



工業污染防治

Industrial Pollution Prevention and Control



本期專題：土壤及地下水調查評估技術

經濟部工業局 編印

INDUSTRIAL DEVELOPMENT BUREAU
MINISTRY OF ECONOMIC AFFAIRS
TAIWAN R.O.C.

99

中華民國九十五年七月
VOL.25 NO.3 JULY.2006

99 期工業污染防治季刊

第二十五卷 第三期

中華民國七十一年一月創刊

中華民國九十五年七月出刊

發行人：陳昭義

總編輯：連錦漳

編輯委員：李錦地、阮國棟、林志森

張添晉、陳玲慧、陳秋楊

楊萬發、蔣本基、鄭福田

顧 洋、歐陽嶠暉

(依姓名筆劃順序)

本期專題編輯委員：阮國棟

企劃：林明傳、林華宇

執行編輯：陳文輝、陳見財、陳志銘

發行所：經濟部工業局

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)2704-3753

網址 <http://www.moeaidb.gov.tw>

財團法人台灣產業服務基金會

台北市大安區 106 四維路 198 巷 39

弄 14 號 1F

TEL：(02)2325-5223

FAX：(02)2325-3922

網址 <http://www.ftis.org.tw>

行政院新聞局出版事業登記證

局版臺誌第三一四七號

中華郵政北字〇五二七號

執照登記為雜誌交寄

印刷承製：鶴立印刷



本期專題為「土壤及地下水調查評估技術」，承蒙阮國棟主任多方邀稿，共籌得專題稿 6 篇，期盼提起業界及學者專家就此專題深入探討的興趣，並能利用於實務技術方面。下期本刊專題情商李公哲教授擔任專題委員，專題暫定為「回顧與展望－台灣工業污染防治發展史」，敬請期待。

★ ☆ 本刊文章版權所有，非經同意不得轉載

99 工業污染防治

溫室減量

溫室氣體盤查與減量研究-以某 TFT-LCD 廠為例

.....張碧蓮、蔡春進 1

空污防制

園區高臭氧濃度事件相關研究解析

.....莊子儀、王斌豫、楊博堯、鄭圭菁 21

資源化技術

資源化多孔生物陶瓷生物反應器處理工業區廢水之模廠研究

.....韓嘉智、張玉霞、楊淑鈇、羅文才 39

廢液晶顯示器銻、錫含量之分析研究

.....李清華、彭御賢、蔡尙林、施俊安、陳昱融 51

生命週期評估

行動電話之生命週期評估研究

.....林盛隆、魏鈺峰、林冠宏 69

本期專題：土壤及地下水調查評估技術

我國土壤地下水污染管理之現況及展望

.....黃萬居 97

土壤及地下水污染場址健康風險評估方法

.....楊登任、劉瑞華、洪淑幸、黃舒平、賴文惠 115

利用界面活性劑沖排技術處理受污染之土壤

.....蔡在唐、梁書豪、簡華逸、高志明、葉琮裕 133

有機污染物在土壤及地下水平衡行為與管制標準之相關性

.....洪旭文、邱成財、林財富 155

廢棄工廠土壤及地下水污染預防管理

.....張嘉芳、楊鎧行、孫冬京、陳慎德 167

新型生物反應槽掩埋場防止滲出水污染

.....阮國棟、吳婉怡 185

溫室氣體

溫室氣體盤查與減量研究- 以某 TFT-LCD 廠為例

張碧蓮*、蔡春進**

摘 要

本研究以某 TFT-LCD 廠為例，研究 TFT-LCD 在製造過程中可能產生的溫室氣體，並建立可行之本土化溫室氣體盤查程序，首先設定實廠的組織邊界、營運邊界，接下來進行可能產生之溫室氣體排放源、活動強度調查及排放係數選定，最後進行排放量計算及統計。

研究結果顯示，TFT-LCD 製造過程產生之溫室氣體主要為 CO₂、NF₃ 及 SF₆，其中 CO₂ 之排放主要來自範疇 2 向台電購電所造成之間接排放，約佔總溫室氣體排放量之 54%，而 NF₃ 及 SF₆ 之排放主要來自範疇 1 之薄膜(Thin film)及乾蝕刻(Dry Etch)製程之直接排放，約佔總溫室氣體排放量之 44%，此兩類排放源之排放量合計約佔總排放量之 90%以上。

爲了進一步了解範疇 1 之排放減量機會，實場進行薄膜及乾蝕刻製程之燃燒式尾氣處理設備之處理效率檢測值(η_i)，結果顯示，其處理效率均可達 99%以上，對 PFCs 減量具有實質效益。分別以檢測之處理效率 η_i 值及 IPCC 公告之處理效率 η_i 值，以 Tier 2C 計算排放量發現以 IPCC 公告值計算有高估排放量之情形。在相同條件下進行不同世代廠之 PFCs 排放量分析，比較結果發現世代越大，在單位投片面積之 PFCs 排放量有下降的趨勢。

【關鍵字】溫室氣體、直接排放、間接排放、TFT-LCD

*國立交通大學工學院產業安全與防災研究所 研究生

**國立交通大學環境工程研究所 教授

2 溫室氣體盤查與減量研究-以某 TFT-LCD 廠為例

一、前 言

近年來溫室效應對全球氣候變遷的影響已不容忽視，國際間更致力於相關之研究。為減緩全球氣候變遷所造成之環境衝擊，「聯合國氣候變化綱要公約(United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC)」於 1994 年 3 月 21 日開始生效，為國際社會因應全球氣候變化確立了基本架構。UNFCCC 第三次締約國大會(COP-3)在 1997 年 12 月 11 日，正式通過了「京都議定書(Kyoto Protocol)」。歷經 8 年，京都議定書已於 2005 年 2 月 16 日正式生效，其主要規範 38 個工業化已開發國家溫室氣體排放之量化限制，為人類實現減緩氣候變化的目標跨出實質性一步。面對氣候變化逐漸威脅人類未來生存的挑戰，國際社會間已經表現出「必須減緩和適應氣候變化」的共同期望。但如何把期望轉為現實，如何透過公平、有效及各國都能接受的行動綱要，讓公約精神與原則能夠實現，是國際社會所共同面對的挑戰^[1]。自 1995 年以來，UNFCCC 每年舉辦一次締約國會議，京都議定書實施後的第十一屆締約國大會(COP-11)在 2005 年 11 月 28 日於加拿大蒙特婁舉行，為實現公約的最終目標-將大氣中溫室氣體的濃度穩定在防止氣候系統受到危險的人為干擾之水平上，並且不斷的努力邁進。

我國不是京都議定書之締約國，無法參與公約與議定書之談判，但基於善盡地球村一份子的責任，不論是政府或產業間，均應積極進行溫室氣體減量。在溫室效應氣體的國際標準中，我國也已於 2006.03.01 正式公告之 ISO 14064 標準，針對溫室氣體之組織性/計畫性盤查準則、盤查驗證做了規定，以確認資料之公正性及有效性。在國內政府方面，行政院環保署、經濟能源局及經濟部工業局也持續推動產業溫室氣體盤查等相關計畫，台灣電子產業身處全球重要生產與供應鏈中，在溫室氣體排放減量國際趨勢及企業責任的驅使下，「碳管理」紀元已經來臨，企業更應極早因應，了解自身溫室氣體排放的情形，健全溫室氣體盤查資料庫，以做為減量的依據，更應進一步進行減量工作。

二、平面顯示器產業概況

21 世紀是科技的世紀，隨著數位化世代的來臨，LCD 顯示器取代陰極射線管 (Cathode Ray Tube, CRT) 已是必然的趨勢。數位電視更將帶動平面顯示器產業之大幅成長。根據工研院經資中心預估，2004 年的產值已達 153 億美元，2005 年預估可達 202 億美元。以 TFT-LCD、PDP、STN/TN、OLED 等面板為最主要產品，如表 1 所示。平面顯示器產業架構包含玻璃基板、ITO 玻璃、彩色濾光片、偏光片、液晶、背光模組、驅動 IC、PDP、OLED、TN-LCD、STN-LCD、TFT-LCD、影視產品、消費產品、資訊產品、通訊產品及儀表產品，詳細資訊如表 1 及表 2 所示^[2]。

表 1 國內平面顯示器面板產值統計^[2]

(單位：佰萬美元)

類別/年	2003 年	2004 年	2005 年
PDP	77.7	176.2	220.3
TFT-LCD(>10 吋)	7,647.5	13,053.0	17,282.0
TFT-LCD(<10 吋)	497.7	1,020.0	1,397.0
STN/TN-LCD	868.7	953.9	993.9
OLED	51.3	118.8	285.2
Micro display	0.0	0.0	0.3
VFD*	14.5	15.9	17.4
Others	10.0	10.0	11.0
合計	9,167.4	15,347.8	20,201.1

*真空螢光顯示器模組(Vacuum Fluorescent Display, VFD)

表 2 國內平面顯示器關鍵零組件產值統計^[2]

(單位：佰萬美元)

類別/年	2003 年	2004 年	2005 年
彩色濾光片	497.7	1,258.6	1,862.6
LCD 偏光片	386.4	875.4	1,242.9
LCD 玻璃基板	679.6	1,158.8	1,888.7
背光模組	770.5	1,406.1	1,855.9
驅動 IC	588.4	1,038.1	1,484.1
合計	2,922.6	5,737.0	8,334.2

4 溫室氣體盤查與減量研究-以某 TFT-LCD 廠為例

2.1 溫室效應與氣候變化

地球表面能量主要來自於太陽之輻射，屬於短波的入射波經大氣吸收、地表及大氣反射後僅剩約 49% 為地表所吸收，此經地表土壤、水體、植物等吸收後的能量復以長波輻射方式釋出，一部分為對流層水氣(H₂O)及二氧化碳(CO₂)吸收，一部分在平流層為甲烷(CH₄)、氧化亞氮(N₂O)、氟氯碳化物(CFCs)等所吸收，其餘則逸入太空。工業革命以來，由於人類大量使用化石燃料、濫伐森林、使用含氯、氟的碳化物及熱絡的農工活動等，造成二氧化碳、甲烷、氧化亞氮、氟氯碳化物、六氟化硫(SF₆)、全氟碳化物(PFCs)、氫氟碳化物(HFCs)等易吸收長波輻射氣體即「(Greenhouse Gas, GHG)」溫室氣體大幅增加，形成地球暖化現象，此現象稱為溫室效應(Greenhouse effect)。就像農夫在種植花卉的時候，架起溫室來保存白天的日照溫度，讓溫室中的溫度不易散去，以促進花卉生長的速度一般。2003 年 12 月 17 日，世界最大的地球、海洋與氣候科學家組織，代表 41,000 位科學家的美國地球物理聯盟(AGU)在年度大會中表示，現在相當肯定全球暖化是因為溫室氣體排放所致。同樣的我們可以從數據顯示發現，地球溫暖化現象主要是 CO₂ 濃度增加所致，根據 2001 年「氣候變遷政府間專家委員會(Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC)」所公布第三次評估報告指出，自 18 世紀中葉至今，大氣中二氧化碳濃度已經提高 31%。由於人類持續排放溫室氣體的結果，至 2100 年時，全球平均地面溫度將升高攝氏 1.4~5.8°C，這結果比 5 年前第二次評估報告的結果提高攝氏 1.0~3.5°C。此外，在 2100 年時海平面估計將上升 9 到 88 公分，將對於人類棲息地區、觀光旅遊業、漁業、農業及濕地造成影響。至 2004 年初，大氣中的 CO₂ 濃度大約是 379ppm，比 1750 年增加了約 30%，這一增加主要是由於化石燃料燃燒形成的人為釋放，和小部分土地利用變化、水泥生產和生質燃燒造成的^[3]。

2.2 京都機制的發展

「京都議定書」生效後，也代表著後京都時期(post-Kyoto)來臨。依據「京都議定書」的規定，到 2010 年，所有已開發國家二氧化碳等 6 種溫室氣體的排放量，必須比 1990 年減少 5.2%。然而對於後京都時期有兩種趨向：一是繼續延續議定書的模式，已開發國家有量化的排放減量目標，開發中國家沒有指標。另一種趨向是

開發中國家也要逐漸承擔排放減量目標，或者某些排放較高的國家，尤其是巴西、印度、中國、南韓等經濟快速成長的國家，也應承擔一定的量化目標^[1]。

在「京都議定書」正式生效後，其中最受關注的是被「京都議定書」認可的「京都機制(Kyoto Mechanisms)」，這也和前述的各國政策相互呼應，京都機制主要有三大部分，雖然台灣無法參與此機制之運作，但掌握國際現況仍有助於國內相關工作推展，以符合國際趨勢使減量工作更具體有效，茲說明如下，這 3 種彈性機制的差異比較如表 4 所示^[4]。

1. 共同減量(Joint Implementation, JI)：主要是由公約附件一國家提供資金或技術給公約其他附件一國家，進行溫室氣體減量計畫，同時可以取得溫室氣體減量成效，稱之為「排放減量單位」(Emission Reduction Unit, ERUs)，它的第一個起算期從 2008 年至 2012 年。
2. 清潔開發機制(Clean Development Mechanism, CDM)：由公約附件一國家提供資金或技術給公約非附件一國家，進行溫室氣體減量計畫，它的第 1 個起算期從 2000 年開始。這個機制主要目的是要協助開發中國家達到永續發展，並協助附件一國家履行「京都議定書」之承諾，在過程中所獲得減量單位稱為「經驗證的排放減量」(Certified Emission Reductions, CERs)。換句話說，清潔發展機制就是指工業國提供技術或資金，協助開發中國家控制溫室氣體排放，所得的減量可由相關國家共同分配，當作減量的額度。這樣的構想可以說是另一種排放權交易的方式，不以金錢直接買賣，而是透過合作控制排放做交易。舉例來說，巴西用德國的技術蓋了一座核能發電廠，若巴西付出應付的價款，得到核電廠相關技術和設備，這應該是國際間一項普通的商業交易。但是如果德國在交易中給巴西某些優惠，2 方就可以協議減少二氧化碳排放的量由 2 國分享，這一個普通的商業行為，成為清潔發展機制的案例。
3. 排放交易(Emission Trading, ET)：僅限於京都議定書附件 B 國家才可參與，可於第 1 個起算期 2008 年至 2012 年進行「分配數量(Assigned Amount Unit, AAUs)」的交易。交易系統的設計分為兩種，一種是以限額(Allowance)方式，另一種則以信用(Credit)方式交易。所謂限額交易就是由政府首先建立一排放額度分配體制，

6 溫室氣體盤查與減量研究-以某 TFT-LCD 廠為例

根據政府於該期間所希望達成的目標，訂定一定數量的排放額度，允許污染源排放一定限額的污染物。配額的分配方式可採公開招標或統籌分配，之後各污染源可據此進行買賣或租借。而信用交易則指在採取污染物減量計畫之前預估可能產生的減量，其交易方式與前述類似，政府同樣必須訂定一排放上限。若污染源提出某項行動計畫，並能證明執行此計畫後其污染物排放量較該上限為低，則可根據該成效估算其量而訂出信用額度。

表 4 3 種彈性機制的差異比較^[4]

Joint Implementation	Clean Development Mechanism	Emission Trading
信用交易	信用交易	許可交易
計畫別	計畫別	以清冊為主分配數量別
附件一締約國之間執行合格的投資計畫，獲得排放減量單位(ERUs)	附件一與附件一締約國之間執行合格的投資計畫，獲得認證排放減量單位(CERs)	附件 B 締約國之間，藉由指定排放量或許可排放量之交易以符合規範(AAUs)
雙邊	多邊/雙邊	多邊/雙邊
無儲存~僅約定期內可以儲存	2000 年開始可儲存	在約定期內可以儲存
2008~2012 年適用	2000 年已開始	2008~2012 年適用
包括 Sinks(碳匯)	包括 Sinks(碳匯)上模糊	包括 Sinks(碳匯)
無相關費用	CERs 之適應成本/行政費用	無相關費用
無此規定	CERs 需由獨立第三機構認證	無此規定
在有排放限制之國家交易	至少有一方無排放承諾	在有排放限制之國家交易
直接參與計畫或間接投資相關基金	直接參與計畫或間接投資相關基金	提供機會，由指定排放量或許可排放量之交易以符合規範

2.3 溫室氣體盤查議定書

為了管理由氣候變異所帶來的直接與間接威脅，企業必須採取一定的行動來管理所謂的碳風險(carbon risk)。由世界企業永續發展協會(WBCSD)與世界資源研究院(WRI)在 1998 年共同發起了「溫室氣體盤查議定書倡議行動(GHG Protocol Initiative)」，著眼於企業在管理自身溫室氣體排放風險，以及未來可能參與自願

或管制性減量方案與排放交易系統的需求，協調各方利害相關團體來開發一個國際認可的溫室氣體排放盤查工具。第一版的溫室氣體議定書於 2001 年 9 月發行，第二版的溫室氣體盤查議定書企業標準是匯集了第一版使用經驗後進行改版並已於 2005 年 5 月發行，其主要是提供企業了解並如何進行盤查工作，目前於相關企業均普遍使用。主要目錄內容如下^[5]：

- 第一章 溫室氣體會計與報告原則
- 第二章 商業目的與盤查設計
- 第三章 設定組織邊界
- 第四章 設定營運邊界
- 第五章 追蹤長期的排放
- 第六章 確認與計算溫室氣體排放量
- 第七章 盤查的品管
- 第八章 溫室氣體減量會計
- 第九章 溫室氣體排放報告書
- 第十章 溫室氣體排放的查驗
- 第十一章 設定溫室氣體減量目標

2.4 ISO 14064 溫室氣體盤查標準

在國際標準化組織之溫室氣體盤查標準之發展方面，ISO 14064 國際溫室氣體標準，已於 2006 年 3 月 1 日正式公告，ISO 14064 子標準編號及其名稱如表 5 所示。溫室氣體排放量之計算為 ISO 14064 標準草案的核心議題，為了因應溫室氣體排放實體未來形成跨國減量計畫及交易之可行性，而釐清設施、實體及計畫間形成之互相依存性，並清楚說明實體進行溫室氣體盤查、實體界限設定、避免重複計算之要求。

8 溫室氣體盤查與減量研究-以某 TFT-LCD 廠為例

表 5 國際標準組織 (ISO)溫室氣體管理系列標準發展現況^[6]

標準編號	標準內容
ISO 14064-1	溫室氣體第一部份：實體排放與削減之定量、監督及報告規範 Greenhouse gases – Part 1 : Specification for the quantification ,monitoring and reporting of entity emissions and removals
ISO 14064-2	溫室氣體第二部份：計畫排放與削減之定量、監督及報告規範 Greenhouse gases – Part 2 : Specification for the quantification ,monitoring and reporting of project emissions and removals
ISO 14064-3	溫室氣體第三部份：確證、登錄、查證及驗證之規範與指引 Greenhouse gases – Part 3 : Specification and guidance for validation, registration, verification and certification

2.5 全氟化物之特性

全氟化物一般是指 CF_4 、 C_2F_6 、 C_3F_8 、 CHF_3 、 NF_3 、 SF_6 ，由於氟原子和碳、氮、硫的分子鍵具有很強的紅外光吸收能力及高穩定性，爲了瞭解全氟化物對全球暖化的影響，我們進一步探討全球溫暖化潛勢(Global Warming Potential,GWP)的定義。以大氣物理觀點來看，溫室效應氣體具有特定的氣候效力(Climate forcing)，IPCC(1995)建立了這樣的數值，以 CO_2 爲例，它的氣候效力數值是 $+1.56Wm^{-2}$ ，這樣的輻射效力值 (Radiative forcing Indices)與下列兩種因素有關；一爲溫室氣體吸收紅外線輻射的強度及吸收波長；另一爲溫室氣體在大氣中的生命週期(lifetime)。輻射效力值以單位 $wm^{-2}kg^{-1}$ 表示，不同的溫室效應氣體以 1kg 爲單位經過相同時間，它在大氣中瞬時變化的情形。我們可以定義溫室氣體在此變化後所剩餘的量稱之爲 GWP^[7]。

表 6 中 GWP_{100} 指在 100 年時間基準下的積分結果，各溫室效應氣體的 GWP_{100} 值皆是相對於二氧化碳所得之結果，比如 CO_2 的 GWP_{100} 爲 1，相較於其他氣體如 NF_3 其 GWP_{100} 爲 CO_2 的 10,800 倍， SF_6 爲 CO_2 的 22,200 倍，因此對溫室效應之貢獻很大。計算方式如下式 1 所示^[24]。

表 6 含氟化合物氣體之特性^[7]

化學名稱	大氣濃度 (ppbv)	生命週期 (years)	全球溫暖化潛勢 GWP ₁₀₀	主要排放 來源
CF ₄	70*10 ⁻³	> 50,000	57,00	鋁業
C ₂ F ₆	2*10 ⁻³	>10,000	92,00	鋁業
NF ₃	0.017*10 ⁻³	< 179	10,800	電力設施
SF ₆	2.5*10 ⁻³	3,200	22,200	半導體
C ₃ F ₈	N/A	> 10,000	86,00	
CO ₂	353*10 ³	120	1	
CH ₄	1.72*10 ³	10.5	23	
N ₂ O	3.10*10 ²	132	296	

$$GWP = \frac{\int_0^{tf} a_A [A(t)] dt}{\int_0^{tf} a_R [R(t)] dt} \quad (1)$$

其中：

a_A = 指每公斤 PFC 氣體 A 在大氣中瞬時增加的輻射效力值 (Radiative forcing)

$A(t)$ = 指 PFC 氣體 A 在大氣中，經過時間遞減後剩餘的濃度

a_R = 參考氣體(CO₂)在大氣中瞬時增加的輻射效力值(Radiative forcing)

$R(t)$ = 參考氣體(CO₂)在大氣中，經過時間遞減後剩餘的濃度

T= 指計算的年間，以 100 年計

在 TFT-LCD 製程中最常使用的含氟化合物包括 SF₆ 與 NF₃ 兩種，其中 SF₆ 主要用於乾蝕刻製程(Dry Etch)，NF₃ 用於化學氣相沉積(Chemical Vapor Deposition，CVD)製程的反應室清洗。由於它們的全球溫暖化潛勢相較於 CO₂ 而言高很多，因此成為產業致力減少排放量之主要對象。目前計算半導體及光電業 PFCs 排放量的方法以 IPCC Tier 2C method 為主，IPCC 相關內設因子如表 7 所示^[9]：

$$PFC_i \text{ 排放量} = (PFC_i)(1-h) \left[(1-C_i)(1-A_i)(GWP_i) + (B_i)(1-A_{CF_4}) (GWP_{CF_4}) \right] \quad (2)$$

因為本研究所探討的 SF₆ 與 NF₃ 兩種氣體在尾氣處理過程中，不會產生 CF₄ 副產物，因此 2-2 式可簡化為：

10 溫室氣體盤查與減量研究-以某 TFT-LCD 廠為例

$$PFC_i \text{ 排放量} = (PFC_i)(1-h) \left[(1-C_i)(1-\eta_i)(GWP_i) \right] \quad (3)$$

其中：

PFC_i = PFCs 購買量 (公斤)

h = PFC 殘存於鋼瓶的比例

C_i = i 氣體的平均利用因子， SF_6 內設值是 0.5， NF_3 內設值是 0.8

A_i = PFC_i 被 Local Scrubber 處理掉的比例 = $(\eta_i)(V_i)$

η_i = Local Scrubber 對 PFC_i 的處理效率

V_i = 進入 Local Scrubber 之 PFC_i 比例

GWP_i = 100-year 之溫室效應潛值

B_i = PFC_i 產生負產物 CF_4 之比例

A_{CF_4} = 由 PFC_i 所產生負產物 CF_4 ，經 Local Scrubber 處理之比例 = a_{CF_4}

爲了方便計算，一般以「百萬公噸碳當量」(MMTCE, Million Metric Tons of Carbon Equivalent)來評估 PFCs 氣體對溫室效應之貢獻程度，它是將 PFCs 所造成的溫室效應轉換成 CO_2 之碳當量以後，再以百萬公噸爲單位，轉換式如 4 所示^[8]。

$$MMTCE = \frac{(PFC)(GWP) \left(\frac{12}{44} \right) (10^{-12})}{PFCs \text{ 排放之質量}} \quad (4)$$

表 7 IPCC 內設因子^[9]

IPCC 公告係數	CF_4	CHF_3	C_2F_6	C_3F_8	C_4F_8	NF_3	SF_6
h	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
C_i	0.2	0.7	0.3	0.6	0.7	0.8	0.5
η_i	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
B_i	0	0	0	0.2	0	0	0
GWP_i	5700	12000	11900	8600	10000	10800	22200

2.6 PFCs 排放減量控制技術

PFCs 現有之排放減量技術主要有下列 5 種：偵測技術、化學品替代、製程改善、回收技術和管末處理技術；雖然管末控制方法並不是最佳的選擇，但卻是目前在半導體及光電業中產業界用來處理 PFCs 排放最成熟且有效的方法。接下來便介紹這些 PFCs 排放減量方法，特是著重於管末處理技術說明。

2.6.1 管末處理技術

目前市面上用來處理 PFCs 之尾氣處理設備型式主要包括：觸媒、電漿及燃燒 3 種型式。尤其是燃燒型式，市售廠牌包括 DAS、TPU、Guardian、GCS-3000(台禹)、ATMI 等，近年來已經成為主要降低全氟化合物(PFCs)排放量的可行控制技術，並已成為 TFT-LCD 廠主要安裝的型式。以下針對處理原理分別說明如下：

1. 觸媒催化法

觸媒催化技術為 PFCs 的防制提供低成本的方法，一般來說，當溫度到達約 650°C ~ 700°C 時，在 PFCs 內超過 99% 的 C1~C4 都會被破壞掉^[10]。藉由觸媒促進 PFCs 與 H_2O 反應而生成 HF，高濃度的 HF 則以濕式洗滌塔處理。觸媒系統能否長期穩定運作的關鍵在於尾氣成份中是否含有會毒化觸媒的化學物質，蝕刻製程尾氣中所含之 SiF_4 、 Cl_2 、 HBr ... 等氣體對觸媒之影響需有完整之控制策略^[11]。一般而言燃燒破壞 PFCs 的溫度約需在 $1,200^{\circ}\text{C}$ 以上，而觸媒催化法是以較低的溫度($500\sim 750^{\circ}\text{C}$)將 PFCs 加以分解破壞，就能源利用率而言是較為經濟有效。研究指出在 300°C 以下，以 Ni 觸媒以及 Pd 觸媒分別在氧氣添加量為 9.5% 以及不加氧氣的條件下，對於轉化 NF_3 具有良好的轉化率，如併用電漿，效果可再提升 20% 以上；除此之外，加上電漿可以減緩觸媒經過時間轉化率下降的趨勢^[12]。

2. 燃燒破壞法

目前發展最完整的 PFCs 處理技術，莫過於燃燒破壞法，它是利用燃料(H_2 和 CH_4)，空氣或/和氧氣以約 $1,200^{\circ}\text{C}$ 的高溫將低極性之 PFCs 轉換成低分子量且具親水性之極性化合物，如 CO_2 、 HF 、 COF_2 等，再水洗、吸附等方法去除危害性尾氣。此類設備雖然供給熱量的反應器不同，但共同的原理是將 PFCs 分子裂解後，使其與適當的氟自由基終結劑(通常是 H)反應而轉化為 HF，再藉

12 溫室氣體盤查與減量研究-以某 TFT-LCD 廠為例

由濕式滌氣系統將 HF 自排氣中去除^[11]。

3. 電漿處理

電漿是指一種具相等濃度的正和負電荷介質，至少有一種電荷是可移動的，或者是一種呈現集體行為的準電中性帶電氣體與中性粒子。一般電漿產生的方式，是將所需之氣體通入一容器內，於某一氣壓下，加入直流電源(DC)、射頻(Radio Frequency)或微波(Microwave)能量來源，利用電容式(capacitive)、電感式(inductive)或粒子與波交互作用的方式使氣體崩潰(Breandown)游離，即為電漿(plasma)。利用電漿所產生高能量反應性氣體、破壞分解 PFCs 鍵結，產生無害小分子，其副產物再用水洗、中和等方式處理^[13]。

使用傅利葉轉換紅外光譜分析儀(FTIR)評估以上 3 種處理設備對 PFCs 氣體的處理效率。結果顯示，觸媒式處理設備對乾蝕刻製程排放氣體(CF₄、SF₆、CHF₃、SiF₄、C₂F₆、HF)其處理效率(DRE)皆在 99% 以上；電漿式處理設備對於 CF₄ 其 DRE 值最高為 85%，對於 CHF₃ 的 DRE 值為 91%，而對於 SF₆ 的 DRE 值則大於 99%，另外對於製程副產物 C₂F₆ 的 DRE 值達 99% 以上。燃燒式處理設備除了對於 CF₄ 的 DRE 值可達 90%，對其餘製程尾氣(WF₆、SiH₄、C₂F₆、HF、COF₂、SF₆)的 DRE 值皆大於 99%^[14]。

2.6.2 回收技術

回收再利用技術主要是由氣體公司所發展，它是將製程尾氣先用薄膜濾除微粒，再以吸收粒/劑吸除酸性副產物，最後將剩下的尾氣收集起來再加以處理(off-line)；或經線上處理後，送回製程反應器。在日本，使用 PSA (pressure swing adsorption)及薄膜，設計一套 PFCs 回收系統。在反應腔壁加熱，使其 PFC 之反應物(CF₃^{*}，CF₂ C₂F₅^{*})不會殘留在壁內，以提昇這些氟化物收集效率，並利用薄膜去除 N₂ 及 SiF₄ 等不純物後，再將有用之反應物送回反應腔內，以回收 PFCs^[15]。在電力事業，因 SF₆ 是目前化學物質最穩定的氣體，不易受陽光照射而分解，它可以阻絕電路系統所產生的交互效應，其絕緣能力遠高於空氣，國內電力事業使用的相當普遍，而設置回收設備用以回收 SF₆ 的技術也已經成熟。

2.6.3 化學品替代

若能以低 GWP 值取代高 GWP 值的化學品，即可有效減緩 PFCs 對地球溫室效應的影響。在 PECVD(plasma enhance chemical vapor deposition)製程中，美國 3M 公司評估以 C_3F_8 來替代 CF_4 或 C_2F_6 做為清洗氣體，經以改變氣體流量、清洗時間清洗效率等因子，並以 FTIR 做為偵測儀器，結果顯示在各實驗中氣體使用率皆優於 C_2F_6 ，更遠勝於 CF_4 ，且其清洗時間亦縮短 10%。若以百萬公噸碳當量 MMTCE 的溫室氣體排放量做比較，約可減少 70%的排放量。以化學品替代的發展有 2 種，1 種是使用具氧原子，氫原子或未飽和碳氫鍵之氟碳化物取代全氟碳化物，其篩選原則是大氣壽命短(小於 15 年)，不易燃或不具爆炸性，室溫下(20°C)為氣態^[7]。目前氣體廠商正嘗試以 F_2 取代 NF_3 並應用於 TFT-LCD 清洗製程中。

2.6.4 製程最佳化

除上述 PFCs 排放減量技術外，目前在 TFT-LCD 廠中採行的可行性方法為製程改善，其指的是藉由調校不同氣體進流濃度或流量、系統壓力、施加能量等以提升 PFCs 之利用率，達到 PFCs 排放減量之目的，據研究指出經由製程最佳化之改善可減少 30%~70%之 PFCs 排放^[16]。

2.6.5 偵測技術

在偵測及分析製程排放之 PFCs 尾氣成份及濃度時，最常用的分析儀器有 QMS(Quadruple Mass Spectrometry)，FTIR(Fourier Transform Infrared)和 Gas Chromatography 等 3 種分析儀器。其特性與優缺點如表 8 所述^[15]：

表 8 PFCs 分析方法^[15]

方法	QMS	FTIR	Gas Chromatography
特性	分析特性佳	分析特性佳	分析特性佳
靈敏度	可低於 ppm	可低於 ppm	可低於 ppm
設備反應偵測時間	連續(seconds)	連續(seconds)	連續(30 minutes)
樣品處理	可處理腐蝕性樣品	可處理腐蝕性樣品	需要過濾裝置
優點	能即時連續偵測	能即時進行定性與定量之連續偵測	與 MS 配合可進行定性與定量之偵測
缺點	重疊圖譜造成資料複雜	不適合單一原子所構成之分子如 F_2, O_2, N_2	偵測一次時間太長

三、結果與建議

3.1 溫室氣體盤查結果

本研究係針對 TFT-LCD 廠之溫室氣體盤查結果，包括範疇 1(scope 1)、範疇 2(scope 2)及個別溫室氣體排放種類進行分析及探討。由盤查結果表 9 所示，溫室氣體總排放量為 716,928 噸 CO₂ 當量，各類範疇中排放比重分別為：範疇 1 佔 44%，範疇 2 佔 54%，範疇 3 之排放僅針對活動所造成之排放源進行定性盤查，但不做定量計算。本盤查之 TFT-LCD 廠，由於 NF₃ 用於製程中之薄膜製程，基於安全考量，在尾氣端均會設置燃燒式處理設備，將危害氣體如 SiH₄ 去除，因此 Local Scrubber 安裝率為 100%，但用於蝕刻製程之 SF₆，它的尾氣處理設備，主要有水洗式、電熱水洗式及燃燒水洗 3 種型式，在 IPCC Tire 2C 的認定下，水洗式、電熱水洗式的處理效率為 0，因此在本次盤查結果可以看出雖然 NF₃ 的採購量雖然大於 SF₆，但是它的排放量卻遠小於 SF₆ 的排放量。

表 9 溫室氣體個別排放種類及排放值

溫室氣體種類	CO ₂	SF ₆	NF ₃	N ₂ O	CH ₄	總計
排放量 (噸 CO ₂ 當量)	388,575	279,602	26,526	21,508	717	716,928
百分比(%)	54.2	39.0	3.7	3.0	0.1	100

由整體盤查示意圖結果，如圖 1 所示，NF₃ 及 SF₆ 之排放主要來自 Scope 1 之薄膜製程及乾蝕刻製程，這 2 類排放源之排放量合計約佔總排放量之 90% 以上。因此接續針對範疇 1 中之 PFCs 進行相關削減技術探討及檢測。此部份進行相關削減技術探討及實場評估，進而計算以 IPCC Tire 2C Method 公告之 Local Scrubber default value(η_i)與實場檢測值 η_i ，兩者對於計算排放量之影響程度。

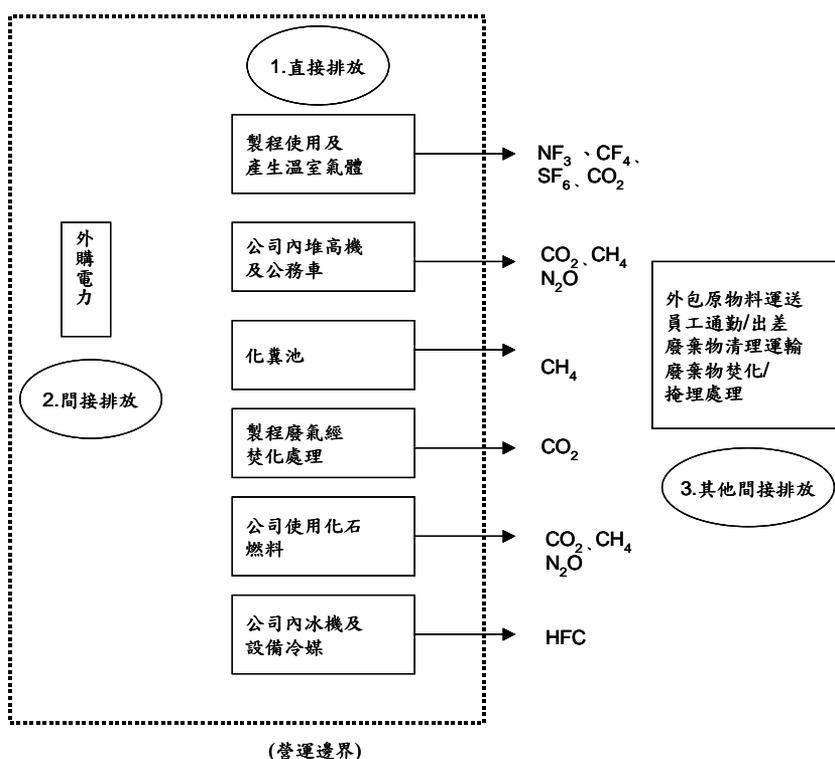


圖 1 TFT LCD 廠盤查結果示意圖(本研究整理)

3.2 燃燒式 local scrubber 處理效率及排放量

本研究針對薄膜及乾蝕刻製程進行燃燒式 local Scrubber(Guardian)處理效率評估，處理效率檢測結果如表 10 所示。本次評估上游薄膜製程，其腔體洗淨氣體為 NF_3 ，當製程機台執行製程操作時，local scrubber 對於 NF_3 的處理效率可達 99%，對於製程副產物 HF 之處理效率，亦可達 99%以上。在上游乾蝕刻製程，其製程使用氣體為 SF_6 ，當製程機台執行製程操作時，local scrubber 對於 SF_6 的處理效率可達 99%以上。

16 溫室氣體盤查與減量研究-以某 TFT-LCD 廠為例

表 10 處理效率檢測結果

製程名稱	製程氣體	進口端平均濃度(ppm)	出口端平均濃度(ppm)	DRE (%)
Thin Film	NF ₃	546	0.083	>99
Dry Etch	SF ₆	2,155	0.2	>99

依據實廠檢測結果，可以歸納出 Tier 2C Method PFCi 排放計算公式如下：

$$\text{PFCi 排放量} = (\text{PFCi})(1-h) \left[(1-C_i)(1-A_i)(\text{GWPI}) + (B_i)(1-ACF_4) (\text{GWP } CF_4) \right]$$

由於 NF₃ 及 SF₆ 不會產生副產物 CF₄，因此無需考量，而參數值 η_i (Local Scrubber 對 PFCi 的處理效率)及 C_i (PFCi 於製程機台之使用率)之實測值如下：

$$\eta_{\text{NF}_3} = \text{Local scrubber 對 NF}_3 \text{ 的處理效率} > 99\%$$

$$\eta_{\text{SF}_6} = \text{Local scrubber 對 SF}_6 \text{ 的處理效率} > 99\%$$

$$C_{\text{NF}_3} = \text{NF}_3 \text{ 於製程機的使用率} = 99\%$$

$$C_{\text{SF}_6} = \text{SF}_6 \text{ 於製程機台的使用率} = 50\%$$

將上述實場量測值與 IPCC 內設因子做比較如表 11 所示，發現 local scrubber 對 NF₃ 及 SF₆ 的處理效率量測值均高於公告設定值(η_{NF3}=90%、η_{SF6}=90%)，NF₃ 於製程機台的使用率高於公告設定值(C_i=0.8)，local scrubber 在全年操作條件一致的情形下，若以現有 IPCC 內設因子計算則有高估 PFCs 排放量之情形。

表 11 IPCC 內設因子與量測值比較表

氣體種類	量測值		IPCC 內設因子
NF ₃	η _{NF3}	>0.99	0.9
	C _{NF3}	0.99	0.8
SF ₆	η _{SF6}	>0.99	0.9
	C _{SF6}	0.5	0.5

3.3 不同世代之全氟化物排放量分析

在薄膜及蝕刻製程均裝置 Local Scrubber 的相同條件下，分別對不同世代廠房之 PFC 排放量進行三年之排放量分析，結果如表 12 所示，各世代單位投面積與 PFCs

排放量的關聯性如下說明。

表 12 不同世代之 PFCs 排放量分析

廠別/世代	玻璃基板面積 (mm)	第一年排放量 (ton/m ²)	第二年排放量 (ton/m ²)	第三年排放量 (ton/m ²)	平均排放量 (ton/m ²)
A 廠	720 x 610	0.056	0.041	0.051	0.0493
B 廠	880 x 680	0.037	0.041	0.041	0.0396
C 廠	1,100 x 1,250	0.017	0.015	0.012	0.0146

- 1.A 廠之玻璃基板面積為 720 x 610 (mm)，蒐集及計算 3 年之 PFCs 排放量結果，它在單位投片面積的 PFCs 排放量趨勢如圖 2 所示。
- 2.B 廠之玻璃基板面積為 880 x 680 (mm)，蒐集及計算 3 年之 PFCs 排放量結果，它在單位投片面積的 PFCs 排放量趨勢如圖 3 所示。
- 3.C 廠之玻璃基板面積為 1,100 x 1,250 (mm)，蒐集及計算 3 年之 PFCs 排放量結果，它在單位投片面積的 PFCs 排放量趨勢如圖 4 所示。

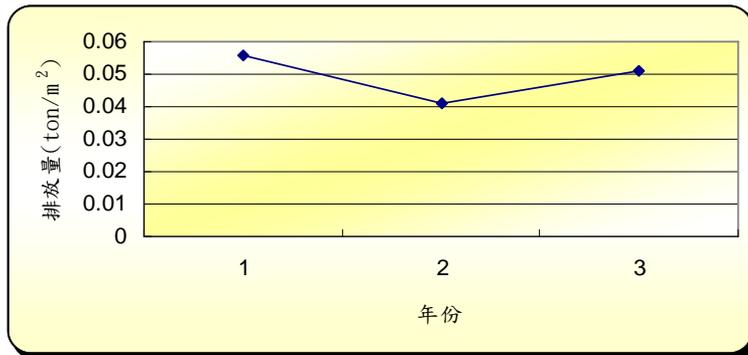


圖 2 A 廠 PFCs 排放量趨勢圖

18 溫室氣體盤查與減量研究-以某 TFT-LCD 廠為例

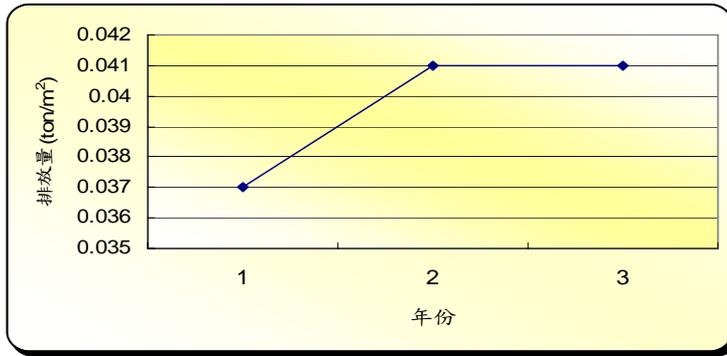


圖 3 B 廠 PFCs 排放量趨勢圖

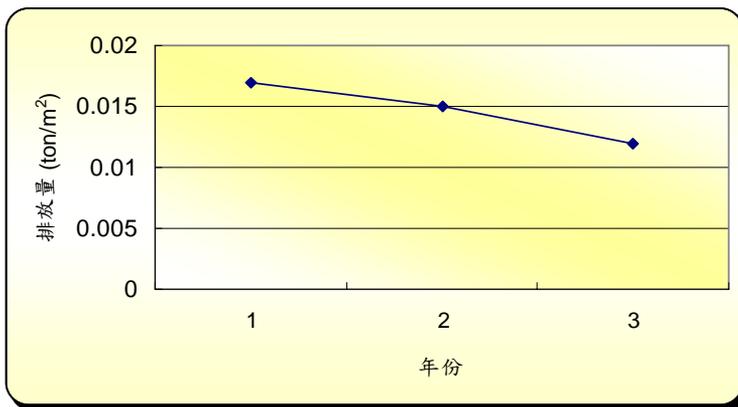


圖 4 C 廠 PFCs 排放量趨勢圖

由趨勢圖 2、3、4 可以看出，以年度投入製程之玻璃母片總數為計算基準，將它依比例換算成基板面積，當投面基板面積越大；也就是世代越大時，單位投片面積之 PFCs 排放量有減少的趨勢，由此可推估不同世代單位投片面積未來之 PFCs 排放量。

3.2 建議

1. 目前國內電子業對於溫室氣體盤查分析，雖已建立部分資料，但大都僅能窺其粗廓，對於盤查數據之正確性及可查證性尚待政府相關單位建立機制，以供產業遵循。

2. 政府目前正在制定溫室氣體減量法草案，用以規範事業單位盤查、申報登錄，但如何確保相同產業使用的排放係數是一致的，才不會影響排放量之計算結果，導致誤差，建議政府相關單位能建立一個各產業均適用之溫室氣體盤查排放係數資料庫，以供產業索引。
3. 產業可將溫室氣體盤查納入 ISO 14001 環境管理系統中推行，可達系統整合的效益。
4. 對於 TFT-LCD 產業而言，溫室氣體減量可從製程 PFCs 削減及減少電力耗用兩方面進行。
5. 目前 TFT-LCD 產業在計算 PFCs 排放量時均以 IPCC Tier 2C Method 計算，這個方法只需統計全年 PFCs 使用量及 local scrubber 安裝率，且電熱式 local scrubber 之處理效率為 0，而 Tier 2b 則包括了電熱式 local scrubber 之處理效率，未來可以探討 Tier 2b Method 計算結果，並做兩者排放量計算結果之差異比較。
6. 減量成本分析有助於產業了解，環境績效與投入成本之相關性，作為未來投資之參考，目前對於 TFT-LCD 不同世代廠之 PFCs 減量成本分析研究尚缺乏，未來可以朝向此方向研究。
7. 「碳商機」是未來必然趨勢，政府應建全溫室氣體盤查制度，在公平原則下擬定排放交易及減量獎勵，以鼓勵積極投入溫室氣體減量之廠商。

參考文獻

1. 何舜琴，「京都議定書生效後整體策略方向」，2005 全國能源會議，2005 年 6 月。
2. 網頁資料：經濟部技術處 <http://www.doit.moea.gov.tw>，2005。
3. 經濟部工業局，「工業溫室氣體盤查減量宣導手冊」，2002。
4. 財團法人中華民國企業永續發展協會，「溫室氣體減量投資基礎分析」，2002。
5. 黃正忠，莫冬立譯(2005)。溫室氣體盤查議定書-企業會計與報告標準，(The Greenhouse Gas Protocol 原著作品)，94 年第二版。
6. 顧洋，「溫室氣體查核機制與 ISO 標準規範介紹」，工安環保報導，第二十六期，2005 年 6 月。

20 溫室氣體盤查與減量研究-以某 TFT-LCD 廠為例

- 7.呂榮峰，吳關佑，張木彬，「半導體製程之全氟化物控制技術」，國立中央大學環境工程學刊，第八期，91年。
- 8.光電及半導體溫室氣體排放減量技術研習會，2004年8月。
- 9.網頁資料：<http://IPCC.org.tw>
- 10.Browm,R.S.;Joseph,A.Rossin.;Kenneth, a.;"PFC emission control",Solid State Technology ,2001.。
- 11.周崇光，「積體電路製程尾氣控制技術之應用與發展」，2004工業技術研究院，環安中心論文集。
- 12.李曼君，「以電漿結合觸媒破壞去除 NF_3 之初步研究」，國立中央大學環境工程研究所，2004年1月。
- 13.劉有台，鄭淑惠，台灣半導體產業協會簡訊專文，「噴射式電漿(Plasma Jet)處理含氟有害廢氣技術應用」，2001。
- 14.鄭瑞翔，游生任，李壽南，王光聖，「TFT-LCD 產業 PFCs 排放減量現況評估」，中文半導體技術雜誌，63~65頁，2002年。
- 15.行政院環境保護署，「全氟化物 PFCs 排放減量防制技術手冊」，2004年。
- 16.Ching-Huei Leu,Horng-Guang Leu,Yi-Lin Wu,Harry-Liao,Shou-Nan Li ,"PFCs Emissions Abatement for TFT-LCD Industry in Taiwan ",Earth Technologies Forum Conference Washington, D.C 13-15 April 2002.

空污防制

園區高臭氧濃度事件相關研究解析

莊子儀*、王斌豫**、楊博堯***、鄭圭菁****

摘 要

針對 O₃ 氣體，考量對人體健康或其他動植物的影響，各個國家訂有空氣品質標準及勞工作業環境容許濃度標準，我國環保署亦設有各縣市空氣品質即時監測站資料供參考。由於 O₃ 被視為二次污染物，並未訂定排放管道之排放標準，但針對特定使用臭氧的半導體廠或光電廠而言，若是處理不當將使臭氧成為一次污染物直接排放，對週遭環境及工作環境中人們健康產生長期傷害。

一般半導體廠於製程中即使用到臭氧，對於高濃度臭氧事件更不能置身事外，遂於環境中、工作區、排放管道等設有臭氧濃度監測儀器，以監控臭氧濃度，防止異常洩漏事件及危害人體健康。近期觀察環境高臭氧事件次數偏多，故特別針對臭氧事件作整體評估調查，提供業界參考。

【關鍵字】空氣品質標準、容許濃度、排放標準

*旺宏電子一廠廠務部空調課 主任工程師

**旺宏電子一廠廠務部水氣化課 高級工程師

***旺宏電子環安衛部 組長

****旺宏電子一廠廠務部 空調課經理

一、前言

平流層中 O₃ 會吸收紫外光，維持平流層溫度與能量的平衡，就人類而言，此部分 O₃ 是有助益的氣體。但針對對流層內 O₃ 而言，則是一具有腐蝕性之有毒氣體，且為光化學煙霧之主要物質。近地表環境中若有過多 O₃，則會影響人體健康及植物生長，人體若吸入過多 O₃ 會導致呼吸系統結構及功能傷害，當人體曝露於高劑量的 O₃，將對肺結構及功能造成不可逆的損害；對植物會產生抑制生長作用，並使植物枯黃，造成植物成長緩慢、形成葉斑病。故行政院環保署將 O₃ 列為空氣品質管制標準的項目之一，勞工作業環境並針對 O₃ 之容許濃度，分別訂定八小時時量平均濃度(TWA-PEL)及短時間(15 分鐘)時量平均容許濃度(STEL-PEL)等規範，若作業環境中臭氧濃度過高，對於長期在此環境中工作的人員勢必造成健康的危害。

二、研究動機與目的

近地表 O₃ 的來源，其一為製程產生或原物料使用由工廠直接排放之一次污染物；其二則是二次污染物，乃是由其前趨污染物，如非甲烷碳氫化合物(NMHC)或揮發性有機物(VOCs)與氮氧化物(NO_x)經過複雜的光化學反應產生。前者除受本身前處理及管末處理設備效率影響外，主要還是受大氣傳輸條件(如：季節、溫溼度、風向、壓力、混合層高度、通風指數或地形...等等^[1,2])影響；後者則受非甲烷碳氫化合物、揮發性有機物及氮氧化物相對濃度高低、光照時間或天氣型態、溫度...^[3,4]等因素影響。

O₃ 一向被視為二次污染物，非原生污染物，因此 O₃ 只有空氣品質標準，沒有排放標準。依國際 O₃ 法規標準，美國環保署於 1997 年 7 月修改國家空氣品質標準(National Ambient Air Quality, NAAQS)，逐步捨棄原有的 O₃ 小時尖峰濃度不得超過 120ppb 的標準，改以 O₃TWA-PEL 不得超過 80ppb。而我國現行的空氣品質標準中，O₃ 污染物濃度標準為 TWA-PEL 不得超過 60ppb，STEL-PEL 則不得超過 180ppb。其他相關的 O₃ 濃度標準參考表 1。

表 1 各國臭氧濃度之各項容許濃度標準

國 別	濃度標準	備 註
美國	1 小時平均濃度 120ppb 8 小時平均濃度 80ppb	—
歐盟	1 小時平均濃度 90ppb	—
英國	8 小時平均濃度 50ppb	—
日本	1 小時平均濃度 60ppb	以光化學物質總量計算
中華民國	1 小時平均濃度 120ppb 8 小時平均濃度 60ppb	93/5 空氣污染防制法規
澳洲	1 小時平均濃度 100ppb 4 小時平均濃度 80ppb	以光化學物質總量計算
美國職業安全衛生署 (OSHA)	8 小時時量平均濃度 100ppb	以勞工安全保護的角度
世界衛生組織(WHO)	8 小時最大濃度 60ppb	以人群保護的角度

半導體廠包含本廠在內，因製程需求需使用 O_3 ，並於外氣空調箱入口、無塵室內部及煙囪出口等多處裝設 O_3 監測器，即爲了考量 O_3 對人體及環境衝擊，並訂定比法規更嚴謹之標準。有鑑於環境中高 O_3 濃度事件(本研究以 90ppb 爲高臭氧事件)次數偏高，雖法規並未對二次污染物之 O_3 訂定排放標準，環境容許濃度標準亦屬主管機關職責，但是基於對環境及人員保護貢獻一份心力，吾人特別針對本廠所在之臭氧使用清查、各項地理及氣候條件之影響關聯性、廢氣處理設備改善...等等因素作整體評估，希望藉由本研究降低對環境衝擊，並將影響人體健康程度降至最低。

三、研究方法

3.1 廠內臭氧來源及排放調查

半導體廠在化學氣相沉積製程(SACVD：Sub-Atmospheric Chemical Vapor Deposition)上會使用到臭氧，其主要使用及處理流程如圖 1 所示。其中當機台使用 O_3 時，未反應之臭氧在燃燒處理器處理完，仍可能含有未完全反應之 O_3 而直接進入中央洗滌塔，隨後排放至大氣中；當機台未使用 O_3 時， O_3 產生器產生之 O_3

24 園區高臭氧濃度事件相關研究解析

全部流入 O₃ 觸煤處理器內處理，其濃度會被有效的控制降低，之後再排入中央洗滌塔。由於 O₃ 水中溶解度不高，若純粹由中央洗滌塔對 O₃ 的去除效率非常有限；再者酸性洗滌塔本身設計是以處理酸性廢氣為主，調整各項參數或添加藥劑方式或許可以減低 O₃ 排放量，但另外衍生酸性廢氣處理效率不佳、投資報酬率、廢水處理等問題都必須重新被評估。學者大多建議提升前處理設備效率，一般常以加熱設備(>300°C)、吸附設備或吸收設備做前處理，原因在於製程端產生排放的 O₃ 濃度高且風量小，處理成本相對於末端處理成本少，也少有衍生性問題發生，因此 O₃ 前處理設備有無就越顯重要。另外對於既有之前處理設備其效率好壞也必須進行調查評估，以降低管末處理效率不佳而直接排放之風險。

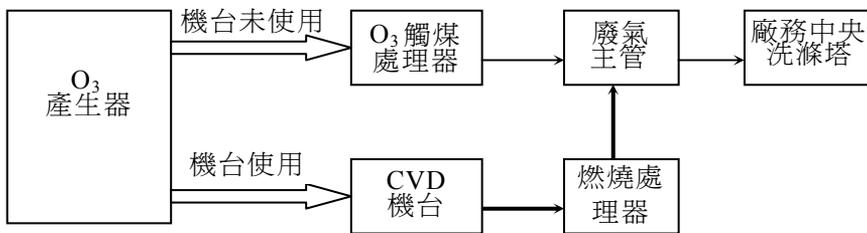


圖 1 臭氧使用及處理流程圖

3.2 中央洗滌塔排氣進入外氣空調箱可能性評估

工廠原煙囪如圖 2 所示：

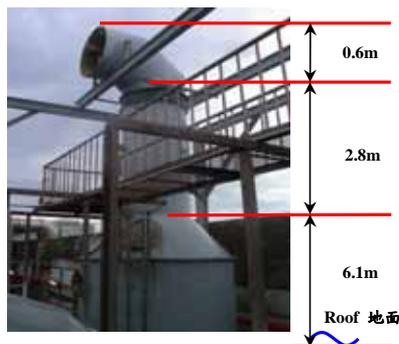


圖 2 中央洗滌塔示意圖

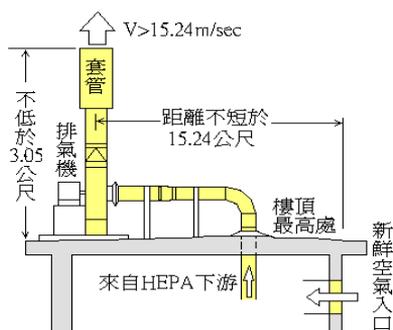


圖 3 局部排氣設計各項建議數據

局部排氣裝置的排氣道設計資料^[6]建議如下：

1. 對有害物質區域的排氣速度於煙囪出口應大於 15.24m/sec，而煙囪位置除應當置於季風的下游位置並遠離空氣處理單元(AHU)或外氣空調箱(OAC)的進氣口外(建議遠離 15.24m)，各項建議數據表示如上圖 3 所示。
2. 在美國冷凍空調學會(ASHRAE)手冊中亦建議至少需達 10 呎高度或在 3 樓以下建物，煙囪高度達 0.3 倍建物高，在 3 樓以上建物則應達 0.5 倍的建物寬度。
3. 故對於本廠廢氣處理設備、煙道、外氣空調箱...等等各項參數設計，與前處理設備一樣有必要針對其合理性做評估，方能將 O₃ 直接排放程度降至最低。
4. 另外 O₃ 在常溫下易被分解為氧，根據研究^[7]顯示，O₃ 在 26~27°C 時、半衰期約為 10hr，在 24.5~25°C 時，約為 14~16hr，在 19.5~20.0°C 時，半衰期約為 14~20hr；隨著溫度升高半衰期也隨之縮短，在環境溫度為 32~33°C 時半衰期只有 3hr。由以上觀點，在前處理設備去除效率不佳時，針對由煙道出口排放之 O₃ 一次污染源，吾人可由管路、風車...等設備修改，從擴散或稀釋的角度，增加 O₃ 停留大氣時間，自然方式分解或反應，同樣可以達到周界環境 O₃ 減量及降低再被外氣空調箱吸入工作環境之可能性，也不至於影響末端中央洗滌塔處理其他污染物的能力。

3.3 臭氧隨大氣環境變化趨勢評估

對於本研究使用 O₃ 源前後處理設備進行調查評估之後，已對一次污染直接排

26 園區高臭氧濃度事件相關研究解析

放的關聯性有相關程度瞭解。但一般大氣中光化學反應產生之 O₃ 二次污染源也不容忽視，故對於我廠附近此部分污染物必須做評估調查。

先前提到 O₃ 的各項影響因素，吾人嘗試在同樣新竹地區我廠本身 O₃ 監測數據(取離煙囪出口較遠之 OAC 旁馬路監測點)與環保局即時監測結果進行比對，於類似的天氣型態條件下，評估非源生污染產生之 O₃ 與我廠附近環境 O₃ 濃度變化相關程度，藉以判斷工作環境中 O₃ 濃度與大氣環境中 O₃ 濃度變化的相關程度。

四、結果與討論

4.1 廠內臭氧來源及排放調查

經過清查，本研究中使用 O₃ 製程包含：P 機台*1：無外接前處理設備作前處理；W 機台*1：後接燃燒處理設備；A 機台*9：後接 5 台文氏洗滌塔。表 2 為部分臭氧源機台管路量測數據。結果如下：

- 1.對作業環境量測機台並無 O₃ 洩漏問題。
- 2.P 機台後端排氣 O₃ 讀值偏高，且因無前處理設備，需優先評估加裝前處理設備作處理。
- 3.A 機台皆裝有文氏洗滌塔處理，若未處理而直接排放至主管路之 O₃ 相當可觀。
- 4.若有晶片製程處理時文氏洗滌塔處理前(處理製程廢氣)O₃ 讀值甚高(>300 ppb)，未有晶片製程時文氏洗滌塔(不處理製程廢氣)不會有 O₃ 讀值(< 50 ppb)，管路中亦無 O₃ 洩漏之虞。
- 5.其中機台 DAS-1、3、4 處理後 O₃ 濃度部分時間仍大於 300ppb，顯示處理效率較差，對排放管道 O₃ 排放貢獻較高，加強保養後效率已提昇，重新評估適當保養頻率或更新。
- 6.機台未使用臭氧時，臭氧產生器產生臭氧雖經由觸媒裂解反應(裂解後管路有臭氧偵測器)，部分處理後濃度仍有 ppm 等級濃度排放至末端處理設備，考量所有前處理設備負載，將觸媒反應後管路再經由前處理設備處理後方排至主管路。

除 P 機台外，針對臭氧發生源確認由前處理設備處理並加強維修保養將效率提升之後，再進行排放管道出口 O₃ 即時監控，任取 5 日數據，見圖 4(小時平均數據)；

由監測結果顯示改善處理之後，已多半可控制排放濃度在 150ppb 以下目標。

表 2 主要臭氧源機台管路量測數據

編號	機台名稱及採樣位置	所屬部門	最大讀值 (PPM)	最小讀值 (PPM)
1	P 機台 (有製程處理時) 後端排氣管(EA)	蝕刻	超過偵測範圍 10	0.02
2	酸性排氣管道煙囪出口	廠務	0.89	0.34
3	W 機台後端排氣管(EA)	薄膜	0.12	0.01
4	O ₃ 產生器後端排氣管(EG)	薄膜	0	0
5	O ₃ 產生器經由觸媒轉換器後端之排氣管(EA)	薄膜	0.08	—
6	A 機台局部洗滌塔(DAS-2/Usg)直接排至後端排氣管(EA)	薄膜	超過偵測範圍 10	4.78
7	A 機台局部洗滌塔(DAS-2/Usg)後端排氣管(EA)	薄膜	0.72	0.05
8	A 機台局部洗滌塔(DAS-1/bpsg)直接排至後端排氣管(EA)	薄膜	超過偵測範圍 10	6.57
9	A 機台局部洗滌塔(DAS-1/bpsg)後端排氣管(EA)	薄膜	0.67	0.13

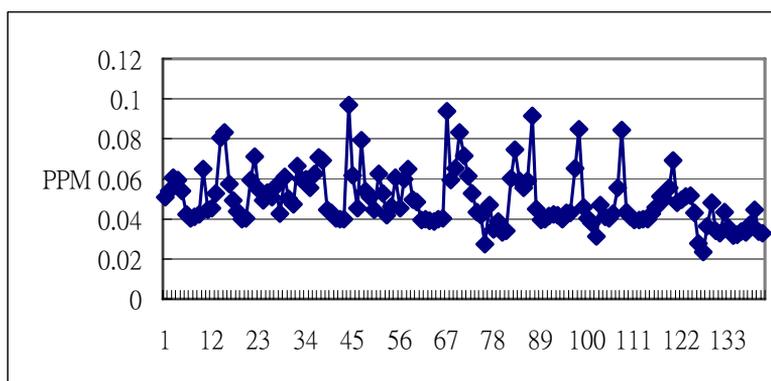


圖 4 煙囪出口監測數據

28 園區高臭氧濃度事件相關研究解析

4.2 一次污染可能性評估

一次污染可能性即中央洗滌塔排氣再由外氣空調箱吸入之可能性。圖 5 顯示工廠煙囪出口與相關進氣口位置，再比較上節提到排氣煙道設計原則，有幾點缺失如下：

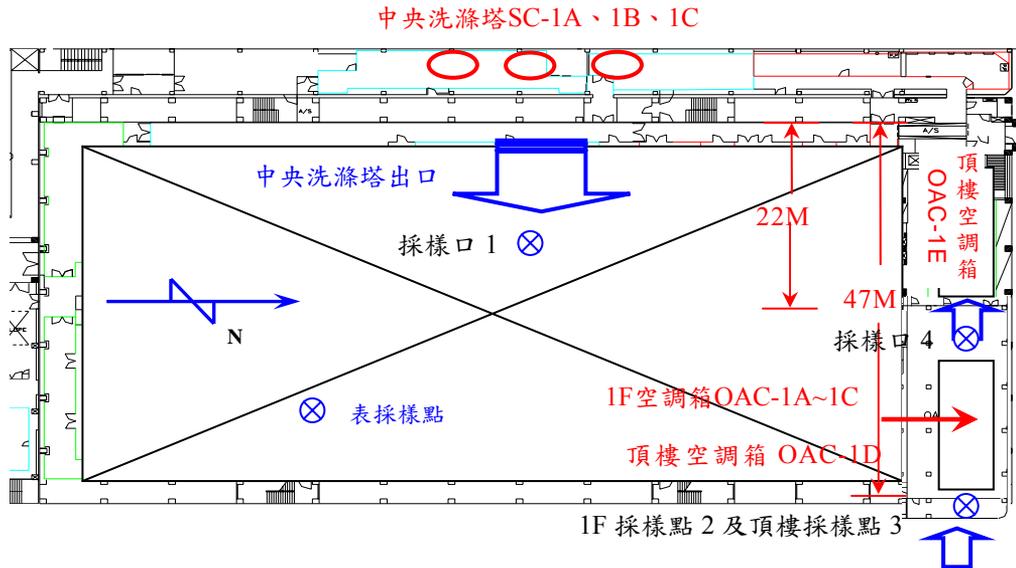


圖 5 中央洗滌塔及外氣入口相關位置圖

4.2.1 煙道排放水平出口應垂直向上

排出氣體如向水平方向排出，易因排氣道高度不足而在建築物週遭形成迴流現象，使排出氣體擴散到大氣的效率降低，或使排出氣體捲回建築物新鮮空氣吸入口，而且出口方向面向外氣入口端。除圖 5 右下方顯示之 1F FAB 進氣口及頂樓煙囪出口各有外氣空調箱 OAC-1E 及 OAC-1D 進氣口。O₃ 比重較空氣大則可能被低處空調箱吸入(此情況在無風時應較明顯)，改善方式為先將 3 組煙囪取直，圖 6 為煙囪取直後照片。

4.2.2 空調箱進氣口相關位置不佳

OAC-1E 及 OAC-1D 進氣口與排氣道出口距離雖大於 15.24 公尺，但由於下方

及前方皆為建築物頂，依據擴散角度，若依影響最嚴重的情形(風向往空調箱進氣口吹)，那煙囪後方會有所謂渦流迴流(空腔區)，所以若污染物排放出去會被捲回來又被空調箱吸入，此情況在風向空調向進氣口吹、逆溫層發生、夜間或冬天(次絕熱降溫不利擴散)時較明顯，故進氣口與排氣道出口距離應遠大於 15.24 公尺方能避免排氣再被吸入。「大氣擴散理論」一書建議煙囪出口高至少需 2 倍建築物高、後方空腔區至少建築物高之 3 倍距離，若假設煙囪排放臭氧濃度仍偏高情況下，除上節提到方向修改外，再將煙囪加高 1.2m 高度(見圖 6)、增加風速或加風扇增加擾流擴散，以獲得進一步改善。

本文稍後實驗證實大氣環境中光化學反應產生臭氧的量，會大於日夜溫差或地形對流擴散所能帶走的能力及煙囪直接排放的量。



圖 6 煙囪取直後

4.2.3 排出氣體排出排氣道的排氣速率低於建議值

依廢氣排放流量公式 $Q = A \times V$ ，廢氣處理流量固定下，可嘗試將排放管道管徑縮小達到出口速度提升、增進擴散距離面積、污染物停留大氣時間的效益。在 ASHRAE 手冊中建議煙囪直徑的設計關係式如下：

30 園區高臭氧濃度事件相關研究解析

煙囪直徑 (inch) = $13.5 \times \sqrt{\text{排出口速度}(fpm) \div \text{排氣流量}(cfm)}$ ，以本研究中央洗滌塔運轉參數，廢氣設計排放速度10.11m/sec、平均排放流量500CMM，代入以上公式得到煙囪直徑約1.03m即可，故煙囪直徑仍有縮小空間，故在排放流量穩定維持情況下，再加高煙囪高度同時增加厚度，適時將管徑縮小由1.2m若降至1.15m，提高出口速度平均約0.2 m/sec，以降低污染物回流機會。

4.2.4 一次污染可能性評估

評估方式為量測煙囪出口數米處即圖 5 採樣點 1 處臭氧濃度，與外氣空調箱進氣口 2 處(圖 5 頂樓採樣點 2 及 1F 採樣點 3)臭氧濃度。藉由分析上述改善措施施作前後採樣點 1 與採樣點 2 及採樣點 3 之關聯性，探討一次污染物由煙道排放再被空調箱吸入之可行性。

相關性是藉由統計學二群組相關係數來判斷，改善措施前外氣空調箱吸入口之臭氧濃度包含煙囪排放之一次污染物貢獻之外，尚包含外界大氣環境由光化學反應產生之二次污染所貢獻；而改善措施施作之後，已排除大部分煙囪排放貢獻之程度，可藉由相關係數的探討來判斷改善成效，圖 7 顯示為前後各相關位置量測數據。

圖 7 及圖 8 分別顯示煙囪取直等改善措施施作前後(取無風及類似天氣狀態)之量測數據。煙囪改善措施施作前採樣點 1 對採樣點 3、採樣點 2、採樣點 4 的貢獻程度，其相關係數分別為 0.719、0.738、0.684；煙囪改善措施施作後採樣點 1 對採樣點 3、採樣點 2、採樣點 4 的相關係數則分別降至 0.545、0.498、0.521，顯示有相當的改善成果。但以 3 點平均 0.52 左右的相關係數其相關程度仍高，除仍有少數由煙囪排放的可能外，大氣環境中二次污染產生之臭氧對外氣空調箱吸入口所測得臭氧濃度之貢獻相當可觀，高臭氧濃度之貢獻重心將是在二次污染物方面。

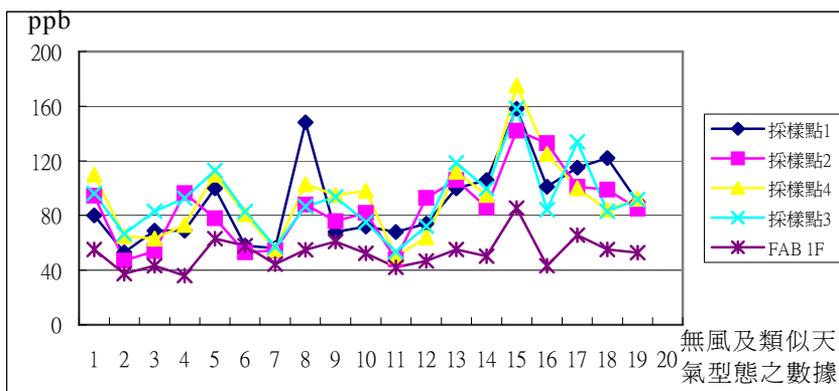


圖 7 煙函改善措施施作前

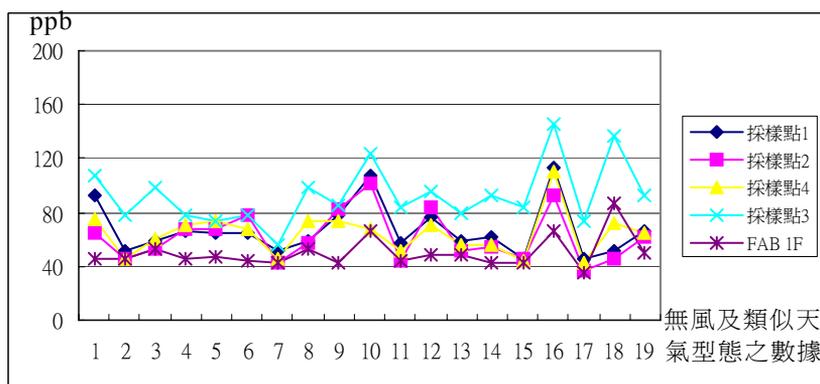


圖 8 煙函改善措施施作後

4.3 二次污染可能性評估

二次污染可能性亦即評估臭氧隨大氣環境變化趨勢。吾人先將 2 月至 4 月間進行廠區附近大氣環境進行日夜、晴或陰雨天氣型態一系列 O₃ 數據量測，在白天的 292 組數據中高臭氧事件(>90ppb)發生 51 次(17.46%)，平均為 68.3ppb；夜間高臭氧事件與所有資料比例則為 15.12% (26/172)，平均為 62.8ppb；晴天情況則為 29.90% (61/204)，平均 75.8ppb；陰雨天則為 6.15%(16/260)，平均 58.4ppb，如圖 9 所示。

32 園區高臭氧濃度事件相關研究解析

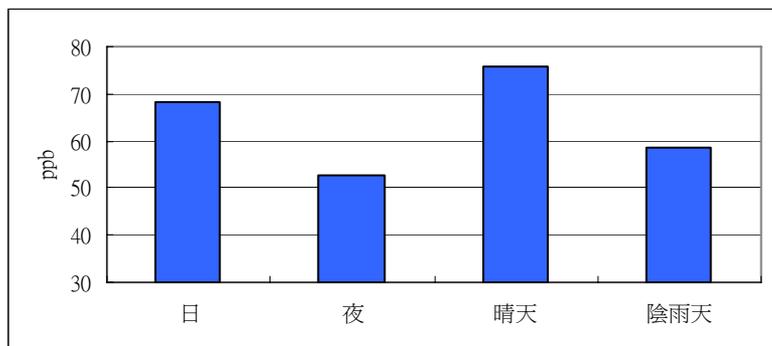


圖 9 不同天氣型態臭氧平均濃度值(ppb)

由於偵測儀器偵測下限值為 30ppb，吾人將 30ppb 以下濃度以 30ppb 計算，故夜間及陰雨天會比實際數值再低一些。可以簡單看出日間臭氧濃度明顯較夜間高，高臭氧事件多出 1 倍；而晴天又比陰雨天高，高臭氧事件更多出接近 3 倍，初步可以判斷環境中臭氧濃度由光化學反應產生的比重不低。接下來再將室內環境臭氧即時監測數據與環保局新竹測站大氣環境監測點作比對，探討其相關程度，如圖 10 為其中 4 日資料，圖 10a 為工廠監測數據，圖 10b 為環保局新竹測站數據。

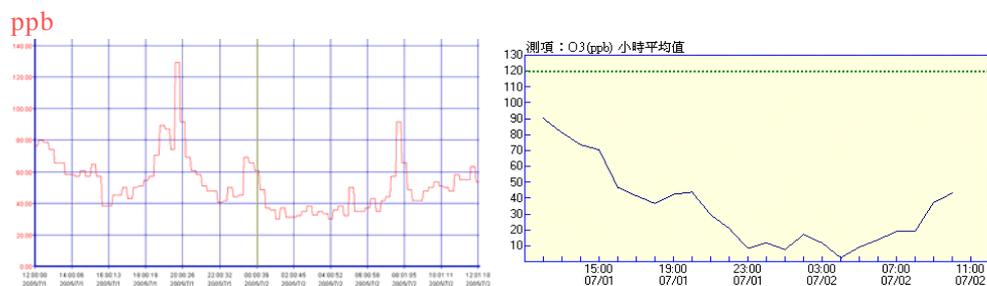


圖 10a 廠區內環境及環保局新竹測站 7/1~7/2 臭氧濃度變化

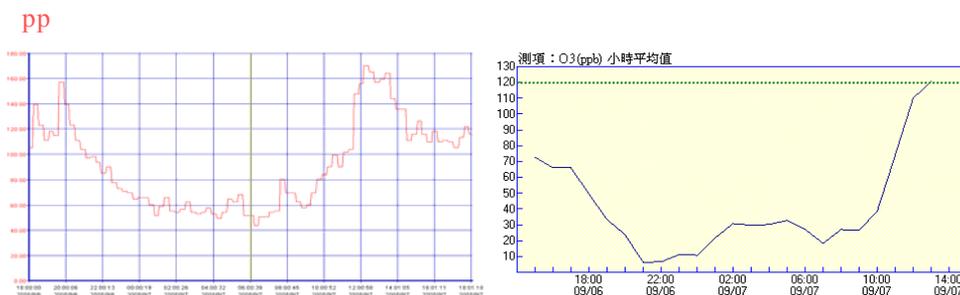


圖 10b 廠區內環境及環保局新竹測站 9/6~9/7 臭氧濃度變化

94 年 6 月 8 日至 94 年 9 月 27 日紀錄，總共 416 筆小時平均濃度數據，廠區周圍環境監測數據與環保局新竹測站數據二者相關係數平均值達 0.564，兩測站距離數公里卻顯示仍有高度正相關，臭氧受大氣環境趨勢或光化學反應影響程度可能不低。再分別比較煙囪出口臭氧濃度、環保局新竹測站與本研究廠區附近環境監測資料，以 8/2 20:00 至 8/3 20:00 資料為例，見圖 11。環境監測數據圖 11a 左與環保局新竹測站數據圖中二者相關係數達 0.675，煙囪出口圖 11b 右與工廠環境監測數據圖 11c 左二(下)者相關係數卻只有 0.363，顯示大氣環境中存在臭氧影響程度相對高於我廠本身排放的因素。

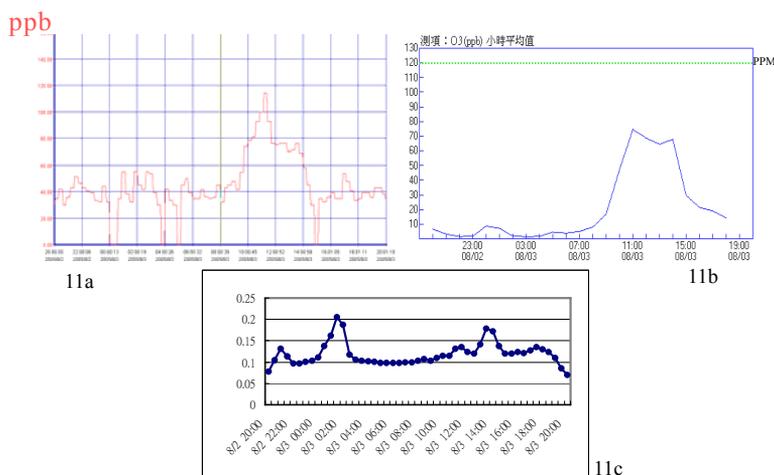


圖 11 廠區附近環境、環保局新竹測站及煙囪出口 8/2~8/3 臭氧濃度變化

34 園區高臭氧濃度事件相關研究解析

既然外氣影響程度已明顯高於自身排放可能，由各項資料又顯示外氣中臭氧濃度已接近危害人體健康之虞(可參考各時量平均容許濃度)，資料中又再再顯示光化學反應條件(每日下午時分)產生可能性極高，欲改善此方面發生則建議應朝 NO_x 及 VOCs 等臭氧生成之前驅物減量著手，一旦當環境中臭氧濃度達危害人體健康容許標準時，我們可以朝 VOCs 處理效率方向評估。

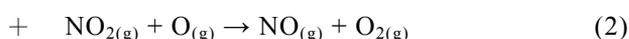
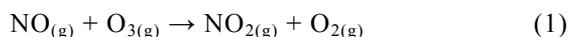
4.4 其他可行性評估

既有前處理設備處理效率不佳，礙於現狀難以改善，非要從管末處理者，除必須先評估是否符合排氣煙道設計原則加以改善之外，仍有以下幾點建議供參考：

4.4.1 加入其它化學物質增加反應速率或降低活化能

O₃ 對水中的溶解度雖不高，但在高級氧化程序中，可利用 O₃ 與 H₂O₂、UV、OH⁻等產生還原電位更高的氫氧自由基(OH[•])。O₃ 的氧化能力極強，其還原電位為 2.07V，比次氯酸 1.49V 更高，其反應機制可分為「直接反應」- O₃ 直接氧化水中的污染物，與「間接反應」-產生的(OH[•])氧化污染物反應。系統中若只含有 O₃ 時其反應速率較慢，一般可再加入 H₂O₂、UV、OH⁻等產生自由基增加反應速率。

從臭氧層破洞的形成主要原因是和氟氯碳化物釋出的 Cl⁻和 ClO⁻有關。Cl⁻和 ClO⁻為催化劑，進而破壞 O₃ 的催化反應；另外基礎化學中曾提及 NO 的污染會加速臭氧層中 O₃ 的分解，其反應進行的過程如下：



式(1)中 NO_(g)將 O₃ 分解，生成 O_{2(g)}及 NO_{2(g)}，式(2)中 NO_{2(g)}和 O_(g)反應又轉化為 NO_(g)。在整體的反應中，NO 雖參與反應，加速 O₃ 的分解，但含量卻沒有改變，只是加速 O₃ 分解的催化劑。

由以上觀點來看，以處理酸性廢氣之中央洗滌塔而言，若廢氣中含有 NO 或 Cl⁻、F⁻離子即是很好的 O₃ 催化劑，加上使用水洗之自來水中自由餘氯或加入消毒劑都有助於 O₃ 分解。

4.4.2 提高處理過程溫度或裝設濾材(中央洗滌塔塔槽內、處理前或處理後位置)

此法在工廠本身有白煙問題時可獲得良好的效果，因提高溫度可有效減低低溫冷凝產生的水氣白煙，而白煙中又多屬水蒸氣或水蒸氣附著之液滴，溫度在臭氧分解的反應式中是提高反應速度相當重要的參數。

以本研究來說，採用 VOCs 沸石濃縮轉輪焚化處理系統，其廢氣在燃燒焚化之後尚有 300°C 左右溫度排放，將此一部份熱源回收用來加熱中央洗滌塔處理廢氣是一個考量，一來廢熱回收再利用不需額外加熱設備費用，二來可增加 O₃ 等高氧化性物質分解又可減低白煙冷凝問題發生，此項廢熱回收方式已列入評估中。

化學濾材方面，國內交通大學白曠綾教授，研究凝結性有機物之晶圓沈降機制探討，包括無機性微污染物(NH₃、H₂S、SO₂、O₃、Cl⁻及各類酸鹼反應產物)之污染沈降潛勢及其化學濾材開發；另日本 TIOS (高砂) 亦有出產特別針對 O₃ 之化學濾材。

4.4.3 增加洗滌塔去除效率方法

1. 增加循環水量：即循環水泵能力加大，需符合法規之潤濕因子至少大於 0.1，本研究亦針對循環水流量偏低改善作泵更新，臭氧應可獲得些許改善。
2. 增加比表面積(接觸面積)：即更新拉西環型式，潤濕因子同樣需維持至少大於 0.1，由於已將循環水流量泵更新，故比表面積已加大。
3. 增加水霧與空氣污染物的接觸時間：即增加臭氧滯留洗滌塔槽內時間，建議可增加填充塔體積、增加除霧層高度或比表面積或降低廢氣流量等，由於牽涉操作參數調整，是否衍生其他問題及法規停留時間需大於 0.5min 等必須納入一併考量。

五、結論與建議

上節結果分析顯示，針對臭氧減量，不外乎 3 大方向，一為將直接排放可能性降至最低；二為以對流或擴散角度增加臭氧停留時間，自然衰減；三為環境中非原生污染源產生可能性降低。

5.1 直接排放可能性降低方面

使用臭氧機台排放管路清查，以臭氧前處理設備優先處置，處理設備也需評估

36 園區高臭氧濃度事件相關研究解析

效率好壞，以減低後端處理設備處理成本，更可降低臭氧直接排放量。

前處理設備處理現狀難以改善，非要從管末處理者，除先評估是否符合排氣煙道設計原則加以改善之外，可考慮加入其它化學物質增加反應速率或降低活化能、提高處理過程溫度或裝設濾材、在增加洗滌塔去除污染物效率時同時提高臭氧去除率也是可以嘗試之做法。

5.2 增加臭氧擴散至近地表環境之停留時間，讓臭氧自然反應或衰減比例增加

臭氧屬強氧化劑，除反應性極佳外，在常溫下易被分解為氧。在前處理設備去除效率不佳時，針對由煙道出口排放之 O_3 一次污染源，可將煙囪水平出口改為垂直向上、加高煙囪、增加風車風量等方向努力。

5.3 環境中非原生污染源產生可能性降低

比對煙囪出口臭氧濃度與本案例附近環境及環保局臭氧監測資料，顯示屬一次污染物之臭氧量明顯低於環境中光化學反應產生之臭氧二次污染物；又環境空氣品質在臭氧方面，以圖 10B，9 月 7 日環保局監測之數據來看，甚至已接近危害人體健康的程度了。若經由實驗研究或量測資料證實環境中二次污染產生之臭氧比重較多的話，重點則應該放在臭氧前驅物質之減量，包含本研究所在的多數半導體廠或光電廠其臭氧前驅物質以 VOCs 為大宗；一般傳統產業，如：石化廠、發電廠等，則以 NO_x 為大宗。

半導體廠或光電廠近年來已引進沸石濃縮轉輪搭配焚化爐方式處理 VOCs，半導體廠由於處理濃度較低，去除率一般可達 90% 的法規要求以上，本研究則將 VOCs 去除效率以 95% 為操作條件，希望對臭氧減量有些許幫助；另外 95 年 2 月將光電廠同時納入法規規範，相信對 VOCs 的減量有一定成效外，間接對於臭氧減量也會有相當程度的貢獻。

六、參考文獻

1. 蘇聖群， NO_x 與 NMHC 濃度對臭氧產生濃度之影響與探討，中興大學環境工程

- 研究所碩士論文，2003。
2. B.-J. Tsuang; J.-L. Wang; L.-F. Chang; M.T. Cheng; M.-D. Lin, "Production, Monitoring and Simulation of VOC, O₃ and Aerosol over central Taiwan – Central Taiwan Air Quality Management Plan (CTAMP): Scientific Assessment", 2001 計劃及成果發表，行政院國家科學委員會。
 3. 黃怡嘉，中部空品區天氣型對臭氧濃度相關之解析，東海大學環境科學系碩士論文，2001。
 4. 倪國敦，高高屏地區臭氧趨勢分析與氣象因子相關性之探討，中山大學環境工程研究所碩士論文，2003。
 5. 蔡政雄，臭氧前驅物連續監測與臭氧生成之光化學探討，中央大學化學研究所碩士論文，2001。
 6. 行政院勞工委員會，勞工安全衛生研究所
<http://www.iosh.gov.tw/data/f2/sp52-5.htm>，"局部排氣裝置的排氣道設計"。
 7. 北京超能自控技術研究所 <http://www.laiter.com.cn/index.htm>，"常溫下空氣中臭氧半衰期的實驗"。

資源化技術

資源化多孔生物陶瓷生物反應器處理 工業區廢水之模廠研究

韓嘉智*、張玉霞**、楊淑鈺***、羅文才****

摘 要

工業廢水中常含有難被生物分解之合成有機物質，應用固定式生物膜法之微生物菌類多樣化特性，及提供細胞較長停留時間，可較傳統活性污泥法提升化學需氧量(COD)處理效率。然而，其用來作為微生物附著生長之介質，目前多為原生物料所製成，可較傳統之礫石具有更高之孔隙率及比表面積，如此，雖然能解決廢水處理的問題，但隨之衍生的是使用後介質廢棄所造成之廢棄物清理與最終處置問題。本研究乃應用資源性二次料製成多孔性之陶瓷體，建置活性污泥與多孔生物陶瓷生物反應器併同處理系統，利用介質多孔性、高比表面積特性，提供微生物附著生長環境，藉以提高反應槽中之微生物量，達到提升處理效率之目的。

【關鍵字】資源化、多孔生物陶瓷、工業廢水

*全盛興資源科技股份有限公司 總經理

**財團法人台灣綠色生產力基金會 工程師

***全盛興資源科技股份有限公司 副理

****全盛興資源科技股份有限公司 工程師

一、前言

目前廢水生物處理所使用之接觸材料有礫石、碎石、木片、塑膠等，藉由不同粒徑、形狀、孔隙、比表面積等特性，可作為微生物附著生長的介質，以提高廢水中之微生物量，提升廢水處理效率。上述材料中又以塑膠材質為主，具有質輕、高比表面積等特性。雖然可以達到水質淨化目的，但因其為原生物料所製成之產品，耗用自然資源，且隨著接觸材料汰換將會衍生後續的廢棄物處理問題。

本研究應用多孔生物陶瓷生物反應器 (Porous Ceramic Bio-Reactor, PCBR)，為全盛興資源科技股份有限公司應用資源性二次料自行研發之多孔性生物介質，具有高比表面積的特性，可提供微生物附著生長，且長期使用後介質附著之有機物亦可進行高溫窯燒進行再生處理，以延長介質的耐用年限。PCBR 為全盛興公司與台灣綠色生產力基金會共同研發之水處理技術，可在不影響製程情況下，於現有之活性污泥槽直接增設 PCBR，運用活性污泥結合生物膜法的優點，一方面可以增加無機性污泥資源化之再利用途徑，另一方面可減少自然資源的耗用，達到以「廢棄物處理廢水」及「資源循環使用」之目的。

二、材料與方法

本研究採用填充多孔性陶瓷之 PCBR 結合活性污泥處理技術，於台中工業區污水處理廠以 2m³ 級模廠進行廢水生物處理試驗，作為 PCBR 處理工業區綜合廢水之可行性評估。

2.1 研究設備

活性污泥併同 PCBR 模廠處理單元流程示意如圖 1 所示。使用之設備包括：進(出)流泵、加藥泵、迴流泵、PCBR、生物反應槽、鼓風機等，處理系統如圖 2 所示。

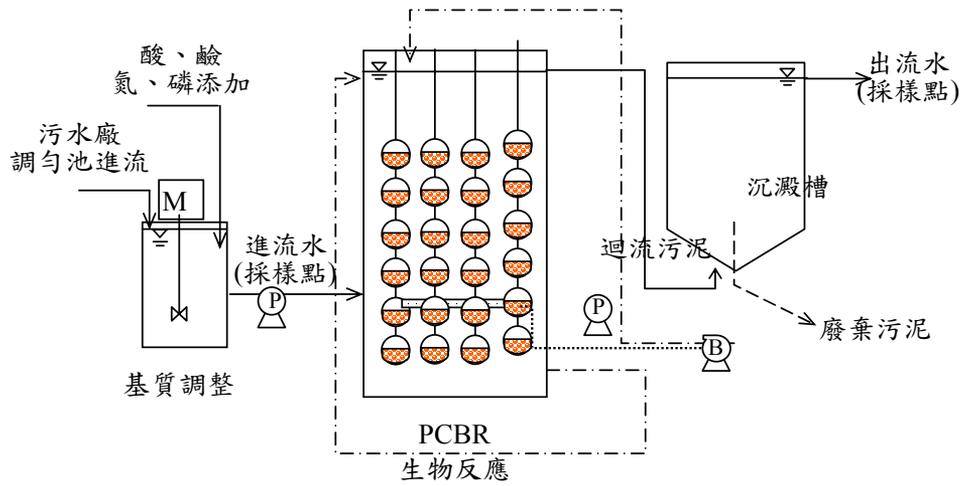


圖 1 PCBR 反應槽模廠處理單元流程示意圖



圖 2 活性污泥併同 PCBR 模廠單元照片

42 資源化多孔生物陶瓷生物反應器處理工業區廢水之模廠研究

2.1.1 PCBR

PCBR 外殼為 PP(PE)材質製成，直徑 20cm 之網狀空心圓球體，計算體積為 $4.2 \times 10^{-3} \text{m}^3$ ，如圖 3 所示。PCBR 以懸掛方式填充於反應槽，PCBR 內填充容積約 1 升之多孔性陶瓷作為生物處理介質。介質直徑為 1.6cm，高度為 2.2cm 之圓柱狀，如圖 4 所示。多孔性陶瓷之物化特性如表 1 所示。



圖 3 反應槽內填充之 PCBR 照片



圖 4 PCBR 內填充之介質照片

表 1 多孔陶瓷介質物化特性

項目	單位	檢測值	測試方法/標準
比表面積	m^2/m^3 m^2/g	35,000 0.05	BET method N_2
抗壓強度	kgf/cm^2	831	CNS 3299
透水試驗	cm/sec	4.05×10^{-3}	CNS 12964
耐酸鹼試驗	---	無異常	CNS 3299
耐磨耗試驗	g	0.04	CNS 3299
假比重	g/cm^3	0.75	---

註：--- 表示無資料

2.1.2 生物反應槽

活性污泥併同 PCBR 模廠反應槽為鐵製長方體，槽體長、寬各為 1m，高為 2.5m(有效水深 2m)，有效容積為 2m^3 ，如圖 5 所示，底部設有曝氣管及循環泵，作為曝氣及攪拌用。



圖 5 生物反應槽照片

2.2 研究方法

本研究以台中工業區污水處理廠調勻池出流水作為處理對象，對於原水進行 pH 調整(6.5~7.5)與添加氮、磷等微生物生長所需之營養源前處理。於 2m^3 活性污泥槽中增設槽體有效容積比 10%之 PCBR(共填充 48 顆)，控制 MLSS 在 1,500-3,000mg/L 之間，DO 在 1.5~3.0mg/L，水力停留時間(HRT) 12hrs，以廢水連續進流方式操作，藉以探討活性污泥法結合 PCBR 應用於實場廢水之 COD、BOD 及 SS 處理效果，以作為實廠設計參考。

44 資源化多孔生物陶瓷生物反應器處理工業區廢水之模廠研究

模廠試驗期程約為 45 天，試驗期間連續採取反應槽進流水及沉澱槽出流水之水樣進行分析及微生物菌相觀察，並對介質進行外部及剖面微觀，水質分析方法如表 2 所示。

表 2 水質分析方法

檢測項目	分析方法	資料來源
temperature	水溫檢測方法	NIEA W217.51A
pH	水中氫離子濃度指數測定法—電極法	NIEA W424.51A
DO	溶氧電極法	---
COD _{cr}	水中化學需氧量檢測方法—重鉻酸鉀迴流法	NIEA W515.53A
BOD ₅	水中生化需氧量檢測方法	NIEA W510.54B
SS	水中總懸浮固體物檢測方法—103 ~105 乾燥	NIEA W210.56A

註：--- 表示無資料

三、結果與討論

本章探討處理對象之進流水質變化情形、PCBR 反應槽處理效果及多孔陶瓷介質微觀等。茲分述如下：

3.1 台中工業區污水廠進流濃度變化

本研究之廢水源取自台中工業區污水廠之調勻池出流水，依 94.07~94.12 期間對進流廢水進行採樣分析，並將水質資料整理如圖 6 所示。由圖中顯示工業區污水廠之調勻池出流水濃度變化大，工業區進廠限值為 COD 600mg/L、BOD 400mg/L、SS 400mg/L 條件，在 103 個採樣分析中，超出允收標準限值之 COD 約有 43%、BOD 約有 8%及 SS 約有 3%；其中以 COD 情形最為嚴重。此超出摩廠設計負荷之情形可能造成水力停留時間不足，廢水中難分解之有機物質無法被微生物有效代謝分解，加上 COD 進流濃度變異程度達 3.5 倍以上，以傳統活性污

泥法處理容易造成突增負荷，致模廠出流水之 COD 值無法符合放流水標準。

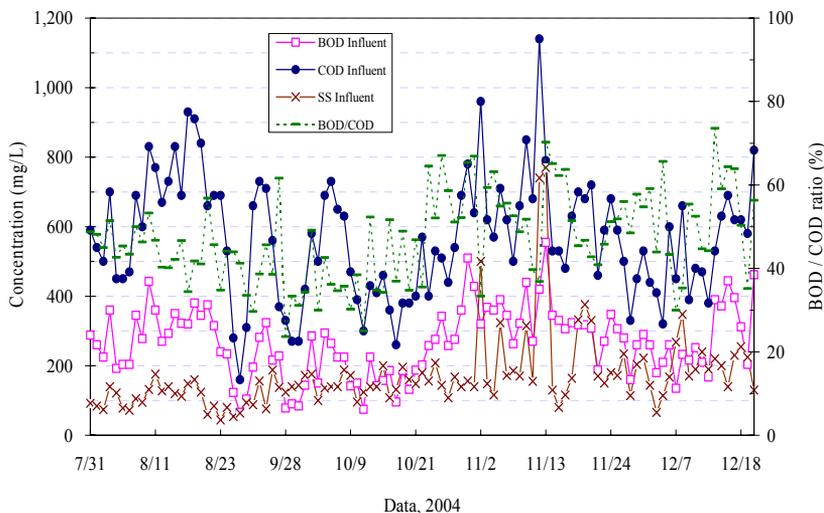


圖 6 台中工業區污水處理廠調勻池出流水質狀況(94.07~94.12)

3.2 模廠試驗系統處理效果

反應槽 MLSS 控制在 1,500-3,000mg/L 之間，HRT 12hr，以 PCBR 填充率 10% 操作，其處理效果如下：

3.2.1 COD 負荷與處理後出流水關係

反應槽之 COD 濃度變化情形如圖 7 所示，圖中顯示進流 COD 負荷在 0.64-2.28 $\text{kg}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ 之間，平均值為 1.17 $\text{kg}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ ，經活性污泥與 PCBR 併同處理系統後，其處理後之出流水濃度介於 40-130mg/L 之間，平均值為 71mg/L，且處理後之出流水濃度趨於穩定，大抵可在 100mg/L 以下。顯示系統對於 COD 進流負荷變化具有良好之緩衝能力，其 COD 負荷可達 2.28 $\text{kg}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ ，較傳統接觸曝氣法高出許多，故於活性污泥槽中增設 PCBR 可縮短 HRT 並有效分解廢水中難分解之有機物質。

46 資源化多孔生物陶瓷生物反應器處理工業區廢水之模廠研究

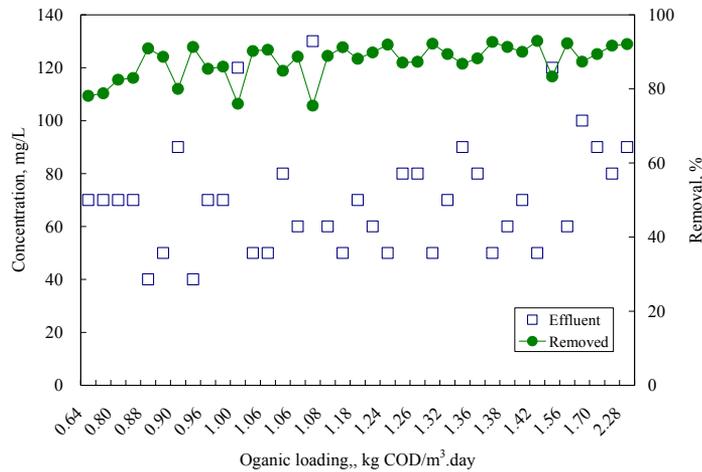


圖 7 模廠試驗系統之出流水 COD 濃度變化

3.2.2 BOD 負荷與處理後出流水關係

反應槽之 BOD 濃度變化情形如圖 8 所示，圖中顯示進流 BOD 負荷在 0.32-1.11 kg/m³.d 之間，平均值為 0.62 kg/m³.d。系統進流之 BOD 變化大，進流濃度變異約達 3.5 倍，其處理後之出流水介於 8-54mg/L 之間，平均值為 19mg/L，顯示系統對於 BOD 進流負荷變化亦具有良好之緩衝能力，且廢水中之有機污染物可有效被代謝分解。

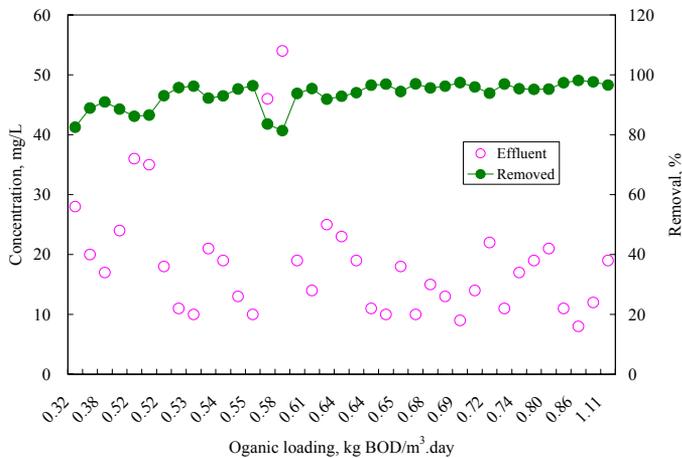


圖 8 模廠試驗系統之出流水 BOD 濃度變化

3.2.3 SS 負荷與處理後出流水關係

對於廢水中 SS 去除變化情形如圖 9 所示，圖中顯示進流 SS 負荷在 0.13-1.54 kg/m³.d 之間，平均值為 0.43 kg/m³.d。其處理後之出流水介於 8-53mg/L 之間，平均值為 24mg/L；反應槽進流 SS 變異度達 11 倍以上，經活性污泥與 PCBR 併同處理後，其出流水濃度趨於穩定，SS 大抵可在 30mg/L 以下，顯示反應槽內填充 PCBR 對於水流流況具有穩定之效果，及對 SS 具有一定之捕集能力。

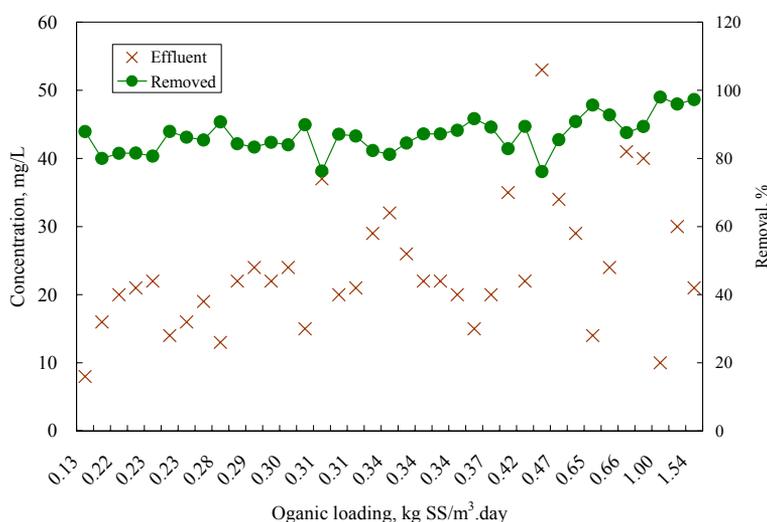


圖 9 模廠試驗系統之出流水 SS 濃度變化

3.2.4 多孔陶瓷介質微觀

一般成形粒狀之接觸材料對於懸浮物之捕捉能力較強，且貯留空間亦較多，因此捕捉之能量亦多，反之對於水流之阻力大，容易導致反應槽阻塞。尤由其是不定形者，其粒徑、形狀皆不均勻，且空隙率亦較小，此為粒狀接觸材料之缺點(經濟部工業局，1993)。本研究為了解系統內介質是否會有前述之阻塞情形，於實驗前利用顯微鏡對介質進行顯微觀察，圖 10 為介質外觀照片，圖 11 為介質微觀照片。

48 資源化多孔生物陶瓷生物反應器處理工業區廢水之模廠研究

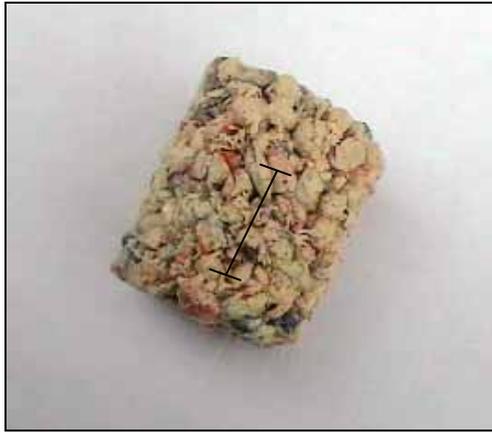


圖 10 試驗前多孔性陶瓷照片



圖 11 多孔性陶瓷微觀照片(40x)

由圖 10 及圖 11 中可以看出介質是由許多顆粒所組成，顆粒與顆粒之間存在許多孔洞，由於這些孔洞提供介質廣大之表面積可作為微生物附著生長的环境。本研究將反應槽內之介質於 94.7~94.12 期間，在 6 個月的模廠操作條件下，將其取出作顯微觀察，圖 12 為介質表面微觀，照片中可以看到介質表面附著大量之生物膜，箭頭所指為生物菌落。圖 13 為將介質截斷後之剖面微觀照片，發現介質內部亦有微生物菌落生長，顯示介質之內部與外部有許多之開孔，其內部之表面積可被微生物有效利用，且發現內部之微生物生長狀況良好，並無一般成型粒狀介質之阻塞問題。

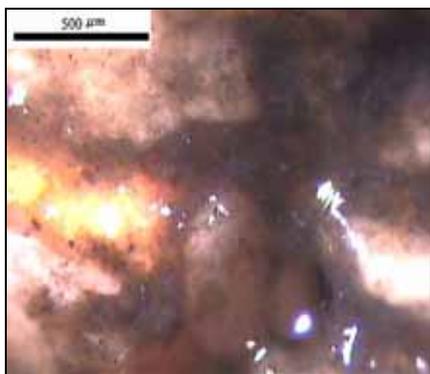


圖 12 多孔性陶瓷表面微觀照片(40x)

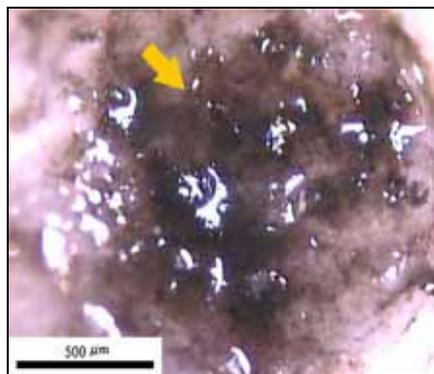


圖 13 多孔性陶瓷剖面微觀照片(40x)

四、結 論

PCBR 內部填充之多孔性生物陶瓷可提供廣大的比表面積作為微生物附著生長之介質，其材質具有高機械強度與耐腐蝕特性，與活性污泥槽併同使用可提高反應槽中之 MLSS，本試驗獲致如下結論：

1. 本研究對象之進流水，活性污泥槽之 MLSS 在 1,500-3,000mg/L，於反應槽中填充 10%之 PCBR 併同操作，控制 HRT 12hrs，較現行廢水廠之 HRT 15hrs 為短，反應槽之 COD 去除率最高可達 90%，且處理後之出流水大抵可符合放流水標準，顯示於活性污泥槽中增設 PCBR 併同操作，可提升約 20%之處理量。
2. 活性污泥結合 PCBR 操作，系統可承受容積負荷 COD 達 2.28 kg/m³.d、BOD 達 1.11 kg/m³.d、COD 達 1.54 kg/m³.d。對於廢水處理之新設廠可以減少槽體容積，降低初設成本，既有廠之處理容量及效率得以提升，減少操作費用之支出。
3. 多孔性陶瓷介質具有許多粗糙的表面及開孔的特性，於模廠試驗 6 個月後取出作微觀，發現介質表面及剖面皆有生物膜附著生長，顯示介質內部之表面積可有效被微生物利用，且無一般成型粒狀介質之阻塞問題。
4. 本研究使用之多孔陶瓷介質於廢水反應槽中具有耐候特性，且介質附著之有機物亦可透過窯燒再生方式延長介質之耐用年限，可增加資源性二次料再利用的功能，並降低因廢水處理對自然資源耗用之目的。

五、參考文獻

1. 經濟部工業局，工業污染防治技術手冊，活性污泥法新技術，第 1-26 頁，1994。
2. 經濟部工業局，工業污染防治技術手冊，生物接觸曝氣法，第 17-34 頁，1994。
3. 歐陽嶠暉、莊順興，懸浮生物膜接觸曝氣法處理含 PVA 之難分解廢水之研究，第十三屆廢水處理技術研討會論文集，第 1-14 頁，1988。
4. 陳國誠、吳建一，生物技術在環境保育之應用，生物產業技術概論，第 159-192 頁，2003。
5. Tebbutt, T.H.Y., Principles of Water Quality Control: Biological Oxidation of

50 資源化多孔生物陶瓷生物反應器處理工業區廢水之模廠研究

- Organic Matter (4rd Ed.), pp. 59-72, 1992.
6. Metcalf & Eddy, Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse (3rd Ed.), McGraw-Hill Inc, pp. 65-70, 1991.
7. Young, S. P., J. W. Yun, D. S. Kim, and S. K. Song, "Wastewater Treatment in a Packed-Bed Reactor with Immobilized Cells onto A New Ceramic Carrier", Biotechnology Techniques, Vol.12, NO.6, pp. 459-462, 1998.
8. 岩井重久, 生物膜法, 産業用水調査會, 日本東京都, pp. 138-251, 1980.

廢液晶顯示器銻、錫含量之分析研究

李清華*、彭御賢**、蔡尚林***、施俊安****、陳昱融****

摘 要

我國為液晶顯示器(liquid crystal display, LCD)之生產大國，預估在不久的將來必會產生大量之廢 LCD，廢 LCD 中因含有銻、錫金屬具回收價值，但其回收是否具有經濟可行性，則取決於其銻、錫含量之高低。由於市面上各廠牌 LCD 之製造過程不盡相同，導致各廠牌 LCD 中之銻、錫成份有所差異，因此本研究乃針對廢 LCD 中之銻、錫含量高低進行分析研究探討。本研究結果顯示，LCD 固體樣品之最佳銻、錫消化方法為我國環保署所公告之土壤中重金屬檢測方法-王水消化法(NIEA S321.63B)。另不同廠牌之 LCD，其銻、錫之含量皆不相同，銻之含量介於 0.0233 %~0.1033 %之間，而錫之含量介於 0.0025 %~0.0421 %之間。此外同一片含銻錫氧化物鍍層之玻璃基板中不同位置之銻(0.0278 %~0.0369 %)及錫(0.0032 %~0.0078 %)含量雖非完全一致，但是差異並不大。另本研究從 LCD 製造廠所取得之 7 種不同玻璃基板下腳料中，只有 4 種玻璃基板含銻、錫金屬，其銻之含量介於 0.0022 %~0.0396 %之間，錫之含量介於 0.0027 %~0.0077 %之間。

【關鍵字】廢棄物、液晶顯示器、資源、回收、再生、銻、錫

*大葉大學 環境工程學系 教授

**成功大學 資源工程學系 研究生

***親民技術學院 環境工程學系 助理教授

****大葉大學 環境工程學系 研究生

一、前 言

液晶顯示器 (liquid crystal display, LCD) 主要是利用液晶之光電性質所製成的顯示器, 而用來作為顯示器之液晶分子當受到電場的作用下, 會改變其分子排列方向, 並改變入射光的相位與偏振方向, 另再搭配外加的偏光板, 即可達到顯示的目的, 液晶顯示器比起傳統之映像管(CRT)顯示器, 其最大的特點就是輕與薄。根據經濟部工業生產月報指出^[1], 我國於 93 年生產約 14,623,376 台的筆記型電腦, 但 CRT 監視器產量卻逐年降低, 而筆記型電腦生產量逐年擴張, 近年來 CRT 監視器已被液晶顯示器大幅取代, 另根據財團法人國家實驗研究院科技研究與資訊中心之資料顯示^[2], 我國於民國 94 年生產約 69,159,000 台的液晶顯示器, 約佔全世界總出貨量之 70%。由上述報告可知在短期的未來, 國內必會產生為數龐大之廢液晶顯示器, 再加上廢液晶顯示器中之液晶材料可能由具致癌性之苯環分子所構成, 且液晶顯示器含有銻錫氧化物(ITO)鍍層, 如任其隨意棄置, 將會對環境造成傷害, 另銻錫氧化物中的銻金屬依其品位高低(99.99%~99.9999%)每公克售價約 1~5 元美金不等, 屬高價位金屬, 如無法回收亦甚為可惜, 於是如何能妥善處理廢液晶顯示器並將其中之有價銻、錫金屬予以資源回收, 將是國內一項值得探討的環保問題。然而廢 LCD 之銻、錫金屬回收, 是否具有經濟可行性, 則取決於其銻、錫含量之多寡, 亦即銻、錫含量越高, 對 LCD 製造業降低廢 LCD 之處置成本越有幫助。

表 1 為廢筆記型電腦液晶顯示器面板實際拆解所得之各項組成重量分析結果^[3], 由該表可知液晶板組(由玻璃基板、液晶以及偏光膜所組成)佔液晶顯示器面板重量之 60%以上, 另在液晶板組中又以玻璃基板佔最大比例, 另圖 1 為一般常見之液晶顯示器截面圖^[4], 由圖 1 可得知 ITO 透明電極乃位於 LCD 兩片玻璃基板之中間, 故若要將其回收則必須先將兩片玻璃基板分開。此外本研究為了解不同 LCD 樣品之銻、錫含量與分布情形, 乃採用感應耦合電漿原子發射光譜儀 (Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy, Optima 2000 型, 簡稱 ICP) 來對其進行銻、錫含量分析, 但由於使用 ICP 做為分析儀器時, 其所能分析之樣品型式需為液態, 故必須先將固態之 LCD 樣品經消化步驟後, 使其成為液態, 方能進行 ICP 分析, 不過目前國內環檢所並未公佈廢棄物中銻金屬之 ICP 標準消化方法。

根據本研究所獲得最佳之銻、錫金屬全含量消化方法後，本研究亦針對從回收商所取得 8 種不同廠牌型號之報廢 LCD 與從 LCD 製造廠所取得之 7 種 LCD 玻璃基板下腳料，進行銻、錫金屬全含量分析，分析重點包括：銻錫氧化物(Indium Tin Oxide, ITO)鍍層於 LCD 玻璃基板不同位置上之分佈情形，與不同廠牌 LCD 樣品之銻錫金屬含量差異。本研究結果預期能提供後續進行廢 LCD 資源再生與回收之參考。

表 1 廢液晶顯示器面板人工拆解之組成成分分析^[3]

樣品編號組成		Sample No.1		Sample No.2		Sample No.3		Sample No.4	
名稱	材質	重量 (Kg)	百分比 (%)						
液晶板組	液晶+玻璃基板+偏光膜	0.2617	63.21	0.3692	76.66	0.4751	84.57	0.8805	82.44
金屬外框	鋁	0.1039	25.10	0.0992	20.60	0.0702	12.50	0.0805	7.54
塑膠襯片	塑膠	0.0308	7.44	0.0126	2.62	0.0140	2.49	0.1052	9.85
電線部分	銅	0	0	0	0	0.0025	0.44	0	0
照明光源組	玻璃	0.0172	4.15	0	0	0	0	0.0016	0.15
螺絲	鐵	0.0004	0.10	0.0006	0.12	0	0	0.0002	0.02
總重		0.4140	100	0.4816	100	0.5618	100	1.0680	100

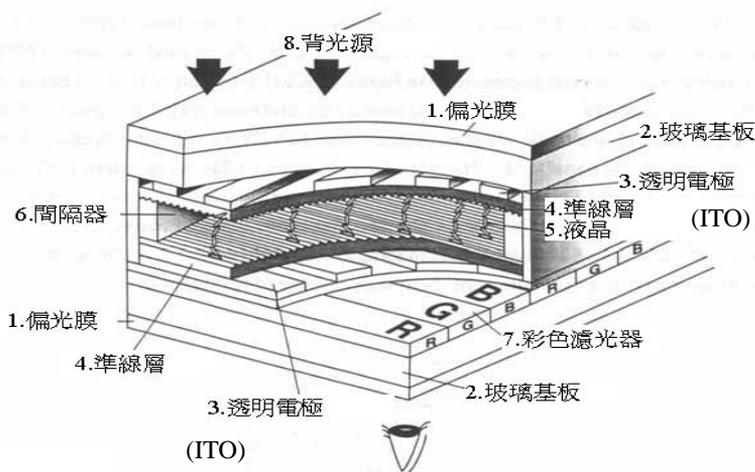


圖 1 液晶顯示器之截面圖^[4]

二、LCD 樣品外觀及銻錫分析方法

本研究所收集之完整廢液晶顯示器面板共 8 塊，其樣品編號分別為 A、B、C、D、E、F、G 及 H，其中樣品 A、B、C、D、E、F 及 G 係由國內回收商所取得，而 H 乃為由 LCD 製造廠所取得之玻璃基板下腳料中之完整面板(包含前後玻璃基板及液晶)，各樣品之廠牌規格如表 2 所示，其中樣品 A (型號為 LT141X2-122B)，其規格為重 274.3g、長 29cm、寬 22cm、對角線 36.5cm，另 B 與 C 為同廠牌同型號之 LCD(型號為 LQ11DS01)，其重量分別為 274.3g 與 294.3g，而規格為長 23.5cm、寬 18cm、對角線 29.5cm；樣品 D(型號為 NL6448AC33-13)，其規格為長 22cm、寬 16.5cm、對角線 27.5cm；樣品 E 型號未知，其規格為長 20cm、寬 15.5cm、對角線 25.5cm；樣品 F 之型號未知，其規格為長 21cm、寬 16cm；而樣品 G 與 H 之型號及規格則不明。

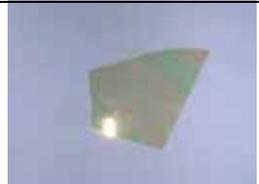
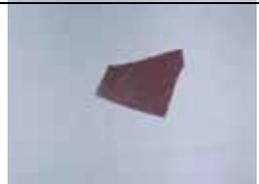
表 2 本研究取得之 LCD 面板組重量與規格

樣品編號	型號	基板重量(g)	尺寸(cm)
A	LT141X2-122	274.3	長：29 寬：22 對角線：36.5
B	LQ11DS01	295.1	長：23.5 寬：18 對角線：29.5
C	LQ11DS01	294.3	長：23.5 寬：18 對角線：29.5
D	NL 6448AC33-13	168	長：22 寬：16.5 對角線：27.5
E	--	143	長：20 寬：15.5 對角線：25.5
F	--	226	長：21 寬：16 對角線：26.5
G	--	--	--
H	--	--	--

--：代表不明

另本研究亦從 LCD 製造廠取得 7 種不同之玻璃基板下腳料，其樣品編號分別為 I、J、K、L、M、N(樣品 H 之前板)及 O(樣品 H 之後板)，其中 I 之外觀為完全透明、無液晶、不含彩色濾光片之玻璃基板，J 之外觀為帶有淡黃色與綠色、有液晶、不含彩色濾光片之玻璃基板，K 之外觀為黑色、無液晶、不含彩色濾光片之玻璃基板，L 之外觀為暗紅色、無液晶、含彩色濾光片之玻璃基板，M 之外觀為透明並帶有電路圖、無液晶、不含彩色濾光片之玻璃基板，N 之外觀為黑色、有液晶、含彩色濾光片之玻璃基板，O 之外觀為透明、有液晶、不含彩色濾光片之玻璃基板，上述玻璃基板下腳料之外觀如表 3 所示。

表 3 LCD 玻璃基板下腳料外觀與銦錫全含量結果

元素 樣品 全含量 編號	In (mg/kg)	Sn (mg/kg)	樣品外貌	樣品外貌描述
I	0	0		完全透明、 無液晶、 不含彩色濾光片
J	396	77.6		淡黃色與綠色、 有液晶、 不含彩色濾光片
K	0	0		黑色、 無液晶、 不含彩色濾光片
L	0	0		暗紅色、 無液晶、 含彩色濾光片
M	22.2	27.3		透明帶有電路圖、 無液晶 不含彩色濾光片
N (樣品 H 之前板)	380	59.3		黑色、 有液晶、 含彩色濾光片
O (樣品 H 之後板)	58.3	25.6		透明、 有液晶、 不含彩色濾光片

本研究爲了解上述樣品之銻、錫含量多寡，將對上述取得之 A、B、C、D、E、F、G、H、I、J、K、L、M、N、O 等 15 個樣品以 ICP 進行銻、錫含量之分析檢測。由於目前國內環檢所並未公佈銻金屬之標準消化方法，因此本研究乃採取(1)我國環檢所公告之污泥及沉積物之酸消化法^[5] (NIEA R109.01C)、(2)本研究自創(一)，修改(NIEA R109.01C)、(3)本研究自創(二)，修改(NIEA R109.01C)、(4)環檢所公告土壤中重金屬檢測方法－王水消化法^[5] (NIEA S321.63B) 等 4 種消化方法來進行 LCD 固體樣品之消化，除此之外本研究亦將 LCD 樣品送至(5)甲機構與(6)乙機構進行銻、錫金屬消化與 ICP 分析比對，以尋找出最佳(係指本研究所採用四個方法中之最佳者)之銻、錫金屬全含量消化方法。上述 6 種消化測定步驟分別簡介如下所示：

2.1 污泥及沉積物之酸消化法(NIEA R109.01C)^[5]

本方法適用之範圍爲污泥及沉積物中重金屬檢測，另可分析之元素爲鋁、銻、鋇、鉍、鈣、鎳、鉻、鈷、銅、鐵、鉛、鎂、錳、鉬、鎳、鉀、銀、鈉、鉍、鈳、鋇、鋅、砷、硒。

首先稱取 1.00 g 充份混合樣品粉末置入錐形瓶中，加入 10 ml 之 1:1 硝酸，蓋上錶玻璃後加熱至 95 後開始迴流 10 至 15 分鐘，但不能使其沸騰，待樣品冷卻後，加入 5 ml 濃硝酸，蓋上錶玻璃後，再迴流 30 分鐘；重覆此最後步驟，直至樣品完全消化爲止，再使其中的溶液在不沸騰情況下蒸發至剩下 5 ml，待樣品冷卻後，加入 2 ml 的水及 3 ml 30% H_2O_2 ，加熱直至沸騰狀況平息再冷卻之，完成上述步驟後，再將 30% H_2O_2 以每次 1 ml 的量，繼續加入樣品中並加熱之，直至沸騰狀況至最小或樣品外觀無甚改變時爲止(加入之 H_2O_2 總體積低於 10 ml)，最後加入 5 ml 濃鹽酸及 10 ml 水於樣品燒杯內，蓋上錶玻璃後，放到加熱板上加熱，再迴流 15 分鐘，但不能使其沸騰。待冷卻後，用水稀釋定量至 100 ml。

2.2 本研究自創(一)(修改 NIEA R109.01C)

本研究修正環檢所公告之污泥及沉積物之酸消化法(NIEA R109.01C)，爲避免廢 LCD 樣品中可能含有之銻金屬會與鹽酸形成反應，故修正方法(1)之最後部分，將加入 5 ml 濃鹽酸及 10 ml 水於樣品燒杯內此步驟中之鹽酸去除(亦即不添加鹽

58 廢液晶顯示器錒、錫含量之分析研究

酸)、其餘步驟皆與方法(1)相同。

2.3 本研究自創(二)(修改 NIEA R109.01C)

本研究修正環檢所公告之污泥及沉積物之酸消化法(NIEA R109.01C)，將消化過程中之硝酸消化液改成以王水作為消化液，故修正方法(1)之消化液種類，將其由硝酸改為王水，其餘步驟皆與方法(1)相同。

2.4 土壤中重金屬檢測方法－王水消化法(NIEA S321.63B)^[6]

本方法適用之範圍為土壤或其他類似基質中重金屬檢測，另可分析之元素為鎘、鉻、鈷、銅、鉛、錳、鎳、鋅。

秤取約 3 g 之樣品，置於 250 ml 反應瓶中，先以 0.5 至 1 ml 水潤濕樣品，緩慢加入 21 ml 濃鹽酸，再慢慢加入 7 ml 濃硝酸，將其搖盪充分混合均勻並在室溫下靜置 16 小時後，緩慢加熱溶液至迴流溫度，使溶液在沸騰狀態下維持約 2 小時，待其冷卻後以約 10 ml 0.5 M 稀硝酸沖洗冷凝管，並收集於反應瓶中，最後定量至 100 ml。

2.5 甲機構檢測

甲機構係秤取約 0.2g 之樣品，加入 2 ml 硝酸與 0.5 ml 氫氟酸，以微波消化器進行加熱至 180 後，經過 6 小時。

2.6 乙機構檢測

乙機構係使用微波消化器進行消化，但消化步驟未知。表 4 為上述 6 種消化方法之比較。另本研究依據文獻^[6]中之固體密度之測定方法進行比重之測定，並參考環檢所公告之廢棄物灰份測定方法^[5] (NIEA R204.00T)進行乾基灼燒減量之檢測。

表 4 不同消化方法之比較

操作條件 消化方法	消化液	樣品重 量(g)	消化 儀器	消化 時間	消化 溫度	適用 對象	可分析之 元素成份
污泥及沉積物 之酸消化法-我 國環檢所公告 (NIEA R109.01C)	硝酸、鹽 酸、H ₂ O ₂	1g	錐形燒 杯+錶 玻璃+ 加熱板	約 6 小時	95	污泥 及沉 積物	鋁、銻、鋇、鉍、鈣、 鎘、鉻、鈷、銅、鐵、 鉛、鎂、錳、鉬、鎳、 鉀、銀、鈉、鉍、釩、 鋅、砷、硒

操作條件 消化方法	消化液	樣品重 量(g)	消化 儀器	消化 時間	消化 溫度	適用 對象	可分析之 元素成份
本研究自創 (一)(修改 NIEA R109.01C)	硝酸、 H ₂ O ₂	1g	錐形燒 杯+錶 玻璃+ 加熱板	約 6 小時	95	固體	--
本研究自創 (二)(修改 NIEA R109.01C)	王水、 H ₂ O ₂	1g	錐形燒 杯+錶 玻璃+ 加熱板	約 6 小時	95	固體	--
土壤中重金屬 檢測方法-王水 消化法-我國環 檢所公告 (NIEA S321.63B)	王水	3g	COD 瓶 +冷凝 管+加 熱板	約 19 小時	--	土壤 或其 他類 似基 質	鎘、鉻、鈷、銅、鉛、 錳、鎳、鋅
甲機構	2ml 硝酸 +0.5ml 氫氟酸	0.2g	微波消 化器	約 6 小時	180	--	--
乙機構	--	--	--	--	--	--	--

-- : 代表不明

三、不同銻、錫消化方法之分析結果與比較

本研究選取由回收商所取得之廢 LCD 樣品 A、B 及 C 之前玻璃基板(其中前板乃為 LCD 螢幕中使用者眼睛所正視的一面，後板則為另一面)，以前述 4 種消化方法來測定 In、Sn 元素之全含量，此外亦將樣品 A、B、C 之前玻璃基板委請甲機構與乙機構進行消化並以 ICP-MS 分析 In、Sn 之全含量，上述分析結果之比較如表 5 所示，其中樣品 A 部分，對於 4 種消化方法及甲機構之分析結果之銻含量差異不大(銻濃度之平均值為 249.28、標準差為 29.61、變異係數為 11.80)，但錫之含量則以土壤中重金屬檢測方法－王水消化法(NIEA S321.63B)所測得之值為最高，其錫濃度之平均值為 183.64、標準差為 183.68、變異係數為 100，由於甲、乙機構無法測得樣品中含有錫之存在，可能導致錫濃度數據之變異係數值偏高，另外樣品 B 與 C 以土壤中重金屬檢測方法－王水消化法、甲機構及乙機構之微波消化法進行檢

60 廢液晶顯示器銻、錫含量之分析研究

測後發現，以土壤中重金屬檢測方法－王水消化法檢測目標銻、錫金屬之全含量結果(B 與 C 樣品之銻含量分別為 332 mg/kg 和 258 mg/kg、其錫含量分別為 52 mg/kg 與 43 mg/kg)，其較甲機構及乙機構之微波消化法分析結果為高(甲機構無法測得 B 與 C 樣品中含有銻與錫、乙機構測得 B 與 C 樣品中銻別為 8.25 mg/kg 與 8.34 mg/kg、錫含量分別為 17.63 mg/kg 與 0 mg/kg)。

表 5 不同消化方法之銻、錫全含量分析結果比較

樣品	消化方法	全含量(mg/kg)	元素	
			銻 (Indium)	錫 (Tin)
A	本研究所使用之消化方法	污泥及沉積物之酸消化法(NIEA R109.01C)	241	252
		本研究自創(一)(修改 NIEA R109.01C)	238	71.5
		本研究自創(二)(修改 NIEA R109.01C)	227	119
		土壤中重金屬檢測方法-王水消化法(NIEA S321.63B)	237	407
	230		436	
	委外分析	甲機構	312	ND
260			ND	
B	本研究所使用之消化方法	土壤中重金屬檢測方法-王水消化法(NIEA S321.63B)	319	53
			345	51
	委外分析	甲機構	ND	ND
		乙機構	8.45	17.3
C	本研究所使用之消化方法	土壤中重金屬檢測方法-王水消化法(NIEA S321.63B)	282	46
			234	40
	委外分析	甲機構	ND	ND
		乙機構	8.34	ND

ND：代表無法測得

綜合上述，由於土壤中重金屬檢測方法-王水消化法(NIEA S321.63B) 所測得之 In、Sn 之全含量值為最高，故本研究決定以土壤中重金屬檢測方法-王水消化法(NIEA S321.63B)作為後續檢測 LCD 面板中銻、錫金屬全含量之消化方法。

此外於液晶顯示器比重分析之部分，本研究乃利用威爾比重瓶並依據文獻^[6]中固體密度之測定方法進行比重測試分析，經計算後之結果得知，所分析之含錫錒氧化物玻璃基板之比重為 2.2185。另乾基灼燒減量分析方法參考環檢所公告之廢棄物灰份測定方法^[5] (NIEA R204.00T)進行檢測，其測定結果顯示樣品灰份百分比約佔總樣品之 98.81%，其中之 1.19% 為灼燒減量的部分。

四、不同 LCD 玻璃基板之錒、錫含量分析比較

本研究為探討錒錫氧化物鍍層是否均勻分佈於整片玻璃基板，故在編號 C 樣品之前玻璃基板中挑選不同位置之 8 塊玻璃基板以土壤中重金屬檢測方法-王水消化法(NIEA S321.63B)進行 In、Sn 全含量之消化與測定，其分析結果如表 6 所示，由表 6 中可發現在不同位置 In 的全含量介於 0.0278 %~0.0369 %之間(平均含量為 0.0315%)，而 Sn 全含量介於 0.0032 %~0.0078 %之間(平均含量為 0.0052%)，故此可知錒錫氧化物鍍層並非均勻分部於玻璃基板上，但是其差異性並不大。

表 6 樣品 C 中不同位置之 8 塊樣品錒、錫全含量分析結果

位置編號 \ 元素全含量	In 全含量(mg/kg)	Sn 全含量(mg/kg)
1	336.182	78.29
2	336.232	66.51
3	304.773	59.79
4	369.287	53.41
5	298.512	49.99
6	278.343	40.06
7	287.603	37.27
8	313.682	32.93
平均	315.576	52.28

另本研究選取樣品 A、B、C、D、E、F、G、H 等 8 件由資源回收廠所取得之廢 LCD 樣品之前、後玻璃基板以土壤中重金屬檢測方法-王水消化法(NIEA

62 廢液晶顯示器錫、錫含量之分析研究

S321.63B)進行 In、Sn 全含量之消化與測定，所選取之 8 片 LCD 之全含量分析結果如表 7 所示，A 樣品前版 In 全含量為 0.0286 %、Sn 全含量為 0.04215 %，A 樣品後版 In 全含量為 0 %、Sn 全含量為 0 %，B 樣品前版 In 全含量為 0.0332 %、Sn 全含量為 0.0052 %，B 樣品後版 In 全含量為 0 %、Sn 全含量為 0 %，C 樣品前版 In 全含量為 0.0258 %、Sn 全含量為 0.0043 %，C 樣品後版 In 全含量為 0 %、Sn 全含量為 0 %，D 樣品前版 In 全含量為 0.0315 %、Sn 全含量為 0.0052 %，D 樣品後版 In 全含量為 0 %、Sn 全含量為 0 %，E 前版樣品 In 全含量為 0.1033 %、Sn 全含量為 0.00813 %，E 樣品後版 In 全含量為 0 %、Sn 全含量為 0 %，而 F 前版樣品 In 全含量為 0.0327 %、Sn 全含量為 0.0027 %，F 樣品後版 In 全含量為 0 %、Sn 全含量為 0 %，G 前版樣品 In 全含量為 0.0426 %、Sn 全含量為 0 %，G 樣品後版 In 全含量為 0.0358 %、Sn 全含量為 0 %，而 H 樣品前版 In 全含量為 0.0380 %、Sn 全含量為 0.0059 %，H 樣品後版 In 全含量為 0.0058 %、Sn 全含量為 0.0025 %。由表 7 之分析結果顯示，大部份 LCD 前玻璃基板之 In 全含量約為 0.0300 %，而 Sn 全含量為 0.0050 %。

另經本研究研究後發現不同廠牌之液晶顯示器，其前板(面對眼睛)與後板所含之鍍層(包括 ITO、電晶體、彩色濾光片)並不一致，根據表 7 之 In 全含量分析結果及顯微鏡之觀察顯示，液晶顯示器之前板與後板表面之鍍層種類可歸納出 3 種類型，其中「種類一」為前玻璃基板含有彩色濾光片、ITO 與電晶體(如圖 2、3 所示)，而其後玻璃基板只含有電晶體(如圖 4 所示)，另「種類二」為前玻璃基板含有彩色濾光片、ITO 與電晶體(如圖 2、3 所示)，而其後玻璃基板只含有 ITO(如圖 5 所示)，而「種類三」為前玻璃基板含有 ITO 與電晶體(如圖 6 所示)，而其後玻璃基板只含有 ITO(如圖 5 所示)，上述研究成果彙整於表 8。

表 7 8 片 LCD 面板之錫、錫全含量分析結果

元素全含量		In 全含量(mg/kg)	Sn 全含量(mg/kg)
不同廠牌之前後板			
A	前板	233.5	421.5
	後板	0	0
B	前板	332	52
	後板	0	0
C	前板	258	43
	後板	0	0
D	前板	315	52
	後板	0	0
E	前板	1033	81.3
	後板	0	0
F	前板	327	27
	後板	0	0
G	前板	426.7	0
	後板	358.3	0
H	前板	380	59.3
	後板	58.3	25.6

表 8 LCD 面板表面所含鍍層之類型比較

所含之鍍層 類型	前板	後板
種類一	彩色濾光片、ITO 鍍層、電晶體	電晶體
種類二	彩色濾光片、ITO 鍍層、電晶體	ITO 鍍層
種類三	ITO 鍍層、電晶體	ITO 鍍層

64 廢液晶顯示器銻、錫含量之分析研究

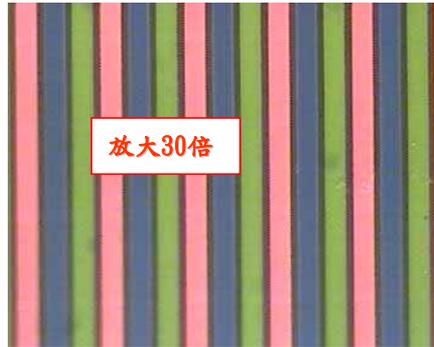


圖 2 含有條型彩色濾光片、ITO 及電晶體之前玻璃基板



圖 3 含有網狀彩色濾光片、ITO 及電晶體之前玻璃基板



圖 4 僅含有電晶體之後玻璃基板

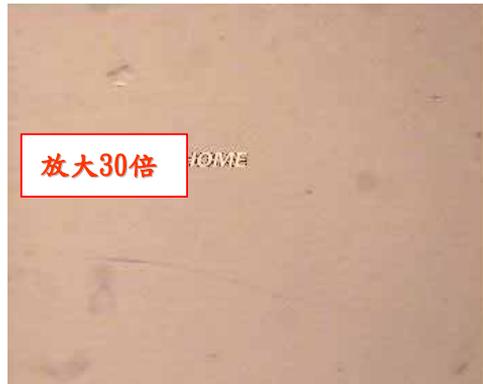


圖 5 僅含有 ITO 之後玻璃基板

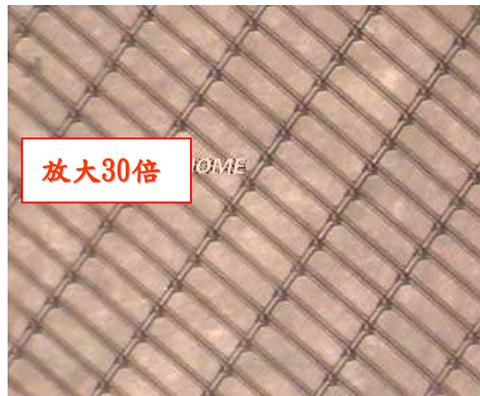


圖 6 含有 ITO 及電晶體之前玻璃基板

五、LCD 廠玻璃基板下腳料之銻、錫含量分析比較

本研究除了分析由回收商所取得之廢 LCD 樣品之前、後玻璃基板外，另選取 7 塊由 LCD 製造廠所取得不同型態之玻璃基板下腳料(亦即樣品 I、J、K、L、M、N、O，詳見表 3) 以土壤中重金屬檢測方法-王水消化法(NIEA S321.63B)來進行銻、錫含量之分析，7 種 LCD 玻璃基板下腳料之銻、錫全含量分析結果亦彙整於表 3，由表 3 之分析結果得知，樣品 I 為完全透明、無液晶、不含彩色濾光片之玻璃基板，

66 廢液晶顯示器銻、錫含量之分析研究

且其 In、Sn 全含量皆為 0 %，由此可知樣品 I 為乾淨之一般玻璃；樣品 J 表面為帶有淡黃色與綠色、有液晶、不含彩色濾光片之玻璃基板，其 In 全含量為 0.0396 %、Sn 全含量為 0.00077 %；樣品 K 表面為黑色、無液晶、不含彩色濾光片之玻璃基板，其 In、Sn 全含量亦皆為 0 %，樣品 L 表面為暗紅色、無液晶、含彩色濾光片之玻璃基板，其 In、Sn 全含量亦皆為 0 %；樣品 M 為表面透明並帶有電路圖、無液晶、不含彩色濾光片之玻璃基板，其 In 全含量為 0.0022 %、Sn 全含量為 0.00027 %；樣品 N(樣品 H 之前板)為表面黑色、有液晶、含彩色濾光片之玻璃基板，其 In 全含量為 0.0380 %、Sn 全含量為 0.00059 %；樣品 O(樣品 H 之後板)為表面透明、有液晶、不含彩色濾光片之玻璃基板，其 In 全含量為 0.0058 %、Sn 全含量為 0.00025 %。由上述分析結果顯示，LCD 製造廠所廢棄之玻璃基板下腳料，並不全都含有 ITO 鍍層，但是只要表面含有液晶之玻璃基板則一定含有 ITO 鍍層。

六、結 論

綜合本研究對 LCD 玻璃基板之分析結果，可歸納出下述結論：

1. 測定 LCD 玻璃基板中銻、錫金屬全含量之消化方法以「土壤中重金屬檢測方法－王水消化法(NIEA S321.63B)」為最佳消化方法。
2. 不同廠牌之液晶顯示器，其前玻璃基板（面對眼睛）不論廠牌一定含有銻錫氧化物鍍層，然而後玻璃基板是否含有銻錫氧化物鍍層則並不一致。
3. 不同廠牌液晶顯示器之前玻璃基板，其銻、錫之含量皆不盡相同，銻之含量介於 0.0233 %~0.1033 %之間，錫之含量介於 0.0025 %~0.0421 %之間。
4. 同一片含銻錫氧化物鍍層之前玻璃基板，不同位置之銻(0.0278 %~0.0369 %)、錫(0.0032 %~0.0078 %)含量雖非完全一致，但是差異並不大。
5. 所取得之 7 種 LCD 廠玻璃基板下腳料中，其中只有四種含銻錫氧化物鍍層，其銻之含量介於 0.0022 %~0.0396 %之間，錫之含量介於 0.0027 %~0.0077 %之間，其餘 3 種則不含銻錫氧化物鍍層。
6. 只要表面含有液晶之玻璃基板下腳料一定含有銻錫氧化物鍍層。

七、參考文獻

- 1.廢物品責任業者範圍及費率檢討評估計畫，行政院環保署，民國 93 年 1 月。
- 2.2005 年台灣液晶監視器出貨量將佔全球 7 成比例，財團法人國家實驗研究院科技政策研究與資訊中心科技產業資訊室，民國 94 年 5 月。
<http://cdnet.stpi.org.tw/techroom/market/eedisplay/eedisplay130.htm>。
- 3.李清華、吳宗勳、陳明俊、彭御賢，「廢液晶顯示器資源再生處理技術評析」，工業污染防治 第 91 期，2004 年 7 月。
- 4.劉瑞祥譯，「液晶之基礎與應用」，國立編譯館，民國 85 年 6 月。
- 5.環檢所網站：http://www.niea.gov.tw/index_Frame.htm。
- 6.曹簡禹、黃定加，物理化學實驗學，正中書局，民國 76 年 6 月。

生命週期評估

行動電話之生命週期評估研究

林盛隆*、魏鈺峰**、林冠宏***

摘 要

21 世紀是一個高度依賴溝通的時代，行動電話為現代人不可或缺的科技產品，在行動電話產品從開發到上市之間的過程漸漸縮短下，容易忽略了產品生命週期評估的環境考量。本研究係利用生命週期評估的概念，應用生命週期評估軟體 Simapro 5.0 並選擇 Eco-Indicator 99 為衝擊分析方法，針對行動電話產品進行生命週期評估分析。本研究將行動電話分為塑膠外殼、螢幕、基板、電子元件、電池等 5 部份，參酌相關研究報告並整理相關數據後建立 7 個盤查資料庫，並完成初步的元件生命週期評估分析，得到各元件在衝擊評估上的關切點為電池元件；再以數款流通在市面的行動電話產品，以合理的假設完成個案的生命週期評估，得到產品衝擊評估的關切點在使用階段的電力消耗，結果提供業者做為環境化設計以及永續發展的參考。

【關鍵字】生命週期評估、行動電話、Simapro、Eco-Indicator 99、環境化設計、永續發展

*朝陽科技大學環境工程與管理所 助理教授

**朝陽科技大學環境工程與管理所 碩士

***朝陽科技大學環境工程與管理所 研究生

一、前言

行動通訊及網際網路已成為現今社會上最為普及的 2 項科技，現代人的生活已經離不開便利的資訊服務。行政院經濟建設委員會統計資料顯示，2004 年底為止台灣地區人口數約為 2,286 萬人，截至 2005 年 2 月份為止台灣地區行動電話的用戶統計，總計用戶已有 3 千 3 百多萬戶，可見台灣地區的行動電話用戶已超過人手一機的地步，普及率超過 100%。

根據產業技術資訊服務推廣計畫(ITIS)預測台灣地區行動電話出貨量，2003 年台灣行動電話製造商出貨量為 4,290 萬部，2004 年為 5,230 萬部，2005 年台灣地區的行動電話出貨量預測可達到 6,828 萬部，2005 年的預測結果讓台灣行動電話出貨的數量比 2004 年增長了 30.6%，同時這研究也預測台灣製造的行動電話在全球手機市場的份額將從 2004 年 8.3% 提升到 10.9%，這些結果顯示，台灣在生產行動電話的產量在這幾年為大量的成長。

但隨著歐盟 WEEE、RoHS 等環保公約的建立、綠色供應鏈的產品供應需求規範，以及全球環境保護議題的各種公約等，行動電話業者在環境管理上的問題已經不單只是在製造階段的管末處理上，而是需要更積極的思考如何更有效利用資源能源、降低行動電話產品的環境衝擊、增加行動電話產品的附加價值等方向，尤其行動電話製造上會使用損害環境與人體的化學品，加上行動電話產品漸漸短縮的生命週期、如何易拆解的設計考量及未來在如何配合行動電話的回收處理機制上等議題都已經迫在眼前，這些會是行動電話業者必須面臨的挑戰；能有效處理這些環境議題的行動電話產品，將在未來的國際市場持續保有競爭上的優勢。

二、研究背景及目的

2.1 研究背景

生命週期評估(Life Cycle Assessment, LCA)是從搖籃到墳墓的環境衝擊評估方法，包含了對產品的完整生命週期分析，從原料的取得、製造、使用、回收、棄置等階段來評估其產生的環境衝擊^[1]。

生命週期評估的發展至今，除了典型的產品生命週期評估之外，同性質產品對照的比較性研究、或產業所提供的服務研究，以及不同產業的比較性研究都有陸續的發表，生命週期評估研究所跨的領域也越來越廣泛。Tan et.al.^[2]以硬紙板(CPB)以及發泡棉的聚氯乙炔(EPS)為對象，討論所產生的環境衝擊，配合新加坡處理廢棄物的情境加上一些假設情境來做研究，結果顯示以焚化處理對環境最為友善，以掩埋處理最差。Kasai^[3]以 LCA 方法探討其於汽車之應用，包含 LCA 應用於汽車之可能性、如何有效評斷出汽車對於環境所造成負荷。黃丁林和林盛隆^[5]以台灣本土光電業的超扭轉向列型液晶螢幕顯示器(Super Twisted Nematic - Liquid Crystal Display; 簡稱 STN-LCD)產業為研究對象，針對代表廠環境衝擊盤查，分析 STN-LCD 產業主要的環境污染物質，結果顯示該產業其污染源集中在前製程。

行動通信係指利用無線電終端設備經由行動通信網路進行語音或非語音之通信，也就是行動通信網路系統經營者利用無線電通信頻道，在移動狀況下讓使用者之行動終端設備如行動電話，能夠雙向發射或接收資料的服務，提供資訊行動化的能力；在行動電話快速的演變過程中，使用及製造上變化得相當快速，尤其是在輕量化、個性化、高密度化、多功能、輕薄短小的設計趨勢，使行動電話產品的生命週期平均不到 18 個月。

2.2 研究目的

1. 參酌前人的研究結果，建立台灣地區電力系統生命週期盤查資料庫並分析台灣電力能源的衝擊特性。
2. 將行動電話產品分為印刷電路板、電子元件、電池、塑膠外殼以及螢幕等 5 大部分元件，經整理相關的文獻數據後，探討各元件的衝擊結果。
3. 蒐集目前流通在台灣市場上的行動電話產品，拆解並分析行動電話產品內各元件的組成，利用軟體的運算，完成產品初步的生命週期評估報告。
4. 依生命週期評估的結果，找出行動電話產品在衝擊上的關切點，以做為行動電話產業在環境管理上的參考。
5. 在研究過程中，利用各階段生命週期分析結果，作為行動電話相關產業在環境化設計上的建議方向。

三、研究方法

3.1 背景介紹

本研究是以台灣地區行動電話產品為研究對象。行動電話在製造階段、使用階段以及處理階段上皆因地區及時間會有不同的製造方式與差異，所產生的環境衝擊表現也不盡然相同，為了能客觀且全面的瞭解台灣地區使用行動電話的環境衝擊表現，本研究以蒐集本土化的生命週期盤查資料為主、再以相關的研究報告資料及國外生命週期盤查資料庫為輔，以數款在市面上流通的行動電話為案例，將手機拆解得到重量組成分析結果，並鍵入軟體分析，完成行動電話產品的生命週期評估報告；在行動電話使用、運輸及廢棄處理階段上，參酌相關研究結果並輔以合理的假設，以完成概略式的台灣地區行動電話的生命週期評估研究。

3.2 研究流程

本研究先將行動電話區分為塑膠外殼、基板、電子元件、螢幕、電池等 5 大元件，針對各元件蒐集相關的盤查資料，在盤查資料蒐集上鑒於人力物力上的考量，數據來源參酌相關研究報告的結果而非實際盤查所得，簡化了盤查上的步驟，為一種概算式的評估方式。在行動電話產品的生命週期系統邊界上，則考量了行動電話生命週期的各個階段，產品經過原物料的開採、各元件的製造程序、製造與組裝、運輸、使用、棄置回收等階段，圖 1 為本研究行動電話產品的生命週期範疇示意圖。

台灣地區行動電話的使用、運輸及棄置階段的情境均輔以合理的假設，並選用 Eco-Indicator 99 的生命週期評估方法，利用生命週期專業軟體中的運算能力及內建的環境基本資料庫，實際蒐集並拆解市面上所流通的數款手機，得到各款行動電話生命週期評估的結果，探討衝擊的表現找出行動電話產品對環境的熱點(hot spots)，並作為此類產品未來在環境化設計上的建議，研究流程則如圖 2 所示。

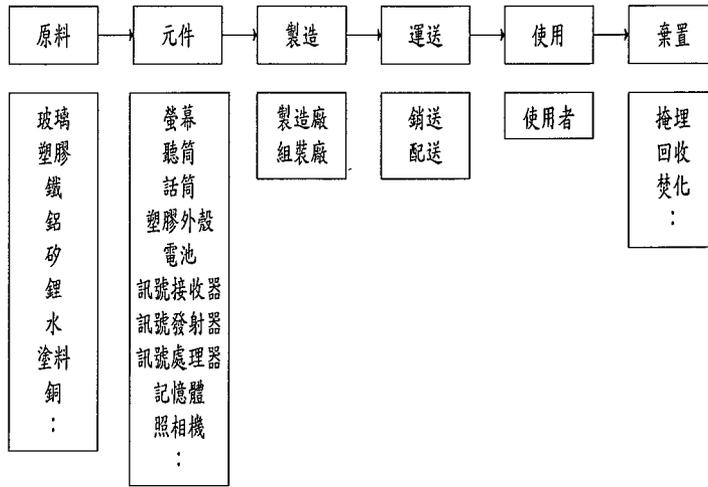


圖 1 行動電話生命週期評估範疇示意圖

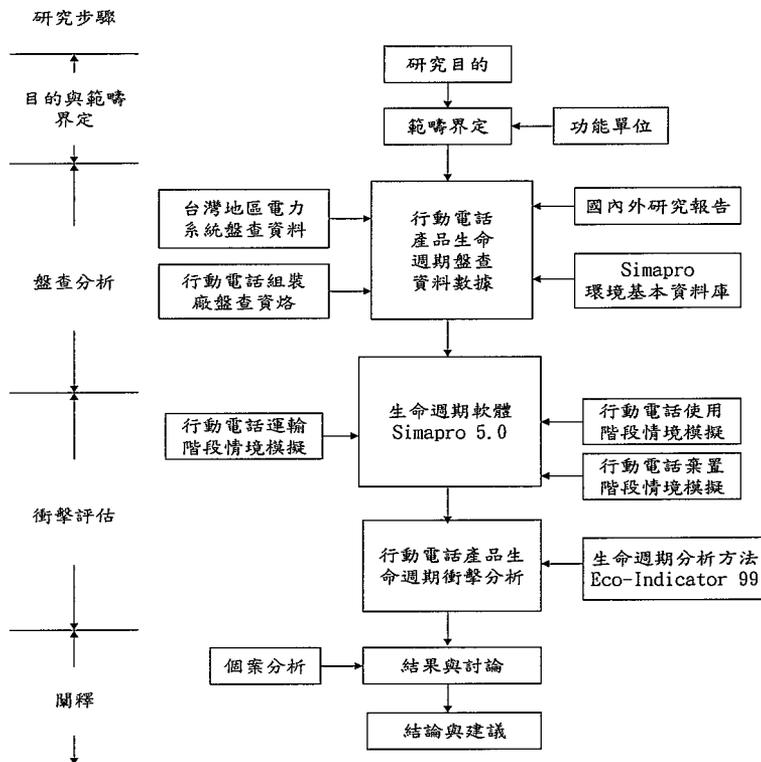


圖 2 研究流程圖

3.3 盤查資料庫

盤查作業利用相關各產業的盤查文獻資料整理，對台灣地區的電力、行動電話螢幕、印刷電路板、電子元件、塑膠外殼以電池等，完成各部分的盤查清單並鍵入軟體，其他細項則利用軟體內建的資料庫來輸入，盤查數據的來源為已發表且具代表性的就結果為主。

盤查數據的取得上，在電力部分資料來源為 1999 年為基準的台灣地區電力系統盤查資料^[6]；在螢幕的盤查資料蒐集上，資料來源為本土 STN-LCD 產業污染盤查分析之研究^[5]；在印刷電路板部分包含硬式及軟式電路板，硬式印刷電路板以四層硬式印刷電路板為盤查資料來源^[7]，而軟式印刷電路板則以台灣南部某製造廠商的盤查資料為主^[8]；在電池部分的盤查資料蒐集上，資料來源主要參考巴塞爾公約的手機夥伴計畫的研究報告^[4]；塑膠外殼部分的盤查資料主要參考台灣中部某塑膠射出廠的盤查資料^[8]。

四、結果與討論

4.1 台灣地區電力系統之衝擊評估

結果分析使用 Simapro 5.0 生命週期分析軟體，衝擊分析方法為 Eco-Indicator 99，本研究結果分析以衝擊比分值 Pt (Point)值展現，分析的功能單位為每公斤或每平方公尺，在台灣電力部分，依發電方式分為燃煤、燃油、燃天然氣、水力發電、核能等發電方式，依各種發電方式的發電量以及對應的盤查資料庫，完成台灣電力的生命週期分析結果如圖 3 所示。在結果中，燃煤、燃油、燃天然氣的火力發電方式所產生的衝擊比分值加起來高達 20.7 mPt/kwh，幾乎佔了全部的 80%以上，可見火力發電的衝擊影響是最嚴重的。

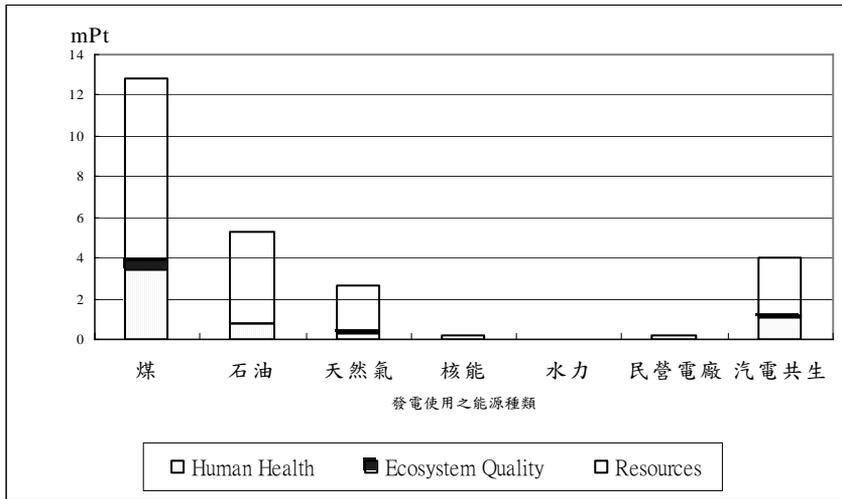


圖 3 台灣電力衝擊比分值(mPt/kwh)

台灣電力部分的衝擊比分值為 25.2 mPt/kwh，在盤查資料中的輸出部分，只有空氣污染的排放數據，若在廢水以及廢棄物的輸出部分，參酌使用歐盟地區的排放數據，則輸出的衝擊比分值為 27.6 mPt/kwh，衝擊比分值高出 2.4 mPt，可見目前在電力系統的衝擊分析上，水污染及廢棄物所佔全部的衝擊結果比例並不高，以資料的完整以及合理性，我們選擇 27.6 mPt/kwh 為台灣電力的衝擊分析結果。進一步探討各國之間電力的衝擊結果，分析對象為台灣、荷蘭、法國、奧地利、英國、西班牙、義大利、瑞士等 8 個國家，各國電力比較結果則如圖 4 所示，其中台灣電力系統的衝擊比分值大約在中間的部分。

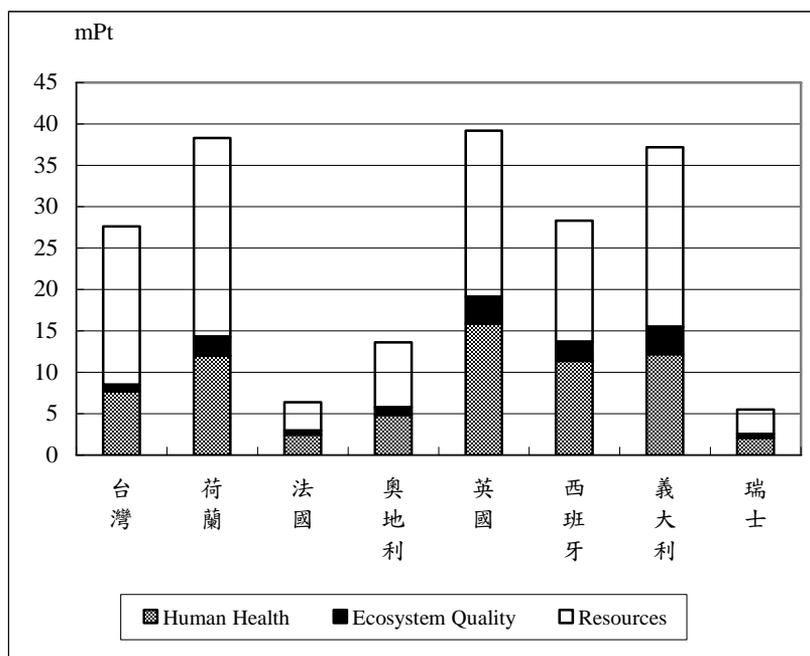


圖 4 各國電力衝擊比較(mPt/1kwh)

4.2 行動電話螢幕部份之衝擊評估

在螢幕部份具有相當詳盡的本土化盤查資料，盤查數據可細分到各製程單元中，分析每生產 1m^2 的螢幕產品所產生的衝擊表現，結果分為 ITO-glass 製造以及 STN-LCD assembly 2 部份，如圖 5 及圖 6 所示。在螢幕部份所有製程單元的分析結果中，以 SiO_2/ITO 鍍膜以及印刷與包裝 這 2 項製程單元的衝擊最高，衝擊比分值分別為 2.85 及 0.9072 Pt/m^2 ；其他的製程單元衝擊表現則較不明顯。進一步分析這二項製程單元的衝擊特性，在 SiO_2/ITO coating 製程單元中使用電子槍此類高耗電的電子機械來進行塗料的噴灑塗佈，所以消耗大量的電力是主要的衝擊來源；而印刷與包裝製程單元則是因為使用了較多的 PET 等包裝材料，產生的衝擊也較為明顯。衝擊比分析結果顯示，降低製程電能的消耗以及降低產品最後包裝材料的使用，可有效降低螢幕元件產品產生的衝擊。

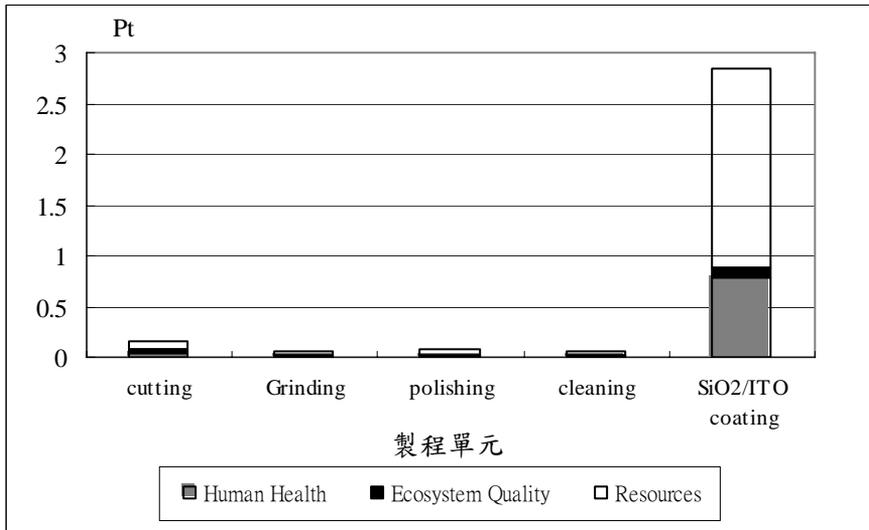


圖 5 螢幕部份 ITO-glass 製造衝擊評估結果(1m² 產品)

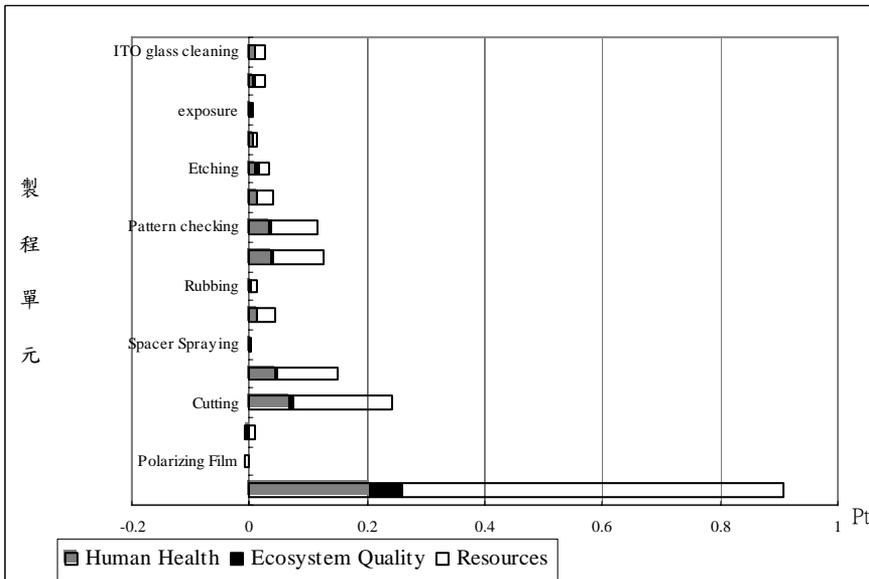


圖 6 螢幕部份 STN-LCD 組裝衝擊評估結果(1m² 產品)

4.3 行動電話印刷電路板之衝擊評估

在印刷電路板的衝擊分析上，我們將分析結果分為硬式印刷電路板以及軟式印刷電路板 2 部份，硬式電路板依廢棄物的輸出可再細分到 12 個製程單元，而軟式電路板的盤查結果並無區分出詳細的製程單元。

分析每 1kg 硬式印刷電路板的衝擊比分值，結果如圖 7 所示。依衝擊比分值的結果，前 5 項分別為 SnPb、銅箔、環氧樹脂、廢棄製程單元、蝕刻阻劑轉移後蝕刻銅、線路鍍銅，其環境衝擊值分別為 687、163、145、137、93 mPt，但是由於盤查資料中並沒有蒐集製程的能源輸入數據，故衝擊比分值結果可能較實際值為低。

進一步探討印刷電路板的衝擊表現，其中衝擊最重要的原因來自於 SnPb、銅、環氧樹脂這些物料的使用，另外蝕刻過程會產生廢棄氯化銅(CuCl₂)及銅，鑽孔會產生廢棄的鋁、膠片、銅以及酚醛樹脂，去蝕刻會產生廢棄的去阻劑及光阻劑，層板疊合跟銅箔裁切產生廢棄銅及廢棄膠片，也是衝擊的原因。要有效的降低印刷電路板製程的衝擊，可以先考慮降低 SnPb、銅、環氧樹脂的使用量，或是開發較為環保的物質取代，另外在製程中減少廢棄 CuCl₂、銅、膠片、去阻劑、光阻劑這些物質的量，也是有效降低硬式印刷電路板衝擊的方法。

使用軟式電路板的原因是因為行動電話採用摺疊機設計的緣故，軟式電路板大多使用在摺疊機的上蓋部分螢幕連接處，其作用為連結螢幕與主板間的訊號處理。分析 1m²的軟式電路板產品產出的衝擊比分值，結果如圖 8 所示，衝擊前 5 項為銅箔的使用、鹽酸、氫氧化鈉、PET 膠片、蝕刻液等，其衝擊比分值為 1.18、0.184、0.0519、0.0318、0.0108 mPt，由此可見，要有效的降低軟式電路板的衝擊，其重點在如何降低銅、酸鹼溶劑、PET 膠片以及蝕刻溶劑的使用量，這也是軟式電路板在環境設計上的重點所在，而軟式電路板在同面積之下重量卻大約為硬式電路板的 1%，加上軟式電路板為單層結構，不像硬式電路板為多層結構，這些也許是軟式電路板環境衝擊值遠小於硬式電路板的原因。

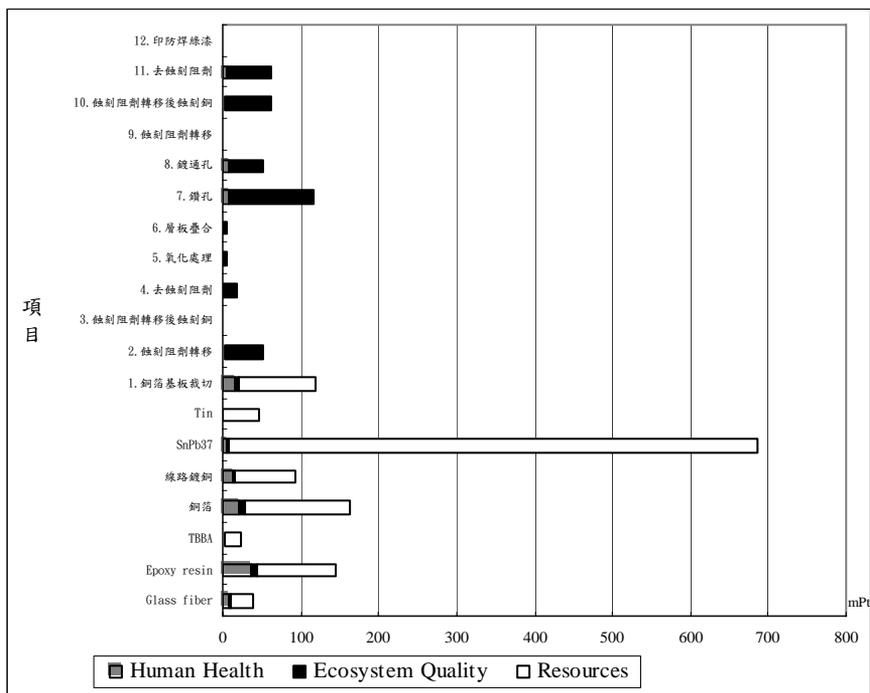


圖 7 硬式印刷電路板衝擊結果(1kg 產品)

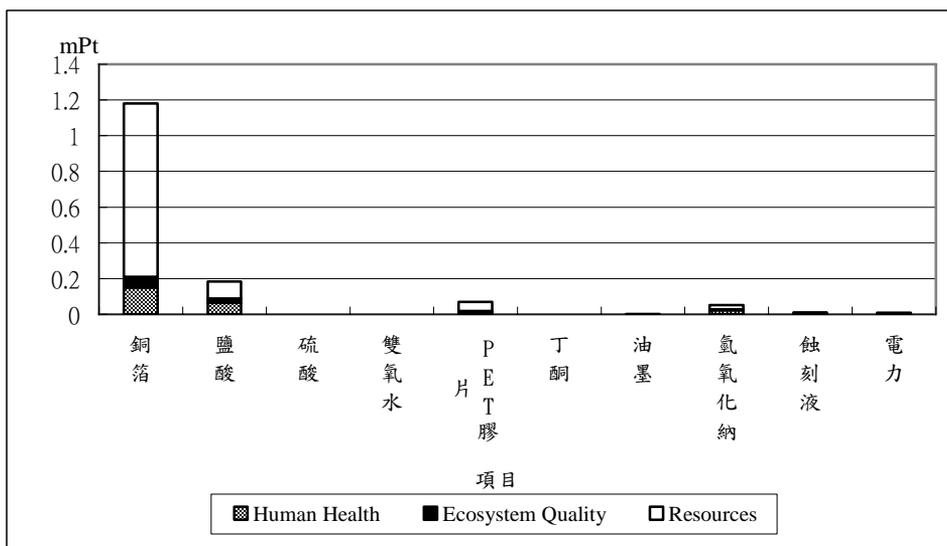


圖 8 軟式印刷電路板衝擊結果(1m² 產品)

4.4 行動電子元件之衝擊評估

印刷電路板是由電子基板以及其上的電子元件所構成，電子元件在不同行動電話產品上的組成不一，各廠以及各型號行動電話的產品上電子元件組合也不相同，考量到資料的複雜性、分析者的專業性、人力、物力、財力等因素，本研究簡化此部份的資料盤查，利用電子元件的組成分析結果來處理，簡化一些細項的盤查要求，分析每 1 公斤的電子元件產品產出的衝擊比分結果如圖 9 所示。在電子元件部份的衝擊比分結果前 5 項分別為銅、鎳、環氧樹脂、鉛、鋅等項目，其衝擊比分值為 379、68.2、61、37.7、27 mPt，可知要有效的降低電子元件製程的衝擊，則必須降低製程上銅、鎳、環氧樹脂、鉛、鋅的量，或增加再生再利用的比例，分析結果由於並無能源的輸入資料，也無細分到各細項的製程單元，所得結果可能會較實際值為低。

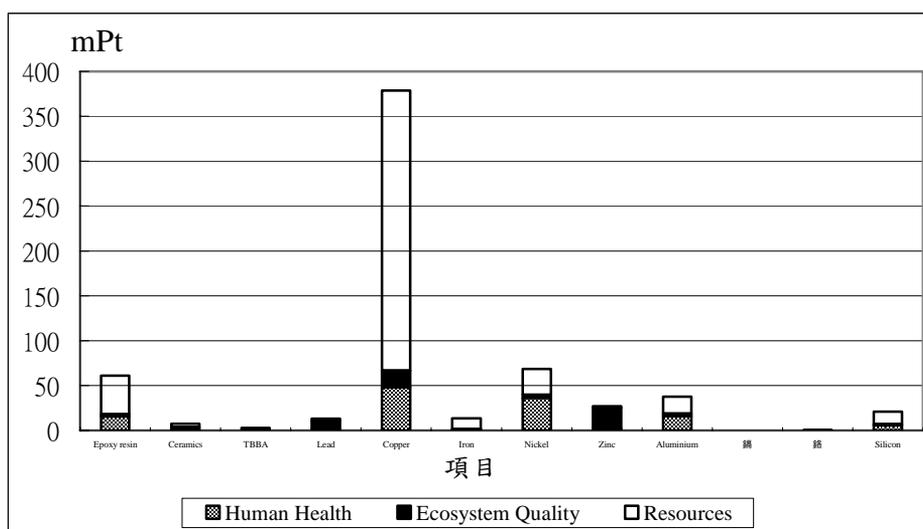


圖 9 電子元件衝擊結果(1kg 產品)

4.5 行動電池元件之衝擊評估

在電池部份的盤查資料主要參酌巴塞爾公約手機夥伴計畫的研究報告，電池使

用的材質選擇上變化迅速，行動電話業者考量使用者的需求，在電池的選擇上大多會採用使用時間較長的電池種類，目前的市場上大多使用鋰鐵電池，且為了使用者的安全，防止電池變形造成電解質外洩影響使用者的安全等因素，其電池的包裝大多採用不鏽鋼的結構設計，以不鏽鋼構的鋰鐵電池為分析對象，分析每 1 公斤的電池產出的衝擊比分值結果如圖 10 所示。在電池部份的衝擊比分值，結果前 5 項分別為 Co、Cu、Fe、電解質、塑料等項目，其衝擊比分值為 1,180、137、60、52、47 mPt。由此結果可知要有效的降低電池部份的衝擊，則必須降低製程上 Co、Cu、Fe、Electrolyte、Plastic 的使用量，尤其 Co 的衝擊結果佔了電池部份的 70% 以上，更是首要的考量對象，但此分析結果並無對應的能源輸入項目，且也無細分到各組的製程單元，所以此結果可能會較實際值為低。

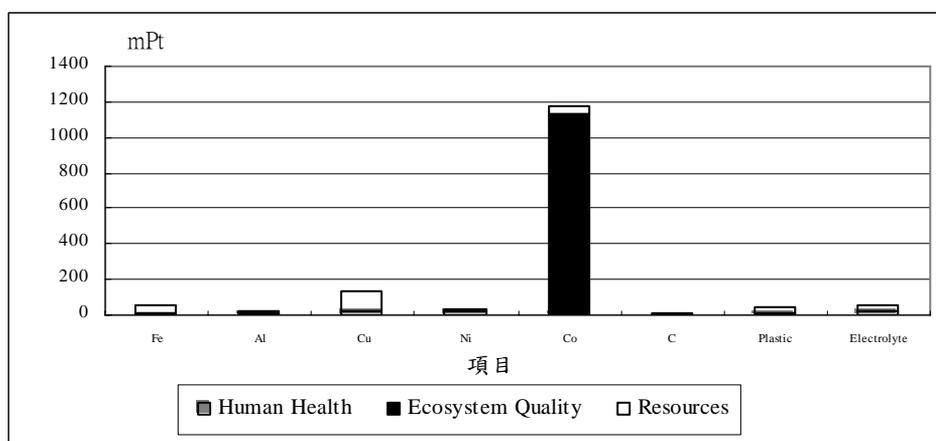


圖 10 電池元件衝擊評估結果(1kg 產品)

4.6 行動塑膠外殼元件之衝擊評估

塑膠外殼的盤查資料包含了產品輸入輸出及能資源的各種數據，但並沒有細分到製程單元，分析每 1 公斤的塑膠外殼產品產出的衝擊比分值結果如圖 11 所示，其衝擊比分值前 5 項分別為污染排放、電力消耗、酸、ABS、岩鹽等項目，其衝擊比分值為 94.2、5.32、3.4、1.0、0.85 mPt。由結果可知，要有效的降低塑膠外殼部

82 行動電話之生命週期評估研究

份的衝擊，必須著重在降低污染的排放，污染排放衝擊的原因主要為人體健康上的影響，概因製程上使用到的加熱裝置主要作用為使塑膠單體溶化後射出成型，加熱過程會產生廢熱與廢氣，塑膠原料在加熱的高溫環境下，會產生 VOCs 及其他的氣體，而且加熱過程也會讓油墨中所含的 VOCs 物質揮發，所產生的這些空氣污染物質對人體造成健康上的重大危害，建議對於這些容易產生 VOCs 的射出成型機械，在機械加熱裝置的附近以及週遭的地區，上方應加裝空氣污染防治設備來降低危害，塑膠物件在印刷時也應加裝排氣設備來有效降低塑膠外殼的衝擊。

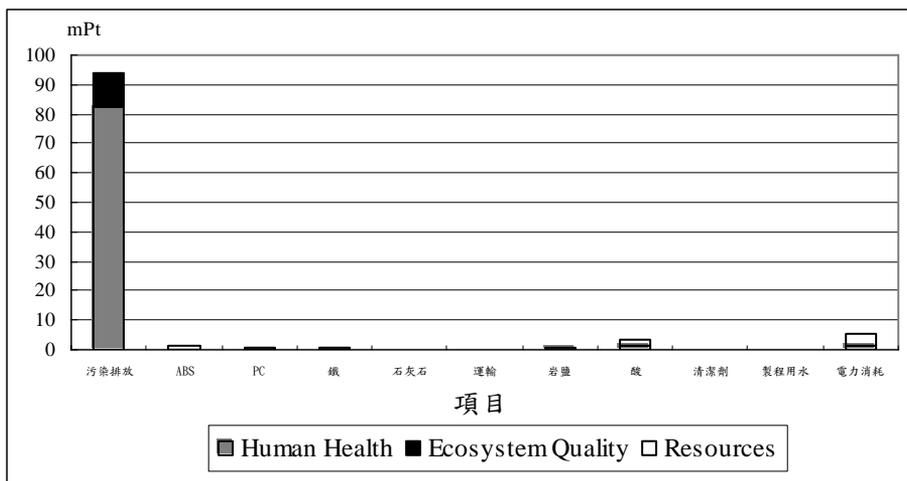


圖 11 塑膠外殼衝擊結果(1kg 產品)

五、個案分析

5.1 個案行動電話之基本介紹

本研究蒐集市面上所流通的行動電話產品來作為個案分析的研究對象，隨機蒐集的結果共蒐集了七款不同的行動電話產品，其中包含了 6 種不同品牌、2 款摺疊機及 5 款單體機。將這 7 款行動電話進行拆解及秤重，行動電話經過拆解後分為螢幕、電路板(包含電子元件跟印刷電路板)、塑膠外殼、電池以及其他部份的元件，所使用的電子天平品牌為 Sartorius，型號 BP211D，其秤重極限為 210g，標準差為

0.00001g，重量分析結果如表 2 所示。其中電路板為電子元件加上印刷電路板的重量，為了各自求得電子元件及印刷電路板的重量，利用印刷電路板面積重量比為 0.2047 g/cm² 作為換算單位，量測印刷電路板的面積，將結果乘上換算單位得到印刷電路板的空板重，而電子元件重量則為電路板重減去空板重。

表 2 行動電話組成份重量分析表

項目	手機 A	手機 B	手機 C	手機 D	手機 E	手機 F	手機 G
總重(g)	75.342	78.998	113.0578	124.0352	81.1781	115.1245	100.3805
電路板重*(g)	13.2374	22.1872	18.3474	39.0839	26.0796	24.0309	16.6923
電路板面積(cm ²)	31.45	51.75	43.2	101.51	66.6	51.66	42.9
印刷電路板重(g)	6.4363	10.5908	8.8410	20.7744	13.6299	10.5724	8.7796
電子元件重(g)	6.8011	11.5964	9.5064	18.3095	12.4497	13.4585	15.4127
螢幕面積(cm ²)	12.87	11.55	13.3	15.51	11.2	11.52	12.54
塑膠外殼重(g)	23.2929	26.2144	45.0731	49.0897	31.5611	38.003	37.3363
電池重(g)	21.2611	14.312	27.2722	15.3872	13.5404	23.3046	20.5914
不銹鋼重(g)	8.6860	4.6794	5.5089	6.2601		6.9226	1.7711
軟式電路板面積(cm ²)	-	19.25	-	16.96	-	-	-
聽筒話筒振動器重(g)	2.3579	2.0963	1.143	4.2593	4.4716	6.4599	7.7949
天線重(g)	-	2.4776	-	3.0259	0.2475	3.148	2.9683
螺絲重(g)	0.8465	0.1362	0.8438	0.8965	0.4625	0.7588	0.8718
橡膠重(g)	-	-	3.7504	-	0.6215	8.8049	7.5069
海綿重(g)	-	-	-	0.4920	-	-	-
PE 小零組件重(g)	-	-	6.679	-	-	-	-
相機重(g)	0.5334	-	-	-	-	-	-

*含基板及電子元件

5.2 個案行動電話元件部份之生命週期分析結果

將個案分析之各款行動電話分螢幕、印刷電路板、電子元件、塑膠外殼、電池及其他部份輸入軟體分析，其他部份輸入方式主要考量物質的主要成份當成鍵入的項目，如不銹鋼以不銹鋼材物質鍵入、橡膠以 SBR 物質鍵入、海綿以 EPS 物質鍵入、其他 PE 小零組件以 PE 塑膠物質帶入、相機以玻璃物質帶入，這些小零組件有些為複合材質，以衝擊較嚴重的物質帶入，如聽筒話筒振動器可能為塑膠與鋁鎂合金等物質所組成，在此以鋁鎂合金物質鍵入、天線以橡膠外殼與內藏的不銹鋼所組成，在此以不銹鋼物質鍵入、螺絲有塑膠以及金屬 2 類，在此以電子等級鋼材物質鍵入，其他部分的這些小零組件若需要更精密的分析，則必須建立更精細的盤查資料。

個案分析行動電話的元件部份衝擊結果比較如圖 12 所示，其衝擊比分值最高到最低分別為行動電話 D、F、C、G、E、A、B，其衝擊比分值為 87.7、80.9、79.5、74.9、63.9、60.2、58.1 mPt，功能單位為每一部行動電話，其中以行動電話 D 的環境衝擊值最高，行動電話 D 為這幾款行動電話中最重的一部手機，且電池跟印刷電路板的重量也是各款行動電話中最重的，行動電話 B 雖然也是摺疊機，但是由於輕量化的設計，其衝擊反而是最低的，可見行動電話輕量化的設計方向在衝擊結果中，確實能有效的降低衝擊比分值。

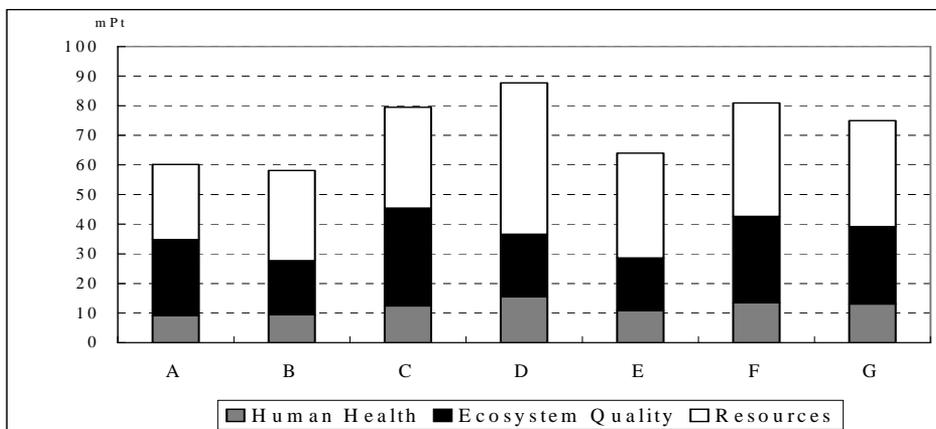


圖 12 個案分析中行動電話元件部份之衝擊結果比較圖(單位：1p)

5.3 個案行動電話之生命週期分析結果

一個完整的生命週期評估作業必須考量產品各階段的衝擊表現，在組裝製造的階段的盤查上，盤查對象為台灣地區製造行動電話產量第一的組裝廠，透過電話及電子郵件的方式了解組裝過程是以人工方式來進行組裝作業，組裝廠商基於商業保密等考量不便透露過多訊息，在組裝製造的盤查資料中僅有電力消耗使用一項，其盤查結果為每月組裝生產 100 萬部行動電話，電力消耗為 160 萬 kwh 的電量，即每一部行動電話在組裝製造階段會消耗 1.6 kwh 電力。

在使用階段中，假設使用者選擇台灣地區某行動電話業者 600 型的資費方案，使用者在使用階段網內通話及網外通話各佔一半，且每月剛好使用 600 元整，則每月的通話時間為 113 分鐘，而一部行動電話假設使用 18 個月^[9]，根據台灣電力公司的資料，行動電話產品每充電一次會消耗 0.09 kwh 的電量，以及各款手機在待機時間上的時間限制等因素，可得到在使用階段各款個案手機所消耗的電量則如表 3 所示，以此代表使用階段的情境模擬。

表 3 行動電話使用階段電力消耗統計表

個案行動電話	A	B	C	D	E	F	G
可待機時間(hr)	170	120	260	100	300	150	90
可通話時間(hr)	3.75	3	4.5	2.5	7.5	4	2
每月因待機必須充電之次數	4.22	5.98	2.76	7.18	2.39	4.79	7.98
每月因通話必須充電之次數	0.5	0.63	0.42	0.75	0.25	0.47	0.9
每月總共需要充電之次數	4.72	6.61	3.18	7.93	2.64	5.26	8.88
使用階段充電次數(18 個月)	84.96	118.98	57.24	142.74	47.52	94.68	159.84
使用階段總耗電量(kwh)	7.65	10.7	5.15	12.85	4.28	8.52	14.39

在運輸階段中考量不同品牌產品的產銷通路皆不同，為了簡化複雜的產銷通路過程，假設產銷通路的平均運輸距離為 150 公里，且皆使用 16 噸的卡車運輸。在棄置階段中，由於台灣地區尚未有廢棄行動電話的回收管道，且行動電話廢棄物大多隨著一般垃圾收集處理，切合台灣地區的實際情況，棄置階段假設廢棄的行動電話皆以都市廢棄物的掩埋方式處理，以此完成棄置階段的情境模擬。

86 行動電話之生命週期評估研究

各階段完成合理的情境假設後，將結果輸入軟體進行分析，各款行動電話的生命週期分析結果如圖 13 至圖 19 所示，單位為每一部行動電話，圖中可以看出以使用階段的衝擊比分值最高，可見要有效降低行動電話產品的衝擊宜先以降低使用階段的衝擊著手，而使用階段的衝擊為電力使用，降低使用階段的電力消耗會有效降低行動電話產品衝擊的關切點，如設計更久的待機時間，或通話耗能省電設計等，都是有效改善行動電話衝擊的環境化設計方向，若以電力方面來著手，提升清潔能源在台灣電力系統的比例，如增加水力發電或是風力發點等方式，也可以降低行動電話的環境衝擊，但若需要更詳細的分析結果則必須加強更多基本資料庫的建置。

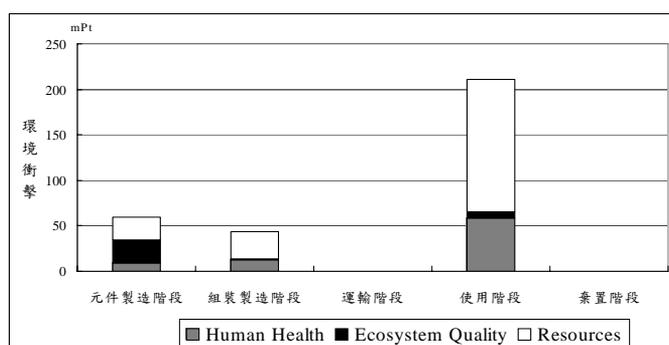


圖 13 行動電話 A 之生命週期分析結果

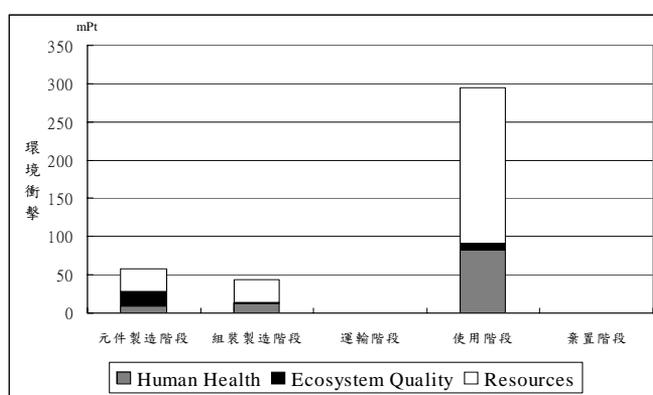


圖 14 行動電話 B 之生命週期分析結果

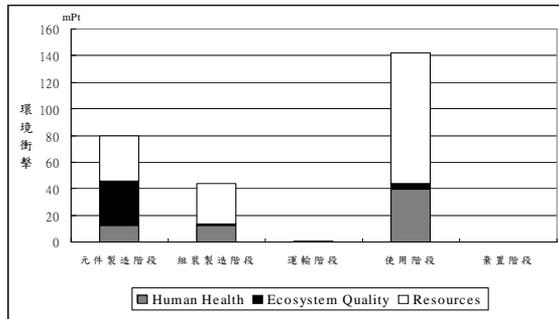


圖 15 行動電話 C 之生命週期分析結果

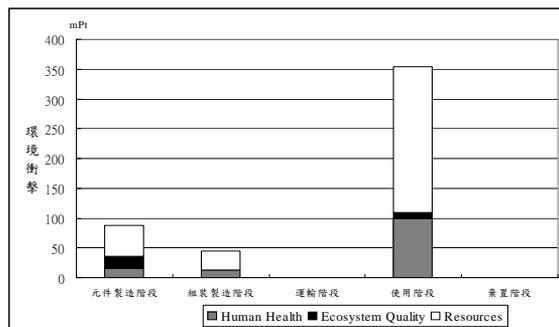


圖 16 行動電話 D 之生命週期分析結果

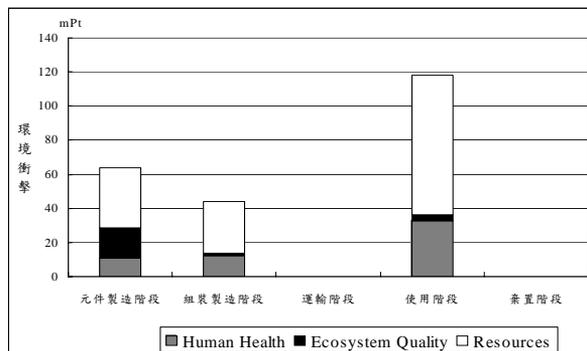


圖 17 行動電話 E 之生命週期分析結果

88 行動電話之生命週期評估研究

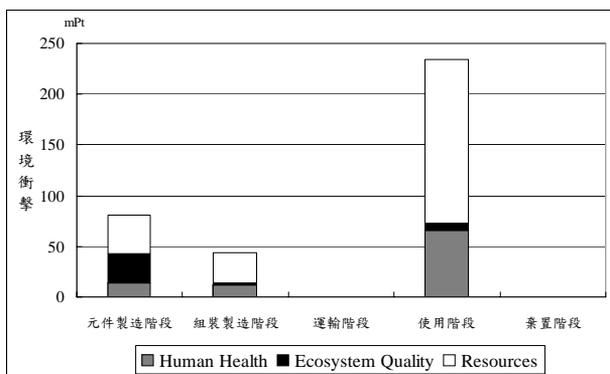


圖 18 行動電話 F 之生命週期分析結果

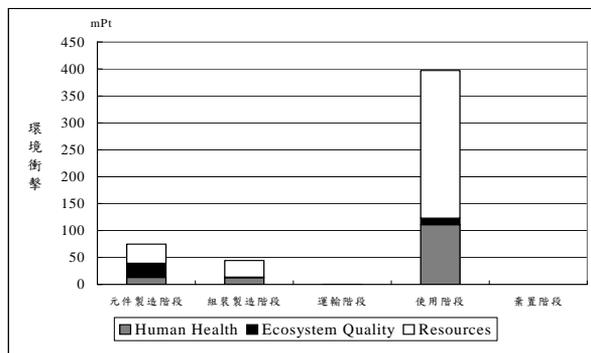


圖 19 行動電話 G 之生命週期分析結果

在個案分析中各款行動電話的生命週期評估分析結果比較方面，其衝擊比分值結果如圖 20 所示，行動電話 G 為產生衝擊最高的產品，再者依序為行動電話 D、B、F、A、C、E，衝擊比分值結果為 516、487、398、361、315、266、226，個案行動電話的衝擊比分值最高與最低相差大約 2.3 倍，分析發生的原因，主要於使用階段的用電量不同所影響，行動電話 G 在使用階段的環境衝擊為 397mPt，而行動電話 E 為 118mPt，在使用階段就有 189mPt 衝擊比分值的差距，使用階段就佔了這 2 者全部差距的 65%，所以要改善行動電話產品的環境衝擊，增加行動電話產品的

環境友善性，可先考量產品的省電設計，而且省電設計也是目前所有家電產品在環境化設計上的趨勢。

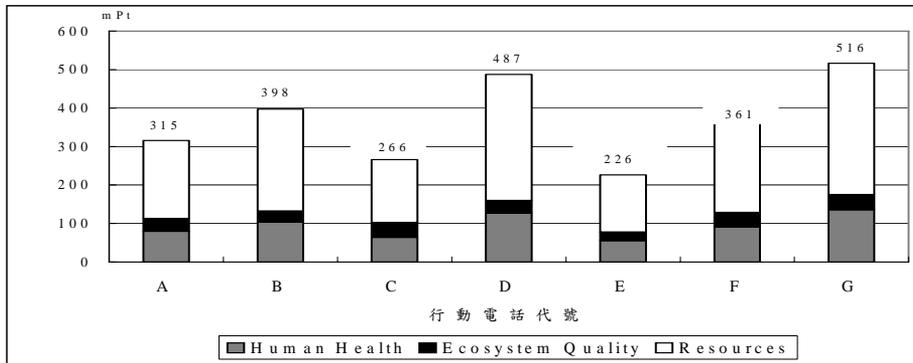


圖 20 個案分析各款行動電話之生命週期評估結果比較圖(單位：1p)

5.3 情境模擬分析

在永續發展的相關研究中，以行動電話為研究對象，研究結果顯示顧客對於攜帶方便、螢幕清晰、等功能多樣化、操作容易、造型多變化、維修快速、不易損壞、附加價值、不污染環境、及電池耐久時間等特性較為重視^[10]。

在貿易與環境報導的季刊，對於 Kambrook Axis 電水壺的環境化設計的訴求如下^[11]：可節省 25% 的電力、近 50% 的組成可回收再利用、66% 的物件重量可供回收、降低組成中 40% 的零件數、降低 16% 的重量、易拆解設計。這些研究結果提供了行動電話製造商於環境化設計的參考，綜觀這些研究結果可以發現電子產品環境化設計的重點，如節省電力、低毒性低環境衝擊物質的取代、降低產品重量、減少產品零組件數量、開發較環保的零組件、易拆解回收設計等要素，參酌這些要素來設計行動電話的情境模擬。

以個案分析中之行動電話 G 做為範例，假設企業欲在此款行動電話現有的基礎上開發新款行動電話，設計理念為增加產品環境友善性為優先考量，設計上參酌家電產品的環境化設計理念以及要點，在產品不同階段作出不同的要求，在元件製造階段上，所重視的是低毒性及低環境衝擊物質的取代方案，以及降低製程單元

90 行動電話之生命週期評估研究

的耗電量；在組裝階段上要求降低組裝廠的耗電量；在使用階段上的設計重點為讓產品有更長的待機時間以節省電力 50% 為目標；在棄置階段上則假設廠商或是政府提供行動電話產品回收管道，回收項目為各種可回收物質且產品回收率達 50%，詳細的設計項目如表 4 所示。

表 4 行動電話情境模擬產品設計項目

階段名稱	元件名稱	項目	說明
元件製造階段	螢幕	能源	鍍膜製程使用新製程機器可節省電力 20%
		塑膠	包裝用 PET 材料改用 polyester
	電子元件	銅	新製程可降低銅用量 10%
	電路板	SnPb37	新製程可降低 SnPb 物質用量 20%
	塑膠	SOx	新製程可降低 SOx 空氣污染物質 30%
		CO ₂	新製程可降低 CO ₂ 空氣污染物質 30%
電池	鈷	新產品可降低鈷含量 50% 之電池	
組裝階段		螺絲	新產品使用無螺絲組裝設計
		能源	組裝廠實施省電管理減少 20% 的電力
使用階段		能源	省電待機模式使待機時間增長一倍，可節省 50% 的電力
棄置階段		回收	行動電話回收制度建立且回收率達 50%，回收項目為行動電話中可回收物質

將新設計中各要項鍵入資料庫，並且比較新舊產品的衝擊，在元件製造階段以每公斤為單位考量衝擊的表現，各元件的衝擊比分值降低最多到最少的元件類別分別為電池、螢幕、塑膠外殼、印刷電路板、電子元件，衝擊比分值降低的比率為 62%、69%、90%、92%、94%，情境模擬後的新產品在元件部份的衝擊比分值約為原產品的 76%，詳細結果如圖 21 所示。

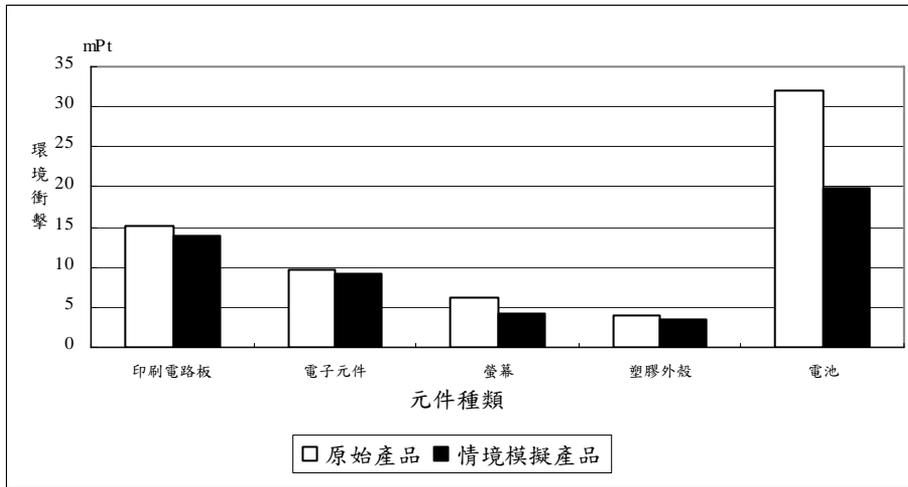


圖 21 情境模擬產品元件階段衝擊結果比較(單位：1kg)

考量情境模擬產品在組裝階段、使用階段以及棄置階段的各項設計，完成情境模擬產品的生命週期評估，並且與原產品生命週期評估的結果做一比較。比較結果如下：在元件階段的結果比較上，原產品的衝擊比分值為 75mPt，情境模擬產品的衝擊比分值為 58.5mPt，衝擊比分降低了 21.6%；在組裝製造階段的結果，原產品的衝擊比分值為 44.1mPt，情境模擬產品的衝擊比分值為 35.3mPt，衝擊比分降低了 20%；在運輸階段的衝擊比分值沒有改變；在使用階段的結果中，原產品的衝擊比分值為 397mPt，情境模擬產品的衝擊比分值為 201mPt，衝擊比分降低了 49.4%；在廢棄階段的結果中，原產品的衝擊比分值為 0.04mPt，情境模擬產品由於有回收物質的過程，衝擊比分值為 -3.18mPt。原產品每部行動電話的衝擊比分值為 516mPt，新開發的情境模擬產品生命週期評估的結果為 292mPt，衝擊比分下降了 43.4%，分析結果如圖 22 所示，這些結果顯示，情境模擬下的新產品確實具有較佳的環境友善性。

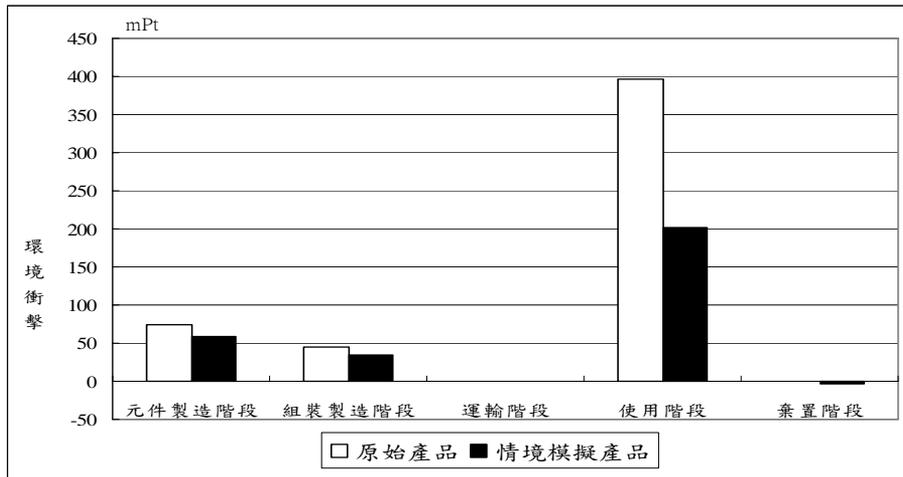


圖 22 情境模擬產品與原產品生命週期評估結果比較(單位：1p)

六、結 論

- 1.台灣地區電力系統的分析結果顯示燃煤發電所產生的衝擊最高。
- 2.行動電話在各元件的分析結果中，最大的衝擊來源為電池使用的部份，且電池部份的衝擊最大來源為金屬鈷的使用。
- 3.行動電話輕量化的設計趨勢，能提升產品的環境友善性。
- 4.個案行動電話生命週期評估分析結果，衝擊最大來源為使用階段的用電部份。
- 5.待機時間長，耗電量低的行動電話產品具較低的衝擊。
- 6.在情境模擬分析中，行動電話 G 的環境化設計新開發案，所得的情境模擬產品的衝擊比原產品低了 43.4%。

七、參考文獻

- 1.UNEP, Life Cycle Assessment: What It Is and How to Do It, United Nations Environment Program, Nairobi, Kenya, 1996.
- 2.Tan, Reginald B.H., and Khoo, Hsien H., "Life cycle assessment of EPS and CPB

- inserts: design considerations and end of life scenarios,” Journal of Environmental Management, Vol. 74, pp. 195-205, 2005.
3. Kasai, J., “Life cycle assessment, evaluation method for sustainable development,” JSAE, Vol. 20, pp.387-393, 1999.
 4. Mobile Phone Partnership Initiative, “project 3.1 - Draft Guidelines,” MPPI, Geneva, Switzerland, 2004.
 5. 黃丁林, 「STN-LCD 產業污染盤查分析之研究」, 碩士論文, 朝陽科技大學環境工程與管理研究所, 台中, 2004。
 6. 張毓盈, 「台灣地區電力供應之生命週期盤查分析」, 碩士論文, 國立台北大學資源管理研究所, 台北, 2001。
 7. 朱冠誌, 「評估印刷電路板製造所產生的環境衝擊影響之研究」, 碩士論文, 國立成功大學機械工程學系, 台南, 2001。
 8. 王志源, 「市售行動電話生命週期評估之個案研究」, 碩士論文, 屏東科技大學環境工程與科學研究所, 屏東, 2004。
 9. 邱致忠, 「2003 年手機通路發展方向及策略」, 神腦國際企業股份有限公司, 新台灣新聞週刊, 第 354 期, 2003。
 10. 郭財吉, 「綠色產品設計—綠色品質機能展開」, 經濟部工業局永續產業發展雙月刊, 第二期, 第 45-52 頁, 2001。
 11. 台灣環境管理學會, 「綠色設計聯盟介紹」, 貿易與環境報導季刊, 第十一期, 第 10-12 頁, 2003。

本期專題：土壤及地下水調查評估技術

專題編輯委員 阮國棟



學歷：美國西北大學環境工程學博士

經歷：環保署水質保護處處長

環保署環境衛生及毒物管理處處長

環保署環境監測及資訊處處長

工研院污染防治組主任、副組長

現任：環保署科技顧問室主任

專題介紹

- 一、從催生到修法，7年有成：本刊在1999年10月首度推出「土壤與地下水污染整治」專題，力主將土壤與地下水視為不可分割的介質，不可分別立法。政府於2000年2月公佈「土壤及地下水污染整治法」，將土壤與地下水合併考量，減少很多技術上及未來執行上可能面臨的困擾。7年內，環保署歷經許多法規增訂、技術手冊編撰、場址調查評估、整治追蹤以及基金徵收管理，成為近年來國內環保工作極為重要及活躍的一環。7年後，欣聞已對母法完成修正條文，將風險評估機制，基金費基擴大等重大變革納入，7年努力已具成效，值得慶賀。
- 二、土壤及地下水整治，必須典章制度與技術研發同時兼顧：本期專題，共邀集6篇論文，無論從政策面、技術面及實務案例，均力求平衡。其中風險評估方法一文，為近年來政策邁進一大步的重要指標。本刊98期（2006年4月出刊）已刊登陳怡君大作「污染場址健康風險評估-多介質傳輸模式選擇」，讀者可以與本期文章共同參閱，更收相互輝映之效。
- 三、未來展望及挑戰：目前土壤與地下水之重點尚在污染整治，未來若能升級到「土壤及地下水保護法」，不但整合空水廢毒等預防污染之作爲，更可積極整合有效經濟工具，引進前瞻新興之技術，加強國際交流合作及資訊公開服務，以求資源充分利用及保護之目的。當然，這個挑戰可能要靠改組後的環境資源部才能完成。

我國土壤地下水污染管理之現況及展望

黃萬居*

摘 要

土壤地下水污染問題主要肇因於廢水、廢氣、廢棄物或毒性物質之排放，隨著擴大調查及技術提升，日後發現污染場址的數量必持續增加。對於整治目標擬定，應考量技術及經濟可行性，並依風險評估結果及分級分區管制觀念，選擇不同的整治方案。整治過程中若能增加經濟誘因，考量如美國的褐地計畫，將可加速污染場址整治推展。此外，我國亦仿效美國超級基金成立土壤及地下水污染整治基金，未來將擴大費基，依實際污染者為收費對象。

目前環保署負責土壤及地下水污染整治之中央單位係臨時任務編組性質，而地方環保機關則因人力不足僅以兼辦方式承辦。因此未來中央單位除應納入正式單位、地方單位補充人力外，應再加強產、官、學界專業人才培植。最後，土壤及地下水污染防治首重源頭污染管制措施，故應加強空、水、廢、毒污染之稽查管制工作，及民眾對於污染及整治的觀念。

【關鍵字】土壤地下水、污染整治、褐地計畫、超級基金

*行政院環境保護署土壤及地下水污染整治基金管理委員會 技監兼執行秘書

一、前言

隨著經濟發展，環境污染負荷日益增加，進而衍生土壤地下水污染問題。台灣第一次因工業廢水污染農田進而影響食用作物安全之案例係民國 73 年桃園地區的鎳米事件；83 年桃園 RCA 場址因工業廢棄物不當處理，造成土壤地下水污染；直至 87 年及 89 年分別發生甲級廢棄物清理業於高屏地區非法棄置有害事業廢棄物及昇利化工公司非法傾倒廢溶劑，致影響附近居民飲用水取用等案例，凸顯台灣地區也正面臨美國與日本早年所發生的工業與農業用地土壤地下水污染問題。

我國環境保護工作之發展歷程與世界各國相似，係先將水質、空氣、廢棄物及毒化物污染問題列為施政重點，優先進行防治工作。然因行為人違反空氣、水質、廢棄物及毒化物相關環保法令，導致土壤地下水污染問題日益嚴重。而為防止土壤地下水污染發生，需健全空、水、廢、毒等相關環保法令之管制工作，進而重視污染預防與環境管理。

相較於亞太地區土壤地下水相關法令不齊全甚至缺乏的國家，我國是少數公告有土壤地下水相關法令的國家之一。於財務籌措方面，國內土壤地下水污染整治基金，係參考美國經驗與歐洲先進國家所實施之相關環境制度，仿效美國超級基金 (Superfund)，由政府成立一套污染整治基金財務籌措機制。

依土壤及地下水污染整治法(以下簡稱土污法)規定，90 年 11 月 1 日成立「土壤及地下水污染整治基金管理委員會(簡稱土污基管會)」，迄今已完備土壤及地下水污染整治法相關子法建置、建立整治費徵收制度及推動污染場址改善控制相關業務，期間辦理全國農地土壤重金屬污染調查，建立農地污染場址查證方法與緊急應變程序，並進行加油站與大型儲槽、非法棄置場址及廢棄工廠等有污染之虞場址污染潛勢調查，另亦對陳情個案進行查證及採取應變必要措施，以減輕污染危害。

二、土壤地下水污染管理工作現況

2.1 立法沿革及執行現況

民國 70 年代，國內陸續發生多起土壤污染事件，爰於民國 80 年擬具「土壤污染防治法(草案)」，報請行政院通過後送立法院審議，惟歷經 5 年待審未完成立法。原草案限於擬訂階段之時空背景，尙未能在土地變更、財務籌措及責任歸屬等層面，充分考量與設計因應制度。我國為妥善面對土壤地下水污染問題，並使立法足以因應實際需求，行政院環境保護署(以下簡稱環保署)於民國 85 年自立法院撤回原草案並調整修正，88 年 6 月重新擬具「土壤污染防治法(草案)」報行政院版。其後專家學者與立法委員倡議，考量土壤與地下水不可分割，建議地下水法案納入該草案中，經研修後再次提送立法院審議。89 年 2 月 2 日由總統府公布施行「土壤及地下水污染整治法」，至此政府已明確宣示處理土壤地下水污染問題之決心。確立國內土壤及地下水污染整治工作之法令依據，明確規範執行處理事宜。

土壤地下水污染問題主要肇因於廢水、廢氣、廢棄物或毒性物質之排放與棄置，為避免法規重疊與競合問題，土污法立法主要著重事後污染整治，其預防措施以土壤地下水監測與調查為原則。土壤地下水污染調查及整治，因具特殊性與複雜性，常不易於污染事件發現初期確認污染責任與污染行為人，而需由政府採取應變必要措施，協助減輕污染危害或避免污染擴大；或因污染行為人不遵行規定辦理整治工作，需由政府先代為執行。土壤及地下水污染整治基金可暫墊付上述情形污染處理費，建立污染求償制度，協助辦理整治工作，但最終仍需由污染行為人負起清償責任。

土污法共 8 章 51 條，除明定立法目的、專有名詞定義、主管機關權責外，亦對土壤地下水之防治措施、調查評估措施、管制措施、整治復育措施及財務、責任、罰則等訂定明確執行政序。土污法係屬多層次管理法規，其區分不同的門檻進行多階層管理，依土污法第 5 及 11 條，污染物濃度若低於管制標準而符合監測基準，則應定期監測，監測結果可視為一警戒參考是否有超過管制標準潛勢；若污染物超過管制標準者，則應採取必要措施，並追查污染責任；若經查證該場址土壤或地下

100 我國土壤地下水污染管理之現況及展望

水污染來源明確，則依據污染範圍界定公告為污染控制場址；控制場址依初步評估辦法，若有危害國民健康及生活環境之虞時，則該場址則公告為污染整治場址；後續則應考量風險評估結果、經濟及技術可行層面，訂定整治目標，再進行土壤地下水整治、復育工作。

環保署自 90 年開始陸續訂定有關土污法施行細則及相關子法，目前已建置完備，包含完成施行細則、監測基準、管制標準、土污法第 8、9 條指定公告之事業、整治費收費辦法、污染整治基金收支保管運用辦法、改善推動執行要點、控制場址初步評估辦法、健康風險評估評析方法及撰寫指引等。截至 95 年 4 月 26 日公告之土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法及撰寫指引，現行共有 9 項法規命令、10 項行政規則及 5 項公告發布，另有 5 項法規廢止。

而於母法「土壤及地下水污染整治法」部分，目前已研擬修正草案，並於 95 年 5 月 30 日召開公聽會，該次修正重點係基於授權明確、權責明確及管理明確等原則修正訂定，例如對於法規命令涉人民權利義務者納入法中規定等；新增污染設施關係人，並與農業、衛生主管機關權責明確劃分，另為明確主管機關對於場址之管理，有關整治場址之調查評估，應優先由污染行為人或污染土地關係人進行，不遵行者方由主管機關執行。

此外，我國除針對食用作物農地之土壤重金屬污染管制標準訂定較嚴格標準外，對其他土地之土壤污染物管制採單一管制標準，未再依土地使用類別予以區分。其主因係國內土地狹小，住、商、農用等土地用途雖有區分，但實際上常混合使用，如工業區土地仍有供住宅使用，同一土地可能為工商及住宅混合區，甚至有民眾栽種食用作物之情形。故考量務實，現階段除栽種食用作物之土壤外，仍採單一管制值。

2.2 土污基金收支運用現況

依土污法第 22 條規定，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(以下簡稱整治費)，並成立土壤及地下水污染整治基金，由基金管理委員會負責基金收支、保管及運用等事宜，整治基金之來源包括整治費、基金孳息等 8 大項。

環保署已於 90 年 10 月先後完成「應徵收土壤及地下水污染整治費之化學物質徵收種類與收費費率」，與「土壤及地下水污染整治費收費辦法」訂定收費制度、流程規劃，並自 90 年 11 月起正式開徵整治費。

整治費性質上屬於特別公課，在收費制度上有以下特色：

1. 避免原料與產品重複徵收，有免徵比例機制。
2. 已繳納整治費物質出口，則退還整治費費額之 95%。
3. 投保環境損害責任險或同等效益保險，得以會計年度為計算單元，最多可退還前 1 年度實繳整治費費額之 5%。
4. 新投資於預防土壤、地下水污染有直接效益之設備或工程支出費用，得以會計年度為計算單元，最多可退還前 1 年度實繳整治費費額之 20%。

目前公告應徵收土壤及地下水污染整治費之化學物質，基金收費來源分為石油系有機物、含氯碳氫化合物、非石油系有機物、農藥、重金屬及重金屬化合物及其他等 6 大類，涵蓋約 125 種化學物質，其中石油系有機物之種類最多且所收金額最大，佔總費額之 89.6%，農藥項目所佔比例最低，佔總費額近 0%。各類應徵收化學物質繳交整治費比例如圖 1。

整治費收入為整治費徵收金額扣除出口退費、投保環境損害責任或等同效益之保險退費，及新投資於預防土壤地下水污染有直接效益之設備或工程退費。整治費徵收係對指定公告化學物質依其產生量及輸入量，向製造者及輸入者徵收。繳費家數最多廠家依序為台北市、台北縣、桃園縣、高雄縣及高雄市。

基金用途主要為相關管理制度之規劃、協調、組織建制、法規研擬、污染場址之調查及查證為主；後續用途則依場址污染情形與對人體影響，排定污染整治優先次序，進行污染場址之管制、控制、整治、推動監督計畫及執行。自 91 年起展開「農地土壤重金屬調查與場址列管計畫」，與「全國 10 年以上加油站及大型儲槽潛在污染源調查計畫」，相關調查結果陸續呈現，後續已依法進行污染改善、控制及整治事宜，將可使基金更有效運用。

整治費規劃每年徵收 15 億元，以 20 年為期，預估基金總額將以 300 億元為目標。截至 94 年 12 月底止累計收入達 32 億 6,926 萬元，整治費主要支出項目包括

102 我國土壤地下水污染管理之現況及展望

土壤地下水污染整治、一般行政管理及一般建築設備等 3 項，累計支出金額 9 億 1,244 萬元整，累積賸餘金額合計 23 億 5,682 萬元；支用執行率約 48%。

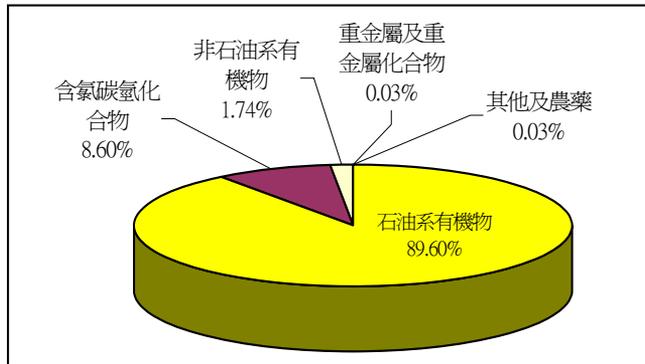


圖 1 各類應徵收化學物質繳交整治費比例圖

資料來源：行政院環保署，土壤及地下水污染整治費申報、審理及稽核等相關作業計畫，民國 94 年 12 月。

2.3 組織與執行人力現況

依土污法第 24 條規定，環保署於 90 年 7 月 4 日發布「土壤及地下水污染整治基金管理委員會組織規程」，規範組織架構與任務職掌，並於 90 年 11 月 1 日成立土污基管會，該會依法置委員 17 至 23 人，其中 1 人為主任委員，由環保署署長兼任；1 人為副主任委員，由環保署署長指定副署長 1 人兼任；其餘委員由環保署署長就政府機關代表、工商團體代表、學者、專家及社會公正人士遴聘之。

現有土污基管會委員計 23 人，任期 2 年，期滿得續聘之，且均為無給職。委員會之下設執行秘書 1 人，承主任委員之命，綜理會務；副執行秘書 2 人，承執行秘書之命，襄理會務。執行秘書及副執行秘書，均由主任委員就環保署現職人員派兼之。下設綜合企劃組、收支審理組、技術審查組及法律追償組等 4 個工作技術小組，置科(組)長 4 人及工作人員若干人，由環保署現職人員派兼之，辦理所任事務；必要時，得依規定聘僱，其相關組織架構如圖 2。

現有執行土壤污染整治業務之人力，包含正式人員 7 人、聘用人員 4 人、特約人員 19 人，共計 30 人，可知該會主要人力以特約人員為主力；執行業務包括辦理審核整治場址、處理等級評定、應變必要措施支出費用之審理、污染整治計畫、整治基準或整治目標審查核定，及其他有關基金支用之審理等事宜。

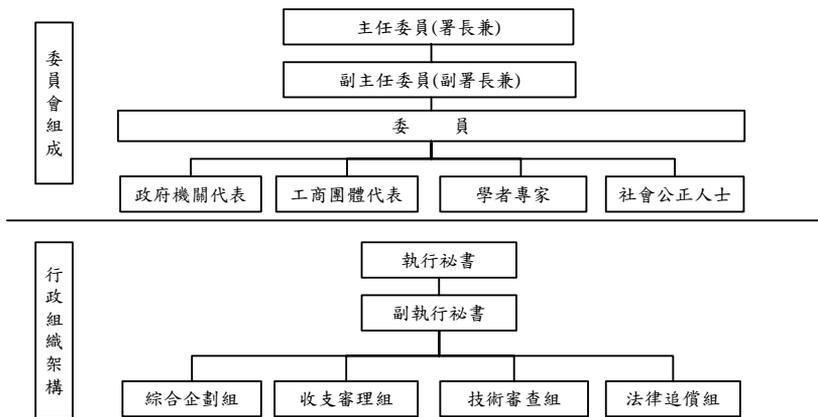


圖 2 土壤及地下水污染整治基金管理委員會組織架構圖

2.4 污染場址之調查與整治現況

土壤地下水可能污染類型包括農地、加油站與大型儲槽及工廠(場)等，環保署已針對上述 3 類型之污染著手展開相關的污染場址調查與整治，國內至 95 年 5 月止現有的列管場址共計 577 件，其中以農地佔最大宗有 523 件，其餘包含加油站、儲槽、工廠、非法棄置場及其他共計 54 件；而列為整治場址者計有 7 件，詳細數字如表 1。由於污染場址將陸續被發現，環保署也將持續進行調查與整治工作，其現況說明如下。

2.4.1 農地

環保署自 71 年著手土壤重金屬含量調查工作，72 年進行土壤污染防治工作，優先以種植食用農作物之農田土壤為重點。調查方式由 4 公里平方之 1,600 公頃大

104 我國土壤地下水污染管理之現況及展望

樣區網格調查起，分階段完成全省之農地概況調查。針對調查結果，將土壤中重金屬含量程度分為 5 級，由各地方環保機關提報土壤重金屬含量達第 5 級地區，合計面積共 319 公頃。其中達土壤污染管制標準之農地，已依法公告為土壤污染控制場址，由各縣市辦理農地污染整治工作。

環保署持續協助地方政府進行污染農地調查及改善工作，使農地能儘速恢復原有用途，經統計歷年累積公告污染控制場址計 1,692 筆約 378 公頃，污染改善完成公告解除列管計 1,150 筆約 263 公頃，歷年受污染農地累計改善面積統計如圖 3。

表 1 國內現有場址列管狀況

統計日期：95.5.26

場址類型	列管場址件數		
	控制場址	整治場址	合計
農地	523	0	523
加油站	14	1	15
儲槽	4	1	5
工廠	8	4	12
非法棄置場址	2	1	3
其他	19	0	19
合計	570	7	577

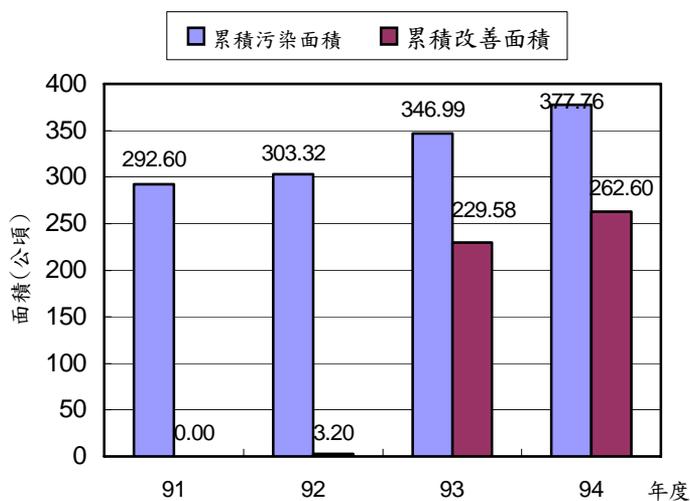


圖 3 受污染農地累計改善面積統計圖

2.4.2 加油站與大型儲槽

環保署已完成「全國 10 年以上加油站及大型儲槽潛在污染源調查計畫」及「中北部 10 年以上加油站潛在污染源調查計畫」，計調查加油站 800 座及全國大型儲槽工廠 172 處 2,080 座。其中，19 座加油站及 8 處大型儲槽達污染管制標準，地方主管機關目前皆已依土污法施行細則第 8 條，命業者限期採取適當措施，又花蓮縣等 9 座加油站及台中縣 1 處大型儲槽已完成改善並解除列管；台南縣等 5 座加油站及高雄縣 1 處大型儲槽未於期限內完成改善而公告為控制場址。

2.4.3 工廠(場)

工廠(場)係包含土污法第 8、9 條指定公告之事業與廢棄工廠，其調查整治現況如下述。

1. 土污法第 8、9 條指定公告之事業

為加強對具高污染潛勢事業用地的管理，依土污法第 8、9 條指定公告 18 類事業之規定，自 94 年起，土地移轉時讓與人應提供土壤污染檢測資料給買受人；事業設立、停業或歇業前，應檢具用地之土壤污染檢測資料報主管機關備查。其目的為督促事業負責人或土地所有人、使用人、管理人重視其事業用地土壤品質狀況。截至 94 年 12 月底為止，全國完成備查之土壤污染檢測案件數量達 232 件，調查總面積合計約有 134 公頃。

2. 廢棄工廠

為確實掌握工業污染廠(場)土壤地下水實際污染情形，環保署針對廢棄場址查證。截至 94 年 12 月底，已依法公告 11 處工業污染場址為控制場址。針對重點污染場址地區，環保署已完成中石化安順廠場址污染調查，並補助台南市政府完成二等九號道路污染物之移除；桃園縣 RCA 桃園廠，經初步評估確認有危害國民健康及生活環境之虞，已公告為整治場址，現由 RCA 公司提出地下水污染整治計畫，送請桃園縣政府環保局審核通過後，將據以辦理整治事宜；苗栗縣頭份台灣氯乙烯場址經環保局查證後發現地下水污染物超過地下水污染管制標準，縣府已公告該場址為地下水污染管制區；中油高雄煉油廠工廠區於 94 年 3、4 月間發現污染物濃度超過地下水污染管制標準，高雄市政府也已公告該工廠區為地下水污染控制場址。

106 我國土壤地下水污染管理之現況及展望

表 2 所列為 93、94 年列管場址處理情形，其場址包含農地、加油站、儲槽、工廠及非法棄置場址等。

表 2 93-94 年列管場址處理情形

場址類型	控制場址				整治場址			
	至 93 年底 列管中場址	94 年 新增場址	94 年解除 列管場址	至 94 年底 列管中場址	至 93 年底 列管中場址	94 年 新增場址	94 年解除 列管場址	至 94 年底 列管中場址
列管情形								
縣市別								
基隆市	0	0	0	0	0	0	0	0
台北縣	0	0	0	0	0	0	0	0
台北市	2	18	2	18	0	0	0	0
桃園縣	184	85	0	269	1	0	0	1
新竹縣	0	0	0	0	0	0	0	0
新竹市	0	20	0	20	0	0	0	0
苗栗縣	4	1	0	5	0	0	0	0
台中縣	69	24	51	42	0	0	0	0
台中市	16	0	0	16	0	0	0	0
彰化縣	112	110	112	110	0	0	0	0
南投縣	10	0	0	10	0	0	0	0
雲林縣	0	0	0	0	0	0	0	0
嘉義縣	0	0	0	0	0	0	0	0
嘉義市	3	0	0	3	0	0	0	0
台南縣	27	3	18	12	1	1	0	2
台南市	3	0	2	1	1	0	0	1
高雄縣	27	7	22	12	0	0	0	0
高雄市	1	20	0	21	1	0	0	1
屏東縣	1	2	1	2	0	0	0	0
台東縣	0	0	0	0	0	0	0	0
花蓮縣	1	1	1	1	0	0	0	0
宜蘭縣	1	0	0	1	0	0	0	0
澎湖縣	0	0	0	0	0	0	0	0
金門縣	0	0	0	0	0	0	0	0
連江縣	0	0	0	0	0	0	0	0
總計	461	291	209	543	4	1	0	5

三、面臨之問題

我國在土壤地下水面臨的問題包含專業人力不足、進行整治工作時未考量風險評估、整治費收入有失公平原則、國內整治技術不足、政府相關單位橫向聯繫不足及污染預防工作待加強等部分，以下就各個問題加以說明。

3.1 人力與素質

我國土壤地下水污染調查整治工作屬新興領域，技術複雜且多元，需環境、土木、化學、生物、地質、水利及法律等各領域專業人力，共同推動污染整治業務。多數地方環保單位辦理土壤地下水污染整治業務，因限於編制，普遍人力不足或經驗缺乏，僅能就現有人員調撥或兼辦，因缺乏水文地質專業知識，故執行土污法難免會有落差及造成土壤地下水經驗無法傳承的問題。且目前環保署負責土壤地下水污染整治之單位，僅係臨時任務編組性質，與正式組織編制之專業人力，仍有一段差距。

相較於美國與澳洲等國家，一個縣(郡)動輒有 2、30 位土壤或地下水專業人力，我國這方面亟待加強人力與素質。美國在土壤地下水相關法令執行初期，部分地方環保單位也面臨人力及經驗缺乏之問題，然而隨著人員經驗累積，學界、產業界及顧問界人力的加入，順利渡過陣痛期。惟國內相關環保單位因整體人力限制與公務人員任用資格規定，阻礙吸收優秀學界、產業界及顧問界人力進入環保單位，似乎短期內亦不易解決。

中央及地方各級主管機關囿於實務經驗、人力及人才有限，亟需民間技術顧問機構協助推動土壤及地下水污染整治，惟此新興業務不論政府或民間，均面臨人力不足與人才難求問題，尤其調查、採樣、分析、場址風險評估及污染整治等方面最迫切。但環保單位係制定及執行土污法及其相關子法的重要啓動者，倘人力、專業或經驗不足，皆會造成土污法推動阻礙，解決此問題係探討土污法相關問題中不可忽視之一環。

3.2 整治目標未考慮個別風險增加整治成本

依土污法第 17 條規定，所在地主管機關訂定土壤、地下水污染整治計畫時，得依環境影響與健康風險評估結果，提出土壤地下水污染整治目標。足見土污法中已引進健康風險評估概念，但尚待建立明確客觀之程序與方法。惟國內尚未具備相關暴露因子與參數之資料庫，且由於地域、生活習慣及人體生理之差異，亦不適合直接引用國外數據進行評估。

評估整治方式與效益，除考量技術可行性，更要考量經濟可行性。加強健康風險評估後，可知全部清除污染土壤地下水非唯一處理方式，局部整治、生物整治及有效控制亦為處理的選擇方案。

3.3 缺乏污染土地開發經濟誘因

我國因地狹人稠土地有限，故應積極規劃將遭受污染之土地，有效因地制宜進行整治復育再利用，以妥善運用土地資源。

土污法第 46 條雖具開發與整治同時申請的機制，但缺乏獎勵機制，尚需繳交土地公告現值加四成的 30% 之費用給土污基金，致民間業者對於參與土地整治與再利用意願不高，亦無有效之民間參與機制。若受污染土地無經濟誘因，將缺乏銀行或投資者的財務支持，則業者儘管有意願，但仍無財力進行整治工作，最終仍得由政府承擔善後事宜。若能增加經濟誘因，將加速土壤地下水污染整治工作。宜考量仿效美國「褐地計畫」(Brownfield)，透過政府與民間合作，將污染場址配合土地開發，完成污染場址整治與再開發，達成土壤地下水資源永續利用目標。

因此如何鼓勵民間業者或土地開發相關機構主動整治污染土地，政府應予重視研究，如有誘因促使民間「主動」進行整治，較依土污法「要求」業者整治之有效。

3.4 整治經費籌措偏重石化產品

我國參考美國相關環境制度，仿效美國超級基金成立土壤及地下水污染整治基金，對指定公告化學物質之製造者及輸入者徵收整治費。目前就源徵收的方式，有時無法有效控制污染業者(下游使用業者)之土壤地下水污染防治工作，進而無法達到預防及控制污染之目的。惟現行徵收對象主要集中石化業者，化學物質石油系有機物之徵收費約佔基金收入九成，被徵收業者迭有不同意見，質疑實質繳費義務人

與污染責任者是否相符。

如土污法能納入真正污染產業，以污染者付費原則，或可解決此一爭議；或擴大由消費者承擔，亦較合適。

3.5 國內整治技術實施經驗不足

目前國內對土壤地下水污染整治技術之實施經驗較先進國家落後，與整治技術相關的研究與發展，大多仍處於實驗室研究階段，僅少數整治技術已有應用於實際場址之案例，例如彰化裕台化工土壤污染場址採用熱脫附技術處理。另目前國內對於整治技術的應用尚缺乏明確的技術規範，雖然地方主管機關可針對個案邀請學者審查污染改善計畫及成果報告，未來仍應儘速建立整治技術的應用規範，以提供相關之各級主管機關人員執行相關業務之參考，避免因整治技術選取不當及設計不良等因素造成成效不佳或衍生二次污染的問題。

3.6 政府部門之合作待提升

土壤地下水污染涉及農業、工業、水利、地政、衛生、國防及環保等相關權責單位，常有橫向聯繫不足與各自本位主義觀念情形；未來需整合相關目的事業主管機關之配套法規，以及權責法令間之配搭協調。

3.7 污染預防工作待加強

土壤地下水污染防治之道，首重完善的源頭污染管制措施。空氣污染防制法、水污染防治法、廢棄物清理法及毒性化學物質管理法應確實執法，加強管制，以避免土壤地下水污染情事發生。因土壤地下水一旦遭受污染，其整治工作曠日費時，花費龐大經費及人力，仍不一定能將環境回復至未污染前之狀態。故加強相關污染稽查管制與資源回收再利用，以預防土壤地下水污染，將為未來首要重點工作之一。

另社會普遍對於土壤地下水污染防治及整治觀念，抱持眼不見為淨之苟且僥倖心態，故對於社會大眾對於污染防治及整治的觀念尚待加強。

四、未來展望

4.1 調整組織以提升人力與素質

隨著污染場址調查技術的提升，日後發現的污染場址數量勢必持續增加，鑑於彰化縣台灣鋼聯公司因排放戴奧辛，造成周界土壤、空氣、植物及鴨蛋污染一案，造成社會大眾關切，足見土壤及地下水污染整治已成為最重要的施政重點。

土壤地下水污染源來自空氣污染、水污染、廢棄物及毒化物等非法排放所致，往往成為棘手的問題，故政府應設正式單位加強管理。例如考量將「土壤及地下水污染整治基金管理委員會」，由現行任務編組，調整為與環保署廢棄物管理處或水質保護處合併，加強賦予執行權力，增加經費，並充實中央與地方各相關領域專業人力，以利執行土壤地下水污染整治工作。

優良人力素質是推動任何政策之必要條件，土壤地下水污染整治工作於我國屬新興領域，整治技術複雜多元，培訓國內本土化專業技術與人力，將有助國內土壤地下水污染整治工作推展。惟地方環保單位土壤地下水污染整治承辦人，多屬兼辦性質，人事異動率高，致業務經驗難以累積。故為致力於土壤地下水整治工作，除提升人力素質外，亦應補足人力，以充實執行效率，又現有人力中多屬環工背景，較缺水文地質方面人才，而經濟效益評估方面更屬缺如。另業界相關技術能力與專業人才培植亦不足，且良莠不一；可考量比照空氣污染、水污染、廢棄物及毒化物等管理方式，辦理相關證照核發或認證，以期建立相關技術人才庫並提昇整治技術。

對相關環保單位人員的訓練宜從理論和實務皆重的觀念出發，且宜採取詳細規劃，有系統的方式執行，或鼓勵相關人員在職進修亦是另一良策。另參與程度對環保單位人員吸收土壤地下水相關知識是重要的，從任一調查或整治案件中，環保單位人員如有足夠人力與充分時間，即可去瞭解如何判斷該場址水文地質特性、如何設置監測井、如何決定井位、如何決定井深與井篩、如何瞭解污染分佈情形、如何篩選最適宜整治方法及如何進行整治工作等，便可得到許多土壤地下水污染整治之實務經驗。

另未來可參考美國全國污染整治應變計畫做法(National Oil & Hazardous

Substances Pollution Contingency Plan ; NCP)」，其係美國超級基金對有害物質溢散的緊急處理，所做的變應架構。NCP 主要定義美國聯邦各地對於污染物洩露的規則、責任及緊急應變採取的行動，並授權發展 HRS(Hazardous Ranking System)的評分方式。

4.2 引進健康風險評估機制

土壤地下水整治工作與傳統管末管制方式不同，涵蓋多層次之風險評估概念。利用風險評估工具，提供決策者制訂整治策略之參考，在美國施行多年，並已建立一套完整之評估機制，其他先進國家大多也以其為圭臬。因此，除亟需建立本土化之風險評估機制外，建議相關單位應針對我國民情，建立本土化之參數資料庫。一方面可提供環保單位作為土壤地下水污染整治工作之風險決策評估使用，也可提供其他機關作為決策評估工具，俾利污染整治經費最經濟，技術最可行。

在面對不同場址時，應依不同的整治目標使用有不同的整治方式，而評估整治方式及效益，除考量技術可行性，更須考量經濟可行性。整治原則為環境管理、減少污染存在時間、減少污染團流至地下水下游處與受體接觸之機會。整治方式例如局部整治、生物整治、有效控制，均為處理的選擇方案，而非以全部清除為唯一選擇。

4.3 污染土地分類及分級分區管制策略

我國除了對於食用作物農地訂定較嚴格之土壤重金屬污染管制標準外，對其他類土地之土壤污染物均採單一管制標準，未考量土地使用類別、健康風險及土地後續用途等狀況訂定管制計畫，以致於未能將有限的整治經費發揮其最大效益。未來將參考各國之制度，規劃符合經濟效益的分類及分級管制策略。例如受重金屬鎘污染之農地不種植稻米，以避免鎘米的產生，可改種植其它不吸收鎘之農作物，或種植生質能經濟作物、造林等，以減少風險。同理，工業區亦可依風險評估機制研擬分級分區管制措施。

4.4 提供污染土地再開發之經濟誘因

污染整治係對污染事實發生後，對生活環境及人為活動所為之處理或限制，執

112 我國土壤地下水污染管理之現況及展望

行過程如能增加經濟誘因，將加速工作推展。經濟誘因獎勵措施方面，例如開放整治許可吸引銀行或投資人投資、減稅措施及配合宣傳公益活動提升企業形象等。以美國褐地計畫為例，即為透過政府與民間合作，將污染場址配合土地開發，成功完成污染場址整治與再開發。未來我國將引進場址風險評估制度，與褐地計畫土地再利用觀念，建立污染場址土地再開發機制，推動獎勵制度，以鼓勵民間參與，以期污染土地早日恢復生機，達成土壤地下水資源永續利用之目標。

褐地制度在美國及歐洲已有多處成功的實例，鼓勵民間自行進行整治，一方面可提高污染整治效率，另一方面可降低社會成本，民間與政府互蒙其利，恢復土地之利用價值相當成功。美國約有 40 萬處褐地，為使該等土地獲得污染清理及開發，美國環保署於 1995 年 1 月頒布「褐地行動工作議程運作草案」(Working Draft of the Brownfield Action Agenda)，包括聯邦政府出資復育技術研究、試驗計畫(pilot program)、責任釐清、義務歸屬、賦稅優惠、職業訓練及建立全國夥伴關係各項法令等。布希總統並於 2002 年 1 月 11 日簽署「中小企業義務減免及褐地再復甦法案」(Small Business Liability Relief and Brownfield Revitalization Act)，藉由各州政府、地方政府、私人企業、民間團體及土地關係人之共同努力復育褐地，達到土地永續利用之目標。以美國的情形來看，在褐地再開發後，確實提高當地就業率、土地利用效益及政府稅賦，對污染場址之污染整治與土地再開發，助益頗大。

惟國內部分污染嚴重的場址多位於工業區或土地利用有限的地區，在土地使用無法變更下，欲推行褐地計畫難有誘因。故未來於土地再開發或訂定整治目標時，可朝增加土地再開發具經濟誘因方向規劃。

4.5 擴大整治費費基

目前因有業者質疑實質繳費義務人與污染責任者可能未必相符，故應擴大實際污染者為收費對象，例如煉鋼業等。土污法明定基金 8 大來源，尤其對土壤地下水污染有貢獻之其他來源均應納入土污基金。另應對實際污染者如煉鋼、國內使用量較大之鐵礦砂與其他徵收物種、以及其他重金屬為徵收對象擴大整治費基，可適度平衡整治費皆來自石化業者之不合理現象進行規劃。

目前國內基金包括空氣污染、水污染、土壤及地下水污染基金，同一項業務分

散在不同單位執行徵收，似不合稽徵成本。相關業界認為，依不同介質向同一業者徵收有重複收費之虞，故長期宜整合空氣污染、水污染、土壤及地下水污染基金為單一環境稅。

4.6 培訓人才以提升調查與整治技術

土壤地下水污染整治在國內尚屬新興領域，因所需要的專業知識橫跨數個領域，不論政府機構或民間企業均有專業人力不足的現象。為解決此問題，未來需朝以下方式努力：

- 1.藉由辦理講習會或研討會等方式建立起國內外產、官、學、研之交流管道，將國外相關經驗引進國內。
- 2.針對相關之各級主管機關人員，定期辦理土壤地下水污染整治業務訓練課程，以提升相關人員之業務執行能力，並加強水文地質、經濟效益評估之課程。
- 3.配合各項土壤地下水污染調查工作，針對相關之業者，辦理污染預防及污染整治宣導會。

4.7 加強污染預防與部會整合

為源頭管理預防土壤地下水污染，秉持預防遠勝於整治的觀念，應推動污染預防的環保教育，並依相關環保法令加強空、水、廢、毒主要污染途徑之稽查及管制工作。如何增進國民守法的習慣，亦將是我國環保的重要工作。此外，應加強整合相關部會共同面對問題，配合土地再利用進行污染整治，使其具有經濟效益。

部會整合方面，其中工業污染防治輔導為經濟部工業局，農地土壤污染休耕主管機關為行政院農業委員會，灌排分離源頭隔離廢水主管機關為經濟部水利署。上述政府部門亟需加強溝通協調，以建立土壤地下水污染整治與資源永續利用之共識。又如農地土壤污染事件中，食用作物存放與保管權責單位為農業單位，食用作物上市追查與食品衛生標準權責單位為衛生單位。相關配套法規包括：農畜及水產品產地監測標準訂定、食用作物上市追查、食品安全及檢驗標準訂定，以及地下儲槽、管線等設施施工規範訂定等，均牽涉民眾健康安全或污染預防關鍵課題，應儘速確立。

土壤及地下水污染場址健康風險評估方法

楊登任*、劉瑞華*、洪淑幸**、黃舒平***、賴文惠***

摘 要

環保署公布「土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法及撰寫指引」(以下簡稱評析方法)，作為判定土壤及地下水污染控制場址是否應公告為整治場址執行健康風險評估之依據，該方法以層次性(tier approach)風險評估方式規定，本文介紹評析方法不同層次中，危害鑑定(hazard identification)所應蒐集之資料範圍、關切污染物是否應納入評估與致癌性判斷方式、劑量反應評估(dose response assessment)毒性因子之取得與換算方式、暴露評估(exposure assessment)各層次暴露量之計算與污染傳輸模式使用限制、風險特徵描述(risk characterization)致癌與非致癌風險計算、不確定分析與敏感度分析方式。而針對國內污染場址常見的總石油碳氫化合物(total petroleum hydrocarbon, TPH)，因以單一 TPH 濃度執行健康風險評估有其困難，惟近年來石化工業之污染問題為各界所關注，TPH 納入健康風險評估有其需求，因此，評析方法以碳數群區分 TPH，選取 TPH 中毒性較為顯著化合物進行評估計算健康風險。

【關鍵字】土壤及地下水污染、健康風險評估

* 中興工程顧問股份有限公司 工程師

** 行政院環境保護署土壤及地下水污染整治基金管理委員會 科長

***行政院環境保護署土壤及地下水污染整治基金管理委員會 助理環境技術師

一、前 言

健康風險評估是以流行病學、臨床研究、毒理學及環境研究結果，描述污染物可能造成潛在不良健康效應，同時預測特定暴露情境下，污染物對人體健康的影響程度及型態，並分析影響層面。健康風險評估應用於國外土壤及地下水污染影響評估用途，主要是探討污染場址對於人體健康可能造成風險，進而評估污染場址進行整治必要性與急迫性。

我國土壤及地下水污染整治法(以下簡稱土污法)相關法令對於健康風險評估之規定，見於土污法第 17 條，該條第 2 項規定整治計畫提出者因地質條件、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，得依環境影響及健康風險評估結果，提出地下水污染整治目標；同條第 3 項則規定所在地主管機關訂定土壤、地下水污染整治計畫時，得依環境影響與健康風險評估結果，提出土壤及地下水污染整治目標。另外，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)新修正之條文第 6 條第 1 項亦規定污染控制場址符合公告為污染整治場址之情形時，地方主管機關得通知污染行為人及土地使用人、管理人或所有人以健康風險評估結果，作為污染控制場址是否需公告為污染整治場址之評估依據，同條第 4 項並規定健康風險評估之危害鑑定、劑量反應評估、暴露評估、風險特徵描述等方法及報告撰寫格式，由中央主管機關定之。行政院環保署爰發布「土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法及撰寫指引」，作為初評辦法辦理健康風險評估之依據。以下即介紹土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法(以下簡稱健康風險評估評析方法)之架構及內容，供各界未來執行土壤及地下水污染場址健康風險評估相關作業參考。

二、土壤及地下水污染場址健康風險評估架構

環保署發布之健康風險評估評析方法，以「危害鑑定」、「劑量反應評估」、「暴露評估」及「風險特徵描述」作為基本架構，同時採美國材料及試驗協會

(American Society for Testing and Materials, ASTM) 「Standard Guide for Risk-Based Corrective Action」^[1]及「Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites」^[2]等風險評估方法之層次性步驟，分為 3 個層次，3 個層次之暴露情境假設及暴露參數引用，由簡單到複雜，所需要調查參數之經費由少至多，健康風險評估者可依情況，選擇健康風險評估層次。

第一層次的健康風險評估使用之暴露情境及暴露參數，多為預設，現地所需之調查較少；第二層次健康風險評估的暴露情境為預設，但暴露參數中之水文地質參數可以現地調查結果替代。暴露途徑部分，第一層次與第二層次的健康風險評估中評估屬直接暴露途徑；若污染物可能經由間接暴露途徑對人體或生態造成影響時，則應直接進行第三層次健康風險評估。在第三層次的健康風險評估中，除了暴露途徑與暴露情境較複雜外，暴露參數亦可以統計分布來代替定值，再利用蒙地卡羅模擬(monte carlo simulation)之方法，計算風險的分布。

由於第一層次之健康風險評估多使用預設參數值計算，需要進行場址調查的資料較少，所需調查費用亦少，但所得結果可能與場址狀況差異較大，另因以較保守之預設參數值計算，因此所得之結果應較真實狀況保守，亦能計算出較為嚴格的健康風險結果。而第二層次與第三層次之健康風險評估則循序可引用場址特異性參數(site specific parameters)計算，其中第三層次更可以利用統計分布的概念，執行蒙地卡羅模擬與機率性健康風險評估(probabilistic risk assessment)。如此可得到更符合場址條件的結果，但於場址調查上所花之費用則相對較高。

三、土壤及地下水污染場址健康風險評估內容

3.1 危害鑑定

危害鑑定為健康風險評估第一個步驟，在 3 個層次評估中，其工作項目均相同，包括「資料蒐集」、「關切污染物判定」及「危害辨識」等 3 部分，以下說明各工作項目內容：

3.1.1 資料蒐集

危害鑑定資料蒐集包括環境資料、場址資料及污染物檢測資料，蒐集範圍至少

118 土壤及地下水污染場址健康風險評估方法

需包括場址 1 公里範圍內水文地質資料、污染物檢測資料及土地使用資料等。

3.1.2 關切污染物判定

關切污染物(chemicals of concern, COCs)指健康風險評估之評估污染物，在健康風險評估評析方法中規定需列為關切污染物條件如下：

- 1.超過土壤或地下水污染管制標準之污染物。
- 2.經主管機關指定之污染物。

至於生物蓄積性物質，或以食物鏈為暴露途徑之關切污染物，則不適用第一及第二層次，必須以第三層次健康風險評估方式評估。

3.1.3 危害辨識

危害辨識為判定關切污染物危害程度，主要工作包括致癌毒性鑑定及非致癌毒性鑑定。

1. 致癌毒性鑑定

致癌毒性鑑定以國際癌症研究署(International Agency for Research on Cancer, IARC)致癌分類為毒性判斷之優先依據。若關切污染物屬於 IARC 列為 Group1 之致癌物或 Group2A 或 2B 之可能致癌物，則判定為致癌物質；若列為 Group4，則判定為非致癌物質；若關切污染物在 IARC 資料庫中列為 Group3 物質之資料不足不能判別其致癌性；或 IARC 未分類者，則參考美國環保署綜合風險資訊系統(Integrated Risk Information System, IRIS)之致癌分類；IRIS 若列為人體致癌物(含 A、B1 及 B2 類)或可能人體致癌物(C 類)，則判定為致癌物質，後續需進行致癌風險之計算，判斷程序如圖 1 所示。

- (1)世界衛生組織簡明國際化學評估文件(WHO Concise International Chemical Assessment Document, CICAD)
- (2)美國環保署暫行毒性因子(USEPA Provisional Peer Reviewed Toxicity Values, PPRTVs)
- (3)毒性物質與疾病登錄署(ATSDR)最小風險濃度(Minimal Risk Level, MRL)
- (4)美國環保署健康效應摘要表格(Health Effects Assessment Summary Tables, HEAST)

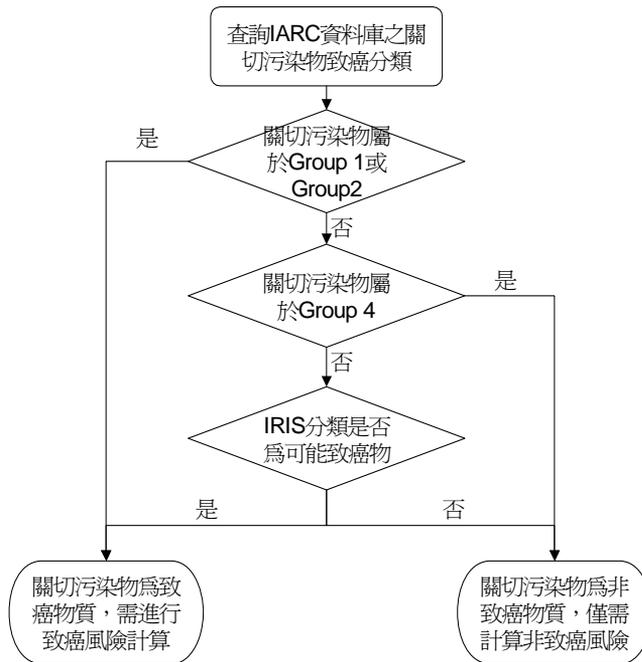


圖 1 致癌毒性鑑定流程

3.2 劑量反應評估

劑量反應評估是探討人體暴露於污染物中產生不良反應之機率，健康風險評估評析方法係依據國外相關資料庫或研究，來取得毒性因子資料，以下說明劑量評估之方法。

1. 毒性因子爰引

毒性因子爰引包括致癌及非致癌 2 部分，在危害辨識步驟中，關切污染物判斷為致癌物質者，應取得致癌毒性因子(carcinogenic toxicity factor)，致癌毒性因子採無閾值方式(non-threshold approach)，以斜率方式表示，即以劑量反應曲線估計每增加一單位劑量，所增加之機率，又稱為致癌斜率(cancer slope factor, CSF)；非致癌毒性因子(non-carcinogenic toxicity factor)則採閾值方式，又稱參考劑量(reference dose, RfD)。CSF 及 RfD 取得，可參考國外毒理資料庫，分別取

120 土壤及地下水污染場址健康風險評估方法

得不同吸收途徑之毒性因子，健康風險評估評析方法規定之爰引順序如下：

- (1)USEPA 綜合風險資訊系統(IRIS)
- (2)世界衛生組織簡明國際化學評估文件與衛生準則(WHO Environmental Health Criteria)
- (3)美國環保署暫行毒性因子(PPRTVs)
- (4)毒性物質與疾病登錄署最小風險濃度(MRL)
- (5)美國環保署健康效應摘要表格(HEAST)
- (6)美國加州環保署建立之毒性因子

2.毒性因子換算

如果有吸入或皮膚接觸毒性因子無法在上述之資料庫取得時，口服毒性因子可外推(extrapolation)使用於吸入及皮膚接觸途徑；吸入途徑毒性因子，可外推使用於口服途徑，茲說明如下。

(1)口服與吸入吸收途徑之轉換

口服吸收與吸入吸收毒性因子需要作單位換算，換算公式如下：

$$\text{非致癌： } RfD_{oral} = RfC \times \frac{IR_{inh}}{BW}$$

$$\text{致癌： } SF_{oral} = SF_{inh} \times \frac{BW}{IR_{inh}}$$

其中

RfD_{oral} =口服吸收參考劑量(mg/kg-day)

RfC =吸入吸收參考濃度(mg/m³)

IR_{inh} =呼吸速率(m³/day)

BW =體重(kg)

SF_{oral} =口服吸收致癌斜率($\frac{1}{mg / kg - day}$)

SF_{inh} =吸入吸收致癌斜率($\frac{1}{mg / m^3}$)

(2)口服與皮膚吸收途徑之轉換

口服與皮膚吸收途徑因產生的效應不同，劑量轉換以消化道吸收分率 (fraction of chemicals absorbed in the gastrointestinal tract, ABS_{GI})計算，公式如下：

$$\text{非致癌： } RfD_{\text{dermal}} = RfD_{\text{oral}} \times ABS_{GI}$$

$$\text{致癌： } SF_{\text{dermal}} = \frac{SF_{\text{oral}}}{ABS_{GI}}$$

其中

RfD_{dermal} =皮膚吸收參考劑量(mg/kg-day)

RfD_{oral} =口服吸收參考劑量(mg/kg-day)

ABS_{GI} =消化道吸收分率(無單位)

SF_{dermal} =皮膚吸收致癌斜率($\frac{1}{\text{mg/kg-day}}$)

SF_{oral} =口服吸收致癌斜率($\frac{1}{\text{mg/kg-day}}$)

3.3 暴露評估

3.3.1 暴露情境及受體類型

1. 第一及第二層次

健康風險評估評析方法針對第一層次及第二層次之暴露情境，設定為住宅區及工商業區，至於受體類型，住宅區包括成人及 12 歲以下兒童；工、商業區受體則為現場工作人員(成人)，暴露情境屬於住宅區或工商業區判斷原則包括：

- (1)若場址或鄰近區域於目前或未來 30 年內土地利用為住宅區，則以住宅區的情境假設；若土地利用為工、商業區形式，則以工、商業區的情境假設。
- (2)若為住、工、商混合，則以住宅區評估。
- (3)若土地利用之資料不足，則以住宅區評估。

2. 第三層次

第三層次所需考量的暴露情境並不限於住宅區與工商業區，評估者應詳細調查場址與場址附近之土地利用情況，對暴露情境進行最接近現況的假設，如

122 土壤及地下水污染場址健康風險評估方法

休憩區、農漁牧區等。至於受體類型，設定方式有 2 種：

- (1)若曾針對場址與附近受體進行詳細調查並取得暴露參數分佈者(例如體重、暴露時間、暴露頻率、年齡分佈等)，則無需引用成人或孩童受體的定義，可直接將參數的分佈設定代入暴露劑量計算的公式中。
- (2)如果在風險評估中使用的受體參數仍使用單一數值估計的方式，成人與孩童之區分以 12 歲為界。其他暴露情境則可以視場址調查結果設定。

3.3.2 暴露途徑

1. 第一層次

第一層次暴露途徑，主要採美國試驗及材料協會(American Society for Testing and Materials, ASTM)風險基準矯正行動方法(Standard Guide for Risk-Based Corrective Action at Petroleum Release Site, RBCA)所採用暴露途徑為主，包括土壤介質、地下水介質及空氣介質等暴露途徑，同時，根據我國國情，刪除由地下室揮發進入室內空氣之途徑，並增加因洗浴及日常清洗用途用水等暴露途徑，詳細暴露途徑詳表 1 所示。

2 第二層次

第二層次若有場址內之受體，場址內之暴露途徑與第一層次相同，唯若場址內並未有受體，而評估場址外受體時，需考量傳輸途徑對關切污染物濃度影響，相關暴露途徑如圖 2，包括：

- (1)因場址內土壤關切污染物無法移動至場址外受體處，故場址外受體只需評估經由地下水及空氣等暴露途徑所進入人體之暴露劑量。
- (2)因場址內土壤及地下水中之關切污染物會經汽化成為蒸氣，再經空氣傳輸至場址外受體處，故需先行推估場址內由土壤及地下水汽化成蒸氣之濃度，再以空氣傳輸模式進行場址外濃度推估，其程序如圖 3 所示。
- (3)場址內地下水中關切污染物，會藉由地下水傳輸至場址外，場址外受體再經由口服、吸入及皮膚接觸等暴露途徑吸收。

表 1 關切污染物暴露途徑

介質	暴露途徑
土壤	誤食受污染土壤，並經由口服吸收之暴露劑量
	受污染土壤經皮膚接觸並為受體吸收之暴露劑量
地下水	飲用受污染地下水並經由口服吸收之暴露劑量
	使用受污染地下水作為洗澡用途，水中關切污染物汽化後經吸入吸收之暴露劑量
	使用受污染地下水作為日常清洗用途，水中關切污染物汽化後經吸入吸收之暴露劑量
空氣	使用地下水作為洗澡或日常清洗用途，水中關切污染物經皮膚接觸吸收之暴露劑量
	受污染土壤揚塵逸散至空氣中，並為受體所吸入吸收之暴露劑量
	受污染土壤揚塵逸散至空氣中，並為受體所吸入吸收之暴露劑量
	受污染土壤表層(1 公尺內)關切污染物汽化成蒸氣，並為受體吸入吸收之暴露劑量
	受污染土壤裡層(大於 1 公尺)關切污染物經汽化成蒸氣，為受體吸入吸收之暴露劑量
	受污染地下水關切污染物經汽化蒸散至室外空氣，並為受體所吸入吸收之暴露劑量

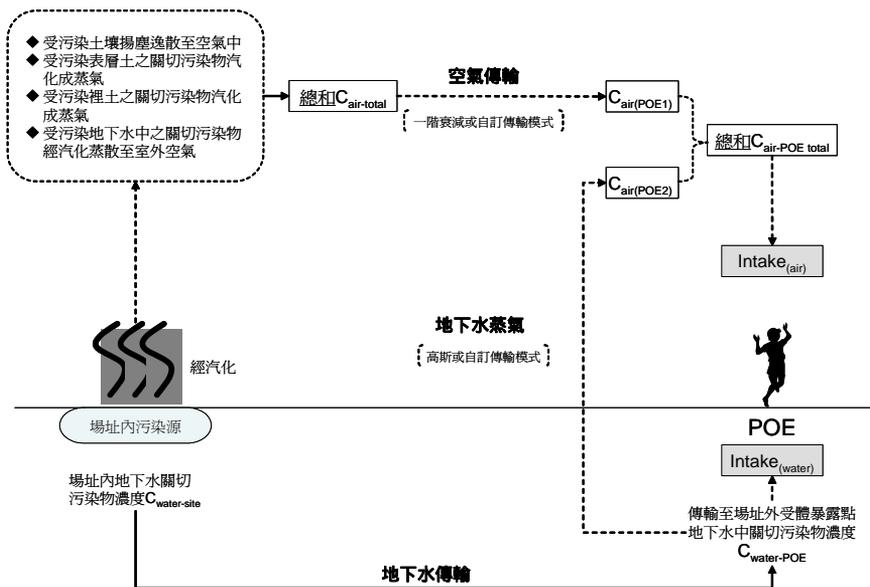


圖 2 第二層次場址外受體暴露途徑

資料來源：行政院環境保護署，土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法及撰寫指引，2006^[3]

註：POE 為暴露點(point of exposure)

124 土壤及地下水污染場址健康風評估方法

3 第三層次

除第一層次及第二層次場址內、場址外之暴露途徑外，第三層次需考量其他暴露途徑，如食物鏈之暴露途徑。以食用污染土地上所種植或養殖農漁牧產品為例，需考慮下列途徑，並需依照現場狀況調整：

- (1) 農作物吸收污染表土中之關切污染物，再由消費者食入後經口服吸收。
- (2) 植物吸收污染表土中之關切污染物，再由所養殖之動物食入，最後消費者食入受污染之畜牧產品，經口服吸收關切污染物。
- (3) 灌溉用水為受污染地下水，而地下水中關切污染物又為農作物吸收。
- (4) 漁業養殖或畜牧產品用水為受污染地下水，因此漁、牧產品遭受污染，最後又為消費者所食用。

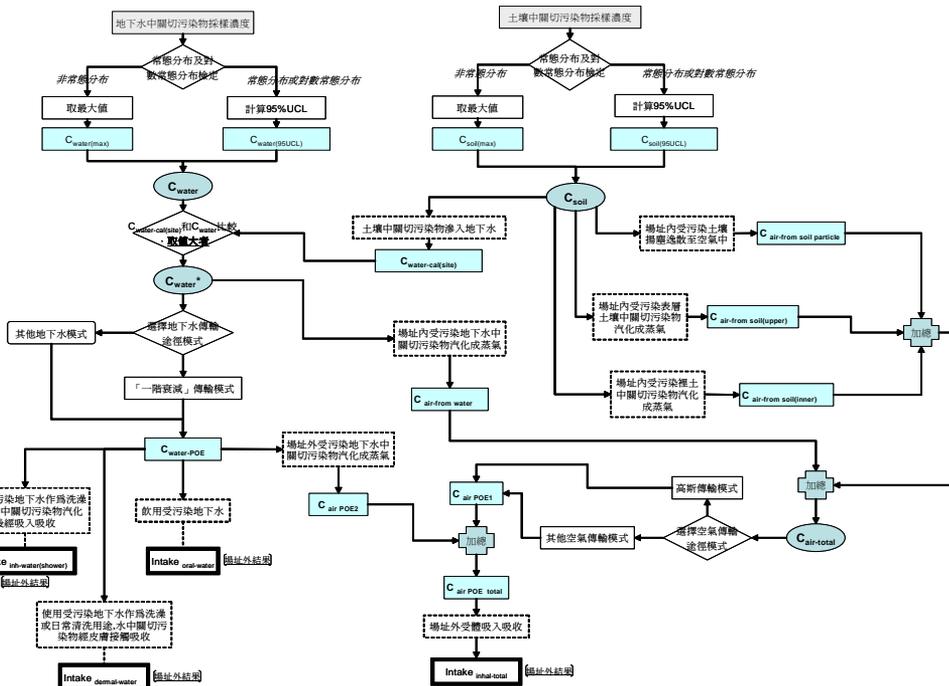


圖 3 場址外受體暴露途徑及傳輸途徑評估程序圖

資料來源：行政院環境保護署，土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法及撰寫指引，2006

3.3.3 計算暴露劑量

1 第一層次

暴露劑量計算係為根據可能發生的暴露途徑，使用宿命傳輸模式估計關切污染物由原先污染源存在的環境介質，經傳輸移動至受體所在環境介質之關切污染物濃度，再估計關切污染物經由各暴露途徑進入人體之劑量。第一層次健康風險評估中，每一暴露途徑相對之宿命傳輸模式均為固定，計算公式主要參考美國環保署 Risk Assessment Guidance for Superfund 及 ASTM RBCA。

2 第二層次

場址內受體暴露劑量計算方式與第一層次相同，但第二層次健康風險評估針對水文地質參數，可以實測之數值代入公式中進行推估。另外，受體之暴露劑量可依據場址內關切污染物之採樣濃度之百分之九十五的信賴區間上界限 (95% upper confidence limit, 95% UCL) 估計。

針對場址外之受體，環境介質之濃度可以污染傳輸模式計算，健康風險評估評析方法並提供 2 個 ASTM RBCA 建議使用的第二層次模式，作為參考，其中地下水傳輸模式採一階傳輸模式(first order decay)；空氣傳輸模式採高斯擴散模式。

3 第三層次

針對場址外受體暴露環境介質濃度，可以污染傳輸模式計算，同時，允許使用蒙地卡羅分析方法，分析暴露劑量分布機率，並於風險特徵描述時進一步分析風險之機率分布。然而，若蒙地卡羅分析無法達成前述目的，或所能獲得之資料無法符合蒙地卡羅分析之需求，則不允許進行蒙地卡羅分析。

於決定以蒙地卡羅分析暴露途徑與參數後，需設定參數的分布型態。市售之商用軟體可設定分布型態與描述統計分布所需參數(如平均值、最大值、最小值、位置參數、尺度參數、與形狀參數等)。於選擇分布型態時，簡要原則如下：

(1) 已知參數之分布範圍，但並不清楚範圍中的分布的機率，則可選擇均一分布 (uniform distribution)；

(2) 已知分布範圍與最可能分布的數值，則可以使用三角形分布 (triangle distribution)；

(3) beta、triangle 與 uniform 分布並沒有分布機制的解釋，因為一般自然界中的物化反應或是生物反應較不可能以此種形式存在；但是前述之分布型態可反應現階段該參數之情形。

3.4 風險特徵描述

3.4.1 風險計算

1 非致癌風險計算

非致癌風險又稱危害商數 (Hazard Quotient, HQ)，計算方式為將口服、吸入及皮膚接觸各吸收途徑之暴露劑量個別相加，所得到的暴露劑量總合再與參考劑量相除，以口服途徑之 HQ 為例，口服吸收途徑之危害商數計算式為：

$$HQ_{oral} = \frac{(Intake_{oral-water} + Intake_{oral-soil})}{RfD_{oral}}$$

其中

HQ_{oral} ：口服吸收暴露途徑之非致癌風險

$Intake_{oral-water}$ ：一生中平均每人每天每公斤經由飲地下水吸收關切污染物暴露途徑之暴露劑量

$Intake_{oral-soil}$ ：一生中平均每人每天每公斤經由誤食土壤吸收關切污染物暴露途徑之暴露劑量

RfD_{oral} ：某一非致癌物之口服吸收之參考劑量

各關切污染物經由各暴露途徑之危害指數 (Hazard Index, HI) 則是將口服、吸入及皮膚吸收途徑之 HQ 相加，此危害指數 (HI) 即為受體一生中因暴露於各關切污染物所致的非致癌風險：

$$HI = \sum HQ_{oral} + \sum HQ_{inh} + \sum HQ_{dermal}$$

(HQ_{inh} 為吸收途徑； HQ_{dermal} 為皮膚接觸途徑)

一般可接受之危害指數為 1，若危害指數大於此值，表示風險超出可接受之風險上限。但若在第三層次健康風險評估中套用蒙地卡羅模擬的方法，則須將暴露評估中所算出的暴露劑量數值分布套入公式中暴露劑量的部分，則所得的數值即為風險的分布值，並以致癌風險分布的第九十五百分位的數值判斷是否超過可接受風險。

2 致癌風險計算

致癌風險計算是將關切污染物口服、吸入及皮膚接觸各吸收途徑之暴露劑量個別相加，所得到個別暴露劑量總合再與致癌斜率相乘，以口服途徑之 R_{oral} 為例，口服吸收途徑之致癌風險計算式為：

$$R_{oral} = (Intake_{oral-water} + Intake_{oral-soil}) \times SF_{oral}$$

其中

R_{oral} ：經由口服吸收暴露途徑之致癌風險

$Intake_{oral-water}$ ：一生中平均每人每天每公斤經由飲用地下水吸收關切污染物之暴露劑量

$Intake_{oral-soil}$ ：一生中平均每人每天每公斤經由誤食土壤而吸收關切污染物之暴露劑量

SF_{oral} ：經由口服吸收關切污染物之致癌斜率

各關切污染物經由各暴露途徑之總致癌風險 R_{total} 則為：

$$R_{total} = \sum R_{oral} + \sum R_{inh} + \sum R_{dermal}$$

3.4.2 不確定分析與敏感度分析

1 不確定分析

不確定分析主要是討論健康風險評估過程中，相關參數或資料之不確定性，以輔助決策，健康風險評估評析方法規定需要討論的部分包括：

- (1) 所收集之場址調查資料是否有不確定性。
- (2) 參數與實際數值之可能偏差。
- (3) 各暴露途徑與污染物對風險的貢獻比例。
- (4) 使用之宿命傳輸模式假設是否符合現地狀況。

128 土壤及地下水污染場址健康風評估方法

(5) 污染物歷史檢測數據所呈現之時間趨勢。

2 敏感性分析

敏感性分析於風險評估中可分為兩大類，一是評析健康風險評估中各暴露途徑所造成之風險對總風險的比例；一是評析於健康風險評估計算中所使用的參數對風險計算的影響。這兩項分析結果有助於後續對於場址進行風險管理的決策制定，若是需要進行第二或第三層次的風險評估，依據敏感性分析的結果，亦可以將資源利用於調查對風險有較大影響的參數或暴露途徑上，有效率地降低不確定性，以提升風險評估結果的品質。

由於第一、第二層次的風險評估所使用的為單點估計 (point estimation) 的決定性風險評估 (deterministic risk assessment) 方法，各參數的統計分布資訊可能較不齊備，因此使用敏感性比 (Sensitivity Ratio, SR) 來作為評估單一參數的指標，而各暴露途徑或單一污染物所占總風險的比例則為評估各暴露途徑的一個指標。

第三層次的風險評估所使用的為機率性風險評估 (probabilistic risk assessment) 方法，惟就暴露途徑與污染物所佔風險的比例而言，敏感性分析仍是以 SR 的方式來計算，但是由於機率性風險評估中的風險是一個分布，而非定值，因此，在計算風險比例時建議使用風險值的中位數與第九十五百分位數 (95% percentile)，分別進行比例的計算。

而其他各參數的統計分布，因資訊可能較齊備，因此提供斯皮爾曼等級相關係數 (spearman rank correlation coefficient) 與皮爾遜積差相關係數 (pearson's correlation coefficient) 的兩種相關係數的計算方式，可用來進行敏感性分析：

斯皮爾曼等級相關係數計算公式如下：

$$r_{spearman} = 1 - 6 \sum \frac{d^2}{N(N^2 - 1)}$$

其中， d 為參數實際的大小排列與以此參數所計算出的風險排列之差異， N 為樣品個數。斯皮爾曼等級相關係數主要是探討當參數與風險的關係不必然為線性時兩者的相關性；相關係數越高，表示參數與風險的關係越高 (但不必然是線性關係)。皮爾遜積差相關係數計算公式如下：

$$r_{pearson} = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})}{\left[\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2 \sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2 \right]^{0.5}}$$

其中 X_i 為單一參數的值， \bar{X} 為參數的平均值， Y_i 為以 X_i 所計算出的風險值， \bar{Y} 為風險的平均值。皮爾遜積差相關係數所評估的則為風險與參數的線性相關性，若係數為負值，則為負相關，若係數為正值，則為正相關。另一方面，相關係數的絕對值(或平方)越高，表示的線性相關性越高。

四、TPH健康風險評估

總石油碳氫化合物(Total Petroleum Hydrocarbon, TPH)以單一的 TPH 濃度來評估健康風險有一定困難度，但有鑑於台灣近年來石化工業之污染問題為各界關注的焦點，健康風險評估評析方法仍參採美國 TPH Working Group 「Human Health Risk-Based Evaluation of Petroleum Release : Sites:Implementing the Working Group Approach (Volume 5)」^[4]及華盛頓州針對 TPH 評估之方法，採用不同碳數群與單一化學物質評估並行的方式，進行健康風險評估。

TPH 中混合碳氫化合物可先分為芳香烴(Aromatic Hydrocarbon)與脂族烴(aliphatic hydrocarbon)2 大類，再於 2 類中依碳數各分為 7 類及 5 類。表 2 為依照分類之各碳氫化合物之分類相關參數。於進行風險評估時，應將各參數代入宿命傳輸模式或風險計算的公式當中，最後並將各碳數群於各暴露途徑所產生的風險相加，得到 TPH 所可能造成之人體健康風險。目前以碳數為分類依據的毒性僅有非致癌毒性，因此計算時也僅能得到非致癌風險。

130 土壤及地下水污染場址健康風評估方法

表 2 TPH 碳數分類與相關係數

		參考劑量 (mg/kg-day)		溶解度 (mg/L)	分子量 (g/mol)	亨利常數 (unitless)	密度 (mg/L)	Koc (l/kg)
		口服	吸入					
芳香烴								
等價碳數 (Equivalent Carbon Number, EC)	>8-10	0.05	0.06	65	120	0.48	870,000	1,580
	>10-12	0.05	0.06	25	130	0.14	900,000	2,510
	>12-16	0.05	0.06	5.8	150	0.053	1,000,000	5,010
	>16-21	0.03	NA	0.51	190	0.013	1,160,000	15,800
	>21-34	0.03	NA	6.60E-03	240	6.70E-04	1,300,000	126,000
脂族烴								
等價碳數 (Equivalent Carbon Number, EC)	>5-6	5.7	5.1	36	81	33	670,000	800
	>6-8	5.7	5.1	5.4	100	50	700,000	3,800
	>8-10	0.03	0.3	0.43	130	80	730,000	30,200
	>10-12	0.03	0.3	0.034	160	120	750,000	234,000
	>12-16	0.03	0.3	7.60E-04	200	520	770,000	5.37E+06
	>16-21	2	NA	1.30E-06	270	4900	780,000	9.55E+09
	>21-34	2	NA	1.50E-11	400	100000	790,000	1.07E+10

資料來源：The Association for Environmental Health and Sciences, Development of Fraction Specific Reference Doses (RfDs) and Reference Concentrations (RfCs) for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH), 1997^[5]

另一方面，於各不同碳數亦有一些毒性較強或較明確的化學物質(表 3)，當發生 TPH 污染時，這些物質所造成之健康風險(包含致癌與非致癌風險)亦應一併評估。其評估之方法可以參照健康風險評估評析方法中針對屬於純物質之污染物進行風險評估的方式進行。最後並將各污染物於各暴露途徑的致癌毒性加總，以及非致癌毒性加總，則得到總致癌與非致癌健康風險估計。

風險特徵判定，對於非致癌風險認定，以 TPH 碳數計算相加所得之非致癌風險，與 TPH 中毒性較強或較明確之化學物質之非致癌風險比較，擇一較高者與可接受非致癌風險比較；非致癌風險則是採 TPH 中毒性較強或較明確之化學物質相加之致癌風險，與可接受風險比較。

表 3 TPH 中毒性較強或較明確的化學物質

名稱	CAS Number	名稱	CAS Number
Benzene	71-43-2	1,2 Dichloroethane (EDC)	107-06-2
Toluene	108-88-3	Benzo(a)anthracene	56-55-3
Ethylbenzene	100-41-4	Benzo(b)fluoranthene	205-99-2
Xylenes	1330-20-7	Benzo(k)fluoranthene	207-08-9
Total Naphthalene	91-20-3	Benzo(a)pyrene	50-32-8
n-Hexane	110-54-3	Chrysene	218-01-9
MTBE	1634-04-4	Dibenzo(a,h)anthracene	53-70-3
Ethylene Dibroide (EDB)		Indeno(1,2,3-cd)pyrene	193-39-5

資料來源：行政院環境保護署，土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法及撰寫指引，2006

五、結 語

以健康風險評估結果作為土壤及地下水污染場址污染程度判斷之依據，以及解決「How Clean is Clean」整治目標之訂定，為目前先進國家執行土壤及地下水污染場址管制重要之方法，土污法引進健康風險評估制度，為國內法規之創新，本文簡要介紹目前建置之健康風險評估評析方法，可提供未來土壤及地下水污染場址執行健康風險評估參考。另外，由於健康風險評估涉及風險溝通、風險管理，未來執行仍有賴各界努力，以期能以科學性、公平性的方式，兼顧居民感受及管理，完備我國土壤及地下水污染管理制度。

六、參考文獻

- 1.ASTM, E2081-00 Standard Guide for Risk-Based Corrective Action,2000
- 2.ASTM, E1739-95 Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites, 1995
- 3.行政院環境保護署，土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法及撰寫指引，2006。
- 4.The Association for Environmental Health and Sciences, Human Health Risk-Based

132 土壤及地下水污染場址健康風險評估方法

Evaluation of Petroleum Release Sites:Implementing the Working Group Approach
(Volume 5), 1999

5.The Association for Environmental Health and Sciences, Development of Fraction
Specific Reference Doses (RfDs) and Reference Concentrations (RfCs) for Total
Petroleum Hydrocarbons (TPH) , 1997

利用界面活性劑沖排技術處理 受污染之土壤

蔡在唐*、梁書豪*、簡華逸*、高志明**、葉琮裕***

摘 要

在許多實驗室模場試驗與現地整治，均已證實界面活性劑沖排技術不僅符合技術可行性，且能有效移除土壤中之重金屬與有機污染物(如 LNAPL 與 DNAPL)。界面活性劑係指一個分子中，同時具有親水基與疏水基的有機物，其處理受污染土壤之過程即是利用增溶作用與移動化效應(降低表面張力)之機制，將污染物從土壤轉移至液相溶液中，達到分離與減量之效果。本文探討界面活性劑沖排原理與機制、優缺點、種類及應用，且以生物可分解之界面活性劑處理受燃料油污染土壤之批次試驗成果為實際案例，進一步解析界面活性劑處理污染土壤之可行性。

【關鍵字】土壤污染、界面活性劑、LNAPL(輕質非水相液體)、DNAPL(重質非水相液體)

*國立中山大學環境工程研究所 博士生

**國立中山大學環境工程研究所 教授

***國立高雄大學土木與環境工程系 助理教授

一、前 言

我國在民國 89 年 2 月 2 日「土壤及地下水污染整治法」公布實施後，使得土壤及地下水之整治工作邁向一個新的紀元。未來在舊有污染場址不斷的被發現，而新污染場址持續增加的情形下，整治工作勢必日趨繁重。

自 1982 年以來，土壤清洗法廣泛地作為商業化之應用，現地測試結果也證實對於遭受毒性揮發性有機物污染的土壤與河川底泥，具有不錯的去除效果，現今美國已有許多超級基金場址使用土壤清洗技術，進行相關之污染場址復育工作。不過，此類技術的處理效率與污染物種類及濃度、土壤質地、洗滌劑種類與濃度、土壤有機質與清洗次數等因素有關，尤其是選用合適之洗滌劑最為重要之因子^[1,2]。早期土壤洗滌劑均是以水為主，後來為增進土壤清洗的效果，界面活性劑、酸、鹼與螯合劑等作為土壤洗滌劑始逐漸被使用。

2001 年聯合國環境規劃總署在瑞典發布「斯德哥爾摩公約」時，要求各會員國共同管制 12 持久性有機污染物（persistence organic pollutants, POPs）。因為這些持久性有機物均有表面張力極大，水溶解度極低與極難溶於水等特徵。由於一般自然界或土壤中微生物，無法將這些 POPs 吸收、消化及分解，因而 POPs 會在地下環境中蓄積，甚至伴隨著生物之食物鏈而生物轉移、生物累積與生物濃縮於高階生物體內，進而造成生態破壞，甚至於危及人類之健康或後代之繁衍。由於界面活性劑具有降低表面張力與增加溶解度等功能，其在受污染土壤清洗過程中，可扮演增進洗滌作用的添加劑，對於遭受 POPs 或是疏水性有機物污染之土壤場址，亦能縮短污染場址復育所需要的整治時間^[3]。

界面活性劑沖洗土壤技術應用的範圍並非廣泛，污染物之特性以疏水性且揮發性不高者為佳，適合的對象包括含氯農藥、多氯聯苯(polychlorinated biphenyl, PCBs)、可塑性加強劑(dialkylphthalates、chlorinated solvents 及 aromatic solvents 等)、石油產品，如汽油、柴油、飛機燃料、煤油及機油到潤滑油。曾有研究^[4]應用濃度為 2% 之非離子型界面活性劑(POE 20)現地整治一處體積為 4m×4m×4m 之受柴油污染場址，該場址之水力傳導係數為 2.0×10^{-4} cm/s，經過 5 倍孔隙體積(Pore Volumes)沖排後，TPH 可被移除 88%，總移除量為 46,181g。墨西哥一處精煉廠，

以現地沖洗法進行整治受石油碳氫化合物及重金屬污染土壤之野地試驗 (field demonstration)。經過 6 週現地沖洗 (包含第 1 階段以水沖洗, 第 2 階段採用水/界面活性劑沖洗) 之後, 總碳氫化合物平均濃度由 55,156 mg/kg 降至 1,407 mg/kg, 去除率約 98 %。到試驗結束後, 柴油、汽油、多環芳香烴、苯、甲苯、乙苯及二甲苯等碳氫化合物均已偵測不到, 且對於重金屬鐵及鈾亦有 70 %及 94.4 %之去除率。處理土壤體積共 41.6 立方碼, 約 69.5 公噸。本法的整體整治費用粗估約 104.2 美金/立方碼。由許多其他文獻中皆可發現, 現地沖洗法對於石油類有機物及重金屬的去除確有成效^[5]。

二、界面活性劑沖排技術介紹

2.1 界面活性劑沖排原理與機制

界面活性劑是生活環境中, 較為常見的有機化合物, 目前廣泛被使用在工業、農業及生活上, 包括清潔劑、肥皂、柔軟劑、乳化劑及溼潤劑等用途。在土壤污染整治方面, 美國環保署已將界面活性劑沖洗技術列為去除土壤中難溶性有機化合物的有效方法之一。界面活性劑係指一個分子中, 同時具有親水基與疏水基的有機物, 前者可讓有機物易溶於水之極性官能基, 後者則讓有機物易溶於油之非極性官能基。典型的界面活性劑常具有下列 4 種特性^[6]: (1)界面吸附特性、(2)界面膜形成性及排列特性、(3)界面張力降低特性、(4)微胞(micell)形成特性。界面活性劑處理受污染土壤之過程即是將污染物從土壤轉移至水溶液中, 而吸附於土壤顆粒的污染物, 可經由洗滌劑清洗出來, 至於被細小顆粒所吸附之污染物可藉由篩分法將細粗顆粒分開, 而達到分離與減積之效果。

界面活性劑處理有機物之主要機制有增溶作用(Winsor Type I dissolution)及移動化效應(Winsor Type III middle phase micro-emulsion)。增溶作用是加入大於臨界微胞濃之界面活性劑使 NAPL(非水相液體)溶入微胞內之疏水團。移動化效應則是利用乳化型界面活性劑微胞使油-水間之界面張力降至極低, 造成 NAPL 移動而抽出。這兩種移除機制之設計與控制條件截然不同。增溶機制需要較多之淋洗體積, 但移動化效應需要嚴謹之水力控制條件。界面活性劑除可移除有機物外, 另可處理

重金屬，其主要是以脫附作用為主要反應機制^[7]。

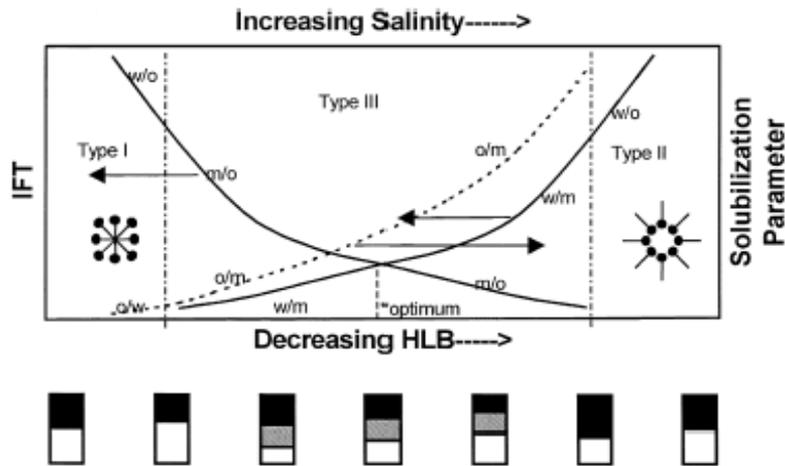


圖 1 Winsor phase 示意圖 (溶解與乳化現象)^[8,9]

2.2 界面活性劑處理之限制與優缺點

應用界面活性劑處理受污染之土壤時，雖能有效移除土壤環境中之重金屬與有機污染物，但與其他整治技術一樣，仍有一些限制與優缺點如下所述^[1,2,4,8]：

2.2.1 限制

1. 若土壤滲透率過低時，土壤清洗技術不易被使用且必須完全將清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，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可能相當高。

2.2.2 優點

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，製造不同成份組成之配方，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。

2.2.3 缺點

- 1.低滲透性及異質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妨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。

2.3 界面活性劑種類

疏水基和親水基(或非極性基和極性基)，共存於一個分子內是界面活性劑之必要條件，而 2 種不同的原子團要發揮其特色，則此原子團必須較大一些，且兩者的力應保持適當的平衡^[10]。適當地組合 2 種基，可得不同形式之界面活性劑，如潤滑劑、表面張力降低劑、乳化劑、分散劑、消泡劑或殺菌劑等。可依其溶解性及所帶電荷加以分類為陰離子型界面活性劑、非離子型界面活性劑、陽離子型界面活性劑及兩性界面活性劑，介紹如表 1。此外，界面活性劑亦可再區分為親水性與疏水性。親水性界面活性劑產生溶解微胞與污染物之親合力較差；疏水性界面活性劑與污染物之親合力非常好但容易形成乳化微胞。

表 1 界面活性劑種類介紹

種類	介紹
陰離子型界面活性劑	陰離子性界面活性劑一般有肥皂、合成洗淨劑、聚氧乙烯附加物之硫酸化脂鹽及脂類硫酸鹽等，且為種類最多，產量最多(佔全球產量 75%)，使用量也是最多的界面活性劑，主要用途為家庭及工業用之清潔劑。陰離子型在水中會解離成帶負電的陰離子，為界面活性劑中產量及種類最多者。此類型界面活性劑親水基通常為磷酸根、硫酸根或者是羧基。
陽離子型界面活性劑	陽離子性界面活性劑通常有濕潤、浸透、乳化、分散及起泡等性能，其使用量居第三位，主要用於殺菌劑、潤滑劑、化妝品、抗凍劑、抗靜電劑及纖維柔軟劑等或是利用活性原子團帶電陽離子的性質之用途。陽離子型界面活性劑在水中會解離成帶正電的陽離子，且在水溶液中會產生帶有正電荷的活性劑離子，其中以 quaternary ammonium(4 組氨鹽基)為最典型的例子。
非離子型界面活性劑	目前非離子型界面活性劑使用率居第二位，佔全球產量 20%，由於為四種界面活性劑中毒性最低者，可用於食品工業。非離子型界面活性劑在水中不會解離出離子，因此稱其為中性正是因為其不會解離產生帶電離子的關係，在四類界面活性劑中毒性最低，且由於不具離子性，因此可與其他型的界面活性劑任意混合。典型的親水基種類為聚氧乙烯 (polyoxyethylene, 即 EO-group)、蔗糖 (sucrose) 與聚縮氨酸 (polypeptide)，常具有 -OH、-C-O-C-、-CONH ₂ 等。
兩性界面活性劑	兩性界面活性劑代表的型態有三甲鉍乙內酯(betaine)型和胺基酸型兩種，其特色為具有等電點、不受 pH 值限制、殺菌洗淨性及耐硬水力和金屬離子封閉力 ^[10] 。在四種界面活性劑中產量最少，使用量也最少。為一種具有可解離成陰、陽離子的界面活性劑。當 pH 值改變時，部分離子被中和，會暫時改變其帶電性，當兩性離子強度達到平衡時，可與其他型界面活性劑自由混合。

其中，一般會使用非離子型界面活性劑處理受污染之土壤^[11]，主要有以下幾點因素：

1 非離子型界面活性劑被土壤吸附的量較少

一般會影響土壤吸附界面活性劑的因子可分為吸附劑（土壤）的特性、吸

附質（界面活性劑）及溶液的特性 3 類。在吸附劑特性影響方面，因土壤-界面活性劑交互作用比界面活性劑本身結構影響來的重要，若是土壤比表面積愈大，則會使非離子性界面活性劑的吸附量增加；吸附質種類對吸附作用亦有不同機制之反應，如離子型的界面活性劑其親水基與土壤的作用力是以偶極與偶極作用力或離子交換能力為主，非離子型界面活性劑則是以凡得瓦爾力為主；而在溶液特性方面，界面活性劑之濃度與環境之 pH 值均會影響吸附效果。相較之下，如果加入同劑量的界面活性劑，非離子型界面活性劑在水溶液中有較高的濃度，清洗效果自然會比離子型的較佳^[12]。

2. 非離子型界面活性劑 CMC (臨界微胞濃度 Critical Micelle Concentration)較低

非離子型界面活性劑不帶電，其分子很容易形成微胞；離子型界面活性劑由於帶有電性，分子同性相斥的結果，需要較高的濃度才能達到 CMC，通常為非離子型界面活性劑的 10 至 100 倍。因此，在相同的濃度下，非離子型界面活性劑有較高的微胞的濃度，能提供較佳的溶化能力。除此之外，選擇非離子型界面活性劑作為清洗液還有其他優點，例如：對生物的毒性較低、分子不帶電，可以任何比例混合，調配出最適合清洗的界面活性劑等。離子型界面活性劑不但沒有這些優點，而且容易受環境中 pH 值及離子強度的影響，甚至會有鹽類沉澱的現象發生^[4,8,9,13]。

3. 非離子型界面活性劑對微生物降解碳氫化合物之影響

非離子型界面活性劑因其對微生物毒性低且與離子型界面活性劑相較之下，具有較低的臨界微胞濃度，故常被用來幫助微生物降解疏水性碳氫化合物。而藉由微胞對基質的溶化作用，可增加其水相溶解度並促進基質在水相中的質傳速率，Churchill and Churchill^[13]利用 Triton X-100 及 Tween 80 的添加來促進正十八烷在水溶液中的分散，以促進其降解。雖然界面活性劑的添加對微生物降解碳氫化合物而言，可能有正面的影響，也可能有負面的效果，但統合許多的研究結果可得知，高於臨界微胞濃度的非離子型界面活性劑之添加可較有效幫助疏水性碳氫化合物之降解。

2.4 篩選界面活性劑種類之考量因子

傳統抽除處理 (pump-and-treat) 技術常受到質傳作用之限制，故將技術改善焦點逐漸轉移至如何選取適當的界面活性劑。在應用界面活性劑作為土壤沖洗液時，影響土壤沖洗效率的因子包括：土壤及污染物性質、時間、pH 值、離子強度、土壤沖洗液比 (固液比) 與界面活性劑濃度等。但其最重要的影響因素莫過於界面活性劑本身的性質，諸如臨界微胞濃度、莫耳增溶比、親水基/疏水基分子量比等。

1. 臨界微胞濃度(CMC)

界面活性劑存在於水溶液時，分子單體的親水基部分會被水所吸引，而疏水基部分會與水作用而產生斥力，於是整個分子單體開始往界面移動。水溶液中的界面活性劑濃度越高，在界面的單體也越多。等到單體分子與界面達到飽和後，殘餘的界面活性劑分子之疏水端向內，親水端朝外，開始形成集合體，此集合體通常由數十到數百個界面活性劑分子所組成，稱之為微胞，此時，添加在水溶液中的界面活性劑濃度稱為臨界微胞濃度。通常形成一個微胞所需的界面活性劑分子數目為一定值，當水溶液中的界面活性劑濃度高於臨界微胞濃度，隨著濃度的提高，所形成的微胞數目也越多^[14,15]。當微胞在水溶液中形成後，因其內部由疏水性烷基所構成，不溶於水的油或有機溶液可溶於界面活性劑的微胞內，此現象稱之為溶化。

2. 莫耳增溶比(MSR)

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：根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) ^[16]。

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

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； $S_{DNAPL,cmc}$ ：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。

3.親水基/疏水基分子量比(HLB)

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。以 HLB 值來表示界面活性劑分子中的疏水基和親水基之平衡，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^[17]，而 HLB 值和用途間之關連性如表 2 所示。

表 2 HLB 值和用途間之關連性^[18]

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

三、界面活性劑處理技術之應用

3.1 應用生物可分解之界面活性劑處理有機污染物

由於化學性界面活性劑，其大部分對微生物皆有所毒性，為避免地下環境造成二次污染，生物可分解之界面活性劑將是最佳的選擇。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^[13,19-21]，一般常見的種類有 Triton X、Tween、Brij、Dowfax 及 Tergitol 系列。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^[22,23]，包括 *Pseudomonas* C12B^[24]、*Pseudomonas* sp.DES1 及 *Pseudomonas* sp.DES2^[25]，*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 2 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。

Miller 曾指出^[26]生物可分解之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^[19]，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。

謝等人^[27]曾使用 Tween 系列之界面活性劑，增進生物通氣法處理受重油污染之土壤，結果顯示，室溫開放空間中未添加界面活性劑組機油(正辛烷)降解成效僅為 61.54%，而添加界面活性劑組除 Tween 60 僅 64.23%以外，其他 Tween 20、40 與 80 的界面活性劑添加組機油去除效率提昇為 78.08%、77.69%與 77.69%，皆有明顯成效。

但是，並非添加生物可分解之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兩種完全相反的角色：(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^[28,29]。

3.2 添加界面活性劑提升高錳酸鉀處理含氯有機污染物

國內外文獻大致描述，化學氧化劑可降解含氯溶劑，而界面活性劑可有效移除污染物的相關研究很多，但結合兩套的技術處理含氯溶劑的研究並不多。由於單方面的技術存在時會存在一些問題，如：DNAPL 比重大於水，污染團易沉積於底部，氧化劑較難接觸大範圍的 DNAPL 污染團而產生較佳的處理效益；倘若只應用界面活性劑，雖可將污染團溶解甚至移除，但因揮發而造成的安全性及後續處理的問題，技術處理上都大打折扣。若結合這兩套技術去復育地下水的研究，利用界面活性劑增加 DNAPL 之移動性及溶解性，立即藉由過錳酸鉀之高氧化能力將溶解於液相之 DNAPL 降解去除，預期將獲得更安全且更有效率的處理效能。

界面活性劑也曾被使用於同時解決高錳酸鹽傳輸、增加氧化速率以及減少二氧化錳沉澱問題^[30,31]。根據研究指出^[30]，連續攪拌批次式反應器中置入有限濃度(0.75 至 3mM)的高錳酸鹽，同時使用界面活性劑來加強氧化三氯乙烯(Trichloroethylene, TCE)的效果。結果顯示，連續監測氯離子含量，然後反推高錳酸鹽消耗量可決定氧化 TCE 之反應速率，其中以添加陰離子界面活性劑 SDS(sodium dodecyl sulfate)組別中 TCE 移除率提升較多。而 TCE 的氧化為對高錳酸鹽的假一階(pseudo-first-order)反應，未添加界面活性劑時 k_{obs} 為 0.42 至 0.46 min^{-1} ，高錳酸鉀半衰期為 1.5 至 1.7 min；當 SDS 濃度 $>$ CMC 時， K_{obs} 為 0.56 至 0.58 min^{-1} ，高錳酸鹽半衰期為 1.2 至 1.3 min。此結果是因 SDS 的微胞可提升 TCE 初始之溶解度，且 SDS 亦具有催化高錳酸鹽氧化 TCE 的效果，使得 TCE 去除率增加。另有文獻^[32,33]表示界面活性劑可增加污染物的溶解度，使污染團與過錳酸鉀碰撞反應機率變大而增加反應速率與降低處理時間之目標，且可達到抽出前先處理 (pump-while-treat) 的目的。

3.3 界面活性劑提升電動力—零價鐵處理含氯有機物

以界面活性劑提升電動力—零價鐵處理含氯有機物是一種技術整合策略，利用各技術之優點彌補單一技術之缺點。電動力法係將正負電極置於待處理之污染場址中，施加適當大小之直流電壓或電流後，藉由陰、陽電極間生成之電場作用，驅使帶正電荷之離

144 利用界面活性劑沖排技術處理受污染之土壤

子被吸引到負極（陰極）；反之，帶負電荷之離子則向正極（陽極）移動；此外，實驗亦證實溶解性非離子物種可藉電滲透流之傳輸，達到去除土壤中污染物的目的，另可因氧化分解作用，將有機污染物降解 CO_2 及 H_2O 等無害化物質^[34]。其主要作用機制包括電滲透、電遷移、擴散質流及電解反應等，目前該技術可應用於飽和與未飽和土壤中有機污染物及重金屬、污泥及放射性核種等處理，且有以下之優點：(1)對低透水係數的土壤有效果(水力傳導係數 $<10^{-5}\text{cm/sec}$)；(2)能在地表下降解污染物；(3)操作安靜；(4)安裝快速，對現場須預知的參數要求低。該技術不僅可單獨處理土壤中之重金屬^[35]，亦可結合化學氧化技術共同處理有機污染物，雖有相當不錯之成效，然對於水相溶解度較差之厭水性有機污染物，其處理成效仍不佳^[36]。而因界面活性劑具有對稱性結構且對於厭水性有機物具有高溶解度特性，就有研究^[37,38]將其作為電動力技術之操作流質應用於含氯溶劑與油品污染物之移除，結果顯示確實能提昇處理效率。然而各整治技術均僅能就單一相存在的含氯溶劑加以移除，即僅進行相與相之間的轉移，並未能將污染物有效降解為無害化物質。

透水性反應牆(permeable reactive barrier, PRB)是一種在地下環境之污染團下游處設置一不透水的障壁，藉由此不透水的障壁將污染團引導至位於其內之滲透性或是半滲透性之可置換的柵欄，再進行目標污染物之處理。PRB 於實驗室模場或是現地整治應用至今已證實具有許多優點，如不需要添加其他化學藥劑、去除效率高、屬被動式整治而不需消耗額外能源、操作維護費用低、取得容易、價格低廉、對生態環境危害性及對地下水流況干擾小等優點^[39-41]。反應牆內可填充泥炭土、鐵氧化物、離子交換樹脂、沸石等吸附重金屬；或可填充零價鐵粉(Zero Valent Iron Powder)、磷酸鹽及石灰等材料，沉澱或氧化還原污染物。根據文獻指出^[42,43]，處理受厭水性之污染之地下水/土壤，主要是以零價鐵粉之使用最為普遍。零價鐵粉對含氯有機溶劑之降解機制主要藉由 β -脫氯(β -elimination)反應將氯離子依序脫除^[44,45]。近年來，亦有研究發現將零價鐵粉製作成奈米級，不僅能增加材料本身之比表面積，也可提升受污染土壤與地下水之處理成效。綜合上述 3 種技術，以界面活性劑提升電動力之質傳作用，在藉助零價鐵粉之降解能力，應能有效去除含氯有機物^[46]。

3.4 利用螯合型界面活性劑移除土壤中之重金屬

早期 Hessling et al.^[47]曾利用一項電池製造工廠的土壤整治試驗指出，使用界面活性劑淋洗土壤所移除的鉛會比僅使用清水淋洗的量還多。其重點即使用界面活性劑對土壤中重金屬的脫附，是有某種程度的增強作用。但受限於微胞表面電荷與金屬陽離子之間的靜電力強度，一般陰離子界面活性劑僅能移除土壤中以可交換之型態吸附的重金屬^[48]。對於一般受污染且經過風化之土壤而言，這種弱鍵結型態的重金屬所佔比例通常不高。此結果得知陰離子界面活性劑必須能提供鍵結力更強的親水性官能基，才能讓相關的應用獲得重視。

由於螯合劑是處理受重金屬污染土壤之常用清洗劑，而陰離子界面活性劑所需要的又是可以強力結合金屬陽離子的官能基，故應用螯合型界面活性劑處理受重金屬污染土壤是一項相當新穎之概念。所謂螯合型界面活性劑即是一種具有螯合型官能基的陰離子界面活性劑，其可移除吸附於土壤中重金屬，而效能優於單純使用陰離子界面活性劑處理受重金屬污染之土壤。曾有文獻指出^[48]，LED3A 螯合型界面活性劑可以移除的鉛包括碳酸鹽與可交換型態，而 SDS 僅止於鍵結較弱的可交換型態。

四、以生物可分解之界面活性劑處理受燃料油污染土壤- 批次實驗成果

4.1 執行方法

本研究現地採集某石化廠之土壤，利用正己烷配製 5 wt% 燃料油污染土，之後再進行溶解與乳化之比較試驗、自來水沖排、生物可分解之界面活性劑代號 SG 沖排，SG 之物化性質如表 3，以及分析添加 SG 對生物降解總石油碳氫化合物(Total Petroleum Hydrocarbon ,TPH)之影響。在溶解與乳化之比較試驗中(Winsor Phase Test)，分別混合 0.1、1、2.5、5 及 8 wt% SG 與 5 wt%燃料油及自來水進行相行為分析試驗，以往覆式震盪機震盪 10min 後，再以 3,500 rpm 離心 30min 後，記錄純水、燃料油溶解相、中間相及浮油相之體積。

在自來水與界面活性劑沖排批次試驗方面，則是秤取 5 wt%燃料油污染土 100g

146 利用界面活性劑沖排技術處理受污染之土壤

置於褐色玻璃瓶中，計算每一 Pore Volumes (簡稱 PV)之體積後，再以自來水與 SG 分別進行 0、3、7、11、20、30、33、36 及 45 PV 沖排處理及取樣。在加強式生物降解試驗方面，則是分別添加 0.1 wt% SG 與 0.01 wt% SG 於 1,000 mg/kg 之燃料油污染土中。在持續反應 60 天後，分析土壤總生菌數與 TPH。

土壤樣品取出經淨化處理後(如去除水分等)，加入 5 mL 正己烷於血清瓶中，以往覆式震盪機震盪 10min，再以超音波萃取 1hr，萃取後立即將萃取液裝入 GC 瓶中，進行 GC-FID 分析，即可得知 TPH 之濃度。TPH 的分析儀器型號為 Agilent 6890，配有火焰離子監測器的氣相層析儀 (gas chromatograph / flame ionization detector, GC/FID)。GC/FID 採用長度為 30 m、內徑為 0.32 mm 的毛細管柱(HP-5)，載流氣體與補助氣體為高純氮，流量為 2.0 mL/min。注射器溫度為 250℃，偵測器溫度為 250℃。初始溫度控制條件為 45℃後以每 10℃/min 的升溫速率至 275℃維持 12min。

表 3 SG 基本物化性質

中文名稱	英文名稱	類型	碳數	親水基分子量	HLB	溶解度 (%)	pH
丁基溶纖劑	HOCH ₂ H ₂ O-(CH ₂) ₃ CH ₃	非離子	5	49	15	100	9.35

備註: 1.可立即經由自然界之微生物分解，其生物需氧量(BOD)對化學需氧量(COD)之百分比 4、7 及 11 天後之值分別為 56%、60% 及 70%。

2.由使用 3 個國家不同土壤進行生物分解實驗，依土壤類別在 6 至 23 天後生物分解已達 50%，此值已超過以葡萄糖作為控制之分解率。

4.3 處理成效

圖 2 顯示，當界面活性劑濃度超過臨界微胞濃度後，界面活性劑分子開始聚集成微胞。微胞的疏水基聚成一有機相，可增加有機污染物的溶解度。界面活性劑淋洗燃料油之主要機制有增溶作用(Winsor Type I dissolution)及移動化效應(Winsor Type III middle phase micro-emulsion)。增溶作用是加入大於臨界微胞濃之界面活性劑使燃料油溶入微胞內之疏水團。移動化效應則是利用乳化型界面活性劑微胞使油-水間之界面張力降至極低，造成燃料油移動而抽出。這兩種移除機制之設計與控

制條件截然不同。溶解機制需要較多之淋洗體積，但移動機制需要嚴謹之水力控制條件。經與文獻比較後^[8,9]，顯示圖所配製之 5 wt% SG 應屬 Type III 型態，對土壤中之 TPH 可產生移除化作用。

圖 3 顯示，當燃料油污染土之濃度為 5 wt% 時，經過 45 PV 沖排後，土壤中 TPH 之移除率為 5 wt% SG (92.5%) > 1 wt% SG (80.7%) > 自來水 (56.9%)，由此可知，增加界面活性劑濃度確實可減少土壤中燃料油(TPH)之殘留率。由上述結果大致可推論出以下幾個重點：(1) 當 SG 之濃度為 5 wt% (Type III) 時，其對土壤中燃料油之移除效率確實比濃度為 1 wt% (Type I) 時有較佳之趨勢，(2) 單純使用自來水直接沖排受燃料油污染之土壤時，其 TPH 之移除率可介於 50 至 60% 之間。在沖排處理後之土壤，殘留之界面活性劑仍可達到有機物增溶之目標，助長微生物分解 TPH。由圖 4 顯示，添加 0.01wt% 與 0.1 wt% 之 SG 於 1,000 mg/kg 於燃料油污染土中，經過 60 天試驗後，由圖 4 與圖 5 發現，總生菌數不僅有明顯增加趨勢，約由 10^5 上升至 10^6 ，且 TPH 已被降解 30.6 至 34.7%，比自然衰減組佳。由此可知，在界面活性劑處理高濃度之燃料油後，其殘留之界面活性劑仍可達到有機物增溶之目標，幫助微生物持續降解低濃度之 TPH。

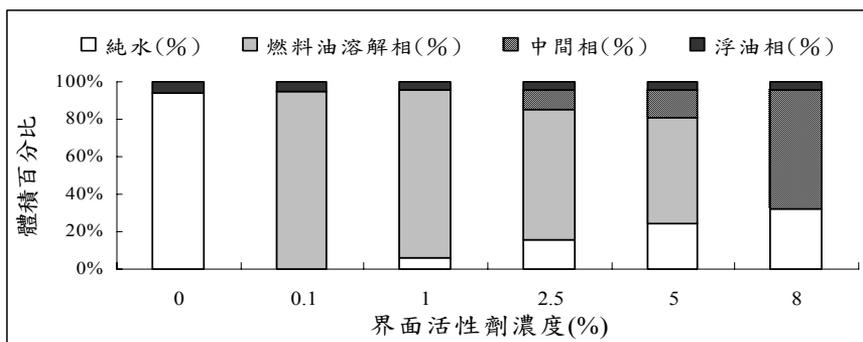


圖 2 Winsor Phase 試驗結果

148 利用界面活性劑沖排技術處理受污染之土壤

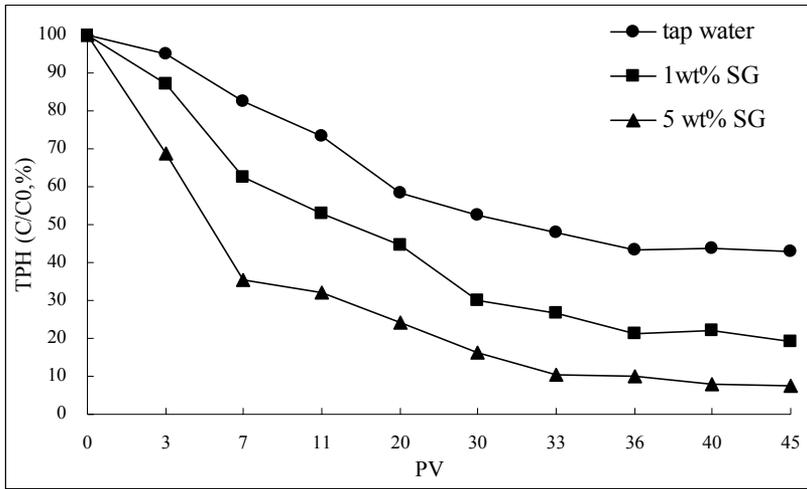


圖 3 自來水及不同 SG 濃度沖排 5 wt% 燃料油污染土壤之效率比較

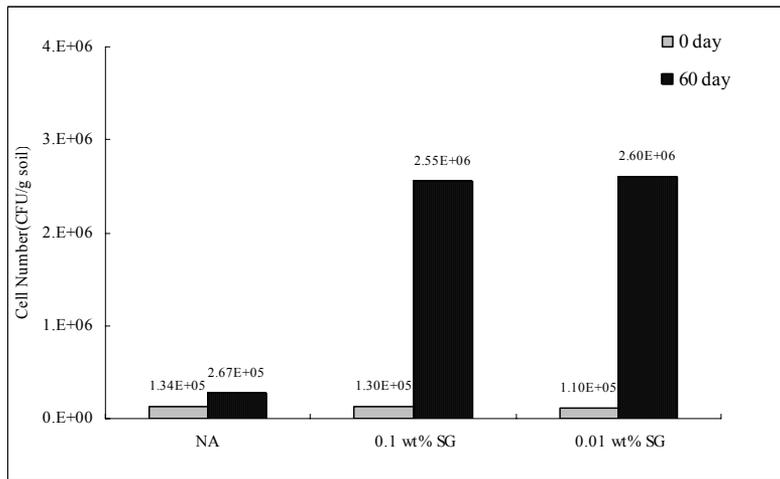


圖 4 添加不同比例之生物可分解之界面活性劑對微生物總生菌數生長之影響

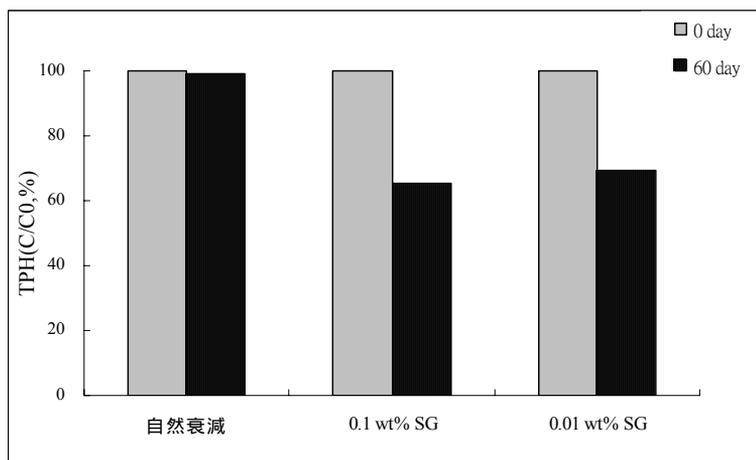


圖 5 添加不同比例之生物可分解之界面活性劑對微生物分解 TPH 之影響

五、結 論

土壤環境遭受有機物與無機物污染已是一個日趨普遍且嚴重的問題。針對土壤污染整治場址之整治，國外相關技術發展甚久，然是否適合本土環境，則是目前產官學界著重之研究方向。在眾多物化整治技術研究中，界面活性劑沖排技術不僅具有加速地下環境中污染物的移除，縮短抽取整治期程等優勢，且又能多元化被應用在土壤與地下水污染整治上，諸如提升高錳酸鉀氧化含氯有機物及增進電動力整治過程之質傳作用等。此外，由文獻與本文研究實例亦可證實，生物可分解之界面活性劑確實具有低毒性、自然生物降解性、對環境安全性及特殊生理活性等特徵，其能有效沖排與生物降解有機污染物。藉由本文一系列的敘述與解析，應可發現界面活性劑沖排技術在未來土壤污染整治上，應是極具發展潛力之處理技術。

六、參考文獻

1. Thomsen, K.O., M.A. Chaudhry., K. Dovantzis., R. R. Riesing., Groundwater remediation using an extraction, treatment, and recharge system, Ground Water Monitor, Vol. 9, pp.92-99, 1989.

150 利用界面活性劑沖排技術處理受污染之土壤

2. Arnon, S., Z. Ronen., A. Yakirevich., and E. Adar., Evaluation of soil flushing potential for clean-up of desert soil contaminated by industrial wastewater, *Chemosphere*, Vol.62, pp.17-25, 2006.
3. 行政院環境保護署, 環境檢驗所,
<http://www.niea.gov.tw/analysis/publish/month/44/44th2-1.htm>.
4. Lee, M., H. Kang., and W. Do., Application of nonionic surfactant - enhanced in situ flushing to a diesel contaminated site, *Water Research*, Vol.39, pp.139-146, 2005.
5. Flores, C. C., A. Ramirez., and L.G. Torres., *Remediation Journal*, Iturbe, Rosario (Engineering Institute/UNAM), Vol. 14, No 2, pp.141-152, 2004.
6. Zhaohui, Li., Surfactant-enhanced oxidation of trichloroethylene by permanganate-proof of concept, *Chemosphere*, Vol. 54, pp.419-423, 2004.
7. Sabatini, D.A., J.H. Knox, J.H. Harwell, and B. Wu., Integrated Design of Surfactant Enhanced DNAPL Remediation: Efficient Supersolubilization and Gradient Systems, *Journal of Contaminant Hydrology*. 45, pp.99-121, 2000.
8. Rosen, M.J., *Surfactants and Interfacial Phenomena*. 2nd edn. Wiley, New York, NY, 1989.
9. Bourrel, M., and Schechter, R., *Microemulsions and related systems*, Surfactant Science Series Vol. 30 Marcel Dekker, New York, 1988.
10. 蕭興仁, 應用化學, 國立交通大學出版社, 民國 91 年。
11. Chu, W., W. K. Choy., and J.R. Hunt, Effects of nonaqueous phase liquids on the washing of soil in the presence of nonionic surfactants, *Water Research*, Vol.39, pp.340-348, 2005.
12. Bruce, J. B.; Chen, Hua; Wanjia Z. and John C. W., Sorption of Nonionic Surfactants on Sediment Materials, *Environ. Sci. Technol.*, 31, p.1735-1741, 1997.
13. Churchill, P. F., and Churchill, S. A., Surfactant-enhanced biodegradation of solid alkanes, *J. Environ. Sci. Health A*, Vol,32, pp.293-306, 1997.
14. Camazano, M. S., M. J. S. Martin., M. S. R. Cruz., Sodium dodecyl

- sulphate-enhanced desorption of atrazine: Effect of surfactant concentration and of organic matter content of soils, *Chemosphere*, Vol.41, pp.1301-1305, 2000.
- 15.Lee, J., M. H. Hsu., H. P. Chao., H. C. Huang., and S. P. Wang., The effect of surfactants on the distribution of organic compounds in the soil solid/water system, *Journal of Hazardous Materials B114*, pp.123-130, 2004.
- 16.Jafvert, C. T., Van Hoof, P. L., and Heath, J. K., Solubilization of Non-Polar Compounds by Non-Ionic Surfactant Micelles, *Water Research*, Vol. 28, No.5, pp.1009-1017, 1994.
- 17.Torres, L. G., N. Rojas., G. Bautista., and R. Iturbe., Effect of temperature, and surfactant's HLB and dose over the TPH-diesel biodegradation process in aged soils, *Process Biochemistry*, Vol.40, pp.3296-3302, 2005.
- 18.歐靜枝編譯，乳化解化技術實務，復漢出版社，台南，民國 89 年。
- 19.Lee M. D., Gregory III G. E., White D. G., Fountain J. F. and Shoemaker S. H., Surfactant-enhanced anaerobic bioremediation of a carbon tetrachloride DNAPL In: Hinchey R. E., Leeson A. and Semprini L.(ed.), *Bioremediation of chlorinated solvents*. pp.147-152, 1995.
- 20.Sabatini, D.A., R.C. Knox, and J.F. Harwell., *Surfactant-Enhanced DNAPL Remediation: Surfactant Selection, Hydraulic Efficiency, and Economic Factors*. USEPA, EPA/600/S-96/002, 1996.
- 21.Cheung, P. Y., and B.K. Kinkle., Effects of nutrients and surfactants on pyrene mineralization and *Mycobacterium* spp. populations in contaminated soil, *Soil Biology & Biochemistry*, Vol.37, pp.1401-1405, 2005.
- 22.Willetts, A.J., and Cain, R.B., Bacterial metabolism of undecylbenzene-p-sulphonate and dodecylbenzene-p-sulphonate, *Biochem, J.*129, pp. 389-402, 1972.
- 23.White, G.F., and N.J. Russell., *Biodegradation of anionic surfactants and related molecules*, *Biochemistry of microbial degradation*, Kluwer Academic Publishers, The

152 利用界面活性劑沖排技術處理受污染之土壤

- Netherlands, 1994.
24. Bateman, T.J., Dodgson, K.S., and White, G.F., Primary alkylsulphatase activities of the detergent-degrading bacterium *Pseudomonas* C12B, *Biochem. J.*, Vol. 236, pp.401-408, 1986.
 25. Owen, S.A., Russel, N. J., House, W.A. and White, C.F., Re-evaluation of the hypothesis that biodegradable surfactants simulate surface attachment of competent bacteria, *Microbiology*, Vol.143, pp.3469-3659, 1997.
 26. 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.
 27. 謝文凱，界面活性劑對油污染土壤現地復育-生物通氣法之影響，國立雲林科技大學環境與安全工程研究所，碩士論文，民國 93 年。
 28. Zhang, Y., and Miller, R. M., Effect of a *Pseudomonas* Rhamnolipid Biosurfactant on Cell Hydrophobicity and Biodegradation of Octadecane, *Applied and Environmental Microbiology*, June. pp.2101-2106, 1994.
 29. Mulligan, C. N., Environmental applications for biosurfactants, *Environmental Pollution*, Vol.133, pp.183-198, 2005.
 30. Li, Z., Surfactant-enhanced oxidation of trichloroethylene by permanganate -proof of concept, *Chemosphere*, Vol.54, pp.419-423, 2004.
 31. Dong, X., W. Shen., Y. Zhu., L. Xiong., J. Gu., and J. Shi., Investigation on Mn-loaded mesoporous silica MCM-41 prepared via reducing KMnO_4 with in situ surfactant, *Microporous and Mesoporous Materials*, Vol.81, pp.235-240, 2005.
 32. Schwartz, F.W., and Zhang, H., Permanganate treatment of DNAPLs in reactive barriers and source zone flooding schemes, Final Report to US DOE, 137, 2000.
 33. Chen, J.J., and H. H. Yeh., The mechanisms of potassium permanganate on algae removal, *Water Research*, Vol.39, pp.4420-4428, 2005.
 34. Jacob, H.M., *Electrokinetic Transport Phenomena*, AOSTRA. Canada, 1994.

- 35.Sawada, A., S. Tanaka., M. Fukushima., and K. Tatsumi., Electrokinetic remediation of clayey soils containing copper(II)-oxinate using humic acid as a surfactant, *Journal of Hazardous Materials B96*, pp.145–154, 2003.
- 36.Chang, J. H., and S. F. Cheng., The remediation performance of a specific electrokinetics integrated with zero-valent metals for perchloroethylene contaminated soils, *Journal of Hazardous Materials B131*, pp.153-162, 2006.
- 37.袁菁、翁誌煌、江姿幸，操作流質對於電動力技術復育四氯乙烯污染黏質土壤效率之影響，第五屆地下水資源及水質保護研討會論文集，第 I-14-I-21 頁，雲林科技大學，2002。
- 38.蔡在唐、黃文彥、潘時正，以複合式整治技術處理受柴油污染土壤之成效評估，第一屆資源工程研討會，第 815-822 頁，2004。
- 39.U. S. EPA, Metal-Enhanced Dechlorination of Volatile Organic Compounds Using an In-Situ Reactive Iron Wall, National Risk Management Research Laboratory and Office of Research and Development, EPA-540-R-98-501, 1998.
- 40.Czurda, K.A. and R. Haus., Reactive barriers with fly ash zeolites for in situ groundwater remediation, *Applied Clay Science 21*, pp.13-20, 2002.
- 41.Bartzas, G., K. Komnitsas., and I. Paspaliaris., Laboratory evaluation of Fe^0 barriers to treat acidic leachates, *Minerals Engineering, Vol.19*, pp.505-514, 2006.
- 42.Gandhi, S., B. T. Oh., J. L. Schnoor., and P. J. J. Alvarez., Degradation of TCE, Cr(VI), Sulfate, and nitrate mixtures by granular iron in flow-through columns under different microbial conditions, *Water Research, Vol.36*, pp.1973-1982, 2002.
- 43.Liang, L., G. R. Moline., W. Kamolpornwijit., and O. R. West., Influence of hydrogeochemical processes on zero-valent iron reactive barrier performance: A field investigation, *Journal of Contaminant Hydrology, Vol.78*, pp.291-312, 2005.
- 44.Arnold, W., and A. L. Roberts., Pathways and kinetics of chlorinated ethylene and chlorinated acetylene reaction with $Fe(0)$ particles, *Environmental Science and Technology, Vol.34*, pp.2850–2860, 1999.

154 利用界面活性劑沖排技術處理受污染之土壤

- 45.Kang, W. H., I. Hwang ., and J. Y. Park., Dechlorination of trichloroethylene by a steel converter slag amended with Fe(II) ,” Chemosphere, Vol.62, pp.285-293, 2006.
- 46.Lien, H. L., and W. X. Zhang., Nanoscale iron particles for complete reduction of chlorinated ethenes, Colloids and Surfaces, A: Physicochemical and Engineering Aspects, Vol.191, pp.97–105, 2001.
- 47.Hessling, J.L., M.P. Esposito, R.P. Traver, and R.H. Snow., Results of Bench-Scale Research Efforts to Wash Contaminated Soils at a Battery-Recycling Facility, Metals, Speciation, and Recovery, Vol II, Lewis Publisher, Michigan, pp. 497-514, 1989.
- 48.黃智、林淑滿、鍾裕仁，利用 SDS 處理重金屬污染之土壤，第十六屆廢棄物處理技術研討會論文集，國立高雄第一科技大學，2001。

有機污染物在土壤及地下水平衡行為與 管制標準之相關性

洪旭文*、邱成財**、林財富**

摘 要

本文介紹有機污染物在土壤、水溶液和氣相 3 種介質中的作用機制。瞭解污染物在不同介質的平衡分佈與作用機制，可以推估污染物在地下環境的宿命行為，進一步篩選出適合的整治技術，加速整治工作的進行。土壤可視為礦物質和有機質的雙重作用體，污染物對礦物質的機制是吸附作用，對有機質則是分配作用。有機污染物對乾燥土壤和潮濕土壤的主要作用力分別是吸附作用和分配作用。基於潮濕土壤對有機物主要是藉由分配作用，提出有效土壤污染濃度觀念，有機物在整體土壤的濃度與土壤有機質含量 (f_{om}) 和污染物無因次分配係數 (K_{om}) 有關。土壤與地下水有機物污染濃度管制值必須考慮到土壤有機質成分，如此所訂定出來的地下水污染管制標準對不同的土壤才具有一致性。

【關鍵字】土壤及地下水污染、分配作用、吸附作用、土壤有機質

*成功大學永續環境科技研究中心 助理研究員

**成功大學環工系 教授

一、前 言

隨著工業發展的結果，事業廢水、廢棄物及空氣污染物產生量龐大，在以往環保觀念不足的環境下，許多污染物未能妥善處理，排入地下環境，因此造成許多土壤及地下水污染事件。由於受污染的土壤及地下水，會危害到當地水質安全、生態系統或是人類的健康，導致場址及復育整治，是迫不及待的工作目標之一。台灣由於地小人稠加上雨季之分布不均勻，造成高額的土地需求、寸土寸金和水資源分配不均之現象。而當進一步進行管制工作時，土地及地下水資源往往無法繼續利用，造成民眾的訴願和社會經濟的無形損失。由於土壤及地下水是空氣、水及廢棄物中污染物不當排放的最終去處，一旦受污染後往往復育相當困難，所需花費的經費極為龐大、時間也久。

由於土壤本身質地的不均勻性和各污染場址土壤的地質相異，往往無法成功且有效地預測有機污染物在土壤傳輸與宿命，這是造成污染場址整治失敗的關鍵因素之一。為有效且加速污染場址整治工作進行，必須瞭解污染物在土壤介質與不同環境中之作用機制與平衡關係。瞭解在不同環境下之土壤與有機物作用，除可以合理地預測污染物在地下環境之宿命行為與污染物移動方向，也可以當作早期預警系統的參考。另一方面，有機污染物在土壤中之平衡濃度與土壤特性及地下水濃度具有其相關性，然而目前世界各國在制定有機污染物之土壤管制標準值時，多以管制之簡便為主要考量，僅使用單一或幾種標準值，未將影響土壤污染物之特性納入管制精神中，且並未將土壤及地下水兩種標準數值間之相關性作連結，因此常會出現污染物在土壤與地下水中，在土壤中符合標準，但是地下水卻遠超過的現象。

因此，本文探討有機污染物在土壤與地下水中之分配特性及管制值之相關性，先介紹有機污染物在土壤、水溶液和氣相 3 種介質中的作用機制，再探討在此作用下，土壤與地下水管制標準數值間之相關性，並以國內現行管制標準值作為例子，進行討論，期使訂定出來的地下水污染管制標準對不同的土壤具有一致性。

二、土壤吸持特性

2.1 雙重作用體

土壤一般可視為由礦物質和有機質所構成。礦物質可以是結晶形或是非結晶形，組成通常是鋁矽酸鹽和氧化物；有機質包含不均勻的有機成分，例如木質素、碳水化合物、蛋白質、脂肪等。這些有機質成分，通常統稱做腐植質，其中大部分是屬於生物難分解之高分子量非定形物質，表面具有極性官能基，顏色一般是黃色或是咖啡色。常見之土壤一般組成以礦物質為主，常被稱為礦物質土壤，有機質比例一般占土壤乾重約 0.5%~3% 左右；含高比例有機質的土壤，一般則稱做有機土。

在早期的農藥污染研究，土壤被視為是單一型態的吸附劑，雖然這樣的理論觀念可以解釋有機農藥在相對乾燥土壤和礦物質的許多實驗現象，可是對於含水量接近飽和的土壤卻無法合理解釋直線型等溫線的行爲。Chiou 等人^[1-2] 則認為土壤可以視為雙重作用體，由土壤礦物質和土壤有機質 (soil organic matter, SOM) 所組成，礦物質類似傳統吸附劑，藉由吸附作用吸附有機物在礦物質表面；SOM 主要是提供有機污染物分配作用的介質。土壤雙重作用體的觀點，有效且成功地解釋在不同環境條件下 (例如相對濕度、不同污染物濃度範圍)，有機污染物在乾燥和飽和水溶液中土壤之宿命行爲^[3]。

有機污染物對於土壤的作用一般可分成分配 (partition) 和吸附 (adsorption) 兩種作用力，表 1 列出分配與吸附作用的主要特徵和差異。分配作用為主要作用力的等溫線是直線型且沒有競爭現象產生；而吸附作用為主要因子的等溫線為非線性，吸附能力與吸附劑表面積有關且有競爭現象產生。描述有機污染物在土壤或是底泥的宿命行爲，通常用吸持、分配及吸附表示。吸持是指有機污染物在土壤或是底泥的攝取量，沒有指明特定的作用力，可能是分配作用或是吸附作用；分配作用類似溶解作用，被土壤吸持的有機物貫穿/溶解進入有機相中；吸附作用則是表面的行爲，有機物在固體吸附劑表面孔洞中凝結。

表 1 分配作用與吸附作用的主要特徵

型態	分配作用	吸附作用
特徵	低且固定的平衡吸持熱	高平衡吸附熱
	線性等溫線	非線性等溫線
	非競爭吸附	競爭吸附
	與吸附質溶解度有關	與吸附質溶解度無關

2.2 土壤在水溶液的平衡分配作用

如前所述，土壤可以視為雙重作用體，由礦物質和有機質所組成。許多實驗結果顯示，有機污染物在水溶液中土壤的等溫線為直線型，線型範圍涵蓋低濃度到高濃度，且沒有競爭吸附現象產生，可能主要的作用為分配作用。雖然一般土壤大都含有較高含量的礦物質，由於礦物質是表面吸附作用，有機物會和水分子競爭吸附礦物質表面的吸附基。礦物質表面具有極性官能團，極性的水分子會優先吸附在礦物質表面，進一步減少有機污染物吸附在礦物質表面。

由於分配作用是指有機物貫穿/溶解進入有機相中，所形成的等溫線則是直線型，線性範圍往往涵蓋從低相對濃度（平衡濃度 C_w 除以有機物溶解度 S_w ）到高相對濃度，甚至接近有機物的飽和水溶解度。有機物在 SOM 的線性分配行為可用下式表示：

$$q = K_d \times C_w \quad (1)$$

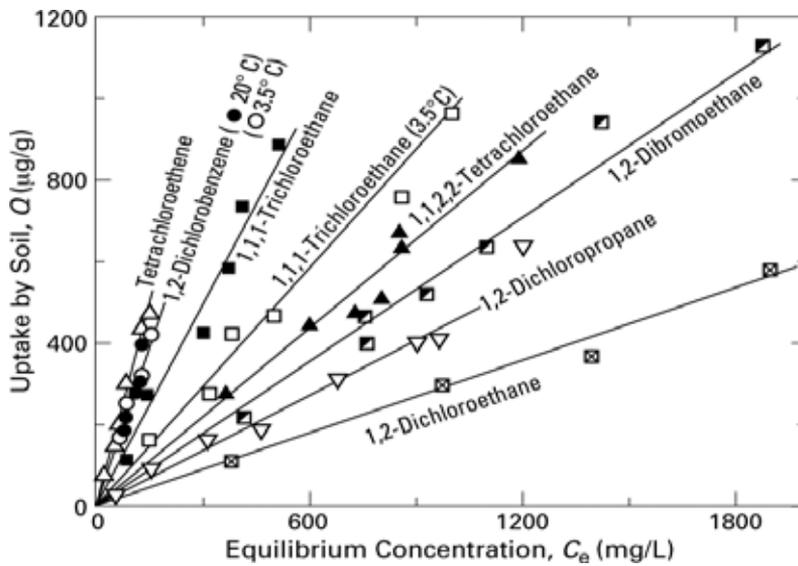
式中 q 代表有機污染物對土壤整體之攝取量 (mg/kg soil)； C_w 是污染物在水中的平衡濃度 (mg/L)； K_d 為有機物的分配係數 (L/kg)。由於不同的土壤可能具有不一樣的 SOM 含量，可以利用 SOM 或是 SOC (土壤有機碳, soil organic carbon, SOC) 含量將 K_d 分配係數無因次化表示：

$$K_{om} = K_d / f_{om} \quad (2a)$$

$$K_{oc} = K_d / f_{oc} \quad (2b)$$

其中 f_{om} 與 f_{oc} 分別是土壤有機質和土壤有機碳的重量百分率。一般而言，土壤 f_{om} 大約是 f_{oc} 的 2 倍。

圖 1 是 Chiou 等人^[1] 進行 Willamette silt loam 土壤 ($f_{om} = 0.016$) 在水溶液中吸持非極性鹵化有機物之等溫線，其等溫線型態是屬於直線型，線性範圍延伸至非常高相對濃度，例如 1,2-dichlorobenzene 的線性範圍可高達相對濃度 0.95。表 2 則列出不同鹵化有機物之無因次分配係數 (K_{om}) 及水溶解度，顯示 K_{om} 與吸附質 (有機污染物) 的溶解度有關，兩者大約呈現反比例關係，有機物的溶解度越大則 K_{om} 值越小。



參考資料 Chiou et al.^[1]

圖 1 Willamette silt loam 土壤 ($f_{om} = 0.016$) 在水溶液中吸持鹵化有機物之等溫吸附線

表 2 Willamette silt loam 土壤

 $(f_{om} = 0.016)$ 在水溶液中吸持鹵化有機物之 K_{om} 與水溶解度

化合物	水溶解度(mg/L, @20°C)	K_{om} (L/kg)
1,2-dichloroethane	8,450	19
1,2-dichloropropane	3,570	27
1,2-dibromoethane	3,520	36
1,1,1,2-tetrachloroethane	3,230	46
1,1,1-trichloroethane	1,360	104
1,2-dibromo-3-chloropropane	1,230	75
1,2-dichlorobenzene	148	180
tetrachloroethene	200	210

參考資料 Chiou et al.^[1]

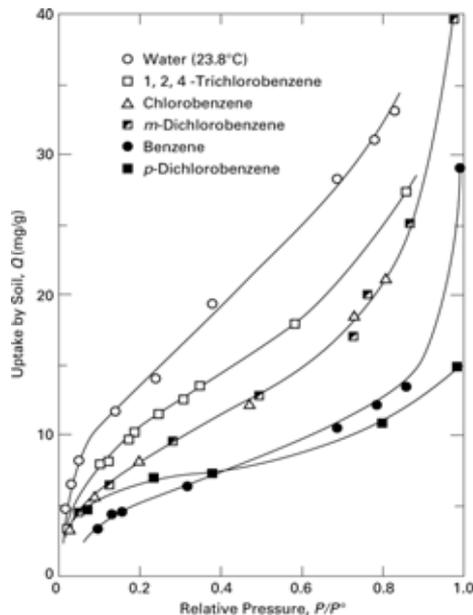
相同的有機物分配行為也在河川底泥樣品中發現。Kile 等人^[4]在美國及中國大陸採集 32 個土壤及 36 個河川底泥樣本，進行有機物四氯化碳 (carbon tetrachloride, CT) 和 1,2-dichlorobenzene (DCB) 平衡實驗。不同土壤與河川底泥的平衡曲線皆呈現直線型，這是由於河川底泥原本就是土壤型態的一種，同樣具有 SOM 導致線性分配行為。實驗結果顯示，不同地質區域土壤或是底泥所獲得的有機物 K_{oc} (或 K_{om}) 值幾乎是固定， K_{oc} 與土壤或是底泥的有機物含量和表面積無關，暗示不同地質區域所獲得之未受污染土壤或是底泥的 SOM 極性與組成類似^[4]。因此，所獲得的土壤或是底泥 K_{oc} 可以估算同樣有機污染物在不同地質區域土壤或是底泥的宿命行為。CT 有機物在不同土壤及底泥之無因次分配係數 K_{oc} 明顯不同，顯示雖然河川底泥來自土壤可是兩者有機物的型態確實有一定程度的差別，例如有機物分配到底泥的 K_{oc} 值 (平均 102 L/kg) 比土壤的 K_{oc} 大 (平均 60 L/kg)。推測其原因是由於底泥長時間浸泡於河川中，部分較極性和可溶解性有機質溶解至液相水體環境所導致^[4]。

2.3 土壤在氣相的平衡吸附作用

有機物在相對乾燥土壤的氣相吸持作用包含礦物質吸附和有機質分配 2 部

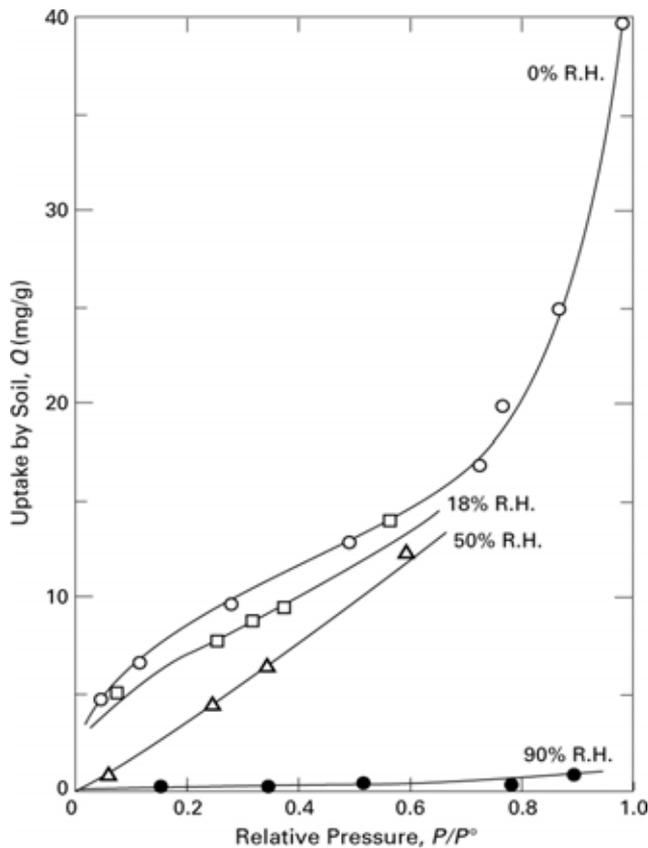
分。由於常見土壤大部分含量為礦物質，因此礦物質吸附將是有機物在氣相中主要的作用力。圖 2 是 benzene、chlorobenzene、*m*-dichlorobenzene、*p*-dichlorobenzene、1,2,4-trichlorobenzene 和水蒸汽對乾燥 Woodburn 土壤的氣相等溫吸附線（單吸附質）。所有的等溫吸附線都是典型的非線性，其等溫線型態與活性碳在氣相中吸附有機污染物類似，暗示主要作用力是吸附作用。另一方面，在相同的有機物相對濃度下（ C_w/S_w 或是 P/P^o ）有機物在乾燥土壤的吸持量是在水溶液系統的 100 倍左右，表示飽和水溶液系統中水分子強烈壓抑有機污染物吸附在礦物質表面上。

不同的相對濕度含量對有機物壓抑的程度也不一樣，如圖 3 所示。圖 3 是 *m*-dichlorobenzene 有機物在不同相對濕度條件下對 Woodburn 土壤的氣相等溫吸附線。氣相中的相對濕度越高，有機物對土壤的攝取量就越低。當相對濕度達到 90% 以上時，水分子嚴重壓抑有機污染物吸附在礦物質表面，其行為與在水溶液中相同，有機物分配作用控制整個土壤吸持的行為。



參考資料 Chiou and Shoup^[5]

圖 2 benzene、chlorobenzene、*m*-dichlorobenzene、*p*-dichlorobenzene、1,2,4-trichlorobenzene 有機物和水蒸汽對乾燥 Woodburn 土壤的氣相等溫吸附線



參考資料 Chiou and Shoup^[5]

圖 3 *m*-dichlorobenzene 有機物在不同相對濕度條件下對 Woodburn 土壤的氣相等溫吸附線

三、土壤與地下水污染管制法規值之關連性探討

由於潮濕的土壤（或底泥）對有機物的作用基本上是藉由 SOM 的平衡分配作用。對應水體中有機物的濃度 (C_w) 是有機物分配到土壤 SOM 的濃度 (C_{som})，而非整體土壤（即礦物質和 SOM 的總量）中的濃度（式(1)中的 q ）。雖然目前國內土

壤污染標準適用於地下水最低水位上之未飽和含水層土壤，由於未飽和含水層土壤依然含有一定程度的相對濕度，導致對有機物的作用主要依然是藉由 SOM 的分配作用。因此在界定土壤污染程度高低時，使用有機物分配到土壤 SOM 的濃度 (C_{som}) 會比有機物在整體土壤的濃度 (q) 更能準確地說明污染的潛勢。基於上述，本文章提出「有效土壤污染濃度」的觀念，依據有機污染物分配到土壤 SOM 的濃度來訂土壤污染程度。該方法就是將土壤整體污染物濃度除以土壤有機質比例，如方程式(3)所示：

$$C_{som} = \frac{q}{f_{om}} \quad (3)$$

其中 C_{som} 是有效土壤污染濃度 (mg/kg SOM)。利用 C_{som} 和 C_w 的關係，可以得到：

$$C_{som} = K_{om} \times C_w = \frac{q}{f_{om}} \quad (4)$$

依據方程式(4)對任何土壤的有機物污染整體濃度為：

$$q = f_{om} \times K_{om} \times C_w \quad (5)$$

式中 q 代表整體土壤有機污染物的濃度 (mg/kg soil)。

式(5)明顯指出，有機污染物在整體土壤的濃度 (q) 和土壤有機質含量 (f_{om}) 與無因次分配係數 (K_{om}) 有關，也就是制定土壤有機物污染管制值必須考慮土壤有機質成分 (f_{om})，亦即根據有效土壤污染濃度，如此所訂定出來的污染管制標準對不同的土壤才具有一致性。相似的觀念也存在於荷蘭的土壤及地下水管制標準，荷蘭的土壤及地下水管制標準係依照相關人體健康風險評估訂定，其數值依照有機質成分 10% 與黏土 25% 之土壤訂定標準^[6]。

四、我國標準數值之比較

依照前一節之分析方法，國內現有土壤與地下水污染管制數值之相關性如表 3 所示。表 3 是部分目前台灣土壤污染標準與地下水污染監測基準^[7] (非飲用水源水質保護區內之地下水) 都有管制的 4 種有機污染物，其 K_{om} 值則是由文獻求得。通常土壤有機質成分介於 $f_{om} = 0.005 - 0.03$ 之間，表中也列出土壤有機質 (f_{om}) 是 0.005、0.03、0.10 (荷蘭所使用之數值) 時，根據分配平衡所推估的土壤有機物濃

164 有機污染物在土壤及地下水平衡行為與管制標準之相關性

度。其計算方式以四氯化碳說明如下。

表 3 不同有機質含量之土壤污染濃度推估值和法規管制值相關性

污染物	K_{om} (L/kg)	土壤污染濃度推估值 (mg/kg) ^d			我國污染管制值	
		f_{om}			土壤 (mg/kg)	地下水 (第二類) (mg/L)
		0.005	0.03	0.10		
benzene	18.2 ^a	0.00455	0.0273	0.091	5	0.05
carbon tetrachloride	35 ^b	0.00875	0.0525	0.175	5	0.05
1,2-dichloroethane	19 ^c	0.00475	0.0285	0.095	8	0.05
tetrachloroethylene	210 ^c	0.0525	0.315	1.05	10	0.05

^a from Chiou et al.^[8]; ^b from Kile et al.^[4]; ^c from Chiou et al.^[1]; ^d 由地下水管制值反推。

國內對四氯化碳 (CT) 污染物的土壤污染管制標準是 5 mg/kg soil (即 $q = 5$ mg/kg soil)，地下水管制標準則為 0.050 mg/L (即 $C_w = 0.050$ mg/L)。文獻上 CT 的 K_{om} 值為 35 L/kg^[4]。根據式(5)的計算，獲得 CT 有機物的土壤污染濃度為 $f_{om} \times 1.75$ mg/kg soil。如果土壤的有機質成分為 2% ($f_{om} = 0.02$)，則相對應的土壤污染濃度管制值 (q) 為 0.035 mg/kg soil；若有機質成分為 5%，則土壤污染濃度管制值 (q) 為 0.0875 mg/kg soil。通常土壤有機質成分介於 $f_{om} = 0.005 - 0.03$ 之間，依照有效土壤污染濃度觀念得到 CT 污染物的土壤濃度管制值 (q) 應在 0.00875 - 0.0525 mg/kg soil 之間 (隨當地土壤的 f_{om} 值而變)。結果顯示，國內 CT 土壤污染管制標準 (5 mg/kg soil) 遠遠超過根據地下水管制標準和土壤有機質所計算出的濃度值。也就是即使土壤全部都由有機質所組成 ($f_{om} = 1$)，當地下水中的 CT 濃度達到管制標準時，相對應的土壤 CT 濃度也不會超出目前訂定的土壤污染管制標準，顯示出土壤管制法規與地下水管制法規的不一致性。

事實上，由表 3 中可以明顯看出，在表中所有列出的污染物，由地下水現有管制濃度值推估所得到的土壤污染濃度值 (推估土壤污染值)，即使是有機質含量極高的土壤 ($f_{om} = 0.10$)，污染有機物濃度值均遠低於現有管制數值。表 4 則進一步推

估 4 種有機物在地下水中濃度 $0.01 S_w$ (飽和水溶解度值@25°C) 時，在不同有機質含量下 ($f_{om} = 0.005$ 、 0.03 、 0.10)，其相對應平衡時土壤中應有的濃度。由表中可以看出，與現行土壤污染管制標準比較，在一般土壤有機質成分範圍內 ($f_{om} = 0.005 - 0.03$)，地下水有機物濃度必須高達 $0.01 S_w$ 才有可能超過目前的土壤污染管制標準，顯然現有土壤與地下水污染管制值間之關聯性，有其檢討之空間。

表 4 不同有機質含量之土壤污染濃度推估值和地下水濃度值相關性

污染物	K_{om} (L/kg)	土壤污染濃度推估值 (mg/kg) ^d			土壤管制值 (mg/kg)	地下水濃度 ($0.01 S_w$) (mg/L)
		f_{om}				
		0.005	0.03	0.10		
benzene	18.2 ^a	1.6	9.7	32.4	5	17.8
carbon tetrachloride	35 ^b	1.4	8.4	28.0	5	0.8
1,2-dichloroethane	19 ^c	8.3	49.6	165.3	8	87.
tetrachloroethylene	210 ^c	2.1	12.6	42.0	10	2

^a from Chiou et al.^[8]; ^b from Kile et al.^[4]; ^c from Chiou et al.^[1]; ^d 由 $0.01 S_w$ (飽和水溶解度值@25°C) 反推。

五、結 論

土壤是礦物質與 SOM 所組合成的雙重作用體，有機物對礦物質之作用是表面的吸附作用，呈現非直線型的等溫吸附線；SOM 則是類似溶解機制的分配作用，產生直線型的等溫吸持線。在水溶液系統中 (地下水)，礦物質表面會優先被水分子所佔據，導致有機物對土壤的作用力主要是以分配到 SOM 為主。在氣相系統中 (通氣層)，有機物對土壤的作用力會隨著相對濕度的變化而改變。對乾燥的土壤而言，礦物質表面的吸附為主要作用力；潮濕土壤則主要是分配到 SOM 的作用，其比例會隨著相對濕度而有所不同。有機物在整體土壤的濃度會和土壤有機質含量 (f_{om}) 及污染物無因次分配係數 (K_{om}) 有關。土壤有機物污染濃度管制值必須考慮到土壤有機質

成分，所訂定出來的地下水污染管制標準對不同的土壤才具有一致性。

六、參考文獻

1. Chiou, C. T., L. J. Peters, and V. H. Freed, "A physical concept of soil-water equilibria for nonionic organic compounds," *Science* 206, 831-832 (1979).
2. Chiou, C. T., L. J. Peters, and V. H. Freed, "Soil-water equilibria for nonionic organic compounds," *Science* 213, 683-684 (1981).
3. Chiou, C. T., *Partition and adsorption of organic contaminants in environmental systems*, John Wiley, New Jersey, USA (2002).
4. Kile, D. E., C. T. Chiou, H. Zhou, H. Li, and O. Xu, "Partition of nonpolar organic pollutants from water to soil and sediment organic matters," *Environ. Sci. Technol.* 29, 1401-1406 (1995).
5. Chiou, C. T. and T. D. Shoup, "Soil sorption of organic vapors and effects of humidity on sorptive mechanism and capacity," *Environ. Sci. Technol.* 19, 1196-1200 (1985).
6. 行政院環保署，「全國地下水監測管理計畫」，期中報告，2006。
7. 行政院環保署，「土壤污染整治標準與地下水污染整治標準」，
<http://w3.epa.gov.tw/epalaw/index.aspx>，2006。
8. Chiou, C. T., P. E. Porter, and D. W. Schmedding, "Partition equilibria of nonionic organic compounds between soil organic matter and water," *Environ. Sci. Technol.* 17, 227-231 (1983).

廢棄工廠土壤及地下水污染預防管理

張嘉芳*、楊鎧行**、孫冬京***、陳慎德****

摘 要

為利於廢棄工廠土壤及地下水污染之預防與管理，環保署自 93 年起針對國內廢棄工廠進行全面清查及通案評估與示範性調查。

鑑於國內廢棄工廠達數萬家，為有效率達成篩選調查與管理之程序與策略，乃參考美國及歐盟之廢棄工廠管理紀錄，並依據國內產業特性，研訂二段式篩選原則：第一段僅篩選業別不排序，依據國內外污染類型分析成果，研選應優先關注之 9 大類業別工廠；第二段再進行各業別排序，篩選各業別中代表性工廠，完成 15 處工廠之示範性調查。

於中長程管理策略上，除逐步建立分業別技術指引，以為後續大規模調查管制之基礎；並加強與地方環保局分工勘查與蒐集在地資訊，提升資料之完整與關連性；及逐一發展優先業別，分年完成普查，達成全面管制之目的。

【關鍵字】廢棄工廠、工業污染、土壤及地下水污染

*瑞昶科技股份有限公司 專案副理

**行政院環境保護署土壤及地下水污染整治基金管理委員會 綜合企劃組組長

***行政院環境保護署土壤及地下水污染整治基金管理委員會 稽查督察員

***瑞昶科技股份有限公司 協理

一、前言

隨著產業結構變遷，工廠因產業式微、不符投資效益、遷廠、都市計畫土地使用變更等因素停業、歇業或關廠，為各國工業發展歷程之正常現象。工業污染本為土壤地下水污染事件類型之主要來源，污染性工廠廢棄或關廠後，因土地釋出利用可能導致污染潛勢與民眾健康風險之大幅升高，實應較運作中工廠予以更多的關注。細數近年來國內廢棄工廠之土地污染案例，幾乎均成為環保知名事件，對國土資源與居民生活環境形成重大之威脅，如正泰化工之汞污泥、進玉金屬鑄造廠之鉛污染、原 RCA 桃園廠地下受含氯溶劑污染、中石化安順廠地下受汞與戴奧辛污染且已危及鄰近居民健康及養殖魚塭等，皆引起各界普遍重視。

廢棄工廠一詞之定義可由歐盟國家污染性場址之管理制度加以說明，即將工業性污染場址分類為廢棄（abandoned）、運作中（operating）2種。「廢棄」其廣義係指運作中以外之工業場址，且 abandoned 一詞含「現況無人為管理」之意^[1]。我國現行對廢棄工廠在環保施政上採取 2 種管理措施：其一為依據土壤及地下水污染整治法（以下簡稱土污法）第 9 條規定，強制要求一定規模以上之指定公告事業（目前公告 18 類業別），於土地轉移時由讓與人主動提供土壤污染檢測資料，及於設立、停業或歇業前檢具用地之土壤污染檢測資料辦理申報，並自 94 年 1 月 1 日起實施；其二為針對前述公告實施前已停工歇業之工廠進行污染潛勢篩選調查與污染查證，對業界產生一定程度之警示或壓力。以雙管齊下強化對於工業污染之實際狀況掌握，俾能發揮預防性管理效益。

肇因於早期工廠停（歇）業面臨企業之環保知識與意識不足，當時之相關程序亦未周延，復因問題發生時往往因工廠現況已無運作，甚或公司法人已解散或企業主消失，難以還原當時之製程或運作方式，而導致後續污染調查執行之阻礙。然於現有之環保機關人力、物力皆屬有限之情形下，廢棄工廠管理作業，除基於對土地資源之永續利用、環境風險之權衡，另需考量污染防治資源之合理分配，並就時間優先性、調查成本經濟性進行完整之考量。本文由廢棄工廠管理之觀點出發，探討國內廢棄工廠之行政管理策略與調查管制重點；並藉由先期示範性之污染強制查證

與後續土地列管作為，引導企業主對所擁有工業土地採取主動預防污染與積極管理，以逐步達成源頭預防之目的。

二、工業活動與污染來源

依據執行相關計畫，彙整以事業類別區分可能造成土壤、地下水污染的相關活動類型，如表 1、表 2 之範例。藉由表中的活動類型，可提供實際執行調查時，透過蒐集個別工廠之詳細運作資料進行對照與研判，發掘其最可能產生土壤或地下水污染之狀況，與可能調查之污染物質種類。另依據相關產業調查研究成果，各業別之使用可能污染物質與土污法管制項目相符者，大致包括：

1. 重金屬部分：砷、鎘、鉻、汞、銅、鎳、鉛、鋅。
2. 有機物部分：概分為脂肪族碳氫化合物、單環芳香族碳氫化合物、多環芳香族碳氫化合物、酚類化合物、氯化碳氫化合物、農藥、其他特殊或列管毒性化學物質等。

表 1 可能造成土壤、地下水污染之行爲特性

項 目	污染行爲特性			影響介質
	污染行爲類型	污染分布類型	污染物類型	
工廠				
製程用水/放流水	排放	點、線	有機物、重金屬	土壤、地下水
儲槽/管線	洩漏	點	有機物、重金屬	土壤、地下水
意外洩漏	洩漏	點	有機物、重金屬	土壤、地下水
廢棄物堆棧放置	堆棧、置放	點、面	有機物、重金屬	土壤、地下水
廢棄物掩埋	掩埋、滲出	點、面	有機物、重金屬	土壤、地下水
落塵	空氣傳播	面	重金屬	土壤、空氣
礦場				
製程廢水	排放	點、線	重金屬	土壤、地下水
固態廢料	堆棧、置放	點	重金屬	土壤、地下水
油場棄置水	排放	點	有機物、重金屬	土壤、地下水

資料來源：執行相關計畫蒐集彙整。

170 廢棄工廠土壤及地下水污染預防管理

表 2 可能造成土壤、地下水污染之工業活動

事業項目	用途或活動
化學工業及活動	化學品製造或倉儲 接著劑或黏劑製造或倉儲 爆炸性物品或軍火的製造或倉儲 塑膠產品的製造 農藥的製造、合成或倉儲 樹脂或塑膠單體的製作、合成或倉儲 肥料的製造或倉儲 墨水或染料的製造或倉儲 藥品的製造 油漆、天然漆或亮光漆之製造、合成、回收或倉儲 皮革鞣製及布料染整
電子設備工業及活動	電池（鉛、酸性或其它）的製造或倉儲 半導體製造 元件打光或倉儲 印刷電路板蝕刻與清洗 光儲存媒體製造 顯示器製造 變電所、變壓器油之製造、處理或倉儲 使用或倉儲有多氯聯苯（PCBs）裝置的通訊設備收發站 其它產生廢水或廢棄物之電子設備製程
金屬冶鍊、處理或拋光工業及活動	煉鐵或煉鋼 鑄造或廢金屬冶鍊場 電鍍 金屬鑄板或拋光 廢五金回收處理 非鐵金屬冶鍊或鍛燒 焊接或機械工廠（修理或製造）
採礦、銑磨或相關工業及活動	煤焦炭製造、倉儲或運送 煤或褐煤的開採、銑磨、倉儲或運送 銑磨劑製造、倉儲或運送 非鐵金屬礦開採或銑磨 非鐵金屬濃縮物倉儲或運送 石棉材開採、銑磨、倉儲或運送
石油及天然氣之鑽掘、生產、處理、銷售及配送	石油及天然氣鑽掘 石油及天然氣生產設施 石油裂解

事業項目	用途或活動
	石油焦製造、倉儲或運送 油品配送設施，包括加油站等 石油、天然氣管線輸送 石油、天然氣或製程水儲存於地表或地下貯槽 油品倉儲或配送 溶劑製造或倉儲 硫的處理、倉儲或配送
運輸工業及其相關活動	飛機維修清洗或回收處理 各式機動車輛之維修、清洗、回收或拆卸處理 大宗商品的儲存或運送（如煤） 乾船塢及船塢 航海設備回收處理 火車廂、火車頭的維修、清洗、回收處理等 大宗物資的卡車、鐵道或船舶運送
廢棄物處置及回收相關活動	貯桶、汽油桶或儲槽之修護或回收處理 電池（鉛、酸性或其他）之回收 生化醫療廢棄物處置 建築工事拆卸物掩埋 污染土壤存放、處理或處置 廢棄污泥處置 乾洗廢棄物處置 電子設備回收 工業木材廢棄物處置 礦渣廢棄物處置 有機或石化原料土壤翻堆處理 廢棄桶堆置場 工業廢棄物之存放、回收或掩埋 特殊（有害）廢棄物之貯放、處理或處置 一般廢棄物存放、回收、堆肥化或掩埋 廢油再處理、再生或存放 廢電纜回收 廢五金回收
木材、紙漿及紙製品及相關工業和活動	顆粒板製造 紙漿磨碾、紙漿和紙之製造 鑲木與合成板之製造 夾心板製造 木材處理 木材化學處理、倉儲

172 廢棄工廠土壤及地下水污染預防管理

事業項目	用途或活動
難以分類之工業製程或活動	機械工具、機械設備或引擎之維修、清洗或回收處理 鍋爐、焚化爐或其它熱處理設備的飛灰處理 瀝青屋頂鋪料的製造、倉儲及配送 煤的氣化製造 醫學、化學、輻射或生物實驗室 含汞度量衡機具製造、修理或倉儲

資料來源：執行相關計畫蒐集彙整。

三、國外廢棄工廠管理實施經驗

工業污染往往為經濟發展之代價，即使先進國家亦然，非我國所獨有，惟均面臨待調查之候選樣本數目過大，環保資源不易一次投注，而有區分優先性或階段完成之需求。例如，德國以 1996 年統計顯示已登錄之潛在污染場址中屬廢棄工業場址家數超過 112,000 家，英國境內尚待決定是否應進行調查之潛在污染場址估計約超過 20,000 公頃（10,000 處場址），法國預計自 1996 年起 5 年內完成之第一級高污染性事業篩選（有害廢棄物處理、化學、石化、農藥、煉鋼、非鐵金屬冶煉等）即達 1,600 家等。對照國內以目前應實施土壤污染檢測之 18 類指定公告事業估算，應關注之家數約達 3 萬家，顯然如能建立一套符合需求之篩選系統，以有效率地縮減樣本、找出應關注之重點工廠，為管理層面之重要課題^[1]。

為能達成有效率之篩選調查與管理之程序與策略，參考美國及歐盟對於其境內廢棄工廠之管理紀錄，歸納後大抵上有下列幾種模式可供參考：

1. 經個案初步勘查評估以進一步研判者

歐盟多數國家利用國際標準組織（International Organization for Standardization, ISO）在都市及工業場址土壤污染調查指引（ISO 10381, part 5 Guidance on investigation of soil contamination of urban and industrial sites）之規範^[1]，經初步鑑識（preliminary survey）程序後進行潛在污染場址之界定，以確認其是否需優先提高關注。界定程序通常由環保中央主管部門與當地政府主管機關人員自掌握之資料中利用系統化、環境資源之地域性需求加以執行，風險

評估亦為部分國家採用，以界定該場址是否應納入潛在污染場址清單及更進一步之調查。初步鑑識程序多不執行採樣，以經濟有效地大量且儘速篩選更多之潛在標的。

2. 依資料庫內容評定產生潛在場址清單者

逕依政府所掌握之資料庫內容產生篩選清單，實有賴於工廠運作資料庫已建置且資料完整者，蒐集唯一之案例為芬蘭。芬蘭於 1990 至 1992 年執行一名為「SAMASE」計畫下完成全面之資料收集與清單之建置工作，潛在性污染場址名單由 13 個地區環保單位建置 452 處市鎮資料中，經由資料統計與風險分級，篩選出 10,396 個潛在污染場址，主要運用之資料包括工廠運作型態、運作物質、環境與水資源等^[1]。

3. 設計量化評分系統以產生優先順序清單者

以美國國家優先場址清單 NPL (National Priority List) 為代表。美國之土地污染法案，係建構於 CERCLA (Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act, 全面環境應變補償及責任法，或稱 Superfund 法案)、RCRA (Resource Conservation and Recovery Act, 資源保育及回收法)、OPA (Oil Pollution Act, 原油污染法)、CWA (Clean Water Act, 淨水法) 及 CAA (Clean Air Act, 淨空法) 之架構下，對象包括廢棄工廠在內之潛在污染性或既有污染場址或設施。其中 RCRA 可適當管理營運中或結束營業時之有害廢棄物 (延伸至土地污染) 之工廠經營者責任；CERCLA 除建構對於政府介入污染場址之財務機制外，並發展出對於污染場址從調查至整治善後之一系列技術規範與程序。依美國環保署之政策，於 2005 年前由環保署及其夥伴減少或控制超過 375,000 處超級基金、RCRA、UST (Underground Storage Tank)、及褐地 (Brownfield) 場址之風險，並完成在 RCRA、OPA 及 CAA 定義下約 282,000 處相關設施或設備之列管。

美國制定之土地調查技術規範後續程序與相關法規精神多為國內主管機關及專業領域工作人員所熟悉與參考，各州亦依聯邦法案與公報訂定其各自等同或更為嚴格之標準作業程序或準則。通常對於工業性污染場址之調查，多遵照

174 廢棄工廠土壤及地下水污染預防管理

美國材料及試驗學會 ASTM 所訂定之環境場址評估 (ESA) 與場址調查程序 (E1527-00^[2]; E1903-97^[3])。美國超級基金場址之調查仍類似場址初步評估 (preliminary assessments, 簡稱 PA) 及場址調查 (site investigation, 簡稱 SI) 等程序展開, 以決定場址之後續因應對, 考量國家資源, 經 PA 與 SI 程序後進入 HRS (hazard ranking system) 系統評分後決定是否納入 NPL 名單。嚴格而言, 美國並非直接應用評分系統產生名單, 其時機多為經執行採樣取得環境介質濃度或污染物種類資訊之階段後, 其前期反而類似歐盟 (前述第一種模式)。

分析各國之實施經驗中, 歐盟多國係以「逐年採初步鑑識 (PS) 程序完成大量個案篩選, 以儘速完成清單建立」, 作為廢棄工廠之全面管理主軸。考量其地狹人稠特性, 或與台灣現況土地精華區集約利用情形近似, 甚具參考價值, 可提供我國中長程廢棄工廠管理實施策略之參考藍圖。另彙整國外經驗, 其篩選考量條件主要包括: 污染特徵層面 (考量業別、規模、污染物及其運作歷史等)、環境風險層面 (傳輸機制、受體、土地與水資源利用)、政策管理層面 (特定業種與製程、地方需求、進一步調查規模), 亦可供發展我國之篩選系統之參考。

四、國內廢棄工廠污染預防管理策略

自工業主管機關建檔已辦理註銷登記之數萬家廢棄工廠中, 設法排定優先順序, 以分期實施調查確有必要。但如何兼顧效率, 由目前可掌握之工廠基本資訊抽絲剝繭, 找到正確之鑰, 進而能發展出一合理之污染調查管理原則, 殊為不易, 基本上即面臨現有工廠登記資料不周延或與污染特徵關連薄弱之困難; 即使依歐盟管理經驗進行大量現勘清查, 鑑於國內既有環保資源有限、調查專業人力尚屬困窘之情形下, 程序上尚有廢棄工廠調查標準作業程序未建置, 普遍實施清查作業存在實務之困難。

此外, 台灣地區中小企業獨具之應變彈性佳、變動快之特色, 同一業別內亦因產品週期短, 致有製程與原物料更動頻繁, 往往造成工廠登記資料參考價值低, 工廠廢棄後重建運作歷史之困難。同時, 依據國內外案例之回饋, 除少數業種 (如運用水銀電解法之鹼氣工廠、以鎘條複分解法生產硬酯酸鎘之塑膠添加劑製造廠等)

已有足夠實例確認其運作與發生污染間存有高度相關外，多數工業之規模大小、原物料種類與土水污染之發生率、或污染造成之風險高低，嚴格而言是否存在相依性，或可認知不同業別之污染潛勢似難以放在同一天平衡量比較。

有鑑於前述困難，國內廢棄工廠之管理於目前之前期實施策略，乃研訂發展主軸為「系統分類篩選→分業別示範調查→經驗回饋調整→發展技術指引→專業人力資源充實」，透過先導計畫所系統篩選出各主要行業與優先對象實施重點式或示範性調查。利用對其製程與原物料之瞭解，合理訂定各業別廢棄工廠之調查程序，並利用實際之現場調查經驗修正回饋後，建立對各主要污染性業別廢棄工廠之調查規則指引及相關因子。爾後發展逐一業別分年普查以及查證研判的重點，規劃環保機關分工的方式，有系統的執行，以發揮初期實施對後續政策形成之先導性功能。

篩選實施策略乃研訂以「二段式篩選」進行：第一段僅篩選業別不排序，依據國內外污染類型分析結果，研選應優先關注之業別工廠；第二段再進行各業別排序，篩選各業別中代表性工廠進行調查。調查時以環境效益優先導向，對於污染性工業場址之調查與管制，應非僅考量污染程度（濃度）之高低，而以污染潛勢對環境或健康之風險提高為主要依據。例如考量現況或其正進行之土地利用改變對於生活環境或國民健康具有發生顯著危害或風險之機率較高者，列為最優先調查。

而於此一過程中，初期仰賴專家經驗，但經不斷思考將執行過程的專家知識規則化，並且在執行同時，設法校正相關因子，並且建立規則。如果資料內容不全，也可以透過規則的關聯安排，進行有意義的推理，並且獲致一定的結論，以逐步合理之廢棄工廠篩選評量系統，並建置資料庫進行關連性資料之完備與充實。

五、廢棄工廠污染調查實施成果

經執行相關計畫彙整國內、美國 NPL 場址、RCRA 場址、歐盟會員國及日本等國^[4-5]之土壤地下水工廠污染類型、產業研究成果、環保署「毒性化學物質管理系統」之廠商運作資訊，並輔以相關法規之污染性工業定義，目前國內廢棄工廠之調查管制作業，第 1 年已依主計處業別分類研析應優先關注之 9 大類高污染性業別，包括：(1)基本化學工業；(2)石油化工原料製造業；(3)合成樹脂及塑膠製造業；

176 廢棄工廠土壤及地下水污染預防管理

(4)塗料、染料及顏料製造業；(5)農藥及環境衛生用藥製造業；(6)石油煉製業；(7)金屬基本工業；(8)金屬表面處理業；(9)電腦、通信及視聽電子產品製造業、電子零組件製造業、電力機械器材及設備製造修配業。其次利用條件式篩選，研選各業別之代表性工廠，並經量化篩選排序，納入客觀資訊之規模資訊、運作污染特徵資訊、區位資訊，及主觀資訊之環保局評分及產業專家評分因子，篩選各業別之代表性工廠，並完成前述業別總計 15 廠之工廠示範性調查作業。

調查成果顯示 15 家工廠中，共有 10 家之土壤或地下水有污染跡象，最後確認至少有 6 家超過污染管制標準，應進行列管，此一結果顯示出所篩選出之 9 大類事業之廢棄工廠土地受污染之比例不低。另有部分工廠目前存有事業廢棄物之問題，經妥善處理後應可避免成爲未來之土地潛在污染源^[6]。

就業別進行分析，鹼氣工廠及農藥製造或加工業配合國內相關污染案例，皆有程度不一之污染跡象；另就污染物種類分析，土壤仍以受重金屬污染、總石油碳氫化合物爲最多，地下水則以含氮有機物爲主；可能反映出該項污染物質之使用率較高或普遍使用，及時間對於不同污染物（重金屬、石化類有機物、含氮有機物、農藥等）於環境中宿命之影響，亦可供研擬後續調查優先順序之參考。

依據前述調查實務經驗，已納入管制之各類高污染性工業別常見之污染物及污染區位彙整如表 3，可提供污染調查實施重點之參考，並提供同類型工廠之企業主自主實施檢查及污染預防要點之參考。

表 3 高污染性事業別污染調查重點

工廠業別		各業別運作及可能產生之毒化物	主要製程	主要污染物	高污染區或單元	建議調查區域*
代碼	各類名稱					
1711	基本化學工業	乙苯、二甲苯、三氯乙烯、四氯乙烯、甲苯、氯仿、鉛、鉻、鎘、鎳、銅、鋅、汞、苯胺、鄰-甲苯胺、對-甲苯胺、三氯化磷、三氯甲苯、2,4,5-三氯酚、2,4,6-三氯	基本化學工業製程	VOC、SVOC、TPH、砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅	製程區；儲槽區；管線區；廠區空地；廢棄物堆置區、掩埋區或棄置區；原料或產品堆置區；廢水處	土壤： 高污染區或單元（重金屬：表層；TPH：淺層；VOC、SVOC：原則調查至地下水水位面以上） 地下水：

工廠業別		各業別運作及可能產生之毒化物	主要製程	主要污染物	高污染區或單元	建議調查區域*
代碼	各類名稱					
		酚、五氯酚			理設施	高污染區或單元及其下游區位
1712	石油化工原料製造業	1,1-二氯乙烯、1,1-二氯乙烷、1,2-二氯乙烷、1,2-二氯丙烷、2,4,5-三氯酚、2,4,6-三氯酚、五氯酚、六氯苯、反-1,2-二氯乙烯、四氯化碳、苯、氯乙烯、氯甲烷、順-1,2-二氯乙烯、乙苯、二甲苯、三氯乙烯、四氯乙烯、甲苯、氯仿、鉛、鉻、鎘、鎳、銅、鋅、汞	石油化工原料製造	VOC、SVOC、TPH、砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅	製程區；儲槽區；管線區；廢水處理設施；物料堆置區	土壤： 高污染區或單元（重金屬：表層；TPH：淺層；VOC、SVOC：原則調查至地下水水位面以上） 地下水： 高污染區或單元及其下游區位
1731	合成樹脂及塑膠製造業	乙苯、二甲苯、三氯乙烯、四氯乙烯、甲苯、氯仿、鉛、鉻、鎘、鎳、銅、鋅、汞、1,1-二氯乙烯、1,1-二氯乙烷、1,2-二氯乙烷、1,2-二氯丙烷、1,3-二氯苯、氯乙烯、反-1,2-二氯乙烯、順-1,2-二氯乙烯	合成樹脂及塑膠製造	鎘、汞、鉻、鉛、鎳、鋅、銅、砷、SVOC、VOC、TPH	製程區；儲槽區；管線區；廢水處理設施；物料貯存或堆置區	土壤： 高污染區或單元（重金屬：表層；TPH：淺層；VOC、SVOC：原則調查至地下水水位面以上） 地下水： 高污染區或單元及其下游區位
1810	塗料、染料及顏料製造業	乙苯、二甲苯、三氯乙烯、四氯乙烯、甲苯、氯仿、氯苯、鉛、鉻、鎘、鎳、銅、鋅、汞、苯胺、鄰-甲苯胺、間-甲苯胺、二甲氧基聯苯胺、苯、三氯甲烷、鉻酸鉛、三氧化鉻、二甲基甲醯胺、甲基異丁酮、重鉻酸鈉、鉻酸鈉、	塗料、染料及顏料製造	鎘、汞、鉻、鉛、鎳、鋅、銅、砷、SVOC、VOC、TPH	製程區；儲槽區；管線區；原料或產品堆置區；廢棄物堆置區、掩埋區或棄置區；廢水處理設施	土壤： 高污染區或單元（重金屬：表層；TPH：淺層；VOC、SVOC：原則調查至地下水水位面以上） 地下水： 高污染區或單元及其下游區位

178 廢棄工廠土壤及地下水污染預防管理

工廠業別		各業別運作及可能產生之毒化物	主要製程	主要污染物	高污染區或單元	建議調查區域*
代碼	各類名稱					
		鉻酸鋅、氯、丙烯醯胺、二溴乙烷(烯)、甲醛、環氧氯丙烷、丙烯醇、1-萘胺、三氯甲苯、聯胺、氧化鎘、三氧化二砷、光氣、氯、苯、鉻酸鉛、鉻酸鋰、環氧乙烷、1,3-丁二烯、甲醛、4,4'-亞甲雙(2-氯苯胺)、鄰苯二甲酸二(2-乙基己基)酯、鄰二氯苯、環氧氯丙烷、鄰苯二甲酐、二異氰酸甲苯、1,2-二氯乙烷、鄰苯二甲酸二丁酯、二硫化碳、十溴二苯醚、二甲基甲醯胺、丙烯酸丁酯、丁醛、乙苯、4,4'-二胺基二苯甲烷、三乙胺、甲苯二胺、醋酸乙烯酯、順丁烯二酸三丁錫、磷化氫、氯乙酸、氯甲酸乙酯、二乙醇胺、1,3-丙烷磺內酯、1,1-二氯乙烯、1,1-二氯乙烷、1,2-二氯乙烷、1,2-二氯丙烷、1,3-二氯苯、3,3'-二氯聯苯胺、萘				

工廠業別		各業別運作及可能產生之毒化物	主要製程	主要污染物	高污染區或單元	建議調查區域*
代碼	各類名稱					
1826	農藥及環境衛生用藥製造業	1,2-二氯乙烷、1,2-二氯丙烷、1,2-二氯苯、1,3-二氯苯、1,4-二氯苯、2,4,5-三氯酚、2,4,6-三氯酚、五氯酚、六氯苯、四氯化碳、萘、氯甲烷、氯苯、DDT 及其衍生物、巴拉刈、巴拉松、加保扶、可氯丹、大利松、地特靈、安特靈、安殺番、阿特靈、毒殺芬、飛佈達、達馬松、2,4-地、砷	使用砷、有機砷為原料製造農藥及環境衛生用藥製程	VOC、SVOC、農藥、砷	製程區；廠區空地；廢棄物堆置區、掩埋區或棄置區；原料或產品堆置區；廢水處理設施	土壤： 高污染區或單元（重金屬：表層；TPH：淺層；VOC、SVOC：原則調查至地下水水位面以上） 地下水： 高污染區或單元及其下游區位
			使用汞、有機汞為原料製造農藥及環境衛生用藥製程	VOC、SVOC、農藥、汞		
			使用銅為原料製造農藥及環境衛生用藥製程	VOC、SVOC、農藥、銅		
			其他製程	VOC、SVOC、農藥		
1910	石油煉製業	苯胺、苯、二溴乙烷(二溴乙烯)、1,3-丁二烯、1,2-二氯乙烷、二甲基甲醯胺、丙醇、甲基第三丁基醚、萘	石油煉製製程	砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、VOC、SVOC、TPH	製程區；廢棄物堆置區、掩埋區或棄置區；原料或產品堆置區；廢水處理設施	土壤： 高污染區或單元（重金屬：表層；TPH：淺層；VOC、SVOC：原則調查至地下水水位面以上） 地下水：高污染區或單元及其下游區位
23	金屬基本工業	三氯乙烯、四氯乙烯、鉻、鎳、銅、鋅	煉焦製程 煉鐵製程	VOC、TPH 鉛、鋅、TPH	製程區；廠區空地；廢棄物堆置區、掩埋區或棄置區；原料或產品堆置區；廢水處理設施	土壤： 高污染區或單元（重金屬：表層；TPH：淺層；VOC、SVOC：原則調查至地下水水位面以上） 地下水：高污染區或單元及其下游區位

180 廢棄工廠土壤及地下水污染預防管理

工廠業別		各業別運作及可能產生之毒化物	主要製程	主要污染物	高污染區或單元	建議調查區域*
代碼	各類名稱					
	金屬基本工業	三氯乙烯、四氯乙烯、鉻、鎳、銅、鋅	煉焦製程 煉鐵製程 電弧爐煉鋼製程 鋼鐵冶鍊(一貫煉鋼)製程 鋼鐵冶鍊電弧爐煉鋼製程 鋼鐵軋延及擠型製程 鋼線鋼纜製造製程 廢車船解體及鋼鐵處理製程 鍊鋁製程 鋁鑄造製程 鋁材軋延、伸線、擠型製程 鍊銅製程 銅鑄造製程 銅材軋延、伸線、擠型製程 鍊鎂製程 鎂鑄造製程 鎂材軋延、伸線、擠型製程	鉛、鋅、TPH 鋅、鉛、鎳、銅、鉻、鎳、TPH、戴奧辛 鉻、鋅、TPH 鉻、鋅、TPH 鉻、鋅、VOC、TPH 鋅、TPH 銅、鉛、VOC、TPH 銅、鋅、鎳、TPH VOC、TPH TPH 銅、鉛、鋅、TPH 銅、TPH 銅、TPH 銅、TPH 銅、TPH TPH	製程區；廠區空地；廢棄物堆置區、掩埋區或棄置區；原料或產品堆置區；廢水處理設施	土壤： 高污染區或單元（重金屬：表層；TPH：淺層；VOC、SVOC：原則調查至地下水水位面以上） 地下水：高污染區或單元及其下游區位

工廠業別		各業別運作及可能產生之毒化物	主要製程	主要污染物	高污染區或單元	建議調查區域*	
代碼	各類名稱						
2451	金屬表面處理業	乙苯、二甲苯、三氯乙烯、四氯乙烯、甲苯、氯仿、鉛、鉻、鎘、鎳、銅、鋅、汞、苯胺、鄰-甲苯胺、對-甲苯胺、三氯化磷、三氯甲苯、2,4,5-三氯酚、2,4,6-三氯酚、五氯酚	使用有機溶劑之製程	鎘、鉻、銅、鎳、鉛、鋅、VOC	製程區；廠區空地；廢棄物堆置區、掩埋區或棄置區；原料或產品堆置區；廢水處理設施	土壤：高污染區或單元（重金屬：表層；TPH：淺層；VOC、SVOC；原則調查至地下水水位面以上） 地下水：高污染區或單元及其下游區位	
			化成、電鍍製程	鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅			
			塗裝製程	鎘、鉻、銅、鉛、鋅、VOC			
			其他製程	鎘、鉻、銅、鉛、鋅			
26、27-28	電腦、通信及視聽電子產品製造業；電子零組件製造業*；電力機械器材及設備製造修配業	乙苯、二甲苯、三氯乙烯、四氯乙烯、甲苯、氯仿、鉛、鎘、汞、砷、鎘、鎳、銅、鋅、汞、重鉻酸鈉、重鉻酸鉍、氰化鈉、氰化鉀、三氧化鉻、二氯甲烷、丙烯醯胺、苯、四氯化碳、三氯甲烷、重鉻酸鉀、六羰化鉻、甲醛、乙二醇乙醚、1,2-二氯乙烷、1,1,2,2-四氯乙烷、1,4-二氧陸圓、吡啶、二甲基甲醯胺、乙腈、二乙醇胺、甲基異丁酮、三乙胺、Thiourea、氯化三丁錫、氯化三苯錫	電腦製造製程	砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、VOC、SVOC	製程區；廠區空地；廢棄物堆置區、掩埋區或棄置區；原料或產品堆置區；廢水處理設施	土壤：高污染區或單元（重金屬：表層；TPH：淺層；VOC、SVOC；原則調查至地下水水位面以上） 地下水：高污染區或單元及其下游區位	
			半導體製造製程				
			被動元件製造製程				
			印刷電路板製造製程				
		乙苯、二甲苯、三氯乙烯、四氯乙烯、甲苯、氯仿、鉛、鎘	電線電纜製造製程				
			電池製造製程				

註：調查區域及採樣深度另需依實際調查目的需求研擬；採樣深度依地表鋪面以下起算或依廢棄物掩埋底部起算。

資料來源：執行相關計畫期間蒐集彙整。

六、後續管制實施策略建議

國內廢棄工廠採取現行之篩選策略以由數萬家中挑選出數家至數十家作為調查名單，實有特殊之時空背景與政策考量，但難免有「以管窺天」之憾，亦難於短時間即能發揮對於工業性場址污染潛勢之掌控。根據歐盟各國廢棄工廠管理經驗，運用現勘或資料分析進行初步鑑識，對於個案所需投注資源較少，容易於短時間內大量執行，可提高效率逐年儘速完成優先清單之建立。長期而言，應是未來廢棄工廠進行大規模調查之方向。但考量全面普查所需之足夠技術人力與標準程序等客觀條件並不存在，故執行初期，建議由不同類型工廠之調查個案經驗，據以發展調查技術指引，故仍採重點或示範性調查、並同時併採先納入數倍家數進行實施初步勘查之篩選過程加以搭配。

就中長程實施策略上，建議有下列幾點方向可供思索：

- 1.由個案經驗，利用對其製程與原物料、污染可能途徑與機率之瞭解，將各業別依污染潛勢予以分級，例如類似法國之污染潛勢業別分級方式，逐一發展優先業別，並先行分年完成普查。
- 2.經確認污染之個案後續處理，強化對污染行為人之責任追償或貸款銀行、土地開發者之權益減損，形成對於企業主、銀行或土地投資者之政策壓力，促使其對於發揮對於自身權益之關注，而形成將土地品質列為土地資產價值評估項目之一，形成有效率之市場機制。
- 3.為整合資源與發揮污染預防時效，規劃地方環保機關參與，經分工勘查與蒐集在地資訊，應可提高資料之完整與關連性，而能使資料庫之功能提昇，強化篩選成果之可靠程度。
- 4.強化資料庫之建置與結合其他經濟發展部門之資源，並透過專家知識規則化之思考與設計，可強化資料庫之初步篩選效能，有效提高污染潛勢量化之科學與客觀程度。
- 5.建立分業別技術指引，強化專業人力，並建立資格認證制度，可提供後續進行大規模調查管制之基礎資源環境。

七、參考資料

1. European Environment Agency, Management of Contaminated Sites in Western Europe, Topic Report No 13/1999, 2000.
2. ASTM, Standard Practice for Environmental Site Assessments: Phase I Environmental Site Assessment Process, E1527-00, 2000.
3. ASTM, Standard Guide for Environmental Site Assessments : Phase II Environmental Site Assessment Process, E1903-97, 1997.
4. 日本環境省環境管理局水環境部, 平成 12 年度土壤汚染調査・対策事例及び対応状況に関する調査結果の概要, 2002。
5. 日本環境省環境管理局水環境部, 平成 14 年度地下水質測定結果, 2003。
6. 行政院環境保護署, 全國廢棄工廠土壤及地下水污染潛勢調查計畫期末報告, EPA-93-GA12-03-A130, 2005。

新型生物反應槽掩埋場防止滲出水污染

阮國棟*、吳婉怡**

摘 要

傳統垃圾掩埋場 (landfill) 常引起本身滲出水 (leachate) 污染周邊之環境，甚或由於滲出水為酸性物質間接引起周遭地質礦物釋出有害成分 (例如孟加拉國砷污染飲用水井問題)。美國近十年來致力於將傳統「乾式」垃圾掩埋場之設計觀念改變為「濕式」，經由滲出水返送迴流及額外引入液體廢棄物，使整個掩埋場充當生物反應槽，以加速垃圾之分解及穩定化，並完全掌握滲出水之流向，防止二次污染。此一新型設計，因深具發展潛力，被定位為「新世代的掩埋場技術」(Next generation landfill technology)。本文引介美國之研發狀況及設計理念，並提出與美國技術完全迥異的見解，藉供有志之士參考。

【關鍵字】滲出水、掩埋場、生物反應槽掩埋場、厭氧、好氧

*行政院環境保護署科技顧問室 主任

**行政院環境保護署科技顧問室 薦任技士

一、前言

傳統掩埋場在操作中，會盡量保持垃圾處於比較乾燥之狀態，以減少垃圾滲出水及掩埋氣體之產生，相對的，掩埋垃圾的分解穩定速度也比較慢，在掩埋場封閉後滲出水及掩埋氣體將持續產生，因此依美國資源回收再利用法（RCRA）規定，掩埋場封閉後必須進行 30 年的維護與監測，這會造成龐大的後續成本負擔，而且垃圾穩定化的過程緩慢，也增加因為天災或意外可能造成掩埋場不透水層或最終覆土損壞，進而發生污染事件之機會，形成較高的環境風險，例如老舊掩埋場與地下水砷的污染案例^[1-2]。

生物反應器掩埋場(Bioreactor Landfill)則是在傳統衛生掩埋操作外，設法加快微生物分解垃圾中有機質之速度，使垃圾能在 5~10 年間達到穩定狀態。提高垃圾有機質分解速率之方法相當多，例如將垃圾粉碎、調整垃圾 pH 值、添加營養劑及控制溫度等。傳統衛生掩埋場也有採用滲出水循環(leachate-recirculating)之方式，來達到加速微生物分解速率的目的，但是這和目前發展的生物反應器掩埋場仍有本質上的差異。滲出水基本上是垃圾中原有的水分，因此將滲出水迴流，就總量而言並無法增加垃圾中之含水量，而且封閉後之掩埋場其滲出水數量也有限，並不足以提供足夠的液體來支持最佳的微生物分解作用，而生物反應器掩埋場就是藉由添加額外的液體(包括水或其他無毒的液體或污泥)進入掩埋場中，以維持快速的有機質分解速率，縮短垃圾穩定化所需時間。

二、美國經驗

2.1 法規限制必須解套

根據 RCRA 規定，掩埋場不得投入未經容器包裝之液態廢棄物，因此美國許多州在執行該規定時，並不允許垃圾滲出水及其濃縮液以外之未包裝液體廢棄物進入掩埋場，因此必須突破這項法令限制，生物反應器掩埋場才能夠實際的操作。為此美國環保署在其「卓越領導計畫」(Project XL)中，即將生物反應器掩埋場納入作為計畫一部份，根據 Project XL，USEPA 為協助地方政府或私人企業，發展更有效

率之方法以保護環境，將給予法規上之彈性，而對生物反應器掩埋場而言，就是允許滲出水以外之液體添加劑得以施用於掩埋場中。

2.2 加州 Yolo County 之研究案例

USEPA 在 2000 年 9 月與加州 Yolo County 簽署 Project XL 協定，同意 Yolo County 在其中央掩埋場(Central Landfill)建造 12 英畝之生物反應器掩埋場，其中 9.5 英畝將進行厭氧式操作，另外 2.5 英畝則進行好氧式操作，並根據其操作結果，進行第二階段之 20 英畝生物反應器掩埋場計畫。

1. 底部不透水層

生物反應器掩埋場底部不透水層之構造，由上而下分別包含 2 英尺的碎輪胎層，6 英吋以上之碎石層，滲出水收集及排水層(leachate collection and removal system, LCRS)，60-mil 的 HDPE 層，2 英尺的夯實黏土層($k < 6 \times 10^{-9} \text{cm/sec}$)，3 英尺的夯實土層($k < 1 \times 10^{-8} \text{cm/sec}$)，最底層為 40-mil 的 HDPE 氣體阻絕層，其中碎輪胎層是在垃圾掩埋前才加以放置。

2. 液體添加量

據估計厭氧式生物反應器的最大液體添加量，可達 10 加侖/分鐘/10,000 平方英尺(44 加侖/分鐘/英畝)，平均每噸垃圾需要 30 到 50 加侖液體，而根據過去試驗結果得知，在液體添加尖峰期的滲出水回收率約為 47%，亦即約有 20 加侖/分鐘/英畝之滲出水產生，假設以 6 英畝為一操作單位，則有 120 加侖/分鐘的滲出水產生，亦即每天 173,000 加侖之滲出水。

而好氧式生物反應器的液體添加速率則較快，因為好氧式生物反應器會揮發大量的水分，據估計每噸垃圾揮發量約為 200 到 400 加侖。

3. 滲出水收集系統(LCRS)

為維持適當含水量以維持最佳生物反應速率，生物反應器必須添加大量液體，相對的也將造成滲出水量的增加，為了順利排出大量滲出水，避免滲出水位升高水壓上升，進而增加滲漏的危險，整個不透水層分別以 2% 的坡度匯向兩個中央 v 型導水溝，而導水溝再以 1% 的坡度將滲出水導入掩埋場南方之污水坑。

LCRS 將提供較需求大 10 倍之排水功能，他能在液體添加操作時，將底部

188 新型生物反應槽掩埋場防止滲出水污染

滲出水之水位控制在 0.3 英吋以下，雖然根據設計，LCRS 不可能故障，但爲了預防萬一，在 LCRS 阻塞或故障時，碎輪胎層也可提供額外的導水性，顆粒均大於 6 英吋之碎輪胎，提供良好之導水性(1.0cm/sec)，將滲出水位控制在 4 英吋以下。

兩層夯實的黏土層及一般土層也將提供額外的滲漏阻絕功能，其滲透係數(k)分別爲 $<6 \times 10^{-9}$ cm/sec 及 $<1 \times 10^{-8}$ cm/sec，較傳統掩埋場所要求的 $<1 \times 10^{-7}$ cm/sec 爲低。

最底層的 40-mil 的 HDPE 氣體阻絕層則可提供最後的防滲漏功能，同時其上方鋪設的斜向導水帶，可在上方之不透水層萬一遭受破壞時，及早偵測到滲出水之滲漏。

4.掩埋氣體收集系統

由於生物反應器加速了垃圾中有機物的分解速率，因此其掩埋氣體產生速率也較傳統掩埋場快，兩個月的生物反應器將釋出與兩年傳統掩埋場相當的掩埋氣體，所以生物反應器掩埋場的掩埋氣體收集系統就非常重要，透過良好的收集系統，可將大量的掩埋氣體(主要爲甲烷)集中，除了避免大量的溫室氣體排放之外，也可透過發電裝置進行能源回收。

生物反應器掩埋場之掩埋氣體收集系統，在每層垃圾掩埋過程中，必須同時裝設集氣溝，埋設 4 英吋的多孔集氣管及回填碎輪胎，厭氧式生物反應器之集氣溝間距約爲 100 英呎，而 4 英吋的多孔集氣管再連接到 8 英吋的側邊集氣管，再連接到 12 英吋的豎管，最後將收集之掩埋氣體集中送入主管進入發電裝置。厭氧式生物反應器需每 30 英呎厚之垃圾設置一組水平集氣系統。而在垃圾持續掩埋期間，非工作面之垃圾需以塑膠布覆蓋，以增加掩埋氣體回收率。

因爲好氧式生物反應器所需之操作溫度較高，生物分解反應較活躍，所以集氣系統也需負責將新鮮空氣打入垃圾層中，好氧式生物反應器之集氣溝間距約爲 50 英呎，每 15 英呎需設置水平集氣系統間，透過這樣反覆抽送吸出空氣，以達到系統好氧式生物反應之環境，減少甲烷之產生。

5.添加液體

添加液體之主要來源將是垃圾滲出水及地下水，以將垃圾之溼度維持稍大於 40%至 45%(濕基)，而液體添加裝置需視垃圾溼度變化，將添加液送至過於乾燥之地區，而系統中之流量計可記錄添加液之流量及滲出水之數量。

6.溼度計

爲了確實了解垃圾中之溼度變化，每 15 英尺厚之垃圾將設置一組溼度計系統，每個溼度計之水平間距爲 75 英尺。

7.電腦監視及資料收集系統

由電腦監視及資料收集系統(supervisory control and data acquisition, SCADA)電腦系統控制之監視系統將隨時監控滲出水位，當滲出水位高於設計值時，SCADA 將自動調節或關閉該區液體添加裝置，以減少滲出液產生，必要時 SCADA 會啓動該區抽水井以降低水位。

約 220 個溫度感應計將埋設在掩埋場內，記錄其間溫度變化，當一天中溫度變化超過 2 度時，SCADA 將對掩埋場人員發出警告，對該區進行 CO 濃度檢測，這是因爲溫度變化過大顯示可能有悶燒產生，而 CO 濃度檢測可對其進行確認，對已確認發生悶燒之地區，SCADA 會增加其添加液之注入量，而對好氧式生物反應器需同時關閉進氣系統，若注入添加液不足以撲滅悶燒，則需從地面打設注入井以直接撲滅火勢。爲預防不透水層遭到悶燒破壞，厭氧式生物反應器另裝設長達 600 英尺的 3 英寸多孔管，以便提供冷卻水降低不透水層溫度，而在緊急時候，還可以關閉滲出水抽水泵，利用滲出水來保護不透水層。

2.3 其他研究案例

在美國有許多掩埋場已被核准作爲生物反應，這些生物反應槽掩埋場的研究與示範計畫有關的更多資訊，包括北卡州、馬里蘭州、維吉尼亞州、肯德基州、佛羅里達州、愛荷華州、田納西州、密蘇里州等的計畫案例（請參考相關網站資料）。

三、新型生物反應槽掩埋場之設計及操作模式建議

3.1 一般設計考量

1. 配合徹底資源分類、回收、再利用之政策（零廢棄政策），廚餘在都會區以家戶源頭分類回收再利用為勢在必行的作法（依其易腐化特性及避免混合後污染其他可回收資源垃圾）非廚餘但屬有機生物可分解物質，在最終分選場（都會垃圾進入掩埋場或焚化爐之前最後一道把關者）仍然無法分類回收，注定最終命運必須在掩埋場中分解的物質（其實際含量比例，應事前做調查，其木質素，纖維素等組成亦宜事前做調查分析）可以經由 **Bioreactor Landfill** 的設計，加速分解。
2. 加速垃圾中有機質分解的方法甚多，在反應動力部分，任何可以改變反應速率之操作條件，例如 pH 調整，營養物添加，菌種添加、控制溫度等均可加速分解，但在反應槽實際設計及操作部分，大型垃圾掩埋場與小型化工廠反應槽有很大不同，無論在進料攪拌，氣液相流動，分離、預防阻塞、出料及監測控制等均有特殊考量。在 **Bioreactor Landfill** 設計上，大部分可能為了反應槽操作性而犧牲了反應動力最佳條件的考量，這種妥協策略也許是最好策略，但設計工程師必須明白指出這些妥協的內容^[3]。
3. 在美國 EPA 支持下之研究性質場址，其加速分解之反應槽設計概分 3 種，亦即喜氣（aerobic）、厭氣（anaerobic）以及混合式（aerobic-anaerobic），操作模式主要以添加液體及滲出水返送至垃圾掩埋之區塊，基本上垃圾區塊（固體）在掩埋時就固定在某一特定空間，而所謂的喜氣、厭氣或混合式完全是靠添加液體及滲出水（液相）的流動及是否將氧氣溶入來決定反應槽生物模式，此一特徵與含氮廢水或滲出水經硝化及脫硝等程序不同，此等串聯單元均固定，而待處理的水則依序流經一系列單元（例如 A_2O processes 等），分工合作逐漸達到污染物分解去除的目的。因此，**Bioreactor Landfill** 在分解垃圾有機質的概念模式，應想像成經常在改變 **Bioreactor** 的狀態（讓系列單元均逐次發生在垃圾區塊這個不動的反應槽上，而非讓垃圾區塊移動去到各個條件已設定的硝化或脫硝一系列單元中去完成各自反應。）此一概念模式，比較接近批式操作反應槽 **SBR** 的特性。

4.若以 SBR 的概念設計 Bioreactor Landfill，則需逐漸發展有機固體垃圾酵素分解及水解（木質素、纖維素等）以及水解及溶質的一系列分解反應（硝化、脫硝、甲烷生成等）的批式反應總周期及每一小周期的操作條件策略。此一策略，依反應動力之特性及需要，勢必包含喜氣、厭氣或兼氣，而且可能以每一小周期不斷重複操作。

5.許多與厭氧（及其他好氧兼氧）消化有關之工程設計，美國環保署目前正在彙集現場研究資料，針對下列問題，再做最終研判。我們的新型設計及操作，基本上是假設這些問題均能獲得突破，所以本文建議的新型設計及操作模式，與一般厭氧消化工程及掩埋場工程設計的良好設計依據並不衝突，同時新型設計操作係奠基於一般良好工程設計的基礎之上，才能成功。

- (1)針對有返送滲出水或添加外來液體之生物反應槽掩埋場的替代不透水層及材料的設計。
- (2)在運作中或封閉之後，整體生物反應槽掩埋場的表面及底部結構物的物理穩定性。
- (3)返送滲出水或液體的質、量以及負荷對不透水層襯裡的衝擊影響。
- (4)使液體充滿整個空間所需的時間及液體量。
- (5)量測現場容量（容許返送滲出水或液體）的適當方法。
- (6)返送滲出水或液體對掩埋場最終穩定化的速率及程度的影響。
- (7)穩定化量度的方法。
- (8)生物反應槽掩埋場的設計，操作及性能規範。
- (9)氣體產生的速率及質、量。
- (10)預期沉降的內部覆蓋(土)量。
- (11)每日覆土及最終覆蓋的功能。
- (12)最低水氣含量及水氣分布的方法。
- (13)監測的需求。
- (14)生物反應槽技術對頂蓋、封閉及封閉後規範的衝擊。

3.2 一般操作考量

- 1.SBR 操作週期策略的設計，必須依收集到的各項試驗數據以及各項既有生化知識，綜合研判設定方案。例如總週期可能以年為單位（假設 Bioreactor Landfill 的目標為 3-5 年內達到過去或傳統掩埋廠 30-50 年穩定化的結果）。在以年為單位的總週期內，如何分配固體水解，以及厭氧、兼氧、好氧的各項反應，最後甲烷化的反應，每一小週期也許數天或數月為單位。
- 2.SBR 操作週期策略設計時，也要牢記由於 Bioreactor Landfill 的非理想生物反應槽的實際事實，必須有所妥協，以及實際 Bioreactor Landfill 每一垃圾空間區塊的複雜性，以及返送流體的複雜性，此等複雜性包括生物菌種的複雜度及無限能力，這些未知因素，極有可能在即使為非理想生物反應槽的情況下，仍然累積出人意表的分解能力及反應槽性能。這個判斷，在 UASB 的反應槽設計及操作經驗中，可以得到佐證。亦即，因為 UASB 系統中存在太多顆粒化污泥（Bioreactor Landfill 中垃圾區塊或許可以類比之），造成不可抵擋的許多優勢，例如菌相分布多樣性，厭氧菌受到保護對氧的毒性可以隔絕，或食微比（F/M ratio）由於微生物量的大量集中，使系統操作彈性無限放大，對操作因子的要求也相對可以放寬。
- 3.SBR 操作模式，在廢水處理經驗中，已被證實存在許多非 SBR 系統所不能達到的特性，例如某些廢水利用活性污泥處理，污泥有膨化的問題，若由 SBR 操作，則由於菌相改變，沉降性變好，使系統可以處理該類廢水。在 Bioreactor Landfill 中雖沒有污泥沉降性問題，但垃圾有機體屬異質性非常高的物質，必須藉助批式操作的特性，導入不同分解酵素，系統之本質與 CSTR（continuous stirred tank reactor）在穩定狀態(steady-state)下操作的情況較不一樣。
- 4.在 Bioreactor Landfill 中要以 SBR 模式操作，唯一外界能操作的因子，即在返送液體上（外加液與滲出水之混合）。返送液體的速率，組成（尤其溶氧或 NO_3^- 、 SO_4^- 等分子中氧的含量），以及滲出水的歷史及與外加液的比例等決定 Bioreactor Landfill 的操作模式。
- 5.基於實務經驗考量，SBR 好氧或間氧週期返送液體的預處理，以達到液體飽和溶氧為主，不作空氣管線的輸送，以簡化掩埋場操作工作。

四、結 語

本文綜合厭氧處理之相關工程經驗及相關資訊，提出新型的設計及操作模式，在立論基礎上，完全迥異於目前美國環保署的研究開發方式；唯掩埋場工程設計甚為複雜，各種相關資訊及心得的累積才能確保成功。我們期待美國環保署既有研究資訊的彙集整理，發展出一個通用規範，再採取本文建議之模式，相信對這個「新世代」的技術，有絕對的創新貢獻。

五、參考資料

1. Jamie deLemos, et al., "Landfill-Stimulated Iron Reduction and Arsenic Release at the Coakley Superfund Site(NH)", Environ.Sci.Technol.2006,40,67-73.
2. Stephan Klump, et al., "Groundwater Dynamics and Arsenic Mobilization in Bangladesh Assessed Using Noble Gases and Tritium." Environ.Sci.Technol. 2006,40,243-250.
3. 阮國棟，厭氧生物處理之技術內涵及發展現況，工業污染防治，第 63 期，1997 年 7 月。

六、相關參考網站資料

1. U.S. Environmental Protection Agency
(<http://www.epa.gov/garbage/landfill/bioreactors.htm>)
2. The Bioreactor Landfill-An Innovation in Solid Waste Management
(<http://www.epa.gov/ProjectXL/yolo/tech5.pdf>)
3. Yolo County, Planning and Public Works Department
(www.yolocounty.org/recycle/docs/Final_Report1003.pdf)
4. Outer Loop Landfill Bioreactor Studies, Louisville, Kentucky
(<http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/pubs/600r03097/600r03097.htm>)
5. Florida Bioreactor Demonstration Project (<http://www.bioreactor.org/generalinfo.htm>)
6. "Evaluation Plan for Two Large-Scale Landfill Bioreactor Technologies", Markwiese JT, Vega AM, Green R and Black P, MSW Management, 2005

194 新型生物反應槽掩埋場防止滲出水污染

(http://www.forester.net/mw_0211_evaluation.html)

7. Buncombe County Landfill Project, North Carolina

(<http://www.epa.gov/projectxl/buncombe/index.htm>)

8. Maplewood Landfill and King George County Landfills, Virginia

(<http://www.epa.gov/projectxl/virginialandfills/index.htm>)

9. Bluestem Bioreactor, Iowa

(<http://www.foth.com/pdf/BioreactorCellPilotProjectCedarRapidsIA.pdf>)

10. Millersville Landfill Bioreactor Project, Maryland

(<http://www.epa.gov/projectxl/aarundel/fpa.pdf>)

11. Williamson County Bioreactor, Tennessee

(<http://home.att.net/~grizzly01/bioreact/bioreact.html>)

12. Columbia Bioreactor Landfill, Missouri

(http://www.gocolumbiamo.com/PublicWorks/Solidwaste/bioreactor_landfill.htm)

發行所：經濟部工業局

台北市 106 信義路三段 41-3 號

TEL：(02)2754-1255

FAX：(02)2704-3753

本期刊全文網址 <http://proj.moeaidb.gov.tw/eta/>

ISSN 12042783

GPN：2007100008

工本費：250 元