

工業污染防治

Industrial Pollution Prevention and Control



經濟部產業發展署 編印

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



中華民國七十一年一月創刊

中華民國一一三年六月出刊

編輯審：江康鈺、吳義林、李公哲、林文印、林凱隆、胡憲倫、凌永健、
查委員：馬鴻文、康世芳、張添晉、陳士賢、劉鎮宗、歐陽嶠暉、鄭福田
、顧洋(依姓名筆畫順序)

執行編輯：陳見財、莊茂森、莊倫綱、詹奇君、陳靖瑜

發行所：經濟部產業發展署

出版所：經濟部產業發展署

台北市信義路三段41-3號

TEL：(02)2754-1255

FAX：(02)2704-3753

網址 <https://www.ida.gov.tw/>

財團法人台灣產業服務基金會

台北市大安區106四維路198巷39弄14號1F

TEL：(02)2784-4188

FAX：(02)2784-4186

網址 <https://www.ftis.org.tw>

行政院新聞局出版事業登記證

局版臺誌第三一四七號

中華郵政北字○五二七號

執照登記雜誌交寄

設計印刷：致琦企業股份有限公司

～ 本刊文章版權所有，非經同意不得轉載 ～

～ 本刊文稿屬個人學術發表，不代表經濟部產業發展署立場～

工業污染防治

Industrial Pollution Prevention and Control



經濟部產業發展署 編印

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

160 工業污染防治

空氣污染與噪音類

水泥窯 Dioxin 抑制生成機制及濃度檢討

..... 吳宗德、郭子豪、張耀元、陳志賢、王義基 1

事業廢棄物流體化床焚化爐之空氣污染防治設備實廠應用

..... 許豐億、林洋宇、邵昆佑、曾好婷、高佳君、韓煌吉 21

應用先進技術監測隱形汞空氣污染排放與相對應之去除技術

..... 劉鎧銘、柯忠佑、白斌傑 33

臺灣臭氧前驅物「精準減量」策略與固定污染源臭氧減量效益評估

..... 陳聖博、劉文治、許長嵐、蔡智琦、黃于珊、江勝偉、王家麟 57

廢(污)水處理類

固定化酵素去除廢水中過氧化氫

..... 吳京倚、簡偉倫、陳國源、周珊珊、黃思蓁、黃志彬 87

環境管理規劃類

台灣碳定價助力淨零轉型配套研析

..... 李堅明、洪悅容 105

關於碳排放交易的幾個關鍵性問題

..... 黃宗煌 129

本期簡介

「工業污染防治」刊物(以下簡稱本刊物)自民國 71 年發刊至今,已出版 159 期,共刊載 1,857 篇技術論文,為目前環工界歷史最悠久之技術刊物,提供國內產、官、學、研環保人員之專業發表平台。

近年來,國內社會大眾、環保團體及輿情均相當重視各項環保議題,且中央及地方環保主管機關亦積極制修定環保法規。產業界為因應此趨勢與符合法規要求,需多元落實各類工業污染防治(制)技術,據以改善製程及提升管末處理設施效能。為響應環保,本刊物以電子化方式,置於產業發展署永續發展組委辦之「產業綠色資訊網」,供各界瀏覽下載。

113 年度之文稿範疇包含空污防制及案例、節水廢水回收再利用、廢水及重金屬處理技術、碳中和、資源循環及減碳行動、土壤與地下水整治、毒性化學物質管理、永續發展策略、生命週期評估、減碳管理議題、再生能源發展與應用及淨零碳排。

本期共收錄 7 篇,分別撰述「水泥窯 Dioxin 抑制生成機制及濃度檢討」、「事業廢棄物流體化床焚化爐之空氣污染防制設備實廠應用」、「應用先進技術監測隱形汞空氣污染排放與相對應之去除技術」、「臺灣臭氧前驅物「精準減量」策略與固定污染源臭氧減量效益評估」、「固定化酵素去除廢水中過氧化氫」、「台灣碳定價助力淨零轉型配套研析」、「關於碳排放交易的幾個關鍵性問題」,作者慨賜宏文,提供寶貴經驗,特此致謝。

空氣污染與噪音類

水泥窯 Dioxin 抑制生成機制及濃度檢討

吳宗德*、郭子豪**、張耀元***、陳志賢****、王義基*****

摘要

水泥窯較一般焚化爐具備更優越之 3T 條件（高溫度、長時間及強擾流），其燒成溫度為 1,200~1,450℃，滯留時間為 5~10 秒。國際上常利用其處理廢棄物，若廢棄物熱值達 2,000 kcal/kg 以上，即可作為輔助燃料取代生產中使用之燃料（環保署，2001）；傳統水泥原料為石灰石、黏土、矽砂和鐵礦砂等，而富含鈣、矽、鋁和鐵 4 種元素的廢棄物亦可做為替代原料使用。故可同時達到解決廢棄物處理困境、減少天然資源開採、降低溫室氣體排放及降低原燃料成本之多重效益。然而，上述替代原料、燃料之成分與傳統原料與燃料略有差異。其中，氯及芳香烴成分在適當的溫度下可能反應生成戴奧辛，而戴奧辛為國際癌症研究機構（International Agency for Research on Cancer, IARC）之第一級致癌物，因此需釐清使用替代原燃料於水泥窯之戴奧辛生成潛勢。本文回顧與整理水泥窯與焚化爐製程差異對戴奧辛生成潛勢的影響，並以檢測數據佐證。首先，水泥窯具備優於焚化爐之條件包含：系統氯含量較低（產品氯含量限制、水泥窯氯循環機制、氯旁通系統）、礦化機制（氯離子反應為 KCl、NaCl 及 CaCl₂，減少與芳香烴反應）、CaO 之戴奧辛抑制機制、鹼性環境降低 Deacon 反應。除了上述機制外，近期水泥業者推動改造靜電集塵器 (Electrostatic precipitator) 為袋式集塵器，除可提高 PM 捕集率外，同時增加粒狀戴奧辛的去除效果。統計

2 水泥窯 Dioxin 抑制生成機制及濃度檢討

2013~2021 年水泥窯戴奧辛濃度，小於 0.01 ng I-TEQ/m³ 占比達 45% 以上，低於法規標準 0.1~1.0 ng I-TEQ/m³ 約 1 至 2 個數量級，顯示在協同處理廢棄物時，水泥窯可有效控制戴奧辛排放。

【關鍵字】水泥業、空氣污染防制設備、循環經濟、最佳可行控制技術

*	環興科技股份有限公司	工程師
**	環興科技股份有限公司	計畫主任
***	台灣水泥股份有限公司研究室	資深副理
****	亞洲水泥股份有限公司花蓮製造廠	首席副廠長
*****	經濟部產業發展署	科長(退休)

一、前言

全循環經濟是蔡英文總統的重要政見，為政府推動「5+2」產業創新政策之一。透過能資源的再利用，讓資源生命週期延長或不斷循環，以有效緩解廢棄物與污染問題，期達到「從搖籃到搖籃」的新循環經濟模式。

依照環保署事業廢棄物清理計畫書審查作業參考指引附件四「固體再生燃料製造技術指引與品質規範」(109.4.1)，其中固體再生燃料 (Solid recovered fuel, SRF) 品質標準包含技術特徵（氯含量），其品質標準不可高於 3% (乾基 \leq 3%)。此標準值約高於木質顆粒、煤炭 2 個數量級，且鍋爐採用燃煤及 SRF 混燒之檢測數據有戴奧辛超標案例，故水泥窯使用 SRF 之戴奧辛生成潛勢需要釐清。

SRF 中的生物質被視為零碳排，因此也是淨零碳排路徑之一。在替代原料及燃料之替代率逐步增加趨勢下，本研究目的係瞭解水泥窯操作特性對於戴奧辛之排放影響。針對水泥業排放戴奧辛影響因子進行文獻回顧，就現階段的水泥窯替代燃料、原料使用進行調查，並依此進一步針對國內水泥業戴奧辛的排放濃度分佈進行探討。

二、文獻回顧

2.1 戴奧辛生成機制

戴奧辛之生成機制主要分成 4 個途徑，包含：(1) 未完全燃燒破壞之既存戴奧辛，(2) 含氯芳香烴反應，(3) 不含氯之芳香烴與氯反應及 (4) 再合成 (de novo synthesis)。戴奧辛之生成途徑 (Cheng, 2010) 如圖 1 所示。

1. 未完全燃燒破壞之既存戴奧辛

部分廢棄物本身就含有戴奧辛，如中國的都市廢棄物中，其戴奧辛濃度約 10 ng I-TEQ/ 公斤廢棄物 (Yan et al., 2005)，這些含有戴奧辛之都市廢棄物在未能完全燃燒之情況下，既存之戴奧辛將揮發並轉移至氣流中。

4 水泥窯 Dioxin 抑制生成機制及濃度檢討

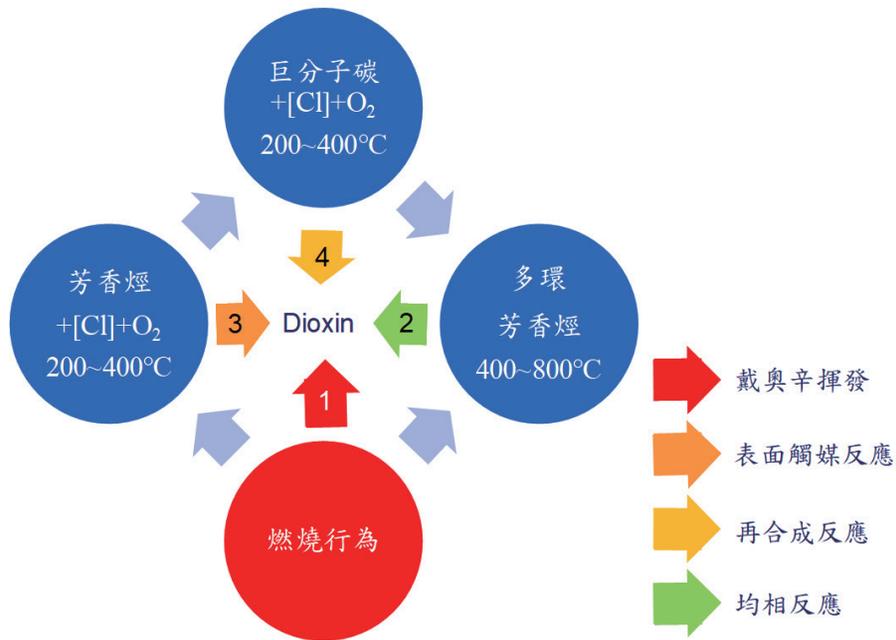


圖 1 戴奧辛生成途徑 (Cheng, 2010)

2. 含氯芳香烴反應

不完全燃燒除了可能使廢棄物中之戴奧辛直接揮發外，亦會生成含氯之芳香烴化合物，如氯酚及氯苯。這些含氯芳香烴為戴奧辛之前驅物，在 400~800°C 之溫度區間透過均相反應生成戴奧辛。

3. 不含氯之芳香烴與氯反應

戴奧辛除了可透過均相反應生成外，亦可透過非均相反應生成。水泥窯常見的含氯來源包含替代原料的煉鋼業電爐、以及替代燃料的 SRF、廢木材等。燃燒不完全之不含氯芳香烴在 200~400°C 下，透過金屬氧化物 (例如氧化銅) 的催化會被氯化為戴奧辛。

4. 再合成 (de novo synthesis)

即便在爐 (窯) 內並未生成戴奧辛，燃燒不完全產生之大分子碳粒，亦會在離開高溫區後，於 200~400°C，透過氧化銅的催化，被氯化為戴奧辛。

綜上所述，除了直接存在於廢棄物中的戴奧辛經由燃燒之高溫揮發釋放外，相關形成機制的反應溫度區間介於 200~400°C 及 400~800°C，其中 200°C ~400°C 被認為是生成戴奧辛的主要溫度區間，包含不含氯之芳香烴與氯反應及 *de novo* 再合成反應。

2.2 水泥製程簡述

水泥業主要的原料為石灰石，其次則是黏土、矽砂及鐵礦砂等。國內目前的水泥窯型式皆為新式懸浮預熱系統（New suspension Preheater，簡稱 NSP）配備預煨爐，系統使用之燃料分別由旋窯及預煨爐輸入，目前旋窯窯頭及預煨爐輸入燃料熱值占比約為 40% 與 60%。NSP 型旋窯系統構造及各單元的溫度及特徵 (Mutz, 2006) 如圖 2 所示。氣體流向依序為水泥旋窯、預煨爐、預熱機、生料磨、粒狀物控制設備等，而原料的流向則相反，由生料磨、預熱機、預煨爐、水泥旋窯至熟料冷卻機、粒狀物控制設備。

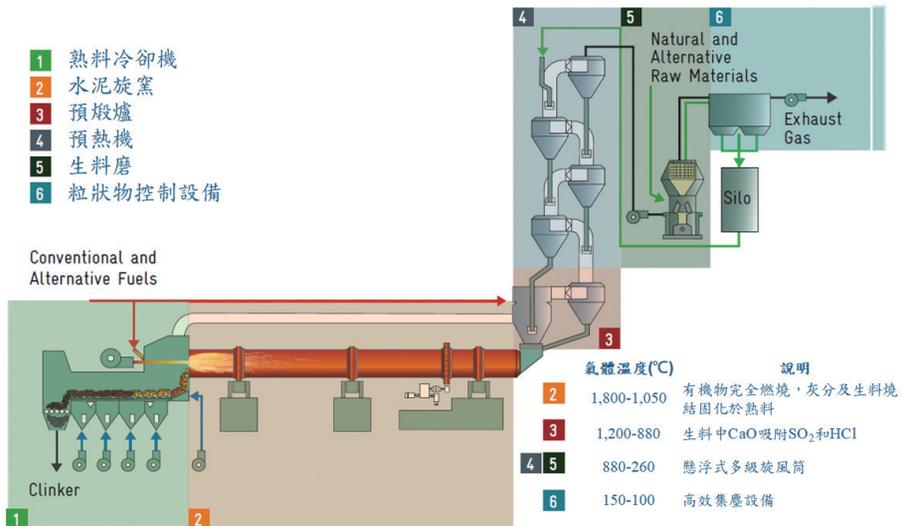


圖 2 水泥旋窯系統構造及各單元的溫度及特徵 (Mutz, 2006)

依氣體流向，在各單元的氣體溫度逐漸降溫，分別為水泥旋窯 (1,800~1,050°C)、預煨爐 (1,200~880 °C)、預熱機及生料磨 (1,000~260 °C)、粒狀物控制設備 (150~100°C)。特徵如下：

6 水泥窯 Dioxin 抑制生成機制及濃度檢討

- 水泥旋窯：有機物完全燃燒後殘餘之灰分與生料熔融燒結形成水泥熟料礦物鹽類結構；
- 預煨爐：進行脫碳酸反應 ($\text{CaCO}_3 \rightarrow \text{CaO} + \text{CO}_2$)、CaO 與酸性氣體 SO_2 及 HCl 反應；
- 預熱機：燃燒氣體通過多級（一般 4 ~ 6 級）旋風筒（如同乾式洗滌塔），與鹼性生料進行熱交換。

2.3 水泥旋窯與焚化爐製程特性差異說明

水泥旋窯可扮演處理或再利用廢棄物之熱處理設施，因此焚化爐過往因廢棄物燃燒所衍生的問題常被借用來說明水泥窯處理廢棄物時可能產生之議題。本研究彙整水泥旋窯與焚化爐之差異，分別說明二者對於戴奧辛生成或抑制機制（詳見表 1）。除了較常見之再合成溫度區間及停留時間不足外，廢氣流向、生料成份、氯含量管制、氯旁通系統、金屬氧化物 (CaO) 含量、氣固相流布及環境酸鹼度等，皆會影響生成戴奧辛之濃度，其差異於後說明。

表 1 水泥旋窯與焚化爐之戴奧辛生成抑制機制比較表

機制	特性	焚化爐	水泥旋窯	戴奧辛生成途徑 (圖 1)
燃燒 3T	溫度	> 850°C	1,050~1,800 °C	1
	時間	> 2 sec	10 sec	1
	擾流	氣體擾動	氣體、固體擾動	-
系統 氯含量	氯循環機制	廢氣流向與物料相同	廢氣流向與物料相反	3、4
	氯旁通系統	無	有	3
	產品氯含量限制	無	有	3
礦化機制	生料成份	-	含大量 Ca、K、Na 等成分	3、4
CaO 之 抑制機制	金屬氧化物	~ N.D.	1 kg(CaO)/m ³ (煙氣)	無
環境酸鹼度		相對酸性	鹼性	3、4
氣固相流布		-	防制設備前戴奧辛多以固相存在	-

1. 3T (溫度、時間及擾流)

粉煤鍋爐(PC)、水泥旋窯、焚化爐燃燒溫度、停留時間比較如圖 3，說明如下：

(1) 溫度

水泥製程預煨爐至旋窯窯尾間介於 800~1,200°C、旋窯的溫度區間介於 1,200~2,000°C 之間 (圖 3)。相較於廢棄物焚化爐燃燒溫度 850~950°C，水泥窯的高溫製程更能有效的破壞芳香烴，降低戴奧辛生成潛勢。

(2) 停留時間

水泥製程預煨爐及旋窯不僅燃燒溫度較廢棄物焚化爐高，停留時間亦較廢棄物焚化爐長 (圖 3)。一般而言，廢棄物焚化爐之停留時間通常為 1~2 秒，而水泥旋窯內的氣體停留時間長達 10 秒，再加上預煨爐至預熱機 C5 旋風筒，溫度在 850°C 以上之總停留時間長達 13 秒，如圖 3 (Zheng, 2012)，高出廢棄物焚化爐 1 個數量級，有助於熱破壞芳香烴。然廢氣處於再合成溫度區間的時間也較長，故水泥窯亦可能會有戴奧辛再合成的疑慮。但水泥窯因生料與廢氣運送方向不同 (詳如第 3 點)，再合成之戴奧辛會經由生料吸附再回到旋窯中經歷高溫破壞。

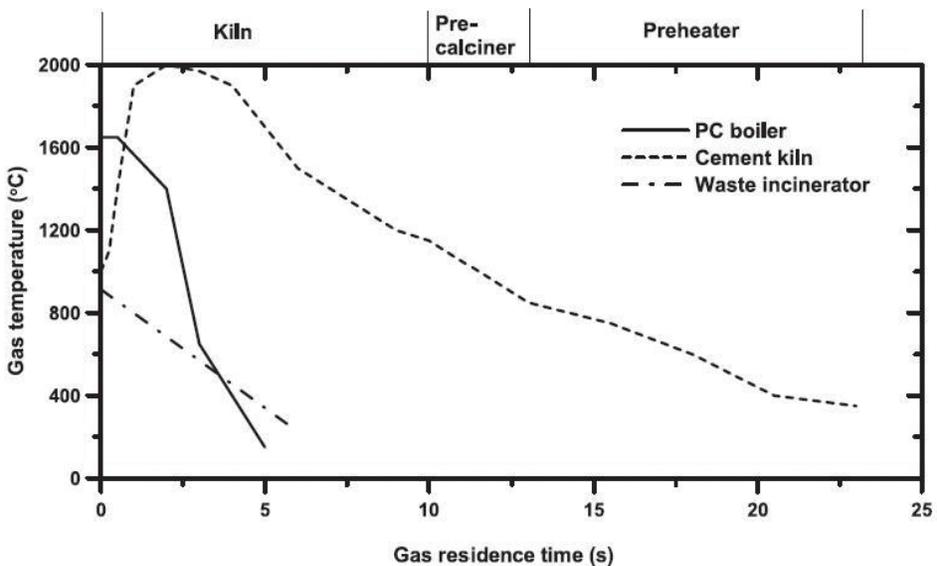


圖 3 鍋爐、水泥旋窯、焚化爐燃燒溫度、停留時間 (Zheng et al., 2012)

8 水泥窯 Dioxin 抑制生成機制及濃度檢討

(3) 擾流

水泥窯氣流與物料流向相反，故能夠讓氣（熱氣流）固（生料流）兩相均勻分散，充分接觸，達到迅速熱交換，且固體及氣體在 4~6 級預熱機各旋風筒中高速旋轉，因此可提高熱效率（周等，2019）。相較於傳統焚化爐單一結構之擾動更完全，可均勻混合。

2. 系統氯含量

(1) 氯循環機制

廢氣流向亦會影響戴奧辛生成潛勢。一般而言，水泥製程預煨爐及旋窯之廢氣流向與物料相反，而廢棄物焚化爐之廢氣流向則與廢棄物相同。

廢棄物在焚化爐高溫區燃燒，因廢氣流向與物料相同，氯離開高溫區後開始降溫，於 200~400°C 經 De Novo synthesis（爐外低溫再合成）生成戴奧辛。反觀水泥製程預煨爐及旋窯之氣體流向與原料流向相反，氣體流向依序為水泥旋窯、預煨爐、預熱機、生料磨、粒狀物排放控制設備等，廢氣由高溫區往低溫度區移動。而原料的流向則相反，由低溫往高溫移動。此一流向相反之特性會使生料中的高溫揮發性物質於水泥製程預煨爐至旋窯間進行循環。

戴奧辛生成最關鍵之前驅物為含氯物質。水泥製程中的生料含有少量的氯，但通常低於 0.01%。現有天然礦物含氯量極低，但替代原料、燃料則可能具有較多的氯，會在水泥熟料製程的鹼性環境下，形成揮發性高之鹼性氯化物。這些鹼性氯化物會在窯中因高溫揮發 (>1,050°C)，促使氯從固相熱料轉移至氣相，由預熱機底部向上移動。直到在預熱機溫度內降至約 800°C 時，揮發之氯再次凝結與生料，再次進入窯尾往窯內高溫區移動，持續於水泥製程預熱機至旋窯間形成氯循環。氯循環之溫度區間為 800~1,050°C，在此區間雖然含有足量的氯，但由於戴奧辛之生成溫度為 200~400°C 及 400~800°C，因此不會在水泥製程預熱機至旋窯間產生戴奧辛。而當廢氣於預熱機至防制設備前時，雖然有溫度區段適合生成戴奧辛，但由於氯被閉鎖

於旋窯至預熱機底部旋風桶之空間內，該區間的溫度為 800~1,050°C 遠高於戴奧辛的生成溫度之 200~400°C 及 400~800°C，故戴奧辛的生成潛勢被大幅降低。

(2) 氯旁通 (bypass) 系統

氯旁通系統是透過水泥製程之氯循環現象，將窯尾富含氯的含粉塵氣體由水泥窯尾抽出後（圖 4），將氯含量高的細顆粒粒狀物（微粉）和氯含量低的粗顆粒粒狀物（粗粉）分離，氣體則再導入水泥燒成系統內。粗粉重新飼入水泥窯中，細粉則加入水泥磨混入熟料中。但需注意氯旁通系統之降溫模式分為 2 段，其中第一段降溫至 400~600°C，仍有導致含氯芳香烴於 400~800°C 之區間形成戴奧辛的可能，若可優化此降溫模式應可再進一步抑制戴奧辛生成。

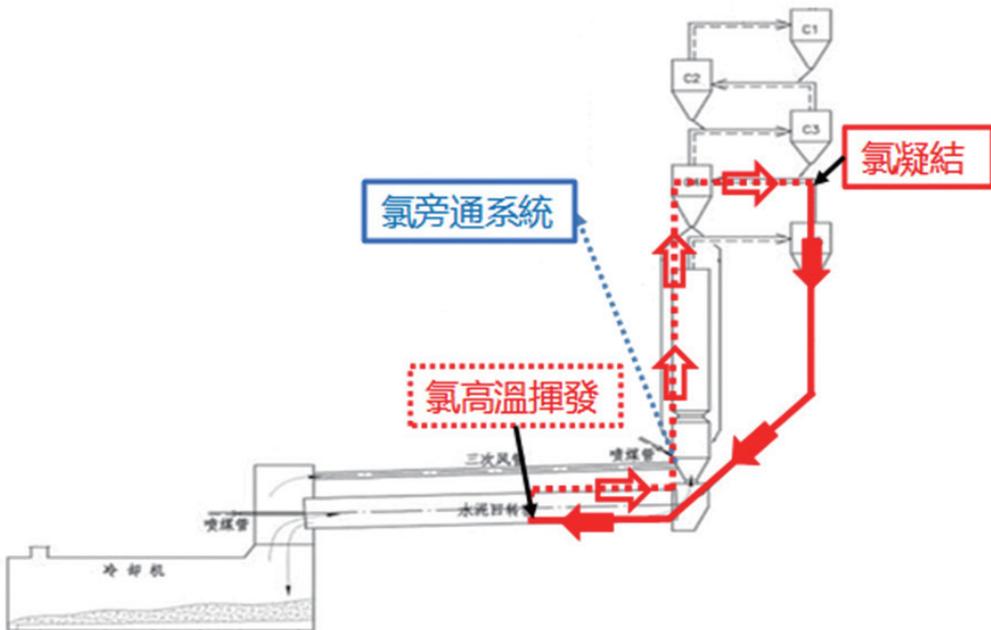


圖 4 氯旁通系統與氯迴圈機制之關係圖

(3) 產品氯含量限制

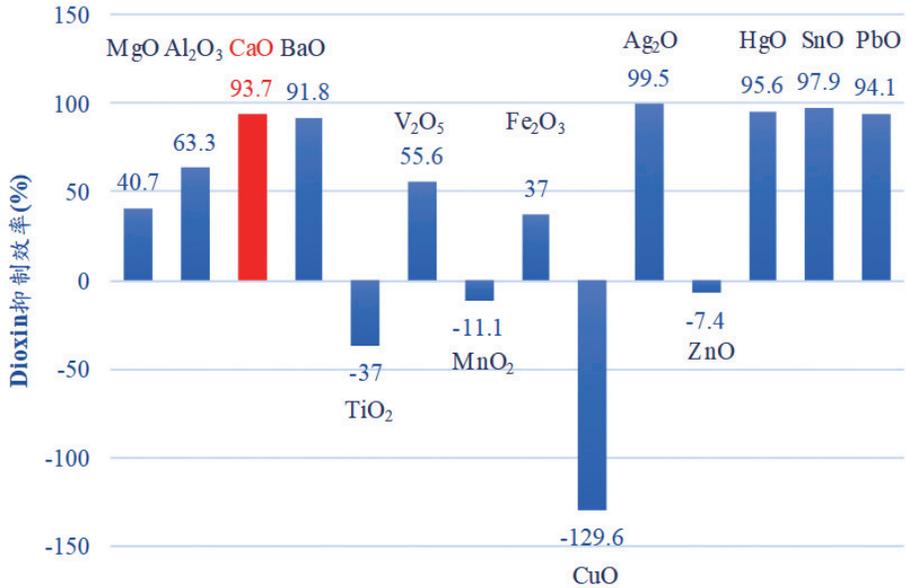
在推動循環經濟時，針對氯的進料進行管制為一重要課題。水泥產品之氯含量管制歷史可追溯至民國 83 年以前，當時 CNS 標準中並無氯離子之含量限制，然當年海砂屋事件層出不窮，經濟部標準檢驗局故於 83 年 7 月 22 日修訂規範，限制新拌混凝土最大水溶性氯離子含量須小於 0.6 kg/m^3 。而後又歷經了 2 次修正，於 104 年 1 月 13 日修訂 CNS 3090，預拌混凝土中鋼筋混凝土用之新拌混凝土最大水溶性氯離子含量為 0.15 kg/m^3 。為了管制混凝土重要材料之氯含量，CNS 61 卜特蘭水泥國家標準規範水泥中氯含量需小於 240ppm(0.024%)，藉由管制原燃料之氯含量，降低了戴奧辛之生成潛勢。此外，由於天然原燃料之氯含量相對低，相較於替代原料及替代燃料對於戴奧辛之生成潛勢亦較低。

3. 礦化機制

除了氯循環機制外，氯在水泥製程預煨爐至旋窯間，亦會受到無機礦物的礦化作用影響，然而此現象卻鮮見於焚化爐系統中。因水泥之原料多為無機礦物含大量 Ca、K、Na，當帶有氯成份的替代燃料(如 SRF)進入水泥製程預煨爐至旋窯間(880~1,200°C)的區域後，揮發之含氯物質會與金屬離子反應，依據親和力依序礦化為 KCl、NaCl 及 CaCl_2 ，藉由熟料帶出旋窯系統可降低水泥旋窯中之氯含量，減少戴奧辛生成。相對而言，焚化爐系統中 Ca 等無機物含量較低，故較無法藉由礦化作用有效降低焚化爐內之氯含量。

4. CaO 之抑制機制

在非勻相反應中，氧化銅(CuO)扮演著生成戴奧辛之催化劑，但並非僅有氧化銅對於戴奧辛之生成機制有關，不同的金屬氧化物對戴奧辛生成可能具有促進或抑制作用(Yong, 2005)。CuO、TiO₂、MnO₅等金屬氧化物非且未有抑制作用，反而促進戴奧辛之生成；CaO、BaO、PbO等金屬氧化物則對戴奧辛具抑制作用，且達 90% 以上(圖 5)。其中 CaO 大量存在於水泥熟料製程中，在煙氣中約有 1 kg (CaO)/m^3 ，故對戴奧辛生成有相當高之抑制作用(Sen, 2018)，此亦為水泥製程預煨爐與旋窯與廢棄物焚化爐最大的差別之一。



註：操作條件 280°C，2 小時。

圖 5 金屬氧化物對於抑制戴奧辛生成之效率 (Yong, 2005)

此外，金屬氧化物對戴奧辛之抑制率隨著停留時間的增加而提高，溫度的上升亦有助於增加抑制率，水泥製程預煨爐與旋窯的停留時間較廢棄物焚化爐長，溫度亦較焚化爐為高，更有助於 CaO 對於戴奧辛之抑制作用 (圖 6)。

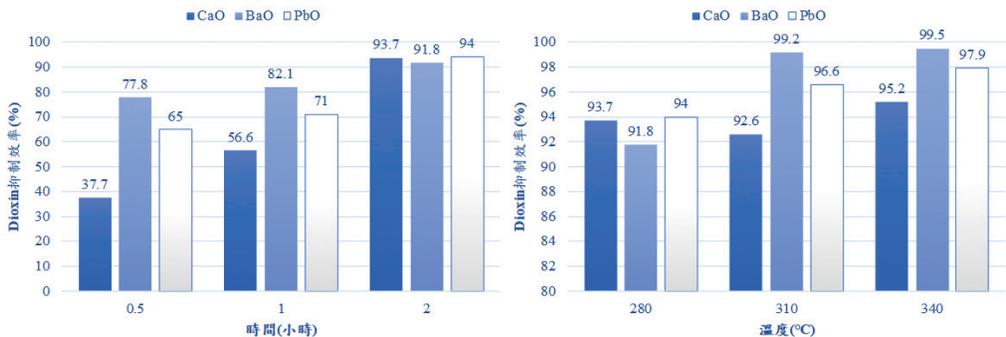


圖 6 金屬氧化物對戴奧辛抑制率之變化 (Yong, 2005)

5. 環境酸鹼度

水泥窯生料為鹼性，高比表面積之 CaO 除了對於戴奧辛具有吸附作用外，系統中 HCl 會迅速因酸鹼中和反應與 CaO 礦化為 CaCl₂。換言之，因鹼性環境不易使氯離子形成 HCl，可避免生成 Cl₂ 氯化有機物，抑制前驅物及迪亞康 (Deacon) 反應，致使有效減少戴奧辛。而焚化爐鹼性物質則較少，廢氣富含 SO_x、HCl，環境呈酸性，無上述機制。

6. 氣固相流布

縱使水泥窯之特性不易形成戴奧辛，然仍會有部分戴奧辛於窯內生成。戴奧辛於製程廢氣中可分為氣相戴奧辛及固相戴奧辛，一般而言氣相戴奧辛之捕集較為困難，固相則可透過粒狀物防制設備（如：電袋集塵器）去除之。Li et al. (2014) 量測中國某水泥廠 4 個點位之戴奧辛濃度及氣固相分布，依廢氣流向依序為 (1) C4、(2)C2、(3)C1 及 (4) 餘熱發電鍋爐，由圖 7 可知，戴奧辛濃度沿氣流方向增加，於 C4 時以固相戴奧辛為主，進到 C2 後，因揮發導致氣相戴奧辛濃度較高。而後於 C1，因 CaO 之吸附作用導致固相戴奧辛濃度較高，於防制設備前餘熱發電鍋爐約 95% 以上皆為固相戴奧辛。故即便水泥熟料製程內生成戴奧辛，後端之粒狀物防制設備對於氣流中之戴奧辛仍有相當顯著之減量效果 (Li et al., 2014)。此處之固相吸附與前述金屬氧化物 (CaO) 之抑制作用有所不同，前者為催化的化學反應抑制作用，後者則是物理性的吸附，兩者皆對降低戴奧辛具有顯著成效。

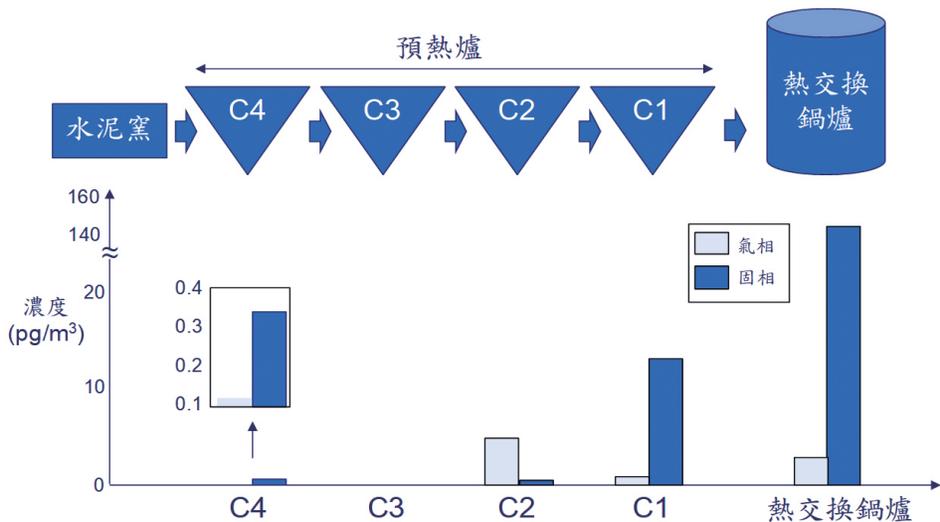


圖 7 戴奧辛於水泥窯系統之氣固相分布 (Li et al., 2014)

2.4 替代原(燃)料投入情形

目前我國水泥業積極推動循環經濟，替代原料使用量較大，而替代燃料仍在起步階段，替代率約在 3% 左右。為瞭解水泥業替代燃料及替代原料之影響，需瞭解現行投入水泥窯之替代燃料及替代原料之種類(如表 2)。本研究以某水泥廠之能資源整合圖為範例，由圖 8 中可見，替代原料及替代燃料之來源相當多元。

表 2 水泥窯常見之替代原(燃)料

編號	替代原料	替代燃料
1	爐碴	潤滑油
2	焚化爐再生粒料	廢塑膠
3	脫硫石膏	廢橡膠
4	廢陶瓷、廢窯磚	SRF
5	廢鑄砂	穀類
6	廢壓模膠	木屑、廢木材
7	氟化鈣污泥	生活垃圾
8	礦泥(鐵渣)	綿、布
9	污泥	廢紙
10	工程餘土方、受污染土壤	廢纖維
11	飛灰、底灰	廢油
12	石灰石粉	污泥、油泥

註：石膏用於水泥研磨時參配熟料，未進入旋窯。

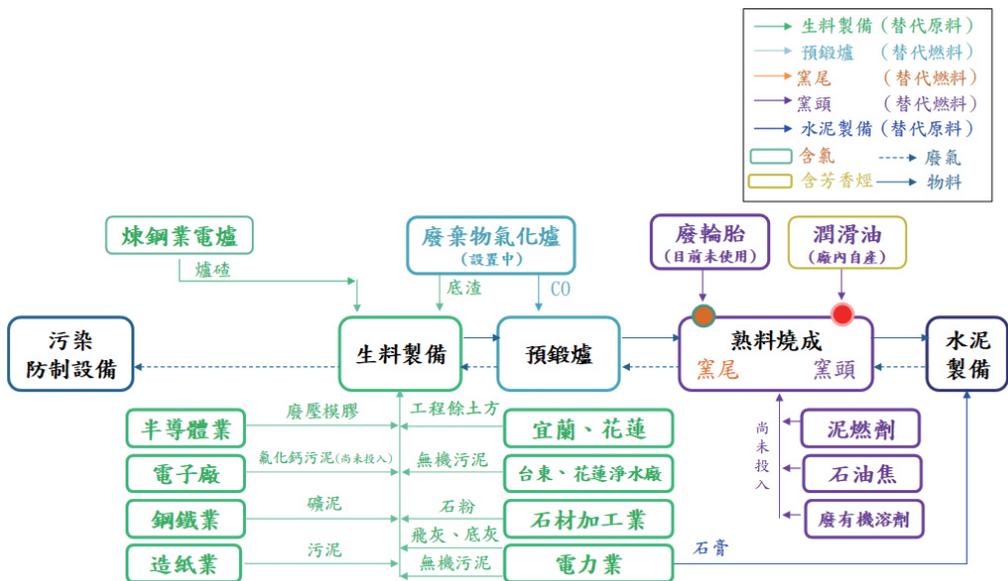


圖 8 A 水泥廠能資源整合圖 (經濟部工業局, 2021)

14 水泥窯 Dioxin 抑制生成機制及濃度檢討

1. 替代原料含氯

首先在替代原料的部分，該廠使用半導體業的廢壓模膠、電子廠的氟化鈣污泥、鋼鐵業的礦泥、造紙業的污泥、工程餘土方、淨水廠無機污泥、石材加工業的石粉、電力業的飛灰、底灰及無機污泥，以及煉鋼業的爐渣等。其中爐渣含有氯，提供了戴奧辛合成所需之氯源，建議透過源頭管制，限制含氯物質的進料量。

2. 含芳香烴之替代燃料由窯頭投入

在替代燃料方面，該廠使用泥燃劑、石油焦、廢有機溶劑及潤滑油取代部分煤碳，其中含有芳香烴有機物之替代燃料為廠內廢潤滑油，由於芳香烴為生成戴奧辛之前驅物，業者由溫度較高之窯頭投入，以提昇芳香烴破壞效率，降低戴奧辛生成潛勢。

2.5 水泥業粒狀物防制設備

除了前述之源頭管制、高溫破壞外，若水泥窯內仍生成戴奧辛，依前述文獻回顧可知係多以粒狀物形式存在，可藉由粒狀物防制設備去除。國內業者原以靜電集塵器處理粒狀污染物，但近年來因為煤源變更及循環經濟等議題，某水泥廠自 2018 年將靜電集塵器升級為電袋複合集塵器後，粒狀物排放濃度明顯降低，改善幅度達 75%(詳見圖 9)。

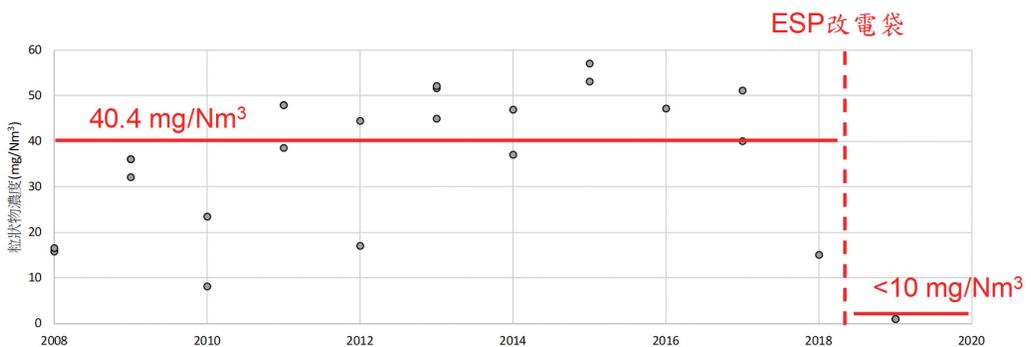


圖 9 案例廠粒狀物濃度時序趨勢 (盧等, 2019)

除案例廠外，本研究彙整業者推動粒狀物防制設備升級選項及改善期程（盧等，2019），如表 3。水泥旋窯係以煤炭當成主要燃料，並因為循環經濟的替代燃料及替代原料趨勢，造成飛灰比電阻變化，因既存集塵設備為靜電集塵器 (ESP)，可能有粒狀物去除效率降低疑慮，業者推動升級為電袋或濾袋，部分業者已完成升級。

表 3 業者推動粒狀物防制設備升級選項及改善期程（盧等,2019)

項次	公私場所名稱	製程編號	管道	粒狀物防制設備		
				既存	升級	期程 (註)
1	台○水泥 (股) 蘇澳廠	M03	P301	ESP	改電袋	2019.5.15
2	信○水泥 (股) 南聖湖廠	M02	P301	ESP	改電袋	2023.12.31
3	潤○精密材料 (股) 宜蘭冬山廠	M01	P002	ESP	-	-
4	幸○水泥 (股) 東澳廠	M02	P002	ESP	改電袋	2020.10
5	台○水泥 (股) 和平分公司和平廠	M01	P108	ESP	改電袋	2019.9.26
6		M02	P206	ESP	改電袋	2019.9.26
7	亞○水泥 (股) 花蓮製造廠	M01	P103	ESP	改 BF	2024.0401
8		M02	P201	ESP	改 BF	2021.12.31
9		M03	P307	ESP	改 BF	2023.06.15

註：期程為已完成或預計完成時間。

2.6 法規符合度

水泥旋窯原適用於「固定污染源戴奧辛排放標準」，然隨著循環經濟的政策推動，依水泥窯之替代燃料之投入量，必須再同時符合「廢棄物焚化爐戴奧辛管制及排放標準」或「中小型廢棄物焚化爐戴奧辛管制及排放標準」，上述 3 項戴奧辛排放標準及替代燃料之對應關係整理如表 4。

由表 4 可知，若業者未投入替代燃料，則僅需符合固定污染源戴奧辛排放標準。隨著替代燃料投入越多，需要符合之法規標準亦越多，排放標準也越趨嚴格。當替代燃料投入量大於每小時 4 噸以上時，須符合戴奧辛小於 0.1 ng I-TEQ/m^3 之規範。

表 4 水泥業應符合之戴奧辛排放標準

法規	固定污染源 戴奧辛排放標準	中小型廢棄物焚化爐 戴奧辛管制及排放標準	廢棄物焚化爐 戴奧辛管制及排放標準
投入量	1. 新設：0.5 2. 既存：1.0	1. 設計量 >4 噸 /hr：0.1 2. 設計量 <4 噸 /hr：0.5	設計量 >10 噸 /hr：0.1
未投入 替代燃料	既存廠 應符合 1.0	無須符合	無須符合
投入量 <4 噸 /hr	既存廠需同時符合 固定源標準 1.0 及中小型焚化爐標準 0.5		無須符合
投入量 4~10 噸 /hr	既存廠需同時符合 固定源標準 1.0 及中小型焚化爐標準 0.1		無須符合
投入量 >10 噸 /hr	既存廠需同時符合 固定源標準 1.0、中小型焚化爐標準 0.1 及廢棄物焚化爐標準 0.1		

單位：ng-TEQ/Nm³。

2.7 排放現況分析

在戴奧辛排放濃度的部分，本研究彙整國內 9 座水泥窯之歷年戴奧辛檢測數據，以利觀察是否有隨著循環經濟之推動而導致排放濃度持續增加。由圖 10 可知，戴奧辛檢測濃度多介於 0~0.01 ng I-TEQ/m³ 之間，高於 0.1 ng I-TEQ/m³ 之比例僅占 5%。

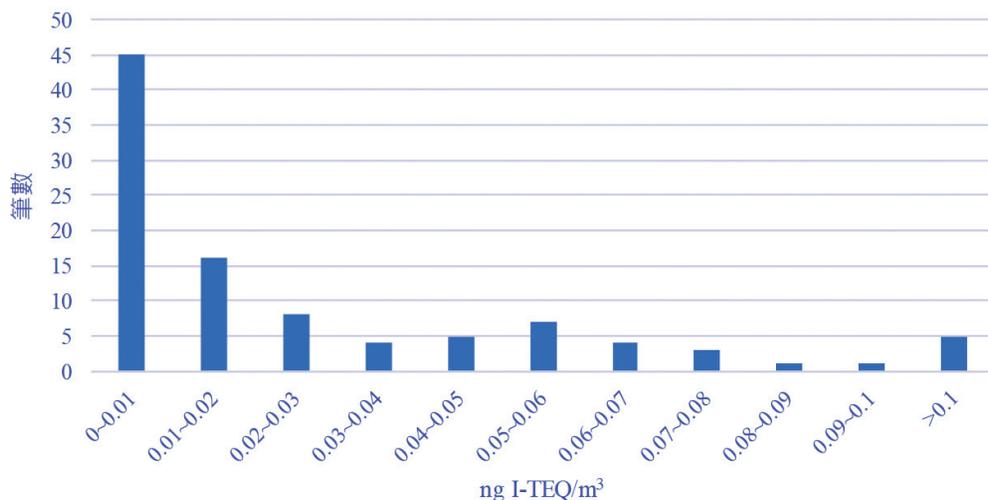


圖 10 國內水泥廠歷年戴奧辛檢測濃度分布

上述 5% 高於 0.1 ng I-TEQ/m^3 之檢測數據的操作背景為替代 (原) 燃料投入量小於 4 公噸 / 小時，因此適用「中小型廢棄物焚化爐戴奧辛管制及排放標準」之 0.5 ng I-TEQ/m^3 ，故水泥業歷年檢測數據仍皆符合法規標準。

至於增量趨勢的部分，本研究將 2013~2021 年之檢測數據依年份彙整 (圖 11)，亦未見有逐漸增加之趨勢。顯示在循環經濟的推動初期，即便業者使用上述替代燃料及替代原料，仍可有效處理戴奧辛，穩定低於排放標準。

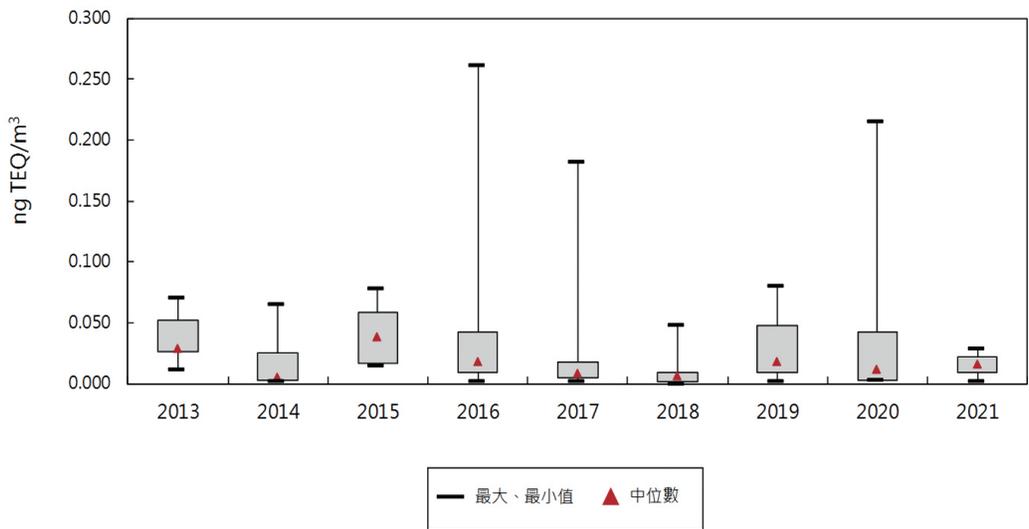


圖 11 國內水泥廠歷年戴奧辛檢測濃度

綜上所述，依現階段檢測數據應可判定業者投入替代燃料對於戴奧辛之排放應無超標之虞。但隨著政策的推動，替代原料及替代燃料之比例將越見提升，爾後於高投入替代率狀況下，水泥窯業者將需面對隨之下修的適用排放標準 (0.1 ng I-TEQ/m^3)，然戴奧辛排放卻將可能升高，故應再予以關注水泥旋窯加大力度推展循環經濟，協助去化高氯廢棄物時，對於戴奧辛排放是否能符合可能加嚴的排放標準問題。本團隊除將持續追蹤與研究水泥窯之戴奧辛濃度變化外，亦提出建議業者藉由氯旁通系統降低投入替代原料及替代燃料後水泥窯之氯離子濃度，以進一步抑制戴奧辛生成潛勢並降低排放。

三、結論與建議

水泥業窯體之特性使其具備其他行業未有之戴奧辛抑制機制：首先，水泥窯溫度較高、停留時間較長，且為充分混合生料，其擾流程度也較一般焚化爐或鍋爐大，有較佳之 3T 條件，可有效破壞戴奧辛；其次，廢氣流向與物料流向相反，使窯內產生物料循環，將氯離子閉鎖在固定區間內；此外，生料中含有大量的 K、Na、Ca 等無機物，可將氯離子礦化為 KCl、NaCl 及 CaCl₂，減少氯離子與芳香烴反應形成戴奧辛之機率。再者，水泥窯中含有大量之 CaO 亦可抑制戴奧辛之生成。另外，相對於焚化爐，水泥窯為鹼性環境，可有效降低 Deacon 效應，不易生成氯氣與氯化芳香烴，同樣可降低戴奧辛生成之機率。若仍生成戴奧辛，依文獻顯示亦多以固相形式存在，則可藉由粒狀物防制設備有效去除。

上述分析總結水泥業之特性對於戴奧辛生成機制之影響，本研究依此提出以下 3 點建議，包含：高溫破壞、源頭管制及管末處理等 3 個部分。首先，因戴奧辛是由大分子芳香烴有機物氯化生成，故針對芳香烴之原料（如：廢有機溶劑），建議由窯頭高溫破壞芳香烴有機物；其次，除了水泥業原有之氯迴圈及氯礦化作用外，建議搭配設置氯旁通系統，降低殘餘大分子芳香烴有機物氯化的可能性，以因應未來替代率提高後，法規標準趨嚴及系統內氯離子的可能增量，提高法規符合度；最後，若業者現階段仍以靜電集塵器作為粒狀物防制設備，建議在未來可改善為電袋複合或袋式集塵器，提高粒狀物戴奧辛之處理效率。藉由上述 3 項建議，在未來替代率提升後，水泥業應仍可有效處理戴奧辛之排放。

參考文獻

環境保護署，水泥窯使用廢溶劑作為輔助燃料認定原則，90 年 4 月 2 日。

行政院，循環經濟推動方案，<https://www.ey.gov.tw/>

周宜雄、周麗芳（2019）。認識水泥與水泥永續製造。

Zheng et al., (2012), Review of technologies for mercury removal from flue gas from cement production processes, Progress in Energy and Combustion Science

Mutz, etc. (2006), Co-processing Waste Materials in Cement Production, The GTZ-Holcim Public Private Partnership, International Journal of Environmental Technology and Management, pp. 300-309.

Cheng, etc. (2010). Curbing dioxin emissions from municipal solid waste incineration in China: Re-thinking about management policies and practices. Environmental pollution (Barking, Essex : 1987). 158. 2809-14.

KHD Humboldt Wedag GmbH (2014) .Alternative fuels in the cement manufacturing process,https://www.zkg.de/en/artikel/zkg_Alternative_fuels_in_the_cement_manufacturing_process_2018862.html, 06/2014.

Yong, etc. (2005), Influence of metal oxides on PCDD/Fs formation from pentachlorophenol, Chemosphere, Volume 60, Issue 7, 2005.

Sen, etc. (2018). Experiment on NO_x reduction by advanced reburning in cement precalciner, Fuel, Volume 224, 2018.

Li,etc. (2014). Mass balance of dioxins over a cement kiln in China. Waste management (New York, N.Y.). 36.

Karstensen, etc. (2008). Formation, release and control of dioxins in cement kilns. Chemosphere. 70. 543-60.

20 水泥窯 Dioxin 抑制生成機制及濃度檢討

Reiterer, etc. (2004). PCDD/PCDF data from Lafarge. Lafarge Centre Technique Europe Centrale GMBH, Gumpendorfer Strasse 19, Postfach 264, A-1060 Wien, Austria.

Liu, etc (2015). Field pilot study on emissions, formations and distributions of PCDD/Fs from cement kiln co-processing fly ash from municipal solid waste incinerations. *J Hazard Mater.* 2015 Dec 15;299:471-8. doi: 10.1016/j.jhazmat.2015.07.052. Epub 2015 Jul 26. PMID: 26241773.

豐達水泥 (2021.12) 。<https://wemp.app/posts/7d4e829a-8f3b-48b9-9e6f-dc4c8072e7e8>

和田肇、寺崎淳一 (2006) ，水泥窯抽出氣體之處理方法、氯旁通系統及水泥燒成裝置，中華民國智慧財產局，證書號數：TW1625210B。

Yan,etc. (2005). Trace organic pollutants emission from large-scale circulating fluidized bed incinerators of co-firing Chinese MSW and coal. In: *Proceedings of the 18th International Conference on Fluidized Bed Combustion*; Toronto, Canada, pp. 345e352.

Yuanjing, etc.(2012), Review of technologies for mercury removal from flue gas from cement production processes, *Progress in Energy and Combustion Science*, Volume 38, Issue 5, 2012, Pages 599-629, ISSN 0360-1285.

洪朝卿 (2005) 。降低污泥焚化爐煙氣戴奧辛排放之研究。國立中央大學環境工程研究所碩士在職專班碩士論文。

盧彥廷、陳秉圻、吳宗德、郭子豪 (2019) 。水泥業升級空污防制設備因應循環經濟案例探討。經濟部工業局 108 年「綠色技術與工程實務研討會」。

經濟部工業局 (2021) 「輔導產業低污染排放技術計畫」110 年度專案計畫期末執行成果報告。

空氣污染與噪音類

事業廢棄物流體化床焚化爐之空氣污染 防制設備實廠應用

許豐億**、林洋宇**、邵昆佑**、曾好婷**、高佳君**、韓煌吉*

摘要

據環保署統計，111 年臺灣事業廢棄物的產出量高達 2,145 萬公噸，其種類與性質相當複雜，處理需求也隨之增加，本案之事業廢棄物流體化床焚化爐，為考量節能減碳、環評要求及空氣污染物排放標準日趨嚴格等因素，透過提升既有空氣污染防制設備效能，以達前述之目的，藉由將除酸系統藥劑由乾式消石灰改使用乾式碳酸氫鈉，並搭配磨粉機以提升除酸效率，而除氮系統藥劑則由液態尿素改使用氨水，其具較高的去除效率，且可減少溫室氣體之產生，達到減碳之效益。

除針對廢氣處理系統的藥劑改善外，本案亦導入計算流體力學 (Computational Fluid Dynamics, CFD) 模擬技術，模擬實際運轉後的溫度、流場及物質分布情況，作為注藥點選擇輔助工具，此外，搭配煙囪連續監測系統之空氣污染監測值，利用分散式控制系統 (Distributed Control System, DCS) 將訊號值回傳給現場控制盤計算最佳化學藥品噴入量，可使化學藥劑的使用效益最大化。

22 事業廢棄物流體化床焚化爐之空氣污染防治設備實廠應用

空污防制設備改善後之硫氧化物、氯化氫、氮氧化物排放量及氨氣逸散量皆有減少，且溫室氣體排放量亦可降低，使本案達成原規劃減碳、減排、減量之設計目標，符合經濟效益及環境永續之目的。

【關鍵字】流體化床焚化爐、碳酸氫鈉除酸系統、氨水除氮系統、節能減碳

* 信鼎技術服務股份有限公司 廠長

** 信鼎技術服務股份有限公司 工程師

一、緣由與目的

本文應用案例為處理事業廢棄物之流體化床焚化廠(以下簡稱本案)，本案收受之廢棄物主要為一般事業廢棄物及有害事業廢棄物，種類估計逾 90 種以上，可分為固狀、液狀及泥狀等 3 種型態之廢棄物。由於收受之事業廢棄物型態多元且複雜，故爐型選用在相同熱負荷下可進行單一廢棄物或混合廢棄物處理之氣泡式流體化床，透過流體化床流動效應增加反應接觸面積，使燃燒效率增加，且此爐床特性可聚存大量熱能，對廢棄物特性變動的包容性較大，藉由多重進料設備之廢棄物混燒之自動切斷控制系統避免於任何情況下之污染物或燃燒不完全產物對外排放，以妥善處理廢棄物，流體化床基本資料摘要如表 1 所示。

表 1 流體化床基本資料

項目	說明
焚化爐爐型	流體化床焚化爐
焚化處理容量	80 公噸 / 日
操作溫度	850~1,050°C
廢棄物種類	製程有害事業廢棄物 (A 類) 毒性有害事業廢棄物 (B 類) 有害特性認定廢棄物 (C 類) 一般事業廢棄物 (D 類)

廢棄物焚燒會產出 NO_x、SO_x 等酸性氣體，排入大氣經由化學反應造成之雨水酸化或產生其他衍生性污染物，對環境造成不同程度的危害，又因本案營運迄今已 20 年，隨著營運年數不斷上升，機電設備逐年劣化及效能降低，在考量節能減碳、環評要求及空氣污染物排放標準日趨嚴格等因素，故本案研擬更新空氣污染防制設備的除酸及除氮系統的加藥程序，以提升空污防制能力，降低空污排放值，達到環境永續之目標。

二、防制設備設計理念及執行成效

考量「空氣污染防制法」及其子法之空氣污染防制規範逐漸加嚴，為降低廢氣對於空氣品質之影響，本案空氣污染防制設備採用去除效率高的碳酸氫鈉除酸技術及氨水除氨系統，以降低硫氧化物、氮氧化物及氯化氫等空氣污染物排放濃度，其所使用的化學藥劑共 2 種，其改善前後差異詳如表 2 所示。

表 2 空氣污染防制設備使用之化藥差異

空氣污染防制設備	改善前使用之化藥	改善後使用之化藥
除酸系統	消石灰	碳酸氫鈉
除氨系統	尿素	氨水

2.1 除酸系統應用及設計理念

本案除酸系統原設計以乾式消石灰除酸系統搭配袋濾式集塵器，其具有占地空間小、操作維護容易、單價低等優點，因此在其他實廠中除酸系統仍以使用乾式消石灰較為普及，因事業廢棄物特性複雜，環保法令日趨於嚴格，本案現有乾式消石灰除酸系統已無法符合未來的使用需求，在歐盟工業排放指令 (Industrial Emissions Directive, IED) 中，廢氣中噴入乾式碳酸氫鈉被認為是去除酸性氣體最可靠的技術之一 (Dal Pozzo et al., 2017)，因此為強化本案除酸系統的功能，藥劑由乾式消石灰改使用具有較高酸性氣體去除效率及反應溫度區間廣的乾式碳酸氫鈉 (徐洪陞, 2014)，經研究顯示，搭配觸媒系統使用，可提升碳酸氫鈉反應效率，且可以降低反應灰的生成量 (張君偉等, 2019)。

本案藉由計算流體力學 (Computational Fluid Dynamics, CFD) 模擬技術，評估乾式碳酸氫鈉最佳噴注藥點 (如圖 1~2)，選定藥劑噴入口位置位於本案製程的鍋爐出口至噴霧冷卻塔入口煙道段，以確保藥劑與廢氣混和均勻，規劃設計之廢氣處理流程如圖 3 所示，因一般市售碳酸氫鈉無法直接噴入焚化爐內，考量乾式碳酸氫鈉顆粒大小與空氣污染物的接觸面積會影響其除酸效率，故設置磨粉機 (如圖 4~5) 將乾式碳酸氫鈉粗顆粒磨至粒徑 D_{90} 小於 $35 \mu\text{m}$ (細顆粒)，細顆粒則直接噴入煙道中，此做法除可縮短輸送管

線的距離，亦可解決磨粉後乾式碳酸氫鈉再次結塊的問題，乾式碳酸氫鈉進入煙道後在高溫環境中會產生熱反應，使其表面形成多孔隙的狀態（如圖 6~7），以增加表面積與酸性氣體反應，乾式碳酸氫鈉噴入量則以煙道的連續自動監測系統 (Continuous Emission Monitoring Systems, CEMS) SO_x 及 HCl 即時監測值，藉由分散式控制系統 (Distributed Control System, DCS) 將訊號值傳送至現場控制盤的可編程邏輯控制器 (Programmable Logic Controller, PLC)，其會依據監測值計算乾式碳酸氫鈉的噴入量，進而達到自動控制，以確保酸性氣體能有效被去除，使廢氣排放值符合排放標準。

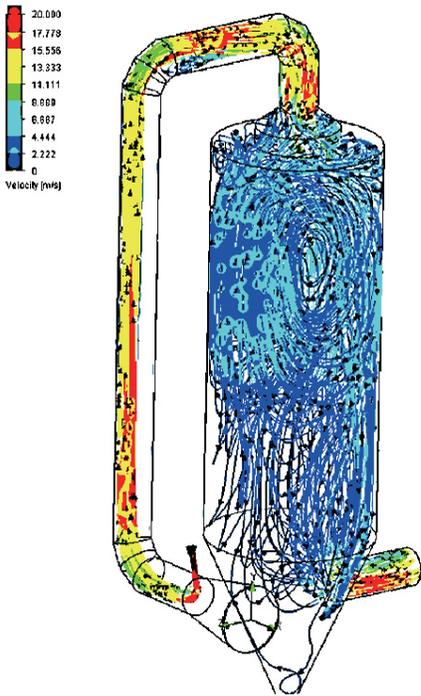


圖 1 CFD 模擬流速變化 (碳酸氫鈉)

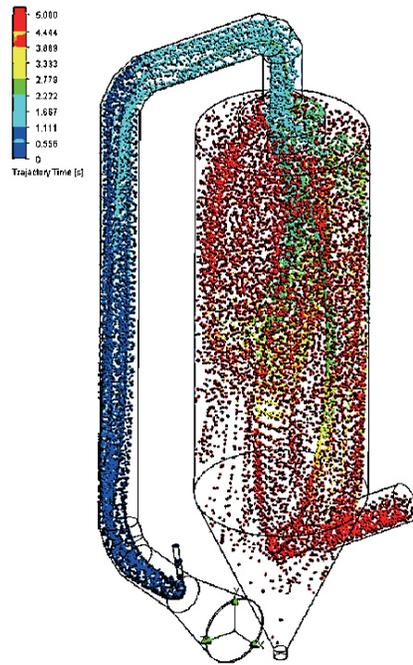


圖 2 CFD 模擬軌跡時間 (碳酸氫鈉)

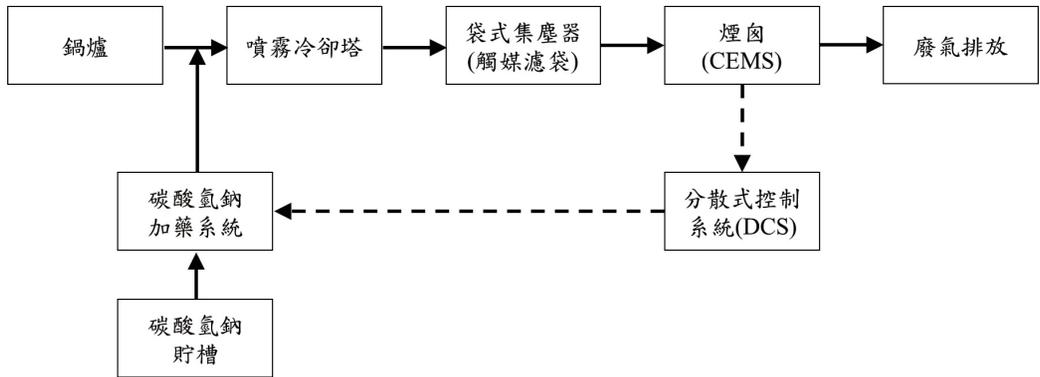


圖 3 除酸系統流程示意圖



圖 4 磨粉機實廠設置



圖 5 磨粉機內部構造

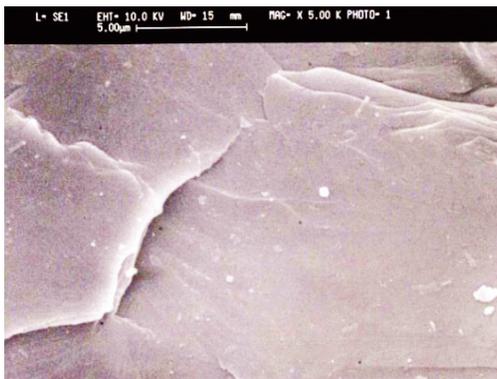


圖 6 碳酸氫鈉表面孔隙 (未加熱)

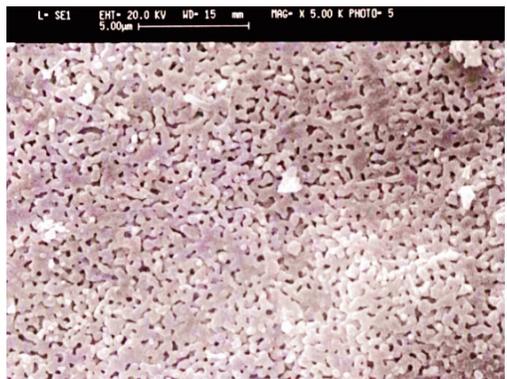


圖 7 碳酸氫鈉表面孔隙 (熱反應後)

2.2 除氮系統應用及設計理念

本案原設計除氮系統採用液態尿素，於焚化爐乾舷區噴入爐內，因廢棄物多重進料模式使得氮氧化物排放濃度變化很大。一般氮氧化物主要來源包含燃料型氮氧化物 (Fuel NO_x) 及熱力型氮氧化物 (Thermal NO_x)，燃料型氮氧化物 (Fuel NO_x) 主要是廢棄物中氮元素於燃燒過程中氧化生成，熱力型氮氧化物係由高溫下 ($1,200\sim 1,600^\circ\text{C}$) 燃燒空氣中氮氣氧化而形成 (簡聰文, 2022)，因一般流體化床燃燒乾舷區操作溫度約 950°C ，在此溫度下，不易形成熱力型氮氧化物，因此本案主要的氮氧化物來自於燃料型氮氧化物。

由於流體化床操作平均溫度在 $850\sim 950^\circ\text{C}$ 之間，此一反應溫度非既有還原劑尿素之最佳反應溫度 (Horton, 2006)，以致還原劑用量增加，加上尿素於高溫分解反應時會釋放 CO_2 及產生少量 N_2O (Kim, 2012)， N_2O 及 CO_2 屬於溫室氣體， N_2O 全球變暖潛能值 (GWP) 為 CO_2 的 296 倍，也會增加碳排，故還原劑選用氨水可達較高的去除效率 (Østberg et al., 1997) 及減碳之效益。此外， N_2O 於大氣中會與氧原子反應形成一氧化氮 (NO)，NO 在臭氧層中再次與臭氧 (O_3) 發生反應並破壞之，故選用氨水的同時也可達到保護臭氧層的效果，因此為強化本案除氮系統的功能，藥劑由液態尿素改使用具有較高去除效率的氨水，經研究顯示，搭配觸媒進行催化還原反應，為有效的除氮技術 (Radojevic, 1998)。

本案經由 CFD 模擬技術分析流體化床燃燒過程和污染物排放，以評估藥劑最適當之製程反應溫度區段，用以規劃藥劑注入點位置，模擬完成之溫度等高線圖 (如圖 8~9 所示)，搭配氨水噴入濃度分布圖，決定最佳之噴入位置，規劃設計之廢氣處理流程如圖 10 所示，通常氨水反應的溫度約在 $900\sim 1,100^\circ\text{C}$ 之間，故選擇於流體化床焚化爐乾舷區 (實際溫度約 $900\sim 950^\circ\text{C}$) 作為最佳噴入點，此噴入點提供足夠的停留時間可以使氨水與氮氧化物充分混合，確保氮氧化物的去除效率，氨水噴入量則以煙道 CEMS 的 NO_x 即時監測值，於 DCS 系統將訊號值傳送至現場控制盤的 PLC，其會依據監測值計算氨水溶液的噴入量，以達到自動控制的目的，另空污防制設備袋式集塵器搭配觸媒濾袋，以確保氮氧化物能有效被去除及控制氮的逸散量，避免造成臭味

逸散、煙囪產出白煙及銨鹽沉積在鍋爐爐管上發生積垢等問題，確保可降低 NH₃ 排放濃度，並進一步降低 NO_x 排放濃度，達到環境友善之目的。

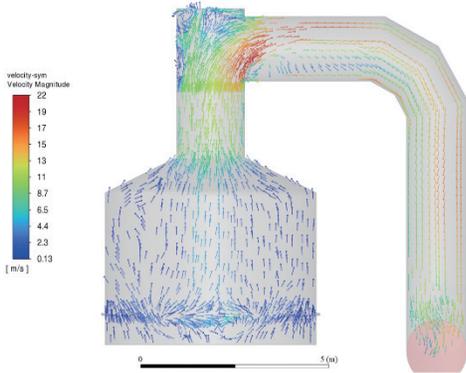


圖 8 CFD 模擬流速變化 (氨水)

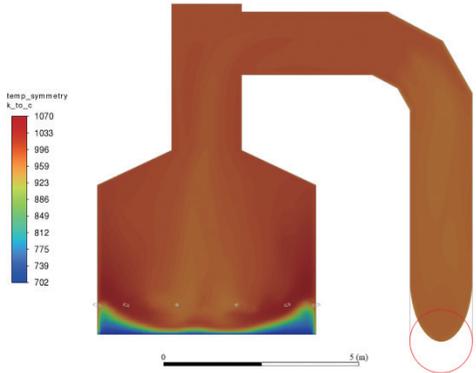


圖 9 CFD 模擬溫度變化 (氨水)

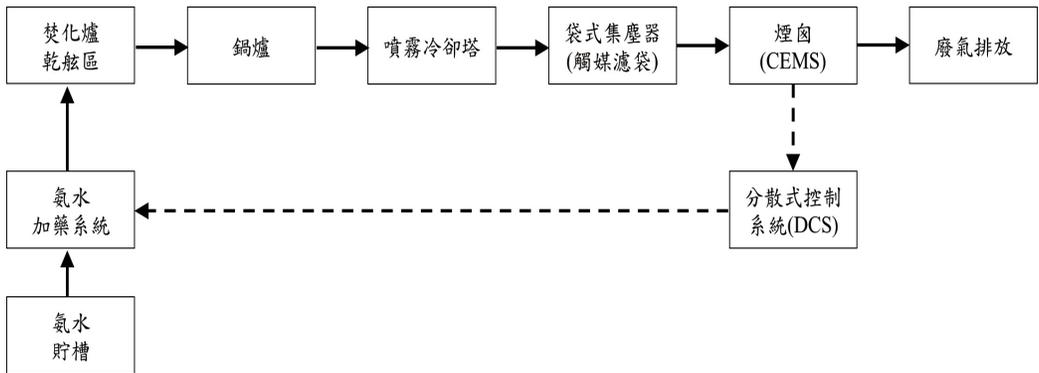


圖 10 除氮系統流程示意圖

2.3 除酸、除氮系統執行成效

本案以自動連續監測系統監測結果比較改善前 (2022/01~04) 與改善後 (2023/01~04) 之差異，由表 3 可得每月硫氧化物排放濃度平均值可降低 65%，排放量減少 589.30 公斤 (約減少 7.07 公噸/年)，計算焚化每公噸廢棄物之硫氧化物排放量由 0.40 公斤降至 0.13 公斤，由表 4 可得每月氯化氫排放濃度平均值可降低 50%，排放量減少 14.5 公斤 (約減少 0.17 公噸/年)，計算處理每公噸廢棄物之氯化氫排放量

由 0.010 公斤降至 0.004 公斤；除氮系統由尿素改用氨水，由表 5 可得每月氮氧化物排放濃度平均值可降低 47%，平均排放量減少 498.3 公斤（約減少 5.98 公噸 / 年），計算焚化每公噸廢棄物之氮氧化物排放量由 0.44 公斤降至 0.23 公斤，由表 6 可得每月氨氣逸散濃度平均值可降低 61%，平均逸散量減少 18.9 公斤（約減少 0.23 公噸 / 年），計算焚化每公噸廢棄物之氨氣逸散量由 0.013 公斤降至 0.005 公斤。

導入 CFD 模擬技術模擬流體化床的溫度及流場分布，選擇藥劑噴入點並模擬還原劑擴散，除可有效去除氮氧化物外，亦可減少噴入尿素所反應生成的二氧化碳排放量約 30 公噸 CO₂e / 年，達成原規劃減碳、減排、減量之設計目標，使本案朝環境永續處理更邁進一步。

表 3 除酸系統 - 硫氧化物減量成效

項目	2022/01~04	2023/01~04	減量成效
硫氧化物月平均值 (ppm)	22.2	7.8	65%
硫氧化物排放量 (公斤 / 月)	866.6	277.3	589.30
廢棄物焚化處理量 (公噸 / 月)	2,181	2,070	-
每公噸廢棄物焚化 - 硫氧化物排放量 (公斤)	0.40	0.13	0.27

表 4 除酸系統 - 氯化氫減量成效

項目	2022/01~04	2023/01~04	減量成效
氯化氫月平均值 (ppm)	1.0	0.5	50%
氯化氫排放量 (公斤 / 月)	22.7	8.2	14.5
廢棄物焚化處理量 (公噸 / 月)	2,181	2,070	-
每公噸廢棄物焚化 - 氯化氫排放量 (公斤)	0.010	0.004	0.006

表 5 除氮系統 - 氮氧化物減量成效

項目	2022/01~04	2023/01~04	減量成效
氮氧化物月平均值 (ppm)	34.4	18.3	47%
氮氧化物排放量 (公斤 / 月)	965.0	466.7	498.3
廢棄物焚化處理量 (公噸 / 月)	2,181	2,070	-
每公噸廢棄物焚化 - 氮氧化物排放量 (公斤)	0.44	0.23	0.21

表 6 除氮系統 - 氮氧化物減量成效

項目	2022/01~04	2023/01~04	減量成效
氨氣月平均值 (ppm)	2.8	1.1	61%
氨氣逸散量 (公斤 / 月)	28.9	10.0	18.9
廢棄物焚化處理量 (公噸 / 月)	2,181	2,070	-
每公噸廢棄物焚化 - 氨氣逸散量 (公斤)	0.013	0.005	0.009

三、結論與建議

3.1 結論

在本案廢氣處理系統升級除酸 (碳酸氫鈉) 及除氮系統 (氨水) 的加藥程序，以面對複雜的廢棄物種類，藉由導入此先進的控制技術，除可與嚴謹的空氣污染排放標準接軌外，亦達到友善環境的目的。本次化學藥劑改使用乾式碳酸氫鈉及氨水，搭配煙囪連續監測系統的空氣污染監測值，利用 DCS 系統將訊號值回傳給現場控制盤的 PLC 計算最佳化學藥品噴入量，以合理範圍使用化學藥劑。乾式碳酸氫鈉有易結塊之特性，亦需注意其噴入廢氣煙道中的顆粒徑大小，研磨粒徑越細去除效率越高，氨水相較於尿素屬於碳排放量較少的化學藥劑，另經由計算流體力學 (Computational Fluid Dynamics, CFD) 模式模擬分析流體化床燃燒過程和污染物排放分析，選擇本案製程中最佳的化學藥品噴入點，以確保藥劑能與廢氣充分混和均勻，能有效降低酸性氣體及氮氧化物，達到符合經濟效益及降低污染物排放量環境永續之目的。

3.2 建議

與原設計的除酸藥劑乾式消石灰、除氮藥劑液態尿素相比，乾式碳酸氫鈉及氨水操作成本仍較高，建議評估時除藥劑經濟成本外，亦需考量環境效益，如注入藥劑的溫度區間、使用量、噴入粒徑及煙道廢氣中混和情況，皆會影響污染物排放量，另本案搭配之觸媒濾袋亦需考量其使用壽命、濾袋毒化及粉塵造成的磨蝕與阻塞等問題。

參考文獻

- 古家宇 (2018)，崑鼎操作流體化床焚化爐－維持連續五年滿載運轉，崑鼎電子報，第 4 期。
- 徐洪陞 (2014)，都市垃圾焚化爐廢氣處理系統除酸功能穩定度提升之研究。
- 張君偉 (2019)，碳酸氫鈉於廢棄物焚化爐除酸系統之應用，工業污染防治，第 147 期，p207~216。
- 簡聰文 (2022)，探討東部某水泥廠改善 SNCR 煙氣脫硝之效益，中華民國環境工程學會 2022 空氣污染控制技術研討會。
- Dal Pozzo, A., Guglielmi, D., Antonioni, G., & Tugnoli, A. (2017). Sustainability analysis of dry treatment technologies for acid gas removal in waste-to-energy plants. *Journal of Cleaner Production*, 162, p1061~1074.
- Horton J., Miller, F.M. (2006). Use of SNCR to control emissions of oxides of nitrogen from cement plants. 2006 IEEE Cement Industry Technical Conference Record, p 316 – 344.
- Radojevic, M. (1998). Reduction of nitrogen oxides in flue gases. *Environmental Pollution*, 102(1), p 685-689.
- Østberg, M., Dam-Johansen, K., & Johnsson, J. E. (1997). Influence of mixing on the SNCR process. *Chemical Engineering Science*, 52(15), p2511~2525.
- Kim, J. M. (2012). A Study on the Reduction Mechanism of NO_x and N₂O in Urea-SNCR Process (Doctoral dissertation, School of Environmental Engineering, The University of Seoul).

空氣污染與噪音類

應用先進技術監測隱形汞空氣污染排放 與相對應之去除技術

劉鎧銘*、柯忠佑*、白斌傑**

摘 要

台灣多年由於工業化、都市化的巨大環境變遷影響，也間接提升人民對生活居住品質的意識。我國政府目標於 2025 年燃氣發電比例提升至 50%，而燃煤電力為 30%，因此在「增氣減煤」趨勢下，燃煤電力部門對污染物減排與發電效率提升勢在必行，否則燃煤電廠面臨退場機制。

根據我國環保署專案報告指出 (2021)，在國內汞年排放量約 1.75 公噸，主要來源為電力能源產源 (即燃煤電廠及燃煤汽電共生鍋爐) 與水泥旋窯。也因此目前我國汞排放標準有針對特定業別之廢棄物焚化爐空氣污染物排放標準、電力設施空氣污染物排放標準以及廣泛適用的固定污染源有害空氣污染物排放標準來管制各行業。

燃煤發電燃燒產生的汞污染物，以不同型態之氣態汞 (元素汞 (Hg^0)、氧化汞 (Hg^{2+})、粒狀汞 (HgP)) 循環流布於空氣、土壤、水體。對於汞的去除技術，除既有空污防制設備 (SCR、FGD、ESP 或 FF) 已具備一定程度的除汞效果，但此皆非專門針對汞的去除技術。煤種的不同，會影響氣態汞的比例，現有氣態汞去除技術有燃料鹵素添加法、觸媒氧化法 (高汞氧化觸媒)、吸附劑注入法、Sorbent Polymer Catalyst (SPC) 法等，但欲達到除汞最佳化，就需仰賴可同時量測元素汞與氧化汞之汞連續自

34 應用先進技術監測隱形汞空氣污染排放與相對應之去除技術

動監測設施，評估元素汞與氧化汞於煙氣中的比例，搭配環境法令面、現地空間、既有空污防制設備、廢棄物 / 廢水處理、經濟效益、運維難易等面向進行選擇；現今已有商業化汞連續自動監測技術如 Zeeman AAS、CVAAS、CVAFS、Au-CVAFS，國內也有燃煤電廠於 2021 年完成 3 套 CVAFS 汞連續自動監測設施，並以 USEPA Method 30B 方法手動採樣方法平行比對驗證汞連續自動監測設施準確性，其結果顯示汞連續自動監測設施數據具有可信度。也因此該電廠於其他廠區既有燃煤機組 AQCS(Air Quality Control System)改善工程的同時，進行 6 套 CVAFS 汞連續自動監測設施安裝。

【關鍵字】汞、汞連續自動監測設施

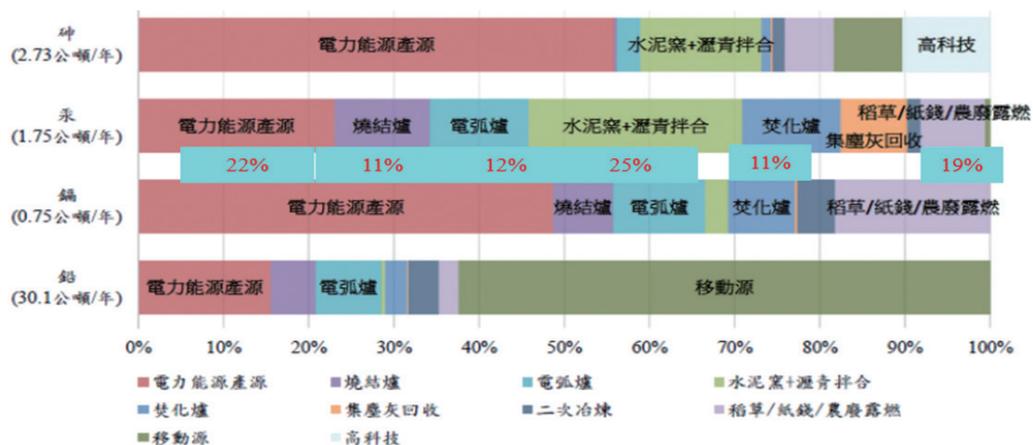
- | | | |
|----|-----------------|----------|
| * | 台灣賽默飛世爾科技股份有限公司 | 環境製程監測部門 |
| ** | 肯塔基大學土木系環工組 | 博士 |

一、前言

台灣多年來由於工業化、都市化的巨大環境變遷影響，也間接提升人民對生活居住品質的意識，因而對於居住環境的空氣品質特別關注。我國環保機關亦致力於改善空氣品質，於 2016 年行政院特別召集環保署及相關部會針對空氣污染防治召開策略規劃會議，並於 2017 年通過「空氣污染防治策略」全力改善空氣品質，以期建立一個永續、美麗又健康的臺灣。

隨著我國政府積極推動 2025 非核家園、2050 淨零排放能源轉型政策，目標於 2025 年燃氣發電比例提升至 50%，而燃煤電力為 30%，因此在「增氣減煤」趨勢下，燃煤電力部門對污染物減排與發電效率提升勢在必行，否則燃煤電廠面臨退場機制。

燃煤發電是一種會影響空氣品質的發電模式，燃燒排放污染物主要有二氧化硫、氮氧化物、汞以及各種懸浮微粒，其中汞議題之所以熱門，主因為汞的沸點很低，在燃燒過程中它都是以氣態存在，循環流布於空氣、土壤、水體，多重相的轉變增加排放管理複雜度，成為全球性關注的污染問題。根據我國環保署專案報告(行政院環境保護署(2021))指出，在國內汞年排放量約 1.75 公噸，各行業別排放占比如圖 1 所示，主要來源為電力能源產源(即燃煤電廠及燃煤汽電共生鍋爐，22%)與水泥窯(25%)。也因此我國汞排放標準有針對特定業別之廢棄物焚化爐空氣污染物排放標準、電力設施空氣污染物排放標準以及廣泛適用的固定污染源有害空氣污染物排放標準。



資料來源：行政院環境保護署(2021)，固定污染源戴奧辛及重金屬空氣品質監測及輔導減量計畫，EPA-110-FA12-03-A124。

圖 1 國內 2020 各重金屬之主要排放源

汞跟一般有機性物質不同，它屬物質不滅定律，從固相變成氣相、再從氣相變回固相。附著在粒狀物的汞基本上透過 ESP(electrostatic precipitator) 或 FF(fabric filter) 集塵防制設備就能控制，但氣態汞(元素汞/氧化汞)就很麻煩，因為它本身很不活潑，一旦排放就會隨著大氣層在全球流通。

由於元素汞難溶於水，但氧化汞易溶於水，本文將說明「煙道中汞連續監測系統(Hg CEMS)」來監測元素汞和氧化汞這兩者濃度，透過後端連續監測數據來做為最佳汞控制技術的選擇。

二、汞分析量測技術

2.1 量測技術

美國環保署於 2011 年年底針對火力發電廠制訂有害空氣污染物排放標準，即 Mercury and Air Toxics Standards (MATS)，並於 2012/4/16 生效，對於重金屬部份分為汞與非汞重金屬進行管制，而非汞重金屬則可以監測粒狀物替代，對於汞重金屬管制標準如表 1 所示【Environmental Protection Agency, 40 CFR Part 63】。其中針對 Solid fuel/IGCC units 汞的監測依不同條件採用汞連續自動監測設施(Hg Continuous Emission Monitoring System, Hg CEMS) 或連續採樣/手動分析的吸附劑採樣分析法(Sorbent trap monitoring)。其他受要求的對象包含水泥製造業(Portland Cement MACT)需於 2015/9/9 完成、焚化爐系列(Commercial/Industrial Solid Waste Incinerators, CISWI)需於 2013/8/7 完成、鍋爐(Boiler MACT)需於 2016/1/31、下水道污泥焚化爐(Sewage Sludge Incinerators)需於 2016/3/21 完成【Robin Segall (2015)】。

表 1 美國 MATS 法規既有 EGU 設施汞排放標準

	排放限值
燃煤機組	1.30×10^{-2} lb/GWh
IGCC	3.0×10^{-2} lb/GWh
液態燃油裝置 -continental (Liquid oil-fired unit)	2.0×10^{-3} lb/GWh

	排放限值
液態燃油裝置 -non-continental (Liquid oil-fired unit)	4.0×10^{-4} lb/GWh
固體衍生燃油裝置 (Solid oil-derived fuel-fired unit)	2.0×10^{-3} lb/GWh

目前排放管道中汞的採樣分析方法可分為傳統的手動採樣分析與吸附捕捉管 (Sorbent trap monitoring) 分析，其後續採集樣品分析以冷蒸氣原子吸收光譜法 (Cold-Vapor Atom Absorption Spectroscopy, CVAAS) 或冷蒸氣原子螢光法 (Cold-Vapor Atom Fluorescent Spectroscopy, CVAFS) 進行分析定量。國際上常見手動採樣分析法有美國 USEPA Method 29、Method 101A 及 ASTM D-6784-02 Ontario Hydro Method (OHM) 以吸收液進行重金屬或汞的吸收採樣並搭配 CVAAS，在我國則有排放管道中重金屬檢測方法 (NIEA A302.73C)、排放管道中汞檢測方法 (NIEA A303.70C)；而吸附捕捉管方法主要為 USEPA Method 30B (DETERMINATION OF TOTAL VAPOR PHASE MERCURY EMISSIONS FROM COAL-FIRED COMBUSTION SOURCES USING CARBON SORBENT TRAPS)。

而汞連續自動監測技術相對於有手動採樣分析方法更能即時監測，主要分析原理係將氧化汞 (Hg^{2+}) 於採樣點以轉化器進行轉化，分析得到總汞 (T-Hg Total Hg)，另未經轉化器者，為元素汞 (Hg^0)，再將總汞測值減去元素汞測值即得到氧化汞測值，常見分析技術如下，各廠牌彙整如表 2：

表 2 汞連續監測技術彙整表

品牌	Thermo Fisher ^{註1}	TEKRAN ^{註2}	SICK ^{註3}	ENVEA ^{註4}
型號	Mercury FreedomTM	3300Xi	MERCEM300Z	SM-4
系統結構	模組化設計，包含加熱式樣品傳輸管線、汞分析儀 80i、汞校準儀 81i、汞採樣管控制器 82i、汞採樣管 85、機櫃、附屬氮氣稀釋系統	模組化設計，2537Xi 汞分析儀、3321 樣氣預處理與控制單元、3310Xi 汞校準儀、3342 採樣管	採樣管、帶加熱式雙樣品傳輸管線、汞分析儀 (高溫轉化器 + 光學單元)、射流泵、內置式測試氣體發生器 (選配)	採樣管、採樣管控制模組、稀釋單元、低溫觸媒轉化器、加熱樣品傳輸管線、金汞齊濃縮吸附單元、汞分析儀

38 應用先進技術監測隱形汞空氣污染排放與相對應之去除技術

品牌	Thermo Fisher ^{註1}	TEKRAN ^{註2}	SICK ^{註3}	ENVEA ^{註4}
採樣方式	稀釋抽取法	稀釋抽取法	直接抽取法	稀釋抽取法
量測原理	CVAFS	CVAFS+ 純金汞齊富集	Zeeman AAS	CVAAS+ 純金汞齊富集
樣品傳輸管線溫度	120°C 樣品傳輸管線	180°C 樣品傳輸管線	185°C 樣品傳輸管線	120°C 樣品傳輸管線
校正方式	具 NIST 追溯的內置汞源 (81i)，可進行元素汞與總汞校準；轉化效率由內置 Hg 源產生的 Hg 蒸氣與已知濃度 Cl ₂ (標準氣體) 氧化成已知濃度 HgCl ₂	具 NIST 追溯的內置汞源 (3310Xi)，可進行元素汞與總汞校準；轉化效率由 3425HgCl ₂ 產生器產生 (HCl+Hg)	內置測試氣體發生器 (有三種濃度可以設定) 執行校正，選配 HgCl ₂ 溶液搭配蒸發器 (vaporizer) 進行轉化效率	具 NIST 追溯的內置汞源，選配離子汞氣體發生器進行轉化效率；也可使用來自外部標準器體如 HovaCal
量測成分	元素汞、氧化汞、總汞	元素汞、氧化汞、總汞	總汞	總汞
量測範圍	0~600 µg/m ³ (effective range before dilution)	0.01~15 µg/m ³ (最大可測 450 µg/m ³ ，稀釋比 30:1 時)	0~1,000 µg/m ³	0~1,000µg/m ³
水分與 SO ₂ 干擾	無	無	有	有
排放管道實際安裝之數量 (套)	9 套	無	無	無

註 1：Thermo Scientific™ Mercury Freedom System，

<https://www.thermofisher.com/order/catalog/product/80I>

註 2：Series 3300Xi Mercury CEM，

<https://www.tekran.com/products/flue-gas-cem/3300xi-speciating-cem/>

註 3：MERCCEM300Z，

<https://www.sick.com/ag/en/gas-analyzers/extractive-gas-analyzers/mercem300z/c/g175658>

註 4：SM-4, mercury monitor，

<https://www.envea.global/s/process/mercury-monitors-process/sm-4/?compare=9077>

1. Zeeman AAS(Zeeman atomic absorption spectrometry) 塞曼原子吸收光譜法：
以原子吸收光譜於 254nm 進行測定，無須預富集 (preconcentration) 與脫附，並使用塞曼效應背景校正法進行背景扣除，在中低濃度量測時，消除 SO₂ 干擾，儘管此方法可能有效，但是系統的檢測限和結果的準確性將隨著樣品中存在的背景干擾量而變化，而且使用的燈泡壽命短。【TEKRAN】
2. Cold-Vapor Atomic Absorption Spectroscopy (CVAAS) 冷蒸汽原子吸收光譜：
使用金富集預濃縮 (gold preconcentration) 技術搭配原子吸收光譜，儘管不需要氬氣，金對汞的吸收保留能力很好，可消除酸性氣體 (SO₂) 產生的干擾，相對的也會將其他化合物一併吸收，並於分析過程造成干擾。【TEKRAN】
3. Cold-Vapor Atomic Fluorescence Spectroscopy (CVAFS) 冷蒸汽原子螢光光譜：
利用汞原子吸收波長 253.7nm 的紫外光形成激態汞，當激態汞回到汞原子再發射出所吸收的能量，稱為螢光，其強度由光電倍增管監測，發出的螢光強度與 Hg 濃度成正比。由於紫外光經過濾使其僅允許波長 253.7nm 通過，因此此方法並無 SO₂ 干擾。【Dennis L. 等 (2004)】
4. Au-Cold-Vapor Atomic Fluorescence Spectroscopy (Au-CVAFS) 冷蒸汽原子螢光光譜：
使用分析原理同 CVAFS，使用金汞齊富集技術，以金將汞氣體吸附捕捉後再加熱使汞蒸發，經載氣氬氣輸送至原子螢光發射器進行分析。可消除氧氣和氮氣影響。【Dennis L. 等 (2004)】

2.2 現有臺灣實績汞連續監測分析儀介紹

我國某電廠於 2020 年完成國內第一套汞連續監測設施安裝 (行政院環保署, 2021)，並接續於 2021 年第一季完成第二、三套汞連續監測設施。該電廠使用監測設施為 Thermo Fisher Scientific Mercury Freedom™ System，整套汞監測系統由 Model 85 Hg Probe、Model 80i Hg Analyzer、Model 81i Hg Calibrator 和 Model 82i Probe Controller 組成，如圖 2。使用分析方法為 CVAFS，搭配該系統特有氬氣稀釋系統作為稀釋氣源，系統最低偵測極限可達 0.008 μg/m³ (分析儀偵測極限 1 ng/m³)。



**Sample
Analysis**



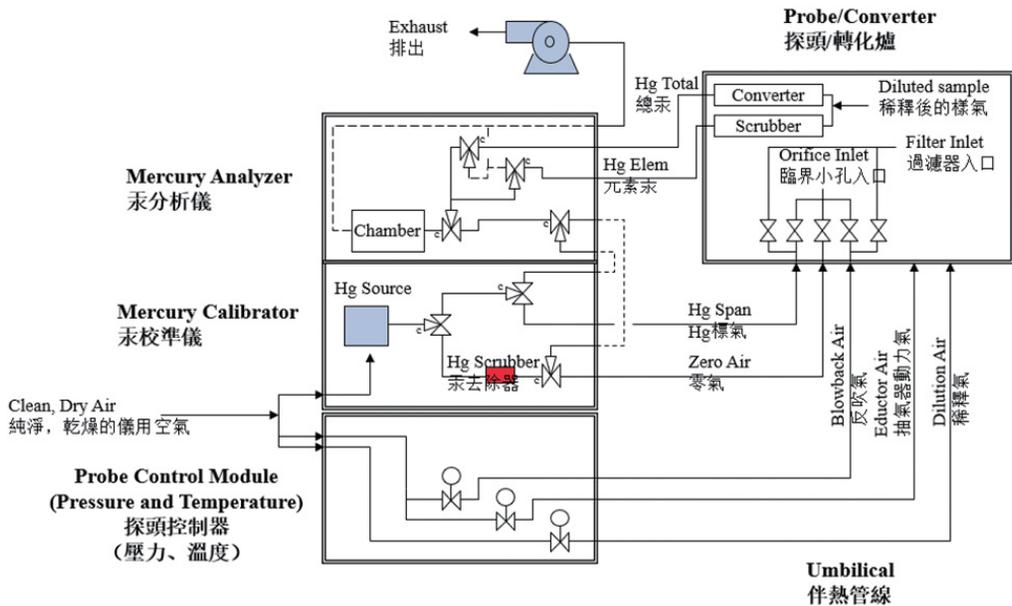
**Model 85 Hg
Probe**

**Sample Extraction, Dilution &
Conversion**

資料來源：柯忠佑 (2021)，「煙氣汞排放連續監測系統介紹」，「我國 HAPs 的排放監測與控制研討會」，台灣 PM_{2.5} 監測與控制產業發展協會

圖 2 Thermo Fisher Scientific Mercury Freedom™ System 現場安裝

此系統由樣氣處理、樣氣抽取、樣氣傳輸、汞分析儀和校準系統 5 部分構成，稀釋抽取採樣方法，即時測量，比金汞齊富 (Au-CVAFS) 批次量測能更快地反應現場狀況，有利於防制設備控制；氧化汞在排放管道取樣探頭內部即轉化，減少傳輸損失。整體架構如圖 3。



資料來源：柯忠佑 (2021)，「煙氣汞排放連續監測系統介紹」，「我國 HAPs 的排放監測與控制研討會」，台灣 PM_{2.5} 監測與控制產業發展協會

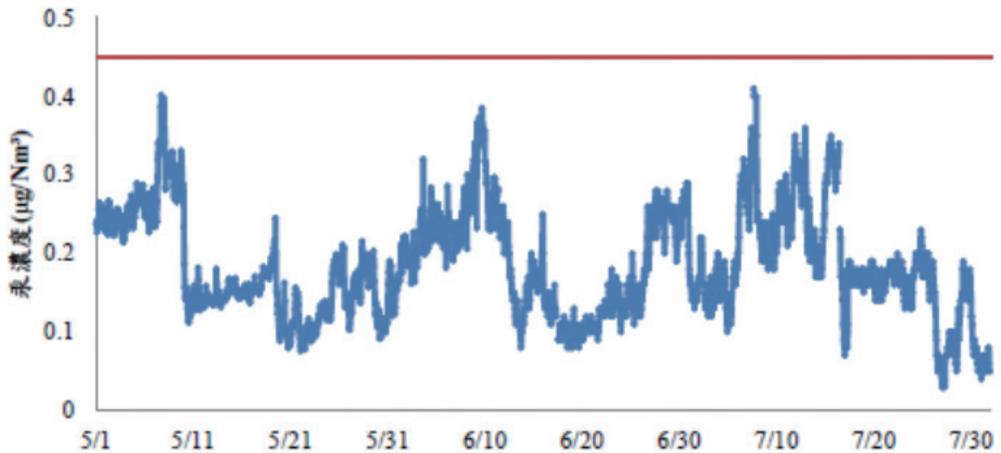
圖 3 Thermo Fisher Scientific Mercury Freedom™ System 架構

相較於 Au-CVAFS 原理系統，Thermo Fisher Scientific Mercury Freedom™ System 無需金汞齊富集系統，除了可實現即時數據傳輸提供監測數據，無使用氫氣、去離子水等附加設施，提高系統易用性，也避免催化管、金汞齊等部件的更換，降低維護成本。對於品保部分，系統校正使用具 NIST-Traceable 可追溯之汞蒸氣發生器，確保分析數據品質可靠。

採樣管 (Probe) 採用不銹鋼殼體，包含轉化器、氧化器、稀釋模組與採樣探棒，為防止煙道內含水氣凝結，所有關鍵部件（過濾器、稀釋模組、氣動抽氣器）都安裝在鋁加熱塊中，可保持加熱溫度在 250℃。該採樣管由採樣管控制器進行控制，汞校準儀產生標準汞氣體濃度經採樣管控制器自動對採樣管進行系統校正作業，並同時確認稀釋比例，採樣管控制器亦可對採樣管進行定時反吹作業、各式溫度設定（轉化器 /

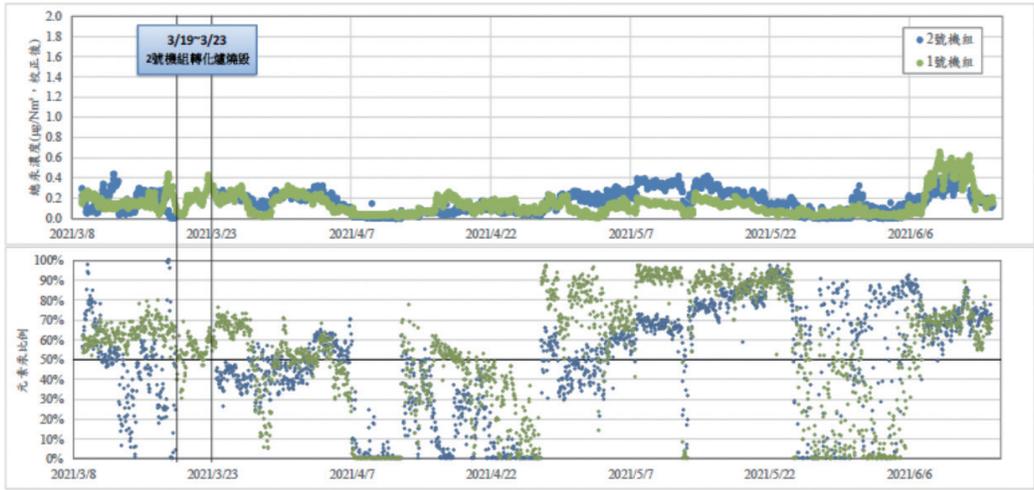
氧化器 / 伴熱管)。

根據該電廠於 2020 年 5 月至 7 月監測結果 (圖 4)(行政院環保署,2021), 3 號機汞排放濃度低於 $0.5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ 以下; 另由該電廠 2021 年 08 月 27 日參加「我國的 HAPs 排放監測與控制研討會」中, 發表「台電火力電廠 HAPs 排放盤點與健康風險評估」報告內, 1 號與 2 號機汞排放濃度大多低於 $0.5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ 以下 (圖 5), 且由於 Thermo Fisher Scientific Mercury Freedom™ System 可同時區別元素汞與氧化汞, 因此可提供該電廠即時元素汞所占比例。同時該電廠為確認汞連續自動監測系統準確性, 同時以 USEPA Method 30B 方法手動採樣方法平行比對驗證儀器準確性, 總共執行 13 筆數據, 其結果 $R^2=0.8133$, 兩者數據相近, 顯示汞連續自動監測設施數據具有可信度 (圖 6)。



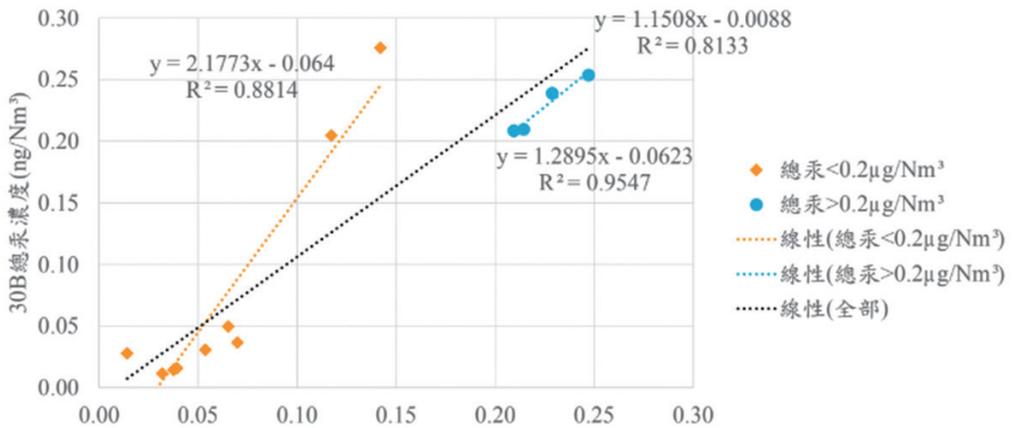
資料來源：行政院環境保護署 (2021), 固定污染源戴奧辛及重金屬空氣品質監測及輔導減量計畫, EPA-110-FA12-03-A124

圖 4 電廠 3 號機汞連續監測結果



資料來源：吳政宏 (2021)，「台電火力電廠 HAPs 排放盤點與健康風險評估」，「我國 HAPs 的排放監測與控制研討會」，台灣 PM_{2.5} 監測與控制產業發展協會

圖 5 電廠 1 號 / 2 號機汞連續監測結果與元素汞比例變化圖



資料來源：吳政宏 (2021)，「台電火力電廠 HAPs 排放盤點與健康風險評估」，「我國 HAPs 的排放監測與控制研討會」，台灣 PM_{2.5} 監測與控制產業發展協會

圖 6 電廠使用 USEPA Method 30B 方法手動採樣方法平行比對結果

44 應用先進技術監測隱形汞空氣污染排放與相對應之去除技術

另由於現行我國固定污染源空氣污染物連續自動監測設施管理辦法並未將汞氣狀污染物列入監測項目，因此現有臺灣實績汞連續監測分析儀性能規範主要係參考美國環保署 40 CFR Part 63 Subpart UUUUU—National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants: Coal- and Oil-Fired Electric Utility Steam Generating Units 進行測試，其相關性能規格如表 3。

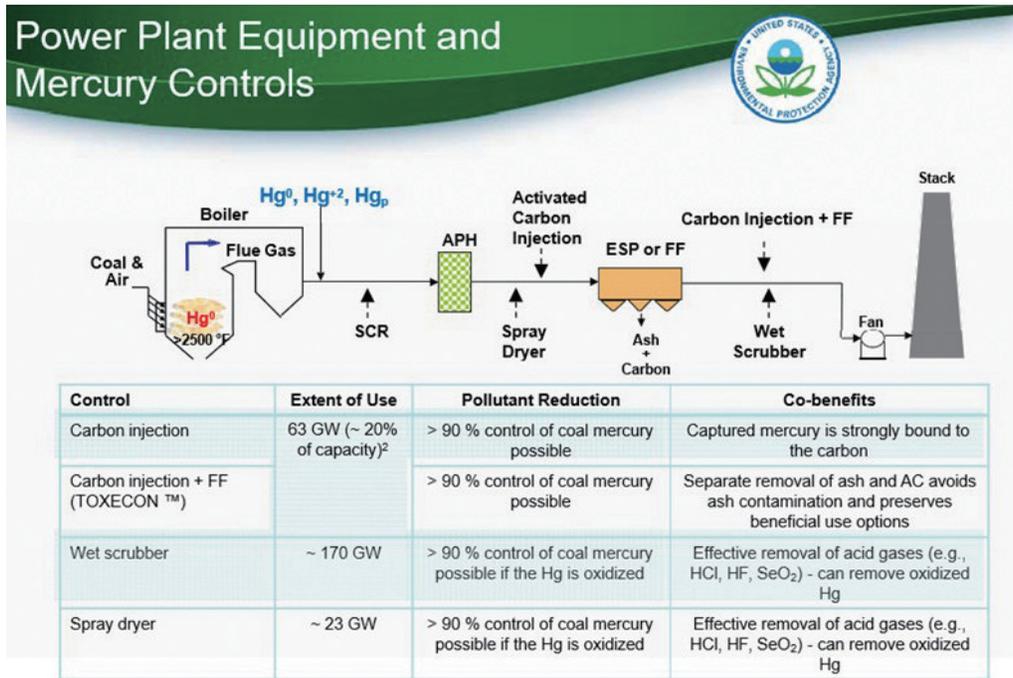
表 3 汞連續監測分析儀性能規格

項目	主要規格	替代規格	替代條件
連續 7 日校正誤差 測試標準 7-days Calibration Error Test	$ R-A \leq 5\% \text{ of Span value (連續 7 日, 每一天的 Zero 與 Span Gas)}$ 註：使用元素汞當標準氣體 註：R 為標準氣體濃度值， A 為分析儀讀值	$ R-A \leq 1.0 \mu\text{g/scm}$	任何一天都可以
系統線性確認 (3 種濃度) Linearity Check	$ R-A_{\text{avg}} \leq 10.0\% \text{ of the reference gas Concentration(3 種低、中、高 參考氣體濃度值)}$ 註：使用元素汞當標準氣體 註：R 為標準氣體濃度值， Aavg 為特定標準氣體 濃度下分析儀反應的平均值	$ R-A_{\text{avg}} \leq 0.8 \mu\text{g/scm}$	任何參考氣體下都可以
系統轉化率確認 (3 種濃度) 3-Level System Integrity Check	$ R-A_{\text{avg}} \leq 10.0\% \text{ of the reference gas Concentration (3 種低、中、高 參考氣體濃度值)}$ 註：使用離子汞當標準氣體	$ R-A_{\text{avg}} \leq 0.8 \mu\text{g/scm}$	任何參考氣體下都可以

項目	主要規格	替代規格	替代條件
相對準確度確認 Relative Accuracy Test Audit(RATA)	RATA < 20%	$ RM_{avg} - C_{avg} + CC \leq 0.5 \mu\text{g}/\text{scm}$ 註：其中 RM_{avg} 為參考標準方法， C_{avg} 為 Hg-CEMS 之氣態汞濃度， $ CC $ 為信賴係數 $CC = t_{0.975} \frac{S_d}{\sqrt{n}}$	$RM_{avg} < 2.5 \mu\text{g}/\text{scm}$
反應時間測試 Cycle time test	15 minutes where the stability criteria are readings change by < 2.0% of span or by $\leq 0.5 \mu\text{g}/\text{scm}$, for 2 minutes 允許 15 分鐘之穩定讀值，穩定之定義為讀值需在 2 分鐘內之變化 < 2.0% 之 Span Gas 或是 $\leq 0.5 \mu\text{g}/\text{scm}$ 註：使用元素汞當標準氣體		

三、空氣污染物除汞技術方案介紹

燃煤電廠以煤碳做為燃料，燃煤中含有汞成份，燃煤經燃燒後，汞隨之進入煙氣中並排放，同時不同煤種燃燒後汞的組成也有差別，一般而言煙煤鍋爐中的氣態汞大部分為氧化汞 (Hg^{2+})，而次煙煤和褐煤鍋爐中的大部分是元素汞 (Hg^0) (Ravi K 等 (2006)。因汞之物化特性，煙氣中汞可以既有 (或新增設) 空氣污染物防制設備去除，如 SCR 設備去除氮氧化物 (NO_x)、BF(袋式集塵器) 或 ESP(靜電集塵器) 去除粒狀物 (PM)、FGD(排煙脫硫) 使煙氣汞濃度可符合排放標準，如圖 7。



資料來源：Kevin Culligan (2012)，「EPA's GHG and MATS Rule for Power Plants」。

圖 7 燃煤電廠除汞控制設備

煙道氣中汞以不同型態之汞存在，可分為元素汞 (Hg^0)、氧化汞 (Hg^{2+})、粒狀汞 (P-Hg)，並可透過不同空氣污染防制設備中去除，粒狀汞 (P-Hg) 因附著於飛灰上，可經由粒狀物除塵設備捕集去除；氧化汞 (Hg^{2+}) 因易溶於水，可以透過 FGD(排煙脫硫) 設備，捕捉於石膏或脫硫廢水中；元素汞 (Hg^0) 具有較高的蒸汽壓且不溶於水，因此需將其氧化或直接以活性碳吸附劑吸附捕捉，可於鍋爐或燃煤中添加鹵素添加劑 (如

溴鹽溶液) 或選擇性觸媒還原設備 (SCR)，將其轉化為氧化汞 (Hg^{2+})。鍋爐後煙道氣經過 SCR 反應後，較多元素汞氧化成氧化汞，且部份氧化汞再附著至粒狀物上，以粒狀汞型態存在，但 SCR 氧化機制程度會受到煙氣內鹵素濃度與氨氣吸附在觸媒床含量多寡的影響 (Sargent & Lundy(2011))，注入過多的氨反而不利於元素汞的氧化；然採用活性碳吸附劑捕捉技術去除元素汞，由於燃煤電廠煙氣內的 SO_3 會降低活性碳吸附有效率 (Sargent & Lundy(2011))，隨著 SO_3 濃度高於 5~7 ppmv，必須增加活性碳的進料率以維持元素汞去除率，因此目前另有其他商業化技術 Sorbent Polymer Catalyst (SPC) 使用吸附劑聚合物催化劑複合材料改善前述問題。

綜觀除汞技術，目前已有相關應用技術包括燃料鹵素添加法，吸附劑注入法、濕式煙道脫汞法、低溫氧化法、電催化氧化法、觸媒氧化法、Sorbent Polymer Catalyst (SPC) 等方法，基本上燃料鹵素添加法、濕式煙道脫汞法、低溫氧化法、電催化氧化法的應用並不普遍或有限制，以下茲就常見各技術進行說明。

3.1 燃料鹵素添加法 (Kevin (2012))

燃煤機組中，於煤碳中直接添加鹵素進行元素汞氧化是最直接且易於維護保養的技術，主要鹵素如氯、溴、碘，並搭鍋爐下游的空污防制設備進行除汞，最常使用為溴化鈣溶液 (calcium bromide)，一般注入點如圖 8 所示；於搭配 SCR 脫硝系統下，相對於未裝設 SCR 可節省 50~80% 溴化鈣，同時於 SCR 反應器出口汞的氧化率可達到 90~97%。使用上需考量現場是否有藥劑槽貯存空間，另也需額外配置加藥管線。

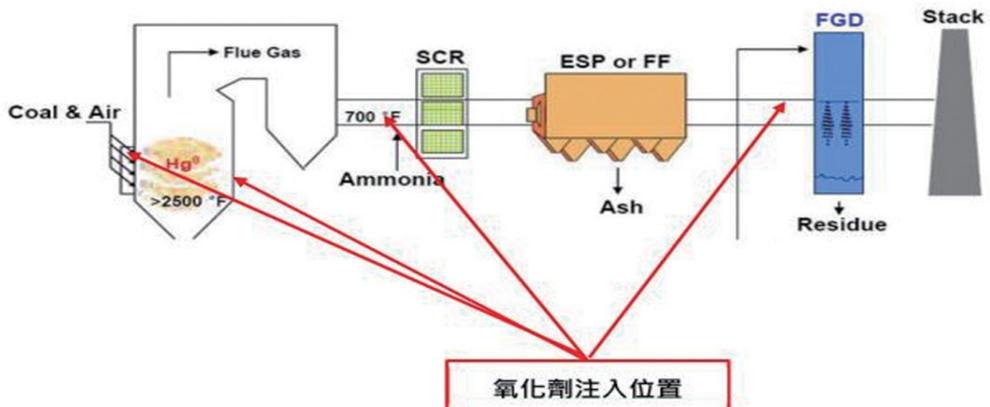
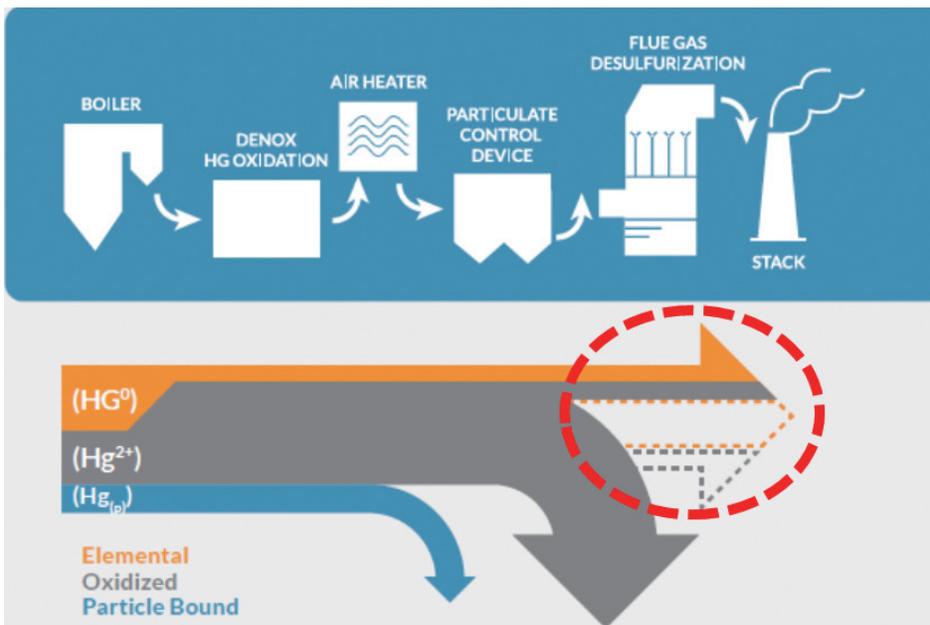


圖 8 注入氧化劑 (鹵素) 位置圖

3.2 觸媒氧化法 (建崙科技股份有限公司)(CORMETECH (2015))

燃煤機組使用空污防制設備 SCR 與 FGD 常伴隨著可對於汞進行去除，由於氣體中含微量 HCl 與煙氣溫度高會降低元素汞於 SCR 觸媒氧化程度，如能提升 SCR 觸媒氧化程度，對於元素汞氧化去除更為有效。由於 SCR 觸媒也會導致煙氣中 SO_2 氧化成 SO_3 ，進而與 NH_3 形成 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 銨鹽結晶物附著於觸媒的表面並影響其活性，因此高汞氧化觸媒的設計重點為提高汞的氧化反應，可同時最大限度地減少 SO_3 生成，並大大提升元素汞的氧化，以利後續 FGD 設備去除氧化汞達到除汞最佳化。CORMETECH 汞保證測試反應器系統 (Mercury Assurance Testing Reactor System, MATRS) 為一最先進的微型反應器，用於新觸媒和失活觸媒的參數研究，煙氣中 3 種形式的汞去除機制如圖 9。最底層藍色箭頭代表透過粒狀物防制設備去除的粒狀汞；中間灰色箭頭表示在 FGD 系統中去除的氧化汞；其餘如圖 9 中虛線圈圈部分表示在沒有 SCR 和濕式 FGD 的情況下離開煙囪的汞含量，因此 CORMETECH 反應器可將紅色虛線圈內的虛線部分汞進行去除，提升汞的去除效率。對於高汞氧化觸媒，為一模組化設備，安裝後無需額外運轉操作，且不需注吸附劑，另使用需考量現場既有 SCR 觸媒裝設是否有額外空間可以使用。



資料來源：CORMETECH, <https://www.cormetech.com/advancedscrcatalysts/>

圖 9 COMETTM: Mercury Oxidation for Enhanced Removal

3.3 吸附劑注入法 (Ravi K 等 (2006))

於粒狀物防制設備上游注入吸附劑，常見吸附劑為活性碳，注入活性碳於煙道氣中均勻分布，藉由活性碳與汞進行吸附反應後，再經由後端的粒狀物防制設備達到去除汞之目的，如圖 10。活性碳吸附汞的能力與活性碳表面積與孔體積有關，吸附劑的孔必須足夠大，以便元素汞和氧化汞自由進入活性碳內表面積，同時避免先前吸附的反應物過度堵塞 (Sargent & Lundy(2011))。另活性碳選擇可以是非溴化或溴化的，非溴化活性碳只能去除煙氣中的氧化汞；而溴化活性碳可同時去除氧化汞和元素汞，因為活性碳中的溴充當汞氧化劑，且元素汞與氧化汞吸附能力不同，因此活性碳可根據煙氣中元素汞與氧化汞比例做選擇。現場使用需考量是否有空間設置活性碳貯槽，盡可能安裝於鄰近粒狀物防制設備 (如袋式集塵器) 附近。

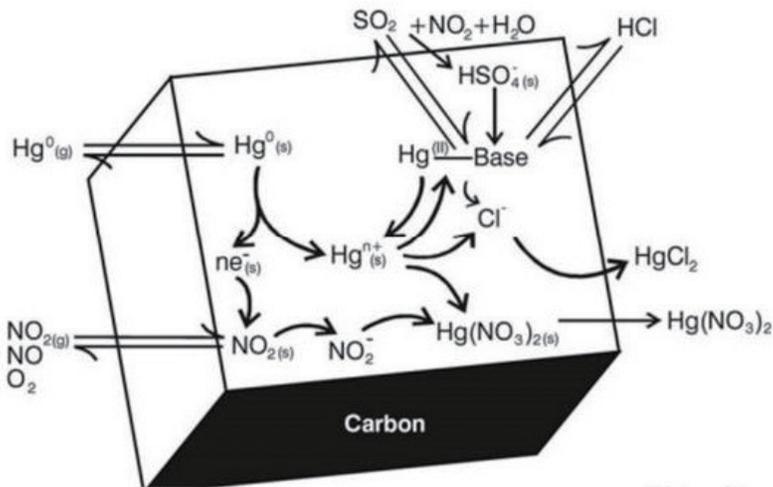


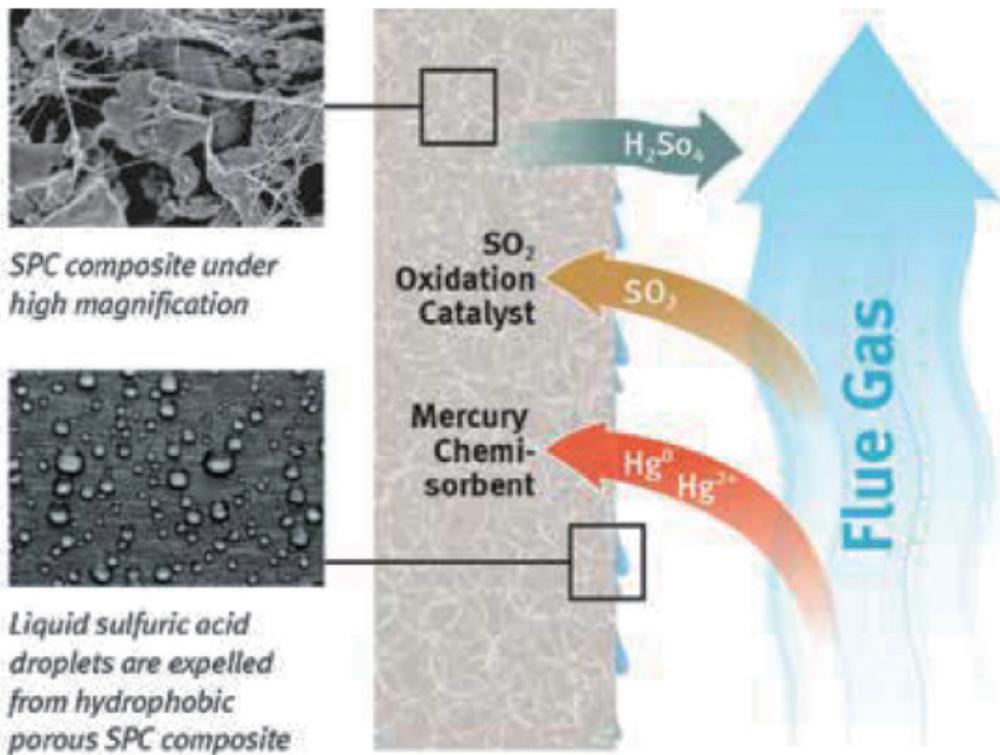
圖 10 煙道氣中活性碳吸附汞示意圖

3.4 Sorbent Polymer Catalyst (SPC) 法 (Gore)

Sorbent Polymer Catalyst (SPC) 是一種獨特的固定式吸附系統，為吸附、聚合及催化 3 種技術合體，以達到吸附去除元素汞與氧化汞的技術，除了汞以外，也可同時吸附 SO_2 ，其吸附機制如圖 11，主要安裝於粒狀物防制設備下游處或濕式洗滌塔 (如 FGD) 煙氣出口處。吸附材料為一氟聚合物為主體的吸附劑聚合物催化劑複合材料，

可有效捕捉煙氣中的元素汞和氧化汞，該材料可以通過化學吸附作用將汞吸附於 SPC 中，不同於許多活性碳吸附劑，SPC 對汞的吸收不會受 SO_3 的影響。由於沒有注入吸附劑，不會受到飛灰特性的影響，也不用擔心粒狀物污染或生成粒狀物。當 SPC 材質吸附達飽和後進行一次性的全面汰換，僅需汰換吸附模組。

SPC 系統採模組化可依需求採分離式安裝或可由既有濕式洗滌塔改造，節省現場空間，模組設計為一獨特的開放式通道結構提供極低的壓降，避免需要額外的增壓風扇，當煙氣排氣流速 4~5 m/s 時，其產生的壓降約 6~8mm H_2O 。該系統操作簡單，模組不含移動性部件，所以當製程操作改變時，也不需任何調整就可維持性能。另這些模組可抗污染或堵塞，主因是 SPC 光滑、不粘的特性，其次由於 SO_2 轉化為液體硫酸，從疏水性多孔 SPC 複合材料中排出，可由持續酸洗模組表面進行 SO_2 與粒狀物去除。處理汞的能力，根據模組容量，大多數發電廠模組壽命通常可超過 10 年。



資料來源：GORE™ Mercury Control System for Coal-Fired Utilities Brochure

圖 11 Sorbent Polymer Catalyst(SPC) 除汞吸附機制

表 4 除汞技術優缺點比較

原理	技術	優點	缺點
氧化 + 濕式脫硫系統去除	燃料鹵素添加	<ul style="list-style-type: none"> • 設置成本低 	<ul style="list-style-type: none"> • 氧化法無法去除元素汞，仍需透過 FGD 將氧化汞溶於水，以達到從氣相中去除的效果。 • 噴嘴易堵塞。 • 氯元素含量低時，汞的氧化效果有限 • 造成廢水含汞量的提高及石膏含汞量的增加。 • 造成廢水中鹵素 (Br、Cl) 增加，提高廢水處理難度。
	脫硝觸媒還原反應器 (SCR)	<ul style="list-style-type: none"> • 可同時控制氮氧化物及氧化元素汞 • 無須添加設備 	<ul style="list-style-type: none"> • 氧化法無法去除元素汞，仍需透過 FGD 將氧化汞溶於水，以達到從氣相中去除的效果。 • 氯元素含量低時，汞的氧化效果有限。 • 氧化汞與去除氮氧化物的反應會相競爭，須注意去除氮氧化物效率的降低。 • 觸媒會因毒化、阻塞等問題須定期活化、更新。 • 廢棄觸媒的處理費用高。 • 觸媒還原反應器非汞去除技術，只能保證氧化汞的效率，需靠濕式脫硫系統洗滌，將汞分子溶入廢水中，造成廢水、石膏、污泥濾餅含汞濃度提高。 • 濕式脫硫系統中的化學反應複雜，氧化汞的洗滌效率受下列因素：ORP、pH、二氧化硫濃度、氯濃度、L/G、溫度等因素影響，造成洗滌效率不穩定。 • 氧化汞在 FGD 中會有逆反應，逆轉化為元素汞造成污染，逆反應不容易控制，汞排放不穩定。需添加藥劑 TMT15 加以控制。 • SO₂ 氧化成為 SO₃ 的機率提高。SO₃ 造成後段設備腐蝕問題。

原理	技術	優點	缺點
氧化 + 濕式脫硫系統去除	CORMETECH (MATRS) CORMETECH (MATRS)	<ul style="list-style-type: none"> • 可同時控制氮氧化物及氧化汞元素 • 無須添加設備，對於原製程設有 SCR 的系統，僅是提高費用更換效果更好的新式觸媒 • 提高汞的氧化率，減少 SO₃ 生成 	<ul style="list-style-type: none"> • 氧化法並無法去除元素汞，仍需透過 FGD 將氧化汞溶於水，以達到從氣相中去除的效果。 • 氯元素含量低時，汞的氧化效果有限。 • 氧化汞與去除氮氧化物的反應會互相競爭，須注意去除氮氧化物效率的降低。 • 觸媒會因毒化、阻塞等問題須定期活化、更新。 • 廢棄觸媒的處理費用高。 • 觸媒還原反應器提升元素汞氧化，仍需靠濕式脫硫系統洗滌，將汞分子溶入廢水中，造成廢水、石膏、污泥濾餅含汞濃度提高。 • 濕式脫硫系統中的化學反應複雜，氧化汞的洗滌效率受下列因素：ORP、pH、二氧化硫濃度、氯濃度、L/G、溫度等因素影響，造成洗滌效率不穩定。 • 氧化汞在 FGD 中會有逆反應，逆轉化為元素汞造成污染，逆反應不容易控制，汞排放不穩定。需添加藥劑 TMT15 加以控制。
吸附	活性炭吸附床	<ul style="list-style-type: none"> • 設置成本低 	<ul style="list-style-type: none"> • 燃煤硫份高時，去除效率低。 • 除汞效率受 SO₃ 及煙氣中的水分影響。 • 活性炭吸附床效率低，需要的空間較大。 • 活性炭吸附床的容量有限，容易飽和，更換將產生額外的廢棄物處理成本。

原理	技術	優點	缺點
<p>吸附</p>	<p>Gore Mercury Control System (SPC)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • 可吸附各種型態的汞。 • 無須維護保養，吸附容量高，使用壽命高達 10 年以上（依含汞量而定。） • 可同時吸附 SO₂。 • 無須額外安裝空間，可裝設於既有的 FGD 中。 • 被動式設備，無須人員主動操作。 • 汞被吸附在模組內，轉化為極為穩定的硫化汞，經 TCLP 溶出試驗證明，幾乎無溶出。 • 模組式設計，可依所需的效率決定所需的層數。 • 不會產生額外的廢棄物。 • 不會影響飛灰再利用。 • 不會影響廢水及石膏中的含汞量。 • 控制各種型態的汞，而非轉化入廢水。 	<ul style="list-style-type: none"> • 設置溫度要求 90℃ 以下，一般裝設在 FGD 中。 • 產品適用性端看 FGD 空間是否足夠。

四、結論與建議

燃煤發電燃燒產生的汞污染物，屬於固定污染源有害空氣污染物列管物質。由於汞的沸點很低，且以不同型態之汞（元素汞 (Hg^0)、氧化汞 (Hg^{2+})、粒狀汞 (HgP)) 循環流布於空氣、土壤、水體，多重相的轉變增加排放管理複雜度，成為全球性關注的污染問題。美國環保署於 2011 年針對火力發電廠制訂有害空氣污染物排放標準，對於汞的監測主要以手動分析的吸附劑採樣分析法執行，隨著科技進步，現今已有多種汞連續自動監測技術如 Zeeman AAS、CVAAS、CVAFS、Au-CVAFS，同時在台灣也有電廠於 2021 年完成 3 套 CVAFS 汞連續自動監測設施，並以 USEPA Method 30B 方法手動採樣方法平行比對驗證汞連續自動監測設施準確性，其結果顯示汞連續自動監測設施數據具有可信度。也因此該電廠於其他廠區既有燃煤機組 AQCS(Air Quality Control System) 改善工程的同時，進行 6 套 CVAFS 汞連續自動監測設施安裝。

由於煙道氣中汞以不同型態之汞存在，可透過不同空氣污染防制設備中去除，粒狀汞 (HgP) 因附著於飛灰上，可由粒狀物防制設備去除；氣態汞部分則可由燃料鹵素添加法、觸媒氧化法（高汞氧化觸媒）、吸附劑注入法、Sorbent Polymer Catalyst (SPC) 法等技術來提升去除率。惟煤種的不同，會影響氣態汞的比例，因此如可以具分別量測元素汞與氧化汞之汞連續自動監測設施，評估元素汞與氧化汞於煙氣中的比例，搭配環境法令面、現地空間、既有空污防制設備、廢棄物 / 廢水處理、經濟效益、運維難易等面向，來選擇最佳除汞技術。

即使目前各燃煤電廠既有空污防制設備已具備良好的除汞效果，如能透過汞連續自動監測設施裝設與增設除汞設備，即時量測元素汞與氧化汞比例，反饋給空污防制設備調整，有助進一步降低煙氣中汞污染物的排放。

參考文獻

- 行政院環境保護署 (2021), 「固定污染源戴奧辛及重金屬空氣品質監測及輔導減量計畫」結案報告, EPA-110-FA12-03-A124。
- Environmental Protection Agency (40 CFR Part 63) (Review. Federal Register / Vol. 88, No. 78 / Monday, April 24, 2023 / Proposed Rules.), National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants: Coal- and Oil-Fired Electric Utility Steam Generating Units Review of the Residual Risk and Technology.
- Robin Segall (2015), Mercury CEMS and Sorbent Trap System Certification Under New Rules TEKRAN, A Comparison between Atomic Fluorescence (AF) Based and Atomic Absorption (AA) Based Mercury Monitors.
- Dennis L. Laudal , Jeffrey S. Thompson, John H. Pavlish , Lynn A. Brickett , Paul Chu(2004), Use of continuous mercury monitors at coal-fired utilities. Fuel Processing Technology Volume 85, Issues 6–7, 15 June 2004, Pages 501-511
- Thermo Scientific™ Mercury Freedom System , <https://www.thermofisher.com/order/catalog/product/80I>
- Series 3300Xi Mercury CEM , <https://www.tekran.com/products/flue-gas-cem/3300xi-speciating-cem/>
- MERCEM300Z , <https://www.sick.com/ag/en/gas-analyzers/extractive-gas-analyzers/mercem300z/c/g175658>
- SM-4, mercury monitor , <https://www.envea.global/s/process/mercury-monitors-process/sm-4/?compare=9077>
- 柯忠佑 (2021), 「煙氣汞排放連續監測系統介紹」, 「我國 HAPs 的排放監測與控制研討會」, 台灣 PM_{2.5} 監測與控制產業發展協會
- 吳政宏 (2021), 「台電火力電廠 HAPs 排放盤點與健康風險評估」, 「我國 HAPs 的排放監測與控制研討會」, 台灣 PM_{2.5} 監測與控制產業發展協會

Ravi K Srivastava 1, Nick Hutson, Blair Martin, Frank Princiotta, James Staudt (2006),
CONTROL OF MERCURY EMISSIONS FROM COAL-FIRED ELECTRIC UTILITY
BOILERS, Environ. Sci. Technol. 2006, 40, 5, 1385–1393

Sargent & Lundy, 2011, IPM Model – Revisions to Cost and Performance for APC Technologies
Mercury Control Cost Development Methodology.

Kevin Culligan (2012) , 「EPA’ s GHG and MATS Rule for Power Plants 」

Babcock & Wilcox Company , 2015. Mercury Emissions Control Technology Selection – Let
Installed Air Quality Control System (AQCS) Equipment Guide Technology Choice

建崙科技股份有限公司 , https://www.greatwaves.com.tw/empty_14043.php

CORMETECH, (2015), Cormetech_Brochure

CORMETECH, <https://www.cormetech.com/advancedscrcatalysts/>

Gore, <https://www.gore.com/products/gore-mercury-control-systems>

GORETM Mercury Control System for Coal-Fired Utilities Brochure

泰興工程顧問股份有限公司 (2020) , 空氣污染物除汞技術方案評估報告

空氣污染與噪音類

臺灣臭氧前驅物「精準減量」策略與 固定污染源臭氧減量效益評估

陳聖博*、劉文治**、許長嵐***、蔡智琦****、黃于珊*****、
江勝偉*****、王家麟*****

摘 要

臭氧(O₃)劣化為臺灣近年來日益重視的空氣品質問題之一。綜整環境部空品觀測網 1994~2022 年數據顯示，近三十年臺灣臭氧前驅物(NO_x與 VOCs)年平均值呈現逐年降低趨勢，迄今降幅已達 60%，顯示我國一次排放污染物減量成效卓著；然而，二次光化污染物 O₃ 並未出現相似的下降趨勢，由年平均值顯示 1994-2007 年逐年上升，2007 年至今則持平且略微上升趨勢；近年來受到 COVID-19 疫情影響，自 2019 年後年均值已略有下降趨勢，然而隨著產業復甦與全球暖化效應，似乎更不利於 O₃ 改善。自 2020 年環境部公告最新空氣污染防制區，新增臭氧八小時劃分結果，整個西半部為判定為三級防制區，因此對於 O₃ 管制，需要有別於傳統作法，使用更創新的方式評估其前驅物減量是否得宜。

過去對於削減揮發性有機物(VOCs)做法上並未考慮個別成分光化活性差異大的特性而只針對總量管理，本研究使用臭氧前驅物「精準減量」策略，針對臺灣西半部篩選整體與分區中，具有「影響 O₃ 生成關鍵 VOCs 個別物種」之污染源，並進行減量效益分析。因此「精準減量」以 VOC 個別物種角度出發，透過 VOCs 個別物種之臭氧生成潛勢(OFP)篩選關鍵污染源，並結合空氣品質模式模擬，量化 O₃ 減量效益。OFP 計算使用臺灣空氣

污染物排放清冊 (TEDS) 排放量、VOCs 物種分類圖譜與最大增量反應性 [Cohan et al.]，首先對全臺灣點源行業別進行 OFP 統計，其次計算北 (北北基桃竹苗)、中 (中彰投雲嘉南)、南 (高屏) 三大空品區工廠之 OFP 並篩選關鍵污染源。減量效益模擬使用 CMAQ-PAMS，為 CMAQ 空品模式擴增 PAMS 模組，可同時模擬 PAMS 個別物質，利用環境部光化學評估測站 (PAMS) 觀測校驗 VOCs 模擬結果，提供符合科學之 VOCs 模擬驗證。

結果顯示，臺灣高 OFP 區域以桃竹苗、雲嘉南及高屏地區為關鍵，重點行業為塑膠製品製造業、化學原材料製造業及塑膠原料製造業，關鍵物種以乙烯、1,3- 丁二烯與丙烯為主。由 2020 年在弱綜觀天氣形態為主的臭氧事件日模擬結果顯示，各空品區的臭氧減量 (ΔO_3) 主要發生在靠近排放源的地區並隨之影響下風位置。以最大小時 ΔO_3 而言，中部 OFP 熱區之 O_3 減量效益最顯著，提供 16.7ppb 之 O_3 減量，為當下 O_3 濃度的 18%。北、中、南前十大工廠減排後分別得到 5.38 ppb、10.12 ppb 與 9.10 ppb 的臭氧減量，佔當下臭氧濃度比例為 7.25%、10.29% 與 8.47%，2021 年事件日模擬結果亦顯示關鍵 VOCs 污染源減排對於 ΔO_3 成效。以各區高 OFP 工廠減排後的 VOCs 減量濃度 ($\Delta VOCs$) 作為歸一化 (normalize) 臭氧減量指標，全國前五大行業別的 ΔO_3 效益最高，其次為各空品區前十大工廠，惟不同事件日的大氣擴散條件不同，會影響各空品區的 ΔO_3 效益，整體而言固定源「精準減量」皆有顯著的減量成效。

透過臭氧前驅物「精準減量」策略，可以找出對臭氧減量提供最有效的管制對象，並具體量化其臭氧減量效益。如此更精準控管八小時臭氧，可以減少對社會與經濟的衝擊。

【關鍵字】精準減量、管制策略、臭氧前驅物、揮發性有機物

*	中原大學環境工程學系	助理教授
**	中原大學化學系	助理教授
***	環科工程顧問股份有限公司	資深協理
****	環科工程顧問股份有限公司	計畫經理
*****	環科工程顧問股份有限公司	主任工程師
*****	環境部大氣環境司	技正
*****	中央大學化學系	教授

一、前言

臭氧(Ozone, O_3)為臺灣現今尚待改善之空氣污染物，其涉及揮發性有機物(Volatile Organic Compounds, VOCs)及氮氧化物(Nitrogen Oxide, NO_x)兩者大氣化學相互影響，且兩者為非線性之光化反應關係，因此在臭氧管制策略擬定，需藉助科學方法加以演算，以掌握較適切空氣污染物管制方向。相較於 O_3 ，氣膠 (Aerosol) 在大氣中同時為原生與衍生污染物，因此透過原生性污染物的管制可以有較顯著的減量成效，此策略用在管制 O_3 時不見得可以達到具體成效，甚至還會有反效果，因此需要從 O_3 與其前驅物之物化特徵擬定管制策略。

對於臺灣 O_3 減量控制，過去大部分以 O_3 與其前驅物之光化學反應相關性概念 (Empirical Kinetic Modeling Approach, EKMA) 作為前驅物排放減量評估方式，並使用空品模式靈敏度試驗 (如 CMAQ-ISAM 或 CMAQ-HDDM 等方法) 評估整體 O_3 前驅物 (VOCs 與 NO_x) 減量後之 O_3 改善情形 (Chang et al., 2023; Cohan et al., 2005; Dunker et al., 2002; Koplitz et al., 2022; Luecken et al., 2018)。常見的方式為使用臺灣空氣污染物排放清冊 (Taiwan Emission Database System, TEDS)，對特定區域或高 O_3 下風站 (小琉球) 之所有 NO_x 或 VOCs 排放量進行等比例減量模擬，或是檢視點源、線源、面源各自的 O_3 貢獻 (張良輝, 2020; 彭彥彬, 2021; 王家麟, 2021; 陳杜甫, 2023)。近年來亦有針對空氣污染物防制計畫書管制策略擬定 NO_x 與 VOCs 減量並模擬 O_3 改善情形 (張良輝, 2021)，結果大多顯示管制 VOCs 為近年 O_3 管制首要對象 (VOCs-limited)。

綜上，現階段臺灣的 O_3 改善應以 VOCs 減量為關鍵，然而目前 VOCs 管制主要以 VOCs 排放「總量」角度進行管理，對於管制面上會有執行難度。此外，VOCs 物種多元且各物種光化反應性均不同，針對物種光化特性差異切入 O_3 管制，可以更精準掌握影響 O_3 之關鍵污染源與物種。為精準掌握臭氧減量效益，需透過科學研究實證作為基礎，其可掌握關鍵污染源及物種，故本計畫使用臭氧前驅物「精準減量」策略，從 VOC 個別物種角度出發，運用 TEDS 排放量清冊結合美國物種分配數據 (SCC 與 SPECIATE) 及 VOCs 物種之最大增量反應性 (Maximum Increment Reactivity, MIR)，推估縣市、行業別，甚至是個別 VOCs 物質之臭氧生成潛勢，以掌握臺灣地區影響臭

氧生成之關鍵行業及化學物質，之後再進一步使用 CMAQ-PAMS 模式進行 O₃ 減量模擬，量化高活性污染源減排對於 O₃ 改善效益，以提供 O₃ 管制策略之參考。希冀藉由科學研究成果，提供具體 O₃ 管制方向，同時減少產業衝擊與行政負擔，達到產官學三贏效果。

二、臭氧前驅物「精準減量」策略

VOCs 是為數眾多的化學物質總稱，因個物質間光化反應性不同，因此彼此在大氣中產生 O₃ 的能力亦會有很大差異，加上各地區 NO_x 濃度不同、氣象條件等客觀因素亦因時空而異，因此無法簡單推估。所幸在 1977 年後大氣科學家對於 VOCs 與二次 O₃ 的生成機制有相對完整的了解，因此在美國加州與休士頓等地區，已經開始對 VOCs 管制方法進行改進，由總量 (Mass-based) 治理的方法轉為化學活性 (Reactivity-based) 的方法，從高反應性 VOCs 開始管制 (Avery, 2006)。大氣 VOCs 個別物值質依據光化學活性差異，可以使用兩種方式進行物種管制：(1) 反應性 (Reactivity) 與 (2) 增量反應性 (Incremental Reactivity)。VOCs 反應性由個別物質的光化學反應動力常數可得，主要為 VOCs 物質和 OH(kOH)、NO₃ 和 O₃ 等自由基的化學反應。增量反應為考量複雜環境下，少量 VOCs 物質增減後所造成的 O₃ 生成靈敏度。VOCs 反應性雖然為動力常數，亦會隨環境條件改變；然而因為使用時需要的考慮的參數較多 (NO_x 和 VOCs 排放量、溫度、濕度、光照強度、自由基濃度等)，雖與 O₃ 形成有關，但較為複雜與間接；相較之下，MIR 概念所包含的反應步驟較全面、完整，係透過模式計算而得之參數，僅需乘以 VOCs 排放量，便可以直接用來量化 VOCs 物質對於 O₃ 生成差異，為直觀的量化指標，因此 MIR 比 kOH 更能表現實際大氣中 VOCs 個別物質對於 O₃ 生成之效率差異。

基此，本研究引用臭氧前驅物「精準減量」策略 (Chen et al., 2024; 王家麟, 2022) (圖 1)，從 VOC 個別物種角度出發，使用 TEDS 排放清冊排放量，搭配 Source Classification Code (SCC)、SPECIATE 與 MIR 數據，將所有 TEDS 人為污染源中具高 OFP 之污染源及物種進行篩選，找出對於 O₃ 生成的關鍵污染源，包括行業別、個別工廠與單一物質，亦可稱為「優先減量」策略。針對關鍵污染源，再透過空氣品質

模式進行高 OFP 排放源「靈敏度試驗」，量化高 OFP 污染源削減後對 O₃ 的具體減量效益。



圖 1 臭氧前驅物管制策略之研究流程 (王, 2022)

三、臺灣固定源 OFP 統計

為了在固定源 (或點源) 中初步鑑別出高 OFP 關鍵行業及物種，使用 TEDS 11 版之 THC 排放量、SCC 物種分配與 MIR 數據資料 (Carter et al., 2003; Carter, 1994; 2010)，估算 TEDS 點源之 OFP 值，然 OFP 計算需要參考 TEDS 中點源所記載之 SCC 代碼，找出所對應之 VOCs 物種分配圖譜 (SPECIATE)，進而能將 THC 排放總量分配至單一物質排放量，其推估公式如下：

$$OFP_i = \sum (THC_i \times SCC_i^j \times MIR_j)$$

其中 THC 為 TEDS 中點源所列之年排放量，i 為清冊中排放量數據，j 為 SCC 與 MIR 圖譜所記載之單一物種。透過上述推估公式統計所有點源 OFP 數據，首先針對全臺固定源 (點源部分，不包括面源溢散源) 之 OFP 分布概況進行解析，再進一步依區域 (北北基、桃竹苗、中彰投、雲嘉南、高屏、宜花東及離島) 分別依行業及物質進行排序，以掌握 OFP 區域、行業及其物種分布情形，分析結果如后說明。

3.1 全臺固定源 OFP 分析

全臺固定源 OFP 推估結果如圖 2 所示，全臺固定源 OFP 為 179,150 MtO₃/yr，其中以桃竹苗 OFP 為 70,274 MtO₃/yr，佔全臺 39% 為最高，其次為雲嘉南、高屏及中彰投，分別為 34,535 MtO₃/yr、32,877 MtO₃/yr 與 27,925 MtO₃/yr，佔全臺 19、18 及 16%，而北北基、宜花東及離島相對較低（後續將以本島區域進行研析）。此外，為瞭解 THC 排放量與 OFP 對應關係，另以全臺灣點源 THC 排放量與相對應的 OFP 量值加入「地理位置」進行對照（圖 3），結果顯示全臺灣點源 THC 排放分佈以西半部為主，其中又以北部與南部密度相對較高，中部相較之下較為分散。THC 排放量分佈和 OFP 空間分佈範圍頗為相似，惟 OFP 空間分佈更突顯點源與臭氧生成之相關性。

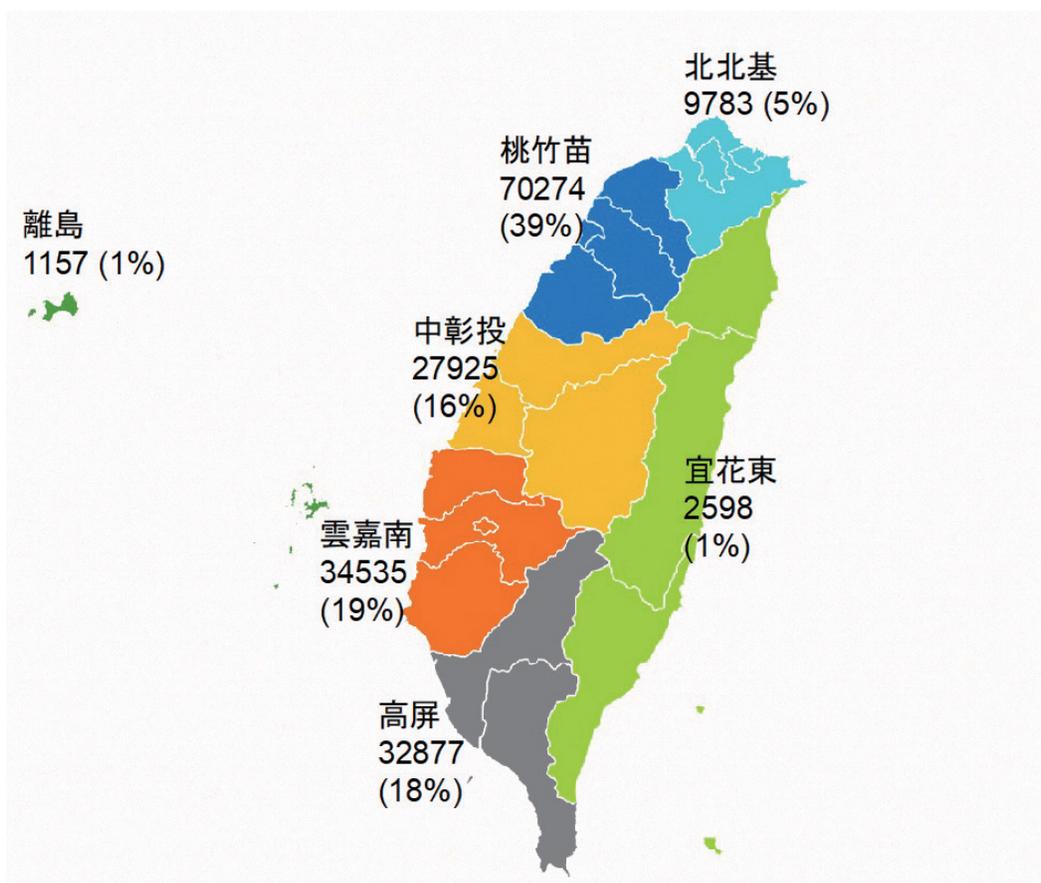


圖 2 全臺固定源 OFP 統計與佔比 (本團隊整理)

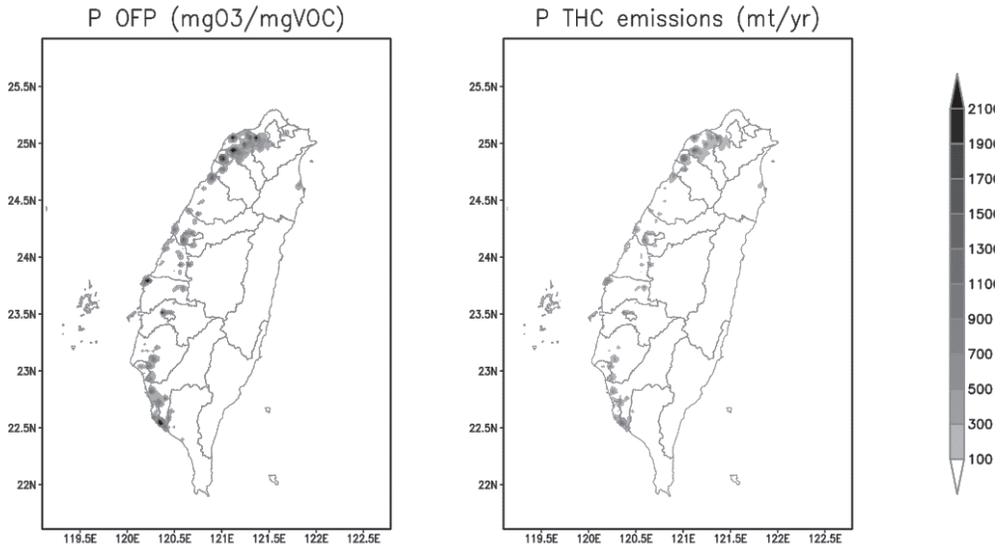


圖 3 臺灣本島點源 OFP(左)與 THC(右)空間分佈情形。其中 OFP 單位為 MtO_3/yr ，THC 排放量單位為 Mt/yr (本團隊整理)

針對高 OFP 行業別，以全臺 OFP 佔比 60% 為基線，篩選出前 15 大 OFP 行業，由圖 4a 可知，前三大行業分別為塑膠製品製造業、化學原材料製造業及塑膠原料製造業，其 OFP 分別為 $17,201 \text{ MtO}_3/\text{yr}$ 、 $14,951 \text{ MtO}_3/\text{yr}$ 及 $9,124 \text{ MtO}_3/\text{yr}$ ，以區域而言，塑膠製品製造業主要分布在桃竹苗、雲嘉南及中彰投，化學原材料製造業則分布在雲嘉南、桃竹苗及高屏，塑膠原料製造業則分布在雲嘉南、中彰投及高屏。另在積體電路製造業 (OFP 為 $6,996 \text{ MtO}_3/\text{yr}$) 重點區域為桃竹苗，石油及煤製品製造業 (OFP 為 $6,747 \text{ MtO}_3/\text{yr}$) 分布於桃竹苗及高屏，印刷電路板製造業、電子零組件製造業及化學製品製造業 (OFP 分別為 $5,862 \text{ MtO}_3/\text{yr}$ 、 $5,447 \text{ MtO}_3/\text{yr}$ 及 $5,363 \text{ MtO}_3/\text{yr}$) 以桃竹苗為重點區域，而鋼鐵冶煉業及船舶及浮動設施製造業 (OFP 分別為 $3,832 \text{ MtO}_3/\text{yr}$ 及 $3,724 \text{ MtO}_3/\text{yr}$) 主要以高屏區域為重點。整體而言，高 OFP 行業均分布於不同區域，且不同區域有其重點高 OFP 行業，因此在各區域建議朝區域重點行業著手，可有效率管制並改善 O_3 問題。

除了統計行業別 OFP 值，另可針對單一化學物質排放量之 OFP 進行排序；圖 4b 為前 15 大重點物種之 OFP 排序，佔整體 OFP 61.9%，關鍵物種為乙烯、甲苯、丙烯、甲醛、二甲苯及 1,3- 丁二烯，為製造塑膠、橡膠、化學品之重要原料，分布區域分別在桃竹苗、雲嘉南及高屏為主。

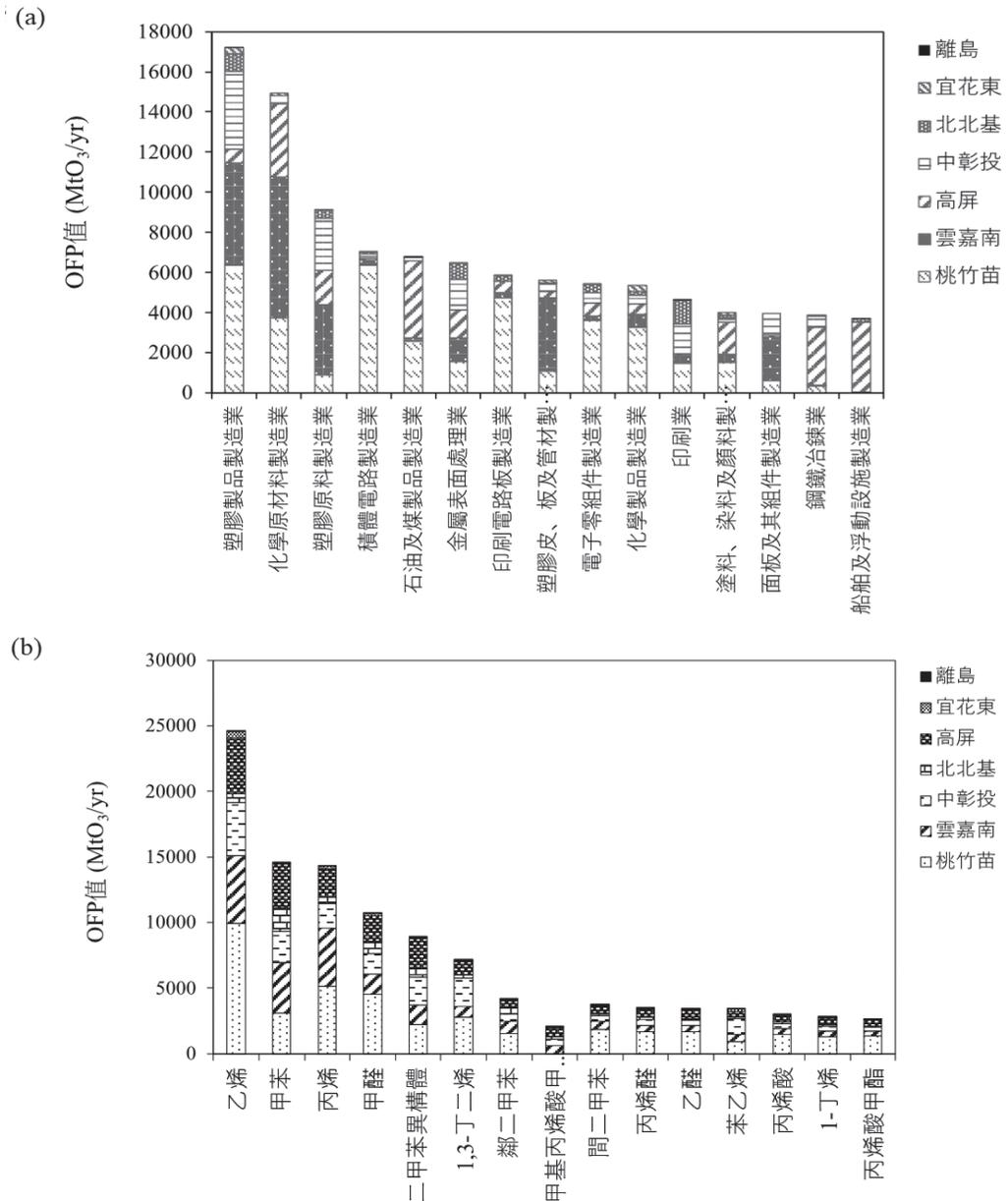


圖 4 全臺固定源 (a) 前 15 大行業與 (b) 前 15 大物種 OFP 統計 (本團隊整理)

為顯示各區域 O₃ 管制之關鍵行業，由前 15 大行業在各區域之 OFP 高於 1,000 MtO₃/yr 者進行前三名排序 (圖 5)，結果顯示桃竹苗之前 15 大行業涵蓋 7 項高 OFP 行業，3 項行業涵蓋次高 OFP 行業，顯示桃竹苗區域針對 O₃ 減量有大幅改善空間，其次依序為雲嘉南、高屏及中彰投。



圖 5 OFP 關鍵行業及其區域分析。其中各行業及其區域 OFP 1,000 MtO₃/yr 以上者，列為該行業之重點區域並依序排名 (本團隊整理)

3.2 北、中、南三大空品區高 OFP 工廠統計

臺灣 O₃ 問題主要發生在臺灣西半部，因此以西半部作為後續「精準減量」VOCs 減排與 O₃ 減量研究範圍。為掌握區域性空污減量關鍵之所在，本研究以北（北北基桃竹苗）、中（中彰投雲嘉南）、南（高屏）三大空品區進行 OFP 統計，以釐清區域性固定源污染改善重點。

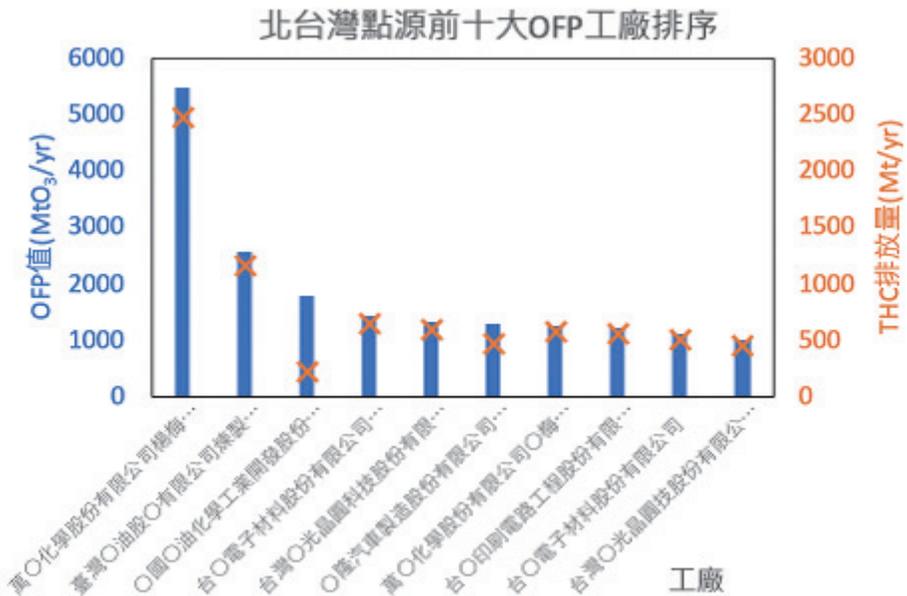
圖 6a 為北區點源 OFP 前十大工廠清單，分佈以桃園市、新竹縣與苗栗縣為大宗。北區前十大工廠所歸屬的行業主要為石油及煤製品製造業 (1700)、化學材料製造業 (1810)，印刷電路板製造業 (2630)、積體電路製造業 (2611)、汽車製造業 (3010)、化學製品製造業 (1990) 與電子零組件製造業 (2699)。單一工廠包含一個以上點源排放量，以及可能（包含）一種以上 SCC 代碼。在進行全臺灣點源 OFP 統計時，發現有諸多排放量使用 SCC 預設代碼（進行 VOCs 物種分配）；統計北區前十大工廠使用 SCC 預設圖譜比例高達 7 家（資料筆數佔比約為 83%）。以○○化學楊梅一廠為例，該工廠目前在 TEDS 清冊中 THC 排放筆數有 37 件且皆使用 SCC 預設成分指紋圖譜，產業或製程的代表性可再改善，未來可針對此現象逐步建置本土化更具代表性之 VOCs 排放指紋檔。由北區前十大工廠的 THC 排放量與 OFP 值比較，顯示 OFP 排序不完全與 THC 排放成正比；○○化學 OFP 排序第三名，但其 THC 排放量為第 22 大，其使用預設 SCC 比例頗低 (13%)，故物種分配瑕疵所造成的誤差應不嚴重（姑且不論 SCC 代碼誤植比例，假設 SCC 圖譜皆符合工廠製程排放特徵），所以判斷應該為合理之高 O₃ 污染源。由於 VOCs 物種分配係數引用有誤差空間（因部分使用預設指紋圖譜），目前較合理篩選方式，可先由 THC 排放量篩選前十大工廠，再由 OFP 輔助，提升高 OFP 工廠的排序合理性。

圖 6b 為中區點源 OFP 前十大工廠清單，分佈位置以臺中市、雲林縣與臺南市為大宗。中區前十大工廠所歸屬的行業別為塑膠皮、板及管材製造業 (2201)、化學材料製造業 (1810)、塑膠原料製造業 (1841)、液體、氣體燃料及相關產品批發業 (4631)、塑膠製品製造業 (2209)、照相機製造業 (2771) 與染整業 (1140)。中區前十大工廠有 3 家工廠使用 SCC 預設指紋圖譜（資料筆數佔比約為 53%）。與北空相同，中區前十大

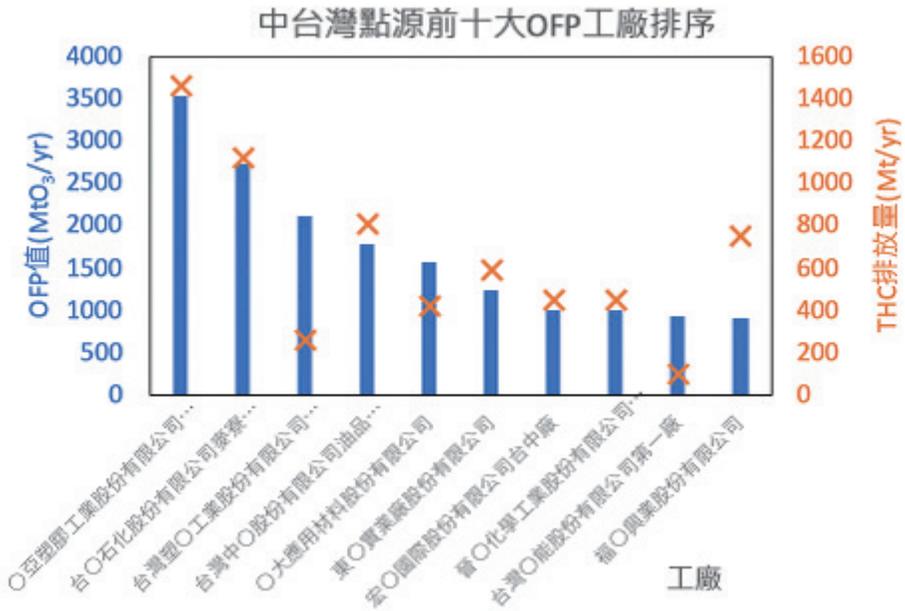
工廠的 OFP 排序仍舊呈現不完全與 THC 排放成正比現象；台灣○○工業 OFP 排序第三名，但其 THC 排放量為第 17 大。類似情形亦發生在○○應用材料與台灣○○，顯示其為 O₃ 生成高度相關產業 (低 THC 高 OFP)。而○○興業則呈相反情形 (高 THC 低 OFP)，所排放 VOCs 物種與 O₃ 生成相關性較低。

圖 6c 為南區點源 OFP 前十大工廠清單，主要分佈在高雄市沿海地區。南區前十大工廠所歸屬的行業別為鋼鐵冶鍊業 (2411)、船舶及浮動設施製造業 (3110)、石油及煤製品製造業 (1700)、塗料、染料及顏料製造業 (1920)、化學材料製造業 (1810)、木製傢俱製造業 (3211)、紙製品製造業 (1599)、光電材料及元件製造業 (2649) 與合成塑膠原料製造業 (1842)。有 6 家工廠使用 SCC 預設指紋圖譜 (資料筆數佔比約為 81%)。○○鋼鐵 OFP 排序第一名，但其 THC 排放量為第四大。類似情形亦發生在○○造漆，顯示兩者為高 O₃ 相關產業。

(a) 北部空品區



(b) 中部空品區



(c) 南部空品區



圖 6 北、中、南空品區點源 OFP 前十大工廠之 OFP 與 THC 排放量 (本團隊整理)

四、臭氧減量效益評估

OFP 篩選方法找出了全臺灣與 O_3 生成相關性較高的點源；然而由於 MIR 量值為國外引用數據，為箱型模式在高 NO_x 情境下之計算結果，不見得可以真實反映臺灣污染源的 O_3 減量效益，需要另外使用可因地制宜的量化方法（包括擬真的排放、氣象、地形等因素）；使用空氣品質模式即為相對應的配套工具之一，可以提供符合臺灣大氣物理、化學、沉降與排放特徵之數值模擬。

為瞭解全臺灣、跨縣市或單一縣市之 O_3 減量效益，初擬三方面臭氧減量情境，包含：高 OFP 行業別、物種及工廠，其對不同管制單位均具有不同減量效益或執行優劣勢；例如以高 OFP「行業別」進行改善，可透過中央單位研擬行業別標準，或針對既有行業別研擬加嚴標準予以管制，達污染減量目的；若以高 OFP「物種」進行管制，可透過掌握關鍵物種，除考量反應性外，亦可針對屬高危害性之有害物種 (HAPs) 加以管制，進一步結合現行法規評估是否需要增加納管關鍵物種管制，如：甲醛、1,3-丁二烯為空污費未徵收對象，藉由關鍵物種篩選出特定行業或縣市，由中央或地方推動許可及空污費管制；而若是以高 OFP「工廠」執行減量，可針對大型固定污染源提出誘因進行減量協談，因此可透過區域或地方機關掌握現況，藉由針對性的管理方式來達到污染減量。因此，本研究依上述不同減量情境（排放靈敏度試驗），透過空品模式模擬研析較適切之減量方案。

4.1 模式模擬設定與高臭氧案例簡介

選用 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) model 空品模式作為臭氧減量情境的模擬工具。CMAQ 空品模式為美國環境部發展超過三十年以上的區域化學傳輸模式 (Byun and Ching, 1999)，該模式為模組化架構，亦為社群模式（由全世界科學家與工程師共同研發），且每年皆會依據最新的科研發展，不定期地更新氣膠或氣態污染物的物理化學模組，因此被世界各地的學術機構與中央 / 地方環保單位廣泛使用；目前臺灣環境部監資司之空品預報模式 (Air Quality Forecast system, AQF) 即使用 Weather Research and Forecast (WRF) model 氣象模式搭配 CMAQ 模式進行空品預

報 (Cheng et al., 2021)。由於本計畫著重 VOCs 減排對 O₃ 減量影響，因此如何準確模擬 VOCs 與 O₃ 為本研究的重點。然而，大氣中的 VOCs 組成複雜，為簡化模式運算時間 (大部分空品模式模擬以 PM_{2.5} 或 O₃ 等為主要預報物質)，模式對於 VOCs 模擬的處理方式較簡易 (使用物種簡併方式模擬 VOCs，即將化性相近的單一物質合併為單一簡併物種進行模擬，常見的空氣品質模式皆使用此方式簡化模式)，因此 VOCs 模擬較難與觀測直接進行比較驗證 (Chen, et al., 2010; 2015)。有鑑於此，本研究進一步使用 CMAQ-PAMS (CMAQ 模式擴充 PAMS 模組，可同時模擬 CMAQ 之 O₃ 相關污染物與 PAMS 單一物質) 作為臭氧前驅物「精準減量」方法之模式模擬工具，搭配臺灣 PAMS 光化連續監測數據與模式驗證，可以提供更符合科學實證之 VOCs 模擬結果。後續同時使用該模式進行 O₃ 減量效益模擬。CMAQ-PAMS 模式模擬設定主要依循環境部監資司之 AQF 空品預報系統與相關研究計畫 (鄭芳怡, 2019)，在此不多加贅述。

本研究篩選 2020~2021 年臺灣臭氧好發季節事件日評估全國與各大空品區高 OFP 污染源之 O₃ 減量成效，包括 2020 年 09 月底與 2021 年 10 月初兩個事件日 (圖 7)。兩事件日發生期間之綜觀天氣皆以弱綜觀為主 (穩定高壓型態，地表大氣呈現低風速與相對穩定情形，不利污染物擴散)。礙於篇幅限制，O₃、NO_x 與 VOCs 模擬與觀測比對部分 (包括 NMHC 與 PAMS 光化觀測校驗) 可參考相關研究成果 (鄭芳怡, 2019)。

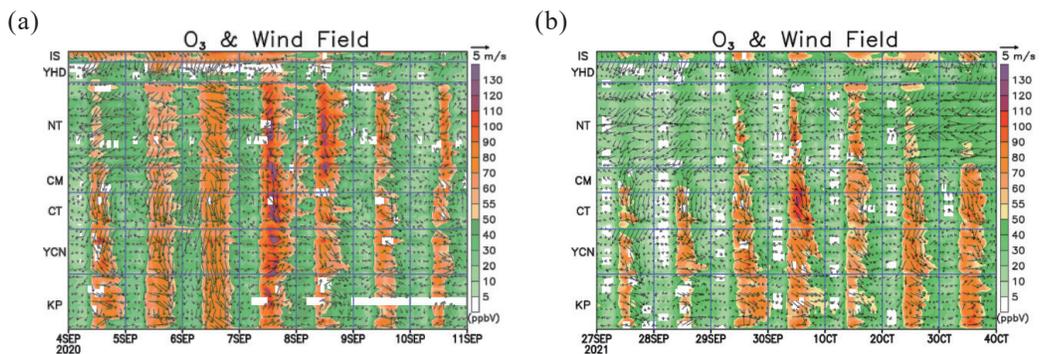


圖 7 (a)2020 與 (b)2021 事件日期間臺灣空品監測站 O₃ (ppb) 與風場觀測，包括離島 (IS)、宜花東 (YHD)、北北基桃 (NT)、竹苗 (CM)、中彰投 (CT)、雲嘉南 (YCN) 與高屏 (KP) 地區測站 (鄭, 2019)

4.2 「精準減量」策略模擬情境

O₃ 前驅物來源包括人為與生物源排放，為釐清 O₃ 前驅物「精準減量」管制對象，理論上應對所有會產生 O₃ 的 VOCs 排放源進行 OFP 計算。然而，過去研究描述本事件日發生時，臺灣都會地區空品測站之 O₃ 來源主要以人為排放為主 (Chen et al., 2024)，因此本研究設定以人為污染源 VOCs 排放進行研析。TEDS 排放清冊中之 VOCs 排放源包括點源、線源與面源，雖然皆可使用「精準減量」策略計算個別排放對象之 OFP 值；然而，除了點源係透過清查與空污費申報等具備較詳盡的污染源排放量與索引，線源與面源大多使用人口活動數據與排放係數等方式推估，在誤差上會高於點源，因此本研究首先將「精準減量」策略應用於點源管制。

針對高 OFP 污染源，後續將使用 CMAQ-PAMS 進行排放源靈敏度試驗，主要為對照污染源 VOCs 排放前後之 O₃ 模擬結果差異，作為其 O₃ 減量或貢獻 (ΔO_3)。減量情境包括：

- 一、全臺點源 OFP 前五大行業。
- 二、北、中、南三大空品區 OFP 前十大工廠。

理論上不可能完全使特定行業或工廠之 VOCs 零排放，因此本研究之減量情境可以作為量化高 OFP 行業或工廠 VOCs 排放之 O₃ 貢獻；未來除了可針對關鍵污染源進行 EKMA 方法評估排放減量比例效益 (NO_x 或 VOCs 減量多少可以達到最佳的 ΔO_3 成效)，環境部或地方環保局若體認高 OFP 污染源有減量必要，則可以從高 OFP 對象著手進行 O₃ 減量管制與協商。

4.3 全臺點源前五大行業別臭氧減量成效

由前述 THC 排放量與 OFP 空間分佈 (圖 3) 已可看出熱區集中位置，因此可在空品測站位置上與鄰近或所屬熱區的測站模擬結果進行比較與分析 (圖 8)。首先由選取之空品站比對結果顯示模式模擬結果時序演變整體上與觀測結果吻合。各地區之 ΔO_3 代表當地前驅物減排後 O₃ 減少結果，因 O₃ 是白天光化所產生，所以 ΔO_3 發生時間以白天為主，到了夜間 ΔO_3 明顯遞減。此外，事件日模擬期間北部地區 (如：平鎮站)

與中部以北沿海地區(如：臺西站)在9月6日以前還是有受到境外移入 O_3 影響(O_3 無顯著日夜高低值變化)，中部位置較內陸與南部的測站基本上以本地影響為主(如：小港站)。

比對全臺前五大 OFP 行業別 VOCs 減排後之 O_3 減量，在前述所提及的北(新北-桃園工業區)、中(雲林麥寮工業區)、南(高雄臨海工業區)OFP 熱點區域，統整鄰近各測站的最大 O_3 減量範圍(北、中、南熱點以新北市和桃園市、雲林縣和嘉義縣、高雄市之空品站統計)，顯示事件日模擬期間，由北、中、南空品區測站的最大 VOCs 減量(Δ VOCs)範圍為 6.5~140 ppbC、7~60 ppbC、4~100ppbC，最大 ΔO_3 範圍為 0~4.5 ppb(桃園龍潭站無 O_3 減量)、1.4~7 ppb、1.2~2.7 ppb。測站 O_3 是否減量與其位置是否在高 OFP 污染排放後之 O_3 減量氣團移動路徑有關。以龍潭站為例，整個事件日模擬期間皆無 O_3 減量，主因為其與北區 OFP 前五大行業的位置較遠，故其 O_3 減量未在該測站顯現；臺西站(圖 8b)位於麥寮工業區的下風位置(之一)，因此容易顯現出園區 VOCs 減排後之 O_3 減量效果。

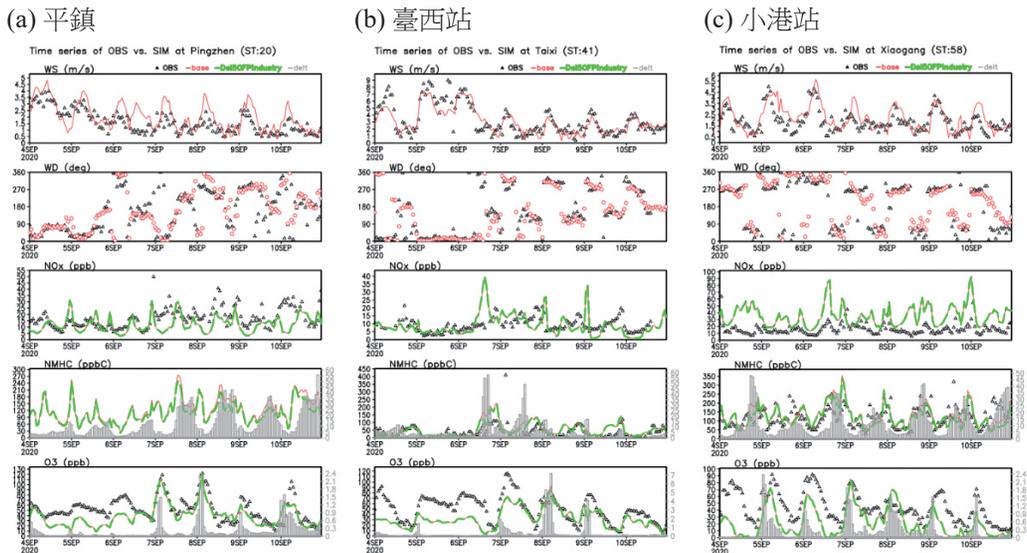


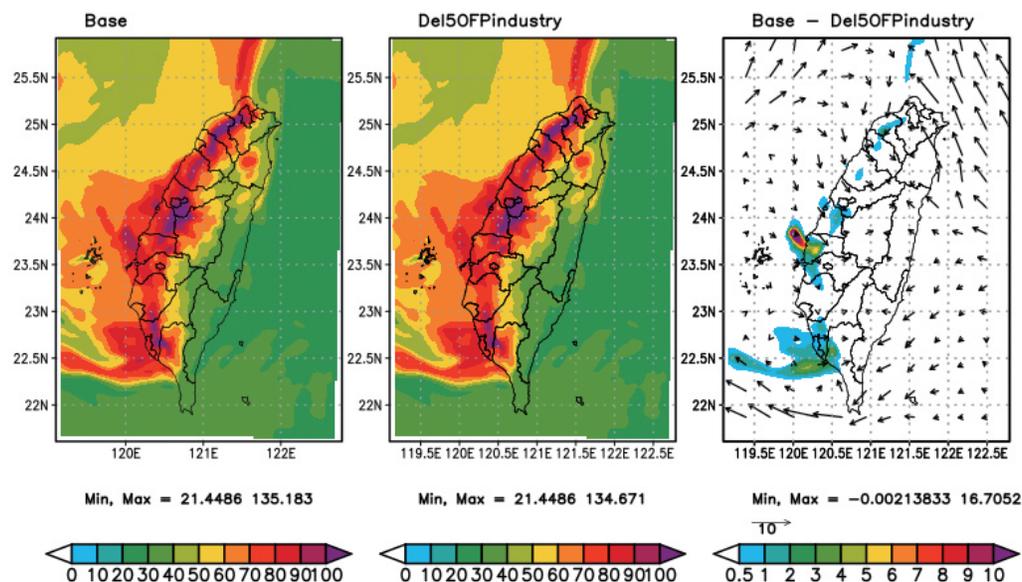
圖 8 (2020 年 09 月事件日空品站風場、 O_3 前驅物與 O_3 小時時序圖。三角點為空品觀測值，實線為 CMAQ-PAMS 模擬值(紅色實線為基本案例模擬，綠色虛線為前五大 OFP 行業別減排後模擬值)，柱狀圖為 OFP 前五大行業減排結果。日期標示時間為上午 8 時(本團隊整理)

圖 9 為基準案例與點源前五大 OFP 行業減排後之 O_3 與最大 ΔO_3 空間分佈。事件日模擬期間最大 1h- ΔO_3 發生時間為 9 月 8 日上午 11 時，8h- ΔO_3 發生時間為 09 月 08 日上午 12 時，以中部麥寮園區的 O_3 減量最顯著，分別為 $\Delta O_3 = 16.7$ ppb 與 5.3 ppb，約佔該時地 O_3 小時與八小時值 18% 與 8% ($16.7/95 \sim 0.18$ 、 $5.3/67 \sim 0.08$)。其二 ΔO_3 顯著的地區為高雄臨海地區，再者為新北與桃園地區。

上述為 2020 年事件日模擬結果，2021 年事件日呈現相似情形，不再贅述。值得注意的是，由過去研究顯示臺灣西半部多為 VOCs-limited 區域，因此 NO_x 自排放源排放後，不見得會馬上產生 O_3 ，需要遇上 VOCs 後才會進行一連串光化作用並產生 O_3 ；模擬結果顯示 ΔO_3 位置鄰近點源排放源位置，代表臺灣西部大多為 NO_x -rich 區域，因此當 VOCs 從源頭排放後，在大氣條件穩定且不利擴散情況下，即會在排放源頭附近產生 O_3 ，因此管制高 OFP 點源所產生之 O_3 減量效果會直接在鄰近排放源附近地區反映。

(a) 1h- O_3 ; 2020 年 09 月 08 日上午 11 時

O_3 conc. (ppbV) on 03Z08SEP2020



(b) 8h- O_3 ; 2020 年 09 月 08 日上午 12 時

8-hr o3 conc. (ppbV) on 04Z08SEP2020

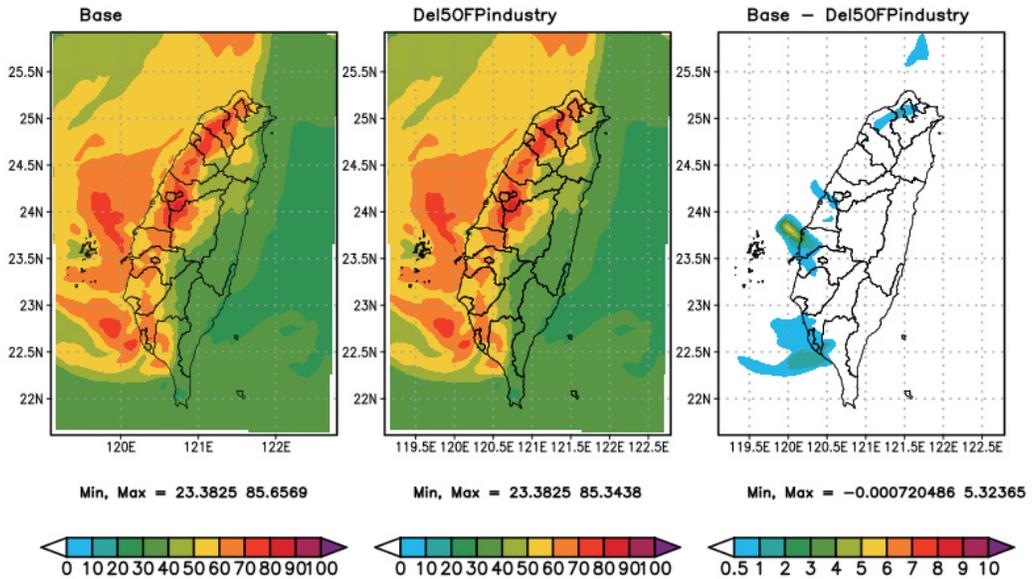


圖 9 全臺點源 OFP 前五大行業別最大 ΔO_3 模擬空間分佈。其中 (a) 為最大 1hr- ΔO_3 發生時間，(b) 為最大 8h- ΔO_3 發生時間。Base 為初始模擬值，Del50FPindustry 為前五大 OFP 行業別減排後模擬值，單位：ppb(本團隊整理)

兩個事件日之低風速與穩定大氣為導致空氣污染物不易平流與擴散主要原因，污染物高濃度亦與秋冬季節大氣邊界層較低有關。因此在類似事件日(臭氧好發季節)針對高 OFP 排放源進行精準減量管制，可以有效減少關鍵污染源 VOCs 濃度，進而減少 O_3 濃度。由模式模擬結果，顯示全臺灣西半部空品站在高 OFP 污染源減量後，均可得到 O_3 減少，代表臭氧前驅物的「精準減量」或「優先減量」對臺灣各地 O_3 減量均有成效。

4.4 北、中、南三大空品區 OFP 前十大工廠臭氧減量成效

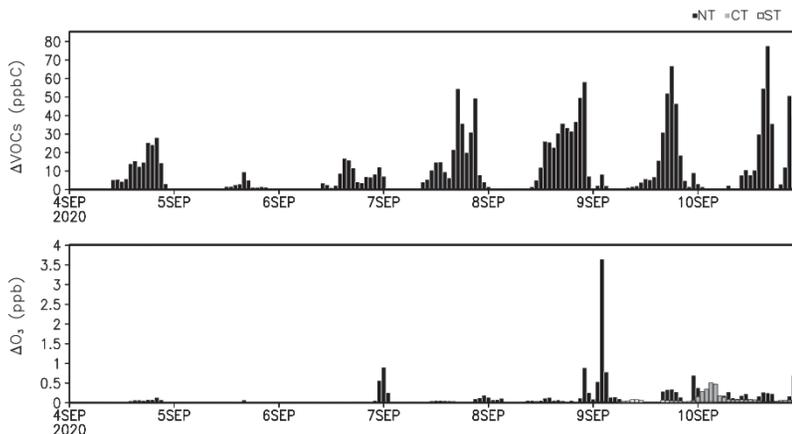
綜整北、中、南三大空品區點源 OFP 前十大工廠減排後的 ΔO_3 結果，主要前十大工廠位置以及各地區內的小尺度氣象場特徵有關。各區 OFP 前十大工廠的 ΔO_3 可參考圖 8~9 方法，分析臺灣整體與測站之 ΔO_3 幅度(由於分析方法與行業別相同，

在此僅簡述研析結果)。以全臺灣 1h- ΔO_3 減量幅度而言，中區 > 南區 > 北區；以 1h- ΔO_3 影響範圍而言，中區 > 北區 > 南區 (與 OFP 工廠分佈疏密有關)，中區工廠減排所得之 1h- ΔO_3 值最大；8h- ΔO_3 減量幅度仍以中區為首，發生地點為麥寮園區的 VOCs 減排後所帶來的 ΔO_3 減量。8h- ΔO_3 影響幅員範圍由大而小依次為南區 > 中區 > 北區，由於南部空品區的風場導引氣流較強，因此有利於 8h- ΔO_3 傳輸。

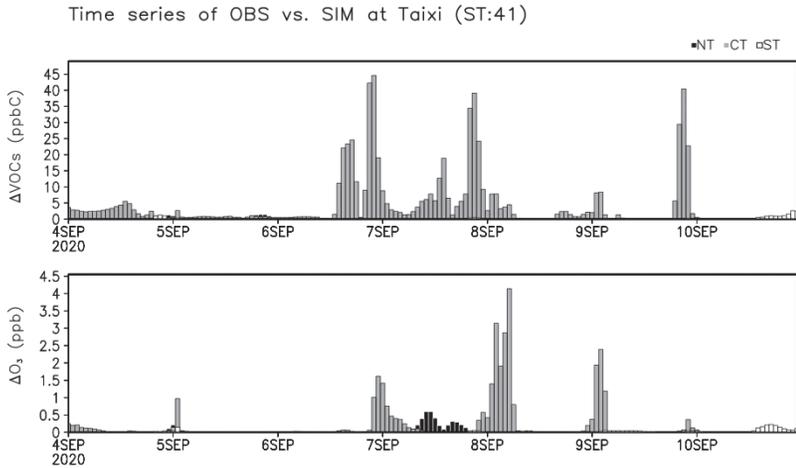
相較於 2020 年事件日，2021 年事件日各空品區的最大小時 ΔO_3 減量值略為減少，主要因為綜觀天氣條件差異 (大陸高壓影響臺灣大氣程度較大) 導致 2021 年 09 月事件日的 ΔO_3 氣團之污染物濃度累積程度不如 2020 年事件。由此可見不同天氣型態會影響各空品區前十大工廠 ΔO_3 減量的程度；綜合兩個臭氧好發季節的事件日分析結果，當臺灣綜觀環境有利於大氣穩定條件生成時，當地氣團有幅合現象，有利於污染物累積，因此對於 ΔO_3 減量幅度最明顯。

除了不同減排情境的 ΔO_3 結果，另一個值得注意切入點為不同空品區減量對於鄰近地區影響。圖 10 為 2020 年事件日各空品區鄰近 OFP 工廠測站之 $\Delta VOCs$ 與 ΔO_3 時序圖。結果顯示選取測站 ΔO_3 主要受到鄰近 OFP 工廠減排影響，跨區 ΔO_3 減量則出現遞減趨勢。以大園站而言，鄰近桃園高 OFP 工廠，最大 1h- ΔO_3 約為 3.5 ppb；以臺西站而言，臨近麥寮園區，最大 1h- ΔO_3 約為 4 ppb；以林園站而言，鄰近高雄臨海工業區之高 OFP 工廠，最大 1h- ΔO_3 約為 4 ppb。在發生最大 1h- ΔO_3 前，會有較高 1h- $\Delta VOCs$ 發生。

(a) 大園站 Time series of OBS vs. SIM at Dayuan (ST:18)



(b) 臺西站



(c) 林園站

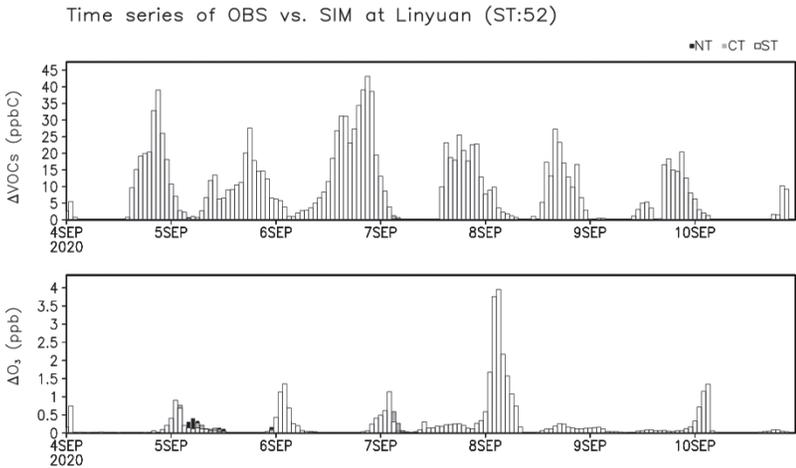
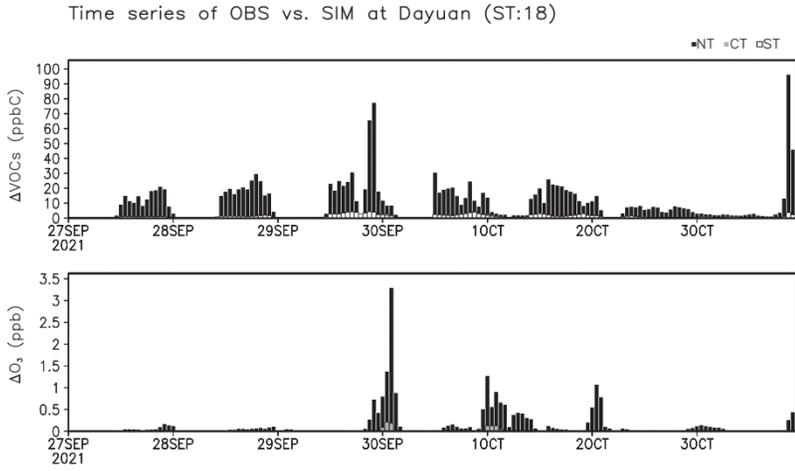


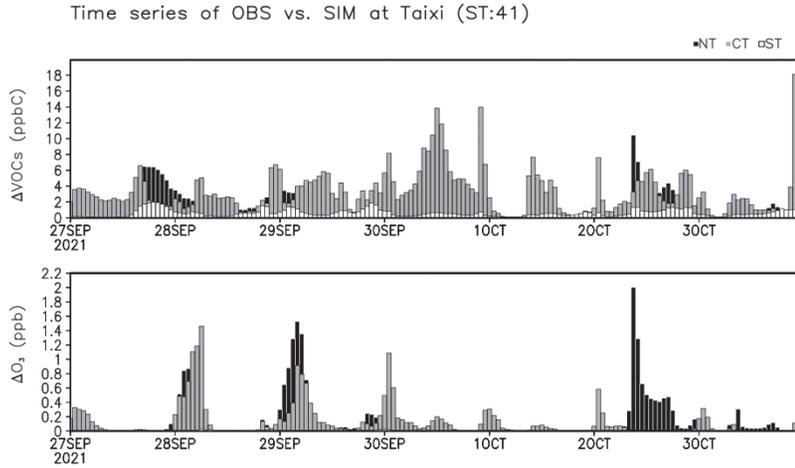
圖 10 2020 年事件日空品站 ΔVOCs 與 ΔO_3 時序。黑色、灰色與白色柱狀圖依序代表北 (NT)、中 (CT)、南 (ST) 三大空品區 OFP 前十大工廠貢獻。日期標示時間為上午 8 時 (本團隊整理)

2021 年事件日 (圖 11) 與 2020 年事件日各測站逐時 ΔO_3 有類似情形。比較各大空品區 OFP 前十大工廠減排後當地測站 ΔO_3 結果，顯示 2021 年事件日期間，北部與南部空品區 ΔO_3 受到當地排放減量主導，中部地區 ΔO_3 則明顯受到北部 ΔVOCs 影響，南部空品區甚至有少許北部排放之 ΔO_3 貢獻 (與東北風傳輸作用較強有關)。綜上，當綜觀天氣趨於大氣不穩定的情況時 (如東北季風增強時)，在強勁東北風的尾流地區，易於將強勁氣流所帶來的污染物匯聚， O_3 跨區傳輸現象會更顯著。

(a) 大園站



(b) 臺西站



(c) 林園站

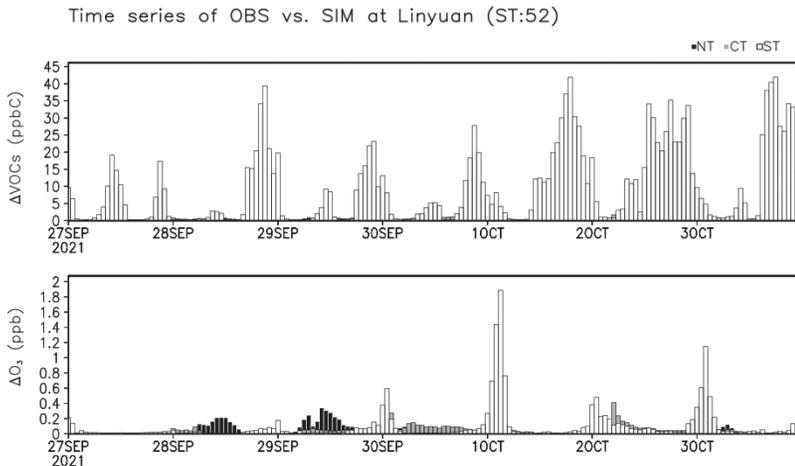


圖 11 2021 年事件日空品站 Δ VOCs 與 Δ O₃ 時序 (標示與圖 10 相同) (本團隊整理)

過去本團隊曾經對於臺灣風場類型做過統計 (Chen et al., 2018)，依據風向轉變情形，可以分為傳輸、環流與擴散等風場。不同風場的大氣條件對於污染物在大氣環境中物理化學過程皆有所不同，因此用風場類型來對 O_3 分類亦為了解高 O_3 濃度發生的方法之一。然而，對於臭氧好發季節之高臭氧診斷，除了有大氣擴散條件 (即風場特徵) 需要考慮，不同季節之大氣溫度差異所導致的邊界層高低亦為促使污染物濃度累積的因素之一。此外，以點源為例，每一家工廠或煙囪在不同季節的排放強度不見得都相同 (如待機或旺季加工等差異發生)，因此排放與氣象條件皆為管制 O_3 時需要考量的因素。臺灣的臭氧好發季節為秋季，因此大氣邊界層發展高度相對夏季較低，先天上已經有利於污染物在大氣環境中累積。

不同臭氧好發季節的污染源排放特徵與 O_3 減量效益應成為下階段臭氧前驅物「精準減量」應該檢視的重點之一，如果秋冬或年末為高 OFP 產業旺季，則其排放將提供更多臭氧前驅物導致 O_3 劣化；此外，不同季節的大氣擴散條件不同，應有不同的高污染管制作為。在減少產業衝擊的前提下，可以針對不同空品區 (或特定區域) 的高臭氧劣化進行解析，嘗試了解即便在大氣邊界層條件有利污染物累積與污染物排放強度較高之季節，是否可以透過污染物排放強度調節 (如增加年初或夏季的產能)，或在特定風場條件發生時，對特定區域的高 OFP 污染源進行降載，以弱化高 O_3 的主觀生成條件 (特定風場條件發生可以參考過去氣象與空品觀測資料進行解析)。而對於未來臭氧好發季節，風場條件可透過氣象及空品預報中所提供之風場預報先行診斷，提供高 O_3 預警給特定空品區，進而對高 O_3 發生進行預防作為。

綜合以上論述，有別於過去空污預警以全盤式的污染類別進行防制，在 O_3 前驅物「精準減量」或「優先減量」的策略下，本研究篩選全國與各空品區的高 OFP 污染源，並透過空品模式量化其對於 O_3 貢獻，具體量化高 OFP 污染源對於 O_3 減量成效。對於臺灣臭氧好發季節管制，可以整合預報與臭氧「精準減量」研究成果，在特定風場條件下對不同高 OFP 污染源進行篩選式的管理方法，以產生對 O_3 減量最有益之管理策略。

4.5 不同模擬情境綜合比較

表 1 提供綜整目前計畫所擬定的「精準減量」策略下，2020 年 09 月事件日模擬結果之量化指標，包括全國前五大行業別與各空品區 VOCs 減排 (Δ VOCs) 後的 Δ O₃ 減量，以小時值加總、八小時值加總與每日最大八小時值加總顯示。統計結果為對整個案例模擬期間全臺灣的 Δ VOCs 與 Δ O₃ 進行統計。單純由 Δ O₃ 減量大小無法對不同區域、不同管制方法的結果進行「效率」比較，僅能稱為臭氧減量「淨」成效。所謂精準減量或優先減量之 O₃ 減量效率，可透過歸一化 (Normalization) 之量化方式來呈現 (亦即用一個基準來比較臭氧減量成效)；以表 1 為例，提供小時和八小時的 Δ O₃ 作為比較對象，歸一化的方式可以透過 (1)VOCs 減排筆數、(2)VOCs 減排排放量以及 (3)VOCs 減排後的濃度減量作為基準。表列 C/A 與 D/B 為目前選用的減量效益指標，為以上述 (3)VOCs 減排後的濃度減量作為基準後，所得到的精準減量臭氧減量效益；以小時值而言，全國、北，中，南的小時臭氧「減量效益」分別為 0.12、0.05、0.07 與 0.12 ppb O₃/ppbC VOCs。若使用不同的比較基準，可以顯示不同的減量效率；以使用 (2) VOCs 減排排放量而言，得到的小時值全國、北，中，南的小時臭氧減量效率則分別為 5.85、4.80、5.33 與 6.91 ppb O₃/Mt VOCs。然而，使用 (1) 和 (2) 為基準，因為是以「年」為單位，而模式所得的 Δ O₃ 或 Δ VOCs 是以「小時」為單位，因此會有時間尺度上之差異；有鑑於此，目前以 (3) 所得比值作為減量效率量化指標相對合理。

表 1 2020 年事件日「精準減量」臭氧減量效益統計 (本團隊整理)

統計值 \ 管制策略	全國 前五大行業	北區 前十大工廠	中區 前十大工廠	南區 前十大工廠
VOCs 排放筆數 ^{註 1}	9,029	266	627	502
VOCs 排放量 (Mt/yr) ^{註 2}	23,176	7,652	6,408	5,183
A: Δ VOCs 小時值加總 ^{註 3} (ppbC)	1,727,755	684,417	520,392	287,586
B: Δ VOCs 八小時值加總 (ppbC)	1,658,558	659,721	497,391	272,626
C: Δ O ₃ 小時值加總 (ppb)	135,533	36,743	34,147	35,800

管制策略 統計值	全國 前五大行業	北區 前十大工廠	中區 前十大工廠	南區 前十大工廠
D: ΔO_3 八小時值加總 (ppb)	132,582	36,305	33,381	34,312
E: $\Delta VOCs$ 每日最大八小時值加總 (ppbC)	127,142	49,758	44,500	20,598
F: ΔO_3 每日八小時值加總 (ppb)	9,976	2,839	2,665	2,298
C/A (ppb O_3 /ppbC VOCs)	0.08	0.05	0.07	0.12
D/B (ppb O_3 /ppbC VOCs)	0.08	0.06	0.07	0.13
F/E (ppb O_3 /ppbC VOCs)	0.08	0.06	0.06	0.11

註 1: TEDS 排放清冊點源總筆數為 239,008。

註 2: TEDS 排放清冊點源 THC 總排放量為 81,952 Mt/yr。

註 3: ΔO_3 與 $\Delta VOCs$ 統計 2020 年 09 月 04~10 日期間模擬結果。

全國前五大行業別因為囊括較廣泛的點源筆數與排放量，因此 $\Delta VOCs$ 和 ΔO_3 皆遠大於各區減量，其小時值 $\Delta VOCs$ 減量約為各空品區 2.5~6.6 倍以上，而 1h- ΔO_3 約為各空品區 4 倍以上；8h- ΔO_3 亦有類似情形。若以模擬全臺灣減量加總的 ΔO_3 / $\Delta VOCs$ 比值作為整體 O_3 減量效率指標，其由大而小為：南區 > 全國 > 中區 > 北區。南區指標之所以為目前減量策略中最大，主要因為其 $\Delta VOCs$ 相對於其他空品區略少；以 1h- $\Delta VOCs$ 而言，南區約為北、中區 $\Delta VOCs$ 的一半（主要因為南區前十大工廠 VOCs 排放量較少，且地理位置分佈較其他空品區集中），然而卻得到與北、中區量值相當的 ΔO_3 減量結果。然而，因為各空品區的地理環境不同，受到的盛行風氣流與地形效益影響程度不一樣（如：北區受到東北風的影響會大於中南區，而南區在穩定條件下因為氣流侷限在小範圍，即便 $\Delta VOCs$ 相對濃度不高卻仍得到高 ΔO_3 減量結果），因此在 2020 年事件日所得到的南區減量效率為最高。

表 2 為 2021 年事件日的統計效益統計結果。比較兩個臭氧好發季節的 O_3 減量效率，顯示全國、北、中、南 O_3 減量效率為 0.07、0.07、0.05 與 0.02 ppb O_3 /ppbC VOCs，與 2020 年事件日分區減量效率高低不同。對照北、中、南分區 OFP 前十大工廠 VOCs 排放量，顯示北區 > 中區 > 南區；以 O_3 前驅物排放量而言，不考慮 NO_x 排放量情況下 (NO_x -rich)，北區理應有最高 O_3 減量效率，然而 2020 年事件日呈現南

區 > 中區 > 北區相反結果，主因為模擬期間日間綜觀天氣導引氣流較強，所帶來東北風或西南風不利於 O_3 減量累積，形成 O_3 後便往中南部（外海）或臺灣北方（外海）傳輸；2021 年事件日模擬期間東北風較弱，因此累積較高 ΔO_3 。

表 2 2021 年事件日「精準減量」臭氧減量效益統計（本團隊整理）

統計值 \ 管制策略	全國 前五大行業	北區 前十大工廠	中區 前十大工廠	南區 前十大工廠
VOCs 排放筆數 ^{註 1}	9,029	266	627	502
VOCs 排放量 (Mt/yr) ^{註 2}	23,176	7,652	6,408	5,183
A: Δ VOCs 小時值加總 ^{註 3} (ppbC)	2,444,551	1,240,045	858,244	620,829
B: Δ VOCs 八小時值加總 (ppbC)	2,371,459	1,201,624	831,821	602,867
C: ΔO_3 小時值加總 (ppb)	177,971	83,668	35,693	13,333
D: ΔO_3 八小時值加總 (ppb)	175,630	82,519	35,266	13,158
E: Δ VOCs 每日最大八小時值加總 (ppbC)	152,044	75,529	56,167	35,663
F: ΔO_3 每日八小時值加總 (ppb)	12,061	5,590	2,449	1,071
C/A (ppb O_3 /ppbC VOCs)	0.07	0.07	0.04	0.02
D/B (ppb O_3 /ppbC VOCs)	0.07	0.07	0.04	0.02
F/E (ppb O_3 /ppbC VOCs)	0.08	0.07	0.04	0.03

註 1: TEDS 排放清冊點源總筆數為 239,008。

註 2: TEDS 排放清冊點源 THC 總排放量為 81,952 Mt/yr。

註 3: ΔO_3 與 Δ VOCs 統計 2021 年 09 月 27~10 月 03 日期間模擬結果。

比較全國前五大行業與各區前十大工廠 ΔO_3 在各縣市減量幅度（圖 12），全國前五大行業在西部各縣市均有最高減量，東部與離島減量低。各區前十大工廠所帶來 O_3 減量除了在當地產生 O_3 減量（北部前十大工廠在北部各縣市有不同程度減量），在不同空品區也會有 O_3 減量；由於事件日主要以東北風和西南風主導臺灣周遭大氣污染物傳輸，因此各區工廠減排會影響 ΔO_3 跨區域傳輸；北空會影響鄰近的中空區域，甚至會影響南部地區，而南空工廠減排亦有影響北空的情形。

綜上，「精準減量」或「優先減量」的全國或分區減量策略在臭氧事件均有得到不同程度 O₃ 減量效率，全國前五大行業囊括最多污染源，O₃ 減量效率最高；北、中、南空品區 O₃ 減量與 VOCs 排放量成正比，但是受到各區域大氣擴散條件影響污染物演變，進而影響各區 O₃ 減量效率，通常在弱綜觀天氣條件下之 O₃ 減量效率會比較高。

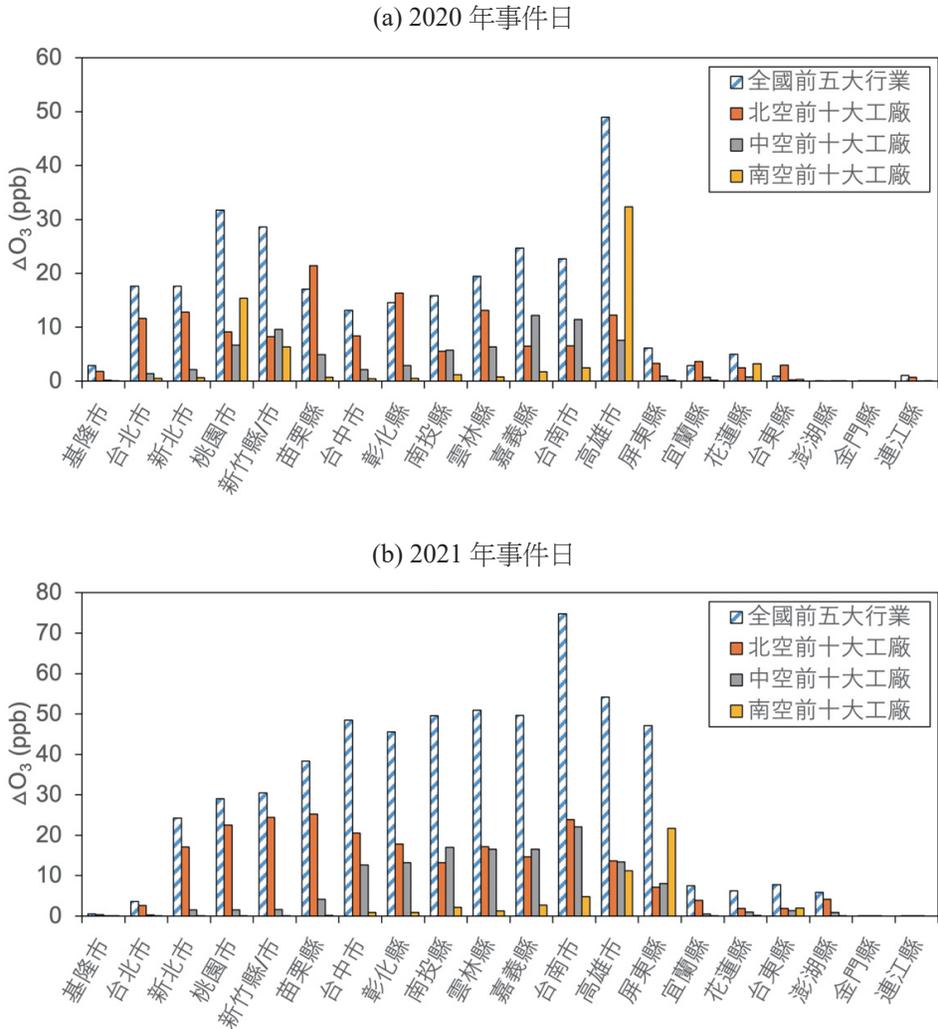


圖 12 全國與各區減量策略之 ΔO_3 平均值 (本團隊整理)

五、結論與建議

本研究使用臭氧前驅物「精準減量」策略，參考 MIR、TEDS 與 SCC 物種分配圖譜等數據，盤點全臺灣點源 OFP 前五大行業別與北、中、南空品區前十大工廠，進行減量策略示範，包括影響臺灣 O₃ 生成需最管制之行業及物種。由於目前環保法規尚未對高 O₃ 物種進行管制，為了得到最直接且有效管制策略，可參考其與 HAPs 之間之相關性（與「精準減量」同為管制 VOCs 但是管制目的不同，故可以交集兩者所篩選出的關鍵物種，相得益彰），提供未來聚焦管制臭氧與有害空氣污染物減量策略。

全臺灣點源 OFP 前三大行業分別為塑膠製品製造業、化學原材料製造業及塑膠原料製造業，OFP 物種為乙烯、甲苯、丙烯。北、中、南空品區 OFP 前十大工廠分佈位置，北區集中在桃園市、新竹縣與苗栗縣。中區以臺中市、雲林縣與臺南市為大宗，分佈較廣。南部則位於高雄市沿海地區，最為集中。

「精準減量」之全國或分區減量策略在臭氧好發季節事件中均有得到不同程度的 O₃ 減量效益，全國前五大行業所篩選污染源分佈較廣，在好發季節（事件日）中均有不錯的 O₃ 減量成效與效益。大氣擴散條件會影響北、中、南空品區的 O₃ 減量成效與效益；弱綜觀的天氣條件（穩定大氣）所得到的 O₃ 減量效益較高。未來將深入探討「精準減量」策略在不同大氣傳輸條件下的臭氧減量成效，以了解最有利於「精準減量」策略進行的大氣擴散條件下，O₃ 減如何影響當地或跨區傳送 O₃。

參考文獻

- 王家麟 (2021)，桃園市固定污染源臭氧管制策略評估工具建置，國立中央大學，桃園市環保局。
- 王家麟 (2022)，臺灣高臭氧生成機制長期趨勢分析與臭氧前驅物評估與管制方法建立，國立中央大學，環境部。
- 張良輝 (2020)，建置 AERMOD 本土化模式及空品模式審驗制度專案工作計畫 Rep.，環保署。
- 張良輝 (2021)，台灣空氣污染防制計畫對空氣品質改善成效之模擬與評估，雲林科技大學，環境部。
- 陳杜甫 (2023)，精準控管各縣市 NO_x 及 NMHC 排放量以改善 O₃ 污染，雲林科技大學，環境部。
- 彭彥彬 (2021)，高屏空品區臭氧成因探討 - 以小港及琉球為例，中山大學環境工程研究所，環境部。
- 鄭芳怡 (2019)，影響空氣品質變化之氣象特性分析與預報技術提升計畫，國立中央大學，環境部。
- Avery, R. J. (2006), Reactivity-Based VOC Control for Solvent Products: More Efficient Ozone Reduction Strategies, *Environmental Science & Technology*, 40(16), 4845-4850, doi:10.1021/es060296u.
- Byun, D., and J. K. S. e. Ching (1999), Science algorithms of the EPA Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System Rep.
- Carter, W., G. Tonnesen, and G. Yarwood (2003), INVESTIGATION OF VOC REACTIVITY EFFECTS USING EXISTING REGIONAL AIR QUALITY MODELS.
- Carter, W. P. L. (1994), Development of Ozone Reactivity Scales for Volatile Organic Compounds, *Air & Waste*, 44(7), 881-899, doi:10.1080/1073161X.1994.10467290.

- Carter, W. P. L. (2010), Development of the SAPRC-07 chemical mechanism, *Atmospheric Environment*, 44(40), 5324-5335, doi:<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.01.026>.
- Chang, J., S. Griffith, S. Kong, M.-T. Chuang, and N.-H. Lin (2023), Development of a CMAQ-PMF-based composite index for prescribing an effective ozone abatement strategy: a case study of sensitivity of surface ozone to precursor volatile organic compound species in southern Taiwan, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 23, 6357-6382, doi:[10.5194/acp-23-6357-2023](https://doi.org/10.5194/acp-23-6357-2023).
- Chen, S.-P., W.-T. Liu, F.-Y. Cheng, C.-H. Wang, S.-M. Huang, and J.-L. Wang (2024), Ozone containment through selective mitigation measures on precursors of volatile organic compounds, *Science of The Total Environment*, 908, 167953, doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167953>.
- Chen, S.-P., C.-H. Lu, J. E. Davies, C.-F. Ou-Yang, N.-H. Lin, A. K. Huff, B. R. Pierce, S. Kondragunta, and J.-L. Wang (2023), Infusing satellite data into aerosol forecast for near real-time episode detection and diagnosis in East Asia, *Science of The Total Environment*, 856, 158797, doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158797>.
- Chen, S.-P., C.-H. Wang, W.-D. Lin, Y.-H. Tong, Y.-C. Chen, C.-J. Chiu, H.-C. Chiang, C.-L. Fan, J.-L. Wang, and J. S. Chang (2018), Air quality impacted by local pollution sources and beyond – Using a prominent petro-industrial complex as a study case, *Environmental Pollution*, 236, 699-705, doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.091>.
- Cheng, F.-Y., C.-Y. Feng, Z.-M. Yang, C.-H. Hsu, K.-W. Chan, C.-Y. Lee, and S.-C. Chang (2021), Evaluation of real-time PM_{2.5} forecasts with the WRF-CMAQ modeling system and weather-pattern-dependent bias-adjusted PM_{2.5} forecasts in Taiwan, *Atmospheric Environment*, 244, 117909, doi:<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117909>.

- Cohan, D. S., A. Hakami, Y. Hu, and A. G. Russell (2005), Nonlinear Response of Ozone to Emissions: Source Apportionment and Sensitivity Analysis, *Environmental Science & Technology*, 39(17), 6739-6748, doi:10.1021/es048664m.
- Dunker, A. M., G. Yarwood, J. P. Ortmann, and G. M. Wilson (2002), The Decoupled Direct Method for Sensitivity Analysis in a Three-Dimensional Air Quality Model Implementation, Accuracy, and Efficiency, *Environmental Science & Technology*, 36(13), 2965-2976, doi:10.1021/es0112691.
- Kopplitz, S., H. Simon, B. Henderson, J. Liljegren, G. Tonnesen, A. Whitehill, and B. Wells (2022), Changes in Ozone Chemical Sensitivity in the United States from 2007 to 2016, *ACS Environmental Au*, 2(3), 206-222, doi:10.1021/acsenvironau.1c00029.
- Luecken, D. J., S. L. Napelenok, M. Strum, R. Scheffe, and S. Phillips (2018), Sensitivity of Ambient Atmospheric Formaldehyde and Ozone to Precursor Species and Source Types Across the United States, *Environmental Science & Technology*, 52(8), 4668-4675, doi:10.1021/acs.est.7b05509.

廢(污)水處理類

固定化酵素去除廢水中過氧化氫

吳京倚*、簡偉倫**、陳國源***、周珊珊****、黃思蕓*****、

黃志彬*****

摘 要

半導體於先進製程中需研磨與清洗多次晶圓，產生大量含 H_2O_2 廢水，廢水進入水回收系統時，多先以活性碳塔前處理分解 H_2O_2 ，但活性碳易破損而造成水回收系統的操作維護問題，因此投加過氧化氫酶 (catalase, CAT) 也成為一輔助方案，此方式易過度使用 CAT 而增加處理成本。為控制 CAT 加藥量，能重複使用處理廢水，本研究以聚乙烯醇凝膠 (polyvinyl alcohol gel, PVA gel) 包埋 CAT，進行酵素固定化。準備 PVA 漿料與硫酸共同加熱進行醚化改性後與 CAT 溶液混合，再滴入成型劑固化，後續靜置於磷酸鹽溶液硬化，完成 PVA gel 包埋 CAT，形成酵素球，再經戊二醛改質可縮小孔洞以防止 CAT 洩漏。批次實驗中，未改質酵素球在第 30 批次時，其相對活性已降至 20% 以下，經戊二醛在酸性下改質之酵素球，從第 15~30 批次， H_2O_2 之相對活性均維持在約 50%。在加溫改質後酵素球批次實驗中，酸性加溫改質組相較中性 pH 加溫改質組更能維持其活性。在連續流測試時，將進流 H_2O_2 處理體積負荷設定為 (7.2 g H_2O_2 /L PVA gel-hr)， H_2O_2 濃度 600 mg/L、填充率 30%、空間流速 12 BV/hr 下進行續測試，可大幅改善酵素球膨脹上浮之問題，且去除率可大於 90%，由此得知若能適當控制酵素球體積負荷，則具有工程化機會。

【關鍵字】過氧化氫、過氧化氫酶、酵素固定化、聚乙烯醇凝膠

*	國立陽明交通大學 環境工程研究所	碩士
**	國立陽明交通大學 環境科技及智慧系統研究中心	工程師
***	國立陽明交通大學 環境工程研究所	博士生
****	國立陽明交通大學 環境科技及智慧系統研究中心	執行長
*****	中華大學 工業產品設計學系	特聘教授
*****	國立陽明交通大學 環境工程研究所	終身講座教授

一、前言

在工業生產中常會使用過氧化氫 (hydrogen peroxide, H_2O_2) 作為氧化劑，尤其半導體業在晶圓清洗時多會在標準清洗配方中加入 H_2O_2 ，以去除晶圓上的顆粒、金屬離子、有機物等影響製程良率的雜質。由於 H_2O_2 不在法規列管中，雖然作為氧化劑使用，但是在廢水處理中普遍會被忽略，不影響處理成本，然而 H_2O_2 屬於強氧化劑，廠區內的水回收系統會因為大量 H_2O_2 的作用，導致維修頻率增加。同時廢水處理中的混凝過程會因為 H_2O_2 存在，導致操作時沉澱物容易上浮，對後續處理單元造成較大影響。

半導體業對未來產業發展上是重要的一環，水回收的重要性也持續增加，其中 H_2O_2 之去除技術優化也日益受重視。目前主要使用活性碳系統作為 H_2O_2 前處理單元，但是由於氧化效果較強，容易使活性碳產生裂解進而產生粉末，導致在回收後端的薄膜系統堵塞，降低使用壽命。

受限於現場空間，部分業者透過加入過氧化氫酶 (catalase, CAT) 當作輔助處理單元，CAT 是一種能夠快速降解高濃度 H_2O_2 的處理藥劑，其使用方式為不斷投入 CAT 溶液持續去除進流水中的 H_2O_2 。從上述系統連續加藥的特性可知， H_2O_2 藥劑導致加藥過量及流失等問題，故為了減低 CAT 的用量，考量利用 CAT 固定化之技術來解決此項問題。酵素固定化的優點在於把酵素固定於特定載體上，能讓酵素在反應後不會和放流水一起被排放，提升酵素對 H_2O_2 去除時的重複利用性。

考量上述問題，本研究採用聚乙烯醇凝膠 (polyvinyl alcohol gel, PVA gel) 包埋 CAT。由於 CAT 在對 H_2O_2 進行催化反應生成氧氣時，容易破壞固定化載體結構，因此進行包埋時需考慮到 PVA gel 的聚合度，提升機械強度以改善酵素重複使用性與對環境變異的耐受性，進而減少酵素使用量來達到降低成本目的，並間接提升水回收系統的操作穩定性。

二、文獻回顧

2.1 廢水中過氧化氫去除技術

一般而言半導體業使用 RCA 公司的濕式化學清洗程序清洗晶圓，RCA 的洗淨配方都會添加 H_2O_2 ， H_2O_2 能作為氧化晶圓表面的氧化劑，同時擁有去除氧化金屬微粒與有機物的功能，藉由標準配方中 H_2O_2 將微粒雜質氧化後同時由其他配方化學品帶離晶圓表面，因此半導體業的製程會製造出大量含 H_2O_2 的廢水，會使半導體業廢水回收系統損傷，降低處理效率或薄膜壽命。雖目前已有可移除 H_2O_2 的技術，但是去除效果不彰，殘留的 H_2O_2 會使回收系統中的薄膜受損；或是因加藥（如：鐵離子）而提升導電度，水體導電度上升會造成薄膜濃度極化現象的困擾。目前常用的去除方法包含活性碳、紫外光、Fenton 氧化與酵素分解等，本研究比較各方法之優劣如表 1 所列。

表 1 含 H_2O_2 廢水去除方法之優缺點

	優點	缺點
活性碳	<ul style="list-style-type: none"> • 除 H_2O_2 能力強 • 可吸附有機物 	<ul style="list-style-type: none"> • 活性碳易破碎損耗量高 • 處理系統易堵塞
UV	<ul style="list-style-type: none"> • 去除反應呈線性 • 操作易 	<ul style="list-style-type: none"> • 能耗大 • H_2O_2 濃度過低不容易去除
Fenton	<ul style="list-style-type: none"> • 高效率 • 低操作費 	<ul style="list-style-type: none"> • 須處置污泥 • 調整酸鹼度
CAT	<ul style="list-style-type: none"> • 反應快速有效去除 • 沒有副產物 	<ul style="list-style-type: none"> • 單價較高無法回收 • 熱穩定性差

活性碳是一種極優良的吸附劑，擁有多孔性結構，具有極大的表面積，工業上經常利用活性碳去除廢水中的 H_2O_2 ，但 H_2O_2 將碳氧化會導致破壞活性碳的粒度，致使活性碳的損耗量高與堵塞處理系統等問題 (Ribeiro et al., 2013)。UV 常使用在高級氧化處理中，且施加 UV 會促進 H_2O_2 的光解反應形成氫氧自由基，而光解速率不受 pH

值影響，但當 H_2O_2 濃度過低時則不利自由基產生，易導致氧化速率降低 (Poyatos et al., 2010)。Fenton 氧化法主要是去除廢水中有機污染物，但藉由亞鐵離子 (Fe^{2+}) 催化 H_2O_2 生成氫氧自由基以氧化有機物，此方法也能消耗水中的 H_2O_2 。Collivignarelli et al.(2017) 指出一般 Fenton 反應需要大量使用亞鐵，當水中濃度約有 1,000 mg/L H_2O_2 時，則需 1,000 mg/L 的亞鐵處理，並且操作前後需要調整酸鹼，反應時產生的鐵污泥也是一大問題。

過氧化氫酶是一種主要可與 H_2O_2 反應的酵素，酵素為一種催化特定化學反應的蛋白質，利用催化反應降低化學反應活化能，擁有高效率、高專一性，一系列的催化反應中並不會改變自身狀態，過氧化氫酶廣泛存在於生物體內的組織之中與 H_2O_2 作用，催化 H_2O_2 轉化為 H_2O 與 O_2 ，使細胞免於遭受 H_2O_2 的破壞。

2.2 過氧化氫酶固定化

一般 CAT 在溫度 20~50 °C 及中性 pH 下具有最佳活性，但游離態 CAT 不具重複使用性，固定化 CAT 相較其他去除廢水中 H_2O_2 的方法而言，可作為能重複使用的替代方案，還可減少反應條件變化對酵素活性的抑制 (Sooch et al., 2015)。固定化酵素 (固化酶) 係利用物理或化學方式將酵素固定於載體上，使固化酶為具有載體物理性質且仍保有活性的生物催化劑。將酵素在不溶於水之載體上進行固定化，可提供更方便的操作性與重複使用性，維持酵素活性時，克服其穩定性及再利用性差等缺點 (田,1996)。

固化酶在應用上容易與反應水體分離，同時提高了酶在儲存和操作條件下的穩定性，且提升酵素對於溫度、pH 值、溶劑及污染物能有更高的耐受性，使得固化酶可在連續固定床中操作，且可回收、重複使用 (Mohamad et al., 2015)。酵素固定化主要是由酶、載體、固定化方式所組成，酵素固定化所重視的因素為固定化載體的材料、固定化條件與方法等，酵素經固定化後會發生物理或化學變化，其變化取決於固定化方法的不同，因此載體的性質對於固化酶系統的有效性至關重要，故選擇合適的固定化方法和載體是其關鍵因子 (Mohamad et al., 2015)。常見有 5 種主要的酶固定化技

術，即吸附 (adsorption)、共價鍵結 (covalent bonding)、膠囊化 (encapsulation)、包埋 (entrapment) 和交聯 (crosslinking)。各種技術的比較詳見表 2(Grigoras, 2017)，分別簡述如下：

1. 吸附是透過凡得瓦力、氫鍵、疏水相互作用等弱的作用力，將酶物理吸附或附著在載體材料上。此方式製備簡單，對於酵素結構變化影響較小，但缺點是吸附結合力很弱，被吸附的酵素容易因為溫度波動或基質濃度改變而脫附。
2. 共價鍵結是藉由載體與酶之間形成，將酶固定化於載體上，酶與載體間的結合力比吸附法強，因此反應中酶不易從載體上脫落，而常用的載體材料如明膠 (gelatin)、幾丁聚醣 (chitosan)、聚苯乙烯 (polystyrene) 等。在某些情況下，對溫度、變性劑和有機溶劑具有更高的耐受性 (Costa et al., 2005)。
3. 膠囊化技術是利用天然或合成的高分子材料，透過將酶溶液封閉在具有可控孔隙率的球形半透聚合物膜，形成直徑介於 1 微米到 1 毫米的微膠囊，隔絕外界環境的影響，提供使用的方便及貯藏的安定 (Costa et al., 2005)。
4. 包埋為一種將酶限制在空間或網狀結構內的固定化法，通常酶被包埋在載體或纖維材料內部，而包埋的材料本身具有晶格結構或為聚合物膜，可以讓基質或產物進出並留住酶，此固定化方式不使酶與聚合物互相產生化學作用，既能夠避免酶變性、提高機械穩定性並且大量減少酶浸出的可能性 (Shen et al., 2011; Won et al., 2005)。
5. 交聯是利用雙或多個官能基之反應劑將個別酵素相結合，不需要載體固定化來防止酶流失到反應溶液中，亦稱作無載體固定化法，固化酶對 pH、離子強度、基質濃度變異的穩定性高，酶作為其自身的載體，幾乎是純酶的狀態 (Sheldon, 2007)。

表 2 不同固定化過氧化氫酶的特性與限制

固定化種類	特性	限制
吸附 Adsorption 	<ul style="list-style-type: none"> 載體對酶的活性影響小 透過添加酶可能使無活性酶再生 	<ul style="list-style-type: none"> 降低反應表面積 酶易受微生物攻擊 容易失活和脫附
共價鍵結 Covalent bonding 	<ul style="list-style-type: none"> 酶和載體間結合力强，不易流失 特定情況下對溫度、變性劑和有機溶劑的更高耐受性 	<ul style="list-style-type: none"> 需特別強調結構異構和酶的活性 結構異構變化會加速酶失活
膠囊化 Encapsulation 	<ul style="list-style-type: none"> 體積相較小，能反應表面積較大 能夠同時間固定化 	<ul style="list-style-type: none"> 需要高濃度的酶 孔徑需要非常小，擴散非常受限
包埋 Entrapment 	<ul style="list-style-type: none"> 易於處理和使用 能穩定酶的化學和物理狀態 	<ul style="list-style-type: none"> 連續使用可能緩慢地從孔隙滲出 擴散作用和酶的空間被限制
交聯 Crosslinking 	<ul style="list-style-type: none"> 減少流失的酶 酶對 pH、離子強度和基質濃度的變化穩定性高 	<ul style="list-style-type: none"> 擴散作用被限制 固定化的物質發生結構異構變化酶活性喪失

三、實驗方法及材料

本團隊提出以 PVA 包埋 CAT 取代活性碳，以改善某實廠 H_2O_2 廢水第一道活性碳塔處理製程回收氨氮廢水，來解決既有處理流程的問題。初期先以自行配製高濃度過氧化氫廢水進行批次試驗，找出最適的操作條件，配置水質條件如表 3 所示；再以實場的鹼性廢水進行連續試驗，評估 PVA 包埋的固定化酵素的處理效能。

表 3 某廠廢水水質條件

鹼性廢水	水質
pH	9-10
H_2O_2 (mg/L)	3,000
NH_3-N (mg/L)	1,500

3.1 包埋過氧化氫酶於聚乙烯醇凝膠之方法

PVA 固定化技術可以將酶包埋在 PVA 顆粒裡，因此較一般游離酶具有耐鹽、耐環境的衝擊之特性，顆粒的孔隙約 $1\sim 10\ \mu m$ ，顆粒表面光滑不會卡垢，維護容易，且顆粒具有彈性，操作範圍廣泛 (黃思尊, 2020 年)。另外，PVA 是生物可分解的材料，具親水性，不會形成海洋微粒減少對生態系的影響。

使用 PVA 固定化 CAT 的步驟如圖 1，首先是將 PVA 漿料與硫酸反應發生脫水反應 (dehydration)，所產生的醚官能基，醚化後的 PVA 漿料與 CAT 充分混合，再將此 PVA 混合物滴入成型劑中，輕輕攪拌以形成球形顆粒，然後將形成的不穩定顆粒轉移到磷酸鹽溶液中靜置硬化，隨後再用自來水清洗，最後形成直徑為 $3\sim 4$ 毫米的酵素球。

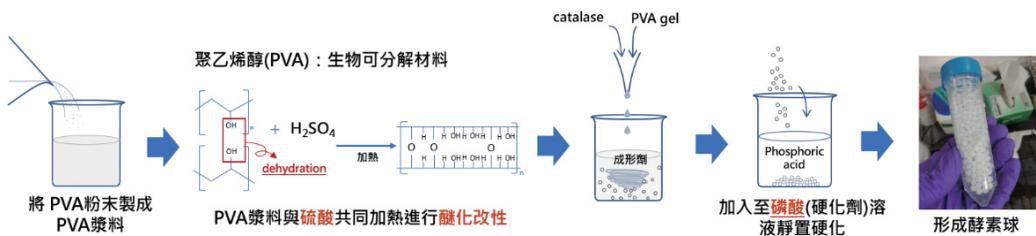


圖 1 包埋過氧化氫酶於聚乙烯醇凝膠之步驟

3.2 批次實驗方法

圖 2 為批次的過氧化氫酶反應設備，將 30% 之 H_2O_2 試劑與純水稀釋標定，均勻混合後配製成高濃度 117 mM (4000 mg/L) 的 H_2O_2 溶液，後續 H_2O_2 以高錳酸鉀滴定法進行分析。高濃度下固定化酵素載體會因反應產生氧氣而膨脹造成密度下降，上浮至水面。故須將固定化酶裝進過濾器中，使其不上浮於水面。另為了測試氨氮含量對固定化酵素的反應活性影響，配製 700~1500 mg/L 的氨氮來測試其對反應抑制性。團隊同時取得實廠廢水進行測試，找出最佳的 CAT 填充比例 (20、40%)，並應用在後續的連續處理測試。

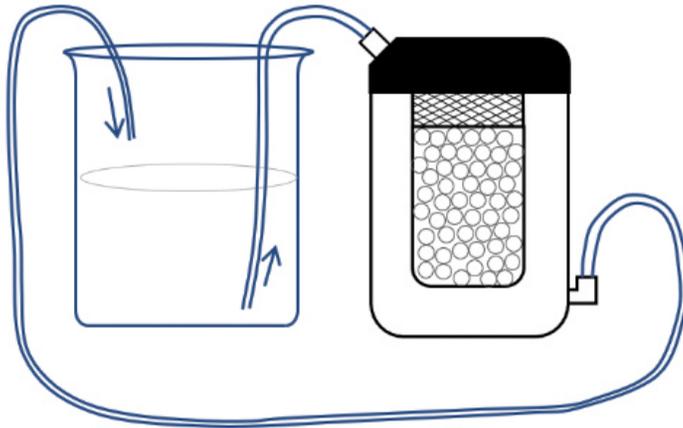


圖 2 批次試驗設備示意

3.3 連續實驗方法

固定化酵素的連續處理效能測試以實廠 H_2O_2 廢水進行測試，廢水 pH 值範圍在 9~11， H_2O_2 濃度為 2,000~4,000 mg/L， NH_4^+ 離子濃度為 700~1,500 mg/L，觀察固定化酵素對實廠廢水的處理功效。考量到固定化酶之載體因高濃度 H_2O_2 反應產生氧氣而膨脹上浮，須將固定化酶裝進過濾器中進行連續式反應，如圖 3，而連續式反應器的水力停留時間會影響進流與出流之濃度，因此水力停留時間為改變去除效率差異之操作參數。操作流速設置為 12 BV/h，酵素填充比例為 10%、20% 及 30%，進行連續測試。



圖 3 連續式測試模組

四、研究方法

4.1 酵素球溢漏實驗

固定化 CAT 酵素球溢漏實驗結果如圖 4 所示，將含有 10%CAT 濃度的酵素球分別填裝 5 mL(10%)、10 ml(20%) 及 15 ml(30%) 至 50 mL 離心管，添加 DI 水至 50 ml，並利用 COD 作為酵素溢流指標，未改質前之酵素球在第 3 天時，已貢獻大於約 300 mg/L 之 COD，本研究之固定化 CAT 在靜置環境下會提高貯存水體之 COD，水體所增加之 COD 是由酵素滲漏所致。為改善其滲漏問題，透過添加戊二醛，能使 PVA chain 進行更緊密的連結並組織起更緊密的網狀結構，將酵素牢牢的鑲嵌在孔隙中。

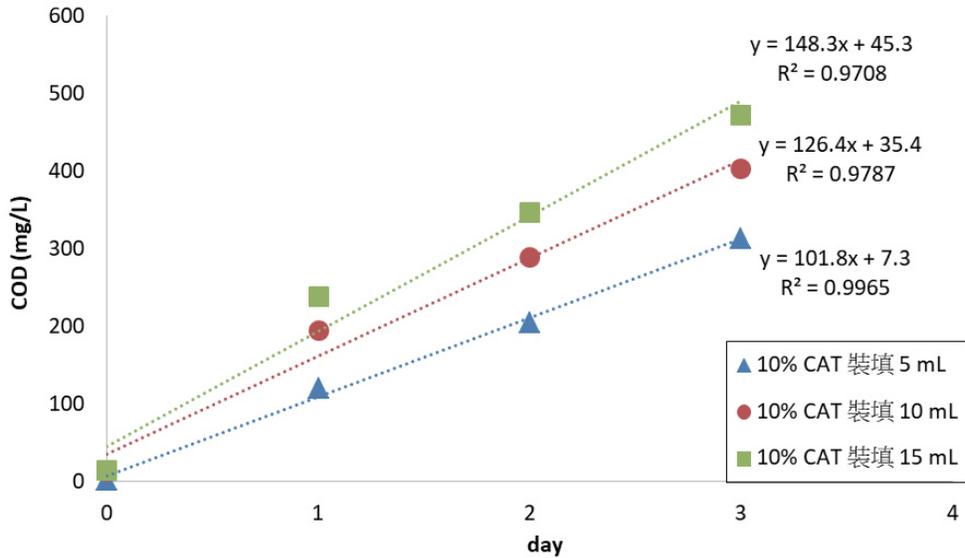


圖 4 未改質之酵素球溢漏實驗

4.2 酵素球改質評估

酵素球改質之階段，在酵素球成形後添加戊二醛並經由控制酸鹼度、溫度達到不同之改質效果，其實驗將未改質之酵素球稱作「酵素球 A」。第一種改質方法為再添加戊二醛時，同時調整溶液的酸鹼度至酸性及維持中性，調整至酸性者之代號為「酵素球 B」，而調整至中性者因去除效果較原始酵素球更差，因此不進行後續之討論，如圖 5。第二種改質方法為再添加戊二醛時，將溶液加溫至 50 °C 後調整酸鹼度至酸性及鹼性，加溫後調整至酸性的酵素球代號為「酵素球 C1」；而加溫後調整至中性 pH 的酵素球代號為「酵素球 C2」，如圖 6。

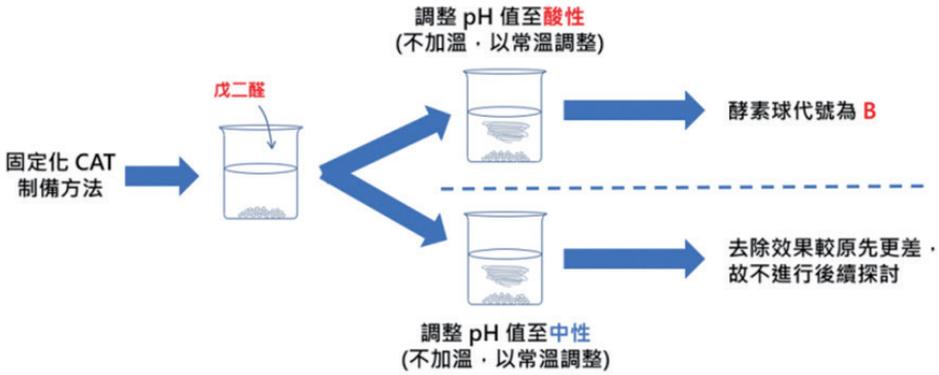


圖 5 酵素球酸鹼度改質

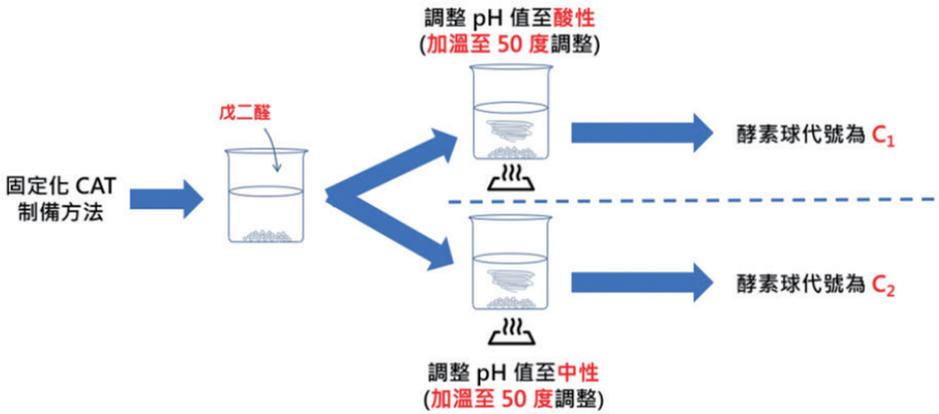


圖 6 酵素球加溫改質

4.2.1 酸鹼度改質之批次實驗

將 10 mL 酵素球與 30 mL 之 3,000 mg/L H₂O₂ 裝置在 50 mL 離心管內進行批次實驗。每一批次反應時間為 5 分鐘，共進行 30 次之實驗。結果如圖 7，酵素球 B 從第 15 ~30 批次，H₂O₂ 之相對活性均維持在 50% 上下浮動。對比之下，未改質之酵素球 A 在第 30 批次時，其相對活性已下降至 20 % 以下，可見此次改質方法可以減緩酵素因膨脹而流失之問題。

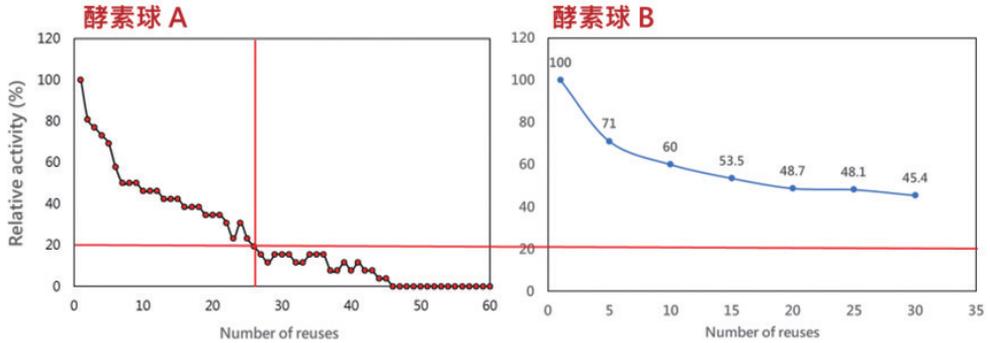


圖 7 酸鹼度改質之酵素球批次實驗結果

4.2.2 加溫改質之批次實驗

圖 8 為將 10 mL 酵素球 C1、酵素球 C2 與 30 mL 之 3,000 mg/L H₂O₂ 裝置在 50 mL 離心管內進行批次實驗。每一批次反應時間為 5 分鐘，共進行 30 次之實驗。酵素球 C1 與 C2 在 5 個批次內的相對活性並無太大的差異，然而當操作批次數拉長後，可以發現兩者間的相對活性漸漸拉開，而酸性加溫改質組 (酵素球 C1) 相較 (酵素球 C2) 更能維持其活性且當完成操作 30 個批次後，酵素球的重量損失也較小。

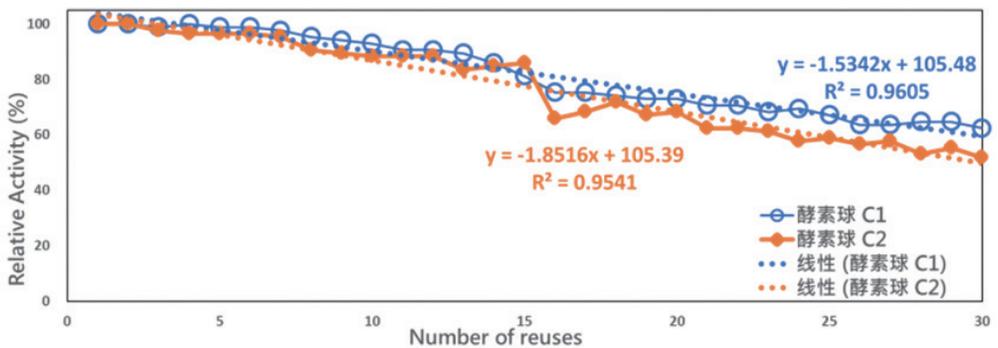


圖 8 加溫改質之酵素球批次實驗結果

4.3 不同體積負荷之批次試驗

綜合上述溫度、酸鹼改質條件初步結論，則選擇 C1 條件進行測試，因 CAT 酵素去除 H₂O₂ 過程中容易產生氣體，造成酵素球膨脹後孔洞撐大，以致酵素加速流失膨脹。透過進流 H₂O₂ 體積負荷進行觀察球體的膨脹情況，其測試方法為 10 mL 酵素球 C1 與 10 mL 和 30 mL 之 3,000 mg/L H₂O₂ 裝置在 50 mL 離心管內進行批次實驗，每一批次反應時間為 5 分鐘，共進行 10 次之實驗。

實驗結果如圖 9 所示，發現在高體積負荷 (9g H₂O₂/L PVA gel-hr) 下，酵素球會因降解 H₂O₂ 而產生氧氣，將 PVA gel 直徑由 0.3~0.4cm 撐大至 0.8cm，造成酵素球膨脹並可能使孔隙過度擴大，使得酵素快速被流失，去除率快速下降。反之透過降低體積負荷，於低體積負荷 (3g H₂O₂/L PVA gel-hr) 操作下，於反應最後時，酵素球相對活性維持在 86% 左右。由於孔洞未被撐大，有效延長酵素球的相對活性，並減緩酵素球的失活，更有利於長時間操作，可繼續維持其去除率。

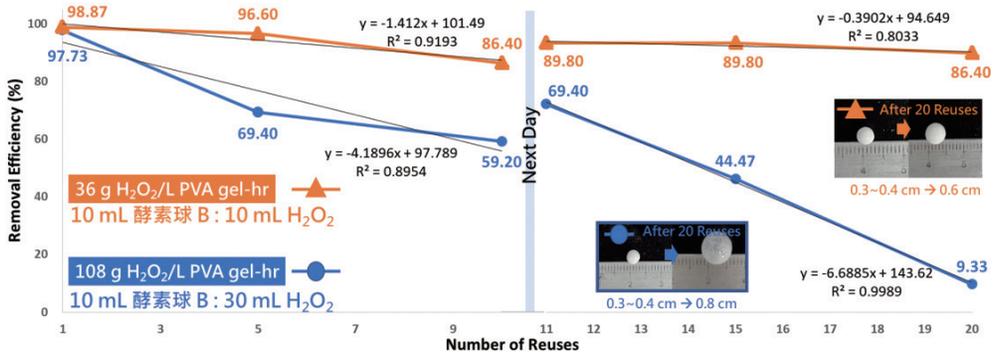


圖 9 加溫改質之酵素球批次實驗結果

4.4 不同 PVA gel 填充率之連續實驗

為了得知最適合的酵素球填充量，本研究將反應進流 H_2O_2 濃度控制於 3,000 mg/L，空間流速設定為 5min，並測試 10%、20%、30% 填充率，測試結果如圖 10 所示。結果發現當 10% 填充率時，球體膨脹率及膨脹速度較快，且 H_2O_2 出水濃度於 12 小時後就會大於 400 mg/L；反觀 30% 填充率球體膨脹率較低，且膨脹速度較慢，在去除率方面也相較平穩，出水 H_2O_2 濃度於 20 小時仍維持 90% 去除率，出水濃度約為 300 mg/L。

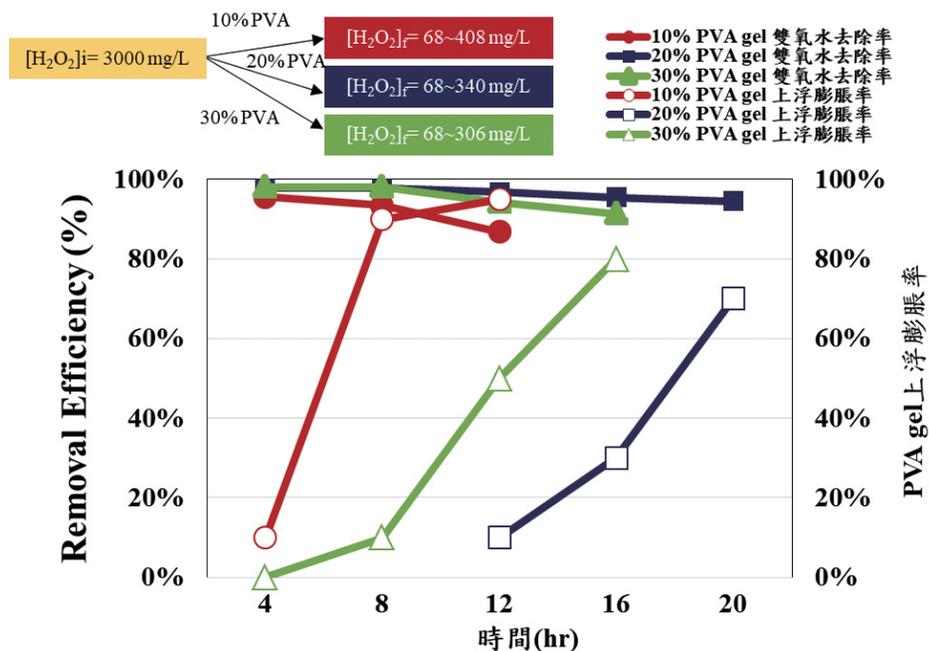


圖 10 不同填充率連續測試結果

(條件：反應有效體積 500ml，空間流速 12BV/hr)

4.5 不同體積負荷之連續實驗

透過不同填充率進行膨脹率及去除率測試所得結果，建議以酵素球 30% 填充率進行 H_2O_2 連續進流的處理，但以連續進流 H_2O_2 濃度為 3,000 mg/L 進行處理時，僅能

維持約 20 小時左右，因此本研究將同時設定 H_2O_2 濃度為 300、600、3,000 mg/L，且空間流速為 12BV/hr 進行測試。結果如圖 11 所示，當進流水 H_2O_2 濃度為 300 mg/L 及 600 mg/L 時，連續操作 24 小時皆無出現酵素球上浮情況，且去除率均可維持大於 90%，以此結果推估，未來能將進流 H_2O_2 體積負荷控制於 (3.6~7.2 g H_2O_2 /L PVA gel-hr)，較有技術規模化機會。

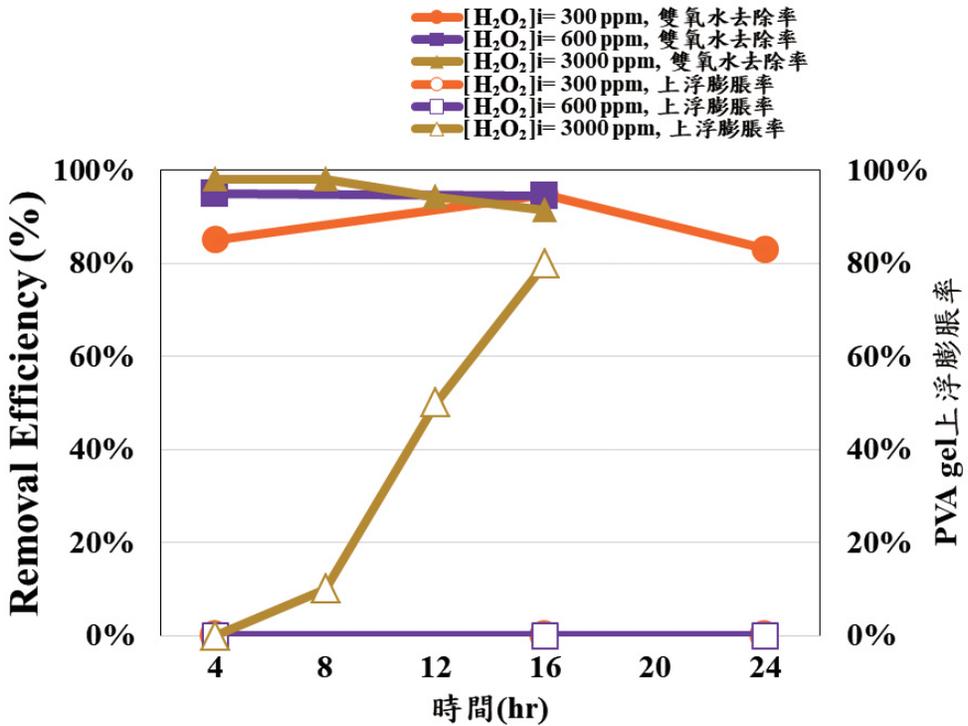


圖 11 不同體積負荷連續測試結果

(條件：反應槽體積 500 ml、填充率 30%、空間流速 12BV/hr)

五、結論

本團隊將 PVA 漿料進行醚化後包埋 CAT 酵素程序製作出來的酵素球，透過戊二醛升溫及調整酸性條件進行改質，可使 PVA chain 組織成更緊密的網狀結構，有更好的 CAT 固定化效果。經由批次實驗也發現酵素球 C1(酸性加溫改質組) 在反應 30 批次後 H_2O_2 去除率可維持 60% 以上，並使用最佳條件酵素球 C1 進行連續處理，測試不同填充率、進流濃度觀察酵素球的膨脹情況，發現在較低的體積負荷下 ($3.6\sim 7.2 \text{ g H}_2\text{O}_2/\text{L PVA gel-hr}$)，酵素球仍能維持穩定的去除率，這可能與球體膨脹比例較小而避免孔洞被撐大相關。因此後續在工業化應用時，若能適當控制反應 H_2O_2 體積負荷控制於小於 $7.2 \text{ g H}_2\text{O}_2/\text{L PVA gel-hr}$ ，則有機會進行朝向工業化實際應用，作為去除雙氧水的替代方案。

參考文獻

- Collivignarelli, M. C., Pedrazzani, R., Sorlini, S., Abbà, A., & Bertanza, G. (2017). " H_2O_2 based oxidation processes for the treatment of real high strength aqueous wastes." *Sustainability*, 9(2), 244.
- Costa, S. A., Azevedo, H. S., & Reis, R. L. (2005). *Enzyme Immobilization in Biodegradable Polymers for Biomedical Applications.*, CRC Press-Taylor & Francis Group.
- Grigoras, A. G. (2017). "Catalase immobilization—A review." *Biochemical Engineering Journal*, 117, 1-20.
- Mohamad, N. R., Marzuki, N. H. C., Buang, N. A., Huyop, F., & Wahab, R. A. (2015). "An overview of technologies for immobilization of enzymes and surface analysis techniques for immobilized enzymes." *Biotechnology & Biotechnological Equipment*, 29(2), 205-220.
- Poyatos, J. M., Muñio, M. M., Almecija, M. C., Torres, J. C., Hontoria, E., & Osorio, F. (2010). "Advanced oxidation processes for wastewater treatment: state of the art." *Water, Air, and Soil Pollution*, 205(1), 187-204.
- Ribeiro, R. S., Silva, A. M., Figueiredo, J. L., Faria, J. L., & Gomes, H. T. (2013). "The influence of structure and surface chemistry of carbon materials on the decomposition of hydrogen peroxide." *Carbon*, 62, 97-108.

Shen, Q., Yang, R., Hua, X., Ye, F., Zhang, W., & Zhao, W. (2011). "Gelatin-templated biomimetic calcification for β -galactosidase immobilization." *Process Biochemistry*, 46(8), 1565-1571..

Sooch, B. S., & Kauldhar, B. S. (2015). "Development of an eco-friendly whole cell based continuous system for the degradation of hydrogen peroxide." *J Bioprocess Biotech*, 5(6), 1-5.

Won, K., Kim, S., Kim, K. J., Park, H. W., & Moon, S. J. (2005). "Optimization of lipase entrapment in Ca-alginate gel beads." *Process Biochemistry*, 40(6), 2149-2154.

田蔚城 (1996)，*生物技術*，仲光文化事業有限公司，p.203-217

黃思蕁 (2020)，109 年護城河水質改善試驗計畫，新竹市政府。

環境管理規劃類

台灣碳定價助力淨零轉型配套研析

李堅明*、洪悅容**

摘 要

碳定價 (carbon pricing) 已成為全球淨零轉型的最重要政策工具，環境部即將於 2026 年開徵碳費，碳排放將有價化及內部化，「台灣碳權交易所」(Taiwan Carbon Solution Exchange, TCX) 於 2023 年 8 月 7 日正式揭牌，開啟台灣碳交易契機。碳費徵收與碳權交易適當配套，將可激勵企業減碳雄心，以及激勵低碳科技發展，開創減碳成本有效性及潛力。本研究探討碳定價機制內涵與優劣勢，以及剖析《氣候變遷因應法》的碳費徵收相關條文，例如第 24 條(環評增量抵減)、第 27 條(國外碳權抵換)、以及提出第 28 條與 29 條(碳費徵收)等內容，並參考瑞士與新加坡的碳稅與碳交易配套作法與經驗，以及考量我國國情，據此，研提碳費徵收與碳權交易的配套措施，助力企業淨零轉型。

【關鍵字】淨零排放、碳權、碳費、碳交易、氣候變遷因應法

* 國立臺北大學自然資源與環境管理研究所 教授
** 國立臺灣科技大學資訊管理研究所 博士

一、前言

2021年於英國格拉斯哥(Glasgow)舉行的第26屆氣候大會(COP26)，開啟全球【淨零競逐】(Race to Zero)，全球已有超過151個國家承諾淨零排放(Net Zero Tracker, 2023/09)。我國產業是國際重要供應鏈(supply chain)，每年約出口4,460億美元(2021)，在全球淨零排放、國際碳關稅及國內碳費開徵趨勢下，將大幅提高產業碳成本，加強企業碳流管理(carbon flow)管理，例如產品供應鏈管理及碳權經營，將成為產業的最優先因應策略。

碳定價(carbon pricing)係指給予溫室氣體排放一個價格，包括碳交易制度(Emission Trading Scheme, ETS)與徵收碳稅/費(Carbon Tax/Fee)，前者目的是「以量制價」，後者目的是「以價制量」，簡言之，就是將經濟活動的排碳成本(或減碳效益)訊號，清楚的提供給所有利害關係者(包括消費者、生產者及技術創新者等)，從而，誘導整體社會邁向低碳科技創新、低碳生產轉型及低碳生活發展。由於碳定價機制，具有最低成本達到減排目標的優點，因此，已成為各國達成2050年淨零排放(net zero emissions)或碳中和(carbon neutral)的主要經濟誘因工具。依據世界銀行(2023)統計，全球已有58個區域、國家與城市實施或規劃實施碳定價機制，其中28個區域、國家與城市實施碳交易制度(例如歐盟、美國加州、韓國及中國大陸等國際主要排放大國)，有30個國家與城市選擇碳稅制度(例如瑞典、南非、新加坡等)，合計約控管全球23%溫室氣體排放量。

瑞士與新加坡以碳稅做為推動減碳的碳定價制度，近年來，已開放企業應用國際認可的減量額度/碳權(carbon credits)，例如經查證碳標準(Verified Carbon Standard, VCS)與黃金標準(Gold Standard, GS)等，抵換碳稅繳交，大幅降低企業碳成本負擔，以及提高減碳靈活性(flexibility)。我國已於2022年12月完成《氣候變遷因應法》(簡稱《氣候法》)立法，制定2050年淨零目標，並規劃2025年開徵碳費，做為促進國家減碳的市場誘因工具。2023年8月7日，政府也成立「台灣碳權交易所」(Taiwan Carbon Solution Exchange, TCX)，提供企業更靈活性的減碳機會。

我國已制定2030年減排24%國家自訂貢獻目標(Nationally Determined Contributions, NDCs)，並規劃以碳費作為減碳工具，並已陸續提出相關推動辦法。碳

費開徵在即，相關配套措施，將影響國家減碳動能及企業成本負擔，成為產業關注焦點與重要課題。爰此，本文研析瑞士與新加坡碳稅與碳權抵換制度的最新發展與做法，提出碳費徵收的配套措施，提供政府施政之參考。

二、碳定價制度效益與制度設計分析

美國華府重要智庫「未來資源研究所」(Resource for the Future, RRF) 於 2020 年發表一份「碳定價 101」(Carbon Pricing 101) 的研究報告，界定碳定價效益 (benefit of carbon pricing) 及碳定價制度設計選擇 (Options for Carbon Pricing Design)，正值我國碳費徵收與碳交易推動之際，可以提供政府及產業參考。分析如下：

2.1 碳定價效益

RRF (2020) 界定碳定價效益分述如下 (彙整詳如表 1 所示)：

1. 增加廠商減排方式的選擇彈性 (flexibility)

碳定價制度可以提供廠商選擇更有效率技術與設備自由度 (相較於效率標準等直接管制措施)，提高政策的成本有效性。簡言之，提供經濟個體選擇自己減排，或購買碳權 (碳交易制度) 或繳交碳費 (碳費制度) 的選擇彈性。

2. 鼓勵節約 (encouraging conservation)

碳定價制度可以創造更高的減排潛力 (相較於傳統效率標準制度下，廠商達到標準即可)，由於碳定價制度下，廠商會負擔額外減排成本 (例如多排部分需要負擔成本)，因此，激勵廠商或個人創造更高的減排量。

3. 創造減排資金來源 (revenue)

碳定價制度是依據使用者付費原則，額外開創政府推動減排業務的資金來源，透過適當資金再利用規劃，提高整體社會減排潛力，進而，提高政策的可性與社會接受性。

4. 促進成本有效性 (cost effectiveness)

透過碳定價訊號，促進所有廠商的邊際減排成本相等，達到減碳活動的最適配置效率，亦即廠商間的最佳減量分工水準，以及成本可負擔，提升社會福利。

表 1 碳定價效益一覽表

效益型態	效益內涵
增加彈性	增加個人或廠商選擇更有效率技術與設備自由度。(相較於效率標準等直接管制措施)
鼓勵節約	可創造更高的減排潛力(相較於傳統效率標準制度下,廠商達到標準即可),然而,碳定價制度下,廠商會負擔更高成本(多排部分需要負擔成本),因此,激勵廠商或個人創造更高的減排量。
創造減排資金來源	依據使用者付費原則,額外開創政府減排的資金來源,透過適當資金再利用規劃,可顯著提高整體社會減排潛力,進而,提高政策的可性與社會接受性。
促進成本有效性 (cost effectiveness)	透過碳定價訊號,促進所有廠商的邊際減排成本相等,提升社會福利。

資料來源：Resource for the Future (2020), Carbon Pricing 101。

2.2 碳定價制度設計選擇

RRF (2020) 界定碳定價制度設計選擇,分述如下(彙整詳如表 2 所示):

1. 碳定價 (price) 水準

碳定價應等於邊際損害成本 (marginal cost of damage) (或碳社會成本) (social cost of carbon, SCC)(社會福利最大)。在碳費制度下,如果費率低於 SCC,則不會達到特定減排目標;在碳交易制度下,如果總量太寬鬆,則市場碳價會低於 SCC。在實務上,不易計算 SCC,常以邊際減排成本 (marginal abatement cost, MAC) 替代。

2. 嚴格性 (stringency)

政策嚴格性將面臨環境目標與經濟衝擊的取捨 (tradeoff),例如減排或溫升目標的嚴格性與碳價水準有關,例如參考《巴黎協定》與《氣候法》目標,應以 2050 年減量目標反推,估算出 2025, 2030, 2035, 2040, 2045 年的 MAC,作為碳價水準的設算(建立預先公告及動態調整機制),作為階段管制目標的碳費費率或總量設定的依據。

3. 決定納管 (或徵收) 對象 (coverage)

碳定價制度需要決定納管或徵收對象及溫室氣體種類，例如：能源密產廠商或設施；直接與 / 或間接排放等。歐盟約納管 45% 溫室氣體排放 (碳交易)；韓國約納管 75%(碳交易)；英屬哥倫比亞約納管 70%(碳稅)。

4. 管制點 (point of regulation)

碳定價制度需要決定管制點：(1) 上游納管 (upstream)：化石燃料生產者或進口商；(2) 中游納管 (midstream)：購賣化石燃料供應鏈，例如石油煉製業及石化產業等；(3) 下游納管 (downstream)：溫室氣體排放者。

表 2 碳定價制度設計選擇一覽表

關鍵因子	內涵
碳價水準	碳價應等於邊際損害成本 (或碳社會成本)。在碳費制度下，如果費率低於 SCC，則不會達到特定減排目標；在碳交易制度下，如果總量太寬鬆，則市場碳價會低於 SCC。在實務上，不易計算 SCC，常以邊際減排成本替代。
嚴格性	政策嚴格性面臨環境目標與經濟衝擊的取捨，例如減排或溫升目標的嚴格性與碳價水準有關，建議參考《巴黎協定》與《溫管法》目標，例如，應以 2050 年減量目標反推，估算出 2025, 2030, 2035, 2040, 2045 年的 MAC，作為碳價水準的設算 (建立預先公告及動態調整機制)，作為階段管制目標的碳費費率或總量設定的依據。
納管 (或徵收) 對象	決定納管對象及溫室氣體種類，例如：能源密產廠商或設施；直接與 / 或間接排放等。歐盟約納管 45% 溫室氣體排放 (碳交易)；韓國約納管 75%(碳交易)；英屬哥倫比亞約納管 70%(碳稅)。
管制點	1. 上游納管：化石燃料生產者或進口商 2. 中游納管：購賣化石燃料供應鏈，例如石油煉製業及石化產業等 3. 下游納管：溫室氣體排放者

資料來源：Resource for the Future (2020), Carbon Pricing 101。

三、碳交易與碳費 / 稅制度優越性比較

碳稅 / 費與碳交易制度，雖然從學理各有特色，實務面上也有不同國家、區域或城市，選擇碳交易制度。本節為比較碳交易與碳費 / 稅制度的優越性 (advantage)，建立九項準則，詳如表 3 所示，分述如下：

表 3 碳交易與碳費 / 稅制度優越性比較

準則	碳稅 / 費	碳交易
減量合作	自行減排	合作減排
環境有效性	1. 低 (除非稅率足夠高) 2. 激勵科技創新誘因低	1. 高 (因為搭配總量管制) 2. 激勵科技創新誘因高
成本有效性	不易 (除非稅率足夠高)	較容易 (市場規模足夠大)
政治接受性	1. 低 (繳費，損失趨避) 2. 擔心稅收不適當使用	1. 高 (市場機制) 2. 專款專用 (用於氣候因應)
行政成本	低	高 (制度設計複雜)
適用時機	環境改善不急迫 (氣候不緊急)	環境改善急迫 (氣候緊急)
適用對象	中小企業 (負擔高)	大企業 (總量管制)
雙重紅利	有	有 (採行拍賣)
經濟效率	低	高 (就業及碳金融等)

資料來源：本研究。

3.1 準則一：減量合作

全球淨零排放趨勢下，需要透過合作，共同減排，例如巴黎協定第 6 條 (article 6) 倡議的國際碳市場及永續發展機制，期望透過國際合作，達到全球淨零排放。又如供應鏈碳管理，亦是建立產品供應鏈大小企業的減碳夥伴關係，達到降低產品碳足跡的目的。

綜上可知，碳交易具有合作意涵，較符合淨零排放的國際發展趨勢需求；反觀，碳稅 / 費制度，則是透過高費率，提高自行減排誘因，不具合作意涵，不易達成淨零排放要求。

3.2 準則二：環境有效性

環境有效性 (Environmental Effectiveness, EE) 是最重要準則，碳交易制度搭配總量管制 (cap)¹，限制企業排放總量，此外，碳價訊號由市場決定，具靈活性，例如歐盟碳市場價格已高過 96 歐元 / 噸 CO₂e (約 107 美元 / 噸 CO₂e)(Reuters, (2022))，具較大誘因激勵低 / 負碳科技創新。反觀，碳稅 / 費制度，費率由政府制定，政府基於經濟考量，不易訂定具經濟誘因碳價水準，例如我國具經濟誘因的碳價水準為 1,777 元 / 噸 CO₂e (李堅明, 2019)，目前國內思考的碳費費率約 100 元 / 噸 CO₂e 或 300 元 / 噸 CO₂e，將偏離具經濟誘因碳費費率水準，因此，將延緩低 / 負碳科技創新與發展進程。

雖然碳價或碳費費率在制度實施之初，或許均可能偏離效率碳價或碳費費率水準，然而，碳交易是透過市場力量，因此，反映至效率碳價水準的時間會較短，企業較習慣市場機制，因此，容易接受，且會自我布局與避險；反觀，碳費費率則需要透過政府制定，在民主制度下，容易陷入政治問題，短時間內，提高碳費費率的機會不大，例如我國電價與油價調整機制，均受到政府嚴格管控，因此，費率將偏離效率費率水準的時間較長，結果將延緩低 / 負碳科技創新與發展進程。

3.3 準則三：成本有效性

成本有效性 (Cost Effectiveness, CE)² 是評估一個制度可行性的最重要準則，當所有被控管企業的邊際減排成本 (Marginal Abatement Cost, MAC) 都相等時，表示整體社會以最低總減排成本達到特定減排量。碳交易制度的價訊號由市場決定，具公開透明性，企業會依據自己的邊際減排成本與市場碳價水準比較，決定減排，抑或至市場購買碳權，可知，碳價訊號可以媒合所有被控管企業的邊際減排成本等於碳價水準，從而，達到成本有效性。

¹ 針對控管企業核發排放額度 (allowance)，限制企業排放總量。

² 成本有效性係指以最低成本達到特定環境目標。達到成本有效性條件為所有被控管企業的邊際減排成本 (Marginal Abatement Cost, MAC) 均相等。

在碳費費率制度下，如果費率訂得過低（低於企業 MAC），例如 100 元 / 噸 CO₂e，則被控管企業均以繳交碳費替代減排，廠商的 MAC 不會等於碳費費率，無法達到成本有效性。唯有碳費費率足夠高，則 MAC 較低的被控管企業，將會增加減排量，從而提高 MAC，反之，MAC 較高的被控管企業，則會減少減排量，從而將低 MAC，最終，碳費費率將等於所有被控管企業的 MAC，達到成本有效性。可知，碳費費率足夠高是碳費制度達到成本有效性的必要條件。

3.4 準則四：政治接受性

依據行為科學 / 經濟學 (Behavior Science/Economics) 的學理，任何有限理性的經濟個體，具重視損失的「損失趨避」(loss aversion) 偏好 (Kahneman & Tversky, 1979)，意指損失對經濟個體的福祉 (或效用)³ 折損「高於」利得的福利增加，例如同時獲得 1,000 元及損失 1,000 元，雖然，貨幣所得平衡，無損失，然而，就經濟個體的福祉 (或效用) 將產生損失或折損。

綜上可知，政府開徵碳費，就經濟個體而言，將視為損失，較無法接受該制度，特別會在費率或繳交金額上，銖銖必較。反觀，碳交易制度，政府將大部分免費核發排放額度 (allowance)，就經濟個體而言，將視為利得，較容易接受該制度。

3.5 準則五：行政成本

誠如前文所述，碳交易制度設計較複雜，合計十大建設工程，而且涉及不同部會，例如環境部主責排放額度管理，金管會負責碳交易作業，財政部負責碳會計與交易稅業務，政府的準備工作較長執行成本相對較高；反觀，碳費制度，關鍵在於費率協商及碳費徵收與再利用的行政成本，政府的準備工作較短，因此，相較而言，碳費制度的行政成本較低，行政機構較偏好碳費。

³ 經濟學家用來衡量經濟個體快樂或滿足的指標。

3.6 準則六：適用時機

碳交易制度是一種「數量管制」工具，亦即以量制價，由於可較快速抑制數量，通常適用數量控制的緊急時期，例如氣候緊急時期，全球制定 2030 年減排 50%，2050 年減排 100%，採用碳交易制度較容易落實目標的達成；反觀，碳費制度是一種「價格管制」工具，亦即以價制量，對於數量控制，主要透過價格成本，提高減量誘因，通常適用於氣候不緊急時期。

3.7 準則七：適用對象

大排放源的溫室氣體排放量大、公司規模大且邊際減排成本較高，因此，較適用碳交易制度，搭配總量管制，可以有效控制排放量，然而，如果開徵碳費，如果碳費費率不高，例如 100 元 / 噸 CO₂e，一方面低於其 MAC，另一方面，並不會構成企業負擔（亦即可負擔），因此，減排誘因不高。

中小排放源的溫室氣體排放量小、公司規模小且邊際減排成本較低，因此，較適用碳費制度，因為，即使碳費費率不高，例如 100 元 / 噸 CO₂e，一方面高於其 MAC，另一方面，會構成企業負擔（亦即可負擔），因此，減排誘因高。

綜上，歐盟及採行混合碳定價制度，亦即大排放源採行碳交易制度，中小排放源採行碳費制度。

3.8 準則八：雙重紅利

「雙重紅利」(double dividend) 係指碳費收入，在收入中立原則下，將收入在完全使用於適當經濟活動（例如降低資本或勞動所得稅等），一方面減少碳排放（或環境污染），另一方面提高經濟成長。易言之，碳費收入如果適當再利用，可創造雙重紅利。然而，在排放交易制度下，如果部分排放額度以拍賣或配售方式，也可取得相當規模收入，再使用於適當經濟活動（例如降低資本或勞動所得稅等），一樣可獲得「雙重紅利」效果。

3.9 準則九：經濟效率

碳交易制度可創造減碳效益，較能夠激勵綠能科技創新與創造綠色就業機會。碳交易預期將對未來經濟活動產生深遠影響，特別是金融市場，例如基於氣候風險管理所衍生的碳權期貨交易需求、基於新型態金融科技（例如區塊鏈）衍生的加密貨幣（例如碳幣）的新金融商品與活動、及基於碳交易衍生的公允價值揭露的碳會計等。

碳交易制度亦可加速負碳社會轉型，例如透過碳權購買，抵銷經濟活動碳足跡，落實負碳社會。碳費制度則較缺乏經濟活動的激勵，這是碳費制度的主要劣勢。

綜上分析可知，碳交易制度相較於碳費制度，具有高度優越性。

四、瑞士與新加坡碳稅徵收與碳權抵換搭配

瑞士政府於 2000 年制定《二氧化碳稅法》，隨後，加入歐盟碳交易制度，並開放國內企業依據《巴黎協定》第 6 條，應用國際碳權抵換碳稅。新加坡於 2018 年制定《碳定價法》(Carbon Pricing Act)，並同意企業以「經查證碳標準」(Verified Carbon Standard, VCS) 抵銷碳稅。環境部刻正規劃稅費徵收制度，並建設台灣碳交易所，鑑此，掌握瑞士與新加坡碳稅與碳權抵換經驗與作法，將有助國家淨零目標發展。

4.1 瑞士碳稅與碳權抵換配套作法與經驗

(一)、瑞士碳權抵換基金 (Klik) 執程序

基於瑞士《碳稅法》(The Swiss CO₂ Act)(2000) 成立「氣候保護碳權抵換基金會」(the Foundation for Climate Protection and Carbon Offset KliK)。目的是協助約 39 家化石燃料公司，應用碳權抵換，履行減量目標，同時，配合 Article 6，協助瑞士政府達成 2030 年減排 50% 承諾。瑞士政府規定，企業取得碳權抵換必需向指定的聯邦政府機構註冊，並轉換為瑞士政府核發的憑證 (attestations)，確認此碳權的減碳效力。Klik 基金會主要提供相關融資，促進減碳活動的推動。

依據瑞士聯邦政府規劃，2021 年至 2030 年間，平均每年減排 35%，2030 年則達到減排 50% 承諾。瑞士政府規定，企業的碳權抵換比例：17%(2022)、20%(2023) 及 23%(2024)，但是，必需至少 15% 來自國內抵換量。據此，估計瑞士國內抵換量約需求 2,000 萬噸國家減碳憑證 (attestations) (15% 抵換比例)；國際碳權抵換約需要 4,000 萬噸國家減碳憑證，合計最高約可抵換瑞士 90% 溫室氣體排放。然而，能否達到此抵換規模，取決於抵換成本與融資資金成本。

2022 年 1 月瑞士政府依據碳稅法，要求瑞士化石燃料 / 礦物油公司透過國內及國際減排計畫，取得碳權 (或減量額度)，抵銷國內與國際使用該公司化石燃料 / 礦物油的 GHG 排放。瑞士政府配合 Article 6.2 的 ITMO 相關規定，訂定碳權抵換率 15~20% (2022-2024)⁴。碳權抵換計畫申請程序：(1) 步驟一：註冊；(2) 步驟二：提出計畫申請；(3) 步驟三：計畫內容評估；(5) 步驟四：融資及啟動計畫；(6) 步驟五：計畫確認；(7) 步驟六：向碳權申請機構申請；(7) 步驟七：計畫執行。

基金會透過公開甄選計畫方式，區分：(1) 國內減碳計畫型態：生質能源 (biofuel)、電動與油電混合公車 (electric and hybrid bus)、道路運輸移轉至鐵路運輸 (freight shift from road to rail)、提高供熱效率 (heating network)、提高運具供暖效率 (mobile heater)、改善熱泵效率 (heat pump)、氣候友善空調系統 (climate-friendly cool)、改善垃圾甲烷氣 (landfill gas)、廢水處理降低甲烷氣 (methane gas reduction in waste treatment plans)、生質能源發電 (biogas facility) 及替代供熱燃料 (alternative heating for greenhouse)；(2) 國際減碳計畫型態：電動運具 (electric mobile)、電氣化計程公車 (electrification of taxi bus)、改善爐灶 (improve cook stoves)、建築隔熱 (thermal insulation of buildings)、整合廢棄物管理 (integrated waste management)、工業生物能源發酵 (industrial biomass fermentation)、小型水力與太陽光電 (small scale hydropower and photovoltaic) 及生質能源發電 (biogas facility)。

⁴ 依據瑞士碳稅規定，企業的碳權抵換比例：17%(2022)、20%(2023) 及 23%(2024)，但是，必需至少 15% 來自國內抵換量。

審核通過後，基金會給予融資，計畫完成後，基金會取回碳權。至 2021 年年底，透過計畫執行合計取得 6.203 百萬噸 CO₂e 碳權，該期總排放約 127.878 百萬噸 CO₂e，平均抵換率 4.85% (法定 12%)。2013-2020 年間，車用油商合計花費 10.67 億瑞士法郎 (CHF)，平均成本約 CHF88.41/噸 CO₂e。依據碳稅法，平均每公升需要繳交 CHF2.1 分碳稅，透過碳權抵換，平均每公升成本約 CHF1 分，驗證成本有效性。

(二)、瑞士碳權抵換基金 (Klik)2022 年年報研析

Klik 是觸動瑞士碳權抵換的重要資金提供者，以下研析 Klik 基金會 2022 年年報 (Klik Annual Report 2022)：

1. 碳權抵換型態

2022 年的碳權抵換型態區分：(1) 運輸節能 (transportation)：包括：生質能源、電動與油電混合公車、道路運輸移轉至鐵路運輸、電動大貨車、優化胎壓、氢能車、船運電動化、電動小客車等；(2) 企業節能 (Business)：使用木製品 (碳封存)、氣候友善供冷、降低廢水處理場甲烷氣、降低掩埋場甲烷氣、降低廢水處理場笑氣、塑膠回收等；(3) 建築節能 (Building)：提升供暖效率、節省暖氣、提升運具取暖器、提升公共設施效能、改善熱泵、木頭供暖器、供熱控制、生質燃燒、集中供熱等；農業減碳 (agriculture)：降低氮肥笑氣排放、生質能設備、替代供熱材質 (降低溫室氣體)、電動農用裝載機等，詳見表 4。

表 4 瑞士 Klik 碳權抵換型態與內容

計畫	內容
運輸	生質能源、電動與油電混合公車、道路運輸移轉至鐵路運輸、電動大貨車、優化胎壓、氢能車、船運電動化、電動小客車
企業	使用木製品 (碳封存)、氣候友善供冷、降低廢水處理場甲烷氣、降低掩埋場甲烷氣、降低廢水處理場笑氣、塑膠回收
建築	提升供暖效率、節省暖氣、提升運具取暖器、提升公共設施效能、改善熱泵、木頭供暖器、供熱控制、生質燃燒、集中供熱
農業	降低氮肥笑氣排放、生質能設備、替代供熱材質 (降低溫室氣體)、電動農用裝載機

資料來源：Klik (2022), Klik Annual Report。

4.2 新加坡碳稅⁵ 與碳權抵換配套作法與經驗

在淨零發展下，新加坡政府為提升碳稅徵收的減量效果，在 2022 年 2 月宣布新的碳稅規劃：2024 年碳稅將從現行每公噸 5 新幣（約合台幣 104 元），提高至 25 新幣（約台幣 520 元）；新加坡以後的碳稅還會更高；預計 2026 和 2027 年上調至 45 新幣（約台幣 935 元）；最終目標是 2030 年提升至每公噸 50 至 80 新幣（約台幣 1,039-1,662 元）。

由於碳稅徵收將大幅提高新加坡企業的經營成本，新加坡國家環境部 (The National Environment Agency, NEA) 在符合巴黎協定第 6 條之對應調整 (Corresponding Adjustments, CAs) 規則下，於 2022 年 8 月 29 日與 Verra 簽署 MOU，同意新加坡企業可以 VCS 抵銷碳稅，降低新加坡企業碳稅負擔。依據新加坡碳稅辦法，允許新加坡企業以高品質的碳權（例如 Verra 核發之自然為本 VCS），最高抵銷 5% 碳稅。

新加坡淡馬錫控股公司 (Temasek Holdings Private Limited)、星展銀行、新加坡交易所及渣打銀行，共同成立以東南亞的自然為本碳匯 (nature-based carbon sinks) 交易為目標的碳交易所 (Climate Impact X, CIX)，願景成為亞太碳交易中心。

五、環境部碳費制度規劃與碳交易配套

碳費徵收是《氣候法》的重要減碳工具，政府也於 2023 年 8 月 7 日成立「台灣碳權交易所」(Taiwan Carbon Solution Exchange, TCX)，因此，避免碳費徵收淪於財政目的，建立完備的碳費與碳交易配套措施，促進碳費收入的減碳工具。爰此本節首先分析稅費與碳交易兩種政策工具的本質與優劣勢，其次，說明環境部現行碳費徵收制度規劃，進而，提出與碳交易制度的相關配套措施，提供政府施政參考。

5.1 稅費與碳交易制度比較

環境稅 / 費是基於『使用者付費』的精神，故只要排放源願意支付環境稅 / 費，自然取得排放權利，基於此，環境稅 / 費對於環境目標的達成，即存在高度不確定性。(OECD, 1999; IPCC, 2007)

⁵ 該法已於 2019 年生效執行。

環境稅費的成效在於訂定具有經濟誘因的環境稅費 / 率，倘若該稅 / 費率能夠高於排放源的邊際減排成本 (marginal abatement cost, MAC)，排放源自然選擇增加減排量，減少排放較有利，以達成環境改善的目標。然而，具有效率的環境稅率並不易訂定，其主要原因在於排放源的邊際減排成本的資訊並不易獲得，且其具有相當程度的不確定性 (uncertainty)，致使環境稅 / 費最後演變成其「稅收目的」高於『環境目的』的扭曲現象。

排放交易制度，透過排放權數量的控制，以及嚴謹的監督及查核系統，將可維護環境品質，故環境稅若能搭配排放交易制度，將可以有效消除單獨採行環境稅導致環境品質不確定性之問題，以確保環境品質的提升。

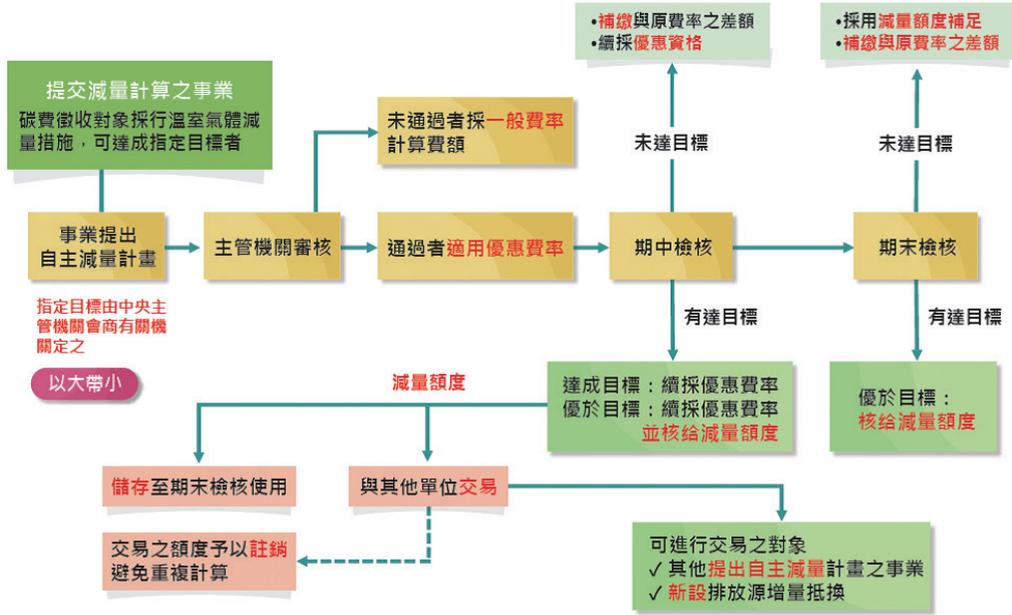
國內企業透過節能與製程改善的平均減碳成本，約為 6,000-7,000 元 / 噸 CO₂e；透過購買綠電 / 綠證，則減排 1 噸 CO₂e，需要購買綠電憑證 2 張 (2000kWh)，再加上購電成本，綠電的減碳成本約 10,000-12,000 元 / 噸 CO₂e。如果以環境部規劃中的碳費費率，將遠低於企業內部減碳成本及綠電成本，將提高碳費的「財政目的」不利影響。

5.2 環境部現行碳費徵收構想

環境部 (2022) 最新的碳費規劃構想⁶：(1) 徵收對象：先大後小，分階段實施；(2) 費率訂定：視國家溫室氣體減量現況，並定期檢討；(3) 配套措施：自主減量計畫搭配優惠費率及減量額度抵減碳費等三大內涵。碳費費率將分階段對直接與間接排放源，依溫室氣體排放量徵收碳費，因此，電力業僅負擔廠內用電，製造業將負擔較大碳費。徵收對象因採行減量措施並達成指定目標者，經核定自主減量計畫適用優惠費率。

綜上可知，應繳交碳費的事業單位 (年排放 2.5 萬噸 CO₂e)，提出自主減量計畫，經審核通過，可享有優惠費率。倘若減排量優於減量目標，環境部將核給減量額度，該額度可儲存或交易，交易對象包括其他提出自主減量計畫之事業及環評新設排放源的增量抵減，詳見圖 1 所示。(張子敬，2022)

⁶ 環保署張子敬署長受中華民國能源經濟學會邀請，於 2022 年 12 月 2 日中華民國能源經濟學年年會擔任專題演講嘉賓，發表「2050 淨零排放」專題演講。



資料來源：整理自張子敬 (2022)，2050 淨零排放

圖 1 碳費徵收搭配自主減量計畫規劃構想

5.3 溫室氣體排放量增量抵換管理配套

《氣候法》第 24 條有關溫室氣體排放量增量抵換管理的相關規定如下：

事業於開發行為通過環境影響評估審查後，其溫室氣體排放量增量達百分之十以上者，應依本辦法規定進行溫室氣體增量抵換。

溫室氣體排放量增量抵換比率每年至少百分之十，連續執行至少十年。

其抵換來源如下：

- 1、執行本法第二十五條溫室氣體自願減量專案取得之額度。
- 2、執行溫室氣體抵換專案管理辦法取得之額度。
- 3、執行於環境影響評估審查通過後非屬開發行為範圍之下列減量措施並計算取得之減量效益：
 - (1) 汰換老舊機車為電動機車、汰換老舊汽車為電動車或油電混合動力車。
 - (2) 燃煤或燃油設備改用沼氣或生物質為燃料。

(3) 汰換照明設備為高效率照明設備、汰換漁船集魚燈設備為發光二極體(LED)集魚燈設備。

(4) 汰換老舊農機為電動農機。

(5) 汰換既有增氧設備為高效率增氧設備。

自願性減量專案與抵換專案均會產生減量額度，抵減環評增量，然而，第3項的減排量，並非減排額度，因此，用以抵換環評增量，並不恰當，恐有漂綠之嫌。環境部依據抵換專案已核發23百萬噸減量額度，大多數是台電取得，非電力公司僅取得約45萬噸CO₂e（至2023年6月），然而，通過環評承諾的增量抵換需求合計1,521萬噸CO₂e，每年有152萬噸CO₂e碳權需求。可知，未來碳市場將出現供不應求問題，影響企業履行環評承諾。

《氣候法》第27條有關事業取得國外減量額度者，應經中央主管機關認可後，始得扣除第28條第1項各款之排放量（繳交碳費）或抵銷第36條（總量管制與交易制度）第2項之超額量。國外減量額度認可、扣除排放量或抵銷超額量之比例等相關事項，由中央主管機關參酌聯合國氣候變化綱要公約與其協議或相關國際公約決議事項、能源效率提升、國內減量額度取得及長期減量目標達成等要素，會商中央目的事業主管機關定之。

爰此，建議環境部應於《氣候法》第24條，增加第3項，依據第27條，經中央主管機關認可的國外碳權，一方面滿足環評增量需求，另一方面，促進台灣碳權交易所的價格訊號功能。

5.4 碳費徵收與碳交易配套建議

強制性碳交易制度的成功減碳經驗，已獲得證實。然而，我國《氣候法》將先行碳費制度，對減碳激勵效果的先天不足，是國人最大隱憂。幸好，台灣碳權交易所已成立，可做為台灣與國際碳權交易的重要平台，弭補台灣沒有推動強制性碳交易制度，以及無法參與聯合國《巴黎協定》第6條的減碳動能不足的缺陷。

《氣候法》的碳費與碳權相關條文，如果可以適當配套，也可望活絡國內碳交易，促進價格發現。

(一) 溫室氣體排放量增量抵換管理辦法 – 開放國外高品質自願性碳權

《氣候法》第 24 條規定，事業於開發行為通過環境影響評估審查後，其溫室氣體排放量增量達百分之十以上者，應依本辦法規定進行溫室氣體增量抵換。溫室氣體排放量增量抵換比率每年至少百分之十，連續執行至少十年。其抵換來源如下：(1) 執行本法第二十五條溫室氣體自願減量專案取得之額度；(2) 執行溫室氣體抵換專案管理辦法取得之額度。

抵換專案已核發約 24 百萬噸減量額度，然而，大多數為台電公司取得，並不會拿到市場銷售，自願性減量專案才開始，需要一段時間，才可能取得減量額度，此外，自願性減量專案限制繳交碳費的控管企業申請，將限縮減量額度規模。上述，說明減量額度供給不足。從需求來看，環評增量需求已累積約 15 百萬噸 CO₂e，平均每年的需求量約 1.5 百萬噸，還在持續增加中。

綜上，政府應參照《氣候法》第 27 條，認可國外高品質自願性減量額度（例如 VCS 及 Gold Standard 等），供環評增量抵減，一方面滿足企業環評要求，促進產業發展；另一方面，增加台灣碳權交易所的流動性及價格發現，激勵國內自願性減量專案誘因。

(二) 碳費徵收配套 – 電力排碳係數及碳權抵換配套

《氣候法》第 28 條規定將對控管企業（年排放 2.5 噸 CO₂e）的直接與間接排放量徵收碳費。《氣候法》第 29 條規定，控管企業提出自主減量計畫，經審核通過，可享有優惠費率。倘若減排量優於減量目標，環境部將核給減量額度，該額度可儲存或交易，交易對象包括其他提出自主減量計畫之事業及環評新設排放源的增量抵減。

電力排碳係數攸關企業範疇二排放量計算，且電力排碳係數與政府的能源政策與管理息息相關，非企業責任，因此，電力排碳係數如果提高，應以前一年電力排碳係數計價，才符合碳費徵收的公平正義。另外，碳費徵收允許企業以國外高品質自願性碳權抵換，因此，費基應以企業碳匯 / 碳權抵換的淨排放量為費基，避免企業二次成本負擔。以歐萊德公司為例，已用國際高品質碳權抵銷碳排放，達到碳中和，則應免徵碳費。

(三) 碳費徵收配套 – 以淨排放量為費基

費基應以企業碳匯 / 碳權抵換的淨排放量為費基，避免企業二次成本負擔。例如企業已自行購買碳權抵換排放量，碳費應依據其淨排放量徵收碳費。

(四) 碳費徵收配套 – 考量產業碳洩漏

溫室氣體減排尚未有最佳可行控制技術 (Best Available Control Technology, BACT)，例如碳捕獲與封存 (Carbon Capture and Storage, CCS)，企業僅能從源頭與製程改善，成本相對較高。因此，開徵碳費將對國內水泥業與鋼鐵業等製成排放為主產業，產生重大衝擊。爰此，應參考歐盟及新近國家經驗，應給予較大免徵比例，抑或制定邊境調整機制等配套措施，避免企業的碳洩漏 (carbon leakage) 問題。

(五) 碳費徵收配套 – 自主減量計畫配套

依據目前環境部的碳費徵收規劃構想，政府研議中的碳費徵收搭配自主減量計畫，面臨三大課題：(1) 如何認定兼具公平及雄心的自主減量目標？(2) 如何避免對廠商造成二次成本的超額負擔，亦即自主減量成本及優惠碳費成本兩次成本？(3) 以及如何提供產業達成減量目標助力？

鑑此，碳費徵收規劃不當，將對廠商造成二次成本的超額負擔，亦即自主減量成本及優惠碳費成本，將大幅提高企業碳風險，不利廠商國際競爭力。政策因應策略建議如下：

1. 依據 2030 年國家減碳目標，做為雄心自主減量目標認定依據

自主減量目標猶如廠商的 NDC (簡稱企業自訂減量貢獻, Industrially Determined Contributions, IDCs)，建議應配合國家 NDC，每期以 5 年為原則，例如 2026-2030 年等，動態調整，並鼓勵企業提出具雄心的自主減量目標。

國發會已制定 2030 年減排 24%NDC 目標，政府可制定 2020-2022 年三年間的平均排放量為基準排放量，2024-2030 年，合計 7 年，平均每年減排 3.4%，設定為自主減排目標基準值。

2. 達到具雄心的自主減量目標，免徵碳費

如果廠商制定的年減碳目標超過 3.5%，及認定為雄心的自主減量計畫，環境部應予以免徵碳費，避免二次成本負擔。

由於企業自主減量已協助政府達成 2030 年國家減碳目標，再對企業徵收碳費，宛如變相處罰（要求企業達到淨零），將違背公平正義，容易形成反淘汰現象（減碳績效不佳者，反而負擔較低成本）。

3. 建立台灣模式《巴黎協定第六條》- 納入國際自願性碳權

瑞士與新加坡等實施碳稅國家，均已納入國際自願性碳權（例如經查證碳標準 (Verified Carbon Standard, VCS) 與黃金標準 (Gold Standard, GS) 等碳權），例如瑞士與新加坡政府碳權抵換經驗。

受到國際政治限制，台灣無法參加《巴黎協定第六條》的國際減碳合作機制，將衝擊我國減碳成本與目標落實。爰此，建議政府應建立台灣模式《巴黎協定第六條》，界定與認定合格的國際自願性碳權（例如流通性大及具公信力的 VCS 及 GS），並擴大抵換比例（例如 20-30%），提高企業 IDC 的雄心，同時，可以抵減國家減量目標，促進國家減量目標的達成，可謂「雙贏策略」(win-win strategy)。

4. 允許企業應用高品質碳權抵換自主減量計畫

在企業自主減量下，已形成自主總量管制 (cap)，政府應認可企業可使用一定比例的國際自願性高品質碳權，抵銷自主減量計畫，一方面助力企業自主減量計畫的成本有效性，提高自主減量計畫雄心；另一方面，創造「台灣碳權交易所」(Taiwan Climate Solution Exchange, TCX) 流動性與價格發現，促進國內減 / 低 / 負碳科技（或活動）發展，觸發台灣低碳轉型動能。

5.5 台灣碳權交易所 (TCX) 建置準備

台灣成立碳權交易所，相較於全球已晚了近 20 年，然而，此刻成立，且制度安排與設計得宜，將是台灣企業淨零轉型曙光與機會。碳交易業務涉及部會包括金管會、

環境部及財政部，及碳交易所管理與經營等，業務繁雜，彙整台灣碳交易所建設的核心課題（開創淨零價值與創造流動性）：

（一）、減量額度法律本質

規劃中的碳交易標的是減量額度 (carbon credit)，環境部抵換專案核發的減量額度及國際自願性碳市場的減量額度，然而，國內尚未賦予減量額度的法律屬性 (legal nature)，因此，權責主管機關金管會，應配合相關法規，界定減量額度法律本質，確立法律屬性。進而，減量額度交易涉及的交易稅與會計科目與公允價值揭露，才會有依據。

就歐盟實施的碳交易經驗來看，減量額度的法律本質界定為一般商品，至於減量額度期貨或衍生商品，則界定為金融商品。

（二）、界定合格減量額度

依據國際現行自願性碳市場的四大品牌：(1) 經查證碳標準 (Verified Carbon Standard, VCS)，碳權稱為經查證碳單位 (Verified Carbon Units, VCUs)，2022 年約核發 764 百萬噸 (VCUs) (約占比 70%)，市占率最高，流通性最大，是四大品牌之首；(2) 黃金標準 (Gold Standard, GS)，碳權稱為經查證減排量 (Verified Emissions Reductions, VERs)，2022 年約核發 184 百萬噸 (VERs) (約占比 17%)；(3) 美國碳註冊 (American Carbon Registry, ACR)，碳權稱為減排量噸 (Emissions Reduction Tons, ERTs)，2022 年約核發 63 百萬噸 (ERTs) (約占比 6%)；及 (4) 氣候行動準備 (Climate Action Reserve, CAR)，碳權成為氣候準備噸 (Climate Reserve Tones, CRTs)，2022 年約核發 66 百萬噸 (CRTs) (約占比 6.2%)，詳見表 5。

環境部可參考國際經驗，界定合格減量額度（例如 VCS, Gold Standard 等），以及可抵換活動與比例，例如碳費自主減量目標及環評增量抵減等，提供企業參考及促進碳交所流動性。

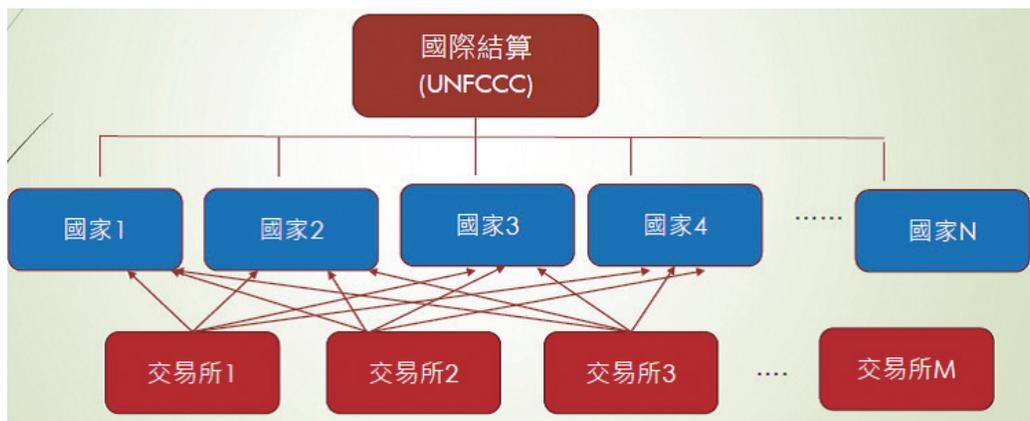
表 5 國際自願性碳市場四大品牌比較

碳權標準	市場規模	減量額度名稱	碳權開發地點	碳權產生部門
VCS	764 百萬噸 (占比 70%)	VCUs	開發中國家	所有部門都有
GS	184 百萬噸 (占比 17%)	VERs	開發中國家	所有部門，辦排除 REDD ⁺
ACR	63 百萬噸 (占比 6%)	ERTs	美國	農業、工業製程及廢棄物
CAR	66 百萬噸 (占比 6.2%)	CRTs	美國、加拿大 及墨西哥	農業、林業、能源、廢棄物及非 CO ₂ 溫室氣體

資料來源：carboncredit.com (2023), The 4 Best Carbon Program for 2022。

(三)、建立國際自願性碳市場連結

基於減量額度的不可重複與可移轉性，國際碳市場已建立一套碳權帳戶連結系統，詳如圖 2 所示。由於台灣不是 UNFCCC 會員國，沒有碳權帳戶進行交割與移轉，因此，台灣購買聯合國體制碳權，例如購買 CERs，僅能當下註銷，無法移轉，喪失碳權使用的靈活性。



資料來源：本研究

圖 2 國際碳市場連結

由於台灣碳權交易所的交易標的物將以國際自願性碳市場的減量額度為主，例如 VCU 或 VERs，因此，需要與減量額度核發機構，例如 Verra 或 Gold Standard 建立碳權帳戶的連結。此外，交易所運行的「交易規則」與「內稽與內控機制」等作業程序與要點，亦是重要營運準備工作。

六、結語

碳費是基於『使用者付費』的精神，故只要排放源願意支付碳費，自然取得排放權利，基於此，碳費對於減碳目標的達成，即存在高度不確定性。由於具有效率的碳費費率不易訂定，因為排放源的邊際減排成本 (Marginal Abatement Cost, MAC) 資訊不易獲得，至使碳費最後演變成『稅收效益』高於『環境效益』的扭曲現象。本文提出碳費搭配自主減量計畫的相關配套措施，將有助碳費徵收的減碳效果與成本有效性。

碳權品質與抵換量是漂綠的關注議題，政府可學習歐盟經驗與作法，同時，正面與負面表列碳權產生來源與型態，提供產業遵循。企業亦可遵循 CCPs 準則及 CCB 證書的碳權，可確保高品質碳權，且碳權抵換量如果依據 ISO14068-1 碳中和標準，則可確保不漂綠。

台灣企業是全球重要供應鏈，推動碳交易制度已落後全球超過 10 年，TCX 可助力台灣企業，以成本有效方式，滿足供應鏈淨零需求，以及助力 ESG。TCX 對外，可以扮演國際減量合作平台，體現台灣減碳國際合作化。TCX 對內，可望全面促進台灣低碳科技、自然碳匯及行為改變等氣候解方。碳費配套與碳交易所設立，將為台灣淨零帶來一道曙光。

參考文獻

- 李堅明 (2023), 認識探資產與碳負債, 當代法律, 2023 年 9 月號, 頁 6 - 13。
- 李堅明 (2023), 臺灣淨零曙光 - 台灣碳權交易所設立, 會計研究月刊, 2023 年月號, 頁 64 - 75。
- 林聖忠、李堅明 (2021), 台灣碳定價選擇省思, 產業, 第 611 期, 第 37-39 頁。
- 張子敬 (2022), 2050 淨零排放, 111 年中華民國能源經濟學會。
- Carboncredit.com (2023), The 4 Best Carbon Program for 2022.
- Klik (2022), Klik Annual Report.
- Resource for the Future (2020), Carbon Pricing 101.

環境管理規劃類

關於碳排放交易的幾個關鍵性問題

黃宗煌*

摘 要

排放交易制度 (emission trading system, ETS) 和碳稅 (或碳費) 一直是各國應對氣候變遷的主要政策工具，二者各有利弊，其間的利弊、選擇或並存運用，在 20 世紀末期早有許多論述。台灣在「氣候變遷因應法」(簡稱因應法) 不僅明訂 2050 淨零排放目標，而且同時納入 ETS 和碳費。本文以主要的國際碳市場為對象，分析各國碳價變動的原因，並綜整各國的經驗，深入研析若干關鍵性議題，以作為國內推動排放交易制度並建立碳市場規範的參考。

【關鍵字】碳交易、碳定價

* 台灣綜合研究院高級顧問，中華永續職能訓練教育協會理事長

一、緣起與目的

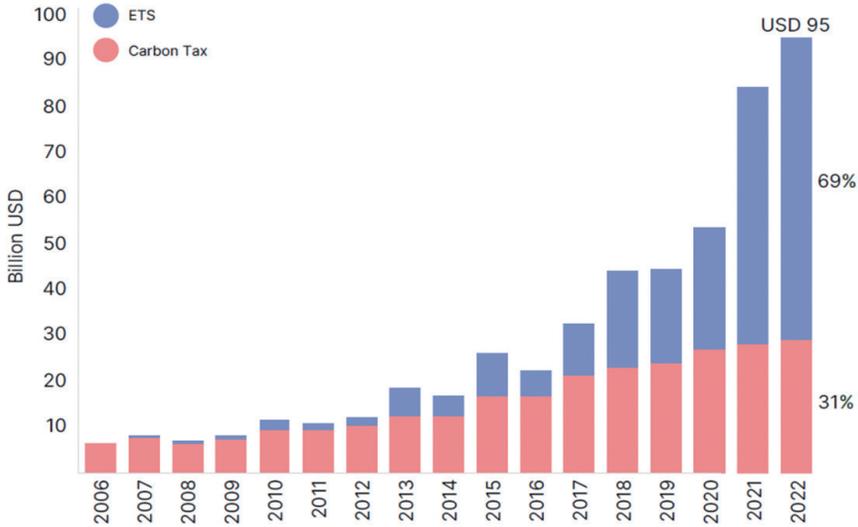
1.1 緣起

氣候變遷是當前全世界面臨的嚴峻挑戰之一（見 IPCC, 2021; Roubini, 2022; World Economic Forum, 2023），而應對氣候變遷的策略和政策工具非常多元，其中以市場機制為基礎的 ETS 和碳稅（或碳費）一直是各國青睞的主要工具；美、加、紐西蘭、歐盟及歐洲部分國家均曾施行此機制，據以因應空氣污染和溫室氣體排放的問題，例如美國環保署（EPA）早期主導的「酸雨方案」（Acid Rain Program, ARP）、「加州區域清潔空氣誘因市場」（California's Regional Clean Air Incentives Market, RECLAIM）、英國的排放交易制度（UK ETS）等，均頗具創意且發揮顯著的成效。歐盟自 2005 年就 CO₂ 減排分階段實施的排放交易制度（EU ETS）¹，是全球目前最大的碳市場之一；在《京都議定書》中，ETS 係屬三大彈性機制（flexible mechanisms）之一。目前國際上還有許多國家和地區各自推動碳排放交易制度，其中中國的全國碳市場尤為舉世重視²。ETS 的重要性亦可由碳市場所創收的收益成長窺知一二，在 2022 年為全球各地一共創收了超過 630 億美元的收益（見圖 1），創下了歷史新高紀錄。

臺灣在 2015 年的《溫室氣體減量與管理法》早就納入總量管制和排放交易的機制，2023 年修訂施行的「因應法」不但新增碳費，且將 2050 年的排碳目標由「2005 年的 50%」改為淨零排放，並規劃「碳費先行」（預計 2025 年開徵），同時於今年（2023/08/07）建立「台灣碳權交易所」。由此可見，排放交易與碳稅（費）在因應氣候變遷的行動中扮演十分重要的角色。

¹ 目前 EU ETS 已進入第四階段，各階段期間分別是：第一階段：2005 ~ 2008；第二階段：2009 ~ 2012；第三階段：2013 ~ 2020；第四階段：2021 ~ 2030。

² 中國因應氣候變遷的嚴峻情勢，首先在 2011 年推動 7 個省市的 ETS 試點，並於 2021 建立全國性的碳排放權交易市場（簡稱碳市場）。



資料來源：《2023 年度全球碳市場進展報告》，國際碳行動夥伴組織 (ICAP)。

圖 1 全球來自碳稅和 ETS 的名目收益

國際碳交易機制依其管制特性可分概為三種類型：(1) 各國或地區的管制性碳交易市場 (含拍賣市場)、(2) 京都彈性機制 (Kyoto Protocol flexible mechanisms) 下的 ETS、及 (3) 自願性減量的碳交易市場 (見圖 2)。本研究之目的，係以碳排放交易制度為主軸，分析幾個國際案例，並就若干關鍵性議題深入研析，以做為國內推動排放交易制度並建立碳市場規範的參考。

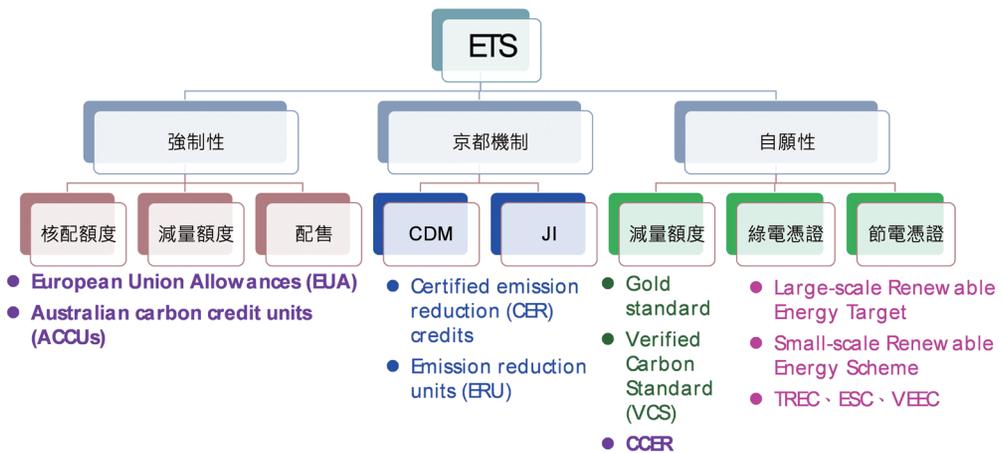


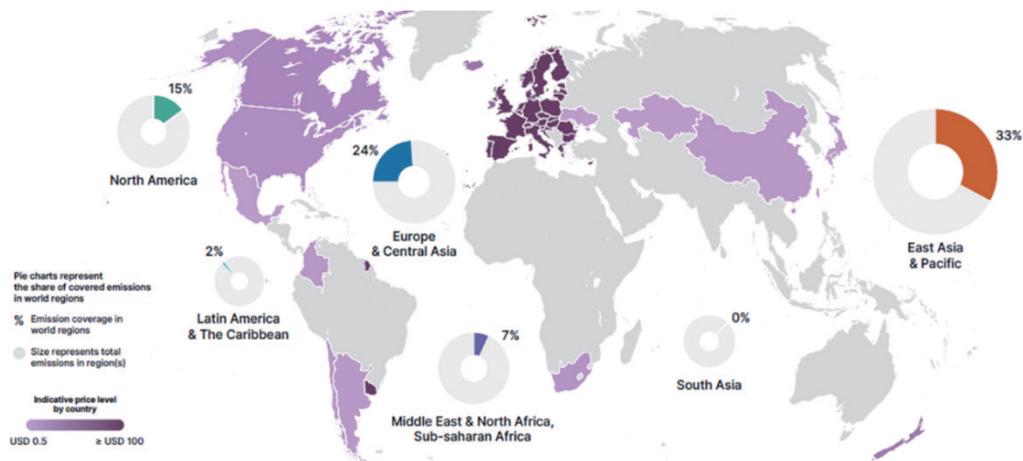
圖 2 碳市場類別與交易標的

二、推動排放交易的動機與概況

2.1 國際碳市場概況

2.1.1 碳市場的類別及現況

ETS 和碳稅是目前國際上最主要的兩種碳定價（carbon pricing）機制。World Bank（2023）、ICAP（2023）等國際組織所出版之《2023 年度全球碳市場進展報告》顯示，碳市場在全球範圍內迅猛發展，數量不斷增加，覆蓋範圍加速擴大。截至 2023 年 1 月，共有 28 個碳市場正在運行，另有 8 個碳市場正在建設中，預計將在未來幾年內投入運行；目前碳排放交易體系所覆蓋的全球溫室氣體排放比例已超過 17%（見圖 3）。



資料來源：World Bank (2023)。

圖 3 全球實施碳稅與 ETS 所涵蓋的排碳量占比及碳價

眾所關注的問題是：

- (1) 各地關於碳稅和 ETS 的偏好（或選擇）為何不同？其間的利弊得失如何？
- (2) 有效率的碳價在碳稅和 ETS 之下會有何差別？何者較能反映「碳的社會成本」（social cost of carbon, SCC）或「總碳定價」（Total carbon pricing, TCP）³的水準？

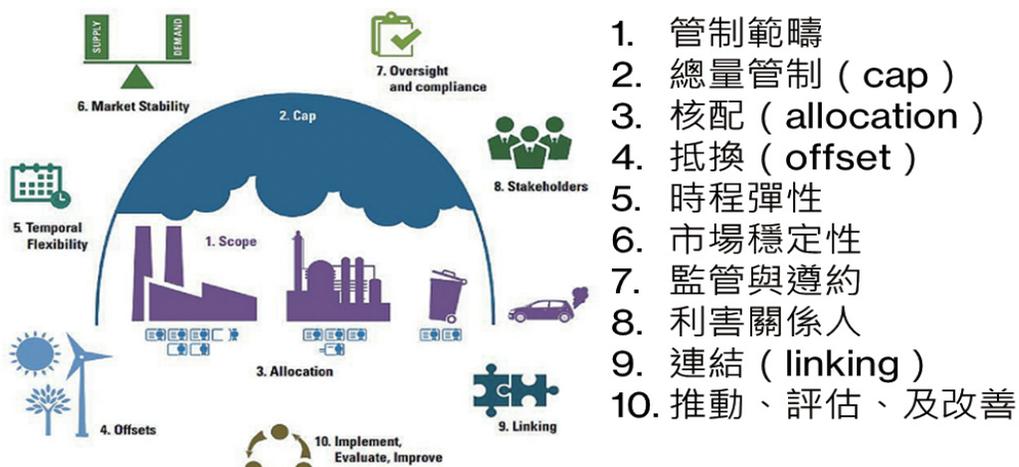
³ 關於「碳的社會成本」和「碳總定價」的觀念，容後說明。

- (3) 碳稅和 ETS 雖然都具成本有效性的特性，但對總體經濟、地方財政、綠色就業、綠色創新、投資效率、市場效率、競爭優勢 (competitive advantage)、公平性等面向是否有不同的影響？

2.1.2 創建 ETS 的步驟與執行情序

一、創建 ETS 的步驟

關於如何建設排放交易體系，文獻上已有諸多論述（例如 Guigon, 2016；PMR and ICAP, 2016）（見圖 4），十大步驟如下：



資料來源：Guigon (2016); ICAP (2016)。

圖 4 推動 ETS 的十大步驟

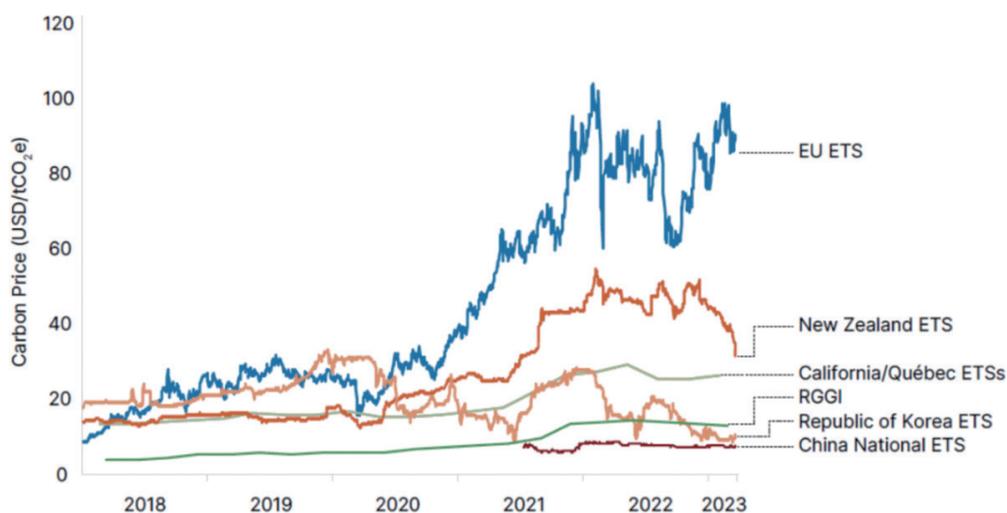
- (1) 決定管制範疇：(a) 涵蓋哪些部門；(b) 涵蓋哪些溫室氣體；(c) 選擇管制的時間點；(d) 選擇監管單位並考慮是否設定門檻。
- (2) 建立排放總量：(a) 建立穩健可靠的精準的資料庫，並決定管制上限；(b) 決定管制總量的水準與型態；(c) 選擇設定總量管制的期程，並提供長期的管制路徑。

134 關於碳排放交易的幾個關鍵性問題

- (3) 分配排放許可：(a) 調合分配的方法與政策目標；(b) 確定主體資格及核配方式（免費或拍賣）；(c) 規定進出市場的條款（包括關廠、撤銷等）。
- (4) 考慮使用抵減：(a) 決定是否要接受轄區範圍外未涵蓋的來源及部門；(b) 選擇可以允許的部門、氣體、及活動；(c) 評比建立抵換專案和利用既存方案的成本；(d) 決定使用抵換的範圍限制；(e) 建立監測、報告、查證、和治理（governance）的體系。
- (5) 決定臨時的彈性：(a) 決定貯存（banking）配額的規則；(b) 建議預借（borrowing）和先期核配（early allocation）的規則；(c) 建立報告的長度及遵約的期間。
- (6) 說明價格的可預測性（price predictability）和成本控制（cost containment）問題：(a) 說明建立市場的合理性、相關的風險及必要的市場干預；(b) 選擇是否干預價格的上下限；(c) 選擇干預市場的適當工具；(d) 決定治理市場的框架。
- (7) 確保遵約（compliance）並監管：(a) 確定列管的交易主體；(b) 排放報告的查驗和管理；(c) 查證單位績效的核准和管理；(d) 建立並監督 ETS 註冊平臺；(e) 設計並可以執行處罰機制；(f) 監管市場的交易量和價格變動。
- (8) 利害關係人的參與、溝通交流、及能量建置。
- (9) 考慮市場連結（linking）：(a) 決定市場連結的目的和策略；(b) 選定連結的夥伴；(c) 決定連結的方式；(d) 建立連結和治理的方式。
- (10) 推動、評估、及改善：(a) 確定推動 EPS 的時程和跟過程；(b) 決定審查的過程和範圍；(c) 評估 ETS 的成效，以利審查作業。

2.1.3 ETS 的碳價

在排放交易制度下，碳市場的價格形成機制、碳價水準及變動，一直是各界重視的課題，因為碳價不僅影響事業的成本負擔和碳市場效率，同時碳市場的均衡價格也可反映減碳的成本及碳市場的風險。國際上一些主要的碳市場價格變動趨勢如圖 5 所示，據此可見市場間的碳價水準各異其趣，其於各市場波動的幅度高低有別。箇中的變異，是有必要深入瞭解的課題。



資料來源：World Bank (2023), State and Trend of Carbon Pricing 2023。

圖 5 主要 ETS 市場的碳價變動

三、ETS 的關鍵課題分析

3.1 ETS 關鍵性議題分析

排放配額的規劃設計，攸關碳市場效率和產業轉型，進而影響總體經濟、以及產業和個別廠商的競爭優勢、綠色創新等面向，其分配效果（distributional effects）的公平性尤為各界所關注。本章旨為提出九大關鍵性問題如下，據以說明其政策意涵，以供參考。

- (1) ETS 之交易標的與交易主體
- (2) 拍賣市場與交易市場的關聯與調和
- (3) 排放額度的核配方式及利弊
- (4) 交易市場的最小有效規模 (minimum efficient scale)
- (5) 碳市場風險的調節機制
- (6) 碳價波動的肇因、及穩定與收斂 (convergence) 的必要性
- (7) 排放交易的「碳洩漏」 (carbon leakage)⁴ 問題
- (8) 碳市場跨域連結 (linking) 的必要性與可行性
- (9) 「總碳價」的衡量問題

3.1.1 ETS 之交易標的與交易主體

一、ETS 的交易標的

京都議定書在 2008~2012 承諾期間，附件 B 國家在減量承諾下的許可排放量係以「Assigned amount units」(AAUs) 為單位，交易標的則為 CO₂ 的減量信用，故京都議定書的交易制度實屬於「信用交易」(credit trading)，而非「配額交易」(allowance trading)。事實上，在京都議定書的 ETS 機制下，可用以交易的標的主要有 3 種：(1) 以土地利用、土地利用改變、及造林等活動所移除的碳排量（稱之為「移除單位」(removal unit, RMU)）；(2) 因推動共同減量計畫 (Joint implementation projects) 所產生的減量信用（稱之為「排放減量單位」(emission reduction unit, ERU)）；(3) 因推動清潔發展機制 (Clean development mechanism, CDM) 所減少的碳排量（稱之為「確證減碳量」(certified emission reduction, CER)）。

京都機制以外之「強制性碳市場」和「自願性碳市場」的交易標的並不相同（見圖 9）。一般而言，強制性碳市場的交易標的有兩類，其一為主管機關核配的許可排放量（即「排放額度」，此即文獻所稱的「配額交易」(allowance trading) 或「限額與交易」(cap-and-trade)）；另一類為「減量信用」(emission reduction credits)，

⁴ 「碳洩漏」係指實施溫室氣體管制，可能導致產業外移至其他碳管制較為寬鬆國家，反而增加全球排碳量之情況。

又可因是否施行總量管制而有別（見圖 6）⁵，二者均為廠商積極減排而創生的「減量額度」其動機各有不同，但二者在本質上均不同於自願性碳市場中由特定機構或組織所確證核發的「減碳信用」。歐盟、歐美國家（如英國、紐西蘭等）及地區（如美國加州、區域溫室氣體倡議 RGGI⁶ 等）所實施的 ETS 通常是 cap-and-trade（亦即配額交易），故其交易標的均為核配額度（亦即 EU allowance units, EUAs）。

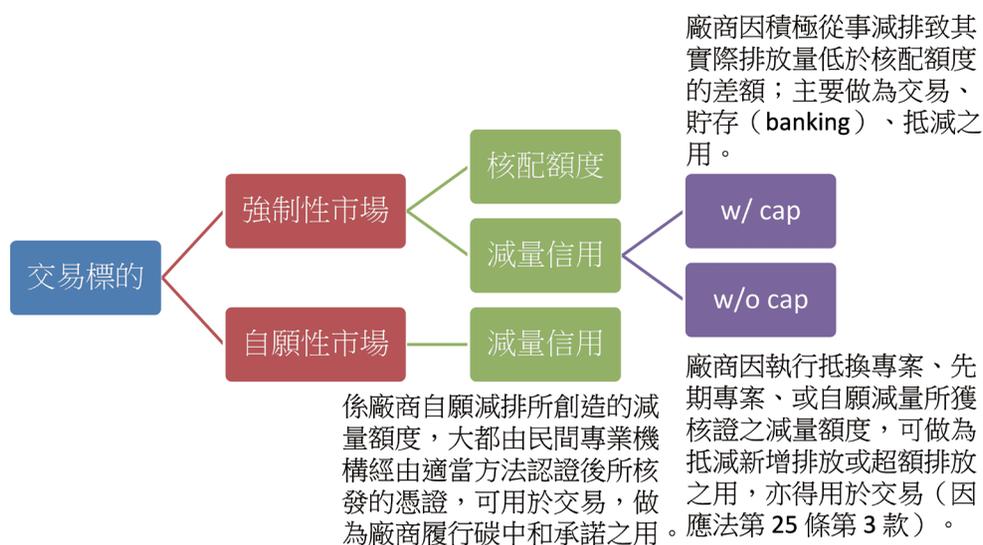


圖 6 ETS 碳市場之交易標的種類

⁵ 在總量管制下，廠商因積極從事減排而致其實際排放量低於許可的排放量時，其間的差額也可以做為交易的標的，這種交易制度即文獻上所說的「信用交易」（credit trading）。

⁶ RGGI 係由美國東北 9 個州於 2009 年共同提出的倡議，目前實際參與的共有 11 個州（紐澤西州曾在 2011 年退出，但在 2020 年重新加入；維吉尼亞州則在 2021 年加入），各州自行提出並執行「CO₂ 預算交易方案」（Budget trading program），旨為減少達一定規模（25MW）以上之電廠的碳排放量（初期目標為每年減 2.5%）。RGGI 自 2009 年起每 3 年為一期，目前已進入第五期（2021~2023），涵蓋的碳排放量在 2020 年約佔各州總排放量的 14%（相當於 66.80 Mt CO₂e），在 2021 年共納入 228 家電廠設施；2022 年之交易均價為 13.46 美元 / t CO₂e；RGGI 在 2021 年進行第 3 次的方案審議，就方案的衝擊、成效、進一步的減量潛力等面向提出檢討，目前已進一步提高減排目標，預計在 2020 至 2030 年間相對於 2020 年的排放上限減量達 30%。

台灣現階段尚未針對個別排放源設定並設定強制性的排放額度，故短期內的交易標的係以廠商自願減量所獲得的「減碳額度」為主，其與歐美的「配額交易」或 cap-and-trade 的交易標的不同；未來雖可望採行「配額交易」，但何時可以啟動，恐猶有不確定性。茲將各國排放交易制度的重點異同彙整如表 1 所示

表 1 各國碳排放交易制度比較

市場別	制度屬性	排放物種類	管制範圍	排放權分配方式	交易規則
美國 ARP	許可制	SO ₂	美國國內之燃煤電廠。	溯往原則搭配拍賣。	交易比 1:1；排放權可儲存。
美國 RECLAIM	許可制為主	SO _x 及 NO _x	美國南加州空品區。	溯往原則搭配拍賣。	海岸區與內陸區有交易限制；排放權可儲存。
CCX	許可制為主	GHGs	北美洲及巴西。	溯往原則搭配拍賣。計畫參與者核發差額排放量。	三種碳商品可等值交易。
歐盟溫室氣體排放交易制度	許可制	GHGs	目前為歐盟 15 會員國。	依據京都議定書規範之減量目標核發排放權。	交易比 1:1。
英國溫室氣體排放交易制度	許可制為主	GHGs	全國。	溯往原則搭配拍賣。計畫參與者核發差額排放量。	交易比 1:1；排放權可儲存。
加拿大溫室氣體排放交易制度	許可制	GHGs	全國。	1. 拍賣搭配溯往原則；或 2. 溯往原則	尚無明確的執行方式。
澳洲溫室氣體排放交易制度	許可制	GHGs	全國。	溯往原則搭配拍賣。	交易比 1:1；排放權可儲存。
丹麥溫室氣體排放交易制度	許可制	GHGs	國內 200 大能源密集事業。	溯往原則。	交易比 1:1；排放權可儲存。

市場別	制度屬性	排放物種類	管制範圍	排放權分配方式	交易規則
荷蘭溫室氣體排放交易制度	許可制	GHGs	全國。	溯往原則配合 PSR。	尚無明確的執行方式。
挪威溫室氣體排放交易制度	許可制	GHGs	指定之三類產業。	1. 溯往原則；或 2. 拍賣	尚無明確的執行方式。
台灣排放交易制度	混和信用制	PM, SO _x , NO _x , 及 VOCs	目前為高高屏空品區。	排放量較指定削減量為多者，經驗證後核發差額排放權。	跨空品區有不同交易比；排放權可儲存。

資料來源：為本研究整理。

二、交易主體

被允許在碳市場中從事交易的主體為何？原則上有狹義和廣義的範疇界定；前者係指核配額度或減量額度之事業（稱此為「重點排放單位」），並在中央主管機關申請開立帳戶，始得參與交易；後者則涵蓋更廣的行為人，除重點排放單位之外，舉凡符合國家有關交易規則的機構和個人均屬之。

我國的交易主體係為「經核配排放額度之事業」（因應法第 36 條第 1 項）。中國則與歐美的 ETS 相同，將交易主體擴及重點排放單位和符合國家有關交易規則的機構和個人，但現階段，中國碳排放權交易市場的交易主體全部為重點排放單位；機構及個人入市工作將根據相關規定有序推進（生態環境部《碳排放權交易管理辦法（試行）》）。

將交易主體擴及重點排放單位及符合國家有關交易規則的機構和個人，可望擴大碳權需求，提升碳資產價值，誘發綠色創新，同時也為投資者創造新的投資管道，但也與其他資本市場（如股市、房市）一樣面臨技術、經濟、市場、政策等風險，因此如何建立碳市場之風險管理機制，亦為重中之重。

3.1.2 拍賣市場與交易市場的關聯與調和

一、交易市場與拍賣市場的關聯

各國在推動強制性碳交易時，往往搭配總量管制、拍賣、配售、碳費等配套措施；本質上，拍賣或配售的標的均為主管機關所保留的核配額度。總的來說，交易市場、拍賣市場、及配售市場都將形成各自的碳價，雖然未必相等，但彼此間仍有關聯，特別是相互提供先驗的碳價資訊。黃宗煌、蔡世峰（2017）⁷曾比較分析廠商在此二市場下的決策行為、以及碳價變動趨勢和關聯性；值得重視的問題是，在「逐步從免費核配到拍賣或配售」的趨勢下（因應法第5條第3項第3款），對於廠商綠色創新、投資意願、碳價等面向，將會造成怎樣的衝擊呢？而當交易市場與拍賣市場並存時，又可能衍生何種問題？

二、國內外碳權的相容問題

目前由獨立機構所建立及管理的碳認證標準至少 10 個以上，其中比較主要的 4 個如下：（1）碳驗證標準（Verified Carbon Standard, VCS）、（2）黃金標準（Gold Standard, GS）、（3）美國氣候行動儲備方案（Climate Action Reserve, CAR）、（4）美國碳註冊登記簿（American Carbon Registry, ACR）、（5）中國的「核證自願減排量」（CCER）⁸等。

⁷ 見黃宗煌、蔡世峰（2017），「碳市場配額分配方式對廠商決策行為的影響研究」，環境經濟研究 2(1): 90-106。

⁸ 根據中國生態環境部在《碳排放權交易管理辦法（試行）》中的定義，CCER 是指「對境內可再生能源、林業碳匯、甲烷利用等項目的溫室氣體減排效果進行量化核證，並在國家溫室氣體自願減排交易註冊登記系統中登記的溫室氣體減排量。」與配額交易的全國性碳市場不同，CCER 市場允許非重點減排企業進入，並為這些企業出售 CCER 提供了交易平臺。由於 CCER 專案種類廣泛，所涉技術繁多，為避免過多的 CCER 湧入本地對碳配額市場造成衝擊，在各地的 CCER 試點中，或多或少都規定了 CCER 可用於抵消的比例，基本在 5% ~ 10% 不等。一般情況下，CCER 往往比碳配額更便宜，所以一些重點減排企業通常會購買使用 CCER 抵消碳排放配額的清繳。

廠商從國外的自願性碳市場所取得的碳權，主要是作為廠商實現「碳中和」(carbon neutrality)的自我承諾之用，但也有少部分國家採納作為「內部碳定價」(internal carbon pricing)⁹機制的遵約之用。中國允許2017年3月14日以前備案的「核證自願減排量」(CCER)，在轉至新「自願減排注登系統後」，可用以抵銷2021、2022年度的配額清繳，但這是在內地相同的減碳認證準則上的作為。

由於自願性碳市場所認證的減碳標準或方法論與國內的管制性碳市場不盡相同，故境外碳權成為國內碳市場另類的異質商品，因此境外取得的碳權要進入國內的管制性碳市場參與交易或用以抵銷超額排放，在實務上將面臨諸多障礙¹⁰，例如在轉換為國內碳權時必須立基於合理的轉換率。歐盟在第二期ETS期間(2008-2012)，即已要求各成員國在2015年3月31日前將所有CERs和ERU轉換為歐盟的核配額度(allowance)，始能參與碳市場交易。

3.1.3 排放額度的核配方式及利弊

一、核配基準：排放量或排放強度？

一般所稱的「碳權」實為主管機關核配列管廠商(或稱「重點排放單位」)的許可碳排放量，亦即「核配額度」。問題是：每年核配給列管廠商的核配量如何決定的？這裡牽涉到2個問題：(1)核配額度是以排放量或排放強度為基準？(2)用什麼原則來核定核配量？

⁹ 「內部碳定價」(ICP)係指個別廠商就自身的溫室氣體排放所設定的價值，冀能藉此改變企業的內部行為和形象，促動綠色創新與投資，進而激發「內部成長」(internal growth)的動力。巴黎協定生效後，ICP逐漸受到各國重視，視之為公司減碳、管理氣候相關之企業風險、以及為去碳活動(如低碳投資)提供融資的策略規劃工具，據以邁向低碳經濟。

¹⁰ 例如因應法第27條第1項明訂，「事業取得國外減量額度者，應經中央主管機關認可後，始得扣除第二十八條第一項各款之排放量或抵銷第三十六條第二項之超額量。」此外，第2項指出，「前項國外減量額度認可、扣除排放量或抵銷超額量之比率等相關事項，由中央主管機關參酌聯合國氣候變化綱要公約與其協議或相關國際公約決議事項、能源效率提升、國內減量額度取得及長期減量目標達成等要素，會商中央目的事業主管機關定之。」

國際上大部分國家的核配額度都以「溫室氣體排放量為基準」，但也有以「排放強度」為基準的作法，中國即為箇中代表。根據廠商的排放量或排放強度來核配碳權之利弊如表 2 所示。

表 2 核配額度的訂定基準：排放總量 vs. 排放強度

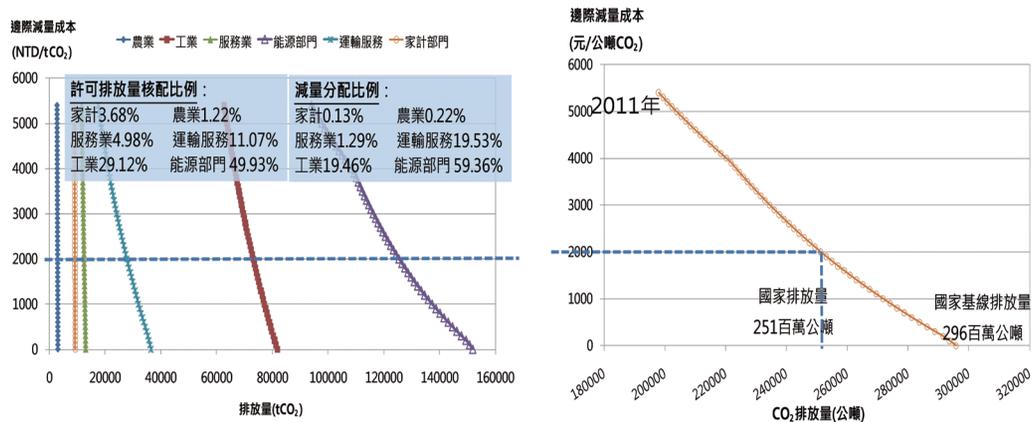
優缺點	總量	強度
優點	<ul style="list-style-type: none"> • 總量管制目標明確，實際排放量有明確的目標值，易於控制整個交易體系的排放上限。 	<ul style="list-style-type: none"> • 排放配額取決於取企業在履約期間內的行業碳排放績效基準和企業實際生產活動水平，本質上是屬於一種可交易的績效標準（Tradable performance standard）。 • 企業可以通過調整履約期內的生產決策來決定可獲得的配額量，一則有動力開展減排活動，二則排放強度高的企業因面臨較大的成本競爭壓力將考慮減少產量，排放強度低的產業可能提高產量。 • 有助於在經濟快速增長期間控制整體的成本，降低配額緊缺帶來的價格波動和減排壓力；在經濟蕭條時期則可避免發放過多配額而降低碳市場失效的風險。 • 政府可以通過基準法調節區域和行業間減排目標的分配，有助於實現公平性的考量，對於產品價格及產量的影響相對較小。（Goulder et al., 2019）
缺點	<ul style="list-style-type: none"> • 因多種不確定因素（經濟成長、能源價格變動、技術創新、金融危機），排放總量的設定可能偏離實際。 • 基於多方利益團體的壓力、考慮政治接受度和儘快推動排放交易機制，採取自下而上的分配方式而非統一分配的方案，從而導致配額分配過度寬鬆，引發價格低迷現象。 	<ul style="list-style-type: none"> • 減排成果能否達標，具有不確定性。 • 成本效益、經濟效率、行政成本、以及基準線（baseline）設計等方面均存在一些爭議。 • 免費分配存在對高排放企業過度補償的問題，有違「污染者付費原則」，可能扭曲市場價格，降低市場效率。 • 拍賣市場（一級市場）的效率不如預期。 • 碳洩漏（carbon leakage）與碳市場連結（linking）的問題。

資料來源：本計畫整理。

雖然基於強度的碳市場的政治可接受性較高，惟其減排效果的確定性、成本效益、經濟效率、行政成本、以及排放基線（emission baseline）設計等面向均存在爭議，有待進一步比較分析。

二、排放配額的核配模式

排放配額的期初發放方式也是一項至關棘手的課題。在京都議定書生效之初，許多國際研究機構便紛紛提出多種不同的核配模式，國內學者也曾提出多種不同的核配原則，例如吳再益、李堅明（1999）列舉依歷史排放量分配（此即溯往原則）、依邊際防治成本高低分配、依就業人口多寡分配、依附加產值占 GDP 高低分配、依拍賣原則分配等方式。工業技術研究院於 2010 年提出固定比例減量模式；李堅明（2011）提出歐盟第三階段模式；童遷祥（2011）提出 Bottom-up 減量模式；李叢禎（2008）提出最優控制模式；黃宗煌與楊晴雯（2011）提出「邊際減排成本均等法」做為訂定核配額度的原則（見圖 7）。



資料來源：黃宗煌、楊晴雯（2011），《運輸部門能源消耗與溫室氣體減量評估模型之建立》。

圖 7 以「邊際減排成本均等法」核配排放額度

三、核配的模式之優劣勢比較

各主要核配的模式之利弊如表 3 所示。溯往原則（grandfathering rule）是最被廣泛採行的核配模式，但仍難掩箇中的缺失，包括：（1）應該以前幾年的排放量為統計基礎，一直見仁見智；無論向後取幾年的平均值，都無法反映廠商未來的排放需求，特別是溯往原則通常並未就企業未來的成長和排碳需求加以預測。（2）在過去的幾年期間，倘若發生經濟景氣過熱或蕭條、或偶發隨機性事件（如疫情、金融危機、能源危機等），則歷史資料的平均值也無法反映廠商對排放量的實際需求。（3）溯往原則常被批評的另一重點在於「多排放多得配額」的不公平事實；在免費核配的情境下，更有違「污染者付費原則」，不但有失社會正義原則，亦將提高潛在廠商的市場進入障礙。

至於「標竿法」有也頗受重視，但最大的問題在於標竿的選擇，其與總量管制或國家減排目標之間的關聯性不如「邊際減排成本均等法」，而且所選的標竿也可能不符國情，過於嚴苛或過於寬鬆的標竿，都利弊參半。

溯往原則是根據企業的歷史排放和歷史強度進行分配；標竿法則根據企業對應之行業的基準值進行分配。這兩種方法各有其利弊，溯往原則可操作性較強，但當經濟情勢景氣時，容易引起過量分配的問題，高排放的企業可獲得更多配額也亦遭不公平的批評。基準法可以避免上述問題，但對排放資料的要求較高，取得資料的難度較大，取得成本也較高，更重要的是存在數據質量不穩定問題。

表 3 不同核配原則之優缺點比較

核配原則	優點	缺點
溯往原則	<ul style="list-style-type: none"> • 容易執行 • 兼顧產業競爭力 • 兼顧既得利益者 • 國際實施經驗 	<ul style="list-style-type: none"> • 不符合社會正義 • 增加進入障礙
市場原則	<ul style="list-style-type: none"> • 配置效率 • 降低進入障礙 	<ul style="list-style-type: none"> • 產業發展失衡

核配原則	優點	缺點
產值原則	<ul style="list-style-type: none"> • 提升整體 GDP 	<ul style="list-style-type: none"> • 產業發展失衡
需求原則	<ul style="list-style-type: none"> • 符合事業生產需要 	<ul style="list-style-type: none"> • 執行成本高 • 無法達到總量管制
等比例削減原則	<ul style="list-style-type: none"> • 達到公平分配 	<ul style="list-style-type: none"> • 產業發展反淘汰
成本有效原則	<ul style="list-style-type: none"> • 最低減量成本 	<ul style="list-style-type: none"> • 資訊成本高
標竿法	<ul style="list-style-type: none"> • 國際接軌 	<ul style="list-style-type: none"> • 適用性問題
折衷原則	<ul style="list-style-type: none"> • 可行性高 	<ul style="list-style-type: none"> • 權數選擇涉及主觀評價

資料來源：黃宗煌（2000），《環境經濟學與政策分析》。

「邊際減排成本均等法」主要優點為：（1）在全國總量管制目標及邊際防治成本下，按各部門邊際防治成本均等的原則所訂定的減排量，符合成本有效性原則。（2）各部門的邊際減排成本可應用適當的模型（如 CGE 模型）加以評估，在實務上是做得到的。（3）核配量可隨技術進步而彈性調整，既不影響總量管制目標，也不至於加重廠商的減排負擔。

3.1.4 交易市場的最小有效規模

就經濟學原理而言，生產的「最小有效規模」（minimum efficient scale, MES）係指長期平均成本（LAC）與短期平均成本（SAC）同時達到最低而且相等時所對應之生產規模（亦即 SAC_{mes} ）¹¹，此時的產量水準為 Q^* （見圖 8），惟此一產量水準並不保證市場處於均衡狀態。如圖 8 所示，如果市場需求為 D_1 或 D_2 ，市場的長期均衡產量分別為 Q_1 和 Q_2 ，但所對應的工廠規模均非 MES，只有當市場需求為 D^* 時，工廠規模才是 MES。由於市場供給曲線和市場需求曲線都可能受到許多因素的影響而移動，因次 MES 勢必因時因地而異。

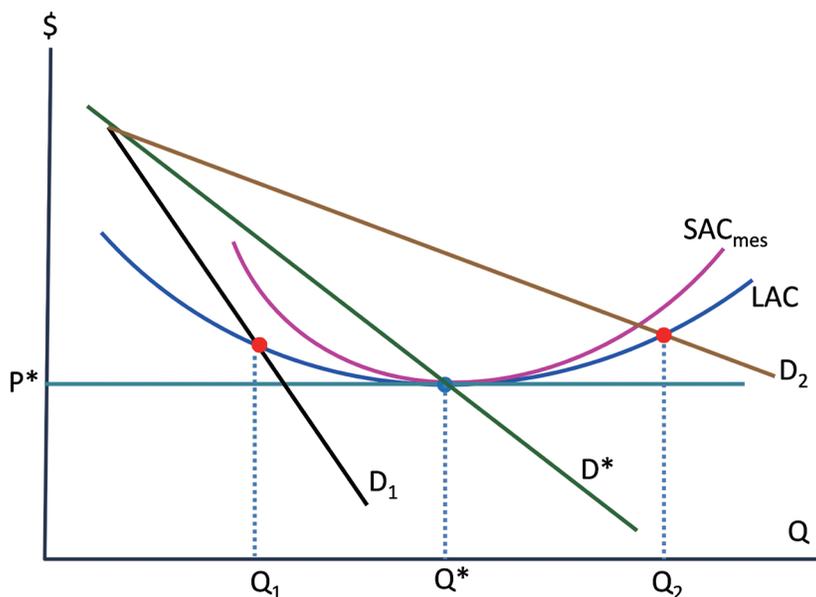


圖 8 碳市場的最小有效規模

之所以關心 MES，是因為使用 MES 來生產，才有可能達到 LAC 最小的境界。就「碳市場的最小有效規模」而言，迄無明確的學理定義，但參照圖 8 可知，如欲認定出碳市場的最小有效規模，勢需推估出碳市場中的需求函數和長期的減碳成本函數，顯然此一工作在文獻上仍欠缺足夠的基礎研究，這是未來推動 ETS 應予加強的。

¹¹ 在圖 8 中，每一條短期平均成本曲線可用以代表一個工廠規模。

3.1.5 碳市場風險的調節機制

大部分碳市場在初期階段都採用高免費的核配方式，以減少碳市場對企業的衝擊；免費核配存在對高排放事業過度補償的問題，有違「污染者付費原則」，可能扭曲市場價格，降低市場效率。相形之下，拍賣可提供更準確的價格信號，更強的透明度，可望提高配額分配的效率；此外，拍賣收入的合理利用亦可帶來潛在的「雙紅利」效果，然而拍賣也可能給企業帶來較重的成本負擔，影響企業的競爭力，增加碳洩漏的風險。

無償核配與拍賣這兩種核配方式對事業的成本負擔截然不同，事業的生產與減排決策互異，碳價的形成機制更是差別甚大。就現階段而言，無償核配與配售並存，並由主管機關定期拍賣保留的排放許可，已成為主流。問題是：當事業同時面臨拍賣市場及交易市場時，事業的決策將更加複雜，均衡碳價也不同，其間的福祉分配效果（distributional effects）的相關研究，文獻上未曾有深入的整合型深究，卻是 ETS 設計的另一重要課題。

綜觀國際 ETS 的推動成效，吾人可歸納出若干結論如下：

- (1) 從無償核配逐漸走向拍賣，是國際上的共同趨勢。問題在於主管機關該如何決定保留拍賣的數量、拍賣的形式、以及拍賣的頻率。
- (2) 交易市場與拍賣市場並存具有增進市場效率的協同效果（synergic effect），亦有助於誘發綠色創新和產業轉型的效果，但從免費到拍賣的轉型過程中，對整體碳市場及事業的決策都會造成不同程度的衝擊，這是不可忽視的課題之一。
- (3) 拍賣市場的碳價通常低於交易市場中的碳價格（美國的「酸雨計畫」（Acid Rain Program, ARP）亦有相同的結果）¹²，震盪的幅度也不盡相同，隱含這兩個市場的價格風險有所不同；如何引導事業做出最佳投資決策，是值得重視的另一課題。

¹² 關於美國 ARP 的拍賣價格低於交易價格的原因，Rose (1996) 說明其原因如下：
 (1) 排放市場的交易大部分是經過仲介（掮客）進行，因此有較高的交易成本；
 (2) 在拍賣市場上，一般廠商均認為若出高價取得排放許可會比出低價而未取得的損失高，因此廠商甘願冒著未能取得排放許可的風險而壓低出價。

- (4) 允許事業無息貯存其剩餘配額或在必要時有息預借配額，可提升 ETS 的成本有效性，並降低潛在的風險與衝擊。
- (5) 允許未列管的個人或機構參與投標，是提升市場熱絡的做法之一（例如在紐西蘭，參與拍賣的群體中，有一大部分人是未受列管的投資人）。
- (6) 證諸紐西蘭和中國的經驗可知，拍賣市場有時候也面臨一些問題，其中較為常見的情況是：在年度拍賣的初期沒有成交量，後期的交易量則激增（一年分幾次拍賣並無通則，但分四季則較常見），換言之，投標人似有「早期觀望，後期搶進」的心態，主要原因在於未成交的配額將累積到次一期，致使可供拍賣的數量增加，從而降低成交的邊際價格。不過，由於排放配額在總量管制下將隨時間經過而遞減，在供給減少的情況下，碳價卻有上漲空間，因此，即便短期下的拍賣市場不熱絡，長期的碳價仍有上漲動力。

3.1.6 碳價波動的肇因、及穩定與收斂（convergence）的必要

國際上一些主要的碳市場價格變動趨勢各異其趣，其於各市場波動的幅度高低有別。以中國的全國碳市場為例，其於 2021 ~ 2023 年期間的碳價變動如圖 9 所示。



資料來源：MacroMicro。

圖 9 中國碳市場成交金額及交易價格：2021 ~ 2023

由於碳價的大幅震盪不利於企業的減排投資決策，因此，設計適當的市場調節機制確有其必要。例如 EU ETS 在 2012 ~ 2013 年碳價暴跌期間，採取了多重調節機制，例如 Set-aside、Floor price、Tighten targets 等。中國的碳市場也有調節機制，包括：交易價格的漲跌幅限制¹³、配額預支等。

根據中國生態環境部《碳排放權交易管理規則（試行）》（公告 2021 年第 21 號）的規定，生態環境部可以根據維護全國碳市場健康發展的需要，建立市場調節保護機制。當交易價格出現異常波動觸發調節保護機制時，生態環境部可以採取公開市場操作、調節國家核證自願減排量（CCER）的使用方式等措施，進行必要的市場調節。

此外，根據上海環境能源交易所《關於全國碳排放權交易相關事項的公告》（滬環境交〔2021〕34 號）的規定，目前掛牌協定交易的成交價格在上一個交易日收盤價的 $\pm 10\%$ 之間確定；大宗協定交易的成交價格在上一個交易日收盤價的 $\pm 30\%$ 之間確定。根據生態環境部《碳排放權交易管理規則（試行）》（公告 2021 年第 21 號）的規定，交易機構可以根據市場風險狀況對漲跌幅比例進行調整。

我國的「氣候變遷因應法」為穩定碳市場價格，係以「保留部分排放額度」的方式為之（第 35 條第 4 款），對於市場價格震盪的幅度，迄無明確的漲跌幅限制。

3.1.7 排放交易的「碳洩漏」（carbon leakage）問題

「碳洩漏」（carbon leakage）係指實施溫室氣體管制，可能導致產業外移至其他碳管制較為寬鬆國家，反而增加全球排碳量之情況（因應法第 3 條）。

一、碳洩漏的計算問題

由於全球化造成國際貿易的大幅成長，並使貿易財貨的生產對全球排放量的貢獻比例高達 25%，這就涉及到貿易與環境的議題，也攸關碳洩漏的數量應該如何計算的問題；例如：

¹³ 大宗交易漲跌幅限制 $\pm 30\%$ ，線上交易漲跌幅限制為 $\pm 10\%$ 。

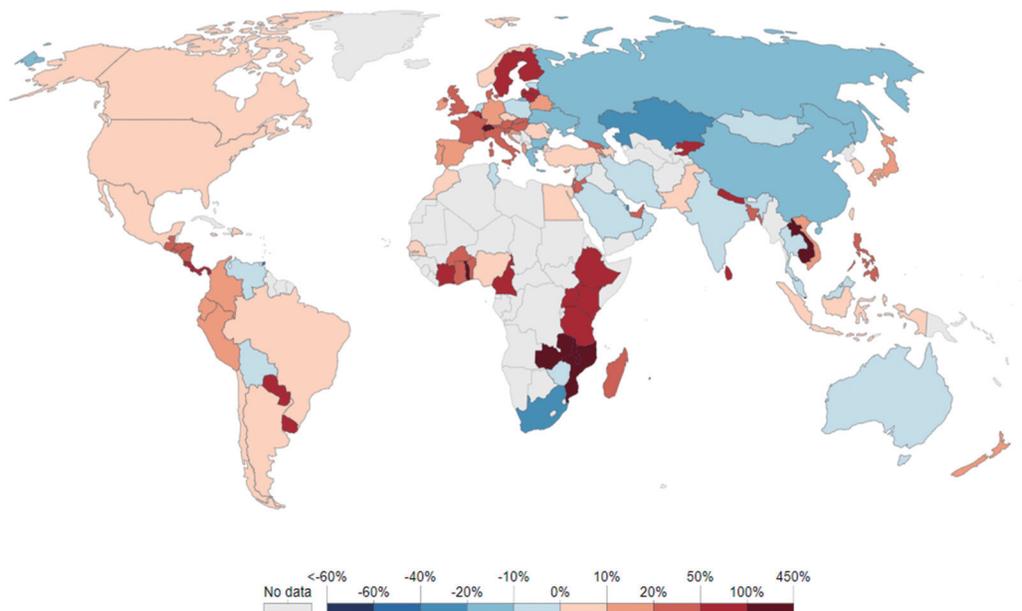
150 關於碳排放交易的幾個關鍵性問題

- (1) 離岸航運排放量的占比不低，是否應列入碳洩漏的範疇？
- (2) 發達國家所消費的許多消費財貨都自其他國家進口，而產品的製程排放都發生在產地，這種嵌入式 (embedded) 的排碳量算不算碳洩漏？

為此，文獻上曾以貿易財貨之「碳排量的進口（或出口）」（Net import (export) of carbon emission）做為衡量指標，其定義如下：

$$TS_E = \sum_j \beta_j M_j - \sum_i \alpha_i X_i,$$

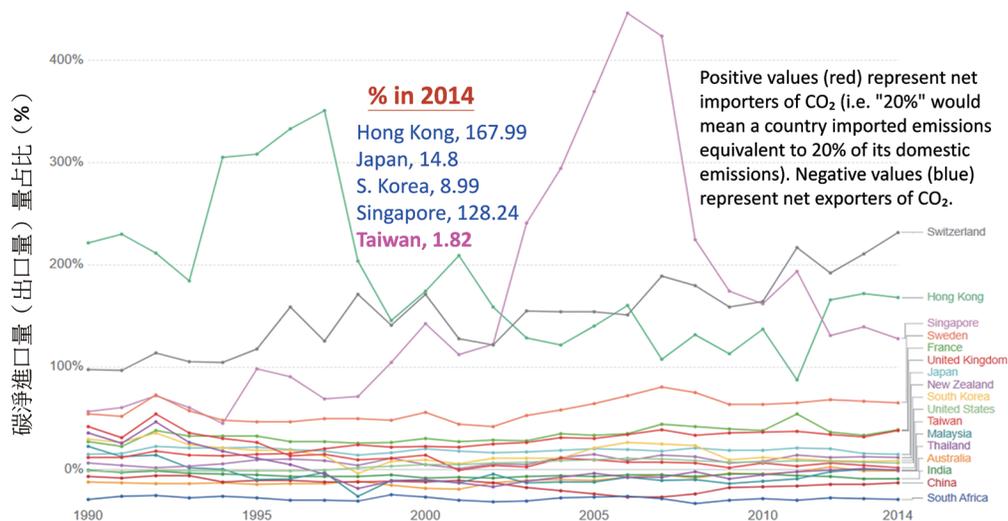
其中 α_i 與 β_j 分別代表第 i 種出口財貨與第 j 種進口財貨碳密集度。因此，如果國家的 $TS_E < 0$ ，就代表是一個「碳淨出口國」（net carbon exporter）；反之則為「碳淨輸入國」。由圖 10 可見，大部分的發達國家都是淨輸入國，而低度發展國家（如中國、印度）和能源稟賦豐富的國家（如蘇聯、澳大利亞、中東產油國等）則為淨輸出國。



資料來源：Global Carbon Project; Carbon Dioxide Information Analysis Center (CDIAC)。

圖 10 TSE 在國內排放量的占比：以 2014 為例

由圖 11 亦可窺知各國在 1990 ~ 2014 年間的 TS_E 值變動情形；據此可知，瑞士、香港、新加坡、瑞典等都是大淨進口大戶，我國在 2014 年的 TS_E 在國內排放量的占比 (= 1.82%) 遠低於日本的 14.8% 和韓國的 8.99%，是一個貿易碳排放中性的國家。



資料來源：Global Carbon Project; Carbon Dioxide Information Analysis Center (CDIAC)。

圖 11 TSE 在國內排放量的占比：以 2014 為例

二、碳洩漏的根源與存在性

在全球致力於追求淨零排放的階段，碳洩漏的討論及相關政策的推動仍然是目前非常熱門的焦點議題。事實上有許多學者專家都指出，並沒有足夠的證據支持碳洩漏普遍存在的現象；換言之，碳洩漏並沒有像理論上或預期中的嚴重¹⁴，不過凡此見解大都立基於歐盟 ETS 前 3 期的推動結果。

碳洩漏的現象是什麼原因造成的？文獻上已經有許多論證，茲歸納其中數端如下：

- (1) 單邊政策 (unilateral policies)：各國的減碳目標不一，所施行的減緩策略亦嚴苛寬鬆有別，因此，在管制較為嚴苛地區的事業是否可能轉移到相對較為寬鬆的地區，因而造成碳洩漏的問題，一直是國際社會所關注的問題（例

¹⁴ 見 Borghesi (2023)。

如 Zhang (2015))，這也是發達國家對碳減排措施程度不嚴厲的發展中排放大國徵收碳關稅的原因之一。

- (2) 免費核配排放配額：ETS 的免費核配衍生許多問題已是眾所皆知（例如意外之財、有違污染者付費原則、降低綠色創新誘因，維持現狀、造成碳洩漏等），即因此故，EU ETS 在第 4 階段的改革重心在於減少具碳洩漏風險的部門數量，同時也取消免費核配，改以拍賣。
- (3) 碳定價的影響：各國的碳定價機制不盡相同，碳價也差異甚大，事業難免會考慮外移來規避碳價的影響或其他相關政策的規範。此一「外移假說」(Flyout hypothesis) 在 WTO 成立之初即有許多討論，目前關於碳定價影響碳洩漏的議題，也有越來越多的研究成果可考，結果似有兩極化現象：
 - (A) 理論模型的評估結果大都呈現顯著的碳洩漏現象：例如利用 CGE 模型所評估的碳洩漏比例高達 33%，而用部分均衡模型的評估結果更高達 100%（見 Branger and Quirion, (2014)；Carbone and Rivers, (2017)；Partnership for Market Readiness, (2016)）。
 - (B) 實證研究結果則顯示碳洩漏並不像理論上或預期中的嚴重，甚至根本不存在，例如 Dechezlepretre et al., (2015)；Moore et al. (2019)；Naegele and Zaklan (2019)；Koch and Mama (2019)；Borghesi et al. (2020)。
- (4) 2050 淨零排放的影響：一般預期，在全球致力於淨零排放 (Net zero emission, NZE) 的過程中，如果碳價持續上揚，碳洩漏的現象或難避免。

三、減緩碳洩漏的策略

如何減緩國際上碳洩漏的現象已經成為思患預防的重點議題之一，在眾多策略中，致力於促成各國碳價的收斂 (convergence)、或政策的一致性 (consistency)¹⁵ 和調和性 (harmonization)，乃為當務之急。為此，促進各國碳市場的連結 (linking) 成為晚近備受重視的策略。

¹⁵ 歐盟的 CBAM 便具有迫使碳價趨於一致的作用。

3.1.8 碳市場跨域連結 (linking) 的必要性與可行性

就理論而言，碳市場的效率與交易規模有密切的關聯，再加上各國之間的碳價差異甚大，為避免碳洩漏的問題，並使碳價在不同市場間趨於一致，推動碳市場的跨域連結，也在國際間也有案例可考，例如：

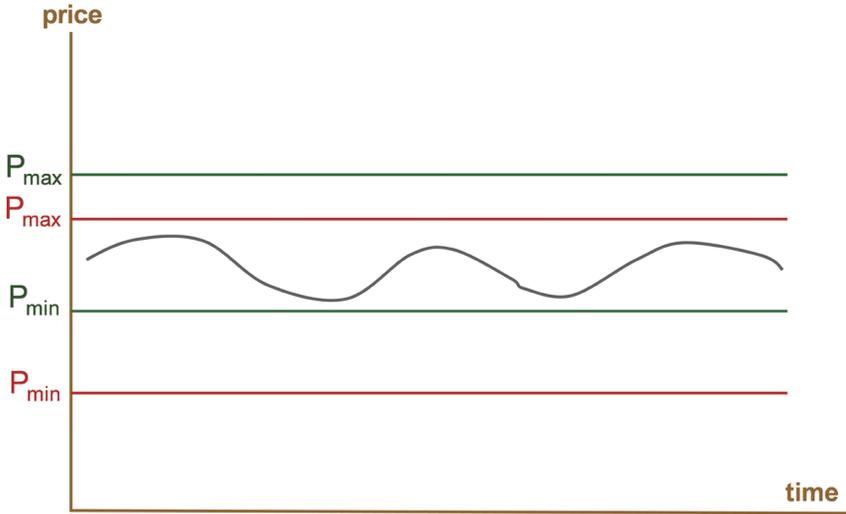
- (1) 加州與魁北克在 2014 年 1 月 1 日的碳市場連結，並自同年 11 月起聯合拍賣；
- (2) 冰島、挪威、列支斯敦等 3 國在 2017 年與 EU ETS 連結；
- (3) 瑞士與歐盟在歷經將近 10 年後，於 2020 年 1 月 1 日起連結。

不過，碳市場的連結仍有其潛在的問題，甚致造成斷鏈 (delinking) 的情況，例如：

- (1) 加拿大 Ontario 省在 2018 年 1 月 1 日加入加州與魁北克的共同市場，但因新政府介入而取消；
- (2) 美國 New Jersey 州是 RGGI 的創始會員之一，但在 2011 年離開，卻又在 2020 年重新加入；
- (3) 澳大利亞原本在 2015 年 7 月要加入 EU ETS，但在 2013 年大選之後違背先前的協定；
- (4) 英國因退出歐盟，也因此退出 EU ETS。

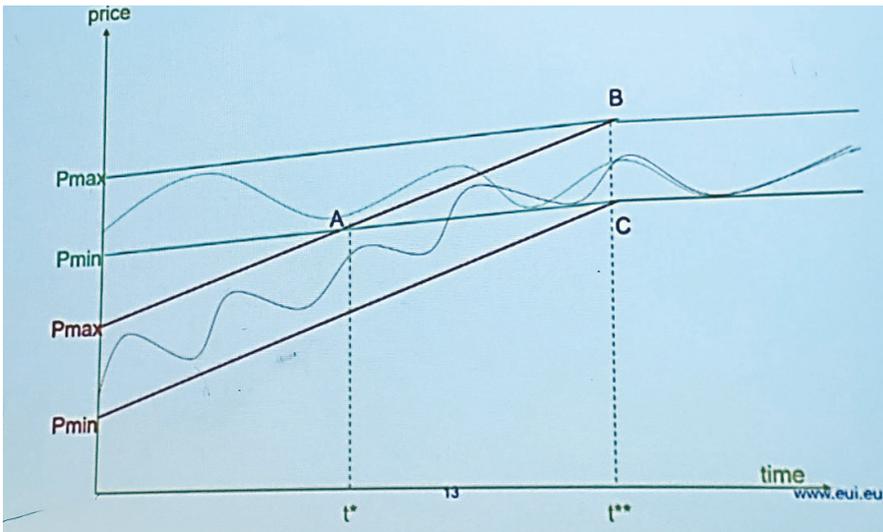
總之，在實務上，現階段的碳洩漏的證據並不如預期般的明顯，而在國際上也曾出現碳市場「斷鏈」的案例，由此可知，成功的碳市場連結取決於經濟、政治、社會、文化、技術等諸多因素的影響，故市場間連結的必要性與可行性可能因時因地而異，需要審慎評估可行的條件而後定；例如 Doda, Verde and Borghesi (2022)¹⁶ 指出，不同碳市場之間的碳價差額，應維持在一定範圍之內，才可望經由市場連結來創造額外的效益（見圖 12 和圖 13）。

¹⁶ 見 Doda, Verde and Borghesi (2023), “ETS alignment: a price collar proposal for carbon market integration.” Paper presented at the EAERA meeting, 28-30 June 2023, Cyprus.



資料來源：Adapted from Borghesi (2023)。

圖 12 碳市場連結可行的條件：有共同的碳價區間



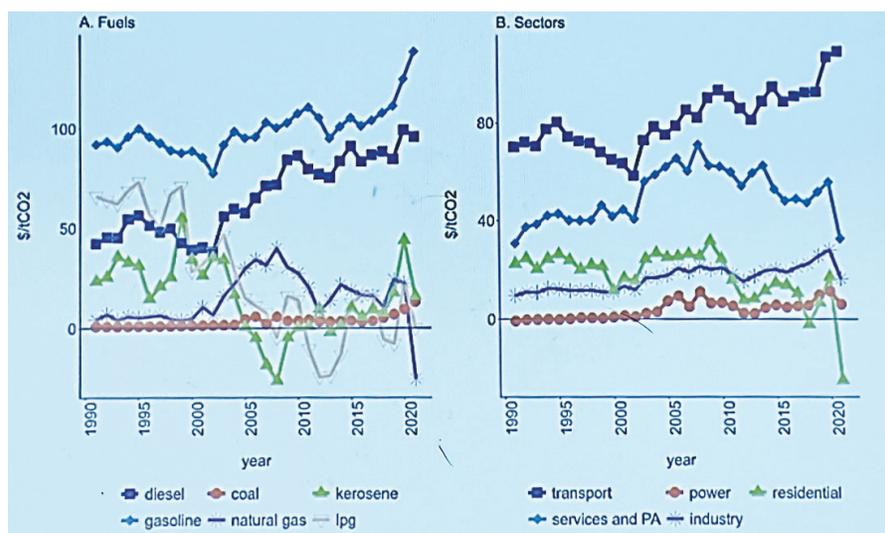
資料來源：Borghesi (2023)。

圖 13 碳市場連結可行的條件：未來的碳價趨於一致

3.1.9 「總碳價」的衡量問題

目前各國在評估碳的真實價格時，大都只考慮碳市場所結清的碳價或碳稅稅率，而忽略了諸多影響碳之真實價格的外在因素；舉例而言，烏拉圭在訂定碳稅時，很直接地將燃料的貨物稅轉換為碳稅，如此做法並不足以改變價格的經濟誘因；印尼在推動碳定價的同時，卻又加大對能源的補貼；墨西哥在施行碳稅的同時，則同時取消燃料的補貼。由此可知，各國在推動碳稅或 ETS 時，也在能源、環境、氣候等面向的政策採行不同的做法，這使各國的碳稅稅率或 ETS 的交易價格，均不足以反映各國的真實碳價，即因此故，SCC 和 TCP 評估成為當下文獻上的熱門課題之一。

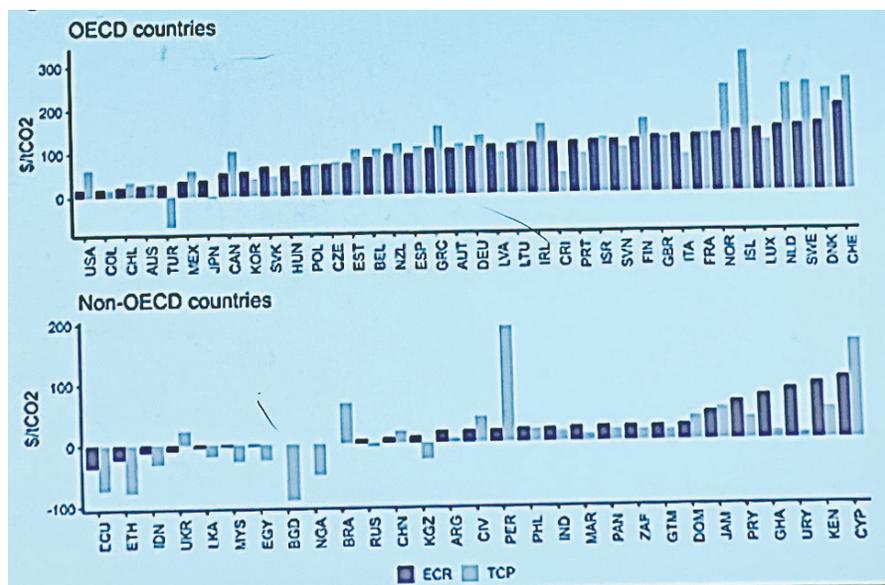
Agnolucci et al. (2023) 指出，TCP 同時考慮直接與間接的碳定價工具，其目的係為國際間、部門間、及燃料間對碳排放的社會成本提出全面性的正確價值觀，其中全球之燃料和部門之 TCP 的評估結果如圖 14 所示，由此可知，運輸部門的 TCP 最高，貿易財貨最低¹⁷。由圖 15 亦可窺知，OECD 國家和非 OECD 國家的「有效碳稅稅率」(ECR) 與 TCP 有明顯的差距，而非 OECD 國家尤為顯著。



資料來源：Agnolucci et al. (2023)。

圖 14 全球各種燃料及各部門之 TCP 的估計結果

¹⁷ 這是因為各國大都致力於擴展外銷，儘可能減少碳價對貿易競爭優勢造成的不利衝擊。



資料來源：Agnolucci et al. (2023)。

圖 15 OECD 與非 OECD 國家之 ECR 與 TCP 的差額

四、結語

一、成功的條件

1. 合理且明確的總量管制期程
2. 足夠差異化的減量成本
3. 最小有效規模 (minimum efficient scale)
4. 足夠低的交易成本
5. 透明的市場資訊
6. 有效的遵約機制 (compliance mechanism)：MRV、罰則、執行創新
7. 政治意志與領導力
8. 民眾意識與社會可接受性

二、潛在的問題

綜整各國推動排放交易制度的經驗，亦可歸納出若干潛在的問題，茲說明如下：

1. 對業者所造成的成本負擔具有較高的不確定性 — 在減量的效果上，TEP 比其他經濟工具更具確定性，但對業者所造成的成本負擔效果則反是。因此，TEP 與其他工具之抉擇，實取決於何種確定性（即減量之不確定性及成本增加之不確定性）所造成的福利損失較少。
2. 許可證之發放方式的爭議多 — 其中國際正義、公平、及效率之間的抵換關係不易獲得共識。
3. 許可證市場規模之規劃不易 — 許可證的多寡，固然是影響許可證市場結構的要因之一，但市場的壟斷能力也是不容忽視的因素。許可證之市場規模太小，容易引起人為的操控，對許可證的投機需求也較多，長此以往，在許可證市場擁有市場能力（market power）者，不但可獲享超額利益，也將造成間接影響產品市場之事業進出、及市場競爭的不良後果。
4. 許可證之交易不熱絡 — 根據美國的經驗顯示，許可證的交易筆數並不多，如此將使 TEP 的潛在效益無從發揮，究其原因如下：
 - (1) 業者擔心交易可能引起主管機關的干預 — 許多業者擔心許可證的買賣可能招致主管機關的另眼看待，因而憂慮主管機關是否會視出售者已經擁有過剩的許可證而採取更嚴格的標準或行動來管制其行為。換言之，買賣行為可能會增加管制政策上的不確性，是造成事業不熱衷於交易的原因之一。
 - (2) 負責交易者具有損失規避（loss aversion）的態度 — 所謂「損失規避」係指個人對同一種財貨之評價，在得與失之間的評價不一；在失去時的評價總是大於獲得時的評價。即因此故，許可證之賣方所要求的價格往往大於買方所願支付的價格，結果導致交易不易成交。

- (3) 買賣雙方之間的資訊不對稱 (asymmetric information) — 在一般情況下，買方不知道賣方的保留價格 (reservation price)，而且賣方也常出以較高的價格，即令交易不成，賣方還可降價重開談判之門，甚至待價而沽。凡此現象，均使成交所需時間遠比價格資訊完全時更加冗長。
- (4) 規模報酬遞增 — 在污染防治或生產上有規模報酬遞增時，選擇自行處理對業者可望較為有利，如此其對許可證的邊際願付價格將遞減，這將影響買方的購買意願。如果買賣雙方在產品市場亦具有規模報酬遞增，在擴增產量的誘因下，事業出售其持有之許可證的意願將降低。此外，若產品市場為寡佔時，事業也有可能以囤積許可證做為逼退或牽制對手的一種工具。
- (5) 僱傭問題 (principal-agent problem) — 負責污染防治的人員未必能獲得因買賣許可證而可能產生之潛在利益，而且許可證的買賣及管理仍有各種行政上的規範，參與買賣將徒增個人的業務負擔，凡此均使許可證市場之買賣雙方裹足不前，而致市場有行無市。
- (6) 買賣的交易成本 — 如果許可證的交易缺乏效率，而致交易成本太高 (例如買方不知賣方在何處，或買方必須花很長時間才能購足所需之數量)，則交易必將窒礙難行。
- (7) 使用過多的許可證可能導致過量的污染排放，從而引發附近居民的抗議，使事業兩頭損失。
- (8) 交易的順序可能使部份買賣難以成交 — 在許可證市場較為活躍的人，通常是那些需求之保留價格 (reservation price) 特高或供給之保留價格較低的人，這兩種人互相接觸的機會不但比較大，而且成交的結果可能造成其他賣方求售無門，或買方無法售出的情況。舉例而言，茲有二個賣方 (A 與 B)，其供給的保留價格分別為 \$1 及 \$5，而買方亦有二個 (C 與 D)，其保留價格分別為 \$8 及 \$4。如果 D 先找上 A，則交易可成，之後 C 找上 B，則其交易亦可成；不過，若果 C 先找上 A，其交易依然可成，但 D 與 B 之交易就難以實現了。

參考文獻

- 周韻采 (2023.7.22)。「碳權交易所開張 又是國家級詐騙」。中時新聞網，時論廣場。
<https://www.chinatimes.com/opinion/20230722003101-262104?chdtv>
- 國家應對氣候變遷戰略研究和國際合作中心 (2022.8)。《全國碳市場百問百答》，北京：中國環境出版集團。
- 張希良、張達、餘潤心 (2021)。「中國特色全國碳市場設計理論與實踐」，管理世界，第 8 期，頁 80-94，中國特色全國碳市場設計理論與實踐，doi:10.19744/j.cnki.11-1235/f.2021.0108。
- 張希良、周勝 (2017)。《全球碳市場研究》，人民出版社。
- 黃宗煌、蔡世峰 (2017)。「碳排放權二元交易市場的投資決策與價格分析」，環境經濟研究，2(1): 90-106。
- 唐人虎、林立身 (2022.03)。「全國碳市場運行現狀、挑戰及未來展望」，中國電力企業管理，頁 20-25。
- 吳立波、錢浩祺、湯維祺 (2014)。「基於動態邊際減排成本模擬的碳排放權交易與碳稅選擇機制」，經濟研究，第 9 期。
- 潘家華 (2016)。「碳排放交易體系的建構挑戰與市場拓展」，中國人口、資源與環境，第 8 期。
- 鄭爽、劉海燕 (2020)。「碳交易試點地區電力部門配額分配比較研究及對全國的借鑒」，氣候變化研究進展，第 6 期。
- Borghesi, Simone (2023). "Climate and trade regimes: tensions and synergies." Invited paper presented at the 28th Annual EAERE Conference, Limassol, Cyprus, 29/6/2023.
- Chen, Li, Di Wang, and Ruyi Shi (2022). "Can China's Carbon Emissions Trading System Achieve the Synergistic Effect of Carbon Reduction and Pollution Control?" *Int J Environ Res Public Health*, 19(15): 8932. doi: 10.3390/ijerph19158932.
- Chen, Wanyi, Liguang Zhang, Linjun Shi, Yaqi Shao, and Kehui Zhou (2022). "Carbon emissions trading system and investment efficiency: Evidence from China." *Journal of Cleaner Production*, Volume 358, 15 July 2022, 131782.

- Dyck, Alexander, Karl V. Lins, Lukas Roth, and Hannes F. Wagner (2019). “Do institutional investors drive corporate social responsibility? International evidence.” *J. Financ. Econ.*, 131(3):693-714.
- Entezaminia, A., Gharbi A., Ouhimmou M. A joint production and carbon trading policy for unreliable manufacturing systems under cap-and-trade regulation. *J. Clean. Prod.* 2021;293:125973. doi: 10.1016/j.jclepro.2021.125973.
- Feng, Yanhong and Qingqing Hu (2023). “Heterogeneity and spillover effects of carbon emission trading on green innovation.” *Mathematical biosciences and engineering: MBE* 20(4):6468-6497. DOI:10.3934/mbe.2023279.
- Fu, Lianyan, Lin Zhou, Peili Wu, Zhichuan Zhu, Zhuoxi Yu, and Dehui Wang (2022). “Evaluating the Causal Effects of Emissions Trading Policy on Emission Reductions Based on Nonlinear Difference-In-Difference Model.” *Sustainability*, 14, 15726. <https://doi.org/10.3390/su142315726>.
- Gao, Y., Li M., Xue J., Liu Y. (2020). “Evaluation of effectiveness of China’ s carbon emissions trading scheme in carbon mitigation.” *Energy Econ.*, 90:104872. doi: 10.1016/j.eneco.2020.104872.
- Goliya, Kshitiz (2023.6.22). “New Zealand carbon price falls to near 2-year low on policy uncertainty.” *Energy Transition*.
- Goulder, Lawrence H., Richard D. Morgenstern, Clayton Munnings, and Jeremy Schreifels (2017). “China’ s national carbon dioxide emission trading system: An introduction.” *Economics of Energy & Environmental Policy*, IAEE, <https://doi.org/10.5547/2160-5890.6.2.lgou>.
- Goulder, Lawrence H., Xianling Long, Jieyi Lu, and Richard D. Morgenstern (2019). “China's Unconventional Nationwide CO₂ Emissions Trading System: The Wide-Ranging Impacts of An Implicit Output Subsidy.” NBER Working Paper 26537, <http://www.nber.org/papers/w26537>.
- Guigon, Pierre (2016.3.10). “10 Practical Steps to Create An Emissions Trading System.” *Development and a Changing Climate*,

- Guo, L., Feng C. (2021). “Are there spillovers among China’ s pilots for carbon emission allowances trading?” *Energy Econ.*, 103:105574. doi: 10.1016/j.eneco.2021.105574.
- Hu, Y., Ren S., Wang Y., Chen X. (2020). “Can carbon emission trading scheme achieve energy conservation and emission reduction? Evidence from the industrial sector in China.” *Energy Econ.*, 85:104590. doi: 10.1016/j.eneco.2019.104590.
- ICAP (2022). *Emission Trading Worldwide: Status Report 2022*. Berlin: International Carbon Action Partnership.
- Jiang, J., Xie D., Ye B., Shen B., Chen Z. (2016). “Research on China’ s cap-and-trade carbon emission trading scheme: Overview and outlook.” *Appl. Energy*, 178:902-917. doi: 10.1016/j.apenergy.2016.06.100.
- Jiang, Yahan, Cai Wang, Sha Li, and Jing Wan (2022). “Do institutional investors’ corporate site visits improve ESG performance? Evidence from China.” *Pacific-Basin Finance Journal*, Volume 76, December 2022, 101884.
- Li, Jiang and Bai Yu (2022). “Strategic or substantive innovation? -The impact of institutional investors’ site visits on green innovation evidence from China.” *Technology in Society*, Volume 68, February 2022, 101904.
- Li, Z., Wang J., Che S. (2021). “Synergistic Effect of Carbon Trading Scheme on Carbon Dioxide and Atmospheric Pollutants.” *Sustainability*, 13:5403. doi: 10.3390/su13105403.
- Liu, J.Y., Woodward R.T., Zhang Y.J. (2021). “Has carbon emissions trading reduced PM2.5 in China?” *Environ. Sci. Technol.*, 55:6631–6643. doi: 10.1021/acs.est.1c00248.
- Liu, Y., Tan X.J., Yu Y., Qi S.Z. (2016). “Assessment of impacts of Hubei pilot emission trading schemes in China—A CGE-analysis using Term CO2 model.” *Appl. Energy*, 189:762-769. doi: 10.1016/j.apenergy.2016.05.085.
- Lu, Z.N. and Luo Y.S. (2020). “Analysis of China’ s carbon trading policy in mitigation effectiveness.” *J. Arid Land Resour. Environ.*, 34:1-7. (In Chinese)

- Ma, Jiejing, Yujing Xiang, and Xiuwei Bai (2023). “Carbon emission trading scheme and corporate labor investment efficiency: evidence from China.” *Environmental Science and Pollution Research*, DOI:10.1007/s11356-023-28656-w.
- Ministry for the Environment (2019). *Reforming the New Zealand Emissions Trading Scheme: Rules for auctioning: Technical consultation document*. Wellington: Ministry for the Environment.
- Ministry for the Environment (2023). *New Zealand Emissions Trading Scheme interim auction monitor report*. Publication number: ME 1779. Wellington: Ministry for the Environment.
- Naegele, H., Zaklan A. (2019). “Does the EU ETS cause carbon leakage in European manufacturing?” *J. Environ. Econ. Manag.*, 93:125–147. doi: 10.1016/j.jeem.2018.11.004.
- New Zealand Cabinet (2018). *Amendments to the Climate Change Response Act 2002: Tranche One. Cabinet Committee Minute of Decision CAB-18-MIN-0606.01*. Wellington: Cabinet Office, Department of the Prime Minister and Cabinet.
- New Zealand Cabinet (2020). *New Zealand Emissions Trading Scheme: Regulatory Decisions on the Rules for Auctioning. Cabinet Economic Development Committee Minute of Decision DEV20-MIN-0047*. Wellington: Cabinet Office, Department of the Prime Minister and Cabinet.
- Partnership for Market Readiness (PMR) and International Carbon Action Partnership (ICAP) (2016). *Emissions Trading in Practice: A Handbook on Design and Implementation*. World Bank, Washington, DC.
- Pizer, William A. and Xiliang Zhang (2018). “China's New National Carbon Market.” *AEA Papers and Proceedings* 108:463-67. DOI:10.1257/pandp.20181029.
- Porter M.E., Van der Linde C. (1995). “Toward a new conception of the environment-competitiveness relationship.” *J. Econ. Perspect*, 9:97–118. doi: 10.1257/jep.9.4.97.
- Ren, Y.Y., Fu J.Y. (2019). “Research on the effect of carbon emissions trading on emission reduction and green development.” *China Popul. Resour. Environ.*, 29:11–20. (In Chinese)

- Shi, D. and Li S.L. (2020). “Emissions trading system and energy use efficiency—Measurements and empirical evidence for cities at and above the prefecture level. China.” *Ind. Econ.*, 38:5–23. (In Chinese)
- Tang, L., Wu J., Yu L., Bao Q. (2015). “Carbon emissions trading scheme exploration in China: A multi-agent-based model.” *Energy Policy*, 81:152-169. doi: 10.1016/j.enpol.2015.02.032.
- Wang, Banban, William A. Pizer, and Clayton Munnings (2022). “Price limits in a tradable performance standard.” *Journal of Environmental Economics and Management*, 116(578):102742.
- Wang, H., Chen Z., Wu X., Nie X. “Can a carbon trading system promote the transformation of a low-carbon economy under the framework of the Porter hypothesis?—Empirical analysis based on the PSM-DID method.” *Energy Policy.*, 129:930–938. doi: 10.1016/j.enpol.2019.03.007.
- World Bank (2023). *State and Trends of Carbon Pricing 2023*. Washington, DC: World Bank. doi: 10.1596/978-1-4648-2006-9. License: Creative Commons Attribution CC BY 3.0 IGO.
- Wu, Y., Qi J., Xian Q., Chen J. (2021). “The carbon emission reduction effect of China’ s carbon market: From the perspective of the coordination between market mechanism and administrative intervention.” *China Ind. Econ.*, 8:114–132. (In Chinese)
- Yan, Y., Zhang X., Zhang J., Li K. (2020). “Emissions trading system (ETS) implementation and its collaborative governance effects on air pollution: The China story.” *Energy Policy*, 138:111282. doi: 10.1016/j.enpol.2020.111282.
- Yang, Shuwang, Tingshuai Lu, Tiancheng Huang, and Chao Wang (2022). “Re-examining the effect of carbon emission trading policy on improving the green innovation of China’ s enterprises” *Environmental Science and Pollution Research*, 30:7696-7717. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22621-9>.
- Yi, L., Bai N., Yang L., Li Z., Wang F. (2020). “Evaluation on the effectiveness of China’ s pilot carbon market policy.” *J. Clean. Prod.*, 246:119039. doi: 10.1016/j.jclepro.2019.119039.

- Yu, Pei, Ruixue Hao, Zhengfang Cai, and Yongping Sun (2021). “Does emission trading system achieve the win-win of carbon emission reduction and financial performance improvement? Evidence from Chinese A-share listed firms in industrial sector.” *J. Clean. Prod.*, 333, 130121. doi:10.1016/j.jclepro.2021.130121
- Zhang W., Li J., Li G., Guo S. (2020). “Emission reduction effect and carbon market efficiency of carbon emissions trading policy in China.” *Energy*, 196:117117. doi: 10.1016/j.energy.2020.117117.
- Zhang, C. (2020). “Does market mechanism can achieve double dividend? A natural experiment based on emission trading system.” *China Soft Sci.*, 2020, 94–107.
- Zhang, C., Wang Q., Shi D., Li P., Cai W. (2016). “Scenario-based potential effects of carbon trading in China: An integrated approach.” *Appl. Energy*, 182:177-190. doi: 10.1016/j.apenergy.2016.08.133.
- Zhang, Da, Valerie J. Karplus, Cyril Cassisa, and Xiliang Zhang (2014). “Emissions Trading in China: Progress and Prospects.” *Energy Policy*, 75 (December): 9-16.
- Zhang, H., Duan M., Deng Z. (2019). “Have China’ s pilot emissions trading schemes promoted carbon emission reductions?—The evidence from industrial sub-sectors at the provincial level.” *J. Clean. Prod.*, 234:912–924. doi: 10.1016/j.jclepro.2019.06.247.
- Zhang, Hao (2013). “Design Elements of Emissions Trading Regulation in China’ s Pilot Programs: Regulatory Challenges and Prospects.” *Environmental and Planning Law Journal*, 30(4): 342-356.
- Zhang, Jie, Chenyu Gao, Shoumin Wu, and Meilian Liu (2022). “Can the carbon emission trading scheme promote corporate environmental protection investment in China?” *Environmental Science and Pollution Research Int.*, 29(54):81351-81367. doi: 10.1007/s11356-022-21548-5.
- Zhang, Junjie, Zhenxuan Wang, and Xinming Du (2017). “Lessons Learned from China’ s Regional Carbon Market Pilots.” *Economics of Energy & Environmental Policy*, 6(2): 19-38.

- Zhang, W., Zhang N., Yu Y. (2019). “Carbon mitigation effects and potential cost savings from carbon emissions trading in China’ s regional industry.” *Technol. Forecast. Soc. Chang.*, 141:1–11. doi: 10.1016/j.techfore.2018.12.014.
- Zhang, Xiliang, Zhang Da and Yu Runxin (). “Theory and Practice of China's National Carbon Emissions Trading System.”
- Zhang, Y.J., Shi W., Jiang L. (2020). “Does China’ s Carbon Emissions Trading Policy Improve the Technology Innovation of Relevant Enterprises?” *Bus. Strategy Environ.*, 29:872–885. doi: 10.1002/bse.2404.
- Zhang, Zhongxiang (2015). “Carbon Emissions Trading in China: The Evolution from Pilots to a Nationwide Scheme.” *Climate Policy*, 15 (Sup1): S105-126.
- Zhao, L.X., Zhao R., Zhang X.W. (2020). “Study on the Effectiveness of Carbon Trading Policy on the Coordinated Emission Reduction of Air Pollution in China.” *Forw. Position Econ.*, 11:148–160. (In Chinese)
- Zhao, Xin-gang, Gui-wu Jiang, Dan Nie, Hao Chen (2016). “How to improve the market efficiency of carbon trading: A perspective of China.” *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 59:1229–1245. doi:10.1016/j.rser.2016.01.052
- Zheng, Lei, Akira Omori, Jin Cao, and Xuemeng Guo (2023). “Environmental Regulation and Corporate Environmental Performance: Evidence from Chinese Carbon Emission Trading Pilot.” *Sustainability*, 15(11):8518; <https://doi.org/10.3390/su15118518>.
- Zhou, B., Zhang C., Song H., Wang Q. (2019). “How does emission trading reduce China’ s carbon intensity? An exploration using a decomposition and difference-in-differences approach.” *Sci. Total Environ.*, 676:514–523. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.303.
- Zhou, D., Liu Y.C.(2020). “Impact of China’ s carbon emission trading policy on the performance of urban carbon emission and its mechanism.” *China Environ. Sci.*, 40:453–464. (In Chinese)

徵稿

工業污染防治刊物



經濟部產業發展署
Industrial Development Administration, MOEA



財團法人台灣產業服務基金會
FOUNDATION OF TAIWAN WASTELESS SERVICE

「工業污染防治」刊物自民國71年發刊至今，提供產業界各類工業污染防制之技術及管理工具，據以改善製程及提升管末處理設施效能，透過學術研究與實務技術發表，提供產、官、學、研技術交流之機會。本刊物竭誠歡迎**不限期徵稿**，惠請各界踴躍投稿。

本刊特點



1. 為國內歷史最悠久之環保期刊之一，至112年已發行159期，專業論著已逾1,857篇。
2. 列入國內重要專業期刊，專業技師投稿將取得60分之積分。
3. 納入國家圖書館期刊文獻資訊網，各期紙本刊物於國家圖書館永久保存。

徵稿範疇與方向



1. 空氣污染與噪音：空污防制及案例
2. 廢(污)水處理：節水及廢水回收再利用、廢水及重金屬處理技術、碳中和
3. 廢棄物：資源循環及減碳行動
4. 土壤處理與毒化物：土壤與地下水整治、毒性化學物質管理
5. 環境管理規劃：永續發展策略、生命週期評估、減碳管理議題、再生能源發展與應用

投稿辦法



1. 投稿稿件，請以電子郵件寄至工業污染防治刊物編輯組
2. 檔案下載：徵稿啟事、撰寫格式及範例、著作權讓與同意書
3. 稿件請勿一稿多投，來稿將依收件情況及範疇分期審查刊載

聯絡窗口



詹奇君助理工程師 專線電話：(02)7704-5157

E-mail：cjhan@ftis.org.tw

陳靖瑜工程師 專線電話：(02)7704-5156

E-mail：watch8630@ftis.org.tw



「工業污染防治」廣邀各界投稿

一、本刊特點

1. 為國內歷史最悠久之環保期刊之一，於71年1月創刊，至 112 年已發行159期，專業論著已逾 1,857 篇。
2. 列入國內重要專業期刊，專業技師投稿將取得60分之積分。
3. 本刊物納入國家圖書館期刊文獻資訊網，各期紙本刊物於國家圖書館中永久保存。

二、徵稿內容

1. 本刊關有下列類型領域，凡有處理技術、工程規劃設計、操作維護、污染防治實例、清潔生產、污染預防、資源循環技術及法令規章等稿件均歡迎。
 - (1) 空氣污染與噪音
 - (2) 廢(污)水處理
 - (3) 廢棄物
 - (4) 土壤處理與毒化物
 - (5) 環境管理規劃
2. 來稿限未在其他刊物發表過之文稿。稿件請勿一稿兩投，文稿篇幅盡量勿超過 25頁(含圖表)，請附中文摘要(300字以內)，並附關鍵字。一經採用酌酬稿費，其版權歸本刊所有，請檢附「著作權讓渡同意書」。
3. 來稿請附真實姓名、服務單位、地址及電話，以利聯絡並對讀者負責。
4. 本刊對來稿有刪改權，不採用恕不退稿，如需退稿或不願被刪改，請在來稿中註明。
5. 來稿請寄「工業污染防治編輯組」E-mail:cjjhan@ftis.org.tw；或透過計畫網站線上投稿 <https://proj.ftis.org.tw/oss/index.html#/>
6. 詢問本刊相關事宜，請電(02)2784-4188轉5157「工業污染防治」編輯組。

三、刊物編寫格式(文稿格式範例請洽本刊編輯組)

1. 版面設定：文稿請以 A4 規格 21cm*29.7 cm 編排，本文版面規格則為上界 4.9cm、下界 4.9cm、左界 3.7cm、右界 3.7cm；內文段落則採固定行高 20 pt。
2. 字型設定：除標題(21號粗體字，置中)、作者(12 號，靠右)、摘要、章標題(16 號粗體字，置中) 及節標題(12號粗體字，靠左)採標楷體字型外，其餘內容請採用新細明體(內文為10號，左右對齊，首行首字須位移2字元；圖名及表名則採10.5號粗體字並置中)；英文及數字請用Time News Roman。
3. 章節編序：一、1、(1)、a 依序類推為原則，章節編寫系統範例如下：
一、→1.1→1.1.1→1.→(1)→a。

4. 圖表配置：文中之圖表請隨文插入，序號請依撰文順序依次編號，如表1、表2，圖1，圖2等；圖表則須清晰可供辨識，另圖表中之說明文字請採用中文。
5. 文稿篇幅：請依上述格式編排並盡量控制於25頁以內(含圖表)。
6. 外文引述：翻譯名詞應採易通易懂者，首次出現請附原文，如沉澱(sedimentation)；原文名詞為首字則不必大寫，如活性污泥法(activated sludge process)；一般通用之縮寫文字亦不必加點，如BOD、SS等(不必寫成S.S)。
7. 數據規範：文中數字請採用阿拉伯數字，年份則以西元紀年，可量化數字每超過3位數請以逗點區隔，如1,250；文中所用數據單位應為公制單位，如mg/L、m/d、kg/m³、d、m、min、°C等。數字及英制單位之間請空半形1格，如12mg/L，改為12 mg/L。
8. 行文要求：文句簡明，用字通俗即可，請儘可能避免如“的”、“之”混用情形。
9. 文獻格式：文獻引用請隨文以文獻作者、年份註解於括號內，如陳國城等(1991)、(Gzara, 1991)；參考文獻以中文在前，英文在後之原則序列，中文請依第一作者姓名筆劃順序排列，英文則依作者姓氏字母順序羅列。

期 刊：作者(出版年)。篇名。出處。卷期。頁數。

書 籍：作者(出版年)。篇名。出處。頁數。

機關出版品：編寫機構(出版年)。篇名。出版機構。頁數。

研討會論文：作者(出版年)。篇名。會議論文冊名稱。主辦單位。頁數。

報 告：作者(出版年)。報告名稱。○○○委託之專題研究報告(若是政府委託需填寫報告編號)。出版地點：出版商。

網 頁：作者(網頁日期)。資料名稱。網站站名網域網址。

【參考文獻 格式範例】

王義基(2014)，製造業產品碳足跡輔導歷程與成果，永續產業發展季刊，第66期，p3-9。

林靜宏翻譯(1999)，儀器分析，美亞書版股份有限公司。

林振誠(2012)，IBP 塑網，「丙烯市場展望」，<http://goo.gl/ypB800>。

楊正邦、劉志成(2004)，快濾地反沖洗廢水之處理技術及回收再利用，自來水會刊第23期，p81-86。

經濟部工業局(2011)，放流口線上光學COD/SS 監測開發計畫，100年度CITD專案計畫結案報告。

Gzara, L. and Dhahbi, M. (2001), Removal of chromate anions by micellar-enhanced ultrafiltration using cationic surfactants, *Desalination*, 137(1-3): p241-250.

ISSN 12042783 GPN : 2007100008

工本費：250元



本期刊下載

發行所：經濟部產業發展署
台北市106信義路三段41-3號

TEL:(02)2754-1255

FAX:(02)2704-3753

本期刊全文網址：<https://proj.ftis.org.tw/eta/>