地使用狀況與污染潛勢劃分為高污染潛勢區、低污染潛勢區與似無污染區分別進行調查規劃，分區規劃亦可參考「以環境場址潛在土壤污染評估辦理事業用地土壤污染檢測參考指引」執行資料審閱、場址勘查與訪談等程序後，綜合評析規劃。若事業於設立時，其用地未曾開發使用且無任何可視之污染，則得參考低污染潛勢區之網格調查方式辦理。有關網格法(儲槽區除外)採樣佈點之規劃流程如圖 7-1 所示。



A_{GHN} ：以10 m×10 m網格所涵蓋高污染潛勢區內非儲槽區之網格面積

A_{GL} ：以50 m×50 m網格所涵蓋低污染潛勢區之網格面積

N_{HN} ：高污染潛勢區內非儲槽區10 m×10 m網格佈點數

N_{HT} ：儲槽區佈點數

N_L ：低污染潛勢區50 m×50 m網格佈點數

N ：總佈點數

n_T ：總儲槽數

面積單位：平方公尺

註1：於採樣過程中，若發現由土壤外觀可明顯研判其物化性質異於場址或附近土壤性質時即應參採高污染潛勢區之調查佈點方式辦理或調整佈點數量與位置。

註2：土污法第8條第1項之指定公告事業若採本方式進行調查採樣時，採樣佈點數與檢測項目得依事業製程與用地現況特性，由土地移轉雙方自行協議決定。

圖 7-1 環保署網格法進行採樣佈點之規劃流程^[2]

(三) 土壤污染檢測項目擇定

1. 依事業實際運作時可能產生土壤污染管制項目，由土地移轉讓受雙方協議定之。
2. 經評估，工廠未曾運作可能產生土壤污染管制項目之化學物質時，則可考量不進行土壤檢測，惟如曾運作土壤污染管制項目以外，且國內、外研究發現具有危害人體健康之化學物質時，則考量檢測該污染物項目。

三、土污法第 8、9 條相關問題與因應對策

有關土污法第 8、9 條相關問題與因應對策，如表 7-3 所示。

表 7-3 土污法第 8、9 條規定之相關問題與因應對策^[3]

問題	因應對策
一、若事業新增購或是新租用一塊地新設製程廠房，這是否屬於新設立範圍？若是屬於新設立範圍，那所採樣的範圍是否應該涵蓋舊有廠區還是以新廠區為主？	若事業於廠區外新增購或租用一塊地新設廠房者，除需辦理工廠登記外，亦符合土污法第 9 條所稱設立前之時機。若事業於原廠區用地內新(擴)建廠房設施，且該廠房已符合工廠管理輔導法需重新申請工廠設立或登記者，則應針對該新(擴)建用地於整地施工前完成土壤污染檢測。
二、事業變更登記產業類別或產品增減時，是否亦需提具土壤污染檢測資料備查？若是的話，是否每一次辦理變更登記就必須整個廠區檢測一次？	依目前土污法第 9 條之規定，僅規範設立、停業或歇業前應進行用地土壤污染檢測，條文中並未將變更之時機納入，故事業僅進行基本資料之變更(如廠名、負責人姓名等)時，並不需提送土壤污染檢測資料備查之動作，惟若事業變更內容已符合各目的事業主管機關法規所規定應重新辦理設立之許可、登記、申請執照等相關行為時(如事業變更登記產業類別並需依工廠管理輔導法第 16 條第 3 項重新辦理設立許可或登記)，且變更後重新登記之事業類別屬於土污法第 9 條指定公告事業，則應進行用地土壤污染檢測及備查作業。

表 7-3 土污法第 8、9 條規定之相關問題與因應對策^[3] (續 1)

問題	因應對策
三、若事業將土地出租，是否受土污法第 8 條土地移轉應提供土壤污染檢測資料之規範？	土地承租如無涉及土地所有權(物權)之移轉，則不受土污法第 8 條之規範。惟為保障土地所有人之自身權益，建議以契約約定方式，要求土地承租人或使用人於終止租(使)用時提供土壤檢測資料以釐清污染責任。若承租人為環保署指定公告之 18 類事業，則所承租之土地移轉時，土地所有權人(即讓與人)應依土污法第 8 條規定提供土壤污染檢測資料。
四、若事業於土地移轉時依規定提供土壤污染檢測資料，內容與規格符合第 9 條資料規定之要求，且檢測後至下一事業新設立前無任何運作行為，則新設事業是否得以援用上一手事業提供之土壤污染檢測資料，不受 6 個月期限之限制？	土壤污染檢測作業之完成應於報請所在地主管機關備查前 6 個月內為之，惟事業若符合下列所有情形，且經所在地主管機關同意者，得於土壤污染檢測資料中載明理由後，不受 6 個月限制： 1. 自採樣日起用地內無從事任何運作行為。 2. 採取適當圍籬、區隔、監視或防護措施，確保無排放、洩露、灌注或棄置污染物於事業用地範圍內。 3. 毗鄰用地無潛在污染源存在，並可能導致污染物擴散傳輸至事業用地範圍內。 4. 檢測當時之事業與備查時之事業，其類別、製程及運作特性均相同。
五、公告附表所列之檢測項目並非所有事業皆有使用或產生，是否皆需檢測？若事業製程並不在公告範圍中，則應如何擇定檢測項目？	由於各事業之運作歷史、特性和使用原物料不盡相同，故建議事業應將相關運作資料委由具相關學經歷之專業人員或技術機構進行評析後，擇定應檢測之污染物項目。若評估後事業用地確未曾運作某項檢測項目，則可於「土壤污染檢測資料」中載明理由；但除規定之檢測項目外，事業亦應依其實際運作狀況增加污染物項目之檢測。此外針對土地移轉之時機，其土壤檢測項目建議由土地移轉雙方協議定之。
六、土壤污染調查採樣方式是否一定需依照網格法或環境場址潛在土壤污染評估(ESA)方式辦理？	有關環保署提供之「環境場址潛在土壤污染評估辦理事業用地土壤污染檢測參考指引」及「網格法辦理事業用地土壤污染檢測參考指引」僅供參考，事業仍應依其運作特性選擇適合之方式辦理土壤污染調查檢測。若經評估後有其他更適合之調查方式，則事業亦得參採，惟須於土壤污染檢測資料中提出說明。

表 7-3 土污法第 8、9 條規定之相關問題與因應對策^[3] (續 2)

問題	因應對策
七、事業用地位於廠辦大樓 2 樓以上無用地可供採樣，應如何進行檢測？	若事業場所全部用地均位於建築物內之 2 樓以上，而無土地可供土壤採樣，並經評估後確認事業用地確無污染之虞時，則可於土壤污染檢測資料中具明理由並檢附相關資料，送所在地主管機關備查。
八、事業機構若有執行土壤污染檢測工作需要時，可以委託哪些單位辦理？	依土污法第 10 條第 1 項規定，土壤及地下水污染檢測作業應委託由環保署核可的檢測機構執行。至於執行調查評估規劃之人員或機構，現行土污法中尚未限定其資格條件，惟建議事業宜委由具環境場址評估或土壤地下水污染調查實務經驗之專家或技術機構辦理場址評估與採樣規劃工作，可獲得較具客觀性及代表性之結果。相關人員或機構之資格條件，於環保署「環境場址潛在土壤污染評估辦理用地土壤污染檢測參考指引」中有說明，事業可於選擇時參考。
九、相關參考指引中提及土壤調查檢測的部分較多，而在地下水方面卻較少，檢測範圍是否應包括地下水在內？	目前土污法第 8 條及第 9 條僅規範提具用地土壤污染檢測資料，並未包括地下水，因此相關調查參考指引及檢測資料之內容並未將地下水污染物納入。但建議事業可依本身製程特性與用地狀況，增加地下水調查檢測，以更完整掌握用地環境狀況。
十、目的事業主管機關若無停歇業之相關規定，則停歇業前是否仍須進行土壤污染檢測並將檢測資料提送備查？	進行土壤污染檢測之意義在於藉由用地之調查檢測，儘早瞭解土壤污染狀況及作好預防或整治工作，於土地有污染情事發生時，可作為釐清污染責任之參考依據。另按照目前土污法第 9 條之公告內容，停業或歇業前之檢測時機並不僅限於向目的事業主管機關申辦停業或歇業時才需進行土壤檢測，而是包括事實認定情形；即只要事業事實上終止營業(運)或無繼續生產、製造、加工前，即需完成土壤污染檢測資料及提送所在地主管機關備查。
十一、土污法第 9 條是否有溯及既往？目前營運中之事業是否僅需於停、歇業前辦理土壤檢測即可？	土污法第 9 條之實施並無溯及既往的規定，指定公告事業於 94 年 1 月 1 日(含)後辦理設立、停業或歇業時，始須依據土污法第 9 條規定辦理。 此外，運作中之事業若無重新設立、停業或歇業之行為，則無立即進行土壤污染檢測之必要，惟為瞭解事業本身用地之土壤環境狀況，建議平時亦可進行調查檢測，以及早發現可能問題，並因應處置。

7.3 工廠遭土污法列管之作業程序與因應對策

工廠因超過土壤及地下水污染管制標準時，環保機關依土污法之相關規定進行工廠土地列管，其列管作業流程如圖 7-2 所示。列管作業大致可分為調查查證、控制整治及解除管制第 3 階段，各階段與業者相關之規定，包括工廠遭土水污染時可採取之應變措施、工廠被通知查證時之因應對策、工廠遭公告控制或整治場址之因應對策等，說明如下。

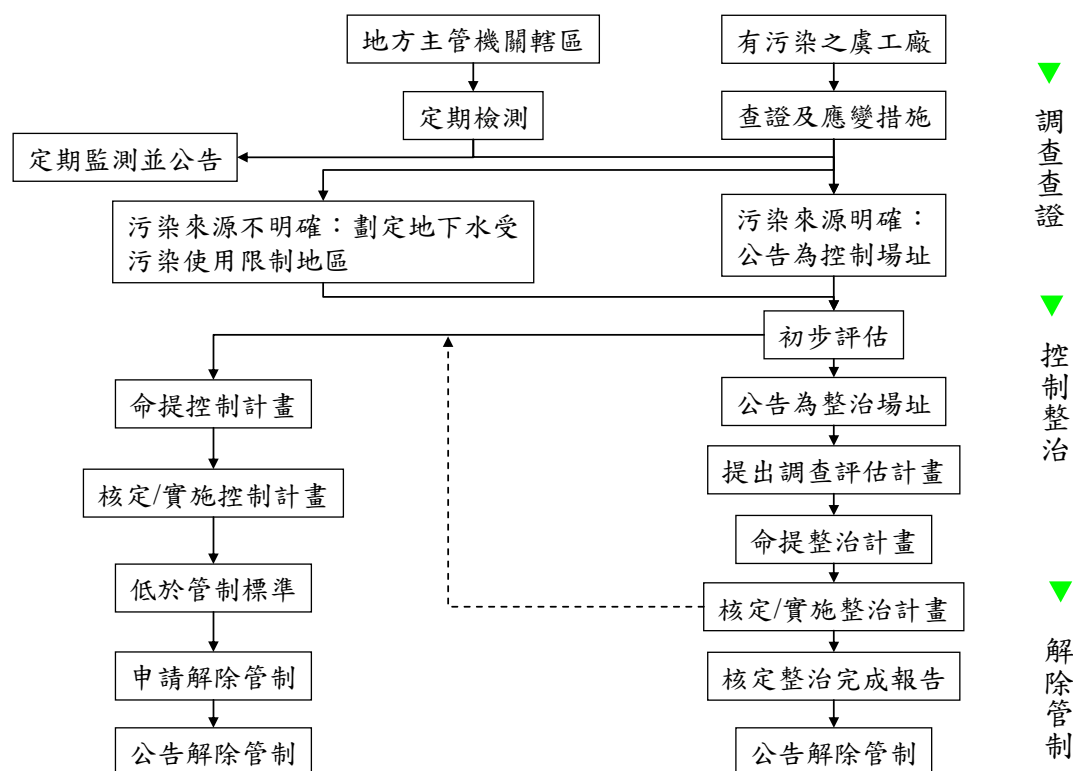


圖 7-2 環保機關工廠土壤及地下水污染場址管制作業流程

一、工廠遭土水污染時可採取之應變措施

(一) 土污法規定

1. 土污法第 7 條第 5 項：「各級主管機關為查證工作時，發現土壤、地下水因受污染而有影響人體健康、農漁業生產或飲用水水源之虞者，應命污染行為人、場所使用人、管理人或所有人採取緊急必要措施，以減輕污染影響或避免污染擴大。」
2. 土污法第 13 條第 1 項規定，所在地主管機關為減輕污染危害或避免污染擴大，應依控制場址或整治場址實際狀況，採取應變必要措施，同條第 2 項規定所在地主管機關對於下列之應變必要措施，得命污染行為人為之。

- (1) 提供必要之替代飲水或通知自來水主管機關優先接裝自來水。
- (2) 豎立告示標誌或設置圍籬。
- (3) 移除或清理污染物。
- (4) 其他應變必要措施。

(二) 罰則

1. 刑法與罰金

土污法第 26 條：「違反第七條第五項未採取必要措施或不遵行所在地主管機關依第十三條第一項第一款、第二項所為之命令，因而致人於死者，處無期徒刑或七年以上有期徒刑，得併科新臺幣五百萬元以下罰金。致重傷者，處三年以上十年以下有期徒刑，得併科新臺幣三百萬元以下罰金。」

2. 連續處罰

土污法第 32 條：「未遵行第七條第五項、第十三條第二項之命令者，處新臺幣二十萬元以上一百萬元以下罰鍰，並得按次處罰。」

(三) 因應對策

工廠發現土壤及地下水遭污染時，首先應確認土壤及地下水污染來源及原因，若是因廠內製程或處理設施洩漏所造成，應立即進行修補或阻斷污染來源，避免持續洩漏，造成污染擴大；事業對已遭污染之土壤或地下水，應確認可能污染範圍及影響，決定是否需採取污染相關控制或圍堵措施，或依土污法第 7 條第 5 項採取之「緊急必要措施」，請參考本技術手冊第 3.4 節「緊急事件準備及應變」之相關說明。

二、工廠被通知查證時之因應對策

(一) 土污法規定

1. 土污法第 7 條第 1 項，各級主管機關得派員攜帶證明文件，進入公私場所，為下列查證工作，並得命場所使用人、管理人或所有人提供有關資料：
 - (1) 調查土壤、地下水污染情形及土壤、地下水污染物來源。
 - (2) 進行土壤、地下水或相關污染物採樣。

(3) 會同有關機關採集農漁產品樣本。

2. 土污法第 11 條第 1 項規定：「各級主管機關對於有土壤或地下水污染之虞之場址，應即進行查證，...」。

(二) 罰則

土污法第 32 條第 1 項：「規避、妨礙或拒絕依第七條第一項...所為之查證、命令或應配合之事項者，處新臺幣二十萬元以上一百萬元以下罰鍰，並得按次處罰。」

(三) 因應對策

當環保機關通知業者要進廠查證時，於查證前，工廠宜召開會議，針對廠內運作可能產生污染及地下水污染之情形，再次進行檢視及巡查，並完成相關資料準備。如發現污染情形，應即採取緊急應變措施。於查證時，應指派人員陪同環保機關人員，以全程掌握查證情形，必要時，於環保機關進行採樣之同時，業者可請求進行樣品分樣及檢測，並留存查證及現勘紀錄。於查證後，環保機關如通知業者樣品超過管制標準，擬公告場址為控制場址時，如事業分樣樣品未超過管制標準，事業可請求再次進行採樣檢測；或於環保機關公告場址為控制場址前，請求環保機關依土污法施行細則第 8 條規定，同意事業限期採取適當措施，以改善污染情形。

環保機關進行查證時，因其採樣點數有限，故通常無法掌握場址之污染情形，因此，事業應參考環保機關於查證時之採樣檢測資料，依已完成之檢測結果及工廠實際之運作狀況，研判污染來源，並進一步調查評估污染範圍。有關土壤及地下水污染範圍調查評估工作，請參考本技術手冊第四章「土壤及地下水污染調查」之相關說明。

事業於完成污染改善後，需請環保機關再次進行污染場址之驗證。此外，依土污法施行細則第 8 條第 2 項規定，污染場址因採取適當措施，致土壤、地下水污染情形減輕，並經所在地主管機關查證其土壤、地下水污染物濃度低於土壤、地下水污染管制標準者，得不公告為控制場址。

三、工廠遭公告控制場址之因應對策

(一) 土污法規定

1. 環保局公告控制場址

土污法第 11 條第 2 項：「...場址之土壤污染或地下水污染來源明確，其土壤或地下水污染物濃度達土壤或地下水污染管制標準者，所在地主管機關應公告為土壤、地下水污染控制場址，...」

2. 業者提出控制計畫

土污法第 11 條第 4 項：「控制場址未經公告為整治場址者，所在地主管機關得依實際需要，命污染行為人提出污染控制計畫，經所在地主管機關核定後實施。」

3. 業者申請解除控制場址管制

土污法第 11 條第 5 項：「...控制場址之土壤或地下水污染控制計畫實施後，如土壤或地下水污染物濃度低於土壤或地下水污染管制標準時，得向所在地主管機關申請解除控制場址之管制並公告之。」

4. 環保局核准解除控制場址之管制

土污法第 20 條第 1 項：「土壤、地下水污染控制計畫...之實施者，應於土壤、地下水污染整治完成後，準用第十六條第一項或第二項之程序，將其整治完成報告報請所在地...主管機關核准。」經核准後，並依同條第 2 項第 1 款之規定，解除控制場址之管制。

(二) 罰則

土污法第 36 條：「污染行為人違反第十一條第四項...，處新臺幣一百萬元以上五百萬元以下罰鍰，並通知限期補正或改善，屆期未補正或改善者，按日連續處罰。」

(三) 因應對策

業者應依土污法施行細則第 14 條之規定，提出污染控制計畫，其內容應包括下列事項：

1. 計畫提出者、撰寫者及執行者資料。
2. 場址基本資料。
3. 場址現況及污染情形。
4. 污染物、污染範圍及污染程度。
5. 污染控制及防治方法。
6. 污染監測方式。

7. 工地安全衛生管理。
8. 控制結果之驗證方式。
9. 計畫執行期程。
10. 其他經主管機關指定之事項。

另有關土壤及地下水污染控制計畫撰寫指引(93.08.26)，可由環保署環保法規網頁(網址：<http://w3.epa.gov.tw/epalaw/index.aspx>)下載。

土壤及地下水污染控制計畫經所在地主管機關核定後實施，事業於完成污染改善後，請環保機關進行污染場址之驗證。依土污法相關規定，申請解除控制場址之管制。

四、工廠遭公告整治場址之因應對策

(一) 土污法規定

1. 環保署公告整治場址

土污法第 11 條第 2 項：「...控制場址經初步評估後，有危害國民健康及生活環境之虞時，所在地主管機關應報請中央主管機關審核後公告為土壤、地下水污染整治場址...」

2. 初步評估

環保署於 95 年 3 月 29 日修正「土壤及地下水污染控制場址初步評估辦法」(以下簡稱初評辦法)，除增訂控制場址公告為整治場址之場址特性及污染影響等評估條件外，初評辦法第 6 條及第 7 條並允許污染場址之污染行為人及土地使用人、管理人或所有人得以健康風險評估結果，送所在地主管機關審查污染場址是否仍須公告為整治場址並管制，以及相關審查流程，以作為所在地主管機關是否須報請中央主管機關公告為整治場址之依據，其流程如圖 7-3 所示。

3. 業者提出調查評估計畫

土污法第 12 條第 2 項：「整治場址之污染行為人或污染土地關係人，得於各級主管機關進行調查評估前，提出土壤、地下水調查及評估計畫，經所在地主管機關核定後辦理；其調查評估結果，應報請所在地主管機關核定。」

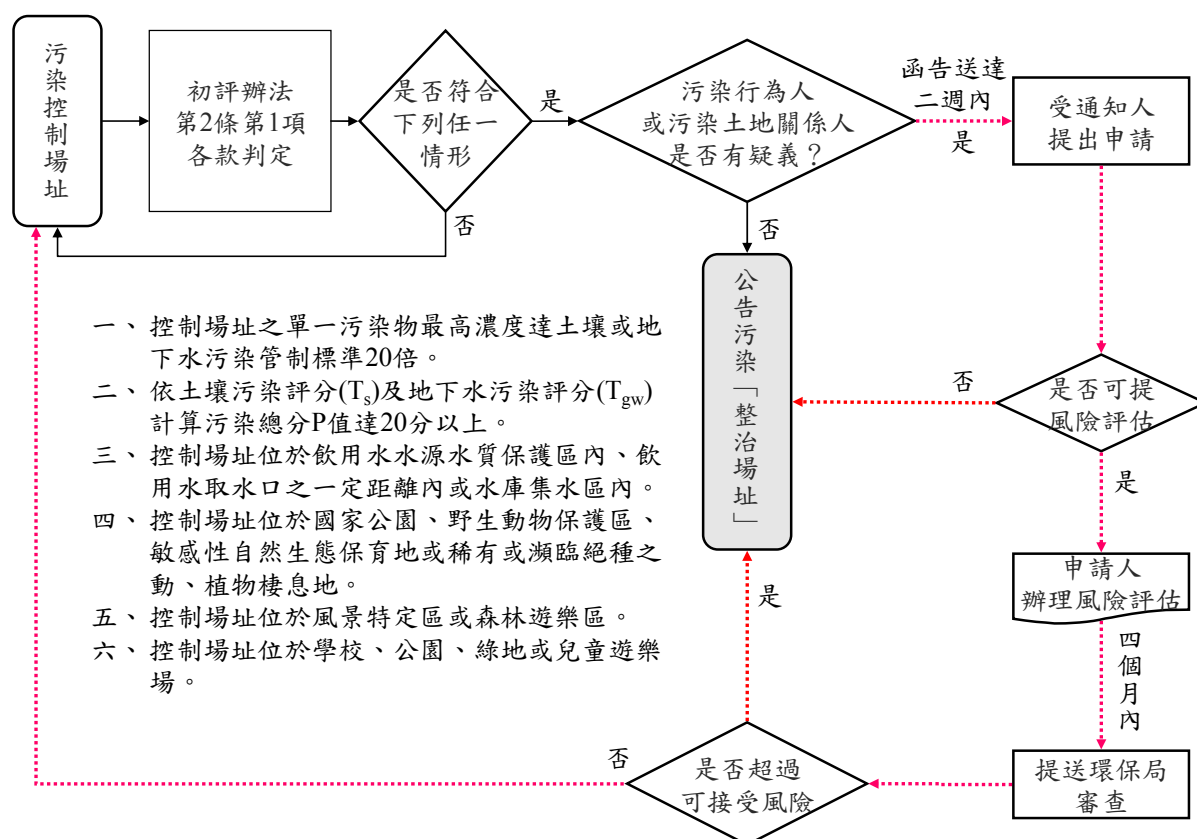


圖 7-3 初評辦法之評估程序

4. 業者提出整治計畫

土污法第 16 條第 1 項：「整治場址之污染行為人應依第十二條之調查評估結果，訂定土壤、地下水污染整治計畫，經所在地主管機關審查核定後據以實施...。」

5. 環保局核准整治場址之列管

土污法第 20 條第 1 項：「土壤、地下水...污染整治計畫之實施者，應於土壤、地下水污染整治完成後，準用第十六條第一項或第二項之程序，將其整治完成報告報請...中央主管機關核准。」，經核准後，並依同條第 2 項第 1 款之規定，解除控制場址之管制。

(二) 罰則

土污法第 36 條：「污染行為人違反...第十六條第一項...，處新臺幣一百萬元以上五百萬元以下罰鍰，並通知限期補正或改善，屆期未補正或改善者，按日連續處罰。」

(三) 因應對策

業者應依土污法施行細則第 21 條之規定，提出污染整治計

畫，其內容應包括下列事項：

1. 計畫提出者、撰寫者及執行者之資料。
2. 計畫大綱。
3. 場址基本資料。
4. 場址現況及污染情形。
5. 污染物、污染範圍及污染程度。
6. 整治基準或整治目標。
7. 整治方法。
8. 污染監測計畫。
9. 污染防治計畫。
10. 場址安全衛生計畫。
11. 整治完成之驗證計畫。
12. 整治經費預估。
13. 整治期程。
14. 其他經主管機關指定之事項。

另有關土壤及地下水污染整治計畫撰寫指引(93.08.26)，可由環保署環保法規網頁(網址：<http://w3.epa.gov.tw/epalaw/index.aspx>)下載。

土壤及地下水污染整治計畫經所在地主管機關核定後實施，事業於完成整治後，請環保機關進行污染場址之驗證。依土污法相關規定，申請解除整治場址之列管。

7.4 土污法相關訴願程序或行政訴訟

有關行政爭訟程序流程如圖 7-4，並說明如下：

一、訴願

訴願案件流程處理，如圖 7-5 所示。訴願相關表格文件，包括訴願書、委任書、參加訴願申請書、言詞辯論申請書、陳述意見申請書、閱覽卷宗申請書、訴願撤回申請書與訴願代表人選任書等，可由環保署訴願審議委員會網站下載。

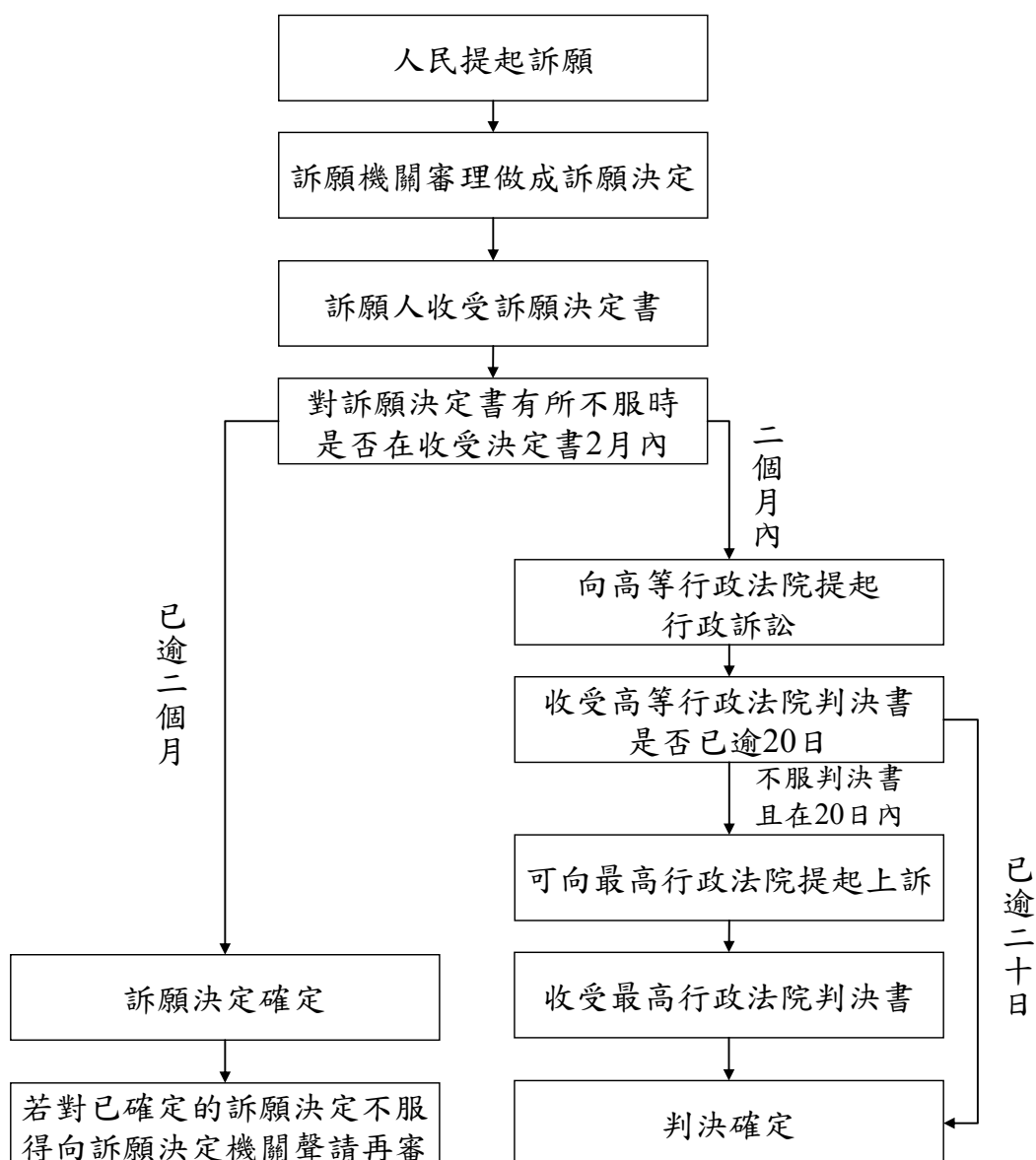
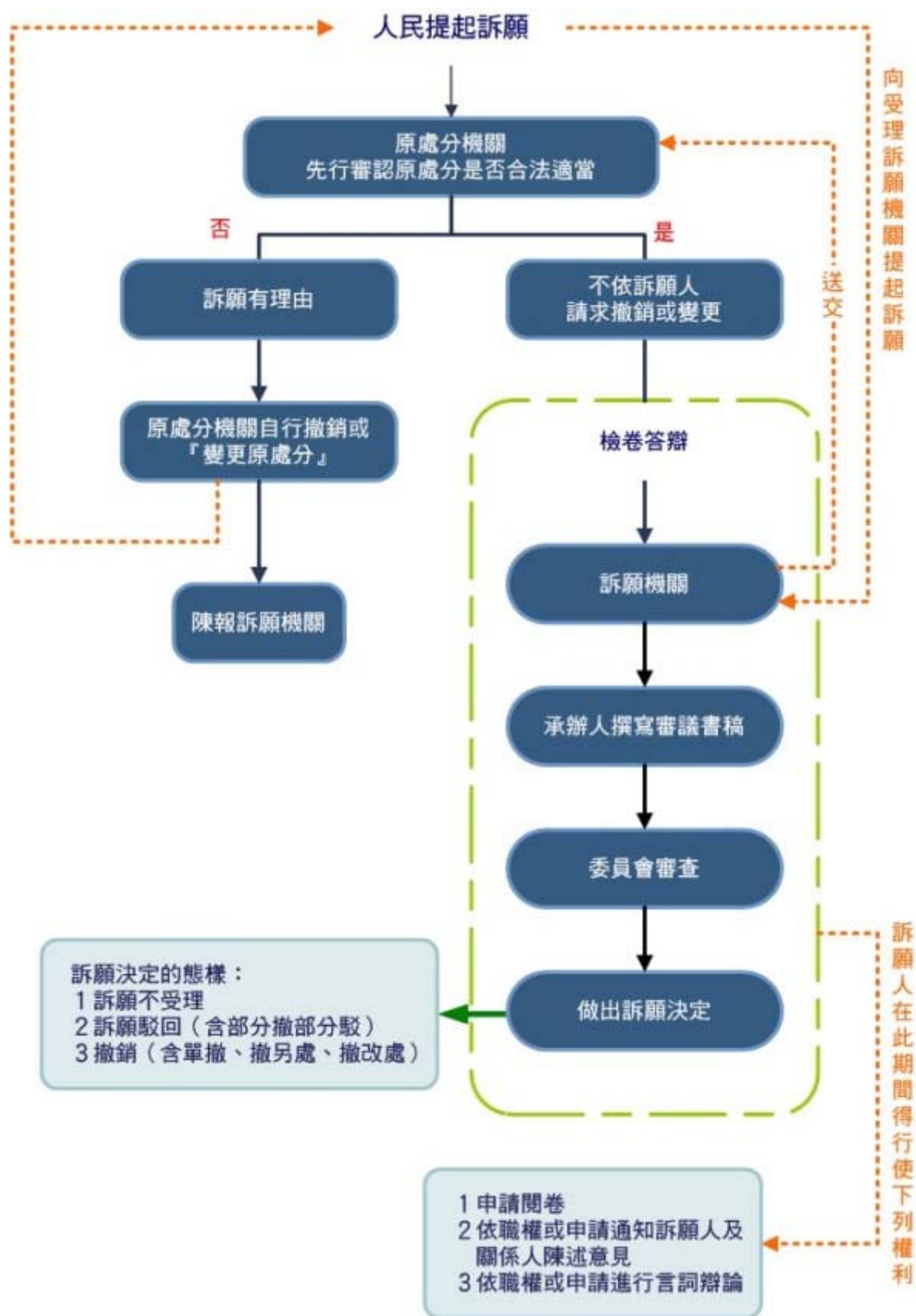


圖 7-4 行政爭訟流程圖^[4]

圖 7-5 訴願案件流程處理簡圖^[4]

(一) 訴願時機

人民對行政機關之行政處分，認為違法或不當，致損害其權利或利益時，得提起訴願。

(二) 訴願期間

提起訴願應自行政機關之行政處分書達到之次日起，於 30 日內繕具訴願書並送達原處分機關。

(三) 訴願之受理機關

1. 不服鄉(鎮、市)公所之行政處分者，向縣(市)政府提起訴願。
2. 不服縣(市)政府所屬各級機關之行政處分者，向縣(市)政府提起訴願。
3. 不服縣(市)政府之行政處分者，向中央主管部、會、行、處、局、署提起訴願。
4. 不服直轄市政府所屬各級機關之行政處分者，向直轄市政府提起訴願。
5. 不服直轄市政府之行政處分者，向中央主管部、會、行、處、局、署提起訴願。
6. 不服中央各部、會、行、處、局、署所屬機關之行政處分者，向各部、會、行、處、局、署提起訴願。
7. 不服中央各部、會、行、處、局、署之行政處分者，向主管院提起訴願。
8. 不服中央各院之行政處分者，向原院提起訴願。

(四) 訴願書應記載事項

1. 載明訴願人姓名、出生年月日、住居所、身分證明文件字號，如有法人或其他設有管理人或代表人之團體，其名稱、事務所、或營業所及管理人或代表人之姓名、出生年月日、住居所。
2. 多人共同訴願時，應選出 3 人以下之代表人，並檢附代表委任書。
3. 原行政處分機關之全銜。
4. 訴願請求事項。(如原處分撤銷或原處分某一部分撤銷等等)
5. 訴願之事實及理由。

6. 收受獲知悉行政處分之年、月、日。
7. 受理訴願之機關。
8. 證據。其為文書者，應添具繕本或影本。
9. 年、月、日。
10. 訴願人簽名蓋章，如有代表人或代理人亦同。

(五) 訴願書附件

訴願應附原處分書影本。

(六) 訴願之補充理由及說明：

訴願人提起訴願後，對於事實及理由有不充足時，在審決之前隨時得提出訴願補充理由。又訴願人認為訴願書不足敘明事實及理由時，可至訴願會請求陳訴意見，以說明訴願案件之事實及理由使承辦人員對案情能有更充分的瞭解。

二、不服訴願決定之後續處理方式

目前行政救濟制度，分為訴願、行政訴訟二級。如果不服訴願之決定，或訴願機關於人民提起訴願後3個月內不為決定，或延長訴願決定期間逾2個月仍不為決定者，人民即得向高等行政法院提起行政訴訟，無須再經過訴願之程序，如不服高等行政法院之裁判者，得向最高行政法院上訴或抗告。

當訴願決定確定後，不服該訴願決定，依訴願法再審制度的設計，只要有下列情形之一者，得向原訴願決定機關申請再審：

- (一) 適用法規顯有錯誤者。
- (二) 決定理由與主文顯有矛盾者。
- (三) 決定機關之組織不合法者。
- (四) 依法令應迴避之委員參與決定者。
- (五) 參與決定之委員關於該訴願違背職務，犯刑事上之罪者。
- (六) 訴願之代理人，關於該訴願有刑事上應罰之行為，影響於決定者。
- (七) 為決定基礎之證物，係偽造或變造者。
- (八) 證人、鑑定人或通譯就為決定基礎之證言、鑑定為虛偽陳述者。
- (九) 為決定基礎之民事、刑事或行政訴訟判決或行政處分已變更者。

(十) 發現未經斟酌之證物或得使用該證物者。

申請再審，原則上應自訴願決定確定時起算 30 日內為之。

三、行政訴訟第一審

(一) 起訴：

1. 起訴應向管轄之高等行政法院提出訴狀為之。

2. 起訴狀應使用司法狀紙，並表明下列事項：

(1) 當事人：

A. 當事人為自然人者，應記載當事人姓名、性別、年齡、身分證明文件字號、職業及住所或居所。

B. 當事人為法人、機關或其他團體者，應記載其名稱及所在地、事務所或營業所。

C. 有法定代理人、代表人或管理人者，應記載其姓名、性別、年齡、身分證明文件字號、職業及住所或居所，及其與法人、機關或團體之關係。

D. 有訴訟代理人者，應記載其姓名、性別、年齡、身分證明文件字號、職業及住所或居所。

(2) 起訴之聲明。

(3) 訴訟標的及其原因事實。

(4) 附屬文件及其件數，如經訴願程序者，應附具決定書。

(5) 高等行政法院。

(6) 年、月、日。

3. 當事人、法定代理人、代表人、管理人或訴訟代理人應於訴狀內簽名或蓋章，如以指印代替簽名時，應由他人代寫姓名，記明其事由並簽名。

4. 訴狀內宜記載適用程序上有關事項、證據方法及其他準備言詞辯論之事項。

(二) 起訴狀應按被告人數附具起訴狀繕本。

(三) 起訴有無逾越法定期限，以高等行政法院收受訴狀之時間為準。

四、行政訴訟第二審

(一) 上訴理由：

1. 對於高等行政法院之終局判決不服，須以其違背法令為理由，始得向最高行政法院上訴。
2. 判決不適用法規或適用不當者，為違背法令。
3. 有下列情形之一者，其判決當然違背法令：
 - (1) 判決法院之組織不合法者。
 - (2) 依法律或裁判應迴避之法官參與裁判者。
 - (3) 行政法院於權限之有無辨別不當或違背專屬管轄之規定者。
 - (4) 當事人於訴訟未經合法代理或代表者。
 - (5) 違背言詞辯論公開之規定者。
 - (6) 判決不備理由或理由矛盾者。

(二) 上訴：

1. 上訴應向原判決之高等行政法院提出上訴狀為之。
2. 上訴狀應使用司法狀紙，並表明下列事項：
 - (1) 當事人。
 - (2) 高等行政法院判決及對於該判決上訴之陳述。
 - (3) 對於高等行政法院判決不服之程度，及應如何廢棄或變更之聲明。
 - (4) 上訴理由；並應附具關於上訴理由之必要證據。
 - (5) 行政法院。
 - (6) 年、月、日。
3. 當事人、法定代理人、代表人、管理人或訴訟代理人應於訴狀內簽名或蓋章，如以指印代替簽名時，應由他人代寫姓名，記明其事由並簽名。
4. 上訴狀內未表明上訴理由者，上訴人應於提起上訴後 20 日內提出理由書於原高等行政法院，未提出者，原高等行政法院會直接裁定駁回上訴。

5. 對簡易訴訟事件之判決提起上訴，須經最高行政法院之許可，因此必須在上訴理由中具體表明該訴訟事件所涉及之原則性法律見解。

(三) 上訴狀應按被上訴人(對造)人數附具上訴狀繕本。

(四) 上訴期間：

1. 提起上訴，應在第一審判決送達後之 20 日內為之。
2. 上訴有無逾越上訴期間，以行政法院收受上訴狀之時間為準。

參考文獻

1. 環保署，環境場址潛在污染評估辦理事業用地污染檢測參考指引。
2. 環保署，網格法辦理事業用地土壤污染檢測參考指引。
3. 環保署，土壤及地下水污染整治法第 8 條第 1 項及第 9 條指定公告事業執行土壤污染檢測宣導手冊，民國 94 年 12 月。
4. 環保署訴願審議委員會網站(網址：<http://atftp.epa.gov.tw/peti/epa/Index.htm>)。

名詞索引

二劃

X 射螢光偵測器(X-ray fluorescence , XRF) 63~65, 70

三劃

三合系統(triad system) 185
 土地處理(land treatment) 117
 土地農耕法(land farming) 117~122, 174, 175
 土地應用程序(land application) 117
 土壤及地下水污染控制計畫撰寫指引 192, 217
 土壤及地下水污染整治計畫撰寫指引 192, 219
 土壤及地下水污染整治費 203
 土壤有機質(SOM) 23, 80, 83, 144, 145, 149, 150
 土壤污染檢測資料 47, 207, 210~212
 土壤氧化劑需要量(soil oxidant demand , SOD) 83
 土壤氣體抽除法(soil vapor extraction , SVE) 79, 81, 94, 95, 114, 152
 土鑽採樣組(hand-held auger) 54, 55
 中空螺旋鑽機 57

四劃

分子生物技術 127~128, 172
 分子擴散(molecular diffusion) 21, 125
 分配係數 89, 90, 145~148
 分區採樣 58, 59
 化石燃料燃燒(fossil fuel combustion) 137
 天然有機物(natural organic matter , NOM) 83
 孔隙率 28, 31, 116, 149, 176
 毛緣層(capillary fringe) 28, 66, 81
 水力坡降 28, 167
 水力延散(hydrodynamic dispersion) 21
 水力阻絕(hydrodynamic isolation) 95
 水力傳導係數 96, 107, 110, 115, 137, 144, 157, 167, 168
 水相穩定化/固化(aqueous stabilization/solidification) 129
 火焰離子偵測器(flame ionization detector , FID) 68~70

五劃

主觀判斷採樣 58, 59
 可行性評估(feasibility study , FS) 128, 183~187
 可行性試驗(treatability test) 141, 142, 186
 巨匣限(macro-encapsulation) 129, 135, 137

生物吸啜法	123
生物堆(biopiles)	120~122, 174~175
生物通氣(bioventing, BV)	81, 102, 105, 114~117, 120, 122, 123
生物晶片	127, 128
生物製劑	102, 103, 127, 175, 176
生物標記	127
生物漱洗法(bioslurping)	122, 123
半揮發性有機物	56, 61, 62, 140, 152, 153, 159, 160
未飽和層	28, 30, 57, 66, 93, 94, 96, 114, 123, 144

六劃

交換作用	19
光離子偵測器(photoionization detector, PID)	68~71
地下水監測井	26, 28, 39, 58, 60, 66, 171
安全衛生計畫	193, 197, 219
有害事業廢棄物貯存	34, 35, 60
污染團(plume)	22, 27, 47, 60, 66, 79, 80, 82, 94~96, 101, 125, 157, 168, 170~173, 192, 195
行政訴訟	223~225

七劃

亨利常數	67, 94, 146~148, 151
吸油索	43, 44
吸油棉	43, 44
吸附反應	22
吸附作用	19, 21, 125, 149, 151
含水層	22, 23, 27, 28, 30, 55, 66, 80, 87, 93, 96, 107, 110~113, 145, 152, 155, 167, 170
含金汞齊器(amalgamator)	65
快速篩試工具	63
沉澱作用	19
決策紀錄(record of decision, ROD)	184, 186
系統及網格採樣	58, 59
貝勒管(bailer)	58, 172

八劃

固化/穩定化(solidification/stabilization, S/S)	79, 129, 130, 139, 141, 142, 190
---	----------------------------------

底土(subsurface soil)	55
承諾採購(affirmative procurement)	33
抽水機	58
抽水試驗(pumping test)	110
油水分離	25, 38, 206
油漬區(smear zone)	29
物料管理	34
直接汞分析儀(direct mercury analyzer , DMA)	63, 65, 66, 71
直接貫入鑽機	56
空氣注入法	94, 95, 96, 117
表土(surface soil)	55, 73
非水溶相液態污染物(NAPL)	18, 21, 22, 87

九劃

活塞式採樣器(piston rod soil sampler)	54
泵浦抽取法	81
玻璃化法	137, 138
界面活性劑加強含水層整治復育法 (surfactant-enhanced aquifer remediation , SEAR)	87
界面活性劑清洗法(surfactant washing)	87
面板組立(cell)	4, 9

十劃

根層過濾(rhizofiltration)	124
氧化還原反應	20, 23, 99, 100, 101
浮油回收技術	81
真空加強抽取方法(vacuum enhanced recovery)	81
高污染區域(hot spot)	47

十一劃

健康風險評估	51, 75, 128, 185, 217
控制場址	48, 77, 167, 191, 192, 198, 215~218
探測管	67, 68
採樣計畫	52, 54, 75
採樣袋(Tedlar bag)	67
採樣鏟(hand-held shovel)。	54
混合採樣	58, 59
現地化學氧化法(in-situ chemical oxidation , ISCO)	79, 81~86
現地生物處理	105~114, 122, 163
現地穩定/固化(in-situ stabilization and S/S)	133, 134
通氣層(vadose zone)	22, 105

十二劃

透水性反應牆(permeable reactive barrier , PRB)	79, 96~98, 105
--	----------------

透氣層	30, 66
單體(monomer)	87, 135, 136
圍容(containment)	95, 97
場址概念模式(site conceptual model , SCM)	47, 49~51
場址與組織環境評估(EASO)	31
揮發性有機物	17, 18, 56, 61, 62, 66, 67, 94, 96, 114, 131, 134, 139, 154, 172
植生復育	124
植物分解(phytodegradation)	124
植物揮發(phytovolatilization)	124
植物萃取(phytoextraction)	124
植物穩定(phytostabilization)	124
殘留量(residual saturation)	22, 30
測漏計畫	36, 37
訴願	220~224
超級基金(Superfund)	183
間接污染途徑(secondary pathway)	51
間接污染源(secondary source)	51
陽離子交換容量(cation exchange capacity , CEC)	80

十三劃

傳流(advection)	21
傳輸作用	20
微水試驗(slug test)	110
微匣限(micro-encapsulation)	129, 135, 137
微波加熱(microwave heating)	137
微胞(micelle)	87~90
感應加熱(induction)	137
溶解作用	19
電子供給者	104, 105, 107
電子接受者	99, 101, 103~107, 110, 112, 113, 125, 127, 172
電漿加熱(plasma heating)	137
電熱加熱(electric heating)	137
飽和層	22, 28, 30, 66, 84, 95, 144, 145, 149, 155

十四劃

厭氧生物處理	122, 126, 127
漱洗法	81
監測式自然衰減法(MNA)	79, 124, 174, 177
監測計畫	38, 39, 41, 114, 119, 120, 122, 189, 193, 196, 219
網格法	161, 208, 209, 211

網格法辦理事業用地土壤污染檢測參考指引	208, 211
腐蝕預防	36
蒸氣壓	66, 67, 94, 116, 145 ~151, 155, 164
輕質非水溶相液態污染物(LNAPL)	28
閾值(threshold value)	47

十五劃

劈管採樣器(split-barrel sampler)	54
暴露途徑	51
模組組裝(module)	4, 9, 10
模場試驗	84, 94, 164, 166, 196
膠結穩定/固化	129, 131
質地等級	21

十六劃

整治列車(treatment train)	190
整治場址	10, 48, 71, 94, 115, 174, 191, 194, 203, 213, 215~219
整治費申報	203, 204
整治費計算	204
整治費費率	203
整治費繳納	203, 204
整治調查(remedial investigation, RI)	184~186
整體溶解度(apparent solubility)	88
機械延散(mechanical dispersion)	21
歷史費用分析系統(HCAS)	189
濃度回升(rebound)	96, 157, 198
遲滯(retardation)	22, 80
應變叢集採樣	58, 59

十七劃

營養鹽	104~107, 110~119, 122, 168, 174
環境生物指標監測	127
環境法醫	128
環境風險管理	25, 26
環境場址評估(environmental site assessment, ESA)	31, 58, 75, 185, 208, 212
環境場址潛在污染評估辦理事業用地污染檢測參考指引	208
臨界微胞濃度(critical micelle concentration, CMC)	87, 89
薄管採樣器(thin-walled tubes sampler)	54
薄膜電晶體液晶顯示器(TFT-LCD)	3~5, 9, 10, 12~15, 17, 18

十八劃

簡單隨機採樣	59
轉變作用	20
雙套管採樣器(dual tube soil sampler)	55

十九劃

關切污染物(contaminants of concern , COC)	70, 82, 83, 87,93,100, 104, 154, 192, 194, 195
--------------------------------------	--

二十劃

釋氧劑(oxygen releasing compound , ORC)	98, 101, 104, 105
--------------------------------------	-------------------

二十一劃

攜帶式氣相分析儀(portable gas chromatographs)	68
---------------------------------------	----

二十三劃

驗證計畫	191, 197, 198, 219
------	--------------------

二十七劃

鑽堡	57
----	----

光電材料及元件製造業土壤及地下水污染預防與整
治技術手冊／江東法等編撰----初版，----臺北市：
工業局，民 95

面 ； 公分

含參考書目

ISBN-13：978-986-00-7822-0 (平裝)

ISBN-10：986-00-7822-X (平裝)

1.土壤污染 — 防制 2.地下水 — 污染 — 防
制 3.光電業

445.94

95024287

光電材料及元件製造業土壤及地下水污染預防與整治技
術手冊

出版日期：中華民國九十五年十二月初版

發行人：陳昭義

總編輯：陳吉宏

審查委員：牛銘光、林華宇、楊金鐘(依姓氏筆劃排列)

編撰：江東法、何國華、林怡青、高志明、陳呈芳、趙克平、劉敏
信、魏顯祥(依姓氏筆劃排列)

發行所：經濟部工業局

台北市信義路三段 41-3 號

TEL：(02)2754-1255

FAX：(02)2704-0160

<http://www.moeaidb.gov.tw>

出版所：經濟部工業局

台北市信義路三段 41-3 號

TEL：(02)2754-1255

FAX：(02)2703-0160

<http://www.moeaidb.gov.tw>

中興工程顧問股份有限公司

台北市松山區 105 南京東路五段 171 號 14 樓

TEL：(02)2769-8388

FAX：(02)2763-4555

<http://www.sinotech.com.tw>

印刷承製：正楷有限公司

工本費：新台幣伍佰元整

版權所有 翻印必究

GPN：1009503787

ISBN：978-986-00-7822-0

