

126 工業污染防治

溫室氣體

溫室氣體排放調查與減量研究-以某 LED 公司為例

.....蔡雯琳

1

環境影響評估

國外核能設施除役環評施行概況

.....蔡顯修、游中揚、官路、范姜可涵

33

廢水處理

廢水處理廠高電導度廢水處理流程改善

.....蔣曜全、謝彥慶

67

金屬回收

銅鎔廢料之分離技術

.....黃士凌、陳偉聖、吳俊毅、邱凱倫、張祖恩

75

熱能回收

TFT-LCD 廠沸石濃縮轉輪與蓄熱式燃燒爐之瓦斯節能操作探討

.....邱垂嶺、白曛綾

91

本期專題：空氣污染防治

排氣生物處理技術-木屑/膠屑滴濾式生物濾床研發案例

.....周明顯

117

利用氯化亞鐵降低二次鋁渣之貯存異味及危害性

.....劉乃維

131

光電業去光阻製程廢氣處理改善成功案例介紹

.....司洪濤、林連春

145

建物及工業維護塗料揮發性有機物管制策略探討

.....沈克鵬、周佳靜、張映昉、黎揚輝、戴忠良

159

燃煤電廠汞污染相關法規沿革介紹與防制技術評析

.....席行正、許哲榮

179

我國細懸浮微粒管制策略

.....謝燕儒

199

溫室氣體

溫室氣體排放調查與減量研究-以某 LED 公司為例

蔡雯琳*

摘要

近年氣候變遷及極端天災事件頻傳，讓各界正視氣候變遷對於生活是全面性影響，「碳」議題早已是「人類安全」議題，促使節能產品為現今的新興產業。照明行業以 LED 為最新課題，惟業界對各製程的溫室氣體排放源之鑑別及後續減量研究資源過少。

本研究針對台灣北部某 LED 公司為例，分析 LED 不同製程特性所排放的溫室氣體量差異，以垂直整合營運模式涵蓋原物料至成品模組產出。依廠別製程特性分別如下：(1) A 廠：前段磊晶(Epi)、晶粒(Chip)；(2) B 廠：中段封裝(Package)；(3) C 廠：後段照明模組(Light Module)。

參考 CNS14064-1 標準與 WBCSD/WRI 溫室氣體盤查議定書之建議進行盤查與量化，最後透過 CFT 組織(CFT=Cross Functional Team)，推動兩大減量方案，其一、local scrubber 尾氣燃燒測試；其二、廠區照明改善專案，藉以降低溫室氣體排放。

【關鍵字】溫室氣體、CO₂、LED、ISO 14064

*國立交通大學工學院-產業安全與防災學程碩士班

一、前言

1.1 研究緣起

依據政府間氣候變遷委員會(IPCC)於 2007 年公布第四次評估報告指出，過去 100 年全球氣溫平均上升攝氏 0.74 度，同時出現加速增溫的趨勢。2013 年 5 月 9 日，美國國家海洋暨大氣總署(NOAA)測得人類史上大氣二氧化碳濃度首度超過 400ppm，達 400.03ppm，此數字打破人類史上最高溫室氣體濃度，也是 1,000 萬年來首次超過 400ppm，邁向 IPCC 所建議的 450ppm 限值^[16]。

我們必須正視氣候變遷問題已經到來，近十餘年來，臺灣發生多起極端降雨事件，造成許多生命財產損失，氣候變遷對於人類的生活影響是全面性的，無論是自然生態、經濟、社會、政治或文化各方面，衝擊深入並無可逃避^[16]。

雖然台灣非京都議定書附件締約國家，無法參與公約及議定書之判定，然氣候變遷意謂全球氣候系統的改變，造成的衝擊發生在世界各國，並且穿透擴及所有領域與議題，超越國家與地理界限，「碳」議題現今已是全面性的「人類安全」議題。

為宣示我國願意善盡共同保護地球環境之責任，減緩全球氣候變遷衝擊，降低溫室氣體排放，政府已啓動跨部門溫室氣體減量機制、減量執行模式及執行工具，促使國內推動溫室氣體減量具有法源依據^[2]。

行政院環保署已於 101 年 5 月 9 日公告「二氧化碳、甲烷、氧化亞氮、氫氟碳化物、六氟化硫及全氟化碳為空氣污染物」，為掌握該類空氣污染物之排放情形，依空氣污染防治法第 21 條規定，並參採國際上對溫室氣體申報管理作法訂定「溫室氣體排放量申報管理辦法」草案，企業單位應極早因應，了解自身溫室氣體排放情形，量化後更應進一步進行減量工作^[16]。

1.2 研究目的

隨著節能減碳理念提升，各式節能產品已是重要的新興產業，其中，照明行業以 LED 為最新課題，2013 年 5 月 7 日，中國大陸「節能減排標準化技術聯盟」英文名稱為“China Standardization and Technical Consortium for Energy Conservation and Emission Reduction”英文縮寫為 STCE，在北京組織召開《LED 照明專案節能與

溫室氣體減排成效評價技術規範》標準啓動會議，會議中所有與會專家一致認為，研製《LED 照明項目節能與溫室氣體減排成效評價技術規範》非常及時、必要，有助於未來引導 LED 照明行業節能技術的推廣，並認為透過聯盟規範的力量，可將溫室氣體碳排放有效的量化，進而建立碳排放基線數據資料，作為爾後評估減量、制訂因應策略的重要依據^[15]。

綜觀以上論述，我們可得知溫室氣體的「量化」為減量的首要步驟。LED 產業雖為新時代的綠色科技照明產品，但是業界對 LED 各製程的溫室氣體排放源之鑑別、計算及後續的排放減量研究，是目前缺少的重要資訊。

對業界企業而言，透過溫室氣體盤查管理，除了可建立本身正確可靠的盤查量化資訊，瞭解本身溫室氣體排放現況外，也可同時檢視未來在溫室氣體管制議題可能承受的風險，藉此尋求減量空間。本研究以台灣北區某 LED 公司為例，實際進行溫室效應氣體盤查，參考由國際標準化組織 (International Standardization Organization, 簡稱 ISO) 制定之 ISO/CD 14064 系列標準草案「溫室氣體-第一部分：實體排放與削減之定量、監督及報告規範」，及國內外現有溫室氣體盤查計算工具 WBCSD (World Business Council for Sustainable Development, 簡稱 WBCSD) / WRI (World Resources Institute, 簡稱 WRI) 之建議要求規劃設計以下研究：

1. 以營運控制權法建立屬於 LED 製程之溫室氣體盤查模式，其中分為前、中、後段製程計算排放量。
2. 以 LED 前中後段不同製程為單位分析 PFCs 排放量。
3. 依盤查結果進行碳排放減量探討。

1.3 研究範圍

本研究範圍以 LED 不同製程廠，分上游、中游、下游之所有活動，各廠別分類如表 1 所示，鑑別可能產生之溫室氣體排放源，並遵照 GHG Protocol 所界定的 3 大範疇進行盤查，同時針對範疇 1、範疇 2 進行排放量定性及量化計算，而範疇 3 只進行定性而不進行定量計算，GHG Protocol 溫室氣體範疇如表 2 所示。

4 溫室氣體排放調查與減量研究-以某 LED 公司為例

表 1 LED 各廠製程產品別分類表

製程別	名稱	主要產品
上游	前段磊晶廠	磊晶、晶粒
中游	背光應用廠房	封裝
下游	照明應用廠房	SMT、照明產品組裝

表 2 GHG Protocol 溫室氣體範疇

範疇	排放源類別
Scope1 (直接溫室氣體排放)	電力、熱或蒸氣或其他化石燃料衍生的能源產生的溫室氣體盤放
	生物、物理或化學等產生溫室氣體排放之製程
	擁有控制權下的原料、產品、廢棄物與員工交通等運輸
	逸散性溫室氣體盤放源
Scope2 (能源間接溫室氣體排放)	來自於外購的電力、熱、蒸氣或其他化石燃料衍生能源產生之溫室氣體排放
Scope3 (其他間接溫室氣體排放)	溫室氣體的其他間接排放如：員工商務旅行；經由第三者團體產品、原料或廢棄物之運輸；外援活動、外包製造與授權經銷商；當溫室氣體排放點發生在設置邊界之外的排放源或設施，其排放自設施所產生之廢棄物；設施產生的產品與服務的使用與生命終期階段的排放；員工通勤往來工作場所；包含於分能源原物料的排放。

二、文獻回顧

2.1 LED 發光二極體產業概況

隨著環保意識抬頭，以及近幾年國際間氣候變異事件頻傳，社會上大家對環境污染之議題已日漸重視。因此，發展出一套具備節能減碳與環境淨化之光源，由新發光二極體光源(LED)取代傳統白燈泡為目前的主要趨勢。

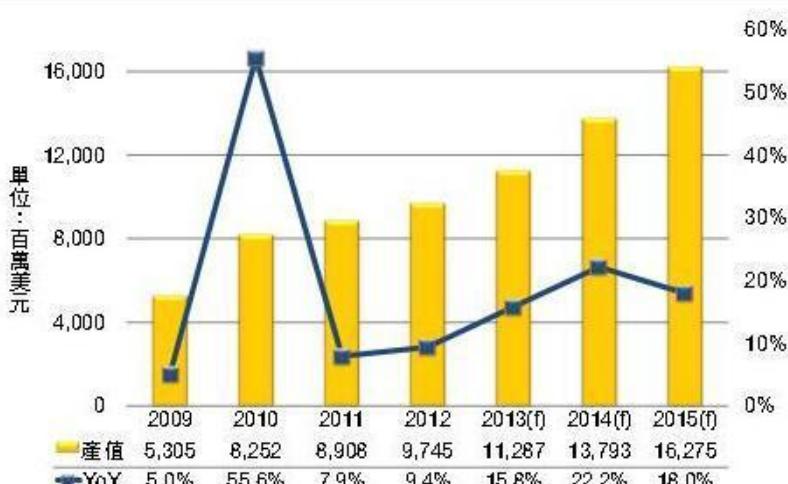
觀察全球 LED 照明的市場規模趨勢，工研院 IEK(Industrial Economics & Knowledge Center, IEK)預估去年整體市場還不到 100 億美元，2020 年市場規模約在 790 億美元，2011 年至 2016 年的復合成長率將達 45%，不過隨著光源壽命增加，預料市場將在 2015 年後飽和，2016 年至 2020 年成長趨緩，待 LED 光源市場逐漸成熟後，市場將轉向燈具及智能化的發展，屆時照明市場的比重將逐步拉升，預估

到 2020 年 LED 燈具市場規模將達 580 億美元^[18]，圖一所示。

DIGITIME Research 預估 2013 年以傳統照明為主的業者將持續提升 LED 照明出貨量的比重，從 2012 年的 20~25% 進一步增至 30% 以上，市佔率前兩大廠預計將為飛利浦 (Philips) 及歐司朗 (Osram)，合計 2013 年的市佔率將達 23.1%^[18]。

歐洲照明大廠飛利浦表示在面對愈來愈多競爭者加入下，該公司 2012 年照明事業部年營收成長率仍達兩位數，為 10.5%；展望 2013 年，預估 LED 照明年營收成長率將達 40%，在此 LED 產品線帶動下，其照明事業總營收預估將為 87.8 億歐元(約 117 億美元)^[18]。

2009~2015 年全球高亮度 LED 市場規模變化及預測



資料來源：DIGITIMES，2013/2

green_tw @sogi.com.tw

圖 1 2009~2015 年全球高亮度 LED 市場規模變化及預測^[12]

6 溫室氣體排放調查與減量研究-以某 LED 公司為例

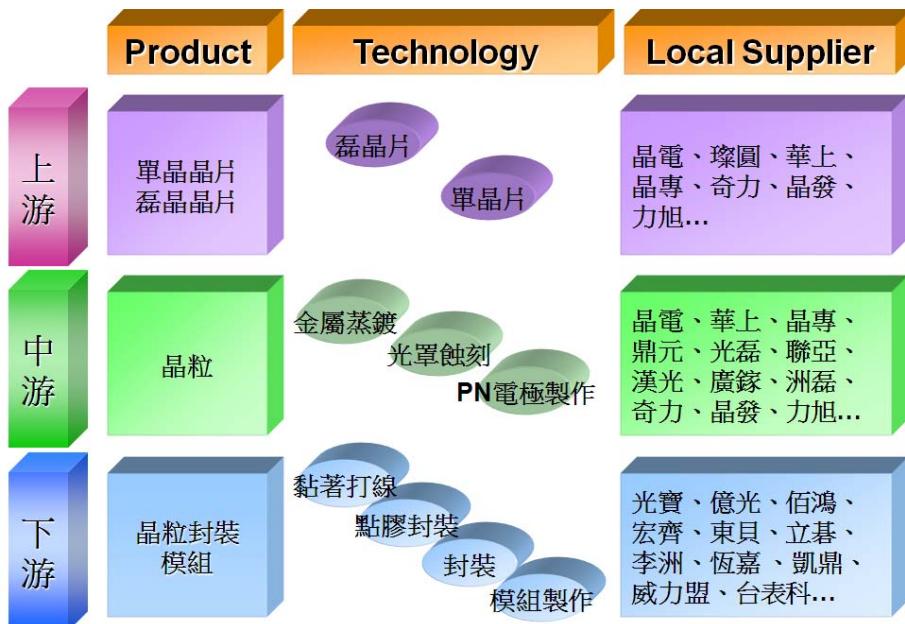


圖 2 國內 LED 產業架構圖

2.2 LED 發光二極體製程簡介

2.2.1 發光原理

LED 的定義為發光二極體(Light Emitting Diode, LED)，是一種固態的半導體元件，利用二極體內分離的 2 個載子，分別為帶負電的電子與帶正電的電洞相互結合而產生光^[9]。

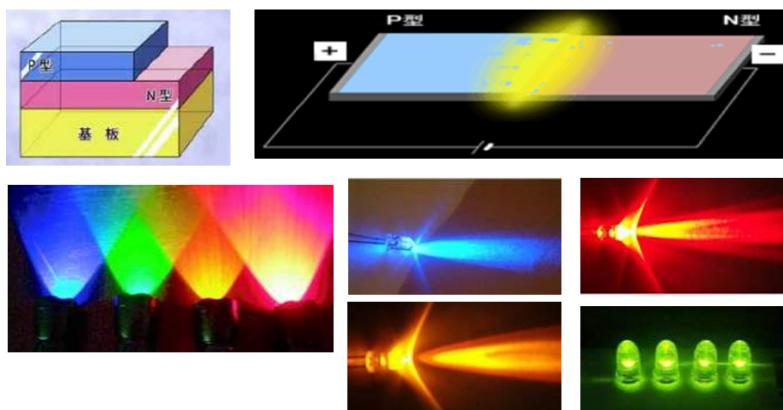


圖 3 LED 發光原理示意圖

不同顏色的 LED 產品是利用不同三五族半導體化合物製作完成，不同半導體化合物其內部電子、電洞所佔的能階也有所不同，能階的高低差會影響結合後光子的能量，進而產生不同波長的光，也就是不同顏色的光，如紅、橙光、黃、綠、藍或不可見光等^[9]。

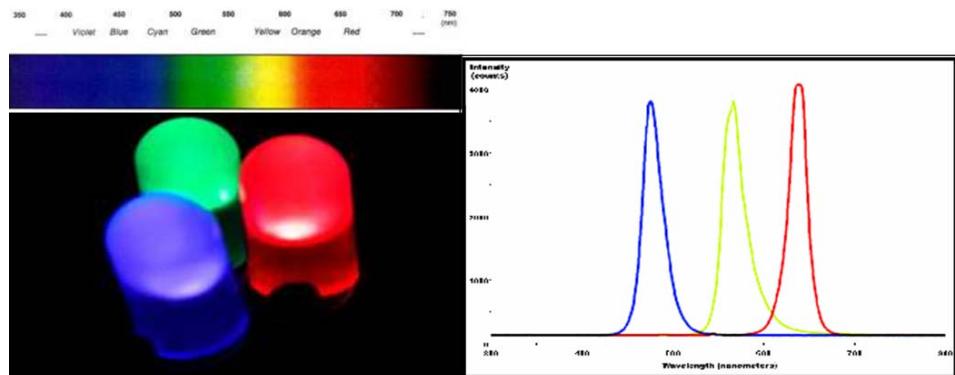


圖 4 結合藍色、黃綠色，及高亮度的紅色 LED 等三者的頻譜特性曲線(9)

2.2.2 LED Process Flow

LED 製程主要可分為 3 個部分，前段 Epi 及 Chip、中段 Package、後段 Light Module，如圖 5 LED Process Flow 所示^[9]。

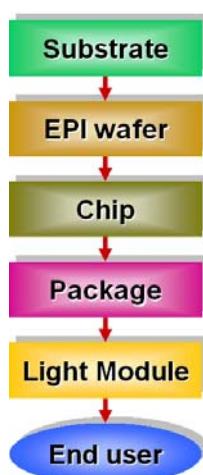


圖 5 LED Process Flow^[9]

8 溫室氣體排放調查與減量研究-以某 LED 公司為例

Epi 磊晶 (Epitaxy) 製程是以有機金屬化學氣相沉積法 (MOCVD, Metal-Organic Chemical Vapor Deposition) 來進行，所謂的 MOCVD 是將有機金屬反應物導入反應器(reactor)腔體內，利用反應物間的化學反應，生成固態的生成物，並沉積在基板表面的一種薄膜沉積技術。

Chip 晶粒製程可區分為前段製程(FEOL, Front-End-of-the-Line)與後段製程(BEOL, Back-End-of-the-Line)。前置段製程(FEOL)指的是在磊晶片半成品上形成完整晶粒結構的製程；後段製程(BEOL)則是指將完成晶粒結構的晶片分割為晶粒的製程。

Package 製程主要為將晶粒進行封裝及測試，Light Module 則是依產品別不同，組裝設計不同應用燈具。

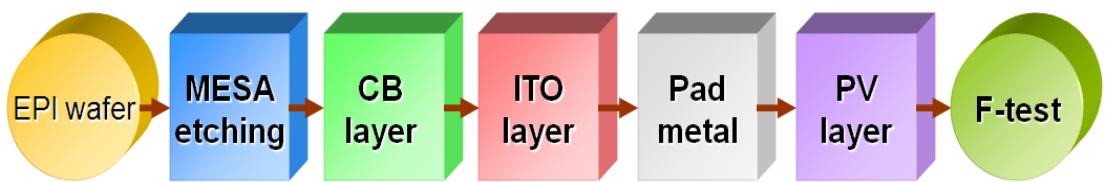


圖 6 Chip 前段製程(FEOL)^[9]

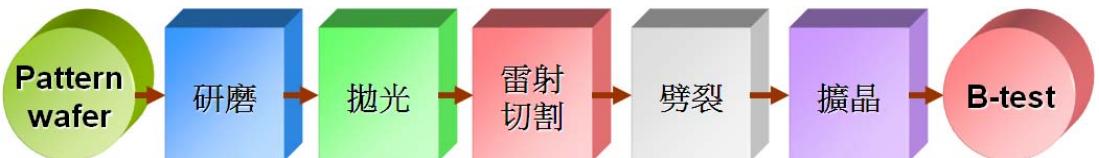
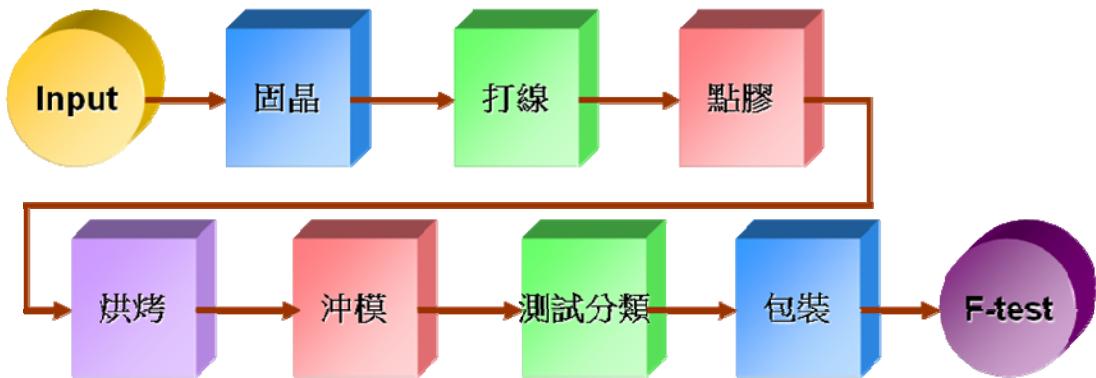


圖 7 Chip 後段製程(BEOL)^[9]

圖 8 Package 製程^[9]

2.2.3 溫室氣體盤查議定書

溫室氣體盤查議定書(Greenhouse Gas Protocol)倡議行動，是由位於美國的民間環境機構世界資源研究院(WRI)，以及由 170 餘家跨國企業所組成，位於瑞士日內瓦的世界企業永續發展協會(WBCSD)共同發起。溫室氣體盤查議定書包含了兩個分開但互相有關聯性的標準，如下兩點^[26]：

- 1.第一版溫室氣體盤查議定書企業會計與報告標準(2002年)
- 2.第二版溫室氣體盤查議定書計畫量化標準(2005年)

第一版的溫室氣體議定書企業會計與報告標準(溫室氣體盤查議定書企業標準)在 2001 年 9 月發行，獲得全球各地的企業、非政府組織以及政府機構廣泛地接受及採用^[25]。

第二版的溫室氣體盤查議定書企業標準是匯集多方利害相關者的意見，並建構在第一版的使用經驗上。其內容中新增了一些實務指南、案例研究、附錄及說明如何設定溫室氣體排放目標的新章節，主要目錄如下^[25]：

- 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

2.2.4. ISO 14064 溫室氣體盤查標準

國際標準化組織於 2005 年公告 ISO 14064 溫室氣體管理國際標準最終版 (Federal Draft International Standard, FDIS) ，該標準由以下 3 個部分組成^[26]：

- (1)ISO 14064-1：2006 組織層溫室氣體排放與移除之量化及報告附指引之規範。
- (2)ISO 14064-2：2006 計畫層級溫室氣體排放減量或移除增量之量化、監督及報告附指引之規範。
- (3)ISO 14064-3：2006 溫室氣體主張之確證與查證附指引之規範。

ISO 14064 標準是以溫室氣體盤查議定書內容作為起始文件 (primary seed document) ，最初的委員亦是溫室氣體盤查議定書的工作小組成員，因此二者條文指引是相容的。其差別在於 ISO 14064 標準明確提供了與查證有關的必須達成要求事項 (what must be done) ，內容可與其他 ISO 標準連結，對於碳匯部分也整合至條文中。而溫室氣體盤查議定書則以敘述式與使用者友善 (user-friendly) 的方式，逐步說明盤查程序^[26]。

我國環保署參考 ISO 14064-1 標準及溫室氣體盤查議定書(GHG Protocol)等，於民國 98 年編定「溫室氣體盤查與登錄指引」，內容明確規範環保署現行盤查與登錄作業方式，以作為環保署認可各界執行盤查及登錄之重要遵循工具。

三、研究方法與步驟

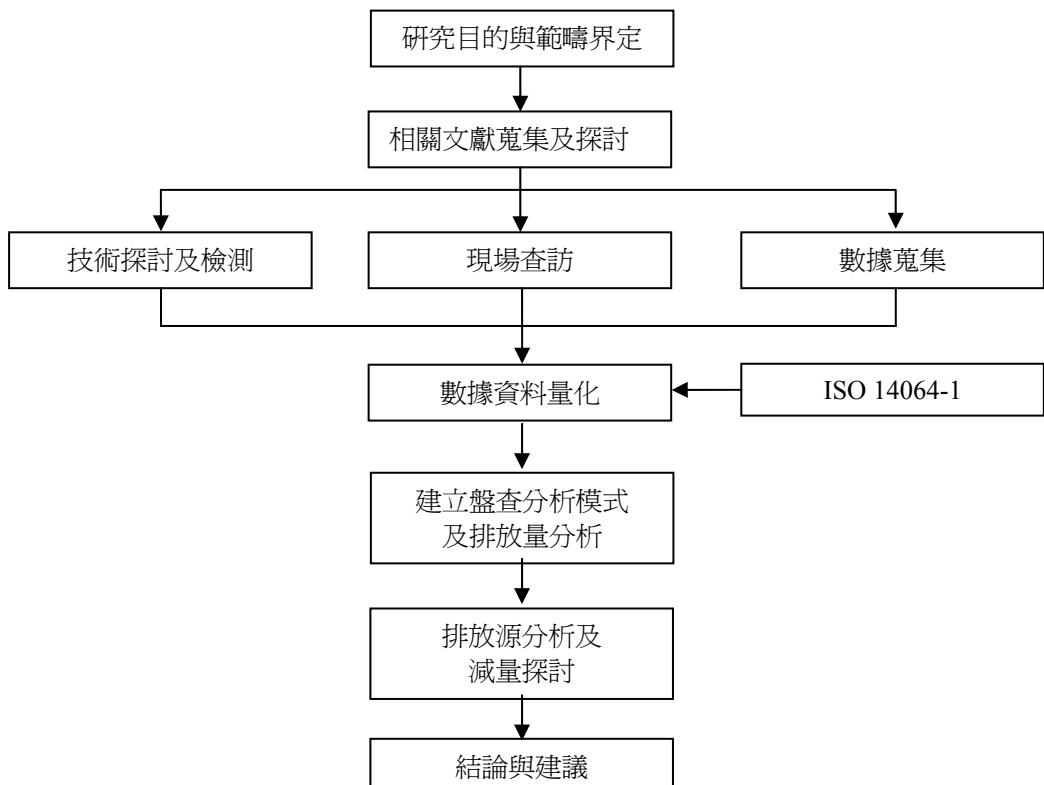
3.1 研究方法

本研究主要參考 GHG Protocol & ISO 14064 盤查方法，針對 LED 生產、製造之所有活動，鑑別可能產生之溫室氣體排放源，並遵守 GHG Protocol 所界定出的 3

大範疇進行盤查，並針對範疇 1、範疇 2 進行排放量定性及量化計算，而範疇 3 只進行定性而不做定量計算，以盤查結果分析 LED 製程前、中、後段碳排放量，進而探討主要排放源及減量技術方法，最後比較 LED 及傳統照明之差異。

1. 文獻蒐集研讀：蒐集國內外相關研究論文及期刊論壇資料並研讀。
2. 工廠盤查：實際進行 LED 廠盤查，依製程別不同，分別進行 3 個廠碳排放量分析，盤查項目為京都議定書所列管的六項溫室氣體，包括：二氧化碳(CO_2)、甲烷(CH_4)、氧化亞氮(N_2O)、氫氟碳化物(HFCs)、全氟碳化物(PFCs)、和六氟化硫(SF_6)等 6 種氣體。
3. LED 前中後段碳排放量分析：主要比較不同製程碳排放源及碳排放量。
4. 前段溫室氣體盤查減量技術探討：Local Scrubber 尾氣燃燒測試。
5. 中後段溫室氣體盤查減量技術探討：透過跨功能小組(CFT=Cross Functional Team)手法推動減量政策。

表 3 研究架構



3.2 範疇界定

本研究進行 GHG 盤查之工廠，主要為專業生產發光二極體 LED (Light Emitting Diode) 磚晶片 (Epi)、晶粒 (Chip) 及封裝技術 (Package) 到光源應用的公司，採上游、中游、下游製程到產品應用一條龍生產的營運模式，在進行文獻探討後，實際進行現場查訪及實場檢測。

3.3 溫室氣體盤查及分析

本研究方法及步驟乃參考 CNS14064-1 標準與 WBCSD/WRI 溫室氣體盤查議定書之建議要求規劃設計執行，依年份不同共計 2 次溫室氣體盤查，如表 4 盤查年間，溫室氣體盤查步驟如圖 9 所示，盤查執行方式說明分述如下，組織邊界及營運邊界示意圖如圖 10 所示。

表 4 盤查範圍

項次	盤查年間	盤查廠區範圍
1	2009 年下半年度及 2010 年上半年	僅前段製程(A 廠)
2	2011 年整年度	前中後三廠區

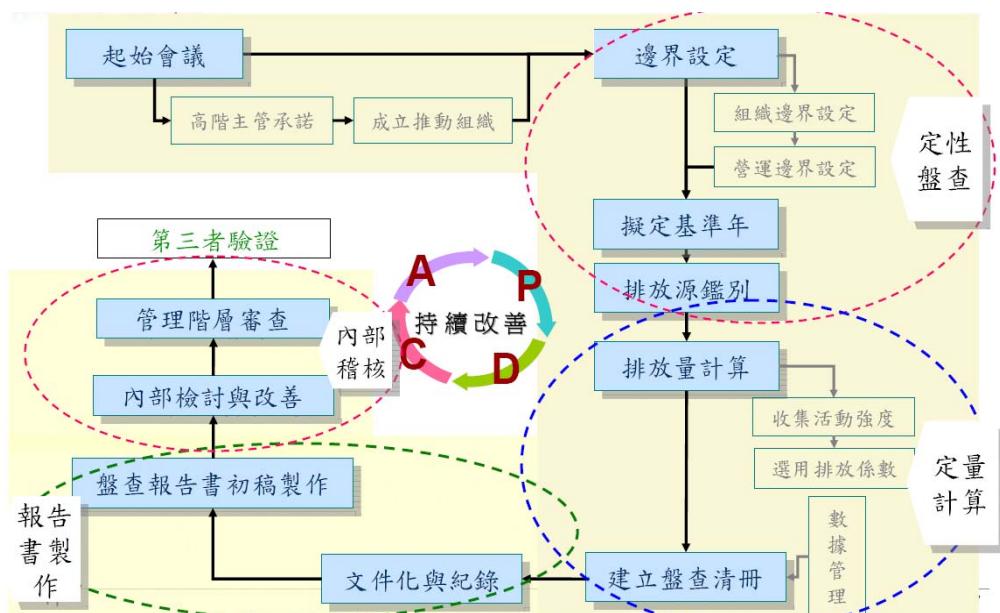


圖 9 溫室氣體盤查步驟

3.3.1 組織邊界設定

組織邊界設定的目的在於界定需盤查的活動範圍及設施種類，本研究以某 LED 為例，依前中後段製程組織邊界如圖 10~圖 12 所示，係參考 CNS14064-1 標準與 WBCSD/WRI 溫室氣體盤查議定書之要求建議，以營運控制權設定組織邊界。

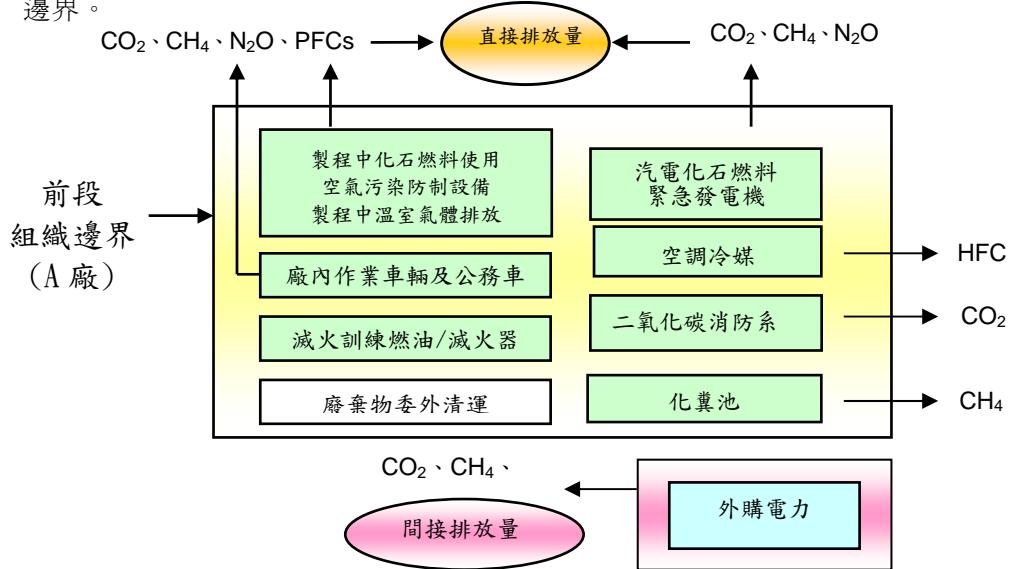


圖 10 前段製程組織邊界

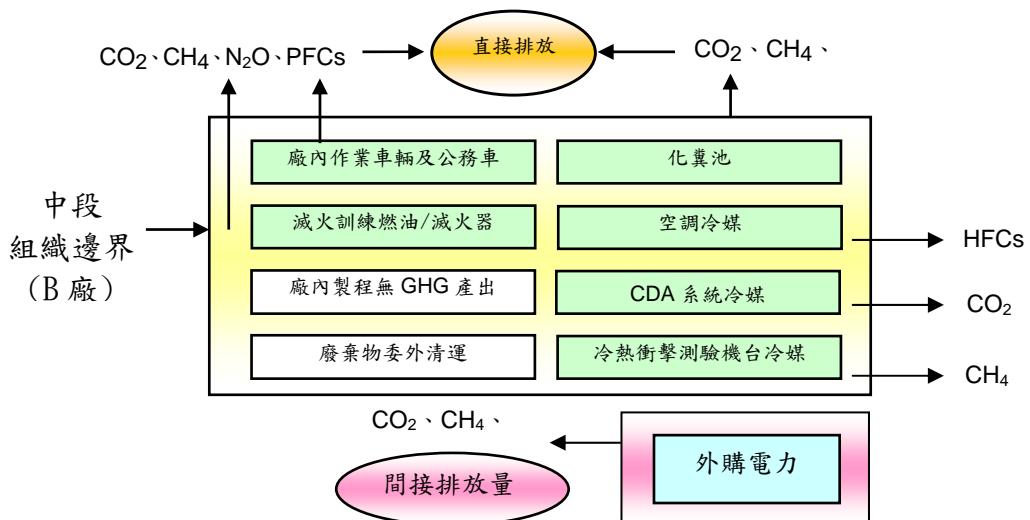


圖 11 中段製程組織邊界

14 溫室氣體排放調查與減量研究-以某 LED 公司為例

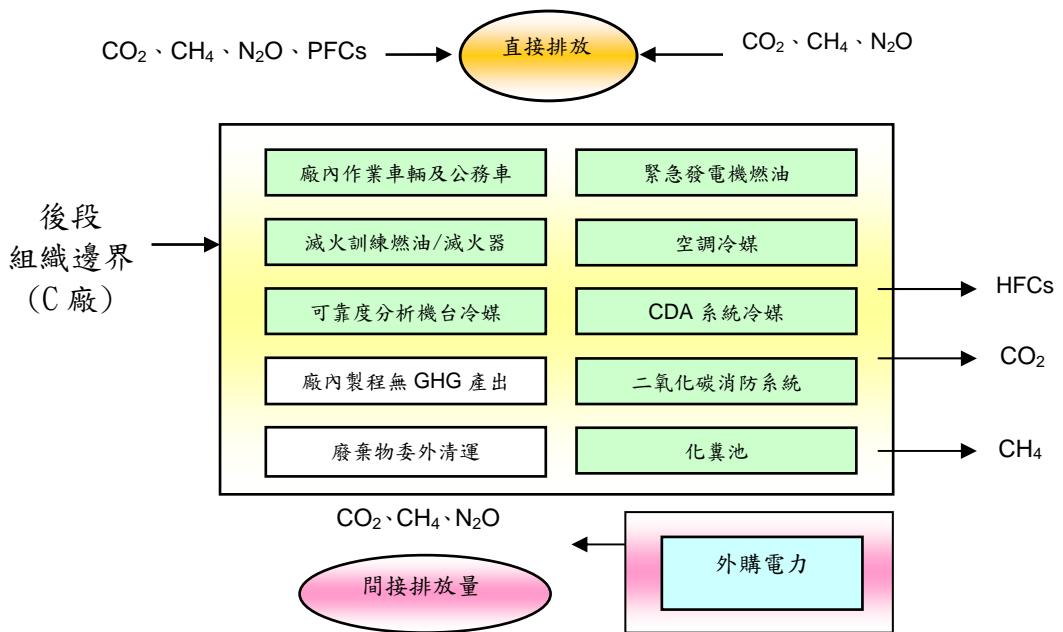


圖 12 後段製程組織邊界

3.3.2 營運邊界設定

組織邊界確認後，則需定義營運邊界，清查所有溫室氣體排放源，並進行範疇界定，本研究以某 LED 公司為例，範疇界定原則如下：

範疇 1：直接排放源

自組織所擁有或控制的溫室氣體源排放之溫室氣體。包括化石燃料產生的溫室氣體排放；生物、物理或化學等產生溫室氣體排放之製程；原料、產品、廢棄物與員工交通等運輸、逸散性溫室氣體排放源。

化石燃料產生的溫室氣體排放：指設備包括汽電共生設備，因使用化石燃料會產生溫室氣體排放，如鍋爐、沸石轉輪、熔爐、燃燒爐、蒸汽渦輪機、加熱爐、引擎及燃燒塔等。

生物、物理或化學等產生溫室氣體排放之製程：物理或化學製程之排放，例如 PFCs、CO₂、N₂O、CH₄ 自製程中的排放。

逸散性溫室氣體排放源：有意與無意的排放，如從設備之維修、演習、接合處、密封處、傾料、填塞物等之排放。亦可能從煤堆、廢水處理廠、礦坑、冷

卻水塔、瓦斯加工設備等運作時之排放。包括中央滅火設備（CO₂、HFCs）、移動式滅火器（CO₂）、高中壓電盤-GCB（SF₆）、化糞池(CH₄)、中央空調冰水機(HFCs)。

範疇 2：能源間接排放源

組織使用由組織邊界外部所供應的電力、熱及蒸汽所產生之溫室氣體排放。因出口/外售電力、熱或蒸汽的產生所造成的排放會涵蓋在範疇 1 之內，在有輔助資訊的情況下分開報告。

範疇 3：其他間接排放源

不在研究盤查之範疇內由組織活動產生之溫室氣體排放，非屬能源間接溫室氣體排放，包含廢棄物清運及處理與員工交通等運輸(指交通運輸設備之燃料燃燒，包括汽車、卡車、火車、飛機及船舶)等。但由其他組織所擁有或控制的溫室氣體源。此一部份本研究僅列出排放源，不列入計算。

3.3.3 盤查溫室氣體種類

依循 CNS 14064-1 定義之 6 種溫室氣體，以及考量某廠之活動、產品與服務之狀況，所盤查之溫室氣體種類及範圍包括二氧化碳（CO₂）、甲烷（CH₄）、氧化亞氮（N₂O）、氫氟碳化物（HFCs）、全氟碳化物（PFCs）、六氟化硫（SF₆）等，製程所產生二氧化碳，採「排放係數法」之方式進行排放量之換算。

3.3.4 溫室氣體排放或移除數據之選擇與管理

排放係數為溫室氣體盤放量化的重要依據，其為將每單位原燃物料使用量換算成產生溫室氣體排放量，為求量化數據準確，通常應採用現場或本土化之數據較為恰當，然按目前國內對於排放係數研究仍稍嫌不足，因此本研究排放係數選定原則為，優先使用自行研發之係數，其次為區域性係數，若無適用之排放係數時，則採用國際公告之適用係數。

本研究非 PFCs 之溫室氣體排放係數以 IPCC 或環保署國家溫室氣體登錄平台所公佈之最新排放係數資料為準。盤查工具資料來源為則選擇經濟部工業局工業溫室氣體盤查工具軟體 4.1 版；全球暖化潛勢(GWP)資料來源為 IPCC 第四次評估報告(2007)^[30]。

3.3.5 排放源量化

量化計算之模式主要採用「排放係數法」，即燃料量乘以排放係數而得出，對於其他溫室氣體如 CH_4 與 N_2O 之排放，除計算出其排放量外，並應對照「IPCC 全球暖化潛勢」乘以二氧化碳當量($\text{CO}_2\text{-e}$)以二氧化碳排放量表示之。

排放量 = 適當的活動強度數據 \times 排放係數

在原始數據在展開計算之前，先進行單位的換算，目的為換算成系統中所內定之單位值如公斤或噸等。其中，因中段及後段廠區為租賃廠房，則將依與各家公司協調之比例進行用電量分攤。

各廠區相關計算公式如下：

前段廠(A 廠)：

A. 能源溫室氣體排放量： $\text{CO}_2/\text{CH}_4/\text{N}_2\text{O}$ (公噸/年) = 用量(年) \times $\text{CO}_2/\text{CH}_4/\text{N}_2\text{O}$ 因子

B. 廢水厭氧處理 CH_4 排放量： CH_4 (公噸/年) = 人數 \times BOD 排放因子(公噸 $\text{CH}_4/\text{公噸-BOD}$) \times 平均污水濃度(mg/L) \times 10^{-6} (mg/Kg) \times 工作天數(天) \times 工作時數(小時) \times 每人每小時廢水量(公升/小時) \times 化糞池處理效率(%)

C. $(\text{CH}_4/\text{N}_2\text{O}/\text{PFCs}/\text{HFCs}/\text{SF}_6)\text{CO}_{2\text{-e}}$ (公噸/年) = $\text{CH}_4/\text{N}_2\text{O}/\text{PFCs}/\text{HFCs}/\text{SF}_6$ 排放量 (公噸/年) \times $(\text{CH}_4/\text{N}_2\text{O}/\text{PFCs}/\text{HFCs}/\text{SF}_6 \text{ GWP})$

D. VOCs 排放量 = VOCs 處理量(千立方公尺/年) \times VOCs 出口濃度(ppm) / (1-燃燒設備效率) \times 10^{-6} (mg/Kg) / $22.4 \times 44 \times$ VOCs 捕集效率 \times 燃燒設備效率

E. 總 $\text{CO}_{2\text{-e}}$ 公噸/年 = CO_2 (公噸/年) + $(\text{CH}_4)\text{CO}_{2\text{-e}}$ (公噸/年) + $(\text{N}_2\text{O})\text{CO}_{2\text{-e}}$ (公噸/年) + $(\text{HFCs})\text{CO}_{2\text{-e}}$ (公噸/年) + $(\text{PFCs})\text{CO}_{2\text{-e}}$ (公噸/年) + $(\text{SF}_6)\text{CO}_{2\text{-e}}$ (公噸/年)

中段廠(B 廠)：

A. 能源間接溫室氣體排放量： $\text{CO}_2/\text{CH}_4/\text{N}_2\text{O}$ (公噸/年) = 用量(年) \times $\text{CO}_2/\text{CH}_4/\text{N}_2\text{O}$ 因子

B. 廢水厭氧處理 CH_4 排放量： CH_4 (公噸/年) = 人數 \times BOD 排放因子(公噸 $\text{CH}_4/\text{公噸-BOD}$) \times 平均污水濃度(mg/L) \times 10^{-6} (mg/Kg) \times 工作天數(天) \times 工作時數(小時) \times 每人每小時廢水量(公升/小時) \times 化糞池處理效率(%)

C. $(\text{CH}_4/\text{N}_2\text{O}/\text{PFCs}/\text{HFCs}/\text{SF}_6)\text{CO}_{2\text{-e}}$ (公噸/年) = $\text{CH}_4/\text{N}_2\text{O}/\text{PFCs}/\text{HFCs}/\text{SF}_6$ 排放量 (公噸/年) $\times \text{CH}_4/\text{N}_2\text{O}/\text{PFCs}/\text{HFCs}/\text{SF}_6$ GWP

D. 總 $\text{CO}_{2\text{-e}}$ 公噸/年 = CO_2 (公噸/年) + $(\text{CH}_4)\text{CO}_{2\text{-e}}$ (公噸/年) + $(\text{N}_2\text{O})\text{CO}_{2\text{-e}}$ (公噸/年) + $(\text{HFCs})\text{CO}_{2\text{-e}}$ (公噸/年) + $(\text{PFCs})\text{CO}_{2\text{-e}}$ (公噸/年) + $(\text{SF}_6)\text{CO}_{2\text{-e}}$ (公噸/年)

後段廠(C 廠)：

A. 能源溫室氣體排放量： $\text{CO}_2/\text{CH}_4/\text{N}_2\text{O}$ (公噸/年) = 用量(年) $\times \text{CO}_2/\text{CH}_4/\text{N}_2\text{O}$ 因子

B. 廢水厭氧處理 CH_4 排放量： CH_4 (公噸/年) = 人數 $\times \text{BOD}$ 排放因子(公噸 $\text{CH}_4/\text{公噸-BOD}$) \times 平均污水濃度(mg/L) $\times 10^{-6}$ (mg/Kg) \times 工作天數(天) \times 工作時數(小時) \times 每人每小時廢水量(公升/小時) \times 化糞池處理效率(%)

C. $(\text{CH}_4/\text{N}_2\text{O}/\text{PFCs}/\text{HFCs}/\text{SF}_6)\text{CO}_{2\text{-e}}$ (公噸/年) = $\text{CH}_4/\text{N}_2\text{O}/\text{PFCs}/\text{HFCs}/\text{SF}_6$ 排放量 (公噸/年) $\times \text{CH}_4/\text{N}_2\text{O}/\text{PFCs}/\text{HFCs}/\text{SF}_6$ GWP

D. 總 $\text{CO}_{2\text{-e}}$ 公噸/年 = CO_2 (公噸/年) + $(\text{CH}_4)\text{CO}_{2\text{-e}}$ (公噸/年) + $(\text{N}_2\text{O})\text{CO}_{2\text{-e}}$ (公噸/年) + $(\text{HFCs})\text{CO}_{2\text{-e}}$ (公噸/年) + $(\text{PFCs})\text{CO}_{2\text{-e}}$ (公噸/年) + $(\text{SF}_6)\text{CO}_{2\text{-e}}$ (公噸/年)

3.3.6 不確定性評估

溫室氣體盤查作業本身具有科學與估算上的不確定性，為達到數據品質持續改善目的，因此進行不確定性評估。盤查作業的不確定性，可區分為模式的不確定性與參數的不確定性。由於模式的不確定性比較複雜，因此暫不列入本次不確定性的評估範圍。

參數的不確定性指的是量化參數的不確定性，包括活動數據與排放係數的不確定性。活動數據的不確定性可依下列三種等級區分 1.自動連續量測 2.定期量測(抄表) 3.自行推估，得分依序為 6、3、1，分數愈高表示數據愈佳，不確定性也就愈低。排放係數分六種類別：1.量測/質能平衡係數 2.製程/設備經驗係數 3.製造廠提供係數 4.區域排放係數 5.國家排放係數 6.國際排放係數，分數依序為 6 至 1。儀器的校正頻率分為規定執行校正工作且校正結果在容許誤差範圍內(6

18 溫室氣體排放調查與減量研究-以某 LED 公司為例

分)、依規定執行校正工作但校正結果超出容許誤差範圍內或無法執行校正但數據來源可供查證(3分)、未依規定執行校正工作(1分)等。本次盤查使用如表4數據品質等級評分表及表5數據分級作業結果及溫室氣體數據及資訊品質等級評分對照表進行估算。

表 5 數據品質等級評分表

數據等級 類別		數據品質等級					
活動數據	X=6 分		Y=3 分			Z=1 分	
	自動連續量測		定期量測(抄表、採購單)			自行推估	
排放係數	A=6 分		M=3 分			S=1 分	
	量測/質量平衡所得係數	同製程/設備經驗係數	製造廠提供係數	區域排放係數	國家排放係數	國際排放係數	
校正頻率	L=6 分		M=3 分			S=1 分	
	依規定執行校正工作且校正結果在容許誤差範圍內		依規定執行校正工作但校正結果超出容許誤差範圍內 無法執行校正但數據來源可供查證			未依規定執行校正工作	

表 6 數據分級作業結果及溫室氣體數據及資訊品質等級評分對照表

項目 類別		活動強度	排放係數	儀器校正狀況	平均得分	項目 類別		活動強度	排放係數	儀器校正狀況	平均得分
第一級	X(6)	A(6)	L(6)	6.0		第三級	X(6)	D(3)	S(1)	3.3	
	X(6)	B(5)	L(6)	5.7			Y(3)	C(4)	M(3)	3.3	
	X(6)	C(4)	L(6)	5.3			Y(3)	F(1)	L(6)	3.3	
	Y(3)	A(6)	L(6)	5.0			Z(1)	E(2)	L(6)	3.0	
	X(6)	A(6)	M(3)	5.0			X(6)	E(2)	S(1)	3.0	
	X(6)	D(3)	L(6)	5.0			Z(1)	B(5)	M(3)	3.0	
第二級	X(6)	E(2)	L(6)	4.7		第四級	Y(3)	B(5)	S(1)	3.0	
	Y(3)	B(5)	L(6)	4.7			Y(3)	D(3)	M(3)	3.0	
	X(6)	B(5)	M(3)	4.7			Z(1)	A(6)	S(1)	2.7	
	X(6)	F(1)	L(6)	4.3			Z(1)	C(4)	M(3)	2.7	
	Z(1)	A(6)	L(6)	4.3			Z(1)	F(1)	L(6)	2.7	
	X(6)	A(6)	S(1)	4.3			Y(3)	C(4)	S(1)	2.7	

項目 類別	活動強度	排放係數	儀器校正狀況	平均得分	項目 類別	活動強度	排放係數	儀器校正狀況	平均得分
第三級	Y(3)	C(4)	L(6)	4.3	第五級	Y(3)	E(2)	M(3)	2.7
	X(6)	C(4)	M(3)	4.3		X(6)	F(1)	S(1)	2.7
	X(6)	B(5)	S(1)	4.0		Y(3)	D(3)	S(1)	2.3
	Y(3)	A(6)	M(3)	4.0		Z(1)	B(5)	S(1)	2.3
	Z(1)	B(5)	L(6)	4.0		Z(1)	D(3)	M(3)	2.3
	Y(3)	D(3)	L(6)	4.0		Y(3)	F(1)	M(3)	2.3
	X(6)	C(4)	S(1)	3.7		Y(3)	E(2)	S(1)	2.0
	X(6)	E(2)	M(3)	3.7		Z(1)	C(4)	S(1)	2.0
	Z(1)	C(4)	L(6)	3.7		Z(1)	E(2)	M(3)	2.0
	Y(3)	E(2)	L(6)	3.7		Z(1)	D(3)	S(1)	1.7
	Y(3)	B(5)	M(3)	3.7		Z(1)	F(1)	M(3)	1.7
	X(6)	F(1)	M(3)	3.3		Y(3)	F(1)	S(1)	1.7
	Z(1)	A(6)	M(3)	3.3		Z(1)	E(2)	S(1)	1.3
	Y(3)	A(6)	S(1)	3.3		Z(1)	F(1)	S(1)	1.0
	Z(1)	D(3)	L(6)	3.3					

• 等級評分對照表將數據品質區分成五級，級數越小表示其數據品質越佳

• 數據評分範圍分佈

- 第一級： $>=5.0$;
- 第二級： $<5.0, \geq 4.0$
- 第三級： $<4.0, \geq 3.0$
- 第四級： $<3.0, \geq 2.0$
- 第五級： <2.0

3.4 Local Scrubber 尾氣燃燒測試

為確認 CF_4 尾氣排放濃度，本研究與工研院量測技術發展中心合作，委託 UniGA 檢測公司進行分析測試，評估通入不同氣體的 CF_4 削減率。

3.4.1 採樣分析方法

尾氣處理設備(Local Scrubber,L/S)現場效能評估，主要係用兩台紅線分析光譜儀(TPU ATLAS, Edward,FTIR)進行 L/S 進出口端管路內的氣體濃度分析，並進一步計算及破壞移除效率(Destruction Removal Efficiency,DRE)，其採樣示意圖如圖 13 所示。

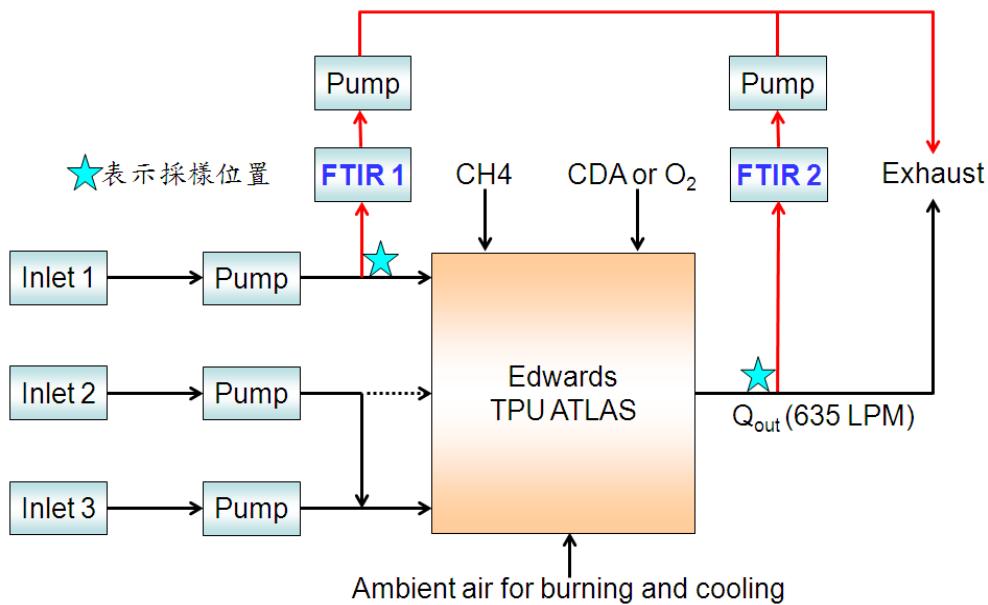


圖 13 採樣示意圖

3.4.2 製程及設備基本資料

本研究評估之 Local scrubber 及製程機台的基本資料如表 7 所示，Local scrubber 是屬於燃燒式，其主要為通入不同氣體，分析不同條件下 CF₄ 削減率。

3.5 節能專案執行

中後段製程溫室氣體排放源以範疇二電力為主(如表)，透過內部跨功能小組 (CFT=Cross Functional Team)組織推行能力，分析各廠作業環境測定照度能資源數據部份，仍有調整改善空間。依職業安全衛生法作業環境測定實施辦法規定，每年需執行 2 次的作業環境測定，經查各年度照度檢測數值均遠高於法定標準表 4，其結果顯示部份區域於照明能源使用上有很大的改善空間，為提昇能源使用效率，故進行照明改善評估，同時平行展開至各廠，推行步驟如圖 13。

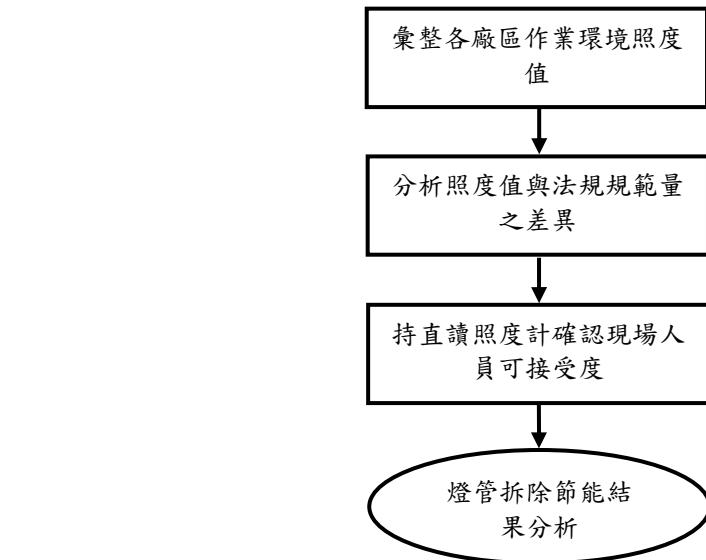


圖 14 照明節能推行步驟

表 7 職業安全衛生設施規則第 313 條，各場所或作業別照度表

照度表		照明種類
場所或作業別	照明米燭光數	
室外走道、及室外一般照明	二○米燭光以上	場所別採全面照明， 作業別採局部照明
一、走道、樓梯、倉庫、儲藏室堆置粗大物件處所。 二、搬運粗大物件，如煤炭、泥土等。	五○米燭光以上	一、全面照明 二、全面照明
一、機械及鍋爐房、升降機、裝箱、精細物件儲藏室、更衣室、盥洗室、廁所等。 二、須粗辨物體如半完成之鋼鐵產品、配件組合、磨粉、粗紡棉布極其他初步整理之工業製造。	一○○米燭光以上	一、全面照明 二、局部照明
須細辨物體如零件組合、粗車床工作、普通檢查及產品試驗、淺色紡織及皮革品、製罐、防腐、肉類包裝、木材處理等。	二○○米燭光以上	局部照明
一、須精辨物體如細車床、較詳細檢查及精密試驗、分別等級、織布、淺色毛織等。 二、一般辦公場所	三○○米燭光以上	一、局部照明 二、全面照明
須極細辨物體，而有較佳之對襯，如精密組合、精細車床、精細檢查、玻璃磨光、精細木工、深色毛織等。	五○○至一○○○米燭光以上	局部照明
須極精辨物體而對襯不良，如極精細儀器組合、檢查、試驗、鐘錶珠寶之鑲製、菸葉分級、印刷品校對、深色織品、縫製等。	一○○○米燭光以上	局部照明

四、結果與討論

4.1 溫室氣體盤查結果

本研究對象係台灣北部某 LED 製造公司為例，該公司以垂直整合的營運模式，涵蓋整個 LED 製程，從原物料至成品模組產出，透過獨特一條龍經營政策，可更加完整分析生產製造過程中所有產出的溫室氣體種類及數量，依廠別及製程特性分別如下：(1)A 廠：前段磊晶(Epi)、晶粒(Chip)；(2)B 廠：中段封裝(Package)；(3)C 廠：後段照明模組(Light Module)。

研究方法參考 CNS14064-1 標準與 WBCSD/WRI 溫室氣體盤查議定書之建議要求規劃設計，盤查 A 廠 2009 下半年至 2010 上半年間溫室氣體排放範疇及總量比重值，其結果如表 8 所示，溫室氣體總排放量為 14,240.0 公噸 CO₂-e/年，主要為範疇二電力排放，其排放量為 10,880.2 公噸 CO₂-e /年(佔總排放量 76.4%)，而範疇一製程則排放 3,359.8 公噸 CO₂-e/年(佔總排放量 23.6%)。

表 8 A 廠溫室氣體排放範疇及總量比重值(公噸 CO₂-e/年)

氣體種類	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	PFCs	HFCs	SF ₆	總計
範疇一	493.3	61.3	51.7	2,753.5	0.0	0.0	3,359.8
百分比(%)	3.5%	0.4%	0.4%	19.3%	0.0%	0.0%	23.6%
範疇二	10,880.2	---	---	---	---	---	10,880.2
百分比(%)	76.4%	---	---	---	---	---	76.4%
總計排放量	11,373.5	61.3	51.7	2,753.5	0.0	0.0	14,240.0
總量百分比(%)	79.9%	0.4%	0.4%	19.3%	0.0%	0.0%	100.0%

A 廠電力供給對象主要為廠內所有電器設備，在此盤查期間 A 廠電力使用碳排放量調查如表 9 所示，由結果可以看到 2010 上半年碳排放量較 2009 下半年增加 2.03 倍，其原因为 A 製造廠在此期間進行擴廠(B 廠成立 2009/06)並引進大量生產機台投入量產，以導致生產用電量大幅成長，間接使範疇二碳排放量增加。

表 9 A 廠電力使用及碳排放量調查

電力使用	使用期間	使用/外售量 (千度/年)	排放係數 1 (公噸 CO _{2-e} /千度)	氣體排放量 (公噸 CO _{2-e} /年)	總排放量 (公噸 CO _{2-e} /年)
外購電力	2009 下半年	5,831.2	0.616	3,592.6	10,880.2
	2010 上半年	11,904.0	0.612	7,287.6	

註：1.排放係數資料來源為經濟部能源局，2011。

表 10 為 A 廠範疇一溫室氣體排放種類及排放量(CO_{2-e} 公噸/年)統計，由結果可以得知範疇一溫室氣體貢獻度由高至低分別依序為 PFCs 佔 82.0%、CO₂ 佔 14.7%、CH₄ 佔 1.8%、N₂O 佔 1.5%。PFCs 在範疇一溫室氣體排放量所佔比例最高，其排放源為半導體/光電蝕刻製程中使用的四氟化碳(carbon tetrafluoride，CF₄)，在此盤查期間 CF₄ 的使用量約為 450.0 kg/年，然 CF₄ 實際製程利用率僅約 17.2% [1-(0.9*0.92)]，而依表 15 實驗報告指出現有 Local Scrubber 通入 CDA 進行 CF₄ 尾氣燃燒處裡，無法有效達削減效果，此結果導致約 82.8% 之 CF₄ 殘氣直接排放於大氣，造成溫室氣體排放量大增，產生環境直接衝擊。

雖通入氧氣(O₂)作為燃料 CF₄去除效率可達 94.9%(表 13)，但通入氧氣除了需高成本外，現場放置區域也是另一重要考量因素，此外，通入純氧後也易生成氧化物結晶(SiO₂)造成 Local Scrubber 管路阻塞，故此法在業界較不常見。

CO₂ 排放來源主要來自於 CH₄ 及 VOCs 的使用，CH₄ 及 VOCs 為 Local Scrubber 及沸石轉輪系統燃料。緊急柴油發電機運作時機只有在工廠進行年度歲修或遇停電時才運作，屬非經常性運作機械，在不確定性分析上數據評比為第五級(數據評分範圍一至五，級數越大表示其數據品質越差)。

2009 下半年至 2010 上半年盤查期間所產生之 CO₂ 排放量約佔範疇一 1.2%；CH₄ 排放來源為化糞池內甲烷菌之厭氧分解活動，此數據來源資料與 A 廠內雇用員工人數、生活型態等人員作息相關，由經驗公式推算出盤算期間內化糞池產出之溫室氣體排放量約 61.2 公噸 CO_{2-e}/年。

24 溫室氣體排放調查與減量研究-以某 LED 公司為例

表 10 A 廠範疇一溫室氣體排放種類及排放量($\text{CO}_{2\text{-e}}$ 公噸/年)

排放源類別	排放源	活動強度 數據評分	排放係數 數據評分	儀器校正 狀況	平均 積分	數據 等級	溫室氣體 種類	排放量	百分比 (%)	加權平均 積分
固定式燃燒	天然氣(NG)	6	2	6	4.67	第二級	CO_2	255.2	7.6%	0.143
	柴油	1	2	1	1.33	第五級	CO_2	39.4	1.2%	0.001
非標準燃料 與冷媒	溶劑、噴霧劑	6	2	1	3.00	第三級	CO_2	0.5	<0.1%	0.000
	VOCs	3	6	6	5.00	第一級	CO_2	198.6	5.9%	0.032
燃燒及逸散	化糞池	1	1	1	1.00	第五級	CH_4	61.2	1.8%	0.004
	半導體 光電製程	6	1	1	2.67	第四級	PFCs	2,753.5	82.0%	0.123
製程排放	其他製程排放源	6	2	1	3.00	第三級	N_2O	51.5	1.5%	0.005

為比較 LED 不同製程特性溫室氣體排放量之差異，故同時盤查 2011 年期間 A 廠、B 廠及 C 廠間溫室氣體排放貢獻度，盤查結果如表 11 所示，由結果看出 A 廠範疇一佔其排放量 39.9%，範疇二佔 60.1%；B 廠及 C 廠範疇一則佔 0.5%，範疇二佔 99.5%。

由此可知 LED 即使在不同製程，半數以上溫室氣體排放源仍來自於範疇二電力間接排放，此排放源比例趨勢比於中、後段製程更為顯著。原因係中、後段製程以物理性製程機台為主，進行 LED 固晶、打線、封裝、模組，製程中所使用最大宗之化學品為僅為乙醇(非溫室氣體來源)，相較於前段 Epi、Chip 製程使用大量特殊氣體(如： NH_2 、 CF_4 等)及化學品(如：蝕刻液、光阻液、顯影液)而言相較單純，所以中、後段廠範疇一的溫室氣體排放量僅佔總 LED 整體製程的 0.5%。

在 LED 製造過程中，前段 Epi、Chip 製程佔總排放量 68.1%，中段封裝製程佔 11.1%，後段照明模組製程佔 20.8%，排除製程基本電力能源消耗以外，前段光電/半導體製程仍是 LED 製造過程中溫室氣體最主要排放源(佔 94.4%)。

表 12 為各廠區 2011 年範疇一的溫室氣體排放種類及排放量($\text{CO}_{2\text{-e}}$ 公噸/年)，由盤查結果可得知中、後段廠製程關無需使用 Local Scrubber 及沸石轉輪系統，因此大幅減少尾氣處理燃燒所產生的 CO_2 排放。

表 11 各廠溫室氣體排放範疇及總量比重值(公噸 CO₂-e/年)

廠區	項目	範疇一	範疇二	總計
A	排放量	17,125.9	2,5821.7	42,947.6
	百分比(%)	39.9%	60.1%	100.0%
	總排放量(%)	27.1%	40.9%	68.1%
B	排放量	32.3	6,983.8	7,016.1
	百分比(%)	0.5%	99.5%	100.0%
	總排放量(%)	0.1%	11.1%	11.1%
C	排放量	63.5	13,067.5	13,131
	百分比(%)	0.5%	99.5%	100.0%
	總排放量(%)	0.1%	20.7%	20.8%

表 12 各廠 2011 範疇一溫室氣體排放種類及排放量(CO₂-e 公噸/年)

廠區	排放源類別	排放源	活動強度 數據評分	排放係數 數據評分	儀器校正 狀況	平均 積分	數據 等級	溫室氣體 種類	排放量	百分比 (%)	加權平均 積分
A	固定式燃燒	天然氣 (NG)	6	2	6	4.67	第二級	CO ₂	243.46	1.4%	0.040
		汽油	3	2	3	2.67	第四級	CO ₂	0.13	0.0%	0.000
		柴油	1	2	1	1.33	第五級	CO ₂	39.42	0.2%	0.001
B	非標準燃料 燃燒及逸散	溶劑、噴霧劑 與冷媒	3	2	3	2.67	第四級	CO ₂	0.45	0.0%	0.000
		VOCs	3	6	6	5.00	第一級	CO ₂	70.70	0.4%	0.008
		化糞池	1	1	1	1.00	第五級	CH ₄	93.27	0.5%	0.002
C	製程排放	半導體 光電製程	6	1	1	2.67	第四級	PFCs	16,171.51	94.4%	1.010
		其他製程 排放源	6	2	1	3.00	第三級	N ₂ O	506.90	3.0%	0.036
		固定式燃燒	汽油	3	1	6	3.33	第二級	CO ₂	0.07	0.2%
B	非標準燃料 燃燒及逸散	溶劑、噴霧劑 與冷媒	3	1	6	3.33	第二級	CO ₂	0.19	0.6%	0.000
		製程排放	化糞池	3	1	1	1.67	第五級	CH ₄	32.07	99.2%
C	固定式燃燒	汽油	3	1	6	3.33	第二級	CO ₂	0.04	0.1%	0.000
		非標準燃料 燃燒及逸散	溶劑、噴霧劑 與冷媒	3	1	6	3.33	第二級	CO ₂	0.40	0.6%
	製程排放	化糞池	3	1	1	1.67	第五級	CH ₄	63.03	99.3%	0.008

4.2 節能省電專案-廠區照明改善專案

由表 11 各廠溫室氣體排放範疇及總量比重值(公噸 CO₂-e/年)結果得知，範疇二電力間接碳排放量佔整體 LED 製程 72.7%，屏除因生產所需無法避免之機台/設備用電部分外，藉由跨功能小(CFT=Cross Functional Team)手法推動各廠區用電減量政策，同時配合職業安全衛生法要求實施作業環境測定，針對各廠區每半年進行照度測定，評估照明用電量之改善空間。

本次研究考量後段 C 廠非客戶重點參訪廠區，同時作業特性主要為人力加工，因此選擇 C 廠作為照明用電主要評估對象。

表 13 為 C 廠照明改善前、後對照表，由結果可以看到照度檢測值在改善前均遠高於法定標準(職業安全衛生法)。若以現有法規標準值與各區域照度檢測值比較，則辦公室座位區高於法規標準約 2.7 倍、公共區域走道約 4.8 倍、庫房約 17.2 倍、門禁辦公處約 2.2 倍、無塵室作業區約 2.7 倍、其他精密作業區約 1.9 倍，顯示照明能源在使用上有極大可調整改善的空間。

為避免過多能源使用消耗浪費，在詢問現場作業人員對於照明強弱之主觀感受，並經一級主管同意後，以人工旋燈管方式進行現場燈管拆卸調整。調整後各測量點位以符合法規為最低要求，辦公室座位照度較調整前減少 50.5%、公共區域走道減少 33.2%、庫房減少 69.6%、門禁辦公處減少 30.4%、無塵室作業區減少 52.1%、其他精密作業區減少 48.4%，其中以庫房照度減少比例佔最多，因該區域主要為暫存原物料使用，人員作業僅為短暫性進料及出料，詢問現場作業人員亦表示建議可降低照度至 100+ Lux，故庫房經調整後照度減少比例為最多。

表 13 C 廠照明(Lux)作業環境測定結果

區域	法規標準 (Lux)	改善前照度值 (Lux)	改善後照度值 (Lux)	照度減少 比例(%)	現場建議值 (Lux)
辦公區座位	300	796.8	393.3	50.6%	400+
公共區域走道	50	239.7	160.0	33.2%	50+
庫房	50	860.5	261.5	69.6%	100+
門禁辦公處	300	657.5	457.5	30.4%	400+
無塵室作業區 域	300	809.2	387.9	52.1%	400+
其它精密作業 區	500+	959.4	495.0	48.4%	500+

經由 CFT 小組執行用電減量專案後，評估其環境及成本效益，各廠節能改善效益評估如表 14 所示，由結果得知前段 A 廠旋下 152 根 28W 的燈管，共節省 37,283 度電量，對於節省成本及減碳效益僅佔總公司比重 4.3%，分析其原因为 A 廠為 LED 前段製程重點廠區，考量客戶觀感及上級主管要求，能旋下之燈管數量有限，對於節省照明用電助益亦有限。

B 廠為租賃廠區，公共區域採與其他公司共用制，並非獨立自設之廠房(租賃範圍約為廠房屋面積的 1/6)，雖旋下之燈管數量為 140 支，然其燈管主要瓦數為 58W(佔數量 50.0%)，因此可節省 55,854 度的電量，占總節能比重 6.5%；而 C 廠共旋下 2,676 根燈管，預估每年可節省 729,426 度電量，電費成本可節省 1,538,852 元/年，碳排放量可減少 47.89 公噸 CO₂-e/年，佔整體節能比重 89.2%。

在本節能省電專案研究中，參照職業安全衛生設施規則第 313 條法定照度規範數值，以及比對實際執行作業環境測定結果，執行現有 LED 公司照度減量專案計畫，每年預約可節省 1,725,124 元並減少 527.96 公噸之碳排放量，顯示 LED 廠在節能減碳部分仍有進步空間。

表 14 各廠節能改善效益評估

廠區	燈管瓦數 (W)	旋下燈管數	節省電量 (KWH)	累計節省成本 (元/年)	累計減碳排放 (CO _{2-e} 公噸/年)
A	28	152	37,283	74,565	22.89
	29	44	11,178		
B	40	26	9,110	111,708	34.18
	58	70	35,566		
	14	47	5,764		
	16	180	25,229		
C	18	67	10,565		
	28	86	21,094	1,538,852	470.89
	32	1,350	378,432		
	38	179	59,586		
	40	767	268,757		
總節省成本(元/年)				1,725,124	527.96

4.3 CF₄ Local Scrubber 尾氣燃燒測試

A 廠前段製程除範疇二外電力排放外，由表 12 各廠 2011 範疇一溫室氣體排放種類及排放量得知，排放源以光電/半導體製程排放源以 PFCs/物種 CF₄ 為大宗(佔 94.4%)，溫室氣體排放量為 16,171.51 CO_{2-e} 公噸。

此外，由表 9 各廠溫室氣體排放範疇及總量比重值數據看出，A 廠範疇一溫室氣體排放量佔三廠總排放量的 27.1%。

總和上述幾點，以 LED 製程為例，範疇一的排放源為前段製程貢獻度最大。為求能重點控制溫室氣體排放量，除因製程需求無法直接取代溫室氣體排放，此研究針對 CF₄ 氣體的後端處理設備 Local Scrubber 處理效率進行評估。

分別通入不同氣體至 Local Scrubber 分析 CF₄ 的破壞移除效率，測試結果如表 15 所示。

Local scrubber 尾氣燃燒通入純氧及 CDA 有截然不同的破壞移除率，純氧可高達 94.9%，僅排放剩下的 5.1%，CDA 的破壞移除率則幾乎為零，相當於溫室氣體無尾氣處理直接排放。

表 15 CF₄ Local Scrubber 尾氣燃燒測試(本研究整理)

TEST	Plasma state	L/S State	CH ₄ (lpm)	O ₂ (lpm)	CDA (lpm)	DRE (%)
1	off	high	33.5	19	0	94.9
2	on	high	39.2	0	16.5	no DRE

五、結論與建議

本研究於探討 LED 製程溫室氣體盤放量盤查中，發現範疇一以前段光電製程(A 廠)為大宗排放源，排放氣體別為 CF₄，所佔比例約為所有廠區範疇一之 72%，依 GHG Protocol 範疇認定屬直接排放，對大氣為直接衝擊，為有效控制溫室氣體盤放量，可由後段處理設備進行尾氣去除，以減少溫室氣體排放量，範疇二中後段製程之大宗排放源，佔 99%以上。

5.1 結論

A 廠範疇一 2009 年上半年度至 2010 年下半年度溫室氣體排放種類及排放量 (CO_{2-e} 公噸/年)，由結果可以得知範疇一溫室氣體貢獻度由多至少分別依序為 PFCs 佔 82.0%、CO₂ 佔 14.7%、CH₄ 佔 1.8%、N₂O 佔 1.5%。其顯示 PFCs 在範疇一溫室氣體排放量貢獻比例最高，排放源主要為半導體/光電蝕刻製程中使用的四氟化碳 CF₄，在此盤查期間 CF₄ 使用量約為 450.0 kg/年。Local scrubber 尾氣燃燒通入純氧及 CDA 有截然不同的破壞移除率，純氧可高達 94.9%，僅排放剩下的 5.1%，CDA 的破壞移除率則幾乎為零，相當於溫室氣體無尾氣處理直接排放。

承上，因純氧與 CDA 成本差異大，大部分企業在溫減法未直接要求的情況下，為降低公司營運成本，鮮少有主動購買純氧或設置氧氣製造站的意願。

LED 不同製程特性溫室氣體排放量之差異大，盤查 2011 年期間 A 廠、B 廠及 C 廠間溫室氣體排放貢獻度，其結果可以看到 A 廠範疇一佔其排放量 39.9%，範疇二佔 60.1%，B 廠及 C 廠範疇一則佔 0.5%，範疇二佔 99.5%。

中後段製程以範疇二間接排放以「用電」為大宗，因後段製程產線設置均為無塵室，為避免調整空調用電影響產線潔淨度，因此本研究則以照明調整為主題，進

行節能專案推行。

照明調整專案有以下幾點優點：

- (1) 提升照明用電效率：依作業內容不同進行照度調整，除有效節能外，部分屬精密作業內容區，可適時提升照度，將照明用電效率發揮至最高極限。
- (2) 無成本：照明燈具調整無額外費用產生，同時，可降低照明用電，公司高階主管及員工接受度高。
- (3) 法規守規性：按作業環境測定規範，事業機構每年皆須依法進行作業環境測定，法規要求照度值方便取得，並可藉此直接對照數據擬定調整規劃，針對高照度低使用之區域，有效率執行適時調整。

在本研究結果可知，藉由作業環境測定結果並且以法規作為照度基準值，將現有 LED 廠進行照度減量專案計畫，每年約可節省 1,725,124 新台幣並減少 527.96 公噸之碳排放量，顯示 LED 廠在節能減碳部分仍有進步空間。

5.2 建議

如製程流程中無使用特氣特化，大多數均以範疇二電力排放為大宗盤放源，建議可針對節能方向進行方案設立宗旨。

LED 前段製程範疇一，以光電製程中，CF₄為大宗排放源，然除台灣非屬附件一國家外，雖溫室氣體減量法草案已通過，然於未正式立法前，事業單位無明確盤查誘因與規範，導致執行效果不彰。建議政府單位應建立完整規範，並明定事業單位進行溫室氣體盤放量化制度。

事業機構推行溫室氣體盤查時，建議可納入 ISO 14001 環境管理系統中推行，除於執行面可進行系統整合外，藉此除溫室氣體量化外，也可成立管理方案，進行後續節能專案推行規劃。

節能方案除照明外，有多種方案可推行，同時，因節能方案伴隨電費，建議事業可於此目標多方思考。

參考文獻

- 1.張碧蓮、蔡春進，「溫室氣體排放調查與減量研究-以某 TFT-LCD 廠為例」，95 年。
- 2.行政院經濟建設委員會，「國家氣候變遷調適政策綱領」，101 年。
- 3.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 PoRtocol 原著作品)，94 年第二版。
- 4.網頁資料 ISO/TC 207/SC 7
- 5.網頁資料：產業溫室氣體資訊網站 <http://iggic.estc.tw/>
- 6.網頁資料：聯合國氣候變化綱要公約網站 <http://www.unfccc.de/>
- 7.網頁資料：氣候變化綱要公約資訊網站 <http://sd.erl.iti.org.tw/fccc>(環保署委託工研院能資所辦理)
- 8.網頁資料：國際能源總署(International Energy Agency) Key World Energy Statistics, 2012 edition
- 9.網頁資料：隆達電子網站 <http://www.lectar.com>，2013。
- 10.德國萊因管理系統服務，「2012 碳管理查驗課程」，2012。
- 11.經濟部能源局，「能源部門溫室氣體減量管理輔導計畫」，102 年。
- 12.陳省南、梨正中，「台灣 LED 照明發展趨勢策略分析」，98 年。
- 13.蕭瑞昌、吳建璋，「溫室氣體盤查制度與活動數據準確性之探討」，98 年。
- 14.網頁資料：<http://www.digitimes.com.tw/>
- 15.網頁資料：中國大陸全國節能減排技術聯盟 <http://www.chinastce.org.cn/>
- 16.行政院環保署，「溫室氣體查證指引」，99 年。
- 17.網頁資料：<http://www.ledinside.com.tw>，102 年。
- 18.網頁資料：<http://www.ledinside.com.tw> 台灣工研院：低價化趨勢下，LED 產業難再現爆發性成長，2013。
- 19.許晃雄，中央研究院環境變遷研究中心，「台灣變遷氣候科學研究報告」，2011 年。

32 溫室氣體排放調查與減量研究-以某 LED 公司為例

- 20.郭荔安、游以德，「溫室氣體盤查與減量措施之探討-以一貫作業煉鋼廠為例」，95 年。
- 21.潘博文、張木彬，「TFT-LCD 廠溫室效應氣體排放量分析」，99 年。
- 22.莊朝棟、張翊峰，「溫室氣體排放減量之推行研究」，101 年。
- 23.陳忠義、楊培侃，「我國溫室氣體管理法制之研究」，101 年。
- 24.謝禎強，GHG 排放源蒐集及技術工具教導及資料彙集及排放量計算量化說明報告，2010.10.11
- 25.溫室氣體-第一部：組織層級溫室氣體排放與移除之量化及報告附指引之規範，中華民國國家標準 CNS14064-1，95 年 7 月 10 日。
- 26.溫室氣體盤查議定書第二版-企業會計與報告標準，社團法人中華民國企業永續發展協會，2005 年 5 月初版
- 27.Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories
- 28.2006 IPCC guidelines for National Greenhouse Gas Inventories
- 29.WLICC 盤查表單
- 30.IPCC 第四次評估報告(2007)

環境影響評估

國外核能設施除役環評施行概況

蔡顯修*、游中揚**、官路***、范姜可涵****

摘要

本文簡要說明美國、加拿大、英國、立陶宛及日本等 5 個國家核能設施除役相關之環評法規及管理機制，並針對研究國家提出 1~3 個核能設施除役案例；因日本之核能設施除役毋須辦理環評，故僅針對美、加、英、立陶宛等 4 個國家分析其核能設施除役環評審查程序及除役環評重要內容、公眾參與及關切議題等項目。

各國環評程序中皆注重資訊透明化及民眾意見表達，除專業審查外，亦透過利害相關者及第三方於各種管道參與環境影響評估文件審查，使環評程序更具整合效力及公正性。經由分析研究案例可知，英國為縮短除役環評審查過程，在進行環境影響評估前可向主管機關要求預申請意見，類似我國範疇界定會議，以釐清環評重點項目；美、加及立陶宛等國皆實施篩選制度及利用矩陣表來判斷各項除役工作對各類型環境因子之影響。研究各國之核能設施除役環評報告顯示，環評報告大多不包含用過核燃料之處置及運輸作業，且除役作業對環境之影響皆屬輕微。

【關鍵字】核能設施、除役、環境影響評估、美國、加拿大、日本、英國、立陶宛

*台灣電力公司環境保護處長

**泰興工程顧問有限公司化工環工總工程師

***泰興工程顧問有限公司專案工程師

****泰興工程顧問有限公司環境工程師

一、前言

因應政府於民國 100 年宣布之核能政策，規劃「確保核安、穩健減核、打造綠能低碳環境、逐步邁向非核家園」之遠景，在既有核能電廠不進行延役之情況下，需依規定展開核電廠除役計畫，並依法辦理環境影響評估作業。藉由本文對各先進國家環評案例之探討，以期對未來我國核能電廠除役環評有所助益，提供各界參考。

在蒐集彙整國外核能設施除役相關資料，基於國情及特性不同分別探討美、加、英、立陶宛及日本對核電廠除役之主管機關與相關環評法規，研究 5 個國家核能設施除役環評作業之主管機關皆為該國主管核能安全之實質運作機關；除日本外，其餘各國皆明訂與核能設施除役相關之環評法規與管理機制。而美國核能設施除役環評程序也與其他國家明顯有異，美國是由核能管制委員會(Nuclear Regulatory Commission, NRC)出版之通用除役核能除役設施環境影響報告書(NUREG-0586: Supplement 1, Generic Environmental Impact Statement on Decommissioning of Nuclear Facilities, Volume 1 and 2, November, 2002)，就除役作業之環境影響作通盤性評估，並規定於何種情況下，核能設施除役須進行環境影響評估作業，若規劃之除役作業方式未超出 NUREG-0586 所評估之範圍，則不須進行環評作業，否則，須進行補充環境影響評估。

本文針對此 5 國共挑選 9 個研究案例探討其除役原因，並簡述其背景資料與除役計畫內容，亦針對其除役環評之基本架構、環境因子調查項目、環境影響評估範圍及項目、核能安全風險評估、廢棄物管理、輻射劑量評估及核能健康風險評估等議題加以探討。除役案例分別為：

1. 美國：Maine Yankee 核電廠、Big Rock Point 核電廠、Zion 核電廠。
2. 加拿大：Bruce 重水廠、Darlington 新建核電廠(僅探討除役計畫)。
3. 英國：Wylfa 核電廠。
4. 立陶宛：Ignalina 核電廠。
5. 日本：東海核電廠、浜岡核電廠。

研究之 5 國在環評程序中皆強調資訊公開並提供公眾意見表達之平台，程序上是由核能行政機關依據核能設施除役之申請單位提出環評文件及其相關資訊後，彙集調查成果與公眾意見後作成審查結論，從中亦可瞭解各國民眾對核能設施除役之關切議題主要為核能安全、廢棄物處理及健康風險相關議題。本文茲就此 4 大主軸：除役相關環評法規及管理機制、除役研究案例、除役環評審查程序及環評涵蓋內容、公眾參與及關切議題加以說明。

二、國外核能設施除役相關環評法規及管理機制

2.1 核能設施除役環評法規

2.1.1 美國

1988 年美國 NRC 始發布核能設施除役之基本規定，並編進聯邦法規內，於 1996 年於聯邦政府官報(federal register) 61 FR 39278 頒布新條例前，NRC 對於核電廠除役之申請，為採個案審查之方式進行，取得執照者於停止運轉之申請開始規劃時，須依聯邦法規 10 CFR 51.53(b)之規定提交除役環境報告書及除役計畫至 NRC 進行審查。1996 年新條例及其相關法規生效後，核能設施除役經營者皆須遵循從新條例之規定辦理^[1]。此新條例包含相關聯邦法規之修訂，如 10 CFR 第 2 部分：美國國內許可執照申請程序之規定(Rules of practice for domestic licensing proceedings and issuance of orders)、第 50 部分：美國國內生產及使用核能設施之許可執照(Domestic licensing of production and utilization facilities)及第 51 部分：美國國內許可執照及相關監管機制之環保法規(Environmental protection regulations for domestic licensing and related regulatory functions)等。

除役前對於除役活動之環境影響檢討是在辦理停機後除役工作報告(Post-Shutdown Decommissioning Activities Report, PSDAR)階段，聯邦法規 10 CFR 50.82(a)(4)(i)規定在永久停止運轉前或後 2 年內須提交停機後除役工作報告至 NRC，其內容須包含除役工作計畫、時程、預估經費及除役作業對環境之影響評估結果，而所提之除役作業需與 NRC 發布之環境相關文件進行比較，及判定除役作業對環境之影響。若預估之環境影響不超過相關文件所評定之範圍，或環

境影響審查報告已有相關資料則毋須另外進行評估作業，僅提供文件證明即可，否則，經營者須提交補充之環境報告。而停機後除役工作報告之內容則應依法規導則 1.185 停機後除役工作報告之標準格式及內容之規定辦理。

2.1.2 加拿大

加拿大核能除役之法規架構分 3 種層級：授權立法(enabling legislation)、規定(requirements)與導則(guidance)。核能除役相關之授權立法，主要目的係為建立一套核能管制制度，並作為規定與導則之依據。加拿大環境評估法(Canadian Environmental Assessment Act)為核電廠除役環評直接相關之主要依據法規，此法之最新修訂版是由加拿大環境評估署(Canadian Environmental Assessment Agency)於 2012 年 7 月發佈，且依此法於 2006 年 8 月另行頒布「廣泛研究條例」(Comprehensive Study List Regulations) 依此條例定義第一級核能設施(含發電量大於 25MW 之電廠)其建造及除役都要進行「廣泛研究」之環境評估。就核能設施而言，該法規定取得執照者進行核能設施之持照程序(licensing process)前，需先向加拿大環境評估署 (Canadian Environmental Assessment Agency, CEAA)提出申請，由環境評估署決定是否進行環評，如須進行環評，則提交環境影響說明書，並由負責機關(responsible authority, RA)審查同意後，方可進行後續程序。

2.1.3 英國

英國與核能除役相關之法規體系，可分為一級立法(primary legislation)及二級立法(secondary legislation)，一級立法旨在建立一套核能管制制度，並作為二級立法依據。核能設施之主要法規多為二級立法。與核能電廠除役環評直接相關之核反應器除役環境影響評估法與其修正案(The Nuclear Reactors Environmental Impact Assessment for Decommissioning, EIADR)即為二級立法。

英國屬於歐盟(European Commission)會員國，1985 年歐盟制定有關特定公共與民間事業環境影響評估指令 85/337/EEC 後，要求各加盟會員國針對環境造成重大影響或有可能影響之公共或民間事業須施行環境影響評估制度。其後於 1991 年批准跨國境環境影響評估之伊斯波公約(Espoo Convention)，而修正 85/337/EEC 指令，並於 1997 年另發佈 97/11/EC，要求各會員國必須在 1999 年 3 月前，完成

相關環評法制之規定，其後並結合公眾參與及環境資訊公開之要求，而制定奧爾胡斯公約(Aarhus Convention)，2003 年歐盟再做部分修正成爲 2003/35/EC 指令。EIADR 即英國爲執行歐盟指令而制定，此法在 1999 年 11 月開始實施，並於 2006 年 4 月頒布其修訂案。本法規定取得執照者進行核能設施除役工作前，需先向衛生安全署 (Health and Safety Executive, HSE) 提出申請，進行環境影響評估並提交環境說明書，由 HSE 審查同意後，方可進行除役作業。EIADR 訂立之主要目的爲：

1. 要求針對除役之核能電廠及核反應器 (除研究裝置其最大功率不超過 1 千瓦之連續熱負載機組外)需進行環評。
2. 決策過程公開透明。
3. 於早期階段進行公眾諮詢並將利益相關者所提之議題納入環評考量要點。

2.1.4 立陶宛

立陶宛與核能設施除役有關之環境影響評估法案爲「籌備經濟活動之環境影響評估法」(Law on Environmental Impact Assessment of the Proposed Economic Activity of the Republic of Lithuania)，由環境部(Ministry of Environment)於 2000 年 4 月頒布。此法案中定義能源工業皆須進行環境影響評估，包括核能電廠、其他核能反應器及其除役作業。

立陶宛之核電廠除役由 Ignalina 1 號機自 2004 年停機開始出現需求，核能安全稽核總局(State Nuclear Power Safety Inspectorate, VATESI)早先於 1999 年制訂 Ignalina 核電廠除役通用規定導則(Guidelines Ignalina Nuclear Power Plant Decommissioning General Requirement)便已幫除役作業訂作未來執行之準則。該導則說明 Ignalina 核電廠、VATESI、中央及地方政府於除役作業過程中所扮演之角色與應盡之責任。導則亦提及須遵照環境法令，如環境保護法(Environmental Protection Act)、環境影響評估法(Environmental Impact Assessment Act)及土地發展法(Land Development Act)，並要求須在除役階段，評估對自然資源之使用與對環境釋出之污染，取得有關證照如污染稅法(Pollution Tax Act)及國有自然資源稅法(State-owned Natural Resources Act)，同時亦須進行環境監測。

2.1.5 日本

日本核能相關法規並未規定核電廠除役作業進行前，須先辦理類似國內環境影響評估及審查等作業，但日本核能相關法條規定於除役計畫中須評估除役活動之影響，惟其對環境之影響，著重於輻射安全及輻射劑量影響。2007 年經濟產業省所轄之原子力安全保安院，委託電力中央研究所針對除役活動可能進行之各項工程作業，所釋放之放射性空浮及廢液對附近民眾之環境影響進行評估，編撰「除役工作環境影響評估手冊」(廃止措置工事環境影響評価ハンドブック) 第 3 版。手冊內容著重於建立正常情況及意外事故發生時，放射性物質之參數與評估模型，以作為除役計畫之參考基準。其他與核電廠除役相關之法規包含：

1. 核原料物質、核燃料物質及原子爐相關規定法，簡稱「原子爐等規制法」(核原料物質、核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律, 1957)
2. 商業核電機組設置、運轉相關規則(実用発電用原子炉の設置、運転等に関する規則, 1978)
3. 核原料物質、核燃料物質及原子爐相關規定施行令(核原料物質、核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律施行令, 1957)
4. 核反應爐拆除時安全確保導則 (原子炉施設の解体に係る安全確保の基本之考え方, 1985)

2.2 核能設施除役管理機制

2.2.1 美國

美國核能電廠主要與除役相關之法規是由 NRC 及環境保護署(Environmental Protection Agency, EPA)共同負責制定。NRC 主要責任為規範民生用核子之副產品如電力、輻射物質及特殊核材料等，以確保大眾之健康與安全，並促進輻射防護事務與環境保護；在核能除役作業過程中所負責之職務涵蓋除役之執照程序、放射性物料運送及處置與廠址外釋準則等，確保工作人員及一般大眾之健康安全。EPA 主要負責核能設施除役最終處置設施之環境監測及制訂最終處置設施之環境及人類輻射曝露標準；在核能除役作業過程中，EPA 之任務為保護民眾免受輻射曝露傷害。

美國 NRC 於 2000 至 2002 年間蒐集已完成除役或正除役中之核能電廠除役資料，針對核電廠除役活動評估可能之環境影響，以確定核能電廠除役對環境之影響修訂補充之 NUREG-0586，供後續除役之核能電廠進行除役時辦理環境影響檢討之準則。

2.2.2 加拿大

加拿大之核能設施由自然資源部(Department of Natural Resources)管轄，核電廠除役計畫之法令制訂、安全確保等責任，由核能安全委員會(Canadian Nuclear Safety Commission, CNSC)負責職掌。CNSC 於 2000 年 6 月制訂除役計畫許可作業(decommissioning planning for licensed activities)為加拿大核能設施除役計畫執行之準則，旨在規定核能設施須儘早提出初期除役計畫(preliminary decommissioning plan)。以目前加拿大新建核能電廠而言，初期除役計畫於辦理建廠環境影響說明書階段就須提出。

停機後執行安全儲存中之核電廠，須於安全儲存結束前，提送詳細除役計畫(detailed decommissioning plan, DDP)及環境評估(environmental assessment)供 CNSC 審核，審核通過後將發給除役執照，核電廠將可進行廠址內放射性設備拆解處置及廢棄物管理等除役作業。DDP 之主要內容包括：

1. 對於包含於初期除役計畫之所有內容做詳細之敘述。
2. 以圖文詳細描述除役之各個領域、組成及結構。
3. 運轉之歷史及任何可能影響除役之事故或意外。
4. 對放射性及其他潛在危害情況之全面且系統性之調查結果。
5. 對每一個除役工作步驟之詳細敘述。
6. 說明除役計畫準備進行階段之公眾諮詢，總結所有問題及解決方案。
7. 組織之專案管理計畫描述。
8. 緊急應變計畫。
9. 品質保證、場址安全、輻射防護、環境監測、人員訓練、人為因素和最終輻射調查計畫。
10. 除役計畫中所包含之聯邦及省級機構列表。

2.2.3 英國

英國與核電廠除役相關之機構為核能除役管理局(Nuclear Decommissioning Authority, NDA)、HSE 及環境署(Environmental Agency, EA)或蘇格蘭環保署(Scottish Environment Protection Agency, SEPA)。

NDA 是依 2004 年頒布之能源法修正案(Energy Act 2004)於 2005 年成立，為非政府部門之公眾機構(non-departmental public body)，並定位為策略機構，不直接負責營運其擁有之廠址，經由契約委外之運作方式，接管英國原子能管制局(United Kingdom Atomic Energy Authority)與英國核能燃料公司(British Nuclear Fuels Limited)所屬核能設施之除役責任，其主管機關為能源暨氣候變遷部(Department of Energy and Climate Change)，於蘇格蘭地區則向蘇格蘭之部會首長負責。NDA 在除役工作方面扮演重要角色，除須訂立除役策略方向外，核電廠取得執照者必須依照此策略提出生命週期計畫(lifetime plan) 送至 NDA 審查。因技術日新月異，NDA 每 5 年進行生命週期計畫審查，若國家政策、法令有變，或技術更新等因素，此計畫亦需作修訂。

HSE 是依工作衛生安全法(Health and Safety at Work etc. Act 1974)成立之非政府部門之公眾機構(non-departmental public body)，負責管制核電廠執照及監管健康安全工作。同時，HSE 亦為核能設施除役前之環境影響評估主管機關。其轄下之核監管室(Office of Nuclear Regulation, ONR) 於 2011 年 4 月成立，旨在監管民用核能工業，核發及撤銷核能相關執照，並負責監察核能安全相關之責任，目前 ONR 正規劃成為獨立運作之法定機構。

英國 EA 與 SEPA 是依環境法(Environment Act 1995)所成立，亦為非政府部門之公眾機構。此二機構皆負有針對民用核能工業為監管日常排放、廢棄核燃料及其它放射性物質之權責。

2.2.4 立陶宛

立陶宛之核能電廠受能源部(Ministry of Energy)管轄，但對於核能電廠除役計畫之法令制訂、安全確保等責任，皆由 VATESI 負責職掌。

於運轉執照核發前須與運轉執照之申請一併提出初步除役計畫(initial

decommissioning plan) 供 VATESI 審核，初步除役計畫應說明核電廠可以停止運轉、概略之除役方法、廢棄物數量及預估除役費用等。核電廠於運轉期間至少每 3 年修正一次初步除役計畫，修正內容以減少環境及民眾影響為主，並允許更新除役方法及廢棄物管理策略。核電廠須於停止運轉前 5 年提送最終除役計畫(final decommissioning plan)供 VATESI 審核，除役作業完成後，核電廠亦須依除役導則之要求提出最終除役報告(final decommissioning report)經 VATESI 同意後，除役執照方得以終止。

2.2.5 日本

因 2011 年 3 月 11 日東北太平洋地震造成福島第一核電廠事故，日本在核電廠安全監管體制上進行大幅度變革，於 2012 年 9 月 19 日成立「原子力規制委員會」，負責管理核能設施及反應器除役之安全監管。原子力規制委員會為環境省之外設單位，其下屬機構為原子力規制廳，地方體制包含原子力規制事務所以及地區原子力安全聯絡調整人員，獨立行政法人則有負責核安檢查及評估之原子力安全基盤機構(Japan Nuclear Energy Safety Organization)、發展核能基礎研究及安全研究之日本原子力研究開發機構(Japan Atomic Energy Agency, JAEA)及進行輻射線醫學研究之放射線醫學綜合研究所(National Institute of Radiological Sciences)，其中 JAEA 於 2011 年 4 月 1 日起屬文部科學省及經濟產業省共同管轄。

原子力委員會(2012 年後已納入原子力規制委員會)於 2005 年發表「原子力政策大綱」，旨在說明反應器除役措施以確保安全為前提，同時促進與當地社區合作並推動技術發展，而商用發電反應器除役措施，應於運轉結束後盡速拆除。藉由參考日本動力示範反應器(Japan Power Demonstration Reactor)之除役成果及經驗，將除役技術、制度與安全規定審查制度應用於商用發電反應器除役。

三、國外核能設施除役相關案例

3.1 美國核能設施除役案例

依據國際原子能總署(International Atomic Energy Agency, IAEA)之動力反應器

42 國外核能設施除役環評施行概況

資訊系統(Power Reactor Information System, PRIS)資料顯示^[2]，美國目前共有 100 部機組運轉中、3 部機組尚在建造中，有 32 部機組處於永久停機狀態，核能發電佔全國發電量之 18.97%。本文研究之三案例背景資料及除役方式說明彙整如表 1。

表 1 美國核能設施除役案例

項目		Maine Yankee 核電廠 ^[3]	Big Rock Point 核電廠 ^[4]	Zion 核電廠 ^[5]
核電廠位置		緬因州	密西根州	伊利諾州北部 密西根湖畔
設施 內容	反應器型式	壓水式(PWR)	沸水式(BWR)	壓水式(PWR)
	最大發電量	860 MWe	67 MWe	1098 MWe
運轉期間		1972 年開始運轉；1996 年 12 月停機；2005 年底完成除役。	1962 年開始運轉；1997 年 8 月停機；2006 年 8 月完成除役。	1 號機於 1973 年、2 號機於次年開始商轉；兩部機組均於 1997 年底停機；預計 2020 年底完成除役。
除役原因		因蒸氣產生器老化於停機後，董事會在 1997 年 8 月基於經濟考量，投票表決通過將反應器永久停止運轉，運轉 24 年。	此機組之容量小，運轉成本高，不具競爭力，故在 1997 年 8 月停止運轉，共運轉 35 年，是美國運轉最久之核電廠。	兩部機組共須花費 4.35 億美元更換蒸汽機組，不敷發電成本，且不具價格競爭力、操作績效不佳，而宣布停止營運。
除役方式		採立即除污及拆除策略(DECON)，除役四階段： 1. 準備及規劃期：初步拆除作業，電廠主要輔助設施及汽機廠房內之大部份零組件拆除；隔離用過核燃料池與電廠其他系統，以便拆除其他系統。用過核燃料將運送至乾式貯存設施前先在用過核燃料池進行貯存。 2. 除污及拆除期：處理受放射性污染設備及物料，拆除反應器壓力槽、壓力調節槽及蒸汽產生器等，並運離電廠。 3. 廠址殘餘污染之清除	原採安全貯存(SAFSTOR)，後改 DECON。除役活動： 1. 用過核燃料移除並貯存於 ISFSI：將用過核燃料從用過核燃料池內轉移至護箱內，放入 ISFSI，待美國能源部處置。 2. 大件設備移除(含主要放射性設備)：進行除污及隔離拆除放置待穩定後，運到許可之處置設施。 3. 化學除污。 4. 拆除碎片去除：將運到國家許可掩埋場處理。 5. 放射性廢棄物處置：放射性廢棄物將運到許可	原選 SAFSTOR，後經重新規劃貯存方式及最終處置地點，改 DECON。除役階段 ^[6] ： 1. 安全貯存休眠期(SAFSTOR Dormancy)：用過核燃料將貯存在用過核燃料池內，並確保放射性污染不會擴散。 2. 除污和拆除準備工作：進行區域特性調查，將各類廢棄物進行分類並量化。 3. 設置 ISFSI 並移轉貯用過燃料和 GTCC 放射性廢棄物。 4. 除役作業：進行除污和拆除工作並準備執照

項目		Maine Yankee 核電廠 ^[3]	Big Rock Point 核電廠 ^[4]	Zion 核電廠 ^[5]
核電廠位置		緬因州	密西根州	伊利諾州北部 密西根湖畔
設施 內容	反應器型式	壓水式(PWR)	沸水式(BWR)	壓水式(PWR)
	最大發電量	860 MWe	67 MWe	1098 MWe
		期：對受污染之結構或 建物表面進行除污作 業，以利未來拆除作 業。 4. 場址恢復供再使用：拆 除建物及場址之恢復 作業。	處理設施處置。 6. 復原土壤及現場：進行 最後調查，確保場址(不 含 ISFSI)完成整治可釋 出使用。 7. 對除役活動潛在影響進 行評估審查，檢討是否 符合規定。	終止計畫書，釐定最終 輻射測量細節及輻射 標準。 5. 當用過核燃料、GTCC 放射性廢棄物及 ISFSI 等皆移除並完成整治 時，除役廠址可釋出。

註：用過核子燃料貯存設施(Independent Spent Fuel Storage Installation, ISFSI)；超 C 類 (Greater Than C Class, GTCC)放射性廢棄物。

3.2 加拿大核能設施除役案例

加拿大目前運轉中之核能機組共 19 組，6 部機組永久停止運轉，核能發電占全國總供電量 16%^[2]，所有核反應器皆為加拿大原子能有限公司(Atomic Energy of Canada Limited)所建之重水式反應器(Canada Deuterium Uranium, CANDU)，使用鈾為燃料，並以重水作為冷卻劑及緩和劑。因加拿大目前並無進行除役之核電廠，故以 Bruce 重水製造廠除役及新建 Darlington 核電廠(含初步除役計畫)之環境影響評估作為研究案例，詳表 2。

表 2 加拿大核能設施除役案例

項目	Bruce 重水製造廠 ^[7]	Darlington 新建核電廠 ^[8]
設施位置	安大略省 Bruce 核電廠廠址內	安大略省既有 Darlington 核電廠廠址 旁
設施內容	設施目的：生產重水以提供 CANDU 作為冷卻劑及緩和劑，設置 4 座重水 製造工廠(plant A ~ D)。	反應器型式：CANDU。 4 部機組總發電量：4800 MWe。
運轉期間	1973 年開始運轉；1998 年 3 月停機； 2012 年完成除役。	2016 年開始運轉；2100 年停止運轉； 預計 2150 年完成除役。
除役原因	因達操作年限，且生產超過 16,000 噸 之重水已足夠提供核電廠使用。在 1998 年 3 月基於經濟考量停止運轉。	本計畫為新建核電廠，預計除役原因為 屆臨使用年限，除役方式目前選擇安全 貯存(SAFSTOR)方式進行除役。

44 國外核能設施除役環評施行概況

項目	Bruce 重水製造廠 ^[7]	Darlington 新建核電廠 ^[8]
	採用立即除污及拆除策略(DECON)拆除重水製造廠。	
除役方式	<p>除役活動預計 7~8 年完成，除役工作完成後進行 3 年之環境監測，除役活動：</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. 除維護廠址之基礎設施，及為維護核電廠完整性而單獨許可之設施外，其餘建物、結構體及重水生產設備須拆解移除。 2. 廠址整治(包含移除瓦礫及受污染土壤)須恢復到一般工業土地使用狀態。 3. 回收再使用可回收材料及設備。 4. 管理除役過程中所產生之固體及液體廢棄物。 	<p>新建核電廠須於辦理建廠環境影響說明書階段提出 PDP，在正式進行除役活動前，則須提出詳細除役計畫(detailed decommissioning plan)。除役步驟：</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. 準備安全貯存階段：移除廠址內之燃料、重水及非放射性設備，約 1.5 至 2 年。 2. 安全貯存及監測階段：安全儲存反應器廠房，並進行環境及放射性物質監測，約 30 至 40 年。 3. 拆解、處置和場地修復階段(dismantling, disposal and site restoration)：取得除役執照後，進行廠址內放射性設備拆解處置及廢棄物管理，約 10 年。

3.3 英國核能設施除役案例

英國 NDA 所轄核能相關之場址共 19 處，其中 10 座核電廠：Berkeley、Bradwell, Hunterston A、Trawsfynydd、Hinkley Point A、Dungeness A、Sizewell A、Oldbury、Chapelcross 及 Wylfa，皆由 Magnox 公司承接其除役相關工作。Wylfa 核電廠為 Magnox 公司所經營之核電廠中最後開始商轉，亦是規模最大之核電廠，其基本資料及除役相關內容詳表 3。

表 3 英國 Wylfa 核電廠除役案例

項目	Wylfa 核電廠 ^[9]
核電廠位置	威爾斯西北方之安格爾西島(Isle of Anglesey, Wales)
設施 內容	2 座氣冷式反應器(GCR)
	980 MWe
運轉期間	1、2 號機分別於 1971 年 11 月與 1972 年 1 月開始商轉；1 號機將於 2014 年停止運轉、2 號機於 2011 年停止運轉；預計 2101 年完成除役。
除役原因	因達預定操作年限(40 年)，兩部機組原訂 2010 年底停止運轉，但 Wylfa 核電廠核燃料移除工作與 Sellafield 放射性廢棄物處置場之再處理率(reprocessing rate)相關，完成核燃料移除時間需往後推，從 2011 年 8 月起至 2015 年方可完成，故提出延役申請，

項目	Wylfa 核電廠 ^[9]
核電廠位置	威爾斯西北方之安格爾西島(Isle of Anglesey, Wales)
設施 內容	反應器型式 最大發電量
	2 座氣冷式反應器(GCR) 980 MWe
	並於 2010 年獲准延役。2 號機因已服役 40 年期滿但未申請延役而停止運轉，目前剩 1 號機繼續運轉，預計在 2014 年底停止運轉，並開始除役工作。
除役方式	採延遲廠址清除(deferred site clearance)，此方案具安全性及經濟優勢，且英國目前並無最終放射性廢棄物貯存場可供使用。預計從停止運轉至最終廠址清理及解除監管為止，約 90 年。除役工作階段： 1. 核燃料移除：此階段預計移除核燃料並清除廠址內 99% 之放射性廢棄物存量，預計 4 年。 2. 監管準備階段(Care & Maintenance Preparations)：將拆除大多數既有建物，反應器廠房部分拆遷及拆除，反應器、一級乾式貯存槽、混凝土壓力容器及鍋爐除外，預計 10 年。 3. 監管階段(Care & Maintenance)：此階段僅留反應器廠房、新建放射性廢棄物貯存廠及安全警衛室於現場，以靜態營運為主。若廠區外之處置場可用時，將移除中階放射性廢棄物並維持例常性之監測及維修工作，預計 66 年。 4. 最終廠址解除管制階段(Final site Clearance)：將廠區內剩餘之廠房建物完全清除，以解除執照並使土地可作為其他用途，預計 10 年。

3.4 立陶宛核能設施除役案例

立陶宛之核電廠除役案例中，最廣為探討之應屬目前尚在除役中且正值除污階段之 Ignalina 核電廠(INPP)為首要對象，加上立陶宛隸屬歐盟成員國，故 INPP 除役不僅受國際原子能總署亦受歐盟管轄及監督，其基本資料及除役相關資料詳表 4。

表 4 立陶宛 Ignalina 核電廠除役案例

項目	INPP ^[10]
核電廠位置	拉脫維亞(Latvia)及白俄羅斯(Belarus)交界處
設施 內容	反應器型式 最大發電量
	2 組 RBMK-1500 型水冷石墨緩和通道式核反應器 1,500 MWe x 2
運轉期間	於 1983 年底開始商轉；1、2 號機分別於 2004 年、2009 年停機；預計 2029 年完成除役工作。
除役原因	兩部機組之設計壽命都是 30 年，但立陶宛政府基於政治考量，認為核電廠之設置目的已不再需要，故立陶宛國會及政府簽署法律文件封閉機組。
除役方式	依 VATESI 批准之 INPP 除役通用規定導則準備除役作業及符合安全要求之相關文件進行除役工作。最終除役計畫起草於 2002 年，2004 年通過 VATESI 審查並取得經濟部長核准。除役活動正式開始前，核

46 國外核能設施除役環評施行概況

項目	INPP ^[10]
核電廠位置	拉脫維亞(Latvia)及白俄羅斯(Belarus)交界處
設施 內容	反應器型式 最大發電量
	2組 RBMK-1500 型水冷石墨緩和通道式核反應器 1,500 MWe x 2
	燃料卸除及非必要之運轉設備都於 1 號機停機後 11 年內(2016 年)完成或拆除，並興建 ISFSF、掩埋場及近地表貯存設施等。預計 1 號機停機後第 29 年(2034 年)完成所有除役工作，可分七大項目，1~3 項為操作許可所涵蓋之活動，4~7 項為須除役執照方可進行之活動，內容如下： 1. 拆除反應器渦輪機房內不必要之系統設備。 2. 拆除反應器廠房中不必要之系統設備。 3. 反應器所有燃料卸載後，拆除反應器廠房中重要設備和電力供應控制系統、反應器冷卻循環水路主管道之低水位通信系統、蒸汽及冷卻水管線、排氣管及除礦水處理設備等。 4. 拆除反應器廠房中主循環迴路除礦水處理系統及特殊通風。 5. 拆除反應器廠房之燃料通道、石墨卸載、內部活性元素和生物之保護濾網。 6. 拆除加熱管主管、消防設備、控制電力供應設備及除氧器、液態廢棄物處理設施、所有通風設備和通風豎井。 7. 拆除建築物，並在無監督情況下安全之完成廠址整治。

3.5 日本核能設施除役案例

2011 年日本 311 大地震導致福島核能事故前，日本國內核電廠共有 54 座在運轉，占日本國內整體發電量 26%^[2]。福島核能事故發生後，2012 年 5 月所有運轉中之核電廠機組全面停機進行檢查，等待新制定之安全標準開始實施，是日本 42 年來首次進入無核電狀態。原僅剩福井縣之大飯核電廠 3、4 號機恢復運轉，目前亦停機進行大修。本文選定東海核電廠 1 號機及浜岡核電廠作為研究案例，其基本資料及除役相關資料詳表 5。

表 5 日本核能設施除役案例

項目		東海核電廠 1 號機 ^[11]	浜岡核電廠 ^[13]
核電廠位置		茨城縣那珂郡	靜岡縣御前崎市
設施	反應器型式	石墨氣冷式反應器(GCR)	輕水型沸水式反應器(BWR)
內容	最大發電量	166 MWe	1 號機 54 MWe
運轉期間		1966 年 7 月 25 日開始運轉；1998 年 3 月停機；預計 2020 年完成除役。	1、2 號機分別於 1976 年 3 月 17 日及 1978 年 11 月 29 日開始營運；2009 年 1 月停止運轉；預計 2033 年完成除役。
除役原因		因 1 號機為 CO ₂ 冷卻型爐體，爐體及熱交換器均比輕水型爐體大，且發電單價、維護保養費、核燃料循環費用皆較高，在經濟因素考量下，於 1998 年 3 月停機，共運轉約 32 年。	為提高耐震度及其施工期程、再運轉經濟效應之評估結果及預計於 2018 年開始運轉之第 6 號機組計畫整體考量下，決定 1、2 號機於 2009 年 1 月停止運轉。
除役方式		2001 年提出反應器拆除計畫，同年 12 月開始進行第一階段除役工作。除役計畫 ^[12] ： 1. 準備工作及反應器區域外附屬設施拆除。 2. 反應器區域安全貯存。 3. 反應器區域及反應器本體之設備拆除。 4. 各建物拆除及用地復原。 配合原子力規制法之修訂，該廠於 2006 年 3 月依除役許可制度提出除役計畫許可申請，並於同年 6 月獲得許可後便依許可內容進行拆除工作。2011 年開始進行反應器拆除工作，預計 6 年(2019 年)完成拆除作業。	2009 年提出除役計畫許可申請，同年 11 月獲得認可。除役計畫含 1、2 號機及其附屬設施，而 3~5 號機需使用之共同設施及無輻射污染之附屬設施等則不在除役範圍。除役計畫： 1. 拆除準備：系統除污、核燃料移出、設施污染狀況調查，拆除管制區域外無污染設備機具。 2. 反應器區域內及周邊設備拆除。 3. 反應器區域拆除：結束安全貯存，拆除核島區構造物、反應器及其輻射遮蔽物。 4. 建物拆除：拆除通風系統、放射性廢棄物設施等、管制區域解除後，建物拆除。

四、國外核能設施除役環評審查程序及環評涵蓋內容

4.1 核能設施除役環評審查程序

4.1.1 美國

如本文 2.1 節所述，1996 年前美國核電廠除役之申請作業採逐案審查方式進行，直至 1996 年 NRC 於頒布新條例以建立核能設施除役申請作業之標準化程序後，皆遵照新條例之規定辦理，故目前美國核能除役作業原則上是不須進行環境影響評估作業，但除役前須提送 PSDAR，報告須包含對環境影響之檢討，因此，針對除役文件之審查過程亦包含對環境影響檢討之審查。文件審查程序詳述如下，其除役文件審查程序見圖 1。

當核電廠經營者決定要永久停止運轉，應於 30 天內提送永久停止運轉聲明給 NRC，NRC 收到後會將其當作經營者對定期停止運轉之保證。在發表永久停止運轉聲明前後兩年內，經營者應提送 PSDAR 給 NRC，PSDAR 之內容需包含環境影響分析，經營者必須檢討並詳述其除役工作對於環境之影響。在準備 PSDAR 前，經營者須先評估各種除役活動之潛在環境影響，這些潛在影響須與以下三類評估報告中，類似除役活動之影響加以比較。若除役作業造成之環境影響已包括在這三類環評報告之評估內，經營者需在 PSDAR 中說明。

- (1)通用除役核能除役設施環境影響報告書(NUREG-0586: Supplement 1, Generic Environmental Impact Statement on Decommissioning of Nuclear Facilities, Volume 1 and 2)。
- (2)核能設施終止執照規定之輻射範圍之通用環境影響評估^[15](NUREG-1496: Generic environmental impact statement in support of rulemaking on radiological criteria for license termination of NRC-licensed nuclear facilities)
- (3)特定廠址之最終核能電廠環境評估(Site-Specific Environmental Assessments)

若所選用之除役活動其環境影響大於上述三類環境影響評估報告所提之影響，經營者必須另行針對此部份補充環境影響評估，才能進行除役作業。此外，所採用之除役作業方式若非屬上述三類以往之除役環境影響評估報告，曾經評估過之除役作業方式，經營者亦須針對此除役作業方式另行補充環境影響評估。

依法規導則 1.185 規定，PSDAR 之環境影響評估，需包括輻射性及非輻射性

之影響，評估之項目需包括工作人員輻射劑量，釋放到大氣環境、水體及土壤之輻射劑量，並包括所導致公眾之輻射劑量，輻射產生之低放射性廢棄物量，以及對交通之影響等。另屬非輻射性之影響需包括灰塵，噪音，用水，有害物質之影響等。輻射劑量之評估需包括總有效劑量當量(total effective dose equivalent)，並與上述三類除役環境影響評估中人體及器官劑量影響之差異比較。此外對於瀕臨絕種及受威脅物種之影響亦需列入評估。對於以上之除役作業之環境評估之詳細內容，並不需放入 PSDAR 中，但須存放於除役廠址，以隨時供 NRC 人員檢視。

當 NRC 收到 PSDAR 後 90 天內，經營者不能進行主要之除役工作。這 90 天是為了讓 NRC 有足夠之時間來審核 PSDAR，並公布 PSDAR，之後須在廠址附近召開公聽會。

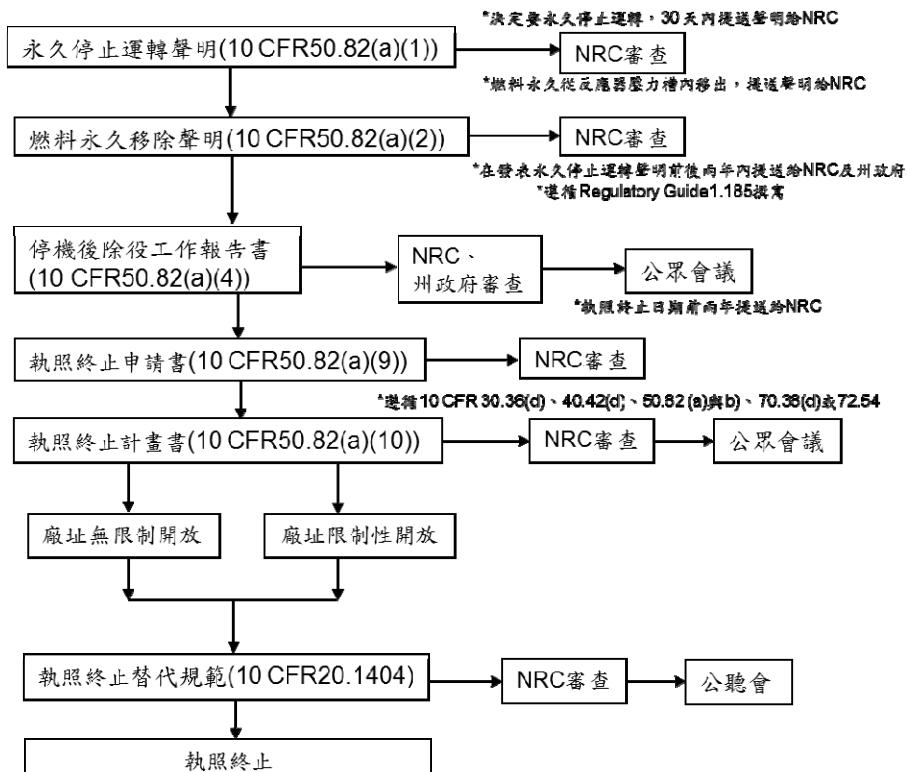


圖 1 美國核能除役文件審查程序(含對環境影響檢討審查)

自 NRC 於 1988 年完成 NUREG-0586 之後，至 2000 年已陸續參與美國 19 個核能設施之除役過程，累積超過 200 除役年的經驗，隨即著手進行 NUREG-0586 之修正工作，於 2002 年 11 月發布兩冊(Volume1 and 2) NUREG-0586，完全取代

1988 年之版次。2002 年版之 NUREG-0586 針對核電廠除役活動評估可能之環境影響，以確定核能電廠除役對環境之影響，供後續除役之核能電廠進行除役時辦理環境影響檢討之準則，其評估程序見圖 2。評估人員可設計一個兩層之矩陣系統，進行評估程序。完成第一級矩陣表後，NRC 評估人員需對活動之每一個議題，可能對環境之影響進行評估。下一步是確認可能會對環境產生影響之具體議題，及其相關影響變數，為第二級矩陣表。

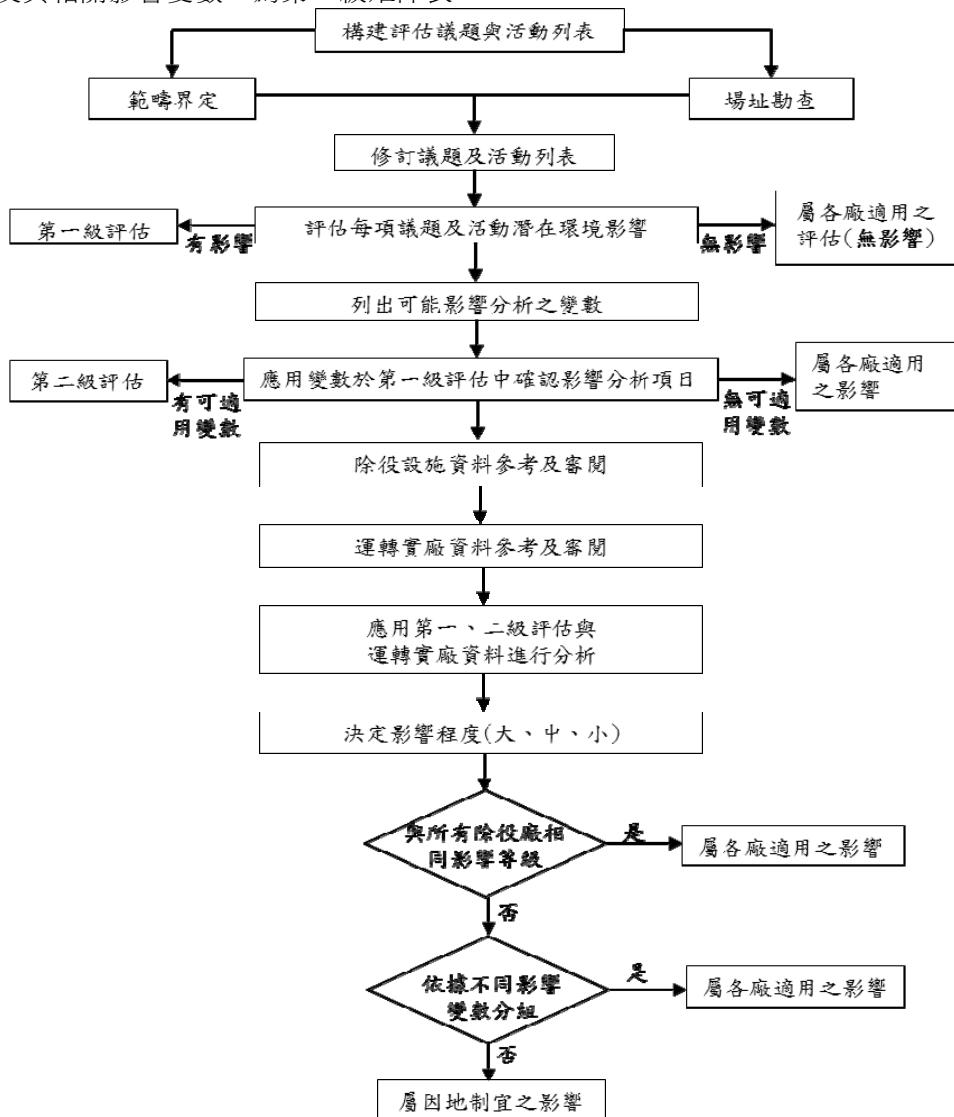


圖 2 美國 NUREG-0586 附錄 E 環境影響檢討程序^[14]

4.1.2 加拿大

加拿大核能設施之除役申請包括請照及環評兩部分，其程序與目前國內除役及其環評程序類似，申請除役執照之同時須辦理環境影響評估並取得環評之核可後始發給除役執照；惟與國內程序不同之處為不論除役申請及環評皆由單一主管機構 CNSC 進行審查，其程序如圖 3。

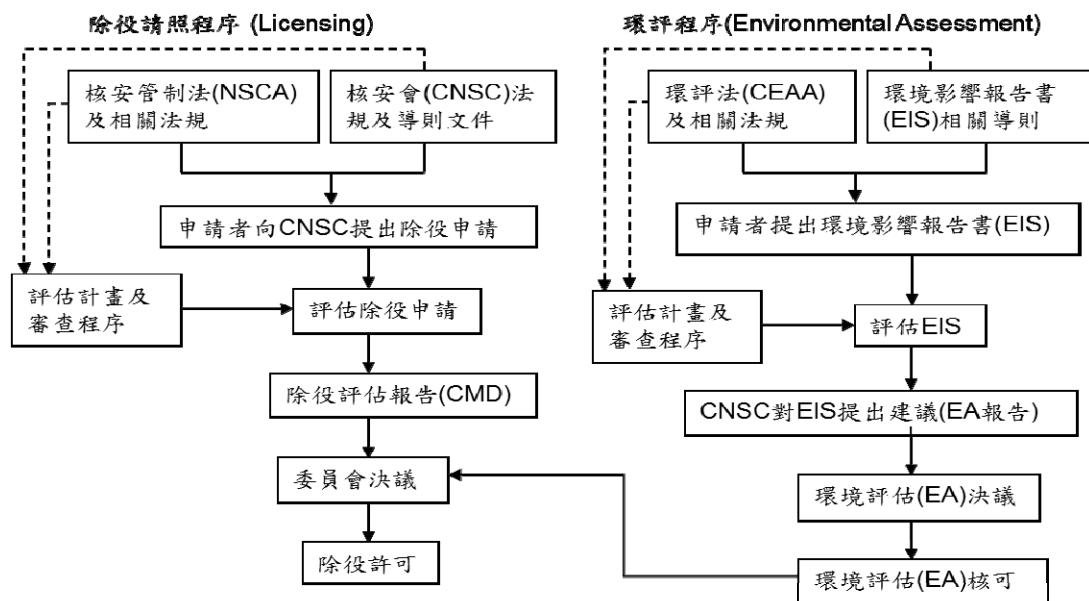


圖 3 加拿大核能設施之請照及環評程序流程圖^[16]

2012 年 7 月起修正加拿大環評法，依審查單位簡化為負責機構(responsible authority, RA)環評及審查小組(Review Panel)環評，其審查程序如圖 4。核能設施除役時，廣泛研究報告之 RA 為 CNSC，必須由 CNSC 主辦及完成環評之審查；若進入審查小組階段，亦由 CNSC 協助進行，但小組委員是由環境部部長召集，最後環評決議亦由環境部部長簽署發佈，故加拿大在核能設施除役之核能及環評上，仍屬單一主管機關機制。

1. 由 RA 進行之環評程序：由 CNSC 或加拿大環評署或加拿大能源局(National Energy Board)所辦理之環評即為負責機構環評。由於此法案於 2012 年 7 月才剛實施，尚未見到依此法案辦理之核能設施除役環評之實例，但由以往核能設施除役環評之經驗顯示，核能設施除役之環評至少須採此種負責機構環評程序

辦理。

2. 由審查小組進行之環評程序：對於重大案件則由環境部長指定之專家學者且無利益衝突之事由者組成之審查小組進行審查，並由前述之負責機構協助辦理審查。由 CNSC 負責之核能設施相關環評於此階段由環評部長負責指定專家學者及發布環評決議。

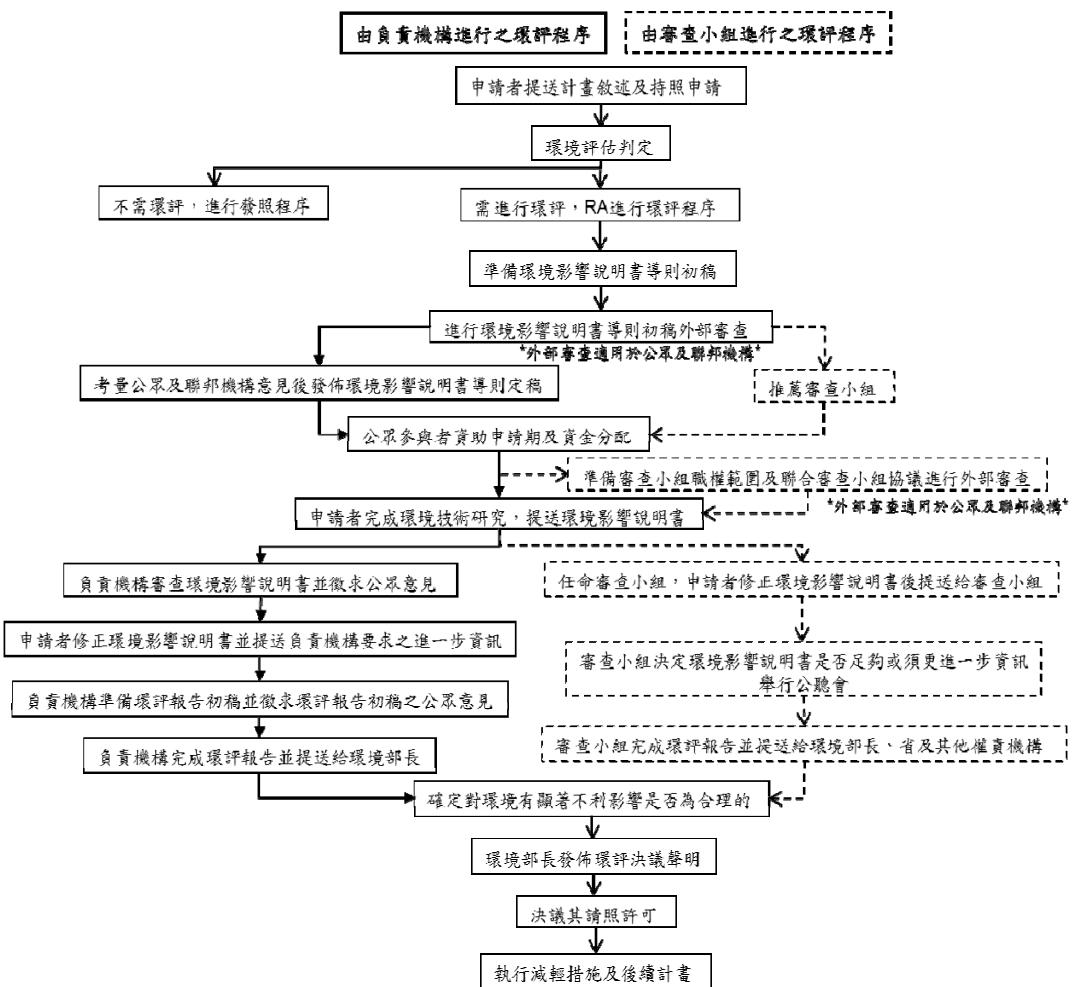


圖 4 加拿大負責機構或審查小組進行環評程序流程圖

4.1.3 英國

英國在核能設施除役執照之管理與環評上是由 HSE 及 EA 或 SEPA 互相分工協助；雖類似雙主管機關制，但因核能設施除役環評主管機關均為 HSE，因此在

核能設施除役之環評以及執照之管理上，實為單一主管機關制。依英國核反應器除役環境影響評估法規(the Nuclear Reactors Environmental Impact Assessment for Decommissioning Regulations, EIADR)，所有核能設施除役行為開始進行前，需先提交環境說明書(Environmental Statement)並取得 HSE 同意，其申請流程圖見圖 5。與其他國家較不同為「預申請意見」(Pre-Application Opinion)步驟，此步驟是於進行核能設施除役環境影響評估及準備環境說明書前之選擇性程序，取得執照者可要求 HSE 提供環境說明書需涵蓋之項目與關切事項，以作為後續範疇界定報告、相關環境影響報告書撰寫、說明會、審查之重要準則及依據，以利縮短審查時間。

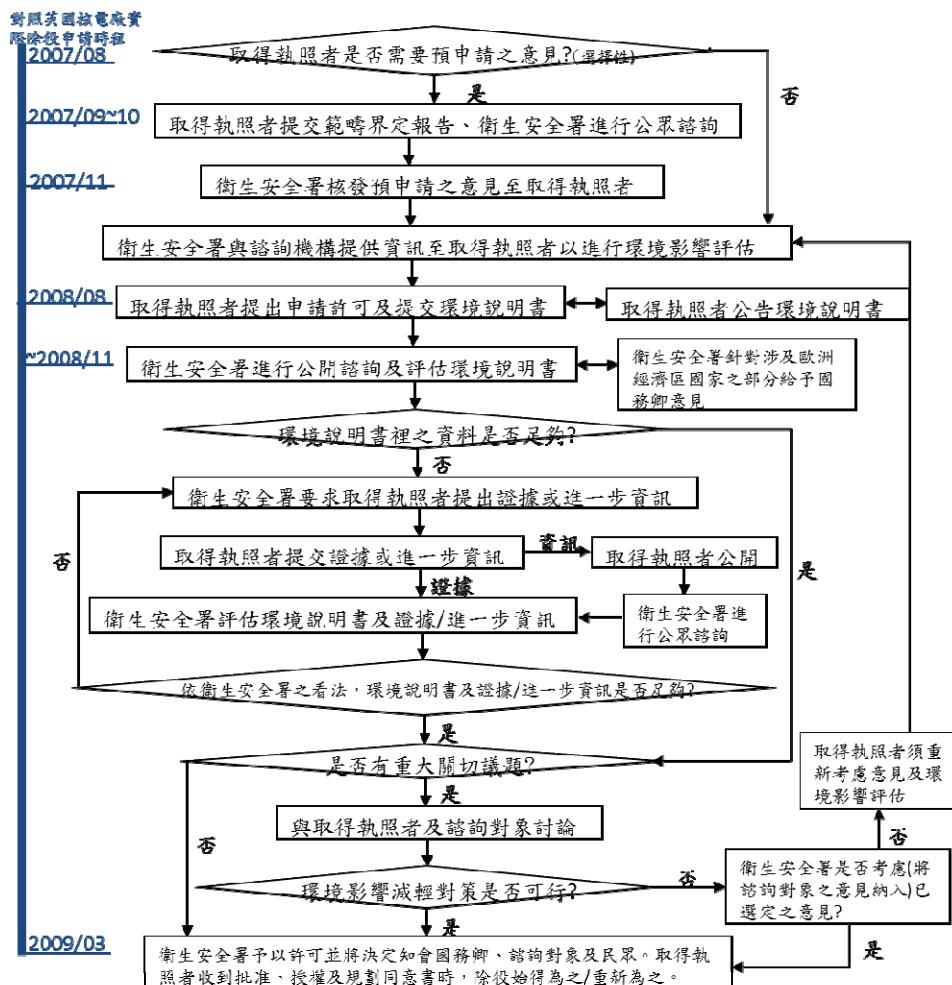


圖 5 英國除役環境影響評估法申請流程圖^[17]

4.1.4 立陶宛

立陶宛之環境部不僅負責協調整個環境影響評估計畫，也負責彙整有關機關審查之建議、公眾意見，同時考慮到自然，經濟活動之大小或之位置等後，決定是否批准或否決該環境影響評估報告，但對於核能設施除役之執照管理則是由VATESI負責。因此對核能設施除役之環評以及執照之管理上，為雙主管機關制。需經篩選程序以確認是否需進行環評作業，再進行範疇界定、環評書撰寫及審查階段等程序，如圖 6。

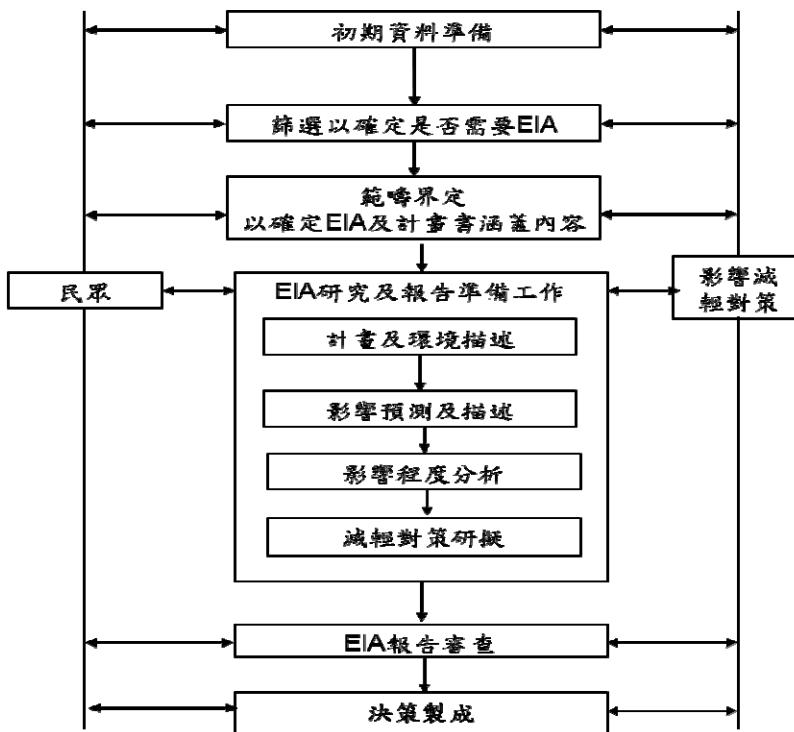


圖 6 立陶宛環評審查程序流程圖

4.2 核能設施除役環評涵蓋內容

4.2.1 美國

如前所述，NRC 於 1996 年 7 月發布新條例前，除役申請採個案審查之模式進行。因 Big Rock Point 核電廠開始規劃停止運轉申請時，新條例尚未公布，故

經營者於 1995 年同時提交除役環境報告書與除役計畫至 NRC 進行審查，但 Big Rock Point 核電廠當時是以安全貯存方式進行規劃，與後來實際進行之立即除污及拆除策略不同，特此先予說明。Big Rock Point 核電廠除役環境報告書內容及環境因子調查項目概述如表 6。

表 6 美國 Big Rock Point 核電廠除役環境報告書涵蓋內容及環境因子調查項目^[4]

章節涵蓋內容	環境因子調查項目	輻射健康風險
<ol style="list-style-type: none"> 除役環評報告摘要。 除役活動及計畫。 環境因子說明。 除役活動之環境影響^註。 意外事故之環境影響。 設施之輻射狀況及監測：包含環境輻射監測計畫、輻射範疇界定調查及受輻射影響之區域判定。 除役替代方案選擇及理由。 環保認可：聯邦政府之要求、州及地方政府之規定。 	<ol style="list-style-type: none"> 地理及人口：人口分布、相鄰土地及水域利用。 生態：水域、陸域、受威脅及瀕臨絕種物種。 氣象：區域氣候、氣溫、降雨、蒸發量、降雪、積雪深度、風及惡劣氣候。 水文：地表水及地下水。 地質及地震。 輻射劑量：輻射環境監測計畫、輻射範疇調查計畫及廠址特性調查計畫。 	除役環評中對於核能輻射之評估，著重於輻射增量與劑量管制相關準則之比較及累積環境影響之評估。

註：影響評估之項目除列於環境因子調查項目外，亦包含評估劑量效應、放射性廢棄物管理、非輻射效應等。

1996 年 NRC 頒布新條例後，除役申請作業改以標準化程序進行，經營者須提交 PSDAR 至 NRC 審查，其內容須包括除役作業對環境之影響評估結果，評估作業需與 2002 年版之 NUREG-0586 進行比較及判定影響程度。NUREG-0586 之涵蓋內容、環境因子調查項目及輻射健康風險相關資料概述如表 7。

表 7 美國 NUREG-0586 涵蓋內容、環境因子調查項目及輻射健康風險^[14]

章節涵蓋內容	環境因子調查項目	輻射健康風險
<ol style="list-style-type: none"> 簡介。 除役法規背景說明。 NRC 發照反應器設施及除役程序。 反應器永久停機除役對環境之影響^註。 	<ol style="list-style-type: none"> 土地利用 水資源與水質 空氣品質 生態環境 輻射及意外事件 就業及經費議題、社會經濟 	<ol style="list-style-type: none"> 實際蒐集參考廠操作運轉期間及除役作業中對從業人員及公眾產生之輻射劑量。 所蒐集參考廠之除役作業中之輻射劑量與 1988 年出

56 國外核能設施除役環評施行概況

章節涵蓋內容	環境因子調查項目	輻射健康風險
5. 除役替代方案。	7. 環境正義 (environmental justice) 8. 文化歷史及考古資源、景觀 9. 噪音、交通運輸 10. 不可逆及無法回復資源之承擔義務。	版之 FGEIS 所預估劑量比較。 3. 在預估輻射劑量對健康之影響方面，評估報告引用國際輻射防護委員會 (ICRP)1991 所建議每單位劑量之風險係數，進行評估如致癌、致基因突變等機率效應之健康影響。

註：影響評估之項目列於環境因子調查項目一欄內。

4.2.2 加拿大

加拿大至今尚未有完成除役程序之核能設施，目前停止運轉之核能設施皆為外圍設施進行部分除役之後便進入「安全貯存」狀態，將持續 30 至 40 年，因安全貯存狀態結束後才會真正進入除役持照申請並提送環評，因此目前尚無加拿大核電廠正式除役環評報告，為瞭解核能設施除役環評之內容，加拿大核能設施除役環評內容以 Bruce 核電廠之重水製造廠除役環評研究報告為例，其除役環評報告內容、環境因子調查項目及輻射健康風險概述如表 8。

表 8 加拿大 Bruce 重水製造廠除役環評研究報告涵蓋內容、環境因子調查項目及輻射健康風險^[7]

章節涵蓋內容	環境因子調查項目	輻射健康風險
1. 簡介：包含計畫內容及評估範圍與相關法規要求。 2. 計畫替代方案。 3. 除役計畫說明。 4. 環境評估方法。 5. 社區和利益相關者之諮詢。 6. 背景環境說明。 7. 潛在計畫與環境之間接與直接影響。 8. 可能之環境影響及減輕對策評估 ^註 。	1. 大氣環境：當地氣候及氣象狀態、空氣品質及環境噪音。 2. 水文及地表水質：重金屬離子及排放區域。 3. 水域環境：水體、魚類群落及水生棲息地。 4. 陸域環境：森林群落及鳥類、哺乳類、兩棲及爬蟲類動物。 5. 地質水文地質及地震：地表及地層地質、水文地質、地	除役環評中對於核能輻射之評估，著重於輻射增量與劑量管制相關準則之比較及累積環境影響之評估。

章節涵蓋內容	環境因子調查項目	輻射健康風險
9. 可能之累積影響及減緩評估 註。 10. 監測及後續方案。 11. 剩餘不利影響之顯著性 (Significant of Residual Adverse Effects)。 12. 評估結論。	震頻率及危害預測等。 6. 輻射及放射性測定。 7. 土地利用現況、交通路網現況及道路服務等級。 8. 自然與文化資源：考古調查結果、景觀視覺。 9. 社會經濟：人口經濟、社區公共建設。 10. 原住民權益現況。	

註：影響評估之項目列於環境因子調查項目一欄內。

4.2.3 英國

環境說明書之目的為提供完整之資訊供 HSE 進行決策，此外，EIADR 規定取得執照者需提出非技術性環境說明書總結(Non-Technical Summary)供民眾審閱。環境說明書需涵蓋內容包括：概述核電廠除役所需進行之工作內容(含廢棄物管理等議題)、根據電廠特性提出適當之替代方案及時程表、定義及評估除役各階段相關之環境影響、提出環境影響減輕對策等。以 Wylfa 核電廠除役活動之環境說明書為例，該說明書分為兩大部分，第一部分為核電廠除役計畫之背景敘述，第二部分著重於環境影響評估結果，說明書內容、環境因子調查項目及輻射健康風險相關資料彙整如表 9。

表 9 英國 Wylfa 核電廠除役環境說明書涵蓋內容、環境因子調查項目及輻射健康風險^[9]

章節涵蓋內容	環境因子調查項目	輻射健康風險
1. 背景資料與除役計畫內容：包含預申請意見、利益相關者之參與、廠址及附近地區說明、英國政府及 Magnox 公司除役與廢棄物管理策略概述、除役計畫、替代方案及法規與監管依據、放射性廢棄物排放量及核能安全等內容。 2. 環境影響評估：將各項環境	1. 空氣品質與揚塵：氣象、受體污染濃度。 2. 考古與文化遺產：史前活動證據、已登陸之古代遺跡、景觀或古戰場、受保護之建物。 3. 生態：棲地植被、保育類物種、爬蟲類、兩棲類及鳥類生物。 4. 地質水文地質與土壤：土壤	除役環評並沒有針對健康風險進行分析，分析作業著重於輻射增量與劑量管制相關準則之比較，在運轉時需進行核電廠之耐受性

章節涵蓋內容	環境因子調查項目	輻射健康風險
因子之調查評估結果分述於各章節 ^註 。	及地下水。 5. 視覺景觀：景觀特色、觀光資源、景觀視域。 6. 噪音振動。 7. 社會經濟：當地社會及核電廠情況調查。 8. 地表水：沿海水質、冷卻及逕流排水水質。 9. 交通運輸：電廠附近路網及意外狀況等。	風險分析。

註：環境影響評估之項目列於環境因子調查項目一欄內，亦包含除役階段之輻射影響如放射性廢棄物、輻射意外事故及空浮廢水之放射性等評估項目。

4.2.4 立陶宛

立陶宛之除役環評中依 INPP 除役環評計畫內容，已將環境影響評估之範圍界定依照環境基線調查內容以及歐盟所贊助之研究，並發展環境影響確認矩陣表 (Impact Identification Matrix) 為環評報告之發展依據。依 INPP 最終除役計畫環境影響評估之章節主要依照環評法和部長令「環境影響評估計畫及報告製作規則」編製環境影響評估計畫內容、環境因子調查項目及輻射健康風險概述如表 10。

表 10 立陶宛 INPP 最終除役環境影響評估涵蓋內容、環境因子調查項目及輻射健康風險^[18]

章節涵蓋內容	環境因子調查項目	輻射健康風險
1. 簡介報告書內容。 2. 環境影響評估法規及參與者如計畫開發者、民眾參與等。 3. 環境背景狀況說明。 4. 除役範疇及環境相關議題。 5. 除役計畫及方法之選擇，及各種拆除方法對環境之影響評估 ^註 。 6. 輻射及非放射性對環境之影響 ^註 。 7. 環境影響減輕對策。	1. 空氣品質 2. 土地土壤 3. 水環境 4. 生態 5. 景觀 6. 非放射性廢棄物 7. 噪音 8. 可能之跨界 (Trans boundary) 議題、職業傷害及工業安全等。	INPP 除役環評僅止於討論在民眾因意外事故之嚴重度/機率，以及用各種模式所推估之可能吸收劑量而已，並未提及涉及民眾健康風險之效應、流行病學研究等有關內容。

章節涵蓋內容	環境因子調查項目	輻射健康風險
8. 環境監測計畫：含放射性及非放射性污染評估監測。		

註：環境影響評估之項目列於環境因子調查項目一欄內，亦包含輻射之影響如放射性廢棄物、輻射意外事故及輻射劑量等評估項目。

五、國外核能設施除役公眾參與及關切議題

5.1 核能設施除役環評公眾參與

世界各國於從事經濟開發時經常會忽略環境保護問題，因此在已建妥環境影響評估制度之國家中，各國對制度之程序安排皆有所不同，對民眾參與之程度亦迥然不同。就制度整體而言，已開發國家是以滿足地方民眾保有較佳環境狀態為訴求點，因此民眾參與之制度不僅在核能設施除役，亦在所有開發行為之環評程序上佔有非常重要之地位。各研究國家之民眾參與概況彙整如表 11。綜合比較表列各國民眾參與，各國在環評法制之設計上對民眾參與有一定之共通處，各國在環評程序中都明顯注重資訊揭露公開以及民眾之意見表達，使環評程序具有整合效力。

表 11 研究國家之公眾參與概況彙整表

國家	公眾參與概況		
	參與時機	參與方式	參與限制
美國	1. 公眾參與分別在範疇界定會之討論及編制環境影響評估報告書初稿中徵詢機關、公眾意見並舉行聽證會中表現。 2. 除役過程中有 2 次公眾會議： (1) 主除役活動開始時，停機後除役工作報告(PSDAR)提交 NRC 審查時，公眾會議安排在 NRC 收到 PSDAR 90 天等待期之最後 30 天內舉行。 (2) 執照終止計畫書(License Termination)	1. 停機後除役工作報告(PSDAR)： (1) 資訊公開：PSDAR 將放置網頁中與公眾閱覽室接受公評。 (2) 公眾會議：由當地州政府機關主持公眾會議。 2. 執照終止計畫書(LTP)： (1) 資訊公開：發布公告於聯邦官報以及媒體上以徵求意見。 (2) 公眾會議：舉行聽證會。	1. 民眾必須決定是否參與政府之決策過程及參與行為對於決策之影響力。 2. 政策制定者是否願意在政策之制定過程中引進民眾參與。 3. 民眾參與之方式及參與人數之多寡。 4. 美國民眾在核能除役意見之表達上沒有受到特別之限制有些案例會組成社區諮詢小組監督除役進行。

60 國外核能設施除役環評施行概況

國家	公眾參與概況		
	參與時機	參與方式	參與限制
	Plans, LTP) , 提交 NRC 審查時。		
加拿大	<p>1. 篩選：CEAA 紿予 RA 裁量權決定是否提供機會讓民眾參與篩選過程。但超過 25MW 核電廠除役依法屬於廣泛研究之範圍。</p> <p>2. 廣泛研究：廣泛研究報告完成前須提供民眾參與之機會為強制性程序，收到之意見要納入報告並加以分析。</p> <p>(1) 範疇界定報告辦理外部審查，彙整民眾及聯邦機構對於範疇界定報告草案之意見後舉辦聽證會(不一定會公開)。</p> <p>(2) 廣泛研究報告提送後，CNSC 辦理外部審查，並舉行公聽會。</p> <p>3. 審查小組：審查小組階段，民眾將被邀請參與公聽會。</p>	<p>1. 透過 CNSC 或環評署或加拿大環境評估註冊處網站公開環評文件或聽證會舉辦消息。</p> <p>2. 允許民眾寄 e-mail, 傳真及郵件給 CNSC 之環評專家或 CNSC。</p> <p>3. 召開公開聽證會。</p> <p>4. 於當地報紙或圖書館公佈關於審查會議通知。</p> <p>5. 允許民眾參與 CNSC 審查會議或研討會。</p> <p>6. 允許民眾參與環評範疇界定報告草案之公開諮詢會議、技術研究結果會議或廣泛研究環評報告草案審查。</p> <p>7. 允許民眾參與在技術研究完成後舉行之公開諮詢會。</p>	<p>民眾參與未受限，並提供各種管道讓民眾獲知環評相關資訊，以便提出關切事項及建議。唯一之限制是若屬於等級篩選(不適用 25MW 以上核電設施除役)類型環評，在範疇界定之聽證會可能不會開放民眾參與，然而民眾還是可在聽證會前之範疇界定報告草案外部審查之過程中提出意見。</p>
英國	<p>1. 取得執照者提交範疇界定報告時，由 HSE 進行公眾諮詢。</p> <p>2. 取得執照者提交環境說明書時，HSE 進行審查並再次進行公眾諮詢。</p> <p>取得執照者需將此諮詢結果納入環境影響評估內，並於環境說明書中闡述其影響程度及減輕對策。</p>	<p>1. 資訊公開：取得執照者在提出環境說明書時，應附非技術性總結，於公共場所提供範疇界定報告及環境聲明供民眾查閱。</p> <p>2. 公眾諮詢：</p> <p>(1) 當地聯絡委員會 (local liaison committee)，組織當地政府代表、工會代表、當地利益相關者及民意代表等。</p> <p>(2) 於當地進行巡迴展 (touring exhibition)，告知</p>	<p>諮詢對象以法定條件且第一階段範疇界定報告審查所進行之諮詢，其對象將與進行環境說明書審查之諮詢對象相同，故民眾並非於任何階段皆可參與環境影響評估。</p>

國家	公眾參與概況		
	參與時機	參與方式	參與限制
		當地居民除役相關計畫及作業。 (3) 於核電廠訪客中心及巡迴展時提供問卷調查，每份問卷皆獨立分析。	
立陶宛	1. 當計畫首次被提出並建立篩選之決策時，應告知公眾。 2. 民眾參與範疇界定(EIA 計畫編製階段)，確保民眾之意見納在環境影響評估研究和報告內容中。 3. 環境影響評估報告編撰後。 4. 准許開發時(主管機關應告知民眾其決定，及該決定之理由和考慮基礎)。	1. 於民眾集會地點或報刊電視等媒體告知民眾環評或篩選結論。 2. 篩選結論公告日起 10 日內，民眾得提出重新考慮之要求，並向主管機關提出合理之建議。 3. 開發者須舉辦 1 次公開會議說明開發活動和環境影響評估報告。開發者應將民眾之建議修訂並納入環評中。 4. 主管機關在環評做成結論後，於網站列出結論內容及附帶條件等。開發者亦須透過媒體再度告知民眾並提供簡要資訊。	1. 已進入環評報告審查階段之開發活動，民眾只能透過參與審查之機關透過請願方式提出建議，若環評報告經主管機關做出審查結論，民眾便無法參與。 2. 民眾意見表達以對開發者及主管機關提出「建議」為主，對於主管機關所做之結論，民眾被授與否決之權利有時間上之限制(公告日起 10 日內)。

5.2 核能設施除役環評關切議題

核能電廠除役雖分為立即除污及拆除策略(DECON)、延遲拆除(SAFSTOR)及固封除役(ENTOMB)等方式，但原則上除役活動仍不外乎停止運轉、用過核燃料移除、系統除污、安全貯存、設施解體、建物拆解、廠址復原及廠址釋出等幾個主要步驟。本文所蒐集美、加、英及立陶宛各國之環評關切議題歸納數個方向，並臚列幾項可能產生之議題，供各界參考，詳表 12。

表 12 各國核能設施除役環評關切議題^[19]

議題方向	可能議題
除役方法、時間及內容	<ol style="list-style-type: none"> 1. 除役方式是否經過技術可行性、安全性等研究才決定? 2. 除役之時間表是否妥善安排? 3. 核電廠除役之必要性。 4. 除役計畫導則以及除役計畫審查導則之內容。 5. 由誰監管除役過程?除役如何結束,由誰決定除役已完成?
除役活動產生之放射性廢棄物管理及處置	<ol style="list-style-type: none"> 1. 何謂用過核燃料?為何用過核燃料儲存在水池內? 2. 若用過燃料池之熱移除之能力有損失,或儲存池之水之負荷已達極限,會發生什麼? 3. 為防止用過核燃料池因沸騰而乾涸,可採取什麼作為? 4. 當用過燃料移除後,如何處理用過核燃料池? 5. 何謂高階放射性廢棄物?其處置設施或處置設施之計畫內容為何?
放射性物質相關檢測標準	<ol style="list-style-type: none"> 1. 有關放射性物質在運輸過程中輻射劑量之預測、檢測及其限值規定。 2. 用過核燃料運輸貯存裝置及低階放射性廢棄物運輸容器之安全標準? 3. 如何知道核電廠中放射性物質或受放射性污染區域之位置,尤其針對土壤及地下水質之調查及除污技術。 4. 除役完成時之殘餘放射性標準為何? 5. 是否可能有一些同位素位於輻射監測裝置不能準確地檢測其放射性劑量之位置?
對環境所產生之污染及減輕對策	<ol style="list-style-type: none"> 1. 如何確保經營者在其評估所建議之除役活動,驗證其無犯錯?若經營者未判別到或遭遇未曾檢討過之安全問題時,將如何處置? 2. 預計會有什麼類型之污染排放,以及有多少污染將排放進入環境? 3. 什麼類型之化學品在除役時會被釋放或洩漏到環境中? 4. 將暫時或永久儲存在現場之有害性或放射性廢棄物量、貯存時間及其影響及減輕對策。 5. 研擬除役活動各階段須預防放射性物質洩漏之對策及相關法令要求。

議題方向	可能議題
安全健康風險評估	<ol style="list-style-type: none"> 用過核燃料池是否會洩漏？若洩漏，有多少放射性物質會洩漏，並會洩漏去哪？ 運輸用過核燃料之安全性如何？運輸用過核燃料之載具若發生交通意外，會發生什麼？ 除役階段工作人員及公眾分別會接受到多少職業劑量？誰將被認定為「關鍵群體」？ 除役活動可能發生之事故列表及風險評估是否合理並足夠。 除役之規劃和審查階段是否有考慮公眾之安全，法令之規定是否需進行關鍵群體及大眾之健康風險評估？
除役活動之環境監測計畫	<ol style="list-style-type: none"> 核電廠除役監測計畫之目標為何？ 應確保能監測到放射性物質釋放到環境中。 應配套不同之監測項目對應不同之除役活動。 除役完成後是否繼續監測放射性劑量，以確保完成除役之場址其放射性劑量不會提高？ 在除役過程會不會持續對除役場址及外圍區域進行輻射環境監測？
民眾訴求、公眾參與及資訊透明	<ol style="list-style-type: none"> 除役活動之資訊公開方式，計劃舉辦哪些會議，以便讓公眾知情。環境監測報告是否提會供給公眾？如何取得？ 民眾如何對除役程序或環評提出意見？若有問題，民眾是否有作出更改之權力？ 民眾是否會被事先告知低階放射性廢棄物或用過燃料之裝運或運輸？以及所採取之運輸路線嗎？ 核電廠除役對周邊地區之經濟有什麼影響？ 可能會藉由組成社區組織提出能否在除役時設下進入廠區並調查除役成效之時機。

六、結語

分析美、加、日、英及立陶宛 5 國核能設施除役之環評制度，日本之核能設施除役雖不需辦理環評，但除役前及除役期間對所需進行之輻射監測、安全分析管理及減輕對策等皆依相關法令進行；美國核能設施之除役活動及其影響在通用除役核能除役設施環境影響報告書(NUREG-0586)、核能設施終止執照規定之輻射範圍之通用環境影響評估(NUREG-1496)及特定廠址之最終核能電廠環境評估所架構之範疇內時，則不需進行環評，否則，須補充環境影響評估作業；加拿大之核能設施除役環評須採負責機構環評程序辦理，若經審查後發現其影響層面重大之話，則成立審查小組進行審查作業；英國及立陶宛同屬歐盟會員國，依歐盟指令之要求，會員國針對可能對環境造成重大影響之事業必須採取環評制度，而英國對於核能設施除役環評則頒布一條專門法令作為除役環評之基準；立陶宛之核能設施除役亦有明文規定須進行環評，經過範疇界定及審查階段等程序方可進行除役作業。加、英及立陶宛在進行環評前皆須舉行範疇界定會以釐清影響範圍與須評估之議題等，在早期啓動範疇界定會議亦可加速環評審查程序進行。

彙整各先進國家在核電廠除役環評中所蒐集到資料得知各國環評之環境因子調查項目皆大同小異，且在環評書件中概述除役計畫及輻射劑量議題，輻射健康風險部分各國環評書件皆無專章探討，大多著重於輻射增量與劑量管制相關準則之比較，美國 NUREG-0586 則有針對輻射劑量健康影響進行評估及說明。相較之下，我國環評書件所須涵蓋之內容已相當完整。依據所收集 5 國之案例分析結果顯示，除立陶宛 Ignalina 核電廠及加拿大 Darlington 新建核電廠之除役環評外，其餘研究國家之用過核燃料最終處置及其運輸作業皆不在環境影響評估範圍內，而環評結果指出核能設施除役作業對環境之影響皆屬輕微。本文僅提供相關單位未來在核能電廠除役環評之方向，或許在可見之未來能將其視為可以順利辦理除役環評之金鑰。

參考文獻

- 1.鄧希平，行政院原子能委員會放射性物料管理局委託研究計劃研究報告-核能電廠除役安全管制技術之建立(2)，p.3、14~15，2003。
- 2.國際原子能總署動力反應器資訊系統（PRIS）網頁：
<http://www.iaea.org/PRIS/CountryStatistics/CountryStatisticsLandingPage.aspx>
- 3.Maine Yankee 核電廠官方網站：
<http://www.maineyankee.com/overview/default.htm>
- 4.Consumers Power Company, Big Rock Point Environmental Report for Decommissioning Revision 0, 1995。
- 5.Zion Solutions, Zion Nuclear Power Station Units 1 and 2 Amended Post-Shutdown Decommissioning Activities Report, p.3~10, 2008。
- 6.Zion Solution 官方網站：
<http://www.zionsolutionscompany.com/zions-project/decommissioning>
- 7.Canadian Nuclear Safety Commission, Comprehensive Study Report for Bruce Heavy Water Plant Decommissioning Project, 2003。
- 8.Nuclear Waste Management Division Ontario Power Generation Inc., New Nuclear-Darlington Environmental Impact Statement, 2009。
- 9.Magnox North, Wylfa nuclear power station Environmental Statement, 2008。
- 10.State Nuclear Power Industry Safety Inspectorate(VATESI), GUIDELINES Ignalina Nuclear Power Plant Decommissioning General Requirements, 1999。
- 11.原子力安全基盤機構，2009 年度除役措施相關調查報告書，2009 年。
- 12.日本原子力發電株式會社-東海電廠除役網站：
<http://www.japc.co.jp/project/haishi/>
- 13.中部電力網站，發電所概要-各機組建設經緯：
http://www.chuden.co.jp/energy/hamaoka/hama_about/keii/index.html
- 14.U.S NRC,通用除役核能除役設施環境影響報告書(NUREG-0586, Supplement 1

Volume 1, 2002)。

15.U.S NRC,核能設施終止執照規定之輻射範圍之通用環境影響評估(NUREG-1496)：

<http://www.nrc.gov/reading-rm/doc-collections/nuregs/staff/sr1496/>

16.Canada Nuclear Safety Commission CNSC Staff Review Procedures 網頁：

http://www.nuclearsafety.gc.ca/eng/licenseesapplicants/powerplants/newapplicants/staff_review_procedures/srp_and_the_ea_and_licensing_process.cfm#Licencing_1

17.Health & Safety Executive, Guidance on the Nuclear Reactors (Environmental Impact Assessment for Decommissioning) Regulations, p.38, 2007。

18.INPP-DPMU, Final Decommissioning Plan - INPP Decommissioning EIA Programme, 2004。

19.U.S NRC,有關核反應器除役最終報告之常問問題與回覆(NUREG-1628)：

<http://www.nrc.gov/reading-rm/doc-collections/nuregs/staff/sr1628/>

廢水處理

廢水處理廠高電導度廢水處理流程改善

蔣曜全**、謝彥慶*

摘要

本院安環管理部門要求院區內各館廢水廠須將廢水處理至納排標準，始得排入院區廢水處理廠。其中電導度進場限值規定在 $1000 \mu\text{S}/\text{cm}$ 以下，由於電光所實驗室常因研發計畫需求而變更實驗參數，因此更換化學品時需進行化學槽清洗，清洗時的廢水電導度通常都超過 $1,000 \mu\text{S}/\text{cm}$ 以上，另外純水系統中陰陽樹脂塔再生時的廢水電導度更是超過 $10,000 \mu\text{S}/\text{cm}$ 以上，對於無塵室變動的製程及純水再生的高電導度廢水的排出，在操作管理上偶有不足或疏忽之處，為避免廢水排放超出本院區規範之排放標準，於 101 年開始進行廢水處理流程改善及再生高電導廢水排放減量。

本流程改善增加廢水排放判斷機制及高電導度廢水批次處理系統，並增設警報提醒功能，使本所操作人員可於廢水電導度偏高時立即前往 17 館廢水廠處理，穩定的將排放廢水之電導度控制在 $1,000 \mu\text{S}/\text{cm}$ 以下，改善前平均每年會有 3 至 4 次超出排放標準；另針對純水陰陽樹脂塔再生廢水進行低電導度廢水回收，每次可回收 4 噸再生廢水，提供給冷卻水塔使用，減少高電導度廢水處理量。高電導度廢水處理以自動化方式取代人工監視作業，大幅改善廢水廠處理負擔，降低人為疏失導致廢水排放超出排放標準之發生機率。

【關鍵字】製程廢水、高電導度廢水、陰陽樹脂塔再生

*工業技術研究院電光所廠務工程部 工程師

**工業技術研究院電光所廠務工程部 專案副理

一、前言

工研院中興院區所處的地理環境受限於農田水利排放及環境保護的管制區域，灌溉水污染於民國 68 年便設立監視管制，農作物使用的水源若導電度過高將會導致土壤鹽化，不但損壞農作物更嚴重將導致農田荒蕪，因此本院的廢水經處理之後的排放有導電度不得高於 $750 \mu\text{S}/\text{cm}$ 的限制，可知工研院的廢水處理與一般業界比較有其困難不易克服之處，依本院廢(污)水進場限值規定在 $1000 \mu\text{S}/\text{cm}$ 。

廠內高導電度廢水來源主要可分為 2 類：

1. 製程於製程條件不同時，需更換不同化學品，此時須將化學槽內的高濃度化學品回收後使用大量的 DI 水進行槽內洗清，洗清廢水會直接排往廢水處理廠，經過量測導電度值皆超過 $1,000 \mu\text{S}/\text{cm}$ 以上，無法直接放流至院污水廠。
2. 廠內純水採用 UF、RO、陰陽樹脂塔等系統製造純水，其中陰陽樹脂塔會因樹脂吸附離子後飽和導致性能降低，當水阻值無法達到廠內規定的要求後需要進行系統再生，其再生廢水導電度甚至超過 $10,000 \mu\text{S}/\text{cm}$ 以上，無形中增加了許多廢水處理的挑戰。

為維持廠內穩定的運作及廢水可靠的處理，需進行高導電度廢水的減廢及廢水處理流程的改善，達成廠內放流水符合院污水廠排放的標準為最大目標。

二、高廢水導電度處理流程改善

電光所廢水處理廠主要處理無塵室一般酸鹼廢水、HF 廢水、研磨廢水及純水系統再生高導電度廢水等，目前已將高濃度酸鹼溶液獨立專管回收，故廢水處理主要著重在降低導電度及 pH 調整以符合院部排放標準(導電度： $1000 \mu\text{S}/\text{cm}$ 、pH:4~10)，圖 1 為廢水廠廢水排放處理流程，無塵室廢水依區域分別排往 R1 及 R2 槽，槽內有 pH 感測器可測出 pH 值是否符合排放標準，若超過標準則會經由 PLC 控制加藥系統自動進行酸鹼調和，經過 pH 調整且導電度值小於 $1,000 \mu\text{S}/\text{cm}$ 以下之廢水會經由沉水泵浦抽取廢水至 T3 槽，再至 R3 槽利用重力方式放流到院部陰

井。

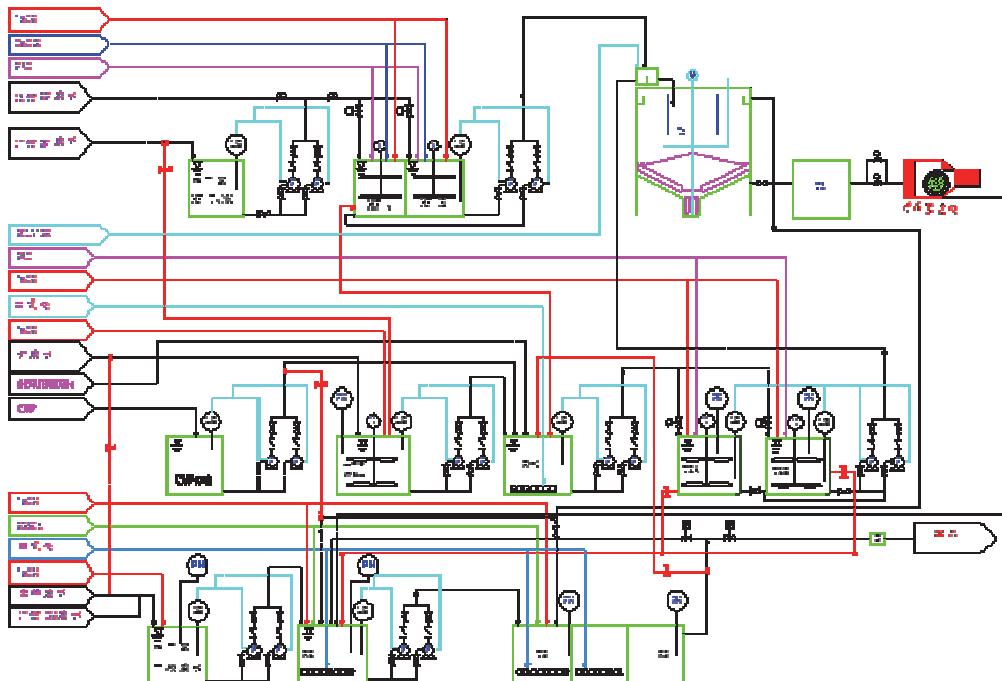


圖 1 廢水處理流程圖

原廢水處理流程對於導電度無相對應之處理設備，只能依靠分流暫存之方式，先將高導電度廢水暫存於 T2A 與 T2B 槽內，再利用手動方式將高導電度廢水與低導電度廢水混合稀釋來降低導電度，原先的高導電度暫存槽只有 20 噸暫存空間，易發生高導電度廢水稀釋處理不及之情況，導致廢水放流時超出院部規定，針對此問題分 2 方面改善高導電度廢水處理流程，利用控制系統有效處理廢水導電度，避免廢水排放超出院部規定，圖 2 為高導電度廢水暫存流程圖。

2.1 高導電度廢水暫存機制改善

購置 80 噸 FRP 桶與廢水管路配置存放無塵室及純水再生藥洗時之高導電度廢水，另外，於 R1 及 R2 槽沉水泵浦出口管路增設 3 通氣動閥控制，利用槽內導電度感知器量測 R1 及 R2 槽內廢水導電度，其控制方法如圖 2 所示：

- (1) R2 槽設置導電度 sensor 與廢水管路三通閥。當 R2 槽導電度 $>850 \mu\text{S}/\text{cm}$ 三通閥切往 R1 槽，當 R2 槽高液位時會將 R2 槽廢水排放至 R1 槽。當 R2 槽導電度 $<850 \mu\text{S}/\text{cm}$ 三通閥切往 T3 槽，當 R2 槽高液位則直接將廢水排放至 T3 槽放流。
- (2) R1 槽設置導電度 sensor 與廢水管路三通閥。當 R1 槽導電度 $>900 \mu\text{S}/\text{cm}$ 三通閥切往 80 噸暫存槽，當 R1 槽高液位則將廢水排放至 80 噸暫存槽暫存。當 R1 槽導電度 $<900 \mu\text{S}/\text{cm}$ 三通閥切往 T3 槽，R1 槽高液位廢水排放至 T3 槽放流。

2.2 高導電度廢水處理流程改善

製程廢水通常低於 $500 \mu\text{S}/\text{cm}$ 以下，可利用於稀釋高導電度廢水，改善方法為 80 噸暫存桶出口設置 3HP 耐酸鹼泵浦並與 R2 槽導電度 sensor 連線，R2 槽導電度 $<499 \mu\text{S}/\text{cm}$ 時 80 噸暫存槽泵浦啟動將高導電度廢水抽往 R2 槽稀釋處理，當 R2 槽 $>500 \mu\text{S}/\text{cm}$ 、80 噸暫存槽低液位時泵浦停止，同時利用 Timer 控制泵浦運轉時間，避免瞬間大量的高導電度廢水排入 R2 槽，造成處理失效之問題。80 噸暫存槽高液位警報時控制盤上的高液位警示燈亮，此時 R1 槽的廢水不宜排至 80 噸暫存槽，處理流程如圖 3 所示。

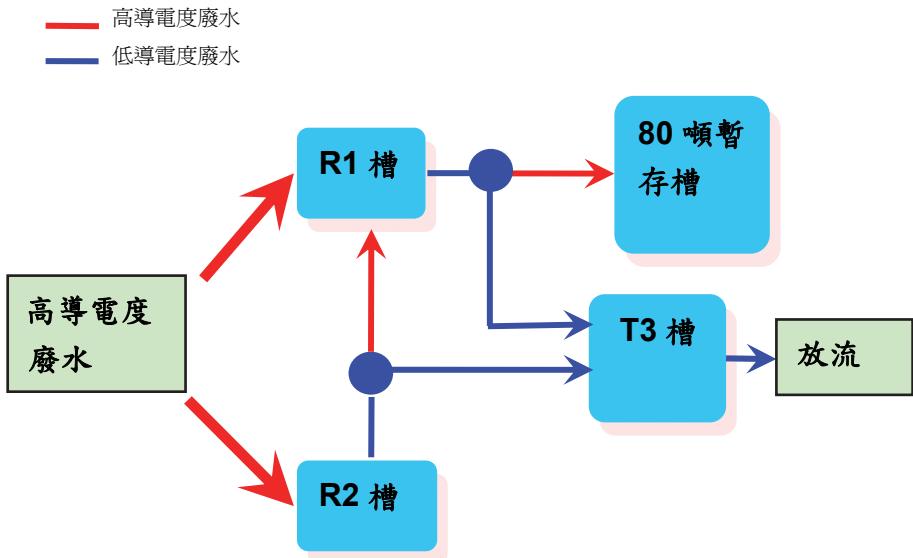


圖 2 高導電度廢水暫存流程圖

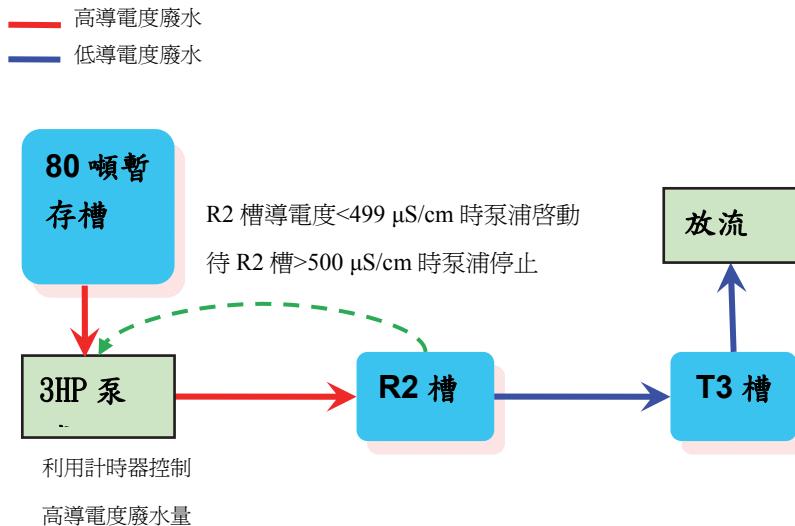


圖 3 高導電度廢水處理流程

三、純水系統再生廢水減量

純水系統主要用於清洗晶片及維持廠內研磨設備研磨頭之濕潤，純水產水水質須維持在 $17\text{M}\Omega$ 以上，當產水水阻值低於下限標準時需進行再生以維持樹脂吸附離子能力，而再生週期取決於樹脂塔產水總量及前段系統產水水質，依目前純水系統運作情況大約每週需再生一次，平均產生 15 噸廢水，原設計純水再生廢水直接排往廢水處理池，往往導致廢水池廢水導電度超過 $10,000\text{ }\mu\text{S}/\text{cm}$ 以上，額外增加廢水處理困難度。

混床離子塔的功用在於利用陰陽樹脂吸附水中的正負離子，提升產水的水阻值，當樹脂經過一段時間的離子吸附後會達到飽和狀態，此時產水水阻值會持續下降，當水阻低到廠內規定的 $1\text{ M}\Omega$ 以下，需進行離子塔的再生恢復樹脂功能，再生流程主要分為逆洗、靜置、加藥、慢洗、快洗、第一次氣混、滿水、第二次氣混、滿水、洗清，參考文獻可得知樹脂再生過程中部分廢水是可以回收使用，經過實際排放廢水量測(如表 1 所示)，逆洗及洗清的廢水導電度在院排放標準下為可直接排放之廢水，廢水排放量約為 4 噸，占總廢水排放量的 27%，若可將其分開處理，可

72 廢水處理廠高導電度廢水處理流程改善

減少廢水區對高導電度廢水的處理負荷。

樹脂再生廢水回收使用導電度控制手法，於廢水排放管路增設導電度計，利用導電度計內建的乾接點設定值控制氣動閥開關，當導電度值低於 $300 \mu\text{S}/\text{cm}$ 以下，氣動閥自動切換至回收管路，控制方法如圖 4 所示。

表 1 樹脂再生廢水導電度量測

	再生流程	消耗時間	排水導電度	耗水量
1.	逆洗	10 min	$58.43 \mu\text{S}/\text{cm}$	2 噸
2.	靜置	6 min	無	無
3.	加藥	40 min	$111.9 \mu\text{S}/\text{cm}$	0.5 噸
4.	慢洗	40 min	$73 \mu\text{S}/\text{cm}$	6 噸
5.	快洗	10 min	1m : $5144 \mu\text{S}/\text{cm}$ 5m : $1327 \mu\text{S}/\text{cm}$ 8m : $839 \mu\text{S}/\text{cm}$	4 噸
6.	氣混一	20min	$621.8 \mu\text{S}/\text{cm}$	第一次氣混排水
7.	滿水	約 5min	無	無
8.	氣混二	20 min	$19.37 \mu\text{S}/\text{cm}$	第二次氣混排水
9.	滿水	約 5min	無	無
10.	洗清	10 min	$0.72 \mu\text{S}/\text{cm}$	2 噸

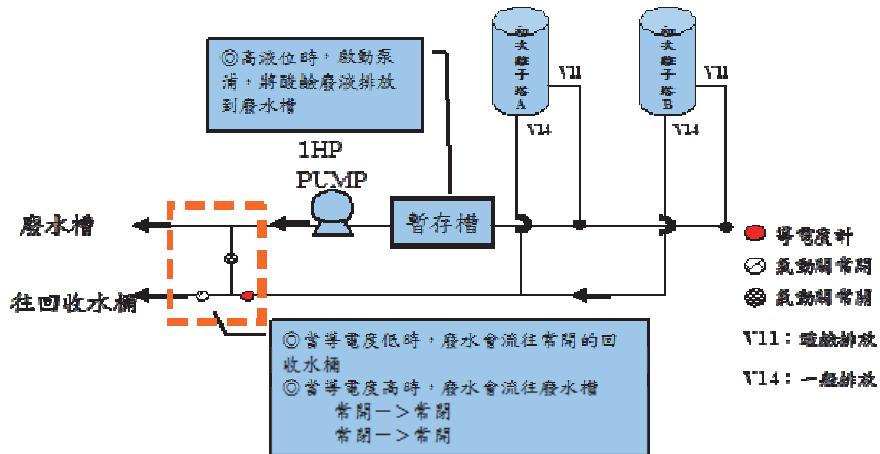


圖 4 樹脂塔再生廢水回收控制流程

四、結論

工研院受限於農田水利排放及環境保護的管制區域，為達成本院廢(污)水進場限值規定在 $1000 \mu\text{S}/\text{cm}$ 以下，於 101 年起陸續對廢水處理流程及純水再生處理進行改善，其效益說明如下：

1. 購置 80 噸 FRP 桶，提高本館高導電度廢水暫存容量，減緩廢水廠處理負荷。
2. 廢水廠增設導電度控制，將不符合排放標準廢水先暫存至 80 噸暫存槽，並利用導電度控制將高導電度廢水緩慢稀釋，廢水排放導電度低於 $900 \mu\text{S}/\text{cm}$ 以下，符合院部標準，圖 5 為改善前後廢水排放導電度比較圖。
3. 重新檢討純水再生流程，將低導電度廢水分流回收再利用，可增加 4 噸/次回收水使用，減少高導電度廢水總量。

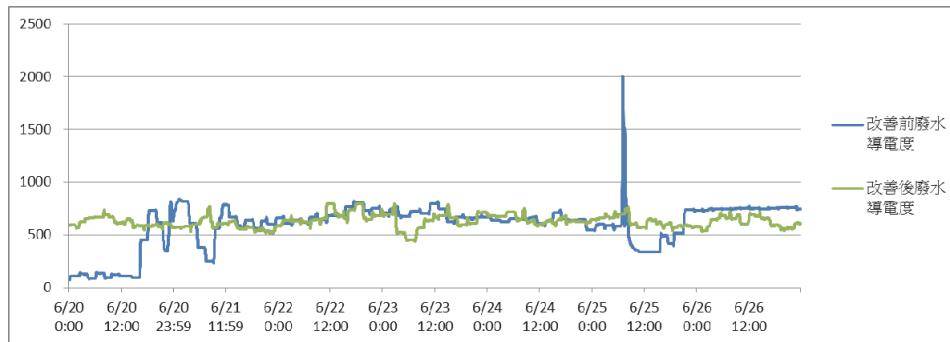


圖 5 廢水排放改善前後比較圖

五、建議及改善

對於如何減少高導電度廢水排出則為本廢水廠在處理上最大的課題，製程廢水會依研發的多樣性排出不同的廢水，在處理與管理上較不易掌控，唯獨純水系統在各廠運作上差異性較小，本廠純水系統採用 UF、RO 膜管搭配陰陽樹脂塔，系統運作上相當穩定，只須適時進行 UF、RO 膜管藥洗與陰陽樹脂塔再生即可維持穩定的產水水質，而該純水系統最大缺點在於再生時的高導電度廢水排出，本廠平均每週再生一次，雖已將低導電度廢水進行回收，每次再生仍會產生 11 噸的高導電度廢水，對此未來將著重在運用連續電離子技術(Electro-deionization)^[1]取代目前的陰陽樹脂塔，利用電透析與離子交換技術達成去除水中離子之目的，期望減少 60%的再生高導電度廢水排放，減少廢水廠處理負擔。

參考資料

- 1.曲凱樂、張添晉、陳建宏、林俊穎，改良式電解去離子系統電流率提升技術之研究，下水道與水環境再生研討會，第十七屆，2007。

金屬回收

銅鎵廢料之分離技術

黃士凌*、陳偉聖**、吳俊毅**、邱凱倫***、張祖恩****

摘要

銅鎵二元合金靶材被應用於太陽能電池中，作為太陽能電池之光吸收層，許多的分離技術被應用於回收鎵金屬，本研究利用溶媒萃取技術於鹽酸系統下，以 D₂HPA 為萃取劑、煤油當稀釋劑，進行銅鎵二元金屬之最佳分離參數實驗，探討參數包含起始溶液 pH 值、油水體積比、震盪頻率、震盪時間及萃取劑濃度，結果得到鎵之最佳萃取效率為 99.9%，有機相中之鎵金屬可成功利用鹽酸溶液進行反萃濃集，以利後續電解回收金屬鎵。

【關鍵字】溶媒萃取、反萃、鎵、回收

*國立成功大學資源再生及管理研究中心暨永續環境實驗所 研究助理

**國立成功大學資源再生及管理研究中心暨永續環境實驗所 助理研究員

***國立成功大學 資源工程系 學生

****國立成功大學環境工程學系特聘教授暨永續環境實驗所所長

暨台灣資源再生協會 理事長

一、前言

1.1 銅鎵鎵硒薄膜太陽能電池之概況

自然界鎵金屬之含量非常稀少，僅有 0.0015% 含量，大部分鎵之來源是來自於閃鋅礦、黃鐵礦、鋁土礦和鋒石中提煉得到之次要產物^[7]。近年來，鎵金屬被大量應用於光電產品產業，約 71% 應用在半導體 (ICs)，其餘 29% 則是在光電元件上，包括發光二極體 (LED)、光檢測器及太陽能電池。

太陽能發電的技術，依製程區分主要分為矽晶型(單晶和多晶)及薄膜太陽能電池兩大類，前者目前是商業化主流，發電效率較高，但是矽晶材料的供不應求與晶圓材料製作過程的高污染與高耗能為主要缺點。而薄膜太陽能電池因具有輕薄、低成本、可撓曲、多種外觀設計等優點，成為繼矽晶型太陽能電池之後，被認為是當前最具發展潛力的太陽能技術，其類別包含銅鎵鎵硒太陽能電池 (CIGS)、碲化鎘太陽能電池 (CdTe) 及砷化鎵 (GaAs) 等。目前已有多家廠商相繼投入 CIGS 生產產線建置，國外廠商如 Würth Solar、Nanosolar 等，國內如新能光電、聯相光電等。CIGS 為直接能隙材料，比非晶矽具有更高的吸光係數，吸光頻率範圍為 1.02~1.68 eV，主要以真空濺鍍 (sputter) 或蒸鍍 (thermal evaporation) 的生產製程為主，原靶材利用率僅約 30%，相對約 70% 殘靶需經回收方式，達到資源永續使用的目標。銅鎵二元合金靶材亦被應用於太陽能電池 CIGS 製程中，作為太陽能電池之光能轉換吸收層，未來鎵在這方面的發展應用層面也將隨之廣泛。

1.2 鎵金屬特性分析

鎵為第三個硼族元素，原子序數 31，原子量 69.723，熔點在 29.78°C，沸點超過 2,400°C，固體密度 5.907 克/釐米³，屬於銀白色的兩性金屬，與氫氧化鈉和氫氧化鉀溶液反應生成鎵酸鹽和氫氣。鎵的化學活性低於鋁，在常溫下幾乎不受氧和水的侵蝕，只在高溫下才被氧化；它與稀酸作用緩慢，可溶於熱的強酸及強鹼中，分別形成鎵鹽或鎵酸鹽；鹵素與鎵反應生成三鹵化鎵或一鹵化鎵；鎵在高溫下能與硫、硒、碲、磷、砷、銻反應，生成的化合物都有半導體性質。

依半導體材料特性來看，鎵金屬化合物較矽具有高頻特性、高電子遷移率(砷化鎵遷移率約為傳統矽的 5 倍)、高線性度、低噪音與低耗電量等電子性能而得以受到青睞，廣泛應用在高速電腦、半導體雷射、衛星通訊、太陽能電池、太空與軍事等用途，成為通訊元件及光電業之發光二極體(LED)晶圓、雷射二極體(LD)、微波等多方面的主流材料。

1.3 鎵原物料之全球供需量、生產量與消費現狀之統計

國內光電產業含有砷化鎵(GaAs)的廢棄物為晶圓廢料、封裝不良品、研磨粉屑、蒸鍍鍋垢及廢水處理污泥等五大種類，其中以研磨粉屑為最大宗有 200 公噸的年產生量，約占全部的 66.4%，如表 1 所示。目前砷化鎵廢棄物大都以清運暫存、固化或直接掩埋處置，故開發砷化鎵廢棄物資源回收處理技術，不但可解決國內當前砷化鎵廢棄物問題，並可創造可觀之回收資源與經濟效益。

依回收經濟效益評估，鎵金屬目前平均價格約為每公斤 420~450 美元(資料參考來源：2007 年 3 月份，倫敦金屬交易所 London Metal Exchange，網站 <http://www.lme.co.uk/>)，若經純化精煉後將可出售獲利，極具高回收價值。

表 1、國內光電業含砷化鎵之廢棄物種類

廢棄物種類	鎵含量(%)	廢棄量(公噸/年)	比例(%)
晶圓廢料	>90	7	2.3
封裝不良品	20~50	10	3.3
研磨粉屑	15~40	200	66.4
蒸鍍鍋垢	<5	48	16.0
廢水處理污泥	<1	36	12.0
估計年廢棄總量		301	100.0

資料來源：陳鐳夫，2005 年

鎵消耗量超過 97%是以 GaAs 或 GaN 的形式，半導體佔消費的 65%，光電子器件佔了 30%，在研究及發展及其他使用約為 5%，如表 2 所示。在 2010 年，美國鎵消耗在 IC 上增長約 26%，由於 LED 產業的特殊需求增長而使 LED 亦增加了 75%。

表 2、世界鎔消費結構比例與年產值推估彙整表(2007~2011 年)

用途 年	ICs	光電設備	研究與發展	預估年產值 (百萬美金)
2007	66%	20%	14%	11
2008	65%	29%	6%	23
2009	67%	31%	2%	14
2010	64%	35%	1%	35
2011	61%	38%	1%	66
平均值	64.6%	30.6%	4.8%	29.8

資料來源：USGS (U.S. Geological Survey) 歷年統計資料

目前，金屬鎔的產品主要分為三類：粗鎔、高純鎔和再生鎔。粗鎔生產國家主要有中國、德國、俄羅斯、哈薩克斯坦、烏克蘭、匈牙利和斯洛伐克，如表 5 所示；高純鎔主要由日本、美國和法國生產；再生鎔的生產主要由日本和美國等。日本是目前世界上最大的高純鎔的生產國，占世界產量的 90%左右，如表 3 所示。從世界範圍看，高純鎔將是主導產品，其價格高於粗鎔 100-200 美元/kg，如表 4 所示。高純鎔可直接用於生產鎔的化合物，鎔的生產一直由鎔的市場供求決定，伴隨著電子工業及其相關工業的高速發展，鎔的市場出現了供不應求的局面，鎔作為以微電子技術為核心的世界第四次工業革命的基礎材料，世界的需求量每年增長 15%-20%。

表 3 歷年日本鎘供應統計資料

單位：公斤					
年份	2004	2005	2006	2007	2006/2005(%)
國產	9,000	10,000	8,000	8,000	80
廢料回收	77,911	86,124	92,900	93,500	108
進口	44,089	42,923	33,549	53,300	78
合計	131,000	139,047	134,449	154,800	97

資料來源：中國鉛鋅錫鎘

表 4、歷年國內相關鎘進出口量以及單價統計資料

鎘	進口			出口		
	重量 (kg)	價值 (千元)	單價 (千元/kg)	重量 (kg)	價值 (元)	單價 (千元/kg)
2003	18,386	3,045,206	165.63	1,880	247,528	131.66
2004	29,069	3,411,955	117.37	4,091	332,998	81.40
2005	20,987	2,432,483	115.90	10,601	578,236	54.55
2006	25,897	2,960,948	114.34	11,664	1,060,410	90.91
2007	23,165	2,713,670	117.15	9,029	1,335,008	147.86
2008	22,631	2,697,721	119.20	21,591	2,364,062	109.49
2009	35,092	3,096,427	88.24	28,140	3,799,798	135.03
2010	57,089	5,324,998	93.28	163,518	6,067,632	37.11
2011	59,937	4,826,301	80.52	40,474	5,200,208	128.48

資料來源：財政部關稅總局歷年資料，經本團隊彙整

表 5、全球主要生產鎘的國家

單位：噸

Country	Capacity
China	141
Germany	35
Hungary	8
Japan	10
Kazakhstan	25
Korea	16
Russia	10
Ukraine	15
Total	260

資料來源：USGS (U.S. Geological Survey)

1.4 溶媒萃取技術應用於回收鎘之相關文獻

由鎘金屬應用層面之廣泛看來，開發鎘廢料之資源回收分離技術，不但可解決國內當前廢棄物問題，並可創造可觀之回收資源與經濟效益許多不同的分離技術常被應用於回收鎘金屬，有化學沉澱、離子交換樹脂、溶媒萃取等技術，其中溶媒萃取因為可以選擇性的回收低濃度金屬，且可改變不同參數達到高分配係數故溶媒萃取將提供一個有效回收金屬之方法^[5,6]。

劉建等^[1]曾用 TBP 從高酸度鹽酸溶液中萃取分離鎘，其有機相為 30% TBP，水相為鹽酸溶液，O/A 比為 1:1，實驗發現萃取率可達 97%，並可用 1M NaCl 水溶液完成反萃。Lee et al.^[2]曾研究使用 D2EHPA 從硫酸溶液中分離銨鎘金屬，其有機相為 0.05M D2EHPA 之煤油溶液，水相為配置之溶於硫酸溶液之銨鎘金屬，實驗發

現隨著 pH 值及 D2EHPA 濃度之增加，銻銠之分配係數也隨之增加，一次萃取回收率銻為 99.9%、銠為 26%，經二階萃取可將銻銠完全分離。Bina Gupta et al.^[6]探討含銠電子廢料於鹽酸、硝酸、硫酸介質與有機相 0.5M Cyanex 923 之甲苯溶液之間的萃取效果，實驗發現於鹽酸溶液，O/A=1:1，溫度 25°C，震盪 5 min 條件下，萃取率可達 90%。

表 6 溶媒萃取銠之相關文獻重點彙整表

No.	作者	萃取劑	目標金屬	條件	萃取回收率(%)
1	劉建等(2002)	TBP	銠	油相:30% TBP 水相:鹽酸溶液 O/A=1:1 反萃:1M NaCl 溶液	97%
2	Lee et. Al (2002)	D ₂ EHPA	銻，銠	油相:0.05M D2EHPA +煤油 水相:硫酸溶液	銻(99.9%)， 銠(26%)
3	Dumortier et. al (2005)	Sodium di-(n-octyl) phosphinate	銠	22°C, pH=2-5	98%
4	Gapta et. Al (2007)	Cyanex 923	銠	油相:0.5M Cyanex 923 + toluene 水相:鹽酸溶液 O/A=1:1 反萃:0.1M HCl 溶液 溫度:25°C，震盪 5 min	90%
5	Gapta et. Al (2007)	Cyanex 272	銻，銠	油相:Cyanex 272 水相:5M 鹽酸溶液 O/A=1:1 反萃:HCl 溶液 震盪 5 min	銠(95%)
6	MAHAMUNI et. al (2010)	2-OAP	銠	油相:2-OAP+ chloroform 水相:鹽酸溶液 O/A=2.5:1 pH=4，震盪 5 min	100%
7	Ahmed et. al(2013)	Cyanex 923， Cyanex 925	銠	油相:Cyanex+ 煤油 水相:鹽酸溶液 O/A=1:1 溫度:25°C 反萃:1M HCl 溶液	95%

本文將利用溶媒萃取從太陽能廢銅鎔靶材中回收有價金屬鎔，利用在鹽酸系統中，以 D2EHPA 為萃取劑、煤油當稀釋劑，探討銅鎔金屬之最佳分離參數。

二、實驗流程與材料

2.1 溶媒萃取

主要針對銅鎔溶液進行萃取及反萃取等研究，探討實驗參數有起始溶液之 pH 值、O/A 比(萃取劑/水相體積比、油相/水相體積比)、震盪頻率、震盪時間及萃取劑 D₂EHPA 濃度，如圖 1 所示。

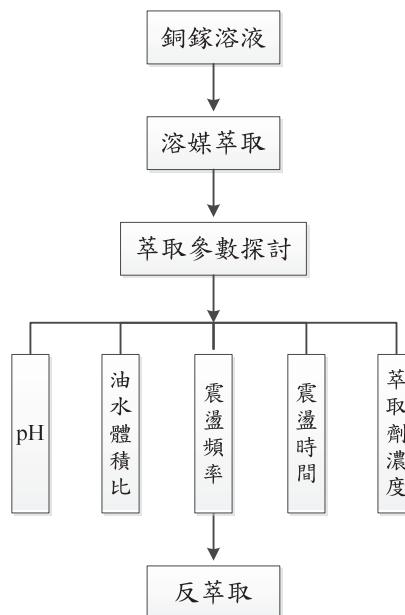


圖 1 實驗流程圖

2.2 材料來源與方法

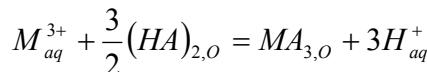
萃取水相樣品製備是由氯化銅及氯化鎔藥品溶解於二段水中，其銅鎔溶液起始濃度銅約為 300 ppm，鎔約為 150 ppm，依序進行不同參數之實驗，透過萃取試驗取下層水溶液，進行加熱消化後以原子吸收光譜儀進行金屬含量之測定，換算求得

萃取率，以瞭解具最佳萃取效果之條件。

三、結果與討論

3.1 起始溶液 pH 值對萃取效率之影響

固定 O/A=1/1、0.005M D₂EHPA、震盪頻率 500 min⁻¹、震盪時間 30 分鐘下，改變起始溶液 pH 值由 0~3.5 之間，其關係如圖 2，觀察最佳 pH 值。結果顯示鈷的萃取率隨著溶出液 pH 值增加而增加；D₂EHPA 為一酸性萃取劑在進行對金屬離子之溶媒萃取時，會放出氫離子而與金屬離子進行配位，如下式：



HA：萃取劑 D₂EHPA

M³⁺：三價金屬離子

aq：水相

o：有機相

因此，當水相之酸性愈強則愈不利 D₂EHPA 之氫離子釋出。圖 2 中看見銅完全不被萃取至有機相，主要是 D₂EHPA 會選擇性與三價的金屬鈷離子交換氫離子行離子交換而於酸性條件下銅離子多以一價及二價形式存在在水相中，也因此銅與萃取相中的鈷可達到分離效果，後續實驗將選擇以 pH=2 之溶出液為被萃相。

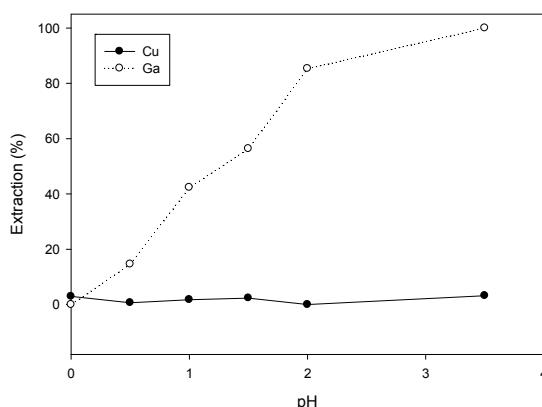


圖 2 溶出液 pH 值對萃取效率之影響

(0.005M D₂HPA ; O/A=1/1 ; 500min⁻¹ 頻率震盪 30min)

3.2 油水體積比對萃取效率之影響

固定溶液 pH 值=2.0、0.005M D₂HPA、震盪頻率 500 min⁻¹、震盪時間 30 分鐘下，改變 O/A 比=1/20、1/4、1/2、1/1、2/1、4/1，觀察最佳條件。於 O/A 比=1/20、1/4、1/2 條件下，皆會產生乳化現象，而 O/A 比=1/1、2/1、4/1 結果如圖 3 所示，對鎵萃取率並無顯著改變，後續實驗將固定 O/A 比=1/1。

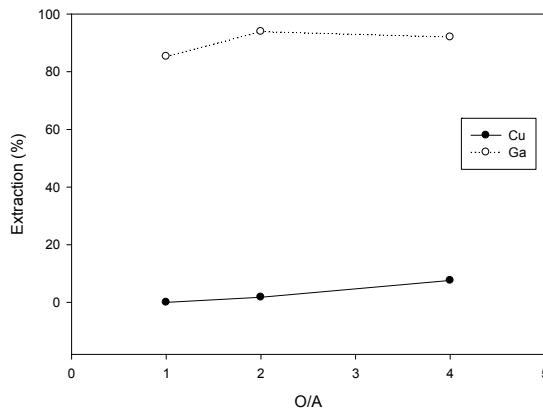


圖 3 油水體積比對萃取效率之影響

(溶出液 pH2 ; 0.005 M D₂HPA ; 震盪頻率 500min⁻¹ ; 接觸時間 30min)

3.3 改變震盪頻率對萃取效率之影響

固定溶液 pH 值=2.0、O/A=1/1、0.005M D₂HPA、震盪時間 30 分鐘下，改變震盪頻率 200、300、400、500 及 550 min⁻¹，其關係如圖 4，觀察最佳條件。結果顯示震盪頻率 200 至 300min⁻¹ 萃取效率變化很小；當振盪頻率超過 300min⁻¹，萃取率隨震盪頻率越快，被萃相與溶媒之間有較佳的接觸效果，進而使鎵萃取率增加。500min⁻¹ 時約有 85% 的鎵萃取率。再增加震盪頻率至 550 min⁻¹，其鎵萃取率並無增加。

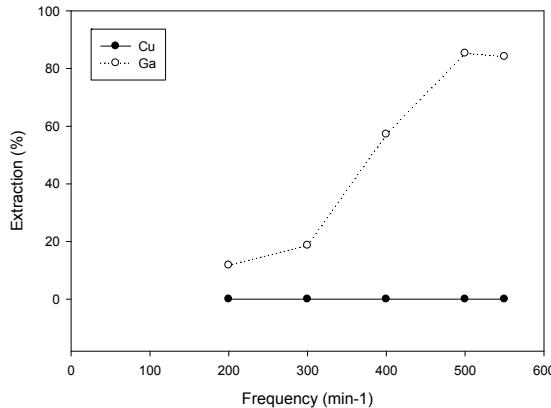


圖 4 震盪頻率對萃取效率之影響

(溶出液 pH2；0.005 M D₂EHPA；O/A=1/1；接觸時間 30min)

3.4 改變震盪時間對萃取效率之影響

固定溶液 pH 值=2.0、O/A=1/1、0.005M D₂EHPA、震盪頻率 500 min⁻¹ 下，改變震盪時間 5、15、30 及 60 分鐘，其關係如圖 5，觀察最佳條件。結果顯示鎵的萃取率隨著震盪時間增加而增加，60 分鐘時約有 95% 的鎵萃取率。

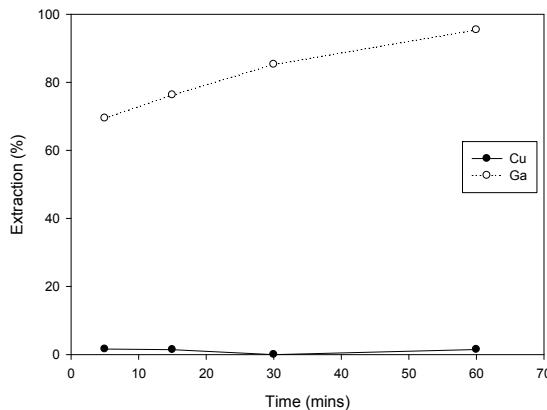


圖 5、震盪時間對萃取效率之影響

(溶出液 pH2；0.005 M D₂EHPA；O/A=1/1；震盪頻率 500min⁻¹)

3.5 改變萃取劑濃度對萃取效率之影響

固定溶液 pH2、油水體積比 1 / 1、 500 min^{-1} 震盪頻率、震盪時間 30 分鐘下，改變 D₂EHPA 濃度為 0.001、0.005、0.01、0.1、0.2、0.5、1 及 2M，觀察 D₂EHPA 濃度對萃取效率之影響。如圖 6 所示，鎵萃取率隨著 D₂EHPA 濃度增加而提高，在 0.1M D₂EHPA 濃度時出現 99.98% 的萃取率。當濃度等於 0.01M 時，鎵離子有 90.76% 之萃取率，且濃度高於 0.1M，萃取率並無明顯之增加，可能是 D₂EHPA 在 0.1M 濃度以上便產生溶媒過量的現象。

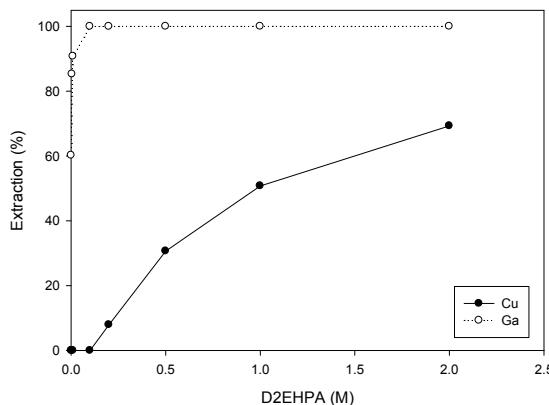


圖 6 D₂EHPA 濃度對萃取效率之影響

(溶出液 pH2；O/A=1/1； 500min^{-1} 頻率震盪 30min)

3.6 反萃取實驗

實驗中測試以不同萃取劑將有機相中的鎵萃取至水相。分別配置了六種不同的溶液當萃取劑，結果如表 1 所示，操作條件在 25°C 下，固定油水體積比 2 / 1、 500 min^{-1} 震盪頻率、震盪時間 30 分鐘後，靜置分離，取下層進行加熱消化後以原子吸收光譜儀進行金屬含量之測定，換算求得反萃率。結果顯示，以 1M HCl 溶液可將有機相之鎵完全萃至水相並達到濃集效果，以利後續電解純化。

表 1 各反萃劑及其反萃效率

反萃劑	反萃率(%)
0.1M HCl	0
0.5M HCl	57.7
1M HCl	100
0.1M HNO ₃	12
0.5M HNO ₃	97
1M HNO ₃	99.7

以單級萃取而言，本技術經實驗後最佳之萃取操作條件為 pH=2 之銅鎵溶液於 0.1M D₂HPA，油水體積比 1/1，以每分鐘 500 次的頻率震盪 30 分鐘，結果可獲得 99.9% 以上的鎵萃取率，有機相中之鎵金屬可成功利用鹽酸溶液進行反萃濃集，以利後續電解回收金屬鎵。

與文獻相較，發現以 D₂HPA 為萃取劑有極高的選擇性萃取三價金屬鎵，其萃取機制主要是由萃取劑之氫與金屬離子交換，屬陽離子交換形式。以萃取率來看，D₂HPA 為萃取劑皆高於 Cyanex923^[6]、Cyanex272^[7]、Cyanex925^[10]、亦高於中性萃取劑 TBP^[11]，由此可知，選擇 D₂HPA 為萃取劑對銅鎵二元合金靶材之分離具有極佳的效率。

四、結論

本技術實驗結果顯示：

1. 當銅鎵溶液的 pH 值增加時，有利於 D₂HPA 釋出氫離子與鎵金屬離子產生交換反應，而使萃取效率增加，當 pH=3.5 時可達近 100% 萃取率。
2. 相同操作時間內，萃取振盪頻率越大，水相與有機相之接觸越完全，有利金屬之萃取。
3. 隨著萃取振盪時間增加，越有利金屬之萃取。
4. 對於金屬的萃取容量隨著 D₂HPA 濃度增加而增加。就單級萃取而言，本技術較佳

之萃取操作條件為 pH=2 之銅鎵溶液於至少 0.1M D₂HPA，油水體積比 1/1，以每分鐘 500 次的頻率震盪 30 分鐘，結果可獲得 99.9% 以上的鎵萃取率。

5. 含鎵有機相以 1M 鹽酸進行反萃取，其反萃取效率高達 100%。
6. 溶媒萃取具有可選擇性的回收低濃度金屬，且利用改變不同參數可達到高分配係數之分離效果，故此技術將提供一個有效分離回收鎵金屬之方法。

誌謝

本研究之進行承蒙經濟部之”半導體廢料回收及稀有金屬純化精煉技術研發三年計畫”計畫補助（102-EC-17-A-10-S1-187），特此誌謝。

參考文獻

1. 劉建等，用 TBP 從高酸度鹽酸溶液中萃取分離鎵，長安大學，濕法冶金，第 21 卷第 4 期，pp.189-191，2002.12。
2. Lee, M.S., J.G. Ahn and E. C. Lee, Solvent Extraction Separation of Indium and Gallium from Sulphate Solutions Using D₂HPA . Hydrometallurgy, Vol. 63, pp. 269-276, 2002.
3. Bina Gupta et al., Liquid-liquid extraction and recovery of indium using Cyanex 923, Analytica Chimica Acta, 513, pp.463-471, 2004.
4. 陳鏡夫、簡正雄、楊奉儒，砷化鎵研磨粉屑萃取液中之鎵純化回收，第二十屆廢棄物處理技術研討會論文集，中壢市，2005。
5. Dumortier R. et al., Removal and recovery of gallium from aqueous solutions by complexation with sodium di-(n-octyl) phosphinate, Hydrometallurgy, Vol. 76, pp.207-215, 2005.
6. Bina Gupta et al., Extraction and recovery of Ga(III) from waste material using Cyanex 923, Hydrometallurgy, Vol. 87, pp.18-26, 2007.
7. Bina Gupta et al., Separation and recovery of indium and gallium using

- bis(2,4,4-trimethylpentyl)phosphinic acid (Cyanex 272), Separation and Purification Technology, Vol. 57, pp.294-303, 2007.
- 8.SANDIP V. MAHAMUNI et al., Liquid-liquid extraction and recovery of gallium(III) from acid media with 2-octylaminopyridine in chloroform- Analysis of bauxite ore, Journal of the Serbian Chemical Society, Vol. 75, pp. 1099-1113, 2010.
- 9.Virolainen S et al., Recovery of indium from indium tin oxide by solvent extraction, Hydrometallurgy, Vol. 107, pp.56-61, 2011.
- 10.Ahmed I.M. et al., Extraction of gallium(III) from hydrochloric acid by Cyanex 923 and Cyanex 925, Hydrometallurgy, Vol. 131-132, pp.24-28, 2013.

熱能回收

TFT-LCD 廠沸石濃縮轉輪與蓄熱式燃燒 爐之瓦斯節能操作探討

邱垂嶺*、白曉綾**

摘要

光電產業中的 TFT-LCD (Thin Film Transistor Liquid Crystal Display; TFT LCD) 產業製造過程所產生的揮發性有機物 VOCs (Volatile Organic Compounds, VOCs) 特點為高風量、低濃度，國內科技工業多以天然氣為燃料之沸石濃縮轉輪焚化系統來處理此類製程廢氣，而天然氣價格有日益上升的趨勢，增加了處理設備的運轉成本。

針對沸石轉輪與蓄熱式燃燒爐於符合法規及最佳可行控制技術條件前提下，進行各項節能措施調整。其中，熱能回收項目係利用製程機台之高溫排氣作為轉輪冷卻入口空氣使用，經導入測試後可節省瓦斯並提升轉輪脫附區出口溫度，實現節能、熱能再利用之效益，而熱能氣流含低濃度 VOCs，將其導入轉輪中可減少其逸散於大氣環境中。針對實廠測試數據顯示：1 台沸石濃縮轉輪與蓄熱式燃燒爐系統，調整後可節省之瓦斯度數為 $181,332\text{ m}^3/\text{年}$ ，節省金額為 3,401,788 元/年，測試項目中以熱旁通風門調整效果最佳，其瓦斯節省比率佔總效益之 51.2%；其餘調整參數項目：脫附風量、轉輪轉速、熱能回收、再生風溫及爐溫等，其瓦斯節省比率依序為 20.5%、9.7%、6.8%、6.3% 及 5.8%。

【關鍵字】瓦斯節能、蓄熱式焚化爐、熱能回收、沸石濃縮轉輪、光電產業

*國立交通大學 工學院產業安全與防災學程 碩士

**國立交通大學 環境工程研究所 教授

一、前言

國內 TFT-LCD 產業因製程之揮發性有機廢氣為具有高風量、低濃度之特性，針對 VOCs 廢氣處理方式多數採用以天然氣為燃料之沸石濃縮轉輪焚化系統。

台灣天然氣的取得多以國外進口為主，依經濟部能源局分析^[1]，民國 100 年 1 月至 9 月自產天然氣為 227,195 千立方公尺，占總供應量之 1.84%，進口液化天然氣為 12,095,458 千立方公尺，占總供應量之 98.16%；而國內民國 100 年度 1 月到 10 月的天然氣(原料)價格變動，由每立方公尺 14.64 元調整至每立方公尺 17.25 元，其漲幅約為 17.83%，價格之調升也增加沸石濃縮轉輪焚化系統的運轉成本，故節省天然氣之使用為此時刻不容緩之議題。

在沸石轉輪搭配焚化系統，國內有相當多之研究及案例針對運轉效率最佳化及瓦斯節能方面有諸多成效，綜合此類研究多以不增加建置成本的方式調整，其項目包含脫附風量、脫附(再生)風溫、轉輪轉速、爐溫等，而在調整時多數研究並把去除效率影響列為調整時之考量因素。

本研究希望以最低之天然氣能源消耗處理 VOCs 之製程廢氣，並在符合環保法規及最佳可行控制技術原則下，調整沸石濃縮轉輪與蓄熱式燃燒爐(Regenerative Thermal Oxidizer; RTO)之操作參數，降低天然氣用量，本研究同時也利用 TFT-LCD 產業高溫排氣進行熱能回收至 VOCs 處理設備，以達到降低天然氣用量及熱能回收再利用之目的。

二、沸石濃縮轉輪焚化系統

2.1 沸石吸附濃縮轉輪焚化系統

TFT-LCD 產業製程之揮發性有機廢氣其特性為高風量、低濃度，一般最常使用之 VOCs 處理設備為沸石濃縮轉輪搭配焚化系統，沸石濃縮轉輪能將大風量、低濃度揮發性有機廢氣吸附於濃縮轉輪上，再排放至煙囪；而吸附於轉輪上之 VOCs 隨轉輪 2~6 rph 緩慢旋轉至轉輪脫附區，由高溫風溫將轉輪內之 VOCs 脫附出來，此股高濃度廢氣再到爐膛燃燒，此為沸石濃縮轉輪搭配焚化系統最基本之原理，而

轉輪特性在諸多研究中被提及，如：GUPTA & STONE 研究^[2]中指出，轉輪配合氧化設備為一種可靠及有效之技術，濃縮轉輪實現了減量及增加廢氣的濃度，並可顯著地降低成本；而 Mitsuma et al^[3]研究說明，高矽比沸石蜂巢式轉輪已發展成替代活性碳轉輪，且在 10 倍濃縮倍率下，透過適當的裝置及操作參數條件下，可保持去除效率在 90% 以上，在典型之沸石吸附濃縮轉輪焚化系統，主要為濃縮轉輪、熱氧化器(Thermal oxidizer)、熱交換器及一妥善之控制系統組合而成。

Blocki^[4]於研究中提及，疏水性沸石吸附劑由於其獨特的物理性，在許多溶劑混合的系統，可表現出優於或等於活性碳系統的能力。

另外，有關轉輪材質特性，針對不同之 VOCs 去除應選擇適當之轉輪吸附材質^[5]，而在沸石濃縮轉輪的設計及控制參數^[6]，應考量再生溫度、轉速、吸附/脫附/冷卻區域之面積比、濃縮倍率、面風速、溼度、VOCs 種類、VOCs 濃度等。

2.2 國內文獻與瓦斯調整調整方式概況

針對許多文獻針對沸石濃縮轉輪操作參數調整中有關瓦斯燃料節省文獻，彙整於表 1 中，而調整方法在不增加建置成本前提下，多以調整脫附風量（濃縮倍率）及脫附入口(再生)風溫為最普遍之方法。

表 1 沸石濃縮轉輪及 RTO 爐瓦斯節能操作法案例彙整表

調整方案方法	瓦斯節省效益	文獻參考來源 ^{[7]~[13]}
脫附風量降低 脫附溫度升高 (某半導體廠操作 參數最佳化案例)	瓦斯量節省 23%	白曛綾等，2003
脫附溫度提升 脫附風量降低 轉輪轉速降低	瓦斯節省 $133.6 \text{ m}^3/\text{日}$	張豐堂等，2005
脫附風量降低 燃燒溫度降低 脫附溫度升高 轉輪轉速降低(搭配)	瓦斯節省： $20968 \text{ m}^3/\text{月}$	李瑞雄等，2010

94 TFT-LCD 廠沸石濃縮轉輪與蓄熱式燃燒爐之瓦斯節能操作探討

調整方案方法	瓦斯節省效益	文獻參考來源 ^{[7]~[13]}
脫附風量降低（瓦斯節省） 脫附溫度升高（瓦斯節省） 燃燒溫度升高 ¹ （效率提升） 轉輪轉速升高 ¹ （效率提升）	瓦斯綜效節省： $9\text{ m}^3/\text{小時}$ 、 降幅 28%	潘明鈺等，2011
TO 爐改 RTO 爐 (以蓄熱磚增進熱回收效率)	瓦斯節省： $25\text{ m}^3/\text{小時}$ ， (費用節省 3,374,790 元/年)	黃榮祥等 3 人，2010
脫附風量降低 燃燒溫度降低 轉輪轉速降低	瓦斯節省： $262,800\text{ m}^3/\text{年}$ (費用節省 3,850,000 元/年)	工業技術研究院，2007
脫附風量 脫附溫度 燃燒溫度	瓦斯節省：由 $25\text{ m}^3/\text{小時}$ ，降至 $23.9\text{ m}^3/\text{小時}$	林旭和，2012
備註：	1.此項為搭配效率提升措施，瓦斯量為升高 (本表格為本研究整理)	

2.3 沸石濃縮焚化系統瓦斯節能調整與效率關係

如前節所述，沸石濃縮轉輪在設計及控制上需考量許多的參數，如再生溫度、轉速、吸附、脫附、冷卻區域之面積比、濃縮倍率、面風速、溼度、VOCs 種類、VOCs 濃度等，另針對瓦斯用量而調整沸石濃縮轉輪及 RTO 爐系統之參數，可能導致主輪去除效率之降低，故配合前節文獻內容整理表 2，此表主要為作為沸石濃縮轉輪及 RTO 爐系統之轉輪調整參數後之去除效率及瓦斯用量關係參考。

表 2 轉輪參數與效率、瓦斯量關係彙整表

調整項目	參數	去除效率 影響	瓦斯量 影響 ²	備註	
脫附風量	高	上升	上升	脫附風量越高，去除效率越高	
	低	下降	下降		
脫附溫度 (再生溫度)	高	上升	下降	脫附再生溫度越高，去除效率越佳	
	低	下降	上升		
爐膛溫度	高	上升	上升	當爐膛溫度越高時，效率越好	
	低	下降	下降		
轉輪轉速	高	上升 ³	上升	1. 脫附再生溫度越高，同時最佳轉速也隨之升 2. 轉輪厚度越厚，其最佳轉速越小 3. 濃縮倍率越高（脫附風量越小），其最佳轉速越慢 4. 入流線速度越高，最佳轉速越慢 5. 入流濃度上升，最佳轉速越快 6. 最佳轉速對最高應轉輪效率，發生最佳轉速前其轉速與去除效率成正比	
	低	下降 ³	下降		
入流濕度	高	下降	-	效率下降係因相對濕度在 85%以上，其水氣凝結現象佔據活性吸附位所致	
	低	上升	-		
入流溫度	高	下降	-	去除效率隨入流溫度增加而降低	
	低	上升	-		
入流速度	高	下降	-	入流線速度越高，效率越低	
	低	上升	-		
備註：					
1. 本表格參考文獻 ^{[7][10][14][15]}					
2. 瓦斯量影響趨勢係參考表 1 文獻。					
3. 發生最佳轉速前，其轉速與去除效率成正比。（本表格為本研究整理）					

三、研究方法

本測試主要針對沸石轉輪系統搭配 RTO 爐瓦斯節能進行試驗，其系統配置架構及處理設備細部配置示意圖及如圖 1、圖 2 所示。而本研究測試共規劃 6 組項目試驗，並將實驗參數規劃於表 3 中，依序依參數表內項目進行測試。

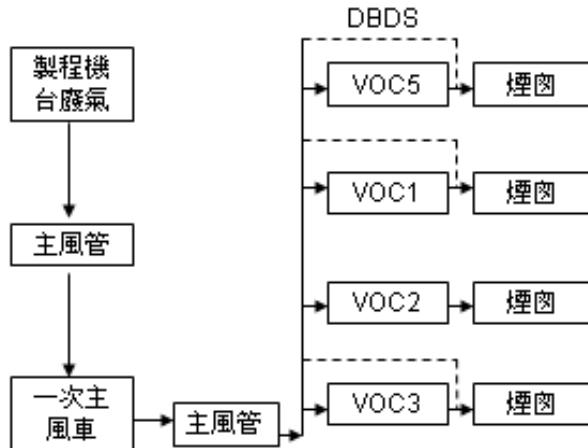


圖 1 本研究 VOCs 處理系統配置架構圖

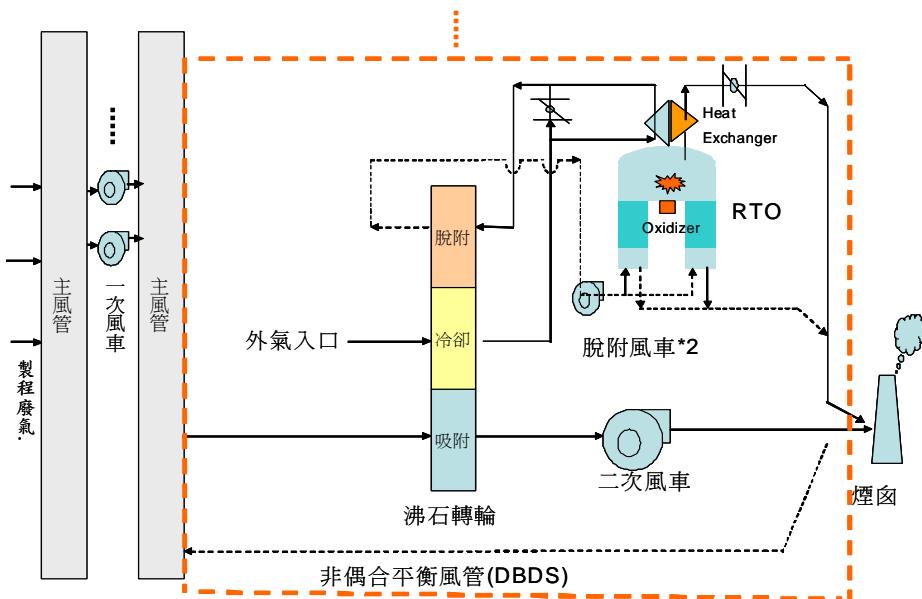


圖 2 研究 VOC 處理設備(沸石轉輪+RTO)細部配置示意圖

表 3 實廠測試 RTO 爐瓦斯調整項目與參數範圍規劃表

參數狀態 ●調整 / ○固定						調整參數範圍
A	B	C	D	E	F	
●	○	○	○	○	○	2% ≤ 開度 ≤ 5% 開度最小化(由可程式控制器控制)
○	●	○	○	○	○	88cmm ≤ 脫附風量 ≤ 115cmm 確保紊流, $Re > 10000^{[16]}$
○	○	●	○	○	○	800°C ≤ 爐溫 ≤ 820°C 配合廢氣入口種類，設定碳氫壞效率溫度
○	○	○	●	○	○	180°C ≤ 脫附入口風溫 ≤ 200°C
○	○	○	○	●	○	29Hz(3.86 rph)轉輪轉速 ≥ 20Hz(2.6 rph)
○	○	○	○	○	●	外氣溫度 ≤ 導入溫度 ≤ 45°C

備註：

調整參數代碼 A:熱旁通風門開度、B:轉輪轉速、C:脫附(再生)溫度、D:爐溫、E:脫附風量、F:熱能回收(熱能氣流替代原外氣)

有關本研究測試各實驗邊界條件說明如下：

1. 本實驗可測試機台數共計 4 台，但各節能項目配合實際工廠需求風量之 VOCs 開機台數進行測試(約 1~3 台測試)，各項瓦斯節能趨勢圖中之測試數據均為流量平均值。
2. 本實驗所定義之符合法規、最佳可行控制技術條件之去除效率點位置為合併煙囪末端，該點效率計算以入、出口的質量流率做為計算基準，而 GC-FID 所量測之濃度為非甲烷總碳氫化合物 (NMHC)。
3. RTO 儲熱爐膛切換風門(Poppet Valve)秒數為固定秒數(120 秒)，並確定無蓄熱磚熱貫穿情形，而轉輪進流面風速小於 1.8 M/S 以下。
4. 本文調整各參數測試時，其入流濃度在”熱旁通風門開度”項目為平均濃度±標準差 20 ppm 以內，其餘測試項目為平均濃度±標準差 7 ppm 內，並排除開關機時段、保養切換、設備異常、入口濃度變化劇烈時段。

5. 系統非偶合平衡風管系統(DBDS)^[17]操作於負壓狀態。
6. 瓦斯單價計算基準為 $18.76 \text{ 元}/\text{m}^3$ (2012 年瓦斯工業用戶每月單價平均值)。
7. 热旁通風門開度調整模式；本研究設備 RTO 爐之熱交換器一次側主要為熱旁通式，其熱旁通風門主要作用為控制燃燒後之氣流部份流經熱交換器之一次側，供給脫附風溫升溫使用，一般採手動開關風門方式控制風量，容易發生熱能不穩定現象。為改善此現象而將熱旁通風門加上比例式驅動器，如圖 3 所示，並以可程式邏輯控制器(Programmable Logic Controller;PLC) 將訊號傳到廠務監控系統(Facility Monitoring Control System;FMCS)^[18]控制其開度，使熱旁通風門之開度最小化，控制熱能使用達到最小化目的。
8. 热能回收作法主要將烤爐(OVEN)機台之製程排氣導入冷卻入口取代原本之外氣，將可補償因冬季及夜間氣溫較低時所造成瓦斯較耗能的情況發生，其架構如圖 4 所示，利用變頻風車及風管，將欲回收之高溫氣流導入轉輪之冷卻入口。

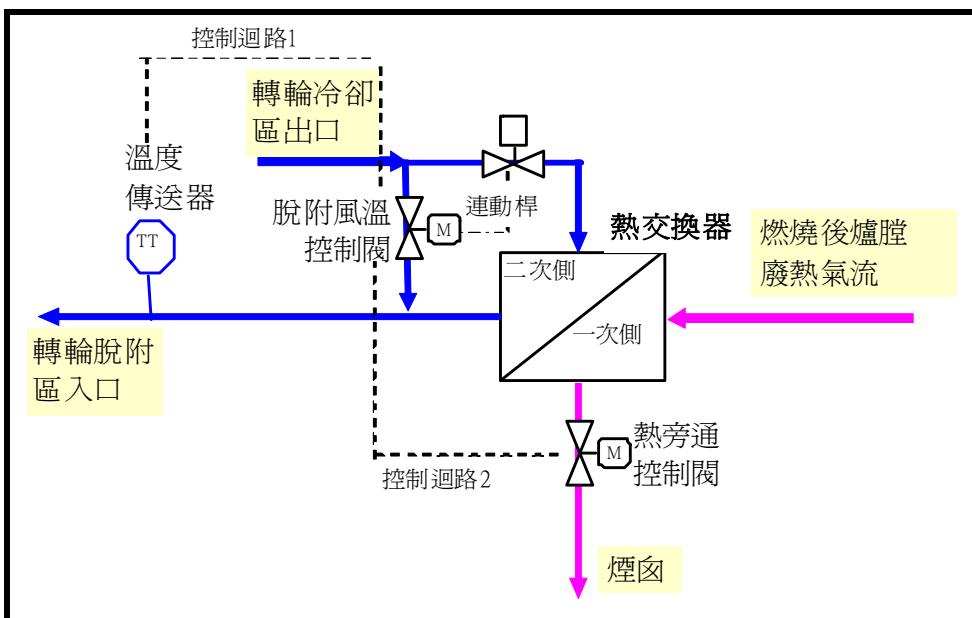


圖 3 RTO 爐熱旁通閥控制示意圖

(熱旁通風門控制原則為熱旁通控制閥開度最小化、脫附風溫控制閥開度最大化)

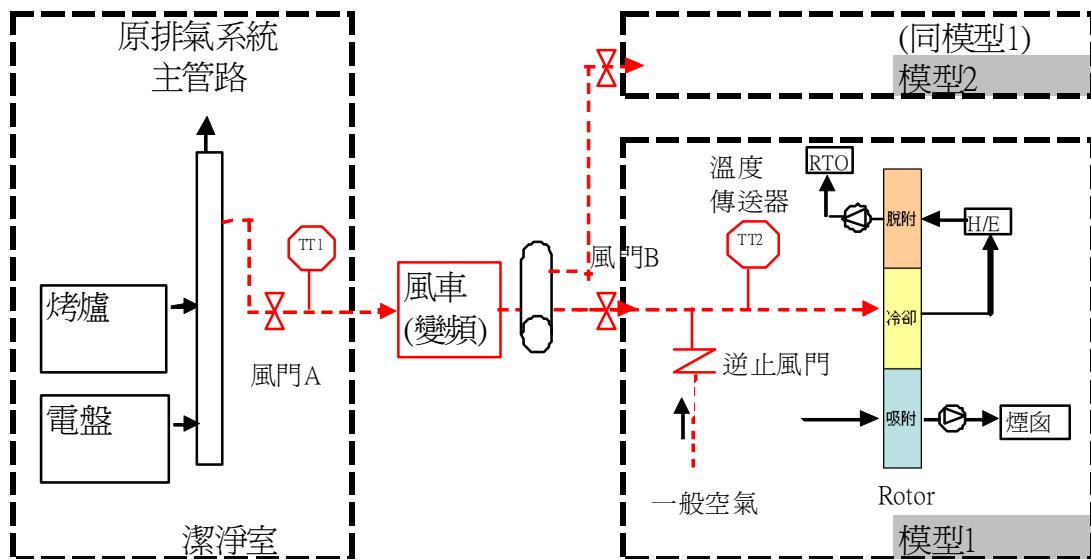


圖 4 本研究熱能氣流導入轉輪冷卻入口來源示意圖

四、結果與討論

4.1 热旁通風門開度調整效益

熱旁通風門開度原由手動調整開度（約 30%）改為 PLC 及驅動器控制風門後（2~5%），由圖 5 可知瓦斯量平均值由 $27.6 \text{ m}^3/\text{hr}$ 降至 $17.0 \text{ m}^3/\text{hr}$ 。

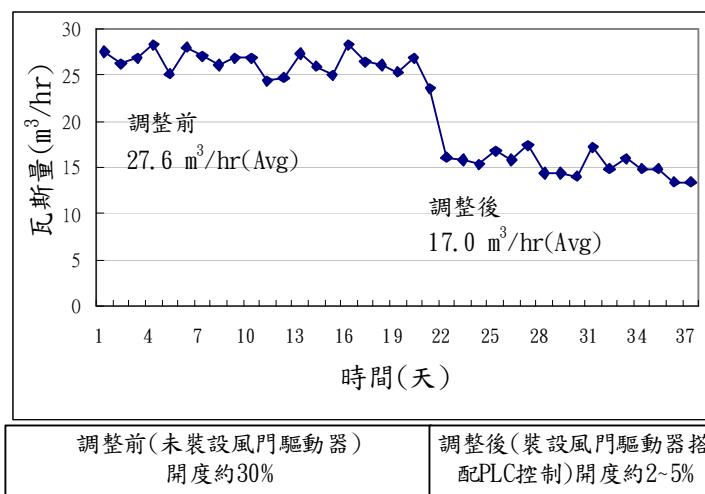


圖 5 實廠調整熱旁通風門開度-瓦斯流量趨勢圖

4.2 脫附風量調整之瓦斯節省效益

調整脫附風量為節省瓦斯最直接之方式，將風量由 $115 \text{ m}^3/\text{min}$ 逐步調降至 $88 \text{ m}^3/\text{min}$ ，由圖 6 可知，設備 VOC1、VOC3 瓦斯用量平均值由原來 $11 \text{ m}^3/\text{hr}$ 、 $11.3 \text{ m}^3/\text{hr}$ 減低為 $6.9 \text{ m}^3/\text{hr}$ 、 $7.1 \text{ m}^3/\text{hr}$ 。

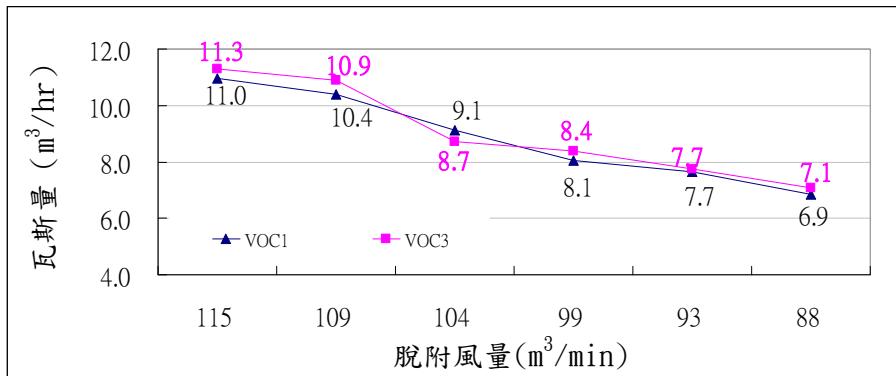


圖 6 實廠調整脫附風量-瓦斯流量趨勢圖

4.3 爐膛溫度調整之瓦斯節省效益

將爐溫由 820°C 逐步調整至 800°C ，由圖 7 可知，設備 VOC1、VOC3、VOC5 之瓦斯流量分別由調整前(820°C)之 11.7 、 11.2 、 $18.6 \text{ m}^3/\text{hr}$ 降為調整後(800°C) 10.2 、 10.0 、 $17.5 \text{ m}^3/\text{hr}$ ，故爐溫越低時瓦斯用量越低。

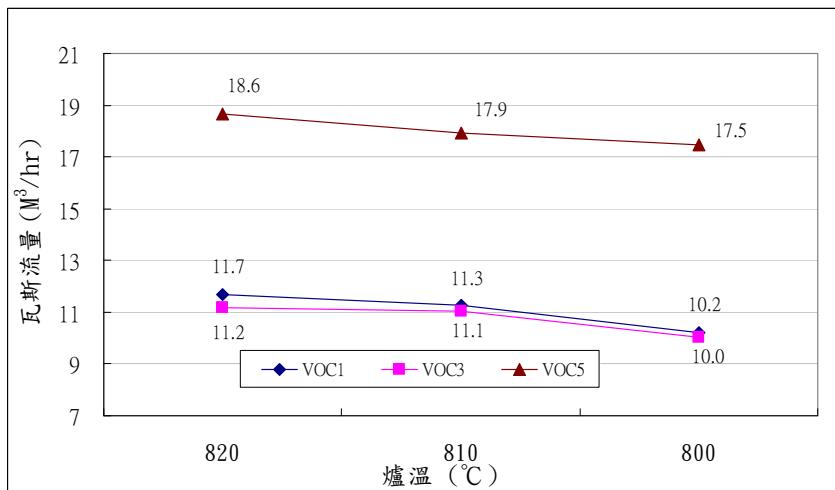


圖 7 實廠調整爐溫-瓦斯用量趨勢圖

4.4 脫附(再生)風溫調整

將脫附風溫設定由 180°C 逐步調整至 200°C ，由圖可知，瓦斯量分別由調整前之 18.4 、 $14.4 \text{ m}^3/\text{hr}$ 降為調整後 16.9 、 $13.2 \text{ m}^3/\text{hr}$ ，當脫附風溫越高時瓦斯越節省。

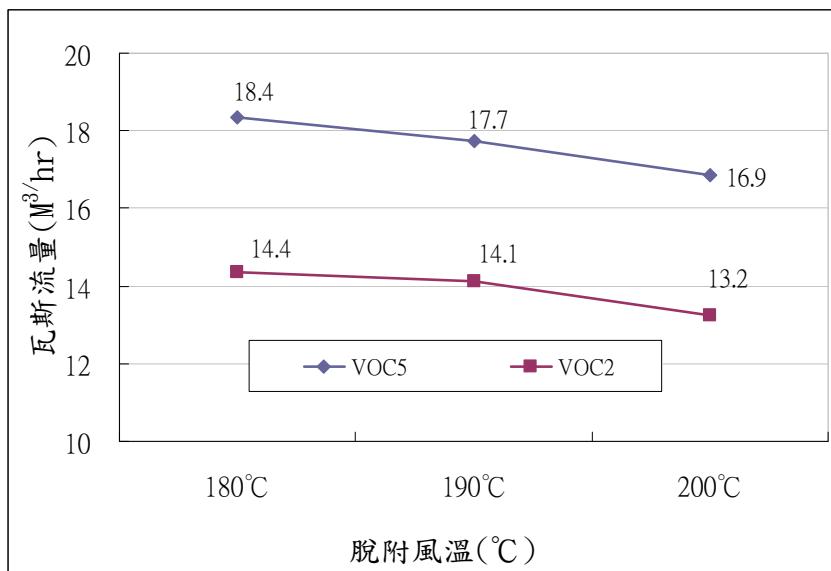


圖 8 實廠調整脫附風溫-瓦斯流量趨勢圖

4.5 轉輪轉速調整

將轉輪轉速設定由 3.86 rph 逐步調整至 2.6 rph ，由圖 9 可知，VOC2、VOC3、VOC5 之瓦斯用量分別由調整前之 11.6 、 15.9 、 $24.9 \text{ m}^3/\text{hr}$ 降為調整後之 9.5 、 13.6 、 $18.4 \text{ m}^3/\text{hr}$ 。

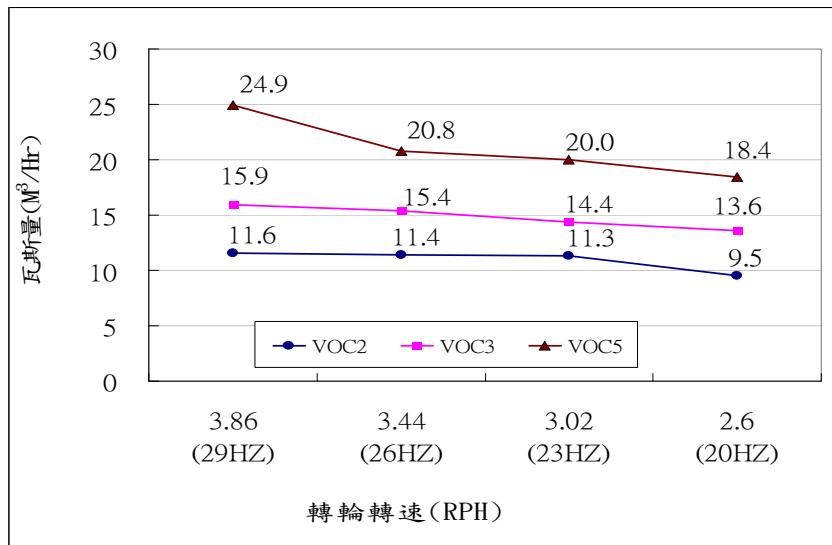


圖 9 實廠調整轉輪轉速-瓦斯用量趨勢圖

4.6 製程排氣熱能回收至轉輪冷卻入口可行性分析

4.6.1 風管內回收氣流分析

本文為了解製程風管內欲回收之高溫氣流之成分組成，進行以下測試，以了解其氣流之成分及濃度。

1. 高溫氣流溫、濕度

以手持式溫/濕度計進行熱能回收之氣流溫度、溼度，量測點為導入轉輪前之風管內溫度，其量測值為 32.9 °C、48.9% RH，而其絕對溼度為 16g/Kg，另外經委外(SGS 檢驗)檢測其含水率約為 2.8%。

2. 挥發性有機化合物

以攜帶式火焰離子偵測器(FID)進行濃度變化之趨勢偵測，其 TVOC 濃度範圍為 1,122 ~ 1,857 ppb，後續再以氣相層析質譜儀(GC-MS)測法偵測揮發性有機物，其層析圖譜如圖 10，其主要揮發性有機物有乙醇(Ethanol)，濃度為 1,852.2 ppb、異丙醇(IPA)濃度為 245.1 ppb、丙二醇單甲基醚酯(PGMEA)濃度為 251.7 ppb。

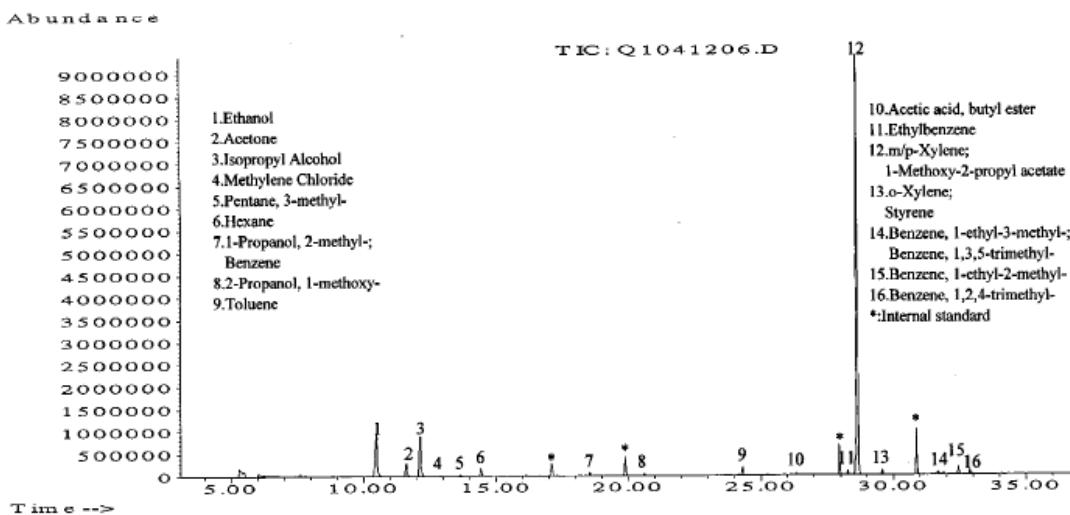


圖 10 製程排氣風管內氣流有機成分檢測層析圖譜

3. 無機酸鹼化合物

針對風管內無機酸鹼化合物採用離子交換層析法 (Ion exchange chromatography; IC) 分析，最大濃度物質為氣態氨 (NH_3)，濃度為 $108.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，而固態銨鹽濃度為 $6.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

原則上高溫風管內之熱能氣流物質與轉輪吸附區氣流之來源來自於同一個潔淨室，故熱能氣流應與轉輪吸附區氣流同樣含有該潔淨室內之微量物質背景值，僅濃度上可能有差異。由實際分析數據亦顯示，所採樣分析之主要揮發性有機物、無機酸鹼物質濃度均不高，判斷此熱能氣流導入轉輪冷卻區入口影響不大，故可將此熱能氣流導入轉輪冷卻區回收再利用。

4.6.2 氣流導入沸石轉輪冷卻入口測試

1. 高溫氣流導入冷卻區測試後之濃度與溫度分析

為了解熱能氣流導入後，轉輪冷卻入、出口濃度、溫度變化，及脫附出口溫度變化，故針對各點進行量測，其各點定義如下：

Ta：轉輪冷卻區入口溫度

Tb：轉輪冷卻區出口溫度($^{\circ}\text{C}$)

Tc：轉輪脫附區出口溫度($^{\circ}\text{C}$)

Ca：轉輪冷卻區入口濃度(ppm)

C_b：轉輪冷卻區出口濃度(ppm)

熱能氣流導入前、後，由圖 11 中顯示，當高溫製程排氣導入冷卻區入口後，其導入前、後溫度(T_a)差平均值為 21.3°C，但其冷卻出口溫度 T_b 並未出現上升趨勢，而脫附出口 T_c 溫度亦發現有明顯上升 2.2°C，表示導入高溫氣流後使得脫附區出口溫度上升。另外，針對氣流導入後與轉輪出口去除效率比對，導入前去除效率平均值為 97.2%，導入後去除效率平均值為 97.7%，測試結果顯示熱能氣流導入後對轉輪效率影響不大。

此測試觀察高溫氣流導入前，其轉輪冷卻區前、後之平均濃度變化 C_a=0.2ppm、C_b=323ppm，顯示氣流經過轉輪冷卻區仍持續有 VOCs 脫附出來，故冷卻區為一脫附行為區域。

當高溫氣流導入至冷卻區入口後，其轉輪冷卻區平均濃度變化 C_a=7.4 ppm、C_b=351 ppm，表示當冷卻入口氣流溫度升高時，可提供更多之脫附熱能並使得冷卻出口濃度 C_b 升高。

另外，導入熱能氣流後冷卻區出口氣流之濃度 C_b 有上升趨勢，(濃度上升時間不同與 NMHC 監測分時系統有關)其研判可能原因有 2：

- (1)所導入之熱能氣流含 VOCs，故提高了冷卻出口之濃度。
- (2)高溫氣流提供冷卻區熱能，研判所提供之熱能氣流轉為脫附熱能而增加冷卻區出口之 VOCs 之濃度(由冷卻入口 T_a 提供 21.3°C 溫差之熱能，但冷卻區出口之溫度 T_b 却無溫升現象，顯示氣流溫度轉為脫附熱使用)。

由以上 2 點可知導入高溫熱能氣流使得冷卻出口濃度 C_b 升高為存在之現象，但由趨勢圖中可觀察出 C_b 曲線末端濃度有下降情形，表示 C_b 濃度亦可能受入口濃度或脫附區殘留 VOCs 量影響，僅為濃度值上升程度多寡之差異。

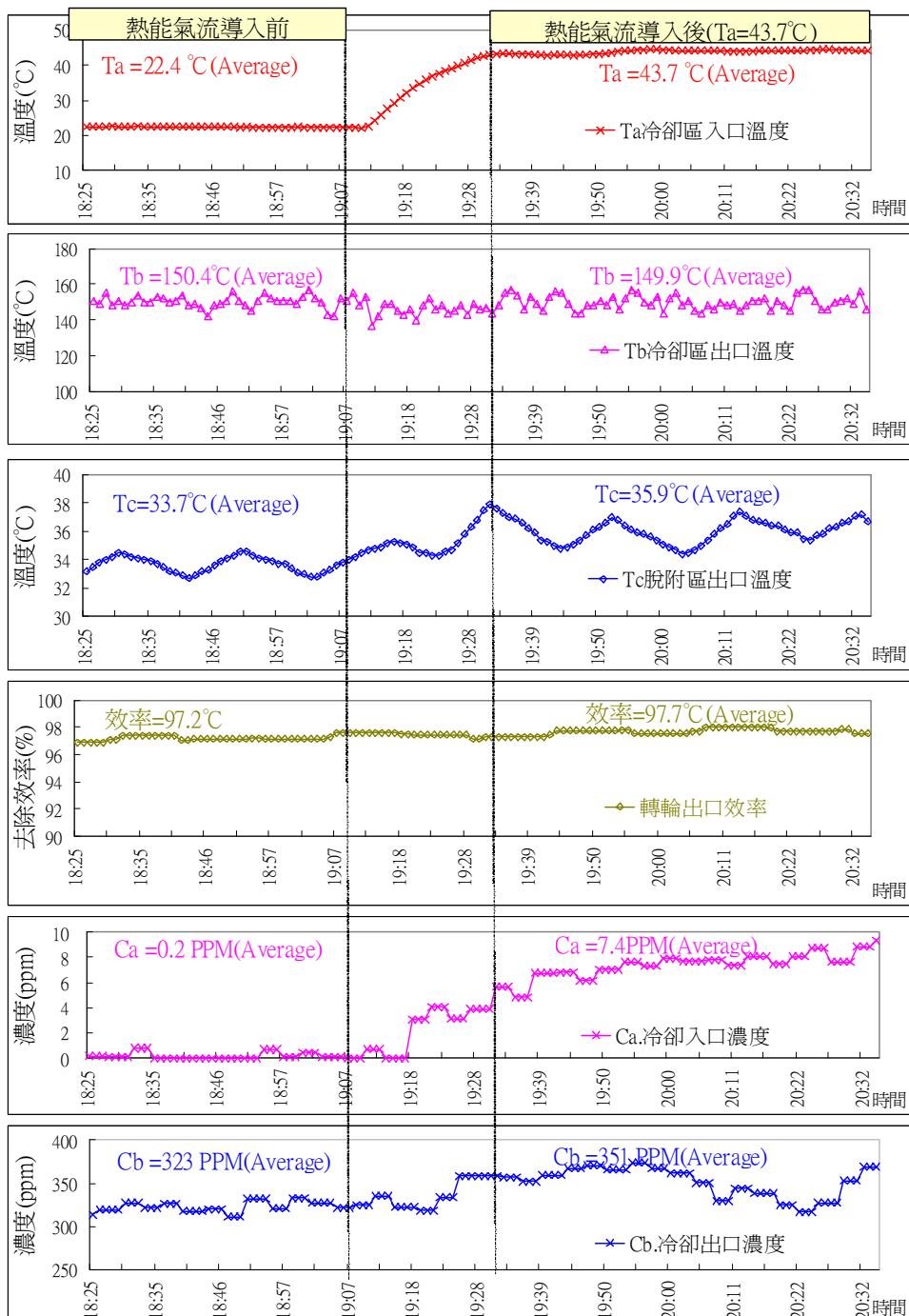


圖 11 高溫氣流導入冷卻區測試後之濃度與溫度趨勢圖

2. 轉輪內各區塊變化分析

由前節在脫附出口可測得持續之 VOCs 濃度數據可知，冷卻區因氣流濃度差關係使得全區為一脫附區塊；而脫附區受脫附熱能不足或高沸點物質累積在距離脫附（再生）氣流末端 $3/5 \sim 4/5$ 處^[14]後逐漸轉為吸附現象，而吸附區受脫附不完全之轉輪內濃度差影響，發生短暫之脫附現象後逐漸轉為吸附現象，將轉輪內存在之脫附現象、吸附現象、過渡區將其定義為脫附塊、吸附塊及過渡的平衡塊，並繪製於圖 12 中。

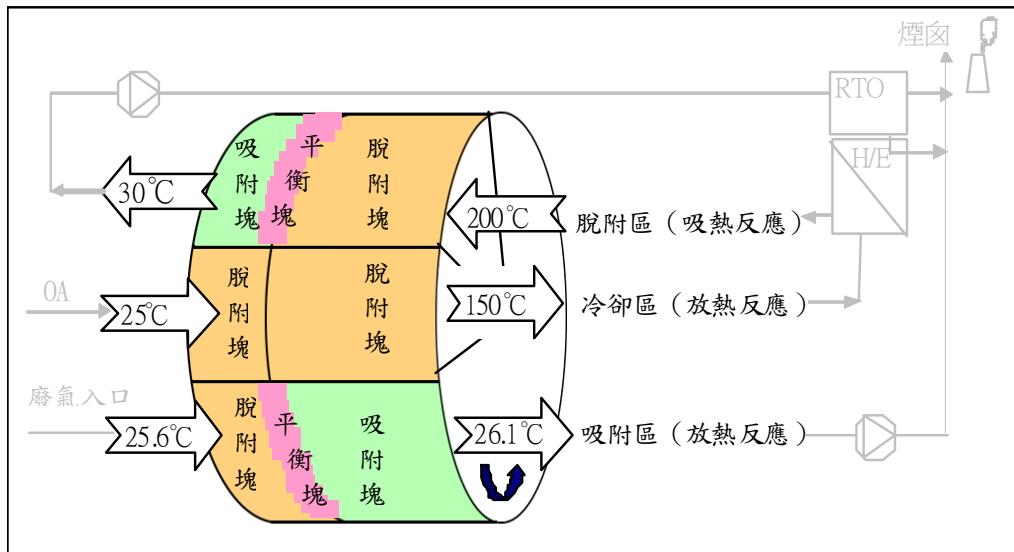


圖 12 氣流溫度變化與轉輪變化示意圖

4.6.3 热能氣流導入後之瓦斯節省效益

為降低轉輪入口濃度影響熱能氣流節省瓦斯效果測試，另外選定實廠入口濃度較穩定之日期、時段，並同時以設備 VOC2、VOC3 為測試機台，由圖 13 可知，VOC2、VOC3 之冷卻入口溫度升高 12.2°C 、 12.5°C 時，其瓦斯分別可節省 $1.1 \text{ m}^3/\text{hr}$ 、 $1.8 \text{ m}^3/\text{hr}$ 。

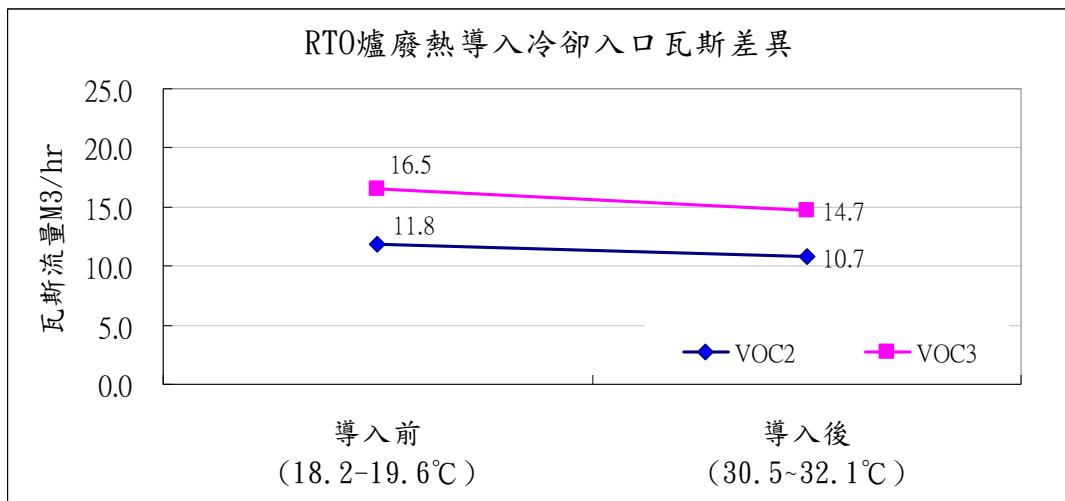


圖 13 热能氣流回收至冷卻入口-瓦斯用量趨勢圖

高熱能回收也代表能源有效再利用。熱能氣流所含低濃度 VOCs，可經由轉輪及脫附路徑進入爐膛內燃燒破壞、裂解後再行排放，除增加爐膛燃燒熱外，並可減少其逸散，使得大氣環境更加潔淨。且在導入高溫熱能氣流可使得脫附出口溫度上升。另外，在分析熱能氣流的數據中可知，其含氨、銨濃度較高，此結果與部分文獻^{[19][20]}所研究之半導體、光電產業中之潔淨室中微污染趨勢相符。

4.7 瓦斯節能調整效益小結

針對 4.1~4.6 節中，調整沸石濃縮轉輪與蓄熱式燃燒爐參數之數瓦斯效益整理如表 4，瓦斯單價計算基準為 18.76 元/m³(2012 年瓦斯工業用戶每月單價平均值)、CO₂ 排放量係數為 1.88 Kg/m³(依據溫室氣體排放係數管理表 6.0 版整理^[21])，各瓦斯計算節省調整效益範圍為：熱旁通風門開度 30% 降至 2%、脫附風量 115m³/min 降至 88 m³/min、再生風溫 180°C 升至 200°C、爐溫 820°C 降至 800°C、轉輪轉速 26Hz/3.44rph 降至 20Hz/2.6rph、熱能回收其溫升為 12.3°C~13.9°C。瓦斯節省效益係以各設備瓦斯流量平均值效益總平均作為計算基準，表中並列出年效益及各瓦斯節能項目節省比例。

表 4 實廠測試 1 台 VOCs 處理設備調整效益表

項目	節省效益/hr				節省效益/Year				瓦斯 節省
	M ³ /hr	Kcal/hr	NTD/hr	CO ₂ 抑低 Kg/hr	M ³ /Year	Kcal/Year	NTD/Year	CO ₂ 抑低 Kg/Year	
(1)熱旁通風門調整	10.6	94,340	199	20	92,856	826,418,400	1,741,979	174,569	51.2
(2)濃縮倍率	4.2	37,380	79	8	36,792	327,448,800	690,218	69,169	20.3
(3)爐溫調整	1.2	10,680	23	2	10,512	93,556,800	197,205	19,763	5.8
(4)脫附入口風溫調整	1.3	11,570	24	2	11,388	101,353,200	213,639	21,409	6.3
(5)轉輪轉速	2.0	17,800	38	4	17,520	155,928,000	328,675	32,938	9.7
(6)熱能回收至冷卻入口再利用	1.4	12,460	26	3	12,264	109,149,600	230,073	23,056	6.8
(1)~(6)總計	21	184,230	388	39	181,332	1,613,854,800	3,401,788	340,904	100.0
效益計算基準									
瓦斯熱值	8,900 Kcal/M ³								
瓦斯單價	18.76 元/M ³								
CO ₂ 排放量係數	1.88 Kg/M ³								
每年天數	365 天/年								

4.8 瓦斯節能參數對脫附出口溫度之影響

Mitsuma^[22]研究顯示，在一持續高溫脫附測試中，蜂巢狀吸附劑出口之 VOC 濃度逐漸下降，其出口的溫度也逐漸上升，表示當脫附出口溫度可做轉輪吸附劑是否完全脫附之指標。

有關轉輪脫附出口溫度與節能參數相關之趨勢圖整理如圖 14~16 所示，由各趨勢圖可知，實廠運轉脫附出口溫度大部分維持 30°C 以上，而在圖 15 轉輪轉速項目趨勢未達 30°C 主要受冬季外氣溫度偏低影響，導入熱能回收提升冷卻入口溫度後已改善，原則上越高之脫附溫度代表脫附越完全、轉輪脫附效果越佳。經實廠測試、轉輪脫附出口溫度建議至少應維持 30°C 以上，而溫度雖越高則越佳，但仍須低於 70°C（實廠轉輪操作手冊建議上限溫度為 70°C）。

1. 脫附風量：當脫附風量降低時，其趨勢圖如圖 14，顯示脫附風量升高時，其脫附出口溫度隨之升高。

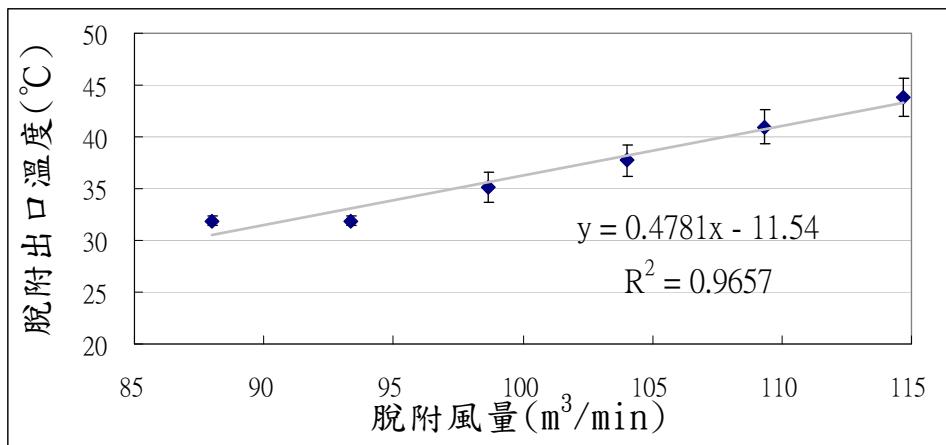


圖 14 脫附出口溫度與脫附風量趨勢圖

(脫附風量 115 m³/min ~ 88 m³/min、轉輪轉速 2.74 rph、再生溫度 200°C、外氣溫度 25.2°C)

2. 轉輪轉速：當轉輪轉速降低時，其趨勢圖如圖 15，顯示其轉輪轉速變慢時，其脫附出口溫度隨之降低。

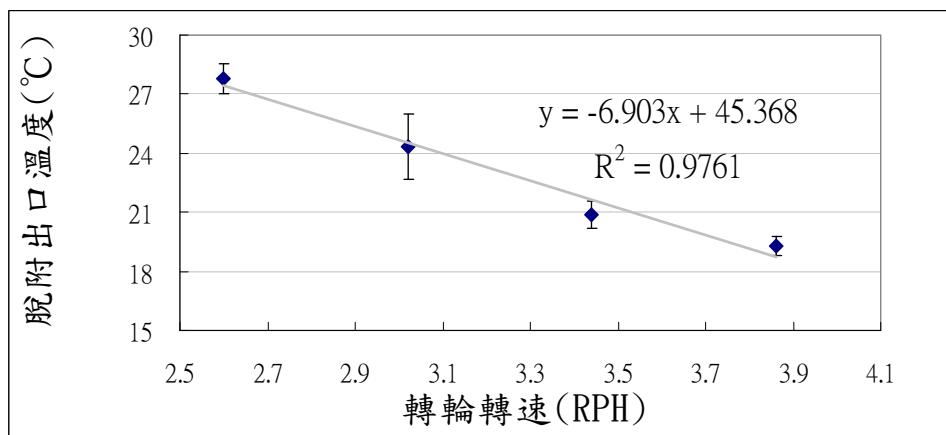


圖 15 脫附出口溫度與轉輪轉速趨勢圖

(脫附風量 93 m³/min、轉輪轉速 2.6 ~ 3.86 rph、再生溫度 200°C、外氣溫度 17.6°C)

3.大氣溫度：當外氣溫度由 25.2°C 變化至 29.6°C ，其趨勢圖如圖 16，顯示其外氣溫度（冷卻入口）升高時，其脫附出口溫度隨之升高。

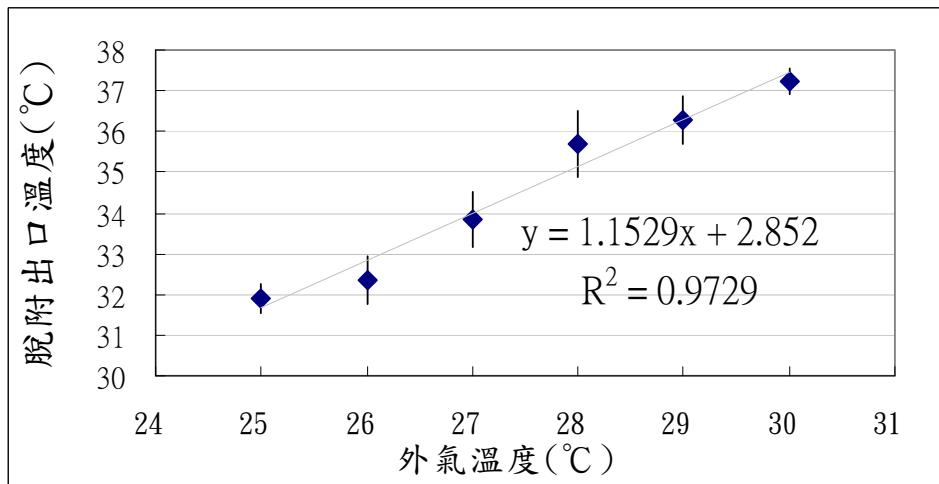


圖 16 脫附出口溫度與外氣溫度趨勢圖

(脫附風量 $93 \text{ m}^3/\text{min}$ 、轉輪轉速 2.88 rph 、再生溫度 200°C 、外氣溫度 $25.2\sim29.6^{\circ}\text{C}$)

4.再生溫度：當再生溫度由 180°C 變化至 210°C ，其趨勢圖如圖 17，顯示再生溫度升高時，其脫附出口溫度隨之升高。

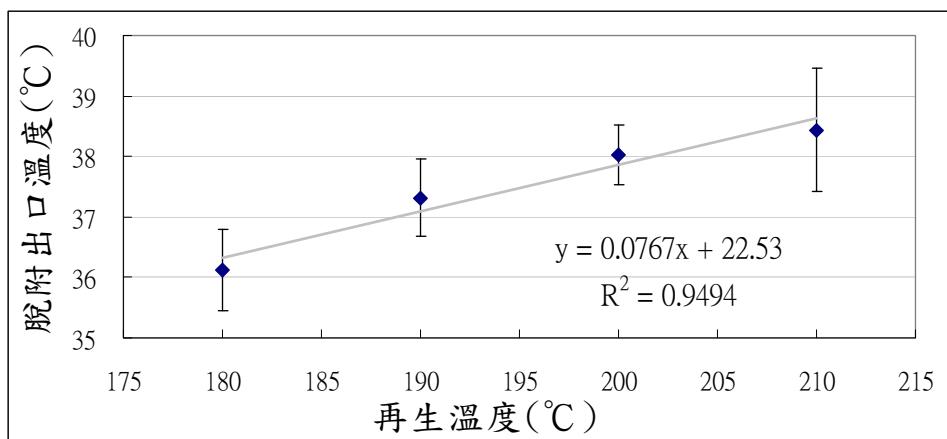


圖 17 脫附出口溫度與再生溫度趨勢圖

(脫附風量 $88 \text{ m}^3/\text{min}$ 、轉輪轉速 2.74 rph 、再生溫度 $180\sim210^{\circ}\text{C}$ 、外氣溫度 22.9°C)

由以上可知，脫附風量、轉輪轉速、外氣(冷卻入口)溫度、再生溫度均與脫附出口溫度相關，調整脫附風量雖使得轉輪脫附不完全，但在節能瓦斯節省功效上卻有著明顯之效果，而減低脫附風量、調降轉輪轉速（視最佳轉速點而定）等也可能造成設備去除效率下降，故在節省瓦斯耗用與轉輪效能、轉輪壽命間建議應取得一平衡之操作模式，而部分高沸點物質容易蓄積於轉輪內，建議應依張豐堂^[14]研究執行高溫活化及轉輪水洗來預防與活化沸石轉輪吸附劑之功能。

五、結論與建議

針對 TFT-LCD 廠之 RTO 爐搭配沸石濃縮轉輪以各項節能參數調整及導入高溫排氣進行熱回收至轉輪冷卻入口可行性進行研究，以下說明測試之具體執行結論與建議：

5.1 結論

1. 針對沸石濃縮轉輪搭配蓄熱式燃燒爐之瓦斯節能結果，調整後 1 台每年總效益為 $181,322\text{m}^3/\text{year}$ ，節省金額為 3,401,788 元/年，設備參數調整後其去除效率均符合法規及最佳可行控制技術。
2. 以本研究瓦斯節省效果而言，沸石濃縮轉輪與蓄熱式燃燒爐以熱旁通風門開度調整效果(51.2%)最佳，脫附風量調整節省效果(20.5%)次之，其餘依序為轉輪轉速調整(9.7%)、熱能回收冷卻入口(6.8%)、再生風溫調整(6.3%)、爐溫調整(5.8%)。
3. 熱能回收作法係利用 TFT-LCD 產業內之製程烤爐機台之高溫排氣作為冷卻入口使用，經實際導入測試運轉後，其每台 VOCs 處理設備平均可獲得 $1.5\text{m}^3/\text{hr}$ 之瓦斯節能效益，此方法並可有效提供轉輪冷卻區脫附熱能並提升脫附出口溫度。
4. 高溫熱能氣流含低濃度 VOCs，將其導入轉輪中可減少其逸散且使得大氣環境更加潔淨。
5. 調整各項轉輪參數應維持轉輪脫附出口溫度至少維持 30°C 以上，而溫度越高則越佳，但須低於 70°C 以下。

5.2 建議

1.調整沸石轉輪焚化系統之瓦斯節能參數時，應就瓦斯消耗、去除效率、轉輪壽命等因素考量運轉參數最適化，並建議以脫附出口溫度作為脫附是否完全之指標，在脫附出口溫度偏低時，應適度調整可提高脫附熱能之參數。

參考文獻

- 1.經濟部能源局，「能源統計月報」，2011年10月下載，
http://web3.moeaboe.gov.tw/ECW/populace/web_book/WebReports.aspx?book=M_CH&menu_id=142#C。
- 2.Gupta, A., Stone, J., "Rotary Concentrator Followed by Thermal or Catalytic Oxidation—A Hybrid Approach to Economical Styrene Abatement", Proceedings of the International Composites EXPO, session11-D, pp.1-5, 1998.
- 3.Mitsuma, Y., Yamauchi, H., Hirose, T., "Performance of Thermal Swing Honeycomb VOC Concentrators", Journal of Chemical Engineering of Japan, Vol. 31, No. 3, pp.482-484, 1998.
- 4.Blocki, S.W., "Hydrophobic Zeolite Adsorbent: A Proven Advancement in Solvent Separation Technology", Environmental Progress, Vol. 12, No. 3, pp.226-230, August 1993.
- 5.Gupta, A., Crompton, D., "Choosing the Right Adsorption Medium for VOC Control", Metal Finishing, 91(11), pp.68-72, November 1993.
- 6.Chang, F.T., Lin, Y.C., Bai, H.L., Pei, B.S., "Adsorption and Desorption Characteristics of Semiconductor Volatile Organic Compounds on the Thermal Swing Honeycomb Zeolite Concentrator", Journal of the Air & Waste Management Association, Vol. 53, pp.1384-1390, November 2003.
- 7.白曛綾、林育旨、張豐堂、陳建志，「沸石濃縮轉輪焚化系統操作績效自我評估管理制度參考手冊」，第二版，科學工業園區管理局，2003年12月。
- 8.張豐堂、沈克鵬、粘愷峻、陳見財、林華宇、陳良棟，「光電業沸石轉輪焚化

- 系統效率提升實場改善案例」，工業污染防治，第 93 期，2005 年 1 月。
- 9.李瑞雄等，「VOCs 系統去除效率及能源節省持續改善」，2010 年科學工業園區廠務技術研討會，光碟版，新竹，2010 年。
- 10.潘明鈺等，「沸石轉輪直燃式實驗設計法最佳化」，2011 年科學工業園區廠務技術研討會，光碟版，新竹，2011 年。
- 11.黃榮祥等，「RTO 爐運轉最佳化及保養手法實例分享」，2010 年科學工業園區廠務技術研討會，光碟版，新竹，2010 年。
- 12.工業技術研究院，「EnergyPark 節約能源園區-九十六年節約能源績優傑出獎成功案例-台積電節能案例」，2011 年 11 月下載，
<http://www.energypark.org.tw/topgoal/topgoal/upt.asp?maincid=117&p0=164&page=caseT>。
- 13.林旭和，「應用六標準差方法於沸石轉輪焚化系統之操作最佳化研究」，國立交通大學工學院永續科技學程，碩士論文，2012 年 6 月。
- 14.張豐堂，「次世代面板廠揮發性有機氣體淨化設備的特性研究」，國立清華大學原子科學院工程與系統科學系，博士論文，2005 年 7 月。
- 15.Mitsuma, Y., Yamauchi, H., Hirose, T., "Analysis of VOC Reversing Adsorption and Desorption Characteristics for Actual Efficiency Prediction for Ceramic Honeycomb Adsorbent", Journal of Chemical Engineering of Japan, Vol. 31, No. 2, pp. 253-257, 1998.
- 16.Lewandowski, David A., Design of thermal oxidation systems for volatile organic compounds, Lewis Publishers, Boca Raton, 2000.
- 17.Chang, F.T., Lin, Y.C., "Cushioning the Pressure Vibration of a Zeolite Concentrator System using a Decoupled Balancing Duct System", Environmental Progress, Vol. 26, No. 2, pp. 188-196, July 2007.
- 18.顏登通，高科技廠務，全華圖書，二版，台北，2008 年 05 月。
- 19.吳文定、蔡春進，「某彩色濾光片廠的潔淨室內揮發性有機物濃度分佈研究」，工業安全衛生月刊，23-34 頁，2007 年 10 月。
- 20.謝瑞豪、彭羽榛，「無塵室空氣品質監測分析技術開發與應用實例」，工業技

114 TFT-LCD 廠沸石濃縮轉輪與蓄熱式燃燒爐之瓦斯節能操作探討

術研究院工安衛中心，2005 年。

- 21.行政院環境保護署國家溫室氣體登錄平台，「資訊下載區-溫室氣體排放係數管理表 6.0 版」，2012 年 10 月下載，<http://ghgregistry.epa.gov.tw/>
- 22.Mitsuma,Y., Yamauchi, H., Hirose, T., "Analysis of VOC Reversing Adsorption and Desorption Characteristics for Actual Effecency Prediction for Ceramic Honeycomb Adsorbent", Journalof Chemical Engineering of Japan, Vol. 31, No. 2, pp. 253-257, 1998.

本期專題：空氣污染防治
專題編輯委員 鄭福田及周明顯

鄭福田	學歷：國立台灣大學土木工程學博士 經歷：台北市環保局科長及檢驗室主任 國立台灣大學環境工程研究所講師 國立台灣大學環境工程研究所教授 國立台灣大學環境工程研究所所長 現任：國立台灣大學環境工程研究所名譽教授 社團法人台灣環境管理協會理事長
周明顯	學歷：國立台灣大學化學工程博士 經歷：中國石油公司煉製研究所研究員 國立中山大學環境工程研究所副教授 國立中山大學環境工程研究所教授、教授兼所長、副總務長 現任：國立中山大學環境工程研究所教授

專題介紹

本期季刊專題主題為「空氣污染防治」。空氣污染防治技術包括無機性氣體(鹽酸、硫酸、硝酸、氫氟酸、硫氧化物、氮氧化物、重金屬等)、有機性氣體(揮發性有機物)、異味物質(氨、胺、硫化氫、二硫化碳、還原性有機硫化物等)、氣膠、油霧及粒狀物等。去除技術包括物理法(活性碳吸附、吸收、過濾、靜電集塵或除油霧等)、化學法(氧化、還原、觸媒焚化、火焰焚化等)、生物法(生物濾床、生物洗滌、生物滴濾等)，有效處理方法可能為單一技術，或各技術之串連。經數十年之研發、技術引進及應用，國內相關技術已十分成熟，目前有朝向各特殊污染源或行業別防制技術之發展趨勢，另氣膠及機動車輛排氣淨化技術亦為研發重點。

本期 6 篇專文針對「空氣污染防治技術」作介紹，以供各型企業參考。內容包括「建物及工業維護塗料揮發性有機物管制策略探討」、「燃煤電廠汞污染相關法規沿革介紹與防制技術評析」、「我國細懸浮微粒管制策略」、「光電業去光阻製程廢氣處理改善成功案例介紹」、「利用氯化亞鐵降低二次鋁渣之貯存異味及危害性」、「排氣生物處理技術：木屑/膠屑滴濾式生物濾床研發案例」。

「光電業去光阻製程廢氣處理改善成功案例介紹」一文顯示，去光阻製程廢氣中 VOCs 以 $< 5 \mu m$ 顆粒油霧(mist)為主，使用燭式過濾除霧，廢氣中去光阻液去除率可高達 85-89%。「利用氯化亞鐵降低二次鋁渣之貯存異味及危害性」研究，將鋁渣加入水及不同重量的氯化亞鐵或酸洗廢液，能有效減少鋁渣中氮化鋁(AlN)水解產生氨氣，有效降低鋁渣之最終處理臭味與危害。「排氣生物處理技術：木屑/膠屑滴濾式生物濾床研發案例」介紹國內近幾年發展之木屑或膠屑滴濾式生物濾床技術案例，以供業者參考利用。

排氣生物處理技術-木屑/膠屑滴濾式生物濾床研發案例

周明顯*

摘要

本文摘述筆者研究室近幾年發展之木屑/膠屑滴濾式生物濾床，以供業者參考利用。生物濾床技術重點為使用間隙較大之濾料作為微生物膜附著介質，間歇將營養源液體循環淋洗濾料以補充營養源，協助將氣體中污染物吸收並傳輸至生物膜，另將代謝產物由生物膜洗出，以維持系統長期處理效率。

生物濾床處理排氣揮發性有機物(VOCs)及異味技術發展已近成熟，成功關鍵為耐久而經濟之濾料、適當之微生物植種來源、穩定之濾料水分及 pH 控制、穩定及適當之營養源添加。對於氨、水溶性高之揮發性有機物(丙二醇甲基醚醋酸酯(PGMEA)、丁酮、異丙醇等)、水溶性中等之揮發性有機物(苯乙烯、苯、甲苯、二甲苯等)，均有良好得去除率。對低濃度之 VOCs(<50 ppm)，氣體經濾料之 EBRT 可低至 2 秒以下，其 VOCs 去除率可達 90% 以上。

【關鍵字】木屑、生物濾床、揮發性有機物

*國立中山大學環境工程所教授

一、前言

排氣生物處理技術已發展成熟，然國內並未普遍使用，主要原因為以堆肥為主成分之傳統濾料成本高(每立方公尺 10,000-20,000 元)、容積大(氣體空床停留時間 30 秒以上)、易乾燥結塊致處理效率降低。因此，發展低濾料成本、氣體空床停留時間短(需要容積小)、可長時間維持穩定操作效率等特性之處理系統，乃為本技術發展之重點。

本文摘述筆者研究室近幾年發展之木屑/膠屑滴濾式生物濾床，以供業者參考利用。技術重點為使用間隙較大之濾料作為微生物膜附著介質，間歇將營養源液體循環淋洗濾料以補充營養源，協助將氣體中污染物吸收並傳輸至生物膜，另將代謝產物由生物膜洗出，以維持系統長期處理效率。

二、濾料

濾料來源及其特性如表 1 所示，濾料照片如圖 1 所示。此諸濾料特性為經濟、耐久(焦炭及膠屑幾乎不腐敗；濕潤之蛇木屑及製漿木屑使用壽命在 5 年以上)、易清洗、氣體通過之阻力低等。蛇木屑生物濾床性能良好，但其為國際保育類植物，需專案申請方可進口，除非獲得許可，否則避免使用；餘 3 種均易取得，性能亦佳，可考量採用。

表 1 滴濾式生物濾床濾料

	焦炭	蛇木屑	製漿木屑	混合膠屑
外觀	塊狀	樹枝狀	片狀	捲支/捲片狀
成分	碳>85%	樹皮、木質	木質	FRP
約略價格(元/m ³)	5,200	6,000	3,000	1,000
約略價格(元/kg)	10	50	10	10
平均尺寸(cm)	3	長 6×直徑 0.1	2×1.5×0.5	捲支：長 12×直徑 0.2 捲片：長 9×寬 1×厚 0.07
乾料填充比重(kg/m ³)	520	120	300	100

	焦炭	蛇木屑	製漿木屑	混合膠屑
60%水份濕濾料填充比重 (kg/m ³)		290	480	
比表面積(m ² /m ³)	150	1,100	220	600
填充空隙度(%)	約 45	74	57	82

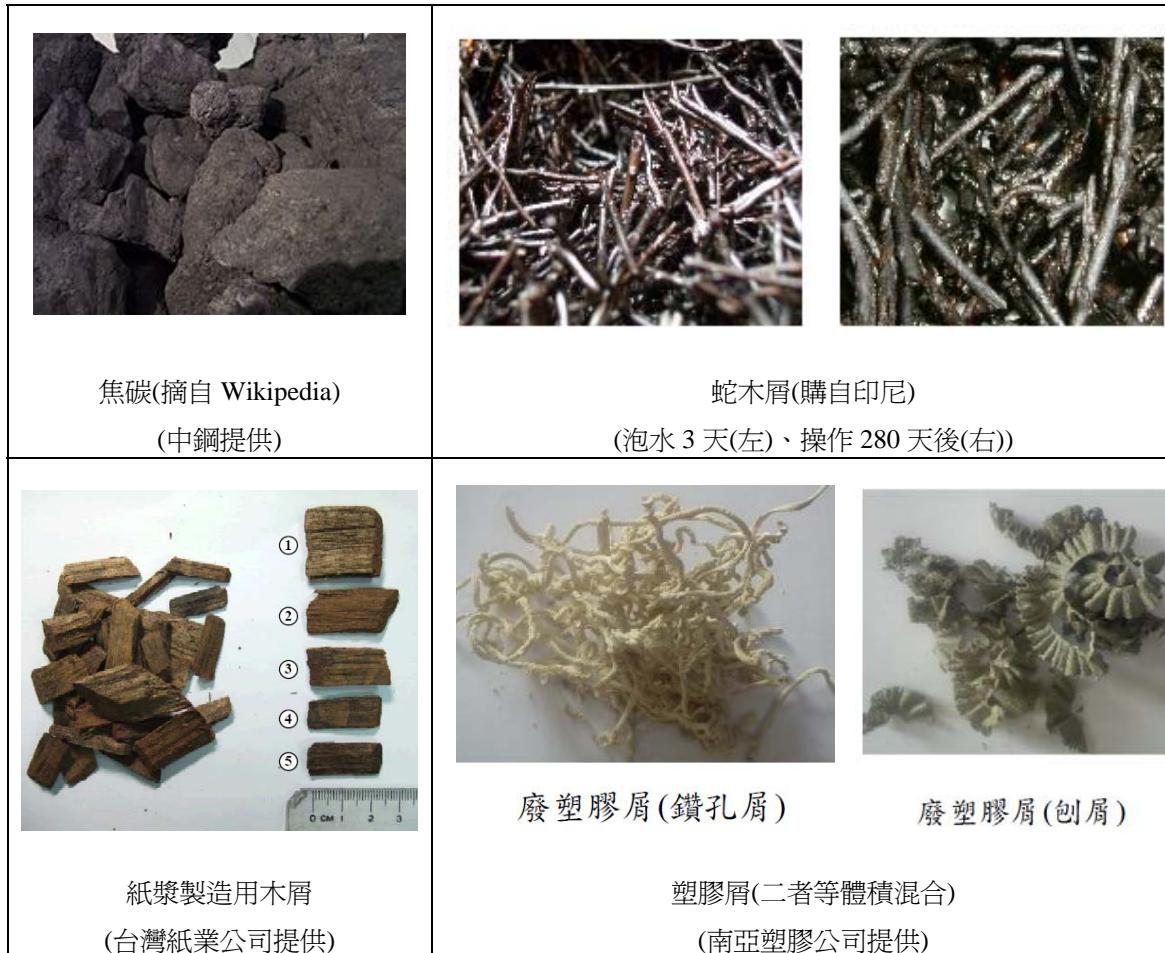


圖 1 濾料照片

三、研究及應用案例

3.1 焦碳濾料生物濾床去除排氣中氨

氨源自工業及農業活動，排放至大氣時，對鄰近區域造成臭氣問題，另可造成陸棲及水體之優氧化和酸化，及因氣懸膠生成造成大氣能見度降低。傳統上主要利用物化法去除氨氣，效果雖佳但操作成本高，另有二次污染物產生。本研究利用填充焦碳之生物滴濾塔進行氨氣處理特性。

實驗設施如圖 3，每座滴濾塔尺寸 $20\text{ cm}^{\text{ID}} \times 200\text{ cm}^{\text{H}}$ ，內填 125 cm 高焦炭(特性參見表 1 及圖 1)。以石化廢水廠之硝化污泥植種，生物膜培養需時約 1 個月。187 天長期操作結果顯示，氣體經濾床高度 50 公分(氣體空塔停留時間 EBRT 為 7.3 秒)、循環水/氣體流量比為 7.7 L/m^3 和循環水 pH 為 6.5 之操作條件下，可將入口氨氣濃度 230 ppm 去除至 4.0 ppm 。系統體積負荷低於 $7.4\text{ g NH}_3\text{-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{hr})$ 時，在添加葡萄糖當作碳源及磷酸作磷鹽的情況下，系統可維持 98% 之氨氣去除率和 94% 之硝化率(圖 4)。

葡萄糖：氨氮：磷之建議值為 60:30:1。例如未處理排氣中含 10 ppm NH_3 ，每 $1,000\text{ Nm}^3$ 排氣之 $\text{NH}_3\text{-N}$ 質量為 6.25 g ，需添加葡萄糖 12.0 g 、85% 磷酸 0.775 g 。以葡萄糖每公斤 30 元、85% 磷酸每公斤 60 元計，每 $1,000\text{ Nm}^3$ 排氣處理之藥費合計台幣 0.41 元。

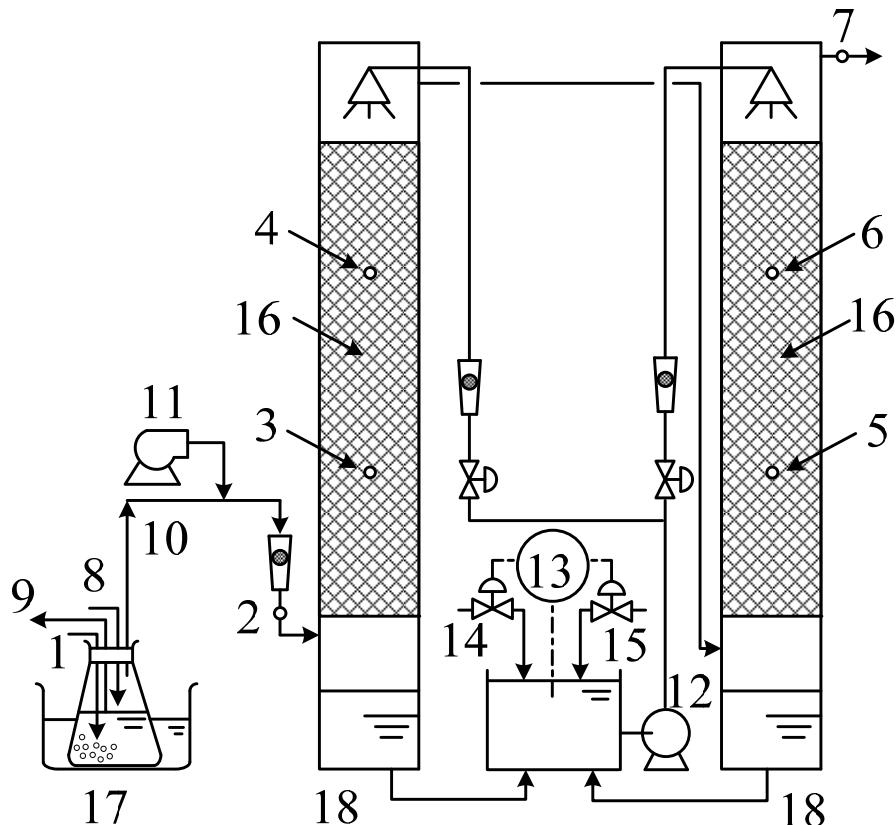


圖 3 焦碳生物滴濾塔去除排氣中氮之實驗設施

(1.空氣、2.進氣、3-7. 氣體採樣口、8.補充氨水溶液、9.排出氨水溶液、10.含高濃度氨空氣、11.送風機、12.循環幫浦、13. pH 控制器 14. NaHCO_3 溶液、15. HCl 溶液、16. 焦碳層、17.水浴、18.滴濾塔)

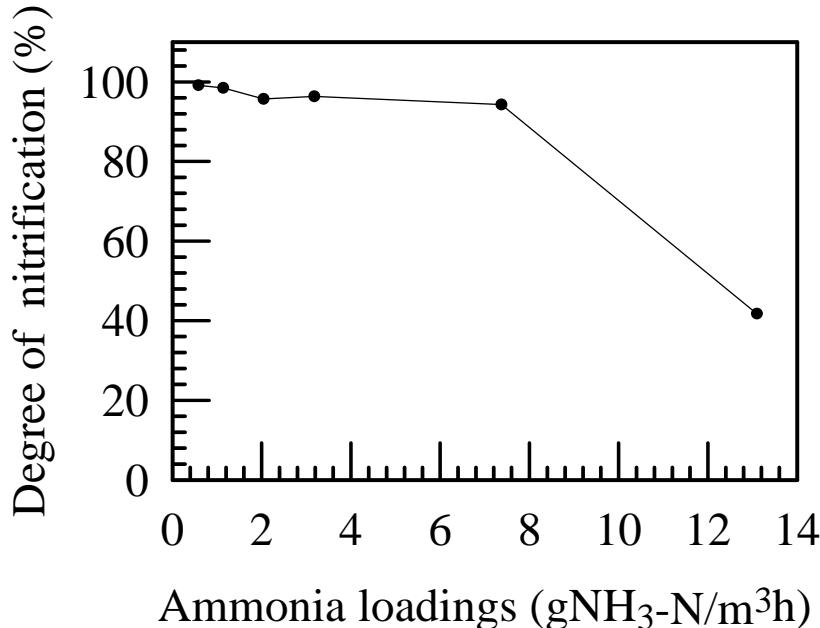


圖 4 系統氨氮硝化率與體積負荷之關係。體積負荷低於 $7.4 \text{ g NH}_3\text{-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{hr})$ 時，系統可維持 98% 之氨氣去除率和 94% 之硝化率。

3.2 蛇木屑濾料生物濾床去除排氣中氨^[4]

濾床由一組上下 2 層濾床組成，每層濾床尺寸為 $40 \text{ cm}^W \times 40 \text{ cm}^L \times 70 \text{ cm}^H$ ，內各填 35 cm 高經活性污泥植種之蛇木屑。系統營養液濃度(g/L)為 KH_2PO_4 (0.035), K_2HPO_4 (0.06), $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (0.2), MgSO_4 (0.25), $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (0.0025), FeCl_2 (0.01), CuSO_4 (0.00008), CaCl_2 (0.00074) 及葡萄糖 glucose (0.5)，間歇噴灑至濾料表面，使濾料水份在 60-70% 間。另以 0.025M 碳酸鈉及 0.025M 碳酸氫鈉溶液使濾料 pH 調整至 5.8-6.8 間。110 天的操作結果顯示，大部分的氨於第一層濾床處即被去除，系統負荷為 $11.3 \text{ g N}/(\text{m}^3 \text{濾料} \cdot \text{hr})$ 時，可完全去除之入口氨氣濃度為 20-120 ppm。

3.3 蛇木屑濾料生物濾床控制有機溶劑廠排氣異味^[7]

某化工公司製造有機溶劑，蒸餾塔尾氣、貯槽排氣、廢水廠排氣等含醇、酯、苯、甲醛等揮發性有機物，為降低排氣中有機溶劑濃度及其逸出異味，以免引發陳情，該公司於 2008 年 9 月完成 1 套集氣系統及蛇木屑生物濾床，有效去除排氣中異味。

排氣生物濾床處理流程及設施照片如圖 5 所示，床體為 RC 造，內填蛇木屑濾料體積 40 m^3 ($8\text{ mL} \times 3\text{ mW} \times 1.67\text{ mH}$)，集氣及濾床系統造價 300 萬元。操作時，每日使用奶粉 144 g (劑量 4.0 g/m^3 濾料.day)、尿素 60 g (劑量 1.67 g/m^3 濾料.day)、磷酸二氫鉀磷(KH_2PO_4) 10.2 g (劑量 0.28 g/m^3 濾料.day)為營養劑；調濕水以噴頭噴入床上，每一噴頭出水量 100 mL/min ，共 20 個，間隔每 8 分鐘灑水 2 分鐘，用水量計 $0.576\text{ m}^3/\text{day}$ (水量 14.4 L/m^3 濾料.day)。

試車結果顯示，在濾床進氣量 $12\text{ Am}^3/\text{min}$ 時，進氣異味濃度可由 3,090 處理至 152，進氣非甲烷碳氫化合物(NMHC)可由 276 ppm (as methane)去除至 67 ppm (as methane)。

2008 年 7 月 11 日至 2010 年 5 月 10 日操作結果顯示：(1)廢氣進流量 $2.6\text{-}3.6\text{ m}^3/\text{min}$ ，經濾料之 EBRT 為 $4.22\text{-}6.25\text{ min}$ ，濾料 pH 在 $4.5\text{-}7.0$ 間，含水率為 $11\text{-}61\%$ ；排放廢液屬中性，COD 及 SS 不高，無二次污染疑慮；(2)總碳氫化合物(THC)、NMHC 及揮發性有機物(VOCs)之平均去除率分別為 71、73、79 %。(3)濾料 pH 在 $4\text{-}5$ ，含水率 $51\text{-}57\%$ 時，VOCs 去除率 $>90\%$ ；(4)營養奶粉之添加量與 VOCs 去除率成正比；(5)乙醇及醋酸之去除率(均 97 %)最佳，2-戊烷(74 %)最差；(6)3 次異味測定顯示，處理後排氣之異味濃度皆小於法規標準(1,000)。

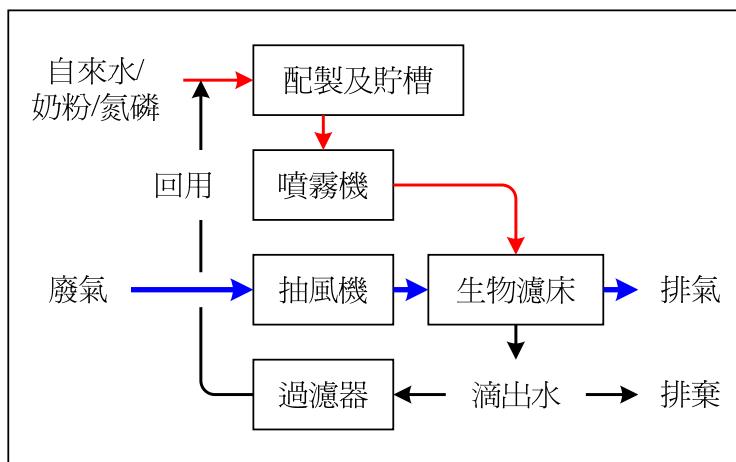


圖 6 排氣生物濾床處理流程及設施側面

3.4 蛇木屑濾料生物濾床控制 PGMEA、IPA^[5]

本研究主要目的在探討以蛇木屑生物濾床處理排氣中之中低濃度丙二醇甲基醚醋酸酯(propylene glycol methyl ether acetate, PGMEA)及異丙醇(isopropyl alcohol, IPA)之可行性。

PGMEA 處理試驗生物濾床由 3 層長方形槽體組成，每一槽高度 60 公分，內尺寸 40×40 公分，頂槽(第一槽)以不植種之 8 公分厚蛇木屑填充作調濕材，第二槽及第三槽分別以植種之蛇木屑填充，初始填充高度各為 30 公分。供試氣體由生物濾床頂部進氣口進入槽體，經過調濕槽、第二槽及第三槽，最終由底槽排出。實驗

過程中補助微生物營養鹽為尿素 $170 \text{ g/m}^3 \cdot \text{day}$ 、磷酸二氫鉀 $70 \text{ g/m}^3 \cdot \text{day}$ 、即溶奶粉 $1 \text{ g/m}^3 \cdot \text{day}$ 等。結果顯示，濾料含水率在 52-65%，濾料 pH 值為 7.15-7.38，氣體空塔停留時間(EBRT)控制在 16-24 秒，進氣濃度為 $100-400 \text{ mg/Am}^3$ ，有機負荷為 $45-180 \text{ g PGMEA/m}^3 \cdot \text{h}$ ，PGMEA 總去除率可達 93%。

本濾床接續處理 IPA，植種中油公司林園廠廢水處理場之活性污泥。實驗分二階段進行，第 I 階段之 28 天實驗期間添加尿素、磷酸二氫鉀及即溶奶粉等營養劑，分別控制氣體空塔停留時間為 0.80、0.32 以及 0.2 min，進氣 IPA 濃度維持約 100 mg/Am^3 ，整體生物濾床對 IPA 之平均去除率達 96%，性能良好；第 II 階段實驗期間停止添加營養劑，僅定時補充水份，以維持濾床含水率，氣體空塔停留時間為 0.2 min，進氣濃度維持約 100 mg/Am^3 ，整體生物濾床之平均去除率達 98%。停止添加營養劑並未影響微生物活性，在 30 天之試驗期間，生物濾床處理效能仍可維持良好狀態。後 1/2 濾床在有機負荷 $5-60 \text{ g IPA/m}^3 \cdot \text{h}$ 之範圍內，濾料對 IPA 之平均去除率約為 95%，其有機負荷與去除能力成正比。試驗資料亦顯示，濾床進氣溫度 $29-40^\circ\text{C}$ (平均 34°C)，溼度 43-93% (平均 73%)，濾料經適當噴水調濕，排氣溫度為 $26-35^\circ\text{C}$ (平均 29°C)，溼度為 98%。前 1/2 段濾料之水分含量(12-68%，平均 38%)變動較後 1/2 段濾料者(65-82%，平均 72%)為大。前 1/2 段及後 1/2 段濾料之 pH 分別為 6.11-7.78 (平均 6.77) 及 6.13-7.36 (平均 6.59)。

3.5 蛇木屑濾料生物濾床控制 MEK^[2]

本研究主要目的在探討生物濾床法僅以單一填充介質(蛇木屑)，模擬工業製程排氣中低濃度混合之揮發性有機物，以改善傳統混和堆肥、泥炭土之生物濾床易阻塞、濾料結塊及壓密的缺點，使生物濾床可達到更好的處理效果，並在研究過程中建立最佳化操作參數。

研究在一家 CCL (copper clad laminate, 銅箔積層電路基板)工廠進行排氣中丁酮(methyl ethyl ketone, MEK)之處理試驗，將實廠排放廢氣導入試驗設備(圖 7)，每週採集進出口氣體約 2-3 次作分析，採樣時於現場偵測並記錄進、出口之二氯化碳濃度，作為物質質量平衡之研究；每日現場檢測廢液之 pH，監測濾床酸鹼值的變化，作為隨時調整每日濾床之灑水量之依據。試驗 120 天結果顯示，較佳的操作參

數為濾料 pH 值 5.3-6.8 間，EBRT 控制在 0.5-1.28 min，丁酮進氣濃度為 215-1,672 mg/m³，有機負荷<115 g/m³.h，總平均 MEK 去除率可達 91%。每日添加少量的即溶奶水(10 mL/m³ 濾料.day)，即能使生物濾床獲得充分的營養需求，達到穩定之去除率。

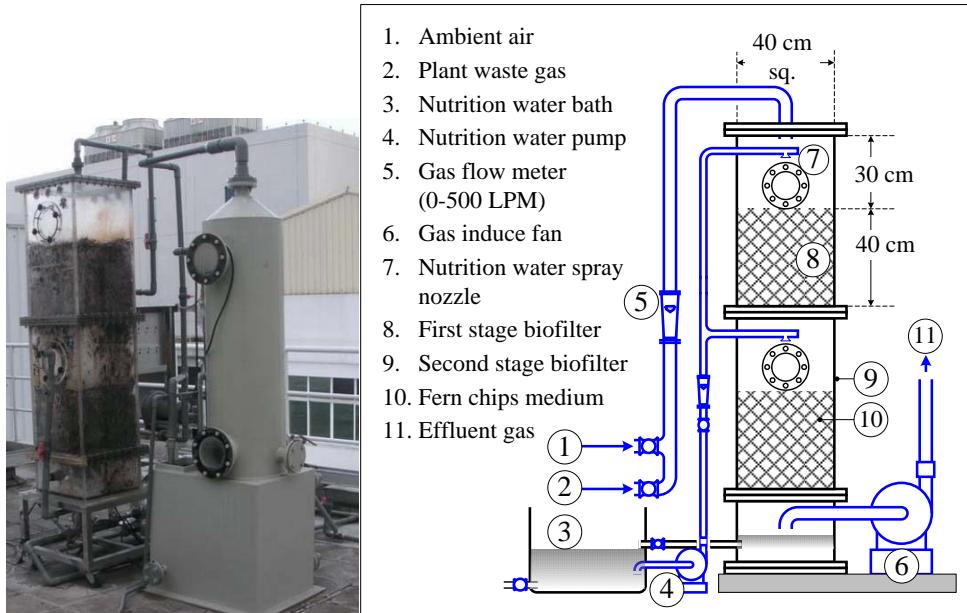


圖 7 銅箔積層電路基板排氣丁酮處理試驗生物濾床

3.6 造紙木片濾料生物濾床控制含低濃度 PGMEA 排氣^[6]

某公司製程含 VOCs 排氣以「沸石轉輪吸附」處理，由於轉輪進氣 VOCs 濃度已控制到<50-100 ppm，在低濃度進氣時，可能使吸附後排氣尚含<10 ppm 有機物(以丙二醇甲醚醋酸酯(PGMEA)、丙二醇甲醚(PGME)、丙酮為主)，使轉輪之 VOCs 去除率未達>90%。

研究使用填充 45 公升木屑生物濾床(圖 8)處理該低濃度有機排氣，控制 EBRT 低於 2.0 秒，每日平均加入保久乳 7 mL (相當於 155 mL/m³ 濾料.day)入濾料中，作生物營養源。

試驗結果(表 2)顯示，在 EBRT 為 1.53 秒時，進氣總有機碳氫化合物(THC)可由平均之 4.55 ppm (as methane)去除至 1.92 ppm (as methane)，平均去除率約 60%。

分析另顯示非甲烷碳氫化合物(NMHC)均已完全去除，排氣無任何異味。

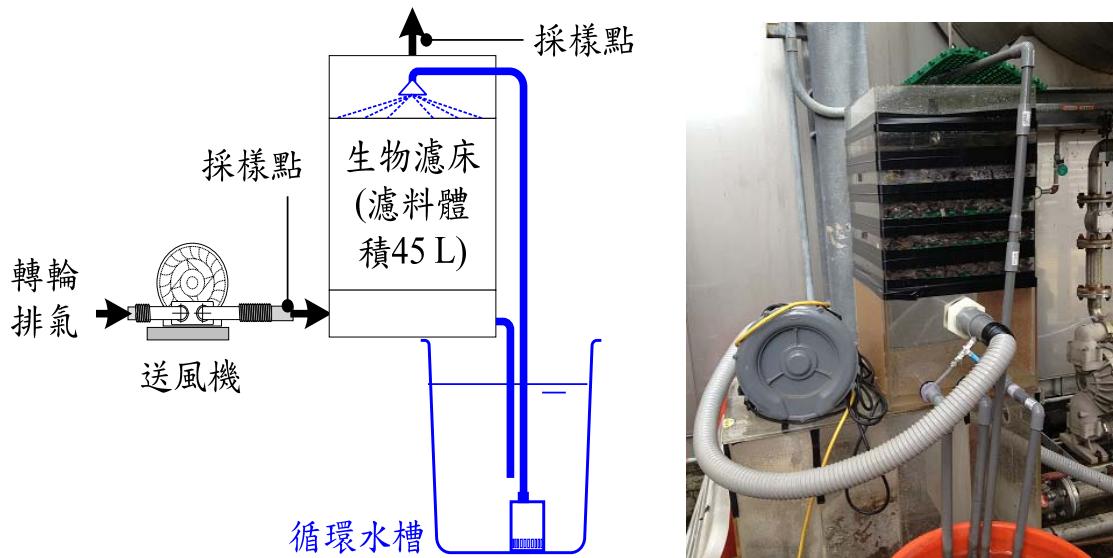


圖 8 處理含低濃度 PGMEA 排氣試驗系統

表 2 造紙木片生物濾床控制含低濃度 PGMEA 排氣數據(EBRT = 1.53 秒)

操作 日數	總有機碳氫化合物 THC (ppm as CH ₄)		THC 去除%		異味
	處理前	處理後	處理前	處理後	
0	1.95	0.27	86.2	溶劑味	濕木頭味
27	5.36	2.99	44.2	溶劑味	濕木頭味
36	7.93	2.90	63.4	溶劑味	無味
41	7.97	3.27	59.0	溶劑味	無味
70	1.03	0.35	66.0	溶劑味	無味
77	3.08	1.75	43.2	溶劑味	無味
平均	4.55	1.92	57.8	溶劑味	無味

3.7 膠屑濾料生物濾床控制含苯乙烯排氣^[8]

某公司 FRP 門板壓製製程含苯乙烯(SM)排氣，研究使用填充 60 公升膠屑生物濾床(類似圖 8)處理，以 ABS (acrylonitrile butadiene styrene)塑膠製程廢水廠活性污泥混合液種植膠屑濾料，並使用含奶水、果糖、氮、磷、及其他營養鹽作營養源(表 3)，以培養及增殖生物膜，並維持生物膜之 SM 去除能力。

一組試驗數據如表 4 所示，控制 EBRT 於 21 秒，氣 THC 可由 467-592 ppm (as methane)去除至 22-58 ppm (as methane)，平均去除率>90%，濾料之體積 VOCs 去除能力為 110-140 (g SM/m³.hr)。濾料充分潤濕時，兩天之操作時間，循環水 pH 由 6.9-7.4 降至 5.9-6.5，pH 降低為處理有效之特徵。

另一些數據如圖 9-10 所示，顯示在 EBRT 於 21 秒時，進氣 THC 接近 1,000 ppm (as methane)，濾料對 THC 之去除效果亦可維持於>85%。

表 3 100 m³ 膠屑濾料(可處理 300 m³/min 排氣)處理 SM 排氣每日添加營養源費用

藥品	添加量(kg)	單價 (元/kg)	複價 (元)	藥品	添加量(kg)	單價 (元/kg)	複價 (元)
K ₂ SO ₄	0.009	20	0.18	CaCl ₂	0.0005	20	0.01
Na ₂ HPO ₄	0.113	30	3.38	FeCl _{3.6} H ₂ O	0.00125	20	0.025
NaCl	0.25	10	2.5	MgSO _{4.7} H ₂ O	0.005	20	0.10
果糖	25	30	750	奶粉	3.5	100	350
尿素	3.5	10	35	硫酸銨	15	10	150
小計			791	小計			500
合計							1291

表 4 膠屑濾料生物濾床控制含苯乙烯排氣數據

EBRT(s)	營養鹽循環水 pH (調整前-後)	濾床氣體(THC)			體積 VOCs 去除能力 (g SM/m ³ .hr)
		進氣(ppm as CH ₄)	排氣(ppm as CH ₄)	去除率 (%)	
21	5.9-6.9	490	46.1	90.6	116
21	6.5-7.0	592	57.9	90.2	140
21	6.0-7.4	467	45.4	90.3	110
21	6.4-7.0	528	21.5	95.9	132

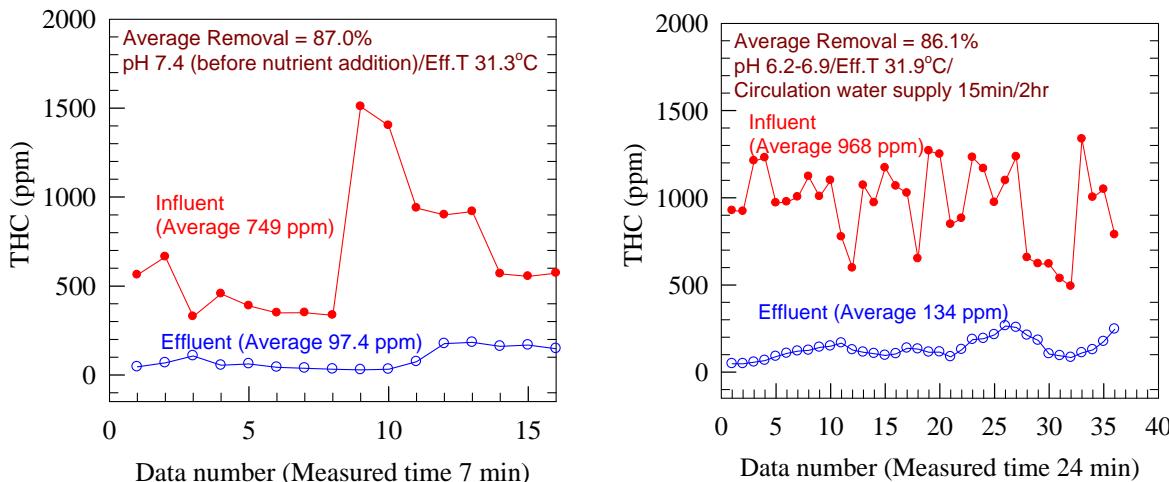


圖 9 膠屑濾料處理 SM 排氣試驗數據

四、結語

生物濾床處理排氣 VOCs 及異味技術發展已近成熟，成功關鍵為耐久而經濟之濾料、適當之微生物種植來源、穩定之濾料水分及 pH 控制、穩定及適當之營養源添加。對於氨、水溶性高之揮發性有機物(PGMEA、MEK、IPA 等)、水溶性中等之揮發性有機物(SM、苯、甲苯、二甲苯等)，均有良好得去除率。對低濃度之 VOCs (<50 ppm)，氣體經濾料之 EBRT 可低至 2 秒以下，其 VOCs 去除率可達 90% 以上。

參考資料

1. Chou, M.S. Chang, Y.F., and Perng H.T. (2008): Treatment of PGMEA in air stream by a biofilter packed with fern chips, *J. Air and Waste Manage. Asso.* 58, 1590-1597.
2. Chou, M.S. and Li, S.C. (2010), Elimination of MEK in Air Streams by A Biofilter Packed with Fern Chips, *Environmental Engineering Science*, 27 (8), 679-687.

3. Chou, M.S. and Wang, C.H. (2007a): Treatment of Ammonia in Air Stream by Biotrickling Filter, *Aerosol and Air Quality Research*, 7(1), 17-32.
4. Chou, M.S. and Wang, C.H. (2007b): Elimination of Ammonia in Air Stream by a Fern-Chip Biofilter, *Environmental Engineering Science*, 24 (10), 1423-1430.
5. 江欽文(2005)，以蛇木屑生物濾床處理排氣中之異丙醇之操作性能研究，國立中山大學環工所碩士論文。
6. 吳靜怡(2013)，TFT-LCD 廠製程排氣二氧化氮、二甲基硫、揮發性有機物控制研究，國立中山大學環工所博士論文。
7. 周明顯、張筱瑜、曾嘉玲(2008)，某化工股份有限公司蛇木屑生物濾床驗收報告，2008年10月。
8. 張筱瑜、周明顯、劉向千、林志韋(2013)，膠屑生物濾床處理苯乙烯廢氣性能試驗報告，2013年10月。

利用氯化亞鐵降低二次鋁渣之貯存異味及危害性

劉乃維*

摘要

鋁渣為煉鋁時所產生的廢料，鋁渣內含有氮化鋁(Aluminium nitride, AlN)，氮化鋁在接觸水時，會產生緩慢水解反應，而產生氨氣，故鋁渣廢棄時會有嚴重臭味問題，使鋁渣無法直接衛生掩埋。本研究分為兩個階段，第一階段是將鋁渣加入水及不同重量的氯化亞鐵，實驗鋁渣安定化之結果。本研究使用的氯化亞鐵試藥之總酸度為 365 g CaCO₃/L，經計算每 8.05 L 廢酸液可中和 1 kg 的氨，可中和氨之能力為 0.124 kg/L 廢酸。由實驗結果顯示，在鋁渣內加入 0.08 g FeCl₂/g dross 時，對於氨氣產生有最佳的抑制能力，平均氨氣產量可由 0.826 g/kg dross 減少為 0.01 g/kg dross，因此鋁渣內加入氯化亞鐵能有效減少氨氣產生。

電鍍前需要經過酸洗程序，將表面的氧化物去除，最後產生的酸洗廢液因為含有強酸及重金屬，所以需要付費處理。第二階段是將鋁渣加入水及不同加藥量的酸洗廢液，實驗鋁渣安定化之結果。本研究使用的酸洗廢液之總酸度為 387 g CaCO₃/L，經計算每 7.60 L 廢酸液可中和 1 kg 的氨，也可以表示成可中和氨之能力為 0.131 kg/L 廢酸。由實驗結果顯示，在鋁渣內加入 100 mL 酸洗廢液/kg dross 時，對於 Ammonia 產生有最佳的抑制能力，Ammonia 的平均產氣濃度可由 0.916 g/kg dross 減少為 0.000436 g/kg dross，因此鋁渣內加入酸洗廢液能有效減少氨氣產生。

由以上兩種方式的結果安定化後鋁渣進行 TCLP 分析，結果低於 USEPA 40

132 利用氯化亞鐵降低二次鋁渣之貯存異味及危害性

CFR Part 261.24 重金屬濃度標準，而且安定化後鋁渣，不會有明顯的水解反應，結果顯示 2 種方式之鋁渣適合衛生掩埋，此實驗將可以有效解決鋁渣之臭味與最終處理的問題。

【關鍵字】鋁渣、氯化鋁、氨氣臭味、電鍍廢液、水解

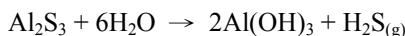
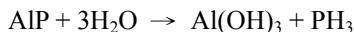
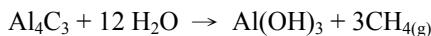
*瑩越資源股份有限公司專案工程師

一、前言

鋁金屬和其合金的使用範圍非常廣泛，因此對鋁的需求量非常的大。鋁一次冶煉使用鋁礬土(Bauxite)為原料，生產 1,000kg 原生鋁需要約 4,000 kg 鋁礬土，最後會產生 2,000kg 的赤泥(red mud)。赤泥在生產原生鋁時，會釋放出氟化物(fluorides)。鋁二次冶煉的原料為一次冶煉產生的白色鋁渣(white dross)與回收鋁。一次冶煉生產一噸鋁需要約 17,000 kWh 的電力，二次冶煉則僅需要 750 kWh 的電力，能源使用量僅為一次冶煉之 4.4%，利用回收所產生的鋁，對於環境衝擊比原生鋁低^[1]。

鋁的一和二次熔煉過程中，高純度鋁與熔鋁表面空氣中之氧反應，形成了一層氧化物，保護氧化層下面的鋁不會繼續產生氧化反應^[2]。平均每 1 噸的鋁液，會產生約 15-25 公斤的鋁渣^[1]。一次鋁渣含有大約 80% 的鋁，二次鋁渣含有 5-10% 的鋁，除了一次鋁渣具有回收價值外，二次鋁渣多被棄置於垃圾掩埋場^[3]。二次鋁渣內含多種化合物的雜質，較常見成份與含量為 Al_2O_3 50-65 wt%， AlN 15-30% wt%， Al 5-10 wt%， MgO 5-10 wt%， MgO 1-2 wt%， SiO_2 <2 wt% 和其他微量鹽類等^[4,5]。

二次鋁渣接觸到水後，容易產生水解反應，並產生異味與易燃燒的氣體，其反應式如下：^[1,6]



由於這些異味氣體產生，二次鋁渣如果直接以掩埋方式處理，將會造成掩埋場週邊異味問題。除掩埋外，鋁渣目前主要用在煉鋼時的脫氧劑(deoxidizer)，但剩下的都是以暫存的方式處理，因為還沒有有效的技術可以處理鋁渣所造成的異味問題。在回收和再利用方面，許多關於鋁渣資源化的研究，這些研究大部份需要將鋁渣經過高溫處理。Ewais 等將不同比率的鋁鹽污泥(Aluminum sludge)、鋁渣和氧化

鋁(alumina)燒結生產鋁酸鈣水泥(calcium aluminate cement)，製做成耐火磚^[7]。Chandrasekar 等利用鋁渣成六角多孔性磷酸鋁(hexagonal mesoporous aluminophosphate)^[8]。Hong 等將回收的鋁渣經過沉浸式電爐(Submerged aec funace)和電弧爐(Electric aec furnace)分別合成 Al-Si 合金與棕鋼玉(brown fused alumina)^[9]。Yoshimura 等將鋁渣利用電漿(electric furnace)處理來回收鋁金屬，做為替代耐火材料的原料^[2]。Ibarra 等將混合鋁渣和鋯石(zircon)以不同的溫度與煅燒時間，製成莫來石/氧化鋯複合材料(mullite/zirconia composites)^[10]。上述的研究大部份需要利用許多能量進行處理，而且大部份處於實驗室研究階段，或已完成研究正進行評估階段，因此目前仍無法解決煉鋁所產生大量鋁渣的問題。

本文主要目的是為了將鋁渣安定化，將氯化亞鐵(ferrous chloride)水溶液及水加入鋁渣，使鋁渣水解產物與氯化亞鐵反應一段時間，將鋁渣安定化後，適合衛生掩埋，解決大量鋁渣暫存及掩埋產生的異味及安全問題。

二、材料與方法

2.1 試驗設備

實驗反應設備(圖 1)由兩支 100 mL 玻璃針筒及有側管的 500 mL 三角錐型瓶組成，以四通管及矽膠管連接針筒與錐形瓶。四通管另一個出口設計為採樣用，反應期間關閉採樣管閥，使整個實驗系統能保持密閉狀態。

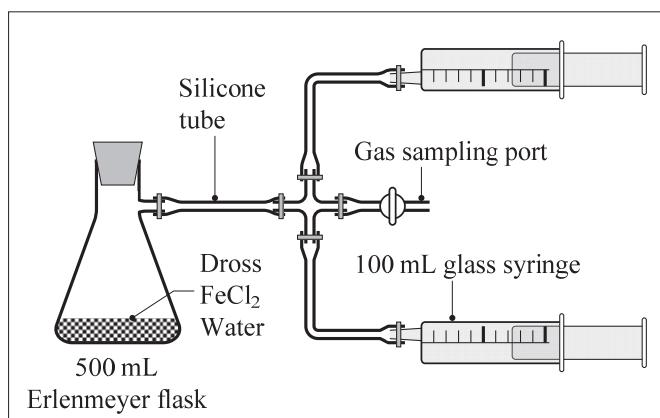


圖 1 鋁渣產氣反應設備示意圖

2.2 材料

本研究所使用的二次鋁渣來自台灣南部某鋁渣暫存場，由於已貯存一段時間，鋁渣內的含水量與大氣中的水氣已達到平衡。氯化亞鐵(Ferrous chloride, $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$)為試藥級，購自 Showa Chemical Co., Japan。

2.3 實驗步驟

由於鋁渣粒徑大小不一，為了瞭解鋁渣的粒徑分佈情況，首先以 ASTM 標準篩進行篩分。決定出實驗所採用的粒徑大小後，取相同鋁渣重量，再加上不同比例之氯化亞鐵，在含水率與反應時間相同之密閉環境下，量測產氣量及其中之氨氣量，計算出氨釋放量，以便找出氯化亞鐵之最低添加比例，使釋出氨量為最低。為了使反應後，鋁渣含水率不致於太高，方便後續掩埋處理，將反應混合物含水率控制在 30% w/w。

每一組試驗所使用的乾鋁渣量為 50 g，再分別置入 0 至 5 g 四水合氯化亞鐵，混合均勻後，置入三角錐型瓶內，加入 15 mL 的水，並用矽膠塞與管夾將整個反應器密封。在反應的過程中，定時紀錄針筒的刻度，以得知產氣量。氣體產量如高於 200 mL，致使針筒內幾乎完全充滿氣體，則以管夾將針筒出口矽膠管夾緊，取出針筒量測其中氣體容積及氨、甲烷濃度，另裝上一支內無氣體之針筒。

系統靜置 7 天後，分析產氣中 NH_3 與 CH_4 的濃度及鋁渣所含的元素種類。另為了瞭解鋁渣於處理前後所含的可溶出重金屬含量，是否超出 toxicity characteristic hazardous waste (40 CFR Part 261.24) 之容許值，取處理前後鋁渣樣品，分析可溶出重金屬含量，納入分析之重金屬分別為 Al, Fe, As, Cd, Cr, Pb, Hg, Cu, Ni 及 Zn 等共 10 種 (Maximum Concentration of Contaminants for Toxicity Characteristic, U.S. EPA 40CFP 261.24)。

為了進一步瞭解經過安定化的鋁渣是否仍會有水解產氣反應，因此取已加入 15 mL 水之鋁渣，與加 15 mL 水和 5 g 氯化亞鐵之實驗過鋁渣，再分別放入反應瓶中，各再加入 15 mL 的水，靜置 7 天後，觀察產氣情況。

2.4 分析

2.4.1 粒徑分析

鋁渣粒徑分析所使用的篩網分別為 ASTM 230、120、60、35 和 18 目等 5 種不同孔徑不鏽鋼篩網，以震盪機連續震盪 20 分鐘，分別紀錄各網目篩網所篩出鋁渣重量。

2.4.2 產氣分析

NH_3 之濃度是使用檢知管(Gastec, Japan)分析， CH_4 採 GC-FID (GC-14B, Shimadzu Co., Japan)分析。

2.4.3 元素分析

鋁渣元素分析使用環境掃描式電子顯微鏡(ESEM) (Quanta 200 Environmental Scanning Electron Microscope, FEI Co., USA)，另加裝能量分散式光譜儀(Energy-Dispersive X-Ray Spectroscopy, EDS)(Genesis XM 4i Energy Dispersive X-ray Analysis System, EDAX Inc., USA)，進行定性及半定量分析。在進行照射電子顯微鏡前，將樣品固定於金屬載片上，再鍍金使導電度提高，然後上機分析。

2.4.4 毒性溶出特性試驗(Toxicity characteristic leaching procedure, TCLP)

分析前，將待測樣品 100 g 置入萃取液(5.7 mL 冰醋酸(glacial acetic acid)稀釋至 1 L)中，連續震盪萃取 18 小時。再取 100 mL 萃取液加入 3 mL 濃硝酸，在 90 - 95 °C 加熱消化，待蒸發只剩下少量液體後冷卻，然後再加入 3 mL 濃硝酸繼續加熱。重覆加入濃硝酸至液體顏色不再變色後，加入 10 mL 鹽酸，並稀釋至 100 mL，最後再以 inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES) (Optima 2100DV, PerkinElmer Inc., USA) 分析消化液中重金屬含量。

三、結果與討論

3.1 粒徑分析

粒徑分析結果顯示於(圖 2)，鋁渣的粒徑範圍在 63-500 μm ，累積 90% 之粒徑約為 500 μm ，試驗使用粒徑為 500 μm 以下之篩出鋁渣。

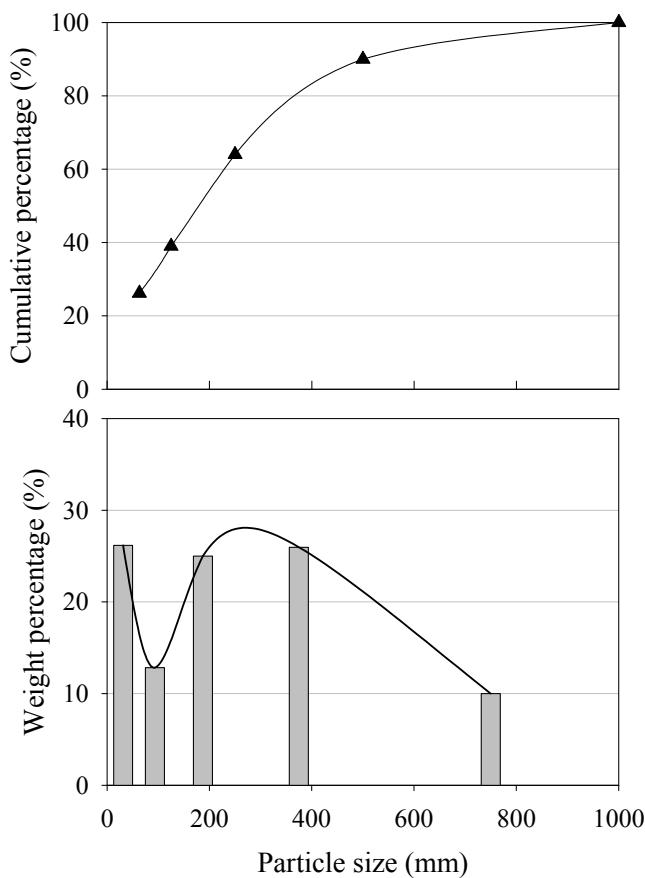


圖 2 鋁渣粒徑分析結果

3.2 產氣試驗

本試驗每個氯化亞鐵的添加量皆為 3 次以上重覆分析，圖 3 結果顯示 Ammonia 的產生量會隨著氯化亞鐵添加量的增加而減少。未添加氯化亞鐵時，產氨量為

0.65-1.03 g/kg dross (平均 0.82 g/kg dross)；氯化亞鐵($\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$)添加量為 0.08 g/g dross 時，幾乎已達完全抑制 Ammonia 產生之劑量，產氨量 < 0.010 g/kg dross，平均產氨量僅為未添加氯化亞鐵時之 1.20%；氯化亞鐵添加量為 0.10 g/g dross 時，在 7 天試驗期後，完全無氨產生。圖 4 結果顯示 Methane 產生量不受氯化亞鐵添加量影響，平均產量在 0.08-0.17 g/kg dross 間。圖 5 顯示總產氣量會隨著氯化亞鐵添加量的增加而減少。

為確任經過安定化的鋁渣是否仍會有水解反應，分別取已加入 15 mL 水，與已加入 15 mL 水和 5 g 氯化亞鐵之穩定鋁渣，再分別加 15 mL 水。經靜置 7 天後結果顯示，鋁渣未有明顯的產氣情況，但有測得 Ammonia 的濃度為 0.00115 g/kg dross，結果顯示鋁渣已安定化，不會再產生水解反應。

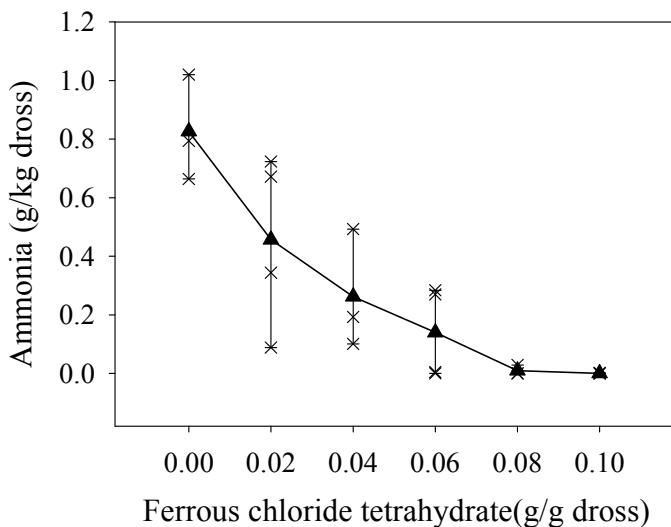


圖 3 鋁渣之水解氨產量隨氯化亞鐵($\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$)添加量之變化

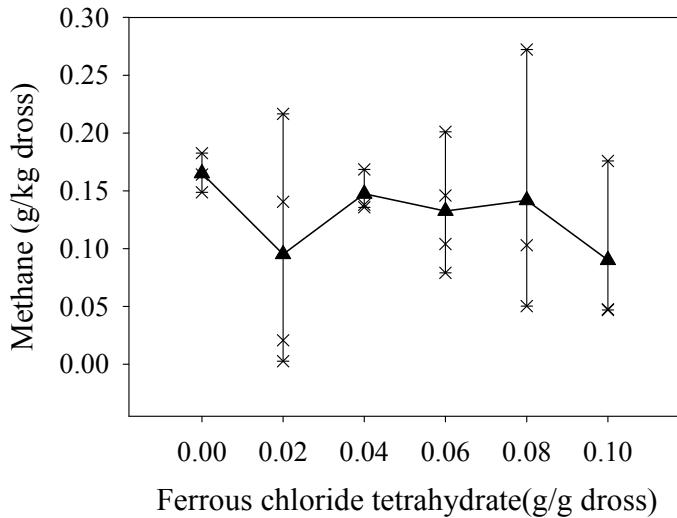
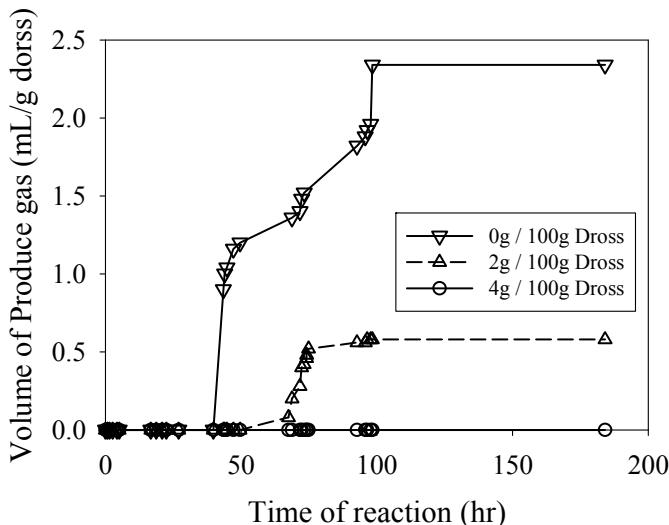
圖 4 鋁渣之水解甲烷產量隨氯化亞鐵($\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$)添加量之變化

圖 5 鋁渣之水解氣體產量隨氯化亞鐵添加量及水解時間之變化

3.3 元素分析

由分析結果(表 1)顯示，原始鋁渣內主要的元素為碳、氧、鎂和鋁，其中以氧與鋁的含量最多，而添加 5 g $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 鋁渣被分析出鐵的成份，符合實際結果。

表 1 EDS 元素分析結果

原始鋁渣	經水解後鋁渣	加入 0.10 g FeCl ₂ /g 及水解後鋁渣	
	Wt%	Wt%	Wt%
C	9.68	7.36	
O	45.61	37.5	42.53
Fe			6.82
Mg	1.12	2.54	2.17
Al	36.63	38.73	32.85
Cl	7.16		2.75
Na	0.91	0.83	
Si		1.47	

3.4 毒性溶出特性試驗

圖 6 及表 2 顯示 TCLP 分析鋁渣在處理前與後可溶出的重金屬含量，結果顯示濃度皆未超出 (Maximum Concentration of Contaminants for Toxicity Characteristic, U.S. EPA 40CFP 261.24)。在 (Maximum Concentration of Contaminants for Toxicity Characteristic) 中所表列的重金屬中，有測得之重金屬有 Cd, Cr, Pb 和 Cu 4 種。於圖 6-(I) 所說明，這 4 種重金屬所測得濃度與「有害事業廢棄物認定標準」與規定的容許濃度兩者的比率，在未添加 FeCl₂ 鋁渣樣品分析中，發現 Cu 的濃度比率較高，可能原因是鋁渣是混合物，各重金屬含量較不均勻所致。

圖 6-(II) 則顯示 3 種樣品中 Ni 與 Zn 所測得之濃度，其中 Ni 平均溶出濃度約為 1.0 mg/L，Zn 平均溶出濃度約為 10 mg/L。圖 6-(III) 則顯示 3 種樣品中 Al 與 Fe 所測得之濃度，其中三種樣品的 Al 平均濃度約為 150 mg/L，Fe 的結果則顯示原始和未添加 FeCl₂ 鋁渣都已含有約 10 mg/L，而有添加 FeCl₂ 鋁渣中所溶出的 Fe 為 27.7 mg/L，符合實際的狀況。

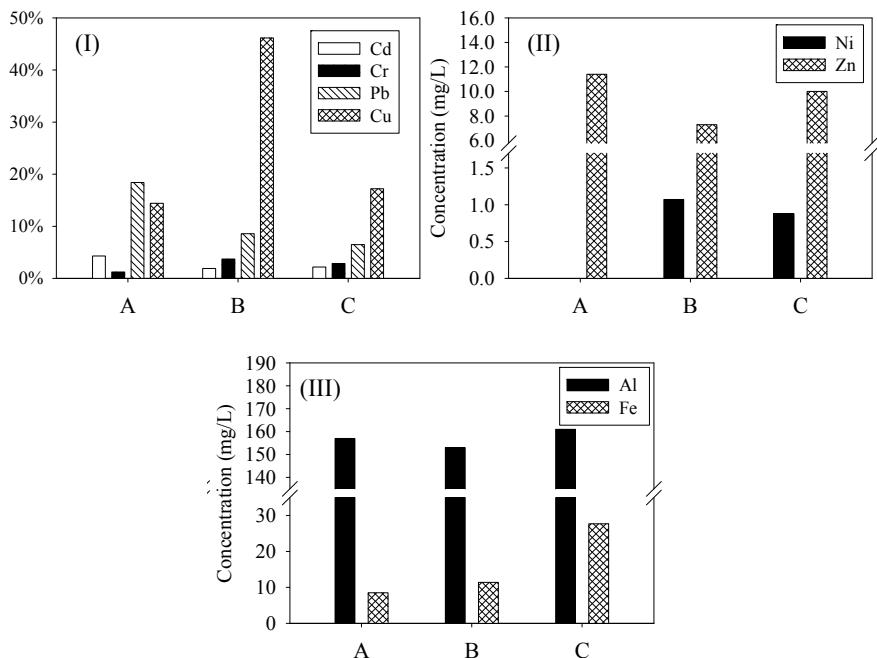


圖 6 TCLP 重金屬溶出分析結果，A 為原始鋁渣；B 為只加水反應鋁渣；C 為加 0.1 g FeCl₂ 4H₂O/g dross 之鋁渣。(I)為屬於「有害事業廢棄物認定標準」內所規定之重金屬中有測出濃度的種類，分析結果與「有害事業廢棄物認定標準」所規定濃度之比值。(II) Al 與 Fe 溶出濃度，(III) Ni 與 Zn 溶出濃度。

表 2 TCLP 分析結果 (100g dross / L)

	TCLP 萃取液濃度 (mg/L)			
	原始鋁渣	經水解後鋁渣	加入 0.10 g FeCl ₂ /g 及水解後鋁渣	管制標準
Cd	0.043	0.019	0.022	1.0
Cr	0.062	0.186	0.142	5.0
Cu	2.16	6.92	2.58	15
Pb	0.920	0.429	0.324	5.0
Ni	N.D.	1.07	0.876	-
Zn	11.4	7.29	10.0	-
Al	157	153	161	-
Fe	8.51	11.4	27.7	-

四、結論

由本研究的結果可知氯化亞鐵加入鋁渣後，能使鋁渣安定化。結論如下：

1. 當氯化亞鐵加入鋁渣之添加量達到 0.08 g/kg dross 時，抑制鋁渣之水解反應達到最佳效果。
2. 安定化之鋁渣經 TCLP 分析後，重金屬濃度未超出 40CFP 261.24 標準，可進行衛生掩埋。
3. 經氯化亞鐵安定化之鋁渣，在加入水後，不會再次產生水解反應，如以衛生掩埋方式處裡，不會因接觸水時而再產生出異味。

本實驗使用之氯化亞鐵實驗用，建議可以改用氯化亞鐵廢液進行鋁渣安定化試驗，簡少處理鋁渣之成本。

參考文獻

- 1.Totten, G. E. & Mackenzie, D. S. Handbook of aluminum volume 2 alloy production and materials manufacturing, Marcel Dekker, Inc, New York. (2003).
- 2.Yoshimura, H. N., Abreu, A. P., Molisani, A. L., De Camargo, A. C., Portela, J. C. S. & Narita, N. E. Evaluation of aluminum dross waste as raw material for refractories. Ceramics International, 34(3), 581-591. (2008).
- 3.Shinzato, M. C. & Hypolito, R. Solid waste from aluminum recycling process: Characterization and reuse of its economically valuable constituents. Waste Management, 25(1), 37-46. (2005)
- 4.Stewart, D. L., Linden, J. H. L. V., Lacamera, A. F., Pierce., T. V., Parkhill, J. O., Urbanic, J. M. & Hornack, T. R. Salt-based melting process, Aluminum Company of America, US. (1991).
- 5.Raymond, B., P., T. S., Yvan, H. & Gilles, M. Process for the preparation of calcium aluminates from aluminum dross residues Alcan International Limited & Les Sables Olimag Inc. , US 5,407,459. (1995).

- 6.Narayanan, R. & Sahai, Y. Chemical interactions of dross with water and water vapor in aluminum scrap remelting. *Materials Transactions, JIM*, 38(1), 85-88. (1997).
- 7.Ewais, E. M. M., Khalil, N. M., Amin, M. S., Ahmed, Y. M. Z. & Barakat, M. A. Utilization of aluminum sludge and aluminum slag (dross) for the manufacture of calcium aluminate cement. *Ceramics International*, 35(8), 3381 (2009).
- 8.Chandrasekar, G., Kim, J., You, K.-S., Ahn, J.-W., Jun, K.-W. & Ahn, W.-S. Synthesis of hexagonal mesoporous aluminophosphate using al dross. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 26(5), 1389-1394 (2009).
- 9.Hong, J.-P., Wang, J., Chen, H.-Y., Sun, B.-D., Li, J.-J. & Chen, C. Process of aluminum dross recycling and life cycle assessment for al-si alloys and brown fused alumina. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, 20(11), 2155. (2010).
- 10.Ibarra Castro, M. N., Almanza Robles, J. M., Cortés Hernández, D. A., Escobedo Bocardo, J. C. & Torres Torres, J. Development of mullite/zirconia composites from a mixture of aluminum dross and zircon. *Ceramics International*, 35(2), 921. (2009).

光電業去光阻製程廢氣處理改善成功案 例介紹

司洪濤*、林連春**

摘要

國內高科技產業(如半導體製造、晶圓代工及彩色薄膜液晶顯示器製造光電業等)對去光阻製程排氣均積極進行回收與處理工作，目前業界多數採用冷凝器(condenser)將排氣中所含之 VOCs 冷凝後回收冷凝液，然冷凝後之排氣送到最終水洗塔仍有大量去光阻液(stripper)被洗滌下來，使得洗滌廢水之化學需氧量(COD)值甚高，造成廢水處理廠之負荷過大，因此，冷凝器對 VOCs 之去除率遭受諸多質疑。

本案例探討光電業去光阻製程廢氣中空氣污染物組成型態到係以 VOCs 或以油霧(mist)為主，故就冷凝器與燭式過濾除霧器(candle filter/demister)兩種處理方式做一比較測試。實際測試結果發現，在去光阻液空氣污染物去除率方面：廢氣中去光阻液空氣污染物大部份皆以微細($< 5 \mu m$)顆粒的油霧型態隨廢氣排出，當利用冷凝器處理該製程廢氣時，冷凝器可使廢氣中大部份水氣被冷凝出來，至於去光阻液被冷凝出來的量反而比較少，廢氣中去光阻液的去除率約佔 15%，而使用燭式過濾除霧器時，廢氣中去光阻液的去除率則可高達 85%~89%。在去光阻液回收經濟效益評估方面：以測試製程廢氣處理量 $20m^3/min$ (CMM)而言，使用冷凝器僅可回收去光阻液 0.41 kg/hr，當使用燭式過濾除霧器時，卻可將去光阻液的回收率增加至 2.218 kg/hr。

【關鍵字】光電、去光阻液、揮發性有機物、冷凝、燭式過濾除霧

*台灣肥料股份有限公司 高級專員

**上達國際工程有限公司 總經理

一、前言

國內高科技產業(如半導體製造、晶圓代工及彩色薄膜液晶顯示器製造光電業等)大量使用微曝光顯影製程，其中去光阻程序(stripping process)所使用之去光阻剝離液(stripper：如 TOK 106、ACT 690、N 300、N 321、ACT 935 等)主要成分為高沸點有機化學物且幾乎全溶於水的有機化合物，如單乙醇胺(monoethanol amine, MEA)、二甲亞礦(dimethyl sulfoxide, DMSO)、二甘醇一丁基醚(diethylene glycol monobutyl ether, butyl-di-glycol ether, BDG)、1-甲基-2-酮-環丁胺(N-methyl-2-pyrrolidinone, NMP)等，其物化特性如表 1 所示。然而在去光阻程序中將因基板尺寸的越大化，而造成去光阻剝離液的大量揮發並逸散至排放管道中，若不加以預處理將造成嚴重的空氣污染及影響後端空氣污染防治設備效能之虞。故國內高科技產業對去光阻製程廢氣均積極進行回收與處理工作。

目前業界多數採用冷凝器(condenser)將廢氣中所含之 VOCs 冷凝後回收冷凝液，然冷凝後之廢氣送到最終水洗塔仍有大量去光阻液(stripper)被洗滌下來，使得洗滌廢水之化學需氧量值甚高，造成廢水處理廠之 COD 負荷過大，此外，經冷凝產生之細小粒徑的化學液滴，若於最終水洗塔(scrubber)無法被洗滌下來時，尚可能衍生白煙問題。因此，若能提出更經濟有效的去光阻製程廢氣處理方式，在廢氣端源頭大幅增加有價 VOCs 回收量，將可協助高科技產業減少空氣污染物排放量及減輕廢水處理成本。

表 1 去光阻劑主要化學成分之物化特性

高沸點有機化合物		分子量 (g/mole)	密度 (g/cm ³)	沸點 (°C)	閃火點 (°C)	水溶性
中文名稱	英文簡稱					
二甘醇一丁基醚	BDG	162.23	0.9536	230.6	78	高
單乙醇胺	MEA	61.08	1.0174	170.95	93	高
二甲亞礦	DMSO	78.13	1.1	189	95	高
1-甲基-2-酮-環丁胺	NMP	99.13	1.028	202	95	高

二、去光阻製程廢氣測試改善成功案例介紹

某光電廠(以下簡稱 A 廠)去光阻製程廢氣之主要成分為高沸點的 BDG 及 MEA，A 廠廢氣處理系統即採取冷凝器串聯水洗塔之處理方式，因水洗塔循環水質所含之 COD 相當高，推測冷凝器對 VOCs 去除效率不佳，乃積極尋求效率提升之改善方式。為有效提升去光阻製程廢氣 VOCs 處理系統整體效率並提高其回收效益，本案例探討去光阻製程廢氣中空氣污染物組成型態以 VOCs 或以油霧(mist)為主，故就冷凝器與燭式過濾除霧器(candle filter/demister)兩種處理方式做一比較測試。茲依模廠試驗設備測試計畫、以 candle filter 處理結果分析、以 stripper condenser 處理結果分析、質量平衡分析及模廠設備試驗結論分別說明。

2.1 模廠試驗設備測試計畫

本試驗提供 1 套「氣體除霧滴之高效率燭式過濾回收裝置」至 A 廠進行測試，燭式過濾回收裝置測試流程如圖 1，燭式過濾回收裝置現場測試照片如圖 2，測試計畫如下：

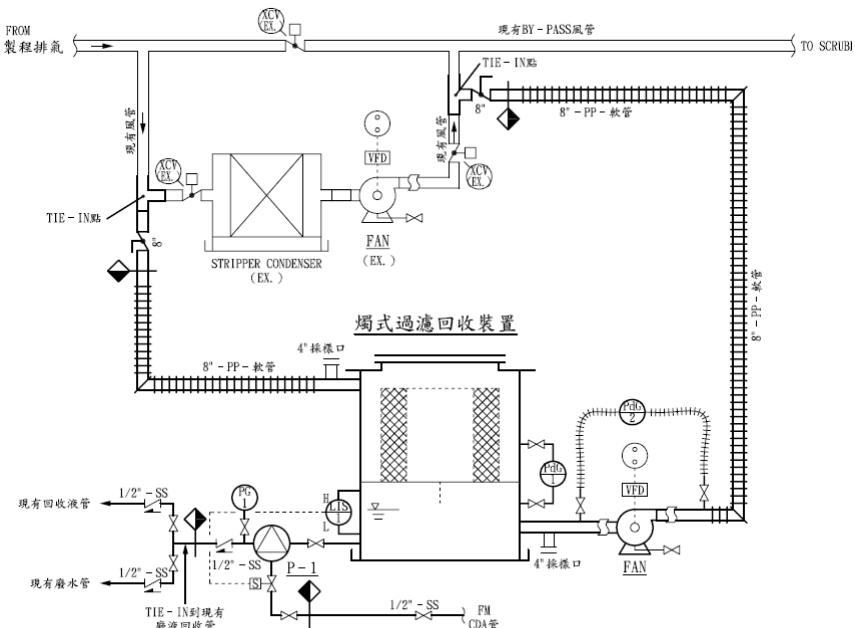


圖 1 燭式過濾回收裝置測試流程

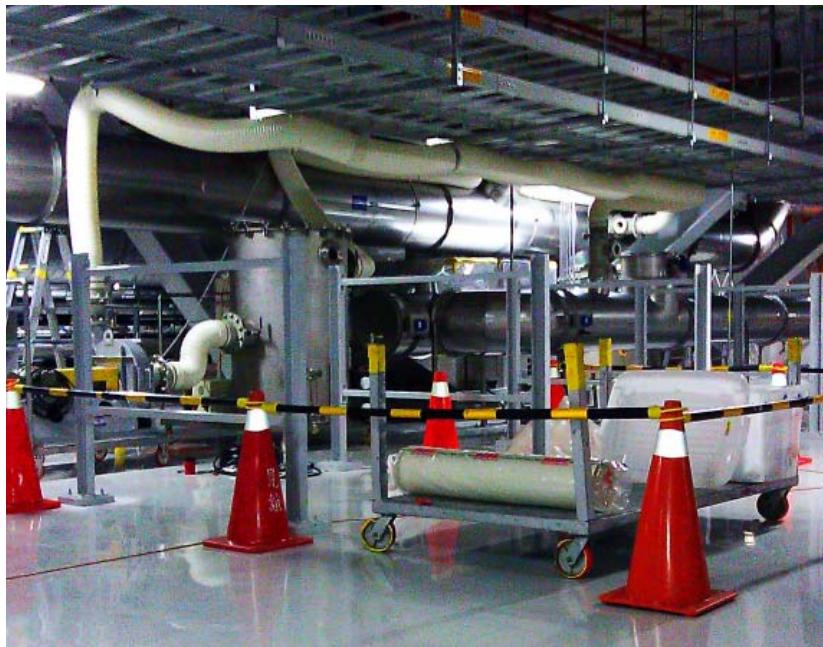


圖 2 燭式過濾回收裝置現場測試照片

1. 模廠試驗設備名稱：氣體除霧滴之高效率燭式回收裝置

處理風量：20 CMM(風車附變頻器，可調整處理系統的抽/排風量)，模廠設備內可視法規標準要求而選擇安裝不同效率型式之燭式過濾元件(A 型為一般效率、B 型為中效率、C 型為高效率、D 型為超高效率)，各種燭式過濾元件對氣體霧滴之去除效率如圖 3，本試驗係採 B 型燭式過濾元件進行試驗，B 型燭式過濾元件對不同粒徑氣體霧滴之去除效率重點摘要如表 2。

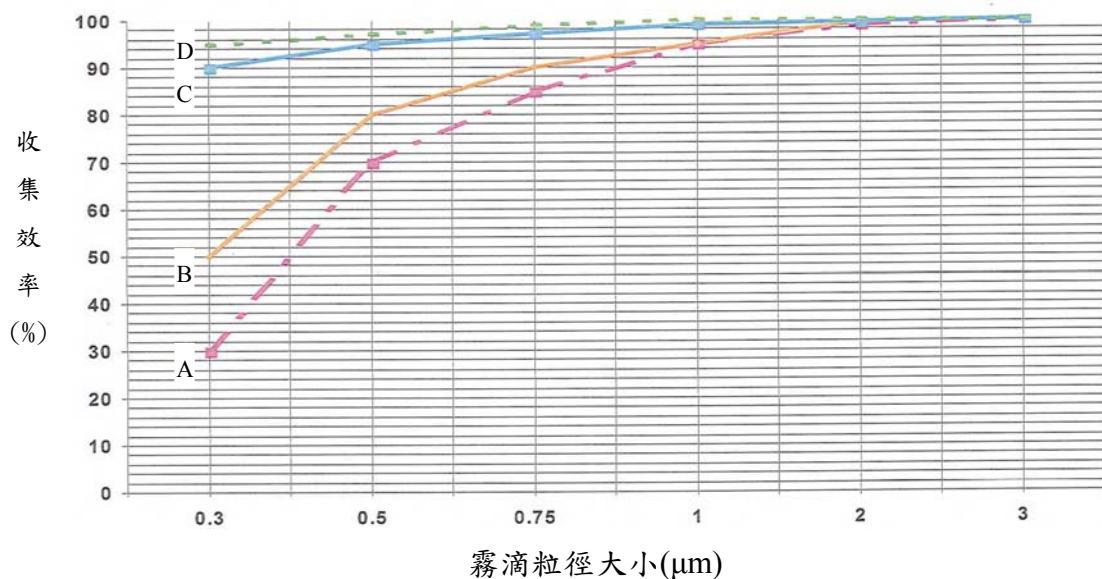


圖 3 各種燭式過濾元件對氣體霧滴之去除效率

表 2 B 型燭式過濾元件對不同粒徑氣體霧滴之去除效率

類別	氣體霧滴粒徑大小	去除效率
1	$> 3\mu\text{m}$	100%
2	$1 \sim 3\mu\text{m}$	95% +
3	$< 1\mu\text{m}$	90% +

2. 進氣來源

A 廠 stripper 廢氣之含霧滴排氣

氣體主要組成：廢氣 + VOCs

粗估霧滴組成： $10\% \sim 20\% \text{ H}_2\text{O}$

$20\% \sim 30\% \text{ MEA}$

$50\% \sim 60\% \text{ DBG}$

排氣溫度： $20^\circ\text{C} \sim 30^\circ\text{C}$

3. 測試說明

基於本模廠試驗設備最大的廢氣處理風量為 20 CMM，故建議選擇風量為 20 CMM 為測試對象，採全量處理測試，所得數據將更為有效且實際，並比較現有 stripper condenser 之處理效率。

4. 測試時間

測試時間：連續排氣測試 24hr

5. 測試及回收液處理

測試：現場測試作業及測試機由某環保工程公司提供，並算出收液量

回收液處理：排放或回送至現有回收液管

設備功能效率驗證部分：由 A 廠委託財團法人工業技術研究院執行廢氣處理前後採樣分析工作，並提出分析報告

2.2 以 candle filter 處理結果分析

1. 除霧後廢氣組成

進氣中除 air 以外之物質有：

氯化之氣體有 H_2O 、BDG、MEA

霧狀之油霧有 H_2O 、BDG、MEA

溫度：26°C

以工研院分析 DATA，經除霧後 VOCs 濃度

$C_{BDG} : 93.8 \text{ mg/m}^3$ ，而 BDG 在 26°C 飽和氣體濃度： 95.5 mg/m^3

$C_{MEA} : 192.8 \text{ mg/m}^3$ ，而 MEA 在 26°C 飽和氣體濃度： $1,304.5 \text{ mg/m}^3$

可知 BDG 與 MEA 係以混合物型態使用，故其蒸氣分壓不同而致

以 $C_{MEA} : C_{BDG} = 2.05$

至於水氣部份依過濾出之液體組成約佔 13%，故反推除霧後 VOCs vapor 濃度為：

$$95.5 \times (1 - 13\%) \times 87\% = 72 \text{ mg/m}^3 \rightarrow BDG \text{ vapor}$$

$$1,304.5 \times (1 - 13\%) \times 13\% = 147 \text{ mg/m}^3 \rightarrow MEA \text{ vapor}$$

而進氣中 air 為無塵室內水份，露點 11°C，經 stripper 噴水後，假設為 15.5

°C，即 $13,956 \text{ mg/m}^3 \rightarrow \text{H}_2\text{O vapor}$

故廢氣中扣除 vapor 外之 mist 為：

BDG mist : $93.8 - 72 = 21.8 \text{ mg/m}^3$

MEA mist : $192.8 - 147 = 45.8 \text{ mg/m}^3$

$C_{MEA} : C_{BDG} = 2.1$

至於 H_2O mist 則無法得知，而 $C_{\text{H}_2\text{O vapor}} : 13,956 \text{ mg/m}^3$ (15.5°C 飽和蒸氣壓)

2. 除霧前氣體組成

依工研院分析

$C_{BDG} = C_{BDG \text{ MIST}} + C_{BDG \text{ VAPOR}} = 832.1 \text{ mg/m}^3$

$C_{MEA} = C_{MEA \text{ MIST}} + C_{MEA \text{ VAPOR}} = 1,302.7 \text{ mg/m}^3$

$C_{MEA} : C_{BDG} = 1.6$

因除霧器無溫度變化，故 vapor 濃度與除霧後濃度一樣，

即 $C_{BDG \text{ VAPOR}} : 72 \text{ mg/m}^3$

$C_{MEA \text{ VAPOR}} : 147 \text{ mg/m}^3$

$C_{\text{STRIPPER VAPOR}} : 219 \text{ mg/m}^3$

$C_{\text{H}_2\text{O VAPOR}} : 13,956 \text{ mg/m}^3$

反推 $C_{BDG \text{ MIST}} : 832.1 - 72 = 760.1 \text{ mg/m}^3$

$C_{MEA \text{ MIST}} : 1,302.7 - 147 = 1,155.7 \text{ mg/m}^3$

$C_{\text{STRIPPER MIST}} : 1,915.8 \text{ mg/m}^3$

進氣中 H_2O 含量：(依實測冷凝液回收平均量： 3.424 kg/hr)

$C_{\text{H}_2\text{O VAPOR}} \text{ 同除霧後 } C_{\text{H}_2\text{O VAPOR}} : 13,956 \text{ mg/m}^3$

$C_{\text{H}_2\text{O MIST}} = 3.424 \text{ kg/hr} \times 13\% \div (20 \times 60) \times 10^6 = 371 \text{ mg/m}^3$

$C_{\text{H}_2\text{O}} = 14,327 \text{ mg/m}^3$

3. 除霧回收液組成

依測試機連續 2 週運轉得平均回收液量：

$3.53 \text{ L/hr} \times 0.97 = 3.424 \text{ kg/hr as(BDG + MEA + 水)}$

工研院數據反推：

$$20 \text{ CMM} \times 60 \times (2,134.8 - 286.6) \times 10 - 6 = 2.218 \text{ kg/hr as(BDG + MEA)}$$

$$20 \text{ CMM} \times 60 \times 371 \times 10 - 6 = 0.445 \text{ kg/hr as(H}_2\text{O)}$$

$$\text{總回收液量: } 2.218 + 0.445 = 2.663 \text{ kg/hr}$$

$$\text{水佔回收液比率: } 0.445 \div 2.663 = 16.7\%$$

比較回收液 3.424 kg/hr v.s. 2.663 kg/hr , 兩者有出入

分析原因有：

(1)機台運轉負載各時段高低不同，可能採樣時負載低

(2)回收液量連續兩週運轉得出，其可靠度高

(3)工研院採樣誤差(但 BDG/MEA 分析值比在進/出口兩邊皆相近，故誤差應不大)

4.回收液分析誤差

5.抽風量 20 CMM 太低，反推實際風量應為 26.8 CMM

依判斷應以第 1 項與第 5 項較可能，反推回收液中 BDG/MEA 量：

$$\text{BDG 回收量: } 20 \times 60 \times (832.1 - 93.8) \times 10^{-6} = 0.886 \text{ kg/hr}$$

$$\text{MEA 回收量: } 20 \times 60 \times (1302.7 - 192.8) \times 10^{-6} = 1.332 \text{ kg/hr}$$

$$\text{MEA : BDG} = 1.5 : 1$$

比較分析：

$$\text{MEA : BDG} = 26.52\% : 59.5\% = 1 : 2.2$$

故工研院廢氣分析與回收液分析中，MEA 與 BDG 比有出入，但除霧量接近，

其原因係 BDG 較重，大多於管路中沈積所致。

2.3 以 stripper condenser 處理結果分析

以 stripper condenser 之冷凝回收量推估，依工研院分析得進氣條件：

$$C_{\text{BDG VAPOR}} : 72 \text{ mg/m}^3 \quad C_{\text{BDG MIST}} : 760.1 \text{ mg/m}^3$$

$$C_{\text{MEA VAPOR}} : 147 \text{ mg/m}^3 \quad C_{\text{MEA MIST}} : 1,155.7 \text{ mg/m}^3$$

$$C_{\text{H}_2\text{O VAPOR}} : 13,956 \text{ mg/m}^3 \quad C_{\text{H}_2\text{O MIST}} : 371 \text{ mg/m}^3$$

1.冷凝後溫度 15°C，推算 VAPOR 濃度：

$$C_{\text{H}_2\text{O VAPOR}} : \frac{12.788}{760} \times \frac{18}{28} \times 1.25 \times 10^6 = 13,521 \text{ mg/m}^3$$

$$C_{BDG\ VAPOR} : 31\ mg/m^3 \times (1-13\%) \times 87\% = 23\ mg/m^3$$

$$C_{MEA\ VAPOR} : 528\ mg/m^3 \times (1-13\%) \times 13\% = 60\ mg/m^3$$

vapor 冷凝液量：

$$\Delta W_{H2O} : 20 \times 60 \times (13,956 - 13,521) \times 10^{-6} = 0.52\ kg/hr$$

$$\Delta W_{BDG} : 20 \times 60 \times (72 - 23) \times 10^{-6} = 0.06\ kg/hr$$

$$\Delta W_{MEA} : 20 \times 60 \times (147 - 60) \times 10^{-6} = 0.104\ kg/hr$$

total vapor 冷凝器 = 0.684 kg/hr (其中水份佔 76%)

2. 至於油霧在冷凝器中回收量不知, 但以實際回收量為 candle 除霧器之 1/3, 即 3.424 kg/hr
 $\times 1/3 = 1.14\ kg/hr$

即油霧部份回收量 = $1.14 - 0.684 = 0.456\ kg/hr$

研判應為冷凝器後置之 wire mesh type 除霧器之貢獻

2.4 質量平衡分析

stripper 廢氣處理進/出氣中 BDG/MEA/H₂O 濃度推估如下：(風量 20CMM)

1. 使用 candle filter 之質量平衡如圖 4

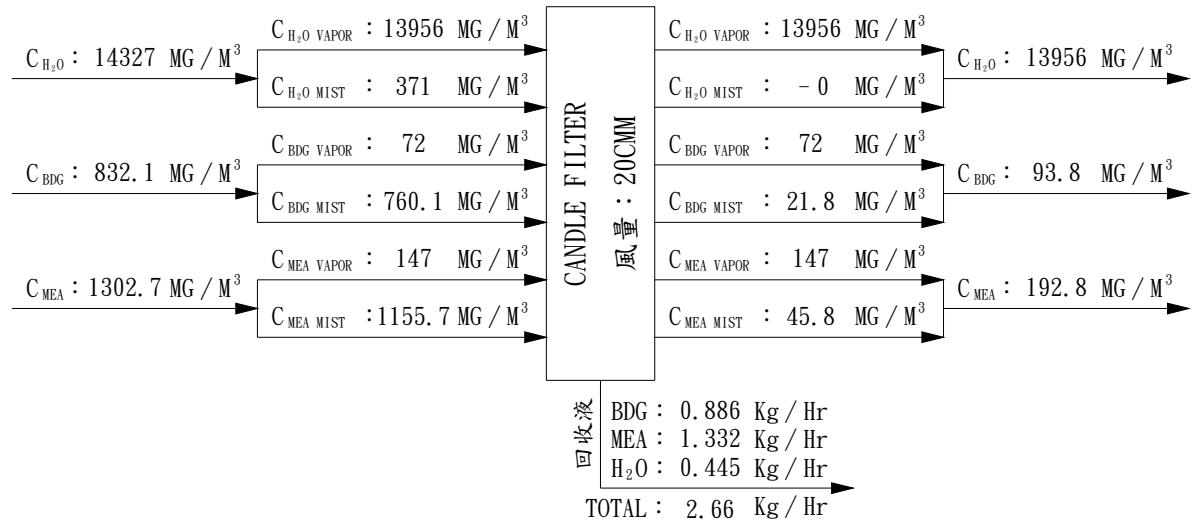


圖 4 使用 candle filter 之質量平衡

2. 使用 stripper condenser 之質量平衡如圖 5

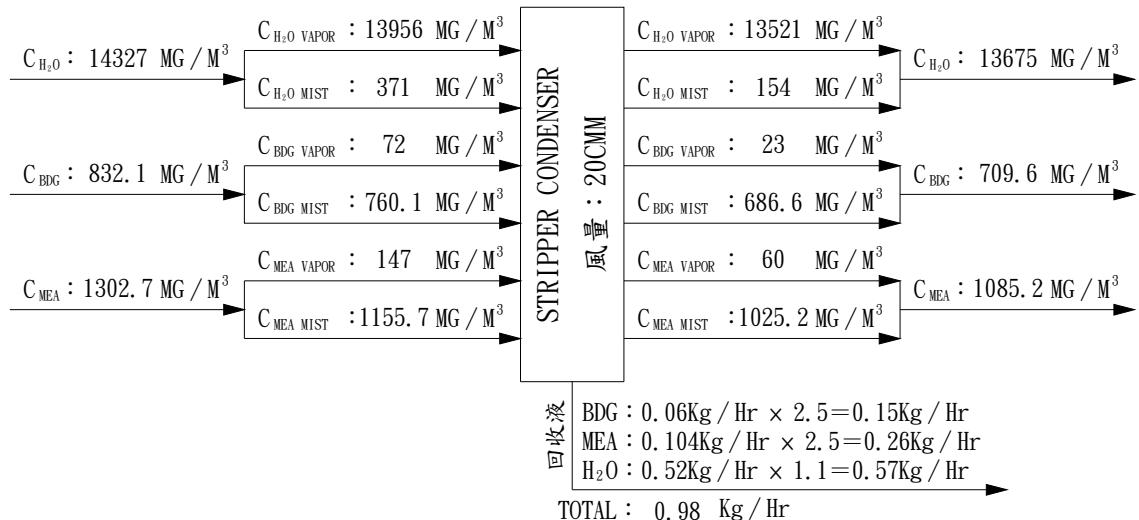


圖 5 使用 stripper condenser 之質量平衡

2.5 模廠設備試驗結論

1. 從本測試得知廢氣中油霧與 VOCs 之比約為 9 : 1，故以冷凝方式去除光阻 VOCs 之效果差，而單獨使用 candle filter 即可捕捉大部份光阻且去除率高達 85% 以上。
2. 本測試機之回收液中含有 10~15% 水，係 stripper 機台後段有用水洗，故有少量水存在，如不抽該段抽氣則含水率會更低。
3. 目前國內許多光電廠對光阻製程廢氣多使用 condenser(或加水霧吸收)及 wire mesh demister，其對光阻(油霧加 VOCs)之去除率低，其原因係廢氣中光阻大多以油霧型態存在，雖 wire mesh demister 可去除 $5 \mu\text{m}$ 以上之霧滴，但對 $5 \mu\text{m}$ 以下者無法去除，而 condenser 之降溫雖可冷凝小部份之光阻，但空氣中相對高濃度水氣也會冷凝出來，致冷凝液含水率上升到 50%，使 SRS 回收成本上升。
4. 以產線為 180 CMM 廢氣量比較 condense 與 candle filter，相對每年(300 天) stripper 回收量為 26.6 ton 與 143.7 ton，其回收量及廢水 COD 貢獻量而言，其差異可謂不小。

三、結 語

本文實際測試結果發現，在去光阻液空氣污染物去除率方面：廢氣中去光阻液空氣污染物大部份皆以微細顆粒($< 5\mu\text{m}$)的油霧型態隨廢氣排出，當利用冷凝器處理該製程廢氣時，冷凝器可使廢氣中大部份水氣被冷凝下來，至於去光阻液被冷凝下來的量反而比較少，廢氣中去光阻液的去除率約佔 15%，而使用燭式過濾除霧器時，廢氣中去光阻液的去除率則可高達 85%~89%。在去光阻液回收經濟效益評估方面：以測試製程廢氣處理量 20 CMM 而言，使用冷凝器僅可回收去光阻液 0.41 kg/hr，當使用燭式過濾除霧器時，卻可將去光阻液的回收率增加至 2.218 kg/hr，假設去光阻液(stripper)單價 100 元/kg，則增加回收經濟效益達 130 萬元/年 $[(2.218-0.41) \times 100 \text{ 元/kg} \times 24 \text{ hr/天} \times 300 \text{ 天/年} = 130 \text{ 萬元/年}]$ ，對於單一 TFT-LCD 廠而言，總廢氣量高達 300~800 CMM，其回收經濟效益更大，至於廢水部份更可減輕廢水處理廠之 COD 處理負荷。

本案例闡述 A 廠進行 VOCs 防制設備相關規劃、建置、實際運轉及設備效能提昇改善過程，並以經濟有效的方法符合光電法規要求之寶貴經驗，值得相關產業參考與仿效。

參考文獻

1. 林連春、黃鴻麟、孟文雄、王聲倫、司洪濤，高科技產業去光阻製程排氣處理改善成功案例介紹，2011 年產業製程清潔生產與綠色技術研討會論文集，民國 100 年 11 月 25 日。
2. 林連春、黃鴻麟，司洪濤/專利代理人，「氣體除霧滴之高效率燭式過濾回收裝置」專利說明書，經濟部智慧財產局專利公告號 M399755，民國 100 年 3 月 11 日。
3. 司洪濤，光電業光阻剝離製程有機廢氣處理改善案例介紹，環保技術 e 報，民國 96 年 8 月 25 日。
4. 司洪濤等，污染防治設施缺失與改善案例彙編(二)廢氣污染防治設施設計錯誤案例，經濟部工業局編印，民國 95 年 12 月。

5. 司洪濤等，揮發性有機物廢氣減量及處理技術手冊(2007 年更新版)，經濟部工業局編印，民國 96 年 12 月。
6. 司洪濤等，局部排氣系統設計與案例(2006 年更新版) ，經濟部工業局編印，民國 95 年 12 月。
7. 光電材料及元件製造業空氣污染管制及排放標準，環保署公告(95.01.05 環署空字第 0950000717 號令)，民國 95 年。
8. AIR POLLUTION CONTROL ENGINEERING, WILLIAM LICHT, MARCEL DEKKER 1980, ISBN 0-8247-6846-9.
9. AIR POLLUTION CONTROL: A DESIGN APPROACH, DAVID COOPER, PWS PUBLISHER 1986, ISBN 0-534-059-104.

建物及工業維護塗料揮發性有機物管制 策略探討

沈克鵬*、周佳靜**、張映昉**、黎揚輝***、戴忠良****

摘要

國際間對於建物及工業維護塗料中揮發性有機物含量實施管制之國家或地區，包括有美國聯邦、加州空氣資源局、加州南岸空氣品質管制區、美國臭氧傳輸委員會之 13 個會員州、加拿大、歐盟以及香港等等。綜觀國外建物及工業維護塗料揮發性有機物管制工作之特色主要有：(1)採即用狀態下之含量限值(g/L)進行管制，並以可行之塗料技術為含量限值設定之參考依據；(2)依塗料用途(塗料種類)分別設定不同含量限值；多用途塗料採各類用途中最低之含量限值規範；(3)依特殊功能需求，設立新塗料種類，依塗料技術現況給予較寬鬆之含量限值，不受多用途塗料需採最低含量限值規範之限制(但需於包裝上明顯標示用途限制)；(4)給予 1 至 3 年的緩衝期以改善塗料中之揮發性有機物含量；(5)定期檢視塗料技術發展狀況及市場變化，修訂管制之塗料種類及其含量限值。

【關鍵字】揮發性有機物、VOCs、建物塗料、工業維護塗料、管制策略

*工業技術研究院 綠能與環境研究所 環境與安全技術組 副組長

**工業技術研究院 綠能與環境研究所 副研究員

***行政院環境保護署 空氣品質保護及噪音管制處 第二科科長

****行政院環境保護署 空氣品質保護及噪音管制處 高級環境工程師

一、管制背景

揮發性有機物(Volatile Organic Compounds, VOCs)是地表臭氧及部分懸浮微粒的前驅物，美國加州早期致力於降低來自移動污染源(汽車及卡車)及固定污染源(各類工廠)之揮發性有機物(VOCs)排放量，以解決因地表臭氧及懸浮微粒所導致之嚴重光化學霧空氣污染問題。但在部分地區地表臭氧問題未能有效解決之情形下，持續對於這些污染源要求進一步地減少揮發性有機物(VOCs)排放所能達成的減量效果，成本將非常昂貴^[1,2,3]。此時，對於已往未管制之消費者及商業用產品，包括建物塗料(architectural coatings)進行相關管制可能是實質減少揮發性有機物(VOCs)排放量更具成本有效性的方向。因此加州空氣資源局(California Air Resources Board, CARB)自 1975 年開始進行建物塗料銷售資料之調查，蒐集加州境內之建物塗料銷售量及其揮發性有機物含量資料，藉以估算來自建物塗料使用所致之 VOCs 排放量^[4]，並於 1977 年確立第一版之建物塗料建議控制措施(suggested control measure for architectural coatings、SCM)，做為減少揮發性有機物(VOCs)排放量之示範法規，協助加州境內各行政區達到臭氧及粒狀物(PM)的空氣品質標準。此一措施使加州成為全球最早開始對於塗料產品進行揮發性有機物(VOCs)含量管制的地區。

目前國際間對於建物及工業維護塗料(architectural and industrial coatings, AIM coatings)中揮發性有機物含量實施管制措施之國家或地區^[2,4,5,6,7,8,9]，包括有美國聯邦、加州空氣資源局、加州南岸空氣品質管制區(south coast air quality management district, SCAQMD)、美國臭氧傳輸委員會(ozone transport commission, OTC)之 13 個會員州(緬因州、新罕布夏州、麻塞諸瑟州、康乃狄克州、紐澤西州、德拉瓦州、馬里蘭州、華盛頓哥倫比亞特區、紐約州、維吉尼亞州、賓夕法尼亞州、羅德島、佛蒙特州等)、加拿大、歐盟以及香港等等。其管制之背景大致上皆以降低地表臭氧濃度做為減少建物及工業維護塗料使用所致揮發性有機物排放量之考量基礎，近年來並逐漸朝向明確規範減少高臭氧最大增量值(maximum incremental reactivity、MIR)化合物、有害空氣污染物(hazardous air pollutants, HAPs)及高全球暖化潛勢(global warming potential、GWP)化合物使用之方向而努力^[10]。

二、各國及地區採行之管制策略

依各國及地區相關管制策略文獻^[1,2,3,4,5,6,7,8,9,11]彙整結果顯示，國際間大致可分為兩大類建物塗料揮發性有機物管制系統，第一大類包括美國聯邦環保署之國家建物塗料揮發性有機物排放標準[40 CFR Part 59 Subpart D : National Volatile Organic Compound Emission Standards for Architectural Coatings]、加州空氣資源局之建物塗料建議控制措施、以及加州南岸空品區(SCAQMD)編號 1113 之建物塗料管制法規(Rule 1113 Architectural Coatings)；第二大類為歐盟(EU)對 12 類建物塗料之 VOC 含量限值管制指令(Directive 2004/42/EC，簡稱“the Paints Directive”)^[6]，以及我國現階段於國家標準中規範之「建築用塗料之揮發性有機化合物(VOC)最大限量值(CNS15080)」^[11]。

至於加拿大之建物塗料揮發性有機物管制法案(SOR/2009-264 : VOC Concentration Limits for Architectural Coatings Regulations)係參考加州空氣資源局 2000 年版建議控制措施而訂定^[4,5]；美國東北 13 州係採用臭氧傳輸委員會參考加州空氣資源局 2000 年版建議控制措施所研擬之 OTC 版本示範法規為藍本，再依各州之需求微幅修訂後研訂之管制法規；香港則參考加州南岸空品區之 Rule 1113，並考量其地區特性後，於其“空氣污染管制《揮發性有機化合物》規例(第 311W 章)”中規管建築塗料之揮發性有機物含量。

兩大類建物塗料揮發性有機物管制系統除塗料分類方式及管制對象略有不同外(歐盟未提及工業維護塗料、交通標誌用塗料與非油漆類建材塗料)，主要管制措施皆採含量限值、產品標示(生產日期或日期編碼、塗料種類、適用用途、含量標示及/或最大稀釋建議值)，以及生產量及/或銷售量之申報。

2.1 美國聯邦、加州、加州南岸空品區及香港

2.1.1 美國聯邦之國家建物塗料揮發性有機物排放標準

美國聯邦環保署因應清淨空氣法案(Clean Air Act, CAA)第 183(e)節中對含揮發性有機物產品管制之要求，於 1998 年 9 月 11 日公告國家建物塗料揮發性

有機物排放標準(40 CFR Part 59 Subpart D)；管制對象為供美國境內使用之各項建物塗料(含工業維護塗料)製造商及進口商(包括包裝及分裝業者)；管制策略以規範各類建物塗料之 VOC 含量限值(g/L)及要求產品標示為主，並輔以限量豁免(tonnage exemption)及超限付費(exceedance fee)兩種配套措施，以降低法規對塗料市場的衝擊^[2]。其管制之建物塗料種類共分為 61 類，除特定功能需求之塗料種類外，對於多用途之塗料皆以各塗料用途中最低(即最嚴)之含量限值做為管制依據。

在產品標示上，要求於產品容器之標籤、蓋子或瓶底上標示：(1)製造日期或日期編碼；(2)建議之最大稀釋量；(3)塗料之 VOCs 含量；此外，工業維護塗料除前述應標示項目外，另應標示”僅供工業使用(For industrial use only)”或”僅供專業使用(For professional use only)”等規定之用語^[2]。

美國聯邦環保署將符合以下條件之建物塗料排除，不受前述國家建物塗料揮發性有機物排放標準(40 CFR Part 59 Subpart D)之管制。

- (1)專供美國境外販賣或配銷之建物塗料。
- (2)法規生效日期前(法規公告後 1 年生效)生產製造之建物塗料。
- (3)以無法重覆充填之噴霧罐方式銷售之建物塗料。
- (4)在塗料交換站(paint exchanges)收集及再配銷之建物塗料。
- (5)以 1 公升或更低容量包裝銷售之建物塗料。

2.1.2 美國加州空氣資源局之建議控制措施示範法規

加州於 1977 年核可第一版之建物塗料建議控制措施，並在 1985 年、1989 年、2000 年及 2007 年進行四次修訂^[4]。於 2007 年版建議控制措施研修過程中，加州空氣資源局曾考量以質量為基礎之含量限值管制已達成技術上可行之最大減量，而擬改依不同揮發性有機物之臭氧反應性，採取以反應性為基礎之含量限值管制方式。但基於各行政區缺乏資源及聯邦環保署之意見，加州空氣資源局決定再次提出以質量為基礎之 VOCs 含量限值^[4]。最新(2007 年)版本之建議控制措施建議管制 42 類建物塗料，其中除特定功能需求之 12 類塗料外，同樣皆以最低含量限值做為多用途塗料的管制依據。2007 年版本之建議控制措施

雖將小包裝(1 公升或更小容量)販賣之建物塗料排除 VOCs 限值及大多數條文之管制，但仍受到必須申報之規範^[4]。同時在參考美國東北 13 州相關法規之執行經驗後，增列要求提報銷售數據之新規定及其他兩項重要要求，包括：

- (1)"塗裝實務(Painting Practices)"條款，用以限制來自開放塗料容器之 VOCs 逸散排放，要求盛裝塗料之容器於不使用時應蓋緊蓋子。
- (2)"稀釋(Thinning)"條款，規範允許之稀釋操作，禁止超過標示最大稀釋建議值之稀釋行為。

2007 年版之建議控制措施建議管制之對象包括供應、販賣、配銷或製造受管制之建物塗料並用於採行建議控制措施之行政區內的任何個體。也適用於行政區內使用或要求使用建物塗料之任何人。因此受建議控制措施管制之對象，包括但不限於：製造商、分銷商、零售商、進口商、塗裝承包商、建築工人、公共工程人員、維修人員。

2.1.3 加州南岸空品區之相關法規

加州南岸空品區與建物塗料揮發性有機物管制有關之法規主要有：編號 1113 之建物塗料管制法規(Rule 1113 Architectural Coatings)及編號 314 之建物塗料收費法規(Rule 314 Fees For Architectural Coatings)。Rule 1113 管制對象包括轄區內之製造者、分銷商、販賣者及使用者^[9]，並要求任何建物塗料販售時，必須標示製造日期(或代表製造日期之編碼)、建議稀釋方法、於建議稀釋方法下之最大揮發性有機物(VOC)含量以及明顯標示特殊塗料之用途限制等項目。Rule 1113 共管制 37 大類、47 級類建物塗料及三項著色劑(colorants)。此外，Rule 1113 中明確指出物質安全資料表(MSDS)並不被認定為配方資料(formulation data)，不能用以證明塗料產品中之揮發性有機物含量。

Rule 314 則規範於加州南岸空品區轄區內銷售供轄區內使用之受 Rule 1113 管制建物塗料的製造廠，須繳交製造廠身分編號費用以取得製造許可，且於每年 4 月 1 日前須提交前一年度之銷售量及排放量報告，並依該年度報告繳交每加侖塗料\$0.018 之銷售量費用及每噸(2,000 磅，指短噸)\$125.95 之排放量費用，於 2010 年(含)之後，費率已分別提高為\$0.038/加侖及\$255.43/短噸^[12]。

2.1.4 香港之建築漆料相關規例

香港於 2007 年 4 月 1 日公布之《空氣污染管制(揮發性有機化合物)規例》中^[7]，分三階段管制 51 種類型之建築漆料，規範處於即用狀態下(ready to use condition)的塗料中揮發性有機化合物含量。該管制規例中比較特殊之處在於規範須稀釋之塗料應於標籤上標示需使用之稀釋液的品牌、名稱及其稀釋比例^[7]。

2.2 歐盟

歐盟委員會 (European Commission) 為協助各會員國符合 DIRECTIVE 2001/81/EC : on national emission ceilings for certain atmospheric pollutants (NEC Directive) 中揮發性有機物排放減量之目標，擬針對導致揮發性有機物排放之幾類特定塗料及亮漆中有機溶劑進行含量限值之管制，以擴大非工廠設施內使用塗料所致揮發性有機物排放減量之成果，並參考 DIRECTIVE 1999/13/EC : on the limitation of emissions of volatile organic compounds due to the use of organic solvents in certain activities and installations(VOC Solvent Emissions Directive)之執行經驗，研訂塗料揮發性有機化合物排放指令 DIRECTIVE 2004/42/CE (Paints Directive)^[6]。對於應用於建築物及其相關建物，具裝飾、保護及其他特殊功能之特定種類塗料及著色劑，依據其施工作業各項條件因子、塗料技術發展預期，訂定 2007 及 2010 年相關產品(共分 12 類)應達到之 VOC 含量限值規範(如表 1 所示)^[6]。在相關標示規定上則僅要求標示：(1)所屬塗料種類及其規定之 VOC 含量限值(g/L)；以及(2)在即用狀態下之最大 VOC 含量(g/L)。

三、各國及地區為減緩衝擊所採取之配套措施

為避免採取之管制措施對建物塗料市場產生過大之衝擊，幾乎所有建物塗料管制法規皆考量部分塗料之特殊功能需求而增設塗料種類(如耐高溫塗料、核能塗料等)，給予較寬鬆之含量限值標準，如表 2^[1,2,4,5,8,9]所示。部分法規更設有減少衝擊之配套方案，包括美國聯邦環保署之「限量豁免」及「超限付費」^[2]；加州南岸空品區 Rule 1113^[9]及加州空氣資源局 2000 年版建議控制措施^[4]中設計的平均含

量符合方案(Averaging Compliance Options、ACO)，臭氧傳輸委員會版本之示範法規亦引用此一減緩衝擊之配套措施^[8]，但設有落日條款於 2005 年 1 月 1 日後不再沿用！

3.1 美國聯邦國家標準之配套措施

美國聯邦環保署之「限量豁免」係指建物塗料製造商、進口商在一定之 VOC 總質量規範內，得以製造或進口超出 VOC 含量限值之建物塗料，而可豁免的塗料數量是由指定之所有欲取得豁免權之建物塗料的總 VOC 質量(公噸/年)來決定，同時限量豁免額度之對象則規定將公司內各部門、子公司和母公司合併視為單一之製造商或進口商^[2]。

表 1 歐盟建物塗料管制種類及其 VOC 含量限值^[6]

法源	2004/42/EC		
生效日期	2007	2010	
室內牆壁、天花板用塗料(60°光澤度≤25) Interior matt walls & ceilings (Gloss <25@60°)	水性 WB	75	30
	油性 SB	400	300
室內牆壁、天花板用塗料(60°光澤度>25) Interior glossy walls & ceilings (Gloss >25@60°)	水性 WB	150	100
	油性 SB	400	100
室外牆壁用塗料 Exterior walls of mineral substrate	水性 WB	75	40
	油性 SB	450	430
室內、外木器、金屬或塑膠用修飾與保護塗料 Interior/exterior trim and cladding paints for wood and metal	水性 WB	150	130
	油性 SB	400	300
室內、外裝修用清漆及木材著色劑 Interior/exterior trim varnishes and wood stains, including opaque wood stains	水性 WB	150	130
	油性 SB	500	400
室內、外最小膜厚木材著色料 Interior and exterior minimal build wood stains	水性 WB	150	130
	油性 SB	700	700
底漆 Primers	水性 WB	50	30
	油性 SB	450	350
黏結性底漆 Binding Primers	水性 WB	50	30
	油性 SB	750	750
單液型塗料	水性 WB	140	140

法源	2004/42/EC		
生效日期	2007	2010	
One-Pack Performance	油性 SB	600	500
二液型塗料	水性 WB	140	140
Two-Pack Reactive Performance	油性 SB	550	500
多色塗料	水性 WB	150	100
Multi-color coatings	油性 SB	400	100
裝飾效果塗料	水性 WB	300	200
Decorative effect	油性 SB	500	200

註 1：含量限值單位(g/L)；水性(Water-borne)；油性(Solvent-borne)

註 2：歐盟以即用狀態(ready to use condition)下之含量限值管制

表 2 各國或地區不受最低 VOC 含量限值規範之特定功能塗料及其含量限值

		美國 聯邦	加拿大	加州 2007 SCM	加州 南岸	OTC
天線塗料 Antenna coatings		530	530	無	無	530
防污塗料 Anti-fouling coatings	*	無	無	無	無	400
防塗鴉塗料 Anti-graffiti coatings	600	無	無	*	無	
瀝青塗料及膠泥 Bituminous coatings and mastics	500	*	無	*	*	
瀝青屋頂底漆 Bituminous roof primers	無	350	350	350	350	
粉刷用塗料 Calcimine recoater	*	475	無	無	無	
Clear wood coatings	透明塗刷用清漆 * Clear Brushing Lacquers	無	*	無	無	*
	清漆(包括清漆磨砂填縫劑) * Lacquers (including lacquer sanding sealers)	680	550	無	*	550
	反應型亮光漆 * Conversion varnishes	450	*	無	無	無
	亮光漆 * Varnish (other than conversion varnishes)	*	*	無	350	*
	清漆磨砂填縫劑以外之磨砂填縫劑 * Sanding Sealers (other than lacquer sanding sealers)	550	*	無	350	*

	美國 聯邦	加拿大	加州 2007 SCM	加州 南岸	OTC
混凝土表面緩凝劑 Concrete surface retarders	*	*	無	*	*
耐燃塗料(透明) Fire retardant coatings(Clear)	850	650	無	無	650
耐燃塗料(不透明) Fire retardant coatings(Opaque)	450	350	無	無	350
消光塗料 Flats	無	*	*	250	*
地板塗料 Floor coatings	無	*	*	100	*
流體塗料 Flow coatings	650	650	無	無	420
耐高溫塗料 High temperature coatings	650	420	420	*	420
耐衝擊浸泡塗料 Impacted immersion coatings	780	780	無	無	無
工業維護塗料 Industrial maintenance coatings	450	340	250	420	340
低固含量塗料 Low solids coatings	*	120	120	無	120
含金屬顏料塗料 Metallic pigmented coatings	500	500	500	500	500
非鐵裝飾金屬漆及表面保護 Nonferrous ornamental metal lacquers and surface protectants	870	無	無	無	無
非消光塗料 Nonflat coatings	*	*	*	150	*
核能塗料 Nuclear coatings	*	450	無	無	無
快乾瓷漆 Quick-dry Enamels	450	*	無	無	*
快乾底漆、填縫劑及底層塗料 Quick-dry Primers, sealers, and undercoaters	450	*	無	無	*
底漆、填縫劑與底層塗料 Primers, Sealers, and Undersealers	*	*	*	200	*
預處理蝕洗底漆 Pre-treatment wash primers	780	420	420	*	420
修復及維護用熱塑性塗料 Repair & Maintenance thermoplastic coatings	650	無	無	無	無
屋頂塗料 Roof coatings	*	*	*	250	*
鋁屋頂塗料 Aluminum Roof coating,	無	無	400	*	無
防鏽塗料 Rust Preventative Coatings	400	*	*	400	*
蟲膠清漆(透明)Shellacs (Clear)	730	730	730	*	730
蟲膠清漆(不透明)Shellacs (Opaque)	550	550	550	*	550
專業底漆 Specialty primers	無	無	無	350	無

	美國 聯邦	加拿大	加州 2007 SCM	加州 南岸	OTC
專業底漆、填縫劑及底部塗料 Specialty primers, sealers and undercoaters	無	350	100	無	350
著色劑, 內部 Stains, Interior	無	無	*	250	*
溫度指標安全性塗料 Temperature-indicator safety coatings	無	550	無	無	550
熱塑性橡膠塗料及膠料 Thermoplastic rubber coatings and mastics	550	550	無	無	無
防水填縫劑及處理劑 Waterproofing sealers (& treatments)	600	*	無	250	*
防水混凝土或石造工程填縫劑 Waterproofing concrete/Masonry sealers	無	*	*	400	*
木材塗料 Wood coatings	無	無	275	無	無
木材防腐劑 Wood preservatives	*	無	350	*	350
區域標誌塗料 Zone Marking coatings	450	無	無	無	無
富鋅工業維護底漆 Zinc-Rich Industrial Maintenance Primers	無	無	340	340	無

註 1：“無”代表該國家或地區並無該項建物塗料之分類；“*”代表該國家或地區有該項塗料分類，但具有多用途時不受最低含量限值規範。

註 2：加州南岸採最高限值(ceiling limit)規範。

至於「超限付費」則係針對無法立即符合含量限值之建物塗料製造廠，給予較長的因應時間以開發符合 VOC 含量限值之塗料技術，此一選擇方案允許受管制之製造商、進口商在繳交超限費用後，持續販售超過含量限值的塗料。超限付費之費率為塗料中 VOC 含量超出限值之部分以 0.0028 美元/克(以 30 元台幣對 1 美元之匯率估算，相當於 84 元/公斤)計算。此配套措施之目的係考量某些特殊功能塗料具有市場需求，但可能會超過管制標準，因此採超限收費的策略，一方面可刺激業者加速開發低污染性之同等級取代品，亦可經由經濟誘因教育消費者使用低污染性產品^[2]。

3.2 加州空氣資源局建議控制措施示範法規之配套措施

加州空氣資源局於 2000 年版建議控制措施中提出，於 2003 年 1 月 1 日至 2004 年 12 月 31 日兩年期間，塗料製造廠可對於部分塗料種類採行平均含量符合方案，塗料製造廠可於擬採行平均含量符合方案條款之至少 6 個月前提出申請，每次執行

期限最長不超過一年^[4,13]。執行期間製造商可以平均所指定之各類塗料的含量，使指定平均之各類塗料實際累計之排放量小於或等於所指定平均之各類塗料在個別含量限值下累計的排放量。而製造商必須在平均含量符合方案結束後保留相關紀錄至少 3 年以供檢視查核。

但在 2007 年版本建議控制措施研擬過程中^[4]，發現許多行政區並無足夠資源管理平均含量符合方案計畫，且平均含量符合方案僅對少數大型企業有利(產品種類數量夠，足以調配組合執行)，經與利害關係人討論發展技術可行之塗料種類及確認其 VOC 含量限值後，於新版(2007 年版)之建議控制措施中即不再包含平均含量符合方案！

3.3 加州南岸空品區 Rule 1113 之配套措施

加州南岸空品區對於部分無法符合含量限值之塗料產品，於 Rule 1113 設有類似於加州空氣資源局 2000 年版本建議控制措施之平均含量符合方案(ACO Provision)，塗料製造廠可於擬採行平均含量符合方案(ACO 條款)前 6 個月提出申請，每次執行期限至少 6 個月，最長不超過 1 年。執行期間製造商可以平均所指定之各類塗料的含量，使指定平均之各類塗料實際累計之排放量小於或等於所指定平均之各類塗料在個別含量限值下累計的排放量^[9]。

目前對於建物及工業維護塗料實施揮發性有機物含量限值管制之國家或地區所採行之管制策略及管制對象分別整理成表 3 及表 4^[1,2,4,5,6,8,9,11]。

表 3 各國或地區建物及工業維護塗料揮發性有機物管制採行之策略比較

國家/地區	含量限制	超限收費	限量豁免	不受最低含量限值管制 塗料種類	塗裝實務	稀釋規範	VOC 收費
美國聯邦	◎ ¹	◎	◎ ²	17	X ¹	X	X
加拿大	◎	X	X	18	X	X	X
香港	◎	X	X	X	X	X	X
加州	◎	X	X	12	◎	◎	X
加州南岸空品區	◎	X	※ ³	16	X	X	◎ ⁴
臭氧傳輸委員會	◎	X	※ ³	15	◎	◎	X

國家/地區	含量限制	超限收費	限量豁免	不受最低含量限值管制 塗料種類	塗裝實務	稀釋規範	VOC收費
歐盟	◎	X	X	X	X	X	X
台灣	☆ ⁵	X	X	X	X	X	X

註 1：◎表此國家或地區採用此項管制策略；X 表此國家或地區未採用此項管制策略。

註 2：美國聯邦之限量豁免係指於一定之 VOC 額度內，容許銷售之部分塗料種類超過 VOC 含量限值。

註 3：加州南岸空品區及臭氧傳輸委員會採平均含量符合條款。

註 4：加州南岸空品區之收費係依 Rule 314 之規定。

註 5：台灣目前由 CNS 國家標準(15080)搭配商品應施檢驗進行規範。

表 4. 各國或地區建物塗料 VOC 含量管制規範之管制對象彙整表

國家/地區 管制對象	美國 環保署	歐盟	加州 空氣資源局	加州南岸 空品區	臭氧傳輸 委員會
製造商	◎	◎	◎	◎	◎
零售商		◎	◎	◎	◎
分銷商	◎	◎	◎	◎	◎
進口商	◎	◎	◎	◎	
包裝商				◎	
油漆承包商			◎		
建築工人			◎	◎	
維修人員			◎		
公共建設工程人員			◎	◎	
一般使用者				◎	

表 5 則為整理各國或地區建物塗料揮發性有機物管制要求塗料包裝容器上應標示之項目^[1,2,4,5,6,7,8,9]。

表 5 各國或地區建物塗料管制要求容器標示之項目

國家/地區	生產日期 (或日期編碼)	塗料 所屬種類	稀釋 規範	最大或實際 VOC 含量	特殊用途 標示
美國聯邦	◎	X	◎	◎	◎
加拿大	◎	X	◎	◎	◎
香港 ¹	◎	◎	◎ ²	◎	◎
加州	◎	X	◎	◎	◎

國家/地區	生產日期 (或日期編碼)	塗料 所屬種類	稀釋 規範	最大或實際 VOC 含量	特殊用途 標示
加州南岸空品區	◎	X	◎	◎	◎
臭氧傳輸委員會	◎	X	◎	◎	◎
歐盟	X ³	◎	X	◎	X

註 1.香港明確規定塗料容器標籤之尺寸及字體之相對比例

註 2.香港要求明確標示應使用之稀釋劑品牌、型號、稀釋比例

註 3.歐盟規定法令生效 1 年後僅能銷售符合含量規定之塗料，故未要求標示生產日期

四、各國及地區建物塗料使用所致 VOC 排放量推估方法

實施建物塗料揮發性有機物含量管制之國家或地區皆規定必要之 VOC 含量檢測方法，並要求受管制之建物塗料須於標籤上標示塗料中之 VOC 含量，或是須稀釋時建議最大之稀釋量，配合相關申報資料即可粗略估算出每年因建物塗料使用所致之揮發性有機物排放量。

4.1 VOC 含量檢測及計算方法

美國聯邦環保署、加州空氣資源局、美國臭氧傳輸委員會及其東北各州、加州南岸空品區、以及加拿大、香港等國家或地區所公告之建物及工業維護塗料法規中對於 VOC 含量之檢測方法大致皆採用美國聯邦環保署之 Method 24，或是如加州空氣資源局 2007 年版建議控制措施以加州南岸空品區 Method 304-91(Revised 1996)做為檢測塗料中 VOC 含量之替代方法。

歐盟對於塗料中揮發性有機物含量的檢測係依塗料中 VOC 含量之多寡、反應性稀釋劑(reactive diluents)之有無，區分成 3 項檢測方法^[6]：(1)VOC 含量低於 15wt% 且無反應性稀釋劑的塗料，以「ISO 11890-2：2006 Paints and varnishes—Determination of volatile organic compound(VOC) content — Part 2 : Gas-chromatographic method」方法進行檢測；(2)VOC 含量高於 15wt% 且無反應性稀釋劑的塗料，以「ISO 11890-1：2007 Paints and varnishes—Determination of

volatile organic compound(VOC) content—Part 1 : Difference method」或 11890-2 方法之一進行檢測；(3)對於含反應性稀釋劑的塗料，VOC 含量則以 ASTM D 2369-10e1(Standard Test Method for Volatile Content of Coatings)方法進行檢測。

歐盟並於 VOC 含量之定義中明確將塗料產品中於乾燥階段會進行化學反應以形成塗膜之一部分的揮發性化合物排除，不認定其為 VOC 含量的一部分。

對於塗料中 VOC 含量之計算，大致上區分為兩種方法。以加州空氣資源局對塗料產品中 VOC 含量之計算為例^[4]，除了屬於低固成分之塗料種類(Low Solids Category，指每升塗料物質中固成分低於 120 克)外，塗料中 VOC 含量之計算如下式所示：

$$VOC_{Coating} = \frac{(W_s - W_w - W_{ec})}{(V_m - V_w - V_{ec})} \quad \text{公式(1-1)}$$

其中：

$VOC_{Coating}$ = 每升塗料扣除水分及豁免化合物後之 VOC 重量，(g/L)

W_s = 塗料中揮發成份之重量，(g)

W_w = 塗料中水分之重量，(g)

W_{ec} = 塗料中豁免化合物之重量，(g)

V_m = 塗料之體積，(L)

V_w = 塗料中水分之體積，(L)

V_{ec} = 塗料中豁免化合物之體積，(L)

而低固成分之塗料中的 VOC 含量則以下式進行計算：

$$VOC_{Actual} = \frac{(W_s - W_w - W_{ec})}{(V_m)} \quad \text{公式(1-2)}$$

其中：

VOC_{Actual} = 每升塗料中之 VOC 重量, (g/L)

W_s = 塗料中揮發成份之重量, (g)

W_w = 塗料中水分之重量, (g)

W_{ec} = 塗料中豁免化合物之重量, (g)

V_m = 塗料之體積, (L)

4.2 排放量推估

加州空氣資源局對於因建物塗料使用所致揮發性有機物排放量之推估^[14]，係以上述公式(1-2)中之 VOC_{Actual} 為基礎，加入申報之銷售量(包含未受管制、容量等於或小於 1 公升的塗料)進行計算，方式如下：

$$VOC_{Emission} \text{ (tons / year)} = [VOC_{Actual}] * [Sales] * \left[\frac{1\text{ton}}{2000\text{lb}} \right]$$

公式(1-3)

其中， $VOC_{Emissions}$: VOC 排放量, (短噸/年)

VOC_{Actual} : VOC 含量, (磅/加侖)

Sales : 塗料銷售量, (加侖/年)

1(短)噸/2,000 磅 : 單位換算用參數

加州空氣資源局為改善排放清冊資料之品質，曾於 2001 年進行一項包含建物塗料相關之稀釋及清洗溶劑使用之排放清冊更新計畫^[14]，並在彙整加州毒性物質控制部門(California Department of Toxic Substances Control, DTSC)及加州整合廢棄物管理局(California Integrated Waste Management Board, CIWMB)所提供之資料後，更新建物塗料有關之稀釋、添加劑及清洗溶劑排放係數(如表 6 所示)。

表 6 加州最新(2004 年)版本建物塗料相關稀釋、清洗及添加劑排放係數

	塗料種類	溶劑/添加劑 用量比例	溶劑或添加劑 之 VOC 含量	排放係數 磅 VOC/加侖塗料
稀釋	溶劑型	0.0597	5.92	0.353
添加劑	水性	0.0044	0.92	0.004
清洗	溶劑型及水性	0.0160	5.92	0.095

德州採用臭氧傳輸委員會版本示範法規中之 VOC 含量限值，及利用美國聯邦統計局最新工業報導(Current Industrial Reports)中之建物塗料出貨量數據與德州相對於全美之人口比例，估算 2005 年於德州銷售之建物塗料數量^[15]。依此推估，德州來自於建物塗料本身使用之平均排放係數約為 2.8 lbs VOC/人/年，此外採用加州空氣資源局於 2004 年更新之稀釋、清洗及添加劑排放係數(如表 6)，加總後德州於 2005 年建物塗料使用所致之揮發性有機物排放量約為 22,959 公噸/年，同時有約 4,082 公噸/年之溶劑使用於稀釋及清潔，合計約為 27,041 公噸/年，得到 3.3 lbs VOC/人/年之平均組合排放係數^[15]。

五、國內建物塗料揮發性有機物管制架構建議

國內因建物及工業維護塗料(AIM coatings)使用所致之 VOC 排放量，若依美國聯邦環保署 1998 年推估其國家建物塗料揮發性有機物排放標準(40 CFR Part 59 Subpart D)完全落實後之排放係數(3.6 磅/人/年)^[15]估算，約為 37,591 公噸/年；若依德州建立排放係數時(2005 年)考量其境內使用之塗料揮發性有機物含量之狀況所修訂之排放係數(3.3 磅/人/年)^[15]推估，則約為 34,458 公噸/年，不管是哪一種方法估算所得之揮發性有機物排放量皆相當可觀，因此實有必要進行相關管制。

彙整各國建物塗料 VOC 管制策略(表 3)，可發現以立法管制塗料之揮發性有機物含量限值為最多國家或地區採用，亦為最有效之管制方法。雖然為避免衝擊過大，美國聯邦、加州空氣資源局及加州南岸空品區皆有相關之配套措施，如輔以超

限收費及限量豁免，或平均含量符合方案等方式，但這些配套措施於執行上需要相當大之行政成本(市場銷售量調查及製造廠申報量查核比對)^[4]，且考量加州空氣資源局已於最新版本(2007 年)之建議控制措施中廢除平均含量符合方案之配套措施，因此，此類配套措施並不建議於國內使用。

國內建物及工業維護塗料揮發性有機物之管制架構，建議可參考加州空氣資源局 2007 年版本之建議控制措施，管制建物及工業維護塗料之含量限值，管制對象則應包括製造、供應、販賣及配銷相關列管塗料供台灣境內(含金馬澎湖)使用者，以及於境內使用或要求使用相關列管塗料之任何個體。擬列管之塗料則考量國內目前塗料技術，依用途(種類)設定適當之含量限值，除特定功能塗料(如防火塗料、防蝕塗料及核能塗料)以外，多用途塗料應符合各類用途中最低(最嚴格)之含量限值。此一規定適用於出現在塗料容器上任何地方，貼附於塗料容器之任何標籤，或是在任何由製造商或其授權代表人所提供之銷售說明、廣告、或技術文件上之用途建議^[4]。

於標示規定上除要求製造商及進口商必須在塗料包裝容器上標示以下各項：(1)生產日期(或代表生產日期之日期編碼)；(2)關於稀釋之說明(含建議之最大稀釋量)；以及(3)塗料之 VOC 含量及於法規中所屬之塗料種類，對於特定功能塗料，除前述應標示項目外，亦應明顯標示指定之用途。另外，可仿照香港之方式^[7]要求需稀釋之塗料應標示指定使用之稀釋劑(液)品牌、型號(或名稱)及其比例，如此可進一步管制稀釋劑之來源，減少不明來源稀釋劑(如劣質回收溶劑)之使用及過度稀釋的問題。於使用端則可仿照美國臭氧傳輸委員會版本之示範法規及加州空氣資源局 2007 年版本之建議控制措施設立：(1)"塗裝實務(Painting Practices)"條款，用以限制來自開放塗料容器之 VOC 逸散排放，要求盛裝建物塗料之容器(包括任何用以稀釋和清潔含 VOC 物質之容器)，應在不使用時蓋緊；及(2)"稀釋(Thinning)"條款，規範允許之稀釋操作，禁止使用不符標示之稀釋劑品牌及超過標示建議最大稀釋量之稀釋行為。

對於管制生效前已製造或進口之塗料，考量重新製作包裝容器或更改標籤所衍生之成本問題，建議仿照加州空氣資源局 2007 年版本建議控制措施之"持續販賣(Self-Through)"條款，允許在揮發性有機物(VOC)含量限值生效日期前已製造之產

品在法令生效後一定期限內可持續販賣。

至於塗料 VOC 含量標示之依據可授權製造商或進口商參照該塗料之(1)配方紀錄；(2)品保檢驗表；(3)分析測試紀錄來標示，但保留如有爭議時，最終應依環保署公告標準方法之檢驗結果為塗料含量判定之基準。至於目前業界習慣使用之物質安全資料表(MSDS)，加州南岸空品區於 Rule 1113 中已明確規範不能以塗料之物質安全資料表當做 VOC 含量之依據。

五、結論

美國體系及歐盟體系兩大類建物塗料揮發性有機物管制系統，除建物塗料分類方式及管制對象略有不同外(歐盟僅分 12 大類建物塗料，未提及工業維護塗料、交通標誌用塗料與非油漆類建材塗料)，主要管制措施皆採含量限值、產品標示(生產日期或日期編碼、塗料種類、適用用途、含量標示及/或最大稀釋建議值等等)，以及生產量及/或銷售量之申報。

臭氧傳輸委員會、加州空氣資源局 2000 年版建議控制措施及加州南岸空品區之平均含量符合方案與美國聯邦環保署限量豁免(tonnage exempt)機制在精神上是一致的，主要差異為美國聯邦環保署之限量豁免設有豁免量之上限，而平均含量符合方案則無設定上限，由廠商自行於決定申請之額度內調控。但加州空氣資源局有鑑於無法有效管理平均含量符合方案及對於小型塗料廠並無實質幫助，於最新(2007 年)版本之建議控制措施中已取消平均含量符合方案相關條款。

綜觀國外建物塗料(含工業維護塗料)揮發性有機物管制工作之特色主要有以下幾項：(1)以降低地表臭氧濃度為減少建物塗料使用所致 VOCs 排放量之考量基礎；(2)採即用狀態下之含量限值(g/L)進行管制，並以可行之塗料技術為含量限值設定之參考依據；(3)依塗料用途(塗料種類)分別設定不同含量限值；多用途塗料採各類用途中最低之含量限值規範；(4)依特殊功能需求，設立新塗料種類，依塗料技術現況給予較寬鬆之含量限值，不受多用途塗料需採最低含量限值規範之限制(但需於包裝上明顯標示用途限制)；(5)給予 1 至 3 年的緩衝期以改善塗料中之揮發性

有機物含量，對於短期內無法符合含量限值標準之建物塗料，則採必要之配套措施以提供塗料技術更長之改良時間；(6)定期檢視塗料技術發展狀況及市場變化，修訂管制之塗料種類及其含量限值。

國內建物及工業維護塗料揮發性有機物之管制架構，則可參考加州空氣資源局 2007 年版本之建議控制措施，管制塗料之揮發性有機物含量限值，管制對象則應包括製造、供應、販賣及配銷相關列管塗料供台灣境內(含金馬澎湖)使用者，以及於境內使用或要求使用相關列管塗料之任何個體。此外在稀釋規範上，可仿照香港之方式要求需稀釋之塗料應標示指定使用之稀釋劑(液)品牌、型號(或名稱)及其比例，以減少不明來源稀釋劑之使用及過度稀釋的問題。

參考文獻

1. 工業技術研究院，固定污染源空氣污染物危害影響評估暨消費性產品揮發性有機物管制推動計畫，期末報告初稿，第六章 消費商品 VOC 相關管制策略及減量工作，行政院環境保護署，2013(11)。
2. USEPA, 40 CFR Part 59 National Volatile Organic Compound Emission Standards for Architectural Coatings(63 FR 48848), USEPA, 1998(9)。
3. USEPA, Detailed Fact Sheet – Architectural Coatings Rule for Volatile Organic Compounds, USEPA, 1999(6)。
4. Stationary Source Division Air Resources Board, Staff Report for Proposed Amendments to the Suggested Control Measure for Architectural Coatings, California Air Resources Board, 2007(9)。
5. Canadian EPA, SOR/2009-264 Volatile Organic Compound (VOC) Concentration Limits for Architectural Coatings Regulations, Minister of Justice (<http://laws-lois.justice.gc.ca>)，2009(10)。
6. European Commission, Directive 2004/42/EC : On the limitation of emissions of volatile organic compounds due to the use of organic solvents in decorative paints

- and varnishes and vehicle refinishing products and amending Directive 1999/13/EC, 2010(11)。
- 7.香港環保署，空氣污染管制(揮發性有機化合物)規例(第 311W 章)，香港環保署，2007(4)。
- 8.Ozone Transport Commission, Model Rule 2002 Architectural , Industrial and Maintenance Coatings(AIM),
<http://www.otcair.org/document.asp?Fview=modelrules>, 2002。
- 9.South Coast Air Quality Management District, Rule 1113 Architectural Coatings, Adopted 1977(9) , Last Amended 2011(6) , South Coast Air Quality Management District。
- 10.California Air Resources Board, The California Consumer Products Regulations, California Environmental Agency, 2011(12)。
- 11.經濟部標準檢驗局，建築用塗料之揮發性有機化合物(VOC)最大限量值(CNS15080)，經濟部標準檢驗局，2007(5)。
- 12.South Coast Air Quality Management District, Rule 314 Fees for Architectural Coatings, Adopted 2008(6), Updated 2011(7) , South Coast Air Quality Management District。
- 13.California Air Resources Board, Technical Support Document Architectural Coatings Program –Suggested Control Measure, California Environmental Agency, 2007(10)。
- 14.California Air Resources Board, 2005 Architectural Coatings Survey—Final Report, California Environmental Agency, 2007(12)。
- 15.Eastern Research Group, Inc. Architectural Coatings : VOC Emission Inventory - Final Report, Texas Commission on Environmental Quality, 2008(8)。

燃煤電廠汞污染相關法規沿革介紹與防 制技術評析

席行正*、許哲榮**

摘要

汞以及其化合物，由於其特殊之物理與化學特性，使其得以在燃燒煙道中較其他重金屬更穩定存在於氣相，而傳統空氣污染防治設備卻無法有效將汞捕捉下來，因此燃煤電廠汞污染物排放為近年來備受關注之環境議題。若未妥善處置具高毒性亦能於環境中長時間停留之汞污染物，經人體吸收後，汞會在血液中循環並累積在人體的器官中，例如脾、肝、腎、骨頭等，水俣病（Minamata disease）即為歷史上汞污染最嚴重的事件。本文首先介紹燃煤電廠汞污染物排放相關法規及國內相關政策未來方向，並探討燃煤煤質影響與傳統燃煤電廠管末（end of pipe）污染防治技術，提供燃煤電廠汞污染防治設施實廠設置參考及改善建議，以達有效去除煙道中汞污染物之目的。

【關鍵字】汞、煙道、煤質、燃煤電廠、汞污染防治

*國立台灣大學環境工程研究所 副教授

**國立台灣大學環境工程研究所 研究助理

一、電廠低濃度汞之控制瓶頸

固定污染源汞排放議題很早便受到關注，先進國家例如美國、加拿大、德國等對於都市垃圾焚化爐與醫療廢棄焚化爐之汞排放均較早立法限制，其汞去除效率須至少達 90%以上。但對於燃煤火力電廠所排放之氣態汞，相對而言則延緩許多，主因於控制來自燃煤火力電廠所排放之氣態汞在技術面與成本考量上有相當的難度，故環保主管機關給予業者與研究單位較長的時間以評估各種汞污染控制技術之可行性^[1]。就控制技術面而言，燃燒煙道氣中汞物種的形成與分佈為一重要因素，其物種之形成與燃燒氣體之停留時間、煙道氣溫度和煙道氣體組成有密切關係^[2]。一般而言燃煤火力電廠煙道氣中元素態汞與氧化態汞約各佔一半，元素態汞與氧化態汞之物理性質差異極大，往往影響傳統空氣污染防治設備之汞去除效率。而傳統之空氣污染防治設備中，冷式（cold-side）靜電集塵器汞去除效率約 27%，熱式（hot-side）靜電集塵器去除效率僅達 4%。袋式集塵器由於固-氣相接觸時間加長，汞去除效率可達 58%。濕式煙道脫硫設備（wet FGD）可有效處理水溶性高之氧化態汞（約達 80–90%），但對於元素態汞去除效率極低^[1]。

二、汞污染防治相關法規探討

決定規範燃煤火力電廠汞排放的歷史基礎，可回溯至 1990 年美國的空氣清淨法修正案（clean air act amendment, CAAA）。美國國會首先要求美國環保署需依 1990 年 CAAA section 112n 條文，如果相關研究顯示訂定法規去控制某些特定污染物的排放是「適切」且「需要」的（appropriate and necessary），則美國環保署需擬定進一步降低各工業污染源之危害性空氣污染物排放之規範。為此，即使已可預期到控制燃煤煙道氣中汞排放之困難度高且成本驚人，透過長達 7 年時間的研究，針對汞污染源排放量、汞排放對健康與環境的衝擊、各種控制計畫之有效性與成本花費、與未來尚須更進一步研究之方向，美國環保署分別於 1997 及 1998 年提出 2 份極重要的報告至國會：「EPA Mercury Study Report to Congress」與「Utility Air Toxic Final Report to Congress」；其中報告中最重要的結論為：（1）燃煤火力電廠為美國最大之人為汞排放污染源，（2）在所有危害性空氣污染物中，由於汞

的毒性、生物累積性、多介質存在特性與長程傳輸特性，我們可認定汞對人體健康具有最高的威脅。後續的分析結果與其他可得之資訊均更進一步證明汞污染排放法規確實需要。

2000 年 12 月 14 日，美國環保署宣佈規範燃煤與燃油火力電廠中汞與其他毒性金屬（特別是鎳）之污染排放。其被要求汞污染排放法規之草案訂定應於 2003 年 12 月 15 日完成，而最終法規訂定應於 2004 年 12 月 15 日前完成，且在 2007 年 12 月前開始施行。隨著此項歷史性的時程宣示後，美國環保署提出在法規正式施行前，業者須遵循最大可達成控制技術（maximum available control technology; MACT）之方式，降低當時全美 464 座燃煤火力電廠之汞污染排放量達 90% 以上。根據美國環保署推估，藉由 MACT，在 2008 年前，燃煤火力電廠之汞污染排放量可由每年 48 噸降低至 5 噸。這份經由長期等待而得的汞污染防治草案卻受到發電業者極大的抗拒，發電業者對 MACT 作法難以接受，因為 MACT 並不容許排放交易，他們甚至認為 2000 年 12 月的草案缺乏完整基礎，而許多更後期的研究結果甚至顯示依照 CAAA section 112n 去規範燃煤與燃油火力電廠汞污染排放是「不適切」也「不需要」的。因此，布希政府在 2002 年 2 月首次提出「Clear Skies Act」送交國會，而後 2005 年 3 月美國正式發佈「Clean Air Mercury Rule (CAMR)」與「Clean Air Interstate Rule (CAIR)」以貫徹其多污染物排放控制（multipollutant emission control）之策略，然而 2008 年 2 月 CAMR 因未釐清未符合排放量管制的電廠對空氣品質的貢獻程度及可能造成沒有排放限制的無限交易問題等理由遭到撤銷；2011 年 11 月 CAIR 則被「跨州空氣污染法 (Cross-State Air Pollution Rule, CSAPR)」以全國排放量比 2005 年的排放水平，二氧化硫年排放量減少 71% 和氮氧化物年排放量減少 52% 等條件所取代。

2011 年 12 月 16 日，美國環保署公布「汞暨有毒氣體排放標準 (Mercury and Air Toxics Standards, MATS)」最終法案，也是首度對發電廠排放汞等金屬及酸性氣體有毒污染物制訂國家排放標準，這即是美國汞污染防治的新里程碑。MATS 涵蓋現今約 600 個發電廠中 1,400 個燃油及燃煤發電單元，在公布 MATS 的同時，美國環保署所提出相關統計資料顯示，發電廠排放的二氧化硫、氮氧化物、酸性氣體、砷、鎘、汞與鎳分別占美國人為排放量的 60%、13%、77%、62%、22%、50% 與

28%，是人類最主要的排放源。如表 1 所示，MATS 主要管制的發電設備為現存及新設電廠中的低等級(low-rank)與非低等級燃煤設備、煤炭整合氣化複循環發電及固態石油發電設備，預估 MATS 的執行將有效降低砷、鎘、汞與鎳等重金屬大氣排放量，並減少發電廠 90%的汞排放、88%酸性氣體排放及 41%二氧化硫排放，如此空氣品質改善將帶來高達 900 億美元的美國國人整體健康利益。

表 1 美國 MATS 電廠汞排放標準

發電設備	汞排放限值 (lb/GWh)
現存發電廠	使用非低等級原煤的設備
	使用低等級原煤的設備
	整合氣化複循環發電
	固態石油發電
新設發電廠	使用非低等級原煤的設備
	使用低低等級原煤的設備
	整合氣化複循環發電
	固態石油發電

目前其他已開發國家亦已朝向法規制訂的腳步前進，加拿大、韓國、中國等國家亦已擬定汞排放限值。由於美國對於汞污染排放相關研究與法規訂定居全球先驅地位，美國目前參與並協助聯合國環境規劃署 (united nations environment program, UNEP) 幫助開發中國家降低汞污染排放。合作項目包括提供資源、專家、技術轉移與資訊交流，以期能在降低全球汞排放上達立即的效果。最早於 2002 年，UNEP 已提出了一份針對全球汞污染評估之報告書「Global Mercury Assessment Report」，雖然此份報告書中之結論與 1997 年的「EPA Mercury Study Report to Congress」相當類似，但此份報告探討亦相當全面，且針對全球作為研究對象，並未僅限於燃煤電廠，使得該份報告值得詳讀。報告書中之結論與本章節主旨（法規回顧）並無顯著相關，有些結論對鑽研此領域已久之專家學者而言甚至過於淺顯易懂，但這些結論也適度反映了制訂法規之重要性，與尋找更加有效且經濟的控制技術之迫切性。

UNEP 及聯合國代表於 2013 年 10 月 9 日在日本熊本市召開「水俣公約外交會議（Diplomatic Conference for the Minamata Convention on Mercury）」。而在本次會議前，UNEP 正式提出了 2013 年更新的 Global Mercury Assessment Report，報告顯示^[3]2010 年全球人類活動所排放汞約為 1,960 噸，其中最大量汞排放來源是小規模金礦開採，約占全球排放的 37%；其次由燃燒化石燃料所產生，例如燃煤電廠，約佔 25%；全球各地人類體內幾乎都可以發現汞的蹤跡。本次水俣公約外交會議經各國決議通過，公約將從開採、使用、出口與進口等行為進行限制，以達成減少全球汞排放的目標。內容包含 35 條公約條文以及 5 個附件，在公約條文中含汞產品、使用汞或汞化合物的生產製程、手工和小規模採金業、汞及其化合物的大氣排放點源、汞廢棄物及污染場址等均為管制重點，明列禁止含汞產品包括肥皂及化妝品、開關、繼電器、特定類型節能燈、含汞的冷陰極螢光燈及等離子燈，並於 2020 年前逐步淘汰特定類型的非電子醫療設備，如汞溫度計和血壓計等；目前已有 92 國簽署公約，預計 3 年內（2016 年前）即可召開聯合國第一屆水俣公約締約方大會。

我國自 1994 年 5 月 4 日發布實施「電力設施空氣污染物排放標準」迄今尚未實際對發電廠汞污染排放制定標準，直至 2013 年 1 月 21 日發布「電力設施空氣污染物排放標準修正草案」，草案主要修正的內容為（1）納入熱效率概念，汽電共生機組排放標準依熱效率調整，以美國新設電力設施標準基準發電量 36%為基準，汽電共生機組熱效率達 52%以上者，排放標準調整為 1.4 倍；機組熱效率達 72%以上者，排放標準調整為 2 倍，促使電力設施提高機組熱效率。（2）鼓勵使用乾淨燃料，汽力機組及汽電共生設備鍋爐排放 標準不區分燃料別，整併為單一標準值。（3）加嚴並簡化粒狀污染物管制標準，減低細懸浮微粒排放量，同時加嚴其前驅物之硫氧化物、氮氧化物排放標準，落實細懸浮微粒管制。（4）增訂汞排放標準，管制燃煤電廠汞排放問題。（5）考量製程特性及整廠排放減量，增訂起火及停車期間、緊急或備用發電機組、防制設備維修期之標準。其中汞污染物排放方面為新增固體燃料機組汞排放標準，既存污染源汞排放標準為 $5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ，新污染源汞排放標準為 $2 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ，環保署預估業界必須投入 46 億元台幣的空氣污染改善經費，以因應新修訂標準之實施，此草案修訂亦是我國對於國內發電廠汞污染防治的新起點。

下列為本文將上述各項報告書，特別是UNEP全球汞污染評估報告書中重要結論歸納，也可作為下一段回顧各種污染防治技術之開端：

1. 環境中汞含量較工業時代初期顯著增加。
2. 汞可經由不同污染源排放至空氣、水、與土壤中，以排入空氣之部分最為顯著。一旦被釋出，汞可穩定存在於環境中並進行全球性循環。
3. 汞可以不同型態存在於大氣中，取決於其排放源與大氣化學效應。一旦沈降至地面，可經由微生物作用轉換成甲基汞，透過食物鏈造成生物累積與生物濃縮，此現象在水體生態系最為明顯。
4. 魚體中可累積高量之甲基汞，食用含高量甲基汞之魚貨對人體健康與經濟發展均可造成高度衝擊。
5. 在全世界的淡水與海水生物族群中均發現汞含量明顯上升，在大型食肉性魚類與以魚做為主食之哺乳動物中均發現極高之汞含量。
6. 特定族群如新生兒、三個月以內之胎兒、幼童、以捕魚維生者、以及以採金與銀為主之礦工具有最高之汞暴露風險。
7. 汞對人體健康具有顯著之負面影響，特別對於神經系統。
8. 除了食用含汞的魚類外，其他攝取路徑，例如銀粉補牙、使用含汞保存劑（如thimerosal）之疫苗與用藥、職業暴露（如採礦）、居住處靠近危害廢棄物廠址、化妝品與某些文化與宗教上之物品使用均可增加汞之暴露風險。
9. 北極地區（加拿大與格林蘭）的海豹與鱈魚在過去25年間其體內汞含量已增加2–4倍，需注意極地並無人為汞排放源，此結果顯示汞的全球傳輸能力。
10. 汞污染為全球性議題，地方或區域性的努力與行動是不夠的。
11. 汞污染在未開發國家遠比已開發國家來的嚴重，因其缺乏法規與警覺性。
12. 含汞與汞化合物製品仍在全球被大量持續使用。這些製品在全世界被大量交易，許多甚至尚未被法規規範與適切控管，甚至非法使用。
13. 運送含汞與汞化合物製品可導致汞之釋出。
14. 礦渣、掩埋場、與底泥均含高量之汞，形成潛在危機。
15. 汞的天然排放源主要為火山爆發與岩石風化，人為活動造成汞從岩石與石化燃料中釋出，進而轉移至土壤、底泥、水體、掩埋場、與礦渣堆置場中。

16. 今日大氣中的汞含量有一大部分來自於人為污染源；人為污染源增加大氣中汞含量可達三倍，在污染源附近更可達2–10倍。
17. 最主要之人為汞污染源包括燃煤電廠、冶煉、水泥製造、採礦、煉鋼、鹼氯工業、焚化、掩埋、污泥、以及農業與森林活動。
18. 降低與去除汞排放應包括控制釋出與減少含汞製品使用兩方向。
19. 對於釋出低含量之汞污染源而言，管末處理為控制釋出之適當方法。可進行的方式包括利用現行技術進行多污染物去除，亦可使用特定技術專職於汞排放控制。但使用這些技術仍需注意未來的潛在危機，因為這些技術往往將汞由氣相轉為其他相態與形式之廢棄物。
20. 雖然資料與相關數據仍嫌不足，但我們對汞污染議題之瞭解可謂充分，汞污染控制之行動刻不容緩。

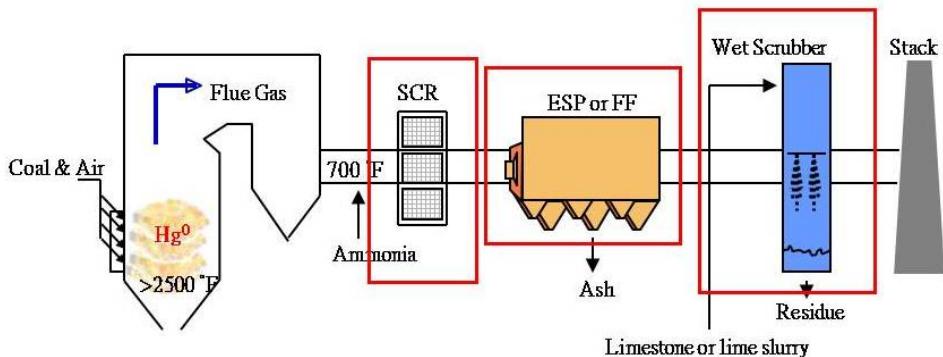
三、燃煤煤質與傳統管末污染物防制對汞去除效應

若不外加任何汞污染去除設備，僅依賴電廠現有的氣粒狀污染物控制設備（主要針對粒狀物、SO₂、NO_x，如圖 1），對於氣相汞的去除仍具有一定的效果。表 2 為美國環保署^[4]根據 Information Collection Request (ICR) 由粉煤燃燒鍋爐所歸納出的結果，若僅以粒狀污染物控制設備作為管末處理之電廠，對汞之去除效率變動極大，可介於 1–90%之間；袋式集塵器具有最好的效果，依序而下則為冷式靜電集塵器，熱式靜電集塵器，及除塵塔 (particle scrubber, PS)。若配備乾式洗煙塔，則去除效率在 2%至 98%之間，FGD 則介於 10%至 98%之間。

不同煤質所得的去除效果也不同，根據美國環保署^[5]在測試廠址以 Ontario Hydro 方法所得結果發現，平均而言，煙煤去除效果最佳，亞煙煤次之，褐煤則最差。而不同煤質與控制設備除對去除效率有影響外，也同樣影響到各控制設備前後端之汞物種分配（表 3）。此資訊十分重要，因為汞物種分配往往決定了控制設備去除效果之好壞。

管末氣粒狀污染物控制設備之汞去除效率取決於汞物種型態，而汞物種型態除

了與煤質及煙氣組成有關外，跟鍋爐型態亦有關聯。以粒狀汞為例，其多數吸附於飛灰上，主要由於飛灰中含一定比例之未燃碳所致。當粉煤鍋爐為低氮氧化物鍋爐或具火上氣體（overfire air）時，飛灰之未燃碳比例較高，故可吸附較多之汞；旋風式與爐床式鍋爐同樣可產生含高未燃碳之飛灰，然而其飛灰在煙道氣中之濃度較低；流體化床鍋爐飛灰量與未燃碳均較粉煤鍋爐為高，因此具有更高之潛力吸附氣相汞。

圖 1 傳統之管末氣粒狀污染物控制設備^[6]表 2 管末氣粒狀污染物控制設備之平均汞去除效率（%）^[4]

污染控制措施	污染排放控制設備	燃煤種類		
		煙煤	次煙煤	褐煤
PM control	ESPc	36	9	1
	ESPh	14	7	not tested
	FF	90	72	not tested
	PS	not tested	9	not tested
PM control and SDA	SDA+ESP	not tested	43	not tested
	SDA+FF	98	25	2
	SDA+FF+SCR	98	not tested	not tested

PM control and WFGD	PS+FGD	12	10	not tested
	ESPC+FGD	81	29	48
	ESPh+FGD	46	20	not tested
	FF+FGD	98	not tested	not tested

ESPC：冷式靜電集塵器；ESPh：熱式靜電集塵器；FF：袋式集塵器；PS：除塵塔；

SDA：乾式洗煙塔

表 3 不同煤質與控制設備對去除效率之影響^[4]

控制技術	入口			出口			去除率(%)
	Hg _p	Hg ²⁺	Hg ⁰	Hg _p	Hg ²⁺	Hg ⁰	
(一)煙煤							
CS-ESP	35	58	7	2	78	20	36
SNCR and CS-ESP	92	3	5	20	35	45	91
HS-ESP	9	53	37	4	59	37	9
FF	92	4	4	1	52	47	90
SDA/FF	59	28	15	1	22	77	98
SCR and SDA/FF	82	17	1	5	46	48	98
(二)次煙煤							
CS-ESP	5	25	70	0	31	69	3
HS-ESP	2	15	83	0	17	83	6
FF	33	23	44	1	87	12	72
SDA/ESP	13	26	61	0	5	94	35
SDA/FF	1	6	84	1	5	94	24
(三) ND 褐煤							
CS-ESP	1	1	98	0	4	96	-4

控制技術	入口			出口			去除率(%)
	Hg _p	Hg ²⁺	Hg ⁰	Hg _p	Hg ²⁺	Hg ⁰	
SDA/FF	3	4	93	0	3	97	0
(四) TX 褐煤							
CS-ESP+FF	9	31	60	0	70	30	NA
CS-ESP+wFGD	0	52	47	1	14	85	44

CS-ESP：冷端式靜電集塵器；HS-ESP：熱端式靜電集塵器；SDA：半乾式吸收塔；FF：袋式集塵器；SCR：選擇性觸媒還原法；SNCR：選擇性非觸媒還原法；wFGD：濕式排煙脫硫。

四、汞污染防治之技術發展

由前述資料可得知，單純憑藉電廠現有管末氣粒狀污染物控制設備去除汞是可行的，不過去除效率變動極大，不確定性亦高。約自 1990 前起，許多針對汞污染去除之創新性新技術一一被提出，數以百計的研究成果亦被發表。這些新技術多半與電廠原有之控制設備搭配，在不大規模改變系統或影響電廠營運管理的前提下達到穩定之汞排放去除效果。

4.1 吸附劑噴入

在一般粒狀污染物控制設備前端均勻噴入吸附劑，使吸附劑散佈於煙道氣中吸附汞蒸氣後，吸附劑再經由粒狀污染物控制設備截取下來，以達到汞

蒸氣去除之目的。Brown et al.^[7]提出 3 種吸附劑噴入可選擇方案用以控制燃煤煙道氣中汞排放：(A) 吸附劑噴入靜電集塵器上游；(B) 吸附劑噴入靜電集塵器下游，下游處同時具有袋式集塵器，不論下游處是否具有煙氣冷卻設備；以及 (C) 吸附劑噴入靜電集塵器上游，且具有煙氣冷卻設備以降低煙氣溫度。由於此方法成本相對較低，且架設吸附劑噴入機組不須大規模改變現行污染物控制設備，此方法目前為美國進行過最多測試，最多研究被發表，且被美國環保署視為最可行之方法之一。此法最初應用於都市焚化爐煙道氣，且可在極低的 C/Hg

比例下達到 90%以上的汞去除效果，因此被認為也可應用於燃煤煙道氣，在許多後續的模廠與實廠測試下均展現良好之汞污染去除潛力。

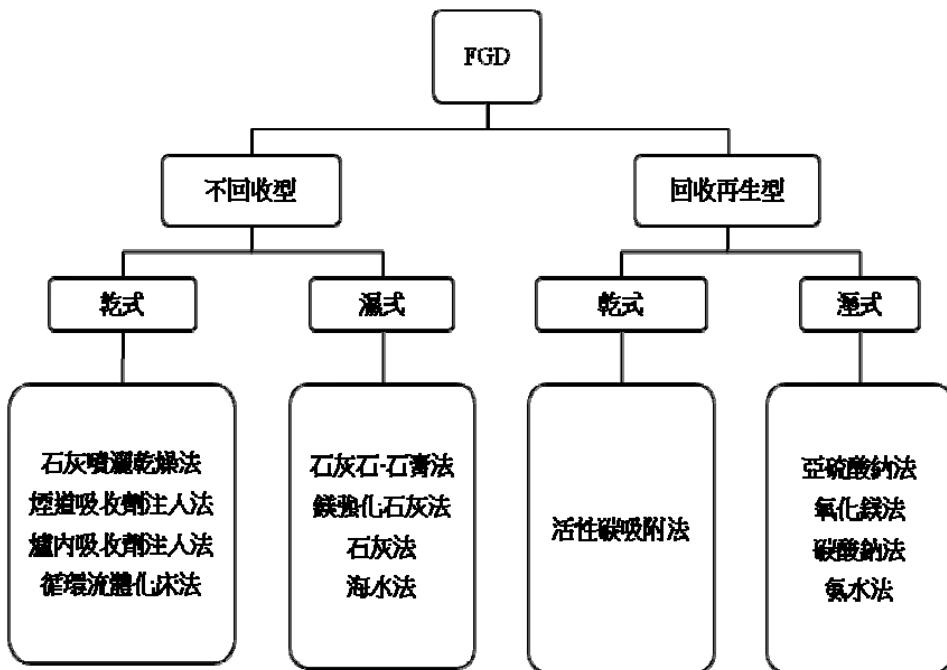
4.2 煙道脫硫設備（flue gas desulfurization, FGD）

4.2.1 濕式煙道脫硫（wet type flue gas desulfurization, WFGD）

以 WFGD 設備去除汞蒸氣在模廠與實廠均已進行過測試，其優點為可同時去除汞蒸氣與酸性氣體，不過傳統之 WFGD 設備最初設置時多以酸性氣體為主要控制對象，因此對於 Hg^0 之去除效果並不突出，當應用於燃煤火力電廠時去除效率變動較大（10–90%），但多半介於 50–70%之譜，原因在於當燃燒低硫煤時，由於煙氣中 SO_2 含量較低，WFGD 洗滌液中多以硫酸鹽（sulfate）型態存在（一般 S^{2-} 與汞之鍵結性較強，在燒高硫煤時較易生成 S^{2-} ），造成 WFGD 吸收之 Hg^{2+} 與硫化合物之化學鍵結不強，結果反而導致 Hg^{2+} 再度還原為 Hg^0 ，煙囪之汞濃度不降反升，此現象在煙氣中含有過渡金屬時更為明顯^[8]。有鑑於此，以 WFGD 設備去除汞蒸氣多半配合強氧化劑之添加，先將 Hg^0 氧化成 Hg^{2+} 以增加汞之水溶性^[9]，此類強氧化劑多為鹵素（如 Cl_2 ）或含鹵試劑，某些含硫添加劑（例如 Na_2S , trimercapto-*s*-triazine 以及 dithiocarbamate）亦可增加 WFGD 設備之去除效率，以此種方式進行其去除效率可達 90%上，但多應用於都市焚化爐排放，目前 WFGD 已發展出多種操作方法（圖 2），例如石灰石法、鎂強化石灰法、海水法、雙鹼脫硫法、亞硫酸納法、氧化鎂法、碳酸鈉法及氨水法，其中石灰石法因材料成本低而最為普遍，Miller 在 2005 年^[6]的報告中也指出 FGD 添加劑抑制吸收汞再還原之效果，根據三廠測試結果顯示，使用鎂強化石灰洗滌塔（magnesium-enhanced lime scrubber）無法抑制已吸收之汞再釋放，使用石灰石氧化法（limestone forced oxidation, LSFO）之洗滌塔則可成功抑制已吸收之汞經還原反應再度釋放出來，而當 LSFO 搭配 SCR 時，若 SCR 不操作，FGD 添加劑同樣可成功抑制已吸收之汞再釋放，且去除效率由 70%升至 78%；若 SCR 操作，洗滌塔去除效率亦可達 90%。另一於實廠操作（55 and 1,300 MW）之研究亦指出 FGD 添加劑確可提昇汞去除效率（Nolan et al., 2004），但文中並未提及測試之添加劑種類。

4.2.2 乾式煙道脫硫（dry-type flue gas desulfurization, DFGD）

基本上，DFGD 主要於吸收塔中噴灑石灰泥或吸收劑，進而與煙道氣接觸以去除 SO₂、SO₃ 及 HCl，煙氣溫度維持於飽和溫度以上避免冷凝，而生成之乾式產物則可再利用或逕行掩埋，目前已延伸出石灰噴灑乾燥法、煙道吸收劑注入法、爐內吸收劑注入法、循環流體化床法即可進行再利用的活性碳吸附法五種 DFGD（圖 2）。而目前較普遍之 DFGD 為循環流體化床法，配合循環系統以增進石灰之可利用性。基本上該系統建議安裝於電廠現有之靜電集塵器前端，若為避免裝置於前端時可能影響收集飛灰之品質則可裝置於靜電集塵器後端，此時額外之粒狀物收集設備則無再設置之必要。現今 DFGD 系統之特點在於改善傳統半乾式洗煙塔較長之停留時間，較高之壓力損失、產物乾燥度不佳、磨蝕與去除效率低等缺點，進而使 SO₂ 去除效率增加，進而也達到去除汞的目的。美國環保署 2003 年報告^[8]指出，當燃燒亞煙煤時，飛灰的存在（報告中並未指出飛灰之組成）亦可增進汞去除效率；而燃燒煙煤時去除效率可達 98%。嚴格來說，DFGD 主要控制對象為酸性氣體而非汞，此系統目前廣泛的應用於焚化廠，電廠的應用例子並不多且多集中於歐洲。Lurgi Lentjes 另提供此技術給波多黎哥 250 MW 電廠、美國 North Carolina 州 (Roanoke Valley) 與 Wyoming 州 (Black Hills Power&Light) 55MW 電廠、以及另 9 座位於歐洲之電廠；WULFF 則提供技術給奧地利 300MW 之燃煤與燃油電廠，對去除汞排放仍具潛力與應用性。

圖 2 商業化 FGD 分類圖^[10]

4.3 活性碳過濾床

活性碳過濾床在歐洲國家被廣泛使用，主要用途是去除揮發性毒性金屬、有機污染物（如 dioxin 與 furan）以及酸性氣體（如 SO_2 與 HCl ）等氣相污染物，此污染防治設備可供燃煤電廠與都市焚化爐二者使用，壓力降一般介於 $15\text{--}19\text{ cm H}_2\text{O}$ 之間，其床體厚度約為 1 m 並分成三層，第一層（ $10\text{--}15\text{ cm}$ ）用於去除粒狀物質以及揮發性毒性金屬、有機污染物以及 SO_2 ，第二層（ $70\text{--}80\text{ cm}$ ）用於去除 HCl ，第三層（ $10\text{--}15\text{ cm}$ ）則為安全考量之防護層，若配合具催化性之活性碳與氨水噴入，則第二層亦可同時去除 NO_x 。活性碳過濾床原本設計之目的為去除濕式煙道脫硫設備後端所殘餘之 SO_2 ，但後來發

現其對於都市焚化爐煙道汞蒸氣之去除效果極佳，在德國之實廠測試中，汞蒸氣之去除率可高達 99% 以上，然而其建造與操作成本均高，且並未在燃煤火力電廠中進行測試，對於 ppb 級低濃度汞蒸氣之去除效果尚不明瞭，近年已經較少

被提及。

4.4 電催化氧化 (electrocatalytic oxidation, ECO)

ECO 技術是由美國 Powerspan 公司所發展出的一套新型多污染物排放控制技術，主要可安裝於電廠現有之靜電集塵器或袋式集塵器下游。該系統主要包括一促進污染物氧化之電雙障壁 (dielectric barrier) 放電系統、一去除 SO_2 與水溶氧化態污染物之雙回路氨洗滌塔、一濕式靜電集塵器用以去除酸霧與細微粒狀物、以及一副產物生成系統與以碳過濾器為主之汞去除系統；副產物主要為氮肥，收集之物質包括了 NH_4NO_3 與 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 等。

在 ECO 之電雙障壁放電系統中，下列反應發生：

- NO 形成 NO_2 氣體與 HNO_3 酸霧；
- SO_2 形成 SO_3 ，再生成 H_2SO_4 酸霧
- 元素汞 (Hg^0) 生成氧化汞 (HgO)

由以上敘述可知，ECO 實際上是一套包含氧化、粒狀物去除、與氣狀物去除之混和系統，氧化後之水溶性物質由吸收塔與濕式靜電集塵器去除；吸收塔本身可視為一二階段 (two-stage) 程序：第一階段 (上部) 為吸收段而第二階段 (下部) 為濃縮段，氨液作為洗滌劑以去除 SO_2 、 H_2SO_4 、 HNO_3 並生成 NH_4NO_3 與 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 。 NO_x 之去除率可達 90%，其中 40% 變為硝酸鹽而 50% 可最終轉為氮氣， SO_2 均轉為硫酸胺 (去除效率可達 98%)，而被吸收塔所收集之汞最後由碳過濾器分離出來 (可達 80–90% 去除效率)， $\text{PM}_{2.5}$ 去除效率可達 95%。為達較佳之操作效果，一般均控制煙氣之 SO_2 對 NO_x 莫耳比例大於 3。

4.5 煤清淨技術 (coal cleaning)

煤清淨技術藉由改善煤的特性，以達到 pre-combustion 控制之目的。Iwashita et al. 在 2004 年的研究探討在中溫區段 (300 與 400°C) 下以熱裂解方式移除煤中汞之有效性^[11]。其結果顯示大約 20–80% 的汞可由煤中去除，而去除比例與煤的種類有密切之關係。Dronen et al. (2004) 則利用酸洗與生物淋洗 (bioleaching) 之方式試圖去除低硫粉狀褐煤與高硫粉狀煙煤中之汞，結果顯示酸洗可去除

30–90%之汞，但生物淋洗(使用菌種為 *Thiobacillus ferrooxidans* 與 *T. thiooxidans*) 則無顯著效果^[12]。而目前被提及之商品化技術包括 K-FuelTM、MicrocelTM、以及 Ken-FloteTM。以 K-Fuel 為例，此技術由美國 KFx 公司所發展，是由美國西部亞煙煤與褐煤所生產出的一種環保煤，此種燃料具有低灰份、高熱值、且具有排放出比原本美國西部亞煙煤更低 SO₂、NOx 及汞之特性。與先前介紹的幾個技術相比，此技術降低煤中所含之汞、水分、灰份、硫份、與部分氮氧化物之先驅物，進而使污染物排放量降低以達多污染物去除之目的。由於污染物以自煤中先行去除，K-Fuel 也可同時減輕污染防治設備之負擔，此外在價格上，K-Fuel 與一般熱值相當之煤接近^[13]。K-Fuel 程序透過機械與熱處理方法去除水分、灰份、硫份、汞與其他重金屬以提升煤的品質。該程序首先以機械方式將大型的岩石去除，之後進入熱處理程序，在 450°F 到 460°F、550–560 psi (此處美國環保署報告敘述為 485 psi，本文以 Baily 2004 之 KFx white paper 為準) 之環境下停留 40–50 分鐘以去除水分與污染物並提高熱值。由於在此環境下，許多受礦物匣限之物質，如汞與含硫之黃鐵礦 (pyrite) 受到破壞，因此可被此程序移除。Baily 之報告指出 K-Fuel 可降低 65–70% 之汞排放，某些測試中更可達 90% 以上^[13]。而在 Baily 之報告也指出 K-Fuel 因不需大幅度改變電廠之污染控制程序，比起 ECO 與 DFGD 系統，甚至天然氣，K-Fuel 均具有競爭力^[13]。

4.6 電暈放電法

Urabe et al. 與 Helffritch et al. 利用電暈放電技術 (corona discharge) 對煙道氣體中之元素氣態汞 (Hg⁰) 進行氧化實驗，發現該方法能有效氧化元素汞蒸氣^[14, 15]。其原理為：Hg⁰ 能於電暈場中與電離作用而產生氫氧自由基 (·OH)、氧原子 (·O) 和臭氧 (O₃) 作用發生氧化反應，此類自由基具有將 Hg⁰ 氧化成 Hg²⁺ 的潛力，最後再藉由常見的空氣污染控制設備去除 Hg²⁺ (如：濕式煙道脫硫系統)^[14, 15]。曾有學者利用脈衝電暈放電法去除焚燒垃圾之煙氣中的汞蒸氣進行試驗，結果顯示，汞蒸氣隨氣體溫度的增加而減小，並與氣體在電場中停留時間、脈衝電壓以及電功率具有一定關係，對初始濃度為 2 mg/m³ 之汞蒸氣於一定條件下去除率可達 100%^[16]。優點為常壓下即可進行有效放電，但其缺點為電子僅在電極附近的小範圍才有足

夠的能量，故浪費許多能量在無效率離子飄移及分子內振動；電暈放電之空間放電不均勻。

4.7 金屬與過渡金屬氧化法

台灣一般燃煤電廠之空氣污染防治設備模式為將 SCR 觸媒裝置於鍋爐之後，隨後再搭配 WFGD 以達到去除氧化汞 (Hg^{2+}) 之目的，典型之 SCR 觸媒主要為 V_2O_5 、 WO_3 與 TiO_2 之金屬所組成，操作溫度為 $300\text{--}400^\circ C$ 之間，其中煙道之 HCl 、 NH_4 之濃度對 Hg^0 的氧化效應具有影響，有許多以 SCR 為基材或改質 SCR 後對煙道之汞蒸氣進行去除之研究，亦或改變不同實驗操作條件，如於更低溫狀態下對含汞之煙道氣體做探討。由於材料科技的日新月異，許多金屬、過渡金屬材料之催化劑也被相繼被開發，金屬鋁及二氧化鈦，因其穩定佳、金屬分散性高且於某些情況下能參與元素汞之氧化，故有文獻探討氧化鋁 (Al_2O_3) 及二氧化鈦 (TiO_2) 分別負載不同比例金屬如銅 (Cu)、錳 (Mn)、鐵 (Fe)、鈰 (Ce) 等金屬，於 $80\text{--}500^\circ C$ 溫度區間下，對氣態元素汞進行氧化，結果顯示其氧化率約於 30–90% 之間^[17]。貴金屬的部分，由於汞齊 (amalgamation) 的特性故元素汞易吸附於金 (Au) 之表面；而鉑 (Pt)、鈀 (Pd)、釤 (Ru)、鉻 (Ir) 等金屬也會被學者負載於三氧化二鋁 (Al_2O_3)、二氧化鈦 (TiO_2) 上並應用於模擬煙道氣體之元素氣態汞氧化實驗研究，結果顯示於溫度 $138\text{--}225^\circ C$ 間，其元素汞氧化率為 9–99% 之間。此金屬與過渡金屬氧化法之缺點為：需於一定溫度下才能進行；且貴重金屬如鉑、金、鈀、鈰等金屬成本高，屬地球之稀有元素^[17]。

4.8 光催化氧化脫汞法

TiO_2/UV 亦被證實於實驗室規格中具有去除模擬燃燒煙道氣體之汞蒸氣的能力，Wu et al. 於 1998 年首次於高溫環境中注入二氧化鈦前驅物使之原位生成二氧化鈦微粒並照射紫外光以吸附汞蒸氣，結果顯示 TiO_2 微粒表面和 Hg 有鍵結^[18]。隨後 Lee et al. 也比較了原位生成之 TiO_2 、 CaO 、 SiO_2 等 3 種吸附劑對模擬煙氣中元素汞的去除率，結果發現於紫外光的照射下， TiO_2 對 Hg^0 之去除率能達 98% 以上， CaO 可去除 33% Hg^0 ，而 SiO_2 幾乎無法去除煙氣中之元素汞^[19]。此二氧化鈦 (TiO_2) 光催化氧化法之優點為其同時存在著氧化與吸附反應。氧化反應為將煙氣

中 Hg^0 氧化為 Hg^{2+} 之過程，而吸附反應為將 Hg^{2+} 吸附至催化劑之表面或將其移到吸附孔道內的物理吸附過程。於紫外光的照射之下即能達到氣態 Hg^0 之去除效果。然而 TiO_2 並不屬於成本低廉之原料，相關光催設備成本亦高，因此未必能在低操作成本條件下滿足使用者的需求。

4.9 微孔吸附劑含浸

除一般活性碳外，其他微孔吸附劑亦曾被測試。Steijns et al. (1976) 以沸石 (CaA) 與活性氧化鋁做為研究素材，結果發現經過硫浸漬後的沸石和活性氧化鋁其吸附量會接近化學計量值 $Hg + S = HgS^{[20]}$ 。Matviya et al. (1987) 則使用 150°C，0.005–15 wt% 硫浸漬商業活性碳分子篩(氮氣擴散速率小於 $2.6 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$)，在進氣速率 7 m/min，20–60°C 時，將乾空氣與濃度 20–30 mg/m³ 之汞充分混合後送入吸附管中，經過 8 小時的接觸時間，活性碳分子篩能夠將汞蒸氣濃度降低至 0.02–0.014 μg/m³ 以下，推論與汞反應的物質可能是硫或硫化物^[21]。Lancia et al. (1993) 利用 $Ca(OH)_2$ 的吸附床捕抓模擬煙道氣中的 $HgCl_2$ 並評估處理效能，結果顯示去除效率可以達到 95%，吸附床溫度影響極鉅，當吸附床溫度由 250 降至 100°C 時，去除效率由 25 增加至 95% ($HgCl_2$ 濃度 0.8 mg/m³)^[22]。在 150°C 時，當改變 $HgCl_2$ 進入吸附床的濃度(從 0.8 到 2 mg/m³)，去除效率也會增加(從 77 到 85%)。Lee et al. (2003) 將 $CuCl_2$ 含浸商業活性碳進行實驗，在連續進行元素汞的氧化和吸附完成後，發現即使超過測試時間 84 小時之後，其氧化率仍然有超過一半以上^[23]，這結果表明 $CuCl_2$ 含浸亦具有相當高的氧化能力。

五、結語

本文介紹汞污染法規沿革以及多項現今已發展之燃煤電廠汞污染物防制技術，雖然許多防制技術具有良好汞去除效率，卻必須花費龐大的操作與設置成本，亦不符合實廠應用，因此仍有很大的發展空間。改善現有 SCR 設備使其具有更高之氧化效率，搭配 FGD 操作，FGD 不僅對於燃煤排放酸氣成分具有極佳的去除成效，亦可去除部分煙道中所含 Hg^{2+} ；操作彈性大，可依煙道中酸性氣體成分及藥劑

回收考量選擇所對應 WFGD 或 DFGD。WFGD 目前已發展出多種形式，為一項具有操作潛力的汞污染防治技術，惟其以控制煙道煙道氣體酸性成分為設計原點，故對 Hg^0 去除成效不彰，若能針對此缺點加以改進，開發其發展潛力，即能更有效率控制燃煤電廠汞污染物排放。另一方面，活性碳價格上仍具有操作成本的優勢，建議由吸附材比表面積及含浸方法進行改良，配合良好的靜電集塵器或袋式集塵器，可充分發揮活性碳其吸附特性。

參考資料

1. Pavlish, J.H., et al., Status review of mercury control options for coal-fired power plants. *Fuel Processing Technology*, 2003. 82(2-3): p. 89-165.
2. Senior, C.L.B.I., L. E.; Huffman, G. P.; Huggins, F. E.; Shah, N.; Sarofim, A.; Olmez, I.; Zeng, T., Presented at the 90th Annual Meeting and Exhibition of the Air and Waste Management Association, 1997.
3. Programme, U.N.E., global mercury assessment 2013, sources, emissions, releases, and environmental transport, 2013.
4. Agency, U.S.E.P., Control of Mercury Emissions from Coal-Fired Electric Utility Boilers: Interim Report Including Errata Dated, 2002.
5. Agency, U.S.E.P., Mercury Study Report to Congress, 1997.
6. Miller, L., Clean Air Mercury Rule (CAMR): Reducing Mercury Emissions from U.S. Coal-Fired Power Plants, 2005.
7. Brown, T.D.S., D. N.; Hargis, R. A., Jr.; O'Dowd, W. J., Presented at the 92nd Annual Meeting of the Air & Waste Management Association, 1999.
8. Agency, U.S.E.P., Performance and Cost of Mercury and Multipollutant Emission Control Technology Applications on Electric Utility Boilers, 2003.
9. Livengood, C.D.M., M. H., EPRI-DOE-EPA Combined Utility Air Pollutant Control Symposium, 1997.
10. 陳銘宗，海水煙氣脫硫吸收效率研究，國立屏東科技大學環境工程與科學所碩

士論文，2008。

11. Iwashita, A., et al., Removal of mercury from coal by mild pyrolysis and leaching behavior of mercury. *Fuel*, 2004. 83(6): p. 631-638.
12. Dronen, L.C., et al., An assessment of acid wash and bioleaching pre-treating options to remove mercury from coal. *Fuel*, 2004. 83(2): p. 181-186.
13. Baily, S.A., A description of the K-Fuel Plus™ Technology and an examination of the benefits of the K-Fuel Plus product, 2004.
14. Helfritch, D.J. and P.L. Feldman. Coal combustion mercury control by means of corona discharge. 1999.
15. T. Urabe, Y.W., T. Nagawa, S. Masuda, Study on Hg0, NOx, SOx behavior in municipal refuse incinerator furnace and removal of those by pulse corona discharge. *Seiso Giho*, 1998. 13: p. 12-29.
16. 吳彥、占部武生，脈衝放電消除汞蒸氣的試驗研究，*環境科學學報*，1996. 16: p. 221-225.
17. B. A. Dranga, L.L., H. Koeser, Oxidation catalysts for elemental mercury in flue gases—A review. *Catalysts*, 2012. 2: p. 139-170.
18. Wu, C.Y., et al., Capture of mercury in combustion systems by in situ-generated titania particles with UV irradiation. *Environmental Engineering Science*, 1998. 15(2): p. 137-148.
19. Lee, T.G., P. Biswas, and E. Hedrick, Comparison of Hg0 capture efficiencies of three in situ generated sorbents. *AIChE Journal*, 2001. 47(4): p. 954-961.
20. Steijns, M.P., A.; Mars, P. J., *Colloid and Interface Sci*, 1976.
21. Matviya, T.M.G., R. S.; Greenbank, M., U.S. Patent 4, 1987.
22. Lancia, A.M., D.; Pepe, F.; Volpicelli, G., *Combust Sci Technol* 1993.
23. Lee, S.H., et al. Study on the carbon-based sorbents injection for gas phase mercury removal from flue gas. 2003.

我國細懸浮微粒管制策略

謝燕儒*

摘要

鑑於細懸浮微粒($PM_{2.5}$)為先進國家極為重視的指標空氣污染物，環保署於 101 年 5 月 14 日增訂細懸浮微粒空氣品質標準。近 5 年來，大氣中各空氣污染物濃度皆呈現減少趨勢，截至 102 年 11 月我國 $PM_{2.5}$ 平均濃度為 $28.6 \mu g/m^3$ 。細懸浮微粒可分為原生性(Primary)及衍生性(Secondary)，原生性細懸浮微粒是直接從自然與人為活動所排放，而衍生性細懸浮微粒是自然與人為活動排放到大氣環境中的 SO_2 、 NOx 、 $VOCs$ 與 NH_3 等氣態前驅物，在大氣中經過複雜化學反應形成，現階段環保署之細懸浮微粒管制策略比照先進國家做法，包括加嚴排放標準、加嚴油品標準、推動電動公車及逸散污染源管制等。

【關鍵字】細懸浮微粒($PM_{2.5}$)、空氣品質標準、環保署

*行政院環保署空氣品質保護及噪音管制處處長

一、前言

細懸浮微粒係指懸浮在空氣中，氣動粒徑小於等於 2.5 微米的粒子($PM_{2.5}$)，由於其粒徑極小，易隨呼吸系統進入人體，對健康造成影響。 $PM_{2.5}$ 對人體健康影響可分為短期與長期健康效應，短期效應影響如住院率提升、新生兒死亡率提升^[2]、氣喘及心肺疾病死亡率提升等^[3]；長期效應影響如心血管疾病、腦血管疾病、肺功能降低、死亡率增加等^[1]。

鑑於細懸浮微粒($PM_{2.5}$)為先進國家極為重視的指標空氣污染物，為提昇空氣品質及保障國人健康，環保署於 101 年 5 月 14 日增訂細懸浮微粒空氣品質標準，其 24 小時值與年平均值分別為 $35\mu g/m^3$ 與 $15\mu g/m^3$ ，趨近歐美標準(如表 1)。

表 1 各國細懸浮微粒空氣品質標準

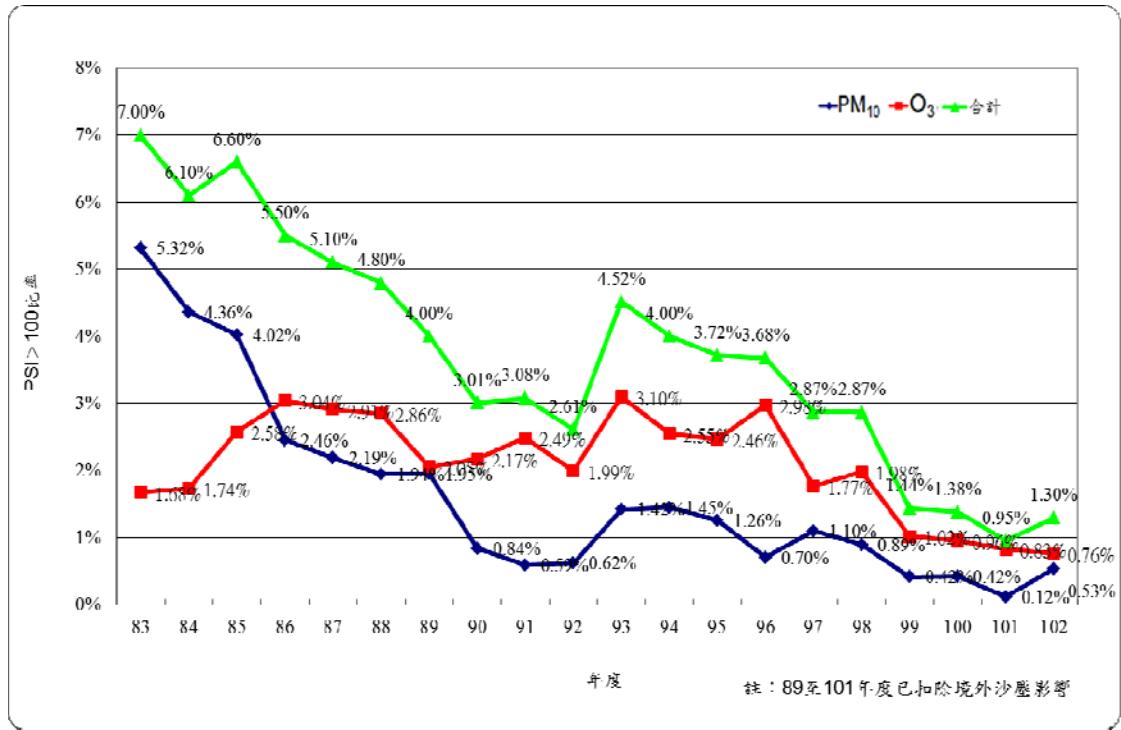
空氣品質標準		WHO ¹				歐盟	美國		加拿大	澳洲	日本	南韓	香港	中國大陸 ³		泰國	我國		
		IT-1		IT-2			IT-3							聯邦		加州			
		PM ₁₀ $\mu g/m^3$	年平均值	70	50	30	20	40	-	20	70	-	-	50	55	40	70	50	65
PM _{2.5} $\mu g/m^3$	24小時 平均值	150	100	75	50	50	150	50	120	50	100	100	180	50	150	120	120	125	
	年平均值	35	25	15	10	25 ²	12	12	-	8	15	-	35*	15	35	25	15		
PM _{2.5} $\mu g/m^3$	24小時 平均值	75	50	37.5	25	-	35	-	30	25	35	-	75*	35	75	50	35		

備註

- WHO：第一階段過渡期目標(IT-1)/第二階段過渡期目標(IT-2)/第三階段過渡期目標(IT-3)/空氣品質準則(AQG)。
- 2010 年目標濃度，2015 年法規濃度。
- 中國大陸：GB3095-2012 環境空氣質量標準於 2012 年 2 月 29 發布，於 2016 年 1 月 1 日實施。一級標準適用於自然保護區、風景名勝區及其它需要特殊保護的地區；二級標準適用於居民區、商業交通居民混合區、文化區、工業區和農村地區。
- 香港：2012 年 1 月公布建議值，2014 年採納新的空氣品質指標。

二、空氣品質情形

由空氣污染指標(Pollutants Standards Index, PSI)來看，我國空氣品質不良比率(PSI>100)在民國 102 年 11 月為 1.30%(如圖 1)，較民國 83 年 7.0%而言，呈現明顯改善，已達成原國家環境保護計畫設定的目標。



備註：102 年度統計至 11 月 17 日

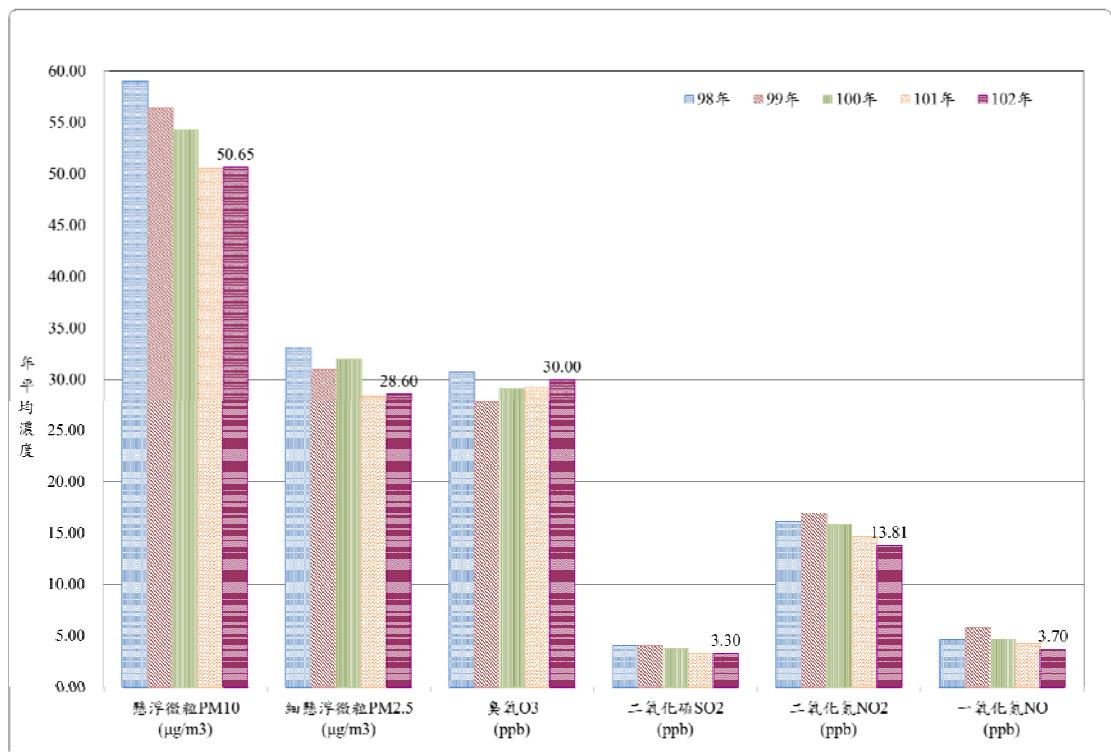
圖 1 歷年全國空氣品質 PSI>100 比率

環保署自民國 94 年起先以自動連續監測方式，監測空氣中細懸浮微粒濃度，並自 96 年 7 月起開始運用自動監測數據進行細懸浮微粒空氣品質指標預報。98 年 9 月起推動細懸浮微粒上位管制計畫，從空氣品質標準值訂定方法論、監測及檢測方法建置、微粒健康影響評估、境外貢獻源比例分析及管制策略推動等面向，建立完整配套策略。

經過為期 3 年進行細懸浮微粒(PM_{2.5})對人體健康影響評估研究，專家學者建議

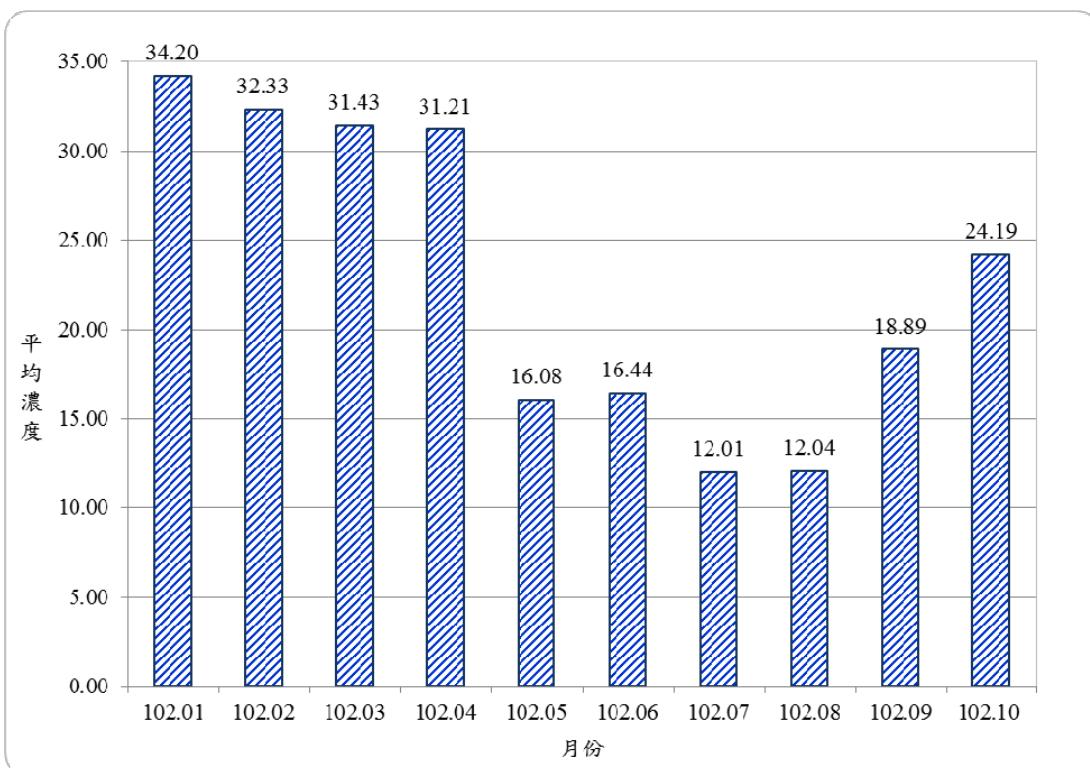
我國訂定細懸浮微粒($PM_{2.5}$)空氣品質標準應以健康影響為優先考量，因此在評估我國空氣品質現況、確實可行技術、社會及經濟發展等相關因素後，環保署訂定我國 $PM_{2.5}$ 空氣品質標準 24 小時值為 $35\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，年平均值為 $15\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，此標準值與美國 2006 年及日本 2009 年發布之 $PM_{2.5}$ 空氣品質標準值一致，為目前國際間納入法規規範中較為嚴格的標準，該標準並已於 101 年 5 月 14 日發布實施。在環保署黃金 10 年行動計畫中，訂定民國 105 年全國 $PM_{2.5}$ 年平均濃度達 $20\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以下，民國 109 年達 $15\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以下之目標，從標準值及改善期程之訂定，已充分展現改善空氣品質決心。

近 5 年來，大氣中各空氣污染物濃度皆呈現減少趨勢，截至 102 年 11 月我國 $PM_{2.5}$ 平均濃度為 $28.6\mu\text{g}/\text{m}^3$ (如圖 2)，102 年 1 月至 10 月我國 $PM_{2.5}$ 手動監測濃度情形(如圖 3)。



備註：102 年度統計至 11 月 17 日

圖 2 歷年全國各污染物年平均濃度

圖 3 102 年全國一般測站 $\text{PM}_{2.5}$ 手動監測濃度

三、國內外細懸浮微粒文獻回顧

細懸浮微粒(Fine Particulate Matters, $\text{PM}_{2.5}$)為空氣中粒徑小於 $2.5\mu\text{m}$ 以下的粒子，因粒徑較小易沈積於肺泡而危害人體健康。美國環保署已於 2006 年訂定 $\text{PM}_{2.5}$ 空氣品質標準，其標準採樣方法為衝擊式手動法；而我國環保署空氣品質測站現行採用自動連續分析方法進行 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度監測，兩者採樣方式不同，監測標準及數值因此有所差異。因此，環保署為統一全國監測方法及排放標準，自 2011 年起根據美國空氣品質標準及標準採樣方法訂定經驗，研議 $\text{PM}_{2.5}$ 環境空氣品質標準及相關監測與排放源管制配套措施。以下針對 $\text{PM}_{2.5}$ 污染特性、檢測方法及健康風險進行國內文獻回顧探討：

1. 污染特性

細懸浮微粒可分為原生性及衍生性，原生性細懸浮微粒是直接從自然與人為活動所排放，未經化學反應生成，例如天然的海鹽飛沫、營建工地粉塵、車行揚塵及工廠直接排放的懸浮微粒等；而衍生性細懸浮微粒是自然與人為活動排放到大氣環境中的 SO_2 、 NO_x 、 VOCs 與 NH_3 等氣態前驅物，在大氣中經過複雜化學反應形成，其反應過程包括氣相光化學反應、液相反應與氣固相反應與不同反應物間之競合作用等，細懸浮微粒濃度與前驅物之間為非線性關係。細懸浮微粒主要成分有水分、硫酸鹽、硝酸鹽、銨鹽、元素碳、有機碳等。由於細懸浮微粒及其前驅物的排放源眾多，生成機制又極為複雜，也使得細懸浮微粒的管制工作相當困難。

根據研究指出^[11]，探討中部第四期科學園區的二林站與未來可能設置彰工電廠的鹿港地區空氣懸浮微粒的背景組成特性，以提供未來科學園區及電廠營運後的比較參考。實驗結果顯示在鹿港及二林地區以細懸浮微粒為主，其化學組成方面以硫酸鹽、硝酸鹽、銨鹽及含碳物質為主要化學物種。二林地區於東北季風期間 20 種元素總濃度分別占 $\text{PM}_{2.5}$ 與 $\text{PM}_{2.5-10}$ 的 5.5% 與 16.6%，春季期間則占 3.1% 與 9.3%；顯示二林地區於東北季風盛行期間，大氣懸浮微粒地殼元素明顯增加。鹿港地區於東北季風期間 20 種元素總濃度分別占 $\text{PM}_{2.5}$ 與 $\text{PM}_{2.5-10}$ 的 8.0% 與 17.7%，春季期間則占 3.4% 與 11.6%；鹿港地區於東北季風期間可能受到北方火力發電廠和焚化爐排放之影響，故鹿港地區 $\text{PM}_{2.5}$ 中 As、Se、Cd 和 Zn 較其他地區高。

依據研究結果^[12]，探討細懸浮微粒之年變化趨勢，使用時間序列分析法與傅立葉級數法分析之，二方法之分析結果幾乎相同，均顯示台灣大部分空品區污染物如 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 NO_x 與 SO_2 年變化率趨勢以下降為主，尤其以北部遞減趨勢較為明顯。三維網格模式 CMAQ-TSSA 模擬分析各空品區細懸浮微粒之質量濃度，結果均可符合模式模擬之性能評估規範。細懸浮微粒全台之平均成份組成中原生性、衍生性與水分之比例分別為 35.2%、31.3% 與 33.5%；原生性中之主要來源為土壤揚塵等地殼成分，而衍生性成分中之主要成份分別為硫酸鹽、硝酸鹽與氨鹽，主要成份之組成與上述之周界量測結果相似，但是有機碳之差異較大，詳

細原因仍待進一步分析。

此外，探討台灣地區 $PM_{2.5}$ 主要組成成分^[3]，可分為 NH_4^+ 、 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、OC 和 EC，以 SO_4^{2-} 和 OC 所占比例最高；在地區變異部分， NH_4^+ 與 NO_3^- 大致上以都市之濃度較郊區之濃度為高。 NO_3^- 除了城鄉差異外，與光化學反應的程度有關而呈現顯著的南北差異， $nss-SO_4^{2-}$ 除了受到當地污染來源影響外，尚有可能來自於長程傳輸，故分布特性較不明顯。台北、台中及台南等都市地區的 OC 及 EC 的濃度較石門、花蓮及澎湖等郊區為高，這項差異基本上反映出各地污染排放量的多寡；屏東的元素碳濃度略低於三個大都市，但是高於其他三個較小的都市或郊區；年變化之部分，除了 $nss-SO_4^{2-}$ 從 2002 年至 2005 年有逐年上升之趨勢外，其餘物種無明顯之趨勢變化；季節變化之部分， NO_3^- 在夏季占整體 $PM_{2.5}$ 濃度比率較低，冬春季比例較高。 $nss-SO_4^{2-}$ 則是除了屏東以外，其他地點皆在夏季占整體 $PM_{2.5}$ 濃度最高比例，春冬季比例較低。碳成分裡 EC 所占之比例無明顯變化，而 OC 則以夏季所占之比例最高。

2. 檢測方法

環保署於 102 年 6 月 15 日公告「排放管道中細懸浮微粒 $PM_{2.5}$ 檢測方法」(NIEA A212.10B)，提供固定污染源過濾性(filterable) $PM_{2.5}$ (簡稱 FPM)標準採樣方法，除 FPM 外，煙道排放廢氣中仍有一定比例的凝結性微粒(CPM)。

依 USEPA 公告之 Method 201A 及 Method 202，進行中部地區重大固定污染源檢測^[10]，採集煙道排放之過濾性 $PM_{2.5}$ 及凝結性 $PM_{2.5}$ ，並分析過濾性微粒中之化學組成。研究結果顯示凝結性 $PM_{2.5}$ 質量濃度約占總質量濃度 22.4~75.8%，若未將後端凝結 $PM_{2.5}$ 部分列入採樣，可能會造成煙道排放 $PM_{2.5}$ 總量低估，各採樣點化學組成分析結果，電力業以碳成分所占比例最高，其次為金屬元素；鋼鐵業電弧爐製程與燒結廠製程金屬比例高；燃油鍋爐離子排放比例高。

3. 健康風險

根據國內外研究指出， $PM_{2.5}$ 經疾病動物模式分析結果，亦可能造成心肺毒性效應，影響動物生理健康^[6]。 $PM_{2.5}$ 來源可分為自然界產出及人類行為產出等二種，其中自然界的產出來源可能受到大陸沙塵影響，藉由長程傳輸作用使大氣 PM_{10} 及 $PM_{2.5}$ 濃度明顯上升^[5]；但 $PM_{2.5}$ 仍以人為排放為主，研究指出^[7]，當台灣

受大陸性冷高壓南下影響時，PM_{2.5} 質量濃度往往先有增加的現象，是人為污染物被黃沙強風氣流帶動的現象。亦有國內學者表示，高速公路收費站之車輛 PM_{2.5} 排放濃度升高時，鄰近空氣品質監測站的 PM_{2.5} 濃度相對升高，其監測站與收費站車道 PM_{2.5} 濃度的相關性相當高^[8]。其他相關研究結果顯示，除了交通壅塞處會有高濃度的 PM_{2.5} 排放外，路面揚塵亦會造成 PM_{2.5} 濃度升高^[4]。人們在住家與工作場合都會受到 PM_{2.5} 的曝露，國外研究嘗試透過民眾隨身攜帶小型的量測儀去量化 PM 的曝露濃度，在 24 小時觀測下將數據與一般測站的 PM 進行比較，發現人們明顯曝露在 SO₄²⁻ 及 PM_{2.5} 之下。然而，評估 PM 化學物種之個人曝露狀態，或是短期之高點曝露狀態需要考量每一個微環境(microenvironment)的濃度，也需要探索個人不常接觸的污染源，如室內操作吸塵器產生 PM 曝露，這些過程往往會產生異常污染物，如何記載每個人活動與所在位置之污染源是相對困難的一件事情。

四、我國 PM_{2.5} 管制策略

細懸浮微粒可分為兩類，第一類為原生性 PM_{2.5}，透過自然與人為活動直接排放，如海鹽飛沫、車輛行駛揚塵、柴油車、營建工地粉塵與裸露地等；第二類為衍生性 PM_{2.5}，包括自然與人為活動排放之 SO₂、NO_x、VOCs 與 NH₃ 等前驅物，在大氣中經過化學反應(如氣相光化學反應、氣固相反應與液相反應)形成 PM_{2.5}。為減少原生性 PM_{2.5} 直接排放與減少衍生性 PM_{2.5} 前驅物(SO₂、NO_x、VOCs 與 NH₃)之排放量，環保署已推動之管制策略，包括加嚴排放標準、加嚴油品標準、推動電動公車及逸散污染源管制等，各項管制策略依污染源分類說明如下：

1. 固定污染源

針對固定污染源管制部分，積極研議最佳可行控制技術、加嚴石化業、鋼鐵業及電力設施等相關空氣污染物加嚴排放標準；彙整近年來環保署及地方環保局陸續推動之各項行業別加嚴標準如表 2。

依據空氣污染防治法第 6 條規定，新設或變更之固定污染源污染物排放量達一定規模者，應採用最佳可行控制技術，參考現行環評承諾、國內外最新污染排

放可行控制技術，針對達一定規模以上之固定污染源，修正現行「固定污染源最佳可行控制技術」各類製程可達之污染防治技術，於 99 年 6 月 15 日辦理地方環保局及相關業者之公聽會議，針對容易藉由高溫燃燒所產生之氮氧化物製程行業加以訂定，如玻璃業、鋼鐵燒結、一般廢棄物焚化爐等行業。另透過固定污染源空氣污染防治費之徵收，促使工廠業者投資裝設污染防治設備，減少污染排放。自 99 年 1 月 1 日起實施第 2 階段空氣污染防治費費率，並對 13 種有害揮發性有機物加徵空氣污染防治費。

環保署在 100 年至 105 年間，將持續針對揮發性有機物排放量前 15 大之行業製程，包括石油化工製品製程、石油煉製、塑膠品塗裝程序、油漆化學製程、平版印刷及凹版印刷程序等 6 個行業製程，進行排放標準加嚴管制。

表 2 中央及地方環保單位陸續推動之行業別加嚴標準

單位	管制規範	公告或預定期	污染物	原標準	加嚴標準	減量效益 (公噸/年)
環 保 署	1.揮發性有機空氣污染管制排放標準	100/2/1 公告	VOC	廢棄燃燒塔及設備元件	19,500	
	2.鋼鐵業燒結工廠空氣污染排放標準	101/6/14 公告	TSP	75mg/Nm ³	30mg/Nm ³	1,477
			SOx	250ppm	100ppm	3,879
			NOx	290ppm	100ppm	1,244
	3.電力設施空氣污染排放標準	102/11 公聽會	TSP	50mg/Nm ³	20mg/Nm ³	710
			SOx	100ppm	60ppm	12,282
			NOx	200ppm	70ppm	33,089
	4.固定源空氣污染排放標準(鍋爐)	102/4/24 公告	TSP	150mg/Nm ³	100mg/Nm ³	11,423
環 保 署	5.廢棄物焚化爐空氣污染排放標準	103 年以後	TSP	80mg/Nm ³	20mg/Nm ³	144
			SOx	80ppm	20ppm	168
			NOx	180ppm	120ppm	123
環 保 署	6.煉鋼業電爐粒狀物排放標準	102/11/19 公告	TSP	50mg/Nm ³	15mg/Nm ³	248
	7.玻璃業氮氧化物排放標準	102/8 協商	TSP	-	50mg/Nm ³	20
			NOx	320ppm	180ppm	282
	8.鉛二級冶煉標準	草案	TSP	50mg/Nm ³	25mg/Nm ³	0.1

表 2 中央及地方環保單位陸續推動之行業別加嚴標準(續)

單位	管制規範	公告或預定期	污染物	原標準	加嚴標準	減量效益 (公噸/年)
環保署	9.瀝青拌合業粒狀污染物排放標準	草案	TSP	100mg/Nm ³	50mg/Nm ³	295
	10.熱風乾燥機粒狀物排放標準	草案	TSP	90mg/Nm ³	50mg/Nm ³	6.3
	11.開放式隧道窯粒狀物排放標準	草案	TSP	60mg/Nm ³	50mg/Nm ³	86
	12.陶瓷業噴霧乾燥機粒狀物標準	草案	TSP	100mg/Nm ³	50mg/Nm ³	173
地方政府	1.設備元件加嚴標準 (高雄市)	101/5/28 公告	VOC	10,000ppm	2,000ppm	2,733
	2.鋼鐵業空氣污染排放標準 (臺中市)	101/5/24 公告	TSP	30mg/Nm ³	10mg/Nm ³	10
			SOx	250ppm	30ppm	268
			NOx	200ppm	25ppm	259
	3.電力設施空氣污染標準 (臺中市)	101/6/7 公告	TSP	50mg/Nm ³	10mg/Nm ³	1,649
			SOx	50ppm	20ppm	8,460
			NOx	70ppm	65ppm	1,814
	4.電力設施空氣污染標準 (桃園縣)	101/4/13 公告	SOx	100ppm	50ppm	3
			NOx	200ppm	40ppm	116
	5.電力設施空氣污染標準 (高雄市)	101/8/23 公告	SOx	160ppm	60ppm	8,452
			NOx	140ppm	70ppm	7,229
	6.電力設施空氣污染標準 (新北市)	102/2/6 公告	SOx	100ppm	30ppm	50
			NOx	200ppm	30ppm	100

環保署於 100 年 2 月 1 日修正發布「揮發性有機物空氣污染管制及排放標準」，對於廢氣流量大於一定量者應提出廢氣燃燒塔使用報告書，需增設監測設施掌握廢氣燃燒塔排放成分及操作條件，並藉由廢氣燃燒塔使用計畫書審查以落實逐年減量，增訂廢氣燃燒塔廢氣回收系統管制規範，公開廢氣燃燒塔使用報告資訊規定；增加揮發性有機液體儲槽納管對象、強化清槽作業相關規定；加嚴設備元件洩漏標準、新增設備元件展延修護審查規定，避免業者採假掛牌真洩漏；新增生物曝氣池、污泥處理設施、收受石化製程之工業區聯合污水處理廠等管制對象，要求應密閉加蓋。

鋼鐵業燒結技術為傳統煉鋼製程，國內現行燒結工場運轉多年，參考比較美國、歐盟及韓國目前管制規定，由於國內外對於燒結製程廢氣處理技術及設備日益精進，經收集國外相關製程排放標準規範及技術可行性，評估國內業者運轉實際排放現況，並於 101 年 6 月 14 日修正「鋼鐵業燒結工場空氣污染物排放標準」，加嚴排放濃度限值，修正粒狀污染物、SO_x 及 NO_x 之排放標準，並考量既存燒結工場進行改善工程及預算編列時程，訂定不同施行日期，給予合理緩衝期限；另考量製程特性及整廠排放減量，採總量管制方式，增訂起機運作開始後三小時內及防制設備維修期間之硫氧化物及氮氧化物排放標準。

102 年 4 月 24 日修正「固定污染源空氣污染物排放標準」，參考國外先進國家針對排放管道粒狀污染物排放濃度管制方式，將國內現行粒狀污染物濃度 (mg/Nm³) 為排氣量 (Nm³/min) 指數函數之複雜計算公式，簡化單一標準管制，並修正粒狀污染物排放管道排放標準值，區分燃燒過程及燃燒以外過程，屬燃燒過程者，新污染源排放管道適用標準為 50mg/Nm³；既存污染源及燃燒以外過程適用標準為 100mg/Nm³。

鑑於國際間管制電力設施空氣污染物排放標準日趨嚴格，空氣污染物廢氣處理技術日漸成熟，參考國外管制標準與國內排放現況，已於 102 年 1 月 21 日公告「電力設施空氣污染物排放標準」修正草案，加嚴粒狀污染物、SO_x 及 NO_x 管制標準，落實細懸浮微粒管制。

2. 移動污染源

交通排放為細懸浮微粒主要貢獻源之一，針對移動污染源管制部分，加嚴新

車排放標準、推動電池交換營運系統與推動電動公車等來改善車輛空氣污染。

為改善柴油車廢氣排放污染問題，環保署參考歐美日等先進國家管制策略，訂定新車廢氣排放標準、辦理新車型審驗與新車抽驗及耐久保固等控管工作，新車符合相關規範者，始得於交通監理單位申領牌照。自 76 年 7 月 1 日開始施行，初期僅管制黑煙排放；自 82 年 7 月 1 日起參考美國聯邦 1990 年管制規範，實施第二期排放管制標準，將重型柴油車之 NOx、PM 納入管制。88 年 7 月 1 日參考美國 1998 年聯邦標準，實施第三期排放標準，加嚴重型柴油車各項污染物排放管制限值，並參考美國柴油汽車排放測程序管制訂定 THC 排放標準。我國於加入世界貿易組織(WTO)後，開放柴油小客車進口，並參考美國聯邦 2004 年標準及歐盟 EURO 4 標準，於 95 年 10 月 1 日施行第四期排放標準，NOx 加嚴為 2.4g/bhp-hr，將重型柴油車 THC 管制標準轉換管制 NMHC 至 0.2g/bhp-hr、輕型貨車 NMHC 管制標準轉換管制 NMOG 至 0.056g/km，自四期標準施行後，市售柴油車輛開始搭配濾煙器等污染防治設備。為持續與國際管制趨勢接軌，環保署自 101 年 1 月 1 日起施行柴油車第五期排放標準，該標準係參考歐盟 EURO5 及美國聯邦 2010 年管制規範訂定，NOx 加嚴至 0.2g/bhp-hr、重型柴油車 NMHC 加嚴至 0.14g/bhp-hr 及 PM 加嚴至 0.01g/bhp-hr。第五期標準實施後，所有柴油車輛均須搭載濾煙器、還原觸媒(SCR)及車上診斷系統(OBD)等污染防治設備始能符合嚴格之管制標準。

在汽油車管制部分，自民國 76 年起參考美國汽油汽車排放測程序管制訂定 HC 排放標準，小客車為 0.255g/km、客貨車為 1.06g/km；84 年 7 月 1 日起實施二期排放標準，將超過 1200cc 之客貨車 HC 管制標準加嚴為 0.50g/km；88 年 1 月 1 日起實施三期排放標準，將小客車的 HC 標準加嚴為 0.155g/km、超過 1200cc 之客貨車為 0.242g/km，1200cc 以下之客貨車為 0.5g/km；97 年 1 月 1 日起實施四期排放標準，將小客車、客貨車訂定 HC 加嚴同一標準 0.045g/km，已於 101 年 10 月 1 日起實施五期排放標準，採認歐盟及美國雙軌制，以歐盟汽油車排放廢氣標準及其相關檢測方法為主，新增管制非甲烷碳氫化合物(NMHC)，NOx 加嚴至 0.06g/km。

為搭配柴油車及汽油車五期標準實施管制油品之含硫量，公告「車用汽柴油

成分管制標準」於 100 年 7 月 1 日及 101 年 1 月 1 日起陸續降低柴油及汽油硫含量至 10ppm。

環保署自民國 99 年起即積極推動電池交換營運系統，讓民眾可以方便的更換各種車輛的電池，而且交換所需費用將低於使用汽柴油所需之費用，未來將持續全力推廣使用電動車，減少車輛排氣的污染。環保署已於 100 年 6 月 14 日公告「電動機車電池交換系統補助辦法」及「電動機車電池交換費用補助辦法」，藉由補助經審核通過具有營運技術能力之法人團體設置電動機車電池交換系統及補助電動機車使用者電池交換所需費用，讓電動機車使用者快速交換電池，達到與加油相同的方便性，以加速電動機車普及以改善傳統機車造成空氣情形，將對 $PM_{2.5}$ 空氣品質改善有所助益。

環保署補助台北市辦理電動巴士示範運行計畫，並與交通部積極合作，研擬電動公車推廣計畫，預計 10 年內將全國 6,750 輛市區柴油公車全數汰換為電動公車，以有效減少柴油公車廢氣排放，可直接減少民眾暴露於柴油公車所排放的 $PM_{2.5}$ 。

3. 逸散污染源

環保署於 92 年 5 月 28 日發布實施「營建工程空氣污染防治設施管理辦法」，另針對國內各類逸散性製程，進行作業相關研究與調查，並參考國外防制設施管制規範，考量國內產業現況、污染防治技術、經濟可行性及專家學者意見，於 98 年 1 月 8 日發布實施「固定污染源逸散性粒狀污染物空氣污染防治設施管理辦法」，規範公私場所製程、堆置、裝卸、輸送、運輸、開採等作業與一般裸露地及道路等污染源，應設置或採行有效抑制粒狀污染物逸散之空氣污染防治設施及監控該設施正常操作。由於目前中、南部地區仍屬於懸浮微粒(PM_{10})不符合空氣品質標準的區域(即三級防制區)，常有民眾反映河川疏濬過程(含砂石車運輸土石作業)逸散粒狀物，影響生活環境品質。而現行疏濬工程的空污費費率偏低，使得部分地方政府所徵收的空污費不敷污染管制之所需，環保署已於 102 年 7 月 5 日公告修正營建工程空氣污染防治費收費費率，新增疏濬工程之空污費費率，以反映其污染之外部成本，落實污染者付費及公平正義原則，提高業主採行空氣污染防治設施的經濟誘因，減少河川疏濬逸散產生的原生性粒狀物。

除上述各項污染源管制策略外，境外傳輸對於我國 $PM_{2.5}$ 濃度影響甚大，研究^[9]指出，2007 年全台灣受到境外長程傳輸影響之 4 個月平均影響濃度為 $11.8 \mu g/m^3$ ，占 $PM_{2.5}$ 模擬平均濃度 37%，且台灣位於亞洲季風區下游，在春、冬兩季東北季風強盛時污染物也隨之傳送到境內，影響較夏季大。同時境外污染也有區域之別，嚴重程度依次為北部、中部、南部。環保署也將加強交流活動，希望能夠加速降低境外傳輸對我國之影響。

五、結語

$PM_{2.5}$ 空氣品質管制涵括過去傳統污染物的管制範圍，並牽涉到大氣化學反應及境外傳輸的複雜影響因素，現階段環保署之細懸浮微粒管制策略比照先進國家做法，針對形成 $PM_{2.5}$ 貢獻來源進行管制，為釐清本土化污染特性及貢獻來源，積極建置國內細懸浮微粒($PM_{2.5}$)排放清冊及排放係數；建立健康風險評估、社會經濟衝擊評估及空氣品質模式工具；針對國內細懸浮微粒($PM_{2.5}$)之原生及衍生污染物加以管制，已採取積極作法加嚴點源/線源/面源各項管制措施，希望藉由中央到地方的協調與配合，並結合民間力量積極投入參與，有效改善空氣品質，達成民國 109 年 $PM_{2.5}$ 年平均標準 $15 \mu g/m^3$ 的目標。

參考文獻

1. Pope, C. A. 3rd., Burnett, R. T., Thun, M., J., Calle, E. E., Krewski, D., Ito, K., Thurston, G. D. *Journal of the American Medical Association*, 287, 1132-1141 (2002)
2. Woodruff, T. J., J. D. Parker, and K. C. Schoendorf, "Fine Particulate Matter ($PM_{2.5}$) Air Pollution and Selected Causes of Postneonatal Infant Mortality in California," *Environmental Health Perspectives*, 114(5), pp786-790 (2006).
3. Cheng, T. J., MD and ScD, "Cardiovascular Toxicity of $PM_{2.5}$," 2011 International Conference on Aerosol Science and Technology and 2011 Symposium of $PM_{2.5}$ Regulated Standard and Control Strategy Abstract Book, pp.4-5, Taiwan Association for Aerosol Research, Tainan(2011).

4. Colbeck, I., Z. A. Nasir, S. Ahmad and Z. Ali, "Exposure to PM10, PM2.5, PM1 and Carbon Monoxide on Roads in Lahore," *Aerosol and Air Quality Research*, No. 11, pp. 687-695(2011).
5. 楊之遠，大陸沙塵暴影響台灣地區空氣品質之監測與預報，物理雙月刊，第十三卷，第三期，pp.416-421，2001。
6. 雷侑蓁，空氣懸浮微粒心肺毒性研究，碩士論文，臺灣大學職業醫學與工業衛生研究所，臺北市，2005。
7. 沈士翔，“綜觀天氣及不同氣流軌跡影響下的北台灣氣膠特性”，碩士論文，中央大學環境工程研究所，桃園縣，2006。
8. 李逸聖，高速公路收費站大氣環境 PM2.5 濃度測量，碩士論文，明志科技大學生化工程研究所，新北市，2010。
9. 賴軍佑，境外傳輸之懸浮微粒及其前驅物對台灣之長期影響模擬分析，碩士論文，國立雲林科技大學環境與安全工程所，雲林縣，2011。
10. 楊錫賢，煙道 PM2.5 檢測實務，102 年臺中市 PM2.5 控制技術及管理策略研討會，臺中市，2013。
11. 鄭曼婷，中部沿海地區 PM2.5 及 PM2.5-10 之化學組成及污染來源貢獻量推估之研究，行政院國家科學委員會專題研究計畫，臺中市，2009。
12. 吳義林，台灣細懸浮微粒(PM2.5)成因分析與管制策略研擬，行政院環境保護署研究計畫，pp.3-44，2013。