專業．效率．主動．創新

經濟部

2022

綠色技術與工程實務研討會

111年 論文集

綠色技術與工程實務研討會

111年 論文集

經濟部工業局 編印

經濟部工業局 編印

經濟部工業局
台北市信義路三段41-3號
電話：(02)2754-1255
傳真：(02)2704-3753
網址：www.moeaidb.gov.tw

經濟部工業局廣告

ISBN 978-986-533-319-5
9 789865 333195
GPN：1011101894
定 價：500元

序

二十一世紀以來，在全球經濟不斷的發展下，必須要面對資源逐漸耗竭、氣候異常及環境污染所帶來的危機，如何兼顧經濟發展及環境維護，是我們刻正必須要思考及執行的重點。國際間自 1987 年提出永續發展的倡議，持續提出不同階段之發展目標，近年來各國在資源使用上逐漸形成以循環經濟取代傳統線性經濟，用以維持經濟成長，並兼顧環境的永續。本局為工業發展之重要推手，除積極推動國內產業升級轉型、協助產業有效發展綠色創新、環境友善之產品與技術外，並持續強化清潔生產、污染防治、綠色工廠與資源再生的工作。此外，亦與國際趨勢接軌，以循環經濟的思維，提升資源使用效率，以達到資源使用效率最大化，邁向循環經濟的時代、推動永續發展之未來。

本局為提供產、官、學、研各界之經驗與環保技術交流平台，自 1990 年起開始辦理綠色技術與工程實務相關研討會，彙整諸多寶貴經驗，以實際的工程技術相互切磋，促進學術、技術的經驗與交流，在工廠提升綠色技術與污染防治能力方面有直接的貢獻。本年度辦理之「111 年綠色技術與工程實務研討會」，以「空氣品質與減碳技術類」、「資源減耗與再利用技術類」、「產業節水與水資源再生處理類」、「循環經濟與環境規劃管理類」為主軸，廣納各界實務經驗，藉以提升國內產業綠色與環保技術，並擴展工業污染防治之成果與績效。

本研討會共收錄 30 篇論文，期提供業界因應國際環保趨勢、提升綠色技術及廠內污染防治管理知能，並落實擴散推廣，為業界追求持續改善與企業永續發展提供寶貴的知識與技術傳承。對提供論文之先進，能毫無藏私地將推動綠色技術及工程實務經驗與心得提供各界分享，在此致上由衷謝忱。

最後，感謝論文審查委員、本局相關同仁及負責研討會籌備工作之執行單位－財團法人台灣產業服務基金會，由於大家辛勞的投入，方能使本研討會順利舉辦及本論文集如期付梓。

經濟部工業局 謹誌

中華民國 111 年 11 月

目　錄

論文簡報發表議程1—空氣品質與減碳技術類

1-1 膠帶業排氣二次濃縮回收技術

管大慶、張瑞琪、許正平 ----------1-1

1-2 二次煉鋁業反射爐天然氣純氧燃燒瞬間加熱法

陳清德、王晶紅、Anup Sane ---------- 1-11

1-3 台灣都市垃圾焚化廠應用碳捕捉再利用技術之探討

陳建男、李育明 ---------- 1-19

1-4 無機酸製程尾氣回收之技術導入及效益檢討

孫維成、劉憲民、吳宗德、賴俊甫 ---------- 1-27

1-5 MAU 外氣空調箱水洗系統優化專案

楊子慶、林敬洋、黃旭明 ---------- 1-39

1-6 冰水系統智慧節能再精進

施昶安、謝慧華、陳金宗、林照閔 ---------- 1-45

1-7 多孔性除濕輪體氣流特性分析

陳伽達、呂世婷、楊昇府、陳俊良、張哲維、李旺龍 ---------- 1-53

論文簡報發表議程2—資源減耗與再利用技術類

2-1 低碳循環 MVR 機械蒸氣再壓縮蒸發技術效益研究-以電鍍廢液為例
林玄通、楊英賢、謝宇恩 ----------2-1

2-2 二氧化碳溫室效應氣體生成奈米碳材之技術研發
彭青惠、林大惠、林錕松 ---------- 2-13

2-3 醫療廢棄物之循環經濟策略管理
周卓群、李育明 ---------- 2-29

2-4 電動汽車的鋰離子電池回收生命週期評估
洪品嘉、李育明 ---------- 2-41

2-5 SiC 污泥/廢玻璃纖維添加雙氧水發泡劑製備多孔生態防火材料之研發
林凱隆、羅康維、林雅雯、鄭大偉 ---------- 2-53

2-6 自循環熱渣回電爐之高效去化精煉渣技術開發
林啟明、于愷文、歐士維、沈峻名、羅紹峰、吳威德 ---------- 2-69

2-7 廢耐火材回收再利用應用於高鋁質不定型耐火材料之研究
劉智坤、陳宜秀、張琨閔、趙立德 ---------- 2-97

2-8 廢異丙醇 (W-IPA) 低碳循環再利用技術
顏欣卉、郭昱伶、吳家和、林姵妤 ----------2-105

論文簡報發表議程3—產業節水與水資源再生技術類

3-1 評估結合電芬頓及化學沉澱法處理含鋅鎳高 COD 電鍍廢水之可行性
盧明俊、黃柏齡、劉泓毅、郭百旗、蘇智煒 ----------3-1

3-2 染整廢水低碳處理之可行性評估
許聖言、黃政中、黃雯婕、陳幸德 ---------- 3-13

3-3 從 ESG 推動進程談水資源永續發展
曹書涵、魏名軍、高華璟、楊深惠 ---------- 3-21

3-4 水資源效率管理系統示範輔導建置化工廠為例
溫昱睿、温正華、邢文元、李國賢、楊珮珊、魏名軍、徐秀鳳 ---------- 3-31

3-5 含鉬及 COD 廢水處理與 Fenton 污泥再利用及資源減耗之研究
連文萍、陳靜瑩、石于軒、徐淑芳、黃國豪 ---------- 3-43

3-6 印刷電路板廠含銅蝕刻廢液回收技術及工程設計
林錕松、謝昀晟、林祐生、李瑩婕、蔡瑋晉 ---------- 3-59

3-7 半導體封裝電鍍廢水回收技術與重金屬污泥再利用
彭柏頤、蘇鈺荃、蔡旻杰、黃任榆、吳俊湧 ---------- 3-77

論文簡報發表議程4—循環經濟與環境規劃管理類

4-1 廢木處理應用於營建循環經濟之初探研究
潘威佑、詹穎雯 ----------4-1

4-2 英國官民氣候變遷協議經驗對我國的啟示
鄭雅文、曾台輔、謝志強、賴宛貞、范鑫榆 ---------- 4-21

4-3 我國水泥業淨零排放策略及實務探討
陳志賢、曾昱中、陳志宗 ---------- 4-35

4-4 研析我國能源密集產業減碳成效與可推廣擴散之措施
陳裕民、林庭瑋 ---------- 4-50

4-5 再生玻璃容器之循環經濟研究
蔡顯榮、章詩函、陳大為 ---------- 4-62

4-6 大型企業永續策略分析—以某電子科技業為例
王鉉霆、朱九龍 ---------- 4-74

4-7 儲能系統零組件之生命週期評估
林文知、李育明 ---------- 4-84

4-8 塑膠微粒生命週期評估
唐毅丞、李育明 ---------- 4-98

膠帶業排氣二次濃縮回收技術

管大慶*、張瑞琪**、許正平***

摘　要

膠帶業製程所使用溶劑量大，一般排氣的總碳氫化合物(THC)濃度，相對於甲烷(as CH_4)約 2,000-3,000 ppm，同時排放的揮發性有機物(VOCs)成份相對單一 (如甲苯，乙酸乙脂)，因此相當適合回收。目前膠帶產業常使用的處理設備為活性碳吸/脫附罐搭配蒸氣脫附回收系統，處理削減效率約 90 %，煙囪排放的總碳氫廢氣濃度約 200-300 ppm as CH_4(甲烷)。鑒於「膠帶製造業揮發性有機物空氣污染管制及排放標準」修正草案要求，既存製程之處理效率應達百分之 96 %以上，或單一排放管道之揮發性有機物排放量每小時 2.2 Kg 以下，因此以上述處理模式已無法符合新規範。

VOCs 處理設備主要以焚化系統為主，燃料及 VOCs 燃燒過程中造成大量二氧化碳(CO_2)排放，無法有效達到節能減碳的目標。本研究發展的技術為 BAC(球狀活性碳)流體化床濃縮脫附回收設備，其中運用高效的 BAC 吸附材，串聯既有的 VOCs 回收設備，經過層層處理後達到排放標準，協助業者提昇處理效率，同時二次回收 VOCs，除了增加回收量，更進一步有效解決空污問題。

【關鍵詞】BAC 球狀活性碳、高效濃縮脫附設備、二次回收、BAC 流體化床濃縮脫附回收設備

---

*吉能科技股份有限公司　　總經理

**工業技術研究院綠能與環境研究所　研究員

***慧群環境科技股份有限公司　　環工技師

一、前 言

膠帶業為大排氣風量，同時排放揮發性有機物(VOCs)的廢氣量也相對較高；製程中產生之纖維及油霧也經常造成 VOCs 處理設備的堵塞，進而造成處理效率降低與設備保養成本增加的困擾，甚至產生相關廠區與周界的異味問題，影響附近居民生活品質。近年來產業發展演變，空氣污染問題在台灣或全球，皆已成為社會大眾熱烈關注的議題，因此如何針對防治設備的效能提昇及改善，一直以來為相關廠商處理的挑戰與難題。

本文所介紹的膠帶業排氣二次濃縮回收技術，乃針對原有 VOCs 設備處理效能，無法有效提昇處理效率問題，進行相關處理模式參數設計上的技術研發與探討。本系統主要串聯原有的活性碳吸脫附罐中蒸氣脫附回收系統，再加設 BAC 流體化床濃縮脫附回收設備，此模式相較於現有的濃縮焚化處理設備將更為適切、安全與節能減碳，同時具有循環再利用機制的污防設備。

二、活性碳吸脫附原理

物理性吸附原理，主要作用為凡得瓦爾力(van der Waals' force)，其為分子與吸附劑表面形成一微弱之吸引力，其吸附之特徵包括低吸附熱(通常吸附熱小於 2 至 3 倍之蒸發潛熱)，及快速而可逆之吸附平衡。一般在常溫操作時，吸附作用與大部分氣態污染物之控制，多為物理吸附現象，故可藉由脫附操作參數，達到再生利用系統中吸附劑之目的。

由於吸/脫附是一種表面現象，利用這種現象可將碳氫化合物和其他化合物，有選擇性的吸附至吸附材質表面上，這些吸附劑包括活性碳、矽膠和礬土等物質。現今活性碳是應用最廣泛的吸附劑，對於某一給定的 VOCs(如甲苯)，吸附劑的吸附能力經常用吸附等溫線圖描述(見圖 1)。於理想情況下，吸附能力隨著被吸附的 VOCs 分子量增加而增加，除此之外，在一般情況下，不飽和化合物比飽和化合物吸附更完全，環狀化合物比直鏈結構的物質更容易被吸附。另外，吸附能力亦隨著操作溫度的降低和廢氣濃度的升高而增加；具高沸點、低蒸氣壓特性的 VOCs，則比低沸點、高蒸氣壓的 VOCs 更容易被吸附。

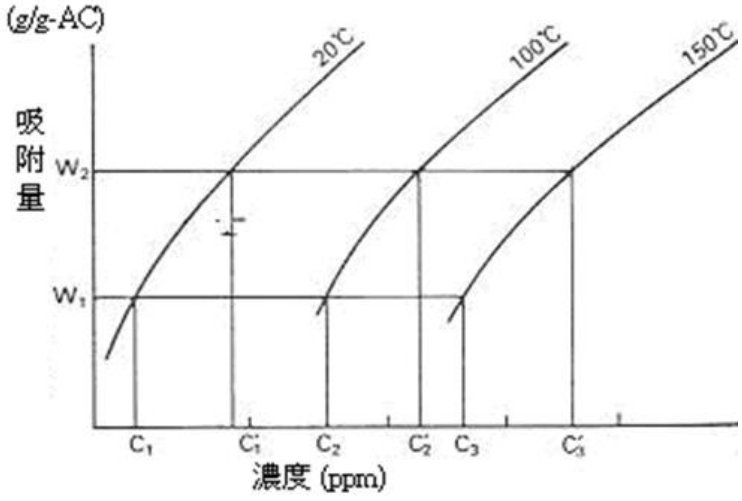


圖 1　吸附等溫線圖

操作過程如下所詳述，首先含有 VOCs 廢氣的氣流，通過活性碳床後則被吸附在碳床上，當活性碳床的吸附能力趨於飽和時，也就是在出口排放端監測到 VOCs 濃度時，即表示吸附床已達到吸附的臨界點；此時將排氣引流到另一個並聯，且已被再生過的吸附床，上述過程可不斷循環進行。

過程中，再生流程則為將已吸附飽和的吸附床，通入加熱的低壓蒸氣，或者聯合使用抽真空和加熱氣體，使飽和的吸附床進行脫附。雖然吸附飽和的活性碳是一種可逆轉的過程，藉著通過加熱(數量相當於在吸附過程中所釋放的熱量)可以將吸附在活性碳床上的 VOCs 脫附出來；但是完全脫附乾淨在技術面甚難達到，並且在實務上也不切實際，故總有一些“殘餘物”留在吸附床上。

執行蒸氣脫附過程中，通入空氣的步驟可將吸附床內殘留的水蒸氣吹出，進行乾燥和冷卻；此模式運用蒸氣執行脫附，在蒸氣流中被脫附出來的 VOCs 一般需給予冷凝，然後依不同 VOCs 物/化特性，選用以下兩種方法中的一種回收技術進行回收；首先對不溶於水的物質，可採用簡單的比重法；對於可溶於水的物質，則採用蒸餾法執行回收作業；如果要求高純度地回收 VOCs，特別在 VOCs 是由溶劑混合物組成的情況下則需要配置蒸餾系統。此架構設備會因蒸氣脫附後的降溫排氣造成大量水蒸氣及含有 VOCs 的廢氣排放造成尾氣排放濃度過高情況，相關處理流程圖與示意圖則如圖 2 與圖 3 所示。

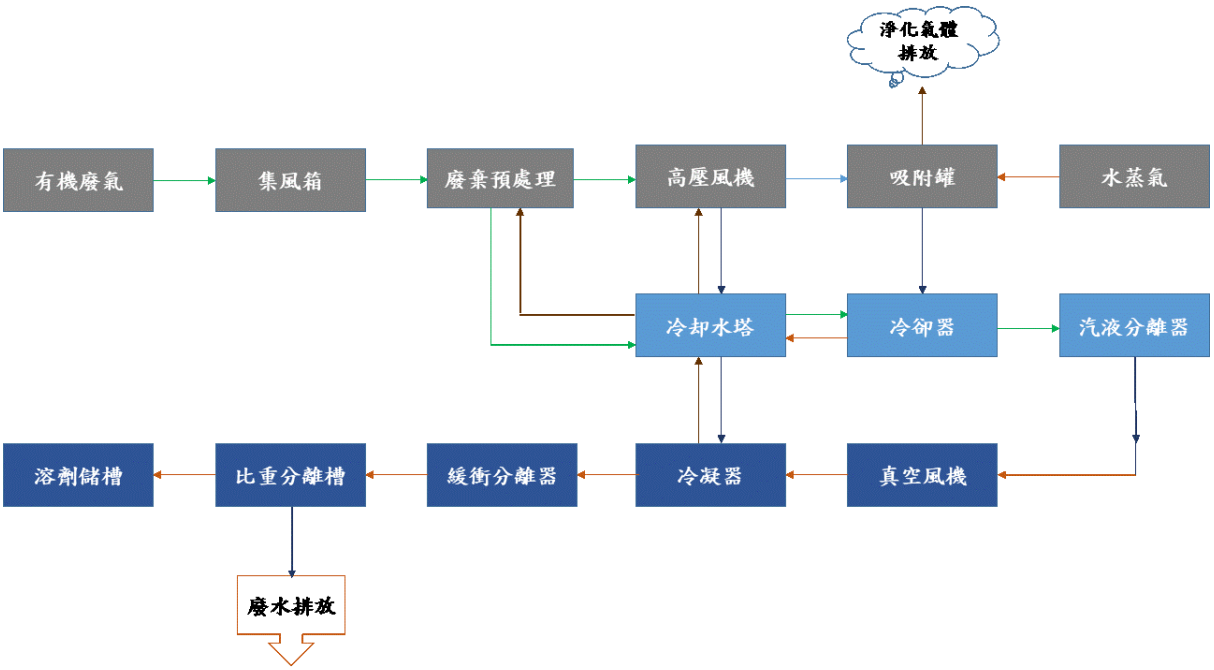


圖 2　操作流程圖

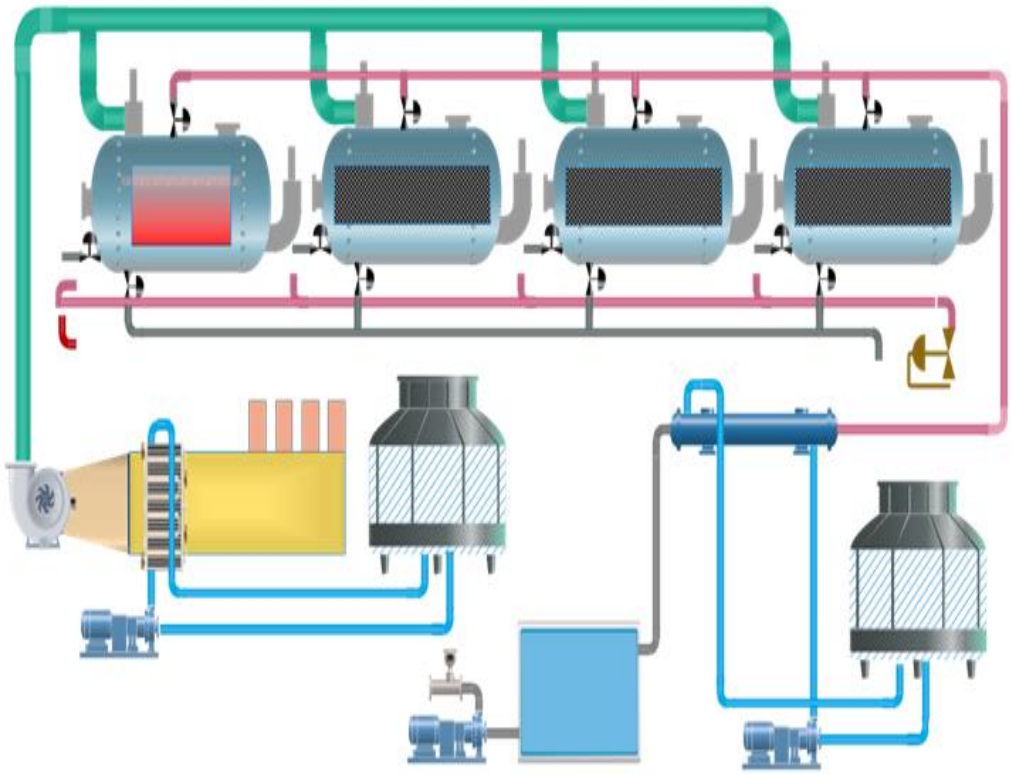


圖 3　流程示意圖

三、球狀活性碳(BAC)的使用特性

球狀活性碳(Bead-shaped Activated Carbon)由日本吳羽化工製造生產，生產過程主要使用石油瀝青，將其球狀化並活化後過篩製造而成，平均粒徑 0.5 mm ± 0.05，比重約 0.6 g/mL，比表面積 1,100-1,300 m^2/g，發火溫度 450-480 ℃，高耐磨耗性 5 %/year，特性資料如表 1 所列，相關設計則可依據圖 4 參數選擇合宜條件模式。

表 1　BAC 特性

項目	特性值
形狀	球狀
堆積密度	約 0.6 g/mL
比表面積	1,100~1,300 m^2/g
硬度	95 %以上
乾燥減量	5 %以下
碘吸收性能	1,200~1,350mg/g
四氯化碳吸收性能	70~85 %
カラメル脫色力	80~95 %
メチレンブルー脫色力	220~270 mL/g
ABS 值	50 以下
フエノール值	60 以下
點火殘渣（灰）	0.05 %以下

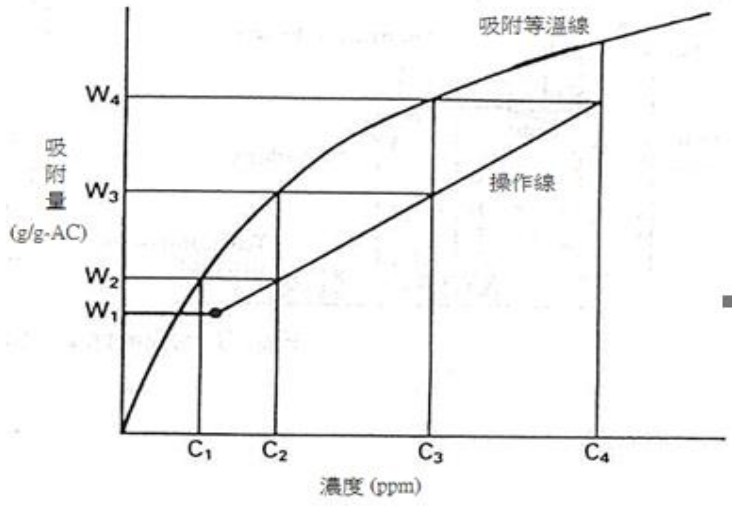


圖 4　吸附量濃度

BAC 流體化床操作原理，主要將揮發性有機物(VOCs)廢氣經由排氣風機(Exhaust Fans)導入吸附塔(Adsorber)底部，通過空氣分配器，將 VOCs 廢氣均勻分配，直接向上穿透一連串的篩狀拖盤(Sieve Trays)，以及流體化的

球狀活性碳(Bead-shaped Activated Carbon)均勻分佈在篩狀拖盤上，接觸 VOCs 廢氣，BAC 流動可有效地自 VOCs 廢氣中吸附有機溶劑蒸氣(Solvent Vapor)，同時利用推力使 BAC 達到置換新舊 BAC 設計吸附段數。

吸附飽和的球狀活性碳(BAC)，自吸附塔最底層拖盤掉落至底部的收集槽中，經過 BAC 輸送系統(Airlift Blower + Fluid Ejectors)傳送至脫附塔(Desorber)頂部。BAC 由脫附塔頂部向下流動，以流動的方式穿過脫附塔中段之加熱區；BAC 通過加熱區時，VOCs 自 BAC 的孔洞中被脫附出來，熱氣則被引進脫附塔內部，向上逆流過 BAC 層，氣流攜帶已被脫附的 VOCs 到熱交換器回收一部份的熱能以進行脫附；同時高濃度的 VOCs 廢氣再經冷凝器冷凝回收，至於無法冷凝的廢氣則排放至排氣管路，再次經由活性碳吸脫附罐蒸氣脫附回收處理。至於已經脫附完成的 BAC，經由 BAC 輸送系統送回到吸附塔頂部，流過吸附塔頂部的冷卻區段，被冷卻後繼續吸附，相關流體化處理過程如圖 5 所示，現場設置實際圖與設備外觀則如圖 6 所示。

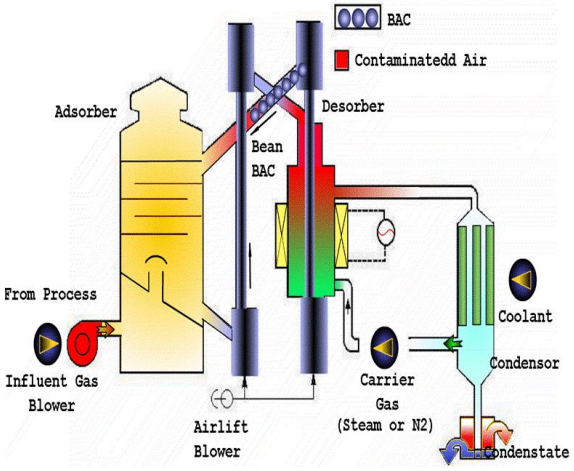


圖 5　BAC 流體化示意圖

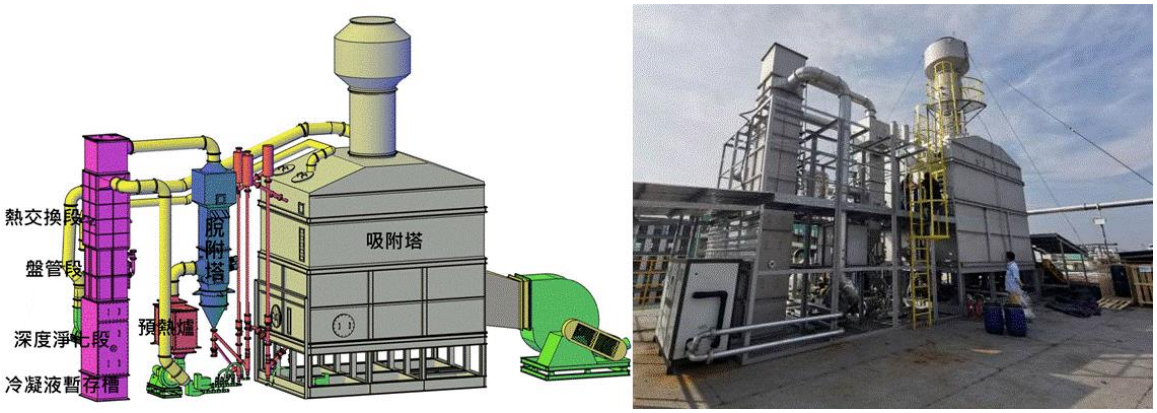


圖 6　設備外觀示意與現場設置圖

四、高效的濃縮吸脫附架構

脫附塔中 VOCs 藉由向下流動的活性碳，與向上流動熱氣之間的接觸逆流進行連續脫附，活性碳脫附效能越高，則會獲得越高的吸附效能；吸附平衡濃度下降時剩餘的吸附量變小，並且難以進行吸附。在這種情況下，須使用較高的溫度進行脫附，因此大量的 VOCs 可以用少量的熱空氣脫離出來，而脫附乾淨的活性碳可再輸送到吸附塔進行吸附，著實為一節能且確實可行的處理模式，其中圖 7 為脫附氣量和活性碳剩餘吸附量的實驗關係圖例。另經由圖 8 所顯示濃縮流程示意圖可知，在一般情況下，脫附溫度為 200 ℃～250 ℃，低風量高濃度廢氣濃縮脫附，可達到的濃縮倍數範圍為 25-80 倍。

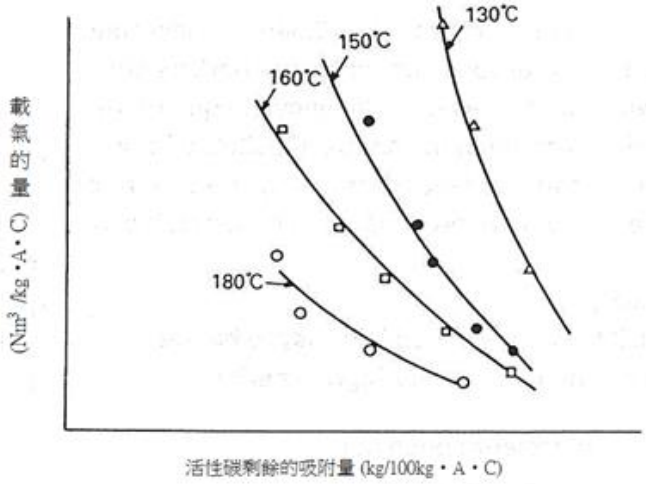


圖 7　脫附溫度對可吸附量曲線圖

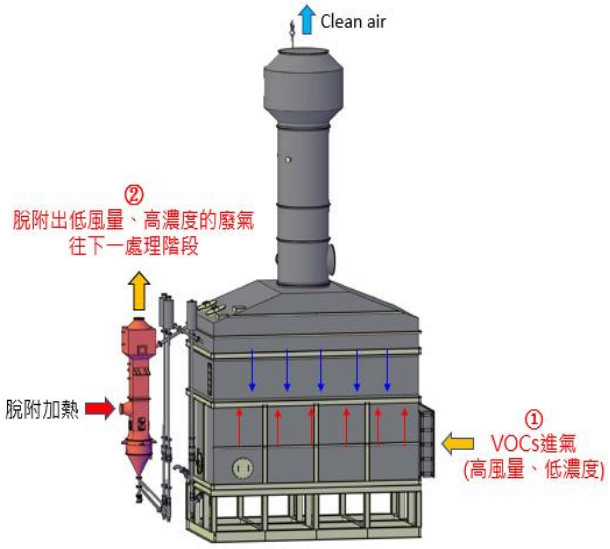


圖 8　濃縮示意圖

五、二次濃縮回收系統

回應環保議題中節能減碳的施行，以及降低 VOCs 的排放量，提高整體 VOCs 的回收效率，故系統流程設計了第二次的濃縮回收。經由本設備的發展，除了獲得上述處理效益外，在設置與操作實務成本上亦有相當的回饋，相關資料如表 2 所列。

表 2　VOCs 處理成本效益

設備名稱	處理規格 (CMM)	設置成本 (萬元/套)	操作成本 (萬元/年/套)	回收甲苯量 (公升/年)	成本效益 (萬元/年)
流体化床濃縮設備	750	2,500~3,000	250~300	75,000	750

系統回收整體流程為 VOCs 排氣經過除霧器阻絕油霧及纖維後，進入既有的活性碳吸附罐蒸氣脫附設備，開始第一次的濃縮回收；接著將第一次濃縮回收處理後的尾氣，導入 BAC 流體化床濃縮脫附回收設備，經冷凝回收後的尾氣，再重新導入第一次的濃縮回收流程，如此一來重複的回收設計與步驟，更進一步提升處理效率與回收效率，簡單系統示意圖如圖 9 所示，至於實務操作提高處理效率及降低出口排放量之案例則如圖 10 所示。

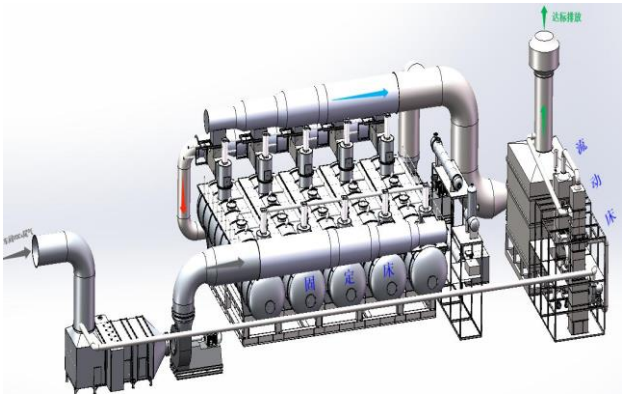


圖 9　二次濃縮回收系統

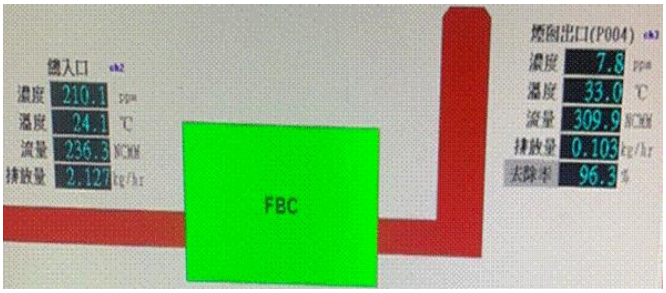


圖 10　某廠處理效率值

經長期經驗且實際勘查與討論後發現，針對揮發性有機物質，此方面檢測技術已非常成熟，為了解高沸點物(SVOCs)質真實濃度，在工研院綠能所團隊協助下，針對複雜製程氣體，進行整體性與全面性調查評估模式的檢測。基於產業與污染控制原理不同，工研院研發以適切的採樣與分析模式，取得有效樣品，還原廢氣中高沸點物質真實濃度，另外也應用了環檢所公告的方法施行檢測以獲得更具代表性數據與資料，部分相關測試結果分別如表3與表4所列。

表3　高沸點化合物檢測結果

採樣點	檢測結果		
	高沸點(SVOCs) (mg/m^3)		總有機碳(TOC) (mg/L)
	二甲亞碸(DMSO)	乙醇胺(MEA)	
入口(Inlet)	340.7	1330.5	69.3
出口(Outlet)	61.8	192.0	1.9

表4　某廠活性碳殘留分析

溫度範圍 (°C)	化合物名稱		波峰面積百分比 (%)	沸點 (°C)
	英文	中文		
50-300	Sulfur dioxide	二氧化硫	100.00	-10
300-700	Phthalic anhydride	鄰苯二甲酸酐	31.68	295
	Sulfur dioxide	二氧化硫	23.75	-10
	Phthalimide	鄰苯二甲醯亞胺	22.03	310
	Benzoic acid	苯甲酸	6.25	249
	Benzonitrile	苯甲腈	5.60	191
	Naphthalene	萘	3.96	218
	Benzene	苯	2.92	78
	Pyruvicaldehyde	丙酮醛	1.32	72
	N-Vinylphthalimide	N-乙烯基鄰苯二甲醯亞胺	1.22	305
	Methylphthalimide	甲基鄰苯二甲醯亞胺	0.69	286
	Toluene	甲苯	0.57	111

藉由工研院專業檢測技術，獲得詳細與真確濃度後，針對應用於高沸點化合物去除與回收技術設備，整體設計與研發上的發展，則為目前尚需努力的方向與目標。因此本研發設備開發初期，藉由尋求工研院技術支援並運用創新且合宜的檢測，幾經測試與參數調整，其相關處理效率經計算已可達95%以上，現階段成效可說相當顯著。

六、結語

關於有機廢氣防治技術，目前經常使用燃燒式破壞性的處理方式，如何有效的利用回收技術及提昇效能，一直是設備廠商所努力的方向。將 BAC 流體化床濃縮脫附回收設備，串聯活性碳吸脫附罐蒸氣脫附回收系統，應用於高濃度廢氣處理，為一項創新與符合環保需求中節能減碳的處理模式。本技術具備了操作簡化、可客製化、穩定性與可靠度高等優點與特性；實務操作上除可提升回收與再利用效率，同時有效解決空氣污染所造成的異味問題，更能經由回收機制，減少因燃燒甲苯產生的二氧化碳排放量 240,000 kg/年，可確實有效減少碳排放。

現階段吉能科技除了累積工程實績，也積極建置所研發完成的測試機，藉由與工研院綠能所密切討論與合作，運用實驗室專業且精準的檢測能量，同步進行理論與推估之間相關測試與結果，以釐清與解決開發技術上的問題，讓研發的設備與技術有更廣泛的應用面，進而精進與創新應用領域。於此更期望能藉此協助與釐清，產業界於污染議題與設備設置成本上實務操作效益，進一步協助業界以經濟可行技術解決環保問題。

七、參考文獻

1.Equipment & Systems Production Dept ,DAIKIN INDUSTRIES,LTD.

2.吳羽化工 GASTAK 資料型錄。

3.張瑞琪，高科技產業高沸點製程廢氣調查技術研究，國立交通大學環境工程研究所碩士論文，2010。

4.環境檢驗所-排放管道中 N-甲基吡咯酮與異丁醇檢測方法－試劑水吸收/氣相層析火燄離子偵測法(NIEA A747.10B)，環署檢字第 1040030894 號，2015。

5.環境檢驗所-空氣中二乙醇胺檢測方法－去離子水吸收/離子層析法(NIEA A508.10B)，環署檢字第 1050001155 號，2016。

6.環境檢驗所-水中生化需氧量檢測方法(NIEA W510.54B)，環署檢字第 0980060634D 號，2009。

二次煉鋁業反射爐天然氣純氧燃燒瞬間加熱法

陳清德*、王晶紅**、Anup Sane***

摘　要

位於台灣中部一間二次煉鋁行業的工廠，其生產產品主要是ADC12合金鋁錠，該工廠以30噸反射爐來進行鋁廢料熔煉回收作業，為響應政府節能減碳與改善操作人員作業環境,該工廠選擇改採用天然氣純氧燃燒之燃燒控制系統於該工廠30噸反射爐,為獲取純氧燃燒高火焰溫度之熱傳並且兼顧鋁的熔點，該燃燒控制系統搭配特製燃燒機提供火焰瞬間加熱的方式，該設計火焰可依據自動控制程序在設定的時間與火量與火焰出火的位置,來加熱鋁湯不同的表面位置，從而增加火焰熱傳面積與鋁湯收熱的均一性。

結果原採用天然氣空氣燃燒整體單耗每噸鋁錠100NM3天然氣，改採用天然氣純氧燃燒瞬間加熱法整體單耗小於每噸鋁錠60NM3天然氣。除達成節能減碳外，作業環境中也因3台提供燃燒空氣送風機停用而改善作業環境噪音外,也因為反射爐內的燃燒因為氮氣沒有進入進而使燃燒廢氣量減少達84%；此外，由於製程中高溫反射爐以批次投料，當開啟爐門投料時原先天然氣空氣燃燒送入的大量燃燒空氣常常造成大量粉塵逸散；但是，於改採用天然氣純氧燃燒瞬間加熱法後，反射爐周遭粉塵逸散明顯改善，該系統於該廠運行已經超過3年，加熱的效能並無隨時間而有退化的問題。

【關鍵詞】純氧燃燒、瞬間加熱 Transient heating、煉鋁業、反射爐、節能減碳、無線燃燒監控

---

*三福氣體 Air Products San Fu　　玻璃鋼鐵金屬礦冶技術客戶經理

**Air Products and Chemicals, Inc.　亞洲區金屬礦冶行業經理

*** Air Products and Chemicals, Inc. Applications Technology Lead

一、前 言

當天然氣空氣燃燒時，燃燒反應將空氣中的氧與天然氣中的碳氫反應，形成水與二氧化碳，同時在此反應過程中釋放出熱量。因為空氣是由 21%氧氣，78%氮氣與 1%的其他氣體所構成。在空氣與天然氣進行燃燒時每 1 個立方米空氣中就帶入了 0.78 立方米的氮氣，氮氣除帶走大部分的熱量由煙囪排出外，也容易帶出大量的微細粉塵以及在高溫環境中產生" NOx 氮氧化物"空氣污染物。因此，相較之下採用天然氣純氧燃燒，除可減少天然氣的使用量，更因為少了 78%的氮氣進入熔爐內，使排出熔爐的空氣污染物總量減少以及排出熔爐氣量可大減 80%以上。

此外，在二氧化碳捕捉(CO_2 capture)的技術議題上，天然氣純氧燃燒技術提供最直接且有效的 CO_2 捕捉效率。因為天然氣與純氧燃燒後的尾氣主要是水與二氧化碳，回收與降低尾氣溫度使水凝結即可提高二氧化碳的濃度，以利後端捕捉效果。

環顧台灣在玻璃業與鋼鐵業與二次煉銅業中，使用三福氣體的天然氣純氧燃燒機共有 67 支，使用三福氣體的重油純氧燃燒機共有 46 支。唯獨在二次煉鋁行業的反射爐鋁廢料熔煉回收上，台灣沒有一家使用天然氣純氧燃燒技術；為此，本案目標是希望藉由天然氣純氧燃燒機的設計來進一步地突破。

二、反射爐鋁廢料熔煉採用天然氣純氧燃燒之規劃

本案鋁廢料熔煉 30 噸反射爐如圖 1 所示，為傳統固定式爐型，胸牆上設有 3 支天然氣空氣燃燒機水平設置，其生產產品主要是 ADC12 合金鋁錠，每日產能約 120 噸。

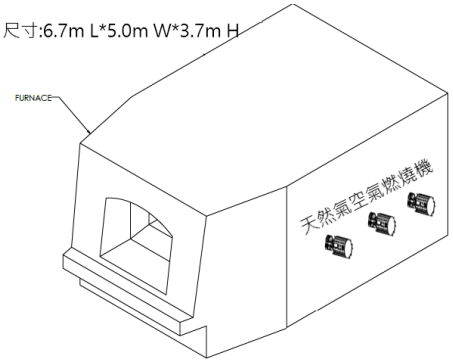


圖 1　原反射爐與 3 支天然氣空氣燃燒機

本案採用天然氣純氧燃燒機是安裝於爐頂(詳如圖 2)，並且以瞬間加熱之技術設計來改變火焰加熱的位置(詳如圖 3)，此與一般天然氣純氧燃燒機之設計不同，主要目的為:

(一)、改變火焰加熱的位置避免局部過熱鋁燒損。

(二)、改變火焰加熱的位置提升均勻加熱與加熱面積。

(三)、加熱效能再提升，除天然氣純氧燃燒火焰中提供高輻射熱傳外，並且採用直接火焰衝擊 (direct flame impingement) 加熱法來加熱鋁湯來提升對流熱傳。

(四)、火焰設計優化與鋁湯接觸之氣氛(High CO atmosphere)。

(五)、火焰設計優化回收鋁料中可燃物受熱氣化後於爐頂的再利用(High O2% atmosphere)。

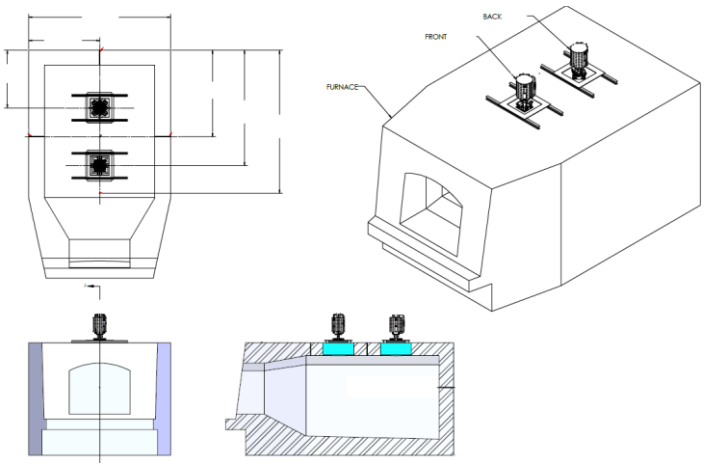


圖 2　反射爐爐頂安裝 2 支天然氣純氧燃燒機

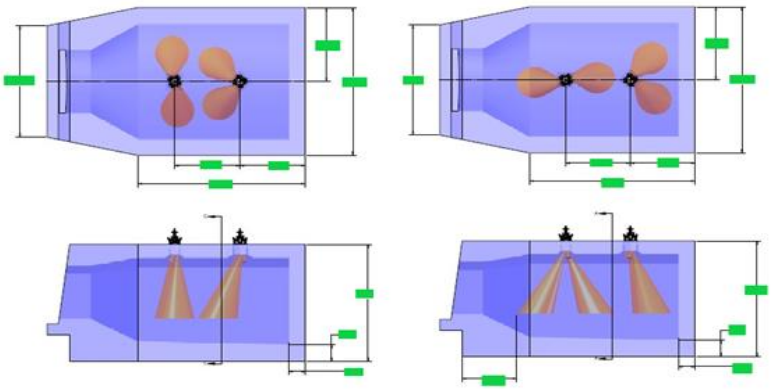


圖 3　改變火焰加熱的位置

三、安裝試車與監控維護

本案採用 NFPA86 與 ISO/DIS 13578 之工業爐燃燒控制設計標準，現場安裝一組天然氣純氧燃燒控制閥組、一個控制盤、兩組自動點火裝置、兩組自動火焰監控與兩支天然氣純氧燃燒機 (詳如圖 4)。

圖 4　燃燒控制系統安裝

在操作人員之操控界面上，本案使用可編程邏輯控制器與人機介面(詳如圖 5)，於自動化的程式監控下，提高安全與操作的均一性。

圖 5　可編程邏輯控制器與人機介面

在會同相關人員完成操作前的檢點表格與缺失改善後，本案系統的現場試車正式開始。首先須要對天然氣純氧燃燒瞬間加熱法的火焰移動順序、火焰移動方向、火焰停留時間與火焰燃燒火量進行自動化程序的確認(詳如圖6)。

圖 6　火焰瞬間加熱時間方位火量確認

接著客戶開始投入鋁回收料生產(詳如圖 7)。結果原採用天然氣空氣燃燒整體單耗每噸鋁錠 100NM3 天然氣，改採用天然氣純氧燃燒瞬間加熱法整體單耗小於每噸鋁錠 60NM3 天然氣。除達成節能減碳外，作業環境中也因三台提供燃燒空氣送風機停用而改善作業環境噪音外，也因為反射爐內的燃燒因為氮氣沒有進入進而使燃燒廢氣量減少達 84%；此外，由於製程中高溫反射爐以批次投料，當開啟爐門投料時原先天然氣空氣燃燒送入的大量燃燒空氣常常造成大量粉塵逸散；但是，於改採用天然氣純氧燃燒瞬間加熱法後，反射爐周遭粉塵逸散明顯改善。

圖 7　投料生產

在監控維護方面，本案系統提供無線傳輸功能將即時天然氣純氧燃燒機操作資料與燃燒控制系統操作資料傳送至雲端(詳如圖 8)，使工廠管理者即使不在公司，也能利用手機上雲端取得即時的操作資料(詳如圖 9)。

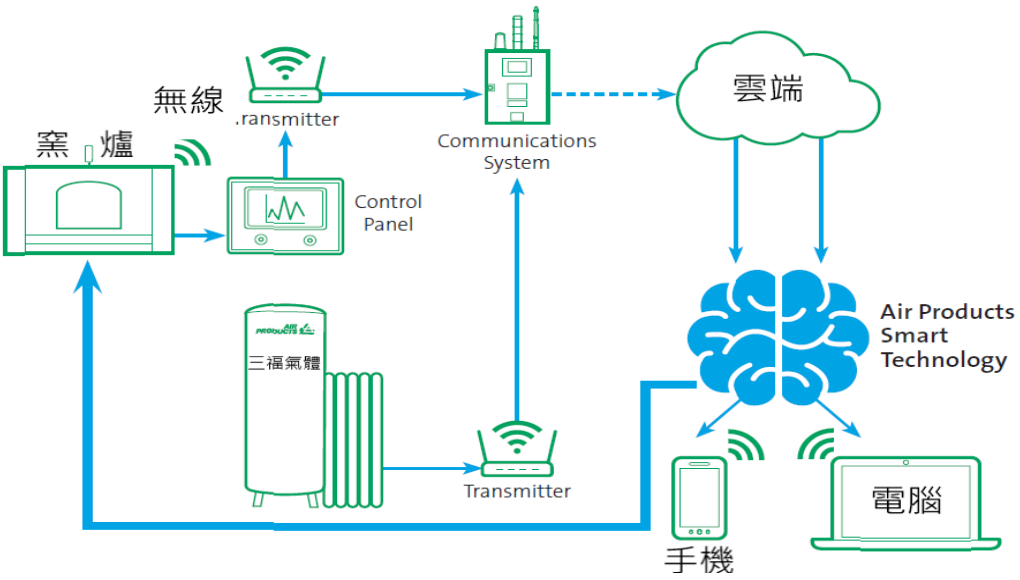


圖 8 即時資料收集系統

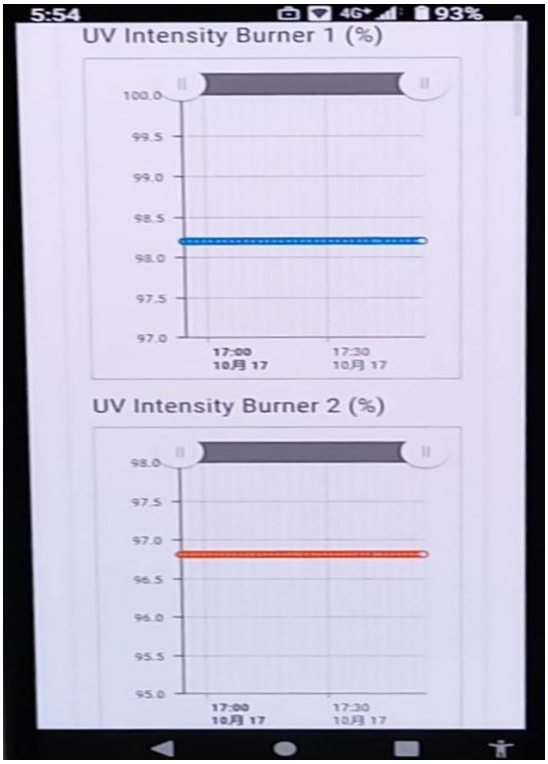


圖 9 手機取得即時資料

四、結　論

本案二次煉鋁業反射爐的天然氣純氧燃燒系統與一般在玻璃業與鋼鐵業所使用的天然氣純氧燃燒系統有很大的差異，主要在於藉由瞬間加熱之技術來對應熔鋁的溫度需求與原物料之特性。該系統藉燃燒控制方式，有效節省 40%之天然氣用量。此外，該廠運行此系統已經超過 3 年，系統加熱的效能並無隨時間而有退化的問題。

五、參考文獻

1.Baukal, C. E. Oxygen-Enhanced Combustion, 2nd Edition, CRC Press, 2013.

2.Viskanta, R., “Heat transfer to impinging isothermal gas and flame jets”, Experimental thermal and Fluid Science, Vol. 6, No. 2, 1993, P. 111-134.

3.Baukal, C. E., and B. Gebhart, “Heat transfer from oxygen-enhanced/natural gas flames impinging normal to a plane surface”, Experimental thermal and Fluid Science, Vol. 16, No. 3, 1998, P. 247-259.

台灣都市垃圾焚化廠應用碳捕捉再利用技術之探討

陳建男*、李育明**

摘　要

2050 淨零排放浪潮來襲，各國減碳具體目標與路徑陸續出台，其中碳捕捉、再利用與封存技術(Carbon Capture, Utilization and Storage, CCUS)被視為未來可行且重要的技術之一，國際能源署(IEA)「2019 世界能源展望」報告預估，CCUS 技術在 2050 年前的減碳量貢獻占比達 14%，在能源及工業部門的減碳行動中將扮演不可或缺的角色。

台灣的能源部門及工業排碳大戶對 CCUS 技術已開始重視並投入資源，目前台塑、台泥等公司已有小規模碳捕捉實績，並在持續整合與開發技術中；再看到廢棄物部門，台灣 24 座大型都市垃圾焚化廠 2020 年焚化處理近 590 萬噸廢棄物，產生約 459 萬噸二氧化碳排放(以環保署 6.0.4 版溫室氣體排放係數表一般廢棄物焚化碳排係數 0.7792 計算)，顯見垃圾焚化處理過程產生大量碳排放，未來淨零行動中有其不可逃避的責任。

荷蘭已有垃圾焚化廠實施大規模碳捕捉，並將捕獲的二氧化碳提供給溫室作物栽培利用，形成一個良好的循環經濟典範；在台灣焚化廠若也能找到減碳以外的經濟誘因，讓捕獲的碳有去化管道，甚至取得更有效益的再利用方式，進而促使政府或民間業者在沒有政策力驅動之下也願意投資垃圾焚化廠 CCUS 設施，將有助於實現廢棄物焚化過程去碳，並讓廢轉能成為更純粹的綠色能源。

【關鍵詞】垃圾焚化廠、廢棄物焚化、碳排放、碳捕捉與再利用

---

* 國立臺北大學自然資源與環境管理研究所　碩士在職專班學生

**國立臺北大學自然資源與環境管理研究所　特聘教授

一、 前 言

為控制全球升溫不高於 1.5℃以減緩氣候變遷加劇，致力淨零排碳以降低溫室氣體濃度成為各國共同努力的目標，國際能源署 IEA 「2021 世界能源展望報告」指出，因再生能源的持續增長以及 COVID-19 疫情期間降低了對石油及煤碳的需求，2020 年全球二氧化碳排放量較 2019 年減少了 5.8%，但 2020 年大氣中的二氧化碳濃度仍達到歷史新高的 412.5ppm，由此可見當前的淨零排放措施難以短期收效，降低溫室氣體濃度是個長期的艱鉅任務；未來往淨零邁進的重點包含生產與運輸電氣化、材料科技進步與行為改變提升能源效率、發展潔淨能源等，IEA「全球能源部門 2050 年淨零排放路徑圖」認為，CCUS 技術也是一項重要解方，並估計 CCUS 到 2050 年將占全球 CO2 減量貢獻 14%。

台灣的能源部門及工業排碳大戶對 CCUS 技術已開始重視並投入資源，台電、中鋼、台塑、台泥等公司已陸續有碳捕捉實績，並在持續整合與開發技術中；而在廢棄物部門，台灣 24 座大型都市垃圾焚化廠 2020 年總焚化量為 589.5 萬公噸，依環保署「6.0.4 版溫室氣體排放係數」焚化處理一般廢棄物每公斤產生 0.7792 公斤 CO2 換算，共產生 459.4 萬公斤 CO2 排放量，如表 1 所示，可見垃圾焚化過程產生大量碳排放，在淨零過程中是不可忽視的一環。

借鑑國外垃圾焚化廠發展 CCUS 技術之案例，整理可供國內焚化廠應用之處，盼能有助於提高台灣焚化廠的主管機關與民間業者投入應用 CCUS 技術之意願，以加速實現廢棄物焚化過程去碳。

表 1　台灣焚化廠 2020 年焚化量與 CO2 排放當量

廠別	焚化量(公噸)	CO_2 排放當量(公噸)
宜蘭縣利澤廠	182,263.40	142,019.64
基隆市天外天廠	177,873.50	138,599.03
臺北市北投廠	356,538.00	277,814.41
臺北市內湖廠	134,966.80	105,166.13
臺北市木柵廠	216,178.40	168,446.21
新北市八里廠	379,168.70	295,448.25
新北市新店廠	202,365.10	157,682.89
新北市樹林廠	251,888.90	196,271.83
桃園市焚化廠	385,843.30	300,649.10

廠別	焚化量(公噸)	CO_2 排放當量(公噸)
苗栗縣焚化廠	146,602.30	114,232.51
新竹市廠	219,906.80	171,351.38
臺中市后里廠	262,122.40	204,245.77
臺中市文山廠	182,567.50	142,256.60
臺中市烏日廠	271,807.10	211,792.09
彰化縣溪州廠	254,156.70	198,038.90
嘉義市焚化廠	63,239.45	49,276.18
嘉義縣鹿草廠	268,204.20	208,984.71
臺南市永康廠	251,192.70	195,729.35
臺南市城西廠	164,930.20	128,513.61
高雄市岡山廠	327,397.80	255,108.37
高雄市仁武廠	379,717.00	295,875.49
高雄市中區廠	187,722.30	146,273.22
高雄市南區廠	377,061.70	293,806.48
屏東縣崁頂廠	251,500.80	195,969.42
合計	5,895,215.05	4,593,551.57

註 1.資料來源：行政院環境保護署，2022，全國焚化廠營運年報資料。

註 2.CO2 排放當量以環保署「6.0.4 版溫室氣體排放係數」焚化處理一般廢棄物每公斤產生 0.7792 公斤 CO2 換算

二、 碳捕捉、封存及再利用

碳捕捉、封存與再利用自 1970 年代發展至今，起初係為增加石油產量，逐漸發展至工業應用，時至今日則更被為淨零排放的重要技術之一，目前國際上發展概況如下：

二氧化碳捕捉技術，主要以吸收、吸附、薄膜分離等方式從排放源中分離出二氧化碳，減少二氧化碳直接排放進入大氣，其捕捉型式有以下幾類：燃燒後捕捉、燃燒前捕捉、富氧燃燒及工業分離，目前多數技術仍在測試或示範階段；二氧化碳捕捉技術對能源使用過程中產生的二氧化碳去除率達90%以上，因此被視為有效的減量技術之一，極具未來發展潛力，但現有的捕捉技術除了耗能之外，成本也尚未具經濟效益，後續如何提高捕捉效率、擴大規模及降低成本是未來技術研發的重要方向。

二氧化碳封存是將捕捉到的二氧化碳壓縮後輸送到安全的環境下長期

儲存並與大氣隔離。封存技術主要有：礦化封存、生物封存、海洋封存和地質封存，目前礦化封存、生物封存因反應速率慢且成本高，不易商業化應用，海洋封存仍存有影響海洋生態之疑慮而暫未被廣泛接受，故現階段以地質封存為主流。1970 年代開始，石油開採業者為提升產量，將二氧化碳注入生產力衰退的油井，擠壓出殘存的油氣，發展至今地質封存相關的注儲技術已趨成熟，故找出具備二氧化碳封存條件的適合場址，成為當前 CCS 發展的關鍵條件。台灣二氧化碳封存推動以中油及台電為主，目前已完成全台場址及儲量評估，正在西部沿海的台西盆地之地質條件適合地點進行先導計畫。

二氧化碳再利用分為直接利用與轉化利用，直接利用如培育微藻、溫室栽培等；轉化利用則是將捕獲的二氧化碳與其他原素進行化學反應，轉化成有價值的化學品、燃料等。再利用具循環經濟優點，可減少自然資源的消耗，且沒有封存的安全疑慮，當前再利用技術的成本效益尚不足以吸引產業界大規模投入，但仍有一些小規模項目在進行，日本東芝公司在 2016 年於佐賀市的垃圾焚化廠建置二氧化碳捕獲系統，捕獲的二氧化碳用於藻類培養，再從藻類萃取出製造美妝產品的成分；台灣目前則有台泥在花蓮和平水泥廠建置碳捕捉試驗廠，捕獲的二氧化碳同樣用於藻類培養，再從中萃取蝦紅素用於保健品、化妝品等高值化商品。碳捕捉、封存與再利用預期產業結構如圖 1 所示。

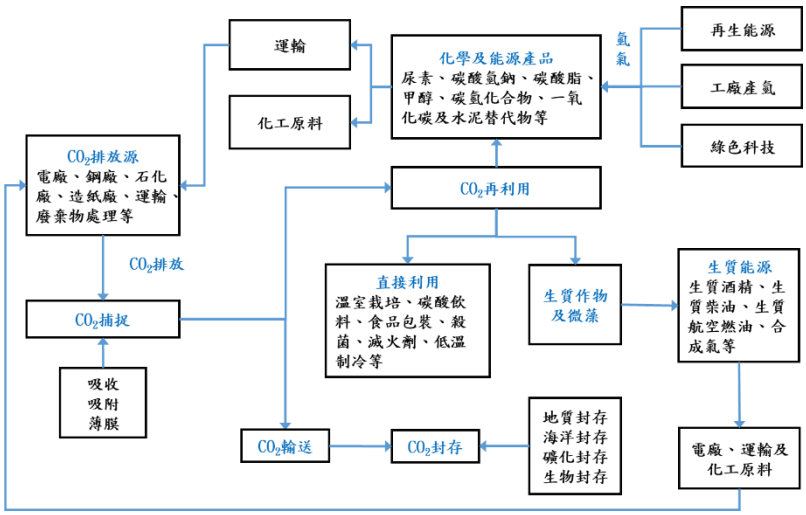


圖 1　CCUS 產業結構圖

三、　垃圾焚化廠碳捕捉再利用案例

焚化廠應用碳捕捉再利用技術，國際上已在荷蘭、日本等地陸續有實績，

進一步介紹荷蘭 Twence 焚化發電廠(EfW，Energy from Waste)案例如下：

Twence 是荷蘭一家從事垃圾焚燒發電的公司，同時也發展太陽光電、沼氣發電等可再生能源，以及生物燃料、堆肥等生物基經濟，其經營的 EfW 工廠位於荷蘭東部的 Hengelo 地區，2021 年焚化處理逾 56 萬公噸廢棄物，產生 420 GW 的電力並將部分熱能用於區域供暖。

該公司 2014 年開始從煙氣中小規模捕捉二氧化碳，並根據以下化學式：$Na_2CO_3 + H_2O + CO_2 \rightarrow 2NaHCO_3$，將捕捉到的二氧化碳用於生產碳酸氫鈉乳泥，產製的碳酸氫鈉乳泥則再回用到焚化廠製程中，用以去除煙氣中的硫和氯等酸性成分。2020 年時再建置了一個 1,000 噸規模的二氧化碳捕捉設施，直接將捕獲的二氧化碳液態化，提供給當地溫室園藝植物栽培使用，以往溫室園藝業者冬季使用天然氣加熱溫室，並將所產生的二氧化碳引入溫室中，強化光合作用促進植物生長，Twence 液化二氧化碳的供應，讓溫室園藝業者得以選擇低碳的再生能源取代天然氣作為溫室的加熱能源。

基於先前的小規模碳捕捉與再利用發展經驗，該公司目前正在建造規模達每年 100,000 噸的碳捕捉工廠，捕獲的二氧化碳除了前述再製碳酸氫鈉、提供溫室園藝栽培用途外，另外還有一些可商業化的用途，例如做為添加劑應用於建築材料(如水泥)生產、與氫氣結合生產甲酸、作為食品工業或運輸易腐貨物的冷卻劑等。荷蘭政府希望該項目為其他企業樹立一個好榜樣，特別對其挹注 1,430 萬歐元的補貼，該工廠預計 2023 年底完工投產。

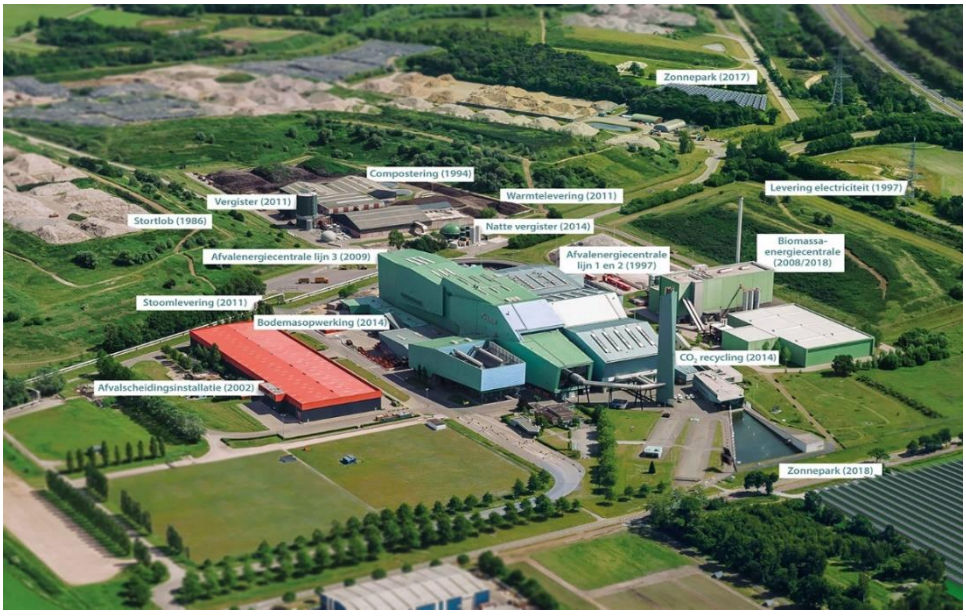


圖 2　Twence 位於荷蘭 Hengelo 的 EfW 廠區圖

四、 垃圾焚化廠碳捕捉再利用構想提案

台灣的大型都市垃圾焚化廠多數在1990年代建造，依照設計使用年限，近幾年已陸續屆齡，環保署經評估後採取整改延役政策，將既有焚化爐的關鍵設備進行更新，以提高處理效能、符合排放標準，進而延長焚化廠服役壽命。在近期的焚化廠整改延役標案中，已有廠商主動提出自行投資建置碳捕捉再利用系統的投標服務建議，期能降低焚化廠碳排，可見國內業者已萌發焚化廠減碳意識。

碳捕捉技術已日趨成熟，由國外的案例來看，應用於焚化廠問題不大，二氧化碳封存雖國外已有許多商轉案例，但目前在台灣尚在執行先導計畫階段，且安全疑慮未能完全消除，恐不易大規模實施，因此將捕獲的二氧化碳再利用是較具有潛力的方式，但捕獲的碳如何去化是目前國內業者遭遇的最大問題。

結合國外經驗及業者面臨問題，對於台灣焚化廠發展碳捕捉再利用構想提案如下：

(一)專責單位負責國內外最新技術發展資訊收集與傳播

CCUS已在「氣候變遷因應法」草案中入法，但政府不應只是站在監督的立場，應體認到國際對此技術的重視，對技術的收集、了解與推廣應扮演更吃重角色，建議成立或指定專責單位負責，避免民間業者自行摸索而多走彎路，方便有意發展 CCUS 的業者能從單一對口取得充分技術資訊；另外，對於學界或技術開發單位，則應多主動辦理資訊交流、研討活動，促進國內技術進步與整合。

(二)政府協助前期推廣與媒合捕獲碳之再利用去化

要大規模進行碳捕捉，補碳後的去化是目前的一大難題，石化及水泥業者或可回用於其製程取代部分傳統原料，但尚無法完全消化其本身捕獲的碳；垃圾焚化產業可借鑒國外將二氧化碳產製碳酸氫鈉回用於製程中除酸，但僅此一再利用方式的用量，尚不足以支撐大規模碳捕捉，故於發展前期，政府應積極協助產業媒合供需，如農業、食品製造、低溫運輸、化工原料、高科技製程等對於二氧化碳的需求，讓不熟悉這些產業生態的垃圾焚化業者了解捕獲的二氧化碳可以有哪些去向，進而促成跨產業的供需合作。

(三)使用捕獲之二氧化碳取代傳統二氧化碳原料

對於原本在營運或生產過程中需使用二氧化碳的業者，應鼓勵甚至逐步

強制其使用捕獲之二氧化碳取代傳統二氧化碳原料，減少傳統二氧化碳製造，提升捕獲二氧化碳之再利用，不僅降低碳足跡更促進碳循環經濟。

(四)新廠及延役廠將設置碳捕捉再利用系統納入招標評選加分項目

對於新建與即將整改延役的焚化廠，屬於公有民營或 BOT 的廠，建議將設置碳捕捉再利用系統納入招標評選加分項目，鼓勵業者自主投資減碳，屬於公有公營的廠，政府則應帶頭示範投資，而相關的配套措施及招標條件，如規模、碳權歸屬、合約到期設施移轉等建議由中央主管機關制定規範。

(五)對於先期投入者給予技術支持或資金補貼

台灣焚化廠目前尚無應用 CCUS 之案例，除了去化的問題，成本效益考量也是一項重要因素，在 Twence 案例中，荷蘭政府為樹立產業典範，對其最新的大規模碳捕捉設施項目提供 1,430 萬歐元補貼，展現政府魄力和攜手企業減碳決心，這部分建議台灣政府對各產業投入 CCUS 的先行者之具有高可操作性及示範價值的計劃，提供技術支持或資金補貼，以提高企業的財務可行性，增加投入意願，帶動產業應用 CCUS。

(六)碳權歸屬

垃圾焚化廠投資商或代操作業者一旦投資 CCUS 成功，可申請取得減碳憑證，而公有民營焚化廠的產權屬於地方政府，碳排放係計入產權所有者，未來公、私機構都需達成淨零目標，地方政府難免對所轄焚化廠產生的碳權有所想法，為鼓勵官方與民間投入，建議對於這部分碳權應於合約中明確約定由投資方取得，官方有參與投資或提供資金補助者，方可按出資比例獲得碳權，藉此再增加業者投資 CCUS 誘因。

五、 結論與建議

CCUS 是減碳的重要技術之一，國外發展已日益成熟，國內能源部門及工業排碳大戶也開始投入並有小規模實績，但國內垃圾焚化廠在這方面仍未起步，建議政府可以主動整合國內既有經驗與技術來輔導垃圾焚化業者，結合上述提案的加強再利用去化、技術支持、資金補貼、招標及碳權誘因等措施，將有助解決台灣垃圾焚化廠投入碳捕捉再利用當前遭遇的問題並提高意願，也可帶動國內整個 CCUS 產業的發展，但多數措施仍需仰賴政府作為，期盼政府正視並引領垃圾焚化產業加速脫碳。

COP26 的口號為「Race to Zero」，達成淨零目標已經是各國間的競賽，未來對國家與企業的競爭力影響重大，希望政府能以具前瞻性的整體規劃，

帶領台灣產業、人民共同邁向淨零。

六、 參考文獻

1.國際能源署 IEA 「2021 世界能源展望報告」。

2.國際能源署 IEA「全球能源部門 2050 年淨零排放路徑圖」。

3.行政院環境保護署，2022，全國焚化廠營運年報資料，https://data.gov.tw/dataset/6367

4.邱凡玶，2020，國際碳捕獲、再利用與封存技術發展概況，經濟部溫室氣體減量推動辦公室 109 年 5 月專題。

5.日本東芝公司(Toshiba)，2016，日本佐賀市環衛工廠東芝二氧化碳回收裝置投入運營。https://www.toshiba.com.cn/news/product_news/news_2016/news_20160816.html

6.李洵穎，2019，微藻固碳助水泥業走永續之路，工業技術與資訊月刊 332 期 2019 年 8 月號 P30~P32。

7.談駿嵩，2021，二氧化碳捕獲封存及再利用 CO_2 Capture, Storage and Utilization (CCSU)簡報

8.Twence 公司網站 https://www.twence.com

9.Twence 2021 年報，https://www.twence.com/about-twence/annual-report

無機酸製程尾氣回收之技術導入及效益檢討

孫維成*、劉憲民**、吳宗德***、賴俊甫****

摘　要

高雄塑酯公司無機酸製程的製程尾氣，因製程安全考量，為部分作為空氣預熱爐燃料，部分導往燃燒塔。該尾氣成分為氮氣、氫氣、一氧化碳、氧氣、與氰酸(<10 ppm)。近年來因節能減碳與環境保護日益重要，在參考廠內外諸多設計與融合製程安全之概念後，自行建立氰酸製程尾氣全回收系統，成功將該股尾氣 100% 再利用轉為空氣預熱爐之燃料，以取代天然氣，除了可減少天然氣使用量約 250 萬立方公尺/年，同時減少溫室氣體排放量約 4,800 GHGs CO2 噸/年、粒狀污染物約 12 噸/年、氮氧化物 48 噸/年。投資成本約新台幣 2,500 萬元，一年約節省燃料費約新台幣 2,000 萬元。

【關鍵詞】排放減量、節能減碳、製程安全

*高雄塑酯化學工業股份有限公司　資深製程工程師
**高雄塑酯化學工業股份有限公司　資深環境與衛生工程師
***環興科技股份有限公司　工程師
****經濟部工業局　科長

一、前 言

高雄塑酯化學工業股份有限公司(以下簡稱案例廠)位於高雄市大社工業區，為生產甲基丙烯酸甲酯(Methyl Methacrylate，以下簡稱MMA)之工廠。全球的氰酸產量約有30%來自丙烯腈 (Acrylonitrile) 製程，70%來自直接合成反應，案例廠利用友廠丙烯腈製程的副產品氰酸(Hydrogen Cyanide, CAS No. 74-90-8；供應不足的部分由案例廠M01氰酸製程所補足)，經醇化反應生成氰化丙醇(Acetone Cyanohydrin)，再經酯化反應生成產品MMA。另外M02 MMA製程中所產出的副產酸溶液，由M03副產酸回收工廠(Sulfuric Acid Recovery Unit，SAR unit，以下簡稱SAR製程)，經過預濃縮、再生爐、反應器等，回收循環再製造所需的硫酸與發煙硫酸溶液。詳細流程圖如圖1所示，氰酸製程尾氣與SAR製程鍋爐歷年改善措施如表1所示。

案例廠一直以來秉持著工安、環保並重之精神，為改善污染排放，案例廠已於2011年將M02燃燒塔(A002/A003)常態廢氣全部引入空氣預熱爐(Air Preheater)當燃料。M01氰酸製程尾氣早期因工安疑慮僅60%送往SAR製程的空氣預熱爐當燃料，40%部分導至無機酸燃燒塔(A001)處理，近年因製程控制技術的進步，加上近年溫室氣體淨零排放議題，在確保可靠度、穩定度下，將該尾氣全部轉入SAR製程空氣預熱爐作為燃料。以下將介紹該系統的架構，與危害防止之設計。

表 1　氰酸製程尾氣與 SAR 製程鍋爐歷年改善措施

項次	改善措施
1	M01 氰酸製程尾氣導入 M03 SAR 製程空氣預熱爐逐步達 60%
2	M01/M02 製程尾氣全部導入 M03 SAR 製程空氣預熱爐
3	M03 空氣預熱爐/再生爐燃料由重油改為天然氣
4	P003 排放管道新增洗滌塔，再降低 SOx 排放量
5	M01 氰酸製程尾氣全部導入 M03 空氣預熱爐

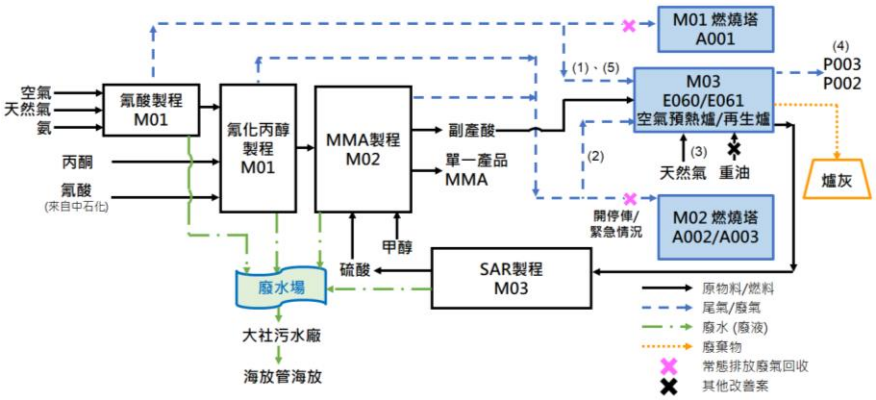


圖 1　甲基丙烯酸甲酯全廠生產流程圖

二、製程技術沿革

氰酸直接合成反應有 Andrussow 法、BMA 法 (Blausäure-Methan-Ammoniak，又稱甲烷-氨法) 與 Shawinigan 法。案例廠M01氰酸製程為 Andrussow 法，原料為氨、甲烷 (來自天然氣經純化後) 與氧氣 (來自空氣中所含21%氧氣)，與白金觸媒進行放熱反應後，利用硫酸將未反應的氨吸收，再經由氰酸吸收塔(HCN Absorber)與氰酸精餾塔(HCN Still)產出氰酸成品、廢水與尾氣，其中尾氣主要含氮氣、氫氣、一氧化碳與氧氣等，部分入SAR製程空氣預熱爐，部分入燃燒塔。近期有相關的文獻嘗試將該尾氣中的氫氣純化再利用，包含利用變壓吸附法 (PSA, Pressure Swing Adsorption)與膜分離技術，也有將該股尾氣直接作為鍋爐燃料，但皆未提及製程異常時的操作方法。本廠因受限空間嚴重不足，無法裝設變壓吸附系統；另外尾氣利用膜分離純化尚無專屬商業化模組，因此增設尾氣純化系統皆難以執行。此外，近期也有文獻指出，透過提高空氣中的氧氣濃度，可以增加氰酸轉化率，降低氰酸反應能耗此外，因為氧氣濃度提高，空氣的進氣體積進而減少，也降低了尾氣產生量，增加尾氣中氫氣濃度與熱值，可進一步取代天然氣的使用，達減碳之目的。

氰酸為國內列管第三類毒性化學物質，具有急毒性，需依相關規定運作；此外案例廠氰酸製程為甲類危險性工作場所，需實施製程安全評估外，文獻上也提及氰酸製程具有高度危害性，需實施製程安全管理(PSM, Process Safety Management)。為了避免氰酸製程超壓，造成氰酸外洩，我們利用保護層分析(LOPA, Layer of Protection Analysis)檢視所有保護裝置，如表2所示：

表 2　氰酸製程超壓保護層分析

保護層	裝置
正常狀態程序控制層 (基本製程控制系統)	藉由尾氣全回收系統，在正常操作或 SAR 製程空氣預熱爐跳俥(Trip)時，皆可穩定控制氰酸製程壓力。 燃燒塔隨時保持正常運作狀態。
異常狀態程序控制層 (警報與人員干預)	氰酸製程壓力有數個偵測點，皆設有高壓與低壓警報。 當氰酸製程高壓或低壓時，程序書中有相對應的調控方式，使製程壓力回到設定點。
設備安全防護層 (安全儀控系統)	當氰酸製程高壓或低壓程度變大、停電、或其他製程參數異常導致跳俥系統條件被滿足時，會使氰酸製程立即跳俥，跳俥後氰酸製程壓力隨即下降。 該跳俥系統為一獨立之保護層，獨立於基本製程控制系統(BPCS, Basic Process Control System，本廠使用分散式控制系統 DCS)。 停電時，調整氰酸製程壓力之控制閥設有儀表空氣緩衝槽，有足夠時間能完成氰酸製程洩壓與吹驅，同時可避免回火。
主動式防護層 (洩壓裝置)	氰酸純化塔(HCN Absorber)系統有破裂盤(Bursting Disc)，該破裂盤破裂壓力較設備設計壓力低。若氰酸製程壓力仍然過高，破裂盤立即破裂釋壓，將製程氣體導入燃燒塔破壞。
被動式防護層 (洩漏後保護)	氰酸純化系統位於密閉房(Cubicle)中，密閉房有鼓風機，使閉密房內處於微負壓狀態，並將密閉房內空氣抽往高處。 氰酸製程四周設有固定式氰酸偵測器，連線至控制室與監測中心。
緊急應變防護層	氰酸危害預防及應變計畫，並定期演練。

上述防護層可使氰酸製程超壓外洩的機率降到最低，下文將介紹正常狀態程序控制層：尾氣全回收系統。

三、尾氣全回收系統介紹、安全考量與減量效益

因氰酸製程特性，如何在各種情況下皆能確保無製程安全危害至關重要。該製程的設計需考量現有空間嚴重不足，無法新增大規模的設備，僅能以現有設備改善調整；其次，製程尾氣的產生量非常大，全回收不易，需在各種情況下皆能避免氰酸製程超壓，造成氰酸洩漏甚至反應失控或回火爆炸；此外，燃燒塔作為製程緊急排放時的最後一道關卡，必須確保在各種情況下火焰不能熄滅，以免尾氣直接排放至大氣。

圖 2、圖 3 與表 3 針對氰酸製程尾氣全回收至 SAR 製程空氣預熱爐，新增的控制系統。各種情況下製程操作說明如下：

圖 2 氰酸製程尾氣全回收控制系統現場示意圖

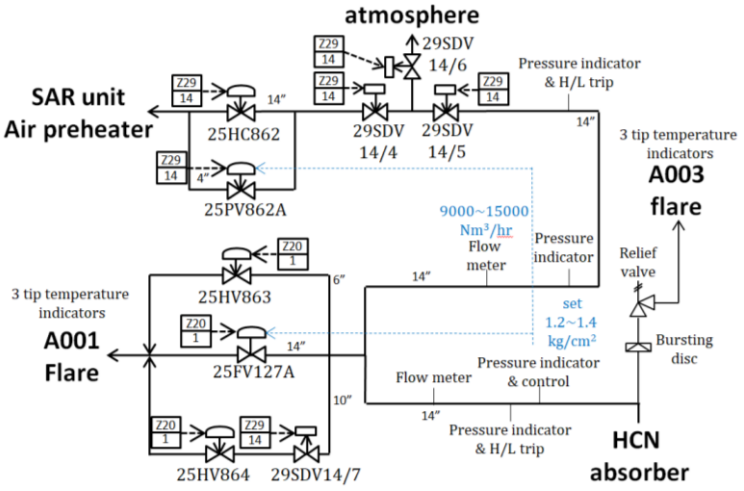


圖 3 氰酸製程尾氣全回收控制系統圖

表 3　氰酸製程尾氣全回收系統中各控制閥功能

閥件 \ 條件		尾氣全回收時	空氣預熱爐跳俥時 (Z29/14 trip)	氰酸製程跳俥時 (Z20/1& Z29/14 trip)	儀表空氣逐漸喪失 (Z20/1& Z29/14 trip)
往 SAR 製程空氣預熱爐	25HC 862	藉由開度調整提供大通過量	仍維持跳俥前開度，4 秒後全關	仍維持跳俥前開度，4 秒後全關	仍維持跳俥前開度，4 秒後全關
	25PV 862A	受氰酸製程壓力自動控制開度，使氰酸製程壓力穩定，提供小通過量	仍維持跳俥前開度，4 秒後全關	仍維持跳俥前開度，4 秒後全關	仍維持跳俥前開度，4 秒後全關
	29SDV 14/4	全開	仍全開，4 秒後再全關	仍全開，4 秒後再全關	仍全開，4 秒後再全關
	29SDV 14/5	全開	仍全開，4 秒後再全關	仍全開，4 秒後再全關	仍全開，4 秒後再全關
	29SDV 14/6	全關	仍全關，4 秒後再全開，防止回火	仍全關，4 秒後再全開，防止回火	仍全關，4 秒後再全開，防止回火
往 A001 燃燒塔	25FV 127A	全關	受氰酸製程壓力自動控制開度	維持設定開度 10 分鐘，完成氰酸製程系統吹驅洩壓後全關，防止回火	藉由儀表空氣緩衝槽，維持設定開度 10 分鐘，完成氰酸製程系統吹驅洩壓後全關，防止回火
	25HV 863	全關	4 秒內由全關逐步開至設定開度	立刻全關	立刻全關
	25HV 864	全關	4 秒內由全關逐步開至設定開度	立刻全關	立刻全關
	29SDV 14/7	全關	立刻全開	立刻全開	立刻全開

(一)正常操作

全部尾氣皆送往 SAR 製程空氣預熱爐燃燒，由控制閥 25HC862 提供尾氣大流通量，控制閥 25PV862A 微調氰酸製程壓力。SAR 製程空氣預熱爐藉由燃燒 PLC 控制邏輯的修改，全量回收尾氣時，將不再使用天然氣。

(二)異常狀況

1. SAR 製程空氣預熱爐跳俥

SAR 製程空氣預熱爐跳俥時，會啟動跳俥系統，所有尾氣於數秒內自動轉往燃燒塔，確保操作的安全。其考量包含(1)避免燃燒塔火焰熄滅及(2)避免尾氣轉至燃燒塔失敗。

為避免燃燒塔火焰熄滅，燃燒塔塔頂有 3 個獨立的溫度指示器，若燃燒塔無火焰時，則會發出低溫警報，提醒操作人員儘速處理。此外當尾氣全部轉往燃燒塔時，雖然尾氣中之氫氣最小點火能量(Minimum Ignition Energy)相當低(約 0.017 mJ)，但尾氣量太大(最高約 15,000 Nm3/hr)。為避

免大量的尾氣突然導入燃燒塔，火焰可能被吹熄，尾氣導入燃燒塔的閥為「慢開」，也就是在數秒內開到目標開度，使每秒導入燃燒塔的尾氣量不超過 5000 Nm3/hr；同時在鍋爐內溫度維持高於 850~950℃下，往 SAR 製程空氣預熱爐之控制閥將會延遲數秒後關閉，確保尾氣在鍋爐內仍可完全燃燒破壞，並使氰酸製程壓力穩定。

避免尾氣轉至燃燒塔失敗方面，轉往燃燒塔的路徑共有 3 條，作為尾氣轉換的餘備(Redundancy)，即使其中 1 條路徑失效，仍可順利將尾氣轉往燃燒塔。

2.氰酸製程跳俥

氰酸製程跳俥時，會啟動跳俥系統，成分之一的空氣將不進入製程，氰酸製程內剩餘尾氣與吹驅氣體藉控制閥 25FV127A 導往 A001 燃燒塔一段時間後關閉，防止回火。

3.儀表空氣逐漸喪失(如停電或其他因素)

儀表空氣逐漸喪失時，雖然所有製程皆停俥，且各控制閥處在失效狀態(Failure Mode)，但氰酸製程中仍有剩餘的尾氣與吹驅氣體需藉由控制閥 25FV127A 排放至燃燒塔。為防止該控制閥失效，控制閥旁設有儀表空氣緩衝槽，如圖 4 所示。儀表空氣逐漸喪失時，該閥仍有足夠的儀表空氣能將剩餘尾氣完全排至燃燒塔後關閉，將氰酸製程超壓與回火機率降到最低，以確保對環境的保護及製程操作的安全。

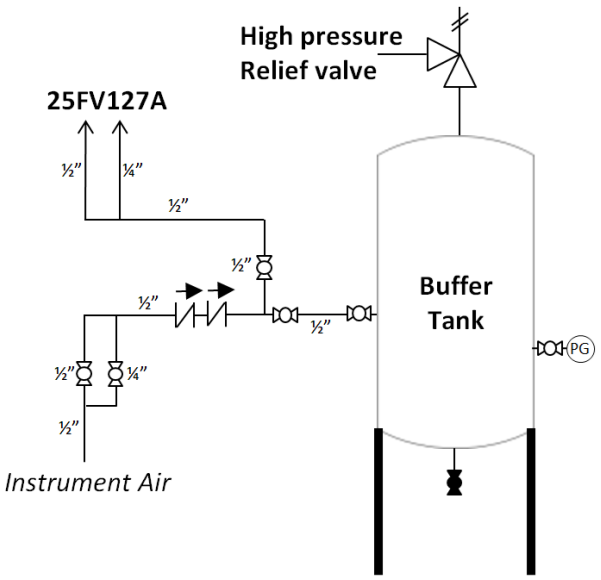


圖 4 控制閥 25FV127A 儀表空氣緩衝槽設計示意圖

該系統設置成本約新台幣 2,500 萬元，包含配管、新增控制閥、跳俥邏輯修改、SAR 製程空氣預熱爐控制邏輯修改等。每年節省約新台幣 2,000 萬元(以 2022 年工業天然氣價格估算)，回收年限 1.25 年。

(三)預期效益

案例廠在審慎考量製程操作安全及技術可行性的條件下，於 2021 年底前已完成無機酸製程尾氣全回收改善並試俥成功，同時確保正常操作時能維持工廠安全穩定的操作下，已達成 M01 製程尾氣 100%全回收製程作為燃料使用，且該空氣預熱爐不再需要額外添加天然氣來維持溫度。下頁圖 5 為歷年 M01 製程尾氣至 A001 燃燒塔量的變化趨勢，顯示尾氣已全面回收 100%。該製程原始設計為回收 60%製程尾氣，保持製程穩定。

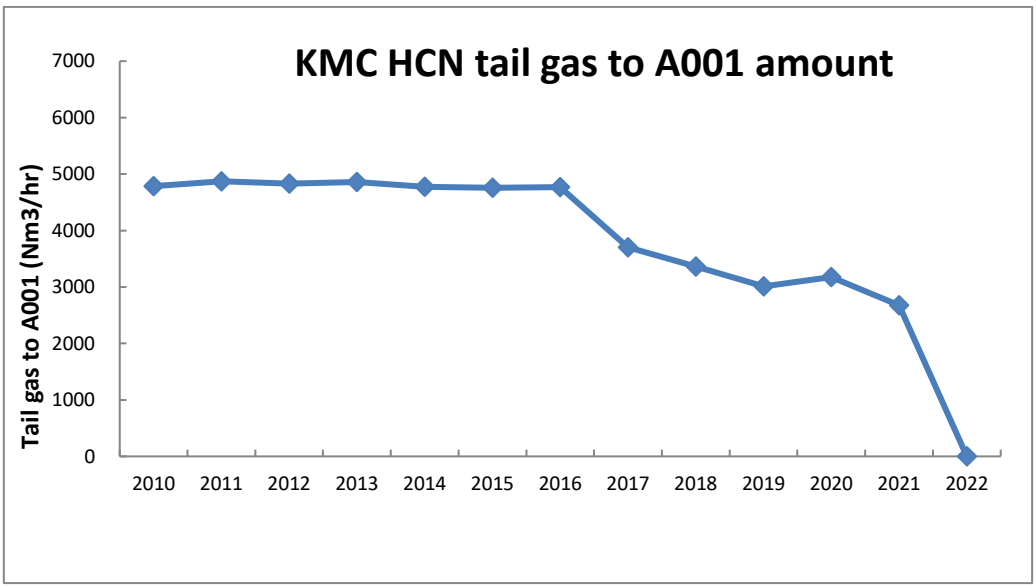


圖 5 歷年 M01 氰酸製程尾氣至 A001 燃燒塔量的變化

將尾氣完全導入 SAR 製程空氣預熱爐作為燃料，可減少天然氣年使用量約 250 萬立方公尺，一年約節省燃料費約新台幣 2,000 萬元。無機酸燃燒塔量減量成效(空污費公告排放係數*活動強度，假設常態尾氣均導入 SAR 製程空氣預熱爐能源回收，估算減量成效 NOx 0.029 kg/KM3，PM 0.337 kg/KM3)，每年可減量氮氧化物：48 噸、粒狀污染物：12 噸，在溫室氣體減量的部分，以減燒的天然氣估算，約占 5%碳排，每年約可減量 4,800 GHGs CO2 噸的二氧化碳當量。

由於此專案的完成進而達到節能減碳、排放減量的目的，並大幅的降低工廠污染物(NOx、PM 等) 排放量。圖 6 為歷年工廠改善之空氣污染減量，經近 10 年改善後單位產品空污排放量從 0.0051，降至 0.0014，預計本專案改善後，2022 年預估可降低至 0.001 之水準。

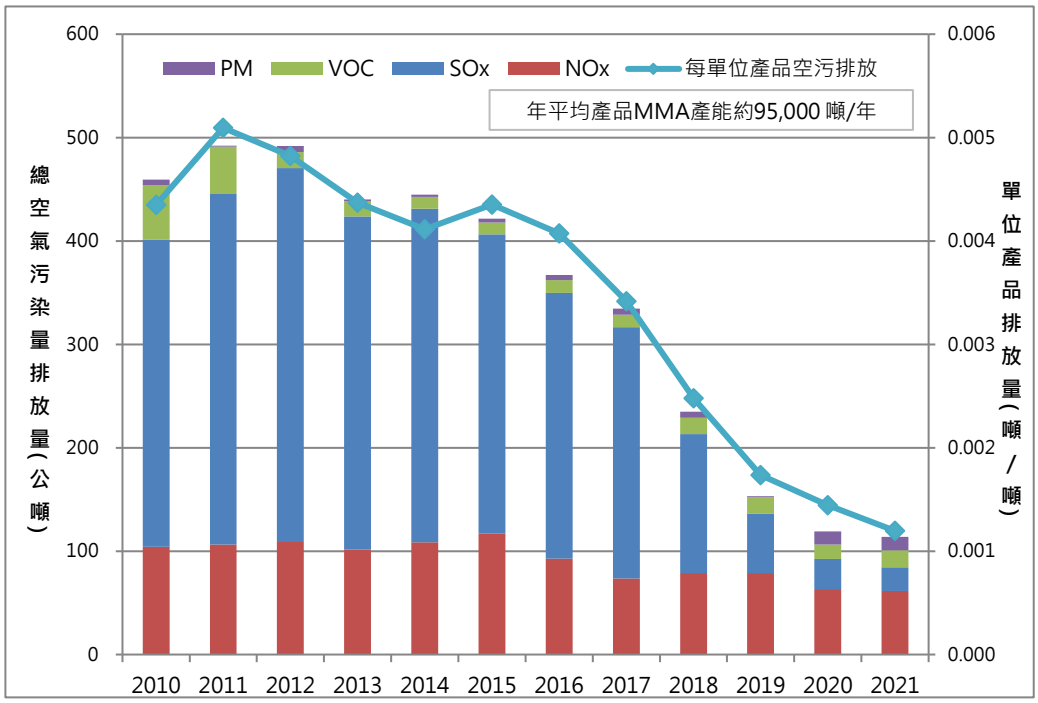


圖 6 近 10 年空污改善專案與單位產品空污排放量趨勢圖

由圖 7 分析可看出，2016 年 SAR 製程鍋爐燃料由重油改天然氣的時候，明顯節省總燃料使用量，相對於天然氣，重油較難完全燃燒，故總體而言單位產品油當量強度從 330 LOE/ton 降至 260 LOE/ton 左右。2017 年至 2020 年因為產能較低，導致燃料效率微幅下降。本次專案將尾氣全面回收做為燃料使用後，2022 年預估將降低至 250 LOE/ton 左右，使能源的使用效率提升至更佳的利用率。從圖 8 溫室氣體歷年的資料也可看出，2016 油改氣時，碳排強度單位產品強度至 1.29 下降至 1.1，預測 2022 年因氰酸製程尾氣全面回收，可降低至 1.0 之水準。

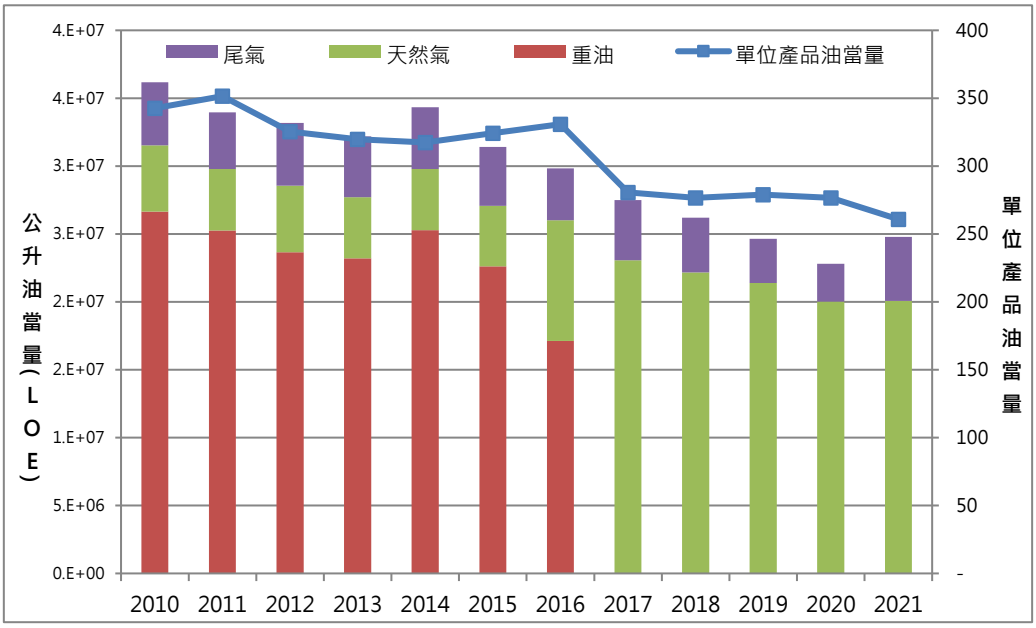


圖 7 近年單位產品油當量趨勢圖

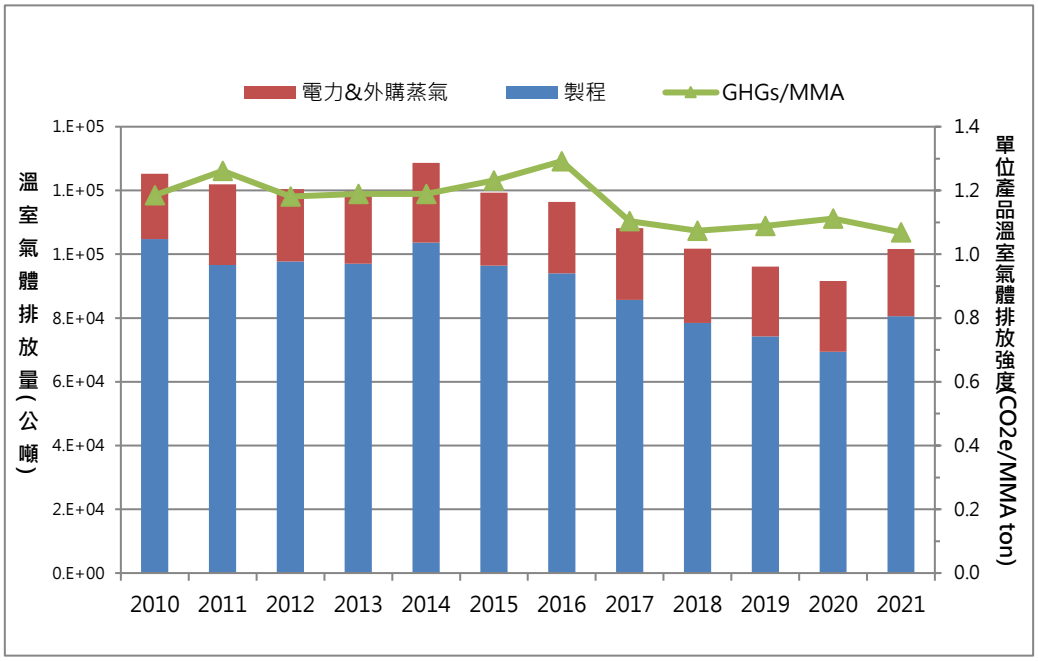


圖 8 近年溫室氣體排放量趨勢圖

五、結論與建議

近年來除了傳統空氣污染物之減量外，氣候變遷的問題亦已受到世界各國之關注，故在減少傳統空氣污染物的同時，應思考如何同時減少溫室氣體的排放，達減碳之協同效應。案例廠在環境保護及節能減碳的雙重考量下，

並以製程安全為前提，將氰酸製程尾氣全部回收入 SAR 製程空氣預熱爐，做為能源使用，除了環境效益外，亦具備有經濟誘因，達社會、經濟、環保三贏之局面，也為我國 2050 年淨零碳排之減量路徑跨出第一步。未來，對於淨零碳排的目標，案例廠將評估將空氣中的氧氣濃度提高之可行性，預期除了可提高氰酸轉化率、將低能耗外，也可以減少尾氣產生量，增加濃度與熱值。

致謝

感謝經濟部工業局、環保署及環保局對於本項製程改善之指導與協助。

六、參考文獻

1. J. M. Pirie, The manufacture of hydrocyanic acid by the Andrussow process, *Platinum Metals Rev.*, 2 (1958) 7-11
2. John C. Caton, David W. Rabenaldt, Process for producing hydrogen cyanide and recovering hydrogen. US Patent 2015/0360943A1
3. Colin. A S. Hydrogen cyanide recovery by membrane gas separation, *Chemical Engineering Journal*, 386 (2020) 124049
4. Forsyth S., Liu A., Renner M. J., Stahlman B. J., Apparatus and method of an improved flare in an Andrussow process. WIPO Patent 2014/099591A1
5. 毒性及關注化學物質管理法 (民國 108 年 1 月 16 日修訂)
6. 危險性工作場所審查及檢查辦法 (民國 109 年 7 月 17 日修訂)
7. Gary R. M., Victor H. E., Mark R. and Kamal S, Assuring process safety in the transfer of hydrogen cyanide manufacturing technology, *Journal of Hazardous Materials*, 142 (2006) 677-684
8. 製程安全管理實施指引，勞動部勞動及職業安全衛生研究所，2019.
9. *Ignition Handbook*, Fire Science Publishers (2003)
10. John C. Caton, Enhanced methane control for Andrussow process. WIPO Patent 2014/099568A1
11. Yves B., Xavier M., Romain B., Installation and process for the preparation of hydrogen cyanide. US Patent 2016/0194212A1

MAU 外氣空調箱水洗系統優化專案

楊子慶*、林敬洋**、黃旭明***

摘　要

外氣空調箱是無塵室常見的外氣處理系統，由風車、濾網、冷熱盤管、水洗系統及庫板所組成。經由風車引入室外空氣至箱體內，透過濾網過濾微塵粒子、冷熱盤管調節溫濕度，以及水洗系統的洗滌加濕，讓室外空氣能處理至恆溫恆濕及低分子汙染物的狀態下進入無塵室，以維持無塵室進氣品質。

本專案為外氣空調箱水洗系統優化案例，水洗系統組成為泵浦、噴頭、Packing、管路及閥件等，而泵浦是水洗系統的耗電來源，其功能為將水加壓經由管路送至噴頭細化成水霧，透過水霧之蒸發、吸附、撞擊、凝結等物理現象，對外氣洗滌加濕。在降低泵浦耗電量，又能維持原先去除效率>95% or outlet<3ppbv at NH_4^+ (氨離子)and SO_4^{2-}(硫酸根離子)是本案例最重要的課題，故針對噴頭設計型式及佈置方式進行優化，並變更 Packing 材質，可提升水洗系統中空氣與水的接觸面積，增加洗滌加濕效率，進而降低泵浦的運轉耗電量。依本專案進行廠內 MAU 水洗系統的優化改善後，每年共可節省耗電量多達 4,509mw/h。

【關鍵詞】水洗加濕器、氣態分子污染物、外氣空調箱

---

*華邦電子股份有限公司　工程師

**華邦電子股份有限公司 資深工程師

***華邦電子股份有限公司 副理

一、前 言

外氣空調箱是無塵室常見的外氣處理系統，為維持無塵室內的環境需求，外氣空調箱必須 24 小時不中斷運轉。因此，每年所需的用電量相當龐大。本專案將外氣空調箱中的水洗設備進行優化改善，在效率提升下每年可節省相當可觀的耗電量。

二、文獻回顧

國內半導體業的製程日趨精進，對於無塵室內的環境標準更加嚴格，從微粒汙染到氣態分子汙染物的管控，其環境濃度控制將影響產品良率的關鍵因素。

其中，氣態分子污染物（Airborne Molecular Contamination, AMC）分為五類：酸（Acids，簡稱 MA）、鹼（Bases，簡稱 MB）、可凝結物（Condensable ，簡稱 MC）、摻雜物(Dopants，簡稱 MD)及其他未分類物(no classes)。各類別氣體分子污染物對於半導體材料有各自不同的影響，酸或鹼在化學反應中為電子接受者或提供者；可凝結物指除了水之外，在常壓下，當沸點高於室溫之物質，且含有於潔淨物表面凝結的能力；摻雜物為具改變半導體材料的電性元素。

目前業界對於氣態分子污染物的去除，有一大部分會採用水洗設備來對外氣進行洗滌。其中，影響水洗設備去除氣態分子汙染物效率的主要因素為液氣比、吸收用水質、水霧粒徑大小及噴頭配置。而增加空氣於水洗中的停留之時間，可提升空氣洗滌 SO_2 及 NH_3 的去除效率。

三、外氣空調箱及水洗設備架構及運作流程

(一)、外氣空調箱之架構及運作流程

MAU(Make up Air Unit)外氣空調箱(如圖 1) 功能設置如下：外氣進入空氣濾網(初、中級) 、預冷盤管或預熱盤管、Air Washer 水洗系統、除溼盤管、再熱盤管、風車及空氣濾網(高效)後，提供恆溫恆濕乾淨的外氣，藉由風管送到回風管道與潔淨室的回風混合後，再經由乾冷盤管控制溫度，由風扇過濾單元 FFU(Fan Filter Unit)送至潔淨室內，完成空氣循環並建立潔淨室室壓。

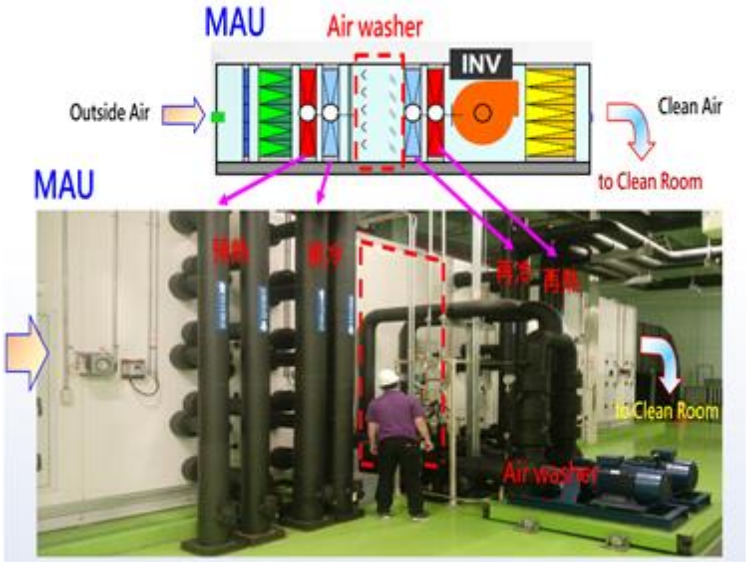


圖 1　外氣空調箱架構圖

(二)、水洗設備架構及運作流程

水洗設備主要由加壓泵浦、內外部管路系統、噴嘴、各類閥件和控制系統所組成。其中，噴嘴及內部管路系統安裝於外氣空調箱內，水泵和控制系統所需的儀表及控制盤則安裝於外氣空調箱外。其運作流程是經由泵浦加壓將水送至噴嘴，水從噴嘴噴出形成細微水霧，並透過水霧之蒸發、吸附、撞擊、凝結等物理現象，進行空氣之加濕及氣態微分子污染物(AMC)之水洗去除。

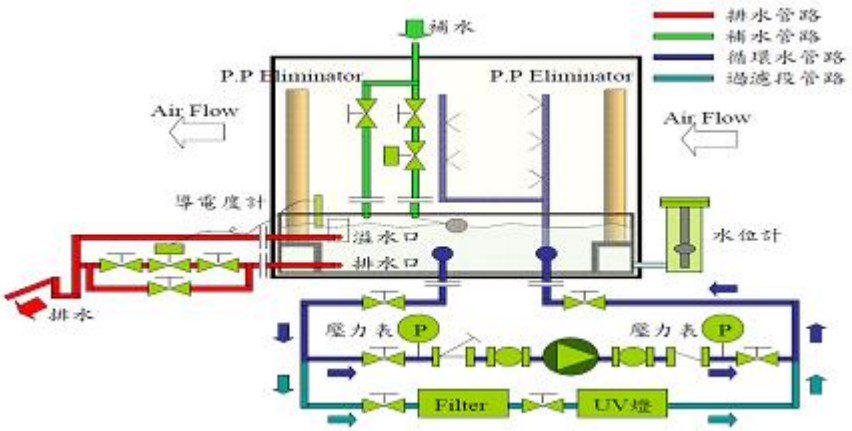


圖 2　水洗設備架構圖

四、水洗設備優化改善方式

水洗設備使用噴頭產生水霧，使空氣到達過飽和狀態後，將空氣中可溶性污染物溶於水中達到除去 AMC 之效果，如 NH_4+,SO_4.... (如圖 3)。本研究以符合規範為前提，去除效率須>95% or outlet<3ppbv at NH4+ (氨離子)and SO_4^{2-}(硫酸根離子)下，來進行水洗設備改善精進。

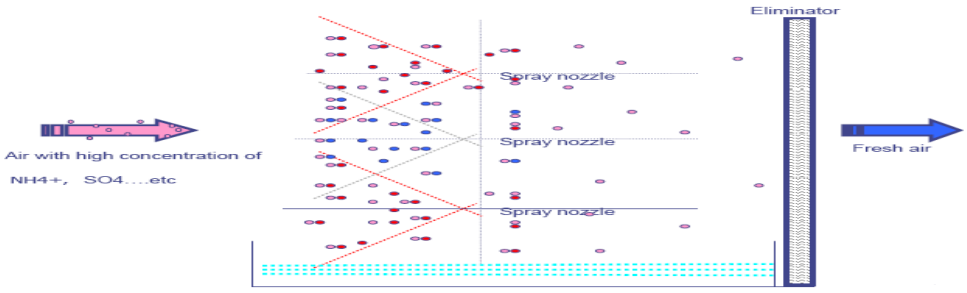


圖 3　Air washer 吸收去除空氣中酸鹼分子

為使水洗設備去除能力提升，本專案變更水洗噴頭佈方式從原先順洗改成順逆洗配置(如圖 4)，以及選用水霧粒徑較小的噴頭，增加了噴頭總數量，以上改善可增加水滴截面積，總液氣比降低，進而降低水流量。

表 1　順逆洗噴頭改善表

比較表	風量	順洗配置		逆洗配置		噴嘴流量	總液氣比
	CMH	噴頭數量	液氣比	噴頭數量	液氣比	LPM	(L/G)
As Is	100,000	246	0.52	41	0.043	1119.3	0.56
To Be	100,000	237	0.083	128	0.157	479.5	0.24

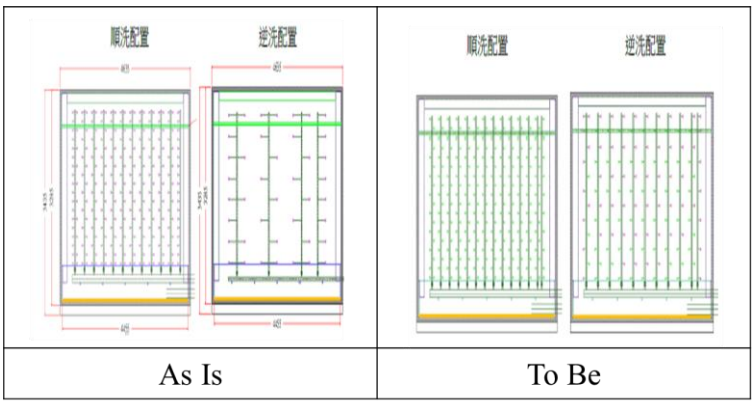


圖 4　噴頭佈設改善示圖

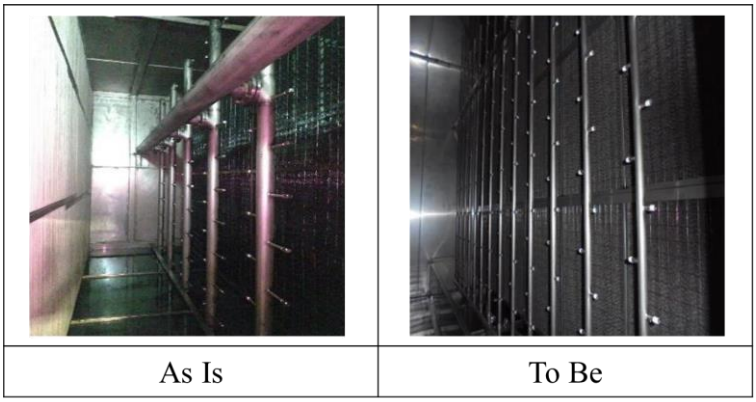


圖 5　噴頭改善示圖

除了噴頭的佈設及數量改善外，對於順洗與逆洗介面中的濕模板也是水洗設備去除效率的中要因素之一。本專案將原先設置潤濕版從材質 PP 改成 SUS304，讓細水霧形成水膜，充分與空氣進行質量傳遞。

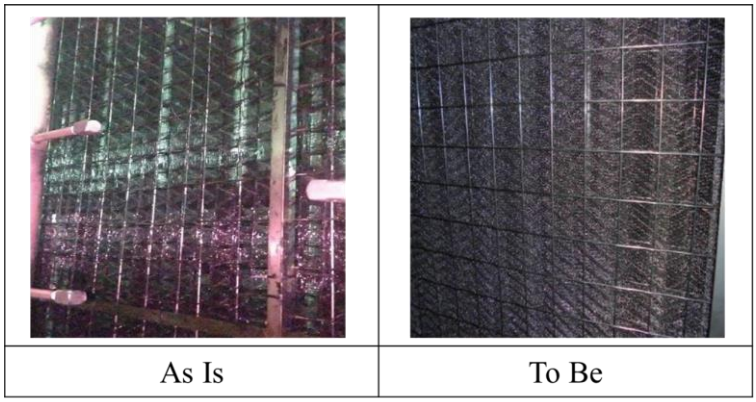


圖 6　濕模板改善示圖

五、結　論

水洗系統主要功能在去除空氣中微分子汙染物及冬季加濕效能，變更水洗設備噴頭及管路佈設方式後，因提昇了水洗效綠，使得能維持飽和加濕效率>90%，水洗效率>95%情況下，減少泵浦用電量約 75%，依據廠內運轉模式計算約可節電 400 萬度電。

六、參考文獻

1.Ayre, C, R., Mittal, A. K., O'sullivan, J. F. ''The influence and measurement of airborne molecular contaminants in advanced semiconductor processing'', Semiconductor Fabtech., 24th Edition 2005.

2. SEMI F21-1102, ''Classification of airborne molecular contamination levels in clean environments'', Semiconductor Equipment and Materials International, 2001.

3.張義龍，潔淨室外氣空調箱水洗加濕器對系統加濕及氣體污染物去除效率之技術探討，2006。

4. H. Wakamatsu et al. "High Efficiency Airborne Molecular Contanminants Removal Technology by A New Cooled-Type 2-Stage High-Speed Air Washer Method "，The Ninth International Symposium on Semiconductor Manufacturing ,pp.289-292，2000.

冰水系統智慧節能再精進

施昶安*、謝慧華**、陳金宗***、林照閔****

摘　要

根據台電用電資料顯示，以工業用電佔比最高，其中電子零組件製造業用電佔比最重，因此廠房之能源管理及淨零碳排為近年來重要的議題。一般半導體廠務系統約佔全廠用電 50%以上，以廠區 2019 年主要負載用電比例顯示，冰水系統佔總用電之 21.5%，居全廠用電之冠，因此藉由技術導入與持續精進來提高冰水系統的整體性能，亦可節省可觀的能源及電力成本。

從過去建廠到現今，冰水系統持續在不同階段導入新技術與運轉策略，也透過感測器優化與大數據分析達到數位轉型，持續以具體行動落實綠色製造之責任。2020 年持續精進節能推動，導入冰機、冷卻水塔及水泵全面性智能化冰水系統改善節省 2.7%，並分階段導入系統，達冰水系統優化。分析外氣環境及冰水系統參數，例如濕球溫度、焓值、冷凍噸、冷卻水供應溫度、冷卻水溫差及冰水主機運轉率等，將參數進行模型建立，進而預測未來的空調需量及能耗，提前進行冰水系統參數的調整，達到系統最佳化。

藉由持續精進節能推動，冰水系統能源效率指標由 0.73kW/RT 提升至 0.71kW/RT，整體節能約 2.7%，依據 2021 年廠內平均冷凍噸計算，總計節電約 333 萬度電，約可減少 167 萬公斤 CO_2 排放量。

【關鍵詞】淨零碳排、冰水系統、節能控制

---

*華邦電子股份有限公司　工程師

**華邦電子股份有限公司　工程師

***華邦電子股份有限公司　技術副理

****華邦電子股份有限公司　副理

一、前 言

半導體產業中，冰水系統供應廠區無塵室環境、一般空調、製程冷卻、空壓機冷卻…等，尤其為了維持廠房無塵室在穩定且精確地特定溫溼度條件下，冰水系統需不間斷持續運轉，其重要性可想而知，冰水系統在廠務設施中其耗電量占比相當高，因此，如何提升冰水系統效率一直都是重點目標，冰水系統之節能，目前已有非常多專家學者進行研究，如何持續精進，又須滿足現場穩定供應，透過既有設備進行節能，過程中也會面臨到既有設備條件限制等問題，節能已變得比過往困難並具挑戰。

台灣環境極端變遷，用電量逐年攀升，公司為秉持節能減碳之理念，檢討執行成效，藉此達成節能精進、風險防範與生產三方兼顧的空調冰水系統。

二、背景說明

近期全球致力達成淨零排放，依據「聯合國政府間氣候變遷專門委員會」（Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC）評估報告指出，各國須在 2050 年達到淨零排放，才能讓地球免於氣候災難。而政府也訂定 2050 年達到淨零排放的目標，在政府新的政策規定下，針對空調冰水系統進行強化，朝向節能精進與風險防範兩大目標努力，提早因應未來即將遭遇的問題，藉由提升能源效率與新技術導入，以實現淨零排放之願景，打造空調冰水系統極致品質，目標需求說明如下：

(一)、節能精進

經濟部能源局公告並規定契約用電容量超過 800 瓩之法人與自然人，「平均年節電率」應達 1%以上。公司環保政策持續推動各項節能措施，希望同仁養成良好節能觀念及習慣。

(二)、風險預防

根據統計中部地區全年處於<10℃低溫環境約 50 小時，而近年氣候變遷快速，極端氣候漸成趨勢，寒流屢屢破新低溫紀錄，未來無塵室需求將面臨全新挑戰，為避免運轉風險，空調冰水系統改造強化責無旁貸。

廠內產能規劃持續擴充，可預期未來空調冰水系統用量增加，系統強化刻不容緩。

三、現況分析

廠內冰水系統為一次側/二次側冰水系統，亦稱為複合系統或解離系統統(Primary-Secondary System)，如圖 1 所示。將冰水主機與負載區分成兩側的一冰水系統，兩者間含一共通管路(亦稱之旁通管)，此系統普遍使用於中大型空調系統中，圖 2 為廠內冰水主機，並分為兩種，單冷式及熱回收式，熱回收之溫水供應廠內 MAU 進行恆溫恆濕所用。

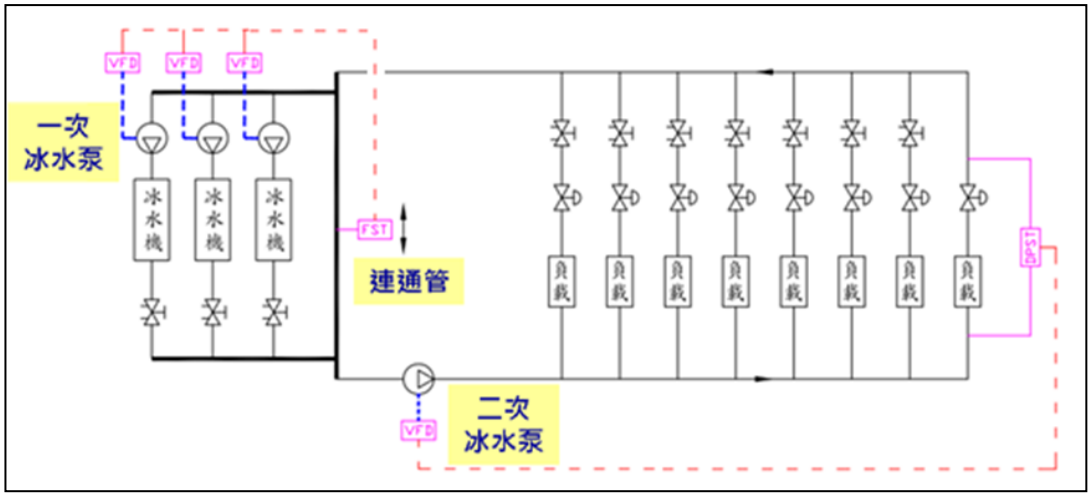
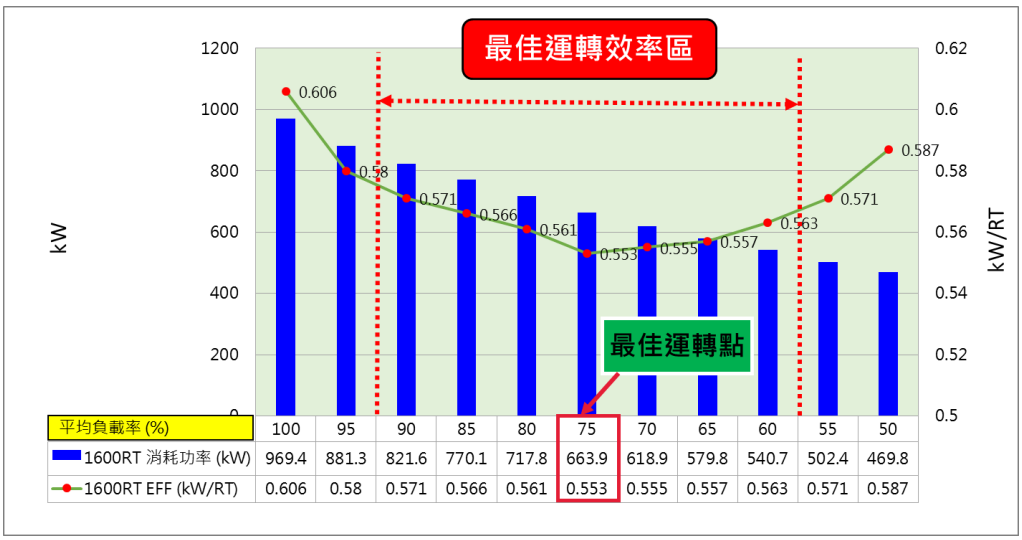


圖 1　一次側/二次側冰水系統示意圖

圖 2　廠內冰水主機

根據原廠技術資料，冰水主機能源效率會隨著負載率浮動，如圖 3 所示，高運轉效率區間為 90%~60%，最佳運轉點約落於 75%。但因外氣持續變動，隨時影響冰機負載率，故實務操作上無法維持在最佳運轉點。在冷卻

水溫部份，冷卻水溫越低則冰機能源效率越高，但會造成水塔風扇耗能增加，反之冷卻水溫越高，則冷卻水塔散熱風扇耗電越少，但冰水主機耗電量將越高。因此在不同設定溫度下之冷卻水塔及冰水主機能耗值，勾勒出系統微笑曲線，藉此找出最佳運轉溫度點。



平均負載率 (%)	100	95	90	85	80	75	70	65	60	55	50
1600RT 消耗功率 (kW)	969.4	881.3	821.6	770.1	717.8	663.9	618.9	579.8	540.7	502.4	469.8
1600RT EFF (kW/RT)	0.606	0.58	0.571	0.566	0.561	0.553	0.555	0.557	0.563	0.571	0.587

圖 3　冰機能源效率與負載率關係圖

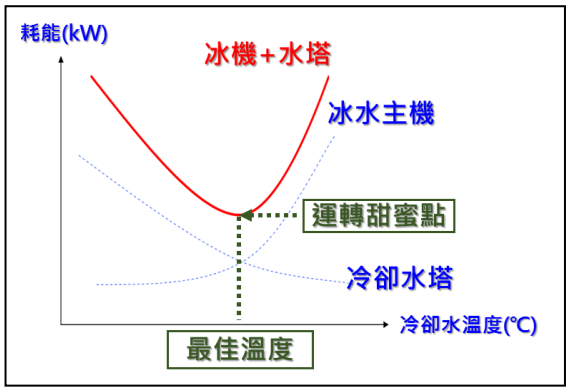


圖 4　系統耗能微笑曲線

四、系統精進改善

9℃冰水主要提供廠內的空調箱、製程冷卻水(PCW)、乾燥空氣壓縮機(CDA)等設備使用。透過模型預測未來冰水需量，使工廠廠務人員可提前進行冰水主機之調整。收集外氣環境、現場製造需求、冰機狀況等資訊，建構

出溫度控制點組合與冰機整體耗電效率之成本函數（反應曲面），即時找尋出當下推薦溫度設定點組合。

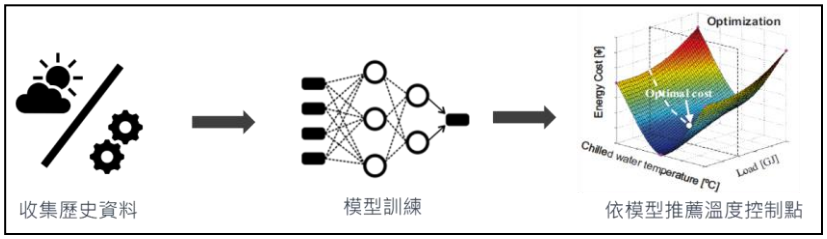


圖 5　預測模型流程圖

由冰水系統運轉參數的分析得知，9℃冰水冷卻需量與環境溫度等參數有相關，故將環境參數相關之特徵值進行影響因子之分析，9℃冰水冷卻需量、外氣乾球溫度、濕球溫度、焓值及製程冷卻水等資料蒐集，找出各個特徵值之間的相關程度。

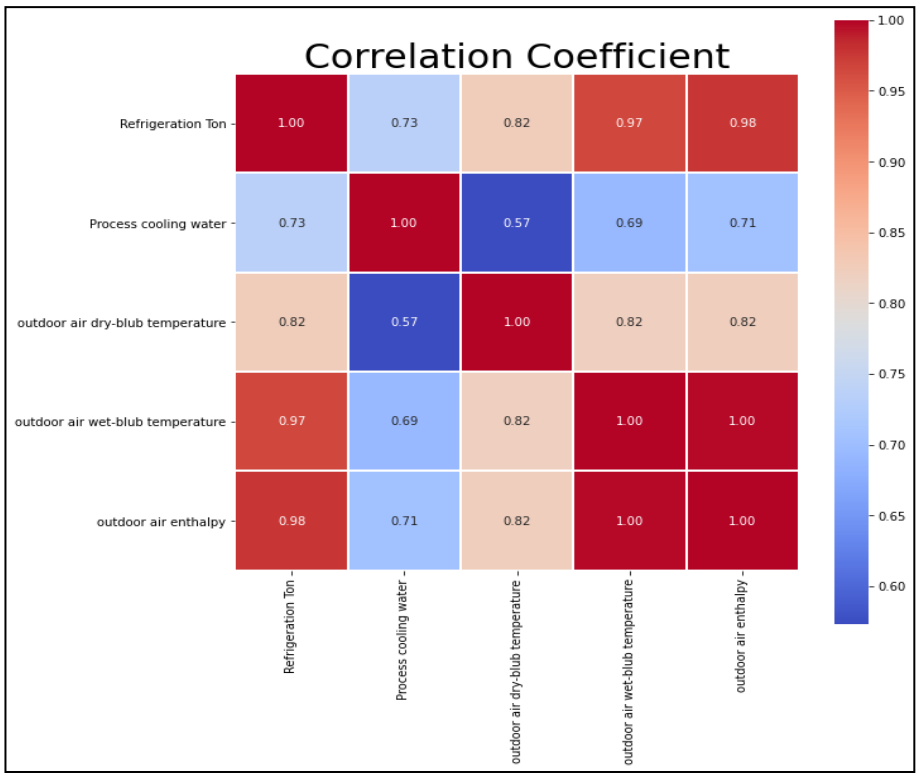


圖 6　各特徵值之相關係數

時間序列模型中的 LSTM、GRU 兩種方式建立多對一的模型，進行 9℃冰水冷卻需量之預測，並且將預測之結果數據進行比較。最後，會以

RMSE(Root Mean Square Error 亦稱均方根誤差)作為數據評估的指標，去判斷模型預測數據的準確度。本研究以 70%之數據進行訓練，30%數據進行驗證，由驗證的結果得知，兩種模型在 RMSE 方面都有不錯的表現。

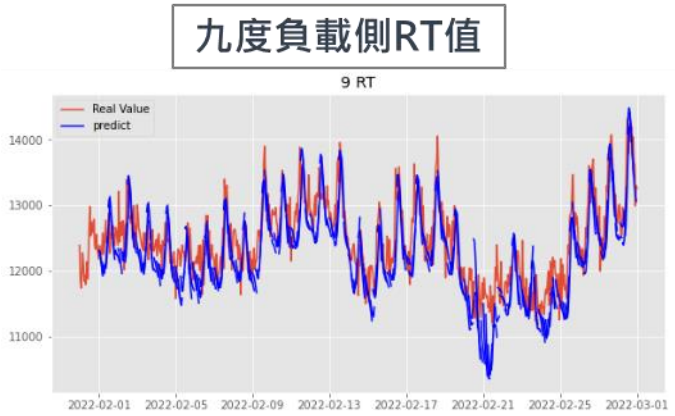


圖 7-1 9℃冰水需求預測模型

本文將冰水系統中可以進行設定修改之參數亦稱為可控變因，可控變因包含冰水供應溫度、冷卻水供應溫度及冷卻水溫差，如圖 7，利用模型找出最佳推薦設定值，並結合預測模型，將這些可控變因自動導入，使冰水系統能源效率指標(kW/RT)最佳化。

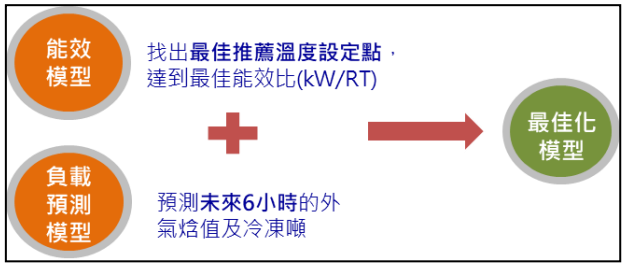


圖 7-2 最佳化模型流程圖

節能精進部份，空調冰水系統依照推薦最佳參數設定點執行後，推估全年能效約提升 2.7%詳(圖 8)。依據 2021 年廠內平均冷凍噸計算，總計節電約 333 萬度電，約可減少 167 萬公斤 CO2 排放量。

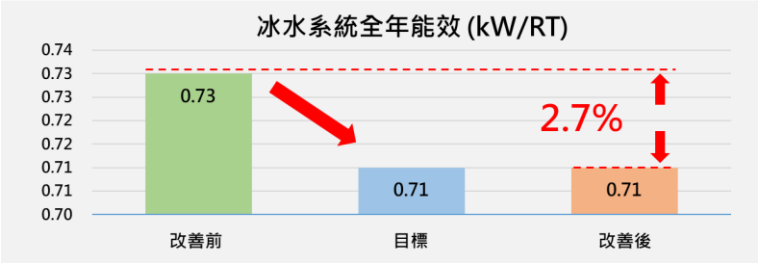


圖 8　空調冰水系統能效提升效果確認圖

五、結　論

本文透過廠內外氣環境及冰水系統的歷史數據，建立冰水冷卻需量預測模型及冰水系統能耗模型，依照推薦最佳參數設定點執行後，推估全年能效約提升 2.7%。依據分析結果得知，冰水系統供應溫度、冷卻水供應溫度及冰水主機運轉率等參數與單位能耗是息息相關，後續將持續進行冰水系統 AI 導入及測試驗證研究，試圖利用模型調整影響單位能耗之輸入參數，藉此分析系統的最佳化效益。

六、參考文獻

1. 陸紀文、王輔仁、謝文健，冷凍空調原理，1997年。
2. 經濟部能源局空調系統能源查核與節約能源案例手冊，2009年。
3. 吳孝修，"冰水系統最佳化的運轉參數分析"，台灣積體電路製造股份有限公司三廠
4. 陳逸璋，「半導體廠 9 度冰水系統操作節能分析」，碩士論文，國立中興大學機械工程研究所，2022 年。

多孔性除濕輪體氣流特性分析

陳伽達*、呂世婷**、楊昇府***、陳俊良****、張哲維*****、李旺龍******

摘　要

轉輪式乾燥機是利用兩道氣流進行乾燥工作，一道氣流為室內的潮濕空氣，另一道氣流則用於去除乾燥機內的水分，然而兩道氣流之間會發生相互作用，從而導致溫度傳遞，而氣流的溫度變化不僅可能對欲除濕之產品造成影響，亦有可能影響乾燥機之吸附及脫附效率。除濕輪為乾燥機內之重要元件，因此有必要對其周圍的氣流及溫度進行分析，本研究將使用有限元素法對乾燥機內之氣流特性變化進行模擬，分析不同操作條件下的溫度變化，並探討不同操作條件對溫度的影響。

研究成果發現，若氣流速度較高，則空氣將快速通過除濕輪，熱量傳遞較少，因此同一道氣流入口與出口間的溫差較低。當多孔性除濕輪的孔隙率小時，對氣流產生較大的阻力，使氣流難以通過除濕輪，因此孔隙率需達到 0.6 以上，製程及再生氣流才能順利通過除濕輪。此外，除濕輪的孔徑在 1 增加至 3 mm 時對氣流溫度影響最大，製程氣流出口溫度由 55℃降至 27℃，再生氣流出口溫度則由 26℃上升至 70℃，因此除濕輪的除濕效率增加。

【關鍵詞】除濕輪、氧化鋁、多孔介質

*國立成功大學材料科學及工程學系

**行政院原子能委員會核能研究所

一、 前 言

轉輪式乾燥機可連續進行吸附及脫附水分，因此受到更廣泛的應用，其中除濕輪體採用氧化鋁製成多孔性材料具有吸附氣體及水分的能力，且結構安定性佳，不會因為溫度快速變化導致材料毀損，也不會被水軟化或分解，常作為吸附劑，如圖 1 所示。除濕輪兩側分別通過兩道氣流，一道為溫度較低的製程氣流(process air)，另一道為溫度較高的再生氣流(regeneration air)，由於再生氣流溫度高則飽和含水量較多，在高溫時相對濕度較低，因此可以帶走除濕輪中的水分。然而系統中的氣流會產生交互作用，導致溫度與水分在不同氣流間傳遞，使原本向出口移動的乾燥氣流受到水氣較多的氣流影響，致使乾燥效果不如預期；再生氣流的熱量傳遞給出口處的氣流，使其溫度升高，此情形易造成熱敏感物質損毀，而再生氣流溫度降低後，乾燥除濕輪的能力也將下降，使除濕輪中殘留較多水氣，最終將降低除濕效率。

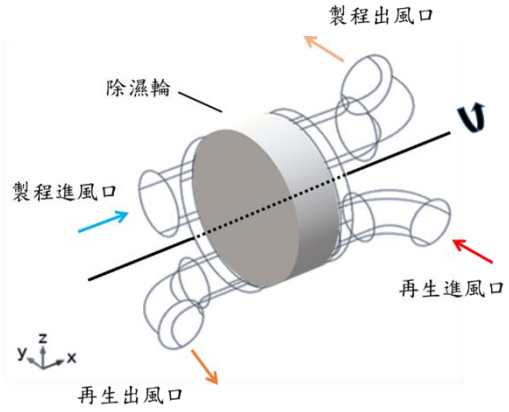


圖 1　轉輪式乾燥機示意圖

因此本研究使用氧化鋁做為多孔除濕輪材料，並藉由有限元素法模擬乾燥系統內的氣流特性，了解氣流互相干擾後的溫度與流速分佈，分析不同參數對氣流特性的影響。

二、 基本理論

(一)修正型 Navier-Stokes 方程式

描述多孔介質中的滲透流時，須對 Navier-Stokes 方程式做一些

修正，首先是黏性項，滲流與一般流體流動的黏性力不同，前者與滲透率(permeability)成反比，與速度成正比，因此須使用 $\mu v_s/K$ 代替(1)中的 $\mu \nabla^2 v$。依據 Dupuit-Forchheimer 關係式，上式中的 v 須以 v_s/ϵ_p 代替，因此修正後的 Navier-Stokes 方程式應寫為：

1. $\frac{1}{\varepsilon}\rho_f \frac{\partial \mathbf{v}}{\partial t} + \frac{1}{\varepsilon^2}\rho_f(\mathbf{v}\cdot\nabla)\mathbf{v} = -\nabla p - \frac{\mu}{K}\mathbf{v} + \rho_f \mathbf{g}$

其中 ρ_f 為流體密度(kg/m^3)、v 為流體速度(m/s)、t 為時間(s)、ε 為孔隙率(porosity)、p 為壓力(Pa)、μ 為流體黏度(Pa·s)、g 為重力加速度(m/s^2)、K 為滲透率(m^2)，而滲透率將根據 Vafai 和 Tien 的經驗公式

2. $K = \frac{\varepsilon^3}{180(1-\varepsilon)^2} d^2$ 其中d為孔徑(m)。

(二)能量守恆方程式

由能量守恆定律可知道外界傳遞給控制體的熱能與控制體內部熱源產生的熱能之總和會等於控制體內總能量的變化率加上由表面積流出的能量。能量方程式為：

3. $\rho_p C_{p,p} \frac{\partial T}{\partial t} + (\rho_p C_{p,p}) \cdot (\mathbf{v}\nabla)T - \nabla \cdot (k_p \nabla T) = 0$

由於多孔介質含有固體骨架及孔隙，而本研究中的孔隙充滿流體，因此將其視為複合材料，建立多孔介質的材料參數。

4. $\rho_p = \rho_f \varepsilon + \rho_s(1-\varepsilon)$
5. $C_{p,p} = \frac{M}{V} = \frac{C_{p,f}\rho_f \varepsilon + C_{p,s}\rho_s(1-\varepsilon)}{M}$
6. $k_p = k_f \varepsilon + k_s(1-\varepsilon)$

其中 ρ _p 為多孔介質密度(kg/m^3)、ρ _f為流體密度(kg/m^3)、ρ _s 為固體密度(kg/m^3)、C_(p,p)為多孔介質常壓熱容(J/(kg·K))、C_(p,f)為流體常壓熱容(J/(kg · K))、C_(p,s)為固體常壓熱容(J/(kg · K))、T 為溫度(K)，k_p 為多孔介質熱傳導係數(W/(m · K))、k_f 為流體熱傳導係數(W/(m · K))，k_s 為固體熱傳導係數(W/(m · K))。

三、 數值方法

(一)材料參數與幾何模型建立

本研究將建立多孔性除濕輪模型，並分析不同操作條件下乾燥機出口的氣流特性，所使用的材料參數如表 1 所示。幾何模型如圖 2 所示，模型中央的圓柱體為除濕輪，除濕輪左側之圓柱體為氣流管道與除濕輪之氣密介面，此介面連接乾燥進風口及再生出風口；除濕輪

右側的氣密介面則連接乾燥出風口及再生進風口。

表 1　材料參數表

材料參數	氧化鋁	空氣
密度 (kg/m^3)	3991	1.1614
黏度 (Pa·s)		0.028
常壓下熱容 (J/(kg · K))	755	1007
導熱係數 (W/(m · K))	31.5	0.0263
孔隙率，ε	0.875	
孔徑，d(mm)	1.27	

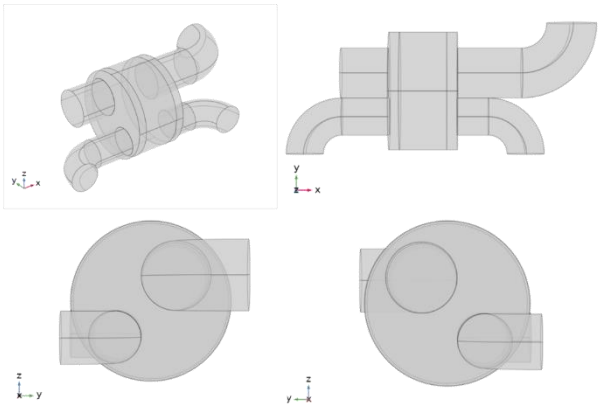


圖 2　(a)簡化圖；(b)xy 平面；(c)yz 平面，乾燥出風口與再生進風口；(d) yz 平面，乾燥進風口與再生出風口

(二)模型驗證

在進行數值模擬分析前，需先測量實際運轉情形下的氣流溫度及速度作為邊界條件，本研究先量測出口的氣流流速及入口的氣流溫度作為邊界條件，之後比較實際測量的乾燥機出口的溫度及入口的風速與模擬結果之差異，測量位置如圖 3 所示，溫度與風速值及誤差則表 2 所示，由此結果可證明模型之正確性。

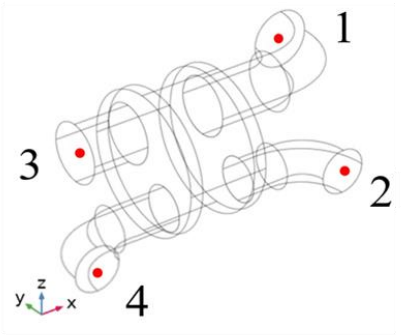


圖 3　風速及溫度測量位置

表 2　溫度與風速測量值與模擬值之誤差

	位置	測量值	模擬值	誤差
製程入口流速	1	3.4 m/s	3.32 m/s	2.53%
製程出口溫度	2	33.1℃	34.38℃	3.87%
再生入口流速	3	4.2 m/s	3.74 m/s	10.92%
再生出口溫度	4	36.6℃	37.42℃	2.24%

四、 結果與討論

除濕輪在運轉時，流入的空氣溫度較高時，可以儲存較多水氣，因此如圖 4 所示，當含水量與低溫空氣相同時，則高溫空氣的相對濕度較低，因此高溫氣流通過除濕輪後，能將除濕輪中的水分帶走，因此若再生氣流與製程氣流產生交互作用時，就無法達到原本的作用。因此乾燥機內的溫度分佈對除濕能力影響甚大，而溫度分佈與氣流流速息息相關，並會受到諸多因素影響，如：孔隙率、孔徑、氣流速度等，因此本研究將改變上述條件進行模擬分析，了解不同操作條件下氣流出口的溫度及除濕輪周圍區域的溫度分佈。操作條件如表 3 所示，製程氣流及再生氣流入口溫度分別為 25℃及 70℃，而溫度分佈位置則如表 4 及圖 5 所示。

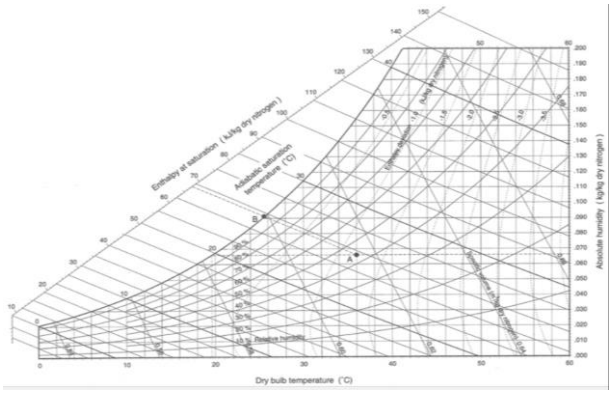


圖 4　濕度圖

表 3　操作參數表

操作條件	參數
製程出口流速，v_p(m/s)	10 (1~20)
再生出口流速，v_r(m/s)	5 (1~20)
孔隙率，ε	0.8 (0.2~0.8)
孔徑，d(mm)	1.125 (0.5625~5)

表 4　剖面圖對應位置

	剖面位置
A	製程氣流入口風管
B	製程氣流入口側的除濕輪表面
C	除濕輪中央
D	製程氣流出口側的除濕輪表面
E	製程氣流出口風管

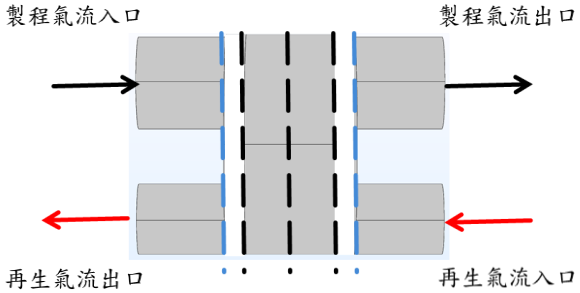


圖 5　剖面圖對應位置示意圖

氣流速度會影響氣流通過除濕輪所需的時間，而通過的時間將會對溫度傳遞造成影響，因此氣流為影響乾燥機中的除濕輪之溫度分佈的重要因素。由圖 6 所示，若再生氣流速度較慢，氣流需要較長的時間才可通過除濕輪，因此高溫的再生氣流有較多的時間可以流動至周圍，使除濕輪溫度上升。當再生氣流流速為 1 m/s 時，再生氣流出口的溫度約為 57℃，由圖 7 也可以觀察再生氣流出口側(A)的除濕輪被加熱的範圍較大、溫度較高，並會對製程氣流造成影響。此外製程氣流出口溫度將隨再生氣流流速增加而下降，直到再生氣流流速為 5 m/s 時，再生出口的溫度達到最低點溫度，之後隨著再生氣流速度增加而溫度逐漸上升，並在再生氣流流速為 20 m/s 時溫度達到 40℃，

從圖 7(b)中可發現再生氣流流速高時，再生氣流出口側(A)的除濕輪被加熱的範圍較低。因此可發現再生氣流流速愈快，再生出口的溫度也愈高，說明流速增加後，氣流快速通過除濕輪，因此熱量沒有充足時間傳遞至其他區域，製程氣流與再生氣流在入口與出口的溫度也較接近。

圖 6　再生氣流流速與氣流出口溫度關係圖

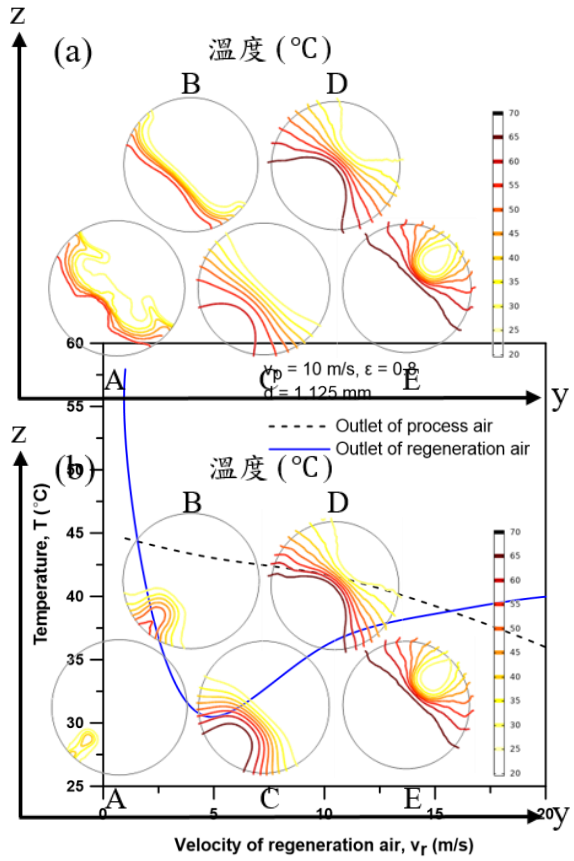


圖 7　(a)低再生氣流流速溫度梯度剖面圖;(b)高再生氣流流速溫度梯度剖面圖

當再生氣流速度小於製程氣流時，再生氣流穿過除濕輪所需時間較多，停留在除濕輪內的時間也較久，並使製程氣流出口處(E)被加熱的區域增加，如圖 8 所示，在製程氣流速度為 1 m/s，再生氣流速度為 5 m/s 時，由於製程氣流速度較低，穿過除濕輪的能力將低於再生氣流，因此製程氣流出口的溫度將會受到再生氣流影響，溫度達到約 62℃，之後隨著製程氣流流速上升，再生氣流對其影響力下降，因此

製程氣流出口的溫度將會減少，如圖九所示，製程氣流也會帶走再生氣流傳至周圍的溫度，使除濕輪及再生氣流溫度皆降低，這也將使製程氣流溫度的下降幅度減緩。當製程氣流流速高時，如圖 9 所示，氣流很快地通過除濕輪，與再生氣流產生的交互作用較少，故再生氣流的溫度將會增加，而製程氣流的溫度仍繼續減少。

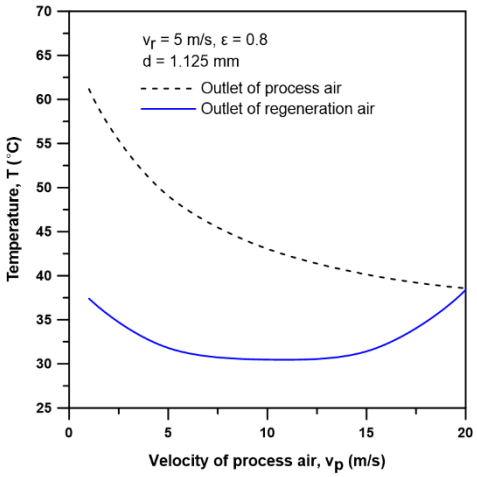


圖 8　製程氣流流速與氣流出口溫度關係圖

梯度剖面圖

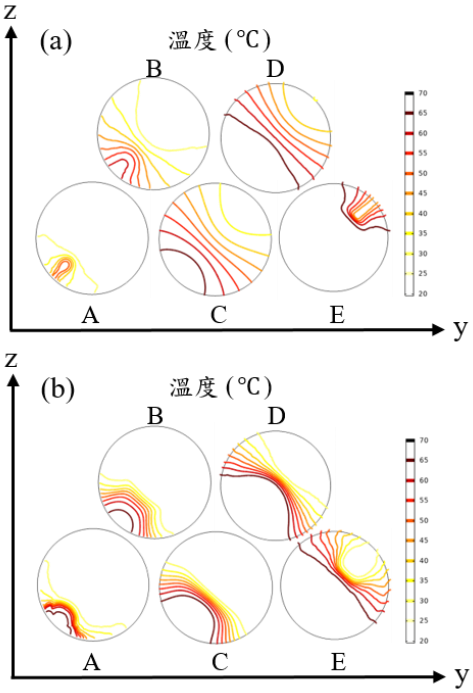


圖 9　(a)低製程氣流流速溫度梯度剖面圖;(b)高製程氣流流速溫度

除濕輪的孔隙率為影響滲透率的參數之一，當孔隙率小時，除濕輪表面積將增加，並對氣流產生較大的阻力，使氣流流速下降並難以通過除濕輪，滲透率愈大，氣流愈容易穿過除濕輪，因此孔隙率對流速溫度分佈影響非常大。由圖 10 結果顯示出當孔隙率為 0.2 時，製程氣流出口溫度最高，說明除濕輪對氣流有很大的阻力，使製程氣流與再生氣流幾乎無法穿過除濕輪，氣流將會向 z 方向流動，因此製程氣流會流至再生氣流出口，此時再生氣流出口的溫度為 35℃，接近製程氣流入口之溫度 25℃；同樣地，再生氣流會流至製程氣流出口，故製程氣流出口溫度為 65℃，也接近再生氣流入口的溫度。此外，孔隙率為 0.2 和 0.4 時，溫度幾乎沒有改變，說明孔隙率對氣流的影響已達到最大，孔隙率由 0.4 增至 0.6 時，氣流可通過除濕輪，因此製程氣流出口的溫度開始下降，但由於再生氣流需較長時間通過除濕輪，增加氣流向周圍擴散的時間，因此將熱量傳遞，使再生氣流出口溫度減少，如圖 11 所示，孔隙率增至 0.8 時，再生氣流較容易通過除濕輪，可以快速將熱空氣排到再生氣流出口。

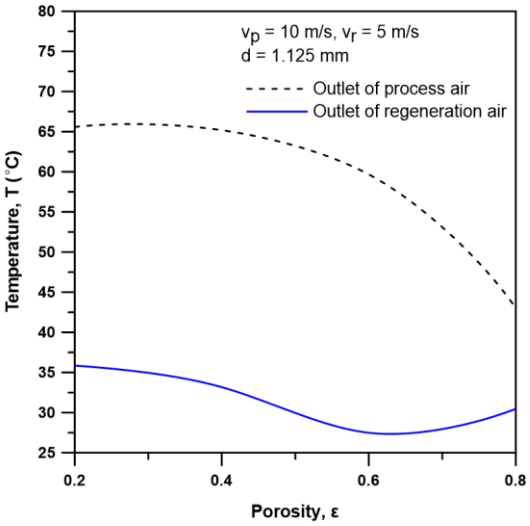


圖 10　孔隙率與氣流出口溫度關係圖

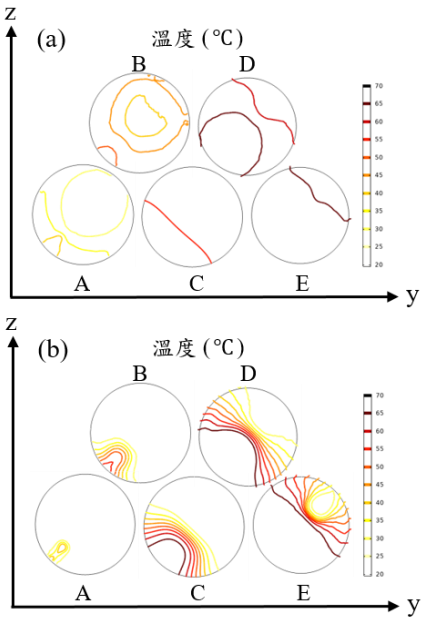


圖 11 (a)低孔隙率溫度梯度剖面圖;(b)高孔隙率溫度梯度剖面圖

除濕輪另一重要參數為滲透率，而滲透率亦會受到孔徑的影響，如圖 12 所示。當孔徑為 1 mm 時，氣流難以通過除濕輪，因此製程氣流出口的溫度主要受到再生氣流影響，溫度可達到 55℃，而再生氣流出口溫度則為 26℃，與製程氣流入口的溫度非常接近，說明此時氣流幾乎無法通過除濕輪，隨著孔徑增加至 3 mm，製程氣流出口溫度下降至 27℃，再生氣流出口溫度則上升至 70℃，由此可知氣流已可通過除濕輪流向對側出口，因此相同氣流入口與出口的溫差將會下降，然而再繼續增加孔徑後，孔徑對溫度的影響力迅速減少，但仍可看出再生氣流的溫度降低，製程氣流溫度增加，說明此時兩道氣流可能藉由大孔徑之除濕輪產生交互作用，因此溫度受另一氣流改變(圖 13)。

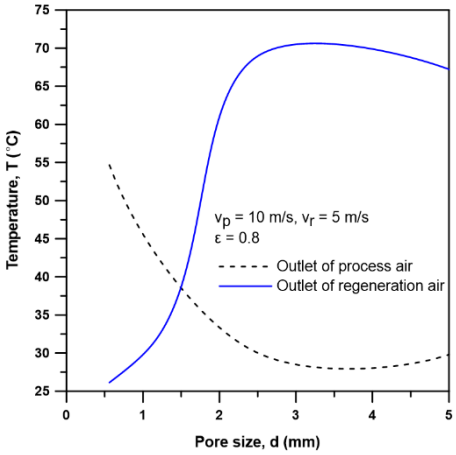


圖 12　孔徑與氣流出口溫度關係圖

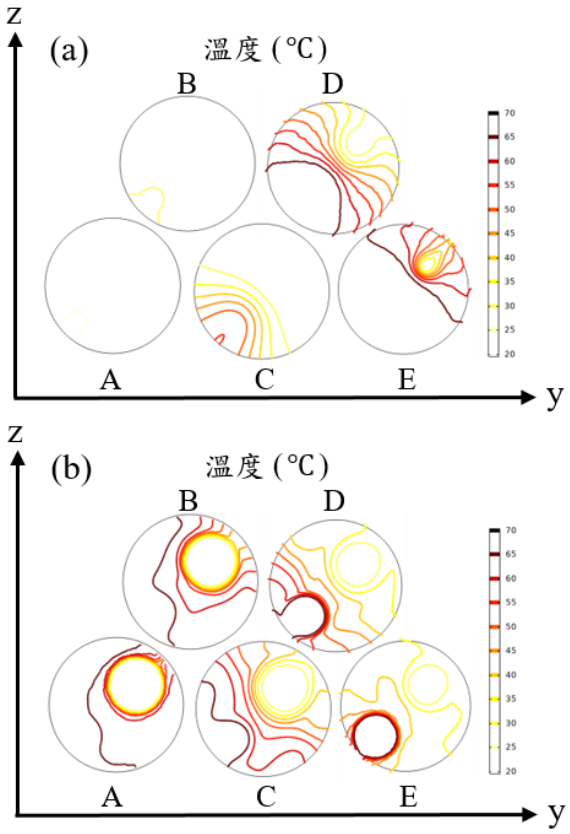


圖 13　(a)低孔徑溫度梯度剖面圖;(b)高孔徑溫度梯度剖面圖

五、結 論

本研究利用數值模擬分析乾燥機在不同操作條件下的溫度分佈，並比較氣流流速、除濕輪孔隙率、孔徑對氣流特性之影響。若製程氣流出口溫度低，且再生出口溫度高，則表示乾燥機具有較佳的除濕能力，因此歸納出以下結論：

1. 再生氣流速度較慢，氣流需要較長的時間才可通過除濕輪，因此高溫的再生氣流有較多的時間可以流動至周圍，使除濕輪溫度上升，除濕效率下降。
2. 製程氣流流速上升，與再生氣流產生的交互作用較少，故製程氣流的溫度下降，能提升除濕效率。
3. 當孔隙率為 0.6 時，製程與再生氣流已可順利通過除濕輪。當孔隙率是 0.8 時，若孔徑為 1 mm，則氣流難以通過除濕輪，直到孔徑大於 3 mm 時，氣流才可通過除濕輪流向對側出口，孔徑超過 3 mm 後，孔徑對氣流溫度的影響大幅降低。

六、誌 謝

本論文為行政院原子能委員會核能研究所計畫編號110B007之計畫，由於核能研究所的支持，使研究能順利進行，特此致上感謝之意。

七、參考文獻

1. Zotov, R., Meshcheryakov, E., Livanova, A., Minakova, T., Magaev, O., Isupova, L., & Kurzina, I. (2018). Influence of the composition, structure, and physical and chemical properties of aluminium-oxide-based sorbents on water adsorption ability. Materials, 11(1), 132
2. Meshcheryakov, E. P., Reshetnikov, S. I., Sandu, M. P., Knyazev, A. S., & Kurzina, I. A. Efficient Adsorbent-Desiccant Based on Aluminium Oxide. Applied Sciences, 11(6), 2457, 2021
3. Chant, E. E., & Jeter, S. M. (1995). On the use of the parabolic concentration profile assumption for a rotary desiccant dehumidifier.
4. Vafai, K., & Tien, C. L. (1981). Boundary and inertia effects on flow and heat transfer in porous media. International Journal of Heat and Mass Transfer, 24(2), 195-203
5. Shallcross, D. (2012). Handbook of Psychrometric Charts: Humidity diagrams for engineers. Springer Science & Business Media

低碳循環 MVR 機械蒸氣再壓縮蒸發技術效益研究-以電鍍廢液為例

林玄通*、楊英賢**、謝宇恩***

摘　要

淨零排放成為企業永續的重點方向，低碳循環技術應用節水與減廢相關技術發展，成為工業應用重要議題，特別是工業廢水循環再利用，電鍍業、光電業及半導體業、PCB 業、不鏽鋼業等，皆有大量的高濃度硝酸鹽產生，不易由生物脫硝方式處理，稀釋生物脫硝則需要大量使用面積。本研究以電鍍廠為例，以機械蒸汽再壓縮蒸發器(Mechanical Vapor Recompression, MVR) 技術濃縮電鍍高濃度廢液，經由 MVR 循環蒸發減廢與再利用，透過蒸汽循環利用效率提升，以達成具有節能、減廢及節水等多功能目標。研究顯示，個案控制在節能低碳循環操作條件下，濃縮電鍍廢液以達減廢目的，同時廢水回收再利用。

【關鍵詞】MVR、低碳、循環、減廢、電鍍廢液

*衛星科技股份有限公司　董事長

**嘉南藥理大學環境資源管理系　副教授兼系主任

***嘉南藥理大學環境資源管理系　助理研究員

一、 前 言

電鍍廢液處理一直都是台灣電鍍產業棘手的廢水處理問題，乃因電鍍廢液具有高濃度酸、鹼、有毒重金屬或劇毒氰化物等，因此被列為有害事業廢棄物，且電鍍廢液如未經妥善處理而直接排放到環境中，將造成嚴重毒性物質及環境衝擊危害。

電鍍廢水主要來源包含高濃度廢液及清洗廢水，其廢水處理原則可採分流處理。廢水處理方面，傳統物理化學處理方法，如鹼性化學沉澱法、氧化混凝沉澱法、活性碳吸附法、離子交換法及薄膜處理法等。其中化學中和沉澱法除了高成本投入外，其添加化學添加及污泥產出，將造成成本增加及廢棄物污泥問題，仍無法獲得有效的解決。離子交換樹脂與活性碳吸附法，物理吸附主要為利用水中重金屬離子與介質親和力之差異，而產生交換或吸附，處理後再脫附排出濃度較高的重金屬離子與低濃度的處理液, 此類程序容易造成廢水其他物質干擾而影響其處理效率。對於電鍍廢液之物理化學處理方法之共同特點，即需要額外添加化學藥劑，以及處理後之化學污泥產出，若以生命週期思考(Life Cycle Thinking, LCT)分析其碳足跡排放，處理程序之藥劑添加及廢棄物污泥將增加整體上下游供應鏈之碳足跡(Carbon Footprint，CF)，因此技術應用將不利於減碳，未能符合 2050 淨零排放目標之技術主流發展方向。

另一方面，電鍍業技術發展，台灣與國外電鍍業產業技術與經營方式不同，水資源利用模式也不相同，特別是電鍍用水量即有明顯差異。若以電鍍 1m2 度件為例，國外電鍍平均用水量僅需 80 公升，而台灣電鍍技術之平均用水量則是 820 公升，不僅消耗更多水資源，同時將增加廢水處理之處理成本與環境負荷。基於此，為了減少台灣水資源消耗及降低電鍍廢水之環境負荷，同時須兼顧符合未來 2050 淨零排放之低碳技術發展，將是台灣電鍍業用水與廢水處理治理之重要發展課題。

全球暖化及氣候變遷持續加劇影響全球，台灣降雨月趨變動不平均，2021 年台灣甚至經歷百年大旱，用水限水或減壓供水成為常態，民生用水、灌溉用水，工業用水均受到影響，尤其工業用水需求將直接影響台灣經濟的發展。因此，如何提升工業用水與水循環再利用，同時能考量生命週期之節能減碳，如何將電鍍廢液妥善處理以符合排放標準，並能考量水資源利用效率提升及節能減碳，相關技術導向零排放目標。

本研究透過機械蒸汽再壓縮蒸發器(Mechanical Vapor Recompression, MVR)蒸發結晶(Evaporation crystallization)處理電鍍廢液為研究個案，其技

術應用將焦點於水循環再生及減碳議題，探討 MVR 處理電鍍廢液個案可能之減廢、減碳及節水之機會與效益，以期能有機會應用於電鍍廢水處理產業。

二、 文獻回顧

(一)電鍍廢液處理現況

根據環保署的定義，電鍍業是指從事以化學、電化學等方法，將金屬鍍著於其他類金屬、塑膠或其他非金屬等表面(不含電路板製造)之事業。電鍍作業流程大致相同，包含脫脂、酸洗、電鍍及後處理等程序，因此電鍍過程將產生高濃度化學需氧量(Chemical Oxygen Demand, COD)及高濃度重金屬之廢液。

電鍍廢液的主要來源包含：廢棄溶液、清洗廢水與意外排放的電鍍液。

1. 廢棄溶液：主要來源是電鍍前處理所除去被鍍金材料表面的塵土、鐵鏽、表面氧化薄膜與油脂等，因清洗造成污染濃度與金屬含量增加，降低電鍍表面效率而排出之廢清洗溶液，以及經過反覆電鍍後，成分複雜無法使用之電鍍廢棄溶液，其廢棄特性具有高濃度酸、鹼及重金屬。
2. 清洗廢水：清洗廢水是在電鍍過程中，程序轉移前後，將被鍍物表面之化學物質清洗乾淨，避免妨礙下一個處理程序而產生之廢水，清洗廢水特性為污染物含量較低，廢水量高，幾乎佔整體電鍍廢液排放量之 80%。
3. 意外排放的電鍍液：主要來自電鍍液滲漏液，管線接縫、熱交換器等可滲漏，此類廢水容易造成廢水處理操作難度加大問題，或是破壞後續再生系統的操作。

目前國內電鍍業者製程程序增加，因此加工製程後的廢水廢液包含各種雜質成分，目前電鍍廢液的處理方法可分為氧化還原法及化學混凝沈澱法，根據不同電鍍加工技術產生之廢液，大致可分為氰系、鉻系及重金屬之電鍍廢液。

(二)電鍍廢液處理技術

電鍍的製程流程包含脫脂、酸洗、電鍍及後處理等程序，電鍍廢水之污染物特性則包含油脂、雜質、懸浮物、酸鹼、鉻酸鹽、氰化物及重金屬物質等，相關污染物的主要來源如表 1 所示。

表 1 電鍍各製程中電鍍廢液污染物分類表

製程單元	污染物質	污染來源	用途說明
脫脂槽	油脂	脫脂廢液	除掉工件表面油脂
脫脂槽 酸洗槽 活化槽	有機物	脫脂、酸洗、活化、電鍍及後處理之廢液及清洗廢水	清洗或蝕刻過程產出
各單元	懸浮固體	製程中廢液及清洗廢水	
各單元	酸及鹼	酸性脫脂、酸中和、鹼性脫脂、電鍍、活化及電鍍程序之廢液及清洗廢水	
電鍍槽	氰化物 鉻離子	製程老化廢液及清洗廢水	電鍍液或其添加劑經過補充添加到操作槽內，但電鍍效率卻未見提升甚至有時產生惡化現象
各單元	重金屬離子	製程老化廢液及清洗廢水	電鍍槽內循環水與洗槽廢水

目前電鍍廢液處理技術，會因電鍍廢液的特性而採取不同的處理方法，而國內目前電鍍廢液大致可分為氰系、鉻系及重金屬，以下針對不同屬性之電鍍廢液處理技術進行說明：

1. 氰系廢水處理

氰系廢水主要成份為氰化物，具有強烈毒性，尤其廢水處於酸性時毒性更為強烈(會生成 HCN 毒性氣體)，目前主要以氧化方式將氰系廢水分解為無毒氣體，常用的處理方法有加氯法、電解氧化法及離子交換法，其中又以離子交換法為處理含氰化物電鍍廢液的最佳方法，但也須隨時觀測其電導度，以避免電鍍廢液貫穿離子交換混合床。

2. 鉻系廢水處理

常見的含鉻離子電鍍廢液處理方式有兩種，分別為化學還原法及離子交換樹脂法。使用化學還原法將產生大量污泥，其大量含鉻污泥通常需委外固化處理，將增加許多成本，且未能完全解決其環境問題，仍會有後續處理之環境風險。

3. 重金屬廢水處理

含重金屬之電鍍廢液通常採用鹼或酸調整廢液之 pH 值，以產生具不溶性金屬氫氧化物後，再以沈澱分離方式去除，可去除之重金屬包含鉻、銅、鎳、鋅、鎘、鉛及鐵等金屬離子。

(三)蒸餾濃縮技術

電鍍、電子、化工或醫藥產業均會產生大量含有溶劑之廢液，若沒有妥善處理，很可能造成二次污染破壞環境。電鍍廢液若含溶劑，目前最常見的溶劑回收方法為蒸餾，逆滲透(Reverse Osmosis, RO)，透過高溫蒸餾

或 RO 進行回收，濃縮液經過再一次提純，可降低有機溶劑濃度並回收，降低廢液體積，減少後端處理成本。

1. 蒸餾

蒸餾是一種熱力學的分離技術，利用混合液體或液-固體系之沸點差異，透過冷凝分離的操作程序達到分離目的。國內目前透過蒸餾方式將廢液濃縮回收的相關研究如三相蒸餾系統異丙醇回收，傳統兩相蒸餾方式無法回收得到製程所需 98%以上之異丙醇，高等人研究，蒸餾作業將共沸劑加入異丙醇與水之混合物，利用共沸劑不易溶於水的特性，使三者共沸生成物經冷凝分層(有機層與水層)，已達成異丙醇回收。

2. 逆滲透

逆滲透(Reverse Osmosis, RO)在工業廢水處理上，通常作為較後端的處理程序，通常前端會經過前處理程序，先將廢水中大部分的懸浮物或漂浮物，及中和酸鹼值，較少獨立 RO 處理程序進行工業廢水處理，且經由 RO 處理後產生之濃縮液也須經過處理後達符合放流水標準，將增加處理之成本。若將 RO 程序應用於海水淡化，黃等人(2019)利用 RO 技術進行海水淡化，則其濃縮之濃鹵水，將可能有不同功能之再利用價值。

(四)MVR 技術原理

機械蒸汽再壓縮蒸發器(Mechanical Vapor Recompression, MVR)是一種高效節能蒸發設備，具有低熱量損失特性，其原理將蒸發器中產生的二次蒸汽，經過壓縮機壓縮，將壓力、溫度升高，提升熱焓後送到蒸發器的加熱室當作加熱蒸汽使用，使料液汽化，而加熱蒸汽本身則冷凝成水，過程中利用系統的二次蒸汽為熱源，除了可降低能源需求也可進行水回收再利用。此外，MVR 蒸氣加熱提濃，其廢水處理額外應用價值主要是，廢水或廢液經濃縮液經過再一次提純，將可降低廢液量，以減少後續處理成本，至於其應用價值將端賴後續處理程序不同，而有所不同。

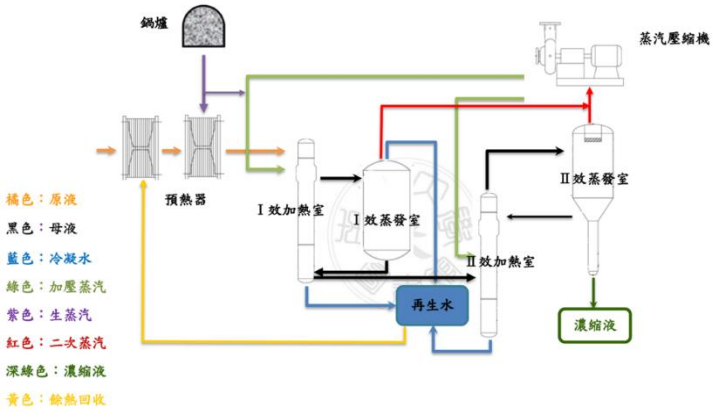


圖 1 MVR 操作流程圖

三、 研究方法

(一)碳足跡方法

碳足跡的定義是一項產品從原物料開採、加工製造、銷售配送、消費使用與最終處理等完整產品生命週期階段，因能、資源投入後之直接與間接的二氧化碳排放量總和。產品碳足跡進行推估時，須以活動(強度)數據乘上排放係數，其中活動數據是指產品生命週期碳足跡評估，系統範疇採用大門到大門，盤查過程中之能、資源投入的消耗量。功能單位以每噸回收水為單位。此外，溫室氣體排放當量的計算是根據 IPCC 2013 GWP 100a 中對於全球暖化趨勢(Global Warming Potential, GWP)特徵化因子作為轉換計算標準。

本研究以衛星科技 MVR 設備處理電鍍廢液為例，透過簡約式碳足跡方法探討電鍍廢液處理階段能耗之碳足跡，因此本研究未包含 MVR 設備之上游下游階段，以及 MVR 設備之原水泵，定期添加酸洗藥劑清洗之碳足跡。

(二)能源環境效益分析

本研究透過衛星科技之 MVR 設備處理電鍍廢液，為了探討其能源效益，個案特別與其他相似之熱泵蒸餾機與濃縮結晶系統進行比較。在能耗方面相關假設，MVR 設備根據實際回收水產出量計算；熱泵蒸餾機與濃縮結晶系統則假設蒸餾水 100%回收，且假設熱泵蒸餾機之能耗已包含熱源之能耗。進一步，將三種類型設備，估計一噸回收水產出之耗電量，而能耗碳足跡以台灣 110 年度之電力排放係數 0.509 kg CO_2e/kWh 進行碳排放估計。

(三)MVR 設備實驗設備

本研究之 MVR 實驗設備為衛星科技自行開發之機械蒸汽再壓縮蒸發器，其設備規格如表 2 所示，電鍍廢液從原水泵進入，經過小熱交換器將原水與冷凝液進行熱交換，透過冷凝液的餘熱將原水加溫，經過加溫後的冷凝液會暫存於飼水桶，蒸汽鍋爐提供熱源，將原水加熱從液態轉為汽態並於汽水分離桶進行原液蒸發，蒸汽的餘熱再打回蒸汽增壓機將餘熱進行循環再利用達到節能的效果，經由汽水分離之冷凝液會暫存於冷凝桶後打至小熱交換器與原水進行熱交換後，由冷凝水排水泵排出，經由蒸發濃縮後之濃水則由濃水排放泵排出。

表 2 衛星科技 MVR 設備規格表

設備名稱	功能說明
原水泵	輸送原廢水用
小熱交換器	原液與冷凝液熱交換用
飼水桶	原水暫存桶
汽水分離桶	原液蒸發過程發生處
大熱交換器	汽水分離製程中主要熱交換處
蒸氣增壓機	加壓低熱值蒸氣使其提供高熱蒸氣循環使用
蒸汽鍋爐	產生蒸氣，提供熱源
冷凝桶	冷凝水之暫存筒
濃水排放泵	排出濃水用
冷凝水排放泵	排放冷凝水用

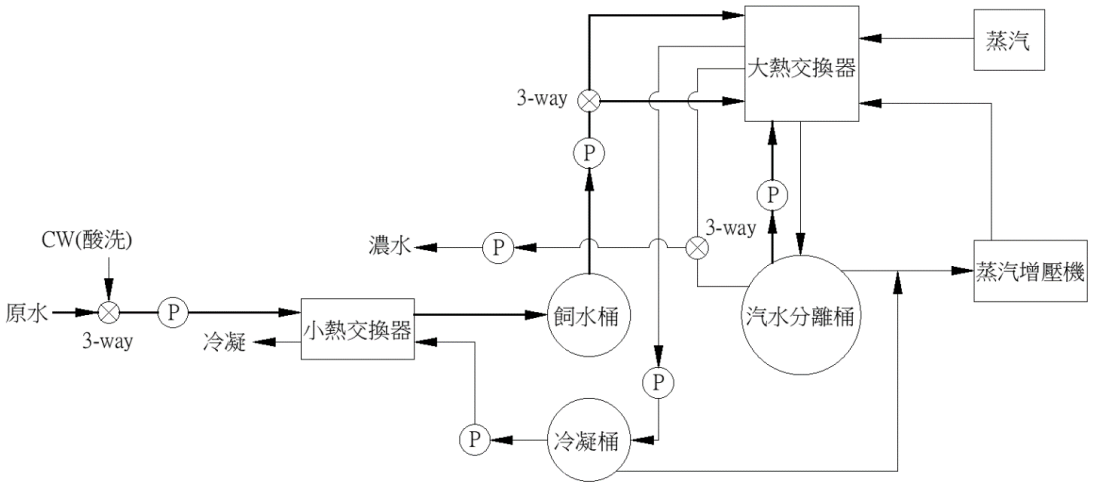


圖 2 衛星科技 MVR 流程圖

(四)個案操作情境說明

本研究以電鍍廠之電鍍廢液為例，本案例為該電鍍廠客製化之 MVR 設備之操作情境如表 3 所示，一週操作 5 天，每天 24 小時連續操作，每天處理水量平均為 64 噸，每日回收水量平均為 48 噸，根據實際操作，MVR 設備之水回收率約為 70~80%，本個案水回收率則為 70.59%。

表 3 個案 MVR 操作情境

操作情境	操作參數
操作天數	一週 5 天
操作時數	連續 24 小時
廢水處理量	平均每日 64 噸
回收水量	平均每日 48 噸

四、 結果與討論

(一) 個案水質特性分析

本案例採用某電鍍廠之電鍍廢液，該電鍍廢液之水質分析資料如表 4 所示，電鍍廢液之初餾點為 107.3~107.5℃，酸鹼度為 pH=6.96，總溶解固體為 3,140 mg/L，硝酸鹽氮的濃度為 340 mg/L，氨氮 10.4 mg/L 而 COD 為 206 mg/L。經由 MVR 設備濃縮蒸餾後產出之濃水酸鹼度為 pH=6.4，TDS 為 10,090 mg/L，而冷凝水之水質分析如表 5 所示，冷凝水之酸鹼度為 pH=5.85，總溶解固體為 24 mg/L，硝酸鹽氮為 7.8 mg/L，氨氮為 9.1 mg/L，而 COD 為 50 mg/L，總溶解固體去除率為 99.24%，硝酸鹽氮去除率為 97.71%，氨氮去除率為 12.50%，而化學需氧量去除率為 75.73%。

表 4 個案原水水質分析

水質檢測項目	水質檢測結果
初餾點	107.3~107.5℃
酸鹼度	6.96
總溶解固體(TDS)	3,140 mg/L
硝酸鹽氮(NO_3-N)	340 mg/L
氨氮(NH_3-N)	10.4 mg/L
化學需氧量(COD)	206 mg/L

表 5 MVR 處理後之冷凝水水質分析

水質檢測項目	水質檢測結果
酸鹼度	5.85
總溶解固體(TDS)	24 mg/L
硝酸鹽氮(NO_3-N)	7.8 mg/L
氨氮(NH_3-N)	9.1 mg/L
化學需氧量(COD)	50 mg/L

(二)個案 MVR 操作能源分析

為比較 MVR 設備及熱泵蒸餾機之能源分析，設定操作情境為每天連續 24 小時操作，分析各個設備蒸發處理廢液並產出 1 公噸回收水之能耗，各個設備之能源分析如表 6 所示，MVR 設備蒸發處理每噸廢水之能耗為 40kWh，熱泵蒸餾機為 250 kWh，濃縮結晶系統則為 731 kWh，三者之能源效益，以 MVR 設備相對節能。

表 6 MVR 與其他設備之能源分析

設備名稱	能源使用量(KWh/噸回收水)
MVR	40
熱泵蒸餾機	250
濃縮結晶系統	731

(三)個案操作情境碳足跡分析

個案操作情境碳足跡分析方面，根據 MVR 設備、熱泵蒸餾機及濃縮結晶系統在相同操作情境下，依據產出每噸回收水之能耗進行碳足跡分析，各個設備產出每噸回收水之碳足跡如表 7 所示，以回收水的角度而言，MVR 回收每噸水的碳足跡為 20.36 kg CO_2e，熱泵蒸餾機為 127.25 kg CO_2e 為 MVR 設備之 6 倍，而濃縮結晶系統為 372.08 kg CO_2e 為 MVR 設備之 18 倍，若以個案廢水濃縮提濃結果，則 MVR 設備處理電鍍廢液並進行水回收再利用，在節能減碳具有顯著效益，同時可達廢水減量效果，對於後續處理廢液量，具有顯著成本效益機會。

表 7 MVR 與其他設備之能源分析

設備名稱	碳足跡(kg CO_2e/噸回收水)
MVR	20.36
熱泵蒸餾機	127.25
濃縮結晶系統	372.08

五、 結論與建議

1. 以 MVR 處理電鍍廢液個案，總溶解固體去除率為 99.24%，硝酸鹽氮去除率為 97.71%，氨氮去除率為 12.50%，而化學需氧量去除率為 75.73%，冷卻水回收率為 70.59%。
2. 能耗方面，MVR 產出一噸回收水之能耗為 40 kWh，熱泵蒸餾機為 250 kWh，濃縮結晶系統為 731 kWh，MVR 設備具有較優之節能效益。
3. 碳足跡方面，MVR 產出一噸回收水之碳足跡為 20.36 kg CO_2e，熱泵蒸餾機為 127.25 kg CO_2e，濃縮結晶系統為 372.08 kg CO_2e，MVR 之減碳效益明顯較優。
4. MVR 作為電鍍廢液之處理設備，可以減少傳統電鍍廢液需經過多道處理程序及處理成本，將可減少額外的碳足跡(如藥劑添加、處理設備能耗等)，且經處理之冷卻水可充分回收再利用，具有減廢、節能減碳與節水之效益。
5. 本研究在 MVR 個案受限資料取得受限，以及部分操作參數與假設，將受限於電鍍廢水水質特性差異可能有所不同，以減少研究之不確定性。此外，聯結 MVR 後續處理，未來可進一步串聯完整的上下游關聯之生命週期思考模式，進一步探討其碳足跡與減碳效益，將能有機會針對個案未來應用，分析具體減碳效益、冷卻水回收效益及整體成本效益，以提供產業應用之參考。

六、 參考文獻

1. Abdel-Shafy H. I., Morsy R. M. M., Hewehy M. A. I., Razek T. M. A. and Hamid M. M. A., 2022, Treatment of industrial electroplating wastewater for metals removal via electrocoagulation continuous flow reactors, Water Practice & Technology, Vol. 17, No 2, 555.
2. Ghorpade A., Ahammed Mansoor M. , 2018, Water treatment sludge for removal of heavy metals from electroplating wastewater, Environmental Engineering Research 2018; 23(1): 92-98.
3. Liang Lin, Han Dong, Ma Ran, Peng Tao, 2013,Treatment of high-concentration wastewater using double-effect mechanical vapor recompression, Desalination, 314:139–146.
4. Lu Bing-Jie and Wu Ke, 2020, Electroplating Wastewater Treatment Method and Development Trend Analysis, 4th International Conference on Material Science and Technology, IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering 774 (2020) 012092, doi:10.1088/1757-899X/774/1/012092.
5. Malathi, T., Rekha, B., Vinod, K. & Murthy, V. R., 2014, Removal of heavy metals from electroplating industry by electrocoagulation. Journal of Chemical and Pharmaceutical Sciences, JCHPS Special Issue 34, 111–118.
6. Rajemahadik, C. F., Kulkarni, S. V. & Kulkarni, D. G. S., 2013, Efficient removal of heavy metals from electroplating wastewater using electrocoagulation. International Journal of Scientific and Research Publications 3(10), 142–150.
7. Zhou Yasu, Shi Chengjun, Dong Guoqiang, 2014, Analysis of a mechanical vapor recompression wastewater distillation system, Desalination, 353:91–97.
8. 刁仁康、蔡宜辰，2016，節能蒸發技術於廢水零排放應用，工業製程水循環再生及利用專題，工業污染防治第 136 期，p.65-p.77。
9. 王彥筒，2021，直接接觸式薄膜蒸餾處理工業區 MBR 放流水與成本評估，碩士論文，中原大學化學工程學系。
10. 高彥博，2018，以三相蒸餾系統回收廢異丙醇溶液之效益評估，碩士論文，國立中央大學環境工程研究所碩士在職專班。
11. 曹志明、傅弼豐、吳俊賢，2019，「電廠難處理廢水零排放處理可行性評估」，台電工程月刊，第 849 期，p.44-p.52。
12. 陳淑玲，2020，應用機械式蒸汽再壓縮技術於高鹽類廢水處理，碩士論文，南華大學科技學院永續綠色科技碩士學位學程。
13. 曾家慶，2022，以高級氧化程序處理鋅鎳合金電鍍廢液之研究，碩士論文，國立聯合大學化學工程學系碩士班。

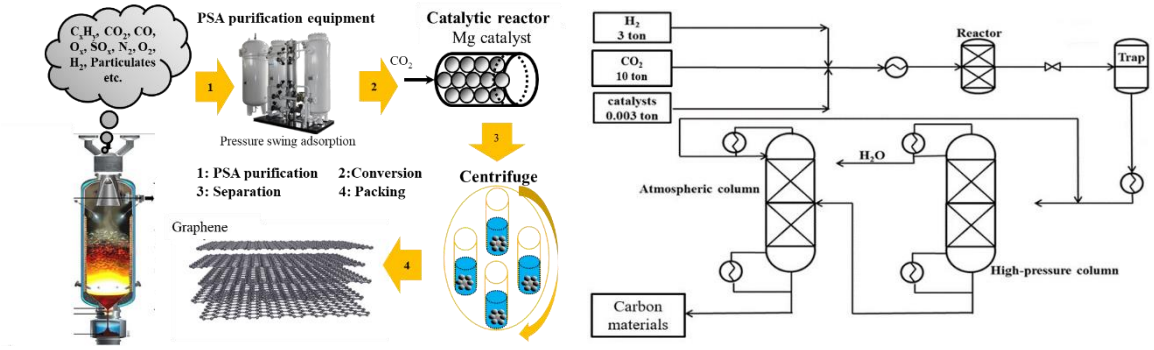
14. 黃尹廷，2015，電鍍製程含硫塑亞錫廢水再利用方法之研究，碩士論文，國立中央大學環境工程研究所。
15. 黃思維，2019，海水淡化廠副產物資源化循環經濟提升之研究，碩士論文，國立臺北科技大學環境工程與管理研究所。
16. 電鍍工廠廢水污染防治，1994，工業污染防治技術手冊，經濟部工業局污染防治技術服務團，財團法人中國技術服務社。
17. 賴進興、蔡閔鈞，2021，以氣提技術處理電鍍廢水中高濃度之氨氮，中華民國環境工程學會 2021 廢水處理技術研討會，東海大學。

二氧化碳溫室效應氣體生成奈米碳材之技術研發

彭青惠*、林大惠**、林錕松***

摘　要

二氧化碳溫室效應氣體對環境與生態之危害，已成為目前全球亟需解決之問題。觸媒催化 CO_2 之還原製備碳材料在現今碳材料主流製造技術中，屬於較為新穎之製程。其反應溫度為中低溫(約 150-500℃)，相較於傳統生質物碳化，與化學氣相沉積法，可減少加熱所需耗費之電能。在能源運用方面，具有相當發展潛力；其所製備之碳材料，純度較傳統生質物碳化要高。因其技術門檻較化學沉積法為低，故極具產業發展優勢。將生質物/粉煤氣化燃燒後之合成氣，透過 PSA/TSA 程序，產出 90%以上之含 CO_2 之混合氣；再經富氧燃燒程序及第二次 PSA/TSA 純化後，可進一步使 CO_2 濃度由 95%-97.4%，提升為高純度(>99.99%)CO_2，接著以此高純度 CO_2 作為進料，分別透過觸媒於高溫高壓填充床反應系統，用以催化 CO_2 生產高經濟價值功能性奈米碳材料。初步評估石化煉油廠 10-TPD (ton per day)含 CO_2 之廢氣排放再利用過程設備之成本評估，大多數排放的氣體可以使用有效的氣體分離系統和催化反應器完全再利用，預估可產生高單價石墨烯 0.1 TPD，扣除所需之人事、電費、設備折舊等成本，預估可得日收入為新台幣$754,268 元，深具發展潛力與價值。



【關鍵詞】二氧化碳、負碳技術、化學還原、奈米碳材、觸媒催化

---

*成功大學能源科技與策略研究中心　資深研究助理

**成功大學機械工程系特聘教授暨能源科技與策略研究中心　中心主任

***元智大學化學工程與材料科學系特聘教授暨環境科技研究中心　中心主任

一、前 言

隨著人類的經濟活動越加活躍，使得溫室效應氣體(Greenhouse effect gases, GHG)的排放量上升，其中二氧化碳(CO_2)為最大的排放量，CO_2濃度快速上升導致年溫度也隨之上升。其中 CO_2 捕獲和封存技術(Carbon dioxide capture and storage, CCS)受到全球的關注，將排放出的 CO_2 轉換成有用的碳材料(如奈米碳纖維(Carbon fiber, CNFs)、石墨烯(Graphene)、氮化碳(Carbon Nitride, C_3N_4)等)具有相當大的吸引力。

二、文獻回顧

(一)二氧化碳之概述

CO_2 常壓下為無毒、無色、無臭、不助燃、不可燃且來源不虞匱乏的氣體。是空氣中常見的化合物，由於其結構中含有碳原子，早在幾十年前就被認為是一低廉的碳源。CO_2 是具高度氧化且熱穩定性佳之化合物，且其幾乎不能在常溫常壓下分解。在美國有些研究單位研究如何將所排放出來的 CO_2 予以回收利用或轉化吸收，化腐朽為神奇。此種將 CO_2 移除，以防過量的 CO_2 棄置到大氣中，引起溫室效應，特稱之為「碳隔離法(Carbon sequestration)」或「碳固定(Carbon fixation)」主要分為兩步驟，即當石化燃料燃燒產生能源時，CO_2 可以由煙道排出來之廢氣中予以分離，然後再設法予以有效利用，例如可供為食品工廠或其他工業之用，若尚未規劃如何使用則可先予以貯存以作備用，本文即使用高純度 CO_2 作為進料，分別透過觸媒於高溫高壓填充床反應系統，用以催化 CO_2 生產高經濟價值功能性奈米碳材料。

(二)奈米碳材合成技術

將 CO_2 作為原料並經由特定觸媒(如 Ni-Na/Al_2O_3、Li_3N、Mg、Mg/Zn 及 NiOx 等)之催化反應即可將 CO_2 分解為 C 及 O_2，後可利用此作為碳源製備高價奈米碳材料(Carbon-based nanomaterials)，包含碳纖維、C_3N_4、奈米碳管(Carbon nanotubes, CNTs)/盒(Carbon nanobox)等。Chen et al.提出以 Na 為促進劑，改質傳統 Ni/Al_2O_3 觸媒，可使 CO_2 在氫化過程中產生更活躍之逆水氣轉移反應(Reverse water-gas shift, RWGS)，生成額外 CO 作為碳源(Carbon source)，並固化成為奈米碳纖維($CO_2+2H_2 \rightarrow C+2H_2O$ 及 $CO+H_2 \rightarrow C+H_2O$)。$CO_2$ 除可製成輕柔的奈米碳纖維外，也可藉由 Li_3N 將 CO_2 中之碳原子進行快速放熱之氮化反應(Nitrogenization)，生成超高硬度 C_3N_4 ($3CO_2+4Li_3N \rightarrow C_3N_4+6LiO$)，可作為機械與金屬加工業之研磨機台使用。

除此之外，CO_2 亦可製成機能性碳材料，如石墨烯(graphene)、奈米碳管及奈米碳盒等。Xing et al.提出以 Mg/Zn 混合物作為還原劑，將 CO_2 還原成為多孔性石墨烯，比表面積可高達 1,900 m^2/g，導電度為 1,050 S/m，可作為極佳之電熱導體，極具實際工業應用價值。另一方面，採用化學氣相層積法(Chemical deposition vapor, CVD)，採用 NiO_x 作為氧化劑，使 CO_2 在 NiOx 表面與 O_2 行氧化反應，則可得平板狀石墨烯。至於現今應用性最廣之奈米碳管， Zhang et al.採用最易取得之 Mg 粉裝填入 Al_2O_3 管內，於溫度 600-1000℃，壓力 1 atm 下，藉由調控不同 CO_2/O_2 比例，可得不同型態之奈米碳材料。包含有中孔石墨烯(Mesoporous graphene, MPG)、奈米結構碳管(Carbon tubular nanostructure, CTNs)及中空碳盒(Hollow carbon nanobox, HCBs)等。

三、結果與討論

(一)二氧化碳轉化碳材純化後之奈米碳材鑑定

以自行合成及商用之 Ni/Al_2O_3、Li_3N 及金屬鎂觸媒分別以場發掃描式電子顯微鏡(FE-SEM)及穿透式電子顯微鏡(HR-TEM)來探討觸媒外觀結構及粒子之大小、X 光粉末繞射儀(XRD)來鑑定其晶形，最後用比表面積&孔隙度分析(ASAP)探討觸媒的吸附能力及判斷其孔徑大小。另外，Ni/Al_2O_3、Li_3N 及金屬鎂觸媒三種類型觸媒，分別通 CO_2 轉化生成奈米碳材再進一步將碳材純化後所得之高價碳材料分別以拉曼光譜儀(Raman)對震動結構進行分析、XRD 來鑑定其晶形，以及確認是否確實合成出碳材料，接著再以 FE-SEM 及 HR-TEM 來觀察碳材外觀結構及粒子之大小，並判斷其屬於哪一種類之碳材，最後用比表面積& ASAP 來探討奈米碳材之吸附能力及比表面積大小。而三種觸媒還原 CO_2 之反應式如下：

Ni/Al_2O_3 觸媒:

$$2Ni/Al_2O_3 + CO_2 \rightarrow 2NiO/Al_2O_3 + C \quad (3.1)$$

金屬鎂觸媒:

$$2Mg + 3CO_2 \rightarrow 2MgCO_3 + 2C \quad (3.2)$$

Li_3N 觸媒:

$$3CO_2 + 4Li_3N \rightarrow C_3N_4 + 6Li_2O \quad (3.3)$$

1. Ni/Al_2O_3 觸媒及觸媒催化 CO_2 轉化奈米碳纖維之鑑定

使用 FE-SEM 來探討自製 Ni/Al_2O_3 觸媒及商用 Ni/Al_2O_3 觸媒的外觀結構分析。Ni/Al_2O_3 觸媒外觀可以清楚觀察到觸媒的外觀是呈顆粒狀結構，

Ni/Al_2O_3，商用觸媒所表現之明顯顆粒大小差異，可能造成其有效活性點無法充分暴露於外界環境，比表面積下降甚大，最終將會造成催化效果低下。為了觀察合成出合成觸媒的粒徑大小及其分佈的情形，因此利用 HR-TEM 來分析其結構。圖 1(d~i)為商用及自製 Ni/Al_2O_3 觸媒分析照片，由圖 1(e)中可觀察到在本實驗條件下所合成之觸媒粒徑分佈介於 30 - 80 nm 左右，顆粒具有團聚的現象產生，可能是因為 Al_2O_3 稍有吸水性，較易與空氣中的水汽做結合故有團聚現象的產生，而由圖 1(d)得知到商用之 Ni/Al_2O_3 觸媒粒徑分佈約為 600 nm 左右，顆粒因為 Al_2O_3 較易與空氣中的水汽做結合而有團聚的現象產生，商用觸媒所表現之明顯顆粒大小差異，造成其有效活性點無法充分暴露於外界環境，比表面積下降甚大，最終將會造成催化效果低下。

將倍率放大後可明顯看到因金屬所產生的晶格排列現象。如圖 1(i)所示，可得知狹縫間距為 0.96 Å，經由圖 2(b)的 XRD 圖譜相比對後，可發現其狹縫間距與(311)面大致相符，可推斷出 NiO/Al_2O_3。EDS-Mapping 主要用於探討材料其表面元素分布情況，而由圖 2(a)可以知道，其 Ni、Al 及 O 皆均勻分布於觸媒顆粒上，而由文獻得知，觸媒上所負載之金屬若均勻分布在觸媒顆粒上，會提升其後段催化反應或是還原等效果。

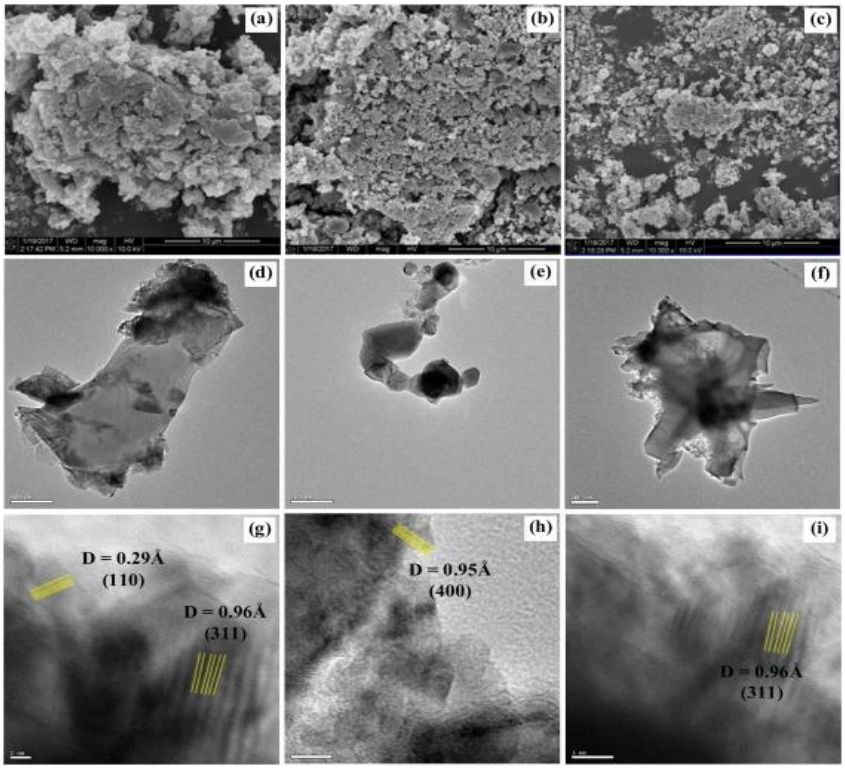


圖 1 市售(a, d, g)、自行合成(b, e, h)及反應後(c, f, i) Ni/Al_2O_3 觸媒之 FE-SEM 外觀及 HR-TEM 結構分析

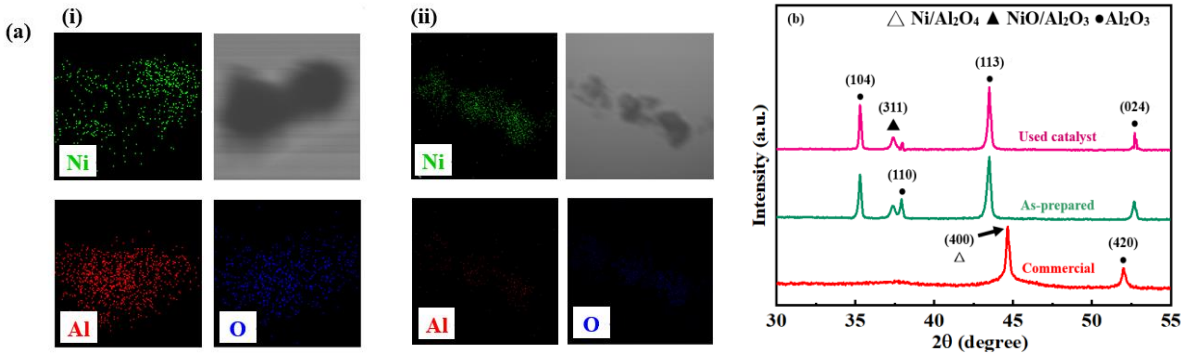


圖 2 (a)市售(i)、自行合成(ii)及反應後 Ni/Al_2O_3 觸媒之 EDXS-mapping 及 (b)XRPD 晶相分析

使用 Ni/Al_2O_3 觸媒通過 CO_2 轉化為奈米碳材之拉曼光譜研究晶格及分子的振動模式、旋轉模式，碳材之拉曼光譜中在 1582 cm^{-1} 有一根很強的波峰，屬於 E_{2g2} 振動模式產生 1582 cm^{-1} (G-band) 特性峰，而在 1340 cm^{-1} (D-band)產生一微弱之特性峰，是因結構內部缺陷使層排列趨於無序，由圖 3(a)可知本實驗所合成之碳纖維其缺陷非常少。而其 I_D/I_G 強度比值為 0.48，此結果表示本實驗所合成之奈米碳纖維仍有結構內部缺陷存在使碳層排列趨於無序。而在 2645 cm^{-1} (2D-band) 有一根很強的波峰，此波段的產生是由於缺陷振動模式第二階段的拉曼散射光產生的。利用 ASAP 2020 可得知觸媒之孔洞的比表面積、氣體吸附量與孔洞排列。如表 1 所示，自製 Ni/Al_2O_3 觸媒之 BET 比表面積及 Langmuir 表面積分別為 429.2 及 652.4 m^2/g，平均孔洞體積為 1.69 cm^3/g，最大氮氣吸附量為 1146.7 cm^3/g，其利用比表面積及孔徑分布計算出微孔、中孔及巨孔所佔比例分別為 0%、25.6%及 74.4%，以巨孔比例居多；而商用 Ni/Al_2O_3 觸媒之 BET 比表面積及 Langmuir 表面積分別為 4.3 及 6.9m^2/g，平均孔洞體積為 0.02 cm^3/g，最大氮氣吸附量可達 15.7 cm^3/g，其利用比表面積及孔徑分布計算出微孔、中孔及巨孔所佔比例分別為 0%、25%及 75%，以巨孔比例居多，均明顯符合 Type V H3 之特性。

表 1 市售、自行合成及反應後之 Ni/Al_2O_3 觸媒之孔徑結構分析

Samples (Ni/Al_2O_3)	BET surface area ($m^2\ g^{-1}$)	Langmuir surface area ($m^2\ g^{-1}$)	Pore volume[a] ($cm^3\ g^{-1}$)	Max. N_2 volume adsorbed ($cm^3\ g^{-1}$)-77 K	Pore size distribution[a]		
					V_{mirco} (%)	V_{meso} (%)	V_{macro} (%)
Commercial	4.3	6.9	0.02	15.7	0.0	25.0	75.0
As-prepared	429.2	652.4	1.69	1146.7	0.0	25.6	74.4
Used catalyst	397.6	606.4	1.56	1067.3	0.0	21.4	78.6

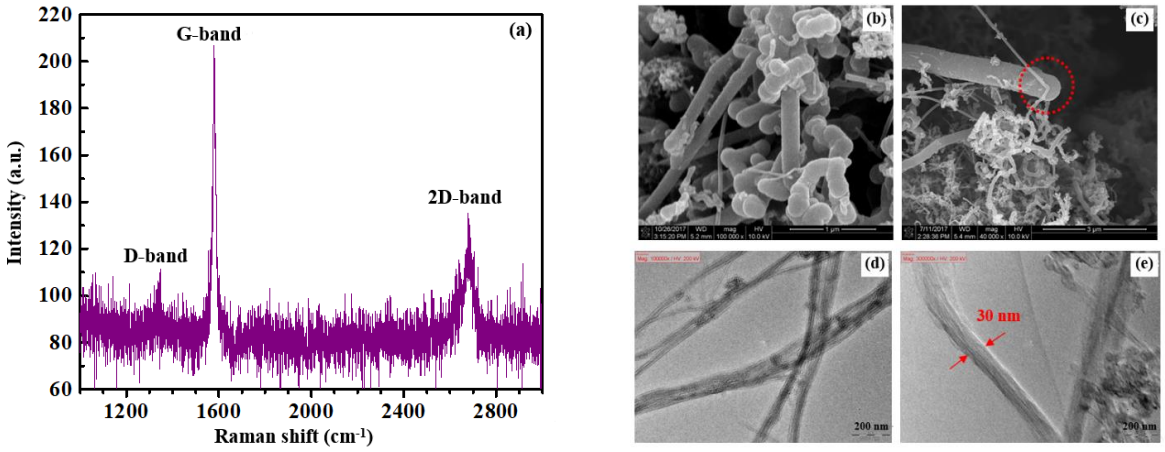


圖 3 自行合成之奈米碳纖維之(a) Raman 光譜結構、(b) (c) FE–SEM 外觀及(d) (e) HR–TEM 結構分析

使用 FE-SEM 來探討純化後碳纖維之外觀結構分析，由圖 3(b,c)為碳纖維外觀，由圖可以清楚觀察到藉由 Ni/Al_2O_3 觸媒所轉化生成之碳纖維，其呈現長條纖維狀，而其橫截面為實心，因此可以判斷已成功透過 Ni/Al_2O_3 觸媒將 CO_2 轉化為奈米碳纖維，其直徑約為 30 - 50 nm 左右。而為了進一步確認經由 Ni/Al_2O_3 觸媒所轉化生成之碳纖維是否有觸媒殘留以及其是否真為碳材料，因此乃採用 EDX (energy-dispersive X-ray)對其進行成份分析測試，從表 2 可以看出其元素組成僅具有 Pt 及 C 兩種物質，而 Pt 為使用 FE-SEM 時，欲使其具有導電性，而在前處理時所鍍上之白金，扣除 Pt 元素更能確認透過 Ni/Al_2O_3 觸媒將 CO_2 轉化為碳材料。利用 HR-TEM 來分析 Ni/Al_2O_3 觸媒轉化生成之奈米碳纖維之形貌以及結構，由圖 3(d,e)可以得知本文所合成出之奈米碳纖維其直徑約在 30-80 nm 左右，其結構呈現長條狀，且為實心之結構。因此可以判斷已成功透過 Ni/Al_2O_3 觸媒將 CO_2 轉化為奈米碳纖維。

表 2 奈米碳纖維之 EDX 成分分析

Element series	Norm.c[wt.%]	Atom.c[at.%]
Carbon K-series	71.51	97.61
Platinum M-series	28.49	2.39
Total:	100	100

2. 金屬鎂觸媒還原 CO_2 為多孔性石墨烯之鑑定

使用 FE-SEM 來探討金屬鎂觸媒還原 CO_2 後所得之多孔性石墨烯的外觀結構分析。由於為多孔性石墨烯外觀，由圖 4(a)及(b)可以清楚觀察到它呈現與多層石墨烯一樣之結構，由一層一層片狀石墨烯堆疊而成，不同的點在於，其表面具有很多的孔洞，以提升多孔性石墨烯之比表面積大小，以期未來能應用在電化學電極塗佈等應用。利用 HR-TEM 來分析其金屬鎂觸媒還原 CO_2 為多孔性石墨烯之粒徑大小及其分佈的情形。圖 4 (c)及(d)為多孔性石墨烯之 TEM 分析照片，由分析圖可得知，其呈現片狀堆疊而成之結構，其整片大小約在 8 μm 左右，亦可以藉由 HR-TEM 使用之 300 mesh 銅網，其銅網上鍍了一層碳膜，以攔住欲觀察之材料，故可藉由圖片判斷，本實驗室所合成之多孔性石墨烯其與背景顏色相似，因此更能判斷已成功利用金屬鎂觸媒將 CO_2 還原為多孔性石墨烯。

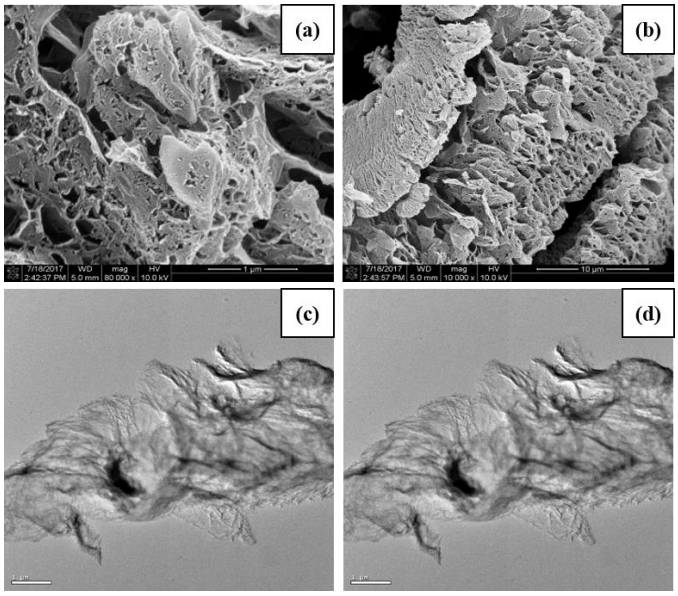


圖 4 石墨烯之 FE-SEM(a,b)外觀及 HR-TEM 結構分析

使用金屬鎂觸媒還原 CO_2 轉化為多孔性石墨烯之拉曼光譜研究晶格及分子的振動模式、旋轉模式，由光譜中可得知在 1582 cm^{-1} 有一根很強的波峰，屬於 E_{2g2} 振動模式產生 1582 cm^{-1} (G-band)特性峰，而在 1340 cm^{-1} (D-band)產生一微弱之特性峰，是因結構內部缺陷使碳層排列趨於無序，由圖可知本實驗所合成之碳纖維其缺陷非常少。而其 I_D/I_G 強度比值為 1.16，此結果表示本實驗所合成之多孔性石墨烯具有較多之晶格缺陷，因透過金屬鎂觸媒還原 CO_2，在石墨烯表面製造很多孔洞(如圖 5 所示)，以增加其比表面積，從而導致具有較多之晶格缺陷。

3. Li_3N 觸媒及觸媒催化 CO_2 轉化為高硬度材料 C_3N_4 之鑑定

使用 FE-SEM 來了解 Li_3N 觸媒的外觀形貌及其結構分析。圖 6(a)及(b)為 Li_3N 觸媒之外觀，由圖 6(a)可以清楚觀察到 Li_3N 觸媒的外觀是呈顆粒狀結構，且在圖 6(b)中 80,000 倍 FE-SEM 圖下可以觀察到觸媒表面還有觀察到未成長完成之觸媒，因此可推斷此型觸媒是由一顆顆小顆粒聚集成為約 1.5 – 2.5 μm 之中型顆粒，再由中型顆粒聚集成為約 9 – 10 μm 之觸媒顆粒。利用 HR-TEM 來觀察合成出合成觸媒的粒徑大小及其分佈的情形，圖 6(c)及(d)為自製及商用 Li_3N 觸媒之顯微鏡照片，由圖 6(c)中可觀察到其觸媒粒徑分佈介於 9 - 20 nm 左右，且這些小顆粒會聚集成一顆完整之觸媒。而將倍率放大後可明顯看到因金屬所產生的晶格排列現象。如圖 6 (d)所示，可得知狹縫間距為 0.12 Å 以及 0.15 Å，經由圖 7 XRD 圖譜相比對後，可發現其狹縫間距與(111)面及(001)面大致相符，因此可推斷出 Li_3N，以上結論表明此顆粒確實有 Li_3N 之晶格結構形成。

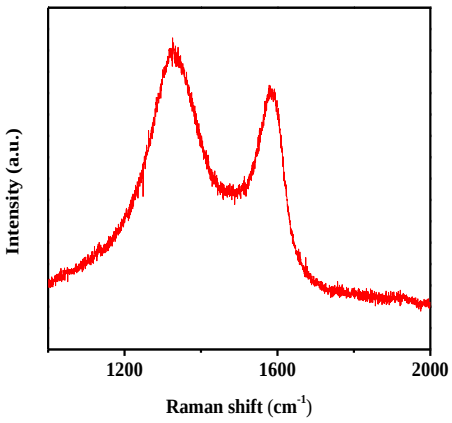


圖 5 中孔洞石墨烯之 Raman 光譜結構分析

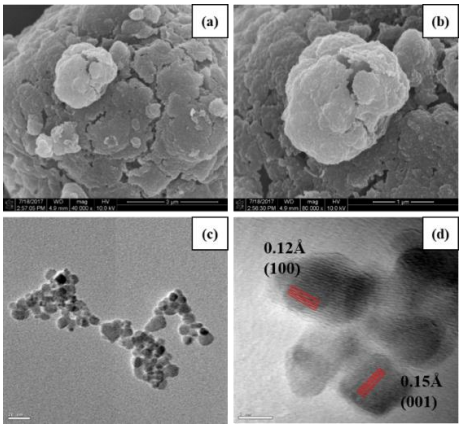


圖 6 氮化鋰之 FE-SEM(a,b)外觀及 HR-TEM raphene 結構分析

圖 7 為 Li3N 觸媒之 XRD 圖譜，其繞射峰結果顯示在 2θ = 23.1°、28.1°、32.2°、46.7°、49.8°、52.2°、55.6°及 71°時有明顯之 Li_3N 之特徵峰出現；因此由 XRD 圖譜分析可證實確實為 Li_3N 觸媒。如圖 8 所示，藉由 XRD 分析我們可以明顯看到原本屬於 Li_3N 之繞射峰已消失，在 2θ = 27° 有 C 的特徵峰表現出來；2θ = 57° 有一微小之特徵峰，其所代表為 C_3N_4 之峰值，由於本文所合成之 C_3N_4 其屬於非晶性結構，而 XRD 主要應用於具晶體結構之材料，因此 2θ = 57° 之峰值才會明顯較小，故透過此 XRD 分析可確認確實透過 Li_3N 觸媒將 CO_2 還原為 C_3N_4 高硬度材料。

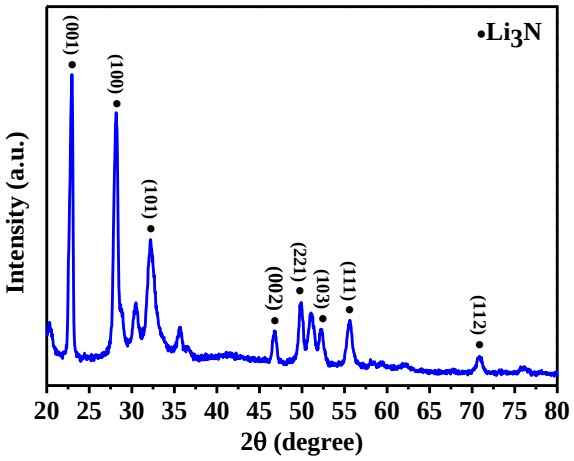


圖 7 氮化鋰之XRD 晶體結構分析

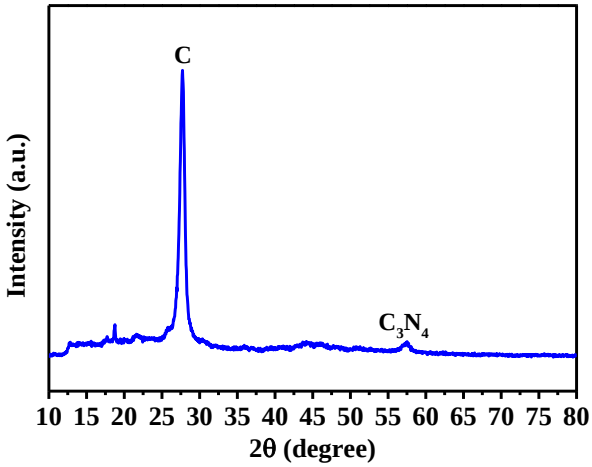


圖 8 自製氮化碳之 XRD 晶體分析

利用 FE-SEM 來探討 Li_3N 觸媒還原 CO_2 為超高硬度材料 C_3N_4 的外觀結構分析。圖 9 為高硬度材料 C_3N_4 的外觀結構圖，由圖可以清楚觀察到高硬度材料 C_3N_4 其外觀是呈顆粒狀結構，而因反應在高溫高壓下進行，進而導致高硬度材料 C_3N_4 有燒結在一起的情形發生，而團聚情形能加強高硬度材料 C_3N_4 其結構強度耐磨性等機械性質。為了進一步確認需透過 Li_3N 觸媒還原 CO_2 為超高硬度材料 C_3N_4 是否有觸媒殘留以及其是否真為碳材料，因此採用 FE-SEM (EDX)對其進行成份分析測試，從表 3 可以看出其元素組成具有 C、N 及 Pt 三種物質，而 Pt 為使用場發式電子顯微鏡時，欲使其具有導電性，而在前處理時所鍍上之白金，故可以確認確實透過 Li_3N 觸媒將 CO_2 轉化為碳材料。

利用 HR-TEM 來分析 Li_3N 觸媒還原 CO_2 為超高硬度材料 C_3N_4 的粒徑大小及其分佈的情形。圖 9 為超高硬度材料 C_3N_4 分析照片，由圖可以得知其呈現不規則片狀之結構，整片大小約在 20 μm 左右亦可以藉由 HR-TEM 使用之 300 mesh 之銅網，其銅網鍍上一層碳膜，以攔住欲觀察之材料，因此我們可藉由圖判斷，所合成之超高硬度材料 C_3N_4 其與背景相似，可以初步判斷已成功利用 Li_3N 觸媒將 CO_2 還原為超高硬度材料 C_3N_4。

表 3 自製氮化碳之EDX 成分分析

Element series	Norm.c [wt.%]	Atom.c [at.%]
Carbon K-series	39.14	51.28
Nitrogen K-series	42	47.2
Platinum M-series	18.86	1.52
Total:	100	100

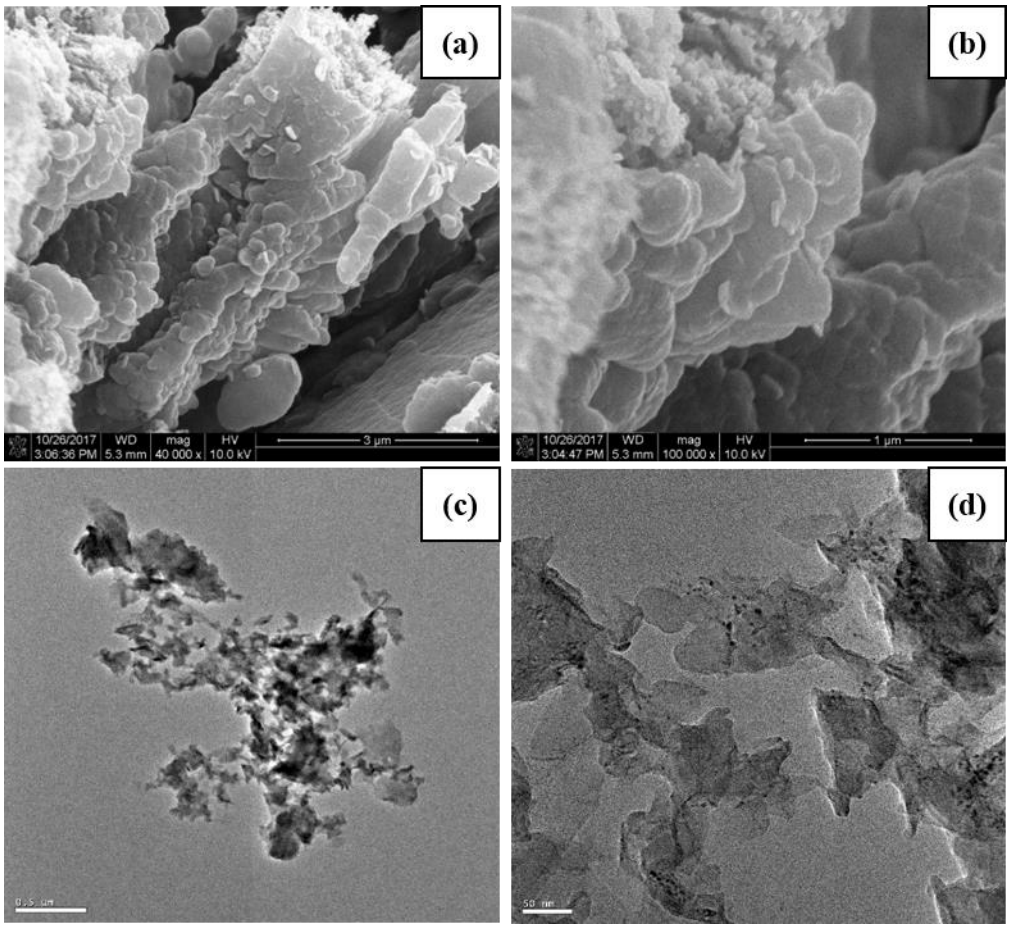


圖 9 自製氮化碳之(a,b)FE-SEM 外觀及(c,d)HR-TEM 結構分析

(二) 二氧化碳與氫氣轉化生成奈米碳材之基本設計與工程放大模擬

1.以碳纖維為案例

本研究以某上游工業區之進料條件作為計算基礎，並以鎳鋁觸媒為例，假設建廠以每天處理 10 噸之 CO_2 為例，則每秒鐘觸媒催化反應器之進料流量為 2.63 (mol/s) CO_2。而 CO_2 是由上游工廠之尾氣 CO_2 經 PSA 程序純化而得，故其可無限免費供應。由上述條件進行成本收益及固碳量計算來模擬工程放大可行性。用以生成產物之鎳鋁觸媒之反應式及其最佳轉化率，如下所列：

鎳鋁觸媒觸媒反應式：

$$2Ni/Al_2O_3 + CO_2 \rightarrow 2NiO/Al_2O_3 + C \quad (3.4)$$

鎳鋁觸媒轉化率：4% (@600℃/1 atm) (3.5)

將 2.63 (mol/s) CO_2 供給反應器(其中因 CO_2 會先耗盡，故 CO_2 為限量試劑)，經由鎳鋁觸媒反應式，可得奈米碳纖維產量：

碳纖維產量 = 2.63 mol/s (3.6)

考慮奈米碳纖維實際轉化率，因產率並非 100%，故將碳纖維產量，分別乘上鎳鋁觸媒轉化率，並考慮反應式之係數關係，得實際產量：

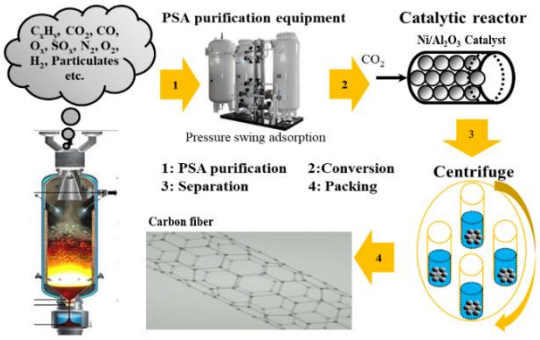
碳纖維實際產量 $= 2.63 \times 2.48\% = 0.074$ mol/s (3.7)

將上述奈米碳纖維實際產量，乘上奈米碳纖維 (12 g/mol)之分子量，可換算得實際日產量：

奈米碳纖維實際日產量 $= 0.074 \times 12 \times (24 \times 60 \times 60) = 76{,}350$ g/d (3.8)

以奈米碳纖維實際產量，乘以奈米碳纖維(NT$ 1,200 元/kg)之 2022 年價格，可得碳纖維之收益= 76,350× 1,200/1,000 = 91,620 元/日= 20,156,400 元/年 (3.9)

圖 10 觸媒連續式反應器之生產模廠設計圖，假設此反應器每天能處理 10 噸 CO_2，進行經濟效益評估單位生產成本、廠房投資、設備成本以及人事成本考量與評估成本與銷售金額之虧盈，表 4 為建廠處理 10 噸/天之 CO_2 建設成本評估，初估設廠房設備之總建廠成本為 40,000,000 元，廠房處理 10 噸/天之 CO_2 生產進料、原料、人事、電力消耗、設備維護、廠房投資成本與營利稅項等評估為 6,000,000 元/年，搭配現今單位奈米碳纖維銷售價格計算可得出若建廠，在 4.4 年內即可回收所以投入成本。



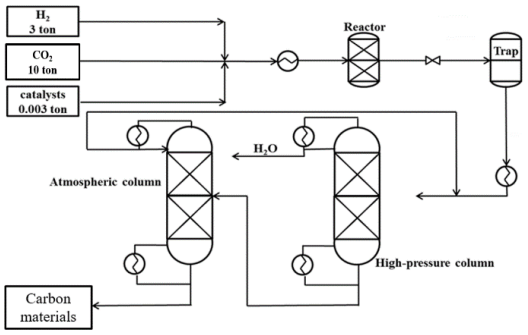


圖 10 10-TPD 二氧化碳與氫氣轉化生成奈米碳纖維 pilot-scale 生產模廠之質量平衡圖及反應概念說明

表 4 10–TPD CO_2 催化生成碳纖維模廠(pilot-scale plant)之經濟成本估算

	10–TPD cash flow (× 1,000,000)[a]		
	1st year	2nd year	3rd year
Initial capital investments[b]	40.0	12.0	12.0
Production cost[c]	6.0	6.2	6.3
Cash inflow[d]	20.2	20.6	21.0
Payback[e] (year)	4.4		

[a] The pilot–plant for high-value product of carbon nanofiber from waste emitted gases was operated 24 hours per day and 220 working days per year.

[b] Initial capital investments for first year of 10–TPD respectively include land, machineries and freight, erection, and installation, insurance, etc. Initial capital investments for the second or third year are approximately 30% of first year briefly including maintaining fee and depreciation of equipment.

[c] Production cost also includes raw materials (free or lower costs of recycled CO_2 and H_2), labor, manufacturing overheads, non-operating expenses, etc. Yearly production cost increasing rate was set as 3.0%.

[d] Yearly cash flow increasing rate was set as 2.0%.

[e] Payback period = initial investment/annual payback.

2.以石墨烯為案例

條件如上述奈米碳纖維案例之進料條件作為計算基礎,並以金屬鎂觸媒為例，假設建廠以每天處理 10 噸之 CO_2 為例，則每秒鐘觸媒催化反應器之進料流量為 2.63 (mol/s) CO_2。用以生成產物之金屬鎂觸媒之反應式及其最佳轉化率，如下所列：

金屬鎂觸媒反應式：

$$2Mg\,(s) + 3CO_2\,(g) \fallingdotseq 2C + 2MgCO_3\,(g) \quad (3.10)$$

金屬鎂觸媒轉化率：6% (@600℃/1 atm) (3.11)

將 2.63 (mol/s) CO_2 供給反應器(其中因 CO_2 會先耗盡，故 CO_2 為限量試劑)，經由金屬鎂觸媒反應式，可得石墨烯產量 = 1.75 mol/s (3.12)

考慮石墨烯實際轉化率，因產率並非 100%，故將石墨烯產量，分別乘上金屬鎂觸媒轉化率，並考慮反應式之係數關係，得石墨烯實際產量：

石墨烯實際產量 $= 1.75 \times 5.52\% = 0.097$ mol/s (3.13)

將上述石墨烯實際產量，乘上石墨烯 (12 g/mol)之分子量，可換算得石墨烯實際日產量 $= 0.097 \times 12 \times (24 \times 60 \times 60) = 100{,}569$ g/d (3.14)

以石墨烯實際產量，乘以石墨烯依照網路查詢之 2022 牌價(NT$ 7,500 元/kg)計算，可得製備石墨烯之收益 = 100,569× 7,500/1,000 = 754,268 元/日= 165,938,960 元/年 (3.15)

圖 11 為觸媒連續式反應器之生產模廠設計圖，觸媒連續式反應器之生產模廠設計圖，假設此反應器每天能處理 10 噸 CO_2，進行經濟效益評估單位生產成本、廠房投資、設備成本以及人事成本考量與評估成本與銷售金額之虧盈，表 5 為建廠處理 10 噸/天之 CO_2 建設成本評估，初估設廠房設備之總建廠成本為 300,000,000 元，廠房處理 10 噸/天之 CO_2 生產進料、原料、人事、電力消耗、設備維護、廠房投資成本與營利稅項等評估為 50,000,000 元/年，搭配現今單位石墨烯銷售價格計算可得出若建廠，在 4.1 年內即可回收所以投入成本。

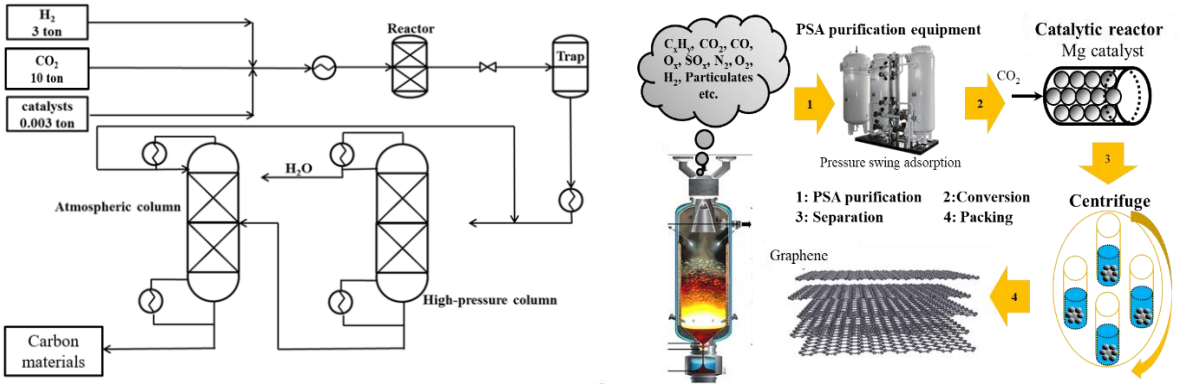


圖 11 10-TPD 二氧化碳與氫氣轉化生成石墨烯 pilot-scale 生產模廠之質量平衡圖及反應概念說明

表 5 10–TPD CO_2 催化生成石墨烯模廠(pilot-scale plant)之經濟成本估算

	10–TPD cash flow (× 1,000,000)[a]		
	1st year	2nd year	3rd year
Initial capital investments[b]	300.0	90.0	90.0
Production cost[c]	50.0	51.5	53.0
Cash inflow[d]	165.9	169.2	172.6
Payback[e] (year)		4.1	

[a] The pilot–plant for high-value product of carbon nanofiber from waste emitted gases was operated 24 hours per day and 220 working days per year.

[b] Initial capital investments for first year of 10–TPD respectively include land, machineries and freight, erection, and installation, insurance, etc. Initial capital investments for the second or third year are approximately 30% of first year briefly including maintaining fee and depreciation of equipment.

[c] Production cost also includes raw materials (free or lower costs of recycled CO_2 and H_2), labor, manufacturing overheads, non-operating expenses, etc. Yearly production cost increasing rate was set as 3.0%.

[d] Yearly cash flow increasing rate was set as 2.0%.

[e] Payback period = initial investment/annual payback.

四、結 論

1. 以拉曼光譜研究透過 Ni/Al_2O_3 觸媒還原 CO_2 所得之奈米碳纖維之晶格及分子的振動模式、旋轉模式，在光源為 514 nm 下所得到 CNFs 拉曼光譜，其在 1582 cm^{-1} 有一根很強的波峰，屬於 E_{2g2} 振動模式產生 1582 cm^{-1} (G-band) 特性峰，而在 1340 cm^{-1} (D-band)產生一微弱之特性峰，是因結構內部缺陷使碳層排列趨於無序，而其 I_D/I_G 強度比值為 0.48，表示本實驗所合成之奈米碳纖維仍有結構內部缺陷存在使碳層排列趨於無

序。而在 2645 cm^{-1} (2D-band) 有一根很強的波峰，此波段的產生是由於缺陷振動模式第二階段的拉曼散射光產生的。

2. 以 XRD 圖譜鑑定 Li_3N 觸媒之晶體結構，根據文獻確認所合成之觸媒為正確的並透過奈米碳材反應測試台，在 10 bar 壓力下，合成出高硬度 C_3N_4 碳材料，並透過場發掃描式電子顯微鏡來探討其外觀結構分析，確定所合成之碳材為 C_3N_4。
3. 以拉曼光譜研究透過金屬鎂觸媒還原 CO_2 所得多孔性石墨烯之晶格及分子的振動模式、旋轉模式，在光源為 514 nm 下所得到拉曼光譜，其在 1582 cm^{-1} 有一根很強的波峰，屬於 E_{2g2} 振動模式產生 1582 cm^{-1} (G-band) 特徵峰，而在 1340 cm^{-1} (D-band)產生一特徵峰，是因結構內部缺陷使碳層排列趨於無序，其 I_D/I_G 強度比值為 1.16，此結果表示本研究所合成之多孔性石墨烯具有較多之晶格缺陷，是因此型碳材為在石墨烯表面製造很多孔洞，以增加其比表面積，從而導致具有較多之晶格缺陷。
4. 若假設以 10 TPD 之觸媒連續式反應器之生產模廠設計，預估可得碳纖維之收益= 76,350× 1,200/1,000 = 91,620 元/日= 20,156,400 元/年，初估設廠房設備之總建廠成本為 40,000,000 元，廠房處理 10 噸/天之 CO_2 生產進料、原料、人事、電力消耗、設備維護、廠房投資成本與營利稅項等評估為 6,000,000 元/年，搭配現今單位奈米碳纖維銷售價格計算可得出若建廠，在 4.4 年內即可回收所投入成本。同理評估石墨烯案例，預估可得石墨烯之收益 = 100,569× 7,500/1,000 = 754,268 元/日= 165,938,960 元/年，初估總建廠成本為 300,000,000 元，廠房生產進料、原料、人事、電力消耗等評估為 50,000,000 元/年，搭配現今單位石墨烯銷售價格計算可得出若建廠，在 4.1 年內即可回收所投入成本。

五、參考文獻

1. Novoselov, K. S., et al. "A roadmap for graphene." Nature 490(7419) (2012): 192-200.
2. Sutter, P. W. et al., "Epitaxial graphene on ruthenium." Nature Materials 7(5) (2008): 406-411.
3. Shen, Ke, et al. "Effect of oxidative stabilization on the sintering of mesocarbon microbeads and a study of their carbonization." Carbon 49(10) (2011): 3200-3211.
4. Chiang, C. L. et al, "Acid-catalyzed synthesis and CO_2 adsorption of Cu and

Cu-Zn bimetallic imidazolate frameworks." Nanoscience and Nanotechnology Letters 8(8) (2016): 621-627.

5. Chiang, C. L. et al., "Enhancement of CO_2 adsorption and separation for non-porous Zn/Co azolate frameworks via ethanol-induced structural transformation." Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers 98 (2019): 99-112.
6. Madejski, P., et al. "Methods and techniques for CO_2 capture: Review of potential solutions and applications in modern energy technologies." Energies 15(3) (2022): 887.
7. Chiang, C. L., et al. "Conversion of hydrogen/carbon dioxide into formic acid and methanol over $Cu/CuCr_2O_4$ catalyst." International Journal of Hydrogen Energy 42(37) (2017): 23647-23663.
8. Chiang, C. L. et al., "Preparation and characterization of Ni_5Ga_3 for methanol formation via CO_2 hydrogenation." Topics in Catalysis 60(9) (2017): 685-696.
9. Lin, K. L., et al, "Preparation and Characterization of Ni/Al_2O_3 for Carbon Nanofiber Fabrication from CO_2 Hydrogenation." Catalysis Today 388-389 (2022): 341-350.
10. Hu, Y. H. and Yan H., "Fast and exothermic reaction of CO_2 and Li_3N into C–N-containing solid materials." The Journal of Physical Chemistry A 115.42 (2011): 11678-11681.
11. Xing, Z., et al. "Reducing CO_2 to dense nanoporous graphene by Mg/Zn for high power electrochemical capacitors." Nano Energy 11 (2015): 600-610.
12. Son, I. H., et al. "CO_2 enhanced chemical vapor deposition growth of few-layer graphene over NiOx." ACS Nano 8.9 (2014): 9224-9232.
13. Zhang, H., et al. "Shape-controlled synthesis of nanocarbons through direct conversion of carbon dioxide." Scientific Reports 3.1 (2013): 1-8.

醫療廢棄物之循環經濟策略管理

周卓群*、李育明**

摘　要

台灣的醫療品質及資源回收技術為全世界有目共睹，而醫療廢棄物的回收再利用處理近幾年在國內也逐漸受到重視，環保署、衛福部的線上申報資料顯示，國內的生物醫療廢棄物產生量逐年增加，目前全國總量約 3 萬 5,000 多公噸，平均每月約 2,900 公噸，其中有將近四成以上為塑膠可再利用資源，但目前以再利用方式處理的比率僅約為 21% (609 公噸)，大量醫療塑膠送往焚化處理，衍生戴奧辛疑慮及爐渣等二次汙染。

為減少環境汙染及創造循環經濟效益，衛福部自民國 105 年起，已將部立醫院及公立醫院列入優先輔導對象，要求並鼓勵提高醫療廢棄物再利用比率，未來也會持續配合環保署政策擴大再生利用項目，以達到政府推動循環經濟的政策。

目前可回收的醫療廢塑膠種類，除了非感染性的醫療用廢塑膠，包含點滴輸注液容器、廢藥水桶、輸液導管等，另外屬於感染性塑膠廢棄物只要經滅菌、破碎處理以及分選，可再熱融製成塑膠再生粒，而現況卻是將大部分可再利用塑膠以焚化方式處理，不僅浪費資源，還有汙染環境之虞，如何從醫院事業單位端就能做好分類管理，將廢棄物變成可回收資源，朝向綠色醫院發展。台灣塑膠產業的軟實力也有助於環保署及衛福部發展推動生物醫療廢棄物的再利用，且政府相關單位需有效落實管理追蹤再利用塑膠流向。

【關鍵詞】醫療廢棄物、醫療用廢塑膠、循環經濟、回收再利用

---

*國立臺北大學自然資源與環境管理研究所　碩士生

**國立臺北大學自然資源與環境管理研究所　特聘教授

一、前　言

自工業革命以來，人類便習慣採用線性的生產消費模式，從自然環境中開採原物料後，經過加工製造進而變成商品，而商品在被購買使用後就直接丟棄，這種周而復始的生活方式不斷的消耗著地球有限的資源，最後產品最終的命運是直接掩埋或焚燒。

但在人口不斷增長、高度城市化、產業供應鏈全球化的同時，伴隨而來的是氣候變遷、環境生態惡化、大量廢棄物無法妥善處理等各種問題急遽攀升，世界各國原物料需求增加、開採成本也越來越高，導致產品價格將會持續升高，在此狀況下，產業採購原物料的成本與風險必將提高，導致傳統製造業的競爭力降低，因此循環經濟的發展，不論是在商業上、環境或社會等面向，各界都必須重視此課題。

循環經濟不同於線性經濟的浪費資源模式，循環經濟是將物質不斷循環利用，形成「資源、產品、再生資源」的循環模式，希望讓此系統所產生的廢棄物極小化，甚至達成零廢棄的目標。在循環經濟中，我們依循著一個觀念，「只有錯置的資源，沒有真正的廢棄物」，期望從最根本的地方解決經濟與環境的矛盾。

大量醫療用廢塑膠經由焚化處理，進而衍生出戴奧辛、夫喃等有毒氣體，以及爐渣，對空氣、土壤及水源等環境容易產生負面影響。為減少環境負擔，政府及醫院自民國 98 年起推動醫療廢塑膠滅菌再生利用，時至今日也有相當的成果，而在從醫院端的分類至滅菌，進而再生利用的流程，回收過程的安全及感控風險也是相當值得注意。

廢棄物的妥善處理是環境保育中重要的一環，除了焚化處理，循環經濟模式更是最佳的方式，故本研究將針對醫療事業機構中所產生的生物醫療廢棄物，透過事業單位端的顏色分類，經過高溫高壓滅菌，進而將塑料再生利用，確實讓廢棄物資源化，使環境的汙染負擔降到最低，並管理相關再利用流程，以達到循環經濟之目標。

二、生物醫療廢棄物之定義與處理技術

廢棄物清理法於民國 63 年 7 月 26 日制定,經多次修正,係為有效清除、處理廢棄物，改善環境衛生，維護國民健康為立法目的。根據廢棄物清理法第二條規定，依來源與性質分為兩種，一般廢棄物與事業廢棄物。一般廢棄物是指事業廢棄物以外之廢棄物,而事業廢棄物是指事業活動產生非屬其員工生活產生之廢棄物，其中包括有害事業廢棄物及一般事業廢棄物。一般事業廢棄物：由事業所產生有害事業廢棄物以外之廢棄物。而有害事業廢棄物則是由事業所產生具有毒性、危險性，其濃度或數量足以影響人體健康或污染環境之廢棄物。本研究探討之生物醫療廢棄物即屬有害事業廢棄物之一類。

西元 1980 年代，由於愛滋病所造成的恐慌情緒，引發全球對於如何處理醫療廢棄物問題的重視。同時，美國發生垃圾清潔工拒收醫院廢棄物的事件，還有在海灘上發現廢棄的醫療廢棄物，促使美國聯邦政府決定制定醫療廢棄物追蹤法(Medical Waste Tracking Act)，基於當時的時空背景，行政院環保署亦將醫療廢棄物列為管理重點。

依據環保署網頁之定義，生物醫療廢棄物係指醫療機構、醫事檢驗所、醫學實驗室、工業及研究機構生物安全等級第二級以上之實驗室、從事基因或生物科技研究之實驗室、生物科技工廠及製藥工廠，於醫療、醫事檢驗、驗屍、檢疫、研究、藥品或生物材料製造過程中產生附表三所列之廢棄物。因此在相關定義上生物醫療廢棄物可分為 3 大類：

(1)屬致癌或可能致癌之細胞毒素或其他相關藥物者，歸類於基因毒性廢棄物。

(2)對人體會造成刺傷或切割傷的廢棄物品，如注射針頭、注射筒及輸液導管、手術縫合針、針灸針、手術刀、載玻片或破裂之玻璃器皿等，被歸類為廢尖銳器具。

(3)廢棄之微生物培養物、菌株及相關生物製品、病理廢棄物、血液廢棄物、受污染動物屍體、殘肢及墊料、手術或驗屍廢棄物、實驗室廢棄物、透析廢棄物、隔離廢棄物、受血液及體液污染廢棄物等九項，則被歸類為感染性廢棄物。

該生物醫療廢棄物都必須依照事業廢棄物貯存清除處理方法及設施標準，妥善加以處理。總結而言，生物醫療廢棄物處理方法，目前主要有熱處理法(焚化、熱解、熔融)及滅菌法二種方式。

焚化法：係指利用高溫燃燒，將事業廢棄物轉變為安定氣體或物質的

處理模式。同時規範生物醫療廢棄物焚化爐燃燒室出口中心溫度應高於攝氏 1,000 度以上，燃燒氣體滯留時間超過 1 秒以上，燃燒效率必須大於 99.9%。

滅菌法：指在一定時間內，以物理(含微波處理)或化學原理將事業廢棄物中微生物消滅之處理方法，其指標微生物削減率(reduction rate)至少須達 99.999%(俗稱 5 個 9)；其採高溫高壓蒸氣滅菌者，以嗜熱桿菌芽孢測試；採其他滅菌法者，以枯草桿菌芽孢測試。

而滅菌操作有其相關規範，生物醫療廢棄物之滅菌鍋必須應為專用，不可再使用於消毒器械，其操作條件需符合環保署及衛生福利部下列各款規定之一，並應每次至少自動監測及同步記錄所操作之溫度及時間：

(1) 操作溫度 121º 以上，壓力 1.06 kg/cm^2 以上，加熱時間 60 分鐘以上。

(2) 操作溫度 135º 以上，壓力 2.18 kg/cm^2 以上，加熱時間 45 分鐘以上。

三、生物醫療廢棄物處理現況及再利用情形

依據世界衛生組織(WHO)醫療廢棄物安全管理技術手冊，有害醫療廢棄物以焚化處理為原則，部分廢棄物可採用滅菌方式處理，臺灣已參考國際規範，訂定相關處理方法。

為讓醫療廢棄物清理及再利用機構之設立及營運有所依循，衛生福利部依據廢棄物清理法(以下簡稱本法)第 39 條第 2 項規定，於 90 年 12 月與民國 91 年 5 月發布「醫療廢棄物共同清除處理機構管理辦法」、「醫療事業廢棄物再利用管理辦法」。依據本法第 31 條規定，經中央主管機關指定公告一定規模之事業(醫療機構：1.醫院 2.洗腎診所 3.設三個診療科別以上之診所)，應依中央主管機關規定之格式、項目、內容、頻率，以網路傳輸方式，向直轄市、縣(市)主管機關申報其廢棄物之產出、貯存、清除、處理、再利用、輸出、輸入、過境或轉口情形。故醫療事業單位所產出廢棄物於委託清除時，應至系統申報廢棄物產出數量，且清除機構(1 日內)及處理機構或再利用機構(4 日內)亦應上網申報，以確認廢棄物收受量相符。根據環保署事業廢棄物申報及管理資訊系統。

依據前述相關法規之分類定義，目前醫療機構所產生之事業廢棄物分為以下類別：

1. 一般事業廢棄物：包含員工生活垃圾、門診與病房之一般性質醫療廢棄物混合物、廢膠片及 X 光片、污泥、廢石膏等，其處理方式以焚化或熱處理為主。

2. 生物醫療廢棄物：包括感染性廢棄物、基因毒性廢棄物、廢尖銳器具等，其處理方式以焚化法或熱處理法為主，部分感染性廢棄物(例如人工腎臟、血液透析導管、不含針頭之針筒，其他塑膠醫療器材等項)可妥善收集並分類後交由再利用機構進行再利用。
3. 可回收再利用廢棄物：包括資源回收物(如鐵、鋁罐、寶特瓶、紙類等)、廚餘、醫療用廢塑膠、藥用廢玻璃容器、廢攝影膠片、廢牙冠等，其再利用方式皆為交由合格回收業者與相關合法再利用機構進行再利用。

醫療廢棄物具感染性風險，首重感染源的控制，以保障環境安全與民眾健康。醫療廢棄物於醫療機構產出後，皆需經過院內護理人員做第一線分類，該分類動作為先進行有害特性區別後(感染、有害與一般性質)，再依據「醫療事業廢棄物再利用管理辦法」及「共通性事業廢棄物再利用管理辦法」，進行再利用與不可再利用之分類。

至於一般性質許可再利用種類,依據「醫療事業廢棄物再利用管理辦法」附表公告中 6 項醫療廢棄物可進行再利用：

1.廢石膏模(屑、塊、粉)、
2.廢尖銳器具、
3.廢攝影膠片(卷)、
4.廢顯/定影液、
5.廢牙冠、
6.醫療用廢塑膠(點滴輸注液容器、輸液導管、廢針筒、廢藥水桶)。

該附表皆針對事業廢棄物來源及用途、再利用機構應具備的相關資格、再利用之運作管理(含產品應符合規格標準、污染防治措施...等)皆有詳細規範。

而為了擴大有害生物醫療廢棄物再利用範圍,除了原本已在進行滅菌再利用的透析廢棄物之濾器(即人工腎臟)及血液迴路管(即拋棄式導管)及廢尖銳器具(限不含針頭 之注射筒、注射推桿及活塞)，衛福部在民國 105 年通過其他塑膠類納入再利用項目，例如中心靜脈導管、小兒集尿袋、蓄尿袋、成人用尿袋、廢液收集袋、導尿管(限塑膠材質)、蛇型管、氧氣鼻導管、氣管內管、鼻胃管、胃管、手握式噴霧器、引流袋導管、抽吸引流管、抽吸連接管、輸液管、輸液延長管、輸血套、輸液套、真空吸引器、抽吸蓄瓶等，藉由訂定相關管理標準，將可再利用的品項優先分類，其餘經過醫療機構院內感染控制評估後歸類為無再利用可能性，例如棉球、衛生紙、棉花棒、紗布、壓舌板、沾血器材及血液組織等醫療廢棄物才會進入焚化處理，推動醫療院所及再利用機構能妥善進行醫療廢棄物再利用,除避免因焚化造成負面

的環境衝擊外，更可達到資源利用和循環經濟的效益。

台灣地區歷年醫療事業廢棄物的總量及再利用比例以近年環保署統計的數字看來醫療事業廢棄物再利用率幾乎都維持在 20%左右，如表 1 所示。而將時間從民國 91 年起，當時正開始推廣再利用項目，如圖 1 所示，可以看出再利用比例於民國 100 年起有明顯的提升。

表 1　近年(108-110 年)醫療事業廢棄物產生量、處理量與再利用量

單位：公噸年度	108 年	109 年	110 年
廢棄物總量(1)=(2)+(3)	112,605	111,956	113,214
一般事業廢棄物(2)	77,875	76,481	75,624
有害事業及生物醫療廢棄物(3)	34,730	35,475	37,590
總再利用量(4)=(5)+(6)	14,403	14,754	14,748
再利用(一般)(5)	6,908	7,209	6,840
再利用(有害及生物醫療)(6)	7,495	7,545	7,908
醫療事業廢棄物再利用率(Rh)=(6)/(3)x100%	21.6%	21.3%	21.0%

備註：行政院環境保護署 109 年度事業廢棄物申報量統計報告。醫療事業廢棄物再利用率為有害事業廢棄物再利用率=有害事業廢棄物再利用量/有害事業及生物醫療廢棄物量 x100%。

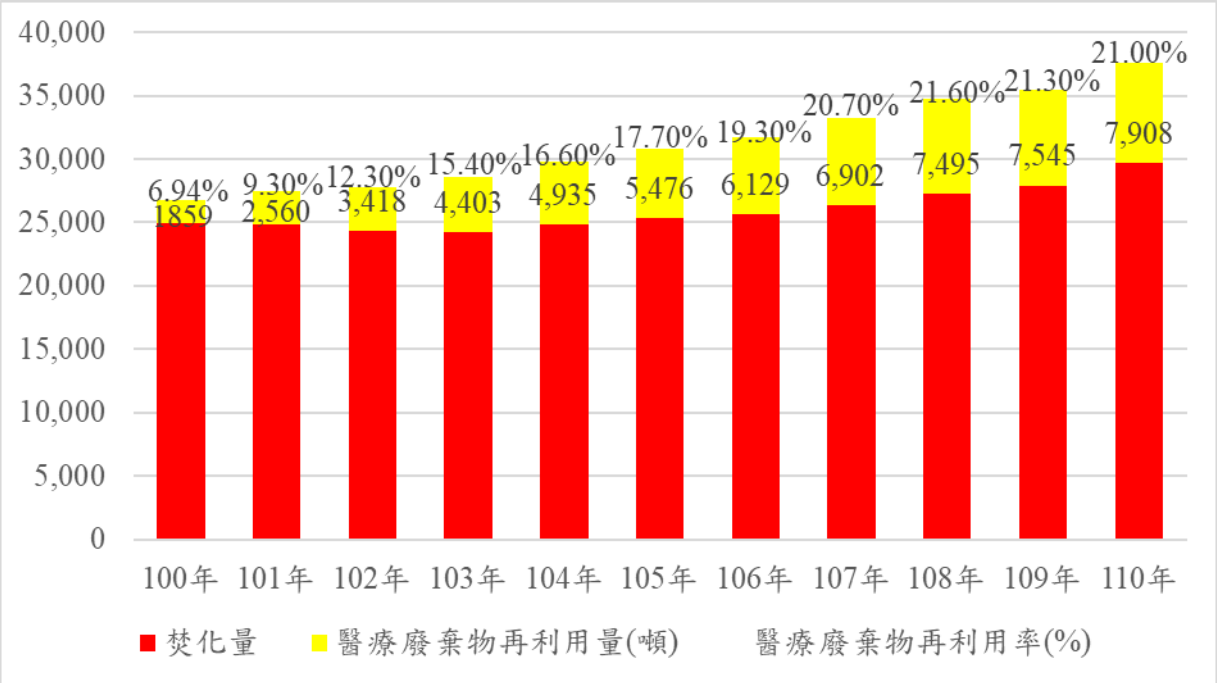


圖 1　台灣地區近十年生物醫療廢棄物再利用量趨勢圖

本研究內容以再利用現況及塑膠類再利用項目作為探討，首先要從醫療院所做第一線的分類管理，目前生物醫療廢棄物貯存是以處理方法及廢棄物性質區分容器顏色。亦即醫療機構產生的有害生物醫療廢棄物如果都委託焚化處理業者時，便可全部以紅色容器包裝貯存，至於黃色容器則歸為以滅菌

法處理的生物醫療廢棄物。若為一般事業廢棄物(R-0201)醫療用廢塑膠，則為用藍色容器包裝貯存。

四、未來展望及市場效益

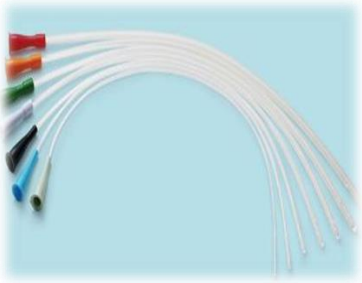
循環經濟為政府推動「5+2」產業創新政策項目之一，在循環經濟發展模式下，可以透過減量、回收、再利用、重新定義與重新設計等過程，將原本欲廢棄之物品，重新導入循環生產的過程，產生新的商業模式。

近兩年因 COVID-19 疫情大流行所製造出來的大量醫療廢棄物，對人類和環境造成極大的威脅，世衛組織指出，數萬噸額外的醫療廢棄物，已經對醫療廢棄物管理系統構成巨大的壓力，由醫療院所產生的廢棄物，如果沒有適當的規劃或管理，不但影響土地或環境汙染，且造成資源上的浪費，因此醫療廢棄物管理更是重要課題。

在新冠疫情肆虐影響下，醫療院所的醫療廢棄物快速增加，尤其口罩、防護裝備的大量使用，醫療院所應有完整的分類措施，但如果沒有完善的處理或回收機制，就可能產生汙染，根據國際的研究，疫情期間，有重達 2.6 萬噸的塑料廢棄流入大海中，嚴重影響到海洋生態。而一次性的塑膠廢棄大幅增加，要思考的方向是，如果無法降低醫療塑料的使用，那更應該要推動完善的生物醫療廢棄物分類系統，如圖 2 將可再利用塑膠品項，進行滅菌及醫療廢棄塑料再生處理，減低對環境的傷害。

醫療廢棄物滅菌後，經過破碎、材質分選如表 2、造粒等製成，變為塑膠添加原料，再製成工業用產品，且依規定不得使用於醫療器材，食品容器或食品之包裝，如圖 3 所示依材質可製作成交通錐、電風扇底座、花盆等產品，目前相關的製程與技術已相當成熟，所以在洗腎診所及醫療院所的洗腎室幾乎已將可滅菌之醫療廢棄物落實分類管理，相對來說，近幾年才開始推動的其他醫療器材的擴大再利用，就還有相當大的成長空間。

過去，後端的再利用產品都是已工業用塑膠產品為主，目前因塑膠再利用技術成熟，市場上已有相關團隊欲將此回收後再製為醫療院所之消耗器材，且不會有醫療安全上的疑慮，例如醫院或長照中心所使用之便盆及集針盒等，相信此種商業模式能帶來更好的市場效益，達到循環經濟的目標。

1.人工腎臟及血液迴路管 (Artificial kidney & Blood Tubing Set) 		2.中心靜脈導管 (central venous catheter, CVC)
3.小兒集尿袋 (Urine Collection Bag) 	4. 引流袋導管、抽吸引流管、抽吸連接管 (Suction connecting tube) 	5. 蓄尿袋、成人用尿袋 (Urine Collection Bag)
6. 廢液收集袋 (Receptal Suction Liner) 	7. 導尿管 (foley) 	8. 蛇形管 (Serpentine tube)
9. 氧氣鼻導管 (Nasal cannula) 	10. 氣管內管 (Endo Tube) 	11. 鼻胃管、胃管 (NG tube)

12. 輸血套、輸液套 (Infusion Set) 	13. 真空吸引器、抽吸蓄瓶 (Suction Collection Jars) 	14. 不含針頭之注射筒、注射推桿、活塞 (syringe)
15. 氧氣面罩 (Oxygen Mask) 	16. 氧氣潮濕瓶 (Humidifier) 	

圖 2 可進行回收再利用之醫療事業廢棄物品項

表 2 可進行回收再利用之醫療事業廢棄物之塑膠材質

品項	材質
1.人工腎臟及血液迴路管	PC、PP、PS、PVC、PET、PE、ABS
2.中心靜脈導管	ABS、PVC、PP
3.小兒集尿袋	PVC
4.引流袋導管、抽吸引流管、抽吸連接管	PVC
5.蓄尿袋、成人用尿袋	PVC
6.廢液收集袋	PVC
7.導尿管(限塑膠材質)	PVC
8.導尿管(限塑膠材質)	PVC
9.氧氣鼻導管	PVC
10.氣管內管	PVC、PE
11.鼻胃管、胃管	PVC、PE
12.輸血套、輸液套	PVC、PP、ABS
13.真空吸引器、抽吸蓄瓶	PC、PET
14.不含針頭之注射筒、注射推桿、活塞	PP 及橡膠
15.氧氣面罩	PVC
16.氧氣潮濕瓶	PC

交通錐	電風扇底座	小花盆

圖 3 醫療事業廢棄物回收再利用產品範例

五、結論與建議

環保署線上申報資料顯示，近幾年來，國內有害生物醫療廢棄物產生量逐年增加，目前全國總量約 3.9 萬公噸(3,250 公噸/月)，其雖具有感染風險，但只要經醫院感染管制及環境管理人員予以適當分類、包裝、標示，並妥善管理，即可控制其潛在危險，基於維護人體健康安全為優先考量，大部分採用專用的醫療焚化爐予以銷毀。

雖然生物醫療廢棄物主要以焚化處理為原則，但部分廢棄物可採滅菌方式處理，近年來環保署與衛福部皆努力推動醫療廢棄物再利用，生物醫療廢棄物經高溫高壓滅菌後不但可去除病菌，滅菌後之塑膠，更可再製成塑膠原料，用於製造汽車燈殼、風扇、交通三角錐等非食品包裝用途塑膠產品。

在總量約 3.9 萬公噸的生物醫療廢棄物中，有近 40% (約 1560 公噸/月) 為塑膠是可再生利用的，目前以再利用方式的比例約 20%(650 公噸/月)，生物醫療廢棄物已藉由滅菌處理技術獲得新生命，除了可以減少塑膠資源開採所造成的污染及焚化處理衍生的排碳量外，亦可促使資源利用，滅菌處理不僅安全可靠，對環境及資源利用亦有正面效益，台灣擁有完整的塑膠再生產業鏈及技術，相關單位可進一步制定回收流向規範，並利用法規或政策提高再利用率及再利用安全。

在環保署、衛福部及醫院護理人員多年配合努力之下，醫療廢棄物的運作管理已達相當成熟穩定的程度，其中又以生物醫療廢棄物的妥善處理程度最高，根據環保署的統計分析，目前台灣地區的生物醫療廢棄物妥善處理率已趨近 100%。評估未來醫療廢棄物的再利用管理趨勢，包括持續提昇醫院管理品質、從源頭減少醫療廢棄物衍生污染、業者同時能促進創新處理技術以及有效因應大規模流行疫情廢棄物處理等均為重點，期待透過產、官、學、研各界共同努力及充分溝通，使我國的醫療廢棄物管理更趨完善。

六、參考文獻

1. 陳紀璿，2011，醫療廢棄物焚化飛灰於熱處理過程中戴奧辛/呋喃之生成，環境工程學系。
2. 行政院環境保護署，2022，生物醫療廢棄物定義，https://www.epa.gov.tw/Page/2A8C429EDD80CC0
3. 行政院衛生署，2001，感染性醫療廢棄物滅菌處理標準，https://www.tma.tw/meeting/meeting_info02.asp?/1025.html
4. 衛生福利部，2021，醫療事業廢棄物處理及流向追蹤(書面報告)，立法院第 10 屆第 4 會期社會福利及衛生環境委員會第 18 全體委員會議。https://www.mohw.gov.tw/dl-76631-a8d452c0-3bcd-4bb3-a2a4-a4c74c7bff67.html
5. 衛生福利部，2015，生物醫療廢棄物參考判定手冊 104 年版

電動汽車的鋰離子電池回收生命週期評估

洪品嘉*、李育明**

摘　要

由於近年台灣電動汽車的銷售量不斷增加，從 2021 年開始國內電動汽車的總銷售量來到了 7064 輛，相較於 2020 年的 6257 輛成長了 12.8%，雖然汽車電動化的到來聽起來像是實現交通脫碳最理想不過的途徑，但卻有一個大問題為這個理想帶來了巨大挑戰，那就是目前用於電動汽車中的大型容量電池是鋰電池(全稱鋰離子電池)是很難真正做到回收再利用的，因此未來如何做好電動汽車的鋰電池回收將會是一個重大的挑戰以及商機。

鋰電池的體積大且構造複雜，如果拆開回收的方法不當則有可能會造成嚴重的後果，而目前鋰電池的回收過程大致上分為兩種，分別為乾式冶金與濕式冶金，其中乾式冶金會產生大量的有害氣體，而濕式冶金雖然不會產生大量有害氣體，但會產生大量化學試劑，而目前中國在電動汽車鋰電池方面是世界上消費和生產最多的國家，其中 2018 年就達到了 100 萬輛(IEA,2019)，此外濕式冶金的回收過程已廣泛的在中國使用於鋰電池的回收上。

因此本研究將先挑選出兩種現今市面上最常用於電動汽車的鋰電池種類，並對比不同的鋰電池回收技術來分別對其進行生命週期評估，最後探討這兩種鋰電池在這整個回收的過程中，對環境所造成的影響為何，並提出後續可以如何改善的方向以及建議，以及台灣未來回收這些電動汽車廢棄鋰電池之策略。

【關鍵詞】生命週期評估、環境影響、回收策略

*國立台北大學自然資源與環境管理研究所　碩士生

**國立台北大學自然資源與環境管理研究所　特聘教授

一、前　言

隨著全球暖化，城市中的空氣污染與化石燃料的短缺日益嚴重，許多國家都可望用，電動汽車來代替傳統燃料汽車，以解決資源危機與減少溫室氣體的排放，目前全球已達成共識，那就是交通運輸的電氣化將不可逆轉，由於鋰電池擁有能量密度高、自放電率低、循環壽命長和無記憶性等等優點，因此成為了電動汽車主要動力來源的首選，而電動汽車的快速發展，也導致了全球鋰電池的生產量在過去的五年裡增長了將近快 20 倍，此外 2019 年全球電動汽車對鋰電池的需求為 120GWh，預計將在 2025 年和 2030 年將分別達到 680GWh 和 1525GWh，而從下圖我們可以得知中國目前擁有全球最大的電動汽車市場，預計到了 2030 年中國對電動汽車鋰電池的需求量，將高達至 740GWh。

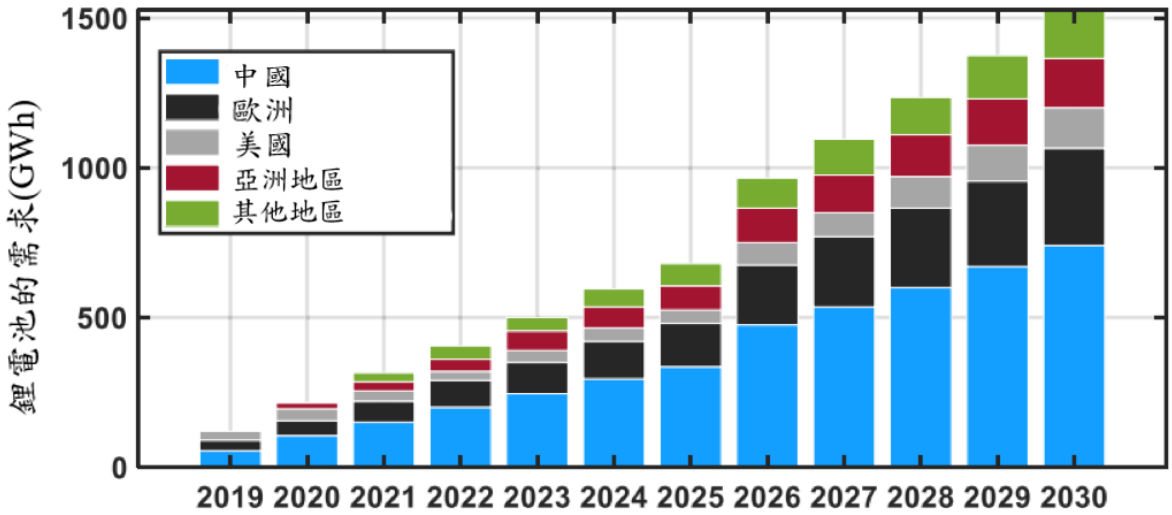


圖 1 全球鋰電池需求量推估圖

2021 年至 2023 年從全球電動汽車中拆解下來廢棄鋰電池總重量將高達至 1285 萬噸。這些廢棄的鋰電池如果回收處理的不當則有可能會造成嚴重的環境負擔，因此如何處理這些大規模退役的廢棄鋰電池，將會是一個全球性的關鍵議題。

而鋰電池的回收對於環境的保護是有積極的影響的，能夠有效的減少製造商從自然裡開採鋰、鎳、鈷這些元素所排放出的大量溫室氣體，為了緩解資源短缺並減少固體廢物處理不當對環境所造成的潛在污染，近年來，廢棄鋰電池的回收以及利用將受到全世界的廣泛推動。

二、文獻回顧

(一)生命週期評估

生命週期評估是一種主要用來評估於產品或服務,其在整個生命週期中的投入、產出和對於環境的潛在影響，並作為環境管理與決策支持的工具。而根據 ISO14040 和 IS014044,生命週期評估包含了四個步驟，分別是目標與範疇界定、生命週期盤查分析、環境衝擊評估以及結果與闡釋，其步驟之間的關係如下圖所示:

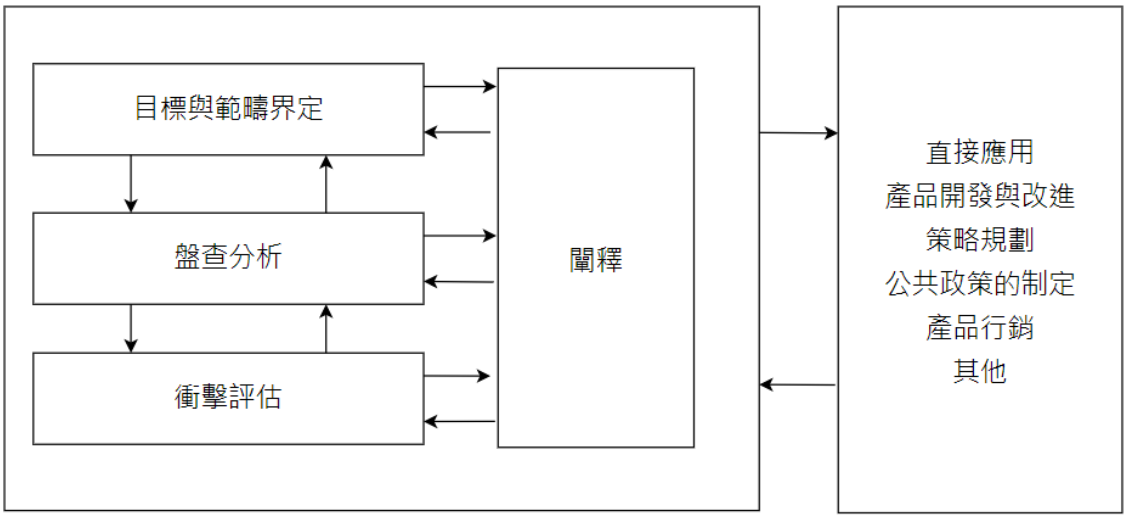


圖 2 生命週期評估框架與評估流程

其中，目標與範疇界定主要來源是取決於所要研究的主題和預期的結果，需要明確的對我們所研究的系統邊界、數據資料和重要的假設來定義清楚，這也是為了確保日後研究分析的嚴謹度。第二個盤查分析階段(Life Cycle Inventory, LCI)需要詳細的分析所要研究的項目其輸入與輸出的資料，以確保前一階段確定的研究目標,並進行生命週期清單的建立與詳細數據資料的盤查。第三個階段是衝擊評估(Life Cycle Impact Assessment, LCIA)，主要目的是進一步評估盤查分析的結果其對外部環境的影響，最後的階段是闡釋，是根據所定義的研究目標和範疇,來對於盤查分析和衝擊評估的結果進行一個完整的說明和總結。

(二)鋰電池回收生命週期評估案例

根據 Xiong Shu 等人的研究，從生命週期的角度來探討電動汽車回收鋰電池之環境衝擊,而他們的研究是透過兩種當今世界上較常用於電動汽車上的鋰電池分別是磷酸鋰鐵電池與鎳鈷錳電池,而有鑑於濕式冶金這個回收技

術目前在中國廣泛應用於回收電動汽車的廢棄鋰電池中，因此他們只採用濕式冶金來回收磷酸鋰鐵電池與三元鋰電池，而他們評估的回收單位是採1kWh，並利用 SimaPro9.0 這個生命週期評估軟體，來分析各種衝擊環境類別之指標包含酸化、人體毒性、臭氧層破壞等等，如下表所示：

表 1　回收磷酸鋰鐵電池與鎳鈷錳電池之各衝擊類別指標結果

衝擊類別	磷酸鋰鐵電池	鎳鈷錳電池
海水生態毒性	-9.9E+05	2.1E+06
酸化	-5.3E+00	-6.9E+01
人體毒性	-7.0E+02	2.0E+02
氣候變遷	-3.0E+02	-9.6E+02
臭氧層破壞	-6.1E-05	-3.8E-05
非生物資源耗竭	-7.6E-03	-1.4E-02
優養化	-2.3E+00	-1.1E+00

由於電動汽車鋰電池的大規模生產和應用也帶來了另外一個值得注意的問題，那就是廢棄的電動汽車鋰電池，如果回收不當的話，將會造成嚴重的環境污染，特別是這些電動汽車鋰電池中使用的貴金屬材料是會對人體健康和周遭的自然環境造成危害，而如今市面上有許多種類型的鋰電池，因此 Xiong Shu 等人的研究，主要是從環保的角度來探討這些常用的電動汽車鋰電池中，有哪些鋰電池的回收是可以最有效降低環境負擔的。

從上表我們可以得知，不同成分組成的鋰電池對於環境自然會造成不同的影響，而三元鋰電池的組成成分使用了一些會產生大量環境污染的金屬材料，例如鎳、鈷、錳等等，而光是對於海水生態毒性、人體毒性、氣候變遷、臭氧層破壞與非生物資源耗竭，三元鋰電池對於環境的衝擊就明顯高出磷酸鋰鐵電池，這也間接的顯示出，鎳鈷錳電池總體上不如磷酸鋰鐵電池來的這麼環保。

(三)電動汽車鋰離子電池發展現況與回收再利用技術

近年來，全球各國引進電動汽車，被視為減少城市空氣污染和交通部門溫室氣體排放的絕佳機會，其中鋰電池的回收可以減少高達 50%的材料生產和能源需求，此外 LIB 的不當處置會對環境和人類健康造成威脅，因為它們含有高比例的重金屬和有毒電解質。

首先鋰電池屬於二次電池的一種，以消費電子以消費電子產品來說，最常使用的是鋰鈷氧化電池(LiCoO2)，而鋰鈷氧化也稱鈷酸鋰，但這種電池有一種很大的缺點，也就是說在過度充電或者溫度較高的環境之下，如果沒有

正確的去使用則很容易發生過熱導致爆炸起火的狀況，因此縱使鋰鈷氧化電池有相當高的能量密度，也非常少應用在電動汽車的領域當中。

目前多數電動汽車所使用的鋰電池主要分為兩大類，分別是以鋰鐵電池與三元鋰電池為主，其中鋰鐵電池是以磷酸鋰鐵(LiFePO4)作為正極材料的鋰離子電池因此又稱為磷酸鋰鐵(LFP)電池，其特色是不含鈷、鎳等昂貴元素，且磷、鐵存在於地球的資源含量很豐富，因此原料價格低廉，不會有原料供應不足的問題，而另外一個三元鋰電池的正極組合是以鎳鈷錳酸鋰(LiMiCoMnO2)為主的，因此又稱為三元聚合物鋰電池(NMC)電池。

表 2　常見的三種鋰電池之比較

	鈷酸鋰	磷酸鋰鐵	三元材料(鎳鈷錳)
簡稱	LCO	LFP	NMC
化學式	LiCoO2	LiFePO4	LiMiCoMnO2
電壓(V)	3.5-3.7	3.2-3.7	3.7-4.2
密度(g/cm³)	5.0	3.6	4.5-4.8
容量(mAh/g)	140-150	120-145	160-200
壽命循環圈數	500	1500-3000	500-1000
成本(USD/Kg)	50	15-25	30-40
應用例子	3C 產品、日常家電	電動巴士、小型儲能系統	電動汽車

1. 電動汽車鋰電池之介紹

由於目前市面上最廣泛應用於電動汽車中的鋰電池有兩款，分別為磷酸鋰鐵電池和三元鋰電池，本研究將這對這兩種鋰電池來進行介紹，首先是磷酸鋰鐵電池，而磷酸鋰鐵電池的意思是正極材料是使用磷酸鋰鐵的鋰離子電池，而目前由於磷酸鋰鐵電池的原料來源成本較低，以及它的壽命循環圈數比起其他鋰電池還要來的多，因此常常在大型電動客車中廣泛應用，例如電動巴士等等，而磷酸鋰鐵的生產和消費大國均為中國，在 2015 年中國的磷酸鋰鐵出貨量高達 32400 噸，佔全球市場的 65%，典型的磷酸鋰鐵電池其成分比例如下表所示：

表 3　磷酸鋰鐵電池之單體組成成分比例

材料種類	組成比例
正極材料	23.2%
負極材料	15.3%
電解質溶劑	14.2%

塑料	4.6%
碳	2.1%
鐵	0.1%
熱絕緣	1.3%
黏著劑	3.4%
電子成分	0.3%
鋁殼	8.4%
鋁箔	13.8%
銅箔	13.3%

三元鋰電池主要是以組成的正極材料來命名，其組成成分基本上是以鎳鈷錳酸鋰，而三元指的就是鎳、鈷和錳這三種金屬元素之聚合物，也因為其能量密度較高，因此被廣泛的應用在電動汽車的市場中，例如在台灣銷售量最好的特斯拉，也幾乎都選擇了三元鋰電池來應用在自家的車款當中，而典型的三元鋰電池其成分比例如下表所示：

表 4　三元鋰電池之單體組成成分比例

材料種類	組成比例
正極材料	24.6%
負極材料	16.7%
電解質溶劑	11.7%
塑料	4.2%
碳	2.4%
鐵	0.1%
熱絕緣	1.2%
黏著劑	3.8%
電子成分	0.3%
鋁殼	8.9%
鋁箔	12.6%
銅箔	13.4%

2.國內電動汽車鋰電池回收發展現況

由於我國目前鋰電池回收產業鏈的技術尚未發展成熟，因此目前許多國內處理報廢鋰電池的方式主要都是先進行拆解，再來是放電、破碎以及篩選等物理技術，並從中獲得塑料外殼或金屬，再賣給其他廠商來做回收和利用，

而含有有價金屬之混合物，則送往國外來做處理，下圖為國內目前車用廢棄鋰電池的主要處理流程：

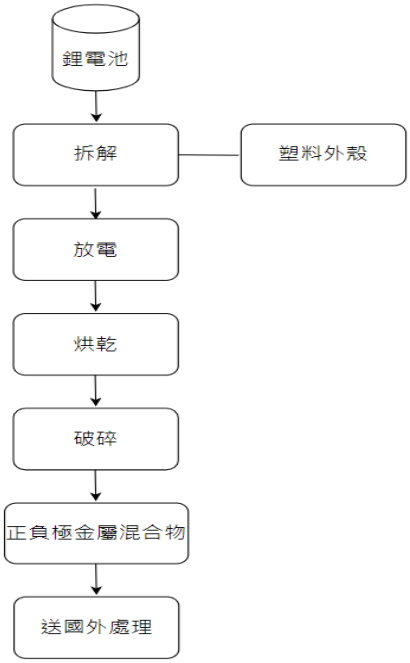


圖 3　國內廢棄鋰電池主要回收流程圖

根據工研院估算，包含電動車輛以及儲能系統在內，2030 年全球的鋰電池的預估需求量將從 2021 年的 303GWh，增加到 2030 年的 1200GWh，將增加超過 4 倍，因此未來廢棄鋰電池的淘汰量，也將會急遽增加，而這些廢棄的鋰電池當中都蘊含著鋰、鈷、鎳這些有價金屬的存在，其中又以鈷跟鎳的價值相對較高，而鈷又非常集中在某幾個特定的國家，例如鈷礦的開採主要都集中在非洲剛果，佔世界上超過一半的產量。

而鎳的全球含量雖然沒有鈷這麼低，單價也沒有鈷這麼高，但隨著電動汽車的不斷發展和需求量的不斷上升，鎳的用量也會越來越多，將來鎳可能也會有短缺的問題存在，由於目前國內對於鋰電池當中這些最有價值的金屬材料，還沒有完全建立起回收技術，因此未來必須思考如何把這些最有價值的物質，留在國內的產業鏈裡面，如此一來不但能減少開採礦產時對環境造成的傷害還能促進循環經濟的發展，由於台灣稀有資源缺乏，因此勢必透過鋰電池的回收，將廢棄物資源化，以藉此達到資源的永續利用。

3.國外電動汽車鋰電池回收發展現況

目前國外電動汽車使用的鋰電池目前有三種回收方式分別是梯次利用、回收金屬材料和直接丟到廢棄掩埋場。由於第三種直接掩埋的方法，有可能會在鋰電池腐爛表面的鋁殼時流出鈷、鎳和錳等有毒金屬，而這些金屬滲透

土壤和污染地下水，並造成重大的安全隱患，因此直接丟廢棄掩埋場的這種做法既不環保也不符合循環經濟的效益，而目前國際上面大多都採行上述前兩種做法，下圖為廢棄鋰離子電池的回收流程：

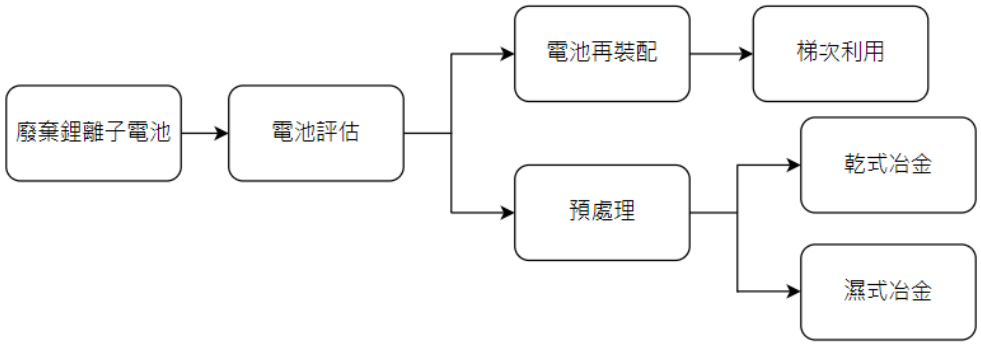


圖 4　回收廢棄鋰電池流程圖

通常廢棄的鋰電池如果經過電池評估過後，仍然未完全失去效益，則會將這些鋰電池進行梯次利用，通常都利用於儲能電池或充電站。

由於鋰電池是由正極、負極、電解液和隔離膜所組成。當經過電池評估後，如果該電池以失去效益，這時鋰電池必須先經過預處理，也就是將廢正極裡的有價元素與其中的塑料、電池外殼和石墨等來進行分離，接下來則透過乾式冶金與濕式冶金來回收其中的貴金屬，以下分別介紹乾式冶金與濕式冶金的分別為何：

(1)乾式冶金

乾式冶金涉及利用高溫處理來回收金屬和其他材料，而廢棄鋰電池包含塑料、電解液和其他成分將在溫度過 1200°的高溫中進行分解，從而形成金屬氧化物，而這些金屬氧化物需要再進一步加工處理才能用於鋰電池的製造中，但這種方法會產生有毒煙氣，需要再另外進行下游的處理才行。

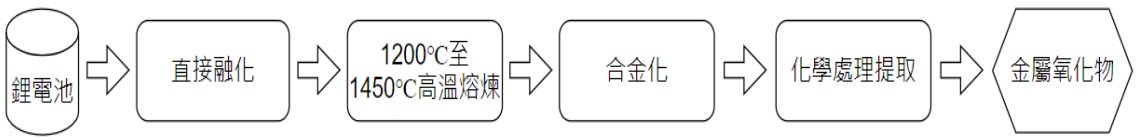


圖 5　乾式冶金之鋰電池回收流程圖

(2)濕式冶金

濕式冶金包含了浸漬、溶劑萃取，以酸液將金屬氧化物轉為溶液，藉由沉澱過濾去除鐵等雜質，將錳、鈷、鎳溶出，與乾式冶金相比濕式冶金的能耗更低，具體而言乾式冶金的減碳能力僅為3.5%，這種現象是因為乾式冶金會排放大量的有害氣體和溫室氣體，因此濕式冶金是結合成熟技術和減碳能力的鋰電池回收方法。

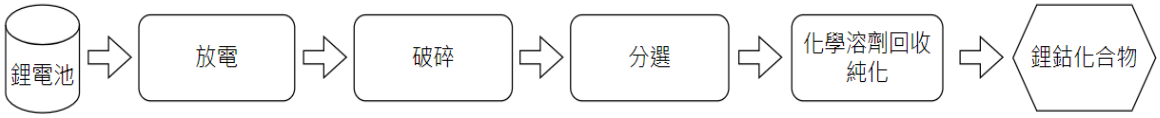


圖 6　濕式冶金之鋰電池回收流程圖

表 5　乾式冶金與濕式冶金之回收方法優劣分析

	濕式冶金	乾式冶金
優點	1.金屬回收率高。 2.能源消耗較低。	1.不同正極材料的化學物質，都可以在有限的拆卸過程中同時回收，並在工業規模上保持較低的成本。 2.為開發成熟之技術。
缺點	1.消耗大量化學試劑。 2.需要許多人力來拆解和分離不同的零組件。	1.金屬回收率低。 2.爐的投資成本高。

(四)電動汽車鋰離子電池回收生命週期評估

本研究利用生命週期評估來針對當今市面上廣泛應用於電動汽車中的兩種鋰電池，分別是磷酸鋰鐵電池與三元鋰電池，並對比分析這兩種鋰電池搭配不同的回收技術所對環境造成的影響有哪些，藉此來識別出回收過程中造成環境損害的關鍵環節與關鍵因子，由於台灣電動汽車鋰電池回收目前幾乎都只做到預處理階段，之後便將其以整包秤斤的方式輸出到國外來做後續的處理，並未在國內將這些廢棄鋰電池最有價值的鋰、鎳、鈷和錳等元素萃取出來，有此可得知目前台灣電動汽車廢棄鋰電池的回收處理尚未完全發展成熟。

而在研究的過程當中預期透過建立電動汽車鋰電池回收過程中的投入和產出之數據，並利用 Open LCA 來分析不同鋰電池搭配不同回收處理過程中，來評估其對環境所造成的衝擊，並計算各衝擊類別之指標，包含優養化、酸化、臭氧層破壞、人體毒性、光化學臭氧形成與淡水生態毒性等等，而本研究之預期結果如下：

1.透過進行電動汽車鋰電池回收之生命週期盤查分析，來執行並闡釋各種生命週期衝擊評估之結果。

2.分析並彙整電動汽車鋰電池回收生命週期評估的結果，並用結果來討論各種不同的廢棄鋰電池回收組合對環境之衝擊與應用於台灣的挑戰。

3.提出台灣電動汽車鋰電池回收之策略與建議。

因此本研究除了以生命週期評估的角度來探討電動汽車鋰電池的回收之外，後續還會提出與廢棄鋰電池回收相關的改善方法與建議，同時提出台灣未來在電動汽車鋰電池回收方面的策略，並為未來國內在制定一些電動汽車鋰電池回收的相關政策提供一些科學的依據，畢竟鋰電池中含有較多的鈷、鎳等金屬資源，而這些都具有很高的回收價值，近年來隨著電動汽車的使用量逐漸增加，廢棄的鋰電池也將會越來越多，而由於鋰電池中存在許多有毒的物質，這些物質如果回收不當，將會造成人類健康和環境嚴重傷害。

五、結論與建議

總結來說本研究將以電動汽車鋰電池回收與再利用來作為探討之研究主題，而研究方法將以生命週期評估的角度，針對電動汽車鋰電池回收與再利用來進行環境影響評估，並透過生命週期之研究方法所獲得的資訊，來作為進一步分析潛在環境衝擊的依據，以利後續來進行更深度的討論。

雖然本研究要探討的鋰電池僅限於當前市面上最廣泛應用於電動汽車中的磷酸鋰鐵電池與三元鋰電池與最普遍的鋰電池回收技術，但對於未來電動汽車鋰電池的效能以及回收鋰電池的技術越來越好的狀況下，很有可能會取代當前的鋰電池種類與回收鋰電池的技術，但不論未來的發展如何，目的都是要取代傳統燃油運具所排放出來的溫室氣體，因此對於鋰電池回收進行生命週期評估是件很重要的事，建議日後該研究可以持續下去。

六、參考文獻

1. Fraillon, J., Ainley, J., Schulz, W., Duckworth, D., & Friedman, T. (2019). *IEA international computer and information literacy study 2018 assessment framework*. Springer Nature.
2. Falcao, E. A. M., Teixeira, A. C. R., & Sodré, J. R. (2017). Analysis of CO2 emissions and techno-economic feasibility of an electric commercial vehicle. *Applied energy*.
3. Huang, Y., Qian, L., Tyfield, D& Soopramanien, D. (2021). On the heterogeneity in

consumer preferences for electric vehicles across generations and cities in China. *Technological Forecasting and Social Change*.

4. Rajaeifar, M. A., Ghadimi, P., Raugei, M., Wu, Y.& Heidrich. (2022). Challenges and recent developments in supply and value chains of electric vehicle batteries: A sustainability perspective. *Resources, Conservation and Recycling*.

5. Or, T., Gourley, S. W., Kaliyappan, K., Yu, A., & Chen, Z. (2020). Recycling of mixed cathode lithium-ion batteries for electric vehicles: Current status and future outlook. Carbon Energy.

6. Liu, C., Lin, J., Cao, H., Zhang, Y., & Sun, Z. (2019). Recycling of spent lithium-ion batteries in view of lithium recovery: A critical review. Journal of Cleaner Production.

7. Heijungs, R., Guinée, J. B., Huppes, G., Lankreijer, R. M., Udo de Haes, H. A., Wegener Sleeswijk, A& De Goede, H. P. (1992). Environmental life cycle assessment of products: guide and backgrounds (part 1).

8. ISO, I. (2006). 14040. *Environmental management—life cycle assessment—principles and framework*.

9. Shu, X., Guo, Y., Yang, W., Wei, K., & Zhu, G. (2021). Life-cycle assessment of the environmental impact of the batteries used in pure electric passenger cars. *Energy Reports*.

10. Dorella, G., & Mansur, M. B. (2007). A study of the separation of cobalt from spent Li-ion battery residues. *Journal of power sources*.

11. Quan, J., Zhao, S., Song, D., Wang, T., He, W., & Li, G. (2022). Comparative life cycle assessment of LFP and NCM batteries including the secondary use and different recycling technologies. *Science of The Total Environment*.

12. Li, H., Xing, S., Liu, Y., Li, F., Guo, H., & Kuang, G. (2017). Recovery of lithium, iron, and phosphorus from spent LiFePO4 batteries using stoichiometric sulfuric acid leaching system. *ACS sustainable chemistry & engineering*.

13. Banza Lubaba Nkulu, C., Casas, L., Haufroid, V., De Putter, T., Saenen, N. D., Kayembe-Kitenge, T& Nemery, B. (2018). Sustainability of artisanal mining of cobalt in DR Congo. *Nature sustainability*.

14. Kader, Z. A., Marshall, A., & Kennedy, J. (2021). A review on sustainable recycling

technologies for lithium-ion batteries. *Emergent Materials*.

15. 經濟部工業局，(2021)，「國外資源循環經濟關鍵技術評估報告」。

16. Zhu, J., Mathews, I., Ren, D., Li, W., Cogswell, D., Xing, B.& Bazant, M. Z. (2021). End-of-life or second-life options for retired electric vehicle batteries. Cell Reports Physical Science.

17. Lain, M. J. (2001). Recycling of lithium ion cells and batteries. Journal of power sources.

18. Kader, Z. A., Marshall, A., & Kennedy, J. (2021). A review on sustainable recycling technologies for lithium-ion batteries. Emergent Materials.

19. Lai, X., Chen, Q., Tang, X., Zhou, Y., Gao, F., Guo, Y.& Zheng, Y. (2022). Critical review of life cycle assessment of lithium-ion batteries for electric vehicles: A lifespan perspective.

SiC 污泥/廢玻璃纖維添加雙氧水發泡劑製備多孔生態防火材料之研發

林凱隆*、羅康維**、林雅雯**、鄭大偉***

摘　要

本研究利用碳化矽污泥（SiC sludge, SCS）和廢玻璃纖維（Waste glass fiber, WGF），以雙氧水發泡製備多孔生態防火材料，並分析 SCS 和 WGF 對熱機械和微觀性能的影響。結果顯示，SCS 取代率為 10%、WGF 添加量為 0.5%和 2.0%的樣品，1 天的抗壓強度分別為 0.32 MPa 和 0.46 MPa。同時，觀察到應力-應變曲線相對延長。當 SCS 取代率為 10%、WGF 添加量從 0.5%增加到 2.0%時，樣品其應力-應變曲線從 0.28 mm 增加到 0.79 mm。當 WGF 添加量為 0.5%和 2.0%時，樣品的背板溫度分別為 238℃和 262℃，顯示添加適量的 WGF 能有效降低多孔生態防火材料的背板溫度。此外，本研究利用 H_2O_2 與碳化矽污泥能產製具低熱傳導性 (0.370−0.456 W/m·K)及良好防火性能 (281℃<背板溫度<311℃)之發泡輕質生態防火材料。本研究分析發現碳化矽污泥與 H_2O_2 含量對發泡輕質生態防火材料之力學特性及微觀性質具顯著影響，且利用廢玻璃纖維增強 SWP 生態防火材料具有作為防火材料的潛力。

【關鍵詞】碳化矽污泥、廢玻璃纖維、應力-應變曲線、多孔生態防火材料、微觀特性

---

*國立宜蘭大學 特聘教授

**國立台北科技大學 博士生

***國立台北科技大學 榮譽教授

一、前 言

多孔碳化矽複合材料近年來被認為是具有吸引力的材料,因為它們具有優異的機械和高溫性能,良好的化學和熱衝擊穩定性以及低導熱和導電性。它們被認為是緩衝和吸附應用、載體和基體、催化劑、高溫過濾器和耐火材料等。無機聚合物是一種具有三維網狀結構的新型環保型無定形或半結晶矽鋁酸鹽無機聚合物,由於其良好的機械性能和熱性能,優異的化學和高溫性能、穩定性和大的內表面積,而引起越來越多的關注。無機聚合物被認為是膠結劑、密封劑、塗料、新型複合材料膠結劑和新型水泥混凝土

。多孔硼酸鈉/碳化矽複合材料是在 650-800℃下透過簡單的壓製和熱處理過程合成。而金屬(鋁,鎂,矽等及其合金)/ SiC 發泡複合材料是在～700℃下用 TiH_2 或 $CaCO_3$ 作為發泡劑透過鑄造法製造。由於藍寶石基板之碳化矽污泥的主要組成為 SiO_2 與 Al_2O_3,而鋁矽礦物通常是利用鹼活化的方式來製成材料,故碳化矽污泥可以取代部分鋁矽酸鹽礦物做為鹼活化膠結材中之原料,玻璃纖維在發泡無機聚合物中的使用較少見,而其它具有明顯的適用性(如高拉身強度及比模量)。因此,本研究再利用添加廢玻璃纖維(Waste glass fiber, WGF)優化製備多孔生態防火材料,在最佳鹼性溶液條件下,添加碳化矽污泥(SiC sludge, SCS)、變高嶺土、H_2O_2 發泡劑等材料,作為合成多孔生態防火材料之原料,並分析物理特性如體密度、抗壓強度、抗彎強度等以及熱傳導係數與防火性能,藉以建立多孔生態防火材料之品質特性。

二、實驗材料與方法

本研究使用變高嶺為 (MK)高嶺土經由 650℃煅燒 3 小時而成。藍寶石基板之碳化矽(SCS)污泥取自於北部某面板廠,將其細度控制在 300–400 m^2/kg,作為初始材料以製備碳化矽污泥基無機聚合物。廢玻璃纖維來自塑膠公司生產玻璃纖維布的副產物,較長的廢玻璃纖維在作為混合前被切割成長度為 5 mm 的纖維,詳細組成如表 1 所示。本研究流程主要係將碳化矽污泥取代部分變高嶺土製成無機聚合物,無機聚合物漿體中矽鈉莫耳比值為 1.6、液固比為 0.75、SiC 污泥 (SCS)取代量為 0%—20%,而發泡輕質無機聚合物中發泡劑 (H_2O_2)的重量比 0%—2.0%及添加 0.5%—2.0 wt.%廢玻璃纖維作為優化製備多孔發泡無機聚合物。並探討無機聚合物於養護齡期 1—56 天之抗壓強度發展,並將試驗完之試體終止反應以進行微觀分析;並利用 FTIR、SEM 精密儀器分析技術對無機聚合物進行微觀分

析。

表 1　材料之化學組成

Composition	SCS	MK	Kaolinite	WGF
SiO_2 (%)	75.40	59.60	53.70	59.90
Al_2O_3 (%)	0.80	38.00	37.88	14.70
Fe_2O_3 (%)	0.58	1.30	0.88	0.69
CaO (%)	0.09	0.25	0.20	23.40
MgO (%)	N.D.	N.D.	N.D.	0.44
SO_3 (%)	0.06	0.04	N.D.	0.05
Na_2O (%)	N.D.	0.04	0.04	N.D.
K_2O (%)	0.01	0.32	0.34	0.11
SiC (%)	23.00	N.D.	N.D.	N.D.
*SCS: Silicon Carbide Sludge; MK: Metakaolin; WGF：Waste Glass Fiber				

三、結果與討論

(一)原材料之基本性質分析

表 2 為不同廢玻璃纖維添加量之多孔生態防火材料其體密度變化分析。由表中可知，當養護齡期為 1 天、碳化矽污泥取代量為 0%於時，隨著廢玻璃纖維添加量至 0.5%、1.0%、1.5%與 2.0%後，多孔生態防火材料其體密度分別為 0.56 g/cm^3、0.59 g/cm^3、0.65 g/cm^3 及 0.68 g/cm^3。當養護齡期為 28 天時，廢玻璃纖維添加量為 0.5%、1.0%、1.5%與 2.0%時多孔生態防火材料其體密度分別為 0.60 g/cm^3、0.65 g/cm^3、0.70 g/cm^3 及 0.74 g/cm^3，顯示本研究結果與 Bai 等人的研究相似。此外，當廢玻璃纖維添加量為 2.0%、碳化矽污泥取代量為 10%及 20%時，其體密度分別為 0.58 g/cm^3 及 0.89 g/cm^3。結果顯示，當廢玻璃纖維添加量的增加，其體密度有明顯增加之現象。因此，廢玻璃纖維之添加量為影響多孔生態防火材料體密度之重要參數。可能係因纖維與無機聚合物基體結合良好，此有助於強度增加。故當廢玻璃纖維添加量越多時其反應加劇，因此其多孔生態防火材料其體密度會隨著廢玻璃纖維的增加而有逐漸增加之現象。

表 3 為不同廢玻璃纖維添加量之多孔生態防火材料其孔隙率變化分析。由表中可知，當養護齡期為 1 天、碳化矽污泥取代量為 0%時，隨著廢玻璃纖維添加量至 0.5%、1.0%、1.5%與 2.0%後，多孔生態防火材料其孔隙率分別為 39.18%、38.31%、38.22%及 37.42%；當養護齡期為 28 天時、廢玻璃纖維添加量為 0.5%、1.0%、1.5%與 2.0%時，多孔生態防火材料其孔隙率分別下降為 36.90%、36.57%、36.01%及 33.40%。此外，當廢玻璃纖維添加量為 2.0%、碳化矽污泥取代量為 10%及 20%時，其孔隙率分別為 28.13%

及 39.67%，結果顯示，廢玻璃纖維之添加量為影響多孔生態防火材料孔隙率之重要參數。Novais 等人利用風力發電葉片所產生的玻璃纖維廢棄物用來作為無機聚合物之增強劑，其結果顯示隨著纖維含量 (0-3 wt.%)的增加，表現出較高的抗壓強度，係因纖維與無機聚合物基體良好結合。故當廢玻璃纖維添加量越多時其反應加劇，因此其多孔生態防火材料其孔隙率會隨著廢玻璃纖維的增加而有逐漸下降之現象。

表 2　不同廢玻璃纖維添加量之多孔生態防火材料其體密度變化

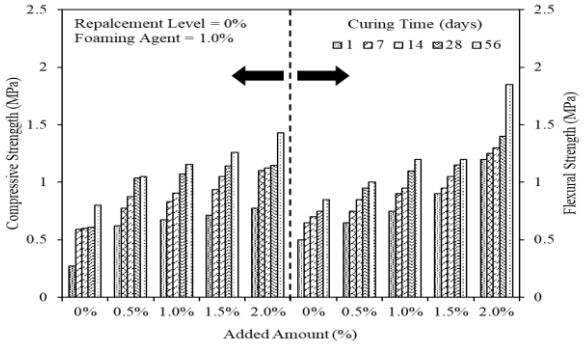
SCS (wt. %)	WGF Added Amount (%)	Bulk Density (g/cm^3)				
		1 day	7 days	14 days	28 days	56 days
0	0.0	0.53	0.55	0.55	0.56	0.56
	0.5	0.56	0.56	0.58	0.60	0.61
	1.0	0.59	0.61	0.62	0.65	0.65
	1.5	0.65	0.67	0.67	0.68	0.70
	2.0	0.68	0.70	0.72	0.73	0.74
10	0.0	0.48	0.49	0.51	0.53	0.53
	0.5	0.49	0.51	0.52	0.53	0.55
	1.0	0.50	0.52	0.53	0.54	0.57
	1.5	0.52	0.53	0.53	0.57	0.59
	2.0	0.57	0.58	0.58	0.58	0.61
20	0.0	0.72	0.73	0.74	0.75	0.76
	0.5	0.79	0.80	0.80	0.81	0.82
	1.0	0.80	0.80	0.81	0.82	0.83
	1.5	0.84	0.85	0.85	0.85	0.88
	2.0	0.87	0.87	0.88	0.89	0.89

表 3　不同廢玻璃纖維添加量之多孔生態防火材料其孔隙率變化

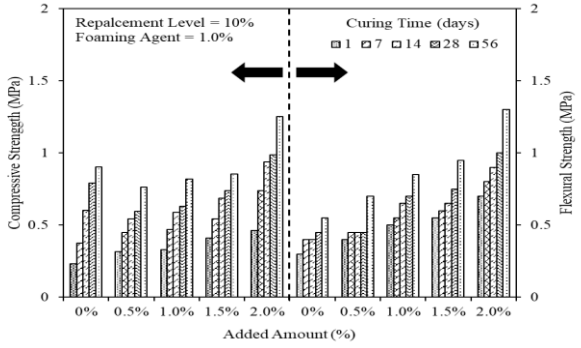
SCS (wt. %)	WGF Added Amount (%)	Porosity Ratio (%)				
		1 day	7 days	14 days	28 days	56 days
0	0.0	39.40	39.40	39.40	39.40	39.40
	0.5	39.18	39.18	39.18	39.18	39.18
	1.0	38.31	38.31	38.31	38.31	38.31
	1.5	38.22	38.22	38.22	38.22	38.22
	2.0	37.42	37.42	37.42	37.42	37.42
10	0.0	36.19	36.19	36.19	36.19	36.19
	0.5	34.44	34.44	34.44	34.44	34.44
	1.0	33.30	33.30	33.30	33.30	33.30
	1.5	31.82	31.82	31.82	31.82	31.82
	2.0	31.27	31.27	31.27	31.27	31.27
20	0.0	47.39	47.39	47.39	47.39	47.39
	0.5	46.46	46.46	46.46	46.46	46.46
	1.0	45.60	45.60	45.60	45.60	45.60
	1.5	44.52	44.52	44.52	44.52	44.52
	2.0	44.24	44.24	44.24	44.24	44.24

(二) 多孔生態防火材料之機械強度分析

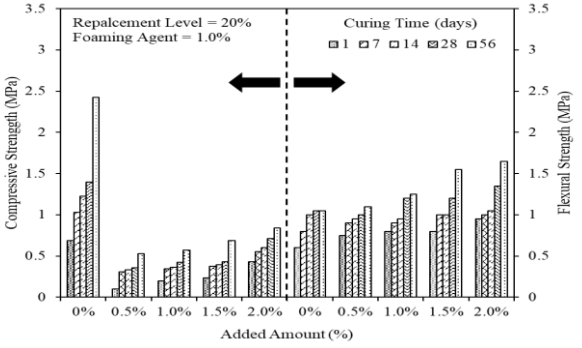
圖 1 為不同碳化矽污泥取代量於不同廢玻璃纖維添加量下多孔生態防火材料其機械強度分析。由圖中可知，於養護齡期為 1 天時，未添加廢玻璃纖維之多孔生態防火材料其抗壓強度為 0.27 MPa，隨著廢玻璃纖維添加至 0.5%、1.0%、1.5%與 2.0%後，多孔生態防火材料其抗壓強度分別為 0.62 MPa、0.67 MPa、0.71 MPa 及 0.77 MPa；可見多孔生態防火材料其抗壓強度會隨著廢玻璃纖維的添加而有增加之趨勢。當碳化矽污泥取代量為 10%、廢玻璃纖維添加量為 0.5%和 2.0%時其抗壓強度分別為 0.32 MPa 與 0.46 MPa；當養護齡期為 56 天時，其抗壓強度分別為 0.82 MPa 與 1.25 MPa。另外，當廢玻璃纖維添加量為 1.5%和 2.0%時，抗彎強度分別為 0.95 MPa 與 1.30 MPa。結果顯示，添加廢玻璃纖維之多孔生態防火材料相比能有效提升強度，且透過添加韌性材料能改善抗彎特性。此外，當碳化矽污泥取代量為 20%時，廢玻璃纖維添加量為 0.5%、1.0%、1.5%與 2.0%時，多孔生態防火材料其抗彎強度分別增加為 1.10 MPa、1.25 MPa、1.55 MPa 及 1.65 MPa，顯示荷重從無機聚合物轉移至纖維中增加其抗彎強度發展。與未添加廢玻璃纖維之多孔生態防火材料相比，相當於分別提升 4.8%、19.0%、47.6%、57.1%。



(a) Replacement Level= 0%



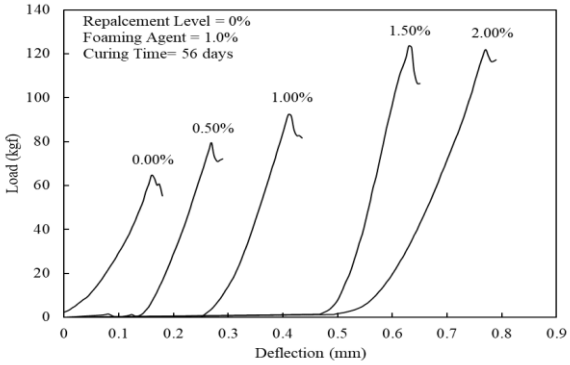
(b) Replacement Level= 10%



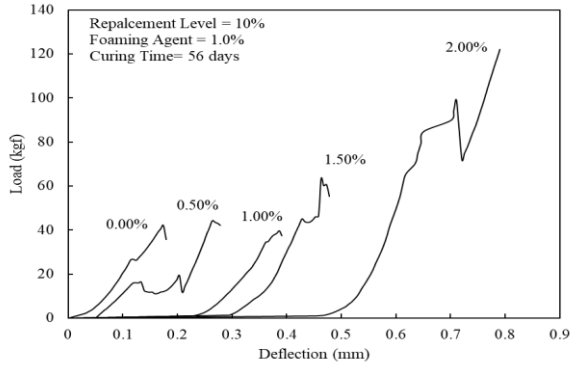
(c) Replacement Level= 20%

圖 1　不同廢玻璃纖維添加量之多孔生態防火材料強度圖

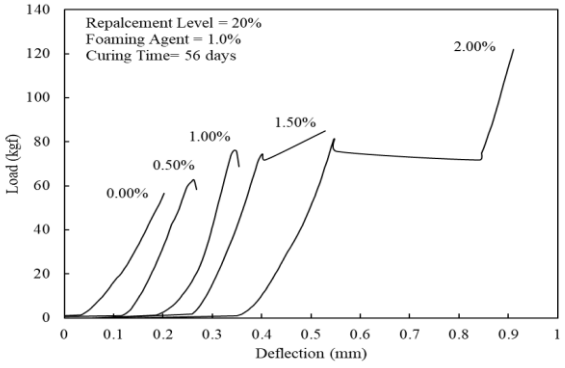
圖 2 為不同碳化矽污泥取代量於不同廢玻璃纖維添加量下多孔生態防火材料其晚期應力位移曲線圖。由圖中得知，當碳化矽污泥取代量為 0%、廢玻璃纖維添加量為 2.0%時，顯示應力達到最高值後逐漸緩慢下降。同時，觀察到應力位移曲線較為延伸。當碳化矽污泥取代量為 10%，隨著廢玻璃纖維添加量由 0.5%增加至 2.0%時，其應力位移曲線由 0.28 mm 增加至 0.79 mm，顯示荷重從無機聚合物轉移至纖維中，使其應力位移曲線有所延伸，本研究結果與 Al-mashhadani 等人研究結果一致。另外，當碳化矽污泥取代量為 20%時，其應力位移曲線由 0.27 mm 增加至 0.91 mm。根據 Novais 等人 (2017)研究顯示，添加 0-3 wt.% 玻璃纖維廢棄物作為無機聚合物之增強劑，隨著纖維含量增加，其無機聚合物強度增強並增加開裂後延展性，使更高的應力能量被吸收，防止試體的完全破壞。因此，顯示增加廢玻璃纖維含量其應力位移曲線有所延伸。



(a) Replacement Level= 0%



(b) Replacement Level= 10%



(c) Replacement Level= 20%

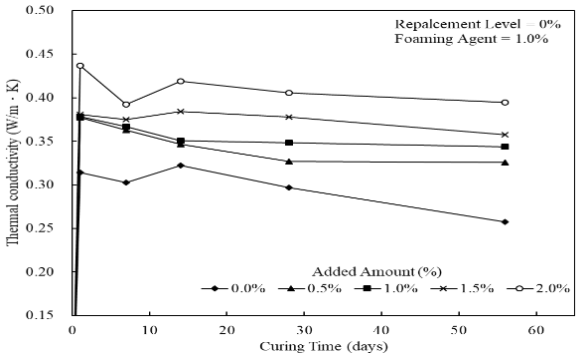
圖 2　不同廢玻璃纖維添加量之多孔生態防火材料應力位移曲線圖

(三) 多孔生態防火材料之熱傳播分析

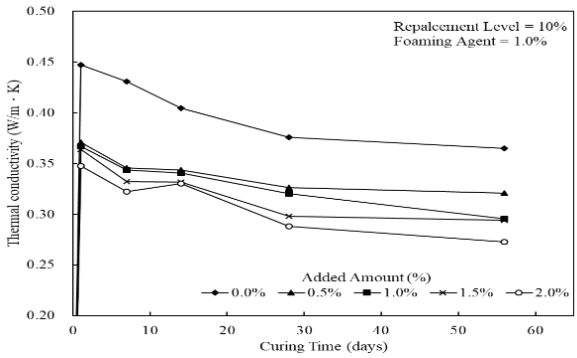
圖 3 為不同廢玻璃纖維添加量之多孔生態防火材料其熱傳導係數變化分析。由圖中可知，當養護齡期為 1 天、碳化矽污泥取代量為 0%時，隨著廢玻璃纖維添加量至 0.5%、1.0%、1.5%與 2.0%後，多孔生態防火材料其熱傳導係數分別增加為 0.377 W/m・K、0.378 W/m・K、0.380 W/m・K 及 0.437

W/m · K，顯示隨著廢玻璃纖維添加量增加其熱傳導係數隨之增加。當養護齡期為 28 天、廢玻璃纖維添加量為 0.5%、1.0%、1.5%與 2.0%時，多孔生態防火材料其熱傳導係數分別為 0.327 W/m · K、0.348 W/m · K、0.378 W/m · K 及 0.406 W/m · K。結果顯示：亦隨著養護齡期越大其熱傳導係數並無明顯之改變。

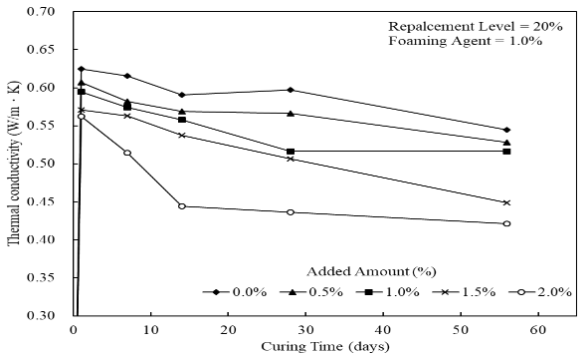
此外，當廢玻璃纖維添加量為 2.0%、碳化矽污泥取代量為 10%及 20%時，其熱傳導係數分別下降為 0.288 W/m · K 及 0.436 W/m · K，顯示當廢玻璃纖維添加量的增加，其熱傳導係數有明顯下降之現象。Bai 等人(2018)，利用橄欖油量及 H_2O_2 製備 SiC 基變高嶺土複合發泡體其結果顯示，當橄欖油量為 0.3 wt.%、H_2O_2 為 0.1 wt.%時，其體積密度為 0.4 g/cm^3，而熱傳導係數較低為 0.15 W/m · K，其可能原因為 SiC 顆粒存在導致黏度變化(漿體具有較高的黏度)或表面張力效應，而漿體黏度會隨著纖維含量的增加而增加，阻礙氣泡的釋放。因此，系統中同時受到 SiC 顆粒及廢玻璃纖維存在的影響，促使多孔生態防火材料黏度增加。故隨著廢玻璃纖維添加量增加其熱傳導係數下降，且優於碳化矽污泥取代量為 0%之多孔生態防火材料。



(a) Replacement Level= 0%



(b) Replacement Level= 10%



(c) Replacement Level= 20%

圖 3　不同廢玻璃纖維添加量之多孔生態防火材料熱傳導係數分析

(四) 多孔生態防火材料之防火絕熱性質

表 4 為不同廢玻璃纖維添加量之多孔生態防火材料其背板溫度變化分析。由表中可知，當養護齡期為 1 天、碳化矽污泥取代量為 0%時，隨著廢玻璃纖維添加量至 0.5%、1.0%、1.5%與 2.0%後，其背板溫度分別降低為 238℃、227℃、260℃及 262℃，顯示添加廢玻璃纖維能有效降低其背板溫度。當養護齡期為 56 天、廢玻璃纖維添加量為 0.5%、1.0%、1.5%與 2.0%時，多孔生態防火材料其背板溫度分別為 219℃、251℃、259℃及 283℃，顯示隨著養護齡期越大其背板溫度明顯降低。

此外，由表 4 中得知，當養護齡期為 28 天、廢玻璃纖維添加量為 2.0%、碳化矽污泥取代量為 10%及 20%時，其背板溫度分別下降為 268℃及 304℃，顯示廢玻璃纖維添加量的增加，其背板溫度有明顯下降之現象，其可能原因為系統中同時受到 SiC 顆粒及廢玻璃纖維存在的影響，促使漿體黏度增加，而產生更多的毛孔，提升其絕熱性能。故隨著廢玻璃纖維添加量增加其背板溫度下降，且優於碳化矽污泥取代量為 0%之多孔生態防火材料。另外，Shiu 等人 (2014)也使用類似的發泡過程，進行廢玻璃製備發泡無機聚合物其結果顯示，當廢玻璃取代量為 10%、泡劑添加量為 1.5%及 2.0%其背板溫度分別為 362℃及 367℃，其背板溫度皆高於本研究結果。故本研究所製備之多孔生態防火材料具有作為防火材料之潛力。

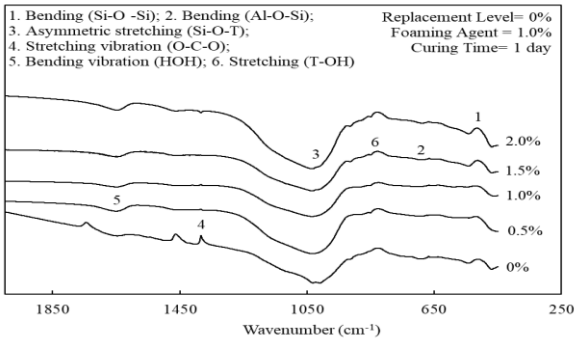
表 3　不同廢玻璃纖維添加量之多孔生態防火材料其絕熱試驗結果

SCS (wt. %)	WGF Added Amount (%)	Reverse-Side Temperature (℃)		
		1 day	28 days	56 days
0	0.0	322	252	306
	0.5	238	216	219
	1.0	227	218	251
	1.5	260	244	259
	2.0	262	253	283
10	0.0	340	301	298
	0.5	225	255	243
	1.0	218	255	202
	1.5	244	259	253
	2.0	254	268	265
20	0.0	367	333	255
	0.5	261	281	244
	1.0	241	261	241
	1.5	284	284	245
	2.0	303	304	300

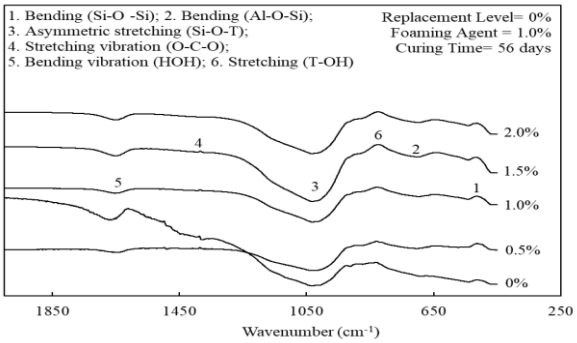
(五) 多孔生態防火材料之 FTIR 分析

圖 4 顯示為不同取代量及不同廢玻璃纖維添加量之多孔生態防火材料其 FTIR 分析。由圖中可知，當養護齡期為 1 天、碳化矽污泥取代量為 0%時，隨著廢玻璃纖維添加量至 0.5%、1.0%、1.5%與 2.0%後，多孔生態防火

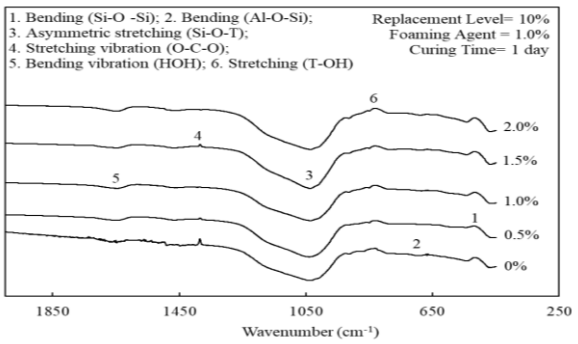
材料其 Si–O–T 鍵結位置分別位移至 1025 cm^{-1}、1018 cm^{-1}、1000 cm^{-1} 及 1000 cm^{-1}，顯示在廢玻璃纖維添加量較高的樣品中，該頻帶位移到較低波數。在 SiO_4 和 AlO_4 之間的縮聚反應之後，FTIR 光譜證實額外的二氧化矽扮演強化的腳色，其膠體相與二氧化矽之間的介面鍵結較強，使系統形成更多具有三維網狀結構的無機聚合物產物。此外，當廢玻璃纖維添加量為 2.0%、碳化矽污泥取代量為 10%及 20%時，其吸收頻帶位移至 1028 cm^{-1} 及 1035 cm^{-1} 處，此為 Si–O–T 不對對稱伸縮震動，鍵結的位移顯示，無機聚合反應中越來越多 Al^{3+}與 SiO_4 四面體結合形成 Si–O–Al 伸縮震動，證明廢玻璃纖維添加量增加，有助於無機聚合物結構的形成。



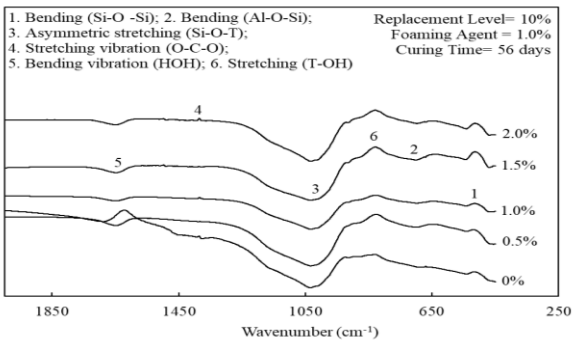
(a) Replacement Level= 0%—1 day



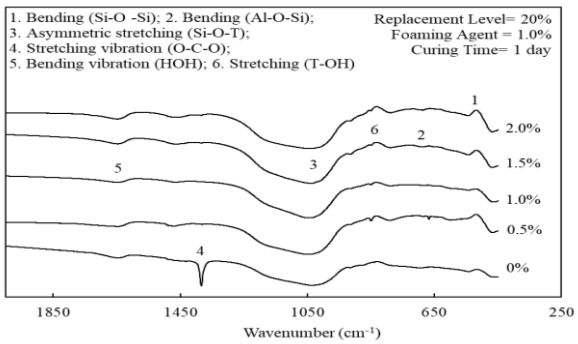
(b) Replacement Level= 0%—56 day



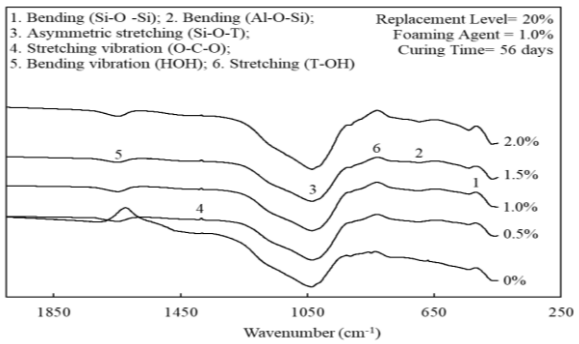
(c) Replacement Level= 10%—1 day



(d) Replacement Level= 10%—56 day



(e) Replacement Level= 20%—1 day



(f) Replacement Level= 20%—56 day

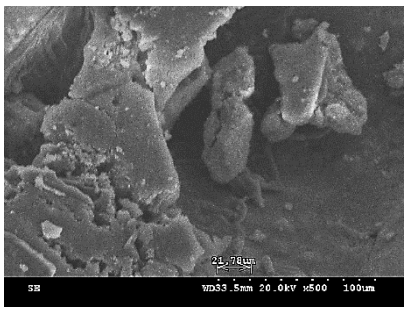
圖 4　不同廢玻璃纖維添加量之多孔生態防火材料 FTIR 分析

另外，波數於 1416 cm^{-1} 附近頻帶為 CO_3^{2-} 基團中的 O–C–O 不對稱伸縮振動，其頻帶強度亦隨著廢玻璃纖維添加量增加而下降，係由於系統形成更多無機聚合物產物，降低其碳酸化反應。當養護齡期為 56 天、廢玻璃纖維添加量為 2.0%、碳化矽污泥取代量為 10%及 20%時，多孔生態防火材料其 Si–O–T 鍵結位置分別位移至 998 cm^{-1} 及 1025 cm^{-1}。結果顯示：亦隨著養護齡期越長其振動頻帶從高波數位移到較低波數。綜合上述，多孔生態防火材料是二氧化矽四面體和氧化鋁四面體鍵結的形成，並產生前述的官能基團，其機械特性可以根據二氧化矽四面體和氧化鋁四面體的配位而變化，但是在無機聚合過程中形成的鍵是相同的。

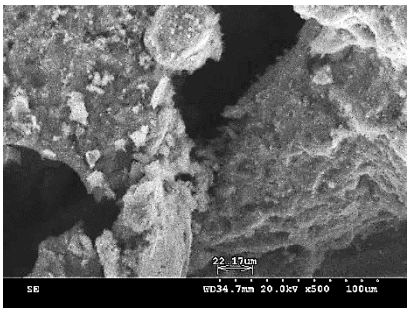
(六) 多孔生態防火材料之 SEM 觀察

圖 5 至圖 7 為不同廢玻璃纖維添加量之多孔生態防火材料其微結構分析。由圖 5 可知，當養護齡期為 1 天、碳化矽污泥取代量為 0%時，隨著廢玻璃纖維添加量至 0.5%、1.0%、1.5%與 2.0%後，觀察到纖維與無機聚合物基體良好的膠結。Al-mashhadani 等人指出，纖維在兩側上具有較少孔隙的漿體，減少材料的不均勻性，顯示隨著廢玻璃纖維添加量增加其多孔生態防火材料結構更為穩定；而隨著養護齡期為 28–56 天時，可看到膠體物質持續的生成，其結構有逐漸緻密之現象，且可以看到廢玻璃纖維與無機聚合物結構良好的膠結，並穩定發泡作用所產生之孔洞。

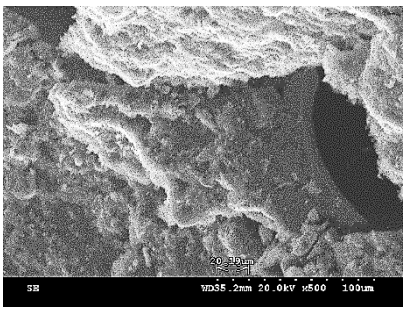
由圖 6 及圖 7 可知，當養護齡期為 1 天、廢玻璃纖維添加量為 2.0%、碳化矽污泥取代量為 10%及 20%時，觀察到廢玻璃纖維均勻地分散在無機聚合物基質中。此外，更高的廢玻璃纖維含量導致與低廢玻璃纖維含量相比，形成更多空隙。這可能是由於隨著廢玻璃纖維含量的增加和漿體黏度的增加。因此，系統中同時受到 SiC 顆粒及廢玻璃纖維存在的影響，其黏度增加穩定較大量的液-氣界面。在 SEM 圖像中觀察到的結構變化顯示與孔隙率數據具有良好一致性，且歸因於纖維與無機聚合物基質之間的架橋效應。隨著養護齡期為 56 天時，顯示廢玻璃纖維與無機聚合物基質良好的膠結，且具有許多相互連接的孔隙分佈，其結構呈現逐漸緻密之現象，證明廢玻璃纖維添加量增加，有助於無機聚合物結構的形成。根據 Al-mashhadani (2018) 等人指出，鋼纖維、聚丙烯纖維和聚乙烯醇纖維增強飛灰基無機聚合物強度，顯示無機聚合物反應過程中形成的無機聚合物薄層，並與纖維產生良好的膠結程度，顯示本研究結果與其他研究相似。



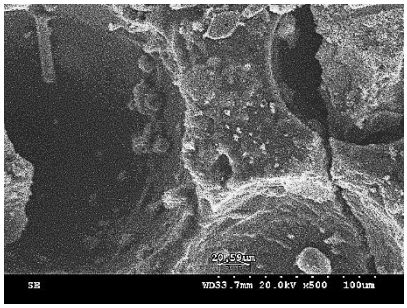
(a) 1 day –0%



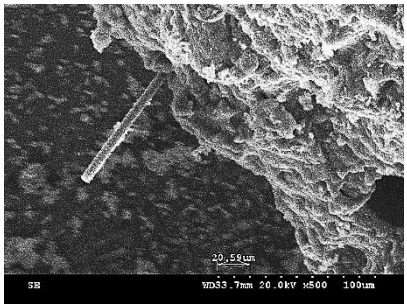
(b) 28 days –0%



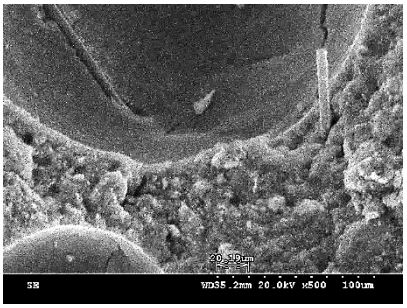
(c) 56 days –0%



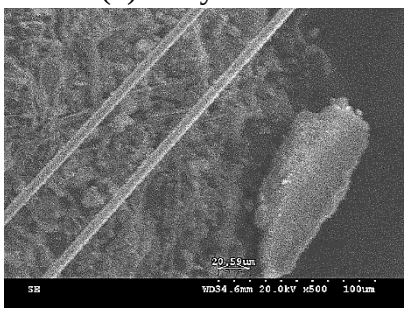
(d) 1 day –0.5%



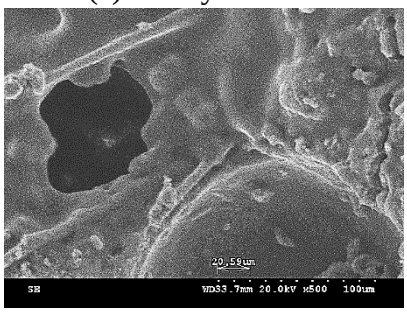
(e) 28 days –0.5%



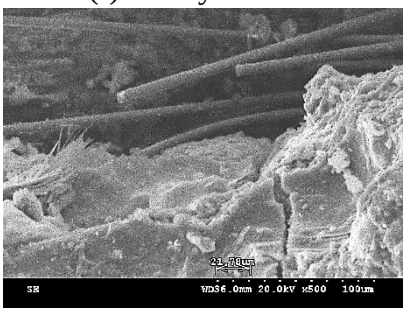
(f) 56 days –0.5%



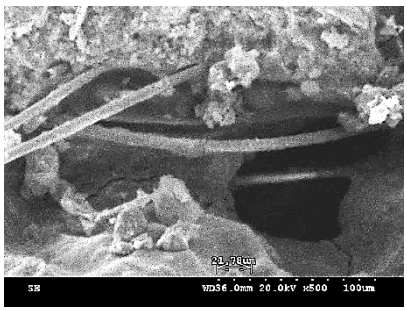
(g) 1 day –1.5%



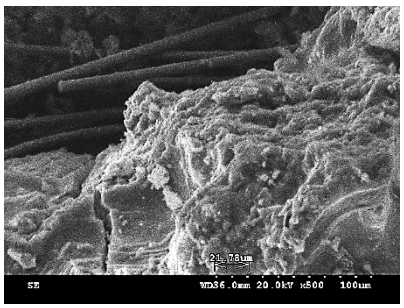
(h) 28 days –1.5%



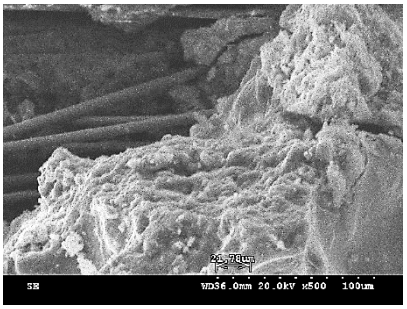
(i) 56 days –1.5%



(j) 1 day –2.0%



(k) 28 days –2.0%

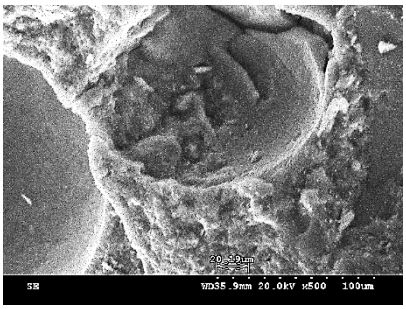


(l) 56 days –2.0%

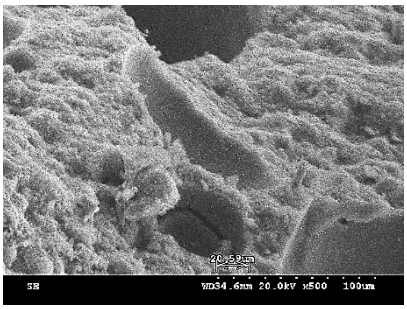
圖 5　不同廢玻璃纖維添加量之多孔生態防火材料 SEM 觀察

(Replacement Level= 0%)

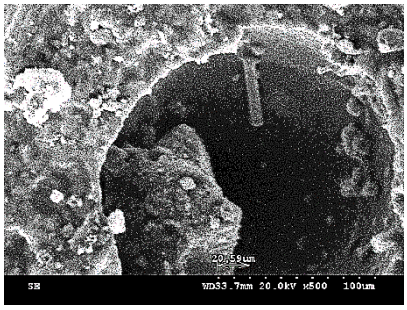
(a) 1 day –0%



(b) 28 days –0%

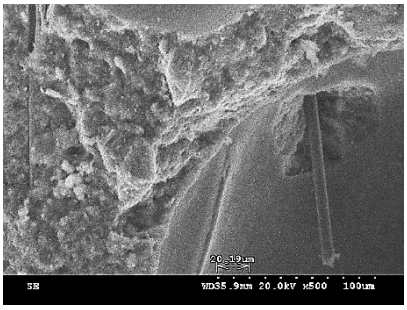


(c) 56 days –0%

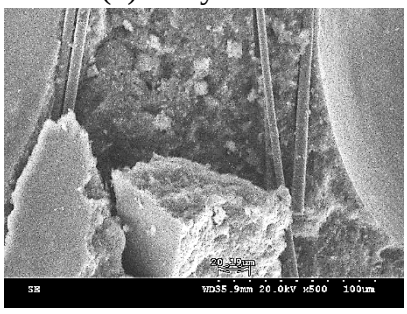


(d) 1 day –0.5%

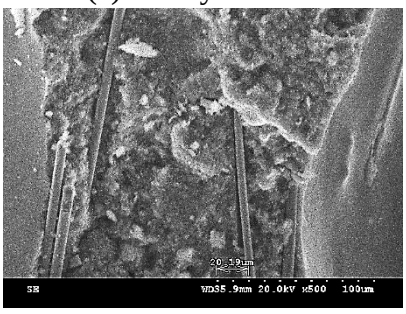
(e) 28 days –0.5%



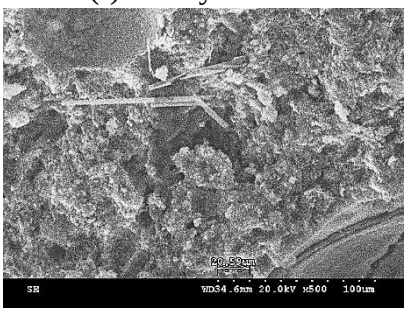
(f) 56 days –0.5%



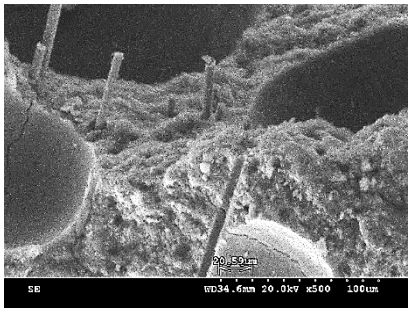
(g) 1 day –1.5%



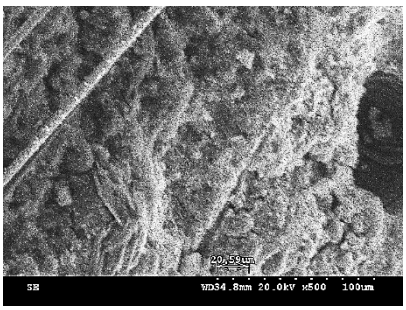
(h) 28 days –1.5%



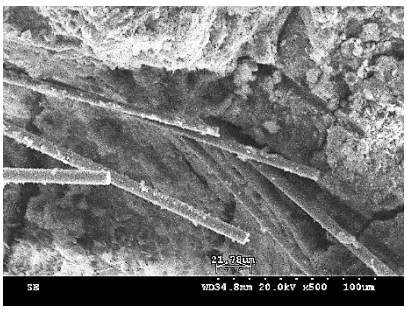
(i) 56 days –1.5%



(j) 1 day –2.0%

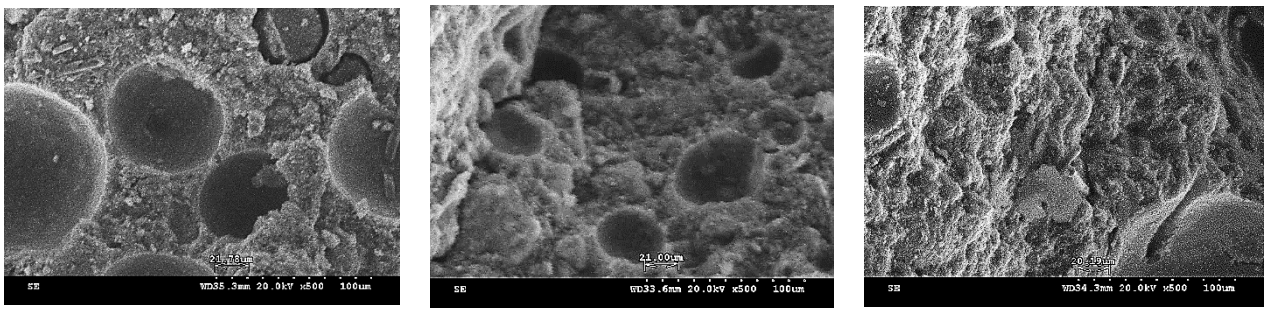


(k) 28 days –2.0%

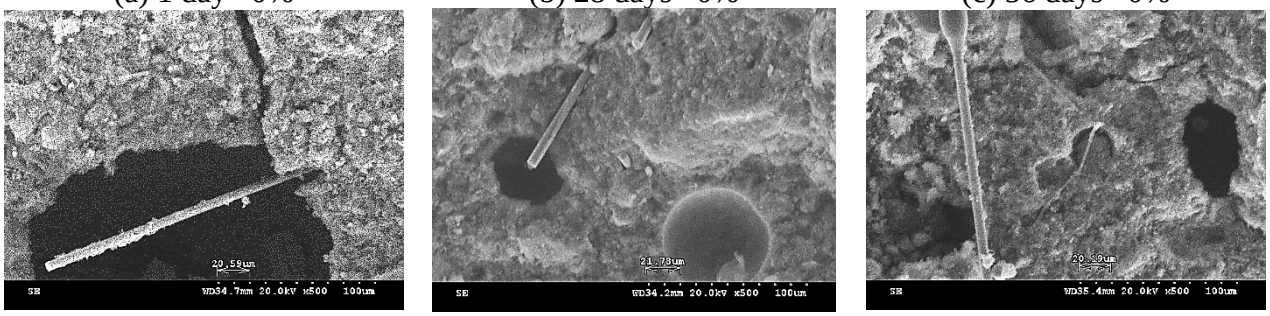


(l) 56 days –2.0%

圖 6　不同廢玻璃纖維添加量之多孔生態防火材料 SEM 觀察
(Replacement Level= 10%)

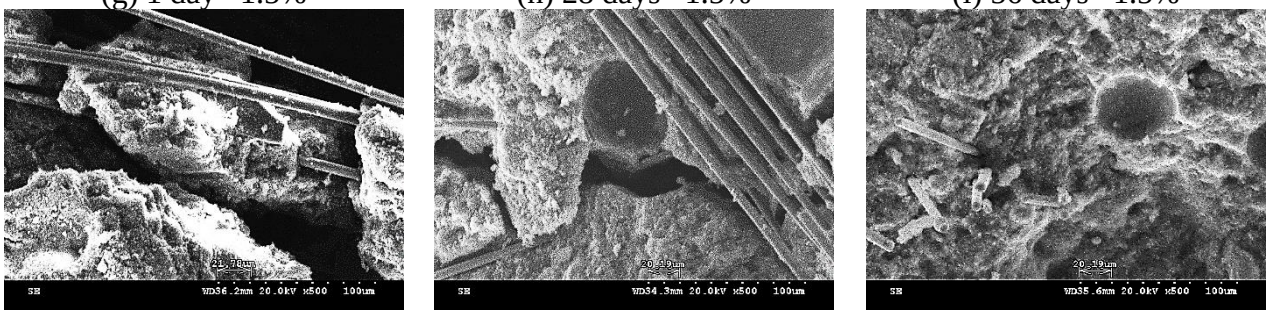


(a) 1 day –0%　(b) 28 days –0%　(c) 56 days –0%



(d) 1 day –0.5%　(e) 28 days –0.5%　(f) 56 days –0.5%

(g) 1 day –1.5%　(h) 28 days –1.5%　(i) 56 days –1.5%



(j) 1 day –2.0%　(k) 28 days –2.0%　(l) 56 days –2.0%

圖 7　不同廢玻璃纖維添加量之多孔生態防火材料 SEM 觀察
(Replacement Level= 20%)

四、結　論

本研究探討不同碳化矽污泥取代量與廢玻璃纖維添加量，以雙氧水發泡劑製備多孔生態防火材料，並分析多孔生態防火材料物理特性、機械強度、防火性能及微觀結構的影響。彙整開發多孔生態防火材料之產業應用優勢如

下：

1. 經濟效益：開發新式再利用途徑及提供相關市場需求(市價 200-300 元/m^2)，本研究成本為 100 元/m^2提高產品性價比，與此同時解決大量碳化矽污泥 (3,000~4,00 元/公噸)及玻璃纖維 (20,000~25,500 元/公噸)等處理成本問題，進而提升防火材料於相關產業競爭能力。
2. 產業利用性：提供碳化矽污泥全資源化方式並再利用所製備多孔生態防火材料於該產業製程，藉以提高產品附加價值。
3. 新穎性：目前市面上極少利用碳化矽污泥與玻璃纖維做為多孔生態防火材料，並應用鹼活化合成法於防火材料之開發。
4. 進步性：本研究經鹼活化合成法應用於多孔生態防火材料之製備方法，透過添加玻纖能夠改善其無機聚合物脆性破裂模式與增加應力位移曲線，並藉由碳化矽取代所製備多孔生態防火材料，已掌握有效提升高韌性 (位移曲線 0.7 mm)及低熱傳導係數 (0.27 W/m · K)之特點。

五、參考文獻

1.Lan, X., Wang, Z. (2020). Efficient high-temperature electromagnetic wave absorption enabled by structuring binary porous SiC with multiple interfaces. Carbon, 170, 517-526.

2.Liao, M., Guo, C., Guo, W., Hu, T., Qin, H., Gao, P., Xiao, H. (2020). Hydrogen production in microreactor using porous SiC ceramic with a pore-in-pore hierarchical structure as catalyst support. International Journal of Hydrogen Energy, 45(41), 20922-20932.

3.Malik, R., Kim, Y. W., Song, I. H. (2020). High interfacial thermal resistance induced low thermal conductivity in porous SiC-SiO2 composites with hierarchical porosity. Journal of the European Ceramic Society, 40(3), 594-602.

4.Lan, X., Li, Y., Wang, Z. (2020). High-temperature electromagnetic wave absorption, mechanical and thermal insulation properties of in-situ grown SiC on porous SiC skeleton. Chemical Engineering Journal, 397, 125250.

5.Ahmad, M. R., Chen, B. (2019). Experimental research on the performance of lightweight concrete containing foam and expanded clay aggregate. Composites Part B: Engineering, 171, 46-60.

6.Lan, A., Liu, C. E., Yang, H. L., Yu, H. T., Liu, I. T., Hsu, H. P., Lan, C. W.

(2019). Silicon ingot casting using reusable silicon nitride crucibles made from diamond wire sawing kerf-loss silicon. Journal of Crystal Growth, 525, 125184.

7. Bai, C., Ni, T., Wang, Q., Li, H., Colombo, P. (2018). Porosity, mechanical and insulating properties of geopolymer foams using vegetable oil as the stabilizing agent. Journal of the European Ceramic Society, 38(2), 799-805.
8. Novais, R. M., Carvalheiras, J., Seabra, M. P., Pullar, R. C., Labrincha, J. A. (2017). Effective mechanical reinforcement of inorganic polymers using glass fibre waste. Journal of Cleaner Production, 166, 343-349.
9. Ribeiro, R. A. S., Ribeiro, M. G. S., Sankar, K., Kriven, W. M. (2016). Geopolymer-bamboo composite–A novel sustainable construction material. Construction and Building Materials, 123, 501-507.
10. Al-Mashhadani, M. M., Canpolat, O., Aygörmez, Y., Uysal, M., Erdem, S. (2018). Mechanical and microstructural characterization of fiber reinforced fly ash based geopolymer composites. Construction and building materials, 167, 505-513.
11. Bai, C., Ni, T., Wang, Q., Li, H., Colombo, P. (2018). Porosity, mechanical and insulating properties of geopolymer foams using vegetable oil as the stabilizing agent. Journal of the European Ceramic Society, 38(2), 799-805.
12. Bergamonti, L., Taurino, R., Cattani, L., Ferretti, D., Bondioli, F. (2018). Lightweight hybrid organic-inorganic geopolymers obtained using polyurethane waste. Construction and Building Materials, 185, 285-292.
13. Shiu, H. S., Lin, K. L., Chao, S. J., Hwang, C. L., Cheng, T. W. (2014). Effects of foam agent on characteristics of thin-film transistor liquid crystal display waste glass-metakaolin-based cellular geopolymer. Environmental Progress & Sustainable Energy, 33(2), 538-550.
14. He, P., Wang, M., Fu, S., Jia, D., Yan, S., Yuan, J., Xu, J., Wang P., Zhou, Y. (2016). Effects of Si/Al ratio on the structure and properties of metakaolin based geopolymer. Ceramics international, 42(13), 14416-14422.
15. Lyu, S. J., Wang, T. T., Cheng, T. W., Ueng, T. H. (2013). Main factors affecting mechanical characteristics of geopolymer revealed by experimental design and associated statistical analysis. Construction and Building Materials, 43, 589-597.

自循環熱渣回電爐之高效去化精煉渣技術開發

林啟明*、于愷文**、歐士維**、沈峻名***、羅紹峰***、吳威德***

摘　要

據 109 年經濟部工業局產業園區之二次物料循環鏈結推動說明會的資料中提及，從 104~108 年間台灣已累積超過 70 萬公噸的還原碴待去化，且暫存量有逐年增加的趨勢，證實還原碴的高效去化技術是當前台灣電爐業者急迫需要的。熱渣回爐技術是國際公認最具低成本且高效去化還原碴的首選技術，但面臨(1)熱渣回電爐方法與動線設計(影響冶煉時間與電力)；(2)電爐造渣劑配方(影響雜質 P 與 S 含量)；(3)精煉爐造渣劑配方(影響雜質 S 含量)等三大問題須克服，而造就台灣電爐鋼廠不敢輕易嘗試此技術。

本研究選用 CaO 當補充物(0~50%)，並利用小型週波爐之脫磷與回硫熱模試驗，成功建立出控制造渣劑之脫磷(50.5~82.7%)與回硫(16.4~68.2%)性能的方法，來解決電爐造渣劑配方問題。此外本研究利用 ThermoCalc 脫硫模擬軟體，仿精煉爐脫硫製程參數，成功建立出高效能脫硫劑成份區間(脫硫率達 60%以上)，來解決精煉爐造渣劑配方問題。此外本研究利用獨創之高溫發泡壽命量測設備，成功開發出 Al_2O_3 (12~16%)液態改質發泡渣配方，為一項不受造渣成份影響且能在隨著煉鋼冶煉溫度的連續增加(1450~1620^{o}C)下，穩定且長時間製造發泡渣的技術，來解決熱渣回爐冶煉電力增加問題。最終本研究進行 9 爐次之 100 噸級的熱渣回爐試驗，在熱渣添加量為 9~50 公斤/公噸下，與傳統電爐製程(無添加熱渣)相比，其電爐 CaO 用量增加 0.7%；吹碳量增加 11.3%；吹氧量增加 4.9%；電力增加 2.5%；脫硫劑使用量增加 14.6%，皆可使鋼品之 P 與 S 含量低於 0.045wt%以下，符合至少鋼筋產品要求，開創出電爐冶煉無還原碴副產物之創新技術。

【關鍵詞】熱渣回電爐、高效去化還原碴、CaO 補充物、液態改質發泡渣、電爐冶煉無還原碴副產物

---

*國立中興大學-金屬研發中心　副研究員

**威致鋼鐵工業股份有限公司　廠長與工程師

***國立中興大學-材料科學與工程學系　終身特聘教授與碩博士生

一、前　言

電弧爐(Electric Arc Furnace, EAF)製程是以廢鋼當原料，並利用碳棒當電極通電產生電弧來對廢鋼原料進行加熱熔化，因此 EAF 具備資源循環再利用、高效率產製鋼品、低二氧化碳(CO_2)排放等優勢。在陳文駿等人的文章中已指出，EAF 與使用鐵礦石當原料的高爐(Blast Furnace, BF)製程相比較，每利用 1 噸廢鋼產製鋼品，將可降低綜合能源損耗 60%；減少 CO、CO_2、SO_2 等廢氣排放量 86%；減少廢渣副產物之產生量 72%；減少 1.6 噸鐵礦石和 0.5 噸煤炭的使用量等效益。此外更有學者提出，利用綠電來產生氫氣(H_2)，並導入到還原爐將鐵礦原料還原，而生成直接還原鐵(Direct Reduced Iron, DRI)或熱壓鐵(Hot Briquetted Iron, HBI)，再透過 EAF 以綠電能源將 DRI 或 HBI 進行高溫熔化冶煉，最後生產出熱壓鋼卷產品，則可達到超低 CO_2 煉鋼冶煉技術目標。綜合上述結論顯示，未來 2050 年前鋼鐵冶煉要達到淨零碳排的首選技術之一為 EAF 技術。

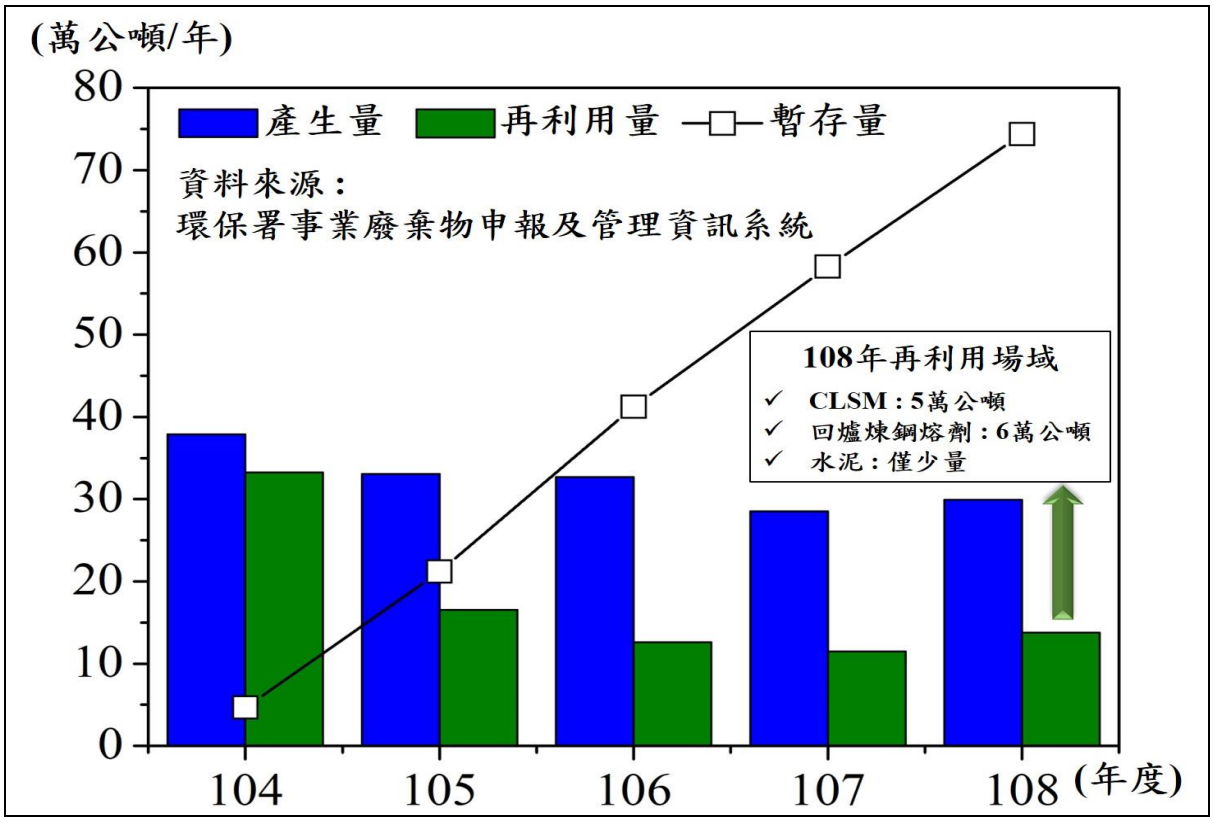


圖 1　台灣還原碴(LFS)之去化管道與暫存量

EAF 製程中，前期為熔化廢鋼原料的氧化期，此階段的副產物為電弧爐氧化碴(Electric Arc Furnace Oxidizing Slag, EAFS)，目前已有相當暢通的再利用管道；後期為脫氧的還原期，並依照不同鋼品特性需求調整合金比例，此階段的副產物為二次精煉還原碴(Ladle Furnace Slag, LFS)，由 109 年經濟部工業局產業園區之二次物料循環鏈結推動說明會的資料中顯示(如圖 1)，從 104~108 年間台灣已累積超過 70 萬公噸的 LFS 待去化，證實尚未開發出低成本且去化量大的暢通再利用管道。

LFS 依其製程特性的不同亦將產生不同的成份與結晶相特性，如表 1 與表 2 所示，由表 1 中得知依化學成份特性將分成 $CaO\text{-}SiO_2$ 基、CaO-MgO 基與 $CaO\text{-}Al_2O_3$ 基等三大類，其中 SiO_2、MgO 與 Al_2O_3 含量的多寡將主導整體 LFS 的結晶特性。由表-2 中顯示就結晶性而言，$CaO\text{-}SiO_2$ 基 LFS 的主要結晶礦物相為 C_2S、γ-C_2S、β-C_2S 與 C_3S 等；CaO-MgO 基 LFS 的主要結晶礦物相為 β-C_2S、γ-C_2S、MgO、$Ca_3MgSi_2O_8$、C_3S 與 C_2AS 等；$CaO\text{-}Al_2O_3$ 基 LFS 的主要結晶礦物相為 $C_{12}A_7$、C_3A、MgO、C_2S 與 $Ca_3MgSi_2O_8$ 等，綜觀結晶特性可知 LFS 中隨著 SiO_2 逐漸被 MgO 與 Al_2O_3 取代時，則結晶相會慢慢從多元型態的 C_2S 相轉為 $Ca_3MgSi_2O_8$+C_2AS 相再轉為多元 CA+單一型態 C_2S 相。

表 1　不同來源之 LFS 成份特性表[5-15]

成份 wt%	LFS 種類											
	$CaO\text{-}SiO_2$ 基				CaO-MgO 基				$CaO\text{-}Al_2O_3$ 基			
CaO	57.0	50.6	58.4	58.0	51.5	53.9	34.4	51.0	44.5	50.0	42.5	50.0
SiO_2	26.8	23.5	30.3	17.0	28.3	18.6	24.1	17.7	10.9	3.6	14.2	6.0
MgO	3.2	8.2	7.4	10.0	11.3	14.0	21.5	13.2	6.6	9.0	12.6	9.0
Al_2O_3	5.2	4.1	1.3	12.0	1.2	11.3	16.9	11.4	26.6	35.0	22.9	29.0
T-Fe	1.6	0.1	-	-	-	0.8	2.0	0.5	4.3	0.8	0.4	2.2
文獻	[5]	[6]	[7]	[8]	[9]	[10]	[10]	[11]	[12]	[13]	[14]	[15]

表 2　不同來源之 LFS 成份的結晶相特性[8,10,13]

LFS 種類		
$CaO\text{-}SiO_2$ 基[8]	CaO-MgO 基[10]	$CaO\text{-}Al_2O_3$ 基[13]
Al_2O_4Mg, MgO, $Ca2SiO_4$(C_2S), β-Ca_2SiO_4, γ-Ca_2SiO_4, Ca_3SiO_5(C_3S)	β-Ca_2SiO_4, γ-Ca_2SiO_4, MgO, $Ca_3MgSi_2O_8$, Ca_3SiO_5, $Ca_2Al_2SiO_7$(C_2AS)	$Ca1_2Al1_4O_{33}$($C_{12}A_7$), $Ca_3Al_2O_6$(C_3A), MgO, Ca_2SiO_4, $Ca_3MgSi_2O_8$

根據文獻指出隨著溫度的下降則 C_2S 相的型態會產生顯著變化，如圖 2 所示，由圖中得知液態渣冷卻至 1450°C 時會產生 α′-C_2S 相，再繼續冷卻時會分二條路徑進行相變態，(1)為 850°C 由 α′-C_2S 相直接變態為 γ-C_2S 相；

(2)為 675°C 由 α′-C_2S 相先變態為 β-C_2S 相再於 490°C 由 β-C_2S 相變態為 γ-C_2S 相，在 β-C_2S 相變態為 γ-C_2S 相的過程中會產生近 10~14%的體積膨脹，而導致室溫 CaO-SiO_2 基與 CaO-MgO 基等 LFS 皆以粉末狀形態存在，這將造成在浸水溶出試驗後，水中的 pH 會顯著增加至 11.7-12.8 之間，而限制其再應用價值。此外 Setien 等人的研究指出，大部分 LFS 中的 CaO+MgO 總量超過 60%，很容易在結晶相生成時而伴隨 F-CaO 產生，而 F-CaO 遇水(H_2O)會產生氫氧化鈣($CaOH_2$)的放熱之體積膨脹反應，讓 LFS 的不穩定性增加，更限縮其再利用價值。

二、電弧爐還原碴副產物之再利用技術

根據世界鋼鐵協會最新統計數據顯示，台灣在 2021 年共生產出 23,233 千公噸粗鋼，其中 60.5%(14,056 千公噸)是利用 BF-BOF 生產；39.5%(9,177 千公噸)是利用 EAF 生產，證實 2021 年 EAF 共生產出約 229 千公噸的 LFS 副產物，故長遠之計台灣極需建立低成本、大去化量、高技術成熟度的 LFS 再利用技術。為了有效解決 LFS 的去化問題，國內外正朝著三大應用技術進行研究開發，含:回爐冶煉造渣劑、水泥生料、蒸氣安定化為再生原料等，以下針對這三大技術進行國內外之研究實績詳述:

(一) 回爐冶煉造渣劑

LFS 富含 CaO 為煉鋼冶煉脫磷(P)與脫硫(S)所必需之物質，依其 LFS 的溫度與再應用場合不同，將分成 4 項技術進行說明。第一項為熱渣回 EAF 技術，此項技術是國際公認最具低成本且高效去化 LFS 的首選技術，但面臨(1)熱渣回 EAF 方法與動線設計(影響冶煉時間與電力)；(2)EAF 造渣劑配方(影響雜質 P 與 S 含量)；(3)LF 造渣劑配方(影響雜質 S 含量)等三大問題須克服，導致過往無台灣煉鋼業者使用，但此項技術不需造塊，直接將高溫的 LFS 倒入 EAF 內當造渣劑，可省去建立造塊廠房的成本與造塊所需的時間與費用，為技術成本低且去化能力強大之回爐技術，可將 LFS 透過回爐改質為 EAFS 副產物，而再製成再生粒料，達到 100%LFS 去化成效。

第二項為熱渣回 LF 技術，因無須改變廠內現況製程，僅需要調控好每爐次的銜接時間，因此過往台灣電爐業者有少數 1~2 家使用此技術，此項技術亦可省去建立造塊廠房的成本與造塊所需的時間與費用，但僅能達到 LFS 減量的效果，透過台灣鋼廠統計數據顯示，約可減量 20~25%的 LFS 產出量，並降低 35~40%的造渣劑原料。此外在國外的應用實績上根據 Wang

等人的文章中顯示，Tangsteel(唐山鋼鐵集團，中國)直接將熱渣留在 LF 中並添加補充物後運至 EAF 接下一爐鋼液，結果證實每噸鋼最多只能添加 30 公斤熱渣且最多再利用 3 次；在 Dziarmagowski 與 Zawada 的文章中指出，Dongkuk Steel(東國製鋼，韓國)利用熱渣回 LF 技術證實，石灰用量可減少約 2.7 kg/噸鋼並減少電力消耗。

第三項為冷渣回 EAF 技術，此技術須先在廠內建立造塊生產設備，但無須改變現況之冶煉動線與製程特性，因此過往台灣電爐業者有少數 1~2 家使用此技術，結果驗證確實可有效去化 LFS，並達到降低造渣成本的效益。此外在國外的應用實績上根據 Danilov 的文章中得知，STEIN Injection technology (德國)將 LF 渣、LF 耐火材、Tundish 耐火材、EAF 耐火材等廢棄物，混合製成再生 CaO 應用於 EAF 當造渣劑使用；Guzzon 等人的文章中亦提及，Ferriere Nord and Stefana(義大利)將 85%LFS 與 15%其它耐火材廢棄物混合製成再生造渣劑，可於 EAF 取代約 30~45%的天然造渣劑使用。第四項為冷渣回 LF 技術，因需要增加建置造塊生產線的成本，且熱渣回 LF 技術已於鋼廠實現，因此目前無煉鋼業者使用。

(二) 水泥生料

水泥生料之主要原料有石灰石(CaO 來源)、土質(SiO_2 與 Al_2O_3 來源)、矽質(SiO_2 來源)與鐵質(Fe_2O_3 來源)等四種，經高溫鍛燒後產生約 42~67%矽酸三鈣(C_3S)、18~31%矽酸二鈣(C_2S)、5~14%鋁酸三鈣(C_3A)、6~12%鋁酸鐵($Ca_4Al_2Fe_2O_{10}$, C_4AF)等四種主要結晶相，而使矽酸鹽水泥熟料中的 $CaO+SiO_2+Al_2O_3+Fe_2O_3$ 總量超過 95%，其餘的 5%以下為少量氧化物，如:氧化鎂(MgO)、三氧化硫(SO_3)、氧化鈦(TiO_2)、氧化磷(P_2O_5)以及鹽類(K_2O、Na_2O)等。LFS 副產物含大量水泥生料所需的物質，如:CaO、SiO_2、Al_2O_3 等，且粒徑小與比表面積高，具有取代水泥天然生料的潛力。本計畫針對台灣 13 家電爐廠之 LFS 成份特性進行調查，如圖 2 所示，得知共分成 3 大類，第 1 類為 $CaO-SiO_2$ 基 LFS，其 $CaO+SiO_2+Al_2O_3$ 總量為 71~86%且含 6~9%的 MgO；第 2 類為 CaO-MgO 基 LFS，其 $CaO+SiO_2+Al_2O_3$ 總量為 51~81%且含 10~25%的 MgO；第 3 類為 $CaO-Al_2O_3$ 基 LFS，其 $CaO+SiO_2+Al_2O_3$ 總量為 82%且含 5%的 MgO。

Composition characteristics of LF slags in Taiwan

Class	CaO	SiO_2	Al_2O_3	MgO	S	F-CaO
High SiO_2 LF slags	46.4	21.1	4.0	7.0	0.8	4.6
	52.6	23.6	4.2	8.8	0.8	1.9
	55.4	27.2	2.7	5.8	0.5	2.1
	46.0	21.6	4.2	8.6	0.9	5.1
High MgO LF slags	47.7	21.8	4.3	10.4	0.7	2.1
	40.4	16.0	4.8	13.1	0.5	4.2
	40.4	17.1	5.2	17.4	0.5	1.3
	34.5	14.9	2.4	24.4	0.4	3.0
	30.7	14.8	8.9	24.8	0.3	1.4
High Al_2O_3 LF slags	44.1	17.5	3.4	17.9	0.5	5.2
	52.5	28.0	0.7	13.1	0.2	2.0
	40.5	20.3	7.2	16.5	0.4	3.6
	50.2	11.7	19.9	4.9	0.7	4.2

圖 2　台灣電爐鋼廠之還原碴成份特性圖

由圖 2 的台灣 13 家電爐廠之 LFS 成份特性證實，除了含有水泥生料所需的 $CaO+SiO_2+Al_2O_3$ 總量為 51~86%外，還包含 5~25%的 MgO。在國家標準(CNS)中已有相關規定，對於矽酸鹽水泥和普通水泥，當 MgO 含量大於 5.0%；對於另外四種通用水泥，當 MgO 含量大於 6.0%，則會影響水泥在凝結硬化過程中體積變化的均勻性，若水泥硬化後產生不均勻的體積變化，會使水泥製品或混凝土構件產生膨脹性裂縫，降低建築物質量，甚至引起嚴重事故。由於 LFS 副產物中含有約 5~25%MgO，限制了 LFS 取代水泥天然生料的比例，但已有許多文獻提及 LFS 添加於水泥中的研究實績。

Fang 等人利用 $CaO-Al_2O_3$ 系 LFS 取代部分水泥原料證實，LFS 的含量小於 10%時，可以改善水泥漿體的微觀結構與機械性能。林凱隆與羅康維的報告中證實，利用 77%石灰石污泥、19.51%石材污泥、2.49%煤灰礦泥拌合料及 1%還原碴，經燒結溫度為 1400 ℃，持溫 2 小時後所燒製之全資源化環保水泥符合 CNS 61 輸氣第 IIIA 型水泥規範值，具有做為緊急修補工程材料之潛力。Sheen 等人利用不銹鋼還原碴(Stainless Steel Reducing Slag-SSRS)取代部分水泥原料證實，當 SSRS 的細度為 4400cm^2/g 且取代量低於 30wt%，則水泥砂漿的抗壓強度高於 ASTM C150 規定。綜合上述結果證實 LFS 具備極佳潛力應用於水泥製品中，且透過台灣水泥股份有限公司在 2021 年的產業廢棄物處理報告中顯示，整年共添加 72,483 公噸的 LFS 來取代水

泥原料，由此可知低 MgO 的 LFS 透過取代水泥生料進行再利用，是一項符合低成本與高效率去化的再利用管道。

(三)蒸氣安定化為再生原料

煉鋼過程中，尚未完全反應的 CaO 固體會殘存在爐渣中，稱之為 F-CaO。而含有 F-CaO 的爐碴在潮濕的環境下，容易產生水合反應，而導致膨脹現象產生。Lee 等人針對鋼廠的還原碴(ERS)與氧化碴(EOS)進行 F-CaO 分析(如圖 3 所示)，證實 ERS 的 CaO 與 F-CaO 含量普遍比 EOS 的含量高。Ji 等人指出電爐氧化碴(EAFS)中的 FeO、MnO 和 MgO 之結晶相會溶解在 F-CaO 相中，這些二價金屬的氧化物可以溶解在 EAFS 的 F-CaO，從而降低了 F-CaO 的反應活性。

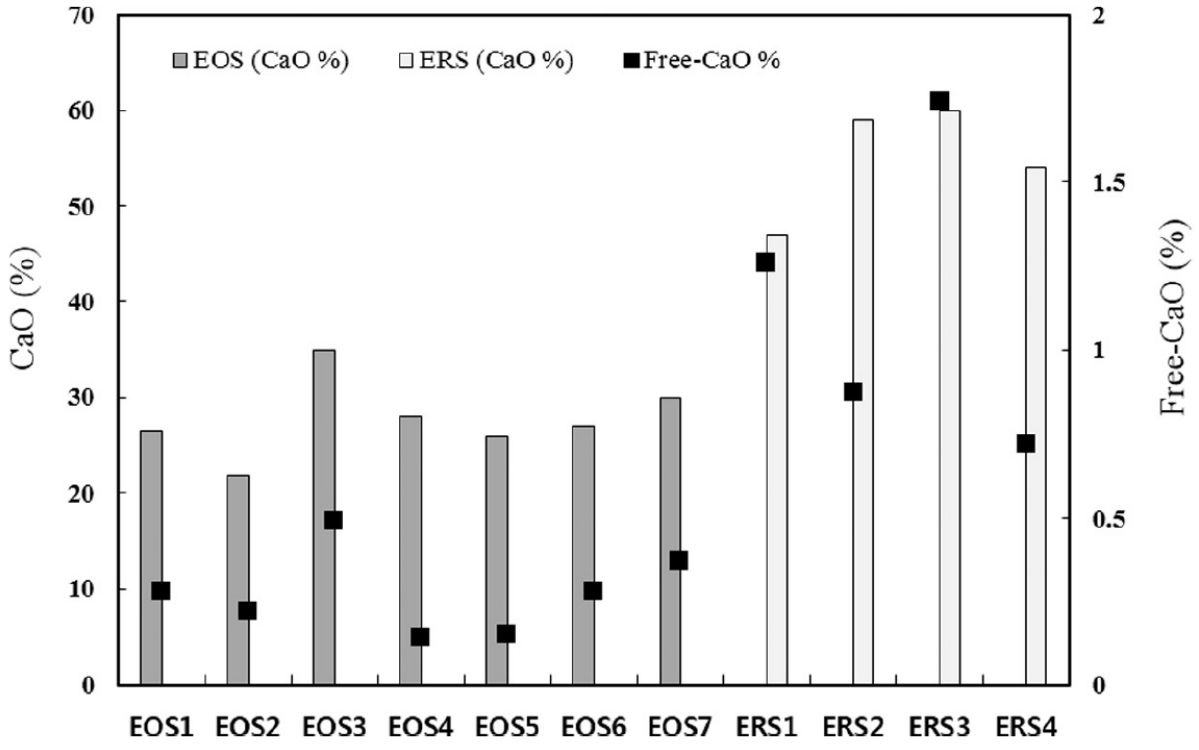


圖 3　不同氧化碴(EOS)與還原碴(ERS)的氧化鈣與 F-CaO 含量

LFS 中之 F-CaO 安定化可以利用大氣時效與高壓蒸氣等方法進行，在 Faleschini 等人的文章中指出，將 LFS 放在室外 3 個月才能降低 LFS 中的 F-CaO 含量而達到穩定，且 F-CaO 含量越高，穩定所需的時間就要更長，穩定後之 LFS 才能應用至水泥、混凝土、瀝青等原物料中。此外這些文獻亦已提出 LFS 利用安定化技術將其再生為水泥原料、回填材料與級配粒料等產品的研究實績。台灣在 LFS 的安定化技術開發上主要由台鋼資源股份

有限公司負責，透過全世界首創的蒸氣壓力為 21kgf/cm^2 之高壓蒸釜安定化技術，將 LFS 安定化後不再膨脹，並應用於 1.控制性低強度回填材料(CLSM)；2.非構造物混凝土；3.道路級配粒料基底層；4.水泥製品粒料等場合。在蔡文博的報告中指出，已能安定化 LFS 而不產生膨脹(如表 3)。但因處理成本高，尚待有高附加價值的應用產品來擴大市場普及性。

表 3　安定化後 LFS 之浸水膨脹率試驗結果

樣品名稱	化學成份, wt%				浸水膨脹率	熱壓膨脹試驗
	MgO	Al_2O_3	SiO_2	CaO		
210507#5-1	12.18	10.33	18.37	46.49	0.32%	無爆裂崩解
210507#5-2	12.15	10.23	18.48	46.66	0.32%	無爆裂崩解
210619#1-1	13.39	9.41	18.89	45.77	0.07%	無爆裂崩解
210619#1-2	13.43	9.35	18.91	45.60	0.07%	無爆裂崩解
210619#2-1	11.24	9.84	18.84	47.01	0.10%	無爆裂崩解
210619#2-2	11.61	9.79	18.57	46.84	0.11%	無爆裂崩解
210619#3-1	12.84	9.30	18.74	46.28	0.26%	無爆裂崩解
210619#3-2	12.90	9.50	18.58	46.29	0.37%	無爆裂崩解
210619#4-1	11.78	8.72	20.06	47.19	0.19%	無爆裂崩解
210619#4-2	11.73	8.72	20.08	47.09	0.14%	無爆裂崩解

三、熱渣回電爐之開發流程與試驗方法

(一) 補充物選擇與造渣劑配方設計

本研究之技術開發目的是將含硫的熱精煉渣添加到電爐當脫磷與發泡之造渣劑使用，因此補充物選擇相當重要。由方程式(1)的脫磷反應式可知，其中為鋼液內的元素，()為爐渣中的物質，在氧化氣氛下添加氧化鈣(CaO)即可以使脫磷反應進行，因此本研究之補充物選擇為 CaO。表 4 為本研究所設計之不同補充物與含硫精煉渣之配方設計，由表中顯示補充物 CaO 的取代量為 0~50%，藉此探討不同補充 CaO 對鋼液脫磷與回硫能力的影響，而制定出

可於 100 公噸爐試驗的配方。

$2[P] + 5\,(FeO) + 3\,(CaO) = (3CaO \cdot P_2O_5) + 5[Fe]$.....方程式(1)

表 4　不同補充物與精煉渣之配方設計

配方	原料比例 (%)	
	含硫精煉渣	補充物 CaO
A_1	100	0
A_2	75	25
A_3	65	35
A_4	50	50

(二) 造渣劑之脫磷與回硫能力試驗

本研究利用週波感應熔解爐進行脫磷與回硫能力試驗，其流程圖如圖 4 所示，首先是原料準備，含 1000g 鋼筋、30g 造渣劑、0.15~0.25g 磷鐵，之後將約 1Kg 的鋼筋放入 Al_2O_3 坩堝內並透過感應爐加熱，待鋼筋完全熔解後進行溫度的量測，待溫度升至 1600°C 後持溫 20min，之後進行鋼液成份調整，加入 0.15~0.25g 的磷鐵進行鋼液磷含量的調整(約 0.03 wt%)，待 10min 進行鋼液均勻攪拌後便取出 0min 的鋼錠試樣，待溫度降至 1580°C 後便將預先準備的造渣劑加入 Al_2O_3 坩堝內，進行 20min 的脫磷與回硫試驗，過程每隔 5min 會進行測溫，藉此將溫度控制在 1550~1570°C 之間，且過程中會拍攝照片觀察不同造渣劑之液化情形，藉此了解其液化能力，待 20min 脫磷試驗完成後再取鋼錠試樣，藉由鋼錠 0min 與 20min 磷含量的差異來了解脫磷性能；藉由鋼錠 0min 與 20min 硫含量的差異來了解回硫率。

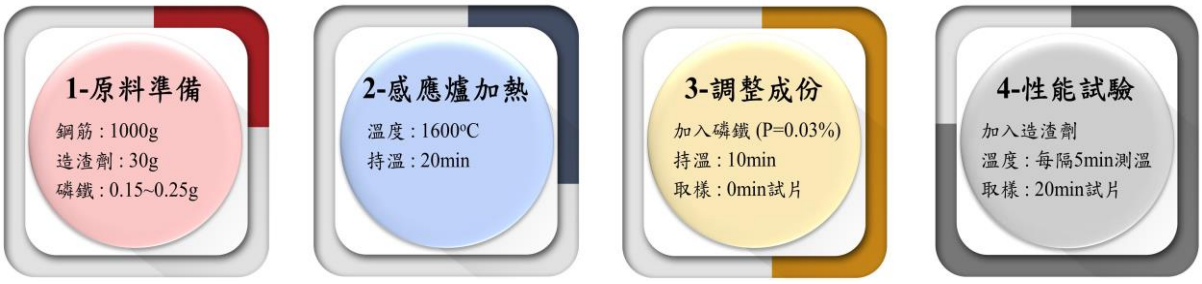


圖 4　造渣劑之脫磷與回硫試驗流程圖

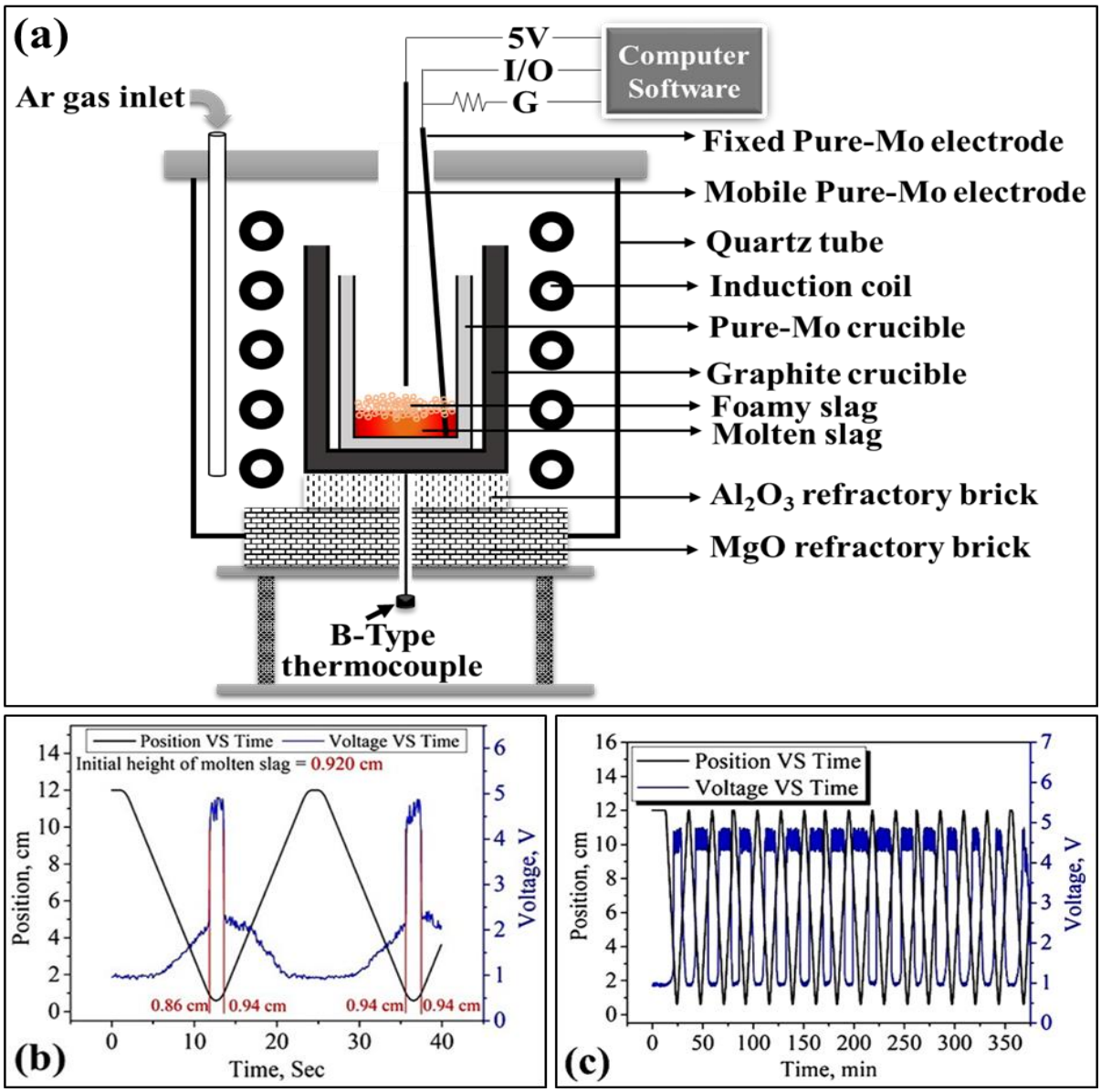


圖 5　高溫發泡壽命量測儀功能說明：(a)設備示意圖；(b)偵測原理；(c)發泡壽命量測方法

(三) 造渣劑之高溫發泡壽命量測

本研究將利用自行建立之高溫發泡壽命量測儀進行不同造渣劑的發泡壽命評估。發泡壽命量測儀之設備示意圖如圖 5(a)所示，利用 B-type 的熱電偶來偵測溫度，偵測位置為試樣表面處，所使用之加熱來源為週波感應爐加熱石墨坩堝而傳導至 Pure-Mo 坩堝上。本儀器之偵測原理如圖 5(b)所示，利用空氣(約 1.0V)與爐渣(約 3.0~5.0V)之不同電阻原理(固定電流)，偵測出不同時間下爐渣發泡前的高度，取 4 點高度平均求得精準之發泡前高度。本研究之評估方法是將約 35g 的造渣劑放入 Pure-Mo 坩堝內，然後加熱至 1550°C，之後量測發泡前的爐渣液面高度，如圖 5(b)所示，之後將碳粉添加

至 Pure-Mo 坩堝內，並開始進行不同時間下之高度與電壓偵測，如圖 5(c)所示，偵測時間直至高度回復至原始高度後 1 分鐘後停止，最終建立出時間與高度變化關係圖，即可以得知發泡壽命特性。

(四) 高效能脫硫劑相區建立

本研究設計 18 組脫硫劑配方，利用 Thermo-calc 熱力學模擬軟體(Slag 3.2 database, Thermo-Calc 4.0, Thermo-Calc Software AB, Stockholm, Sweden)，進行脫硫能力預測，方法為使用 Poly v3.32 之模擬方式進行相圖平衡，作為脫硫試驗之模擬結果。將鐵設定為基底元素，並設定初始鋼液成份為 C=0.05wt.%與 S=0.025wt.%，脫硫劑比例為鋼液總重的 2%，溫度為 1600 °C，之後再分別設定脫硫劑之成份特性。圖-6 為 ThermoCalc 模擬脫硫能力之相平衡示意圖，其中 X 軸為溫度，Y 軸可設定為鋼渣比例(如圖 6(a))、鋼液元素成份(如圖 6(b))與脫硫劑氧化物成份(如圖 6(c))等，透過圖 6(a)的溫度與鋼渣比例關係圖，可得知平衡後鋼液與脫硫劑的比例；透過圖 6(b)的溫度與鋼液元素成份關係圖，可得知平衡後鋼液中的 C、O 與 S 等成份，可計算脫硫率；透過圖 6(c)的溫度與脫硫劑之氧化物成份關係圖，可得知平衡後脫硫劑中的各氧化物與 S 等成份，可計算 L_S。此外本研究會利用高溫預熔技術將 18 組脫硫劑的原料製備出來，並利用高解析 X 光繞射分析儀(XRD)進行脫硫劑之組成相鑑定。最終結合 Thermo-Calc 脫硫模擬與 XRD 相鑑定結果，建立出高效能脫硫劑相區，作為熱渣回爐後所造成高硫鋼液的脫硫劑配方選擇參考。

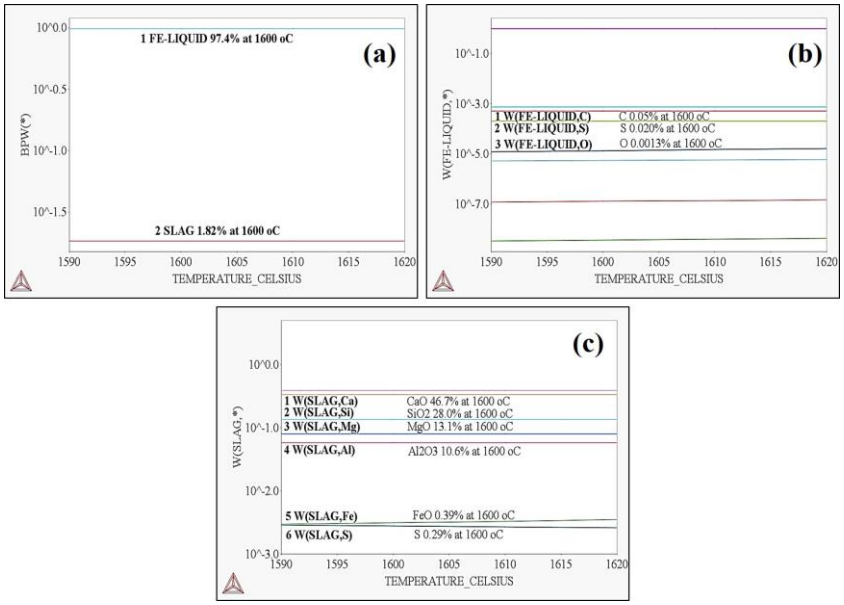


圖 6 ThermoCalc 模擬脫硫能力示意圖:(a)溫度與鋼渣比例 (b)溫度與鋼液元素成份；(c)溫度與熔渣氧化物成份

(五) 現場 100 公噸級熱渣回爐試驗方法與流程

本研究透過實驗級高溫試驗結果，找出熱渣回 EAF 造渣劑之關鍵補充物與添加量(解決脫磷問題)，並開發出具備高發泡壽命造渣劑之 Al_2O_3 含量範圍(解決電力增加問題)，且建立出高效能脫硫劑之重要成分變因與相區特性(解決高硫鋼液脫硫問題)，最終再進行台灣 100 噸鋼廠之熱渣回爐技術落實驗證，其試驗方法如圖 7 所示，由圖中顯示在進行熱渣回 EAF 前，須先完成 2 項相當重要的廠內規劃，第一項為廠內回爐動線路徑建立，須先規劃出如何將熱精煉渣順利運送至 EAF 處，並在 EAF 開蓋時用較短時間將其倒入。第二項為物料堆疊特性與凝固行為，由於盛裝熱精煉渣之轉接容器材質為鋼，而熱精煉渣中皆含有少量的殘留鋼液，若與轉接容器接觸而凝固，很容易造成無法將熱精煉渣倒入 EAF 的困境。CaO 與 MgO 皆為 EAF 冶煉所需原料，因此本研究提出 1 種創新的物料堆疊方法，將 Tundish 廢棄耐火材(90%MgO)與 LF 廢棄耐火磚(50%CaO- 50%MgO)鋪設於轉接容器底層，作為與熱精煉渣的隔絕層，並透過不同時間的凝固狀態測試，皆可以順利將熱精煉渣倒入到 EAF 中，成功克服無法將熱精煉渣倒入 EAF 的困境。

本研究完成廠內 2 項重要任務規劃後，便開始進行熱渣回爐試驗，共試驗 9 爐次，其熱精煉渣添加量為 1000~5400 公斤(9~50 公斤/公噸)，並透過補充物的添加量控制，將氧化渣成份控制在 $CaO/SiO_2 \leqq 2$ 與 Al_2O_3 高於 12%的目標，最終透過電爐試驗後之 1.副產物添加量(kg)、2.噴碳量(kg)、3.吹氧量(Nm^3)、4.出鋼溫度(^oC)、5.總送電量(kWh)等數據，來評估熱渣回 EAF 的製程優勢，並結合廢棄物處理費與處理所衍生之 CO_2 排放來計算技術效益。最後 EAF 所生產出來的高硫鋼液將運送至 LF 進行高效能脫硫劑的脫硫性能驗證，以符合鋼品成份為目標下($S \leqq 0.045\%$)，比較脫硫劑添加量與脫硫性能。

圖 7　本研究於台灣 100 噸鋼廠之熱渣回爐技術落實驗證流程圖

四、熱渣回電爐技術之性能試驗成果說明

(一) 造渣劑之脫磷與回硫能力試驗結果

圖 8 顯示為不同補充物造渣劑之液化外觀、脫磷與回硫試驗結果，由圖中的經 5min 反應之液化外觀照片證實，經不同比例 CaO 活化後的造渣劑皆可達到 100%液化能力，顯示 LFS 為一相當優良之助熔劑，可縮短粗煉脫磷的時間。此外由脫磷的結果顯示隨著補充物 CaO 含量的增加則脫磷率亦隨之增加，其關係式如方程式(2)所示，藉此方程式將可以推估不同補充物 CaO 添加量對脫磷的影響效果。當脫磷劑中無添加補充物 CaO 時，則脫磷率僅約 50.5%；當脫磷劑中添加 35%補充物 CaO 時，則脫磷率上升至約 76.0%；當脫磷劑中繼續添加補充物 CaO 至 50%時，則脫磷率上升至約 82.7%，已提升將近 64%的脫磷能力。

熱渣回電爐當造渣劑之技術的另一項重要指標為回硫率，由圖 8 的結果證實隨著補充物 CaO 含量的增加則回硫率亦隨之下降，其關係式如方程式(3)所示，藉此方程式將可以推估不同補充物 CaO 添加量對回硫的影響效應。當造渣劑中無添加補充物 CaO 時，則回硫率高達約 68.2%；當造渣劑中添加 35%補充物 CaO 時，則回硫率下降至約 25.8%；當造渣劑中繼續添加補充物 CaO 至 50%時，則回硫率下降至約 16.4%，已下降近 76%的回硫能力。綜合上述的結果得知，熱渣回電爐當造渣劑時，最關鍵的補充物為 CaO，且透過方程式(3)與(4)可預估不同造渣劑的脫磷與回硫狀態，作為未來於 100 公噸電爐試驗的參考指標。

脫磷率(%) = 49.9 + 0.67 (補充物 CaO,%)……..方程式(2)

回硫率(%) = 73.7 – 1.11 (補充物 CaO,%)……..方程式(3)

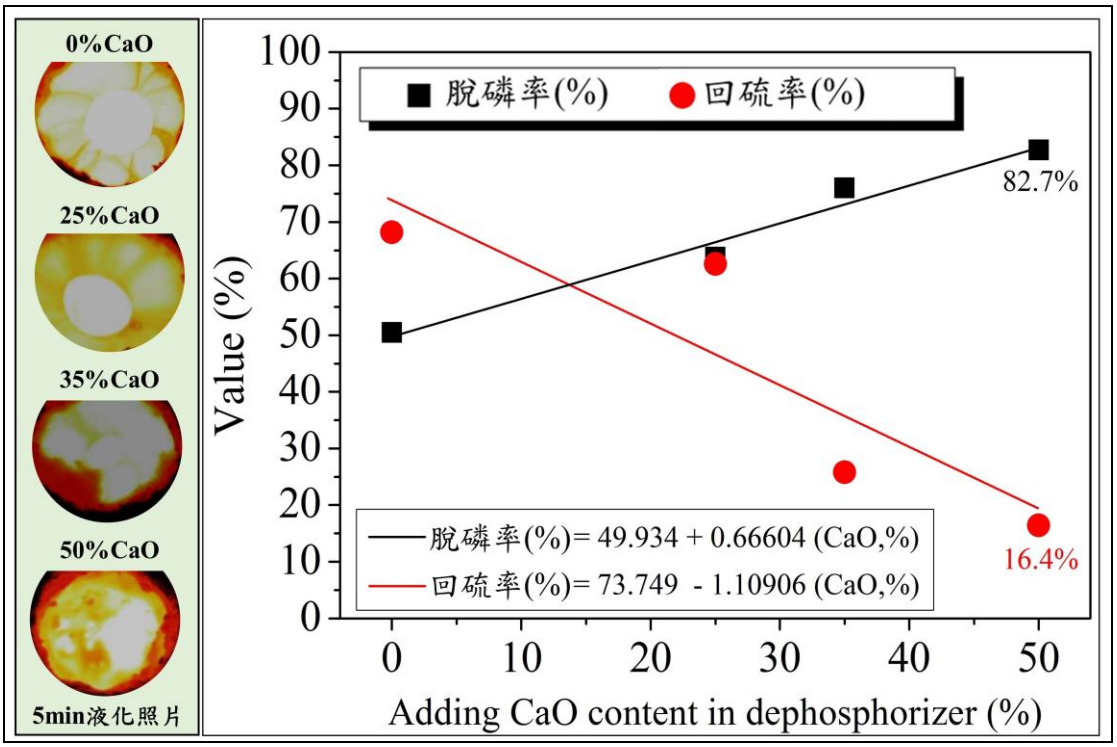


圖 8　不同補充物造渣劑之液化外觀、脫磷與回硫試驗結果

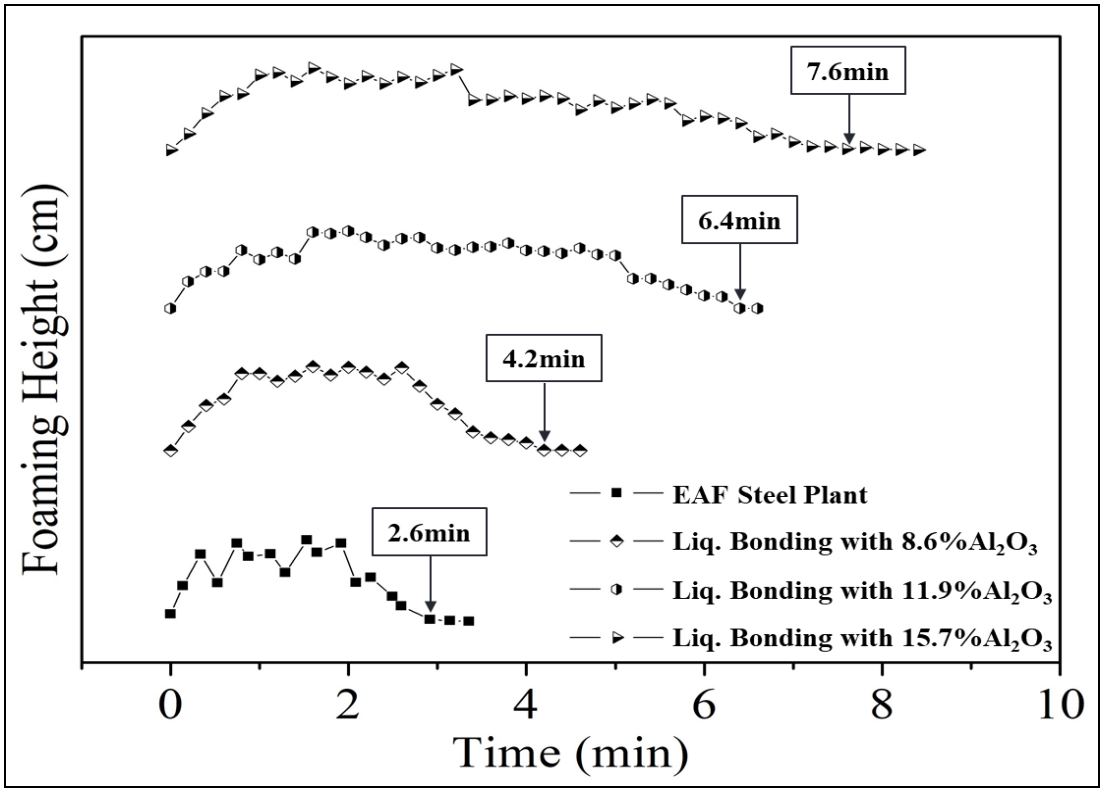


圖 9　不同造渣劑之時間與發泡高度的關係圖

(二) 不同造渣劑之高溫發泡壽命量測結果

本研究已利用自行建立之高溫發泡壽命量測設備，進行不同造渣劑在溫度為 1550°C 下之時間隨發泡高度的變化關係圖建立，如圖 9 所示，由圖中顯示當固定碳粉量投入高溫熔渣中時，碳會與環境中的氧產生快速反應而生成大量 CO 氣體並開始產生發泡現象，此時隨著時間增加則發泡高度隨之增加，之後待 CO 氣體生成量達到穩定後，則隨著時間增加發泡高度會呈現穩定狀態，之後待碳粉完全耗盡後就不再產生 CO 氣體，因此發泡高度會隨時間增加而下降，最終發泡高度會回到原始位置，此時就可以評估出不同造渣劑的發泡壽命特性

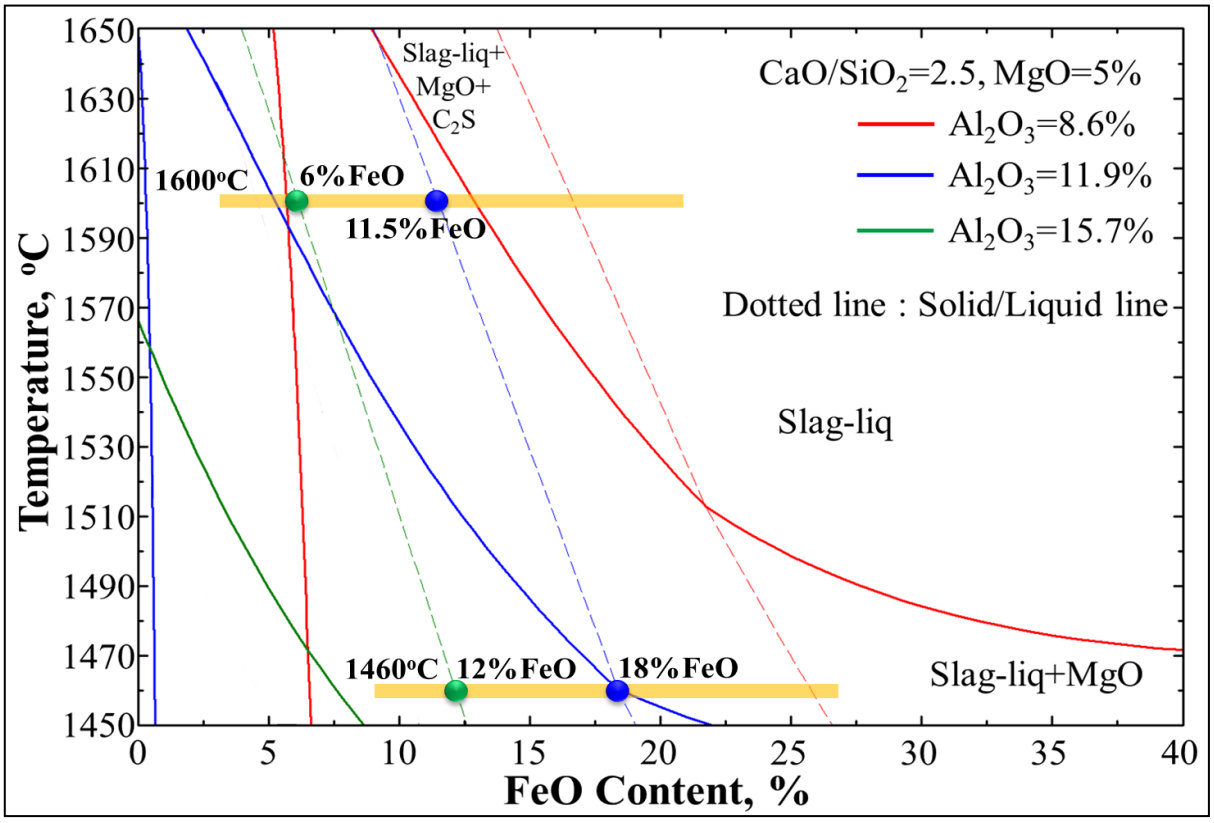


圖 10　不同 Al_2O_3 造渣劑之液相區的 FeO 與溫度的關係圖

由圖 9 的高溫發泡壽命量測結果證實，台灣鋼廠利用大量 CO 氣體來製造發泡渣的造渣劑(EAF steel plant)，其發泡壽命僅達 2.6 分鐘。若透過 Al_2O_3 改質液態渣之造渣劑的發泡壽命，則隨 Al_2O_3 含量增加而增加，從未改質的 5% Al_2O_3 之發泡壽命為 2.6 分鐘，增加至 11.9% Al_2O_3 之發泡壽命為 6.4 分鐘，增加幅度可達 146%，再增加至 15.7% Al_2O_3 之發泡壽命為 7.6 分鐘，增加幅度可達 192%，起因於液態網狀鍵結程度增加而導致黏度提升所致。再由圖 10 的不同 Al_2O_3 造渣劑之液相區的 FeO 與溫度的關係圖證實，若造渣

劑中添加 11.9~15.7%的 Al_2O_3，則在溫度為 1460°C~1600°C 且造渣劑中之 FeO 高於 18%下，可以獲得均勻的全液態區。電爐冶煉過程中造渣劑之脫磷能力亦是重要指標，Lin 等人的研究中指出，隨著造渣劑中之 Al_2O_3 含量增加則脫磷能力會隨之下降，起因於 $FeAl_2O_4$ 相產生所致，當 Al_2O_3 含量為 12.4%時則脫磷能力為 82.7%；Al_2O_3 含量為 19.0%時則脫磷能力為 76.0%；Al_2O_3 含量為 22.1%時則脫磷能力為 63.8%；Al_2O_3 含量為 25.7%時則脫磷能力為 34.6%。結合本研究圖 9 的發泡壽命與圖 10 的液態相區結果可知，高 Al_2O_3 液態改質造渣劑(Al_2O_3=11.9~15.7%)為一項可在隨著煉鋼冶煉溫度的連續增加(1450~1620°C)下，穩定且長時間製造發泡渣的技術，且不會影響電爐冶煉的脫磷性能。

表 5　18 組脫硫劑配方之相特性與脫硫能力

組別	分類	脫硫劑成分, %						相特性	脫硫模擬	
		CaO	SiO_2	Al_2O_3	MgO	CaF_2	S/A+F	$C_{12}A_7$	Ls	O, ppm
1	高效能脫硫劑 L_S 86~142	58	6	30	6	0	0.20	V	93.2	10.3
2		58	12	25	5	0	0.34	V	89.0	10.6
3		57	10	15	8	10	0.40	V	142.4	10.6
4		56	16	13	5	10	0.70	V	114.0	10.9
5		52	15	15	8	10	0.60	V	85.5	11.0
6		52	10	20	8	10	0.33	V	91.6	11.2
7		52	5	28	5	10	0.13	V	100.0	9.9
8	中效能脫硫劑 L_S 50~82	47	20	15	8	10	0.80	V	49.5	10.5
9		47	15	20	8	10	0.50	V	63.7	10.6
10		55	25	5	5	10	1.67	X	81.6	9.5
11		52	20	10	8	10	1.00	X	73.8	10.3
12		50	24	8	8	10	1.33	X	54.3	10.2
13	低效能脫硫劑 L_S 20~36	47	30	5	8	10	2.00	X	32.6	10.2
14		47	25	10	8	10	1.25	X	35.7	10.0
15		52	25	15	8	0	1.67	X	27.9	10.5
16		51	31	10	8	0	3.1	X	32.1	10.1
17		48	27	14	11	0	1.93	X	26.6	10.4
18		45	30	15	10	0	2.00	X	19.8	10.6

(三) 高效能脫硫劑相區特性結果

本研究已設計 18 組脫硫劑配方，其設計準則為在 1600°C 下為全液態且含高比例 CaO 量(約在 45~58%)，由方程式(4)的脫硫反應式得知，要讓脫硫進行則脫硫劑須具備足夠的(O^{2-})，並將 MgO 設計在 5~11%(鋼廠 LF 為高 MgO 耐火材)，然後改變不同 $SiO_2/Al_2O_3+CaF_2$(S/A+F)，探究對脫硫能力的影響。本研究已利用 ThermoCalc 軟體模擬出溫度在 1600°C 且氧分壓在 9.5~11.2ppm 下，18 組脫硫劑之硫分配比(L_S)，其結果如表 5 所示，由表中

顯示共可以分為 3 大類，第一類為高效能脫硫劑，其 L_S 約在 86~142；第二類為中效能脫硫劑，其 L_S 約在 50~82；第三類為低效能脫硫劑，其 L_S 約在 20~36。

$[S] + (O^{2-}) = (S^{2-}) + [O]$.....方程式(4)

圖 11 顯示為 $CaO\text{-}SiO_2\text{-}Al_2O_3\text{-}CaF_2\text{-}8\%MgO$ 五元相圖之 L_S 分佈特性，圖中實線的組別代表添加 $10\%CaF_2$；虛線組別代表無添加 CaF_2。從圖 11 中顯示若要達到高效能脫硫劑的脫硫目標，則成分須符合 CaO=52~58%且 S/A+F≦0.8，起因於有足夠的 CaO 吸引硫從鋼液往渣層移動，並擁有高容硫能力。若要達到中效能脫硫劑的脫硫目標，則有二類成份特性可達到，一為高 CaO(50~55%)並添加 $10\%CaF_2$ 助熔劑；另一為低 CaO(45~50%)且 S/A+F≦0.8。若要達到低效能脫硫劑的脫硫目標，則成分須符合 CaO=45~52%且 S/A+F>0.8，起因於較無足夠的 CaO 吸引硫從鋼液往渣層移動，並缺乏高容硫能力。

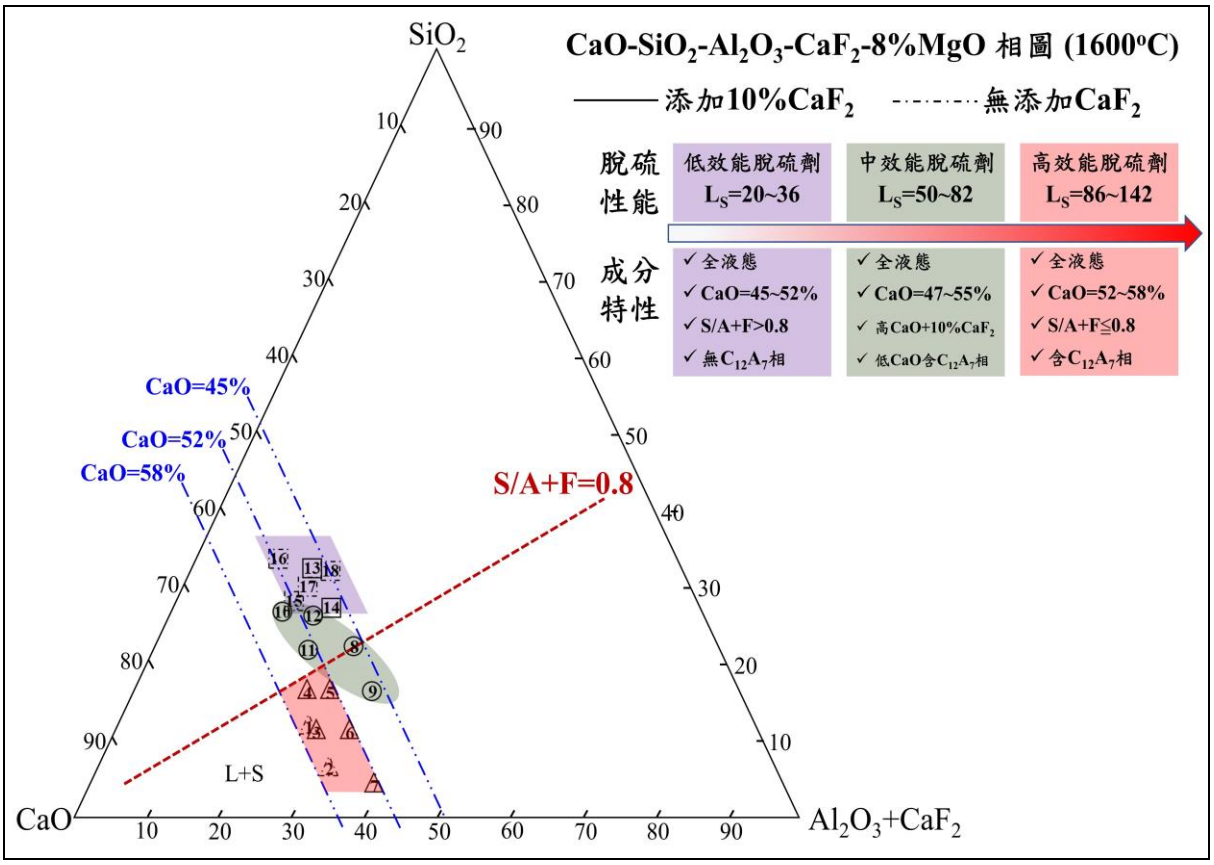


圖 11　$CaO\text{-}SiO_2\text{-}Al_2O_3\text{-}CaF_2\text{-}8\%MgO$ 五元相圖之 LS 分佈特性

(四) 現場 100 噸熱 LFS 回 EAF 試驗結果

本研究已成功於台灣電爐鋼廠進行 9 爐次之 100 噸熱渣回電爐試驗。在

試驗前為了能確保熱的 LFS 順利運送至電爐，因此進行廠內回爐動線路徑建立，其示意圖如圖 12 所示，由圖中顯示將設立起始站(SC410 轉接容器)在精煉爐與連鑄之間，且實際於廠內試驗證實從起始站開始爬升並移動至位置 1 約需 2 分鐘 50 秒；位置 1 移動至位置 2 約需 1 分鐘 10 秒；位置 2 到電爐並完成倒渣約 30 秒，由此證實僅需要 4 分鐘的時間就可以順利將熱的 LFS 運送至電爐，且會影響電爐開蓋散熱之風險僅需要 30 秒。

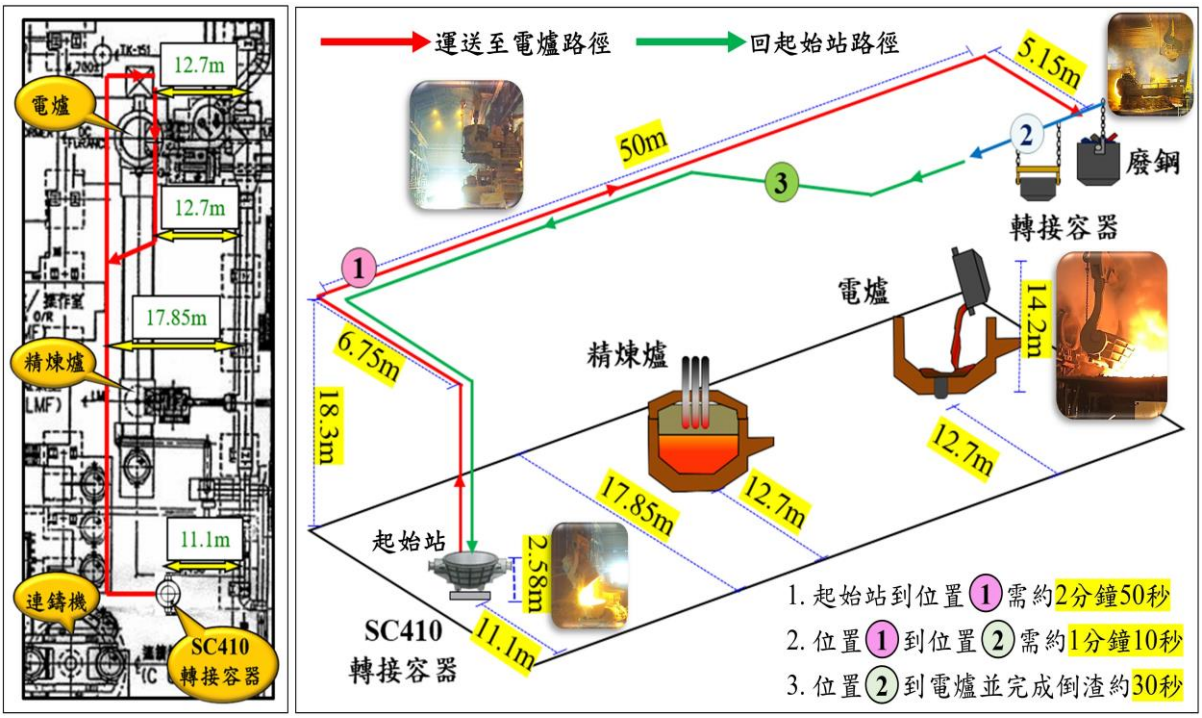


圖 12　廠內回爐動線路徑示意圖

由於盛裝熱的 LFS 之轉接容器材質為鋼(SC410 鑄鋼)，而熱 LFS 中皆含有少量的殘留鋼液，若與轉接容器接觸而凝固，很容易造成無法將熱 LFS 倒入 EAF 的困境。CaO 與 MgO 皆為 EAF 冶煉所需原料，因此本研究設計 1 種創新的物料堆疊方法，如圖 13 所示，由圖 13 中的 1 圖顯示為轉接容器之 SC410 鑄鋼的外觀照片。圖 13 中的 2 圖顯示為將 Tundish 廢棄耐火材(90%MgO)與 LF 廢棄耐火磚(50%CaO- 50%MgO)鋪設於轉接容器底層，作為與熱 LFS 的隔絕層之照片。圖 13 中的 3 圖顯示為將熱 LFS 倒入到隔絕層上面的照片，最終透過不同時間(10~70min)的凝固狀態測試，皆可以順利將熱 LFS 倒入到 EAF 中，成功克服無法將熱 LFS 倒入 EAF 的困境。

圖 13　物料創新之堆疊模式設計

表 6　台灣 100 噸電爐鋼廠之無回爐 EAF 冶煉特性數據

編號	電爐冶煉特性 (無回爐)						
	副產物	電爐製程參數			鋼液特性		
	生石灰+輕燒氧化鎂 kg	吹碳量 kg	吹氧量 Nm^3	電力 kWh/ton	溫度 °C	P wt%	S wt%
N1	3317	961	3964	316	1610	0.013	0.052
N2	3004	807	4242	325	1620	0.014	0.048
N3	2993	1097	3787	315	1610	0.013	0.039
N4	2988	673	4012	326	1615	0.025	0.052
N5	3192	726	4226	335	1620	0.021	0.042
N6	3184	563	3993	330	1615	0.015	0.051
N7	3192	1118	4104	341	1620	0.019	0.047
N8	3501	748	3853	323	1620	0.010	0.041
N9	3819	1104	3957	311	1610	0.012	0.040
N10	3791	973	4008	315	1610	0.012	0.043
平均	**3298**	**877**	**4015**	**324**	**1615**	**0.015**	***0.046***

本研究統計 10 組台灣 100 噸電爐鋼廠之無回爐 EAF 冶煉特性數據如表 6 所示，以及進行 9 組不同添加量之熱 LFS 回 EAF 試驗的冶煉特性數據如表 7 所示，由表 6 與表 7 的特性數據顯示，透過副產物添加量(生石灰+輕燒氧化鎂)、電爐製程參數(吹碳量、吹氧量、電力)與鋼液特性(溫度、磷含量、硫含量)等結果來比較熱 LFS 回 EAF 所產生的影響，其比較圖如圖 14 所示。由表 6 與表 7 的特性數據可知，熱 LFS 回 EAF 冶煉後鋼液之磷含量與無回

爐相近，證實透過 CaO 的添加量控制可以解決脫磷的問題，此外鋼液之硫含量經 9~50 公斤/公噸(平均 28 公斤/公噸)的熱 LFS 添加下，從平均 0.046% 增加至平均 0.079%，增加約 72%。

表 7　台灣 100 噸電爐鋼廠之熱 LFS 回 EAF 冶煉特性數據

編號	電爐冶煉特性 (無回爐)							
	副產物		電爐製程參數			鋼液特性		
	生石灰+輕燒氧化鎂 kg	熱精煉渣 kg	吹碳量 kg	吹氧量 Nm^3	電力 kWh/ton	溫度 °C	P wt%	S wt%
R1	3588	1070	1032	3972	332	1620	0.012	0.066
R2	3213	1000	961	4402	336	1620	0.011	0.069
R3	3300	2500	1018	4238	334	1620	0.012	0.066
R4	3203	2600	750	4059	328	1640	0.012	0.066
R5	3626	2800	950	4486	324	1610	0.009	0.064
R6	3497	3100	889	3961	319	1600	0.011	0.083
R7	2988	4700	1276	4262	346	1620	0.025	0.095
R8	2987	4800	1093	4664	337	1620	0.018	0.098
R9	3490	5400	816	3848	331	1620	0.018	0.104
平均	**3321**	***3108***	**976**	**4210**	**332**	**1619**	**0.014**	***0.079***

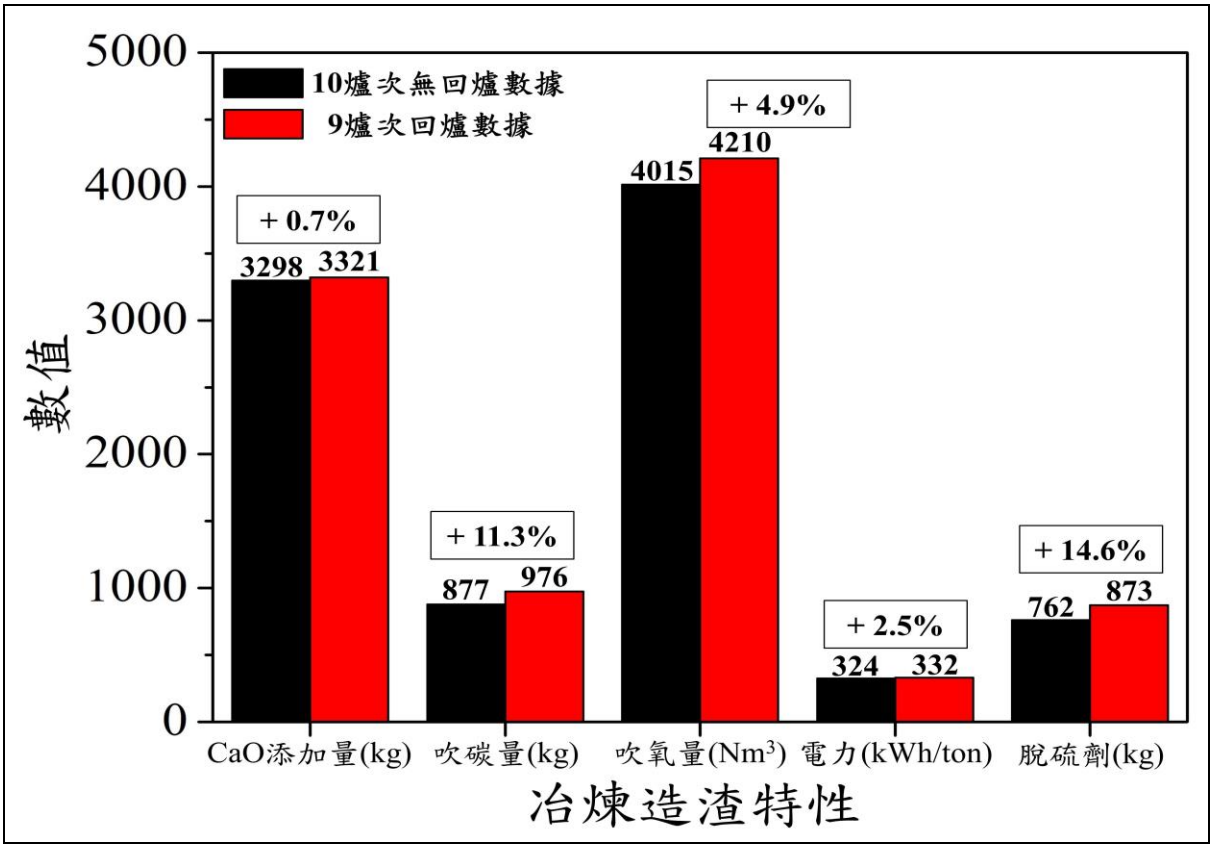


圖 14　傳統 EAF 製程與熱 LFS 回 EAF 製程之特性比較圖

由圖 14 的傳統 EAF 製程與熱 LFS 回 EAF 製程之特性比較圖證實，在熱 LFS 添加量為 9~50 公斤/公噸(平均 28 公斤/公噸)下，與傳統電爐製程相比，其造渣劑 CaO 用量增加 0.7%；吹碳量增加 11.3%；吹氧量增加 4.9%；電力增加 2.5%，可使鋼品之 P 含量低於 0.03wt%以下，符合鋼筋與特殊鋼產品要求，開創出電爐冶煉無 LFS 副產物之創新技術。且由表 6 與表 7 的電力數據顯示，冶煉每噸鋼平均僅需要傳統 EAF 製程約 324kWh 與熱 LFS 回 EAF 製程約 332kWh，起因於本研究導入了高 Al_2O_3 液態改質造渣劑(Al_2O_3=11.9~15.7%)技術，由表 8 與表 9 的終渣之平均 Al_2O_3 含量分別為 17.8%(傳統 EAF 製程)與 16.6%(熱 LFS 回 EAF 製程)，符合高 Al_2O_3 液態改質造渣劑技術，證實為一項可在隨著煉鋼冶煉溫度的連續增加(1450~1620°C)下，穩定且長時間製造發泡渣的技術，且不會影響電爐冶煉的脫磷性能。

表 8　台灣 100 噸電爐鋼廠之無回爐 EAF 冶煉終渣成分特性

編號	化學成份, wt% (無回爐)					
	CaO	SiO_2	C/S	Al_2O_3	MgO	FeO+MnO
N1	33.9	16.2	2.09	19.5	7.4	22.5
N2	33.3	19.7	1.69	21.7	10.5	18.0
N3	36.5	17.9	2.04	19.0	4.9	24.4
N4	32.2	18.0	1.79	21.6	8.6	23.0
N5	29.0	16.9	1.72	14.1	9.7	27.6
N6	34.1	19.7	1.73	17.5	9.7	21.7
N7	31.6	19.2	1.65	15.9	7.2	24.2
N8	33.6	17.0	1.98	15.9	8.7	24.6
N9	39.8	19.4	2.06	17.1	6.9	19.6
N10	37.5	17.2	2.18	15.7	5.0	24.9
平均	**34.2**	**18.1**	**1.89**	***17.8***	**7.9**	**23.1**

表 9　台灣 100 噸電爐鋼廠之熱 LFS 回 EAF 冶煉終渣成分特性

編號	化學成份, wt% (回爐)					
	CaO	SiO_2	C/S	Al_2O_3	MgO	FeO+MnO
R1	42.1	20.2	2.08	16.0	7.8	17.4
R2	30.3	16.5	1.84	16.6	11.1	26.9
R3	32.4	19.6	1.65	16.0	8.8	21.3
R4	34.2	18.6	1.84	14.6	7.0	24.6
R5	41.8	20.1	2.08	14.4	8.1	17.2
R6	34.1	17.2	1.98	16.2	8.3	23.4
R7	36.5	19.5	1.87	20.7	9.5	17.1
R8	32.9	19.7	1.67	14.9	9.4	21.4
R9	38.0	19.5	1.95	20.0	9.2	15.2
平均	**35.8**	**19.0**	**1.88**	***16.6***	**8.8**	**20.5**

本研究為了探究熱 LFS 回 EAF 冶煉所產製的高硫鋼液之脫硫特性，亦進行 10 組低硫鋼液(傳統製程)與 9 組高硫鋼液(回爐製程)的 LF 冶煉特性之資料庫建立與比較。表 10 顯示為無回爐 EAF 產製低硫鋼液之 LF 冶煉特性

數據表，由表中顯示脫硫劑僅由生石灰所構成，完全無添加螢石(CaF_2)助熔劑，因此脫硫劑之脫硫能力較差，平均硫分配比(L_S)為 22.3。由表 11 的無回爐 LF 終渣成分特性顯示，確實無 CaF_2 的含量，且平均 S/A+F 為 2.02，在無添加助熔劑下，為了達到脫硫溫度時為全液態渣，必須降低 CaO 含量(42~52%)，而促使低容硫相的 C_2S 相生成，使脫硫劑中的平均容硫量(C_S)僅達 0.6%。但由於傳統製程所產生的低硫鋼液(平均硫為 0.046%，如表 6)，僅需要去除約 0.02%的硫(如表 10)，因此有效控制生石灰的添加量，而使脫硫劑成分落入圖-11 中的低效能脫硫劑區間，即可以達成脫硫目標。

表 10　無回爐 EAF 產製低硫鋼液之 LF 冶煉特性數據

編號	精煉爐冶煉特性 (無回爐)		
	脫硫劑, kg	鋼品	脫硫性能(L_S)
	生石灰+螢石	S, wt%	
N1	791+0=791	0.022	22.7
N2	650+0=650	0.021	23.8
N3	867+0=867	0.025	20.0
N4	747+0=747	0.030	26.7
N5	567+0=567	0.027	25.9
N6	784+0=784	0.025	28.0
N7	757+0=757	0.023	30.4
N8	704+0=704	0.036	11.1
N9	757+0=757	0.029	20.7
N10	994+0=994	0.022	13.6
平均	**762**	**0.026**	***22.3***

表 11　無回爐 EAF 產製低硫鋼液之 LF 冶煉終渣成分特性

編號	化學成份, wt% (無回爐)						
	CaO	SiO_2	Al_2O_3	S/A+F	MgO	FeO+MnO	S
N1	44.4	24.8	16.9	1.47	12.0	1.9	0.5
N2	50.3	23.9	12.9	1.85	8.3	2.7	0.5
N3	42.6	25.4	17.4	1.46	13.2	1.8	0.5
N4	42.2	24.5	16.3	1.50	11.6	3.6	0.8
N5	42.8	27.1	12.2	2.22	13.0	1.7	0.7
N6	46.3	25.9	12.5	2.07	11.0	2.9	0.7
N7	51.0	26.4	7.6	3.47	11.0	2.6	0.4
N8	44.6	26.8	13.3	2.02	11.9	1.2	0.7
N9	51.9	25.1	10.1	2.49	9.5	2.1	0.6
N10	45.2	25.5	15.7	1.62	9.1	2.7	0.3
平均	**46.1**	**25.5**	**13.5**	***2.02***	**11.1**	**2.3**	***0.6***

表 12 顯示為熱 LFS 回 EAF 產製高硫鋼液之 LF 冶煉特性數據表，由表中顯示脫硫劑需要較高脫硫能力的組別，如 R6~R9，因添加 3100~5400 公斤的含硫熱 LFS(如表 7)，導致鋼液硫含量高達 0.083~0.104%(如表 7)，已添加適量的 CaF_2 助熔劑來增加脫硫劑中的自由氧與容硫能力，因此由表 13 的回爐 LF 終渣成分特性顯示，確實 R6~R9 含有約 7.4~11.1%的 CaF_2 含量，並有效增加脫硫劑的脫硫能力，使脫硫劑成分已落入圖 11 中的中效能脫硫

劑區間，由表 12 可知回爐平均 L_S 為 44.6，高於傳統無回爐 100%，且表 13 可知回爐脫硫劑中的平均 C_S 為 1.283，亦高於傳統無回爐 100%以上。從圖-14 的傳統 EAF 製程與熱 LFS 回 EAF 製程之特性比較圖證實，雖然添加 9~50 公斤/公噸的含硫熱 LFS，使鋼液硫從平均 0.046%增加至 0.079%，但是透過 CaF_2 助熔劑的添加來有效提升脫硫能力，因此脫硫劑使用量僅增加約 14.6%，就可以將硫含量降至符合鋼筋與特殊鋼產品的標準。

表 12　熱 LFS 回 EAF 產製高硫鋼液之 LF 冶煉特性數據

編號	精煉爐冶煉特性 (無回爐)		
	脫硫劑, kg	鋼品	脫硫性能(L_S)
	生石灰+螢石	S, wt%	
R1	699+***55***=754	0.020	62.3
R2	918+0=918	0.024	28.7
R3	715+0=715	0.039	24.6
R4	1021+0=1021	0.037	14.3
R5	747+44=791	0.042	18.2
R6	810+***101***=911	0.026	42.8
R7	654+***128***=782	0.036	61.1
R8	906+***214***=1120	0.033	52.4
R9	752+***89***=841	0.024	96.7
平均	**873**	**0.031**	***44.6***

表 13　熱 LFS 回 EAF 產製高硫鋼液之 LF 冶煉終渣成分特性

編號	化學成份, wt% (無回爐)							
	CaO	SiO_2	Al_2O_3	CaF_2	S/A+F	MgO	FeO+MnO	S
R1	50.8	25.1	9.1	5.1	1.77	8.2	0.8	1.246
R2	49.3	24.7	12.1	0	2.04	11.2	2.1	0.688
R3	49.5	26.7	11.9	0	2.24	10.2	0.7	0.959
R4	50.1	25.1	11.1	0	2.26	9.1	3.9	0.530
R5	53.3	24.3	8.8	3.1	2.04	8.7	3.0	0.766
R6	51.4	23.7	7.9	7.4	1.55	8.5	1.7	1.112
R7	51.7	21.1	9.2	8.8	1.17	8.4	0.9	2.201
R8	51.0	23.6	4.5	11.1	1.51	7.9	1.0	1.729
R9	52.5	20.2	10.4	8.3	1.08	7.5	0.8	2.320
平均	**51.1**	**23.8**	**9.4**	**4.9**	***1.74***	**8.9**	**1.7**	***1.283***

(五) 熱 LFS 回 EAF 效益評估

本研究透過 9 爐次之 100 公噸級的熱 LFS 回 EAF 試驗結果顯示，熱 LFS 添加量為 9~50 公斤/公噸下，能成功使鋼品成分符合鋼筋與特殊鋼要求，證實本研究已開發出 100%去化還原碴的熱 LFS 回 EAF 技術，平均每爐次約添加 2.5 公噸熱 LFS 與 0.5 公噸冷廢棄物(0.35 公噸 tundish 耐火材+0.15 公噸 LF 耐火磚)。表 14 顯示為熱 LFS 回 EAF 製程技術的效益評估結果，由表中可知本研究透過 3 個項目進行效益評估，首先在廢棄物去化與處理費上，本技術可達到 100%還原碴去化且節省 3600 元的廢棄物處理費；在製

程成本上，本技術與傳統 EAF 製程相比增加 3560 元的成本；在副產物價值上，本技術最終的氧化碴副產物可高值化為控制性低強度材料(CLSM)，可降低 1625 元的粒料成本，並降低 99 公斤的 CO_2 排放。

表 14　熱 LFS 回 EAF 製程技術的效益評估表

項目	計算方法	效益
1.廢棄物處理費	➢ 還原碴:2400 元/公噸*3.0 公噸=+7200 元 ➢ 氧化碴:1200 元/公噸*3.0 公噸=-3600 ➢ 100%還原碴去化	節省 3600 元
2.製程成本	➢ CaO:23 公斤* 4 元/公斤= 92 元 ➢ 碳:99 公斤*17.5 元/公斤= 1733 元 ➢ 氧:195Nm^3*1.06 元/Nm^3 = 207 元 ➢ 電力:800 度*1.91 元/度= 1528 元	增加 3560 元
3.副產物價值	➢ 再生粒料:2.5m^3*0 元/m^3=0 元 ➢ 天然粒料:2.5m^3*650 元/m^3=1625 元 ➢ CO_2 減排:2.5m^3*39.5 公斤/m^3=98.75 公斤	節省 1625 元 (CO_2 減排 99 公斤)
[備註]:1.再生氧化碴粒料製成 CLSM 過程的 CO_2 排放為 117.5kgCO_2/m^3 2.天然粒料製成 CLSM 過程的 CO_2 排放為 157.0kgCO_2/m^3		

五、結　論

本研究利用實驗室級高溫試驗方法，成功建立出 EAF 造渣劑之補充物 CaO 與脫磷能力及回硫量間的關係式；優越發泡壽命之高 Al_2O_3 液態改質造渣劑的成分特性(Al_2O_3=11.9~15.7%)；高效能脫硫劑配方控制技術。經 9 爐次之 100 公噸級熱 LFS 回 EAF 試驗結果顯示，透過 CaO 的添加量控制確實可以解決脫磷的問題，熱 LFS 回 EAF 製程與傳統無回爐製程之最終鋼品的平均磷含量分別為 0.015%與 0.014%。此外本研究導入了高 Al_2O_3 液態改質造渣劑(Al_2O_3=11.9~15.7%)技術，成功達到冶煉每噸鋼平均電力僅需要傳統 EAF 製程約 324kWh 與熱 LFS 回 EAF 製程約 332kWh 的節能目標。此外本研究添加適量的 CaF_2 助熔劑來增加參與脫硫反應的液相率，有效增加脫硫劑的脫硫能力，在平均 L_S 上從 22.3 增加至 44.6；在平均 C_S 上從 0.6 增加至 1.283，皆提升至少 100%以上。

最終本研究在熱 LFS 添加量為 9~50 公斤/公噸下，與傳統電爐製程(無添加熱渣)相比，其電爐 CaO 用量增加 0.7%；吹碳量增加 11.3%；吹氧量增加 4.9%；電力增加 2.5%；脫硫劑使用量增加 14.6%，皆可使鋼品之 P 與 S 含量低於 0.045wt%以下，符合至少鋼筋產品要求，開創出電爐冶煉無還原

碴副產物之創新技術。且經效益評估證實每煉製 1 爐次約 100 噸鋼液，本技術可達到 100%還原碴去化且節省 3600 元的廢棄物處理費；回爐製程成本增加 3560 元；氧化碴副產物可高值化為控制性低強度材料(CLSM)，可降低 1625 元的粒料成本，並降低 99 公斤的 CO_2 排放。

六、參考文獻

1. 陳文駿、陳輝、李勇、黃國玖、蘇雄傑、柏兵，70t電弧爐廢鋼利用工藝實踐，四川冶金，第38卷，第15-20頁，2016年。
2. F. Patisson and O. Mirgaux, Hydrogen Ironmaking: How It Works, Metals, Vol. 10, p. 922, 2020.
3. Mark Peplow, Can industry decarbonize steelmaking, Chemical & Engineering News, Vol. 99, 2021.
4. 林啟明、何長慶、凌宇康、邱永承、江謝立恆、吳威德，還原碴廢棄物回爐改質為高應用價值氧化碴再生粒料之低能耗技術開發，108年綠色技術與工程實務研討會論文集，第2-89~2-106頁，2019年。
5. C. Shi and S. Hu, Cementitious properties of ladle slag fines under autoclave curing Conditions, Cem. Concr. Res., Vol. 33, pp. 1851-1856, 2003.
6. Y. N. Sheen, D. H. Le, and T. H. Sun, Innovative usages of stainless steel slags in developing self-compacting concrete, Constr. Build. Mater., Vol. 101, pp. 268-276, 2015.
7. M. Salman, Ö. Cizer, Y. Pontikes, R. Snellings, L. Vandewalle, B. Blanpain, and B. K. Van, Cementitious binders from activated stainless steel refining slag and the effect of alkali solutions, J. Hazard. Mater., Vol. 286, pp. 211-219, 2015.
8. J. M. Manso, M. Losanez, J. A. Gonzalez, and J. J. Gonzalez, Ladle furnace slag in construction, J. Mater. Civil. Eng., Vol. 17, pp. 513-518, 2005.
9. L. Kriskova, Y. Pontikes, Ö. Cizer, G. Mertens, W. Veulemans, D. Geysen, P. T. Jones, L. Vandewalle, K. V. Balen, and B. Blanpain, Effect of mechanical activation on the hydraulic properties of stainless steel slags, Cem. Concr. Res., Vol. 42, p. 778-788, 2012.
10. J. Vlcek, V. Tomkova, H. Ovcacikova, F. Ovcacik, M. Topinkova, and V. Matejka, Slags from steel production: properties and their utilization, Metalurgija, Vol. 52, pp. 329-333, 2013.
11. T. A. Branca, V. Colla, and R. Valentini, A way to reduce environmental impact of ladle furnace slag, Ironmak. Steelmak., Vol. 36, pp. 597-602, 2013.
12. S. Choi, J. M. Kim, D. Han, and J. H. Kim, Hydration properties of ladle furnace slag

powder rapidly cooled by air, Constr. Build. Mater., Vol. 113, pp. 682-690, 2016.

13. I. Kasimagwa, V. Brabie, and P. G. Jonssob, MgO-C refractories during secondary steel refining, Ironmak. Steelmak., Vol. 41, pp. 121-131, 2014.

14. Q. Yang, M. Tossavainen, F. Engstrom, Q. Yang, N. Menad, M. L. Lidstrom, and B. Bjorkman, Characteristics of steel slag under different cooling conditions, Waste Manage, Vol. 27, pp. 1335-1344, 2015.

15. S. Aminorroaya, H. Edris, A. Tohidi, J. Parsi, and B. Zamani, Recycling of ladle furnace slags, 2nd international conference on process development in iron and steel making (SCANMET II), Sweden MEFOS, pp 379-384, 2004.

16. D. Durinck, F. Engstrom, S. Arnout, J. Heulens, P. T. Jones, B. Bjorkman, B. Blanpain, and P. Wollants, Hot stage processing of metallurgical slags, Resour. Conserv. Recyc., pp. 1121-1131, 2008.

17. Y. Pontikes, P. T. Jones, D. Geysen, and B. Blanpain, Options to prevent dicalcium silicate-driven disintegration of stainless steel slags, Arch. Metall. Mater., Vol. 55, pp. 1167-1172, 2010.

18. S. S. Varanasi, V. M. R. More, M. B. V. Rao, S. R. Alli, A. K. Tangudu, and D. Santanu, Recycling Ladle Furnace Slag as Flux in Steelmaking: A Review, Journal of Sustainable Metallurgy, Vol. 5, pp. 449-462, 2019.

19. M. Salman, Ö. Cizer, Y. Pontikes, R. M. Santos, R. Snellings, L. Vandewalle, B. Blanpain, and K. V. Balen, Effect of accelerated carbonation on AOD stainless steel slag for its valorisation as a CO_2-sequestering construction material, Chem. Eng. J., Vol. 246, pp. 39-52, 2014.

20. M. Loncnar, H. A. Van Der Sloot, A. Mladenovic, M. Zupancic, L. Kobal, and P. Bukovec, Study of the leaching behaviour of ladle slags by means of leaching tests combined with geochemical modelling and mineralogical investigations, Journal of Hazardous Materials, Vol. 317, pp. 147-157, 2016.

21. J. Setien, D. Hernandez, and J. J. Gonzalez, Characterization of ladle furnace basic slag for use as a construction material, Construction and Building Materials, Vol. 23, pp. 1788-1794, 2009.

22. Y. Wang, S. F. Yang, J. S. Li, F. Wang, and Y. Gu, Cyclic Use of Ladle Furnace Refining Slag for Desulfurization, Journal of Sustainable Metallurgy, 2016.

23. M. Dziarmagowski and B. Zawada, Possibilities for the utilization of steelmaking slags for the production of slag forming materials, Archives of Metallurgy and Materials, Vol. 54, pp. 830-836, 2009.

24. E. V. Danilov, Modern technology for recycling steel making slags, Metallurgist, Vol. 47, pp. 232-234, 2003.
25. M. Guzzon, C. Mapelli, F. Memoli and M. Marcozzi, Recycling of ladle slag in the EAF: improvement of the foaming behaviour and decrease of the environmental impact, Metallurgical Research & Technology, Vol. 104, pp. 171-178, 2007.
26. K. Z. Fang, D. M. Wang, J. H. Zhao, and M. Zhang, Utilization of ladle furnace slag as cement partial replacement: Influences on the hydration and hardening properties of cement, Construction and Building Materials, Vol. 299, p 124265, 2021.
27. 林凱隆、羅康維，還原碴做為水泥生料燒製環保水泥之研究，工業污染防治，第128期，第91-113頁，2014年。
28. Y. N. Sheen, H. Y Wang, and T. H. Sun, A study of engineering properties of cement mortar with stainless steel oxidizing slag and reducing slag resource materials, Construction and Building Materials, Vol. 40, pp. 239-245, 2013.
29. H. S. Lee, H. S. Lim, and M. A. Ismail, Quantitative evaluation of free CaO in electric furnace slag using the ethylene glycol method, Construction and Building Materials, Vol. 131, pp. 676-681, 2017.
30. X. Ji, J. Hou, Y. Liu, and J. Liu, Effect of CaO-FeO-MnO system solid solution on the hydration activity of tri-component f-CaO in steel slag, Construction and Building Materials, Vol. 225, pp. 476-484, 2019.
31. F. Faleschini, K. Brunelli, M. A. Zanini, M. Dabalà, and C. Pellegrino, Electric arc furnace slag as coarse recycled aggregate for concrete production, Journal of Sustainable Metallurgy, Vol. 2, pp. 44-50, 2016.
32. J. M. Kim, S. M. Choi, and D. Han, Improving the mechanical properties of rapid air cooled ladle furnace slag powder by gypsum, Construction and Building Materials, Vol. 127, pp. 93-101, 2016.
33. S. D. G. Vilaplana, V. J. Ferreira, A. M. López-Sabirón, A. Aranda-Usón, C. Lausín-González, C. Berganza-Conde, and G. Ferreira, Utilization of ladle furnace slag from a steelwork for laboratory scale production of Portland cement, Construction and Building Materials, Vol. 94, pp. 837-843, 2015.
34. R. I. Iacobescu, G. N. Angelopoulos, P. T. Jones, B. Blanpain, and Y. Pontikes, Ladle metallurgy stainless steel slag as a raw material in ordinary Portland cement production : a possibility for industrial symbiosis, Journal of Cleaner Production, Vol. 112, pp. 872-881, 2016.
35. 蔡文博、謝紹恆，電弧爐煉鋼還原碴資源化再利用，110年綠色技術與工程實務研討

會，台灣，集思台大會議中心，第2-73~2-81頁，Nov. 29，2021。

36. C. M. Lin*, C. W. Yu, W. Wu, C. C. Li, and K. L. Chang, Effect of FeO-CaO-SiO_2-MgO-xAl_2O_3 Slags with 12.0~26.0 wt.% Al_2O_3 Content on Dephosphorization of Molten Steel, Key Engineering Materials, Vol. 773, pp. 184-188, 2018.

廢耐火材回收再利用應用於高鋁質不定型耐火材料之研究

劉智坤*、陳宜秀**、張琨閔***、趙立德****

摘　要

耐火材料應用於各種高溫作業環境，如煉鋼、煉鋁、玻璃等產業，在製造過程中會使用耐火材料，也因而產出大量的廢耐火料，以本公司為例耐火材料製造過程中也會有耐火材不良品每年約 50 噸，這除了增加公司的營運成本外更需耗費額外的清運費來進行回收處理，因此本研究先將耐火材料之不良品與集塵灰利用 X 光螢光分析儀(XRF) 進行化性分析及純度上的分類，接著經現場分選、破碎及分篩後，導入 10~30%至高鋁質耐火材中進行廢耐材再利用的可行性探討，經實驗物性檢測中得知各別導入 10%富氧化鋁或富氧化鎂的回收料在高溫燒結後的抗壓及抗折強度比原材料提升至少 20%，且將富氧化鋁、富氧化鎂回收料各摻半混合後導入 10%至材料，在高溫燒結的抗壓及抗折強度更是比原材料提升至少 30%，並在靜態坩堝侵蝕試驗中觀察到抗渣侵蝕性提升約 5~10%，這些高溫物理性質的提升藉由 X 光繞射分析儀(XRD)分析其晶相組成及在掃瞄電子顯微鏡(SEM)圖中得知其相轉變機制，結果證實導入富氧化鋁回收料的材料在高溫下生成較多的莫來石相提供材料較佳的抗熱震性能；導入富氧化鎂回收料的材料在高溫下生成的尖晶石相不僅有好的高溫性質更提升了材料的抗渣侵蝕性。

藉由上述的研究結果本公司已在 2021~2022 年間將年產出的 50 噸廢耐火材全數回收再利用，甚至將相關產業產出的廢耐火材也進行回收處理，無形之中不僅增加了公司的收益更落實循環經濟的理念，同時也減少了礦產資源的過度開採，達到保護環境及資源永續利用的目標。

【關鍵詞】廢耐火材、回收再利用、資源永續利用

---

*新聯興企業股份有限公司　工程師

**新聯興企業股份有限公司　副理

***新聯興企業股份有限公司　副總

****新聯興企業股份有限公司　總經理

一、前 言

隨著高溫產業的蓬勃發展，耐火材料變得不可缺少，從磚窯業、水泥廠、煉鋼廠、鑄造業到處理垃圾的焚化爐等都可見其足跡，但台灣是耐火材料缺乏的國家，所需的耐火材料皆需仰賴進口，且近兩年加上新冠疫情對於全球產業等所帶來的影響除了原物料的短缺外，原物料的成本及航運運費的上漲對本公司生產成本等造成衝擊，因此如何將資源永續循環是一個非常重要的課題。

本公司在不定型耐火材的製造過程中，會產出兩大類廢棄物，第一類為預鑄件在澆鑄或烘烤的過程中產生裂痕或缺陷，經品管驗證為不良品進而無法出貨供客戶端使用；第二類為氧化鋁、氧化鎂質乾粉料混拌過程中產生的揚塵經集塵設備回收的集塵灰，上述的耐火不良品與集塵灰統稱為廢耐火材，這些廢耐火材的產生除了增加公司的營運生產成本外，更需耗費額外的清運成本進行回收處理且對環境造成不良的影響與衝擊。

由文獻檢索發現廢耐火材的回收再利用都是將其分類後再回填於同性質的耐火材料中，鮮少有文獻提到將不同材質的回收耐火材混合使用，而本研究的構想是將成分多元的回收耐火材透過不同比例導入耐火材中使用，利用 XRF 進行化性純度上的分類接著經破碎後篩選出所需粒度，再以配方設計導入高鋁質耐火材之中實現回收耐火材循環再利用的目標。回收耐火材的再利用在國內還未有較完整的說明及分析，故本研究在廢棄物資源化、減少原物料使用及能源消耗上極具創新性，希望藉由此研究達到資源用續利用的理念。

二、實驗方法

(一)、實驗設計

本研究以耐火材的製造過程中產出的不良品與集塵灰作為骨材經分選、破碎及篩分後，依粒度級配導入高鋁質耐火材料中進行試驗，再以不同煅燒溫度後測試材料的物理性質及抗鋼侵蝕性，物理性質的煅燒溫度為 1300℃及 1400℃，抗鋼侵蝕性的煅燒溫度為 1500℃。

(二)、粒度篩分

破碎後的廢耐火材粒度分布不均，故使用篩分機對其進行分篩，本研究選取的粒度範圍為 3-0 mm 及 0.074mm↓這兩個區間進行後續試驗。

(三)、回收耐火材化性檢測

將預處理的回收耐火材破碎後利用四分法進行取樣，接著將樣品進行研磨，研磨後的粉末需通過 0.074mm 篩網。上述前處理完成後秤取 6g 的助熔劑及 0.6g 的待測樣品混合均勻倒入白金坩堝中，接著將白金坩堝置於 1200℃的高溫爐中進行熔融 8 分鐘，時間到將白金盤放入高溫爐中預熱，同時搖晃白金坩堝使其樣品均勻，待高溫爐溫度回升至 1180℃將白金坩堝內的樣品倒入白金盤中並取出於室溫下冷卻，待冷卻至室溫後取出樣品，利用落地型 XRF 對其進行化性分析。

(四)、材料物性檢測

將篩分後的回收耐火材依本研究預添加比例及現有的粒度級配導入高鋁質耐火材進行相關物性檢測，其操作步驟為取不同回收耐火材添加量的材料預鑄至模具中成型，尺寸為 160×40×40mm(參考 GB/T 4513.5-2017 作業標準)，養生脫模後以 110℃乾燥接著將試體放入高溫爐煆燒，溫度分別以 1300℃及 1400℃持溫 3 小時進行，燒結後的試體利用萬能試驗機先量測其抗折強度再進行抗壓強度的測試(參考 JIS R 2553 作業標準)；同時將上述檢測後的試體殘塊進行體密度及氣孔率的分析，其操作步驟參考 JIS R 2205 作業標準進行試驗。

(五)、材料抗鋼侵蝕性檢測

根據上述分析結果選定合適比例的回收耐火材添加量的材料進行靜態坩堝侵蝕試驗，先將試樣預鑄成 70×70×70mm 的正方體，正方體中心有直徑 40mm 高 35mm 的圓柱型孔洞，接著在孔洞中放入定量的碳鋼後將坩堝試樣放入高溫爐煆燒至 1500℃時持溫 3 小時(參考 GB/T 8931-2007 作業標準)，觀察試樣抗鋼侵蝕情形。

三、結果與討論

(一)、回收耐火材化性分析

將本公司廠內的回收耐火材經 XRF 進行化性檢測如下表 1 所示，分析結果可知回收耐火材含有氧化鋁、氧化鎂、氧化鈣及氧化矽等元素，由於組成成分多元這些回收耐火材並無法直接當耐火原料來使用，但成分中的這些氧化物在耐火材料中具有優異的高溫特性如下表 2 所示，且從學理中的相圖可知各氧化物間在高溫下可生成新結晶相如下表 3 所示，若能利用這些特性將可提高回收耐火材的附加價值，故需先將回收耐火材做化性純度上的分選，主成分氧化鋁含量達 30%以上；氧化鎂含量達 50%以上，再經由破碎分篩出所需粒度，並選定合適比例的回收耐火材添加量導入高鋁質耐火材料中進行試驗。

表 1 回收耐火材料與集塵灰 XRF 化性分析

化學成分(wt%)	Al_2O_3	MgO	CaO	SiO_2
回收耐火材(1)	34.627	0.253	1.545	28.536
回收耐火材(2)	0.278	58.433	1.072	6.856
集塵灰	47.582	9.638	3.812	28.536

表 2 氧化物高溫特性表

氧化物	Al_2O_3	MgO	SiO_2
耐高溫度	≈2000℃	≈2000℃	≈1700℃
耐火材效益	強度高、抗侵蝕性佳	提供抗熱震性及抗渣性	抗酸性渣

表 3 氧化物間高溫相變化表

各氧化物間高溫相變化	Al_2O_3	MgO	SiO_2
Al_2O_3	-	鎂鋁尖晶石	莫來石
MgO	鋁鎂尖晶石	-	鎂橄欖石
SiO_2	莫來石	鎂橄欖石	-

(二)、物性檢測

將分選粒度的回收耐火材透過本公司現有高鋁質耐火材配方中的粒度級配導入進行試驗，試樣相關配方如下表 4 所示，以原材料化性規格氧化鋁含量 50~60%為基礎來設計回收耐火材導入比例，試樣 1 導入富氧化鎂質的回收耐火材，試樣 2 導入富氧化鋁質的回收耐火材，試樣 3 導入較多富氧化鋁質及少量富氧化鎂質的回收耐火材。

表 4 試樣配方

試樣 / 項目		原材料	試樣 1	試樣 2	試樣 3
Al_2O_3		50~60%			
SiO_2		5~10%			
回收耐火材(1)	3-0 mm	-	-	16%	27%
回收耐火材(2)	3-0 mm	-	23%	-	3%
集塵灰	0.074 mm ↓	-	-	9%	-

上述配方經 1400℃煅燒後測試材料的物理性質如下表 5 所示，由檢測數據可知試樣 1 因導入含較多富氧化鎂質的回收耐火材故整體材料的膨脹較大約 4.3%，也因膨脹較大導致材料結構鬆散氣孔率較高約 41.09%，在抗壓及抗折強度表現上明顯差於原材料；試樣 2 與試樣 3 導入含氧化鎂成分較少的回收耐火材煅燒後呈現收縮狀態，因試樣 2 與試樣 3 導入的回收耐火材中氧化矽含量較多有助燒的效果，故可在相同煅燒溫度下材料有更好的燒結性，所以試樣 2 與試樣 3 在抗壓及抗折強度上至少比原材料提升了 30%，由上述結果可知回收耐火材成分中如氧化鎂含量過多需控制導入比例，否則材料經燒結後會膨脹因而降低機械強度。

由回收耐火材(1)及集塵灰的化性分析中可知含有較多的氧化矽成分推測導入試樣可降低材料的燒結溫度，故將上述試驗降低煅燒溫度至 1300℃進行測試，結果顯示試樣

2 與試樣 3 的抗壓及抗折強度近似於原材料 1400℃煅燒後的性質，因此導入氧化矽含量較高的回收耐火材證實可以降低材料的燒結溫度，進而達到節能減碳的目標。

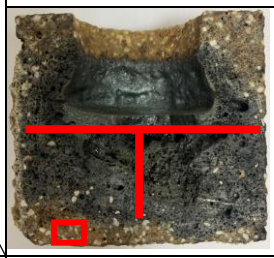
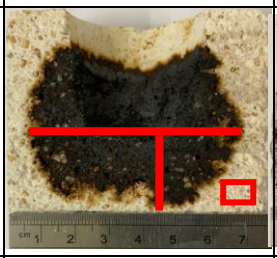
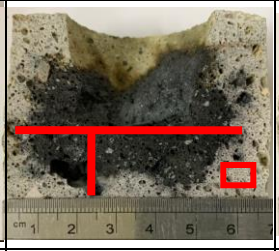
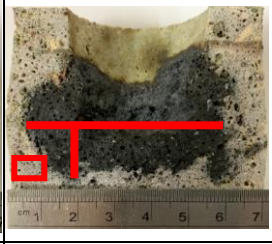
表 5　回收耐火材導入材料中的高溫物性分析

項目 \ 試樣		原材料	試樣 1	試樣 2	試樣 3
體密度 (g/cm$^{3)}$	1300℃*3hrs	2.04	2.39	2.33	2.33
	1400℃*3hrs	2.07	2.14	2.48	2.47
抗壓強度 (MPa)	1300℃*3hrs	21	13	27	30
	1400℃*3hrs	27	8	69	53
抗折強度 (MPa)	1300℃*3hrs	6.76	3.73	7.29	8.96
	1400℃*3hrs	8.69	4.29	12.12	15.69
氣孔率 (%)	1300℃*3hrs	31.27	33.64	34.43	33.98
	1400℃*3hrs	29.49	41.09	30.80	30.10
線膨脹收縮率 (%)	1400℃*3hrs	-1.31	4.3	-1.01	-1.69

(三)、耐鋼侵蝕性分析

靜態坩堝侵蝕試驗中可知現有高鋁質耐火材中添加回收耐火材(試樣 1~3)抗鋼的侵蝕性皆優於原材料如下表 6 所示，紅色基準線為鋼侵蝕最大寬度及最深侵蝕範圍，原材料的鋼侵蝕率約 80%；導入回收耐火材的試樣 1~3 鋼侵蝕率皆下降至 40%左右。為確認相關機制將試驗後的坩堝取樣如表 6 紅色區塊進行 XRD 分析，由 XRD 分析如圖 1 所示可知原材料經高溫燒結後有形成莫來石的結晶相，雖提供材料機械強度及熱穩定性但在抗鋼侵蝕力上表現較差，因此除了兼顧材料本身的機械性質外，本研究選用的回收耐火材中含氧化鎂導入試樣 1~3 後，於高溫下皆有形成鋁鎂尖晶石結晶相如圖 2 所示，不僅兼顧材料的機械性質更提供較佳的抗鋼侵蝕能力，綜合上述分析及高溫物性的支持下其抗鋼侵蝕比較: 試樣 3≈試樣 2＞試樣 1＞原材料。

表 6　靜態坩堝侵蝕試驗結果

試樣 \ 項目	原材料	試樣 1	試樣 2	試樣 3
				
鋼侵蝕率 (%)	80.95	43.15	40.97	40.67
最深侵蝕 (mm)	35	20	18	18

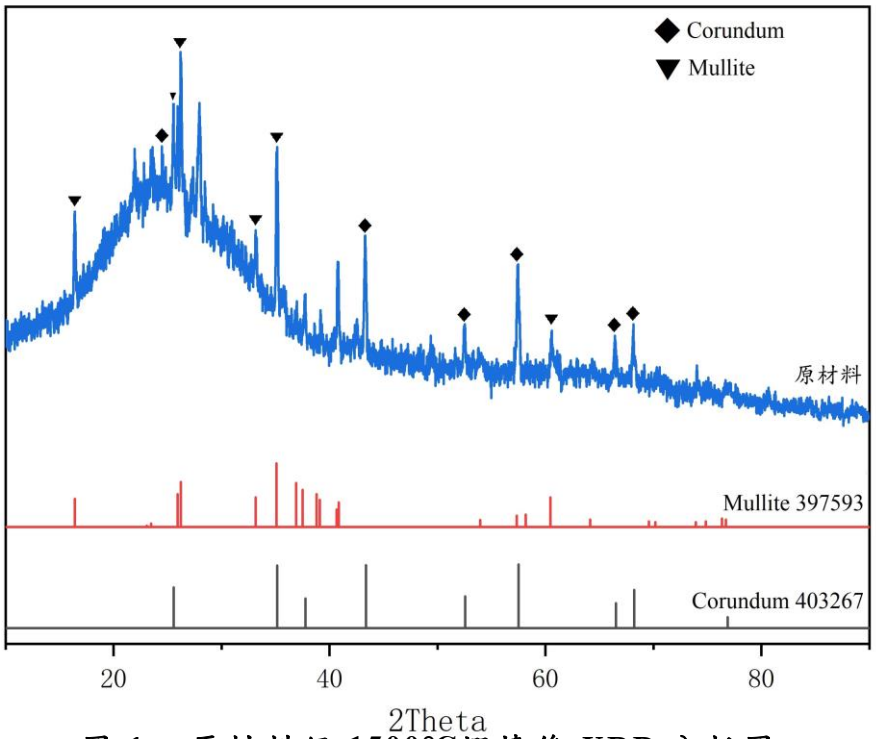


圖 1　原材料經 1500℃煅燒後 XRD 分析圖

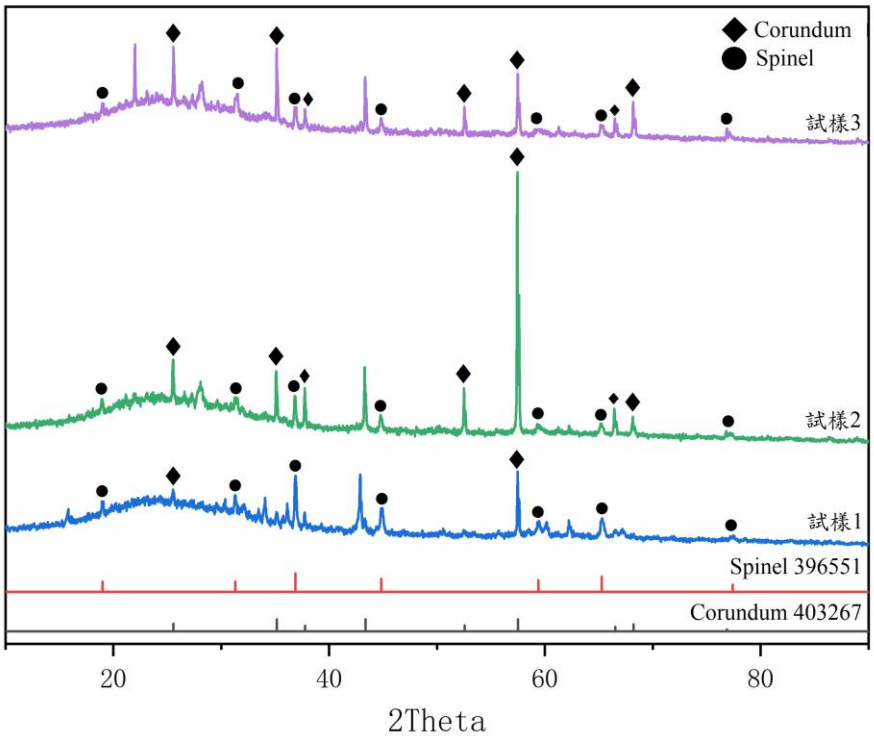
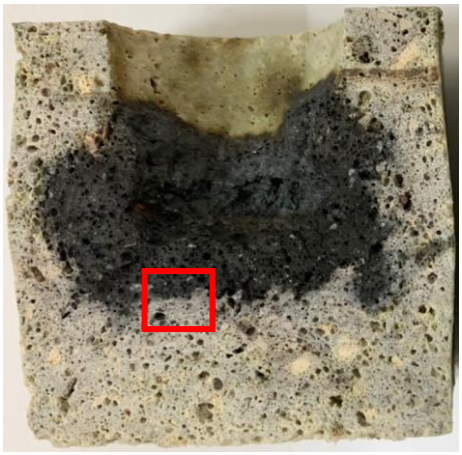


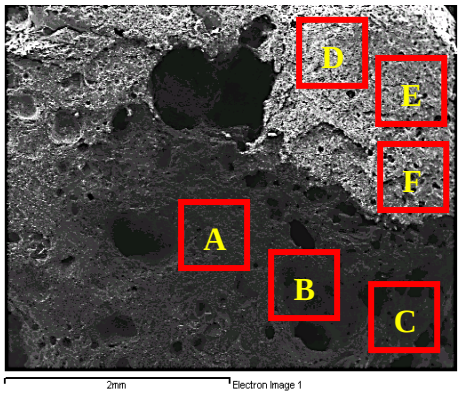
圖 2　廢耐火材導入經 1500℃煅燒後 XRD 分析圖

(四)、顯微結構分析

經上述靜態坩堝試驗將耐鋼蝕性最佳的試樣 3 進行 SEM 顯微分析如圖 3 所示，取鋼侵蝕與原質材料交界部位(如圖 3 左邊紅色區塊)的樣品進行試驗，由圖 3 右邊的顯微分析中可知此試樣表面結構無明顯鋼侵蝕材料的痕跡，再將此分析圖中的鋼侵蝕層(顏色較黑)選 A、B 及 C 三點利用 EDS Mapping 進行元素分析如表 7 所示，結果顯示這三個點都 Fe 的成分，此成分來自侵蝕試驗中所使用的碳鋼；同理原質層(顏色較淺)選 D、E 及 F 三點在 EDS Mapping 分析結果顯示隨著分析區塊愈接近鋼侵蝕層 Mg 的含量愈高，推測試樣在高溫下有生成鋁鎂尖晶石的結晶相且有達到擋鋼侵蝕的作用。



坩堝剖面:紅色區塊為取樣點



取樣點顯微結構分析

圖 3　試樣 3 之 SEM 顯微結構分析

表 7　試樣 3 鋼侵蝕層及原質層 EDS Mapping 分析結果

區域 / 成分	鋼侵蝕層		
元素	A 點 (%)	B 點 (%)	C 點 (%)
C	30.94	31.56	29.93
O	23.71	24.83	25.35
Mg	0.86	0.67	0.71
Al	10.79	10.68	12.53
Si	24.15	22.98	20.36
Fe	9.55	9.28	11.12

區域 / 成分	原質層		
元素	D 點 (%)	E 點 (%)	F 點 (%)
C	3.61	3.46	3.27
O	35.91	38.59	35.62
Mg	2.71	1.37	4.38
Al	46.17	47.13	50.26
Si	2.99	8.76	3.66
Ca	8.61	0.69	2.81

四、結　論

本研究嘗試將分選並篩分後的回收耐火材導入至高鋁質耐火材料中使用，並由試驗中歸納出以下四點:

(一)、導入的回收耐火材中氧化矽含量較高，可使材料在較低溫度就有燒結性及機械強度。

(二)、回收耐火材中的氧化鎂與材料中的氧化鋁骨材在高溫下生成的鋁鎂尖晶石，提供材料較佳的抗鋼侵蝕性。

(三)、試樣 3 的回收耐火材添加量達 30%，且由試驗結果顯示相較於原材料有更佳的機械強度及抗鋼侵蝕能力。

(四)、本公司每年產出約 50 噸的廢耐火材需花費約 31 萬元的處理費，透過此研究的成果並去實踐可有效降低採購的成本及清運費。

綜合上述試驗結果回收耐火材的添加不僅讓材料保有機械強度更提升其抗渣侵蝕性，同時解決本公司廢耐火材的囤放問題與清運成本，從中帶來經濟效益並落實資源永續再利用的理念。

五、參考文獻

1.楊源，「廢棄耐火材料的再生利用研究」，陶瓷，第五期，2007 年。

2.廢棄鎂碳磚回收再利用，工業礦物，2017 年 6 月。

3.添加半成品廢磚的再生鎂碳磚研究，耐火材料，第四期，2013 年 12 月。

4.李紅霞，「耐火材料手冊」，北京冶金工業出版社，2007 年。

廢異丙醇（W-IPA）低碳循環再利用技術

顏欣卉*、郭昱伶*、吳家和*、林姵妤**

摘 要

2005 年京都議定書生效後，歐盟也同步建立了全球最大的碳交易系統（ETS），期透過政策及經濟作為，鼓勵各國及各大企業推動減碳，以減緩氣候暖化問題。然全球氣候暖化的問題仍持續惡化，各國開始加大政策力道，如歐盟於 2021 年公告將於 2023 年開始，針對碳排放密集度高的產業實施碳邊境調整機制（CBAM，俗稱碳邊境稅），台灣也展開「溫室氣體減量及管理法」的修法，並把「2050 淨零排放」目標入法，要讓減碳成為政府、企業及人民的共同目標。

中鼎集團旗下子公司崑鼎投資控股股份有限公司(ECOVE，以下簡稱崑鼎)長期關注資源循環議題，旗下耀鼎資源循環股份有限公司(以下簡稱耀鼎)更透過整合蒸餾技術及萃取精餾技術，推動廢異丙醇(W-IPA)回收再利用，將半導體產業所產出之廢異丙醇提濃純化為工業級 85%或 99.5%異丙醇，每年可取代約 1,200 噸的原生異丙醇生產；2021 年耀鼎更導入薄膜分離技術，透過薄膜系統及操作參數調整，將工業級異丙醇提濃至 99.9%異丙醇，產品含水率降至小於 1,000ppm。透過持續不斷精進技術整合，2022 年更取得台灣及美國依據不同廢溶劑濃度採取八種不同具效益的提純分離整合系統流程專利，透過低碳循環再利用技術實踐循環經濟。

耀鼎亦推動溫室氣體盤查，透過盤查及數據分析，針對可精進節能減碳的單元進行整改，期間完成鍋爐燃料變更、蒸餾單元效能提升等作為，其所產出之工業級異丙醇碳排量較傳統石化製程生產減少約 49%。此外，透過減碳及抵換，耀鼎於 2021 年 7 月達成全廠碳中和里程碑，為全國首家取得 BS 8001 循環經濟與 PAS 2060 碳中和雙證書的企業。透過高濃度異丙醇的提濃，耀鼎可依不同市場需求，調整產品濃度，擴大服務範疇，一起為環境永續盡分力。

【關鍵字】廢異丙醇、溫室氣體盤查、減碳、PAS 2060 碳中和、循環經濟

---

*暉鼎資源管理股份有限公司　工程師

**暉鼎資源管理股份有限公司 經理

一、前 言

異丙醇(Isopropyl alcohol,IPA)為電子業及半導體產業廣泛使用之清洗劑，隨著半導體產業規模的成長及製程的精進，異丙醇的用量持續增加，進而使得廢異丙醇(Waste Isopropyl alcohol, WIPA)產出量亦不斷增加。目前台灣針對 WIPA 的處理方式主要有三種，針對成分較為複雜的 WIPA 混合廢液，多採焚化處理；針對成分較為單一的異丙醇廢液，則採蒸餾方式回收，透過蒸餾去除水分及雜質後產製工業級異丙醇產品，進而回到市場銷售；針對濃度低於蒸餾進料條件的低濃度異丙醇，則於產源端作為廢水處理。

中鼎集團旗下子公司崑鼎投資控股股份有限公司(ECOVE，以下簡稱崑鼎)提供事業及工廠廢棄物清運及處理服務，瞭解產業的變動及其衍生廢棄物的變化。因應產業對於廢異丙醇再利用之需求，於 2018 年成立了耀鼎資源管理股份有限公司(以下簡稱耀鼎)，並取得廢異丙醇再利用許可。透過自行整合之蒸餾技術及萃取精餾技術，營運三年期間，回收近三萬噸的低濃度廢異丙醇，及產製上千噸的工業級異丙醇產品，大幅減少環境的負荷。

此外，耀鼎營運初期即推動溫室氣體盤查，透過盤查及數據分析，針對可精進節能減碳的單元進行整改，並持續探詢其他更節能之技術。本文將針對耀鼎既有流程精進及新製程單元-薄膜分離技術做說明。

二、廢異丙醇蒸餾及萃取蒸餾技術減碳精進

(一)流程說明

考量對環境友善與效能最優化之技術，耀鼎評估分析後，採用蒸餾技術將低濃度廢異丙醇初步提濃，濃度達≧85%異丙醇，接續再選用萃取精餾，導入高能源效率的萃取精餾設備，以高沸點的萃取劑將水與異丙醇分離，最終產出濃度≧99.5%之異丙醇。其整合之蒸餾技術及萃取精餾技術流程如圖 1 所示:

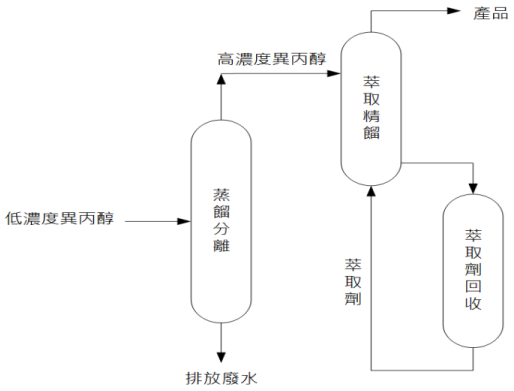


圖 1 蒸餾技術及萃取精餾技術整併

(二)產品碳排

耀鼎推動溫室氣體盤查，透過盤查及數據分析，了解全廠的溫室氣體排放量約六成來自於燃料的使用，故著手進行各單元精進評估。由最源頭的鍋爐燃料變更出發，試算燃料由重油改為天然氣之效益。假設鍋爐燃料使用重油，參考重油熱值 9,600 Kcal/公升，碳排係數 3.11 公噸 CO_2/公秉 (參考資料來自 IPCC 2006 建議數值)，相當於每產生 1Mcal 熱量會排碳 = 3.11/9600 = 0.324kg CO_2。若燃料採天然氣，參考天然氣熱值 8,600 Kcal/m3，碳排係數為 2.30 公噸 $CO2/m^3$ (參考資料來自 IPCC 2006 建議數值)，相當於每產生 1Mcal 熱量之會排碳 =2.30/8600 = 0.267kg CO_2。綜上，鍋爐燃料油由重油改為天然氣後，初步估算可減少約 16% 碳排。

在完成天然氣管線架設及鍋爐燃燒機修改工程後，耀鼎委由第三方進行溫室氣體排查驗證，驗證結果顯示，耀鼎於 2020 年 6 月 1 日至 2021 年 5 月 31 日期間共排放 1,034.746 公噸 CO_2e。以期間所產製之工業級異丙醇產品量 1,367 噸換算，其單位產品碳排 = 1034.746 / 1367 = 0.757 kg CO_2/kg。與自石化製程產製之原生異丙醇碳排係數 1.499 kg CO_2/kg 相比 (參考本土用基礎原物料碳足跡排放係數)，減少約 49%，說明本回收再利用行為對環境保護有正面效益。

三、薄膜分離技術

(一) 技術介紹

除針對既有製程精進外，同步也持續關注新技術及新材料的發展，並於 2021 年投入薄膜分離技術之評估。薄膜係指介於兩相之間具有選擇性的一個阻礙層，而薄膜分離，則利用薄膜材料本身特性與結構

型態之差異，在適當的驅使下，控制兩相間物質的質傳現象，滲透蒸發(Pervaporation, PV)及蒸發滲透 (Vapor permeation, VP)即為薄膜分離技術之一。自 1960 年起已有學者針對滲透蒸發技術商業化的可行性進行研究，但因為沒有發展出具足夠通量及適度選擇性的膜，滲透蒸發程序一直無法真正商業化。一直到 1980 年，由 GFT 公司(Gesellschaft für Trenntechnik)開發出 Polyvinyl alcohol (PVA)及 Polyacrylnitrile (PAN)複合膜，成功應用於無水酒精的生產，奠定了滲透蒸發程序商業化的基礎。

滲透蒸發(Pervaporation, PV)及蒸發滲透 (Vapor permeation, VP)，係藉由不同物質對於在薄膜中的溶解擴散機制（Solution-diffusion mechanism）來達到分離。首先進料於膜材一側與膜材直接接觸，進料會因濃度梯度差而以擴散方式溶解、擴散通過薄膜，而滲透物種則在薄膜的另一側(低壓側)以氣體形式滲透通透膜，再以低溫系統將其冷凝並收集。全球已有上百家應用滲透蒸發技術的工廠，主要的應用有乙醇、異丙醇、丙酮、乙醚、乙酸的脫水。近來的發展方向則與產物中含水的化學反應器相結合，在反應過程中除去產物中的水，利用破壞逆反應來大幅提高反應之轉化率，實例有酯化反應及脫水環化反應；亦有人用來改善對水敏感的化學反應，以滲透蒸發去除反應中的水分，避免所含水分影響反應。

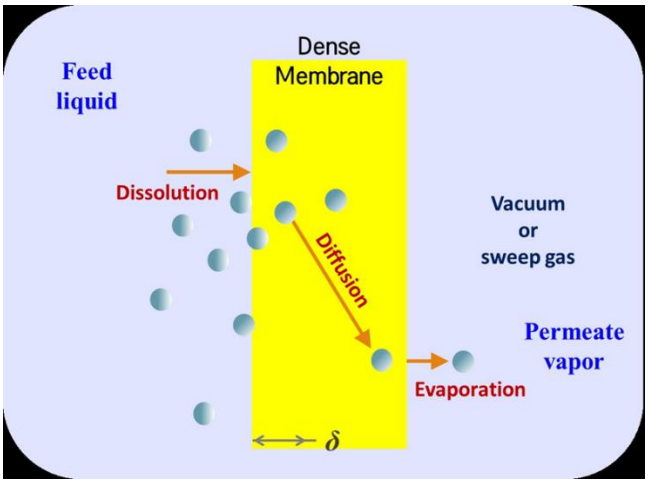


圖 2 滲透蒸發技術之原理示意圖

此外，此技術已應用於有機物混合溶液分離製程，因石化工業上常有大量的有機混合溶液需要分離，許多混合溶液具有共沸點或是成分沸點十分相近，亦或是同分異構物，用蒸餾方法難分離或無法分離，但若採用滲透蒸發程序則可順利解決分離的問題，且大幅降低所耗能

源。滲透蒸發比起傳統蒸餾萃取等其他純化步驟都具有較省能、設備簡單、不需高溫及添加第三成分化學品等優點，可有效分離同分異構物(Isomer)及共沸組成混合物(Azeotropic mixture)。根據研究顯示，共沸蒸餾及滲透蒸發技術應用於酒精脫水之能耗及成本皆有顯著的差異，估計就可減少約 30~40%的操作成本。

1. 技術選用

滲透蒸發(Pervaporation, PV)及蒸發滲透 (Vapor permeation, VP)分離技術之比較，由表中可知 VP 主要具有下列三點優勢，(1)可使用單一的蒸發器進行蒸發，避免使用額外熱交換器；(2)較佳的流體力學特性，更利於大型模組之使用，將可降低成本；(3)對於含有非揮發性或不溶性之物質在 VP 系統有更佳的分離效果。在同樣的操作溫度與壓力條件，蒸氣的體積流率高於液體，故 VP 不需太大的薄膜面積，也可以避免嚴重的化學反應造成薄膜的損壞。此外，針對異丙醇除水，已有研究顯示採用 VP 分離技術較 PV 分離技術效果更佳，故耀鼎選用蒸發滲透技術。

表 1 PV 與 VP 分離技術之比較

滲透蒸發（PV）	蒸發滲透（VP）
● 液體進料	● 蒸氣或氣體進料
● 需考慮液相-蒸氣相間的汽化焓熱量	● 薄膜兩側並無相態變化與溫度差異
● 驅動力主要來至兩相間的化學趨勢力、濃度差	● 驅動力為進料物質之分壓
● 無法透過進料壓力來提升驅動力	● 可透過進料壓力改變驅動力
● 液態進料溶液直接與薄膜接觸，溶液中之不純物(如微粒)容易造成導致薄膜之使用壽命減少。	● 氣態進料並非溶液直接與薄膜接觸，不純物質仍存於溶液中，故可延長薄膜之使用壽命

2. 膜材選用及操作維護

滲透蒸發所使用之薄膜，一般可分為有機、無機及有機/無機複合三大類。根據文獻顯示，有機材料主要是以高分子為主要原料製備有機薄膜，而應用於溶劑脫水之滲透蒸發膜的高分子材料多為親水性的材料，如：聚乙烯醇(Polyvinyl alcohol, PVA)等。而無機材料則有沸石膜(Zeoltie membrane)、碳分子篩膜(Carbon molecular sieve membranes)等。膜材的穩定性、壽命、脫水效能及通量等皆是重要關鍵，由測試結果顯示，無機膜材相較有機膜材較不會產生膨潤(Swelling)現象(如圖 3)，仍能保持穩定的通量及良好的脫水效能。因此，綜合前述考量，

崑鼎選擇導入無機蒸汽滲透技術。

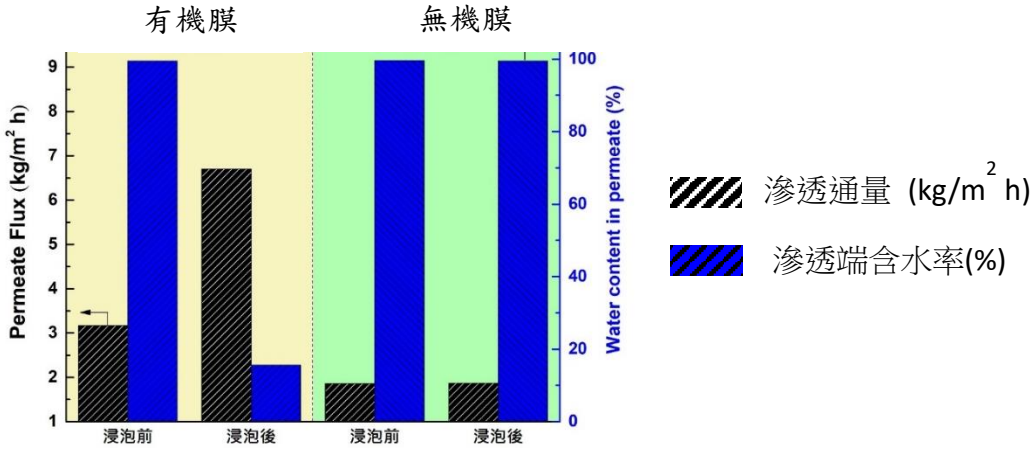


圖 3 有機膜及無機膜材膨潤效能測試

2021 年耀鼎導入薄膜分離系統，如圖三所示。透過薄膜系統及操作參數調整，成功將高濃度異丙醇提濃至 99.9%異丙醇。異丙醇含水量較原產出之工業級異丙醇少，除可用於一般工業外，亦可適用於電子業(如:電路板製造、精密元件設備等)，作為去除元件中的離子鹽或金屬之溶劑。未來可依不同市場需求，調整產品濃度，擴大服務範疇。

圖 4 薄膜分離系統操作

四、結 論

台灣於今年 3 月正式公布「臺灣 2050 淨零排放路徑及策略總說明」，以 2050 年淨零為目標，說明能源轉型及產業轉型勢在必行。透過既有製程效能提升及新技術的引進，不只提升產品價值，亦對於減碳有正面效益。秉持「珍惜每一分資源」的理念，結合豐富的操作維護管理經驗，致力將每分資源的效能發揮至最大化。

五、參考文獻

1. 郭昱伶等，廢溶劑提純技術落實減量與創造資源循環再利用，2018 年
賴君義，薄膜科技概論，2019 年
2. 陳登鑑、陳泰翔、巫柔誼、黃耀輝，以滲透蒸發技術分離醇類水溶液技術之研究，2012 年
3. M. Mulder, "Basic principles of membrane technology," 2 ed., Springer Netherlands，1996 年
4. Anne Jonquières,Robert Clément,Pierre Lochon,Jean Néel,Marlène Dresch,Bruno Chrétien，Industrial state-of-the-art of pervaporation and vapour permeation in the western countries，2001 年
5. B. Bolto, M. Hoang, Z. Xie，"A review of water recovery by vapour permeation through membranes," Water Research, 46，2012 年
6. Jian Zuo, Dan Hua, Verma Maricar, Yee Kang Ong, Tasi-Shung Chung，Dehydration of industrial isopropanol waste by pervaporation and vapor permeation membrances，2017 年
7. C. Cannilla, G. Bonura, F. Frusteri，"Potential of Pervaporation and vapor separation with water selective membranes for an optimized production of biofuels—A review," Catalysts, 7，2017 年

評估結合電芬頓及化學沉澱法
處理含鋅鎳高 COD 電鍍廢水之可行性

盧明俊*、黃柏齡*、劉泓毅*、郭百旗**、蘇智煒**

摘　要

電鍍程序所排放之含鋅、鎳廢水，具有高濃度重金屬和高濃度難降解有機物，如何經濟有效地處理，已是無法忽視的議題。本研究嘗試運用電芬頓及化學沉澱技術處理高 COD 含鋅鎳電鍍廢水，希望能夠以更經濟的處理費用獲得更高之處理效率，去除電鍍廢水中的重金屬及難降解有機污染物，並降低後續廢水處理費用及達成環境永續發展目標。本研究採用電芬頓技術的原因是利用氫氧自由基的強氧化特性，有效處理 COD，同時破壞廢水中強螯合劑對鋅、鎳離子化學沉澱的干擾，藉以降低沉澱鋅及鎳離子所需藥劑量。本研究運用雙槽式電解反應槽之電芬頓技術去除有機污染物，再透過化學沉殿法、添加鋅、鎳重捕劑等方式有效去除鋅、鎳離子。找出最佳操作參數並比較現階段實廠處理程序與本研究理程序操作費用之差異。

本研究所處理電鍍廢水質為 COD 10000 mg/l、 pH 13.0、 鎳 220 mg/l 、鋅 110 mg/l，經研究發現電芬頓最佳操作條件為:初始 pH 4、電流 20 安培、亞鐵離子濃度 1000 mg/l、芬頓/電芬頓 H_2O_2 劑量比例 30/70。最佳操作條件下的 COD 去除率為 72.4%、鋅去除率為 84.0%、鎳去除率為 48.6%。與實廠運用活性碳去除 COD 及直接添加重捕劑之處理程序做比較，電芬頓集合化學沉澱法和實廠廢水現有處理程序在同等 COD 去除率(去除率 72.4%)的條件下，可以節省 1854 元/噸廢水，同等鋅、鎳去除率(鋅去除率：84.0%、鎳去除率：48.6%)下，可以節省 153 元/噸。總計能夠省下 2007 元/日。證明芬頓/電芬頓技術不管從 COD 還是重金屬去除方面都能夠以更低的成本來處理電鍍廠所產生的廢水並且減少污泥產量。

【關鍵詞】電芬頓、重金屬、鋅鎳廢水、螯合劑

---

*國立中興大學環境工程學系

**瑞賢實業股份有限公司環保部

一、前言

(一)研究背景

台灣在 1940 年便開始有電鍍產業興起，並伴隨著人民需求以及科技進步，電鍍產業蓬勃發展，為台灣及廠商賺進宏觀的產值。電鍍產業屬於金屬表面處理產業之中游，產品可以涵蓋傳統產業到高科技產業。以產業價值鏈來敘述，電鍍產業是位於金屬冶煉業及應用產品製造業的中間帶，以經濟價值來評論，在高科技與產業價值提升的現在，電鍍產業價值不斷提升。台灣的電鍍產業價值鏈如下圖 1 所示。

圖 1、台灣金屬表面處理產業價值鏈

傳統電鍍廢水處理模式大多採用化學混凝沉澱法，透過在電鍍廢水中加入沉澱藥劑，使可能致汙染或具有毒性物質，轉化為無毒性沉澱物質。常見處理電鍍廢水方法有化學方法、物理方法、生物方法等(圖 2)。本研究經論文參考認為電芬頓適合用於處理高濃度複雜有機物。

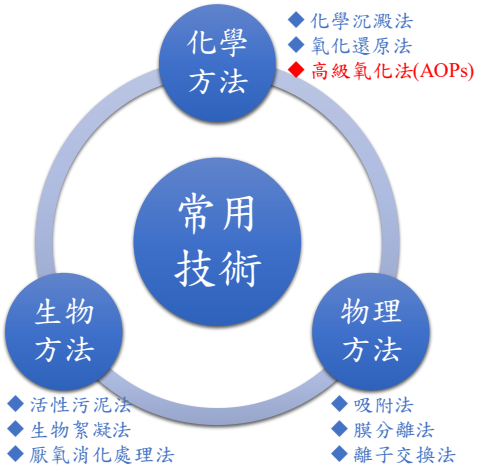


圖 2、常見的電鍍廢水處理方法

由於因應國際性綠色產品趨勢的影響,各式高科技產品因環保意識高漲，愈來愈多被要求製造過程的清潔生產，面對這樣的趨勢與壓力，電鍍業在面臨產業升級的關鍵時刻，亦衝擊著以往傳統式家族經營的電鍍業者。2019 年歐盟推出綠色政綱,歐盟的目標是實現溫室氣體淨排放量為零的經濟體，並符合歐盟在《巴黎協定》所宣布要在 2050 年達到歐洲的淨零排放。並且在去年的世界地球日，台灣總統宣示將達成 2050 淨零轉型。並於 2022 年 3 月正式公告「臺灣 2050 淨零排放路徑及策略總說明」,目標達到 2050 年完全淨零排放，更對電鍍業者產生莫大衝擊效應。由於常見的電鍍製程之電鍍浴槽以鋅、鎳及鉻這三種比例較多，且本研究的電鍍廢水以鋅、鎳兩種金屬為主。

(二)研究目的

電鍍廠所排放之含鋅、鎳廢水，具有高濃度重金屬廢液和高濃度難降解有機物，在廢水處理方面已是無法忽視的議題。為此本研究與瑞賢實業股份有限公司共同合作，嘗試運用電芬頓結合技術處理高 COD 含鋅鎳電鍍廢水希望能夠用更加經濟的處理費用,去除電鍍廢水中的重金屬及難降解有機污染物，並降低廢水後續處理成本及達成環境永續發展。本研究採用電芬頓技術的原因是利用氫氧自由基的強氧化特性，有效處理 COD，同時破壞廢水中強螯合劑對鋅、鎳離子化學沉澱的干擾，藉以降低沉澱鋅、鎳離子所需藥劑量。本研究運用雙槽式電解反應槽試驗芬頓-電芬頓技術去除有機污染物，再透過化學沉殿法、添加鋅、鎳重捕劑等方式有效去除鋅、鎳離子。找出最佳操作參數並比較現階段實廠處理和芬頓-電芬頓技術分別針對高 COD、鋅、鎳去除的費用差異，達到降低廢水處理成本的目的。

二、材料與方法

(一)實驗設計

本研究透過實廠廢水水樣測試,研究瑞賢實業股份有限公司電鍍廢水進行採樣分析,主要著重在分析電鍍廢水中重金屬鋅、鎳以及可氧化有機物質。本實驗目的為降低電鍍廢水水中汙染物,達到降低實廠藥劑用量及環境生態保護,以電鍍廢水中原始數據、廠商實際操作數據與實驗室操作數據中之鋅、鎳重金屬離子與 COD 的去除率之比較。

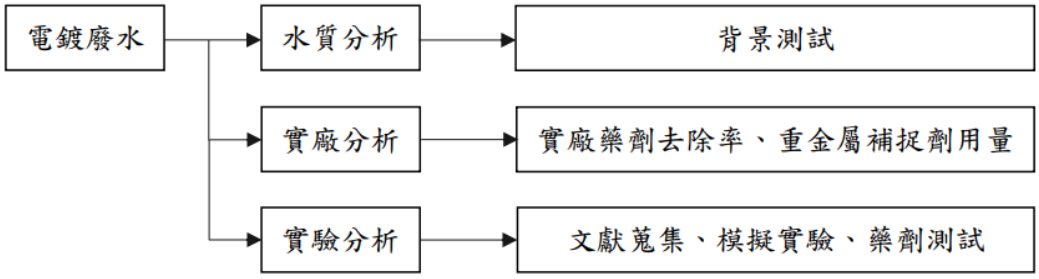


圖 3、實驗設計

(二)實驗架構

本研究採用瑞賢實業股份有限公司電鍍廢水做為研究目標，針對廢水中鋅、鎳離子與 COD 之去除率進行研究，透過測試數據設計實驗參數條件，並進行電芬頓試驗及化學沉殿法，評估處理效率。先以雙槽式電解反應槽(如圖 4)去除有機污染物如螯合物後，再透過化學沉殿法、添加鋅、鎳重捕劑等方式去除鋅、鎳離子。找出最佳操作參數，並比較實廠現階段處理程序和本研究電芬頓及化學沉澱法之操作費用。

第一部分為檢測實廠廢水成份，確認廢水之 COD、鋅、鎳含量以及 pH 值。分別嘗試三種含硫重捕劑添加方式測試重捕劑效果，條件為:

1. 原水調至 pH 7 時加鋅重捕劑，30 分鐘均勻混合，再調至 pH 4 加鎳重捕劑，均勻混合 30 分鐘，調整回 pH 7 取樣，結果如下表 11。

2. 原水調整至 pH 7 加藥，兩重捕藥劑同時加入，均勻混合 30 分鐘取樣，結果如下表 12。

3. 原水調整至 pH 4 加藥，兩重捕藥劑同時加入，均勻混合 30 分鐘，調整回 pH 7。

第二部分為透過比較對於鋅、鎳、COD 之去除效果探討電流、初始 pH 值、亞鐵離子濃度以及不同成芬頓/電芬頓操作時間比例下對去除效果的影響。

第三部分為討論在最佳操作參數下和實廠廢水處理成本進行比較，計算採用芬頓/電芬頓去除鋅、鎳廢水所能節省的處理成本。

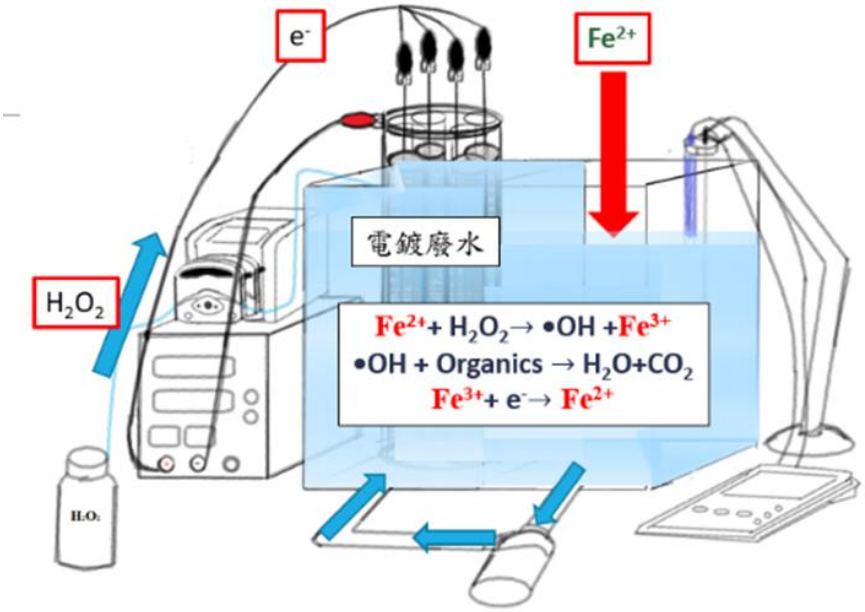


圖 4、雙槽式電解反應槽

三、結果與討論

(一) 電鍍廢水水質

將瑞賢實業股份有限公司電鍍廢水做 1 倍、5 倍、10 倍、25 倍、100 倍、250 倍稀釋，並且進行 COD、Zn、Ni 重金屬分析，以 pH meter 測定 pH 值(pH 誤差值< 0.1)可以確定水樣含有大量有機污染物、高鹼性、及高濃度的鋅鎳成分。分析結果如下表 1 所示。

表 1、電鍍廢水原水水質

測定項目	原水
pH	13.0 ± 0.5
COD (mg/L)	10000 ± 1000
Zn (mg/L)	1100 ± 200
Ni (mg/L)	220 ± 30

(二) 重捕劑藥劑測試

此實驗的目的在於希望可以找出重捕劑去除效果，預設條件如下：

1. 鎳重捕劑在 pH 4 - 5 可降低 500 mg/L。
2. 鋅重捕劑在 pH 7 以上可降低 800 ~ 1000 mg/L。

以上述原水測定水質為鋅：1100 ± 200 mg/L；鎳：220 ± 30 mg/L，考量電鍍廢水螯合劑影響性，初估在添加 3 倍重捕劑量可以達到完全去除，

考量鋅鎳重捕劑最佳使用 pH 值不同，因此做三組初始 pH 值在不同狀態下添加重捕劑藥劑做對照，實驗條件如下：

1. 原水調至 pH 7 時加鋅重捕劑，30 分鐘均勻混合，再調至 pH 4 加鎳重捕劑，均勻混合 30 分鐘，調整回 pH 7 取樣，結果如下表 11。

2. 原水調整至 pH 7 加藥，兩重捕藥劑同時加入，均勻混合 30 分鐘取樣，結果如下表 12。

3. 原水調整至 pH 4 加藥，兩重捕藥劑同時加入，均勻混合 30 分鐘，調整回 pH 7 取樣，結果如下表 2~4

表 2、原水在不同 pH 條件下加藥之重捕劑去除效率

元素	鋅		鎳	
添加重捕劑量比 (Zn：Ni)	剩餘量 (mg/L)	去除率(%)	剩餘量 (mg/L)	去除率(%)
1:1	650.5	44.4	201.8	19.7
1.5:1	380.4	67.5	195.5	22.2
2:1	102.1	91.3	190.7	24.1
2.5:1	<50	-	189.2	24.7
1:1.5	679	42.0	187.6	25.3
1:2	550	53.0	149	40.7
1:2.5	562	52.0	124.5	50.4
1:3	679.8	44.0	136.2	49.0
1.5:1.5	398.2	67.2	206.4	22.6
2:2	249.9	79.4	192.5	27.8
2.5:2.5	26.68	97.8	177	33.7
3:3	ND	ND	158	40.8

(原水從 pH 7 加鋅重補劑，pH 4 加鎳重補劑，再調回 pH 6 - 8)

表 3、原水在 pH 7 同時加入鋅、鎳捕藥劑之重捕劑去除效率

元素	鋅		鎳	
添加重捕劑量比 (Zn：Ni)	剩餘量 (mg/L)	去除率(%)	剩餘量 (mg/L)	去除率(%)
1:1	645.1	46.9	206.6	22.6
1.5:1	421	65.3	223.4	16.3
2:1	295	75.7	220.1	17.5
2.5:1	129	89.4	238.2	10.7
1:1.5	647.3	46.7	196.8	26.2
1:2	649.6	46.5	180.9	32.2
1:2.5	629.6	48.2	169.3	36.5
1:3	619.5	49.0	147.8	44.6
1.5:1.5	422.8	65.2	201.5	24.5
2:2	265.4	78.2	181.5	32.0
2.5:2.5	55.03	95.5	164	38.5
3:3	<50	ND	142.7	46.5

(原水直接在 pH 7 加鋅、鎳重補劑，再調回 pH6 - 8)

表 1、原水在不同 pH 條件下加藥之重捕劑去除效率

元素	鋅		鎳	
添加重捕劑量比 (Zn：Ni)	剩餘量 (mg/L)	去除率(%)	剩餘量 (mg/L)	去除率(%)
1:1	632.3	48.0	228.2	14.5
1.5:1	446	63.3	232	13.0
2:1	325	73.3	221	17.2
2.5:1	222	81.7	223	16.4
1:1.5	743.1	38.8	194.9	26.9
1:2	707.1	41.8	180	32.5
1:2.5	679.5	44.1	177	33.7
1:3	669.2	44.9	152	43.0
1.5:1.5	478.2	60.6	216.8	18.7
2:2	302.6	75.1	200.1	25.0
2.5:2.5	<50	ND	166.4	37.6
3:3	<50	ND	136.9	48.7

(原水從 pH 4 加鎳重補劑，到 pH 7 加鋅重補劑，再調回 pH6- 8)

由上述表 2~4 得知，在第一個條件，原水調至 pH 7 時加鋅重捕劑均勻混合 30 分鐘，再調至 pH 4 加鎳重捕劑，均勻混合 30 分鐘，調整回 pH 7 取樣下，鎳重捕劑在添加重捕劑量比 Zn：Ni = 1：2.5 的條件下，鎳去除率可達 50.4%。而在第三條件，原水調整至 pH 4 加藥，兩重捕藥劑同時加入，均勻混合 30 分鐘，調整回 pH 7 取樣分別在 pH 4 與 pH 7 添加重捕劑去除效率，均勻混合 30 分鐘，調整回 pH 7 取樣下，鋅重捕劑在添加重捕劑量比 Zn：Ni = 2.5：2.5 的條件下，鋅去除率可達到偵測極限最低值。而在第二條件，原水調整至 pH 7 同時加入鋅、鎳捕藥劑，均勻混合 30 分鐘取樣之下，鎳重捕劑與鋅重捕劑在添加重捕劑量比 Zn：Ni = 2.5：2.5 的條件下，去除率可達平均最高 95.5%與 38.5%。由上述可知，鋅重捕劑與鎳重捕劑用量遠大於預估值，其中鎳的去除剩餘量最低才 136.9 ppm，不符合放流水標準。

(二) 探討電流對電芬頓的影響

根據圖 5(A)所示，可發現 COD 去除率與安培大小呈正相關。相對於其它安培數，20 安培的 COD 去除率效果最好高達 45%。再來更進一步探討電芬頓在不同安培下加重捕劑之影響鋅鎳去除效率。將做完不同安培條件後的水樣樣本，進行中和反應後每公升廢水添加鋅、鎳重捕劑量各 1ml 進行比對，結果如圖 5(B)所示，可發現 20 安培下鋅去除率無明顯變化而鎳去除率顯著提升，因此以下以 20A 做為控制變因，以複合芬頓電芬頓實驗找出最佳去除條件。

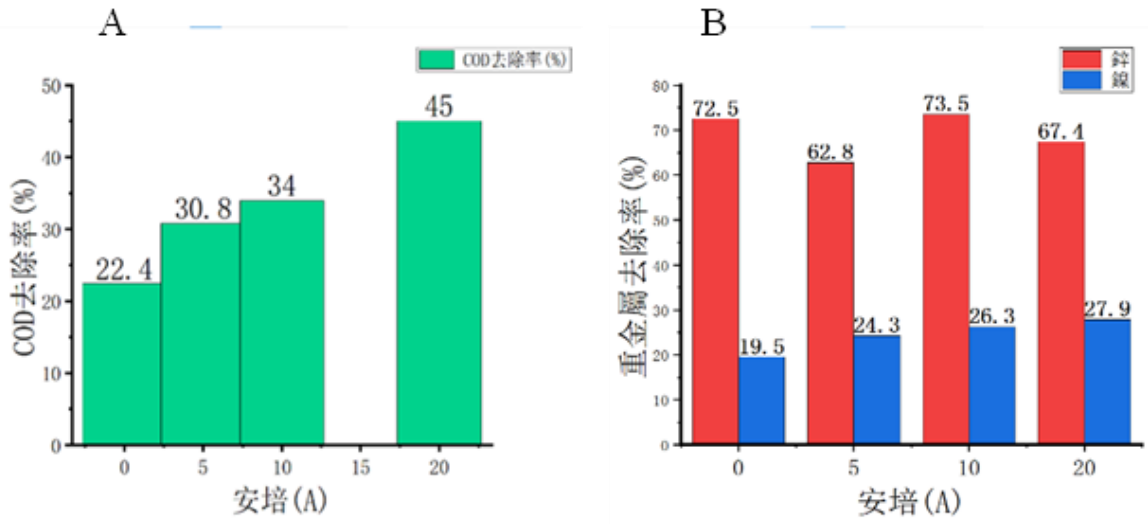


圖 4、電流對於電芬頓處理效果的影響(A) COD 去除效率比較

(B)電芬頓後加重捕劑之影響鋅鎳去除效率比較

(三) 芬頓/電芬頓最佳初始 pH 值

此研究的目的在於透過找出最佳初始 pH 值，得到最佳操作條件。控制變因:過氧化氫 76500 ppm、硫酸亞鐵 1000 mg/L、 芬頓操作時間 60 mins、電流 20 A、5 ~ 8 V、. 電芬頓操作時間 60 mins。

結果如圖 6 所示，可以明顯看出在初始 pH 值為 4 的條件下保有最佳去除效果，COD、鋅、鎳去除率皆為最佳，主要原因是這兩者在電芬頓實驗時，槽體 pH 值過酸產生大量 H+，會造成 OH•抑制，如下反應式 2-1、2-2；並且 H+也會抑制 Fe2+再生，如下反應式 2-1、2-3。

$$Fe^{2+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{3+} + OH^- + \cdot OH \qquad (2-1)$$

$$OH + Fe^{2+} \rightarrow OH^- + Fe^{3+} \qquad (2-2)$$

$$Fe_3 + \cdot HO_2 \rightarrow Fe^{2+} + H+ + O_2 \qquad (2-3)$$

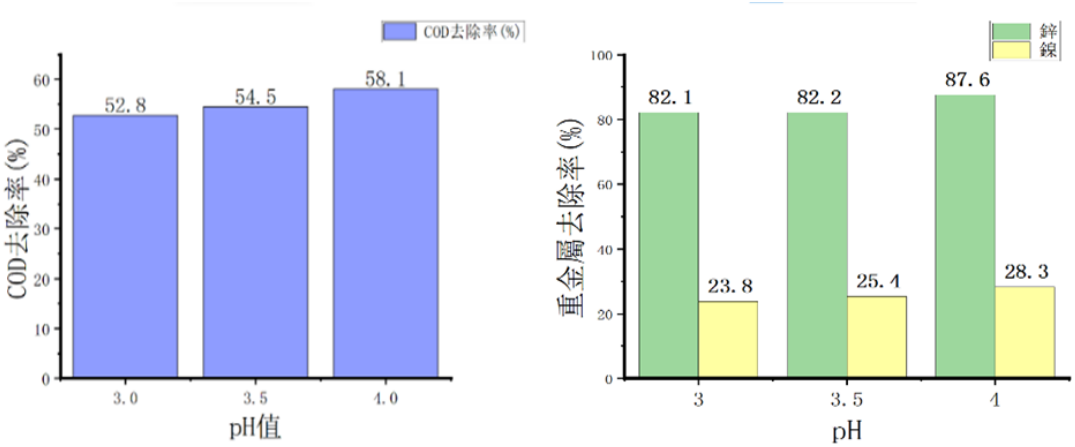


圖 5、不同 pH 對於芬頓/電芬頓之影響(A)COD 去除效率比較

(B)芬頓/電芬頓在不同 pH 下加重捕劑之影響鋅鎳去除效率

(四) 探討亞鐵離子濃度對芬頓/電芬頓處理程序的影響

以芬頓/電芬頓雙槽式電解槽進行試驗，並於控溫 30 ~ 40℃下進行反應，測試亞鐵離子最佳濃度，操作條件：初始 pH 值 4.0、過氧化氫 76500 ppm 、芬頓反應操作時間 60 mins、電流 20 A、電壓 5 ~ 8 V、E-F 操作時間 60 mins。如圖 7 所示，可以看出在 Fe(II):1000ppm 的濃度下不管 COD 還是鋅鎳去除率都差異不大，因此判斷亞鐵離子濃度對於廢水處理的影響並不明顯，考量到節省亞鐵離子用量，判斷 Fe(II):1000 ppm 為最適濃度。

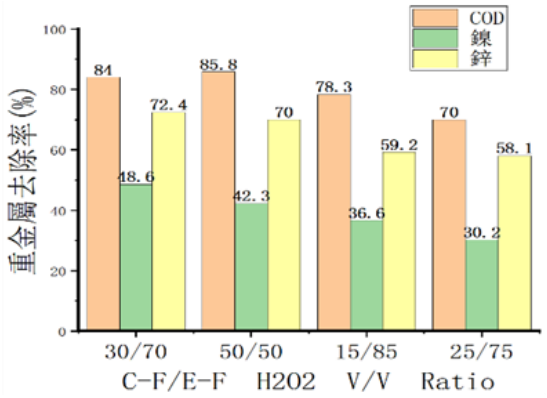


圖 6、不同階段下之鋅鎳去除效率統整圖

（C-F/E-F total H2O2=76500 mg/L、Fe(II)= 1000 mg/L、initial pH= 4.0）

(六) 芬頓/電芬頓技術成效評估

以實廠水樣成份(表 5)做計算，比較本研究之處理流程和現階段實廠處理程序之操作成本。如圖 8 所示，比較芬頓/電芬頓和實廠廢水相同 COD 去除率(去除率 72.4%)下的費用，經計算發現可以節省 1854 元/噸廢水。比較芬頓/電芬頓和實廠廢水相同鋅、鎳去除率(鋅去除率：84.0%、鎳去除率：48.6%)下的開銷，經計算發現能省 153 元/噸。總計能夠省下 2007 元。芬頓/電芬頓技術不管從 COD 還是重金屬去除方面都能夠以更低的成本來處理電鍍廠所產生的廢水。

表 2、芬頓/電芬頓和實廠的廢水處理成本比較

			電芬頓+化學沉澱處理成本		現階段實廠廢水處理成本		
藥劑		藥量(kg/ton)	費用(NT/kg)	成本(NTD/ton)	藥量(kg/ton)	費用(NTD/kg)	成本(NT/ton)
45%氫氧化鈉		15	12	15	7	2	14
90%過氧化氫		33	21	588	2	49	98
50%硫酸		25	2	28	3	52	156
98%硫酸亞鐵		5	2	0.3			
鋅重捕劑		1	49	48			
鎳重捕劑		1	52	52			
活性碳					56	52	2912
安培	伏特	時間(分)	(NTD/度)	成本(NTD)			
20	6	128.8	3.5	146			
總價(NT/ton)		1183					3190

四、結 論

芬頓/電芬頓最佳操作條件為:初始 pH 4、電流 20 安培、亞鐵離子濃度 1000 ppm、芬頓/電芬頓 H_2O_2 劑量分配比例 30/70 時，COD 去除率為 72.4%、鋅去除率為 84.0%、鎳去除率為 48.6%。芬頓/電芬頓和實廠廢水在同等 COD 去除率(去除率 72.4%)下可以節省 1854 元/噸廢水，同等鋅、鎳去除率(鋅去除率：84.0%、鎳去除率：48.6%)下的開銷可以節省 153 元/噸。總計能夠省下 2007 元/噸廢水。證明結合芬頓/電芬頓及化學沉澱法，不管從 COD 還是重金屬去除方面都能夠以更低的成本來處理電鍍廠所產生的廢水，降低工廠後續處理成本及達成環境永續發展。

五、參考資料

1.國家發展委員會，臺灣 2050 淨零排放路徑及策略總說明，經濟發展規劃，行政院，2022。

2.Thanakorn Methatham, Luzvismind M. Bellotindos, Ten-En Chen and Ming-Chun Luc. " Factors Affecting Treatment of TFT-LCD Wastewaterby Fenton and Electro-Fenton Processes ".Environmental Progress &Sustainable Energy,2016, (Vol.35, No.2) DOI 10.1002/ep.

3.Teng-Chien Chen ,Ten-En Chen ,Ming-Chun Lu and Luzvisminda M. Bellotindos. "Removal

of COD from TFT-LCD Wastewater by Electro-Fenton Technology Using a Tubular Reactor.

" J.Environ.Eng. 143 (2017): 04017018.

4.曾家慶，以高級氧化程序處理鋅鎳合金電鍍廢液之研究，碩士論文，國立聯合大碩士論文，苗栗市(2020)。

染整廢水低碳處理之可行性評估

許聖言*、黃政中*、黃雯婕*、陳幸德**

摘　要

一般而言，染整業所產生之廢水組成較為複雜，其廢水成份因染整加工流程的織物素材、組織、性質，而有極大差異。染整製程中，從準備工程、前處理、染色、印花、整理、中檢、成檢、包裝、加工等多道製程單元中，會耗用大量的水、熱能以及染料助劑，同時會產生許多污染物，其主要污染源以含染料及助劑之有機物、酸、鹼為主。染整廢水的主要特性為高 COD、高色度，常用的處理方法為化學混凝、生物活性污泥法、高級氧化法(Fenton 法)等。然而，過往的處理方式會產生大量的化學污泥及廢棄生物污泥，因此，本研究欲評估採用低碳技術處理染整廢水，以取代過往產生大量廢棄污泥的處理方式。

惠中布衣文創有限公司生產的布衣，使用天然酵素作為染料，其產生的廢水欲使用突破以往的處理技術，將「降低能耗、減少廢棄物」做為主要目標，因此，委託財團法人工業技術研究院針對染整廢水進行低碳處理之可行性評估研究。本研究將先採用工研院開發之超音波技術，可同時具有廢水前處理功能及污泥水解功能，透過超音波產生的「空穴效應」，使其周圍的水分子產生氫氧自由基將不易降解的染料分子進行破壞，後續再採用上流式厭氣污泥床(UASB)技術搭配生物網膜(BioNET)技術淨化剩餘的有機污染物，最終再採用臭氧技術作為色度去除保護裝置，以預防出流水發生色度過高的情形。本研究透過(1)生化甲烷潛能試驗(BMP test)，證實超音波技術作為廢水前處理之可行性；(2)連續流模組測試，證實 UASB＋BioNET 技術，可以有效去除廢水的 COD 濃度；(3)色度去除測試，證實臭氧可以有效去除色度。這一系列的廢水低碳處理技術，可具有高 COD 去除率，並同時減少大量的化學污泥及生物污泥生成，本研究已進入實場驗證階段，其相關成果可望成為國內新世代的染整廢水低碳處理的最佳選擇方案。

【關鍵詞】染整廢水、低碳處理、超音波、厭氧生物處理、生物網膜(BioNET)

* 工業技術研究院 副研究員

** 工業技術研究院 經理

一、前 言

一般而言，染整業所產生之廢水組成較為複雜，其廢水成份因染整加工流程的織物素材、組織、性質，而有極大差異。染整製程中，從準備工程、前處理、染色、印花、整理、中檢、成檢、包裝、加工等多道製程單元中，會耗用大量的水、熱能以及染料助劑，同時會產生許多污染物，其主要污染源以含染料及助劑之有機物、酸、鹼為主。染整廢水的主要特性為高 COD、高色度，常用的處理方法為化學混凝、生物活性污泥法、高級氧化法(Fenton 法)等。然而，過往的處理方式會產生大量的化學污泥及廢棄生物污泥，因此，本研究欲評估採用低碳技術處理染整廢水，以取代過往產生大量廢棄污泥的處理方式。

惠中布衣文創有限公司生產的布衣，使用天然酵素作為染料，其產生的廢水欲使用突破以往的處理技術，將「降低能耗、減少廢棄物」做為主要目標，因此，委託財團法人工業技術研究院針對染整廢水進行低碳處理之可行性評估研究。本研究將先採用工研院開發之超音波技術，可同時具有廢水前處理功能及污泥水解功能，透過超音波產生的「空穴效應」，使其周圍的水分子產生氫氧自由基將不易降解的染料分子進行破壞，後續再採用上流式厭氣污泥床(UASB)技術搭配生物網膜(BioNET)技術淨化剩餘的有機污染物，最終再採用臭氧技術作為色度去除保護裝置，以預防出流水發生色度過高的情形。本研究透過(1)生化甲烷潛能試驗(BMP test)，證實超音波技術作為廢水前處理之可行性；(2)連續流模組測試，證實 UASB + BioNET 技術，可以有效去除廢水的 COD 濃度；(3)色度去除測試，證實臭氧可以有效去除色度。這一系列的廢水低碳處理技術，可具有高 COD 去除率，並同時減少大量的化學污泥及生物污泥生成，本研究已進入實場驗證階段，其相關成果可望成為國內新世代的染整廢水低碳處理的最佳選擇方案。

二、材料方法

(一)生化甲烷潛能試驗(BMP test)

本研究採用 W. F. Owen 等(1979)之生化甲烷潛能試驗(Biochemical Methane Potential, BMP)方法，來評估經不同超音波技術處理之廢水的甲烷產氣潛能。厭氧污泥來源採某食品廠顆粒化污泥，其特性為 SS：30380 (mg/L)、VS:28370 (mg/L)、CODs：113 (mg/L)，染整廢水特性為 CODt：899(mg/L)、CODs：728 (mg/L)。實驗共分控制組與實驗組進行，控制組

A(厭氧污泥+DI water)作為空白背景濃度；控制組 B(厭氧污泥+未經超音波處理染整廢水)，比較實驗組(厭氧污泥+超音波分別處理 1、3、5 分鐘染整廢水)。

(二)連續流模組測試

連續式模組試驗系統包含上流式厭氣污泥床(UASB)槽(水力停留時間為 26 小時)與好氧處理生物網膜(BioNET)槽(水力停留時間為 9.5 小時)，以實廠染整廢水作為進流水，採某食品廠厭氧顆粒污泥作為厭氧模組植種，採某生活污水處理廠 SBR 系統污泥作為好氧污泥植種，並記錄處理前後之 COD 濃度，作為去除效率之計算。

(三)真色色度去除測試

透過連續流模組測試之出流水，以臭氧方式處理進行真色色度去除測試，臭氧規格為濃度 100(g/m3)、流量 4(LPM)、臭氧產生量 27(g/hr)。並分為控制組及實驗組進行測試，並進行三重複，數計統計採平均值計算。控制組為不進行曝氣，實驗組分別曝氣秒數為 15 秒、30 秒。

三、結果討論

本研究採用生物搖瓶試驗 BMP(Biochemical Methane Potential, BMP)，透過厭氧顆粒污泥消化染整廢水當中的有機物質(COD)，評估所產生的甲烷體積當量，以及相對應的產氣速度，透過不同實驗參數配比下，評估顆粒污泥對於惠中公司混合廢水的匹配性。然而 BMP 不只能用以顯示出甲烷生成之最大量，其亦具有可看出其他代表意義之指標功能，例如：找出對於有機物消化影響之條件因素、有機物被完全分解利用所需時間、產生甲烷氣之平均速率等。

本次實驗當中取某食品廠 UASB 之厭氧顆粒污泥作為實驗植種，由於此廠污泥顆粒形成良好且在原場域當中產氣狀況佳，因此將以此污泥作為染整廢水工程的植泥匹配考量之一，實驗參數採取食微比(F/M)0.10 為基準進行反應，實驗結果如圖 1 所示，可以發現某食品廠 UASB 之厭氧顆粒污泥對於染整廢水具有不錯的反應速率，不論是在實驗組或者對照組之間，可以發現其生物產氣反應約需 5 小時則將廢水當中之有機物質反應結束，因此證明其某食品廠 UASB 之厭氧顆粒污泥是適用匹配於惠中公司混和廢水，因此適合用於後續連續流模組測試之宴氧模組植泥使用。實驗結果表明，在 US-0min 甲烷產氣量為 13ml；US-1min 甲烷產氣量為 15ml； US-3min 甲烷產氣量為 17.5ml、US-5min 甲烷產氣量則為 18ml，可以發現當染整廢水經

過超音波處理時間越長，則產氣量相對的越多，相反的在圖 2，將反應後溶液 COD 量納入討論，可以發現經超音波處理越長時間的反應後剩餘的 COD 的量則越低。因此可以推論超音波技術用於此染整廢水，有機會將不易降解的染料分子進行破壞，且可使得生物具有更佳的去除有機污染物之效率。

在連續流模組測試方面，首先需先進行模組化實驗設計，預計採用三階段處理單元作為評估，設計參數是根據目標實場廢水量及濃度進行等比例縮小，根據比例縮小設定厭氣模組(UASB)反應體積為 0.011 m^3、好氧(BioNET)模組 0.004 m^3，並將此模組進行整合串聯，並從 2021/10/13 開始進行連續流試驗，記錄至 2021/11/22，共 40 天。實驗結果如圖 3 所示，進流染整廢水濃度為 1831(mg/L)，經過連續流模組處理後可降至最低 82 (mg/L)，且平均 COD 去除率達 86%。此數據已達預期出水處理水質，可納入工業區之納管標準，而厭氣槽之 COD 去除率及色度去除狀況良好，為 COD 主要去除單元，而經系統處理後之真色色度(ADMI)為 296，平均 ADMI 去除率達 95%。而好氧槽(BioNET)則去除厭氧槽剩餘之 COD，並且因使用 BioNET 技術，使出流水 SS 皆可小於放流水水質。因此經過本模組實驗可確定其本廢水處理系統，且套用此操作策略可以有效地去除染整廢水之有機污染物，且在其中污泥產生量極少，在未來實場操作時亦可搭配超音波污泥水解技術進行污泥減量。

真色色度去除測試是採高級氧化(Advanced Oxidation Processes)中的臭氧技術，此目的是為了去除經生物系統處理後剩餘之真色色度，臭氧(O_3)是無色且不安定的氣體，其本身具有極高的氧化能力，氧化能力僅次於氟、氫氧自由基($OH\cdot$)，可以有效的破壞水中的有機污染物，亦可應用於除色斷鍵。使用臭氧技術之不僅可以進行色度去除，亦可進一步降解有機污染物，且不產生二次其他污染。實驗結果如表 1 所示，本次測試臭氧暴露秒數分別為 15 秒及 30 秒，換算使用濃度為 22.5(mg/L)及 45(mg/L)。經臭氧處理後真色色度可由 296 降低至 83.3，真色色度去除率為 71.8%，且另一方面 COD 由 73(mg/L)降低為 56(mg/L)，COD 去除率為 23.3%。

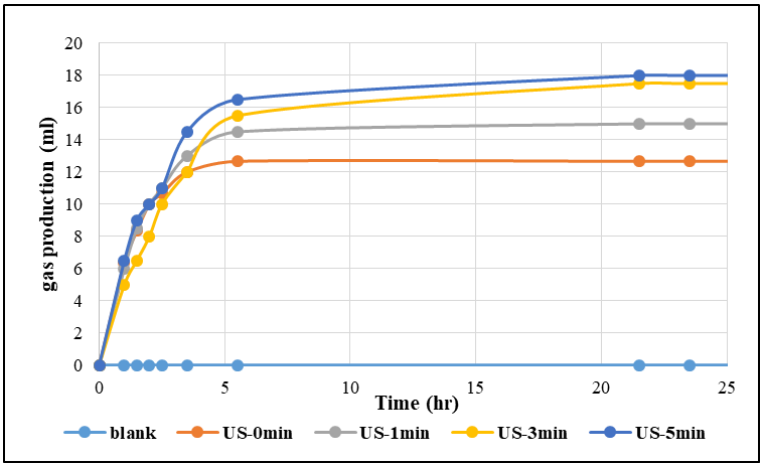


圖 1　BMP test 產氣量比較

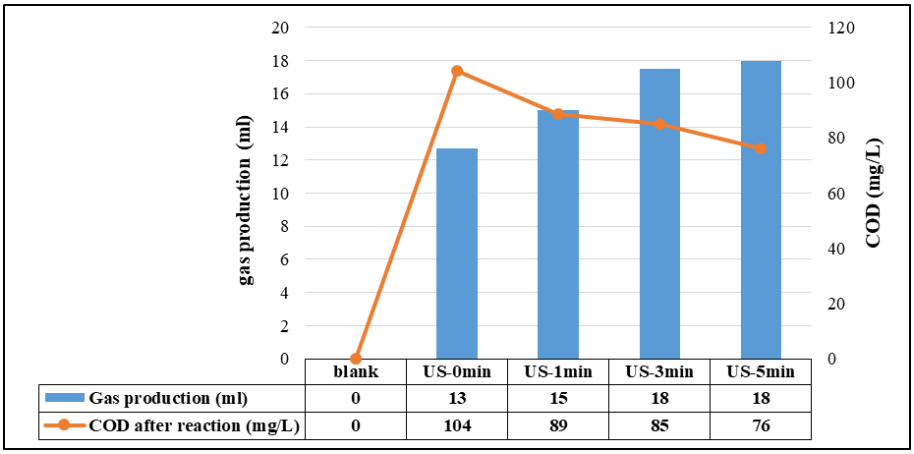


圖 2　BMP test 反應後殘存有機物比較

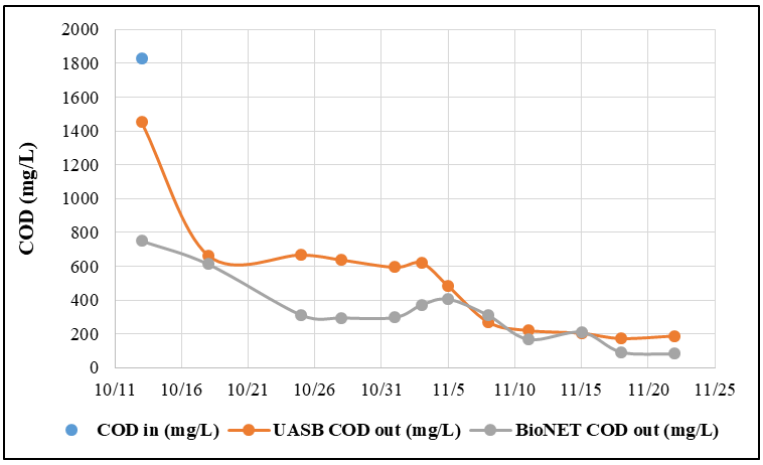


圖 3　連續實驗 COD 數據

表 1　去除色度實驗

	Ozone concentration (mg/L)	*ADMI*	*ADMI Remove (%)*	*COD concentration (mg/L)*	*COD Remove (%)*
blank	**0**	**296**	**0%**	**73**	**0%**
Ozone(15s)	**22.5**	**192.1**	**35.1%**	**60**	**17.8%**
Ozone(30s)	**45**	**83.3**	**71.8%**	**56**	**23.3%**

四、結 論

本研究採三階段的測試實驗進行染整廢水實場建置評估，第一階段是透過 BMP test 證實透過超音波技術可以有效提高染整廢水之 COD 去除效率，亦可以有效提升厭氧產氣量，超音波技術可應用於前處理及污泥水解，為低碳技術之重要單元。第二階段證實染整廢水除了應用化學混凝、高級氧化法等污染物較高的處理方法外，亦可使用生物系統進行處理，本研究透過厭氧 UASB +好氧 BioNET 技術，可以有效去除廢水的 COD 濃度，平均去除率可達 86%，處理後 COD 濃度可達 82 (mg/L)，另一方面厭氧系統也可以有效脫色，真色色度平均去除率為 95%以上。第三階段是透過臭氧技術進行剩餘色度之去除，臭氧技術具無二次污染物之特性，且臭氧技術不僅可以進行色度去除，亦可進一步降解有機污染物，透過此技術色度去除率達 71.8%、COD 去除率為 23.3%。透過這一系列的廢水低碳處理技術導入，可同時具有高 COD 去除率，並減少大量的污泥生成，本研究已進入實場驗證階段，其相關成果可望成為染整廢水低碳處理的最佳選擇方案。

五、致謝

本論文為經濟部工業局委託辦理之「111 年沼氣發電設備產業鏈推動計畫」之研究成果，特此感謝。

六、參考文獻

1. Owen, W.F., Stuckey, D.C., Healy, J.B., Young, L.Y., McCarty, P.L., “Bioassay for Monitoring Biochemical Methane Potential and Anaerobic Toxicity, ’’ Water Research, Vol. 13, pp. 485-492 (1979).

從 ESG 推動進程談水資源永續發展

曹書涵*、魏名軍**、高華璟***、楊深惠****

摘 要

回顧 ESG 發展歷程，國際社會對於環境與自然資源之重視始於二十世紀末，氣候變遷影響議題如雨後春筍般萌發，催生諸多永續發展國際協定與準則，逐步建立國家間對於環境保護之共識。除了氣候變遷調適與節能減碳議題外，水資源相關項目亦在各項國際準則中，關注度於近年快速攀升並被視為重要指標，舉凡取水來源、用水量、排放水量、排水衝擊等內容，促使各國企業以定量與定性並進之角度，審視營運過程中水資源運用情形，進而思考如何增強企業對於水資源依賴程度的韌性及風險控管。

本文中梳理 ESG 倡議概念與國際永續發展關鍵里程碑，用以引導環境保護中水資源領域指標推進，並融入各項國際常用之環境揭露準則（如 SASB、GRI 等），使企業揭露相關資訊時具有可比較性。然台灣做為國際供應鏈不可或缺的重要一環，「綠色經濟」或「循環經濟」將是決定企業能否成功轉型的關鍵，又我國水資源政策之推展，如金管會所研擬公司治理永續發展藍圖，或水利署擬定之水資源永續發展相關政策，相輔相成下促使我國企業重視水資源永續議題，將進一步強化企業國際綠色競爭力，並穩固發展循環經濟之永續根基。

【關鍵詞】ESG、永續發展、水資源管理

---

*財團法人環境與發展基金會 副研究員

**財團法人環境與發展基金會 研究員

***經濟部水利署保育事業組 正工程司

****經濟部水利署保育事業組 副工程司

一、前言

因應氣候變遷議題延燒，環境資源永續議題已成為企業課題，諸多永續發展國際協定與準則誕生，逐步建立國家間對於環境保護之共識。除了氣候變遷調適與節能減碳議題外，因氣候變化導致之乾旱或大雨及水資源維護之不易，致使水資源項目亦在各項國際準則中被視為重要指標，企業需揭露其取用水量、排水量等量化數據及水資源相關衝擊與風險之定性描述，審視營運過程中水資源運用情形，以提升組織用水效率並強化其韌性與風險控管。

二、國際永續發展沿革

於 1978 年第 42 屆聯合國大會中，世界環境與發展委員會發布報告—《我們共同的未來》(Our Common Future)，講述人類正面臨環境、社會及經濟問題，並提出受當代及後人廣泛認同的永續發展定義：「永續發展為既能滿足當代需求，又不損及未來世代的發展模式」，就此建立對於永續概念的共識。《聯合國氣候變遷綱要公約》於 1992 年經里約地球高峰會誕生，並於 1994 年正式生效，此後陸續透過公約締約方召開會議以因應氣候變遷議題進展，陸續催生《京都議定書》、《哥本哈根協議》及《巴黎協議》等國際減排共識。繼 1992 年里約高峰會後，2012 年聯合國再度於里約召開會議，該會議中發表《我們希望的未來》(The Future We Want)，重申人類對於永續發展之願景，同時包含對於水資源發展之推動重點，包含永續水資源管理、廢水回收技術及水資源貯留、飲用水衛生等，並應採取方法解決旱澇、水資源匱乏等問題，且應對用水相關基礎建設投入資源。其後，2015 年 9 月聯合國永續發展會議通過 2030 年永續發展議程(2030 Agenda)，永續發展目標(Sustainable Development Goals, SDGs)之 17 項目標應運而生，其中即包含目標 6：清潔飲水和衛生設施為水資源重要目標，再度重申永續發展中水資源為不可或缺之角色。

在永續發展領域中，ESG 一詞已成為近代企業的經營課題。ESG 概念最早約可追溯到 1997 年，由英國學者 John Elkington 提出三重底線理論(Triple Bottom Line)，認為企業應考量財務、社會和環境三大層面，使企業在確保營運能力之餘亦需顧及社會責任與環境保護，為 ESG 發展建立雛形。其後 ESG 的定義在 2004 年由聯合國全球契約(UN Global Compact)正式提出，經由《Who Cares Wins》這份文件，指出 ESG 分別為環境(environmental)、社會(social)及企業治理(corporate governance)三大要素，提倡以此作為投資決策考量，最終將可營造更穩定的投資市場。

三、現行 ESG 水資源指標

為建立國際間對於企業永續的共識與規範，企業社會責任相關準則亦有所發展，簡述各項國際通用之水資源相關國際準則如下。

(一)全球永續性報告指標 GRI

全球永續性報告指標(Global Reporting Initiative, GRI)自 1997 年成立，並於 2000 年發布 G1 Guideline 作為全球第一份永續報告架構，提供企業重大揭露之建議，歷經逐年改版後發展至最新的 2021 年版本，並將於 2023 年正式上路。在現行最新架構（2018 年版）中，即透過 GRI 303：水與放流水章節（表 1），建議企業在管理方針層面需揭露組織取水、排水時對環境造成的影響，如何共享水資源及當地是否具水資源壓力等；特定主題則建議需量化取水量、耗水量、排水量，且需建立來源分類。其中 GRI 更進一步針對數據揭露品質提出六大準則：準確性、平衡性、清晰性、可比較性、可靠性及時效性，力求數據之精確與可讀性，以利利害關係人對於組織績效進行合理評估（表 2）。GRI 於其 2021 年報導指出，全球前 250 大企業已有 3/4 數量採用此框架執行永續揭露，可見該指標已在國際間具有顯著認知度，並已成為永續指標共識。

表 1 GRI 303：水及放流水項目

GRI 303:水及放流水	
項目	**說明**
303-1 共享水資源之相互影響	組織如何鑑別與管理水相關影響及衝擊。
303-2 與排水相關衝擊的管理	
303-3 取水量	1. 定量指標（單位：百萬公升） 2. 需區分來源及排放終點 3. 需揭露違反法規事件數量
303-4 排水量	
303-5 耗水量	

表 2 GRI 準則建議之報告書品質

GRI 報告書品質	
準確性	資訊應準確及詳盡
平衡性	應報導正反兩面績效
清晰性	資訊應易於理解及取得
可比較性	資訊可進行長期比較分析
可靠性	使用之資訊及流程應文件化並可供檢視
時效性	資訊應及時與定期更新

(二)永續會計準則委員會 SASB

永續會計準則委員會(Sustainability Accounting Standards Board, SASB)於 2011 年成立，於 2018 年制定並發布永續會計準則以促進企業結合揭露環境、社會及公司治理於企業財務績效的影響，亦在近年成為企業除 GRI 準則之外的熱門選擇之一。SASB 已公布涵蓋 5 大面向、11 項產業別、77 項行業別與 26 項通用 ESG 議題的「重大性地圖索引（Materiality Map）」，制定結合財務狀況與營運績效之議題，其中又包含 27 項行業別與製造業較為相關，除較為通用的水與廢水管理內容外，更依產業特性各別要求量化取(耗)水量、淡水取(耗)水量、回收水比例及違反當地用水相關法規事件數量等。相較 GRI 之泛用性，SASB 較具行業別特性考量與規範，故更適合做為同行業別於永續揭露面比較基準。

(三)氣候相關財務揭露 TCFD

於 2017 年發布之氣候相關財務揭露(Task Force on Climate-related Financial Disclosures, TCFD)做為氣候變遷影響之揭露準則廣為人知，其內容章節亦包含水資源影響，在轉型風險領域鼓勵提高用水效率以因應隨永續發展日新月異之政策法規，並在實體風險領域鼓勵企業辨識水資源可取得性及依賴程度，以確立氣候變遷對營運過程可能造成之影響，掌握潛在風險。

(四)碳揭露項目 CDP

CDP 問卷原名為碳揭露項目(Carbon Disclosure Project)，在碳議題以外現致力於推動減少溫室氣體排放、保護水及森林資源，分別推出三大領域問卷，旨在強化企業環境影響及管理策略透明程度。CDP 水問卷內容（表 3）已包含各項常見用水定量指標、組織用水策略等，並於 2022 年更新組織總取水效率項目。台灣於近 3 年獲得水安全問卷 A 等級評價(A List)之企業數量亦逐年提升，自 2019 年 5 家企業上升為 2021 年 12 家企業，顯示我國企業對於永續議題參與度上升及水資源議題重視之趨勢。

表 3 CDP 水問卷架構(2022)

章節	內容	章節	內容
W1 當前狀況	各項量化用水指標、取水來源/排放終點及依賴程度等	W6 治理	組織水資源政策
W2 業務影響	組織活動對自然資源造成之影響	W7 商業戰略	組織是否規劃商業相關之水資源策略(如內部水資源定價)

章節	內容	章節	內容
W3 程序	水風險評估程序	W8 目標	組織設定之水定量/定性目標
W4 風險和機遇	組織已知之水相關風險與機會	W9 審驗	報告內容之資訊審驗
W5 設施級別水核算	處於水相關風險且會對組織帶來影響之設施用水數據核算	W10 簽核	--

(五)水資源管理標準 AWS

為有限的淡水資源之永續管理與使用，由大自然保護協會(The Nature Conservancy)、太平洋研究院(The Pacific Institute)和澳大利亞水資源管理協會(Water Stewardship Australia)，於 2008 年時共同合作並成立了水資源管理聯盟(Alliance for Water Stewardship, AWS)，其成立宗旨在促進水資源的有效管理及風險控管，該聯盟始於 2010 年正式啟動「國際水資源標準」的制定作業。建立全球適用之水資源管理標準，AWS 藉由為期 4 年由多元化之多方利害關係人共同參與，並透過全球水資源圓桌會議而完成制定，期間已在全球共 7 個國家執行長達 9 個月的水資源管理標準試行方案。在執行試行方案的期間，採礦、造紙、化工、石油、天然氣、供水服務及農牧等業者，嘗試採用此標準運作內部水資源管理及用水風險等相關評估作業，測試標準內容各項要求之可行性及適用性，然而此一標準提供了一系列步驟及檢核項目，協助業者定義水治理(water governance)、水平衡(water balance)、水質(water quality)與其他重要水資源管理相關領域的目標。AWS 首於 2014 年發表全球第 1 份國際「水資源管理標準(Water Stewardship Standard, AWS Standard)」，內容明確定義適用全球的一致性標準，其主要目的為透過利害關係人參與的過程，從水治理、水平衡、水品質和重要水資源相關地區等方面，瞭解自身的用水情形、流域情形和共同面臨的風險，研擬並推動對水資源管理及保護措施。羅列水資源管理的執行步驟、評估標準及績效指標，並由 4 項重點原則貫穿水資源管理相關議題，概述如表 4，另該組織又於 2019 年 3 月通過 AWS 標準的 2.0 版，其為水資源管理者進一步提供了五個步驟持續改進框架，使企業能夠致力於理解、計畫、實施、評估和公開溝通交流水資源管理行動，相關推動步驟示如圖 1。

表 4 AWS 水資源管理標準步驟及評估指標

步驟	AWS 核心標準(AWS Core Criteria)	AWS 進階標準(AWS Advanced-Level Criteria)
管理高層承諾	1.1 高層做出水資源管理承諾 1.2 制定水資源管護政策	1.3 承諾採取其他與水相關的措施 1.4 承諾推動有效的水資源管理 1.5 組織治理機構最高層做出明確的水資源管理承諾 1.6 社區水權之優先權
資料蒐集	2.1 界定實地範圍 2.2 確定利害相關人與水有關的挑戰及影響 2.3 蒐集流域之水資源相關數據，描述其狀況 2.4 蒐集場址的水資源相關數據，描述其狀況 2.5 開始瞭解間接用水 2.6 瞭解在流域的潛在挑戰 2.7 分析資料，瞭解影響和風險	2.8 針對基本評判標準的高級資料收集 2.9 蒐集更多與水有關的背景資料 2.10 收集未來情景的資訊 2.11 對間接用水的進階評估 2.12 瞭解場址的地下水流量等情形 2.13 完成自願的社會影響評估
計畫制定	3.1 確保有遵守法律的體系 3.2 制定場址的水資源管理規劃 3.3 證明場址在水資源相關風險的反應能力及應變能力 3.4 通知流域管理當局水資源管理規劃	3.5 制定利益相關方驅動的目標 3.6 為適應性和韌性進行規劃
執行行動	4.1 遵守法律和法規要求 4.2 保持或改進場址的水平衡 4.3 保持或改進場址的水質 4.4 保持或改進位於場址的與水相關重要區域的狀況 4.5 積極參與流域的治理 4.6 推動流域內改善間接用水影響 4.7 提供工人安全的飲用水，足夠的衛生設施及衛生意識 4.8 通知任何共用與水有關的基礎設施的業主	4.9 實現場址水平衡的優秀結果 4.10 實現場址水質的優秀績效 4.11 恢復場址內喪失的與水相關重要區域 4.12 支援加強水資源管理治理和能力 4.13 為行業與水相關標杆的制定做出貢獻 4.14 重新分配節約的水 4.15 參與集體行動 4.16 在整個供應鏈上推動減少間接用水 4.17 完全實現水資源管理行動 4.18 提供場址外安全的飲用水，足夠的衛生設施及衛生意識
	5.1 評估績效和背景、5.2 評估緊急事件 5.3 就績效諮詢利益相關方、5.4 更新水資源管理規劃	5.5 董事會對水資源管理努力的審核 5.6 對利益關係人進行正式評估
	6.1 揭露與水相關的內部治理、 6.2 揭露年度水資源管理規劃 6.3 揭露與水相關的機會、風險和減輕影響的努力 6.4 揭露合規情況 6.5 提高對流域內水問題的意識	6.6 根據廣泛認可的全球性標準，揭露水資源風險。 6.7 實施水資源教育專案 6.8 討論水資源管理的年度報告

圖 1 AWS 標準 2.0 持續改進框架示意圖

(六)ISO 46001 水資源效率管理系統

國際間泛用之 ISO 標準亦於 2019 年推出 ISO 46001 水資源效率管理系統，為企業建立水資源管理方針，促進組織內計畫性改善，要求管理階層做出組織水資源效率管理相關承諾與目標，促使企業審視自身水資源風險與機會、並分析相關利害者之需求與期待，進而規劃水資源管理方案，鑑別組織用水、監測數據與量化績效等，且透過第三方機構驗證機制，旨在推動組織水資源使用逐步量化及透明化，藉由所得監測數據以確立可執行之目標，及規劃行動方案不斷地持續改善，最終達到水資源永續及效率提升之目的，可使企業面對內外部利害相關者的水資源管理議題予以正面回應。

(七)歐盟永續分類標準

為制定一項具公信力的企業永續準則並避免漂綠，歐盟於 2020 年制定歐盟永續分類標準(EU Taxonomy Regulation)，需對六大環境目標之一做出實質貢獻且皆不能造成其損害，才符合永續定義。該六大目標已包含「水及海洋資源永續利用」、「污染防制」等與水資源相關之議題，企業需做出定性描述以確認其經濟活動在永續方面的作為或貢獻。該永續分類標準預計於 2023 年實施。

綜觀各項國際永續相關倡議組織或準則，各項議題主軸及評估分析方法雖不盡相同且多數未具強制性，僅作為企業參考依據，但近年來亦有許多指標性企業已陸續參與許多 ESG 相關議題或倡議組織，也在國際間引領下一波企業翻轉的潛在趨勢。在揭露數據資訊方面需持續蒐集量化數據並將資料加以文件化，且所提出之水資源管理績效具有可比較性時，企業間自然而然地將產生更多良性競爭，而使得水資源效率管理及提升的相關行動開始萌芽，將迫使企業不得不重視組織的水資源使用效率，實踐 SDG 6 「清潔水和衛生之提升用水效率、確保淡水永續提供之目標」，皆是企業間對於水資源揭露議題上增加資訊透明度的重點發展方向。

四、我國 ESG 推動現況

為推動永續發展及營造 ESG 環境，不僅需要企業自發性的行動，更需國家政策面領導與獎勵並進，使永續績效最大化。現行相關制度為金融管理委員會於 2018 年發布之新版公司治理藍圖，要求企業製作 CSR 報告書時應依據 GRI 準則編製，並應考量利害關係人關注議題進行揭露，實收資本額達 50 億以上之上市櫃公司及金融保險業、化學工業、食品工業或餐飲收入占其全部營業收入之比率達百分之五十以上者皆需強制申報。其後，金管會已於 2020 年發布「公司治理 3.0-永續發展藍圖」，建議企業需進一步參考 TCFD 與 SASB 準則內容強化資訊揭露，並要求自 2023 年起實收資本額達 20 億以上之上市櫃公司應編製並申報永續報告書並取得第三方驗證，持續擴大強制申報範圍。

以 2022 年設置之公開資訊觀測平台企業 ESG 資訊揭露資料[3]為主，1,752 家上市櫃企業於水資源、能源、廢棄物、溫室氣體等四大領域揭露情形進行分析(圖 2、圖 3)，水資源項目雖為數據揭露比例最高者(63%)，但在 1,752 家上市櫃企業中，其水資源管理項目取得第三方驗證之比例為最低，不僅顯示企業對於水資源管理之外部驗證標準相關資訊不足，然企業內部之用水量資訊，應可以相關單據及初級數據紀錄作為揭露依據（如自來水收費單、水錶數據等），但實際上卻仍有 37%企業未登錄用水數據，可見水資源管理仍需相關法規支持加以落實推動；另在能源管理、廢棄物管理及溫室氣體排放等三大環境面資訊揭露中，所採用相關驗證標準分別為 1SO 50001（能源，85%）、ISO 14064（溫室氣體，87%），ISO 14001（廢棄物，59%），可見由國際標準化組織所制定之相關 ISO 標準，仍為較具公信力與泛用之外部驗證準則，然近年國際標準化組織所發行水資源效率管理系統(ISO 46001)，未來將成為水資源管理項目之主要外部驗證標準，且考量其管理系統內容架構與能源管理經常使用之 ISO 50001 有許多相似之處，亦可作為上市櫃公司揭露水資源管理項目之建議驗證標準(目前公開資訊觀測站之水資源管理項目揭露內容中，外部驗證標準之優先選項為 ISO 50001)。

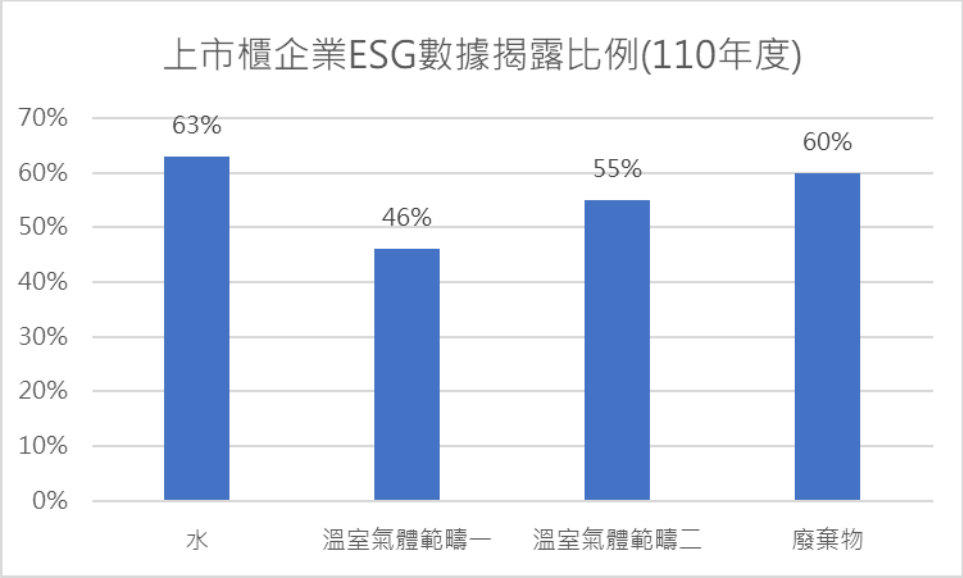


圖 2 上市櫃企業 ESG 資訊揭露比例

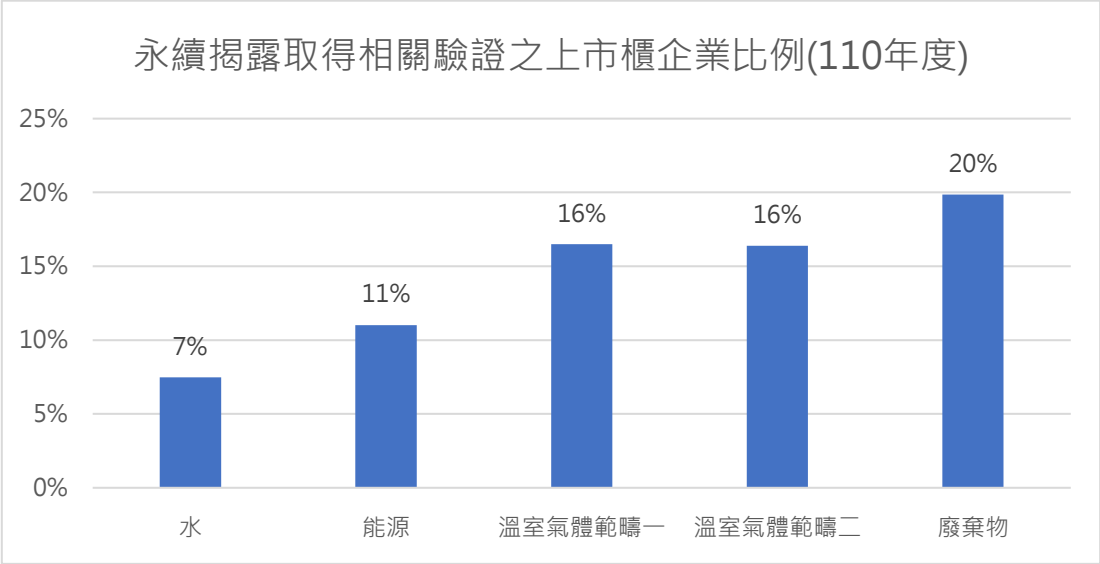


圖 3 上市櫃企業 ESG 資訊揭露取得相關驗證比例

五、結論

近年來我國已陸續推動諸多 ESG 相關政策，並具有階段性門檻以利企業逐步推動，除了以強制性政策提升企業對此領域的重視程度，亦有如行政院環境保護署辦理之國家企業環保獎、財團法人台灣永續能源研究基金會辦理之 TCSA 台灣企業永續獎等鼓勵性措施，期望提升企業參與誘因，進而擴大提升企業環保永續之外部形象。國內近期亦已參考歐盟永續分類標準，擬以國內企業生態為基準，訂定台灣本土化之永續分類標準。雖目前為草案擬

定階段，但此項標準擬定之方式及架構已顯示，未來有關 ESG 法規或制度研擬之發展方向，不僅須接軌國際趨勢，對於企業相關要求事項亦將分階段逐步落實。

然綜觀國內對於水資源管理議題之關注程度，雖不及能源、碳排放或溫室氣體等議題，但近年來由於旱災及洪害交替頻傳，許多企業或組織對於水資源議題重視程度急遽增加，故仍需藉由制定水資源管理相關法規或制度，並導入可適用於水資源管理之國際標準或準則，又目前由證券交易所設立之公開資訊觀測站所揭露企業 ESG 資訊中，水資源管理之揭露內容及項目尚待有更多適合之評估指標及資訊加入，如「ISO 46001」及「用水回收率」等評估指標，企業藉由取得水資源管理相關 ISO 外部驗證，使揭露資訊更具有公信力及指標性，並可透過核算組織內部之整體用水回收率，作為企業展現投入水資源永續發展之積極決心及實質貢獻。

六、參考文獻

1. AWS standard https://a4ws.org/#aws-standard
2. Brundtland, G. H. (1987). Our common future—Call for action. *Environmental Conservation*, *14*(4), 291-294.
3. Compact, U. G. (2004). Who cares wins: Connecting financial markets to a changing world. *New York*.
4. 公開資訊觀測站 https://mops.twse.com.tw/mops/web/t214sb02.
5. 臺灣證券交易所「上市公司編製與申報永續報告書作業辦法」。

水資源效率管理系統示範輔導建置化工廠為例

溫昱睿*、温正華**、邢文元***、李國賢****、楊珮珊*****、魏名軍******、徐秀鳳******

摘　要

水資源為全球高度重視氣候變遷之下的重大議題，為達成永續目標及有效管控產業水資源有效利用及提升用水效率，建置水資源效率管理系統(ISO 46001) 為產業建立組織用水管理的有效工具。

經濟部工業局為協助製造業導入水資源效率管理系統，提供輔導資源協助產業建置此管理系統之示範輔導，本文彙整輔導個案公司於推行管理系統流程、遭遇問題、提出之改善方案及協助產業通過第三方驗證等過程進行說明，包括推動本管理系統首要工作為建立組織架構，需跨部門分工參與、資料提供及討論，並鑑別內外部議題及利害關係人之需求與期望、水資源使用審查及重大水資源使用、依據風險評估結果訂定水資源績效指標及基線建立等工作，透過由上到下建構可持續發展的水資源管理制度，秉持永續經營的理念，對水資源定期審查與監督各項運作績效及持續改善的承諾。此管理系統的建置不僅能提升產業之用水效率，同時提升產業因應氣候變遷之能力與韌性，就個案推動經驗，提供欲建置水資源效率管理系統之企業做為推動之參考依據。

本個案的推動過程也發現要取得第三方驗證之關鍵因素為高階主管的重視與支持，及全體員工共識與努力，惟管理系統的精神在於驗證通過後，企業能持續落實 PDCA 機制及持續改善等管理工具，方能達成管理系統真正的功能。

【關鍵詞】水資源效率管理系統、ISO 46001、PDCA

---

* 成創永續股份有限公司 經理

** 僑力化工股份有限公司 經理

*** 僑力化工股份有限公司 副理

**** 僑力化工股份有限公司 高級工程師

***** 財團法人環境與發展基金會 副研究員

****** 財團法人環境與發展基金會 研究員

一、前 言

氣候變遷已確定為未來各國家、政府、企業與人民面臨的最大挑戰，面對這項全球氣候變遷所帶來的威脅以及天然資源的短缺，導致企業經營面臨更多的風險及需研擬因應措施。針對水資源風險管控部分，經濟部水利署於104年12月30日通過「再生水資源發展條例」建立多元供水系統的方向，又，105年5月6日正式三讀通過「水利法」修正案，明訂將增收耗水費規定，以促使大用水戶節約用水為目的，積極研擬「耗水費徵收辦法草案」。近年來氣候變遷造成旱澇頻率密集更在全球各處顯見，ISO國際標準化組織於108年5月制定ISO 46001:2019水資源效率管理系統，旨在幫助企業提高用水效率，增加企業因應水資源缺乏韌性。鑑於此，經濟部工業局藉由個廠示範輔導模式，協助產業導入ISO 46001:2019水資源效率管理系統，希各多產業依循此標準，不僅加強廠內用水管理及水資源風險評估，同時為聯合國可持續發展目標6 (The Sustainable Development Goal 6- Clean Water & Sanitation, SDG 6-淨水與衛生設施)做出貢獻。

圖 1　聯合國17項永續發展目標

二、水資源效率管理的意義

ISO 46001 標準與其他管理系統相同，皆為 PDCA 循環架構(如圖 2)，可依循既有管理系統 (如 ISO 9001、ISO 14001、ISO 50001) 之執行方式整合彙整(如圖 3)及表 1，減少導入管理系統之人力負擔，提升運作管理系統之效率。

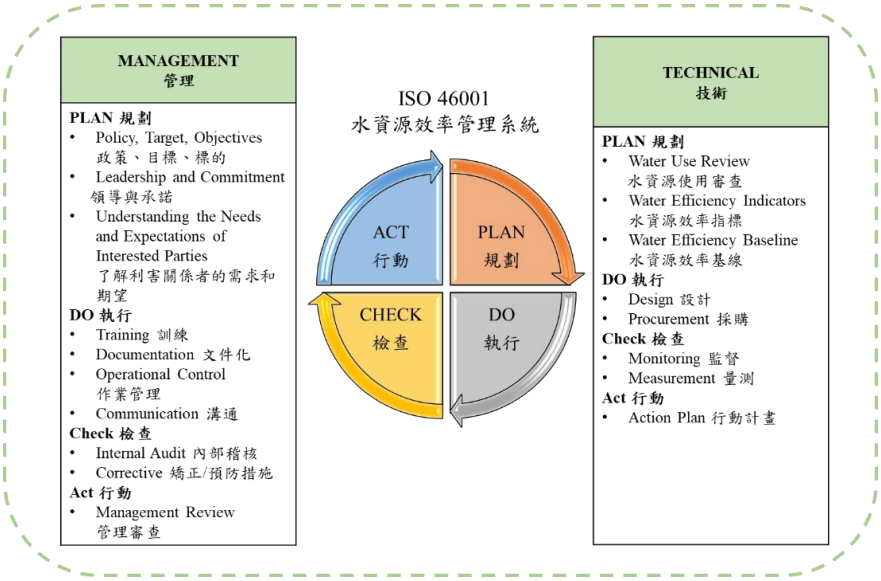


圖 2 ISO 46001 水資源效率管理系統架構圖

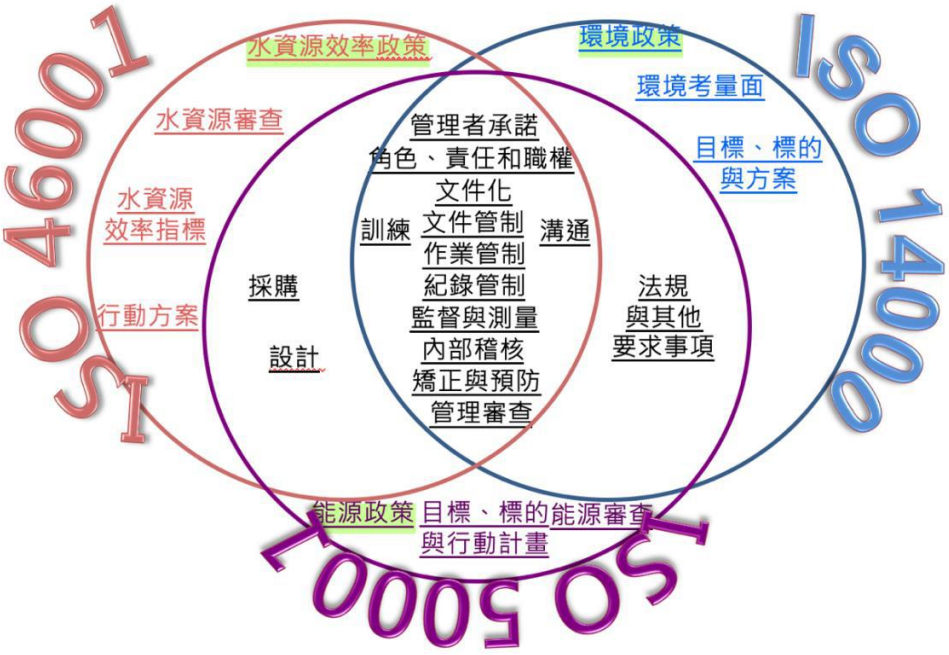


圖 3 ISO 46001 與 ISO 50001、ISO 14000 管理系統整合

表 1 ISO 46001 與 ISO 50001、ISO 14000 管理系統文件整合

條文編號	ISO 46001 條文項目	文件名稱	其他管理系統文件共用		
			ISO 50001	ISO 14001	ISO 45001
4	組織處境	-			
4.1	瞭解組織和處境	組織風險鑑別管理程序	V	V	V
4.2	了解利害相關者之需求及期望	組織風險鑑別管理程序	V	V	V
4.3	決定水資源效率管理系統的範疇	管理手冊	V	V	V
4.4	水資源管理系統	管理手冊	V	V	V
5	領導	-			
5.1	領導與承諾	管理手冊	V	V	V
5.2	水資源效率政策	管理手冊	V	V	V
5.3	組織之角色、責任及職權	管理手冊	V	V	V
6	規劃	-			
6.1	對應風險與機會之行動	組織風險鑑別管理程序	V	V	V
6.2	達成目標、節水標的之規劃	目標、標的、行動方案管理程序	V	V	V
6.2.1	一般要求	目標、標的、行動方案管理程序	V	V	V
6.2.2	規劃	目標、標的、行動方案管理程序	V	V	V
6.2.3	法規要求與其他要求事項之守規性評估	法規及其他要求管理程序	V	V	V
6.2.4	水資源使用審查	水資源使用審查管理程序	各自獨立		
6.2.5	定義商業活動指標	水資源績效指標及基線管理程序	V	無此項要求	
6.2.6	水資源效率指標	水資源績效指標及基線管理程序	V		
6.2.7	水資源效率基線	水資源績效指標及基線管理程序	V		
6.3	目標和行動計劃	目標、標的、行動方案管理程序	V	V	V
7	支援	-			
7.1	資源	教育訓練管理程序	V	V	V
7.2	能力	教育訓練管理程序	V	V	V
7.3	認知	教育訓練管理程序	V	V	V
7.4	溝通	溝通管理程序	V	V	V
7.5	文件化資訊	文件與資料管制程序	V	V	V
8	運作	-			
8.1	運作規劃與管制	重大設備操作作業標準	各系統重大風險設施設備自行定義		
8.2	設計	設計採購管理程序	V	V	V
8.3	採購	設計採購管理程序	V	V	V
8.4	維護及檢查	重大設備操作作業標準	各系統重大風險設施設備自行定義		
9	績效評估	-			
9.1	監督、量測、分析及評估	監督量測管理程序	V	V	V
9.2	內部稽核	內部稽核管理程序	V	V	V
9.3	管理審查	管理審查管理程序	V	V	V
10	改善	-			

條文編號	ISO 46001 條文項目	文件名稱	其他管理系統文件共用		
			ISO 50001	ISO 14001	ISO 45001
10.1	不符合事項及矯正措施	不符合矯正預防管理程序	V	V	V
10.2	持續改善	不符合矯正預防管理程序	V	V	V

透過 ISO 46001 標準的推動，顯著提高所有部門的用水效率，確保可持續的淡水提取和供應以解決缺水問題。通過明確的用水效率管理框架定義和指南，ISO 46001 提供了評估和核算用水量的方法和工具，用以辨識和實施最適化用水措施。目標是確保所有人都能享受水和衛生服務，並對組織內的水資源利用進行可持續的管理。

本案化工廠同時推動 ISO 46001 及 ISO 50001 管理系統，故程序文件及其二階文件一併整合。

三、ISO 46001 輔導流程

本團隊依 ISO 46001 系統架構，進廠提供受輔導廠商現場訪視輔導，協助受輔導廠商依據公司組織架構及工作項目，建立推動小組，實施組織內外部議題、利害相關者鑑別、水資源審查、設定水資源管理目標、研提水資源管理改善方案、建立管制作業程序文件，以及相關水資源效率管理系統建置作業(包含在重要製程裝置量水設備或可推估用水量之儀器、設備等)，輔導流程如圖 4 所示。

圖 4 水資源效率管理系統輔導流程

(一)成立推動小組

某化工廠成立 ISO 46001 推動小組，建立跨部門分工提供所需資

料之機制，最高管理階層為主席，由永續部門擔任主要聯繫窗口及統籌執行，並與其他相關部門參與資料提供及討論理，推動組織架構如下圖 5。

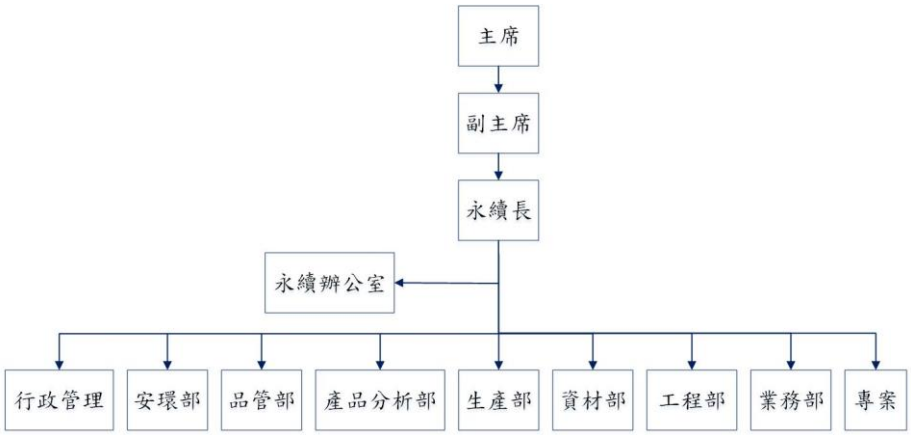


圖 5 該化工廠 ISO 46001 管理系統推動小組

(二)鑑別組織內外部議題及利害關係人

針對鑑別內外部議題及利害關係人部分，該化工廠針對與水資源相關議題進行鑑別，議題內容包含用水成本降低、水資源永續利用及精進水資源管理等相關議題，並針對影響及可能判定處理分析方法，在利害關係人鑑別，則包含政府機關、客戶及資金提供者等，處境分析結果如下表 2。

表 2 該化工廠組織處境分析結果								
項次	利害相關者	內/外部議題	組織現況	需求與期望	轉換守規義務(是/否)	風險及機會之處理		
						風險/機會	現行管制措施	目標標的行動計畫
1	政府	外部	增加用水成本	目前耗水費徵收辦法草案階段；如正式公告依據本廠用水量將列於徵收對象,使得用水成本上升。	是	風險	1.建置水資源管理系統 2.推動廠區水資源回收計畫3.推動廠區節水計畫	提出各項節水、回收及管理系統方案
2	管理者 客戶	外部	建立及擬定能資源效率指標填寫	取得ISO50001 能源管理及 ISO46001 水資源管理認證	是	機會	取得 ISO50001 能源管理及ISO46001 水資源管理認證	2021 年取得能源管理及水資源管理認證。
3	管理者 員工	內部	水資源永續利用	將純水系統排水可回收給冷卻水塔使用,減少廠區用水量及廢水排放量。	否	機會	設軟水系統，降低純水系統硬度，讓純水系統排水可回收給冷卻水塔使用，減少廠區用水量及廢水排放量。	目標及日常管理
4	管理者 員工	內部	水資源永續利用	將廠內鍋爐熱水循環使用,減少廠區用水量及廢水排放量。	否	機會	設置鍋熱水回收系統，將熱水循環使用， 減少廠區用水量及廢水排放量。	目標及日常管理
5	管理者 員工	內部	精進水資源管理	無相關水資源效率管理措施,如導入ISO46001則可提升水資源管理	否	機會	取得 ISO46001 水資源管理認證	2021 年取得能源管理及水資源管理認證。
6	管理者 員工	內部	用水數據準確	鍋爐及廢水中繼槽設置水錶紀錄進水量	是	風險	每套鍋爐設置流量計紀錄用水量，FAB1/FAB2 廢水高低濃中繼槽設置流量計紀錄水量。	目標及日常管理
7	管理者 員工	內部	排水數據準確	設置流量計紀錄廢污水排水量,如未定期校正將違反法令要求	是	風險	廢水納管排放口設置標準流量計	目標及日常管理
8	管理者、客戶、員工	外部	氣候變遷	降雨模式改變 冰川融化、海平面上升	否	風險	參考金融穩定委員會(FSB)所發布氣候相關財務揭露建議書(TCFD)	1.推動節能減碳 2.水資源回收再利用

表 2 該化工廠組織處境分析結果								
				高溫乾旱缺水			之架構，進行氣候變遷風險與機會評估，掌握高雄廠面對氣候變遷之韌性。	
9	管理者、客戶、員工	外部	秉持永續經營的理念，持續精進研發技術能力	重視客戶的需求與意見，持續提供一元化及直接出貨的客戶服務，以縮短交期及降低成本，並運用產業價值鏈及策略聯盟模式，拓展全方位封裝測試服務	是	機會	研發成果予以全面性法律保護，依據不同性質的技術佈局及機密資料，設計了完整綿密的營業秘密保護策略加以管理，輔以各類內外部稽核及引進外部專案合作計畫	研發同仁透過內部專利管理系統進行提案申請、管控審查進度，並由專利審查委員來審查提案品質

(三)水資源使用審查及重大水資源使用鑑別

某化工廠依照廠內「水平衡圖」，盤查廠內用水種類、主要用水點、用水流向及水使用量，確認主要用水點後，設定大用水量之用水點為重大用水區域，水平衡圖如圖 6。

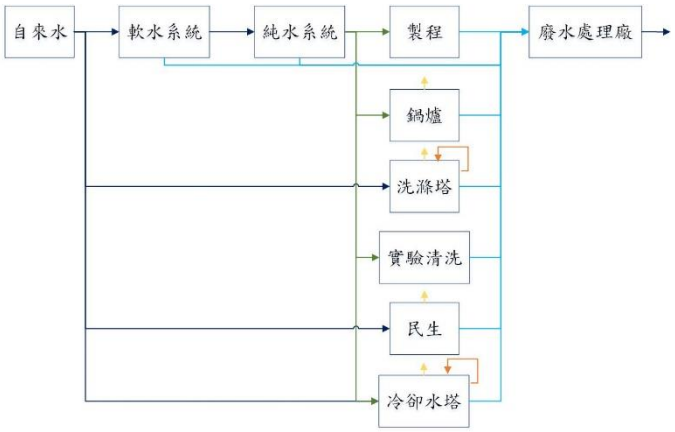


圖 6 該化工廠平面圖

並針對鑑別出的重大用水區域填寫「水資源審查表」，盤查區域內用水設備，分析用水回收、減量、取代之機會，並鑑別影響用水效率之相關變數，評估提升用水績效之可能性，重大水資源審查結果如下表 3。

表 3 某化工廠重大水資源審查結果

水源別	設備名稱	回收評估		減量評估		取水用水代評估		相關變數	產出紀錄頻率	可行性評估
		目前有無回收機制	是否還有回收機會	是否已執行減量	是否有用水減量機會	有無用水取代機制	使否有用水取代機會			
自來水	軟水系統	無	有	無	無	無	無	1.樹酯更換頻率 2.濾材更換頻率 3.逆洗次數	1.連續監測 2.天	2021 新增設系統，目前以為最佳化操作
軟水	純水系統	無	有	執行中	無	有	無	1.導電度 2.樹酯更換頻率 3.逆洗次數 4.濾材更換頻率	1.連續監測 2.天	增設軟水系統，純水系統入水水質提高，提升純水產水率
自來水/軟水	冷卻水塔	無	有	無	有	無	無	1.導電度 2.濃縮倍數 3.水質 4.散熱鰭片狀態	天	無
純水	生產設備	無	無	有	無	無	無	1.產品規格 2.產量	天	無

(四)擬定行動計畫

化工廠訂定水資源效率目標及標的,並訂定相關行動計畫以達成公司目標，公司提出 2 項節水方案，方案一覽表如下表 4。

表 4 該化工廠行動計畫一覽表

安衛環政策	目標	標的	管理方案
持續改善能資源使用效率	提升用水效率	回收水增加	新增軟水系統
持續改善能資源使用效率	節省用水	減少純水使用	鍋爐蒸氣熱回收

(五)水資源績效指標及基線建立

該化工廠依風險評估結果，建立水資源績效指標，同時需考量既有量測儀錶或用量紀錄,其績效指標管制的水資源使用項目或其範圍最少需包含重大水資源使用，該化工廠設定全廠單位產品耗水量(m3/T) 為績效指標:，並將前一年度單位產品耗水量平均值設定為目標進行管制。

(六)管理系統制度及程序文件整合建置

該化工廠依既有管理系統架構及文件，將 ISO 46001 的文件整合於既有 ISO 14001 及 ISO 50001 能源管理文件中相關程序文件中，新增 3 份「能資源管理手冊」、「能資源審查作業程序」及「能資源績效指標指管理程序」。

四、結論

依據 ISO 46001:2019 標準輔導化工廠建置，並按條文要求完成鑑別內外部議題及利害關係人之需求與期望、水資源使用審查及重大水資源使用、績效指標及基線建立等工作，透過管理制度的建立，建構可持續發展的水資源管理制度，秉持永續經營的理念，對水資源定期審查與監督各項運作績效及持續改善的承諾，並於年底取得第三方查驗聲明書。

五、參考文獻

1.United Nations official website on SDGs, 2015。

2. ISO 46001:2019 Water efficiency management systems — Requirements

with guidance for use, ICS : 03.100.70 Management systems 13.060.01 Water quality in general.
3.產業用水效能提升計畫 ISO 46001 示範輔導報告，經濟部工業局，110 年。

含鉬及 COD 廢水處理與 Fenton 污泥再利用及資源減耗之研究

連文萍*、陳靜瑩*、石于軒**、徐淑芳*、黃國豪*

摘 要

本研究主要探討某石化業實廠含鉬廢水之處理，針對工廠內含高 COD 及鉬的個股廢水進行前處理，以避免合流後水量變大增加處理上之難度及混凝加藥量調控不易之困擾，造成放流水常有 Mo 不符合排放標準之虞。實驗方法整合了電解還原法(Fered-Fenton 法)、化學混凝法、離子交換樹脂法等三種技術，利用 Fered-Fenton 反應去除難分解之 COD，處理後產生的廢棄含 Fe 污泥回收再利用，做為除 Mo 的混凝劑，減少二次加藥之浪費，不但達到節省除 Mo 藥劑的資源減耗，同時也減少 50%以上的污泥後續處理成本。由實驗結果可知，進流廢水 Mo 約 77 mg/L 左右經由 Fered-Fenton 系統及鐵污泥回收程序後，利用 Fe^{2+}/Fe^{3+}污泥進行混凝處理，可使出流水 Mo 達約 0.9 ~ 1.9 mg/L，後續再經離子交換樹脂處理，可達 Mo < 0.6 mg/L 之放流水標準。此整合流程同時達到廢水處理目標及污泥再利用的雙贏效果，不失為一個經濟、有效、資源減耗的新創處理技術，可提供業界參考。

【關鍵詞】含鉬廢水、Fenton 高級氧化法、廢水處理、鐵鹽化學混凝

---

*工研院材料與化工研究所 水科技研究組含鉬廢水處理研發團隊

**明志科技大學 環境與安全衛生工程系三年級生

一、前 言

鉬在水體中主要以鉬酸根離子(MoO_4^{2-})的形式存在，是重要的化工原料，廣泛應用於光電、石化、電鍍、冶金、電子等產業，因製程需要而產生高濃度鉬離子或其他化合物的廢水，如不加以處理，則難以符合現行放流水標準。環保署針對部分有光電材料及元件製造廠，新增銦、鎵和鉬管制，並對有使用鉬作為原料之石油化學工業區，增訂鉬的管制限值，標準為 0.6 mg/L。目前處理含鉬廢水的方法，包括化學混凝、活性碳吸附、離子交換、萃取、膜分離等，這些方法存在處理效果差、再生困難、成本高、膜的堵塞等問題，其中混凝處理更需耗費龐大的加藥量，以光電業為例，處理鉬濃度 5.2 ~ 7.3 mg/L 廢水之化學混凝每年操作成本花費高達 1567.9 萬元，每噸廢水處理費用 28.6 元，即單位 Mo 之操作成本約 4,000～5,500 元/kgMo，相當可觀。

本研究主要針對某石化業廠內含高 COD 及鉬的個股廢水進行前處理，也同時以配製廢水進行可行性評估，本系統流程整合 Fered-Fenton 法、化學混凝法、離子交換樹脂法等三種技術，探討此方法是否能使廢水同時達到處理標準、污泥再利用及減少經濟成本等效果。

二、研究方法

(一) Fenton family 高級氧化處理技術

Fenton 法是利用亞鐵離子與過氧化氫反應而產生高氧化能力的自由基，進一步將廢水中的有機物氧化成二氧化碳和水。Fenton 家族(Fenton family)處理技術為工研院開發整合的廢水高級氧化技術，乃針對傳統 Fenton 法污泥產量太多的缺點加以改良，利用電場或結晶技術來提升處理效果及降低化學污泥產量，使適用範圍大為增加。Fenton 家族高級處理技術的演進由傳統 Fenton 法、電解氧化-Fenton 法（E-Fenton）、電解還原-Fenton 法（Fered-Fenton）至流體化床-Fenton 法（FBR-Fenton）。電解還原-Fenton 法及流體化床-Fenton 法為目前高濃度與低濃度廢水處理的重點應用技術。

Fenton family 高級處理技術包括的四項處理技術簡稱，分別為：

1.傳統 Fenton 法（簡稱 Fenton Ⅰ）

2.電解氧化-Fenton 法（簡稱 Fenton Ⅱ）

3.電解還原-Fenton 法（簡稱 Fenton Ⅲ）

4.流體化床-Fenton 法（簡稱 Fenton Ⅳ）

這些技術各有不同的適用範圍，可解決 COD 從 50～50,000 mg/L 的有機廢水，如表 1 所示：

表 1 Fenton family 高級氧化處理技術特點比較

技術分類	COD 範圍 (mg/L)	主要原理	技術差性
傳統 Fenton 法 (Fenton Ⅰ)	50~1000	$H_2O_2+Fe^{2+}\rightarrow \bullet OH+OH^-+Fe^{3+}$ (基本反應)	同相反應，鐵污泥多，且易受雜質干擾。
電解氧化-Fenton 法 (Fenton II, Feox-Fenton)	50~500	$Fe\rightarrow Fe^{2+}+2e^-$；$H_2O_2+Fe^{2+}\rightarrow \bullet OH+OH^-+Fe^{3+}$	電解氧化產生 Fe(II)，電場解離有機物。
電解還原-Fenton 法 (Fenton III, Fered-Fenton)	1000~50000	$Fe^{3+}+e^-\rightarrow Fe^{2+}$；$H_2O_2+Fe^{2+}\rightarrow \bullet OH+OH^-+Fe^{3+}$	還原 Fe(III)，鐵污泥循環利用，減量 80%。
流體化床-Fenton 法 (Fenton IV, FBR-Fenton)	50~500	$H_2O_2+Fe^{2+}\rightarrow \bullet OH+H_2O+FeOOH$； $H_2O_2+FeOOH\rightarrow\cdots$	同相異相催化反應，污泥形成結晶，減低70%鐵污泥。

(二) Fered-Fenton 技術原理

Fenton 法是利用亞鐵離子(Fe^{2+})做為過氧化氫(H_2O_2)的催化劑，使反應過程中產生高氧化能力的自由基，如(1)式所示。

$$H_2O_2 + Fe^{2+} \rightarrow \bullet OH + OH^- + Fe^{3+} \rightarrow Fe(OH)_3\downarrow \quad \cdots\cdots (1)$$

化學氧化技術利用氧化劑的氧化能力，進一步將廢水中的有機物氧化成二氧化碳和水，其中能夠生產出氫氧自由基(・OH, Hydroxyl radical)的高級氧化程序(AOPs, Advanced Oxidation Processes)最具效果，其氧化能力在所有氧化劑中排第二，僅次於氟，幾乎能夠有效的降解水中各種有機物。

Fenton 家族處理技術乃針對傳統 Fenton 法污泥產量太多的缺點加以改良，利用電場或結晶技術來提升處理效果及降低化學污泥產量，使適用範圍大為增加。其中電解還原-Fenton 法(Fered-Fenton，Fenton Ⅲ)是利用電解還原的方法使 Fe^{3+}在陰極再還原為 Fe^{2+}催化劑，反應 pH 約調整在 2 左右，特

別適合處理水體中難生物分解的高 COD 有機廢液，而陰極反應如式(2)，因此原先式(1)的反應可修正為式(3)，使反應過程大量減少產生鐵污泥，其反應機制如下所述。

$$Fe^{3+} + e^- \rightarrow Fe^{2+} \quad \text{.....(2)}$$

$$H_2O_2 + Fe^{2+} \rightarrow \cdot OH + OH^- + Fe^{3+} \rightarrow Fe(OH)_3 \quad \text{.....(3)}$$

在反應過程中，連續添加 H_2O_2 於反應槽並與電解產生的 Fe^{2+}反應，用以氧化廢水中的有機物，而反應產生的 Fe^{3+}又可直接於陰極還原成 Fe^{2+}並持續的參與反應，以提高 H_2O_2 的氧化效率，且降低 H_2O_2 的加藥量及操作成本，此外，在陽極發生之電極氧化作用亦可去除部份有機物，反應完成後的 Fe^{2+}與 Fe^{3+}混合溶液，可做為鐵系混凝劑使用，即有效降低所產生之污泥，並可節省加藥費用。

三、實驗方法

(一) 研究架構

本研究三階段處理流程整合 Fered-Fenton 法、化學混凝法、離子交換樹脂法等三種技術，研究架構圖如圖 1 所示。

(二) 實驗設備與操作流程

1.實驗設備

本實驗設備包括混凝試驗機(Jar Tester)及 Fered-Fenton 電解設備。其中 Fered-Fenton 系統採批次實驗操作，主要包括電解槽、雙氧水加藥機、循環泵、電源供應器及監測分析儀器。電解槽之陽極採 6 mm 直徑之鈦基 DSA 空心圓棒，陰極為 5 cm 直徑之 SUS304 不鏽鋼圓網，如圖 2 所示。

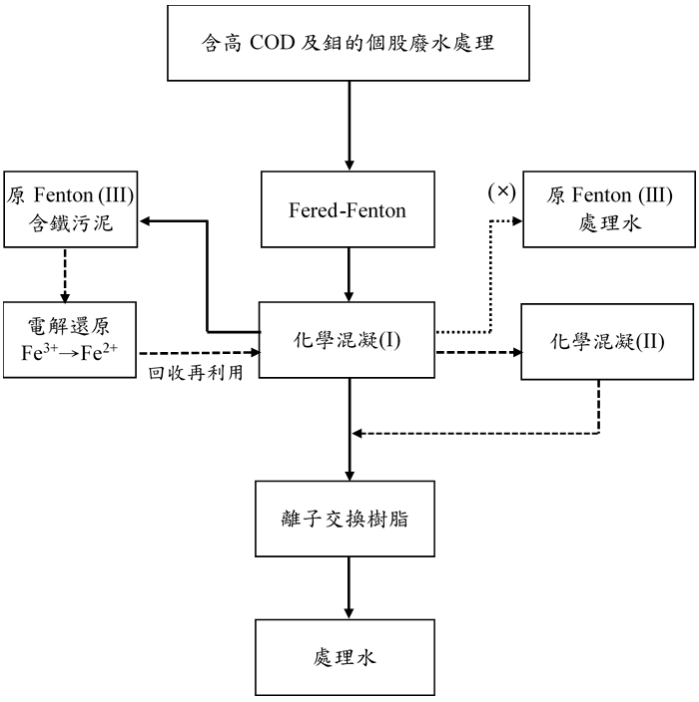


圖 1 含高 COD 及鉬廢水處理研究架構圖

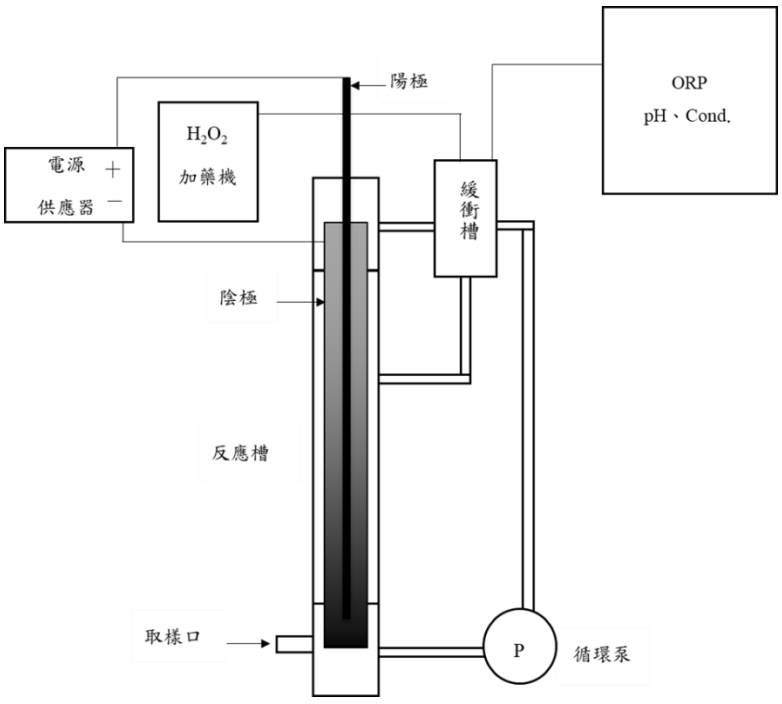


圖 2 Fered-Fenton 實驗設備示意圖

2. 本研究 Fered-Fenton 系統操作流程

本研究針對同時含有 COD 及 Mo 的廢水進行處理，操作流程先以 Fered-Fenton 法進行 COD 的去除，反應階段啟動電源及 H_2O_2 加藥機連續加藥，於 Fered-Fenton 反應完成後，停止 H_2O_2 加藥機加藥但持續電源

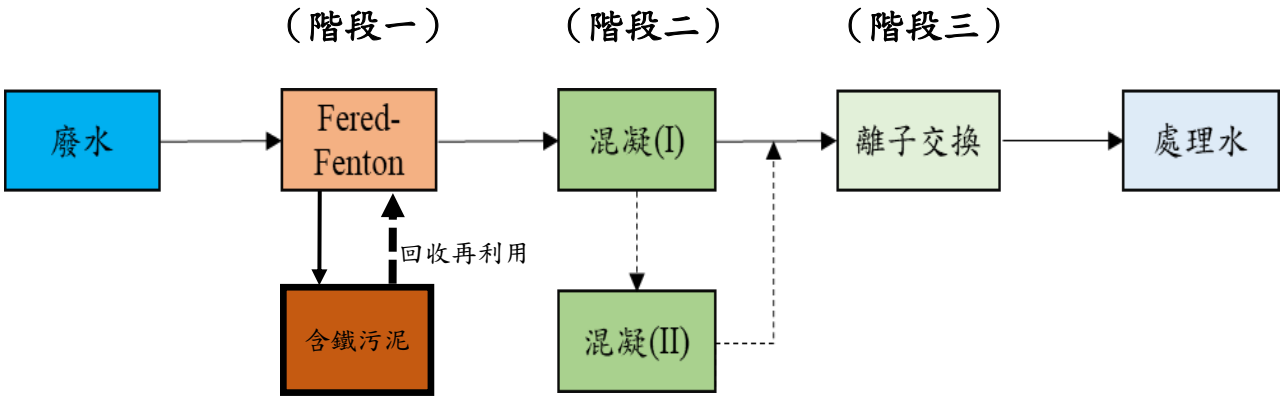
操作，再利用回收的鐵鹽進行後續 Mo 的混凝去除，說明如下：

(1) Fered-Fenton 反應階段：主要進行反應式(1)連續添加 H_2O_2 於反應槽並與 Fe^{2+}反應產生 OH・自由基以氧化降解 COD，並利用反應式(2)電解反應直接於陰極將產生的 Fe^{3+}回收還原成 Fe^{2+}連續參與反應，減少鐵污泥的產生為此技術一大特色。

(2) Fered-Fenton 反應完成階段：停止 H_2O_2 添加而持續電解，將一般 Fered-Fenton 去除 COD 達反應終點後，本應廢棄的含鐵污泥利用反應式(2)電解還原的方法使 Fe^{3+}在陰極再還原為 Fe^{2+}，而產生 Fe^{2+}/Fe^{3+}共存現象。

(3) 混凝階段：利用 Fe^{2+}/Fe^{3+}酸性溶液以 NaOH 調整 pH (約 pH= 4 左右)進行鉬的混凝去除，本研究並進行混凝(I)與混凝(II)兩階段處理與僅一段混凝處理之比較，瞭解去除鉬之效率變化情形。

本研究**三階段**操作流程電源與加藥控制，如圖 3 所示。



操作流程	電源	H_2O_2加藥
Fered-Fenton反應階段	ON	ON
Fered-Fenton反應完成	ON	OFF
混凝階段	OFF	OFF

圖 3 本研究三階段操作流程電源與加藥控制示意圖

四、結果與討論

(一)含鉬廢水混凝處理先期可行性評估

1.不同操作 pH 值之探討

本實驗以某石化廠含 Mo 約 25 mg/L 左右的個股實際廢水進行混凝處理先期實驗，實驗取 500 mL 含 Mo 廢水至燒杯中，利用 Jar Tester 反應器攪拌，調整轉速 150 rpm，加入 $FeCl_2.4H_2O$ 混凝劑配製之 Fe= 1000 mg/L 加藥量後，以 NaOH / H_2SO_4 調整 pH 值為 pH= 2 ~ 8 等水樣，反應時間 t= 20 分鐘後加入 polymer 形成顆粒化污泥後使靜置沉降，取上清液以 5A 濾紙過濾，以 ICP 進行處理水 Mo 濃度之分析。實驗結果如圖 4 所示。

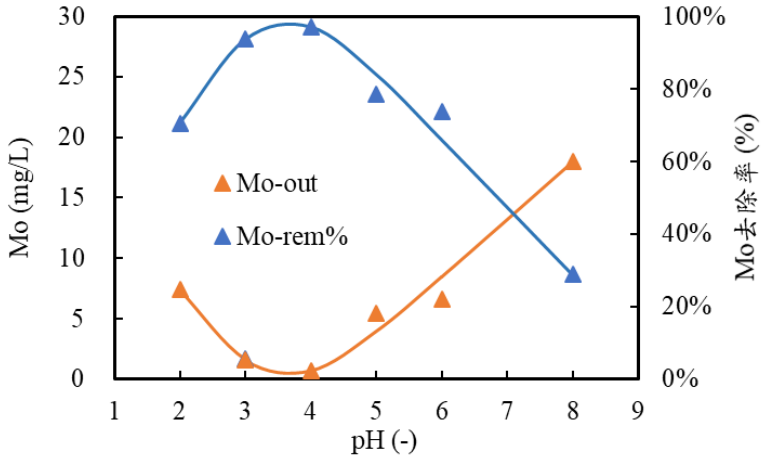


圖 4 含 Mo 廢水混凝處理 Mo 去除率與 pH 之關係

由實驗結果可知：

(1) 以 Fe(II)混凝劑處理含 Mo 廢水之最適 pH 值約控制在 pH= 4 左右。

(2) 對含 Mo= 25.2 mg/L 廢水以 Fe(II)= 1000 mg/L 混凝處理，Mo 去除率可達 97 %以上。

2.不同操作加藥量之探討

本實驗以某石化廠含 Mo 約 25.2 mg/L 左右的個股實際廢水進行混凝處理先期實驗，實驗取 500 mL 含 Mo 廢水至燒杯中，利用 Jar Tester 反應器攪拌，調整轉速 150 rpm，加入 $FeCl_2.4H_2O$ 混凝劑配製之 Fe= 50 ~ 1000 mg/L 加藥量等水樣後，以 NaOH / H_2SO_4 調整 pH 值為 pH= 4 左右，反應時間 t= 20 分鐘後加入 polymer 形成顆粒化污泥後使靜置沉降，取上清液以 5A 濾紙過濾，以 ICP 進行處理水 Mo 濃度之分析。實驗結

果如圖 5 所示。

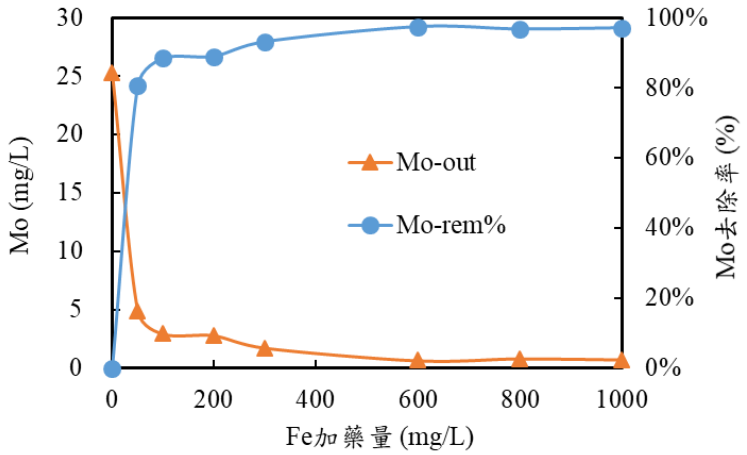


圖 5 含 Mo 廢水混凝處理 Mo 去除率與 Fe 加藥量之關係

由實驗結果可知：

(1) 含 Mo 廢水去除率隨 Fe(II)加藥量增加先急遽上升再趨平緩，至 Fe(II) = 600 mg/L 以上時，Mo 去除率曲線趨於水平。

(2) 對含 Mo= 25.2 mg/L 廢水以 Fe(II) = 600 ~ 1000 mg/L 混凝處理，Mo 去除率可達 97 %左右，處理水 Mo 濃度可達 0.66 ~ 0.83 mg/L 左右。

(3) 雖 Fe/Mo (g/g)比已達 40 倍左右或 Fe/Mo (mole/mole) 比高達 68 倍左右，處理水仍未能達 0.6 mg/L 之排放標準，後續需再以離子交換樹脂處理進行把關。

3.不同操作時間之探討

處理先期實驗，實驗取 500 mL 含 Mo 廢水至燒杯中，利用 Jar Tester 反應器攪拌，調整轉速 150 rpm，加入 $FeCl_2.4H_2O$ 混凝本實驗以某石化廠含 Mo 約 53 mg/L 左右的個股實際廢水進行混凝劑配製之 Fe= 600 mg/L 加藥量後，以 NaOH / H_2SO_4 調整 pH 值為 pH= 4 左右，操作反應時間 t= 0 ~ 240 分鐘等水樣後加入 polymer 形成顆粒化污泥後使靜置沉降，取上清液以 5A 濾紙過濾，以 ICP 進行處理水 Mo 濃度之分析。實驗結果如圖 6 所示。

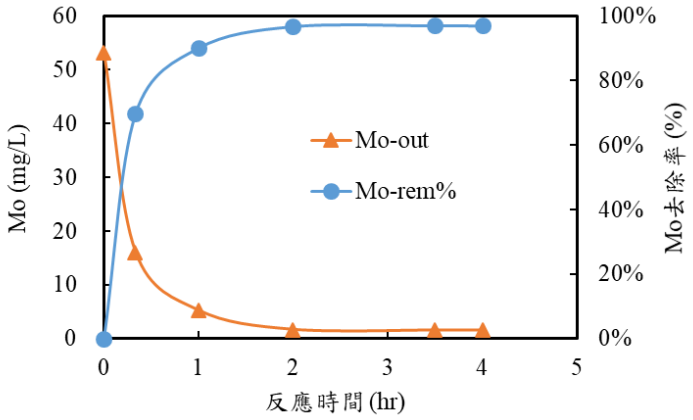


圖 6 含 Mo 廢水混凝處理 Mo 去除率與反應時間之關係

由實驗結果可知：

(1) 含 Mo 廢水去除率隨反應時間增加先急遽上升再趨平緩，至 t= 120 分鐘以上時，Mo 去除率曲線趨於水平。

(2) 一般傳統混凝處理常設計快混反應時間約 1～5 分鐘或 10～15 分鐘(小規模)左右，慢混反應時間約 30～50 分鐘，對含 Mo 廢水而言，本研究實驗發現：延長混凝反應時間有助於 Mo 之去除。

(3) 對含 Mo= 53.2 mg/L 廢水以 Fe(II) = 600 mg/L 混凝處理，Mo 去除率可達 97 %左右，處理水 Mo 濃度可達 1.56～1.69 mg/L 左右。

(二)本研究 Fered-Fenton (階段一)與混凝(階段二)處理評估

本實驗以苯甲酸鈉配製 COD 為 1500 mg/L 左右及利用 Na_2MoO_4 配製含 Mo 約 75 mg/L 左右的廢水溶液，批次處理量為 8.0 L，以工業級 20% $FeSO_4$ 配製亞鐵加藥，Fe^{2+}之加藥量為 1500 mg/L，加藥後並調整廢水約 pH= 2 左右，雙氧水之加藥量則以 Fe^{2+}/H_2O_2= 1 之比值配製，設計 6 小時反應時間，本實驗採定電流 6.1 A 操作，開始進行實驗時啟動電源及雙氧水加藥機，並於反應 4 小時後雙氧水停止加藥而持續電解至 5 小時，Fered-Fenton 反應階段於每 0.5～1 小時間取樣，分析 COD 及 Mo 之變化，並於 Fered-Fenton 反應後進行混凝處理。

1. Mo 去除與 COD 變化之探討

實驗結果如圖 7 所示。

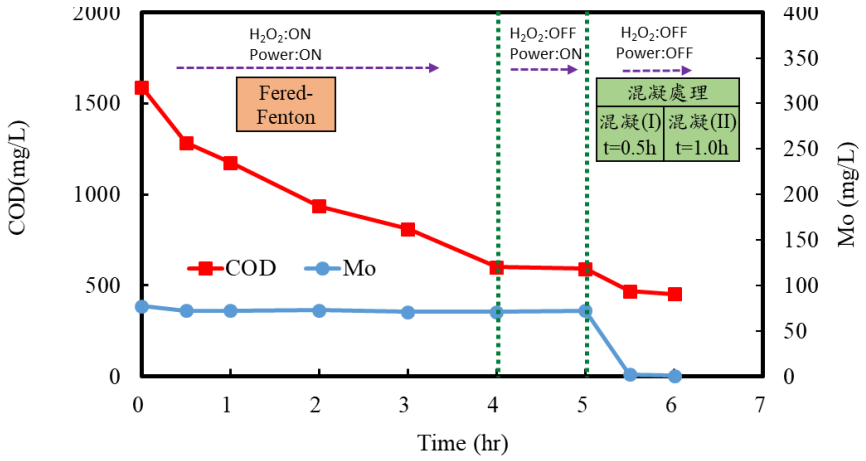


圖 7 Fered-Fenton 及混凝反應階段 COD 與鉬濃度之變化

由圖中實驗結果可知：

(1) 關於 COD 濃度變化：

A.於 Fenton 反應階段 COD 隨著反應時間延長而逐漸下降，於 4 小時後 COD 降至 600 mg/L 左右。

B.於 T= 4 hr 停止 H_2O_2 加藥並持續電解，使部分 Fe^{3+} 電解還原至 Fe^{2+}，並於後續混凝階段處理水達 COD= 453 mg/L，符合案例廠排放要求。

(2) 關於 Mo 濃度變化：

A.由上圖結果可知，於 Fered-Fenton 反應階段鉬濃度幾乎不受 Fenton 反應的影響，維持在 70.7 ~ 77.5 mg/L 左右。

B.Mo 的去除發現主要透過混凝反應階段使鉬濃度由 70.7 mg/L 左右降至 2 mg/L 以下，雖去除率達 97%以上，但還未符合 Mo < 0.6 mg/L 的排放標準，如圖 8 之圖右所示，後續需再進行樹脂單元處理程序。

C.由處理結果發現，混凝反應階段經二段混凝之處理效果比僅一段混凝可由 1.84 mg/L 左右再降至 0.99 mg/L 左右，即增加約 46%之 Mo 去除效率。

(3) 關於污泥回收：

A.一般 Fered-Fenton 反應去除 COD 後之酸性處理液，需經 NaOH 調整 pH 至中性範圍才能符合排放標準，此時將產生一批廢棄含鐵污泥，以本案例 1500 mgFe/L 加藥而言，每處理 100 噸廢水將產生約 1.5 噸含鐵污泥。

B.一般以鐵鹽進行含鉬廢水處理時，需添加可觀的混凝藥劑，本研究利用 Fered-Fenton 操作之特性，在去除 COD 後將原本需廢棄之含鐵污泥，使 Fe^{3+} 電解還原至 Fe^{2+}，並做為後續除鉬混凝劑之用，不

但同時完成 COD 及 Mo 之去除，並減少二次加藥之浪費。

C.本處理流程不但達到節省除 Mo 藥劑的資源減耗，同時也減少約 50 %以上的污泥後續處理成本。

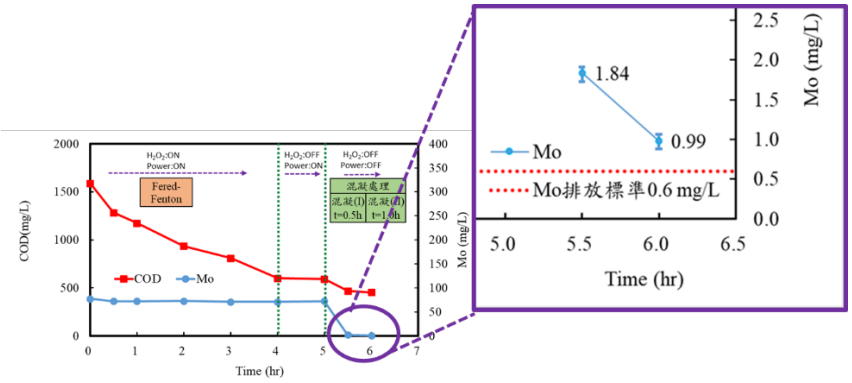


圖 8 混凝反應階段混凝(I)、混凝(II)鉬濃度之變化

2. Mo 去除與 pH 變化之探討

將 Fered-Fenton 反應去除 COD 後之酸性處理液，分別加 NaOH 調整至 pH= 4、7 及 9 左右，實驗結果如圖 9 所示。

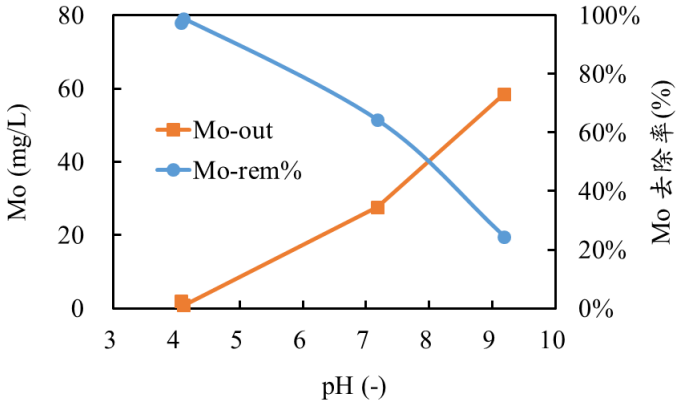


圖 9 混凝處理 Mo 去除與 pH 變化之關係

由上圖混凝實驗結果得知：

(1) 隨 pH 的增加，Mo 去除率由 97 %急遽下降至 24 %左右，Mo 的去除最佳 pH 約調整至 pH= 4 左右。

(2) 其原因可能在較低的 pH 下，含鐵的氫氧化物表面的正電性較強，因此對負電性的鉬酸根離子的吸附能力佳，除鉬效果好。

3. Mo 去除與反應時間之探討

將 Fered-Fenton 反應去除 COD 及經一段混凝後之處理液，放入燒

杯中，用 Jar Tester 攪拌，調整轉速 150 rpm，將溶液控制在 pH= 4 左右後，分別於反應時間 t= 0、10、20、40、60 及 90 分鐘進行採樣。以 5A 濾紙過濾，分析處理水含 Mo 濃度。實驗結果如圖 10 所示。

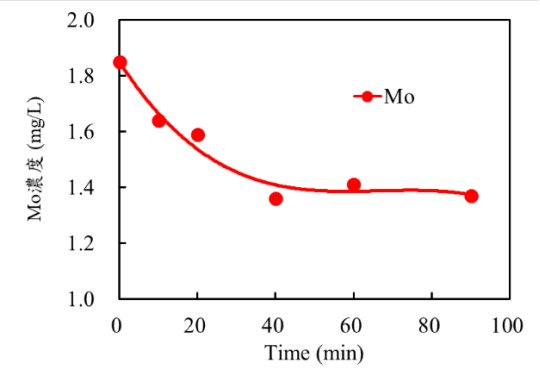


圖 10 混凝處理 Mo 去除與反應時間之關係

由上圖混凝實驗結果得知：

(1) 鉬濃度隨著混凝時間增加逐漸下降，當時間在約 40 至 60 分鐘後，Mo 濃度趨於平緩。

(2) 對一般混凝操作而言，快混反應時間往往設計約 1 ~ 5 分鐘或 10 ~ 15 分鐘(小規模)左右

，本研究結果可以發現，對於含鉬廢水處理，延長混凝之反應時間應有利於鉬之去除效率提升。

4. Mo 去除與 Abs 變化之探討

由文獻得知，利用分析不同時間水樣之吸收波長可即時反應 COD 降解之時機，可作為 COD 反應終點監測指標。本研究將反應過程利用分光光度計進行波長 190 nm ~ 800 nm 掃描，得吸光度 Abs 曲線與時間變化之關係，如圖 11 所示。

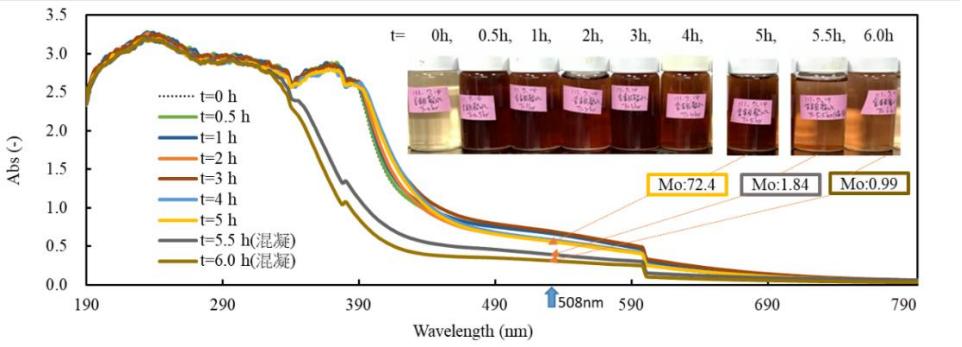


圖 11 Fered-Fenton 與混凝反應階段 Abs 曲線隨時間之變化

由實驗結果可以發現：

Fenton 反應階段(t= 0 ~ 4 h)及 t= 5 h 電解還原階段，各反應時間採樣點之 Abs 曲線相近，未有明顯變化。於混凝階段，Abs 曲線呈現下降的趨勢，Mo 濃度也隨之降低(由 1.84 mg/L 降至 0.99 mg/L 左右)。

(三)本研究離子交換樹脂(階段三)處理評估

1.除鉬樹脂先期試驗可行性評估

本研究主要利用 TRILITE AMP16 樹脂探討其除鉬的吸附能力，實驗以 Na_2MoO_4 配製 Mo 濃度約 75 ppm 左右的含鉬溶液，分別各取 500 mL 至 6 個 0.5 L 燒杯中，利用 NaOH / H_2SO_4 溶液調整 pH= 4 左右，加入不同重量的樹脂。啟動 Jar Tester 攪拌機，控制轉速 150 rpm，反應時間 3 小時後停止攪拌，取上清液以 5A 濾紙過濾後進行水質分析。實驗結果如表 2 及圖 12 所示。

表 2 TRILITE AMP16 樹脂除鉬可行性評估

溶液體積	樹脂重量	pH	Mo-in	Mo-out	Mo-rem%	樹脂交換量
(L)	(g/0.5L)	(-)	(mg/l)	(mg/l)	(%)	(mg/gResin)
0.5	0.0	4.02	75.1	75.1	0.0	-
0.5	0.237	4.06	75.1	33.5	55.4	87.8
0.5	0.478	4.14	75.1	3.42	95.4	74.9
0.5	0.945	4.27	75.1	0.30	99.6	39.6
0.5	1.411	4.04	75.1	0.17	99.8	26.5
0.5	1.890	4.04	75.1	0.13	99.8	19.8

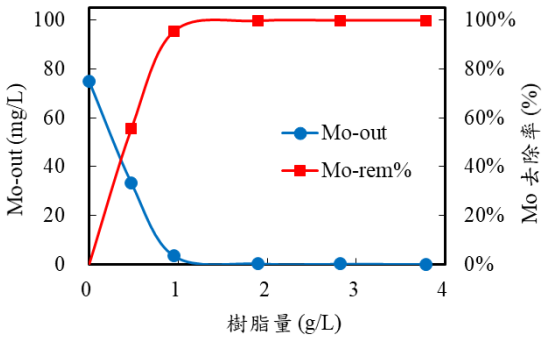


圖 12 TRILITE AMP16 樹脂的加藥量與鉬去除率之關係

由實驗結果可知：

(1) 由上表實驗結果，TRILITE AMP16 樹脂可達到鉬的去除，對 Mo 濃度 75.1 mg/L 而言，每公克樹脂吸附量可達 74.9 ~ 87.8 mg/g。

(2) 由上圖可知鉬去除率隨單位體積樹脂添加量增加而增加，對 Mo 濃度 75.1 mg/L 而言，當添加量為 0.945 g/0.5L (相當於 1.89 kg/m^3)以上時，Mo 去除率達 99 %以上，處理水可達 0.13～0.30 mg/L 左右。

2.以除鉬樹脂處理 Fered-Fenton 與混凝反應階段後處理水之可行性評估

本研究以 TRILITE AMP16 樹脂進行 Fenton 處理水 Mo 之去除評估，由前述實驗結果可知，廢水經 Fered-Fenton+混凝處理流程，Mo 去除率已達 97 %以上，但處理水 Mo 仍未能符合排放水標準。本研究再續接離子交換樹脂單元進行排放水把關之功能，實驗結果如圖 13 所示。

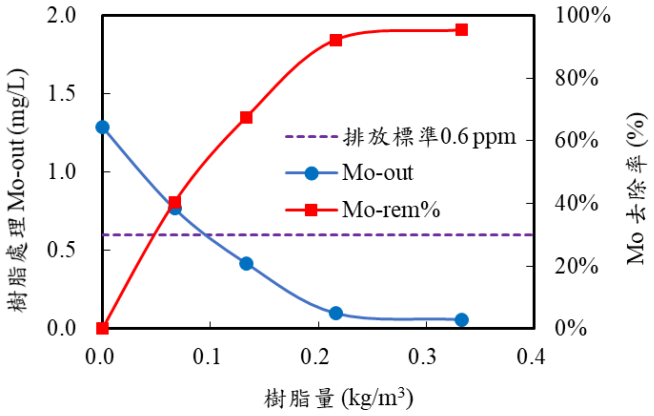


圖 13 每噸廢水添加樹脂量與處理水 Mo 濃度及 Mo 去除率變化關係

由實驗結果可知，每噸廢水添加樹脂量約需 0.1 公斤(相當於 0.1 kg/m^3)以上，可使鉬的濃度降至 0.6 mg/L 以下。

五、結 論

1.以 Fered-Fenton 法＋化學混凝法＋離子交換樹脂法三階段流程整合技術，可同時處理含高濃度 COD 及 Mo 的廢水，使達到工廠排放水需求及符合 Mo 小於 0.6 mg/L 放流水標準。

2.利用 Fered-Fenton 系統處理 COD 後產生的廢棄含 Fe 污泥回收再利用，做為除 Mo 的混凝劑，不但達到除 Mo 藥劑的資源減耗，同時也達到符合廢水處理目標及減少 50 %以上的污泥後續處理成本的雙贏效果。

3.對於含鉬廢水處理，利用 Fered-Fenton 系統電解還原處理液中 Fe(III)為 Fe(II)的機制，再藉由混凝處理在最適 pH= 4 左右之條件下，可使 Mo 之去除效

率達 97 %以上，大幅降低後續離子交換樹脂處理成本。

4.本研究發現對於含鉬廢水處理，延長混凝之反應時間應有利於鉬之去除效率提升，而混凝(I) +混凝(II)二階段混凝處理設計，亦有助於 Mo 處理濃度再降低。

六、參考文獻

1.馬傑鵬，比較化學混凝法與離子交換樹脂法處理光電業含鉬廢水之實廠研究，中興大學環境工程學系所碩士論文，2014。

2.徐淑芳，Fenton 高級氧化處理技術，創新水科技研發服務網 https://www.itriwater.org.tw/Technology/Index?pid=71，2018。

3.黃耀輝、黃國豪、李勝男、林世民，電解/氧化廢水處理法，中華民國發明專利第 140824 號，2001。

4.程妍慈、黃耀輝、詹舒斐、溫子文、黃國豪，高級氧化水處理智能化 CO_2 新指標應用之研究，109 年綠色技術與工程實務研討會，2020。

5.翁煥廷，廢水處理系統操作問題排除，台北科技大學環境研究中心，https://www.moeaidb.gov.tw/iphw/epc/service/training/P81.pdf，2012。

6.LIN, P., ZHANG, X., CHEN, C., et al.，Treatment of molybdenum-containing wastewater and drinking water. Journal of Tsinghua University (Science and Technology), 54(5), 613-618，2014。

7.黃筱婇、連文萍、陳靜瑩、張蕙蘭、徐淑芳、黃國豪、邱昱翔，Fenton 高級氧化系統智能化應用之研究，107 年綠色技術與工程實務研討會，2018。

印刷電路板廠含銅蝕刻廢液回收技術及工程設計

林錕松*、謝昀晟**、林祐生**、李瑩婕**、蔡瑋晉**

摘　要

目前台灣印刷電路板(PCB)製程中容易產生大量高濃度重金屬，若缺乏處理或回收過程不慎，十分容易造成危害人類及嚴重的環境生態污染問題。由於印刷電路板廠通常使用氯化銅蝕刻液製程，所排放含 10-15%銅廢液濃度高，成份複雜不易處理，是目前 PCB 製程重金屬主要的污染來源。台灣地區目前每年約產生 9,000 萬公升 $CuCl_2$ 蝕刻廢液，若能有效資源回收，除可降低對環境的衝擊，也能提昇產業的競爭力。因此本研發技術之主要的目的是研究 PCB 廠蝕刻製程中 $CuCl_2$ 廢液及濃縮後之蝕刻廢液(CCWEs)進行銅成分資源回收，利用微乳化程序法(microemulsion process)，反應後分別製備高附加價值具有高傳熱性之奈米銅粉，亦可回製程作為銅原料，深具資源再生及回收的經濟價值。測試實驗中，銅奈米微粒已經可以從 CCWEs 中回收在可控的環境溫度和壓力下形成微乳液。並使用 XRPD、FE-SEM、TEM 或 XANES/EXAFS光譜，進一步分析銅奈米微粒的物化性質。從 FE-SEM 及 TEM 分析中，顯示大多數直徑為 20-50 nm 的球形奈米顆粒。結果表示此奈米銅顆粒分散良好，沒有任何凝聚現象。pH 值隨著合成的過程中，銅奈米微粒粒徑的減小而增加，XRPD 圖顯示奈米銅固體沉澱物具有金屬銅和 Cu_2O 晶體結構，XANES 或 XPS 也證實 Cu(0)或 Cu(I)同時存在的事實。經由 EXAFS 光譜分析可得，具有 1.85±0.02Å (2.69±0.02 Å)的 Cu-O (Cu-(O)-Cu)鍵距離和 1.39±0.05 (3.50±0.05)的配位數之合成銅奈米微粒精細結構。亦使用月桂酸鈉對合成的銅奈米微粒的表面進行改質，並在超音波分散處理後在水中分散可達 7 h 以上。奈米流體的熱導率含奈米銅的比例，與銅奈米粒子的重量百分比成正比。並以 10-TPD (tons per day)和 20-TPD 之模廠，進行回收程序測試及經濟成本評估。此回收技術的回收年限(payback year)分別為 2.63 年和 2.35 年，更能實現循環經濟的永續經營目標。

【關鍵詞】含銅蝕刻廢液、氧化銅、鹼液中和結晶法、印刷電路板廠

---

*元智大學化學工程與材料科學系　特聘教授

**元智大學化學工程與材料科學系　研究生

一、前 言

最近台灣每年處理超過9,000萬升10-15%的含銅廢蝕刻劑(CCWEs)溶液是由印刷電路板(PCB)製造產生的，CCWEs主要由氯化銅、鹽酸和水組成。由於未經適當處理的蝕刻劑的處置造成環境問題，而以前使用昂貴的分離或儲存方法幾乎沒有效果或成功，銅奈米微粒形成與這些廢蝕刻劑進行資源回收且將具有經濟和環境的效應。還提出一種通過微乳液法設計的用於工業 PCB 廢蝕刻劑回收的銅奈米微粒的生產技術。

二、文獻回顧

(一)背景與目的

隨著電子電氣行業的快速發展，對印刷電路板(PCB)的需求空前高漲。在PCB的製造過程中，電路板(PCB)是大多數電氣和電子設備中的常見組件，PCB 的機械支撐是絕緣板，通常由環氧樹脂和玻璃纖維製成。無論是在電路板的一個表面上，在兩個表面上，甚至在多層圖案中，都有一層薄薄的銅箔覆蓋著彩色阻焊層，用於絕緣銅跡線。電路的導電路徑由銅製成，用於連接焊接在 PCB 上的電子元件。PCB可以視為電子設備的大腦，並且與電子設備的所有其他組件一樣，PCB在其使用壽命結束時需要進行適當的管理。

(二)印刷電路板

1. PCB 製程

PCB是通過一種製造技術將抗蝕劑塗在銅箔上，然後將銅箔粘合到基板上，不需要的銅被蝕刻掉，抗蝕劑被去除，邊緣觸點鍍鎳/金，最後在板上印上“阻焊膜”和機械加工、電鍍和蝕刻行業都使用水進行冷卻、潤滑和化學處理會產生廢水。在化學階段之後，用清水清洗電路板以防止化學浴的交叉污染，沖洗水被有機物、銅、鉻、鎘和氟化物等污染，化學處理和漂洗產生的廢水在排放到工業廢水處理廠之前進行處理，處理過程涉及用於金屬和化學需氧量去除的常規物理化學技術，產生含金屬污泥。除廢水外該設施產生的廢氨蝕刻劑溶液、乾膜顯影劑、抗蝕劑剝離等，典型的PCB製造技術如**圖2**材料製備後，將銅箔、玻璃纖維和聚合物樹脂壓縮成 PCB 在表面處理和塗層技術之前，這些中間產品通過銅板、內部電路形成、多層 PC 製造和外部圖案形成技術進行處理，以將銅電路塗覆到 PCB 上，PCB產品在輪廓加工後最終製造出來。

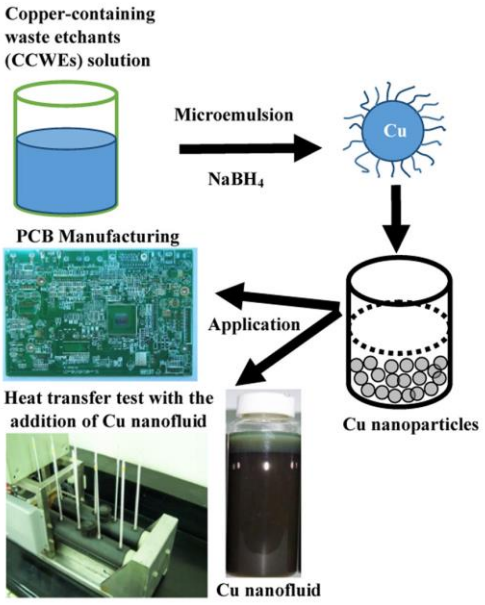


圖1 PCB 含銅廢刻液轉化成奈米銅微粒回收示意圖

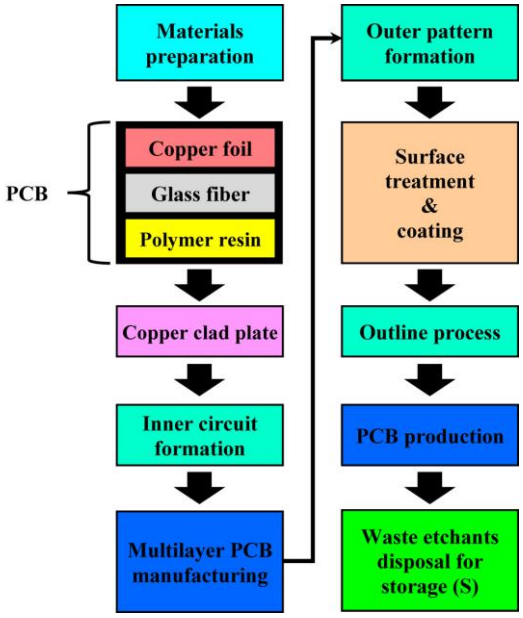


圖2 台灣傳統而典型印刷電路板產業製造程序之流程說明

2. 污染來源

電路板製程一般可區分為乾式製程(dry process)及濕式製程(wet process)，以典型多層板製程而言，乾式製程包含裁板、疊板層壓等。乾式製程所產生的污染物主要為空氣污染物及固體廢棄物。濕式製程包含剝錫鉛、前處理刷磨、防焊綠漆顯像等。各濕式製程所產之污染物包括廢水、廢氣及廢棄物三類，在廢水方面，由於各濕式製程單元在生產過程使用各類化學原料，因此在生產操作過程中會間歇或連續性的排出各類無機性或有機性之高濃度廢棄槽液及低濃度清洗廢水。在廢氣方面，濕式製程之主要空氣污染源及污染物包括：製程酸性或鹼性槽液成份揮發逸散所排出之酸鹼廢氣，其中以硫酸、硝酸、鹽酸及氨氣等酸鹼煙霧為主。

3. 污染物特性

印刷電路板製程廢水、廢液的污染特性隨產品層次的提昇而趨於複雜，並且與其製程使用材料有直接的關係，各類型電路板製程單元使用物料及定期排棄槽液污染特性以及典型電路板製造業原廢水污染濃度，可瞭解單面板工廠排放廢水有 pH、COD 及銅離子(Cu^{2+})等污染物，雙面板及多層板工廠則有 pH、COD、銅離子(Cu^{2+})、鉛離子(Pb^{2+})、鎳離子(Ni^{2+})、六價鉻(Cr^{6+})及氟化物(F^{-})等污染物。廠內部份高濃度廢棄槽液由於特性屬於強酸性或強鹼性，且廢液中含有高濃度的重金屬成份或含有高量之 COD 污染成份，產業界大部將之歸納為廢棄物進行處理處置，其中有部份高濃度廢液如蝕刻廢液、剝掛架廢液等，由於銅含量極高，其回收價值，國內早已成立多家之廢液回收處理工廠，專門進行此等廢液之回收處理工作及實現循環經濟的永續經營目標。

(三)酸性蝕刻液簡介

在酸性蝕刻液中，氯化銅及氯化鐵仍有在使用，只是在蝕刻時，其要求的蝕刻品質不高，業者也較少仔細地評估其價值，事實上僅使用單純的氯化銅、氯化鐵配方，不但效果不佳，而且在蝕刻成本上也較高，站在成本及品質的觀點上，酸性蝕刻液配方，理應值得研究，而事實上國外確實有許多這方面的研究，有改良蝕刻因子者、增進蝕刻速率、提高蝕銅容量等，當然所有商品都須依市場導向，國內欲發展酸性蝕刻液，甚至中性蝕銅液，都依賴 PCB 業者之需求來決定。

氯化銅蝕刻液在 PCB 的製造過程中，酸性氯化銅通常用於蝕刻電路板上不需要的銅，產生大量含銅酸性蝕刻廢水，由於酸性氯化銅($CuCl_2$)溶液具有蝕刻速率高、溶解銅容量高、操作可控性好等優點，是 PCB 行業的主導蝕刻劑當使用酸性 $CuCl_2$ 蝕刻劑去除暴露的銅以創建所需的電路圖案時，會發生比例化，如方程式 $Cu(II)Cl_2+Cu(0)\rightarrow 2Cu(I)Cl$ 所示。在該反應中，負責蝕刻的銅離子(Cu(II))被消耗，生成亞銅離子(Cu(I))。隨著溶解的 Cu(I)在 $CuCl_2$ 蝕刻劑中的積累，蝕刻表面會形成一層難溶的鈍化 CuCl 膜，蝕刻速率會急劇下降。因此，開發有效的去除 Cu(I)的技術對於回收用過的 $CuCl_2$ 蝕刻劑相當重要。

(四)重金屬蝕刻廢液回收技術

在對電子廢物進行預處理後，需要進一步處理以獲得純金屬部分。目前技術在電子廢物的金屬的拆卸和分離之後，已經採用各種冶金技術以及其他新穎技術，描述從廢印刷電路板(WPCB)電子廢棄物中提取金屬的不同方法。

1. 物理分離技術(physical separation)

物理分離技術無須添加其他化學品，是種無污染的分離方法。利用顆粒的物理性質之間的不同如密度、磁性和疏水性等的差異，可以使用純物理方法清潔、高效地分離 WPCB 中的貴金屬。由於金屬和非金屬成分之間的電導率存在顯著差異，WPCB 中的有機和無機物質可以通過電渦流分離進行分離，使用重力濃縮技術可以充分實現 WPCB 中金屬的重力回收。重力場分離器的形式有空氣分級機、振動氣固流化床和增強型重力集中器等。

2. 火法冶金技術(bath smelting)

火法冶金處理是具有代表性的回收方法之一，如圖3所示。火法冶金都是一種傳統的、簡單有效的垃圾處理方法，它可以實現 WPCBs 和能量回。由於技術層次簡單，運營操作成本低廉，將 WPCB 被送入高溫熔煉爐。熔煉爐的溫度通常設置在 1,000℃ 以上，以減少戴奧辛的排放，並能回收最終金屬產物。

3. 濕法冶金技術(hydrometallurgical method)

濕法冶金是用於從電子垃圾中回收金屬的最常規技術，WPCB 的濕法冶金回收過程可分為預處理、金屬的完全/選擇性浸出、金屬從浸出液中的提純和金屬

作為最終產品的回收，如圖4所示。

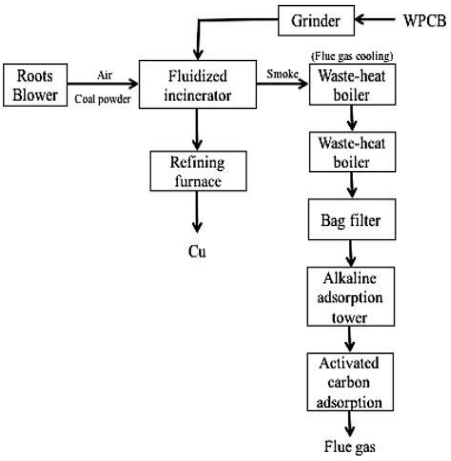


圖3 印刷電路板廢棄物之火法冶金回收技術.

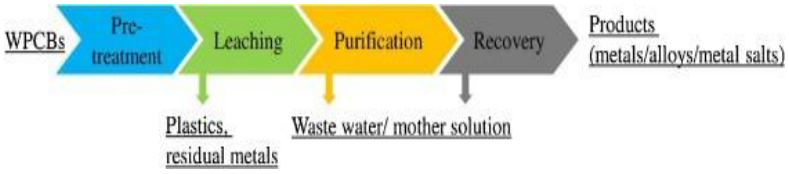


圖4 印刷電路板廢棄物之濕法冶金回收技術.

濕法冶金提取銅的方法可分為(1)強無機酸浸出，包括 HCl、H_2SO_4 和 HNO_3；(2)氨-銨；(3)EDTA(乙二胺四乙酸)；(4)離子液體(ionic liquid)；(5)超臨界浸出法。由於所用試劑的腐蝕性和揮發性，特別是在高溫下，無機酸和氨-銨浸出具有相當大工作人員的工安問題。

4. 綜合金屬回收技術

已採用兩種或多種金屬回收技術(混合技術)的組合來有效地從電子廢物(e-wastes)中提取金屬。已經開發幾種集成的金屬提取/回收技術，如超音波聲輔助酸浸法、火法冶金和濕法冶金技術、使用熱解(pyrolysis)和超音波(supersonic)處理技術從電子廢物中回收金屬的綜合方法，經由綜合不同技術處理，進而得出最有效率且環保無毒的新回收技術，將會是未來發展的重要趨勢。

(五)微乳液和電滲透從廢蝕刻劑中回收重金屬的比較

如所示這兩項技術是根據成本、運行、能耗、安全和量產等幾個項目進行評估，可以看出微乳液更適合重金屬回收，借助微乳液技術，在大氣條件下使用合適的表面活性劑和助表面活性劑，可以將重金屬陽離子在油相中分離成幾個直徑很小的奈米微粒。重金屬陽離子向電場方向移動，形成高濃度溶液進行循環利用，在電滲透過程中，離子交換膜容易結垢。與微乳液相比，電滲透回收重金屬的成本和能耗相對較高，此外操作人員的操作可行性較低可能會導致不安全並降低批量生產能力。用於產生電場的高電壓和高電流在現場對操作員是危險的，此外通過電滲透回收的重金屬的理化性質複雜且不穩定，需要優化操作條件，例如 pH 值、電壓/電流強度和離子交換膜更換。

表1 微乳液和電滲析技術用於重金屬回收之比較

項目	微乳液	電滲透
花費	中等	高
操作	簡單	困難
能耗	低	高
安全	高	中等
產量	高	中等

三、結果與討論

(一) 利用微乳化法製備奈米銅微粒

本實驗使用印刷電路業中之酸性蝕刻液以微乳化法的方式進行實驗，實驗最主要的目的為製備成為奈米銅微粒，並對於所生成之奈米銅微粉進行儀器的測試。以下為利用微乳化法並使用硼氫化鈉當還原劑合成奈米銅微粒：

(二) 蝕刻液中重金屬含量

本研究是使用由某廠所提供之酸性氯化銅蝕刻廢液(copper chloride waste etchants, CCWE)，蝕刻液中主要成份為氯化銅($CuCl_2$)及鹽酸(HCl)於水中稀釋而成，本研究為使用同一批次之蝕刻廢液。對氯化銅蝕刻液初步之金屬離子含量測試，先以去離子水各將蝕刻液各別稀釋成 10 及 20%後，以 0.2μm 濾紙過濾後經由 ICP/AES 量測廢液中重金屬含量如表 1 所示。因稀釋比例不同而可看出其中 Cu 離子各 87.98 及 88.97%，而 Na 所佔 11.41 及 10.53%含量略高外，尚含有 Zn 佔 0.55 及 0.45%，還有鉛及其他微量金屬，可能對後續所合成出奈米銅微粒在應用上造成困擾，但在此分析結果可瞭解在蝕刻液中銅的含量極高，且含有少量之 Zn、Pb 等重金屬。此外在印刷電路板業中氯化銅蝕刻液屬於高含銅量之廢液，如能先將氯化銅蝕刻廢液以分流方式進行處理，不但能減少污泥使用量，更能製備成為奈米銅粉末以利於回收再利用，增加其附加價值。

表2 氯化銅蝕刻液中重金屬元素所佔之百分比

重金屬成分	Test 1(%)	Test 2(%)
Cu	87.98	88.97
Na	11.41	10.53
Zn	0.55	0.45
Pb	0.04	0.03
Cd	0.01	0.01
Fe	＜0.01	＜0.01
Cr	＜0.01	＜0.01
Ni	＜0.01	＜0.01

(三)比較 CCWEs 和製備的銅奈米微粒中重金屬的組成

通過 ICP-OES 和 AA 測量的重金屬含量如表3所示，而廢銅蝕刻劑由幾種元素組成，例如 Cu、Na、Zn、Pb、Cd、Fe、Cr 和 Ni，銅佔比最高，約為 88.48 wt.%。圖5顯示了用作表面活性劑的 Triton X-100 的分子結構，由於 Triton X-100 具有適當的 n=9.5，比其他 n 值效率更高，圖6(a)和(b)使用 $CuCl_2$ 前驅物，界面活性劑 Triton X-100 使用 n=進行分析 9.5 和 n=9-10，分別可以看出，使用兩種 n 值 Triton X-100 作為表面活性劑製備的奈米微粒分散良好，粒徑可以達到 30-50nm。然而與使用 (a)中 n=9-10 的 Triton X-100 製備的奈米微粒相比，(a)中 n=9.5 的特定 Triton X-100 製備的微粒顯示出明顯的奈米晶格和顆粒狀表面形態圖6(b)基於成本較低的優勢，本研究選擇使用 n=9-10 的間歇性表面活性劑 Triton X-100。

表3 CCWEs 和製備的銅奈米粒子中重金屬的組成比較

重金屬	蝕刻劑(wt.%)	製程銅奈米微粒重量(wt.%)
銅	88.48	>99.90
鈉	10.97	N.D.
鋅	0.50	0.08
鉛	0.04	N.D.
鎘	0.01	N.D.
鐵	N.D.	N.D.
鉻	N.D.	N.D.
鎳	N.D.	N.D.

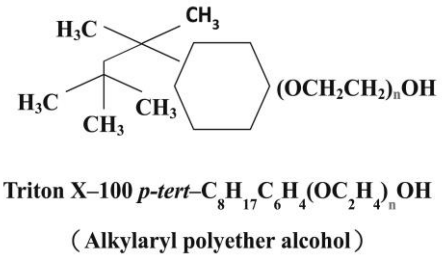


圖5 Triton X–100 p–tert-$C_8H_{17}C_6H_4(OC_2H_4)_nOH$ (alkylaryl polyether alcohol)之分子結構

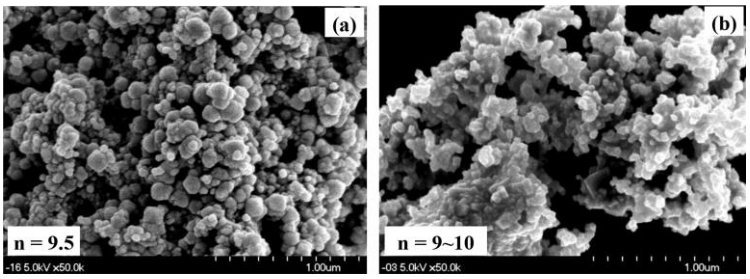


圖6 由 CuCl2 廢蝕刻液及 Triton X–100 界面活性劑(a) n = 9.5 及(b) n = 9.0–10.0 所合成奈米銅微粒之 FE–SEM 分析

(四)奈米銅微粒表面特性及結構分析

1. 由 $CuCl_2$ 前驅物合成的奈米銅微粒的 FE-SEM 表面分析

由 $CuCl_2$ 前驅物合成的奈米銅微粒，將使用酒精作為清洗劑去除表面活性劑，如圖7(a-d)所示。僅洗滌一次的銅奈米微粒仍被表面活性劑覆蓋並且有些聚集。經過 3 次洗滌後，顯然與洗滌 1 次相比，奈米顆粒表面的表面活性劑塗層略有改善。另外將奈米微粒洗滌 5 到 9 次表明形態有顯著改善，奈米粒子變得相對更清潔且分散良好，最後洗滌至 13 次產生聚集微粒，因此選擇洗滌 5 次的奈米

顆粒作為所有後續實驗分析的基準。同樣 FE-SEM 和 TEM 形態或粒徑分佈由商業 $CuCl_2$ 合成的銅奈米顆粒(圖8(a)和 8(b))和 CCWEs(圖8(c)和 8(d))分別，形成的銅奈米微粒主要由直徑為 20-50 nm 的球形奈米微粒組成。另外，TEM 分析也證實奈米顆粒分散良好。相較之下由 $CuCl_2$ 合成與由 CCWE 合成的奈米顆粒相比表現出更多的超細顆粒。所有的顆粒都是由 $CuCl_2$ 製備的奈米級和 CCWE。為了徹底檢查合成銅奈米微粒中銅物種的性質，對奈米銅粉的 XRPD 圖案進行測量和研究。圖8(e)所示的 XRPD 圖表明，由 CCWEs 合成的銅奈米微粒主要由金屬 Cu 和 Cu_2O 組成對於 Cu_2 θ= 36.4°、35.9°、60.8°和 61.1°的衍射峰 分別位於(111)和(220)面這些結果與文獻中 2θ =36.8°和 61.8°的結果一致。類似地，(111)和(220)面的 Cu 衍射峰在 2θ =本研究中的 41.7°、74.1°和 73.1°，獲得的結果與文獻從 $CuCl_2$ 形成 Cu_2O 並證明從 $CuCl_2$ 形成 Cu_2O，特別是由 CCWEs 和 $CuCl_2$ 製備的銅奈米微粒的晶體結構(圖8(e))也與純銅粉的晶體結構(圖8(f))。由於銅奈米顆粒在與大氣中的氧氣接觸時容易氧化，因此在此製備的銅奈米顆粒中存在氧氣，就純銅粉而言，其理化性質穩定，保持金屬銅狀態。此 XRD 和 FE-SEM/TEM 分析顯示，由 CCWEs 和 $CuCl_2$ 製備的銅奈米微粒的粒徑小於商業銅粉的粒徑。

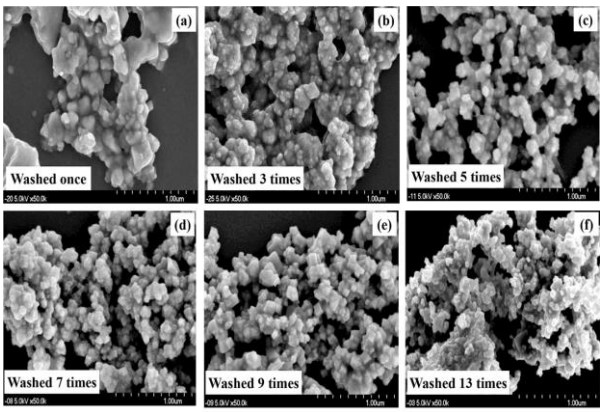


圖7 由 $CuCl_2$ 前驅物及 Triton X–100 界面活性劑所合成奈米銅微粒在乙醇清洗(a) 1, (b) 3, (c) 5, (d) 7, (e) 9, 及(f) 13 次之 FE–SEM 分析

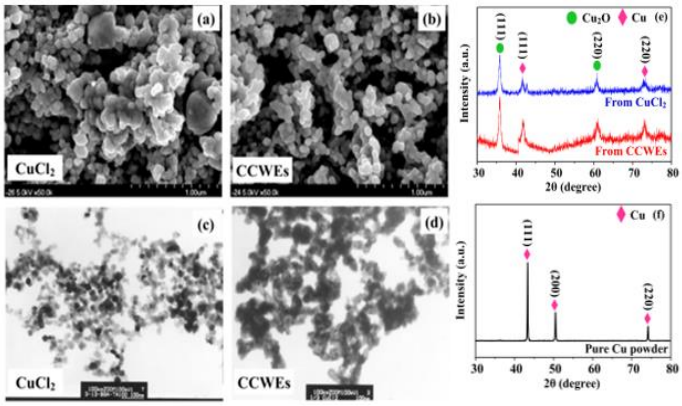


圖8 由 $CuCl_2$ 化學品溶液及廢蝕刻液所合成奈米銅微粒之(a)–(b) FE–SEM、(c)–(d) TEM 及(e) XRPD 分析；(f)市售純銅微粒之 XRPD 分析及比較

FE-SEM 分析用於 pH 值對於 CCWEs 合成的銅奈米微粒形態的影響，結果通過將 pH 值調節為 2、3.5 和 5 合成的銅奈米微粒的尺寸分佈分別約為 50-200、30-50 和 20-30 nm，在 pH=3.5 下形成的銅奈米微粒分散良好，直徑範圍為 30-50 nm。當 pH 值從 2 增加 3.5 時，可以看出銅奈米微粒的直徑從 50-200 nm 減小到 30-50 nm。此由於顆粒聚集的減少，粒徑減小到 20-30 nm，而 pH 值增加到 5。圖9(b)、(d)和(f)的 TEM 觀察結果與之前的一致結果，pH 值是影響奈米顆粒大小和穩定性的重要因素。

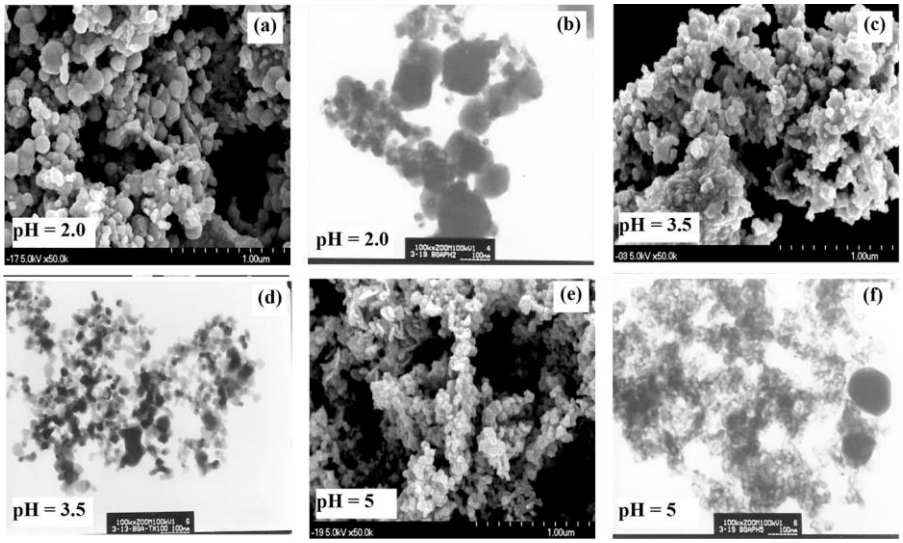


圖 9 由 $CuCl_2$ 廢蝕刻液及 Triton X–100 界面活性劑在 pH = 2.0、3.5 及 5.0 所合成的奈米銅微粒之(a)–(d) FE–SEM 及(e)–(f) TEM 分析

2. 奈米銅微粒之 XANES 光譜分析

XANES 光譜可以說明 Cu 金屬中心原子的吸收能與其氧化態相關，原則上 Cu 的第一個吸收峰(K-edge = 8979.0 eV)隨著其更高的氧化態向更高的吸收能量值移動。因此根據 Cu 的氧化態，Cu 物種的吸收能順序為金屬銅、Cu(I)和 Cu(II)，同樣圖 10 表示兩個樣品(商業 $CuCl_2$ 和 CCWEs)和三個銅標準(金屬銅、Cu_2O 和 CuO)可以觀察到金屬銅的吸收能量最低(8979.0 eV)，Cu(I)和 Cu(II)的吸收能分別為 8980.9 和 8983.4 eV，可以確定以純 $CuCl_2$ 化學品溶液和 CCWEs 合成的銅奈米微粒的組成主要為 Cu(I)和少量金屬銅，使用 EXAFS 光譜研究銅奈米微粒形成過程中銅奈米微粒的共價結構，銅奈米微粒是在合成過程中通過有限氧化劑(O_2)在非離子 w/o 微乳液中使用強還原劑 $NaBH_4$ 在 T=298 K 和 1 atm 下形成的。圖 11(a)和 11(b)表明由 $CuCl_2$ 和 CCWEs 製備的銅奈米微粒的分子構型相似。兩種奈米顆粒中的銅原子很可能主要通過 Cu-O(第一層)和 Cu-Cu(第二層)鍵進行配位。

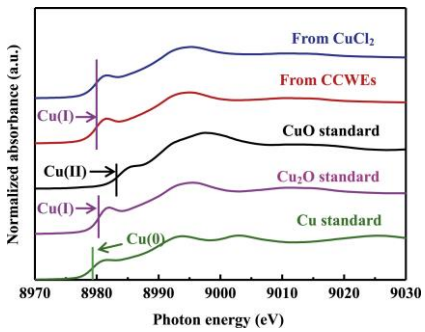


圖 10 由市售 $CuCl_2$ 所合成的奈米銅微粒之銅 XANES *K*-edge 分析

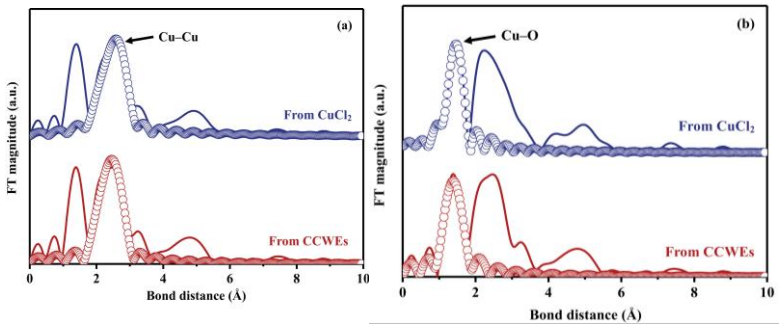


圖 11 由 $CuCl_2$ 化學品溶液及廢蝕刻液所合成奈米銅微粒之 EXAFS Cu *K*-edge FT 圖譜(a) Cu 及(b) Cu_2O 標準品(圓圈曲線是最好的擬合線

(五)銅奈米微粒在奈米流體熱傳導中之應用

實驗中在 pH=3.5 下，可以獲得的具有最佳尺寸的銅奈米微粒用於奈米流體應用，如

圖 13。銅奈米微粒分散溶液(0.1-0.5 wt.%)在超音波震盪 10 min 後靜置 1、4、5 和 7 h 之沉澱現象**錯誤！找不到參照來源。**(a)-(d))。銅含量與沈澱深度之間的相關性如圖 12(e)所示，連續沉澱 0.3 wt.%的銅奈米顆粒溶液，在 4、5 及 7 h 形成 8.0 和 9.0 mm 的沉澱深度。對於其他不同銅含量的溶液，其沉澱深度在 4 h 首先增加至 2.0-3.0 mm，然後在 5 h 時略有下降至 1.0-1.5 mm。最後在 7 h 後恢復到原來的 2.0-3.0 mm。圖 12(f)中的 TEM 圖像分析觀察到銅奈米微粒在奈米流體中的分散，這顯示由 $CuCl_2$ 合成的球形銅奈米微粒直徑為 65-90 nm 的溶液，顆粒的尺寸減小，並且在奈米流體中實現良好分散性。此結果表示可以通過添加不同的銅含量來調節銅奈米流體中的溫度和熱通量。

圖 13(a)–(f)表明 0.0–0.5 wt.%的銅奈米微粒分別在 120、90、80、70、55 和 50 sec 後達到指定的最終溫度 90°C。從此結果可以瞭解 0.4 和 0.5wt.%之銅奈米微粒達到指定的最終溫度(90°C)所需的時間短於低重量百分比的銅奈米微粒所需的時間。由此可知，熱導率的提高會隨著溫度的增加而增加，且此快速增加的速率取決於奈米微粒的重量百分比。在圖 14(a)中發現 0.0-0.5wt.%的銅奈米微粒的升溫速率(T/T_0)曲線清楚地說明，溫升和溫升比(T/T_0)隨著添加的銅奈米微粒的重量百分比增加。該結果說明可以通過添加不同重量比例的銅奈米顆粒來調節導熱率。此外，將計算的傳熱係數轉換為方程式中所示的傅里葉傳熱定律(Fick law)，添加 0.5～0.1wt.%得到的重量比為 2.5。觀察到銅奈米微粒的重量百分比的增加相對於熱通量的速率增加(即 $-\Delta q/\Delta t$ 的斜率更大)，如圖 14(b)所示。

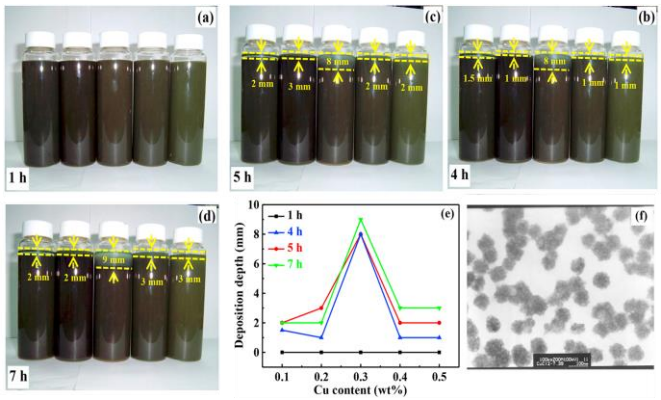


圖 12 奈米流體中添加不同奈米銅微粒 0.1–0.5 wt% (從左至右)靜置(a) 1、(b) 4、(c) 5 及(d) 7 h 之外觀情形；(e) 靜置 1、4、5 及 7 h 之沉澱深度；(f)由廢蝕刻液所合成奈米銅微粒之 TEM 分析

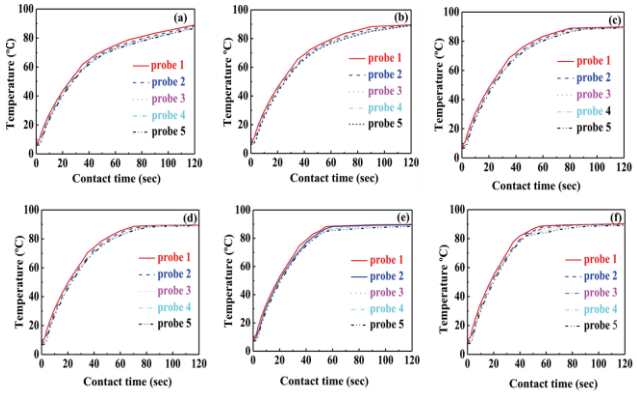


圖 13 添加不同重量比例之奈米銅微粒(a) 0.0、(b) 0.1、(c) 0.2、(d) 0.3、(e) 0.4 及(f) 0.5 wt%之奈米流體溫度變化率

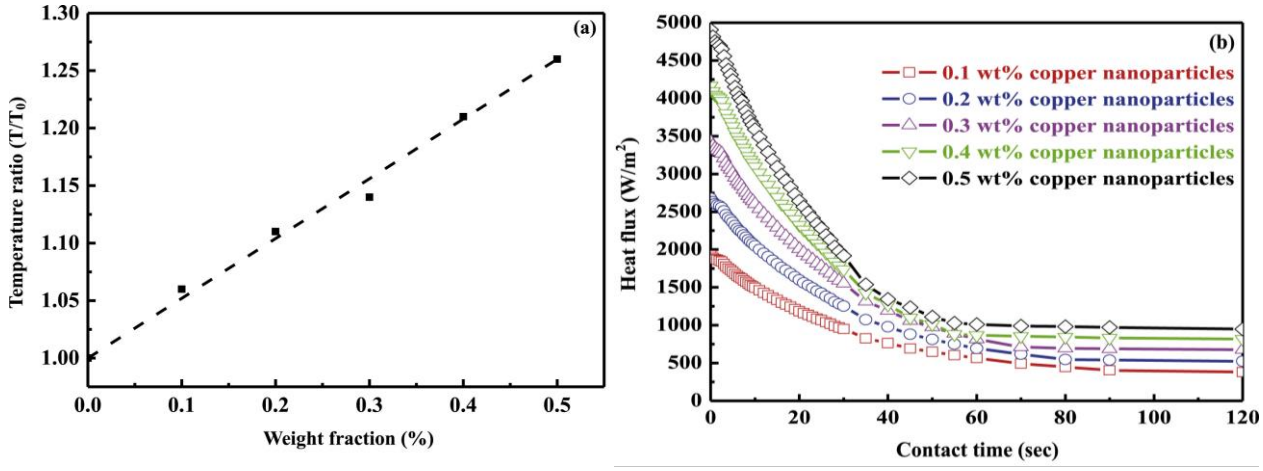


圖14 奈米流體中添加不同重量比例奈米銅微粒 0.1–0.5 wt%與(a)溫度變化率及(b)熱通量率之關聯圖

(六)銅奈米微粒之工程放大製造技術

在本研究開發的產業技術的基礎上，設計銅奈米微粒的工程放大製程及基本設計概念(如圖15所示)。含 $CuCl_2$ 廢蝕刻液的處理首先從 PCB 製造過程中收集並儲存在槽桶或是槽車中，作為銅奈米微粒生產的原料。後續再將 $CuCl_2$ 廢蝕刻液輸送到回收槽中，通過微乳化程序回收奈米銅粉體。微乳化液的構造如圖15中 $CuCl_2$ 廢蝕刻液回收槽下方所示。銅奈米微粒包覆有一層由表面活性劑(Triton X-100)和助表面活性劑(正己醇)組成的薄層，具有明顯的親水性和疏水端將奈米微粒分散於溶液中。兩種表面活性劑的疏水尾端錨定在銅奈米微粒的外層，另一親水尾部則以規則的環狀排列分散到水相中，圍繞著銅奈米微粒。如此，便可以有效地避免奈米微粒因凡德瓦力的吸引而聚集。更有趣的是氫的形成發生在使用還原劑($NaBH_4$)，將銅陽離子還原為金屬銅的過程中($2Cu^{2+} + BH_4^- + 4OH^- \rightarrow 2Cu + B(OH)_4^- + 2H_2$)，這種產氫可以作為 H_2 產品進行收集和純化以供銷售。在收集金屬銅奈米微粒之前，需要從液體混合物中分離和純化。這些在油相中分散良好的銅奈米微粒從混合溶液中分離出來，然後水相可以位於分離器 I 的底部排出。此外，油相中的銅奈米微粒能在分離器 II 中被提取和純化，最後再從分離器 II 的底部收集純化的銅奈米顆粒以供進一步後續之產業應用。

(七)評估合成溶液和 PCB 廢蝕刻劑中銅奈米微粒的回收效率

在實驗上，以每小時 100 kg 溶液的設計為基礎，評估重量計算如方程所示對於 100 kgh^{-1} 的模擬合成溶液：

Volume of100 kgh^{-1}synthetic $CuCl_2$ solution= [weight of $CuCl_2$ solution] / [density of $CuCl_2$ solution] = 100 kg h^{-1}/1.35 kg L^{-1} = 74.07 Lh^{-1}

Weight of $CuCl_2$ in synthetic solution = 1.99 kgh^{-1}; Weight of Cu in synthetic solution = 0.94 kgh^{-1} Weight concentration of Cu in synthetic solution = 1:99 wt.%; For 100 kg h^{-1} of PCB waste etchants = 88.48 kg h^{-1}.

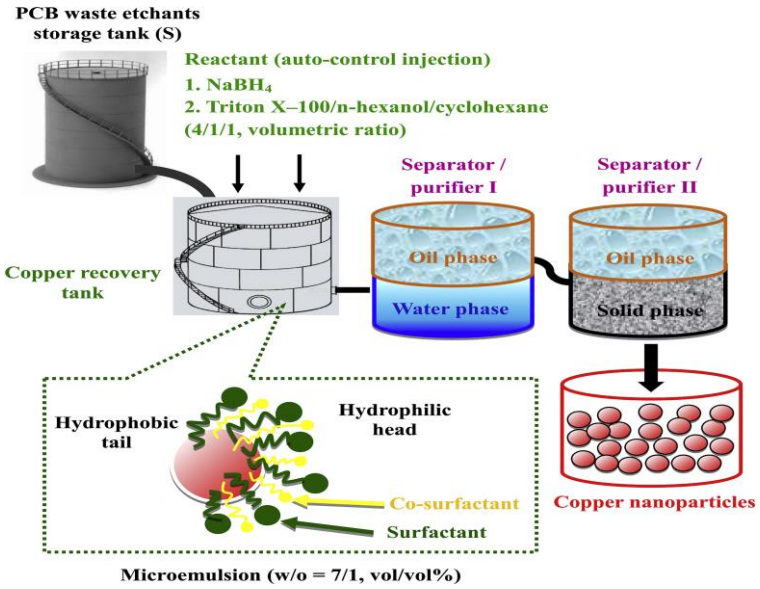


圖15 由實際工業 PCB 廠蝕刻製程中 $CuCl_2$ 廢液及濃縮後之微蝕刻廢液利用微乳化法回收奈米銅微粒之回收製程概念說明

表3說明由模擬合成溶液和 $CuCl_2$ 廢蝕刻液廢製備的銅奈米微粒的純度分為 99.92 wt% (>99.90 wt.%)，大多數鈉金屬離子溶解在液相中，然後在 9 次洗滌後在微乳化作用期間從產品中除去。其他重金屬的比例也降低到不可檢測範圍 (<100 ppm)。因此，模擬合成溶液和 $CuCl_2$ 廢蝕刻液廢中的銅奈米微粒皆可以回收再利用，故微乳化作用過程中銅奈米微粒的重量損失可以忽略不計。對於 PCB 之 $CuCl_2$ 廢蝕刻液廢，銅陽離子的濃度為 88.48 wt.%，適合作為通過微乳化作用徑，有效回收銅奈米微粒作為奈米流體的原料。

除了說明回收技術內容外，還根據最新的反應物和產品價格(網路牌價)，對這種設計的銅生產技術的成本評估進行評估(請參見

表4)。目前高純銅粒子和奈米微粒的最新價格分別為 6,728 美元/噸和 50,000-60,000/噸，顯示從 PCB 之 $CuCl_2$ 廢蝕刻液中，回收銅奈米顆粒是一個經濟而具有前瞻性的製程。此外，10-TPD 和 20-TPD 從 PCB 之 $CuCl_2$ 廢蝕刻液中回收技術用於銅奈米顆粒生產的經濟效益經由幾個項目進行評估，包括初始資本投資、生產成本、現金流入和投資回報。在從 PCB 之 $CuCl_2$ 廢蝕刻液中生產銅奈米微粒之前，初始資本投資(initial capital investment)是相當關鍵而重要。一般來說，初期資本投資與生產規模成正比。分別為 2,000,000 美元(10-TPD)和 3,500,000 美元(20-TPD)。此外，10-TPD (600,000 美元)和 20-TPD(1,050,000 美元)的第二年

和第三年的初始資本投資(約為第一年的 30%)，需要支付設備維護費和折舊費。此外，從第一年到第三年的 10-TPD 和 20-TPD 回收過程的現金流(cash inflow)入也如表 4 所示。基於目前網站牌價，揭示從 PCB 之 $CuCl_2$ 廢蝕刻液中回收銅奈米粒子的過程與銅價的逐年上漲成正比(設定每年以 2.0%成長計算)。生產成本(production cost)包括廢蝕刻液原料成本、人事費、稅金、水電費等，並設定每年生產成本以 3.0%成長計算。因此，從 PCB 之 $CuCl_2$ 廢蝕刻液中回收銅奈米粒子規模 10-TPD 或 20-TPD 回收技術的預期回收年期(payback years)分別約為 2.63 年或 2.35 年。此工程放大設計之 10-TPD 和 20-TPD 試驗工廠皆為自動控制(以 220 工作天/年為設計基準)，原料、數據處理(電腦直接讀出)和採用 PID 自動控制，故僅需要兩名操作員來執行回收工作及維護。

表 4 由從 PCB 之 $CuCl_2$ 廢蝕刻液及濃縮後之微蝕刻廢液回收奈米銅微粒 10–TPD 及 20–TPD 生產廠理廠之經濟成本評估

	現金流量	(1,000 美元為單位)				
	10-TPD			20-TPD		
	第一年	第二年	第三年	第一年	第二年	第三年
初始資本投資	200.00	60.00	60.00	350.00	105.00	105.00
生產成本	37.86	39.53	41.47	70.76	74.64	78.23
現金	55.00	55.61	56.24	110.00	111.22	112.48
回收年期(年)		**2.63**			**2.35**	

四、結論

本研究乃主要是從 PCB 之 $CuCl_2$ 廢蝕刻液及濃縮後之微蝕刻廢液，進行銅成分資源回收，利用微乳化程序法製備高附加價值具有高傳熱性之奈米銅粉，亦可回製程作為銅原料，深具資源再生及回收的經濟價值，並吻合循環經濟(circular economy)之世界潮流趨勢及永續環保之終極目標。重要結論說明如下：

1. 經由文獻 Limin 等人我們得知本實驗可以在常溫常壓的情況下進行合成奈米銅微粒，此特性不管在合成或是應用更甚至是工業上生產是絕對有利的。
2. 本研發測試以氯化銅蝕刻廢液取代文獻 Limin 等人的氯化銅溶液當作鹽類前驅物，經由 TEM、XRPD 等儀器的鑑定，得知本實驗成功的製備出奈米級(約 20~70 nm)的銅粉微粒。
3. 由 Scherrer equation 計算後得到本實驗所合成之奈米銅微粒粒徑約為 20 nm 與 TEM 及 FE-SEM 分析所觀察的粒徑大小結果相符。
4. 從 XPS 表面分析經由 XPSPEAK 分析軟體進行分析所得到的擬合曲線，可發現由氯化銅溶液所合成的奈米銅微粒其表面含有零價的 Cu、一價的 Cu_2O 及二價的 CuO、而以氯化銅蝕刻廢液所合成的奈米銅微粒其表面含有零價的 Cu

及一價的 Cu_2O，此結果也可以解釋在 XPS 縱深分析時得到以氯化銅溶液所合成的奈米銅微粒其氧化膜為何較厚之可能原因。

5. 本研發所合成出之奈米銅微粒中含有 Cu 及 Cu_2O，雖然與文獻 Limin 等人中所合成出的奈米銅產品結果相同，但所合成出之奈米銅微粒如果要當作 Cu 觸媒或是其他的工業或是研究用途時，則需要再進一步的加以純化後使用。
6. 由 $CuCl_2$ 化學品溶液和 CCWEs 兩種樣品和三個銅標準(金屬銅、Cu_2O 和 CuO)可以觀察到金屬銅的吸收能量最低(8979.0 eV)，Cu(I)和 Cu(II)的吸收能分別為 8980.9 和 8983.4 eV，可以確定以純 $CuCl_2$ 化學品溶液和 CCWEs 合成的銅奈米微粒的組成主要為 Cu(I)和少量金屬銅。
7. 經由 EXAFS 光譜分析可得，具有 1.85±0.02Å (2.69±0.02 Å)的 Cu-O (Cu-(O)-Cu)鍵距離和 1.39±0.05 (3.50±0.05)的配位數之合成銅奈米微粒精細結構。
8. 由熱傳導係數實驗可知奈米流體的 100%隨著銅奈米粒子的重量百分比顯著增加。更能瞭解銅奈米顆粒重量百分比的增加相對於熱通量的速率增加。
9. 由從 PCB 之 $CuCl_2$ 廢蝕刻液及濃縮後之微蝕刻廢液回收奈米銅微粒 10–TPD 及 20–TPD 生產廠理廠之經濟成本評估，可以初步估算回收年期分別為 2.63 年和 2.35 年。

五、參考文獻

1. Rocchetti, Laura et al. "Printed circuit board recycling: A patent review." Journal of Cleaner Production 178 (2018): 814-832.
2. Guo, Yi, et al. "Recovery of copper from printed circuit board (PCB) acidic etching wastewater: Ammonia regulates the crystallization of high valued copper salt." Surfaces and Interfaces 31 (2022): 101969. https://doi.org/10.1016/j.surfin.2022.101969
3. Chang, Yan, et al. "Closed-loop electrochemical recycling of spent copper(II) from etchant wastewater using a carbon nanotube modified graphite felt anode." Environmental science & technology 52.10 (2018): 5940-5948.
4. Kumari, Rima et al. "A critical review of the pre-processing and metals recovery methods from e-wastes." Journal of Environmental Management 320 (2022): 115887. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115887
5. Han, Jun, et al. "Improvement of the crushing effect of waste printed circuit boards by co-heating swelling with organic solvent." Journal of Cleaner Production 214 (2019): 70-78.
6. Zhu, Xiang-nan, et al. "Cleaner approach to the recycling of metals in waste printed circuit boards by magnetic and gravity separation." Journal of Cleaner

Production 248 (2020): 119235. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119235

7. Wang, Huaidong, et al. "Recovery of waste printed circuit boards through pyrometallurgical processing: A review." Resources, Conservation and Recycling 126 (2017): 209-218.
8. Cui, Hao and Corby G. Anderson. "Literature review of hydrometallurgical recycling of printed circuit boards (PCBs)." Journal of Advanced Chemical Engineering 6.1 (2016): 142-153.
9. Li, Huan, et al. "Hydrometallurgical recovery of metals from waste printed circuit boards (WPCBs): Current status and perspectives–A review." Resources, Conservation and Recycling 139 (2018): 122-139.
10. Li, Huan, et al. "Extraction of copper and the co-leaching behavior of other metals from waste printed circuit boards using alkaline glycine solutions." Resources, Conservation and Recycling 154 (2020): 104624. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104624
11. Zhang, Kaihua, et al. "Recycling of indium from waste LCD: A promising non-crushing leaching with the aid of ultrasonic wave." Waste Management 64 (2017): 236-243.
12. Bui, Trung Huu, et al. "Facile recovery of gold from e-waste by integrating chlorate leaching and selective adsorption using chitosan-based bioadsorbent." Journal of Environmental Chemical Engineering 9.1 (2021): 104661. https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104661
13. Jadhao, Prashant Ram, et al. "Environmentally friendly approach for the recovery of metallic fraction from waste printed circuit boards using pyrolysis and ultrasonication." Waste Management 118 (2020): 150-160.
14. Vaškelis, A., et al. "Copper hydride formation in the electroless copper plating process: in situ X-ray diffraction evidence and electrochemical study." Electrochimica acta 43.9 (1998): 1061-1066.
15. Qi, Limin, et al. "Synthesis of copper nanoparticles in nonionic water-in-oil microemulsions." Journal of colloid and interface science 186.2 (1997): 498-500.
16. Mdlovu, Ndumiso Vukile, et al. "Recycling copper nanoparticles from printed circuit board waste etchants via a microemulsion process." Journal of Cleaner Production 185 (2018): 781-796.

半導體封裝電鍍廢水回收技術與重金屬污泥再利用

彭柏頤*、蘇鈺荃**、蔡旻杰***、黃任榆****、吳俊湧*****

摘　要

電鍍廢水(Plating Wastewater)為半導體封裝製程中以增加晶片的導電性及抗氧化性流程所產生之廢水，佔封裝製程產出之大宗廢水來源之一，其水質含有高濃度之重金屬離子(10~500ppm)具有經濟價值；業界常見為使用化學混凝加上沉澱程序，使水中重金屬離子形成污泥且利用固液分離原理，沉降淨化廢水及產出重金屬污泥。由於因添加混凝劑預期污泥中鐵鹽、鋁鹽等雜質含量較高，使銅、鎳金屬含量降低影響回收價值；另以樹脂直接吸附方式過濾處理，仍有樹脂再生廢液等衍生問題。

本回收技術主要著重於有效分離電鍍廢水之重金屬，應用管式膜及逆滲透膜(ReVerse osmosis)連續進水處理電鍍廢水，回收原本需要排放的電鍍廢水，另可獲得低雜質且高純度之重金屬污泥，作為再利用之原料。主要方式利用化學沉澱且不需添加混凝劑，使重金屬離子形成氫氧化物，再經管式膜過濾後，經由物理壓濾(板框脫水機)方式收集金屬氫氧化物，藉此獲得低雜質且高純度之重金屬污泥，交由廢棄物再利用廠商加工後投入其他相關產業應用；另產水則經由 2-pass 逆滲透膜處理後，亦可回收至次級用水使用。此技術不僅可提升水回收率、亦可提高處理程序中產生污泥的再利用價值，達到永續發展並創造循環經濟之效益。

【關鍵詞】電鍍廢水回收、重金屬污泥、循環經濟。

---

*矽品精密工業股份有限公司　技術經理
**矽品精密工業股份有限公司　資深工程師
***矽品精密工業股份有限公司　技術副理
****矽品精密工業股份有限公司　技術部經理
*****矽品精密工業股份有限公司　副處長

一、前 言

考量目前國際企業發展趨勢以環境保護、社會責任、公司治理等 ESG 目標為永續發展之目標，業界應發展綠色技術於廠務製程，以提高污染防治改善及因應國際環保趨勢，因此本公司內部推行之回收水技術相較於傳統處理程序，除處理水質可符合廠內次級用水品質、使用 pH 值調整取代藥劑混凝降低成本、產出之污泥雜質成分較低具廠商回收利用之價值。

二、電鍍廢水處理現況

(一)電鍍廢水產出來源及其危害性

工業排放廢水種類眾多，電鍍廢水為其中一種，而電鍍廢水又因來源製程不同而性質有所差異，但一般而言以廢水中的酸、鹼、鹽類及重金屬成分為有害物質，未經處理排放易造成環境及生態汙染及衝擊，下表 1 為電鍍廢水中汙染物質對環境之有害影響。

表 1 電鍍廢水中汙染物質之有害特性

污染物質	環境影響
酸及鹼	作物適合土壤 pH 值於 4.5~7.0 之間，如 1.土壤 pH 值太低，則非溶解性之鐵、鋁大量溶出，產生鐵、鋁毒害。2.土壤 pH 值太高，則鐵、錳、銅及鋅等微量元素形成不溶解之氫氧化物，引起作物微量元素缺乏及生育障害等症狀。
重金屬	工業廢水中常有重金屬為砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛及鋅等，其中部分元素為作物生長所需，但過量則會造成毒害。
鹽類	鹽類係指銨鹽、氯、硫化物、氟化物、硫酸鹽及硝酸鹽等，灌溉水中鹽類離子過高，則產生高滲透壓，作物之吸水作用受到抑制，高濃度短時間鹽害枯萎，低濃度長時期鹽害引起根部腐敗，同時引起其它生理機能之衰退。

(二)半導體封裝電鍍廢水來源

封裝製程過程中產出多種且成分、濃度皆為不同之廢水，如下圖 1 所示，以本公司封裝製程為例，包含電鍍廢水、含硼廢水、DHF 廢水、有機廢水、一般酸鹼廢水等，由圖中電鍍廢水來源為光罩清洗及鍍錫兩個站點，並統一收集至收集槽中再進行後續處理。

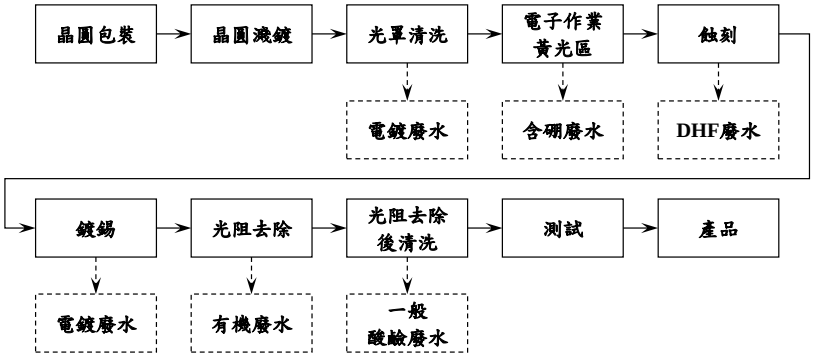


圖 1 封裝製程及產出廢水類別

(三)半導體封裝電鍍廢水處理系統

目前本廠處理製程中所產生的電鍍廢水主要流程如圖 2 所示，廢水經收集至原水槽中進入 pH 調勻池進行 pH 值調整，經快混、慢混、沉澱程序後，上澄液部分流經中繼槽，並確認水質達去除標準後才至最終處理單元；另沉澱污泥經濃縮由脫水機單元處理並集中至有害污泥處理單元進行後續處置。此方法廢水處理流程之放流水雖可優於放流水質標準，但無法回用於廠中；而污泥因混合混凝劑導致其雜質過多，一、為污泥的產出增量使處置成本費用增加，二、為摻入其他處理流程之泥水使成分更加複雜，其再利用的困難度提升。

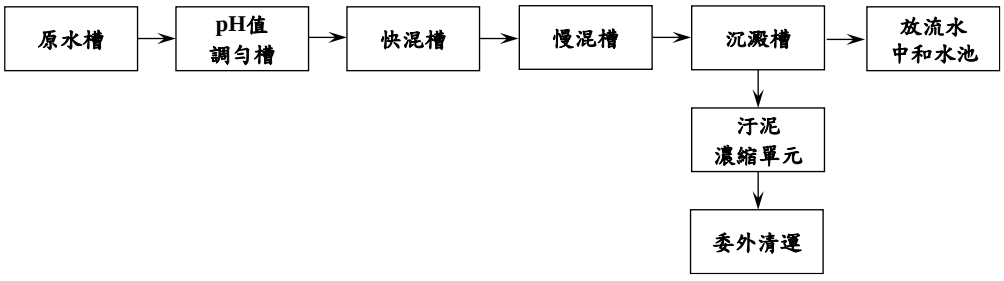


圖 2 電鍍廢水處理系統產物產出流程

三、半導體封裝電鍍廢水回收水技術

(一)半導體電鍍廢水回收水系統概述

本廠電鍍廢水於廠中先進行進行收集，廢水的 pH 值介於 1~2 之間，水質中 COD 濃度及 TOC 濃度均不高，主要的重金屬離子為鎳與銅，其濃度分別為 <10 mg/L 及 < 500 mg/L。後續處理流程如圖 3。

本回收水技術重點於廢水收集後，藉由 pH 調整產生重金屬氫氧化物，待前處理槽中污泥沉降後，排入板框壓濾機中進行壓濾處理，排出污泥經合格再利用廠商回收後再製為各式金屬原料或鹽類產品;經出去大部分之重金屬離子之廢水，於中繼水槽輸送至 UF 單元中進行超過濾流程，採用錯流式過濾，降低阻塞之問題並可有效過濾廢水中之重金屬氫氧化物及懸浮雜質等，後續以 RO 單元過濾去除水中離子，降低電導度，經由 2-pass RO 產水經選別機制如下述，①金屬離子符合標準，但導電度≧250us/cm 則需排放至廠內放流池；②金屬離子符合標準且導電度<250us/cm 產水可作為次級之補水水源。

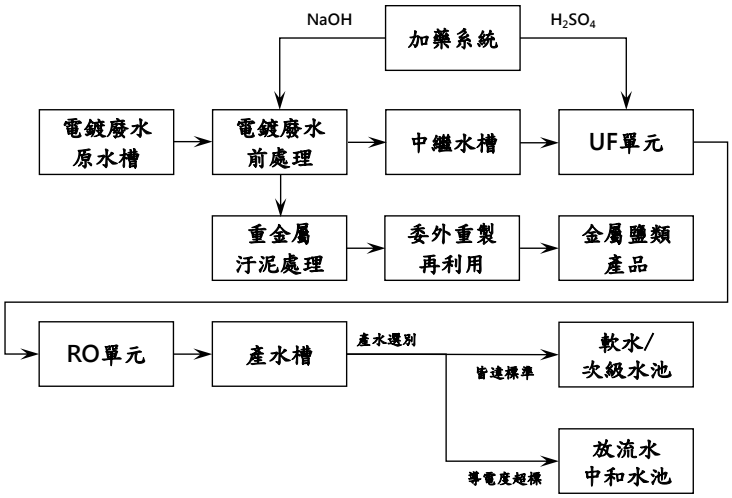


圖 3 電鍍廢水回收水技術流程圖

(二)回收水系統模廠試運轉結果

本回收水系統於實廠應用前先進行模廠運行，探討其運作過程中可能遭遇之困難及問題，進一步修正實廠設置中各部分單元及系統之參數設定，另外監測各階段中水質變化，驗證系統之有效性。

1. 水質導電度

水質導電度分別觀察 pH 調整池及 RO 單元產水端之變化，如圖 4 所示，pH 調整池之導電度介於 2500~4000 μs/cm，而廢水經 UF 單元、一級 RO 單

元過濾處理後導電度降至 200~1400 μs/cm；二級 RO 單元處理後導電度降至 30 μs/cm 以下，導電度數值意義代表水中游離陰、陽離子的多寡，表示廢水經本回收技術處理後，於二級 RO 產水端水中之離子明顯降低，水質明顯改善。

2. 產水水質銅鎳濃度

產水水質銅鎳濃度之結果如圖 5 所示，由結果可知廢水經 UF 單元過濾後，銅、鎳離子濃度分別低於 0.039 mg/L、0.448 mg/L，去除率分別為 99.99%、97.8%；由測試模組一級 RO 單元過濾後，銅、鎳離子濃度分別低於 0.029 mg/L、0.277 mg/L；二級 RO 單元過濾後，銅、鎳離子濃度平均接近 0.002 mg/L 以下並低於偵測極限，可證明廢水經 UF 單元後即可去除大部分水中銅、鎳離子，而再經由 RO 單元處理後銅、鎳離子濃度可幾乎完全去除。

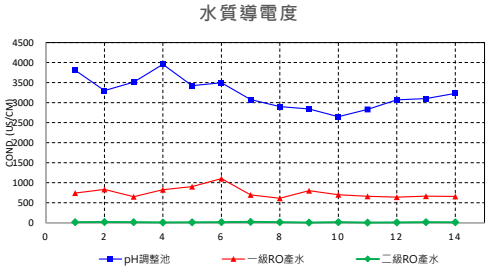


圖 4 回收水水質導電度

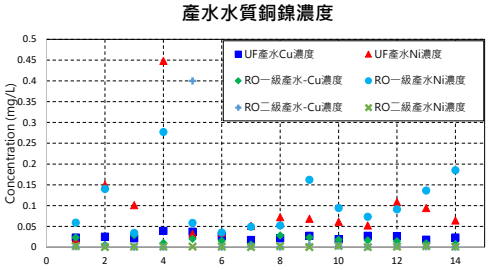


圖 5 回收水產水水質銅鎳濃度

3. UF 單元操作監控

UF 單元之操作狀況是否正常，由圖 6 入口、產水、濃排端監測壓力及流量隨觀測時間點為變化可知，系統運作壓力及流量變化位於操作開始及結束，運作期間壓力及流量變化保持穩定。

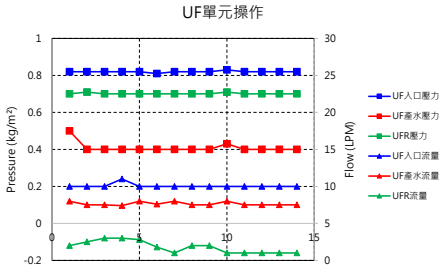


圖 6 UF 單元操作壓力及流量

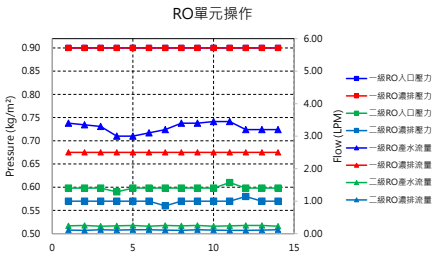


圖 7 RO 單元操作壓力及流量

4. RO 單元操作監控

RO 單元之操作紀錄為圖 7，圖中表示一級、二級 RO 入口、產水、濃排端監測壓力及流量隨觀測時間點之變化，由圖可知，一級 RO 入口壓力於

操作開始前段有明顯變化，後續壓力保持穩定；其餘壓力監測端過程保持穩定，流量部分各監測點變化穩定，差異在於一級 RO 產水及濃排之流量大於二級 RO 產水及濃排。

5. 系統水質檢測結果

下表 2 為各階段水質檢測結果，說明重要項目如下，一般類別中可知水質於各階段處理後，導電度、總硬度、懸浮固體、總溶解固體物等項目測值下降；而陰離子類別中可知 UF 產水經 RO 處理後鹽類含量也明顯下降；陽離子中重金屬離子在原水階段經 pH 值調整後，銅、鎳離子含量大幅下降，再經 RO 後已接近微量或低於偵測極限。

表 2 各階段水質檢測結果

檢測項目		原水水質	UF 產水水質	一級 RO 產水水質	二級 RO 產水水質
一般性質	pH	1.93	9.49	6.8	5.85
	導電度 (μmho/cm)	12,133	2,920	787.2	10.2
	總硬度 (mg/L)	--	2.2	0.22	0.001
	懸浮固體 (mg/L)	--	<2.5	ND	--
	總溶解固體物 (mg/L)	6.037	2,230	541	6.75
	濁度 (NTU)	--	2.5	0.71	--
	總有機碳 (mg/L)	19.79	28.8	--	--
	化學需氧量(COD) (mg/L)	57.52	37.7	ND	--
陰離子類別	硫酸鹽 (mg/L)	--	1,010	24	0.02
	硝酸鹽 NO_3^-	--	149	--	4.052
	亞硝酸鹽 NO_2^-	--	<3	--	--
	磷酸鹽 (mg/L)	--	3.62	1.5	ND
	氯鹽 (mg/L)	7.93	34.6	55	0.02
	氟鹽 F^-	--	<3	--	0.006
	氨氮 NH_3-N	0.74	0.046		0.001
	鈣 (mg/L)	0.22	--	0.11	0.001
	鎂 (mg/L)	2.96	--	--	ND
	銅 (mg/L)	394.93	0.021	ND	ND
	鐵 (mg/L)	0.07	0.0481	0.01	ND
	鎳 (mg/L)	7.77	0.072	0.052	ND
	鋁 (mg/L)	--	--	0.03	--
	鉀 (mg/L)	204.37	--	63.52	2.399
	鋅 (mg/L)	0.35	--	--	--
	硼 (mg/L)	0.63	--	0.6	ND

"--"為未檢測；"ND"為低於偵測極限。

(三)回收水系統產出污泥性質

1. UF 單元過濾驗證

由前述之水回收技術流程中可知，本技術中 UF 管式膜尤為重要，用於去除經 pH 值調整後之廢水中的重金屬氫氧化物，如銅、鎳離子等，為證明經沉澱後知懸浮物質能被 UF 管式膜攔阻住，本部分以經調整 pH 值後之電鍍廢水以雷射粒徑分佈分析，並比對 UF 管式膜之濾徑作為驗證。

圖 8 為經 pH 值調整後之廢水，調整後之 pH 值為 9，經雷射粒徑分析之粒徑分佈結果如圖 9，結果顯示廢水中重金屬氫氧化物顆粒粒徑分佈介於 1μm ~ 300μm 之間，粒徑富集於 2 -10 μm 及 30 -80 μm 兩種粒徑範圍之間，對應 UF 管式膜之濾徑大小介於 0.3μm~1μm，可過濾廢水中 99%以上之重金屬氫氧化物顆粒。

圖 8 pH 值調整後之電鍍廢水

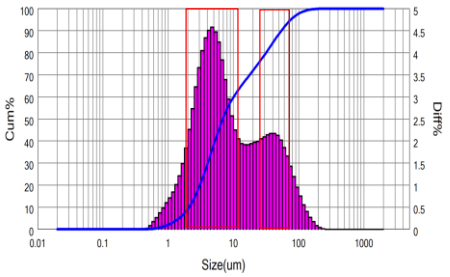


圖 9 雷射粒徑分佈分析結果

2. 污泥重金屬含量比例變化

為驗證污泥經本回收技術(UF+RO 處理程序)所產生的污泥於重金屬銅、鎳含量比例上較廢水使用混凝膠凝程序上提高，分別採集兩種不同處理流程產出之污泥餅，以 105℃烘乾結晶水後研磨至小於 200 篩目粒徑，以王水及氫氟硼酸搭配微波輔助酸製作污泥消化液，並以感應耦合電漿放射光譜儀分析消化液中銅、鎳含量後，換算固體中含量，分析結果如表 3 所示。

含水率差異來自於樣本取樣時間點不同，而在銅及鎳濃度可發現本回收技術產出之污泥較混凝膠凝程序高出一倍，由於混凝膠凝加入大量如混凝或助凝劑等(PAC、鋁系或鐵系藥劑)，於污泥濃縮階段將大量留在固體物當中產生大量雜質，不利後續污泥再利用。

表 3 不同處理程序產出污泥之銅、鎳濃度

測試項目 / 程序別	含水率(%)	銅(%)	鎳(%)
UF+RO 程序	78.45	9.39	2.94
混凝膠凝程序	31.12	4.55	1.39

3. 污泥再利用探討

探討本回收技術流程產出之污泥再利用路徑如圖 10 所示，後續由委外廠商清運後作為原料，可經由冶煉、熔煉等方式分離污泥中的銅、鎳、錫等較為有價之金屬，再以溶解於酸中以電析方式提高純度，或產製硫酸鹽、氯鹽等工業製程原料，目前本廠提高污泥中銅、鎳含量後，污泥產出量降低節省清運成本，銅、鎳含量提高廠商收購意願及成本，以本技術比較傳統技術可降低企業處理成本 40%。

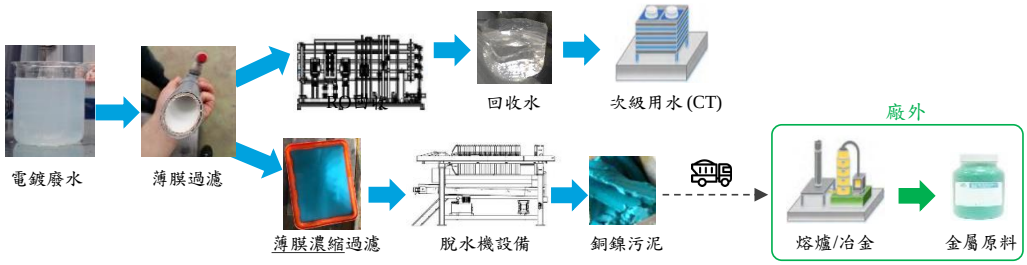


圖 10 污泥產出及再利用流程圖

四、結　論

因應目前高科技產業提倡環境保護、永續經營的趨勢，目前發展相關廠內回收技術及循環經濟為顯學，本回收技術著重於有效分離電鍍廢水之重金屬，應用管式膜及逆滲透膜(ReVerse osmosis)連續進水處理電鍍廢水，回收原本需要排放的廢水，另可獲得低雜質且高純度之重金屬污泥，作為再利用之原料。此技術不僅可提升水回收率、亦可提高處理程序中產生污泥的再利用價值，達到永續發展並創造循環經濟之效益。

五、參考文獻

1. 李國欽、林浩潭、賴七仙，「硬脂酸鎘製造工廠排放渠道灌區土壤水稻中重金屬含量調查與相關關係探討」，第二屆土壤污染防治研討會論文集，國立臺灣大學農業化學系，1990 年。
2. 吳旭峰，「提升水回收效益之研究--以 IC 封測廠為例」，碩士論文，工學院永續環境科技學程，國立交通大學，2010 年 8 月。
3. 章日行、唐政宏、沈善鎰、許洋銘，「不同物化技術處理實廠含銅、鎳重金屬廢水之研究」，研討會論文，2010 土木與生態工程研討會，2011 年 11 月。

4.徐揚鈞,「化學沈降法去除重金屬離子時沈降顆粒粒徑的影響與控制研究」,碩士論文,環境工程研究所,國立中興大學,1993 年 08 月。

廢木處理應用於營建循環經濟之初探研究

潘威佑*、詹穎雯**

摘　要

台灣四面環海，且全島為高峻陡峭之山勢地貌，山陵線為北北東延至南南西之方位走向。遇颱風雨季來臨，山陵上易有高大之殘枝落木依順鄰近河川流域而下，易常淤積於出海口及鄰近海域範圍之內。依據台灣農委會林務局相關統計，每年台灣累積漂流木 4~5 萬噸，而八八風災時期，甚至高達 98 萬噸以上。尤其台灣東部累積數量佔西部地區 2 倍以上，其量甚為可觀之外，相關漂流木處裡尚未有妥善的管理處制機制，造成國家林業資源的耗損，實為可惜! 近年來循環經濟政策在政府與民間相關單位合作之下，對於廢棄物再利用而言，其發揮範圍極為廣泛。依據內政部營建署對於營建廢棄物分類標準當中，將廢木材應用劃入營建混合物當中進行再利用處置，並有效發揮在營建循環經濟可期性之作為。

本研究探討目前台灣對於漂流木應用在營建廢棄物當中之可期效應，並針對近年來台灣對於漂流木應用發展進行說明，同時運用飽水度模態試驗；說明木材浸泡海水膨脹效應，廢木藉由力學性質概念，了解再製營建材料之應用成效；並與混凝土搭配其假設工程之效應，進行初步之探討與分析，達到其材料多元再應用之特性。

【關鍵詞】營建廢棄物、營建循環經濟、林業資源、廢木處理

---

*國立台灣大學土木工程學系 博士候選人

**國立台灣大學土木工程學系 教授

一、緒論

(一) 研究動機

台灣依據林務局統計，全國林地覆蓋比例高達 61%，極大部分分布在中部及東部地區，木質本身在生長時期會累積二氧化碳，多數木種的群集就會讓累積二氧化碳變多，尤其森林每年可吸收約 5 億噸的碳；因此就會形成所謂碳匯(Carbon sink)群集。其中這些生長的林木就會隨著每年梅雨季及颱風季節，因降雨而影響上游林地植被柔軟土壤地區的根鬆錯動，造成部分林木滾落至河海下游地區，影響生態環境及相關人為船隻的損耗，這些滾落的林木堆積在河海交流處或漂浮在海面上者均稱為漂流木。

漂流木屬於廢棄木材的一種類型。廢木的種類應用甚比漂流木可用範圍更廣。

根據統計，全台漂流木數量每年高達 20 萬噸。加上分散各地之廢木總數，更可高達 50 萬噸左右。根據 2020 年環保署統計，廢木再利用比率可達 72%。若將廢木與漂流木進行有系統的規劃與處理，應有其多元之應用。

(二) 研究目的

藉由營建循環模式，朝向以零排放、零廢棄為主要目標。並考量建物本體之生命 週期(The life cycle) 。將漂流木及廢木進行可再生、可回收之目標機制。確定能將每一項資源進行最有效之應用。利用循環經濟當中，在生產、流通和消費等過程中進行的減量化、再利用、資源化活動。依據歐盟定義，利用維持原產品、材料和資源的價值，使廢棄物的產生最小化特性。建立原物料自主，廢棄物回收，二次料市場及產品創新為主要發展指標，是謂本研究主要出發利基。

(三)研究方法

本研究以目前各國對循環經濟的做法進行相關介紹，並說明目前台灣在營建循環 廢棄物配合環保署、經濟部所進行之方向，並利材積飽合吸水率之影響，探討廢木在吸水後的材積變化與力學性質探討，了解應用在營建循環經濟中其廢木使用物質流分析與飽水度模態，了解對木材經吸水後之力學性質，進而運用在建築工之可期性研究進行探討。

二、文獻探討

從線性經濟模式，當設計者利用資源開採，將精煉後組裝成產物，以物流方式送至消費者前，當產品被精煉化提升至最高級時。若不斷被運用，產品價值即隨之遞減。從開採、製造、組裝、零售，經過使用期後迅速被摧毀(destroy) 。如圖一所示[1]。而在全新的循環經濟思維下，一項有系統規格的廢棄物往往就是另一個系統的資源。在盡可能將產品價值維持在最高點，甚將原材料的產品回

收並升級，創造更高的價值。從產品三階段過程；製造(manufacture)、使用(use)、回收(Recycle)階段，倘若利用循環經濟作法:循環化製造化、最佳化使用化、價值化回復化之三大功能為主軸。當消費者的角色從擁有者轉成使用者時，如廢輪胎中的碳黑材、廢水中的磷；若能有規劃收集相關廢棄物質，運用合宜技術，回復到原生資材之質地。這些原物料就可保存運用得宜之價值產物。

營建產業均以資本、能源為高密度之類型產業。當全球化有一半之原物料來運用在建物，其平均消耗 40%的能源使用量，同時也造成 25~40%的碳排放。循環經濟是讓資源持續循環，高度保存產品價值的應用系統。除透過系統性的規劃，以創新 的設計與商業模式為核心，來提昇每一份資源的生產力。運用更少的原物料，創造更多產品的再利用價值。故需要系統性檢視建築物完整的生命週期，從營造、使用到拆除的各階段，找出相關資源的機會與創造力，同時孕育出資源循環的迴圈，保留產品的最佳化價值。

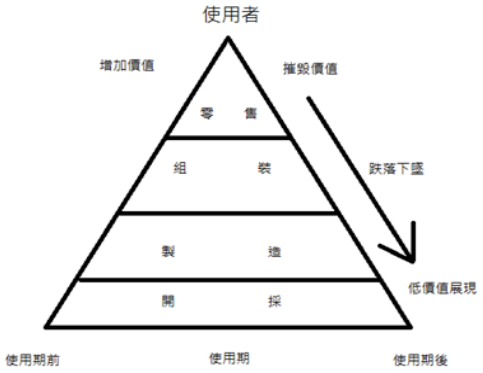


圖 1 線性經濟下，產品在層層附加價值後能使用後隨即遞減

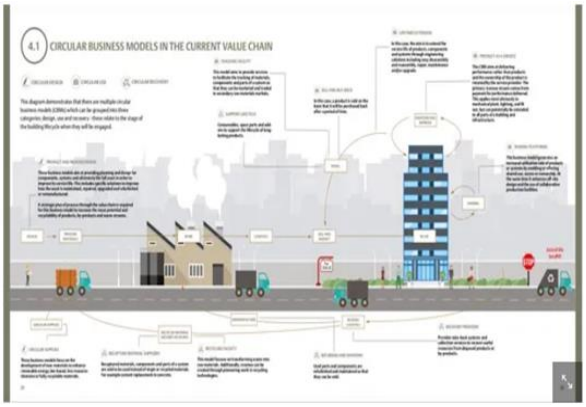


圖 2 打造「建築環境」（built environment）想，建物為主要項目，也涵蓋許多的循環契機。

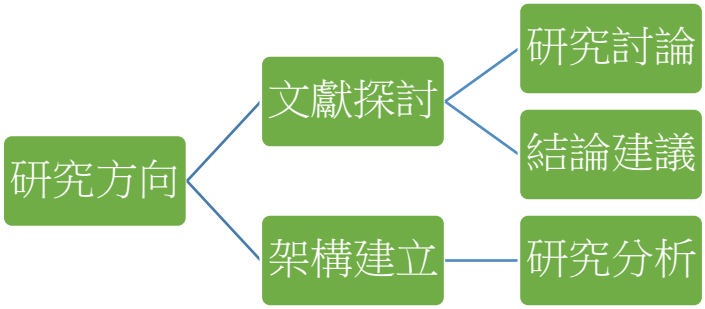


圖 3 本研究流程說明

以國外為例，荷蘭阿姆斯特丹市政府訂出六項攸關循環經濟的原則。包含層面有原物料、再生能源、使用資源須創造價值、產品製程設計、新商業模式、反向物流系統；以上六類對於人類活動帶來生態系統有正面的影響。並透過循環診斷方式，有效聚焦營建產業，並著力可改善循環再利用部分。

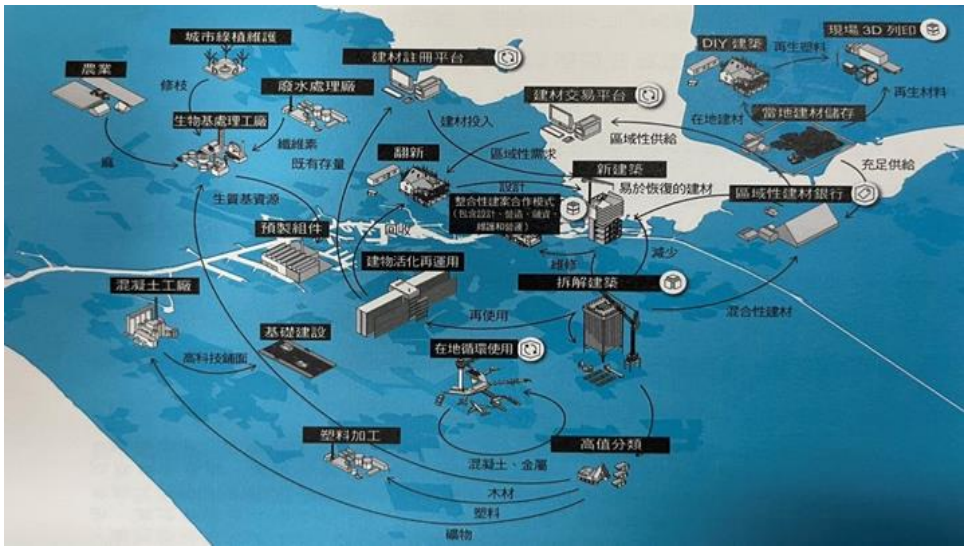


圖 4 荷蘭阿姆斯特丹循環營建展業願景示意圖

而丹麥在公共建設採購與基礎建設方面，政府有制定智慧採購法規，優先採購具備循環經濟思維的產品、 服務，也開始研究循環公共採購法規。

表 1 丹麥政府落實循環經濟六大切入點

政策介入種類	範　　例
公共採購與基礎建設	公共採購。
	政府投資基礎建設。
教育資訊培養	將循環經濟系統性思考與思維，整合納入學校科目當中。
	與大眾溝通，利用公用媒體，傳達循環經濟相關資訊。
合作平台	建立產業自發性合作夥伴關係，鼓勵相關價值鏈與產業互相合作，分享資訊

政策介入種類	範　　例
支持企業合作方案	提供企業技術與財政支援，相關諮詢服務、課程訓練等範例協助。
法規架構	政府對於循環經濟與資源生產力，提出相關策略與目標。
	產品設計、延長保固、產發護照。
	營建廢棄物相關法令規範，包括廢棄物認定、收集、處置標準與目標。
	延伸生產者責任制，產品回收系統。
財稅建議	財政工具，如符合循環經濟產品與服務，降低增值稅與貨物稅。
	課稅對象為勞工轉為資源。

同時在建築與拆除業上，雖有 85%的建材被回收，多屬於降級回收，能被當建材載利用的比率低於 1%。在建設過程中，也高達 10~15%的材料被浪費。丹麥政府希望提高建材再利用率到 15%，並且製成更高品質的建材，同時營造過程能降低浪費材料比率到 1%。配合工地外模組化製造及 3D列印建築零組件技術，輸出至工地進行組裝模組，除建築物以共享或多用途方式使用外，也對模組進行再利用或回收建築零組件的工作進行多元循環化建構。

循環經濟的思維是一開始就做降低廢棄物產出的設計（design out waste），歐盟COM(2014) 398 final 列舉幾項可行方案（European Commission, 2014）：

1.減少提供特定服務所需要的材料數量（輕量化），延長產品的使用年限（耐久性）
2.減少在生產和使用階段的能源與材料使用（效率）
3.減少在產品或生產過程使用危險或難以回收的材料（替換材料）
4.創造次級原材料市場 （回收料），基於標準的、公共採購等
5.設計容易維護、維修、升級、再製造或再回收的產品（環保設計）
6.發展消費者所需要的服務（維護/維修服務等）
7.鼓勵和支持消費者減少垃圾以及做高品質的分類
8.鼓勵可減少回收和再利用成本的垃圾分類與回收，推動群集活動來預防副產品變成廢棄物（industrial symbiosis, 工業共生）
9.鼓勵更廣泛與更好的消費選擇，透過租賃、租借或共享服務來作為擁有產品的另一種替代方案，同時也保護消費者利益（在成本、保護、資訊、契約條款、保險等方面）

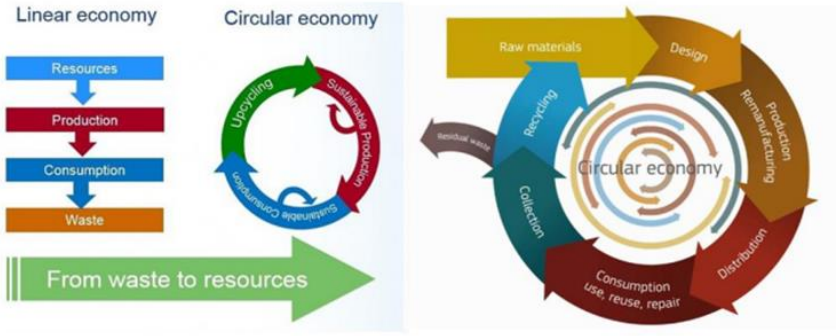


圖 5　歐盟對於線性經濟轉換成循環經濟政策示意圖

依據台灣營建署公告，營建事業廢棄物再利用種類及管理方式，有分九大類:編號一 廢木材（板、屑）、編號二廢玻璃屑、編號三廢鐵、編號四廢單一金屬料（銅、鋅、鋁、錫）、編號五廢塑膠、編號六廢橡膠、編號七營建混合物、編號八廢矽酸鈣板、編號九廢石膏板。相關類別如圖六所示。

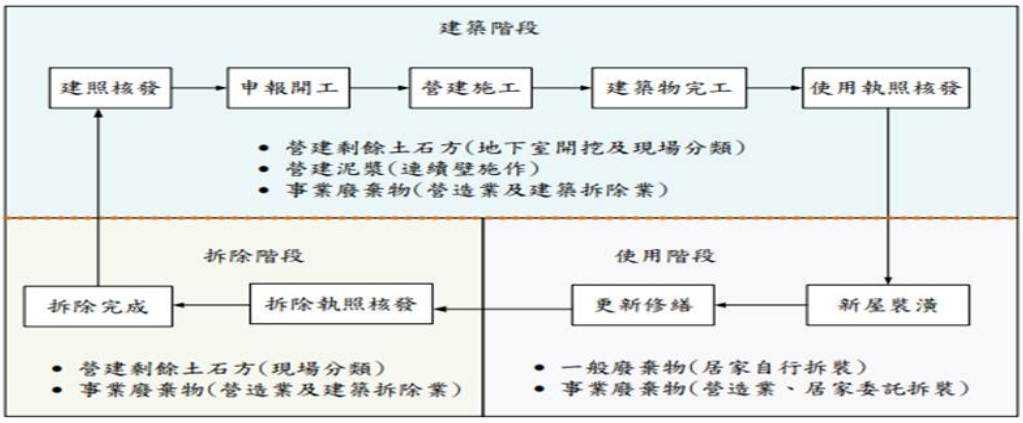


圖 6 建築物興建、使用及拆除各階段產生廢棄物類別

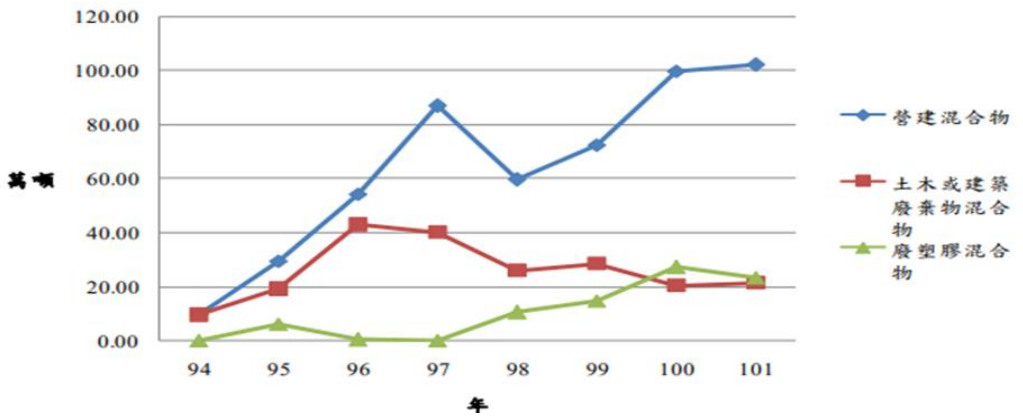


圖 7　94 至 101 年營建廢棄物申報量前 3 大種類別產出情形

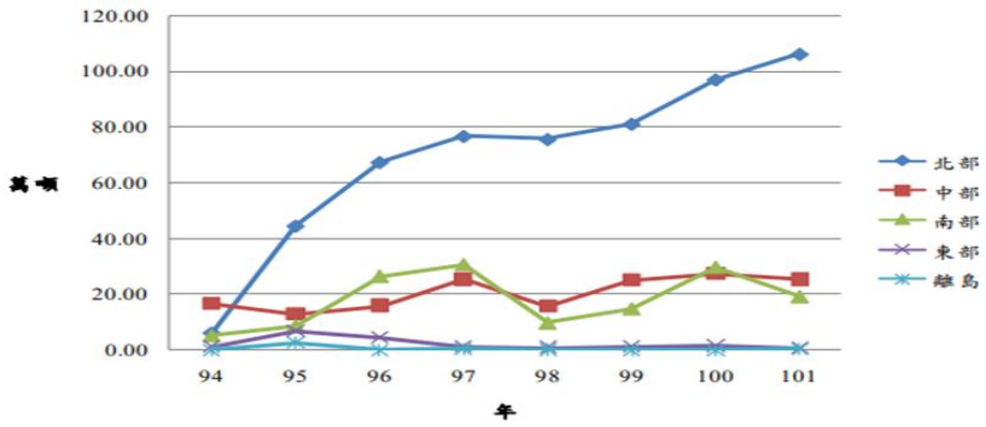


圖 8　94 至 101 年各區域營建廢棄物產出情形

依據台灣林務局的統計，臺灣國家範圍包含金門、連江縣地區，總森林面積為 2,197,090 公頃，森林覆蓋度為 60.71%。其中屬於森林法定義之林地範圍，其森林覆蓋面積為 1,781660 公頃；林地之外其他土地範圍，其森林覆蓋面積為 415,430 公頃。若以 2015 年內政部統計人口數 23,492,074 人計算，人均森林面積為 0.092 公頃/人。

表 2 臺灣總森林覆蓋面積與比率關係　　單位：　公頃

區位種類	國家森林覆蓋面積範圍(公頃)		林業範圍總覆蓋面積(公頃)	覆蓋比率%
國有林地面積(包含編定為林業用地或適用林業用地管制土地、保安林地、森林遊樂區、都市計畫或國家公園範圍經認定為林地之土地。)	1,781,660		1,993,205	89.38%
其他土地面積	415,430		1,625,791	25.54%
總合計面積	2,197,090		3,618,996	60.71%

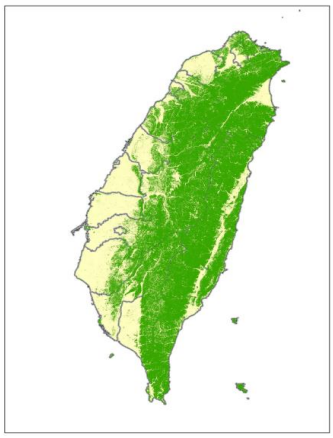


圖 9 全島區域森林範圍

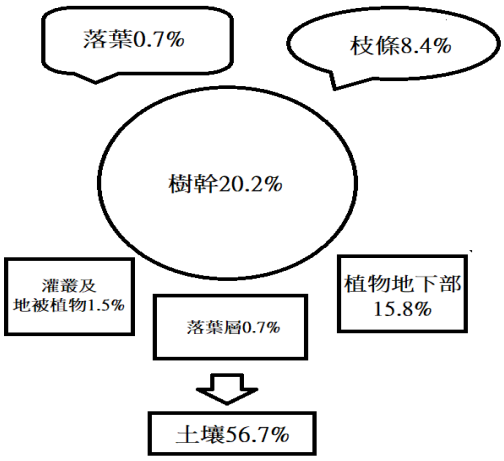


圖 10 林業儲存碳比例關係圖

森林之林木會因自體生物性質進行光合森林碳儲存模態。利用吸取CO_2，放出O_2 的循環進行生物生息。根據生物調查機制，當林木體積每增加 1 噸，就必須會有釋放 1.2 噸的O_2，同時吸收 1.6 噸的CO_2。同時所儲存的CO2 會轉變為有機碳(C-H-O)的模式存在於林木體積當中。而森林木質的吸碳能力，端視其生長與死亡而異。也會依據組成樹類型、木質健全效應、林木年齡、生長週期與比率等都會反應吸附CO_2 能力。新種植林木會在十多年內，可迅速積累CO_2，當林木成熟期之後，每年的CO_2吸附能力則會呈現逐步減少之跡象。

植物體經凋零後，其相關落葉枯枝一部分會分解為土壤的有機物(碳氫氧化合物)，尤其以溫帶地區森林泥炭與土質中的分解之有機碳化合。總存量會佔全體固態碳之 2/3 之比例效應。而另一部分則會直接分解，回歸自然碳循環當中。

因屯墾或是自然地震影響造成地區土石鬆軟錯動，大雨侵擾土石產生流失及擾動，讓林木裸露根部；並因洪水或土石流讓林木根部無法深根固定，因而被雨水順勢往下游沖刷。傳統漂流木意為因風力與水流作用產生位移，並堆積於淡水

湖泊、流道、湖海沿岸的枯枝幹木；主要為來自上游河川的森林殘枝，及其他可能如殘骸船體、海上遺失貨物、大海嘯發生或洪水遺留之物品等。若為合法或非法行為盜砍的林木，絕大部分為保留完整的樹皮枝葉，斷面整齊的木質根部，年輪且可見等特性。

漂流木的種類依照林務局規範有分三類: (1)因風吹倒或以倒下的樹木稱為倒木、(2)枯死但未倒下稱為枯立木、(3)有生機且生長為生立木三種。漂流木不限於貴重木種，因沖刷至下游出海口的大型體積木材均可視為漂流木種。同時漂流木大量堵塞在河海口流域地區，易造成船舶遭受損壞、漁獲量減少、河海壅塞造成河海生物發生紊亂等情事。

廢木:漂流木很可能會造成水道阻塞、船隻受損、漁業損失及海洋生物的困擾等，也可能會成為蚊蟲與蛇類等生物的生長及躲藏處。廢木的種類多元，包括經砍伐後的木材、落葉枯枝幹、平地倒塌的朽木、河川漂流木、不限種類之樹種殘枝，此均為廢木之總稱。

圖 11 廢木示意圖

圖 12　漂流木示意圖

伴隨全球疫情趨勢，對於廢木或是漂流木的撿拾或處理，有其暴露之風險。而各國政府在保護國家經濟的同時，為求更廣泛的經濟轉型來推廣外，除抵禦未來未知的全球風險，利用循環經濟不僅能消除線型經濟模式所帶來的負面影響，更意味著一種系統性變革，期待增強長期韌性，創造商業和經濟機會，並實現環境和社會效益。

艾倫·麥克亞瑟基金會(Ellen Macarthur Foundation)針對各國於疫情期間對於循環經濟的持續推動，提供以下四點方向建議:(1)通過循環經濟實現韌性恢復(2)促進共同多元合作，達成系統解決方案(3) 制定激勵措施，賦能低碳循環經濟(4) 創造循環投資機會，以滿足關鍵公共優先事項。

三、研究方法

(一)物質流分析(Material Flow Analysis, MFA)

將循環材料進行物質流分析，是謂循環經濟演算方式之一。其主要傳遞將物質流系統中，利用流向流量(flow)及製程(process)及存量(stock)來考量架構組成。並投入產出的平衡與廢棄流向，有助於掌握系統所造成的環境負荷。

物質流分析除可確認物質的基本來源；並可其檢討、消耗或累積其使用趨勢與速度對未來存量的影響，故可發覺相關應用問題。並提供預防性的對策。

物質流計算(Material flows accounts)是追蹤物質在開採、製造、使用、廢棄、回收等各階段之使用情形如圖 13，其分析結果可以作為資源、環境、廢棄物管理的基礎(圖 14)。

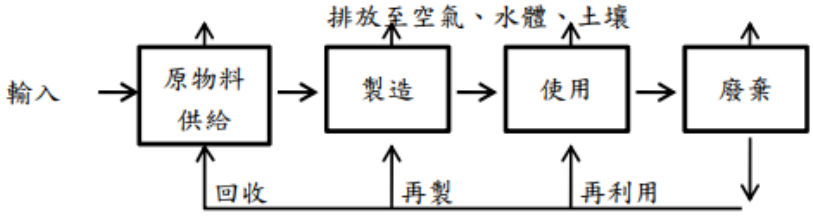


圖 13 物質流生命週期

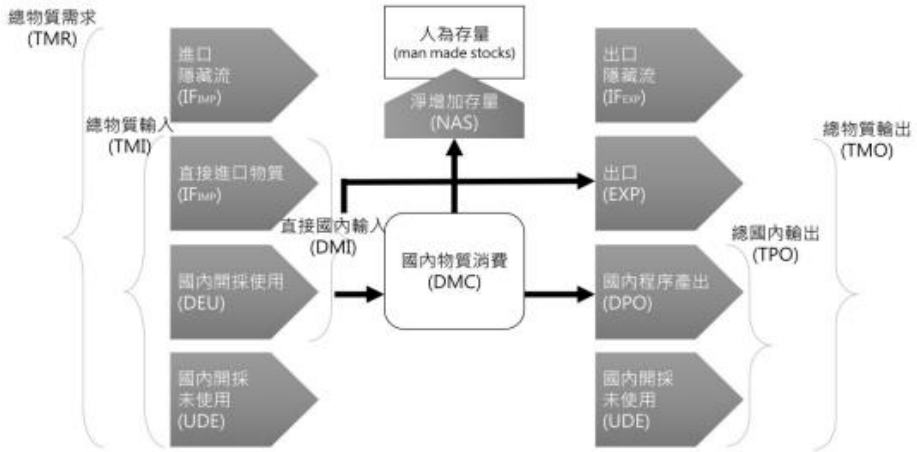


圖 14 物質流指標主要類別及關係圖

表 3 國內物質流相關資料庫

分類	項目	資料來源
國內生產	能源物質	經濟部能源局能源平衡表 經濟部礦務局礦業統計
	工業礦物	經濟部礦務局礦業統計
	金屬	經濟部礦務局礦業統計
	建築物質	經濟部礦務局礦業統計 營建署 92 年台閩地區營建統計年報(填土量)
	農林漁牧產品	農委會農業統計要覽
進口	能源物質	經濟部能源局能源平衡表
	工業礦物	財政部關務署統計資料庫查詢網站
	金屬	財政部關務署統計資料庫查詢網站
	建築物質	財政部關務署統計資料庫查詢網站
	農林漁牧產品	農委會農業統計要覽
	半成品	財政部關務署統計資料查詢網站
出口	能源物質	經濟部能源局能源平衡表
	工業礦物	財政部關務署統計資料庫查詢網站
	金屬	財政部關務署統計資料庫查詢網站
	建築物質	財政部關務署統計資料庫查詢網站
	農林漁牧產品	農委會農業統計要覽
	半成品	財政部關務署統計資料庫查詢網站
國內污染輸出	空氣污染物	環保署環保統計網站 TEDS 7.0
	水污染	環保署環境品質資料倉儲系統
	重金屬/戴奧辛	環保署重金屬戴奧辛排放清冊
	固體廢棄物	環保署環境品質資料倉儲系統
	溫室氣體	工研院溫室氣體排放清冊建置與更新
	農業用量	農委會動植物防疫檢疫局網站
	化學肥料用量	農委會農業統計網站
	未使用之國內開採	營建署 92 年台閩地區營建統計年報(剩餘土石方量)
隱藏流	間接物質流	依原有算式進行估算
	GDP	中華民國統計資訊網
其他	人口	內政部統計年報
	行業別	ITIS 產銷存資料庫
	糧食平衡表	農委會
	綠色國民所得帳	行政院主計總處
	經濟統計資料(AREMOS資料庫)	財團法人經濟資訊推廣中心

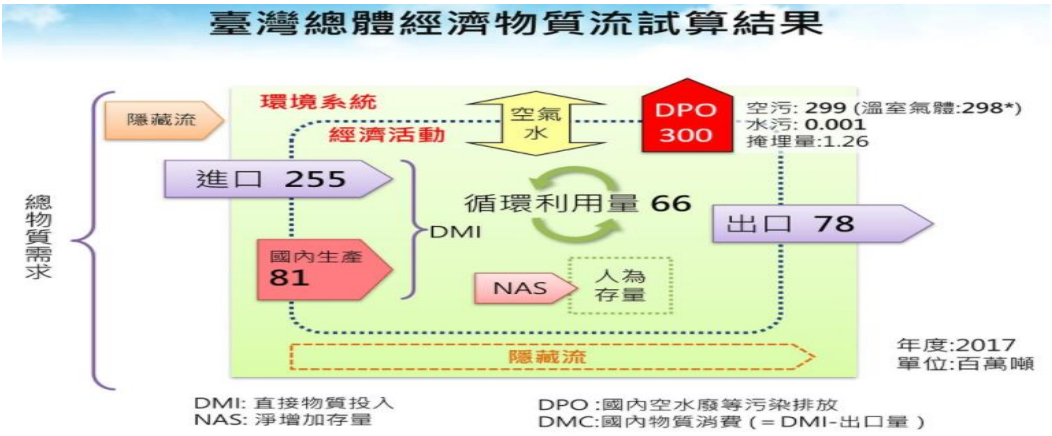


圖 15 台灣總體經濟物質流試算結果

(二)材積飽和度分析模式

對於木材氣孔分布可由分析圖像設施及物體觀視法可確認三維度之近似條件。假設球形氣孔型態，分布孔徑曲線從函數$f(R)$形態，當木材體積中半徑為R的氣孔有$f(R)$ 。

$$Mb0 = \int_{Rmin}^{Rmax} \frac{4\pi R^3}{3} f(R)\, dR.\ f(R) = b_1 \frac{1}{R^b} \ldots (1)$$

其中式中參數值為$b1$和 b。含氣量為b_0；Rmax/m:最大孔徑、Rmin/m:最小孔徑

若使用分布孔徑函數$f(R)$，比表面積之氣孔平均值為β/mm^{-1} ：

$$\beta = \frac{\int_{Rmin}^{Rmax} 4\pi R^2 f(R)\,dR}{\frac{4}{3}\pi R^3 f(R)\,dR} = 3\frac{\int_{Rmin}^{Rmax} R^{2-n}\,dR}{\int_{Rmin}^{Rmax} R^{3-n}\,dR} \quad ...(2)$$

當比表面積氣孔平均比為β 含氣量b_0，可確認擬合參數b_1與 n。又木材密度因其含水率比例有所改變，因木材比表面積(specific surface area)之氣孔平均值為 20mm[4]。含水率若使用全材重量為基準，計算出其含水率(W%)。

$$W\% = \frac{Gs-Gg0}{Gg0} X100\% \ ...(3)$$

W%:材積含水率、Gs:濕材重、Gg0:面乾內飽和材重。

當木材細胞間隙充滿水分，則木材之含水率在 100%以上；若在場地堆放時，細胞內之水分會先蒸發，此時木材總重量會減輕，但體積和強度都沒有變化。到時候，當細胞內之水分先蒸發，但細胞壁裡仍充滿水分，稱為纖維飽和。此乃含水率為 30%，細胞壁水分就會蒸發，引起細胞壁變化，木材不但重量變輕，體積收縮，強度增加。木材強度會隨含水率變化而改變。此乃因細胞壁纖維間之膠體是親水效應。當水分蒸發，植物膠體塑性會變小，膠結力也會增加，可和纖維共同抵抗外力之作用。而含水量變化也對材積抗拉強度影響較小，對抗壓強度和彎曲強度則會影響大。

木材因含水量減少引起體積收縮之現象叫作乾縮。如從纖維飽和點降到含水率 0%時，乾縮變小為 0.1-0.3%，橫紋徑向乾縮為 3.66%，弦向乾縮最大為 9.63%，體積乾縮為 13.8%。故當木材紋理不直不勻，表面和內部水分蒸發速度不一致，各部分乾縮程度不同時，就出現彎、扭等不規則之變形，同時乾縮不勻亦會出現裂縫，造成材積變化與木材在乾溼交替作用下，其水分吸收與發散的孔隙水量就會產生變化效應。

若木材表面接觸自然環境中，表面在濕潤時間內會吸收水分，乾燥時產生面乾內飽和時表面失去水分。因此若考量木材內外水分交替在孔隙中變化時，藉由Querwaster在木材飽水計算模型中，可觀察木材吸水過程，若孔隙空氣被壓縮為氣泡，假設半徑為r/m，因表面張力，水壓與氣泡壓將形成強度壓力差，如(4)式所示:

$$Kq=k1+\frac{2\beta}{r}\cdots.(4)$$

其中，氣泡氣體壓力強度為kq/ka，k1/ka為液體壓力強度；水分表面張力為$\beta\left(N/m\right)$，經過Henry定律可知，壓力強度越大，氣體溶解度越快，飽合材積空氣濃度將小於木材表面氣液周圍孔隙的空氣濃度。如此將空氣的溶解性質加速產生，同時濃度變化會使空氣的水氣溶解加速進行，讓氣泡越來越小，並持續到氣泡消失，因此這樣水分轉移的擴散效應就會更明顯，同時液體壓力強度k1 等於大氣壓力k0。今假設氣泡會均勻分散，並利用平均氣泡間隔A/m可作為距離擴散值。A可用平均氣孔半徑R與含氣量b_0，可建立關係式如下:

$A = R\varepsilon$ ，$\varepsilon = 1.4{b_0}^{\frac{-1}{3}}$-1..(5)

擴散範圍自氣泡邊緣開始，根據球座標系統穩定之擴散方程得到氣體流動量，U0(Kg/s)

U0=$4\pi r(R+A)DeS\frac{2\beta}{rA}$ …(6)

由前式可知:Henry 系數:S/(Kg/m^3.Ka) ；空氣在濕材積擴散系數值:$D_e/(\frac{m^2}{S})$，若木材毛細孔飽合時，當氣泡開始溶解，對於時間t_s發生時，R(ts)半徑小於孔隙以充滿水分。若木材表面溶解的氣泡其空氣密度固定，大氣壓下其空氣密度為$\rho_0/(kg/m^3)$ ，此時吸水體積 U(R)會大於該材積孔隙:

U(R)=(U0/ρ_0)*ts …….(7)

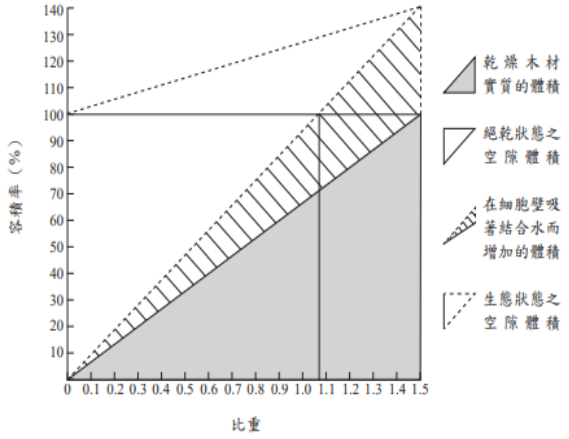


圖 16 乾燥及濕潤狀態的孔隙體積、乾燥質量體積(Kollmann & Cote,1968；越島哲夫(1973))

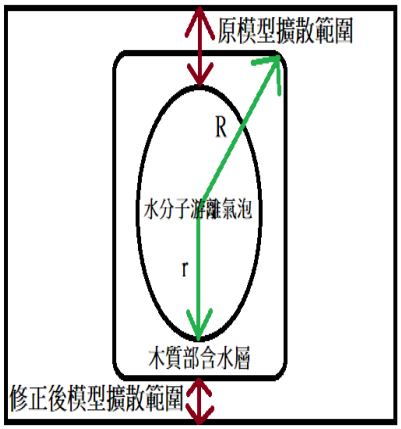


圖 17 預測模型吸水前後游離細胞與比重的關係擴散示意圖(本研究彙整)

Fq=$\frac{1}{Mtotal}(M1+M2)$…(8)

M1=$\int_{Rmin}^{R(ts)}\frac{4\pi R^3}{3}f(R)dR$…..(9)

M2=$\int_{R(ts)}^{Rmax} U(R)f(R)dR$….(10)

木材毛細孔隙率與其內氣體飽和量總和為木材孔隙總率**Φ**。當木材吸收水分充滿其內部孔隙時，其總吸水飽和度為F。因此其內部氣孔飽水程度比率同時上升。

F=Sq(1-Sm)+Sm …..(11)

其中、木材孔隙飽和度Sq、毛隙間孔隙率Sm、同時將(8)式與(11 式)結合。總飽和水量F與單位時間S time吸水量可得為之。但木材之木質部吸水較為快速，故抗凍程度而言較為不利，因此飽和水量臨界值易高於木材總飽和度S Critical > S time。形成水分子游離氣泡到材積空隙總飽和度時間變數之預測模態。

因在液體水型態而言，氣體在水中擴散速度極為快速，倘若在植物木質部吸水效率而論，若利用(6)式中之擴散方程，將穩態擴散之氣體流量值可得到公式解為:

U(t)=4πR(R+A)De.S.$\frac{2\beta}{rA}$…(12)

由此式可知，氣孔大小與流量有明顯關係，若流量越小、氣孔反應會越大，將(12)式進行積分演算，可得流量與單氣孔水分子游離氣泡體積變化關係式。故假設溫度為定值，藉由氣體狀態方程，可得液體強度與氣泡密度有正相關，故得由關係式變化，可知游離氣泡密度與氣泡半徑之關係式(13)式、(14)式。

$\frac{4}{3}\pi(R^3\rho_0-\gamma(t)^3\rho_t)=\int_0^t U(k)dk$..(13)

$$\rho_t=\frac{\mathrm{K0}+\frac{2\beta}{\gamma}}{\mathrm{K0}}\rho 0\ldots..(14)$$

從游離氣泡與氣泡半徑關係，可得木材若經長期吸水浸泡後，材積膨脹，同時γ越小，則ρ_t也會越小，則力學性質越佳。以此未來可作為廢木回收之力學性質探討的依據模態。

(三)鹽霧試驗:

鹽霧測試利用相對濃度的人造鹽水霧化方式，配合抗腐蝕加速評估方式。利用密閉的恆溫室，觀察被測樣品在室內放置不同濃度鹽水霧化所得時間，觀察待測物變化，以及待測樣品抗腐蝕特性。

亦可用加速測試方法，模擬鹽霧環境的氯化物鹽濃度，在天然環境下鹽霧含量的倍數變化，使腐蝕速度與待測物進行鹽霧試驗，可得因時間縮短而得到預期之結果。天然環境下對某產品樣品進行試驗，腐蝕時間可能需要一年甚至數年，而在人工模擬鹽霧環境條件下試驗，數小時甚至是數天後，即可看出擬態成果。

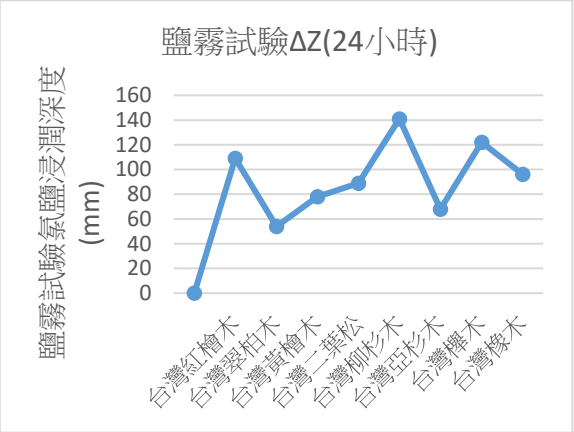
由文獻可知，對於鹽霧試驗造成氯鹽滲入木質部中，模擬海中漂流木浸潤海水時氯鹽分布深度。若採中型鹽度試驗NSS，浸潤 24 小時相當於一年時間同時，考量廢木在氯鹽吸收量及模擬漂流木在海中效應，利用回歸式可得不同性質材積在浸潤海水中對流區深度參考。可得

$\Delta Z=13.65+0.2\log[0.85\pi(V)t]-13.17\exp[-(0.0027t)^2]$，$t \geqq 45$ …(15)

其中，ΔZ:氯鹽浸潤木質部深度(mm)、t:實驗齡期(Day)、V:不同性質材積(m3)
本研究使用不同木質代表，模擬浸泡於中性鹽度比例(NSS）測試其浸鹽反應。假設齡期 7 天，進測試抗壓、抗剪力學性質、量測材積飽和度，了解不同木質代表相關特性。

表 4 樣本樹種力學性質、鹽霧試驗、材積飽和度表(本研究彙整)

項目 / 品名	長度 (CM)	寬度 (CM)	鹽霧試驗 (24 小時) ΔZ(mm)	抗壓強度 (CNS 453) (Kg/cm²)	抗剪強度 (CNS 455) (Kg/cm²)	材積飽和度ρ_t
台灣紅檜木	30	20	109	354	104	50.2
台灣翠柏木	30	20	54	543	133	23.5
台灣黃檜木	30	20	78	441	119	31.3
台灣二葉松	30	20	89	415	98	39.7
台灣柳杉木	30	20	141	207	85	66.8
台灣亞杉木	30	20	68	502	57	25.6
台灣櫸木	30	20	122	365	130	46.5
台灣橡木	30	20	96	411	142	42.1



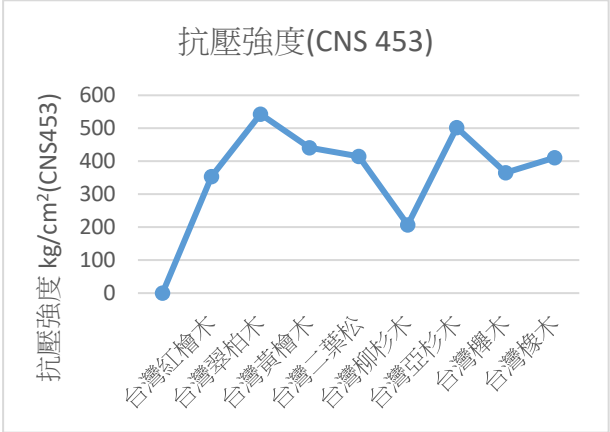


圖 18 鹽霧試驗示意圖 (本研究彙整)　　**圖 19 抗壓強度示意圖(本研究彙整)**

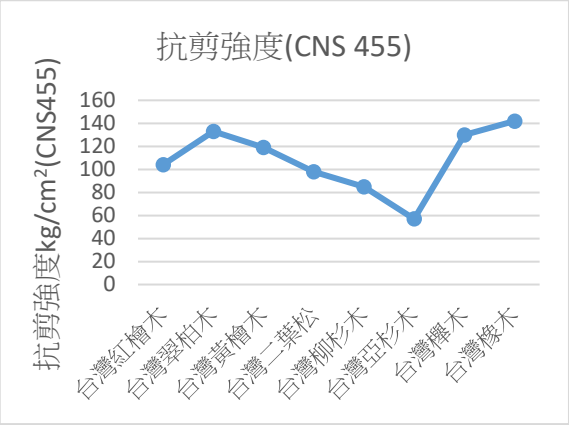


圖 20 抗剪強度示意圖(本研究彙整)

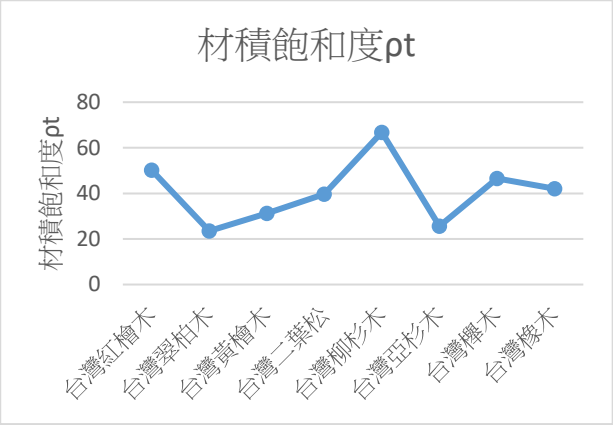


圖 21 材積飽和度示意圖(本研究彙整)

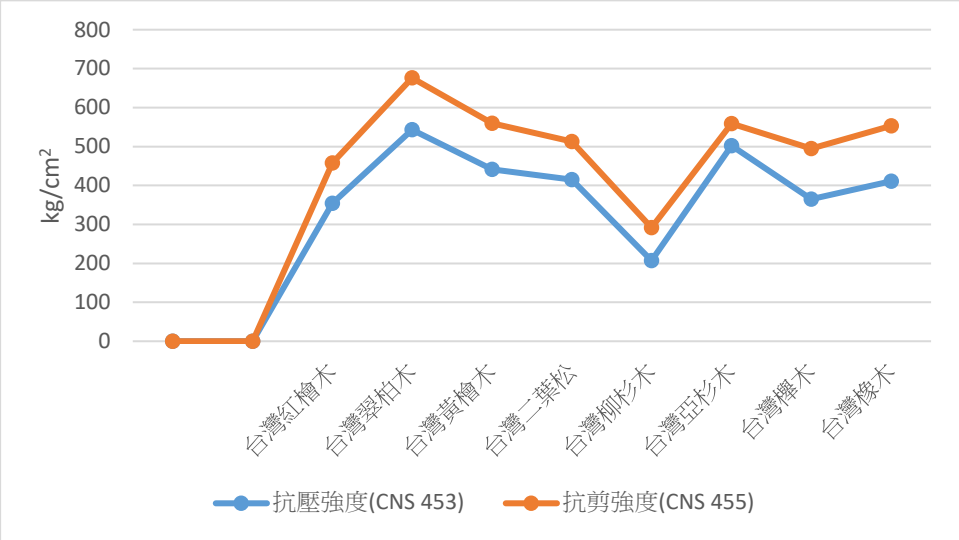


圖 22 代表樹材之抗壓強度與抗剪強度示意圖(本研究彙整)

(四)營建循環經濟應用層面:

經過研究可知，廢木再利用層面，若為漂流木，其材質若為台灣翠柏、台灣亞杉木、台灣二葉松、台灣黃檜木等樹種，雖有浸潤海水，但因材積飽和度與木質部內多纖維分布，故其強度及抗剪效力不受影響，若再加利用，原木力學性質仍實堅韌! 而木材在抗壓與抗拉強度層面，差異改變甚小。但木材本身具有極高異向性，故當木材縱向若受拉力作用，受拉端的木纖維管束產生極大拉伸效應，進階讓內部形成管束間剝離現象或木纖維間產生拉扯斷裂，形成脆性破壞，甚至造成快速斷裂之現象。

若木材縱向受壓作用，或當壓力作用於木纖維的垂直方向時，即樹外圍周邊往樹心進行推擠施力，則木纖維會形成彎曲態，彎曲狀態即表示木材韌性行為。

但此韌性行為產生，除讓結構能具備足夠的強度，也可讓結構保有安全且緩慢的彈性破壞。相對於受拉，對於木材破壞不會產生快速斷裂，而是先出現彎曲變形，此

為為木材抗彎力。這種作用下的結果，反可符合建物結構體，在安全設計上的韌性考量。

同時木構造最大優勢在於具有相對高強度(P/W)及具備輕質材最佳化性質，不講究傳統材料探討的絕對強度性質。木材的彈性模數是傳統鋼筋混凝土二分之一到三分之一倍。木構造的重量少於傳統鋼筋混凝土六倍至八倍。故對於營建循環經濟的使用上，選對代表性的木質材料，不僅可循環再利用，若以結構力學條件，甚可多為其運用在非結構使用之空間，節省建材，具有高經濟價外，同時可利用木構材自然之美，形塑自然材料在建築美學之多元應用特性。

四、結論與建議

1. 營建廢棄物使用方面，以廢木利用為例，能由建材資源再生使用的角度出發，使資源材料生命週期，能循環延續；除減緩營建廢棄物與環境污染造成的問題，同時秉持由「從搖籃到搖籃」的營建循環再利用的理念，建立新型態經濟模式，開創國家多元建築經濟主要標竿。
2. 本研究以廢木為研究方針，僅以其代表之漂流木進行相關研究，若以廢木範圍深廣，可考量如地面廢棄之枯枝落葉枝幹、或在淡水河海交界處所堆置之漂流木等，除可更了解其影響性質層面，也可了解不同性質水域之漂流木，其孔隙飽和度變化，甚至海水氯化鈉對其木質部與飽和反應影響層級。有更全面了解其應用層面有極大之影響助益。
3. 未來營建廢棄物之物質流計算，可精確掌握廢棄物相關資訊，對於建立資料庫分類精度要求甚佳。應可結合地區區塊鏈模式，建構區域性聯網，讓不同區塊之營建廢棄物，從拆除、去化、分類、庫存、再利用等效應，做為更有效率之利用與發揮，並配合政策模式對地方或單位提供相關細項的管理，作為國家數位化資訊庫發展的應用基礎。
4. 對於廢木應用的導向，農委會與林務局應製作相關法規政策，並推廣於傳統工程當中，配合獎勵、鼓勵措施。吸引廠商對於營建循環經濟產物進行多方面的推動。同時加入營建物質流導向，結合在地相關環保議題、環境議題上；可多進行探討與研擬，集思廣益眾多意見，讓營建循環經濟與廢木回收再利用結合，有助益民間或地方在永續發展的表現，提供更相關利民政策而為之。
5. 政府可鼓勵大專院校，研究單位進行營建循環經濟相關學術與產學合作，發掘更多更友善、可再利用之營建相關材料，同時企業可鼓勵加入循環經濟行列、甚可加強工業區內相互企業間的整合，包含資源、原料等物；更要加強台灣在循環經濟系統的著力，搭建完善的相關物流服務空間，建構多元循環經濟運用之願景。

五、 參考文獻

1.「循環經濟浪潮下資源循環機制的轉變與技術發展方向」(2018)，經濟部技術處，民國 107 年 12 月。

2.「循環經濟之資源循環改變與運作機制」(2019)，經濟部技術處， 2019 年 03 月。

3. 「 Circular Economy in the Built Environment」(2020).p.3~p.4.ARUP.London.UK

4. 辜樹仁(2016)「荷蘭奇蹟　循環經濟」天下雜誌 No.607，天下雜誌股份有限公司，2016 年 9 月。

5.「從丹麥經驗看循環經濟產業共生」(2019)，SEMI Taiwan. 2019 年 9 月，台北

6.黃育徵〈2017〉，循環經濟，天下雜誌股份有限公司，民國 106 年 5 月。

7.「 Circular Economy in the Built Environment」(2020).p.3~p.4.ARUP.London.UK

8.「從丹麥經驗看循環經濟產業共生」(2019)，SEMI Taiwan.民國 108 年 9 月，台北。

9.辜樹仁(2016)「荷蘭奇蹟　循環經濟」天下雜誌 No.607，天下雜誌股份有限公司，民國 105 年 9 月。

10.「循環經濟：具有變革性的疫情後復甦方案」(2020)，艾倫•麥克亞瑟基金會，休士頓，美國。

11.建築廢棄物類別使用說明書(2014)，P25~28；內政部營建署，民國 103 年 4 月。

12.建築廢棄物類別使用說明書(2014)，P.105~106；內政部營建署，民國 103 年 4 月。

13.張晉添(2006)，「事業廢棄物減量與循環再利用」，財團法人中技社，民國 95 年 12 月，台北。

14. 林務局(2015)"森林資源調查成果報告:台灣森林面積資訊"，林務局資料庫、2015.06.台北。

15. 林務局(2021)，"森林資源經營對碳吸收的貢獻"，"森林碳儲存"資料庫，2021.11.台北

16. 林務局(2020)，"森林資源調查對碳排放之影響"，"森林碳儲存"資料庫，2020.10.

17. 香港木庫(2020)｜回收棄木製港產家具 為塌樹覓第二生命 https://www.andthen.hk/buy/9342_%E5%85%83%E6%9C%97-%E9%A6%99%E6%B8%AF%E6%9C%A8%E5%BA%AB-%E5%A1%8C%E6%A8%B9-%E5%AE%B6%E5%85%B7/；2020.09.香港

18.漂流木即日起開放撿拾 縣府：請依相關規定辦理(2019)；https://www.ner.gov.tw/news/5d639640700e2b0006af4628 台東縣政府新聞，2019.08，台東

19.台北「循環經濟：具有變革性的疫情後復甦方案」(2020)，艾倫•麥克亞瑟基金會，休士頓，美國。

20. Brian Lipinski(2005)，”World Resources 2005 -- The Wealth of the Poor Managing Ecosystems to Fight Poverty”， University of California, Berkeley. U.S.A.
21.物質流指標主要類別及關係，經濟合作暨發展組織(OECD)(2008)，民國 97 年 12 月。
22.永續資源管理技術手冊(2013)，財團法人中技社，民國 102 年 5 月。
23.「循環經濟: 台灣總體經濟物質流試算結果」(2017)。行政院環保署，民國 106 年 6 月。
24.Snyder K A, Natesaiyer K, Hover K C. The stereological and statistical properties of entrained air voids in concrete: A mathematical basis for air void system characterization [R]// Materials Science of Concrete VI, Mindess S and Skalny J, eds., The American Ceramic Society, Westerville, 2001:129 - 214.
25.Li K F, Li C Q, Chen Z Y. Influential depth of moisture transport in concrete subject to drying- wetting cycles [J.Cement & Concrete Composites, 2009, 31(10): 693 ー 698.

英國官民氣候變遷協議經驗對我國的啟示

鄭雅文*、曾台輔**、謝志強***、賴宛貞****、范鑫榆*****

摘　要

英國於 1999 年提出氣候變遷稅(Climate Change Levy，CCL)，並於 2000 年完成立法，自 2001 年 4 月 1 日起實施。適用對象包含工業、農業、公部門及參與碳價支持機制的大型發電廠。課徵項目以電力和瓦斯、無煙煤和其他液體燃料等作為燃料使用能資源為主，並同步實施氣候變遷協議(Climate Change Agreement，CCA)機制，提供參與企業大幅度的 CCL 優惠折扣，藉以鼓勵企業提升能源效率及維持國際競爭力。CCA 為英國政府與產業協會之間的節能減碳約定，搭配 CCL 與碳交易市場制度，為英國達成產業經濟低碳轉型的重要政策措施之一。

英國氣候變遷協議分為傘型協議(Umbrella Agreement)和附屬協議(Underlying Agreement)，前者為產業協會與英國政府約定總體產業節能減碳目標，後者為企業與政府的節能減碳約定。各行業產業協會在英國政府政策執行中扮演重要角色，一方面管理該行業的傘型協議與附屬協議，一方面向全體企業會員宣導該行業的節能減碳實務作法。英國政府每 2 年檢視產業與企業達標情況，無法實現節能承諾的企業或將失去 CCL 優惠稅率。英國官民合作使得各產業得以量身製訂合宜的節能減碳目標，各產業協會發揮宣導與節能目標管理的功能，英國官民分工與協作模式值得我國參考借鏡，用以構思我國產業節能減碳政策架構與管理策略。

【關鍵詞】氣候變遷、產業節能、官民協作

---

*工研院產科國際所　副研究員

**工研院產科國際所　研究員

***工研院產科國際所　組長

****台灣綠色生產力基金會　副理

*****台灣綠色生產力基金會　工程師

一、前 言

英國為國際上最積極應對氣候變遷的國家之一，1999 年提出氣候變遷稅(Climate Change Levy，CCL) ，並於 2000 年完成立法，自 2001 年 4 月 1 日起實施。2008 年更進一步成為全球首個將減碳目標入法的國家，2019 年再度成為全球第一個將 2050 淨零排放目標納入法規的國家。

2008 年英國修訂氣候變遷法(Climate Change Act)，以 1990 年的溫室氣體排放量為基準，設定 2020 年減量 34%、2050 年至少減量 80%的階段性減碳目標，並以 5 年為一期的碳預算(Carbon Budget)提前揭示階段性減碳目標，目前英國碳預算共計六期(表 1)。2020 年 12 月英國政府公告之第六期碳預算 (2033~2037 年)目標於 2035 年使英國碳排放量較 1990 年基準年減少 78%，企圖提早 15 年達成 80%碳排放減量，並首度計入國際航空與海運排放的溫室氣體，積極邁向 2050 年淨零排放。

表 1、英國碳預算目標

單位：$MtCO_2e$

碳預算	第一期	第二期	第三期	第四期	第五期	第六期
	2008-2012	2013-2017	2018-2022	2023-2027	2028-2032	2033-2037
排放上限	3,018	2.782	2,544	1,950	1,725	965
碳排放交易部門	1,233	1,078	985	690	590	-
非碳排放交易部門	1,785	1,704	1,559	1,260	1,175	-
較 1990 年減量比例	23%	29%	35%	50%	57%	78%（2035 年）

碳排放交易部門：納入歐洲碳排放交易體系的部門，包含發電業與能源密集工業

非碳排放交易部門：不納入歐洲碳排放交易體系的部門，如交通、建築供暖系統、農業等

氣候變遷稅(CCL)為英國早期節能減碳相關政策之一，英國政府在研擬新政策時，極力避免政策法規出現重疊現象，儘量使新政策涵蓋既有措施。例如，英國於 2009 年在「氣候變遷法」架構下提出之低碳轉型計畫(Low Carbon Transition Plan)，亦將 CCL 作為引導企業的政策工具。英國在這份計畫中首度開放各部門依 2050 年減碳目標自訂碳預算與推動方案，於 2011 年整併成為碳計畫(Carbon Plan)，最後成為第四期碳預算(2023-2027 年)的一部分。在低碳轉型計畫中，直接與企業節能相關的政策包含氣候變遷稅

(Climate Change Levy)、氣候變遷協議(Climate Change Agreement)、以及低利貸款與補助等財務性措施。間接影響企業節能表現的政策則為建築部門的節能減碳措施，如建築能源證書(Energy Performance Certificate，EPC)。

自 1970 年以來英國工業部門的能源消費大致呈現下降趨勢如圖 1。18 世紀以工業革命傲視全球的英國，現今成為以金融服務業為主的國度，2021 年英國服務業產值占 GDP 約 80%。2019 年英國經濟較 1990 年成長 78%，整體碳排放卻減少 44%，足見其節能減碳策略的成就。從英國歷年來的能源消費趨勢可知(詳見圖 1)，雖然 2019 年至 2020 年間各部門的能源消費因 Covid-19 疫情有所消長，總體而言工業部門的能源消費呈現逐漸下降，商業部門的能源消費則緩步上升。另依英國官方能源消費統計，2020 年英國工業部門的能源消費僅占全國約 21.5%，低於交通部門(35.6%)與住宅部門(30.5%)。

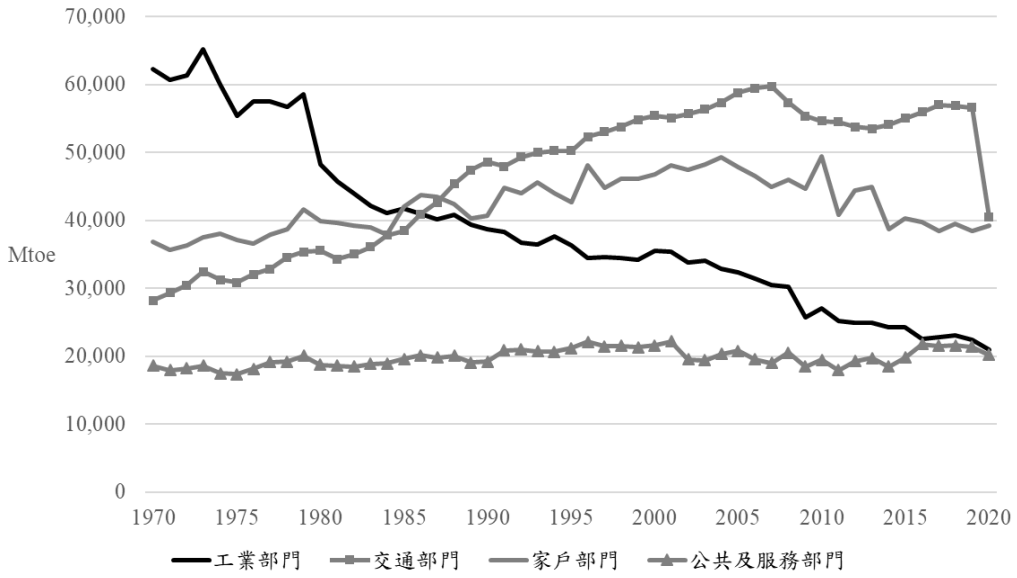


圖 1、歷年英國各部門能源消費趨勢

英國運用多樣政策工具鼓勵產業節能減碳，氣候變遷協議(Climate Change Agreement，CCA)是英國在國內推行氣候變遷稅(CCL)的過程中，維繫英國產業國際競爭力的關鍵措施。英國政府與產業協會協商各行業節能減碳量後，再與欲參與 CCA 的企業約定節能減碳目標，並提供這些企業大幅度的 CCL 優惠折扣，藉以鼓勵企業投資能源效率。誠然，驅動產業追求能源效率的內外在因素不僅在於法規，英國政府透過與產業協會合作，從而掌握各行業節能減碳進程以及擴散能源效率實務經驗的作法，值得我國參考借

鏡。本文將就英國氣候變遷協議(CCA)的執行背景與架構進行研析，說明英國官民分工與協作模式,最後提出我國節能減碳政策建議與管理策略建議。

二、英國氣候變遷協議實施架構

(一)推動背景

英國自 2001 年 4 月 1 日起實施氣候變遷稅(CCL)，並同步搭配氣候變遷協議(CCA)制度，以避免在國內向能源密集產業徵收能源稅時，損害英國產業的國際競爭優勢。氣候變遷稅(CCL)的課徵對象為工業、農業、公部門及參與碳定價支持機制(Carbon Price Support，CPS)的大型發電廠，課稅項目為電力、天然氣、液化石油氣等作為燃料使用的能資源。免徵對象之能源消費為每月用供電 1000 度以下者、每月供煤低於 1 萬噸者、每月以汽缸供應之氣體低於 50 公斤者或每月以輸氣供應之氣體低於兩噸者。非作燃料使用的能資源(如:作為工業觸媒使用之無煙煤)經認證則無須繳交 CCL 費用。

如圖 2 所示，自 2001 年以來，氣候變遷稅(CCL)有兩次重要變化：第一次發生在 2013 年，英國引進碳價格下限(CPF)制度，在 CCL 中以碳價格支持費率(CPS)對用於發電的化石燃料採取差別費率，藉以鼓勵電力部門投資低碳技術；第二次發生在 2015 年，英國鑒於再生能源產業發展成熟，已具足夠政策支持，故從 CCL 豁免清單刪除再生能源，促使產業持續改善用電效率。在 2020 年至 2021 年的財政年度，Covid-19 疫情迫使英國政府採取封城措施，影響產業經濟活動與對能源需求，故 CCL 稅收較前一年度減少 11.3%，約達 17.8 億英鎊。

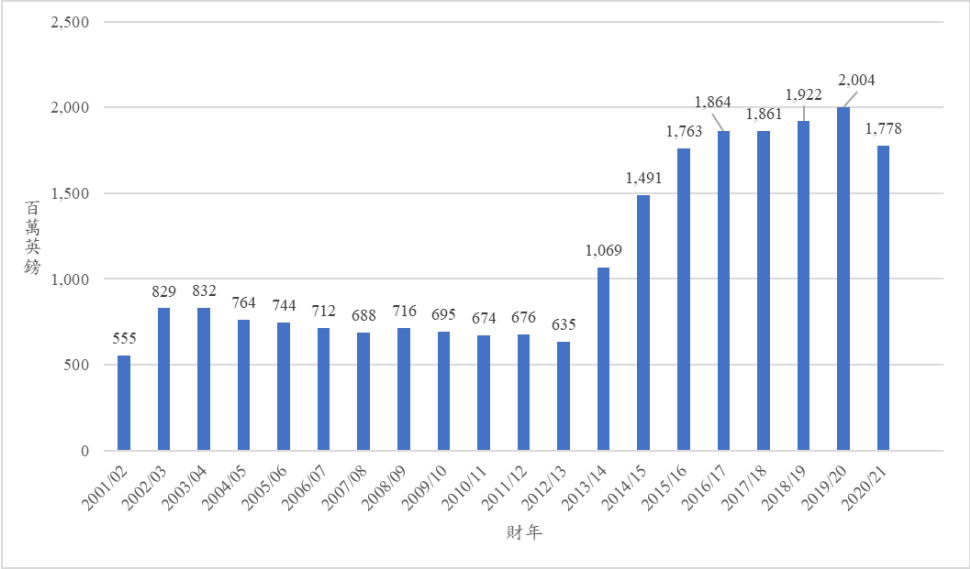


圖 2：英國氣候變遷稅(CCL)稅收情況

在用途上，英國政府運用氣候變遷稅(CCL)的稅收建立碳信託(Carbon Trust)機構、能源技術清單(Energy Technology List, ETL)和強化資本津貼(Enhanced Capital Allowance, ECA)等政府資源，全體英國企業皆能運用上述資源來改善能源使用效率。參與氣候變遷協議(CCA)的企業則可額外取得 7 成以上 CCL 費率減免，如表 2 所示。英國規劃於 2023 年推出新稅改計畫，預期氣候變遷稅制將有新的變革。

表 2、參與氣候變遷協議之氣候變遷稅減免幅度

項目/年	2019 年 4 月起	2020 年 4 月起	2021 年 4 月起	2022 年 4 月起	2023 年 4 月起
電力	93%	92%	92%	92%	92%
天然氣	78%	81%	83%	86%	88%
液化石油氣	78%	77%	77%	77%	77%
其他項目	78%	81%	83%	86%	88%

(二)氣候變遷協議涵蓋行業別及參與資格

符合氣候變遷協議(CCA)對象的工業部門別之業別如表 3 所示，共涵蓋 52 個行業，皆屬能源密集產業。由各行業產業協會代表與英國商業、能源暨工業策略部(Department for Business, Energy & Industrial Strategy，BEIS)協商各行業節能減碳目標，再訂定個別企業加入該行業氣候變遷協議的資格要求。以英國食品與飲料協會(Food and Drink Federation，FDF)為例，欲加入該行業氣候變遷協議的企業，申請 CCL 費率減免之工廠生產用能須占該

工廠之初級能源消費 7 成以上。

表 3、英國氣候變遷稅涵蓋業別

1. 航空業	2. 蛋與家禽業	3. 塑膠業	4. 礦棉業
5. 農業支援業	6. 禽肉養殖業	7. 提煉業	8. 鑄造業
9. 鋁部業	10. 養豬業	11. 紡織業	12. 礦渣研磨業
13. 烘焙部業	14. 食品與飲料業	15. 輪胎業	16. 鋼鐵業
17. 釀造部業	18. 麥芽製造業	19. 牆飾業	20. 半導體業
21. 碳酸鈣業	22. 肉品業	23. 木板業	24. 表面工程業
25. 水泥部業	26. 酒部業	27. 鋸木業	28. 資料中心業
29. 陶瓷業	30. 超市業	31. 玻璃業	32. 紡織能源密集業
33. 化學品業	34. 園藝業	35. 金屬成型業	36. 表面工程熱處理業
37. 冷儲業	38. 洗衣業	39. 金屬包裝業	40. 高嶺土和球粘土業
41. 壓縮氣體業	42. 皮革業	43. 汽車製造業	44. 無紡土工合成材料業
45. 乳製品業	46. 石灰業	47. 有色金屬業	48. 包裝和工業薄膜業
49. 雞蛋加工業	50. 造紙業	51. 石膏製品業	52. 印刷禽肉加工處理業

(三)氣候變遷協議運作方式

1. 氣候變遷協議分類

氣候變遷協議(CCA)分成傘型協議(Umbrella Agreement)和附屬協議(Underlying Agreement)。前者為各產業協會與英國環境署(Environment Agency，EA)簽署之行業節能減碳約定，後者為參與 CCA 傘型協議的企業與英國環境署(EA)約定之個別企業節能減目標。英國政府透過上述 2 種氣候變遷協議分別就各行業與各企業的節能減碳潛力進行節能減碳目標設定，並提供具備 CCA 附屬協議的企業氣候變遷稅(CCL)優惠折扣。

節能減碳目標可為節電量或減排量，設定絕對值或相對值，如：特定節電量或節電率。英國環境署(EA)以隨機抽樣或風險對象選擇審查對象，針對後者採取完整審查，派員實地訪查。

2. 氣候變遷協議運作架構

英國官民簽署節能減碳之運作機制如圖 **3**，產業協會與官方簽屬 CCA 傘型協議，再協助企業取得 CCA 附屬協議。在(1)至(4)的流程中，各產業協會提出行業節能減碳目標與技術規劃給英國商業、能源暨工業策略部(BEIS)，英國環境署(EA)的技術顧問協助 BEIS 審查，待產業協會與 BEIS 談定該產業節能目標後，由英國環境署(EA)代表方與產業協會簽訂 CCA 傘型協議。

欲獲得 CCL 優惠折扣的企業則依循(5)至(8)的流程，洽詢所屬業別之產業會，完成 CCA 附屬協議的協商，並與英國環境署簽訂 CCA 附屬協議，訂定當期 CCA 及各年度之節能減碳目標。後續該企業每年向產業協會提報用能紀錄，即流程(9)。英國環境署在結算當期 CCA 成果時，將通知未能達標的企業支付買斷費，即流程(10)。未能支付買斷費的企業無法繼續享有 CCL 折扣。

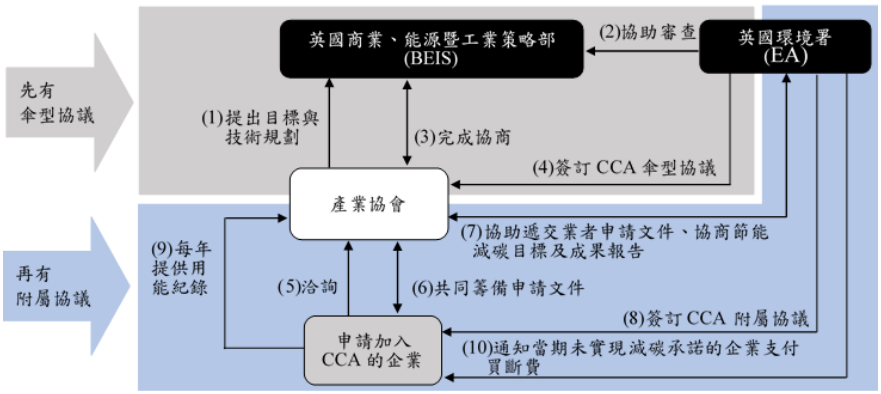


圖 3、英國氣候變遷協議(CCA)運作機制

3. 締約企業提報用能規定

簽署氣候變遷協議(CCA)附屬協議之企業，每年向產業協會提報用能資料，說明享有氣候變遷稅(CCL)優惠折扣的工廠節能減碳進展。該企業必須個別紀錄各個工廠的能源消費與能源進出量，其計算方式須依照 CCA 附屬協議約定方式，提報項目不包含非作燃料使用的能資源及從製程收集之餘熱。由產業協會彙整後提報給英國環境署。

英國氣候變遷協議(CCA)每 2 年為一期，官方檢視締約企業這 2 年節能減碳成果。締約企業可運用第一年超額節能減碳量彌補第二年不足量，若仍無法符合當期節能減碳承諾，業者須依不足量支付買斷費，才能在下一期 CCA 期間繼續享有 CCL 優惠折扣。

近期(2019-2020 年)CCA 中，未達成節能減碳目標的企業，若欲在下一期 CCA(2021-2022 年)延續 CCL 優惠折扣，需支付每二氧化碳當量 14 英鎊的買斷費，下一期買斷費為每二氧化碳當量 18 英鎊。

4. 氣候變遷協議與其他節能減碳政策措施之關聯

英國政府針對不同節能減碳政策須規定須提報之能源消費或碳排放資料，雖然略有重疊，但規定於氣候變遷協議(CCA)計畫提報之用能資料，不得重複運用於英國或歐盟之碳交易計畫(Emissions Trading Scheme)，如圖 4 所示。能源節約機會計畫(Energy Savings Opportunity Scheme，ESOS) 與溫

室氣體報告 則不在此限，企業得以 CCA 提報之用能資料說明企業能源消費情況。

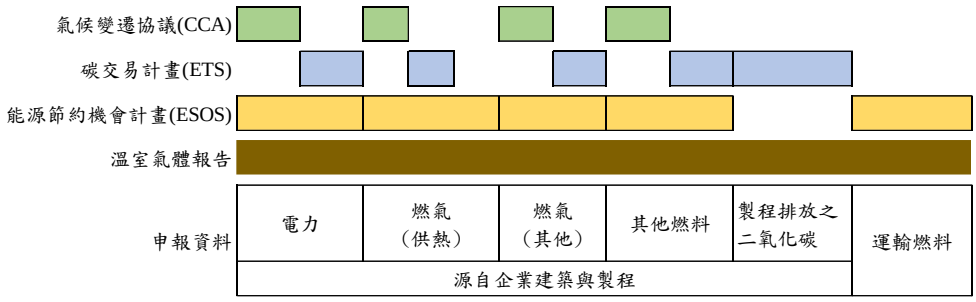


圖 4、英國氣候變遷協議(CCA)與其他節能減碳政策關聯

能源節約機會計畫(ESOS)：於 2014 年實施，強制員工數 250 人以上且年營業額超過 5000 萬歐元的大型企業每 4 年進行節能機會評估，分析所屬建築、製程和運輸過程之能源消費。若該企業具 ISO 50001 認證，向英國環境署(EA)通報後始得豁免。

溫室氣體報告：於 2013 年實施，強制在英國、歐洲或美國市場上市櫃公司揭露溫室氣體排放和企業活動對環境衝擊評估等資訊，後於 2016 年修訂，強制所有大型企業在年報中揭露其企業活動之環境影響評估。其他企業則可自由揭露。

5.氣候變遷協議執行現況

英國政府為增進氣候變遷協議(CCA)的管理效率與資訊揭露，於 2013 年進行一次改革，將 CCA 傘型協議內容標準化，將技術建議改由政府主動提出，產業再做修訂，並在保護企業機密的前提下公開各產業與企業的 CCA 執行成果。最近一期(2019-2020 年)的 CCA 共計有 3,262 家企業參與，涵蓋 8,705 間設施，47.4%企業的節能減碳成果超越預期，有 52.6%企業未達成目標，整體減排量約 659 萬 tCO2e，超越預期目標約 235 萬 tCO2e。部分英國業者認為即使沒有 CCA，在全球節能減碳潮流下，企業仍會投資具成本效益的節能減碳措施，但 CCA 的存在的確使他們注意到節能為企業帶來的經濟利益。

三、英國官民氣候變遷協議樞紐：產業協會角色與功能

英國為政府確保企業遵守氣候變遷協議(CCA)約定，針對企業提報節能成果的時程與資料的正確性等設有罰則，使得英國企業在參與 CCA 的過程中面臨多項挑戰。英國企業除了尋找適合的節能減碳辦法，也須注意基期用

能計算、正確解讀相關政策條文、落實各項申報程序等。產業協會在這方面提供企業良好支援，成為官民合力推動產業節能減碳的重要媒介。

在英國氣候變遷協議制度中，產業協會代表該行業洽談 CCA 傘型協議及管理屬該行業的 CCA 附屬協議，並安排相關宣導與輔導活動。即使英國各產業協會對行業 CCA 的宣傳與資源投入不盡相同，仍對英國總體產業節能具備相當影響力。以下整理產業協會在氣候變遷協議(CCA)中主要角色與功能：

1.代表該行業與政府協商及修訂 CCA 傘型協議

英國產業協會代表所屬的業別與政府協商，訂定合宜的產業節能減碳目標，號召企業會員一同落實。產業協會在與官方進行協議時，僱用技術顧問針對產業節能減碳目標評估與提供節能技術建議，並回應官方技術顧問的審查意見。英國產業協會熟悉自身行業用能情況，可依行業需要向英國商業、能源暨工業策略部(BEIS)提出修訂 CCA 傘型協議。

2.協助政府推廣氣候變遷協議制度

在政策推廣方面，英國產業協會協助企業會員與非會員的同業了解氣候變遷協議(CCA)規定。英國經驗顯示，對中小企業而言，CCA 的規定過於繁複，基期用能計算方法複雜，申報事項繁多，加上自身人力與各項資源不足，常常因分身乏術錯失取得氣候變遷稅(CCL)優惠折扣的機會。因此，部分英國產業協會在辦理會員大會或其他會員活動時，安排 CCA 相關說明會並介紹輔導資源，協助中小企業理解及參與 CCA。

3.管理該行業的 CCA 附屬協議

英國產業協會負責管理該行業的 CCA 附屬協議，包辦 CCA 申請與成果申報的程序，降低企業負擔。英國產業協會協助參與 CCA 的企業進行申請及後續節能成果申報的手續，企業僅須將相關數據提交給所屬的產業協會。產業協會向參與該行業 CCA 的企業收取 CCA 入會費與年費，用以支持整體事務的運作。相關費用包含外部顧問專家僱用費、撰寫 CCA 指南、籌備宣導活動與其他服務支出等。由於業務量龐大，部分英國產業協會將 CCA 相關業務委託外部顧問公司管理。

4.宣傳該行業最佳節能減碳實務

為協助行業達成產業節能減碳目標，英國產業協會宣傳該行業節能減碳最佳實務，精準擴散與該行業最相關的節能知識。英國產業協會在管理氣候變遷協議(CCA)的過程中，累積該行業節能實務，也掌握節能減碳績效優良的企業。部分英國產業協會利用來自 CCA 入會費與年費的收入，撰

寫文宣或辦理講座、論壇或工作坊等宣導活動，分享該行業最佳節能案例，鼓勵企業會員實施節能減碳作為。

從上述可知，英國產業協會在官民氣候變遷協議(CCA)扮演重要的橋樑。作為產業代表，產業協會與政府合作建立務實的產業節能減碳目標，並成為該行業節能減碳實務的匯集者，使企業會員取得最切身的節能資訊，加速該產業的節能知識擴散。在協助企業參與 CCA 方面，英國產業協會提供許多行政服務，並雇用專業技術顧問，大幅降低企業熟悉 CCA 法規及尋找合格顧問的成本，輔助企業達成節能減碳承諾，對整體政策落實與產業節能大有助益。

四、對我國的啟示

我國於 2015 年實施「能源用戶訂定節約能源目標及執行計畫規定」，規定用電契約容量超過 800 瓩的能源用戶年節電 1%，另以「中小能源用戶節能服務與推廣計畫」輔導用電契約容量 800 瓩以下的中小型能源用戶節約能源。在國際淨零排放的潮流之下，我國或可參考英國官民氣候變遷協議運作經驗，結合產官學研力量，進一步提升我國產業能源效率，實現溫室氣體減量目標，值得借鏡之處分述如下：

1.建立國家中長期政策，引導產業節能減碳

英國自 2001 年起實施氣候變遷稅(CCL)和氣候變遷協議(CCA)制度，原訂實施至 2013 年，因成效不錯持續實施迄今，並規劃於 2023 年再提出新稅改計畫。20 多年來，英國陸續建立國家中長期節能減碳目標，提供政策方向的確定性，影響各部門資源配置與投資決策。氣候變遷稅(CCL)使得能源密集產業、公部門、農業和參與碳定價支持機制(CPS)的大型發電廠和面臨能源支出上漲壓力，促使課稅對象實施節能減碳措施。同步實施的氣候變遷協議(CCA)，使能源密集企業得以透過實現減碳承諾取得 CCL 優惠折扣，不但維繫英國能源密集產業之國際競爭力，也加深企業落實節能減碳的動機。

2.調和新舊政策措施與完善配套作法，明確界定各施政目標與範疇

建立整體國家節能減碳政策並非一朝一夕之功，氣候變遷稅(CCL)為英國歷史悠久的政策之一，持續成為其他新設國家節能減碳政策的一部分，對產業部門發揮影響力。英國在研擬新政策措施時，留意各項節能減碳相關措施的獨立性與互補性，例如：企業在氣候變遷協議(CCA)提報的用能資料不可重複用於碳交易計畫(ETS)，但允許在能源節約機會計畫

(ESOS)和溫室氣體報告等其他法定申報資料中提報，用於呈現該企業的能源使用狀況，降低企業行政管理負擔。

3.視大環境變化滾動調整措施內容，維繫產業節能減碳力道

在實施氣候變遷稅(CCL)的過程中，英國曾進行 2 次重大調整，一次是為避免歐盟碳交易市場影響國內化石燃料發電廠的低碳轉型意願，另一次是避免企業因使用再生能源電力而忽略節約用電。由此可知，雖然 CCL 是鼓勵課稅對象節能減碳的工具，亦需隨國內再生能源發展和其他大環境因素調整，才能瞄準起初設立 CCL 的初衷，維繫政策力道，並發揮引導作用。

4.運用稅收建立多元輔導資源，協助企業降低節能減碳投資進入門檻

即使不是每間企業都有足夠的動機或能力參與氣候變遷協議(CCA)，但全體企業皆可使用英國政府運用 CCL 稅收設立的產業節能減碳輔導資源，如：碳信託(Carbon Trust)機構、能源技術清單(Energy Technology List, ETL)和強化資本津貼(Enhanced Capital Allowance, ECA)等措施，協助企業降低能源支出，符合「取之於企業，用之於企業」的精神。

5.官民協作合意推動，降低政策阻力與擴大影響力

英國政府透過與產業協會協商與合作，建立各行業節能減碳目標，掌握產業部門的節能減碳潛力與進程，廣納民間建言，在相關政策規劃及成效評估方面有所依據，在政策推行之初便獲得民間一定程度的支持。

英國產業協會在推動氣候變遷協議(CCA)方面扮演第三方協調者的角色，使企業與政府對節能目標達成共識。在代表各行業與政府協商節能減碳目標及相關技術清單時，便與政府共同盤點具備節能減碳潛力的技術，後續在協助參與 CCA 企業提報用能資料時，進一步檢視適用該行業節能減碳實務。英國產業協會亦發揮宣導的功能，除了輔導會員參與 CCA，並透過規劃文宣、宣導、工作坊或研習營等活動，加速節能知識傳播，提升整體行業節能減碳表現。

五、結語

英國自 2001 年起實施氣候變遷稅(CCL)與氣候變遷協議(CCA)，CCL 為針對能資源消費超過特定量的工業、農業與公部門課徵之能源稅，CCA 則為使企業享有大幅度 CCL 優惠之官民節能減碳約定。英國政府與產業協會簽屬 CCA 傘型協議，借助產業協會掌握該行業節能減碳進程；個別企業透過產業協會與官方簽屬 CCA 附屬協議，以節能減碳承諾取得 CCL 優惠。英

國政府與產業協會密切合作，共同探討各行業節能減碳潛力與技術進展，並借助產業協會的力量輔導個別企業參與 CCA 附屬協議、管理該行業 CCA 以及宣導該行業最佳節能減碳實務。這樣的官民協作與分工模式對英國產業節能減碳發揮頗有貢獻，值得我國參考借鏡。

從英國經驗可知，未來我國在研擬產業節能減碳政策時，除了力求新舊政策措施相輔相成，宜思考以產業協會帶動各行業節能減碳的官民協作方式，強化產業協會在我國產業節能減碳議題中的角色，鼓勵各產業協會與能源顧問公司、大專院校或研究單位合作，研究及宣傳各行業最佳產業節能實務，以期增進我國企業因應國際淨零排放趨勢的能力，培育我國節能減碳產業與人才。

感謝詞

本研究承能源局能專經費之支持，特此致謝，不勝感激。

六、參考文獻

1.Climate Change Committee，https://www.theccc.org.uk/

2.Energy consumption in the UK 2021，Gov.uk，2021/11/11，https://www.gov.uk/government/statistics/energy-consumption-in-the-uk-2021

3.Environmental Taxes Bulletin commentary (June 2022)，Gov.uk，2022/06/30，https://www.gov.uk/government/statistics/environmental-taxes-bulletin/environmental-taxes-bulletin-commentary-june-2022

4.Managing your climate change agreement (CCA)，Gov.uk，https://www.gov.uk/guidance/managing-your-climate-change-agreement-cca

5.Climate change agreements: umbrella agreements，Gov.uk，https://www.gov.uk/government/collections/climate-change-agreements-umbrella-agreements

6.Note 8：How CCAs interact with other schemes，fdf.org.uk，2022 April，https://www.fdf.org.uk/globalassets/our-focus/environmental-sustainability/climate-change-agreements/fdfcca-note-08-ccas-and-other-schemes-apr-22.pdf

7.Energy Savings Opportunity Scheme (ESOS)，Gov.uk，https://www.gov.uk/guidance/energy-savings-opportunity-scheme-esos
8.Environment, Energy and Carbon Reporting in the UK: the past, present (and future?)，Burges Salmon，2020/09/30，https://www.burges-salmon.com/news-and-insight/legal-updates/environment/environment-energy-and-carbon-reporting-in-the-uk-the-past-present-and-future
9.Energy efficiency policies in SMEs in the UK and NL，Technopolis Group，2022

我國水泥業淨零排放策略及實務探討

陳志賢*、曾昱中**、陳志宗***

摘　要

近年來極端氣候造成環境災害的消息時有所聞，全球溫室氣體濃度不斷增加，致使全球氣溫逐年上升。據統計，全球二氧化碳排放量中，約有 7%是水泥生產過程排放的，因此水泥行業在全球減碳的藍圖中自然成為重要不可或缺的一員。

水泥業咸認為是減碳極為困難的產業，主要原因是水泥的主要原料—石灰石在旋窯高溫煅燒成為熟料的過程中，會大量分解釋放出二氧化碳，此製程排放為水泥製造過程排放溫室氣體的主要來源，約佔整體排放的六成，另有 35%則源於使用煤炭燃料燒窯之碳排，及 6%用電之間接排放。

本篇參考國外多所水泥與混凝土知名機構所提淨零排放路線圖，分析國內目前執行手段(如循環經濟)及未來可積極發展之方法(如低碳產品轉型、碳捕捉利用等)，就國內外水泥業減碳作為、淨零排放路線進行說明及實務探討，並指出國內目前所面困境及可行解決策略。期能透過此綜述讓各界了解我國水泥業減碳輪廓，期攜手國內業界及價值產業鏈共同在淨零之路邁步向前。

【關鍵詞】水泥、循環經濟、低碳轉型、淨零排放、碳捕捉利用

---

*亞洲水泥股份有限公司花蓮製造廠 首席副廠長

**亞洲水泥股份有限公司花蓮製造廠 研究室股長

***亞洲水泥股份有限公司花蓮製造廠 研究室工務員

一、前 言

混凝土不僅是世界上使用最多最重要的建設材料，亦是除了水以外，世界上使用最廣泛的材料，在重要工程如水壩、高速公路、發電廠、港口、防波堤，或是民房高樓一般建築的興建都能看到它的身影。混凝土具有優秀的強度、場塑性、耐火性及耐久性等性能，且相較於其他建材，混凝土價格低廉。混凝土材料中水泥占的重量比例約為 10%，雖占比不大，但水泥材料之溫室氣體排放量卻達整體混凝土的九成以上。根據統計，全球每年生產超過 40 億噸水泥，水泥行業溫室氣體排放高達全球總排放的 7~8%。隨著世界人口的增長及都市化集中，預期全球混凝土的用量將逐年上升，在一切照舊不做任何改善措施的情境下(Business as usual, BAU)，水泥及混凝土行業溫室氣體年排放量將增長到 3.3 Gt CO_2，到 2050 年排放量累積可達 101 Gt CO_2，是目前水泥及混凝土行業設定全球溫升 1.5 ℃碳額度的 1.5 倍以上。雖然水泥混凝土排碳可觀，但因為混凝土價廉質優特性，使其成為因應調適氣候變遷影響性之重要材料，將持續提供世界各地得以興建堅韌的建築、社區及公共建設，在如此嚴峻且尚無可比擬目前混凝土特性的材料被發展使用前，關注於水泥及混凝土進行減碳至關重要。

本文將從大眾讀者易理解的角度，由淺入深，提供關於水泥行業淨零排放的相關資訊，透過探討國外水泥行業及研究機構之淨零排放策略，理清我國水泥行業範疇實務可行做法。文中亦會提及筆者任職公司-亞洲水泥，對於推動淨零排放經驗分享，期能透過相關議題之討論，觀摩來自各方觀點，攜手共同邁向 2050 年淨零排放之目標。

二、水泥製程介紹及排碳來源分析

混凝土為水泥、砂(細粒料)、石(粗粒料)、礦物摻料(爐石、飛灰)、水及化學摻劑依給定比例拌勻之膠結材料，主要用於提供結構強度。其中，水泥重量約占混凝土 10%比例，扮演膠結其他材料的角色。而水泥是如何被生產出來的呢?簡單來說，水泥製程可以「兩磨一燒」四個字簡要表示。以下針對水泥生產製程進行簡要說明。

水泥主要成分為氧化鈣，需要大量含氧化鈣成份來源之材料—石灰石，故水泥廠址多設於鄰近石灰石礦場處。通常透過自行開採石灰石，並購入鐵砂、矽砂及黏土等次要原料，依水泥品質目標，進行各原料比例之調整。完成調整之各物料進入生料研磨製程進行「研磨」成生料細粉末步驟，隨後飼入預熱機頂部，利用上升熱氣流快速將生料中石灰石(主要成分為碳酸鈣)

加熱分解(脫酸)排出二氧化碳，並形成具有活性之氧化鈣。經鍛燒脫酸之生料進入旋轉窯後，在高溫下，約有四分之一材料形成熔融態，此時氧化鈣與氧化矽、氧化鋁及氧化鐵等氧化物，結合「燒成」水泥熟料礦物，即矽酸三鈣(tricalcium silicate, C_3S)、矽酸二鈣(dicalcium silicate, C_2S)、鋁酸三鈣(tricalcium aluminate, C_3A)、鋁鐵酸四鈣(tetracalcium alumino ferrite, C_4AF)。在國內，預熱機及旋轉窯使用燃料為煤炭將旋轉窯內將生料在約1450℃高溫下燒結成為熟料礦物，火焰溫度可高達 1,600～1,800℃。於旋轉窯出口處為使熟料迅速冷卻形成高活性結晶相，會以冷卻機以鼓風方式，將水泥熟料自旋轉窯落口的 1,200℃高溫，冷卻至約 100℃。

在下一階段的製程就是水泥研磨，係將水泥熟料、調節水泥凝結時間的石膏(約 5%)，另依不同水泥種類的國家標準規定，可添加不同比例之材料(如石灰石、飛灰、水淬高爐爐碴、矽質材料或卜作嵐材料等)，於水泥磨中進行成品「研磨」，出磨後之成品即為水泥，輸送至水泥庫進行儲存及發貨。

綜觀水泥生產流程可以發現，其排放來源，包含設備電力耗用排放、高溫製程煤炭燃燒排放及一般行業少有的石灰石脫酸「製程排放」。一般來說，水泥生產溫室氣體排放，製程排放占約六成，燃燒排放佔約 35%，電力排放相對較低僅佔 6%。因為水泥的製程特性，水泥行業一直被認為是減碳難度較高的行業之一。在了解水泥生產的排碳分布後，我們可以很清楚地了解，水泥行業應該努力的方向。以燃料排放來說，使用低碳燃料以替代減少傳統燃煤的排放勢在必行；水泥行業特有的石灰石脫酸製程排放，也應設法找尋其他替代物料來降低脫酸碳排；而最後 6%的電力排放，仍占水泥排放之一定比例，實務上可透過現已發展成熟的綠電導入以及用電效率、廢熱回收發電等措施，達成電力排放減碳之目標。

三、國外水泥行業淨零排放路線分析

水泥行業為第一個於全球範圍內監測其溫室氣體排放的行業，早於 1999 年世界企業永續發展委員會（World Business Council for Sustainable Development, WBCSD）即認知到水泥行業生產碳排放之議題，遂聯合全球數家具前瞻思維的水泥企業，成立水泥永續發展倡議行動組織（Cement Sustainability Initiative, CSI），並與國際能源署（International Energy Agency, IEA），以水泥行業可實施的潛力減排技術為主題，於 2009 年制定了全球第一個水泥低碳技術路線圖[2]；並在 2018 年根據《巴黎協定》更新了其路線圖[3]。在過去 30 年間的努力，全球水泥業已減少了約 20%的排放量。至今

各地水泥業者及相關研究機構正積極研究，並陸續提出各區域之淨零排放路線圖，此表明減碳議題已迫在眉睫，水泥業已無躊躇停留之空間。

「全球水泥及混凝土協會」(The Global Cement and Concrete Association, GCCA)，為全球水泥及混凝土製造商共同組成，占全球水泥行業生產總量80%的全球性組織，於2020年提出基於氣候溫升幅度控制在1.5℃情境的水泥及混凝土淨零排放路線圖，完整描述了水泥行業對於2050年如何達到淨零排放的措施，提供了非常有用的具體執行建議。GCCA淨零排放路線圖措施以熟料生產減排(Savings in clinker production)、水泥及膠結材料生產減排(Savings in cement and binders)、混凝土生產效率(Efficiency in concrete production)、設計與施工(design and construction)、碳捕捉利用及封存(Carbon capture and utilization / storage, CCUS)、電力脫碳(De-carbonisation of electricity)、自然再碳酸化(CO_2 sink: recarbonation)為主軸，2050年各措施之減排貢獻及簡要說明請參閱圖1。

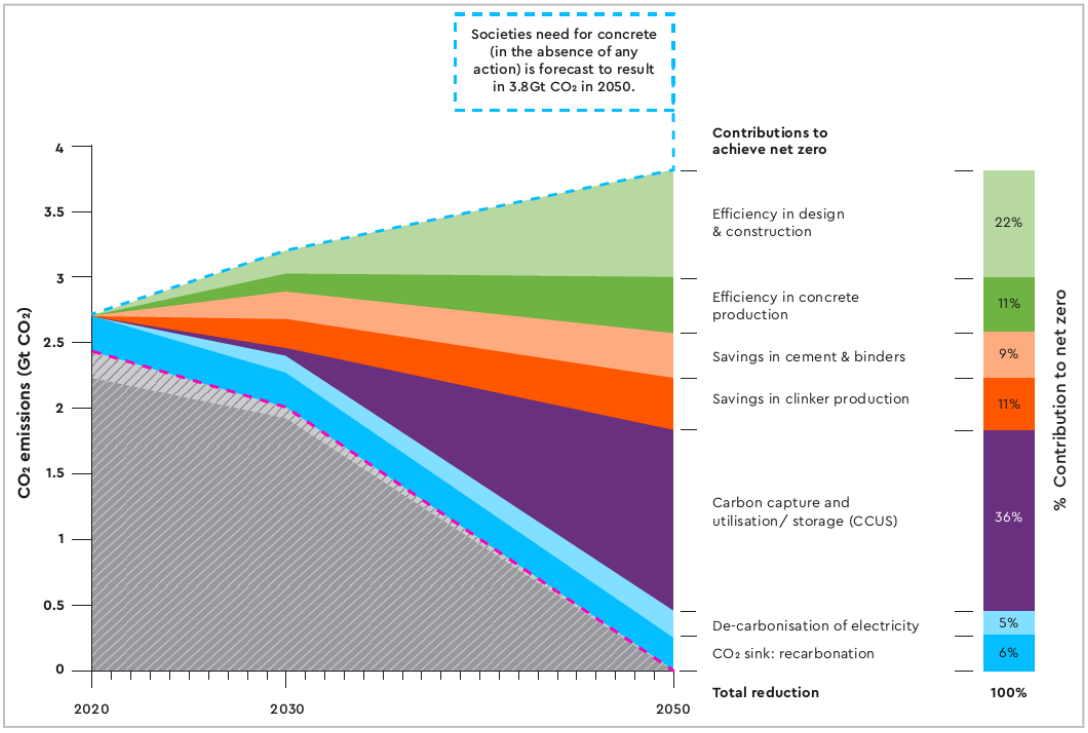


圖 1　全球水泥及混凝土協會(GCCA)2050年淨零排放路線圖

為了掌握淨零排放進展，GCCA於2030設立了里程碑目標。設定以2020年為基線，2030年溫室氣體排放混凝土排放強度需減少25%、水泥排放強度需減少20%。為了實現上述目標，GCCA建議水泥業應於2020-2030年間執行下列措施：

1. 減少化石燃料和增加使用替代燃料

2. 增加熟料的替代物料使用，包括飛灰、煅燒黏土、水淬高爐爐碴粉和石灰石粉
3. 提高混凝土生產效率
4. 提高營建設計及施工過程中使用混凝土效率，包括混凝土的再利用
5. 對技術及創新的投資
6. 碳捕捉利用及封存技術和基礎設施的發展
7. 建立政策架構，以實現淨零混凝土的生產

進一步的減排意味著在各生產環節皆須減少化石燃料的使用及排放。利用循環經濟的概念，以低碳替代燃料或生質燃料取代煤炭，達成水泥業之能源轉型；持續使用輔助性膠結材料(supplementary cementitious material , SCM)取代部分高碳排熟料仍為重點措施。因火力發電之式微及煉鋼行業的低碳轉型，飛灰及水淬高爐爐碴可預期將逐漸減少，但其仍將於這十年間持續發揮重要角色。而近年大量被討論的煅燒黏土、石灰石及回收混凝土細粉等新興輔助性膠結材料的導入，也將促使熟料比例(熟料因子)持續下降。

另外，在這十年間，水泥行業急需相關製程的新技術發展，如電力燒窯、氫能燒窯、新類型熟料及膠結材料製程等，現在就應立即開始投資，以為進入 2030 年時作好準備。CCUS 技術目前則仍處於百家爭鳴的情況，但就技術的角度而言是可行的，惟其成本仍過高，每捕捉一噸的二氧化碳可能需要花費至 80-90 歐元的費用，這在成本上足以讓多數水泥廠裹足不前。GCCA 提出應在政策上與制定者及利害相關者合作，才可能順利推動 CCUS 的技術發展，並部署未來規模化所需要之基礎設施。

最後在混凝土及設計施工的範疇，則透過營建設計及改善混凝土之生產效率，再加工及使用回收材料，從源頭達到減少水泥及混凝土使用。GCCA 也強調公共政策將在水泥行業及其價值鏈中發揮核心的作用，所有的淨零措施皆需要完整的配套，相關法規及標準等都應該置於淨零排放議題的框架內加以調整，這需要水泥業者、政策制定者及政府的共同努力，以推動使低碳水泥生產更有投資性之政策、協助刺激低碳混凝土之需求、創造淨零排放所需要之基礎建設。

而 2050 年的淨零排放措施，一言以蔽之，即是全面部署減碳技術，以實現淨零的目標。在 2020-2030 十年間的基礎上，將減碳措施持續放大。新技術及 CCUS 應已於 2030 年前完成測試及部署，以確保能於 2050 年實現淨零排放。

另有不同國外水泥行業淨零路線，如歐洲水泥協會（The European Cement Association, CEMBUREAU）在 2020 年發布的淨零排放路線圖，請

參閱圖 2，說明了如何利用 5C，分別為熟料、水泥、混凝土、營造及(再)碳化(Clinker, Cement, Concrete, Construction, re-Carbonation, 5C)達成淨零排放。目標在 2030 年前，依循《巴黎協定》2℃的情境，水泥生產二氧化碳排放量對比於 1990 年應減少 30%、下游混凝土產業鏈減少 40%，設定全球一致於 2050 年達成淨零排放目標。在熟料減排部分，2017 年歐洲水泥旋轉窯替代燃料占所需燃料的 46%，其中 16%為生質燃料，並計畫持續擴大生質燃料使用，2030 年及 2050 年目標將分別達 30%、50%生質燃料使用率。同時使用替代原料取代石灰石、持續提高熱效率、發展新型態熟料、發展碳捕捉利用及封存技術，盡可能降低熟料排放；水泥則採行生產低熟料配比水泥，發展新型態低碳水泥材料及提升電力使用效率，降低水泥中熟料用量及間接排放。混凝土措施及營建設計階段之減碳措施，則以降低水泥使用及盡可能回收物料再利用之概念執行;最後自然發生的混凝土再碳酸化亦持續了它的減碳貢獻，在 IPCC 第 6 次評估報告中(IPCC 6th Assessment Report, IPCC AR6)，被納入碳移除的計算中。根據瑞典 IVL 環境研究所數據顯示，在一般情況下，混凝土再碳酸化減碳量每年可達使用水泥之製程排放的 23%。相當於水泥製造排放總量的 8%。

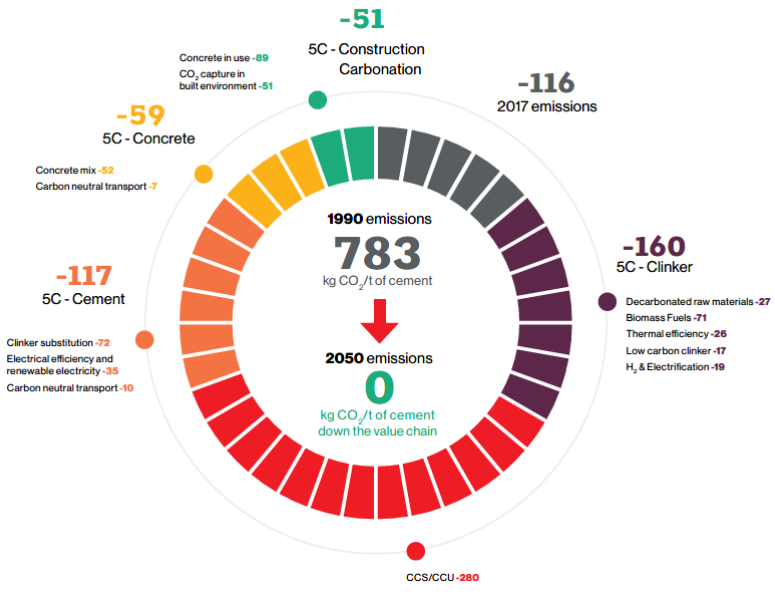


圖 2　歐洲水泥協會(CEMBUREAU)2050 年淨零排放路線圖

GCCA 及 CEMBUREAU 淨零排放路線圖為世界各區域水泥業者提供了具體可行參考的路線及措施，如美國卜特蘭水泥協會(Portland Cement Association, PCA)、瑞士霍爾希姆公司(Holcim, 除中國外，世界第一大水泥公司)及德國海德堡水泥公司(HeidelbergCement, 除中國外，世界第二大水

泥公司)等，其淨零排放路線圖概念與上述兩者大致相同，整理後臚列下列8個面向：

1.熟料生產減排

2.水泥生產減排

3.混凝土生產效率

4.設計與施工

5.碳捕捉利用及封存

6.電力脫碳

7.自然再碳酸化

8.打造友善的低碳水泥環境及淨零政策

上述執行措施有先後之分，在工程設計與施工之初，即應利用精實設計(lean design)、拓撲優化(topology optimization)、合理的結構設計等措施，盡可能降低混凝土材料用量，混凝土廠則可透過良好的品質管制、使用預鑄營建、回收機制及材料選用，減少水泥用量，最後水泥行業對於熟料進行減排，並生產低熟料配比之水泥。一言以蔽之，即是「混凝土少用水泥、水泥少用熟料(Concrete less cement, cement less clinker.)」，水泥及混凝土行業的減碳策略大致圍繞在如何少用「熟料」上。

四、國內水泥行業可行淨零措施說明及探討

在分析完國外水泥行業淨零排放路線圖後，我們可以把水泥行業範疇較主要影響之措施整理成下列幾點，分別為：熟料生產減排、水泥生產減排、碳捕捉利用及封存。以下將分別就其措施進行說明及探討：

1.熟料生產減排：

循環經濟對於水泥行業降低熟料生產排放而言，是非常重要、實際可行的減碳方法。如前所述，熟料的兩大排碳來源，燃料排放及製程排放，皆可透過推動循環經濟達到減排效果。燃料排放方面，我們可以選擇使用每單位碳熱值較高之替代燃料取代傳統煤炭，進而降低燃燒排放，目前筆者就職之公司-亞洲水泥花蓮廠，即使用如廢木材製的固態燃料、下水道污泥、紙漿廠的漿紙污泥、面板廠的塑膠片及廢塑膠等取代部分煤炭的使用。使用替代燃料的好處除降低溫室氣體排放外，尚具有減少天然資源開採，解決廢棄物或副產品去化之問題。一般來說，物料中的生質碳通常不被計入溫室氣體排放，替代燃料如稻穀、下水道汙泥、漿紙汙泥及廢木屑等，幾乎為100%生質燃料，可不列入溫室氣體排放計算。但實務上，替代燃料可能為生質燃料

及化石燃料之混合物，因此如何分析拆解其各自之比例，並建立一套分析方法學，對於水泥行業進行溫室氣體排放計算及減碳規劃是非常重要的。

另外，水泥熟料燒成熱效率控管改善為一常被忽略的措施，經常仍存在相當幅度可改善空間，一般熟料燒成耗熱約在 750～900 kcal/kg 之熱量，若熱效率提高則即可直接降低燃料用量減少溫室氣體排放。改善預熱機提高鍛燒爐、上升風道燃料完全燃燒時間、改善冷卻機提高熟料冷卻過程的熱回收、良好的風管維護無洩漏或使用更更多段的預熱機，都可有效降低熟料耗熱。此外，使用含非碳酸鹽類氧化鈣替代原料亦可減少因碳酸鈣脫酸所需吸收之熱量及天然礦物開採，同時減少燃煤熱量使用，可謂一舉兩得。

目前國際投入創新技術取代傳統燃料燒窯亦漸有發展。墨西哥水泥公司 CEMEX 近期與再生能源業者 Synhelion 合作執行了一項太陽能燒窯專案，成功製造出世界上第一批以太陽熱能燒窯的水泥熟料，其他如英國 MPA(Mineral Products Association, MPA)之氫能燒窯、瑞典水泥公司 Cementa 之電能燒窯創新技術等，都是水泥熟料製程之創新改善，為目前均尚未能達到經濟規模。根據 Cementa 的研究報告指出，電能燒窯之生產成本約較傳統燃煤方式提高達兩到三倍以上。而最近正在興起的富氧燃燒及間接燃燒製程，則分別採用氧氣取代空氣進行燃燒及利用與物料分離間接加熱，均可有效地提高煙氣中二氧化碳濃度，大幅提高後續碳捕捉效率。

製程排放之來源，為熟料製程需要氧化鈣與其他氧化物結合，生成水泥礦物，但氧化鈣的最主要的來源—石灰石，除含有碳酸鈣外，亦含有碳酸鎂等礦物，加熱過程碳酸鹽礦物會脫酸產生二氧化碳，是水泥業難以減碳重要原因。故減排的關鍵在於製程上必須盡可能地減少石灰石之使用。使用含有氧化鈣之替代原料如轉爐石、還原碴、氧化碴、脫硫碴、消石灰或焚化再生粒料等工業副產品，因其內含豐富的「非碳酸鹽類」氧化鈣，進入水泥生產製程加熱時，並不會排放二氧化碳，可降低製程排放。

就實務操作來說，非碳酸鹽類的氧化鈣替代原料，大多來自於煉鋼產業，部分工業副產品中雖含有高的氧化鈣但是氧化鐵成分亦較高，若想利用其中的氧化鈣高比例替代石灰石時，無法避免將導致水泥中含鐵量提高，為了維持正常的水泥化學成分，難以大量使用。觀察世界各水泥業相關淨零排放路線，因替代原料造成之製程排放降低比例並不高。CEMBUREAU 預估至 2050 年其減碳貢獻占比約僅達「製程排放」的 8%。近期被世界首富—貝佐斯（Jeff Bezos）及前首富—比爾蓋茨（Bill Gates）旗下基金搶先投資的新創公司硫磺能源（Brimstone Energy），則創新使用天然矽酸鈣類等無碳酸鹽類氧化鈣原料，進行水泥製造。硫磺能源公司透過化學分離方式將矽酸

鈣礦物分解成氧化鈣及其他可再利用之礦物後，依循一般水泥燒成程序，也可生成卜特蘭水泥熟料，避免了製程 CO_2 的排放。

綜觀世界各國家水泥行業替代原燃料之使用狀況，日本替代原燃料使用，每噸水泥可添加達 460kg 以上；GCCA 統計其 25 家會員廠(約佔全球水泥產量 41%)之原燃料替代率，以印度 Dalmia 水泥公司之原料替代率最高達 28%，平均值 10.6%、Cementir, CRH, CEMEX, Buzzi & Vicat 水泥公司之燃料替代率皆大於 25%，平均值 16%。而國內受限於水泥國家標準氯離子含量限值及環保法規、申請核可程序費時很長之影響，但透過業者努力，目前添加量每噸水泥亦可達大約 210kg，約相當於 13%，還有持續增長再利用數量之潛力與空間。

至於添加循環經濟物料,如替代原料及替代燃料是否會對水泥的品質造成影響呢?事實上，目前所有之替代原料，均是作為生料原料，並非直接加入水泥研磨製程，換言之，替代原料經與其他原料適當摻配後，會進入旋轉窯中煅燒成熟料，水泥旋轉窯溫度可達 1,600℃以上，所有的物料在如此高溫的情況下，都會被分解並結合成具水硬性之熟料礦物相，而熟料之品質主要與燒成技術相關，使用之原料基本上影響不大。水泥旋轉窯具備三 T 特性優勢，高溫(Temperature)、高停留時間(Time)及高擾流(Turbulent)，造就了水泥行業擁有極佳的工業副產品及廢棄物去化能力,經過旋窯之所有物料均會化合成熟料礦物之一部分,再利用處理完成後並無二次焚化灰渣處理問題，因此水泥行業可說是循環經濟重要的心臟，目前世界越先進之國家，水泥製程扮演循環經濟靜脈產業腳色之責任就越發重要。

2.水泥生產減排：

實務上水泥廠邁向淨零排放路線中相對容易達成的措施,即為根據用途的不同，調整水泥中熟料比例，生產不同種類水泥，以降低熟料耗用。水泥種類的不同，目前是以添加物的種類及比例作為區分，如 CNS 61 卜特蘭水泥除水硬性晶質矽酸鈣熟料、石膏外，僅能添加小於 5%石灰石及合計小於 5%之水淬高爐爐碴、飛灰或矽質材料，相當於額外添加物最高可達 10%，即熟料可以其他材料替代達 10%，當然水泥廠因品質管控考量，不會添加至上限，通常每種類 3-4%，合計 6-8%，因此卜特蘭水泥中熟料配比可以降至 87～89%，對於降低水泥排放強度亦可以有所幫助。另外，CNS 15286 水硬性混合水泥則允許水泥中含有更高比例之礦物摻料取代熟料比例,是一更具有低碳水泥概念之水硬性水泥。其中，卜特蘭高爐爐碴水泥爐碴比例可高達 95%、卜特蘭卜作嵐水泥卜作嵐比例可高達 40%、卜特蘭石灰石水泥石灰石比例可高達 15%、三元混合水泥礦物摻料比例可高達 70%，因此，

水泥中之熟料比例均可大幅降低。除了上述卜特蘭水泥及水硬性混合水泥外，墁砌水泥(masonry cement)則獨樹一格，為特用於泥作用途之特殊水泥，通常以袋裝水泥形式銷售，因產品設計專用於泥作，墁砌水泥製造時需添加塑性材料，以增加水泥可塑性及工作性，熟料比例並無特別之限制，僅需達到性能要求即可。

一般而言，國內仍以使用通用之卜特蘭水泥為主，如產製混凝土或包裝成袋裝水泥使用於泥作裝修工程等，使用上非常的廣泛，因其通用性，目前占國內水泥生產種類之最大宗。觀察國內卜特蘭水泥廣泛生產及使用的原因在於：混凝土業者習慣因應不同的業主要求，採用不同的混凝土配比設計。卜特蘭水泥、飛灰及水淬高爐爐碴粉之比例，可配合不同工程需求進行調整，在成本考量及工程使用上較具彈性；部分業主仍存有老舊習慣，喜好採用純卜特蘭水泥混凝土配比，致混凝土業者不得不配合客戶之要求；另外，我國水泥廠多坐落於東部區域，其水泥之運銷通常得採船運方式，運往各區港口進行配送。然而港口水泥庫數量及空間有限，並不能完全滿足，不同水泥種類需求，造成水泥業者往往選擇最通用之水泥種類進行生產，即以卜特蘭水泥作為其主力產品。過去卜特蘭水泥一般熟料比例約為 92%，以致其排碳量高居不下。目前全世界水泥中熟料比例平均約為 80%，相較於國內近 92%之比例，差異仍大。不過在國內水泥業之持續努力下，CNS 61 卜特蘭水泥國家標準，已於 110 年成功修訂，石灰石與無機製程添加劑(水淬高爐爐碴、飛灰及矽質材料)之添加量從原先的合併計算，總和僅能加 5%，修訂為可分開各 5%計算，最高總和可達 10%，請參考表 1。水泥中熟料比例將可從目前實際約 92%，有降低至約 87～89%空間亞泥水泥公司近期亦起草國家標準推動修訂水硬性混合水泥，使其符合國際潮流及在規範使用上更為人性化，主要新增了卜特蘭石灰石水泥(Portland-limestone cement, PLC)及三元混合水泥規範，使國內水泥業者有標準可依循生產。

表一　各類型水泥組成與碳排降幅

標準	水泥型別	石灰石	無機製程添加物	熟料%	碳排*
CNS 61	卜特蘭水泥	<5%	<5%	88%	-4%
CNS 13512	墁砌水泥	20%		75%	-16%
CNS 15286	卜特蘭石灰石水泥	5-15%	-	80%	-13%
CNS 15286	三元混合水泥	<70% 且卜作嵐材料<40% 石灰石<15%		25%	-73%

對於國內水泥製程減排策略，水泥生產製造商應依使用目的而調整生產不同的水泥種類，以最適配置，使每一份熟料皆可充分發揮其用途，以減少不必要的生產浪費及排碳。筆者亞泥花蓮廠已規劃低碳水泥生產，以下即以亞泥花蓮廠為例，分別探討其散裝及袋裝水泥之生產策略。

亞泥花蓮廠散裝水泥的生產策略，以卜特蘭石灰石水泥取代傳統的卜特蘭水泥為主。因為石灰石容易取得及近似卜特蘭水泥的性能，卜特蘭石灰石水泥已成為目前低碳水泥中最受矚目的產品。石灰石早期被認為是鈍性材料，但在二次世界大戰期間，因卜特蘭水泥之缺乏，被用於取代部分卜特蘭水泥作為水泥之添加材料使用。在近期之研究，石灰石被發現與鋁酸三鈣等水泥礦物具有反應性，提供強度特性。GCCA 的輔助性膠結材料(supplementary cementitious material, SCM)說明資料中，已將石灰石歸類於 SCMs 中。卜特蘭石灰石水泥在強度性質及耐久性上，並不遜於卜特蘭水泥，其在抗硫酸鹽、氯離子滲透率上，甚至擁有更好的性能；目前甫於今年通過的 CNS 15286 水硬性混合水泥規範中，已將卜特蘭石灰石水泥納入，卜特蘭石灰石水泥中的石灰石添加量最高可達 15%，約可減少 13%溫室氣體排放。目前亞泥已因應美國客戶之低碳要求，生產數條船次之卜特蘭石灰石水泥銷往美國地區，水泥品質經測試及經混凝土使用實證均顯示優良。

亞泥花蓮廠袋裝水泥的策略，則以推動墁砌水泥之生產為主。亞泥墁砌水泥(洋房牌墁砌水泥)相較卜特蘭水泥可減少 16%溫室氣體排放。對於較為傳統保守的泥作業來說，新種類水泥或低碳水泥，由於其特性可能與施工者習慣不同，需要較長的一段時間適應使用。故洋房牌墁砌水泥設計之初，即以改善傳統卜特蘭水泥使用於泥作之缺陷為重點，利用高性能之特點吸引客戶使用，進而達到降低溫室氣體排放之目的。洋房牌墁砌水泥優異的工作性及抗裂能力目前大受客戶好評，於 2022 年初推廣至全國市場，銷售量逐月呈現增加趨勢，預估 2023 年亞泥的墁砌水泥銷量約可達 2022 年的數倍以上。目前國內每年約有 200 萬噸袋裝水泥需求，若完全改用墁砌水泥，則每年約可減少近 26 萬噸溫室氣體排放、4.4 萬噸煤炭及 20 萬噸礦物材料耗用。

低碳水泥推廣的困境還是在於工程及施工的習慣較難改變。卜特蘭水泥發展至今已超過 200 年，低碳水泥在特性上必然與習慣的卜特蘭水泥有些許不同，若可於工程規範或現場施工上，提供低碳水泥良好的推廣環境，則可加速低碳水泥推廣。

3.碳捕捉利用及封存(CCUS)：

碳捕捉利用及封存為水泥業減碳的最後一哩路，為已將目前最佳可行減碳技術皆擴大執行完善後之最後措施。因碳捕捉處理費用通常十分昂貴且其

他可行措施減碳能力有其上限，將 CCUS 做為最後一步，實為無法避免之作法。

碳捕捉的技術眾多，可利用醇胺類化學藥劑吸收、鈣迴路吸收(Calcium looping)、間接燃燒及富氧燃燒、再碳酸化(re-carbonation)等技術，可說是群雄爭霸、百家爭鳴。目前多數技術雖仍屬於設計階段或示範廠階段，尚未有工業大規模化案例出現，但技術上的演示都表明了其概念的可行性，如:歐盟的 Leilac 專案(Low Emissions Intensity Lime and Cement)，以間接加熱煅燒的方法，有效保持從生料中釋放的二氧化碳純淨，進而降低捕捉二氧化碳之難度及費用;鈣迴路技術使用石灰石原料以純氧燃燒方式加熱生成氧化鈣，將生成的氧化鈣用於吸附煙道氣體中二氧化碳，生成碳酸鈣後，再回到純氧煅燒爐中加熱，釋放接近純化的二氧化碳，周而復始以構成一個循環迴路;碳循環技術(Carbon Upcycling Technologies)通過將工業副產品或天然礦物與二氧化碳結合來發揮作用。其專利反應器可剝離每個反應顆粒的表面，製造出具有卓越強度特性的 SCM，並重新回到水泥中摻加使用，降低熟料用量，達到多重減碳之功能。

碳捕捉技術最大的問題在於後續的儲存或利用方式。若新技術無法處理後續儲存或利用之問題，這將導致實務上執行之困難。筆者認為碳捕捉後續碳的「去化」是選擇碳捕捉技術的重點。以亞泥花蓮廠的 CCUS 策略說明，將採用再碳酸化技術，利用工業副產品(富含氧化鈣及氧化鎂)與煙道氣體中二氧化碳結合，再碳酸化生成再生粒料。再碳酸化技術，除可吸收減少由製程所排出的溫室氣體外，其再生粒料亦可作為混凝土廠粒料，進而產製出低碳或甚至是負碳混凝土產品，同時達到碳捕捉及利用之目的。

五、困境及建議

為達 2050 年淨零排放目標，水泥產業最重要的減碳措施，即為執行循環經濟及推廣低碳水泥，以下分別就此兩大議題所面臨之困境提出討論及建議：

1.循環經濟：

統計去年(2021)國內水泥公會會員廠再利用由政府及各產業產出之廢

棄物做為替代原料 213 萬公噸、替代燃料 6 萬公噸，合計 219 萬公噸，平均每公噸水泥去化廢棄物達 210 公斤。對於解決政府及產業廢棄物困境，實質做出巨大貢獻。包括石化業；半導體、光電業；造紙業；紡織業；鋼鐵業另外，還有來自公部門負責之自來水淨水污泥及焚化爐再生粒料、下水道汙泥等廢棄物。上述這些廢棄物中，含有氧化鈣的廢棄物可以取代石灰石，降低石灰石煅燒過程之製程排放；含有生質物的廢棄物可以取代煤炭，降低煤炭化石燃料燃燒排放。但因循環經濟物料之敏感性，水泥業者在申請使用循環經濟原燃料時，常常會遭遇許多申請上之困難，導致進展緩慢不如預期，政府應能在各項環保申請許可過程予以輔導協助，以利循環經濟及淨零排放之有效推動；另外，水泥產業目前正積極推動循環經濟，使用廢棄物作為替代燃料，其廢熱發電所產生之電力，請中央主管機關經濟部可同意認定廢熱發電設備為再生能源發電設備，得將廢熱發電量依廢棄物熱值佔總熱值之比例換算為再生能源電力(綠電)，以合理的方式鼓勵水泥產業積極推動循環經濟與減碳。再者，我國卜特蘭水泥國家標準中氯離子含量目前為全世界最嚴格之標準，應比照世界其他國家標準予以放寬，方有利於水泥業能協助高氯含量廢棄物之再利用處理。

2.推廣低碳水泥：

水泥中最重要組成分為熟料，但生產熟料也是排碳最主要製程。因此，降低水泥中熟料比例，即為降低水泥碳排之重要手段，目前我國水泥中熟料實際占比仍高達約 92%，相較於世界其他國家或區域熟料占比在 80%以下(歐盟 77%、亞洲 79%、南美洲 74%)[9]，仍有一段差距，主要原因是我國水泥及混凝土行業間長期使用習慣造成，並非技術問題，此現象必須加以突破。

因此，建議政府應帶頭推動低碳水泥之使用，包括：政府公共工程採購政策應鼓勵使用低碳水泥、公共工程施工綱要規範內容均應加以檢討，取消不利於低碳產品推行之規定、不利於低碳水泥之稅制應迅速予以調整，例如一般較高排碳之卜特蘭水泥貨物稅每噸 320 元，而其他低熟料占比之墁砌水泥、混合水泥(除卜特蘭高爐爐碴水泥外)貨物稅反而較高，為每噸 440 元，實不利低碳水泥之推廣。

以水硬性混合水泥的使用層面來說，依據公共工程施工綱要規範規定，添加水硬性混合水泥進行混凝土製造，不得再添加其他礦物摻料。這使得水硬性混合水泥的使用受到阻礙。若使用水硬性混合水泥不得添加其他礦物摻料，將會使混凝土業者無法依據工程特性進行配比調整，降低業者使用的意願。

此外，現行水泥標準或公共工程驗收標準多以強度 28 天為基準。這對

添加水淬高爐爐碴粉及其他具活性礦物摻料的水泥及混凝土較為不利，因水淬高爐爐碴粉活性往往至 28 天以後才逐漸發展。28 天驗收標準迫使混凝土業者不得不添加更多水泥以符合需求；而不同的建築類別應有不同的驗收標準，例如巨積混凝土之驗收應以 56 天或更久為宜。

在營建規範上應逐漸實施碳排放之限制，促使業者盡可能使用低碳建材以降低溫室氣體排放。政府亦可帶頭主動使用低碳水泥產品並給予新建案低碳建築標章等推廣獎勵措施，促使國內營建建築業者主動轉型。沒有市場就沒有低碳水泥的生產，唯有健全低碳水泥推廣環境才可能促使水泥業者主動生產低碳水泥。

六、結語

國內水泥業者必須有意識盡早規劃自身公司的淨零排放路線圖及策略，在 2030 年前完全實施目前技術上可行之減碳技術，如擴大循環經濟力度，持續使用替代原燃料以降低熟料生產之製程及燃料排放，推動低熟料因子之低碳水泥生產及推廣，並持續投資及關注水泥業相關低碳新技術，提前準備規模化後所需之基礎設施等；2030 年後全面規模化已成熟掌握之技術，全面衝刺減碳，以利於 2050 年達成淨零排放之目標。

最後，政府扮演的角色其實最為關鍵及重要，政策框架可以左右水泥業的減排成敗，我們期待政府未來在政策上能給予水泥業更多的協助及支持，解決水泥業邁向淨零之各種障礙，一起讓台灣淨零更好，減碳共好。

七、參考文獻

1.key messages_GCCA members，GCCA，111 年 9 月。

2.Cement Technology Roadmap 2009，OECD/IEA and WBCSD，98 年。

3.Technology Roadmap，OECD/IEA and WBCSD，107 年。

4.Concrete Future-The GCCA 2050 Cement and Concrete Industry Roadmap for Net Zero Concrete，GCCA，110 年。

5.Cementing the European Green Deal-Reaching Climate Neutrality along the Cement and Concrete Value Chain by 2050，CEMBUREAU，109 年。

6.廃棄物・副産物の有効利用，JCA。

7.International Cement Conference，Cemtech，21~24，109 年。

8.Eco-efficient cements: Potential economically viable solutions for a

low-CO_2 cement-based materials industry.，UNEP，106 年。
9.GRN 資料庫(Getting the Numbers Right)，GCCA。

研析我國能源密集產業減碳成效與可推廣擴散之措施

陳裕民*、林庭瑋**

摘　要

科學證實隨著全球氣候變遷，各種異常氣候的發生頻率逐漸提升，遂引發國際高度重視氣候議題，並陸續提出「2050 淨零排放」的宣示與行動。截至 2022 年 4 月，全球已有 124 個國家願意共同為 2050 淨零排放進行努力，而我國蔡總統亦於 2021 年 4 月 22 日世界地球日宣示，2050 淨零轉型是全世界的目標，也是臺灣的目標。

為因應氣候變遷造成之影響，經濟部工業局自 2006 年起，即與鋼鐵業、石化業、水泥業、造紙業及紡織業（人纖業、棉布印染業及絲綢印染業）等能源密集產業公協會合作，推動產業節能減碳工作。截至 2021 年，我國能源密集產業經第二者查證方式，經確認產業總投入資金達 739 億元，減少溫室氣體排放達 1,589 萬公噸 CO_2e，相當於約有 4 萬座大安森林公園的碳吸收量，成效斐然。

為持續協助我國產業推動節能減碳工作，本研究針對我國產業歷年推展節能減碳成果，分析已有國內廠商落實、具推動經驗且減碳成效良好、投資回收期短的節能減碳措施，供各產業或工業局等政府單位作為推動節能減碳工作之參酌。

【關鍵詞】能源密集產業、節能減碳

---

*財團法人台灣綠色生產力基金會　副理

**經濟部工業局　技正

一、前　言

隨著全球持續暖化，各種異常氣候的發生頻率逐漸提升，已對人們的生活與財富造成影響，在各界的努力、期許與協商下，於 104 年的巴黎峰會定下「2100 年前要將全球升溫幅度最高限制在 2℃內，並儘可能達到 1.5℃」的全球減緩暖化目標。

因此，為協助我國產業因應全球暖化與氣候變遷的衝擊，經濟部工業局自 95 年起即先以全國工業總會、鋼鐵、石化、水泥、造紙、人纖、棉布印染等 7 個產業公會所屬會員廠作為自願性節能減碳推動對象，隨後再加入半導體業及薄膜電晶體液晶顯示器、複合材料及絲綢印染公協會會員廠，共同推動自願性節能減碳工作迄今。

而為能更積極因應國際氣候變遷議題，我國行政院環境保護署於 104 年度公布『溫室氣體減量及管理法（下稱溫管法）』並設定「114 年溫室氣體排放量降為 94 年溫室氣體排放量 50%以下」之國家溫室氣體長期目標。此外，行政院環境保護署業於 110 年度 10 月預告溫管法修為「氣候變遷因應法」，並訂定更嚴峻的長期目標「114 年溫室氣體淨零排放」，因此，經濟部工業局擬持續整合政府與產業資源，攜手共同面對國內外越趨嚴峻的溫室氣體減量壓力。

二、產業溫室氣體自願減量機制

為提高各界對產業溫室氣體自願減量績效之可信度與公信力，經濟部工業局在兼顧「公開透明、正確性、一致性、可比較性與完整性」等原則下，建立符合可量測、可報告與可查證等要求的「產業溫室氣體自願減量查核指引(以下簡稱查核指引)」，使國內執行溫室氣體自願減量之廠商、查核單位等得以遵循。

每年廠商所提報之年度溫室氣體自願減量績效，查訪執行時程與流程如圖 1 所示，並分別進行說明。

(一)減量績效提報

自願參與溫室氣體減量推動廠商，每年於 3 月上旬，至「工業局產業溫室氣體自願減量資訊平台(以下簡稱資訊平台)」，填報年度溫室氣體自願減量績效與溫室氣體減量計畫，提報內容包括：(1)年度溫室氣體排放清冊、產量與產值；(2)年度能源使用量，包括電力、燃料煤、燃料油等能源耗用；(3)年度減量績效，包括減量措施、投資金額、節能效益、投資金額攤提時間與能源節約量等；(4)年度減量計畫，包括預計執行之減量措施、預定執

行減量措施之起迄時間與預估之節省能源類別與節省能源量等。

圖 1　自願減量績效查訪執行流程

(二)減量績效書面審查

各廠商提報之減量績效報告書將由經工業局認可的查訪人員進行書面查核，主要核對廠商提報資料之完整性，並確認減量措施、減量績效計算方法、減量數據之合理性與正確性。

(三)減量績效現場查訪

完成各廠減量績效書面審查後，查訪人員即於每年 4 月至 8 月間，依據「查核指引」第五章要求赴工廠進行現場查訪作業，確認重點包括：

1.確認減量績效提報年度。

2.確認減量措施名稱、空間與時間邊界。

3.確認量化溫室氣體減量措施之監督量測方法(質量平衡、儀器量測或推估計算)。

4.確認量化活動數據計算結果。

5.確認相關數據佐證資料(會議紀錄、節約能源提案、工程或採購合約、檢測數據等)。

6.確認作業現場資料與紀錄(如操作紀錄、領用紀錄等)。

7.確認排放減量計算引用之能源排放係數等相關計算因子。

8.確認減量措施投資金額、投資攤提期間、投資效益等。

(四)減量績效修正

查訪人員於完成現場查訪後，依規定格式撰寫現場查訪報告書，內容包括：(1)計畫說明、保密權責、(2)廠商基本資料、(3)主要耗能設備資料、(4)能源使用量、(5)溫室氣體排放量、(6)書面審查結果、(7)現場查訪結果(包

括減量措施、減量績效、減量投資金額與節能效益等)、(8)申請抵換專案之評估建議等。同時，查訪人員依報告書內容至「資訊平台」修正自願減量廠商減量績效，並通知廠商於接獲現場查訪報告書後，至「資訊平台」進行確認。

(五)專家諮詢會確認與績優廠商遴選

年度查訪結果彙整後，復以提送專家諮詢會確認上年度減量績效，並針對減量績優之廠商進行遴選及表揚，彰顯廠商減量努力成效。

三、能源密集產業節能減碳績效

工業局每年委派人員赴廠進行減量績效查訪，經統計自願參與節能減碳廠商自民國 95 年至 110 年間共執行約 1.6 萬件減量措施，總投入減量金額計新台幣 739 億元，節省能源成本 573 億元，減少能源耗用約 379 萬公秉油當量，累計溫室氣體減量績效達 1,589 萬公噸 CO_2e，且節能減碳措施逐年增加，顯示廠商持續不斷研究與推展減碳工作，如圖 2 所示。

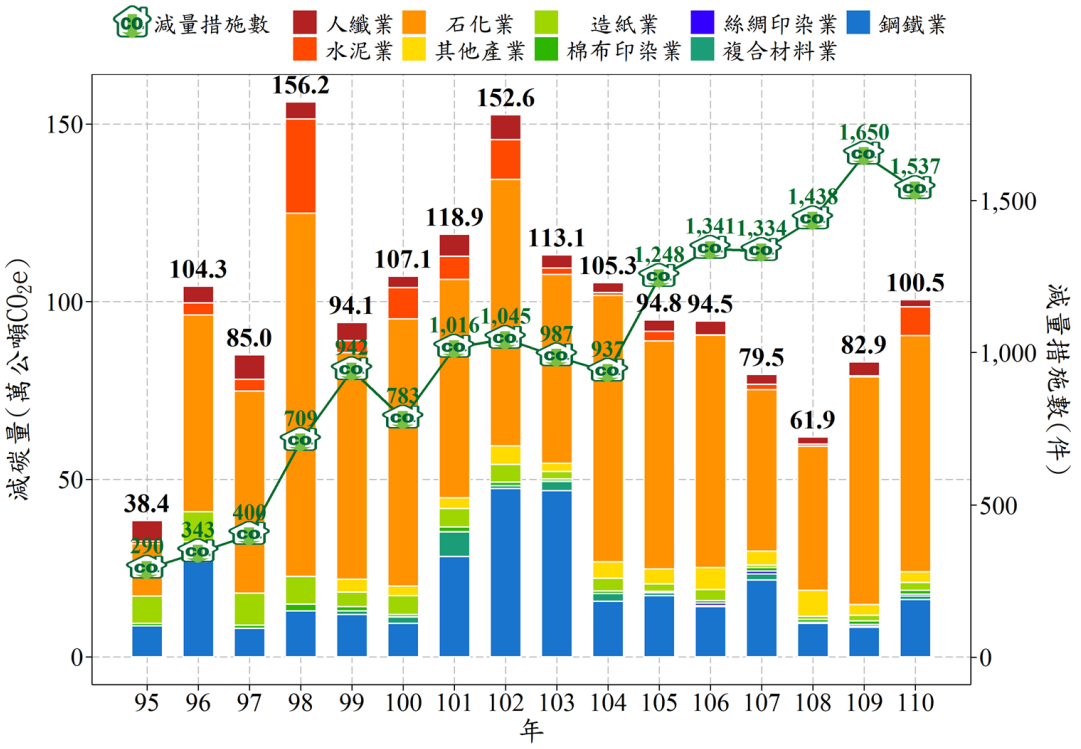


圖 2　歷年能源密集產業減量措施與減碳績效趨勢圖

此外，經本研究發現，歷年能源密集產業減碳成效約可分為三個階段，第一階段為 95 年至 98 年，每件減量措施之平均減碳量顯著大於 1,000 公噸

CO_2e (平均約為 2,200 公噸 CO_2e)；第二階段為 99 年至 104 年，平均每件減量措施之減碳量約為 1,000 公噸 CO_2e(平均約為 1,200 公噸 CO_2e)；第三階段為 105 年至 110 年，每件減量措施之平均減碳量小於 1,000 公噸 CO_2e(平均約為 600 公噸 CO_2e)，且每件減量措施之平均減碳量呈現逐年下滑的趨勢，如圖 3 所示。顯示廠商長期執行節能減碳工作，大多數節能減碳技術皆已執行，既有設備節能減碳成效面臨瓶頸，推動越不易有顯著績效，減量工作越趨困難。

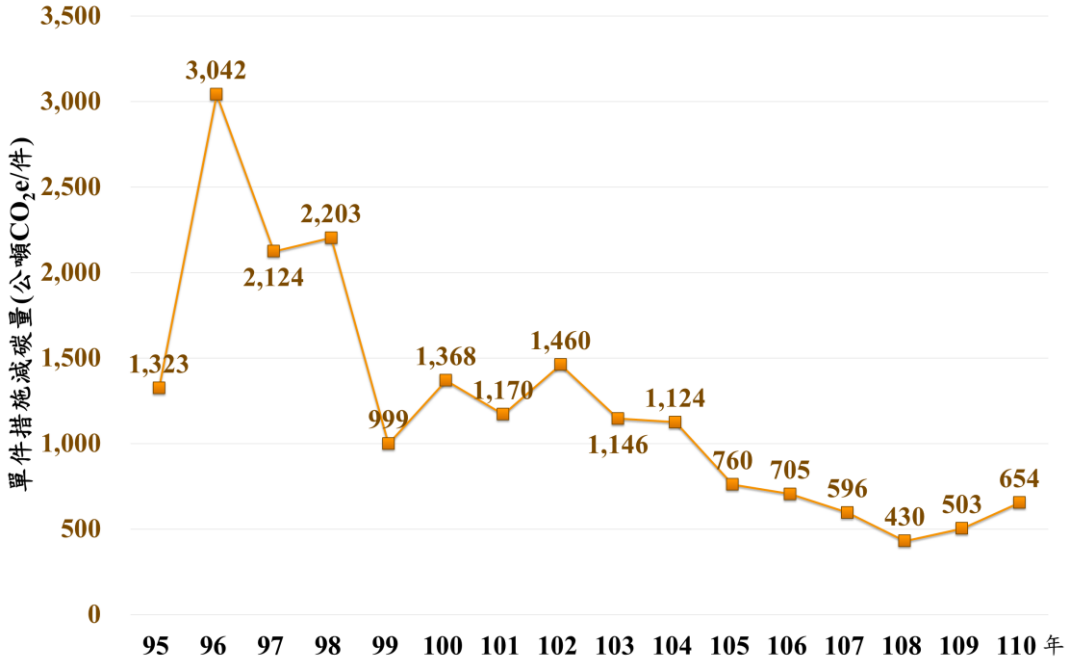


圖 3　歷年能源密集產業單件措施減碳績效趨勢圖

四、能源密集產業可推廣之節能減碳措施

為協助產業不侷限於導入高價國內外新技術來執行節能減碳之思考模式，本研究針對我國能源密集產業歷年節能減碳成果，分析已有國內廠商落實、具推動經驗且減碳成效良好、投資回收期短的節能減碳措施，供各產業或工業局等政府單位作為推動節能減碳工作之參酌。本研究分別就分析之鋼鐵業、石化業、人造纖維及造紙業可推廣節能減碳措施結果說明如下：

(一)鋼鐵業可推廣之節能減碳措施

本研究分析近五年鋼鐵業廠商已落實且具經驗、節能減碳績效 5,000 公噸 CO_2e 以上，投資回收期在 1 年以下之節能減碳措施共 16 件，如圖 4 所示。排除專屬一貫煉鋼製程較無推廣意義之節能措施後，彙整可推廣之節能

減碳措施共 10 件，如表 1 所示。

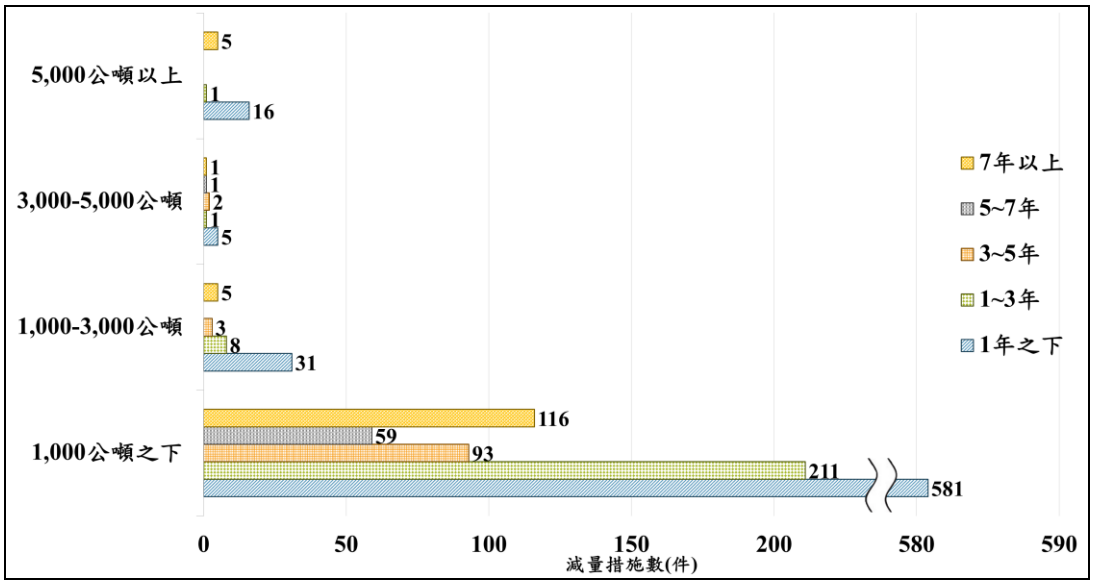


圖 4　鋼鐵業近五年回收年限與減量措施數、減碳量之級距分析

表 1 鋼鐵業近五年節能減碳績效顯著且具效益之節能減碳措施

序	可推廣之節能減碳措施	措施年節能減碳績效 (千公噸 CO_2e)
1	增設雷射式分析儀	39.0
2	鋼筋工場汰舊換新	31.4
3	提高 CDQ 功率因數進而提升其有效發電量	20.5
4	廢鐵潔淨度	7.1
5	調整 TRT 壓差以提升頂壓發電系統發電量	6.2
6	煉一廠裝設電爐後燃燒設備	5.9
7	氧氣燃燒化學能取代電能	5.1
8	高壓除銹水泵浦馬達由 2 台運轉 1 台備用調整 1 台運轉 2 台備用	3.8
9	轉爐袋式集塵器轉速調整計畫	3.3
10	電極棒控制系統汰換具備動態控制功能之新系統	3.3

(二)石化業可推廣之節能減碳措施

本研究分析近五年石化業廠商已落實且具經驗、節能減碳績效 9,000 公噸 CO_2e 以上，投資回收期在 1 年以下之節能減碳措施共 35 件，如圖 5 所示。本研究整理投資金額低且節能減碳效益佳之節能措施共 10 件，如表 2 所示。

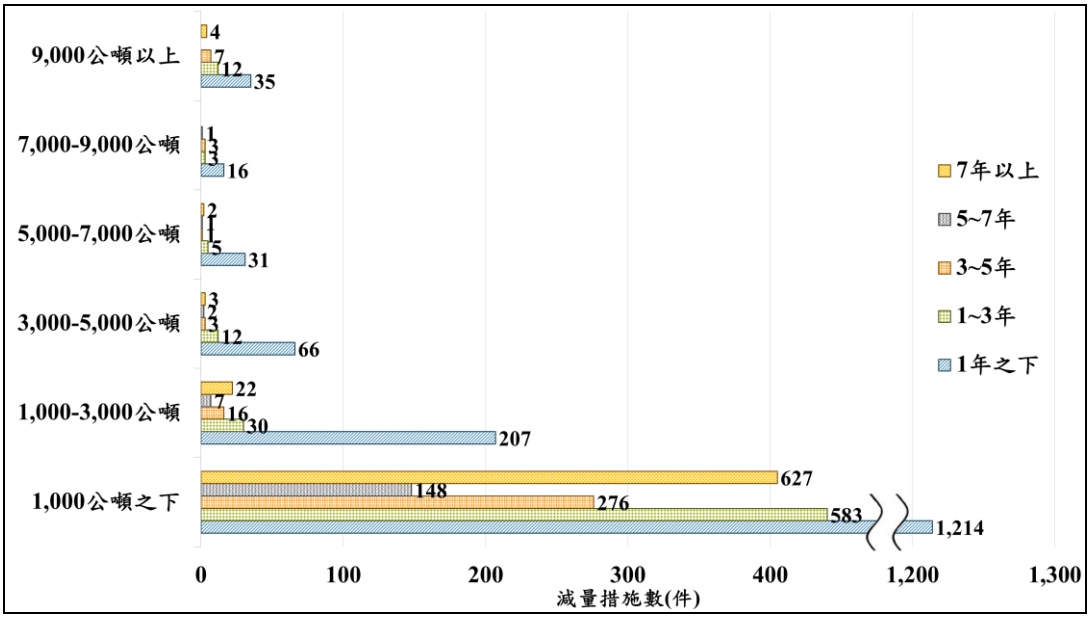


圖 5　石化業近五年回收年限與減量措施數、減碳量之級距分析

表 2 石化業近五年節能減碳績效顯著且具效益之節能減碳措施

序	可推廣之節能減碳措施	措施年節能減碳績效 (千公噸 CO_2e)
1	高壓吸收塔尾氣熱回收一階段產氣量提升改善	10.9
2	頂部氣體熱能須藉由冷卻水移除，規劃採 MVR 升溫升壓	52.7
3	調整熱迴流量以減少蒸汽用量	43.0
4	鍋爐引多餘低壓蒸汽入脫氣槽	24.3
5	蒸汽系統改善	20.6
6	建立程序操作優化管理系統(ROEO)	15.1
7	製程 CO_2 削減措施	14.7
8	加熱爐燃油改用燃氣，節省燃料改善	14.4
9	燃料氣去化 HSBC	13.2
10	鍋爐 SAH 改用廠內多餘之低壓蒸汽	11.1

(三)人造纖維業可推廣之節能減碳措施

本研究分析近五年人造纖維業廠商已落實且具經驗、節能減碳績效 1,000 公噸 CO_2e 以上，投資回收期在 1 年以下之節能減碳措施共 16 件，如圖 6 所示。本研究整理投資金額低且節能減碳效益佳之節能措施共 9 件，如表 3 所示。

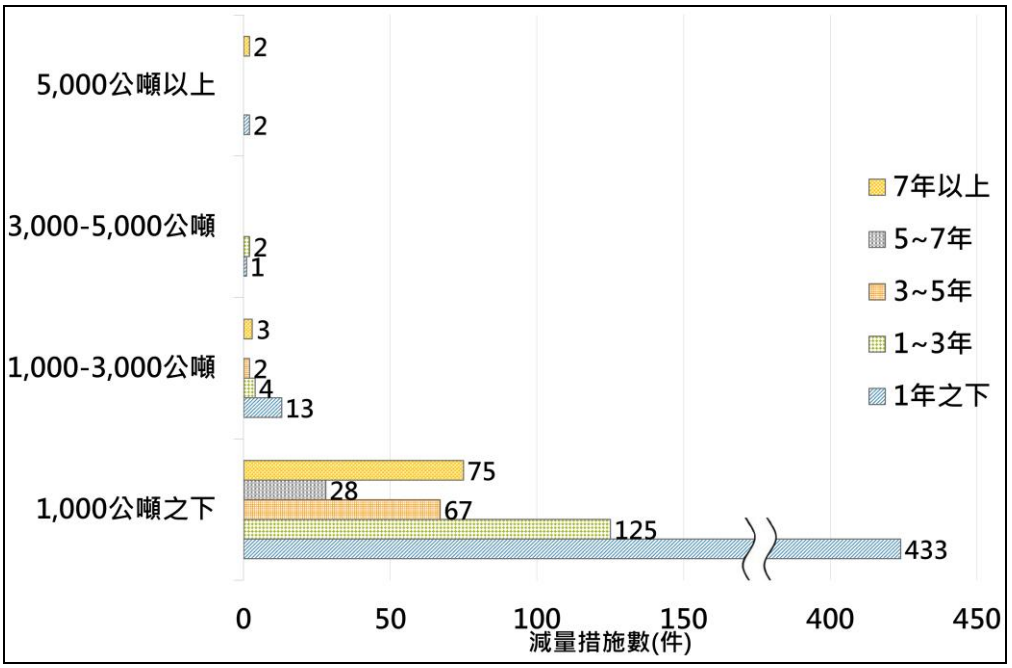


圖 6 造紙業近五年回收年限與減量措施數、減碳量之級距分析

表 3 造紙業近五年節能減碳績效顯著且具效益之節能減碳措施

序	可推廣之節能減碳措施	措施年節能減碳績效 (千公噸 CO_2e)
1	熱媒鍋爐改用天然氣改善	10.4
2	回收工廠蒸汽改善	7.4
3	增冷卻器系統節能改善	2.5
4	回收區蒸餾塔條件優化節汽改善	2.2
5	切粒循環水冷卻節能改善。	2.2
6	聚合切粒系統高溫純水冷却節能改善	2.2
7	鍋爐給水熱回收	1.9
8	碳纖 F 列氧化爐 SEAL 阻熱節電改善	1.7
9	餘鍋蒸汽引入溴冷機製冷	1.6

(四)造紙業可推廣之節能減碳措施

本研究分析近五年造紙業廠商已落實且具經驗、節能減碳績效 1,000 公噸 CO_2e 以上，投資回收期在 1 年以下之節能減碳措施共 4 件，如圖 7 所示。本研究整理投資金額低且節能減碳效益佳之節能措施共 4 件，如表 4 所示。

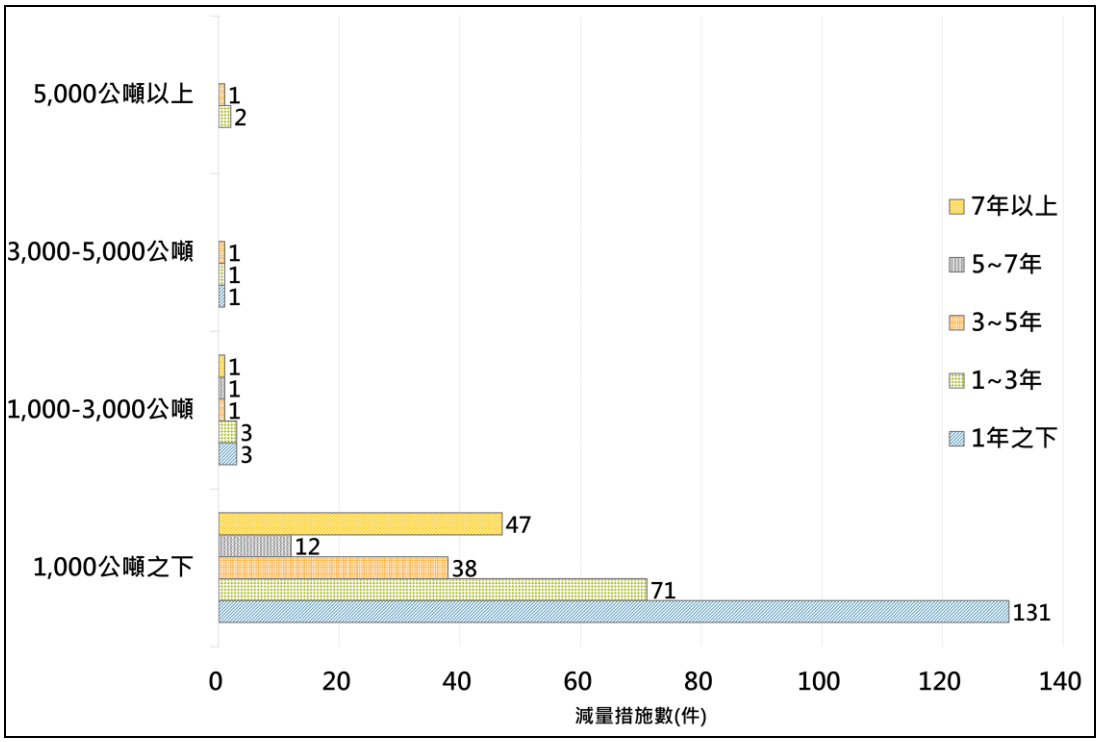


圖 7 造紙業近五年回收年限與減量措施數、減碳量之級距分析

表 3 造紙業近五年節能減碳績效顯著且具效益之節能減碳措施

序	可推廣之節能減碳措施	措施年節能減碳績效 (千公噸 CO_2e)
1	蒸汽系統(SHOE PRESS 增設集水槽、CCR 輥改為溝槽+盲孔、溝槽式襯毯)	4.4
2	透平風機排放餘熱回用	1.3
3	紙機塗佈棒調整工具	1.1
4	增設透平風機降低真空泵用電量管理方案	1.1

四、能源密集產業執行節能減碳經濟分析

歷年廠商總計投入新台幣 739 億元進行自主節能減碳工作，為使投資改善具最大效益，因此廠商通常優先投資改善可短期回收之減量措施，因而在 102 年度以前，廠商投資之費用多可於 1 年間回收（投資金額與節省能源成本比值），而自 103 年度後，投資回收年限即連續超過 1.5 年並呈持續成長之趨勢，顯示廠商的投資回收期將逐年增加，如圖 8 所示。

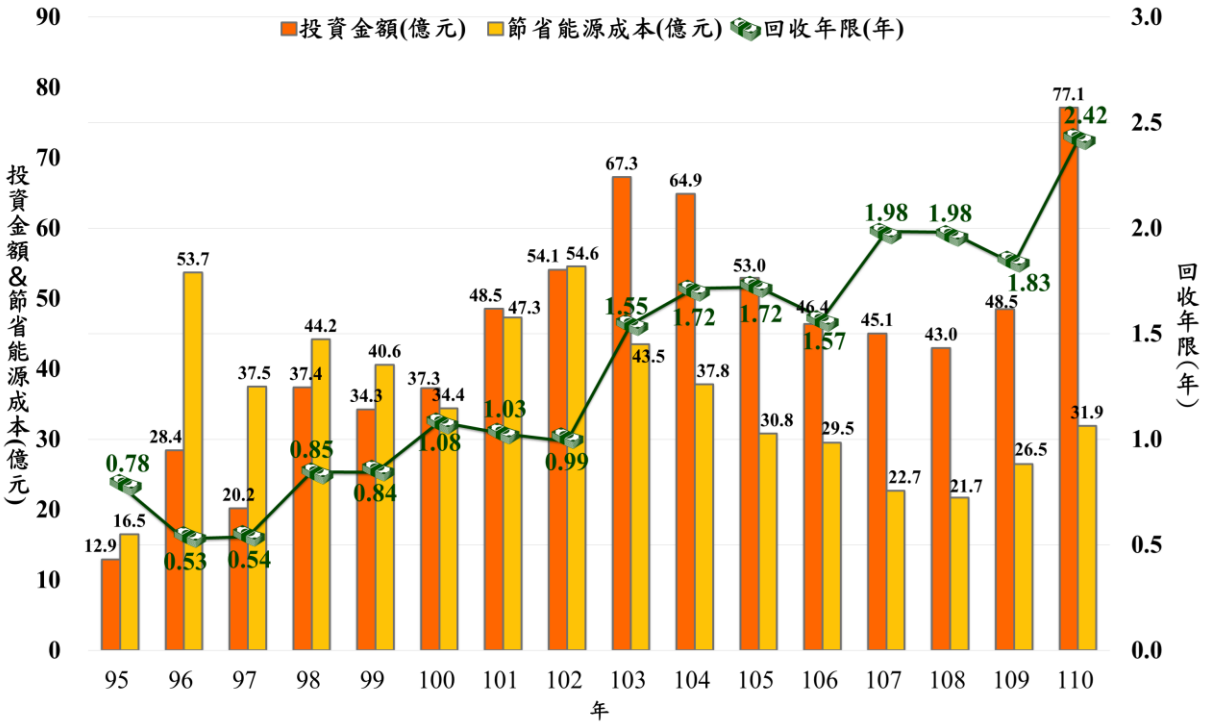


圖 8　歷年能源密集產業投資回收年限分析

五、結　論

為有效因應氣候變遷並逐年減緩溫室氣體排放量，工業局、各產業公協會及各廠商長期以來共同努力推動製造業節能減碳工作，在民國 95 年至 110 年間，我國製造業已創造溫室氣體減量 1,589 萬公噸 CO_2e 的亮眼成績。惟但面對我國更嚴峻的長期減量目標「2050 年溫室氣體淨零排放」，後續製造業將面臨節能減碳的嚴格考驗。

因此本研究針對已有國內廠商落實且具經驗之節能減碳措施，分析鋼鐵業、石化業、人造纖維業及造紙業節能減碳績效顯著但投資回收期低，協助產業發掘具有推動效益及潛力的節能減碳措施，進而作為政府單位推動節能減碳工作之參酌。

此外，在產業持續面對國內外嚴峻的減量目標下，冀望政府除接軌國際修訂長期減量目標外，亦應推動合理且具誘因機制，以實質獎勵替代加強管制方式，促使廠商持續推動減量工作，在保有我國產業競爭力之情況下，與產業並進。

六、參考文獻

1.110 年度製造部門低碳生產推廣計畫，經濟部工業局，110 年 12 月。
2.「能源密集產業自願節能減碳投資回收年限分析」，綠色技術與工程實務研討會，108 年 11 月。

再生玻璃容器之循環經濟研究

蔡顯榮*、章詩函*、陳大為***

摘　要

自工業革命後，為滿足人類之物質需求，「大量生產、大量消費、大量廢棄」的線性經濟模式已造成嚴重的地球資源耗用、廢棄物處理及地球暖化等環境問題，而人們逐漸意識到，經濟的發展與環境問題是密不可分的。因此，近年來世界各國越來越重視循環經濟發展以及減少二氧化碳排放之推動。而台灣有 75%的物料來自於進口，對於資源缺乏所面臨衝擊更加嚴峻，並且也面臨著廢棄物管理等問題，同時為因應國際減碳趨勢，我國推出「2050 淨零轉型十二項戰略」，其中戰略八為資源循環零廢棄，顯示資源循環與減少二氧化碳排放緊密扣合，因此，於循環經濟中，資源循環及碳排減量皆扮演著相當重要的角色。

為促進資源再生產品彰顯其對循環經濟之貢獻，並提升資源循環相關產業之價值，此案以再生玻璃容器為例，探討上中下游間資源之物質流向及供需關係，建立該產品之產業鏈結，並針對五大環境效益進行分析。產業鏈結分析結果顯示，再生玻璃瓶所使用之回收料主要來自家戶及事業產出之廢玻璃，佔全國整體廢玻璃量之 15%，銷售應用端主要多為民生用途，使用後仍可透過回收管道再產製成玻璃容器持續循環使用。環境效益分析結果為生產每公噸玻璃容器可節省約 323 公斤之玻璃原生材料使用量、減少 265 公斤廢棄物產生量、減少 32.49 公斤之 CO_2 排放量、節省約 217 元之原生材料使用成本、節省 638 元之廢棄物處理費用。

【關鍵詞】資源循環、產業鏈結、環境效益、循環經濟

---

*財團法人環境與發展基金會　副研究員

**財團法人環境與發展基金會　研究員

***財團法人環境與發展基金會　經理

一、前 言

隨著全球環境鉅變，企業營運正面臨多重風險，極端氣候加上轉型風險，各國減碳、節能的法規也趨嚴；原物料、能源價格變化；更加重視企業在環境面的表現，要求企業提出風險評估和減排作為，這些風險成因來自大量開採、製造、使用和廢棄的線性經濟模式，自工業革命以來，全球以線性模式發展，長久下來大量耗用能資源，也造成環境退化，在多消費多製造的經濟模式下，預估未來 20 年資源開採量將加倍達 1770 億噸，碳排也將增加為 1.5 倍達 800 億噸。按照傳統的線性生產和消費模式，英國研究報告也指出到 2050 年全球對鋼鐵、鋁、塑膠等材料需求將增加 2 到 4 倍；糧食需求也將增加 42%。全球若繼續以線性模式發展，難以大幅減碳。

全球要邁向淨零排放，須從根本上改變產品的生產和使用方式。循環經濟提供了一套新的經濟運作模式，能推動再生能源的發展，並透過產品設計和商業模式做到以「製造-使用-循環」的方式使用資源，減少原生物料的開採，盡可能留住產品和材料的價值。這不僅省下大量能源和資源的使用，更在資源循環運用的過程發展出新的商業模式，引導企業在減碳同時提升獲利能力，是邁向淨零的關鍵策略。依照國發會公告之 2050 年淨零轉型路徑之十二項策略(如**圖 1**)，其中戰略八為資源循環零廢棄，顯示資源循環及碳排減量皆扮演著相當重要的角色，為彰顯資源再生產品其對循環經濟之貢獻，國外研究學者開始針對再生料進行減碳效益的分析，而國內也開始著手建立原物料的排碳係數，但目前揭露的資料上面對於再生產品的排碳仍然缺乏且無一套簡單的方法學來量化減碳效益。

圖 1　台灣淨零轉型十二項策略

國內廢玻璃容器大部分仍仰賴玻璃瓶製造業者回收再利用，然而製瓶業者為了控制品質，廢玻璃容器投入窯爐再利用比例僅約百分之十，且其中九成以上屬於透明玻璃容器，致使每年仍約有二萬餘公噸的有色廢玻璃容器無法有效再生利用，玻璃是將石英（SiO_2，砂的主要成分）混合了定量的碳酸鈉與碳酸鉀後，在 1,500°C 熔煉爐中燒製而成的，是一種透明、高硬度的材料，具有成分安定的特性，所以許多化學會使用玻璃瓶來盛裝，也是因為不易腐化的特性，如果將廢玻璃作為垃圾處理，無論是掩埋或是焚化，都無法很有效的處理廢玻璃，玻璃碎片將成為土壤中難以分解的物質，因此回收玻璃可以被再製成各類玻璃產品或玻璃原料，具一定回收價值。玻璃主要回收方式有兩種 (1)原型利用：將使用過的玻璃容器或產品直接回收再利用，不經由粉碎等過程，常見於玻璃容器回收。(2)粉碎玻璃粒料再利用：將使用過的玻璃產品，回收後經由清洗、粉碎、去除雜質後，製成可供再次熔煉的玻璃粒料。大部分廢玻璃皆以粉碎玻璃粒料再利用製成相關玻璃容器製品，若是生產全新的玻璃瓶，在加熱原料時需要燃燒天然氣來達到高溫，這個步驟佔玻璃製造碳排放量的 75% 至 85%，其他的排放量大多是來自於原料之間化學反應的副產物。與之相比起來，「原型利用」幾乎是零碳排的作法，也是最節省成本與材料資源的好方法。，而粉碎後重新煉製成玻璃能大量減少碳排放量，因為融化碎玻璃所需要的溫度較低，能減少燃料的使用，而且碎玻璃融化時，不會像石英沙等原材料釋放二氧化碳，從而減少碳排放量。除了碳排放量，原物料的取代和減少廢棄物的處理費用，都是其附加效益。

本研究依據環保署環境資源資料庫、行政院環保署事業廢棄物申報及管理資訊系統及台玻公司所提供生產數據建立玻璃產業鏈結示範體系，另再以台灣玻璃再生玻璃容器為示範研究案例，針對原物料使用節省、廢棄物減少、CO_2 排放量、原生料成本節省、廢棄物處理費節省等五大環境效益進行分析，來體現再生產品的減碳價值。

二、建立環境效益方法

我國目前以台灣玻璃公司再玻璃製品產業市佔率為最高，其產品玻璃容器更是普見於市面，為瞭解玻璃容器產業上下游之鏈結關係，以台灣玻璃公司新竹廠建立產業鏈結。玻璃容器產業上游為原生原料及廢玻璃供應者，下游為玻璃容器使用者，本研究依據環保署環境資源資料庫、行政院環保署事業廢棄物申報及管理資訊系統及台玻公司所提供生產數據建立本年度產業鏈結示範體系。

(一)上游階段

依據台玻公司提供廠內每年平均生產數據，台灣玻璃公司投入約 9 萬公噸原物料，包括矽砂、白雲石、石灰石、純鹼及霞石等，除原物料外另也投入約 5 萬公噸回收玻璃，回收玻璃係為玻璃使用後產生之廢玻璃，主要來源包括工業及民生兩方面，工業產生之廢玻璃包括廢玻璃(R-0401)、廢玻璃容器(R-0407)、含樹脂玻璃纖維布廢料(R-0409)、廢玻璃纖維(D-2410)及其他廢玻璃、陶瓷、磚、瓦及黏土等混合物(D-0499)等；民生使用後之廢玻璃容器、廢家電等之廢玻璃，再經資源回收商及各縣市鄉鎮區的清潔隊進行回收。

經由環保署環境資源資料庫查詢公告應回收廢物品及容器回收量，民生產生之玻璃容器回收量為 20 萬公噸，另經由環保署事業廢棄物申報及管理資訊系統查詢資料，工業所產生之廢玻璃總量大約有 15 萬公噸，因此我國整體廢玻璃平均產出量約為 35 萬公噸。

(二)中游階段

台灣玻璃公司生產玻璃容器係將各種原料經由秤料機及自動控制系統調配生料及回收料，再由混料機均勻攪拌，攪拌後的混合料用加料機投入窯爐，讓混合料熔化成熔融的玻璃膏，再將適合成形玻璃膏倒入成型機，經由粗模及細模以高壓空氣吹製塑型，塑型後需經徐冷退火程序，利用徐冷爐將玻璃瓶升溫再緩慢冷卻制室溫以去除玻璃瓶的熱壓力，最後製成玻璃容器，依據台玻公司提供廠內年平均生產數據，約 13 萬公噸玻璃容器產出，另外產出廢玻璃回原製程再利用約 4 萬公噸。

(三)下游階段

台灣玻璃公司所生產之玻璃容器銷售應用於食品類、飲料類及酒瓶類，由於玻璃容器多用於民生用途，因此民眾將使用後的玻璃容器，經過清潔隊、回收站及回收商蒐集後運至環保署資源回收管理基金管理會(基管會)審核通過之受補貼機構進行再利用，經過材質分類、粉碎、篩選雜質、篩選粒料等程序，可生產製成再生玻璃粒料，甚至再經熔融等加工等程序，即可再產製成玻璃容器持續循環使用。

以台灣玻璃公司建立代表性資源再生綠色產品之產業鏈結示範體系如圖 2 所示。由玻璃容器上中下游產業鏈結可知，玻璃容器後端市場大多銷售至食品、酒瓶及飲品等直接與人體接觸食用之容器，因此生產玻璃容器所添加之回收料比率僅佔約 50%。若是能提升廢玻璃回收技術的品質，如：人工篩選、震動篩選及電磁分選等，故可提升回收料品質，進而增加回收料再利用量，帶動整體產業鏈結物質流之循環。

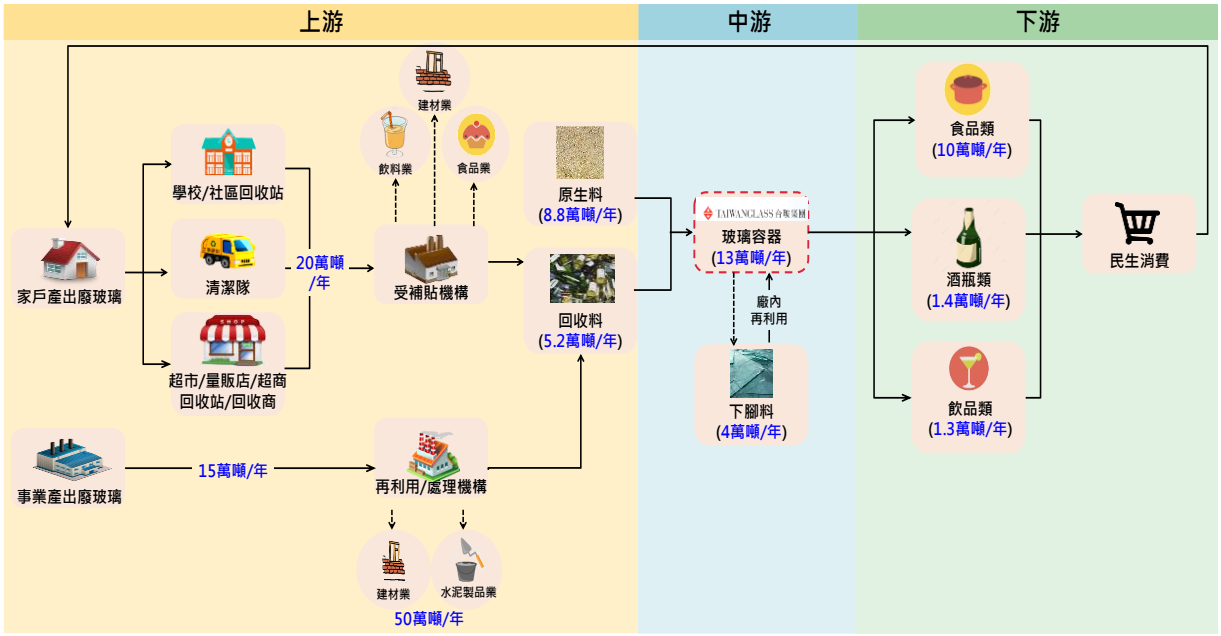


圖 2 廢玻璃回收再利用之產業鏈結示範體系

(四) 建立環境效益指標

建立下述五項效益指標，各項指標之比較基準、計算依據及計算方式

項次	指標項目	比較基準與產品效益	計算方式或公式	參考來源
1	原生資源減量	(1) 比較基準：一般產品。 (2) 產品效益：依現況近一年平均回收料摻比率，計算廠家產品效益，需依業者實際生產之回收料使用量計算。	(1) 配合業者現況製程參數調查，納入質量損失率考量，以計算原生材料節約量。 (2) 產品單位重量 ÷ (1-原生料之製程質量損失率) × 回收料使用比率(原生料之製程質量損失率依財政部原物料耗用通常水準調查報告及業者實際生產資料計算)	環保標章及綠建材標章環境效益評估指標
2	廢棄物減量	(1) 比較基準:一般	(1) 配合業者製程參	環保標章

		產品。 (2) 產品效益：依現況近一年平均回收料摻比率，計算廠家產品效益，需依業者實際生產之回收料使用量計算。	數調查，納入質量損失率考量，以計算廢棄物減量。 (2) 產品單位重量 ÷ (1-回收料之製程質量損失率) × 回收料使用比率(回收料之製程質量損失率依業者實際生產資料計算)	及綠建材標章環境效益評估指標
3.	CO_2 排放減量	本項指標分為原生料取得及生產製程兩階段計算碳排量: (1) 比較基準 A.一般產品依原生料取得(開採)及生產製程兩階 B.參考政府機關公告之碳足跡排放係數、相關研究成果、業者生產資訊或業者執行碳盤查並公布之資料。 (2) 產品效益 產品依認定規格訂定之回收料使用比率(計算原生料排碳量)、能耗及用水量規定，後兩者來源分別設定以 100%用電量及 100%自來水之排碳係數計算。	(1) 原生料取得階段 CO_2 排放減量: 原生料使用量 × 原生料取得之排碳係數 (2) 生產階段 CO2 排放減量: A. 原生料使用量 × 原生料生產階段之排碳係數 B. 回收料使用量 × 回收料前處理階段之排碳係數	綠建材標章環境效益評估指標
4.	節省原生料使	(1) 比較基準:一般	「使用回收料」效益	經濟部資

	用成本	產品之原生料成本參考政府機關公告之原料價格或業者提供實際採購之資料。 (2) 產品效益:產品使用回收料比率依認定規格規定；若計算廠家生產效益，則 依業者實際使用原生料量計算	(減少原生料使用) × 原生料單位價格(元/公噸)	源再生綠色產品環境效益評估指標
5.	節省廢棄物處理費	(1) 比較基準：一般產品之廢棄物處理費依據各縣市環保局公告之事業廢棄物處理標準費用(元/公噸)。 (2) 產品效益:產品使用回收料比率依認定規格規定；若計算廠家生產效益，則 依業者實際生產資料計算。	「廢棄物減量」效益 × 事業廢棄物處理標準費用(元/公噸)	綠建材標章環境效益評估指標

三、計算結果

國內最早針對不同材質廢容器進行回收再利用，尤其玻璃類容器，目前全台灣最久遠之玻璃產業公司為台灣玻璃公司，本次針對台灣玻璃公司新竹廠裡面的再生玻璃容器產品進行上述 5 項環境效益評估，以下為各別計算方式：

(一)原生資源減量

玻璃是以一種或多種矽酸鹽類為主的非晶質物質。主成分為矽砂，經與重鹼(碳酸鈉)、石灰石(或白雲石)等其他原料調合後，置入槽窯中，用高溫加熱至 1500°C，使其熔融而成玻璃膏， 之後置於較低溫度的保溫窯中，保持適於加工的狀態。保溫窯中的玻璃膏， 可用於機器擠壓或吹入模型中，便完成玻璃製品。在日常生活中所使用的玻璃製民生用品、建材及電子光電器材種類繁多，其所使用的原料依照成品的功能特性需求而有所不同。

參考財政部國稅局 105 年度之「玻璃業原料耗用通常水準調查報告」，玻璃原料熔成玻璃膏製程中，原料因部分分解形成氧化物及氣體(例如碳酸鹽在燒成過程分解為氧化物而造成損失)，造成氣體之逸出及部分氧化物的揮發，其消耗是玻璃產品製造過程中最重要的耗損部分。一般玻璃容器由原料配合至熔成玻璃膏的熔融過程中之損耗損耗率為 16.5%，若製成食器皿類，其含刻花噴砂等過程，因此損耗損耗率為 18%。以台灣玻璃新竹廠公司為例，製成玻璃容器近一年回收料摻配比率為 26.4%，其玻璃容器約有 90%為食品器具，因此原生材料減量計算式之原生料製程質量損失率以 17.85% (18% × 90% + 16.5%× 10%) 來計算， 計算結果如下， 即每生產 1 公噸之玻璃容器， 約可節省使用 323 公斤之玻璃原料。

1,000 kg÷(1-17.85%)× 26.54%= 323 kg

(二)廢棄物減量

參考財政部國稅局 105 年度之「玻璃業原料耗用通常水準調查報告」，若使用原料為回收的「碎玻璃」、「燒後其化學組成不改變的氧化物」(如紅丹) 或金屬單體(如銅、鉻、銀等)時，前述物質理論上並無損耗，亦即碎玻璃回爐的再熔化，並無損耗產生。

以台灣玻璃新竹廠公司為例，使用自廠廢碎玻璃生產玻璃容器，因此無質量損失，故每生產 1 公噸產品(使用 26.54%回收料)， 其廢棄玻璃之循環利用量為 265 公斤。

1,000 kg÷(1-0%)× 26.54%=265 kg

(三)CO_2 排放減量

本項指標分為原生料取得及生產製程兩階段計算碳排量。

1. 原生料取得階段：

依據「2019 年版綠建築評估手冊」建材相關生產與運輸 CO_2 排放表，普通玻璃於原料取得階段之碳排放量為 0.112 kg CO_2e/kg。依據環保署公告「產品碳足跡資訊網」再生料-廢玻璃容器-玻璃砂（含容器廢棄階段）之碳排放量為 0.12 kgCO_2e/kg，以台灣玻璃新竹廠公司為例，其回收自廠容器廢玻璃，來製成食品、化妝品、藥品等容器玻璃，因此取代玻璃原料取得階段之碳排，但其處理容器廢棄過程仍有排碳，因此需要納入考量，而取代玻璃料部分為 26.54%，所以考兩以上情況，生產 1 公噸回收玻璃容器產品原料階段減少之碳排量為 29.72 kg CO_2e/kg

1,000 kg× 0.112 kg CO2e/kg×26.54%=29.72　kg CO_2e/公噸

2. 生產製程階段：

台玻公司生產之玻璃容器可分為 100%使用原生料及部分使用回收料(獲證產品)之產品。針對玻璃容器之生產過程， 無論使用玻璃原生料或廢玻璃回收料， 其製程無明顯差別，唯原生料及廢玻璃熔點不同造成於窯爐熔解階段使用之重油量使用量不同，因此需計算該階段用電量產生之碳排量，整理計算分術如下。

一般產品(100%使用原生料)及有添加回收料之玻璃容器主要生產製程流程無明顯差異，僅於窯爐熔解階段使用之重油量使用量不同。台玻公司提供有添加廢玻璃之熔解重油使用量為 5.5 公升/公噸， 完全使用原生料為 6.2 公升/公噸。依據經濟部能源局公告之燃料油碳排放係數為 3.95 公噸 CO_2e/公秉[7]， 本階段使用回收料的減少碳排量為：

(6.2-5.5)　公升/公噸÷1,000 公升/ 公秉× 3.95 公噸 CO_2e/ 公秉× 1,000kgCO_2e/公噸 CO_2e= 2.77 kg CO2e/公噸

本指標之整體效益為如下:

29.72 + 2.77 =32.49 kg CO2e/公噸

(四)節省原生料使用成本效益

臺灣因缺乏無機礦藏，故玻璃原料之來源，除了白雲石、石灰石、螢光石、紅丹等之外， 大部分要靠外國進口。由於玻璃製程與容器玻璃相似，

因此參考其主要原料包含矽砂(60%)、純鹼(18%)、石灰石(16%)、霞石粉(3%)及白雲石(1%)等五項， 依此五項原料單位價格， 計算可減少使用原生料之成本。查詢經濟部礦務局 111 年 1 月-2 月主要礦產品產銷量值資料[8]， 矽砂每公噸之平均單價為 105 元、石灰石 100 元、霞石粉(長石)650 元及白雲石 1,449 元；而純鹼主要係添加碳酸鈉，其試藥級價格約 1 公斤 3,100 元。由原生資源減量效益計算得知， 生產 1 公噸玻璃容器可節省使用 323 公斤之玻璃原料，因此依各原料使用百分比(%)計算生產每公噸玻璃容器可節省約 217 元玻璃原料成本， 計算如下。

矽砂：0.323 公噸 × 60% × 105 = 20.34
石灰石：0.323 公噸 × 16% × 100 = 5.17
霞石粉(長石)： 0.323 公噸 × 3% × 650= 6.30
白雲石：0.323 公噸 × 1% ×1,449 = 4.68
碳酸鈉：0.323 公噸 × 18% × 3,100 =180.23
以上總和： **20.34+5.17+6.30+4.68+180.23** 約 **217** 元

(五)節省原生料使用成本效益

依據 108 年行政院環保署公告之焚化廠收費標準，一般事業廢棄物縣市政府對外收費之單價約為 2,050~3,200 元/公噸， 可合理估算其平均成本為 2,407 元/公噸[9]， 故生產每公噸玻璃容器可減少 264 公斤待處理之事業廢棄物， 即可節省約 638 元/公噸之廢棄物處理費用。

2,407× 0.264=約 638 元

四、結論

透過本再生玻璃容器之循環經濟研究，了解到目前國內玻璃容器產業鏈可提升廢玻璃回收技術品質以提高回收料摻配比率，就本研究示範案例來看，玻璃容器生產每公噸再生玻璃容器，於上游端原物供應部分可節省 323 公斤之玻璃原生材料使用量並節省約 215 元之原生材料使用成本，而在中油端部分因廢玻璃燃燒階段使用的重油與投入玻璃原物料不同，其可減少 32.49 公斤之 CO_2 排放量，並且減少 265 公斤廢棄物產生量及節省 638 元之廢棄物處理費用，體現了再生玻璃容器產品於產品原料開採至製造過程中，具有減碳效益也具備減少原物料成本的效益。

五、參考文獻

1. Wang, T. H. (2022). Research on the Business Strategy in the Real Estate Industry: The Case of F Construction Company.
2. Environmental Protection Administration, Executive Yuan Carbon Footprint Calculation Platform. Retrieved June 6,2022, from https://cfp-calculate.tw/cfpc/CO2howto/index.html
3. Nature : Glass is the hidden gem in a carbon-neutral future .(2021)
4. Environment and Development Foundation.(2019). Final Report on Promotion Program of Resource Recycling Green Products. Industrial Development Bureau.
5. National Taxation Bureau of Southern, Ministry of Finance. Retrieved June 6 , 2022, from https://www.ntbsa.gov.tw/singlehtml/090f42aebcdc4785a6227b012db9951a?cntId=cb7cf9f083a343eba1622433265e27b6
6. Lin, X. D , Lin, Z.P. , Cia Y . X. (2019). Green Building Assessment Manual. Architecture and Building Research Institute, Ministry of the Interior.
7. Bureau of Energy, Ministry of Economic Affairs. Retrieved August 22 , 2022, from https://www.moeaboe.gov.tw/ECW/populace/content/SubMenu.aspx?menu_id=114
8. Bureau of Mine,MOEA. Retrieved May 22 , 2022, from https://www.mine.gov.tw/PInfo/ListPInfo.asp?c_type=4&c_type2=4&
9. Taipei City Government Environmental Protection Bureau Beitou Waste Incineration Plant. Retrieved August 31 , 2022, from https://www.ptrip.gov.taipei/News_Content.aspx?n=28AD3965E62FD809&s=E0FD486FAD8AD81D
10. 資源再生綠色產品推廣計畫期末執行成果報告，經濟部工業局，107 年。

大型企業永續策略分析—以某電子科技業為例

王鉉霆*、朱九龍**

摘　要

自 2020 年底起，全球飽受新冠肺炎(Covid-19)疫情以及極端氣候影響，許多品牌供應鏈斷鏈影響企業營運，也促使人們不得不正視過去對自然環境所造成的傷害以及面對的風險，企業必須思考如何在營運中找到與環境雙贏的永續之道。如何落實環境、社會與公司治理(Environmental, Social, Governance, ESG)的層面以降低風險衝擊。許多企業與價值鏈透過揭露 ESG 相關資訊對公司內外進行評鑑，同時揭露重大環境、能源、社會等議題訊息，不僅是亮眼的財務表現，甚至包含照顧員工等利害關係人承擔相關社會責任。

以電子代工廠(Original Equipment Manufacturer, OEM)W 公司為研究案例，就企業 ESG 及其永續發展目標，分析 W 公司經營策略的核心價值、潛在的優勢以及風險。探討 W 公司在響應價值鏈綠色轉型趨勢中實踐低碳製造、循環經濟等理念，並透過「永續責任採購」、「綠色產品創新」、「循環再生經濟」、「低碳製造轉型」、「成就員工使命」以及「幸福共融職場」六大策略，建立「創造美好生活，值得信賴的永續科技創新夥伴」之企業使命，回應利害關係人關注的永續議題。

本研究以文獻回顧之資料彙整分析 W 公司企業發展之現況，並以碳中和目標之減碳路徑作為本研究主軸，分析 W 公司積極減碳的計畫、短、中、長程目標、實際行動及關鍵政策，並提出未來可能修正的方向與建議作為。

【關鍵詞】ESG、ISO14064-1、減碳、溫室氣體盤查

---

*國立臺北大學自然資源與環境管理研究所　碩士生

**國立臺北大學自然資源與環境管理研究所　副教授

一、前　言

依據聯合國政府間氣候變化專門委員會（Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC）2022 年的報告指出，全球須於 2050 年達到淨零排放才有機會將升溫控制在 1.5℃以內。臺灣主要以貿易為導向也是國際供應鏈重要的一環，面對歐盟即將開徵的碳關稅(Carbon Border Adjustment Mechanism, CBAM)以及各品牌廠商的要求，減碳這件事已不再僅是環保議題，更攸關了我國在國際競爭力的經濟課題，除了各項節能技改的開發外，由上至下的供應鏈碳盤查也是邁向淨零的關鍵任務之一。

為了因應氣候變遷的衝擊以及國際間對永續議題的關注，我國金融監督管理委員會(金管會)於 2022 年 3 月正式啟動了「上市櫃公司永續發展路徑圖」以協助我國企業階段性完成碳盤查與查證，同期間。國家發展委員會(國發會)也公布了「臺灣 2050 淨零排放路徑」，提供至 2050 年淨零之軌跡與行動路徑，並訂定減碳目標接軌國際。

W 公司秉持「利他」的經營哲學，多年來積極投入各項資源以調適全球暖化帶來的衝擊，並且響應全球綠色轉型趨勢，在「創新而永續」的企業願景下，逐步實踐低碳製造理念，也攜手各方夥伴致力探索創新解決的方案，邁向永續的未來。

第三單元將探討案例如何規劃淨零排碳路徑，並針對各期程目標、實際行動及關鍵政策進行評估，是否能夠達到預期效益，以利其他產業參考其方向及作為。

二、溫室氣體盤查及科學基礎減碳目標說明

(一) ISO 14064-1 溫室氣體盤查標準說明

ISO14064-1 是依據組織或公司為基本要求架構，除了界定也應文件化溫室氣體排放報告邊界(Reporting boundary)(條文 3.4.8)，並且對於組織直接和間接溫室氣體排放與移除的部分進行量化，鑑別組織與公司特定的溫室氣體管理改善措施或活動之要求事項，以掌握邊界內的所有排放。

其實質內涵簡述如下：

1. 溫室氣體清冊邊界(條文第 5 章)：

   A. 組織邊界：組織邊界設定方式及各設施排放量之鑑別，依循符合規範的溫室氣體方案設定，一致性的組織邊界設定原則，並避免嚴重的遺漏與重覆計算，排放量盤查需依組織邊界改變而調整。

B. 營運邊界：排放源鑑別的完整性，營運邊界與事業的活動的一致性。. 確切依照溫室氣體方案之要求設定營運邊界。設施的營運邊界採取一致性的設定方法，排放量盤查需依營運邊界改變而調整。

2. 量化過程選擇：針對溫室氣體排放與移除量化過程選擇或開發溫室氣體量化模式（GHG quantification model），模式用於量化源或匯集的數據如何轉換為排放或移除，具有假設和簡化的物理過程並文件化選擇或開發模式的理由（條文 6.2.3）。量化的數據包括初級數據（primary data）、廠址特定（site specific）和次級數據（secondary data），會影響數據品質，量化方法還須考量技術可行性和成本效益。

在數據蒐集的原則上也須注意紀錄的過程是否有誤，針對原始量測數據的儀器應具確保其具備校正以及相關品質檢查，對於數據紀錄也須保證其來源之公正性，並且記錄所有計算方法以及方法學變動之過程；對於計算方法須紀錄排放係數與其轉換因子，時間序列也須保持一致。

3. 本段彙整 ISO 14064-1 與溫室氣體盤查議定書(The Greenhouse Gas Protocol, GHG Protocol)之溫室氣體盤查在相關名詞的定義如表 1。

表 1. ISO14064-1 與 GHG Protocol 之溫室氣體盤查名詞定義

名詞	定義
直接溫室氣體排放 (Direct GHG Emission)	於 GHG Protocol (頁 223)定義中，泛指組織所擁有獲控制的溫室氣體源的排放量。另一名詞稱此類別為範疇 1 排放(Scope 1)。 ISO 14064-1(條文 3.1.9)定義與之相同，分類為直接溫室氣體排放量與移除量(類別 1)。
直接溫室氣體移除量 (Direct GHG Removal)	ISO 14064-1 (條文 3.1.10)，泛指組織所擁有獲控制的溫室氣體匯的移除量，分類為直接溫室氣體排放量與移除量。
間接溫室氣體排放 (Indirect GHG Emission)	在 GHG Protocol (頁 229)，定義非組織所擁有或控制的溫室氣體排放源的排放量。然將其拆分出能源間接排放的範疇 2(Scope 2)排放，以及其他間接排放的範疇 3(Scope 3)排放，並且可分為 15 類。 ISO 14064-1(條文 3.1.11)定義與 GHG Protocol 相同，但分類上僅分為 5 類(類別 2 至類別 5)。
外加性/額外性 (Additionality)	GHG Protocol (頁 219)，評估有此計畫是否會比無此計畫時有額外的減量或移除的一個準則。當此計畫是要在其他地方抵減排放時，這個準則是重要的。
基線 (Baseline)	GHG Protocol (頁 220)，在沒有溫室氣體減量計畫或活動下，一個溫室氣體排放狀況的假想情境。
溫室氣體移除 (GHG removal)	ISO14064-1 (條文 3.1.10)、GHG Protocol (頁 228)，利用溫室氣體匯移除溫室氣體的過程。
溫室氣體匯 (GHG sink)	ISO14064-1 (條文 3.1.13)、GHG Protocol (頁 228)，自大氣中移除溫室氣體的過程，包含森林、土壤、海洋等。
溫室氣體源 (GHG sources)	GHG Protocol (頁 228)，溫室氣體排放至大氣的來源。
溫室氣體排放係數	ISO14064-1 (條文 3.1.7)，單位活動導致的溫室氣體排放量(如每

名詞	定義
(GHG emission factor)	公升汽車燃油會排放 2.5 公斤的 CO_2，0.001 公斤的甲烷(CH_4))。
溫室氣體移除係數 (GHG removal factor)	ISO14064-1 (條文 3.1.8)，單位活動導致的溫室氣體移除量。
全球暖化潛勢 (GWP；Global warming potential)	ISO14064-1 (條文 3.1.12)，將特定時間範圍下，溫室氣體的輻射強迫力總和值與二氧化碳的輻射強迫力總和值的比例，其單位為質量二氧化碳當量（kg CO_2e），目前 IPCC 提供 GWP20、GWP100 以及 GWP500。

表 2. 各項範疇別之活動定義

源自於組織所有或可控制的排放源–直接排放		
範疇 1	固定燃燒 (Stationary combustion)	指固定式設備之燃料燃燒。(如鍋爐、蒸氣渦輪、焚化爐、緊急發電機等)
	移動燃燒 (Mobile combustion)	指生物、物理或化學等產生溫室氣體排放之製程。(如水泥或氨氣之製造、切割使用之乙炔等)
	製程排放 (Process emissions)	指交通運輸設備之燃料燃燒。(如機具、汽車、巴士、卡車等。
	逸散性排放 (Fugitive emissions)	指逸散性溫室氣體排放源。(如滅火器、冷媒、化糞池甲烷逸散以及特殊製程排放等)
與組織相關但不為組織直接控制之排放源–間接排放		
範疇 2	指製造、生產時所耗用之電力、蒸氣、熱及冷卻，不屬於組織所擁有之設備所提供。	
範疇 3	組織內生產或商業活動，以承攬或外包的方式，自他人設備、資產所產生的排放，故此排放發生於價值鏈之上游及下游。	

4. 減量活動：組織得規劃並實施溫室氣體減量倡議，以減少或避免溫室氣體排放或增加溫室氣體移除。若有實施，組織需量化因實施溫室氣體減量倡議所造成的溫室氣體排放或移除差額。若組織有報告採購或發展之抵換，組織應將這類抵換與溫室氣體減量倡議分開列出。組織得設立減少溫室氣體排放之目標。(條文 9.3.3)
5. 溫室氣體清冊的品質管理：組織應建立並維持溫室氣體資訊管理程序，及應予以文件化，並強調應考量管理系統之邏輯。而不確定性評估上，應評估與量化方法相關的不確定像（例如用於輛化模式的數據），並進行評估，以確定溫室氣體盤查清冊類別層級的不確定性。若無法對不確定性進行定量評估或成本效益，則應判別（shall be justified）其合理性並進行定性評估。(條文 8.1)
6. 溫室氣體報告：若組織決定準備溫室氣體報告，則應於規劃階段解釋並文件化報告之目的與目標內容包含組織的溫室氣體政策、策略或方案，及適用之溫室氣體方案，報告之預期用途與使用者，準備與製作報告之整體與特定責任、報告頻率、架構格式、涵蓋之數據資訊以及報告取得與傳播方法之政策。並且溫室氣體報告應完整、一致、準確、相關及透明化。每年度透過循環步驟來達到能源有效管理與監督，透過每個年度的比較資訊，定期設定目標來激勵企業內部能夠達成，成功創造出企業

形象、員工向心力、環境影響，三贏局面。(條文第 9 章)

7. 盤查範疇 3 的目的：透過完成範疇 3 的盤查，可以鑑別並了解價值鏈上的風險與機會，除了降低斷鏈風險之外，也可以鑑別新的市場機會，提供更多決定投資與採購的選擇。在這個過程中也能夠鑑別減量的機會、設定目標並追蹤績效，搜尋價值鏈上的減量熱點，透過量化報告溫室氣體的管理績效設定範疇 3 的減量目標；除此之外也能與價值鏈上的夥伴共同管理，同時提供利害關係人相關重要資訊。在範疇 3 的計算以基本概念來說為「排放量i=企業活動數據i *排放係數i」，各類別定義及其計算方式。(GHG Protocol，頁 53、64)

8. 科學基礎減碳目標計畫

「科學基礎目標倡議」（SBTi）若按照最新的氣候科學，企業的溫室氣體減排目標達到《巴黎協議》(即將全球平均升溫線至在遠低於工業化前 2℃，並盡力將升溫線至在工業化前 1.5℃)所需之水準，即被視為科學基礎減量目標倡議。

氣候變遷係衝擊所有利害關係人的重大議題，企業採取實際行動積極減碳，可為社會創造最大價值，善盡作為企業公民的責任。多年來 W 公司以實際行動響應聯合國政府間氣候變遷小組(IPCC)之《全球升溫攝氏 1.5°C 特別報告》的減碳目標，基於「科學基礎目標倡議」指引，以 2016 年為基準年自主設定短、中、長期目標以實現低碳轉型，且每年公開揭露溫室氣體絕對減量 4.2%達成情形。迄 2021 年，W 公司已達成減碳 53.8%，超越既定的里程碑，減碳實績有目共睹。因應全球營運版圖擴增，W 公司將依循 SBTi 指引設立新基準年，以逐步邁向 2030 碳中和的遠程願景。

三、W 公司的減碳作為

W 公司專注於資訊及通訊科技 (Information and Communications Technology, ICT) 產品，主要營運業務包含各類型之電腦、主機板、伺服器、顯示器等之產品、半成品及其週邊設備之零件、組件之研究，不僅提供客戶客製化的產品設計及服務，也涵蓋生產、製造、測試及售後服務，為 ICT 產業全球領導廠商之一。

在 2021 年，全球仍與新冠肺炎(Covid-19)疫情共存，人們的生活型態及工作模式受到影響而帶來改變，也持續反映在電子產品的市場需求上。氣候變遷與全球暖化為當前全人類所面臨的一大挑戰，極端氣候所帶來的

災害已是可見的，對企業的營運來說更是重大的威脅，唯有轉型為低碳永續的商業模式才帶來更多的機會。W 公司透過總部指派全球各大營運據點之相關部門鑑別氣候變遷所帶來的風險與機會，並且定義大於新台幣 1 億元為重大衝擊，經由「臺灣氣候變遷推估資訊與調適知識平臺」(Taiwan Climate Change Projection Information and Adaptation Knowledge Platform, TCCIP) 資訊，針對營運總部所在之臺灣區域進行氣候變遷之實體衝擊模擬分析，並且擬定調適計畫，其中包含科學減碳倡議(Science-based targets initiative, SBTi) 1.5˚C、國際能源署(International Energy Agency, IEA) 2˚C 等不同氣候情境。

W 公司為響應應 IPCC《全球升溫攝氏 1.5˚C 特別報告》的減碳目標，自 2020 年起採取更積極的行動，以「科學基礎減碳目標倡議」(Science-based targets initiative, SBTi)為基礎 ，設立 2016 年為基準年，並建立 2021 年為短期目標，須達成溫室氣體絕對減量達 21%，2025 年的溫室氣體絕對減量達 37.8%為中期目標，2030 年達到碳中和則為長期目標，以展現 W 公司在減緩與調適氣候變遷的決心。除了減碳目標的期程設立之外，同步響應能源轉型、低碳製造趨勢，於再生能源使用量也制定了短、中、長期目標，將分別於 2022、2025 及 2030 年設立再生能源使用量為 57.5%、80%、100%。

W 公司範疇 1 與範疇 2 之排放見表 3、4、5，W 公司的溫室氣體約有 90%以上來自電力使用，故能源管理為溫室氣體首要議題，推動各項溫室氣體減量活動與計畫。

表 3 範疇 1 溫室氣體排放量 (噸 CO_2e)

範疇別		2018	2019	2020	2021
範疇 1	固定燃燒	7,577.72	7,622.77	6,993.68	5,777.73
	移動燃燒	1,124.99	1,095.90	1,075.48	862.02
	製程排放	0.25	0.25	4.75	57.80
	逸散排放	17,398.34	19,351.94	15,375.89	13,684.96
小計		26,101.30	28,070.86	23,449.8	20,382.51

表 4 範疇 2 溫室氣體排放量 (噸 CO_2e)

範疇別		2018	2019	2020	2021
範疇 2	地區基準	400,442.96	400,583.72	357,010.93	287,909.87
	市場基準	400,442.96	400,583.72	206,711.81	125,333.04

表 5 範疇 1+2 溫室氣體排放量 (噸 CO_2e)

範疇別		2018	2019	2020	2021
範疇 1+2	地區基準	426,544.26	428,654.57	380,460.73	308,292.38
	市場基準	426,544.26	428,654.57	230,161.61	145,715.55

W 公司在能源消耗的主要部分為電力使用，其餘使用為少部分化石燃料(包含汽油、柴油、天然氣、化石油氣等)，除了將提高能源使用效率及再生能源比率設為 W 公司的能源管理方針；同時透過導入 ISO 50001 能源管理系統進行系統化的能源管理，搭配即時能源看板，找出耗能熱點並進行分析，根據分析結果制定能源專案。

溫室氣體盤查之範疇 3：在透過對各廠區進行範疇 3 盤查的教育訓練後，協助各廠區進行盤點，確認總部採購類別與產品使用類別，並協助各廠區進行所有類別的排放源鑑別及問題討論後，將各排放係數與資料庫及範疇 3 之排放量進行計算與分析。

在完成廠內之相關訓練及說明後，W 公司在 2021 年度永續報告書中完整揭露的範疇 3 盤查結果如表 7，在排放熱點中主要排放源為上游以採購產品與服務，在下游的部分則為運輸及配送排放量。透過這樣的盤查結果 W 公司可以清楚掌握企業本身在營運與上、下游供應鏈之間各類型活動的排放量，在盤點的同時也提供W公司與供應商以及客戶潛在的議合機會。

從表 6 中對於排放熱點分析主要分為三種類別：超過 10 萬噸排放量、不足十萬噸的及小於 1 萬噸者(圖 1)，其中類別 6 員工差旅在 2021 年度新冠肺炎疫情期間降低較多，然在未來疫情趨緩、各國解封之後，其排放量可能會成長。

圖 1.　透過範疇 3 盤查之分析（本研究繪製）

W公司透過範疇 3 的盤查，進行永續供應鏈管理並與供應商共同開創如何降低各範疇之碳排的策略。針對下游客戶產品在能源使用上，也將與客戶合作，提高所有產品能源使用效率；同時，攜手上、下游供應鏈共同降低溫室氣體排放，推動價值鏈綠色轉型趨勢，實踐低碳製造、循環經濟等理念，利用這樣的洞察，除了深化永續之績效，也能成為客戶共同面對減碳挑戰的首選夥伴。

表 6.　W 公司 2018 至 2021 年度 範疇 3 溫室氣體排放量（噸 CO_2e）

範疇 3 排放源	2018	2019	2020	2021
類別 1 購買的產品和服務	0	0	0	14,049,499.30
類別 2 資本產品	0	0	0	142,632.13
類別 3 與燃料和能源有關的活動	0	0	0	76,107.22
類別 4 上游的運輸和配送	2,877.56	17,245.75	8,544.14	21,134.68
類別 5 運營中產生的廢物	0	0	0	4,215.71
類別 6 商務旅行	5,491.50	5,745.52	1,000.76	1,027.22
類別 7 員工通勤	0	0	0	18,156.21
類別 8 上游租賃資產	0	0	0	5,666.65
類別 9 下游運輸和配送	130,787.48	51,940.01	111,455.11	278,700.73
類別 10 售出產品的加工	0	0	0	–
類別 11 售出產品的使用	0	0	0	–
類別 12 售出產品的最終處理	0	0	0	–
類別 13 下游租賃資產	0	0	1.47	20,206.67
類別 14 特許經營	0	0	0	–
類別 15 投資	0	0	0	1,523,696.41

四、結　論

透過溫室氣體盤查，可以得知企業在營運上的排放熱點及未來減碳的方向，在過去的範疇 1、2 中可以發現，範疇 2 排放明顯較高；W 公司所揭露之營運範圍涵蓋全球，各地區所使用之排碳係數不同，並且在生產過程中電力的使用是不可或缺的，建議可尋求更多的資源以降低電力的排碳係數。

在 W 公司範疇 3 的盤查過程中，由於公司採購的產品多元，不同類型產品包括數種型號，在 2021 年度首次盤查的分類上採取篩選與估算量為原則進行計算。然而這樣的盤查分類具不確定性，有可能導致排放量的高估或是低估。在未來的盤查建議將係數的部分由生命週期評估(Life Cycle Assessment, LCA)資料庫的平均係數轉換為供應商所使用的特定係數，較能保證數據的品質之外，供應商的減碳效果也可以直接反應至 W 公司的減碳績效，並且建議從排放量最大的採購產品著手進行，包含蒐集供應商實際的產品碳足跡數據、範疇 1、2 排放量以及能源燃料使用之數據，可與供應鏈共同擬定減碳計畫邁向淨零。

五、參考文獻

1. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2022. “Climate Change 2022 Mitigation of Climate Change”.
2. W 公司 2021 年企業永續報告，頁 8、63。
3. International Organization for Standardization (ISO), 2018. “ISO 14064-1 Greenhouse gases - Part 1: Specification with guidance at the organization level for quantification and reporting of greenhouse gas emissions and removals”.
4. 世界企業永續發展委員會、社團法人中華民國企業永續發展協會(2005 年)，「溫室氣體盤查議定書—企業會計與報告標準(第二版)」，詞彙編，頁 219-237。
5. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC),2018. “Special Report on the impacts of Global Warming of 1.5 °C”.
6. W 公司 110 年度年報，頁 94。

儲能系統零組件之生命週期評估

林文知*、李育明**

摘　要

台灣的能源目前以燃煤發電為主，因應氣候變遷與 2050 年淨零排放目標，需透過能源轉型達成。政府為此提出因應策略，包括智慧電網總體規劃方案、綠色能源科技產業創新促進計劃等等，主要目的是為逐年升高的發電量，透過發展儲能以輔助再生能源間歇性的問題，目前設定目標在 2025 年儲能裝置容量達到 1,000GW。

隨著裝置使用量的增加，未來必會產生回收問題，而電池的生產過程中，將消耗掉大量的水與能源，本研究將透過生命週期評估方法與個案研究，檢視儲能系統零組件對於環境之潛在的影響衝擊以及從循環經濟的角度，提出其改善與因應方案。

本研究以儲能系統為研究標的，其系統邊界設定為搖籃到搖籃，以 1kWh 做為功能單位。預期將會產出：儲能系統生命週期評估結果、台灣儲能產業發展現況。

【關鍵詞】儲能電池、生命週期評估、循環經濟

---

*國立臺北大學自然資源與環境管理研究所　碩士生

**國立臺北大學自然資源與環境管理研究所　特聘教授

一、 緒論

近年國內外逐漸重視氣候變遷所帶來的影響，使環境議題受到關注，各國為減少碳排放與降低環境風險的危害程度，提出因應措施。截止 2022 年 8 月 19 日，已有 138 個國家提出 2050 年淨零排放的目標(2050 淨零排放，2022)，台灣於 2021 年 3 月將針對「溫室氣體管理及減量法」進行修法修正為「氣候變遷因應法」，並於第四條訂定 2050 年淨零排放的目標。

基於經濟發展的情形下，為達到淨零排放的目標並配合現有的能源轉型政策：減少燃煤、增加天然氣發電、擴大再生能源發電以及非核，需減少化石燃料的使用，且維持電力的穩定供應並提高再生能源的覆蓋範圍，以降低電力的排碳係數，除減碳外也可改善空氣汙染的問題。

經濟部「110 年全國電力資源供需報告」預測未來台灣的用電量將年平均成長 2.3%，主要原因為：半導體產業擴大、台商回流以及電動車發展趨勢等因素。根據其公告的 109 年總發電占比以燃煤為 44.9%、燃氣為 35.7%、核能 11.2%、再生能源 5.5%以及其他 2.7%，總電量為 2,801 億度，預估至 2028 年用電量將達到 3,311 億度。目前台灣常見的再生能源包括：太陽光電、風力發電、慣常水力、廢棄物發電等等，其中裝置容量以太陽光電 69.2%以及風力發電 10.5%為大宗。

因應逐漸提高的用電量以及能源轉型政策，政府也提出 2025 年再生能源發電占比要達到 20%(即 27GW)；太陽光電裝置容量要達到 20GW，而離岸風力裝置容量須達到 5.7GW 以上。

若從永續的角度檢視再生能源，面臨的挑戰是間歇性能源問題，而儲能系統可作為解決方案。間歇性問題如：太陽光電於夜間無法供電、風力發電的風力過小將無法發電等等。將太陽光電與其他再生能源搭配儲能系統(energy storage system，ESS)，將白天多餘的電力儲存以供夜間做使用，進而改善，這也是影響再生能源供應穩定度與發展的主要原因。

在「5+2 產業轉型計畫」中，為達到 2025 年再生能源發電占比達到 20%的目標，在 2016 年政府規劃「綠色能源科技產業創新促進計畫」四大策略其中一項為：儲能，即發展家用、企業或電網級的儲能設備。台灣電力公司規劃 2025 年儲能系統的裝置容量達到 590MW，其中包括台灣電力公司自有的儲能設備 160MW 以及對外採購的 430MW，而這 590MW 主要以輔助的角色，應用在電力發生緊急狀況時(黃郁斌等，2021)。在行政院於 2020 年核定修正「智慧電網總體規劃方案」，其方案重要推動之一的項目，即為增加儲能系統裝置，目的為穩定再生能源裝置，且於此計畫中台灣電力公司規

劃將 2025 年儲能系統的裝置容量從 590MW 提高至 1,000MW。

經濟部於 2022 年 6 月公布「儲能系統結合太陽光電發電設備中華民國一百十一年度競標及容量分配作業要點」，目的推動民間太陽光電業者結合儲能設備，透過躉購費率的方式進行競標，並於一年內設置完成，在需要時將儲能設備的電能輸入電網，以供使用。根據「再生能源發展條例」內規範「一定契約容量以上之電力用戶應設置再生能源發電設備管理辦法」，用電大戶需有一定比例採用再生能源發電設備，可採用如：設置儲能裝置、繳納代金、購買綠電憑證、自行發展再生能源使用的形式。

除上述相關計畫外，與儲能相關規定包括：內政部消防署於 2022 年 8 月 17 日公布「提升儲能系統消防安全管理指引」以及經濟部標準檢驗局 2022 年 8 月 22 日公布「戶外電池儲能系統案場驗證技術規範」，因鋰離子電池在使用上的安全疑慮，指引與規範均是針對儲能系統的安全性加強要求，目的為保障人員安全、減少災害發生機率。

基於上述等原因，可以發現，對於儲能的需求將逐漸提高、政府也針對其使用進行規範。在需求提高的發展情形下，未來儲能系統的使用量將增加，部分電池可以進行回收，但因材料含有化學物質，隨著生命週期結束，最終處置階段若無妥善回收，將衍伸環境危害問題。目前台灣儲能系統的領域發展尚屬於初期階段，本研究將透過回顧國內外儲能系統的技術發展及應用，將台灣現況與其做相關聯的探討，並透過生命週期評估的方法，了解其對於環境潛在的危害，在電力的穩定供應上，也能減少對於環境的影響並提出改善方案，以因應未來的趨勢變化。

本研究目的，如下所列：

1. 回顧國內外的儲能系統現況與發展。
2. 提出台灣施行其技術之廣泛影響與因應電力需求所要配備之能力。
3. 評估儲能系統零組件對於環境之危害影響。
4. 以循環經濟角度，針對其造成之環境危害，提出因應對策。
5. 針對台灣現況提出儲能系統管理策略。

二、文獻回顧

本研究之文獻回顧將以兩方向為主，分別為研究方法所使用的生命週期評估，以及相關的案例，如下說明：

(一) 生命週期評估

本研究方法為生命週期評估(Life cycle assessment，LCA)，此評估方法主要是檢視

一些產品或服務其對於環境的衝擊與影響，並透過 OpenLCA 此軟體進行計算，以解析各項影響。

生命週期評估是依照 ISO14040、ISO14044 的標準執行，共有四個步驟，包括目標和範疇界定(Goal and scope definition)、生命週期盤查分析(Life cycle inventory analysis)、生命週期影響評估(Life cycle impact assessment)以及生命週期闡釋(Life cycle interpretation)，步驟如下說明：

1. 目標和範疇界定：在此階段，須說明研究的應用、目標及原因，對於範疇需進行界定，如：研究的產品系統、功能單位、系統邊界、數據要求、假設與限制等等。
2. 生命週期盤查分析：於此階段需進行數據的收集、計算，數據收集包括：能源投入、材料投入、產品、副產品、廢棄物、對環境的污染排放等等；數據的計算包括：進行數據的確認、數據與各製程階段的關係與流向(如：能源流向)。
3. 生命週期影響評估：此階段為透過盤查分析的結果評估環境影響，將與影響類別指標做連結，了解其影響。
4. 生命週期闡釋：此階段將統整盤查分析與影響評估類別的結果，並得出結論。

(二) 儲能生命週期評估之相關案例

本節針對儲能(energy storage)以生命週期評估作為研究方法的文獻進行回顧，儲能的定義為一種儲存能源技術的設施，而儲能系統(energy storage system)的運作分為充電、儲存、放電，分別透過能源轉換器、儲存單位以及外部裝置來構成整個系統(Sterner et al.，2019)。將儲能系統依照能源的物理性質分類，可分為：電儲能系統(Electricity Storage Systems)、化學儲能系統(Chemical Storage Systems)、機械儲能系統(Mechanical Storage Systems)、熱能儲能系統(Thermal Storage Systems)、電化學儲存系統(Electrochemical Storage Systems)(Michael Sterner et al.，2019)，其中電化學儲存系統雖屬於化學儲能系統的子類，但由於其物理性質不同，將其獨立分類。各儲能系統又有其子分類(Chuang et al.，2022)，如下所示：

1. 電儲能：超級電容器(Supercapacitors，SC)以及超導磁儲能(superconducting magnetic energy storage，SMES)。
2. 化學儲能：無子分類，主要以氫氣與合成天然氣作為二次能源載體。
3. 機械儲能：抽水蓄能(Pumped hydraulic storage，PHS)、壓縮空氣儲能(Compressed air energy storage，CAES)以及飛輪儲能(Flywheel energy storage，FES)。

4. 熱能儲能：熱汞儲能(pumped heat electrical storage，PHES)、熔鹽蓄熱(molten salts heat storage，MSHS)以及液態空氣儲能(liquid air energy storage，LAES)。
5. 電化學儲能(電池儲能)：鋰離子電池(Lithium-ion battery)、鈉硫電池(Sodium-sulphur battery)、鉛酸電池(Lead-acid battery)以及釩液流電池(Vanadium flow battery，VFB)。

儲能系統的類型多樣且子類豐富，各發展階段以及在產業上的重要性均不同。全部類別的儲能系統中，機械儲能為目前發展最為成熟且成本較低的技術，發展潛力較大的技術為化學儲能(曾重仁，2016)。2019 年國際能源總署(International Energy Agency，IEA)的報告，統計全球儲能的裝置容量，以機械儲能的抽蓄水力最大宗，占比為 95%。

儲能系統包含多項子分類內容，針對各類儲能參考其生命週期評估相關之研究，本研究將著重於應用在大型儲能、家庭用儲能系統、再生能源的儲能裝置，包括：液流電池、鋰電池等等，因此在此回顧其生命週期評估之相關的文獻回顧資料，並彙整於表 1。

電化學儲能，又稱為電池儲能，分為固定式儲能系統與移動式儲存系統。優點包括：功率高、快速充電、可長期循環使用、配置簡單且不受地理限制(Hou et al.，2019)。電池儲能系統可以將電力輸入吸收電力、儲存並將電力輸入電網，是能源轉型重要的一環。根據 Carvalho et al.(2021)的分析三種用在電網中固定式儲能系統的鋰離子電池：磷酸鐵鋰(lithium–iron–phosphate，LFP)、鎳鈷錳鈷(nickel–manganese–cobalt，NMC)532 和鎳鈷錳鈷 622，透過生命週期評估分析潛在的環境影響。結果顯示，主要的環境影響因素是電池生產階段的能源消耗，電池組裝中的黏著劑、數據質量與準確性。數據質量與準確性為實驗階段的選擇方式以及注意事項，生產階段的能源消耗與黏著劑是可以著手改善的方向。根據 2017 年德國萊茵 TÜV 的資料，鋰離子電池在電化學儲能系統中佔全球最為廣泛，占比約 76%。代表其電池規模與技術已達一定程度，其影響範圍也向較於其他儲能較大。另一與鋰離子電池相關的生命週期評估研究為 Yudhistira et al.(2022)，比較同樣用在電網的鋰離子電池(磷酸鐵鋰電池、三元材料、鎳鈷氧化鋁)與鉛酸電池，結果為鋰離子電池對環境的影響較小，鋰離子電池當當中以磷酸鐵鋰電池影響最大，主要集中於酸化與懸浮微粒。

除此之外，電化學儲能系統中的液流電池(Flow batteries，FBs)，包括：全釩(all-vanadium)、鋅溴(zinc-bromine)、全鐵(all-iron)、半固態(semi-solid

lithium)以及氫溴(hydrohen-bromine)(Aramendia et al.，2020)，其中應用最為廣泛的釩液流電池，根據 Dieterle et al.(2022)回顧 20 篇相關的釩液流電池之研究，結果顯示其預期使用年限為 20 年，僅其中 2 篇文獻預期分別為 30 年與 15 年；預期循環的範圍則介於 2,045 與 13,000 次之間；電池的往返效率則介於 65%與 83%之間，其資訊均作為儲能選擇的要素。在生命週期評估上，評估氣候變遷的影響為探討方向，以全生命週期為例，針對產品及功能單位的建議，範疇需涵蓋原料的採購、生產組裝與運輸、使用階段(效率、使用時間、能源、循環次數等)、回收的運輸過程與最終處置、拆解與預處理(回收、焚化、掩埋)，整過過程中的能源與材料輸入。此將作為後續本研究的全生命週期評估的參考。

另外，目前應用在電動車的磷酸鐵鋰電池，David et al. (2022)將其與創新後的熱能儲能進行 10 項類別的生命週期評估的比較，發現創新後的熱能儲能在 8 個類別較磷酸鐵鋰電池更佳，創新後的熱能儲能在陸地生物毒性為最大宗，其結果較磷酸鐵鋰電池的影響多 7000 倍。

在國家持續發展的情況下，須同時兼顧經濟以及環境，在儲能上也須探討環境永續性，目前最具有發展潛力的氫儲能，根據 Gandiglio, M et al. (2022)針對基於再生能源的氫電池儲能系統與柴油裝置相比較其生命週期評估的結果，結論表明在環境衝擊的所有影響類別(氣候變遷、臭氧消耗、化學資源使用、酸化、光化學臭氧形成、海洋和陸地富營養化與化石資源利用)其影響不及柴油裝置的環境影響的 10%，且使用氫電池儲能系統 25 年，可減少 6570tonCO2 eq。

統整儲能系統的相關研究，可以發現國外在於儲能相關的生命週期評估均有相關研究，台灣的文獻較為集中在產業發展與政策，環境衝擊影響方面的研究較少，因此本研究將選用台灣案例進行生命週期評估探討，以接近符合本土科學的數據。

表 1 各儲能系統的生命週期評估彙整

序號	儲能系統	電池類型	範疇	方法論	功能單位	參考文獻
1	電化學	鋰離子電池(LFP、NMC532 和 NMC622)	搖籃到大門	ISO14040 ISO14044	1 kWh	Carvalho et al. (2021)
2	電化學	鋰離子電池 鉛酸蓄電池	搖籃到墳墓	ISO14040：2006	每 kWh 時輸送的能量為單位	Yudhistira et al. (2022)
3	電化學	釩液流電池	搖籃到大門	ISO16040	1 kWh	Dieterle et al. (2022)

序號	儲能系統	電池類型	範疇	方法論	功能單位	參考文獻
			搖籃到墳墓		1 MWh	
4	熱能 電化學	熱電池(創新) 磷酸鐵鋰電池	搖籃到大門	ISO14040	1000 kWh	David et al. (2022)
5	化學	氫能	搖籃到使用	ISO14040：2006	1 kWh	Gandiglio, M et al. (2022)

三、儲能系統概述與發展現況

(一) 儲能系統概述

各儲能系統有其技術上的限制與特性，本研究蒐集多個文獻資料，將彙整儲能的使用壽命、總容量、循環次數、功率密度以及能源密度彙整於表 3，作為本研究的參考資料。

表 3 各儲能系統的技術特性

儲能系統	子類	循環次數(次)	功率密度(kW/kg)	能量密度(Wh/kg)
電	超級電容器	不限	10-1,000	10
	超導磁儲能	*	10-50,000	6
化學		*	*	*
機械	抽水蓄能	400	100,000-2,000,000	5
	壓縮空氣儲能	400-600	10,000-300,000	10-30
	飛輪儲能	不限	5-10,000	20-200
熱能	熱汞儲能	*	*	*
	熔鹽蓄熱	不限	360	*
	液態空氣儲能	*	*	*
電化學	鋰離子電池	400-2,500	1000-10,000	150
	鈉硫電池	5,000	100-100,000	150
	鉛酸蓄電池	500-800	1,000-10,000	33-42
	釩液流電池	10,000	5-100,000	10-20

各類型之儲能系統在特性上各有其優缺點，在使用上以成本、安全性、循環次數以及能量密度等等作為關鍵的選擇條件。以電化學儲能系統為例，其造成資源消耗、重金屬使用的環境問題，在電池的生產過程中，需要水與能源的消耗(David，2021)，統整各儲能的優缺點及應用於表 4。

表 4 各儲能系統的應用與優缺點

儲能系統	子類	優點	缺點	應用
電	超級電容器	功率密度強、穩定性、長循環壽命	體積大、容量小	交通運輸、電力、再生能源、工業
	超導磁儲能	high-power density very low-energy density	高成本、熱損失	短期儲存、保護獨立電源系統中的電源、 不間斷電源
化學		儲存量大 (可達 1MWh/hr)	效率 20-40%、	發電、電動車、供暖、化學工業

機械	抽水蓄能	發展成熟、生命週期長、容量最大	受地理限制	*
	壓縮空氣儲能	效率最高、容量最大	受地理限制、需使用化石燃料、	電動車
	飛輪儲能	儲能強度高、功率大、效率 80-90%、壽命較長、無污染	能量密度低	微型衛星、大型電力網絡
熱能	熱汞儲能	2 到 5MW 的中型儲能係統、	*	*
	熔鹽蓄熱	轉換效率極佳	需要在 700°C 下運行以保持金屬的液態	供暖領域
	液態空氣儲能	體積能量密度大、清潔低碳、不受地理限制	容量小	再生能源
電化學	鋰離子電池	體積小、能源強度高、市場主流	安全性差	電動車、再生能源等等
	鈉硫電池	效率高、能量大、重量輕	安全性差	再生能源
	鉛酸蓄電池	安全性高	體積重、容量有限、壽命短	車用電池
	釩液流電池	安全性高、蓄電能力強、蓄電成本低	能量密度低	電網、變電站

(二) 國際儲能系統發展

根據 GlobalData 的統計，2025 年的儲能產業為例，比較美國(Americas)、亞太認證合作組織(The Asia Pacific Accreditation Cooperation，APAC)以及歐洲、中東與非洲(Europe、Middle East and Africa，EMEA)的區域市場比例，各涵蓋分別為 20%、53.5%以及 25%，其中在 APAC 占比內以中國為主。

(三) 台灣儲能系統產業發展

儲能在台灣屬於新興產業，根據 Chuang et al.(2022)研究，預估在 2030 年前，全球的儲能市場年平均將成長 30.43%，而台灣年平均成長 62.42%。目前液流電池為具有發展潛力之電池;而鋰離子電池在太陽光電的充電器具有關鍵作用；這兩者均可應用於大型儲能系統上(黃郁青，2016)。

本研究透過產業價值鏈平台的資訊，了解儲能相關的上、中、下游的產業關係，因儲能屬於能源元件產業，主要是針對電池製造為主，因此針對產業鏈所提供的公司資訊，集中在儲能進行更細部的了解。

能源元件產業鏈(含國內外上市上櫃公司)的上游為原材料，共 19 公司；中游為電池芯，共 12 家公司；下游為電池模組，共 26 家公司。排除上中下游共有 20 家外國企業(含外國上市上櫃公司)，台灣上中下游公司共有 36 家，實際為 25 家，其中有 4 家公司涵蓋整個產業鏈，包括：台灣表面黏著科技股份有限公司、長園科技實業股份有限公司、統振股份有限公司以及聚和國際股份有限公司。

除上述產業鏈的廠商外，另有應用或設置儲能設備之公司，如：政府相關單位(如：台灣電力公司、台灣中油股份有限公司)、友達光電股份有限公司，以及臺灣水泥股份有限公司等等。由於電池的種類多樣且應用廣泛，根據各公司的公開資料彙整針對儲能相關的公司根據其產品以及服務範圍，彙整於表 2。

表 2 國內台灣能源元件產業鏈以及產品簡介

能源元件產業鏈	公司名稱	服務產品	應用	總數
上游	中鋼碳素化學股份有限公司	鋰電池、超電容儲能設備、鉛酸電池	電動載具(電動車、電動機車、輕軌電車與汽車鉛碳啟停電池)	5
	康普材料科技股份有限公司	鋰電池	電動車	
	明基材料股份有限公司	鋰電池	電動車、儲能	
	崇越電通股份有限公司	輕量化導熱材料等等	太陽能板	
	榮炭科技股份有限公司	電芯	電動車、儲能系統	
下游	全漢企業股份有限公司	電池充電器	電動車、儲能系統	10
	禾伸堂企業股份有限公司	陶瓷基板金屬化加工	電動車	
	加百裕工業股份有限公司	鋰電池	電動載具、儲能	
	西勝國際股份有限公司	輕型電動載具電池	輕型電動載具	
	新盛力科技股份有限公司	電池組、鋰電池組	輕型電動載具、儲能	
	系統電子工業股份有限公司	電池組	電動車、儲能系統	
	新普科技股份有限公司	輕型電動載具電池、儲能	電動車、家用儲能系統	
	順達科技股份有限公司	電動自行車電池、儲能	電動自行車、儲能系統	
	廣錠科技股份有限公司	儲能	儲能系統	
	天宇工業股份有限公司	儲能	儲能系統	
中、下游	台達電子工業股份有限公司	能源基礎設施	電動車充電站、儲能系統	3
	有量科技股份有限公司	電芯、儲能	儲能系統	
	致茂電子股份有限公司	電動車、儲能測試	測試系統	
全產業鏈	長園科技實業股份有	氧化鋰鐵磷 LFPO	電動車、大型儲能系統	2

能源元件產業鏈	公司名稱	服務產品	應用	總數
	限公司			
	聚和國際股份有限公司	鋰電池	電動車	

四、儲能系統生命週期評估初步探討

本研究目前回顧台灣能源現況與儲能之需求、國際儲能系統發展現況、台灣儲能產業發展現況、儲能系統相關之生命週期評估以及儲能系統之特性與優缺點，以作為後續本研究之參考依據。

本研究將使用生命週期評估的方法，檢視儲能系統之潛在的環境衝擊，文獻中多以鋰電池為主要的評估對象，除此之外尚有：釩液流電池、鉛酸蓄電池、磷酸鐵鋰電池以及氫能。可應用於電力系統之儲能裝置有鉛酸電池、鋰電池、液流電池、超級電容器、飛輪、超導磁場電池、氫儲能、壓縮空氣儲能、抽蓄水力儲能(魏逸樺，2017)；而近年以未來發展方向則以氫能為主。因此本研究將以氫儲能作為主要研究對象，功能單位為 1 kWh，系統邊界將訂定為搖籃到搖籃，後續將按照以下步驟完成研究：

1. 對儲能標的進行範疇界定，並完成生命週期評估。
2. 針對其評估結果，提出改善方案。
3. 根據回顧國際與台灣的儲能發展提出建議。

五、結論與建議

根據本研究所統整之國內台灣能源元件產業鏈以及產品簡介表，可以了解到目前整個產業鏈的應用，較多以電動載具為主，實際將儲能納入產品應用範圍內的廠商僅 13 家，雖然目前涵蓋的廠商並不多，但在上中下游的階段，均有廠商在進行研究與技術上的提升。隨著現有政策規劃 2025 再生能源佔比需達到 20%以及 2050 年淨零排放；應用最為廣泛的鋰電池有安全上的疑慮且國際有其應用上的災害發生，因此政府也針對儲能相關的安全性進行規範；隨著需求以及政策規範同步進行，未來在儲能應用的產業也將逐步發展成熟。

本研究後續將繼續針對儲能系統進行生命週期評估，預期的產出如下：

1. 儲能系統的特性及優缺點。
2. 台灣儲能產業之現況研析。
3. 儲能系統的全生命週期評估之潛在的環境衝擊影響。

4. 針對潛在的環境衝擊提出改善策略。

六、參考文獻

1. Rossi, F., Castellani, B., & Nicolini, A. (2015). Benefits and challenges of mechanical spring systems for energy storage applications. *Energy Procedia*, 82, 805-810.
2. Michael Sterner & Ingo Stadler (2019). Handbook of Energy Storage Demand, Technologies, Integration. 24, 33-36.
3. Chuang, Y. S., Cheng, C. C., & Cheng, H. P. (2022). The current development of the energy storage industry in Taiwan: A snapshot. Journal of Energy Storage, 53, 105-117.
4. David, B. R., Spencer, S., Miller, J., Almahmoud, S., & Jouhara, H. (2021). Comparative environmental life cycle assessment of conventional energy storage system and innovative thermal energy storage system. International Journal of Thermofluids, 12, 100-116.
5. 2050 淨零排放(2022)。參與淨零國家。經濟部淨零辦公室，https://www.go-moea.tw/。
6. 黃郁青(2016)。國內儲能技術現況與未來發展。
7. Aramendia, I., Fernandez-Gamiz, U., Martinez-San-Vicente, A., Zulueta, E., & Lopez-Guede, J. M. (2020). Vanadium redox flow batteries: A review oriented to fluid-dynamic optimization. Energies, 14(1), 176.
8. Hou, R., Gund, G. S., Qi, K., Nakhanivej, P., Liu, H., Li, F., ... & Park, H. S. (2019). Hybridization design of materials and devices for flexible electrochemical energy storage. Energy Storage Materials, 19, 212-241.
9. 產業價值鏈平台(2022)。能源元件產業鏈。台灣證券交易所。https://ic.tpex.org.tw/introduce.php?ic=E000&stk_code=1589。
10. 黃郁斌、吳信德、黃張鴻、蕭純育、劉運鴻(2021)。電力系統儲能應用規劃。台灣電力股份有限公司系統規劃處。
11. 曾重仁(2016)。儲能技術。國立中央大學。
12. Gandiglio, M., Marocco, P., Bianco, I., Lovera, D., Blengini, G. A., & Santarelli, M. (2022). Life cycle assessment of a renewable energy system with hydrogen-battery storage for a remote off-grid community. *International Journal of Hydrogen Energy*.
13. Dieterle, M., Fischer, P., Pons, M. N., Blume, N., Minke, C., & Bischi, A. (2022). Life cycle assessment (LCA) for flow batteries: A review of methodological decisions. Sustainable Energy Technologies and Assessments, 53, 102457.
14. International Standards Organization (ISO) (2006). Environmental management — Life

cycle assessment — Principles and framework. ISO 14040:2006(E) INTERNATIONAL STANDARD.

15. 中鋼碳素化學股份有限公司(2022)，綠色產品與服務，http://www.cscc.com.tw/csr/cs/cs_gre.html。
16. 康普材料科技股份有限公司(2022)，動力電池材料，https://www.coremaxcorp.com/zh-tw/battery-materials。
17. 明基材料股份有限公司(2022)，鋰電池材料，https://www.benqmaterials.com.tw/product/82/89/。
18. 榮炭科技股份有限公司(2022)，輕量化導熱材料，https://www.topcocorp.com/zh-tw/product/series/sales4_thermal-material。
19. 榮炭科技股份有限公司，產品介紹，https://www.lttech.com.tw/。
20. 全漢企業股份有限公司(2022)，充電器，https://www.fsp-group.com/en/product/charger.html。
21. 禾伸堂企業股份有限公司(2022)，產品資訊，https://www.holystone.com.tw/sb_csm.php。
22. 加百裕工業股份有限公司(2022)，產品與服務，https://zh-tw.celxpert.com.tw/power-tool。
23. 西勝國際股份有限公司(2022)，集團產品，https://www.c-techone.com/Product/ProductsList/LEV。
24. 新盛力科技股份有限公司(2022)，產品資訊，http://www.stl-tech.com/product_info.asp?id=89。
25. 系統電子工業股份有限公司(2022)，ESS 產品，https://www.sysgration.com/zh-tw/ess-products。
26. 新普科技股份有限公司(2022)，產品與服務，https://www.simplo.com.tw/edcontent.php?lang=tw&tb=5。
27. 順達科技股份有限公司(2022)，產品介紹，https://www.dynapack.com.tw/h/Data?key=iczce&set=24。
28. 廣錠科技股份有限公司(2022)，能源，http://www.ibasegaming.com/en/product/energy。
29. 天宇工業股份有限公司(2022)，產品介紹，https://www.feii.com.tw/zh-tw/product-c67527/%E7%B6%A0%E8%83%BD-%E5%84%B2%E8%83%BD.html。
30. 台達電子工業股份有限公司(2022)，產品，https://www.deltaww.com/en-US/products/Energy-Infrastructure-Industrial-Solutions/ALL/。

31. 有量科技股份有限公司(2022)，產品，https://www.amitatech.com/tw/products_list.php?c=1。
32. 致茂電子股份有限公司(2022)，解決方案，https://www.chromaate.com/tw/。
33. 長園科技實業股份有限公司(2022)，成功案例，http://www.caec.com.tw/tw/success.php。
34. 聚和國際股份有限公司(2022)，鋰電池，https://www.hopaxfc.com/zh-tw/%E7%94%A2%E5%93%81%E9%A0%98%E5%9F%9F/%E9%8B%B0%E9%9B%BB%E6%B1%A0。
35. 魏逸樺(2017)。全球儲能技術發展對臺灣推動再生能源之啟示。經濟前瞻。

塑膠微粒生命週期評估

唐毅丞[*]、李育明[**]

摘要

塑膠微粒廣泛污染了世界的自來水、海水以及地球生物，在經過食物鏈、水循環等方式傳回給人類。微型塑膠造成的汙染中包含了塑膠微粒以及塑膠微纖維，在這世界不停的造成環境的影響，就連南北極都有塑膠微粒的發現所以代表這議題已經是不容忽視的國際問題。

塑膠微粒是尺寸小於 5mm 之塑膠物質，並依產生方式的不同，大致分成三種，第一種是初級塑膠微粒，為原製造生產的尺寸就小於 5mm，如很多打著去角質和清潔的廣告中的沐浴或洗臉產品，以及化妝用的珍珠粉底等產品中就含有固體塑膠顆粒；第二種是次級塑膠微粒，日常生活所見的塑膠瓶、塑膠餐具，或是用完丟棄的塑膠容器、塑膠袋及吸管等塑膠製品，經陽光長期照射、脆化、分解、碎裂後形成塑膠微粒，這一類塑膠微粒常見型態有顆粒、碎片、薄片及纖維狀等，最後一種則是聚酯纖維等合成的衣物，其透過洗衣機洗滌會造成更多微型塑膠纖維流出，造成環境更嚴重的傷害。所以現在各國都在減塑膠，但是往往政策法規是跟不上塑膠微粒對環境以及人體的傷害，本研究會透過生命週期評估的方式，分析塑膠微粒是否還有搜集且再循環利用的可能，那是否可以透過更好的再利用方式回饋給社會或是企業，從更了解塑膠微粒在世界各地的循環，來制定更好的策略方針，進而改變塑膠微粒對環境的影響。

【關鍵詞】 塑膠微粒、循環再利用、生命週期評估、塑膠纖維

---

[*]國立台北大學自然資源與環境管理研究所 碩士生

[**]國立台北大學自然資源與環境管理研究所 特聘教授

一、緒 論

(一) 背景與動機

由於塑膠的耐用特性且重量輕也好塑型，加上其成本低廉，塑膠已經是人類不可或缺的重要用品，塑膠從人類日常中的衣服、餐具、運輸車輛或清潔產品等物品中，大量塑膠排放到河流和海洋中，對海洋生態系統和相關經濟活動產生不利影響 塑膠廢物包括各種大小的殘留物，從大型可見且易於移除的物品到小的不可見的顆粒。對塑膠造成的污染，全世界有越來越多國家意識到事情的重要性，所以在由艾倫麥克阿瑟基金會(Ellen MacArthur Foundation)帶領下，與聯合國環境規劃署合作，與全球 500 多個組織與 175 個國家及地區領袖於 2022 年 3 月 2 日在肯亞首都奈洛比通過決議支持塑膠循環經濟的共同願景並簽訂全球塑膠公約。

以下 6 點為全球塑膠公約之願景

1. 通過重新設計、創新和新的交付模式消除有問題或不必要的塑膠包裝是當務之急。
2. 在相關應用的地方重複使用塑膠，減少對一次性包裝的需求
3. 所有塑膠包裝材料需要是 100%可重複使用、可回收或可堆肥的
4. 所有塑膠包裝在使用過後都被重複使用、回收或堆肥(不要讓塑膠產品進入最終丟棄階段)
5. 塑膠的使用與有限資源的消耗完全脫鉤
6. 所有塑膠包裝均不會含有害化學物質，尊重所有相關人員的健康、安全和權利

此塑膠公約是涵蓋塑膠從生產、消費到棄置整個週期的全球塑膠條約，並且將會在 2022 年內展開商議程序，爭取於 2024 年落實執行。且在從源頭解決塑料污染目標的推動下，占全球生產的所有塑料包裝 20%的公司已承諾實現 2025 年減少塑膠的目標，以幫助實現這共同願景。

目前台灣政府是自 2002 年開始推動限制塑膠的政策，針對一次用物品，在有替代品的情形下，用法令限制使用塑膠，並針對難以執行之情形，訂定排除條款，但是政府發展限制塑膠的政策，效果有限，且目前台灣並沒有針對塑膠微粒做生命週期盤查的相關研究，故本研究會以生命週期評估的角度，提供更完整的塑膠微粒對環境衝擊的結果。

(二) 目的

本研究將探討塑膠微粒之生命週期，來評估對環境的衝擊，並針對台灣政策提出管理建議。

根據上述之研究動機，本研究擬達成以下研究目的：

1. 研析國際塑膠微粒的相關策略與技術
2. 分析塑膠微粒的來源
3. 評估塑膠微粒對環境衝擊影響
4. 提出國內管制塑膠減量的建議

二、文獻探討

(一) 生命週期評估

生命週期評估(Life Cycle Assessment, LCA)最一開始用途是評估和改進特定的產品系統。許多公司會使用 LCA 來評估公司內部決策，例如產品的生態設計、流程優化、供應鏈管理以及營銷和戰略決策等，早期 LCA 在產品的流程階段具有高度影響力，現今隨著 LCA 的發展越來越成熟，使用者也越來越多。

LCA 從 1960 年代發展至今已有好幾十年的歷史，LCA 已經是一個有者完整架構的分析方法，目前 ISO14040 與 ISO14044 將 LCA 分為主要四個階段，分別為目標與範疇界定(Goal and scope)、盤查分析(Inventory analysis)、衝擊評估(Impact analysis)、闡釋(Interpretation)，如(圖 1)表示，其四個階段彼此是相互關聯的，所以必須經過反覆審查，確保各步驟都是互相呼應的，以下分別會介紹各步驟的定義。

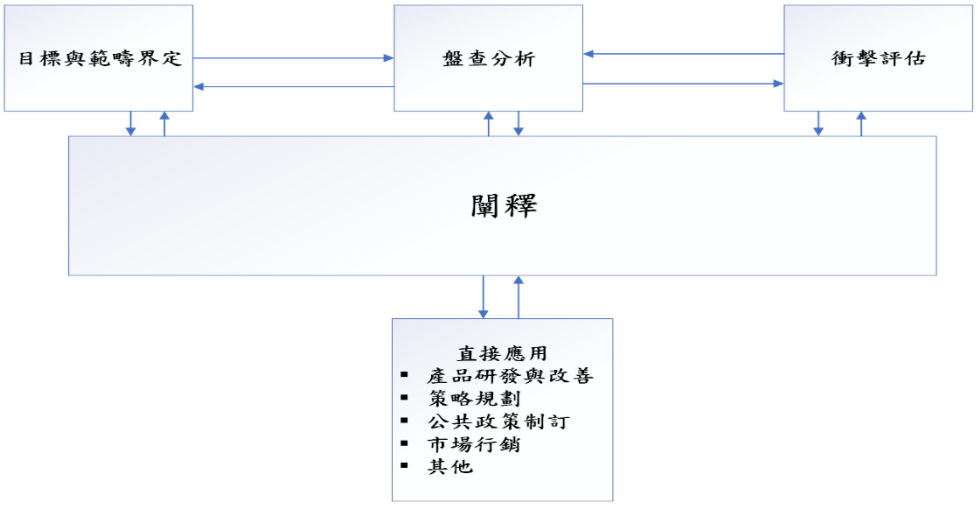


圖 1 生命週期評估步驟與架構

1.目標與範疇界定

此步驟目標界定因為要確定研究預期以及研究分析的嚴謹,所以目標界定需包含下列項目:預期應用、進行研究的原因和決策背景、目標受眾、研究人員、驗證者，而範疇界定則是需要功能單位、系統邊界、衝擊類別、假設與限制與附加資訊

2.盤查分析

此步驟是紀錄了目標之產品系統與其投入產出的數據,從初期透過使用大自然資源到後期排到大自然之化學物質等數據，進行資訊盤查分析

3.衝擊評估

此步驟衝擊評估是通過上一步驟盤查分析中會造成環境影響之類別與環境指標進行分析,從而了解每單位所產生之環境影響。

4.闡釋

此步驟闡釋為LCA之最後步驟,其主要需將整個生命週期中目標與範疇界定、盤查分析與衝擊評估所產生之結果進行完整的說明。闡釋也需要再次確認目標與範疇是否有明確定義,要評估結果是否與目標範疇有一致性與完整性，再來須透過其量化之結果進行不確定及敏感度分析，最終對於結果與建議進行完整的說明

(二) 塑膠微粒生命週期評估案例

根據 Steensgaard et al. (2017)，在從歐盟法規全生命週期分析塑膠袋循環的期刊中，使用了 LCA 步驟對塑膠袋所產生的塑膠微粒進行與歐盟政策相互影響的評估，為了確保塑膠袋在任何階段，有塑膠微粒的產生都可以清楚掌握，所以設定了 5 種階段，其中也相對應歐盟對於塑膠的相關條款，分別是以下 5 種。

1. 原料生產過程中產生的塑膠微粒
   (1) 原材料倡議。
   (2) 工業排放法令。
2. 製造過程中產生的塑膠微粒
   (1) 分類標籤及包裝指示。
   (2) 優良製造規範指引。
   (3) 塑膠物料及物品指示。
   (4) 歐盟的循環經濟計劃。

3. 塑膠袋的使用與再利用

(1) 包裝和包裝廢棄物法令。

(2) 關於塑膠的監管和消費的法令。

(3) 塑膠袋綠皮書中的利益相關者分析。

4. 塑膠袋的廢棄和回收

(1) 廢物框架法令。

(2) 掩埋場廢棄物指引。

(3) 城市廢水處理法令。

5. 排放到環境中的塑膠微粒

(1) 海洋戰略框架法令。

(2) 水框架法令。

(3) 關於港口接待設施的法令。

之後研究中，從塑膠袋的生命週期角度繪製了與歐洲法規相呼應的階段：從塑膠袋生產到進入環境的時間。確定了生命週期中的相關管制框架和限制，並討論它們在塑膠管制中的作用並提出建議與改善方法。

三、塑膠微粒污染與處理技術

(一) 塑膠微粒來源

塑膠微粒是影響全世界人民的一個重要議題，其影響的不單只有生活，還影響到了人類的身體健康和大自然環境，根據世界銀行(World Bank)在2018年的What a Waste 2.0: 2050年全球固體廢棄物管理報告書中所提到，塑膠垃圾物占全世界總垃圾約12%，如(圖 2)所示。儘管並不是最多的，但是從1950年到2015年生產的83億噸原物料塑膠在全球產生了約63億噸塑膠垃圾，其中79%留在地球上，有在垃圾掩埋場，也有在陸地、淡水和海洋環境，甚至大氣中都有出現過，尤其是海洋環境中塑膠微粒的占比是最高的 (圖 **3**)預計到2050年，當前生產和廢棄物管理趨勢的延續將導致大約120億噸塑膠廢棄物進入垃圾掩埋場或整個自然環境。

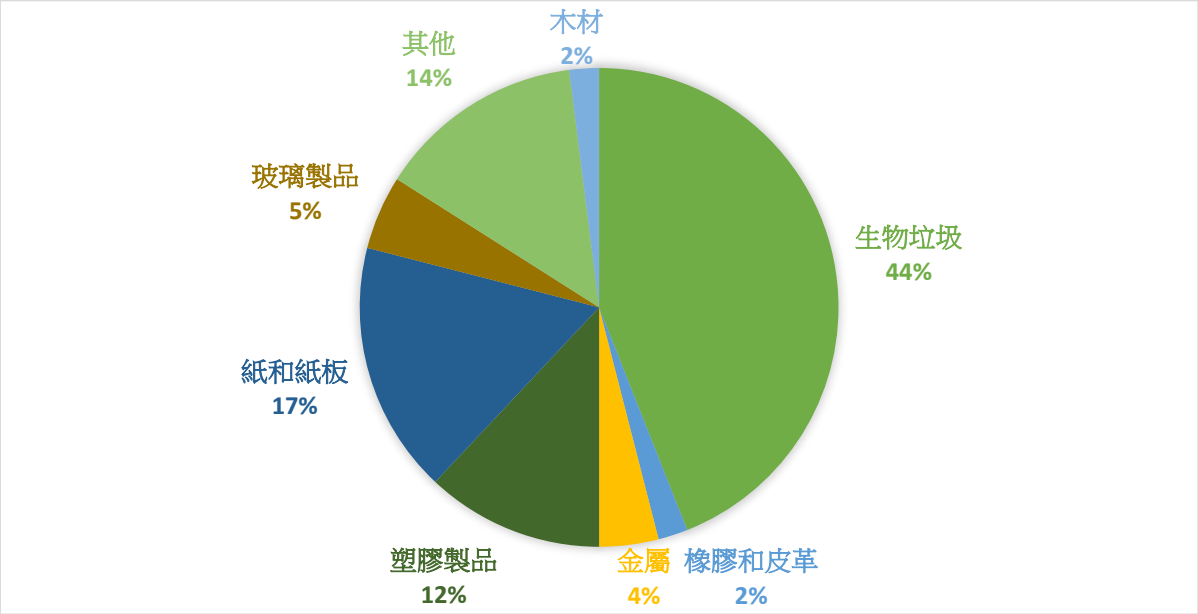


圖 2 全球廢物成分占比

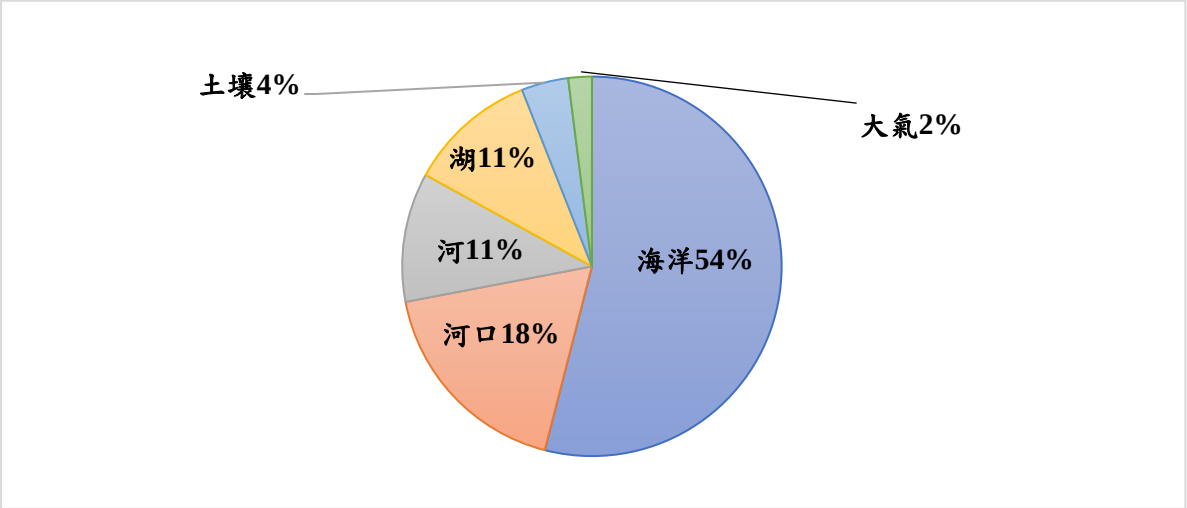


圖 3 塑膠微粒環境分布圖

經由上述可得知塑膠微粒的危害環境，管理不善和過度使用是重要的主因，塑膠微粒會透過各種方式影響人類，其中塑膠微粒廢棄物是包含了人類使用合成纖維製作衣物所排出到大自然中的，又或是使用俗稱染料的顏料染色，人類會為了追求美感而給衣服增添許多顏料，其中染料就是一個塑膠的化學成分之一，且其毒性強，甚至被美國環境保護署(Environmental Protection Agency, EPA)列為優先汙染物，此染料甚是會夾帶許多重金屬、有毒化合物、化學添加劑等有毒物質。

大自然中的塑膠微粒來源有人類垃圾掩埋場所出來的廢棄物塑膠，還有紡織廠出來的塑膠纖維，以及含有人工塑膠微粒的清潔用品，其中污水處理廠和洗衣機流出的污水為主要來源，以下(圖 4)為本研究重新繪製 Zhang et al. (2021)的塑膠微粒來源圖，可以從圖看出塑膠微粒會如何在環境中循環，進一步的影響人類環境。

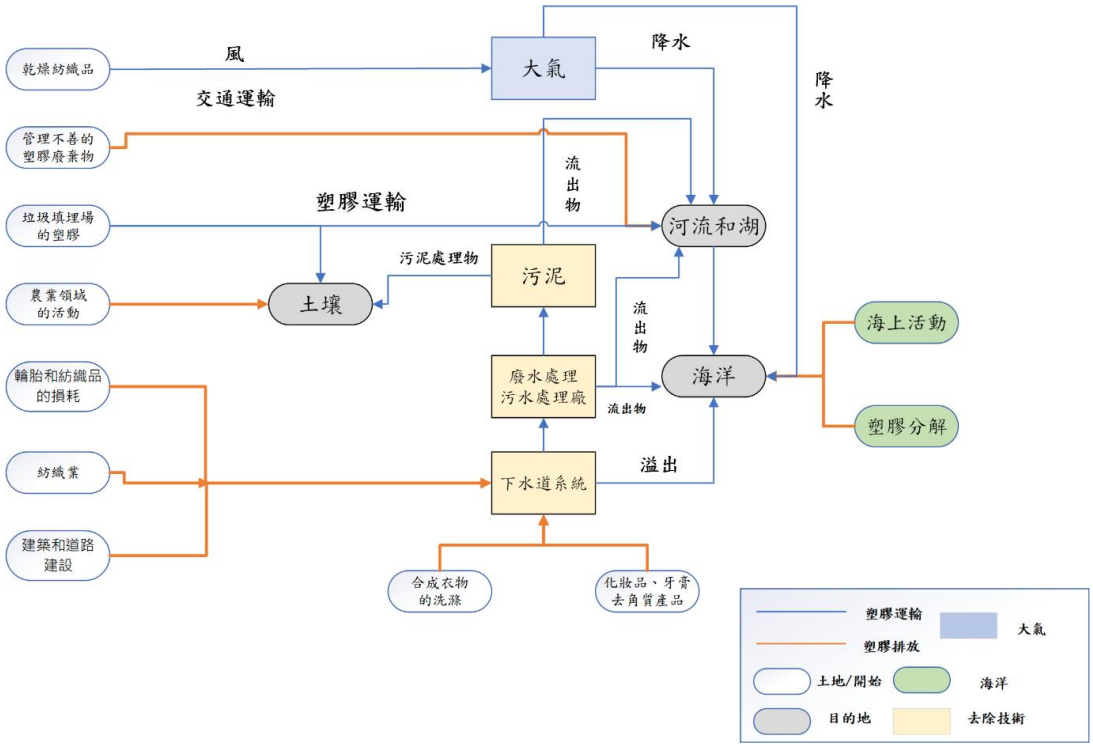


圖 4 塑膠微粒來源圖

塑膠作為一個廉價、耐用且可以廣泛利用的材料，可以輕易地塑形、擠壓、鑄造成各種形狀或薄膜，並拉伸成長絲，所以許多國家都廣泛的使用，且在工業的應用中更是佔據著相當重要的位置，其中就衍生出一個由塑膠創造出來的合成纖維，且被經常利用再衣物上，根據資料顯示合成纖維衣物僅有生產及正常使用，就會造成每年有多達 19 萬噸微纖維進入海洋。

塑膠微纖維的來源大致分為三種路徑排放到大自然中，第一種是紡織品在工廠製造時，所排放出來大小小於 5mm 的塑膠微纖維，第二種則是廢棄衣物經過大自然環境的力量所造成的分解，廢棄衣物從較大型的狀態，變成較小的碎片，之後其產生的碎片，將塑膠聚合物的材料變成越來越小的顆粒，也就是塑膠微粒，第三種則是污水處理廠沒有處理掉的塑膠微粒，之後這些塑膠微纖維會持續存在且難以去檢測和捕捉。

(二) 國際塑膠微粒污染現況

塑膠污染在 1972 年首次被提及，根據聯合國環境署 (United Nations Environment Program,UNEP,2018)統計，在全球範圍內，每分鐘就會有購買一百萬個塑膠瓶的量，而全球每年使用多達五兆多個塑膠袋，總體來說，生產的所有塑膠中有一半是為一次性用途而設計的,目的就是為了方便使用一次，然後就可以扔掉。根據國際自然保護聯盟 (International Union for Conservation of Nature, IUCN, 2017)的調查報告，塑膠微粒造成的污染遠超過我們想像，每年生產超過 3 億噸塑膠應用於各種商品，至少有 1500 萬噸塑膠進入海洋，占所有海洋垃圾的 80%塑膠會導致海洋生物因吞食或被塑膠碎片纏繞，造成嚴重傷害和死亡，塑膠污染更是威脅人類的食品安全、健康、海洋生態等生活。

塑膠微粒最常見的為聚乙烯(PE)、聚丙烯(PP)、聚對苯二甲酸乙二醇酯(PET)、聚苯乙烯(PS)，其中分為可回收的熱塑性塑膠和不可回收的熱固性塑膠，熱塑性塑膠與熱固性塑膠差別在於，熱固性是保持固態的聚合物，因其不能熔化或改變其性質(化學不可逆)，所以熱固性塑膠是不可回收的，由於塑膠的成本便宜且耐用才導致世界的氾濫使用,要阻止微型塑膠的擴大影響第一步就必須將其有效回收，因為要防止大量塑膠微粒進入排放階段，塑膠回收是可持續的一種手段,目前已知污水處理廠和洗衣機為塑膠微粒排放的兩個重要來源，污水處理廠是處理掉塑膠微粒的重要地方，而且其未經三級處理的污水中塑膠微粒去除率為 88%,經過三級處理的污水更是到達 97%,但儘管如此由於大量排水的關係,還是有大量微型塑膠排放到了水中環境。

根據紐約州立大學最近對塑膠水瓶的分析做出了一份報告,發現瓶裝水中的塑膠微粒數量是自來水平均的兩倍。樣本是來自不同國家的 19 個地點，包括印度、巴西、中國、肯亞、黎巴嫩、墨西哥、泰國、美國和印尼，結果發現，93%的樣本在水瓶中含有 1 至 10,000 個塑膠微粒。

目前對塑膠微粒檢測方式最普遍做法為視覺識別方法,就是直接用肉眼或解剖顯微鏡檢測，且視覺識別方法的成本與時間方面都非常少，不過視覺識別這個方法卻有一個大缺點,就是僅能識別低至 500μm 大小的塑膠微粒，這會導致在檢測時對於天然顆粒的識別錯誤，例如:煤灰或是石英、碳酸鈣，目前塑膠大小分為大塑膠(＞25μm)、中塑膠(5-25μm)、微塑膠(100nm-5μm)、奈米塑膠(＜100nm)，其中要成為塑膠微粒是透過產生方式的不同，大致分成三種，第一種是初級塑膠微粒，為原製造生產的尺寸就小於 5mm，如很多打著去角質和清潔的廣告中的沐浴或洗臉產品,以及化妝用的珍珠粉底等

產品中就含有固體塑膠顆粒；第二種是次級塑膠微粒，日常生活所見的塑膠瓶、塑膠餐具，或是用完丟棄的塑膠容器、塑膠袋及吸管等塑膠製品，經陽光長期照射、脆化、分解、碎裂後形成，這一類塑膠微粒常見型態有顆粒、碎片、薄片及纖維狀等，最後一種則是聚酯纖維等合成的衣物，其透過洗衣機洗滌後會造成更多微型塑膠纖維流出，造成環境更嚴重的傷害。

全球用於紡織品的合成纖維從 1940 年的 5000 噸增加到 2015 年的 62.9 百萬公噸，塑膠和塑膠微粒是包含塑膠廢棄物，其中合成纖維衣物是占全球塑膠微粒排放占比的 35%，成為控制源頭的關鍵之一，改變合成纖維衣物材料和改變洗滌方式是可以有利於減少環境中的微纖維排放。

國外有許多針對以化石為基礎加工的傳統塑膠和生物塑膠做生命週期評估比較，發現生物塑膠因製造過程所需大量的漂白化學品或是樹脂以及電力進行加工製造，所以其實其在生產階段比傳統化石製造的塑膠還增加了需多負擔，目前長遠來看是生物塑膠更具有持續性的發展，但是生物塑膠仍存在一些爭議，原因為生物塑膠可以被分解，但其實際狀況為生物塑膠在水中會產生更多無數頑強的塑膠微粒，且其分解速度取決於環境溫度、濕度、光照、氧氣的可用性和微生物等因素。

(三) 塑膠微粒去除技術

目前去除微型塑膠技術有很多種，光是全球塑膠微粒去除技術有 11 種，但是卻沒有一個絕對好的做法，都各有優缺點，以下本研究整理出優劣分析表

表 1 塑膠微粒去除技術優劣分析表

技術	優點	缺點	影響因素或清除效率
化學藥劑凝固技術	快速、低能耗 操作簡單	需要大量的混凝劑， 污泥體積龐大	鹽度、pH 值， 混凝劑類型和劑量，有機污染物
電凝技術	非要求化學物質的凝結劑，較少污泥	必須透過氧化引起的高電量和導電率來達到電凝	應用的電力 磁場，電極
吸附去除技術	重複使用性高、成本低 操作簡單、無毒化學品	低選擇性、吸附劑的準備	鹽度、pH、共存離子、有機污染物、表面電位
密度分離	適用範圍廣 操作簡單	化學殘留沉降時間長 萃取液的循環使用	重介質、尺寸、形狀 生物污垢和密度
油膜分離	操作簡單、成本適中 不受密度影響	疏水性 需要疏水的表面會夾帶有機污染物	去除的顆粒大小會因漏斗而有所限制 疏水性

技術	優點	缺點	影響因素或清除效率
泡沫浮選	操作迅速、空間要求低 應用靈活、成本適中	需要浮選試劑 需要疏水的表面會夾帶有機污染物	氣泡大小、顆粒疏水性、浮選試劑
顆粒過濾	操作簡單、成本低	對小顆粒無效	流動條件、顆粒介質、溶液性質
膜過濾	操作簡單、效率高 產量大	膜污染 需要化學預處理	膜特性、跨膜壓力、過濾時間、流速和進料懸浮特性
電過濾	降低速率 滲透通量	耗電量 電極反應	流速、進料懸浮特性 電場強度
磁選分離	減少浪費污泥、高效率、高體積	需要大量磁性種子分離顆粒	磁力和磁性種子的質量
先進的氣化流程	原位降解	成本高、溫度高 操作複雜	催化劑、氧化劑用量、溫度、塑料濃度

四、塑膠微粒生命週期評估初探

根據本研究對於塑膠微粒和生命週期的相關文獻探討，會清楚知道塑膠微粒的來源，好方便後續界定研究範疇。對於塑膠微粒的污染與技術也將有更深一步的了解，在後續也能清楚明白全球塑膠污染的現實情況，與各國有哪些應對策略。本研究後續會針對合成衣物所產生之塑膠微粒，使用 Open LCA 軟體評估塑膠微粒對環境的衝擊。範疇界定則會從搖籃到墳墓，也就是合成衣物從生產製造到回收再利用再到廢棄階段，去做評估。之後也會對於台灣政策上面提出改善與建議，希望透過本研究讓台灣能夠更永續更環保。期望台灣對於塑膠污染議題能夠更加重視，且有一系列的配套措施，針對塑膠微粒的侵害能有效減少且防範。這不只是對於環境的保護，也是保障人類的健康，希望人類不要因為塑膠微粒在大自然循環裡進而透過食物鏈進入人體內，造成身體的危害。

由於相關資料尚需進一步收集彙整，後續研究希冀能獲致以下成果：

1. 確認塑膠微粒來源
2. 彙整塑膠微粒有關的去除技術
3. 分析國際對於塑膠微粒的減量策略
4. 量化塑膠微粒對環境衝擊的結果
5. 建議國內管制塑膠的政策

五、結論與建議

現今日常生活所見的塑膠瓶、塑膠餐具，或是用完丟棄的塑膠容器、塑膠袋及吸管等塑膠製品，經陽光長期照射、脆化、分解、碎裂後形成塑膠微粒，這一類塑膠微粒常見型態有顆粒、碎片、薄片及纖維狀等，最後一種則是聚酯纖維等合成的衣物，其透過洗衣機洗滌會造成更多微型塑膠纖維流出，造成環境更嚴重的傷害。塑膠微粒也廣泛污染了世界的自來水、海水以及地球生物，在經過食物鏈、水循環等方式傳回給人類。微型塑膠造成的污染中包含了塑膠微粒以及塑膠微纖維，在這世界不停的造成環境的影響，就連南北極都有塑膠微粒的發現，代表這議題已經是不容忽視的國際問題。塑膠微粒造成環境的傷害越來越多，如今雖然有多種技術去除塑膠微粒，但效果卻不明顯，由於技術存在許多問題，例如使用吸附去除技術進行塑膠微粒去除，那需要大量的吸附劑才可以行得通，目前沒有一種有效且實用的辦法，

所以現在各國都在減塑膠，但是往往政策法規是跟不上塑膠微粒對環境以及人體的傷害，本研究會透過生命週期評估的方式，分析塑膠微粒是否還有搜集且再循環利用的可能，或是需要從技術層面外，其他部分開始著手改變，進而可以透過更好的方法解決塑膠污染，例如從了解塑膠微粒在世界各地的循環途徑，來制定更好的策略方針，有效防範塑膠微粒的排放，改善塑膠微粒對環境的影響。

六、參考文獻

1.Julien Boucher (2017) Primary microplastics in the oceans International Union for Conservation of Nature EMF (2022) The Global Commitment 2022 Progress Ellen MacArthur Foundation

2.Hellweg, S., & Milài Canals, L. (2014). Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. Science, 344(6188), 1109-1113.

3.ISO (2006) 14040 International Organization for Standardization

4.ISO (2006) 14044 International Organization for Standardization

5.Steensgaard, I. M., Syberg, K., Rist, S., Hartmann, N. B., Boldrin, A., & Hansen, S. F. (2017). From macro-to microplastics-Analysis of EU regulation along the life cycle of plastic bags. Environmental Pollution, 224, 289-299.

6.Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., & Van Woerden, F. (2018).What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050. World Bank

7.Zhang, Y., Jiang, H., Bian, K., Wang, H., & Wang, C. (2021). A critical review of control and removal strategies for microplastics from aquatic environments. Journal of Environmental Chemical Engineering,9(4), 105463.

8.Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. Science advances, 3(7), e1700782.

9.Lithner, D., Larsson, Å., & Dave, G. (2011). Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. Science of the total environment, 409(18), 3309-3324

10.Henry, B., Laitala, K., & Klepp, I. G. (2019). Microfibres from apparel and home textiles: prospects for including microplastics in environmental sustainability assessment. Science of the total environment, 652, 483-494.

11.Eunomia, 2016. Plastics in the Marine Environment. Eunomia Research & Consulting Ltd, Bristol, UK June 2016.

12.Bouwmeester, H., Hollman, P. C., & Peters, R. J. (2015). Potential health impact of environmentally released micro-and nano plastics in the human food production chain: experiences from nanotoxicology. Environmental science & technology, 49(15), 8932-8947.

13.UNEP (2018) Banning single-use plastic: lessons and experiences from countries United Nations Environment Program.

14.IUCN (2017) Global Marine and Polar Programme International Union for Conservation of Nature.

15.Laskar, N., & Kumar, U. (2019). Plastics and microplastics: A threat to environment, technology & innovation,14, 100352.

16.Bagheri, A. R., Laforsch, C., Greiner, A., & Agarwal, S. (2017). Fate of so-called biodegradable polymers in seawater and freshwater. Global Challenges,1(4), 1700048.

17.Löder, M. G., & Gerdts, G. (2015). Methodology used for the detection and identification of microplastics a critical appraisal. Marine anthropogenic litter, 201-227.

18.Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., & Amato, S. (2013). Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. Marine pollution bulletin,77(1-2), 177-182.

19. Ballent, A., Corcoran, P. L., Madden, O., Helm, P. A., & Longstaffe, F. J. (2016). Sources and sinks of microplastics in Canadian Lake Ontario nearshore, tributary and beach sediments. Marine Pollution Bulletin, 110(1), 383-395.

國家圖書館出版品預行編目

綠色技術與工程實務研討會論文集. 111 年 / 經濟部工業局, 財團法人台灣產業服務基金會著. -- 初版. -- 臺北市 : 工業局, 產業服務基金會, 民 111.11
面 ; 公分
ISBN 978-986-533-319-5(平裝)
1. 環境保護 2.職業衛生 3.文集
445.907 111019214

111 年綠色技術與工程實務研討會論文集

出版日期：中華民國 111 年 11 月
發 行 人：連錦漳
總 編 輯：凌韻生
審查委員：李公哲、李育明、馬小康、張祖恩、張添晉、楊萬發、歐陽嶠暉、鄭福田、顧洋(依姓氏筆劃排列)
編輯企劃：陳良棟、潘建成、王義基、洪萱芳、陳見財、吳宜樺、陳志銘、莊倫綱、古瑩瑄
發 行 所：經濟部工業局
出 版 所：經濟部工業局
台北市信義路三段 41-3 號
TEL：(02)2754-1255 FAX：(02)2704-3753
https://www.moeaidb.gov.tw
財團法人台灣產業服務基金會
台北市四維路 198 巷 39 弄 14 號 1 樓
TEL：(02)2784-4188 FAX：(02)2784-4186
https://www.ftis.org.tw
版次：初版
GPN： 1011101894
ISBN： 978-986-533-319-5
其他類型版本說明：本書另有電子版本，同時刊載於 http://proj.ftis.org.tw/eta/
展 售 處：國家書店：台北市松江路 209 號 1 樓(02-2518-0207)
http://www.govbooks.com.tw/
五南文化廣場：台中市軍福七路 600 號(04-2437-8010)
http://www.wunanbooks.com.tw/
美工排版：財團法人台灣產業服務基金會
印刷承製：亞運實業有限公司
定 價：新台幣伍佰元整
著作權利管理資訊：經濟部工業局保有所有權利。欲利用本書或部分內容者，需徵求經濟部工業局同意或書面授權。
聯絡資訊：圖書室(02)2754-1255 轉 3916