

# 工業污染防治

Industrial Pollution Prevention and Control





中華民國七十一年一月創刊

中華民國一一三年十一月出刊

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、鐘嘉祺、莊倫綱、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

中華郵政北字〇五二七號

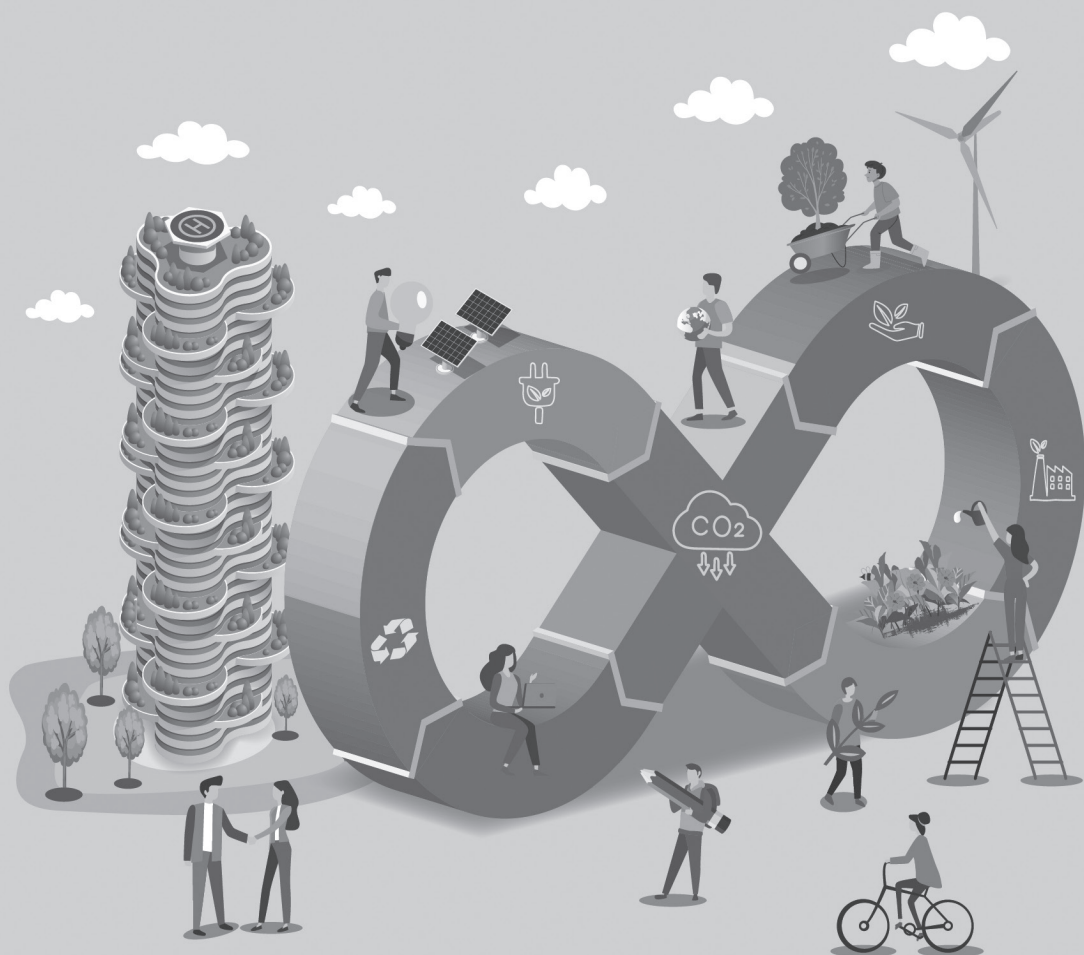
執照登記雜誌交寄

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～

# Industrial Pollution Prevention and Control



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





# 162 工業污染防治

## 空氣污染與噪音類

蓄熱式焚化爐 (RTO) 設備之氧化矽收集裝置應用

..... 黃建良、陳佳輝 1

## 廢（污）水處理類

厭氧處理驅動污水能源化

..... 林志高、侯嘉洪、莊順興、黃良銘、黎德明 13

## 環境管理規劃類

快削鋼與中碳鋼於 CNC 加工之能資源耗用差異與減碳效益分析

..... 孫書煌、吳致呈、江宏偉、江智偉 35

淨零排放下我國製造業 ISO 50001 推動成效

..... 林宜儒、陳依庭、林庭瑋 55

鋰電池儲能系統潛在環境衝擊分析初探

..... 黃建中 71

國際製造業實質碳價之探討

..... 林科宏、賴俊甫 95

製程空調系統導入吸附除溼填充轉輪節能效益分析

..... 陳志杰、林文祥、謝維晃、劉士軒 117

產業新興水資源循環技術之碳排放量分析

..... 李宜亭、徐秀鳳、林子皓、許自強、林庭瑋、駱尚廉 131

節能揮發性有機物吸附濃縮蓄熱焚化熱回收處理系統開發研究—從材料到系統整合..... 楊昇府、李恆毅、陳俊良、陳昱任、黃財富、

蔡明瑞、梁智超、卓憲和、林威廷 157

## 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 161 期,共刊載 1,871 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 9 篇,分別撰述「蓄熱式焚化爐(RTO)設備之氧化矽收集裝置應用」、「厭氧處理驅動污水能源化」、「快削鋼與中碳鋼於 CNC 加工之能資源耗用差異與減碳效益分析」、「淨零排放下我國製造業 ISO 50001 推動成效」、「鋰電池儲能系統潛在環境衝擊分析初探」、「國際製造業實質碳價之探討」、「製程空調系統導入吸附除溼填充轉輪節能效益分析」、「產業新興水資源循環技術之碳排放量分析」、「節能揮發性有機物吸附濃縮蓄熱焚化熱回收處理系統開發研究—從材料到系統整合」,作者慨賜宏文,提供寶貴經驗,特此致謝。

空氣污染與噪音類

## 蓄熱式焚化爐 (RTO) 設備之氧化矽收集裝置應用

黃建良\*、陳佳輝\*\*

### 摘 要

蓄熱式焚化爐 (Regenerative Thermal Oxidizer, 簡稱 RTO) 為目前業界處理含揮發性有機化合物 (VOCs) 排氣設備最佳的選擇之一，主要因其具有極高的熱回收效能，藉由槽內蓄熱材的堆疊，可有效回收熱能，大幅降低設備運轉時的瓦斯用量減少能耗及碳排。蓄熱材主要為無機石材，可概分成有序及無序結構，一般而言有序結構蓄熱材之熱回收效果較佳，使用也較廣泛。當使用 RTO 系統處理含有有機矽化合物之廢氣時，由於有機矽化合物在高溫下會裂解氧化生成氧化矽微粒，而逐漸阻塞蓄熱材之通氣孔道，致使 RTO 設備操作壓力逐漸升高，最後超過負荷而無法操作。本文介紹可用於 RTO 系統內的氧化矽粉體收集裝置，可降低蓄熱磚阻塞的機率，延長蓄熱材清理的週期，同時此裝置具有可單獨清理的特性，可縮短 RTO 停機清理的時間。

【關鍵字】有機矽化合物、蓄熱式焚化爐、蓄熱材、氧化矽

\* 傑智環境科技股份有限公司

\*\* 傑智環境科技股份有限公司

副總經理

工程師

### 一、前言

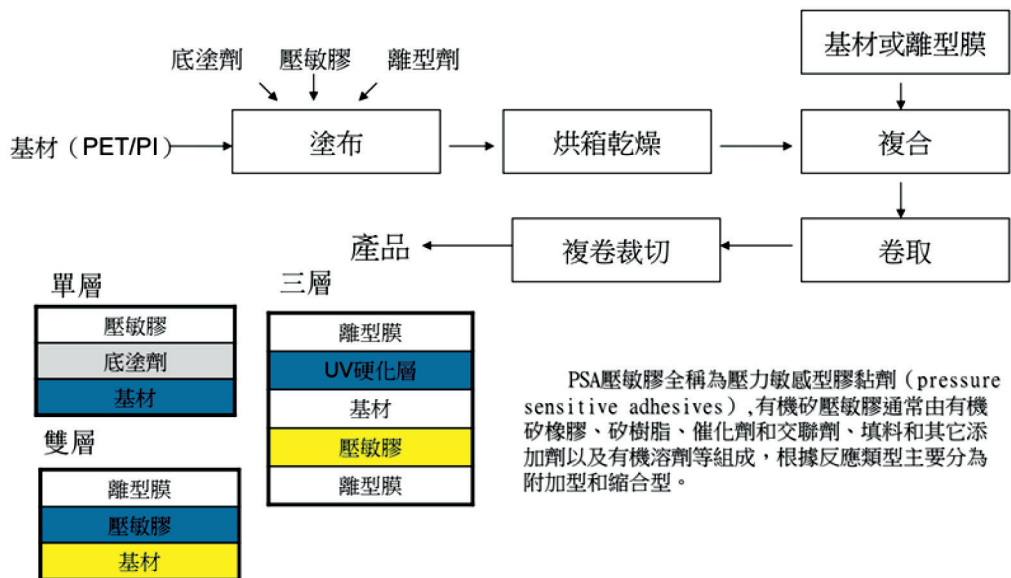
黏性膠帶業屬於包裝材料中游行業，係指在基材上塗佈黏著劑，藉由黏著劑之流動與被黏著體結合而產生黏著效果之產品。其種類相當繁多，產品包括雙面膠帶、電氣絕緣膠帶、泡棉膠帶、醫療膠帶、牛皮紙膠帶、電子膠帶等。依據台灣區黏性膠帶工業同業公會資料統計，近年來 OPP(二軸延伸聚丙烯)膠帶之銷售值最高，SPVC(軟質聚氯乙烯)膠帶列第二，各類商標膠帶列居第三；其中 OPP、SPVC 二大類膠帶占有總值 78%，且以外銷為主；目前台灣黏性製品大部份應用於包裝以及電氣絕緣用途，OPP 膠帶國內總產量僅次於美國、義大利及中國大陸。

台灣膠帶產業屬三次加工產業，已近一甲子生產歷史，全台約有 60 家膠帶廠，目前商品化之膠帶種類逾萬種。其可應用之產業範圍相當廣泛，諸如汽車業、電子業、機械製造業、建材業、印刷文具業、醫療器材業乃至國防、太空及至一般家庭消費等均有使用，更因黏性膠帶大量運用於包裝用途，故幾乎涵蓋所有行業，合計年產值大約 300 億元。近年來，隨著對於包裝材料的要求日益提高，膠帶產品部分因應國內電子資訊工業之快速成長，加上中國大陸膠帶業崛起，業者相繼推出電子類膠帶、工業用膠帶等，諸如變壓器線圈絕緣用、印刷電路板電鍍保護用、半導體晶圓切割、研磨及清磁線圈用等各式膠帶需求日益殷切，其中基於環保要求之 OPP 膠帶系列更漸成為市場主流。

膠帶係運用黏著劑塗佈於基材上而產生黏性，基材要求均勻，伸縮性小且對溶劑浸潤性好，包括：(1) 織物類的如棉布、玻璃布或無紡布等、(2) 塑料薄膜類如 PE、PP、PVC、PET 和聚酯薄膜等、(3) 紙類如牛皮紙、玻璃透明紙等，基材厚度在 0.1~0.5mm 之間，除基材外，其組成還包括背面處理、底膠、黏著劑及離型紙，膠帶若是以帶狀形式捲起來時，則離型層可塗在背面，以減小使用時的開卷拉力。

底膠的作用是增加黏著劑與基材間的黏附強度，以便揭除膠黏帶時不會導致黏著劑與基材脫開而污染被黏表面，並使膠黏帶具有復用性。常用的底膠是使用異氰酸酯部分硫化的氯丁橡膠或改性的氯化橡膠等；背面處理一般由聚丙烯酸酯、PVC、纖維

素衍生物或有機矽化合物 等材料配製而成的，可以達到隔離的作用，雙面膠帶則須加 1 層離型紙，如半硬 PVC 薄膜、PP 薄膜或牛皮紙等。



資料來源：吳文彥，Silicone 材料的未來與應用

圖 1 PSA 壓敏膠製品製備流程圖

具離型特性或壓敏性膠帶製程 (圖 1) 所排放的有機廢氣中常會含有氧化矽微粒或有機矽化合物，對於含有氧化矽微粒的排放源建議應以三級過濾器進行微粒去除，而有機矽化合物之有機廢氣經 RTO 高溫裂解後會轉化成氧化矽，並逐漸碰撞形成微粒，此微粒會阻塞 RTO 中的蜂巢式蓄熱磚通氣孔道，增加 RTO 系統的運轉壓損。隨著氧化矽粉體的量逐漸增加，壓損不斷上升終會超過系統壓力限制致使系統停機，必須停機降溫進行蓄熱磚清理作業並，以致延誤工廠生產排程。本文介紹可協助去除 RTO 系統中部分氧化矽粉體之裝置，可延長蓄熱磚清理週期，縮短清理時間，此裝置具有模組化及重複使用特性，可有效降低操作成本。



## 二、氧化矽收集裝置設計及驗證方法

本氧化矽收集裝置主要利用一多層次交錯耐高溫容器配置搭配氧化矽附著載體，構成可應用於 RTO 焚化系統中的氧化矽收集裝置。此裝置設計原理主要利用一種氧化矽粉體附著載體，此載體具有耐高溫之特性並可使氧化矽附著在其表面，當氧化矽附著量超過其最大附著量後部分氧化矽隨系統氣流被帶入收集單元，粉體收集單元為一多層次交錯耐高溫容器所組成，其容器以交錯型設計，盡可能降低裝置壓損，同時提高粉體收集效率。

將數個氧化矽收集裝置擺放於已運行且有氧化矽粉體阻塞問題的 RTO 設備中，隨系統運轉驗證裝置收集氧化矽粉體的能力，同時觀察裝置的在長時間高溫狀態下的形變狀況，以做為後續改進的參考。

## 三、氧化矽收集裝置測試結果

### 3.1 膠帶業廢氣製程及氧化矽累積蓄熱磚處理

圖 2 為依照膠帶製造廠商 K 公司之廢氣風量、VOCs 組成及特性所進行的處理流程規劃，其中 Line1~Line3 之廢氣組成較為接近且不需要進行過濾或洗滌前處理，故規劃在同一區，而 Line4 及規劃預留之產線 2 由於含有少量易燃性微粒及大量二氧化矽微粒及前驅物，故需要裝設濕式洗滌及高效微粒過濾器（合併成高效次微米油霧過濾器），經處理後之廢氣再進入主處理設備進行處理。主處理設備為 2 座 1,000 NCMM 的 RTO 爐，同時依廠商之生產排程估算最大及最小的單位時間溶劑使用量（計入未來產線用量），在操作過程中如果廢氣中溶劑量過高，使得 RTO 燃燒溫度超過預設值，則會開啟熱強排，釋放多餘的熱量加熱製程熱煤油以進行熱回收。2 座兩槽式蓄熱式焚化爐 (2T-RTO) 為方形設備，前處理設備包括高效次微米油霧過濾器及回溫控濕等設備則集中在左側部分，右側為水平式 PV 閥及維修通道。此套處理系統對膠帶業的廢氣處理具有良好的處理效果，經 K 公司委託檢測其入口 THC 濃度約為 3,000~5,000 ppm，經系統處理後排氣 THC 濃度約為 40~70 ppm，去除效率大於 98%。



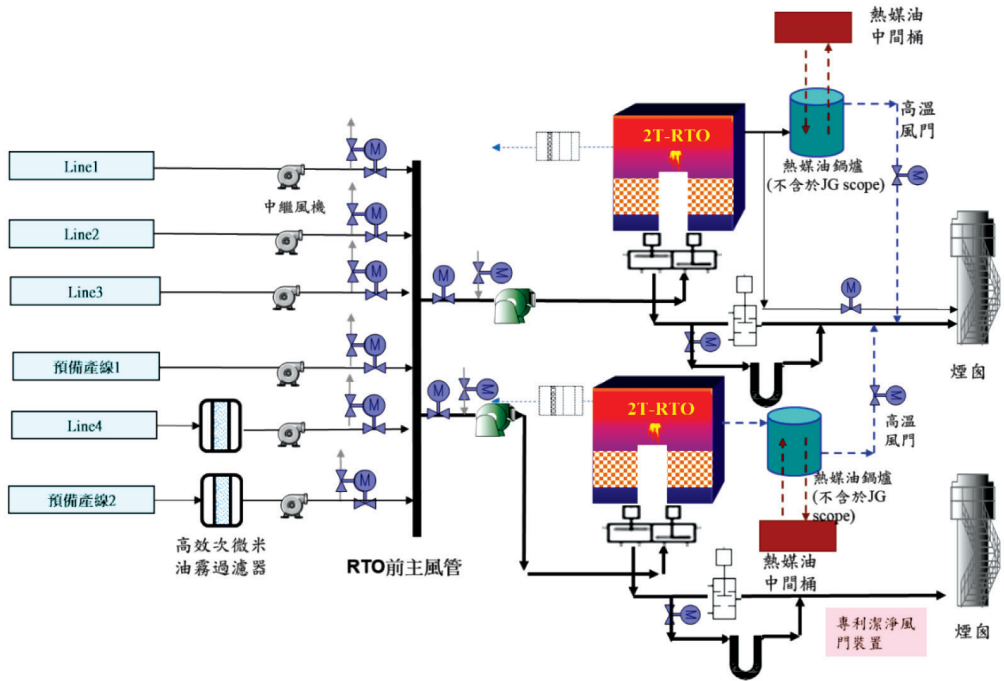


圖 2 K 公司膠帶廠之製程廢氣處理流程

另外在維護保養部分，K 公司之廢氣處理設備進行經過一段時間的操作後，由於 RTO 爐前後壓差已達到預設警告值，故暫停運轉進行維護保養作業，進行 RTO 爐底部之蓄熱材清理及更換。圖 3 是從 RTO 內清理出來的馬鞍型蓄熱材照片，從照片中可以看到蓄熱材表面已附著大量的二氧化矽粉體，同時有部分微粉已穿過馬鞍蓄熱層，附著於蜂巢式蓄熱磚表面，造成蓄熱磚的通氣孔洞阻塞 (圖 4)，系統壓降升高。由於蜂巢式蓄熱材為多層堆疊，在靠近上爐體的蓄熱磚已嚴重阻塞 (約 3 層)，無法進行逆吹清理，必須進行更換，下層蜂巢式蓄熱磚則未受到影響，可持續使用，而馬鞍型蓄熱材則是必須完全更換或清潔。更換或清潔蓄熱材對廠商而言不僅是一筆維護成本，且由於 RTO 系統的降溫停機與蓄熱磚清理更換約需 3~5 天，在旺季時有可能會排擠到生產的排程，造成公司營運上的損失，如何延長 RTO 爐清理周期及縮短蓄熱材之清理更換所需時間，對於排氣中含有機矽化合物的業者都是重要且迫切的課題。

## 6 蓄熱式焚化爐 (RTO) 設備之氧化矽收集裝置應用



圖 3 附著二氧化矽粉末的馬鞍型蓄熱材



圖 4 附著二氧化矽粉末的蓄熱磚

目前國內業者對於解決使用焚化技術處理有機矽化合物廢氣所導致的系統阻塞問題大部分採用定期更換的方式，由於 monolith 形式的蓄熱磚為整齊有序堆疊且其通氣通道為直通形式，一旦阻塞就無法通氣，而馬鞍型蓄熱材為無序堆疊，可創造出更多的通氣通道及空隙，可延長系統阻塞的時間，等到系統阻塞後就更換整批馬鞍型蓄熱磚。以更換馬鞍型蓄熱磚的方式來處理氧化矽粉體所造成的阻塞問題是目前簡便通用的方式，但仍需考慮以下的問題：

1. 雖然馬鞍型蓄熱磚價格較為便宜，但對應到大型 RTO 設備的更換費用包括機具、人工及材料等也相當可觀，且每年的更換次數可能多達 4~6 次（依矽化合物使用量而定），且有可觀的廢棄物需要處理，目前國內廢棄物處理的價格高昂。

2. 新設處理設備可選擇使用馬鞍型蓄熱磚來取代 monolith 蓄熱磚，但是在相同的熱回收效率下，馬鞍型蓄熱材體積約比 monolith 蓄熱磚多出 1/2 以上，也就是說採用馬鞍型蓄熱磚的 RTO 設備體積要加大，也會增加設備成本。
3. 目前國內有許多舊有的 RTO 處理設備因其原本設計的因素，也面臨到氧化矽阻塞但無法更換蓄熱材的困境，例如旋轉式 RTO 設備，因其爐體構造及蓄熱要求，故僅能沿用 monolith 型式蓄熱磚。
4. 氧化矽粉體基本上是一工業原料，氧化矽可添加應用於多種商業產品，例如磚塊、玻璃和陶瓷、石膏、花崗岩、混凝土、清潔劑等，如果可以不用更換或減少蓄熱材更換的次數，同時收集氧化矽粉體提供給製造商進行去化再利用，不僅可節約成本同時也達到減廢、資源再利用的效益，是一符合當前 ESG 綠色潮流的措施。

### 3.2 氧化矽收集模組性能及耐用性驗證

設計並製作 4 組氧化矽收集模組，並分別放置於 K 公司之 RTO 爐體的蓄熱磚頂部，其放置區域如圖 5 所示，分別放置於角落，側邊及中央區域，以觀察其收集粉體效果，測試期間為 109/12/09~110/02/17。系統停機維保時，進入爐內觀察裝置收集情況，發現靠爐邊 (2 號模組) 的模組之粉體收集量較多 (大約 8 成滿)，爐子中間 (3 號模組) 收集量較少 (大約 5 成滿)，合計 4 個模組的收集槽粉體共重 335 克，以回收率 90% 估算 (部分附著在收集裝置上)，4 個模組約 372 克，每一模組置放氧化矽附著載體重量約 20 公斤，以  $\text{SiO}_2$  附著量 0.5wt% 計算，每一模組載體上約附著 100 克氧化矽，4 箱共 400 克，估計 4 個模組約有  $400+372=772$  克  $\text{SiO}_2$  粉體，估算單個模組的氧化矽收集量為 193 克。圖 6 為氧化矽收集模組周圍及下方之蓄熱磚情況，從照片中可以看到，未放置收集裝置的蓄熱磚表面累積大量的氧化矽粉體，通氣通道幾乎都被填滿，而收集裝置下方蓄熱磚表面的粉體量則是低很多，且依模組收集槽的排列有明顯深淺差異，蓄熱磚表面雖有累積氧化矽粉體，但目視尚未阻塞嚴實應該可以吸塵之方式去除。此次的模組放置時間約 2.5 個月，以此 RTO 爐體面積估算單槽約可擺放 80 個模組，雙槽共 160 個模組，以每個模組收集 193 克  $\text{SiO}_2$  估算，測試期間 RTO

## 8 蓄熱式焚化爐 (RTO) 設備之氧化矽收集裝置應用

爐內至少產生  $193 \times 160 / 1000 = 30.88$  公斤氧化矽，如果以模組收集率 50% 估算，則氧化矽粉體產生量高達 60 公斤以上。氧化矽粉體為一低密度的膨鬆粉體，堆積密度大約為 0.23 g/ml，以此 RTO 爐體面積 ( $32.6 \text{ m}^2$ )，估算蜂巢槽狀蓄熱磚被氧化矽粉體阻塞情況，60 公斤氧化矽粉體體積約為 259 L，蜂巢槽狀蓄熱磚開孔率約為 70%，則空隙面積約為  $22.8 \text{ m}^2$ ，假設將氧化矽全部均勻平鋪在蓄熱磚表面，則阻塞厚度可達 1.13 公分，嚴重影響 RTO 的氣流運行。

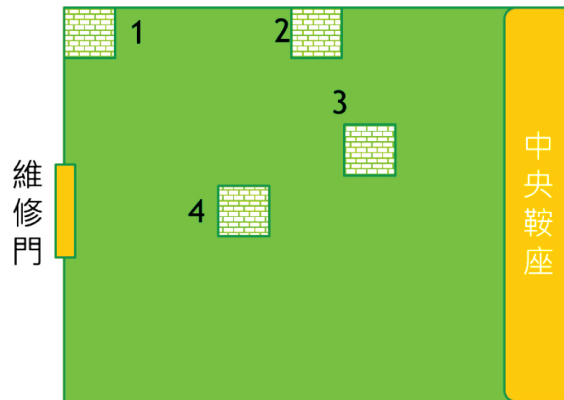


圖 5 氧化矽收集裝置擺放方位

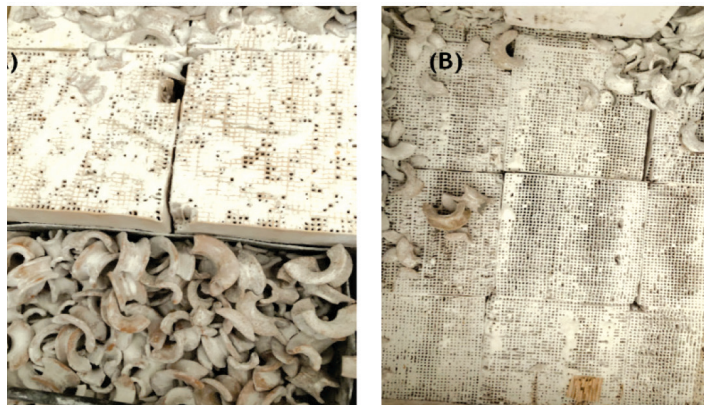


圖 6 氧化矽收集裝置周圍 (A) 和下方 (B) 之蓄熱磚情況

此次的氧化矽模組測試，雖成功驗證模組可有效收集氧化矽粉體，但也發現模組強度不足，在長時間的高溫狀態下，模組變形嚴重，部分鉸件變形脫開，

無法再次使用，故需針對收集裝置進行結構設計改善，以符合循環使用的目標設定。將更新設計後的二代氧化矽收集模組放置入 RTO 爐中 (如圖 7)，測試期間為 110/04/01~110/04/26，4 個模組的收集槽粉體共重 157.4 克，以收集率 90% 估算，4 個模組約 173 克，每一模組氧化矽附著載體重量約 6 公斤，以  $\text{SiO}_2$  附著量 0.5wt% 計算，每一箱約為 30 克，4 箱共 120 克，估計 4 個模組約有  $120+173=293$  克  $\text{SiO}_2$  粉體，估算單個模組的氧化矽收集量為 73 克。此次氧化矽粉體目視產生量較低，爐體馬鞍座表面粉體附著量少，但收集槽中的氧化矽附著載體表面粉體附著量多，收集模組之第 1 及第 2 層溝槽中部分未填滿，收集模組槽背面仍有粉體附著，顯示有機矽裂解成氧化矽的過程是在通過蜂巢蓄熱磚時就逐漸發生並一直持續到焚化爐的最高溫處。圖 8 為二代氧化矽收集裝置下方蓄熱磚情況及所收集的粉體，從照片中可以看到蓄熱磚表面的氧化矽並不多，主要是測試的時間較短，產生的氧化矽量也較少，經過重新設計後的收集裝置在此次的測試中幾乎沒有變形，後續將進行更長時間之測試。

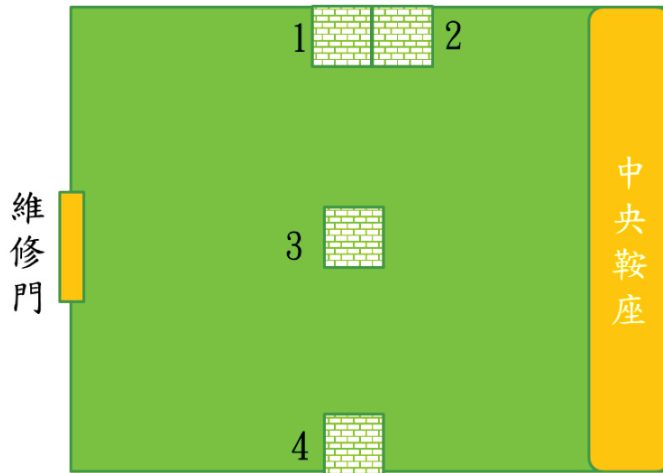


圖 7 二代氧化矽收集裝置擺放方位



10 蓄熱式焚化爐 (RTO) 設備之氧化矽收集裝置應用

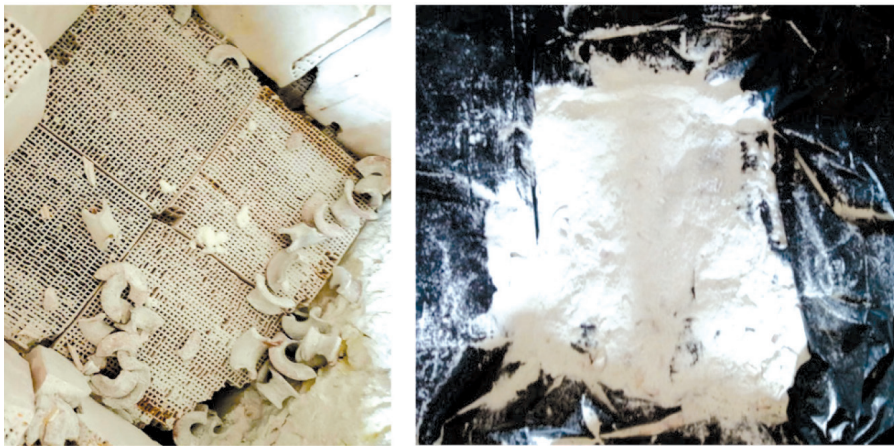


圖 8 二代氧化矽收集裝置下方蓄熱磚情況及所收集的粉體

表 1 為氧化矽收集模組測試彙整，第一代氧化矽收集模組因強度不足，僅使用 1 次就因破損嚴重而無法再用，而 2 代裝置則經過約 5 個月的測試後雖有輕微變形，但並無破損脫開之狀況，故可重複使用。在收集量方面，二代裝置的最佳收集量約在 120 克左右，超過此量則收集效果變差，6~8 月的測試是將收集裝置上下重疊所收集的量，上層模組收量約 120 克而下層模組收量約 60 克，顯示若能多層次堆疊收集裝置，可有效提高氧化矽粉體之收集量。

表 1 氧化矽收集模組測試整理

| 氧化矽收集模組 | 收集週期                          | 收集量 (g/ 模組 )       | 推估 RTO 爐內氧化矽總量 (kg) | 模組型變     |
|---------|-------------------------------|--------------------|---------------------|----------|
| 第一代     | 109/12/09~<br>110/02/17( 年假 ) | 193                | 30                  | 嚴重，不堪使用  |
| 第二代     | 110/04/01~<br>110/04/26       | 73                 | 26                  | 輕微，可重複再用 |
| 第二代     | 110/05/02~<br>110/06/13       | 122                | 43                  | 輕微，可重複再用 |
| 第二代     | 110/06/19~<br>110/08/23       | 185.5<br>( 上 + 下 ) | 66.8                | 輕微，可重複再用 |

## 四、結論

膠帶相關產業製程中常會使用業除使用一般有機溶劑之外，常會使用含矽有機物，此類有機物經高溫氧化裂解後會形成氧化矽微粒，這類氧化矽微粒在 VOCs 焚化系統中常會阻塞蓄熱磚通氣通道，造成蓄熱磚阻塞，導致系統壓力上升，直致無法操作。設計可用於 RTO 系統內的氧化矽粉體收集裝置，經 6 個月以上的實場驗證，以原物料使用量估算，此氧化矽收集率約可達 50%，可減緩阻塞的嚴重度，簡化清理作業，同時降低蓄熱磚阻塞的機率，可延長蓄熱材清理的週期。由於此裝置具有可單獨異地清理的特性，可以置換的方式縮短 RTO 停機清理的時間，降低對工廠生產排程的干擾。

## 參考文獻

<http://www.credit.com.tw/NewCreditOnline/Epaper>。

吳文彥，Silicone 材料的未來與應用。

.

## 12 蓄熱式焚化爐 (RTO) 設備之氧化矽收集裝置應用

## 廢(污)水處理類

## 厭氧處理驅動污水能源化

林志高\*、侯嘉洪\*\*、莊順興\*\*\*、黃良銘\*\*\*\*、黎德明\*\*\*\*\*

## 摘要

隨著全球對溫室氣體足跡（或稱碳足跡）的日益重視，導致污（廢）水工程領域有新的變革，最優先的是生物處理已由耗能的（好氧）活性污泥法轉為厭氧處理，因厭氧處理可產甲烷（能源）；儘管厭氧技術已有超過百年以上的歷史，但該技術仍在持續發展精進中，且新的厭氧處理系統能高度符合現代需求。本文厭氧處理驅動污水能源化首先闡述污水處理對溫室氣體排放的影響、厭氧處理的評估指標、污水中的能量，進而介紹近年厭氧處理之新發展，包括厭氧微生物群及其互養作用、種間電子傳遞、導電材料對產甲烷的影響等。

【關鍵字】anaerobic (厭氧反應、厭氧消化、或厭氧處理)、syntrophy (共養作用、互養作用、或協同作用)、wastewater ((都市)污水、(工業)廢水或污(廢)水)

\* 國立陽明交通大學  
\* 沛安研究社股份有限公司  
\*\* 國立台灣大學  
\*\*\* 國立中央大學  
\*\*\*\* 國立成功大學  
\*\*\*\*\* 利德邁環境科技股份有限公司

退休教授  
社長  
教授  
教授  
教授  
董事長

### 一、前言

過去，由於化石燃料和電力成本相對較低且穩定，能源的使用、回收和管理在污（廢）水處理設施的設計和營運中通常不受重視。但隨著能源成本的不斷上升、對未來化石燃料供應的不確定性，以及對溫室氣體排放影響的日益增長，能源的有效管理現在已成為污（廢）水處理廠的更大關注焦點。

實現污（廢）水處理能源更有效管理的主要驅動力有：

1. 潛在的能源成本節省，進而發展為能源供應者。
2. 提高能源供應可靠性的潛力。
3. 可持續性考慮，包括地方和中央政府機構提出的減少溫室氣體排放目標。

本文厭氧處理驅動污水能源化首先闡述污水處理對溫室氣體排放的影響、厭氧處理的評估指標、污水中的能量，進而介紹近年厭氧處理之新發展，包括厭氧微生物群及其互養作用、種間電子傳遞、導電材料對產甲烷的影響等。

### 二、污水處理對溫室氣體排放的影響

污水處理在管理溫室氣體 (greenhouse gases, GHG) 排放方面具重要意義，其影響可以通過比較處理前後的溫室氣體足跡來評估。

#### 1. 廢水處理前的溫室氣體足跡：

未經處理的污廢水，特別是來自工業的廢水和都市的污水，通常含有有機物、營養物質（如氮和磷）及其他污染物。Giné-Garriga et al. (2022) 指出未經處理的污水，其碳排放量可能是污水處理廠的 3 倍，亦即如果污（廢）水不經處理，可能會導致：

甲烷 ( $\text{CH}_4$ ) 和一氧化二氮 ( $\text{N}_2\text{O}$ ) 排放：廢水中的有機物在無氧（缺氧）情況下分解，產生甲烷，這是一種強效 (potent) 的溫室氣體。此外，廢水中的氮可通過硝化和反硝化過程形成一氧化二氮。

間接  $\text{CO}_2$  排放：未經處理的污（廢）水中的污染物會導致水體富營養化，造成藻



華。這些藻華的分解消耗氧氣並釋放  $\text{CO}_2$ 。

公共健康和環境惡化：缺乏污（廢）水處理可能導致水傳染疾病並破壞水生生態系統，造成生態系服務 (ecosystem services) 的喪失和增加醫療需求，以致間接促進 GHG 排放。

## 2. 污（廢）水處理後的溫室氣體足跡：

污（廢）水處理廠 (wastewater treatment plant, WWTP) 使用各種過程包括好氧、缺氧、厭氧等生物處理去除污染物，主要可以：

減少甲烷排放：適當的處理，特別是好氧處理，大大減少了有機負荷，從而降低了甲烷的產生。然而，如果使用厭氧消化，仍可能產生甲烷，但這些甲烷可以被捕獲並用作沼氣，從而減少整體排放。好氧與厭氧處理程序溫室氣體 (GHG) 足跡比較如表 1 所示。

控制一氧化二氮排放：先進的處理技術，如氮去除過程，有助於通過優化硝化和反硝化過程來控制一氧化二氮排放。

來自能源使用的  $\text{CO}_2$  排放：處理廠消耗能源，主要來自化石燃料，導致  $\text{CO}_2$  排放。碳足跡取決於能源來源和處理過程的效率。一些現代化的工廠使用可再生能源，這可以減少這種影響。

能源回收和污泥管理：現在許多 WWTP 包含能源回收系統，如從污泥消化中產生沼氣，這可以抵削一些來自能源使用的  $\text{CO}_2$  排放。適當的污泥管理也可以減少甲烷排放。

間接環境效益：經處理的廢水可以再利用或安全排放，幫助維持水質和生態系統健康，透過保護的生態系統服務間接減少 GHG 排放。

表 1 好氧與厭氧污水處理程序溫室氣體 (GHG) 足跡比較

| 溫室氣體排放 | 好氧處理                              | 厭氧處理                                 |
|--------|-----------------------------------|--------------------------------------|
| 甲烷     | 一般較低，因為該過程在有氧環境下進行，減少了甲烷產生的條件     | 較高，因該過程涉及厭氧消化，會產生甲烷作為副產品。但可捕獲甲烷並用作沼氣 |
| 一氧化二氮  | 可能較高，尤其在硝化和反硝化階段                  | 通常較低，因為硝化和反硝化過程不太顯著                  |
| 二氧化碳   | 因曝氣過程需消耗大量能源（通常來自化石燃料），所以二氧化碳排放較高 | 因能耗較低，二氧化碳排放相對好氧處理較少                 |

總之，污水處理顯著減少了與未經處理廢水相關的 GHG 足跡，儘管它會引入一些與能源使用相關的排放，但隨著能源效率和廢物轉能源技術的進步，淨效應總體上是積極且正向的。好氧處理的能源消耗較大，導致二氧化碳排放較高，但甲烷排放較低；厭氧處理的甲烷產量較高，但若管理得當，可捕獲並利用甲烷，總體溫室氣體足跡可較低。

### 三、厭氧處理的評估指標

生化需氧量 (biochemical oxygen demand, BOD) 衡量的是微生物在特定時間內（通常是 20° C 下的 5 天，稱為 BOD5）分解廢水中的有機物質所需的氧氣量，是評估和管理廢水好氧處理過程中關鍵的參數。不同於好氧處理，在厭氧處理過程中，化學需氧量、揮發性固體和生物甲烷潛力（或稱生化甲烷潛力）則是評估和管理污水和污泥厭氧處理過程效率的關鍵參數。

化學需氧量 (chemical oxygen demand, COD) 衡量的是氧化廢水中可生物降解和不可生物降解有機物質所需的總氧量當量，這提供了對厭氧系統需要處理的有機負荷的指標。COD 對於設計和確定厭氧處理系統的大小至關重要。COD 負荷幫助確定反應器的體積、液體停留時間以及整體系統容量。它還有助於評估潛在的沼氣產量，因為較高的 COD 通常與更高的沼氣產量相關。監測 COD 變化有助於評估厭氧處理過程的效率。COD 顯著降低顯示厭氧微生物有效地分解了有機物。如果 COD 去除率低於

預期，也可助於發現問題及解決問題。厭氧處理過程的出水可能需要滿足特定的 COD 排放標準。確保 COD 降低到可接受的範圍對於環境保護和法規遵循是必要的。

揮發性固體 (volatile solids, VS) 代表廢水中可由微生物降解的有機固體物。在厭氧處理中，VS 是評估可降解物質數量的重要參數。VS 去除率是直接代表厭氧處理系統有機固體去除效果的指標。較高的 VS 去除率通常與有效的處理和更高的沼氣產量相關。在厭氧污泥消化中，量測分析 VS 有助於了解產生的污泥量及其特性。這些數據資料對設計污泥處理和處置策略至關重要。監測 VS 變化有助於優化厭氧消化過程。可以根據需要調整進料組成或改變操作參數，以提高 VS 降解效率。

生物甲烷潛力或生化甲烷潛力 (biochemical methane potential, BMP) 是污水或污泥特徵化和厭氧處理或厭氧消化效率評估的重要參數；BMP 係指每單位基質有機物質 (以揮發性固體 (VS) 或化學需氧量 (COD) 表示) 可產生的最大甲烷量。測定基質或混合物的 BMP 是進行 BMP 測試的最常見原因。BMP 通常是在實驗室環境中進行的厭氧批次測試。BMP 測試的基本原理是將待測基質樣品與活性良好的接種物一起在適當溫度下培養的瓶子中進行厭氧反應。此外，還需要培養僅含接種物的空白樣品。在假設無協同 / 拮抗效應的情況下，可以通過將空白樣品 (接種物) 的甲烷產量從基質樣品 (基質 + 接種物) 的甲烷產量中扣除來確定基質的甲烷產量。測試結束後的累積甲烷產量最終值被定義為基質的實驗 BMP。

一般厭氧處理是一階反應如公式 (1) (Lin et al., 1999)

$$\frac{dC}{dt} = -kC \quad (1)$$

C：有機物濃度 (mg/ L COD)

t：時間 (d)

k：一階反應係數 ( $d^{-1}$ ).

式 (1) 經由積分和重新整理可得式 (2)

$$Y = L_u (1 - e^{-kt}) \quad (2)$$

Y：在時間 t 時厭氧分解的有機物濃度 (mg/L COD),  
L<sub>u</sub>：厭氧分解可得的最大甲烷產量的有機物當量濃度 (mg/L CODCH<sub>4</sub>)  
假設 L<sub>u</sub> (最大甲烷產量以 COD 表示，COD<sub>CH<sub>4</sub></sub>) 與總有機物量 (TCOD) 的比值為 μ。

理論上，在一大氣壓、0℃ 下，每厭氧降解 1 g COD 可產生 350 mL CH<sub>4</sub>，若在 35℃ 溫度下則為 395 mL CH<sub>4</sub> (395 mL CH<sub>4</sub>/g CODremoved)。若以某污水處理廠為例，甲烷產量數據如圖 1 所示，則可依 Thomas 方法，計算求出不同基質的 k、L<sub>u</sub> 和 μ 值，列表如表 2。比較污水，污泥濃縮液、厭氧消化液、脫水液等匯流後之側流水 (林等人 2021)，污泥濃縮液及污泥厭氧消化液的 k 和 μ 值，顯示這 4 種樣品的有機物可厭氧降解率的順序為污水 > 污泥厭氧消化液 > 側流水 > 污泥濃縮液；除側流水外，其他測定的平方相關係數 (R<sup>2</sup>) 一般接近 1 且大於 0.95。因此，COD 去除或氣體產生的動力學可以用一階模型令人滿意地預測；這也顯示 BMP 測試對於研究厭氧處理過程的動力學是有用的。

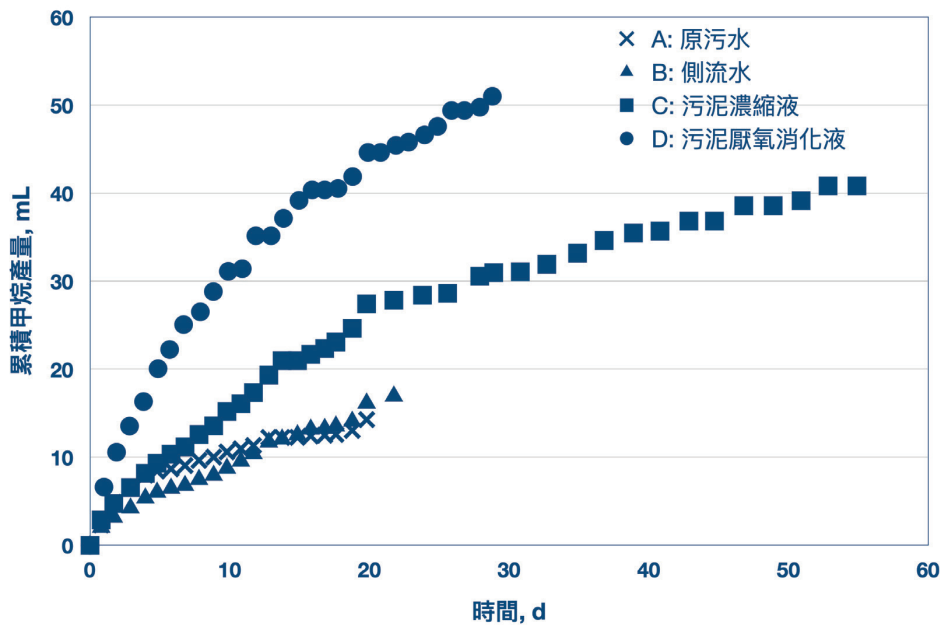


圖 1 BMP 試驗中甲烷產量與反應時間的關係

表 2 以一階反應模擬厭氧處理求得參數值  $L_u$ ,  $k$ ,  $\mu$

| 參數         | $L_u$                     |                        | $k$             | $\mu$ | $R^2$  |
|------------|---------------------------|------------------------|-----------------|-------|--------|
| 單位         | mL, CH <sub>4</sub><br>產量 | COD <sub>CH4</sub> , g | d <sup>-1</sup> | %     | -      |
| A. 污水      | 13.9                      | 0.035                  | 0.181           | 51    | 0.9704 |
| B. 側流水     | 17.7                      | 0.045                  | 0.080           | 26    | 0.8561 |
| C. 污泥濃縮液   | 43.8                      | 0.111                  | 0.045           | 19    | 0.9735 |
| D. 污泥厭氧消化液 | 55.2                      | 0.140                  | 0.087           | 44    | 0.9816 |

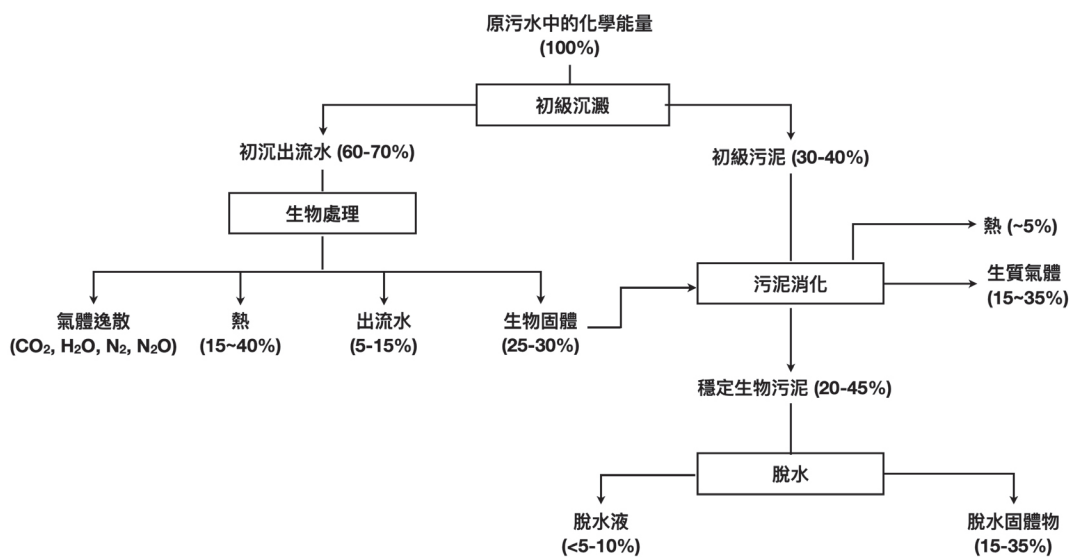
四、污水中的能量

污水處理系統的能源需求取決於流量、進流污（廢）水的特性以及所採用的處理流程和技術。污（廢）水中所含的能量包括化學能、熱能和水力能。化學能是有機分子中所含的能量，可以通過化學反應釋放出來。熱能是污水中保留的熱量。水力能是污水流體所具有的能量總和，包括由海拔高度引起的重力勢能、與壓力頭相關的能量以及流體速度頭所包含的動能。目前在國內的污水處理廠中，化學能是最值得開發應用的，也是本文討論的重點。對於熱能和水力能，有興趣的讀者可以參閱《Wastewater Engineering》第十七章 (Metcalf & Eddy | AECOM 2014)。

污水中含有有機和無機分子，這些成分的放熱反應將導致分子中保留的化學能的釋放。儘管一些無機成分包括氨也含有可以提取的化學能，但污水中的大多數化學能是以 COD 為單位的有機化合物為主。在污水處理過程中，一部分化學能在前處理和初級處理過程以污泥的形式從液體中移除。在生物處理過程中，一些化學能轉化為生物量和反應產物，如二氧化碳和甲烷，或者通過微生物的代謝釋放為熱能。在污泥處理中，部分化學能以甲烷氣體的形式被回收並用作能源。

以傳統污水處理程序為例，其化學能的流傳和分佈概念如圖 2 所示；化學能主要發生在兩個主要的處理過程中：污水生物處理和污泥處理。儘管每個污水的特性各不相同，並且化學能的分佈因處理過程而異，但值得注意的是，大量的化學能被送

入生物處理過程，其中附加能量被添加到過程中，將化學能轉化為  $\text{CO}_2$ 、 $\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{N}_2$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ 、熱和其他不能用作能源的副產物。來自放熱反應的熱量在一些過程中可能是顯著的，例如自熱好氧消化 (autothermal aerobic digestion, ATAD) 和涉及高濃度有機和含氮化合物的氧化還原的側流處理 (sidestream treatment)。在正常的家庭污水中，生物化學反應產生的熱量並不足以需要進行熱平衡評估。部分化學能保留在生物質中，可以通過污泥處理轉化為生質氣體 (biogas) 和合成氣體 (syngas) 等能源。



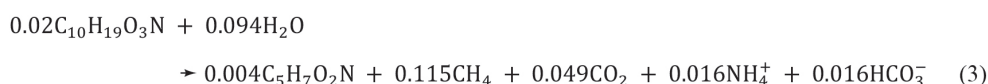
資料來源：FIGURE 17-1, METCALF & EDDY | AECOM (2014)

圖 2 污水二級處理（活性污泥和厭氧污泥消化）化學能的分佈  
依處理技術和污水特性的不同，百分比範圍有所變化

污水的能量含量可以通過對污水中有機成分進行元素分析來估算；根據其有機碳、氫、氧和氮含量的分析，典型都市污水中的有機物代表經驗分子式為  $\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3\text{N}$ ；此污水經生物處理後產生的污泥（亦即生物質）最廣泛使用的經驗分子式為  $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ ，其有機部分的碳含量約占 53%。當考慮磷元素時，可以採用  $\text{C}_{60}\text{H}_{87}\text{O}_{23}\text{N}_{12}\text{P}$  這一分子式。須注意的是，這 2 種分子式皆為近似值，會隨時間和物種的不同而有所變化，但在實際應用中仍然具有參考價值。氮和磷被視為微生物合成的主要營養素，因其需求量相對較大。



假設污水 ( $C_{10}H_{19}O_3N$ ) 濃度 250 mg/L，流量 10,000 m<sup>3</sup>/d，經厭氧處理去除有機物的效率為 95%， $f_s$  (代表每一電子當量用於細胞合成的比例) 為 0.08，則  $f_e$  (每一電子當量用於產生能量的部分) 為 0.92；該厭氧處理所有生成的氣體都逸散到氣相；經由熱力學電子平衡模型 (thermodynamics electron equilibrium model, TEEM) (Rittmann and McCarty, 2020) 得到污水 ( $C_{10}H_{19}O_3N$ ) 一個電子當量 (1e<sup>-</sup> equivalent) 的全反應式如下：



污水 ( $C_{10}H_{19}O_3N$ ) 的分子量為 201，其當量重量為 0.02 x 201，即 4.02 g/e<sup>-</sup> equivalent。污水 ( $C_{10}H_{19}O_3N$ ) 經甲烷醱酵，每當量可產生 0.115 mol CH<sub>4</sub>、0.049 mol CO<sub>2</sub> 和 0.004 mol C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>O<sub>2</sub>N (亦即厭氧污泥)。

$$\begin{aligned} & \text{CH}_4 \text{ 產率 m}^3/\text{d (35}^\circ\text{C, 1 atm)} \\ &= [(273 + 35)/273][0.0224 \text{ m}^3 \text{ gas/mol}][(250 \times 10,000 \times 0.95) \text{ g/d}][0.115 \text{ mol}/4.02 \text{ g}] \\ &= 1,717 \text{ m}^3/\text{d} \end{aligned}$$

能源產率 kJ/d (35°C, 1 atm)

$$\begin{aligned} &= (1,717 \text{ m}^3/\text{d}) (35,800 \text{ kJ/m}^3) \\ &= 6.15 (10^7) \text{ kJ/d} \\ &= 1.71 (10^4) \text{ kWh/d} \end{aligned}$$

$$\% \text{ CH}_4 = 100 \times [0.115/(0.115 + 0.049)] = 70\%$$

厭氧污泥產率 (kg/d)

= [113 g/mol][(250 x 10,000 x 0.95) g/d][0.004 mol/4.02 g]/(1,000 g/kg)

= 267 kg/d

因此，污水 (C<sub>10</sub>H<sub>19</sub>O<sub>3</sub>N) 濃度 250 mg/L (COD 當量 500 mg/L)、流量 10,000 m<sup>3</sup>/d，COD 質量為 5 (10<sup>3</sup>) kg/d，計算 COD 去除量為 4.75 (10<sub>3</sub>) kg/d ( 假設 COD 去除率 95%)，則每降解 1 kg COD 可產生 0.361 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> (35, 1 atm)、能源當量為 1.29 (10<sup>4</sup>) kJ 或 3.61 kWh 和 0.056 kg 厭氧污泥；Dai et al. (2019) 研究指出都市污水 COD (107 個水樣 16.4-1,151 mg COD/L) 與能量含量之間存在明顯的相關性，1 g COD 的能量為 16.1 kJ (p < 0.001)。COD 的降解，除用以產生質氣體外還合成新細胞，故 COD 降解產生 0.361 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> (35, 1 atm) 略低於前述 0.395 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>。若以處理每噸 (m<sup>3</sup>) 污水 (COD 500 mg/L) 計算，則 CH<sub>4</sub> 產量 0.17 m<sup>3</sup>，厭氧污泥 0.0267 kg，能源當量為 6.15 (10<sup>3</sup>) kJ 或 1.71 kWh，介於 1.23-1.93 kWh/m<sup>3</sup> as COD 500 mg/L (McCarty et al. 2011)。

綜合以上，整理列於表 3。

表 3 污水厭氧處理產生能量的計算結果

| 進流水質水量                        |                                                  | 單位                | 數值     |
|-------------------------------|--------------------------------------------------|-------------------|--------|
| 流量                            |                                                  | m <sup>3</sup> /d | 10,000 |
| 污水濃度                          | C <sub>10</sub> H <sub>19</sub> O <sub>3</sub> N | mg/L              | 250    |
|                               | COD 當量                                           | mg/L              | 500    |
| 厭氧處理參數                        | 單位                                               | 數值                |        |
| 假設厭氧處理去除有機物的效率                |                                                  | %                 | 95     |
| 有機物去除量                        | C <sub>10</sub> H <sub>19</sub> O <sub>3</sub> N | kg/d              | 2,375  |
|                               | COD                                              | kg/d              | 4,750  |
| 溫度                            |                                                  | °C                | 35     |
| 氣壓                            |                                                  | atm               | 1      |
| <i>fs</i> ( 每一電子當量用於細胞合成的比例 ) |                                                  | -                 | 0.08   |
| <i>fe</i> ( 每一電子當量用於產生能量的部分 ) |                                                  | -                 | 0.92   |

經由 TEEM\* 得污水 (C<sub>10</sub>H<sub>19</sub>O<sub>3</sub>N) 一個電子當量 (1 e<sup>-</sup> equivalent) 的全反應式：  
0.02 C<sub>10</sub>H<sub>19</sub>O<sub>3</sub>N + 0.094 H<sub>2</sub>O  
→ 0.004 C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>O<sub>2</sub>N + 0.115 CH<sub>4</sub> + 0.049 CO<sub>2</sub> + 0.016 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + 0.016 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>

| 厭氧處理產出結果                         |                                               | 單位                             | 數值                      |
|----------------------------------|-----------------------------------------------|--------------------------------|-------------------------|
| CH <sub>4</sub> 產率 (35℃ , 1 atm) |                                               | m <sup>3</sup> /d              | 1,717                   |
| 厭氧污泥產率                           |                                               | kg/d                           | 267                     |
| 能源產率 (35℃ , 1 atm)               |                                               | kJ/d                           | 6.15 (10 <sup>7</sup> ) |
|                                  |                                               | kWh/d                          | 1.71 (10 <sup>4</sup> ) |
| 生質氣體                             | CH <sub>4</sub> 比例                            | %                              | 70                      |
|                                  | CO <sub>2</sub> 比例                            | %                              | 30                      |
| 單位<br>產量                         | CH <sub>4</sub> 產量 /COD 去除量                   | m <sup>3</sup> /kg             | 0.361                   |
|                                  | 能產量 /COD 去除量                                  | kJ/kg                          | 1.29 (10 <sup>4</sup> ) |
|                                  |                                               | kWh/kg                         | 3.61                    |
|                                  | 厭氧污泥產量 /COD 去除量                               | kg/kg                          | 0.056                   |
|                                  | CH <sub>4</sub> 產量 / 污水處理量 ( 污水 COD 500 mg/L) | m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> | 0.17                    |
|                                  | 能產量 / 污水處理量 ( 污水 COD 500 mg/L)                | kJ/m <sup>3</sup>              | 6.15 (10 <sup>3</sup> ) |
|                                  |                                               | kWh/m <sup>3</sup>             | 1.71                    |
|                                  | 厭氧污泥產量 / 污水處理量 ( 污水 COD 500 mg/L)             | kg/m <sup>3</sup>              | 0.0267                  |

\*Thermodynamics electron equilibrium model ( 熱力學電子平衡模型 )

五、厭氧生物處理

有機物通過厭氧生物處理產生的甲烷，除了可替代化石燃料之外，厭氧處理不受氧氣輸送的限制，因此可以實現更高的容積負荷；與好氧處理相比，每單位反應器體積的有機負荷可以非常高。厭氧系統的典型體積負荷為 5~10 kg COD/m<sup>3</sup>·d 或更高，而對於好氧系統，它通常約為 1 kg COD/m<sup>3</sup>·d。也因此，厭氧處理常應用於污泥或高濃度廢水，即 COD 為 2,000 mg/L 或濃度更高的廢水。此外，厭氧處理產生的生物污泥顯著減少，亦即可降低污泥處理處置的成本。

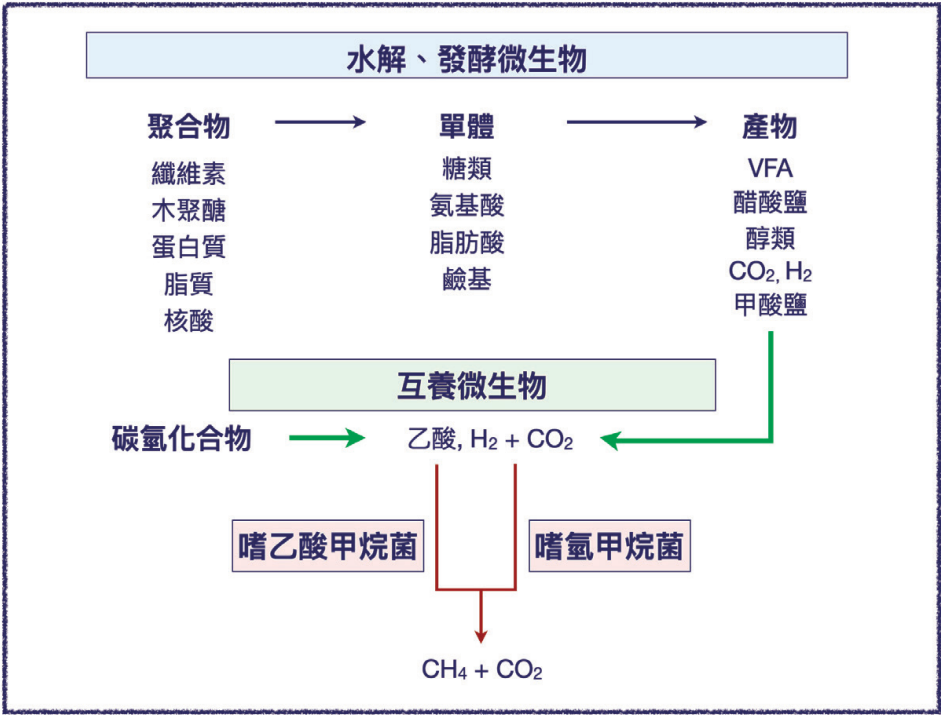
台灣都市污水或生活污水為低濃度且複雜的污水，其特點包括：(1) 有機物 (BOD、COD) 濃度低；(2) 懸浮固體含量高；(3) 水力負荷和有機負荷率波動大。這些與厭氧處理過程特別相關的特徵，通常對厭氧處理效能和 / 或成本產生負面影響。

然而，通過考慮上述特徵帶來的限制，厭氧反應器技術在多種條件下仍然可以有效應用於生活污水（低濃度）的處理。

雖然厭氧處理多應用於高濃度污水，但近年來已開發了高效能反應器系統，並對厭氧微生物群落的微生物學有了深刻的理解，導致了對厭氧處理有更深入的掌握，隨後也擴大了其應用潛力；如含顆粒活性碳流化床厭氧膜生物反應器處理低濃度污水 (Shin *et al.*, 2012)。該研究指出，在 35°C 下運行的厭氧流化床反應器中處理進水 COD 濃度範圍為 45~2,010 mg/L、以及有機負荷範圍為 4.2~18 kg COD/m<sup>3</sup>·d 的低濃度廢水時，其揮發性脂肪酸出水濃度非常低。在這些操作條件下，反應器出水中乙酸鹽和丙酸鹽的濃度通常低於檢測限值 0.4 mg COD/L，這一濃度甚至低於過去文獻報告的乙酸鹽閾值 (threshold values)，這些閾值通常只在非進料微生物饑餓條件 (non-fed organism starvation conditions) 才可達到。

### 5.1 厭氧微生物群 (consortium)

厭氧（生物）反應產甲烷不同於其他類型的微生物代謝，如好氧脂肪酸代謝或反硝化，因為厭氧生物反應礦化有機化合物需要相互作用的微生物群 (consortium)，而不是單一的微生物物種。厭氧處理的基礎是產甲烷作用，亦即產甲烷菌必須存在才能進行產甲烷過程，產甲烷菌是獨特的古菌 (Archaea)；此外，其他微生物也必須存在才能進行所需的一系列反應。McInerney *et al.* (2009) 指出，最初醱酵細菌水解聚合物底物（如圖 3 所示），如多醣、蛋白質和脂質，並將水解產物醱酵為乙酸鹽 and 長鏈脂肪酸、丙酸鹽、醇、CO<sub>2</sub>、甲酸鹽和 H<sub>2</sub>；然後這些產物加上一些胺基酸和芳香族化合物被互養代謝為產甲烷底物、H<sub>2</sub>、甲酸和乙酸。最後，兩類不同的產甲烷反應，即異營性的嗜乙酸甲烷化 (acetotrophic Methanogenesis; AM) 與自營性的嗜氫甲烷化 (hydrogenotrophic Methanogenesis; HM)，透過將其他微生物產生的乙酸鹽、甲酸鹽和氫氣轉化為甲烷和二氧化碳來完成此過程。微生物群落之間電子傳遞的速率和路徑決定了整個過程的效率。



資料來源：McInerney *et al.* (2009)

圖 3 厭氧污水處理複雜有機物轉化為甲烷的示意圖

5.2 厭氧微生物互養作用 (syntrophy)

在生物學中，互養、共養或交叉餵養 (來自希臘語 “syn”，意思是“在一起”，“troy” 意思是營養)，是指一個物種以另一個物種的代謝物為食物的現象。在這種類型的生物相互作用中，代謝物轉移發生在兩個或多個彼此靠近的代謝多樣化的微生物物種之間。一個夥伴的生長取決於另一個夥伴提供的營養、生長因子或底物。因此，共養作用可以被認為是兩種不同細菌物種之間本質上的相互依賴和互利代謝。

互養作用是在厭氧反應中發生的獨特現象。它聯繫酸生成菌 (acidogens) 和甲烷生成菌 (methanogens) 相互的微生物和生化活動，並控制反應的整體功能。互養作用的其他方面包括實現不同基質的高降解率、獲得大量且適當濃度的最終產物 CH<sub>4</sub> 或

H<sub>2</sub>、由酸生成菌合成更多的腺苷三磷酸 (ATP)、增加微生物群體的生長以及轉換不利的反應平衡。若未能保持這兩類微生物之間的平衡是造成厭氧反應不穩定的主要原因。圖 3 顯示乙酸是有機物質礦化過程中的一個關鍵中間產物。它是由醱酵微生物釋放的一種具有重要意義的產物，其去除對碳循環至關重要。乙酸生成菌 (acetogens) 與甲烷生成菌的互養作用是厭氧反應中最重要關係，因為在熱力學標準條件下，乙酸生成和甲烷生成反應是吸能的 (如表 4 所示)，在自然情況下不會發生。互養產乙酸菌可將非乙酸的酸類 (丙酸 propionate、丁酸 butyrate、苯甲酸 benzoate)、醇及脂肪酸代謝成乙酸鹽 (如表 4 中反應式 (4)、(5)、(6))。由於大多數產乙酸反應在熱力學上是不利的，並且很容易被其代謝物 (尤其是氫氣) 的積累所抑制，因此這些微生物與產甲烷菌形成互養關聯。

表 4 互養代謝的反應

| 反應物                    | 生成物                                              | $\Delta G_0'$<br>(kJ/mol) | 反應式 |
|------------------------|--------------------------------------------------|---------------------------|-----|
| 互養型揮發性脂肪酸 (乙酸除外) 氧化    |                                                  |                           |     |
| $C_2H_5COO^- + 3H_2O$  | $\Rightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 3H_2$   | +76.1                     | (4) |
| $C_3H_7COO^- + 2H_2O$  | $\Rightarrow 2CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$            | +48.6                     | (5) |
| $C_6H_5COO^- + 7H_2O$  | $\Rightarrow 3CH_3COO^- + HCO_3^- + 3H^+ + 3H_2$ | +70.1                     | (6) |
| 異營性嗜乙酸甲烷化              |                                                  |                           |     |
| $CH_3COO^- + H_2O$     | $\Rightarrow CH_4 + HCO_3^-$                     | -31.0                     | (7) |
| 互養型乙酸氧化                |                                                  |                           |     |
| $CH_3COO^- + 4H_2O$    | $\Rightarrow 2HCO_3^- + 4H_2 + H^+$              | +104.6                    | (8) |
| 自營性嗜氫甲烷化               |                                                  |                           |     |
| $4H_2 + HCO_3^- + H^+$ | $\Rightarrow CH_4 + 3H_2O$                       | -135.6                    | (9) |

在產甲烷的環境中，乙酸的分解途徑一是被乙酸營養型產甲烷菌直接用於產甲烷作用 (反應式 (7))，二是被互養型乙酸氧化細菌 (syntrophic acetate-oxidizing bacteria, SAOB) 氧化。互養型的乙酸氧化依賴於種間的氫和 / 或甲酸轉移 (interspecies hydrogen transfer)，其中互養型伙伴會消耗醱酵產物，例如，氫營養型產甲烷菌 (反

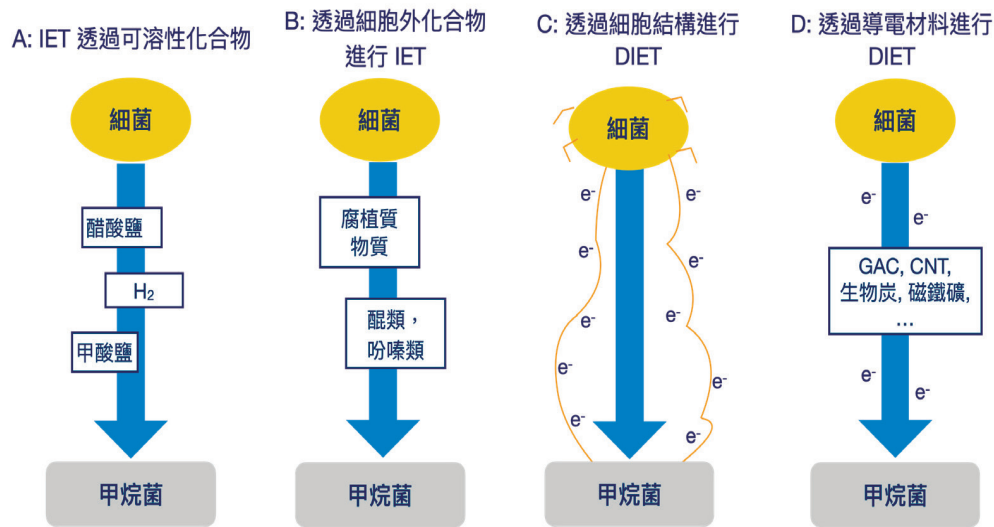


應式 (9))。互養型乙酸氧化的整體反應 (反應式 (8) 和 (9)) 與乙酸營養型產甲烷作用 (反應式 (7)) 有相同的化學計量比；然而，這個過程所產生的能量 ( $\Delta G_0' = -31.0 \text{ kJ/mol}$ ) 非常少，需要由兩個微生物共同分享，這兩個微生物需要在接近熱力學平衡的條件下努力競爭生存。雖然利用氫氣生成甲烷 (反應式 (9)) 是甲烷生成菌捕獲能量的更有效過程，但由於厭氧處理程序中氫氣供應有限，厭氧反應中產生的甲烷，只有不到 30% 是通過這種方法生成的。

### 5.3 直接種間電子傳遞 (direct interspecies electron transfer, DIET)

細菌所需能量係經由三種重要代謝產物，乙醯輔酶 A (acetylCoA)、ATP (adenosine triphosphate 三磷酸腺苷) 和 NADH (nicotinamide adenine dinucleotide 菸鹼醯胺腺嘌呤二核苷酸)，進行電子傳遞以調節細菌代謝，而互養型乙酸氧化則需依賴種間的氫和/或甲酸轉移。Martins *et al.* (2018) 指出最近的研究顯示，種間電子傳遞 (interspecies electron transfer, IET) 可以在細菌和產甲烷古菌之間直接進行，即所稱的直接間電子傳遞 (direct interspecies electron transfer, DIET)，或者在導電材料 (conductive materials, CM) 的幫助下進行，這可能是一種更節能的方法，從而提高甲烷生成速率。根據許多研究報告，在添加了導電材料的厭氧反應器中，例如磁鐵礦 (magnetite)、顆粒活性炭 (granular activated carbon, GAC)、碳納米管 (carbon nanotubes, CNT) 和生物炭 (biochar) 等，可使甲烷的產量提高。一般來說，這些導電材料具有高度穩定性、大表面積、良好的吸附能力和高導電性。其中一些材料可能在微生物催化含有親電子基團的化合物 (如染料) 時充當氧化還原媒介。

當甲烷生成菌活性穩定時，協同夥伴之間的種間電子傳遞效率決定了轉化生物過程的速率。在產甲烷系統中，微生物可以通過以下方式相互傳遞電子：(A) 通過可溶性化學化合物 (如氫、甲酸和乙酸) 作為電子穿梭體；(B) 通過其他化學物質 (如腐殖質)；(C) 通過電導性菌毛或直接接觸進行直接電子傳遞；(D) 通過由導電材料介導的直接電子傳遞 (見圖 4)。



資料來源：Martins *et al.* (2018)

圖 4 產甲烷環境中可能的種間電子轉移機制

1. 通過可溶性分子的種間電子傳遞

在產甲烷群落中，最廣為研究和了解的電子傳遞機制是通過氫或甲酸進行的間接種間電子傳遞。協同細菌通過產生氫或甲酸來消散還原力，即在有機化合物降解過程中形成的電子，而產甲烷古菌則利用這些分子作為電子供體來將二氧化碳還原為甲烷（見圖 4A）。因此，氫 / 甲酸充當氫 / 甲酸生成細菌與氫 / 甲酸利用產甲烷古菌之間的穿梭體。在氫高濃度下 (>10 Pa)，氫化酶活性會受到抑制，從而協同細菌的代謝也會受到抑制，而產甲烷古菌的代謝則會受到促進，反之亦然。特別是在共培養物中，生長於蛋白質或脂肪酸如丙酸和丁酸上的共培養物中已檢測到甲酸的生成。在某些條件下，種間甲酸傳遞可能占優勢，因為甲酸的擴散係數高於氫。涉及氫或甲酸作為電子穿梭體的協同作用在降解厭氧消化過程中形成的常見化合物如丁酸、丙酸、乙醇和乙酸的共培養物中已有充分研究。

## 2. 通過細胞外化合物的種間電子傳遞

在許多厭氧環境中，種間電子傳遞還可以通過不溶性化合物來介導，例如存在於腐殖質中的腐殖酸。與可以在細胞內外擴散的可溶性電子穿梭體（如氫或甲酸）不同，不溶性化合物不會穿透細胞表面。Lovley et al. (1999) 證明，腐殖質可以介導腐殖質還原微生物和腐殖質氧化微生物之間的電子傳遞（見圖 4B）。電子受體的特性主要與腐殖質中存在的氧化還原活性醌基團有關。腐殖質還可以被重新氧化，並作為電子供體。例如，腐殖酸可以在厭氧底物氧化過程中作為氧化還原介質，與金屬氧化物如 Fe(III) 和 Mn(IV) 的非生物還原耦合，並在許多循環中重新氧化並參與反應。

## 3. 直接種間電子傳遞（DIET）

最近，DIET 在厭氧環境中被描述為在電子供體和電子受體微生物之間形成電流的過程（見圖 4C）(Lovley 2017)，而不需要生成和交換電子載體（如氫和甲酸）。DIET 類似於直接細胞外電子傳遞，後者是指細胞與固態電子受體（如鐵和錳氧化物或電極）之間的電子傳遞。直接細胞外電子傳遞在 *Shewanella* 和 *Geobacter* 屬的細菌中得到了充分研究，這些細菌在處理固態細胞外電子受體方面非常高效。DIET 首次在 *G. metallireducens*（乙醇氧化菌）和 *G. sulfurreducens*（反丁烯二酸還原菌）的共培養物中得到描述。這些微生物建立了一種協同關係，其中 *G. metallireducens* 代謝乙醇，而 *G. sulfurreducens* 還原反丁烯二酸。這種共培養物進行 DIET 的能力是在 *G. sulfurreducens* 菌株缺乏 *hyb* 基因（因此無法利用氫）時發現的，它們仍能氧化乙醇並還原反丁烯二酸。在這些條件下，*G. metallireducens* 和 *G. sulfurreducens* 之間的種間電子交換直接通過導電菌毛進行，並且沒有形成可溶性中間體。更近期的研究顯示，DIET 可以發生在 *Geobacter* 屬和乙酸營養型產甲烷菌（即 *Methanosaeta* 和 *Methanosarcina* 屬）之間的共培養物中。Rotaru et al. (2014) 證明了乙酸營養型產甲烷菌 *Methanosaeta harundinacea* 可以直接從 *G. metallireducens* 接受電子來產生甲烷。自此，*Methanosaeta* 屬僅從乙酸中生成甲烷的專一性假設發生了改變，因為它似乎能夠激活二氧化碳還原途徑來生成甲烷。在這種情況下，*Geobacter* 屬釋放的電子通過菌毛直接傳遞給 *Methanosaeta*，但涉及產甲烷菌接受電子的細胞機制尚未明瞭。這些發現為厭氧生物反應器中發生的種間相互作用提供了新的視角。

#### 4. 導電材料促進的直接種間電子傳遞 (DIET)

如顆粒活性炭 (GAC)、碳布和生物炭等導電材料的存在似乎通過一種基於導電機制的方式促進了 DIET (見圖 4D)，在這種機制中，電子通過導電材料 (CM) 從電子供體細胞遷移到電子受體細胞。缺乏菌毛和其他參與外源電子傳遞的細胞組分的情況可以通過 CM 的存在來補償，特別是 GAC、碳布和生物炭。這一點在缺乏 *pilA* 基因的 *G. metallireducens* 菌株與 *Methanosarcina barkeri* 的共培養物中得到了證實，這些菌株無法將乙醇轉化為甲烷，除非在 CM 存在的情況下。在存在生物炭的情況下，這種產甲烷共培養物能夠利用 86% 的乙醇氧化釋放的電子來生產甲烷，但在沒有生物炭的情況下，乙醇沒有被消耗，甲烷也沒有被生成。同樣，與 *Geobacter* 屬的細胞外電子傳遞所需的菌毛相關 c 型細胞色素 (OmcS) 缺乏有關的情況，可以通過磁鐵礦 (另一種導電材料) 來補償。

#### 5.4 導電材料對產甲烷的影響

Martins *et al.* (2018) 回顧過去文獻且綜述導電材料的類型、微生物基質、操作模式及主要研究結果如表 5 所示；使用導電材料 (CM) 可以促進厭氧微生物群落將有機廢棄物轉化為甲烷，同時能夠增強甲烷產量，這已被認為是提高厭氧反應器甲烷生產效率和穩定性的一種策略。與對照條件相比，在處理這些複雜廢水的生物反應器中添加導電材料，結果是揮發性脂肪酸 (VFAs) 積累減少，從而提高了厭氧消化過程的效率。在厭氧消化系統中，顆粒活性炭 (GAC) 和磁鐵礦是應用最廣泛的導電材料，其次是碳納米管 (CNT)、碳布和生物炭。

有些 CM (如鐵水鐵礦、碳黑、銀和氧化鎂納米顆粒) 會抑制甲烷生成。碳基 (carbon-based) CM 對產甲烷群落的刺激作用比金屬基 (metal-based) CM 更大。然而，由於不同 CM 具有不同的物理和化學特性 (如表面積、形狀、孔徑和體積、電導率、pHpzc)，且在不同的系統中應用，使用的基質、接種物和操作條件各不相同，因此很難比較不同 CM 的效果。

CM 影響的機制尚未完全了解，但似乎有多個因素共同影響微生物活動的變化。生物膜的電導率、培養基的氧化還原電位、材料的比表面積和粗糙度似乎是重要因素。

使用非導電性材料的控制試驗對於理解 CM 的影響至關重要，但此類控制試驗很少進行，需要進行更多的純培養和共培養研究以及控制試驗。例如，使用具有不同電導率和表面積的特定共培養物 and 不同 CM 的研究，有助於闡明這些特性在促進甲烷生成中的作用。還應採用額外的分子生物學方法，以獲得功能數據，補充分類學信息。例如，通過分析 RNA 提取物中的 16S rRNA 來分析分類學，測量酶活性或跟蹤蛋白質表達，將有助於得出更可靠的結論，並將微生物身份與其活動聯繫起來。宏基因組學、宏轉錄組學和宏蛋白組學可以用來揭示不可培養微生物群落中的微生物相互作用和活動。此外，應進行更多研究，以了解哪些營養組別直接受 CM 影響，是產甲烷菌、細菌還是兩者都受影響。

然而，更深入的微生物群落分析並不排除對系統進行更廣泛探索的需要。應儘可能測量多種參數（如氧化還原電位、電導率、甲烷、氫氣、甲酸等），並進行所有必要的控制。另一個應解決的重要問題是 CM 持續添加對生物反應器的經濟和環境影響。在某些情況下，CM 的價格非常高，持續添加在經濟上不可行。磁性 CM 的使用可能是一個有趣的替代方案，因為它們可以由於其磁性而輕易回收和再利用。這些碳與磁性納米材料的納米複合材料具有高表面積、適當的孔徑和優異的催化性能。此外，在陶瓷單體表面生長碳納米纖維，並將 CM 固定在硅泡沫中（可能進行化學和 / 或物理修飾）可能會產生具有針對特定應用的優越性質的宏觀結構催化劑。儘管目前對此主題的了解仍有限，但應用 CM 似乎是一種提高甲烷生成率的良好策略。它們的應用使厭氧系統對高有機負荷率或有毒化合物引起的擾動更具抵抗力，並提高了厭氧消化 / 處理在廢棄物 / 污（廢）水處理和生物能源生產中的競爭力。

## 六、結語

厭氧處理或厭氧消化在有效處理低濃度或高濃度有機微污染物方面具有極大的能力，這使得厭氧生物技術對於工業廢水或都市污水變得越來越有應用價值。厭氧反應特有的轉化過程確立了其在眾多處理方法中的獨特地位。厭氧轉化的特定表徵是針對污（廢）水和污泥的處理，旨在生產安全且可回收利用的最終產品，如生質氣體、穩定的消化污泥。

未來主要的技術發展將結合更有效的前處理和後處理系統，包括物理單元、化學單元和生物程序，以從廢水處理系統中回收產品。用於再利用的廢水處理將強調厭氧處理作為礦化有機物的最可持續處理方法的核心作用。因此，厭氧處理在水循環、資源循環和營養鹽循環中，無論是在工業過程中還是在農業社區活動中，都有潛力發揮重要作用。

表 5 導電材料提高甲烷產量的研究摘要

| CM                       | 顆粒大小<br>$\mu\text{m}$ | 濃度 g/L       | 基質                                                                                                                                                                                              | 甲烷增加倍數*   |
|--------------------------|-----------------------|--------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| magnetite                | 0.01~0.3              | 0.01~25      | acetate, ethanol, benzoate, butyrate, propionate, real and synthetic dairy wastewater                                                                                                           | 1.3 ~ 3.6 |
| iron oxide nanoparticles | 0.02                  | 0.8          | beet sugar industrial wastewater                                                                                                                                                                | 1.3       |
| multiwalled CNT          | 0.01~0.2              | 0.1~5.0      | H <sub>2</sub> /CO <sub>2</sub> , acetate, butyrate, beet sugar industrial wastewater                                                                                                           | 1.1~17    |
| single-walled CNT        | 0.001                 | 1.0          | sucrose, glucose                                                                                                                                                                                | 1.8~2     |
| GAC                      | 841~2,000             | 3.3~50       | acetate, ethanol, butyrate, propionate, glucose, synthetic brewery wastewater, synthetic dairy wastewater, activated sludge, organic fraction of municipal solid waste, synthetic complex waste | 1.1~18    |
| carbon cloth             |                       | 10~20 pieces | ethanol, synthetic wastewater, leachate from municipal solid waste incineration, organic fraction of municipal solid waste, synthetic complex waste                                             | 1.1~10    |
| biochar                  | 60~700                | 0.3~42.7     | Ethanol, butyrate, propionate, sludge, synthetic wastewater                                                                                                                                     | 1.2~1.3   |

\* 甲烷產量相對於對照組增加的倍數。

資料來源：Martins *et al.* 2018.



## 參考文獻

- 林志高、黃靖修、劉穎川、胡振中、陳文興、黃良銘、黎德明、藍茜茹 (2021) 廢 (污) 水生物處理氮轉化過程。工業污染防治，第 152 期，145-162.
- Dai, Z., Heidrich, E.S., Dolfing, J., Jarvis, A.P. (2019) Determination of the relationship between the energy content of municipal wastewater and its chemical oxygen demand. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 6:396-400.
- Dyksma, S., Jansen, L., Gallert, C. (2020) Syntrophic acetate oxidation replaces acetoclastic methanogenesis during thermophilic digestion of biowaste. *Microbiome*, 8:105.
- Giné-Garriga, R., Grande, G. A. C., Dickin, S., Sandberg, H. G., Kerres, M., Lambiasi, L., Makinia, J., Campero, A. N. V. & Hebart-Coleman, D. (2022) Mitigation measures in drinking water and sanitation services. In: *The Essential Drop to Reach Net-Zero: Unpacking Freshwater's Role in Climate Change Mitigation*. Stockholm International Water Institute (SIWI), Stockholm.
- Lin, J.-G., Ma, Y.-S., Chao, A. C., Huang, C.-L. (1999) BMP test on chemically pretreated sludge. *Bioresource Technology*, 68:187-192.
- Lovley, D. R. (2017) Syntrophy Goes Electric : Direct Interspecies Electron Transfer. *Annu. Rev. Microbiol.* 71: 643-664.
- Lovley, D. R., Fraga, J. L., Coates, J. D., Blunt-Harris, E. L. (1999) Humics as an Electron Donor for Anaerobic Respiration. *Environ. Microbiol.* 1 (1):89-98.
- Martins, G., Salvador, A. F., Pereira, L., Madalena Alves, M. (2018) Methane Production and Conductive Materials: A Critical Review. *Environ. Sci. Technol.* 52:10241-10253.
- McCarty, P.L., Bae, Kim, J. (2011) Domestic wastewater treatment as a net energy producer-can this be achieved? *Environ. Sci. Technol.* 45:7100-7106.

- McInerney, M. J., Sieber, J. R., Gunsalus, R. P. (2009) Syntrophy in anaerobic global carbon cycles. *Current Opinion in Biotechnology*, 20:623-632
- Metcalf & Eddy|AECOM (2014) Chapter 17 Energy considerations in wastewater management. In: *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. 5th Edition, McGraw-Hill, New York.
- Rittmann, B.E., McCarty, P. L. (2020) *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*. 2nd Edition, McGraw-Hill, New York.
- Rotaru, A. E., Shrestha, P. M., Liu, F., Shrestha, M., Shrestha, D., Embree, M., Zengler, K., Wardman, C., Nevin, K. P., Lovley, D. R. (2014) A New Model for Electron Flow during Anaerobic Digestion: Direct Interspecies Electron Transfer to *Methanosaeta* for the Reduction of Carbon Dioxide to Methane. *Energy Environ. Sci.* 7 (1):408-415.
- Shin, C., Bae, J., McCarty, P. L. (2012) Lower operational limits to volatile fatty acid degradation with dilute wastewaters in an anaerobic fluidized bed reactor. *Bioresource Technology*, 109:13-20.

環境管理規劃類

## 快削鋼與中碳鋼於 CNC 加工之能資源耗用差異與減碳效益分析

孫書煌\*、吳致呈\*\*、江宏偉\*\*\*、江智偉\*\*\*\*

### 摘 要

為量化快削鋼與傳統中碳鋼在 CNC 加工階段之能資源耗用差異，本研究從降低加工過程的能耗著手，選定中碳鋼與數種快削鋼，探討其在切削時的耗能差異。

研究結果顯示，加工 1 根艾克姆螺桿，快削鋼 1144、1215、S45CS1 總耗電分別為  $7.97 \times 10^{-2}$ 、 $7.94 \times 10^{-2}$ 、 $7.77 \times 10^{-2}$  kWh，基線 S45C 為  $8.66 \times 10^{-2}$  kWh，其中刀具主軸耗電最大占 40.1%，捲削馬達耗電次之占 17.6%，使用快削鋼節電 7.9~10.3%。快削鋼之刀具磨耗 4.79~8.12 g/根，基線鋼 31.1 g/根，差異顯著。切削油損失，快削鋼 16.2~16.5g/根，基線鋼 16.9 g/根，差異不大。本研究進一步分析鋼材製造、運輸、CNC 加工等搖籃至大門 (Cradle to Gate) 碳足跡，結果顯示以快削鋼 1144、1215、S45CS1 生產 1 根艾克姆螺桿，碳足跡分別為 634.0、595.1、561.9 gCO<sub>2</sub> e/根，基線鋼 S45C 則為 685.9 gCO<sub>2</sub> e/根，快削鋼減碳效益 51.9~124.0 gCO<sub>2</sub> e/根。研究成果能作為 CNC 加工等自動化精密製造產業，評估能資源耗用及碳排參考。

【關鍵字】快削鋼、CNC加工、銑削加工、能資源損耗、減碳效益

---

- |                          |     |
|--------------------------|-----|
| * 崑山科技大學機器人工程系           | 副教授 |
| ** 中鋼公司綠能與系統整合研究發展處環保技術組 | 研究員 |
| *** 達奈美克股份有限公司           | 總經理 |
| **** 崑山科技大學機器人工程系        | 教授  |

## 一、前言

加工能耗是評價機械加工環境性能的重要指標之一，其中加工對環境的影響 99% 是由於消耗電能引起的。IEA 在 2020 年發表的「鋼鐵技術路徑報告」(IEA 2020 年) 中闡明在供應鏈上採取各種提升材料效率的措施，全球鋼鐵需求在 2050 年可減少 1/5，減碳 40%。國際標準化委員會因此起草了加工機的環境評估標準 (ISO 2012)，將節能減排的理念貫穿於加工機使用等主要耗能階段。產業界也致力於產業外部的減碳，例如國際化學品協會 (ICCA)、日本化學工業協會 (JCIA)、美國節能經濟委員會 (ACEEE) 計算半導體業外部減碳、日本鐵鋼聯盟每年發表鋼鐵業外部減碳績效。

高機能鋼 (High-Functional Steel, HFS) 指的是鋼鐵本身材料性質提升外，更可增進用鋼產品使用時之外部減碳效益，避免僅於生產製造階段低度排碳，卻在產品長期使用階段大幅排碳之情形 (吳致呈、陳俊達 2012)。例如，高強度汽車用鋼可使車體減重而降低能耗、高效率電磁鋼提升馬達效率而省電、免調質鋼讓加工業省下熱處理與噴砂等製程，是幫助產業減碳的最佳利器。

快削鋼係指在普通碳鋼中添加合金元素，例如鉛、硫、磷、碲等，主要分為硫系與鉛系快削鋼，硫系快削鋼會在鋼中形成硫化錳 ( $\text{MnS}$ )，使切屑細片狀，避免廢屑纏繞，增加自動化加工效率，亦具潤滑效果，增加切削性及加工面表面光度，主要用途在於製成精密儀表零件、螺栓、軸類、插銷、精密零件等 (黃增輝 2003)。整體而言快削鋼具良好加工性、加工速度快、切削表面佳，切削刀具使用壽命長、節省切削油等優點。

本研究目標著眼於從後處理加工過程的能耗降低著手，以實測方式量化 3 種快削鋼與 1 種中碳鋼在 CNC 加工階段之能資源差異，試圖能夠讓鋼材在加工階段使用最少的能耗，亦能產製工業所需之金屬成品，如此也是鋼鐵業在降低能耗的另一個努力的方向。

## 二、文獻分析

欲求得對鋼材進行切削時的能耗其實即等同於在切削此鋼材時工具機所提供的能耗，目前針對不同鋼材切削能耗量測與比較的參考文獻較少，但有很多文獻提出各種量測工具機在進行切削時的能耗量測模型與分析。

### 2.1 歐盟與 ISO 有關工具機能源效率研究

在工具機的耗能方面，主要為許多馬達及輔助元件的能源消耗，尤其在加工時會耗去許多能源，例如在加工時主軸、工作平台的移動軸、及冷卻系統、排屑系統等，都會有能源的消耗，因此由建立工具機的耗能模式，檢查製造過程中各個組成部分的耗能，可算出潛在的節能效益，並可以評估及量測工具機的能源效率提升效益。

歐盟已於 2010 年 1 月進行工具機能源效率相關研究，由歐洲工具機協會 CECIMO 發起工具機自願同意草案，並已於 2009 年 11 月舉行諮詢會議。另外，Eceee (The European Council for an Energy Efficient Economy) 於 2010 年 6 月第一次與相關工具機業者會議，說明由歐洲產品組織公布關於生態設計 (Ecodesign) 與能源相關產品 (Energy-related Products, ErP) 指令 (Directive 2009/125/EC) (Eceee 2024、Ecotech Machine Tool 2024)，對 ENTR Lot 5 工具機的研究。這個產品組織的研究主要是這些工具機基於 European Commission Methodology for Ecodesign of Energy-using Products (MEEuP) 設計的生命週期使用下，能確定找到和建議能源使用產品對環境性能的改善。經由這項研究的結果將被用來後續研究，包括進行政策選定的影響評估，以及諮詢論壇準備的文件。除歐盟研究外，國際上亦開始探討工具機的耗能模式，例如分析銑床工具機的耗能模式 (Heidenhain 2024)。

國際標準化組織在這方面特別訂定了 ISO 20140-1 (ISO 2019a), ISO 20140-2 (ISO 2018), ISO 20140-3 (ISO 2019b) 及 ISO 20140-5 (ISO 2024)，為離散產品、零件製造行業指定了能源效率和其他環境影響因素評估的通用基礎和方法，使得特定行業的方法能夠應用於特定情況。除此之外，也在 2016 年制定 ISO/DIS 14955-1: Machine tools - Environmental evaluation of machine tools - Part 1: Design methodology for



energy-efficient machine tools，以及 14955-2 ~ 1499-4，合併成 ISO/DIS 14955，並在 2017 年更新 (ISO 2017)，其中分為 4 大部分，主要內容乃針對工具機的環境進行評估。

ISO14955 主要針對數值控制 (NC) 工具機，此標準涉及工具機在使用階段的能源效率，且不考慮環境相關的因素，主要在工具機的設計及研發過程中導入能源效率觀念。

## 2.2 切削工具機的耗能模式分析

工具機加工耗能過程包含：進料、鑽孔、粗加工、切削、磨、精加工等過程，文獻 (Heidenhain 2010) 指出在 CNC 控制的切削過程，進給軸與主軸馬達約消耗總電量的 25 ~ 30%。在 Dietmair (Dietmair 2009) 分析工具機之能源消耗模式中，在整個加工過程中有 20% 的電量是用在加工上。Hu 等人 (Hu 2012) 則建立一套稱為 OEEM (on-line energy monitoring) 的線上工具機能耗監控系統。

## 2.3 工具機切削能源消耗特性模式建立

工具機加工過程之能源效率模式可分為 2 種方式探討，第一種為加工時之比能源消耗模式 (SEC, Specific Energy Consumption Model)，即是以總消耗能源除以切削總體積，此模式主要探討加工時程的能源消耗，而此種模式並沒有考慮附屬設備、切削速度與深度及進料過程所需能源，如 Diaz 等人 (Diaz 2011)、Draganescu 等人 (Draganescu 2003)，以及 Li and Kara (Li 2011) 均各自提出不同的計算。

第二種能源效率模式為加工所需之直接能源 (direct energy requirements in machining)，如 Mori 等人 (Mori 2011)、He 等人 (He 2012)，他們指出在加工過程中刀具與工件的接合與離開過程，這些過程的時間並沒有投入到實際的材料切除，於是模式中之空切時間 (air cutting time) 可以減少高估能源需求的機會，最終還是需要量化整個過程之空切時間，以估計其在總能源需求的影響。Vincent 等人 (Vincent 2013) 則以數學模式及邏輯分析工具機加工過程之直接電力需求。

### 三、研究方法與步驟

#### 3.1 研究方法

本研究之主要目的為：以 S45C 作為基線鋼種，併同 1144、1215、S45CS1 等 3 種快削鋼，探討 4 種不同鋼材從相同尺寸的素材，經過相同的程序加工成工業所需的一個完成品，並量測在加工過程中詳細區分的各個步驟及工具機上各個部件的能源消耗，再加以總和，得出各鋼材從素材到完成品之間的總花費能耗。並以 S45C 為基線鋼種，探討上述 3 種快削鋼相對於 S45C 之能耗差異，達成減碳及降低能耗的目標，作為日後發展快削鋼在切削性研究上的依據。切削實驗所使用的鋼材由中鋼公司提供，尺寸為 25f \* 300 mm 之鋼棒，每種鋼材 40 根。加工成品為愛克姆螺桿。

欲計算工件從素材到成品過程中總共消耗了多少能耗，本研究針對下列項目進行量測，包括：(a) 機台刀具主軸旋轉馬達的電壓及電流值、(b) 工作平台移動軸 (X、Y、Z 軸) 的電壓及電流值、(c) 主軸冷卻馬達的電壓及電流值、(d) 切削液馬達的電壓及電流值、(e) 捲屑馬達的電壓及電流值、(f) 刀具損耗、(g) 切削液損耗。這些項目可以分為 2 大類，第一類是電能的損耗，包括上述項目的第 (a) ~ (e) 等 5 項；第二類為非電能的損耗，包括第 (f) 及 (g) 項。

#### 3.2 實驗設備與材料

計畫中欲量測的資料包括 2 大類，其中第一類的電能損耗包括上述的第 (a) ~ (e) 等 5 項，必須在加工素材的時候即時量得 CNC 加工機上主軸馬達、進給軸馬達、主軸冷卻馬達、切削液供給馬達、切屑排削馬達等的耗用電流。本研究自行製造組裝 1 台銑床加工機，將加工機的控制器連線至外部的電力訊號輸出系統，在加工階段將所需資料擷取出來再進行分析。第二類的 (f) ~ (g) 2 項是非電能的損耗，包括刀具損耗及切削液損耗，此 2 項資料均從其損耗的重量來換算其能耗值。

由於快削鋼由於擁有很好的切削性，使得切削時對刀具的損耗非常微小因此在本研究中特別加大進給率執行重切削，使刀具承受較重的負載以加速其磨耗。另外在切削液損耗的量測是以稱重的方式進行，在完成多件素材的加工後，再利用切削液損失

的重量除以加工素材的數目，求得平均加工單一支素材的切削液重量損失。

各種鋼材進行切削之次數依主軸開始產生顫振現象為一個循環，然後更換刀具，重新開始另一個循環，至於每種鋼材各加工多少根素材為一個循環，及各進行多少循環則以取得的切削數據多寡而決定。其中 S45C 鋼材因材質較硬，不易切削，在加工第 6 支素材時主軸開始產生顫震，加工第 15 支素材時刀具即毀損，為取得更多數據，因此總共進行 3 個循環實驗，另外 1215 鋼材加工 2 個循環、其餘 1144 及 S45CS1 則都只加工 1 個循環，如下所示，合計 4 種鋼材總共加工素材 224 支，各鋼種加工數量不同之原因將於後述詳細說明。

- (1) S45C：每 15 支為 1 個循環，加工 3 個循環，共 45 支
- (2) S45CS1：加工 1 個循環，共 77 支
- (3) 1215：第 1 個循環加工 35 支，第 2 個循環加工 33 支，共 68 支
- (4) 1144：加工 1 個循環，共 34 支

而加工機 DMARK\_CNC650 機器的各項硬體參數及切削實驗加工參數為：X、Y、Z 三軸的 100% 能耗值均為 1.5 kW，加工主軸的 100% 能耗值為 4.5 kW，切削液馬達、切屑排削馬達、主軸油冷馬達均為 750W。加工參數部分，主軸轉速為 2,500 rpm、切削速度為 100 mm/min。

## 四、研究結果與討論

### 4.1 資料擷取

本研究在加工的同時藉由控制箱與筆電間的連線，以每秒擷取 1 筆資料的頻率將主軸馬達負載功率百分比、X Y Z 軸馬達負載功率百分比、切削液馬達電流值、切屑捲削馬達電流值、主軸冷卻馬達電流值、機台總電流值等共 8 項數值即時儲存於電腦內。每支素材之加工時間為 142 秒，故總共可獲得 142 筆資料。其中第 1 秒～第 6 秒為下刀行程，第 7 秒～第 135 秒進行加工，第 136 秒～第 142 秒為退刀行程，故每次加工資料均取其第 7 秒～第 135 秒的數值，共 129 筆，也代表每支素材的加工時間為 129 秒。

前面述及 S45C 鋼材共加工 3 個循環，若將檔案中主軸馬達電流值轉換為能耗值，再將加工每支素材的主軸馬達能耗值 vs 素材編號繪製曲線，可得如圖 1 所示之曲線圖。前面也述及 S45C 鋼材在加工到第 6 支素材時主軸開始產生顫震，由圖中確實可以看出在第 1 個和第 3 個循環中，在加工第 6 支素材後主軸能耗值即急遽升高，此現象代表刀具已有損耗，切削力降低，為達到要求之切削量，CNC 須提供更大的功率給主軸馬達，就會導致主軸能耗值的急遽升高，因此判斷在第 7 支以後已屬不正常之加工，故本研究在計算 S45C 單支素材之加工能耗時乃採每一個循環中的第 1 ~ 6 支素材加工數據，作為加工 1 支 S45C 素材時 CNC 加工機各部位能耗值。

加工其他 3 種鋼材時也有類似的情況出現，但是因為各種鋼材的軟硬度不一樣，刀具開始出現顫振的時間點也不一樣，S45CS1 的材質比較軟，從曲線中發現在加工第 39 支素材後才出現主軸能耗值急遽升高的現象，因此 S45CS1 只加工 1 個循環，並採用第 1 ~ 39 支數據之平均值作為加工 1 支 S45CS1 素材時 CNC 加工機各部位能耗值。

加工 1215 時在完成第 1 個循環時發現在主軸能耗值曲線圖上沒有很明顯的轉折點，因此加做第 2 個循環實驗，在加工第 23 支素材後主軸能耗值急遽升高，因此計算 1215 時乃採第 2 個循環的第 1 ~ 23 支數據之平均值，作為加工 1 支 1215 素材時 CNC 加工機各部位能耗值。

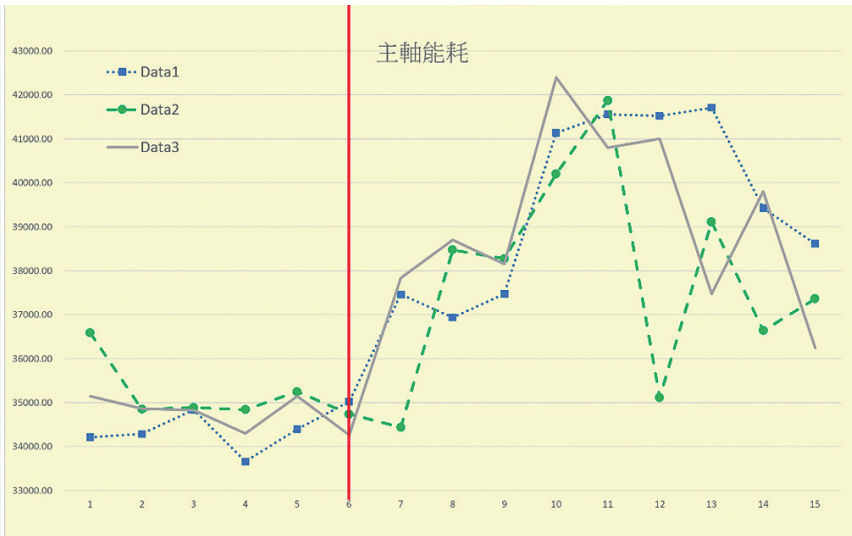


圖 1 加工 3 組 S45C 素材時主軸馬達能耗值曲線圖

1144 鋼材也只加工 1 個循環，在加工第 24 支素材後主軸能耗值急遽升高，故計算 1144 時乃採第 1 ~ 24 支數據之平均值作為加工 1 支 1144 素材時 CNC 加工機各部位能耗值。

由於加工單一支素材所損耗的切削液量太小，無法正確量測，因此切削液損耗的量測必須在經過若干支素材的加工後再進行損耗量測，然後再除以素材支數，以求取單一素材加工的切削液損耗。基於相同的實驗基礎，本研究在切削液損耗的量測上，4 種鋼材均以加工 15 支素材為基準，在每一種鋼種均於加工 15 支後進行損耗量測，再求取單一平均值。

在每種鋼材加工完 15 支後進行 1 次切削液損耗的量測，此量測數據單位為 cc，再乘上切削液密度 0.975 g/cc 可得到切削液之損耗重量。

加工後的量測結果，加工 1 支 S45C、S45CS1、1215、1144 素材分別損失切削液 16.90 g、16.25 g、16.25 g、16.57 g。

在加工刀具損耗量測部分，本研究所使用之刀具為威力 (WEENIX) 牌愛克姆螺牙粗銑成型刀，刀具外徑為 f25 mm，厚度為 5mm，經過秤重量得一把刀具的重量為 186.9 g。

因為各種鋼材軟硬度不一，因此在加工時對刀具的損耗程度亦不相同，在加工 S45C、S45CS1、1215、1144 時，分別在加工 6 支、39 支、23 支、24 支素材後刀具已經產生磨耗所致，因此以此數據做為刀具損耗計算之依據，加工後的量測結果，加工 1 支 S45C、S45CS1、1215、1144 素材刀具磨耗重量分別為 31.15 g、4.792 g、8.126 g、7.788 g。

## 4.2 電能耗損分析

平均加工 1 支 S45C 鋼材時加工機各部位的能耗值，如表 1 的第 1 列資料所示，然後扣除總電項目以外，其餘 7 項中各取每一單項占此 7 個項目總和的百分比則可得到各單項百分比值，如表 1 的第 2 列資料所示。另外在第 2 列資料最右一欄的數字 103.83 % 代表由 CNC 加工機擷取的總電數據換算為能耗值後，其值約為各分項的量

44 快削鋼與中碳鋼於 CNC 加工之能資源耗用差異與減碳效益分析

測數據總和換算為能耗值之後的 1.038 倍，代表 CNC 加工機的總能耗約比吾人所量得的各分項能耗總和稍微高，為 3.83 %，此高出的數值可推測為加工機中，除了吾人所量測的這些分項項目以外，另有一些能量由機器本身以磨耗、熱能等方式而逸散掉。

表 1 單支 S45C 加工時 CNC 加工機各部位能耗值及百分比分配 (10<sup>-6</sup> kWh)

| 項目     | X        | Y        | Z        | S         | 切削液      | 排屑        | 主軸油冷     | 總電        |
|--------|----------|----------|----------|-----------|----------|-----------|----------|-----------|
| 平均能耗值  | 5,915.51 | 5,109.03 | 7,812.96 | 34,784.72 | 6,695.06 | 15,290.34 | 7,877.90 | 86,680.00 |
| 占全部百分比 | 7.09%    | 6.12%    | 9.36%    | 41.67%    | 8.02%    | 18.31%    | 9.44%    | 103.83%   |

觀察表中數據可以看出各部位中以切削主軸耗能最高，占全部能耗的 41.67%，其次則為切屑排削馬達，為 18.31%。

依照相同方式可求得其他 3 種鋼材，加工 1 支 S45CS1、1215、1144 鋼材時 CNC 各部位的能耗平均值如表 2 ~ 表 4 所示。在加工機各分項能耗的百分比值比較上，4 種鋼材都有相同的趨勢，都是以切削主軸耗能最高，其次則為切屑排削馬達

表 2 單支 S45CS1 加工時 CNC 加工機各部位能耗值及百分比分配 (10<sup>-6</sup> kWh)

| 項目     | X        | Y        | Z        | S         | 切削液      | 排屑        | 主軸油冷     | 總電        |
|--------|----------|----------|----------|-----------|----------|-----------|----------|-----------|
| 平均能耗值  | 4,376.50 | 4,604.27 | 8,436.00 | 28,988.14 | 6,383.45 | 14,176.68 | 7,573.70 | 77,739.60 |
| 占全部百分比 | 5.87%    | 6.18%    | 11.32%   | 38.89%    | 8.56%    | 19.02%    | 10.16%   | 104.29%   |

表 3 單支 1215 加工時 CNC 加工機各部位能耗值及百分比分配 (10<sup>-6</sup> kWh)

| 項目     | X        | Y        | Z        | S         | 切削液      | 排屑        | 主軸油冷     | 總電        |
|--------|----------|----------|----------|-----------|----------|-----------|----------|-----------|
| 平均能耗值  | 5,065.04 | 5,254.53 | 9,098.01 | 30,129.89 | 6,308.53 | 13,808.72 | 7,428.45 | 79,410.70 |
| 占全部百分比 | 6.57%    | 6.82%    | 11.80%   | 39.08%    | 8.18%    | 17.91%    | 9.64%    | 103.01%   |

表 4 單支 1144 加工時 CNC 加工機各部位能耗值及百分比分配 (10<sup>-6</sup> kWh)

| 項目     | X        | Y        | Z        | S         | 切削液      | 排屑        | 主軸油冷     | 總電        |
|--------|----------|----------|----------|-----------|----------|-----------|----------|-----------|
| 平均能耗值  | 5,228.65 | 5,410.94 | 9,168.58 | 30,814.58 | 6,288.59 | 13,746.69 | 7,504.70 | 79,777.25 |
| 占全部百分比 | 6.69%    | 6.92%    | 11.73%   | 39.42%    | 8.05%    | 17.59%    | 9.60%    | 102.07%   |

接下來進行 4 種不同鋼材的比較，將 S45C、S45CS1、1215、1144 的的總電能耗值，以及其平均值繪製曲線，可得如圖 2 所示之曲線圖，其中分段曲線為每支素材的實際值，直線為其平均值。由圖上的平均值可以得知，若以 S45C 當作比較標準 (設為 100 %)，可以得出其他 3 種快削鋼相對於 S45C 的總電能耗百分比值，其中 S45CS1 為 S45C 的 89.69 %，1215 為 S45C 的 91.61 %，1144 為 S45C 的 92.04 %。

除了總電能耗值數據分析之外，由於在加工不同鋼材時，對鋼材的是否易於切削最敏感項目，當屬須克服材料移除時會產生負載的切削主軸能耗，因此再依相同方式單獨只對切削主軸的能耗做比較，可得如圖 3 所示之曲線圖，一樣若以 S45C 當作比較標準 (設為 100 %)，可以得出其他 3 種快削鋼相對於 S45C 的切削主軸能耗百分比值，其中 S45CS1 為 S45C 的 83.34 %，1215 為 S45C 的 86.62 %，1144 為 S45C 的 88.59 %。

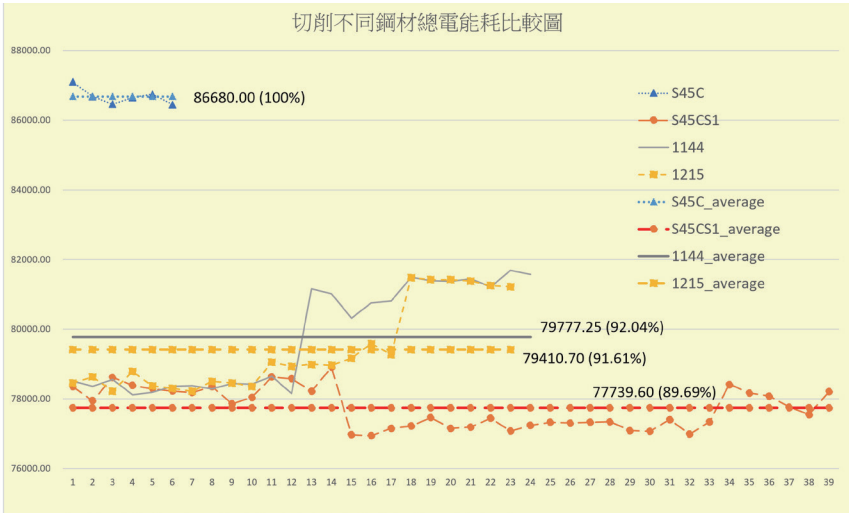


圖 2 切削不同鋼材時總電能耗比較圖



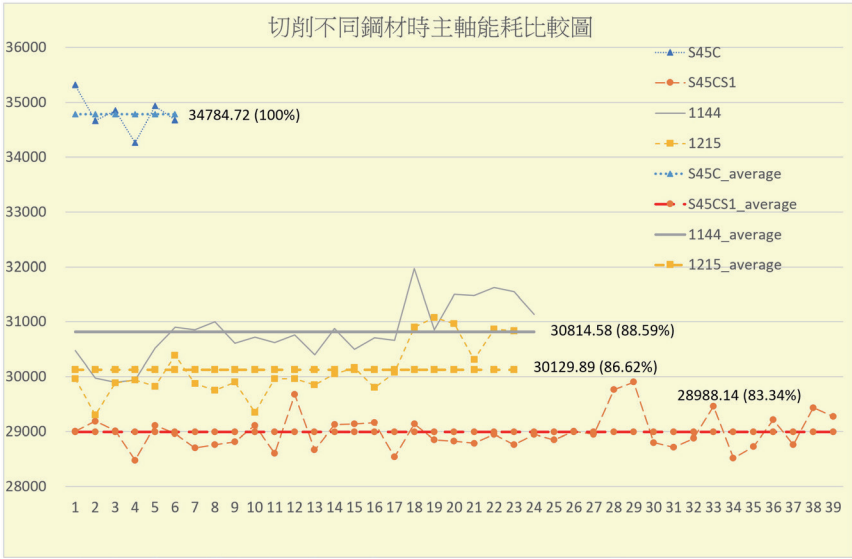


圖 3 切削不同鋼材時切削主軸能耗比較圖

4.3 非電能耗損分析

在非電流值的切削液及刀具能耗的分析部分，中鋼公司曾經透過其他計畫獲得切削刀具及切削液的損耗與碳排放值之間的轉換係數，如表 5 所示，此表可作為在計算切削刀具及切削液損耗的碳排放值時的轉換依據。

表 5 切削刀具及切削液對碳排放的轉換係數

| 項目    | 係數                     | 單位                    | 係數來源              | 數據建置日期        |
|-------|------------------------|-----------------------|-------------------|---------------|
| 切削刀具  | 4.52                   | kgCO <sub>2</sub> /kg | 工研院 DoItPro 18603 | 2011          |
| 切削液   | 1.02                   | kgCO <sub>2</sub> /kg | 環境部 / 工研院         | 2019          |
| 台灣自來水 | 2.99x10 <sup>-4</sup>  | kgCO <sub>2</sub> /kg | 環境部產品碳足跡資訊網       | 2017          |
| 稀釋切削液 | 6.40 x10 <sup>-2</sup> | kgCO <sub>2</sub> /kg | 加權計算              | 切削液：自來水 =1:15 |

由此表可得知切削液 1 g 的損耗等同於 6.40 x10<sup>-2</sup> g 的碳排放量，切削 1 支 S45C、S45CS1、1215、1144 鋼材分別會消耗 16.9 g、16.25 g、16.25 g、16.575 g 的

切削液。因此可求得切削各鋼材時的切削液消耗碳排放量，若以 S45C 減去 3 種快削鋼的切削液消耗碳排值，可得出以 S45C 為基準，切削 1 支其他快削鋼素材比 S45C 的減碳效益。將上述數值除以 1 支鋼材加工段的重量 0.1804 kg，即可求得 3 種快削鋼每公斤素材對 S45C 的單位鋼材減碳效益，再將減碳效益計算值各除以鋼材實際移除量 0.0737 kg，即可求得 3 種快削鋼每公斤素材對 S45C 的單位移除量減碳效益。所有數據整理如表 6 所示。

表 6 切削液損耗之碳排數據及減碳效益

| 鋼材     | 切削 1 支素材<br>切削液損失 (g) | 切削液消耗碳排<br>(g CO <sub>2</sub> ) | 減碳效益<br>(g CO <sub>2</sub> ) | 單位鋼材<br>減碳效益<br>(g CO <sub>2</sub> /kg) | 單位移除<br>量減碳效益<br>(g CO <sub>2</sub> /kg) |
|--------|-----------------------|---------------------------------|------------------------------|-----------------------------------------|------------------------------------------|
| S45C   | 16.9                  | 1.0816                          | - -                          | - -                                     | - -                                      |
| S45CS1 | 16.25                 | 1.04                            | 4.16E-02                     | 0.2305                                  | 0.5629                                   |
| 1215   | 16.25                 | 1.04                            | 4.16E-02                     | 0.2305                                  | 0.5629                                   |
| 1144   | 16.575                | 1.0608                          | 2.08E-02                     | 0.1153                                  | 0.2815                                   |

另外由前一節所獲得的刀具損耗重量數據，由表 5 得知切削刀具 1 g 的損耗等同於 4.52 g 的碳排放量，切削 1 支 S45C、S45CS1、1215、1144 鋼材分別會消耗 31.15 g、4.792 g、8.126 g、7.788 g 的刀具，依據與切削液消耗碳排值相同的計算方式，可得到在加工各種鋼材時，切削刀具損耗之碳排數據及減碳效益，如表 7 所示。

表 7 切削刀具損耗之碳排數據及減碳效益

| 鋼材     | 切削 1 支素材<br>刀具損耗 (g) | 刀具損耗碳排<br>(g CO <sub>2</sub> ) | 減碳效益<br>(g CO <sub>2</sub> ) | 單位鋼材<br>減碳效益<br>(g CO <sub>2</sub> /kg) | 單位移除<br>量減碳效益<br>(g CO <sub>2</sub> /kg) |
|--------|----------------------|--------------------------------|------------------------------|-----------------------------------------|------------------------------------------|
| S45C   | 31.15                | 140.798                        | - -                          | - -                                     | - -                                      |
| S45CS1 | 4.792                | 21.661                         | 119.137                      | 660.404                                 | 1,612.135                                |
| 1215   | 8.126                | 36.73                          | 104.068                      | 576.871                                 | 1,408.228                                |
| 1144   | 7.788                | 35.2                           | 105.59                       | 585.355                                 | 1,428.938                                |

4.4 減碳效益分析

依據經濟部公布全國電力資源供需報告中，110 年度電力排碳係數為 0.509 公斤 CO<sub>2</sub> e/ 度，依據此數值和前述加工 4 種不同鋼材時總電的能耗值（圖 2），可計算出切削 1 支鋼材可獲得總電之碳排數據及減碳效益如表 8 所示。

其中電功率碳排是將總電 kWh 值乘以 0.509 之後換算單位為 g 而得，減碳效益 (g CO<sub>2</sub>) 是以 S45C 的電功率碳排減去 3 種快削鋼的電功率碳排而得，單位鋼材減碳效益 (g CO<sub>2</sub>/kg) 是以減碳效益 (g CO<sub>2</sub>) 除以 1 支鋼材加工段的重量 0.1804 kg 而得，單位移除量減碳效益 (g CO<sub>2</sub>/kg) 是以減碳效益 (g CO<sub>2</sub>) 除以鋼材實際移除量 0.0737 kg 而得。

表 8 總電的碳排數據及減碳效益

| 鋼材     | 總電<br>( kWh , 度 ) | 電功率碳排<br>( g CO <sub>2</sub> ) | 減碳效益<br>( g CO <sub>2</sub> ) | 單位鋼材<br>減碳效益<br>( g CO <sub>2</sub> /kg ) | 單位移除<br>量減碳效益<br>( g CO <sub>2</sub> /kg ) |
|--------|-------------------|--------------------------------|-------------------------------|-------------------------------------------|--------------------------------------------|
| S45C   | 0.0867            | 44.120                         | - -                           | - -                                       | - -                                        |
| S45CS1 | 0.0777            | 39.569                         | 4.551                         | 25.225                                    | 61.579                                     |
| 1215   | 0.0794            | 40.420                         | 3.700                         | 20.510                                    | 50.069                                     |
| 1144   | 0.0798            | 40.607                         | 3.514                         | 19.476                                    | 47.544                                     |

為探究鋼材在整個加工過程中的能耗情況，本研究在加工過程中進行了屬於電能方面的 7 項能耗數值分析及非電能方面的 2 項能耗數值分析，接下來即進行這 2 種電能與非電能能耗的總和比較。表 9 彙整了 4 種鋼材加工時各分項及總電的能耗數據，並增加計算各分項的合計值列於右邊第二欄，並將這些能耗數值轉換為碳排數值如表 10 所示。

表 9 各分項與總電的能耗

| 能耗<br>(10-6 kWh) | X         | Y         | Z         | S          | 切削液<br>馬達 | 排削<br>馬達   | 主軸<br>油冷  | 分項<br>合計  | 總電       |
|------------------|-----------|-----------|-----------|------------|-----------|------------|-----------|-----------|----------|
| S45C             | 5,915.509 | 5,109.028 | 7,812.963 | 34,784.722 | 6,695.062 | 15,290.340 | 7,877.901 | 83,485.53 | 86,680.0 |
| S45CS1           | 4,376.496 | 4,604.274 | 8,436.004 | 28,988.141 | 6,383.447 | 14,176.681 | 7,573.704 | 74,538.75 | 77,739.6 |
| 1215             | 5,065.036 | 5,254.529 | 9,098.007 | 30,129.891 | 6,308.527 | 13,808.720 | 7,428.454 | 77,093.16 | 79,410.7 |
| 1144             | 5,228.646 | 5,410.938 | 9,168.576 | 30,814.583 | 6,288.588 | 13,746.690 | 7,504.699 | 78,162.72 | 79,777.2 |

表 10 各分項與總電的減碳效益

| 碳排<br>(g CO <sub>2</sub> ) | 分項合計   | 總電     | 切削液   | 刀具      | 分項與非電能<br>項目之總和 | 總電與非電能<br>項目之總和 |
|----------------------------|--------|--------|-------|---------|-----------------|-----------------|
| S45C                       | 42.494 | 44.120 | 1.082 | 140.798 | 184.374         | 186.000         |
| S45CS1                     | 37.940 | 39.569 | 1.040 | 21.661  | 60.641          | 62.270          |
| 1215                       | 39.240 | 40.420 | 1.040 | 36.730  | 77.010          | 78.190          |
| 1144                       | 39.785 | 40.607 | 1.061 | 35.200  | 76.046          | 76.868          |

將上述 2 個表格內的數據進行單位鋼材減碳效益與單位移除量減碳效益的計算可得總電與非電能項目總和之減碳效益，如表 11 所示，由表中可到以下數據：3 種快削鋼相對於 S45C 減碳 58.0 ~ 66.5%，單位鋼材減碳效益 (單位為 g CO<sub>2</sub>/kg) S45CS1 為 685.8、1215 為 597.6、1144 為 604.9，平均減碳 629 g CO<sub>2</sub>/kg，單位移除量減碳效益 S45CS1 為 1,674.2、1215 為 1,458.8、1144 為 1,476.75，平均減碳 1,537g CO<sub>2</sub>/kg。

表 11 總電與非電能項目總和之減碳效益

| 鋼材     | 總電與非電能<br>項目總和之碳排<br>(g CO <sub>2</sub> ) | 減碳效益<br>(g CO <sub>2</sub> ) | 較 S45C<br>減碳百分比 | 單位鋼材<br>減碳效益<br>(g CO <sub>2</sub> /kg) | 單位移除量<br>減碳效益<br>(g CO <sub>2</sub> /kg) |
|--------|-------------------------------------------|------------------------------|-----------------|-----------------------------------------|------------------------------------------|
| S45C   | 186.000                                   | - -                          | - -             | - -                                     | - -                                      |
| S45CS1 | 62.270                                    | 123.7297                     | 66.5%           | 685.8647                                | 1,674.29                                 |
| 1215   | 78.190                                    | 107.8101                     | 58.0%           | 597.6164                                | 1,458.863                                |
| 1144   | 76.868                                    | 109.1325                     | 58.7%           | 604.9446                                | 1,476.752                                |

4.5 碳足跡分析

進一步整合中鋼公司分析鋼材製造、運輸、CNC 加工等搖籃至大門碳足跡，結果如表 12 所示，顯示以快削鋼 1144、1215、S45CS 生產 1 根艾克姆螺桿，碳足跡分別為 634.0、595.1、561.9 g CO<sub>2</sub> e/ 根，基線鋼 S45C 則為 685.9 g CO<sub>2</sub> e/ 根，快削鋼減碳效益 51.9~124.0 g CO<sub>2</sub> e/ 根。研究成果能作為 CNC 加工等自動化製造產業，評估能資源耗用及碳排參考。

表 12 搖籃至大門各階段碳足跡

| 艾克姆螺桿各製造階段碳排                                    | 中碳鋼 ( 基線 ) | 快削鋼   |       |        |
|-------------------------------------------------|------------|-------|-------|--------|
| 單位：g CO <sub>2</sub> e/ 個 (0.1804kg/ 個 )        | S45C       | 1144  | 1215  | S45CS1 |
| 中鋼鋼材製造                                          | 460.2      | 482.3 | 477.2 | 459.9  |
| 中鋼運輸至晉椿                                         | 9.3        | 9.3   | 9.3   | 9.3    |
| 晉椿拋光矯直或熱處理                                      | 9.7        | 44.7  | 9.7   | 9.7    |
| 晉椿運輸至 CNC 加工廠                                   | 20.7       | 20.7  | 20.7  | 20.7   |
| CNC 電力使用                                        | 44.1       | 40.6  | 40.4  | 39.6   |
| CNC 切削液耗損                                       | 1.1        | 1.1   | 1.0   | 1.0    |
| CNC 刀具磨耗                                        | 140.8      | 35.2  | 36.7  | 21.7   |
| 合計                                              | 685.9      | 634.0 | 595.1 | 561.9  |
| 快削鋼艾克姆螺桿較基線減碳量<br>(g CO <sub>2</sub> e/ 個 )     | 51.9       | 90.8  | 124.0 |        |
| 每公噸快削鋼較基線鋼減碳量<br>(kg CO <sub>2</sub> e/t- 快削鋼 ) | 287.9      | 503.4 | 687.4 |        |

本研究執行期間舉辦過多次專家諮詢會議，依專家建議分析 4 種情境進行減碳效益分析：(1) 切刀未耗損 - 全電、(2) 切刀未耗損 - 分電加總、(3) 加工 15 根 - 全電、(4) 加工 15 根 - 分電加總。結果如表 13 所示，顯示加工 15 根之減碳效益雖稍高，但考量切刀品質一致性及全電代表供電側電耗，因此建議以“切刀未耗損 - 全電”之減碳效益為主。

表 13 每移除 1 公噸快削鋼各情境之減碳效益 ( 單位：g CO<sub>2</sub> )

| 每移除 1 公噸<br>快削鋼 | 切刀未耗損<br>全電 | 切刀未耗損<br>分電加總 | 加工 15 支<br>全電 | 加工 15 支<br>分電加總 |
|-----------------|-------------|---------------|---------------|-----------------|
| 1144            | 702.75      | 691.87        | 732.57        | 722.96          |
| 1215            | 1,228.89    | 1,222.85      | 1,257.79      | 1,253.91        |
| S45CS1          | 1,678.20    | 1,678.25      | 1,698.28      | 1,706.10        |

## 五、結論

本研究以實測方式量化 3 種快削鋼與 1 種中碳鋼在 CNC 加工階段之能資源差異，彙整研究結果可以得到如下之總結：

本研究經由訪廠調查與實測，鑑別 CNC 加工使用快削鋼替代中碳鋼，可以節省切削時間、電力消耗、延長刀具壽命、減少切削油耗用。

各種不同材料加工時，在加工機各部位的能耗比較上皆以切削主軸能耗為最高，占整體能耗 40%。刀具磨耗差異明顯，切削液損耗差異不大。

搖籃至大門碳足跡以快削鋼 1144、1215、S45CS1 生產 1 根愛克姆螺桿分別為 634.0、595.1、561.9 g CO<sub>2</sub>e/ 根，基線鋼 S45C 為 685.9 g CO<sub>2</sub>e/ 根，若以百分比顯示，減碳效益分別為 7.57%、13.24%、18.08%。

快削鋼 1144、1215、S45CS1 用於 CNC 加工之生命週期減碳係數為 287.9、503.4、687.4 kg CO<sub>2</sub>e/t，不同快削鋼之減碳差異大。以 111 年快削鋼銷售 51,130 公噸計算，減碳效益為 20,230 t CO<sub>2</sub>e。

研究成果能作為 CNC 加工產業評估應用快削鋼減碳效益參考，未來發展 CNC 加工智能化計算 CFP 及降低 GHG 排放。

## 誌謝

本研究感謝晉椿公司、台達電公司、工研院綠能與環境研究所能源政策及推動組、工研院綠能與環境研究所永續環境技術組的協助。

## 參考文獻

- Diaz, N., Redelsheimer, E., Dornfeld, D. (2011a), Energy consumption characterization and reduction strategies for milling machine tool use. Hesselbach, J., Herrmann, C. (Eds.), Globalized Solutions for Sustainability in Manufacturing. Proceedings of the 18th CIRP international conference of life engineering, May 2nd – 4th, pp. 263-267.
- Dietmair A., Verl A., (2009), “Energy Consumption Forecasting and Optimisation for tool Machines” , Institute for control engineering of machine tools and manufacturing units (ISW), Universität Stuttgart, Germany, March 2009, pp. 62-67
- Draganescu, F., Gheorghe, M., Doicin, C.V., (2003), “Models of machine tool efficiency and specific consumed energy” . J. Mater. Process. Tech. vol.141 (1), pp. 9-15.
- Eceee (2017), ENTR Lot 5: Machine tools (<https://www.eceee.org/ecodesign/products/machine-tools/>)
- Eco Machine Tools (2024), (<https://ecomachinetools.com/>)
- He, Y., Liu, F., Wu, T., Zhong, F.P., Peng, B., (2012), “Analysis and estimation of energy consumption for numerical control machining” , Proc. Inst. Mech. Eng. Part B J. Eng. Manuf, Vol.226 (2), 255-266.
- Heidenhain (2010), Aspects of Energy Efficiency in Machine Tools. ([https://www.heidenhain.de/fileadmin/pdf/en/01\\_Products/Technische\\_Dokumentation/TI\\_Energy\\_Efficiency\\_in\\_Machine\\_Tools\\_ID751261\\_en.pdf](https://www.heidenhain.de/fileadmin/pdf/en/01_Products/Technische_Dokumentation/TI_Energy_Efficiency_in_Machine_Tools_ID751261_en.pdf))
- Heidenhain (2024) (<http://www.heidenhain.com/>)
- Hu S., Liu F., He Y., Hu T., (2012), ” An on-line approach for energy efficiency monitoring of machine tools” , Journal of Cleaner Production, vol. 27 pp.133-140.



- IEA, (2020), Iron and Steel Technology Roadmap-Towards more sustainable steelmaking. (<https://www.iea.org/reports/iron-and-steel-technology-roadmap>)
- ISO (2017), ISO/DIS 14955-1:2017 Machine tools - Environmental evaluation of machine tools - Part 1: Design methodology for energy-efficient machine tools (<https://www.iso.org/standard/70035.html>)
- ISO (2019a), ISO 20140-1: Automation systems and integration — Evaluating energy efficiency and other factors of manufacturing systems that influence the environment. Part 1: Overview and general principles. (<https://www.iso.org/standard/69358.html>)
- ISO (2018), ISO 20140-2: Automation systems and integration — Evaluating energy efficiency and other factors of manufacturing systems that influence the environment. Part 2: Environmental performance evaluation process. (<https://www.iso.org/standard/64673.html>)
- ISO (2019b), ISO 20140-3: Automation systems and integration — Evaluating energy efficiency and other factors of manufacturing systems that influence the environment. Part 3: Environmental performance evaluation data aggregation process (<https://www.iso.org/standard/64674.html>)
- ISO (2024), ISO 20140-5: Automation systems and integration — Evaluating energy efficiency and other factors of manufacturing systems that influence the environment. Part 5: Environmental performance evaluation data. (<https://www.iso.org/standard/82978.html>)
- Li, W., Kara, S., (2011), “An empirical model for predicting energy consumption of manufacturing processes: a case of turning process” , Proc. Inst. Mech. Eng. Part B, J. Eng. Manuf. vol.225 (9), pp.1636-1646.
- Mori, M., Fujishima, M., Inamasu, Y., Oda, Y., (2011), ” A study on energy efficiency improvement for machine tools” , CIRP Ann. Manuf. Tech. vol.60 (1), 145-148.

Vincent Aizebeoje Balogun and Paul Tarisai Mativenga, (2013), "Modelling of direct energy requirements in mechanical machining processes", *Journal of Cleaner Production*, vol. 41, pp. 179-186.

吳致呈、陳俊達，(2012)，綠色鋼材在生命週期之減碳效益，*永續產業發展期刊*，Vol. 61, pp. 55-61.

黃增輝，(2003)，鋼材切削性質評估指標之研究，國立成功大學材料科學及工程學系碩士論文

環境管理規劃類

## 淨零排放下我國製造業 ISO 50001 推動成效

林宜儒\*、陳依庭\*、林庭瑋\*\*

### 摘 要

隨著全球淨零排放浪潮與歐盟碳邊境調整機制趨勢，國際間減碳議題持續發酵，淨零排放已成全球共識目標，我國亦於 2021 年宣布 2050 年達到淨零排放，並規劃「臺灣 2050 淨零排放路徑及策略」積極佈署淨零轉型。製造業作為臺灣經濟發展的重要支柱，同時也是碳排放的主要來源之一，面對淨零排放的挑戰，如何研擬相關戰略、落實碳排減量，已成為企業追求永續發展的關鍵課題。我國積極推動依循國際標準 ISO 50001 建立能源管理制度，型塑企業自主持續能源績效改善機制，提升能源效率，有效降低能源成本，提升競爭力，接軌政府與國際環境永續政策，以落實企業社會責任。

本文探討淨零排放下我國如何推動 ISO 50001 制度，助力製造業在淨零排放浪潮中實現綠色轉型；透過政府政策引導、企業積極參與、技術創新驅動，臺灣製造業將在淨零排放的道路上穩健前行，為全球綠色轉型貢獻力量。

【關鍵字】製造業能源管理、能源管理系統、ISO 50001、淨零排放

\* 財團法人台灣綠色生產力基金會

\*\* 經濟部產業發展署

專案經理

科長

## 一、前言

在全球暖化問題日益嚴重、能源使用成本不斷攀升，以及碳稅 / 費開徵在即的背景下，我國製造業面臨嚴峻挑戰。隨著各國承諾在 2050 年達成淨零碳排，減少化石燃料的使用並加速能源轉型，國際碳稅 / 費壓力也日益增加，歐盟的碳邊境調整機制（Carbon Border Adjustment Mechanism, CBAM）已於 2023 年 10 月試行，緊接而來的還有美國的清潔競爭法案（Clean Competition Act, CCA），未來將有更多國家施行碳稅 / 費，這將使依賴出口貿易的我國產業面臨額外的生產成本。國內方面，「氣候變遷因應法」已將 2050 年淨零排放目標納入法規，針對我國排碳大戶，推動溫室氣體盤查與揭露，並依據申報量以一般費率每噸 300 元作為基礎開徵碳費，勢必帶動產業加速減碳進度。國際品牌如蘋果公司要求全球供應鏈共同減碳，台積電也要求供應商在 2030 年前節能 20%。為保持國際競爭力，減碳措施已成為必須。因此，面對這些挑戰，我國製造業需積極採取行動，推動綠色轉型，降低碳排放，確保可持續發展與國際競爭力。

### 1.1 淨零排放國內外趨勢

為因應全球氣候變遷的影響，聯合國於 1992 年通過「聯合國氣候變化綱要公約」，1997 年提出「京都議定書」並於 2005 年 2 月 16 日生效，期藉國際公約規範減少經人類活動所排放的溫室氣體。隨著暖化問題日益嚴峻及傳統能源快速耗竭，國際間不再僅以「節能減碳」為目標，更進行能源策略轉型、實施綠色新政及發展綠能產業等，以打造低碳社會與發展低碳經濟。

近年依據科學證實全球暖化已達到「氣候危機」的負面影響，成為當前國際社會共同面臨的急迫挑戰，2018 年聯合國政府間氣候變遷專門委員會 (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) 呼籲若欲實現全球升溫控制在 1.5°C 以內的目標，全球溫室氣體排放量必須於 2030 年前減半，並在 2050 年達到「淨零」，促使世界各國陸續提出「2050 淨零排放」的宣示與行動為共同承擔全球目標，我國亦開始針對年排放量超過 2.5 萬噸排碳大戶進行盤查、查證及登錄，逐步邁向強制減量階段，並期望

採取徵收碳費等經濟誘因工具，促使企業減少碳排放，並將原訂的分階段管制目標，改為逐步落實「2050 淨零轉型」目標，邁向綠色低碳及永續經營。

依據 IPCC 定義，淨零排放係指當一個組織，在特定期間內（衡量期間通常為 1 年），所有溫室氣體的「排放量」與「移除量」達到平衡，就稱為淨零排放。如圖 1，淨零排放所涵蓋的減量範圍，除了二氧化碳以外，甲烷、氧化亞氮、氫氟碳化合物、全氟碳化合物、六氟化硫、三氟化氮等 7 種均屬聯合國氣候變化綱要公約所規範的溫室氣體。



參考資料：經濟部 2050 淨零排放，<https://www.go-moea.tw>

圖 1 淨零排放定義概念圖

為呼應淨零減碳國際情勢，我國於 2021 年 4 月宣誓 2050 年淨零碳排目標，為達成「加速減碳減緩氣候變遷」及「適應全球氣候變遷衝擊並建構韌性體系」目的，將「溫室氣體減量及管理法」修正為「氣候變遷因應法」，納入 2050 淨零排放目標，並於 2022 年 3 月正式公布「臺灣 2050 淨零排放路徑及策略總說明」。我國碳排放減量路徑是以 2005 年為基準年，於 2020 年、2025 年每 5 年為管制目標，現階段已完成第一期 (2020 年)，進到第二期作業，第二期 2025 年減量目標為 10%，在「臺灣 2050 淨零排放路徑及策略總說明」中宣布 2030 年 NDC(國家自訂貢獻，Nationally Determined Contribution, NDC) 強化目標為 24% 加減 1%，即第三期 (2026-2030) 階段管制目標。

關於製造部門節能減碳相關政策與措施，可見於 2021 年 9 月經濟部產業發展署公布的「製造部門 2030 淨零轉型路徑」，其推動 3 大面向、11 項措施，在 2030 年前主要將以最大化導入既有成熟技術並開始布局前瞻技術為主軸；在製程改善方面，優先透過加速產業更新高效率設備（空調、空壓、鍋爐、電爐等），以及建置智慧化能源管理系統，如導入 ISO 50001 能源管理系統、ICT 智慧能源監控等達成減碳。

### 1.2 製造業面臨的挑戰

因科學證實氣候變遷造成的負面影響已經十分緊急，氣候變遷是當前國際社會共同面臨的急迫挑戰，各國陸續提出「2050 淨零排放」的宣示與行動，面對國際減碳壓力，各國政府開始利用碳管理手段限制產業碳排放，透過碳定價方式，以經濟誘因促使產業投入能源管理或技術創新活動，鼓勵產業邁向低碳之路。

截至 2024 年 7 月 17 日，全球已有 149 個國家宣示其淨零排放目標以呼應全球淨零趨勢，減碳亦從環保面向擴及產業與能源轉型，並被列為跨國貿易往來的先決條件，其中歐盟更提出「碳邊境調整機制 (CBAM)」要求進口產品需依碳含量購買 CBAM 憑證，以加速各國減碳進程；同時國際大廠亦紛紛加入 RE100 倡議、碳揭露專案 (Carbon Disclosure Project, CDP)、科學基礎減量目標 (Science Based Targets) 等，進行碳減量規劃、訂定減碳基線，宣示企業淨零排放目標期程，並要求旗下供應鏈廠商配合使用綠電與加強減碳。

我國製造業在淨零減碳目標下，正面臨著多重挑戰，技術研發與導入、設備更新、製程改造、供應鏈減碳等，都是耗費資源且需長期努力的過程，同時，企業還需面對碳定價機制、碳邊境調整機制等政策法規的壓力，再加上消費者環保意識提升、綠色供應鏈要求等市場競爭的挑戰，我國作為出口導向經濟體，更可能直接衝擊企業的成本與競爭力。

為因應此趨勢，製造業必須提前布局淨零轉型，積極推動 ISO 50001 能源管理系統，提供企業系統化的能源管理制度，協助企業建立能源管理目標、追蹤能源績效、識別節能機會，並持續改進能源使用效率，不僅能降低能源成本、減少碳排放，還能提升企業形象、符合國際減碳趨勢，強化出口競爭力，引領製造業邁向綠色永續的未來。

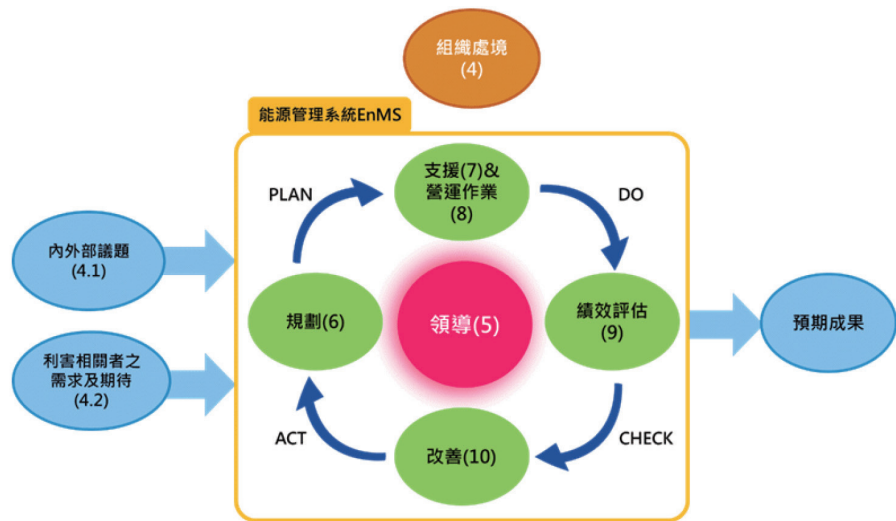
## 二、能源管理系統介紹

### 2.1 ISO 50001 能源管理系統

國際標準組織 (International Organization for Standardization, ISO) 於 2008 年 2 月成立技術委員會 (ISO/TC 242)，主要負責研訂一新的能源管理系統標準，期望在國際間建立具一致性的規範，取得制定能源管理標準的共識。能源管理系統前身為英國 BSI 於 2009 年 7 月發佈的歐洲標準 EN 16001，國際標準組織則以 ISO 9001/14001 為架構，發展 ISO 50001 能源管理系統 (ISO 50001 ; Energy Management System ; EnMS)；於 2011 年 6 月 15 日公告 ISO 50001 能源管理系統國際標準，目前最新版本為 2018 年 8 月修訂 ISO 50001 : 2018。

新版標準架構主要提供給所有管理系統標準使用，此架構凌駕於所有管理系統的標準之上，故稱為「高階結構」HLS(High Level Structure)。未來只要是 ISO 組織發行的管理系統標準都必需須參照此結構，此結構不僅統一了核心要項與編碼，對於基本用語與定義也做了一致性的詮釋。此標準架構一共分為 10 個章節，並以 PDCA(Plan-Do-Check-Act) 的管理循環來詮釋標準的運行，如圖 2。提供組織、企業一必要程序架構可依循，在不影響現有運作下，自主提升能源使用效率，使能源績效提升至最佳狀態，並與組織運作策略和目標密切配合，也經由能源使用及成本的降低、溫室氣體排放的減量，進而達到永續經營與環境友善的目標。





參考資料：經濟部產業發展署，產業節能減碳資訊網，<https://ghg.tgpf.org.tw/>

圖 2 ISO 50001:2018 標準條文 PDCA 運作架構

2.2 ISO 50001 標準執行重點

ISO 50001 標準適用於各種類型與規模的組織，即使是中小型能源用戶也可以妥善運用這個方法，持續改善能源績效，依據 ISO 50001:2018 國際標準重點彙整建立能源管理系統之 8 大推動步驟，簡述如下：

1. 瞭解組織處境與利害相關者需求與期待，掌握風險與機會

通過鑑別能源管理系統的風險和機會，組織能夠預測潛在的狀況和後果，以便在發生不可預期的衝擊之前解決，使能源管理系統成為預防性手段；而不是坐待問題發生的事後管理。ISO 50001 的有效實施可以改變組織管理能源的方式，提供系統的方法來提高能源績效，標準的價值在於作為能源及相關成本策略管理的最佳實踐。

2. 跨部門會管理團隊

建議組織應指派具有節能技術能力或接受完整能源管理系統訓練的人員（如設施

維護、設備採購、人力資源、公共關係、事業營運或行政管理等部門人員) 建立能源管理團隊，並專責相關職權，監督能源策略規劃是否確實被執行。

### 3. 明確的管理程序與作法

要求組織應對能源管理系統實施與運作單元提出明確的管理程序與作法，如：能源審查、能源管理行動方案、守規性評估、教育訓練、內 / 外部溝通、能源設備採購、能源設備操作、內部稽核及管理階層審查等項目，並要求各項能源管理作業流程予以文件化，保留相關紀錄。

### 4. 系統化的能源管理規劃

從能源管理規劃的結果，研擬符合組織特性的能源管理系統策略，並由組織最高管理階層提出持續改善能源管理績效承諾，提供落實能源管理系統所需的各項資源。完整的能源管理策略除明確的能源政策，亦包括設定能源管理目標、標的、行動計畫及績效指標等，並確保重要作業管制項目已予以文件化及保留紀錄。規劃內容包括：(1) 執行能源審查 (Energy review)、(2) 建立能源績效指標 (Energy Performance Indicators, EnPI) 與能源基線 (Energy Baseline, EnB)、(3) 規劃行動計畫 (Action Plans)。

### 5. 建立能源績效指標及能源基線

能源績效指標及能源基線為 2 項相互關連的關鍵概念，在早期推動的過程中工廠往往不清楚如何透過能源績效指標與能源基線來進行重大能源使用分析與改善。標準明確規範相關要求與提供指引，以協助組織建立或實施遵循或參考，並提供企業對於建立、使用及維持能源基線，以及利用能源績效指標量化能源績效及其變化，以符合能源管理系統標準的相關要求。

### 6. 具體的能源管理行動計畫

組織應依其營運特性設定能源管理目標與標的，擬訂具體的能源管理行動計畫並落實執行。同時，要求組織應建立完整的監測、量測及分析程序 (如：能源流向分析、改善效益分析、量測與驗證規則及成本分析等)。工廠可針對照明、空調、鍋爐等其

他生產設備進行量測，分析潛在節能改善空間，以規劃適當的能源管理行動計畫。

### 7. 能源數據收集計畫

ISO 50001 標準要求企業需事先規劃要收集哪些數據、如何收集數據以及如何有週期性地確保維持能源審查和監督、量測、分析和評估過程所需數據的完整性、可用性及正確性。工廠可利用能源審查鑑別重大能源使用設備，進一步評估影響重大能源設備能源績效的相關變數，規劃出監測項目與頻率，讓工廠可以在有效的人力與資源下，依然可以確實掌握重大能源使用設備的能源績效，而重大能源使用設備監督量測規劃結果更可作為未來推動能源績效監視分析系統的基本架構。

### 8. 納入工廠智慧化能源管理

工廠可藉由節能技術量測服務建立重大能源使用設備的能源績效指標與能源基線；讓能源管理系統與節能實務作更深入連結，將能源績效指標以視覺化方式呈現，透過能源績效監視分析系統協助工廠找出節能改善空間，提高能源使用效率並引導製程優化，進而提升工廠營運績效。

綜合以上執行重點，工廠面對國際減碳趨勢與永續發展的社會責任，應該全面檢視內外部議題及利害關係人的需求，將相關風險與機會納入高層策略決策。透過組織背景調查，掌握國際減碳趨勢、政策法規、市場需求等外部因素，同時考量自身能源使用狀況、碳排放量、技術能力等內部因素，制定全面的節能減碳策略，以實現永續經營目標。

## 三、國內外能源管理系統推動現況

我國為協助製造業提前布局淨零轉型，以符合前述國際貿易的減碳趨勢，及逐步達成智慧化能源管理，透過經濟部能源署「能源研究發展基金」補助委由產業發展署推動「製造業能源管理示範輔導計畫」，協助輔導工業部門能源用戶將能源納入 ISO 50001 管理。依據國際標準 ISO 50001 能源管理系統建立能源管理制度，結合節能診斷服務、能源管理資訊化應用，協助企業獲得節能實質效益，打造持續改善機制與動力，同時培植國內能源管理系統與能源技術服務專業人力與輔導能量，規劃 (1) 能源

管理系統示範團隊、(2) 整合型能源管理系統示範輔導、(3) 工廠智慧化能源管理示範輔導等 3 種示範輔導模式，透過 ISO 50001 能源管理系統的導入，協助企業建立持續改善機制，獲得節能減碳實質效益，邁向節能數位化。

3.1 全球 ISO 50001 導入企業家數分析

ISO 國際標準組織每年針對 ISO 管理體系 (例如 ISO 50001、ISO 9001) 進行調查，以了解全球各國當年度 ISO 管理體系標準有效證書數量。該數據係由 IAF 成員認可的認證機構提供，由於歷年參與率不同，因此數據資料會因調查版本的不同而有所波動。

根據 2024 年公告數據，2023 年全球企業通過 ISO 50001 驗證證書共計 24,924 件，通過驗證證書數量前 10 名的國家如圖 3 所示，其中，德國共有 10,362 家 (占全球總數 42%) 企業通過驗證；其次為義大利 1,925 家 (占全球總數 8%)、英國 1,490 家 (占全球總數 6%)、印度 1,089 家 (占全球總數 4%)、法國 1,012 家 (占全球總數 4%)；台灣排名第 10，共計 485 家 (占全球總數 2%) 企業通過驗證。

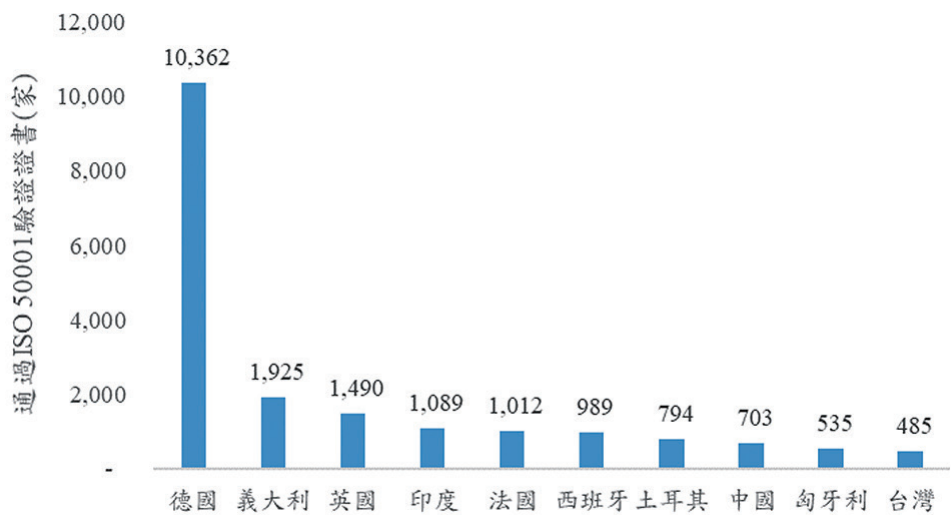


圖 3 2023 年全球企業通過 ISO 50001 驗證證書數量前 10 名國家

3.2 我國製造業能源管理系統推動成效

根據經濟部產業發展署「製造業能源管理示範輔導計畫」數據分析，2013 至 2022 年受輔導廠商在接受 ISO 50001 能源管理系統的建置輔導後，第一年平均年節電率達 2.25%，第二年為 1.77%，第三年則為 2.05%；累積下來，3 年總節電率達到 6% 以上，如圖 4 所示，這些數據體現了 ISO 50001 的核心精神，即通過系統化的能源管理，企業能夠持續提出並實施能源效率改善方案。

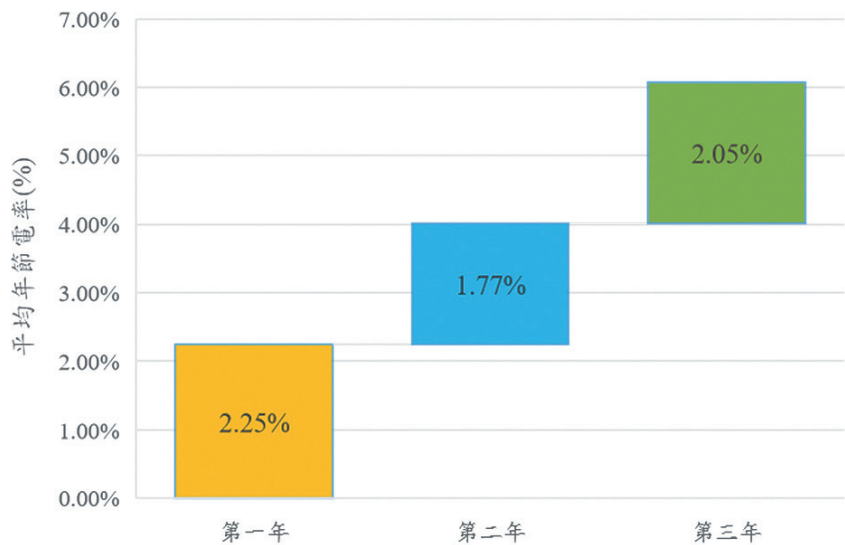


圖 4 歷年受輔導廠商導入 ISO 50001 後 3 年平均年節電率

歷年受輔導廠商在不同系統類別的減碳量分析，如圖 5 所示。從圖中可以看出，製程系統的減碳量最大宗 ( 約占整體 50%)，其次是空調、空壓等其他系統。這表明在廠商提出節能改善提案時，首要選擇為製程系統改善。導入 ISO 50001 多年後，工廠每年都需設定新的節能目標，因此廠商往往會針對製程系統提出更多節能改善提案。這顯示了 ISO 50001 不僅是節能的工具，更是引領產業製程升級的重要手段。

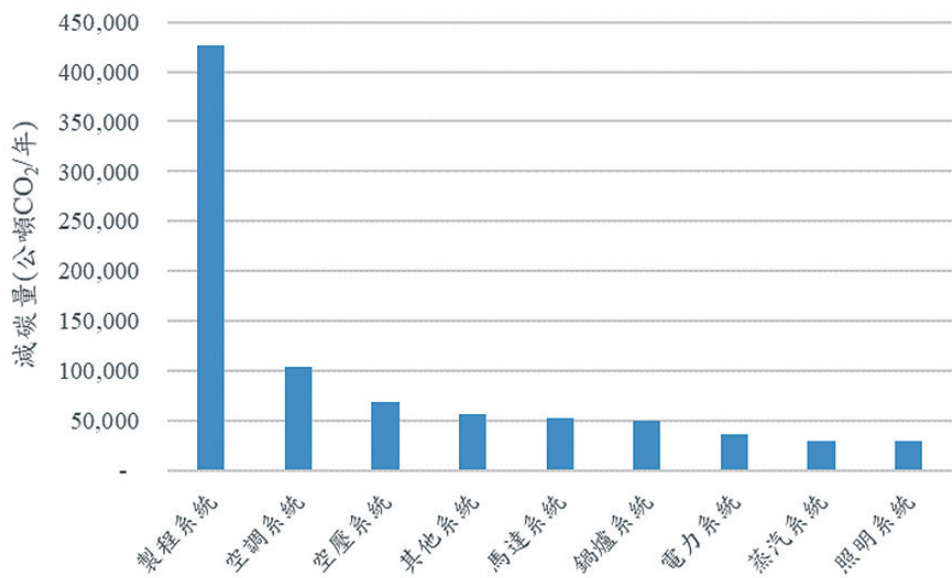


圖 5 節能系統類別效益分析

進一步分析減碳量最大的製程系統，針對製程系統所執行節能改善方法的減碳量如圖 6。從數據中可以看出，製程設備節能方法中以能源管理手法減碳量占最大宗，如企業經由量測診斷及能源績效指標分析，規劃降低設備負載時間以提升能源效率(那些管理手法可簡單舉例)透過追蹤數據紀錄，分析設備空載時間，藉由壓力設定調整，生產排程調整減少工時…等達到效率最佳化，進而節電，累計減碳量達 127,572 公噸 CO<sub>2</sub>，平均每減少 1 公噸 CO<sub>2</sub> 的投資經費為 0.8 萬元；其次為設備改善，累計減碳量 115,164 公噸 CO<sub>2</sub>，平均每減少 1 公噸 CO<sub>2</sub> 的投資經費為 1.2 萬元；第三為汰舊換新，累計減碳量 52,856 公噸 CO<sub>2</sub>，平均每減少 1 公噸 CO<sub>2</sub> 的投資經費為 9.3 萬元。因此，對於製程設備而言，實施能源管理系統是最具經濟效益的節能改善手段，其所需的投資成本最低，且能實現顯著的減碳效果。

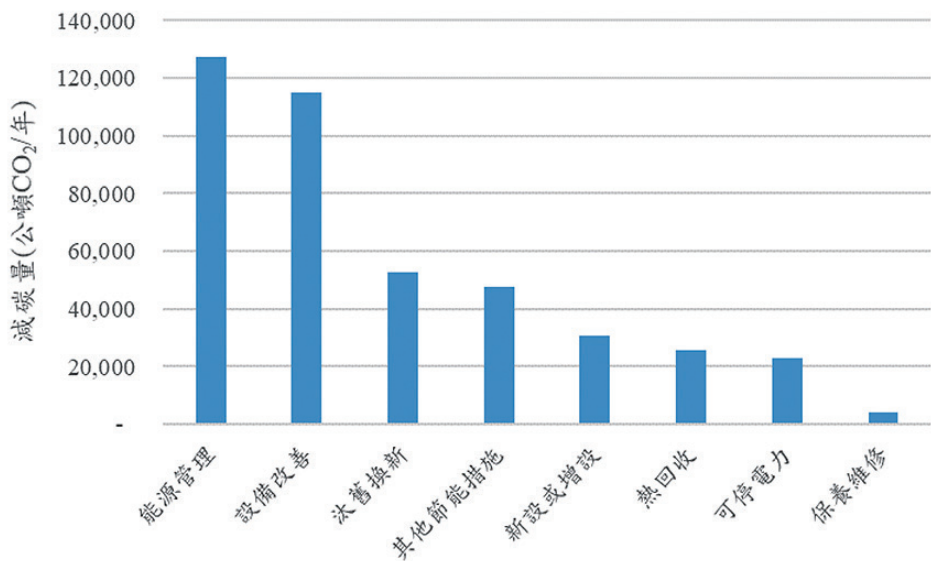


圖 6 製程系統節能手法效益分析

根據經濟部能源署能源查核申報資料顯示，我國 2021 年製造部門共計 3,401 家能源大用戶進行生產性質能源查核申報，其中，已建置 ISO 50001 家數為 378 家、節電量 9.2 億度、減碳量 54.7 萬公噸；尚未建置 ISO 50001 家數為 3,023 家、節電量 11.0 億度、減碳量 62.7 萬公噸，如表 1 所示。根據數據顯示，能源大用戶已建置 ISO 50001 企業雖然僅占整體家數 11%，其節電量卻幾乎與尚未建置的企業相當，突顯出 ISO 50001 在提升能源效率方面的顯著效果，尤其對於能源大用戶來說，導入系統後，不僅能大幅提升自身的能源管理效率，更能推動我國整體減碳效益。

已建置 ISO 50001 的產業別中，以電機電子業最多，因位居國際供應鏈重要環節，常受國際品牌客戶要求，需符合嚴格的環境標準，更積極導入 ISO 50001 以提升能源管理績效。至於其他產業的推動進展，未來有望通過深入研究及持續精進策略，推動更多企業加入能源管理系統的行列，從而提升全產業的能源效率。



表 1 能源大用戶節能績效分析彙整表

|        | 已建置 ISO 50001 |             |                               | 尚未建置 ISO 50001 |             |                               |
|--------|---------------|-------------|-------------------------------|----------------|-------------|-------------------------------|
|        | 家數            | 節電量<br>(萬度) | 減碳量<br>(tonCO <sub>2</sub> e) | 家數             | 節電量<br>(萬度) | 減碳量<br>(tonCO <sub>2</sub> e) |
| 電機電子業  | 150           | 55,918      | 285,485                       | 679            | 36,496      | 186,587                       |
| 化工業    | 64            | 7,874       | 68,075                        | 555            | 42,558      | 262,092                       |
| 金屬基本工業 | 57            | 17,289      | 93,988                        | 731            | 10,960      | 65,038                        |
| 紡織業    | 27            | 1,225       | 22,742                        | 190            | 4,421       | 25,551                        |
| 其他製造業  | 25            | 3,064       | 33,536                        | 369            | 6,604       | 34,296                        |
| 非金屬礦業  | 24            | 2,993       | 18,678                        | 161            | 4,430       | 24,434                        |
| 造紙業    | 16            | 3,632       | 21,869                        | 50             | 1,136       | 5,858                         |
| 食品業    | 15            | 254         | 2,774                         | 288            | 3,883       | 23,413                        |
| 總計     | 378           | 92,248      | 547,148                       | 3,023          | 110,488     | 627,269                       |

進一步探討 ISO 50001 對於能源大用戶達成節能減碳效益，以下分析廠商建置 ISO 50001 與否對其節電量、減碳量、投資金額及節省能源成本等能源績效影響，如表 2。由表可見，已建置廠商平均節電量和平均減碳量皆優於尚未建廠廠商；此外，已建置廠商平均每減少 1 公噸碳排放所需投資金額為 1.75 萬元，明顯低於尚未建置廠商，若換算成回收年限，已建置 ISO 50001 廠商平均可在 1.7 年內回收投資成本，由此可知，建置 ISO 50001 對於提升能源管理效率、減少能源消耗及降低減碳成本具有顯著的效果，從而有助於企業實現更高的能源成本節省。採用能源管理系統，不僅是實現經濟效益手法節能的有效途徑，更名為企業帶來長遠的競爭優勢。

表 2 能源大用戶節能效益比較表

| 節能效益                                   | 已建置 ISO 50001 廠商<br>(378 家) | 尚未建置 ISO 50001 廠商<br>(3,023 家) |
|----------------------------------------|-----------------------------|--------------------------------|
| 平均節電量 (萬度 / 家)                         | 244                         | 37                             |
| 平均減碳量 (公噸 CO <sub>2</sub> / 家)         | 1,447                       | 207                            |
| 平均減碳投資金額<br>(萬元 / 公噸 CO <sub>2</sub> ) | 1.75                        | 2.50                           |
| 回收年限 (年)                               | 1.7                         | 2.7                            |

### 3.3 能源管理系統未來推動策略

在全球邁向淨零碳排的趨勢下，我國將 ISO 50001 作為淨零轉型戰略其中一項具體措施，採以制度引導企業實現節能減碳，為協助工業部門達成淨零碳排目標，積極推動能源大用戶納入 ISO 50001 管理，以已建置 ISO 50001 能源大用戶用電量占工業部門能源大用戶總用電量作為覆蓋率計算。依據 2021 年製造業能源查核申報資料顯示，能源管理系統覆蓋率已達 48%。

然而廠商建置能源管理系統，需實施能源審查，針對各項能源設備運轉數據進行分析、計算及監測，以鑑別後續管理需求，建構完善之能源管理制度；這些規劃作業需要花費許多人力與時間，且每年需支付第三方驗證費用，以維持能源管理系統 ISO 50001 證書有效性。在缺乏強制法規的情況下，企業往往對建置能源管理系統的積極性不足。此外，能源管理系統的有效運作關鍵在於員工的專業能力與人力的持續投入。一旦原本負責推動能源管理系統的團隊成員發生異動，可能導致系統無法如期運作，進而影響工廠能源績效的持續改善。

因此如何透過 ISO 50001 能源管理系統整合創新節能技術應用，達成能源效率極大化目標，積極推動並擴大能源大用戶納入 ISO 50001 能源管理系統，為企業帶來實質效益，提升整體產業的能源使用效率，經濟部產業發展署規劃以 4 大策略來推動達成能源管理系統：

#### 1. 提升大用戶納入 ISO 50001 管理

- (1) 推動能源管理系統示範團隊輔導
- (2) 推動整合型能源管理系統輔導
- (3) 結合節能診斷、EnMS 能源資訊技術應用
- (4) 提供工廠能源管理結合減碳策略作法

#### 2. 推動製造業智慧化能源管理

- (1) 推動工廠智慧化能源管理示範輔導
- (2) 能源資訊系統工廠建置評估

### 3. 知識傳遞引導產業能源管理

- (1) 建立 ISO 50001 系列標準系統化課程
- (2) 培訓企業能源管理人員系統運作能力
- (3) 提供產業智慧化能源管理顧問服務

### 4. 擴散成功經驗引導中小用戶

- (1) 建立能源管理系統輔導績效平台
- (2) 提供能源管理系統行動專車服務
- (3) 辦理能源管理系統示範觀摩
- (4) 編撰能源管理系統推動成果手冊

採制度引導企業實現節能減碳，以能源管理系統整合節能應用等技術工具提升能源使用效率、抑低企業電力需求；更強化人才與能力之培訓，健全企業良好能源管理體質，以邁向產業淨零轉型之路。

## 四、結論

在全球淨零排放的趨勢下，臺灣正積極推動二次能源轉型、鼓勵深度節能，並推動綠色與數位產業雙軸轉型，以打造淨零永續綠生活。製造業作為能源大用戶，面臨著巨大的減碳壓力與挑戰，透過導入 ISO 50001 能源管理系統，不僅能有效減碳，更可提升能源效率、降低成本、強化競爭力，有助於協助企業邁向永續發展之路。

ISO 50001 標準強調持續改善的理念，要求企業建立能源政策、目標與管理計畫，並定期審查與更新，透過能源績效指標的監控，企業能有效掌握能源使用狀況，找出改善空間，進而提升能源效率。根據數據顯示，導入 ISO 50001 的企業能源管理效率方面表現亮眼，2013 至 2022 年受輔導廠商累計節電量更達 12 億度、減碳量達 85 萬公噸，首年平均年節電率均超過 1.5%，前 3 年平均年節電率更能達 2% 以上，此成果顯示 ISO 50001 引導企業針對製程設備進行改善，不僅投資成本低，更能有效提升設備使用效率進而減碳，為企業帶來實質的節能減碳效益。

為加速我國製造業能源轉型，經濟部能源署與產業發展署將持續合作強化政策引導，提供誘因鼓勵企業導入 ISO 50001，並加強宣導與教育，提升企業對能源管理的認知；同時，擴大對企業的輔導資源，鼓勵企業導入智慧化能源管理，結合資通訊技術，即時監控能源使用狀況，優化能源管理，提升能源使用效率，進一步發揮 ISO 50001 的效益；最後，更加強重視能源管理人才培育，透過宣導推廣、專業課程等方式，提升能源管理人才的专业素質，為產業永續發展奠定基礎。

綜上所述，ISO 50001 能源管理系統不僅是企業邁向淨零永續的關鍵工具，更是提升能源效率、降低成本、強化競爭力的有效途徑。在政府政策引導、企業積極參與、以及能源管理人才培育等多管齊下，臺灣製造業必能實現能源轉型，為產業永續發展奠定基礎，達成我國深度節能的目標，並進一步推動綠色與數位產業雙軸轉型，共同為臺灣打造淨零永續的綠色未來。

### 參考文獻

財團法人台灣綠色生產力基金會 (2023)，製造業能源管理示範輔導計畫期末報告，經濟部產業發展署委辦計畫。

財團法人台灣綠色生產力基金會 (2023)，製造業能源管理系統示範輔導推動成果手冊，經濟部產業發展署指導。

國家發展委員會 (2022)，臺灣 2050 淨零排放路徑及策略總說明，[https://www.ndc.gov.tw/Content\\_List.aspx?n=DEE68AAD8B38BD76](https://www.ndc.gov.tw/Content_List.aspx?n=DEE68AAD8B38BD76)

產業節能減碳資訊網，<https://ghg.tgpf.org.tw/>

經濟部 (2022)，製造部門 2030 淨零轉型路徑，<https://www.go-moca.tw/carbonReduceZeroPath/manufacture>

經濟部能源署 (2023)(2022)，20221 年生產性質行業能源查核能源查核年報資料。

環境部氣候變遷署，<https://www.cca.gov.tw/>

IPCC(2024)，<https://www.ipcc.ch/>

ISO(2024)，The ISO Survey，<https://www.iso.org/the-iso-survey.html>

Net Zero Tracker，<https://zerotracker.net/>

## 環境管理規劃類

# 鋰電池儲能系統潛在環境衝擊分析初探

黃建中 \*

## 摘 要

鋰電池儲能系統案場隨著能源結構改變，近幾年在台灣大量建置，目前總數已超過 1GW，然而儲能電池熱失控將導致環境危害風險，並造成社會負面觀感。為釐清此一議題，本研究回顧了國內外相關的研究，彙整鋰電池可能的環境危害物質與相關污染途徑，經比對國內既有法規與污染管制標準，重點項目是鎳、鉻、銅、鋅、氫氟酸、氰化氫、六氟磷酸、四氟硼酸、六氟砷酸鋰、五氟磷酸、揮發性有機物，新興污染物則須留意 PFAS 等氟化物。

在可能的污染途徑部分，以儲能案場熱失控的情境下風險較高，除了燃燒生成產物直接排放到大氣，用於事故現場的滅火劑或消防用水，也可能是承載來自鋰電池釋放的所有污染物的媒介，這可能擴大影響範圍，影響到案場周界的土壤與地下水。未來可以導入其他安全性更高的儲能系統，並且強化儲能案場管理規範，將可降低儲能電池潛在環境衝擊。

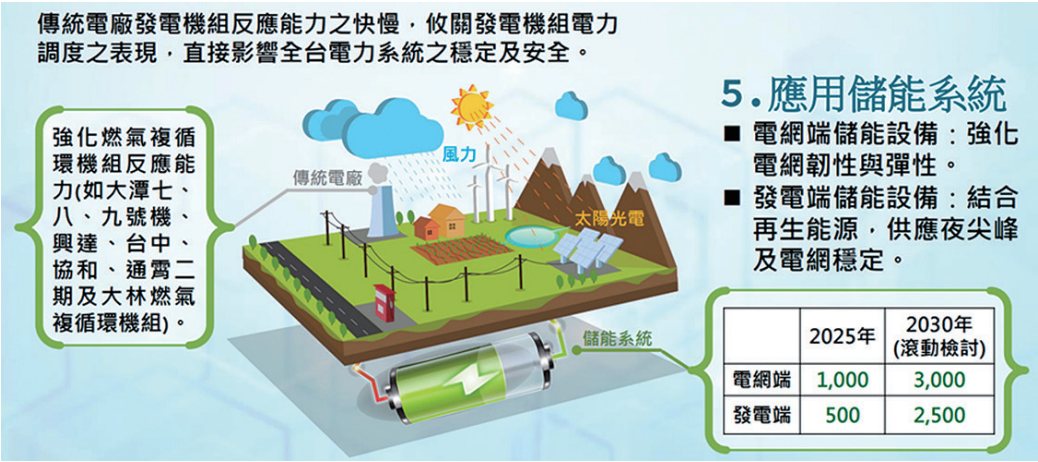
【關鍵字】儲能系統、鋰電池、環境衝擊

\* 工業技術研究院綠能與環境研究所電池儲能研究室

專案經理

## 一、儲能系統的重要性

國發會「臺灣 2050 淨零排放路徑」的規劃中，再生能源裝置容量於 2025 年預期達到 25.6GW，並以 2030 年以前太陽光電每年增加 2GW、風力發電每年增加 1.5GW 為目標。為維持電網穩定，需要大量的儲能系統在電網端搭配再生能源，以減少再生能源發電併網時對電網造成的衝擊。儲能系統亦是電力系統中輔助服務的供應來源之一，相較於燃氣機組可以在更短時間內完成建置及上線，且可同時提供多樣功能。目前我國規劃 2025 年電網端儲能設置 1,000MW 以上，包含自建儲能系統 160MW 以上、建立電力交易平台採購輔助服務 840MW 以上；另推動發電端儲能系統 500MW。2030 年的電網端與發電端儲能建置量則分別為 3,000MW 和 2,500MW，如圖 1 所示（行政院國家永續發展委員會，2022）。



資料來源：行政院國家永續發展委員會 (2022)

圖 1 儲能系統設置目標量 (MW)



為了符合電力交易平台輔助服務的響應時間需求，國內目前參與此平台的儲能案場均為鋰電池儲能系統，組成單元可分成電池模組、電池管理系統、能源管理系統、電池保護與滅火系統。其中電池模組單元還可依據正負極材料區分為鋰三元（主流為鎳鈷鋰錳 NCM、鎳鈷鋁錳 NCA）、磷酸鋰鐵（LFP）和鋰鈦氧（LTO），由於鋰鈦氧負極材料成本較高，而磷酸鋰鐵相較於鋰三元鋰電池擁有較高的安全性與循環壽命，因此在國內儲能案場的應用上以磷酸鋰鐵電池為大宗。

國內鋰電池儲能案場建置量近年來快速增加，根據台電資料，目前電網端儲能建置量約為 1,216.9MW（截至 113 年 10 月 30 日），其中 dReg（動態調頻備轉）：809MW，E-dReg（電能移轉複合動態調節備轉容量）：391.2MW，sReg（靜態調頻備轉）：16.7MW。在發電端主要是推動儲能系統結合太陽光電發電設備，目前已有 3 個案場上線（截至 113 年 10 月 1 日），設置容量總計為 30.5MW。

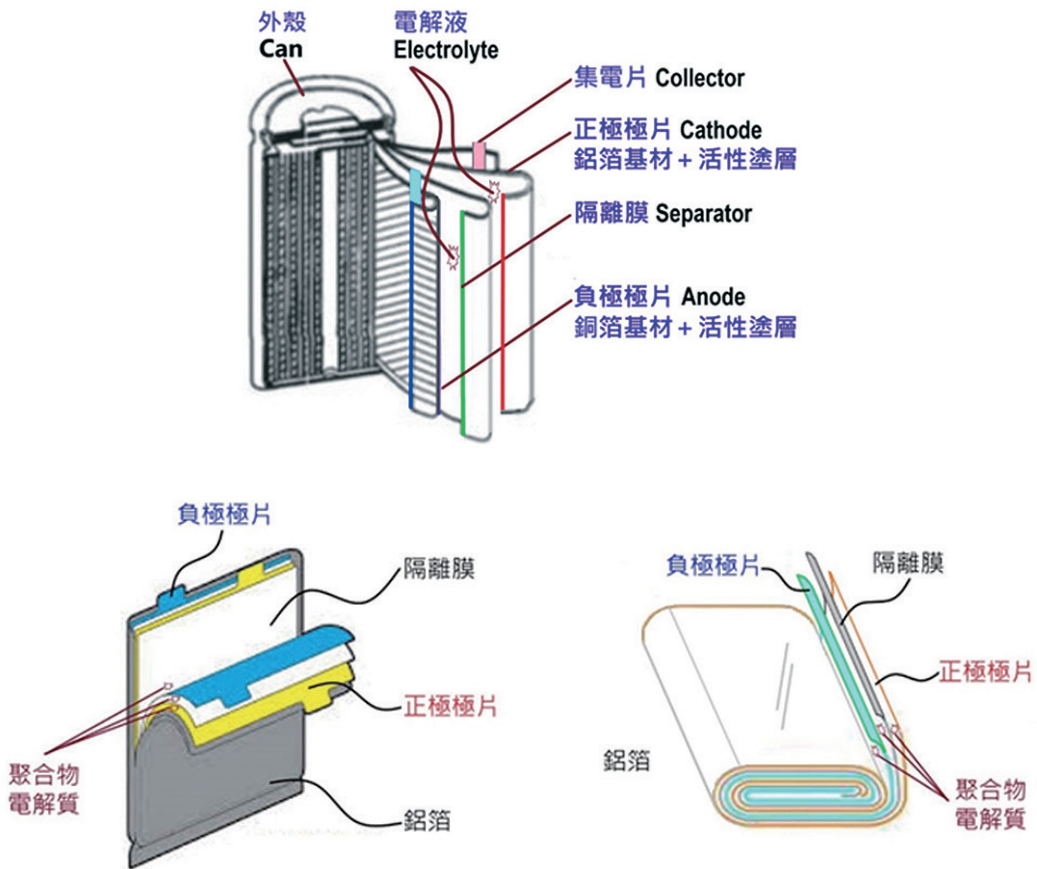
然而儲能系統的事故也時有所聞，根據全球公開數據庫 EPRI BESS Failure Incident Database 統計，全球迄今已發生超過 80 起併網型儲能系統安全事故案件，大部分事故都在運轉 2 年內發生，台灣也有 3 起事故被列在內，分別是 2022 年 3 月 30 日的台電龍井案場、2023 年 7 月 4 日龍井的民間儲能貨櫃、2023 年 12 月 28 日的台電蘭嶼案場。而一旦發生事故，造成的損失與危害重大，亦將造成環境衝擊，並造成社會負面觀感，因此有必要針對儲能電池潛在環境衝擊進行分析。

## 二、儲能電池材料分類與潛在危害物質

### 2.1 儲能電池潛在危害物質

電池污染物會隨電池材料配方與製程而有所不同，包括：鋰電池正極材料、負極材料、電解質、隔離膜和外殼，如圖 2 所示（羅得良，2023）；鋰離子電子材料分類，如圖 3 所示（羅得良，2023），包括金屬鹽類、揮發性有機電解質和添加劑（導電劑和黏著劑等）；後者通常是商業機密，因此它們的毒性和燃燒產物大部分是未知的。

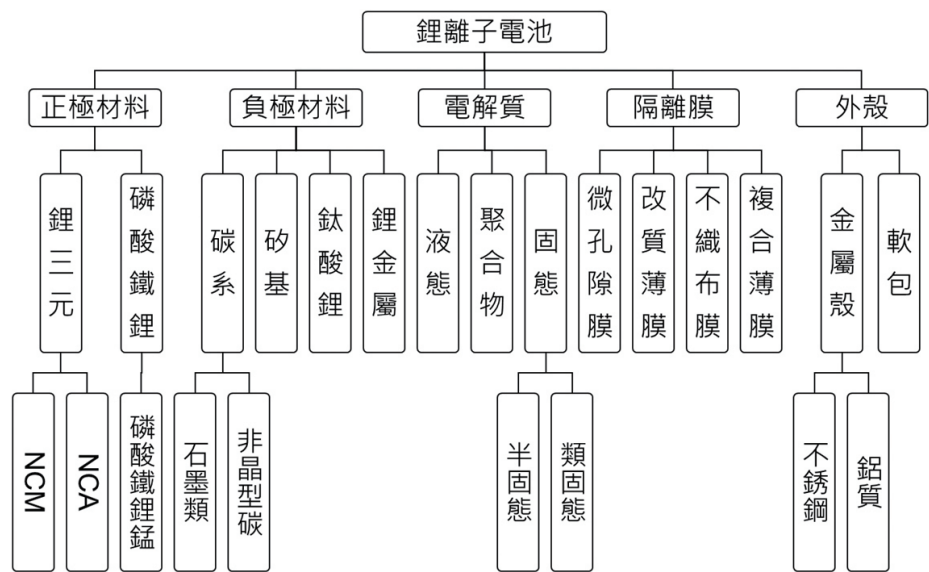




資料來源：羅得良 (2023)

圖 2 圓柱形與方型電池 (堆疊式 + 捲繞式) 構造

此外，電池火災可能會將有害物質釋放到空氣中，或使有害物質滲入土壤、地下水和地表水中。一旦釋放出來，將會單獨或與其他污染物相結合，對周圍環境造成風險。



資料來源：羅得良

圖 3 鋰離子電池材料分類

2.2 儲能電池潛在危害物質文獻彙整

在文獻中記載 (張明杰等, 2023)，實際燃燒過程中，電池各組分材料並非獨立燃燒，而是各材料之間相互反應。電池在高溫條件下會發生固態電解質介面膜 (Solid Electrolyte Interface, SEI) 的分解、負極嵌入鋰與電解液的反應、電解液的自分解反應、隔膜融化、脫鋰正極的分解反應、電極活性材料與電解液的氧化還原反應等，這些電池內部複雜的化學反應共同影響電池的最終燃燒產物。

經分析，電池內部的氣體主要從電解液熱分解階段開始迅速累積，正負極與電解液反應產生的各種可燃性氣體同電解液蒸氣混合在一起，使得電池內部壓力急劇增大。當電池體系內壓力達到一定值後，可燃氣體便會衝破安全閥，有足夠的點火能量後可能發生熱失控。燃燒煙氣中含有 HF、CO、醛類等毒性氣體，HF 主要來自電解質的水解、燃燒以及與正極之間的反應；溶劑燃燒後可生成甲醛、甲醇、乙醛、乙醇、甲酸等小分子有機物；軟包外殼的鋁塑膜的燃燒或分解也會產生毒性物質 CO、NO<sub>2</sub> 等。目前對於電池燃燒煙氣的分析，大多針對於燃燒前的熱失控階段產氣研究，

在 UL 9540A 評估電池儲能系統大規模熱失控火蔓延情況的測試方法中，除了會觀察電芯、模組和機櫃的燃燒特性之外，也會蒐集電池熱失控之後的燃燒氣體成分與特性。電池污染物的文獻如表 1 和表 2 所示。

表 1 電池組成材料與化學性質及燃燒產物

| 電池組成  | 材料名稱                      | 化學特性及危害                                                                                                                                                                                                                                                 |
|-------|---------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 負極材料  | 碳材料、石墨                    | 燃燒前 SEI 膜的分解基本不影響負極燃燒產物種類，主要也是 CO 與 CO <sub>2</sub> ，但在 SEI 膜分解後電解液與負極接觸，與負極中嵌入鋰發生反應，生成 Li <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> 和小分子碳氫化合物氣體。                                                                                                                    |
| 正極材料  | LiFePO <sub>4</sub> 、三元材料 | LiFePO <sub>4</sub> 化學性質相對穩定，燃燒後產氣成分 CO 和 CO <sub>2</sub> ，為三元材料受熱易分解產生氧氣，與電解液反應放熱並助燃電池。                                                                                                                                                                |
| 電解質   | LiPF <sub>6</sub>         | 強腐蝕性，受熱分解成 PF <sub>5</sub> ，遇水分解成 HF，燃燒生成 P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> 等有毒物質。                                                                                                                                                                          |
| 電解質溶劑 | EC、PC、DMC、EMC、DME         | 電解液與負極之間：由於 SEI 膜的分解不僅會加熱電池，還會使負極失去 SEI 膜的保護作用而導致電解質和碳負極之間發生反應。有機溶劑與碳負極嵌入鋰接觸後反應，釋放出易燃的碳氫化合物，例如 C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> 、C <sub>3</sub> H <sub>6</sub> 和 C <sub>2</sub> H <sub>6</sub> 。燃燒產生 CO 和 CO <sub>2</sub> ，受熱分解產生醛、酮等有害氣體，部分會水解產生甲醇等有機污染物。 |
| 隔膜    | PP、PE                     | 商用隔膜材料主要是聚乙烯 (PE)、聚丙烯 (PP) 以及二者的複合材料，PE 和 PP 隔膜材料的熔點分別約為 135 和 166 °C。隔膜燃燒可產生 CO、CO <sub>2</sub> 、醛、有機酸等。                                                                                                                                               |
| 黏合劑   | PVDF                      | PVDF 六氟丙烯共聚物粉末在 350 °C 下與金屬鋰或 LixC <sub>6</sub> 快速反應，產生了 H <sub>2</sub> ，電池在密閉環境中熱失控燃燒過程就有了爆燃性，增加了鋰離子電池的危險性。燃燒產生 HF 和 CO <sub>2</sub> ，與嵌鋰碳反應生成 H <sub>2</sub> 。                                                                                        |
| 鋁塑膜   | 尼龍、聚丙烯                    | 鋁塑膜燃燒後產生的毒性氣體 NO <sub>2</sub> 主要來自尼龍材料，燃燒不完全還會生成 CO，燃燒後也會產生 CO <sub>2</sub> 。                                                                                                                                                                           |

資料來源：張明杰等 (2023)

表 2 電池潛在污染物文獻彙整

| 作者                | 年份   | 污染物                                                                                                                                                                                                          |
|-------------------|------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 李飛                | 2017 | 鋰離子電池含有錳、鎂、鋅，電解質主要包括能與水或與酸反應的 $\text{PF}_6$ 、 $\text{BF}_4$ 、 $\text{LiClO}_4$ 、 $\text{LiAsF}_6$ 等物質，生成 $\text{HF}$ 、 $\text{PF}_5$ 等有毒氣體或其他有毒物質，產生氟污染及砷污染；電解質溶劑主要是有機酯溶劑碳酸丙烯酯 (PC)、二乙基碳酸酯 (DEC) 和醋酸乙酯 (EA)。 |
| 榮如一               | 2018 | 廢棄電池中的酸鹼電解質會使土壤酸鹼化造成土壤污染，且廢棄電池內的重金屬元素，如汞、鎘等會被動植物吸收。                                                                                                                                                          |
| LIU Xiaobei 等     | 2022 | 退役鋰電池放電廢水含有：磷酸三 (2- 氯乙基) 酯具有毒性，2,4- 二甲基苯甲醛、二乙二醇單 [(1,1,3,3- 四甲基丁基) 苯基] 醚等有機物具有持久性和生物毒性，對人類健康、環境有重大影響。                                                                                                        |
| 張磊等               | 2021 | 三元鋰電池熱失控會產生 $\text{CO}$ 、 $\text{SO}_2$ 、 $\text{THC}$ 等氣體， $\text{CO}$ 的體積分率最高，超過 $1 \times 10^{-2}$ ， $\text{THC}$ 濃度次之，約 $2 \times 10^{-3}$ ， $\text{SO}_2$ 最少。                                           |
| 王超                | 2022 | 在鋰電池回收的製程中，鋰電池拆解成電池碎片後，會被送入熱解爐中以火法冶金進行熱解後進行金屬回收。在 $150^\circ\text{C} \sim 300^\circ\text{C}$ 的溫度下，殘留的電解液會被蒸發或熱解，產生含有 VOCs 的廢氣。<br>VOCs 是指烴類、鹵代烴等對環境大氣有污染的物質，它是二次污染物形成的最主要前驅體，會導致嚴重的環境污染，例如：光化學煙霧、灰霾等。        |
| Wojciech Mrozik 等 | 2021 | 鋰電池含有各種化學物質，包括金屬鹽類、揮發性有機電解質和添加劑；後者通常是商業機密，因此它們的毒性和燃燒產物大部分是未知的。一旦發生熱失控等異常狀態，將產生有毒的混合氣體 (包括氫、一氧化碳、二氧化碳、氫氟酸、短鏈烷烯和烷烴、氰化氫、氮氧化物和溶劑氣膠等)                                                                             |
| 黃建彰               | 2023 | 熱失控噴出毒性氣體種類包含 $\text{CO}$ 、 $\text{HCN}$ 、 $\text{POF}_3$ 等氣體，其中 $\text{HCN}$ 為鋰三元電池噴出氣體， $\text{POF}_3$ 為磷酸鐵電池噴出氣體                                                                                          |

2.3 毒性化學物質清單比對

以下彙整上列的潛在污染物，並針對在電池中的主要應用、對人體的危害、污染產生階段，與國內相關規範進行比對，如表 3。

經比對國內既有法規與污染管制標準，重點項目是鎳、鉻、銅、鋅、氫氟酸、氰化氫、六氟磷酸、四氟硼酸、六氟砷酸鋰、五氟磷酸、揮發性有機物。新興污染物則須留意 PFAS 等氟化物。

表 3 毒性化學物質清單比對

| 法規 / 計畫名稱             | 比對清單                                                                                                                                                                   |
|-----------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 毒性及關注化學物質管理法          | 環境部化學物質管理署 / 毒性及關注化學物質快速查詢 <a href="https://www.cha.gov.tw/sp-toch-list-1.html?query=&amp;type=all">https://www.cha.gov.tw/sp-toch-list-1.html?query=&amp;type=all</a> |
| 固定污染源空氣污染物排放標準        | 固定污染源有害空氣污染物種類及排放限值附表一、附表二                                                                                                                                             |
| 放流水標準                 | 附表十一 其他工業區專用污水下水道系統放流水水質項目及限值                                                                                                                                          |
| 有害事業廢棄物認定標準           | 附表四毒性特性溶出程序 (TCLP) 溶出標準                                                                                                                                                |
| 土壤污染管制標準              | 第 5 條 污染物之管制項目及管制標準值                                                                                                                                                   |
| 地下水污染管制標準             | 第 4 條 污染物之管制項目及管制標準值                                                                                                                                                   |
| 勞工作業場所容許暴露標準          | 附表一 空氣中有害物容許濃度                                                                                                                                                         |
| 職業安全衛生法               | 特定化學物質危害預防標準第 3 條特定管理物質、附表一：特定化學物質                                                                                                                                     |
| 全國土壤品質特性及關切污染物調查與管理計畫 | 鄰苯二甲酸酯類、多環芳香烴類和農藥                                                                                                                                                      |
| 監測井水質評析及工業區預防管理計畫     | 全氟辛烷磺酸 (PFOS)、全氟辛酸 (PFOA)、全氟丁酸 (PFBA)、全氟戊酸 (PFPeA)、全氟己酸 (PFHxA)、全氟庚酸 (PFHpA)、全氟丁烷磺酸 (PFBS)、全氟己烷磺酸 (PFHxS) 等 8 種物質，以及鎘、鉍、銀、鋇、銻、硒、鋁、鈷、鋰、鉍、釩、鎢等 12 種金屬與兩性元素。              |

三、儲能電池潛在污染物產生階段

以下說明鋰電池不同的處置情境 ( 如：回收、掩埋 ) 或意外情況 ( 如：火災 )，其潛在污染物。

3.1 鋰電池回收

主要是火法 ( 乾式 ) 冶金 (pyrometallurgy) 和濕式冶金 (hydrometallurgy)，兩者的回收程序、優缺點與環境考量面比較如表 4。

表 4 鋰電池材料回收方法與比較

| 回收方法  | 火法 (乾式) 冶金<br>(pyrometallurgy)                                                                                                                                                                                                                | 濕式冶金<br>(hydrometallurgy)                                                                                          |
|-------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 回收程序  | 乾式冶金法是將廢鋰電池從回收站收集回來後，以高溫的方式進行燒結後回收。破碎後的電池被導入高溫爐中，進行高溫約 700~800℃ 處理。在處理過程中，能夠藉由熔點及比重的差異，分別將 Co、Ni、Fe、Al 等金屬回收。而鋰金屬則是以 Li <sub>2</sub> O 的形式逸出，然後再與 H <sub>2</sub> O、Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> 反應形成 Li <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> 予以回收。 | 濕式冶金法主要是以無機酸溶液作為處理液，將廢電池中欲回收之成分進行萃取後再予以純化回收。電池破碎後放進吸收室以無機酸溶液噴淋，再將鋰電池所含之電解液和鋰金屬成分予以萃取吸收，而其餘殘渣的部分則依照各種金屬之特性不同進行分離純化。 |
| 優點    | 為開發成熟之技術。<br>塑膠外殼及其他有機成分都可能回收。<br>從爐渣中提取稀土元素與從原生礦石的處理步驟相同。                                                                                                                                                                                    | 能源消耗較少。<br>投資成本低。<br>可從陰極、陽極材料和殼體金屬回收廢棄物的不同成分，可以分別在市場上銷售。                                                          |
| 缺點    | 能源消耗大。<br>高溫爐的投資成本高。<br>稀土元素需要從爐渣中提取。<br>得到的稀土元素混合物，需再進一步分離。                                                                                                                                                                                  | 產生之廢棄物需再進行處理。<br>消耗大量化學品。<br>需要許多人工拆卸電池和不同組件的分離操作。                                                                 |
| 環境考量面 | 能源消耗大，導致溫室氣體排放和產生有毒氣體或含有危害成分的爐渣，如烷基氟磷酸鹽 (alkylfluorophosphates)，也會導致光化學臭氧形成、致癌和非致癌效應、臭氧層破壞和優養化。                                                                                                                                               | 可回收石墨和電解液，溫室氣體排放較少，但需要廢水處理，對淡水和陸地的酸化造成環境風險。                                                                        |

資料來源：張添晉 (2018)、Mohr(2020)

3.2 鋰電池掩埋

鋰電池在掩埋場可能造成火災，也會有滲出液產生，相關潛在的污染分析如表 5。台灣過去幾年也發生過掩埋場起火悶燒，如 110 年 3 月在新北八里掩埋場、113 年 5 月在台東縣綠島掩埋場，都被懷疑跟廢棄鋰電池自燃有關 (自由時報，2021&2024)。



表 5 鋰電池於掩埋場中的污染風險

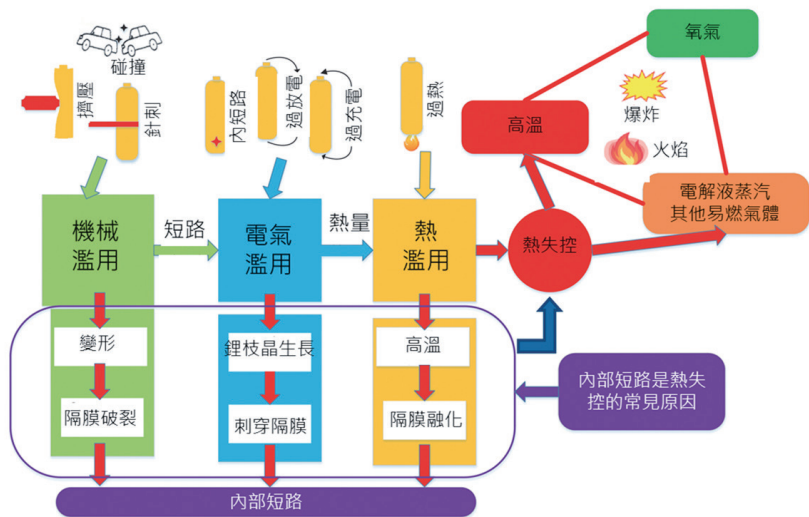
|      | 掩埋場火災                                                                                                                       | 掩埋場滲出液                                                                                                       |
|------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 潛在污染 | 掩埋場鋰電池火災產生了混合有毒氣體和煙霧的混合物，如多環芳烴 (PAH)、戴奧辛 / 呋喃 (dioxin/furan)、揮發性有機化合物 (VOC)、重金屬、多氯聯苯或有機氯農藥、粒徑小於 0.1 微米的氣溶膠顆粒，導致呼吸道疾病和心血管疾病。 | 掩埋場滲出液是一種高度污染的底層水，其中含有有機和無機污染物，如重金屬、鹽、氨氮、氰化物、酚和揮發性有機化合物。含有鋰電池的掩埋場可能會因此產生更大的滲出液量，因為電池中的電解質和有機電解液具有溶解其他污染物的能力。 |

資料來源：Mrozik(2021)

3.3 鋰電池熱失控

3.3.1 鋰電池熱失控原因

儲能系統發生意外，原因之一是鋰電池電芯會發生熱失控，一般有幾種可能，包括 (1) 機械濫用：擠壓、碰撞，導致電芯結構受損，隔離膜破裂，導致內部短路。(2) 電氣濫用：過充電、過放電導致鋰枝晶生長刺穿隔離膜。(3) 熱濫用：使用環境或電芯本身溫度過高，導致材料老化或隔膜融化，如圖 4 所示 (Wang，2019)。

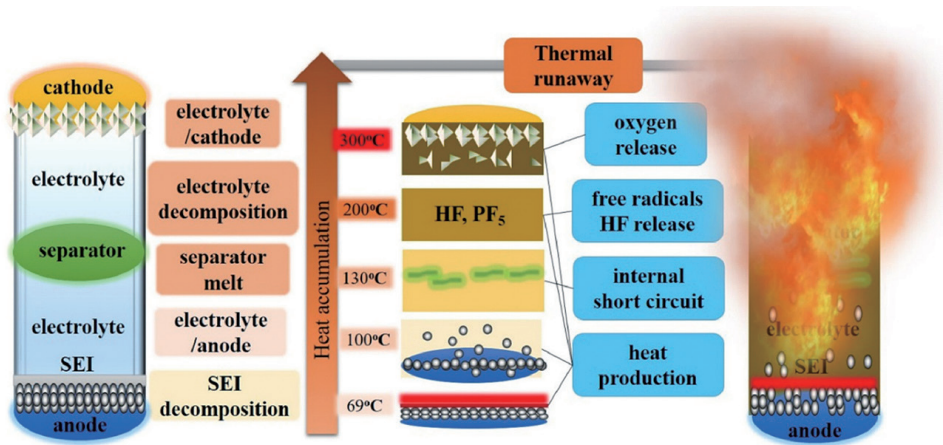


資料來源：Wang (2019)

圖 4 鋰電池熱失控事故原因示意圖



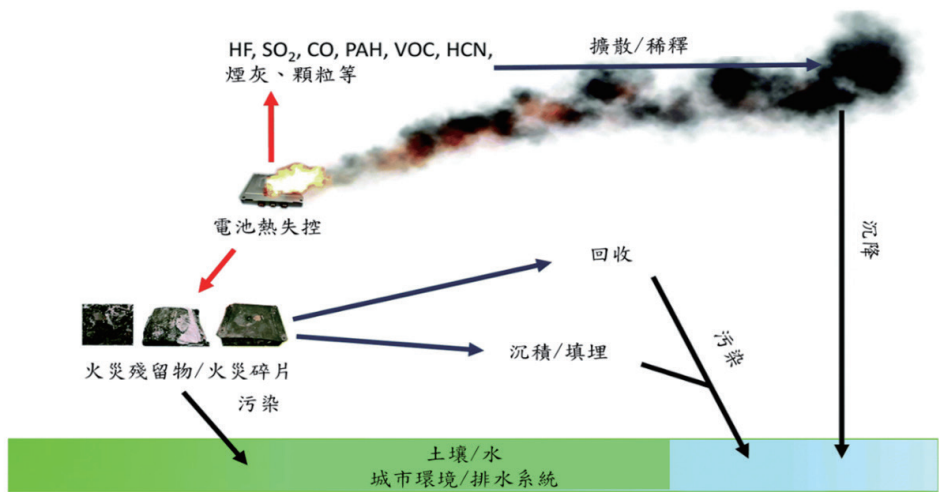
鋰電池熱失控過程，主要會因內部短路導致溫度升高，造成 SEI 膜融化，同時石墨與電解液反應產生熱，熱累積之後造成隔離膜溶解與電解液解離，並持續升溫，導致正極材料崩解，若正極材料為三元鋰氧化物則會釋放出氧氣，造成火災，引發後續的熱失控，如圖 5 所示 (Wang，2019)。



資料來源：Wang (2019)

圖 5 鋰電池熱失控過程

3.3.2 熱失控氣體釋放



資料來源：Mrozik(2021)

圖 6 鋰電池熱失控對環境影響的途徑

鋰電池的熱失控對環境影響的途徑如圖 6(Mrozik, 2021)，主要的影響集中在熱失控時有毒氣體的釋放上，Larsson(2018) 等通過對鋰離子電池熱失控過程氣體釋放的即時檢測發現，揮發性電解液溶劑是熱失控之前從電池中排出的主要氣體成分。另外還檢測到了  $\text{CO}$ 、 $\text{C}_2\text{H}_4$ 、 $\text{CH}_3\text{OCHO}$ 、 $\text{HF}$  和  $\text{CH}_3\text{OCH}_3$ ，Golubkov(2014) 等使用氣相色譜儀分析了 100% 荷電狀態 (SOC) 不同正極材料電池熱失控採樣氣體的成分。 $\text{H}_2$ 、 $\text{CO}_2$ 、 $\text{CO}$ 、 $\text{C}_2\text{H}_4$  為主要成分，可做為熱失控初期氣體偵測告警的依據。

除了熱量、火災或有毒且潛在爆炸性的蒸氣雲外，還有一種污染的可能性，即物質在空氣中的運輸，並隨著時間在其他遠處地方的沉積。火災的近距離環境還受到火災殘骸、滅火劑傳輸的污染以及燒毀的殘骸中剩餘污染物的釋放的影響，這取決於處置的類型和地點。

實質上，鋰電池在熱失控時產生的氣體是一種混合物，包括氫、一氧化碳、二氧化碳、氫氟酸、短鏈烷烯和烷烴、氰化氫、氮氧化物和溶劑微滴。

從整體上看，白色氣體的組成在不同的電池化學組成、形狀和製造商之間變化不大。當電池安全閥 / 防爆片破裂時，氣體混合物會被排放出來：在高 SOC( 高荷電狀態 ) 且存在足夠的氧氣時，白色氣體會點燃形成火焰。在低 SOC 或缺乏足夠空氣的情況下 ( 例如，氣體或滅火劑取代了空氣 )，白色氣體不會點燃，這種情況下，在封閉空間內，可能出現閃光火災、火球發展，或在極端情況下，甚至是蒸汽雲爆炸。

### 3.3.3 滅火劑的使用

用於緩解事故的滅火劑 ( 水、泡沫等 ) 將是承載來自鋰電池釋放的所有污染物的媒介。這可能擴大影響範圍。但是目前在考量滅火劑時，仍以滅火效果為考量，如全氟己酮滅火效果良好，但可能產生環境衝擊，如加速臭氧層破壞。

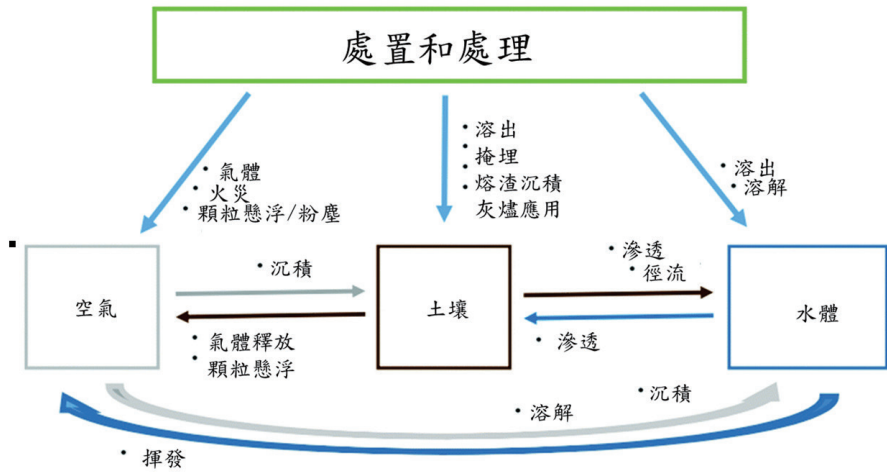
在火災期間釋放的氫氟酸可能會與滅火劑形成溶液，在濃度低至 0.01 % 的情況下，即使暴露時間短至 5 分鐘，也可能對人體皮膚的敏感區域造成傷害。如果考慮到每瓦時 (Wh) 的電池組可能釋放 20~200 毫克的氫氟酸，在設計和使用處理更大量鋰電池的滅火系統時，應考慮到這一點。第一線應急人員也必須意識到額外的危害，因此應建立適當的個人防護裝備和操作程序。

3.3.4 熱失控電池殘骸

當火災熄滅後，留下的是燃燒過的電池殘骸。除了可能有一些鋼製零件，如電池包外殼、模組外殼等，沒有回收價值，容易被丟棄或掩埋。目前沒有直接顯示此類廢棄物可能釋放出哪些污染物的數據。根據典型的火災後分析和鋰電池的組成，文獻 (Mrozik，2021) 推測這些可能是奈米氧化物、金屬、多環芳烴和揮發性有機化合物的殘骸。

四、儲能電池之可能污染排放途徑

廢棄的鋰電池被認為是有害廢棄物，因為與重金屬相關的潛在環境和人體健康風險。處理和處理鋰電池，跟化學組成有關，將對各種環境介質產生顯著影響，如圖 7(Mrozik，2021)。鋰電池含有各種化學物質，包括鹽類、揮發性有機電解質和添加劑：後者通常是商業機密，因此它們的毒性和燃燒產物大部分是未知的。此外，電池火災與垃圾填埋場的生物氣體結合，可能會將危害物質釋放到空氣中，或使有害物質滲入土壤、地下水和地表水中。一旦釋放出來，它們對周圍環境造成風險，單獨或與其他污染物相結合。



資料來源：Mrozik(2021)

圖 7 廢棄鋰電池之可能污染排放途徑

圖 7 顯示了鋰電池對環境可能造成的污染途徑，以及不同介質之間可能的交叉污染。一旦污染物從鋰電池釋放出來，可能首先進入一個介質，然後被運輸到另一個介質。例如，重金屬可能會被垃圾填埋場滲出液收集，然後被運輸到初始場地外的土壤或地下水中。另一方面，如果電池洩漏到露天地面，重金屬可能隨著雨水流入附近的河流或湖泊。仍有更多污染途徑需要被進一步研究。下列僅列出幾項說明 (Mrozik, 2021)。

### 4.1 污染物傳輸途徑：排放到大氣

#### 4.1.1 粉塵

在拆解和回收鋰電池的過程中，細微粉塵顆粒可能釋放到空氣中；來自垃圾掩埋場或垃圾掩埋場的衰變或火災 / 熱失控也會釋放粉塵，被視為總粉塵排放的一部分。一般來說，粉塵是一種由各種尺寸 ( 奈米到幾微米 ) 和化學成分的固體顆粒和液體微滴組成的混合物，全部懸浮在大氣中。小於 10 或  $2.5\ \mu\text{m}$  的懸浮微粒 ( $\text{PM}_{10}$  和  $\text{PM}_{2.5}$ ) 可能危害人體健康，並降低局部和區域尺度的能見度。懸浮微粒可能含有與電池相關的金屬成分，如砷、鎘、鉻、鈷、銅或鉛。粉塵可能進入呼吸系統，導致心血管和呼吸系統疾病、致癌性或破壞內分泌系統等不良健康影響。

在鋰電池的拆解和材料回收過程中，機械破碎可能產生粉塵排放。這些排放可能對回收拆解中心的工人以及居住或工作在附近的人造成呼吸危害。

此外，從電池釋放的粒子和化學物質 ( 例如 PAHs ) 可能在大氣中聚集在一起，被運輸到更遠的地方，然後沉積下來，造成土壤污染等問題。

由於鋰電池顆粒可能由不同的材料和尺寸組成，可能導致不同的毒性和呼吸危害。

另一個產生粉塵和粒狀物的來源是熱失控和火災。在熱失控過程中，粒狀物首先隨其他氣體一起從安全閥噴出，產生黑煙。冷卻後，它們會沉積為表面粉塵。Liao(2020) 的研究顯示，來自鋰鎳鈷錳 (NMC) 電池的這些粉末的組成主要是碳、氧、

鋁、錳和氟。這表示在鋰電池安全閥噴出的氣體，主要是電池的負極碳粒子以及正極材料。

另一項研究發現 (Wang, 2020)，經過溫度濫用的汽車用鋰三元 NMC 方型電池釋放了含有重金屬的懸浮微粒。作者發現鎳和銅在所有收集懸浮微粒 ( $1.45\sim 500\ \mu\text{m}$ ) 中都有檢測到，而鋅和鉻則在更大的粒狀物 ( $50\sim 500\ \mu\text{m}$ ) 中沉積。鎳所占的重量百分比最大，其次是銅、鋅和鉻。就總排放量而言，懸浮微粒占電池質量的 1.7%。一旦沉積，這些顆粒可能與周圍的水和土壤產生交互作用，最終對農作物構成威脅。其他相關的研究亦可參考 3.3.2 節的描述。

#### 4.1.2 氫氟酸

在從鋰電池釋放到空氣中的各種有害氣體中，氫氟酸是最令人關切並且必須高度警惕的。它可以通過皮膚或呼吸系統進入人體，並引起嚴重的腐蝕作用和系統性毒性。吸入僅幾 ppm 的氫氟酸就可能產生嚴重的毒性效應。氫氟酸很容易穿透皮膚，迅速移動到更深層的組織層，釋放游離氟離子。這種離子由於其強烈的反應性而極具毒性。此外，氫氟酸氣體具有吸濕性，容易溶於水中。濃度較高的氫氟酸溶液對皮膚和底層組織具有強烈的腐蝕性，意外的皮膚暴露已被報告導致人類死亡。

鋰電池如果發生電解液洩漏，含有  $\text{LiPF}_6$  的電解液若接觸到水氣，可能形成氫氟酸：



除了  $\text{LiPF}_6$  與水的直接反應外，在所使用的碳酸酯類的電解液溶劑中， $\text{LiPF}_6$  在平衡時存在於其分解產物中，如下所示：



$\text{PF}_5$  在暴露於微量水、濕氣或醇類時容易分解，形成極具毒性的 HF：



為了減輕反應式 (3) 的影響，商用電解液通常含有添加劑，占質量或體積的 5%，可抑制  $\text{PF}_5$  的形成。其他添加劑則用於防止過充、提升耐燃性或改善固體電解質界面膜 (SEI) 的形成或質量。

Sturk 等人 (2015) 檢測到鋰三元 (NMC) 和鋰鐵電池燃燒後釋放出大量氫氟酸煙霧，雖然 LFP 電池因為正極材料分解溫度較高，被認為是安全性高於鋰三元電池，但是熱失控之後卻產生了較多的氫氟酸煙霧。

Larsson 等人 (2017) 估計，每瓦時 (Wh) 的電池組可能釋放 20~200 毫克的 HF。因此，這個 HF 的量可能超過美國國家職業安全與健康研究所 (NIOSH) 的立即生命危險或健康 (IDLH) 水平的 80 至 800 倍。

#### 4.1.3 蒸氣和氣體

Exponent(2020) 報告發現，熱失控在排氣時產生了 1 種白色蒸氣，基本上與化學組成、形狀和製造商無關。這種白色蒸氣包含  $\text{H}_2$ 、 $\text{SO}_2$ 、 $\text{NO}_2$ 、HF、HCl、CO、 $\text{CO}_2$ 、有機溶劑微滴 (使蒸氣呈白色) 以及大範圍的短鏈烷烯和烯烴。這種白色蒸氣的精確組成似乎取決於充電狀態 (SOC) 和電池化學組成。白色蒸氣是電池在不同溫度下噴出時產生的，在電池的化學結構崩潰時產生。如果白色蒸氣接觸到引火源，可能發生閃燃、火球發展，甚至在極端情況下發展成蒸氣雲爆炸。

#### 4.2 污染物傳輸途徑：排放到土壤與地下水

一旦鋰電池被處置，它們會將其內容物滲入周圍的土壤，滲透到更深的層次，污染地下水並可能流入地表水。由於水體往往是土壤中污染物的載體，因此很難確定鋰電池對這 2 個領域的單獨影響。

##### 4.2.1 掩埋場滲漏液

與掩埋和非法棄置相關的最重要的危害之一是滲漏液的產生。它是由於各種生物和化學降解過程以及雨水滲入垃圾而形成的。與鋰電池不相關的滲漏液是由大量



溶解的有機物、無機鹽、氨、重金屬和異構的有機化合物組成，這些物質是個人護理產品、藥品、工業、家用化學品及其轉化和降解產物，特別是來自垃圾場的。滲漏液可能對環境產生嚴重影響，因為它可以作為危險物種的載體。它可能污染土壤或地下水，並將污染物運輸到相當遠的距離，通常離原地數公里遠，有可能污染地下水 (Samadder,2017)。

鋰電池滲漏液可能攜帶各種污染物，如重金屬、添加劑、電解質分解產物以及溶解氣體。這些溶解氣體包括 HF、HCl 或 SO<sub>2</sub>(以硫酸形式)，不僅具有直接的毒性作用，還會改變土壤中接收水體和溶液的特性。由這些腐蝕性物種引起的酸化作用可能會像「酸雨」一樣降低 pH 值，從而強烈影響植物和動物。它們還會增加土壤中固定重金屬的釋放。在更酸性的條件下，重金屬的實際毒性比僅從金屬濃度本身預測的毒性更高。

#### 4.2.2 重金屬

電池中的金屬含量取決於其設計和尺寸(例如圓柱形、方型或軟包電池)，以及其化學成分(例如 NMC、LCO 等)。通常，每千瓦時(kWh)的鋰電池中含有約 0.05~0.37 公斤的鈷，0.25~0.86 公斤的鎳和 0.46~0.9 公斤的鋰 (Nelson,2019)。這些數據意味著，如果進行不當處置，鋰電池電池中的材料可能會釋放到環境中，對人類健康和環境造成一系列威脅。

釋放到環境中的鎳會強烈結合到固體微粒上，尤其是含有鐵或錳的顆粒。鎳在魚類和小動物中的累積能力較低。從人類健康的角度來看，鎳是最常見的過敏性金屬。在較高濃度下，它還可能引起呼吸系統疾病甚至癌症。鋰的毒性相對較低，小劑量對生物的各個營養層次有益。然而，在更高濃度下，鋰可能導致消化和神經系統障礙。小劑量的鈷對人體有益(維生素 B<sub>12</sub> 的合成)，但較大劑量會導致呼吸系統問題和皮膚疹。總的來說，對鈷暴露的不良反應主要取決於其化學形式 (Leyssens,2017)。

鋰電池滲漏液通過掩埋場的滲透作用，將攜帶各種金屬，包括鋰、鈷、鎳、錳、鐵、鉻和銅。一些研究已經整理了不同鋰電池類型的典型質量組成與其污染潛力之間的相關性。這些研究中，發現滲漏液(真實和人工滲漏液)中超過毒性限值的金屬有鉛、汞、



鈷、銅、鎳、鉻和鉈，這取決於所使用的測試類型。其中一項研究 (Richa,2017) 分析了包含 NMC 電池的掩埋場滲漏液：作者發現來自電池的總鈷、鎳、鋁、銅和鐵中不到 4% 溶解，而錳和鋰分別占 11.45% 和 42.50%。

來自鋰電池的重金屬，也可能由於材料回收過程以及合法 / 非法的掩埋途徑進入自然環境。

#### 4.2.3 添加劑

最後，鋰電池可能還會滲出電解質及其添加劑的殘留物。最常見的添加劑包括聚合物、路易斯酸、含硫和含磷的添加劑、多氟代烷基取代的乙烯碳酸酯或離子液體 (ILs)。其中，離子液體 (ILs) 值得關注，因為它們可以在電池系統中發揮多種作用：作為純電解質；與一般溶劑混合；作為凝膠聚合物電解質或粘合劑。因此，這些化合物的環境影響範圍非常廣泛，取決於它們的結構。但由於它們的性質，它們的暴露途徑和潛在危害受到限制，主要是與溶液的相互作用。離子液體在環境中的分布取決於它們的結構，例如，具有較長烷基鏈的離子液體更容易吸附在土壤表面。因此，某些離子液體在水或土壤中可能流動非常好，而其他離子液體可能會強烈結合到各種環境介質中，成為持久性污染物。此外，土壤的特性，如高陽離子交換容量和 / 或有機物含量，將大大增加對離子液體的吸收。儘管它們被限制只能少量使用，但離子液體仍然可能對野生動植物和人類健康產生重大的負面影響。例如，電池系統中的大多數離子液體被認為是有毒且難以生物降解的化合物。在毒性和傾向性方面，離子液體的長烷基鏈衍生物通常具有更強的毒性，但還受到對離子的強烈影響，特別是氟化的影響 (Vieira,2019)。

Maria(2023) 評估了鋰電池消防用廢水的生態毒性評估，針對全新的 3 個樣品：汽油車、電動車 (含 50kWh)、50kWh 電池模組 (NMC, SOC 90%)，引燃後以灑水系統壓制，蒐集產生的氣體和廢水，在滅火劑中發現了幾種金屬和離子的濃度超過標準。全氟烷基物質的濃度範圍在 200~1,400 ng/ L。沖洗電池後，全氟烷基物質的濃度增加至 4,700 ng/ L。電池電動車輛和電池組的滅火劑中含有更高濃度的鎳、鈷、鋰、錳和氟化物，沖洗電池導致滅火水中 PFAS(全氟 / 多氟烷基物質) 大量增加，但無法區分出 PFAS 來自電池模組中的哪個組件。

綜合以上，儲能案場徑電池污染物與土水流布影響可能污染途徑彙整如表 6 所示。

表 6 電池污染物與可能污染途徑

| 電池組件 | 污染物來源                                                                 | 特定污染物                                                                                                                                                  | 排放途徑                   | 受影響環境            | 危害                                                 |
|------|-----------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------|------------------|----------------------------------------------------|
| 包裝殼  | 鋼材                                                                    | F e 、 A l 、<br>Ni 、 Cr                                                                                                                                 | 淋溶作用                   | 土地、<br>自然水體      | 超量對野生動物有毒<br>積聚在植物和作物中                             |
| 模組殼  | 鋼材、鋁                                                                  | F e 、 N i 、<br>Cr 、 Al                                                                                                                                 | 淋溶作用                   | 土地、<br>自然水體      | 超量對野生動物有毒<br>積聚在植物和作物中                             |
| 電芯包裝 | 鋁箔、聚合物、<br>鍍鎳鋼材                                                       | A l 、 N i 、<br>PET 、 PP                                                                                                                                | 淋溶作用、<br>火災            | 自然水體、<br>土地、空氣   | 超量對野生動物有毒<br>積聚在植物和作物中                             |
| 正極   | 金屬、<br>金屬氧化物                                                          | Al、 鋰 錳 氧<br>化 物、 鋰 鐵<br>磷 酸 鹽、 鋰<br>鎳 錳 鈷 氧 化<br>物、 鋰 鈷 氧<br>化 物、 鋰 鎳<br>鈷 鋁 氧 化 物                                                                    | 淋溶作用、<br>粉塵            | 土地、自然<br>水體、空氣   | 對各種生物有毒<br>如果吸入，對人類有毒<br>超量對野生動物有毒<br>積聚在植物和作物中    |
| 負極   | 銅、石墨                                                                  | Cu 、 C ( 奈米<br>材料 ) 、 鋰 鈦<br>氧化物                                                                                                                       | 淋溶<br>作用               | 土地、自然<br>水體      | 超量對野生動物有毒<br>積聚在植物和作物中<br>如果吸入，對人類有毒               |
| 隔離膜  | 聚合物                                                                   | Polyethylene<br>(PE)<br>Polypropylene<br>(PP)                                                                                                          | 淋溶作用、<br>火災、粉<br>塵     | 土地、自然<br>水體、空氣   | 微塑料積聚                                              |
| 黏合劑  | 聚二氟乙烯                                                                 | HF                                                                                                                                                     | 火災                     | 空氣               | 如果吸入，對人類有毒<br>如果接觸，對人類有毒                           |
| 電解質  | 乙烯碳酸酯、<br>丙烯碳酸酯、<br>碳酸二甲酯、<br>碳酸二乙酯、<br>鹽類：LiPF <sub>6</sub> 、<br>添加劑 | H F , S O <sub>x</sub> ,<br>H C N , H <sub>2</sub> ,<br>C O , C O <sub>2</sub> ,<br>N O <sub>x</sub> , C O S ,<br>HCl 、電解液<br>的降解產物、<br>未知添加劑/<br>降解產物 | 火災、<br>氣體 / 蒸氣<br>淋溶作用 | 空氣<br>土地<br>自然水體 | 如果吸入，對人類有毒<br>如果接觸，對人類有毒<br>如果吸入，對野生動物有毒<br>積聚在土壤中 |

資料來源：Mrozik(2021)

## 五、結論

依據國發會「臺灣 2050 淨零排放路徑」的規劃，未來台灣的能源結構中，再生能源的占比將會越來越高，為了減少再生能源發電併網時對電網造成的衝擊，儲能系統的重要性也會越來越高，目前的併網型儲能技術短期內仍以鋰離子電池電化學儲能系統較能同時符合快速響應的輔助需求，同時兼具經濟可行性。但是目前商業化的鋰電池儲能系統，由於材料特性，本質安全仍有待加強。本研究回顧了國內外相關的研究，彙整鋰電池可能的環境危害物質與相關污染途徑，經比對國內既有法規與污染管制標準，重點項目是鎳、鉻、銅、鋅、氫氟酸、氰化氫、六氟磷酸、四氟硼酸、六氟砷酸鋰、五氟磷酸、揮發性有機物。新興污染物則須留意 PFAS 等氟化物。

未來可以導入其他安全性更高的儲能系統，如固態（電解質）電池、液流電池等電池種類，並且強化儲能案場管理規範，將可降低儲能電池潛在環境衝擊。

## 參考文獻

行政院國家永續發展委員會 (2022)，「電力系統與儲能關鍵戰略行動計畫」。

EPRI(2024)，BESS Failure Incident Database，[https://storagewiki.epri.com/index.php/BESS\\_Failure\\_Event\\_Database](https://storagewiki.epri.com/index.php/BESS_Failure_Event_Database)。

羅得良 (2023)，鋰離子電池基礎與應用，五南出版社。

張明杰等 (2022)，鋰離子電池燃燒與滅火產物分析，電源技術，Vol.46，No.2。

李飛 (2017)，廢鋰資源化技術及污染控制研究，西南交通大學碩士論文。

榮如一 (2018)，廢舊鋰電池重金屬污染及其防治對策，管理及其他期刊。

LIU Xiaobei, ZHANG Xihua, XIONG Mei, et al.(2022) Analysis on the characteristic organic pollutants from discharge wastewater of spent lithium batteries [J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2022, 41(10): 5619-5629.

張磊等 (2021)，三元鋰電池過充誘導燃燒特性的試驗研究，消防科學與技術，第 40 卷第 2 期。

王超 (2022)，淺析 TO 焚燒爐在鋰電池回收廢氣中的應用，模型世界，第 9 期。

Wojciech Mrozik, Mohammad Ali Rajaeifar, Oliver Heidrichab and Paul Christensena, (2021) “Environmental impacts, pollution sources and pathways of spent lithium-ion batteries,” *Energy Environ. Sci.*, Issue 12, 2021,14, 6099-6121

黃建彰 (2023)，鋰離子電池儲能站安全重點介紹（上），<https://www.asmag.com.tw/showpost/12779.aspx>。

環境部 (2019)，毒性及關注化學物質管理法，民國 108 年 01 月 16 日修正。

環境部 (2023)，固定污染源空氣污染物排放標準，民國 112 年 06 月 14 日修正

環境部 (2019)，放流水標準，民國 108 年 04 月 29 日修正。

環境部 (2020)，有害事業廢棄物認定標準，民國 109 年 02 月 21 日修正。

環境部 (2011)，土壤污染管制標準，民國 100 年 01 月 31 日修正。

環境部 (2013)，地下水污染管制標準，民國 102 年 12 月 18 日修正。

勞動部 (2018)，勞工作業場所容許暴露標準，民國 107 年 03 月 14 日修正。

勞動部 (2019)，職業安全衛生法，民國 108 年 05 月 15 日修正。

瑞昶科技股份有限公司 (2023)，全國土壤品質特性及關切污染物調查與管理計畫成果報告，112 年 12 月。

瑞昶科技股份有限公司 (2023)，監測井水質評析及工業區預防管理計畫第一次工作進度報告，112 年 11 月。

張添晉 (2018)，鋰離子電池高值化循環利用技術，2018 年 10 月 23 日。

M. Mohr, J. F. Peters, M. Baumann and M. Weil, (2020) *J. Ind. Ecol.*, 2020, 24, 1310–1322.

自由時報 (2021)，八里掩埋場燒 4 天 消防、環保強進場 歷 82 小時今傍晚終撲滅，<https://reurl.cc/VzMQvQ>

自由時報 (2024)，綠島睡美人垃圾場起火悶燒 疑似廢電池引燃，<https://reurl.cc/Ej6LNn>，2024/05/13

Q.S.Wang, et al.(2019) A review of lithium ion battery failure mechanisms and fire prevention strategies[J]. Progress in Energy and Combustion Science, 2019, 73: 95-131.

F. Larsson et al.(2018) Gas explosions and thermal runaways during external heating abuse of commercial lithium-ion graphite-LiCoO<sub>2</sub> cells at different levels of ageing[J]. Journal of Power Sources, 2018, 373: 220-231.

A.W. Golubkov, et al.(2014) Thermalrunaway experiments on consumer Li-ion batteries with metaloxide and olivine-type cathodes[J]. RSC Adv, 2014, 4(7): 3633-3642.

Z. Liao, S. Zhang, K. Li, M. Zhao, Z. Qiu, D. Han, G. Zhang and T. G. Habetler,(2020) J. Energy Storage, 2020, 27, 101065

H. Wang, Y. Zhang, W. Li, C. Li and M. Ouyang,(2020) WSEAS Trans. Syst. Control, 2020, 15, 30–38.

D. Sturk, L. Hoffmann and A. Ahlberg Tidblad,(2015) Traffic Inj. Prev., 2015, 16, S159–S164

F. Larsson, P. Andersson, P. Blomqvist and B.-E. Mellander,(2017) Sci. Rep., 2017, 7, 10018.

I. Exponent,(2020) Progress Report, APS McMicken, <https://docket.images.azcc.gov/E000007939.pdf>, 2020

S. R. Samadder, R. Prabhakar, D. Khan, D. Kishan and M. S. Chauhan,(2017) Sci. Total Environ., 2017, 580, 593–601.

P. Nelson, S. Ahmed, K. Gallagher and D. Dees,(2019) Modeling the Performance and Cost of Lithium-Ion Batteries for ElectricDrive Vehicles, Argonne National Laboratory, USA, 2019.

- L. Leyssens, B. Vinck, C. Van Der Straeten, F. Wuyts and L. Maes,(2017) *Toxicology*, 2017, 387, 43–56
- K. Richa, C. W. Babbitt and G. Gaustad, (2017)*J. Ind. Ecol.*, 2017,21, 715–730
- Q.Maria , Ola Willstrand, Tove Mallin, and Jonna Hynynen,(2023)” *Ecotoxicity Evaluation of Fire-Extinguishing Water from Large-Scale Battery and Battery Electric Vehicle Fire Tests,*” *Environ. Sci. Technol.* 2023, 57, 4821–4830.





環境管理規劃類

## 國際製造業實質碳價之探討

林科宏\*、賴俊甫\*\*

### 摘 要

各國透過實施「碳定價 (Carbon pricing)」制度促使排放源減碳，常見制度為「排放交易制度 (Emissions Trading Scheme, ETS)」及「碳稅 / 費 (Carbon tax or fee)」。  
全球至今已有 36 個排放交易制度及 39 個碳稅 / 費制度，且各國實施碳定價的同時都會提供配套措施以減少產業衝擊，因此公告或交易的名目碳價並不代表受管制排放源之實質碳價（實際支付成本）。近期歐盟及英國相繼啟動碳邊境調整機制 (Carbon Border Adjustment Mechanism, CBAM)，希望確保歐盟境內外所支付的碳成本一致。

考量我國為出口導向國家，經濟仰賴製造業支撐，國內實施碳定價制度促使產業減碳時，如何確保產業負擔實質碳價與競爭對手國相近，兼顧產業競爭力，將是碳定價制度設計的重點。本研究旨在透過分析國際碳定價較具代表性國家或我國競爭對手國製造業負擔之實質碳價，使各界對於碳定價制度有更深入的認識。

【關鍵字】淨零排放、碳定價、排放交易、碳費、氣候變遷因應法

\* 財團法人台灣綠色生產力基金會

工程師

\*\* 經濟部產業發展署永續發展組

科長

## 一、國際碳定價制度趨勢

為促使排放源減少排放量，國際上出現名為「碳定價 (Carbon pricing)」的政策工具，透過使溫室氣體排放源承擔與其排放量相當之環境成本，將其排放行為導致的外部成本內部化。碳定價深受許多經濟學家的青睞，預期企業如果要支付費用才可以排碳，就會產生適切的經濟誘因而限制全球碳排。

國際常見的政策工具主要為「排放交易制度 (Emissions Trading Scheme, ETS)」以及「碳稅 / 費 (Carbon tax or fee)」。前者透過國家立法管制或政府公告設定溫室氣體排放總量，即總量管制 (Cap)，再透過拍賣、配售或免費核配方式發行數量有限的排放額度 (或稱排放權, Allowance)，並允許這些排放額度可以進行交易 (Trade)，透過市場機制，減碳有成效的排放源多餘的排放額度可於交易市場上待價而沽、對於無法達到預期的排放源則需要到交易市場上購買不足的排放額度，藉此激勵減碳。後者透過國家立法管制，設定徵收費率、管制對象或標的、費額計算方式等，依管制對象或標的之「溫室氣體排放量」所對應之費率，與其使用量或排放量之乘積進行徵收，透過排放源對稅費的趨避心理進而達到減碳。

根據 2024 年 5 月世界銀行發布的「2024 全球碳定價現況及趨勢發展」報告 (2024 State and Trends of Carbon Pricing)，全球已實施碳定價措施的國家或地區共計 75 個 (部分國家同時實施排放交易制度及碳稅 / 費)，約涵蓋全球 24% 排放量。全球至今已有 36 個排放交易制度及 39 個碳稅 / 費制度，2024 年 4 月之碳價從 1 美元到 167 美元不等，最高為烏拉圭碳稅 167 美元，較著名國家或地區碳價彙整如表 1。

表 1 主要國家 2024 年 4 月碳價彙整

| 2024 年 4 月碳價 | 美元 / 噸 CO <sub>2</sub> e |
|--------------|--------------------------|
| 烏拉圭碳稅 ( 最高 ) | 167                      |
| 歐盟 ETS       | 61                       |
| 新加坡碳稅        | 19                       |
| 韓國 ETS       | 6.3                      |
| 日本碳稅         | 2                        |
| 波蘭碳稅         | 0.07                     |

註：波蘭碳稅 2023 年碳價約 0.07 美元，2024 年世界銀行未取得相關資料，使用 2023 年世界銀行報告。

資料來源：World Bank (2023) , 2023 State and Trends of Carbon Pricing；World Bank (2024) , 2024 State and Trends of Carbon Pricing，本研究彙整。

此外，碳稅 / 費的徵收方式在國際上主要分成 2 種：「依燃料之碳含量徵收」及「依排放源之溫室氣體排放量徵收」。「依燃料之碳含量徵收」係指從源頭徵收，向能源供應商依其生產或販售之燃料，如煤、油、氣徵收，再透過能源供應商的轉嫁，減少消費者對於燃料的使用量，藉此減少碳排放，但針對用於工業製程原料之燃料 ( 例如鋼鐵冶煉製程所使用之焦炭 ) 予以免徵，英國、日本等 30 多數國家採取此作法。「依排放源之溫室氣體排放量徵收」主要從後端徵收，預先公告管制對象並設定每噸碳之費率，要求管制對象依法進行溫室氣體排放量盤查及申報，後依申報排放量與費率之乘積徵收，此外會針對容易發生碳洩漏或產業外移之產業，提供減免或其他配套減輕衝擊，南非、新加坡等國家採取此作法，我國「氣候變遷因應法」所規劃實施之碳費亦採行此作法。

二、計算碳定價實質碳價之重要性

「實質碳價」係指碳定價制度下排放源所實際支付的碳成本。依前述內容，雖然國際上碳定價制度之碳價落在 1 美元至 167 美元不等，但實際上排放源實際支付的成本並非如此，由於各國有各自的配套措施，實際支付的碳成本（即實質碳價）往往只

是政府公告或排放市場交易碳價（即名目碳價）的一部分，世界銀行的報告主要蒐集國際上實施碳定價之國家或地區，其法規條文、新聞、碳交易市場平台所記載之法定碳價或平均交易價，因此世界銀行僅彙整各國的名目碳價，並未就實質碳價進行探討。

事實上，「實質碳價」在全球淨零轉型的風潮下，已然成為一個重要的概念，並在碳訂價制度的演進中扮演重要角色。例如，歐盟、英國等為確保國內外碳成本一致，推動實施碳邊境調整機制 (Carbon Border Adjustment Mechanism, CBAM)。以歐盟為例，CBAM 要求進口商依產品碳含量購買等值之 CBAM 憑證，同時須申報於出口國支付之碳價，且須排除補貼等配套措施，其「實質支付的碳價」予以減免，即可依「實質碳價」進行減免；歐盟本身則是逐步取消自身免費核配，確保規則上碳價一致。

我國氣候變遷因應法於 2023 年 2 月完成修法，於 2024 年啟動碳費制度規劃，開啟碳有價時代，依歐盟 CBAM 已公布的資訊，「實質碳價」除了扮演因應歐盟 CBAM 的重要角色外，更是檢視我國產業與競爭對手國是否在公平環境下競爭的重要指標。

碳定價制度概念雖簡單，但制度及配套設計相當複雜。為使各界掌握其巧妙之處，並對於我國碳費及其配套之意涵有更多了解，本研究特就歐盟、英國、韓國、新加坡及日本製造業負擔實質碳價進行試算及綜合比較。而本研究參考國際近年就「實質碳價」之討論與定義，定義研究中試算之「實質碳價」為碳定價管制對象實際支付之碳價並將重點聚焦在受列管的排放源，例如不同製造業在各國碳定價制度下，實際支付之碳價差異。因此，本文即針對實際支付之碳成本，與名目上費率存在落差進行探討，提供政府單位及產業界參考。

### 三、國際碳定價實質碳價試算

「實質碳價」是反應碳定價管制對象實際支付碳價的重要指標，惟進行試算並非易事，多數國家為保護自身產業，不會輕易將個別公司之排放量資訊、碳定價個別公司減免比例、免費核配量等資訊公開，因此各國產業排放量資料、配套措施涵蓋之排放量等資訊取得不易。

我國製造業創造的 GDP 約占全國 GDP 的 30%，為國家經濟的重要支柱，同時也是國家稅收的重要財源；此外，我國為出口導向國家，除了面臨國內碳費制度之法規要求，還須面對國際碳邊境調整機制的難題，掌握「實質碳價」更顯重要。因此，本研究選定製造業為對象，主要依不同國家碳定價制度、公開報告等可取得資訊，設定不同的假設前提條件，試算各國製造業之碳定價實質碳價，說明如后。

3.1 歐盟

歐盟自 2005 年開始實施排放交易制度 (EU ETS)，已於 2021 年進入第四階段 (2021 年至 2030 年)；EU ETS 透過下修排放上限及市場拍賣額度促使管制對象減碳，截至目前 (2024 年) 為止，仍依標竿值給予具高碳洩漏風險之行業高額的免費核配額度，核配方式如圖 1。根據歐盟審計法院 (European Court of Auditors) 出版的《Special Report：The EU's Emissions Trading System: free allocation of allowances needed better targeting》報告，EUETS 納管的行業中，第四階段工業部門約有 94% 排放量被認定為高碳洩漏風險之行業，給予 100% 免費核配 (如圖 2)，包含鋼鐵、水泥、石化及紙業等行業。



第四階段免費核配公式：

免費核配額

=

標竿值

X

基準年活動數據

X

碳洩漏因子

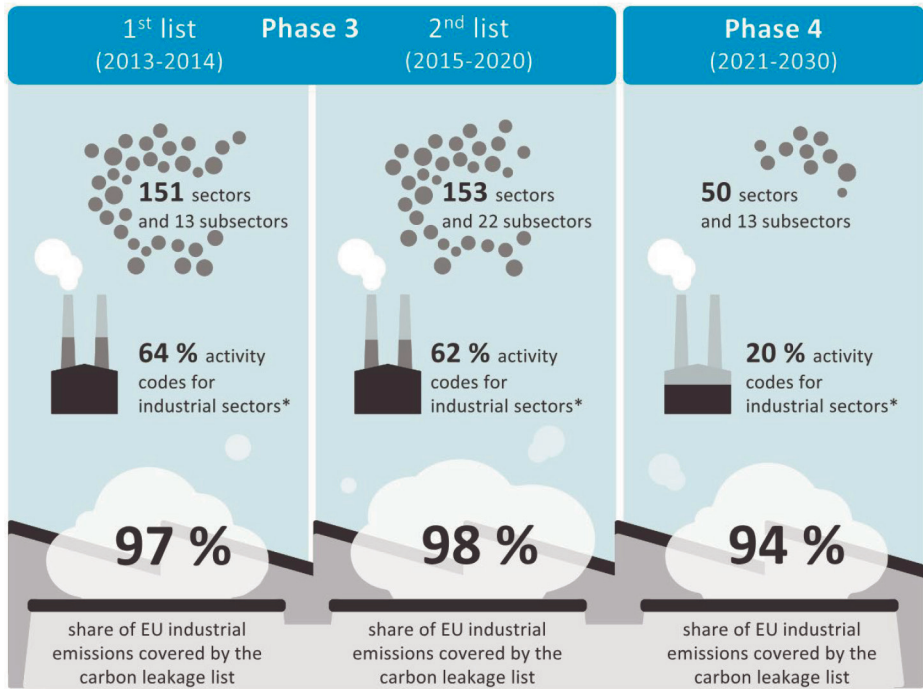
X

總量調整因子

註：  
1.第四階段上半(2021-2025年)基準年活動數據採2014-2018年平均值  
2.免費核配額為所有產品標竿+燃料標竿+熱值標竿及製程標竿之加總

資料來源：本研究彙整

圖 1 歐盟排放交易制度 - 免費核配方式



資料來源：European Court of Auditors(2020), Special Report：The EU's Emissions Trading System: free allocation of allowances needed better targeting

圖 2 工業部門約有 94% 排放量被認定為高碳洩漏風險

3.1.1 背景說明

在歐盟排放交易制度下，當免費核配量高於排放源的實際排放量時，排放源無需至交易市場取得排放額度，甚至可將多餘的排放額度至市場販售。根據 Carbon Market Watch 於 2022 年的報告，歐盟排放量前十大的鋼鐵廠，2019 年僅奧地利的奧鋼聯及比利時的安賽樂米塔爾 2 家鋼鐵廠，取得之免費核配額低於自身排放量，需要購買排放額度，支付排碳成本；2020 年僅奧地利的奧鋼聯 1 家鋼鐵廠需要支付成本，其餘鋼鐵廠取得之免費核配額皆較各廠實際排放量更高，因此無須支付排碳成本，如圖 3，僅需繳交超額量。因此，本研究假設「高碳洩漏風險行業各廠依標竿值取得 100% 免費核配額之總量，與實際排放量相等」。



| 工廠名                      | 2019年          |                |             | 2020年          |                |             |
|--------------------------|----------------|----------------|-------------|----------------|----------------|-------------|
|                          | 實際排放量<br>(百萬噸) | 免費核配額<br>(百萬噸) | 差額<br>(百萬噸) | 實際排放量<br>(百萬噸) | 免費核配額<br>(百萬噸) | 差額<br>(百萬噸) |
| 奧鋼聯鋼鐵林茨<br>鋼鐵廠           | 8.8            | 6.1            | -2.7        | 8.6            | 6.0            | -2.6        |
| 蒂森克虜伯<br>杜伊斯堡綜合鋼鐵廠       | 7.8            | 15.2           | +7.4        | 6.8            | 14.9           | +8.1        |
| 塔塔鋼鐵艾梅登<br>鋼鐵廠           | 6.3            | 9.5            | +3.2        | 5.7            | 9.3            | +3.6        |
| 義大利鋼鐵塔蘭托<br>工廠           | 5.9            | 11.9           | +6.0        | 4.8            | 7.0            | +2.2        |
| 安賽樂米塔爾<br>西班牙阿維萊斯<br>鋼鐵廠 | 5.1            | 6.3            | +1.2        | 3.9            | 6.2            | +2.3        |
| 曼內斯徹克虜伯冶煉<br>廠格洛克杜伊斯堡    | 5.1            | 6.2            | +1.1        | 4.0            | 6.0            | +2.0        |
| 羅傑薩-薩斯塔爾迪<br>林根生鐵工廠      | 4.2            | 5.6            | +1.4        | 3.6            | 5.4            | +1.8        |
| 安賽樂米塔爾<br>比利時根特工廠        | 4.3            | 4.1            | -0.2        | 3.5            | 4.0            | +3.5        |
| 薩爾茲吉特<br>弗拉赫斯塔爾鋼鐵廠       | 4.1            | 5.2            | +1.1        | 3.7            | 5.1            | +1.4        |
| 自由加拉蒂鋼鐵廠                 | 4.2            | 5.6            | +1.4        | 3.9            | 5.5            | +1.6        |

資料來源：Carbon Market Watch(2022), Decarbonising steel：Options for Reforming the EU'S Emissions Trading System

圖 3 歐盟前十大鋼廠實際排放量與免費核配額

另外，由於 EU ETS 僅管制直接排放，製造業各廠在電力排放支付的排碳成本主要來自歐盟發電業的轉嫁，由於無法取得發電業轉嫁比例，而且歐盟各國對於高碳洩漏風險行業祭出不同程度的補貼，故未將發電業轉嫁之碳價納入計算。

3.1.2 試算結果

本研究就歐盟排放交易制度的製造業實質碳價試算之計算公式及說明如圖 4 及表 2，根據圖 4 公式及表 2 參數試算，可求得歐盟製造業實質碳價 =  $2,000 \times 0\% \times 94\% + 2,000 \times (1 - 30\%) \times 6\% = 84$  元新台幣 / 噸 CO<sub>2</sub>e，實際可能更低。



試算公式：

$$\text{製造業實質碳價} = \sum_{i=1}^2 (\text{名目碳價} \times \text{有償核配比例} i \times \text{排放量占比} i)$$

$i_1$ =高碳洩漏風險行業、 $i_2$ =非高碳洩漏風險行業

有償核配比例 = 1-免費核配比例

圖 4 歐盟製造業實質碳價試算公式

表 2 歐盟製造業實質碳價試算參數說明

| 參數名稱           | 參數值   | 單位         | 參數說明                                                                                                                                                                                                        |
|----------------|-------|------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 名目碳價           | 2,000 | 元<br>(新台幣) | 根據《2024 State and Trends of Carbon Pricing》報告價格，匯率以 2024/4/19 美金匯率 1:32.785。                                                                                                                                |
| 高碳洩漏風險行業有償核配   | 0     | %          | 由於高碳洩漏風險行業適用 100% 免費核配，故有償核配比例 = 1-100%=0%                                                                                                                                                                  |
| 高碳洩漏風險行業排放量占比  | 94    | %          | 根據《Special Report : The EU's Emissions Trading System: free allocation of allowances needed better targeting》報告，第四階段 (2021 年至 2030 年) 工業部門約有 94% 排放量被認定為高碳洩漏風險之行業，給予 100% 免費核配。                             |
| 非高碳洩漏風險行業有償核配  | 70    | %          | 由於非高碳洩漏風險行業適用 30% 免費核配，故有償核配比例 = 1-30%=70%                                                                                                                                                                  |
| 非高碳洩漏風險行業排放量占比 | 6     | %          | 根據《Special Report : The EU's Emissions Trading System: free allocation of allowances needed better targeting》報告，第四階段 (2021 年至 2030 年) 工業部門約有 94% 排放量被認定為高碳洩漏風險之行業，給予 100% 免費核配，因此非高碳洩漏風險行業之排放量比例為 1-94%=6%。 |

因此，歐盟排放交易制度之名目費率雖高達 2,000 元新台幣，但由於製造業中有 94% 排放量屬於高碳洩漏風險行業享有 100% 免費核配，實質碳價約為 84 元新台幣。

### 3.2 英國

英國碳定價制度呈現多元並立之樣貌，除實施排放交易制度 (UK ETS) 及碳稅 (碳支持價格 Carbon Price Support ,CPS)，另外還有實施屬於能源稅的氣候變遷稅 (Climate Change Levy ,CCL)，三者管制對象有部分重疊，但多數都以稅費「豁免」形式予以排除。

UK ETS 的部分，現階段仍參考歐盟排放交易制度作法，透過下修排放上限以及市場拍賣額度促使管制對象減碳，且比照歐盟作法依標準值給予具高碳洩漏風險之行業 100% 免費核配額度、非高碳洩漏風險行業給予 30% 免費核配額度。

#### 3.2.1 背景說明

與前一節假設相同，由於在排放交易制度下，當免費核配量高於排放源的實際排放量時，排放源無需至交易市場取得排放額度，因此，本研究假設「高碳洩漏風險行業各廠依標準值取得 100% 免費核配額之總量，與實際排放量相等」。同樣基於 UKETS 僅管制直接排放，製造業各廠在電力排放支付的排碳成本主要來自發電業的轉嫁，由於無法取得發電業轉嫁比例，故未將發電業轉嫁之碳價納入計算。

碳支持價格針對油品供應商及發電業者徵收，費率為每噸碳 18 英鎊，與氣候變遷稅同樣依能源種類之碳含量徵收，並允許轉嫁。由於無法取得英國製造業各廠之能源使用情況，以及油品供應商、發電業者轉嫁情形，另考量英國於 2022 年推出「ETS 及 CPS 補償機制」，開放能源密集產業申請賠償 UK ETS 及 CPS 造成電價成本轉嫁損失，因此未將其納入計算。

另外，英國氣候變遷稅管制工業、商業、農業及公共服務業等，由能源供應商隨帳單代收，依不同能源設定不同稅費及折扣，與政府簽訂氣候變遷協議 (Climate Change Agreement) 承諾減碳達目標可享有折扣 (如圖 5)，個別管制對象耗用能源情形與適用折扣情況不同，因此個別製造業所付出的排放成本並不相同。此外，考量 CCL 針對許多已受 UK ETS 納管的排放源製程耗用能源「豁免」；換言之，主要管制未被 UK ETS 納管的小排放源為主，因此本研究未將其納入實質碳價計算。

| 項目         | 2021.04.01起 |     | 2022.04.01起 |     | 2023.04.01起 |     | 2024.04.01起 |     |
|------------|-------------|-----|-------------|-----|-------------|-----|-------------|-----|
|            | 稅費          | 折扣  | 稅費          | 折扣  | 稅費          | 折扣  | 稅費          | 折扣  |
| 電力(£/kWh)  | 0.00775     | 92% | 0.00775     | 92% | 0.00775     | 92% | 0.00775     | 92% |
| 天然氣(£/kWh) | 0.00465     | 83% | 0.00568     | 86% | 0.00672     | 88% | 0.00775     | 89% |
| LPG(£/kg)  | 0.02175     | 77% | 0.02175     | 77% | 0.02175     | 77% | 0.02175     | 77% |
| 其他(£/kg)   | 0.03640     | 83% | 0.04449     | 86% | 0.0528      | 88% | 0.06064     | 89% |

資料來源：Climate Change Levy rates(2024)，本研究彙整

圖 5 英國氣候變遷稅之費率及折扣

3.2.2 試算結果

本研究就英國排放交易制度的製造業實質碳價試算之計算公式及說明如圖 6 及表 3，根據圖 6 公式及表 3 參數試算，可求得英國製造業實質碳價 = 1,477 × (1-79%) ÷ 310 元新台幣 / 噸 CO<sub>2</sub>e。

ETS實質碳價試算公式：

製造業UKETS實質碳價 = 名目碳價 × (1-製造業實際核發免費核配占比)

圖 6 英國製造業實質碳價試算公式

表 3 英國製造業實質碳價試算參數說明

| 參數名稱          | 參數值   | 單位         | 參數說明                                                                                                                    |
|---------------|-------|------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 名目碳價          | 1,477 | 元<br>(新台幣) | 根據《2024 State and Trends of Carbon Pricing》報告價格，匯率以 2024/4/19 匯率 1:32.785。                                              |
| 製造業實質核發免費核配比例 | 79    | %          | 根據英國官網各廠核配量清單計算，2021 年製造業免費核配實際核發約 32.49 百萬噸 CO <sub>2</sub> e、納管製造業排放量約 41.31 百萬噸 CO <sub>2</sub> e，32.49÷41.31 ÷ 79%。 |

因此，英國排放交易制度之名目費率雖高達 1,477 元新台幣，但由於製造業中免費核配的比例約占 79%，實質碳價約為 310 元新台幣。

3.3 南韓

南韓實施排放交易制度 (K ETS)，參考歐盟排放交易制度作法，透過下修排放上限以及市場拍賣額度促使管制對象減碳，且比照歐盟作法依標準值給予具高碳洩漏風險之行業 100% 免費核配額度、非高碳洩漏風險行業給予 90% 免費核配額度。與 EU ETS 及 UK ETS 較為不同的是，K ETS 除了管制列管對象的直接排放量外，電力排放量也是管制範疇。因此由消費者承擔電力的排碳成本。

3.3.1 背景說明

與前一節假設相同，由於在排放交易制度下，當免費核配量高於排放源的實際排放量時，排放源無需至交易市場取得排放額度，本研究根據南韓 KRX 排放交易平台統計資料，取得碳交易市場之總核配量及有償核配資訊，以此為基礎試算有償核配比例。

3.3.2 試算結果

本研究就南韓排放交易制度的製造業實質碳價試算之計算公式及說明如圖 7 及表 4，根據圖 7 公式及表 4 參數試算，可求得南韓製造業實質碳價 =  $207 \times 1.3\% \div 3$  元新台幣 / 噸 CO<sub>2</sub>e。

試算公式：

南韓製造業實質碳價 = 名目碳價 × 有償核配比例

圖 7 南韓製造業實質碳價試算公式

表 4 南韓製造業實質碳價試算參數說明

| 參數名稱 | 參數值 | 單位         | 參數說明                                                                       |
|------|-----|------------|----------------------------------------------------------------------------|
| 名目碳價 | 207 | 元<br>(新台幣) | 根據《2024 State and Trends of Carbon Pricing》報告價格，匯率以 2024/4/19 匯率 1:32.785。 |

| 參數名稱   | 參數值 | 單位 | 參數說明                                                                                                                           |
|--------|-----|----|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 有償核配比例 | 1.3 | %  | 根據南韓 KRX 排放交易平台統計資料，K-ETS 2023 年總核配量約 602 百萬噸 CO <sub>2</sub> e、有償核配約 7.89 百萬噸 CO <sub>2</sub> e， $7.89 \div 602 \div 1.3\%$ 。 |

南韓排放交易制度管制發電、工業、建築、交通、廢棄物和公共部門之直接及電力排放，並於第三階段 (2021-2025 年) 開放非管制對象參與碳市場。由於提供管制對象高比例之免費核配額度，因此管制對象需至碳交易市場購買排放額度之比例較低，依 KRX 排放交易平台 2023 年營運報告，管制對象交易比例約 18.6%、其他單位 (如證券商) 比例約 81.4%。

綜上所述，南韓排放交易制度之名目費率雖約 207 元新台幣，但由於給予製造業中高碳洩漏風險行業 100% 免費核配、非高碳洩漏風險行業亦給予 90% 免費核配的比例，產業實質需要負擔的排碳成本較低，實質碳價約為 3 元新台幣。

3.4 新加坡

新加坡自 2019 年起分階段實施碳稅，為東南亞地區第一個課徵碳稅的國家。其制度主要對境內約 50 家直接排放量大於 2.5 萬噸 CO<sub>2</sub>e 的排放源徵收，包含製造業及發電業。同時，允許發電業將自身直接排放量所繳交之碳稅，依循新加坡能源市場監管局 (Energy Market Authority)、消費者協會 (Consumer Association) 及競爭與消費者委員會 (Competition & Consumer Commission) 共同制定之規範轉嫁，且透過每個月的電費帳單附徵，因此新加坡的公司及一般民眾，每個月皆需依電費帳單上所載明的碳費金額支付排碳成本。

新加坡於實施碳稅後逐步調整制度，分階段提高稅率，從原先 5 元新加坡幣 (約 4 美元、120 元新台幣) 逐步提升，2024 至 2025 年提升到 25 元新加坡幣 (約 19 美元、623 元新台幣)，規劃 2026 至 2027 年提升到 45 元新加坡幣 (約 33 美元、1,080 元新台幣)。由於 2024 年稅率提升至近 5 倍，為降低碳稅對產業競爭力、民生及物價的影響，新加坡提供高排放密集與貿易暴露 (Emission Intensive and Trade Expose; EITE)

產業碳稅減免，只要產業提交減量計畫，即可享有高比例的「過渡排放減免」，其比例由新加坡經濟發展局 (Economic Development Board, EDB) 審核後告知，這項機制全程僅業者及 EDB 參與，審核結果為個別通知、不對外公開，盡可能將對企業壓力降至最低，並保障其營業秘密。

經本研究洽詢在地台商，目前發電業以外之管制對象，皆被認為「排放密集與貿易暴露行業」，給予 80%~85%、每間公司不等值的「過渡排放減免」。換句話說，雖然稅率提升至近 5 倍，但由於給予至少 80% 排放量之減免，實際費額仍接近原先 5 元新加坡幣所繳交之費額。

### 3.4.1 背景說明

新加坡之碳稅分兩部分徵收，直接排放量部分每年依規定向環境主管機關繳納、電力排放部分則每個月隨電力公司的帳單繳交。由於新加坡約有 5 家電力公司，每家轉嫁程度不同，要求繳交的碳費不盡相同且無法掌握，個別製造業合作之電力公司資訊亦不透明，故無法就電力排放量之排碳成本進行試算，本研究僅就製造業直接排放量所繳納之碳稅計算實質碳價。

### 3.4.2 試算結果

本研究就新加坡碳稅的製造業實質碳價試算之計算公式及說明如圖 8 及表 5，根據圖 8 公式及表 5 參數試算，可求得新加坡製造業實質碳價 =  $623 \times (1-80\%) \div 125$  元新台幣 / 噸 CO<sub>2</sub>e。

試算公式：

$$\text{新加坡製造業實質碳價} = \text{名目碳價} \times (1 - \text{過渡減免比例})$$

圖 8 新加坡製造業實質碳價試算公式

表 5 新加坡製造業實質碳價試算參數說明

| 參數名稱   | 參數值 | 單位         | 參數說明                                                                         |
|--------|-----|------------|------------------------------------------------------------------------------|
| 名目碳價   | 623 | 元<br>(新台幣) | 根據《2024 State and Trends of Carbon Pricing》報告價格，匯率以 2024/4/19 匯率 1:32.785。   |
| 過渡減免比例 | 80  | %          | 經洽在地台商，採個案審查，且個別通知結果(未公開)，據本研究調查，減免皆大於 80% 以上、為期至少 3 年，後續視減碳成效續發。故假設最低值 80%。 |

因此，雖新加坡碳稅制度之名目費率已提升至約 623 元新台幣，但由於提供過渡減免比例機制，製造業者享有至少 80% 的排放量減免，以整體費額攤提每噸碳約為 125 元新台幣。

3.5 日本

日本自 2012 年開始實施碳稅－「地球暖化對策稅」，主要向能源供應商或進口商徵收，徵收標的為原油及石油製品、液化石油氣 (LPG)、天然氣 (LNG)，及煤炭等，隨石油煤碳稅 (能源稅) 附徵並允許課徵對象轉嫁成本，因此企業及民眾所使用的燃料皆間接支付排碳成本。

另外，日本針對予特定用途管制能源項目免徵，例如鋼鐵所使用之鋼鐵、焦炭製程作為「原料」用途的煤炭。日本經產省主要考量煤炭是鋼鐵、焦炭製程重要原料，且國際少有徵收案例，為避免產業失去競爭力，予以免徵；另一考量是因為鋼鐵產業關聯性且就業人口多 (約 22 萬人)，假設納入計算將使整體社會增加約 659 億日圓、等同約 135 億元新台幣的成本，衝擊國內產業及勞工生計。

日本自 2012 年開始分 3 階段調升費率，2016 年 4 月 1 日起調升至每噸碳 289 日圓，約 61 元新台幣，費率調升情形如表 6。



表 6 日本地球暖化對策稅管制項目各階段稅率

| 管制項目                   | 稅率                      |                        |                        |
|------------------------|-------------------------|------------------------|------------------------|
|                        | 平成 24 年 10 月起<br>(2012) | 平成 26 年 4 月起<br>(2014) | 平成 28 年 4 月起<br>(2016) |
| 原油及石油製品<br>(kl/ 日元 )   | 250                     | 500<br>(+250)          | 760<br>(+260)          |
| 液化石油氣及<br>天然氣 (t/ 日元 ) | 260                     | 520<br>(+250)          | 780<br>(+260)          |
| 煤炭<br>(t/ 日元 )         | 220                     | 440<br>(+220)          | 670<br>(+230)          |

資料來源：環境省，本研究譯

3.5.1 背景說明

日本地球暖化對策稅僅對燃料向能源產品徵收，如要試算製造業所負擔排碳成本，須先取得日本製造業燃料燃燒占整體排放量占比，再進行推估。由於本研究尚無法取得日本製造業燃料燃燒占整體排放量占比，故本研究以我國製造業排放結構進行試算，其結果代表若我國碳費制度比照日本地球暖化對策稅徵收，其製造業之實質碳價負擔。

3.5.2 試算結果

本研究就日本碳稅的製造業實質碳價試算之計算公式及說明如圖 9 及表 7，根據圖 9 公式及表 7 參數試算，可求得日本製造業實質碳價 = 61 × 22% ÷ 13 元新台幣 / 噸 CO<sub>2</sub>e。

試算公式：

日本製造業實質碳價 = 名目碳價 × 製造業燃料燃燒排放比例

圖 9 日本製造業實質碳價試算公式

表 7 日本製造業實質碳價試算參數說明

| 參數名稱        | 參數值 | 單位         | 參數說明                                                                                                                                                                               |
|-------------|-----|------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 名目碳價        | 61  | 元<br>(新台幣) | 根據日本環境省資料，2024/5/20 匯率 1 日圓 =0.21 元新臺幣。                                                                                                                                            |
| 製造業燃料燃燒排放比例 | 22  | %          | 日本統計溫室氣體排放量之作法及分類方式與我國不同，因此難以取得日本製造業排放結構資訊，故本研究假設日本製造業排放結構與我國相同，試算若我國製造業適用日本稅制，其我國製造業之實質碳價。<br>我國製造業燃料燃燒排放量約 36 百萬噸、我國製造業排放量約 157.4 百萬噸，比例約占整體排放量 22%。 $36 \div 157.4 \div 22\%$ 。 |

因此，雖日本碳稅制度之名目費率約 61 元新台幣，但由於僅就燃料使用部分徵收，故從製造業整體排放結構角度來看，每噸碳實際上約為 13 元新台幣。

四、碳定價實質碳價探討

透過前一章節依本研究假設之試算結果，可知各國實施碳定價名目價格雖高，但透過給予免費核配、有條件減免或是免徵，可大幅降低其管制對象所負擔的碳成本，因此實質碳價負擔有限，目前歐盟、英國、南韓、新加坡及日本等國際上具代表性之碳定價制度，實質碳價落在 3 至 310 元，相關資訊彙整如圖 10。

| 各國製造業排放交易/碳稅支付成本(單位：新臺幣) |                                         |                                            |                     |                       |                             |
|--------------------------|-----------------------------------------|--------------------------------------------|---------------------|-----------------------|-----------------------------|
| 國家/地區                    | 歐盟                                      | 英國                                         | 南韓                  | 新加坡                   | 日本                          |
| 制度                       | 排放交易                                    | 排放交易+碳稅                                    | 排放交易                | 碳稅                    | 碳稅                          |
| 費率                       | 名目:約2,000元<br>實質:約84元                   | 名目:約1,477元<br>實質:約310元                     | 名目:約207元<br>實質:約 3元 | 名目:約623元<br>實質:約125元  | 名目:約61元<br>實質:約13元          |
| 主要課徵對象                   | 電業及製造業                                  | 電業及製造業                                     | 電業及製造業              | 電業及製造業                | 對燃料徵收                       |
| 高碳洩漏風險產業配套               | 100%免費核配                                | 100%免費核配                                   | 100%免費核配            | 給予高比例減免(未公開)          | -                           |
| 備註                       | 1.製造業94%為高碳洩漏風險<br>2.非高碳洩漏風險產業給予30%免費核配 | 1.排放交易：製造業核發之免費核配占總量79%<br>2.碳稅：提供補償機制降低衝擊 | 非高碳洩漏風險產業給予90%免費核配  | 經洽在地台商，減免至少80%、為期3年以上 | 1.從源徵收，已外部成本內部化<br>2.原料用途免徵 |

圖 10 重點國家名目碳價及實質碳價彙整

此外，比較各國實質碳價水準時，除應考量碳定價制度本身設計外，還應將各國民生及物價水準納入一同檢視，方能更精確評估碳定價制度對該國的影響。因此，本研究同步蒐研前述國家之國家年 GDP 及人均 GDP，作為比較依據，如圖 11。從圖 11 可知，如以國家年 GDP 為指標，我國經濟規模與新加坡、南韓較為接近，若從人均 GDP 的角度比較，則我國與南韓、日本接近。同時，南韓及日本同時也是我國製造業的主要競爭對手，背景條件相似且有競爭關係，其制度值得重點關注。

| 各國製造業排放交易/碳稅名目及實質碳價（單位：新臺幣） |         |         |        |        |        |                     |
|-----------------------------|---------|---------|--------|--------|--------|---------------------|
| 國家/地區                       | 歐盟      | 英國      | 韓國     | 新加坡    | 日本     | 台灣                  |
| 制度                          | 排放交易    | 排放交易+碳稅 | 排放交易   | 碳稅     | 碳稅     | 碳費                  |
| 名目碳價                        | 約2,000元 | 約1,477元 | 約207元  | 約623元  | 約61元   | 300元                |
| 實質碳價                        | 約84元    | 約310元   | 約 3元   | 約125元  | 約13元   | 高碳洩漏風險行業名單未公告，暫無法試算 |
| 國家年 GDP                     | 約607兆元  | 約105兆元  | 約54兆元  | 約16兆元  | 約134兆元 | 約22兆元               |
| 人均 GDP                      | 約134萬元  | 約156萬元  | 約105萬元 | 約271萬元 | 約109萬元 | 約102萬元              |

圖 11 重點國家名目碳價、實質碳價與國家年 GDP、人均 GDP 比較

另由於我國碳費主要徵收對象為我國製造業的業者，經濟部考量製造業為多數已開發國家的經濟支柱，歐盟、韓國及新加坡等國家或地區，在向製造業徵收碳費的同時，會給予具民生、國防重要性的業者充足的配套措施降低衝擊。與環境部密集展開研商，同意業者應該付出努力減碳，但同時應該給予接軌國際的配套措施，以兼顧產業競爭力。

環境部於今 (2024) 年 8 月 29 日正式公告「碳費收費辦法」、「自主減量計畫管理辦法」、「碳費徵收對象溫室氣體減量指定目標」等 3 項子法。根據環境部新聞稿，環境部參考國際作法，在碳費機制中納入碳洩漏風險配套及優惠費率，只要收費對象屬於被認定之高碳洩漏風險行業，提出具有指定目標之自主減量計畫經核定後，可適用排放量調整係數值調整收費排放量，預計第一期給予係數 0.2，也就是收費排放量

為該排放源之排放量打二折之概念。透過提供配套措施，給予努力減碳的業者大幅減少碳費費額的誘因，落實碳費是經濟誘因，不是財政工具，以減量為出發點，兼顧過渡轉型。

另外環境部還成立碳費費率審議會，邀請相關部會、各領域專家學者及民間代表委員，就碳費之一般費率及優惠費率研商。我國收費對象提出具有指定目標之自主減量計畫經核定後，將可以適用優惠費率。

因此，在我國碳費制度存在排放量調整係數值及優惠費率的彈性配套下，如何制定一般費率及優惠費率，確保「實質碳價」與競爭對手國接軌，讓碳費制度兼顧減碳與產業競爭力、能夠誘使產業減碳但又不至於失去國際競爭力，將是重要課題。

## 五、結論與建議

環境部已於今(2024)年8月29日正式公告「碳費收費辦法」、「自主減量計畫管理辦法」、「碳費徵收對象溫室氣體減量指定目標」等3項子法，為我國碳費制度奠定基礎，其中包含指定目標、自主減量計畫、優惠費率及排放量調整係數值等多項配套措施。同時環境部今年已辦理6場次碳費費率審議會，邀請相關部會、各領域專家學者及民間代表委員，就碳費之一般費率及優惠費率研商。

基於所述，我國的名目費率將於審議會中決定，同時隨著碳費子法的公告，相關配套措施也將明朗，實質碳價將隨配套措施連帶影響。因此，決定一般費率的同時也需要考量配套措施實施後的實質碳價多少，國內製造業是否能維持競爭力，或是是否發生碳洩漏之風險，需要通盤考量。

環境部已於今年(2024年)10月21日正式公告「碳費徵收費率」，一般費率為300元新台幣/噸CO<sub>2</sub>e、優惠費率A為50元新台幣/噸CO<sub>2</sub>e、優惠費率B為100元新台幣/噸CO<sub>2</sub>e。由於我國制度特殊，提交自主減量計畫且達成指定目標，才能依不同指定目標適用不同優惠費率，另外還需要考量高碳洩漏風險行業的排放量調整係數，變數較多，實質碳價之試算充滿不確定性，暫無法進行試算。待掌握國內製造業提交自主減量計畫之情形、高碳洩漏風險行業名單公告後，方能進行進一步試算。

故本研究之重點主要彙整國際上實施碳定價較具代表性之國家或地區，並就各國製造業之實質碳定價進行試算，目的為幫助各界對碳定價制度有更深入的認識。實際上各國常見作法為「排放交易」或「碳稅 / 費」，「排放交易」之名目費率由市場機制決定，政府透過制定配套措施提供誘因，保護國家重要產業降低衝擊，同時激勵排放源就現階段技術可行的部分努力減碳；「碳稅 / 費」之名目費率則由政府公告費率，通常費率高低會考量產業及能源結構，制定適合當地的費率。

經本研究試算，目前歐盟、英國、南韓、新加坡及日本之碳定價制度，實質碳價皆落在 3 至 310 元不等，主要取決於不同國家之配套措施不同，保障產業的機制亦不盡相同，同時還需考慮自身國家之消費水準。因此，本研究建議主管機關在研議碳費率及配套措施時，可以參考消費水準接近的亞鄰競爭國，如南韓、日本或新加坡之碳定價制度，評估其配套措施與我國之差異，確保實質碳價與競爭對手國、消費水準相近之國家接軌。高碳洩漏風險行業之對象如何訂定亦會影響到我國實質碳價是否與其他國家接軌。此外，除了完善之配套措施外，合理的補助或租稅抵減，亦有助於國家碳定價制度的推動。

## 參考文獻

IEK 產業情報網 (2024)，台灣人均所得 又被韓國超車，[https://ieknet.iek.org.tw/ieknews/news\\_open.aspx?actiontype=ieknews&indu\\_idno=0&ns1\\_id=4a0a7e936b9a4c4c95a6c6aaad1888a6](https://ieknet.iek.org.tw/ieknews/news_open.aspx?actiontype=ieknews&indu_idno=0&ns1_id=4a0a7e936b9a4c4c95a6c6aaad1888a6)

中華經濟研究院 (2024)，臺灣重要經濟變動指標，<https://www.cier.edu.tw/economic-indicator>。

經濟產業省 (2024)，令和 6 年度稅制改正要望事項（新設、擴充、延長）

經濟部 (2024)，台灣 GDP 規模大幅增長 且持續推動全球布局分散風險，[https://www.moea.gov.tw/MNS/populace/news/News.aspx?kind=1&menu\\_id=40&news\\_id=113534](https://www.moea.gov.tw/MNS/populace/news/News.aspx?kind=1&menu_id=40&news_id=113534)

經濟部產業發展署 (2023)，112 年度製造部門溫室氣體排放管制行動計畫期末執行成果報告。

環境省 (2024)，地球温暖化対策のための税の導入，<https://www.env.go.jp/policy/tax/about.html>。

環境部 (2024)，碳費以減量為出發點，參考國際作法兼顧過渡轉型，<https://enews.moenv.gov.tw/Page/3B3C62C78849F32F/cc1ed581-0076-4ba0-8ace-3766699f5a79>

環境部 (2024)，環境部預告「碳費收費辦法」、「自主減量計畫管理辦法」及「碳費徵收對象溫室氣體減量指定目標」三項草案，

<https://enews.moenv.gov.tw/Page/3B3C62C78849F32F/81c06c43-fb95-49a8-9cff-ef10a7bc92e9>

環境部 (2024)，環境部重申 不應以碳費為由哄抬房價，<https://enews.moenv.gov.tw/Page/3B3C62C78849F32F/885b9600-a17e-40b0-b87c-45dd4c554891>

배출권 시장 정보 플랫폼 (2024)，KRX 운영 리포트，<https://ets.krx.co.kr/board/ETS03020000/bbs#view=11>

Carbon Market Watch(2022), Decarbonising steel : Options for Reforming the EU 'S Emissions Trading System.

Climate Change Levy rates(2024). <https://www.gov.uk/guidance/climate-change-levy-rates>

ETRS ORS(2024)，배출권 총수량，<https://etrs.gir.go.kr/home/index.do?menuId=12>

European Court of Auditors(2020), Special Report : The EU's Emissions Trading System: free allocation of allowances needed better targeting. European Court of Auditors.

Gov.uk(2024).UK ETS Allocation Table for operators of installations. <https://www.gov.uk/government/publications/uk-ets-allocation-table-for-operators-of-installations>

International Monetary Fund(2024). European Union Datasets. <https://www.imf.org/external/datamapper/profile/EU>

National Climate Change Secretariat. Carbon Tax. <https://www.nccs.gov.sg/singapores-climate-action/mitigation-efforts/carbontax/>

OECD(2023), Effective Carbon Rates 2023. OECD.

Pellerin-Carlin, T., Vangenechten, D., Lamy, P., & Pons, G. (2022). No more free lunch: Ending free allowances in the EU ETS to the benefit of innovation.

UK Emissions Trading Registry (2024) .UK ETS Public Reports. <https://reports.view-emissions-trading-registry.service.gov.uk/ets-reports.html>

World Bank (2023) , 2023 State and Trends of Carbon Pricing.

World Bank Group(2024). GDP per capita (current US\$). [https://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.PCAP.CD?name\\_desc=false&skipRedirection=true&view=map](https://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.PCAP.CD?name_desc=false&skipRedirection=true&view=map)

World Bank(2024), State and Trends of Carbon Pricing 2024. World Bank.

World Bank(2024), State and Trends of Carbon Pricing Dashboard. <https://carbonpricingdashboard.worldbank.org/>





環境管理規劃類

製程空調系統導入吸附除溼填充轉輪節能  
效益分析

陳志杰 \*、林文祥 \*\*、謝維晃 \*\*\*、劉士軒 \*\*\*\*

摘 要

台灣地處海島型亞熱帶季風氣候，溼度控制為空調耗能重要影響因素。傳統空調系統以冷凝除溼過程來處理空氣溼度，即將空氣溫度降至其露點溫度以下達到空氣冷凝除溼的功效，後段再搭配再熱裝置，將除溼後低溫的空氣加熱至適當的送風溫度，兩段空氣處理流程能源耗用非常可觀。由文獻結果可知，若將溫度與溼度分開控制具有較佳的節能效益，而傳統中央空調系統受限於冰水出水溫度，處理空氣的乾度條件有其極限，而利用吸附除溼技術則可將空氣乾度處理至中央冰水系統無法達到的乾度條件；基於此特性將吸附除溼技術導入傳統空調，分別進行控溼及控溫，與傳統空調系統控制相較，可降低約 35 % 之能耗。本文分析探討吸附除溼空調設備為填充式除溼轉輪，具有設置成本低及後續維護簡單等優勢，使吸附除溼技術於系統運行上具備經濟競爭性，利於廣泛推廣至製程無塵室、精密加工廠及製藥廠等，須穩定將溫溼度控制在適當範圍條件的場域。

【關鍵字】 吸附除溼、填充式轉輪、低溫再生

\* 財團法人台灣綠色生產力基金會 專業五處

\*\* 財團法人台灣綠色生產力基金會

\*\*\* 財團法人台灣綠色生產力基金會 專業五處

\*\*\*\* 財團法人台灣綠色生產力基金會 專業五處

經理

副執行長

處長

工程師

## 一、前言

全球暖化使得地球環境溫度逐年攀升，世界各國相繼提出解決方案及訂定相關管理規範，期能減緩地球暖化問題，淨零碳排成為近年備受重視之議題。為與國際接軌因應淨零碳排趨勢，我國政府於 2022 年提出 2050 淨零轉型十二項關鍵戰略（國發會，2022），其中至 2030 年以前，節能技術為最重要發展項目之一。根據生產性質能源查核年報資料（2023），在工業領域空調系統平均耗能約占整體的 12%，電機電子產業空調耗能更是達到 24%，因此如何提高空調系統整體能效是發展淨零碳排的關鍵因子之一。

台灣地處海島型亞熱帶季風氣候，夏季氣候高溫高溼，冬季寒冷多雨，全年氣候潮溼，傳統空調系統大都以冷凝除溼過程來處理空氣溼度；即利用冷凍循環中的蒸發器來冷卻空氣，當空氣溫度降至其露點溫度時，空氣中的水蒸氣會冷凝成水，達到空氣冷凝除溼的功效，後段再搭配再熱裝置，將除溼後低溫的空氣加熱至適當的送風溫度，兩段空氣處理流程耗用能源非常可觀。由以上可知除溼過程占空調系統耗能很高的比例，尤其在工業製程方面，半導體無塵室、鋰電池製程與生技製藥業等，對於製程溼度控制的要求更是嚴謹，因此能滿足溼度控制又可達到節能成效的空調技術已成為重要發展趨勢。

在高溫潮溼環境下，由文獻得知（B. Guan et al., 2020），空調系統將溫度與溼度分開控制具有較佳的節能效益，空氣的顯熱負荷可由冰水盤管或是冷媒盤管處理，溼度則藉由吸附除溼系統處理，冰水主機因無需處理空氣潛熱負荷，可將冰水出水溫度提高抑或是降低系統冰水流量，藉而降低整體冰水系統耗能。潛熱負荷則交由吸附除溼系統處理，吸附除溼過程主要透過材料與空氣接觸時，利用吸附材料表面水分壓與空氣中水分壓的差異來進行空氣除溼，如圖 1 所示，並透過高效率熱泵、廢熱或是太陽能產生高溫空氣對材料進行還原再生，使系統操作上可重複循環運作。

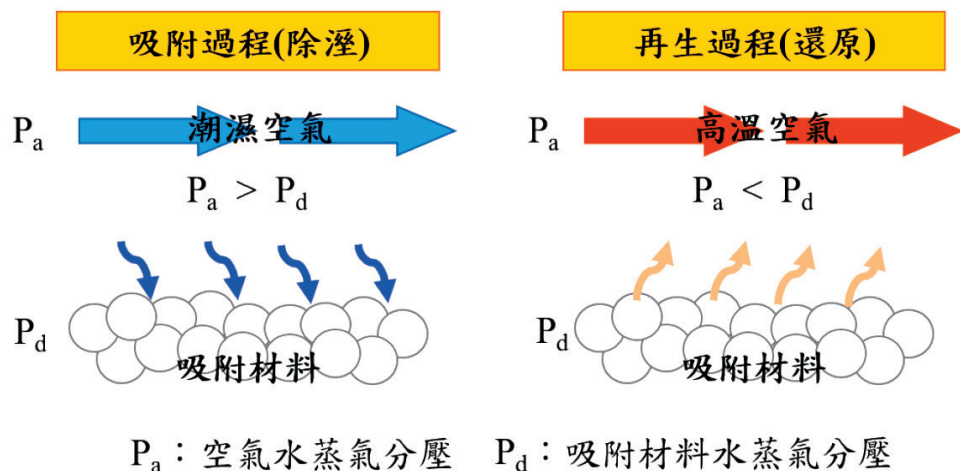


圖 1 吸附材料除溼與再生過程示意圖

Chien 等人 (2020) 將吸附除溼設備導入某醫院既有空調系統，評估傳統空調系統與傳統空調系統搭配吸附除溼設備之操作耗能比較，實驗結果顯示相較於傳統空調系統，將吸附除溼設備搭配傳統空調系統進行環境之溫度及溼度分開控制，可呈現約 16.5% 以上之節能成效。此外，Angrisani 等人 (2011 及 2012) 進行吸附式除溼空調系統性能分析，利用太陽能 and 微發電機之廢熱作為再生空氣之熱源，探討再生空氣溫度及處理空氣溫溼度條件，對系統除溼效率、水份移除率之影響，並且與傳統 HVAC(Heating,Ventilation,Air-conditioning and Cooling ) 系統進行節能效益與環境效益評估比較，由結果顯示結合除溼轉輪之系統，可節省約 30% 之能耗及約 40% 之二氧化碳排放量。

工業領域滿足溫溼度控制又可達到節能成效的空調技術已成為重要發展方向。由以上文獻整理可知，利用傳統空調系統控制溫度，搭配吸附除溼系統控制溼度，將溫度與溼度分別由 2 套系統來分開控制，對於空調系統在節約能源方面提供了一有利的途徑。而過往將吸附式除溼技術導入空調系統的設計中，常見的吸附元件為蜂巢式除溼轉輪，它是利用玻纖材料製作成蜂巢型式的基底，表面再批覆一層矽膠或氧化鋁等

吸附材料薄膜，如圖 2 所示，流道均勻與空氣接觸面積大，吸附空氣中水份的效果顯著。但此類蜂巢式轉輪造價昂貴，後續維護成本高，且系統操作上，再生側常以電熱方式加熱產生 70~150 ℃ 以上之再生空氣，進行除溼轉輪之還原再生，系統耗能量大，故此技術目前僅於部分溼度要求相對嚴苛之場域導入應用。

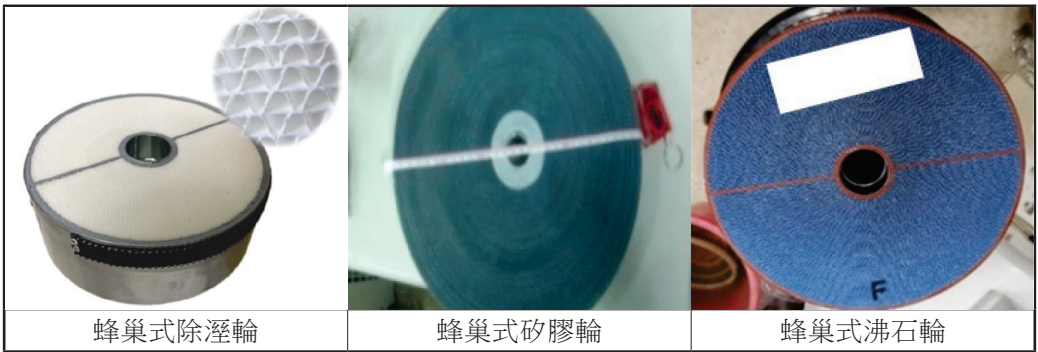


圖 2 蜂巢式除溼輪

本文針對上述除溼轉輪設備運轉的劣勢，評估探討一整合熱泵與填充式除溼轉輪之吸附除溼設備，導入工業空調系統之效益評估分析，期以更高之性價比系統應用技術，為工業空調節能開創一創新節能方案。

## 二、節能方案與評估分析

### 2.1 結合熱泵吸附式除溼轉輪運作原理

填充式除溼轉輪為固態吸附除溼的應用技術，有別於蜂巢式轉輪，填充式轉輪為使用固體吸附顆粒，如矽膠、氧化鋁或分子篩顆粒，以填充的方式製成除溼床體，如圖 3 所示。除溼轉輪於設備運轉過程中會以固定的轉速旋轉，與空氣接觸面分為除溼側及再生側兩個部分。除溼側吸附顆粒與空氣接觸做熱質傳的交換，吸收空氣中的水氣，因此可將出口的空氣變成乾燥的狀態，而吸附顆粒因為吸收了空氣中的水分，過程中會逐漸趨於飽和狀態，需透過旋轉過程進入再生側，與另一道熱空氣進行熱質傳交換，將吸附的水分排出，方能完成周而復始的運作。而再生側所需要約 50 ℃ 熱空氣即透過熱泵機組產生，熱空氣相對溼度較低（水蒸氣分壓低），與飽和的吸附顆粒接

觸，可促使水分離開吸附顆粒，達到還原的目地；而熱泵機組製熱的過程亦同時製冷，可將除溼側之空氣降溫，冷空氣相對溼度高(水蒸氣分壓高)，與乾燥的吸附顆粒接觸，可增加顆粒吸附水分的效果，上述系統運作示意如圖 4 所示。

本研究探討之吸附除溼空調設備具有以下特色：(1) 利用熱泵產生還原所需之熱空氣，運作過程可同時製冷降溫除溼側之空氣，大幅提升整體系統之能源使用效率；(2) 利用顆粒填充於填充床轉輪，與蜂巢式吸附除溼系統相比可大幅降低設置成本；(3) 填充式轉輪後續維護簡單，若吸附顆粒效能衰退，僅需將顆粒更新替換，與蜂巢式轉輪須將整座模組更換，相較簡易，利於廣泛推廣至製程無塵室、精密加工廠及製藥廠等，需穩定將溫溼度控制在適當範圍條件的場域。

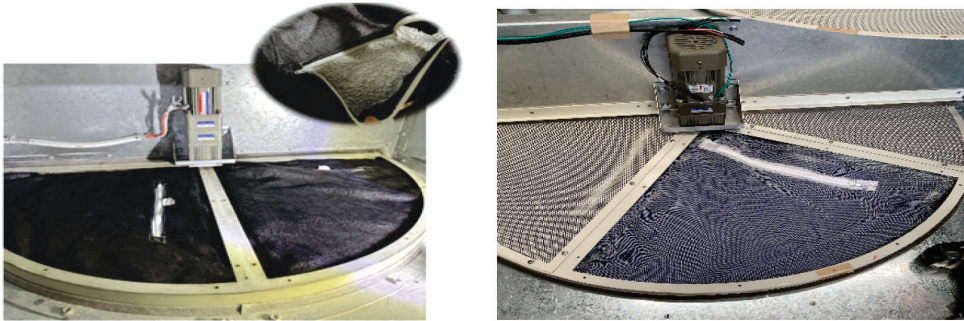


圖 3 填充式除溼輪

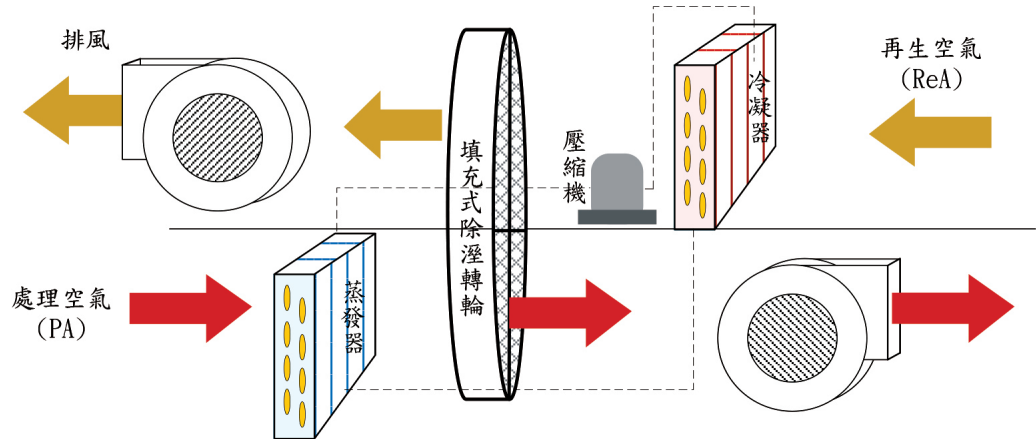


圖 4 結合熱泵吸附式除溼轉輪設備運作示意圖



## 2.2 結合熱系吸附式除溼轉輪導入製程空調系統

製程空調系統配置方式主要可分為 2 種，一種為空調室內循環，搭配引進部分比例的室外空氣，調節室內壓力為微正壓；另一種為全換氣系統，製程過程需全時換氣，故空調系統全時引進室外空氣。2 種空調系統配置控溫及控溼的方式，均是透過空調箱配置的冰水盤管及加熱裝置交互作用來達成，利用低溫冰水將空氣降至室內需求溼度之露點溫度以下，進行除溼的動作，後端搭配電熱器或熱水盤管再熱回溫，進行控溫的動作，而此種控制方式，常見的狀況即是冰水流量全開，後端再熱裝置也是滿載，且通常這類需要恆溫恆溼的場域，空調是全年全時運轉，能源消耗相當可觀；另外於控制過程中，冷熱盤管也會產生相互牽引的影響，易造成控制不穩定的現象。

上述傳統中央空調系統利用冰水進行除溼，受限於冰水溫度多半設定於 5~7 °C，熱交換後空氣露點溫度約 9~10 °C，此時空氣的乾度條件已達冰水系統能處理的極限，而吸附式除溼轉輪是透過水蒸氣分壓差進行吸附空氣中的水分，熱質傳後能將空氣露點溫度降至 5 °C 甚或 0 °C 以下。利用此優勢特性，將吸附式除溼轉輪設備導入至上述既設空調系統，系統配置如圖 5 所示，將外氣藉由吸附除溼設備處理至冰水系統無法處理的低溼狀態，乾燥的空氣與系統內其餘循環風混合，空氣絕對溼度條件已可滿足現場的環控需求，此時空調箱冰水盤管不需進行降溫除溼的動作，僅需進行顯熱溫度調節，可大幅降低冰水的需求量，也因為沒有透過冰水盤管進行過冷除溼，亦可大幅節省後端再熱裝置的作動，降低空調箱整體能源的消耗量，此種配置方式即是將溫度及溼度由原先單套設備控制，轉為 2 套設備個別控制，將溼度控制交由吸附除溼設備負擔，既設空調箱則進行溫度控制，除可有效提升處理空氣的能源效率，亦可降低單套系統控制的不穩定性。

而導入吸附除溼設備此節能方案，應用上為在既設系統上增設空調箱，故執行上容易遇到現場安裝空間的難題，依系統規格需求吸附除溼設備規格尺寸約為 3m(長)3m(寬)2m(高)以上，為因應安裝空間的難題，設備樣式可調整為臥式、立式或其他樣式，亦可吊掛安裝，以減少安裝執行上的阻礙。



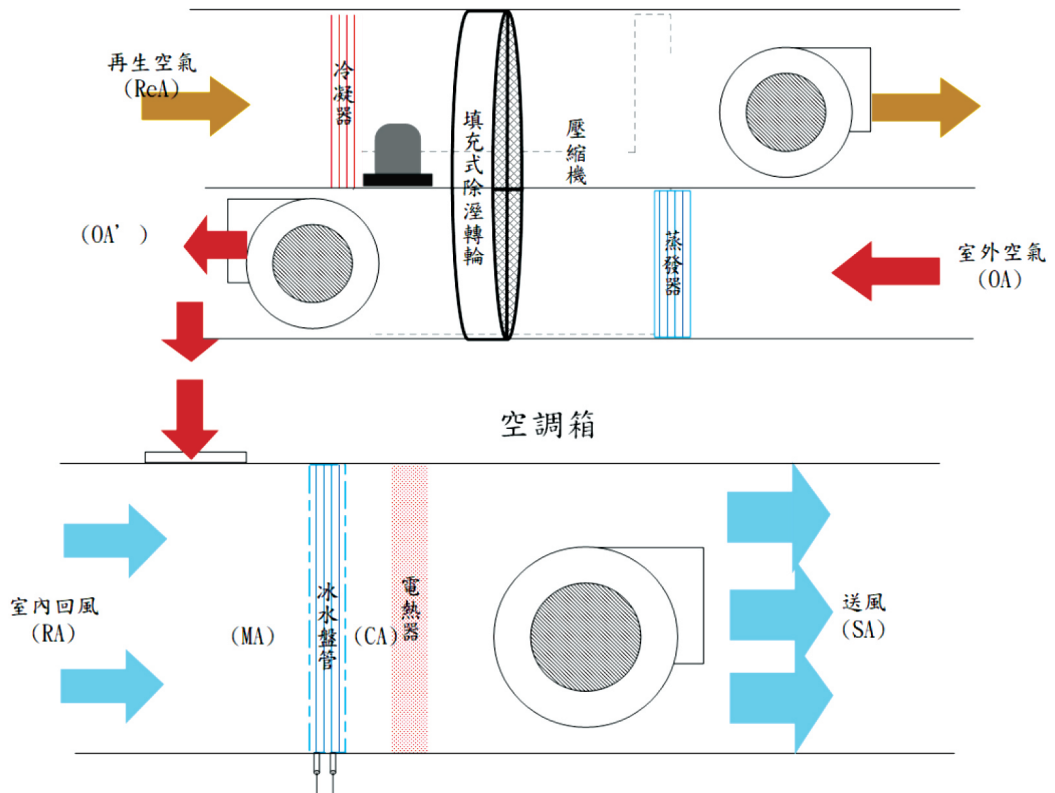


圖 5 吸附式除溼轉輪設備導入既設空調系統配置示意圖

### 2.3 案例應用分析探討

某光學廠製程無塵室環境設定為  $20^{\circ}\text{C}$ ，相對溼度 55%，無塵室由 2 台空調箱供應空調維持環境需求，2 台空調箱總風量為 56,400 CMH，為維持室內微正壓狀態，引入 13,000 CMH 之外氣量（約總風量 23%），空調冰水系統性能係數 (kW/RT) 為 1，空調系統年使用時間為 8,500 小時，過去利用空調箱的冰水盤管及電熱器進行控溼及控溫，現階段導入 1 台「結合熱泵吸附式除溼轉輪設備」搭配既設 2 台空調箱進行操作，系統配置如圖 6 所示，針對上述改善前後之操作差異，進行空調全年運轉之節能效益與環境效益分析探討。

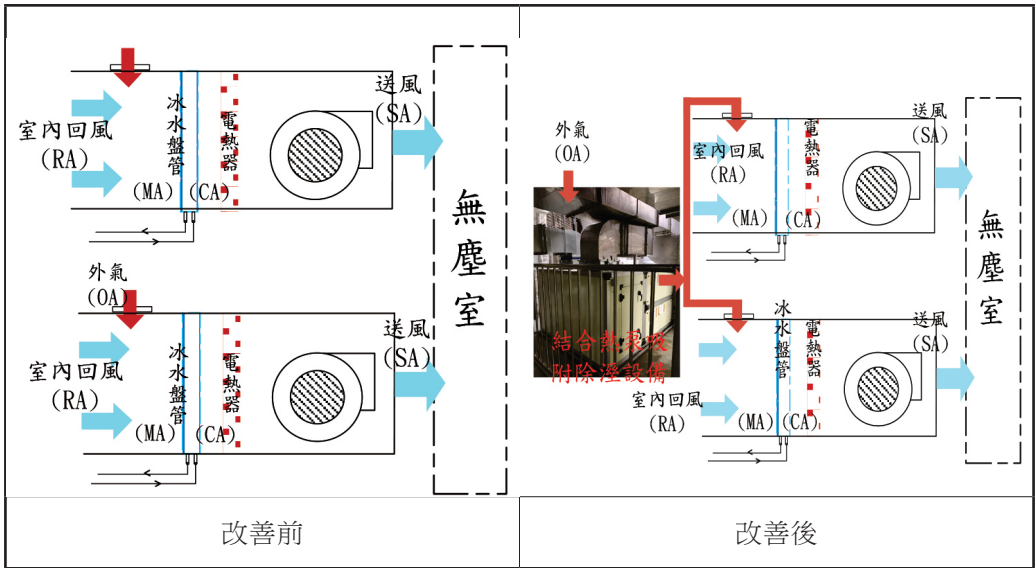


圖 6 吸附式除溼轉輪設備導入既設空調系統配置示意圖

在此操作條件下無塵室露點溫度需求為 10.7 ℃，於夏季外氣乾球溫度 35 ℃，相對溼度 60%，引入空調箱與室內回風 20 ℃，相對溼度 55% 混合後，透過 5~6 ℃ 之冰水進行熱交換，控制出風露點溫度達 8.8 ℃，相對溼度 100% 的狀態（過冷），完成溼度的控制，此段空處理的焓差為 30.1 kJ/kg，後段再透過電熱器加熱（再熱），控制乾球溫度達 14.5 ℃，此段空處理的焓差為 5.7 kJ/kg，空氣處理流程如圖 7 所示，經導入吸附式除溼轉輪設備後，先將外氣處理至露點溫度 5 ℃ 之低溼狀態，乾燥的空氣再送入空調箱與室內回風混合，此時混合後的空氣露點溫度為 8.8 ℃，已達到送風溼度需求，後端僅需再透過冰水將空氣降溫至乾球溫度 14.5 ℃，此段空氣處理的焓差降為 7.1 kJ/kg，與改善前相較，可有效減少空調箱冰水用量，空氣處理流程圖如圖 8 所示。

經實際監測記錄 30 日改善前後之環境溫濕度及空調箱電熱器逐日變化，結果如圖 9 及圖 10 所示，改善前透過冰水排及電熱器交互調節控制，整月平均溫濕度為 19.9 ℃，相對溼度 55.8%，電熱器整月消耗平均功率為 43.9 kW；改善後濕度由吸附除溼設備控制，因空氣沒有過冷處理，空調箱電熱器整月消耗平均功率大幅降低至 1.3

kW，無塵室整月平均溫濕度依舊穩定維持在適當的條件 (20℃，相對溼度 55.1%)。

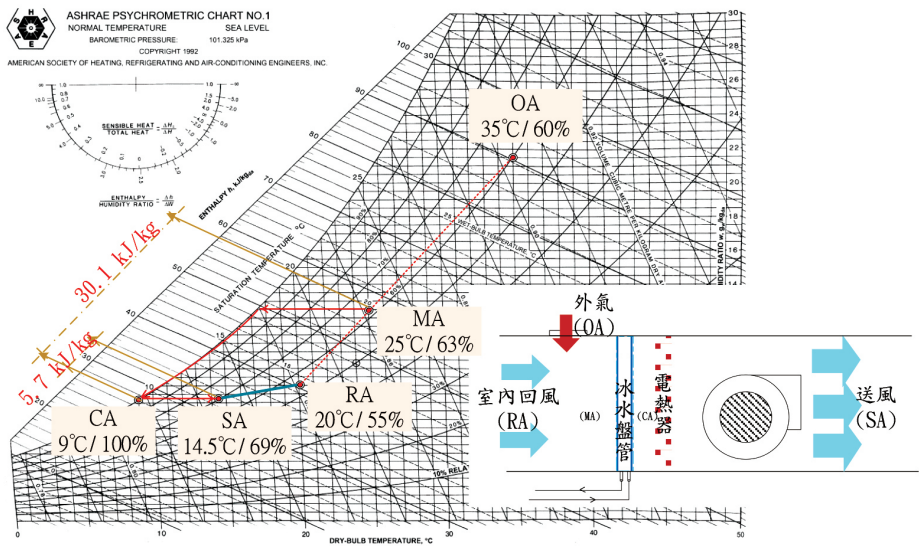


圖 7 傳統空調箱系統空氣處理流程圖

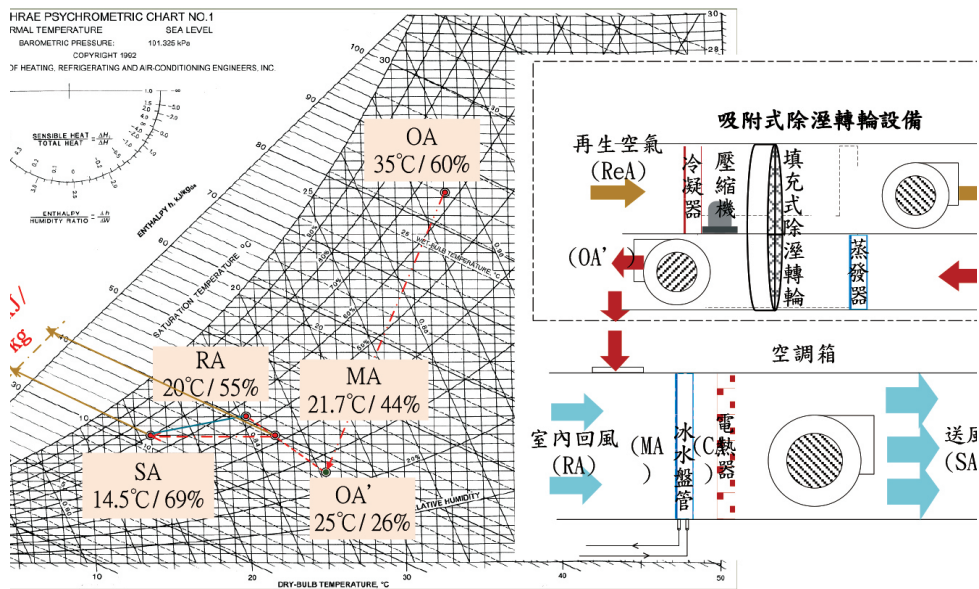


圖 8 導入結合熱泵吸附式除溼轉輪設備空氣處理流程圖

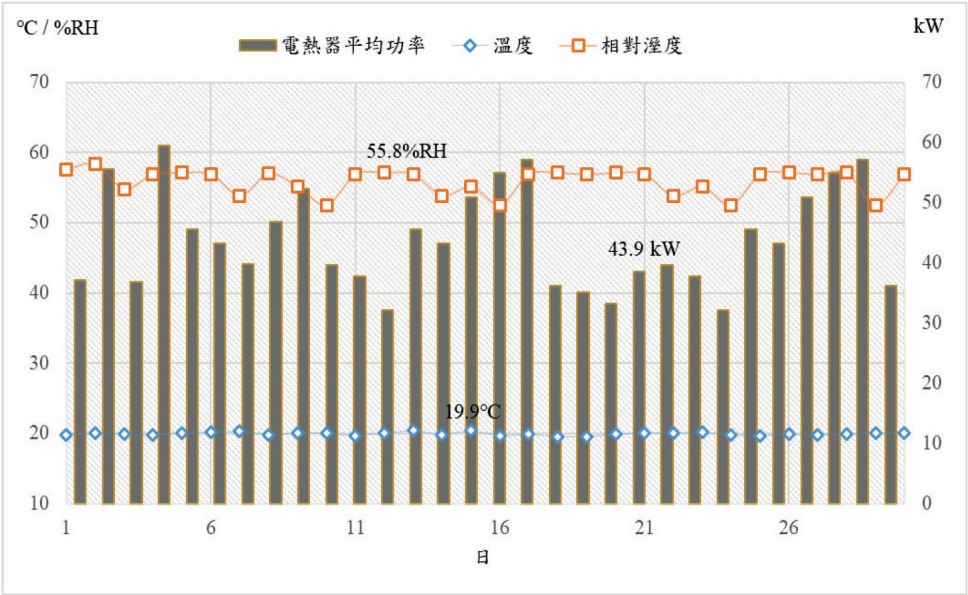


圖 9 改善前無塵室環境溫濕度及空調箱電熱器逐日變化

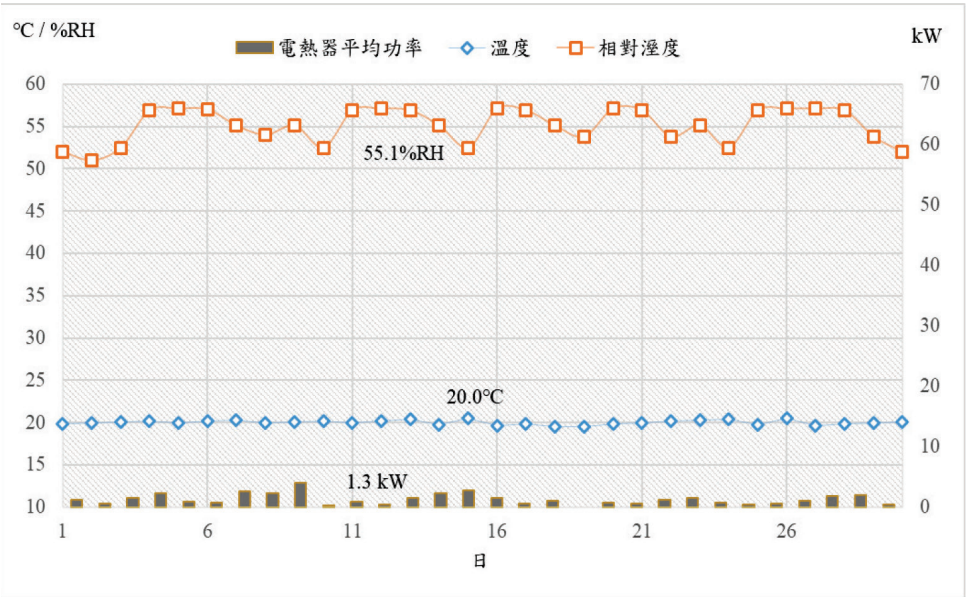


圖 10 改善後無塵室環境溫濕度及空調箱電熱器逐日變化



藉由每段處理過程空氣的焓差值可計算出整體的能源耗用量，其計算方式如下：

空調箱冰水盤管製冷需求能力計算：

$$\text{盤管制冷能力 (RT)} = \dot{m} \times (h_{ma} - h_{ca}) / 3.516$$

$\dot{m}$  為空調箱之空氣質量流率 (kg/s)， $h_{ma}$  為空調箱混風之空氣焓值 (kJ/kg)， $h_{ca}$  為空調箱冰水盤管後之空氣焓值 (kJ/kg)。

盤管制冷所消耗之功率計算：

$$\text{盤管制冷消耗功率 (kW)} = \text{盤管製冷能力 (RT)} \times \text{冰水系統之性能係數 (kW/RT)}$$

空調箱電熱器再熱需求能力計算：

$$\text{電熱器制熱能力 (kW)} = \dot{m} \times (h_{ca} - h_{sa})$$

$h_{ca}$  為空調箱電熱器後之空氣焓值 (kJ/kg)，而電熱器加熱效率為 1，故電熱器制熱需求能力約等於電熱器耗功率。

改善前空氣側消耗功率計算：

$$\text{改善前空調箱消耗功率 (kW)} = \text{空調箱風車消耗功率 (kW)} + \text{盤管消耗功率} + \text{空調箱電熱消耗功率 (kW)}$$

改善後空氣側消耗功率計算：

$$\text{改善後空調箱消耗功率 (kW)} = \text{空調箱風車消耗功率 (kW)} + \text{盤管消耗功率} + \text{空調箱電熱消耗功率 (kW)} + \text{吸附式除溼轉輪設備耗電 (kW)}$$

透過上述評估計算方式，空調系統導入吸附式除溼轉輪設備全年效益分析結果如表 1 所示。全年平均氣候條件約 24.5 °C，相對溼度 65%，傳統空調系統全年需求冷凍噸數約 91.6 RT，導入吸附式除溼轉輪設備後，系統全年需求冷凍噸數可降為約 62 RT，而傳統空調系統電熱需求量約 62.1 kW，改善後則大幅降低，僅部分外氣溫度過低時，須作動輔助調節室內溫度；而增設吸附式除溼轉輪設備約增加 38 kW 耗電功率，考量參差因子為 0.7，整體而言導入吸附除溼設備可呈現約 34.9 % 之節能效益，系統

年運轉時數為 8,500 小時，全年可節省 456,110 kWh 的空調運轉耗電量。若以電費平均單價 3 元 /kWh 計算，可減少約 137 萬元之電費支出，而設備成本與安裝建置工程費用合計約 430 萬元，回收年限約 3.1 年。另參考經濟部能源署公佈之 112 年電力排碳係數 0.494 kg CO<sub>2</sub> e/kWh 計算，可減少 225 公噸 CO<sub>2</sub> 排放量。由以上分析結果可知，此項節能改善措施具有優異節能減碳效益及回收年限。

表 1 導入結合熱泵吸附式除溼轉輪設備全年運轉效益評估

| 全年平均外氣條件<br>24.5 °C，65% RH<br>全年運轉時數 8,500 小時 | 改善前       | 改善後       |
|-----------------------------------------------|-----------|-----------|
| 系統平均需求冷凍噸數 (RT)                               | 91.6      | 62.0      |
| 系統冷凍噸數耗電量 (kWh)                               | 778,260   | 527,000   |
| 系統平均需求再熱量 (kW)                                | 62.1      | 0.0       |
| 再熱耗電量 (kWh)                                   | 527,850   | 0         |
| 吸附除溼耗功率 (kW)                                  | -         | 38.0      |
| 吸附除溼耗電量 (kWh)                                 | -         | 323,000   |
| 年運轉耗電量 (kWh/year)                             | 1,306,110 | 850,000   |
| 年運轉費用 (NT/year)                               | 3,918,330 | 2,550,000 |
| 能源節省比例                                        | 34.9%     |           |
| 年節省費用 (NT/year)                               | 1,368,330 |           |

### 三、結論

工業領域提升空調系統整體能效是發展淨零碳排的關鍵因子之一，滿足溫溼度控制又可達到節能成效的空調技術已成為重要發展方向。由本文分析結果可知，利用傳統空調系統控制溫度，搭配吸附除溼系統控制溼度，將溫度與溼度分別由 2 套系統來控制，對於空調系統在節約能源方面提供了有效的方案，同時也可解決空調冰水因需低溫除溼而調低供水溫度 (5~6 °C)，導致冰水主機效率下降的問題 (效率約下降 5%)，空調冰水系統亦無需區分為 2 套供水系統 (5 °C 及 9 °C)。本文探討之吸附除溼設備利用熱泵產生還原所需之熱空氣，運作過程可同時製冷降溫除溼側之空氣，大幅提升整體系統之能源使用效率，且除溼輪為填充式的轉輪，與一般傳統蜂巢式除溼輪相較，有設置成本低與後續維護簡單的優點，利於廣泛推廣至製程無塵室、精密加工廠及製藥廠等，需穩定將溫溼度控制在適當範圍條件的場域。整體而言，導入吸附式除溼轉論設備，可實現約 35% 之節能率，對於企業降低運作成本及製程過程中所產生的溫室氣體排放，具有一定程度的功效。



## 參考文獻

國家發展委員會 (2022)，臺灣 2050 淨零排放路徑及策略總說明。

生產性質能源查核年報 (2023)。

B. Guan, X. Liu, Q. Zhang, T. Zhang(2020), Performance of a temperature and humidity independent control air-conditioning system based on liquid desiccant for industrial environments, *Energy and Buildings*, Vol. 214, p109869.

T.-Y. Chien, C.-C. L, F.-J. Wu, C.-T. Chen, T.-H. Pan, G.-H. Wan(2020), Comparative Analysis of Energy Consumption, Indoor Thermal-Hygrometric Conditions, and Air-Quality for HVAC, LDAC, and RDAC System Used in Operating Rooms, *Applied Sciences*, Vol. 10, Article 3721.

G.Angirisani , A. Capozzoli , F. Minichiello , C. Roselli and M. Sasso(2011), “Desiccant wheel regenerated by thermal energy from a microcogenerator: Experimental assessment of the performances” , *Applied Energy*, Vol. 88, p1354-1365,.

G. Angirisani , F. Minichiello , C. Roselli and M. Sasso(2012), “Experimental analysis on the dehumidification and thermal performance of a desiccant wheel” , *Applied Energy*, Vol. 92, p563-572.

環境管理規劃類

## 產業新興水資源循環技術之碳排放量分析

李宜亭\*、徐秀鳳\*\*、林子皓\*\*、許自強\*\*\*、林庭瑋\*\*\*\*、  
駱尚廉\*\*\*\*\*

### 摘 要

本研究蒐整國內 7 項新興水資源循環技術於實廠應用的案例，包括生物網膜 (BioNET)、薄膜生物反應器 (MBR)+RO、倒極式電透析 (EDR)、薄膜蒸餾 (MD)+硫酸洗滌、離子交換樹脂 (IER)、管式金屬電解回收以及薄膜電容去離子 (MCDI) 等技術，並擬定碳排放量分析方法，依據技術的能資源消耗、節水量、產品資源化量等因子計算各項技術之總碳排放量以及處理每噸水之碳排放量。

由碳排放量分析資料顯示，部分技術如 EDR、MD+硫酸洗滌、IER 以及 MCDI 等，相較於傳統處理技術具有良好的減碳效益。其中 MD+硫酸洗滌技術因其系統操作碳排放量皆低於水回收與資源化產品回收再利用之合計減碳量，應可認定為廣義之負碳技術。這些技術不僅能有效去除廢水中污染物，還能實現廢水回收再利用以及污染物資源化，值得產業參考應用與投入研發資源，以促進產業朝低碳轉型邁進。

【關鍵字】新興水資源循環技術、碳排放量、低碳轉型

\* 國立臺灣大學環境工程研究所  
\*\* 財團法人環境與發展基金會  
\*\*\* 定禪環保顧問股份有限公司  
\*\*\*\* 經濟部產業發展署永續發展組  
\*\*\*\*\* 國立臺灣大學環境工程研究所

博士生  
研究員  
工程師  
科長  
名譽教授

## 一、前言

我國廢污水處理及回收在政府以及產業界攜手努力下，工業用水回收率已從 91 年 46.0% 提升至 112 年的 73.9%。隨著工業發展及新興污染物種類與特性越趨複雜，如表面處理業廢水中含有重金屬離子物質，化學製品製造業、電子零組件製造業廢水含難分解有機物質或揮發性有機物質，傳統活性污泥法或化學混凝沉澱法等廢水處理技術已無法有效去除這些新興污染物質，也使得後續水資源回收再利用程序受到限制。為提升水資源循環利用效能，產業界分流收集不同性質廢水後，再依污染物濃度及特性選擇合適之處理系統將廢污水中的污染物降解或分離後，再將潔淨的水回收再利用。為達到我國淨零科技方案 - 資源循環再利用之目標，選擇兼具廢水處理、回收及資源化的低碳技術已成為現階段產業水回收技術之主流趨勢。

為此，各國紛紛投入研究與發展新興水資源循環技術，以提升水資源的可持續利用性及減少對環境的衝擊。本研究係蒐整國內產業界目前所採用之新興水循環技術的資料，依據各項技術的能資源耗用量計算其碳排放量，並與傳統處理技術進行比較，以評析環境友善且碳排放量較低的技術，提供產業參考應用，期能促進產業朝低碳轉型邁進。

## 二、新興水資源循環技術與應用案例

本研究蒐集 7 項產業近年發展及應用之新興水資源循環技術資訊，包括生物網膜 (BioNET)、薄膜生物反應器 (Membrane bioreactor, MBR) + 逆滲透 (Reverse osmosis water, RO)、倒極式電透析 (Electro dialysis reversal, EDR)、薄膜蒸餾 (Membrane distillation, MD) + 硫酸洗滌、離子交換樹脂 (Ion exchange Resin, IER)、管式金屬電解回收及薄膜電容去離子 (Membrane capacitive deionization, MCDI) 等。表 1 彙整各技術之應用產業、處理標的污染物以及可資源化產品等。其中離子交換樹脂、管式金屬電解回收、流體化床結晶等 3 項技術兼具廢水處理、回收及資源化多重效益。

各項新興水資源循環技術之技術原理以及實廠應用案例，摘要說明如下：

表 1 新興水資源循環技術之應用產業、標的污染物以及可資源化產品

| 項次 | 技術名稱       | 主要應用產業                                                                                                                                 | 標的污染物          | 資源化產品          |
|----|------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------|----------------|
| 1  | BioNET     | <ul style="list-style-type: none"><li>• 食品與飼品製造業</li><li>• 紡織業</li><li>• 化學材料與肥料製造業</li><li>• 電子零組件製造業</li><li>• 廢污水 / 自來水處理</li></ul> | 有機物、氨氮、硝酸鹽氮    | -              |
| 2  | MBR+RO     | <ul style="list-style-type: none"><li>• 金屬製品製造業</li><li>• 電子零組件製造業</li><li>• 化學材料與肥料製造業</li><li>• 廢污水處理業</li></ul>                     | 有機物、SS、鹽類      | -              |
| 3  | EDR        | <ul style="list-style-type: none"><li>• 金屬製品製造業</li><li>• 電子零組件製造業</li><li>• 化學材料與肥料製造業</li><li>• 廢污水處理業</li></ul>                     | 鹽類、溶解性帶電離子     | -              |
| 4  | MD+ 硫酸洗滌   | <ul style="list-style-type: none"><li>• 金屬製品製造業</li><li>• 電子零組件製造業</li><li>• 化學材料與肥料製造業</li></ul>                                      | 氨氮             | 硫酸銨            |
| 5  | IER        | <ul style="list-style-type: none"><li>• 電子零組件製造業</li><li>• 化學材料與肥料製造業</li></ul>                                                        | 四甲基氫氧化銨 (TMAH) | 四甲基氫氧化銨 (TMAH) |
| 6  | 管式金屬電解回收系統 | <ul style="list-style-type: none"><li>• 金屬製品製造業</li><li>• 電子零組件製造業</li></ul>                                                           | 銅、鈷            | 銅棒、鈷棒          |
| 7  | MCDI       | <ul style="list-style-type: none"><li>• 金屬製品製造業</li><li>• 電子零組件製造業</li><li>• 化學材料與肥料製造業</li></ul>                                      | 金屬離子、氨氮、硝酸鹽氮   | -              |

資料來源：經濟部產業發展署 (2024)

(一) 生物網膜 (BioNET) 技術

生物網膜 (BioNET) 技術是以「多孔性生物擔體」為核心之新型生物處理技術，採用可壓縮多孔性擔體作為生物處理反應槽的生長介質，其比表面積相較於傳統生物處理技術使用之擔體高約 1.3~2 倍，具有大量孔洞結構、形狀特殊等特性，可以提高懸浮固體物攔截之機會。多孔性生物擔體會隨水流狀況於槽體內循環流動，可降低堵塞及磨損情況的發生，相較於傳統活性污泥法具有較低水力停留時間，並縮小槽體體

積。處理水質條件 COD 約 50~500 mg/L，預估可節省 50% 以上之操作費。該技術常應用在處理含有機物、氨氮及硝酸鹽氮之廢水處理程序，常見的應用產業如食品製造業、紡織業、化工業、半導體業、污水處理廠等。透過生物分解作用，去除廢水中之有機污染物質，並產生低濃度之出流水，依出流水水質及規劃利用單元水質需求，再經多層過濾、快濾、超濾或其他技術處理後可回收廠內使用。

國內大型應用案例包括石化廠放流水回收再利用以及自來水進水廠淨水工程等（如表 2 所示），說明如下：

表 2 BioNET 技術之實廠應用案例

| 項目                |                                     | 某石化廠放流水回收再利用 * | 某自來水進水廠淨水工程 **  |
|-------------------|-------------------------------------|----------------|-----------------|
| 處理流程              |                                     | BioNET+UF+EDR  | BioNET+ 沉澱 + 快濾 |
| 處理水量（CMD）         |                                     | 1,600          | 300,000         |
| 標的污染物             |                                     | 有機物、氨氮         | 有機物、氨氮          |
| BioNET 之操作條件及處理效能 | HRT                                 | 1 hr           | >10 min         |
|                   | COD 體積負荷率（Kg COD/m <sup>3</sup> •d） | -              | 0.3~1.0         |
|                   | COD 去除率（%）                          | 15~20          | 37~41           |
|                   | TOC 去除率（%）                          | 5~15           | 5~38            |
|                   | 氨氮去除率（%）                            | >95            | >95             |
| 產水用途              |                                     | 冷卻水塔補水         | 自來水             |

資料來源：\* 黃聖智等 (2020)；\*\* 王雅湘 (2017)

(二) 薄膜生物反應器（MBR）+ 逆滲透 (RO) 技術

薄膜生物反應器 (MBR) 是結合薄膜分離和生物處理的廢水處理技術，且已經廣泛被應用。其技術原理是透過活性污泥槽將廢水中的有機物降解為穩定的無機物質，再以超濾膜 (UF) 的薄膜分離系統，利用薄膜兩側的壓力差，驅使廢水中的懸浮固體、微生物以及其他大分子物質從水體中分離，得到乾淨的出流水。

此項技術利用薄膜分離取代傳統活性污泥處理程序的二級沉澱池及三級處理的功能，目前市場雖以沉浸式中空纖維絲膜組為主流，參與市場的主要公司包括 Veolia、Xylem、SUEZ、KUBOTA、Evoqua Water Technologies LLC、Mitsubishi Chemical、TORAY 等大廠。據統計全球超過 1,000 座以上污水處理廠使用沉浸式平板模組，顯示中空纖維膜組與平板模組各有其優缺點及適用水質特性，與傳統活性污泥法比較，主要具有占地小、污泥產量低及產水品質佳等優勢。

國內外亦已廣泛應用 MBR+RO 系統進行水資源回收利用，包括新加坡的新生水廠 (NewWater)、美國的再生水廠等；國內包括桃園北區水資中心、台塑、中鋼等企業均已使用相關技術進行廢水再生回收。國內某電子零組件製造廠之製程廢水因含有界面活性劑、有機物等高 TOC 成分，導致傳統的廢水生物處理技術無法有效處理。因此該廠透過無氧 / 好氧的生物處理系統，搭配 MBR 系統有效去除廢水中的有機物與懸浮固體，並且透過 RO 系統將 MBR 系統之出流水進一步過濾處理，處理水量約 6,000 CMD，處理 TOC 濃度 600 mg/L，處理後產生高水質標準再生水，全數回用至純水系統回製程使用。

表 3 MBR+RO 技術之實廠應用案例

| 項目            |             | 某電子零組件製造 A 廠<br>廢水回收再利用 | 某電子零組件製造 B 廠<br>廢水回收再利用 |
|---------------|-------------|-------------------------|-------------------------|
| 處理流程          |             | MBR+RO+ACF              | MBR+RO                  |
| 處理水量 (CMD)    |             | 6,000                   | 450                     |
| 標的污染物         |             | 有機物、SS                  | 有機物、SS                  |
| MBR 單元操作條件及效能 | HRT         | 3~16 hr                 | 10.5 hr                 |
|               | MLSS (mg/L) | 3,000~6,000             | 8,400                   |
|               | F/M         | 0.02~0.2                | 0.13                    |
|               | TOC 去除率 (%) | >90                     | >90                     |
| 產水用途          |             | 冷卻水塔補水                  | 製程用水                    |

資料來源：經濟部產業發展署 (2024)

### (三) 倒極式電透析 (EDR) 技術

電透析 (Electro dialysis, ED) 是採用陰、陽離子交換膜多層交替，透過外加直流電場，使水中離子的受庫倫力影響而被牽引至離子交換樹脂表面並被置換，以達到脫鹽之效果。倒極式電透析 (EDR) 則是以電透析技術作為基礎，透過週期性的正負極翻轉，藉此清洗離子交換膜表面上的結垢，以增加電透析系統的操作穩定性及壽命。在實務上 EDR 系統以多層陰、陽離子交換膜交替排列於兩電極之間，以形成許多獨立槽室。在系統運轉過程中離子會因為庫倫力的驅動而穿過離子交換膜往相反電荷之電極移動，進而產生低濃度出流水及濃縮廢液。低濃度出流水之導電度較低，水質條件優良，可直接供應給次級工業用水使用，或是增設 RO 系統進一步過濾水體中的雜質，即可回收供應製程單元做使用。

EDR 技術常應用於鹹水淡化及河水、地下水處理及工業用水的再生上。該技術優勢在於 ED 膜相較於 RO 膜有更好的物理性及抗化性（包括耐  $\text{SiO}_2$ ），且 EDR 更對雜質、膠質及細菌的容忍度較 RO 高，並且還可透過自動反轉電極來達到薄膜除垢清潔之功效，藉此增加系統的操作穩定性及壽命。該技術常見的實廠應用包含 ROR 廢水脫鹽、地下水脫鹽、廢水脫鹽 / 回收、冷卻水塔排放水回收以及自來水處理等。

國內某樹脂及塑膠製造廠採用 EDR 技術作為工業水再生系統之核心處理單元（如圖 1 所示）。該系統包含沉浸式薄膜過濾、EDR、RO 3 種處理單元。當廢水進入再生系統後會藉由浸式薄膜過濾初步去除水體中之懸浮固體與微生物，再進入 EDR 系統後，水體中的離子會被吸附到濃縮槽中，產生低濃度出流水與濃縮廢水，最後出流水再經由 RO 再次過濾產生再生水可供系統重複使用。根據統計，該系統自 2021 年啟用，每天約可產生 3,000 噸之再生水供廠區使用（工業技術研究院創新水科技研發服務網）。





圖 1 某樹脂及塑膠製造廠之 EDR 系統 (工業技術研究院創新水科技研發服務網)

#### (四) 薄膜蒸餾 (MD)+ 硫酸洗滌

薄膜蒸餾 (MD)+ 硫酸洗滌技術係透過 MD 系統將氨氮與水體分離，再利用硫酸將氨氮吸收成硫酸銨，以去水廢水中之氨氮。處理流程是先於氨氮廢水中加入鹼液（如： $\text{NaOH}$ ）提高氨氮廢水之 pH 值（10.5 以上），將廢水中的離子態氨氮（ $\text{NH}_4^+$ ）被轉換成分子態氨氮（ $\text{NH}_3$ ），再導入 MD 系統中，透過疏水性多孔薄膜將分子態  $\text{NH}_3$  與液體分離，以產生低濃度之出流水與  $\text{NH}_3$  濃縮液。 $\text{NH}_3$  濃縮液導入吸收塔中，再利用硫酸作為吸收液將氨氮轉化成硫酸銨。這些硫酸銨再經過純化後可作為資源化產品使用。

該技術適用於中低濃度之氨氮（500~5,000 mg/L）廢水處理，如半導體廠及化工廠都常使用該技術進行氨氮廢水的處理。其優點在於系統建置所需空間較小、操作及維運容易、去除效率高且穩定（平均可達 95% 以上），且副產物硫酸銨可作為資源化產品再次販售。缺點是 MD 建置成本較高且容易堵塞，故需額外建設過濾系統去除進流水中之雜質。

國內某半導體廠採用 MD+ 硫酸洗滌技術處理製程產生之氨氮廢水。該系統之處理水量約為 500 CMD，氨氮濃度為 2,000 mg/L，氨氮廢水在進入系統前會先經由活性碳塔及砂濾塔進行過濾，再進入 pH 調整池中將 pH 提升至 11.8，使廢水中產生分子態之  $\text{NH}_3$ ，經過過濾後，廢水會再被導入 MD+ 硫酸洗滌系統，藉由 MD 將  $\text{NH}_3$  與水體分離，再於吸收塔內透過硫酸將  $\text{NH}_3$  吸附並產生硫酸銨。硫酸銨會在吸收塔中循環使用，而經 MD 處理後產生的出流水水質良好，可回收至次級工業用水單元使用（莊永豐，2023）。

#### （五）離子交換樹脂（IER）技術

離子交換樹脂（IER）是由高分子聚合物製成的網狀結構材料，其表面帶有可交換之官能基團，可吸附並置換水體中的帶電離子，藉此達到離子去除的效果。根據官能基團種類不同，IER 可分為陽離子和陰離子 IER。陽離子 IER 帶有負電荷基團（如磺酸基  $-\text{SO}_3^-$ ），常用於去除廢水中的金屬離子（如鈣離子  $\text{Ca}^{2+}$  和鎂離子  $\text{Mg}^{2+}$ ）；陰離子 IER 則帶有正電荷基團（如季胺基  $-\text{NR}_4^+$ ），則用於處理廢水中的陰離子及無機鹽類（如氯離子  $\text{Cl}^-$  和硫酸根離子  $\text{SO}_4^{2-}$ ）。不同材質的 IER 會有不同的離子選擇性，因此在實廠應用中會將多種 IER 管柱串聯模組化，以將離子去除效率最大化。當 IER 吸附達到飽和後，可使用強酸或強鹼進行反沖洗來恢復 IER 之吸附能力。常見的反沖洗液如  $\text{HCl}$ 、 $\text{H}_2\text{SO}_4$ 、 $\text{NaOH}$ 、 $\text{NaCl}$  等。

該技術常應用在各行業別廢水之脫鹽作業、重金屬去除、硬水軟化（2B3T）等處理程序上，處理水質 TDS（總溶解固體）不宜超過 500 mg/L（需頻繁再生），通常會於前端設置過濾設備（如：活性碳塔、砂濾塔）以去除水中懸浮固體，並且可於後段設置 RO 系統降低排水之導電度，以利進行回收使用。

國內某半導體廠使用 IER 系統處理 TMAH 廢水（如圖 2 所示），處理程序中產生的出流水會收集至回收系統供其他用水單元使用。四甲基氯化銨（TMAC）經委外處理後可作為資源化產品，而反沖洗產生的 TMAH 廢水會給供應商進行處理及純化，最後回用於製程中（許哲彰等，2019）。

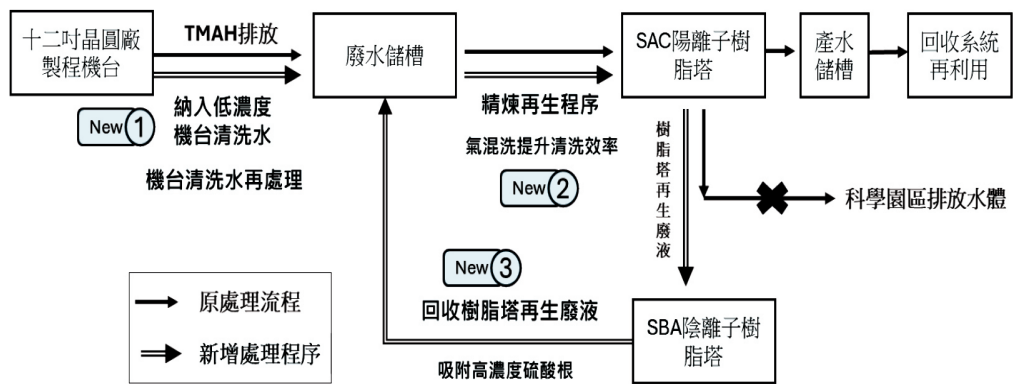


圖 2 某半導體廠以 IER 技術回收 TMAH 之流程圖

(六) 管式金屬電解回收技術

管式金屬電解技術係串聯多個密封式管狀電解筒作為電解槽，進行含重金屬廢水之處理。在電解筒中以 2 個同心管所組成，內心管作為陽極，外心管為陰極，而兩管中間之夾層則為流道。透過於電極上外加電場，將廢水中的金屬離子吸附到電極表面上並發生氧化還原反應。此時陰極吸附的金屬離子會發生還原反應並被固定於電極表面上，以達到離子去除的效果。而處理後之出流水可根據水質情況委外清運，或是回用至其他用水單元使用。在系統運作過程中，被固定於陰極表面的金屬會持續累積形成管狀結構，當系統離子吸附達到飽和後，可將金屬管材取出，在經過純化後可產生高純度（97% 以上）之金屬，可作為資源化產品進行販售。

該技術常應用在電鍍、蝕刻製程的廢水處理，如於電子零組件製造業、印刷電路板業、光電面板業、半導體製造業等產業常將此技術應用於含銅、鈷、鎳廢水之處理及回收。相比於傳統之平板電解槽，管狀電解槽建置所需之空間相對較小，且管狀結構有著更好的流動性，廢水可以極高且固定之流速於電解槽內循環流動，藉此提升系統之質傳效率。同時高流速動亦可達到攪拌之功效，可使廢水中的離子濃度分布更均勻，形成的銅管均勻度也會更高。處理廢水之金屬離子（如銅離子）濃度可達 10,000

mg/L 以上，且在處理過程中會產生高純度之金屬管，可作為資源化產品販售，因此國內現在已有多間廠商將其應用於實廠中。

國內某半導體廠使用管式金屬電解回收技術處理硫酸銅廢液（如圖 3 所示）。該廠每年約會產生 1,680 公噸的硫酸銅廢液，過往都是委外進行處理，每年花費金額高達 1,600 萬元。而在 2022 年啟用管式電解還原系統後，每處理 150 噸之硫酸銅廢液約可產生 4 噸的純銅。經估算後每年淨利可達 1,300 萬元，且處理後低濃度之廢水還會導入離子交換樹脂塔，處理後回收供次級工業用水使用（聯電公司，2023）。

另一家半導體廠與設備商合作建置 Recocell 電解回收系統，處理並回收電鍍廢水中的銅離子與鈷離子，將原先需委外處理廢硫酸銅液轉製為再生銅管（如圖 4 所示）。該系統自 2017 年啟用，該年度已將 1,942 公噸廢硫酸銅液轉製為 42 公噸再生銅管，其中 6.7 公噸的再生銅管已轉製成電子級陽極銅。該公司將持續於各廠建置 Recocell 電解回收系統，預估每年約可回收 1.6 萬噸的含銅廢液，並產生 170 噸的再生銅管（紀碧芳等，2018）。



圖 3 某半導體廠之管式電解還原系統





圖 4 某半導體廠之 Recocell 電解回收系統

#### (七) 薄膜電容去離子 (MCDI) 技術

薄膜電容去離子 (MCDI) 技術係藉由在奈米孔洞碳材電極之間施加低電壓的方式，利用電吸附的原理將帶電的離子儲存於奈米孔洞的電雙層結構中，以達到高效的水質淨化與離子回收目的（如圖 5 所示）。透過移除外部電壓或反向充電的方式進行脫附再生處理，不需要加入酸鹼進行再生而具有高度環境友善性，不造成二次污染。

該技術針對低濃度（如導電度低於  $3,000 \mu\text{S}/\text{cm}$  或 TDS 低於  $1,500 \text{ mg/L}$ ）之電鍍水、洗水或目標水體，其低能耗之優勢將更顯著，如生活用水、工業或農業再生水脫鹽，去除污染物有重金屬如銅、鈷、鉻、硼以及砷等，以及銨離子、硝酸鹽等，不適用於含有氧化性物質（如雙氧水）之廢水。

國內某半導體廠以 MCDI 系統做為洗滌塔出流水的處理設備（如圖 6 所示）。該廠原以導電度控制洗滌塔之補水程序，設定導電度大於  $1,300 \mu\text{S}/\text{cm}$  時進行補水，直至導電度降至  $1,000 \mu\text{S}/\text{cm}$ 。然而在補水稀釋過程中會有大量水體會經由溢流管排放至廢水處理系統，導致水資源的浪費。因此該廠於洗滌塔出水口裝設 MCDI 系統，透過多孔電極之充放電程序，吸附廢水中的  $\text{Cl}^-$  離子，以降低出流水之導電度，並且回收至洗滌塔重複使用（李孟珊等，2020）。

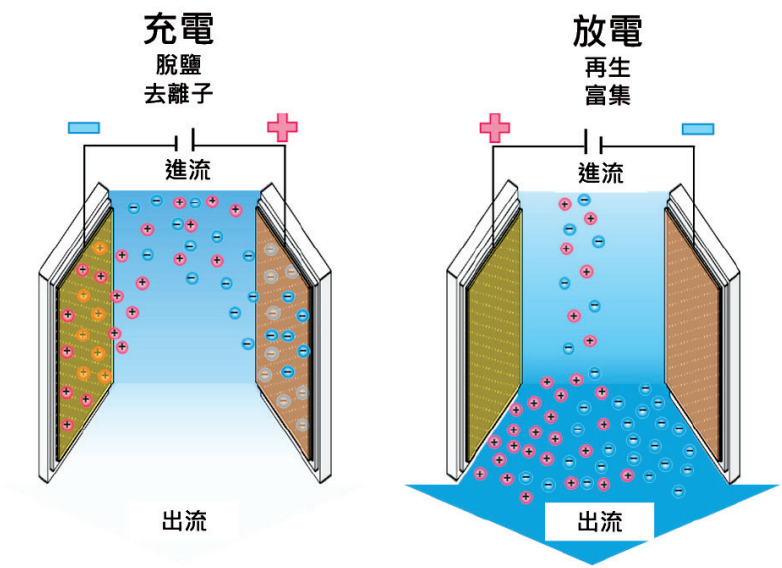


圖 5 MCDI 技術示意圖

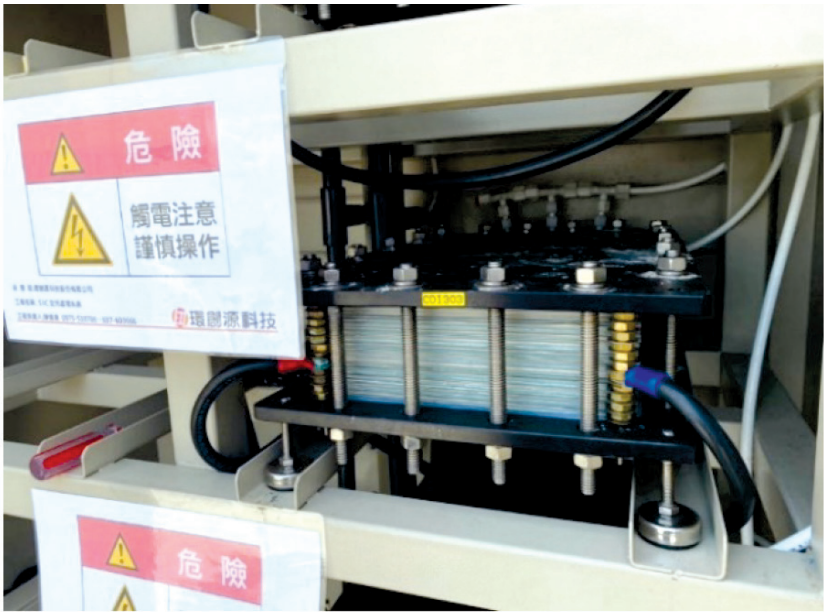


圖 6 某半導體廠之 MCDI 系統

### 三、新興水資源循環技術之減碳效益分析

為評估新興水資源循環技術之減碳效益，本研究蒐整前述 7 項技術於國內產業界實際應用情形，依據各項技術的能資源耗用量（包括用電量及用藥量等）、節水量、產品資源化量等計算技術碳排放量，並與傳統處理技術進行比較，據以評析環境友善且碳排放量較低的技術，提供產業參考應用。以下分別針對碳排放量計算方法、各技術於實廠應用之能源消耗及碳排放量、技術減碳效益等進行說明。

#### （一）技術碳排放量計算方法

在計算碳排放量上，分為能資源耗用量以及回收量 2 個部分。能資源耗用量主要是蒐集該處理技術（系統）於實廠應用之用電量與用藥量，並參考台電公司及環境部公布之電力及化學品碳排係數，計算處理技術（系統）之「技術碳排放量」；考量某些技術除了水資源回收外，亦有資源化產品之產出，僅計算產品之能資源消耗將無法體現該技術之經濟價值。故將各技術之回收水量與資源化產品之產量納入減碳量之計算。透過台水公司公佈之每度自來水 CO<sub>2</sub> 排放當量及化學品碳足跡排放係數，計算處理技術（系統）之「技術減碳量」。最後將案例的技術碳排放量與技術減碳量相減，即得到「技術總碳排放量」（如圖 7 所示），若該數值為負數，代表該項技術應屬「負碳技術」，計算公式如圖 8 所示。

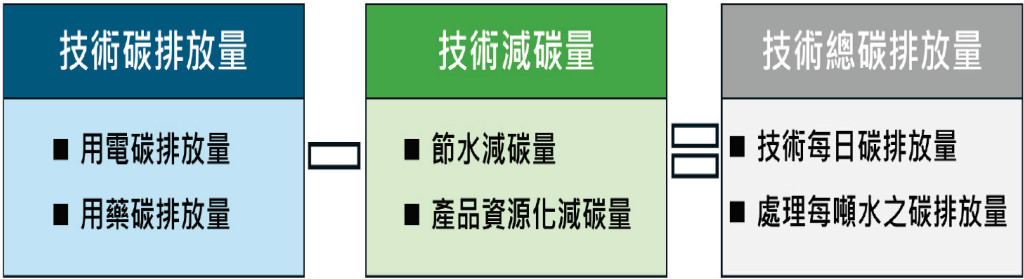


圖 7 技術碳排放量計算方法



| 技術碳排放量                                                                                                                 | 技術減碳量                                                                                                                                           |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Eq1. 用電碳排放量 = 用電量 × 電力碳排係數<br>$= \frac{\text{用電度數}}{\text{day}} \times \frac{0.494 \text{ kg CO}_2\text{e}}{\text{度}}$ | Eq4. 節水減碳量 = 回收水量 × 每度水CO <sub>2</sub> 排放當量<br>$= \frac{\text{回收水量 } m^3}{\text{day}} \times \frac{0.156 \text{ kg CO}_2/\text{ton}}{\text{度}}$ |
| Eq2. 用藥碳排放量 = 加藥量 × 化學品碳足跡排放係數<br>$= \frac{\text{kg 化學品}}{\text{day}} \times \frac{\text{kg CO}_2}{\text{kg 化學品}}$     | Eq5. 產品資源化減碳量 = 資源化產品產量 × 化學品碳足跡排放係數<br>$= \frac{\text{資源化產品產量 kg}}{\text{day}} \times \frac{\text{kg CO}_2}{\text{kg 化學品}}$                    |
| Eq3. 技術碳排放量 = 用電碳排放量 + 加藥碳排放量                                                                                          | Eq6. 技術減碳量 = 節水減碳量 + 產品資源化減碳量                                                                                                                   |
| 技術總碳排放量                                                                                                                |                                                                                                                                                 |
| Eq7. 技術總碳排放量 = 技術碳排放量 - 技術減碳量                                                                                          |                                                                                                                                                 |
| Eq8. 處理每噸水之碳排放量 = 技術總碳排放量 / 系統處理水量<br>$= \frac{\text{kg CO}_2}{\text{day}} \bigg/ \frac{\text{用水量 } m^3}{\text{day}}$  |                                                                                                                                                 |

圖 8 技術碳排放量計算公式

(二) 技術於實廠應用之能源消耗及碳排放量

茲將 7 項水資源循環技術於實廠應用之碳排放量計算結果分述如下：

1. BioNET 技術

某半導體廠以 BioNET 技術處理製程廢水中的氨氮及有機物，平均處理水量為 32,000 CMD，平均用電量為 3,278 度 /day，處理過程中會使用 45% NaOH（碳足跡排放係數為 0.675 kg CO<sub>2</sub>/kg）調控 pH 值，平均使用量為 58,900 kg/day，計算後得出該系統之用電碳排放量為 1,619 kg CO<sub>2</sub>/day，用藥碳排放量為 39,758 kg CO<sub>2</sub>/day，合計技術碳排放量為 41,377 kg CO<sub>2</sub>/day。該系統處理後產生之出流水可全數回收，忽略去除之氨氮及 COD 質量不計，回收水量約為 32,000 CMD。以自來水碳排當量 CO<sub>2</sub>（0.156 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>）計算，節水減碳量為 4,992 kg CO<sub>2</sub>/day。該技術無資源化產品之產出，因此該系統之技術總碳排放量為 36,385 kg CO<sub>2</sub>/day，計算處理每噸水之碳排放量為 1.14 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>。

2. MBR+RO 技術

本研究蒐整 3 個 MBR+RO 技術實廠應用案例，包括 1 家液晶面板廠、1 家半導體廠以及 1 家電子零組件製造廠，分述如下：

### (1) 某液晶面板廠

某液晶面板廠以 MBR+RO 系統處理廢水中 TOC、SS、鹽類等物質，廢水經處理後回收作為製程用水使用。該案例平均處理水量為 17,500 CMD，平均用電量約 40,000 度/day，用電碳排放量為 19,760 kg CO<sub>2</sub>/day；處理過程中需添加 45 % NaOH，平均加藥量為 2,000 kg/day，用藥碳排放量為 1,350 kg CO<sub>2</sub>/day，合計技術碳排放量為 21,110 kg CO<sub>2</sub>/day。該系統平均回收水量約為 14,000 CMD，計算節水減碳量約為 2,184 kg CO<sub>2</sub>/day，系統無資源化產品之產出，故技術減碳量即為 2,184 kg CO<sub>2</sub>/day，經計算該系統之技術總碳排放量為 18,926 kg CO<sub>2</sub>/day，換算處理每噸水之碳排放量為 1.08 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>。

### (2) 某半導體廠

某半導體廠以 MBR+RO 系統處理廢水中 TOC、SS、鹽類等物質，廢水經處理後回收供次級工業用水使用。該案例平均處理水量為 1,400 CMD，平均用電量為 6,500 度/day，用電碳排放量為 3,211 kg CO<sub>2</sub>/day；處理過程無添加藥劑，故技術碳排放量為 3,211 kg CO<sub>2</sub>/day。該系統平均回收水量約為 1,000 CMD，水回收率約 70 %，計算節水減碳量約為 156 kg CO<sub>2</sub>/day，並且系統無資源化產品之產出，故技術減碳量即為 156 kg CO<sub>2</sub>/day，經計算該系統之技術總碳排放量為 3,055 kg CO<sub>2</sub>/day，換算處理每噸水之碳排放量為 2.18 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>。

### (3) 某電子零組件製造廠

某電子零組件製造廠亦採用 MBR+RO 系統進行廢水處理及回收單元，經處理後之水質達到製程使用之標準。平均處理水量為 647 CMD，平均用電量為 2,281 度/day。系統運作過程會於 MBR 槽中加入尿素 (CH<sub>4</sub>N<sub>2</sub>O) 及 85% H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 等營養鹽以維持微生物活性，尿素平均使用量為 17.6 kg/day (碳足跡排放係數為 1.65 kg CO<sub>2</sub>/kg)，磷酸平均使用量為 1.9 kg/day (碳足跡排放係數為 4.65 kgCO<sub>2</sub>/kg)。計算該系統之用電碳排放量為 1,127 kg CO<sub>2</sub>/day，用藥碳排放量為 38 kg CO<sub>2</sub>/day，合計技術碳排放量為 1,165 kg CO<sub>2</sub>/day。平均回收水量為 451 CMD，節水減碳量為 70 kg CO<sub>2</sub>/

day，無資源化產品，故技術減碳量為  $70 \text{ kg CO}_2/\text{day}$ ，計算該系統的技術總碳排放量為  $1,094 \text{ kg CO}_2/\text{day}$ ，換算處理每噸水之碳排放量為  $1.69 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 。

綜合以上 3 個廠碳排放量數據顯示，當處理水量介於 647~1,400 CMD 時，平均碳排放量為  $1.94 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ ；而當處理水量較大時，碳排放量可下降至  $1.08 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 。

### 3. EDR 技術

南部某樹脂及塑膠製造廠以沉浸式薄膜過濾、EDR、RO 3 種處理單元將廠區內排放廢水進行再生處理。該案例平均處理水量為 5,625 CMD，其中 EDR 平均用電量約 1,020 度/day，用電碳排放量為  $504 \text{ kg CO}_2/\text{day}$ ；處理過程中需添加 32% HCl，平均加藥量為  $3 \text{ kg/day}$ ，用藥碳排放量為  $2 \text{ kg CO}_2/\text{day}$ ，合計技術碳排放量為  $506 \text{ kg CO}_2/\text{day}$ 。該系統平均回收水量約為 3,000 CMD，計算節水減碳量約為  $468 \text{ kg CO}_2/\text{day}$ ，系統無資源化產品之產出，故技術減碳量即為  $468 \text{ kg CO}_2/\text{day}$ ，經計算該系統之技術總碳排放量為  $38 \text{ kg CO}_2/\text{day}$ ，換算處理每噸水之碳排放量為  $0.01 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 。

### 4. MD+ 硫酸洗滌技術

本研究蒐整 2 個半導體廠之 MD+ 硫酸洗滌技術實廠應用案例，分述如下：

#### (1) 某半導體 A 廠

某半導體廠亦以 MD+ 硫酸洗滌系統處理製程產生之氨氮廢水。該案例平均處理水量為 1,000 CMD，平均用電量約 3,970 度/day，用電碳排放量為  $1,961 \text{ kg CO}_2/\text{day}$ ；處理過程中需添加 45% NaOH 以及 60%  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ，平均加藥量分別約為  $8,000 \text{ kg/day}$  以及  $1,167 \text{ kg/day}$ ，用藥碳排放量合計為  $5,737 \text{ kg CO}_2/\text{day}$ ，合計技術碳排放量為  $7,698 \text{ kg CO}_2/\text{day}$ 。該系統平均回收水量約為 1,000 CMD，計算節水減碳量約為  $156 \text{ kg CO}_2/\text{day}$ ，並可產出約  $6,200 \text{ kg/day}$  的硫酸銨產品（碳足跡排放係數為  $1.68 \text{ kg CO}_2/\text{kg}$ ），產品資源化減碳量為  $10,414 \text{ kg CO}_2/\text{day}$ ，故技術減碳量即為  $10,570 \text{ kg CO}_2/\text{day}$ ，經計算該系統之技術總碳排放量為  $-2,871 \text{ kg CO}_2/\text{day}$ ，換算處理每噸水之碳排放量為  $-2.87 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 。

## (2) 某半導體 B 廠

某半導體廠以 MD+ 硫酸洗滌系統處理製程產生之氨氮廢水。該案例平均處理水量為 480 CMD，平均用電量約 3,620 度/day，用電碳排放量為 1,788 kg CO<sub>2</sub>/day；處理過程中需添加 45% NaOH 以及 60% H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>，平均加藥量分別約為 6,000 kg/day，以及 5,400 kg/day，用藥碳排放量合計為 5,611 kg CO<sub>2</sub>/day，合計技術碳排放量為 7,399 kg CO<sub>2</sub>/day。該系統平均回收水量約為 480 CMD，計算節水減碳量約為 74.9 kg CO<sub>2</sub>/day，並可產出約 5,000 kg/day 的硫酸銨產品，產品資源化減碳量為 8,400 kg CO<sub>2</sub>/day，故技術減碳量即為 8,475 kg CO<sub>2</sub>/day，經計算該系統之技術總碳排放量為 -1,076 kg CO<sub>2</sub>/day，換算處理每噸水之碳排放量為 -2.24 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>。

以上 2 個實廠案例之系統操作碳排放量皆低於水回收與資源化產品回收再利用之合計減碳量，應可認定為廣義之負碳技術。

## 5. IER 技術

本研究蒐整 2 個 IER 技術之實廠應用案例，包括 1 家半導體廠以及 1 家液晶面板廠，分述如下：

### (1) 某半導體廠處理含 TMAH 廢水

某半導體廠以 IER 系統處理含 TMAH 廢水，處理程序中產生之 TMAC 經委外處理後可作為為資源化產品。該系統之處理水量為 19,500 CMD，平均用電量為 44 度/day，用電碳排放量為 22 kg CO<sub>2</sub>/day；處理過程中需添加 32% HCl，平均加藥量約為 6,187 kg/day，用藥碳排放量合計為 4,207 kg CO<sub>2</sub>/day，合計技術碳排放量為 4,229 kg CO<sub>2</sub>/day。該系統平均回收水量約為 19,500 CMD，計算節水減碳量約為 3,042 kg CO<sub>2</sub>/day，並可產出約 7,500 kg/day 的 TMAH 產品（碳足跡排放係數為 7.41 kg CO<sub>2</sub>/kg），產品資源化減碳量為 55,575 kg CO<sub>2</sub>/day，故技術減碳量即為 58,617 kg CO<sub>2</sub>/day，經計算該系統之技術總碳排放量為 -54,388 kg CO<sub>2</sub>/day，換算處理每噸水之碳排放量為 -2.79 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>。

### (2) 某液晶面板廠處理含鉬廢水

某液晶面板廠以 IER 系統處理含鉬廢水，處理程序中產生之鉬酸鈣可作為為資源

化產品。該系統之處理水量為 2,000 CMD，平均用電量為 200 度/day，用電碳排放量為 99 kg CO<sub>2</sub>/day；處理過程中需添加 32%HCl 以及 45%NaOH，平均加藥量分別約為 2,000 kg/day 以及 3,000 kg/day，用藥碳排放量合計為 3,385 kg CO<sub>2</sub>/day，合計技術碳排放量為 3,484 kg CO<sub>2</sub>/day。該系統平均回收水量約為 1,000 CMD，計算節水減碳量約為 156 kg CO<sub>2</sub>/day，並可產出約 38 kg/day 的鉬酸鈣產品（碳足跡排放係數為 16.9 kg CO<sub>2</sub>/kg），產品資源化減碳量為 642 kg CO<sub>2</sub>/day，故技術減碳量即為 798 kg CO<sub>2</sub>/day，經計算該系統之技術總碳排放量為 2,686 kg CO<sub>2</sub>/day，換算處理每噸水之碳排放量為 1.34 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>。

分析以上 2 個實廠案例之系統操作碳排放量顯示，以 IER 技術處理不同污染物之用電量差異甚大，也直接影響總碳排放量。

## 6. 管式金屬電解回收技術

本研究蒐整 2 個管式金屬電解回收技術之實廠應用案例，包括 1 家半導體廠以及 1 家液晶面板廠，分述如下：

### (1) 某半導體廠處理含銅及鈷廢水

某半導體廠於 2017 年於廠內建置 Recocell 電解回收系統，處理並回收製程產生之銅廢液與鈷廢液，取代過往委外處理。該系統之處理水量為 270 CMD，平均用電量為 1,500 度/day，用電碳排放量為 741 kg CO<sub>2</sub>/day。該系統產生之出流水會全數進行回收，回收水量 270 CMD，節水減碳量為 42 kg CO<sub>2</sub>/day。而該系統電解反應產生銅金屬管與鈷金屬管皆屬資源化產品。銅管（碳足跡排放係數為 3.87 kg CO<sub>2</sub>/kg）的平均產量為 56 kg/day，計算減碳量為 217 kg CO<sub>2</sub>/day；鈷管（碳足跡排放係數為 6.40 kg CO<sub>2</sub>/kg）的產量為 2.8 kg/day，計算減碳量為 18 kg CO<sub>2</sub>/day，合計該系統產生之資源化產品可間接產生 235 kg CO<sub>2</sub>/day 之減碳量，合計技術減碳量為 277 kg CO<sub>2</sub>/day。經計算系統之技術總碳排放量為 464 kg CO<sub>2</sub>/day，換算處理每噸水之碳排放量為 1.72 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>。

### (2) 某液晶面板廠處理含銅廢水

某液晶面板廠以 Recocell 電解回收系統處理並回收製程產生之銅廢液。該系統之

處理水量為 30 CMD，平均用電量為 400 度/day，用電碳排放量為 198 kg CO<sub>2</sub>/day；處理過程中需添加 98%HCl，平均加藥量約為 285 kg/day，計算用藥碳排放量為 82 kg CO<sub>2</sub>/day，合計技術碳排放量為 280 kg CO<sub>2</sub>/day。該系統產生之出流水會全數進行回收，回收水量 30 CMD，節水減碳量為 4.7 kg CO<sub>2</sub>/day。電解反應產生之銅金屬管平均產量為 65 kg/day，計算減碳量為 251 kg CO<sub>2</sub>/day，合計技術減碳量約為 256 kg CO<sub>2</sub>/day。經計算系統之技術總碳排放量為 24 kg CO<sub>2</sub>/day，換算處理每噸水之碳排放量為 0.79 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>。

由以上 2 個實廠案例之碳排放量數據顯示，當處理水量介於 30~270 CMD 時，平均碳排放量為 1.25 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>。

## 7.MCDI 技術

本研究蒐整 2 個 MCDI 技術之模廠應用案例，包括 1 家都市污水處理廠以及 1 家半導體廠，分述如下：

### (1) 某都市污水處理廠放流水再生

某都市污水處理廠以 MCDI 應用於後段回收再生程序，將污水廠產生的低濃度放流水導入 MCDI 系統中去除水中帶電離子，以產生低導電度的再生水。其平均處理水量為 20 CMD，平均用電量為 34 度/day，用電碳排放量為 16.8 kg CO<sub>2</sub>/day；處理過程中需添加檸檬酸，平均加藥量分別約為 1.7 kg/day，用藥碳排放量為 10.3 kg CO<sub>2</sub>/day，故技術碳排放量為 27.1 kg CO<sub>2</sub>/day。該廠平均回收水量為 15.4 CMD，節水減碳量約為 2.4 kg CO<sub>2</sub>/day，無資源化產品之產出，故系統減碳量為 2.4 kg CO<sub>2</sub>/day。計算技術總碳排放量為 24.7 kgCO<sub>2</sub>/day，換算處理每噸水之碳排放量為 1.23 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>。

### (2) 某半導體廠 ROR 廢水再生

某半導體廠以 MCDI 系統處理廠區純水系統之 ROR 濃排水，平均處理水量 5 CMD，平均用電量為 12 度/day，用電碳排放量為 5.9 kg CO<sub>2</sub>e/day；處理過程中需添加檸檬酸（碳足跡排放係數為 5.96 kg CO<sub>2</sub>/kg），平均加藥量分別約為 0.29 kg/day，用藥碳排放量為 1.7 kg CO<sub>2</sub>/day，合計技術碳排放量約為 7.6 kg CO<sub>2</sub>/day。該廠平均回收水量為 3.5 CMD，節水減碳量約為 0.55 kg CO<sub>2</sub>/day。無資源化產品產出，故系統減

碳量即為 0.55 kg CO<sub>2</sub>/day。經計算技術總碳排放量為 7.1 kg CO<sub>2</sub>/day，換算處理每噸水之碳排放量為 1.42 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>。

茲將上述 7 項技術之碳排放量綜整如表 4 所示。

表 4 新興水資源循環技術之碳排放量計算結果彙整表

| 技術名稱               | 技術碳排放量<br>(kg CO <sub>2</sub> /day) |            |            |            |               | 技術減碳量<br>(kg CO <sub>2</sub> /day) |              |           |             | 技術總碳排放量<br>(kg CO <sub>2</sub> /day)                    |  |
|--------------------|-------------------------------------|------------|------------|------------|---------------|------------------------------------|--------------|-----------|-------------|---------------------------------------------------------|--|
|                    | 處理水量<br>(CMD)                       | 用電<br>碳排放量 | 用藥<br>碳排放量 | 技術<br>碳排放量 | 回收水量<br>(CMD) | 節水<br>減碳量                          | 產品資源化<br>減碳量 | 技術<br>減碳量 | 技術<br>總碳排放量 | 處理每噸水之碳<br>排放量<br>(kg CO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> ) |  |
| BioNET             | 32,000                              | 1,619      | 39,758     | 41,377     | 32,000        | 4,992                              | -            | 4,992     | 36,385      | 1.14                                                    |  |
| MBR+RO             | 17,500                              | 19,760     | 1,350      | 21,110     | 14,000        | 2,184                              | -            | 2,184     | 18,926      | 1.08                                                    |  |
|                    | 1,400                               | 3,211      | -          | 3,211      | 1,000         | 156                                | -            | 156       | 3,055       | 2.18                                                    |  |
| EDR                | 647                                 | 1,127      | 38         | 1,165      | 451           | 70                                 | -            | 70        | 1,094       | 1.69                                                    |  |
|                    | 5,625                               | 504        | 2          | 506        | 3,000         | 468                                | -            | 468       | 38          | 0.01                                                    |  |
| MD+ 硫酸<br>洗滌       | 1,000                               | 1,961      | 5,737      | 7,698      | 1,000         | 156                                | 10,414       | 10,570    | -2,871      | -2.87                                                   |  |
|                    | 480                                 | 1,788      | 5,611      | 7,399      | 480           | 74.9                               | 8,400        | 8,475     | -1,076      | -2.24                                                   |  |
| IER                | 19,500                              | 22         | 4,207      | 4,229      | 19,500        | 3,042                              | 55,575       | 58,617    | -54,388     | -2.79                                                   |  |
|                    | 2,000                               | 99         | 3,385      | 3,484      | 1,000         | 156                                | 642          | 798       | 2,686       | 1.34                                                    |  |
| 管式金屬<br>電解回收<br>系統 | 270                                 | 741        | -          | 741        | 270           | 42                                 | 235          | 277       | 464         | 1.72                                                    |  |
|                    | 30                                  | 198        | 82         | 280        | 30            | 4.7                                | 251          | 256       | 24          | 0.79                                                    |  |
| MCDI               | 20                                  | 16.8       | 10.3       | 27.1       | 15.4          | 2.4                                | -            | 2.4       | 24.7        | 1.23                                                    |  |
|                    | 5                                   | 5.9        | 1.7        | 7.6        | 3.5           | 0.55                               | -            | 0.55      | 7.1         | 1.42                                                    |  |



(三) 新興水資源循環技術之減碳效益分析

為計算各項技術之減碳效益，本研究盤點上述 7 項技術對應之傳統技術（詳表 5 所示），並蒐整傳統技術之實廠操作數據（詳表 6 所示），同時與新興水資源循環技術進行比較與分析，以評估各技術之減碳效益。其中，BioNET 技術之標的污染物包括有機物、氨氮、硝酸鹽氮等（詳表 1 所示），本研究所蒐整之實場應用案例係某半導體廠採 BioNET 技術處理製程廢水中的氨氮及有機物，爰將 BioNET 技術對應之傳統處理技術同時納入活性污泥法以及 A2O，以利比較減碳效益之差異。另 MBR 技術之標的污染物為有機物及 SS，為提升回收水之水質，本研究所蒐整 3 個實廠應用案例皆以 MBR+RO 進行水回收以符合實際用水需求，惟其用電量、用藥量、回收水量等數據難以分割，爰本研究將活性污泥法列為 MBR+RO 對應之傳統技術。說明如下：

表 5 新興水資源循環技術對應之傳統處理技術

| 技術名稱     | 主要對應之傳統處理技術 |
|----------|-------------|
| BioNET   | 活性污泥法、A2O   |
| MBR+RO   | 活性污泥法       |
| EDR      | 化學混凝        |
| MD+ 硫酸洗滌 | A2O         |
| IER      | 化學混凝法       |
| 管式金屬電解回收 | 化學混凝法       |
| MCDI     | 化學混凝法       |

1. 活性污泥法

某中部地區產業園區污水處理廠 A 廠將廠商之原廢（污）水經由物理處理，去除廢水中可沉下或浮起之物質，再經由生物處理 - 活性污泥法，利用好氧性微生物分解水中有機物質（包括 BOD、COD 等）。生物處理後經由二沉池固液分離，上層液經由三沉池化學處理後排至快濾池過濾後放流。

該污水處理廠之處理水量為 17,000 CMD，生物處理程序之平均用電量為 10,194 度 /day，用電碳排放量為 5,036 kg CO<sub>2</sub>/day，處理過程中無需添加藥劑，故技術碳排

放量為 5,036 kg CO<sub>2</sub>/day，僅計算處理過程的能耗及用藥量之碳排放量，不包括產生的污泥處理處置的碳排放量；該處理系統無節水及產品資源化之效益，故無技術減碳量。經計算系統之技術總碳排放量為 5,036 kg CO<sub>2</sub>/day，換算處理每噸水之碳排放量為 0.3 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>。

### 2. 化學混凝技術

某中部地區產業園區污水處理廠 A 廠主要是處理金屬表面處理專業區內工廠所排放之氰系、鉻系及酸鹼系廢水。前處理廠所採用之處理程序氰系廢水係利用氧化反應去除廢水中氰化物，鉻系廢水係利用還原反應將廢水中六價鉻還原成三價鉻，再將鉻系及氰系與酸鹼系廢水混合後藉由 pH 調整及化學加藥及混凝沈澱後去除廢水中之重金屬物質（包括鎳、銅、鋅、鉻），處理後之廢水再排放至產業園區污水處理廠做後續生物處理。

該污水處理廠之處理水量為 7,200 CMD，化學混凝程序之用電量為 6,658 度/day，用電碳排放量為 3,289 kg CO<sub>2</sub>/day。處理過程中需添加氫氧化鈉 (45%)、多元氯化鋁 (10%)、次氯酸鈉 (10%)、亞硫酸氫鈉 (20%)、過氧化氫 (35%)、硫酸 (50%) 等藥劑，計算用藥碳排放量為 6,872 kg CO<sub>2</sub>/day，合計技術碳排放量為 10,161 kg CO<sub>2</sub>/day。僅計算處理過程的能耗及用藥量之碳排放量，不包括產生的污泥處理處置的碳排放量，該處理系統無節水及產品資源化之效益，故無技術減碳量，換算處理每噸水之碳排放量為 1.41 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>。

### 3.A2O 技術

某南部地區產業園區污水處理廠以 A2O 處理專園區內工廠所排放之廢水。處理水量為 2,950 CMD，A2O 程序之用電量為 4,037 度/day，用電碳排放量為 1,994 kg CO<sub>2</sub>/day。處理過程中不需添加藥劑，故技術碳排放量為 1,994 kg CO<sub>2</sub>/day。該處理系統無節水及產品資源化之效益，故無技術減碳量，換算處理每噸水之碳排放量為 0.68 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>。

表 6 傳統處理技術之碳排放量計算結果彙整表

| 技術名稱   | 技術碳排放量 (kg CO <sub>2</sub> /day) |        |        |        | 技術總碳排放量 (kg CO <sub>2</sub> /day) |                                                  |
|--------|----------------------------------|--------|--------|--------|-----------------------------------|--------------------------------------------------|
|        | 處理水量 (CMD)                       | 用電碳排放量 | 用藥碳排放量 | 技術碳排放量 | 技術總碳排放量                           | 處理每噸水之碳排放量 (kg CO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> ) |
| 活性污泥法  | 17,000                           | 5,036  | -      | 5,046  | 5,046                             | 0.30                                             |
| 化學混凝技術 | 7,200                            | 3,289  | 6,872  | 10,161 | 10,161                            | 1.41                                             |
| A2O 技術 | 2,950                            | 1,994  | -      | 1,994  | 1,994                             | 0.68                                             |

為計算各項新興水資源循環技術之減碳效益，爰將各項技術之碳排放量與其對應之傳統處理技術進行比較（詳表 7 所示）。另考量技術處理水量不同對碳排放量之影響，故本研究以處理每噸水之碳排放量作為比較基準。新興處理技術若有多筆實廠應用案例，則以處理水量與傳統處理技術最為接近之案例進行比較。由實廠操作數據顯示 EDR、MD+ 硫酸洗滌、IER 以及 MCDI 等 4 項技術相較於傳統處理技術具有減碳效益。其中，MD+ 硫酸洗滌技術因可產生硫酸銨產品，具有較大的產品資源化減碳量，相較於化學混凝技術之減碳效益最佳，平均處理每噸水之碳排放量可減少 3.55 kg CO<sub>2</sub>。

表 7 新興水資源循環技術之減碳效益

| 技術名稱     | 新興技術碳排放量 (kg CO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> ) | 對應之傳統處理技術碳排放量 (kg CO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> ) |      | 減碳效益 * (kg CO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> ) |
|----------|------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|------|----------------------------------------------|
| BioNET   | 1.14                                           | 活性污泥法                                               | 0.30 | -0.84                                        |
|          |                                                | A2O                                                 | 0.68 | -0.46                                        |
| MBR+RO   | 1.08                                           | 0.30                                                |      | -0.78                                        |
| EDR      | 0.01                                           | 1.41                                                |      | 1.40                                         |
| MD+ 硫酸洗滌 | -2.87                                          | 0.68                                                |      | 3.55                                         |
| IER      | 1.34                                           | 1.41                                                |      | 0.07                                         |
| 管式金屬電解回收 | 1.72                                           | 1.41                                                |      | -0.31                                        |
| MCDI     | 1.23                                           | 1.41                                                |      | 0.18                                         |

\* 備註：1. 減碳效益 = 傳統處理技術碳排放量 - 新興技術碳排放量。負值表示不具減碳效益。  
2. 傳統處理技術碳排放量僅計算處理過程的能耗及用藥量之碳排放量，不包括產生的污泥處理處置的碳排放量。

## 四、結語

本研究探討國內產業有關新興水資源循環技術的應用，在面對複雜污染物以及傳統處理技術的局限下，採用創新以及低碳的技術是提升廢水處理效能與工業用水回收率的關鍵。透過 7 項新興技術於實廠應用之能源消耗及碳排放量分析，以及與傳統處理技術進行比較，顯示部分技術如 EDR、MD+ 硫酸洗滌、IER 以及 MCDI 等，相較於傳統處理技術具有良好的減碳效益。不僅能有效去除廢水中污染物，還能實現廢水回收再利用以及污染物資源化，為產業低碳轉型提供了可行的方案。

隨著全球對環境保護的重視及政策支持，這些技術的發展潛力巨大，產業界應持續關注並積極投入資源研發與應用，尤以兼具廢水處理、水回收再利用以及資源化等多重效益的技術最為關鍵，以提升產業水回收效率，最終達成永續發展與淨零碳排的目標。

## 參考文獻

經濟部產業發展署（2024），113 年產業用水效能提升計畫。

黃聖智、廖昌郁、蔡翼澤、潘毅峰、陳慶隆、林冠佑、洪仁陽、梁德明（2020），石化業綜合放流水回收再生之場域驗證研究，工業污染防治，第 148 期，p 67-87。

王雅湘（2017），東港溪淨水處理 BioNET 立大功，工業技術與資訊月刊，p 32~35。

工業技術研究院創新水科技研發服務網，奇美實業 EDR 水資源中心介紹，<https://www.itriwater.org.tw/Technology/More?id=1289>。

莊永豐（2023），氨氮處理技術分享，新興廢水處理技術推廣暨臺印永續水環境論壇，2023 年 9 月。

許哲彰、陳澤榆、王俊元（2019），實現綠色製造，十二吋晶圓廠 TMAH 削減量達成年度目標，<https://esg.tsmc.com/ch/update/greenManufacturing/caseStudy/24/index.html>。

聯電公司（2023），廢水變黃金，回收硫酸銅廢液再製銅管，落實循環經濟，[https://www.umc.com/zh-TW/Html/latest\\_newsletters/HasLeftContent/2023Q3\\_1](https://www.umc.com/zh-TW/Html/latest_newsletters/HasLeftContent/2023Q3_1)。

紀碧芳、曾宏升（2018），台積公司領先業界首創電子級銅物料循環使用，<https://esg.tsmc.com/ch/update/greenManufacturing/caseStudy/13/index.html>。

李孟珊、許桓瑜、關蓓德、侯嘉洪（2020），以環境友善思維探討電容去離子技術於產業應用之優勢，工業污染防治，第 150 期，p 141~145。



## 環境管理規劃類

# 節能揮發性有機物吸附濃縮蓄熱焚化熱回收處理系統開發研究—從材料到系統整合

楊昇府\*、李恆毅\*\*、陳俊良\*\*\*\*\*、陳昱任\*\*\*\*、黃財富\*\*\*、蔡明瑞\*\*\*、梁智超\*\*\*\*\*、卓憲和\*\*\*\*\*、林威廷\*\*\*\*\*

## 摘 要

本研究從吸附材料到系統整合進行節能揮發性有機物吸附濃縮蓄熱焚化熱回收處理系統開發研究。將煉鋁產業冶煉過程產生的鋁渣和鋁灰純化提取活性氧化鋁吸附材料，再將活性氧化（比表面積 177~250 m<sup>2</sup>/g）鋁製造成吸附顆粒和蓄熱陶瓷，於自行設計系統整合節能揮發性有機物吸附濃縮蓄熱焚化熱回收處理設備，吸附及脫附揮發性有機物 (Volatile organic compounds, VOCs) 和蓄熱焚化熱回收。處理系統將濃度 500 ppm VOCs 以吸附濃縮方法從進氣氣流中移除，隨後利用蓄熱焚化熱回收單元內的熱交換器，回收從 VOCs 高溫氧化過程中產生熱氣，廢熱回收率超過 96%，並獲得 200°C 熱風脫附在吸附槽內的 VOCs 並濃縮至 1,500 ppm，濃縮的 VOCs 在自製積層 3D 列印多孔蓄熱陶瓷燃燒室內經高溫氧化後排出，VOCs 破壞去除率超過 98%，符合環保法規標準。提供了環境效益（減少 VOCs）、經濟效益（材料循環再利用）及節能效益（廢熱回收）等 3 大效益。研發團隊目前已完成風量為 1 m<sup>3</sup>/min 的小型模廠設備全系統測試。由於具備吸附濃縮程序、蓄熱焚化熱回收程序和熱交換器的設計與計算能力，並結合多年系統運行經驗和實際場域測試經驗積累了研發能量，未來將可輸出 100 m<sup>3</sup>/min 以上容量的系統設備，以滿足產業需求。



【關鍵字】節能、揮發性有機物、吸附濃縮、蓄熱焚化熱回收。

---

- |                       |       |
|-----------------------|-------|
| * 國家原子能科技研究院物理研究所     | 副所長   |
| ** 國家原子能科技研究院物理研究所    | 研究員   |
| *** 國家原子能科技研究院物理研究所   | 副研究員  |
| **** 國家原子能科技研究院物理研究所  | 助理研究員 |
| ***** 國家原子能科技研究院物理研究所 | 技術員   |

## 一、前言

揮發性有機化合物 (Volatile organic compounds, VOCs) 大多具有劇毒、致癌和危害性，對生態環境和人類健康構成嚴重威脅。對於人類健康大多數 VOCs 是病態綜合症的重要促成因素，在封閉空間中，VOCs 會刺激眼睛、鼻子和喉嚨，更嚴重的會引起頭暈、頭痛、記憶力和視力障礙，甚至死亡。除了對人類的損害外，揮發性有機化合物是平流層臭氧消耗和區域臭氧形成的主要因素，在工業製程中，VOCs 若未經妥善收集處理，亦容易引起起火、爆炸等工安事故 (環境部專案計畫，2022)。

VOCs 係指有機化合物成分之總稱，包括碳氫化合物以及含氧、氮、硫、及鹵素等碳氫化合物，但不包括甲烷、一氧化碳、二氧化碳、碳酸碳化合物、碳酸鹽及碳酸銨等化合物。美國空氣清潔修正法指出，VOCs 在有害空氣污染物種中，比例多達 70% 以上，含揮發性有機物廢氣主要源自該等化合物的製造及使用之事業，例如石油煉製、石化工業、油漆製造及塗佈業、PVC 製造業及電子工業等。環境部已於民國 86 年公告實施石化業、半導體業、PU 合成皮業、汽車製造業及乾洗業揮發性有機空氣污染物管制標準，故揮發性有機物為目前空氣污染防治重點 (呂伊涵，2020)。

VOCs 排放可以通過藉處理技術及設備，進行改造處理及減少排放。減少 VOCs 排放的處理技術可分為 VOCs 回收及或破壞兩類方法，回收方法如膜分離、吸收、吸附、冷凝，破壞技術包括催化氧化、生物降解、熱氧化和等離子體催化等。而破壞法是消耗大量能量產生高溫反應，將 VOCs 轉化為  $\text{CO}_2$  和  $\text{H}_2\text{O}$ 。高溫燃燒不可避免地會產生  $\text{NO}_x$ 、 $\text{O}_3$ 、OH 自由基、二次有機氣溶膠等有毒副產物等問題 (蕭世盈，2020)。

參考經濟部 110 年度輔導低污染排放計畫 - 空污防制技術研討會資料，目前市售 VOCs 處理設備以水洗塔和活性碳吸附槽居多，少數使用沸石轉輪結合直接燃燒爐、觸媒燃燒爐或蓄熱式燃燒爐，前者無法將 VOCs 破壞去除，後者價格昂貴，本研究發展技術的破壞去除效果與後者相當但成本價較低。各種燃燒器按照成本由低而高依序為直接燃燒，觸媒燃燒，蓄熱燃燒和觸媒蓄熱燃燒，燃燒效率與成本成正比，本計畫開發的多孔介質燃燒器成本介於直接燃燒和觸媒燃燒之間，而效率與蓄熱燃燒相當。

台灣近年來發展高科技產業政策，帶來大量進出口產值及眾多工作機會，但也產生能源需求及大量的污染源，各產業所產出之製程污染源，需要依規定處理後才能排放，該生產製程所產出之排氣、排水對環境傷害日益明顯及衍生之排放處理費也是產業大筆負擔，日後如何減少能源的消耗及使用可行的排放處理技術以減少污染物排放，是未來科技應重視的問題。

在台灣半導體及相關電子產業，有機溶劑排氣處理之能源消耗占生產成本一大部份。目前常見的有機氣體處理方式以吸附、冷凝及燃燒等方式最為常見，在設計 VOCs 處理設備時，常以有機氣體排氣濃度為設計依據，然後再尋求最佳設置及操作費用，以決定是使用何種方式處理排放之 VOCs。目前大部份產業之有機氣體排放現況是風量大、濃度低以及排放濃度變異大之特性。在考慮運轉及操作成本下，VOCs 排放處理設備大多會採用燃燒方式進行處理，排放之 VOCs 經沸石轉輪吸附後，再熱脫附燃燒為主要處理方式 (尤皓鈺, 2021)。行政院環境保護署公告最佳可行之 VOCs 排放處理技術為沸石轉輪結合焚化系統，其對 VOCs 處理效率可達大於 90% 以上。

吸附及濃縮廢氣之沸石轉輪為關鍵組件，以往設計或選用 VOCs 處理設備時，都會參考以往 VOCs 燃燒處理設備之操作參數以及研究數據，以得最佳配置的 VOCs 排放處理設備，沸石轉輪材質也是相當重要的參考參數，若沸石轉輪材質有所改變，會明顯影響 VOCs 處理設備效率，經研究顯示，設備在最佳參數操作運轉下，沸石材質性能若再提升，可大大精進處理設備效益 (Carter et al., 2011; Dou et al., 2011)。沸石吸附轉輪主要材料為陶瓷或玻璃纖維，經高溫燒結而成，利用沸石微孔徑對污染物有高吸脫附的特性進行吸附，沸石材質轉輪的優點如下：

- (1) 沸石具有不燃性且高活性及選擇性
- (2) 不腐蝕反應器及管線
- (3) 再生重覆使用
- (4) 反應物、產物易與沸石分離
- (5) 處置廢棄沸石較容易
- (6) 脫附效率高，解決高沸點殘留問題

目前所使用處理 VOCs 之沸石轉輪焚化系統，吸附劑沸石多以 ZSM-5 為主，ZSM-5 主要以小孔洞為主，適用於吸附較小分子之 VOCs，對於較大分子的 VOCs 吸附效率較差，且後端焚化爐溫度需大於 800°C 以上以確保 VOCs 完全燃燒，若能改善現有之沸石轉輪焚化系統之缺失，可以有效提升沸石濃縮轉輪焚化系統處理 VOCs 之效率及降低能源需求 (Tidahy et. Al., 2007; Yousef et al., 2011; Chen et al., 2015; Yan et al., 2017)。

本研究從吸附材料到系統整合進行節能揮發性有機物吸附濃縮蓄熱焚化熱回收處理系統開發研究。研發技術項目包括節能綠色吸附活性氧化鋁材料開發、多孔氧化鋁蓄熱陶瓷元件、吸附濃縮及蓄熱燃燒的設備、能源管理整合系統，以全方位解決方案提供各種產業如材料循環產業、陶瓷元件或環保設備製造業、能源技術服務業、電子產品製造業和化學材料製造業等不同的需要。

## 二、要研究材料與方法

### 2.1 綠色活性氧化鋁材料開發

活性氧化鋁 (Activated alumina) 是一種非平衡形式的部分氧化鋁，以非化學計量數表示為  $\text{Al}_2\text{O}_{(3-x)}(\text{OH})_{2x}$ ，其中 x 值在 0 至 0.8 之間。除了熱穩定相  $\alpha$ -氧化鋁外，活性氧化鋁一詞廣泛包含經熱活化製程加工的產物，也有人稱其為  $\gamma$ -氧化鋁、催化氧化鋁 (Catalytic alumina)、相轉氧化鋁 (Transition alumina)。透過對氫氧化鋁前驅物進行活化熱處理，過程會將氫氧化鋁前驅物的羥基 (-OH) 去除，在原位置形成空孔結構，最終形成多孔結構的固體活性氧化鋁。在本製程中，活性氧化鋁的晶相實際上為  $\chi$ -氧化鋁、 $\kappa$ -氧化鋁，各溫度相變如圖 9，而若製程溫度達到 1,200°C，則產品會全部轉變為  $\alpha$ -氧化鋁，並且失去大部分的孔洞，具有極低的比表面積特性。活性氧化鋁本身無健康危害性，僅須防範飛灰吸入，並廣泛應用在吸附劑、催化劑或催化劑載體等用途。

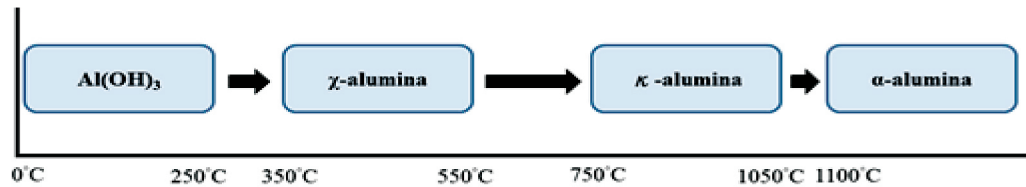


圖 1 氫氧化鋁活化相變圖

活性氧化鋁前驅物為自煉鋁飛灰廢棄物提煉純化的循環再生氫氧化鋁，研究團隊先前開發煉鋁飛灰純化技術可產出循環再生氫氧化鋁，本次前驅物的製作亦用同技術進行製造，預計採用循環再生氫氧化鋁達單批次公斤級進行活化製程測試。循環再生氫氧化鋁原料一樣採用煉鋁飛灰，以固液比 1：3 與氫氧化鈉鹼液進行混合反應。反應完成後，將反應液離心分離，取澄清液部分進行蒐集。蒐集完成後，將反應液倒入研究團隊設計大型連續滴定酸鹼度可控直讀式氫氧化鋁沉降分離收集系統中進行酸液滴定。滴定過程當 pH 值到達析出點，會開始析出氫氧化鋁固體粉末懸浮於其中。再將反應液取出再次離心分離出固體氫氧化鋁，重複水洗數次，即可獲得循環再生氫氧化鋁粉末。公斤級循環再生氫氧化鋁進行活化製程測試，將採用活化溫度 400°C 進行活化，調整持溫時間 0.5~3.5 小時，產出循環再生活性氧化鋁粉末產品，再分析確認樣品成份及 BET 特性。

## 2.2 自行開發活性氧化鋁球吸附劑及積層製造 3D 列印多孔蓄熱陶瓷

本研究將自行開發的活性氧化鋁造粒製作活性氧化鋁吸附球作為吸附劑，吸附球的比表面積 254~260  $\text{m}^2/\text{g}$ 、孔洞體積 0.33~0.36  $\text{cm}^3/\text{g}$ 、孔洞尺寸 5.12~5.68 nm。

導入智慧製造，開發積層製造 3D 列印專用印漿料，成型直流通孔，改善氣流流道，搭配孔洞設計逐層堆疊產生所需要的零組件或直接成為成品，增加孔洞型態多樣性，不須過多製作程序，更符合永續製造的環保趨勢，兼具除濕、潔淨及低耗能轉輪元件。有別於既有以活性氧化鋁為基材拌製陶瓷漿料，填充和均勻塗佈在多孔泡棉的網狀架構上，漿料於有機泡棉塑型，燒結移除的連通多孔陶瓷結構，為傳統粉末冶金及燒結陶瓷製作程序，經過各式各樣的漿料拌製、生胚成型、燒結集加工切削後，成為所需要元件，材料利用率相對較低，增加研究開發的廣度和多樣性。

多孔吸附關鍵陶瓷結構元件積層製造開發流程包括孔洞尺寸及型態設計、積層圖說及外觀型態繪製、輸入積層製造列印機台軟體、輸入列印速度、填充、支撐等積層參數、積層活性氧化鋁漿料調製、均質及分裝、逐層堆疊成型及樣品烘烤。積層製造蓄熱陶瓷結構元件製作參數為列印速度 50 mm/s 和供料單元擠出裝置回抽速度 45 mm/s，孔洞逐層堆疊設計圖和元件預計外觀如圖 2 所示，外型為矩形長和寬各 10 公分，厚度 2.5 公分，元件上下表面為矩形孔洞，孔洞與孔洞之間壁厚為 0.2 公分，孔洞密度為 3.0~5.0 個 /cm<sup>2</sup>。矩形元件積層製造 3D 列印實況如圖 3 所示，設計圖說輸入積層製造列印機台軟體、輸入列印速度、填充、支撐等積層參數，完成製作長和寬各 10 公分厚度 2.5 公分，孔洞密度 4 個 / cm<sup>2</sup> 和孔隙率 62.1% 多孔蓄熱陶瓷結構元件 (圖 4)。

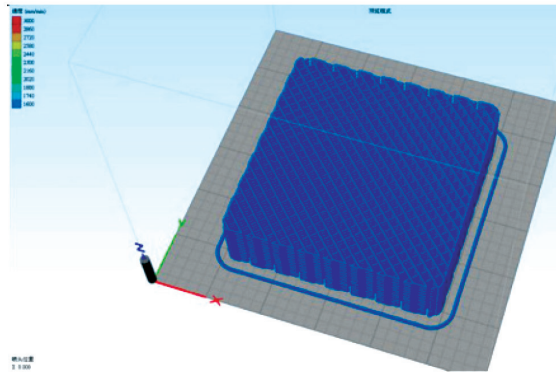


圖 2 積層製造蓄熱陶瓷結構元件圖說

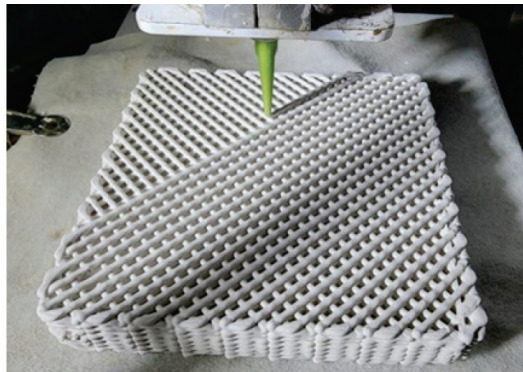


圖 3 積層製造 3D 列印實況



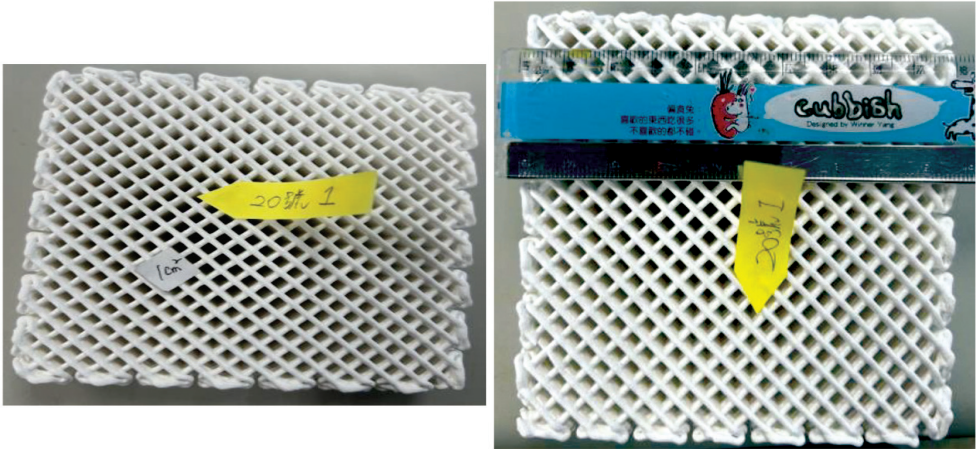


圖 4 積層製造多孔蓄熱陶瓷結構元件成品

2.3 系統整合節能揮發性有機物吸附濃縮蓄熱焚化熱回收處理設備

本研究除了開發鋁渣高值化技術生產活性氧化鋁，發展節能綠色吸附材料，製作成為吸附濃縮陶瓷顆粒和積層製造 3D 列印多孔蓄熱陶瓷元件外，應用系統整合技術加以擴大應用，將雙槽式吸附濃縮設備、多孔介質燃燒室和熱交換器加以結合，應用智慧型能源管理，配合蓄熱陶瓷元件和熱交換器，將兩次熱回收燃燒熱能，藉以節省燃料，提高能源效率和降低排氣溫度。節能蓄熱式吸附濃縮處理系統流程圖如圖 5 所示，可以滿足電子產品製造業或化學產品製造業的需求，將製程排放的揮發性有機物廢氣，處理成為潔淨氣體，最後從煙囪排出，符合環保法規標準。

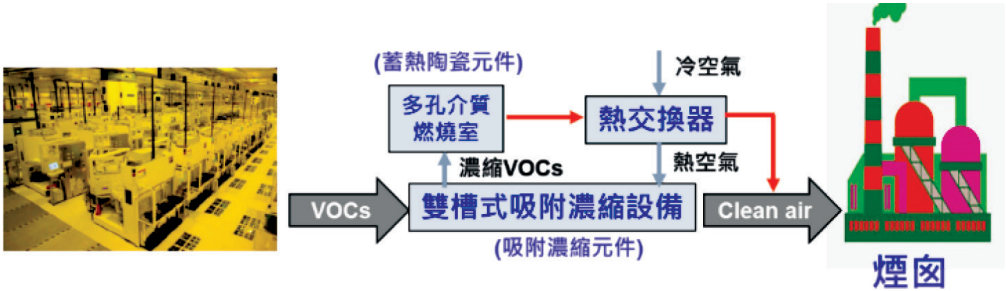


圖 5 節能揮發性有機物吸附濃縮蓄熱焚化熱回收處理系統流程圖



本套系統設備的管線和儀器圖如圖 6 所示，設備包括：吸附濃縮槽 (CT)，多孔介質燃燒室 (CB)，熱交換器 (HE)，鼓風機 (IDF) 和控制閥 (CV) 及感測儀器。吸附及脫附氣流路徑如圖 7 所示，透過可程式控制系統 (PLC) 啟動變頻器和鼓風機，開啟或關閉各控制閥，導引氣流管線路徑。吸附濃縮槽 (CT1) 吸附路徑如黑色虛線所示，VOCs 混合氣從 CT1 和 CT2 的共同連接管進入，經 CT1 內的吸附濃縮元件吸附 VOCs 成為潔淨空氣後，再從煙囪排出；同時，吸附濃縮槽 (CT2) 脫附路徑如紅色虛線所示，環境冷空氣經熱交換器 (HE1) 加熱成為熱空氣，進入 CT2 脫附 VOCs 後，再進入多孔介質燃燒室 (CB3) 高溫氧化，燃燒餘熱部分儲存於 CB3 內的蓄熱陶瓷，其餘將透過 HE1 加熱環境冷空氣，最後從煙囪排出。如果切換成 CT2 吸附和 CT1 脫附，則氣流行經對稱路徑。節能蓄熱式吸附濃縮處理系統設備的立體圖如圖 8 所示，VOCs 混合氣的入口在 CT1 和 CT2 前方的共同連接管，處理後的潔淨空氣從排氣管轉接煙囪排出，CB3 和 HE1 位於 CT1 的後方。各單元設備如吸附濃縮槽、多孔介質燃燒室、熱交換器等於圖說內有標示尺寸，整體系統所需空間長寬高至少分別為 3、3 和 4 公尺，處理量體變大相關各單元尺寸及系統所需空間也會增加，研究團隊可依需求進行規劃設計建置。

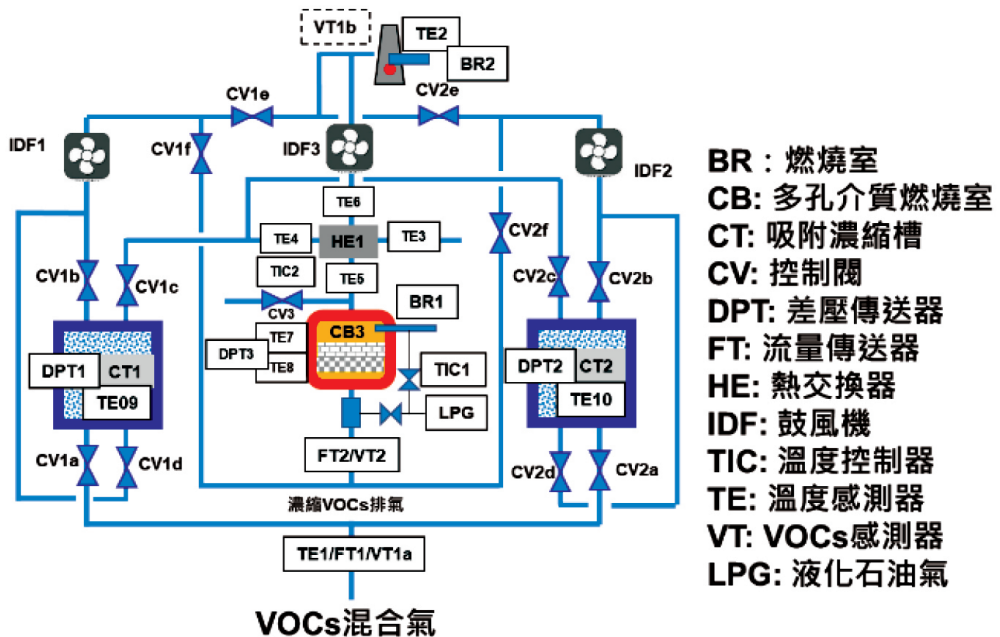


圖 6 節能揮發性有機物吸附濃縮蓄熱焚化熱回收處理系統管線和儀器圖

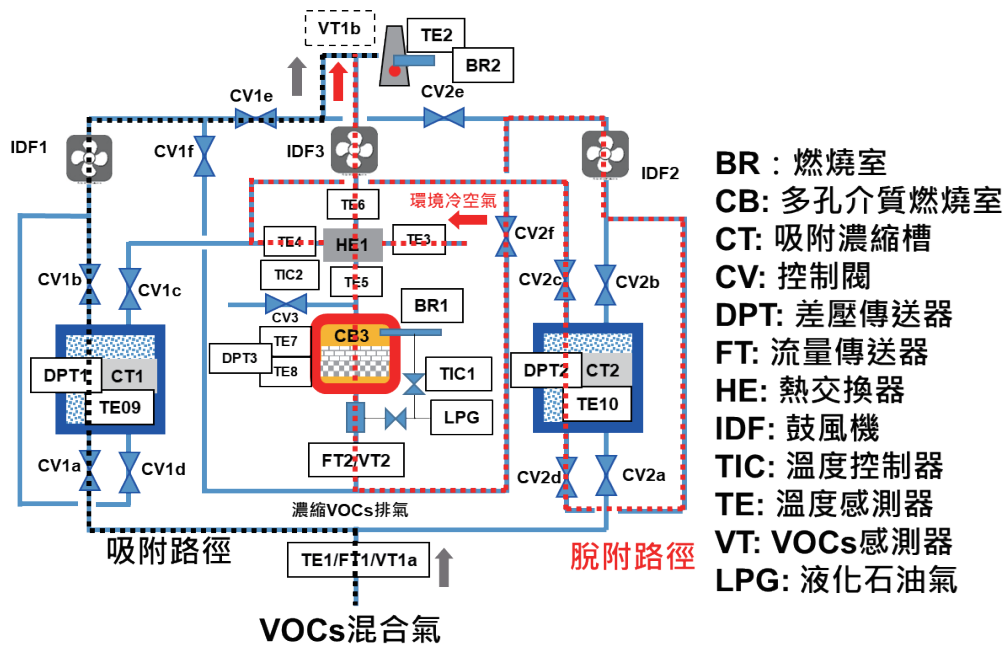


圖 7 節能揮發性有機物吸附濃縮蓄熱焚化熱回收處理系統吸附和脫附路徑圖

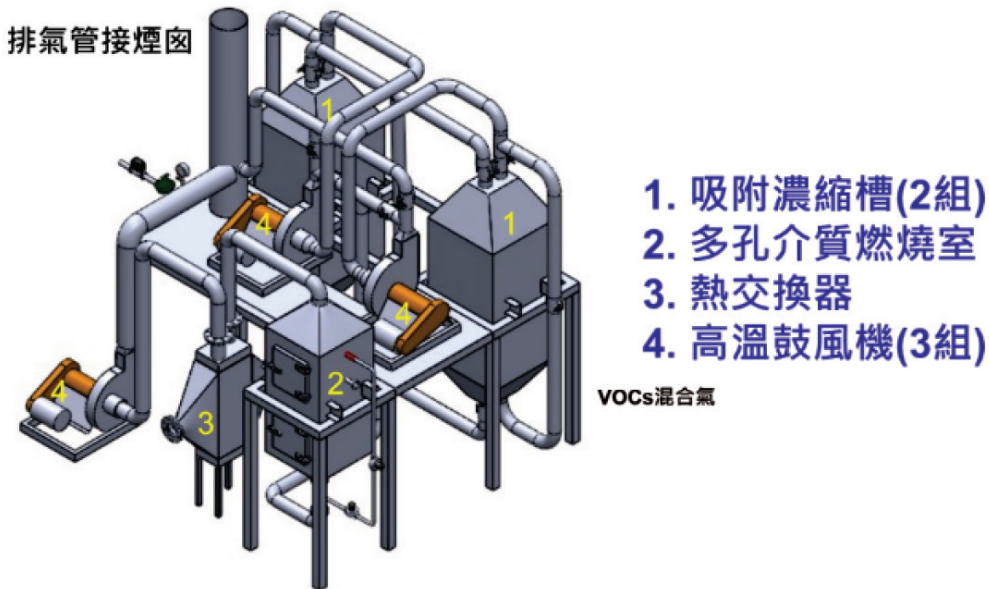


圖 8 節能揮發性有機物吸附濃縮蓄熱焚化熱回收處理系統立體圖

吸附濃縮槽設計圖如圖 9 所示，垂直配置兩層抽屜，內置自行開發的活性氧化鋁陶瓷吸附球，當處於吸附轉模式時，低濃度 VOCs 混合氣自下方進入，潔淨空氣自上方出口，當處於脫附轉模式時，熱空氣自上方進入，中濃度 VOCs 混合氣自下方出口，進入多孔介質燃燒室高溫氧化。多孔介質燃燒室設計圖如圖 10 所示，內置自行開發的積層製造 3D 列印蓄熱陶瓷磚，蓄熱陶瓷磚的堆疊方式是依據燃燒效果和陶瓷磚的尺寸彈性調整。燃燒室上下兩側各配置 1 具點火器，上側點火器負責加熱上層陶瓷，下側點火器負責加熱下層陶瓷。來自 CT1 和 CT2 的中濃度 VOCs 混合氣自燃燒室下側進入，接觸高溫蓄熱陶瓷磚後即氧化分解為二氧化碳和水後，再從上側出口。熱交換器設計圖如圖 11 所示，屬於殼管式叉流型熱交換器，矩形外殼。多孔介質燃燒室出口的燃燒氣體從熱交換器上方進入管側，再從上方出口，環境冷空氣自左方進入殼側，再從右方出口，管側和殼側流體互相垂直。

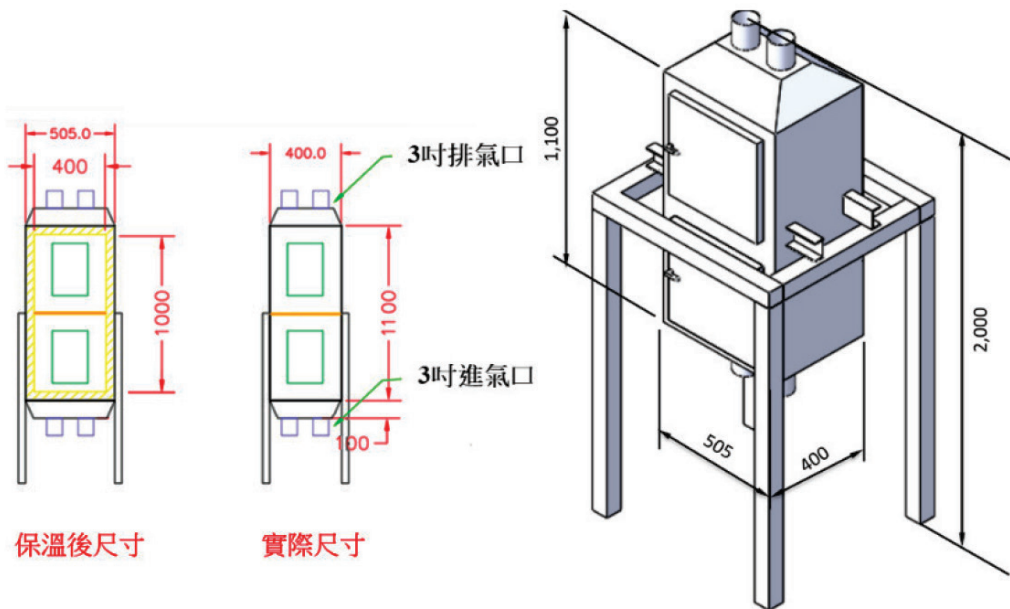


圖 9 吸附濃縮槽設計圖

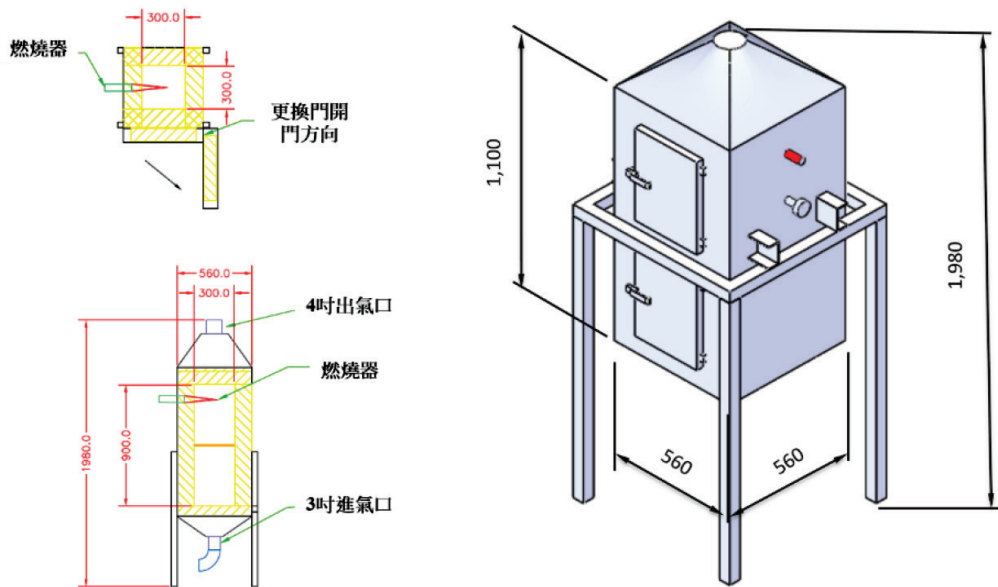


圖 10 多孔介質燃燒室設計圖

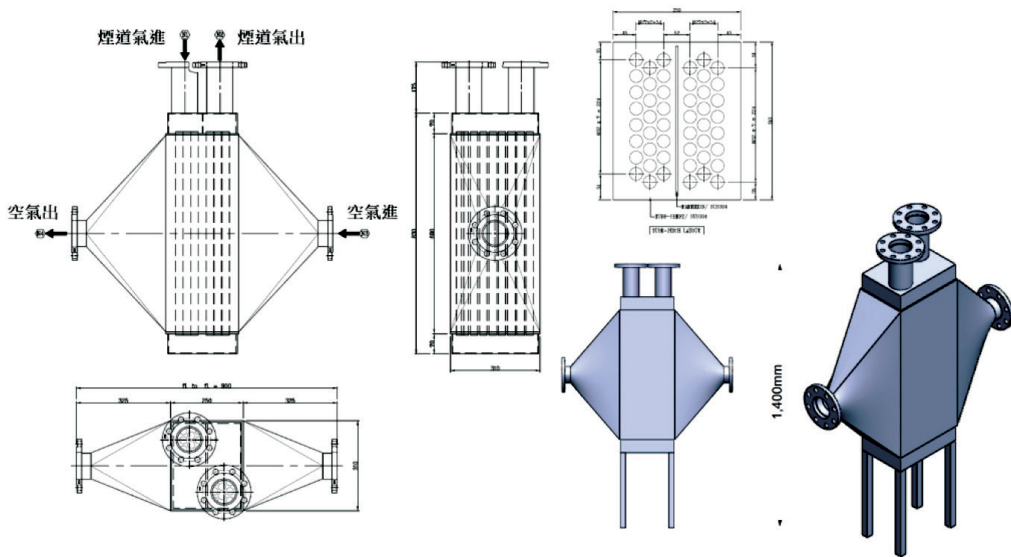


圖 11 熱交換器設計圖

控制系統硬體架構圖如圖 12 所示，觸控螢幕搭配可程式控制器 (Programmable logic controller, PLC)，觸控螢幕係作為人機介面並具有資料備份的功能，可程式控制器及其擴充模組執行類比控制、邏輯控制和信號轉換，下轄變頻控制器、溫度控制器和點火控制單元，並透過變頻器控制鼓風機，直接監控氣壓驅動控制閥、熱電偶、流量傳送器和 VOCs 檢測器。混氣設備流程圖如圖 13 所示，觸控螢幕搭配可程式控制器，透過兩台質量流率控制器，分別調整丙烷和空氣流體的體積流率，混合配製所需的 VOCs 濃度，丙烷在鋼瓶內蒸發後流出，空氣流體由空氣壓縮機產生，兩者在混氣桶充分混合。

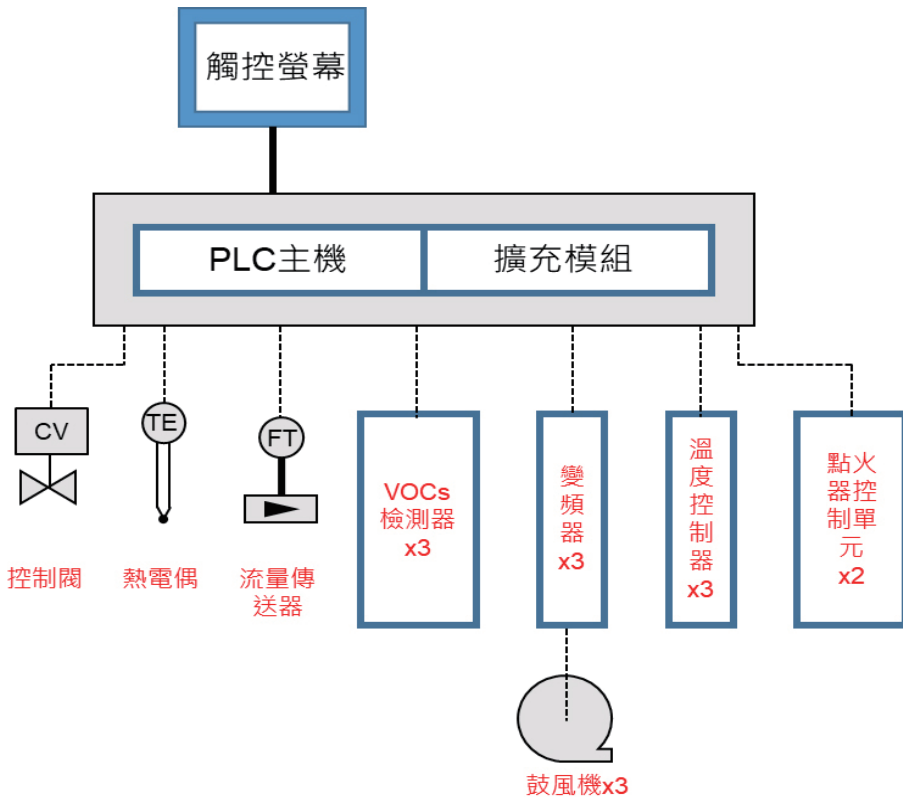


圖 12 控制系統硬體架構圖

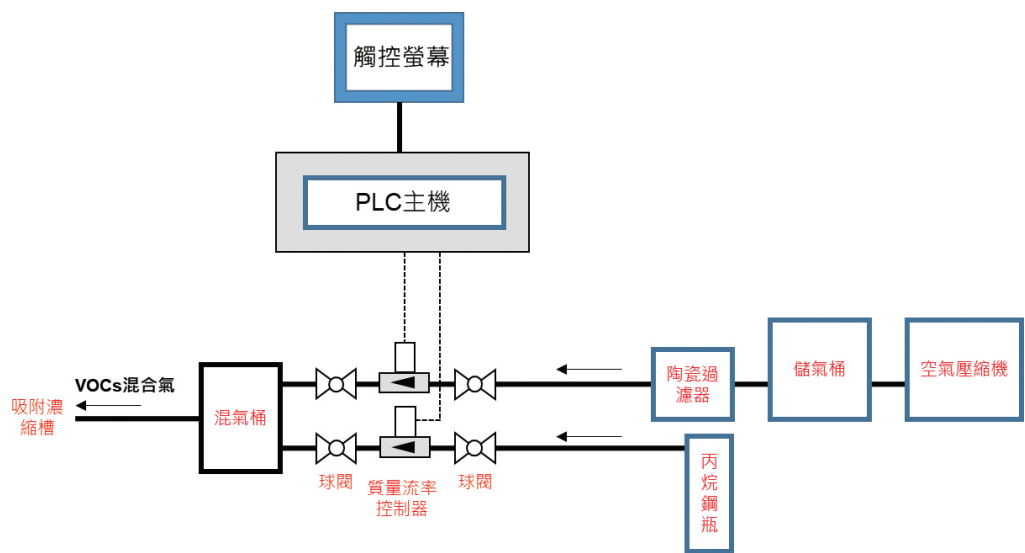


圖 13 混氣設備流程圖

節能揮發性有機物吸附濃縮蓄熱焚化熱回收處理系統完成照片如圖 14 所示，安裝於國家原子能科技研究院 003B 館，低濃度 VOCs 混合氣入口在圖 14 左下方，潔淨氣體出口在右上方。兩組吸附濃縮槽的完成照片如圖 15 所示，低濃度 VOCs 混合氣入口在兩槽的中間下方，吸附濃縮槽的下側為低濃度 VOCs 混合氣入口和中濃度 VOCs 混合氣出口，上側為潔淨空氣出口和熱空氣入口。吸附濃縮槽內部為雙層空間，需用堆高機將抽屜推入內部空間。每座吸附濃縮槽共可放置 2 組抽屜，抽屜內填滿 80 公斤自行開發的活性氧化鋁吸附球。吸附濃縮槽脫附的濃縮 VOCs 混合氣的入口在多孔介質燃燒室下側，高溫氧化後的燃燒潔淨氣體出口在上側。多孔介質燃燒室內部下側有濃縮 VOCs 混合氣的入口，1 具點火器出口和 1 組熱電偶，上側有潔淨氣體的出口，1 具點火器出口和 1 組熱電偶。多孔介質燃燒室內部主體如圖 16 所示，堆置自行開發的積層製造 3D 列印多孔氧化鋁蓄熱陶瓷磚，可以半滿或全滿，堆疊樣式係特別設計，使熱傳面積和滲透率達到最佳。點火器為兩組控制單元，控制單元掌控高壓線



圈和瓦斯電磁閥，執行自動點火和安全保護功能，輔助燃料為 LPG 鋼瓶。熱交換器的完成照片如圖 17 所示，多孔介質燃燒室排出的燃燒潔淨氣體從上方垂直進入管側，熱交換降溫後，再從上方出口，環境冷空氣自右方水平進入殼側，熱交換升溫後，再從左方出口。抽送風機型號 TF08，最大風量  $3 \text{ m}^3/\text{min}$ ，最大靜壓  $500 \text{ mmH}_2\text{O}$ ，額定電力 3 相 220 Vac，2HP，高溫風機機殼、葉輪、入風口及軸心材質以 SUS310 為主，其餘則採用 SS41。

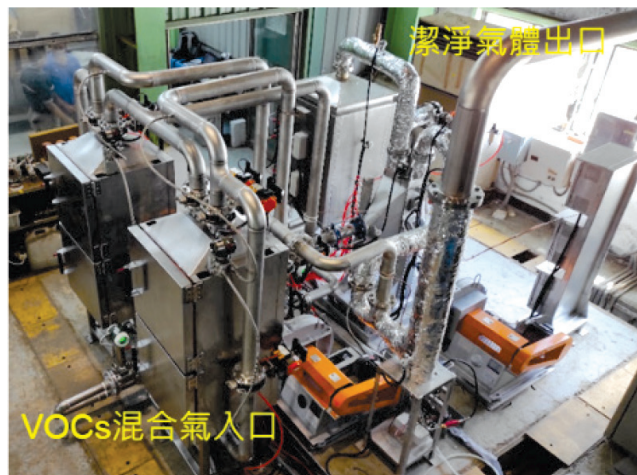


圖 14 節能揮發性有機物吸附濃縮蓄熱焚化熱回收處理系統完成照片



圖 15 吸附濃縮槽的完成照片





圖 16 多孔介質燃燒室內部

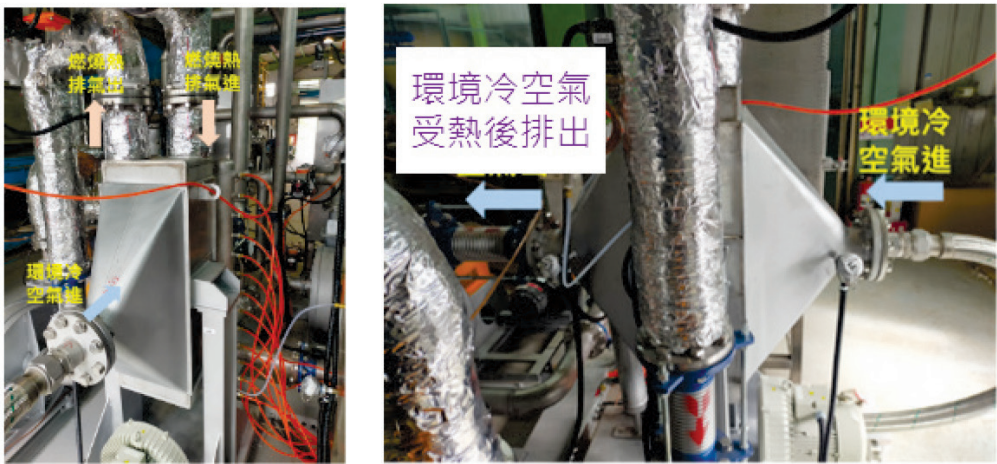


圖 17 熱交換器的完成照片

控制系統的控制箱和觸控螢幕控制畫面如圖 18 所示，控制箱面板有電源的啟動和停止按鈕，警報的靜音和復歸按鈕，點火器的啟動和停止按鈕，緊急停止按鈕。控制系統的組成元件包括觸控螢幕，FATEK P5101ZA，10.1 吋，解析度 1024×600，快閃記憶體 256 MB，隨機存取記憶體 128 MB；PLC 主機，FATEK FBs-60MCR2，輸入 36 點，輸出 24 點；PLC 擴充模組，FATEK FBs-60XYR，輸入 36 點，輸出 24 點；變頻器，DELTA ME300，向量控制，輸出 3 相 220 Vac，0~599 Hz；溫度控制器，

Shimax MAC10，取樣週期 0.25 s，精度 0.25%。VOCs 檢測器箱體內部有感測器、抽氣泵、電源供應器和變壓器，箱體面板有流量和濃度顯示器。混氣設備的完成照片如圖 19 所示，包括觸控螢幕、可程式控制器、質量流率控制器、混氣桶、丙烷鋼瓶。

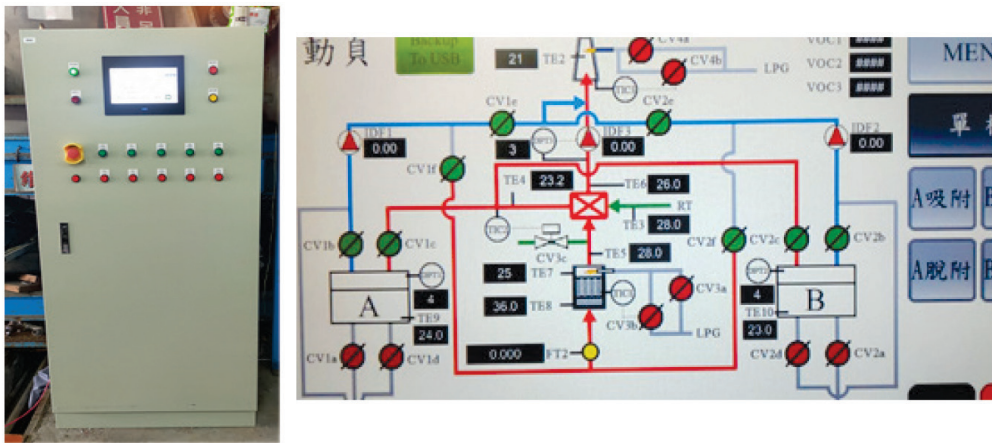


圖 18 控制系統：(左)控制箱；(右)控制畫面

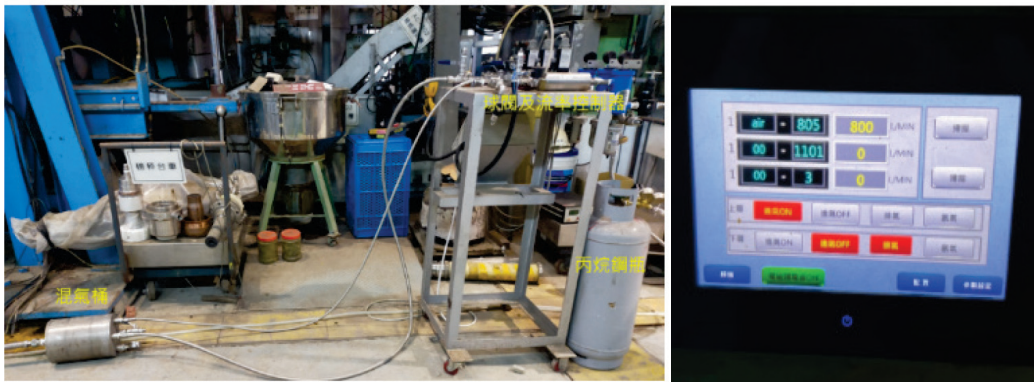


圖 19 混氣設備的完成照片

吸附模式測試在吸附濃縮槽 A 進行，A 槽 2 個抽屜各盛裝 80 kg 自行開發活性氧化鋁吸附球，利用起重機安裝上和下抽屜。吸附濃縮槽抽屜長 0.4 m，寬 0.4 m，截面積 0.16 m<sup>2</sup>，充填吸附球 80 kg，深度 0.54 m，抽屜數量 2 組，當處理風量 0.7 m<sup>3</sup>/min 時，面速度 0.073 m/sec，滯留時間 14.8 sec。利用壓縮空氣混合機構調配 VOCs(以

異丙醇為例) 和空氣混合，鼓風機 IDF1 頻率 10 Hz，空氣 600 LPM，異丙醇 1,020 mL/min，入口濃度 500 ppm。蓄熱測試是在介質燃燒室進行，點燃下點火器，多孔介質燃燒室內部共 18 層積層製造 3D 列印氧化鋁陶瓷蓄熱磚，每層 15 個。蓄熱磚的功能是為回收 VOCs 燃燒廢熱以進行預熱和減少熱能損失。由於多孔介質燃燒室無法達成 100% 燃燒熱之回收，且熱能會經由隔熱牆而造成損失，因此當空氣中沒有足夠的 VOCs 來維持燃燒時，通常需增加額外的燃料。

### 三、結果與討論

#### 3.1 綠色活性氧化鋁材料特性分析

活性氧化鋁樣品粉末製備完成後，接續進行 X 光螢光圖譜 (X-ray fluorescence diagram, XRF) 成分分析，以及 X 光繞射圖譜 (X-ray refraction diagram, XRD) 結晶成份分析，獲得產品粉末總元素成份百分比以及鋁元素結成成份百分比資訊，分析結果如表 1 所示。經 XRF 及 XRD 分析，產品鋁成份純度  $\geq 99\%$ ，活性氧化鋁占總產品 83~88%。測量再生活性氧化鋁多層吸附比表面積，分析原理採用布魯諾爾 - 艾梅特 - 泰勒 (Brunauer-Emmett-Teller, BET) 比表面積理論，是一種廣泛應用於衡量固體材料表面積的方法。BET 比表面積理論利用氣體吸脫附原理，以逐漸增壓的過程達到吸附飽和，再進行脫附測試，透過分析數據可計算固體表面特性參數，以用於評估材料的孔隙結構及活性。分析結果如表 2 所示。經分析，公斤級活化製程在持溫時間 0.5~3.5 區間中，持溫 3.5 小時的條件具有最佳的比表面積特性，分析中比表面積最佳者具有  $249.99 \text{ m}^2/\text{g}$  的數值，相比先前公克級製程獲得的  $292.68 \text{ m}^2/\text{g}$ ，在放大 300 倍的批次量的前提下活性氧化鋁 BET 數值僅有不足 15% 的降低。隨著持溫時間的提升，孔洞體積大致上有增加的趨勢，至於孔洞尺寸則沒有明顯的趨勢。

表 1 再生活性氧化鋁成分分析表

| 持溫時間<br>(hr) | 元素成分 | 百分比 (%) | 鋁結晶相              | 百分比 (%) |       |
|--------------|------|---------|-------------------|---------|-------|
| 0.5          | 鋁    | 99.11   | Gibbsite          | 1.58    |       |
|              |      |         | Bayerite          | 1.29    |       |
|              |      |         | Nordstrandite     | 0.79    |       |
|              |      |         | $\kappa$ -alumina | 19.33   | 88.21 |
|              |      |         | $\chi$ -alumina   | 68.88   |       |
|              |      |         | $\alpha$ -alumina | 7.24    |       |
|              | 其他   | 0.886   |                   |         |       |
| 1.5          | 鋁    | 99.21   | Gibbsite          | 2.89    |       |
|              |      |         | Bayerite          | 3.98    |       |
|              |      |         | Nordstrandite     | 2.39    |       |
|              |      |         | $\kappa$ -alumina | 14.79   | 87.66 |
|              |      |         | $\chi$ -alumina   | 68.66   |       |
|              |      |         | $\alpha$ -alumina | 5.16    |       |
|              | 其他   | 0.795   |                   |         |       |
| 2.5          | 鋁    | 99.28   | Gibbsite          | 2.98    |       |
|              |      |         | Bayerite          | 2.08    |       |
|              |      |         | Nordstrandite     | 1.39    |       |
|              |      |         | $\kappa$ -alumina | 10.32   | 87.66 |
|              |      |         | $\chi$ -alumina   | 77.34   |       |
|              |      |         | $\alpha$ -alumina | 6.50    |       |
|              | 其他   | 0.724   |                   |         |       |
| 3.5          | 鋁    | 99.33   | Gibbsite          | 5.17    |       |
|              |      |         | Bayerite          | 2.28    |       |
|              |      |         | Nordstrandite     | 3.97    |       |
|              |      |         | $\kappa$ -alumina | 5.07    | 85.33 |
|              |      |         | $\chi$ -alumina   | 80.26   |       |
|              |      |         | $\alpha$ -alumina | 2.58    |       |
|              | 其他   | 0.667   |                   |         |       |

表 2 再生活性氧化鋁 BET 分析數據表

| 持溫時間 (hr) | 比表面積 (m <sup>2</sup> /g) | 孔洞體積 (cm <sup>3</sup> /g) | 孔洞尺寸 (Å) |
|-----------|--------------------------|---------------------------|----------|
| 0.5       | 177.51                   | 0.24                      | 54.17    |
| 1.5       | 177.66                   | 0.37                      | 84.10    |
| 2.5       | 205.27                   | 0.39                      | 75.65    |
| 3.5       | 249.99                   | 0.45                      | 79.61    |

3.2 積層製造多孔蓄熱陶瓷抗壓強度

多孔吸附關鍵陶瓷結構元件抗壓強度測試如圖 23 所示。試驗機最大荷重量 50 噸，荷重量為可調節之油壓式測試機台，加重時加壓板不產生振動。加壓板是淬火硬鋼，並經磨光整修，強度為蕭氏硬度 70 以上。加壓面裝置於球面座，加壓時上下加壓板具有保持平行之構造。使用能準確測定至 0.5 mm 之長度計。多孔吸附關鍵陶瓷結構元件先以 105~120° C 乾燥試體至恆量後供試驗進行測試，測定每一試體加壓面之尺度，精確至 0.5 mm，必要時加壓面墊紙片，使之均勻的加壓。試驗時，將試體正確的對著加壓面，置於球面座之中央部位。加壓速度以每秒 10~15 kgf/cm<sup>2</sup> 為標準，求試體被壓壞時之最大荷重 (kgf)。抗壓強度 (kgf/cm<sup>2</sup>)，依下述公式進行計算。

$$\text{抗壓強度} \left( \frac{\text{kgf}}{\text{cm}^2} \right) = \frac{\text{最大荷重(kgf)}}{\text{試體表面積(cm}^2\text{)}} \tag{式 1}$$

多孔蓄熱陶瓷結構元件抗壓強度的測試，每一單位面積孔洞數目多孔吸附關鍵陶瓷結構元件測試試體數目為 3 個。試體大小為矩形長和寬各 10 公分，厚度 2.5 公分。多孔吸附關鍵陶瓷結構元件最大荷重及抗壓強度如圖 24 所示，多孔吸附關鍵陶瓷結構元件試體隨著單位面積孔洞數的增加 (4~20)，其最大荷重及抗彎強度有增加的趨勢，最大荷重值介於 1,158~1,489 kgf，抗壓強度值介於 11.58~14.89 kgf/cm<sup>2</sup> 之間。抗壓強度的增加主要因為隨著多孔吸附關鍵陶瓷結構元件多孔骨架數增加，使試體產生緻密化的現象，呈現出較大最大荷重及抗壓強度。



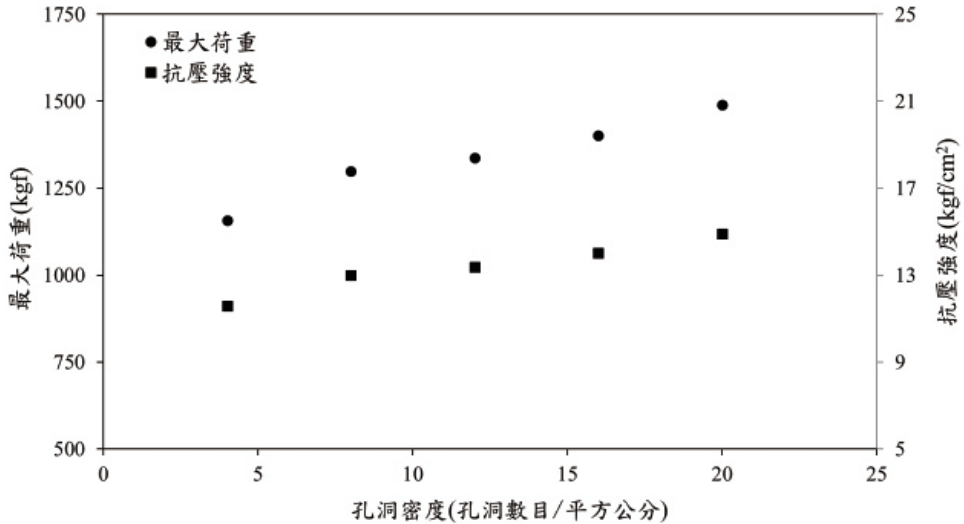


圖 20 多孔蓄熱陶瓷結構元件最大荷重及抗壓強度

### 3.3 揮發性有機氣體吸附特性研究分析

研究團隊先前研究在實驗室以不鏽鋼模具內填充所開發的活性氧化鋁球，試驗氣體以丙醇、丙酮及甲苯作為揮發性有機氣體吸附特性研究對象。根據模擬氣體分子量、氣體密度及氣體流量控制為 10 L/min 條件下，計算出每分鐘注入相對液體量至揮發性有機氣體產生器 (STA-PG)，產生濃度為 250、500、750 及 1,000 ppm 之有機氣體進行吸附試驗，揮發性有機氣體由反應器一端導入，經使用氣體感測器 (MSEM160, Sensigent) 搭配光離子化偵測器 (Photo ionization detector, PID) 偵測器分析 TVOC 作為尾端監測氣體濃度變化情形，試驗結果在帶入 Yoon-Nelson 模型模擬分析吸附動力。針對不同揮發性有機氣體物種及濃度的吸附試驗，結果顯示自製活性氧化鋁吸附劑對於不同濃度 (250、500、750 及 1,000 ppm) 揮發性有機氣體的 50% 貫穿曲線時間 ( $\tau_{50}$ )，隨著濃度的增加而減少，當氣體濃度為 250 ppm 條件下對於異丙醇、丙酮及甲苯的 50% 貫穿曲線時間分別為 247 分鐘、240 分鐘及 85 分鐘；在氣體濃度為 1,000 ppm 條件下，貫穿曲線時間分別降低到 174 分鐘、114 分鐘及 74 分鐘，實驗結果表示自製活性氧化鋁吸附劑對於 3 種不同氣體的吸附時間依序為異丙醇 > 丙酮 > 甲苯。



由於吸附操作一段時間後吸附劑會達飽和狀態，此時須將吸附劑更換或再生，基本上脫附現象是吸附現象的逆反應，因此吸附劑的吸脫附循環次數及吸脫附穩定性對於整體設計吸附設備上構成影響。因此，本研究開發的活性氧化鋁吸附劑在節能蓄熱式吸附濃縮處理系統中對於揮發性有機氣體的吸脫附特性，針對半導體及光電業中使用最大量 VOCs，並根據先前研究，本研究選擇異丙醇作為揮發性有機氣體於節能蓄熱式吸附濃縮處理系統進行吸脫附特性研究分析，進行連續吸脫附測試。將 = 活性氧化鋁吸附球 80 公斤，填充至吸附濃縮槽，並將空氣 800 LPM 與異丙醇液體 1,365 mL/min 混合，調製成濃度 500 ppm 風量  $0.8 \text{ m}^3/\text{min}$  的異丙醇和空氣混合氣，送入吸附濃縮槽進行吸附實驗，當活性氧化鋁吸附球吸附飽和後，則以熱風  $200^\circ\text{C}$ ，風量  $0.41 \text{ m}^3/\text{min}$  進行脫附實驗，當完全脫附後，再以相同條件重複一次吸脫附實驗。

完成 2 組吸附材料對異丙醇氣體於吸附濃縮設備吸附、脫附循環特性研究，吸附時間為 12 小時，2 組平均吸附飽和時間為 10 小時 ( 如圖 21)，前 4 小時去除率約為 100%，4 小時到 9 小時半去除率約為 96~92%，9 小時半後去除率約為 70%；平均脫附時間 40 分鐘時，平均峰值濃度 1,500 ppm，平均脫附時間 240 分鐘可完全脫附至 0 ppm( 如圖 22)。吸附和脫附循環特性研究，可以了解吸附劑與不同再生循環次數後之吸附能力和平均孔洞半徑變化，並可以由實驗結果計算吸附動力模型及了解貫穿曲線，運用數學模型分析吸附材料之吸附特性，探討開發的吸附劑對於揮發性有機廢氣移除率及操作週期，作為節能揮發性有機物吸附濃縮蓄熱焚化熱回收處理系統切換設計依據。

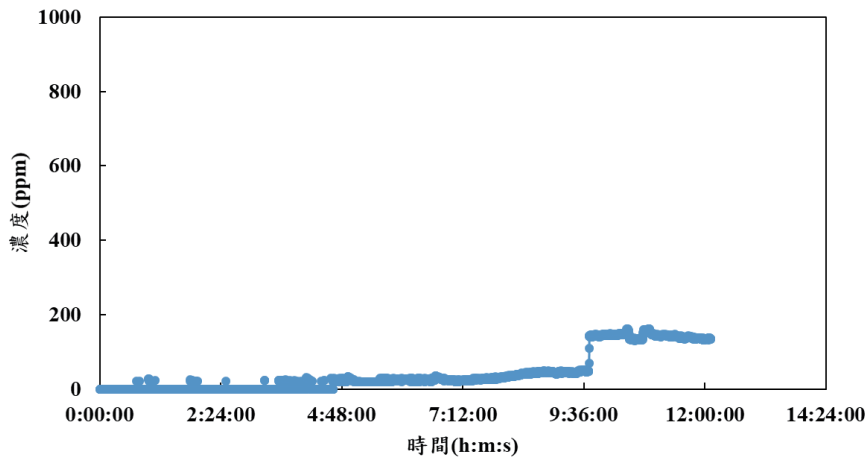


圖 21 吸附實驗 - 吸附濃縮槽出口異丙醇濃度關係圖

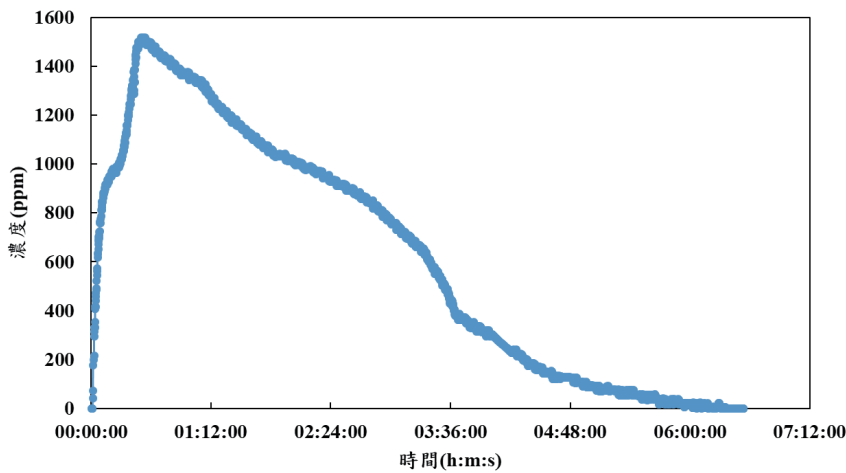


圖 22 脫附實驗 - 吸附濃縮槽出口異丙醇濃度關係圖

3.4 節能揮發性有機物吸附濃縮蓄熱焚化熱回收處理系統蓄熱測試

蓄熱測試是在介質燃燒室進行，點燃下點火器，多孔介質燃燒室內部共 18 層積層製造 3D 列印氧化鋁陶瓷蓄熱磚，每層 15 個。蓄熱磚的功能是為回收 VOCs 燃燒廢熱以進行預熱和減少熱能損失。由於多孔介質燃燒室無法達成 100% 燃燒熱之回收，且熱能會經由隔熱牆而造成損失，因此當空氣中沒有足夠的 VOCs 來維持燃燒

時，通常需增加額外的燃料。蓄熱燃燒溫度時間曲線如圖 23 所示，下點火器工作溫度 700~ 800℃，維持熱回收效率 >96% 約 21 分鐘。

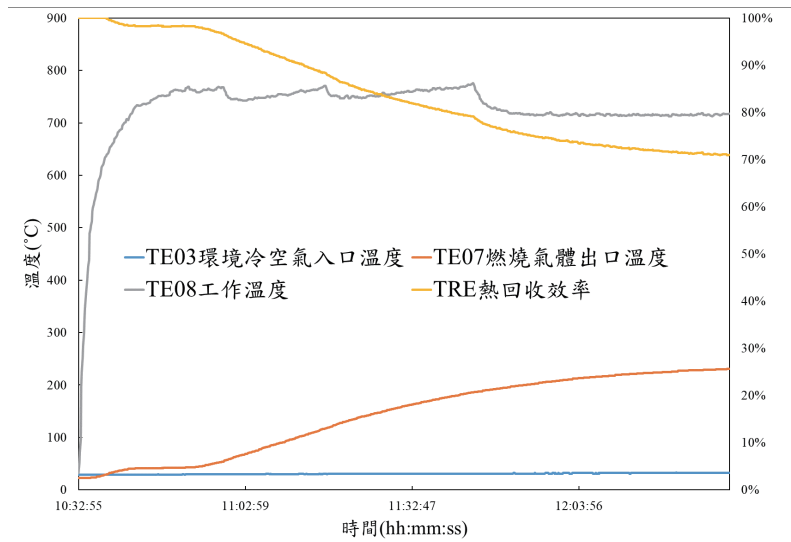


圖 23 蓄熱燃燒溫度時間曲線

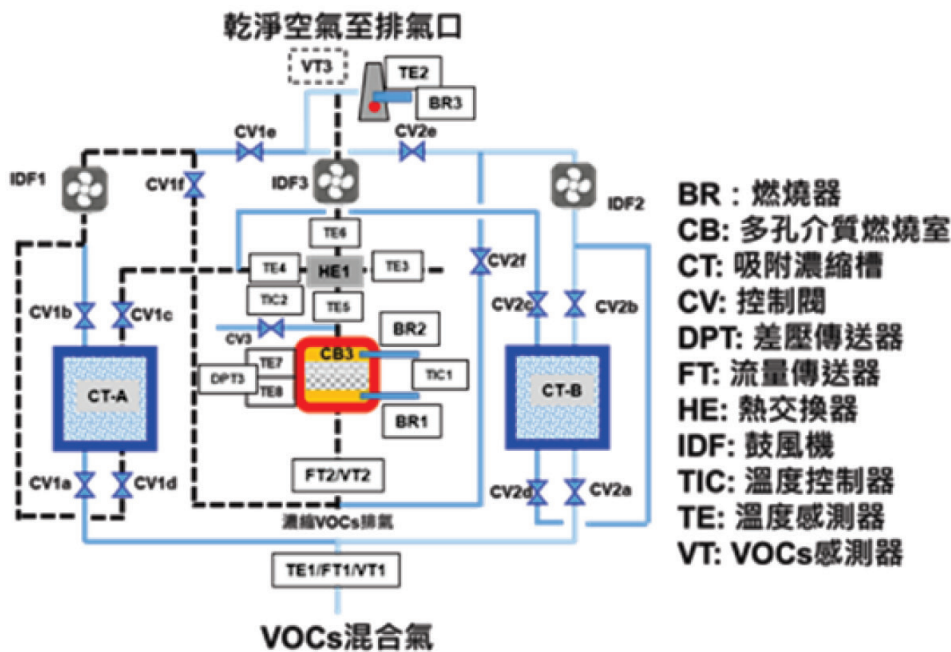


圖 24 吸附濃縮槽脫附模式流程圖

吸附濃縮槽 A 脫附模式的流程圖如圖 24 黑色虛線所示，啟動多孔介質燃燒室 CB3 的上點火器 BR2，燃燒的熱排氣經熱交換器 HE1 加熱空氣送入吸附濃縮槽 A，將 VOCs 脫附後再送回多孔介質燃燒室 CB3 高溫氧化 (Thermal oxidation) 成為水和二氧化碳。吸附濃縮槽脫附溫度時間曲線如圖 25 所示，上點火器工作溫度 (TE05) 700~800°C，TE04 升溫達 200°C 對吸附濃縮槽進行脫附。吸附濃縮槽脫附後和燃燒後異丙醇濃度檢測，吸附濃縮槽出口脫附異丙醇濃度 200~ 1,039 ppm，燃燒後出口異丙醇濃度零檢出，驗證蓄熱磚發揮功能使異丙醇完全燃燒，此時輔助燃料液化石油氣供氣壓力 1.5 kg/cm<sup>2</sup> 降至 0.5 kg/cm<sup>2</sup>，燃料用量減少，顯示積層製造 3D 列印蓄熱磚達到節能效果。

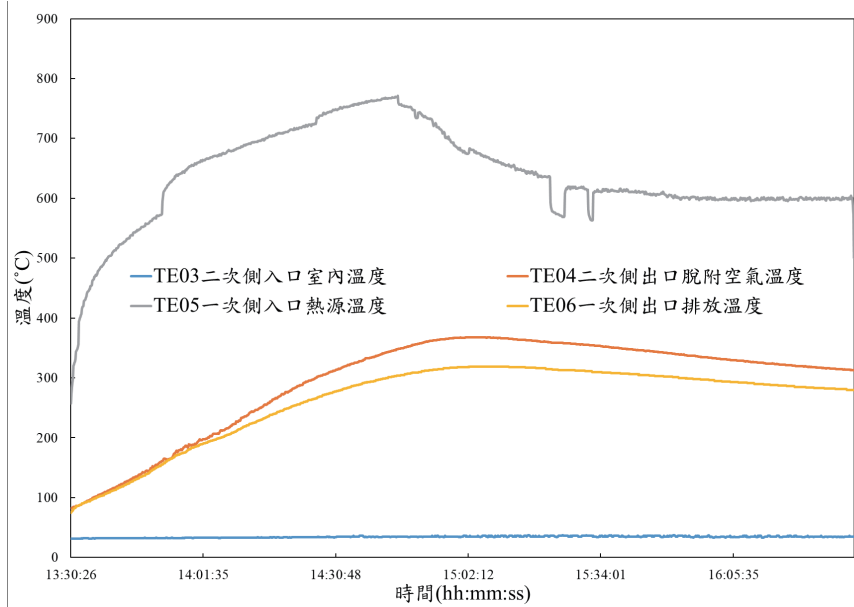


圖 25 吸附濃縮槽脫附溫度時間曲線

## 四、結論

完成不同持溫時間的活性氧化鋁粉末製作及活性氧化鋁揮發性有機氣體吸附特性實驗，持溫時間為 0.5、1.0、1.5、3.0、3.5 小時，純度大於 99%。完成節能揮發性有機物吸附濃縮蓄熱焚化熱回收處理系統性能測試，包括吸附模式測試、介質燃燒室的蓄熱測試和吸附濃縮槽脫附測試。吸附和脫附循環測試，濃縮槽填充 80 公斤自製活性氧化鋁吸附球，利用空壓機產生壓縮空氣與異丙醇液體進行混合，調製出進氣條件異丙醇濃度 500 ppm，風量  $0.8 \text{ m}^3/\text{min}$ ，達到吸附飽和後，以蓄熱燃燒室焚化 VOCs 後熱空氣經由熱交換器產生  $200^\circ\text{C}$  熱風及風量  $0.41 \text{ m}^3/\text{min}$  熱風進行脫附實驗，完全脫附後，並以相同條件重複一次吸脫附實驗。吸附時間為 12 小時，測得吸附飽和平均時間為 10 小時，脫附平均時間為 40 分鐘時，可達峰值接近 1,500 ppm，脫附平均時間 240 分鐘可完全脫附至 0 ppm，節能率達 17%。本研究發展節能綠色吸附材料關鍵元件及設備技術開發，將應用於工業製造程序或廠內製程空間揮發性有機氣體移除與工業製程揮發性有機廢氣濃縮處理，建立節能綠色吸附材料及核心關鍵吸附元件本土自主技術，提升生產良率帶動國內揮發性有機廢氣控制技術設備製造商產業升級，減少設備製作成本，解決吸附材料及核心元件需仰賴進口，關鍵技術掌握在國外廠商手中，使得設備成本偏高的問題。

## 參考文獻

- 工業技術研究院綠能與環境研究所 (2022)，「固定污染源揮發性有機物排放調查及減量推動計畫」，期末報告，環境部專案計畫。
- 尤皓鈺 (2021)，球狀活性碳對揮發性有機物的吸附與電熱再生，國立臺灣大學環境工程研究所，碩士論文。
- 呂伊涵 (2020)，半導體產業揮發性有機物以活性碳流體化床吸附 VOCs 處理效率之研究 - 以某二極體製造廠為例，國立臺北科技大學環境工程與管理研究所，碩士論文。
- 蕭世盈 (2020)，球狀活性碳對揮發性有機物的吸附與微波再生，國立臺灣大學環境工程研究所，碩士論文。

- Carter, E. M., Katz, L. E., Speitel Jr, G. E., & Ramirez, D. (2011). Gas-phase formaldehyde adsorption isotherm studies on activated carbon: correlations of adsorption capacity to surface functional group density. *Environmental science & technology*, 45(15), 6498-6503.
- Chen, C., Wang, X., Zhang, J., Bian, C., Pan, S., Chen, F., ... & Xiao, F. S. (2015). Superior performance in catalytic combustion of toluene over mesoporous ZSM-5 zeolite supported platinum catalyst. *Catalysis Today*, 258, 190-195.
- Dou, B., Hu, Q., Li, J., Qiao, S., & Hao, Z. (2011). Adsorption performance of VOCs in ordered mesoporous silicas with different pore structures and surface chemistry. *Journal of hazardous materials*, 186(2-3), 1615-1624.
- Tidahy, H. L., Siffert, S., Lamonier, J. F., Cousin, R., Zhilinskaya, E. A., Aboukaïs, A., ... & Leclercq, G. (2007). Influence of the exchanged cation in Pd/BEA and Pd/FAU zeolites for catalytic oxidation of VOCs. *Applied Catalysis B: Environmental*, 70(1-4), 377-383.
- Yan, Y., Wang, L., Zhang, H., & Zhang, X. (2017). Catalytic combustion of isopropanol over Co-Mn mixed oxides modified ZSM-5 zeolite membrane catalysts coated on stainless steel fibers. *Separation and Purification Technology*, 175, 213-221.
- Yousef, R. I., El-Eswed, B., & Ala' a, H. (2011). Adsorption characteristics of natural zeolites as solid adsorbents for phenol removal from aqueous solutions: kinetics, mechanism, and thermodynamics studies. *Chemical engineering journal*, 171(3), 1143-1149.





# 徵稿

## 工業污染防治刊物



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



財團台灣產業服務基金會  
FOUNDATION OF TAIWAN INDUSTRY 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113年已發行162期，專業論著已逾1,880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



陳靖瑜工程師

專線電話：(02)7704-5156

E-mail：[watch8630@ftis.org.tw](mailto: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 113 年已發行162期，專業論著已逾 1,880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:watch8630@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5156「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/m<sup>3</sup>、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.

## 著作財產權讓與同意書

|      |     |  |
|------|-----|--|
| 著作名稱 |     |  |
| 作者   | 姓名  |  |
|      | 通訊處 |  |
| 作者   | 姓名  |  |
|      | 通訊處 |  |
| 作者   | 姓名  |  |
|      | 通訊處 |  |

※如不敷記載可自行增列

- 一、本著作全部作者保證除本次投稿外，相同內容未投稿至國內外其他刊物；如有類似一稿多投之情形同意無條件抽回本文，不得異議。
- 二、本著作全部作者同意將著作財產權自「工業污染防治刊物」(下稱本刊)接受刊登日起，讓與給經濟部產業發展署，但作者保留引用文章在自己著作之權利。如爾後有版權、著作權等法律糾紛，文責由作者自負。
- 三、財團法人台灣產業服務基金會因承辦經濟部產業發展署計畫，有重新製作並將本篇文章置於該會所屬網站及刊物等刊載供外界查詢之權利，但須註明本著作之作者。
- 四、本著作全部作者同意由 代為領取稿酬，其分配與本刊無涉。

此 致

經濟部產業發展署

作者：\_\_\_\_\_ 簽章  
年 月 日

\_\_\_\_\_ 簽章  
年 月 日

\_\_\_\_\_ 簽章  
年 月 日



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/>