專業・效率・主動・創新

經濟部

綠色技術與工程實務研討會

109年論文集

經濟部工業局 編印

綠色技術與工程實務研討會

109年論文集

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

9 789865 330972 50000

GPN：
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「109 年綠色技術與工程實務研討會」，以「空氣品質與節能減碳技術類」、「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 37 篇論文，包含口頭發表 29 篇、海報發表 8 篇，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 109 年 11 月

目　錄

論文簡報發表議程1—空氣品質與節能減碳技術類

1-1 可再生型高效油霧(固/液相)過濾設備於 VOCs 污染防制系統預處理之應用

黃建良、蔡昆霖、粘愷峻、張豐堂 ----------1-1

1-2綠色環保工地之推動實務

蔡幸枝、吳政宏、劉源隆 ---------- 1-15

1-3 磁浮離心式冰水主機應用於化纖業製程冰水系統之節能效益探討

林睿彥、張玉霞、石世丞 ---------- 1-31

1-4 國內能源密集產業執行節能減碳成效與經濟分析

陳裕民、鄭宥騰、王登楷 ---------- 1-43

1-5 以政策推動公部門高耗能螢光燈具汰換效益評估

張瑀、張鴻鵬、蔡宏達 ---------- 1-55

1-6 校園溫室氣體盤查與碳管理-以我國大專校院為例

鄭力憲、申永順、李育明 ---------- 1-65

1-7 水泥業升級空污防制設備因應循環經濟案例探討

盧彥廷、陳秉圻、吳宗德、郭子豪 ---------- 1-73

論文簡報發表議程2—資源減耗與再利用技術類

2-1 焚化底渣再利用製成燒結磚與高壓混凝土磚之材料品質特性與環境影響分析
羅函傑、陳志成、林以潔 ----------2-1

2-2 應用電化學技術去除垃圾焚化底渣氯離子之效率與經濟效益分析研究
田馥瑄、陳志成、林以潔 ---------- 2-19

2-3 一種具有原子效率之廢棄聚碳酸酯回收製備環氧樹脂固化物以及其固化物降解回收之方法
邵士瑋、陳建翰、陳建任、莊宗原、Mahdi M. Abu-Omar、林慶炫 ---------- 2-35

2-4 漿紙污泥灰再利用為高壓混凝土地磚之研究
林雅雯、羅康維、鄭大偉、林凱隆 ---------- 2-51

2-5 廢棄硫酸與氨的價值循環
郭維庭、曾哲律、黃文慶 ---------- 2-67

2-6 高效率還原碴減量之精煉脫硫技術開發
林啟明、何長慶、凌宇康、謝宜軒、吳威德 ---------- 2-81

2-7 高效率含鉬廢水處理技術之開發
林發恩、葉國慶、伍浩廷 ----------2-103

論文簡報發表議程3—產業節水與水資源再生技術類

3-1 比較電解法與化學還原法降低化學鍍鎳廢水中鎳離子及 COD 之研究
林可安、劉新校、王詔民 ----------3-1

3-2 複合式混凝劑在廢水處理上之應用研究：以形成水鋁鈣石為例
李中光、許欽揚 ---------- 3-13

3-3 繩狀式接觸氧化系統處理綜合性工業廢水效能評估─以新北產業園區污水處理廠為例
郭惠真、劉新校、賴漢民、黃靜雲 ---------- 3-29

3-4 PCP 設計於封裝植球廢水回收系統之應用
蔡宛芯、彭柏頤、黃任榆、吳俊湧 ---------- 3-43

3-5 薄膜電容去離子技術於工業用再生水之發展應用
陳采萱、蔡少瑋、侯嘉洪 ---------- 3-53

3-6 薄膜清洗優化技術建立
蘇育俊、劉婉如、林炅勳、蕭融澤、陳彥成 ---------- 3-67

3-7 提升酸性化學機械研磨廢水系統混凝槽處理能力
盧彭潭、林孟杰、黃俊評、黃冠哲 ---------- 3-81

3-8 煉油及石化廢水處理回收
張士元、周宜成、黃毅峰、涂茂園 ---------- 3-99

論文簡報發表議程4—循環經濟與環境規劃管理類

4-1 從國際生態工業園區評估指標案例反思我國循環園區之發展
邱俞寧、張嘉真、黃欣栩 ----------4-1

4-2 高級氧化水處理智能化 CO_2 新指標應用之研究
程妍慈、黃耀輝、詹舒斐、溫子文、黃國豪 ---------- 4-11

4-3 運用 LCAs 法比較 4MW 和 6MW 風力發電機之環境足跡表現
張婉琳、李育明 ---------- 4-29

4-4 環境影響評估審查流程之溫室氣體減排承諾
蕭可晉、李育明 ---------- 4-45

4-5 國際氣候債券標準指南驗證探討機制
黃美英、李育明 ---------- 4-55

4-6 循環經濟原物料化學品安全選用標準與應用
吳兆瑋、郭育君、林以辰、李政憲 ---------- 4-65

4-7 廢泡棉回收循環再製技術研究
陳思潔、徐錦上、簡文鎮、陳松柏 ---------- 4-79

海報發表

1. 無氧 BioNET 技術應用於生物脫硝程序
顏嘉亨、洪仁陽、邵信、余嘉誠、毛國芳、黃琮斌、蘇偉正、石偉良----------P-1

2 再生資源回收再利用創新設計與推廣
鄭少谷 ---------- P-11

3. 金屬廢水高效率濃縮再利用
王賜龍 ---------- P-29

4. 廢水整合回收再利用推動以降低碳排放
黃憲聖、楊士朋 ---------- P-37

5. 污水處理廠與再生水廠之尿素濃度變化─以 F 水資源回收中心為例
蘇怡瑄、吳鳴峯、黃欣栩 ---------- P-43

6. 生物/物化水再生程序於工業廢水之應用
黃聖智、廖昌郁、潘毅峰、洪仁陽、梁德明 ---------- P-51

7. 電混凝應用於紡織業廢水處理及水回收之研究
魏名軍、黃俊富、徐秀鳳、蔡人傑 ---------- P-69

8. 楠梓加工區再生水模型廠工業廢水回收操作維護評析
黃濂純、林志軒、李祈宏、董旭峰、李文善、嚴小梅---------- P-83

可再生型高效油霧(固/液相)過濾設備於 VOCs 污染防制系統預處理之應用

黃建良*、蔡昆霖**、粘愷峻***、張豐堂***

摘　要

霧滴為細小的液態粒狀物(40-500 微米)懸浮於空氣或經由空氣落下，或一潤濕薄膜於表面冷凝而成之粒狀物。霧滴的形成，係由氣態凝結成液態或將液體由激濺、泡沫器或霧化器使其分裂成小滴而散布於空氣中。工業上常見之例子為機械切割或研磨時產生之油霧、噴漆之霧滴、紡織油劑乾燥作業及基板貼合、膠帶製程或是印刷作業等皆會產生液態粒狀污染物。不同作業所產生之霧滴由於組成大不相同，處理的方法及效果也大相逕庭，例如在各類樹脂含浸、貼合、乾燥過程中使用包括可塑劑(DINP 或 DOP 等(液相))或貼合用膠(固相)，後端 VOCs 排氣常會伴隨產生高沸點油霧，或細微的無機或是有機固型劑微粒因遇冷凝結而形成次微米懸浮微粒或進一步形成結膠物，此結膠物常形成於溫度低於乾燥機溫度的風管中，常會阻塞固定式的除霧過濾系統，或者進入引氣管、引氣風車、引氣風門及焚化爐內部，造成引氣風門洩漏或黏住無法動作、引氣管堵塞及悶燒及焚化爐燃燒不完全，產生黑煙、臭味等問題。

空污防制實務上設計一高效可再生型的油霧(液相)或除膠(固相)過濾系統，同時依油霧性質搭配不同的再生程序，可有效攔截含固型微粒的油霧，維持後端廢氣處理系統的正常運作。另應用在 VOCs 處理系統(轉輪+RTO)前使用可預先處理油霧或結膠之溶劑淨化裝置，搭配高沸點結晶物乳化技術或其他高效再生技術，去除效率可達 90%以上，大幅提升 VOCs 處理統功能及壽命，亦可降低 RTO 爐熱烘逆洗及黑煙排放之頻率，亦為最佳之燃燒系統防回火裝置，可大幅提升系統及前端機台之安全性。

【關鍵詞】可再生型、油霧過濾系統、除膠過濾系統

---

*傑智環境科技股份有限公司 研發資深經理

**傑智環境科技股份有限公司 研發專員

***傑智環境科技股份有限公司　協理

****傑智環境科技股份有限公司　董事長兼總經理

一、前　言

根據美國安全工程師協會定義，霧滴為小的液態粒狀物（40-500 微米）懸浮於空氣或經由空氣落下，或一潤濕薄膜於表面冷凝而成之粒狀物。露滴之形成，係由氣態凝結成液態或將液體由激濺、泡沫器或霧化器使其分裂成小滴而散布於空氣中。一般工廠會對現場人員及周界產生化學性危害的因子主要有兩大類: 一為氣態污染物，一為粒狀污染物，氣態污染物又可分成(1)氣體:在常溫及常壓下為氣態物質，可膨脹充滿於其所存在之容器或空間。例如:氨、氯、一氧化碳等(2)蒸氣:在常溫及常壓下為液體或固體，經蒸發或昇華而成的氣態物質。例如乙醇、丙酮、甲苯。粒狀污染物則泛指所有懸浮於空氣中之固體或液體物質均屬於粒狀污染物，依其粒徑、發生原因、存在狀態或化學特性等，可分為粉塵、燻煙、煙塵、霧滴、纖維、煙霧及生物氣膠等。

工業上常見之例子為機械切割或研磨時產生之油霧、噴漆之霧滴、紡織油劑乾燥作業及基板貼合、膠帶製程或是印刷乾燥作業等皆會產生揮發性有機物同時伴隨產生液態粒狀污染物。不同作業所產生之霧滴由於組成大不相同，處理的方法及效果也大相逕庭，例如在各類樹脂含浸、貼合、乾燥過程中使用包括可塑劑(DINP(液相))或貼合用膠(固相)，後端 VOCs 排氣常會伴隨產生高沸點油霧，或細微的無機或是有機固型劑微粒因遇冷凝結而形成次微米懸浮微粒或進一步形成結膠物，這些伴隨製程所生的飄浮微粒常會因為碰撞及周圍環境條件的改變而附著或是聚集於排放管道或是設備隙縫中，常會導致設備運轉不順或是效率低下，嚴重還會附著於主要處理設備(圖 1)造成損壞(圖二)或是工安事故，故須使用微粒過濾系統/設備加以排除。

圖 1　尾氣油霧附著滲入轉輪並垂流到底部集液盤

圖 2　附著油霧之轉輪因脫附加熱導致悶燃損毀

常見的的微粒過濾/收集設備有旋風集塵器、袋式集塵器、靜電集塵器及濕式洗塵(滌)器。旋風集塵器通常用來收集氣動直徑大於 10 μm 以上的微粒，常用在效率高的集塵器之前，當做預淨器，最小可收集到氣動直徑為 5 μm 以上的微粒。袋式集塵器是收集微粒最常用的方法之一，其除塵效率是所有集塵器最高者，濾床則使用玻璃纖維、玻璃纖維紙或其他惰性材料(如細鋼絲)，此諸濾材對粒徑大於 0.3μm 以上的微粒，收集效率很高(可達 99.97%)，但是當微粒已累積至相當量或壓力降增至很高時，則必須更換濾材。靜電集塵器(ESP, electrostatic precipitator)已成功的應用在燃煤發電鍋爐、水泥窯、紙漿及造紙廠、酸液廠、燒結廠、PVC 膠布廠、乳膠或 PVC 手套廠及其他工業製程之排氣粉塵或油霧污染防治，ESP 對小於 1μm 微粒的控制效率頗佳，但對於含有高濃度 VOCs 的氣體，則有起火爆炸的風險。濕式洗塵器 (又稱為洗滌器)種類很多，它是利用液體(通常為水)去除微粒或有害氣體的設備。濕式洗塵器的最大的特點是可同時去除粒狀及氣狀污染物。濕式洗塵器的設計彈性比其他污染控制設備大，除塵效率也可以設計得很高，但是它會衍生出一些其他的問題，譬如對除塵效率要求高時則壓力降太大、操作成本較高、產生的副產品不易處理、空氣污染問題可能轉化成水污染及工廠需要有廢水處理設備等，但是對於小於 1μm(次微米)的微粒的去除效果不佳。但現行工業常用的油霧/微粒過濾系統對於 0.3 微米以下及具有聚合結膠之微粒處理效果不佳，且需要常常更換濾材，造成人力負荷及運轉成本的增加。

於實驗室設計一高效可再生型的油霧(液相)或除膠(固相)過濾模組，可廣泛處理不同粒徑液相或固相微粒，針對 0.1~1 微米之粒子，去除率最高可

達 99%以上，顯示系統可有效攔截含固型微粒的油霧，維持後端廢氣處理系統的正常運作。實際應用在轉輪+RTO 之 VOCs 處理系統之前處理，可作為油霧或結膠之氣相溶劑預淨化裝置，粒狀污染物去除效率可達 90%以上，相關處理流程已獲得中華民國專利，同時搭配高沸點結晶物乳化技術或其他再生技術，可有效進行濾材重複使用。

二、微粒過濾模組效率測試

1.測試材料及流程：

濾材選用高強度編織過濾材料，可依需求進行疊加及固定，微粒部分使用微粒產生機，主要微粒分布在 1.2 微米以下，尤其集中(>85%)在 0.3 微米以下的微粒。測試面風速為 0.02 及 0.3m/s，同時量測過濾裝置入出口之微粒粒徑及數目。同一層數之濾材分別進行 5 次取樣分析(未更換濾材)，以觀察其效率變化，測試流程圖如圖 2 所示。

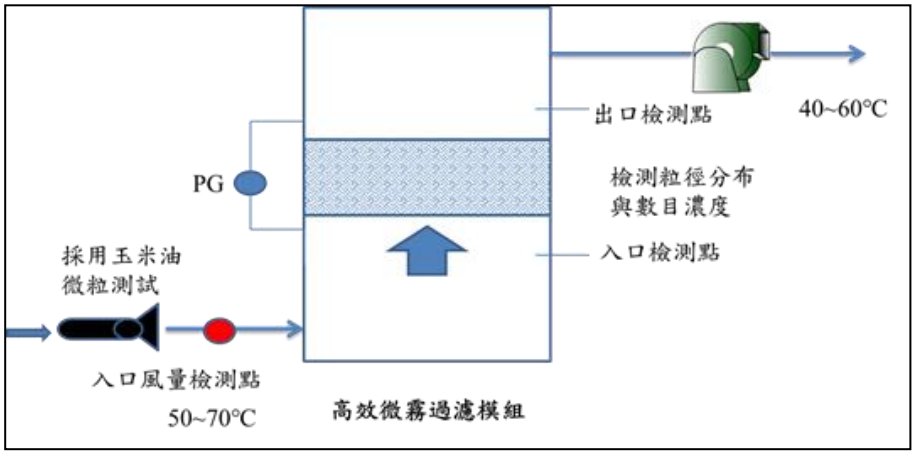


圖 2　微粒過濾效率測試流程

2.委託測試及採樣儀器：

微粒過濾入出口採樣分析委託交大環工所進行分析，微粒採樣設備主要為 ELPI+™ (Electrical Low Pressure Impactor)可攜式帶電低壓衝擊器監測儀，如圖 3 所示，ELPI 的採樣流量為 10 L/min，ELPI 分為三個主要結構：多階衝擊器、單極充電器及多頻道電流計，微粒經過充電器後進入多階衝擊器中，依其不同的慣性力而將微粒分為 14 個區間，其所測得的粒徑微動力氣動直徑。當微粒通過一電暈充電器，經充電後的微粒進入絕緣衝擊板的低壓衝擊儀。當帶電微粒衝擊至基板上時，用電子計量測電量，就可知道不同粒徑的微粒數目濃度。

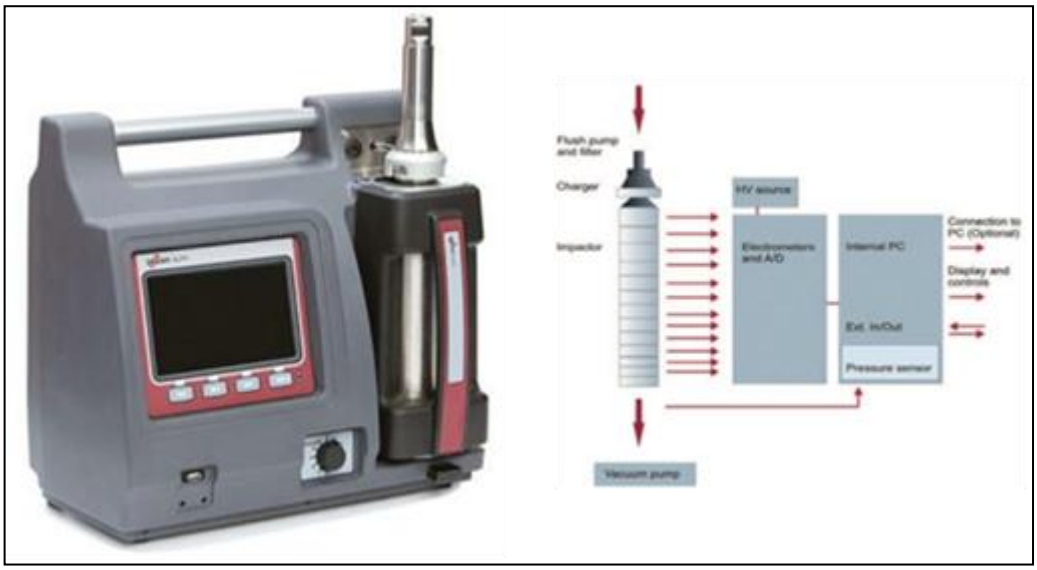


圖 3　ELPI+™ 可攜式帶電低壓衝擊器監測儀

3.濾材模組過濾結果：

首先測試不同濾材層數在低風速下對微粒的過濾效果，結果如表 1，在表 1 中可以清楚看到濾材對 0.3 及 1 微米以上的微粒過濾效果隨濾材的層數增加而上升，最高可達 99.3%，而對 2.5 微米以上的微粒去除率則大約可維持在 98.8~98.9%的高去除率，並不因濾材層數的多寡而有大幅的變化，顯示此濾材對 2.5 微米以上的微粒即使在裝置較少層數的狀況效仍具有高去除率，而模組對於 0.3 及 1 微米以上微粒的去除率則隨濾材的層數的變化而有所不同，當濾材層數較少(2 層)時對於 0.3 微米以上的微粒去除率為 93.8%，但對於 1 微米以上的微粒去除率則有 96.7%，顯示在濾材層數較少的情況下，系統對於 1 微米以下微粒的攔截能力較差。但當把濾材層數加到 3 層以上時，則系統對於 0.3 及 1 微米以上的微粒去除率漸趨一致，顯示在低風速的情況下使用三層濾材即可有效攔截油霧微粒。

表 1　低風速下的不同濾材層數之過濾效果

濾材層數	2	3	4
塔內面風速(m/s)	0.02	0.02	0.02
差壓(mmaq)	5	6	7
過濾效率			
0.3(μm)以上效率(%)	93.8%	97.3%	99.1%
1(μm)以上效率(%)	96.7%	97.9%	99.3%
2.5(μm)以上效率(%)	98.9%	98.8%	98.9%

由在低風速條件下使用不同層數濾材的測試結果可知，系統的濾材至少要使用 3 層才能對所有微粒達到一致的處理效果，為降低濾材層數對去除效率的影響，故使用 4 層濾材進行面風速對過濾效果的影響測試，測試結果如表 2。根據表 2 的數據顯示濾材對微粒的去除效率隨系統風速的增加而下降，當風速為 0.02m/s 時，系統對不同粒徑的微粒去除效果皆可達到約 99%，將風速增加到 0.3m/s 時，對於 2.5 微米以下之微粒濾除效率略為下降，但仍可維持 95%的去除率，而對 2.5 微米以上微粒的攔截效果仍可維持 99%以上。

表 2　面風速對濾材處理效率的影響

濾材層數	4	4
塔內風速(m/s)	0.02	0.3
差壓(mmaq)	7	48
0.3(μm)以上效率(%)	99.1%	95.9%
1(μm)以上效率(%)	99.3%	95.8%
2.5(μm)以上效率(%)	98.9%	99.5%

由於過濾設備在實廠應用時須考慮尺寸及成本等多項因素，故將風速固定在 0.3m/s 以求減少設備體積及濾材成本，進行不同層數濾材過濾效果測試，同時進行更詳細的微粒過濾效果分析，圖 4 為雙層濾材之微粒過濾變化全距分析結果，從圖中可以清楚看到，在高風速、低濾材層數的狀況下，濾材對微粒的濾除效果不佳，尤其對粒徑在 0.3 微米以上微粒的濾除效果呈現雙峰狀態，但對 0.3 微米以下之微粒去除效果則相當優異，去除效果可達 95% (圖 5)，從圖 5 中可以看到濾材對 0.2 微米以下之微粒去除效果可達 95%以上，當粒徑逐漸變大時濾除效果也逐漸下降。

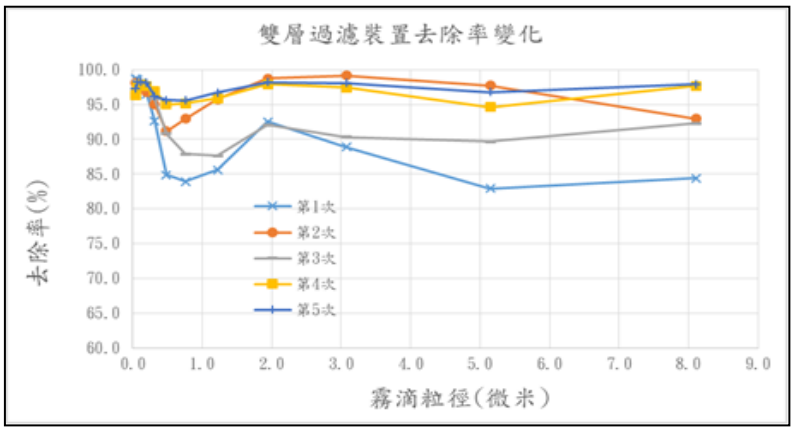


圖 4　雙層過濾裝置對粒狀污染物之去除效率變化(全距)

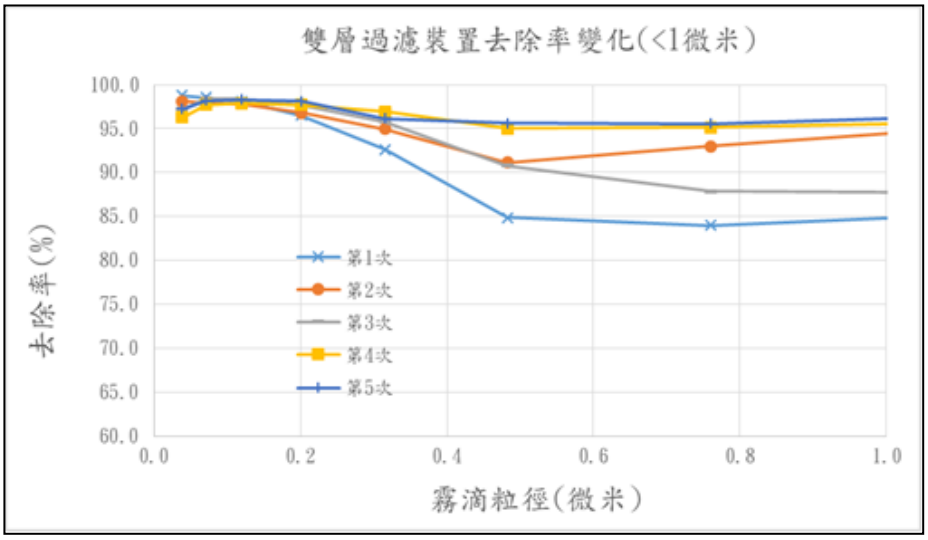


圖 5　雙層過濾裝置對粒狀污染物之去除效率變化(粒徑<1 微米)

圖 6 為三層濾材之微粒過濾變化全距分析結果，從圖中可以清楚看到，在增加濾材層數的狀況下，濾材對微粒的濾除效果已有回升，尤其對粒徑在 0.3 微米以上微粒的濾除效果有大幅的提昇，平均濾除率可達 95%以上，尤其對 0.3 微米以下之微粒去除效果更加優異，去除效果可達 97%(圖 7)，從圖 7 中可以看到濾材對 0.2 微米以下之微粒去除效果可達 98%以上，且當微粒粒徑逐漸變大時濾除效果仍不會有太大的變化，仍可維持約 96%的去除率，顯示濾材對於次微米(<0.3 微米)微粒的攔截效果相當優異。

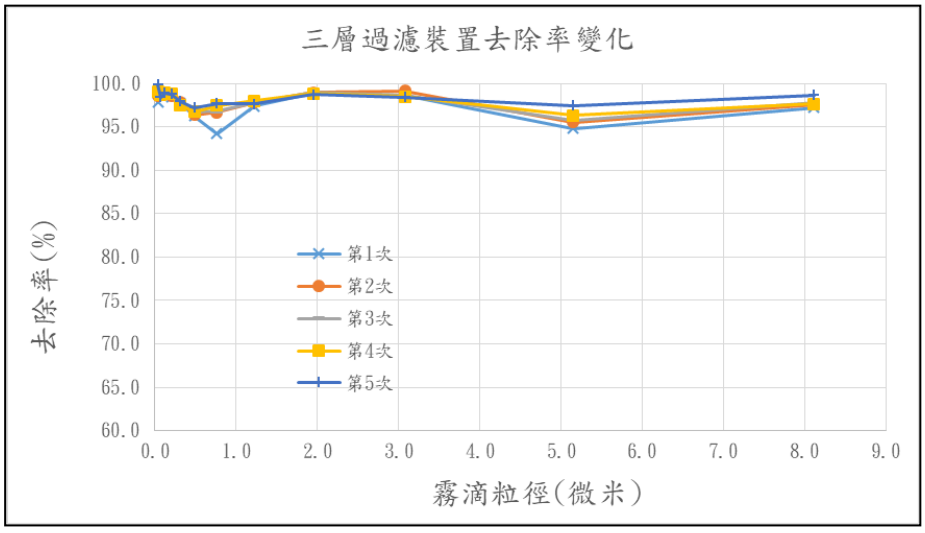


圖 6　三層過濾裝置對粒狀污染物之去除效率變化(全粒徑)

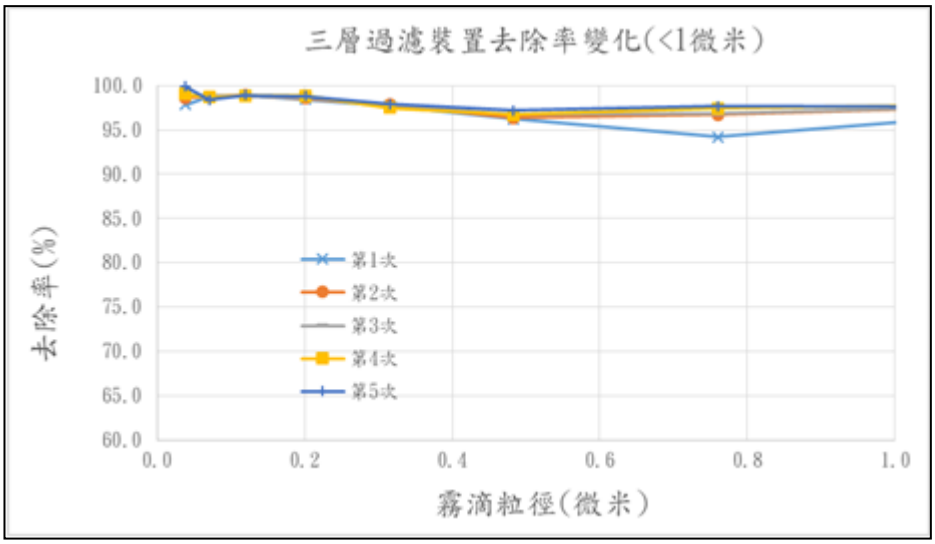


圖 7　三層過濾裝置對粒狀污染物之去除效率變化(粒徑<1 微米)

由三層濾材的測試結果得知，此濾材除對一般的微粒(>PM1.0)具有良好的去除效果之外，對於次微米(<0.3 微米)微粒的攔截效果更是突出，圖 8 為四層濾材對小於 1 微米之微粒過濾結果，從圖中可以清楚看到，在增加濾材層數的狀況下，濾材對小於 1 微米之微粒過濾效果皆可達 98%以上，尤其對 0.3 微米(次微米)以下之微粒去除效果更加優異，去除效果可達 99%以上。

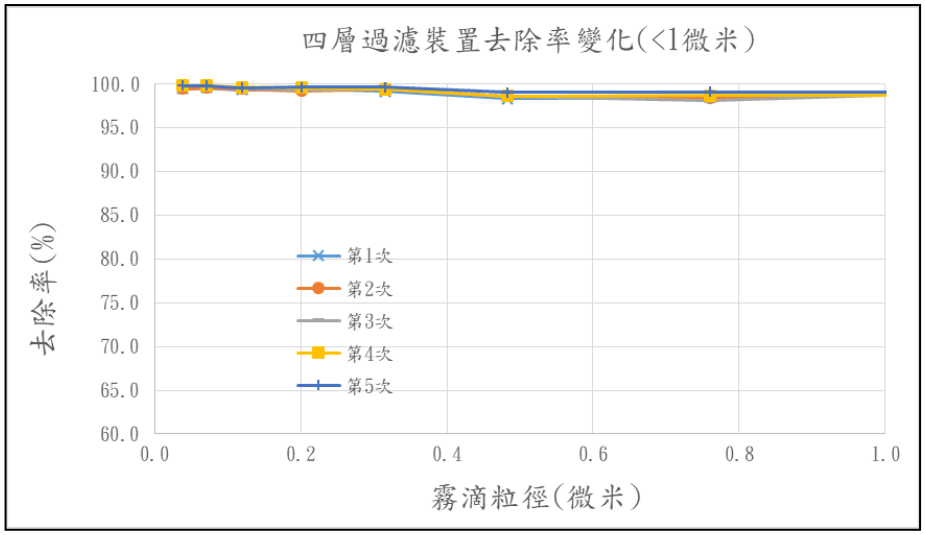


圖 8　四層過濾裝置對粒狀污染物之去除效率變化(粒徑<1 微米)

三、可再生型高效油霧(固/液相)過濾設備應用實績

X 廠商為一家外商投資的膠帶生產廠商，主要生產泛用型膠帶及電子電器設備膠帶，在乾燥製程中會排放出揮發性有機溶劑並伴隨高沸點之化合物，並於廢氣輸送過程中因冷卻而形成油霧，影響後段尾氣處理設備的正常運轉，故需於後段處理設備前進行油霧過濾，以維護系統的安全運轉。

先於現有排放煙道孔(A 及 B)進行油霧之粒徑組成及排放量分析，本次採樣所使用的儀器為 MOUDI (Micro Orifice Uniform Deposition Impactor)，該儀器為一個多階層的衝擊器，在設定的採樣流量(30 L/min)下，入口 及第一階至第九階的截取氣動直徑分別為 18、10、5.6、2.5、1.8、1.0、0.56、0.32、0.18、0.1μm。各階的衝擊板上均放置鋁箔基質，最後再由一張鐵氟龍濾紙收集氣動直徑小於 0.1μm 的微粒。由於煙道內主要成分為 DHP (二氫吡喃，C_5H_8O)，為一種液滴狀微粒，在衝擊板上不會有微粒彈跳的情形發生，故鋁箔基質不需塗敷矽黃油。由於煙道內的微粒濃度未知，故採樣時間至現場才進行評估，評估方法為進行一次測試採樣，在經過不同採樣時間之後將 MOUDI 各階層打開，觀察衝擊板上附著之微粒有無過多或過少的情形。本次測試採樣於 B 點進行，在第 2 及第 8 分鐘時打開觀察，均發現微粒沒有超出負荷的情形，在 15 分鐘時發現衝擊板上已有相當的微粒量，故將採樣時間定為 15 分鐘。

圖 9 為 B 點的微粒質量分布情形，該點一共進行了兩次的採樣，第一次為用來確認採樣時間的測試採樣(註記為 B1)，第二次為正式採樣(註記為 B2)。結果顯示兩次採樣的微粒主要均分布在第 7 及第 8 階，質量中間氣動直徑 (MassMedian Aerodynamic diameter, MMAD) 分別為 304 nm 及 300nm，幾何標準偏差(σg)則分別為 1.79 及 1.86。

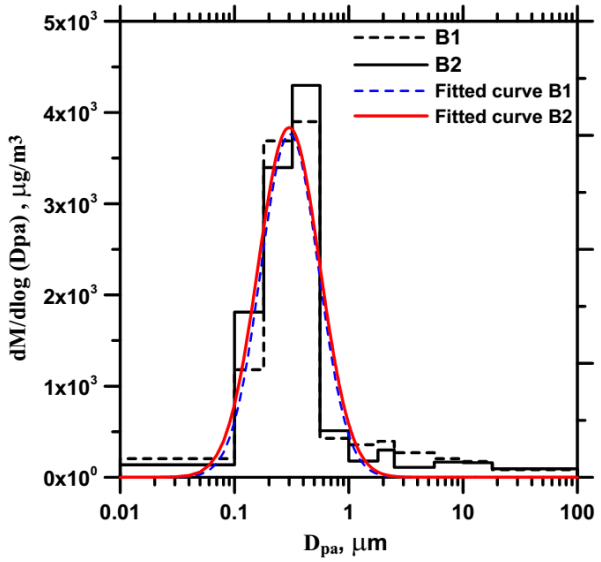


圖 9　X 公司煙道孔 B 微粒質量分布圖

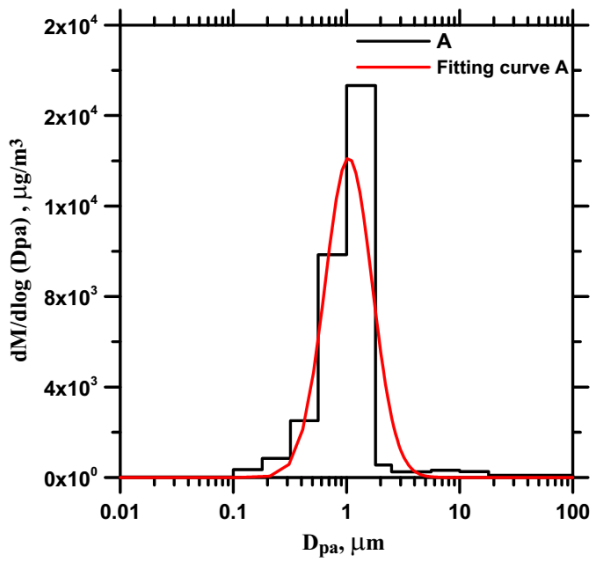


圖 10　X 公司煙道孔 A 微粒質量分布圖

圖 10 為 A 點的微粒質量分布情形，結果顯示微粒主要分布在第 5 及第 6 階，MMAD 為 1,043 nm，σg 為 1.614。表 1 為 A、B 兩點之 PM_{10}、$PM_{2.5}$、PM1.0、PM0.1 質量濃度等結果，結果顯示 B 點的微粒主要為次微米級，A 點的微粒主要為微米級。A 點的總濃度較高，約為 B 點的 3 倍，另外觀察 PM0.1 結果發現，A 點的總濃度較高，約為 B 點的 3 倍，另外觀察 PM0.1 結果發現，A 點的奈米微粒較 B 點少。

初步先以”塗裝作業之有機廢氣預處理淨化系統及有機廢氣淨化方法”及”可預先處理結膠之溶劑淨化裝置”之中華民國專利流程進行處理流程及油霧去除單元規劃(圖 11)，再依各公司之廢氣特性、公用需求及處理效率要求等進行細部流程及單元修改，以符合不同客戶的需求。

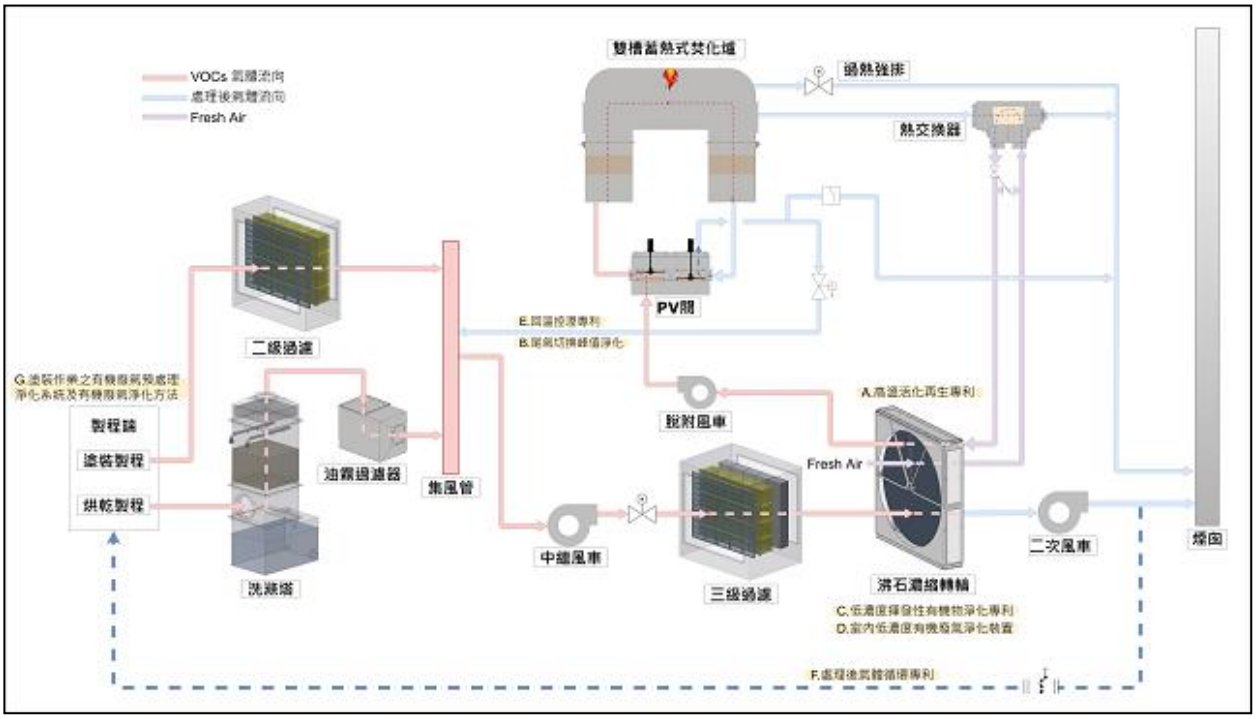


圖 11　塗裝製程 VOCs 處理設備流程圖

以 X 公司之尾氣風量及微粒特性設計一再生型油霧過濾器(次微米高效油霧過濾器)，再生型油霧過濾裝置單元本體尺寸為 540*220*320 公分(長*寬*高)，並配置有再生系統，可於過濾裝置壓降過大時進行濾材再生，估計約每 3~6 個月再生 1 次即可。於過濾系統啟用後 6 個月進行油霧過濾單元效能檢測，分析結果如表 3 所示，入口單位時間油霧增重平均約為 0.1646mg，經過油霧過濾單元處理後單位時間之油霧平均重約為 0.0102mg，整體去除率可達 94%，顯示油霧過濾單元可有效攔截廢氣中的粒徑小 1 微米的次微米油霧微粒。

表 3　再生型次微米高效油霧過濾單元之過濾效果

位置	採樣別	第 1 次	第 2 次	第 3 次	第 4 次	第 5 次	平均重	去除率
單元入口	採樣前重(mg)	181.329	181.328	181.326	181.329	181.327	0.1646	94%
	採樣後重(mg)	181.491	181.492	181.493	181.493	181.493		
	增重(mg)	0.162	0.164	0.167	0.164	0.166		
單元出口	採樣前重(mg)	188.008	188.011	188.012	188.013	188.009	0.0102	
	採樣後重(mg)	188.02	188.022	188.019	188.021	188.022		
	增重(mg)	0.012	0.011	0.007	0.008	0.013		

圖 12 為再生型次微米高效油霧過濾單元運轉 6 個月後進行再生處理前系統所攔截收集下來的油霧廢液，從圖 12 中可以清楚看到經長時間運轉被過濾單元攔截下來的油霧(含水) 液體呈現不透明黏稠乳化狀態，顯示過濾裝置表面已大量附著黏稠性高沸點化合物，導致壓降過高，需啟動再生程序進行濾材再生處理。圖 13 為系統經再生程序後所攔截之油霧廢液照片，從照片中可清楚看到系統所收集的廢液呈現半透明狀態，與再生前有天壤之別，顯示系統之再生程序可確實去除濾材表面附著的黏稠性物質，達到濾材再生及重複使用之效果。

圖 12　X 公司次微米高效油霧過濾器攔截之油霧廢液(再生前)

圖 13　X 公司次微米高效油霧過濾器攔截之油霧廢液(再生後)

四、結　論

為因應製程日趨繁複的化工/電子/半導體產業所產生複雜的廢氣組成，僅是墨守成規的沿用以往的處理方法及設備，將無法達到廠商嚴格的要求，唯有不斷的創新研發，在既有的基礎設備及技術下不斷的精進，持續補強周邊配套設備，才能提高系統的應變性同時使主體設備達到最佳的處理效率。在許多含浸、貼合產品的乾燥過程中後端 VOCs 排氣常會伴隨產生高沸點油霧，或細微的無機或是有機固型微粒，這些飄浮微粒常會導致設備運轉不順或是效率低下。開發一高效可再生型的油霧(液相)或除膠(固相)過濾模組(次微米高效油霧過濾器)，可廣泛處理不同粒徑之液相或固相微粒，對

0.1~1 微米(或次微米)之粒子，去除率最高可達 99%以上，顯示系統可有效攔截含固型微粒的油霧，維持後端廢氣處理系統的正常運作。經實廠全尺寸設備驗證對於廢氣中油霧去除效率可達 94%，同時輔以再生技術，可使濾材重複使用，不僅可維護後端系統運轉安全且大大節約操作成本。

五、參考文獻

1.精密機械製造業危害暴露調查研究(ILOSH106-A301)，勞動部勞動及職業安全衛生研究所。

2.空氣污染控制與設計-粒狀污染物防制—中山大學環境工程研究所教材。

3.中華民國專利 I604883”塗裝作業之有機廢氣預處理淨化系統及有機廢氣淨化方法”。

4.中華民國專利 M 455319 “可預先處理結膠之溶劑淨化裝置”。

綠色環保工地之推動實務

蔡幸枝*、吳政宏**、劉源隆***

摘　要

「以友善環境及合理成本的方式提供社會多元發展所需的穩定電力」是台電公司所揭櫫的公司使命，因此如何在發電、輸電、配電的營運過程及各類型工程的施作過程，落實環境保護及生態保育，是台電公司持續努力的目標之一。爰此，台電公司推動「綠色環保工地」相關措施，期望藉此達到提升承攬商管理績效、營建工地環保品質規劃能力、降低環境污染及維護生態保育效益。台電公司現階段推動之「綠色環保工地」措施包括：

一、建置綠色環保工地管理制度

將營建工地友善環境措施，例如環保設施設項給價、生態檢核措施等，納入工程規劃、發包採購及工地管理制度，從一開始就把事情作對。

二、辦理環保法規及生態檢核宣導會

加強工地管理人員生態環保宣導，提升現場人員環境管理及生態保育素養。

三、推動優良環保工地評鑑與觀摩會

透過優良工地之選拔及觀摩，藉以協助台電公司現場管理單位及各工程承攬商師法優良工地，掌握綠色環保工地之做法與成效，可逐漸提升台電所屬營建工地之環境管理水平。

四、行工地現場環保調查與輔導工作

藉由現場查核與輔導，有效發掘現場缺失，提供現場單位持續改善精進的依據，亦將相關單位缺失水平展開至其他單位加以預防改善，以降低環保事件受罰發生之機率。

【關鍵詞】營建工程、環境保護費用、優良工地評鑑、綠色環保

---

*台灣電力股份有限公司環境保護處 環保督導

**台灣電力股份有限公司環境保護處 副處長

***台灣電力股份有限公司環境保護處 處長

一、前 言

人類活動是造成環境污染與生態影響的來源之一，解決環保生態問題，有賴全體人類發揮集體智慧並共同面對。依各項調查報告顯示，科技進步與觀念改變已為生態保育及環境保護帶來成效，若能加緊腳步，就能早一日找回乾淨的空氣、水質、土地及健全的生態體系。

為協助提升我國環境品質，台電公司早已全面啟動多面向的措施；以空污改善為例，就時程而言，台電採取短期-環保調度、中期-空污防制設備效能提升及長期-透過減煤、增氣、展綠來改變發電結構，減少空污排放等對策；就空污來源而言，則分別從固定源-火力發電廠空污減排、移動源-加速老舊公務車輛汰換及逸散源-推動綠色環保工地等多管齊下，確實已為改善我國空氣品質竭盡全力。

另依環保署 $PM_{2.5}$ 境內來源資料顯示，營建工地帶來的 $PM_{2.5}$ 污染約占 2.5%~4.5%詳圖 1，因此台電公司近年來持續推動「綠色環保工地」制度，希望能徹底從制度面、管理面及執行面來制定並導入永續發展、環境保護及生態保育的理念，藉此降低各項營建工程所可能造成的工地揚塵等污染事件，並達到友善環境及永續發展之目的。

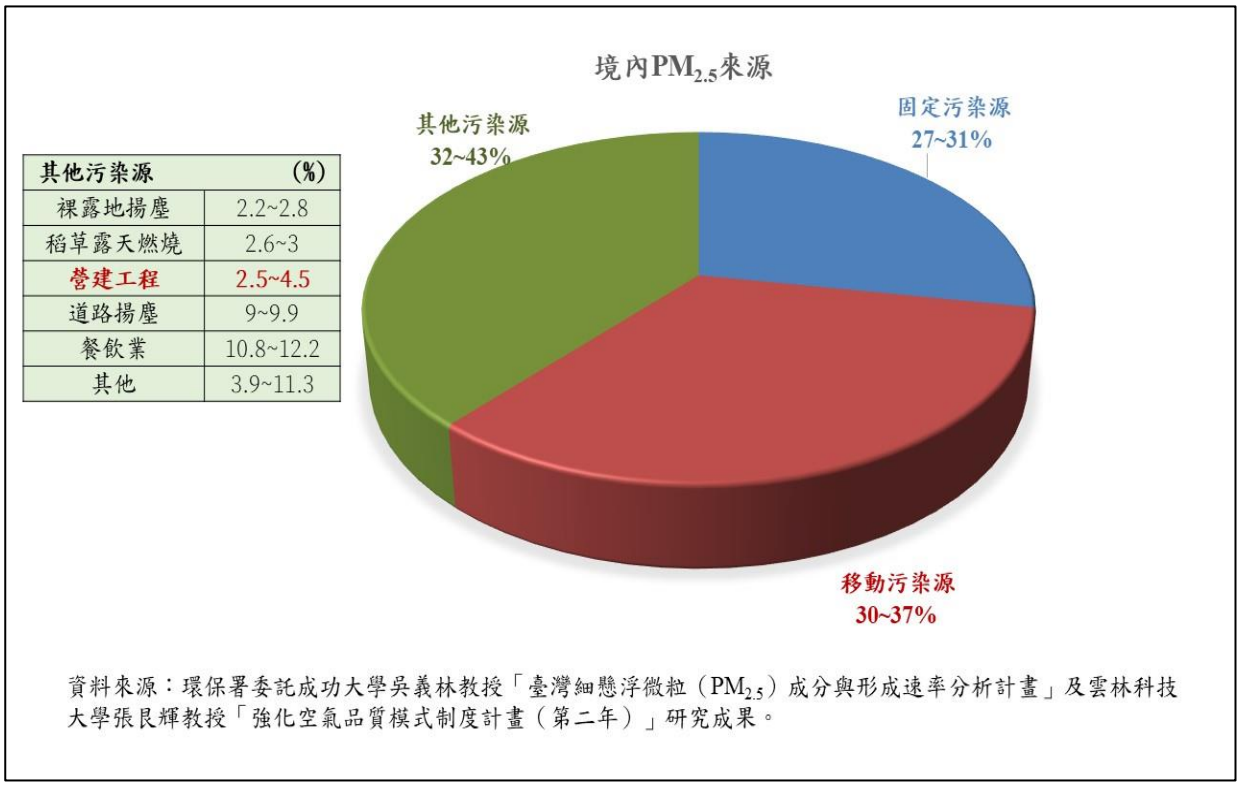


圖 1 我國境內 $PM_{2.5}$ 空氣品質濃度之污染貢獻來源比例分析圖

二、台電公司綠色環保工地之規劃

(一)綠色環保工地意涵與管理模式

所謂綠色環保工地，是指工程建設中，在保證工程品質、工程進度、施工安全等基本要求前提下，透過科學管理和先進技術，以最大限度節約資源與減少對環境負面影響的施工活動，來實現節能、節地、節水、節材和環境保護及生態保育，這是台電公司推動綠色環保工地的核心內涵；因此，我們從從工程規劃、工地組織、實施管理、工地評鑑及現場安全與人員健康管理等五大構面切入，希望藉由重新審視傳統施工管理模式，導入永續發展、環境保護及生態保育的理念於工地管理中，這就是朝向永續發展的綠色工地管理模式，請參圖 2。

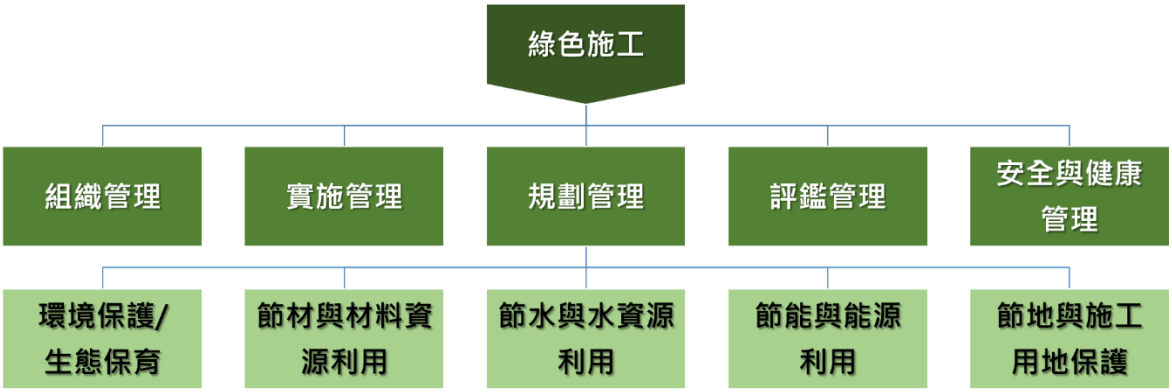


圖 2 綠色環保工地意涵與管理面向

台電公司於工程規劃階段，即著手建構綠色環保工地永續發展的工地管理模式，導入永續發展、環境保護及生態保育的理念；期望逐步引導工程設計以朝向保育動植物之生態工法、建物結構體結合節能如太陽能或自然採光等設施、雨水或污水回收利用之節水設備、廢棄建材或施工環保設施如防塵網或圍籬設施等循環再利用之節材設計並減低營建施工過程所可能造成之環境衝擊，如減低噪音震動、降低施工揚塵等環境友善作為。

台電公司除推動永續規畫設計理念外，藉由建立綠色環保工地之制度，在消極面，可促使工程承攬商遵守環境保護相關法規，落實執行契約有關環境保護規定，因此台電擬訂「綠色環保工地友善環境措施推動管理要點」[3]~[6]，規範工程減低污染排放等友善環境措施之預算編擬及落實工地管理措施，各單位承攬工程時，即可視其規模與特性，依據環境保護施工規定辦理各項環境保護工作，並於工程開工前辦理說明會議。而在施工階段，同一工區內有二個以上承攬商共同作業時，應設置環境保護協議組職，由工程主辦單位召開，定期或不定期進行協議，協議環境保護管理工作、責任區劃分及維護等事項。

各單位發包工程時，則應規劃及規範環境保護設施及管理事項，工程開工前敦促承攬商、其分包廠商負責人及工作場所負責人攜同環保專責人員參與環保與生態檢核教育訓練或宣導；工程期間環境保護部門應與承攬商環保專責人員保持密切聯繫，並同時查核該承攬商及其分包廠商工作場所負責人及相關人員是否依規定執行現場環境保護事項之自主檢查。

(二)綠色環保工地強化管理面之檢核

除通則性之環境保護施工規定外，該要點尚包括施工前及施工中有關環境保護事項檢核表相關規範，在施工前部分，應於開工前完成各項計畫書或會議進行檢核事項，並將應檢核事項表格化整理供現場單位逐一檢視如表 1，檢核事項如辦理環境影響評估事項、繳交營建工程空氣污染防制費、辦理廢棄物清理計畫書、逕流廢水削減計畫等事項，使工程單位確認取得各項環保許可文件及完成相關環境保護措施事項，才得以施工。而在施工過程中，台電工程監督部門須依照綠色環保工地友善環境措施推動管理要點中之環境保護抽查紀錄表，針對施工過程中各項諸如空氣污染防制、水污染防治及廢棄物處理等進行抽查現場落實面情況，並做成紀錄，對於不合格項目，須追蹤要求承攬商改善，以強化現場管理面。

表 1 開工前環境保護事項簡要檢核項目表

項次	檢核項目	無需辦理	已完成	法規依據
1	環境影響評估承諾事項	□	□	環境影響評估法
2	營建工程空氣污染防制費	□	□	空氣污染防制法
3	固定污染源之設置及操作許可	□	□	空氣污染防制法
4	逕流廢水污染削減計畫	□	□	水污染防治法
5	事業廢棄物清理計畫書	□	□	廢棄物清理法
6	陸上污染源廢(污)水排放於特定海域許可	□	□	海洋污染防治法
7	海域工程排放油廢（污）水許可	□	□	海洋污染防治法
8	海洋棄置許可	□	□	海洋污染防治法
9	環境保護管理計畫	□	□	台電公司制定規定
10	環境保護管理人員	□	□	台電公司制定規定
11	環境保護教育訓練	□	□	台電公司制定規定
12	環境保護協商會議（說明會或協調會）	□	□	台電公司制定規定

(三)綠色環保工地推動各項制度與查檢機制

台電公司除了訂定「綠色環保工地友善環境措施推動管理要點」外，並規劃工程部門及承攬商之宣導面及訓練工作，使現場人員了解營建工程環保法規相關規定及要點規範事項，同時委託專業環保公司執行現場各面向監督查核及輔導工作，調查各工程要點推動、環保措施及管理面之落實情形，輔導現場單位環保工

作符合度，且陸續加以規劃訂定工地環保相關要點管理，包括綠色工地管理要點、獎勵措施改善要點、承攬商違反契約環境保護規定罰款處理要點及源頭工程發包規劃設計時就編列充足的環保預算編列要點等，詳表 2，例如於 108 年發布「各項交付承攬工程環境保護費用編列與執行實施要點」制度，即是為了使交付承攬工程依其工程特性，確實編列所需環保設施及費用而訂定，該要點編擬彙整環境保護費用編列指引，以供工程規劃單位應依其工程內容、特性及需求，編列所需環境保護設施項目及費用，避免營建工程因環境保護相關費用編列不明確或不足，而導致施工期間環境保護設施缺乏，以減少工程施工所造成的環境污染。透過制度之訂定、人員訓練、承攬商違反契約環境保護規定罰款及現場查核輔導機制，使營建工地的環境保護工作符合法規外，亦有效提升營建工程的環境品質。

表 2 台電公司訂定營建工地相關環保制度要點及生態檢核作業執行計畫

要點項目	規範事項簡要說明	目的
「環保督導要點」	訂定督導各單位（含承攬商）之環保工作執行情形、缺失改善、督導報告之方式	預防不符合行為、缺失改善
「環境保護措施改善獎勵要點」	鼓勵加強環境保護措施之設置、維護及承攬商教育訓練	加強環境保護措施及教育訓練
「承攬商違反契約環境保護規定罰款處理要點」	規範承攬商未履行環境保護法規時之罰款制度	產生警惕作用，防止承攬商違反規定
「綠色環保工地友善環境措施推動管理要點」	訂定承攬商應遵守環境保護相關法規、環境保護規定、施工前應檢核事項、施工中應查核事項等	落實環境保護規定
「各項交付承攬工程環境保護費用編列與執行實施要點」	規範應依工程特性，編列所需環保設施及費用	營建工地環保設施符合法規
生態檢核	新建計畫(工程)工程設計、施工單位，於施工時進行生態檢核作業，並按季填報檢核自評表。	落實生態檢核執行計畫、生態檢核作業程序及管控督導機制

三、台電公司綠色環保工地之執行情形

(一)綠色環保工地推動之現場輔導情形

為了確認綠色環保工地友善環境措施納入工程規劃、發包採購及工地管理，台電籌組專業輔導團隊持續加強工地輔導工作，以受輔導工程類別比例進行統計，其中以房屋建築類占比 32.88%為最多，其次為其他類工程占 23.39%，詳圖 3。

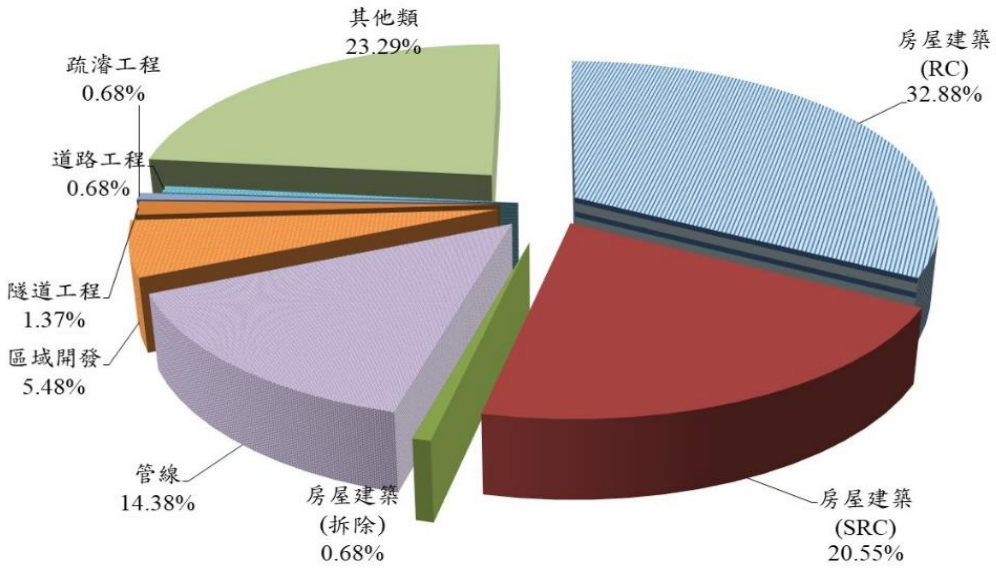


圖 3 受輔導工程類別比例

統計輔導之各項缺失，現場面主要以工地周界圍籬設置、車行路徑、裸露地及工地出入口洗車台設置或管理為主要缺失項目，上述 4 項缺失合計占比超過 75%，如表 3。以營建工地而言，各單位及承包商對於輔導過程中所發現缺失，經過法規解說及改善方式後，多展現積極改善態度，針對各項環境保護措施或制度，包括空氣污染防制、水污染防治及廢棄物清除與處理，除依照環保法規輔導外，同時也輔導其符合主管機關稽查重點項目，進行滾動式檢討，積極精進工地環保作為。

表 3 受輔導工地常見缺失

法條	規定摘要	常見缺失	現場實務及改善方式	占比(%)
第 6 條	營建業主於營建工程進行期間，應於營建工地周界設置定著地面之全阻隔式圍籬及防溢座 第一級：2.4m 第二級：1.8m	1.圍籬未完整施作防溢座(含未施作) 2.採用既有圍籬但未向環保機關申請 3.轉角處設置半阻隔式圍籬，但長度大於 10 公尺	1.圍籬下方應設置明顯阻隔設施(防溢座) 2.應事前提出全區共用圍籬申請替代 3.適時維護圍籬	18.55
第 8 條	營建工程進行期間，應於營建工地內之車行路徑，採行有效抑制粉塵之防制設施	1.未採行防制措施 2.鋼板鋪設面積不足或粗級配厚度不足(級配凹陷) 3.鋼板間未密合 4.鋪面未清洗	1.加強車行路徑鋪面清洗 2.先行規劃車行路徑，採用瀝青混凝土或混凝土，減少揚塵	17.74
第 9 條	營建工程進行期間，應於營建工地內之裸露地表，採行有效抑制粉塵之防制設施	1.未採行防制設施 2.防塵布或網覆蓋面積不足 3.防塵網破損	1.確實鋪設防塵網，覆蓋率 第一級：80% 第二級：50% 2.確實維護或選用材質較好之防塵網，減少破損率	18.55
第 10 條	營建工程進行期間，應於營建工地運送具粉塵逸散性之工程材料、砂石、土方或廢棄物之車行出入口，設置洗車臺	1.未設置洗車設施 2.廢水阻隔設施破損 3.車輛離開工地未有效清洗	1.工區洗車台或加壓沖洗設備應確認供水供電無虞。 2.應確實有效清洗車體及輪胎，避免車輛將工區塵土帶出	20.97

(二)綠色環保工地要點推動之調查分析

針對各施工單位已發包契約中納入「綠色環保工地友善環境措施推動管理要點」的情形查核，分析已發包工程中，納入於發包契約中之比例約為 89.5%，其中輸變電工程系統及配電系統之工程納入要點比例達 100%，顯見各工程單位對於「綠色環保工地友善環境措施推動管理要點」之落實良好，如表 4。

表 4 「綠色環保工地友善環境措施推動管理要點」推動調查分析表

工程屬性	已發包工程數(件)	納入管理要點件數	未納入原因分析
營建工程	16	12	● 勞務契約(3 件) ● 未注意要點頒布，但施工過程依此要點辦理相關環保事宜(1 件)
發電工程	9	3	● 要點公布前已發包(6 件)
輸變電工程	37	37	● 皆納入「綠色環保工地友善環境措施推動管理要點」
配電工程	67	67	● 皆納入「綠色環保工地友善環境措施推動管理要點」
合計	129	119	

於工程現場輔導過程中發現，許多防制設施與工作無法完善落實，主要原因之一為環保費用編列多數採以一式編列預算，由於此種編列方式，易使在施工過程中形成灰色地帶，也因預算編列未明確，故無法明確落實，故台電公司隨即於108年3月12日發布實施「台灣電力股份有限公司各項交付承攬工程環境保護費用編列與執行實施要點」，編列所需環保設施及費用，以契約總金費規模做區分，將固定性及常態性環境保護設施項目，所需費用採量化處理，如告示牌計價單位為面、洗車台計價單位為座、圍籬為公尺，車行路徑或裸露地防制措施計價單位採用平方公尺等，此要點可規範承攬商依約執行，減少因以一式方式編列預算時之執行過程之模糊空間。

(三)環保法規宣導與工程友善環境作為

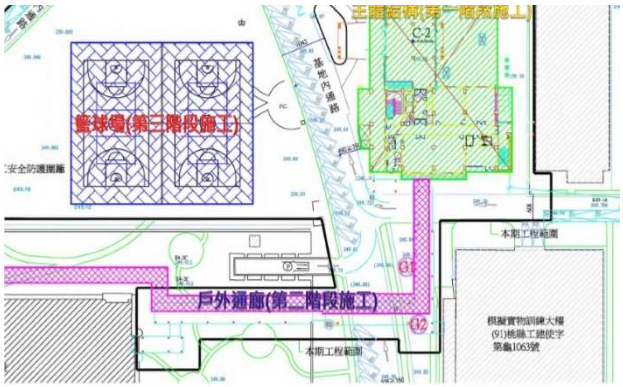
於法規認知教育層面，同時召開工程單位之宣導教育會議，針對營建工程環境保護法規、常見缺失、要點推動及友善環境措施等進行宣導，邀請施工監造單位與承攬廠商加強訓練及進行交流，統計自105年至108年期間共舉辦28場次宣導會議，並將營建工程污染防制設施相關法規設計宣導摺頁，同時提供各工程主管單位「電力設施營建工程友善環境措施示範」之宣導影片光碟，讓營建工程環境保護法規與觀念落實到施工現場第一線。

為導入永續發展、環境保護及生態保育的理念，宣導同仁與承攬廠商工程友善環境觀念，提倡生態保育並推動工地減少資源使用等作為，具體落實綠色施工之管理，有關台電公司相關工程友善環境之相關作為簡述如下：

1.生態保育部分，如「通霄電廠更新擴建及既有四至六號機組葉片改善計畫」工程施工期間於通霄溪口協助地方單位海巡救援侏儒抹香鯨擱淺救援工作；「金門塔山電廠新設第九、十號機發電工程」為了保育粗穗馬唐植物設置保育專區，樹木移植遇有鳥巢時為了保護鳥類作業請鄰近野鳥協會指導；及「苗栗 P/S 第二期改建工程」進行原喬木移植，「林口電廠更新擴建計畫主發電設備統包工程」進行野百合花生態復育工作；「林口核能訓練中心 C-2 棟學員宿舍餐廳大樓新建工程」為保育原生種「杜英」，將戶外通廊路線變更設計以保留原有樹種等(如圖4)。

<table>
<tr>
<td>

「通霄電廠更新擴建及既有四至六號機組葉片改善計畫」工程人員協助通霄海巡救援侏儒抹香鯨工作</td>
<td>

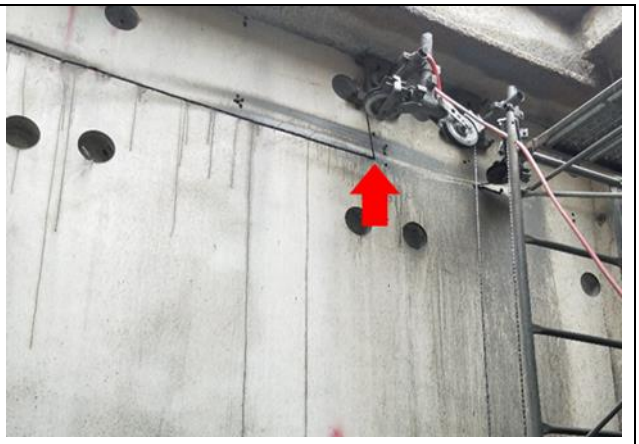
「金門塔山電廠新設第九、十號機發電工程」保育粗穗馬唐植物設置保育專區</td>
</tr>
<tr>
<td>
「苗栗 P/S 第二期改建工程」保護樹木，原喬木移植澆灌</td>
<td>
「金門塔山電廠新設第九、十號機發電工程」樹木移植遇有鳥巢諮詢野鳥協會指導護鳥作業</td>
</tr>
<tr>
<td>
「林口電廠更新擴建計畫主發電設備統包工程」野百合花生態復育</td>
<td> 

「林口核能訓練中心 C-2 棟學員宿舍餐廳大樓新建工程」戶外通廊變更設計保留原有樹種(杜英)</td>
</tr>
</table>

圖 4 工程施工生態保育作為

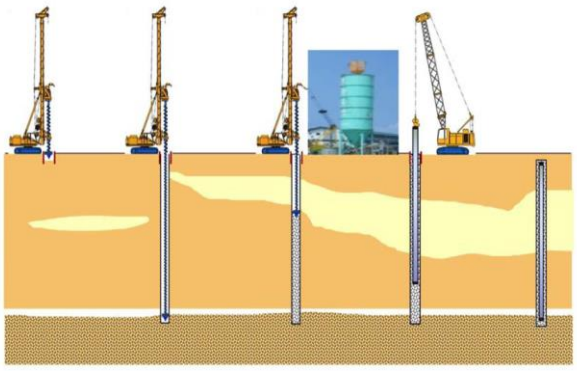
2.友善環境工法，多項工程減少施工中環境衝擊在規劃與施工工法引入低噪音低震動工法、CCTV 污染監控設備、綠建築設計、綠建材標章建材使用等(如圖 5)。

「五甲 E/S 第二期擴建工程」擋土設施採用低噪音工法(預壘樁工法)



「金門塔山電廠新設第九、十號機發電工程」採低震動線鋸及圓盤切割工法，減少噪音、震動及粉塵

「福和 D/S 暨多目標綜合大樓新建工程」設置 CCTV 污染監控設備



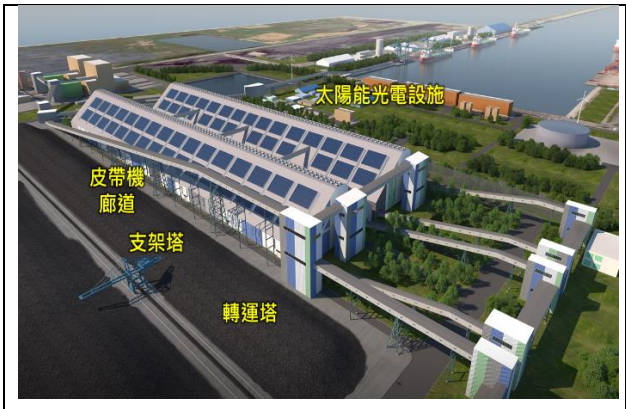
「台中發電廠 1~10 號機供煤系統改善工程」植入式基樁無震動鑽孔且低噪音

「金門塔山電廠新設第九、十號機發電工程」結構體採綠建築設計

「福和 D/S 暨多目標綜合大樓新建工程」鑽石級綠建築、銀級智慧建築申請、綠圍籬

圖 5 友善環境規劃與工法示意圖

3.節能永續再利用，如「台中發電廠 1~10 號機供煤系統改善工程」設計太陽能發電屋頂，以達節能減碳之作用；「五甲 E/S 第二期擴建工程」施工期間搭設工務所設施回收再利用；「通霄電廠更新擴建計畫複循環發電機組設備及其廠房與相關設施統包工程」車行路徑採用 CLSM 鋪設等循環經濟之作法；為了節約水資源，「王行一次配電變電所新建工程」設計雨水貯留設備，以雨水自然滲透到土壤做基地保水的滲透設計，將雨水過濾後貯存再利用，並具有滯洪作用；「台中發電廠 1~10 號機供煤系統改善工程」施工期間使用選用高密度防塵網回收清洗減少廢棄物產生；工程混凝土養護採鋪設不織布灑水方式減少養護水用量等 (如圖 6)

<table>
<tr>
<td> 

「台中發電廠 1~10 號機供煤系統改善工程」太陽能光電設施</td>
<td>
「王行一次配電變電所新建工程」雨水貯留系統組裝</td>
</tr>
<tr>
<td>

「通霄電廠更新擴建計畫複循環發電機組設備及其廠房與相關設施統包工程」車行路徑採用 CLSM</td>
<td>

「台中發電廠 1~10 號機供煤系統改善工程」高密度防塵網回收清洗再使用</td>
</tr>
</table>

「林口核能訓練中心 C-2 棟學員宿舍餐廳大樓新建工程」
不織布灑水方式減少養護水之用量

圖 6 節能永續再利用示意圖

(四)綠色環保優良工地評鑑與成果發表

基於規劃面、執行面及宣導面皆已全面推動下，為達揚善鼓勵之效，台電公司於 107 年及 108 年辦理「綠色環保優良工地評鑑工作」如圖 7，透過評鑑方式了解工程單位推動綠色工地之情形外，亦帶動承攬商之榮譽感，發揮見賢思齊的影響力，使工程之污染防制及環保友善作為不斷精益求精。107 年辦理之工地評鑑，制定了評鑑的制度，並邀請外聘學者專家以及台電公司工程系統相關單位之專業人員擔任評鑑委員，針對評鑑工程之「環境保護制度與管理措施」、「環境保護工作執行成效」及「環境友善與創新作法」三大面向進行評比，藉由評比方式激勵工程單位及承攬商強化工地的環保工作。

108 年度為使評鑑工作可進一步提升工程單位重視制度及管理面之成效，將管理面之評比占比權重調高如表 5，並於 107 年及 108 年分別舉行「綠色環保優良工地評鑑成果發表會」如圖 8，針對表現優異之工程單位與承攬廠商進行獎勵表揚外，並將優良工程友善環境之作為如綠圍籬、低噪音工法及機具、土方不落地、節能建築、煤灰、水資源及材料循環經濟再利用、生態保育、工程良好管理等加以宣導推廣，使相關工程得以觀摩學習，讓未來工程持續不斷的精進。

圖 7 綠色環保優良工地評鑑現場照片

表 5 評鑑標準配分調整表

評分項目	107 年度	108 年度
環境保護管理制度	30%	20%
環保管理措施執行情形	-	20%
環境保護執行成效	50%	40%
其他環境友善及創新作法	20%	20%

圖 8 107 及 108 年「綠色環保優良工地評鑑成果發表會」頒獎表揚照片

四、台電公司推動綠色環保工地之成效

台電公司經推動「綠色環保工地」，透過制度之訂定、人員訓練、承攬商違反契約環境保護規定罰款，及委託專業環保公司現場查核輔導機制，達成營建工程環境保護之成效如下：

1.制度面：

(1) 工程規劃設計階段未依其工程特性編列所需環保設施及費用之缺失獲得改善，使施工期間污染防治之相關設施更完整。

(2) 透過保護協議組織，使不同承攬商間緊鄰或重疊施工區域之環境保護責任區劃分及分工事項明確。

(3) 開工前查檢應辦環境保護事項檢核表，使相關許可文件完備。

(4) 依據承攬商違反契約環境保護規定罰款處理要點，使承攬商減少違反環保法規之情形發生，提升承攬商管理之效益。

2.管理面：

(1) 透過綠色環保工地工程設計階段，導入永續發展、環境保護及生態保育的規劃，工程結合友善作為，使施工期間更易於管理，減低對環境負面的影響，使地方互動更良好。

(2) 經由現場人員之環保教育訓練，針對環保法令規定、環保常見缺失彙整及相關要點之規範事項進行宣導，以加強人員環保觀念，減低違反法規之行為。

(3) 工程單位與承攬商環保專責人員保持更密切聯繫，依法擬訂、規劃及推動環境保護設施及管理事項。

(4) 依據要點查核承攬商及其分包廠商是否依規定執行自主檢查，以強化管理監督承攬商。

(5) 透過訓練宣導改善施工期程或環保設施變動時，須一併檢視相關核可文件之異動申請，以避免核可文件與現場作業不一致之情形發生。

3.執行面：

(1) 綠色環保工地以節約資源規劃減少工程對環境負面的影響，使環境污染降低、環境永續。

(2) 多項工程結合友善環境之作為，如下：

A. 使用低污染機具

B. 使用低污染運輸車輛(取得環保單位核發之 A1~A3 等級自主管理標章)

C. 低噪音工法

D. 分區施工

E. 生態保育

F. 敦親睦鄰

G. 節能減碳措施

H. 工地綠美化及綠建築

I. 與地方良好互動溝通，配合縣市政府推動工作

J. 資源回收再利用之循環經濟作法如使用 CLSM 等

K. 重視現場工作人員人權環境

(3) 改善以往大型工地污染防治之缺失，使大型營建工程於施工前即先妥善規劃環保設施，先行規劃整地、道路及排水工程，主要道路部分，於新建計畫規劃廠區整地及道路排水設施完成再交付承攬商施作及維護。臨時施工便道部分，要求承攬商依工序提出施工動線計畫且經審查確認後分段施作。承攬商須先提送環保設施之規劃供台電公司審查確認，以儘可能避開未來需開挖或施工之區域，減少環保設施設置後的變動，確保環保設施完整。

(4) 要求工程開工前辦理說明會議，承攬商、各級分包廠商負責人或工作場所負責人攜同環保專責人員出席，使工程開工前相關人員了解工程環保相關事項。

(5) 委託專業環保公司現場查核輔導機制，使工程環環措施或未落實要點規範之事項得以改善，以減少環保事故發生。

(6) 強化現場單位定期檢視符合相關環保許可證照、環評承諾、溫室氣體管制、民眾陳情等事項及管控避免相關文件不一致之情形。

五、結 論

企業可以透過訂定相關環保規範制度、承攬商管理規定，並透過人員訓練、現場查核輔導機制，達到營建工地相關事項如下:

1.綠色環保工地導入永續發展、環境保護及生態保育的規劃，使環境污染降低、環境永續，減低對環境負面的影響，使地方互動更良好。

2.制度面強化：施工期間污染防治之相關設施更完整、承攬商間環境保護責任區劃分及分工事項明確、相關許可文件完備、承攬商管理效益提升。

3.管理面提升：加強人員環保觀念、強化管理監督承攬商、許可文件之管理。

4.執行面之落實：提升營建工地環保品質規劃之能力、查核輔導機制使未落實環保工作之事項得以改善。

5.營建工程違反空污法罰件由 104 年 5 件減低至 108 年 1 件，有助提升台電綠色

企業形象。

6.台電公司推動「綠色環保工地」提升營建工地之環境品質，已獲效益，未來亦將持續為營建工地之環境品質而努力。

六、參考文獻

1.吳義林，「臺灣細懸浮微粒（$PM_{2.5}$）成分與形成速率分析」，行政院環境保護署專案計畫（EPA-103-FA11-03-A321）。

2.張艮輝，「強化空氣品質模式制度計畫（第二年）」，行政院環境保護署專案計畫(EPA-105-FA18-03-D045)

3.行政院環境保護署，營建工程空氣污染防制設施管理辦法，中華民國 102 年 12 月 24 日修正發布。

4.行政院環境保護署，交通工具空氣污染物排放標準，中華民國 106 年 4 月 27 日修正發布

5.行政院環境保護署，「營建工程空氣污染防制設施管理辦法執行手冊」，中華民國 103 年 7 月。

6.行政院公共工程委員會，施工規範訂有第 01572 章環境保護，中華民國 102 年 1 月 10 日修正。

7. 行政院環境保護署，水污染防治措施及檢測申報管理辦法，中華民國 108 年 3 月 8 日修正。

8. 行政院環境保護署，廢棄物清理法，中華民國 106 年 6 月 14 日修正。

9. 行政院環境保護署，固定污染源設置與操作許可證管理辦法，中華民國 108 年 09 月 26 日修正。

10. 行政院海洋委員會，海洋污染防治法，中華民國 103 年 06 月 04 日修正。

11. 台電公司生態檢核作業執行計畫，中華民國 109 年 03 月 18 日修正。

磁浮離心式冰水主機應用於
化纖業製程冰水系統之節能效益探討

林睿彥*、張玉霞**、石世丞***

摘　要

製程冰水系統主要的功能為提供工廠空調系統及穩定的供給設備或製程冷卻所需之冰水，以維持廠房及設備的正常運轉。在製程冰水系統電力使用分布上，冰水主機相較於其他設備佔大部分的能耗，故冰水主機系統的整體效能提升將可減少工廠的耗電量。因此本研究針對磁浮無油冰水主機應用於化纖業製程冰水系統之效益探討，透過汰換前與汰換後實際量測及中央監控系統數據資料蒐集，進行冰水主機不同負載時之性能與耗電狀況分析。

由研究分析結果顯示，離心式冰水主機汰換為磁浮無油冰水主機之節能率約 35%，尤其於低部分負載(IPLV, Integrated Part Load Value)時仍維持高效率低耗能特性，並且能依冰水需求調整轉速，達到節能目的之最高效能及最低能耗。對於冰水主機之系統運轉效率提升及節能方案，期望本案之節能效益能提供業界參考。

【關鍵詞】磁浮離心式冰水主機、運轉負載、節能

---

*財團法人台灣綠色生產力基金會　工程師

**財團法人台灣綠色生產力基金會　經理

***新光合成纖維股份有限公司　課長

一、前　言

全球暖化問題日益嚴峻及傳統能源加速耗竭，節能減碳已成為國際間最受關注的課題，面對國際與國內溫室氣體管制壓力逐漸加強，推動溫室氣體減量刻不容緩。此外，隨著都市化與工業之發展，電力供應匱乏亦是台灣面臨的另一重要課題，倘若終端使用者使用的電力超出供應量，則會造成電力供應不穩定甚至造成限電危機，因此抑低尖峰用電量之措施相對重要。

根據 2019 年生產性質能源查核年報的統計，在工業部門平均之電力流向比例中，製程動力與空調為占比最大之前二項目，製程動力耗電占比約 55.7%，空調耗電占比約 13%。

在製程冰水系統電力使用分布上，冰水主機相較於其他設備占大部分的耗能，冰水主機噸數之設計多以夏季尖峰值乘上未來氣候暖化等之裕度作空調噸數之估算，但實際空調負載負荷並非全年滿載運轉。對於變頻磁浮離心式冰水主機於部分負載效益研究，磁浮離心式冰水主機較傳統離心式冰水主機平均每月耗電節省約 34.6%。因此冰水主機部分負載的節能效益將是本研究的一大重點，希望能作為冰水系統效率提升及節能方案之參考。

二、冰水系統節能策略

冰水主機全年不同部分負載之運轉時數如圖 1 所示，冰水主機 100%全載運轉時數占比極小，大部分時間處於 50~75%部分負載之運轉。冰水主機不僅於 100%全載運轉時應具高效率性能外，亦能確保主機於 50~75%部分負載率之條件下運轉仍能維持在高效率標準，以獲得最佳之節能效益。

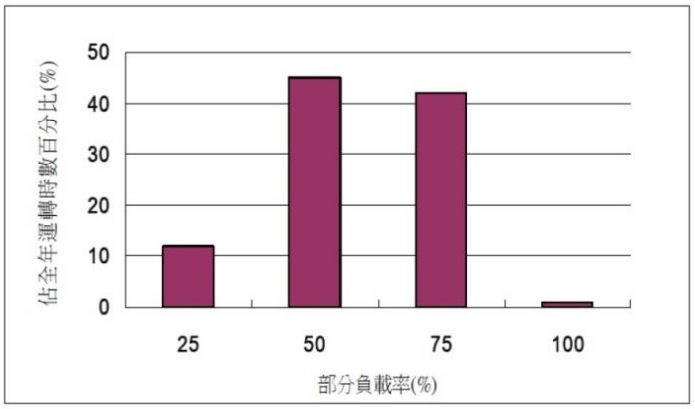


圖 1　冰水主機於不同負載運轉時數

(一)採用高效率冰水主機

為提升能源使用效率及降低耗電量，應採用高效率冰水主機，其主機效率應符合經濟部能源局所公告之「蒸氣壓縮式冰水主機組容許耗用能源基準與能源效率分級標示事項方法及檢查方式」[4]，如表 1 所示。而主機非常時間處於滿載下運轉，選擇冰水主機時須同時考量滿載效率及部分負載效率，滿載效率 COP 與部分負載效率 IPLV（Integrated Part Load Value；IPLV）可參考美國冷凍空調工程師學會訂定之 ASHRAE 90.1 之建議標準[5]，如表 2 所示。

表 1　冰水機組製冷能源效率分級基準表

冰水機組類型		標示額定製冷能力	製冷能源效率分級基準		
			性能係數(COP)		
			3 級	2 級	1 級
水冷式	容積式	< 528 kW	4.45	4.80	5.15
		≧528 kW　<1758 kW	4.90	5.30	5.70
		≧1758 kW	5.50	5.90	6.35
	離心式	<528 kW	5.00	5.40	5.80
		≧528 kW　<1055 kW	5.55	5.95	6.40
		≧1055 kW	6.10	6.60	7.10
氣冷式		全機種	2.79	3.00	3.20

註：
1. 冰水機組性能係數(COP)依 CNS 12575（96 年版）「蒸氣壓縮式冰水機組」於全載標準試驗條件，及各積垢容許值皆為零值下，實測所得之額定製冷能力除以額定製冷消耗電功率，採四捨五入計算至小數點後第二位，須符合附表一規定。
2. 實測所得之額定製冷能力及性能係數應大於產品標示值 95%以上。
3. 經中央主管機關審核具有 CNS 12575 中所述熱回收功能之冰水機組，不適用本表分級基準。

表 2　冰水主機滿載與部分負載效率標準

型式		冷卻能力等級	全載性能係數 (COP)	部分負載效率 IPLV
水冷式	容積式壓縮機	<528 kW	4.45	4.50
		≧528 kW　<1055 kW	4.90	4.95
		>1055 kW	5.50	5.60
	離心式壓縮機	<528 kW	5.00	5.00
		≧528 kW　<1055 kW	5.55	5.55
		>1055 kW	6.10	6.10
氣冷式	全機種		2.80	2.80

1.磁浮離心式冰水主機

磁浮離心式冰水主機之核心技術乃運用革命性的壓縮機科技，其運轉方式以永磁磁鐵及電磁磁力使壓縮機產生浮力，有關現今磁浮離心式壓縮機採用 Danfoss Tutbocor 壓縮機[6]，其構造如圖 2 所示。

磁浮式壓縮機主要採用三相感應馬達，其轉速與電源頻率成正比，可利用變頻器提供不同的電壓及頻率給壓縮機馬達，使其改變轉速以調變冷媒流量，進而調整冰水主機的冷凍能力，有效節省冰水主機耗電。其相較於一般離心式冰水主機優點為下：

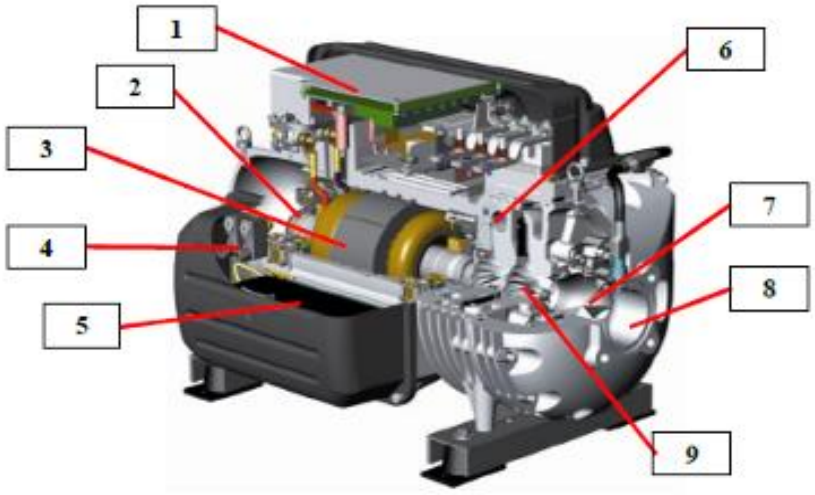
(1)卓越的部分負載效率(IPLV)。

(2)無接觸式軸承，減少震動及運轉噪音。

(3)壓縮機體積減少，減少機房空間需求。

(4)壓縮系統不需回油機制設備，減少機械維修成本。

(5)啟動電流僅為 2 安培(傳統壓縮機約 250~350 安培)。



①變頻器；②磁浮軸承及定位感測器；③永磁同步馬達；④馬達冷卻(液態冷媒噴注) ；⑤壓縮機控制模組) ；⑥排氣器；⑦進氣導流翼；⑧吸氣端；⑨葉輪及軸。

圖 3　Danfoss Tutbocor 壓縮機

(二)利用多台主機搭配運轉

多台主機並聯運轉時，若同時在低負載時可關閉一台主機，維持主機在高效率下運轉。單台主機運轉時，因其噸數較大，造成低負載運轉，則應考慮加裝一台較小噸數之主機，以維持高效率運轉。

(三)調整冰水設定溫度

根據熱力學之冷凍循環原理，冰水主機之蒸發溫度愈高效率愈好，因此

提高冰水主機供水溫度或冷媒蒸發溫度，可維持冰水主機於高效率運轉，每提高 1℃冰水溫度約可提升 3%之主機效率。當冰水溫度下降，主機性能降低，冰水主機的耗電量會增加，但水泵的耗電量減低，因此存在一最佳運轉點。但冰水出水溫度增加時，空調箱除濕能力會降低，所以必須考量環境需求來做決定。

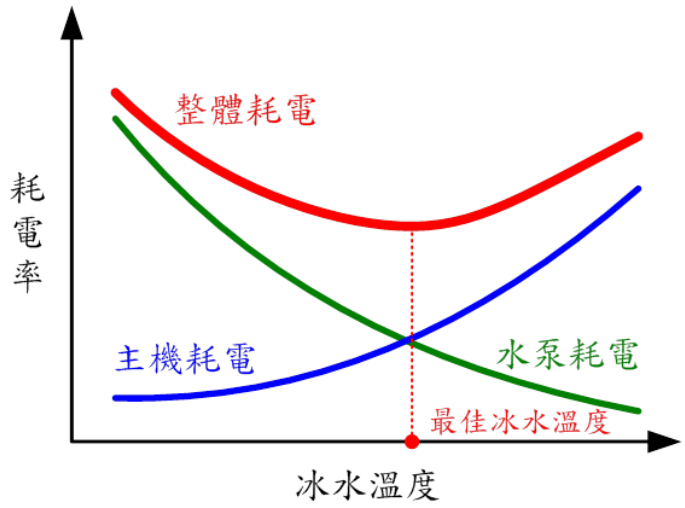


圖 4　冰水系統於不同冰水溫度下耗電狀況[7]

(四)可變水量(VWV)系統

變流量(VWV，Variable Water Volume)系統則是以固定水溫供應以提高冰水主機的效率，並以泵浦台數控制或變頻器來改變送水量，節省泵浦用電。與定流量系統相比，變流量系統可視室內熱負荷變動來改變送水量大小，可減低輸送之動力，達到節能的效果。

泵浦之變頻效益可由泵浦相似定律來計算。泵浦之流量(容量)的變化與旋轉速率 N 成正比，揚程的變化與旋轉速率的平方成正比，動力的變化與旋轉速率的三次方成正比。因此當泵浦轉速改變時，其動力隨轉速成三次方變化，在滿足設定條件下，適當的改變泵浦轉速可達到有效的節能效應。

表 3　泵浦相似定律

項目	公式
流量	$Q_2=Q_1(N_2/N_1)$
揚程	$H_2=H_1(N_2/N_1)^2$
動力	$P_2=P_1(N_2/N_1)^3$

三、研究方法

本研究針對北部某化纖廠製程冰水系統之冰水主機汰換，探討改善前後在不同冰水主機型式之運轉效率進行量測分析。改善前製程冰水系統採用900RT離心式冰水主機(額定耗電功率為577kW)，分別於夏季及非夏季進行運轉效率量測；改善後採用900RT磁浮離心式冰水主機(額定功率為541kW)，利用監控系統蒐集年度運轉資料進行性能分析。其改善前後冰水主機規格如表4所示，性能量測流程如圖5所示。

表 4　改善前後冰水主機規格

主機	改善狀態	改善前	改善後
	廠牌	McQuay	Smardt
	型號	離心式	磁浮離心式
	製造年份	1988	2018
	額定冷凍能力(USRT)	900	900
	COP	5.48	5.85
	冷媒種類	R11	R134a
冰水	冰水流量(LPM)	9,072	9,042
	冰水入口溫度(℃)	12	12
	冰水出口溫度(℃)	7	7
冷卻水	冷卻水流量(LPM)	10,886	10,662
	冷卻水入口溫度(℃)	32	32
	冷卻水出口溫度(℃)	37	37
壓縮機	台數	1	5
	電壓(kV)	3.3	3.3
	耗電量(kW)	577	541

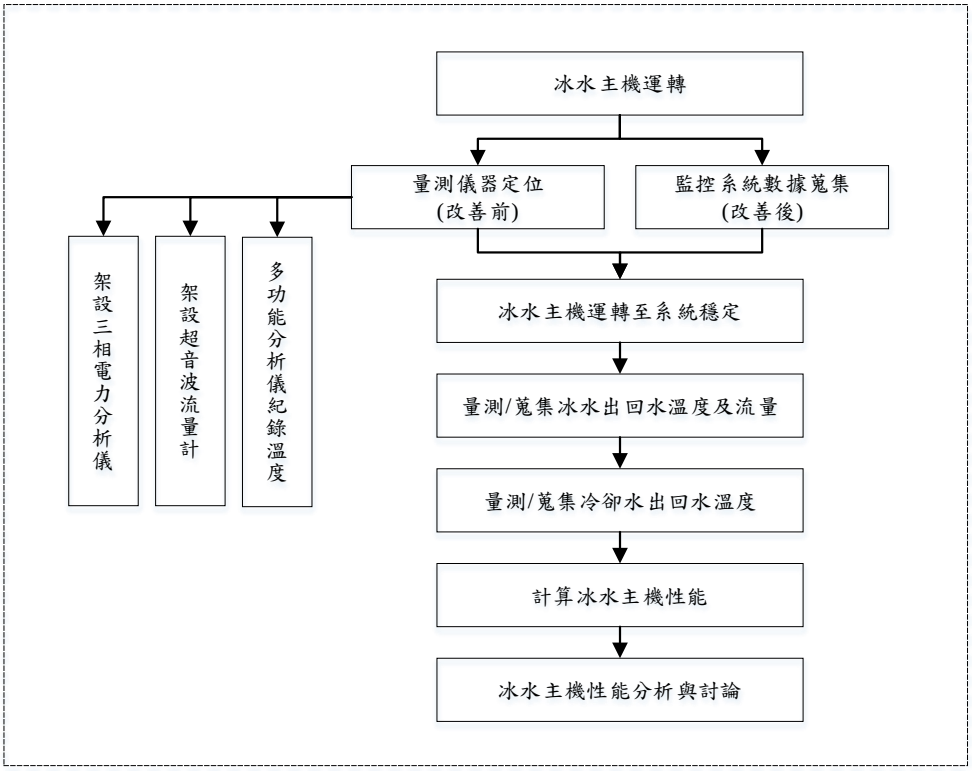


圖 5　冰水主機性能量測流程

(一)冰水主機測試物理量

冰水主機在現場條件運轉下，進行運轉效率與相關物理量之量測，其量測示意及相關照片如圖 6 及圖 7 所示，量測項目包含如下說明：

1.冰水側：入口溫度、出口溫度及流量

2.冷卻水側：入口溫度及出口溫度

3.電源側：電壓、電流及功率因數

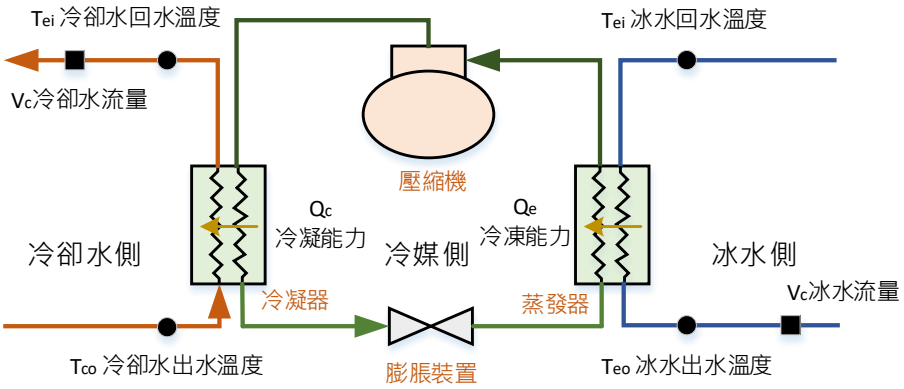


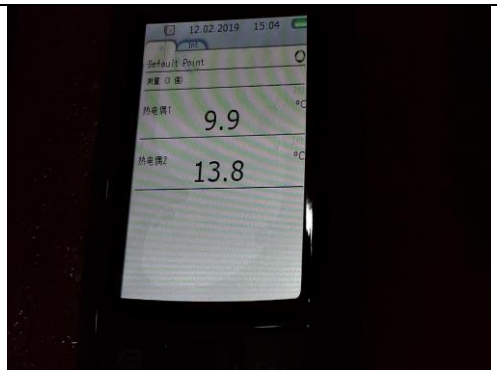
圖 6　冰水主機量測示意圖

改善前流量計及溫度儀器架設

冰水主機耗電量量測情形

量測儀器架設情形

冰水主機耗電量測值



冰水溫度量測值

冰水流量量測值

圖 7　冰水主機量測情形

(二)冰水主機之性能測試法與分析

冰水機能力測試係依據國家標準 CNS12812 B4075 號，現場冰水機能力之測試方法採用熱傳容量計算法。

以方程式(1)計算冷凍能力(kW)：

$$Q_{evap} = \frac{V_{chw} \times (T_{chwrt} - T_{chwst}) \times \rho_w \times c_{pw}}{60\text{sec/min}} \quad (1)$$

V_{chw}：冰水機冰水進水量 (LPM)

T_{chwrt}：冰水機冰水進水溫度(℃)

T_{chwst}：冰水機冰水出水溫度(℃)

ρ_w：水之密度＝1 kg/L

C_{pw}：水之比熱＝4.186 kJ/kg-℃

Q_{evap}：冰水機冷凍能力(kW)

以方程式(2)計算性能係數(COP)：

$COP=Q_{evap}/P_{chiller}$ (2)

COP：冰水機之性能係數

Q_{evap}：冰水機冷凍能力(kW)

$P_{chiller}$：冰水機輸入電功率(kW)

四、量測結果

(一)改善前 900RT 離心式冰水主機量測結果

改善前進行 900RT 離心式冰水主機能源基線量測，夏季冰水主機平均負載率為 79%，性能係數(COP)5.00，運轉效率 0.703 kW/RT；非夏季冰水主機平均負載率為 53%，性能係數(COP)4.11，運轉效率 0.855 kW/RT，其量測數據如表 5 及表 6 所示。以夏季及非夏季運轉效率乘上年運轉時數(改善前後相同)計算年耗電量，改善前冰水主機年耗電量約 2,849,835 kWh/年。

表 5 改善前 900RT 離心式冰水主機夏季量測結果

冰水主機出水溫度 (T_{chwst}) (℃)	冰水主機進水溫度 (T_{chwrt}) (℃)	冰水主機冰水流量 (V_{chw}) (LPM)	冰水主機冷凍能力 Q_{evap} (kW)	冰水主機冷凍能力 Q_{evap} (RT)	冰水機耗電量 $P_{chiller}$ (kW)	性能係數 (COP)	運轉效率 (kW/RT)	冰水主機負載 (%)	運轉時數 (hr)	耗電量 (kWh/年)
8.3	12.5	8,562	2,509	714	501.6	5.00	0.703	79%	3,143	1,578,053

表 6 改善前 900RT 離心式冰水主機非夏季量測結果

冰水主機出水溫度 (T_{chwst}) (℃)	冰水主機進水溫度 (T_{chwrt}) (℃)	冰水主機冰水流量 (V_{chw}) (LPM)	冰水主機冷凍能力 Q_{evap} (kW)	冰水主機冷凍能力 Q_{evap} (RT)	冰水機耗電量 $P_{chiller}$ (kW)	性能係數 (COP)	運轉效率 (kW/RT)	冰水主機負載 (%)	運轉時數 (hr)	耗電量 (kWh/年)
9.7	13.4	6,412	1,663	473	404.3	4.11	0.855	53%	3,143	1,271,782

(二)改善後 900RT 磁浮離心式冰水主機量測結果

藉由監控系統擷取改善後 900RT 磁浮離心式冰水主機運轉資料，經由彙整年度運轉負載率落於 43%~76%區間，年耗電量約 1,389,153 kWh/年，逐月監測數值及運轉時數如表 7 所示。由圖 8 可知，當運轉負載率愈低時，運轉效率相對表現愈佳。

表 7　改善後 900RT 磁浮離心式冰水主機年度運轉資料

年月	冰水主機出水溫度 (T_{chwst}) (℃)	冰水主機進水溫度 (T_{chwrt}) (℃)	冰水主機冰水流量 (V_{chw}) (LPM)	冰水主機冷凍能力 Q_{evap} (kW)	冰水主機冷凍能力 Q_{evap} (RT)	冰水機耗電量 $P_{chiller}$ (kW)	性能係數 (COP)	運轉效率 (kW/RT)	冰水主機負載 (%)	運轉時數 (hr)	耗電量 (kWh/年)
109/10	9.1	12.7	9,340	2,400	683	261.5	9.33	0.377	76%	527.9	135,733
109/11	8.1	11.7	9,374	2,307	656	262.1	8.93	0.394	73%	451.6	116,726
109/12	8.1	11.9	9,108	2,324	661	245.8	9.80	0.359	73%	451.7	107,178
110/01	9.0	11.3	9,186	1,450	412	139.7	10.66	0.330	46%	350.2	47,625
110/02	9.3	12.3	9,244	1,913	544	189.2	10.62	0.331	60%	309.8	55,813
110/03	9.4	11.9	9,249	1,629	463	155.6	10.82	0.325	51%	620.8	93,478
110/04	9.3	11.7	9,114	1,540	438	153.0	10.39	0.338	49%	618.7	91,722
110/05	9.6	11.7	9,179	1,352	385	150.6	9.18	0.383	43%	597.6	88,042
110/06	9.1	11.5	9,192	1,524	434	182.4	8.49	0.414	48%	670.9	120,468
110/07	8.4	12.1	9,029	2,382	678	352.2	6.92	0.508	75%	733.6	252,601
110/08	8.8	12.1	9,009	2,104	598	308.0	6.95	0.506	66%	597.6	180,918
110/09	8.6	11.8	8,989	2,002	569	290.0	7.20	0.488	63%	355.6	98,849
合計										6,286.0	1,389,153

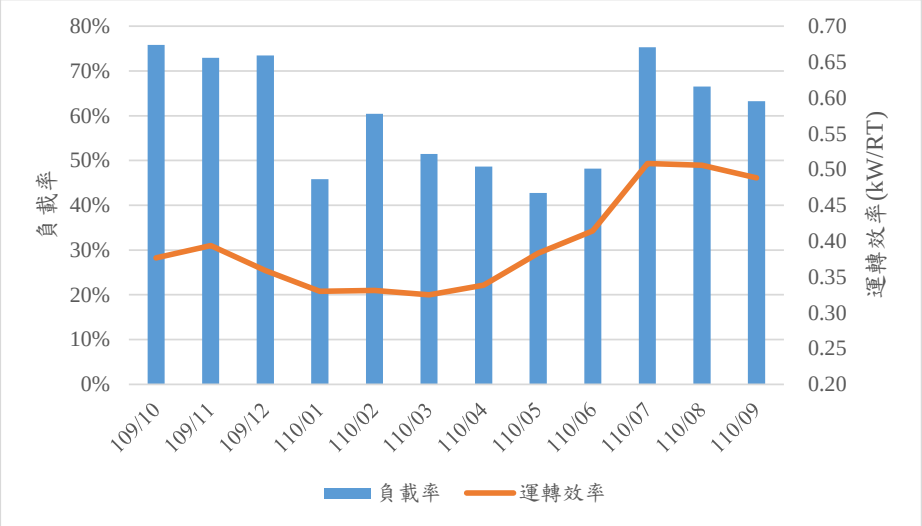


圖 8　改善後 900RT 磁浮離心式冰水主機負載率及運轉效率

(三)改善效益

本研究製程冰水系統改善係將既設 900RT 離心式冰水主機汰換為 900RT 磁浮離心式冰水主機，經由量測結果計算節電量約 1,460,682 kWh/年，節省費用約 326 萬元/年，減碳量約為 743 T-CO_2/年，總投資金額約 1,400 萬元，回收年限約 4.3 年，節能率約 51%。(108 年度電力排放係數 0.509 kg/CO_2e/度；電力單價 2.23 元/kWh)

五、結　論

(一)本文除提供冰水系統常見節能策略，另針對離心式冰水主機汰換為磁浮離心式冰水主機進行效益分析，本研究發現工廠製程冰水系統多以 24 小時運轉，但為配合產能調度需求或外氣條件變化，並非全年以滿載運轉，多半處於負載率 50~75% 運轉，傳統離心式冰水主機當負載低於 50%時，機組將發生喘振現象，磁浮離心式冰水主機則可配合製程負載需求，可做額定負載調節(10%~100%)，適用於汰換既有定頻冰水主機。

(二)將 900RT 磁浮離心式冰水主機之不同負載條件量測結果與相同噸數進口離心式冰水主機性能規格進行比較分析，數據彙整如表 8 所示，數據結果指出離心式冰水主機運轉負載率於 80~90%間為效率最佳的運轉區間，其運轉效率為 0.564 kW/RT，若負載率愈低(40%)，則運轉效率也相對愈差(0.659 kW/RT)，將增加更多的運轉成本；反觀在磁浮離心式冰水主機負載率愈低(40%)，其運轉率仍可維持高運轉效率(0.303 kW/RT)，由圖 9 可知，冰水主機相同部分負載條件下，針對兩種不同型式之冰水主機運轉效率相比，磁浮離心式優於離心式，尤其於低負載之效率表現，具較高的節能效益。

表 8　不同型式冰水主機部分負載效率彙整

負載率 (%)	磁浮冰機額定效率 (kW/RT)	實測磁浮冰機效率 (kW/RT)	離心冰機額定效率 (kW/RT)
100	0.601	0.563	0.574
90	0.523	0.473	0.564
80	0.458	0.451	0.564
70	0.395	0.399	0.573
60	0.335	0.371	0.592
50	0.268	0.35	0.62
40	0.261	0.303	0.659

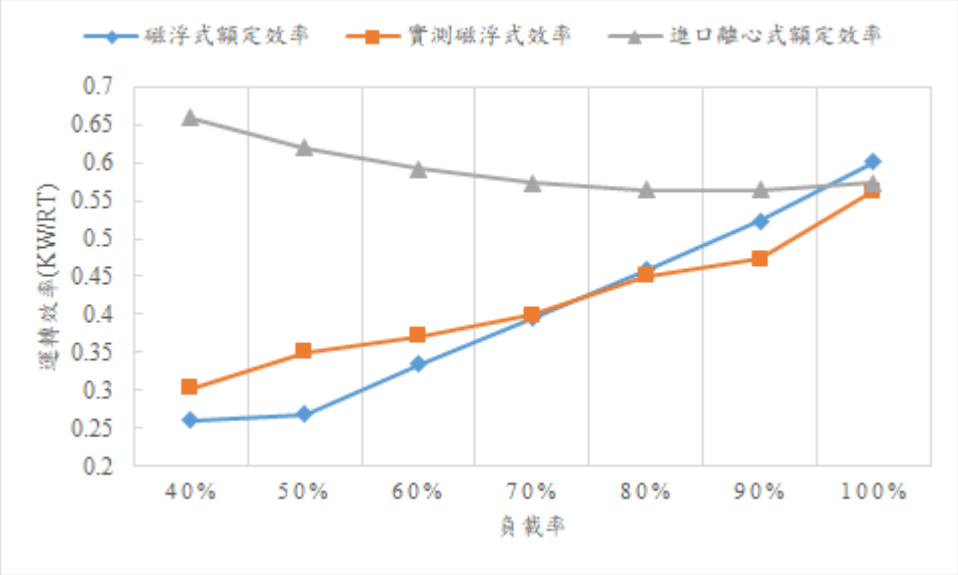


圖 9　不同型式冰水主機部分負載效率趨勢

五、參考文獻

1.2019 年生產性質能源查核年報，經濟部能源局，108 年 12 月。

2.王逸華，"變頻磁浮離心式主機應用於醫院之節能效益研究"，106 年 6 月。

3.空調管理與節能手冊，財團法人台灣綠色生產力基金會，97 年 12 月。

4.蒸氣壓縮式冰水機組容許耗用能源基準與能源效率分級標示事項方法及檢查方式，經濟部能源局，108 年 8 月 20 日。

5.ASHRAE/IES Standard 90.1-1989, "Energy Efficient Design of New Buildings Except Low-rise Residential Buildings", American Society of Heating, Refrigerating, and Air-conditioning Engineers. 1989

6.Danfoss Turbocor 壓縮機官網

7.建築節能應用技術手冊，財團法人台灣綠色生產力基金會，102 年 12 月。

國內能源密集產業執行節能減碳成效與經濟分析

陳裕民*、鄭宥騰*、王登楷**

摘　要

經濟部工業局自 2006 年起，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，推動產業自願性節能減碳工作，迄 2019 年參與廠商總計投入 609 億元，並減少溫室氣體排放量達 1,394.6 萬公噸 CO_2e。經工業局、各產業公會及各廠商長年的共同努力，2018 年我國工業部門燃料燃燒之 CO_2 排放量，已低於運輸部門燃料燃燒之 CO_2 排放量，顯示工業部門於節能減碳工作的豐碩成效。

然而，隨著產業不斷推展節能減碳工作，今時今日相較 2006 年時，產業減碳成本上升約三倍，節能措施投資回收期(措施投資成本/措施節省能源成本)亦逐漸緩升，更有許多投資回收期高於 6 年的措施被產業逐漸落實。為協助產業不僅侷限於高價導入國際新技術以節能減碳之思考模式，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且具經驗、節能減碳績效顯著但投資回收期低於 6 年、投資金額低且節能減碳效益佳之節能措施，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、投資本益比

---

*財團法人台灣綠色生產力基金會 工程師

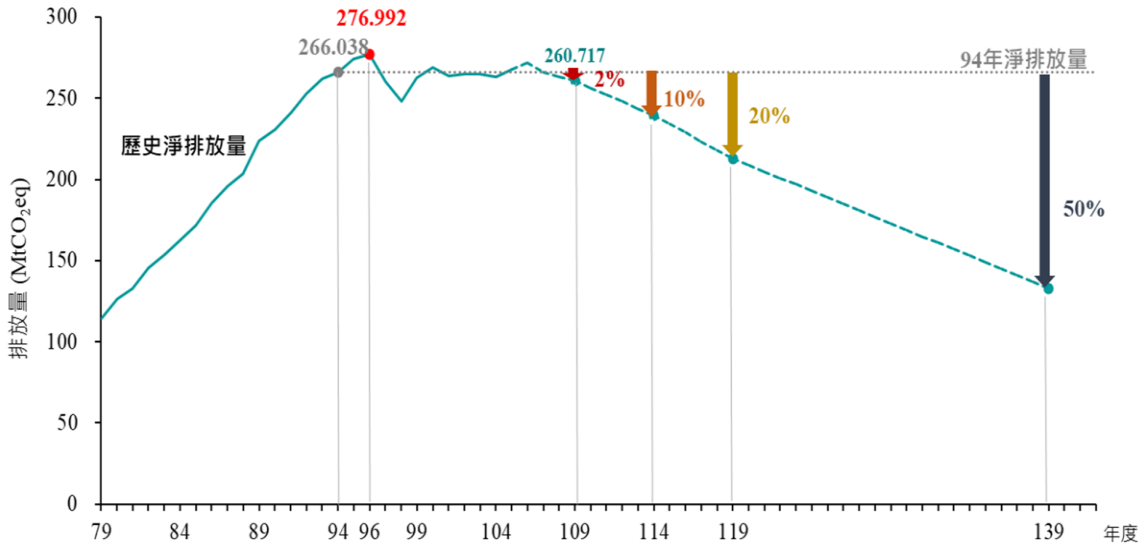
**財團法人台灣綠色生產力基金會 經理

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，早於民國 94 年起，經濟部工業局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、複合材料及絲網印染公協會會員廠，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 公布『溫室氣體減量及管理法（下稱溫管法）』並設定「2025 年溫室氣體排放量降為 2005 年溫室氣體排放量 50%以下」之國家溫室氣體長期目標。隨後以先緩後加速的減碳路徑，研訂並公告(107 年 1 月 23 日)「第一期(105 年至 109 年)溫室氣體階段管制目標」與我國減碳路徑規劃:(1)109 年(西元 2020 年)溫室氣體排放量較基準年 94 年(2005 年)水準再減 2%、(2)114 年(2025 年)較基準年水準再減 10%、(3)119 年(2030 年)較基準年水準再減 20%，如圖 1 所示。至此，我國溫室氣體短、中與長期的減碳目標皆以明確。



資料來源：行政院環境保護署 109.9.7 六都座談會

圖 1　我國排放現況與短中長期減量目標

二、能源密集產業自願節能減碳績效

為使參與自願性節能減碳之能源密集產業廠商(下稱參與自願節能減碳廠商)努力推動之減量措施績效，可被各界信賴與具公信力，工業局茲制定並公布「產業溫室氣體自願減量查核指引(下稱查核指引)」，供參與自願節能減碳廠商量化減碳績效之參酌，且作為查核人員查核依據。

工業局每年委派查核人員赴廠進行查核，經統計參與自願節能減碳廠商自民國 95 年至 108 年間共執行 12,941 件減量措施，總投入減量金額計新台幣 609.5 億元，節省能源成本 531.7 億元，減少能源耗用 304 萬公秉油當量，溫室氣體減量 1,394.6 萬公噸 CO_2e。

以下茲摘錄查核指引重點與研析能源密集產業自願節能減碳績效如下:

(一)減量績效查核作業原則

參與自願減量廠商之節能減碳績效，均由符合查核指引資格規範之查核人員，依工業局查核指引之查核作業原則，針對廠商所建立之操作紀錄與節能減碳措施佐證資料進行現場查訪核對，查核結果彙整後經工業局專家諮詢委員會確認當年度節能減碳績效。

1.查核作業原則

每件節能減碳措施之減量績效，皆須符合查核指引之認定原則，包括：

A.具有實質性投資：所執行之溫室氣體減量須具有實質性投資，並提出佐證資料。

B.可供查核：需有具體作為促成溫室氣體減量或移除，並透過合理監測方法直接或間接計算減量或移除量。

C.具有永久性：溫室氣體減量或移除應具有永久性，必須排除因設備維修回復之節能減碳。

D.不可重複計算：針對二氧化碳當量的溫室氣體減量或移除，必須為不可重複計算，每件節能減碳措施僅認列 1 年節能減碳績效。

E.應採合理保守假設：減量計畫須降低不確定性到可行的程度，減量或移除之基線值以採用現有實際或歷史排放量為原則。

F.減量排除：包括因關廠、減產、停工等因素導致之減量；調整契約用電容量或屬可停電力性質之減量則不屬減量績效認定範圍。

2.查核取樣原則

進行自願性節能減碳績效現場查核時，針對參與自願減量廠商提報之減量措施件數，其抽樣件數及比例應符合表 1 原則，且查核人員

可視情況進行變更抽樣計畫。

表 1　自願節能減碳績效現場查核抽樣節能減碳措施數及比例

參與自願減量廠商提報之節能減碳措施數	查核人員抽樣之節能減碳措施數	查核人員抽樣措施合計之節能減碳績效占提報績效比例
1-10	全部	100%
11-20	10 以上	90%以上
21-30	10 以上	80%以上
31-40	10 以上	80%以上
41-50	15 以上	80%以上
50 以上	20 以上	80%以上

(二)能源密集產業自願節能減碳績效

95 年至 108 年間參與自願節能減碳之能源密集產業廠商，經查核人員現場查核及專家諮詢委員會確認之節能減碳績效累計達 1,394.6 萬公噸 CO_2e。歷年能源密集產業自願節能減碳績效如圖 2 所示，經分析自願節能減碳績效依變化趨勢可分為三個階段：

1.初始階段：95 年至 98 年為參與自願節能減碳廠商推動節能減碳工作初期，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，平均節能 508 公秉油當量)。

2.平穩階段：99 年至 103 年間，廠商穩定推動自願節能減碳推動工作，每件減量措施之平均減碳量約為 1,000 公噸 CO_2e(平均約為 1,200 公噸 CO_2e，平均節能 268 公秉油當量)。

3.趨緩階段：因自願節能減碳工作推動已多年，低技術門檻或低成本節能減碳措施多已執行，故 104 年至 108 年間每件減量措施之平均減碳量低於 1,000 公噸 CO_2e(平均約為 667 公噸 CO_2e，平均節能 117 公秉油當量)，且平均減碳量呈現逐年下滑的趨勢。

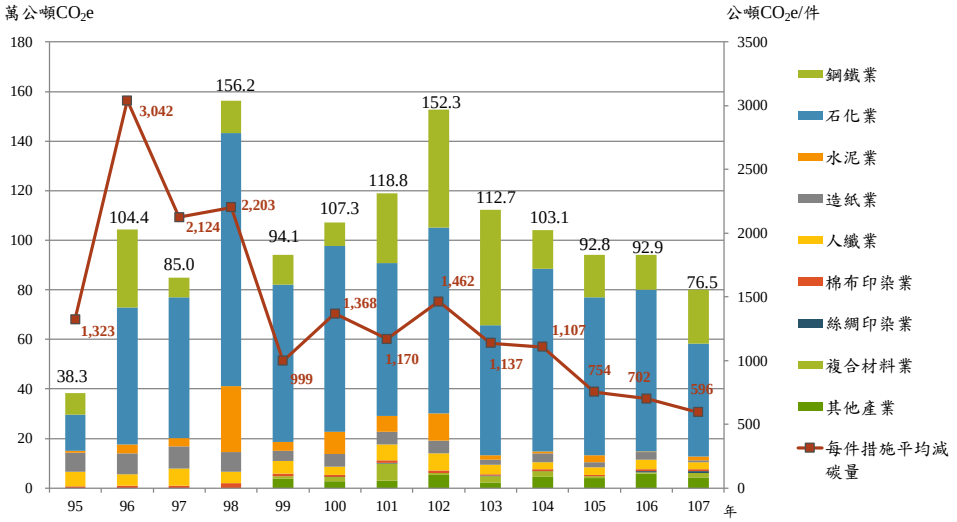


圖 2　溫室氣體自願減量措施數與減碳量趨勢圖

三、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，本研究針對我國產業歷年節能減碳成果，分析已有國內廠商落實且具經驗、節能減碳績效顯著但投資回收期低於 6 年、或投資金額低且節能減碳效益佳之節能措施，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之節能減碳措施，其中節能減碳績效顯著但投資回收期低之節能減碳措施共 12 件、投資金額低且節能減碳效益佳之節能措施共 9 件。

1.節能減碳績效顯著但投資回收期低之節能措施

近五年鋼鐵業廠商已落實且具經驗，但節能減碳績效達 3,000 公噸 CO_2e 以上，投資回收期低於 6 年之節能減碳措施 21 件，如圖 3 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 12 件，如表 2 所示。

2.投資金額低且節能減碳效益佳之節能措施

近五年鋼鐵業投資金額在 500 萬元之下且減碳量 3,000 公噸 CO_2e 以上共 15 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 9 件，如表 3 所示。

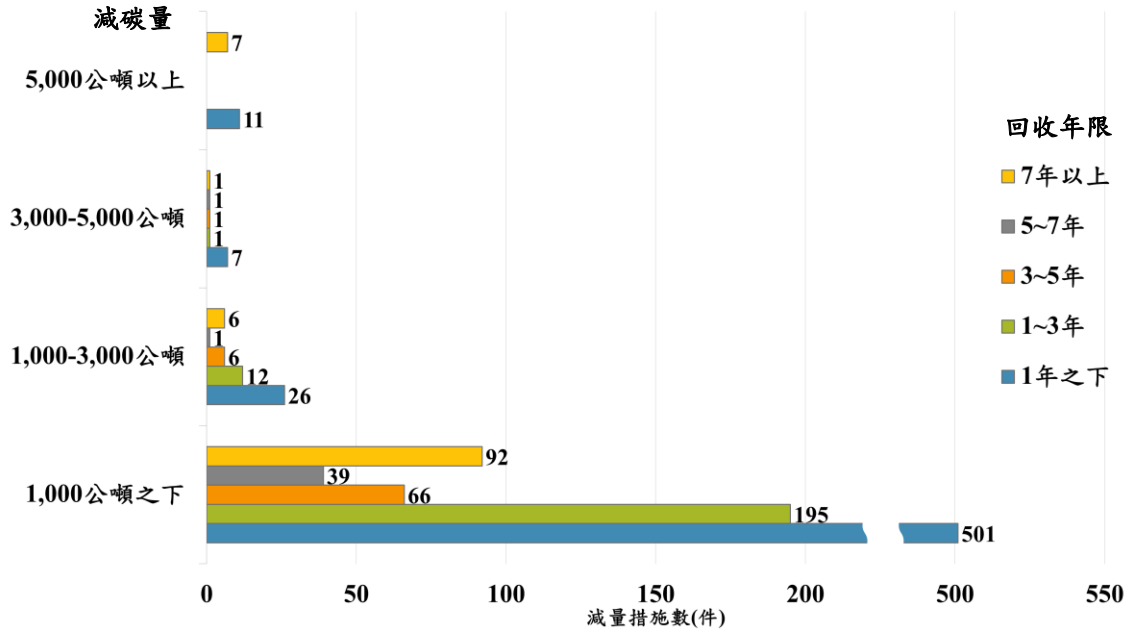


圖 3　鋼鐵業近五年回收年限與減量措施數、減碳量之級距分析

表 2　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 (公噸 CO_2e)
1	爐體大修期間鼓風機不熱待機	10,532
2	爐用變壓器一次側串列式電抗器調整	9,749
3	增加高爐氣頂壓回收發電發電量(製程節能)	7,909
4	煉一廠裝設電爐後燃燒設備	5,935
5	氧氣燃燒化學能取代電能	5,056
6	變更 Rool Cooling Pump 馬達平日使用數量	4,684
7	減少熱軋工場 Roll Cooing Pump 馬達啟動數量	4,621
8	廢氣抽風機變頻器更新	4,583
9	冷卻水塔散熱材等更新(製程節能)	3,756
10	提升頂壓增加 TRT 發電量	3,400
11	加熱爐蒸汽停用(製程節能)	3,362
12	電極棒控制系統汰換具備動態控制功能之新系統	3,268

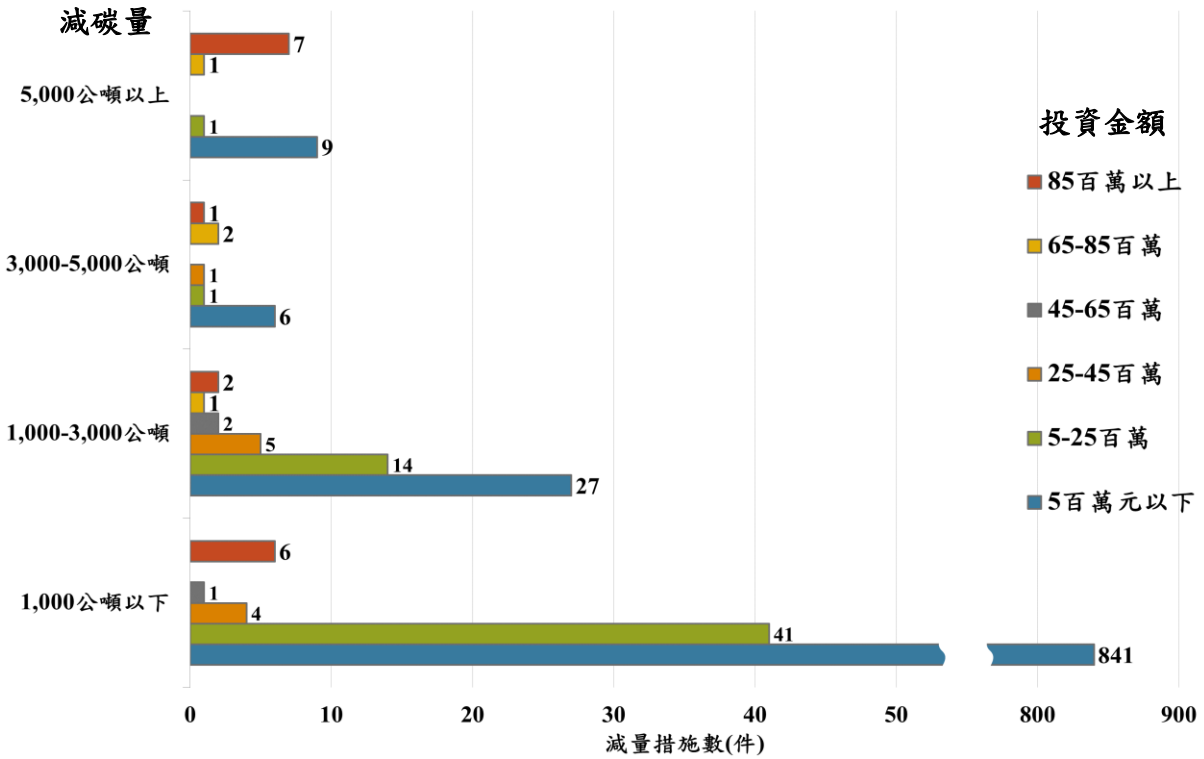


圖 4　鋼鐵業近五年投資金額與減量措施數、減碳量之級距分析

表 3　鋼鐵業近五年投資金額低且具效益之節能措施

序	可推廣之節能減碳措施	措施年節能減碳績效 (公噸 CO_2e)
1	爐體大修期間鼓風機不熱待機	10,532
2	爐用變壓器一次側串列式電抗器調整	9,749
3	增加高爐氣頂壓回收發電發電量(製程節能)	7,909
4	氧氣燃燒化學能取代電能	5,056
5	變更 Rool Cooling Pump 馬達平日使用數量	4,684
6	減少熱軋工場 Roll Cooing Pump 馬達啟動數量	4,621
7	冷卻水塔散熱材等更新(製程節能)	3,756
8	提升頂壓增加高爐氣頂壓回收發電量	3,400
9	加熱爐蒸汽停用(製程節能)	3,362

(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之節能減碳措施，其中節能減碳績效顯著但投資回收期低之節能減碳措施共 45 件、投資金額低且節能減碳效益佳之節能措施共 10 件。

1.節能減碳績效顯著但投資回收期低之節能措施

近五年石化業廠商已落實且具經驗，但節能減碳績效達 9,000 公

噸 CO_2e 以上，投資回收期低於 2 年之節能減碳措施 45 件，如圖 5 所示。本研究彙整節能減碳措施最顯著 10 件如表 4 所示。

2.投資金額低且節能減碳效益佳之節能措施

近五年石化業投資金額在 500 萬元之下且減碳量 9,000 公噸 CO_2e 以上共 22 件，如圖 6 所示。本研究彙整節能減碳措施最顯著 10 件如表如表 5 所示。

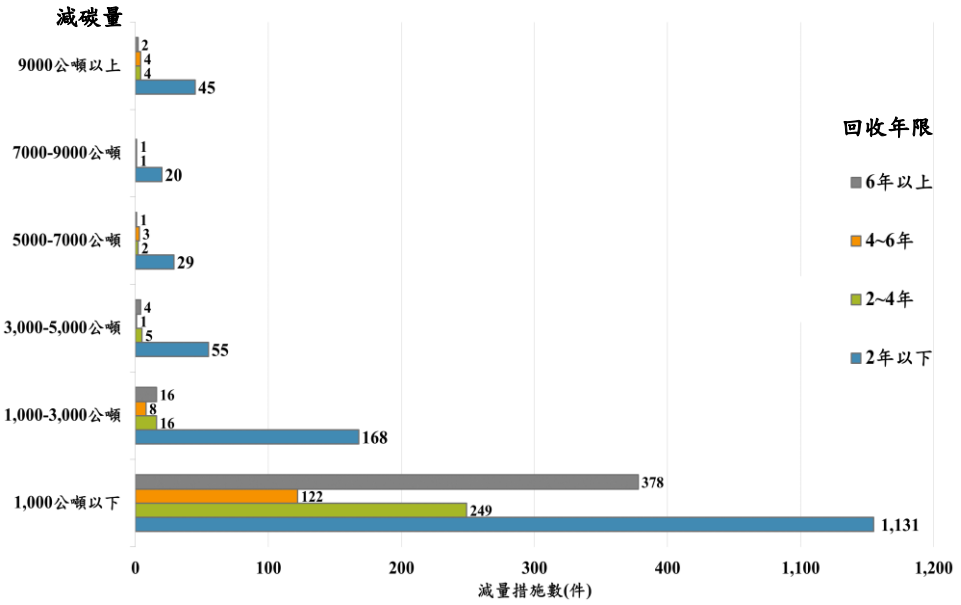


圖 5　石化業近五年回收年限與減量措施數、減碳量之級距分析

表 4　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 (公噸 CO_2e)
1	第一、二列電槽修改為零極距	98,665
2	氨燃燒反應器提升氨燃燒效率降低氧化亞氮排放	70,990
3	過剩燃料氣去化異壬醇(INA)	60,836
4	新增廢氣回收壓縮機配管去化燃料氣	57,862
5	蒸餾燃氣取代部份燃油	56,269
6	純化段增設高壓過濾機系統	54,585
7	燃料氣去化 HSBC	52,679
8	氨燃燒系統空氣進氣改善(增設氨空氣混合氣過濾器改善氨燃燒降低氧化亞氮濃度)	52,390
9	醋酸製程 CO_2 削減措施	43,026
10	乙二醇廠二氧化碳去除系統節汽改善	37,087

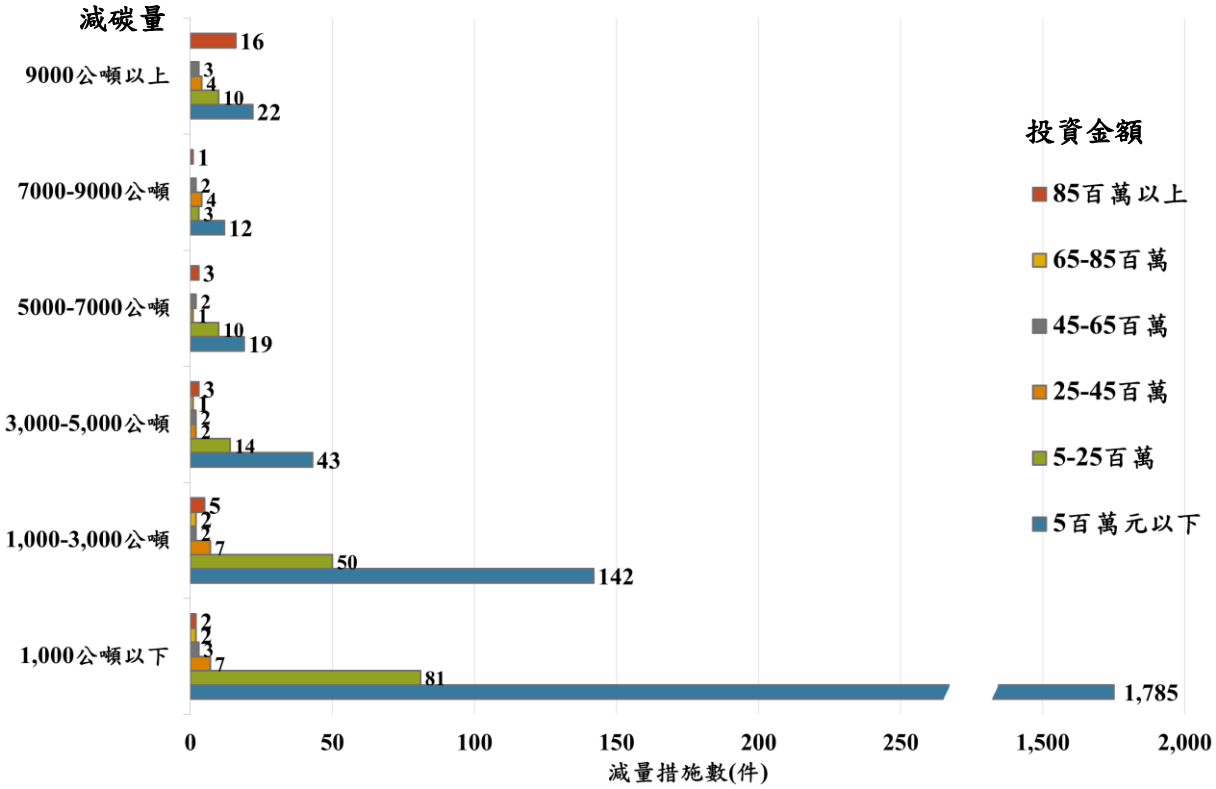


圖 6　石化業近五年投資金額與減量措施數、減碳量之級距分析

表 5　石化業近五年投資金額低且具效益之節能措施

序	可推廣之節能減碳措施	措施年節能減碳績效 (公噸 CO_2e)
1	氨燃燒反應器提升氨燃燒效率降低氧化亞氮排放	70,990
2	蒸餾燃氣取代部份燃油	56,269
3	氨燃燒系統空氣進氣改善(增設氨空氣混合氣過濾器改善氨燃燒降低氧化亞氮濃度)	52,390
4	蒸餾燃氣取代部份燃油	40,434
5	調升外送苯乙烯廠(SM3)蒸汽用量	29,532
6	外購氫氣減少天然氣耗用	26,831
7	氣體-氣體熱交換器節能操作改善	24,197
8	加熱爐燃油改用燃氣，節省燃料改善。	20,604
9	成品塔塔壓調降，節省蒸氣使用	18,898
10	稀釋蒸汽產生器降壓操作	15,288

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 609.5 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 103 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 6 年超過 1 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 7 所示。

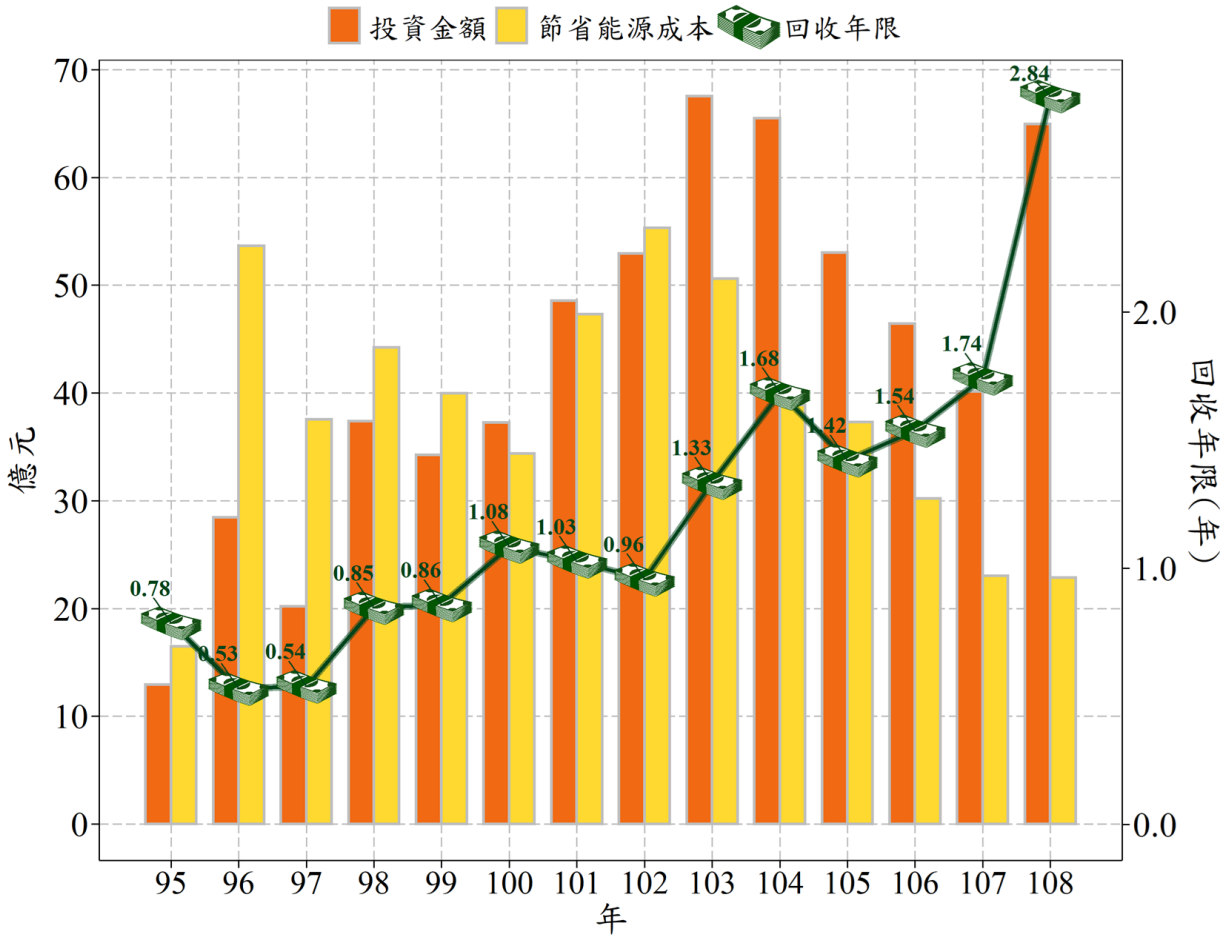


圖 7　歷年能源密集產業投資回收年限分析

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 108 年間，我國製造業已創造溫室氣體減量 1,394.6 萬公噸 CO_2e，相當於 3.6 萬

座大安森林公園 1 年的吸碳量的亮眼成績。惟但面對我國長期減量目標「2050 年溫室氣體排放量降為 2005 年排放量 50%以下」，及呼應我國巴黎協定所提出的「2030 年溫室氣體排放量降為 2005 年排放量再減 20%」減量承諾，後續製造業仍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，分析鋼鐵業與石化業節能減碳績效顯著但投資回收期低、或投資金額低且節能減碳效益佳之節能措施，協助鋼鐵業、石化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。

六、參考文獻

1.「第二期溫室氣體階段管制目標規劃」，行政院環境保護署，108 年 9 月。
2.108 年度能源密集產業能效提升與精進計畫，經濟部工業局，108 年 12 月。
3.「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。

以政策推動公部門高耗能螢光燈具汰換效益評估

張瑀*、張鴻鵬**、蔡宏達***

摘　要

為達成國家節能目標，經濟部自 104 年推動新節電運動，期藉由「政府帶頭」、「產業響應」及「住商行動」達到我國低碳能源轉型之目標。在政府帶頭部分，除透過每年於政府機關及節約能源填報網站之統計資料，以總量管制之方式，督導約 8,000 家機關單位之用電成效；在 2017 年底亦提出的「照明節能推動方案」，規劃以節能效果較佳之燈具取代傳統照明光源，管理不必要的能源消耗，落實節能減碳精神。

為瞭解淘汰螢光燈具政策對公部門節能作業之效益，本文透過「政府機關及學校節約能源填報平台」資料，以時空分析之方法回顧計劃執行情形，並結合環境及經濟之角度，綜合考量淘汰螢光燈具政策所帶來之環境效益。研究結果發現，政策推動對螢光燈具汰換有正面影響，四年間螢光燈具汰換數量逾 1 百萬盞；分析不同縣市機關單位之汰換情形，六個直轄市中，以台中市機關及學校汰換螢光燈具數量佔總體之 15%居多，其次為台北市機關及學校，其汰換螢光燈具數量約佔 10%；再透過計算汰換節能潛力，發現螢光燈具汰換對於減緩國家能源消耗有顯著效益。另外，節約能源行動計畫執行至今，政府機關及學校螢光燈具已完成換裝 72.5 萬盞為 LED 燈具，預計可節省用電 4,438 萬度，可帶動投資產值為約 8.0 億元，其結果可作為日後精進節能政策之參考。

【關鍵詞】公部門節能、照明節能、LED

---

*財團法人台灣產業服務基金會　工程師

**財團法人台灣產業服務基金會　專案經理

***財團法人台灣產業服務基金會　協理

一、前　言

現今節能是建築設計必要的指標,但在過去節能意識尚未普及的年代，許多規範及設備尚未完善與健全,使得多高屋齡建物有高耗能的情形,其中原因屬照明設備不當設計及效率不佳。根據台灣經濟部能源局 2009 年度之統計資料顯示，我國照明用電約佔建築整體用電 11.3%，其中螢光燈具更佔總照明燈具裝置容量約 75%，可見照明節能工作的重要潛力建築節能帶來效果的重要影響。

綜觀國際間的節能照明工作,主要以美國環境保護署(EPA)於 1991 年提出「綠色照明」(Green Lights)及「綠色照明工程」(GreenLights Programs)的概念為首，以科學的照明設計，創造高效率、舒適安全、經濟性、低光害的現代照明環境(趙又嬋，2013)。隨著 LED 燈具進步及節能意識的高漲，照明節能工作不論在燈具種類、安裝位置、使用方式皆有更多思考討論，像是白熾、鹵素燈泡耗能表現不佳，世界上多個國家已禁止使用，聯合國也不斷推廣欲促成全球燈泡使用轉型。我國自 2012 年起也開始響應，鼓勵轉用節能的照明設備。在 2017 年底亦提出的「照明節能推動方案」,規劃以節能效果較佳之燈具取代傳統照明光源，管理不必要的能源消耗，落實節能減碳精神。

為能瞭解我國公部門推動辦公建築照明實際節能汰換成效,本文針對政府機關及學校辦公建築能源申報資料進行研究,透過填報資料統計分析,瞭解政策推動之效益，俾作為節能策略規劃參考。

二、照明設備選用及設計原則

政府機關及學校各區域照明設備選用及設計原則及常見照明節能設計方式,期許能為國家永續發展與打造舒適及節能環境。政府機關及學校各種場所主要包括各類型辦公室、禮堂、圖書館、活動中心、實驗室、檢驗室及游泳池等場所,依據 CNS12112 的照度標準除美術教室、製圖教室為 750Lux 較高外，其餘場所大多以 500Lux 為標準；各場所除照度的基本要求外，燈具安裝位置、是否利用自然採光或因眩光而易對視力產生影響皆為空間照明選用與設計時的重要參考依據。

一般政府機關及學校常見的燈具包含日光燈、鹵素燈、複金屬燈、省電燈泡、LED 燈及 CCFL 冷陰極燈等種類，各種常見燈具的發光效率、壽命及優缺點彙整如表 1 所示 2。此外，參考國內節能標章及 CNS691 的驗證標

準，未達 1 公尺之燈具其各種色溫之燈具其發光效率皆須達到 78(lm/W)；1 公尺以上燈具其發光效率至少應達 86(lm/W)，故一般白熾燈泡、鹵素燈泡及省電燈泡皆已不符合節能標章之規定。若比較各種燈具改善效益並以 5 年、10 年作為評估基準比較白熾燈、鹵素燈、省電燈泡(螺旋、球型)、LED 燈泡、冷陰極管(CCFL)、T8 與 T5 螢光燈及 LED 燈管。若使用 5 年之燈泡類以省電燈泡總費用最低、燈管則以 T5 燈具總費用為最低；當使用年限拉長至 10 年時，燈泡類則以 LED 燈泡最低、燈管部分仍以 T5 燈具為最低。其各式燈具改善效益評估彙整如表 2 所示。政府機關及學校各區域(如走廊、廁所、圖書館、教室等)若選用適當節能燈具其節能率至少有 30%以上，若將白熾燈汰換為 LED 燈或傳統方向指示燈汰換為 LED 型式指示燈更能達 90%以上節能率，其彙整如表 3 所示。

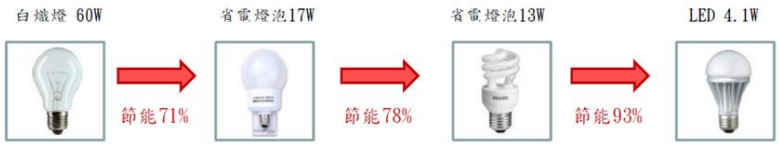
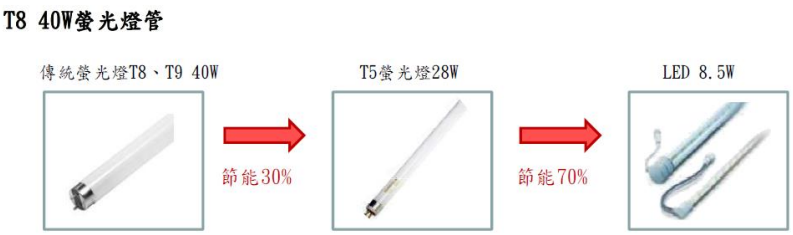
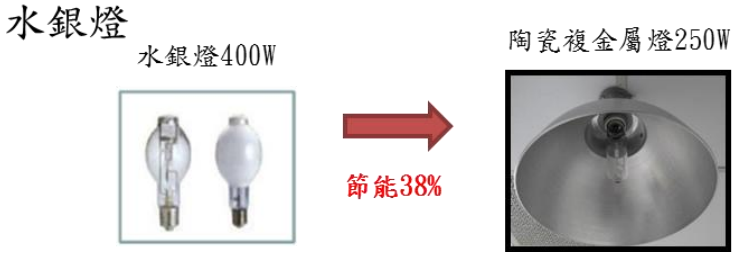
表 1　各類常見燈具發光效率、使用壽命彙整表

項目	白熾燈	鹵素燈泡	省電燈泡	PL 燈	日光燈	T5燈泡	LED 燈
發光效率(流明/瓦)	8~20	18~20	30~50	58~87	50~80	56~90 (120)	70~160
壽命(時)	1000	2000~3000	6000	6000	7000	10,000	3萬~10萬

表 2　各式燈具改善效益評估表 2

編號	光源	光源條件										5年				10年			
		規格(W)	光源光通量(lm)	首次安裝費含光源(元)	光源單價(元)	光源壽命(Hr)	光源效率(lm/W)	盞數	平均照度(Lux)	燈具初設成本	光源初設成本	光源更換次數	光源更換價格	電費	總費用	光源更換次數	光源更換價格	電費	總費用
1	白熾燈	100	1450	300	50	1200	14.5	6	210.92	1500	300	8	2400	18000	22200	16	4800	36000	42600
2	鹵素燈	75	1425	350	100	1500	19	6	207.28	1500	600	6	3600	13500	19200	13	7800	27000	36900
3	省電燈泡(球形)21W	21	1050	400	150	6000	50	7	213.83	1750	1050	1	1050	4410	8260	3	3150	8820	14770
4	省電燈泡(螺旋)21W	21	1260	400	150	6000	60	8	203.64	2000	1200	1	1200	5040	9440	3	3600	10080	16880
5	LED燈泡	11	920	850	600	30000	83.6	9	200.73	2250	5400	0	0	2970	10620	0	0	5940	13590
6	冷陰極管CCLF	21	1323	600	350	20000	63	6	192.44	1500	2100	0	0	3780	7380	0	0	7560	11160
7	T8 螢光燈	40	3100	890	90	10000	77.5	2	178.49	1600	180	0	0	2400	4180	1	180	4800	6760
8	T5 螢光燈	28	2900	1150	150	20000	103.6	2	166.98	2000	300	0	0	1680	3980	0	0	3360	5660
9	LED 燈管	20	1600	2200	1200	35000	80	4	184.25	4000	4800	0	0	2400	11200	0	0	4800	13600

表 3　彙整政府機關及學校各種場所建議汰換之節能燈具 2

汰換場所	汰換燈具與汰換後節能率
走廊、廁所、樓梯間等場所	
地下停車場、機房、體育館走廊等場所	
體育館、游泳池、活動中心等場所	

汰換場所	汰換燈具與汰換後節能率
辦公室、教室、圖書館等場所	T-bar型 T8 20WX4 T- BAR型 傳統T8 20WX4螢光燈具 節能30% T- BAR型T5 14WX4螢光燈具
走廊、樓梯間、出入口等場所	螢光燈逃生避難方向指示燈 螢光燈逃生避難方向指示燈12W 節能79% LED 逃生避難指示燈 2.5W
各樓層出入口、樓梯間等場所	樓梯間螢光燈樓梯方向指示燈 樓梯間螢光燈樓梯方向指示燈18WX2 節能93% LED 樓梯方向指示燈2.5W

四、汰換螢光燈具之節電效果及對負載之影響

行政院暨所屬機關(中央部會：甲組)、直轄市政府及縣市政府(地方政府：乙組)、教育部所屬各級國立學校(國立學校：丙組)及國營事業機構(丁組)，分析 108 年度政府機關學校節約能源填報網站資料顯示，政府機關及學校照明燈具新設或汰換時，已請專業技師或廠商進行規劃設計適當照明配置，採用具節能標章之高效率照明 LED 燈具者占 40.2%。另出口指示燈、避難方向指示燈、消防指示燈等，已全面採用省電 LED 應用產品者占 92.0%。

依據政府機關及學校填報數據顯示，行政院暨所屬機關填報螢光燈具總量共計 473.07 萬盞，採用高效率 T5 型電子式螢光燈具約 339.54 萬盞，其中 T8~T12 型傳統鐵磁式及電子式安定器日光燈具尚有 133.47 萬盞，統計數據如表 4 所示。若分析甲組、乙組、丙組及丁組之螢光燈具統計可知，以乙組地方政府暨所屬機關學校尚有 298.13 萬盞最多，次之為丙組教育部所屬各級國立學校尚有 86.42 萬盞，統計數據如表 5 所示。又分析不同縣市機關

單位之汰換情形，六個直轄市中，以新北市機關及學校汰換螢光燈具數量1.69萬盞居多，其次為台北市機關及學校，其汰換螢光燈具數量約1.28萬盞；再透過計算汰換節能潛力，發現螢光燈具汰換對於減緩國家能源消耗有顯著效益，如表6所示。

分析其原因為地方政府及國立學校之經費預算較為缺乏，因政府機關及學校其照明使用時間較住宅部門長，其可於3年內回收，因此即具有汰換之潛力。若政府機關及學校全面淘汰鐵磁式螢光燈具，依據108年度政府機關及學校填報資料統計資料顯示，推估執行機關之設備汰換傳統燈具汰換為高效率節能燈具後，至108年政府機關及學校鐵磁式螢光燈具全數汰換，預期可節約6千萬度電、約可帶動經濟產值約22億元(辦公室T8燈具汰換為T5，梯間T8燈具、省電燈泡及鹵素燈具全面汰換為LED或高效率節能燈具)，如表7所示。

表4　政府機關及學校108年度螢光燈具統計表

項目	104年政府機關及學校燈具盞數(萬盞)	108年政府機關及學校燈具盞數(萬盞)	汰換燈具盞數（萬盞）
T5型電子式安定器日光燈具	346.37	339.54	6.83
T8/T9/T12傳統鐵磁式及電子式安定器螢光燈具	293.2	133.53	159.67
合計	639.57	473.07	166.5

資料來源：政府機關及學校節約能源填報網站(統計至108年)

表5　政府機關及學校108年度各組別之螢光燈具統計表

項目	甲組燈具盞數(萬盞)	乙組燈具盞數(萬盞)	丙組燈具盞數(萬盞)	丁組燈具盞數(萬盞)	燈具合計盞數（萬盞）
T5型電子式安定器日光燈具	339.52	210.81	65.83	29.02	339.52
T8/T9/T12傳統鐵磁式及電子式安定器螢光燈具	6.30	87.32	20.59	19.33	133.55
合計	40.17	298.13	86.42	48.35	473.07

資料來源：政府機關及學校節約能源填報網站(統計至108年)

表 6　政府機關及學校 108 年度各縣市之螢光燈具統計表

主管機關	照明燈具 實際汰換盞數	照明燈具 預計汰換盞數	T5/T6 燈具 現存盞數(萬盞)	T8/T9/T12 燈具 現存盞數(萬盞)
臺北市政府	1.28	8.28	41.03	2.17
新北市政府	1.69	8.48	28.00	11.00
桃園市政府	0.45	2.76	20.66	7.02
臺中市政府	0.59	4.37	29.16	8.96
臺南市政府	0.10	1.01	12.74	7.55
高雄市政府	0.95	2.85	26.18	6.29
基隆市政府	0.01	0.11	2.79	1.73
新竹市政府	0.07	0.22	3.06	3.77
新竹縣政府	0.04	0.16	4.78	4.09
苗栗縣政府	0.02	0.33	5.18	3.31
南投縣政府	0.01	0.47	3.45	4.72
彰化縣政府	0.07	0.64	8.89	6.00
雲林縣政府	0.11	0.72	4.15	4.73
嘉義市政府	0.00	0.48	2.28	1.57
嘉義縣政府	0.21	0.54	3.38	2.98
屏東縣政府	0.05	0.53	5.08	5.10
宜蘭縣政府	0.08	0.12	4.84	2.16
花蓮縣政府	0.06	0.28	3.99	2.17
臺東縣政府	0.00	0.09	2.17	1.80
金門縣政府	0.01	0.08	1.04	0.08
澎湖縣政府	0.00	0.06	1.04	0.70
連江縣政府	0.01	0.17	0.31	0.04
總計	5.80	32.73	214.19	87.94

政府機關(構)及學校 108 年度針對原裝設之傳統螢光燈具(估計汰換為 LED 燈具可節省用電量及電費約 30-50%)，已汰換為 LED 燈具約計 72.5 萬盞、汰換率達 13.29%，如表 9 所示；本計畫已篩選使用時數較高者，提供相關資訊予主管機關督導，並定期追蹤機關單位規劃之換裝期程及執行進度(因部分未汰換燈具數為倉庫、梯間照明使用，實際使用時數較低，其投資回收效益不高)。

表 7　政府機關及學校 108 年度螢光燈具汰換 LED 燈具效益

項目	現存盞數(萬盞)	已汰換為LED燈具盞數(萬盞)	汰換率(%)【註】	汰換金額(萬元)	節電量/年(萬度)	所需經費(億元)	投資回收期(年)
傳統螢光燈具	473.07	72.5	13.29	80,000	4,438	8.46	1.5~3

資料來源：政府機關及學校節約能源填報網站(統計至 108 年)

註 1：汰換率=已汰換盞數/(建議汰換盞數+已汰換盞數)。

2：T8 型螢光燈具換裝為 LED 燈具，節省用電量及電費約 55%；T5 型螢光燈具換裝為 LED 燈具，節省用電量及電費約 30%。

3：設備汰換之所需經費估算，尚未包含工程建置費用

「政府機關及學校節約能源行動計畫」各級機關學校努力執行節能措施，已達成總體用電效率提升 4%之目標，而節能工作的推動必須是長期且持續，不能中斷，應持續落實推動各面向的節能措施，以提升用電品質與建構高效率的節能環境，示範引導民間採行節約能源措施，落實全面節能減碳行動，創造低碳永續社會。

五、結論與建議

本文以政府機關及學校網路填報方式，對我國政府機關及學校鐵磁式螢光燈具之使用與耗電量進行推估，在 7,928 家政府機關及學校填報樣本中，傳統燈具汰換為高效率節能燈具，104 年預期可節約 0.6 億度電、所需經費約 21.9 億元(辦公室 T8 燈具汰換為 T5，梯間 T8 燈具、省電燈泡及鹵素燈具全面汰換為 LED 或高效率節能燈具)，108 年實際汰換 72.5 萬盞，節約 0.4 億度電。

汰換燈具對於抑制尖峰負載之效果，一般而言，政府機關及學校用戶照明光源主要使用時間大致在白天，而白天上班時間，會與尖峰負載時段重合，以使用面節約角度來說，政府機關及學校用戶對抑低尖峰負載之貢獻度高於其他行業別用戶，故照明節能與抑制尖峰用電政策規劃，公部門應為帶頭示範，亦即鼓勵用戶更換效率高的光源，將帶來更佳之效果會。

雖然淘汰螢光燈具對用戶而言之節電量雖小，但節電比例相當明顯，未來仍是節約能源政策的推動方向，雖然整體效果對抑制尖峰負載效果不大，但是由分析結果可以得知，推動淘汰鐵磁式螢光燈具政策可以因使用狀況，依用戶特性，採行不同之推動方式與次序，隨著未來導入 LED 照明光源，可抑制尖峰負載效果將明顯增加。

六、致　謝

本研究為經濟部能源局能源領域研究計畫，計畫名稱：「公部門精進節能計畫」贊助下完成，特此致謝。

七、參考文獻

1. 美國冷凍空調學會與照明學會(Energy Efficient Design of New Buildings Except Low-rise Residential Buildings)
2. 教育部，學校照明節能改善參考手冊，中華民國一百零一年七月
3. 蔡尤溪、李魁鵬、李文興，冷凍與空調，「建築空調與照明節能技術規範之研究」，pp. 94 - 104，2012。
4. 經濟部,政府機關及學校四省專案計畫 104 年度暨全程計畫執行成效分析與考評報告，2015/06
5. https://egov.ftis.org.tw/
6. 東亞照明電子型錄(2010)，phillips 電子型錄
7. 經濟部能源局，建築節能應用技術手冊，中華民國一百零二年十二月
8. 經濟部,政府機關及學校節約能源行動計畫 108 年度暨全程計畫執行成效分析與考評報告，2020/10

校園溫室氣體盤查與碳管理-以我國大專校院為例

鄭力憲*、申永順**、李育明***

摘　要

行政院 97 年 6 月通過「永續能源政策綱領」，並於 98 年 12 月推行「政府機關及學校全面節能減碳措施」，開始確立「節約用電目標」、「節約用油目標」、「節約用水目標」、「節約用紙目標」之四省專案計畫，隨著科技進步及國人環保意識抬頭，每隔一段時間定期追蹤政府機關及學校單位實施狀況，也依據最新之國際公約進行滾動式修訂。

教育部於 109 年 1 月實施「學校用電效率管理計畫」，透過年度總用電量與總樓地板面積之比值來計算出用電指標(Energy Usage Index)，以 109 至 112 年用電效率年均提升 1%及用油量不成長為目標來持續追蹤大學用電效率提升情形及耗能設備換裝進度，並與大學社會責任(University Social Responsibility)中之「永續環境」議題相互結合。

本次研究目的將調查臺灣大專校院是如何有效地進行溫室氣體盤查與碳管理來達成「學校用電效率管理計畫」目標，並與校園內部軟硬體設施進行綜合分析，將從分析結果中歸納出最佳減碳措施之建議，提供給大專校院進行參考。

【關鍵詞】ISO 50001 能源管理系統、ISO14064-1、綠色大學、永續校園

---

*國立臺北大學自然資源與環境管理研究所 碩士

**馬偕學校財團法人馬偕醫學院高齡福祉科技研究所 副教授

***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

政府於 100 年推行「政府機關及學校四省（省電、省油、省水、省紙）專案」，以每年用電量、用油量及用水量以負成長為原則，用紙量則配合公文電子化處理及逐年減少採購公文用紙及影印用紙之數量來定期追蹤。因執行成效卓越，逐漸轉型成為以用電量為管理重點。

109 年 1 月推出「政府機關及學校用電效率管理計畫」，各大專校院皆努力朝著用電效率提升前進，但大專校院教師除了授課外，也必須不斷進行研究，如何在社會進步帶來的開發與維持環境穩定這兩者間達到平衡，已經成為目前社會及大專校院面臨到的課題。

使園營運能夠達到永續發展已經是大學社會責任中重要的一環，透過校園溫室氣體盤查與碳管理來辨識目前校園當中哪些建築物、設備及教職員工生行為表現所帶來的碳排放量多寡且評估對環境方面所造成的影響，最後採取行政管理、設備汰換及教育宣導等控制作為來改善對環境所帶來的衝擊。

目前全台多數大專校院永續報告書中，將溫室氣體盤查與碳管理這部分於永續發展當中說明，且以間接排放中的外購電力佔 90%以上，所以使用 ISO 50001 能源管理系統來說明如何節能減碳。

第三章將探討個案學校如何進行能源管理，並且廣納各方建議，建置出一套符合大專校院的系統化制度，且能夠達到預期效益，以利後續大專校院實務管理。

二、能源管理系統及相關計畫說明

1. ISO 50001 能源管理系統說明

ISO 50001 是依據「規劃、實施、檢查及審查」的動態循環過程所設計，掌握能源使用狀況，制定出適當的能源管理目標，以落實持續改善能源績效。ISO 50001 標準內涵簡述如下：

(1)最高管理階層的承諾與能源規劃：

A. 最高管理階層的參與及承諾能夠影響整個公司推行系統的成效，所以非常多的國際標準皆需要最高管理階層的參與。

B. 能源規劃則包括能源審查、能源基線、能源績效指標等，透過能源審查來辨別企業重大能源消耗的範圍，評估建立能源基線作為基礎值，以利了解能源績效的成果展現。

(2)實施運作：採用行政管理手段，建置標準作業流程及表單，規劃負責人員施行管理。

(3)績效檢查與監督量測：藉由相關儀器設備定期比較實際消耗量與預期消耗量的能源消耗管理方法。

(4)檢討與審查：內部先自行稽核找出問題檢討改善，並定期尋求外部第三方稽核單位進行文件審查，持續維持有效的能源管理。

每年度透過循環步驟來達到能源有效管理，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。

2.政府機關及學校用電效率管理計畫

經濟部於邀集相關機關(構)學校召開協調說明會及諮詢相關領域專家學者，訂定「政府機關及學校用電效率管理計畫」，持續追蹤公部門用電效率提升情形及耗能設備換裝進度。

以 112 年用電效率較 104 年提升 10%為總體目標(約為 109 至 112 年用電效率年均提 1%)；並依據各單位基期用電指標(Energy Usage Index，EUI)與本計畫公告基準之差距換算為節電目標量，賦予個別機關(構)學校於 109 至 112 年間應分年達成之節電目標。其中，用電指標計算方式為年度總用電量除以總樓地板面積，單位為 $kWh/m^2.year$，其中建築物總樓地板面積係指建築物使用執照所登載之樓地板面積總和。

主管機關透過考評機制來進行監督，節電績優之學校予以敘獎，節電執行不佳之學校則需提出專案檢討報告及改善方法，另教育部每四年執行一次大專校院環境管理現況調查及執行成效之評鑑則攸關於教育部對各大專校院補助款刪減之依據，能源管理也是評鑑項目之一。

三、軟硬體設施結合實務應用-以馬偕醫學院為例

馬偕學校財團法人馬偕醫學院(下稱：本校)於 2009 年 3 月 20 日立案申請通過，並於同年申請招生；本校校區座落於新北市三芝區。創校十年後達到設立學校後之第一階段目標：三系三所(醫學系、護理系、聽力暨語言治療學系、生物醫學研究所、長期照護研究所、高齡福祉科技研究所)，因屬新設立之學校，本校規模逐漸擴大，十年間學生人數從 70 人逐漸成長至 710 人左右，教職員及助理人數從 200 人成長至 330 位左右，校園也於 2009 年完成第一期校舍建築暨校園公共設施、2013 年完成第二期校舍建築。

本校校舍建築暨校園公共設施共有第一教研大樓、第二教研大樓、活動中心、學生宿舍 AB 棟、學生宿舍 CD 棟、學人宿舍、公用設施等等，本校各棟校舍建築物之數位電錶用電量從 2015 年統計至 2019 年如表 1 所示。

表 1　本校各棟建築物之數位電錶用電量統計表

年度 / 建築物	2015 年	占比	2016 年	占比	2017 年	占比	2018 年	占比	2019 年	占比
第一教學大樓	1,372,724	33.3%	1,393,931	32.9%	1,404,437	32.1%	1,409,566	31.3%	1,419,532	31.6%
第二教研大樓	1,034,966	25.1%	1,151,224	27.2%	1,181,443	27.0%	1,267,644	28.2%	1,274,071	28.4%
活動中心	183,699	4.5%	181,220	4.3%	177,268	4.0%	171,740	3.8%	203,294	4.5%
學生宿舍 AB 棟	452,440	11.0%	429,906	10.2%	424,958	9.7%	451,480	10.0%	451,542	10.0%
學生宿舍 CD 棟	831,488	20.2%	822,045	19.4%	929,154	21.2%	951,445	21.1%	887,696	19.8%
學人宿舍	33,714	0.8%	29,457	0.7%	36,360	0.8%	20,996	0.5%	23,916	0.5%
公用設施（註）	211,167	5.1%	225,255	5.3%	227,576	5.2%	229,686	5.1%	233,383	5.2%
全校總用電量(度)	4,120,198	100%	4,233,038	100%	4,381,196	100%	4,502,557	100%	4,493,434	100%
註：公用設施包含自來水、中水、污水等機房及校園路燈用電。										
台電電費單（度）	4,182,200	-	4,381,400	-	4,444,400	-	4,522,748	-	4,528,600	-
與數位電錶差異(%)	1.48%	-	3.39%	-	1.42%	-	0.45%	-	0.78%	-

從表 1 中可以得知，目前本校用電量最大的建築物還是以學生上課、職員行政辦公、教師實驗研究的校舍(第一教學大樓及第二教研大樓)為本校主要電力輸出來源，合計約占本校用電量 60%左右，其次為學生宿舍(ABCD 棟)，約佔本校用電量 30%左右，所以本校能源管理單位透過設備改善、行政管理等措施來進行節能減碳工作。

學生統計自 2010 年至 2019 年本校年度用電量及年度年增率，如表 2 及圖 1 所示。發現創校初期，每年用電度數皆呈現正成長，2012 年至 2014 年用電量成長遠大於其他年度，對應至本校重大事件來看，屬於本校第二期校舍建築竣工有關。且第二教研大樓落成後，本校將教學及研發使用之儀器設備遷移至新大樓當中，設立共同儀器室，並強化與馬偕紀念醫院院際研發合作，以最優質之研究環境使教師留在本校，深耕地方。

隨著辦學成效進步，行政單位全力配合教學單位發展，當研究量能增加時，實驗場所會發現研究生及研究人員不分平假日都在進行實驗，當儀器及空調設備長時間運轉時，校園之用電量將會有很可觀的成長。

表 2　馬偕醫學院總用電度數統計表

用電年度	用電度數	年增率(%)
2010	2,122,400	0
2011	2,304,800	8.59
2012	2,809,400	21.89
2013	3,286,600	16.99
2014	3,820,000	16.23
2015	4,182,200	9.48
2016	4,381,400	4.76
2017	4,444,400	1.44
2018	4,522,748	1.76
2019	4,528,600	0.13

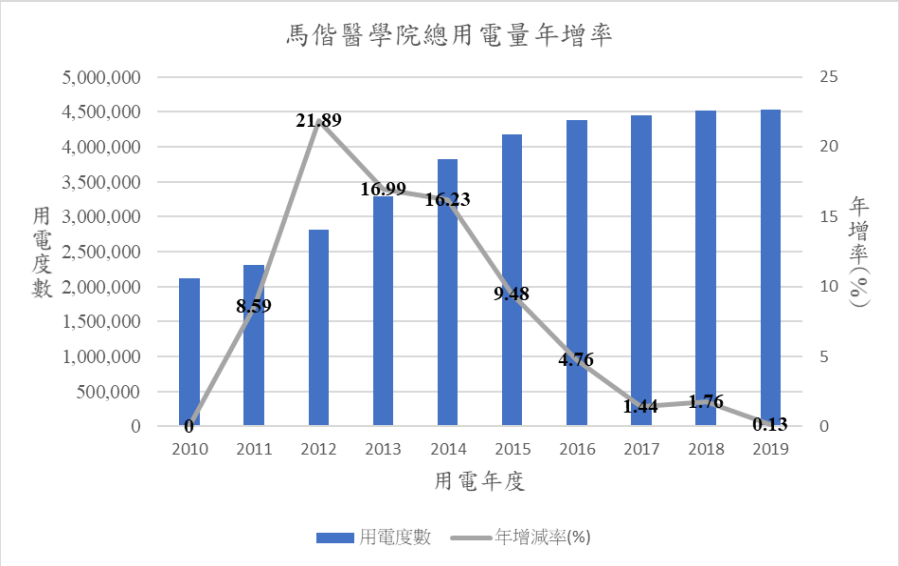


圖 1　馬偕醫學院總用電量年增率

有鑑於教育部自 2011 年起推行「學校四省專案計畫」開始，本校隨即從初期逐漸導入能源相關軟硬體之建置並持續到 2020 年推行的「政府機關及學校用電效率管理計畫」當中，以下將進行相關介紹。

(一)軟體方面：

1.成立節約能源推動小組：

本校於 2011 年 5 月成立節約能源推動小組，由校長擔任召集人，制定節能政策，推動節約能源措施。

2.能源管理系統：

本校於 2013 年建置第一期全校能源管理系統，將全校用水用電資料納入管理；2015 年建置第二期全校能源管理系統，將第一期系統建置不足地方及二期校舍新建工程新增建築物用水用電一併納入

能源管理系統當中。

3.通過 ISO 50001：

本校於 2017 年申請經濟部能源局「106 年度服務業 ISO 50001 能源管理系統示範輔導計畫」，獲選為能源管理系統示範輔導用戶，並於 2017 年通過 ISO 50001 能源管理系統標準驗證。

(二)硬體方面：

1.鍋爐變更熱泵：

學生宿舍 AB 棟熱水系統設備為非常耗能之電熱鍋爐，2012 年規劃於電熱鍋爐前端增設熱泵設備，讓冷水經熱泵預熱後再流進鍋爐加熱，可大幅降低電熱鍋爐用電，節能效益達 50%以上；汲取相關經驗，於第二期校舍新建工程學生宿舍 CD 棟及多功能活動中心熱水系統即規劃建置節能之熱泵設備熱水系統。

2.冷氣刷卡機設備用電管理系統：

本校於 2013 年在學生宿舍建置冷氣刷卡機設備用電管理系統，使學生建立使用者付費觀念，培養日常生活中節約能源的習慣。

3.高耗能電具汰換成 LED 燈具：

本校於 2014 年將校園 150W 景觀高燈汰換為 60W LED 燈具，節能效益達 60%。

4.照明系統改善成感應式燈具：

本校自 2017、2018 年起，逐步將第一教學大樓、第二教研大樓停車場、電梯梯廳及樓梯間照明設備改善為感應式 LED 照明、部分校園路燈改善為 LED 照明，除了節約能源外，LED 照明產生的明亮程度，也有效提升校園安全。

5.智慧電錶：

透過智慧電錶紀錄用電數據，回傳至本校能源管理系統當中，使本校能源管理單位能夠有效掌握用電量，且與台電電錶誤差約控制在 1%左右(除 2015 年誤差較大之外)，資料詳見表 1。

四、結　論

本校已建置之能源管理系統除可以監控全校用電狀況，並透過需量控制系統管控全校空調主機以及電熱鍋爐電熱設備，降低尖峰時段最高需量。

雖然本校用電量歷年來呈現正成長，推究其原因為本校因應辦學規模擴大、增設系所、學生及班級數增加，並完成第二期校舍建築物工程，但用電量成長幅度從 2013 年起逐漸地縮小，足以顯現從軟硬體措施著手改善之成效。

大專校院一般企業比較不同之處為用電旺季不明顯，因為校園生活中學

生通常於七、八月份時放暑假，學生在校人數減少五分之一至三分之一，所以社會上的用電旺季在學校當中，不見得會是用電量最突出的，反而是學期末及新學期之開始，用電量比起其他月份來看，屬於相對高的。

主管機關時常以輔導、評鑑為查核手段，藉以要求各大專校院落實能源管理，透過主管機關輔導專案計畫，大專校院也能獲取部分資金挹注來進行老舊耗能設備的汰換，主管機關、大專校院、環境面，均可以互相達到三贏的局面。

校園當中最常見軟硬體的改善為照明燈具變更及建置能源管理系統，因老舊耗能設備汰換是最直接有節能減碳的方式，而建置能源管理系統，則方便學校能源管理人員能隨時監控用電量，當有異常時，進而了解問題出在哪裡。學生認為教職員工生之能源宣導，則是最困難的一部分，僅能從日常生活當中之小細節進行到告知，例如：電梯文宣、校園門口跑馬燈等；但通常與社會有關之活動才容易受到重視，例如：328 國際關燈日，鼓勵大家一起關燈一小時的這種活動，則最具宣導意義。

如何在社會發展與環境永續當中去找到一個平衡點，是有一定的挑戰性，也同時是企業永續發展的中心思想，建構出一套符合 ISO 50001 與 ISO 14064 的管理模式，透過社會日益進步的科技，將實務經驗結合軟硬體設施，對照國際標準的作業流程，將可以達到有效地管理，並可以當作案例供有興趣之大專院校或社會企業共襄盛舉，為環境永續盡一份心力。

五、參考文獻

1.爐俊良(民 103 年 1 月)「大專院校能源管理系統建置與溫室氣體減量之研究」，碩士論文，國立臺北大學自然資源與環境管理研究所，頁 30-37。

2.洪文雅、林信作(民 99 年 10 月)，「國際能源管理系統 ISO/DIS 50001 標準及發展趨勢」，財團法人台灣綠色生產力基金會通訊月刊，頁 2-6。

3.黃建誠(民 102 年 1 月)，「政府機關學校節能成效與推動策略」，財團法人台灣綠色生產力基金會通訊月刊，頁 4-6。

4.經濟部(民 105 年 6 月)，「政府機關及學校四省專案計畫 104 年度暨全程計畫執行成效分析與考評報告」，政府機關及學校節約能源填報網站，頁 15-23。

5.經濟部(民 108 年 7 月)，「政府機關及學校節約能源行動計畫 107 年度執行成效考評報告」，政府機關及學校節約能源填報網站，頁 18-19。

6.經濟部、教育部(民 109 年 1 月)，「政府機關及學校用電效率管理計畫」，經濟部能源局，頁 3-11。

7.申永順(2016 年 3 月)，「馬偕學校馬偕醫學院馬偕醫學院永續報告書-永續

校園管理」，馬偕學校馬偕醫學院馬偕醫學院，頁 57-63。
8.王之佑、池祥麟、李育明、李堅明、林恭正、張玉山、陳宥杉、陳澤義、蔡龍保、王國忠、王憶梅、李麗芳、林佑亮、林亭君、林啟賢、林裕山、洪雪華、張仁俊、張筱瑩、舒昌榮、黃以潔、黃琮禾、楊婷雅、葉大綱、詹士樑、廖郁淳、謝宜蓉、嚴素娟(2020 年 7 月)，「國立臺北大學永續報告書-環境永續與管理」，國立臺北大學，頁 65-84。
9.經濟部工業局產業節能減碳資訊網，「能源管理系統資訊」(2020 年 10 月 12 日)檢自 https://ghg.tgpf.org.tw/Counseling/counseling_sm8。

水泥業升級空污防制設備因應循環經濟案例探討

盧彥廷*、陳秉圻*、吳宗德*、郭子豪**

摘　要

循環經濟可有效減少能資源的耗用，為永續發展方向。水泥製程在燃燒三要件 3T 中具有優越性能(溫度高、停留時間長、擾流強)，可有效處理廢棄物再利用燃料，為循環經濟重要心臟。然因燃料及原料替代使水泥製程廢氣特性改變，可能使既存污染防制設備未能達最佳化。已有業者透過升級空氣污染防制設備，達到空氣污染物降低等綜效。本文透過分析及訪談，將歷年來空氣污染物濃度時序趨勢，比對業者升級防制設備措施時間，探討設備升級之污染減量效果。

以粒狀物為例，因應煤源變更及原、燃料物料替代，廢氣之灰電阻改變使得 ESP 操作偏離設計條件，業者升級為電袋複合集塵器後，粒狀物濃度甚至低於原始設計，有效因應灰電阻變動。另因燃燒高溫衍生之熱式氮氧化物(Thermal NOx)，透過五段式懸浮式預熱系統改善、分段式燃燒、低氮氧化物燃燒器等方式，取代選擇性無觸媒還原器(SNCR)，氮氧化物濃度可低於原始設計，並對於提高能源效率及減碳有協同效果。本文分析升級成功案例，作為業者推動防制設備改造之參考。

【關鍵詞】水泥業、空氣污染防制設備、循環經濟、最佳可行控制技術

---

*環興科技股份有限公司　工程師

**環興科技股份有限公司　計畫主任

一、前　言

循環經濟可有效減少能資源的耗用，為永續發展方向。水泥製程在燃燒三要件 3T 中具有優越性能(溫度高、停留時間長、擾流強)，可有效處理廢棄物再利用燃料，為循環經濟重要心臟。

自政府開始推動水泥業的循環經濟，包括替代原料及替代燃料等。廢輪胎的膠片原來也是國內水泥業最喜歡的輔助燃料。然過去曾發生少數業者未做好廢氣處理設施，衍生異味等問題，而全台禁燃廢輪胎膠片案例。因而循環經濟衍生的空污問題亦為永續發展的風險，值得重視。所幸，在政府的嚴格督導下，業者亦積極推動防制設備的升級，也降低了空氣污染，提升企業形象。

本研究以水泥業主要的污染源水泥旋窯為主要分析對象，以目前累積較多的傳統污染物粒狀物及氮氧化物資料進行分析，包含減量技術的收集、業者目前採用的技術、規劃升級的選項、已完成改善業者的改善前後濃度差異等。本文分析升級成功案例，作為業者推動防制設備改造之參考。

二、文獻回顧

(一)水泥業的循環經濟

依據我國水泥業的企業社會責任報告書，整理我國水泥業參配廢棄物使用情形彙整如表 1。主要分為原料替代及燃料替代，廢棄物來自下列行業別：

原料替代：電廠、鋼鐵廠、焚化爐、營建等廢棄物

燃料替代：光電、造紙廢棄物及廢木材、潤滑油等

進一步分析我國水泥業替代原料用量變化趨勢如圖 1。圖中顯示原料替代率我國各廠略有差異，惟相較日本仍有精進空間。國內約 18~357 kg/t-水泥；日本約 476 kg/t-水泥。國內各廠雖略有差異，然長期目標則是提升替代率。例如表中原料替代較低之亞洲水泥，依照其 CSR，規劃原料替代在 2020、2025 及 2030 年分別達到 127、307 及 399 kg/t-水泥。

我國與國際水泥業燃料替代率比較如圖 2。目前燃料替代率約 0.02~3.3%，低於國際水準(日本、歐盟、國際能源署 IEA 等)。在各界積極推動下，花蓮縣政府已於 109.9.20 通過台泥和平廠的第四次環差[10]，預計自 111 年 7 月起協助處理廢棄物。其它如亞泥花蓮廠也有類似規劃，依照其 CSR，燃料替代率在 2020、2025 及 2030 年分別達到 5、10 及 15%。

表 1　我國水泥業參配廢棄物使用情形彙整表

替代方式	廢棄物名稱	台灣水泥		亞洲水泥	幸福	信大	潤泰精密
		蘇澳廠	和平廠	花蓮廠	東澳廠	南聖湖廠	冬山廠
原料替代	燃煤鍋爐飛灰、底灰	V	V	V	V		
	污泥(如無機、CaF_2、淨水等)	V	V	V	V	V	
	礦泥(如煉鋼、廢石材等)			V	V	V	V
	廢噴(鑄)砂				V		
	爐渣(石)			V	V		
	電爐煉鋼爐還原渣(石)	V	V	V			V
	燃煤電廠脫硫石膏		V			V	V
	營建廢土	V	V		V	V	
	焚化再生粒料	V		V	V		
	污染整治廢土				V		
	廢壓膠膜	V	V				
燃料替代	污泥(有機、漿紙、紡織等)			V	V		V
	固態燃料(非有害油泥、廢木材等)	V	V	V	V		
	RDF 塑膠片			V			
	廢潤滑油					V	

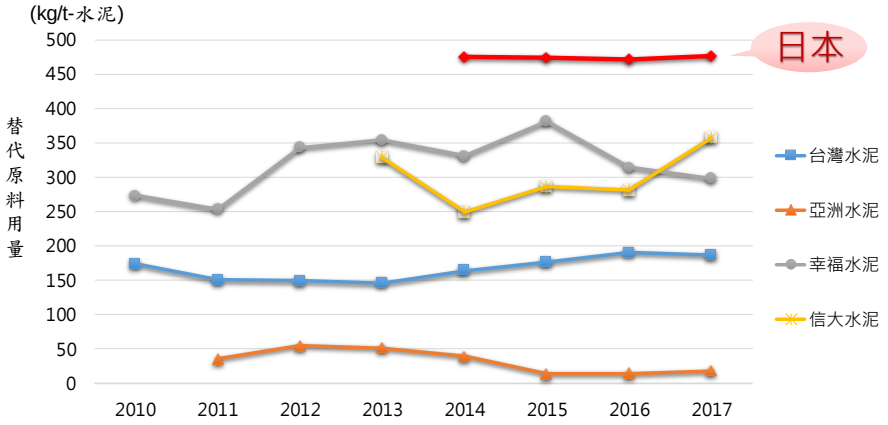


圖 1　我國水泥業替代原料用量變化趨勢

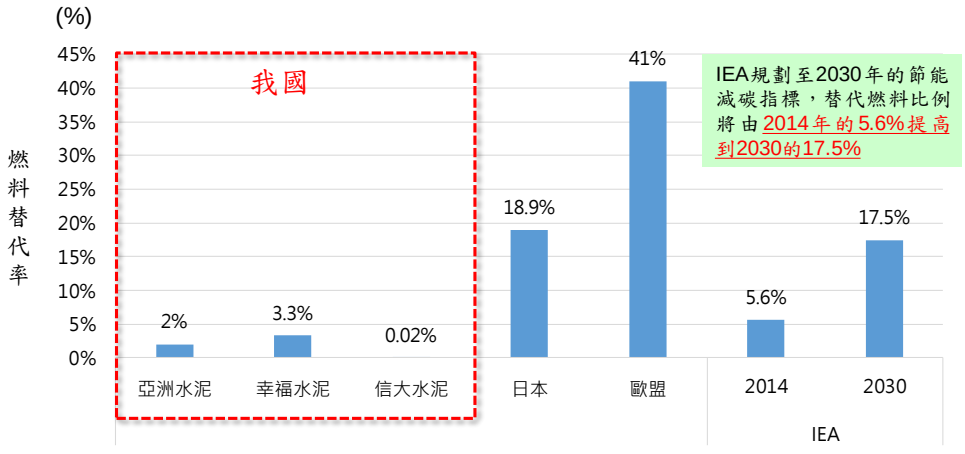


圖 2　我國與國際水泥業燃料替代率比較

(二)水泥生產製造

水泥業最主要的原料(生料)為石灰石，再來則是黏土、矽砂及鐵渣等。依照我國水泥業空氣污染物排放標準，旋窯型式分為：

- SP 型：指利用旋窯排放之高溫熱氣流，經懸浮式多級旋風筒所組成之預熱裝置，將生料與熱氣流進行長時間之熱交換，使生料在飼入旋窯前已能充分預熱之一種預熱系統旋窯。
- NSP 型(New Suspension Preheater System Kiln)：於懸浮式預熱機最後一級旋風器旁，加裝一組二次燃燒系統，將已經預熱之生料藉二次加熱增加熱交換作用，使飼料達到接近燒成狀態後送入旋窯。

國內目前的水泥窯型式皆為乾式 NSP 型旋窯，其組成包含預熱爐(Preheater)及預鍛爐(Precalciner)，亦稱為 PH/PC 型旋窯。SP 型旋窯之燃料 100%由旋窯出料端輸入。NSP 型旋窯，其燃料分別由旋窯出料端及 PC 爐輸入，後者佔比達 60%，甚至可達 65%。PH/PC 型旋窯系統的組成及各單元的溫度及特徵[11]如圖 3。

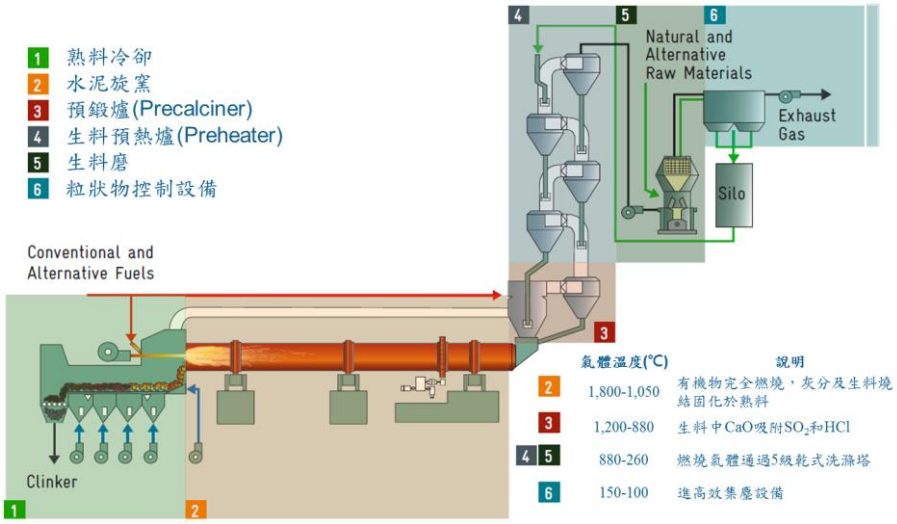


圖 3 水泥旋窯系統的組成及各單元的溫度及特徵

氣體流向依序為水泥旋窯、預鍛爐、預熱爐、生料磨、粒狀物控制設備等排放，而原料的流向則是相反，生料磨、預熱爐、預鍛爐、水泥旋窯至熟料冷卻。

各單元的氣體溫度依序降溫，分別為水泥旋窯(1,800-1,050℃)、預鍛爐(1,200-880℃)、預熱爐及生料磨(880-260℃)、粒狀物控制設備(150-100℃)。特徵如下：

- 水泥旋窯：有機物完全燃燒，灰分及生料燒結固化於熟料

- 預鍛爐：脫碳酸反應($CaCO_3 \rightarrow CaO+CO_2$)、及 CaO 吸附 SO_2 和 HCl
- 預熱爐：燃燒氣體通過 5 級乾式洗滌塔，與生料熱交換

(三)循環經濟之影響

1.粒狀污染物

理論上，水泥燃料於水泥旋窯中，有機物完全燃燒，灰分及生料燒結固化於熟料。少量未固化於熟料者，會經高效集塵設備處理後排放。因而推動循環經濟對粒狀物的影響較少有文獻討論。然而，我國旋窯系統的高效除塵設備多採用靜電集塵器(ESP)，歐盟則多採用袋式集塵器(BF)，前者會受到粉塵灰電阻的影響而降低粒狀物集塵效果使粒狀物排放濃度增加。郭等(2020)研究發現，國內電力設施採用 ESP 除塵，因為中國管制煤炭出口使得煤源變更導致飛灰灰電阻增加，粒狀物濃度增加的案例，推動電力設施防制設備改造後，濃度始有改善，其它行業(電力設施)升級粒狀污染物防制設備經驗如圖 4。因而，國內水泥業者推動循環經濟，或者因為煤源變更，是否有類似現象也值得關注。

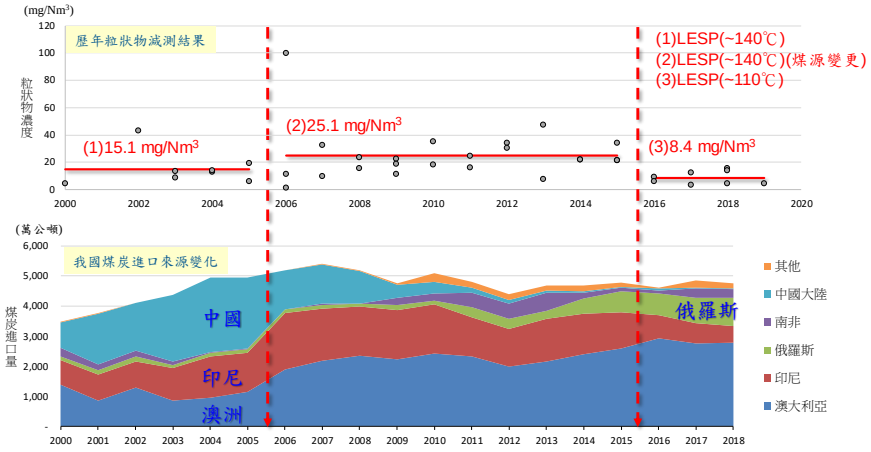


圖 4　其它行業(電力設施)升級粒狀污染物防制設備經驗

2.氮氧化物排放

(1)水泥製程 NOx 排放機制

水泥製程生產高溫及氧化環境有利於 NOx 生成，NOx 生成主要來自兩個機制，分別為熱式氮(Thermal NOx)及燃料氮(Fuel NOx)。熱式氮主要來自燃燒空氣中的氮氣高溫氧化，燃料氮則是燃料中氮成分氧化，有時水泥生料成分也會包含氮成分，進料氮(Feed NOx)。因水泥製程的高溫特性，熱式氮為主要來源。

(2)推動於循環經濟的可能影響

水泥窯(kiln)中之水泥熟料反應(clinker formation reactions)須於高溫下完成，若溫度過低，則反應停止，又因該反應為放熱反應[13]，使溫度進一步降低。因而必須增加燃料提高溫度。一旦反應再次開始，溫度快速增加，必須調整燃料輸入。由於製程的不斷變動，相應溫度變動使得 NOx 排放變動。除了溫度變化外，燃料氮含量、進料的速率、成分及水份變化等皆會影響水泥窯的操作參數。因而，推動於循環經濟造成的原料替代及燃料替代，將影響旋窯操作的穩定，因而可能造成溫度的波動增加，而有利於熱式氮生成，值得注意。

(四)空氣污染物排放標準

我國現行水泥業空氣污染物排放標準彙整表(旋窯預熱機、生料磨)如表2。水泥業空氣污染物排放標準(2003.10.29)訂定以來，主要管制空氣污染物僅針對粒狀污染物(包括不透光率及重量濃度)及 NOx 二大項目，旋窯系統預鍛爐中生料中 CaO 吸附 SO_2 因而 SO_2 排放量極低較無疑慮(圖 3)。近年來，在防制技術精進與對環境品質要求日趨嚴格下，宜蘭縣訂定水泥業加嚴標準(2016.5.31)，環保署研擬排放標準修正草案。環保署報告(2020)臚列標準草案值與國外標準比較，顯示草案中粒狀物重量濃度、NOx 標準值與歐盟最佳可型技術(BAT)相當。粒狀物標準草案為 20 mg/Nm^3，氮氧化物則為 220 ppm。我國推動循環經濟也常以歐盟為標竿，因而歐盟 BAT 對於空氣污染的相應技術及對應濃度，值得我國參考。

表 2　我國現行水泥業空氣污染物排放標準彙整表(旋窯預熱機、生料磨)

<table>
<tr><th>管制項目</th><th>項目</th><th colspan="2">環保署-排放標準
(2003.10.29)</th><th colspan="2">環保局-加嚴標準
(2016.5.31)</th><th colspan="2">環保署-排放標準
(修正草案)</th></tr>
<tr><td rowspan="2">粒狀污染物
(不透光率)</td><td>新設污染源</td><td rowspan="2">20%</td><td rowspan="2">不得超過
四小時
(註 1)</td><td rowspan="2">20%</td><td>不得超過二小時
(2016.5.31)</td><td colspan="2" rowspan="2">-(未修正)</td></tr>
<tr><td>既存污染源</td><td>不得超過四小時
(2016.5.31)
不得超過三小時
(2017.5.31)
不得超過二小時
(2018.5.31)</td></tr>
<tr><td rowspan="2">粒狀污染物
(重量濃度)</td><td>新設污染源</td><td rowspan="2">25~250
mg/Nm^3
(註 2)</td><td rowspan="2">-</td><td colspan="2" rowspan="2">-</td><td>20(發布日)</td><td rowspan="2">-</td></tr>
<tr><td>既存污染源</td><td>50(發布日)
20(發布日一年)</td></tr>
<tr><td rowspan="2">氮氧化物
(NO_x)</td><td>新設污染源</td><td>350 ppm</td><td rowspan="2">24 小時
算數
平均值</td><td>350(2016.5.31)</td><td rowspan="2">6 小時
算數
平均值</td><td>200(發布日)</td><td rowspan="2">日
平
均
值</td></tr>
<tr><td>既存污染源</td><td>450 ppm</td><td>450(2016.5.31)
400(2016.5.31)</td><td>300(發布日)
220(發布日一年)</td></tr>
</table>

註：1.其每日量測值，六分鐘紀錄值高於不透光率 20%之累積時間不得超過四小時

2.依排氣量指數函數計算

三、研究方法

水泥製程中以旋窯為主要空污貢獻來源，其粒狀物排放占 70%，NOx 幾乎由旋窯排放，故本研究將針對旋窯粒狀物及 NOx 防制技術進行探討，包括技術類別、歐盟 BAT 排放濃度等。

以訪談方式，彙整業者升級規劃，探討升級前後空氣污染排放濃度差異，包括年平均值比較、時序趨勢分析等。

排放量盤點，依據業者升級防制設備及對應濃度，彙整排放量時序趨勢，推動升級後預期污染減量。

四、結果與討論

(一)粒狀物防制技術

彙整粒狀污染物控制技術種類及說明如表 3。旋窯系統煙氣經 ESP、BF 或電袋複合集塵器除塵後排放。歐盟偏好 BF，其於起停車時段除塵效果不受影響，且不受灰電阻變動影響，可防止事故排放。而 ESP 具有易維護、阻力小、能耗較低等優點，因而國內業者偏好 ESP，其適用於高溫和高濕度條件下運行，然 ESP 易受灰電阻影響且因高氯和高硫原料輸入產生絕緣層，降低 ESP 除塵效果。

表 3 粒狀污染物控制技術種類及說明

種類	說明
靜電集塵器(ESP)	ESP 產生靜電場，當煙氣通過時，粒狀物帶負電，並向帶正電的收集板遷移。集板要定期敲打或振動，使粒狀物收集至料斗中。須對 ESP 敲打週期進行優化，以儘量減少粒狀物排放。ESP 的特點是具有在高溫（最高約 400℃）和高濕度條件下運行的能力。主要缺點是會隨著操作時間而效率降低，例如因為高氯和高硫原料輸入產生絕緣層。另須避免 CO 跳閘(CO 濃度過高需關停 ESP)。由於投資成本和啟動和關閉過程中的效率（相對較高的排放量），歐盟等地區較少使用。
袋式集塵器(BF)	袋式集塵器係使用濾袋讓氣體穿透但攔截粒狀物。隨著欄截粒狀物堆積，粒狀物本身成為主要過濾介質。隨著濾餅變厚，造成壓降。因此，必須定期清理濾袋。濾袋材質有多種選擇，例如合成纖維可在高達 280℃的高溫下運行。袋式集塵器的性能需考量各種參數的影響，例如濾袋材質與煙氣和粉塵特性的相容性，適宜的耐熱、物理和化學性質，例如水解，酸，鹼和氧化和製程溫度。在選用時必須考慮煙氣的水分和溫度。
電袋複合集塵器	複合集塵器是同一設備中 ESP 和 BF 的組合。通常是由現有 ESP 改造而來。改造過程允許部分使用舊設備。

(二)粒狀物歐盟 BAT

旋窯系統歐盟 BAT 之粒狀物濃度值為<10-20 mg/Nm^3。正常操作下，表 4 所列設備皆可以達到<20mg/Nm^3 水準。使用 BF 可達到較低排放水平。

表 4 水泥生產過程中控制 TSP 的技術概述

措施/技術	適用性	排放資料		成本	
		mg/Nm^3	Kg/ton	設置(百萬歐元)	操作(歐元/噸)
ESP	所有旋窯系統 熟料冷卻 水泥磨	<10-<20 <10-<20 <10	0.02-0.05 0.02-0.05 0.02	2.1-6.0 0.8-1.2 0.8-1.2	0.1-0.2 0.09-0.18 0.09-0.18
BF	所有旋窯系統 熟料冷卻 磨(生料磨,水泥磨,煤磨)	<5 <5 <10	0.01 0.01 0.02	2.1-6.0 1.0-1.4 0.3-0.5	0.15-0.35 0.1-0.15 0.09-0.18
電袋	所有旋窯系統 熟料冷卻 水泥磨	<10-20	0.02-0.05	-	-

(三)粒狀物業者升級規劃

整理業者推動粒狀物防制設備升級選項及改善期程如表 5。水泥旋窯係以煤炭當成主要燃料，並因為循環經濟的替代燃料及替代原料趨勢，造成飛灰比電阻變化，因既存集塵設備為 ESP，可能有排放增加疑慮。業者推動升級為電袋或 BF，部分業者已完成升級。

表 5 業者推動粒狀物防制設備升級選項及改善期程

項次	管制編號	公私場所名稱	製程編號	管道	粒狀物防制設備			煤源
					既存	升級	期程(註)	
1	G3200778	台灣水泥(股) 蘇澳廠	M03	P301	ESP	改電袋	2019.5.15	大陸、俄羅斯、澳洲
2	G3200849	信大水泥(股) 南聖湖廠	M02	P301	ESP	改電袋	2023.12.31	俄羅斯、澳洲、大陸、印尼
3	G37A0585	潤泰精密材料(股) 宜蘭冬山廠	M01	P002	ESP	-	-	-
4	G4100017	幸福水泥(股) 東澳廠	M02	P002	ESP	改電袋	2020.10	澳洲、印尼、 俄羅斯
5	U0100187	台灣水泥(股) 和平分公司和平廠	M01	P108	ESP	改電袋	2019.9.26	大陸、俄羅斯、澳洲
6			M02	P206	ESP	改電袋	2019.9.26	
7	U9400115	亞洲水泥(股) 花蓮製造廠	M01	P103	ESP	-	-	澳洲、印尼
8			M02	P201	ESP	改 BF	2021.12.31	
9			M03	P307	ESP	改 BF	2021.12.31	

註：期程為已完成或預計完成時間

(四)粒狀物年平均值比較

整理國內水泥窯 TSP 排放濃度(2019 年)如圖 5。已完成防制設備升級者，濃度優於歐盟 BAT 之<10-20 mg/Nm^3。

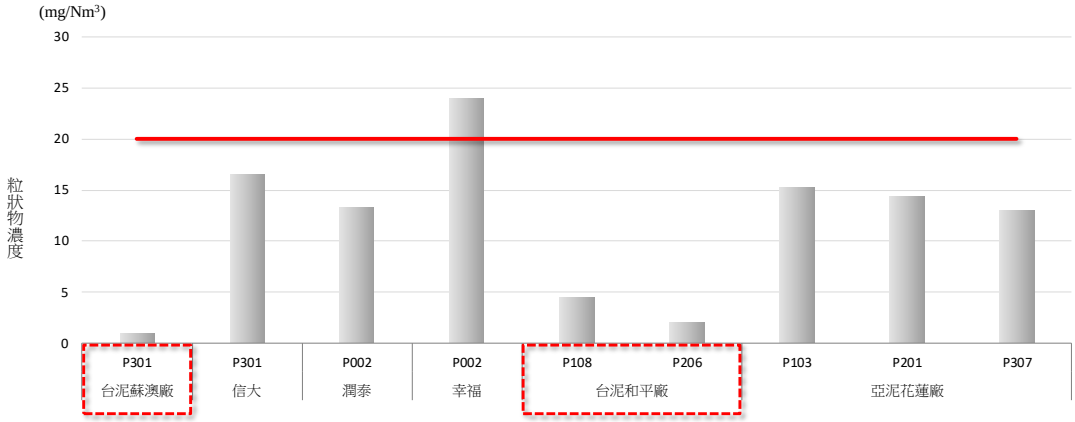


圖 5　國內水泥窯 TSP 排放濃度(2019 年)

(五)粒狀物時序趨勢分析

整理已完成防制設備升級者-案例廠 TSP 濃度時序趨勢如圖 6。案例顯示 2008 年增加，推測與 ESP 劣化有關，劣化原因可能與絕緣層(Insulating Layer)之形成、煤源變更及電廠煤灰等有關。然 2018 年濃度降低，甚至低於 2008 年前。與設備升級有關。

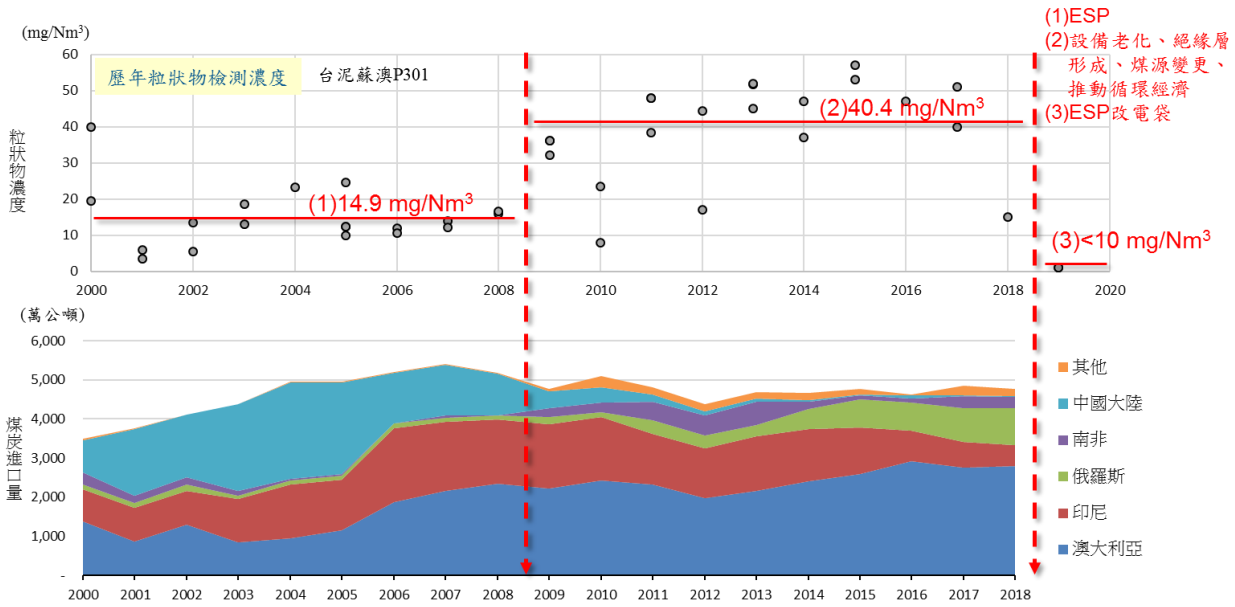


圖 6　已完成防制設備升級者-案例廠 TSP 濃度時序趨勢

已完成防制設備升級者-案例廠 TSP、NOx 濃度時序趨勢如圖 7。案例顯示 2008 年後 TSP 增加，NOx 也有類似趨勢。推測 NOx 濃度變動與原料、燃料替代有關，原料替代可能導致 NOx 濃度增加，燃料替代會導致 NOx 濃度降低。2017 年後 NOx 減少，與業者因應環保局地方加嚴標準，提升 SNCR 效能有關。

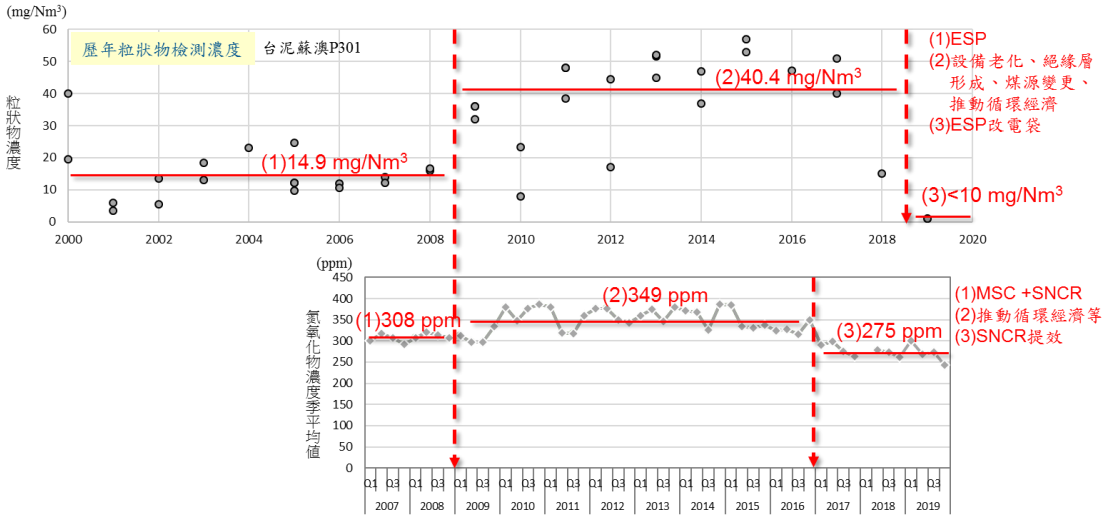


圖 7　已完成防制設備升級者-案例廠 TSP、NOx 濃度時序趨勢

已完成防制設備升級者-不透光率(Opacity,OP)機率分佈如圖 8。已完成防制設備升級者-案例廠之 OP 由 16%降至 2% (2017-2019)，OP 變動幅度明顯改善。

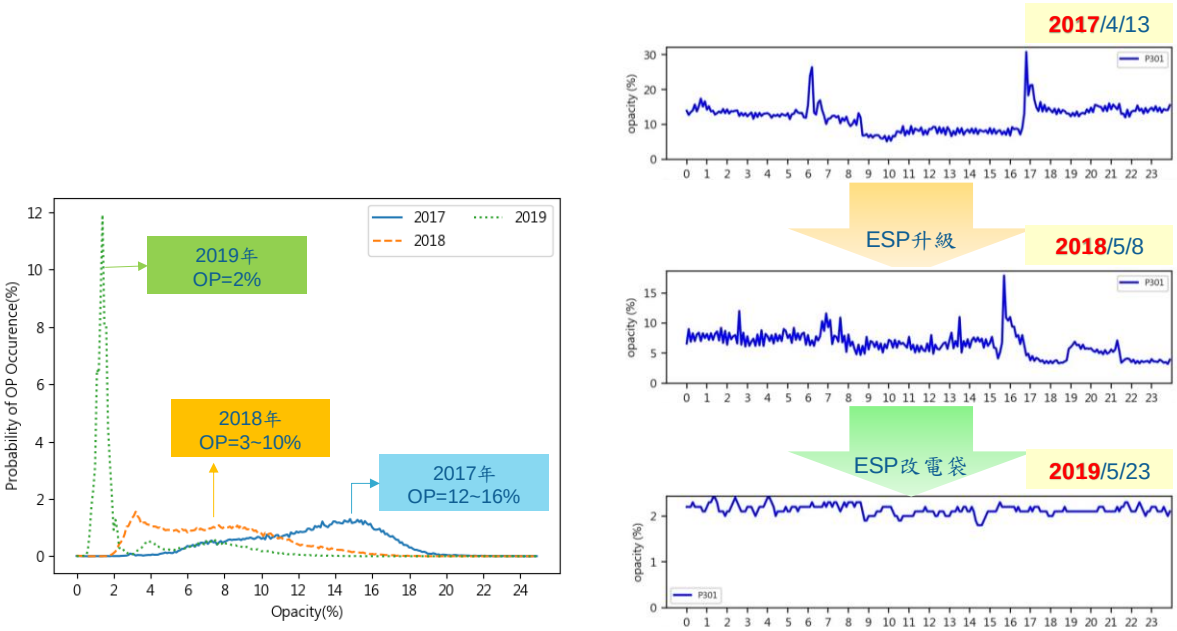


圖 8　已完成防制設備升級者-案例廠不透光率(OP)機率分佈

已完成防制設備升級者-其它案例廠 TSP 濃度時序趨勢如圖 9。本案例 ESP 因處理能量較大、設備較新，隨時間劣化現象不顯著，惟升級後 TSP 亦呈現減量。該廠粒狀物排放標準 25 mg/Nm^3，既存 ESP 處理後約 12mg/Nm^3，升級為電袋複合集塵器處理後約 2 mg/Nm^3。

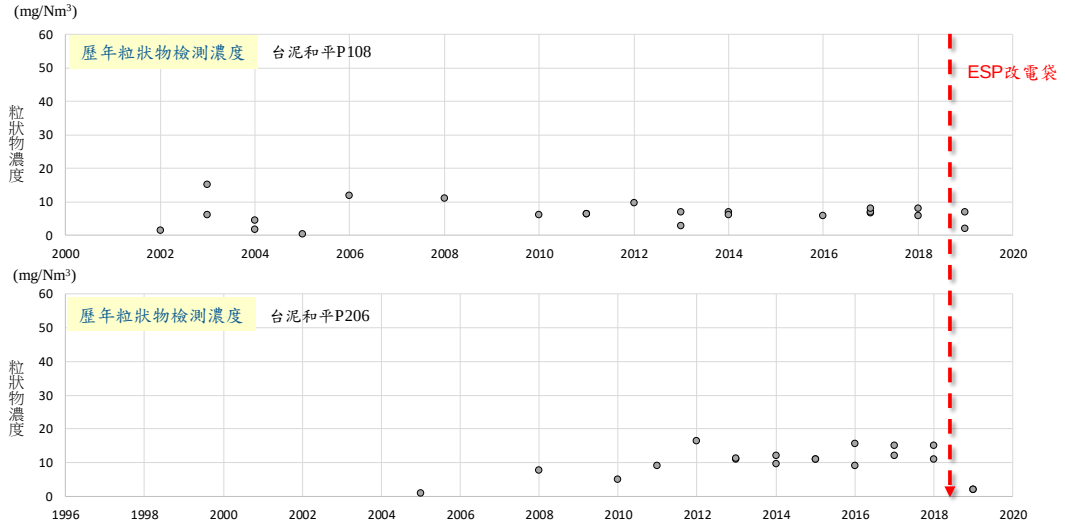


圖 9　已完成防制設備升級者-其它案例廠 TSP 濃度時序趨勢

(六)NOx 防制技術

整理 NOx 控制技術種類及說明如表 6。旋窯系統 NOx 減量排放透過燃燒前、中、後控制來減量。燃燒前減量技術如火焰冷卻、低氮燃燒器、添加礦化劑等。燃燒中控制技術如分段燃燒(MSC)等。燃燒後如 SNCR 及 SCR 等。其中，歐盟建議優先採用燃燒前控制，搭配燃燒中、後控制。我國業者多採用燃燒前控制(LNB、優化等)，搭配 MSC 或 SNCR 減量，與歐盟 BAT 具一致性。

表 6　NOx 控制技術種類及說明

種類	說明
火焰冷卻	通過使用不同的注入方法，將水添加到燃料中或直接添加到火焰中，例如使用含水率較高的液體/固體廢物含量降低溫度並增加羥基（氫氧基）自由基的濃度。這可以對燃燒區的 NOx 還原產生積極影響。
低氮燃燒器(LNB)	LNB(間接燃燒)的設計在細節上略有不同，燃料和空氣是通過同心管注入窯中的。一次空氣比例減少到化學計量燃燒所需的比例的 6%至 10%（傳統燃燒器通常為 10%至 15%）。軸向空氣以高動量注入到外部通道中。煤可能通過中心管或中間通道吹出。第三通道用於渦流空氣，其渦流由燃燒管出口處或後面的葉片引起。這種燃燒器設計的最終效果是在缺氧的氣氛中產生提早點火，尤其是燃料中的揮發性化合物，這將傾向於減少 NOx 的形成。使用 LNB 時，並不總是能夠減少 NOx 排放量。燃燒器的設置必須優化。

種類	說明
添加礦化劑	於生料中添加礦化劑（例如氟）是一種調整熟料質量並降低燒結區溫度的技術。通過降溫減少了 NOx 形成
製程優化	可以應用過程的優化，例如穩定和優化窯爐的運行和燃燒條件，優化窯爐的運行控制和/或燃料進料的均質化，以減少 NOx 排放。已應用一般的主要優化措施/技術，例如過程控制措施/技術，改進的間接燃燒技術，優化的冷卻器連接和燃料選擇以及優化的氧氣含量。
分段燃燒(MSC)	採用專門設計的預鍛爐(PH/PC 爐)對水泥窯進行分段燃燒。第一階段於旋窯出料端，在熟料生成過程最佳化操作。第二階段於窯爐入料端的燃燒器，產生還原性氣氛，分解在燒結區中產生的一部分 NOx。在該區域中的高溫對於將 NOx 轉化為元素氮的反應特別有利。在第三階段中，將鍛燒燃料與一定量的第三空氣一起供給到預鍛爐中，產生還原性氣氛。該系統減少了燃料 NOx 的產生，也減少了旋窯排放之 NOx。在第四也是最後一個燃燒階段，剩餘的三次空氣將作為“頂部空氣”進入系統，以進行剩餘燃燒(如圖 10)。
選擇性無觸媒還原(SNCR)	SNCR 將氨水（最多 25%NH_3），或尿素溶液注入燃燒氣體中，以將 NO 還原為 N_2。該反應在約 830 至 1050℃的溫度範圍內具有最佳效果，另須提供足夠的停留時間，以使注入的還原劑與 NO 反應。
選擇性觸媒還原(SCR)	SCR 借助 NH_3 和催化劑在約 300–400℃的溫度範圍內將 NO 和 NO_2 還原為 N_2。該技術廣泛用於燃煤電廠等行業。在水泥業中，多採高塵配置，設於預熱器和除塵裝置之間，其溫度落在 SCR 操作溫度區間。

依照 NSP 型旋窯之溫度曲線(圖 3)，旋窯的氣體溫度(1,800-1050℃)遠高於預鍛窯(1,200-880℃)，相較於沒有預鍛窯的 SP 窯爐燃料 100%由旋窯輸入。NSP 型旋窯，60%燃料由預鍛爐輸入，因為溫度較低可以有效減少 NOx 生成。

NSP 型旋窯之燃料與空氣輸入位置圖 10。40%燃料自旋窯出料端輸入燃燒區；在預鍛爐中為貧氧燃燒，達到 NOx 還原效果；進入預熱爐前輸入剩餘三次空氣，燃盡區為富氧燃燒，因為溫度較低可降低 NOx，同時達到 CO 減量效果。

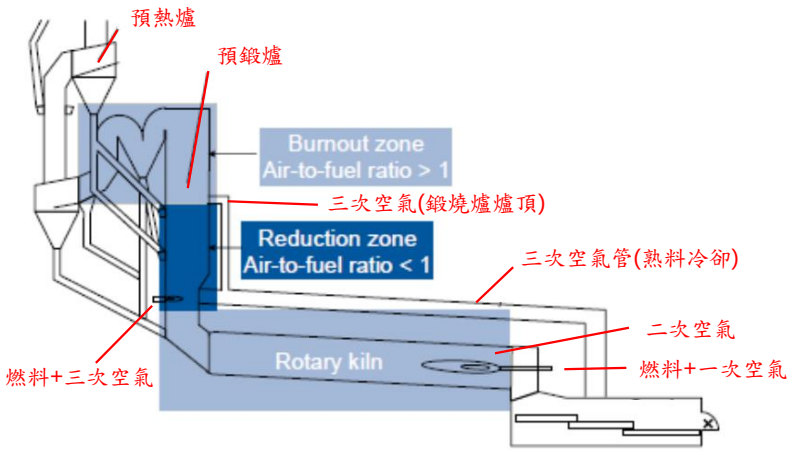


圖 10　NSP 型旋窯之燃料與空氣輸入位置

(七)NOx 歐盟 BAT

旋窯系統歐盟 BAT 之 NOx 濃度值為<98-220 ppm(日平均值)。可以使用表 7 中各種措施/技術的組合來達成。確切濃度值受到旋窯設計、燃料及替代燃料性能、生料可燃性等影響。若使用 SNCR，則需一併考量氨逃逸，適用之歐盟 BAT 之氨濃度值為<30-50 mg/Nm^3(日平均值)。至於 SCR 則少有使用。

表 7 水泥生產過程中控制 NOx 的技術概述

措施/技術	旋窯系統適用性	削減率(%)	排放資料		成本	
			ppm	Kg/ton	設置(百萬歐元)	操作(歐元/噸)
火焰冷卻	所有	0-35	<244-488	1.15-2.23	最高達 0.2	最高達 0.5
LNB	所有	0-35	244-488	1.15-2.23	最高達 0.45	0.17
添加礦化劑	所有	10-15	無資料	-	無資料	無資料
分段燃燒(MSC)	預鍛窯	10-50	<220-488	1.04-2.3	0.1-2	無資料
	預熱器	30-90			1-4	
SNCR	預熱器及預鍛窯	35	<98-244	0.4-1.15	0.5-1.2	0.1-1.7
SCR	預熱器及預鍛窯	43-95	<98-244	0.23-1.15	2.2-4.5	0.33-3.0

(八)NOx 業者升級規劃

整理業者推動 NOx 防制設備升級選項及改善期程如表 8。各業者皆設置 LNB，5 家業者中有 4 家業者有添加礦化劑-氟化鈣(如表 1)。業者多設有 MSC，然 MSC 之種類及效能有別，因而部分業者裝設 SNCR，搭配使用。在防制設備升級選項方面，部分業者評估升級 MSC，並降低 SNCR 負荷。

表 8 業者推動 NOx 防制設備升級選項及改善期程

項次	管制編號	公私場所名稱	製程編號	管道	NOx 防制設備(註 1)			說明
					既存(註 2)	升級(註 2)	期程(註 3)	
1	G3200778	台灣水泥(股) 蘇澳廠	M03	P301	MSC SNCR	MSC	評估中	MSC(2015.9) 效果不顯著
2	G3200849	信大水泥(股) 南聖湖廠	M02	P301	MSC SNCR	-	-	SNCR(2016.10) MSC(2018.9)
3	G37A0585	潤泰精密材料(股) 宜蘭冬山廠	M01	P002	MSC SNCR	-	-	MSC(2012 年)
4	G4100017	幸福水泥(股) 東澳廠	M02	P002	MSC	-	-	MSC(2007.7) 脫氮效果佳
5	U0100187	台灣水泥(股) 和平分公司和平廠	M01	P108	MSC SNCR	MSC	-	SNCR(2018.12) MSC (2019.10)
6			M02	P206	MSC SNCR	MSC	-	
7	U9400115	亞洲水泥(股) 花蓮製造廠	M01	P103	-	-	-	-
8			M02	P201	MSC	-	-	
9			M03	P307	MSC	-	-	

註：1.皆為 LNB 及添加礦化劑；2. MSC 之種類及效能有別；3.期程為已完成或預計完成時間

(九)NOx 年平均值比較

整理國內水泥窯 NOx 排放濃度(2019 年)如圖 11。1 家業者使用 MSC 技術，且未採用 SNCR，其 NOx 濃度優於歐盟 BAT 之 220 ppm。

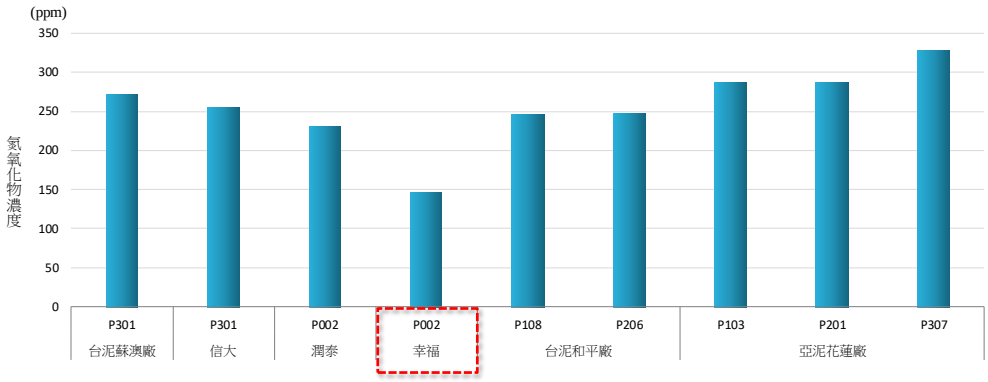


圖 11　我國水泥窯 NOx 排放濃度(2019 年平均值)

(十)NOx 時序趨勢分析

整理已完成防制設備升級者-案例廠 NOx 濃度時序趨勢如圖 12。案例顯示 2008 年分段燃燒系統由四級改為五級並增設外掛爐，並配合燃料替代降低 NOx 濃度，NOx 排放約 150 ppm。不需增設 SNCR(水泥業使用尿素為還原劑)，降低副作用[15]，例如：

不透光率：燃料含氯生成氯化銨，衍生不透光率問題

設備阻塞或腐蝕：生料含硫(黃鐵礦硫黃)生成硫酸銨或硫酸氫銨

CO_2 增量及異味問題：$2NO+(NH_2)_2CO$(尿素)$+1/2\ O_2 \rightarrow 2N_2+2H_2O+CO$

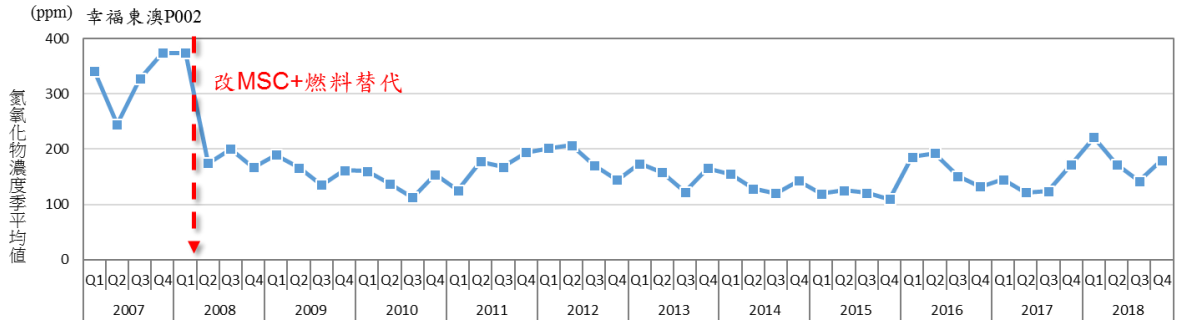


圖 12　已完成防制設備升級者-案例廠 NOx 季平均濃度時序趨勢

(十一)水泥業空污排放量盤點

整理我國水泥業(包含旋窯以外排放量)粒狀物、NOx 排放量時序趨勢如圖 13 及圖 14。預期推動改善後，TSP 減量 312 噸/年，NOx 減量 6,458 噸/年。相較於 99 年減量幅度約達 14 及 34%。

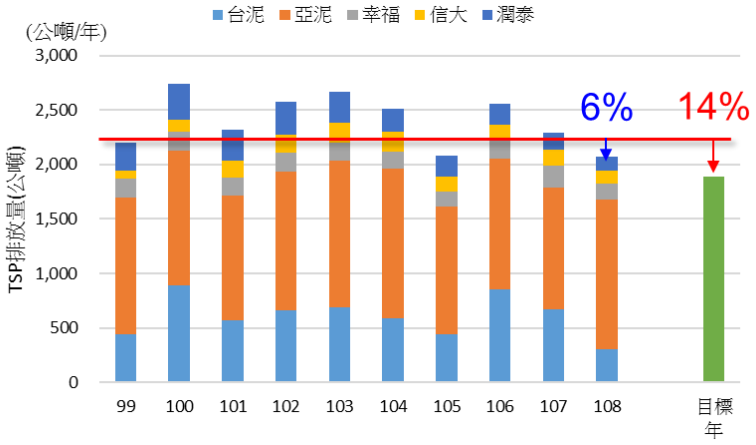


圖 13　我國水泥業粒狀物排放量時序趨勢

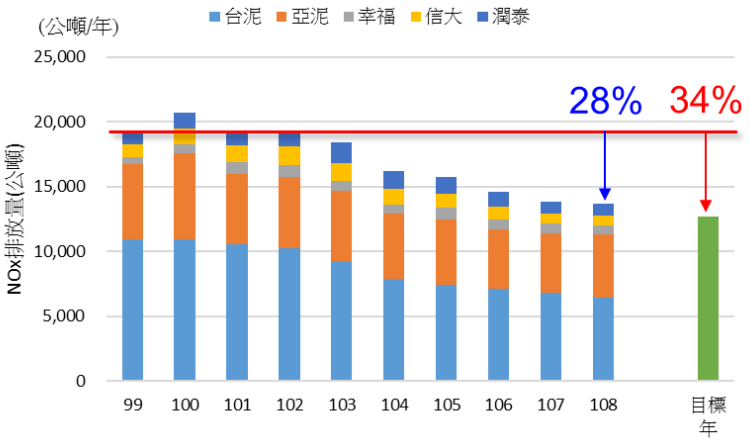


圖 14　我國水泥業氮氧化物排放量時序趨勢

四、結論與建議

推動循環經濟衍生議題：因燃料及原料替代使水泥製程廢氣特性改變，可能使既存污染防制設備未能達最佳化，影響既存旋窯系統的粒狀物及 NOx 排放。

業者升級防制設備因應：粒狀物方面，因應煤源變更及原、燃料物料替代，廢氣之灰電阻改變使得 ESP 操作偏離設計條件，已有業者升級為電袋複合集塵器，其粒狀物濃度甚至低於原始設計，有效因應灰電阻變動，其它業者規劃升級為電袋或改為袋式集塵器，預期可以達到類似減量效果。氮氧化物方面，國內業者主要採用燃燒前控制(如添加礦化劑)、分段式燃燒(MSC)，搭配 SNCR 管控。已有業者僅採用分段燃燒，其濃度即可達歐盟 BAT 水準，可避免採用 SNCR 之副作用。其它業者搭配替代燃料增加趨勢，

評估升級 MSC，並降低 SNCR 負荷。

預期成效：環保署參考歐盟 BAT 研擬水泥業空污排放標準，國內業者也超前部署，推動設備改造。已有案例廠提早達標。推估整體改造後，TSP 減量 692 噸/年，NOx 減量 6,573 噸/年，水泥業可以兼顧循環經濟及空污減量。

五、參考文獻

1. 台灣水泥公司，歷年企業社會責任報告書，2019
2. 亞洲水泥公司，歷年企業社會責任報告書，2019
3. 信大水泥公司，歷年企業社會責任報告書，2017
4. 幸福水泥公司，歷年企業社會責任報告書，2019
5. 潤泰精密材料公司，歷年企業社會責任報告書，2016
6. 黃啟峰等 (2018), 台灣水泥業能源效率與替代燃料使用分析, 燃燒季刊, 27(3)：67-80
7. Japan Cement Association (2020),http://www.jcassoc.or.jp/cement/2eng/e_01d.html
8. ECOFYS (2017), Status and prospects of coprocessing of waste in EU cement plants
9. IEA (2018), Technology Roadmap-Low-Carbon Transition in the Cement Industry
10. 和平水泥廠計畫環境影響說明書第四次環境影響差異分析報告, 2020
11. Mutz, etc. (2006), Co-processing Waste Materials in Cement Production, The GTZ-Holcim Public Private Partnership, International Journal of Environmental Technology and Management, pp. 300-309.
12. 郭子豪等 (2020), 燃煤發電 $PM_{2.5}$ 減量及視覺污染改善之改造技術及最佳化操作檢討, 中興工程季刊, 147：123-130
13. European Commission (2013), Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Production of Cement, Lime and Magnesium Oxide.
14. US EPA (2010), Alternative Control Techniques Document Update –NOx Emissions from New Cement Kilns
15. US EPA (2019), Selective Noncatalytic Reduction

焚化底渣再利用製成燒結磚與高壓混凝土磚之材料品質特性與環境影響分析

羅函傑*、陳志成**、林以潔***

摘　要

我國 24 座大型垃圾焚化廠每年焚化處理量達 653 萬公噸/年，同時產生 91.5 萬公噸/年底渣及 33 萬公噸/年飛灰穩定化物，近年焚化底渣之主要處理方式為破碎分選成再生粒料後應用於基地與路堤填築、控制性低強度回填材料及衛生掩埋覆土等用途，但仍面臨去化不易與再生產品品質不佳，或是安全性不足等疑慮，有待持續開發不同再利用技術與產品，提升焚化底渣再利用之安全性與可靠度。

考量焚化底渣之主要成分與特性，應可利用熱處理與高壓成型等加工程序，製成具有更高品質與安全性之工程與建築材料，可拓展焚化底渣再生產品之用途與經濟效益，因此本研究探討焚化底渣再利用製成燒結磚及高壓混凝土磚之效果與最佳操作條件，實驗結果顯示，焚化底渣製成燒結磚之最佳條件為黏渣比 4(底渣混配比例 20%)、燒結溫度 950°C、磚胚成型壓力 350kgf/cm^2，燒結磚可達到 CNS 382 所規範之 3 種磚標準，提高燒結溫度更可提升磚品等級至 1 種磚，而焚化底渣製成高壓混凝土磚之最佳操作條件為灰渣比 0.3(底渣混配比例 70%)、水灰比 1.1、底渣粒徑<1.18mm，高壓混凝土磚之品質可達 A 級磚標準，具有良好抗壓強度及耐磨性。

焚化底渣再利用產品除了符合各項工程應用材料之品質要求外，本研究更進一步採用「垃圾焚化廠焚化底渣再利用管理方式」最新公告之「再生粒料環境用途溶出程序」(NIEA R222.10C)進行各項產品之環境潛在危害試驗評估與檢測，結果顯示焚化底渣燒結磚與高壓混凝土磚均能符合再生粒料第一級標準，可大幅降低未來實際應用時之環境危害疑慮，提升焚化底渣再利用產品之應用安全性與信心。

【關鍵詞】焚化、底渣、燒結磚、高壓混凝土磚、環境用途溶出程序

---

*逢甲大學環境工程與科學學系　研究生

**逢甲大學環境工程與科學學系　教授

***逢甲大學環境工程與科學學系　研究助理

一、 前 言

由於近年焚化底渣之處理與再利用受到許多重視亦面臨許多去化問題，因此提升焚化底渣再生粒料之品質安全與拓展再利用途徑更顯重要，目前國內焚化底渣再生粒料之主要用途為基地及路堤填築、控制性低強度回填材料及衛生掩埋覆土，少有研究探討焚化底渣應用不同再利用技術製成其他更優質工程材料之可行性與最佳操作條件，因此本研究選用技術層面較高但產品品質與安全性較優之高溫燒結技術與高壓固化技術，將焚化底渣中殘餘雜質與重金屬及氯離子等影響再利用產品品質之成分，以熱處理與加壓成型固化方式予以去除並強化再利用產品之抗壓強度、耐用性與品質穩定度，探討不同操作條件對焚化底渣再利用製成燒結磚及高壓混凝土磚之影響與效果。焚化底渣再利用產品除了符合工程應用材料之品質要求外，本研究更進一步遵循「垃圾焚化廠焚化底渣再利用管理方式」最新公告之再生粒料規範及「再生粒料環境用途溶出程序」(NIEA R222.10C)，進行各項再利用產品之環境潛在影響程度，以供未來焚化底渣再利用技術與應用推展之參考。

二、 焚化底渣處理現況與再利用情形

根據 108 年環保署統計資料顯示，我國 24 座大型垃圾焚化廠之焚化底渣產生量約為 91.5 萬公噸，其中再利用量約 75 萬公噸，再利用率達 82%。過去焚化底渣主要經過篩分、破碎、磁選等程序進行前處理，並通過戴奧辛、雜質率、粒徑大小與重金屬溶出試驗(TCLP)之品質檢驗後，即可作為天然粒料的替代材料應用於許多工程建設，但焚化再生粒料以「毒性特性溶出程序(TCLP)」作為檢測方法及標準，與實際應用於環境之溶出情境及管制標準應有所不同，為更貼近實務管理，我國參考日本、荷蘭等先進國家資源化產品之作法及經驗，以焚化再生粒料實際用於環境之溶出情境及管制目的，新訂定再生粒料環境用途溶出程序（NIEA R222）作為溶出檢測方法，並參考我國地下水污染管制標準之分級規範環境標準，訂定第一級標準(敏感區域)、第二級標準(一般區域)及特定用途標準(不分區域)，除修正再生粒料之用途環境標準外，並檢討使用地點限制規定、增修焚化底渣再生粒料之使用用途，新增用於紐澤西護欄及緣石之水泥製品、以及衛生掩埋場非與鋼材接觸用工程材料，並預計於民國 110 年 1 月 1 日生效執行。

表 1 為我國近 5 年焚化底渣再生粒料之使用流向統計表，近年主要再利用用途為控制性低強度回填材料(CLSM)、基地填築及路堤填築、低密度再

生透水混凝土及衛生掩埋覆土，且焚化底渣再利用率有逐年增高趨勢，以108年為例，焚化底渣再生粒料主要使用於CLSM(再利用比例為55.83%)、基地填築及路堤填築(再利用比例為19.59%)。

表1　我國近5年焚化底渣再生粒料之使用用途統計表

使用用途	104年	105年	106年	107年	108年
基地填築及路堤填築(t)	250,685(1)	232,111(2)	243,184(1)	347,594(1)	146,888(2)
道路級配粒料底層及基層(t)	114,035(3)	140,042(3)	100,929(3)	27,995(4)	22,659(5)
控制性低強度回填材料(t)	244,334(2)	237,917(1)	148,211(2)	265,197(2)	418,701(1)
低密度再生透水混凝土(t)	0	0	0	9,081(5)	74,393(3)
瀝青混凝土(t)	0	0	66(8)	104(8)	126(8)
磚品(t)	64(6)	2,986(5)	156(6)	1,040(7)	147(7)
水泥生料(t)	1,371(5)	0	142(7)	3,579(6)	15,177(6)
衛生掩埋場覆土(t)	0	0	245(5)	33,579(3)	71,889(4)
無筋混凝土添加料(t)	38,623(4)	3,914(4)	319(4)	-	-
底渣量(t)	970,966	916,152	849,381	893,738	914,543
再生粒料量(t)	649,112	616,970	493,252	688,169	749,980
再利用率(%)	66.85%	67.34%	58.07%	77.00%	82.00%

三、 研究方法與流程

本研究所使用實驗原料為焚化底渣、黏土及卜特蘭水泥，底渣來自國內中部某大型垃圾焚化廠所委託之焚化底渣再利用處理廠，燒結製磚用黏土則取自中部某磚窯廠，為該磚窯廠製作普通磚所使用之一般黏土，高壓混凝土磚用水泥則為市售台灣水泥公司所出產之卜特蘭水泥第1型。

在進行焚化底渣再利用製成不同再利用產品試驗前，為避免不同粒徑大小焚化底渣的成分性質差異造成再利用產品品質之不穩定性，故將焚化底渣先進行烘乾與篩分，篩分粒徑範圍則依據一般工程粒料或再利用產品摻配料之粒徑要求以及不同工程產品所適用之材料粒徑而訂，分別為4.76-2.38mm、2.38-1.18mm、1.18-0.425mm及<0.425mm，經篩選後之焚化底渣除可符合工程產品之粒徑使用規範外，也可透過篩分將雜質剔除。

至於燒結製磚所需黏土則考量實廠製磚程序中皆以破碎研磨機與高壓磚坯機將各種原料進行研磨、攪拌、高壓等前處理，故本研究燒結製磚時亦將焚化底渣與黏土原料加以破碎、研磨及過篩，選用粒徑<0.425mm之焚化

底渣與黏土原料進行均勻攪拌混配。一般磚窯廠製磚操作條件包括原料配比、燒結溫度、燒結時間以及成型壓力等，本研究將以焚化底渣取代黏土比例為 10-30%前提下，評估不同操作因子對燒結磚品質之影響程度。

1.燒結磚

本研究將焚化底渣燒結製磚之主要流程如圖 1 所示，首先將黏土與焚化底渣分別破碎、過篩至<0.425mm，底渣以不同黏渣比 9、4、2.3 與黏土均勻拌合(亦即底渣添加比例 10%、20%、30%)，之後填入燒結磚模具內並以不同成型壓力(150kgf/cm^2、250kgf/cm^2、350kgf/cm^2)壓模成磚，其後將磚胚脫模並置入烘箱烘乾後，再以燒結溫度 800°C、950°C、1,100°C 進行燒結製磚試驗，燒結時間為 30 分鐘、60 分鐘、90 分鐘，並利用田口式直交表法進行實驗設計，據以應用不同操作條件製作出燒結磚，後續將燒結磚進行抗壓強度及吸水率分析測試，如能符合 CNS 磚品品質規範，再將符合產品規範之燒結磚進行環境用途溶出程序檢驗，以評估焚化底渣再利用製成燒結磚對於環境之影響及應用可行性。

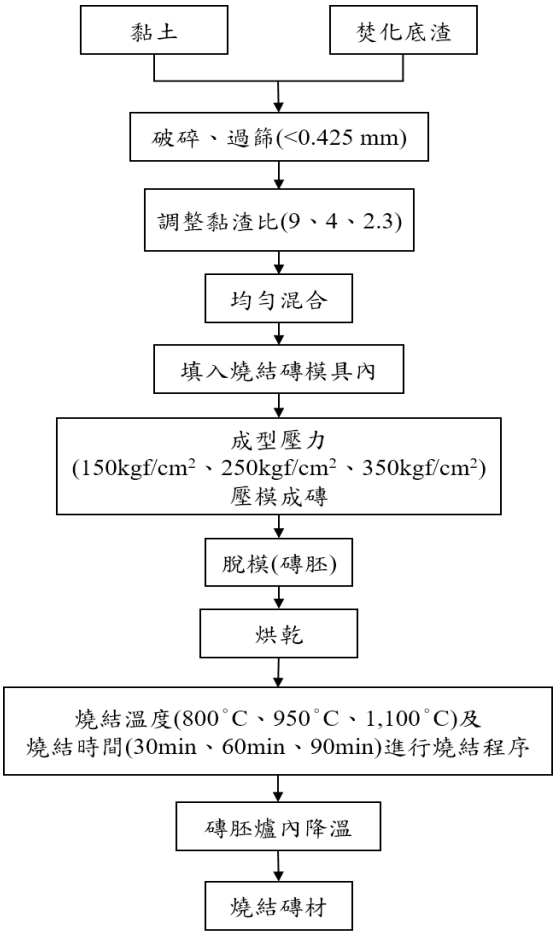


圖 1 焚化底渣燒結製磚流程圖

2.高壓混凝土磚

高壓混凝土磚製作方式係將水泥與焚化底渣均勻混合後並添加適量水形成混凝土，而後填充於高壓混凝土磚模並高壓製成磚胚，待一定養護時間後即形成高壓混凝土磚。實驗設計係依焚化底渣特性調整不同混凝土配比，本研究操作因子包括不同水泥與底渣比例之灰渣比(0.2、0.3、0.4、0.5)、水與水泥比例之水灰比(0.8、0.9、1.0、1.1)、以及不同粒徑(4.76-2.38mm、2.38-1.18mm、1.18-0.425mm、<0.425mm)之焚化底渣，透過田口式直交表法進行實驗設計，據以製作不同配比與成型條件之高壓混凝土磚。高壓混凝土磚之製作流程如圖 2 所示，高壓混凝土磚經混配拌合並灌漿成模後，待一定養護時間，即可分析不同產品之抗壓強度及耐磨性，判斷不同試程條件所製成高壓混凝土磚之品質與磚種，再將符合規範之高壓混凝土磚產品進行環境用途溶出程序檢驗，以評估焚化底渣再利用製成高壓混凝土磚應用於環境之潛在影響程度。

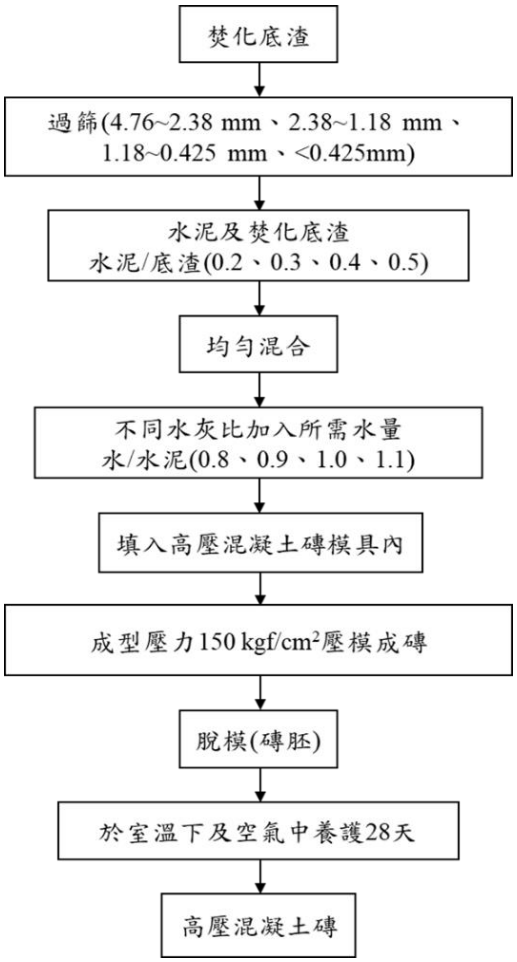


圖 2 焚化底渣高壓混凝土磚製作流程圖

四、 實驗結果與討論

1.焚化底渣燒結製磚

(1)不同操作條件對焚化底渣燒結製磚品質之影響

焚化底渣再利用於燒結製磚過程中，除需決定黏土與底渣之混配比例及最佳操作條件外，原料混拌成型磚胚之最佳含水率為燒結製磚所必須先決定之操作條件。由於磚胚含水率過高或過低皆無法使磚坯妥適成型，但磚胚中所含水分於製磚過程中經烘乾、燒結程序可完全揮發，因此磚胚含水率並不影響燒結製磚的品質優劣。本研究進行焚化底渣燒結製磚實驗前，參考一般磚窯廠實際操作之磚胚含水率(一般約為 30%)，將底渣與黏土並拌製磚胚後發現含水率過高，導致磚胚時有出水現象，因此調整磚胚混拌過程所添加水量(降低含水率)，然而磚胚含水率過低會使磚胚不易製作或成型不佳，經反覆數次測試後，找出磚胚拌合之最佳含水率為 25%。

將製磚條件含水率固定為 25%及成型壓力固定為 150kgf/cm^2 後，分別探討黏渣比 9、4、2.3(底渣添加比例 10%、20%、30%)、燒結溫度(800°C、950°C、1,100°C)及燒結時間(30 分鐘、60 分鐘、90 分鐘)對燒結製磚品質之影響，並應用田口式直交表法以三項變因規劃九組實驗試程，實驗設計條件與燒結製磚之品質分析結果如表 2 所示。

表 2　焚化底渣燒結製磚之實驗條件與品質分析結果(1/2)

factor / Run	黏渣比	燒結溫度(℃)	燒結時間(min)	**抗壓強度(kgf/cm^2)**	**吸水率(%)**
1	9	800	30	175.11	15.46
2	9	950	60	249.13	15.53
3	9	1,100	90	806.74	8.59
4	4	800	60	135.90	17.09
5	4	950	90	194.15	17.11
6	4	1,100	30	451.63	12.92
7	2.3	800	90	129.65	19.15
8	2.3	950	30	149.98	18.36
9	2.3	1,100	60	344.57	12.84

將上述結果應用統計軟體分析不同控制因子對於焚化底渣燒結製磚抗壓強度之影響程度依序為燒結溫度>黏渣比>燒結時間(如圖 3)，當

黏渣比越高燒結磚材之抗壓強度越高，係因焚化底渣相較黏土之雜質含量較多，質地較差、具多孔性、強度較低，使得焚化底渣取代黏土比例增加會降低燒結磚之抗壓強度；燒結溫度亦為影響燒結磚抗壓強度之重要因子，以 Run7 與 Run8 為例，焚化底渣添加比例最高時(黏渣比 2.3)，當燒結溫度由 800℃ 提高至 950℃ 時，燒結磚之抗壓強度僅從 129.65 kgf/cm^2 些微提升至 149.98 kgf/cm^2，其原因應是底渣中具有高熔點特性之 $CaCO_3$ 含量較高，而燒結作用所需化合物(SiO_2)含量較少，由此於此溫度下不易達到燒結溫度點，導致燒結效果不佳，若燒結溫度提升至 1,100℃ 時，燒結溫度即能達到主要成分絕對熔融溫度之 1/2-2/3，因而產生足夠燒結作用力，促進顆粒間燒結頸部之形成並提高燒結體之抗壓強度與應力；而燒結時間越長則燒結磚材之抗壓強度越高，延長燒結時間有利於液相燒結作用之進行，進而達到較理想之燒結效果，使燒結磚材抗壓強度提升。綜合以上試驗結果，若要提升焚化底渣燒結磚之品質與抗壓強度，其最佳操作條件為黏渣比 9(焚化底渣替代黏土比例 10%)、燒結溫度 1,100℃ 及燒結時間 90 分鐘，此時燒結磚之抗壓強度可達 806.74 kgf/cm^2(Run3)。

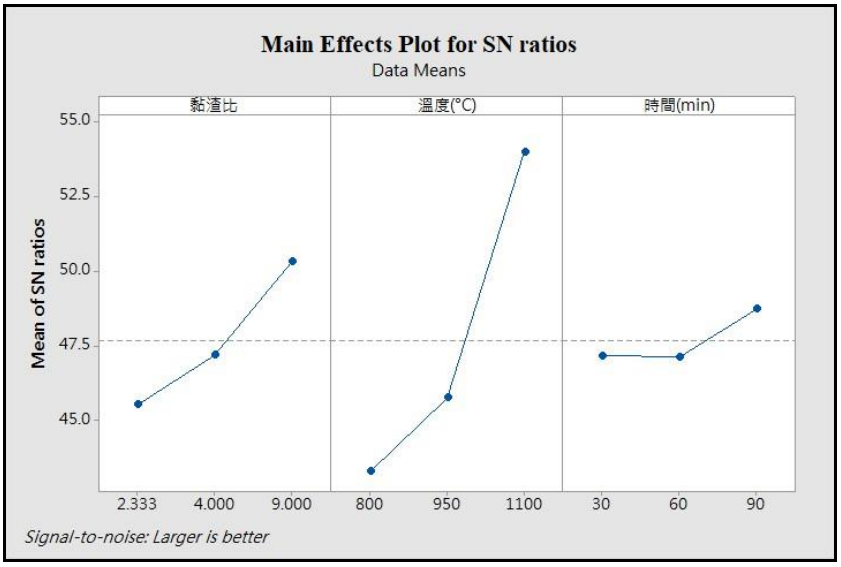


圖 3　不同控制因子對焚化底渣燒結製磚抗壓強度之影響程度

吸水率亦為測定磚品品質優劣之項目之一，其測定方法係參照中華民國國家標準 CNS382 R2002 普通磚吸水率檢測方式。不同控制因子對於燒結磚吸水率之影響程度如圖 4 所示，可發現焚化底渣添加比例越少則燒結磚之吸水率越低，此結果與抗壓強度之影響趨勢結果相吻合，由

於底渣中 CaO 含量高，容易破壞燒結試體之結構完整性，故對吸水率、燒失量及抗壓強度有負面影響，焚化底渣雜質較多且孔隙率高，作為燒結磚之原料會增加產品磚材之孔隙度，導致吸水率上升，抗壓強度亦隨之下降。燒結溫度對於燒結磚之吸水率亦有顯著影響，燒結溫度愈高所燒製而成之磚材吸水率愈低，且實驗結果可知燒結溫度 1,100˚C 可大幅降低燒結磚材之吸水率，係因燒結溫度達 1,000˚C 時可使燒結試體內部動能增大，增加粒子熔融移動性，導致粒子與粒子間碰撞劇烈而黏結，使燒結體內部之孔隙減少，更加緻密化，有效降低燒結磚之吸水率。此外，燒結時間越長則燒結磚之吸水率越低，係因延長燒結時間，有利於液相燒結作用之進行，達到更理想之燒結效果[4]。綜合上述實驗結果可得知，當黏渣比為 9(焚化底渣替代黏土比例 10%)、燒結溫度為 1,100℃、以及燒結時間為 90 分鐘時，焚化底渣燒結磚之吸水率最低，僅為 8.59 %(Run 3)，可符合中華民國國家標準 CNS 382 所規範之普通磚吸水率標準。

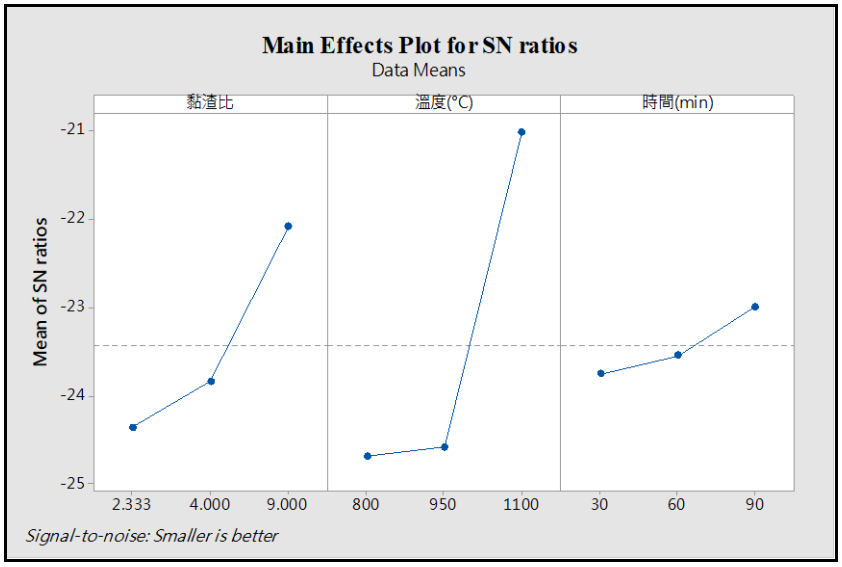


圖 4　不同控制因子對焚化底渣燒結製磚吸水率之影響程度

(2)成型壓力對焚化底渣燒結製磚之影響

第一階段實驗結果顯示，不同燒結時間對於焚化底渣燒結製磚之抗壓強度及吸水率較無顯著影響，但燒結磚之產品品質仍有提升空間，因此第二階段實驗則固定燒結時間為 60 分鐘，並考量磚胚成型壓力亦為一般磚窯廠燒製磚材之重要影響因子，因此本實驗第二階段將改變不同磚胚成型壓力，以評估最佳磚胚成型壓力，及其對於燒結磚抗壓強度及

吸水率之影響程度。

第二階段不同實驗試程之操作條件及實驗結果如表 3 所示，磚胚成型壓力設計控制於 150kgf/cm^2、250kgf/cm^2 及 350kgf/cm^2，黏渣比及燒結溫度則與第一部分設計條件相同。實驗結果應用 Minitab 統計軟體分析不同控制因子對焚化底渣燒結磚抗壓強度及吸水率影響程度(如圖 5、圖 6)，可知燒結溫度對於燒結磚抗壓強度與吸水率之影響程度仍是最大，其次為黏渣比及成型壓力，與第一階段實驗比較，增加磚胚成型壓力有利於提升燒結磚之抗壓強度；提升燒結溫度與成型壓力有利於降低燒結磚吸水率，成型壓力增加可使磚胚間粒料顆粒更加緊實黏結，使其吸水率下降，經高溫燒結製磚後之孔隙更小，使燒結磚之吸水率有明顯下降效果。綜合以上結果，焚化底渣燒結製磚之最佳操作條件為黏渣比 9、燒結溫度 1,100℃ 及成型壓力 350 kgf/cm^2。

由上述結果可知，焚化底渣燒結製磚具有良好效果與應用可行性，如需使用較多焚化底渣替代比例，則燒結溫度需達 1,100℃ 才能使燒結磚品符合中華民國國家標準 CNS 382 所規範之抗壓強度及吸水率標準[7]；但以節省能源消耗之觀點來決定最佳燒結製磚操作條件，則可增加成型壓力以提升焚化底渣替代黏土比例至 20%，以第二階段 Run5 為例，當黏渣比 4(焚化底渣添加比例 20%)、燒結溫度 950℃、磚胚成型壓力 350kgf/cm^2 時，焚化底渣燒結磚之品質即可達到 CNS 國家標準所規範之 3 種磚抗壓強度與吸水率。

表 3　焚化底渣燒結製磚之實驗條件與品質分析結果(2/2)

factor / Run	黏渣比	燒結溫度(℃)	成型壓力(kgf/cm^2)	**抗壓強度(kgf/cm^2)**	**吸水率(%)**
1	9	800	150	185.03	15.56
2	9	950	250	342.52	13.47
3	9	1,100	350	808.19	7.91
4	4	800	250	260.02	15.47
5	4	950	350	331.14	14.18
6	4	1,100	150	725.09	10.48
7	2.3	800	350	224.57	16.45
8	2.3	950	150	162.65	18.30
9	2.3	1,100	250	704.20	9.73

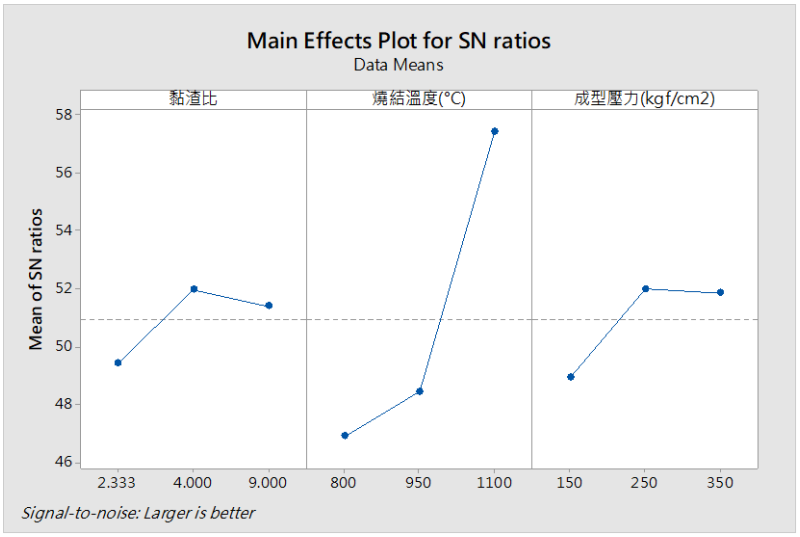


圖 5　不同控制因子對焚化底渣燒結製磚抗壓強度之影響程度

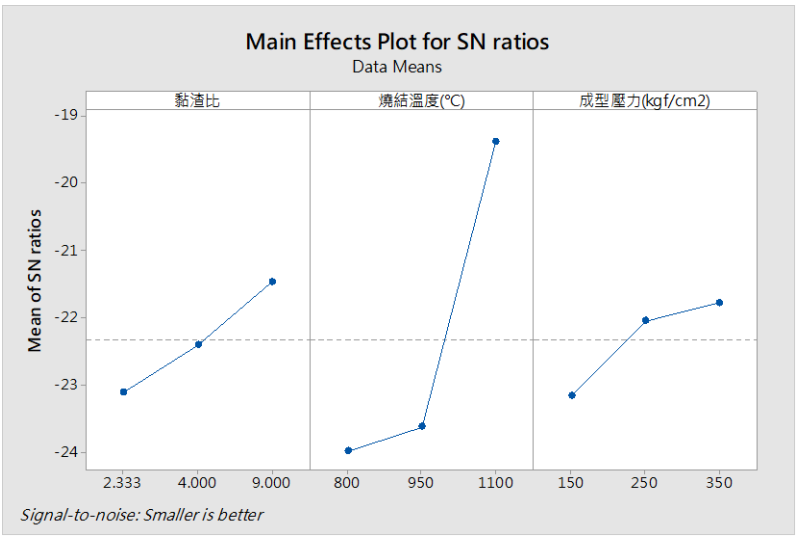


圖 6　不同控制因子對焚化底渣燒結製磚吸水率之影響程度

2.焚化底渣製成高壓混凝土磚

(1)不同操作條件對焚化底渣製成高壓混凝土磚抗壓強度之影響

本研究另一部分係將焚化底渣製成高壓混凝土磚，由於焚化底渣成分性質與天然砂石相近，經適當篩分與分選將雜質剔除，可取代天然砂石作為高壓混凝土磚粒摻配料，前期試驗經反覆測試後選定將水灰比控制於 0.8-1.1，本研究將針對焚化底渣粒徑作為控制因子，探討選用不同粒徑底渣對於高壓混凝土磚強度之影響，但僅使用粒徑<4.76mm 焚化底渣再生粒料作為高壓混凝土磚之材料，係考量粒徑>4.76mm 之底渣再生粒料較不易與水泥均勻混合黏結，製磚過程不易成型，且粒徑

>4.76mm 之焚化底渣中往往含有鐵金屬、玻璃、陶瓷、非鐵金屬等雜質，對於高壓混凝土磚之強度及外觀品質造成負面影響。本次實驗設計條件及品質分析結果如表 4，主要實驗控制因子包括灰渣比、水灰比及底渣粒徑，各因子皆有 4 個變數階層，共規劃 16 組實驗試程，探討不同條件將焚化底渣製成高壓混凝土磚於 7 天、28 天抗壓強度之影響以及耐磨性試驗。

表 4　焚化底渣製成高壓混凝土磚之實驗條件與抗壓強度分析結果

Factor / Run	灰渣比	水灰比	底渣粒徑 (mm)	7 天抗壓強度 (kgf/cm^2)	28 天抗壓強度 (kgf/cm^2)
1	0.2	0.8	4.76-2.38	182.09	200.52
2	0.2	0.9	2.38-1.18	162.04	243.73
3	0.2	1.0	1.18-0.425	138.68	229.04
4	0.2	1.1	<0.425	121.90	226.87
5	0.3	0.8	2.38-1.18	104.92	249.25
6	0.3	0.9	4.76-2.38	148.81	236.14
7	0.3	1.0	<0.425	223.36	265.75
8	0.3	1.1	1.18-0.425	273.74	397.42
9	0.4	0.8	1.18-0.425	224.08	436.75
10	0.4	0.9	<0.425	350.14	409.16
11	0.4	1.0	4.76-2.38	174.34	450.87
12	0.4	1.1	2.38-1.18	227.19	360.43
13	0.5	0.8	<0.425	178.90	295.48
14	0.5	0.9	1.18-0.425	276.52	344.90
15	0.5	1.0	2.38-1.18	192.38	295.80
16	0.5	1.1	4.76-2.38	199.35	281.36

本研究主要目的為探討添加最大比例之焚化底渣且能製作出符合中華民國國標準 CNS 13295 高壓混凝土磚工程品質規範(抗壓強度及耐磨性)之產品，抗壓強度為高壓混凝土磚品質規範之一，如表 5 所示，可分為 A、B、C 三種級別，實驗結果 Run7 顯示，當灰渣比 0.3、水灰比 1.0 時，焚化底渣製成高壓混凝土磚養護 7 天後之高壓混凝土磚抗壓強度為 223.36kgf/cm^2(符合 C 級磚標準)，養護 28 天後之抗壓強度提高至 265.75kgf/cm^2(符合 B 級磚標準)，Run8 實驗結果亦顯示當灰渣比 0.3、水灰比 1.1 時，焚化底渣製成高壓混凝土磚養護 7 天後之抗壓強度即可達 273.74kgf/cm^2(B 級磚)，養護 28 天後之抗壓強度即可提升至 397.42kgf/cm^2，符合 A 級磚標準。

不同操作條件對於焚化底渣製成高壓混凝土磚抗壓強度之影響程

度如圖 7 所示，提高灰渣比對於產品抗壓強度有增強趨勢，當灰渣比為 0.4 時之高壓混凝土磚抗壓強度最大，當灰渣比達 0.5 時則降低高壓混凝土磚之抗壓強度，推論高壓混凝土磚之抗壓強度除來自水泥提供的膠結固化作用，亦需焚化底渣顆粒提供混凝土支撐度，因此焚化底渣與水泥添加量有其最佳限值；水灰比對於產品抗壓強度之影響較不顯著，推論高壓混凝土磚製作時需將原料進行高壓壓製磚胚，在壓製過程中即可將混凝土中多餘水分壓出，因此水灰比較不影響磚品之抗壓強度；至於底渣粒徑方面，結果顯示焚化底渣粒徑為 1.18-0.425mm 時較容易提高高壓混凝土磚之抗壓強度，推論在低灰渣比條件下，少量水泥無法將底渣完整接觸包覆，使得較大粒徑底渣無有效與水泥進行膠結作用[8]，且粒徑較大之底渣雜質較多，亦會影響產品之抗壓強度，使製成之高壓混凝土磚強度無法提升。綜合以上試驗結論，以抗壓強度為目標函數之最佳操作條件為灰渣比 0.4、水灰比 1.1 及底渣粒徑 1.18-0.425mm。

表 5　不同等級高壓混凝土磚之抗壓強度品質規範

品質	A 級	B 級	C 級
抗壓強度 MPa{kgf/cm^2}	32.0{326}以上	24.0{245}以上	21.0{214}以上

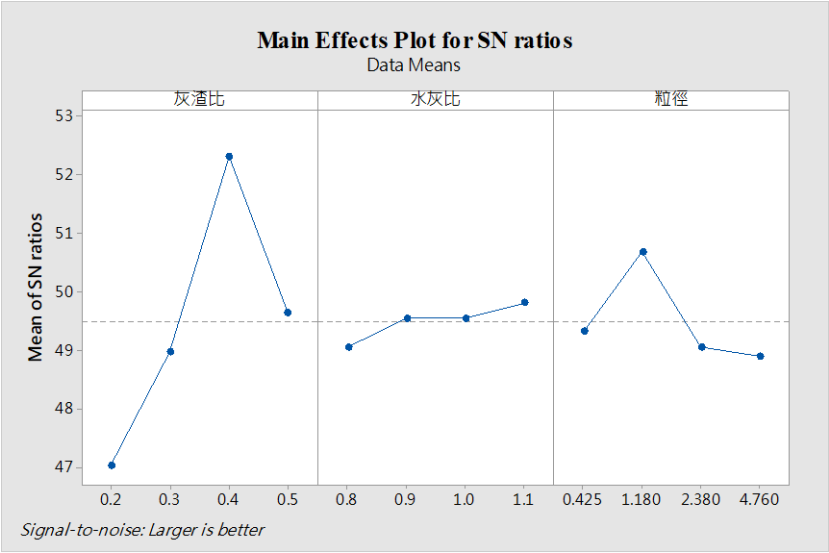


圖 7　不同控制因子對焚化底渣製成高壓混凝土磚抗壓強度之影響程度

(2)不同操作條件對焚化底渣製成高壓混凝土磚耐磨性之影響

高壓混凝土磚品質規範項目包含耐磨性試驗，檢測目的係為高壓混

凝土磚多鋪設於汽機車行駛與行人穿越之路面，因此應具相當之耐磨性質，才能維持高壓混凝土磚使用壽命。

本研究亦將焚化底渣所製成高壓混凝土磚進行耐磨性試驗並與品質規範標準進行比較，結果如表 6 與圖 8 所示，當灰渣比較高所製成產品之耐磨性較好，但灰渣比超過 0.4 所製成產品之耐磨性能有下降現象，應是灰渣比未達 0.4 時，水泥未無完全包覆焚化底渣，導致高壓混凝土磚容易因摩擦而使焚化底渣剝落，當灰渣比超過 0.4 時則會使高壓混凝土磚外表均為水泥，其耐磨性不如焚化底渣；焚化底渣之粒徑愈小，高壓混凝土磚之耐磨性愈佳，較小粒徑之焚化底渣因能和水泥均勻混合與反應膠結，故製成高壓混凝土磚時能表現出較佳之耐磨性，尤其以粒徑<0.425mm 之焚化底渣為最佳，綜合以上結果可知，焚化底渣製成耐磨性佳之高壓混凝土磚，其最佳操作條件為灰渣比 0.4、水灰比 1.1、底渣粒徑<0.425mm。

表 6 焚化底渣製成高壓混凝土磚之實驗條件與耐磨性試驗結果

Factor / Run	灰渣比	水灰比	粒徑(mm)	磨耗體積損失量 ($cm^3/50cm^2$)	厚度磨耗平均值 (mm)
品質規範	-	-	-	≤15	≤3
1	0.2	0.8	4.76-2.38	25.9	5.2
2	0.2	0.9	2.38-1.18	30.4	6.1
3	0.2	1.0	1.18-0.425	26.9	5.4
4	0.2	1.1	<0.425	18.4	3.7
5	0.3	0.8	2.38-1.18	18.7	3.7
6	0.3	0.9	4.76-2.38	28.7	5.7
7	0.3	1.0	<0.425	14.8	2.9
8	0.3	1.1	1.18-0.425	12.2	2.4
9	0.4	0.8	1.18-0.425	9.9	2.0
10	0.4	0.9	<0.425	8.9	1.8
11	0.4	1.0	4.76-2.38	11.7	2.3
12	0.4	1.1	2.38-1.18	11.7	2.3
13	0.5	0.8	<0.425	13.4	2.7
14	0.5	0.9	1.18-0.425	12.1	2.4
15	0.5	1.0	2.38-1.18	17.5	3.5
16	0.5	1.1	4.76-2.38	17.5	3.5

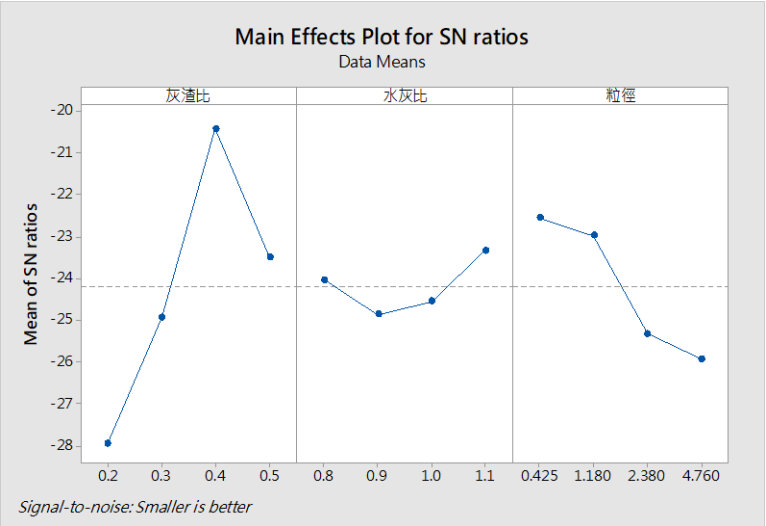


圖 8　不同控制因子對焚化底渣製成高壓混凝土磚耐磨性之影響程度

綜合高壓混凝土磚抗壓強度及耐磨性之實驗結果發現，若以符合兩項品質規範以及底渣最大利用量為目標，最佳操作條件為灰渣比 0.3(底渣混配比例 70%)、水灰比 1.1 及焚化底渣粒徑<1.18mm，高壓混凝土磚之品質可達 A 級磚標準，具有良好抗壓強度及耐磨性，焚化底渣再利用量亦可達最高比例，有效提升焚化底渣再利用製成高壓混凝土磚之成效。

3.焚化底渣再利用產品之環境溶出試驗

本研究透過高溫燒結及水泥高壓固化方式將焚化底渣中可能影響環境與材料品質之成分予以處理並製成更為安全可靠之再利用產品，為了確保再利用產品應用於環境中無潛在污染問題，本研究進一步檢測再利用產品之水溶性氯離子含量，並使用最新公告之再生粒料環境用途溶出程序(NIEA R222)進行溶出檢測，以降低民眾使用之疑慮。

(1)焚化底渣燒結磚之環境溶出試驗結果

本研究採用焚化底渣燒結製磚第二階段實驗 Run4、Run5 及 Run6 之燒結磚進行環境溶出試驗，分析結果顯示透過高溫燒結技術，可將焚化底渣之氯離子含量由原本 0.94%大幅降低至 0.02%(Run4)，甚至可達 0%(Run5、Run6)，具有良好除氯效果，焚化底渣燒結磚再利用時可避免氯鹽腐蝕之疑慮。表 7 為焚化底渣燒結磚之環境用途溶出程序試驗結果，可發現焚化底渣亦可透過高溫燒結程序有效降低大部分重金屬之環境溶出濃度，且能符合最新公告環境溶出標準之第一級標準，其中僅有 Cr 溶出濃度偏高，推測可能原因為製磚黏土可能含有較高 Cr 含量，但其濃度仍可符合環境溶出標準之第二級標準。

表 7　焚化底渣燒結磚之環境溶出試驗結果

試程 / 項目	Run4	Run5	Run6	第一級標準	第二級標準
Zn 註1	N.D	0.08	N.D	≦5.0	≦50
Cr 註1	0.26	0.18	0.08	≦0.05	≦0.5
Pb 註2	N.D	N.D	N.D	≦0.01	≦0.1
Cu 註1	N.D	0.03	N.D	≦1.0	≦10
Ni 註1	N.D	N.D	N.D	≦0.1	≦1
Cd 註2	N.D	N.D	N.D	≦0.005	≦0.05
As 註1	0.01	0.01	N.D	≦0.05	≦0.5
Hg 註2	N.D	N.D	N.D	≦0.002	≦0.02

備註:註 1 N.D<0.02mg/L，註 2 N.D<0.001mg/L，單位:mg/L

(2)焚化底渣製成高壓混凝土磚之環境溶出試驗結果

本研究選用焚化底渣製成高壓混凝土實驗試程 Run7、Run8、Run9 及 Run10 之產品進行氯離子含量分析及環境溶出試驗，氯離子檢測結果顯示，焚化底渣之原始氯含量為 0.81%-0.94%，經摻混水泥並加壓成型製成高壓混凝土磚之氯離子含量降為 0.12%-0.14%，可知焚化底渣再利用製成高壓混凝土磚可有效稀釋及固定氯離子，大幅減少氯離子溶出量；高壓混凝土磚環境溶出試驗結果如表 8 所示，各試程高壓混凝土磚之重金屬溶出濃度大部分均能符合第一級標準，僅有 Run9 之 Cr 溶出量些微超出第一級標準，但亦能符合第二級標準。

表 8　焚化底渣製成高壓混凝土磚之環境溶出試驗結果

試程 / 項目	Run7	Run8	Run9	Run10	第一級標準	第二級標準
Zn 註1	N.D	N.D	N.D	N.D	≦5.0	≦50
Cr 註1	0.04	0.04	0.06	0.03	≦0.05	≦0.5
Pb 註2	0.01	0.01	N.D	N.D	≦0.01	≦0.1
Cu 註1	0.24	0.11	0.20	0.10	≦1.0	≦10
Ni 註1	N.D	N.D	N.D	N.D	≦0.1	≦1
Cd 註2	N.D	N.D	N.D	N.D	≦0.005	≦0.05
As 註1	N.D	0.01	N.D	0.01	≦0.05	≦0.5
Hg 註2	N.D	N.D	N.D	N.D	≦0.002	≦0.02

備註:註 1 N.D<0.02mg/L，註 2 N.D<0.001mg/L，單位:mg/L

五、 結 論

本研究將焚化底渣取代天然砂石並應用較為安全可靠之再利用技術製成較高品質之工程應用材料，最佳操作條件所產製之燒結磚及高壓混凝土磚皆能符合各項工程品質規範，亦同時兼顧底渣再利用率、經濟效益與環境溶出影響，皆可有效提升焚化底渣再利用產品之品質與應用安全性，減少民眾疑慮，拓展焚化底渣之再利用去化途徑。

焚化底渣燒結製磚之最佳操作條件為黏渣比 4(底渣混配比例 20%)、燒結溫度 950°C、磚胚成型壓力 350kgf/cm^2，燒結磚可達到 CNS 382 所規範之 3 種磚標準，提高燒結溫度更可提升磚品等級至 1 種磚，不同控制因子對於燒結磚品質之影響程度依序為燒結溫度>黏渣比>成型壓力。

焚化底渣製成高壓混凝土磚之最佳操作條件為灰渣比 0.3(底渣混配比例 70%)、水灰比 1.1、底渣粒徑<1.18mm，高壓混凝土磚之品質可達 A 級磚標準，具有良好抗壓強度及耐磨性，焚化底渣再利用量亦可達最高比例，有效提升焚化底渣再利用製成高壓混凝土磚之成效。不同操作條件對於高壓混凝土磚工程品質(抗壓強度、耐磨性)之影響程度依序為灰渣比>粒徑>水灰比。

本研究將焚化底渣再利用所製成之燒結磚及高壓混凝土磚，均能有效降低氯離子含量及重金屬溶出濃度，環境溶出試驗結果皆可符合焚化再生粒料品質及環境用途標準之第一級標準。

六、 參考文獻

1. 焚化廠營運管理資訊系統(SWIMS)，行政院環境保護署，https://swims.epa.gov.tw/swims/swims_net/index.aspx，2020 年。
2. 焚化再生粒料流向管理系統，行政院環境保護署，https://rams.epa.gov.tw/RAMS/，2020 年。
3. 李志偉，「細粒徑都市垃圾焚化底渣水萃及磷酸穩定配合燒結資源化之研究」，碩士論文，淡江大學水資源及環境工程學系，2004 年。
4. 謝寅雲，「淨水污泥/工業廢水污泥之燒結資源化研究」，碩士論文，國立臺灣大學環境工程學研究所，2001 年。
5. 張毓舜，「下水污泥焚化灰渣燒結特性之研究」，碩士論文，國立中央大學環境工程研究所，1999 年。
6. 陳宏毅，「應用含砷淨水污泥進行燒結程序之研究」，碩士論文，嘉南藥理科技大學環境工程與科學系碩士班，2013 年。

7.Zhang, L., “Production of Bricks from Waste Materials–A review,” Construction and Building Materials, Vol. 47, pp. 643-655 (2013).
8.Caprai, V., Gauvin, F., Schollbach, K., Brouwers, H. J. H., “MSWI Bottom Ash as Binder Replacement in Wood Cement Composites,” Construction and Building Materials, Vol. 196, pp. 672-680 (2019).

應用電化學技術去除垃圾焚化底渣氯離子之效率與經濟效益分析研究

田馥瑄*、陳志成**、林以潔***

摘　要

我國每年垃圾焚化底渣產生量約為 90 萬公噸/年，目前大多遵循「垃圾焚化廠焚化底渣再利用管理方式」之相關規範，經由焚化底渣再利用廠破碎分選等處理程序後，以再生粒料方式應用於道路基底層填料與控制性低強度回填料，但焚化底渣之氯離子含量較天然砂石偏高，目前國內各焚化底渣再利用廠之處理流程與方式皆無法有效去除氯離子，於再利用時容易造成混凝土結構與鋼筋混凝土之腐蝕崩裂，因此焚化底渣再生粒料之再利用途徑有所限制，亦為焚化底渣再利用所面臨之安全疑慮或品質遭受質疑之處。因此，為提升焚化底渣再生粒料之品質與應用安全性，降低環境應用風險，拓展更多元廣泛之再利用途徑，焚化底渣應設法降低其氯離子含量，並制定相關品質規範。

為避免水洗法或化學加藥除氯法所面臨之大量用水問題，本研究應用電化學技術兼具電動力、電解、電混凝等多重作用原理，以及用水量低與可同時分解去除多種污染物之特性，進行電化學法去除焚化底渣氯離子與其他污染物之研究，探討不同操作模式與控制條件之影響，尋求最佳操作條件。綜合不同實驗試程之反應條件與結果可知，應用電化學技術去除焚化底渣氯離子具有良好效果，其最佳操作條件為液固比 5、反應時間 12 hr、電流密度為 0.021 A/cm^2、添加硫酸調整 pH 值為 2 時可有效提升反應系統溶液之導電度與減低極化現象，焚化底渣之總氯去除效率可達 87.92 %，水溶性氯離子去除效率可達 95.62 %，非水溶性氯離子去除效率可達 78.97 %，電化學作用可將非水溶性氯離子分解轉化而提升總氯去除效率，且經過電化學反應處理後之焚化底渣，其水溶性氯離子含量可大幅降至 0.0365 %，遠低於一般焚化底渣再生粒料，除氯效果亦優於加藥水洗法。進一步評估電化學除氯技術之操作成本與經濟可行性，若以焚化底渣處理量為 50 噸/日之設置規模估算一座電化學處理廠所需投入之設置成本與營運操作成本，可發現應用電化

學技術去除焚化底渣之總支出(設備與操作)成本約為 1,421.07 元/噸底渣，若進一步採計焚化底渣代處理費用(1,600 元/噸)與再生產品之販售費用(350 元/噸)，則應用電化學技術進行焚化底渣除氯與處理再利用之整體淨效益約為 528.93 元/噸，因此電化學除氯技術具有良好應用效果與經濟可行性。

【關鍵詞】焚化底渣、電化學技術、水溶性氯離子、除氯

---

*逢甲大學環境工程與科學學系 研究生

**逢甲大學環境工程與科學學系 教授

***逢甲大學環境工程與科學學系 研究助理

一、前　言

焚化為國內一般廢棄物之主要處理方式，伴隨產生大量焚化底渣與飛灰，根據行政院環保署焚化廠統計資料顯示，近三年全國 24 座大型垃圾焚化廠之垃圾年處理量約為 640 萬公噸/年，焚化底渣產生量約為 88.6 萬公噸/年，焚化底渣產生率約為 13.8 %。焚化底渣之主要成分為矽、鋁、鈣、鐵等氧化物，與天然砂石粒料成分相似，故可作為基地與路堤填築、控制性低強度回填材料(CLSM)、替代水泥原料、混凝土添加料、或再利用製成燒結磚或混凝土磚等產品，不但可減低天然砂石粒料的開採，亦可提升焚化底渣再利用率。然而焚化底渣僅以破碎、篩分、磁選等前處理程序製成再生粒料時，其中所含氯離子無法有效去除或降低，容易導致鋼筋腐蝕或混凝土膨脹崩裂，對於焚化底渣再生粒料之應用途徑與再利用工程品質產生極大影響，因此焚化底渣再生粒料之應用用途應有所限制，需透過適當除氯技術降低焚化底渣之氯離子含量，提升再生粒料與工程應用之品質及安全性，減少民眾疑慮，拓展更多再利用途徑。

焚化底渣中之氯化物大多以無機氯的形式存在，總氯含量約為 0.3-3 %，氯化物可根據其溶度積(Ksp)分為水溶性氯化物、難溶性氯化物及非水溶性氯化物，水溶性氯化物主要為 KCl、NaCl、$CaCl_2$ 等，難溶性氯化物主要為 $MgCl_2$，非水溶性氯化物為 $ZnCl_2$、AlOCl、弗氏鹽($3CaO \cdot Al_2O_3 \cdot CaCl_2 \cdot 10H_2O$)等，焚化底渣中氯化物主要以水溶性氯化物為主，其含量約為 0.3-1.3 %，且底渣氯離子含量隨粒徑大小而異，通常粒徑較小之底渣氯離子含量較高。

本研究彙整國內外相關文獻中有關焚化飛灰、底渣或污泥土壤等類似無機廢棄物之除氯技術，如表 1 所示，去除無機性廢棄物中氯離子之主要技術包含水洗法、化學淋洗法、擦洗/淘洗法、熱處理法、生物法、以及電化學法等，其中水洗法及化學淋洗法最為普遍應用，但需使用大量水或藥劑溶液，以及多批次反覆淋洗，方能將灰渣中水溶性氯化物溶出至淋洗液中，達到洗除水溶性氯離子及重金屬之效果，處理成本較低及操作方法簡單；擦洗/淘洗法相較於水洗法之用水量較少，但其處理量有限、且除氯效果仍不夠理想；熱處理法為利用高溫或過熱蒸氣破壞灰渣中非水溶性氯化物之鍵結，以提升總氯化物之去除效果，但文獻指出熱處理溫度需提升至 1,000-1,050℃，焚化底渣之總氯去除率方可達 56-83%；而生物法可透過微生物作用使難溶性氯化物或非水溶性氯化物分解為水溶性氯化物，達到除氯效果，但此技術需耗時一年以上，緩不濟急；電化學法則利用電場作用力使

陰陽離子向兩極移動，透過氧化還原反應，氯離子可以氯氣或金屬氯化合物的形式去除，可於常溫常壓下進行，無需添加化學藥劑，且可同時去除其他污染物，較無二次污染的問題。

表 1　焚化底渣氯離子之去除技術與優缺點比較[6、9-14]

方法	原理	優點	缺點
水洗法	利用水沖洗焚化底渣，將水溶性氯化物溶出至水溶液中	1.可保持底渣結構完整 2.設備操作成本較低 3.操作方法簡單	用水量大，效果有限，需分段或反覆清洗，造成水資源浪費
化學淋洗法	於淋洗液中添加化學藥劑，降低溶液 pH 值或提供陽離子與氯離子形成金屬氯化物，提升去除率	1.可形成較穩定的金屬氯化物 2.去除率可達 88-90 %	用藥成本高、耗水量大，且有廢液處理問題
擦洗/淘洗法	藉由強大摩擦剪力使顆粒間產生碰撞，減弱顆粒表面與污染物的凡德瓦力與鍵結，並分離附著於表面之雜質，進而使顆粒中的氯化物被溶出	1.可使焚化底渣與液體產生劇烈擾動，提升氯離子溶出量 2.可改善水洗法產生大量廢水之問題	1.批次處理量低 2.處理效果有限
水熱法	在密閉系統中利用水或其他溶劑作為液相介質，在高溫高壓環境下提升離子反應活性，增強氯化物之分解轉化與氯離子溶出效率，並可形成多孔性材料	1.可產生多孔性吸附材料 2.提升離子反應活性與污染物分解 3.低污染、去除效率高	設備與操作成本較高
熱處理法/ 過熱蒸氣法	利用高溫或熱蒸氣將非水溶性氯化物分解轉化成水溶性氯離子或氣狀氯化物而去除	1.可去除非水溶性氯化物 2.可同時去除其他污染物	能源消耗量較高
生物法	利用生物作用將可分解之難溶性或非水溶性氯化物分解成水溶性氯化物而去除	處理成本低	耗費時間較長
電化學法	利用電場作用力使陰陽離子向兩極移動或產生氧化還原反應，使氯離子以氯氣或金屬氯化合物形式去除	1.可於常溫常壓進行 2.去除效率高、較無二次污染問題 3.用水量低	需額外提供電能

目前國內灰渣之除氯技術通常以水洗法為主，雖然文獻指出水洗法對於灰渣中氯離子去除效率可達 95%以上，但實廠應用上往往無法達到如此良好效率，需要耗費大量水資源或是反覆清洗多次或分階段清洗，導致操作成本大幅提高卻效果不彰。本研究考量避免焚化灰渣水洗或化學加藥除氯法所面臨之大量用水問題，以及有效提升總氯離子(水溶性與非水溶性氯離子)之去除效率與污染控制效果等因素，選用並改良電化學法進行焚化底渣之除氯技術開發，探討其實際應用效果與經濟可行性，以及不同控制因子之影響與最佳操作條件，可作為未來焚化底渣除氯技術開發與應用之參考。

二、實驗材料與方法

1.底渣基本特性分析

本研究所採用之焚化底渣取自中部某大型垃圾焚化廠，焚化底渣之基本特性分析項目包含水分、灰分、可燃分、pH 值、灼燒減量、毒性特性溶出(TCLP)量、金屬總量、比重、粒徑分佈、以及總氯與水溶性氯離子含量，各項分析方法皆參考環檢所(NIEA)公布之標準方法或 CNS 國家標準方法進行檢測。焚化底渣之總氯含量及水溶性氯離子含量，則分別參照 JIS A1154 及 CNS 13407 標準方法進行分析，兩者測值之差即為非水溶性氯離子含量。

2.電化學除氯反應設備

本研究採用自行設計組裝之電化學反應設備進行焚化底渣除氯試驗，如圖 1 所示，反應槽體為壓克力或玻璃材質，以 316 不鏽鋼板作為陰陽電極，連接可調整設定不同輸出電流與電壓之數位型直流電源供應器，陰陽兩端電極室與焚化底渣反應區之間設有濾紙隔板，用以隔離避免焚化底渣微粒滲流至陰陽兩極室，而焚化底渣則放置於兩隔板之間反應區，填入焚化底渣時應盡量增加焚化底渣與電極之接觸面積，以有效發揮電化學反應槽之電場作用力。

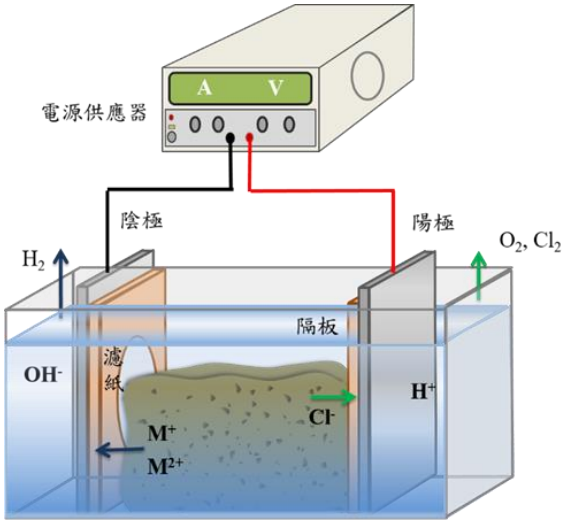


圖 1　電化學除氯設備示意圖

3.焚化底渣之電化學除氯實驗

本研究針對焚化底渣電化學除氯之主要控制因子與操作條件，分成三階段進行參數設計與實驗測試，分別說明如下：

(1)不同電源輸入模式

在電化學反應系統中，電能供應輸入模式可分為恆定電壓與恆定電流模式，為了解在不同電源輸入操作模式下之焚化底渣氯離子去除效率以及耗電量差異，決定較理想操作模式，故分別進行恆定電壓模式除氯實驗及恆定電流模式除氯實驗。除電源輸入模式改變外，其餘實驗操作條件則控制固定，分別為溶液/底渣比值 10、溶液 pH 值 8、電化學反應時間 8hr、並固定電極間距為 18cm，恆定電流模式之控制電流輸出值為 0.4A，恆定電壓模式之控制電壓輸出值則為 30V，實驗過程中連續記錄電化學反應之電流與電壓變化，並計算電化學反應後焚化底渣之氯離子去除效率與總耗電量。

(2)不同電化學操作條件

本階段實驗針對電化學除氯反應之主要控制因子與條件進行深入探討，應用田口式直交表法進行實驗設計，據以進行不同操作條件組合之電化學除氯實驗，再將各實驗試程之除氯效果作為目標函數，應用統計軟體分析不同控制因子之影響程度，並求得電化學法除氯之最佳操作條件。本階段所探討之主要控制因子與操作條件分別為溶液/底渣比(5、10、15)、溶液 pH 值(2、5、8)、酸性試劑種類(硫酸、磷酸、硝酸)、以及電化學反應時間(4、8、12 hr)。

本階段實驗採用固定電流模式，於實驗過程中亦定時採樣分析陽極室、底渣反應區及陰極室之溶液 pH 值、導電度與氯離子濃度變化，並蒐集陰極端隔板濾紙與陰極電極板上所產生之白色沉澱物，以 SEM-EDS 及 XRF 進行定性與半定量分析，探討陰極端主要產物之成分組成。

(3)不同電流密度與反應時間

本研究第三階段為提升電化學除氯效果，並探討不同電化學反應時間與電流密度之影響，故於固定電流之電源輸入操作模式下，透過調整電極間距達到提升電流密度之效果，本階段實驗將電化學反應系統之電流密度由 0.0048A/cm^2 調整提升至 0.012A/cm^2、0.021A/cm^2 及 0.025A/cm^2，並控制不同反應時間(4、8、12hr)，應用田口式直交表法進行實驗設計，共排定 $L_9(3^2)$9 組不同控制因子與實驗條件之試程組合進行電化學除氯實驗，其餘控制條件則維持固定，分別為液固比 5、pH 值 2、採用硫酸作為電解質與調整 pH 值，實驗過程中亦定時採樣分析不同區間反應溶液之 pH 值、導電度及氯離子濃度變化。

三、結果與討論

1.焚化底渣之成分特性分析

本研究將實廠取得之焚化底渣進行各項物理化學成分與特性分析，由表 2 分析結果得知，由於焚化底渣係於爐床下方經水淬冷卻後掉落於底渣輸送帶上，且尚未經風乾及堆置，因此含水率較高，約為 19.09%，而焚化底渣之濕基灰分為 75.96%、濕基可燃分則為 4.96%，灼燒減量值為 1.29%，顯示焚化底渣中殘存少量有機物或可燃物成分。焚化底渣之 pH 值為 12.30，屬於高鹼性物質，係因焚化底渣中含有許多氧化鈉、氧化鎂、氧化鈣、氧化鋇等鹼金屬與鹼土金屬氧化物所致。

表 2　焚化底渣之基本特性分析

	焚化底渣
水分(%)	19.09
灰分(%)	75.96
可燃分(%)	4.96
灼燒減量(%)	1.29
pH 值	12.30
比重	1.90-2.16

本研究依據事業廢棄物毒性特性溶出程序(TCLP)進行焚化底渣之重金屬溶出試驗，分析結果顯示焚化底渣之重金屬溶出濃度皆低於法規標準，可認定屬於一般事業廢棄物。此外，由焚化底渣之金屬總量分析結果可知，焚化底渣之主要金屬成分為 Ca、Si、Fe、Al 及 Mg，進一步應用 XRD 鑑定分析主要物種成分顯示(如圖 2)，焚化底渣之主要物種成分為 SiO_2、Al_2O_3、Fe_2O_3 等金屬氧化物，以及 KClO、$CaCl_2$、$AlCl_3$、$NaClO_4$ 等金屬氯化物，其中水溶性氯化物為 KClO、$CaCl_2$、$NaClO_4$、難溶性氯化物為 $Mg(ClO_4)_2$、非水溶性氯化物則為 $AlCl_3$ 及 $Ca_{12}Al_{14}O_{32}Cl_2$(弗氏鹽前驅物)。

焚化底渣之氯離子含量分析結果如表 3 所示，焚化底渣中的氯化物以水溶性氯離子為主，其含量約為 0.3-0.8%，且水溶性氯離子含量隨焚化底渣粒徑減小而增高，由 0.362%提升至 0.834%。焚化底渣中水溶性氯離子含量略大於非水溶性氯離子，且總氯含量隨底渣粒徑減小而由 0.628%增加至 1.552%，水溶性氯離子含量與文獻中提及的濃度範圍相符，亦隨粒徑減小而其含量由 0.362%提升至 0.834%，非水溶性氯離子含量亦隨粒徑減小

而由 0.266%增高至 0.718%。焚化底渣之氯離子主要來自於廢棄物中之氯鹽或有機氯化物，經高溫燃燒反應後分解形成氯化氫，再與灰渣或廢棄物中之金屬成分反應生成無機氯鹽或金屬氯化物，附著或結合於底渣顆粒中，且隨底渣粒徑減小比表面積愈大，導致細粒徑焚化底渣中含有較高氯離子濃度。本研究分析不同粒徑焚化底渣之總氯含量、水溶性氯離子含量、以及非水溶性氯離子含量，皆有隨粒徑減少而增加氯離子含量之趨勢。

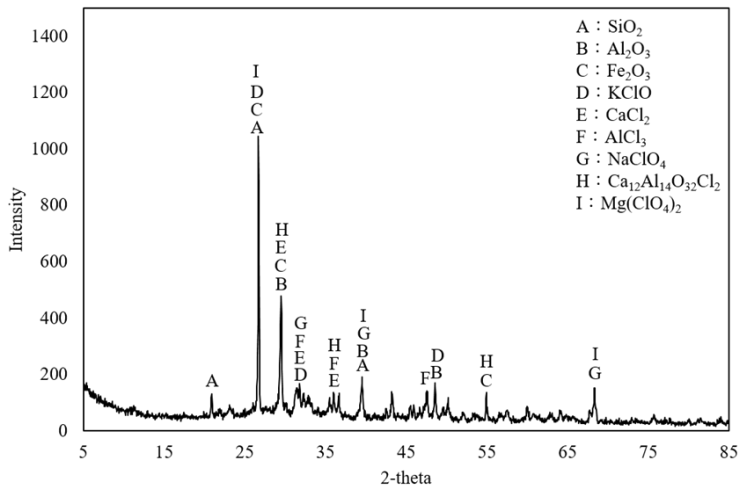


圖 2　焚化底渣之主要物種晶相 XRD 圖譜

表 3　不同粒徑焚化底渣之氯離子含量

底渣粒徑 (mm)	總氯含量 (%)	水溶性氯離子含量 (%)	非水溶性氯離子含量 (%)
>4.76	0.628	0.362	0.266
4.76-2.38	0.726	0.343	0.383
2.38-1.18	1.028	0.727	0.301
<1.18	1.552	0.834	0.718

2.不同電源輸入模式之電化學除氯效果

以不同電源輸入模式之氯離子去除效率與用電量分析結果如表 4 所示，以恆定電壓模式輸入電能至電化學反應槽，實驗過程中最高電流達 1.4 A，在陰陽極板周圍之氣體產生情況較劇烈，隨著電化學時間增加而使反應系統中(底渣)電阻增加，電極板每單位面積下所乘載的電荷量逐漸提升，並釋放出熱能，因此電化學反應過程中，底渣反應區之溶液溫度約上升至 60-70 ℃，較高的反應溫度可提升電化學反應速率，增加離子移動速率，驅使焚化底渣中水溶性氯化物溶出，並向陽極移動發生氧化反應，產

生氯氣或其他含氯化合物，使水溶性氯離子之去除效率較高，可達 97.059 %，電化學後焚化底渣水溶性氯離子含量可降至 0.020 %，且發現恆定電壓模式輸入之電功率較恆定電流模式高，故其用電量相對提高，經換算後可知處理一公噸焚化底渣所需消耗電量約為 2,079.56 度電。

改以恆定電流模式輸入電能至電化學反應槽時，每單位電極面積之電荷分布較均勻，在電化學反應初期，因穩定電場可提供陰陽離子較平穩理想的反應作用速率，可同時提升電化學用電效率與氯離子去除效率，水溶性氯離子去除效率可達 94.696 %，經電化學反應後之焚化底渣水溶性氯離子含量可降低至 0.036 %，恆定電流模式具有較理想之能源效率，故其用電量僅需恆定電壓模式用電量之 20-30 %，經換算後可知處理一公噸焚化底渣所需消耗電量約為 467.90 度電。

表 4　不同電源輸入模式之電化學除氯效率及用電量比較

試程	總氯 去除效率(%)	水溶性氯離子 去除效率(%)	非水溶性氯離子 去除效率(%)	用電量 (kw·hr)
定電壓 30 V	66.390	97.059	14.726	2079.56
定電流 0.4 A	75.378	94.696	42.833	467.90

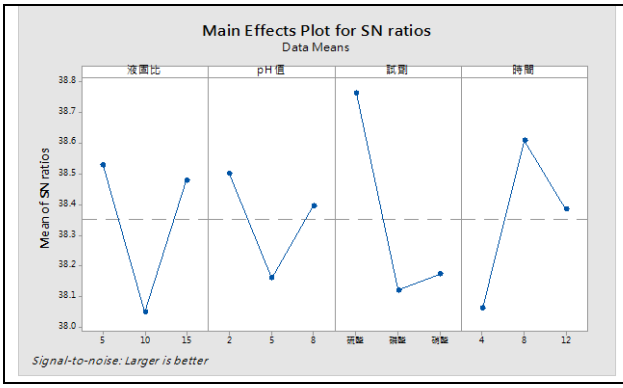
3.不同電化學操作條件之除氯效果

本階段實驗針對電化學除氯反應之主要控制因子與條件進行深入探討，應用田口式直交表法進行實驗設計，據以進行不同操作條件組合之電化學除氯實驗。各實驗試程之電化學操作條件與焚化底渣氯離子之去除效率如表 5 所示，可發現在這些電化學操作條件下，焚化底渣之水溶性氯離子去除效率大多高於 80 %，最高可達 87 %，且水溶性氯離子之去除效率皆遠高於非水溶性氯離子；進一步將各實驗試程之除氯效果作為目標函數，應用 Minitab 統計軟體分析不同控制因子對於除氯效果之影響程度，結果如圖 3 所示，可發現不同控制因子對於電化學法去除焚化底渣水溶性氯離子效率之影響程度依序為：試劑種類＞反應時間＞液固比＞pH 值，且綜合所有實驗結果之統計可得知，應用電化學技術去除焚化底渣氯離子之最佳操作條件為液固比 5、pH 值 2、以硫酸作為添加試劑、以及反應時間 8 hr。由實驗過程與結果可發現，添加酸性試劑於底渣之電化學反應溶液具有降低鹼度及緩衝作用，可減緩極化現象所導致的電阻上升與電流效率降低，其中以硫酸為最佳酸性試劑，且文獻指出硫酸可破壞弗氏鹽等非水溶性氯離子之鍵結並促進氯離子溶出至反應溶液中(Ito et al., 2008)，因此以硫酸作為添加試劑時，其總氯、水溶性氯及非水溶性氯去除效率分別

可達 72-80 %、86-87 %、57-73 %。此外，不同液固比之操作條件下，當液固比值較低時可減少用水量，亦可提升反應溶液之離子濃度與導電度，且單位液體量所投入之底渣量較多，可增加電場與底渣之接觸作用面積，皆有助於提升電化學反應效率與焚化底渣氯離子去除效率。綜合本研究實驗分析結果可知，焚化底渣氯離子含量可利用電化學處理技術有效去除，總氯含量可由原本 1.55 %大幅降低至 0.29 %、水溶性氯離子含量可由原本 0.83 %大幅降低至 0.11 %、非水溶性氯離子含量可由原本 0.72 %降低至 0.19 %。

表 5　焚化底渣電化學除氯之實驗操作條件與去除效率

試程	液固比	pH 值	試劑	時間 (hr)	總氯去除效率 (%)	水溶性氯離子去除效率(%)	非水溶性氯離子去除效率(%)
1-1	5	2	硫酸	4	80.995	87.059	73.948
1-2	5	5	磷酸	8	72.220	82.814	59.910
1-3	5	8	硝酸	12	67.254	83.420	48.468
1-4	10	2	磷酸	12	67.603	79.431	53.859
1-5	10	5	硝酸	4	67.075	74.062	59.955
1-6	10	8	硫酸	8	72.782	86.694	56.614
1-7	15	2	硝酸	8	75.255	86.145	62.600
1-8	15	5	硫酸	12	72.939	86.394	57.302
1-9	15	8	磷酸	4	66.801	79.472	52.076



Level	液固比	pH 值	試劑種類	反應時間
1	38.53	38.50	38.76	38.06
2	38.05	38.16	38.12	38.61
3	38.48	38.40	38.17	38.38
Delta	0.48	0.34	0.64	0.54
Rank	3	4	1	2

圖 3　不同控制因子對電化學除氯效率之影響程度與趨勢分析

針對焚化底渣應用電化學技術進行除氯之可能反應機制，由上述實驗與分析結果可知，焚化底渣於電化學反應系統中，陰極獲得電子發生還原反應，水溶液電解還原釋出 H_2 及 OH^-，導致陰極室溶液之 pH 值提升並產生氣泡，且電化學反應系統之金屬陰極板附近生成白色膠凝狀沉澱物，此現象會導致反應槽中阻抗上升，使反應溶液之電壓逐漸提升；而焚化底渣中氯離子則受到電場作用力而產生電遷移現象，逐漸向陽極移動，並於陽

極室發生氧化反應，形成氯氣排放，故陽極室溶液中之氯離子濃度大幅下降。陽極室因氧化反應產生 H^+與 O_2，使陽極室溶液之 pH 值降低，形成酸性環境，在此環境下 Cl^-可能以 HCl 或是 HOCl 的形式存在於溶液中，部分少量的氯則氧化成氯氣逸散，且陽極室溶液之顏色隨電化學時間增加而逐漸加深，此處受到電遷移的影響而聚集高濃度之氯離子，其濃度隨著電化學反應時間增長而提升，透過氯離子的電遷移、反應及氯氣的逸散達到除氯效果，茲將電化學除氯反應機制彙整如式 3-1 至 3-6 所示。

電化學除氯陽極端反應：

$$2H_2O \rightarrow 4H^+ + O_{2(g)} + 4e^- \quad \text{(式 3-1)}$$

$$2Cl^- \rightarrow Cl_{2(g)} + 2e^- \quad \text{(式 3-2)}$$

$$H^+ + Cl^- \rightarrow HCl \quad \text{(式 3-3)}$$

$$Cl_2 + H_2O \rightarrow HCl + HOCl \quad \text{(式 3-4)}$$

電化學除氯陰極端反應：

$$2H_2O + 2e^- \rightarrow 2OH^- + H_{2(g)} \quad \text{(式 3-5)}$$

$$M^{n+} + n\,OH^- \rightarrow M(OH)_{n(s)} \quad \text{(式 3-6)}$$

4.不同電流密度之影響

為進一步提升電化學除氯效率並探討不同電流強度與電流密度之影響，本階段實驗改變不同電極間距進行實驗測試，實驗結果(表 6)顯示，增加定電流強度或調整電極間距可有效提升電流密度，當電流密度由 0.012 提高至 0.021A/cm^2時，極化現象發生的速率慢，約 2 小時後電流強度才逐漸降低，可使焚化底渣於高電場強度之環境下進行較長時間之電化學除氯反應，因此電流密度為 0.021A/cm^2之實驗試程、反應 12 小時後水溶性氯離子去除效率可高達 95.621%，經電化學反應後之焚化底渣水溶性氯含量約為 0.0365%。當電流密度較低時(0.012 A/cm^2)極化現象雖更不明顯，但其電流強度低導致除氯效率不夠理想，而電流密度較高時(0.025 A/cm^2)反應較為激烈，對於非水溶性氯離子與總氯離子之去除效率皆最佳，非水溶性氯離子於電化學時間 4 小時之去除效率即可達 88.644 %，但電化學時間增加至 12 小時，其總氯去除效率並未明顯高於反應 4 小時之試程，係因電流密度達 0.025 A/cm^2時，其電化學反應程度與速率較大，導致陰極室中沉澱物快速增加，反而加速極化現象的發生，且陽極室所產生之 H^+可向陰極移動，使反應溶液之 pH 值與導電度逐漸下降(Baraud et al., 1999)，導致定電流強度迅速減弱，水溶性氯離子無足夠電化學反應時間於高強度電場作用，因此其除氯效果反而未能顯著提升。

表 6　焚化底渣於不同電流密度之電化學除氯效率比較

試程	電流密度 (A/cm^2)	反應時間 (hr)	總氯去除效率 (%)	水溶性氯離子去除效率(%)	非水溶性氯離子去除效率(%)
2-1	0.012	4	79.319	80.3583	78.110
2-2	0.021	4	88.277	95.0414	80.423
2-3	0.025	4	88.709	88.7622	88.644
2-4	0.012	8	83.747	95.2832	70.335
2-5	0.021	8	87.994	94.7185	80.186
2-6	0.025	8	89.238	91.0394	87.139
2-7	0.012	12	83.354	85.5417	80.813
2-8	0.021	12	87.923	95.6211	78.974
2-9	0.025	12	89.399	91.2966	87.195

此外，本研究將電化學除氯反應後之焚化底渣，應用 XRD 繞射分析儀分析其中主要物種晶相之變化情形（如圖 4），比對圖 2 與圖 4 可發現，焚化底渣經電化學除氯反應後，溶解度較低之水溶性氯化物，其晶相明顯下降甚至消失，由此可知水溶性氯化物皆已轉化或分解溶出至電化學溶液中而去除，殘留於焚化底渣中之物種晶相，主要則以鈣、鋁、鐵、鉀、鈉等金屬氧化物或與氯、硫離子結合形成之非水溶性金屬硫氯化物或硫化物。

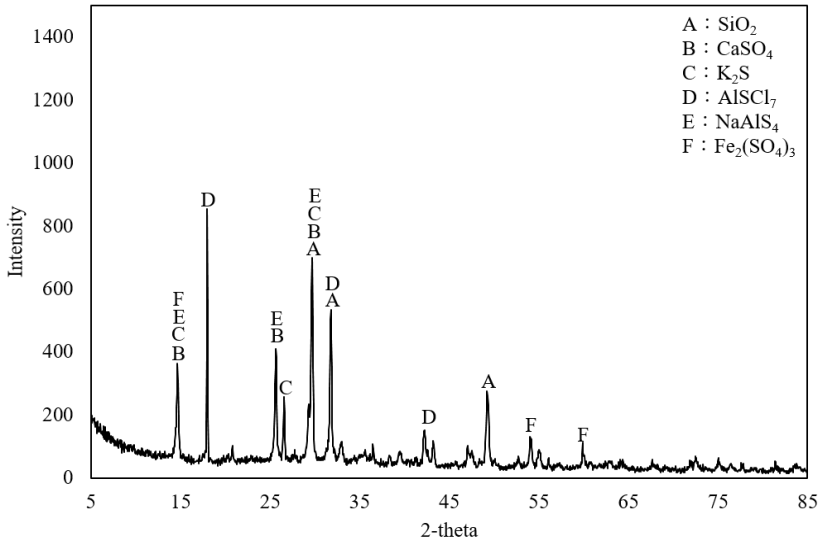


圖 4　焚化底渣電化學除氯反應後之物種晶相 XRD 圖

5.焚化底渣電化學除氯之成本效益分析

研究依據上述焚化底渣電化學除氯實驗之最佳試程操作條件，進一步探討評估放大處理規模(較符合未來實廠應用)所需投入之操作成本及設置成本。假設電化學處理廠之設計處理量為每日處理 50 噸焚化底渣(年處理量為 15,000 噸焚化底渣)，為確保放大處理規模與上述實驗結果之除氯效果一致，故採用相同操作條件(電流密度 0.012 A/cm^2、液固比 5、pH 值 2、添加硫酸試劑、反應時間 12 hr)進行電化學除氯技術之各項成本估算。考量電化學反應設備之操作及維護，需控制適當的槽體大小，採設置 2 座電化學反應設備，每日可處理 2 批次，每批次處理 12 小時，則每座電化學反應設備可處理 12.5 噸焚化底渣/批次，每座電化學反應槽體積約為 7 m^3，所需設置之電源供應設備功率為 350 kw。當電流密度為 0.012 A/cm^2 進行除氯反應時，每日處理 50 噸焚化底渣所需之用電量為 15,900 度電，所需使用之用水量為 250 度水，總計各項操作費用與設置費用，應用電化學技術處理焚化底渣(15,000 噸/年)之總支出(設備與操作)成本約為 2,131.6 萬元/年。

目前國內焚化底渣之委託再利用處理費用，不含運輸成本大約為每公噸 1,600 元，焚化底渣除氯後之再利用價格初估為每公噸 350 元，則每年焚化底渣(15,000 噸/年)代處理費與販售除氯後焚化底渣之總收入為 2,925 萬元，將上述總收入減去總支出之淨收益為 793.4 萬元/年，換算處理每公噸焚化底渣之淨收益則為 528.93 元/噸。因此，應用電化學技術進行焚化底渣除氯處理，不但可提升焚化底渣再利用產品（再生粒料）之產品品質，亦具有經濟可行性。

四、結　論

由於目前焚化底渣再利用廠大多僅透過篩分與分選將雜質挑除，並依照粗細粒料之粒徑需求進行破碎篩分，即作為再生粒料應用於各項工程材料，無法有效降低焚化底渣之氯離子含量。本研究應用電化學除氯技術，不但可有效減少水資源的使用，提升氯離子去除效率，亦可增加焚化底渣再生粒料之品質，使焚化底渣再生產品之用途更加多元廣泛，提升再利用價值與效益。

電化學除氯反應過程中，採用恆定電壓輸出模式之整體反應電功率較大，因此氯離子去除效率相當良好，但其所耗費之用電成本為恆定電流模式之 4-5 倍，較不符合經濟效益，而恆定電流輸出模式可提供電極較為穩定持久之電量，電化學反應效果亦屬良好，用電效率較高，水溶性氯離子去除效

果可達 95%。

電化學除氯過程中，添加硫酸調整底渣溶液 pH 值至 2 可增加反應溶液之導電度，減少陰極沉澱產生量，減緩極化現象與反應溶液沸騰現象，且電化學反應時溶液溫度約為 40-50 ℃，亦可提升氯離子的溶出量，增加氯離子去除效率，因此添加酸性試劑調整 pH 值有其必要性。

本研究應用田口式直交表法探討電化學除氯之最佳操作條件為：液固比 5、pH 值 2(硫酸)、電流密度 0.021 A/cm^2、以及反應時間 12 hr，焚化底渣之總氯去除效率為 87.92 %，水溶性氯離子去除效率可達 95.62 %，非水溶性氯離子去除效率為 78.97 %。

本研究依據最佳操作條件，估算設置一座每日處理量為 50 噸之焚化底渣電化學處理廠，其所需之設備與操作總支出成本約為 2,131.6 萬元/年，販售除氯後底渣與焚化底渣代處理費之總收入約為 2,925 萬元/年，淨收益為 793.4 萬元/年，平均處理每噸焚化底渣之淨收益約為 528.93 元/噸，因此電化學除氯技術應具有經濟可行性。

五、 參考文獻

1.詹家凱(2014)，焚化底渣加藥水洗脫氯成效之研究，臺北科技大學環境規劃與管理研究所碩士學位論文。

2.何志麒(2014)，垃圾焚化底渣資源化處理之研究-水溶性氯離子去除成效，臺北科技大學環境工程與管理研究所碩士學位論文。

3.Zhao, K., Hu, Y., Tian, Y., Chen, D. and Feng, Y. (2019), Chlorine removal from MSWI fly ash by thermal treatment: Effects of iron/aluminum additives. Journal of Environmental Science, 88, pp. 112-121.

4.Alam, Q., Lazaro, A., Schollbach, K. and Brouwers, H. J. H. (2020), Chemical speciation, distribution and leaching behavior of chlorides from municipal solid waste incineration bottom ash. Chemosphere, 241, pp. 124985.

5.Chen, C. H. and Chiou, J. (2007). Distribution of chloride ion in MSWI bottom ash and de-chlorination performance. Journal of Hazardous Materials, 148(1-2), pp. 346-352.

6.Boghetich, G., Liberti, L., Notarnicola, M., Palma, M. and Petruzzelli, D. (2005), Chloride extraction for quality improvement of municipal solid waste incinerator ash for the concrete industry. Waste Management and

Research, 23(1), pp. 57-61.
7.Chen, W. S., Chang, F. C., Shen, Y. H., Tsai, M. S. and Ko, C. H. (2012), Removal of chloride from MSWI fly ash. Journal of Hazardous Materials, 237-238, pp. 116-120.
8.Suda, H., Uddin, M. A. and Kato, Y. (2016), Chlorine removal from incinerator bottom ash by superheated steam. Fuel, 184, pp. 753-760.
9.蔡煒嶸(2009)，垃圾焚化底渣資源化前處理之研究－連續式加藥水洗脫氯，臺北科技大學環境工程與管理研究所碩士學位論文。
10.葉泰良(2010)，以加酸水洗去除焚化底渣水溶性氯離子之研究，臺北科技大學環境工程與管理研究所碩士學位論文。
11.鄭光志(2010)，垃圾焚化底渣資源化前處理之研究－加酸水洗脫氯，臺北科技大學環境工程與管理研究所碩士學位論文。
12.陳建勳(2014)，焚化底渣取代混凝土粒料之可行性研究，臺北科技大學環境工程與管理研究所碩士學位論文。
13.Astrup, T. (2007), Pretreatment and utilization of waste incineration bottom ashes: Danish experiences. Waste Management, 27(10), pp. 1452-1457.
14.Luo, H., Wu, Y., Zhao, A., Kumar, A., Liu, Y., Cao, B. and Yang, E. H. (2017), Hydrothermally synthesized porous materials from municipal solid waste incineration bottom ash and their interfacial interactions with chloroaromatic compounds. Journal of Cleaner Production, 162, pp. 411-419.
15.何志麒(2014)，垃圾焚化底渣資源化處理之研究—水溶性氯離子去除成效，臺北科技大學環境工程與管理研究所碩士學位論文。

一種具有原子效率之廢棄聚碳酸酯回收製備環氧樹脂固化物以及其固化物降解回收之方法

邵士瑋*、陳建翰**、陳建任***、莊宗原****、Mahdi M. Abu-Omar*****、林慶炫******

摘　要

本研究開發具有永續性之方法來回收雙酚 A 型聚碳酸酯(PC)。將廢棄聚碳酸酯(WPC)作為環氧樹脂硬化劑來分別與不同的環氧樹脂進行硬化，製備出熱固性材料(WPC/I、WPC/II、WPC/III、WPC/IV)，此共聚反應主要由 PC 中的碳酸酯基與環氧基反應所引發，也經由碳酸二苯酯(Diphenylcarbonate, DPC)與苯基縮水甘油醚(Glycidyl phenyl ether, GPE)的模型反應獲得證實反應之可行性。此外，我們所製備出 WPC/epoxy 固化物能表現出與市售 PN/epoxy 固化物相當的熱性質，更能突顯出相對較優異的撓曲性和耐彎折性，以及較高的機械性質表現。而此方法是直接將 PC 作為硬化劑使用，無須經過化學分解或是熱裂解程序，所以對於回收 PC 而言，是具有 100%之原子使用效率。

再者，我們所製備出的 WPC/epoxy 固化物亦具有可降解性，利用無觸媒之胺解法，可以成功將高性能熱固型樹脂進行分解，並能從 WPC/I、WPC/II、WPC/III 固化物的分解後產物中得到具有可利用性之苯氧樹脂(Phenoxy)與二己基脲(1,3-dihexylurea)。綜合以上，藉由從廢棄 PC 直轉換成熱固性材料，再將其材料進行分解，完成完整的回收再利用製程，賦予了此方法能達到永續性的目的。

【關鍵詞】聚碳酸酯、環氧樹脂、活性酯、廢棄物回收

---

*國立中興大學化學工程學系　研究生

**國立台灣大學前瞻綠色材料高值化研究中心　研究生

***國立中興大學化學工程學系　研究生

****中國醫藥大學藥用化妝品學系　助理教授

*****美國加利福尼亞大學化學與生物化學系　教授

******國立中興大學化學工程學系　教授

一、前　言

身為五大通用工程塑膠的雙酚 A 型聚碳酸酯(Polycarbonate, PC)，是唯一具有高透明性的熱塑性塑膠，具有許多優異的物理性質: 極佳的耐衝擊性和延展性、高光學透明性、良好的耐候性和尺寸安定性、以及阻燃特性等，被廣泛應用於汽車零件、建築材料、紡織、醫療設備、電子載具及生活用品等領域。全球每年亦有將近 500 萬噸的 PC 被製造出來，並其全球市場規模 2025 能成長到 49.1 億美元，故相對地，PC 所衍生的廢棄物數量是相當可觀的，因此，對於廢棄 PC 的回收再使用是勢在必行的工作。

二、廢棄聚碳酸酯的回收方式

聚碳酸酯的回收主要可分為物理回收法與化學回收法，其中，物理回收法是將廢棄聚碳酸酯(Waste polycarbonate, WPC)以機械研磨後再重新射出成型，但這將會降低 PC 原有的性能表現，像是透明度、機械性質等，且回收過程中容易有重量損失的情況，造成回收效率不佳；而化學回收法主要是將 WPC 解聚成可利用性之原料單體，並再次利用原料單體進行聚合反應得到新的產品。其衍生單體可包含如雙酚 A (BPA)、苯酚(phenol)、bis(hydroxyethyl)ether of BPA (BHE-BPA)、碳酸二甲酯(dimethyl carbonate, DMC)、碳酸二乙酯(diethyl carbonate, DEC)、碳酸二烷基酯(dialkyl carbonate)、羰基化劑(carbonylation agents)、N，N'-二苄基脲(N,N'-dibenzylurea)等等，然而，化學回收法存在回收程序前處理繁雜，副產物及面臨使用溶劑之環保問題，且無法以全原子使用效率來回收 PC。而本研究技術主要是將 WPC 直接作為環氧樹脂硬化劑使用，與環氧樹脂共聚成高性能的熱固性材料，無須對 PC 進行任何化學分解或是熱裂解等前處理程序，達到 100 %回收廢棄聚碳酸酯之目的。

三、雙官能活性酯與環氧基之模型反應

本研究選用雙官能活性酯化合物碳酸二苯酯(DPC)、與單官能環氧化合物苯基縮水甘油醚(GPE)於 4-二甲基氨基吡啶(DMAP)催化下升溫至 120 ^{o}C 進行模型反應，並且於不同反應時間下，追蹤反應情形，反應後產物命名為 BDPC。

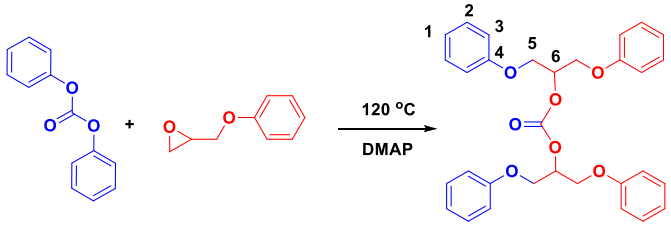


圖 1　DPC 與 GPE 之反應式

於 DMSO-d6 下，從 NMR 追蹤結果可以觀察到，原本 0 小時光譜上可以看到 GPE 的環氧基特徵峰位於 2.6 和 2.7(H^a)、3.3(H^b)、3.8 和 4.2(H^c) ppm，並且於 7.0-7.5 ppm 有四組苯環訊號。接著加入觸媒 DMAP 且恆溫 120 °C 進行攪拌，隨著反應時間的增加，於 0.5 小時與 1 小時之光譜圖可以觀察到 GPE 上的環氧基訊號會隨反應時間增長而減少，並於 2 小時後之光譜圖，環氧基的五組訊號消失、苯環訊號從原本四組合併成兩組，並且經由 NMR 的訊號判斷 4.3、5.6 ppm 為新生成的亞甲基與次甲基特徵峰，苯環訊號也合併成兩組，其特徵峰位於 7.0、7.3 ppm，說明確實有生成產物 BDPC。

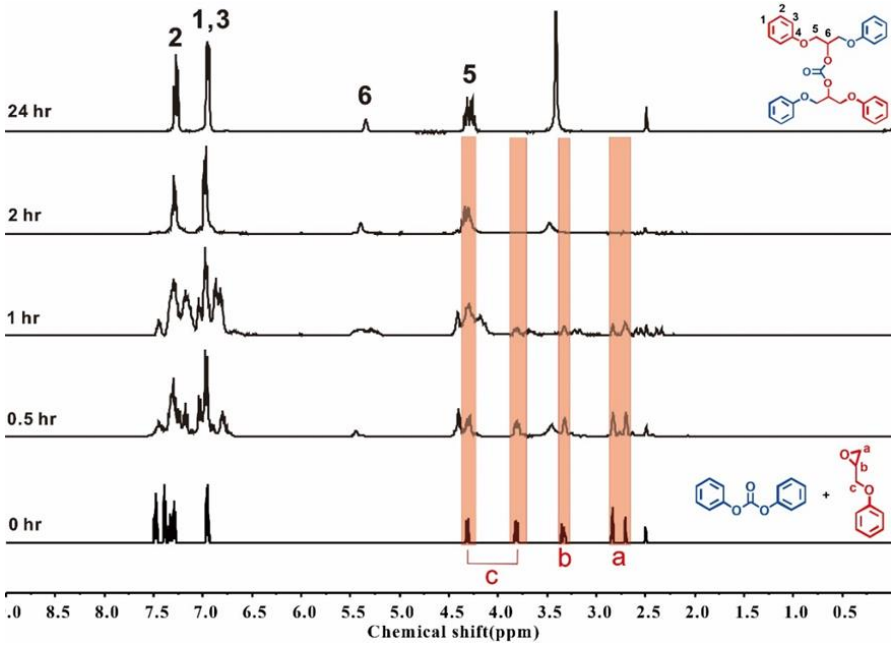


圖 2　DPC 與 GPC 反應之 ^{1}H-NMR 追蹤

再者，我們亦使用 ^{1}H-^{1}H COSY 與 ^{1}H-^{13}C HSQC 二維 NMR 來鑑定模型反應後之產物。首先從 ^{1}H-^{1}H COSY 二維光譜上，可以觀察到在 4.3/5.4 ppm 有出現亞甲基(H^5)與次甲基(H^6)的偶合訊號，並於 7.0/7.3 ppm 有苯環相互偶合的訊號，H1 及 H3 訊號位於 7.0 ppm、H2 訊號位於 7.3 ppm，證實產物

BDPC 有成功合成；而從 ^{1}H-^{13}C HSQC 二維光譜圖中，也可以觀察到於 2 小時之樣品有對應的偶合訊號產生，並經過比對，C^{1}、C^{2}、C^{3}、C^{4}、C^{5}、C^{6} 分別位於 120.9、129.4、114.4、153.7、65.9、74.6 ppm，再次證明 BDPC 結構正確。

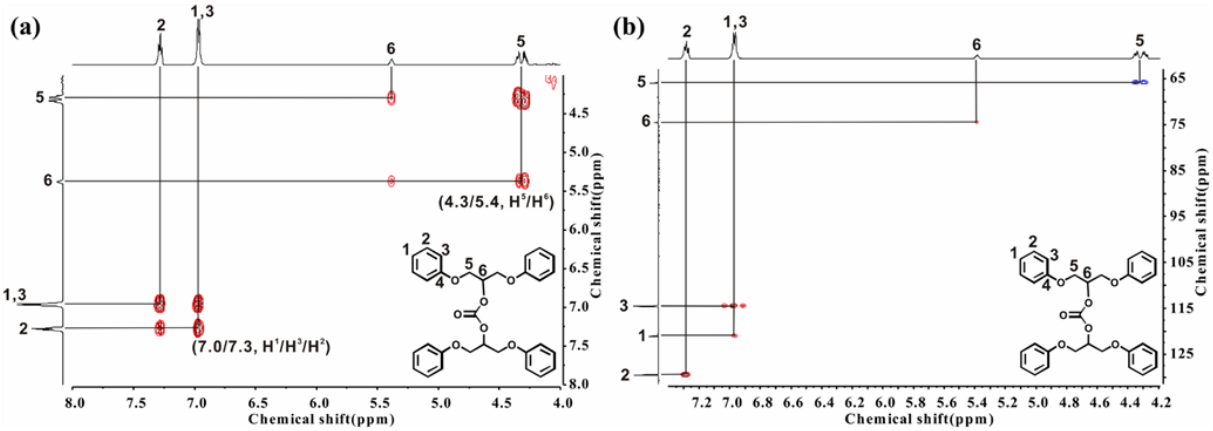


圖 3　(a)模型反應的 ^{1}H-^{1}H COSY NMR (b)模型反應的 ^{1}H-^{13}C HSQC NMR

綜合上述的光譜分析結果，我們可以從中得知，環氧基化合物於活性酯的存在下僅需要 2 小時就能被反應完全，並且再經由二維光譜圖確認 BDPC 產物結構正確。因此，推斷反應機制如下：

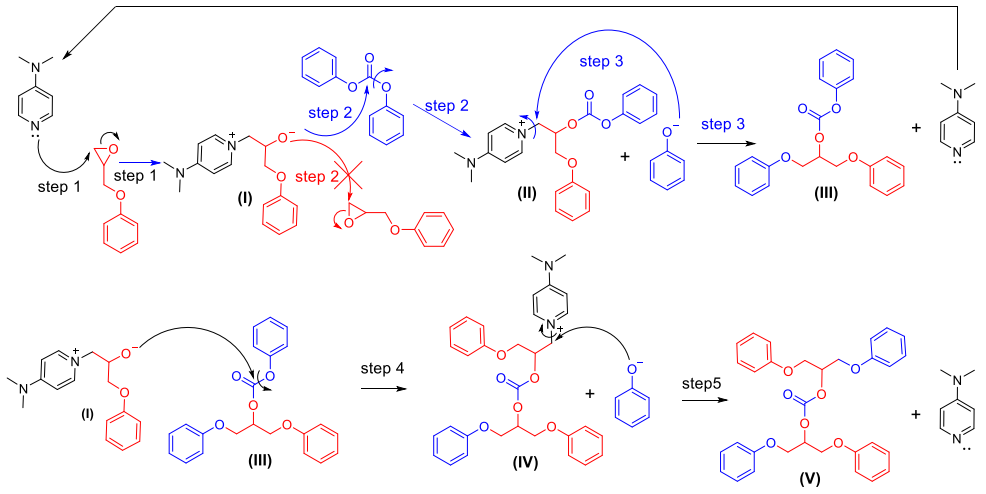


圖 4　模型反應之反應機制

1.DMAP 上的孤對電子會攻擊環氧基進行開環反應，形成帶有 Alkoxy anion 的中間體(I)。

2. Alkoxy anion 攻擊活性酯基上缺電子的羰基(C=O)進行酯交換反應，形成中間體(II)與 Phenolic anion。
3. Phenolic anion 攻擊中間體(II)上的 C-N 鍵，得到中間體(III)並離去觸媒 DMAP，觸媒將會重複步驟 1 形成帶有 Alkoxy anion 的(I)。
4. Alkoxy anion 會攻擊中間體(III)的另一個活性酯基上之羰基(C=O)，得到中間體(IV)與另一個 Phenolic anion。
5. Phenolic anion 再次攻擊中間體(IV)上的 C-N 鍵，得到產物(V)並離去觸媒 DMAP。

四、廢棄聚碳酸酯/環氧樹脂固化物(WPC/epoxy)

於製備 WPC/epoxy 固化物的部分，本研究選用環氧樹脂分別有市售雙酚 A 型環氧樹脂 DGEBA，環氧當量(EEW)分別為 188(代號為 I)、482(代號為 II)、901(代號為 III) g/mol，以及市售雙環戊二烯型環氧樹脂 DNE，環氧當量為 260 g/mol (代號為 IV)，並使用市售硬化劑 phenol novolac (PN)作為本研究之比較例使用，環氧樹脂與硬化劑結構如圖 5 所示；廢棄聚碳酸酯(WPC)則是來自處理後之廢棄光碟片。於製備 WPC/epoxy 固化物中，主要是將等當量(活性酯基與環氧基當量比為 1:1)之 WPC 與環氧樹脂混合，於觸媒 DMAP 的催化下進行升溫固化；再來，於製備 PN/epoxy 固化物中，主要是將等當量(羥基與環氧基當量比為 1:1)之 PN 與環氧樹脂混合，於觸媒 2-Methylimidazole (2-MI)的催化下進行升溫固化。

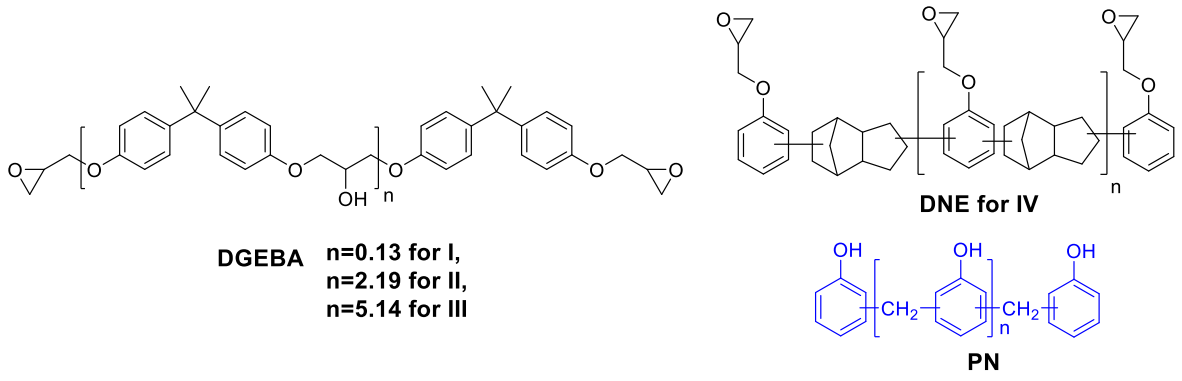


圖 5　環氧樹脂與硬化劑結構

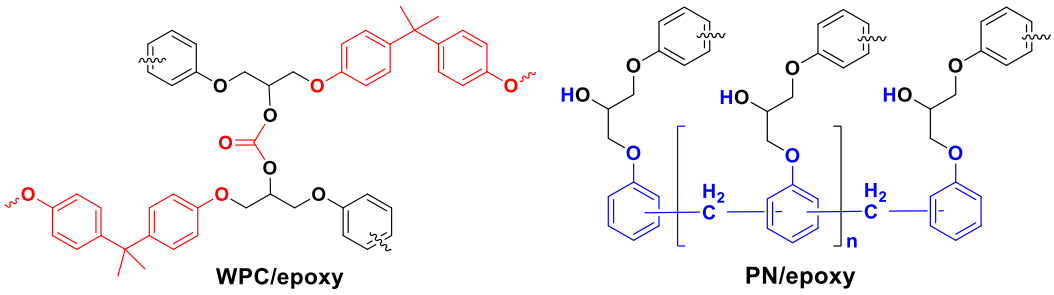


圖 6　WPC/epoxy 固化物與 PN/epoxy 固化物交聯結構

從 WPC/I、WPC/II、WPC/III、WPC/IV 之固化物薄膜，照片如圖 7 所示，薄膜皆為淡黃色透明且具有可透光性，證明固化物為均相。接著，WPC/epoxy 固化物薄膜皆顯示出可撓取性以及耐彎折性，在彎曲 180 o 下也不會有脆斷的情形發生，相對地，於 PN/epoxy 固化物薄膜則顯示出質地較脆的性質(僅具有可撓取性)，此現象也說明以 WPC 作為環氧樹脂硬化劑使用，其所製備的固化物相較於以 PN 作為硬化劑之固化物，能表現出較優異的韌性。

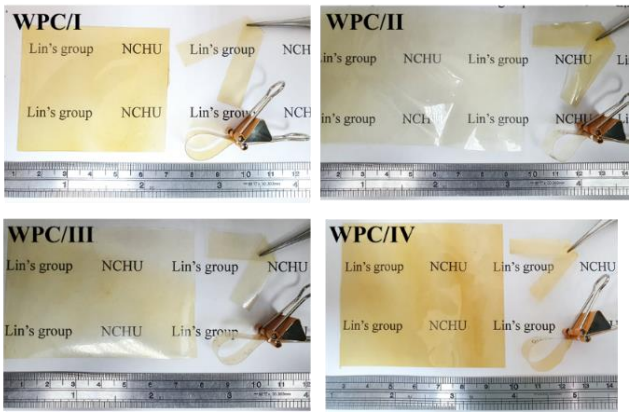


圖 7　WPC/epoxy 固化物薄膜照片圖

以拉力試驗機來量測薄膜(尺寸為 5 cm x 0.5 cm)的機械性質，其性質如圖 8 所示，WPC/I、WPC/II、WPC/III、WPC/IV 固化物薄膜拉伸強度(tensile strength)分別為 79、51、46、57 MPa，所對應的斷裂延伸率(elongations at break)分別為 7.4、10.8、25.3、5.9 %；PN/I、PN/II、PN/III、PN/IV 固化物薄膜拉伸強度分別為 72、47、56、53 MPa，所對應的斷裂延伸率別為 3.9、4.2、5.5、3.2 %，從結果可以看出以 WPC 作為硬化劑使用，能夠使其固化物具有相對較優異之機械性質表現，而 PN/epoxy 固化物則表現較易脆性。

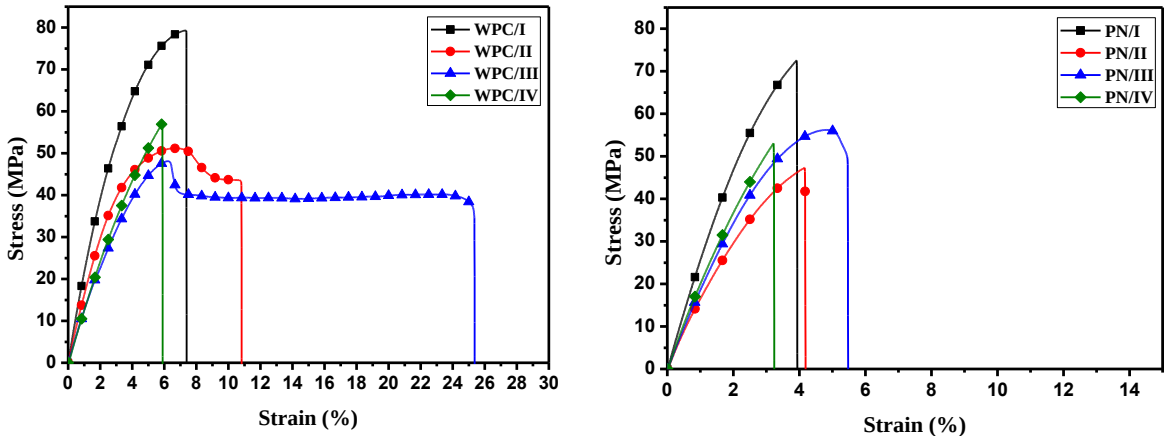


圖 8　WPC/epoxy 與 PN/epoxy 固化物之應力-應變曲線

將 WPC/epoxy 固化物分別以 DMA、TMA、TGA 量測其熱性質表現，並與 PN/epoxy 固化物做比較。首先 WPC/epoxy 固化物與 PN/epoxy 固化物的 DMA 熱分析圖如下所示，所有固化物之 tanδ 峰皆為單一分佈，再次證明固化物皆為均一相。WPC/I、WPC/II、WPC/III、WPC/IV 固化物之玻璃轉移溫度(Tg)分別為 169、146、125、184 oC，而 PN/epoxy 固化物 PN/I、PN/II、PN/III、PN/IV 之 Tg 則分別為 172、137、126、187 oC。從此結果可以觀察到 WPC/epoxy 固化物能表現出與 PN/epoxy 固化物相當的 Tg 值，說明以 WPC 做為硬化劑使用，可藉由聚碳酸酯本身的高分子量特性，使固化物擁有如同市售硬化劑 PN 之固化物相同的熱性質表現，這也使得 WPC/epoxy 固化物具有潛在的應用價值。

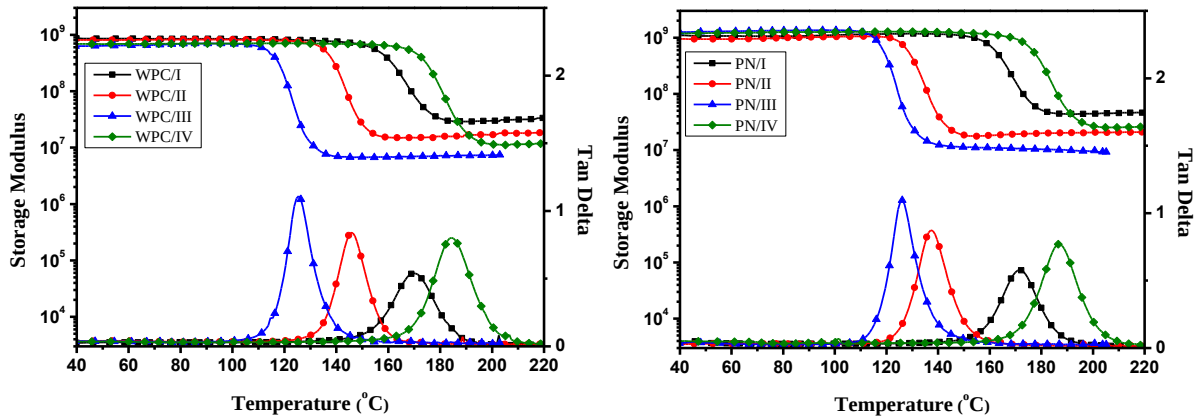


圖 9　WPC/epoxy 固化物與 PN/epoxy 固化物之 DMA 分析

再者，WPC/epoxy 固化物與 PN/epoxy 固化物的 TMA 熱分析圖如下所示，WPC/I、WPC/II、WPC/III、WPC/IV 固化物之 Tg 分別為 150、122、98、160 °C，所對應之熱膨脹係數(CTE)分別為 46、47、48、41 ppm/°C，而 PN/epoxy 固化物 PN/I、PN/II、PN/III、PN/IV 之 Tg 則分別為 150、107、103、166 °C，所對應之 CTE 則分別為 44、49、46、42 ppm/°C。從結果可以發現 WPC/epoxy 固化物具有與 PN/epoxy 相似的 Tg、CTE 值，也再次證明了以 WPC 作為硬化劑之 WPC/epoxy 固化物能夠與已經商業化之 PN/epoxy 固化物具有相當地熱機械性質表現。

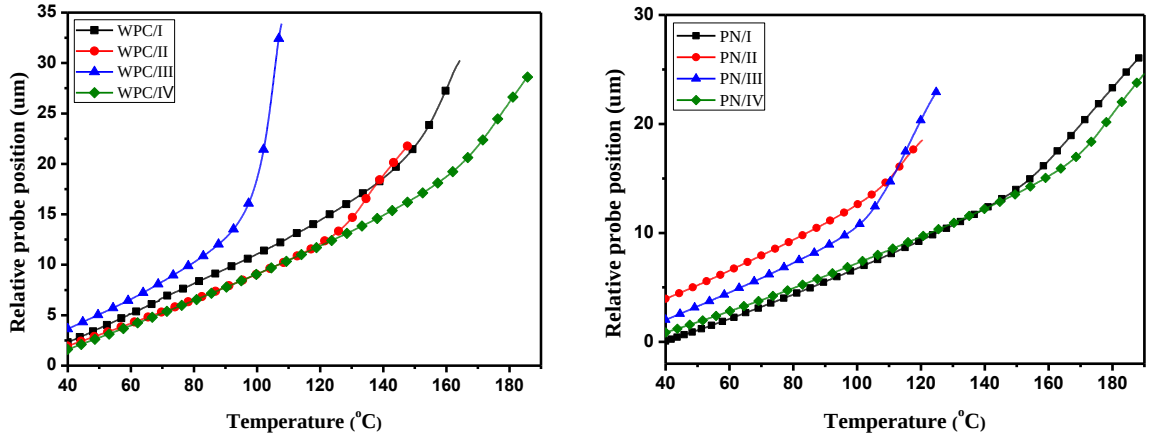


圖 10　WPC/epoxy 固化物與 PN/epoxy 固化物之 TMA 分析

而以 TGA 來量測 WPC/epoxy 固化物、PN/epoxy 固化物之熱穩定性，如下所示，WPC/I、WPC/II、WPC/III、WPC/IV 固化物之熱重損失 5 %溫度(Td5%)分別為 382、391、407、385 °C，以及於 800 °C 之焦炭殘餘率(Char yield)分別為 7、4、2、6 %，而 PN/epoxy 固化物 PN/I、PN/II、PN/III、PN/IV 之 Td5%則分別為 415、419、415、422 °C，所對應之焦炭殘餘率則分別為 12、10、1、9 %。從此結果可以觀察到 WPC/epoxy 固化物因具有相對較不穩定的脂肪族碳酸酯鍵(C=O)結構，故顯示出較低的熱穩定性，但其固化物熱穩定性仍可達到 380 °C 以上。

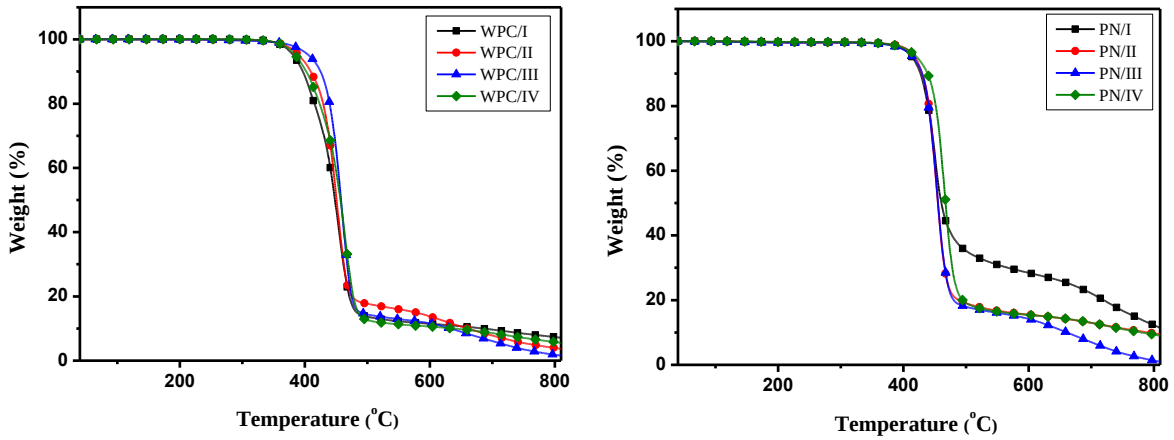


圖 11 WPC/epoxy 固化物與 PN/epoxy 固化物之 TGA 分析

綜合以上熱、機械性質分析，數據整理於表 1，經由結果可以說明以 WPC 作為硬化劑所製備出的固化物 WPC/epoxy，與商品 PN/epoxy 固化物相比，能夠表現出與其相當的熱性質，並更能突顯出 WPC/epoxy 固化物具有較優異的機械性質與韌性。

表 1 WPC/epoxy 固化物與 PN/epoxy 固化物性質比較

Sample ID	T_g (°C)[a]	T_g (°C)[b]	CTE (ppm/°C)[c]	$T_{d5\%}$ (°C)[d]	CR (%)[e]	Modulus (GPa)	σ (MPa)[f]	ε (%)[g]
WPC/**I**	169	150	46	382	7	2.0	79	7.4
WPC/**II**	146	122	47	391	4	1.6	51	10.8
WPC/**III**	125	98	48	407	2	1.2	48	25.3
WPC/**IV**	184	160	41	385	6	1.1	57	5.9
PN/**I**	172	150	44	415	12	2.6	72	3.9
PN/**II**	137	107	49	419	10	1.7	47	4.2
PN/**III**	126	103	46	415	1	1.7	56	5.5
PN/**IV**	187	166	42	422	9	2.1	53	3.2

[a] Measured by DMA at a heat rate of 5 °C/min. The peak temperature of the tan δ curve; [b] Measured by TMA at a heating rate of 5 °C/min; [c] Coefficient of thermal expansion, recorded at 50 °C to T_g-20 °C; [d] Measured by TGA at a heating rate of 20 °C/min. The temperature corresponds to a 5% weight loss; [e] Residual weight % at 800 °C; [f] Tensile strength; [g] Elongation at the break.

五、降解廢棄聚碳酸酯/環氧樹脂固化物(WPC/epoxy)

本研究所製備的 WPC/epoxy 固化物，其交聯網絡結構是以脂肪族的碳酸酯鍵(C=O)做連結，所以我們認為以強鹼水解法、醇解法或是胺解法能夠切斷此網絡結構，達到降解的目的，固化物降解條件測試如表 2 所示。

表 2　WPC/epoxy 固化物之降解條件

	Thermosets	Solvent	Catalyst	Temp(^{o}C)	Time(hrs)	Residual weight (%)
Run 1	WPC/**I** 0.055 g	H_2O (15 mL)	5M $NaOH_{(aq)}$	80	8	96
Run 2	WPC/**I** 0.051 g	H_2O (15 mL)	5M $KOH_{(aq)}$	80	8	95
Run 3	WPC 0.3 g	H_2O (10 mL)	5M $NaOH_{(aq)}$	80	8	slurry state
Run 4	WPC 0.3 g	H_2O (10 mL)	5M $KOH_{(aq)}$	80	8	0
Run 5	WPC/**I** 0.3 g	2-EH (15 mL)	$Ti(OBu)_4$ (0.01 g)	170	24	87
Run 6	WPC/**I** 0.3276 g	2-EH (15 mL)	$Zn(Ac)_2$ (0.83 g)[a]	170	8	35
Run 7	WPC/**IV** 0.3378 g	2-EH (15 mL)	$Zn(Ac)_2$ (0.83 g)[a]	170	48	99
Run 8	WPC/**I** 0.124 g	2-EH (10 g)	[HDBU][Im] (0.270 g)[b]	170	12	46
Run 9	WPC/**I** 0.9860 g	2-EH (35 g)	[HDBU][Im] (0.947 g)[b]	200(In a Parr reactor)	18	0
Run 10	WPC/**I** 0.1715 g	HA (5 mL)	-	125	1.75	0
Run 11	WPC/**II** 0.1870 g	HA (10 mL)	-	125	3.5	0
Run 12	WPC/**III** 0.1598 g	HA (10 mL)	-	125	4.0	0
Run 13	WPC/**IV** 0.1607 g	HA (5 mL)	-	125	1.5	0

[a] The concentration of $Zn(Ac)_2$ corresponds to 0.21 M

[b] The amount of [HDBU][Im] is 1.6 mol% of 2-EH

首先，在 Run 1-4 的實驗中，我們以 5M KOH(aq)和 5M NaOH(aq)來降解 WPC/I 固化物，並也降解 PC 來比較反應性，從結果可以觀察到在 80 ^{o}C 反應 8 小時後，WPC/I 固化物不管是在 KOH 或是 NaOH 的系統下皆無降解反應發生，固化物仍殘留 95 wt%以上，而於 PC 的降解中則可以看到在 KOH 的系統下可以完全反應，說明了脂肪族的碳酸酯鍵相較於芳香族的碳酸酯鍵有高穩定性，故較難被進行降解。接著，我們改用醇解法來降解固化物，藉由酯交換反應來切斷交聯的網絡結構，一開始在 Run 5 實驗中，以 $Ti(OB)_4$ 作為觸媒、2-乙基己醇(2-EH)作為溶劑進行降解，經由結果顯示出無任何降解反應發生(固化物殘留 87 wt%)，接著我們嘗試以 $Zn(Ac)_2$ 作為觸媒，同樣於 2-EH 的環境下來降解固化物，於 Run 6-7 實驗中，可以看到 WPC/I 固化物反應 8 小時有降解現象產生，固化物僅殘留 35 wt%，然而，於 WPC/IV 固化物則無任何降解反應發生，固化物仍殘留 99 wt%。再者，我們也以離子液體做為觸媒來使用，將 2,3,4,6,7,8,9,10-octahydropyrimido[1,2-a]azepine (DBU)和咪唑(Imidazole)在室溫下進行混合配製出離子液體[HDBU][Im]，並於 2-EH 的環境下降解 WPC/I 固化物，於 Run 8-9 實驗中可以看到，在 170 ^{o}C 反應 12 小時有降解反應發生，固化物僅殘留 46 wt%，而若是於高壓系統下(3 atm)、200 ^{o}C 反應 18 小時，則可以完全分解 WPC/I 固化物(固化物殘留 0 wt%)，但此降解條件需要於高溫、高壓下才能進行，將會限制其在工業上的應用性。因此，我們改用具有高反應的胺基化合物正己胺(1-Hexylamine, HA)胺解固化物，於 Run10-13 實驗中，分別將 WPC/I、WPC/II/、WPC/III、WPC/IV 固化物置於過量 HA 中、升溫至 125 ^{o}C 進行反應，並且分別於 1.75、3.5、4.0、1.5 小時後可以完全降解固化物(固化物殘留 0 wt%)，而固化物殘留率對時間的影響也如圖 12 所示。

為了進一步確認 WPC/epoxy 固化物胺解後產物，我們首先利用 DPC 與模型反應產物 BDPC 與 HA 進行反應，並反應後之混合物直接溶於 DMSO-d_6 後，以 ^{1}H-NMR 光譜鑑定其學結構。首先於 DPC 的胺解反應中，可以看到 DPC 於 7.0-7.5 ppm 有三組苯環訊號(圖 13b)，經過 100 ^{o}C 反應 4 小時後(圖 13c)，三組苯環訊號消失並出現苯酚(Phenol)的特徵訊號，於 9.4 ppm 為羥基訊號、6.8 與 7.2 ppm 為苯環訊號，其中，我們也從光譜中觀察到二己基脲(1,3-dihexylurea)之特徵訊號，於 5.7 ppm 為 urea 結構之胺基訊號(NH-CO-NH)、亞甲基訊號位於 3.0 ppm(H^{f})和 1.2-1.4 ppm(H^{b-e})、甲基訊號位於 0.8 ppm(H^{a})，並且經由添加適量 D_2O 後(圖 13d)，可以看到苯酚上的羥基與二己基脲上的胺基結構等活性氫皆會消失，證明推測結構正確。

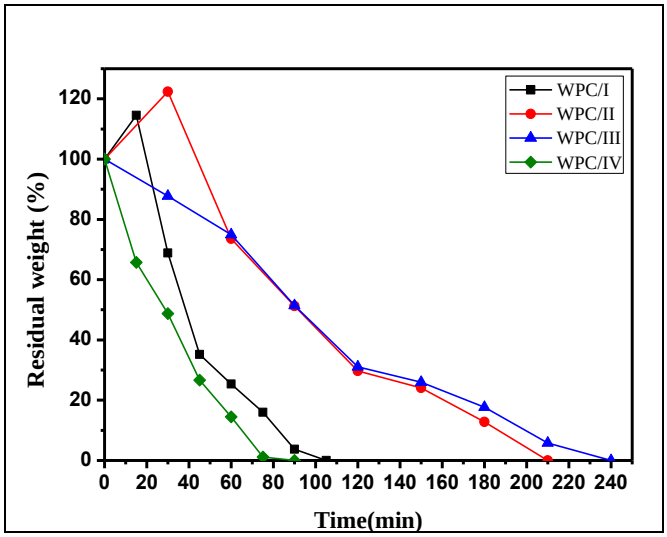


圖 12　WPC/epoxy 固化物重量隨時間變化圖

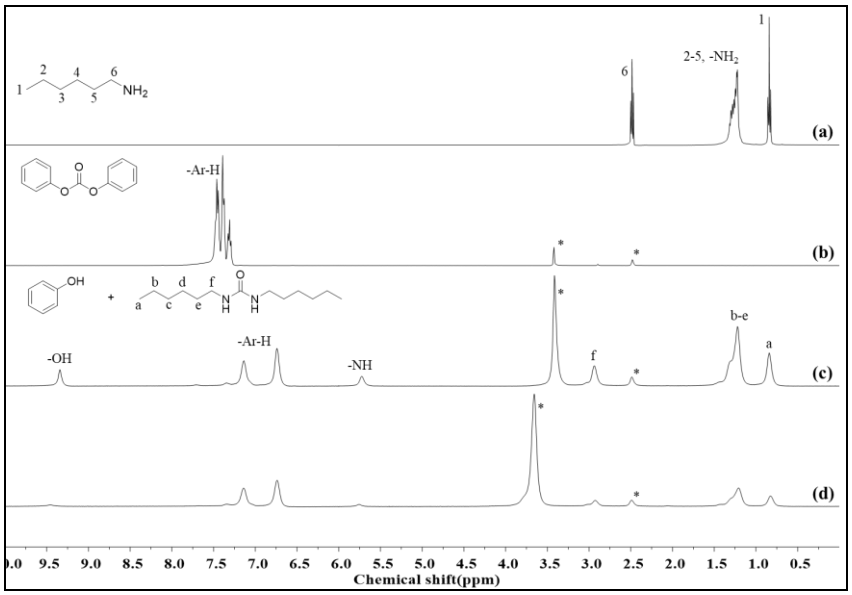


圖 13　(a)HA 之 1H-NMR 結構 (b)DPC 之 1H-NMR 結構 (c)DPC 胺解後之產物 1H-NMR (d)將圖(c)產物添加 D2O 之 1H-NMR

因此，我們推論出 DPC 的胺解反應如下所示，使用 HA 來與 DPC 反應將會轉變成苯酚與二己基脲。

接著，我們將模型反應之產物 BDPC 與 HA 進行反應，其光譜如下方所示，從中可以看到原本 BDPC 之特徵訊號位於 4.32(亞甲基, H^7)、5.38(次甲基, H^8) ppm(圖 15b)，但經過 100 ^oC 反應 4 小時後(圖 15c)，於 5.38 ppm 仍有 BDPC 次甲基訊號(H^8)殘留，指出胺解反應不完全，故我們將溫度提升至

125 °C 反應 6 小時，其光譜圖如圖 d 所示，於 5.4 ppm 之 BDPC 次甲基訊號(H^8)有確實消失，並且觀察到二苯氧基丙醇(1,3-diphenoxypropan-2-ol)之特徵訊號，於 5.3 ppm 為羥基訊號、6.8 與 7.2 ppm 為苯環訊號、4.25 與 4.1 ppm 分別為次甲基(H^b)與亞甲基(H^a)訊號，而其中二己基脲之特徵訊號也出現於光譜中，7.4 ppm 為 urea 結構之胺基訊號(NH-CO-NH)、亞甲基訊號位於 3.0 ppm(H^f)和 1.2-1.4 ppm(H^{b-e})、甲基訊號位於 0.8 ppm(H^a)，並且經由添加適量 D_2O 後(圖 15e)，可以看到二苯氧基丙醇上的羥基與二己基脲上的胺基結構皆會消失，證明推測結構正確。

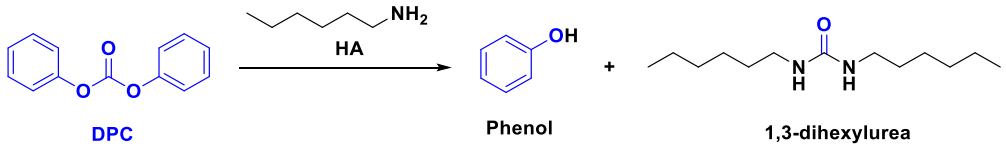


圖 14　DPC 與 HA 之反應式

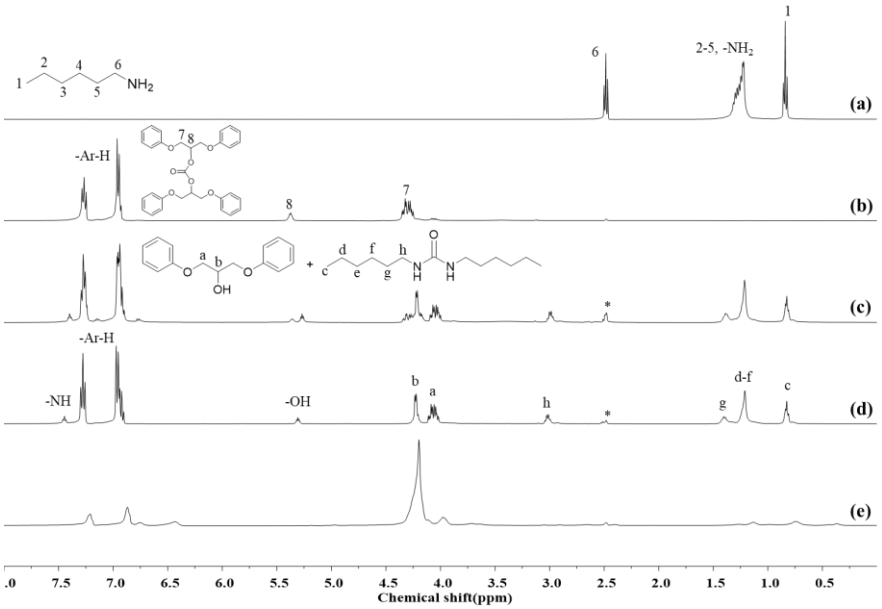


圖 15　(a)HA 之 1H-NMR 結構 (b)BDPC 之 1H-NMR 結構 (c)BDPC 於 100 oC 胺解後之產物 1H-NMR (d) BDPC 於 125 oC 胺解後之產物 1H-NMR (e) 將圖(d)產物添加 D2O 之 1H-NMR

因此，我們推論出 BDPC 的胺解反應如 Scheme 4.4 所示，使用 HA 與 BDPC 反應將會轉變成二苯氧基丙醇與二己基脲。

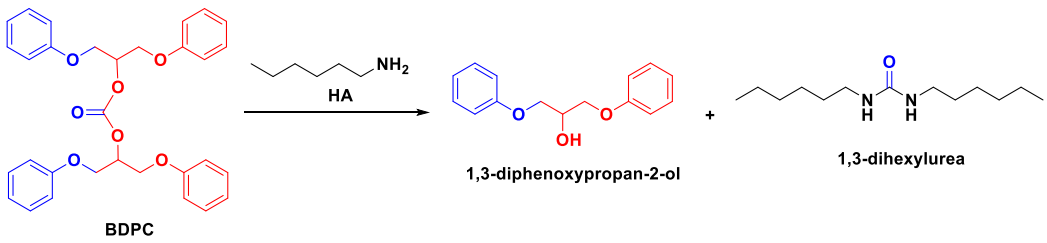


圖 16　BDPC 與 HA 之反應式

經由前一部分證實 HA 胺解後之產物二己基脲的光譜結構後，本研究進一步將 WPC/epoxy 固化物使用 HA 進行降解，其中以 WPC/I 固化物為例，HA 胺解後之 ^{1}H-NMR 光譜圖如下方所示，於圖 a 中可以看到確實有出現二己基脲之特徵訊號，7.4 ppm 為 urea 結構之胺基訊號(NH-CO-NH)、亞甲基訊號位於 3.0 ppm(H^{f})和 1.2-1.4 ppm(H^{b-e})、甲基訊號位於 0.8 ppm(H^{a})，而我們也從中觀察到苯氧樹脂(Phenoxy resin)之特徵訊號，於 5.3 ppm 為羥基訊號、6.8 與 7.2 ppm 為苯環訊號、次甲基與亞甲基訊號分別位於 4.25 與 4.1 ppm、甲基訊號位於 1.6 ppm，證明其固化物有成功降解。然而我們也將胺解後之混合物使用甲醇清洗來得到純的苯氧樹脂結構(圖 17b)，經過比對後確實有對應到其特徵訊號。

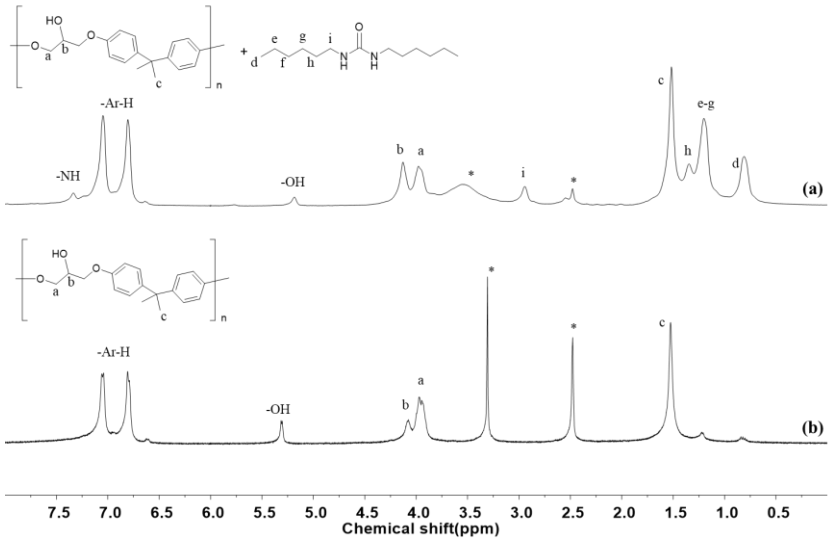


圖 17　DPC 與 HA 之反應式

因此，推論 WPC/I 胺解反應如下所示，使用 HA 來降解 WPC/I 固化物將會轉變成苯氧樹脂與二己基脲單體。其中，二己基脲因具有長碳鏈結構，可作為生質油或是潤滑劑使用；而苯氧樹脂則已被廣泛應用於塗料、黏著劑、複合材料、預浸料和模製零件中。

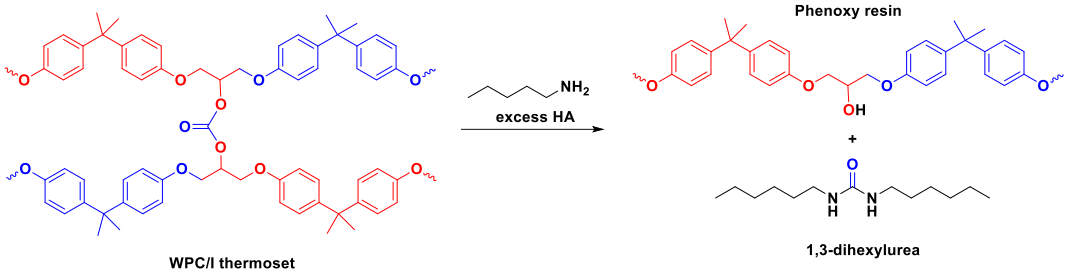


圖 18　DPC 與 HA 之反應式

六、結　論

本篇研究成功透過單官能環氧化合物(GPE)、雙官能活性酯化合物(DPC)進行模型反應，並推論其反應機制，經由 NMR 分析結果顯示，在觸媒 DMAP 的催化下，雙官能活性酯基會與兩個環氧基進行反應，環氧基受到 DMAP 上的孤對電子攻擊後，形成 Alkoxy anion 並會再攻擊活性酯基，引發活性酯基與環氧基之間交換反應，進而得到脂肪族碳酸酯基(aliphatic-aliphatic carbonate)結構單體 BDPC。

確認此化學反應後，我們成功將其應用於廢棄聚碳酸酯(WPC)的回收。直接將廢棄聚碳酸酯作為具有雙官能的活性酯型硬化劑使用，分別與四種不同的環氧樹脂共聚，製備出 WPC/epoxy 固化物(WPC/I、WPC/II、WPC/III、WPC/IV)。而其固化物薄膜皆具有優異的撓曲性、耐彎折性、以及機械性質，拉伸強度介於 48-79 MPa、斷裂延伸率介於 5.9-25.3 %；再者，WPC/epoxy 固化物能表現出與市售硬化劑 PN 所製備的 PN/epoxy 固化物相當的熱性質，Tg 介於 125-184 ^{o}C、$T_{d5\%}$也能達到 382 ^{o}C 以上。而此方法是直接將 PC 作為硬化劑使用，無須對 PC 進行化學分解或是熱裂解等前處理程序，所以對於回收 PC 而言，是具有全原子使用效率。

最後因 WPC/epoxy 固化物中具有特殊的脂肪族碳酸酯鍵結構，使其固化物亦具有可降解回收之特性。利用無觸媒之 HA 胺解法，可成功對此固化物進行分解，並經由 NMR 分析結果，證實皆可回收得到具有利用價值之單體二己基脲，更進一步能從 WPC/I、WPC/II、WPC/III 固化物分解產物中回收出苯氧樹脂，達到高性能熱固性樹脂回收再利用之目的。綜合上述，本篇研究成功開發出一種有效回收廢棄聚碳酸酯的方法，將其直轉換成高性能之熱固性材料，最後再將此材料進行分解，完成完整的回收再利用製程，並賦予了此方法能達到永續性的目的。

七、參考文獻

1.Polycarbonate Sheet Market Size Worth $4.91 Billion By 2025, 2018.

2.J. G. Kim, Polymer Chemistry, 2020, 11, 4830-4849.

3.A. Oku, S. Tanaka and S. Hata, Polymer, 2000, 41, 6749-6753.

4.L.-C. Hu, A. Oku and E. Yamada, Polymer, 1998, 39, 3841-3845.

5.H. Jie, H. Ke, Z. Qing, C. Lei, W. Yongqiang and Z. Zibin, Polymer Degradation and Stability, 2006, 91, 2307-2314.

6.M. Watanabe, Y. Matsuo, T. Matsushita, H. Inomata, T. Miyake and K. Hironaka, Polymer Degradation and Stability, 2009, 94, 2157-2162.

7.C.-H. Lin, H.-Y. Lin, W.-Z. Liao and S. A. Dai, Green Chemistry, 2007, 9, 38-43.

8.R. Piñero, J. García and M. J. Cocero, Green Chemistry, 2005, 7, 380-387.

9.M. Liu, J. Guo, Y. Gu, J. Gao, F. Liu and S. Yu, ACS Sustainable Chemistry & Engineering, 2018, 6, 13114-13121.

10.L. Chen, Y. Wu, Y. Ni, K. Huang and Z. Zhu, Acta Sci Cir, 2004, 24, 604.

11.E. Quaranta, D. Sgherza and G. Tartaro, Green Chemistry, 2017, 19, 5422-5434.

12.C.-H. Wu, L.-Y. Chen, R.-J. Jeng and S. A. Dai, ACS Sustainable Chemistry & Engineering, 2018, 6, 8964-8975.

13.S. Singh, Y. Lei and A. Schober, RSC Advances, 2015, 5, 3454-3460.

14.X. Kuang, E. Guo, K. Chen and H. J. Qi, ACS Sustainable Chemistry & Engineering, 2019, 7, 6880-6888.

15.M. Liu, J. Guo, Y. Gu, J. Gao and F. Liu, ACS Sustainable Chemistry & Engineering, 2018, 6, 15127-15134.

漿紙污泥灰再利用為高壓混凝土地磚之研究

林雅雯*、羅康維**、鄭大偉***、林凱隆****

摘　要

本研究利用漿紙污泥灰進行資源化再利用評估，並針對漿紙污泥灰之基本材料特性及環境安全進行探討，同時評估其取代部分水泥作為環保高壓混凝土地磚之適性。結果顯示：漿紙污泥灰主要化學成分為 SiO2、CaO 及 Al_2O_3，係屬鹼性物質(pH=11.67)，其卜作嵐活性為 116%，且 TCLP 試驗均符合法規標準值，具資源化再利用之潛力。本研究首先以漿紙污泥灰粉體(細度為 439m^2/kg)以不同取代量為 0-30%製備水泥漿體，探討漿紙污泥灰對水泥漿體膠結性之影響。結果顯示：漿紙污泥灰水泥漿體，於養護齡期 28-56 天時，可增加抗壓強度；以 XRD 分析顯示，經由卜作嵐反應後，其水化產物 C-S-H 及 Gismondine (C-A-S-H)可增加晚期抗壓強度及緻密性並具有良好膠結性質。另外，以不同粒徑大小粒料(>16 mesh 及 10-16 mesh)及依不同比例 (0-30%)之漿紙污泥灰粉體混合取代部分波特蘭I型水泥配製漿紙污泥灰環保高壓混凝土地磚。由抗壓強度試驗結果顯示，當粒料漿體比為 80：20、漿紙污泥灰取代量為 10%及 20% 之抗壓強度為對照組之 91.03%及 65.96%；粒料漿體比為 85：15、漿紙污泥灰取代量為 10%及 20% 之壓強度為對照組之 70.02%及 40.63%；粒料漿體比為 90：10、漿紙污泥灰取代量為 10%及 20% 之抗壓強度為對照組之 97.06%及 95.29%。磨耗損失試驗結果顯示，隨著漿紙污泥灰取代量由 10%增加至 30%，其磨耗損失體積隨漿紙污泥灰添加量呈現正相關。綜合上述實驗顯示，未來可利用漿紙污泥灰取代量 10%及 20%作為取代波特蘭水泥I型水泥拌製環保高壓混凝土地磚，故漿紙污泥灰將具有應用於環保高壓混凝土地磚之潛力。

【關鍵詞】漿紙污泥灰、水泥漿體、卜作嵐反應、環保高壓混凝土地磚

---

*國立台北科技大學 博士生

**國立台北科技大學 博士候選人

***國立台北科技大學 特聘教授

****國立宜蘭大學 特聘教授

一、前　言

循環型社會之建構成為當今重要之時代課題，尤其在廢棄物處理回收利用方面，亦以達到「零排放」及「資源化」為最終之目標。近年來台灣地區隨著經濟、工業蓬勃發展，伴隨而來的污染問題也逐漸浮出檯面，除備受關注的空氣污染之外，循環型社會之建構成為當今重要之時代課題，尤其在廢棄物處理回收利用方面，亦可達到「零排放」及「資源化」為最終之目標。

台灣地區能源幾乎完全仰賴進口，隨著燃料價格持續上漲，開發新興能源或生質能源，以彌補或取代傳統燃料已是各國積極開發的重要課題。然而產業因製造或生產過程產生之廢水，經廢水處理廠處理後產生大量的產業污泥；而污泥的處理與處置問題往往出現瓶頸。根據行經濟部工業局統計指出，2016 年公告造紙產業的污泥申報量達到 39 萬公噸。根據經濟部工業局 2016 年一般事業廢棄物作為燃料再利用申報量統計顯示，2005 年僅 10.3 萬公噸，而 2010 年已大幅成長至 93.9 萬公噸，顯見在政府政策獎勵與產業積極努力開發多元能源的雙重效應下，廢棄物衍生燃料已顯著成長且受產業認同。惟其焚化灰富含 CaO、Al_2O_3 及 SiO_2，具卜作嵐材料之特性，具應用之潛力，後續宜建立再利用技術。

透水混凝土是一種特殊型式的多孔混凝土，一般多使用平面澆置的版片構件上，允許雨水或其他來源的水穿過混凝土層，降低逕流量並提升地下水蓄存量。高透水性係藉由混凝土中大量連結的孔洞來達成。一般透水混凝土幾乎不含細粒料 （又稱 no-fines concrete），僅利用有限的水泥質膠體將粗粒料黏結，維持混凝土內部孔洞的連續性。過去，透水混凝土多應用於停車場、人行步道、輕承載區域及溫室區域；目前，永續發展是社會上普遍追求的目標，而透水混凝土正是永續營建的重要工程材料之一。有鑑於地球資源有限，地球永續已成為國際重視議題。近年來，國內各產業均以打造永續台灣為未來努力的目標，為有效解決水資源流失、環境生態破壞、熱島效應擴張及漿紙污泥灰問題，利用漿紙污泥灰研發高性能環保高壓混凝土地磚，實具重要性及迫切性。故本研究主要利用漿紙污泥灰作為環保高壓混凝土地磚之材料，不僅可以解決日益迫切之漿紙污泥灰廢棄物處理處置問題，並可創造出符合綠建築「基地保水指標」要求之高壓混凝土地磚且具商業價值，未來將有助於漿紙污泥灰處理及回收再利用，可達到零排放及循環型社會構築之目標。

二、實驗材料與方法

本研究係以漿紙污泥灰經前處理後，以漿紙污泥灰粉體依不同比例(0-30%)混合取代部分波特蘭水泥I型水泥，並探討在固定水膠比為 0.38 下，漿紙污泥灰漿體於不同養護齡期，探討其卜作嵐反應行為，以瞭解漿紙污泥灰與水泥間之卜作嵐反應。另外，本研究以不同粒徑大小骨材(>16 mesh、10-16 mesh)，再以漿紙污泥灰粉體依不同比例 (0-30%)混合取代部分波特蘭水泥I型水泥，且根據 CNS 13295 相關之規範製作環保高壓混凝土地磚。本研究以不同配比 (砂+石:水泥漿體)為 80:20、85:15 及 90:10，探討其環保高壓混凝土地磚性質影響。試驗項目依圖 1 分析項目，針對漿紙污泥灰不同取代量(0-30%)混合取代部分波特蘭水泥I型水泥製作漿紙污泥灰漿體進行各項機械特性分析。且依圖 2 分析項目，針對漿紙污泥灰不同取代量製作環保高壓混凝土地磚進行各項機械特性分析。

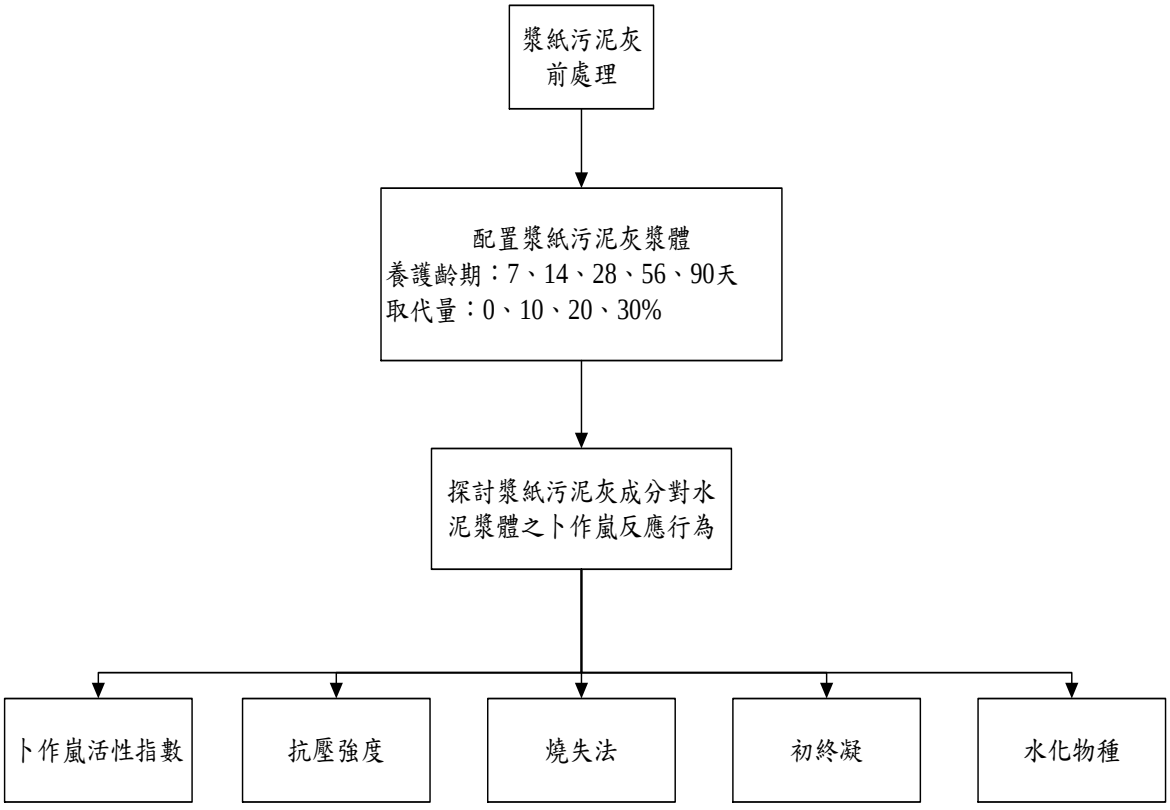


圖 1　漿紙污泥灰漿體實驗流程

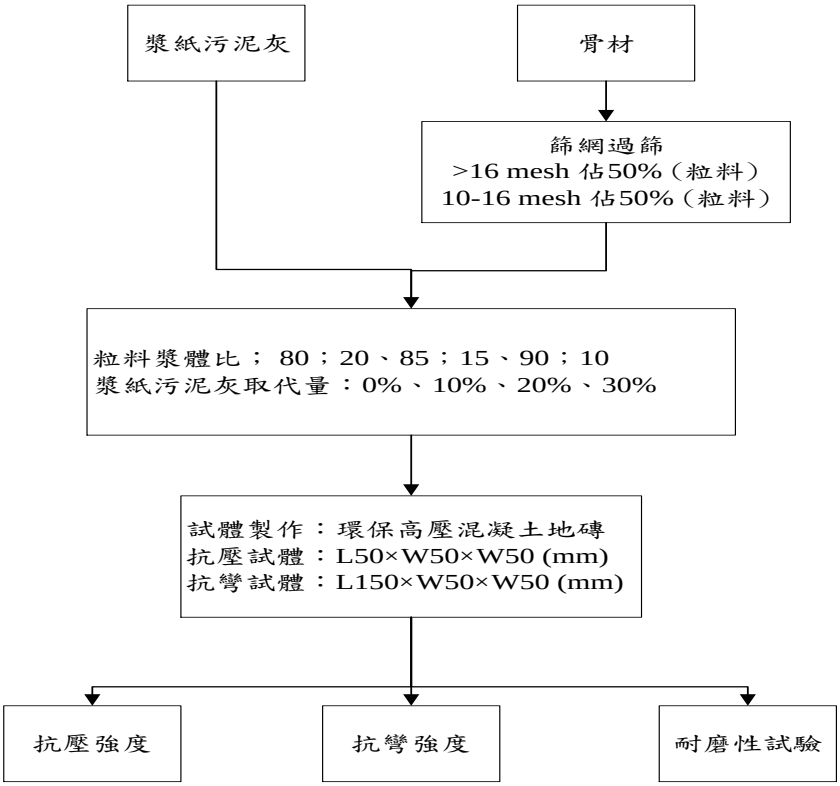


圖 2　實驗流程

三、結果與討論

1.材料基本性質分析

表 1 為漿紙污泥灰之基本特性。由表可知，漿紙污泥灰其細度為 439.12m^2/kg，pH 值為 11.67，可能係由於漿紙污泥灰中含有大量的 CaO 而導致，係屬強鹼性物質，漿紙污泥灰比重為 2.87，於水泥漿體混合後可填充孔隙，經由水化後，可與水泥中 $Ca(OH)_2$ 鹼活化產生卜作嵐反應，生成水化產物 CSH 及 CAH。此外，卜作嵐活性指數為 116%，為良好的卜作嵐材料。在三成分實驗得知，漿紙污泥灰之水份、灰份及可燃份分別為 1.18%、88.98%及 9.84%。

表 1　漿紙污泥灰之基本特性

	Fineness (m^2/kg)	pH	Specific gravity	Moisture (%)	Ash (%)	Combustibility (%)	Pozzolanic activity index (%)
Pulp Sludge Ash	439.12	11.67	2.87	1.18	88.98	9.84	116

使用 XRF 螢光分析儀測定材料之化學組成分析結果如表 2 所示。由表可知，漿紙污泥灰的主要成分 CaO 為主，而水泥的主要成分為 CaO，因此兩者的化性質有相似之處；其次為 SiO_2 與 Al_2O_3，則是卜作嵐材料之必要成分之一。根據文獻指出，SiO_2 及 Al_2O_3 能促進水泥漿體早期強度之發展。

表 2　漿紙污泥灰之化學組成

Sample	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	CaO	MgO	SO_3	K_2O
Pulp Sludge Ash	14.7	14.8	1.29	63.3	2.99	1.12	0.18

Unit：%

本實驗原料之重金屬檢測主要以 Pb、Cr、Cu、Zn、Cd 及 Ni 為主。表 3 為原料之重金屬總量及溶出試驗結果。由表得知，漿紙污泥灰中之重金屬以 Zn 含量為最多（270 mg/kg），Cu 為 17.9 mg/kg 次之，而 Pb 等重金屬含量為 4.29 mg/kg。而溶出試驗結果顯示，原料之 TCLP 值均合乎法規標準，符合一般事業廢棄物要求，故可直接資源化再利用。

表 3　原料之重金屬總量及溶出試驗結果

Sample	Pb	Cr**	Cu*	Zn	Cd***	Ni***
Total Metal (mg/kg)						
Pulp Sludge Ash	4.29	N.D.	17.86	270.00	N.D.	N.D.
TCLP (mg/L)						
Pulp Sludge Ash	0.06	N.D.	0.19	0.11	N.D.	N.D.
Regulatory Limits	5.00	5.00	15.00	—	1.00	—

*Cu 之偵測極限<0.020 mg/Kg ;**Cr 之偵測極限<0.016 mg/Kg

Cd 之偵測極限<0.014 mg/Kg ;Ni 之偵測極限<0.014 mg/Kg

2.漿紙污泥灰水泥漿體性質分析

(1)漿紙污泥灰粉體之卜作嵐活性指數

根據 ASTM C311 98a 之規範，以取代量為 20%，且通過 200 號篩之漿紙污泥灰粉體取代標準水泥砂漿中之水泥，經養護 28 天後與標準水泥砂漿進行抗壓強度之比較，漿紙污泥灰粉體水泥砂漿除以標準水泥砂漿抗壓強度之比值即為卜作嵐活性指數。由實驗結果得知，漿紙污

泥灰之卜作嵐活性為 116%，遠大於 80%。漿紙污泥灰粉體中除了作為卜作嵐材料必要成份 SiO_2 外，還包含其他各種離子如 Al_2O_3 等，在水化過程扮演重要的角色，而 CaO 亦有助於提高漿紙污泥灰粉體之活性。且根據 Frias 等人研究指出，漿紙污泥灰中所含有的 Calcite 及 Portlandite 晶相皆具有助於卜作嵐活性之發展，顯示漿紙污泥灰相當具有取代部分水泥作為卜作嵐材料之潛力。

(2)漿紙污泥灰水泥漿體初終凝試驗分析

水泥拌合水後進行分散、溶解及水化作用，而形成不同尺寸顆粒或水化產物之懸浮體。隨水化產物逐漸形成而凝集結合粒子，即發生凝結現象。凝結時間分為初凝及終凝兩階段。初凝乃指水泥自開始加水至水泥漿失去可塑性所需之時距，代表水泥漿體施工極限；終凝乃指水泥漿凝固至能承受特定壓力所需時距，表示其力學強度已開始發展。根據 CNS 標準可知，凝結時間中之初凝不少於 45 分鐘，終凝則不超過 375 分鐘。

圖 3(a)為環保水泥漿體之初終凝時間。由圖中得知，純水泥漿體之初凝與終凝時間，受到水泥單礦物 C_3S 的水化影響，其初凝時間為 188.6 分鐘，而終凝時間為 285 分鐘，符合 CNS 61 規範值。並由表中可觀察到，當漿紙污泥灰取代量為 20%及 30%時，其初凝時間則有閃凝的現象發生，係由於漿紙污泥灰中含有較多之 Calcite 及 Portlandite ($Ca(OH)_2$) 晶相。而當水泥漿體中含有較多 Calcite 及 Portlandite ($Ca(OH)_2$)晶相物種存在時，導致水泥水化反應速率過於迅速，致使漿體產生閃凝的現象。根據先前的研究結果指出，當水泥漿體中添加少量石膏時，能促使水泥水化反應速率的降低[3]，因此本實驗嘗試將漿紙污泥灰水泥漿體另添加 2%石膏進行凝結時間試驗。圖 3(b)為添加石膏後漿紙污泥水泥漿體之凝結時間，當漿紙污泥灰水泥漿體添加石膏時，其石膏所含之 $CaSO_4$ 與漿紙污泥灰中之 Calcite 及 Portlandite ($Ca(OH)_2$)晶相反應進而減緩閃凝現象的發生，因此可以觀察到當漿紙污泥灰取代量為 20%及 30%時，初凝時間由 36.9 及 7.7 分鐘增加至 153.8 及 43.4 分鐘，顯示出添加石膏有助於降低漿紙污泥灰水泥漿體的閃凝現象，以便於提升漿紙污泥灰再利用於水泥漿體的潛力。

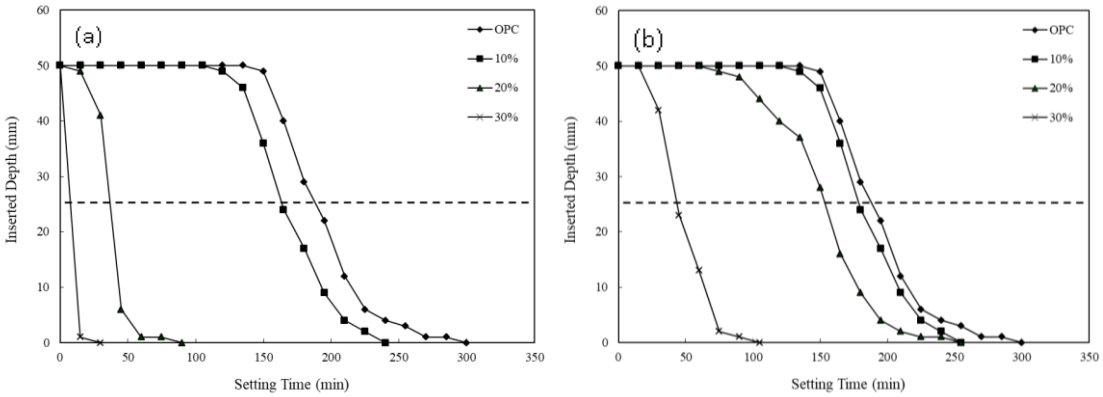


圖 3　添加石膏後漿紙污泥灰水泥漿體之初終凝試驗圖(a)未添加(b)已添加

(3)漿紙污泥灰水泥漿體抗壓強度發展及水化程度分析

圖 4(a)為漿紙污泥灰之水泥漿體抗壓強度發展情形，顯示當養護齡期為 7 天時，純水泥漿體之抗壓強度為 54 MPa，而當養護齡期為 28 天時，純水泥漿體之抗壓強度提升至 65.1 MPa。在養護初期，水泥漿體之抗壓強度隨漿紙污泥灰取代量增加而有降低之趨勢，顯示漿紙污泥灰具有延緩早期水化反應；然而養護齡期 28 天後，漿紙污泥灰之水泥漿體抗壓強度發展趨勢增強，當漿紙污泥灰取代量為 10%時，其抗壓強度發展為 65.3 MPa；而當取代量為 30%時，其抗壓強度發展為 44.1 MPa，可能由於稀釋效應致使漿體中缺乏足夠氫氧化鈣進行卜作嵐反應，因此，強度發展遠低於其他水泥漿體。當齡期大於 56 天後，漿紙污泥灰取代量為 10%之漿體其抗壓強度 (71.3 MPa)高於 OPC 抗壓強度 (67.5 MPa)，顯示漿紙污泥灰水泥漿體因晚期卜作嵐反應有助於強度之增加。並且根據 Frias 等人研究指出，漿紙污泥灰中所含有的 Calcite 及 Portlandite 晶相皆具有助於卜作嵐活性之發展，進而提升漿紙污泥灰水泥漿體之晚期強度發展。另外，當漿紙污泥灰取代量增加至 20%及 30%且養護齡期 56 天後，其漿紙污泥灰水泥漿體之抗壓強度則有逐漸趨緩，甚至下降之現象，係因當漿紙污泥灰取代量增加至 20%及 30%時，水泥用量相對減少，其 $Ca(OH)_2$ 不足以鹼活化，導致卜作嵐反應不完全，致使晚期有降低之趨勢。

水化程度可定義為水泥水化之量與水泥原始量之比。未水化之水泥會與水水化作用而形成水化產物，進而填補水泥間之孔隙，造成強度之發展。本研究採用燒失法轉換方式以求得水化程度，係因水泥中未水化水泥不易定量。圖 4(b)為漿紙污泥灰水泥漿體之水化程度趨勢圖。由圖中得知，隨著養護齡期的增加，漿體其水化程度隨之增加。其結果顯示，

純水泥漿體早期之水化程度發展快速，當養護齡期到達 28 天後，其水化程度趨於緩和。當養護齡期為 28 天後，OPC 漿體之水化程度為 84.44%，當養護齡期到達 90 天時，OPC 漿體之水化程度最高。從水化程度分析結果與其趨勢圖得知，漿紙污泥灰水泥漿體於養護早期時之水化程度發展較為 OPC 漿體緩慢，但於養護晚期後之水化程度發展逐漸增加，其原因係卜作嵐反應有助於強度之增加。當養護齡期為 28 天、漿紙污泥灰取代量為 10%時水化程度超越 OPC 漿體，其漿體之水化程度約為 85.10%。當養護齡期為 90 天時，漿紙污泥灰水泥漿體仍在持續水化。另外當漿紙污泥灰取代量增加至 20%及 30%且養護齡期 56 天後，其漿紙污泥灰水泥漿體之水化程度則有逐漸趨緩，甚至下降之現象，係因當漿紙污泥灰取代量增加至 20%及 30%時，水泥用量相對減少，其 $Ca(OH)_2$ 不足以鹼活化，導致卜作嵐反應不完全，致使晚期有降低之趨勢。

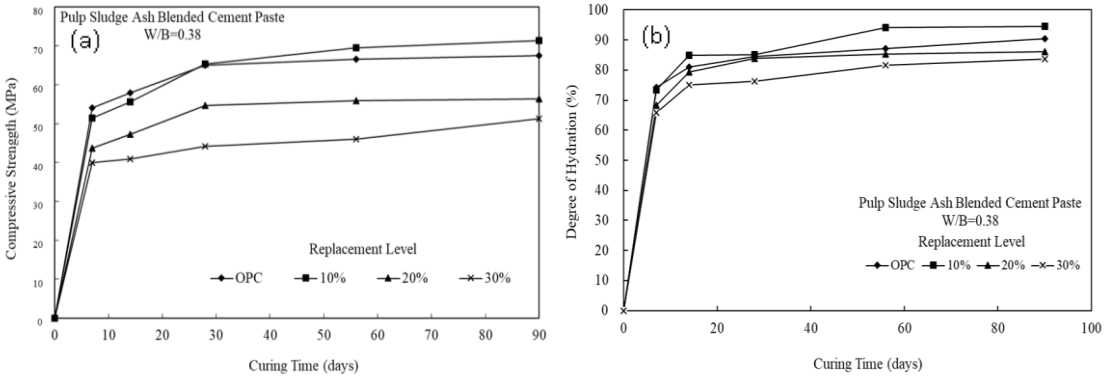


圖 4　漿紙污泥灰水泥漿體之(a)抗壓強度；(b)水化程度

(4)漿紙污泥灰水泥漿體水化物種分析

漿紙污泥灰水泥漿體於養護齡期內均持續進行水化反應，水化所產生之水化產物隨齡期增加而有所變化，為了解漿紙污泥灰水泥漿體水化產物隨齡期發展之變化，本研究利用 X 光繞射分析來探討漿紙污泥灰水泥漿體之水化產物。圖 5(a)為養護齡期為 7-90 天時之 OPC 水泥漿體之 XRD 分析結果。從 XRD 分析結果顯示，無論何種齡期下之水泥漿體，係以 $Ca(OH)_2$ 為最顯著的水化產物。另外，養護齡期為 7 天時，OPC 漿體於 26.13°-35.19°區域之間有水化產物 C-S-H ($Ca_6Si_3O_{12}\cdot H_2O$)寬廣之繞射峰出現，惟繞射峰強度不甚明顯；另外，隨齡期發展單礦物 C_2S 與 C_3S 會持續水化生成 $Ca(OH)_2$ 與 C-S-H 膠體。根據 Qiang 等人指出，

隨著養護齡期的增加其 C_2S 及 C_3S 峰值會下降；而 Kourounis 研究結果發現，矽酸鈣晶相繞射峰值會在養護晚期時會有明顯下降，因此，C_3S 及 C_2S 繞射峰有逐漸減弱之趨勢；然而養護齡期為 56 天時仍有部分未產生反應之 C_3S 單礦物存在。

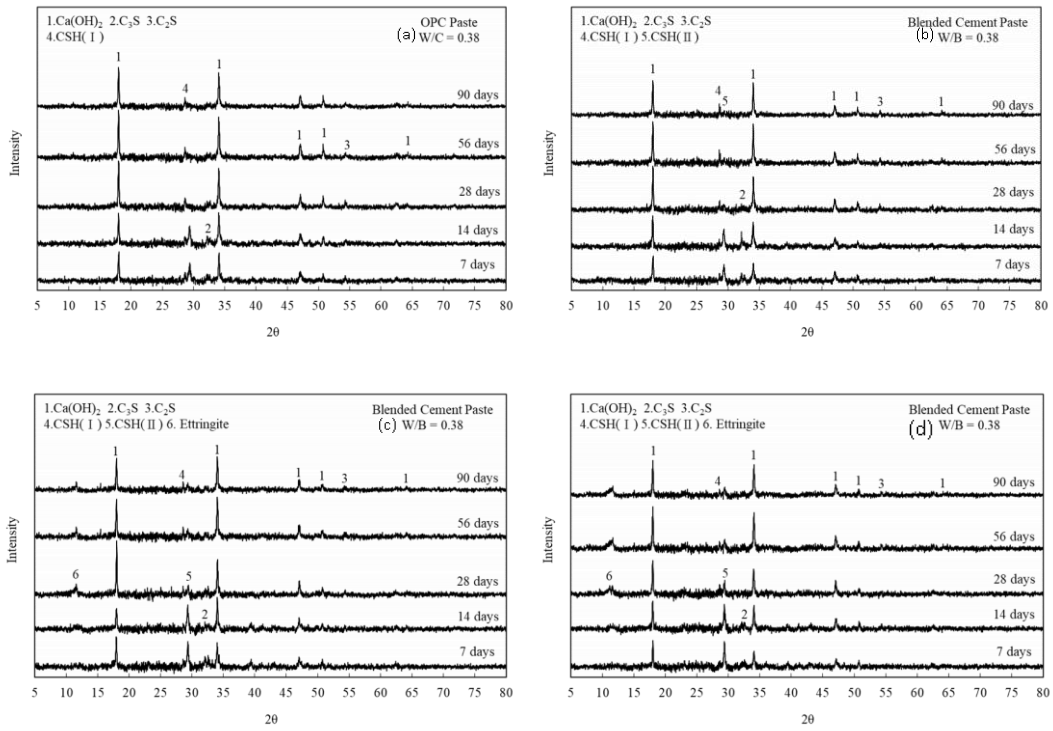


圖 5 漿紙污泥灰於不同取代量之水泥漿體 XRD 分析。
(a)純水泥漿體(OPC)；(b)10%；(c)20%；(d)30%

圖 5(b)-(d)為漿紙污泥灰水泥漿體之晶相分析結果。結果顯示，水化反應初期，漿紙污泥灰漿體取代量為 10%、20%及 30%時，主要繞射峰係以 C_3S (29.22°, 29.45°, 32.48°, 34.32°)、C_2S (31.93°, 32.19°, 32.48, 41.24°) 、$Ca(OH)_2$(17.97°,34.02°,46.96°,50.73°)及 CSH (26.13°～35.19° broad diffusion peak)等繞射峰為主。當養護齡期為 90 天時，漿紙污泥灰漿體取代量為 10%之水泥漿體，則 $Ca(OH)_2$ 繞射峰有減少之現象，係因經由卜作嵐反應消耗部分 $Ca(OH)_2$ 鹼活化漿紙污泥灰漿體粉體表面產生 C-A-S-H 所致，故 $Ca(OH)_2$ 繞射峰則有降低之現象。而當漿紙污泥灰取代量增加至 20%及 30%時，受到漿紙污泥灰中之 Calcite 及 Portlandite ($Ca(OH)_2$)晶相存在的影響，導致水泥水化反應速率過於迅速產生閃凝進而逐漸形成 Ettringite 晶相的生成；且當漿紙污泥灰取代

量過高時，致使得水泥量受到稀釋，且 $Ca(OH)_2$ 量的減少會導致漿紙污泥灰之卜作嵐反應鈍化，因而降低水化產物之生成，致使得抗壓強度發展趨緩，此結果與抗壓強度發展相符[7]。表 4 為純水泥漿體與漿紙污泥灰水泥漿體 X 光繞射峰位置。

表 3　原料之重金屬總量及溶出試驗結果

漿體類型	水化產物繞射位置 (2θ)
OPC Paste	C_2S (31.93°,32,19°,32.48°,41.24°
	C_3S (29.22°,29.45°,32.48°,34.32°)
	CH (17.97°,34.02°,46.96°,50.73°,60.73°)
	CSH (26.13°~35.19°broad diffusion peak)
Pulp Sludge Ash Blended Cement Paste	C_2S (31.93°,32,19°,32.48°,41.24°
	C_3S (29.22°,29.45°,32.48°,34.32°)
	CH (17.97°,34.02°,46.96°,50.73°,60.73°)
	Ettringite (18.87°,40.78°)
	CSH (26.13°~35.19°broad diffusion peak)

3.漿紙污泥灰製作環保高壓混凝土地磚性質分析

(1)漿紙污泥灰製作環保高壓混凝土地磚之抗壓強度試驗

圖 6(a)為粒料漿體比 80：20、漿紙污泥灰取代量 10%、20%及 30%之環保高壓混凝土地磚之抗壓強度圖。結果顯示，當養護齡期為 7 天時，對照組之抗壓強度為 95.4 kgf/cm^2，而當養護齡期為 28 天時，對照組之抗壓強度提升至 122.8 kgf/cm^2；當齡期為 28 天時，漿紙污泥灰取代量為 10%、20%及 30%之環保高壓混凝土地磚其抗壓強度分別為 116.4 kgf/cm^2、85.6 kgf/cm^2 及 84.4 kgf/cm^2，並與對照組之 28 天抗壓強度相比其強度值為 94.8%、69.7%及 68.7%；由上述可得知，粒料漿體比為 80：20 之環保高壓混凝土地磚其抗壓強度，隨漿紙污泥灰取代水泥比例越高，則抗壓強度有下降之趨勢，係由於取代量過高時使得水泥量受到稀釋而無法產生較多水化產物[8]，因此，於養護早期時，漿紙污泥灰水泥漿體其 C-S-H 水化產物減少。

圖 6(b)為粒料漿體比 85：15、漿紙污泥灰取代量 10%、20%及 30%之環保高壓混凝土地磚之抗壓強度圖。結果顯示，當養護齡期為 7 天時，與粒料漿體比 80：20 之環保高壓混凝土地磚對照組相比，抗壓強度下降為 35.52 kgf/cm^2；而當養護齡期為 28 天時，對照組之抗壓強度則為 75.4 kgf/cm^2，係由於當粒料漿體比增加時導致其水泥漿體含量下降進而影響環保高壓混凝土地磚膠結特性，導致無法產生較多水泥水化

產物來提升其抗壓強度；當齡期為 28 天時，漿紙污泥灰取代量為 10%、20%及 30%之環保高壓混凝土地磚之 28 天與對照組抗壓強度相比其強度值為 63.4%、48.1%及 41.1%。

圖 6(c)為粒料漿體比 90：10、漿紙污泥灰取代量 10%、20%及 30%之環保高壓混凝土地磚之抗壓強度。結果顯示，於養護齡期為 7 天時，當漿紙污泥灰取代量為 10%之環保高壓混凝土地磚其抗壓強度為 6.67 kgf/cm^2，當養護齡期為 28 天時，則發展到 14 kgf/cm^2 ；於養護齡期為 7 天時，當漿紙污泥灰取代量為 20%之環保高壓混凝土地磚其抗壓強度為 5.33 kgf/cm^2 ，當養護齡期為 28 天時，則發展到 10.9 kgf/cm^2；於養護齡期為 7 天時，漿紙污泥灰取代量為 30%之環保高壓混凝土地磚其抗壓強度為 5 kgf/cm^2 ，而於養護齡期為 28 天時，則抗壓強度發展到 10.4 kgf/cm^2 ，其強度比則為 (與對照組 28 天抗壓強度相比)88%、77.8%及 71.5%。

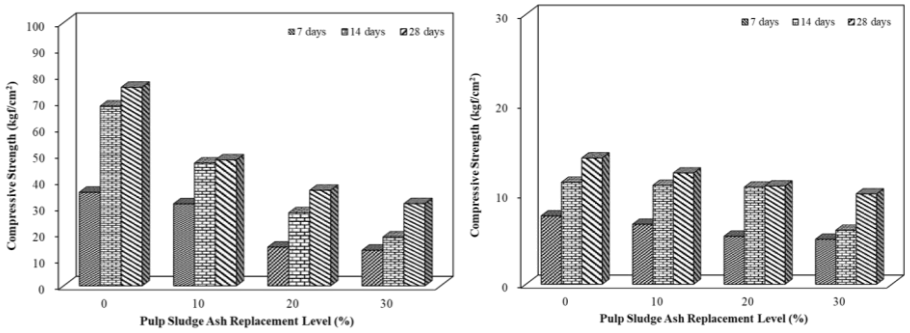


圖 6　不同粒料漿體比製備環保高壓混凝土地磚之抗壓強度。
(a) 80：20；(b) 85：15；(c) 90：10

(2)漿紙污泥灰製作環保高壓混凝土地磚之抗彎強度試驗

圖 7(a)為粒料漿體比 80：20、漿紙污泥灰取代量 10%、20%及 30%之環保高壓混凝土地磚抗彎強度及比強度圖。結果顯示，當養護齡期為 7 天時，對照組之抗彎強度為 52 kgf/cm^2，而當養護齡期為 28 天時，對照組之抗彎強度提升至 78.6 kgf/cm^2；當齡期為 28 天時，漿紙污泥灰取代量為 10%、20%及 30%之環保高壓混凝土地磚其抗彎強度分別為 77 kgf/cm^2、64.6 kgf/cm^2 及 64 kgf/cm^2，並與對照組之 28 天抗彎強度相比其強度值為 97.9%、82.2%及 81.4%；由上述可得知，粒料漿體比為 80：20 之環保高壓混凝土地磚其抗壓強度，隨漿紙污泥灰取代水泥比例越高，則抗壓強度有下降之趨勢，係由於取代量過高時使得水泥量受到稀

釋而無法產生較多水化產物，因此，於養護早期時，漿紙污泥灰水泥漿體其 C-S-H 水化產物減少。

圖 7(b)為粒料漿體比 85：15、漿紙污泥灰取代量 10%、20%及 30%之環保高壓混凝土地磚抗彎強度及比強度圖。結果顯示，當養護齡期為 7 天時，與粒料漿體比 80：20 之環保高壓混凝土地磚對照組相比，抗彎強度下降為 31.9 kgf/cm^2；而當養護齡期為 28 天時，對照組之抗彎強度則為 41.8 kgf/cm^2，係由於當粒料漿體比增加時導致其水泥漿體含量下降進而影響環保高壓混凝土地磚膠結特性，導致無法產生較多水泥水化產物以提升其抗彎強度；當齡期為 28 天時，漿紙污泥灰取代量為 10%、20%及 30%之環保高壓混凝土地磚之 28 天與對照組抗彎強度相比其強度值為 87.1%、59.3%及 53.7%。

圖 7(c)為粒料漿體比 90：10、漿紙污泥灰取代量 10%、20%及 30%之環保高壓混凝土地磚抗彎強度及比強度圖。結果顯示，於養護齡期為 7 天時，當漿紙污泥灰取代量為 10%之環保高壓混凝土地磚其抗彎強度為 10.8 kgf/cm^2，當養護齡期為 28 天時，則發展到 15.8 kgf/cm^2 ；於養護齡期為 7 天時，當漿紙污泥灰取代量為 20%之環保高壓混凝土地磚其抗彎強度為 6 kgf/cm^2，當養護齡期為 28 天時，則抗彎強度發展到 8.7 kgf/cm^2；於養護齡期為 7 天時，漿紙污泥灰取代量為 30%之環保高壓混凝土地磚其抗彎強度為 5.2 kgf/cm^2 ，而於養護齡期為 28 天時，則其抗壓彎度為 6.4 kgf/cm^2 ，其強度比則為 (與對照組 28 天抗彎強度相比)91.3%、50.5%及 36.9%。

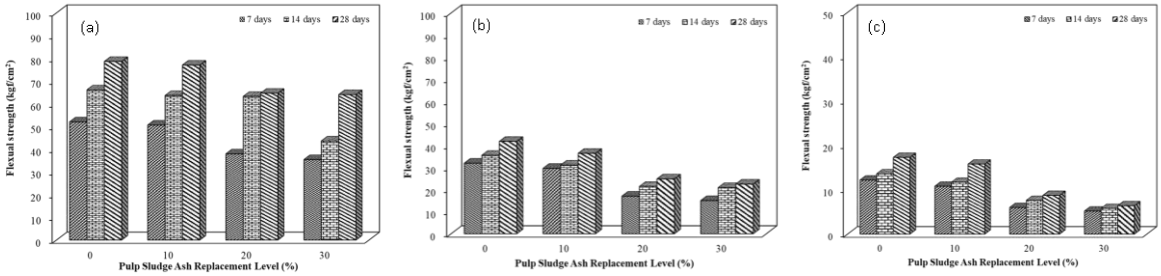


圖 7 不同粒料漿體比製備環保高壓混凝土地磚之抗彎強度。
(a) 80：20；(b) 85：15；(c) 90：10

(3)漿紙污泥灰製作環保高壓混凝土地磚之磨耗損失試驗

本研究以 CNS 13297 標準對高壓混凝土地磚之磨耗損失試驗規範，經磨耗試驗後高壓混凝土地磚之磨耗體積損失量不得超過 15

$cm^3/50cm^2$，且磨耗厚度平均不得超過 3 mm。

圖 8(a)為粒料漿體比 80：20、漿紙污泥灰取代量 10%、20%及 30%之環保高壓混凝土地磚其磨耗損失體積變化圖。由圖中得知，當養護齡期為 7 天時，對照組之磨耗所造成的體積損失為 4.82 $cm^3/50cm^2$，而當養護齡期為 28 天時，對照組之磨耗所造成的體積損失為 4.79 $cm^3/50cm^2$；當齡期為 28 天時，漿紙污泥灰取代量為 10%、20%及 30%之環保高壓混凝土地磚其磨耗所造成的體積損失分別為 4.29 $cm^3/50cm^2$、4.64 $cm^3/50cm^2$ 及 4.60 $cm^3/50cm^2$；由上述可得知，粒料漿體比為 80：20 之環保高壓混凝土地磚其磨耗損失體積變化，隨漿紙污泥灰取代水泥比例越高，則體積損失有增加之趨勢，推測是因取代量過高時使得水泥量受到稀釋而無法產生較多水化產物，因此，於養護早期時，漿紙污泥灰水泥漿體其 C-S-H 水化產物減少，則環保高壓混凝土地磚之磨耗量較高。

圖 8(b)為粒料漿體比 85：15、漿紙污泥灰取代量 10%、20%及 30%之環保高壓混凝土地磚其磨耗損失體積變化圖。結果顯示，當養護齡期為 7 天時，與粒料漿體比 80：20 之環保高壓混凝土地磚對照組相比，體積損失下降為 4.55 $cm^3/50cm^2$；而當養護齡期為 28 天時，對照組之體積損失則為 4.50 $cm^3/50cm^2$，係由於當粒料漿體比增加時導致其水泥漿體含量下降進而影響環保高壓混凝土地磚膠結特性；當齡期為 28 天時，漿紙污泥灰取代量為 10%、20%及 30%之環保高壓混凝土地磚之 28 天與對照組體積損失相比其數值為 4.33 $cm^3/50cm^2$、4.16 $cm^3/50cm^2$ 及 4.90 $cm^3/50cm^2$。

圖 8(c)為粒料漿體比 90：10、漿紙污泥灰取代量 10%、20%及 30%之環保高壓混凝土地磚其磨耗損失體積變化圖。結果顯示，於養護齡期為 7 天時，當漿紙污泥灰取代量為 10%之環保高壓混凝土地磚其磨耗損失體積為 3.08 $cm^3/50cm^2$，當養護齡期為 28 天時，則發展到 4.39 $cm^3/50cm^2$；於養護齡期為 7 天時，當漿紙污泥灰取代量為 20%之環保高壓混凝土地磚其磨耗體積損失為 4.15 $cm^3/50cm^2$，略高於對照組之 7 天磨耗體積損失 3.43 $cm^3/50cm^2$，顯示受到環保高壓混凝土地磚膠結特性下降的影響，當養護齡期為 28 天時，則發展到 4.39 $cm^3/50cm^2$；於養護齡期為 7 天時，漿紙污泥灰取代量為 30%之環保高壓混凝土地磚其磨耗體積損失為 3.90 $cm^3/50cm^2$，而於養護齡期為 28 天時，則磨耗體積損失發展到 4.13 $cm^3/50cm^2$，並且根據 CNS 13297 標準對高壓混凝土地磚之磨耗損失試驗規範磨耗體積損失量不得超過 15 $cm^3/50cm^2$ 之標

準，顯示本實驗所壓製之環保高壓混凝土地磚符合 CNS 13297 之磨耗損失試驗標準。

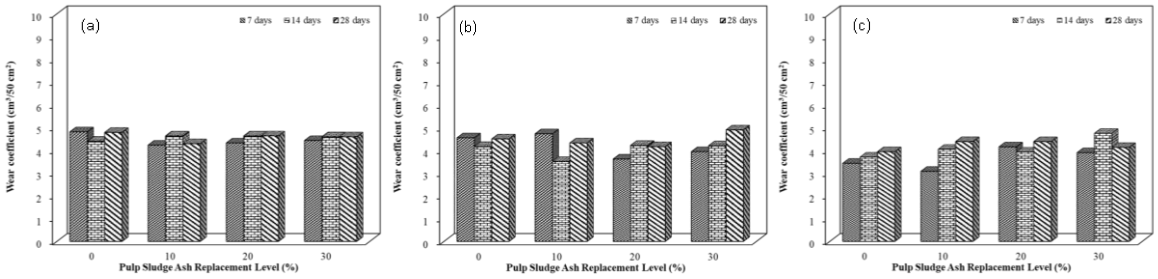


圖 8　不同粒料漿體比製備環保高壓混凝土地磚之磨耗損失體積變化圖。(a) 80：20；(b) 85：15；(c) 90：10

四、結　論

本研究係利用漿紙污泥灰進行資源化再利用評估，首先針對漿紙污泥灰之基本材料特性及環境安全進行探討，並評估其取代部分水泥作為環保高壓混凝土地磚之適性。本研究結果歸納如下：

1. 當漿紙污泥灰取代量為 20%及 30%時，初凝時間由 36.9 分鐘及 7.7 分鐘增加至 153.8 分鐘及 43.4 分鐘，顯示出添加石膏有助於降低漿紙污泥灰水泥漿體的閃凝現象，後續將有利於提升漿紙污泥灰再利用於水泥漿體的潛力。
2. 各漿紙污泥灰取代量之水泥漿體其抗壓強度均隨養護齡期增加而有增加之趨勢。惟取代量增加為 30%時，係因稀釋效應致使漿體中缺乏足夠氫氧化鈣進行卜作嵐反應，致使抗壓強度較取代量為 0-20%之漿體為低。
3. 當漿紙污泥灰取代量為 40%之漿體於各齡期膠體空間比皆低於純水泥漿體，可能由於取代量高而稀釋水泥量，且 $Ca(OH)_2$ 量的減少會導致漿紙污泥灰之卜作嵐反應鈍化，而降低水化產物之生成，因此，漿體之水化產物 C-S-H、CH、Aft 及 AFm 相對下減少，無法有效填充空間，致使膠體空間比較少。
4. 當養護齡期 56 天時，漿紙污泥灰漿體取代量為 10%之水泥漿體，則 $Ca(OH)_2$ 繞射峰有減少之現象，係因經由卜作嵐反應消耗部分 $Ca(OH)_2$ 鹼活化漿紙污泥灰漿體表面，並形成卜作嵐水化產物為 CSH 及 Gismondine 等晶相。

5.粒料漿體比為 80：20、漿紙污泥灰取代量為 10%及 20% 之環保高壓混凝土地磚其抗壓強度為對照組之 94.8%及 69.7%；粒料漿體比為 85：15、漿紙污泥灰取代量為 10%及 20% 之環保高壓混凝土地磚其抗壓強度為對照組之 63.4%及 48.1%；粒料漿體比為 90：10、漿紙污泥灰取代量為 10%及 20% 之環保高壓混凝土地磚其抗壓強度為對照組之 88%及 77.8%。

6.粒料漿體比為 80：20、漿紙污泥灰取代量為 10%及 20% 之環保高壓混凝土地磚其抗彎強度為對照組之 97.9%及 82.2%；粒料漿體比為 85：15、漿紙污泥灰取代量為 10%及 20% 之環保高壓混凝土地磚其抗壓強度為對照組之 87.1%及 59.3%；粒料漿體比為 90：10、漿紙污泥灰取代量為 10%及 20% 之環保高壓混凝土地磚其抗壓強度為對照組之 91.3%及 50.5%。

7.粒料漿體比為 90：10、漿紙污泥灰取代量為 10%及 20% 之環保高壓混凝土地磚其磨耗損失體積為 4.39 $cm^3/50cm^2$ 及 4.39 $cm^3/50cm^2$，顯示本實驗所壓製之環保高壓混凝土地磚符合 CNS 13297 之磨耗損失試驗標準。

五、參考文獻

1.林耀聖，「產業污泥成型燃料化與灰渣卜作嵐特性研究」，桃園創新技術學院環境工程研究所碩士論文，2013。

2.M. Frias, O. Rodriguez, M.I. Sanchez de Rojas, Paper sludge, an environmentally sound alternative source of MK-based cementitious materials. Construction and Building Materials 74 (2015) 37–48.

3.張祖恩、陳文卿，「建築廢棄物再生循環技術開發與推廣應用計畫」，內政部建築研究所補助研究報告，2011。

4.Villa, R., Fernandez, R., Garcia, E., Villar-Cocina, M. F. (2009). Pozzolanic activity and alkaline reactivity of a mordenite-rich tuff. Microporous and Mesoporous Materials, 126, 125-132.

5.Qiang, W. Peiyu, Y. Hydration properties of basic oxygen furnace steel slag. Construction and Building Materials 2010; 24: 1134-1140.

6. Kourounis, S., Tsivilis, S., Tsakiridis, P. E., Papadimitriou, G. D., Tsibouki, Z., Properties and hydration of blended cements with steelmaking slag. Cement and Concrete Research 2007; 37: 815-822.

7.Radwan, M. M., Heikal, M., Hydration characteristics of tricalcium aluminate phase in mixes containing β-hemihydate and phosphogypsum. Cement and Concrete Research 2005; 35: 1601-1608.

8.Nasser, Y. M., Mohsen, Q., El-Hemaly, S. A. S., El-Korashy, S. A., Brown, P. W., High replacements of reactive pozzolan in blended cements: Microstructure and mechanical properties. Cement and Concrete Composites 2010; 32: 386-391.
9.Ylmén, R., Jäglid, U., Steenari, B. M., Panas, I., Early hydration and setting of Portland cement monitored by IR,SEM and Vicat techniques. Cement and Concrete Research 2009; 39: 433-439.
10.Zhang, L., C, C, Xu.,C, P, Champagne., Energy recovery from secondary pulp/paper-mill sludge and sewage sludge with supercritical water treatment, Bioresource Technology 2010; 101: 2713-2721.

廢棄硫酸與氨的價值循環

郭維庭*、曾哲律**、黃文慶***

摘　要

台灣產業主要以光電產業和石化工業為主體,這些產業製造所需硫酸及氨的應用製程，產生大量廢液，廢水及廢氣，其中氨製程產生大量氨氮物質，除了造成河川優養化之外，長期飲用含氨氮的水源可能會誘發癌症。將廢硫酸及氨氮的高值化應用才是符合真正的循環經濟,相關產業亟需更有效率的處理廢硫酸，氨氮處理技術。

含氨廢水經脫氨處理與廢硫酸混合成為硫酸銨溶液再經過蒸發結晶生成工業級硫酸銨產品或是將硫酸銨溶液或廢氨水加入液鹼經超重力氣提產生液氣分離，氣體經過純化設備成為高純度氨氣，再製電子級氨水，回收製程使用。硫酸根液體再處理後經結晶乾燥設備生產高值化硫酸鹽類再利用於工業原料。

廢氨處理工藝其中含電解分解成氮氣及氫氣，產生的氫氣經過除氯、氨、水氣的純化後可進入氫燃料電池發電回用，氨是乾淨經濟的氫儲能載具，也是無碳產氫的原料，回收氨氮產生的液氨產氫回用電力，也是節能的一環，同時兼具儲能，創能及節能三大能源優勢，由工業廢棄物再製高值化產品及產氫發電進入未來一個乾淨的低碳循環的氫能社會。

【關鍵詞】氨氮、氨水、液氨、電子級、硫酸銨、循環經濟、氫、燃料電池、發電、高值化、硫酸鹽類

---

*環創源科技研發部　研究員

**環創源科技研發部　資深研究員

***環創源科技　總經理

一、 前 言

循環經濟是一個資源可恢復且可再生的經濟和產業系統，循環經濟使用再生能源，藉由重新設計材料、產品、製程及商業模式，消除廢棄物。在循環經濟裡面，我們可以透過不同的做法，把產品的價值萃取出來，作為一種新價值的來源。其中氨氮廢棄物的處理就是其中一例。

環保署放流標準明文規定 106 年後氨氮廢水排放需達 20ppm 以下，產業製程中含氨原料製程都有氨氮排放的問題，近年經濟部針對企業做用水計劃管制，企業早期設置的廢水處理系統，大部份皆無處理氨氮項目，企業對用水量及氨氮法規加嚴，需要增加對氮氮處理的設置，目前工業上常用的氨氮處理方法，因空間需求，建置費用，運轉費用，及後續副產物處理的考量，需要增加額外的成本，選用一個完美適合各企業需求的處理方法一直是企業最頭痛的地方。

二、 氨廢水經脫氨處理與廢硫酸混合

目前產業主要有下表(如表 1)主要的氨氮處理方法及相關優缺點

處理技術	處理方式	特性
傳統生物硝化脫氮技術(A_2O)	藉由外加氧氣與碳源使氨氮先轉為亞硝酸鹽氮，然後再轉為硝酸鹽氮，最後變為氮氣排入大氣。	耗能、佔地面積大、需額外添加碳源。
厭氧氨氧化技術	氨氮經過半硝化反應槽後轉換為亞硝酸鹽氮，亞硝酸鹽氮與氨氮 1：1 濃度產生厭氧氨氧化反應去除。	較傳統生物處理操作成本較低，不需額外添加碳源，但微生物馴養不易且程序控制不易。
離子交換	利用樹脂對 NH_4^+之吸附性，將 NH_4^+分離。	操作簡單，但樹脂飽和後再生需耗用化學品量大。
加氯化學處理	利用加氯方式將氨氮轉換成氮氣，理論上氯氮質量比為 7.6:1，實際上需要 8:1 至 10:1。	化學藥品耗用量大，操作成本高。
磷酸銨鎂結晶	含氨氮廢水中添加磷酸及鎂離子以形成磷酸銨鎂結晶。	傳統沈澱方式污泥量大且管線易結垢，若採用流體化床結晶方式可產生晶體，污泥量少，但須額外添加鎂鹽及磷酸。
電透析	氨氮通過陽離子交換膜進入鹼性之陰極室溶液後轉換為氨分子。	電透析對氨氮之分離效果佳，氨分子收集後仍須進一步處理。
逆滲透	氨氮與其他離子被薄膜隔離於濃水端。	RO 對氨氮之分離效果佳，但濃縮液仍需處理。
電解氧化	於電解槽內氨氣氧化氨氮，轉換為氮氣排入大氣。	電極的選擇對操作成本影響甚大。
氣提脫除回收法	調高 pH 值使水中氨氮轉為氨分子，以氣提方式自水相脫除。氣體端則以冷凝或化學洗滌方式得到氨水或硫酸銨等。	可以做為高氨氮濃度廢水之前處理，但仍需結合其他技術才能符合法規要求。而冷凝後氨水濃度若達 20%，可能利於再純化精製後資源化利用。
薄膜蒸餾	調高 pH 值使氨氮離子形成分子態氨而通過薄膜至另一端溶液吸收，而得到氨水、硫酸銨及磷酸銨等溶液。	發展中技術，無需加熱且可以得到高純度產品，但需添加液鹼。

引用某公司及工研院材化所在2014年水利產業研討會備歸納市面上常用氨氮處理方法，依水體內容，濃度，水量來取決應用在各企業要採用那一種方法，目前產業最泛用的方法為氨氣排放及含氨氮廢水調鹼後，用硫酸吸附成硫酸銨水溶液至一定濃度再委外清運處理，及有土地資源的生物處理技術為主要較經濟的處理方式，尤以產生硫酸銨副產品清運處理為大宗，委外再利用廠再乾燥製程結晶固化，因國內廢清法明令規定工業廢棄物不得用於肥料使用，產生出的硫酸銨廢棄物出處及用途有限，且有進入食物鏈的疑慮。生物法主要處理有機胺及低濃度無機銨為主，除有土地資源的企業主或公營廢水處理場會採用外，此方法還有生物產生有機污泥及氣味是需要一併處理的問題。

目前這些氨氮處理的方法都有後續處理的問題，並無完整做到循環資源再利用的精神，將廢棄物回到原材料狀態再製利用是比較符合循環再利用的精神，對於氨氮廢水再製成氨氣依設置系統及運轉成本做以下幾種分類法(如表 2)。

表 2　氨氮廢水再製成氨氣設置系統及運轉成本

處理方法	最終產生物	優點	缺點	廢水產生氨當量/日	約略建置費用
回收法	液氨	用途最廣，儲存用地小，回收期較短	建置費用較高	1000KG以上	5000萬以上
回收法	氯化銨	廠內循環再利用	特定用途	200~1000KG	2000萬以上
回收法	氨水	用途廣	儲存用地較大，再利用銷售管道較少，回收較慢。	200~1000KG	2000萬以上
電解法	氮氣及氫氣	產生氣體直接可排放，無後續處理費用	無法回收再利用	5~100KG	300~3000萬

產業在投入環保設備，設置及運轉成本為首要考量，在不產生二次委外處理成本及委外再製成本最佳化，將氨電解成氫氣及氮氣，還有回收成高濃度氨水，高純度液氨為最佳處理方案。氫氣可再純化銷售或發電，氨水可直接利用或再製成液氨及銨製品(如:氯化銨)，液氨則是所有氨類製品的原料，再精製純化，可以再回到高階製程使用。

目前市面上最普遍氨氮處理方法還是以硫酸吸收氨，結晶乾燥處理成硫酸銨為大宗，因硫酸及氨的純度要求及法規不得用於肥料，所以在本地出處有限，僅用於工業用外銷為主，因世界環保意識抬頭，未來處出成本也是有

待考驗，以下為硫酸銨轉化成液氨及高價副產品技術。

一般而言此模式的處理方式可分為三種(如圖 1)， 第一種方式為氨氮廢水與廢硫酸溶液流經一中空脫氣膜形成低濃度的氨氮廢水與廢硫酸銨溶液(如圖 2) ，然後廢硫酸銨溶液加入液鹼再經過超重力製程將氨氣與硫酸鈉溶液分離，氨氣則經過純化系統純化即可或是再將氨氣冷凝成液氨，而未冷凝成液氨的氨氣亦可再加壓變成液氨。硫酸鈉溶液則經過乾燥製程成為低價的硫酸鈉結晶或是硫酸鈉溶液經過直接電解法生產高價的過硫酸鈉結晶。第二種方式為氨氮廢水與廢硫酸溶液流經一中空脫氣膜形成低濃度的氨氮廢水與廢硫酸銨溶液， 然後將廢硫酸銨溶液經過乾燥製程成為結晶物後加入液鹼再經過超重力製程，之後製程與第一種方式相同。第三種方式為氨氮廢水與廢硫酸溶液流經一中空脫氣膜形成低濃度的氨氮廢水與廢硫酸銨溶液， 然後將廢硫酸銨溶液經過乾燥製程成為結晶物，然後經過熱裂解製程回收硫酸銨結晶物中的氨 ，氨氣則經過純化系統純化即可或是再將氨氣冷凝成液氨，而未冷凝成液氨的氨氣亦可再加壓變成液氨。表 3 為實績表 、圖 3、圖 4、圖 5 為實績照片。

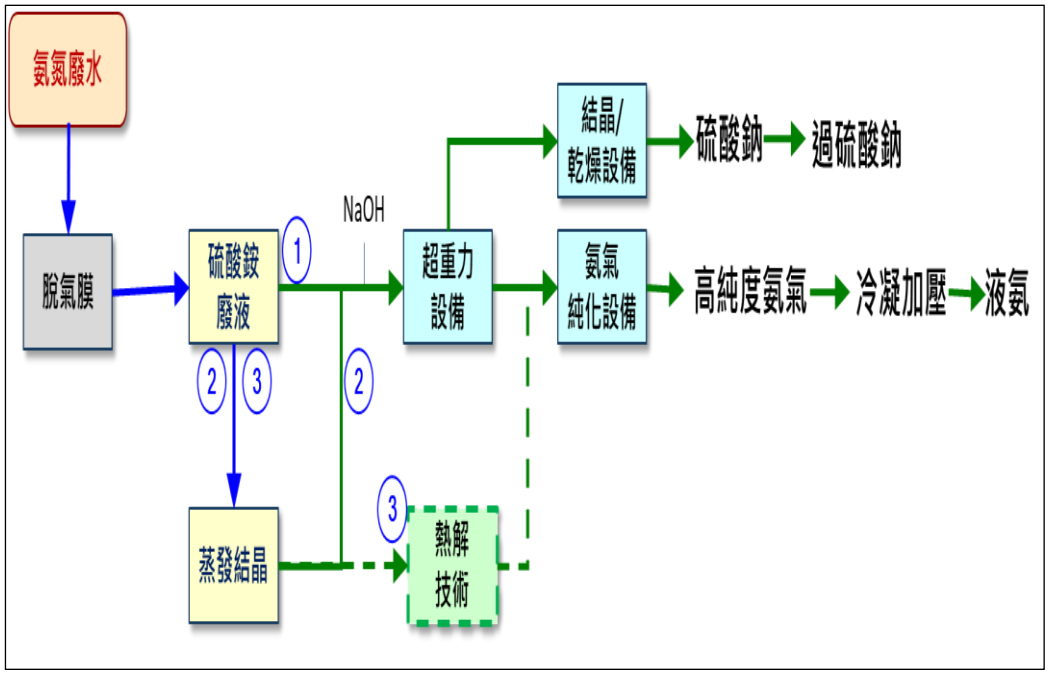


圖 1　氨氮廢水回收處理流程

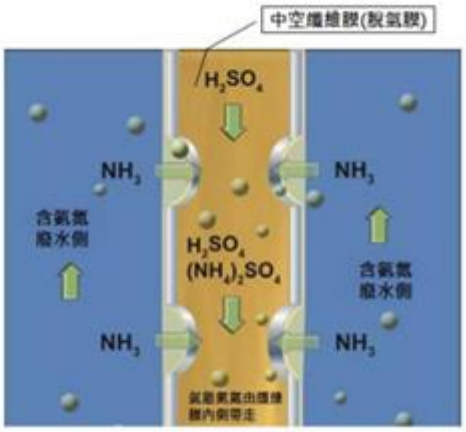
<table>
<tr><td> 
</td><td> </td></tr>
<tr><td>圖 2　脫氣膜作為氨氮載體液相交換</td><td>圖 3　氨氣純化設施</td></tr>
<tr><td> </td><td> </td></tr>
<tr><td>圖 4　氨氣充填設施</td><td>圖 5　氨水接收設施</td></tr>
</table>

表 3　實績表

項次	客戶名稱	項目內容	水體內容
1	龍定旺科技	液氨純化系統,硫酸銨及氨水再利用系統	台肥液氨純化，科技廠硫酸銨再利用
2	新竹某八吋晶圓廠	氨氮廢水直接電解	水量 3~9CMD,氨氮濃度 6,000 ~ 20,000PPM
3	中科某 12 吋晶圓廠	硫酸銨乾基循環再利用專案	100%硫酸銨顆粒轉電子級液氨回製程
4	日商某晶圓再生廠	超重力氣提電解氨氮廢水系統	水量 3CMD，氨氮濃度 15,000PPM

其中超重力脫氨原理(圖六)為當廢水加鹼至所需 pH 時利用馬達帶動旋轉填充床高速旋轉產生離心力，來增加氣體、液體兩相之間混合加速質量傳送效率，將廢水中的氨氣轉換到氣相空氣中，使得高效能達到氨分離的目的。(表四)為超重力數據，其中 eff.=(操作前廢水濃度–操作後廢水濃度)/操作前廢水濃度。圖七、圖八為數據比較圖。圖九為實績照片。由下述圖表知脫氨效率在前段時間是較好的而後段時間是較差。

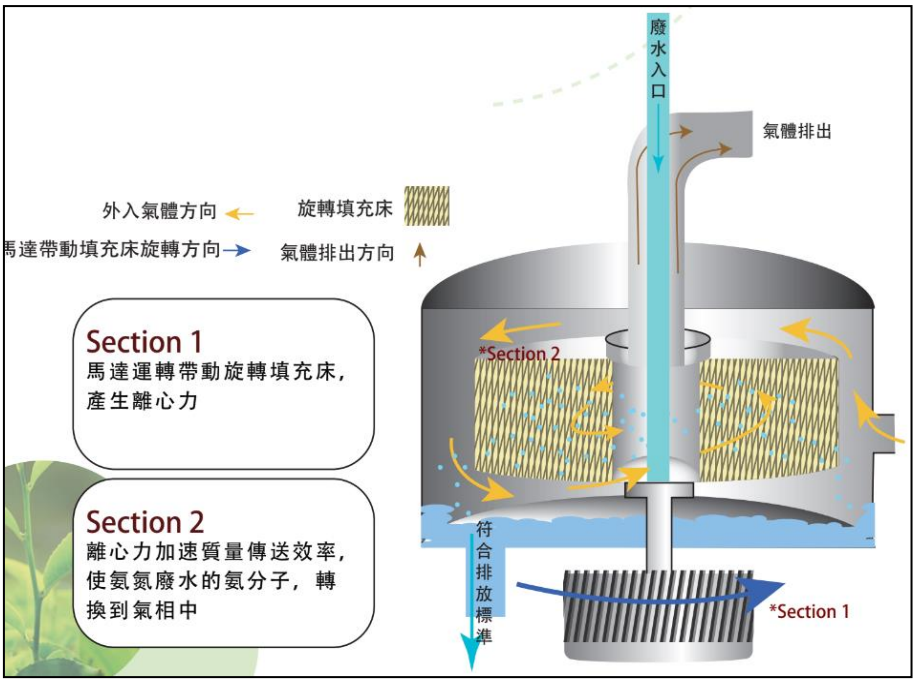


圖 6　超重力脫氨原理

表 4　超重力數據

批次超重力脫氨				
次數 time	分鐘 min	氨濃度 ppm	脫氨效率 %	電解系統中氨氮濃度 ppm
0	0	14000	0.00%	19
1	33	4200	70.00%	17
2	66	900	78.57%	18
3	99	180	80.00%	20
4	132	90	50.00%	20

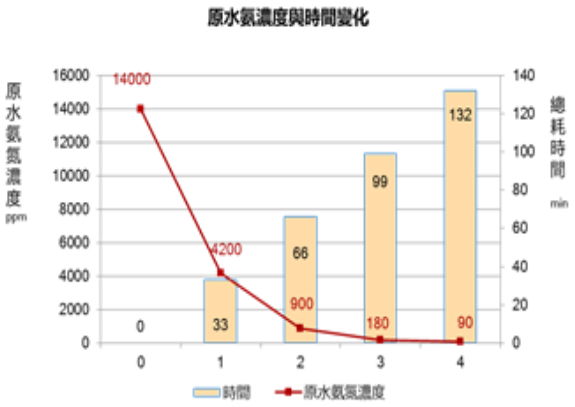


圖 7　原水氨濃度與時間變化

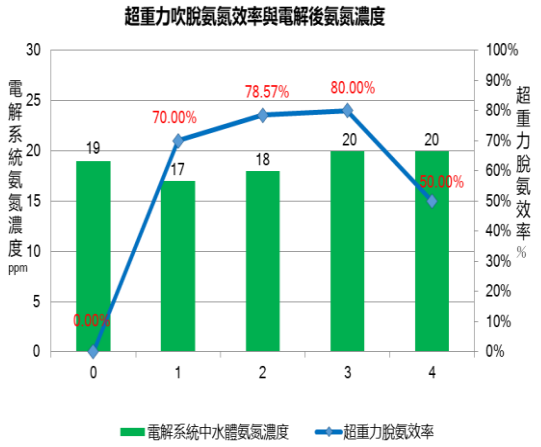


圖 8　超重力吹脫氨氮效率與電解後氨氮濃度

圖 9 超重力脫氨設施

三、 廢氨處理

廢氨可分為廢氨氣及廢氨水，廢氨氣可結合既有洗滌塔設備，增設電解設備後於現場處理氨氮廢水(如圖 10) 。廢氨水可直接進入電解設備後於現場處理氨氮廢水(如圖 11) 。氨氮電解後產出的混合氣體先經過除氯、氨、水氣的純化後混合氣體變為氮、氫混合氣體再進入電化學氫氣純化裝置(如圖 12)產氫再進入氫燃料電池發電回用。

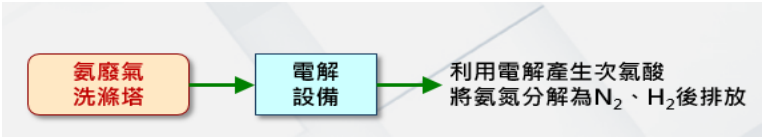


圖 10　氨廢氣處理流程

圖 11　氨廢水處理流程

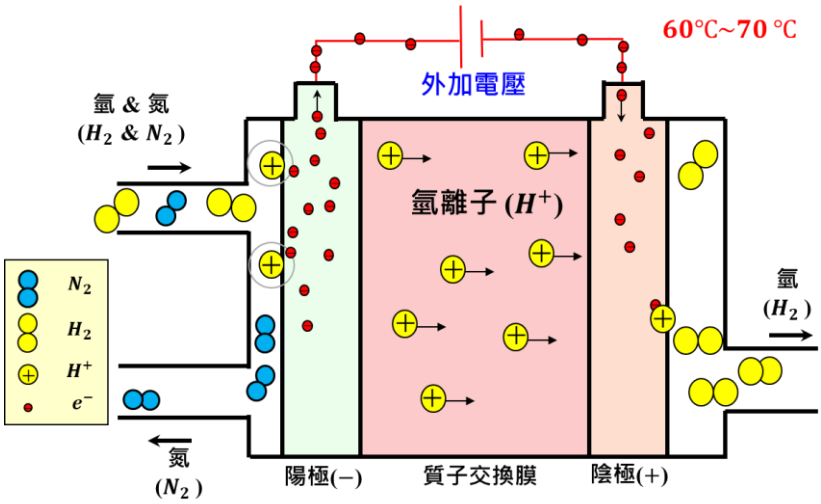


圖 12　電化學氫氣純化原理

電解原理(圖 13)為一電解槽有正負電極，溶液中須具備一定氯離子濃度，然後通一直流電使得正極產生氯氣而氯氣與水反應成次氯酸，次氯酸再與銨離子反應產生氮氣，負極則產生氫氣。電解設備示意圖如下(圖 14) 。圖 15、圖 16 為實績照片。表 5、表 6 為電解系統電解的數據，圖 17、圖 18 為電解系統電解的數據圖。

直接氨氮原水電解水質要求度高，需要軟水或純水背景水質，鎂鈣含量高及有機物原水則不適合用直接原水電解，原水條件不佳氨氮廢水則用先氣提氨氣至軟水以上背景流滌塔做循環迴路電解，脫氣後原水也無氯胺毒性問題產生，後續也可於生物處理池使用，處理其他 COD 等其他廢水問題。

設備建置成本，用氨當量計算，整體建置約莫每 1KG, 20 萬新台幣，適合小量體，約每日 100KG 以下氨當量，事業體處理氨氮廢水之用。以下為降解 1 kg 氨的的理論耗能計算。

降解氨所需電量(單位為庫倫) =降解氨所需電量(單位為 Ah) x 60 min x 60 sec

=>降解氨所需電量(單位為 Ah) =降解氨所需電量(單位為庫倫)/60 min/60 sec

= (氨克數/氨分子量) x (降解一莫爾氨所需莫爾電子) x (一莫爾電子的庫倫數) /60 min/60 sec

= (1000/17) x 3 x 96500/60/60 = 4730 Ah

如果使用電壓為 3.5V，則理論耗能為 3.5 x 4730/1000 = 16.55 kWh

陰極: $6H_2O + 6e^- \rightarrow 3H_2(g) + 6OH^-$..(1)

陽極: $6Cl^- \rightarrow 3Cl_2 + 6e^-$ ...(2)

$3Cl_2 + 3H_2O \leftrightarrow 3HOCl + 3H^+ + 3Cl^-$. . . (3)

$2NH_4^+ + 2OH^- + 3HOCl \rightarrow N_2 + 3H_2O + 5H^+ + 3Cl^- + 2OH^-$. . . (4)

=> $2NH_4^+ + 2OH^- + 6e^- \rightarrow 3H_2(g) + 2H_2O + N_2 + 6e$

=> $2NH_3 + 2H_2O + 6e^- \rightarrow 3H_2(g) + 2H_2O + N_2 + 6e^-$

=> $2NH_3 + 6e^- \rightarrow 3H_2(g) + N_2 + 6e^-$(電解氨水)

=> $2NH_4^+ + 6e^- \rightarrow 3H_2(g) + N_2 + 2H^+ + 6e^-$(電解銨離子)

圖 13 氨氮電解的化學反應式

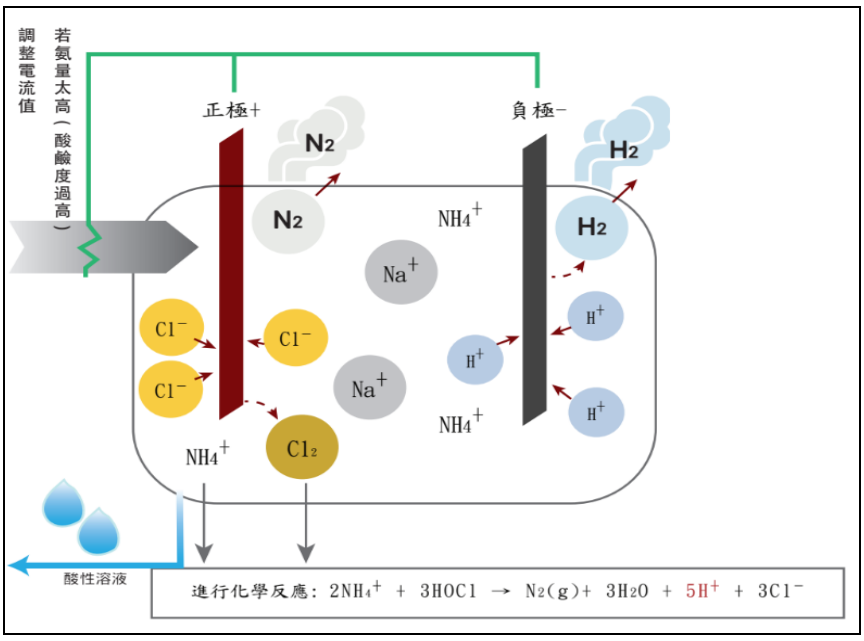


圖 14 氨氮電解槽的反應機制

圖 15　氨氮廢水電解系統

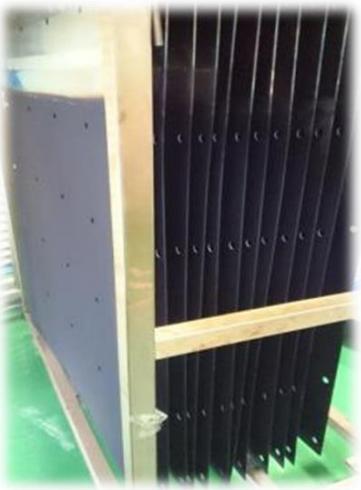


圖 16 自製電極板

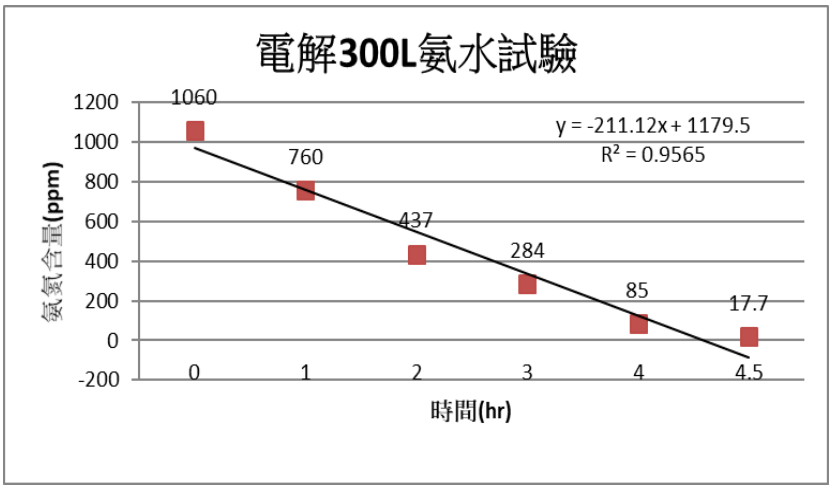


圖 17 表四的數據圖

表 5　電解槽操作條件為:電極 6 串，電壓 21 V ，電流 90 A

時間(hr)	0	1	2	3	4	4.5
氨氮含量(mg/L)	1,060	760	437	284	85	17.7

由表 5 知降解氨所需電量(單位為 Ah) = (1060-17.7) x 0.001 x (17/14) x 300/17 x 3 x 96500/60/60 = 1796 Ah

=>理論耗能 = 21V x (1796/6 串)Ah x 0.001 = 6.286 kWh

實際耗能 = 21V x 90A x 4.5hrs x 0.001 = 8.505 kWh

耗能效率 = 理論耗能/實際耗能 = 6.286/8.505 = 74%

表 6 電解槽操作條件為:電極 6 串，電壓 21 V ，電流 75 A

時間(hr)	0	2	4	6	8	10	10.73
氨氮含量(ppm)	1,007	833	647	450	293	111.7	57

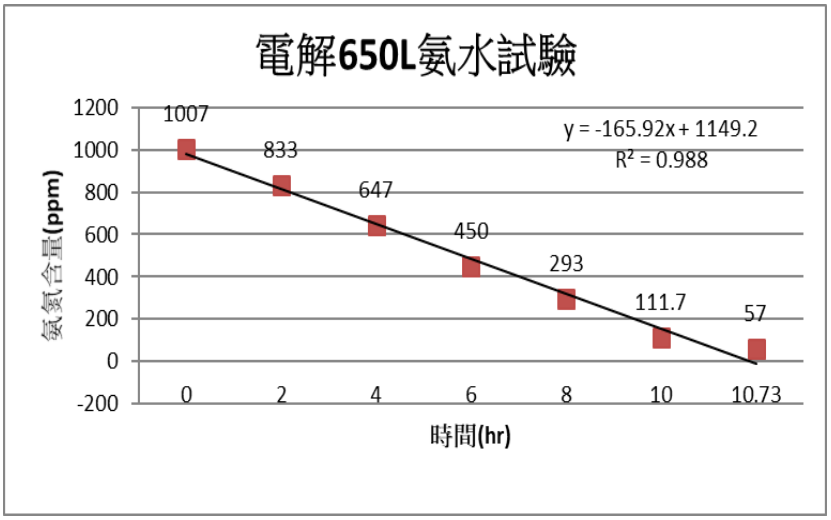


圖 18 表 5 的數據圖

由表 6 知降解氨所需電量(單位為 Ah) = (1007-57) x 0.001 x (17/14) x 650/17 x 3 x 96500/60/60 = 3547 Ah

=>理論耗能 = 21V x (3547/6 串)Ah x 0.001 = 12.415 kWh

實際耗能 = 21V x 75A x 10.73hrs x 0.001 = 16.9 kWh

耗能效率 = 理論耗能/實際耗能 = 12.415/16.9 = 73.5%

由上述的二個例子可知電解系統的耗能效率約為 73~74%，改善耗能效率可以從電解設備的精進及電解液氯離子濃度的選定改善，其中電解設備的精進可從電極阻抗的降低及電極材料的選擇來改善。

四、 結　論

氨氮廢水大部份都是硫酸銨或氨水形態，借由氨在水中的特性，利用調高 PH 及加熱的方法，即可有效脫附水中氨氮，不管是用脫氣膜液相吸收或超重力氣提吸收，進一步提濃(25%以上氨水)或提純(液氨，電子級液氨)皆是可以回收成原料再次使用，也減少成為鹽類污泥掩埋處理的費用及風險，更防止形成肥料進入食物鏈的問題。對於中大量的氨氮產出事業體較為適用，也真正做到循環再利用。

相較用在小量體氨氮產出的事業體，用電解氨氮的方式，是較經濟的做法，佔地小，操作容易，除需少量添加食鹽產生次氯酸及用電外，無使用其他藥劑做反應去除氨氮，最適合取代傳統硫酸吸收塔，改用循環迴路次氯酸塔做去除氣相來源的氨氣，無硫酸銨的形成，減少水處理的成本。

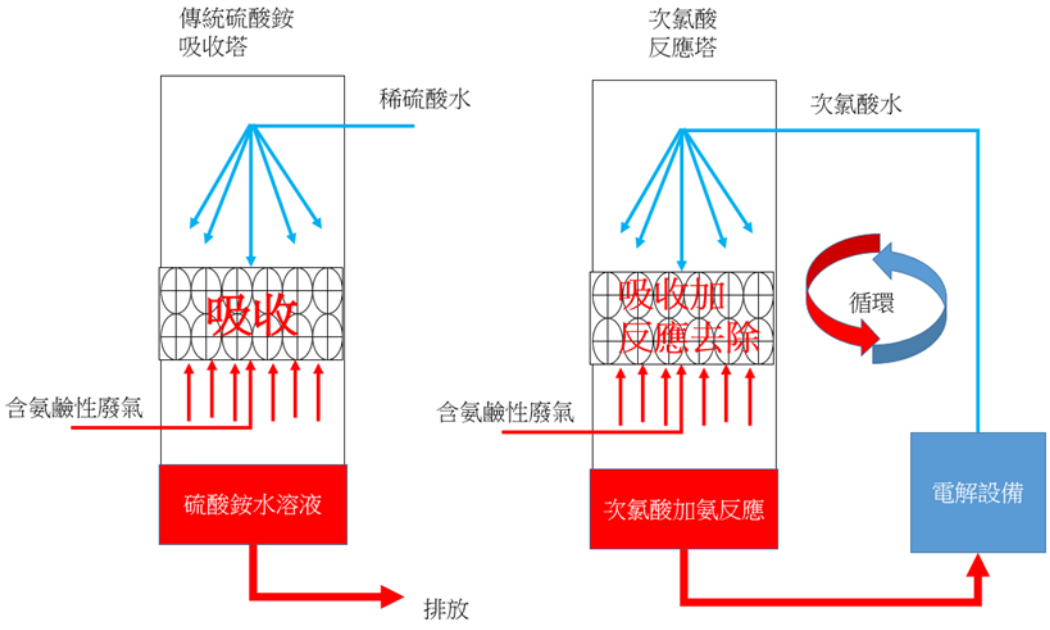


圖 19　電解氨氮

註:傳統硫酸銨吸收塔，將空污變水污，電解產生次氯酸循環反應無排水，反應氨氮後產生氫氣及氮氣排放。

五、參考文獻

1.傅正貴，李玫，許哲彰，王俊元，「創新氨氮廢水資源化」，台積電，2016年。
2.趙世忠，陳力，「直接電解法生產過硫酸鈉研究」，天津大學學報，1992年，第三期。
3.李傳東，趙東風，「電解氧化處理難降解垃圾滲濾液研究」，環境工程學報，2007 年 6 月。
4.環創源科技股份有限公司，「氨氮回收技術與價值循環」，2020 年 9 月。

高效率還原碴減量之精煉脫硫技術開發

林啟明*、何長慶**、凌宇康***、謝宜軒****、吳威德*****

摘　要

還原碴為煉鋼精煉脫硫後的產物，在台灣年產量約為 40 萬公噸，因主要成份由 CaO 所構成，導致富含約 2~5%的 Free-CaO，遇水將產生嚴重的膨脹，而限制其再應用價值，因此如何開發出源頭還原碴減量技術為目前迫在眉梢之首要任務。高壓蒸釜安定化技術為國內外處理還原碴再利用的首要技術之一，透過至少 6 小時的安定化處理後不再膨脹，並可應用於控制性低強度回填材料、非構造物混凝土、道路級配粒料基底層、水泥製品粒料等場合，藉此來解決還原碴廢棄物再應用之難題。但因高壓蒸釜安定化技術需要長時間反應，因此無法負荷台灣的還原碴年產量，若可以再搭配本研究所開發之高效率源頭之還原碴減量技術，則將可以達到完全去化還原碴廢棄物的目標。

本研究設計 3 種方案的脫硫技術進行脫硫率、減渣量與組成相等特性評估，來探究其可商業化的潛力。結果顯示方案一之 100%還原碴回爐技術(83%還原碴+17%改質副原料配方)，可以達到 27.5%的減渣量與 66.4%的脫硫性能;方案二 40%還原碴回爐技術(53%還原碴+47%改質副原料配方)，且脫硫劑成份為 58%CaO-25%Al_2O_3-12SiO_2-5MgO，可以達到 20%的減渣量與 65.6%的脫硫性能;方案三 40%還原碴回爐技術(53%還原碴+47%改質副原料配方)，且脫硫劑成份為 52.2%CaO-22.5%Al_2O_3-10.8SiO_2-10CaF_2-4.5MgO，可以達到 20%的減渣量與 80%的脫硫性能，而脫硫率的增加起因於 C_2S 相改質為 $C_{12}A_7$ 相的結果。最終方案一的技術已於 100 噸鋼廠試驗成功(89 爐次)，且可以達到減渣量約 24%與降低約 11,418 元/300T 的生產成本。

【關鍵詞】還原碴減量技術、高壓安定化技術、脫硫性能、組成相特性、脫硫劑成份

---

*國立中興大學-金屬研發中心　研究員

**嘉德技術開發股份有限公司　董事長

***皓勝工業股份有限公司　總經理

****大詠城機械股份有限公司　總經理

*****國立中興大學-材料科學與工程研究所　終身特聘教授

一、前　言

還原碴廢棄物為精煉爐(LF)脫硫後的產物，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、$CaO\text{-}MgO$ 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還原碴的結晶特性。由表-2 中顯示就結晶性而言，$CaO\text{-}SiO_2$ 基還原碴的主要結晶礦物相為 C_2S、$\gamma\text{-}C_2S$、$\beta\text{-}C_2S$ 與 C_3S 等;而 $CaO\text{-}MgO$ 基還原碴的主要結晶礦物相為 $\beta\text{-}C_2S$、$\gamma\text{-}C_2S$、MgO、$Ca_3MgSi_2O_8$、C_3S 與 C_2AS 等;而 $CaO\text{-}Al_2O_3$ 基還原碴的主要結晶礦物相為 $C_{12}A_7$、C_3A、MgO、C_2S 與 $Ca_3MgSi_2O_8$ 等，綜觀結晶特性可知還原碴中隨著 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　不同來源之還原碴成份特性表

Chemical compositions, wt%					Reference
CaO	SiO_2	MgO	Al_2O_3	T-Fe	
High Silicon oxide LF slags					
57.0	26.8	3.2	5.2	1.6	1
50.6	23.5	8.2	4.1	0.1	2
58.4	30.3	7.4	1.3	-	3
58.0	17.0	10.0	12.0	-	4
High Magnesium oxide LF slags					
51.5	28.3	11.3	1.2	-	5
53.9	18.6	14.0	11.3	0.8	6
34.4	24.1	21.5	16.9	2.0	6
51.0	17.7	13.2	11.4	0.5	7
High Alumina LF slags					
44.5	10.9	6.6	26.6	4.3	8
50.0	3.6	9.0	35.0	0.8	9
42.5	14.2	12.6	22.9	0.4	10
50.0	6.0	9.0	29.0	2.2	11

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-1 所示，由圖中得知液態渣冷卻至 1450°C 時會產生 $\alpha'\text{-}C_2S$ 相，再繼續冷卻時會分二條路徑進行相變態，(1)為 850°C 由 $\alpha'\text{-}C_2S$ 相直接變態為 $\gamma\text{-}C_2S$ 相;(2)為 675°C 由 $\alpha'\text{-}C_2S$ 相先變態為 $\beta\text{-}C_2S$ 相再於 490°C 由 $\beta\text{-}C_2S$ 相變態為 $\gamma\text{-}C_2S$

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 基等還原碴皆以粉末狀形態存在，而限制其再應用價值，若可以有效透過添加 Al_2O_3 來改質還原碴之結晶相特性並同步提升脫硫效能，則可以擴大還原碴的再應用途徑並達到減量之目的。

表 2　不同來源之還原碴成份的結晶相特性

Type of LF slags	Major phases present
High Silicon oxide[4]	Al_2O_4Mg, MgO, Ca_2SiO_4, β-Ca_2SiO_4, γ-Ca_2SiO_4, Ca_3SiO_5,
High Magnesium oxide[6]	β-Ca_2SiO_4, γ-Ca_2SiO_4, MgO, $Ca_3MgSi_2O_8$, Ca_3SiO_5, $Ca_2Al_2SiO_7$
High Alumina[9]	$Ca_{12}Al_{14}O_{33}$, $Ca_3Al_2O_6$, MgO, Ca_2SiO_4, $Ca_3MgSi_2O_8$

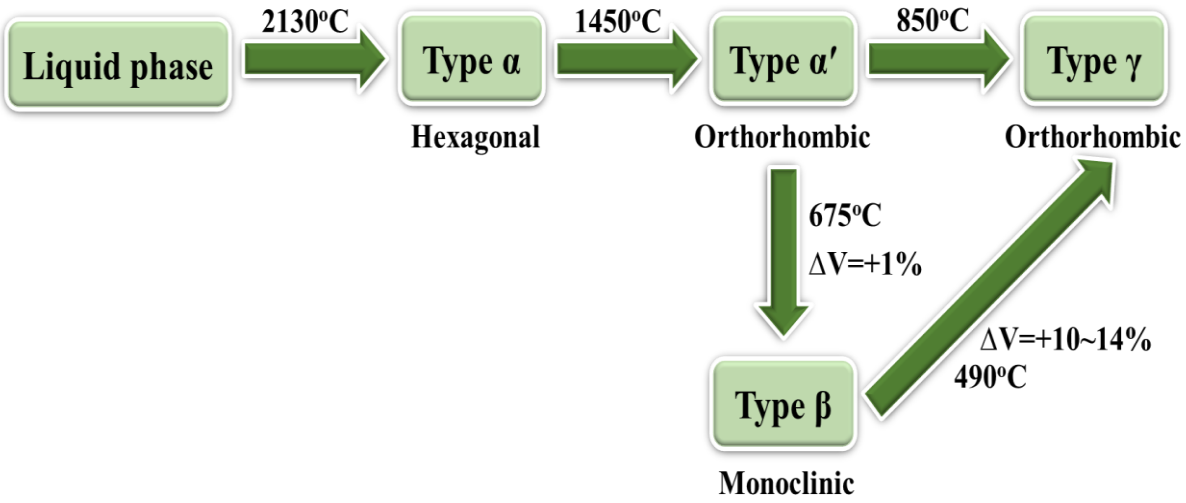


圖 1　不同溫度下之 C_2S 相的型態特性

還原碴廢棄物的循環再利用來減少環境資源浪費及減少 CO_2 排放量，兩者被認為是維護環境的重要課題。圖 2 顯示為國內外之還原碴廢棄物的再生技術發展現況，由圖中顯示已有些許學者將 LF 產生的還原碴利用安定化技術，將其再生為水泥原料、回填材料與級配粒料等產品，然而煉鋼冶煉所產生的還原碴成份特性會因不同鋼廠與生產鋼種而異，再加上還原碴成份中有未充分反應完之活性-CaO (Free-CaO)與活性-MgO (Free-MgO)存在，使得將還原碴取代水泥中當結合劑的方法仍有待研究。

近年來有許多學者將研究專注在還原碴再生為 LF 改質劑、再生脫硫劑與再生脫磷劑等之回爐技術開發，根據 Sanghamitra Bharati et al.的研究指

出將 $CaO-Al_2O_3$ 基還原碴透過 SiO_2 與 Al_2O_3 添加改質為 LF 調整劑，並回爐進行 Si-killed 的冶煉製程，則不僅不會影響脫硫效能，還可以減少 1.2Kg/t 的合成渣添加量，有效達到還原碴減量、降低廢棄物處理成本與對環境所造成之衝擊等效益。此外 Wang et al.的研究指出在溫度為 1100~1200°C 下透過 97%Ar-3%O_2 的氣氛通入，可以有效移除還原碴中的 CaS，從約 2%下降至約 0.22%，藉此可以提升還原碴改質為再生脫硫劑的價值。

Matsui et al.的研究亦指出經去 S 後的還原碴(7.5Kg/t-metal)與 CaO(5Kg/t-metal)進行混合成再生脫硫劑，經 15min 的 1300°C 鐵水脫硫後，其鐵水 S 含量已低於 40ppm 以下，且脫硫能力可以媲美傳統脫硫劑配方(助熔劑(5.1Kg/t-metal)+CaO(5Kg/t-metal))，為相當具有潛力之環保再生脫硫技術。Wang et al.的研究已證實熱精煉渣回爐脫硫技術，可以有效降低 CaO 的使用量並同步達到渣減量之目的，結果證實未使用精煉渣的製程需要約 1415Kg 的 CaO；100%熱精煉渣回爐製程需要約 760~820Kg 的 CaO；半熱精煉渣回爐製程需要約 1025Kg 的 CaO，確實可以達到減少約 25~50%的 CaO 使用量，此外以脫硫效能的觀點證實，經 15min 脫硫後皆可以達到約 78~81%的脫硫率，為相當具有潛力之環保再生脫硫技術。

綜觀上述之文獻結果證實還原碴改質回爐技術為一相當具有潛力之環保再生脫硫技術，可同步達到減量、再利用與回收之廢棄物管理政策，因此本研究之目的期望透過 3 種方案的脫硫技術設計，並進行脫硫率、減渣量與組成相等特性評估，來探究其可商業化的潛力，最終開發出可於台灣電爐廠適用之環保再生脫硫技術。

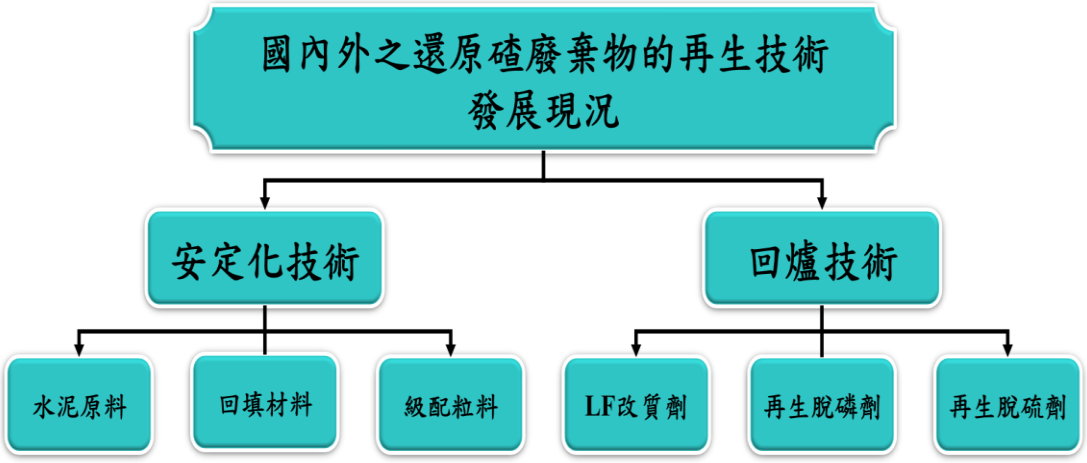


圖 2　國內外之還原碴廢棄物的再生技術發展現況

二、台灣還原碴廢棄物特性與處理現況

本計畫已針對台灣 13 家電爐廠之還原碴成份特性進行分析，如圖 3 所示，得知共分成 3 大類，第 1 類為 CaO-SiO_2 基還原碴，其包含低於 10%之少量的 MgO 與 Al_2O_3；第 2 類為 CaO-MgO 基還原碴，其包含高於 10%以上的 MgO；第 3 類為 CaO-Al_2O_3 基還原碴，其包含高於 10%以上的 Al_2O_3。將圖 3 與表 1 的還原碴成份特性進行比較顯示，國內外鋼廠的還原碴成份特性皆大同小異。

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 3　台灣電爐鋼廠之還原碴成份特性圖

還原碴廢棄物的再利用管道是目前台灣電爐廠迫切之需求，而目前台灣電弧爐鋼鐵廠目前導向的還原碴處理方式，是委託台灣鋼聯股份有限公司以100%投資成立子公司為台鋼資源股份有限公司，並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，將還原碴安定化後不再膨脹，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，藉此來解決還原碴廢棄物再應用之難題。表-3 為台鋼資源公司透過高壓蒸釜之安定化技術所得之膨脹率結果，由表中顯示未經安定化之還原碴僅有 1 組膨脹率低於 0.5%，而經 3hr 安定化後

已有 4 組膨脹率低於 0.5%，而經 6hr 安定化後已全數 6 組膨脹率皆低於 0.5%，顯示安定化技術確實可以使還原碴穩定不產生膨脹。但本研究認為因高壓蒸釜安定化技術需要長時間反應，因此無法負荷台灣的還原碴年產量(約 40 萬噸)，若可以再搭配本研究所開發之高效率源頭之還原碴減量技術，則將可以達到完全去化還原碴廢棄物的目標。

表 3　台鋼資源公司透過高壓蒸釜之安定化技術結果

樣品	試驗條件			
	操作壓力 kg/cm^2	未安定化之膨脹率, %	安定化 3hr 之膨脹率, %	安定化 6hr 之膨脹率, %
鋼廠 A	13	0.53	0.11	0.02
鋼廠 B	13	2.26	0.54	0.2
鋼廠 C	13	0.33	0.27	0.1
鋼廠 D	13	1.53	1.32	0.26
鋼廠 E	13	0.91	0.33	0.17
鋼廠 F	13	1.17	0.2	0.08
膨脹試驗法:CNS 15311 粒料受水合作用之潛在膨脹試驗法 合格結果:膨脹率<0.5%				

表 4　本研究所使用之不同還原碴成份特性表

LF Slag	**Chemical composition, wt%**					
	CaO	**Al_2O_3**	**SiO_2**	**MgO**	**S**	**CaF_2**
A	55.3	6.4	29.4	6.2	0.7	2.0
B	54.8	13.2	16.9	6.7	1.1	7.3
C	52.5	27.1	6.8	5.5	0.9	7.2
D	44.1	3.4	17.5	17.9	0.5	2.6
E	50.2	19.9	11.7	4.9	0.7	8.1
F	55.4	2.7	27.2	5.8	0.6	9.2

三、環保脫硫技術之開發流程與試驗方法

1.還原碴廢棄物來源與成份特性

本研究所使用之 6 種不同還原碴廢棄物的化學成份特性如表-4 所示，

由表中可知 LF-A 與 LF-F 為 $CaO\text{-}SiO_2$ 基還原碴廢棄物；LF-B、LF-C 與 LF-E 為 $CaO\text{-}Al_2O_3$ 基還原碴廢棄物；LF-D 為 CaO-MgO 基還原碴廢棄物，未來將透過這 6 種還原碴廢棄物來設計出 3 種方案的脫硫技術，並進行脫硫率、減渣量與組成相等特性評估，藉此探究其可商業化的潛力，最終開發出可於台灣電爐廠適用之環保再生脫硫技術。

脫硫技術	配方設計	還原碴產量計算
傳統技術 沒有使用還原碴回爐技術	1.5噸 ($CaO+CaF_2$) 0.5噸 ($SiO_2+Al_2O_3+MgO$)	第一爐(100噸)：2噸 第二爐(100噸)：2噸 合計：4噸
方案(一) 使用100%還原碴回爐技術	2.0噸 (還原碴廢棄物) 0.4噸 ($CaO+CaF_2$) 0.5噸 ($SiO_2+Al_2O_3+MgO$)	第一爐(100噸)：2噸 第二爐(100噸)：0.9噸 合計：2.9噸 (減量27.5%)
方案(二) 使用40%還原碴回爐技術 Free-CaF_2脫硫劑	0.8噸 (還原碴廢棄物) 0.7噸 (CaO, Al_2O_3, MgO) 0.5噸 ($SiO_2+Al_2O_3+MgO$) $58CaO, 25Al_2O_3, 12SiO_2, 5MgO$	第一爐(100噸)：2噸 第二爐(100噸)：1.2噸 合計：3.2噸 (減量20%)
方案(三) 使用40%還原碴回爐技術 10%CaF_2脫硫劑	0.8噸 (還原碴廢棄物) 0.7噸 (CaO, Al_2O_3, MgO, CaF_2) 0.5噸 ($SiO_2+Al_2O_3+MgO$) $52.2CaO, 22.5Al_2O_3, 10.8SiO_2, 4.5MgO, 10CaF_2$	第一爐(100噸)：2噸 第二爐(100噸)：1.2噸 合計：3.2噸 (減量20%)

圖 4　本研究所設計之 3 種環保脫硫技術方案

2.環保脫硫技術方案設計

本研究所設計之 3 種環保脫硫技術方案如圖-4 所示，由圖中顯示目前傳統脫硫技術是在 100 噸鋼液中添加約 1.5 噸的 $CaO+CaF_2$，然後在精煉過程中會產生約 0.5 噸的 $SiO_2+Al_2O_3+MgO$，合計 100 噸鋼液進行精煉脫硫將產生約 2 噸的還原碴，若以 2 爐次(200 噸鋼液)計算將產生約 4 噸的還原碴廢棄物。由圖 4 顯示本研究所設計的方案(一)脫硫技術為 100%還原碴回爐技術，將第一爐次的 2 噸還原碴全部回爐並補充約 0.4 噸的 $CaO+CaF_2$，然後在精煉過程中會產生約 0.5 噸的 $SiO_2+Al_2O_3+MgO$，合計 200 噸鋼液進行精煉脫硫將產生約 2.9 噸的還原碴，達到還原碴減量約 27.5%。方案(二)脫硫技術為 40%還原碴回爐技術，將第一爐次的 2 噸還原碴取 40%進行回爐並補充約 0.7 噸的 $CaO+Al_2O_3+MgO$，然後在精煉過程中會產生約 0.5 噸的 $SiO_2+Al_2O_3+MgO$，使脫硫劑成份控制在 58%CaO、

25%Al_2O_3、12%SiO_2、5%MgO 附近，合計 200 噸鋼液進行精煉脫硫將產生約 3.2 噸的還原碴，達到還原碴減量約 20%。方案(三)脫硫技術為 40%還原碴回爐技術，將第一爐次的 2 噸還原碴取 40%進行回爐並補充約 0.7 噸的 $CaO+Al_2O_3+MgO+CaF_2$，然後在精煉過程中會產生約 0.5 噸的 $SiO_2+Al_2O_3+MgO$，使脫硫劑成份控制在 52.2%CaO、22.5%Al_2O_3、10.8%SiO_2、10%CaF_2、4.5%MgO 附近，合計 200 噸鋼液進行精煉脫硫將產生約 3.2 噸的還原碴，達到還原碴減量約 20%。以上 3 個方案進行週波爐脫硫試驗後，再選擇較合適的方案進行現場 100 噸鋼液試驗，最終開發出可於台灣電爐廠適用之環保再生脫硫技術。

3.週波爐脫硫試驗方法

本研究是利用週波爐脫硫試驗方法來評估 3 種不同脫硫技術方案的脫硫效能，其試驗步驟如圖-5 所示，由圖中可知步驟-1 是先將約 1 公斤的鋼筋放入坩堝內，本實驗所使用之坩堝為 MgO 坩堝，然後透過調整電流進行鋼筋加熱至約 1600°C，加熱時間約 1.5 小時；步驟-2 是待鋼液約 1600°C 後加入 FeS 來調整鋼液初始 S 含量；步驟-3 是待 FeS 加入約 5~10min 後進行均勻鋼液之 0min 取樣；步驟-4 是待溫度穩定為 1600°C 後加入還原劑與脫硫劑進行脫硫試驗；步驟-5 是進行不同脫硫反應時間(10min、15min、20min)之鋼液取樣；步驟-6 是待鋼錠冷卻至室溫後透過火光放電光譜分析儀(Spark)進行 S 含量分析，藉此得知 3 種脫硫方案在不同時間之脫硫能力。

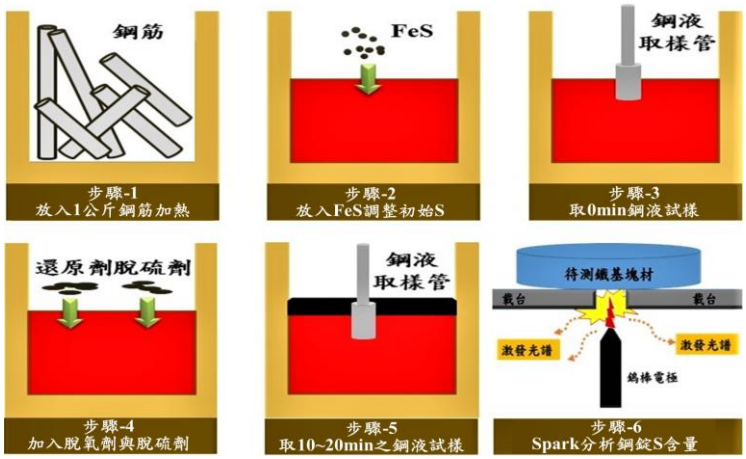


圖 5　本研究所使用之週波爐脫硫試驗方法

4.還原碴之性質評估

(1)化學成份分析

本研究會利用波長分散式 X-ray 螢光光譜分析儀(WDS-XRF)進行不同還原碴與脫硫渣之 CaO、SiO_2、MgO、Al_2O_3、CaF_2、S 等物質的成份定量分析，其試樣之準備為將磨碎過篩，然後取約 30g 粒徑為 75μm 的粉末進行壓餅，並利用型號為 Supermini200 之 WDS-XRF 進行成份定量分析，藉此了解不同還原碴與脫硫渣之化學成份特性。

(2)組成相鑑定

本研究以 MXP-Ⅲ型的 X-ray 繞射儀進行不同脫硫渣之組成相鑑定分析，此儀器之靶材為銅靶，特性波長為 1.54056Å。儀器分析參數為工作電壓 40kV、工作電流 30mA、繞射速度 4°/min、繞射角度 2θ 由 20°~80°。利用 X-ray 繞射分析(XRD)可鑑定不同脫硫渣中存在的組成相與其晶體結構，藉此了解 3 種不同環保脫硫技術的脫硫優劣原因。

(3)現場 100 噸熱渣回爐試驗方法

本研究已將方案(一)之環保脫硫技術於台灣 100 噸鋼廠進行試驗，其試驗步驟說明如圖 6 所示，由圖中可知步驟-1 為完成電爐粗煉製程，步驟-2 為將已完成電爐粗煉之鋼液注入到 LF 盛鋼桶中，步驟-3 為進行精煉脫硫製程，步驟-4 為將已完成脫硫的鋼液進行連鑄，步驟-5 為將連鑄後剩餘的熱渣全部倒入 LF 盛鋼桶中，然後反覆進行步驟 2~5 的製程 2 循環，即完成熱渣回爐試驗，最終透過分析鋼品的 S 含量來驗證技術的可行性。

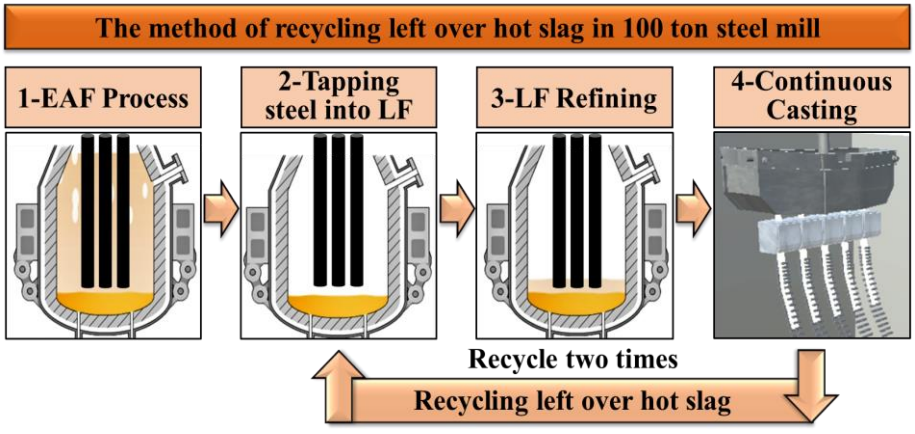


圖 6　本研究於台灣 100 噸鋼廠之熱渣回爐試驗方法

四、環保脫硫技術之性能試驗成果說明

1.100%還原碴回爐技術(方案一)之試驗結果

本研究已建構出 100%還原碴回爐技術(方案一)之脫硫劑添加量與脫硫性能的關係圖(如圖 7 所示),由圖中證實在溫度為 1600°C 且脫硫時間為 10min 下，隨著脫硫劑添加量的增加，則脫硫性能隨之緩慢增加，從添加量為 2.4%的脫硫率為 45.1%增加至添加量為 8%的脫硫率為 62.3%，其脫硫率與脫硫劑添加量的關係式為 $(De,\%)=38.34+3.06(W_{desulfurization}/W_{steel},\%)$。此外本研究亦已完成固定脫硫劑添加量為 8%下，不同脫硫時間對脫硫率的影響關係，如圖-8 所示，由圖中顯示當脫硫時間為 10min 時則可以達到 62.3%的脫硫率，當脫硫時間增加至 15min 時則脫硫率增加至 66.4%，顯示再延長 5min 的脫硫時間將可以增加約 7%的脫硫效果，驗證脫硫渣已在脫硫 15min 時達到接近 S 飽和的狀態。本研究透過脫硫渣之 XRD 相鑑定得知(如圖-9 所示)，其主要組成相由 C_2S、C_3S、CaO、MgO 與 CaF_2 所構成，為典型之 $CaO-SiO_2$ 基還原碴之結晶相特徵。

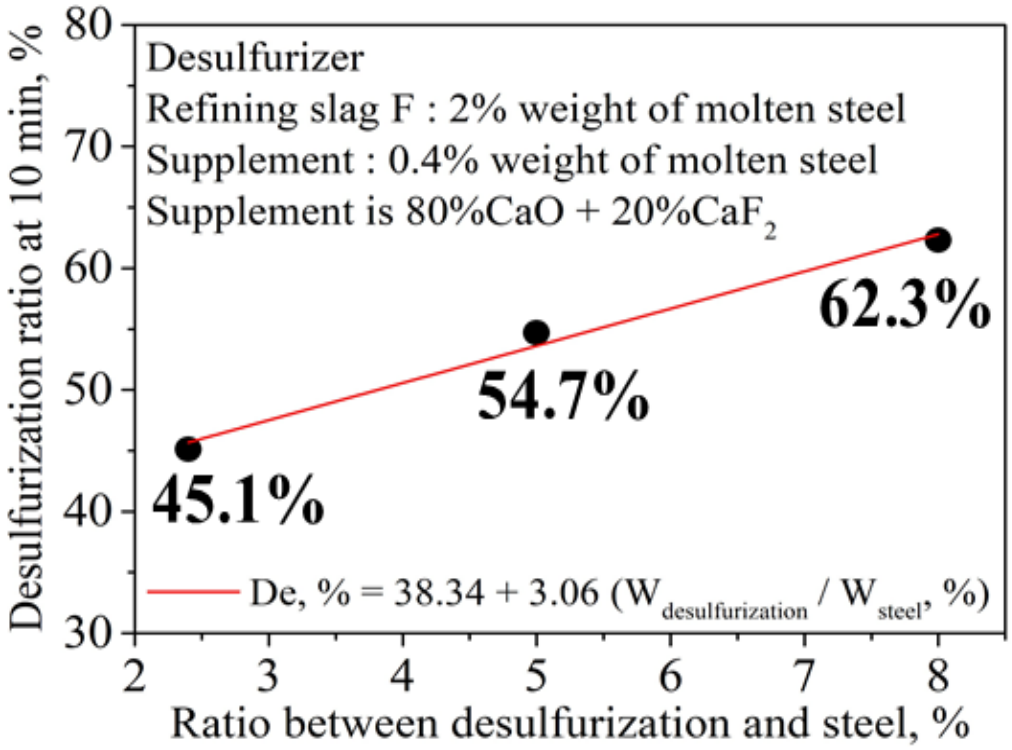


圖 7　100%還原碴回爐技術之脫硫劑添加量與脫硫性能的關係圖(方案一)

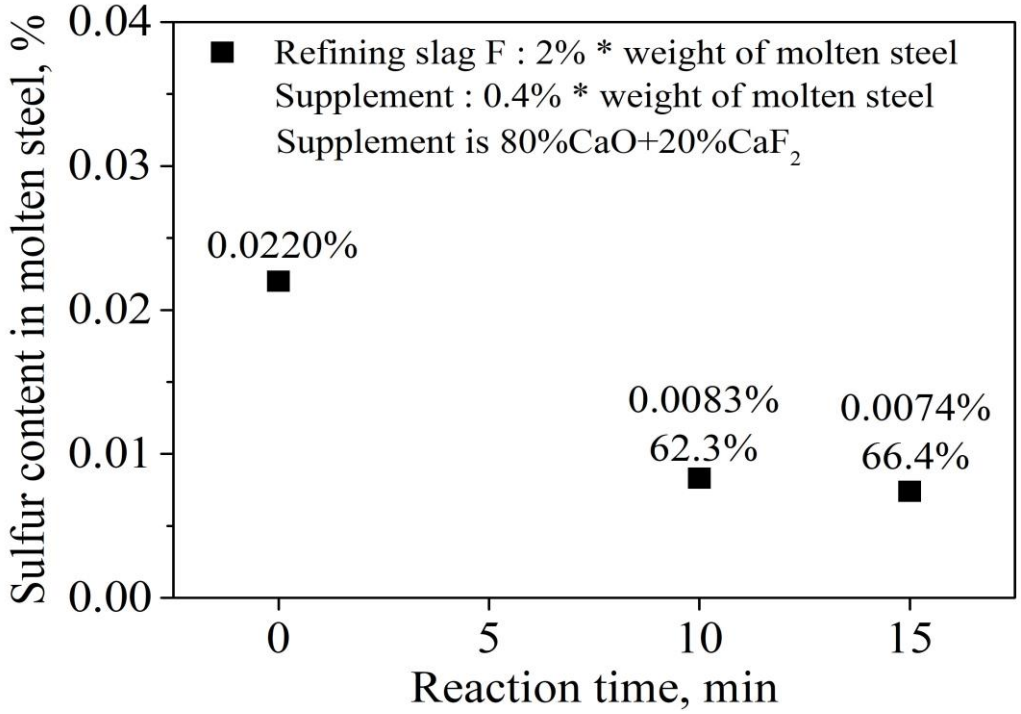


圖 8　固定脫硫劑添加量為 8%下不同時間對脫硫率的影響(方案一)

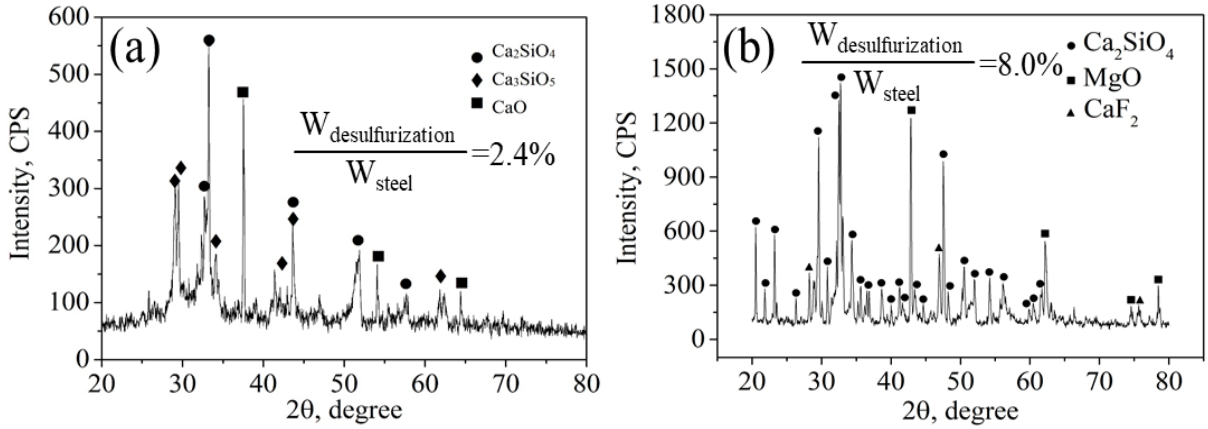


圖 9　脫硫渣之 XRD 分析結果(方案一)：(a)2.4%脫硫劑；(b)8%脫硫劑

2.40%還原碴回爐技術(方案二)之試驗結果

本研究已建構出 40%還原碴回爐技術且標的成份特性為 58%CaO、25%Al_2O_3、12%SiO_2、5%MgO(方案二)之無氟脫硫劑添加量與脫硫性能的關係圖(如圖-10 所示)，由圖中證實在溫度為 1600°C 且脫硫時間為 20min 下，隨著脫硫劑添加量的增加，則脫硫性能隨之顯著增加，從添加量為 3%的脫硫率為 41.8%增加至添加量為 8%的脫硫率為 70.7%，其脫硫率與脫硫劑添加量的關係式為(De,%)=23.45+5.85($W_{desulfurization}/W_{steel}$,%)。此外本研究在進行脫硫過程時亦進行渣化情形觀察，其結果如圖 11 所示，由圖中顯示脫硫時間為 4min 時已有約 50%以上的脫硫劑進行液化，當脫硫反應

來到 10min 時則脫硫劑已達到 100%液化狀態，顯示不添加 CaF_2 助熔劑時亦可以達到不錯的液化效果。

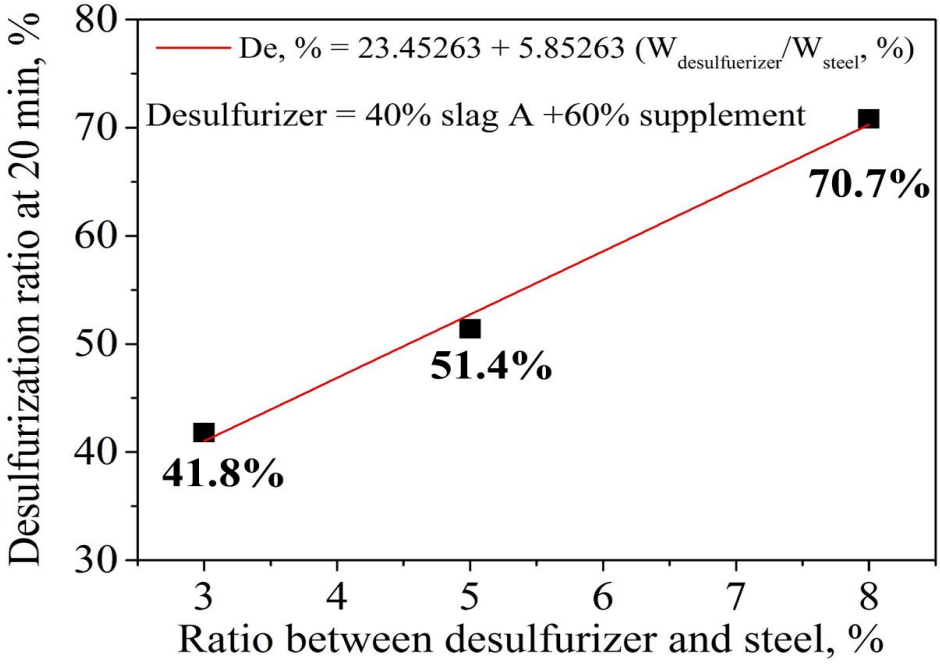


圖 10　40%還原碴回爐技術之脫硫劑添加量與脫硫性能的關係圖(方案二)

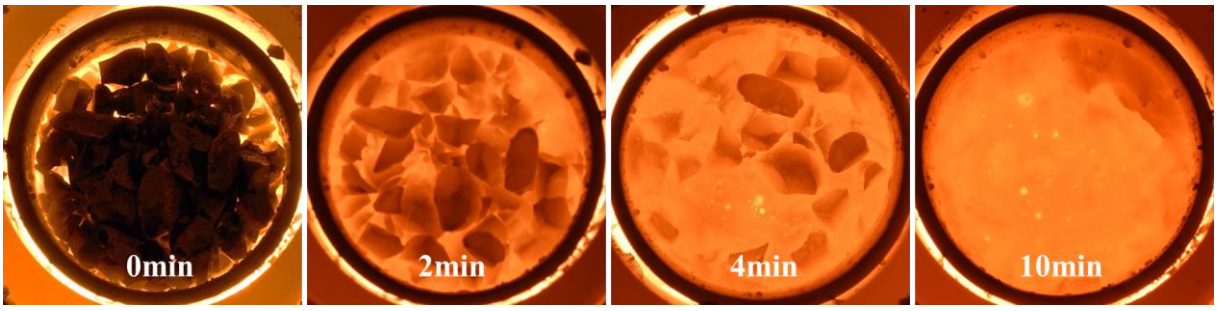


圖 11　方案二脫硫技術之脫硫時間與渣化變化情形觀察

圖 12 顯示為固定脫硫劑添加量為 8%下，不同脫硫時間對脫硫率的影響關係(方案二)，由圖中顯示本研究共選用 3 種不同還原碴廢棄物進行方案二之環保脫硫技術驗證，其結果顯示經 10min 脫硫後約可達到 42~57%的脫硫率；15min 脫硫後約可達到 53~66%的脫硫率；20min 脫硫後約可達到 58~71%的脫硫率。由圖-12(d)的再生脫硫劑中 S 含量與脫硫率的關係圖可知，隨著 S 含量的增加則脫硫率隨之下降，成線性反比的關係，其關係式為(De,%)=94.72-83.75($W_{sulfur}/W_{desulfurizer}$,%)，透過此方程式可以預測不同含 S 量之還原碴廢棄物，利用方案二的環保脫硫技術，可以達到的脫硫性能。

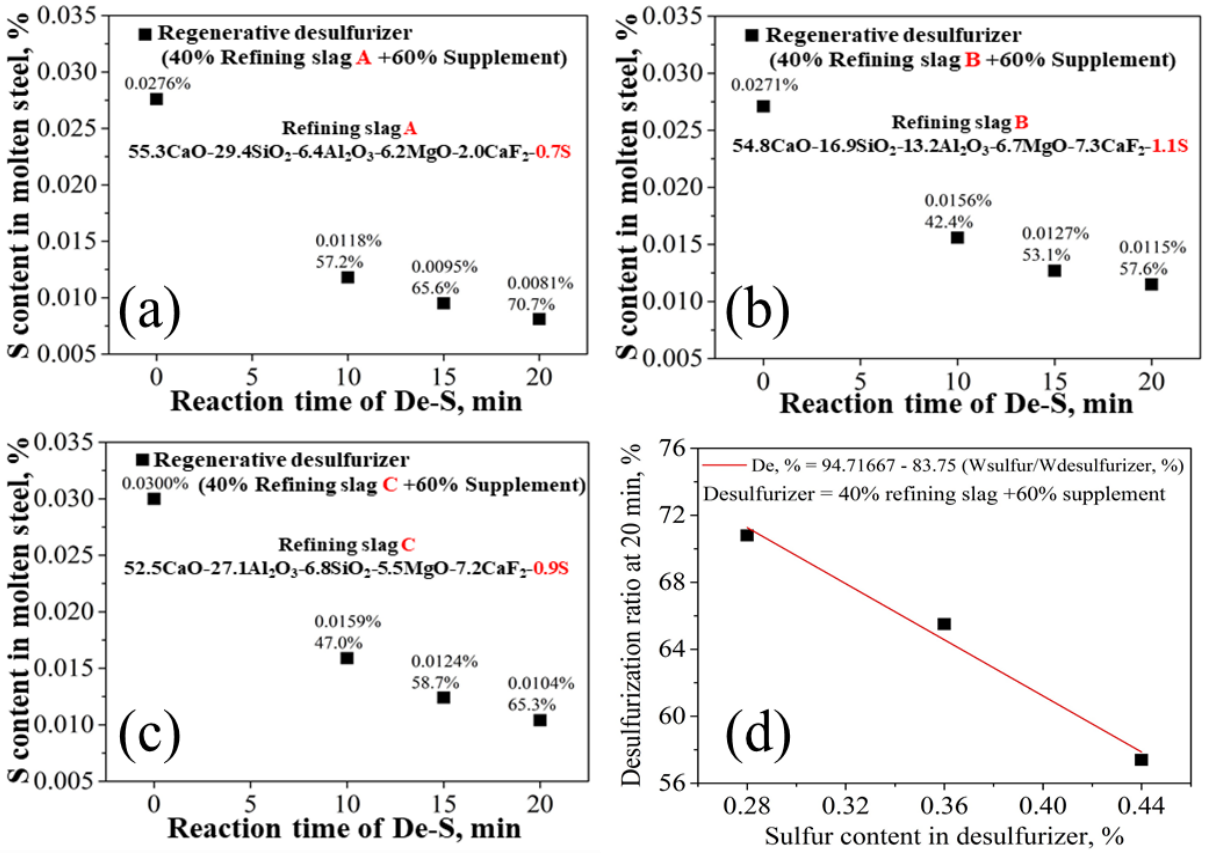


圖 12　固定脫硫劑添加量為 8%下不同時間對脫硫率的影響(方案二)

3.40%還原碴回爐技術(方案三)之試驗結果

本研究已建構出 40%還原碴回爐技術且標的成份特性為 52.2%CaO、22.5%Al_2O_3、10.8%SiO_2、10%CaF_2、4.5%MgO(方案三)之含氟脫硫劑添加量與脫硫性能的關係圖(如圖 13 所示)，由圖中證實在溫度為 1600°C 且脫硫時間為 10min 與 15min 下，隨著脫硫劑添加量的增加，則脫硫性能隨之顯著增加，在時間為 10min 下，從添加量為 2%的脫硫率為 42.9%增加至添加量為 8%的脫硫率為 76.5%，其脫硫率與脫硫劑添加量的關係式為 $(De,\%)=36.83+5.13(W_{desulfurization}/W_{steel},\%)$;在時間為 15min 下，從添加量為 2%的脫硫率為 52.4%增加至添加量為 8%的脫硫率為 80.8%，其脫硫率與脫硫劑添加量的關係式為 $(De,\%)=46.93+5.13(W_{desulfurization}/W_{steel},\%)$。

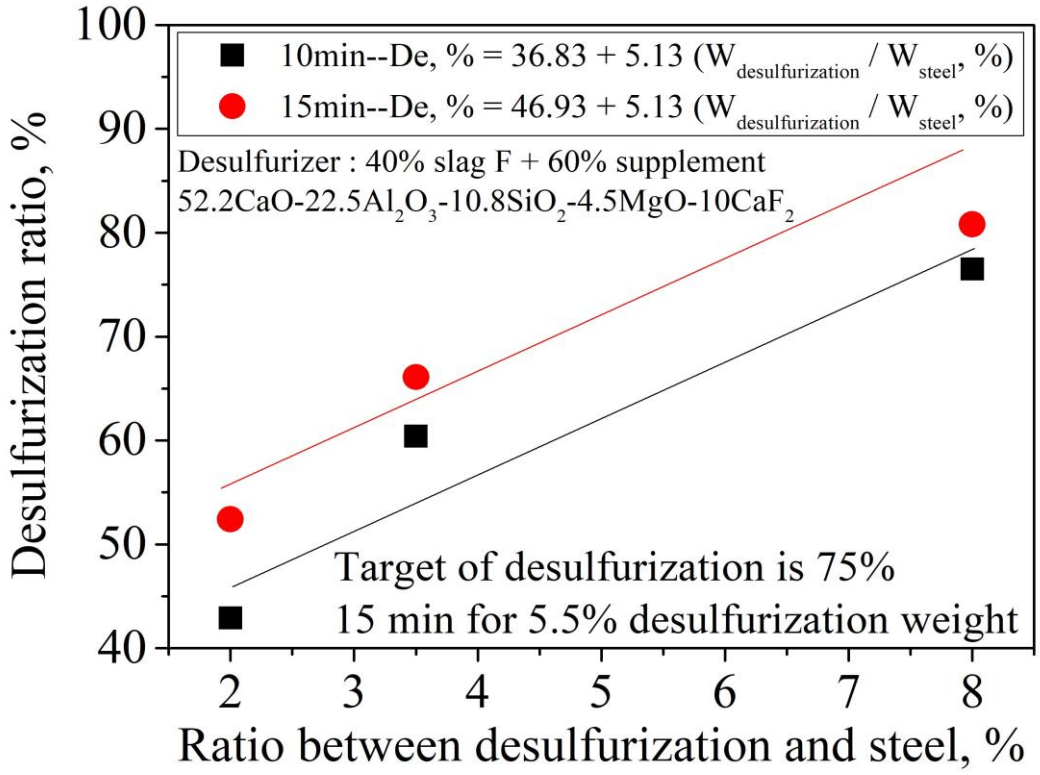


圖 13　40%還原碴回爐技術之脫硫劑添加量與脫硫性能的關係圖(方案三)

圖 14 顯示為固定脫硫劑添加量為 8%下，不同還原碴來源之不同脫硫時間對脫硫率的影響關係(方案三)，由圖 14(a)中顯示取還原碴 D 進行方案三之環保脫硫技術驗證，其結果顯示經 10min 脫硫後約可達到 76.9%的脫硫率；15min 脫硫後約可達到 78.8%的脫硫率；20min 脫硫後約可達到 80.7%的脫硫率。而由圖-14(a)的不同時間之渣化狀態觀察顯示，添加 10%CaF_2 於脫硫劑中確實可以有效提升渣化速率，於反應 1min 後已達到 100%液化狀態，與圖-11 相比較(無添加 CaF_2 之脫硫劑)，確實擁有優越渣化能力。圖-14(b)中顯示取還原碴 E 進行方案三之環保脫硫技術驗證，其結果顯示經 10min 脫硫後約可達到 79.8%的脫硫率；15min 脫硫後約可達到 81.4%的脫硫率；20min 脫硫後約可達到 82.7%的脫硫率。綜觀圖 13 與圖 14 的結果證實使用 3 種不同還原碴廢棄物，包含 LF-D(CaO-MgO 基)、LF-E(CaO-Al_2O_3 基)、LF-F(CaO-SiO_2 基)等，皆可以利用方案三之環保脫硫技術，達到近 80~83%的脫硫效能，顯示不同還原碴廢棄物來源皆可以進行環保脫硫劑改質。

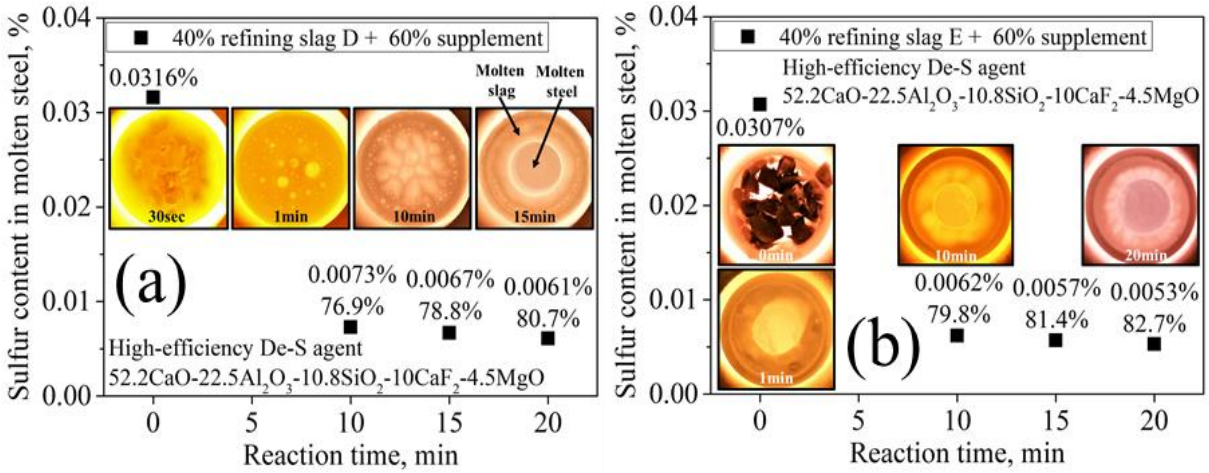


圖 14　固定脫硫劑添加量為 8%下不同時間對脫硫率的影響(方案三)

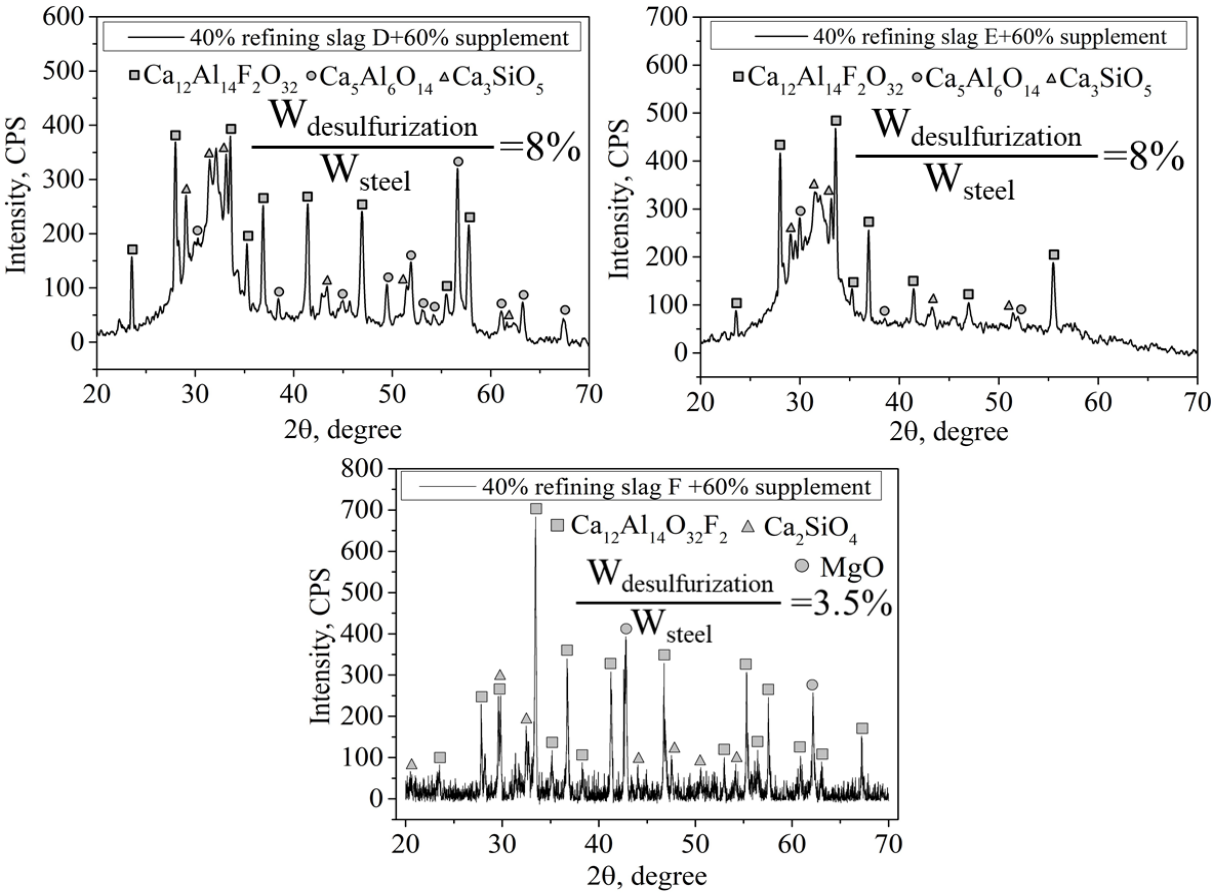


圖 15　方案三之不同還原碴來源與添加量的脫硫渣之 XRD 分析結果

本研究透過方案三之不同還原碴來源與添加量的脫硫渣之 XRD 相鑑定得知(如圖 15 所示)，其主要組成相由 $C_{12}A_7$、C_5A_3、C_2S、C_3S 所構成，為典型之 $CaO\text{-}Al_2O_3$ 基還原碴之結晶相特徵。再由表 5 的不同還原碴廢棄物經方案三脫硫技術後之脫硫渣化學成份分析結果顯示，約含有 28%的

Al_2O_3，確實為 $CaO-Al_2O_3$ 基還原碴，此外將脫硫渣成份與原先設定之標的成份比較顯示，Al_2O_3 高出原先設計約 5~6%，主要原因為脫硫過程有添加金屬 Al 進行還原氣氛控制所導致，但由圖-15 的 XRD 相鑑定結果顯示組成相有落入原設定之 $C_{12}A_7$ 相區，因此不影響整體驗證方案三之環保脫硫技術的能力。

表 5　不同還原碴廢棄物經方案三脫硫技術後之脫硫渣化學成份

Desulfurization Slag	Chemical composition, wt%					
	CaO	Al_2O_3	SiO_2	CaF_2	MgO	S
LF-D	48.8	27.9	8.6	10.4	4.3	0.6
LF-E	51.1	27.5	9.2	10.5	4.2	0.4
LF-F	49.8	28.0	8.8	7.4	4.2	0.6
Target component:52.2%CaO-22.5Al_2O_3-10.8SiO_2-10CaF_2-4.5MgO						

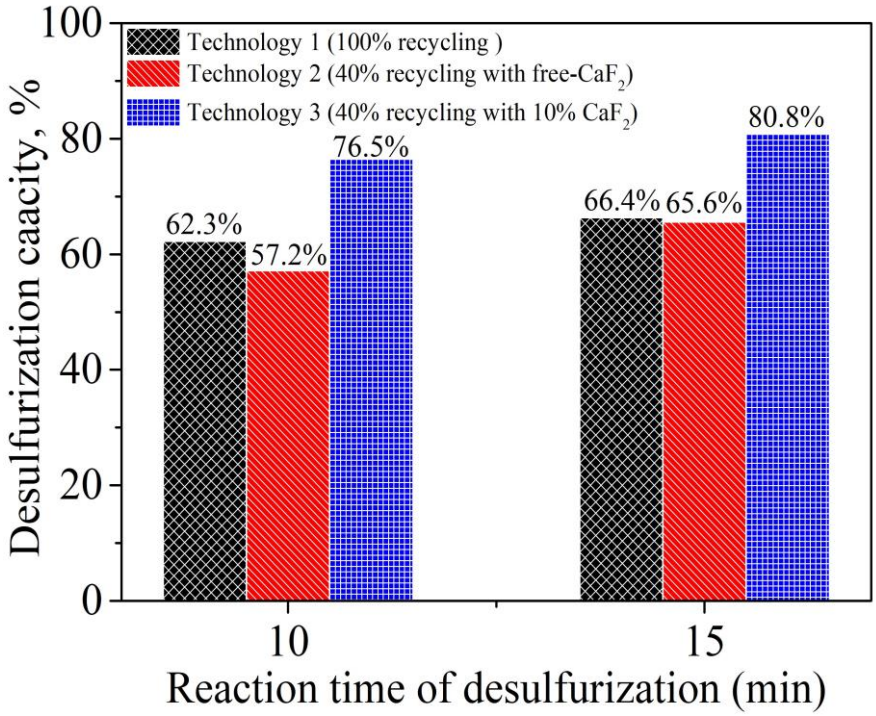
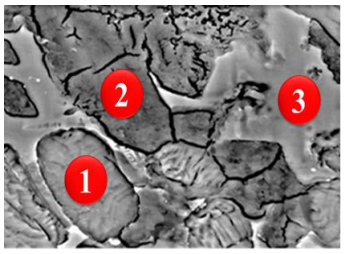


圖 16　3 種不同環保脫硫技術方案之脫硫性能比較

4.三種不同環保脫硫技術之脫硫性能比較

本研究已利用週波爐脫硫試驗方法完成 3 種環保脫硫技術方案之脫硫能力評估，其脫硫性能比較圖如圖-16 所示，由圖中顯示不管是脫硫 10min 與 15min，其方案三(40%還原碴回爐且具有 10%CaF_2)的脫硫率皆為最佳，

分別可達到 76.5%與 80.8%的脫硫能力，比方案一(100%還原碴回爐)與方案二(40%還原碴回爐且無添加 10%CaF_2)高出約 20~30%的性能。本研究已透過不同組成相之容硫能力評估來解釋脫硫優劣之原因，圖-17 顯示為 $C_{12}A_7$、C_3A 與 C_2S 或 C_3S 等組成相之容硫能力評估結果，由圖中顯示 $C_{12}A_7$ 相擁有極佳之容硫能力，而 C_2S 或 C_3S 相具有極低之容硫能力。而根據圖-9 的方案一所產生的脫硫渣之 XRD 分析結果顯示，其主要組成相由 C_2S、C_3S、CaO、MgO 與 CaF_2 所構成，為典型之 CaO-SiO_2 基還原碴之結晶相特徵。再根據圖-15 的方案三所產生的脫硫渣之 XRD 分析結果顯示，其主要組成相由 $C_{12}A_7$、C_5A_3、C_2S、C_3S 所構成，為典型之 CaO-Al_2O_3 基還原碴之結晶相特徵，驗證了方案三之環保脫硫技術擁有優越脫硫能力的主要原因為 $C_{12}A_7$ 相的產生，因此如何控制 $C_{12}A_7$ 相的存在，將是未來環保脫硫技術突破更高脫硫能力的重要關鍵因素。



Area	Chemical composition, at%						Phase
	Ca	Al	Si	Mg	O	S	
1	33.4	1.34	12.2	0.12	52.9	0.01	C_2S, C_3S
2	27.4	12.2	1.05	0.07	59.2	0.02	C_3A
3	24.6	19.7	2.75	-	52.6	0.39	$C_{12}A_7$

圖 17　不同組成相之容硫能力評估結果

5.現場 100 噸熱渣回爐試驗結果

本研究已完成如圖 6 的現場 100 噸之熱渣回爐脫硫試驗，其結果如表 6 與圖 18 所示，由表-6 顯示本研究統計 170 爐次之傳統不回爐脫硫製程得知，耗電量為 37.07kWh/T、生石灰使用量為 9.69kg/T、螢石使用量為 2.90kg/T、還原碴產量為 1800kg/T，此外本研究亦已統計 65 爐次之熱渣 1 次回爐脫硫製程得知，耗電量為 32.14kWh/T、生石灰使用量為 5.29kg/T、螢石使用量為 0.79kg/T、還原碴產量為 1100kg/T，此外本研究亦已統計 24 爐次之熱渣 2 次回爐脫硫製程得知，耗電量為 31.27kWh/T、生石灰使用量為 5.90kg/T、螢石使用量為 1.23kg/T、還原碴產量為 1200kg/T。將表 6 的結果進行比較後得知熱渣回爐的效益，其結果如圖 18 所示，由圖中證實以 1 循環 300 噸鋼(3 爐次)冶煉為計算基準，則電力成本效益將可節省 6,432 元;副原料成本效益將可節省 3,686 元;還原碴處理效益將可節省 1,300 元，並達到 24%的還原碴減量，綜合所有效益得知將可以達到 11,418/300T 的生產成本下降，並達到 24%的還原碴減量。

表 6　現場 100 噸熱渣回爐試驗之數據表

條件	試驗爐次 爐數	耗用電力 kWh/T	生石灰 kg/T	螢石 kg/T	還原碴產量 kg
傳統不回爐製程	170	37.07	9.69	2.90	1800
熱渣 1 次回爐製程	65	32.14	5.29	0.79	1100
熱渣 2 次回爐製程	24	31.27	5.90	1.23	1200

圖 18　以 300 噸鋼冶煉為基準所評估之熱渣回爐技術的總效益成果

五、結　論

本研究結合中興大學-金屬研發中心、嘉德公司、皓勝公司與大詠城機械公司等之專長，共同開發高效率還原碴減量之精煉脫硫技術。研究結果顯示方案一(100%還原碴回爐)之脫硫技術，其最佳脫硫性能可達 66.4%且達到 27.5%的減渣量，此外經脫硫渣之 XRD 相鑑定得知主要組成相由 C_2S、C_3S、CaO、MgO 與 CaF_2 所構成，為典型之 CaO-SiO_2 基還原碴之結晶相特徵。方案二(40%還原碴回爐且為無氟脫硫劑)之脫硫技術，其脫硫性能隨脫硫劑添加量的增加而顯著增加，從添加量為 3%的 41.8%增加至添加量為 8%的 70.7%，其關係式為(De,%)=23.45+5.85($W_{desulfurization}/W_{steel}$,%)。此外方案二可以達到 20%的減渣量與 65.6%的脫硫性能。方案三(40%還原碴回爐且具有 10%CaF_2 脫硫劑)之脫硫技術，其最佳脫硫性能可達 80%且達到 20%的減渣量，此外經脫硫渣之 XRD 相鑑定得知主要組成相由 $C_{12}A_7$、C_5A_3、C_2S、C_3S 所構成，為典型之 CaO-Al_2O_3 基還原碴之結晶相特徵。經三種脫硫技術方案

比較證實，以方案三之脫硫性能為最佳，且高出約 20~30%的脫硫性能，起因於脫硫渣中存在高容硫量之 $C_{12}A_7$ 相所導致。

本研究成功將方案一於 100 噸大爐試驗成功，且統計 170 爐次之傳統不回爐脫硫製程、65 爐次之熱渣 1 次回爐脫硫製程與 24 爐次之熱渣 2 次回爐脫硫製程等數據，得知電力成本效益將可節省 6,432 元;副原料成本效益將可節省 3,686 元;還原碴處理效益將可節省 1,300 元，並達到 24%的還原碴減量，綜合所有效益得知將可以達到 11,418/300T 的生產成本下降，並達到 24%的還原碴減量。

六、參考文獻

1.C. Shi and S. Hu, Cementitious properties of ladle slag fines under autoclave curing Conditions, Cem. Concr. Res., Vol. 33, pp. 1851-1856, 2003.

2.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.

3.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.

4.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.

5.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.

6.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.

7.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.

8.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.

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

10.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.

11.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.
12.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.
13.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.
14.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.
15.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.
16.J. M. Kim, S. M. Choi, and D. Han, Improving the mechanical properties of rapid air cooled ladle furnace slag powder by gypsum, Constr. Build. Mater., Vol. 127, pp. 93-101, 2016.
17.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, Constr. Build. Mater., Vol. 94, pp. 837-843, 2015.
18.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, J. Clean. Prod., Vol. 112, pp. 872-881, 2016.
19.蔡文博，電弧爐煉鋼還原碴(石)之高壓蒸氣安定與工程上之應用，108年電弧爐煉鋼還原碴(石)實務應用研討會暨道路試鋪工程成果發表會，國立中興大學農環大樓，台中，台灣，December，2019.
20. L. Socha, J. Bažan, K. Gryc, P. Machovčák, A. Opler, A. Trefil, P. Styrnal, and J. Melecký, Evaluation of slag regime in ladle during utilization of briquetted synthetic slag in VHM a.s., Arch. Mater. Sci. Eng., Vol. 57, pp. 80-87, 2012.
21.P. C. Evangelista, R. Jolly, C. Wohrmeyer, and C. Bruggmann, Using of calcium magnesium aluminate flux with high MgO content to improve secondary steel ladle life time, Technol. Metal. Mater. Min., Vol. 8, pp. 285-290, 2011.
22.Sanghamitra Bharati, V. M. Basavaraja, R. J. Jagadeesha, K. Jagteri, R. Sah, G. Prasad, T. Behl, and S. Manjini, From waste to wealth: recycling the secondary resource from steel ladle as a flux in Si-killed steelmaking process, Ironmak. Steelmak., Vol. 46, pp. 794-799, 2019.
23.D. Wang, W. Lao, H. Feng, X. Li, M. Jiang, Y. Wu, and Y. Zhang, Sulphur Removal from

Sulphur Containing Phase (CaS) in Ladle Slag by Oxidizing Roasting, Advanced Materials Research, Vols 233-235, pp. 1080-1084, 2011.

24.Y. Wang, S. Yang, J. Li, F. Wang, and Y. Gu, Cyclic Use of Ladle Furnace Refining Slag for Desulfurization, J. Sustain. Metall., Vol. 3, pp. 274-279, 2017.

25.A. Matsui, Y. Uchida, N. Kikuchi, and Y. Miki, Effects of Temperature and Oxygen Potential on Removal of Sulfur from Desulfurization Slag, ISIJ International, Vol. 57, pp. 1012-1018, 2017.

26.C. M. Lin, L. H. Chen, K. Y. Wang, C. H. Wu, and Weite Wu, Effects of Recycling Desulfurization Slag on the Characteristics of Molten Steel, IUMRS-ICA 2011, Taipei, Taiwan, September, 2011.

27.林啟明、陳志宏、李佳峻、張顧齡、吳威德，精煉爐渣活化再利用於煉鋼脫磷與脫硫之研究，中國礦冶工程學會會刊，Vol. 59, pp. 101-110, 2015.

28.林啟明、李佳峻、蘇育瑯、吳威德，廢棄精煉渣回爐再利用之高值化應用潛能與實例，105 年綠色技術與工程實務研討暨成果發表會，國立臺灣大學集思台大會議中心，台北，台灣，November，2016.

29.C. M. Lin, W. Wu, C. C. Li, and K. L. Chang, Development of high-value recycled desulfurization agent products by Thermo-Calc software, The 5th Seoul International Conference on Applied Science and Engineering (SICASE), Seoul, South Korea, December, 2017.

30.C. M. Lin, C. C. Li, and W. Wu, Investigations of high-temperature fluxibility and desulfurization capacity in CaO-based desulfurizer with 40% refining slag, The 7th Asia Conference on Mechanical and Materials Engineering (ACMME 2019), Tokyo, Japan, June, 2019.

31.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.

32.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暨成果發表會，國立臺灣大學集思台大會議中心，台北，台灣，November，2019.

33.C. C. Li, C. M. Lin, Y. E. Chang, W. T. Chang, and W. Wu*, Stabilization and Crystal Characterization of Electric Arc Furnace Oxidizing Slag Modified with Ladle Furnace Slag and Alumina, Metals, Vol. 10, pp. 1-13, 2020.

高效率含鉬廢水處理技術之開發

林發恩*、葉國慶**、伍浩廷***

摘　要

依據環保署公告 2021 年放流水標準將納入鉬之排放管制,要求排放濃度需小於 0.6mg/L,傳統的大型不鏽鋼廠的煉鋼及酸洗生產過程會產生含鉬(Molybdenum)及亞鐵的酸洗廢水,而高科技產業如光電產業及半導體產業中也有排放含鉬廢水之製程,既設廢水處理系統已無法因應,需建立適當的處理技術以因應更新之放流水標準。目前對於含鉬廢水之常用處理方式有離子交換樹脂吸附及化學混凝法為主,也有研究採用膜分離技術來處理,離子交換樹脂法有再生廢液及膜分離法有濃排廢液之排放,此廢液中的鉬濃度仍不足有效回收,需更進一步處理,唯需考慮經濟可行性及相關技術問題,若無法處理則仍需以化學法來處理廢液中所含高濃度的鉬;在現有以化學混凝處理程序的工程案例中,以投入大量的三價鐵離子為主,使鉬酸根生成鉬酸鐵 $Fe_2(MoO_4)_3.8H_2O$(Ferrimolybdite)及伴生大量 $Fe(OH)_3$ 的污泥沉澱分離,才能達到符合放流水標準,唯此法常需超量加鐵致使高耗藥及產生大量污泥,增加操作藥品和後續污泥處理之成本。

本文介紹由中宇環保公司針對不鏽鋼酸洗廢水中的含鉬廢水及模擬光電產業之含鉬含磷酸之廢水特性自行開發高效率含鉬廢水處理技術(專利申請中),分別以改良之混凝程序及流體化床結晶技術處理含鉬廢水,可大幅降低加鐵量即可達到符合放流水標準,同時節省最終之污泥處理費；更進一步從資源回收方向評估回收光電廢水中的磷(磷酸鐵型式)及以流體化床結晶技術回收含鉬酸鐵結晶的無水顆粒產物,可回用於煉鋼製程中作為鐵與鉬的回收原料,達到鉬酸鐵資源化的目的。

【關鍵詞】含鉬廢水處理、流體化床結晶、鉬酸鐵、鉬資源化、除磷處理

---

*中宇環保工程股份有限公司工程部門　高級專業工程師

**中宇環保工程股份有限公司水務處　資深工程師

***中宇環保工程股份有限公司水務處　經理

一、前　言

因應光電產業的快速發展,其生產製程之排放水量大,對河川環境負面影響風險高,故環保署於 2011 年 5 月 15 日修正發佈增訂「光電材料及元件製造業」放流水標準,並從 2012 年 1 月 1 日起施行,針對光電產業單獨管制及對重金屬部份增訂鎵、銦、鉬的管制項目,其中金屬鉬之管制標準為<0.6mg/L。環保署為加強其他行業可能含鉬金屬成份之排放管制,自 2021 年 1 月 1 日起新增放流水管制項目,對於有使用鉬作為原料之晶圓製造及半導體製造業、化工業、金屬基本工業、金屬表面處理業、電鍍業和印刷電路板製造業、農藥製造業、其他工業、科學工業園區、石油化學專業區和其他工業區專用污水下水道系統,增訂鉬之管制限值為<0.6mg/L,其中影響最大應為不鏽鋼廠,在 SS316 不鏽鋼之生產中會加入一定比例的鉬礦,在酸洗線製程清洗廢水及煉鋼的直接冷卻水均含有一定的鉬,因廢水中的鉬在中性至鹼性時主要以鉬酸根離子(MoO_4^{2-})型態為主溶於水中,溶解度高致使不易經傳統化混程序以金屬鹽型式沉澱處理至排放標準,因此需增設適合的處理系統來因應。

光電產業鉬廢水的排放來源主要為 TFT-LCD 之鋁蝕刻製程清洗排水及反應室清洗廢水,光電產業多已有因應之方式,主要依現場條件有規劃鐵鹽化學混凝法,產生之污泥經脫水/烘乾減重及委外處理,另有以離子交換法吸附廢水中的鉬而再生廢液再委外處理方式。

在參考光電產業含鉬廢水已實廠化的工程案例中,主要處理方法有化學混凝法及離子交換法為主,也有研究用薄膜分離法,以化學混凝處理程序的工程案例中,以投入大量的三價鐵離子使鉬酸根生成鉬酸鐵 $Fe_2(MoO_4)_3.8H_2O$ 併同大量 $Fe(OH)_3$ 污泥產生,經沉澱分離方式分離污泥,此 $Fe(OH)_3$ 污泥也可具有吸附除鉬之功能,此法需超量加鐵致使高耗藥及產生大量污泥才能達到符合放流水標準,增加操作和後續污泥處理之成本。而離子交換樹脂法則為利用氯型陰離子交換樹脂,因廢水中有磷酸/硝酸/醋酸等陰離子,要調整一最佳化的 pH 範圍使大部份磷酸為一價態(約 3.2 左右),使二價以上的含鉬酸根優先作交換,而樹脂吸附至近飽和後需用鹼液作再生,利用約 4~5%之 NaOH 液再生,用 -OH 將 MoO_4^{-2} 置換出來,使樹脂官能基再生為 -OH 型,再以鹽酸轉型為氯型樹脂。

二、含鉬廢水主要來源

鉬((Molybdenum)及其化合物在台灣被廣泛應用於不鏽鋼、特殊鋼、半導體、光電產業、石油化工觸媒等領域,隨著產業的發展, 其應用範圍也在不斷擴大,而延伸出可能造成水環境污染的鉬排放問題,本文主要探討不銹鋼(316 系列)生產之酸洗產線及 TFT-LCD 製程中的 ARRAY 鋁蝕刻程序產生含鉬廢水為主,因其佔比最為大宗,其產生來源說明如下

1.不銹鋼產業

台灣不銹鋼年產量達 250 萬噸,已發展成由不銹鋼上游原料之煉鋼/軋鋼/熱軋至中游之冷軋/酸洗/退火等產線,至下游包括有型鋼/板材/管件/線材/金屬加工等完整的產業鍊,參考下圖 1 不銹鋼板材生產示意:上游主要生產流程為電弧爐煉鋼/真空精鍊/連續鑄造/熱軋/酸洗/冷軋/退火/調質等程序。

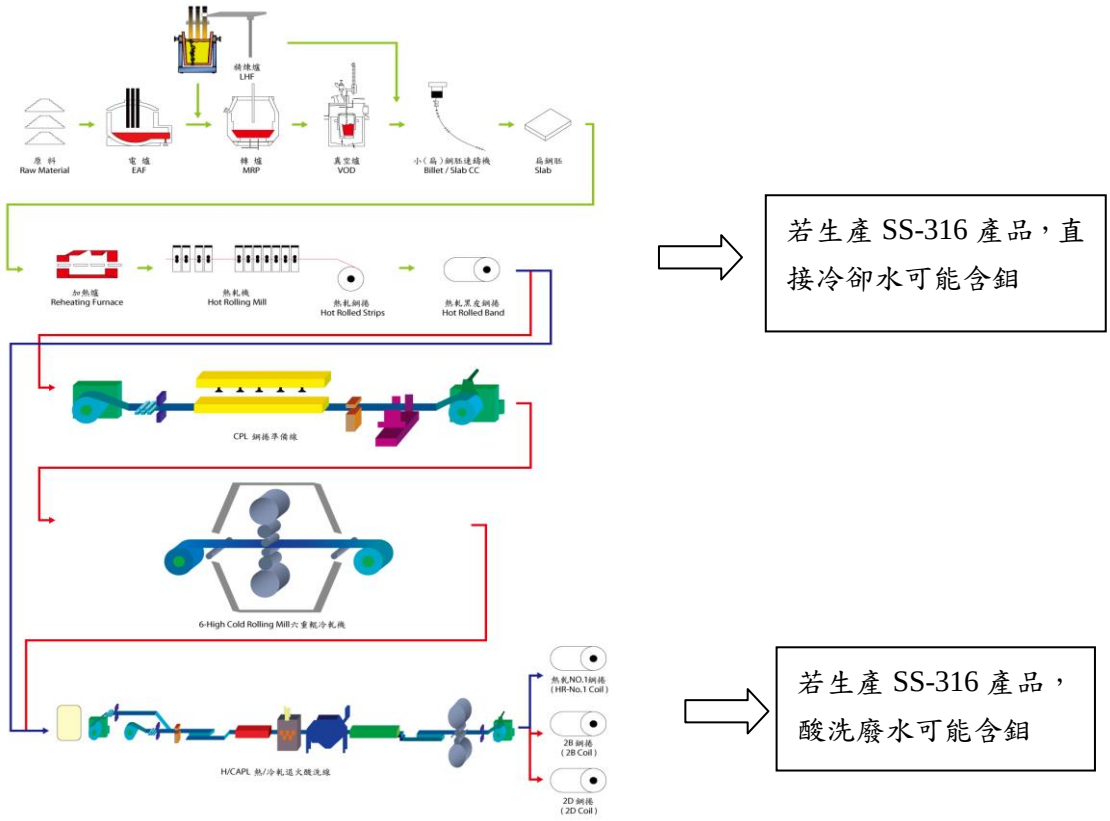


圖 1　不銹鋼煉鋼及軋鋼生產流程介紹--參考某鋼鐵公司網頁資料

不銹鋼316系列主成要成份(如表1),其他系列不含鉬成份或含量很低,故酸洗廢水中的鉬含量多少會依產品而變動,一般均約<10mg/L,唯經傳統的中和混凝去除重金屬的程序卻難以去除至放流水標準 Mo<0.6mg/L。

表 1　不鏽鋼 316 系列主成份-單位%(參考華新麗華公司網頁資料)

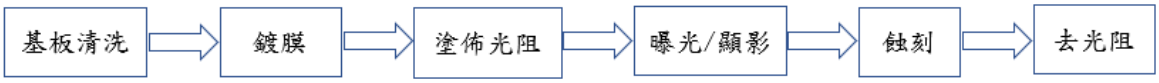
鋼種	C	Si	Mn	P	S	Ni	Cr	Mo	Cu	N	其它
316	0.08 max.	1.00 max.	2.00 max.	0.045 max.	0.030 max.	10.00 to 14.00	16.00 to 18.00	2.00 to 3.00	-	-	-
316L1	0.030 max.	0.75 max.	2.00 max.	0.045 max.	0.030 max.	10.00 to 14.00	16.00 to 18.00	2.00 to 3.00	-	0.1 max.	-
316L2	0.030 max.	1.00 max.	2.00 max.	0.045 max.	0.030 max.	12.00 to 15.00	16.00 to 18.00	2.00 to 3.00	-	-	-

以鋼板生產程序說明熱軋酸洗的生產流程,不鏽鋼胚在加熱爐加熱至約 1,100~1,200℃以上,經高壓水除鱗及熱軋機輥壓成鋼捲並經噴水冷卻及收捲成熱軋鋼捲,此熱軋過程會在鋼材表面形成一層氧化鏽皮層,在鋼板表面噴淋的冷卻水也會含有低濃度鉬,在酸洗線以混酸(硫酸系統及氫氟酸+硝酸系統)來溶解此層鏽皮,其成份主要為不鏽鋼金屬主成份(鐵/鉻/鎳/鉬)的氧化物,經混酸溶解鏽皮後;鋼板再經清水洗淨表面殘酸及風乾後捲成酸洗鋼板,後續冷軋工序以往復式冷軋機來回軋延至鋼板需求厚度經捲成冷軋鋼捲。

酸洗廢水可分為高濃度混酸廢酸液及低濃度清洗廢水,混酸廢酸液濃度高,大型鋼廠可利用焙燒法來回收混酸中的 HF/HNO_3 自由酸及鐵鉻鎳金屬氧化物回用作煉鋼原料,低濃度清洗廢水則多以石灰中和+曝氣氣化亞鐵離子生成含氫氧化鐵/氫氧化鉻/氫氧化鎳之重金屬污泥及氟化鈣污泥,鉬殘留濃度約<10mg/L,過去鉬尚未列管,自民 110 年起將被要求排放水鉬濃度<0.6mg/L,若以傳統的石灰中和/曝氣氧化法將無法有效去除鉬至排放標準。

2.光電產業:

薄膜液晶顯示器 TFT-LCD 的生產程序可分為 ARRAY-CELL-MODULE 三個階段,其中 ARRAY 製程是在玻璃板上佈置導線及製作電晶體電路,會有濕式蝕刻程序而產生含鉬廢水,ARRAY 生產流程說明如下:



依需求重復數次以上流程至完成佈線工序,濕式蝕刻程序主要是用含硝酸/磷酸/醋酸為混酸蝕刻液(鋁蝕刻液)塗佈在基板上,基板上已依需求鍍上特殊金屬層(如 Al/Mo/Al-Nb/Mo-Nb 等)及光阻成像之電路線路,利用混酸中的硝酸來氧化及溶解鉬層/鋁層,再與磷酸反應形成磷酸鋁及鉬酸,而醋酸則為緩衝液使蝕刻反應能維持穩定之反應速率,高濃度鋁蝕刻液以委外回收處理,而玻璃表面的殘留酸以純水洗淨後成為低濃度的蝕刻廢水,另機台定期清洗也會排出低濃度的蝕刻廢水,廢水主要含磷酸/硝酸/醋酸/鋁/鉬等成份。參考實場水質資料,含鉬廢水濃度約 5~9mg/L、含磷酸根約 300~400mg/L,為造成優養化的主要元素,若沒有作除磷處理將對環境造成很大衝擊，一般除磷處理可用鈣、鐵、鋁等金屬鹽與磷酸根反應生成磷酸鹽沉澱污泥，新開發可運用流體化床結晶技術形成磷酸鐵作回收。

三、含鉬廢水主要處理方法

1.鐵鹽混凝法

參考網路資料高濃度鉬廢水主要出現在鉬礦提煉的程序中,台灣無相關產業,而目前瓶頸是含鉬廢水要處理至排放標準不容易,在台灣廢水除鉬的實場工程案例中,含鉬廢水鉬濃度均不高,目前主要的處理方法為化學混凝法及離子交換法為主,不鏽鋼廠含鉬廢水與光電廠含鉬廢水雖含鉬的濃度不高,唯其廢酸成份不同,在選用處理程序上考慮會不同。不鏽鋼廠含鉬廢水因其成份複雜及雜質較多,且混入高濃度硫酸,故不適合使用離子交換法,需使用鐵鹽來以化學混凝處理程序為宜,在參考的工程案例中,以投入大量的三價鐵離子使鉬酸根生成鉬酸鐵 $Fe_2(MoO_4)_3$ 併同產生大量 $Fe(OH)_3$ 污泥,最後以沉澱分離方式去除含鉬酸鐵及氫氧化鐵污泥,此法需超量加鐵致使高耗藥及產生大量污泥才能達到符合放流水標準,增加操作和後續污泥處理之成本。亦有學者研究以鐵鹽或鋁鹽在中性附近產生大量氫氧化鋁或氫氧化鐵的膠羽來吸附鉬酸根離子,要極大的加藥量才能達到放流標準。

參考文獻鉬酸鐵之最低溶解度 pH 約在 3~4.5 左右,理論上操作適合的 pH 範圍可得到較佳的去除效率,鐵鹽除鉬之主反應:

$$2Fe^{+3} + 3MoO_4^{2-} + 8H_2O \text{ ----> } Fe_2(MoO_4)_3 .8H_2O$$

本法設備簡單,初設成本較低,操作費主要是化學品及污泥處理費,因反應中要有 Fe^{+3} 離子參與,而高 pH 值會影響 Fe^{+3} 傾向生成 $Fe(OH)_3$ 之固形物,即 OH^- 與 MoO_4^{2-} 為同時競爭 Fe^{+3} 離子,若從碰撞理論來看,要兩個 Fe^{+3} 離子與三個 MoO_4^{2-} 離子碰撞一起才生成 $Fe_2(MoO_4)_3$,較 $Fe(OH)_3$ 之形成機率低,因此,如何營造一個有利於 $Fe_2(MoO_4)_3$ 生成的條件並使無效的 $Fe(OH)_3$ 生成較少才能降低鐵鹽加藥量及污泥產生量。

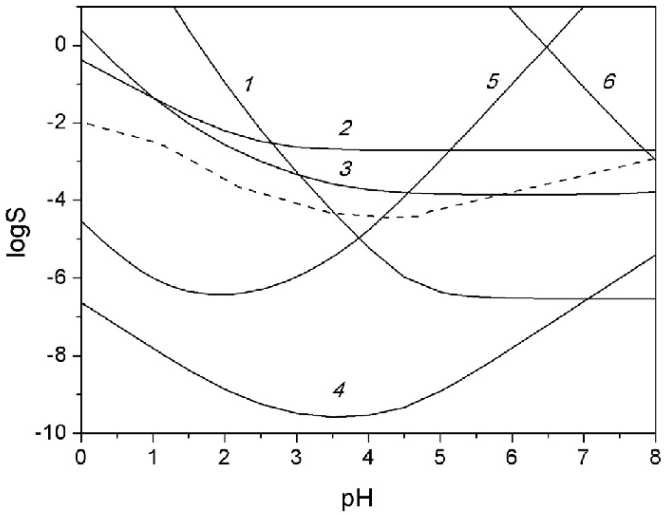


圖 2　溶解度圖線: $Fe(OH)_3$ (1), $MoO_2(OH)$ (2), $FeMoO_4$ (3), $Fe_2(MoO_4)_3$ (4), $MoO_3.H_2O$ (5) and $Fe(OH)_2$ (6)

2.離子交換法

離子交換樹脂為以交連狀的聚合物植入不同的官能基,依其官能基不同而可在水中與不同的陰陽離子進行交換,使水中的離子交換至樹脂上達到分離富集水中離子的方法,依官能基不同主要可分為強陽/弱陽/強陰/弱陰四大類,用於除鉬之樹脂以強陰性離子交換樹脂為主。在不同 pH 下鉬酸根可能會形成不同價數的陰離子,參考下圖 3,而廢水中有磷酸為多質子酸,會在不同 pH 下形成 1 到 3 價的酸根,硝酸/醋酸等為一價陰離子,一般以調整至最佳化的 pH 範圍使大部份磷酸轉為一價態(約 pH 3.2 左右),而鉬酸根為二價,其他鉬酸聚合物為二價以上。在初期陰離子交換樹脂可將水中所有陰離子(含一價至多價)都交換出氯離子;依親和力的差異慢慢由進水中的多價取代低價、二價離子取代一價陰離子的置換反應;如 $H_2Mo_7O_{24}^{-4}$ 可取代 MoO_4^{-2}/SO_4^{-2} /HPO_4^{-2},SO_4^{-2} /HPO_4^{-2} / MoO_4^{-2} 取代 NO_3^{-1} / CH_3COO^{-1} / $H_2PO_4^{-1}$,不同離子的親和力差異參考如下:

$$PO_4^{3-} > MoO_4^{2-} > SO_4^{2} > HPO_4^{2-} > NO_3^{-} > H_2PO_4^{-} > CH_3COO^{-}$$

當水中的鉬酸根穿透樹脂的吸附能力至出水超過設計濃度時,即需要用鹼液進行樹脂再生,利用鹼液將交換官能基上的鉬酸根或其它陰離子用-OH 置換取代,完成鹼再生後需將樹脂由-OH 轉型為-Cl 型狀態,一般以鹽酸來作轉型用藥劑,再生廢液有高濃度之鹼液及鉬酸根,仍需作最終除鉬處理或進行回收處置。

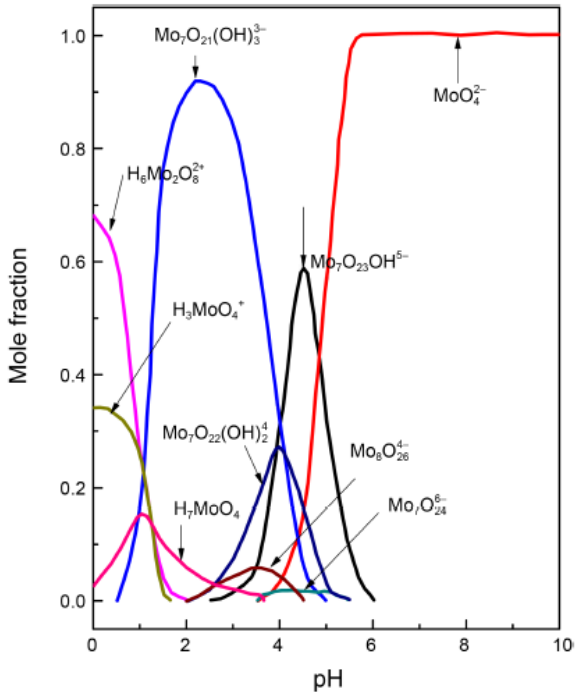


Figure 1. Distribution diagram of molybdenum species in aqueous phase as a function of pH reported in the literature.

圖 3　不同的濃度及 pH 範圍下有不同的鉬酸根解離態產物

本法優點為反應時間短,程序中沒有污泥產生(若再生廢液委外處理),出水鉬濃度可較低,但缺點是設備及控制複雜,初設費高,主要操作費為再生用藥/樹脂更新/再生廢液委外費等。其再生程序複雜,且廢水中可能含鋁離子,在鹼再生階段若樹脂床內殘留鋁離子會型成鋁鹽的 SS 析出,會阻塞樹脂床。另外,每次完整的採水週期要進行鹼再生及鹽酸轉型,即樹脂要接近完全再生後又完全飽和轉型一次,會對樹脂造成劇烈的膨脹及收縮,易引起樹脂本體的崩裂,影響樹脂的效能及壽命。

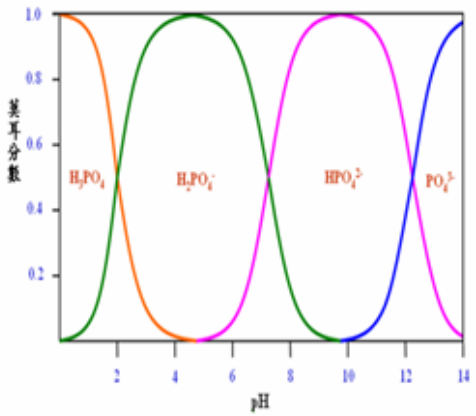


圖 4 不同 pH 下磷酸解離狀態

四、含鉬廢水處理創新方法之研究

1.改良傳統混凝法處理含鉬廢水

因應含鉬廢水處理瓶頸,開發出回用混凝程序產生出來的氫氧化鐵污泥經酸解後作為除鉬用之基礎鐵鹽,可降低外加鐵鹽之用量,從而也降低總污泥產生量,說明如下。

因不鏽鋼酸洗廢水含較高之鎳、鉻、亞鐵等重金屬,鉬的濃度佔比很低,且混凝去除的操作條件與主處理標的不同,因此,仍以先處理主成份重金屬後再針對鉬作處理,廢水處理程序可規劃如下：

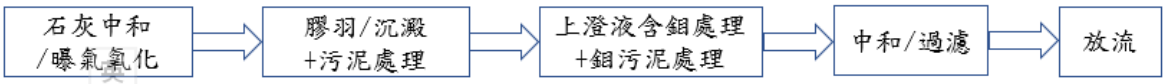


圖 5 含鉬不鏽鋼酸洗廢水建議處理流程方塊示意

因洗廢水含較高之亞鐵,經中和曝氣氧化會產生大量的的 $Fe(OH)_3$ 污泥,而鐵鹽除鉬的反應過程中要加入過量的鐵才可將鉬去除至放流水標準之下,會有大量無效的 $Fe(OH)_3$ 生成,因此、利用部份生成的含鐵污泥加酸回溶的程序,使反應過程中增加鐵鹽濃度,可降低外部新投加的鐵鹽量,即可以較少的鐵鹽加藥量及污泥產生量而達到較佳的除鉬效果。本司在實驗室以瓶杯實驗進行相關測試,以鐵鉬比(mg Fe/mg Mo)與鉬殘留濃度為評估指標,在適當的 pH 操作範圍內,投入鐵鉬比<10 即可達放流水標準,實驗結果鉬進水 10mg/L, Fe/Mo 比 10 時處理水鉬可<0.4mg/L。

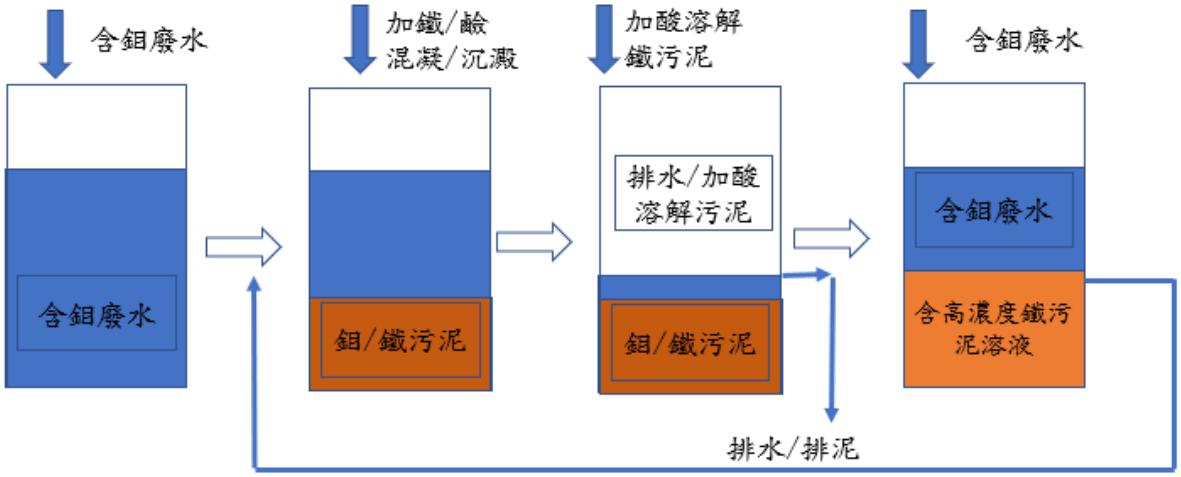


圖 6　批式含鐵污泥回溶程序處理含鉬廢水實驗示意流程圖

以批式程序進行模擬光電含鉬廢水的測試，以 1 公升廢水加鐵反應生成鉬酸鐵/磷酸鐵/氫氧化鐵污泥，排出 500ml 處理水後加酸調整 pH 至 2.5 左右,可將部份無效 $Fe(OH)_3$ 污泥溶解產生鐵離子,提供作為下一次反應的部份鐵鹽,加上新鐵鹽的投加量，使反應階段是在高鐵鉬比下進行,可得到較佳之鉬去除率,如此循環可降低新鐵鹽的投加量及無效鐵污泥量。如表 2 以起始混合後鉬 10mg/L, H_3PO_4 192mg/L, CH_3COOH 200mg/L 進行批次除鉬測試,初步可看出在第一個循環有高鐵(Fe/Mo=100)投加量下,在後續的低鐵(Fe/Mo=20)投加量比相同的加鐵量下鉬去除率高,使在反應階段中 Fe 離子濃度較高而得到更佳的鉬去除效果,從#4/#5 cycle 分析鉬有漸漸增高趨勢來看,反應槽中的無效鐵漸漸被利用,使反應階段的鐵鉬比漸降而影響鉬處理效果。因此,從實務操作來看,此程序可提供一個高鐵鹽反應濃度的緩衝區,因應進水鉬濃度的可能波動範圍,可以在控制較低的鐵鉬比加藥量下得到較穩定的鉬去除效果。

表 2　5 次循環溶解污泥測試結果

	Fe/Mo=20	Fe/Mo=30	Fe/Mo=40	#1 Fe/Mo=100 /其它 20
#1	1.02	0.18	0.08	<0.01 (Fe/Mo=100)
#2	1.25	0.21	0.08	0.04 (Fe/Mo=20)
#3	0.72	0.18	0.03	0.08 (Fe/Mo=20)
#4	0.85	0.2	0.1	0.20 (Fe/Mo=20)
#5	1	0.2	0.11	0.42 (Fe/Mo=20)

2.污泥床處理含鉬廢水之方法

反應原理特點：在適當的 pH 範圍內,利用污泥床的高密度污泥顆粒,提供大量的 $Fe_2(MoO_4)_3$ 及 $Fe(OH)_3$ 等固形物表面作為成核的晶種，推測增加晶核的數量及表面積可提高碰撞機率及結晶成核機率,故開發污泥床及流體化床處理程序,實驗過程可發現有明顯提高去除率之效用,污泥資源化具可行性(結晶顆粒/污泥餅)，且可在更低的鐵鉬比下得到更低的出水處理鉬濃度,節省加藥及最終污泥處理成本。

實驗流程示意如圖 7 反應器為 1 透明壓克力管製作,反應區容積為 1.0 公升,以鉬酸鈉為鉬人工基質,氯化鐵為鐵鹽,進流廢水操作鉬濃度 10~20mg/L,操作不同鐵鉬比下,在 Fe/Mo 比 10 時可達<0.2mg/L。

利用相同反應槽測試模擬光電廠含鉬/含磷酸廢水，因磷酸與鐵的反應而與鉬酸根競爭鐵離子，在 Fe/Mo 比 30 時可達<0.4mg/L。

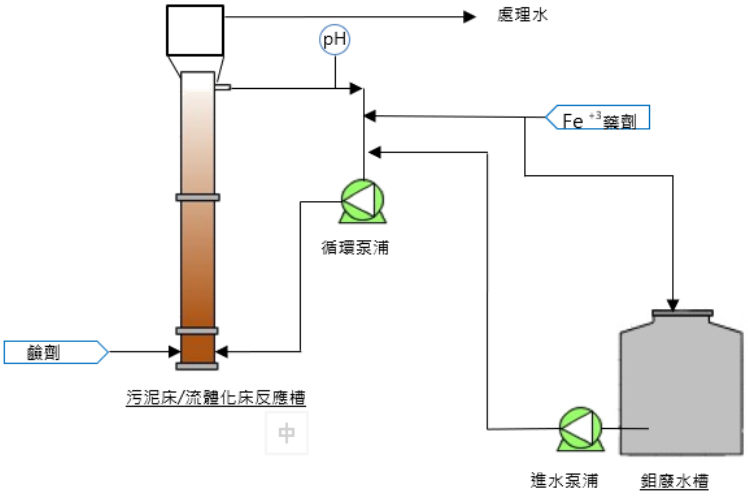


圖 7　污泥床/結晶流體化床實驗流程示意圖

本法的優點:

(1)採高塔型反應槽設計,大幅降低用地需求

(2)低鐵鉬比用藥下仍可得極佳的出水處理鉬濃度

(3)可排出高濃度污泥至脫水處理單元

3.結晶流體化床處理含鉬廢水之方法

反應原理特點：利用石英砂為種砂,利用循環泵大量迴流處理水,廢水中的鉬酸根與鐵離子在種砂床的大表面積下及在適當的 pH 範圍內傾向結晶反應,使部份的鉬酸鐵形成結晶態而附著在種砂表面,而部份的鐵離子會形成 FeOOH 之結晶物亦附著在種砂表面,光電廢水的磷酸根則與鐵離子形

成磷酸鐵的結晶物,鉬/磷可同步被去除,部份鉬酸根與磷酸根與鐵生形無定型之非結晶態污泥,會以 SS 型態隨處理水流水,貢獻部份 SS, 故處理水仍需要設置沉澱池來分離非結晶態的 SS。圖 8/9 為實驗初期結晶顆粒之 SEM 及 EDX 元素分析結果，結晶層主成分為 Fe：O：Mo，其元素重量百分比約為 39.5(Fe)：23.0(O)：15.5(Mo)。

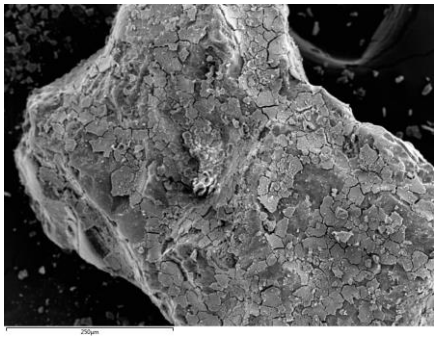


圖 8　結晶粒 SEM 照片

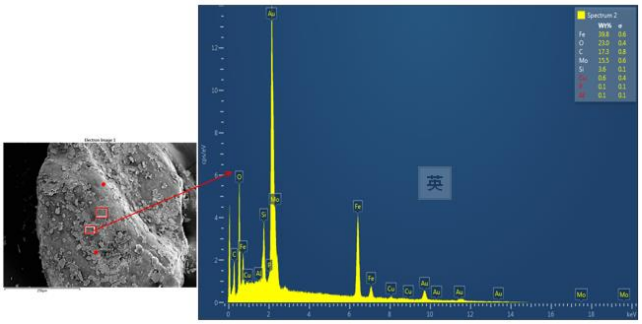


圖 9　結晶粒 EDX 分析(含 Fe/O/Mo)

利用分析出水總 SS 及酸化溶解出水之總鉬/總鐵/總磷酸根及出水過濾後之總鉬/總鐵/總磷酸根,即可計算出結晶流體化床的結晶率,下表為處理含鉬廢水的實驗結果，進水鉬濃度愈高其結晶率愈高至約 80%，而鐵的結晶率則變動不大, 平均約在 65%左右。

表 4　結晶流體化床處理含鉬廢水效能評估測試結果

	試程 1	試程 2	試程 3	試程 4
計算進水 Mo 濃度: mg Mo/L	48	48	48	96
操作鐵鉬比:　mg Fe / mg Mo	5	2.5	2.5	1.25
出水鉬濃度: mg Mo/L	1.37	0.93	0.36	1.12
溶解性鉬去除率: %	97.1%	98.1%	99.3%	98.8%
鉬進水體積負荷: kg Mo/m3/day	1.8	1.8	1.8	3.6
結晶鉬去除比例: %	78.9%	37.5%	66.7%	80.7%
結晶鐵去除比例: %	74.8%	65.2%	65.2%	67.5%

五、結　論

因應不同產業之廢水特性及現場條件,在除鉬廢水的工程規劃上可依不同考慮因子進行規劃,中宇公司因應未來排放水標準的需求及著眼鉬資源的回收利用,以低 Fe/Mo 比為評估標準,開發出含鐵污泥回溶程序處理、污泥床式混凝反應程序及結晶流體化床程序來處理含鉬/含磷廢水，可大幅降低加

藥量及廢棄污泥量，並先後提出兩個新流程設計的專利申請,「含鉬廢水處理方法及裝置」及「含鉬廢水處理及回收含鉬酸鐵結晶之方法及裝置」,可應用在不鏽鋼及光電產業含鉬廢水之處理,除了降低鐵鹽加藥量外,結晶流體化床產出之含鉬酸鐵結晶應可回用到煉鋼原料,光電廢水含磷酸鐵及含鉬酸鐵的結晶顆粒亦可回收再利用,期望未來能在實廠上推廣運用。

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,國立中興大學環境工程研究所 在職專班碩士論文,民 103 年 7 月

2.吳嘉瑜,「應用奈米薄膜程序處理鋁蝕刻廢液中鉬及磷酸之截留機制」,北科大環境工程與管理研究所碩士論文,民 103 年 7 月。

3.鄭富彥,以混凝吸附法去除面板業廢水中的鉬,高應大化材所碩士論文,民 102 年 8 月

4.林子祥,鋁釹與鉬鈮合金應用在 Touch Panel 蝕刻製程之研究,交通大學平面顯示技術碩士學位學程碩士論文,民 99 年 12 月

5.黃日輝,TFT-LCD 業鋁蝕刻製程含磷廢水最佳可行控制技術評估,交通大學工學院專班永續環境科技學程,民 97 年 7 月

6.黃耀輝、陳侑利,工業廢水除磷與回收—流體化床磷酸鐵結晶技術,中華民國環保工程學會 電子報,民 106 年 8 月

7.沈威政,「以離子交換樹脂吸附鉬(VI)離子之研究」,高應大化材所碩士論文,民 101 年 6 月。

8.周珊珊, 負載型 FeOOH 流體化床的開發：可行性、反應動力及最適化的研究, 交通大學環工所博士論文,民 88 年

9.Andrew Bishop, Resin Tech Inc., Molybdate Removal by Ion Exchanger Resins

10.Manseung Lee, Seongho Sohn, Myungho Lee, Ionic Equilibria of Molybdenum(VI) from Strong Acid Solution, Bull. Korean Chem. Soc. , 2011, Vol.32, No.10 3687

11.Nikolai Nikolenko, Ivan Kozhevnikov, Andrii Kostyniuk, Hossein Bayahia, Preparation of iron molybdate catalysts for methanol to formaldehyde oxidation based on ammonium molibdoferrate(II) precursor, March 2018, Journal of Saudi Chemical Society 22(3):372-379

12.「含鉬廢水處理方法及裝置」,中宇公司專利申請中

13.「含鉬廢水處理及回收含鉬酸鐵結晶之方法及裝置」,中宇公司專利申請中

比較電解法與化學還原法降低化學鍍鎳廢水中鎳離子及 COD 之研究

林可安*、劉新校**、王詔民***

摘　要

化學鍍鎳廢水中含有高濃度 COD，因同時含有不易去除的高濃度螯合性鎳離子，造成處理困難及排放問題。本研究係以電解法與化學還原法作為去除化學鍍鎳廢液中主要污染物質鎳離子及 COD 的方法，並比較兩者在不同 pH 值下所得去除效率。

實驗結果顯示，電解法在不同 pH 下電解二十四小時後，鎳離子去除效率以 pH 10.0 > pH 7.0 > pH 4.3。在使用化學還原法中，除探討 pH 的影響外，並嘗試尋求還原劑的最佳參數添加量，發現如電解法所得結果，去除效率隨 pH 降低而變差，還原劑的加藥量則對去除率並無較明顯影響。而在 COD 的降低效果上，電解法在電解後有約 25~30%的去除效率，化學還原法則無明顯改變。電解法在最佳的條件下，鎳離子的去除效率約為 90%。而化學還原法在最佳條件下，去除率為 99%以上。

研究結果顯示，還原法在處理上能使鎳離子直接達到廢水排放標準，使本廢水可配合後續廢水流程或併入生物處理系統進行其他污染源的分解去除。

【關鍵詞】鎳、電解、化學還原、螯合

---

*萬能科技大學環境工程研究所碩士班 研究生

**萬能科技大學環境工程研究所助理 教授

***綠亞科技(平潭)有限公司

一、前　言

由於政府對環保要求越來越嚴苛,在工業廢水上,尤其是化工業的電鍍廢水,不但在排放方面採用更嚴格的標準,有些地區甚至強制要求進行水回用。一般各類電鍍廢液都有相應的處理方法,隨著科技進步,新的電鍍廢水處理方法陸續被開發,但有些電鍍廢水處理方法還是未盡完善,尤其是化學鍍鎳的廢液,這類的廢液中還有大量螯合劑(如 EDTA)、緩衝劑等,使用傳統樹脂吸附或薄膜分離法是無法有效解決化學鎳老化廢液之排放處理問題,所以研究一套可以有效處理此廢液且以較可永續利用的方式,具有可觀的經濟效應、社會效應等。且化學鎳這種表面處理的電鍍方式在目前許多的產業都在使用,此類製程可以提高產品的功能特性與提升產品的附加價值,所以在表面處理產業上是不可或缺的一部分。

在化學鍍鎳的過程中會產生大量的亞磷酸根、硫酸根、鈉離子等。當這類的離子濃度提高到一定的濃度時,鍍液就會產生鍍速降低、鍍層不均的現象,此時就必須更換鍍液,更換下來的鍍液就是所稱的老化液。一般老化液都會經由受委託之清理機構去做處理,處理方式大體上都是以化學混凝後沉澱固化然後去做掩埋。這樣的方式讓許多可以再利用的化學或金屬元素就這樣損失,所以本研究擬訂一套可以對化學鎳老化液回收與處理的技術,建立起化學鎳老化液回收且可利用之可能性,降低廢水汙水量,達排放標準、降低化學混凝所產生之固化汙泥的量減低對環境的衝擊、降低廠商在廢液處理上的成本,以此提升產品競爭力。

二、研究目的

如同前言本研究目的是在找出可以有效回收利用鍍液中有價值的鎳金屬,且讓廢液原本因為含有高量重金屬以至於無法使用生物處理法處理其廢水的特性加以解決,在本研究使用的方式是以電化學的高級氧化法使重金屬從螯合的離子狀態還原為金屬分子狀態已達到去除重金屬之功用。而研究中另一種方式是以給予穩定電流的方式載正負極,使廢液中的鎳金屬離子在負極極板上堆疊還原成金屬分子狀態,以達到去除重金屬的目的。再以兩種研究方法分析其去除效率、水中 COD 的去除效果、析出之固態廢棄物之鎳含量比重,討論在實際上實廠應用何種方式比較有可行性與使用價值。

三、實驗方法與步驟

本實驗中兩種實驗的方式都是屬於還原金屬離子的方式去操作。

1.化學鍍鎳廢液:為實廠淘汰廢液，含鎳濃度為 5,990mg/L、COD 值為 16,600mg/L、總磷含量為 30,255mg/L。

2.化學還原法:

(1)化學還原法是以廢液中已經含有大量的次亞磷酸鈉來當作還原劑來還原鎳離子，但廢液中因多次反覆使用的狀況下亞硫酸根、硫酸根等會引響反應，且在穩定的廢液中需要處發他還原需要在額外添加強還原劑使整個反應觸發，當反應觸發時廢液中所被還原的鎳離子變成鎳分子時，此時的鎳分子會變成整個電鍍反應的核進而在這個核上發生連鎖的還原反應已以達到去除水中鎳離子的功用。在操作的條件上所有鍍液的溫度都是設定在一般鍍液所使用的溫度 85℃其他條件會針對控制還原反應的 pH 值、額外添加的強氧化劑的量，從兩項控制的值中長到最佳的實驗條件下在進一步去增加水中次亞磷酸鈉的量觀察其去除的效率。而控制參數如下表一，實驗設備簡圖如下圖 1。

(2)使用藥品:強還原劑:強還原劑在化學還原法中可使金屬離子還原成金屬奈米微粒，而還原劑的使用增加會促使高速析出速率增加，但過量則會抑制效應。常用的化學還原劑有次亞磷酸鈉、DMAB(二甲基胺硼烷)、DEAB(二乙氨基苯甲醛)、硼氫化鈉或聯氨等。在本次實驗中所用的是含有硼氫化鉀與次亞磷酸鈉。

3.電解法:

(1)而電解法則是以直流整流器去提供還原反應所需要的與轉移的電子，使水中的鎳離子在負極極板上堆疊以達到去除的效果。實驗的過程中電流密度都是控制在 1ASD 其他則是設定不同 pH 值與電解的時間去觀察去除的效率。控制參數及電解時間如下表二。而實驗設備簡圖如圖 2。

(2)使用設備:A、直流整流器 B、碳棒:使用於正極上 C、銅片:使用於負極上當作鎳離子堆積的載體

表 1　化學還原法參數

pH	強還原劑加藥量	次亞磷酸鈉添加量
4.3	1ml	0g
7.0	2ml	0g
10.0	3ml	0g
10.0	1ml	2g
10.0	1ml	3g
10.0	1ml	5g

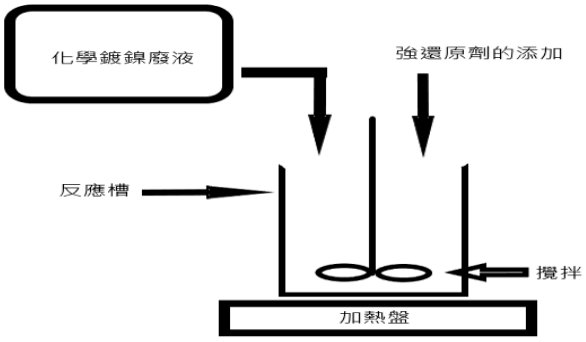


圖 1　還原法實驗設備簡圖

表 2　電解法參數

pH 值	每次取樣時間	取樣組數
4.3	2H	8 組
7.0	2H	8 組
10.0	2H	8 組

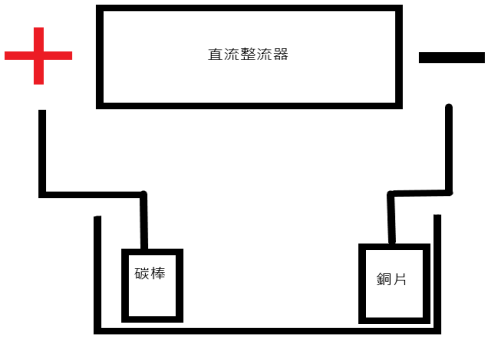


圖 2　電解法設備簡圖

四、結果與討論

1.化學還原法

(1)加藥量與在不同 pH 下之效應:

在化學還原法的第一項操作下可得知 pH 值對於去除效率的表現有顯著的發現，在中性到鹼性的的環境下對於去除的效率在酸性的環境下來的顯著。但強還原劑的的添加量在實驗上差距性比較不大，因本研究的目的是應用在未來的實廠操作加藥量的多寡與成本會有很大的關係，所以因應成本考量在未來參數的設定上會以能進行觸發反應的量為基準。實際去除率與鎳含量如下圖 3、圖 4。

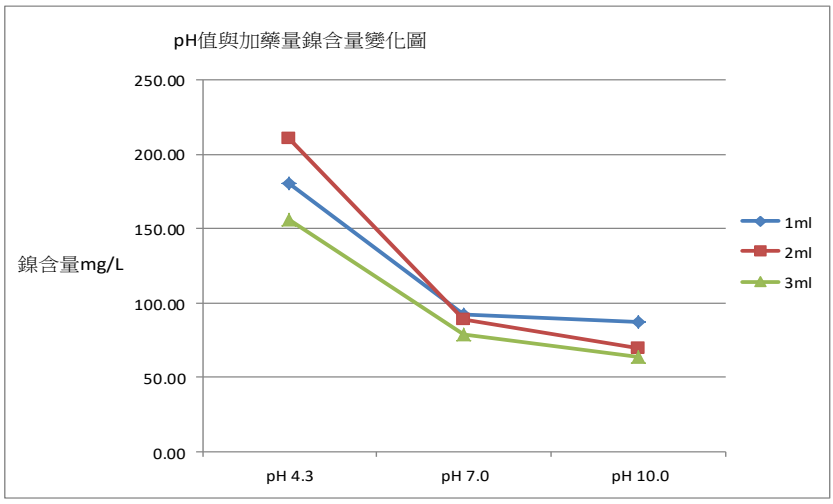


圖 3　pH 值與加藥量差異下鎳殘留量變化

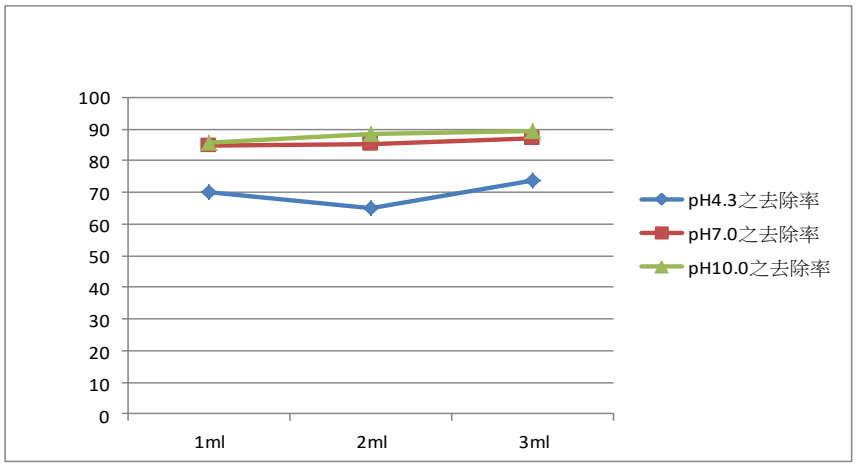


圖 4　不同 pH 值下去除率比較

(2)添加次亞磷酸鈉後的效應

應本實驗用的是實廠的廢水，所以其中可能含有殘存還原劑，但如果再額外的添加水中的還原劑的量可以促使去除效率再更進一步的提升。實驗結果如下圖 5。

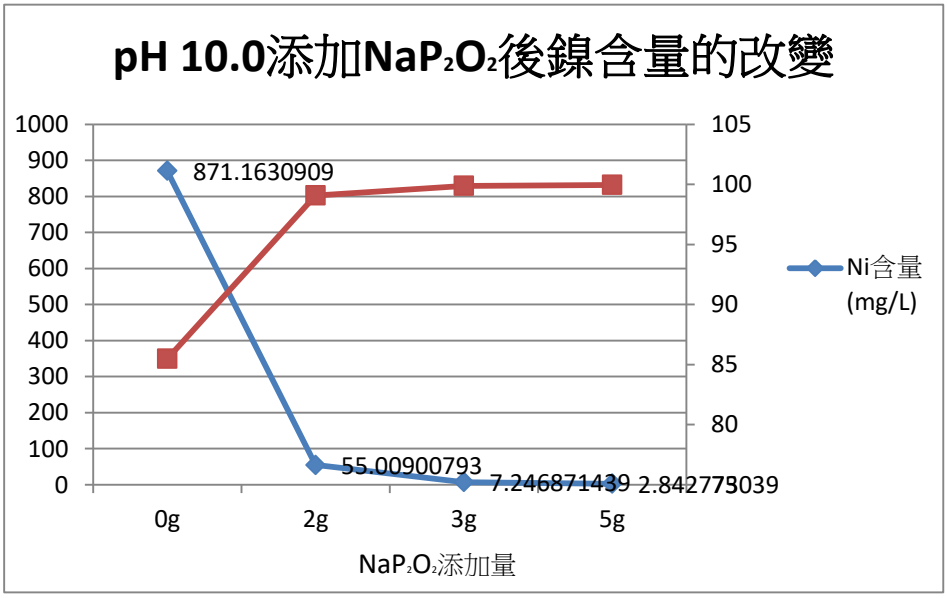


圖 5　添加還原劑 NaP2O2 後的去除效率

從去除效率的表現上來看額外的添加次亞磷酸那這樣的還原劑可以促使化學還原法的去除效率提升到 99%以達到接近完全去除的效力。

2.電解法

(1)不同 pH 狀況下去除效率的變化:

在電解的實驗方面鹼性環境下的去除效率明顯優於在中性與酸性，在時間方面酸性環境下前兩個小時就接近反應平衡的狀態，而在中性方面在電解經過 14 小時候開始效率提升，在鹼性的方面在 12 小時內基本上已經達到 97.6%的去除效率。經由實驗可得知在實廠應用上使用電解去除重金屬在控制 pH 值上可以在 pH10 上下去進行操作，在中性的環境下也是可以達到不錯的去除效率不過時間上就會拉得比較長，在實廠的電費與批量操作的成本上會增加不少。電解法的去除變化量與去除率如下圖 6、圖 7。

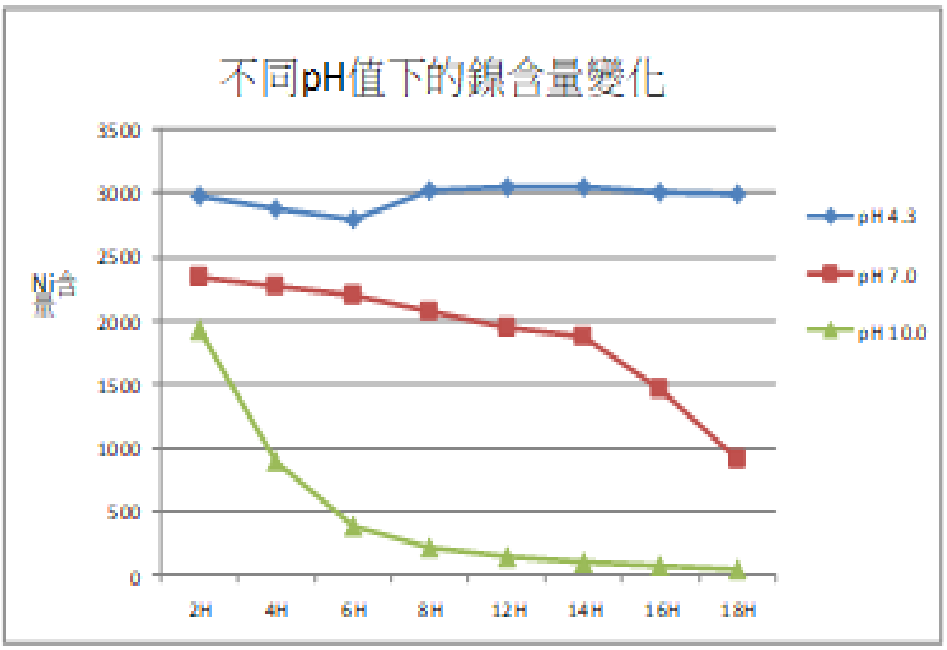


圖 6　電解法下 pH 與時間鎳殘留量變化

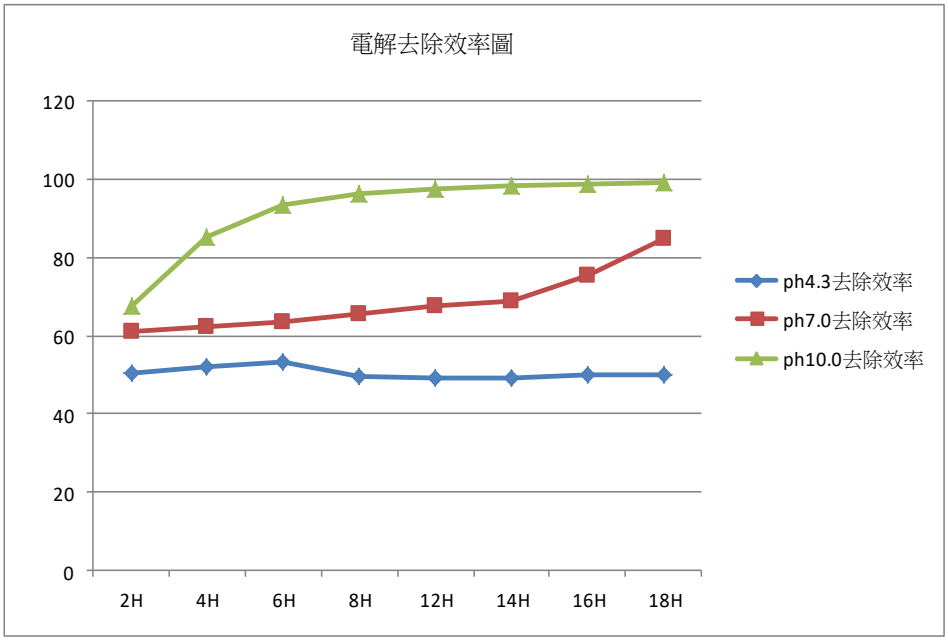


圖 7　電解法下去除效率時間軸

3.還原法與電解法在 COD 與磷去除率比較:

如下圖 8,從圖中可得知在 COD 與磷的去除上化學還原法是基本上沒有去除之效力，但在鎳的去除上有著較好的去除效力。另一方面電解法在 COD 去除效率有著 20~30%的去除率，但去除磷的方面並沒有顯著的去除就如同還原法一樣，在鎳的去除效率上除了在 pH10 的環境下有著接近 99%的去除效率但在 pH4.3 與 pH7 都低於還原法同 pH 值下的數值。

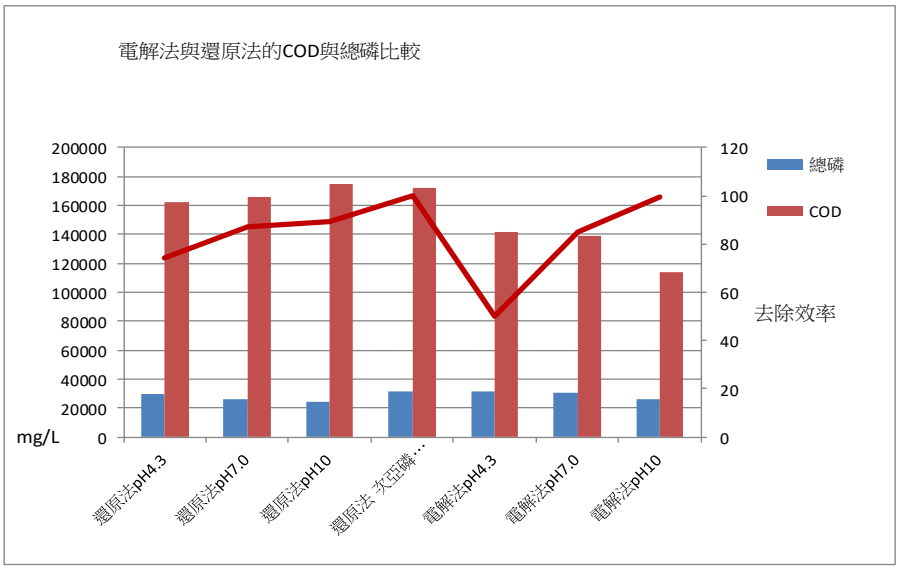
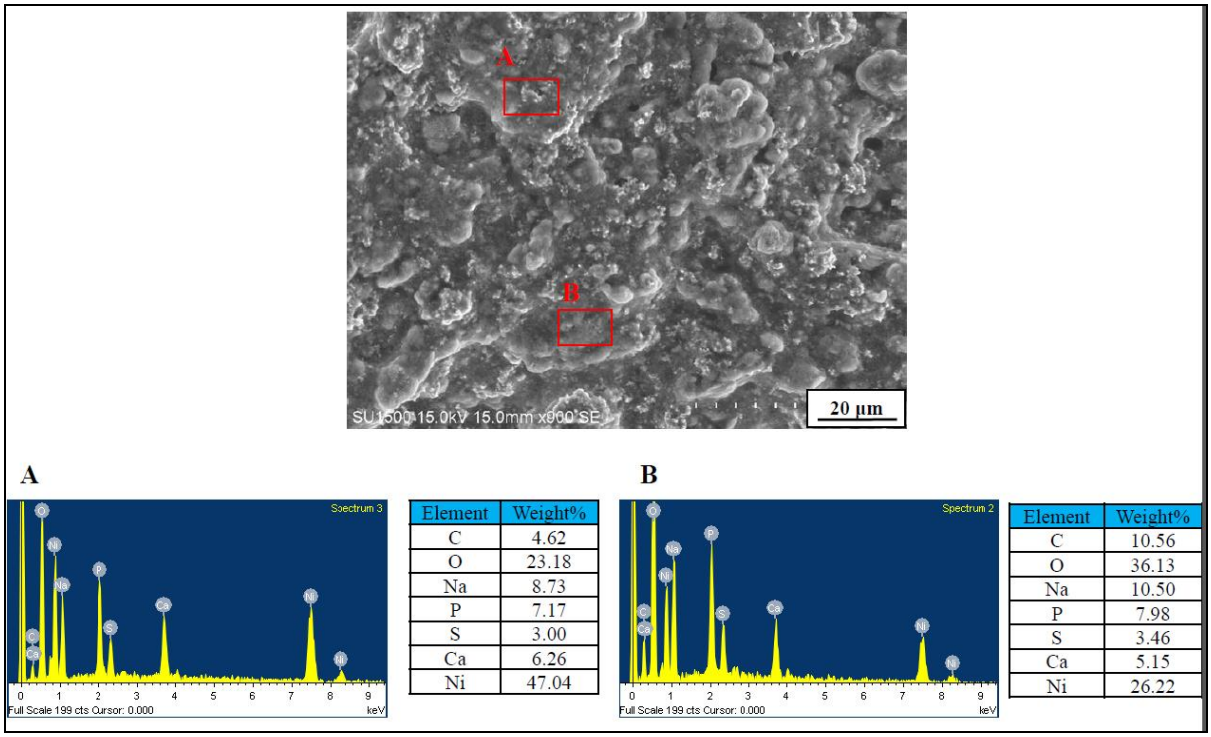


圖 8　COD、總磷、鎳去除效率比較圖

4.所產生的固體 EDS 分析；

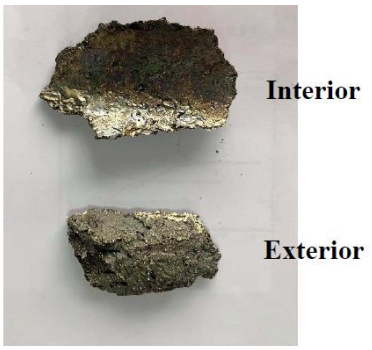
本研究除了探討去除效率外，就是去除後的鎳金屬的回收與利用性，所以在所產生的固體去使用 EDS 作分析個別的成分組成,藉此來探討兩種方法的回收可利用性分析。從結果上可得知還原法的鎳含量大概在 25%~50%之間，且為粉狀的產物。而電解法的鎳含量應附著在電極板上取下後座內外層分析，分析的結果在內層方面是在 80%以上，而外層方面落差比較大範圍約在 45%~90%之間，推測應該是鍍層越來越厚導致堆疊不均的狀況但整體上的純度是比還原法的產物來的高。EDS 分析結果還原法如圖 9，電解法內層如圖 10，外層如圖 11、圖 12。

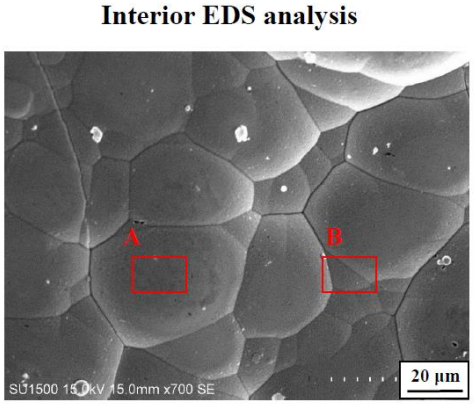


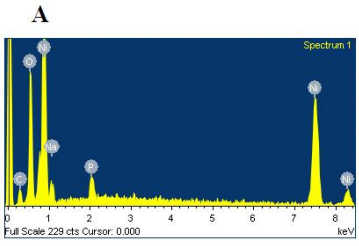
Element	Weight%
C	4.62
O	23.18
Na	8.73
P	7.17
S	3.00
Ca	6.26
Ni	47.04

Element	Weight%
C	10.56
O	36.13
Na	10.50
P	7.98
S	3.46
Ca	5.15
Ni	26.22

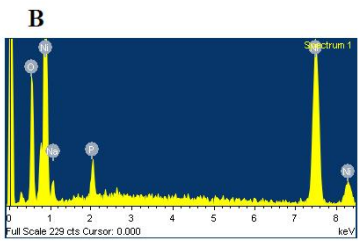
圖 9　還原法之產出物 EDS 下的元素成分





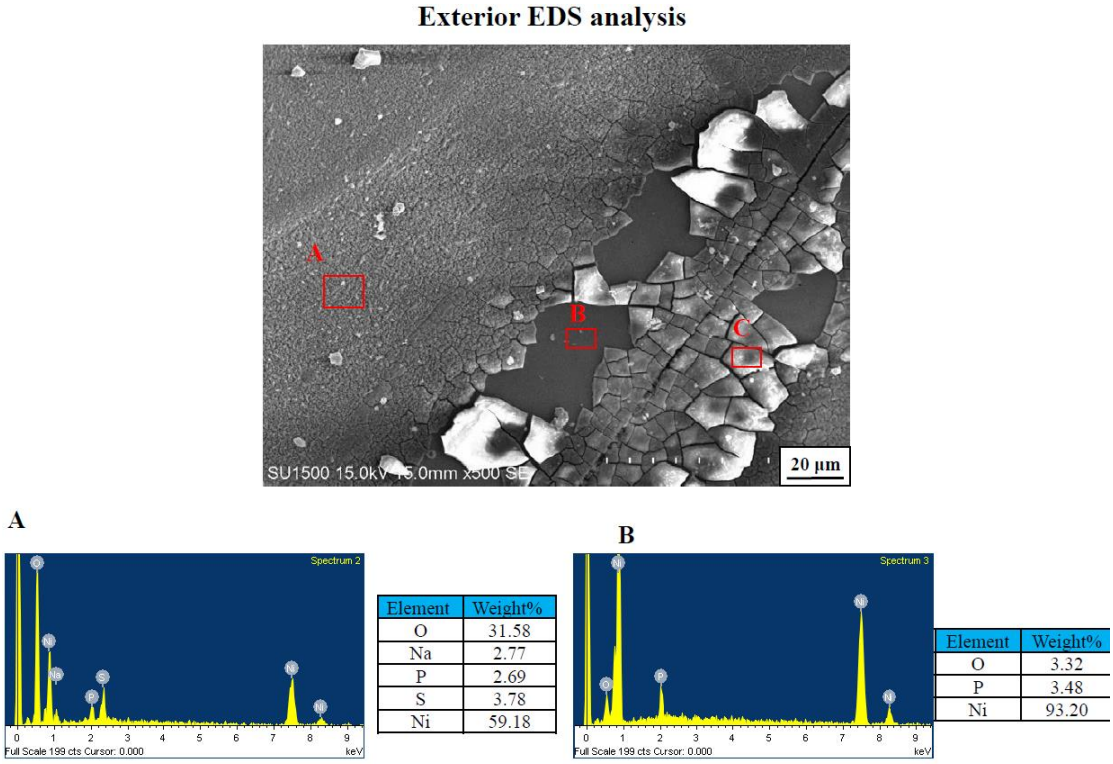


Element	Weight%
C	3.65
O	9.00
Na	1.80
P	2.04
Ni	83.51



Element	Weight%
O	10.66
Na	2.22
P	2.43
Ni	84.69

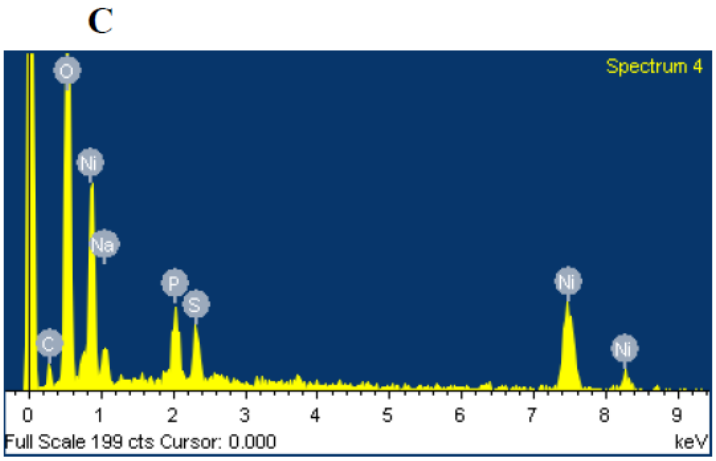
圖 10　電解法下產物內層 EDS 的元素成分



Element	Weight%
O	31.58
Na	2.77
P	2.69
S	3.78
Ni	59.18

Element	Weight%
O	3.32
P	3.48
Ni	93.20

圖 11　電解法下產物外層 EDS 的元素成分 A 點與 B 點



Element	Weight%
C	5.24
O	38.39
Na	3.70
P	3.75
S	3.25
Ni	45.68

圖 12　電解法下產物外層 EDS 的元素成分 C 點

五、結　論

1.使用化學還原法下，在廢液中額外添加適量的還原劑次亞磷酸鈉可以使此方法的去除效率達到 99%。

2.還原法中來做為觸發的強還原劑添加量對於去除效率的提昇不大。

3.電解法中在 pH10 的情況下去除效果不管是在時間上與效率上都比在 pH7 與 pH4.3 都來的快與好。

4.兩種方法的比較下在兩者的最佳條件下去除效率都是達到 99%，但還原法有著反應速率快效果快的好處，而電解法有著在 COD 的去除效率上有實質的幫助，這是在還原法上所沒有的幫助。而兩者在去除總磷的方面都沒有顯著的效果。

5.在產生的物體上還原法所產生的固體含鎳量是比電解法來的不純所以在回收利用上比較來的不便利。

6.將來以實廠應用上兩者在去除重金屬上都有不錯的去除效率，但使用上的限制有所不同，如果實廠廢水量大的狀況下以化學還原法去重金屬鎳的效力上可能會比電解法來的優良，因為有著時間處兩上較快的優勢。如果水量較少可以用電解的方式，其優勢在於產物純度較高有回收利用的價值，且有降低 COD 的功用在後續處理上能降低後端處理的負擔。

六、參考文獻

1.李九龍、曾國輝、呂承恩 「鎳廢液處理與回收之研究」龍華科技大學學報第二十五期 (2005)

2.Ken Horikawa and Izumi Hirasawa 「Removal and Recovery of Nickel Ion from Wastewater of Electroless Plating by Reduction Crystallization」 Korew, o r. Chem. Eng., 17(6), 629-632 (2000)

3.李威霖、黃志彬 「以電解系統處理化學銅廢水研究」交通大學工學院碩士在職專班永續環境科技組學位論文碩士班 (2010)

4.田福助 「電化學-理論與應用」 科技書局 (1996)

5.楊萬發 「水及廢水處理化學」 立編譯館 (1989)

6.林廷育 「化學鎳老化液電解回收鎳之研究」朝陽科技大學環境工程與管理系學位論文 (2011)

7.周珊珊，廖啟鐘，彭淑惠「重金屬廢液回收處理技術」工業污染防治第 70 期（1999）

複合式混凝劑在廢水處理上之應用研究-

以形成水鋁鈣石為例

李中光*、許欽揚**

摘　要

鈣鹽、鋁鹽及鐵鹽是相當常見之化學混凝劑，但應用上往往僅添加單一種鹽類且主要焦點是放在 COD 之去除率，較少論及同時添加兩種鹽類之處理效果及對其它污染物之去除效率。本研究即是在探討同時添加鈣鹽及鋁鹽以形成類水滑石或水鋁鈣石在廢水處理上之應用及限制。研究過程首先使用正交實驗法以決定各操作條件(鋁鹽添加量、鈣/鋁質量比、反應溫度及反應時間)之優先順序及於最佳操作條件組合下，各單一污染物(COD、氟離子、亞硝酸根離子、硝酸根離子、六價鉻離子及硼)之去除率。接著，參考所得之最佳操作條件進行共存陰離子實驗以獲得在共存污染物的情況下，各污染物間之競爭去除率。研究結果指出於最佳操作條件下，水鋁鈣石對 COD，氟離子，亞硝酸根離子，硝酸根離子，六價鉻離子及硼之去除率可分別達 25，78，58，48，≈ 100 及 94%。共存陰離子實驗則指出各陰離子之去除率依下列順序由大到小排列：六價鉻離子 > 硼 > 氟離子 > COD > 硝酸根離子，此一結果和單成份陰離子之去除率大小是相一致的。實際廢水測試則指出於適當之 Ca：Al：B 莫耳比下硼之去除率約可達 84%。使用即時合成法形成水鋁鈣石去除陰離子之機制包含有表面吸附、陰離子交換機制及和添加之混凝劑原料直接產生沉澱反應。論文中亦討論了使用水鋁鈣石在實際去除水中污染物時可能遭遇之問題及解決之道。

【關鍵詞】水鋁鈣石、陰離子、插層、即時合成法

---

*萬能科技大學環境工程系　教授

**萬能科技大學環境工程系碩士班　研究生

一、前　言

隨著放流水之管制日趨嚴格及環保公部門稽查強度之增強，廠商在提高廢水處理效率及經費和空間的限制下如何修改處理流程以符合放流水標準是一件相當頭痛的事情。對廠商來說，若能在不大幅變更處理流程(以節省經費及對空間之需求)即可提升廢水處理效率應是一件令人相當期待的事情。針對此點，改變化學混凝程序之添加藥品種類及操作參數以提升處理效率或許是可考慮的一種方式。此一方式即使無法一次到位的將污染物處理至符合放流標準，但因其在前端進行化學混凝程序時即可先預處理掉大部份之污染物，因此不但可降低後續處理單元之處理負荷，亦可降低放流水超標之風險，此種處理思維在現今放流水排放標準日趨嚴格的情況下更顯重要。

鈣鹽、鋁鹽及鐵鹽是廢水處理中相當常見之化學混凝劑，但應用上往往僅添加單一種鹽類且主要焦點是放在 COD 之去除率，較少論及同時添加兩種混凝劑之處理效果及對其它污染物之去除效率。理論上，同時添加兩種混凝劑可能會產生複鹽類沉澱物，例如同時添加鈣鹽及鋁鹽會產生水鋁鈣石及鈣礬石沉澱，同時添加鈣鹽及鐵鹽及同時添加鐵鹽及鋁鹽則分別會產生鈣-鐵及鐵-鋁層狀複金屬氫氧化物(Layered double hydroxides，LDH，類水滑石的一種)，而這些沉澱物由於各具特殊之結構及表面化學特徵，因此伴隨其對 COD 之去除，其亦可能對其它共存於廢水中之陰、陽離子型污染物有不錯之去除效果。依此，探討複合式混凝劑對水中污染物之去除特性是一件相當值得研究之議題，在這其中，經由同時添加鈣鹽及鋁鹽所產生之水鋁鈣石($Ca_4Al_2(OH)_{12}(OH,Cl,CO_3,SO_4)\ nH_2O$，屬 LDH 之一種)由於在去除廢水中各種有害之陰、陽離子上有相當多之應用，因此是一相當值得探討之材料。實務應用上，使用水鋁鈣石作為吸附劑來去除污染物之方式可分兩種，一種是一邊投入藥劑到廢水中一邊形成水鋁鈣石，在製備的過程中就順便將水中污染物一併去除，此即所謂的即時合成法。另一種應用方式則是先將其作成吸附劑材料再進行一般吸附處理程序。在即時合成法中，由於水鋁鈣石之合成和污染物之去除是同時完成的，少掉吸附劑之製備程序，因此較具實務應用性。

本研究即是在探討採用即時合成法同時添加鈣鹽及鋁鹽以形成水鋁鈣石在廢水處理上之應用及限制。研究過程首先使用正交實驗法決定各操作條件(鋁鹽添加量、鈣/鋁質量比、反應溫度及反應時間)之優先順序及於最佳操作條件組合下，各單一污染物(COD、氯離子、亞硝酸根離子、硝酸根離子、六價鉻離子及硼)之去除率。接著，參考所得之最佳操作條件進行共存

陰離子實驗及實際廢水測試以獲得在共存污染物的情況下，各污染物間之競爭去除率。論文中亦討論了使用水鋁鈣石在實際去除水中污染物時可能遭遇之問題及解決之道。

二、結果與討論

1.單成份污染物測試

本研究是採用四因素三水準之正交實驗法及單因素實驗步驟以獲得水鋁鈣石去除各污染物之最佳操作參數組合。以下即以去除氟離子之實驗結果為範例作一說明，其他污染物之探討步驟亦相類似，限於篇幅，在此就不再贅述。表 1 所示為形成水鋁鈣石之鈣鹽-鋁鹽系統對化工色料廠含氟廢水之四因素三水準正交實驗測試結果。由於所添加之鈣鹽為強鹼且實驗過程中均是超量添加，因此不管溶液初始是酸性或鹼性，最後溶液之 pH 均會上升至約 13，也因此溶液初始 pH 值對氟離子去除率之影響幾乎是微乎其微，這也意謂在工程實際應用時，不需將此因子列入考量。由實驗結果可知氟離子之去除率最高可達約 30%，意謂此一複鹽法對氟離子可能是一不錯之去除方法。另外，由極差值(R)之相對大小可知各影響因子之重要性順序為：鋁鹽添加量 > Ca/Al 質量比 > 反應溫度 > 反應時間且由 k_1~k_3 值可知在實驗中各影響因子皆有一個最佳參數值，分別為鋁鹽添加量 4 克，Ca/Al 質量比 3.5，反應溫度 45°C，反應時間 0.5 小時。以下即根據上述資訊進行下列之單因素實驗。

圖 1 所示為氟離子之去除率隨鋁鹽添加量之變化情形。如圖 1 所示，隨著鋁鹽添加量之增加，氟離子去除率亦隨之增加，並於添加約 16 克後去除率趨於常數值，約 80%。此一結果若再和正交實驗中鋁鹽添加量之極差值遠大於其他三因素則可知鋁鹽添加量對氟離子之去除率具有很大之影響力。考量到經濟效益及氟離子去除率，將鋁鹽添加量定為 13 克。如文獻報告所述，在此一化學沉澱系統中，氟離子是以形成 $Ca_4Al_2Cl_2(OH)_{12}$ 沉澱(弗里德爾鹽)的方式被去除(所產生之沉澱物皆為混合晶相，主要的晶相包含 $Ca_4Al_2Cl_2(OH)_{12}$，$Ca_4Al_2(OH)_{14}$，$Ca_3Al_2(OH)_{12}$ 及 $Ca(OH)_2$)，因此鋁鹽及鈣鹽添加量對氟離子之去除將有相當大之影響。由實驗結果可知於適當之鋁鹽及鈣鹽添加量下，氟離子之去除率約可達 80%。理論上，當鈣鹽的添加量固定時，氟離子之去除率將先隨著鋁鹽添加量之增加而增加，但隨著添加量的增加，將導致 $Al(OH)_4^-$ 及 OH^- 之增加，進而使得 $Al(OH)_4^-$ 及 OH^- 將取代氟離子進行後續沉澱物之形成反應，並增加了

$Ca_3Al_2(OH)_{12}$ 之生成量及降低了 $Ca_4Al_2Cl_2(OH)_{12}$ 及 $Ca_4Al_2(OH)_{14}$ 之生成量，因此氯離子去除率將開始下降，這也意謂較高的鋁鹽添加量未必有利於氯離子之去除。但由圖 1 之實驗結果來看，氯離子隨著鋁鹽添加量之增加並無下降之趨勢僅是趨於穩定值，此一差異可能和所用實廠廢水之成份不同有關。

圖 2 所示為氯離子之去除率隨 Ca/Al 質量比之變化情形。如圖 2 所示，隨著 Ca/Al 之比值由 3.5 開始增加，氯離子之去除率並無明顯變化，甚至有些微下降之趨勢，此意謂若和鋁鹽添加量相較，鈣鹽對氯離子去除率之影響似乎較為微弱。以下將 Ca/Al 之比值定為 3.5。理論上，鈣鹽添加量和鋁鹽添加量對氯離子去除率之影響是互相關聯的；在鋁鹽添加量很低時，則鈣鹽添加量對氯離子之去除率幾乎是無影響的，但當鋁鹽添加量過高時，則氯離子之去除率將深受鈣鹽添加量之影響。於此情況下，隨著鈣鹽添加量之增加，Ca^{2+} 及 OH^- 之濃度亦會隨之增加，其中 Ca^{2+} 濃度的增加將有利於氯離子之去除，但 OH^- 的增加則因在高 OH^- 濃度時，$Ca_4Al_2Cl_2(OH)_{12}$ 中之氯離子將會被 OH^- 所取代以形成 $Ca_4Al_2(OH)_{14}$，因此將不利於氯離子之去除。依此，隨著鈣鹽添加量之增加，氯離子之去除率將首先快速增加，接著再降低。但由圖 2 來看，結果似乎和上述不同，可能之原因是所採用之實廠廢水所含共存陰離子之干擾所致。另一個可能原因是所採用之 Ca/Al 比值過高導致無法觀察到在低 Ca/Al 質量比下氯離子之去除率變化。

圖 3 及圖 4 所示分別為氯離子去除率隨反應溫度及反應時間之變化情形。如圖 3 及圖 4 所示，氯離子去除率隨反應溫度及反應時間之變化並不大，因此將反應溫度及反應時間分別定為 25 ^oC 及 0.5 小時。在反應溫度方面，文獻報告曾指出由於 $Ca_4Al_2Cl_2(OH)_{12}$ 穩定存在之溫度是 40 ^oC，一旦超過 40 ^oC，則部份 $Ca_4Al_2Cl_2(OH)_{12}$ 將會崩解以形成更穩定之晶相，例如 $Ca_3Al_2(OH)_{12}$，因此在 40 ^oC 之前氯離子去除率僅隨溫度之增加而緩慢降低，一旦溫度超過 40 ^oC，則氯離子去除率將會快速降低；依此，實際應用時為能獲得較高之氯離子去除率宜降低廢水之溫度。由圖 3 來看，反應溫度對氯離子去除率幾乎無影響，此一結果可能和實驗溫度最高僅在 45 ^oC，溫度效應尚不明顯所致。在反應時間方面，實驗結果指出反應時間對氯離子之去除幾乎無影響。實際應用時須考量鈣鹽之低溶解度因素，因此適當增加反應時間可提高氯離子之去除率。依此，在考量經濟因素及氯離子之去除率狀況下，可將反應時間設為 0.5 小時。

綜合上述可知使用鈣鹽-鋁鹽化學沉澱法形成弗里德爾鹽以去除氯離

子之最佳操作條件可設為鋁鹽添加量 13 克，Ca/Al 質量比 3.5，反應溫度 25 oC 及反應時間 0.5 小時，於此組合下，氟離子之去除率約可達 78%。實際應用時，尚需考慮攪拌速率之效應及共存陰離子之干擾。針對攪拌速率效應，增加攪拌速率應可增加藥劑之溶解及分散性，亦可增加溶液中各種離子之碰撞機會，因此應可提高氟離子之去除效率，但尚需考慮操作成本才能訂出最佳之攪拌速率。在共存陰離子效應方面，因所處理之實廠廢水可能含有 SO_4^{2-}，NO_3^-及 F^-，而這些共存陰離子可能會對氟離子之去除產生一些干擾。舉例來說，本實驗所用實廠廢水即含有 SO_4^{2-}，而由於 SO_4^{2-} 會和 Ca^{2+} 及 Al^{3+} 反應產生不溶性之鈣礬石 (Ca6Al2(SO4)3(OH)12) 且由於鈣礬石和弗里德爾鹽之溶解度積常數分別為 10−109.9 及 10−27.10，因此 Ca^{2+} 及 Al^{3+} 將優先和 SO_4^{2-}產生鈣礬石而不是和 Cl^-產生弗里德爾鹽沉澱，此將導致 SO_4^{2-}之去除率高於氟離子之去除率，而這也暗示 SO_4^{2-}之存在將會抑制 Cl^-之去除。針對此，可使用二階段弗里德爾鹽沉澱法來去除氟離子，其中第一階段主要在去除 SO_4^{2-}而第二階段則主要在去除氟離子。

表 1　鈣鹽-鋁鹽之四因素三水準單一指標氟離子濃度之正交實驗結果 (氟離子初始濃度約 3,200 ppm)

序號	鋁鹽添加量(g)	Ca/Al(質量比)	反應溫度(℃)	反應時間(h)	氟離子去除率(%)
$1_{(2)}$	2	2.5	25	0.5	9.8
$2_{(1)}$	2	3.5	35	1	9.4
$3_{(3)}$	2	4.5	45	2	9.3
$4_{(1)}$	3	2.5	35	2	19.3
$5_{(3)}$	3	3.5	45	0.5	20.3
$6_{(2)}$	3	4.5	25	1	19.0
$7_{(3)}$	4	2.5	45	1	30.2
$8_{(2)}$	4	3.5	25	2	30.0
$9_{(1)}$	4	4.5	35	0.5	28.9
K_1	28.4	59.2	58.8	59.0	
K_2	58.6	59.8	57.5	58.5	
K_3	89.1	57.3	59.7	58.6	
$k_1(=K_1/3)$	9.5	19.7	19.6	19.7	
$k_2(=K_2/3)$	19.5	19.9	19.2	19.5	
$k_3(=K_3/3)$	29.7	19.1	19.9	19.5	
R	20.2	0.8	0.3	0.2	

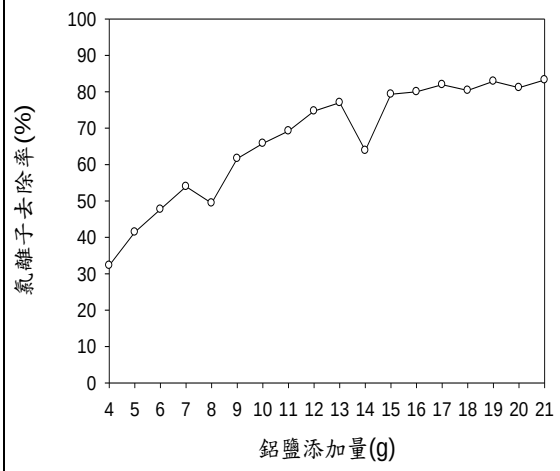


圖 1　氟離子去除率隨鋁鹽添加量之變化情形，反應條件：Ca/Al 質量比 3.5，反應溫度 45 °C，反應時間 0.5 小時

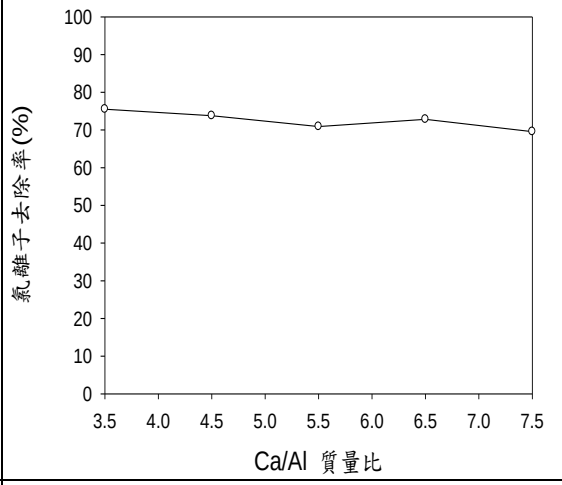


圖 2　氟離子去除率隨 Ca/Al 質量比之變化情形，反應條件：鋁鹽添加量 13 克，反應溫度 45 °C，反應時間 0.5 小時

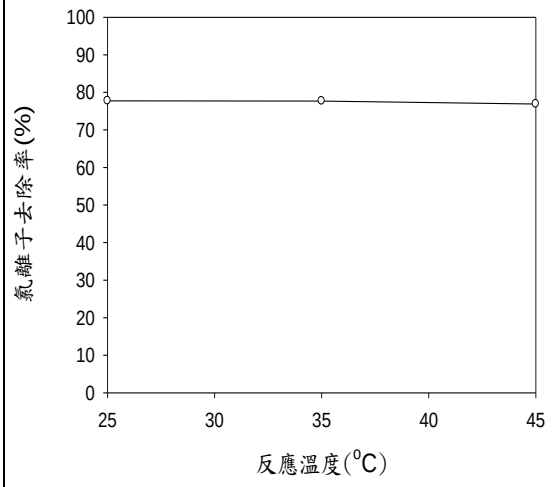


圖 3　氟離子去除率隨反應溫度之變化情形，反應條件：鋁鹽添加量 13 克，Ca/Al 質量比 3.5，反應時間 0.5 小時

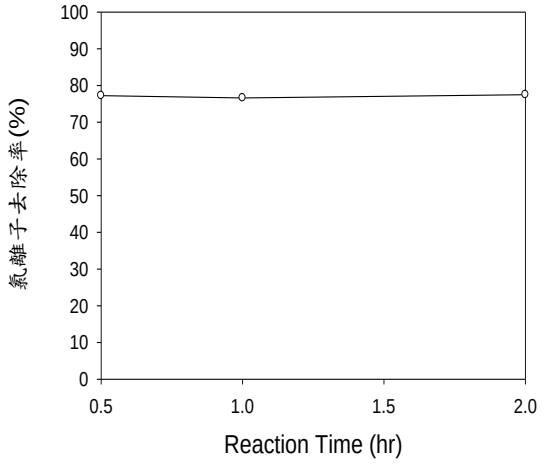


圖 4　氟離子去除率隨反應時間之變化情形，反應條件：鋁鹽添加量 13 克，Ca/Al 質量比 3.5，反應溫度 25 °C

在單成份污染物之測試方面，本研究共完成 COD、氟離子、亞硝酸根離子、硝酸根離子、六價鉻離子及硼之正交實驗，所得最佳操作參數組合及各污染物去除率彙整如表 2 所示。由表 2 可知對單一污染物而言，於最佳操作參數組合下，各污染物之去除率由大到小依序為：$Cr_2O_7^{2-}$ > $B(OH)_4^-$ > Cl^- > NO_2^- > NO_3^- > COD；此結果意謂經由添加兩種混凝劑以形成水鋁鈣石除了能去除 COD 外，其的確也能去除多種水中之陰離子污染物，在這其中，$Cr_2O_7^{2-}$，$B(OH)_4^-$ 及 NO_3^- 均是有訂定放流水排放標準而受到管制的，部份工業區之聯合污水廠則是對 Cl^- 訂有納管標準。依此，

此一鈣鹽-鋁鹽化學沉澱程序除了可去除 COD 外，其亦可作為各陰離子污染物之預處理系統以降低後續處理單元之處理負荷。

表 2 中另外兩個有趣的結果是反應溫度皆是 25 oC 最佳而反應時間則是約 0.5 小時即可，其中前者可能和溫度對水鋁鈣石穩定性之影響有關，溫度越高，水鋁鈣石之穩定性越差，因此反應溫度可能是越低越好。至於後者則是意謂反應槽體毋需過大，只要能滿足水力停留時間大於 30 分鐘即可。上述有關反應溫度及反應時間之要求在實際應用上應該還不致於構成太大之問題。

水鋁鈣石之所以能去除水中之陰離子污染物主要是透過下列三種機制：

(1)表面吸附：

由於水鋁鈣石之顆粒表面帶正電荷，因此透過靜電引力以吸附水中陰離子是可能發生的。

(2)陰離子直接和水鋁鈣石層間陰離子進行交換：

基本上，Cl^-，NO_2^-，NO_3^- 及 $Cr_2O_7^{2-}$ 之主要去除機制應屬此類。由於理論上電荷數越高之陰離子將具有更多優勢優先被插層至水鋁鈣石層間，因此 $Cr_2O_7^{2-}$ 具有最高去除率是可預期的。單價之 Cl^-，NO_2^- 及 NO_3^- 雖然亦可被插層至水鋁鈣石層間內，但當水中存有其他較高電荷數或較大之共存陰離子時，則其可能被置換出來，進而降低其去除率，而這也意謂著在實際廢水中，這些陰離子之去除可能會受到水中其他共存陰離子之干擾，換句話說，各陰離子間將會存在有競爭效應。至於 $B(OH)_4^-$ 則除了經由插層機制而被去除外，$B(OH)_4^-$ 亦可能和所添加之鈣鹽產生偏硼酸鈣沉澱，此部份亦會貢獻部份去除率。

(3)和添加之混凝劑原料直接產生沉澱反應：

由於水鋁鈣石在水中具較高之溶解度，因此若將其作為吸附劑直接投入水中則其對水中陰離子之主要吸附去除機制將可能為溶解-再沉澱程序；於此程序中，水鋁鈣石將溶解形成 Ca2+，$Al(OH)_4^-$ 及陰離子且水中污染物將直接和 Ca2+ 產生沉澱而被去除，一些常見的例子包含水中氟離子會和鈣離子產生氟化鈣沉澱，磷酸根離子會和鈣離子產生羥基磷灰石沉澱及 $B(OH)_4^-$ 會和 Ca2+ 及 $Al(OH)_4^-$ 產生沉澱物或錯合物，因此水鋁鈣石對上述陰離子之去除除了陰離子交換機制外還包含上述之沉澱機制且當這些沉澱物之溶解度積常數(Ksp)非常小時則此類沉澱機制將可能是陰離子之主要去除機制。由於去除機制包含有陰離子交換機制及溶解-再沉澱機制，因此水鋁鈣石對此類陰離子往往具有不錯之去除效果。對本研究所

使用之即時合成法來說，$B(OH)_4^-$ 除了經由插層進入水鋁鈣石層間而被去除外，其亦會和所添加之鋁鹽及鈣鹽產生沉澱或錯離子而被去除，這也說明了為何 $B(OH)_4^-$ 會具有高去除率。值得注意的是，此種機制將使得各操作因子對陰離子去除率之影響較難釐清而必須借助實際測試才能作較適當之推論。對 $Cr_2O_7^{2-}$ 來說，由於所添加之鈣鹽並不會導致鈣離子和重鉻酸根離子產生類似 CaCrO4 之沉澱，因此水中 $Cr_2O_7^{2-}$ 之去除主要仍是靠陰離子插層機制來完成，換句話說，LDH-CrO4 才是主要之沉澱物。

表 2 COD、氯離子、亞硝酸根離子、硝酸根離子、硼及六價鉻離子之最佳操作參數組合及去除率

污染物	鋁鹽添加量 (g)	Ca/Al (質量比)	反應溫度 (℃)	反應時間 (h)	污染物去除率 (%)
COD	8	5.5	35	1	25
Cl^-	13	3.5	25	0.5	78
NO_2^-	6	3	25	0.5	58
NO_3^-	4	3	25	0.5	48
$Cr_2O_7^{2-}$	0.15	3	25	0.5	100
$B(OH)_4^-$	3	2	25	0.5	94

2.共存陰離子之干擾效應

以上之實驗結果為單成份陰離子測試，實際廢水中往往都是混合物而不可能僅存單一陰離子，此時共存陰離子對各陰離子污染物去除率之干擾乃屬必然。一些在單成份測試時具有高去除率之陰離子，很可能在共存陰離子的干擾下其去除率會大幅降低，因此測試共存陰離子下各陰離子之去除率將可了解各陰離子之競爭去除效率，此在實際應用時有關藥品添加量之調配將可提供重要之資訊。

表 3 所示為於等莫耳陰離子量時，各陰離子之競爭去除效率。由表 3 可知各陰離子之去除率由大到小依序為：$Cr_2O_7^{2-}$ > $B(OH)_4^-$ > Cl^- > NO_3^-，COD 之所以未列入比較是因為 $Cr_2O_7^{2-}$為強氧化劑，部份 COD 可能被其氧化分解而不是全由水鋁鈣石沉澱所貢獻。至於 NO_2^- 則由於很容易被氧化成 NO_3^-，因此亦未列入討論。基本上，於混合物情況下，各陰離子去除率之大小順序和單一陰離子時之去除率大小是相一致的。$Cr_2O_7^{2-}$由於具較高負電荷值因此去除率最高，$B(OH)_4^-$則由於除了插層機制外，尚有來自鈣鹽和 $B(OH)_4^-$間之其他沉澱機制貢獻去除率，因此去除率名列第二，至於 Cl^-之去除率高於 NO_3^-則是暗示 Cl^-之陰離子交換能力是優於 NO_3^-。另

一方面，由表中亦可知隨著鋁鹽添加量之增加，各陰離子之去除率亦會增加，意謂所添加之鈣鹽並未完全被利用完畢。值得注意的是，隨著鋁鹽添加量之增加，$Cr_2O_7^{2-}$及 $B(OH)_4^-$之去除率並未明顯增加，而 Cl^-及 NO_3^- 之去除率則有顯著之增加，此意謂前者之去除率已趨於穩定，而後者之去除率則由於鈣鹽尚未反應完畢，隨著鋁鹽添加量之增加將有更多水鋁鈣石形成，導致更多 Cl^-及 NO_3^-被插層，進而提升其去除率，此一結果亦指出 Cl^-及 NO_3^-之去除是較容易受到其它共存陰離子所抑制的。上述結果指出未來在實際應用此法去除陰離子時，應先了解廢水中共存之陰離子種類及相對應之濃度以便推估適當之加藥量，必要時可能須採取多階段處理流程或添加過量之沉澱劑。無論如何，為獲得適當之加藥量資訊以節省藥品費及降低污泥量，實驗室加藥量測試仍是必須的。

表 3　等莫耳(0.48 mmole)陰離子及有機物混合物在鋁鹽添加量 1.5 (2，2.5)g，Ca/Al 質量比 3，反應溫度 25 oC，反應時間 2 小時條件下，各陰離子及 COD 之去除率 (COD 是用葡萄糖配的)

污染物	實際原濃度 (mg/L)	去除後濃度 (mg/L)	去除率 (%)
$Cr_2O_7^{2-}$	102.0	0.1(0.1、0.03)	99.9(99.9、100)
Cl^-	32.9	10.4(8.4、7.4)	68.4(74.5、7.7)
NO_3^-	57.4	36.7(33.6、31.7)	36.0(41.4、44.8)
$B(OH)_4^-$	11.6	5.3(5.1、5.0)	85.4(86、86.4)
COD	150.0	45.0(40.0、25.0)	70.0(73.3、83.3)

3.實際廢水測試

在進行完單成份及多成份陰離子之人工廢水測試後，以下即以實際廢水作測試以了解此法在實際應用上之潛能及限制。表 4 至表 8 所示為於單一操作參數組合下，廢水中各陰離子之去除率，由這些表可看到一些有趣之現象。

(1)F^-，SO_4^{2-}及 PO_4^{3-}均有相當高之去除率。此三種陰離子之所會有高去除率，除了來自陰離子插層水鋁鈣石之層間所貢獻外，其亦會和所添加之鈣離子形成不同之鈣鹽沉澱物進而提高其去除率；其中 F^- 會和所添加之鈣離子產生氟化鈣沉澱，SO_4^{2-}則除了會和鈣離子產生硫酸鈣沉澱外，亦會和所添加之鈣及鋁鹽產生鈣礬石沉澱，而 PO_4^{3-}則會和鈣離子產生羥基磷灰石沉澱。很明顯的，這三個陰離子之去除率和其所形成之鈣鹽沉澱物之溶解度積常數(K_{sp})之大小具有密切關係，K_{sp} 越小者，沉澱越

完全，去除率也越高。由於這三個陰離子均會消耗所添加之鈣鹽，進而妨礙到水鋁鈣石之形成，也因此可預期其將會抑制到其他經由插層水鋁鈣石層間而被去除之陰離子的去除率，且當此三種陰離子之濃度越高時，則抑制效應將會越明顯。

(2)針對 Cl^-，NO_2^-，NO_3^-及 $B(OH)_4^-$的去除率來說，$B(OH)_4^-$由於濃度很低，因此較不具討論價值，而 Cl^-，NO_2^- 及 NO_3^- 之去除率若在高濃度且沉澱劑之加藥量足夠時(例如表 6~8 所示)，則 Cl^-及 NO_2^-之去除率均較 NO_3^-來得高，此結果亦和單成份之測試結果相一致，也意謂 Cl^-及 NO_2^-具有較 NO_3^- 來得高之陰離子交換能力。值得注意的是，在單成份測試中，水鋁鈣石對 $B(OH)_4^-$之去除率可高達 94%，因此可預期其在高濃度且沉澱劑之加藥量足夠時其去除率應也不會太低。

(3)由上述兩點討論可知，水鋁鈣石對 Cl^-，NO_2^- 及 $B(OH)_4^-$應有不錯之去除效果，但應注意兩件事項：(a) 應添加過量之鈣鹽以抵銷來自 F^-，SO_4^{2-}及 SO_4^{3-} 之消耗而形成足夠之水鋁鈣石，如此才能使 Cl^-，NO_2^- 及 $B(OH)_4^-$具有令人滿意之去除率。(b) 雖然水鋁鈣石對 NO_3^-之去除率並不高，但因在許多實廠廢水中 NO_3^-往往是來自於原水中之 NO_2^- 經曝氣氧化所產生，於此情況下可考慮於原水階段時即使用水鋁鈣石來去除大部份之 NO_2^- 以降低後續對 NO_3^-之處理負荷。

表 9 及 10 是針對高濃度硼去除效率之實際測試結果，而表 11 所示則是在去除硼之過程中所伴隨之其他陰離子之去除效率。其中表 9 中之鈣鹽是採用氫氧化鈣而表 10 中之鈣鹽則為氯化鈣，而氫氧化鈣和氯化鈣之最大差別是在於其水溶解度及水解後溶液之酸鹼性；氫氧化鈣之水溶解度約 8%，水解後溶液呈強鹼性，而氯化鈣在水中則幾乎全溶，水解後溶液呈現中性。由表 9 可知採用氫氧化鈣時於 Ca：Al：B 為 2：1：1 時硼有最高去除率 75.6%，而由表 10 則可知採用氯化鈣時於 Ca：Al：B 為 1：0.5：1 時硼即有最高去除率 86.5%。很明顯的，採用氯化鈣似乎較採用氫氧化鈣具有更高之硼去除效率，至於其原因則可能是來自於氯化鈣具有較高之溶解度。值得注意的是，因氯化鈣之水溶液偏中性，而水鋁鈣石則是在偏鹼性下較易穩定生成，因此必要時仍需添加液鹼以提高水溶液之 pH 值以利水鋁鈣石之生成，但此將增加藥品費用。

另外，若比較表 10 及 11 則可發現一些相當有趣之結果。首先，在 Ca：Al：B 為 0.2：0.1：1 時，各污染物之去除效率由高到低依序為：$F^- > SO_4^{2-} > B(OH)_4^- > NO_2^- > NO_3^-$，但隨著 Ca：Al：B 莫耳比之增加，$B(OH)_4^-$之去除率開始逼近 F^- 並於 Ca：Al：B 為 0.8：0.4：1 時 $B(OH)_4^-$ 之去除

率變為第一，伴隨此一過程的是 SO_4^{2-} 之去除率亦會逐步提升。$B(OH)_4^-$ 去除率之所以會逐步升高其原因有下列幾點：(1) 其會和鈣離子產生偏硼酸鈣沉澱，因此隨著鈣鹽添加量之增加，其去除率亦會增加。(2) 隨著鈣鹽及鋁鹽添加量之增加，將會有更多可供 $B(OH)_4^-$ 插層之水鋁鈣石生成，因此去除率會升高。(3) 隨著鈣鹽及鋁鹽添加量之增加，更多之 SO_4^{2-} 被去除，這些被去除之 SO_4^{2-}除了部份會生成硫酸鈣沉澱外，大部份被去除之 SO_4^{2-} 應該是和所添加之鈣鹽及鋁鹽產生鈣礬石沉澱，而鈣礬石對 $B(OH)_4^-$ 之去除率是相當高的，也因此大幅提升了 $B(OH)_4^-$ 之去除率。值得注意的是，廢水中之 SO_4^{2-} 之濃度並不高(僅 393 mg/L)，因此當水中之 SO_4^{2-} 被去除耗盡時將不可能再產生鈣礬石沉澱，這也就是為甚麼後續再添加更多之鈣鹽及鋁鹽並不會再提升 $B(OH)_4^-$去除率之原因了。

表 4　實際廢水在鋁鹽添加量 1.5 g，Ca/Al 質量比 3，反應溫度 25 °C 及反應時間 2 小時條件下，各陰離子污染物之去除率

污染物	原濃度 (mg/L)	去除率 (%)
Cl^-	587.9	55.8
F^-	0.4	> 99
NO_2^-	2.3	3.5
NO_3^-	217.3	15.1
SO_4^{2-}	349.7	99.6
$B(OH)_4^-$	0.3	26.3

表 5　實際廢水在鋁鹽添加量 0.75 g，Ca/Al 質量比 3，反應溫度 25 °C 及反應時間 2 小時條件下各陰離子污染物之去除率

污染物	原濃度 (mg/L)	去除率 (%)
Cl^-	812.0	17.5
F^-	0.19	> 99
NO_2^-	1.06	≈ 0
NO_3^-	2.20	28.0
SO_4^{2-}	41.7	88.1
$B(OH)_4^-$	6.8	9.5

表 6　實際廢水在鋁鹽添加量 4 g，Ca/Al 質量比 3，反應溫度 25 °C 及反應時間 0.5 小時條件下各陰離子污染物及 COD 之去除率

污染物	原濃度 (mg/L)	去除率 (%)
Cl^-	999.0	76.0
NO_2^-	227.5	32.0
NO_3^-	123.8	12.8
SO_4^{2-}	77.2	99.4
COD	116.5	50.0

表 7　實際廢水在鋁鹽添加量 20 g，質量比 3，反應溫度 25 °C，反應時間 0.5 小時條件下各陰離子之去除率

污染物	原濃度 (mg/L)	去除後濃度 (mg/L)	去除率 (%)
F^-	6.9	–	> 99%
Cl^-	136.9	20.1	85.3
NO_2^-	133.0	9.0	93.2
NO_3^-	474.0	277.8	41.4
PO_4^{3-}	1881.9	–	> 99%
SO_4^{2-}	686.8	–	> 99%
$B(OH)_4^-$	0.92	0.2	76.3

表 8　實際廢水在鋁鹽添加量 24 g，質量比 3，反應溫度 25 °C，反應時間 0.5 小時條件下各陰離子之去除率

污染物	原濃度 (mg/L)	去除後濃度 (mg/L)	去除率 (%)
F^-	–	–	–
Cl^-	1221.1	205.9	83.1
NO_2^-	129.0	9.5	92.6
NO_3^-	608.8	381.7	37.3
PO_4^{3-}	957.8	–	> 99%
SO_4^{2-}	1090.8	–	> 99%
$B(OH)_4^-$	0.8	0.3	68.3

表 9　反應溫度 25 °C，反應時間 0.5 小時，不同 Ca(氫氧化鈣)：Al：B 莫耳比下，硼(初始濃度為 4821 mg/L)去除率及水中污泥量之變化

Ca：Al：B	去除率(%)	SS(g/L)
1:0.5:1	18.6	75.3
1.4:0.7:1	17.3	81.1
1.8:0.9:1	32.0	104.1
2:1:1	75.6	139.7

表 10　反應溫度 25 °C，反應時間 0.5 小時，不同 Ca(氯化鈣)：Al：B 莫耳比下，硼(初始濃度為 2990 mg/L)去除率之變化

Ca：Al：B	去除率 (%)	SS(g/L)
0.2:0.1:1	17.8	–
0.4:0.2:1	65.3	–
0.6:0.3:1	67.3	–
0.8:0.4:1	80.7	–
1:0.5:1	86.5	65.1
1.4:0.7:1	84.1	82.1
1.8:0.9:1	84.7	88.9
2:1:1	84.1	89.9

表 11 反應溫度 25 °C，反應時間 0.5 小時，不同 Ca(氯化鈣)：Al：B 莫耳比下，各種陰離子去除率之變化

Ca：Al：B	陰離子	初始濃度(mg/L)	去除率(%)
0.2:0.1:1	F^-	24.2	55.0
	NO_2^-	107.8	1.8
	NO_3^-	7.7	≈ 0
	SO_4^{2-}	393.3	21.0
0.4:0.2:1	F^-	24.2	74.0
	NO_2^-	107.8	2.8
	NO_3^-	7.7	≈ 0
	SO_4^{2-}	393.3	21.0
0.6:0.3:1	F^-	24.2	76.9
	NO_2^-	107.8	5.9
	NO_3^-	7.7	≈ 0
	SO_4^{2-}	393.3	44.7
0.8:0.4:1	F^-	24.2	60.7
	NO_2^-	107.8	4.5
	NO_3^-	7.7	≈ 0
	SO_4^{2-}	393.3	59.3

三、結　論

由上述單一成份，多成分及實際廢水之即時合成法測試結果可獲得下列結論：

1. 水中陰離子之去除機制包含有陰離子和所添加之鈣離子產生鈣鹽沉澱物或和所添加之鋁鹽產生錯合物而被去除，及經由陰離子交換機制而被去除。另外，SO_4^{2-} 由於可和所添加之鈣鹽及鋁鹽產生鈣礬石，因此又多了一個額外之去除機制。理論上，若陰離子能同時擁有兩種以上之去除機制，則其去除率通常都是較高的(例如 F^-、SO_4^{2-}、PO_4^{3-}及 $B(OH)_4^-$)，相反的，若僅透過陰離子交換機制，則其陰離子交換能力將會決定其去除率之高低。基本上，這種陰離子-陰離子交換是類水滑石化合物對各種陰離子和其層間陰離子間之競爭吸附，在相同的條件下，水滑石的層間位置並非向溶液中所有陰離子開放，而是只能容納那些能進一步增加表面電荷的陰離子；綜合來說，高價陰離子易於交換層間的低價陰離子，陰離子交換能力大致順序為：$CO_3^2 > OH^- > SO_4^{2-} > HPO_4^{2-} > F^- > Cl^- > Br^- > NO_3^- > I^-$。上述單一成份陰離子之測試結果似乎和此一順序相當吻合。
2. 在多成份陰離子之競爭去除過程中，若會和所添加之藥品(鈣鹽或鋁鹽)產生沉澱物者，則其去除率高低會和其所產生之沉澱物之溶解度積常數有密切關係，溶解度積常數越小，則沉澱越完全，也因此去除率會較高。舉例來說，由於 SO_4^{2-} 能和 Ca^{2+} 及 Al^{3+} 反應產生不溶性之鈣礬石 $(Ca_6Al_2(SO_4)_3(OH)_{12})$ 且由於 $Ca_6Al_2(SO_4)_3(OH)_{12}$ 和 $Ca_4Al_2Cl_2(OH)_{12}$ 之溶解度積常數分別為 $10^{-109.9}$ 及 $10^{-27.10}$，因此 Ca^{2+} 及 Al^{3+} 較易和 SO_4^{2-}產生鈣礬石而不是和 Cl^- 產生弗里德爾鹽，進而導致SO_4^{2-}之去除率會高於氯離子之去除率。另一方面，在陰離子交換機制方面，各陰離子之去除率將由陰離子交換能力之大小所決定。整個競爭去除過程中，各陰離子之總去除率即是由沉澱反應及陰離子交換機制所共同決定，換句話說，由其所形成之沉澱物之溶解度積常數大小及陰離子交換能力所決定。
3. 在實際廢水之應用中，目標陰離子污染物之去除率會受共存陰離子之種類及濃度，及藥品添加量所影響。若鈣鹽及鋁鹽之添加量足夠，則理論上各陰離子污染物之去除率將會和單一成份陰離子之測試結果相類似，但若添加量不足時，則由於陰離子之去除機制包含沉澱反應及陰離子交換機制且各陰離子間之去除特性並不一致，再加上各陰離子初始濃度之干擾，因此目標陰離子污染物之去除率將會很難評估。而為能獲得滿足之目標陰離子污染物之去除率，則只能進行實際測試才能獲得較確定之結果。

4.雖然使用鈣鹽-鋁鹽沉澱法來去除廢水中之陰離子是操作簡易且可能無需再添加處理設備之可行方式，但仍須注意下列幾點：

(1)化學沉澱法的主要缺點就是藥品費用及污泥量的增加，針對藥品費用，由於合成水鋁鈣石之主要原料有鈣、鋁及鹼度，因此應仔細檢視廢水中是否已存有這些元素之量以調控降低須額外添加之量以降低藥品費。而搭配此作法的另一項工作就是一定要作沉澱實驗以獲得最適加藥量及最佳去除率之數據。針對污泥量之降低，若鈣鹽是使用氫氧化鈣，則由於其溶解度並不高(約8%)，因此污泥中可能有部分是未溶解之氫氧化鈣所貢獻，因此除了需考慮調配消石灰溶液之濃度外，亦可考慮污泥迴流，除了可再利用未參與反應之氫氧化鈣以外，亦可降低污泥量。

(2)沉澱反應需在偏鹼情況下才有利於水鋁鈣石之生成(若是考慮去硼，由於硼酸在 pH 為9 時大部份是以$B(OH)_4^-$存在，此時才會有去除效果)，因此若鈣鹽是使用溶解度較高且較安全之氯化鈣則尚需添加液鹼以保持 pH 值在10 以上，此將增加藥品費用但可降低污泥量。

(3)廢水處理過程中若為連續處理則加藥量相當難控制，因此若要處理較難去除之陰離子或陰離子之濃度波動過大時，則建議盡量採分流處理及批次處理以提高加藥量控制之精確度及提高陰離子處理效率。

四、參考文獻

1.Goh, KH, Lim,_TT, Dong, Z. Application of layered double hydroxides for removal of oxyanions: a review. *Water Research* 42 (2008) 1343-1368.

2.Zhang, M, Reardon, EJ. Removal of B, Cr, Mo, and Se from wastewater by incorporation into hydrocalumite and ettringite. *Environmental Science & Technology* 37 (13) (2003) 2947-2952.

3.Fang P, Tang ZJ, Chen XB, Huang JH, Tang ZX, Cen CP. Chloride ion removal from the wet flue gas desulfurization and denitrification wastewater using Friedel's salt precipitation method. *Journal of Chemistry* Volume 2018, Article ID 5461060, 9 pages.

繩狀式接觸氧化系統處理綜合性工業廢水效能評估
—以新北產業園區污水處理廠為例

郭惠真*、劉新校**、賴漢民***、黃靜雲****

摘　要

新北產業園區污水處理廠(以下簡稱新北污水廠)為一綜合性工業廢水處理廠，自 78 年採用 30 組生物旋轉圓盤(Rotating Biological Contactor (RBC)方式操作迄今，近期逐年辦理 RBC 汰舊更新中。本研究以新北污水廠為研究對象，研究中我們建立了 2 組接觸氧化單元模擬槽體，槽體中分別裝設了不同長度之繩狀濾材。本研究目的在於評估繩狀式接觸氧化系統單元，對於本綜合性工業廢水有機物 COD、氨氮等之分解效果，同時比較採用接觸氧化系統與 RBC 處理系統兩者之設置成本，做為汰舊更新之參考。本實驗歷時約六個月，結果歸納如下：

1.研究顯示在進流水 COD 平均值為 144(mg/L)情況下，模槽 1 及模槽 2 COD 去除率分別為 67%與 77 %，平均殘餘濃度則分別為 43mg/L 及 29mg/L，與實廠 RBC 系統放流水相當。

2.氨氮進流月平均值為 12.1(mg/L)，經模槽處理後，平均去除率分別為 44%與 58%，平均殘餘值分別為 6.5mg/L 及 4.7mg/L，此顯示模槽中有一定程度硝化效果，且硝化效果與繩狀濾材長度有關。

3.RBC 系統若改採用繩狀式接觸氧化法，每組更新成本約為新台幣 41 萬元，若沿用 RBC 系統，每組更新成本約為新台幣 280 萬元。

【關鍵詞】綜合性工業廢水、繩狀濾材(Bio-cord)、生物旋轉圓盤(RBC)接觸曝氣、面積負荷

---

*經濟部工業局新北產業園區服務中心　一級技術員

**萬能科技大學環境工程系所　助理教授

***經濟部工業局新北產業園區服務中心　環保組長

****經濟部工業局新北產業園區服務中心　主任

一、前　言

新北污水廠占地面積約為 2.4 公頃，設計處理污水量 12,500 CMD，目前最大日平均處理污水量約為 5,000~6,600 CMD，連續操作迄今設備皆已超過使用年限，造成故障與處理效能不佳，近年雖已逐年進行汰換，但在面對趨於嚴格的水污染防治法及放流水標準加嚴的情況下，重新檢視 RBC 系統將是刻不容緩的工作，故以新北產業園區污水處理廠為例，作為研究對象。

本廠汰換設備之功能評估指標，主要為放流水之 COD、BOD、SS 等項目。110 年起環保署亦將氨氮、硝酸氮、總氮等納入管制標準，因此本研究亦將同時探討處理水中氮型態的變化。研究主要目的如下：

1.探討繩狀濾材對 COD、BOD 的去除率是否符合需求。

2.探討繩狀濾材對氨氮及硝酸鹽氮的去除效果。

3.使用 RBC 與繩狀濾材設置成本比較。

二、文獻回顧

早期廢(污)水的處理多採生物處理為大宗，生物處理程序又分為好氧處理與厭氧處理兩大類型。我國營運中 108 年度統計全省工業區污水處理廠，北部地區：16 廠、中部地區：12 廠、南部地區：16 廠，共有 43 廠加 1 座冷卻廠，其中有 1 廠為公辦民營廠及 10 廠為促參法 ROT 方式委託民間機構營運。以下針對全省綜合性工業區最多污水廠採用活性污泥法與本案相關的迴轉生物盤法及接觸曝氣法(繩狀濾材 Bio-cord)做探討。

(一)活性污泥法(ACTIVATED SLUDGE PROCESS)

全省工業區污水處理廠共有 44 座(如表 1)，每日處理廢水量達 42 萬公噸，其中採用活性污泥法方式處理的有 28 座，約占了 64%。典型的活性污泥法是由曝氣池、沉澱池、污泥迴流系統和過剩污泥排除系統組成(如圖 1所示)，2014 年世界上活性污泥處理法採用率在城鎮污水處理中至少占 90%以上，總數約有 5 萬座活性污泥法污水處理廠。

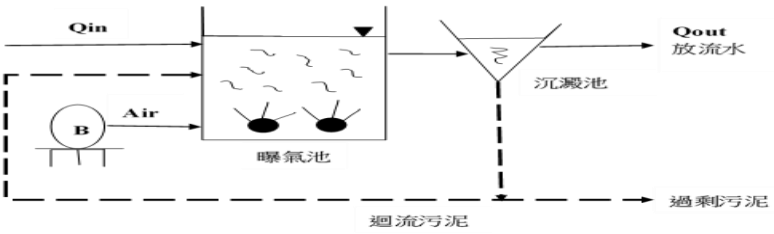


圖 1　活性污泥法處理流程圖

表 1　工業區污水處理廠操作處理方式及廠家數統計表

生物處理方式	污水廠	廠數
活性污泥法	龍德、利澤、大武崙、林口工二、土城、龜山、中壢、大發、大園、鹿港、彰濱線西、南崗、雲科工、民雄、嘉太、新營、官田、鳳山、臨海、屏南、內埔、平鎮、觀音、大里、全興、芳苑、社頭、大社	28
氧化渠法	和平(含光華)大甲幼獅、台中、永康、臺南科技、永安、斗六	8
高壓氧化法	新竹東區、竹圍子	2
迴轉生物盤法	桃園幼獅、新北	2
其他	海放中心、林園、彰濱金屬表面專區	3

(二)旋轉生物圓盤法(ROTATING BIOLOGICAL CONTACTOR PROCESS)

旋轉生物圓盤法(Rotating Biological Contactor Process)，簡稱 RBC 法，旋轉生物圓盤法為利用附著於圓盤上之微生物群以去除污水中之有機性污染物質之處理法，RBC 處理流程如圖 2 所示。

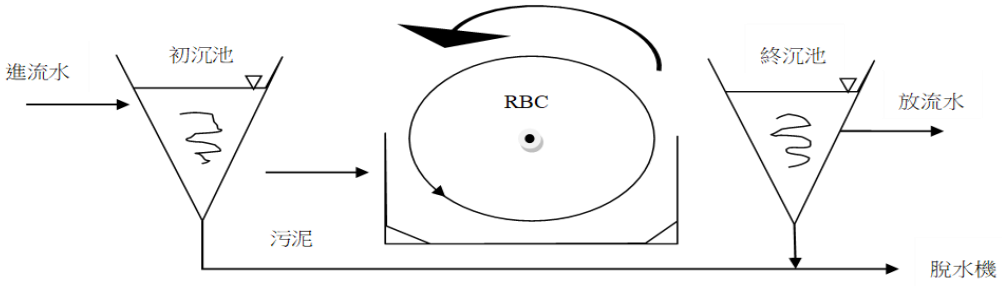


圖 2　RBC 處理流程圖

(三)接觸曝氣法(CONTACT AERATION)

接觸曝氣法(或稱接觸氧化法(Contact Oxidation Treatment))是一種介於活性污泥法與生物濾池之間的生物膜法,其特點是將接觸材料浸於曝氣槽內之污水中,並在槽內給予充分曝氣,使流入的廢水衝分攪拌循環流動,而與接觸材料接觸。經一段時間後,接觸材料表面開始生長附著生物性污泥(微生物)而形成生物膜,利用該生物膜在好氧性狀態下吸附、氧化廢水中有機物的處理方法。

接觸曝氣法處理流程如圖 3 所示。廢水經前處理後,引入曝氣槽與槽內生物膜充分接觸後,併同剝落的生物膜污泥流入最終沉澱池。

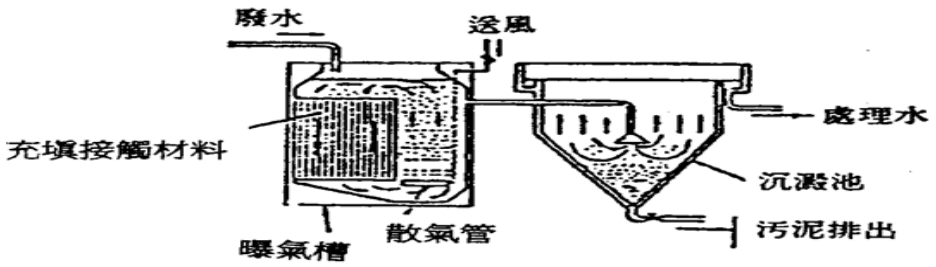


圖 3　接觸曝氣法示意圖

由研究結果顯示接觸曝氣法與活性污泥法在處理效率上並無明顯之差別,惟接曝氣法較活性污泥法易達到穩定之最佳處理效率狀態,且對有機負荷改變有較大承受能力及恢復處理機能之趨勢;由生物膜量與去除率之關係中可得知初期生物膜量隨 COD 去除率增加而加,當達到穩定狀態時,去除率不再受生物膜之影響。

一般接觸濾材有:浮動式濾材(生物擔體)、蜂巢式濾材(RBC)、軟式接觸濾材(繩狀濾材)等,依據 BOD 去除率等方面進行比較,由分析結果建議使用軟式繩狀接觸濾材。

PE 聚乙烯生物擔體表面積為 500 m^2/m^3、PU 聚氨酯表面積為 2000 m^2/m^3,研究得知,PE 聚乙烯生物擔體雖表面積小於 PU 聚氨酯生物擔體但是因為污染物可以有效的通過 PE 聚乙烯生物擔體讓微生物可以進行反應。PU 聚氨酯生物擔體經過生物馴養後,會造成污泥包覆情形,微生物無法有效通過進行反應,而造成處理效率不佳。

以 PE 聚乙烯測試後,在 pH 部分,在 pH6~9 時消耗的鹼度較為明顯,而最終反應的 pH 在 6~9 時(最適合為生物生長條件),去除效率也較佳(約可以達到 69~90 %)。在充填率部份,經實際測試結果得知以 PE 聚乙烯生物擔

體進行測試氨氮濃度為 20 mg/L 時，最佳充填率約 30 %，水力停留時間(HRT)經過 5 小時，去除效率約可達到約 90 %以上。對於實廠應用上，評估充填率成本時可列入建議。在整體的氨氮去除率顯示，水力停留時間延長，對於氨氮去除率皆有提升。氨氮與硝酸鹽氮的比例呈現反比，並非因為微生物生長吸附作用而去除，確實因為硝化菌的硝化作用達到去除的成效。

1.繩狀濾材(Bio-Cord)

以具強度高、比重小、孔隙率及比表面積大等特性之聚丙烯(PolyproPylene，簡稱 PP)或聚乙烯(Poly Ethylene，簡稱 PE)....等為主體以放射性圓弧狀纏繞而成，其結構適合微生物附著與衍生，尤其在處理生活污水 BOD 去除率可達 90%(1987，井上充，井口潔)，且在市場上很容易購置及繩狀材料費用便宜，在日本安裝設置一套繩狀濾材(10 條繩狀濾材，長 10m，寬 1m，間隔 10cm)約日幣 30,000-55,000 日元(折合新台幣約為 8,236-15100 元)。

在潟湖現場試驗中，總氮的新增促進了三個主要硝化菌屬（亞硝酸菌、硝化螺旋菌、白色念珠菌），並增强了反硝化基因（nirK、norB 和 nosZ）的作用。此外，厭氧氨氧化劑在 Biocard 生物膜中是活躍的。即使在較低的溫度（2–6°C）下，生物礁上的硝化細菌仍然活躍。

(1)繩狀濾材特性

A.生物膜容易附著，由於附著之微生物污泥齡長，生物相多而呈安定化狀態，同時亦可促進微生物自行氧化，故污泥產生量少。

B.材料具有高抗拉強度，不變質、容易安裝與拆卸、可耐久使用，操作維護費用低。

C.由於係利用附著於接觸材料表面之生物膜，因此接觸槽單位容量表面積 (比表面積)較大，可保持更多量之生物膜。

D.屬於軟性材質，不易阻塞，槽內水流可順暢流動，對於流量負荷或有機物負荷的變化，具有較高的緩衝能力。

(2)繩狀濾材比表面積計算

繩狀濾材的結構以放射性圓弧狀纏繞而成，外觀類似麻繩纏繞很多細絲(如圖 4(a)及圖 4(b)所示)，可由每條細絲的直徑與長度算出每條細絲的表面積，其計算公式為：每條細絲表面積為=2πrXL 。

假設每 1 股有 10 條細絲，共有 12 股(等於有 120 條細絲)，每米繩狀濾材長度為 1 米，則其濾材表面積=2πrXLXHX 總條數(N) 。

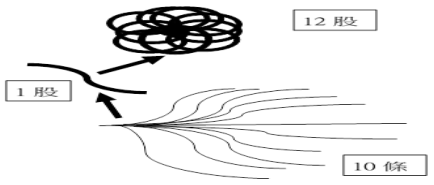


圖 4 繩狀濾材(a)結構示意圖及(b)實體圖

(圖(b)圖片來源：https://www.twincn.com/item.aspx?no=42706423)

(3)繩狀濾材面積負荷計算

每一立方米的支架上，我們會布設 100m 的濾繩，而每一米的濾繩我們可以加總所有細纖維的表面積(細纖維的直徑是已知的，所以可以利用直徑和長度估算其表面積,根據之前的量測和估算每一米的濾繩)。本實驗所使用的這種型號的濾繩，每一立方米的濾繩支架空間當中，會有 100m 濾繩，其有效表面積為 100X3±10%=300m^2±10%(如圖 5 所示)，市面上廠商長度會多取一些，故大多以 310 m^2 表示。

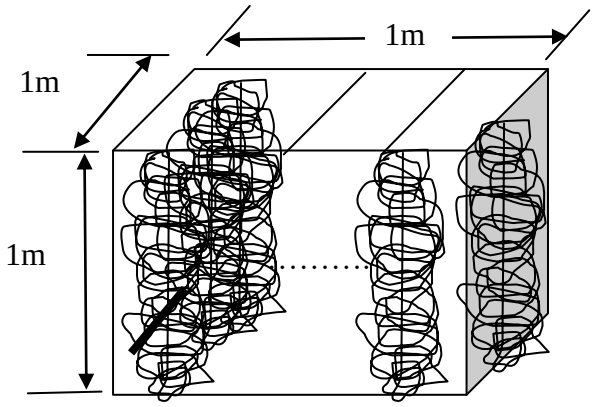


圖 5 繩狀濾材安裝設置(a)結構示意圖及(b)實體圖

本實驗繩狀濾材面積負荷如下(如公式(1))：

接觸材面積負荷(L_S)

$$L_S = \frac{Q \times COD_i}{A} \quad \textbf{(1)}$$

Q：進流水量(m^3/day)

COD_i：進流水 COD 濃度(mg/L)

∴過去皆以 BOD 為紀錄，因實廠 BOD 負荷較低，改採 COD 替代

A：$S \times V_c$

L_s：接觸材面積負荷($gCOD/m^2.day$)

A：接觸材總表面積(m^2)

S：接觸材比表面積(m^2/m^3)，商用產品已測出值。

V_c：接觸材填充體積(m^3)

HRT = V/Q

6hr = 43.8L/Q

Q = 43.8L/6hr = 7.3(L/hr) = 175.2(L/day)　(∴取 175(L/day))

模槽 1 之 $A_1 = S \times V_c = 310/100*3 = 9.3\ m^2.day$

模槽 2 之 $A_2 = S \times V_c = 310/100*9 = 27.9\ m^2.day$ (∴取 $28(m^2.day)$)

$q = Q \times COD_i = 175 \times 144 = 25.2$ (g/day)　(∴取 25 (g/day))

模槽 1 面積負荷 $L_{s1} = 25/9.3 = 2.69\ (gCOD/m^2.day)$

(∴取 2.7 ($gCOD/m^2.day$))

模槽 2 面積負荷 $L_{s2} = 25/28 = 0.89\ (gCOD/m^2.day)$

(∴取 0.9 ($gCOD/m^2.day$))

(4)繩狀濾材應用與發展

因繩狀濾材特性適合用於有機性污水的處理上，目前已被大量使用在河川、湖泊等整治，經嘉義市政府評估嘉義市用地情形與適合水質淨化工法後，規劃以繩狀接觸濾材搭配水底固定式散氣盤方式做改善，其所需用地較小且水災風險較低。

另日本為改善千田川排水路之水質，採用繩狀接觸濾材處理水質，其中各污染物平均去除率為 BOD 達 25%、 COD 達 16%、SS 達 32%、T-N 達 23%、T-P 達 16%，處理成效不差。

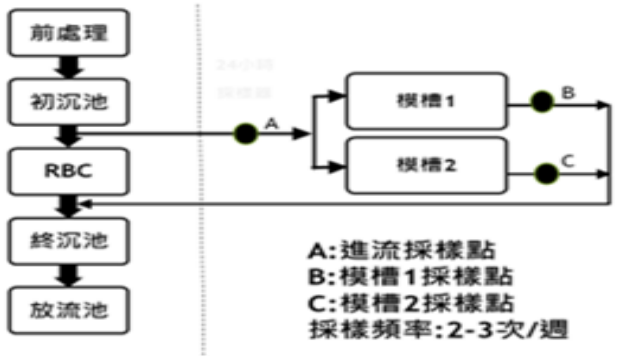
三、實驗設計與方法

本實驗的設計條件為以初沉池出水作為廢(污)水來源，水力停留時間(HRT)約為 5.5~6.5 小時，繩狀濾材比表面積=310 m^2/m^3，繩狀濾材長度：模槽 1 為 3 米；模槽 2 為 9 米，其餘各項說明如下：

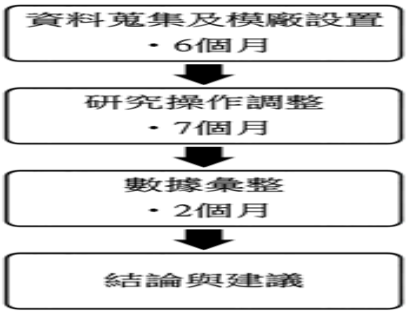
(一)實驗流程及期程圖

模場設置點則是與原廠 RBC 設備旁並聯設置，廢水來源是初沉池出水，經過模槽處理後排入終沉池入口端，採樣頻率約每週 2~3 次，分別於 A、

B、C 點 3 個點位採樣(如圖 6(a) 所示)。實驗流程及期程如圖 6(b) 所示。



實廠平面流程圖

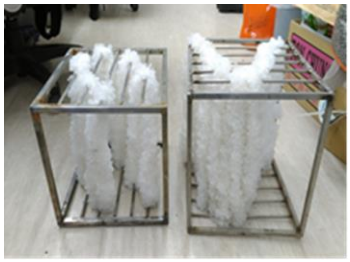


模廠平面流程圖

圖 6　(a)實廠及模廠設置平面流程圖及(b)實驗流程及期程圖

(二)模廠設備

整套模廠系統設備包含設備有(a)模廠槽體、(b)繩狀濾材、(c)模槽放入繩狀濾材實體圖、(d)蠕動泵+散氣棒(盤)、(e)採樣暫存桶所組成(如圖 7 所示)。



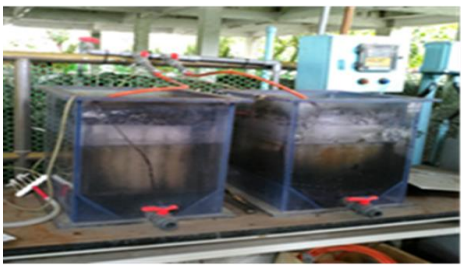


圖 7　模廠系統設備圖

四、結果與討論

在這章節將實廠與模廠做比較，本研究是利用實廠 RBC 進流廢水為模槽進流水，模槽設置兩槽，模槽 1 繩狀率材長度為 3 米，模槽 2 繩狀率材長度為 9 米，模槽系統設置完成後隨即進行各項目檢測與分析，實驗結果已能符合國家放流水標準且去除效果更佳，茲分述如下：

(一)COD 去除效率分析

本研究案模廠檢測期程自 108/6 月份至 12 月份，6 月份為模槽剛設置初期微生物尚在馴養初期階段去除率較低去除率較低，模槽 1COD 去除率為 33%，模槽 2COD 去除率為 56%，到 7 月份系統慢慢穩定去除率也慢慢提升分別提升至 69%及 74%，8 月份生物處理效能慢慢趨於穩定後，雖然進流水質變動差異很大，但是從圖 8 COD 值變化圖中可看出整個生物系統具有高穩定性，進流模槽 COD 平均值約為 144(mg/L)，模槽 1 及模槽 2 的去除率仍能分別維持在 67%(43mg/L)及 77 %(29mg/L)，遠低於 110 年國家放流水標準(80mg/L)。

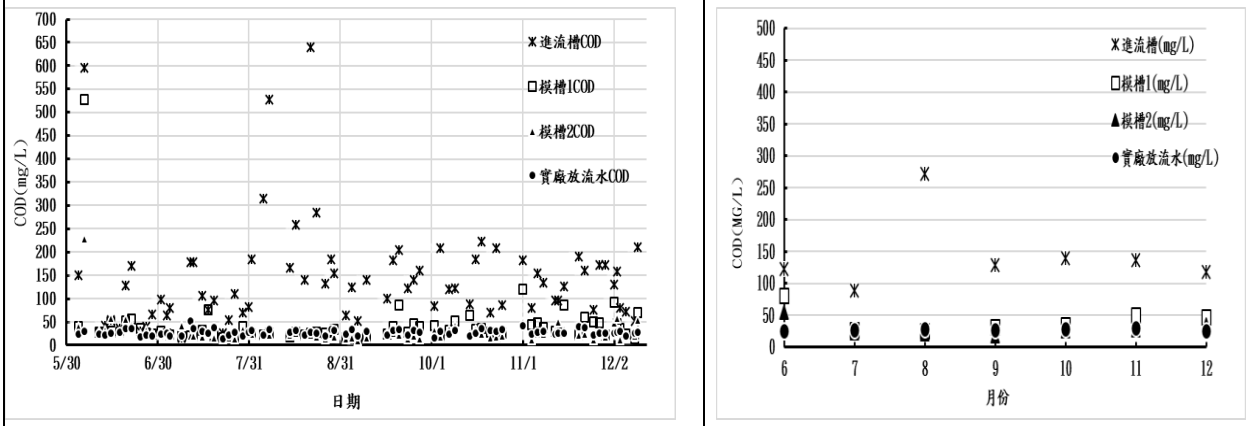


圖 8　COD(a)逐日及(b)月平均變化圖

(二)BOD 去除效率分析

模廠經 3 個月的馴養，生物處理效能已經趨於穩定，9 月份開始進行 BOD 檢測，進流水質變動差異較大，進流模槽 BOD 平均值約為 33(mg/L)，模槽 1 及模槽 2 的 BOD 去除率仍能分別維持在 69%(6mg/L)及 80%(4mg/L) ，遠低於 110 年國家放流水標準(30mg/L)，由圖表可以看出模槽 2 去除率的穩定性仍比模槽 1 為佳(如圖 9 所示)。

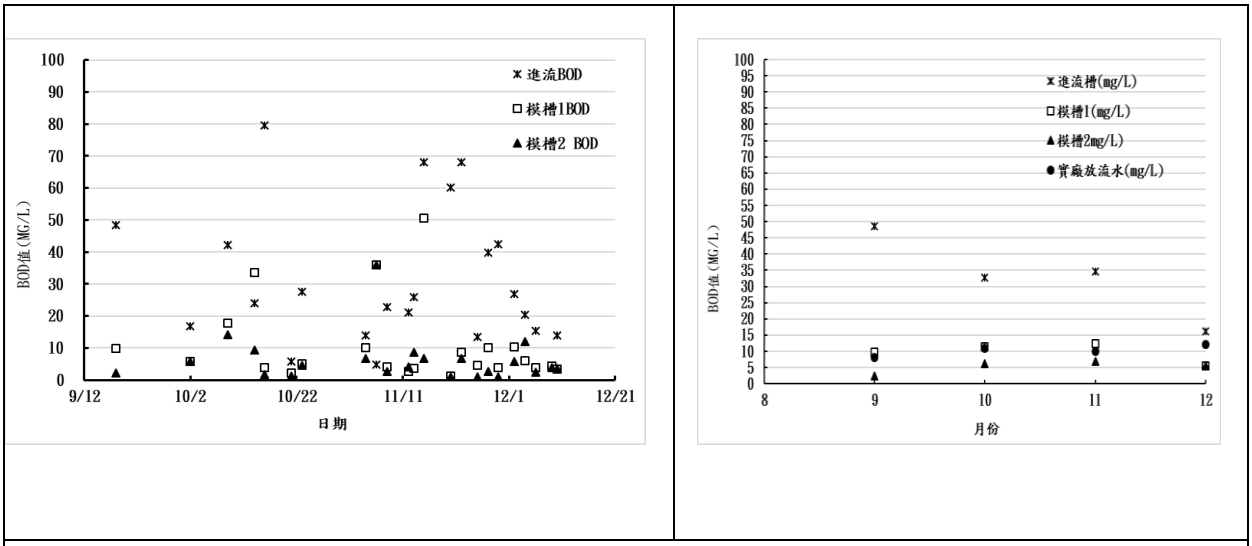


圖 9　BOD(a)逐日及(b)月平均變化圖

(三)氨氮去除效率分析

經過 3 個月生物處理效能已較穩定，9 月份開始進行氨(銨)氮項目檢測，進流模槽氨(銨)氮月平均值約為 12.1(mg/L)，經繩狀接觸曝氣單元分解後，模槽 1 氨(銨)氮月平均值約為 6.5(mg/L)，模槽 2 氨(銨)氮月平均值約為 4.7(mg/L)，模槽氨(銨)氮去除率仍能分別維持在 43.6%及 58%，遠低於 110 年國家放流水標準(100mg/L)，由圖表可以看出模槽 2 去除率仍比模槽 1 為佳(如圖 10 所示)。

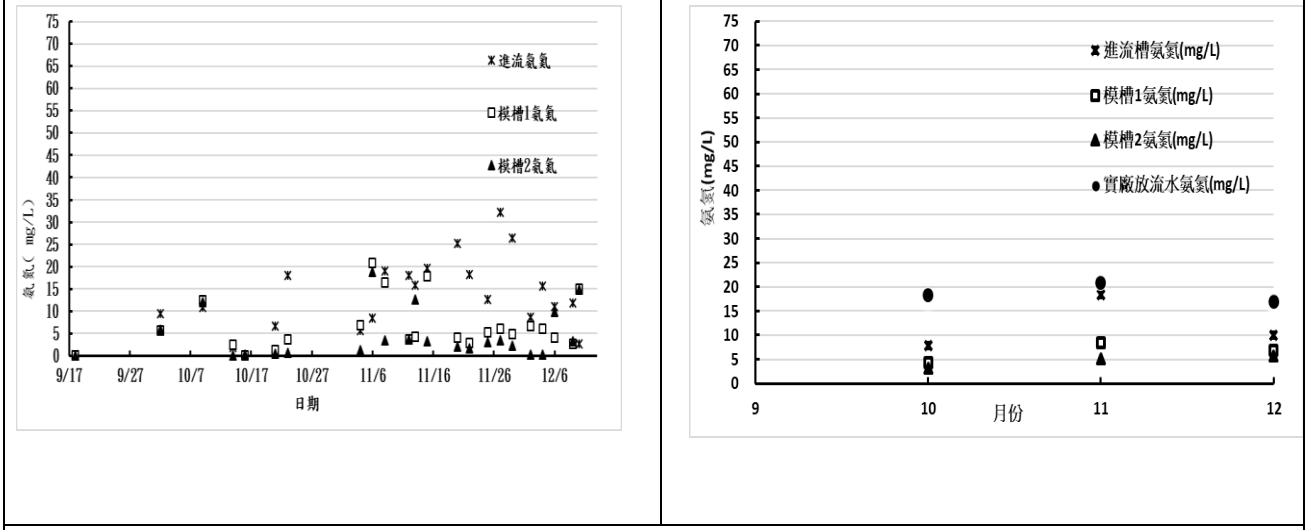
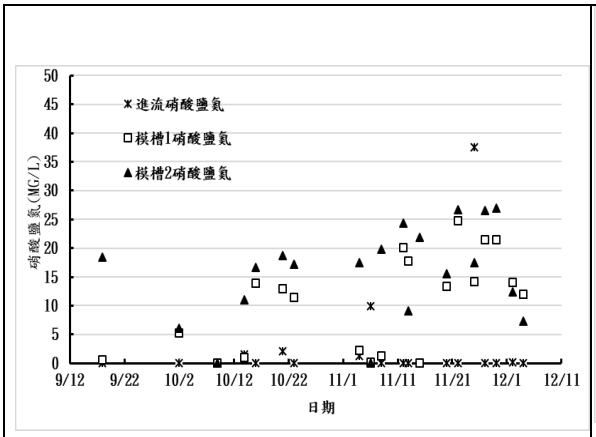


圖 10　氨氮(a)逐日及(b)月平均變化圖

(四)硝酸鹽氮去除效率分析

9 月份開始進行各項氮類檢測，因 9 月份採樣數偏低故忽略不計，自 10 月份開始計算進流模槽硝酸鹽氮月平均值約為 2.69(mg/L)，模槽 1 硝酸鹽氮月平均值約為 10.62(mg/L)，模槽 2 硝酸鹽氮月平均值約為 13.18(mg/L)，模槽氨(銨)氮去除率仍能分別維持在 5.36%及 7.85%，遠低於 110 年國家放流水標準(100mg/L)，由圖表可以看出硝化結果模槽 2 去除率仍比模槽 1 為佳(如圖 11 所示)。



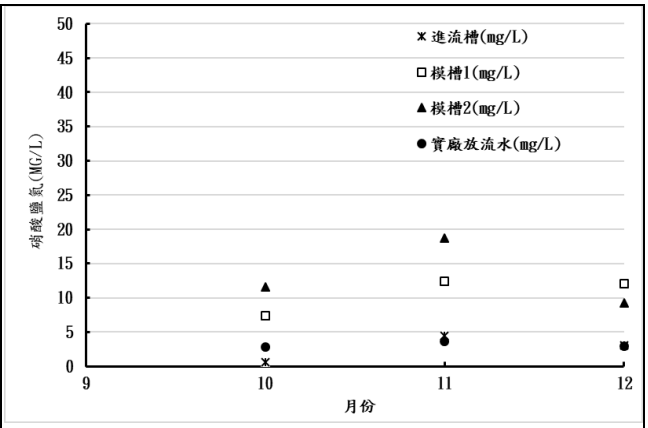


圖 11　硝酸鹽氮(a)逐日及(b)月平均變化圖

(五)RBC 與繩狀濾材設置成本比較

1.RBC 更新費用評估

有關實廠(新北污水廠)近年也開始辦理 RBC 設備的汰舊換新採購招標案，78 年度原設計為 RBC 設備 30 組，總設置金額約為新台幣 7500 萬元，每台設置金額約為 250 萬元，近 3 年(106 年至 108 年)汰換 12 組，每台汰換平均金額約為新台幣 240 萬元，使用年限約 10 年。

2.繩狀濾材設置成本評估

繩狀濾材系統硬體架構由繩狀濾材、繩狀濾材支架(不鏽鋼材質)、曝氣設備(散氣盤+管線)、曝氣動力設備(鼓風機(25HP/30 台))，每組設置金額約為新台幣 30 萬元~45 萬元之間，使用年限與 RBC 相仿，以本案以市場行情平均估價新台幣 40 萬元為評估汰舊更新設置金額及使用年限估計約為 20 年，使用 RBC 與繩狀濾材每台汰舊更新金額統計表如下(如表 3 及圖 12 所示)。

表 3　RBC 及繩狀濾材汰舊更新費用統計表

項目	設置年度	組數	主體材料金額	動力使用費用	使用年限
蜂巢式 RBC	78	1	250 萬	0.48 萬	10 年
網葉式 RBC	106-108	1	240 萬	0.48 萬	10 年
繩狀	評估中	1	40 萬	0.13 萬	10 年

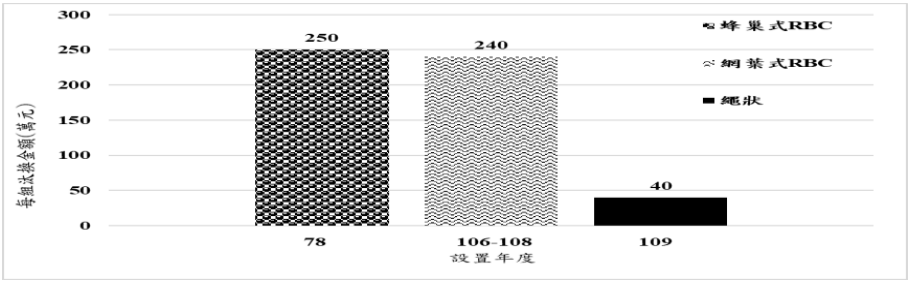


圖 12　RBC 及繩狀濾材汰舊更新費用統計圖

五、 結論與建議

本研究於新北產業園區污水處理廠，以實廠廢水為研究對象，分析研究繩狀濾材式接觸氧化法對於本綜合性工業廢水有機物 COD、氨氮等之分解處理效果，並比較 RBC 生物處理系統與與繩狀接觸氧化系統工程更新費用，實驗歷時約六個月。研究結果，歸納結論與建議如下：

(一)結論

1. 實驗期間，進流水 COD 平均值為 144(mg/L)，經模槽 1 及模槽 2 處理後 COD 濃度分別為 43mg/L (去除率 67%)及 29mg/L (去除率 77 %)，與實廠 RBC 系統放流水相當，唯模槽水質並未經沉澱池沉澱。
2. 研究顯示，氨氮進流月平均值為 12.1(mg/L)，經模槽 1、2 分別處理後，殘餘值分別為 6.5mg/L (去除率 44%)及 4.7mg/L (去除率 58%)，此顯示模槽中有一定程度硝化效果，且繩狀濾材長度越長，硝化效果增加。
3. 新北污水廠近年汰舊更新，皆延用 RBC 系統，每組更新平均費用約為新台幣 240 萬元，若再加上後續污泥清理每台約新台幣 40 萬元，總金額約為 280 萬元，本研究評估，若採用繩狀濾接觸氧化法，每組設置成本費用約新台幣 41 萬元，約為前者六分之一。

(二)建議

本研究應以實廠廢水為處理對象，研究結果應可做為將來實廠汰舊更新參考。

1.反應槽中繩狀濾材長度，咸見與處理效能有關，本研究對於濾材裝設長度及供氣狀況等之影響，並未進行探討，應值得進一步研究。

2.本系統為單一槽生物處理系統，僅以好氧生物方式操作，利於硝化菌生長，不利脫硝菌生長，對系統之總氮(T-N)，去除效果並不明顯。建議後續可增加繩狀濾材長度及串聯厭氧繩槽(繩狀)，探討 T-N 去除效果。

六、參考文獻

1.王洪臣，「2014(第八屆)環境技術論壇」，中國人民大學環境學院，2014。

2.歐陽嶠暉，下水道工程學，長松出版社，1981。

3.歐陽嶠暉，「下水道工程學」(水環境再生工程學)，第五版，長松出版社，台北市，2005。

4.李怡臻，以接觸曝氣法處理皮革廢水之研究論文，1990。

5.黃鈺傑，秦靜如，不同形態擔體對流動式接觸床 (MBBR)去除氨氮效率之探討論文，國立中央大學，2013。

6.森田裕三，崎村誠三等人，ひも状接触材による河川の直接浄化について，342-344 頁，1994 年。

7.Adam Skoyles; Subba Rao Chaganti; Scott O. C. Mundle; Chris G. Weisener，nitrification kinetics and microbial community dynamics of attached biofilm in wastewater treatment，2020。

8.嘉義市政府環境保護局，「本市牛稠溪(朴子溪水系)流域水污染整治計畫-牛稠溪(朴子溪水系)河川水質改善評估規劃工作及管制計畫」期末報告，2005 年。

PCP 設計於封裝植球廢水回收系統之應用

蔡宛芯*、彭柏頤**、黃任榆***、吳俊湧****

摘　要

植球廢水(Ball placement wastewate)，為半導體封裝製程中植球站將錫球(Solder ball)植在基板(Substrate)後進行沖洗產生之廢水，占封測廠大宗用水之一，因製程中使用助焊劑及清潔劑，其成分含有醚類、醇類及有機酸等，造成清洗水受微量有機物汙染，而水中總有機碳(Total organic carbon, TOC)約 10~30 ppm，使得此股廢水無法直接回收至次級或製程使用，遂需另建立回收系統處理。

本回收技術之產水水質目標為 TOC<3 ppm，導電度≦5 μS/cm，主要單元為活性碳過濾塔(Activated carbon filter, ACF)及逆滲透(Reverse osmosis, RO)系統，利用 ACF 進行初步廢水處理，預計可吸附水中約 30~50%之 TOC；RO 系統則採用 2-stage RO system 設計，預計產水率可達 80%以上，並搭配殺菌劑及沖洗機制使薄膜維持穩定運轉。

RO 系統以逆滲透循環處理(Permeate circulation process, PCP)為設計概念，將一部分 RO 產水回流至進水端，降低原水濃度以減低 RO 負荷，此方法原本使用在海水淡化廠之海水淡化膜(Seawater reverse osmosis, SWRO)與苦鹹水淡化膜(Brackish water reverse osmosis, BWRO)系統，而本次將首度使用 PCP 於植球廢水回收處理系統設計上，除了可提升產水水質外，並可使產水效率提升，並達到回收水質、水量之要求。

【關鍵詞】植球廢水、逆滲透循環處理、回收水系統

---

*矽品精密工業股份有限公司 工程師

**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 技術經理

****矽品精密工業股份有限公司 部經理

一、前　言

台灣地狹人稠且坡陡流急，根據經濟部水利署表示，本國為世界排名第19名之缺水國家，受到全球氣候變遷的影響，年總雨量雖無明顯增加，但每年降雨日數卻有日漸減少的現象，災害性強降雨事件發生機率逐漸增大，導致河川流量快速漲落並流失，使台灣水資源更加珍貴。

水資源短缺問題也漸漸成為各企業的隱憂，面對枯水期所衍生的用水問題，2018年起矽品精密(SPIL)執行了一系列廢水回收技術相關研究，依據不同水質特性進行製程排水分流，在公司集團與政府政策的推廣下，也建立了水平衡整合資料庫，有效掌握各段進出流水量變化，以分析未來節水及回收水計畫規劃方向，考量水量及水質現狀，本次研究選擇以植球廢水為回收目標。

公司原將植球廢水以砂濾塔處理後放流，為規劃符合實際現狀的回收系統處理流程，採集植球原水收集槽樣本送檢(結果見表1)，可得出未經過處理之植球廢水，其未符合回收標準之項目為：總有機碳(Total organic carbon, TOC)及導電度(Conductivity)。另外根據生化需氧量(Biochemical oxygen demand, BOD)與化學需氧量(Chemical oxygen demand, COD)檢測結果，BOD/COD約等於0.035，可知廢水中含有生物難分解之毒性物質，不適合使用一級與二級處理法，於是規畫主要單元以活性碳過濾塔(Activated carbon filter, ACF)及逆滲透(Reverse osmosis, RO)系統規劃設計，並搭配逆滲透循環處理(Permeate circulation process, PCP)，目標預計一年可減少約73萬公噸廢水排放量，增加約55萬公噸回收水量並減少55萬公噸取水量，使本專案符合目標並達成實質效益。

表 1　植球廢水原水與目標水質比較

Item	Quality standard (reuse water)	BP wastewater sample	Unit
pH	6.5~8.5	7.1	-
Total dissolved solids	<300	16.5	mg/L
Turbidity	<1	0.45	NTU
Total organic carbon	<3	11.2	mg/L
Anionic surfactant	<0.5	ND<0.03	mg/L
Sulfate	<250	0.91	mg/L
Chloride	<250	0.37	mg/L
Total hardness	<400	3.2	mg/L
Conductivity	≦5	20	μS/cm
Iron	<0.3	0.021	mg/L

二、文獻回顧

(一)封裝植球廢水特性

封裝技術提供晶片之載體，可保護其不受外界物理或化學環境因素影響，並提供與系統間訊號連結、電力傳輸以及散熱功能，隨半導體技術進步，更追求尺寸輕薄短小、處理效能高及散熱效果提升等目標，隨著錫球(Solder ball)與錫膏(Solder paste)發展，晶粒與系統連接方式由原先的導線架封裝(Lead frame process, LF)，發展出球柵陣列封裝(Ball grid array process, BGA)，大幅度縮小成品尺寸(見圖 1)。

植球廢水(Ball placement wastewate)，為半導體封裝製程中植球站將錫球植在基板(Substrate)後進行沖洗產生之廢水，每年約排放 73 萬公噸植球廢水，占公司大宗用水之一，水質具有低濁度之特性，但因製程中使用由錫粉(Powder)與助焊劑(Flux)混合的錫膏，且於製程清洗時須使用清潔劑，造成清洗水中含有微量的醚類、醇類及有機酸等，水中 TOC 約 10~30 ppm，使得此股廢水無法直接回收至廠務或製程系統使用，遂需另建立回收系統處理，以回收至製程使用為目標。

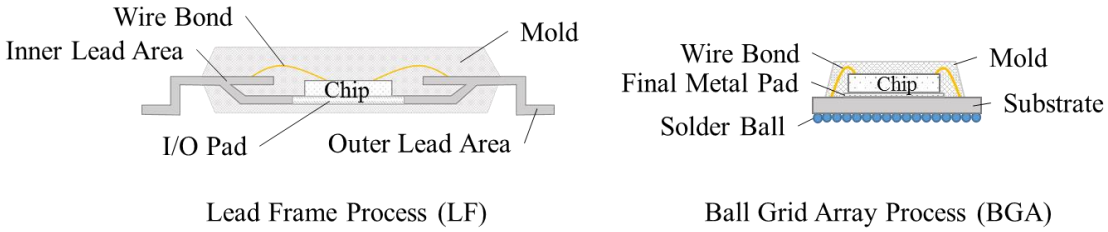


圖 1　導線架與球柵陣列封裝示意圖

(二)實驗流程設計

首先將植球廢水蒐集至收集槽，利用泵浦將水輸送至 ACF 進行初步廢水前處理，降低水中 TOC 濃度，減輕 RO 系統負荷，ACF 產水通過 1um 預過濾器過濾後至 RO 系統進行處理，RO 系統則採用 2-stage RO system，並搭配 PCP 設計，另使用殺菌劑及沖洗機制使薄膜維持穩定運轉，為確保殺菌劑均勻混和至水中，殺菌劑加藥點設計於預過濾器前，模組規劃流程請見圖 2。

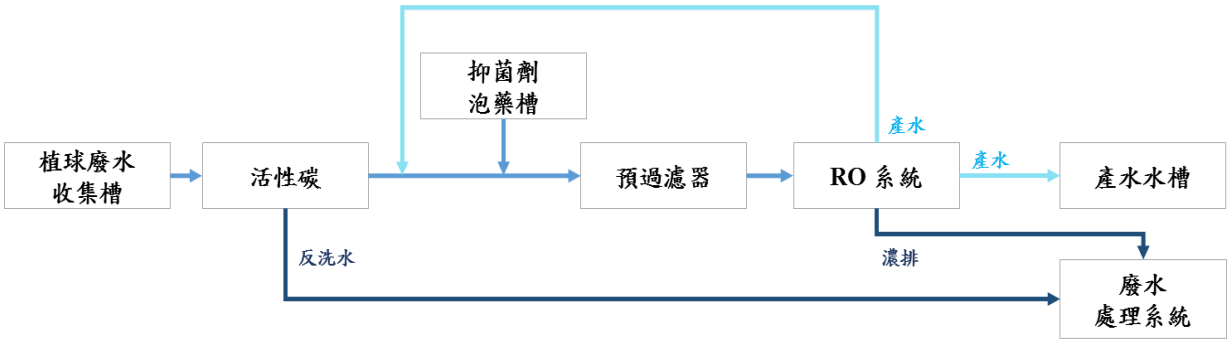


圖 2　模組規劃流程

(三)技術原理說明

1.生物活性碳處理

本研究之 ACF 採用生物活性碳高級處理技術(Bio-activated carbon, BAC)(見圖 3)，建立於活性碳技術的基礎上，利用活性碳和微生物的協同作用(Synergy)來淨化原水[1]，結合活性碳吸附、生物分解及活性碳再生程序，粒狀活性碳作為吸附劑(Adsorbent)透過分子親和力(Affinity)使有機碳附著在表面，延長有機物在塔內的停留時間；活性碳亦可作為載體供微生物於表面生長，對於被吸附的有機碳進行消化分解，提升了系統去除難分解有機碳之能力，同時進行活性碳再生，延長濾材使用壽命。

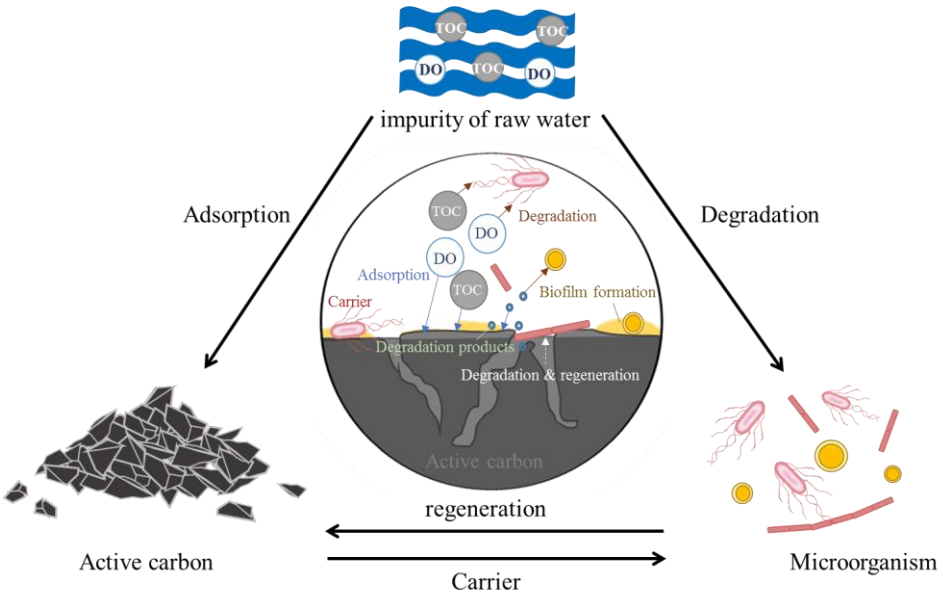


圖 3　生物活性碳高級處理技術

2.PCP 設計

PCP 設計概念原使用於海水淡化廠之海水淡化膜(Seawater reverse osmosis, SWRO)與苦鹹水淡化膜(Brackish water reverse osmosis, BWRO)系統，規劃將部分二段逆滲透產水回流至系統進水端(見圖 4)，可降低原水濃度以減低系統負荷，相較無回流 RO 系統，PCP 設計之 RO 系統對於水中硼及氯離子有良好的去除效果[2] [3]，且以攤銷費用、化學品使用量、薄膜耗材更換頻率以及能資源消耗等方面來評估造水成本，PCP 設計相較無回流之系統也有較低的成本花費[3]。

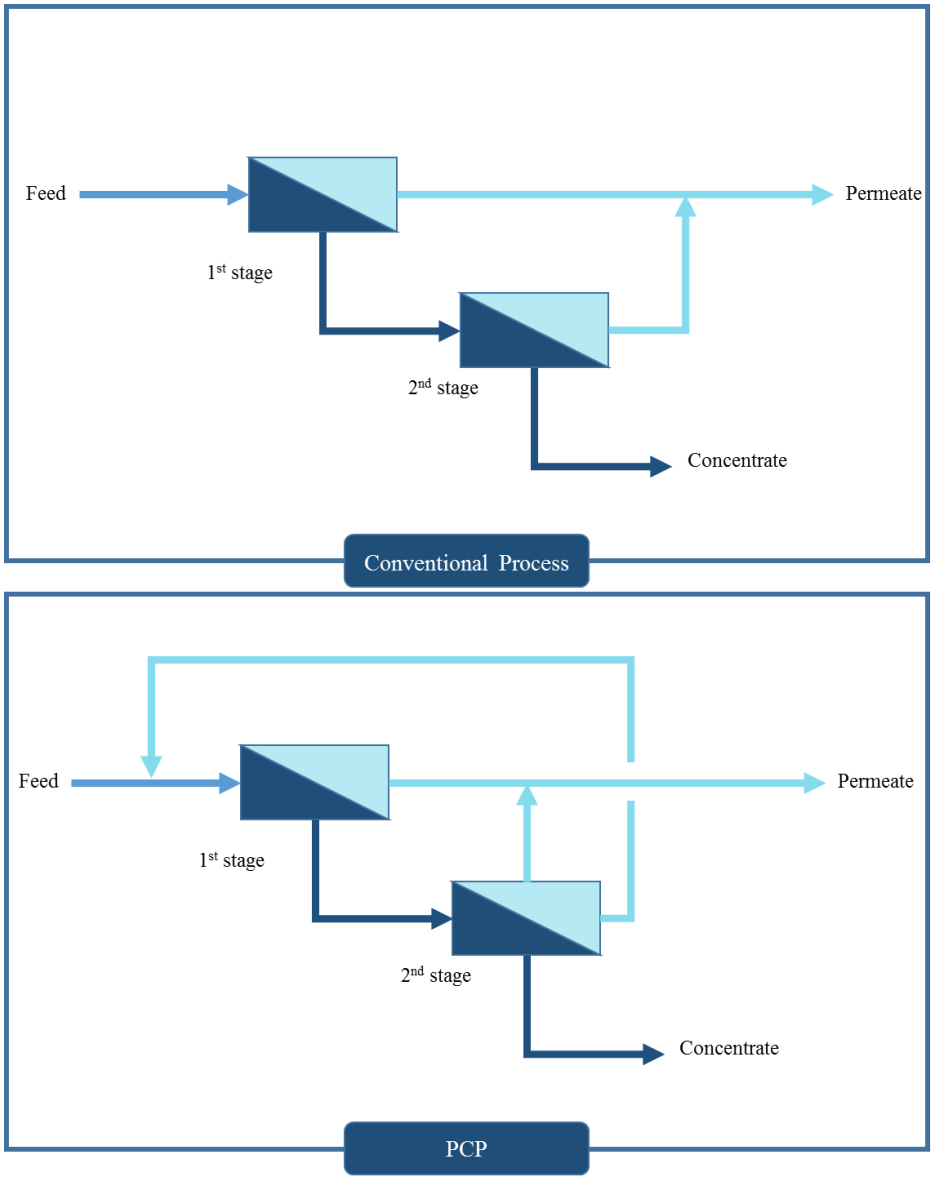


圖 4　一般設計與 PCP 設計比較

3.殺菌劑選擇

有機碳為再生水質穩定性及影響微生物生長之指標[4]，可提供微生物能量來源，是細胞生長及繁殖的重要元素，影響水中微生物生長主要原因分別為溫度、生物可利用有機碳(Assimilable organic carbon, AOC)濃度以及使用之殺菌劑種類與濃度[5]，依據成分，殺菌劑可分為氧化型(Oxidizing biocides)及非氧化型(Non-oxidizing biocides)：

(1) 氧化型殺菌劑：利用氧化作用攻擊微生物細胞結構(Cell structure)，使其死亡，常使用之藥劑如二氧化氯、次氯酸鈉、過氧化氫等。

(2) 非氧化型殺菌劑：透過毒性物質干擾微生物繁殖、停止呼吸作用或是破壞細胞壁以達到殺菌效果，常使用之藥劑如卡松(KATHON, MI/CMI) 及 2,2- 二 溴 -3- 次 氮 基 丙 酰 胺 (2,2-dibromo-3-nitrilopropionamide,DBNPA)等。

三、結果與討論

(一)RO 產水率與產水水質評估

於模組測試期間，RO 系統分別以 70%、80%及 90%產水率作測試，分別利用不同操作條件，確認系統產水水質與有機碳之去除率，TOC 每日以線上偵測儀進行連續式分析，導電度則每日採水檢測，測試結果如下：

1.TOC

(1)RO 產水率 70%

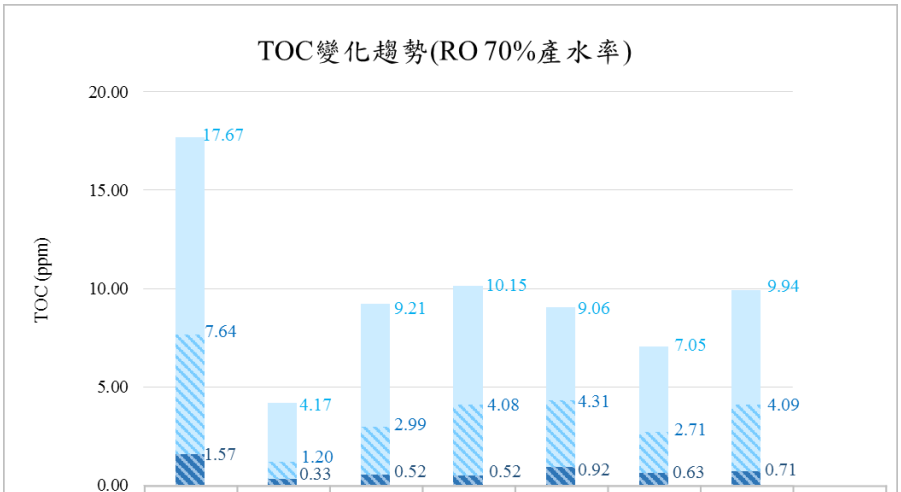
按測試結果(見圖 5)，ACF 之 TOC 去除率平均約 60%，RO 之 TOC 去除率平均約 81%，整體系統 TOC 去除率平均約 92%，系統產水 TOC 平均約 0.74 ppm。

(2)RO 產水率 80%

按測試結果(見圖 6)，ACF 之 TOC 去除率平均約 51%，RO 之 TOC 去除率平均約 80%，整體系統 TOC 去除率平均約 90%，系統產水 TOC 平均約 1.79 ppm。

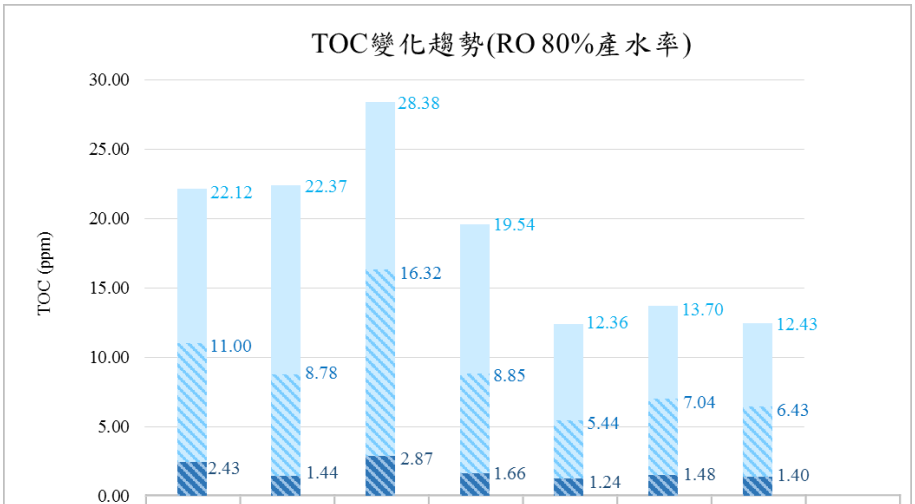
(3)RO 產水率 90%

按測試結果(見圖 7)，ACF 之 TOC 去除率平均約 45%，RO 之 TOC 去除率平均約 70%，整體系統 TOC 去除率平均約 84%，系統產水 TOC 平均約 3.20 ppm。



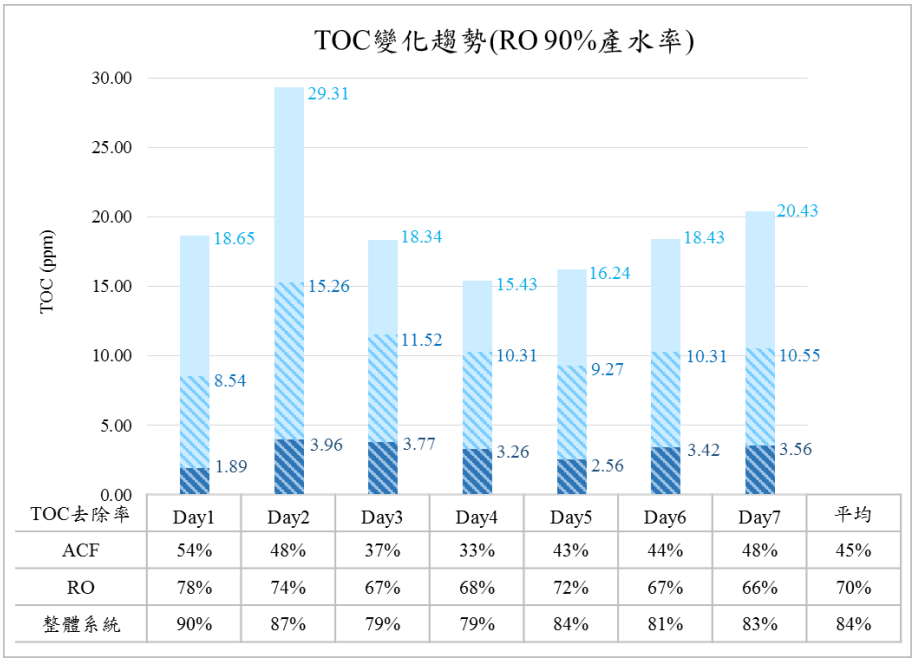
TOC去除率	Day1	Day2	Day3	Day4	Day5	Day6	Day7	平均
ACF	57%	71%	68%	60%	52%	62%	59%	60%
RO	79%	73%	83%	87%	79%	77%	83%	81%
整體系統	91%	92%	94%	95%	90%	91%	93%	92%

圖 5　TOC 變化趨勢(RO 產水率 70%)



TOC去除率	Day1	Day2	Day3	Day4	Day5	Day6	Day7	平均
ACF	50%	61%	42%	55%	56%	49%	48%	51%
RO	78%	84%	82%	81%	77%	79%	78%	80%
整體系統	89%	94%	90%	92%	90%	89%	89%	90%

圖 6　TOC 變化趨勢(RO 產水率 80%)



TOC去除率	Day1	Day2	Day3	Day4	Day5	Day6	Day7	平均
ACF	54%	48%	37%	33%	43%	44%	48%	45%
RO	78%	74%	67%	68%	72%	67%	66%	70%
整體系統	90%	87%	79%	79%	84%	81%	83%	84%

圖 7　TOC 變化趨勢(RO 產水率 90%)

2.導電度

依照不同操作條件(見圖 8)，產水結果也有所變化，RO 產水率 70%時，產水導電度平均約為 1.46 μS/cm；RO 產水率 80%時，產水導電度平均約為 4.33 μS/cm；RO 產水率 90%時，產水導電度平均約為 8.14 μS/cm。

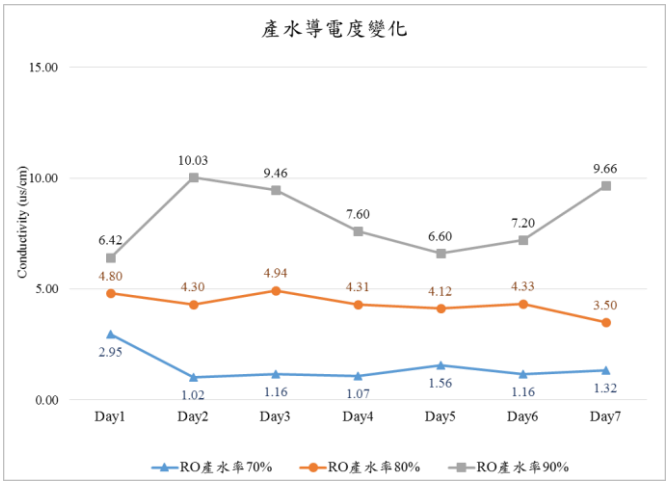


圖 8　系統產水導電度變化

(二)殺菌劑測試

考慮氧化型殺菌劑大多會氧化 RO 膜，導致膜面破裂及結構脆

化，本次實驗選用非氧化型殺菌劑，並分別針對 MI/MCI 及 DBNPA 兩種常用之殺菌劑做比較，由結果可知(見表 2)，當 MI/MCI 及 DBNPA 皆以藥劑濃度 1 ppm、反應時間 1 小時進行測試，MI/MCI 殺菌率為 54.40%，DBNPA 殺菌率為 94.60%，可得出 DBNPA 對於本研究之廢水的殺菌效果較為顯著，而以 DBNPA 分別以不同濃度進行測試，可知當藥劑使用濃度越高殺菌效果越佳。

表 2 DBNPA 及 MI/MCI 殺菌效果

Product	Contact Time(Minute)	Biocide(ppm)	Kill(%)
MI/MCI	1 hr	1	54.40%
		5	59.50%
		10	60.00%
DBNPA	1 hr	1	94.60%
		5	98.60%
		10	98.80%

四、結　論

利用 ACF 及 RO 系統處理植球廢水具有可行性，且依照不同操作條件進行交叉比對後，可推論當 RO 產水率為 80%時為最佳操作參數，整體系統 TOC 去除率平均約為 90%，系統產水 TOC 平均約 1.79 ppm，產水導電度平均約為 4.33 μS/cm，均符合回收水水質標準。

為維持 RO 膜穩定運轉，本次測試也執行了殺菌劑效果測試，可知 DBNPA 相較 MI/MCI，對於本股廢水的殺菌效果較佳，且當殺菌劑濃度越高時效果越顯著。

綜合以上測試結果，並將其納入系統規劃設計，使 SPIL 擁有一股穩定的供水來源，可降低取水用量及污水排放量，消減產業對於環境的衝擊，達到落實企業水資源管理之目標，為減緩氣候變遷貢獻一己之力。

五、參考文獻

1.Jin, P., Jin, X., Wang, X., Feng, Y., & Wang, X. C. (2013). Biological activated carbon treatment process for advanced water and wastewater treatment. *Biomass Now-Cultivation and Utilization*, 153-192.

2.Nada, N., Attenborough, T., Ito, Y., Maeda, Y., Tokunaga, K., & Iwahashi, H. (2011). SWRO drinking water project in Shuqaiq: Advanced BWRO, membrane oxidation, and

scaling. *IDA Journal of Desalination and Water Reuse*, 3(4), 30-39.

3.Van Der Mast, V., Altmann, T., Attenborough, T., Hori, T., Ito, Y., Iwahashi, H., & Mubeen, F. M. (2007, October). New Shuqaiq SWRO Desalination Plant with Advance BWRO Process. *In IDA World Congress*, Maspalomas, Spain.

4.Weinrich, L. A., Jjemba, P. K., Giraldo, E., & LeChevallier, M. W. (2010). Implications of organic carbon in the deterioration of water quality in reclaimed water distribution systems. *Water research*, *44*(18), 5367-5375.

5.Volk, C. J., & LeChevallier, M. W. (2000). Assessing biodegradable organic matter. *Journal-American Water Works Association*, 92(5), 64-76.

6.連振旭、蔡政融，「關鍵“海淡技術”讓研磨廢水回收至製程使用」，2016 科學工業園區廠務技術研討會，台灣科學工業園區同業公會，2016 年 11 月。

薄膜電容去離子技術於工業用再生水之發展應用

陳采萱*、蔡少瑋*、侯嘉洪**

摘　要

因應全球氣候變遷與經濟活動發展，台灣水資源分布不均以及供需失衡的狀況日益嚴重。開發新興的水資源，以環境友善性的方式來確保用水資源安全，成為達到水資源永續發展的目標。因此，開發低能耗的脫鹽與水處理技術，同時改變以電換水的觀念，成為發展再生水的主要研究趨勢。薄膜電容去離子技術(memebrane capacitive deionization, MCDI)為一個新穎、清淨、節能的離子分離程序，利用高比表面積之奈米孔洞碳電極，透過施加外部電場(1~1.6 V)，以電吸附原理，以電荷貯存的方式來移除水體中的帶電荷汙染物質或離子，達到水淨化之目的。此技術在未來的 3-5 年可達到商業化的程度，並具有高度的應用潛力，包含半鹽水淡化、硬水軟化、有價重金屬的選擇性捕捉、地下水的砷汙染去除，及再生水的脫鹽等。

本研究團隊已經完成 MCDI 技術之整合型試驗系統，建地模組化的電極模塊，進行小型的模廠試驗。以系統再生水而言，運用 MCDI 模組系統，對於二級放流水進行降導程序，可將導電度由 417 μS/cm 降低至 100 μS/cm 以下，顯著優於 Class A 規範之導電度水質標準(250μS/cm)，並對於鈣、鎂硬度離子與硝酸鹽有較優的選擇性，電流效率為 86%，能耗為 0.12 kWh/m^3。另外，針對非系統再生水處理之可行性評估，MCDI 電極模塊可提升初級純水系統的產水率、作為硬水軟化系統、冷卻水塔循環水回收的使用、以及對於製程廢水或高導電度放流水進行的去離子程序，產生符合水回收用途的再生水。因此，薄膜電容去離子技術具有相當的發展潛力，可應用於系統與非系統再生水，未來可透過更進一步之實場驗證，促進國內水科技產業的發展。

【關鍵詞】電容去離子技術、再生水、系統再生水、非系統再生水

---

*國立台灣大學環境工程學研究所 博士候選人

**國立台灣大學環境工程學研究所 副教授

一、前　言

因應全球氣候變遷與經濟活動發展，台灣水資源分布不均以及供需失衡的狀況日益嚴重。配合政府之政策走向，開發新興的水資源，以環境友善性的方式來確保用水資源安全，成為達到水資源永續發展的目標。因此，開發低能耗的脫鹽與水處理技術，同時改變以電換水的觀念，成為發展再生水的主要研究趨勢。

薄膜電容去離子技術(memebrane capacitive deionization, MCDI)為一個新興之清淨、節能的離子分離程序。其利用高比表面積之奈米多孔活性碳電極，透過施加外部電場(1~1.6 V)，以電吸附原理利用電荷貯存的方式進而移除水體中的帶電荷離子或汙染物質，達到水質淨化之目的。此技術在未來的3-5 年可達到商業化的程度，並具有高度的應用潛力，包含半鹽水淡化、硬水軟化、有價重金屬的選擇性捕捉、地下水的砷汙染去除，及再生水的脫鹽等。

本研究透過 MCDI 技術之整合型試驗系統之設計、建立模組化的電極模塊，並以產業應用推廣為前提進行規格化試驗，藉以評估電容去離子技術於系統/非系統再生水之可行性。同時，彙整各目標水樣之關切水質項目、探討用水現況與進行應用評估，並針對其表現進行 MCDI 技術效能評估指標之相關分析。因此，藉由本研究之初步成果驗證薄膜電容去離子技術於系統與非系統再生水之應用發展潛力，未來可透過更進一步之實場驗證，促進國內水科技產業的發展。

二、實驗方法

(一)薄膜電容去離子電極模塊之建構

本研究針對電極之製備，選用商用活性碳：ACS20 作為電極之多孔活性碳原料，並將其與固定比例之高分子聚合物聚偏氟乙烯及適量之甲基吡咯碗酮溶液進行混合。將混合均勻之電極漿體塗佈於鈦板後藉由高溫將其溶劑揮發，以製備奈米多孔活性碳電極，該單片奈米多孔活性碳電極材料的有效面積為 400 平方公分 (20 公分 × 20 公分)。針對電極模塊之建構如圖 1 所示，主要藉由電極間之串聯堆疊，並於正、負電極表面分別覆蓋陰、陽離子交換膜，構成薄膜電容去離子電極模塊。

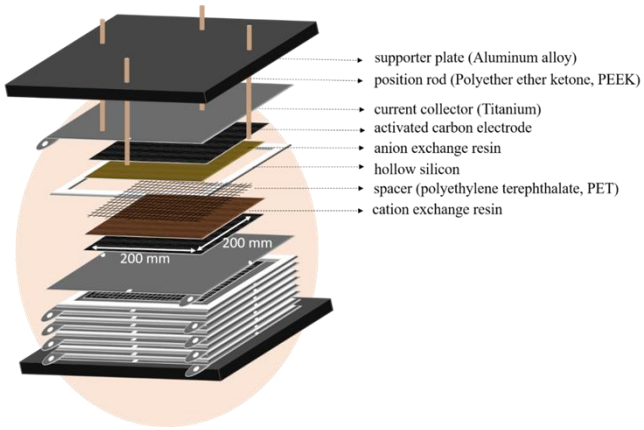


圖 1　薄膜電容去離子電極模塊結構

(資料來源：107 年度貯能型水再生系統)

(二)薄膜電容去離子之系統再生水試驗

系統再生水試驗如圖 2 所示，以薄膜生物處理系統(membrane bio−reactor, MBR)處理後之二級放流水做為目標水樣，經由圓形平板超過濾裝置(ultrafiltration, UF)之前處理後，再藉由薄膜電容去離子電極模塊進行連續式去離子實驗。採用 40 對串聯之 MCDI 電極模塊，於充電產水階段施加 1.2 V 並於放電再生階段移除外部電場(0 V)，於桃園北區水資源回收中心的示範場域進行為期約 150 天之長時間再生水試驗，並透過系統之效能分析以及水質分析，完成 MCDI 技術於系統再生水處理之可行性評估。

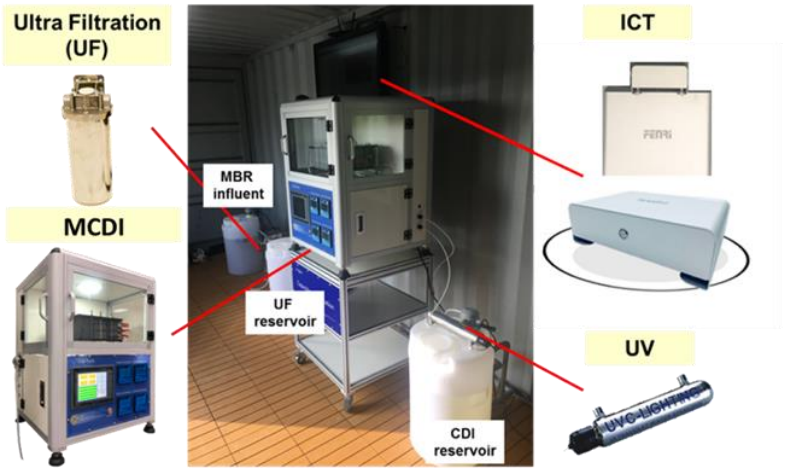


圖 2　系統再生水試驗之實驗架設圖

(資料來源：108 年度貯能型再生水技術系統整合精進與研析)

(三)薄膜電容去離子之非系統再生水試驗

非系統再生水試驗如圖 3 所示，分別以自來水、硬水、冷卻水塔循環水、製程廢水以及科技廠區高導電度放流水做為目標水樣，針對水樣來源選用適當之前處理程序 (例如：UF)，再藉由薄膜電容去離子電極模塊進行去離子實驗。採用 10 對串聯之 MCDI 電極模塊，於充電產水階段施加 1.6 V 並於放電再生階段移除外部電場(0 V)，進行連續 10cycle 之再生水試驗，並透過系統之效能分析以及水質分析，完成 MCDI 技術於非系統再生水處理之可行性評估。

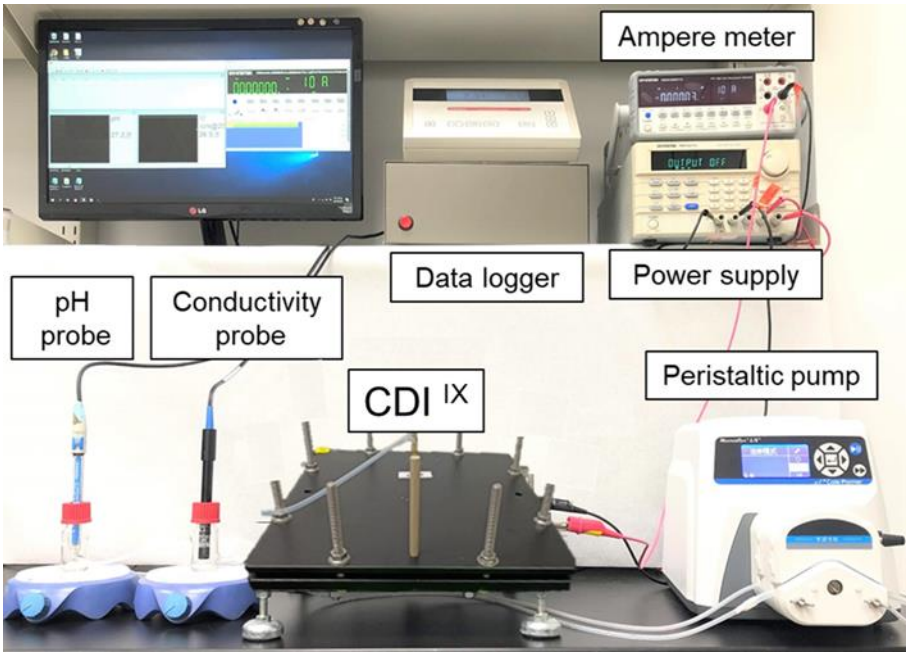


圖 3　非系統再生水試驗之實驗架設圖

三、實驗結果

(一)薄膜電容去離子電極模塊之系統再生水試驗

以系統再生水試驗而言，利用串聯 40 對之 MCDI 電極模塊進行實驗。導電度值的變動進行充電與放電程序切換之自動化控制，進行為期約 150 天之長時間再生水試驗，其即時監測導電度變化如圖 4 所示。可看出對於二級放流水之降導程序，MCDI 電極模塊可將導電度由 417 μS/cm 降低至 100 μS/cm 以下，使其出流水質顯著優於 Class A 規範之導電度水質標準(250 μS/cm)。而從圖 4 亦可看出在連續五個月的操作後，其濃縮倍率降低且產水時間縮短(從第一個月之平均 230 分鐘降至第五個月平均 100 分鐘)導致充

/放電之頻率提高，顯示系統效能有些微降低。但綜觀而言，MCDI 電極模塊保有一定之良好去離子表現，顯示其具備一定之穩定性。

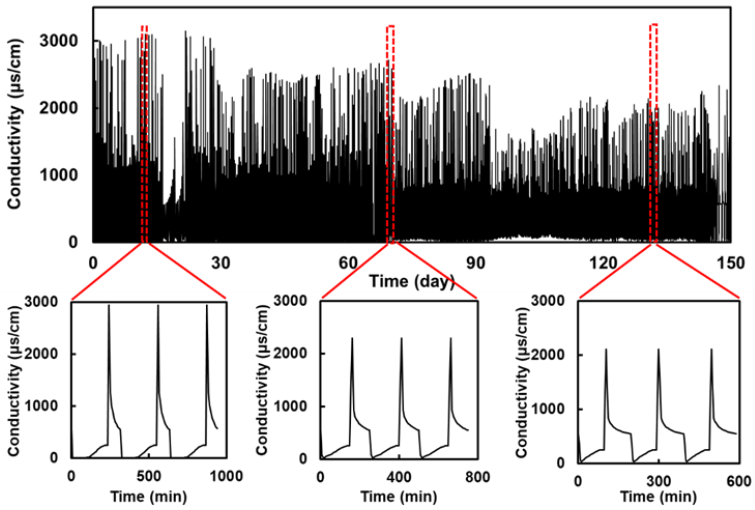


圖 4　系統再生水試驗之導電度即時監測變化

水質監測分析結果如圖 5 所示，針對二級放流水、經 UF 前處理之出流水以及經 MCDI 電極模塊處理後之產水水質，分別進行各項導電度、酸鹼值(pH 值)、濁度以及化學需氧量等四大水質指標分析，期以 MCDI 電極模塊進行系統再生水處理之產水水質，能與國際上之再生水質進行比較。

首先，導電度為再生水中重要指標之一，代表水中離子之總含量。如圖 5 所示，二級放流水之導電度平均為 546 μS/cm，經 UF 前處理之出流水導電度平均約為 545 μS/cm，兩者較無明顯差異。而經 MCDI 電極模塊處理後之出流水導電度平均約為 103.9 ± 36.1 μS/cm 之間，可看出 MCDI 電極模塊針對導電度之處理效能良好。

pH 值為水中氫離子濃度含量的衡量指標，屬於再生水水質的重要指標之一。因水質的酸鹼會影響管件使用壽命，亦會改變離子溶解狀態。因此需要嚴加控管水質之酸鹼性。如圖 5 所示，二級放流水之 pH 值平均為 6.7 ± 0.3，經 UF 前處理後之出流水酸鹼值平均為 6.67 ± 0.1，而經 MCDI 電極模塊處理後之出流水平均酸鹼值約為 6.26 ± 0.1。可看出以二級放流水作為目標水樣時，透過 UF 前處理與 MCDI 電極模塊處理後出流水之酸鹼值仍維持中性，符合再生水之用水需求。

濁度為水質澄清度之重要指標，代表水中黏粒、細微有機物、浮游生物或微生物等物質之總含量。如圖 5 所示，二級放流水之濁度平均為 0.6 ± 0.1 NTU，經 UF 前處理後之出流水濁度平均為 0.4 ± 0.2 NTU，達到些微降低濁

度之目標。而經 MCDI 電極模塊處理後之出流水濁度平均為 0.4 ± 0.3 NTU，與經 UF 前處理之出流水幾乎無差異。此可歸因於薄膜電容去離子技術之原理主要針對水中離子進行移除，因而對於濁度去除較無顯著表現。

而化學需氧量(COD)則是用以表示水中有機物含量的多寡。若該數值過高，可能影響 MCDI 電極模塊中濾膜及電極孔洞壽命，造成系操作成本增加、壽命降低等影響。如圖 5 所示，二級放流水之 COD 平均為 8.3 ± 4.4 mg/L，經 UF 處理後之出流水 COD 平均為 7.8 ± 2.5 mg/L，而經 MCDI 處理後之平均化學需氧量為 6.3 ± 9.4 mg/L，結果顯示 MCDI 對於化學需氧量較無明顯之處理效果。

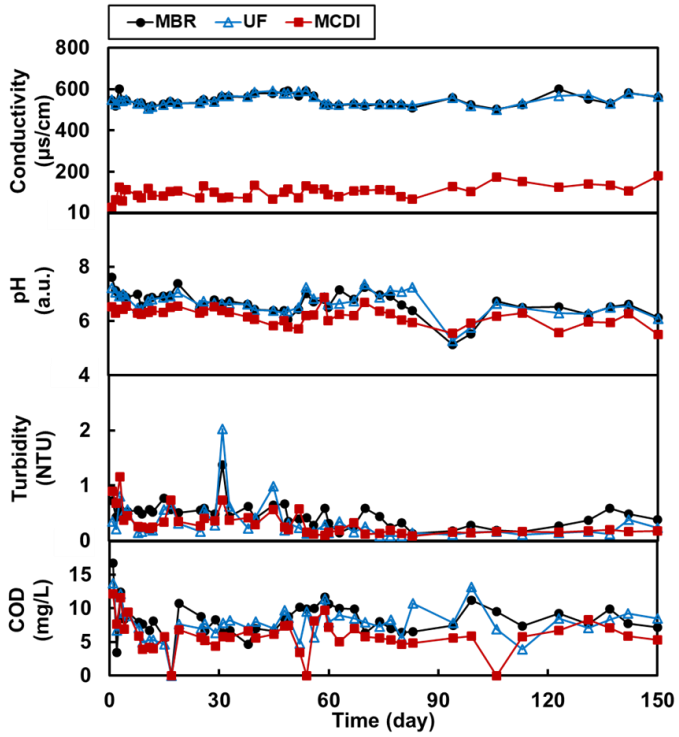


圖 5　系統再生水試驗之平均出流水質監測變化

而針對出流水之水中陰陽離子分析，其結果如圖 6 所示。可看出水中陽離子主要包含了鈉、鉀、鈣、鎂；而陰離子主要涵蓋了氯離子、硝酸根、硫酸根以及磷酸根。可看出 MCDI 電極模塊對於鈣、鎂硬度離子與硝酸鹽有較優的去除效率。

如上述所示，可看出將 MCDI 電極模塊運用於系統再生水具有良好之效果，又其電流效率平均可達 86%，平均能耗約為 0.12 kWh/m^3，具有實際應用之潛力。

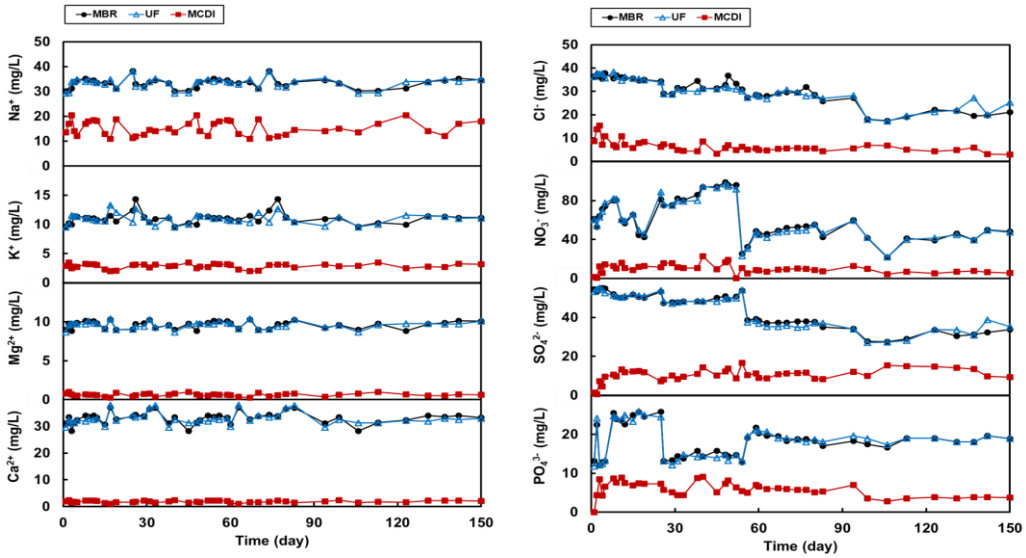


圖 6　系統再生水試驗之水中陽、陰離子監測變化

(二)薄膜電容去離子電極模塊之非系統再生水試驗

以非系統再生水試驗而言，本研究選定自來水、硬水、冷卻水塔循環水、製程廢水以及科技廠區高導電度放流水做為目標水樣。同時，針對各股水樣之需求水質，找出最適合之操作條件，並透過 10 cycle 之最佳化操作，驗證其 MCDI 電極模塊應用於目標水樣之操作效能及穩定性。

1.自來水純化

本研究以台北市自來水作為進流水樣，以 MCDI 電極模塊進行去離子實驗。透過流速 500 mL/min 之完整充放電實驗，可看出於充電階段，其導電度可由初始值約 110 μS/cm 降至導電度 10 μS/cm 以下，具有良好之去離子效果。並透過 CDI ragone plot 選定最佳充電時間約為 45 分鐘，以此時間進行 10 cycle 的最佳化操作。結果顯示於充電產水階段之平均水質導電度約為 22 μS/cm，達到初級純水之標準(<30 μS/cm)，如圖 7 所示。

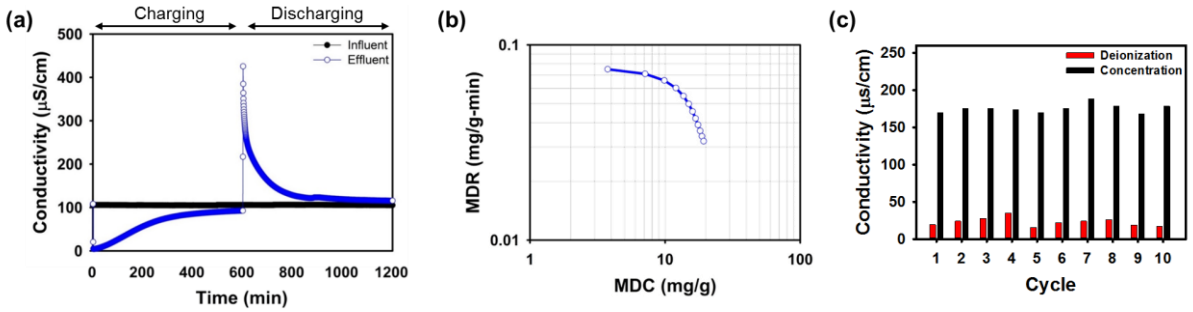


圖 7　MCDI 電極模塊之自來水純化表現：(a) 完整充放電實驗之導電度、(b) CDI ragone plot、(c) 10 cycle 最佳化操作之充放電階段平均出流水質

針對其 10 cycle 最佳化操作之出流水質分析如表 1 所示，可看出 MCDI 電極模塊可有效降低導電度、總溶解固體以及總硬度。而透過水中陽、陰離子之詳細分析，可看出原始之自來水進流中，陽離子主要以鈉、鉀、鈣、鎂居多，陰離子則是以氯離子及硫酸鹽居多；而經由 MCDI 電極模塊處理後，則上述離子皆可有效被去除，顯示其具有應用於自來水純化之潛力。

表 1　MCDI 電極模塊之自來水純化水質分析

基本水質分析			
項目	**單位**	**Input**	**Output**
導電度	μS/cm	110	22.0
pH	-	7.29	6.69
溶氧	mg/L	6.81	7.49
濁度	NTU	0.41	0.17
總溶解固體	mg/L	32.95	4.82
總硬度(as $CaCO_3$)	mg/L	17.48	2.55
陽離子			
項目	**單位**	**Input**	**Output**
鈣(Ca)	mg/L	4.09	0.58
鎂(Mg)	mg/L	2.45	0.26
鈉(Na)	mg/L	5.80	1.81
鉀(K)	mg/L	3.28	0.34
鋁(Al)	mg/L	0.11	0.01
鐵(Fe)	mg/L	0.06	0.05
陰離子			
項目	**單位**	**Input**	**Output**
氯(Cl^-)	mg/L	4.50	0.52
硝酸鹽氮(NO_3^-–N)	mg/L	1.86	0.17
硫酸鹽(SO_4^{2-})	mg/L	6.75	0.72

2.硬水軟化

本研究以台南市自來水作為進流水樣，以 MCDI 電極模塊進行去離子實驗。透過流速 250 mL/min 之完整充放電實驗，可看出於充電階段，其導電度可由初始值約 372 μS/cm 降至導電度 40 μS/cm 以下，具有良好之去離子效果。並透過 CDI ragone plot 選定最佳充電時間約為 40 分鐘，以此時間進行 10 cycle 的最佳化操作。結果顯示於充電產水階段之導電度約為 120 μS/cm 且平均水質硬度約為 21 mg/L as $CaCO_3$，達到軟水之標準(<60 mg/L as $CaCO_3$)，如圖 8 所示。

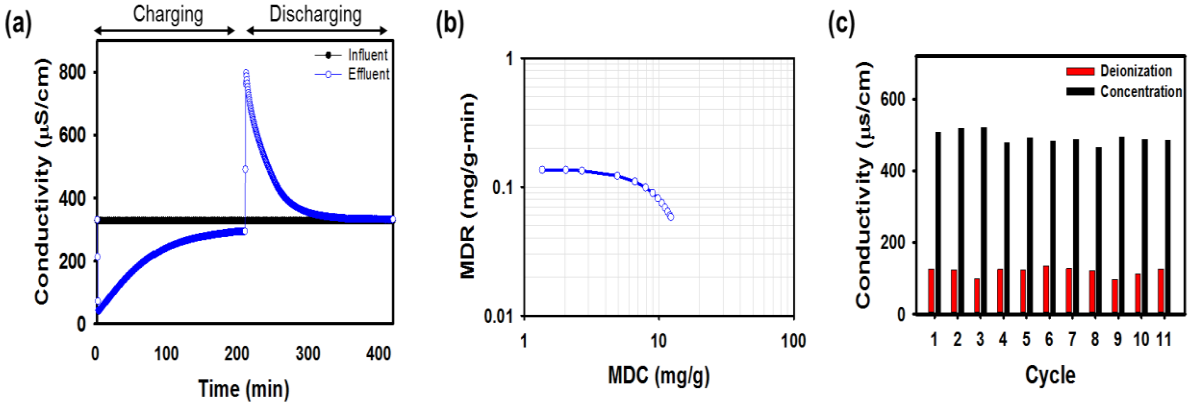


圖 8　MCDI 電極模塊之硬水軟化表現：(a)完整充放電實驗之導電度、(b) CDI ragone plot、(c) 10 cycle 最佳化操作之充放電階段平均出流水質

針對其 10 cycle 最佳化操作之出流水質分析如表 2 所示，可看出 MCDI 電極模塊可有效降低導電度、總溶解固體以及總硬度。而透過水中陽、陰離子之詳細分析，可看出原始之自來水進流中，陽離子主要以鈉、鈣、鎂居多，陰離子則是以氯離子居多；而經由 MCDI 電極模塊處理後，則上述離子皆可有效被去除，顯示其具有應用於硬水軟化之潛力。

表 2　MCDI 電極模塊之硬水軟化水質分析

基本水質分析			
項目	**單位**	**Input**	**Output**
導電度	μS/cm	371.7	119.5
pH	-	7.68	6.38
溶氧	mg/L	6.81	7.49
濁度	NTU	0.41	0.39
總溶解固體	mg/L	114.58	17.63
總硬度(as $CaCO_3$)	mg/L	88.53	20.83
陽離子			
項目	**單位**	**Input**	**Output**
鈣(Ca)	mg/L	20.13	3.48
鎂(Mg)	mg/L	9.17	2.91
鈉(Na)	mg/L	15.46	6.43
鋁(Al)	mg/L	0.42	0.03
陰離子			
項目	**單位**	**Input**	**Output**
氯(Cl^-)	mg/L	10.51	0.81
氨氮(NH_3–N)	mg/L	0.42	0.36
硝酸鹽氮(NO_3^-–N)	mg/L	0.07	0.01

3.冷卻水塔循環水回收

本研究以實廠冷卻水塔循環水作為進流水樣，以 MCDI 電極模塊進行去離子實驗。透過流速 50 mL/min 之完整充放電實驗，可看出於充電階段，其導電度可由初始值約 3333 μS/cm 降至導電度 20 μS/cm 以下，具有良好之去離子效果。並透過 CDI ragone plot 選定最佳充電時間約為 12 分鐘，以此時間進行 10 cycle 的最佳化操作。結果顯示於充電產水階段之導電度約為 730 μS/cm 且平均水質硬度約為 28 mg/L as $CaCO_3$，達到放流水(<750 μS/cm)及軟水之標準(<60 mg/L as $CaCO_3$)，如圖 9 所示。

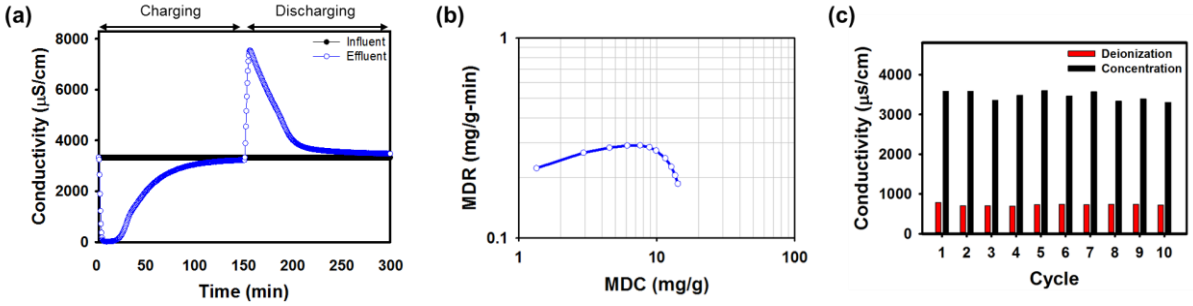


圖 9　MCDI 電極模塊之硬水軟化表現：(a)完整充放電實驗之導電度、(b) CDI ragone plot、(c) 10 cycle 最佳化操作之充放電階段平均出流水質

針對其 10 cycle 最佳化操作之出流水質分析如表 3 所示，可看出 MCDI 電極模塊可有效降低導電度、總溶解固體以及總硬度。而透過水中陽、陰離子之詳細分析，可看出原始之自來水進流中，陽離子主要以鈉居多，鈣、鎂等硬度離子次之，而陰離子則是以氯離子與硫酸根離子居多。再經由 MCDI 電極模塊處理後，上述離子皆得以顯著去除，顯示其具有應用於冷卻水塔循環水回收之潛力。

表 3　MCDI 電極模塊之冷卻水塔循環水回收之水質分析

基本水質分析			
項目	**單位**	**Input**	**Output**
導電度	μS/cm	3333.3	730.1
pH	-	8.84	8.38
溶氧	mg/L	8.13	8.19
濁度	NTU	0.41	0.54
總溶解固體	mg/L	1484.63	327.86
總硬度(as $CaCO_3$)	mg/L	95.98	28.10
陽離子			
項目	**單位**	**Input**	**Output**
鈣(Ca)	mg/L	7.74	6.15
鎂(Mg)	mg/L	18.39	3.06
鈉(Na)	mg/L	555.36	102.55

鉀(K)	mg/L	41.32	4.33
陰離子			
項目	**單位**	**Input**	**Output**
氟(F^-)	mg/L	49.85	44.03
氯(Cl^-)	mg/L	559.91	108.65
硝酸鹽氮(NO_3^-–N)	mg/L	75.08	26.26
硫酸鹽(SO_4^{2-})	mg/L	176.98	32.83

4.製程廢水

本研究以模擬 300 mg/L 銅離子之含銅製程廢水作為進流水樣，以 MCDI 電極模塊進行去離子實驗。透過流速 200 mL/min 之完整充放電實驗，可看出於充電階段，其導電度可由初始值約 748 μS/cm 降至導電度 10 μS/cm 以下，並於放電階段最高可達 1804 μS/cm，具有良好之去離子與濃縮效果。並透過 CDI ragone plot 選定最佳充電時間約為 10 分鐘，以此時間進行 10 cycle 的最佳化操作。結果顯示於充電產水階段之導電度約為 59 μS/cm 且銅離子濃度僅有 23 mg/L，並於放電濃縮階段，達到導電度約為 956 μS/cm 且銅離子濃度達 383 mg/L，如圖 10 所示。

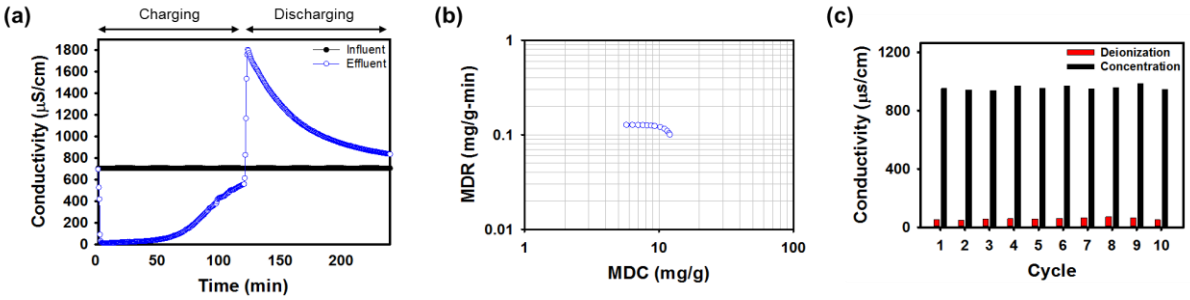


圖 10　MCDI 電極模塊之製程廢水處理表現：(a) 完整充放電實驗之導電度、(b) CDI ragone plot、(c) 10 cycle 最佳化操作之充放電階段平均出流水質

針對其 10 cycle 最佳化操作之出流水質分析如表 4 所示，可看出 MCDI 電極模塊可有效降低導電度、總溶解固體以及總硬度。由於水中離子主要以銅離子及硫酸根離子為主，再經由 MCDI 電極模塊處理後，上述離子皆得以顯著去除，顯示其具有應用於製程廢水處理之潛力。

表 4　MCDI 電極模塊之冷卻水塔循環水回收之水質分析

基本水質分析			
項目	**單位**	**Input**	**Output**
導電度	μS/cm	747.5	58.65
pH	-	5.3	5.46
溶氧	mg/L	7.19	7.13
濁度	NTU	0.61	0.3
總溶解固體	mg/L	747.5	58.65
總硬度(as $CaCO_3$)	mg/L	467.19	36.65
陽離子			
項目	**單位**	**Input**	**Output**
銅(Cu)	mg/L	299	23.46
陰離子			
項目	**單位**	**Input**	**Output**
硫酸鹽(SO_4^{2-})	mg/L	448.5	35.19

5.高導電度放流水降導

本研究以某科技廠之廠區高導電度放流水作為進流水樣，以 MCDI 電極模塊進行去離子實驗。透過流速 50 mL/min 之完整充放電實驗，可看出於充電階段，其導電度可由初始值 5520 μS/cm(硬度 401 mg/L as CaCO3，屬於超硬水)降至 1840μS/cm 以下，並於放電階段最高可達 9132 μS/cm，具有良好之去離子與濃縮效果。並透過 CDI ragone plot 選定最佳充電時間約為 12 分鐘，以此時間進行 10 cycle 的最佳化操作。結果顯示於充電產水階段之導電度約為 2654 μS/cm 且平均水質硬度約為 58.5 mg/L as $CaCO_3$，有效降低硬度並達到軟水之標準(<60 mg/L as $CaCO_3$)，如圖 11 所示。後續則可視其應用標的之導電度需求，進而透過串聯多顆 CDI 電極模塊，以提升整體出流水之水質。

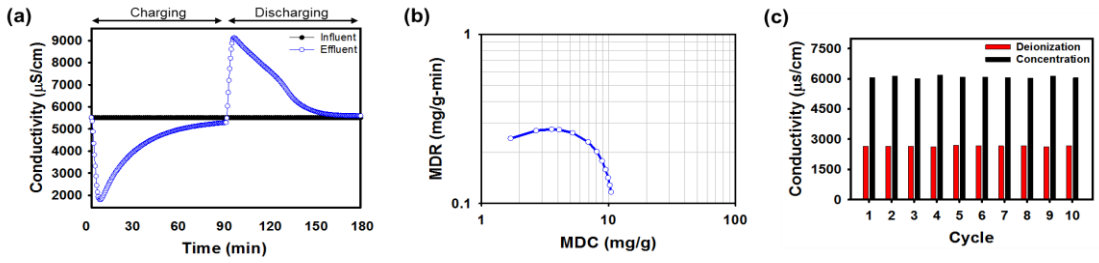


圖 11 MCDI 電極模塊之高導電度放流水降導表現：(a)完整充放電實驗之導電度、(b) CDI ragone plot、(c) 10 cycle 最佳化操作之充放電階段平均出流水質

針對其 10 cycle 最佳化操作之出流水質分析如表 5 所示，可看出 MCDI 電極模塊可有效降低導電度、總溶解固體以及總硬度。而透過水中陽、陰離子之詳細分析，可看出原始之自來水進流中，陽離子主要以鈉居多，鈣離子次之，而陰離子則是以氯離子與硫酸根離子居多。再經由 MCDI 電極模塊處理後，上述離子皆得以顯著去除，顯示其具有應用於高導電度放水流降導之潛力。

表 5　MCDI 電極模塊之冷卻水塔循環水回收之水質分析

基本水質分析			
項目	**單位**	**Input**	**Output**
導電度	μS/cm	5520	2654
pH	-	6.72	7.31
溶氧	mg/L	8.19	8.16
濁度	NTU	0.35	0.23
總溶解固體	mg/L	2896.93	1405.09
總硬度(as $CaCO_3$)	mg/L	401.47	58.50
陽離子			
項目	**單位**	**Input**	**Output**
鈣(Ca)	mg/L	117.8	6.91
鎂(Mg)	mg/L	36.89	9.89
鈉(Na)	mg/L	835.73	461.37
鉀(K)	mg/L	12.67	18.57
陰離子			
項目	**單位**	**Input**	**Output**
氯(Cl^-)	mg/L	882.81	490.49
氨氮(NH_3–N)	mg/L	0.23	0.53
硝酸鹽氮(NO_3^-–N)	mg/L	20.79	6.74
硫酸鹽(SO_4^{2-})	mg/L	854.23	310.19
磷酸鹽(PO_4^{3-})	mg/L	136.01	100.93

四、結　論

本研究利用 MCDI 技術之整合型試驗系統，以產業應用推廣為前提進行規格化試驗，藉以評估電容去離子技術於系統/非系統再生水之可行性。其結果顯示，將 MCDI 電極模塊應用於系統與非系統再生水處理時，可有效去除原水中的溶解性帶電物質。同時，可視其用水需求，產出符合預期水質之再生水的能力，且透過連續實驗之驗證，本系統具備穩定之產水能力，符合環境永續的願景。因此，薄膜電容去離子技術具有相當之應用發展潛力，未來可透過更進一步之實場驗證，促進國內水科技產業的發展。

致謝

本研究由經濟部水利署「107 年度貯能型水再生系統」與「108 年度貯能型再生水技術系統整合精進與研析」補助，並感謝國立臺灣大學環境工程學研究所的支持。

五、參考文獻

1.貯能型再生水技術系統整合精進與研析，經濟部水利署，108 年 12 月。

2.貯能型水再生系統，經濟部水利署，107 年 12 月。

3.Sun, H., H. Zhang, X. Zou, R. Li, and Y. Liu. "Water reclamation and reuse." Water Environment Research, 91, no. 10, 1080-1090 (2019).

4.Lee, M., C. S. Fan, Y. W. Chen, K. C. Chang, P. T. Chiueh, and C. H. Hou. "Membrane capacitive deionization for low-salinity desalination in the reclamation of domestic wastewater effluents." Chemosphere, 235, 413-422 (2019).

5.Tang, W., D. He, C. Zhang, P. Kovalsky, and T. D. Waite. "Comparison of Faradaic reactions in capacitive deionization (CDI) and membrane capacitive deionization (MCDI) water treatment processes." Water research, 120, 229-237 (2017).

6.Tang, W., J. L., D. He, J. Gong, L. Tang, Z. Liu, D. Wang, and G. Zeng. "Various cell architectures of capacitive deionization: Recent advances and future trends." Water research, 150, 225-251 (2019).

薄膜清洗優化技術建立

蘇育俊*、劉婉如**、林炅勳***、蕭融澤****、陳彥成*****

摘　要

中鋼為一貫作業煉鋼廠，在煉鐵、煉鋼或軋鋼製程中皆須消耗大量的水，以滿足冷卻、除銹、潤滑或洗塵等不同用途。為確保水資源的永續利用及生產用水供水無虞，中鋼除了導入 4.1 萬噸/天的鳳山溪都污再生水外，更自 2009 年 10 月啟用工業廢水純化場，成為全球第一個鋼鐵廠以雙膜法(UF/RO)及交換樹脂將廢水製成再生水，提供中鋼動力工廠鍋爐所需之超純水。但一貫作業煉鋼廠的廢水水質成分複雜且變異性大，常導致薄膜處理單元遭遇不同程度的阻塞。因此本研究的目的為透過薄膜清洗的優化來減緩工業廢水純化場 UF 及 RO 膜的薄膜阻塞。

分析發現造成工業廢水純化場 UF 膜異常嚴重阻塞的原因為油污等有機物與錳、鐵等無機物的混合。經實驗室單膜絲清洗測試發現以 NaOH/SDS/EDTA 搭配 ascorbic acid 可將 UF 透膜壓差由-0.28 bar 降至-0.12 bar，對 UF 透膜壓差的恢復性最佳。以該清洗藥劑配方分別至現場的 A 列及 C 列 UF 進行清洗，經清洗後的 A 列 UF，壓差可從-55.1 kPa 降至-21.7 kPa，後續現場以一般 NaOCl/citric acid 清洗藥劑進行 UF 清洗，即可將清洗後的 UF 壓差維持在-15.1 kPa 左右。而經該清洗藥劑清洗後的 C 列 UF，壓差可從-37.8 kPa 降至-12.2 kPa，後續現場以一般 NaOCl/citric acid 清洗藥劑進行 UF 清洗，即可將清洗後的 UF 壓差維持在-12.0 kPa 左右。

RO 的積垢物分析發現主要成分為有機份高達約 87%，無機份只佔約 13%。經 FTIR 分析該有機積垢物主要為多醣類、脂肪酸及蛋白質等生物膜的組成成份。因此實驗室針對現場有機/微生物阻塞問題進行鹼洗藥劑的優化。清洗結果顯示，鹼洗液中添加非離子界面活性劑/陰離子界面活性劑/磷酸鹽，再搭配 HCl 酸洗的方式可將第一段 RO 壓差從清洗前的 2.7 kg/cm^2 降至清洗後的 1.8 kg/cm^2。後續再以一般的 NaOH/HCl 進行清洗，即可將 RO 壓差降至 1.4 kg/cm^2，成功使壓差達成 $\leqq$1.5 kg/cm^2 的目標值，並延長 2.4 倍的清洗週期。

【關鍵詞】超過濾膜、逆滲透膜、薄膜清洗、薄膜阻塞

---

*中鋼新材料研究發展處 研究員
**中鋼新材料研究發展處 工程師
***中鋼公共設施處 課長
****中鋼公共設施處 股長
*****中宇環保水務處 組長

一、前　言

中鋼為一貫作業煉鋼廠，在煉鐵、煉鋼或軋鋼製程中皆須消耗大量的水，以滿足冷卻、除銹、潤滑或洗塵等不同用途。為確保水資源的永續利用及生產用水供水無虞，中鋼率先與經濟部工業局簽署購水契約，自 2018 年 9 月開始每日導入 2.4 萬噸的鳳山溪都市污水處理廠再生水，目前中鋼每日的再生水使用量已達 4.1 萬噸，預計 2022 將再導入臨海再生水每日 2 萬噸。除了使用外部的再生水，中鋼亦針對廠內所產生的工業廢水進行回收再利用。2009 年中鋼工業廢水純化場正式啟用，為全球第一個鋼鐵廠使用 UF/RO 的雙膜法(dual-membrane process)將廢水處理後回收再利用，每日設計產水量為 1 萬 3,500 公噸，使得每噸粗鋼用水量降至 3.4 噸，遠低於全球鋼廠平均的 28.6 噸/噸鋼胚。

薄膜在廢水處理的應用上最主要且無法避免的問題為薄膜阻塞，薄膜阻塞會使薄膜通量衰減或透膜壓差上升，導致薄膜清洗次數增加而縮短薄膜壽命，提高操作及維護成本。因此如何減緩薄膜阻塞現象的發生為現場水務工作者最重視的課題。薄膜阻塞可透過適當的前處理、薄膜改質及薄膜清洗等方式來減緩其發生速率及程度。前處理程序對既設廠來說需考量是否有額外的處理空間，而薄膜改質則是屬於薄膜製造商的範疇，因此薄膜清洗為現場水務操作者且最常使用的手段。實務上所使用的清洗藥劑常為薄膜製造商所建議，主要為酸、鹼、螯合劑、界面活性劑、酵素或商品化清洗劑等，但因各廢水處理場的進水水質各異，導致薄膜製造商所建議的清洗藥劑往往無法有效的減緩薄膜阻塞。欲優化薄膜清洗的效能需先針對薄膜積垢物的種類及特性進行鑑定分析，從而選擇最適的清洗藥劑。

一貫作業煉鋼廠的廢水水質成分複雜且變異性大，導致薄膜處理單元常遭遇不同程度的阻塞。中鋼工業廢水純化場的 UF 膜曾遭遇嚴重的阻塞，除了須將操作流量由原先的 350 m^3/hr 降低至 270 m^3/hr 外，每天至少需進行一次 CIP (clean-in-place)以降低透膜壓差，導致產水量下降；而 RO 膜則是曾遭遇嚴重的生物性積垢及錳積垢，導致 RO 膜產生不可逆性的阻塞。因此本研究的目的為透過薄膜清洗的優化來減緩工業廢水純化場 UF 及 RO 膜的薄膜阻塞。

為優化薄膜清洗的效能，本研究首先針對中鋼工業廢水純化場的 UF 及 RO 膜進行積垢物特性分析，再依積垢物特性的分析結果於實驗室開發最適清洗藥劑，並以單膜絲模組進行清洗效能的評估及優化，最後至現場驗證 UF 及 RO 膜的清洗效能。

二、材料與方法

(一)中鋼工業廢水純化場薄膜處理單元

中鋼工業廢水純化場的主要處理單元包括：UF、RO及離子交換樹脂，處理流程如圖1。所使用的UF膜為SUEZ的ZeedWeed 500D中空纖維模組，該UF膜的材質為PVDF (polyvinylidene fluoride)，平均孔徑為0.04 μm。工業廢水純化場的UF處理單元中共有3套UF薄膜槽，每個薄膜槽各有5個cassettes，每個Cassette有64片膜組，共計960片膜組。UF膜為固定通量操作，操作通量為30 L/m2hr，每操作15分鐘則會停止1分鐘，以減緩薄膜積垢。UF每週會進行一次的M-clean (maintenance clean)，所使用的清洗藥劑為100 mg/L的NaOCl及2,000 mg/L的檸檬酸。若UF膜的透膜壓差超過-40 kpa，則會進行R-clean (Recovery clean)以回復透膜壓差，R-clean所使用的清洗藥劑為250 mg/L的NaOCl及2,000 mg/L的檸檬酸。

經過UF系統過濾後的廢水，以高壓泵浦將廢水加壓至10~13 kg/cm2，進入RO機組，每列(共9列)RO機組配備有144支RO膜管，裝置於24支（以16+8的兩段式排列）壓力容器內(每支壓力容器裝6支RO膜管)。所使用的8吋RO膜管為Dow公司所生產的Filmtec BW30XFR-400/34i。當RO的壓差到達2~2.5 kg/cm2或運轉一個月時，便分別依序以0.1%的NaOH及0.2%的HCl進行CIP清洗。RO出流水的導電度在100~200 μs/cm，產水量約562.5 m3/h (最大產水量700 m3/h)。RO每日產水量約13,500噸，其中4,500噸的RO水直接補注動力工場的冷卻水塔及純水工場，另外的9,000噸RO水則再經由離子交換樹脂系統處理，產出導電度＜0.1 μs/cm、SiO2＜0.02 mg/L、Na＜0.01 mg/L的除礦水，做為動力工場的鍋爐補充水。

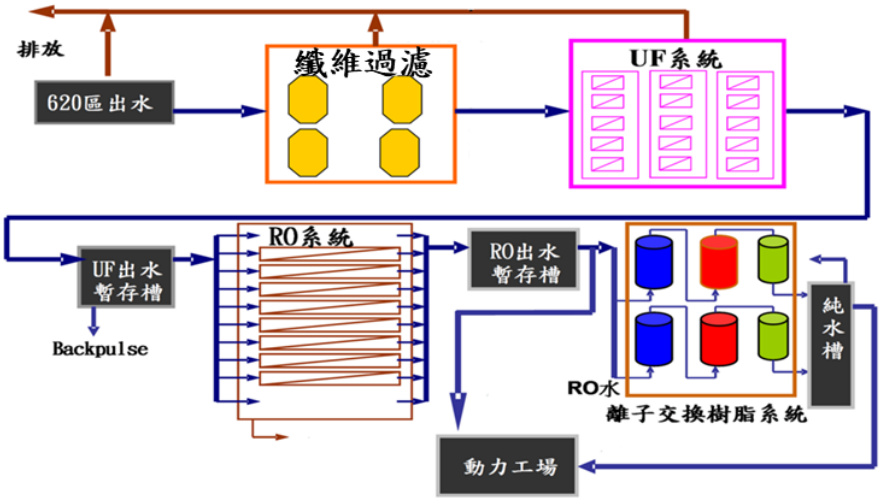


圖 1　中鋼工業廢水純化場處理流程

(二)積垢物特性分析

將現場所取回之 UF 膜以 80℃烘乾 4 小時，再置入真空乾燥箱中 12 小時，最後以 SEM/EDS (Scanning electron microscopy with energy dispersive X-ray spectroscopy)觀察及分析薄膜表面之積垢物型態及元素組成。

在積垢物的有機/無機份的比例量化上，以 LOI (loss on ignition)燒失量來分析。以超音波震盪或刮刀刮除的方式收集薄膜表面積垢物。將所收集之積垢物依序置入 103℃及 550℃的烘箱中，以分別去除樣品中的水分及有機份。測量樣品經 103℃及 550℃烘乾後的重量變化以獲得樣品中的有機/無機組成比例，LOI 代表有機份於樣品中的組成比例，公式如下：

LOI = (Weight (103℃) − Weight (550 °C)) / Weight (103℃)

有機積垢物則利用 FTIR (Fourier-transform infrared spectroscopy)分析其官能基特性。將現場所取回的待測樣品以 80℃烘乾 4 小時後，再置入真空乾燥箱中 12 小時。乾燥後的樣品以 ATR (Attenuated total reflection)衰減全反射的方式進行 FTIR 分析量測。

(三)實驗室 UF 清洗測試

為了對阻塞的 UF 膜進行清洗性測試，將現場取回已阻塞的 UF 膜置入單膜絲模組中，如圖 2。於模組中加入純水進行過濾，可得到阻塞薄膜的清水透膜壓差變化。阻塞的薄膜經不同化學清洗後，再以純水進行過濾則可獲得清洗後薄膜的清水透膜壓差變化。藉由比較阻塞及清洗後薄膜的清水透膜壓差變化，可對薄膜清洗的清洗性進行比較分析比較。

為進一步對薄膜的清洗性進行量化分析，透過達西公式來分析薄膜清洗前、後的阻抗(resistance)。因薄膜阻抗已納入通量的變數，故對於薄膜的阻塞量化分析較傳統觀察透膜壓差的變化更客觀。阻抗分析所使用的達西公式如下：

$$J = \frac{\Delta P}{\mu R}$$ (達西公式)

J：通量 (m3/m2/s)，ΔP：透膜壓差(Pa)，R：阻抗 (m-1)，μ：滲透液黏度 (Pa•S)。

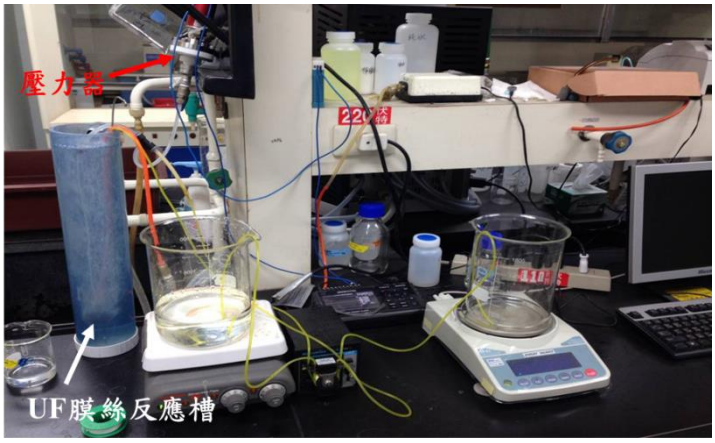


圖 2　實驗室 UF 單膜絲測試模組

三、結果與討論

(一) UF 膜積垢物分析及清洗效能優化

工業廢水純化場在 108 年 8 月時因上游廢水異常導致 UF 膜阻塞嚴重，現場以常規的 NaOCl/citric acid 進行 CIP 清後仍無法有效恢復 UF 透膜壓差，且產水時的逆洗正壓更高出系統可操作範圍，導致全廠停機無法產製再生水。因中鋼於「中鋼公司第四階段擴建計畫及冷軋廠興建計劃」的環境影響差異分析報告書中環評承諾每日需自產 6,500 噸的再生水，因此急尋可有效恢復 UF 透膜壓差的對策。

實驗室先至現場剪回阻塞的 UF 膜絲進行積垢物分析，發現 UF 槽裡的水面上有疑似油污的漂浮物，且膜絲間黏結成團，懷疑為油污或上游廢水處理場所添加的高分子絮凝劑所致。表 1 為以 EDS 分析 UF 膜表面積垢物的元素組成，發現除了 C、F 為膜材質所貢獻外，其他元素則以 O、Ca、Mn、Fe 為主。故推論本次造成 UF 膜異常阻塞的積垢物為油污等有機物與錳、鐵等無機物的混合。

為有效清除前述造成 UF 膜異常阻塞的有機油污及無機混合積垢物，實驗室依其積垢特性篩選/調配下列清洗藥劑，依序添加清洗藥劑於單膜絲模組中進行清洗效能測試。

1.HCl at pH1.5 反洗：利用酸將 UF 膜絲內側無機機積垢物溶解、清除。

2.Tergazyme® 清洗：主要成分為酵素及界面活性劑，可清除膜表面的蛋白質及有機物等。

3.Ascorbic acid 清洗：為強還原劑，可將鐵等元素所組成之氧化物還原成離子態，進而自薄膜表面/孔洞中清除。

4.NaOH/SDS/EDTA 清洗：SDS (Sodium dodecyl sulfate)為界面活性劑，EDTA (Ethylenediaminetetraacetic acid)為螯合劑，兩者於強鹼的環境下可對難清除的疏水性有機物及無機物達到去除效果。

5.NaOCl at pH5 清洗：使原鹼性清洗液中的主要物種由 OCl-變為氧化力較高之 HOCl，提升殺菌與氧化有機物的效果。

圖 3 為以上述清洗藥劑分別依序對現場取回之 A 列 UF 單膜絲進行清洗後的透膜壓差變化。在未清洗的情況下，UF 單膜絲過濾 RO 水 30 分鐘後的透膜壓差穩定於-0.25 bar 左右；以 HCl 進行 UF 反洗後，則可將 UF 的透膜壓差降至-0.21 bar；再以 Tergazyme 進行 UF 清洗，UF 膜的透膜壓差則反些微上升至-0.22 bar；再以 ascorbic acid 清洗 UF，其透膜壓差則是可降至-0.19 bar；再以 NaOH/SDS/EDTA 進行 UF 清洗後，UF 透膜壓差的下降幅度較高，可降至-0.13 bar；最後以 NaOCl 於 pH5 的條件下進行 UF 清洗，清洗後 UF 透膜壓差則仍維持在-0.13 bar 左右，無法進一步降低 UF 透膜壓差。從上述結果看來 NaOH/SDS/EDTA 清洗藥劑對 UF 透膜壓差的恢復率較為顯著。

表 1　UF 膜表面 EDS 元素分析結果

Element	Atomic %	
	A 套 UF	B 套 UF
C	41.24	47.99
O	47.31	32.86
F	0.59	7.23
Mn	0.25	5.23
Fe	0.83	1.47
Al	N.D.	1.13
Ca	8.74	0.76

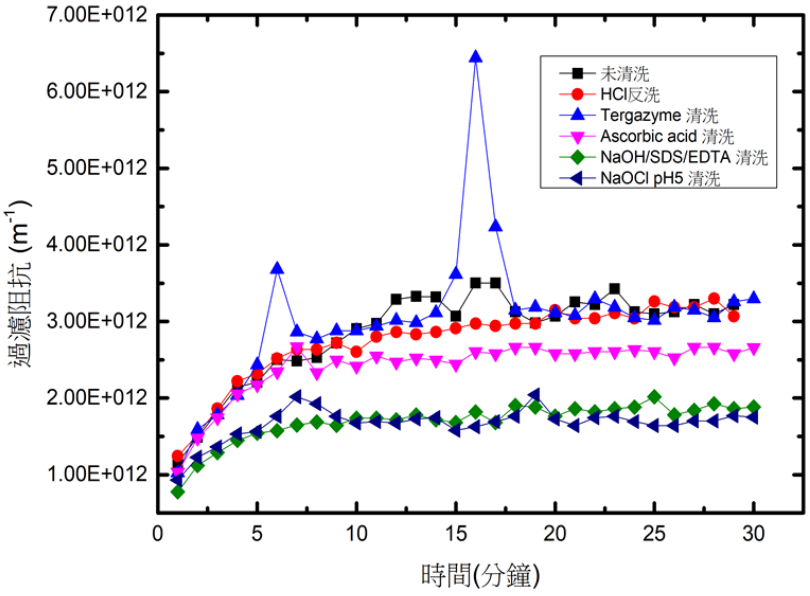


圖 3　不同清洗藥劑對 UF 單膜絲的壓差恢復效能

因前述的結果為五種不同藥劑分別依序清洗 UF 膜的結果，為測試單以 NaOH/SDS/EDTA 清洗藥劑是否得以有效降低 UF 透膜壓差，將現場取回之 UF 單膜絲直接以 NaOH/SDS/EDTA 清洗藥劑進行清洗，結果如圖 4。未經清洗的 UF 單膜絲在過濾 RO 水 30 分鐘後，透膜壓差約穩定於-0.28 bar 左右。經 NaOH/SDS/EDTA 藥劑清洗後，UF 膜壓差則些微降至-0.24 左右，效果不如先前測試顯著，但若搭配 ascorbic acid 清洗則可大幅地將 UF 透膜壓差降至-0.12 bar 左右。該結果顯示，NaOH/SDS/EDTA 須搭配 ascorbic acid 進行清洗才得以大幅恢復 UF 透膜壓差。後續以 NaOH/SDS/EDTA 搭配 ascorbic acid 的清洗方式至現場對 A 套及 C 套 UF 進行現地清洗。

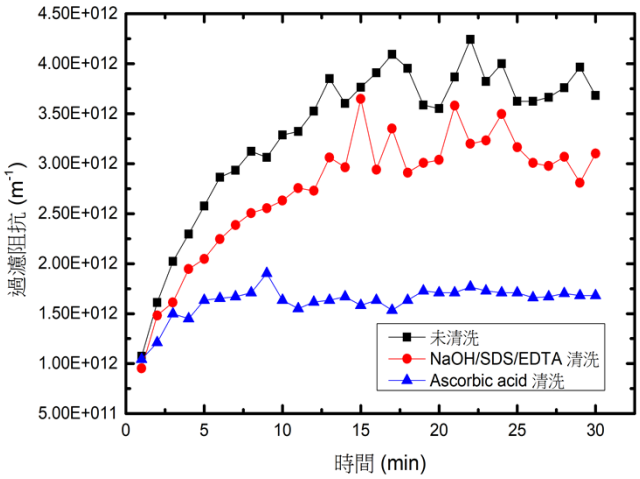


圖 4　以 NaOH/SDS/EDTA 搭配 ascorbic acid 清洗 UF 膜絲後的壓差恢復性

圖 5 為工業廢水純化場 108 年 7 月至 9 月的 A 套 UF CIP 清洗後透膜壓差變化趨勢圖。8/16 至現場對 A 列 UF 進行清洗，經 NaOH/SDS/EDTA 搭配 ascorbic acid 清洗後的 A 列 UF，壓差可從-55.1 kPa 降至-21.7 kPa，並於 8/26 成功恢復運轉產水。後續現場以一般 NaOCl/citric acid 清洗藥劑進行 UF 清洗，即可將清洗後的 UF 壓差維持在-15.1 kPa 左右。

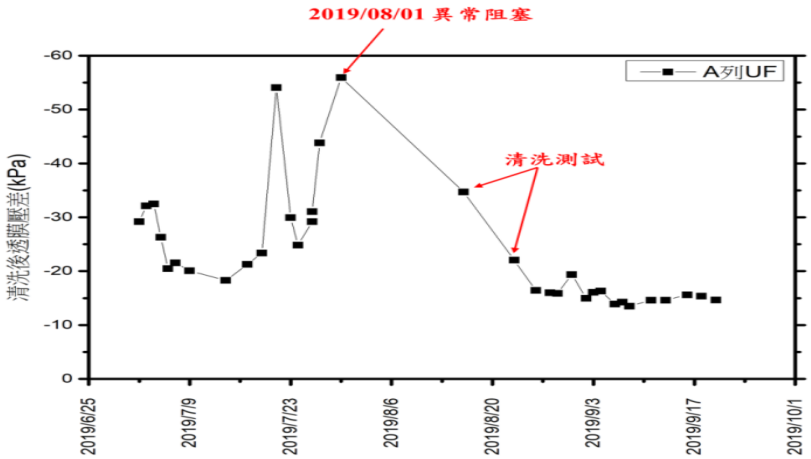


圖 5　108/07-09 A 套 UF 清洗後的透膜壓差變化

圖 6 為工業廢水純化場 108 年 7 月至 9 月的 C 套 UF 清洗後透膜壓差變化趨勢圖。9/6 至現場對 C 列 UF 進行清洗，經清洗後的 C 列 UF 壓差從-37.8 kPa 降至-12.2 kPa，並於 9/12 成功恢復運轉產水。後續現場以一般 NaOCl/citric acid 清洗藥劑進行 UF 清洗，即可將清洗後的 UF 壓差維持在-12.0 kPa 左右。該結果使得中鋼再生水的產水單價由 108/08 的 177 元/噸降至 108/09 的 33 元/噸，以每月產 6,500 噸再生水計算，減少 93.6 萬/月再生水生產成本，並達成中鋼產製再生水 6,500 噸/天的環評承諾。

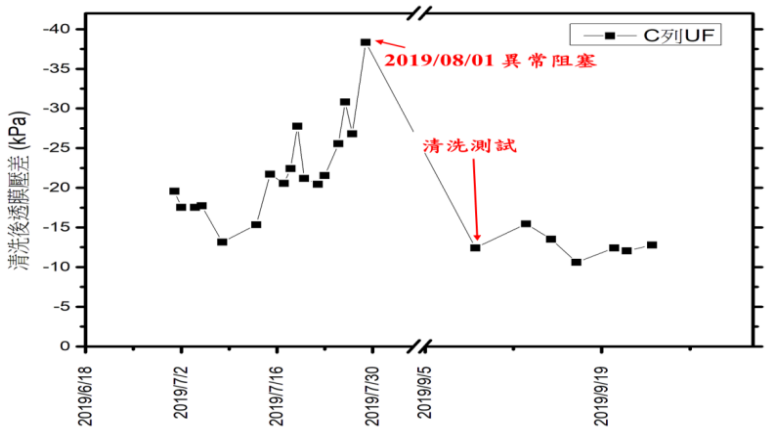


圖 6　108/07 至 108/09 C 套 UF 清洗後的透膜壓差

(二)UF 膜積垢物分析及清洗效能優化

RO 膜的積垢可粗略的分為有機、無機顆粒所造成的阻塞及生物性阻塞。中鋼工業廢水純化場第一段 RO 的壓差上升速率往往遠高於第二段 RO，因此推測遭受生物性阻塞較嚴重。生物性阻塞除了會受到進水中微生物多寡的影響外，亦會受到環境因素影響而有不同的動態生長趨勢。本研究嘗試在 RO 進流端中以 BioSense 生物膜感測器的方式來建立 RO 進水的生物性積垢潛勢指標。BioSense 生物膜生長感測技術的原理為在待測環境中置入偵測探頭電極，並於偵測探頭電極產生微量電位，使微生物在附著於管道或容器表面前會優先附著於探頭表面，生物膜生長附著後，改變電極之電位產出信號，藉此可得知待測環境中生物膜的生長潛勢。但在實際應用上 BioSense 感測器卻因管路及 cell 內部的阻塞問題嚴重，導致 BioSense 的進、出流水無法流通而無法監測。該現象也顯見 UF 的產水水質不佳，極可能為導致第一段 RO 膜壓差上升快速的原因。

針對 BioSense 管線及 cell 中的阻塞進行特性分析。表 2 為 BioSense 感測器中的阻塞物 LOI 分析結果。由 LOI 分析結果可知，RO 進流水中可能造成阻塞的物質有高達 87.4%為有機份，無機份只有 12.6%。此外，檢視 H 列 RO 膜殼內狀況，發現 RO 膜殼內及膜管外亦出現大量的淤泥阻塞物累積，如圖 7。LOI 的分析結果顯示，RO 管內的淤泥阻塞物有機份為 86.9%，無機份為 13.1% (表 3)，同樣顯示 RO 膜管內的淤泥阻塞物主要為有機物。進一步以 FTIR 分析，從 FTIR 光譜的結果發現該阻塞物主要為多醣類、脂肪酸及蛋白質等生物膜的成份，如圖 8。從表 2、表 3 及圖 8 的結果推測，RO 膜的阻塞主要為微生物所致。對照現場第一段 RO 壓差居高不下的狀況，與文獻指出生物性阻塞會造成 RO 膜第一段壓差快速上升不謀而合。故，在後續的 RO 膜清洗優化上主要著重於生物膜的去除。

表 2　BioSense 感測器中的阻塞物 LOI 分析結果

	百分比 (%)
有機份	87.4
無機份	12.6

圖 7　H 列 RO 管殼內及膜管外的淤泥阻塞物累積狀況

表 3　H 列 RO 管殼內及膜管外的淤泥阻塞物 LOI 分析結果

	百分比 (%)
有機份	86.9
無機份	13.1

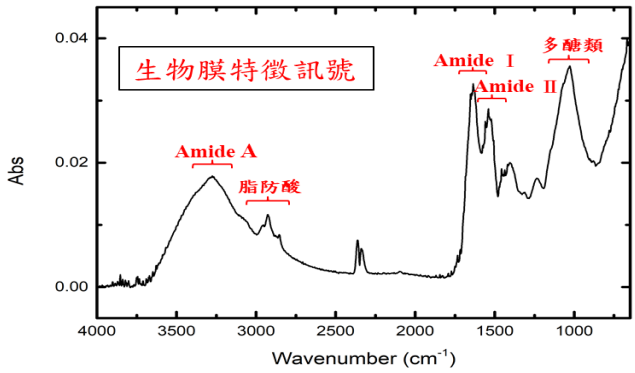


圖 8　BioSense 感測器中的阻塞物 FTIR 圖譜

根據文獻，有機/生物性積垢除了可用鹼的水解及溶解作用機制來進行清洗外，可搭配界面活性劑來增加藥劑的滲透性與積垢物的乳化與分散效果，以達到增加清洗的效果。此外，亦可於清洗劑中添加殺菌劑來對加強 RO 膜表面的微生物去除效果。表 4 為針對現場 NaOH 的鹼洗藥劑進行配方加強後的清洗結果。此清洗測試仍維持先鹼洗後酸洗的清洗步驟，酸洗劑仍維持使用現場的 HCl，除了調整鹼洗劑外，其餘 CIP 清洗操作參數不變。

108/01/22 的 RO 清洗測試為於鹼劑中添加陰離子界面活性劑，並搭配 HCl 酸洗。清洗前的第一段 RO 壓差為 2.8 kg/cm^2，清洗後壓差則降為 2.2 kg/cm^2，共減少 0.6 kg/cm2 的壓差。此結果雖優於前次以 NaOH/HCl 清洗後的壓差 (清洗前：2.5 kg/cm^2；清洗後 2.4 kg/cm^2)，但仍無法達到現場的要求(清洗後 RO 壓差≦1.5 kg/cm^2)。

108/01/24 的 RO 清洗測試為於鹼劑中添加 TTPC (Tributyl tetradecyl phosphonium chloride) 殺菌劑，並搭配 HCl 酸洗，並搭配 HCl 酸洗。清洗前的第一段 RO 壓差為 3.1 kg/cm2，清洗後壓差則降為 2.2 kg/cm^2，共減少 0.9 kg/cm^2 的壓差。此結果雖也優於前次以 NaOH/HCl 清洗後的壓差(清洗前：2.7 kg/cm^2；清洗後 2.4 kg/cm^2)，但也尚無法達到壓差≦1.5 kg/cm^2 的目標值。

108/02/23 的 RO 清洗測試為以高濃度 NaCl 取代鹼液進行清洗，再搭配 HCl 酸洗。文獻指出針對 RO 表面所累積的 gel-like 有機積垢物，高濃度的 NaCl 可透過改變其交練(cross-linking)的結構，並以離子交換的方式破壞積垢物中的 Ca 離子/積垢物鍵結，來有效去除 RO 膜表面的有機積垢物。但該次的測試結果卻顯示以高濃度 NaCl 搭配 HCl 的清洗方式，清洗前、後的第一段 RO 壓差均同樣維持在 2.8 kg/cm^2，無法降低任何一絲壓差值，遠遜於前一次正常 CIP 清洗的結果。

108/03/09 的 RO 清洗測試為鹼劑中添加陰離子界面活性劑及磷酸鹽，再搭配 HCl 酸洗。本次於鹼洗液除了添加 108/01/22 所使用的陰離子界面活性劑外，亦添加磷酸鹽來破壞生物膜中的鈣等無機鹽類與生物膜的鍵結。清洗前的第一段 RO 壓差為 2.7 kg/cm2，清洗後壓差則降為 2.3 kg/cm^2，共減少 0.4 kg/cm^2 的壓差，但仍無法達到壓差≦1.5 kg/cm^2 的要求。

108/03/23 的 RO 清洗測試為鹼劑中添加非離子界面活性劑/陰離子界面活性劑/磷酸鹽，再搭配 HCl 酸洗。和 108/03/09 的測試藥劑相較，於鹼液中多添加非離子界面活性劑以加強清洗藥劑的滲透性。清洗前的第一段 RO 壓差為 2.7 kg/cm^2，清洗後壓差則降至 1.8 kg/cm^2，共減少 0.9 kg/cm^2 的壓差。此結果已接近現場所要求的清洗後 RO 壓差≦1.5 kg/cm^2 的要求。該列 RO 自 107 年 10 月 11 日後便無法於 CIP 後將第一段 RO 壓差降至≦1.5 kg/cm^2，顯示 RO 表面無法清洗掉的積垢物已累積 5 個多月。藉由本次清洗則已將大部分積垢物鬆動並清除，故請現場再以一般的 NaOH/HCl 進行清洗，清洗後的第一段 RO 壓差則可降至 1.4 kg/cm^2，成功恢復壓差至≦1.5 kg/cm^2 的目標值。且本次清洗後的 RO 運轉時數可達 35,454 分鐘，較前次清洗的 14,964 分鐘延長為 2.4 倍的清洗週期。

表 4　RO 清洗藥劑現場測試結果

清洗測試日期	測試組別	測試藥劑*(鹼洗劑)	CIP 藥劑調整清洗		前次一般 CIP 清洗	
			洗前壓差 (kg/cm^2)	洗後壓差 (kg/cm^2)	洗前壓差 (kg/cm^2)	洗後壓差 (kg/cm^2)
108/01/22	G	鹼/陰離子界面活性劑	2.8	2.2	2.5	2.4
108/01/24	E	鹼/TTPC 殺菌劑	3.1	2.2	2.7	2.4
108/02/23	C	NaCl	2.8	2.8	3.3	2.7
108/03/09	C	鹼/陰離子界面活性劑/磷酸鹽	2.7	2.3	3.3	2.7
108/03/23	C	鹼/非離子界面活性劑/陰離子界面活性劑/磷酸鹽	2.8	1.8	2.7	2.3

四、結　論

經分析發現，造成工業廢水純化場 UF 膜異常嚴重阻塞的原因為油污等有機物與錳、鐵等無機物的混合。本研究先透過實驗室單膜絲清洗測試發現以 NaOH/SDS/EDTA 搭配 ascorbic acid 可將 UF 透膜壓差由-0.28 bar 降至-0.12 bar，對 UF 透膜壓差的恢復性最佳。遂以該清洗藥劑配方分別至現場的 A 列及 C 列 UF 進行清洗，經清洗後的 A 列 UF，壓差可從-55.1 kPa 降至-21.7 kPa，後續現場以一般 NaOCl/citric acid 清洗藥劑進行 UF 清洗，即可將清洗後的 UF 壓差維持在-15.1 kPa 左右。而經該清洗藥劑清洗後的 C 列 UF，壓差可從-37.8 kPa 降至-12.2 kPa，後續現場以一般 NaOCl/citric acid 清洗藥劑進行 UF 清洗，即可將清洗後的 UF 壓差維持在-12.0 kPa 左右。成功使停機一個月的工業廢水純化場 UF 膜恢復正常運轉，將中鋼再生水的產水單價由 108/08 的 177 元/噸降回至正常的 33 元/噸左右，並達成中鋼產製 6,500 噸/天再生水的環差承諾。

透過分析 BioSense 管線與 cell 及 RO 膜管內的阻塞物，發現 RO 進水中的阻塞物主要為有機份高達約 87%，無機份只佔約 13%。由 FTIR 的結果顯示該有機阻塞物主要為多醣類、脂肪酸及蛋白質等生物膜的組成成份。針

對現場 RO 的有機/微生物阻塞問題，實驗室針對 RO 膜的鹼洗清洗藥劑進行優化。現場的 RO 清洗結果顯示，鹼洗液中添加非離子界面活性劑/陰離子界面活性劑/磷酸鹽，再搭配 HCl 酸洗的方式可將第一段 RO 壓差從清洗前的 2.7 kg/cm^2 降至清洗後的 1.8 kg/cm^2。後續再以一般的 NaOH/HCl 進行清洗，即可將第一段 RO 壓差降至 1.4 kg/cm^2，成功使壓差達成≦1.5 kg/cm^2 的目標值，並延長 2.4 倍的清洗週期。

五、參考文獻

1.World Steel Association (2011) “Water management in the steel industry.”

2.Guo W., Ngo H. and Li J. (2012) “A mini-review on membrane fouling” Bioresour. Technol., 122, 27-34

3.Zhao, D. and Yu, S. (2015) “A review of recent advance in fouling mitigation of NF/RO membranes in water treatment: pretreatment, membrane modification, and chemical cleaning.” Desalin. Water Treat., 55(4), 2015.

4.Lin, C.T., Lee, D.J. and Huang, C.P. (2010)”Membrane fouling mitigation: membrane cleaning.” Separ. Sci. Tech., 45, 858-872.

5.Liu, C., Caothien, S., Hayes, J. and Caothuy, T. (2001)”Membrane chemical cleaning: from art to science.” In: Proc. AWWA 2000 Water Quality Technology Conference, Denver Co.

6.曾震雄、何燦穎、趙幼梅、蘇禎勳、李添德、劉振中、林發恩、柳逸軒、陳忠義，「中鋼公司工業廢水回收設備實績說明，推動新生水源開發成功案例分享」，財團法人中技社，100 年。

7.Beyer, F., Laurinonyte, J., Zwijnenburg, A., Stams, A. J. M. and Plugge, C. M. (2017) “Membrane fouling and chemical cleaning in three full-scale reverse osmosis plants producing demineralized water” J. Eng., 1-14.

8.Pierre, L. (2013). “Development of predictive tools for membrane ageing.” London：IWA publishing.

9.Lee, S. and Elimelech, M. (2007) “Salt cleaning of organic-fouled reverse osmosis membranes” Water Research, 41, 1134-1142.

提升酸性化學機械研磨廢水系統混凝槽處理能力

盧彭潭*、林孟杰**、黃俊評***、黃冠哲**

摘　要

廢水廠主要功能為處理工廠排放之廢水,將其處理至符合管理局汙水下水道納管標準後方可排放;有些系統處理後排放水質如符合廢水回收原水水質標準，亦進行回收處理供應給次級用水使用。其中酸性化學機械研磨廢水(Chemical Mechanical Polishing Acid,簡稱 CMP A)也是其中一個有進行廢水回收的系統。

自 2019 年 1 月起 CMP A 系統混凝槽發生大量 pH 警報，雖不影響放流槽 pH 排放標準,但計算異常時製程能力指標 Cpk(Process Capability Index) 已屬於製程能力差的等級，且常時間警報不僅增加值班負荷，也增加運轉維護成本，對於水質回收亦有淺在風險，需立即改善以提升其製程能力。

為解決 CMP A 混凝槽 pH Cpk 不佳問題，以層別法分析系統現況，輔以 5 Why 手法釐清出可能原因，並以疑理驗證進行驗證，以 TRIZ 找出各項改善方法，再以 DOE(Design of Experiment)手法進行運轉參數設定調整，順利的提升酸性化學機械研磨廢水系統混凝槽處理能力由改善前：0.69 → 改善中：0.88 → 改善後：1.14，效果顯著，且再現性良好。

【關鍵詞】酸性化學機械研磨廢水、TRIZ、DOE、5Why、製程能力指標

---

*華邦電子股份有限公司廠務工程處廢水處理課 副理

**華邦電子股份有限公司廠務工程處廢水處理課 高級工程師

***華邦電子股份有限公司廠務工程處廢水處理課 資深工程師

一、前　言

廢水廠主要功能為處理工廠排放之廢水，將其處理至符合管理局汙水下水道納管標準後方可排放；有些系統處理後排放水質如符合廢水回收原水水質標準，亦進行回收處理，供應給次級用水使用，如冷卻水塔補充水。其中酸性化學機械研磨廢水(Chemical Mechanical Polishing Acid,以下簡稱 CMP A)是其中一個有進行廢水回收的系統，如圖 1 各廢水系統去向系統圖所示。

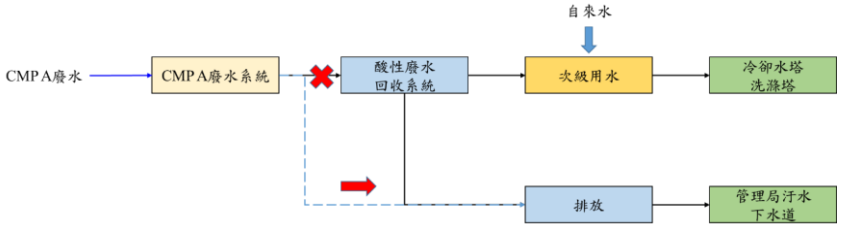


圖 1　各廢水系統去向系統圖

於 2019 年 1~4 月統計所有廢水處理系統之每週警報柏拉圖(Pareto Chart)分析得知(如圖 2 所示)，其中以 CMP A 每週有 4,172 筆為最高佔整體 35%，警報次數高易增加值班人員工作負荷，同時亦容易產生警報無感或忽略其他警報現象發生。

細看各系統警報堆疊直方圖(Histogram)發現，CMP A 警報不僅為所有警報次數最多，且只有單一警報：為混凝槽(T403)之 pH 警報，如圖 3 所示。

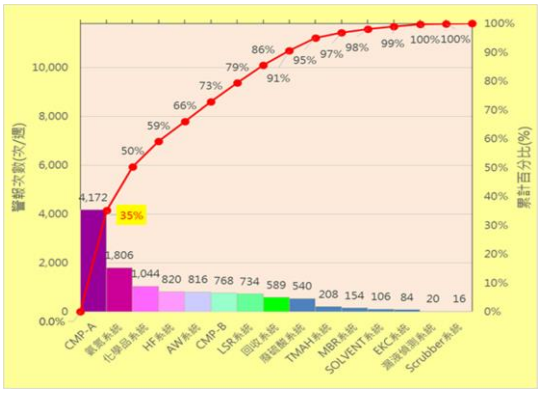


圖 2　廢水處理系統之每週警報柏拉圖

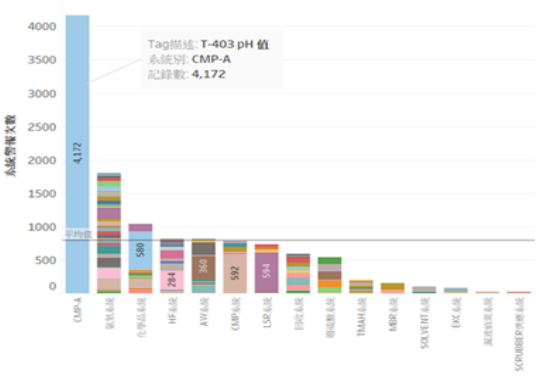
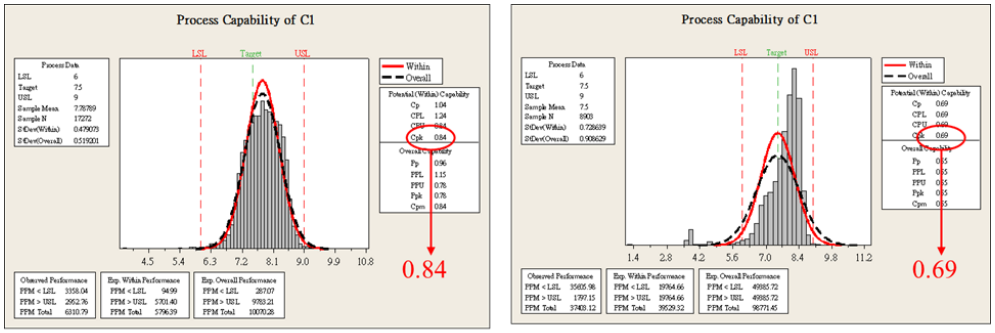


圖 3　各系統警報堆疊直方圖

擷取異常前及異常時混合槽 pH 資訊，計算混合槽製程能力指標 Cpk（Process Capability Index），異常時之 Cpk 為 0.69 已接近 0.67，屬於製程能力差的等級，必須進行改善以提升其製程能力；如圖 3 異常前及異常時混合槽製程能力指標 Cpk & 常態分佈(Normal distribution)圖所示，由常態分佈圖也可發現，已有偏鋒狀況。



正常(2018年5月~12月平均)　　異常(2019年1月~4月平均)

圖 4　異常前及異常時混合槽製程能力指標 Cpk & 常態分佈圖

統計當CMP A 混凝槽(T403)之pH警報發生時，所增加之成本，如表1所示，不僅增加值班負荷，並增加運轉維護成本。綜合前述影響因素，此警報已對我們系統造成重大影響，需立即進行改善。

表 1　CMPA 混凝槽(T403)之 pH 警報發生時增加之成本彙整表

增加成本項目	內容說明	影響	備註
值班處理警報時間	每班增加1小時處理	增加12.5% Loading	1 hr / 8 hr= 12.5 %
廠商PM	每週增加7,500元	年增39萬PM成本	1(人)*3,000(元/天)*2.5(天/)*52(週)=390,000(元)
pH調整用藥	重複加酸加鹼	增加化學品費用	警報頻率不固定

二、CMPA 廢水系統現況簡介

(一)CMPA 系統介紹

工廠所有 CMPA 廢水儲存桶來存放，當儲存桶液位達泵浦啟動液位時，泵浦廢水打至反應槽(Reaction Tank)，於反應槽會添加混凝劑(Coagulant)(PAC, Poly aluminium Chloride，多元氯化鋁)進行混和，添加混凝劑的目的為使 CMP 廢水中細小的懸浮物因電位中和，產生小顆粒膠羽(coagulant)；混和後的廢水經溢流至混凝槽(Coagulation Tank)，此槽設有 pH Sensor 進行 pH 調整，現況調整 pH 值用的化學品為硫酸(H2SO4)及液鹼

(NaOH)，此槽 pH 監控即為本次警報異常發生處。

經調整 pH 完成之廢水會溢流至膠凝槽(Flocculating Tank)，該槽加入高分子凝集劑(Polymer)，後前述小顆粒膠羽，因水中添加了高分子凝集劑，互相集結為更大的膠羽；經再次混和的廢水，流至後段沉澱槽(Settling Tank)，沉澱槽主要進行固液分離，大膠羽會沉澱至槽底，利用泵浦將汙泥(Sludge)排至汙泥濃縮槽(Sludge Thickener)，然後經汙泥脫水機(Filter Press)壓密濾水，變為污泥委外處理；沉澱槽其上層液溢流至放流槽，放流槽設有 pH & SS(Suspended solids, 懸浮固體物)監控，當放流水符合回收水質時(pH：6~9、SS < 30 mg/L)，放流水會進行回收；當放流水不符合回收水質標準，但符合管理局汙水下水道納管標準((pH：5~9、30 < SS < 50 mg/L)時，則進行排放；如果不符合回收水質標準及管理局汙水下水道納管標準時，則進行回流再處理。

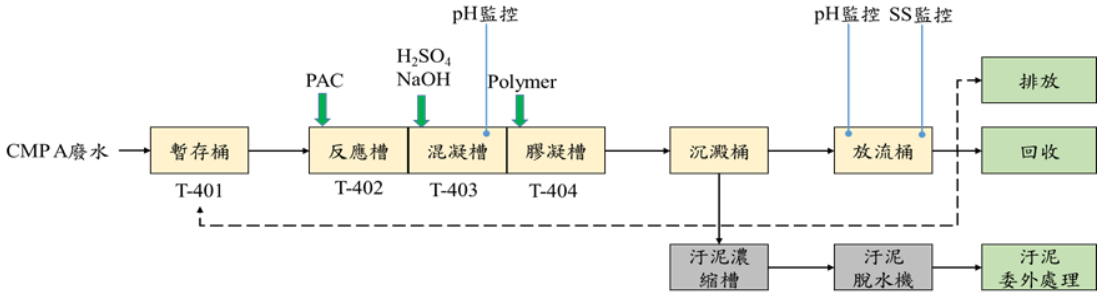


圖 5　CMP A 廢水處理流程系統圖

(二)異常狀況說明

調閱 CMPA 混凝槽 pH 堆移圖(Transition Diagram/Run Chart)，如圖 6 所示，H Alarm 設定：9、L Alarm 設定：6，經統計異常前每天 20 次，異常後每天 596 次，警報次數提高。

觀察 CMP 放流槽 pH 變化推移圖(如圖 7 所示)及 CMP 放流水採樣槽水質透視圖(如圖 8 所示)，均在管制範圍內；但 SS 有略微上升趨勢，由 10 mg/L 提升至 12 mg/L，水質有惡化現象，影響回收系統濾料更換成本。

SS 增加造成濾心及濾袋更換頻率上升(異常前 3 天 1 次，異常後 2 天 1 次)，年成本上升 12 萬元。若 SS > 30 mg/L 則不進行回收，不僅次級用水需補充自來水，同時增加汙水下水道費用(如圖 9 所示)，預估每年增加費用成本約 8 萬元。若 SS>50 mg/L 時，則系統自動回流，假設每天回流 80 m^3，年增加運轉成本約 4.6 萬元。

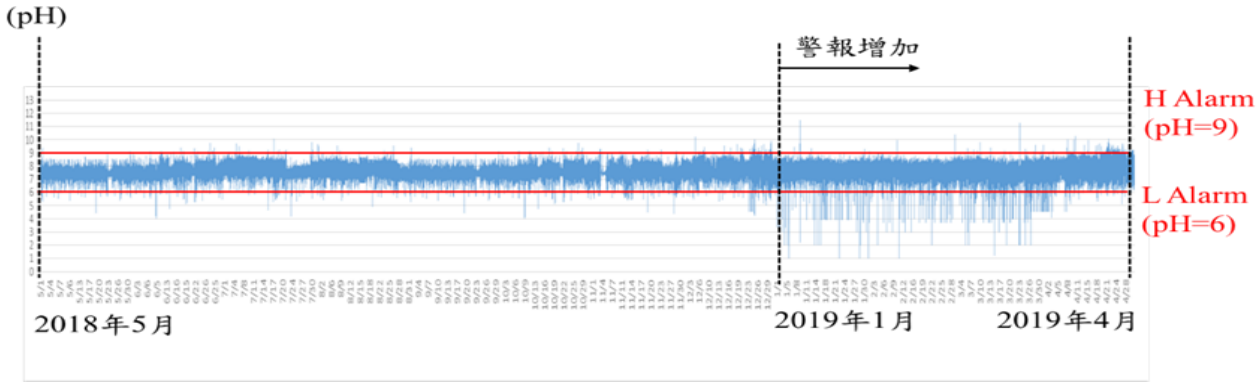


圖 6　CMP A 混凝槽 pH 警報推移圖

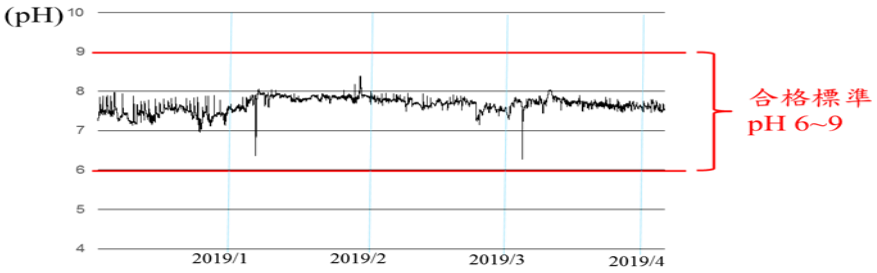


圖 7　警報異常高期間 CMP 放流槽 pH 變化推移圖

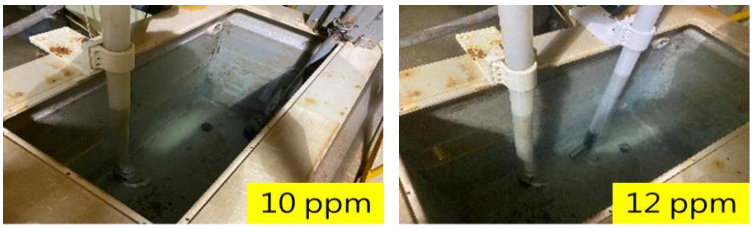


圖 8　警報異常高期間 CMP 放流水採樣槽水質透視狀況圖

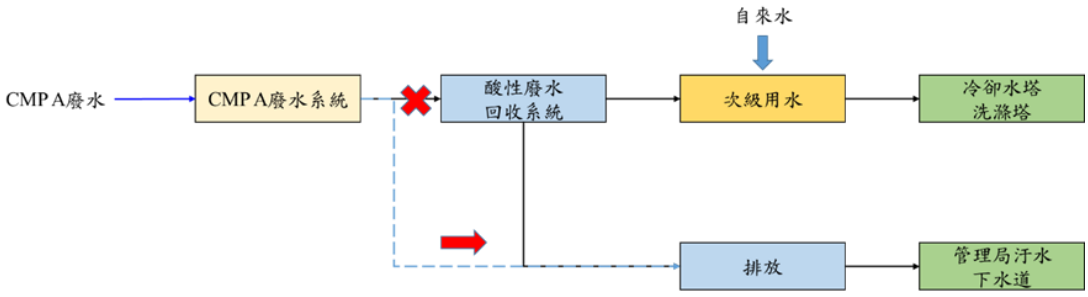


圖 9　CMP 放流 SS 異常時系統排水流向系統圖

(三)現況層別分析

可能影響 CMP A 混凝槽處理能力 Cpk 之因素很多，需以層別法來釐清出可能原因，故以 4W1H 現況分析摘要表(如表 2)來分析。

表 2　現況層別分析表

4W+1H		現況層別分析表
類別	層別因子	
what	pH履歷別	調查pH Sensor有無被調換及其校正狀況
	機台別	調查異常時CMP機台有無變換
	警報別	調查警報設定有不同
who	人員別	調查PM人員是否有差異
	值班別	調查值班人員是否有差異
where	pH 位置別	Benchmark CMP B系統是否有差異
when	pH 時間別	調查pH Sensor Alarm 頻繁時有何變化
	水量別	調查異常期間水量有何變化
how	加藥別	調查加藥設定是否有異常

1.層別1：what-pH履歷別

調查項目：調查pH Sensor有無被調換成不同型號及校正狀況

調查結果：

(1)異常前後pH Sensor型號均為：405-60-SC，無變換型號。

(2)調閱異常前後pH Sensor校正資料，校正電位均在允收範圍內(如圖10)，無異常。

結論：無關，異常前後pH Sensor校正資訊無差異。

圖 10　pH Sensor 外觀型號 & 異常前後校正資料比對圖

2.層別2：what-機台別

調查項目：調查異常時CMP機台有無異動或新增

調查結果：

(1)異常前後並無新增機台。

結論：無關，異常前後CMP機台數無變化。

表3　異常前後機台數量比較表

區別	CMPA主機台名稱	數量	區別	CMPA主機台名稱	數量
A	CACMPW08	6	C	CCCTGP03	4
	CACMPT01			CCCTGP54	
	CACMPW01			CCOXAA10	
	CACMPW02			CCOXAA54	
	CACMPW09				
	CA03ID01				
B	CBCMPT53	22			
	CBCMPW11				
	CBCMPW12				
	CBCMPW53				
	CBCMPW55				
	CBCMPW56				
	CB03AA01				
	CB03AA02				
	CB03AA03				
	CB03AA04				
	CB03AA06				
	CB03AA07				
	CB03AA08				
	CB03AA09				
	CB03AA51				
	CB03AA52				
	CB03AA53				
	CPCMPW10				
	CB03AA02				
	CB03AA05				
	CBCMPT53				
	CBCMPW13				

異常前

區別	CMPA主機台名稱	數量	區別	CMPA主機台名稱	數量
A	CACMPW08	6	C	CCCTGP03	4
	CACMPT01			CCCTGP54	
	CACMPW01			CCOXAA10	
	CACMPW02			CCOXAA54	
	CACMPW09				
	CA03ID01				
B	CBCMPT53	22			
	CBCMPW11				
	CBCMPW12				
	CBCMPW53				
	CBCMPW55				
	CBCMPW56				
	CB03AA01				
	CB03AA02				
	CB03AA03				
	CB03AA04				
	CB03AA06				
	CB03AA07				
	CB03AA08				
	CB03AA09				
	CB03AA51				
	CB03AA52				
	CB03AA53				
	CPCMPW10				
	CB03AA02				
	CB03AA05				
	CBCMPT53				
	CBCMPW13				

異常後

3.層別3：what-警報別

調查項目：　調查警報設定是否有不同

調查結果：

(1)異常前後警報設定均與OI相同。

(2)查詢歷史設定資訊，無變更資料。

結論：無關，異常前後pH警報設定無差異。

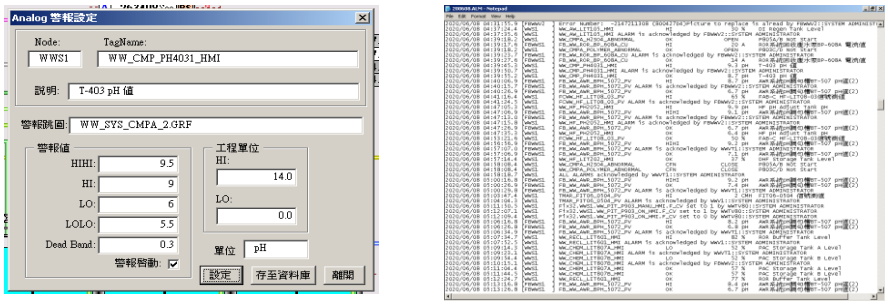


圖 11　pH 警報設定畫面 & 歷史設定資訊畫面圖

4.層別4：who－人員別

調查項目：調查PM人員是否有差異

調查結果：

(1)以變異數分析（Analysis of variance，簡稱ANOVA）PM人員維護pH Sensor對混凝槽Cpk之影響，其p value > 0.05 無顯著差異。

結論：　無關，不同PM人員維護pH Sensor ANOVA分析無顯著差異。

One-way ANOVA: pH403 Cpk versus PM 人員

Source	DF	SS	MS	F	P
PM 人員	2	0.000078	0.000039	0.07	0.929
Error	15	0.007900	0.000527		
Total	17	0.007978			

S = 0.02295 R-Sq = 0.97% R-Sq(adj) = 0.00%

PM人員A/B/C於PM後之pH C_{pk} P值>0.05(無顯著差異)

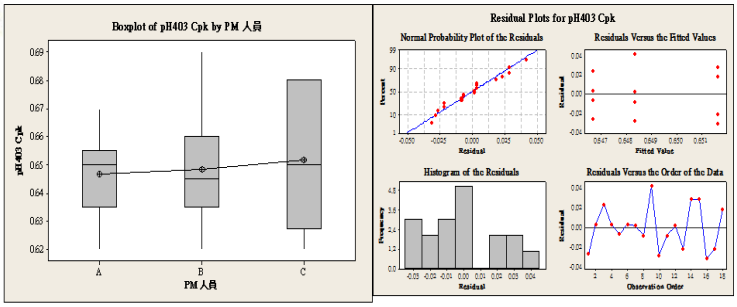


圖 12　不同 PM 人員維護 pH Sensor Cpk ANOVA 分析

5.層別5：who－值班別

調查項目：調查值班人員是否有差異

調查結果：

(1)以變異數分析（Analysis of variance，簡稱ANOVA）值班人員系統操作對混凝槽Cpk之影響，p value > 0.05 無顯著差異。

結論：無關，不同值班人員操作系統ANOVA分析無顯著差異。

Two-way ANOVA: 警報次數 versus 值班人員, 值班班別

Source	DF	SS	MS	F	P
值班人員	2	16	8.0000	0.13	0.883
值班班別	2	163	81.5000	1.28	0.324
Interaction	4	130	32.5000	0.51	0.730
Error	9	573	63.6667		
Total	17	882			

S = 7.979 R-Sq = 35.03% R-Sq(adj) = 0.00%

值班人員A/B/C於輪班後之pH Cpk P值>0.05(無顯著差異)

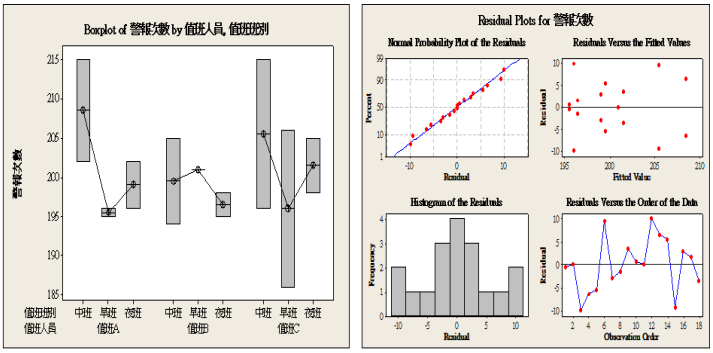


圖 13　不同 PM 人員維護 pH Sensor Cpk ANOVA 分析

6.層別6：where－pH位置別

調查項目： Benchmark CMP B系統是否有差異

調查結果：

(1)Benchmark CMP B(鹼性化學機械研磨廢水)系統pH Sensor監控位置。

(2)以三現法之現場觀察，無明顯差異。

結論：無關，Benchmark CMP B pH Sensor 監控位置無差異。

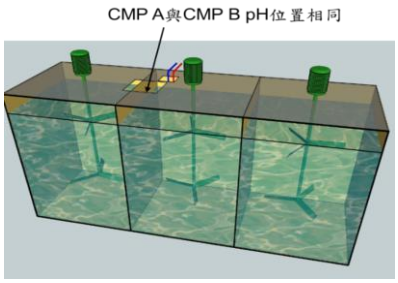


圖 14　Benchmark CMP B pH Sensor 監控位置

7.層別7：when－pH時間別

調查項目：調查pH Sensor Alarm 頻繁時有何變化

調查結果：

(1)將異常時pH 趨勢曲線進行局部放大，觀察有無差異。

(2)Sensor 清洗前靈敏度變差，Sensor 清洗後靈敏度變好，ANOVA 分析p value < 0.05 有顯著差異。

(3)異常時 pH Sensor 靈敏度變差。結論：有關，pH Sensor 清洗前/後靈敏度 ANOVA 分析有顯著差異。

結論： 有關，pH Sensor 清洗前/後靈敏度ANOVA 分析有顯著差異。

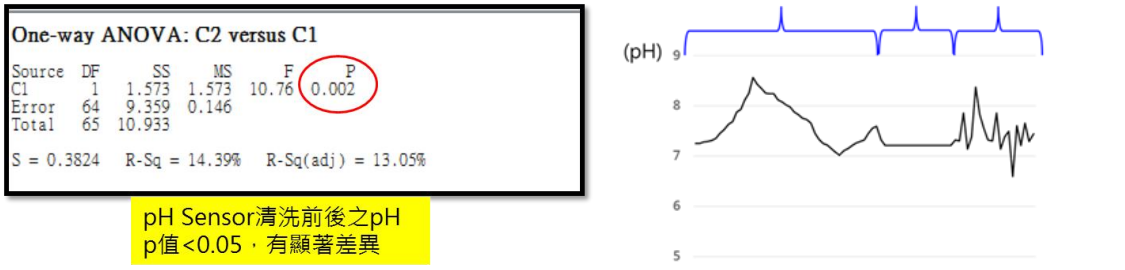


圖 15　異常時 pH 趨勢曲線局部放大圖及 ANOVA 分析圖

8.層別8：when－水量別

調查項目：調查異常期間水量有何變化

調查結果：

(1)本系統原設計處理水量為533 CMD，異常前後處理量均<設計量。

(2)依異常前後處理水量 & 混凝槽C_{pk}散佈圖(Scatter Diagram)，相關係數(Correlation coefficient)由-0.76→-0.39。

(3)觀察異常時之散佈圖發現，異常時水量減少時，Cpk 並未提升至異常前Cpk 水準。

結論：有關，異常時水量減少時，C_{pk}並未提升至異常前C_{pk} 水準，有差異。

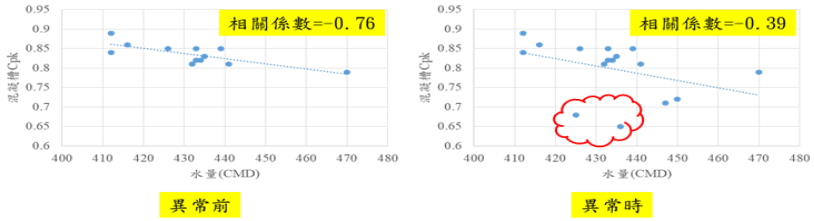


圖 16　異常前後處理水量 & 混凝槽 Cpk 散佈圖

9.層別9：how－加藥別

調查項目：調查加藥設定是否有異常。

調查結果：

(1)異常前後加藥設定無差異。

結論：無關，異常前後加藥設定無差異。

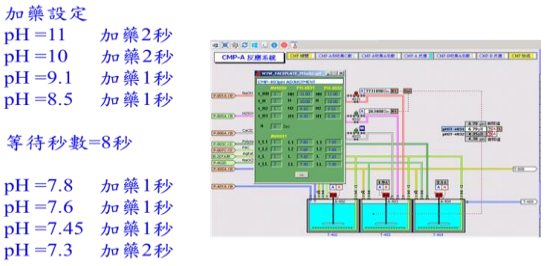


圖 17　加藥設定畫面確認圖

10.現況分析結論：

依層別法分析出pH時間別及水量別與影響CMP A 混凝槽處理能力Cpk因素有關。

表 4　現況分析結論

4W+1H		現況		現況分析結論
類別	層別因子	有關	無關	
what	pH履歷別		V	無關，異常前後pH Sensor無更換且校正資訊正常無差異
	機台別		V	異常前後CMP機台數無變化
	警報別		V	異常前後pH警報設定無差異
who	人員別		V	不同PM人員維護pH Sensor ANOVA分析無顯著差異
	值班別		V	不同值班人員操作系統ANOVA分析無顯著差異
where	pH 位置別		V	Benchmark CMP B pH Sensor 監控位置無差異
when	pH 時間別	V		pH Sensor 清洗前/後靈敏度ANOVA 分析有顯著差異
	水量別	V		異常時水量減少時，Cpk 並未提升至異常前Cpk 水準，有差異
how	加藥別		V	異常前後加藥設定無差異

三、改善方法介紹

(一)改善目標之設定

本改善方案以 SMART 手法來設定我們的目標。

表 5　SMART 目標設定表

Specific	提升酸性化學機械研磨廢水混凝槽處理能力
Measurable	混凝槽pH C_{pk} (Process Capability Index)
Ambitious	
Realistic	5 why、TRIZ及疑理驗證
Timely	12個月(2019年4月~2020年3月)

目標:系統穩定度C_{pk}:0.69→1.04　(提升50%)

(二)原因分析-5 why

前述層別分析結論中有關 pH Sensor 靈敏度不佳之異常，因問題較為單純故以 5 why 手法來分析(如表 6)。其中 KCl 為氯化鉀化學式，作用為使溶液保持電中性，經由滲出介面(陶瓷孔)滲出與外部待測液體進行離子交換，其產生之電流由玻璃電極偵測到電壓，換算進而得到電位差(如圖 18)，pH 主機再換算成 pH 數值。經分析後懸浮物阻塞 KCl 滲出介面，造成 pH Sensor 靈敏度不佳，將進行驗證：

表 6　5 why 分析表

What's the problem?	pH Sensor 靈敏度不佳
Why?	電位傳導速度變慢
Why?	液態 KCl 之陶瓷孔滲出介面與液體接觸面積變小
Why?	懸浮物阻塞陶瓷孔滲出介面

圖 18　提昇冷卻水塔循環水鹼度特性要因圖

(三)原因分析-系統圖

前述層別分析結論中有關異常時水量減少時，Cpk 並未提升至異常前 Cpk 水準，以系統圖進行二次展開(如表 7)。再依可能要因進行評分篩選(滿分 120 分，80 分以上為選定驗證之可能真因)，依組員評分找出原水水量差異、pH Sensor 插入水中深度差異及 pH Sensor 水平位置差異這 3 項為選定驗證之真因(如表 8)。

表 7　系統圖展開表

問題	與現況分析有關項目	一次展開	二次展開-可能要因
為什麼異常時水量減少，C_{pk}並未提升至異常前C_{pk}水準	人	PM人員未依SOP操作	PM人員未依SOP操作
	機	攪拌機性能下降	攪拌機馬達老化
			攪拌機槳葉結垢
		加藥機異常加藥量不足	加藥機氣塞
			膜片破
	料	原水水質	原水水質變化
		原水水量	原水水量差異
		混凝槽化學品	混凝槽化學品改變
	法	NaOH加藥量	NaOH加藥量差異
		H_2SO_4加藥量	H_2SO_4加藥量差異
		加藥週期設定	加藥週期設定差異
		水力停留時間	混凝槽水力停留時間差異
	環	pH Sensor插入水中深度	pH Sensor插入水中深度差異
		pH Sensor水平位置	pH Sensor水平位置差異
		水樣未與化學品未充分混合	混凝槽混合差異
		底泥揚起	底泥揚起影響

表 8　可能要因評分篩選表

項次	可能要因	組員評分(6位組員，每題1~5分)					選定驗證之真因
		難易度	影響性	可行性	合理性	評分總分	
1	PM人員未依SOP操作	20	12	20	8	60	
2	攪拌機馬達老化	10	20	10	18	58	
3	攪拌機槳葉結垢	7	23	12	18	60	
4	加藥機氣塞	25	12	21	8	66	
5	膜片破	22	20	18	8	68	
6	原水水質變化	10	27	12	28	77	
7	原水水量差異	14	28	15	28	85	◎
8	混凝槽化學品改變	8	22	10	22	62	
9	NaOH加藥量差異	20	15	16	19	70	
10	H_2SO_4加藥量差異	21	15	17	22	75	
11	加藥週期設定差異	16	18	20	20	74	
12	混凝槽水力停留時間差異	12	22	11	21	66	
13	pH Sensor插入水中深度差異	23	26	22	28	99	◎
14	pH Sensor水平位置差異	25	25	21	25	96	◎
15	混凝槽混合差異	15	23	15	19	72	
16	底泥揚起影響	9	20	10	19	58	

(四)原因驗證

1.5why 原因驗證

前述 5 why 分析懸浮物阻塞 KCl 滲出介面造成 pH Sensor 靈敏度不佳這個問題，我們以疑理驗證方式進行探討，經測試固態 KCl 非陶瓷孔滲出介面構造形式之 pH Sensor 穩定度較佳，故陶瓷孔滲出介面為造成 pH Sensor 靈敏度不佳之真因。

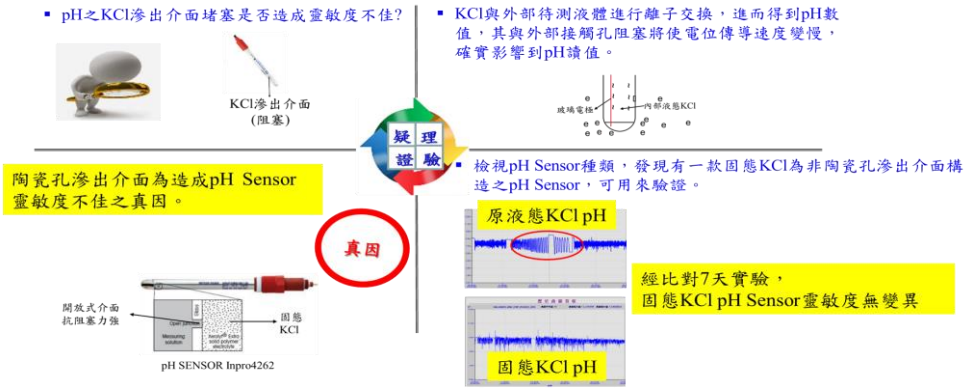


圖 19　懸浮物阻塞 KCl 滲出介面造成 pH Sensor 靈敏度不佳之疑理驗證圖

2.可能原因驗證

前述之原水水量差異、pH Sensor 插入水中深度差異及 pH Sensor 水平位置這三項可能因素進行 DOE(Design of Experiment)實驗，因為活動中有些延遲，故直接做全因子 2 次重覆實驗(如表 9 及圖 20)，將實驗結果做為對策。經實驗後其水量、Sensor 插入深度及 Sensor 水平位置之 p 值< 0.05 有顯著差異，其為影響真正原因。另 Sensor 插入深度及 Sensor 水平位置有交互作用，p 值< 0.05 有顯著差異，也為真正原因(如圖 21)。

表 9　DOE 因子 & 水準設定表

實驗因子/水準	水量	pH插入水深	pH水平位置	重複實驗
水準	1(22 CMH)	1(水面下20 cm)	1(0 cm)	2次
		2(水面下40 cm)	2(20 cm)	
	2(24 CMH)	3(水面下60 cm)	3(40 cm)	
反應變數	CMP A混凝槽pH C_{pk}			

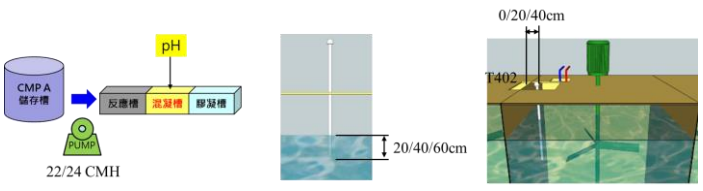


圖 20　DOE 因子 & 水準說明圖

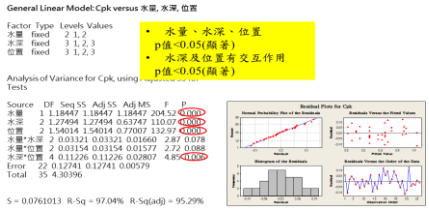


圖 21　DOE 實驗結果圖

(五)改善對策與方法擬定

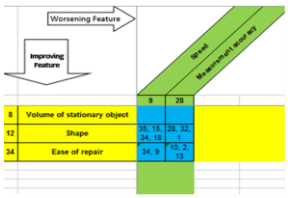
經由前述之 5Why 及真因驗證結論，將以 TRIZ (Teoriya Resheniya Izobreatatelskikh Zadatch，發明家式的解決任務理論)進行對策擬定。由 5 Why 各階分析結果，以 TRIZ 39 找出 5 個工程參數(如表 10)。經由 TRIZ 40

發明/改善原則彙整表找出 11 個創新發明原則(如表 11)。此 11 個發明原則再進行改善方向評分，找出 6 個改善方向(如表 12)。

表 10　TRIZ 39 分析表

為什麼	回答	涉及參數	TRIZ 39工程參數	
Why	Answer	Parameter Involved	Improve	Worsen/Stop
What's the problem?	pH Sensor靈敏度不佳	加藥量		
Why?	電位傳導速度變慢	反應時間		量測精密度(28) 速度(9)
Why?	反應用電解液KCl與液體接觸面變小	滯留時間 粒徑大小	可修理性(34) 形狀(12)	
Why?	懸浮物阻塞接觸面積	體積、懸浮物	固定物體體積(8)	

表 11　TRIZ 40 發明/改善原則彙整表



改善參數/避免惡化參數	速度(9)	量測精密度(28)
固定物體體積(8)	無	無
形狀(12)	參數改變(35) 動態性(15) 丟棄與復原(34) 機械震動(18)	機械系統替代(28) 顏色改變(32) 分割(1)
可修理性(34)	丟棄與復原(34) 預先的反作用(9)	預先的作用(10) 分離(2) 逆轉(13)

表 12　改善方向評分(85 分以上入選)

發明原則	內涵	範例	改善方向	有效性	可行性	經濟性	總分	判定
分割(1)	分割(化整為零)	木製折尺	改用不同KCl滲出介面結構	35	33	35	103	V
分離(2)	取出、選出、分開或提煉	機場用錄製的聲音嚇走小鳥	利用Pump將水抽出過濾再Sensor量測	23	20	10	53	
預先的反作用(9)	事先或預備的反動作	去疫區出差打預防針	Sensor旁加擾流裝置	19	16	16	51	
預先的作用(10)	事先或預備的動作	美工刀片的溝槽	於反應槽添加PAC的同時添加少量液鹼	31	30	30	91	V
逆轉(13)	反置過去解決問題的動作	以振動方式清潔零件表面	超音波震盪清洗清Sensor頭	15	22	14	51	
動態性(15)	動態部位，使其改變為最佳化或尋找最佳操作條件	照後鏡	Sensor監測位置改變	28	30	32	90	V
機械震動(18)	引起一個物體或系統擺盪或震動	超音波震盪清洗機	超音波震盪清洗清Sensor頭	15	22	14	51	
機械系統替代(28)	用一種感覺(光學、聲覺、味覺或嗅覺)方式取代一種機械方法	監聽工具機狀態	Sensor具記憶晶片	27	31	27	85	V
顏色改變(32)	改變一種物體或外部環境的顏色或透明度	透明的繃帶	請廠商調整PAC pH值	24	10	15	49	
丟棄與復原(34)	使一物體的一部分充分執行功能後，透過溶解或蒸發釋放	子彈的彈殼	可拆式Sensor	31	30	27	88	V
參數改變(35)	改變一種物體之物理狀態	液體肥皂	於反應槽添加PAC的同時添加少量液鹼，進行DOE實驗	32	34	31	97	V

由選定改善方向經思考與執行過程之討論，找到新款不同功能之固態 KCl pH Sensor 及液鹼提前加藥這 2 個執行方式(如表 13)。

表 13　TRIZ 執行方案表

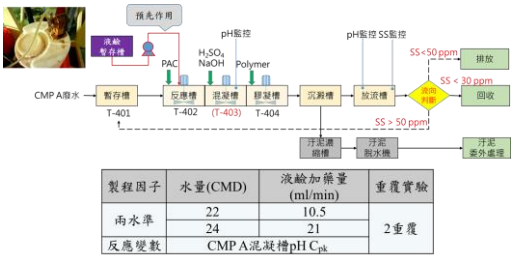
選定改善方向	思考方向	執行過程	執行方式
改用不同KCl滲出介面結構	是否有別款介面結構Sensor	詢問儀器廠商是否有新的Sensor，廠商回覆Inpro4262適用	2019年10月起測試新款pH Sensor (Inpro4262)
於反應槽添加PAC的同時添加少量液鹼，進行DOE實驗	預先加藥	評估工程可行	利用暫存桶裝入液鹼，以pump將少量液鹼加入反應槽
Sensor監測位置改變	是否有改變監測位置的Sensor	詢問儀器廠商是否有新的Sensor，廠商回覆Inpro4262適用	2019年10月起測試新款pH Sensor (Inpro4262)
Sensor具記憶晶片	是否有具記憶晶片的Sensor	詢問儀器廠商是否有新的Sensor，廠商回覆Inpro4262適用	2019年10月起測試新款pH Sensor (Inpro4262)
可拆式Sensor	是否有別款可拆式Sensor	詢問儀器廠商是否有新的Sensor，廠商回覆Inpro4262適用	2019年10月起測試新款pH Sensor (Inpro4262)
於反應槽添加PAC的同時添加少量液鹼，進行DOE實驗	預先加藥	評估工程可行	利用暫存桶裝入液鹼，以pump將少量液鹼加入反應槽

新款 pH 為固態 KCl pH Sensor(如圖 22)，再以 DOE 手法找出水量及液鹼加藥量之最佳配方(如圖 23)。

DOE 實驗結果發現預先加液鹼效果顯著，最佳處理水量 22 CMH 及最

佳液鹼加藥量設定 21 mL/min(如圖 24)。延續先前可能原因之 DOE 實驗，由主因子影響效果圖得到最佳配方為水量 22CMH、Sensor 插入深度 60 cm 及 Sensor 水平位置 0 cm(如圖 25)。最終將改善對策進行整合與執行(如表 14)。

圖 22　固態 KCl pH 選型圖



製程因子	水量(CMD)	液鹼加藥量 (ml/min)	重覆實驗
兩水準	22	10.5	2重覆
	24	21	
反應變數	CMP A混凝槽pH C_{pk}		

圖 23　液鹼提前加藥 DOE 實驗圖

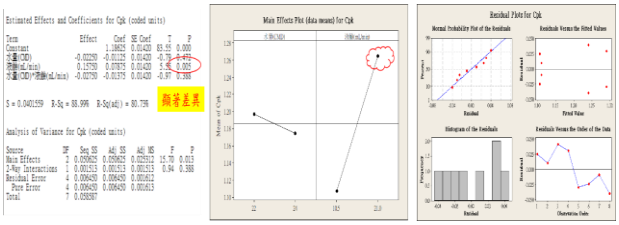


圖 24　液鹼提前加藥最佳配方圖

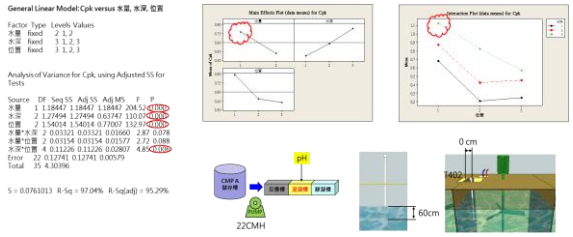


圖 25　可能原因主因子效果影響圖

表 14　改善對策與方法擬定表

時期	pH sensor 型態	預加液鹼	Pump水量 (CMH)	pH插入水深 (cm)	pH水平位置 (cm)
改善前	液態KCl	無此功能	22	20	20
改善對策與方法擬定	固態KCl	21 mL/min	22	60	0

(六)改善效果確認及維持狀況

執行改善對策後，發現其 pH 曲線已趨為穩定，且 CMP A 反應槽 Cpk 已大幅改善，且再現性良好(如圖 26)。其改善後警報也大幅減少(如圖 27)，也達成我們當初設定的目標(如圖 28)。

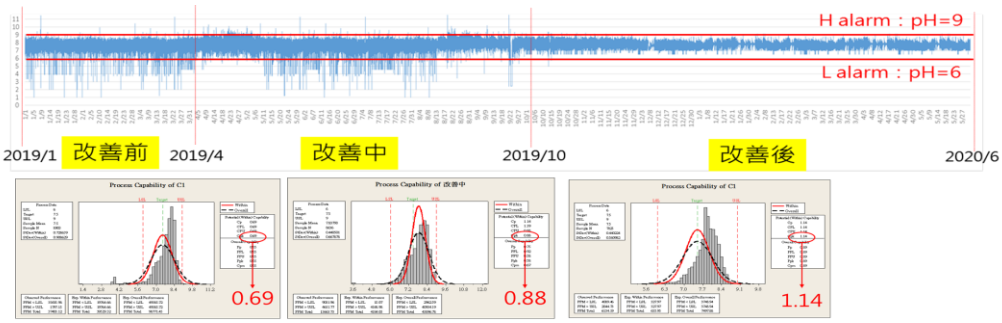


圖 26　改善前後 CMP A pH 及各階段 Cpk 變化圖

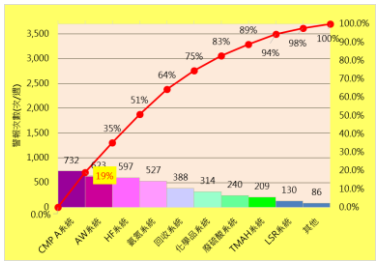


圖 27　改善後每週警報柏拉圖

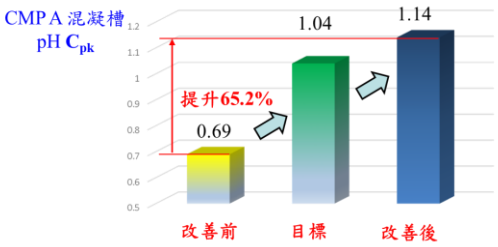


圖 28　改善後目標達成圖

四、結論與建議

本案例經由層別法、5 Why、疑理驗證及 TRIZ 等手法找出解決 CMP A 警報數量增加的方法，其中不僅改善了根本原因，也同時解決因系統調整不佳造成之衍生費用及可能異常之巨大影響。本次分析過程有使用到 5 why 探討問題之物理特性，在這些過程輔以 TRIZ 手法來進一步發想與探討，結果能跳脫傳統經驗思考，發現新產品及預先加藥等有效方法，提供了一個分析模式做為其他工程類的參考。

在層別法仍有許多可能異常之項目，因經驗告訴我們應不是異常原因故未入進一步探討，但這些因素亦可能因下次再發生異常拿出來討論，也有相當之貢獻度。

前述的系統操作參數，期能提供業界相關 CMP 廢水系統之改善及異常處理參考。地球只有一個，節能問題人人有責，需要每個人共同來維護珍貴之水資源，讓我們一起努力留一個乾淨的生活空間給後代子孫。

五、參考文獻

1.蔡騰龍，工業水處理，正文書局，2001。

2.駱尚廉，楊萬發，自來水工程，茂昌圖書有限公司，2000。

3.顏登通，高科技廠務，全華圖書股份有限公司，2006。

4.唐麗瑛，實驗設計(DOE)講義，交通大學工業工程與管理學系/唐麗瑛 教授編寫，2008。

5.王春和，工業實驗設計講義，中正理工學院/王春合 教授編寫，2008。

6.彭定國、吳鴻錚、鄭大興，MINITAB 統計分析與應用，新文京開發出版(股)公司，2006。

煉油及石化廢水處理回收

張士元*、周宜成*、黃毅峰**、涂茂園***

摘　要

為了履行環評承諾，及因應氣候變遷水資源缺乏的危機，中油公司於 103 年初在林園石化廠興建了第一座廢水處理回收場，設計處理廢水能力每天 6,000 噸，回收純水 3,900 噸。接著於 106 年底在大林煉油廠完成第二座廢水處理回收場，處理能力每天 8,000 噸廢水，回收 5,600 噸純水供製程使用。

這二座廢水回收場主要的程序為 DAF+MBR+RO。製程廢水先分流收集總溶解固體較低廢水，經油水分離、溶氣浮除(Dissolved Air Flotation, DAF)，除去油份、懸浮固體後，進入生物處理單元。生物處理單元採用缺氧/好氧(Anoxic/Oxic, A/O)程序，以去除溶解性有機物、氨氮及硝酸氮，再進薄膜生物反應器(Membrane Bioreactor, MBR)進行固液分離。MBR 出流水進入逆滲透單元(Reverse Osmosis, RO)，去除無機鹽類，最後製成純水當全廠補充水用。原先導電度約 4,000uS/cm 且污染度高的廢水，處理後變成導電度小於 50uS/cm 且清澈透明的純水。廢水回收產生的效益為:減少樹脂再生費、減少購水費、減少排放水搭排費，扣除生產純水的成本如: 薄膜費、藥品費、電費..等，合計淨效益為 8.45 元/噸。以煉油廠每年生產 168 萬噸純水計，可節省 1,420 萬元/年。但更大的意義在於每年將 168 萬噸鳳山水庫的水轉為民生使用，而在枯水期，本身也可維持正常的生產，減少需要限水時的衝擊。

【關鍵詞】煉油廠、石化廠、廢水處理與回收

---

*台灣中油公司煉製研究所環境資源組　專案經理

**台灣中油公司煉製研究所環境資源組　研究員

***台灣中油公司煉製研究所環境資源組　組長

一、前　言

為了履行環評承諾，及因應氣候變遷水資源缺乏的危機，廢水回收逐漸成為各產業界重視的議題。MBR(Membrane Bioreactor)薄膜生物反應器因為具有用地小、出水水質良好的特點，常與 RO(逆滲透)合併使用，已漸成為廢水回收的重要甚至是主流的技術。中油公司於 103 年在林園石化廠興建了第一座廢水處理回收場，設計處理廢水能力每天 6,000 噸，回收純水 3,900 噸。接著於 106 年 11 月在大林煉油廠完成第二座廢水處理回收場，處理能力每天 8,000 噸廢水，回收 5,600 噸純水供製程使用，這二座廢水處理回收設施都使用 MBR+RO 技術。由於煉油石化廢水的特殊性，在 MBR 之前特別使用 DAF 來加強去除油脂及懸浮固體，得到良好的效果，顯示 DAF+MBR+RO 的組合為煉油石化廢水處理回收的重要技術。

二、煉油石化廢水概述

煉油廠以原油為進料，經由蒸餾、重組工場、烷化、加氫脫硫、重油轉化、烯烴轉化..等製程，生產汽油、航空燃油、柴油、燃料油、液化石油氣、輕油(俗稱石油腦)及丙烯。石化廠以煉油廠送來的輕油、五／六碳烴、液化石油氣為進料，生產乙烯、丙烯、丁二烯、氫氣、不飽合九碳烴等產品。芳香烴工場使用原料重組油或裂解汽油，生產苯產品、甲苯及混合二甲苯等原料。

煉油廢水主要含油脂、懸浮固體、氨氮、硫化氫、鹼液、無機鹽類。石化廢水主要含油脂、懸浮固體、苯、酚、鹼液。煉油廢水及石化廢水成分雖有些差異，但主要仍以油脂及懸浮固體為主要汙染物(如表 1)，所以都必須先用 CPI 進行分離浮油，再以 DAF(混凝溶氣浮除)去除廢水中沒有分離乾淨的油脂及懸浮固體。一般油滴比重比水小，油水分離的原理是讓油脂在槽體中有足夠的水力停留時間上浮，然後將其移除。CPI(Corugated Plate Interceptor) 油水分離器(圖 1)是在槽體中放置波紋平行的浪板，增加油粒與板之接觸面積，可提高油水分離的效率。一般控制槽內平均流速 0.28m/min，水力停留時間 15-30min，出水油脂濃度可低於 50mg/L。

DAF(Dissolved Air Flotation)(圖 2)可快速去除廢水中殘留的浮油及懸浮固體，功能強大，是煉油石化廢水處理不可缺少的利器，角色相當的重要。其原理是加壓空氣使其溶於水中，再釋壓到待處理的廢水，使廢水中產生大量微小氣泡，這些微小氣泡與懸浮固體及油脂附著後，使其快速浮到水面，

最後再刮除之，而使水質淨化。DAF 溶氣加壓浮除常與化學混凝合併使用，在廢水中先加入混凝劑與助凝劑(高分子)，使微小顆粒形成較大的膠羽團，以大大提高效率。經過 DAF 處理後的廢水油脂可低於 10mg/L，懸浮固體可低於 30mg/L。

其他溶解性的汙染物如氨氮、COD、苯、酚、硫化物...等，再以生物處理方法去除。煉油廢水因氨氮(NH_3)比較高，所以生物處理部分特別強化使用「缺氧/好氧」的程序，予以硝化並脫氮，使放流水氨氮及硝酸氮都可符合標準，生物處理的出流水經終沉池後，再經砂濾進一步去除 SS，使放流水 SS 小於排放標準 30mg/L。傳統的煉油石化廢水處理流程如圖 3，其放流水雖然清澈符合放流標準，但導電度仍高無法回用到製程，只能次級回用當沖洗地面之用。圖 4 是傳統煉油石化廢水處理單元。

為了因應環評的承諾及缺水危機，本公司於 103 完成第一套廢水回收設備。為提高廢水回收效率，必須先進行廢水分流的工作，將高導電度的廢水廢液分流出來，另外處理後排放(圖 5)。在廢水回收部分，採用 MBR + RO 程序。用於廢水處理薄膜有微過濾(Microfiltration, MF)及超過濾(Ultrafiltration, UF)二種，前者孔徑在 1-0.1 微米(μm)之間，後者孔徑在 0.1-0.01 微米(μm)之間，RO 的孔徑小於 0.001um，都是極易被堵塞的設備，對廢水中油脂含量有嚴格的限制，需小於 5mg/L，所以也必須進行源頭改善，減少浮油及外界懸浮固體進入生物處理系統。生物處理使用沉浸式薄膜生物反應器(Membrane Bioreactor, MBR)強化生物處理並進行固液分離。MBR 出流水再進入逆滲透單元(Reverse Osmosis, RO)，去除無機鹽類，最後製成純水當全廠補充水用。新式煉油石化廢水處理回收流程如圖 6，MBR+RO 或 UF+EDR 已成為廢水回收的主流技術，因為都是使用薄膜，故也被稱為雙薄膜技術。圖 7、圖 8 分別是煉油及石化廠廢水處理回收相關設施。

表 1　煉油石化廢水水質成分

項目	pH	氨氮	硫化氫	苯	酚	油脂	SS	COD	甲苯	乙苯	丁二烯	導電度
單位	-	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	μS/cm
煉油廢水	7-10	5-80	0.2-5	0.1-1	0.1-2	30-220	50-100	300-1000	-	-	-	2000-4000
石化廢水	7-10	1 - 5	0.1-0.5	2 - 10	2 - 10	20-70	40-80	200-800	1-5	0.1-2.0	0.1-1	2000-4000
排放標準	6-9	20.0	0.1	0.05	1.0	10.0	30.0	100	-	0.4	-	-

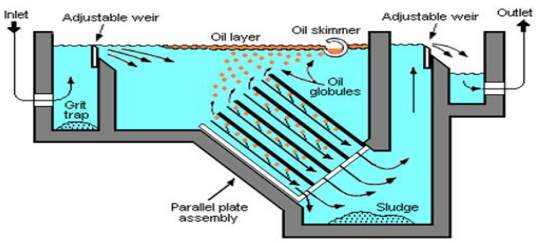


圖1　CPI油水分離器示意圖
(摘自　Automation Forum Co.網站)

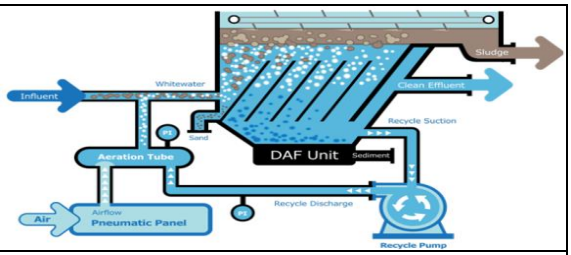


圖2　DAF加壓溶氣浮除設備示意圖
(摘自　Waterform Technologies網站)

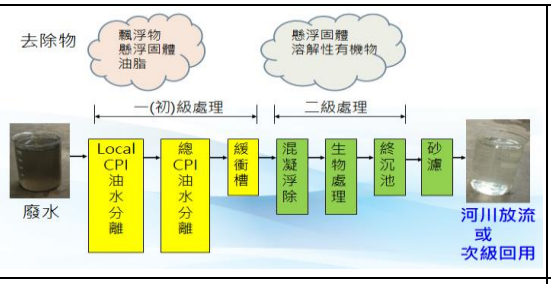


圖3　傳統煉油石化廢水處理流程

圖4　傳統煉油石化廢水處理單元

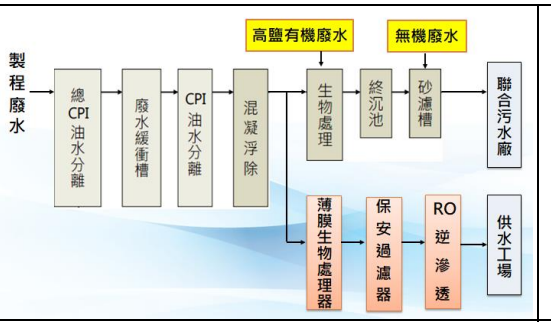


圖5　廢水分流示意圖

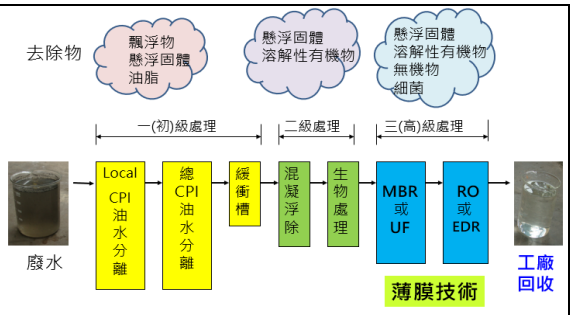


圖6　新煉油石化廢水處理回收流程

圖7　煉油廠廢水處理回收相關設施

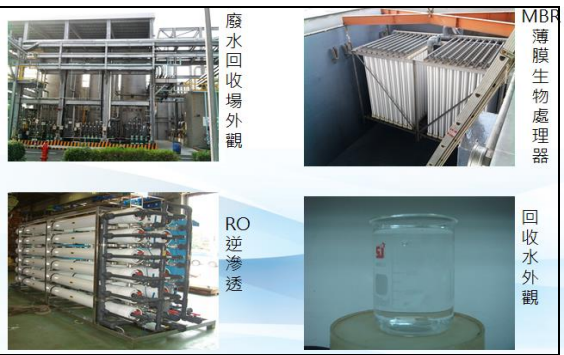


圖8　石化廠廢水處理回收相關設施

三、石化廠、煉油廠 MBR/RO 設計介紹

(一)石化廠 MBR/RO 規劃設計

石化廠的廢水回收設備由中鼎公司得標，於 101 年中興建，經約 400 工作天於 103 年初啟用，總工程費新台幣 2.85 億元。廢水處理能力 6,000CMD，採用缺氧+好氧程序及 MBR(薄膜生物處理器)技術做生物處理，分為 A、B 二列；再以 RO(逆滲透)去除水中鹽分，分為 A、B、C 三列，回收純水 3,900CMD。表 2 為進流水、MBR 出水及 RO 回收水設計水質水量。

(二)煉油廠 MBR/RO 規劃設計

煉油廠廢水回收設備仍由中鼎公司得標，於 105 年中興建，同樣經約 400 工作天於 106 底年啟用，總工程費新台幣 3.5 億元。廢水處理能力 8,000CMD，亦採用缺氧+好氧程序及 MBR(薄膜生物處理器)技術做生物處理，分為四列；再以 RO(逆滲透)去除水中鹽分，RO 亦分為四列，回收純水 5,600CMD。表 2 為進流水、MBR 出水及 RO 回收水設計水質水量。煉油廠及石化廠 MBR/RO 基本資料彙整如表 3、表 4。

表 3　煉油廠廢水處理回收設計水質水量

項　目	進流水	MBR出水	RO回收水
水量, CMD	6000	5700	3900
pH	6-9	6-9	6-9
CODcr, mg/L	<800	<80	<15
SS, mg/L	<100	Trace	Trace
Oil, mg/L	<5	ND	ND
TKN-N, mg/L	<50	<10	<2
Na, mg/L	<303	<303	<6.73
K, mg/L	<5	<5	<0.12
Ca, mg/L	<220	<220	<1.63
Mg, mg/L	<50	<50	<0.38
HCO3, mg/L	<91	<91	<1.95
CO2, mg/L	<2.4	<2.4	<31
Cl, mg/L	<450	<450	<10.56
NO3, mg/L	<5	<5	<1.27
PO4, mg/L	<1	<1	<0.5
SO4, mg/L	<750	<750	<5.77
SiO2, mg/L	<32	<32	<0.36
TDS, mg/L	<1932	<1932	<29.71

項目	進流水	MBR出水	RO 產水	單位
水量	≧8000	≧7950	≧5600	m^3/day
溫度	25~40	25~40	25~40	℃
pH	6.5~8.5	6.5~8.5	6~8.5	-
Cond.	<3700	3700	250	μs/cm
TDS	<3100	3100	150	mg/L
COD_{cr}	<520	50	10	mg/L
TOC	<200	15	4	mg/L
SiO_2	<20	20	3	mg/L
Ca-H as $CaCO_3$	<80	80	5	mg/L
T-N	<60	20	7.5	mg/L
NO_3-N	<1	15	5	mg/L
SS	<20	trace	trace	mg/L
Mg	<45	45	5	mg/L
Na	<800	800	45	mg/L
Cl	<500	500	30	mg/L
SO_4	<1000	1000	30	mg/L

表 3　煉油廠及石化廠 MBR 基本資料

項目及參數 \ 廠別		煉油廠	石化廠
薄膜資料	膜製造商	三菱麗陽，Mitsubishi Rayon	住友，Sumitomo Poreflon
	平板或中空膜	中空纖維膜	中空纖維膜
	中空膜單絲拉力強度，Kgf	平均強度 25 Kgf	平均強度 10 Kgf
	膜材質	具表面親水性之 Polyvinyldene fluoride（PVDF）	具深層親水性之 Poyltetrafluorethene（PTFE）
	膜型號	55M1125FF 模組框架， 內含 55E0025SA 膜片	SPMW-06B10，SPMW-11B12
	每元素(element)尺寸， 模組 module 尺寸， 膜箱 cassette or rack 尺寸	(1). 膜片尺寸：深 30mm× 寬 1250mm× 高2000mm (2). 膜箱尺寸：深 1539mm× 寬 2545mm× 高2881mm（以空氣及抽水管線法蘭面外緣計）	(1).膜組尺寸：長154mm× 寬 164mm× 高2410mm (2).膜箱尺寸：CTCI designed
	列數 一列之膜箱(模組)數 每列(小池)安裝模組數 一膜箱(模組)之膜元件數	(1). 總共有4列 (2). 一列有5組膜箱數 (3). 一膜箱有38個膜元件數	(1).總共有2列 (2).一列有4組膜箱數 (3).一膜箱有200個膜元件數
	單膜元件有效膜面積，m^2 模組有效膜面積，m^2/m^3 膜箱有效膜面積，m^2/m^3 每列有效膜面積，m^2 總共有效膜面積，m^2	(1). 單膜元件有效膜面積：25 m^2 (2). 膜箱有效膜面積：950 m^2/ m^3 (3). 每列有效膜面積：4,750 m^2 (4). 總共有效膜面積：19,000 m^2	(1).單膜元件有效膜面積：10 m^2 (2).膜箱有效膜面積： 2400 m^2 (3).每列有效膜面積： 9,600 m^2 (4).總共有效膜面積： 19,200 m^2
	模組、膜箱放置位置	薄膜池 T-1002A~D 池內(沉浸式)	薄膜池 M-4003A~B 池內(沉浸式)
	膜是否具親水性或親水性處理	MBR 膜經過親水性處理	MBR 膜經過深層親水性處理
	膜過濾孔徑 μm Skin/Support 厚度	(1). 膜過濾孔徑： Nominal Size: 0.05 μm（大於96%分佈膜孔徑≦0.05μm；大於99%分佈膜孔徑≦0.1μm） (2). Skin/Support 厚度：約 0.11mm / 0.74mm	(1).膜過濾孔徑： Nominal Size: 0.08 μm（大於99%分佈膜孔徑≦0.08μm） (2).Skin/Support 厚度：約 0.02mm / 0.58mm
	中空膜管內/外徑 mm/mm	中空膜管內/外徑 mm/mm： 約 1.1mm / 2.8mm	中空膜管內/外徑 mm/mm： 約 1.1mm / 2.3mm
	清水透過率，LMH/bar ($L/m^2 \cdot Hr \cdot bar$)	清水透過率： 2500～5000 LMH/bar 。或 25～50 m^3/（m^2・Hr・Mpa）at 25℃	清水透過率： 410～1,000 LMH/bar 。或 4.1～10 m^3/（m^2・Hr・Mpa）at 25℃
操	MLVSS 操作濃度，mg/l	MLSS：9000~12000mg/l MLVSS：5850~7800mg/l	MLSS：7000~12000mg/l MLVSS：5850~7800mg/l
	操作通量，LMH ($L/m^2 \cdot Hr$)	17.5 LMH	17.5 LMH
	曝氣強度， N m^3/Hr/ m^2 總曝氣量，N m^3/Hr	(1). 曝氣強度： 0.442 N m^3/Hr/ m^2 = 7.3 Lit./min/ m^2 (2). 總曝氣量：8,400N m^3/Hr	(1).曝氣強度： 0.25 N m^3/Hr/ m^2 = Lit./min/ m^2 (2).總曝氣量：4,800N m^3/Hr

項目及參數 \ 廠別		煉 油 廠	石 化 廠
作參數	最高跨膜壓差(TMP)，Kg/cm^2 抽真空壓力，Kg/cm^2	(1). 最高跨膜壓差：0.3Kg/cm^2 (2). 抽真空壓力： -0.5 Kg/cm^2	(1).最高跨膜壓差：0.6Kg/cm^2 (2).抽真空壓力： -0.6 Kg/cm^2
	操作方式 F/M、HRT(缺氧槽、有氧槽)、SRT、MBR 污泥迴流率	(1). F/M=0.075kgCOD/kgMLVSS.d =0.05kgCOD/kgMLSS.d (2). 缺氧槽HRT=9.5Hrs (3). 有氧槽HRT=14.8Hrs (4). SRT=88天 (5). MBR污泥迴流率=300%	(1).F/M=0.1kgCOD/kgMLVSS.d =0.065kgCOD/kgMLSS.d (2).缺氧槽HRT=6.0Hrs (3).有氧槽HRT=18Hrs (4).SRT=88天 (5).MBR 污泥迴流率=300%
	預計實際操作時膜通量，LMH	17~20 LMH	17~20 LMH
	維持正常通量之操作方式 1. 是否需調整TMP? 2. 何時進行維護性清洗及恢復性清洗?	(1). 以定流量自動控制產水泵轉速，不需調整TMP。 (2). 定期每月一次進行維護性清洗及每半年一次恢復性清洗。當維持定流量操作而膜壓上升至-0.4kg/cm^{2}時，亦進行較高濃度的維護性清洗。若該清洗後膜壓仍無法恢復，則進行整池清空離線清洗。	(1).以定流量自動控制產水泵轉速，不需調整TMP。 (2).定期每月一~二次進行維護性清洗及每半年一次恢復性清洗。當維持定流量操作而膜壓上升至-0.4kg/cm^{2}時，亦進行較高濃度的維護性清洗。若該清洗後膜壓仍無法恢復，則進行整池清空離線清洗。
	清洗方式 1.維護性清洗 2.恢復性清洗	(1). 維護性清洗： 將 300~500mg/l 的 NaOCl 泵至膜絲內部，浸泡30分鐘後排出內部藥液。 (2). 恢復性清洗： 將3000mg/l的NaOCl 泵至膜絲內部，浸泡90分鐘後排出內部藥液。 (3). 離線清洗： 將膜池污泥洩空後，注入3000mg/l的NaOCl，依膜污染狀況浸泡6~24小時後排空藥液。	(1).維護性清洗: 針對有機物清洗: 將100~500mg/l NaOH+ 300~3000mg/lNaClO(混合液)泵至膜絲內部，浸泡 30 分鐘~2 小時後排出內部藥液。 針對無機物清洗: 將 300~3000mg/l 硫酸,檸檬酸草酸,泵至膜絲內部，浸泡 30 分鐘~2 小時後排出內部藥液。藥品量:2L/m2+管路容積。 (2).離線清洗： 膜池洩空後，針對有機物清洗: 0.5wt% ~ 4wt% NaOH + 300 ~ 3000mg/lNaClO(混合液),依膜污染狀況浸泡6~12小時後排空藥液。 針對無機物清洗: 注入 0.3wt%~3wt%的硫酸,檸檬酸,草酸,依膜污染狀況浸泡 4~6 小時後排空藥液。

項目及參數 \ 廠別		煉油廠	石化廠
	清洗頻率(週期)	(1). 維護性清洗：每月一次。 (2). 恢復性清洗：每季一次。 (3). 離線清洗：每年一次。 (4). 依實際操作時膜壓變化狀況調整清洗方式及頻率。 (5). 依本廠水質狀況判斷，正常藥洗以鹼洗為主，當鹼洗後膜壓通量未明顯改善時，再視實際需要再以同濃度鹽酸進行藥洗。	(1).維護性清洗：每月二次。 (2).離線清洗：每年二次。 (3).依實際操作時膜壓變化狀況調整清洗方式及頻率。

表 4　煉油廠及石化廠 RO 基本資料

項目及參數 \ 廠別		煉油廠/石化廠
薄膜資料	膜製造商	日東電工/美國海德能公司 HYDRANAUTICS-NITTO DENKO
	膜材質	Composite Polyamide
	膜型號	PROC 10
	Max. Applied Pressure, bar	600psi = 40.8bar
	抗污性	(1). 採用特殊形狀34 mil (0.86mm) 給水隔網，減少隔網對污染物的阻礙。 (2). 藉由提高聚酰胺交聯度，提高膜表面緻密性，對有機污染時需要執行的鹼洗，耐受度更佳。
	膜表面電中性處理或親水性處	膜經過親水性處理，可增加水通過膜的速率，減少過膜壓差。
	總共有幾列 每列出水量 , CMD	(1). 總共有4列。 (2). 每列出水量為1,400CMD。
	Salt Rejection, %	(1). 標稱NaCl脫鹽率為99.75% (2). 以本案設計計算值，TDS去除率為98.6%。
	Configuration (Pass/Stage) (Vessel/Element)	(1). One Pass, Two Stage(煉油廠) (2). Stage 1：每列RO機組裝置13個Vessel，共65支RO膜。 (3). Stage 2：每列RO機組裝置7個Vessel，共35支RO膜。
	Total elements	整廠共設置 400 支 PROC10　RO 膜。
	Element Area, m^2 Total Membrane Area, m^2	(1). Element Area：400ft^2 =37.1m^2。 (2). Total Membrane Area, 14,840m^2。
	Free Chlorine Tolerance , mg/L	＜0.1mg/L
	Max. Operation Temp.,℃	45℃

廠別 / 項目及參數		煉油廠/石化廠
	pH range, Continuous pH range, Cleaning	(1). Continuous：pH 2~11 (2). Cleaning：pH 1~12
	Spacer thickness	34mil = 0.864mm
操作參數	Max. Feedwater Turbidity，NTU	<1
	Max. Feedwater ,SDI_{15}	<5
	Max. Pressure Drop，bar	15 psi=1bar
	操作通量，LMH ($L/m^2 \cdot Hr$)	Design Flux= 18LMH
	維持正常通量之操作方式 1.是否需調整 TMP? 2.何時進行離線清洗?	(1). 設定RO加壓泵轉速以達設計最終產水量。並以流量控制閥自動控制Stage 1 RO產水量，以維持Stage 2的穩定進水量。以及利用自動恆壓裝置，調控最終產水水質的穩定，不需調整TMP。 (2). 離線清洗時機：(a). 固定每半年進行1 次、(b).執行CIP後仍無法降低膜壓。
	清洗方式 1.線上清洗 2.離線清洗	(1). 線上清洗：CIP程序主要有鹼洗和酸洗，以本廠水質判斷，日後RO應以酸洗為主。藥洗程序依序有「泡藥行程」及「清洗行程」。泡藥另分3個步驟、清洗另分6個步驟執行，所有步驟皆自動執行。 (2). 離線清洗：離線清洗需由專業廠商到場將薄膜由管殼內拆卸，並運送至工廠進行單一薄膜細部清洗工作。完成後在工廠進行各薄膜通量及去除率測試後，再運回廠內安裝。
	建議清洗頻率(週期)	(1). CIP酸洗：每月一次。 (2). CIP鹼洗：每季一次。 (3). 離線清洗：每半年一次。 依實際操作時膜壓變化狀況調整清洗方式及頻率。
	每噸產水之線上及離線清洗藥劑種類及預估用量、費用	(1). 32wt% HCl：每年約1公噸，約4,000元。 (2). 45wt% NaOH：每年約300公斤，約2,500元。
	預計每 5 年 RO 耗材更換費	5年薄膜更換：約台幣880萬元
	機組可擴充性	在可用面積內，預留 2 套與原規畫相同規模的 RO 機組設置空間，以 RO 原水槽為中心軸往附近兩側地面層配置，避免地下或上層設置以符合現場操作便利性。
	軟體名稱	IMSdesign
轉動機械及動力	轉動機械種類、型式及功率	RO 系統中的轉動機械有：離心泵浦及加藥機。各轉機種類、型式、功率詳第 4.4 節說明。
	每噸產水之耗電量	(1). RO系統裝置動力容量為11,454KWH、操作動力為5,729KWH。 (2). 以最終產水量5,600 m^3/day 估計，每噸產水之耗電量為1.02KWH。

四、煉油廠及石化廠 MBR/RO 操作情形

煉油廠有二套廢水處理設備，分別為第二廢水(傳統廢水處理程序)及第三廢水(新建之 MBR+RO 程序)。圖 9 是 2018-2020 年煉油廠第二廢水與第三廢水操作情形，平均全廠廢水處理量約 9,621CMD，其中第二廢水處理 3,790CMD，第三廢水處理約 5,830CMD。MBR 出水，4,931CMD 經 RO 處理，產生純水約 3,209CMD。

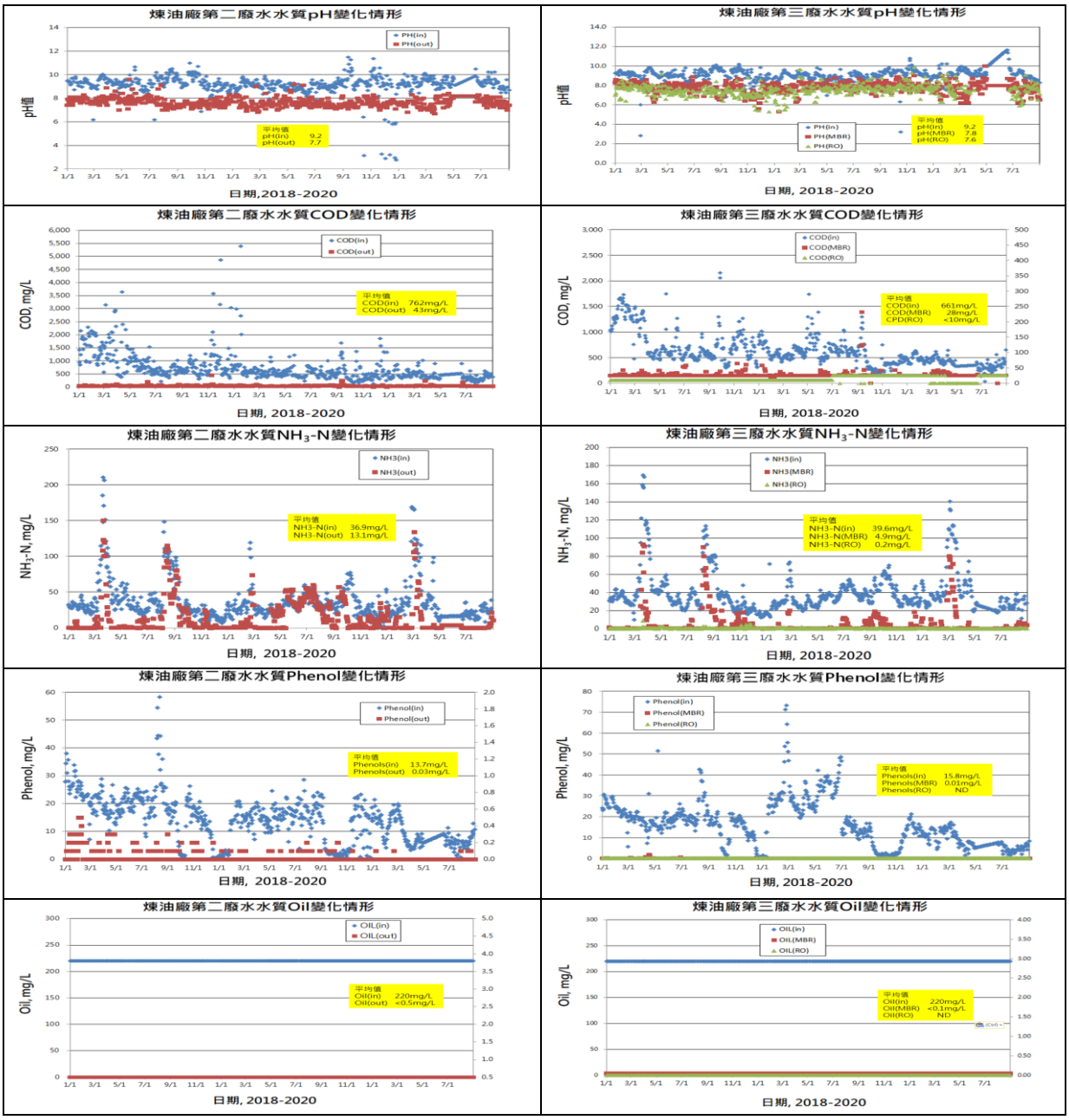


圖 9　煉油廠第二廢水(傳統程序)與第三廢水(MBR 及 RO 程序)操作情形

煉油廠原廢水因含油脂及 SS，COD 高達 600-800mg/L，但經 DAF 處理後油脂及 SS 有效被移除，廢水 COD 可降低為 400mg/L 左右。比較表第二廢水(傳統廢水處理程序)與第三廢水(廢水回收 MBR+RO)的處理效率，第二廢水生物槽體積: 12,000 m^3、廢水處理量: 3,790CMD、 MLSS:3000mg/L、水力停留時間: 3.17 天、食微比(F/M): 0.042gCOD/gMLSS.D。第三廢水生物槽體積: 6,880 m^3、廢水處理量: 5,830CMD、MLSS:6000mg/L、水力停留時間: 1.18 天、食微比(F/M):0.056gCOD/gMLSS.D。

第二廢水處理後放流水 pH、COD、氨氮、酚、油脂，平均分別為 7.7、43mg/L、13.1mg/L、0.03mg/L、<0.5mg/L。第三廢水 MBR 處理後，pH、COD、氨氮、酚、油脂，平均分別為 7.8、28mg/L、4.9mg/L、0.01mg/L、<0.1mg/L；MBR 後再經 RO 處理，產水平均分別為 7.6、<10mg/L、0.2mg/L、ND mg/L、ND mg/L。雖然食微比(F/M)方面第三廢水比第二廢水稍高，但放流水各項分析數據，尤其在 COD 及氨氮的去除上，第三廢水(MBR+RO)明顯比傳統第二廢水處理優良。在工廠大修進流廢水水質波動劇烈時，排放水不合格率亦大幅減少，明顯展現 MBR 忍受水質變異，有穩定處理廢水的能力。圖 11 是煉油廠第三廢水(MBR+RO)各階段水質外觀。

圖 10 是 2018-2020 年煉油廠與石化廠 MBR/RO 操作情形。煉油廠 MBR 之操作是控制最大跨膜壓差不超過-0.35Kg/cm^2，以變頻馬達來控制的出水量。實際操作壓力介於-0.1～-0.25 Kg/ cm^2。平時每日固定進行物理清洗，以維持一定產水量。設定的物理清洗步驟：過濾 (Filtration) 7 minutes→曝氣鬆弛擦洗(Relax) 1 minutes→曝氣管沖洗(Flushing) Once/6 Hrs。

當 MBR 薄膜慢慢被阻塞，壓差逐漸增大到-0.35Kg/ cm^2 時，直接進行離線化學清洗。清洗時先排光槽中活性污泥，並以水清洗乾淨。注藥前槽中先注入清水，再泵入次氯酸鈉(約 3,000mg/L)至中空纖維膜中(inside out)，浸泡 24 小時，同時曝氣刷洗。洗畢後排光藥劑並以清水洗淨，再導入活性汙泥重新啟動。洗後膜壓可恢復至-0.1 Kg/ cm^2，表示阻塞物為有機物及生物高分子之類的物質，應沒有無機結垢物。離線化學清洗約 4 個月一次。

RO 幫浦壓力設計最高 12.5Kg/ cm^2，但控制操作膜進口壓力不超過 7.5Kg/ cm^2，實際操作壓力 5～7 Kg/ cm^2，平均 6.3 Kg/ cm^2。平時線上固定添加抑菌劑 7mg/L 及抑垢劑 3～5mg/L，如果膜壓達到 7.0 Kg/ cm^2，則使用 HCl(控制濃度 0.2%)進行 CIP，先在第一根 RO 管(1st Stage)連續循環洗 30 分鐘；再洗第二根 RO 管(2nd Stage)，同樣連續循環洗 30 分鐘。進水導電度 1000～5000uS/cm，平均 2800 uS/cm，出水導電度 30～250uS/cm，平均 60uS/cm，脫鹽率 98%。

石化廠 MBR 之操作同樣是控制最大跨膜壓差不超過-0.35Kg/ cm^2，以變頻馬達來控制出水量，平時每日固定進行物理清洗，以維持產水量。設定的物理清洗步驟：過濾 (Filtration) 10 minutes→曝氣鬆弛擦洗(Relax) 15 Seconds→反洗(BackPulse) 15 Seconds→曝氣鬆弛擦洗(Relax) 15 Seconds。

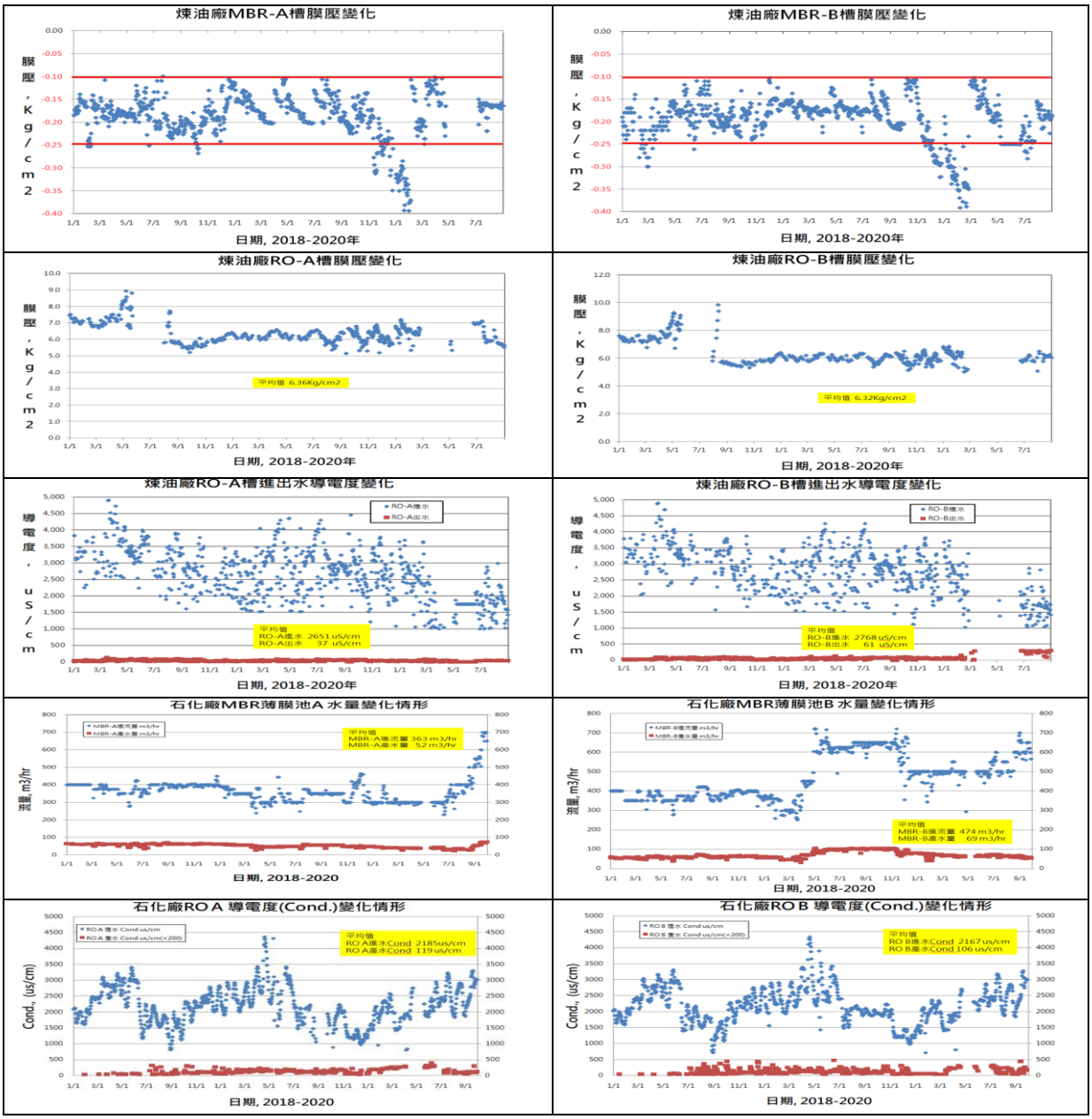


圖 10　煉油廠與石化廠 MBR/RO 操作情形

由於石化廠的 DAF 設備功能減弱，以致廢水中油脂及 SS 均遠高於煉油廠，易造成 MBR 的阻塞，故除了物理性清洗外，每周均進行線上化學清洗。將 3000mg/L NaOCl 泵至膜絲內部，浸泡 1.5 小時後排出內部藥液。當 MBR 薄膜慢慢被阻塞，壓差逐漸增大到-0.35Kg/ cm^2 時即進行離線清洗。清洗時同樣先排光槽中活性污泥，並以水清洗乾淨。首先加次氯酸鈉及液鹼，同樣，控制前者濃度 1,500-2,000mg/L，調 pH=10，浸泡 16 小時，之後再排光並以清水洗淨。接著酸洗，加檸檬酸控制濃度 1,500 ～2,000mg/L，同樣浸泡 16 小時，之後同樣再排光並以清水洗淨。MBR 平均約 3 個月進行離線清洗一次。曾經因阻塞嚴重，甚至送廠外，分別使用 NaOH+NaOCl 及 HCl 進行徹底的化學清洗，並更換 MBR。石化廠 MBR 產水量約 3,000CMD。

RO 系統同樣使用日東電工/美國海德能公司的 PROC 10 RO，幫浦壓力設計最高 12.5Kg/ cm^2，實際操作壓力約 6.5Kg/ cm^2。原設計進水 80 m^3/Hr，產水 52 m^3/Hr，因受到 MBR 阻塞產水減少的影響，進水降為 54 m^3/Hr，產水 38 m^3/Hr。平時線上同樣固定添加抑菌劑 7mg/L 及抑垢劑 3-5mg/L，如果膜壓達到 7.5 Kg/ cm^2，則使用 HCl(控制濃度 0.2%)進行 CIP，約 3 個月一次，每 6 月再送到台中製造廠處進行較徹底的離線清洗。進水導電度 1,000～4,500uS/cm，平均 2,200 uS/cm，出水導電度 50～350uS/cm，平均 110uS/cm，脫鹽率 95%。

圖 11　煉油廠第三廢水各階段水質外觀

五、MBR 阻塞及結垢問題

MBR 一開始操作，薄膜便開始受污染及阻塞，會使膜壓逐漸上升，出水逐漸減小，甚至薄膜硬化破損影響水質..，故如何減緩阻塞成為薄膜操作重要的課題。薄膜阻塞分為生物阻塞、有機物及無機物阻塞三種，各有複雜的因素。有機物及無機物造成的薄膜阻塞，可用廢水分流、良好的廢水前處理及薄膜清洗..等方法來減緩。比較棘手的是由生物高分子(Biopolymer)所造成的阻塞，從文獻及實際經驗上證實，Biopolymer(主要是多醣體及蛋白質)雖是微生物的自然產物，但也是造成薄膜不可逆阻塞的主因。

石化廠由於DAF功能減弱，MBR操作2年後發現：1.過膜壓差上升速度明顯加快，2.要達到當初設計通量相對吃力，3.測漏檢查時發現比較大的氣泡，判斷有洩漏。洩漏狀態調查發現一般破損處發生在頂端5-10公分處，靠近吸水端沉積物最多，可明顯看到膜絲表面硬化，過濾層已不見，只剩支撐層，推測原因是硬化後曝氣摩擦造成破損及產生洩漏(圖12)。無機物阻塞的排除方法探討，使用SEM觀察薄膜表面阻塞物，評估不同的清洗方式，找出恢復MBR產水量的最佳的化學清洗條件(圖13、圖14)。對於Biopolymer去除的探討，未來將進一步與學術單位合作，使用高效能粒徑排除層析儀(High Performance Size Exclusion Chromatography, HPSEC)、UV/Vis、螢光偵測儀(Fluorescence Detector, FLD)、有機碳分析儀(Organic Carbon Detector,

OCD)，及其他儀器，來分析不同的處理條件/參數下，水中生物高分子存在的情形，找出最佳的去除生物高分子的操作條件/參數。

圖 12　全新 MBR 膜絲與破損膜絲比較

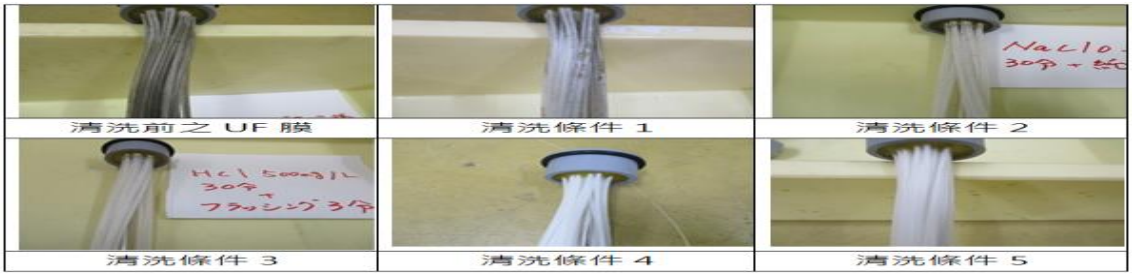


圖 13　MBR 在各種條件下的清洗結果

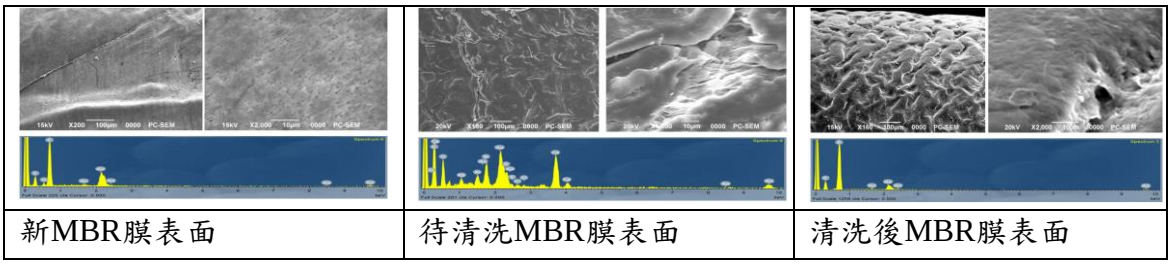


圖 14　MBR 清洗前後 SEM 膜絲表面比較

六、MBR+RO 廢水處理回收效益

表 6 是煉油廠 MBR+RO 廢水處理回收效益分析(不含設備折舊)，廢水回收的效益有:減少純水工場樹脂再生藥劑費、減少購水費、減少排放水搭排費，扣除生產純水的成本如: 薄膜更新費、清洗藥劑費、電費(電費為主要操作成本)..等，合計淨效益為 8.45 元/噸純水。以每年生產 168 萬噸純水計算，可節省 1420 萬元/年。但更大的意義在於每年可將 168 萬噸鳳山水庫的水轉為民生使用；在枯水期間，本身也可維持正常的生產，大大降低缺水造成的衝擊。

表 5　煉油廠 MBR+RO 廢水處理回收效益分析

項　目	單　價 元/M3(RO產水)	占費用百分比(%)
MBR藥劑費	-0.142	0.96
MBR更換費	-2.446	16.59
RO藥劑費	-1.031	6.99
RO更換費	-1.388	9.42
MBR電費	-6.263	42.48
RO電費	-3.472	23.55
減少樹脂再生	+4.74	-
購水費	+12.3	-
搭排廢	+6.15	-
合　計	+8.446	100

七、結　語

1.煉油石化廢水因含大量油脂、SS 及有高導電度的廢液，在進行廢水回收前須做好廢水分流及源頭管制。化學混凝配合溶氣加壓浮除(DAF)相當重要，是不可缺少，可以有效去除油脂及 SS 的設備。煉油廠因 DAF 功能佳，MBR/RO 操作表現相對較好。

2.MBR 與傳統廢水處理程序比較，MBR 明顯有優越的表現，尤其是 COD 及氨氮的去除。MBR 可以使活性汙泥濃度提高達 6,000mg/L 以上，減少上游工場大修時排放特殊廢水的衝擊，忍受突增負荷;同時因可以保存足夠的硝化菌，氨氮生物硝化反應良好。

3.為了商業競爭，MBR 廠商會強調自家 MBR 有較大的通量，二座 MBR 規範雖然寫明小於 18 Liter/M^2/HR，廠商提供資料為 17.5 Liter/M^2/HR。但事實上隨著操作時間拉長，MBR 逐漸阻塞。薄膜雖按規定清洗，但無法達到原設計通量數值。因此未來的設計，MBR 通量應該保守一些，12 Liter/M^2/HR 是個合理的數值。

4.MBR 曝氣口的位置及曝氣管的設計很重要，須有排除阻塞的功能，否則日久將造成曝氣不均勻，無法有效去除附著於膜絲上的活性污泥，造成 MBR 受力過大並加速阻塞破損。

5.雖然 NaOH+NaOCl 對有機物及生物阻塞的清洗效果有加成作用，但如果用來稀釋藥劑的水中含較多的硬度，反而會造成薄膜結垢阻塞。經驗上只用 3000mg/L NaOCl 即可得到良好膜通量恢復。同時只要管控進流廢水導電度，亦不用另外進行酸洗。

6.RO 的操作只要管制進流廢水的導電度及定時添加抑菌劑、抑垢劑、還原劑及適當線上清洗(HCl)，一般沒甚麼問題。

八、參考文獻

1.Simon Judd, Claire Judd, “THE MBR BOOK;: Principles and Application of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment”, Second Edition 2011, Elsevier Inc.

2.Cote, P., M. Masini, and D. Mourato, “Comparison of Membrane Options for Water Reuse and Reclamation,” Desalination, 167, pp. 1-11(2004).

3.Kang, Y. T., Y. H. Cho, and E. H. Chung, “Development of the Wastewater Reclamation and Reusing System with a Submerged Membrane Bioreactor-Combined Bio-Filtration,” Desalination, 202, pp. 68-76(2007).

4.Seong-Hoon Toon, “Membrane Bioreactor Processes – Principle and Application”, CRC Press 2016.

5.石化廠MBR、RO設計資料(2014)。

6.煉油廠MBR、RO設計資料(2017)。

從國際生態工業園區評估指標案例反思

我國循環園區之發展

邱俞寧*、張嘉真**、黃欣栩***

摘　要

綜整國際間對於生態化工業區、產業共生、清潔生產及資源效率等循環指標訂定準則與指引，多以能源、資源、水資源等三項重點環境指標為基礎，並考量質性項目，包含專業人才培訓、企業經營能力、社會責任、物流運輸等社會及經濟指標，作為轉型成為循環園區之必要因素。因應國際循環經濟發展趨勢，聯合國與歐盟皆已制定相關執行方針，提供欲規劃建立循環園區之政府因應各地政治、經濟、社會、文化等因素，建構適宜各國國情之指標。

循環經濟在台灣仍屬發展初期，為與國際循環園區發展趨勢建立連結，有必要針對政策擬定、輔導資源投入，以及利害關係人溝通等議題進行探討。本研究團隊為協助經濟部工業局建立我國循環園區指標，參考各國循環園區成功轉型之案例，針對環境、經濟、社會等面向提出指標訂定建議。此外，亦綜整各國指標系統執行及應用模式，研析我國能資源整合、產業共生執行方針以及循環園區管理策略，提出循環園區轉型所面臨之挑戰與解決方法，以促進我國工業於循環經濟之成功轉型。

【關鍵詞】生態工業園區、循環園區指標、能資源整合、產業共生、管理策略

---

*財團法人中興工程顧問社 助理研究員

**財團法人中興工程顧問社 副研究員

***財團法人中興工程顧問社 高級研究員

一、前　言

循環經濟的趨勢下，衡諸國際，生態化園區一詞為工業發展重要的轉型目標。而如何評估園區循環表現，則有賴建立循環園區評估指標。因應國情文化、社會、經濟條件、政策考量等因素，有必要建立適用我國之循環指標系統，以利了解能資源循環現況並研提改善方針。工業發展帶來經濟成長與就業機會，同時也造成生態破壞、氣候變遷、健康與生活環境的劣化。因此，如何將區域內企業體之能源、物料、資源等供需情形，藉由完善規劃的能資源整合鏈結系統，以最少的能資源使用創造最大的經濟效益，並降低環境衝擊與負荷，為當前推動區域能資源整合重要課題，其主要概念在於促進產業間投入與產出面之關聯性鏈結，減少能源及資源之浪費。工業生態學被定義為「以系統化、跨區域化為基礎，盤點複雜而互相關聯之人類與自然系統的交互作用」；聯合國工業發展組織(United Nations Industrial Development Organization, UNIDO)針對循環生態工業區(Ecological Industrial Park, EIP)之定義為「一特定工業區域透過社會、經濟及環境品質的整合，將永續概念與措施融入園區選址、整體管理規劃、設施除役等面向」。而要達成循環生態園區，「產業共生」(Industrial Symbiosis)是其中最重要的手段與策略，意指區域內企業透過能源、資源、水資源等之交換，促進一個企業之副產品作為另一企業之原料使用，甚至可擴大至經營策略、人才、公有設施之共享等非物質的交換。

二、循環園區之發展與國際概況

UNIDO 於 2017 年更新生態工業園區操作手冊(Implementation Handbook of Eco-industrial Park)，其中也針對能資源及水進行相關標準的訂定，例如 RECP(Resource Efficient and Clean Production)系統是針對個別公司常用的管理標準，其指標架構分為絕對指標與相對指標，前者為在特定時間內數據的量測，後者為相對於參考標的進行比較分析的數據，在環境指標中，生產力(productivity)以及污染強度(intensity)是兩項重要的相對指標：

(一)生產力：將產品生產量相對於每單位的資源使用進行量化，例如每消耗一噸之原物料可產出之產品重量，或每使用一立方公尺的水量所完成之營運量。

(二)污染強度：將資源使用量或污染排放量相對於每單位生產量進行量化，例如每生產一單位之產品重量所產生的 CO_2 排放量或廢棄物重量。

此外，RECP 依照產品的資源投入與產出污染分為六大絕對指標。投入包含物質、能源、水資源的使用，產出包含固體廢棄物、空氣污染以及廢水的排放(圖 1)。

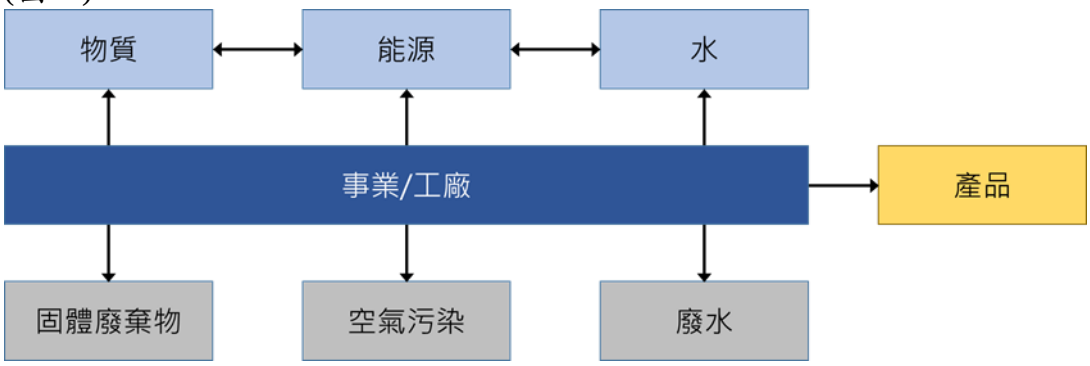


圖 1　RECP 投入與產出指標架構

上述六大絕對指標彼此互相影響、牽制，當生產力沒有提升，增加資源的投入將導致更多污染物的產出。依據此六大絕對指標進一步計算資源投入與產出污染之關係，RECP 六大環境相對指標項目分列如下：

(一)資源生產力(Resource productivity)

1.能源生產力(產品輸出量/每單位能源使用量)

2.物質生產力(產品輸出量/每單位物質使用量)

3.水資源生產力(產品輸出量/每單位水資源使用量)

(二)污染強度(Pollution intensity)

1.溫室氣體污染強度(溫室氣體排放量/每單位產品輸出量)

2.固體廢棄物污染強度(固體廢棄物產生量/每單位產品輸出量)

3.廢水污染強度(廢水產生量/每單位產品輸出量)

另一方面，為達成歐盟氣候變遷目標，歐盟委員會制定歐盟標準產業共生要素(CEN Workshop Agreement (CWA) on Industrial Symbiosis: Core Elements and Implementation Approaches) 以推動產業共生系統，並將產業共生分為主要要素及可選要素，主要要素如下：

(一)企業產出之未充分利用的資源，包含能源、資源以及廢水的交換利用；非實體之交換亦同樣重要，包含專業、能力、物流等。

(二)促成共生「機會」的資訊揭露，例如其他單位的能資源資料或技術。

(三)促成產業共生的商業條件，包含調降成本與風險、提升產業競爭力，或是對於廢棄物定義及企業責任有明確定義的政策、法規。

可選要素如下：

1.合作網絡：建立容納不同面向與規模的產業網絡，可刺激創新思考，

增加產業共生成功的機會。組成網絡的單位包含政府、第三部門、研究機構、社區組織等。

2.創新：產業共生的建立通常需要多元化的創新經營，改變原始供應鏈。

除上述循環園區評估指標訂定守則以外，由歐洲 20 個國家所組成之聯邦環境保護署 (Federal Office for the Environment, FOEN)於 2014 年亦針對 27 個國家，囊括歐洲、美洲、亞洲及大洋洲等，調查研究 168 個國際生態化工業區案例，評估營運模式與表 1 所載指標之符合度。統計成果發現，168 個案例中有 120 個生態化工業區可符合廢棄物管理指標、102 個符合能源效率指標、100 個有執行水資源管理、95 個符合物質流控管指標、77 個符合可再生能源指標、49 個具文化、社會、健康及安全指標、45 個具備移動性及交通指標、36 個符合土地利用最佳化指標等，其他指標尚包括生物多樣性、空氣污染控制、環境管理系統及噪音控制等。

表 1　歐盟聯邦環境保護署提出生態化工業區指標

指標面向	指標說明
能源效率	最佳化或減少能源使用，包括建築物、其他設施及工業生產所需之能源
可再生能源	使用及/或現地生產可再生能源，包括太陽能、風能、水力發電、汽電共生 (CHP)、以廢棄物生產能源、地熱能、潮汐/海浪發電及生質能
廢棄物管理	現地收集、運輸、現地或外部處理、回收或廢棄物最終處理
水資源管理	現地廢水處理、減少或最佳化基礎設施及生產用水量
物質流/化學流	協同效益、公司間的材料交換 (化學品、廢棄物等)、企業間合作、產業共生所定義之投入-產出模型
生物多樣性	工業區或都市地區及其周遭之生物多樣性保育或生態系統振興
移動性、交通	以環境低衝擊的方式高效可行的運輸物品或人 (例如：公共交通工具、電動車、插電式混合動力車、共乘系統)
土地利用	最佳化或減少工業/都市基礎設施之土地利用，活化荒廢土地
空氣污染控制	經由清潔生產製程或應用管末處理技術，以減少空氣污染逸散
噪音控制	經由清潔生產製程或應用管末處理技術，以減少噪音傳輸
環境管理系統	工業區以 ISO 14000 或生態管理及稽核計畫 (EMAS) 等環境標準認證
文化、社會、健康及安全	文化層面包括保存文化多樣性和地方特色的價值；社會層面包括性別平等、輔導重返社會之專業、幼童照護、殘疾人士重返社會等；健康及安全層面則包括工業區或都市地區及其周遭之安全、乾淨的自然環境及工作環境

資料來源：Federal Office for the Environment, FOEN., 2014. *International survey on eco-innovation parks Learning from experiences on the spatial dimension of eco-innovation.*

國際上目前已有許多研究嘗試提出更多元的評估方法與指標，以界定工業區是否為生態化工業區，而依應各國國情、文化、政策、制度、經濟結構各異，各類生態化工業區及其關切重點，也有所差異。例如部分工業區僅著重於能源與廢棄物管理與再利用，而有些園區則強調需採用綠色建材或發展環境科技。爰此，為提升評估指標實際應用之適用性，同時考量實際應用之可運作性，包含輔導資源投入可行性、改善可能性以及改善成效等因素，有必要依據現行產業狀況、法規環境、社會條件等，擇定優先評估之指標項目，以最少政策資源達成最大效益，提升整體循環園區改善幅度。

三、國際循環生態化園區指標案例

綜整國外生態化工業園區之執行步驟並歸納重點評估項目，可發現指標需涵蓋環境、經濟與社會三大面向。在循環經濟的商業模式中，不但要能達到資源效率極大化、環境衝擊極小化、維持生態平衡等效益，同時在資本社會之考量下，也能降低生產成本、創造經濟價值，並增加就業機會。以下將列舉國際已設立之循環生態園區實際案例，並進一步探討轉型為循環園區所必備之要素。

(一)韓國蔚山工業區

韓國為減少能資源消耗與污染排放，韓國政府於 2003 年提出國家級生態工業園示範專案計畫，並將生態工業區示範項目分為三個階段，第一階段遴選五座工業區，進行盤查並確立園區潛在共生網絡，並發掘與建立共生網絡所需之技術、管理體系等；第二階段則將前階段中之產業共生經驗擴大至其他 47 項產業共生計畫，此階段之輔導資源與資金分配採用評比機制，工業區彼此間將根據園區內促成之產業共生網絡進行競爭;最後一階段則是將表現優良之生態工業園區經營模式，導入全國產業共生體系，成為示範標竿園區。其中，蔚山生態工業園區之產業共生模式已成為國際上的優良典範。

Park & Behera (2014)中提到，參考世界企業永續發展委員會(World Business Council For Sustainable Development, WBCSD)之企業永續管理標準，並依據資料取得可行性以及指標關聯性進行篩選與改良，評估韓國工業區轉型為循環生態園區之績效標準分為經濟指標與環境指標。經濟指標採用淨經濟收益(Net Economic Benefit)進行計算；環境指標則包含原物料耗用量(包含廢水、鋅粉)、能源耗用率以及二氧化碳排放量。將園區盤查資料帶入指標計算公式並進行加總後，最終以生態效率偏差值(Eco-efficiency variation)，分析蔚山工業區循環度之表現。生態效率偏差值以經濟指標表現作為分子，以環境指標表現作為分母，以 1.0 作為基準，自 2007 年開始建立共生網絡以降，生態效率偏差值由 0.101 上升至 2012 年的 0.12，表示

經濟效益提升，環境衝擊降低。

(二)德國巴斯夫工業區(BASF Verbund)

巴斯夫工業區為世界領先之化學工業聚落，透過生產設備與副產品、能源及物質流管理、知識交流、縝密的管理方針等定性與質性之項目，提升資源使用效率、降低所有鏈結事業的生產成本。園區內的各個生產廠都以密集的管線連接，並用來運輸基本的生產原料以及製程的中間產物，除安全、快速外也降低了運輸成本與對環境的影響。此外，區內污水處理廠透過處理園區內 160 生產廠、路德維希港以及其他外部客戶的廢水達成了規模經濟。

此外，2015 年全球化工龍頭巴斯夫也針對產品及工廠製程永續性所發展的 SEEbalance 社會生態效益評估，項目包含能源消耗、原料消耗、土地使用、空氣污染物排放、有毒物質排放，以及其他風險等層面評估生態衝擊。社會面向則從產品及製程可能影響之利害關係人進行探討，對象包含員工、供應商及商業夥伴、消費者、鄰近社區及社會，甚至擴及未來世代與國際社群。其整體生態及社會衝擊計算依據風險高低與成本訂定權重，最後找出影響最低之替代解決方案。

因應國際循環經濟發展趨勢，聯合國與歐盟皆已制定相關執行方針，提供各國因應各地政治、經濟、社會、文化等因素，建構適宜各國國情之指標。前揭國際循環園區指標訂定方針與循環園區成功案例進行歸納，彙整其所涵蓋之指標面向及類別如表 2，可知循環指標訂定方向包含環境面、經濟面及社會面，然依據園區所注重之議題，所研擬之指標面向亦有所差別。以韓國蔚山工業區為例，其主要以企業以及產業共生的角度出發，重視事業在生產過程之環境與經濟面向之影響，較少有關周遭社區利害關係人之指標；另一方面，從巴斯夫工業區之成功案例可發現，除了考量能源、資源、水資源、經濟效益等可量化之指標，其他專業人才培訓、企業經營能力、社會責任、物流運輸等質性指標，也是作為轉型成為循環園區之必要因素。

表 2　國際循環生態工業區指標面向彙整

指標面向	指標類別	指標項目	聯合國工業發展組織生態執行手冊	歐盟標準產業共生要素	歐盟聯邦環境保護署生態化指標	蔚山工業區評估指標(參採 WBCSD 準則[註])	巴斯夫工業區評估指標
環境	能源	能源節約指標、能源使用效率、再生能源使用情形	V	V	V	V	V
		蒸汽鏈結情形、二氧化碳排放情形	V	V		V	V
	資源	資源生產力、廢棄物資源化情形	V	V	V	V	V
		固體廢棄物污染強度	V	V		V	
		物質流盤查情形	V	V	V	V	V
	水資源	生產用水情形	V	V	V		V
		水資源再利用情形	V	V			V
		廢水集中處理設施	V	V	V		
		廢水污染強度	V	V		V	
	生態	生物多樣性、環境友善程度	V		V		
	空氣	空氣品質	V		V	V	V
	噪音	噪音控制	V		V		
	綜合	環境管理系統	V	V			V
經濟		土地利用程度	V	V	V		V
		循環經濟發展程度	V	V			
		商業條件	V	V		V	
		交通便捷程度	V	V			V
社會		訊息平台的完善度、公眾對的滿意度	V	V			V
		事業編寫環境報告書情況	V	V			V
		環境考慮型大眾交通通勤者之比例	V	V	V		
		性別平等程度	V		V		V
綜合		能源、資源、水資源以及非實體型態之合作網絡	V	V			V
		政策、法規資源導入程度	V	V			V
		生態推動發展程度	V	V			V

[註] WBCSD：世界企業永續發展委員會(World Business Council For Sustainable Development)為一關注與研究企業永續發展議題之全球性組織，涵蓋面相包含能源、氣候、企業社會責任、政策發展等。

四、我國循環工業區評估指標與產業共生發展

「循環經濟」是我國政府推動「5+2」產業創新政策之一，透過能資源的再利用，讓資源生命週期延長或不斷循環，以有效緩解廢棄物與污染問題，建立「從搖籃到搖籃」的新經濟模式。為讓產業發展從「開採、製造、使用、丟棄」直線式的線性經濟，轉型為「資源永續」的循環經濟，行政院於 107 年 12 月 20 日通過經濟部提出之「循環經濟推動方案」，以「推動循環技術暨材料創新研發及專區」、「建構新循環示範園區」、「推動綠色消費與交易」、「促進能資源整合與產業共生」四大策略，與「循環產業化」、「產業循環化」兩大主軸，將增加資源使用效率、減少浪費、減少廢棄以及增加循環度等循環經濟理念及永續創新的思維融入各項經濟活動，期創造經濟與環保雙贏並接軌國際。

一般而言，企業為了降低生產成本，提升經濟效益而主動進行產業共生行動，然這些商業化行為亦可透過法規與政策擬定進行設計與推廣。以韓國為例，產業共生計畫項目的設計主要由區域性的循環生態園區推動中心進行，也可由地方的研究機構、企業提出建議，進行初步可行性評估後，經計畫審查委員會審議通過。而更上一層管理單位-韓國產業團地公團(Korea Industrial Complex Corp. 簡稱 KICOX)則主導計畫之規劃及經費，並扮演與其他政府單位之溝通橋樑，其層級類似我國加工出口管理處及科學園區管理局。整體而言，韓國產業共生之計畫推動採 Top-down(由上而下)與 Bottom-up(由下而上)雙軌並行制度，落實地區性、區域性、甚至是國家性的循環經濟。我國工業區內已有不少產業共生之行為，例如大園工業區區內能源供應中心-大園汽電公司，為一間專業汽電共生廠，提供能源 (蒸汽)予區內廠商使用，包含化工、紡織、染整業等產業，2018 年已完成 a。此外，以園區為單位進行整體循環度評估之盤查與推動策略將是未來政策方向。透過盤查國內產業園區及現階段能資源使用現況，除作為循環園區評估指標之訂定參考外，更期透過分析各園區循環利用潛力，評估改善事項及機會，加速推動邁向能資源循環型產業園區，建構產業網絡與資源循環利用鏈結體系。

研析國外循環園區指標項目、盤查範疇及評估項目，並依據台灣園區政策環境、管理方法以及產業結構等，初步建議適用我國之循環園區評估指標項目及定義如表 3[8]。整體檢視指標的可操作性、可自主改善、可公評、可量化等條件，並確保與國際推行循環經濟之方向一致。在指標運作上，考量各園區主要產業類別與樣態存在差異性，建議依據產業園區特性訂定各別適用的指標項目，並依據指標適用性，區分通用性指標與個別適用的指標，以利導入產業園區進行循環度之分析。而總體循環表現分析機制，除可參考世界企業永續發展委員會(WBCSD)

採用生態效率指標進行循環度分析，建議也可訂定評比機制，透過園區表現排序，啟發良性競爭。透過循環評估指標之訂定，未來可分析各園區不同階段能資源使用現況，盤點各園區指標弱項，評估改善事項及機會，不但可促使園區管理單位了解自身園區表現，亦能做為輔導資源優先導入之標的，達到政策與經濟之雙贏。

表 3　我國循環工業區指標面向訂定建議

指標面向	指標類別	指標項目	指標定義
環境指標	水資源	用水重複利用率	工業區及區內事業於生產或營運過程中，各項標的用水重複利用水量占總用水量之比例，數值越高，表示水資源越有效利用
		事業廢水集中處理率	工業區內個別事業產生廢(污)水後，排入污水下水道系統，由污水處理廠集中處理後排放至地面水體之比例，數值越高，表示水環境遭受的污染風險越低
	資源	資源循環生產力	工業區內事業以廢棄物為原料進行再利用，產出再生產品之單位產品產值，數值越高，表示資源再利用之效益越高，資源循環朝高值化發展
		廢棄物再利用率	工業區及區內事業於營運過程中，產生事業廢棄物(含有害廢棄物)之交換再利用量占總產生量之比例，數值越高，表示資源越有效利用
	能源	空氣污染改善及蒸汽鏈結比例	工業區內鍋爐使用氣體燃料及柴油等低污染性燃料之比例，以及將產製蒸汽與其他事業相互鏈結之比例，數值越高，表示工業鍋爐產生空氣污染量越低且能源越有效利用
		再生能源利用	工業區及區內事業之再生能源裝置容量，不含汽電共生，數值越高，表示節能減碳成效以及能源自主性越高
	綜合	循環經濟標準指引	工業區內事業取得循環經濟標準認證的家次，數值越高，表示越多企業選擇以循環經濟模式取代線性經濟，達成能資源有效循環利用
		能源、資源或水資源之產業合作網絡	工業區內能源、資源或水資源循環利用合作網絡，可促進能源使用效率、資源循環使用、節省水資源，增加產業共生的機會
經濟指標		資源循環產值	工業區內事業每年從事以各類可資源化廢棄物為原料，將其再利用為再生產品者，其產值越高，表示循環經濟發展度越高
		土地利用率	工業區已完成租售及開發之產業用地之於工業區產業用地之比率，數值越高，表示閒置土地越少，土地活化利用指數越高
社會指標		企業社會責任資訊揭露程度	區內事業之企業社會責任揭露家數占區內廠商數之比率，數值越高，表示願負起社會責任之企業越多
		工業區資訊揭露及利害關係人共生合作	工業區服務中心、廠商協進會及民眾的多方交流，透過網站公告、發布新聞稿等方式公開必要資訊，以及舉辦社區參與、環境教育等活動，促成工業區事業、員工、鄰近社區居民及學校等重要利害關係人之溝通交流，數值越高，表示資訊越透明化，溝通管道更暢通

資料來源：循環園區評估指標及評估機制介紹，2020 年 9 月 18 日。全國循環專區試點示範推動計畫–頭份工業區循環園區評估指標說明會。經濟部工業局。

五、結　論

循環生態園區融合「資源循環」以及「市場經濟」兩大概念，結合專案管理者、研究學者、企業、政府、社區等各方面，形成了良好的相互依賴關係，促進生態工業園區良性發展，建立工業區品牌；區內企業亦透過綠色採購宣告以及園區整體形象的提升，打入國際供應鏈，節省物質成本的同時創造新的經濟成長。

落實建構資源循環永續利用之產業環境，在「循環經濟推動方案」中扮演重要角色，推動關鍵為以產業共生為核心，藉由整合區域內產業餘裕之能源與資源，提升產業綠色生產力，搭配效率改善與創新模式開發，以最少的能資源使用創造最大的經濟效益，並降低環境衝擊與負荷，以強化我國產業永續之量能。

六、參考文獻

1. Allenby, B., 2006. The ontologies on industrial ecology? *Progress in Industrial, Ecology, An International Journal 3.* (1-2), 28-40.
2. UNIDO., 2017. Implementation handbook for eco-industrial parks.
3. CEN Workshop Agreement (CWA)., 2018. Industrial Symbiosis: Core Elements and Implementation Approaches Industrial Symbiosis: Core Elements and Implementation Approaches.
4. Federal Office for the Environment, FOEN., 2014. *International survey on eco-innovation parks Learning from experiences on the spatial dimension of eco-innovation.*
5. Park, J. M., Park, J. Y., & Park, H. S., 2016. A review of the National Eco-Industrial Park Development Program in Korea: Progress and achievements in the first phase, 2005–2010. *Journal of Cleaner Production*, 114, 33-44.
6. Park, H. S., & Behera, S. K., 2014. Methodological aspects of applying eco-efficiency indicators to industrial symbiosis networks. *Journal of Cleaner Production*, 64, 478-485.
7. Schmidt, I., Meurer, M., Saling, P., Kicherer, A., Reuter, W., & Gensch, C. O., 2004. Managing sustainability of products and processes with the socio-eco-efficiency analysis by BASF. Greener Management International, 45, 79-94.
8. 循環園區評估指標及評估機制介紹，2020 年 9 月 18 日。全國循環專區試點示範推動計畫–頭份工業區循環園區評估指標說明會。經濟部工業局。

高級氧化水處理智能化 CO_2 新指標應用之研究

程妍慈*、黃耀輝**、詹舒斐***、溫子文***、黃國豪****

摘　要

本研究由產、學、研三方共同參與。一般在 Fenton 高級氧化水處理技術應用時，為達 COD 降解之處理目標，在每天變動的進流水 COD 濃度下，操作上會依較高之 H_2O_2 加藥量設計，以確保符合放流水標準。然而當進料 COD 變低時，常常造成有機物去除達反應終點了而持續 H_2O_2 加藥及設備虛耗電量之浪費情形。因此，如能找出快速的監測指標反映 COD 曲線達反應終點之對應關係，則可藉由監測機制調整加藥時間，達到節省成本、能源之效益。

有機物氧化時會產生 CO_2 的最終產物，以生物系統而言，pH 在中性條件下水體可藉由傳統的鹼度監測系統分析碳酸氫根濃度變化，然而 Fenton 高級氧化一般操作在 pH 約 2~4 範圍時，CO_2 會往氣相擴散，監測液相水質的鹼度監測系統並不適用。因此，本研究以氣相 CO_2 作為 Fenton 高級氧化有機物氧化終點的監測指標，期能尋求一個快速、直接且簡單、經濟之監測方法。

本研究第一階段先使用人工配製苯甲酸鈉廢水作為 COD 來源，以進行 Fered-Fenton 高級氧化批次處理，探討 CO_2 曲線作為 COD 去除反應終點監測指標之可行性，第二階段再進行實廠廢水應用之驗證。研究結果顯示，COD 降解曲線隨反應時間增加而降低，當 COD 去除率接近反應終點時曲線趨於水平。相對於 CO_2 曲線，隨反應時間增加，CO_2 曲線先因濃度累積而快速上升，續因殘留 COD 濃度逐漸降低致曲線出現折點而驟降，此時 COD 曲線相對到達反應終點。實驗結果可知，CO_2 監測指標確實可即時性反映出 COD 降解反應終點，本研究更進一步探討 CO_2 指標與其他操作參數指標如 pH、DO、ORP、電導度(EC)等參數間的關聯性，以因應將來錯綜複雜的水質變化，除達到 Fered-Fenton 系統“智能化”還進一步達到“精準化”之目的。另外，本研究亦對變動的水質及加藥的異常狀況下，探討 CO_2 監測值隨之變化的曲線特性，以作為廢水處理智能化應用之參考。

【關鍵詞】Fenton 高級氧化法、智能化、CO_2 監測指標、DO、ORP

---

*明志科技大學化學工程系　三年級生

**國立成功大學化學工程學系　教授

*** 翔雅創意科技有限公司　廢水處理智能化研究團隊

****工研院材料與化工研究所　廢水處理智能化研究團隊

一、前 言

智能化工廠是目前實現高度自動化生產的新概念，實現廢水處理廠推動智能化亦為生產流程重要一環，廢水處理系統設計上勢必需要智能化設備的支持，而找出監測指標為其重要關鍵，以 CO_2、溶氧量(DO)、氧化還原電位(ORP)、導電度(EC)、pH 為監測指標作為 Fered-Feton 處理法之智能化應用，透過 AI 進行大數據分析，回饋到設備端達到控制，可以提供業界作為高濃度 COD 高級氧化處理之方案選擇參考。

本研究以 Fered-Fenton 處理含苯甲酸鈉之廢水，藉由一定濃度的苯甲酸鈉廢水根據不同條件比較各個參數下 COD 之曲線變化，主要探討 CO_2 作為快速監測指標之可行性，及探討其與 DO、ORP 等參數曲線間的關聯性，未來可望利用自動監測系統即時掌控數據，推估出 COD 去除反應終點，並利用實場廢水進行驗證，期能用來調整電流操作時間、H_2O_2 加藥量及亞鐵 Fe^{2+} 濃度以便節省成本，妥善利用每份資源。

二、研究方法

(一)Fered-Fenton 技術簡介

電解還原-Fenton 法（Fenton III，Fered-Fenton）適用 COD 範圍介於 500~50000(mg/L)間之不同高、低濃度有機廢水處理，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 約操作在 2 左右，特別適合處理高 COD 且難生物分解的有機廢液，陰極反應如式(1)，原 Fenton 反應式可修正為式(2)，即反應過程幾乎不產生鐵污泥。

反應過程中，H_2O_2 可直接連續添加於電解還原槽，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+} 並生生不息的參與反應，使得 H_2O_2 的氧化效率提高，降低 H_2O_2 的加藥量及降低操作成本。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+} 混合溶液可作為鐵系混凝劑使用。

$$Fe^{3+} + e^- \rightarrow Fe^{2+} \qquad (1)$$

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

(二)高級氧化水處理智能化 CO_2 新指標應用之研究架構

本研究以含苯甲酸鈉廢水為 COD 來源，當有機物經氧化後會產生 CO_2，以苯甲酸為例，如反應式(3)所示，藉由 CO_2 濃度變化之監測，找出與 COD 降解之關係，探討 CO_2 作為 Fered-Fenton 系統之反應終點指標的可行性，期使高級氧化水處理智能化更精進。研究架構圖如圖 1 所示。

$$C_6H_5COOH + 7.5O_2 \rightarrow 3H_2O + 7CO_2\,(g)\uparrow \qquad (3)$$

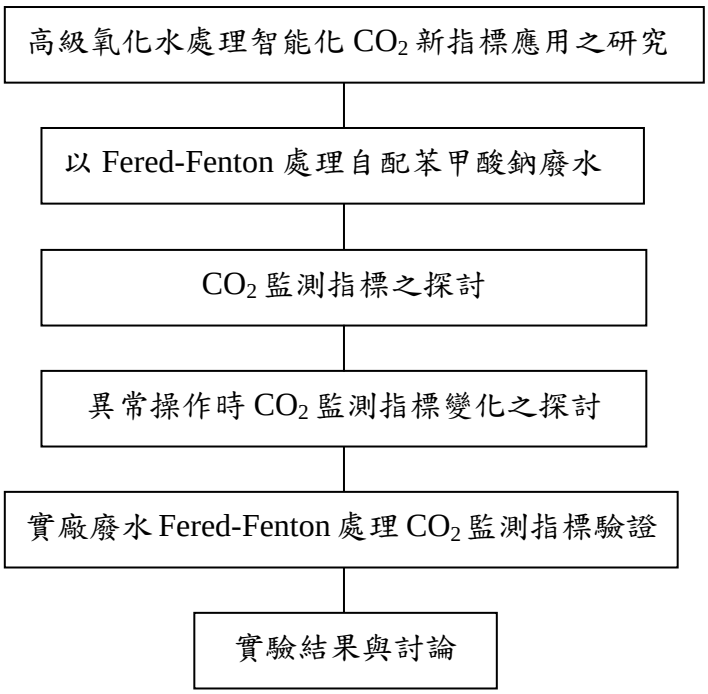
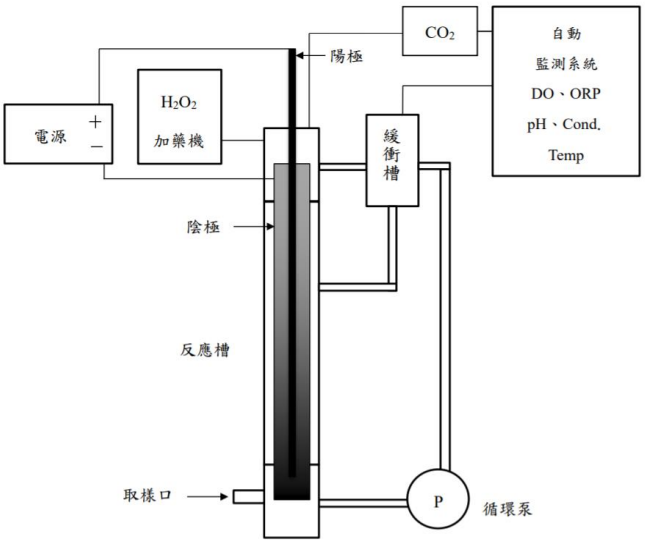


圖 1　高級氧化水處理智能化 CO_2 新指標應用之研究架構圖

(三)實驗設備

1.Fered-Fenton 實驗設備

電解槽之陽極採鈦基 DSA 實心圓棒(直徑 0.5cm)，陰極為 SUS316 不鏽鋼圓網(直徑 5cm)。反應槽為壓克力製圓桶槽，高 120cm，內徑 9cm，並於反應槽外設有緩衝槽，置放監測計(包括 DO、ORP、導電度、pH 及溫度等)用，避免電極受電場干擾而影響操作，其中本系統 DO 溶氧計監測範圍介於 0~40mg/L。另外，CO_2 監測乃由反應槽頂端加蓋收集排放之 CO_2 氣體，經由 CO_2 監測計即時監測，其可設定數據讀取頻率，例如間隔時間 1 分鐘。如圖 2 所示。



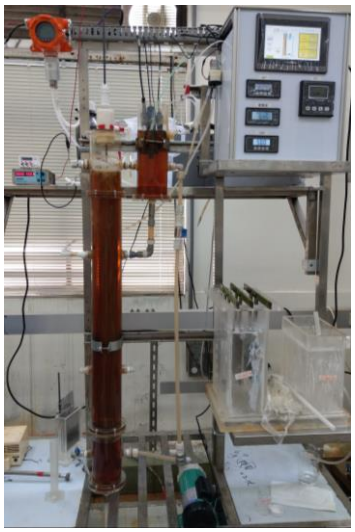


圖 2　Fered-Fenton 實驗設備及自動監測系統示意圖

三、結果與討論

(一)CO_2 監測指標之探討

本實驗以苯甲酸鈉配製 COD 為 500 及 1500 mg/L 之人工廢水，分別探討低(COD：500）、高(COD：1500）COD 濃度下之 CO_2 監測指標變化

1.COD： 500 曲線之監測指標探討

本實驗以苯甲酸鈉配製 COD 為 500mg/L(COD：500)之人工廢水，批次處理量為 8.0 L，設計 3 小時反應時間以瞭解監測曲線之後續變化，3 小時後 H_2O_2 停止加藥，本實驗採定電流 4.01 A 操作，苯甲酸鈉秤取量為 2.45 g，以工業級 20% $FeSO_4$ 配製亞鐵加藥，Fe^{2+} 之加藥量為 1000 mg/L，雙氧水之加藥量則以 Fe^{2+}/H_2O_2=1 之比值配製，啟動自動監測系統，開始進行實驗，於每 0.5~1 小時間取樣分析 COD 變化，並於反應後與各監測曲線進行分析比較。

(1)CO_2 曲線與 COD：500 曲線變化之關係

實驗結果如圖 3 所示，圖中之紅色虛線表 COD 去除達反應終點之時間，由圖可以發現，反應初期 COD 濃度隨反應時間增加有明顯下降，於接近 t~1.5h 達理論加藥時間時曲線趨於平緩。相對於 CO_2 曲線，隨反應時間增加曲線逐漸上升，並於達理論加藥時間時曲線急遽下降，明顯反應出 COD 曲線逐漸達反應終點時 CO_2 亦逐漸終止產生，致 CO_2 曲線有反曲點出現，與 COD 曲線趨於平緩有明顯之對應關係。

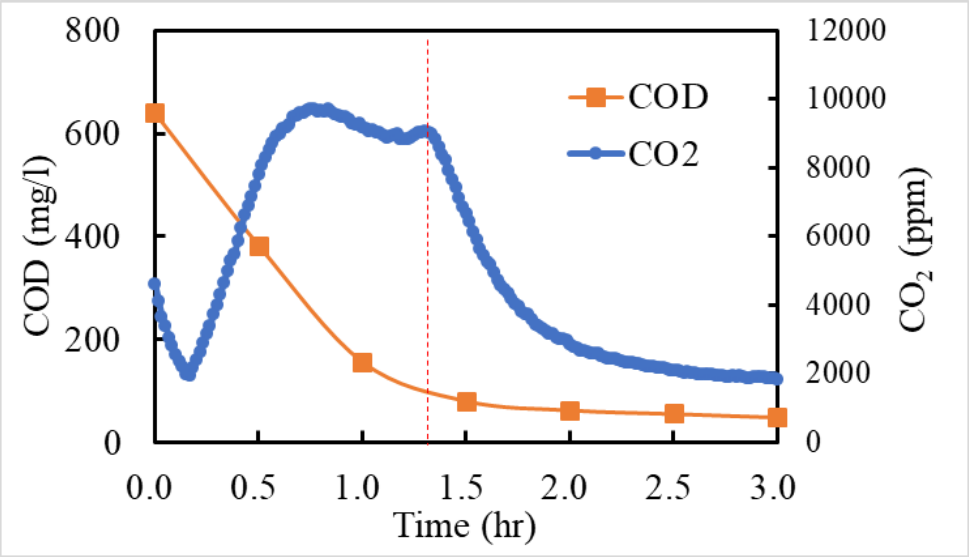
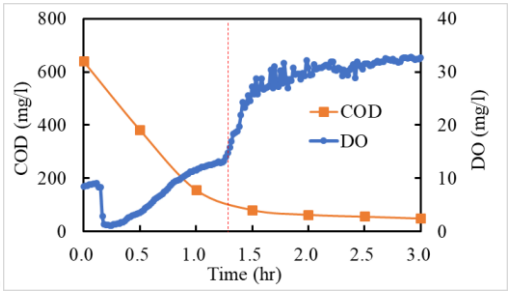
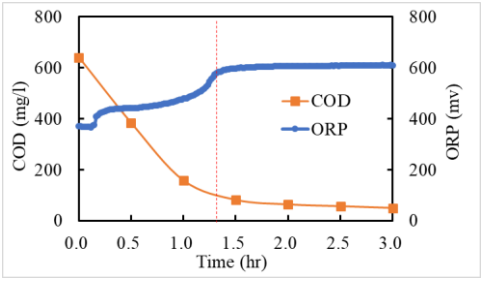


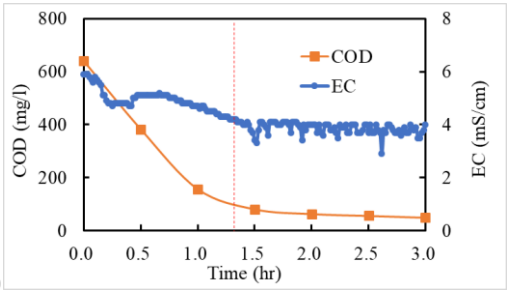
圖 3　CO_2 曲線與 COD：500 降解曲線隨時間變化之關係

(2)傳統 COD：500 曲線與其他參數曲線變化之關係

實驗結果如圖 4 所示，由圖可知，於 t=1~1.5h 達反應終點時間時，COD 曲線下降趨於水平，此時 DO 及 ORP 曲線有明顯對應轉折變化，DO 曲線於反應終點由 13ppm 左右快速上升至 30ppm 以上，而 ORP 曲線由 500mv 左右快速轉折上升至 600mv 左右而趨於水平。相對於 EC 及 pH 曲線對應 COD 轉折變化並不明顯。

(1)


(2)


(3)


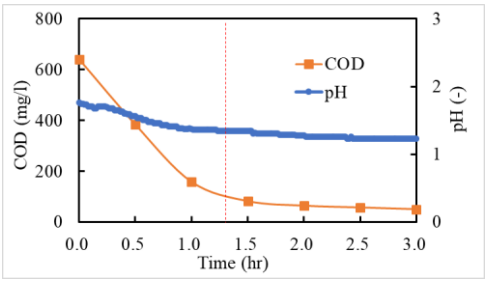
(4)


圖 4　(1)O2、(2)ORP、(3)EC、(4)pH 曲線與 COD：500 降解曲線隨時間變化之關係

(3)CO_2 曲線與其他參數曲線變化之關係

實驗結果如圖 5 所示，由圖可知，於 t=1~1.5h 時，CO_2 曲線達理論加藥時間時曲線急遽下降，有明顯反曲點出現，而此時 DO 曲線及 ORP 曲線各有對應之明顯折點，由此折點處 DO 曲線由 13ppm 左右快速上升至 30ppm 以上；而 ORP 曲線上升至 600mv 左右轉折而趨於水平，似乎比 COD 曲線趨於平緩有更明顯之對應關係。對於 EC 及 pH 曲線對應 CO_2 轉折變化發現亦不明顯。

說明：

A.以 CO_2 作為 Fered-Fenton 系統監測指標，能快速反應 COD 降解反應終點。

B.CO_2 新指標能與傳統 DO、ORP 等監測指標共同作為 Fered-Fenton 系統智能化應用多項參數判斷之依據，對反應終點更精準化。

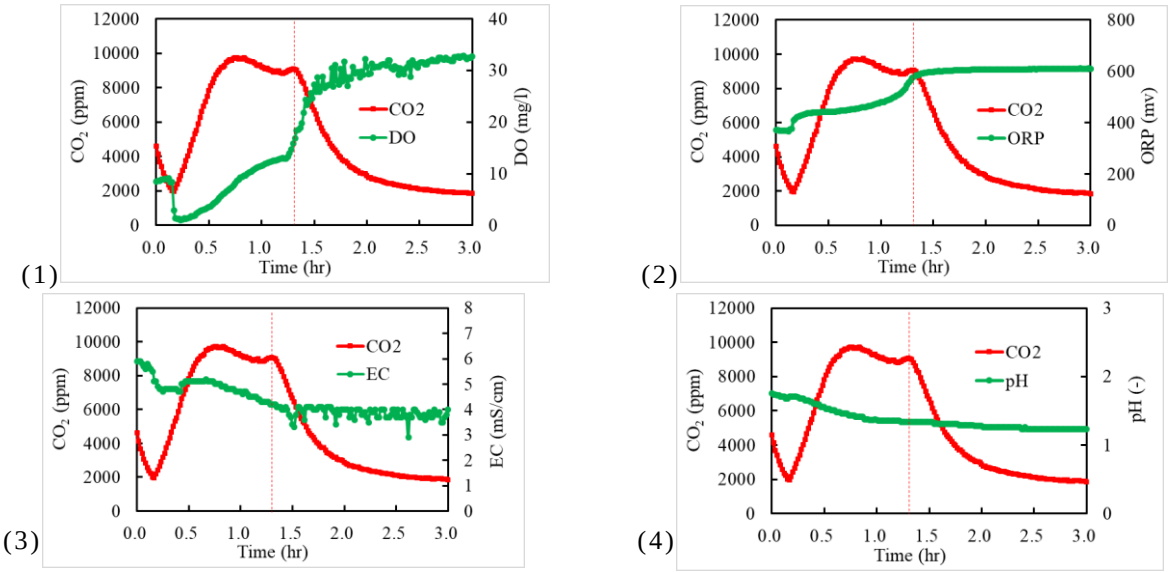


圖 5　(1)DO、(2)ORP、(3)EC、(4)pH 曲線與 CO_2 降解曲線隨時間變化之關係

2.不同 COD 濃度下之 CO_2 監測指標探討

本實驗以苯甲酸鈉配製 COD 為 1500mg/L(COD：1500)之人工廢水，批次處理量為 8.0 L，設計 6 小時反應時間以瞭解監測曲線之後續變化，6 小時後 H_2O_2 停止加藥，本實驗採定電流 4.01 A 操作，苯甲酸鈉秤取量為 7.36 g，以工業級 20% $FeSO_4$ 配製亞鐵加藥，Fe^{2+}之加藥量為 1000 mg/L，雙氧水之加藥量則以 Fe^{2+}/H_2O_2=1 之比值配製，啟動自動監測系統，先量測背景 CO_2 濃度，並於 CO_2 計穩定於背景 CO_2 值之範圍後，開始進行實

驗，於每 0.5~1 小時間取樣分析 COD 變化，並於反應後與各監測曲線進行分析比較。

(1)CO_2 曲線與 COD 變化之關係

實驗結果如圖 6 所示，圖中之紅色、綠色虛線分別表 COD：1500(Hi COD)、COD：500(Lo COD)曲線趨於水平之轉折點，由圖可知，CO_2 曲線隨進料 COD 濃度增加而約等比例增大，CO_2 最高濃度亦由 9500ppm 上升至 13000ppm，而兩 CO_2 曲線線型之變化非常相似，於兩 COD 曲線下降趨於水平時，CO_2 曲線亦急遽下降，明顯反應出 CO_2 隨原水不同高低 COD 濃度變化時，於不同反應終點產生 CO_2 曲線反曲點，與 COD 曲線趨於平緩有明顯之對應關係。

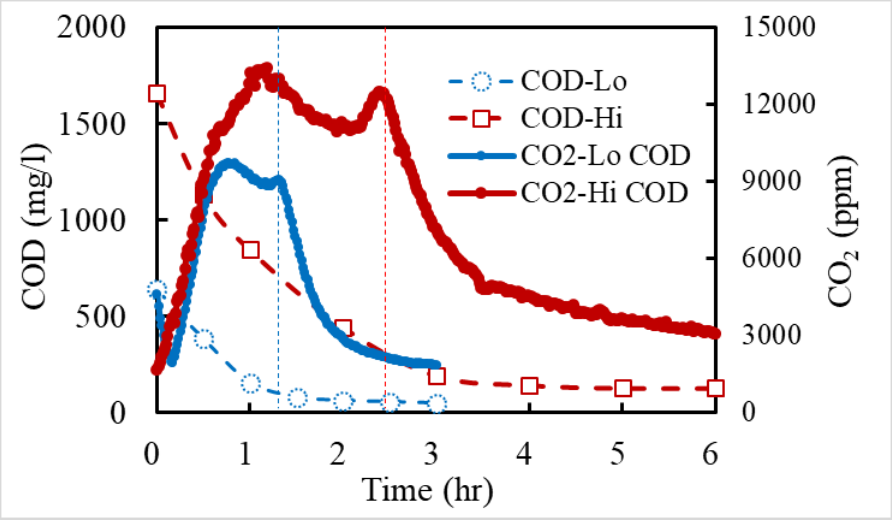


圖 6　CO_2 曲線與 COD：1500 及 COD：500 降解曲線隨時間變化之關係

(2)傳統 COD 與其他參數曲線變化之關係

實驗結果如圖 7 所示，由圖可知，於進料高 COD 濃度達反應終點時，其 COD 曲線下降趨於水平，此時 DO 及 ORP 曲線有明顯對應轉折變化，與進料低 COD 濃度時之趨勢相似，兩 DO 曲線皆於 COD 反應終點由 13ppm 左右快速上升至 30ppm 以上，當有機物濃度降低而雙氧水持續添加，溶氧之快速累積可能之反應式如式(4)~(9)所示；而 ORP 曲線由 400mv 左右快速轉折上升至 600mv 左右而趨於水平。相對於 EC 及 pH 曲線，電導度於反應終點後有逐漸下降之趨勢，而 pH 曲線趨勢則逐漸上升，但變化過程與 COD 並無明顯轉折變化之現象。

Fenton 高級氧化法 O_2 產生之反應式：

▶ $\cdot OH + HO_2 \cdot \rightarrow H_2O_2 + O_2$ (4)

▶ $\cdot OH + O_2 \cdot \rightarrow O_2 + OH^-$ (5)

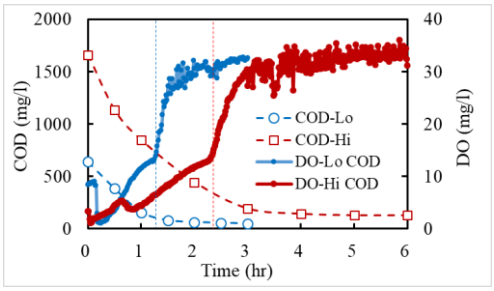
▶ $HO_2 \cdot + HO_2 \cdot \rightarrow H_2O_2 + O_2$ (6)

▶ $HO_2 \cdot + O_2 \cdot \rightarrow H_2O_2 + O_2$ (7)

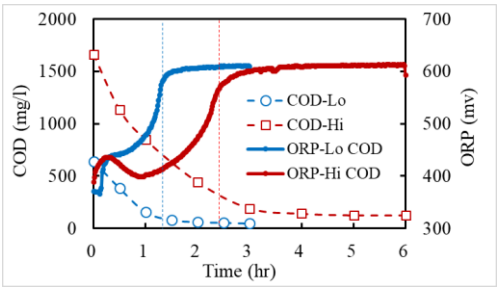
▶ $O_2 \cdot + Fe^{3+} \rightarrow Fe^{2+} + O_2$ (8)

▶ $HO_2 \cdot + Fe^{3+} \rightarrow Fe^{2+} + H^+ + O_2$ (9)

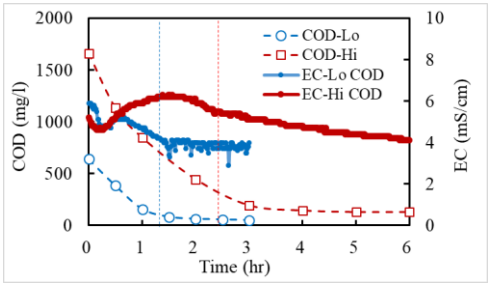
(1)



(2)



(3)



(4)

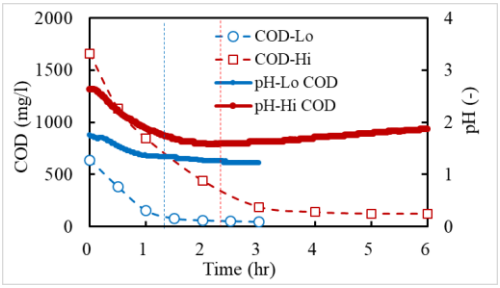


圖 7　(1)DO、(2)ORP、(3)EC、(4)pH 曲線與 COD：1500 降解曲線隨時間變化之關係

(3)CO_2 曲線與其他參數曲線變化之關係

實驗結果如圖 8 所示，由圖可知，於反應終點時 CO_2 曲線皆呈現急遽下降之現象，有明顯反曲點出現，此折點對應 DO 曲線，於反應終點時 DO 出現由 13ppm 左右快速上升至 30ppm 以上之折點；另 ORP 曲線，有對應上升至 600mv 左右轉折而趨於水平之折點，似乎比 COD 曲線趨於平緩有更明顯之對應關係。對於 EC 及 pH 曲線對應 CO_2 曲線變化發現並無明顯折點變化。

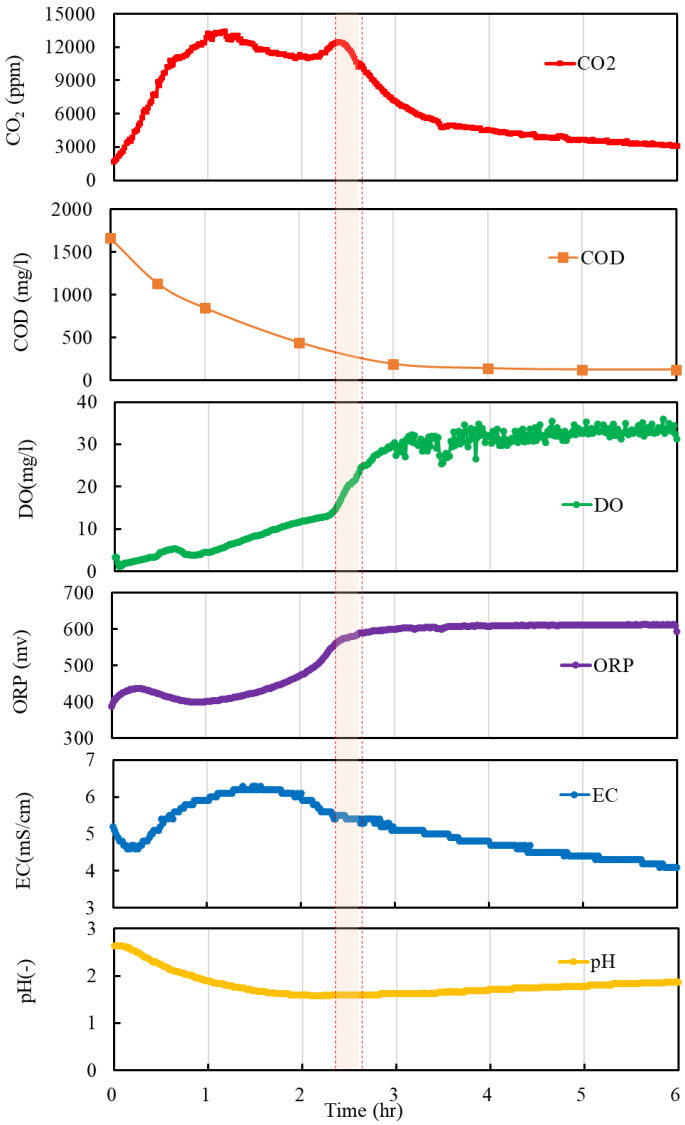


圖 8 COD、DO、ORP、EC 與 pH 曲線與 CO_2 降解曲線隨時間變化之關係

說明：

A.以 CO_2 作為 Fered-Fenton 系統監測指標，隨不同高、低進料 COD 濃度而有不同時間之反應終點時，CO_2 曲線皆能反應 COD 降解反應終點而呈現急遽下降之現象。

B.CO_2 指標能與傳統 DO、ORP 等監測指標共同作為 Fered-Fenton 系統智能化應用多項參數判斷之依據。

(二)異常操作時 CO_2 監測指標之探討

本實驗主要模擬實場應用時，依最可能出現之異常現象探討，設計狀況包括：1.雙氧水停止加藥之異常操作時及 2.進料 COD 濃度異常出現時，以瞭解 CO_2 曲線及其他參數曲線之變化關係。

1.雙氧水停止加藥之異常現象探討

本實驗以苯甲酸鈉配製 COD 為 1500mg/L(COD：1500)之人工廢水，設計 6 小時正常反應時間後，後續 6~8 小時模擬 H_2O_2 停止加藥及恢復加藥時，CO_2 曲線及其他參數曲線之變化，以瞭解異常狀況出現時監測曲線變化，以作為將來系統智能化判斷之依據。本實驗批次處理量為 8.0 L，採定電流 4.01 A 操作，苯甲酸鈉秤取量為 7.36 g，以工業級 20% $FeSO_4$ 配製亞鐵加藥，Fe^{2+} 之加藥量為 1000 mg/L，雙氧水之加藥量則以 Fe^{2+}/H_2O_2=1 之比值配製，啟動自動監測系統，開始進行實驗，於每 0.5~1 小時間取樣分析 COD 變化，並於反應後與各監測曲線進行分析比較。實驗結果如圖 9 所示。

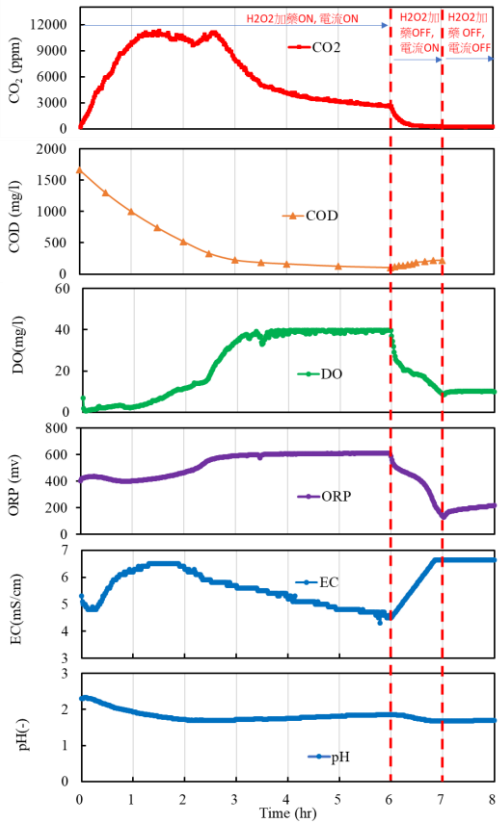


圖 9　雙氧水加藥異常時 CO_2 曲線與其他參數曲線隨時間變化之關係

說明：

(1)本實驗結果可知重複 COD：1500 實驗，CO_2 曲線再現性良好，即時反映 COD 降解反應終點而呈現急遽下降之現象，可作為自動監測系統智能化之重要指標。

(2)當雙氧水異常停止加藥，但繼續電解時，結果由表 1 所示：

表 1　雙氧水異常停止加藥，但繼續電解之曲線變化

CO_2 曲線	DO 曲線	COD 曲線	ORP 曲線
因無 H_2O_2 進行反應，相對無 CO_2 產生，致 CO_2 曲線立即下降到背景值左右。	因雙氧水加藥停止，未有溶氧產生而急速下降。	COD 值反而上升，此乃因為 H_2O_2 停止加藥並持續電解時造成 Fe^{2+} 的累積，導致假性 COD 值增加，而使 COD 曲線相對上升。	因繼續電解使 Fe^{3+} 還原成 Fe^{2+} 而下降，如反應式(1)：$Fe^{3+}+ e^{-}\rightarrow Fe^{2+}$ 所示。
EC 曲線	pH 曲線		
曲線大幅上升，出現明顯變化。	變化不明顯。		

(3)當雙氧水異常停止加藥，也停止電解時，結果由表 2 所示：

表 2　雙氧水異常停止加藥，也停止電解之曲線變化

CO_2 曲線	DO 曲線	ORP 曲線	EC 曲線	pH 曲線
下降到背景值後不再變化。	未繼續下降而持平。	未繼續下降而微微上升。	未繼續上升而持平。	亦持平無明顯變化。

(4)本實驗反應 6 小時及 6~7 小時 H_2O_2 停止加藥並持續電解之顏色變化，如圖 10 所示。

(1)t=0~6hr　　(2)t=6~7hr

圖 10　進料 COD：1500 反應(1)0~6hr 及(2)6~7hr 停止 H_2O_2 加藥之顏色變化

2.進料 COD 濃度異常現象之探討

本實驗以苯甲酸鈉配製 COD 為 1500 mg/L (COD：1500)之廢水，作為模擬處理系統操作之設計進料基準，當水質變化降低為 COD 1000mg/L (COD：1000)或突增為 COD 2000 mg/L (COD：2000)時，瞭解 CO_2 曲線及其他參數曲線於異常狀況出現時監測曲線變化，以作為將來系統智能化判斷之依據。設計 6 小時正常反應時間後，後續 6~8 小時模擬 H_2O_2 停止加

藥，本實驗批次處理量為 8.0 L，採定電流 4.01 A 操作，以工業級 20% $FeSO_4$ 配製亞鐵加藥為 1000 mg/L，雙氧水之加藥量則以 Fe^{2+}/H_2O_2=1 之比值配製，啟動自動監測系統，開始進行實驗，於每 0.5~1 小時間取樣分析 COD 變化，並於反應後與各監測曲線進行分析比較。實驗結果如圖 11 所示。

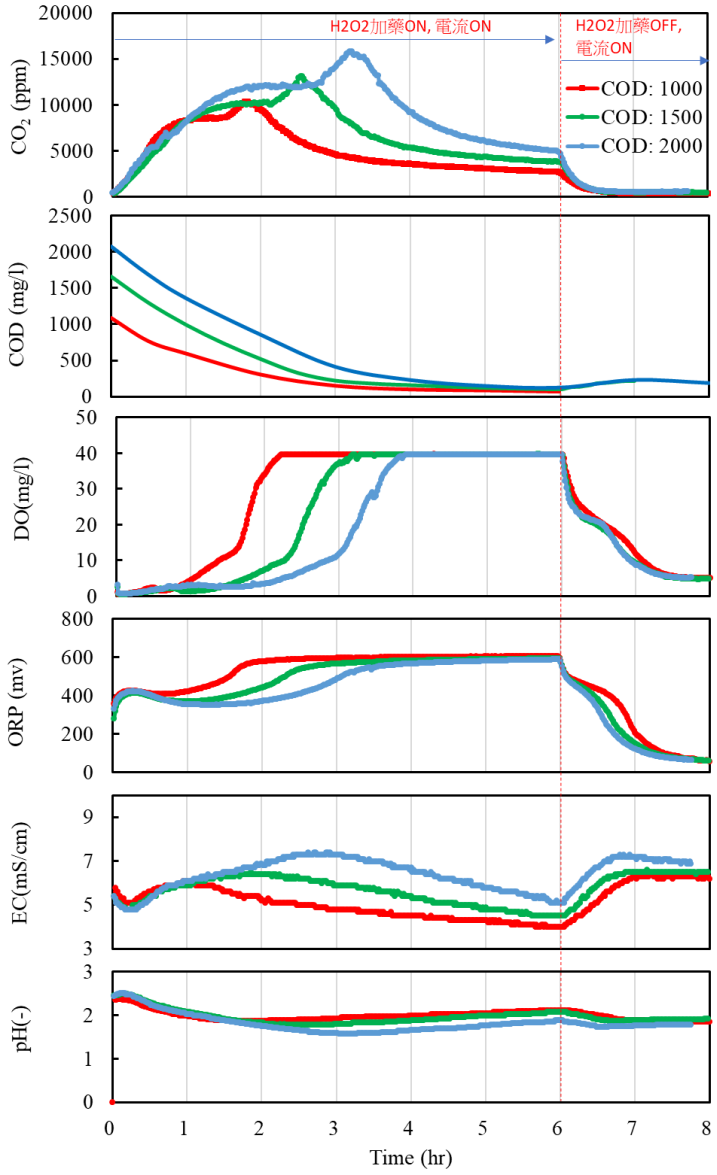


圖 11　進料 COD：1000~2000 反應時 CO_2 曲線及其他參數曲線隨時間之變化

說明：

(1)本實驗結果可知 CO_2 曲線隨進料 COD 濃度增加(1)曲線面積隨之增加，線型趨勢相似，(2)曲線最高濃度隨之延後且濃度升高。其分別即時反映各不同濃度 COD 降解反應終點而呈現急遽下降之現象，再

現性良好，可作為自動監測系統智能化之重要指標。

(2)由圖 3.9 實驗結果可知，當 COD 曲線下降趨於水平時，DO 曲線快速上升，對進水濃度高之 COD：2000 曲線，於 t=4h 左右，DO 曲線達到高點，而濃度較低之 COD：1000 曲線，COD 較快接近反應終點，於 t=2h 左右時，DO 即達到高點。

(3)DO 曲線隨進料 COD 濃度增加而延後上升時間，至 40ppm 左右而趨於水平，此乃受限本系統 DO 計監測範圍介於 0~40mg/L 之故。

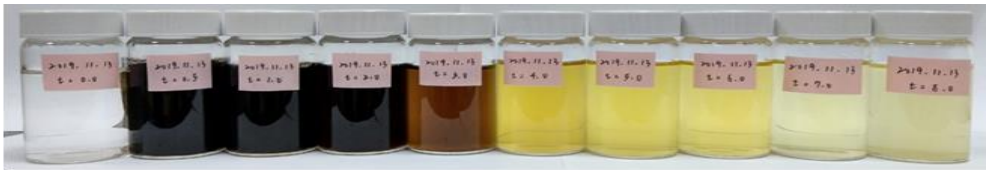
(4)ORP 曲線隨進料 COD 濃度增加而延後上升時間，其達 600mv 左右之轉折時間，與前述 CO_2 曲線於反應終點陡降時間相近。

(5)EC 曲線隨進料 COD 濃度增加，曲線最高點隨之延後且 EC 值升高。

(6)pH 曲線隨進料 COD 濃度增加，pH 曲線值有下降之趨勢。

(7)當雙氧水異常停止加藥，但繼續電解時，CO_2、ORP 及 DO 曲線皆有驟降之情形發生，而不同 COD 濃度下三曲線之趨勢相似。

(8)觀察圖 12 之 COD：2000 實驗結果，於 3 小時顏色從黑色變棕色並逐漸在 4 小時轉黃；從 6 小時 H_2O_2 停止加藥並持續電解後，顏色由黃隨之透明。而 COD：1000 於 1 小時顏色由黑變淺並逐漸在 3 小時轉黃；從 6 小時 H_2O_2 停止加藥並持續電解後，顏色由黃隨之變透明。兩圖顏色變化相比，COD：1000 顏色變淺的速度較快；當兩者顏色轉黃時，COD 去除率都達 88%，未來可由顏色變化判斷 COD 去除效果，其中顏色變化之原因，值得做為另外探討的主題。



A.COD：2000 反應過程顏色變化

B.COD：1000 反應過程顏色變化

圖 12　進料 A.COD：2000 及 B.COD：1000 反應過程顏色變化

四、實場廢水驗證

(一)以 Fered-Fenton 處理實廠廢水之 CO2 監測曲線驗證

本實驗實場廢水取自一股 COD 難分解之紙廠廢水，擬利用 Fered-Fenton 法進行 COD 降解處理，實驗設計採批次處理量為 8.0 L、每批反應時間共 6 小時、定電流 4.01 A，進料 COD 約為 1,500 mg/L 左右，以工業級 20% $FeSO_4$ 配製亞鐵加藥為 1,000 mg/L，雙氧水之加藥量則以 Fe^{2+}/H_2O_2=1 之比值配製，啟動自動監測系統，開始進行實驗，於每 0.5~1 小時間取樣分析 COD 變化，並於反應後與各監測曲線進行分析比較。實驗結果如圖 13 所示，並與自配苯甲酸鈉廢水比較。

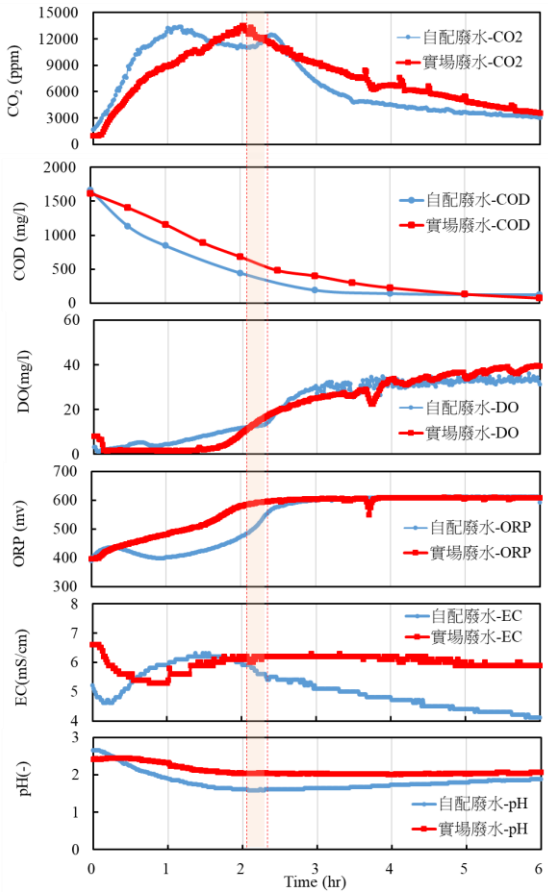


圖 13　以 Fered-Fenton 處理實廠廢水之 CO_2 曲線及其他參數曲線隨時間之變化

說明：

1. 本實驗結果可知 CO_2 曲線隨廢水水質不同而有不同線型之曲線變化，但反映 COD 降解曲線趨於平緩時呈現急遽下降之現象仍然存在。

2.COD 曲線隨廢水水質不同而有不同線型之曲線變化，此難分解之實場廢水其 COD 曲線下降趨勢不同於自配廢水有較明顯之轉折點。

3.實場廢水反應過程 DO 曲線於 t=1.5h 左右才逐漸累積上升，不同於自配廢水之 DO 曲線線型，而實場廢水 DO 曲線上升過程平滑亦未於 CO_2 曲線驟降時出現另一上升折點，此亦不同於自配廢水之 DO 曲線線型。

4.實場廢水反應過程氧化還原電位較高，ORP 曲線較為平緩。

5.實場廢水反應過程 EC 曲線先下降再上升之趨勢，與自配廢水現象相反。

6.pH 曲線反應過程較無明顯變化。

7.由上述說明，對此股廢水水質而言，CO_2 曲線似乎可以彌補傳統監測指標對反應終點不明顯對應之缺失。

(二)實廠廢水與自配廢水反應過程顏色變化

實廠廢水與自配廢水反應過程之顏色變化如圖 14 所示，由圖可以看出實場廢水在 Fered-Fenton 反應過程中的顏色變化較不明顯，可能因廢水水質 COD 降解過程並無明顯中間產物與亞鐵離子錯合形成黑棕色之顏色出現，而自配苯甲酸鈉廢水則有由深至淺的明顯變化。我們曾於 2018 年綠色技術與工程實務研討暨成果發表會中，發表『Fenton 高級氧化系統智能化應用之研究』一文，文中提到以 ADMI 值為監測指標作為 Fered-Feton 處理法分析反應過程從黑色變棕色並逐漸轉黃過程之顏色變化，作為反應終點智能化應用之指標，然而本實驗發現，對錯綜複雜之廢水水質而言，單以吸光值為指標依據似乎有盲點，CO_2 曲線似乎可以彌補單一監測指標之缺陷，不但使系統智能化後更能精準化。

1.實場廢水反應過程顏色變化

2.自配廢水反應過程顏色變化

圖 14　以 Fered-Fenton 處理 1.實場廢水與 2.自配廢水反應過程之顏色變化

(三)Fered-Fenton 設備 CO_2 監測系統流程設計

CO_2 快速的監測指標不僅反映 COD 曲線達反應終點之對應關係，且對變動的水質及加藥的異常皆能即時出現特性曲線之變化。對批式生產式的製程廢水，若採 Fered-Fenton 系統設計之處理流程，可以 CO_2 作為 Fered-Fenton 系統監測指標，Fered-Fenton 設備 CO_2 監測系統流程設計如圖 15 所示。

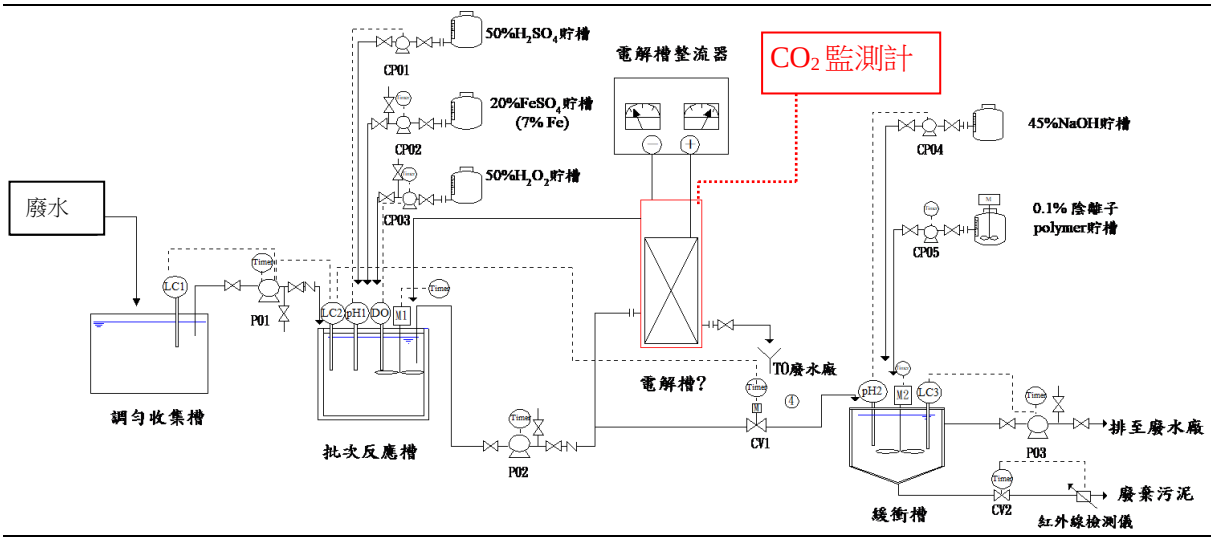


圖 15　以 CO_2 作為 Fered-Fenton 系統操作監測指標示意圖

四、結　論

對 Fered-Fenton 系統而言，本實驗結果可知，CO_2 監測指標確實可即時性反映出 COD 降解反應終點，可作為廢水處理智能化應用之依據。配合其他操作參數指標如 pH、DO、ORP、電導度(EC)等參數間的關聯性，因應將來錯綜複雜的水質變化，更能達到“精準化”之目的。

一般在傳統應用時，為達約定之處理目標，在變動的水質 COD 下，會依較高之 H_2O_2 加藥量設計，當進料 COD 變低時，會造成 H_2O_2 加藥及操作電量之浪費，CO_2 監測指標可克服此缺點，因應變動水質即時反映 COD 曲線達反應終點之時機，藉由監測機制調整加藥時間，達到節省成本、能源之效益。

對以吸光值作為反應終點智能化應用之指標時，當遇到不同廢水水質而沒有 Fered-Feton 處理過程從黑色變棕色並逐漸轉黃過程之顏色變化時，CO_2 監測指標似乎可以彌補此監測指標之缺陷，使系統智能化且更精準化。

對加藥異常狀況下，如 H_2O_2 停止加藥並持續電解時，會發生 CO_2 曲線驟降或斜率出現相反變化之情形，模擬工廠處理廢水時，如遇突發狀況導致 H_2O_2 加藥機故障，可即時監測並依數據趨勢做出警告，並參照各曲線間的變化關係，使更精準判斷異常條件狀態，提供系統操作維護之參考。對 Fered-Fenton 系統而言，CO_2 監測方法可提供業界作為廢水處理智能化應用之參考。

五、參考文獻

1.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」，經濟部工業局，107年度綠色技術與工程實務研討會論文集，2018.11。

2.黃耀輝、周珊珊、黃國豪，「Fenton 家族廢水高級處理技術」，經濟部工業局，2001工程實務技術研討會論文集，2001.11。

3.林宏明、余瑞芳，「以 DO 及 ORP 作為 Fenton 及 E-Fenton 最佳 H_2O_2加藥量控制之研究」，國立聯合大學環境與安全衛生工程學系論文集，2014.07。

4.張博荀、黃耀輝，「H_2O_2/Fe^{2+}化學氧化法處理反應性染料-BlackB 之研究」，國立成功大學化學工程學系論文集，2004。

5.Pablo Salgado, etc. (2013), Fenton Reaction Driven By Iron Ligands. J. Chil. Chem. Soc., 58, 2096-2101.

6.Meng-hui Zhang , Hui Dong , Liang Zhao , De-xi Wang , DiMenga (2019).A review on Fenton process for organic wastewater treatment based on optimization perspective. Science of the Total Environment 670, 110–121

運用 LCAs 法比較 4MW 和 6MW 風力發電機之環境足跡表現

張婉琳*、李育明**

摘　要

為解決能源與氣候變遷問題，發展永續能源、低碳社會、綠色經濟為當今政府急需發展之方向。永續能源為可持續的能源供應，顧及當代人的需求，亦不損及後代人之需求發展模式。風力發電雖然在使用階段符合永續能源之定義，但從其產品之生命週期來看，從製造、營運到退役的過程當中，所產生之固體廢棄物、廢氣、廢水需完善被處理，才能真正符合永續能源之定義。由於離岸風力發電機之環境足跡表現取決於風機設置地點、原物料供應鏈的市場與空間變化。除地理位置外，還取決於其他主要參數，例如(規格、裝置容量和額定功率等)。

因此，本研究欲透過案例研究，評估台灣首座離岸風場 Formosa 1，比較 4 MW 和 6 MW 離岸風力機之環境足跡。研究結果顯示較大的風機 6MW 對於環境衝擊較小，取決於裝置容量、預期壽命以及最佳風速安裝區域。兩種離岸風力發電機組生命週期不同階段的平均能源消耗占比，製造階段占總能源需求的 57%，其次為安裝階段占比為 26%，除役階段占比最少約占 3%。製造階段又以單基樁底座生產，其次為海上變電站生產，其三為塔架耗費最多能源消耗與碳排放。因此建議相關產業鏈在風機設計階段，即納入生命週期概念以提高整體材料回收率，進而提升離岸風力機系統之環境足跡表現。

【關鍵詞】離岸風電、總能量需求、環境足跡、生命週期評估

---

*國立臺北大學自然資源與環境管理研究所 碩士
**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

為解決能源與氣候變遷問題，發展永續能源、低碳社會、綠色經濟為當今政府急需發展之方向。有鑑於此，臺灣能源轉型其中的目標為擴大再生能源占比，政府已規劃 2025 年再生能源發電占比 20%之政策目標。為達成此一政策目標，以太陽光電及離岸風電作為主力，其中離岸風電規劃於 2025 年累計設置量達 5.7 GW，藉此促進能源多元化及自主供應。由於，臺灣過去不具離岸風電開發經驗，且處在多颱風與地震的環境，因此採「先示範、次潛力、後區塊」3 階段開發策略。示範階段成功建立臺灣首座離岸風場 Formosa1，在 2016 年 10 月於苗栗外海安裝第一階段兩支 4MW 風機，共 8MW 離岸風場於 2017 年商轉，第二階段 20 支 6MW 共 120MW 離岸風場則是在 2019 年 10 月完工年底商轉。

風力發電常被視為清潔能源，即發電過程並無排放任何汙染，但從其產品之生命週期來看，從製造、營運到退役的過程當中所產生之固體廢棄物、廢氣、廢水需完善被處理，才能真正符合永續能源之定義。生命週期評估(Life cycle assessment,LCA)為重要的環境管理工具，用於評估產品或服務生命週期中相關環境因素及其潛在影響。國內外許多研究學者利用生命週期評估法比較關於風機或風場的環境足跡表現。根據 Lenzen and Wachsmann (2004)[1]，離岸風力發電機之環境足跡表現取決於風機設置地點、原物料供應鏈的市場與空間變化。除地理位置外，還取決於其他主要參數，例如(規格、裝置容量和額定功率等)。因此，本研究欲透過案例研究，評估台灣首座離岸風場 Formosa 1，比較 4 MW 和 6 MW 離岸風力機之碳足跡，使用生命週期評估法盤查其能資源耗用量，以計算風力發電之碳足跡，並得出結論與建議。

二、研究方法

(一)方法學

根據 ISO14040 和 14044 標準，生命週期評估(Life Cycle Assessment,LCA)分成四個階段：

(1)目標和範疇界定：定義評估產品與範疇之系統邊界

(2)生命週期盤查分析：收集系統邊界內的所有投入和產出

(3)生命週期衝擊評估：評估投入和產出相關的潛在環境衝擊

(4)生命週期闡釋：評估盤查分析與衝擊評估結果並進行闡釋

1.研究目標

本研究目標為比較位於苗栗縣竹南鎮龍鳳漁港外海約2至6公里處，海洋竹南風力發電場(Formosa 1) 4 MW和6 MW風力發電機之環境足跡表現。主要評估其生命週期之材料使用、能源投入與相關排放。

2.系統邊界與功能單位

本研究之生命週期評估為從搖籃到墳墓階段，包含原料開採、製造、運輸、安裝、營運維護及退役階段。系統邊界如圖1所示。功能單位定義為評估離岸風力發電系統每發一度電(1kWh)所需投入能資源及相關碳排放量。

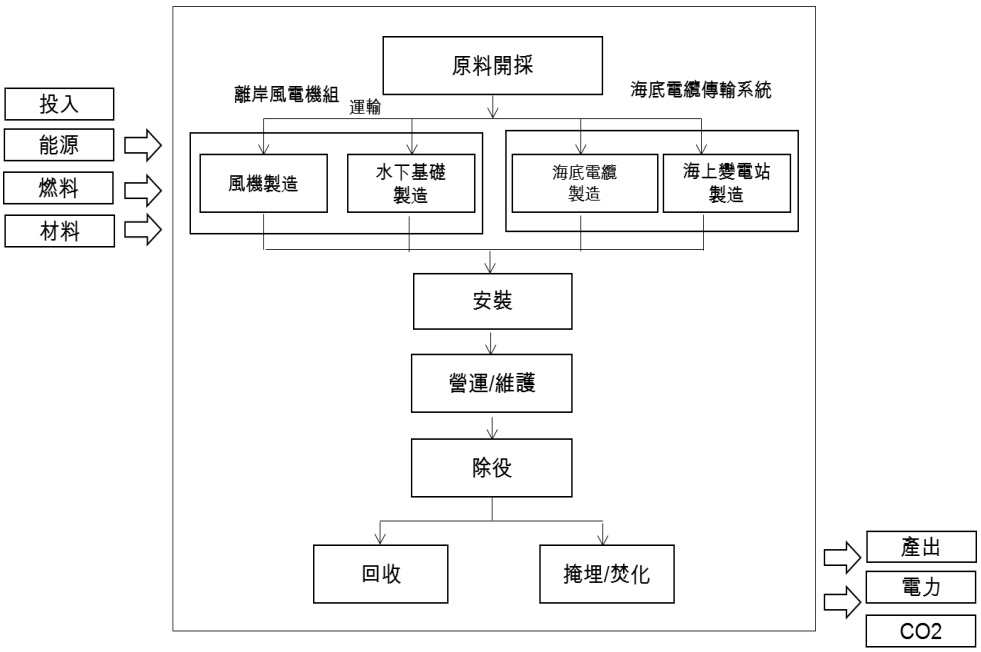


圖 1　離岸風力發電系之系統邊界

(二)研究假設與限制

離岸風力發電系統之盤查過程非常繁複，根據下列研究假設與限制以估算產品生命週期所投入能源與排放量：

1.由於資料取得不易，離岸風力發電系統生命週期階段之能資源投入與排放相關數據主要基於國外文獻與國內公開資料庫。

2.離岸風力發電系統製造階段盤查不包含從原料開採及開採過程運輸之能資源投入與相關排放。

3.為簡化盤查流程，只盤查以下主要組件包含風機主要組件之葉片、鼻錐、輪轂、機艙、塔架與單樁水下基礎;海底電纜傳輸系統主要組件為海上變電站與海底電纜。

4.本研究所評估離岸風力機組 4MW 及 6MW 其使用年限分別為 20 年與 25 年。

(三)生命週期清單數據

1.製造階段

離岸風力發電系統之主要大型組件製造生產皆發生在國外，故採用國外文獻與資料庫用以估算製造階段所需投入能源及 CO_2 排放量。根據 Vestas(2001)[2]生命週期研究報告指出，風力機組之實際重量為材料使用總量的 95%。對照表 1 和表 2，根據風機總重量以估算風力發電離岸系統主要材料使用量占比。根據 Schlesner(2000)[3]，以估算丹麥地區各單位材料生產消耗初級能源數據，其餘缺乏數據再輔以國內張又升(2000)[4]研究文獻作為參考。

2.運輸階段

運輸階段衝擊為運輸過程中所需使用的燃料生產以及其燃燒造成排放所致。假設各組件都是透過海運貨船從製造工廠運輸到風場現場，並以噸公里（tkm）為單位。根據 Karl R. Haapala(2014)[5]假設 50%的裝載率說明從回程運輸至製造工廠為空船。假設 4MW 和 6MW 採用相同的運輸方式。根據 OECD Observer 海運碳排放量為 10~15(g/tkm)，取其平均值，假設 CO_2 排放量為 12.5(g/tkm)。表 3 列出組件從供應地到風場位置運輸距離。由於無法追踪完整的供應鏈，因此忽略了至風機製造商運輸材料和組件。

表 1　兩種風機規格與各組件之總重量

	機型	SWT 4.0-130	SWT-6.0-154
離岸風電機組	裝置容量	4MW	6MW
	葉片直徑	130m	154m
	輪轂重量	47t	47t
	塔架重量	300t	350t
	機艙重量	140t	360t
	葉片+鼻錐重量	53t	53t
	單基樁底座重量	790t	925t
	總重	1330t	1735t
海底電纜傳輸系統	海底電纜	68.6t	85.75t
	海上變電站	300t	405t
	總重	368.6t	490.75t

資料來源:Siemens's SWT-4.0-130 EPD; SWT-6.0-154 EPD

表 2　風力發電離岸系統生產製造之能源投入/CO_2排放量

	風力發電離岸機組	海底電纜傳輸系統	單位材料生產消耗初級能源耗用(GJ/Kg)	生產製造階段CO2排放量(g/Kg)
鋼材	82.1%	20.10%	0.007	923.5
不銹鋼	3.13%	0.11%	0.0013	1405
生鐵	4.86%	1.77%	0.012	935
玻璃纖維	5.13%	0.00%	0.008	566
塑膠	0.91%	11.11%	0.02	1763
鉛	0.00%	31.81%	0.005	801
銅(	0.70%	11.59%	0.035	2818
鋁	0.83%	4.92%	0.019	1433
鋅	2.33%	0.01%	0.005	801
混擬土	0.00%	18.57%	0.003	179.5

資料來源:生鐵、玻璃纖維、塑膠、銅、鉛、鋅及鋁之單位材料生產消耗初級能源耗用量和CO^2排放量參考 Schlesner(2000)國外文獻；不鏽鋼、鋼材及混凝土相關數據則參考國內張又升(2000)研究文獻。

表 3　組件從供應地到風場位置運輸距離

組件類型	負責廠商	運輸起點	運輸終點	運送距離距離(nM)	總CO_2排放量 (g/tkm)
葉片/機艙/輪轂	西門子	丹麥工廠	台中港	12,041	301,025
塔架	Grupo Daniel Alonso	西班牙	台中港	10,691	267,275
水下基礎	EEW SPC	德國	台中港	12,313	307,825
海底電纜	JDR Cable Systems	英國	台中港	11,636	290,900
海上變電站	JDR Cable Systems	英國	台中港	11,636	290,900

資料來源:SeaRoutes;本研究自行彙整

3.安裝階段

參考福海風力發電場之海上施工與能源消耗量狀況(見表 4 和表 5)，用以推估建造 Formosa 1 離岸風力發電系統之運輸及安裝過程所投入能源及排放數據。另外，根據 Wind TAIWAN 產業訊息，關於水下基礎安裝作業，將由四艘工程船進行。施工期間將以台中港為母港，往返於苗栗海洋竹南風場場址進行 20 座基樁及轉接段打樁施工工程。預定作業時間約耗費 3 個月。

表 4　建造風力發電離岸系統之運輸能源投入

工程項目		施工機具	數量	作業時數	油耗	用油量	能源投入
風力發電離岸機組	離岸風機	拖船	2		750	217,500	33,461.54
		駁船	-	-	-	-	-
		交通船	1	200	375	75,000	11,538.46
		支援船	1	230	750	172,500	26,538.46
	單基樁基座	拖船	2	375	750	562,500	86,538.46
		駁船		-	-	-	-
		交通船	1	200	350	70,000	10,769.23
		支援船	1	230	750	172,500	26,538.46
海底電纜傳輸 系統	海底電纜鋪設	海纜佈放船	1	750	625	468,750	72,115.38
		起重船	1	200	375	75,000	11,538.46
		支援船	1	230	750	172,500	26,538.46
	海上變電站	拖船	2	15	750	22,500	3,461.54
		駁船		-	-	-	-
		交通船	1	10	375	3,750	576.92
		支援船	1	15	750	11,250	1,730.77

資料來源:福海風力發電股份有限公司(2012)

表 5　建造風力發電離岸系統之安裝能源投入

工程項目		施工機具	數量	作業時數	油耗	用油量	能源投入
風力發電離岸機組	離岸風機	駁船	-	800	250	200,000	30,769.23
		交通船	3	50	375	56,250	8,653.85
		支援船	-	800	125	100,000	15,384.62
	單基樁基座	駁船	-	1600	250	400,000	61,538.46
		交通船	10	25	375	93,750	14,423.08
		支援船	-	1600	125	200,000	30,769.23
海底電纜傳輸 系統	海底電纜鋪設	海纜佈放船	-	1200	625	750,000	115,384.62
		起重船	-	1200	375	450,000	69,230.77
		支援船	-	1200	125	150,000	23,076.92
	海上變電站	駁船	-	80	250	20,000	3,076.92
		交通船	1	50	375	18,750	2,884.62
		支援船	-	80	125	10,000	1,538.46

資料來源:福海風力發電股份有限公司(2012)

4.營運與維護階段

Formosa 1 雖然已經實際運轉，但是無法得知詳細營運及維護階段所使用工具與耗用能源數據。參考國外相關文獻，本研究假設其生命週期營運年限，每年需進行 4 次維修與保養，包含 1 次離岸工程船與 3 次直升機，每 10 年進行 1 次全盤性保養檢查。根據 Vestas(2004)及 Wanger(2005)[7]風力機組生命週期文獻指出，運轉期間維修及保養之能源投入分別占約整個製造階段之能源投入的 10%與 22%。因此，取其平均值為 16%。

5.除役階段

由於除役階段至少發生在未來 20~25 年以後，目前相關資料庫建置不完整，本研究藉由文獻回顧進行估算並假設各材料最終回收與處置方式(見表 6)。根據 Schleisner(2000)[3]與 Wanger(2005)[7]研究顯示，風力發電離岸系統在除役所需廢棄處置之能源投入分別約佔製造階段之能源投入的 4%~5%，故取平均值 4.5%估算。另外，根據「海洋竹南離岸式風力發電計畫環境影響說明書」[8]，風場除役預計約 247.5 天，一趟次 16.5 天，可拆 2~3 部機組，共約 15 趟次。考量東北季風影響，分兩年施工，並遵循安裝逆工程拆除。除役儲備基金工程費用初估為總裝置成本 4%~5%。

表 6　各材料回收與處理方式

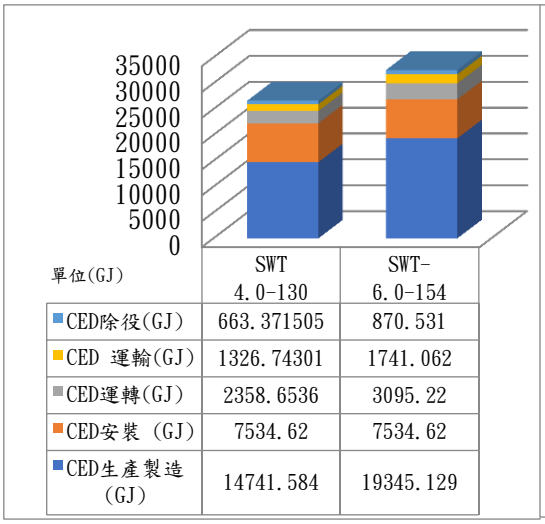
材料	處理方式
鋼材	90%回收、10%掩埋
不鏽鋼	90%回收、10%掩埋
生鐵	90%回收、10%掩埋
銅	95%回收、5%掩埋
鋁	90%回收、10%掩埋
鉛	90%回收、10%掩埋
鋅	90%回收、10%掩埋
玻璃	100%熱處理與掩埋
塑膠、PVC	100%熱處理
混凝土	100%

資料來源:Vestas，2004

三、研究結果

(一)能源投入

產品的累積能源需求（Cumulative Energy Demand ，CED）[9]表示完整生命週期中的直接和間接能源使用。從圖 2 可以清楚地看到，離岸風力機組 6MW 的總累積能源需求比 4 MW 的總累積能源需求大約 4604 GJ。兩種不同機型離岸風力發電系統來自生產製造階段的累積能源需求（CED）分別為 58%及 63%。兩種離岸風力發電機組的生命週期不同階段的平均能源消耗占比如圖 3 所示，其中製造階段占總能源需求的 57%，占比最少為除役階段，占總能源需求 3%。3.2 節將針對總能源需求最大的製造階段進行更詳細的說明。



單位(GJ)	SWT 4.0-130	SWT-6.0-154
CED除役(GJ)	663.371505	870.531
CED 運輸(GJ)	1326.74301	1741.062
CED運轉(GJ)	2358.6536	3095.22
CED安裝 (GJ)	7534.62	7534.62
CED生產製造(GJ)	14741.584	19345.129

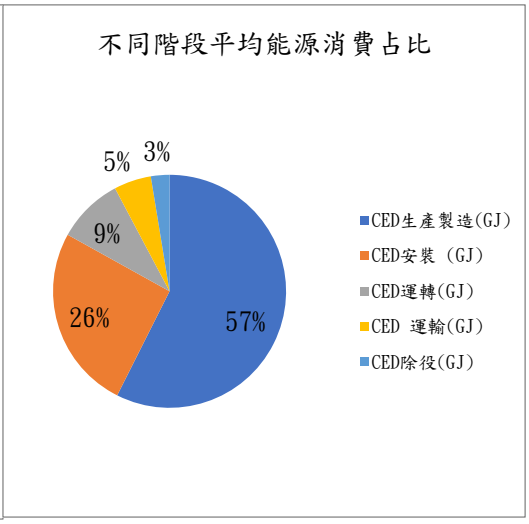
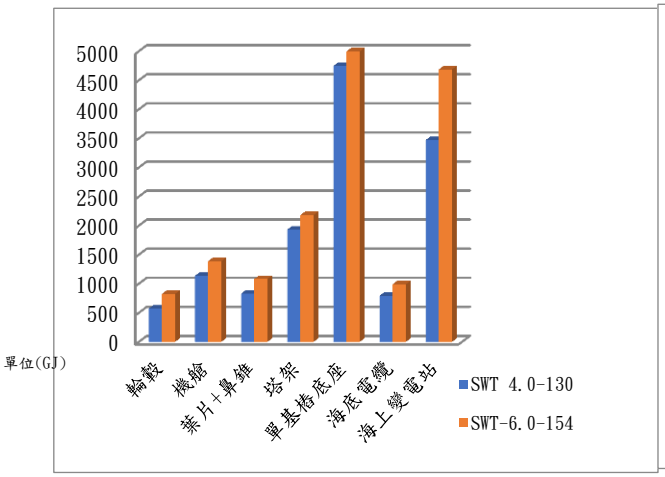


圖 2　生命週期的累積能量需求　圖 3　不同階段平均能源消費占比

(二)製造階段的能源投入

從圖 4 可得知用於製造不同風機組件的累積能源需求，能源消耗量最大的組件為單基樁底座生產，其次則為海上變電站生產，這可以說明越大功率的風力發電機組需要更穩固的底座支撐以及更大的變電站用以轉換電能。可以歸因於兩種組件皆大量使用鋼鐵材料以及混凝土材料生產。兩種離岸風力發電機組的製造階段平均能源消耗占比如圖 5 所示，其中單基樁底座生產占製造階段總能源需求的 33%，占比最少為輪轂生產約占總能源需求 5%。從表 7 可得知，銅、塑膠及不銹鋼材料生產初級能源消耗量最多，但僅少量使用於輪轂、機艙與葉片及鼻錐，對於整體能源消耗量並沒有增加太多貢獻。



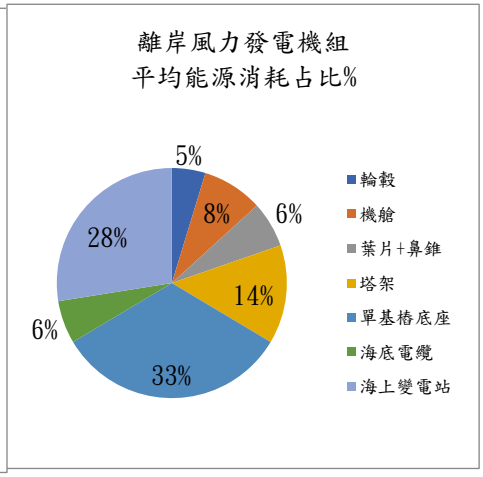
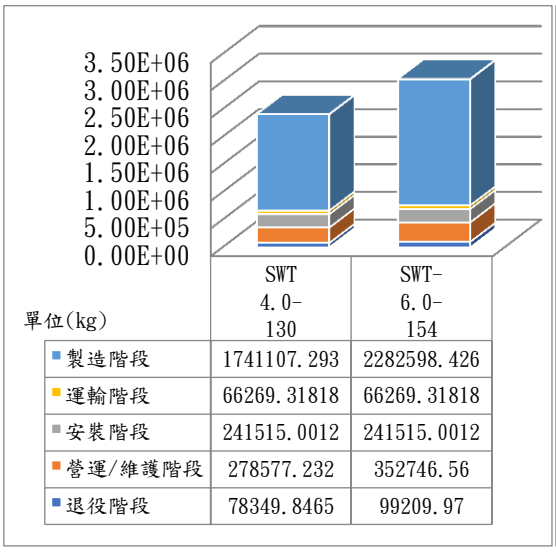


圖 4　不同風機組件的累積能量需求　　**圖 5　製造階段平均能源消耗占比**

(三)碳足跡分析

從圖 6 可以清楚地看到，離岸風力機組 6MW 的生命週期的碳足跡比 4 MW 的碳足跡大約 636,521 kg。兩種不同機型離岸風力發電系統來自生產製造階段的碳足跡分別為 72%及 75%。兩種離岸風力發電機組的生命週期不同階段的平均能源消耗占比如圖 7 所示，其中製造階段占總碳足跡排放的 74%，占比最少為運輸階段，占總碳足跡排放的 2%。3.4 節將針對碳足跡貢獻最大的製造階段進行更詳細的說明。



單位(kg)	SWT 4.0-130	SWT-6.0-154
製造階段	1741107.293	2282598.426
運輸階段	66269.31818	66269.31818
安裝階段	241515.0012	241515.0012
營運/維護階段	278577.232	352746.56
退役階段	78349.8465	99209.97

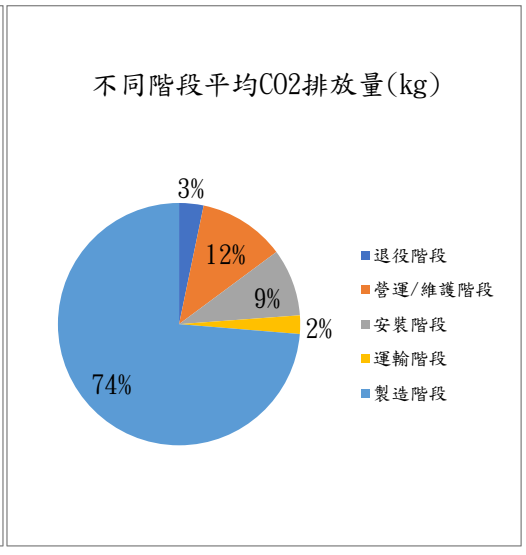


圖 6　生命週期的碳足跡表現　　**圖 7　不同階段平均 CO_2 排放占比**

(四)製造階段的碳足跡分析

從圖 8 可得知用於製造不同風機組件的碳足跡表現，碳足跡貢獻最大的組件為單基樁底座生產，其次則為海上變電站生產。這可以歸因於兩種組件皆大量使用鋼鐵材料以及混凝土材料生產。兩種離岸風力發電機組的製造階段平均碳足跡占比如圖 9 所示，其中，單基樁底座生產占製造階段碳足跡排放的 38%，占比最少為葉片與鼻錐生產約占總碳排的 5%。從表 7 可得知，銅、塑膠以及不銹鋼材料排放最多二氧化碳，但僅少量使用於輪轂、機艙與葉片及鼻錐，對於整體碳排放並沒有增加太多貢獻。

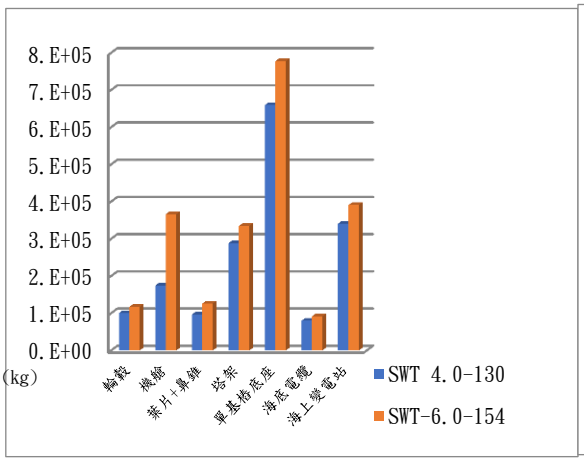


圖 8　不同風機組件的碳足跡表現

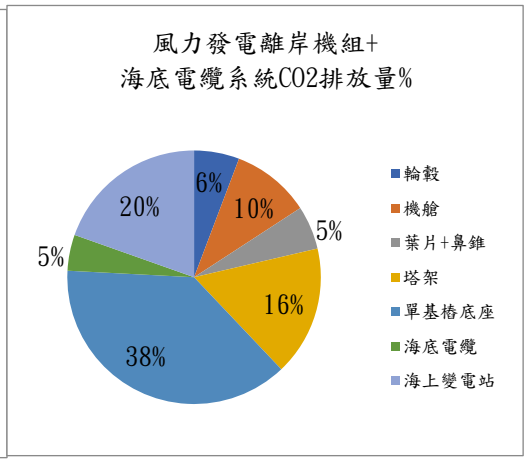


圖 9　不同組件平均 CO_2 排放占比

表 7　不同材料生產初級能源消耗量與 CO_2 排放量

	單位材料生產消耗初級能源消耗量(GJ/Kg)	CO_2 排放量 (g/kg)
鋼材	0.007	923.5
不銹鋼	0.0013	1405
生鐵	0.012	935
玻璃纖維	0.008	566
塑膠	0.02	1763
鉛	0.005	801
銅	0.035	2818
鋁	0.019	1433
鋅	0.005	801
混凝土	0.003	179.5

資料來源:生鐵、玻璃纖維、塑膠、鉛、銅、鋁及鋅之單位材料生產消耗初級能源消耗量;Schlesner(2000);鋼材、不鏽鋼及混凝土之單位材料生產消耗初級消耗量，張又升(2000)研究數據作參考。

(五)生命週期總發電量

根據海洋竹南離岸式風力發電計畫之環境影響說明書[8]，假設離岸風場年平均風速 8m-10m/s(80m)，衛星風場 90m 塔高平均風速 9.87m/s，年發電小時約 8760 小時，機組容量因素為 39.68%，線損為 2%，代入下列公式計算而得：

年發電量(kWh)=裝置容量(Kw)*8760(小時)*容量因素%*線損

表 8　生命週期年發電量

	SWT 4.0-130	SWT-6.0-154
裝置容量(MW)	4	6
年發電量(GWh)	13.625	20.4375
預期壽命	20 y	25 y
生命週期(GWh)	272.51	510.9375

資料來源:海洋竹南離岸式風力發電之環境影響說明書

1.每度所需能源投入

盤查兩種不同風力發電機組之總能源投入,經由計算可得其生命週期 4MW 和 6MW 每度所需能源投入分別為 92.83GJ 以及 60.37GJ。

表 9　每度所需能源投入

能源需求	SWT 4.0-130	SWT-6.0-154
CED 生產製造(GJ)	14741.584	19345.129
CED 安裝 (GJ)	7534.62	7534.62
CED 運轉(GJ)	2358.6536	3095.22
CED 運輸(GJ)	0	0
CED 除役(GJ)	663.371505	870.531
CED 總量(GJ)	25298.22911	30845.5
生命週期總發電量(GWh)	272.51	510.9375
每度所需能源投入 (Kj/kWh)	92.83	60.37

2.每度電所需 CO_2 排放量

盤查兩種不同風力發電機組碳足跡表現,經由計算可得其生命週期 4MW 和 6MW 每度所需 CO_2 排放量分別為 7.71g 以及 5.99g。

表 10　每度電所需 CO_2 排放量

CO_2 排放量	SWT 4.0-130	SWT-6.0-154
製造(kg)	1741107.293	2282598
安裝 (kg)	241515.0012	241515.001
運轉 (kg)	278577.232	365215.68
運輸(Kg)	66269.31818	66269.31818
除役 (kg)	78349.847	102716.91
總量 (kg)	2098342.155	3058314.909
總發電量(GWh)	272.51	510.9375
每度所需 CO2 排放量 (g/kWh)	7.71	5.99

透過文獻回顧(Martinez et al.,2010;Dolan and Heath,2012; Guezuraga et al.,2012;高成康等,2012）[10-13]，比對研究結果，如表 11 所示，風力電的總能量需求以及碳足跡表現位於其他文獻研究結果區間之內，顯示結果為合理。

表 11　本研究與相關文獻研究結果比較

	本研究結果		其他文獻研究結果
風力發電總能量需求 (Kj/kWh)	4MW	6MW	50~365(Kj/kWh)
	92.83	60.37	
風力發電碳足跡(g/kWh)	4MW	6MW	1.7~81(g/kWh)
	7.71	5.99	

四、結論與建議

運用 LCAs 法比較 6MW 與 4MW 風力發電機之碳足跡表現，研究結果顯示較大的風機對於環境衝擊較小。雖然，離岸風力機組 6MW 相較 4 MW 的總累積能源需求以及碳足跡分別多約 4604 (GJ)及 636,521 (kg)。由於 6MW 相較 4MW 生命週期總發電量多出 238(Gwh)，6MW 相較 4MW 每度所需能源投入與 CO_2 排放量分別節省約 32.46(KJ/kWh)及 1.72(g/kWh)，取決於裝置容量、預期壽命以及最佳風速安裝區域。Demir and Taşkin (2013) [14]研究顯示，比起較小的風機（330、500 和 810 kW）較大的風機（2,050 和 3,020 kW）對環境衝擊較小，並可以透過在最佳風速區域安裝來進一步降低環境衝擊。Bai et al.（2016）[15]研究結果顯示，陸上和離岸風力發電機的環境影

響將取決於風場的選址情況、風機尺寸和風機與風場設計。

兩種離岸風力發電機組的生命週期不同階段的平均能源消耗占比，製造階段占總能源需求的 57%，其次為安裝階段占比為 26%，除役階段占比最少約占 3%。兩種不同機型離岸風力發電系統不同階段的平均碳排占比，製造階段占總碳足跡排放的 74%，占比最少為運輸階段，占總碳足跡排放的 2%。製造階段當中又以單基樁底座生產，其次為海上變電站生產，其三為塔架耗費最多能源消耗與碳排放。這可以歸因於兩種組件皆大量使用鋼鐵材料以及混凝土材料生產，也可以說明越大功率的風力發電機組需要更穩固的底座支撐以及更大的變電站用以轉換電能。因此，若風機設計與製造階段更符合生態設計概念將能降低材料與能資源消耗，可以有效降低風力發電機的碳足跡與總能量需求。此外，我國政府規劃 2025 年建置 5.5GW 離岸風電，在推動產業同時亦希望技術能留在台灣，透過第二階段遴選機制，逐步拉高國產化比例，長時間強化台灣建立水下基礎、塔架與風機零組件等產業鏈。杨东等(2015) [16]研究顯示廢棄物階段對總能量需求與碳足跡貢獻為-10%及-19%。因此建議相關產業鏈廠商在風機初期設計階段納入生命週期概念並提高整體材料回收率，以提升離岸風力機系統之整體環境表現。

由於本研究受限於資料取得因而參考國內外文獻及公開資料庫，以進行生命週期評估研究，故資料仍存在品質及在地化資料庫建置等問題。未來若能取得在地廠商支持，以建置相關資料庫，將能使研究結果更具參考價值。

五、參考文獻

1.Lenzen M., Wachsmann U., 2004, Wind turbines in Brazil and Germany: An example of geographical variability in life-cycle assessment. *Applied Energy.* 77：119–130

2.Vestas Wind System A/S(Vestas), 2001, Life cycle assessment of turbine PSO1999.Denmark:Vestas Wind System A/S.

3.Schlesner L., 2000, “Life cycle assessment of wind farm and related externalities,“*Renewable Energy*.20:279-288。

4.張又升，2000。「建築物生命週期二氧化碳減量評估」。博士論文，國立成功大學建築研究所。

5.Karl R *et al*., 2014, Comparative life cycle assessment of 2.0 MW wind turbines, *Int. J. Sustainable Manufacturing, Vol. 3, No. 2*：PP176-177.

6.福海風力發電股份有限公司，2012。『福海離岸風力發電計畫」環境影響

說明書(修正版)』。台北:福海風力發電股份有限公司。
7.Wanger *et al.*, 2011,2005, "Life Cycle Assessment of Offshore Wind Farm Alpha Ventus, "Energy 36:2459-2464.
8.上緯國際投資控股股份有限公司，2015 年。『海洋竹南離岸式風力發電計畫環境影響說明書』。台北:上緯國際投資控股股份有限公司
9.Boustead I., Hancock GF., 2003, Handbook of industrial energy analysis. In: Frischknecht R, Jungbluth N (eds) Implementation of life cycle assessment methods.*Ecoinvent report no. 3. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf*, pp 22–28.
10.Martínez E *et al.*,2010, "LCA sensitivity analysis of a multi-megawatt wind turbine, "*Applied Energy*, 87(7):2293-2303.
11.Dolan SL, Heath GA, 2012, Life cycle greenhouse gas emissions of utility-scale. *Journal of Industrial Ecology*,16(S1):S136-S154.
12.Guezuraga B *et al.* 2012, "Life cycle assessment of two different 2 MW class wind turbines, ".*Renewable Energy*, 37(1):37-44.
13.高成康等，2012。「基于 LCA 对风力发电机的环境负荷分析」.东北大学学报(自然科学版),33(7):1034-1037。
14.Demir N, Taşkın A, 2013, "Life cycle assessment of wind turbines in Pınarbaşı-Kayseri, " *Journal of Cleaner Production* 54:253-263
15.Bai CJ *et al.*2016, Aerodynamic design and analysis of a 10 kW horizontal-axis wind turbine for Tainan, Taiwan. *Clean Technology Environ Policy* 18(4):1151–1166.
16.杨东等，2015。「基于生命周期评价的风力发电机碳足迹分析」。环境科学学报,35(3):927-934
17.曾詠恩，2006。「台灣地區風力發電之潛力分析與生命週期評估」。碩士論文，國立台北大學自然資源與環境管理研究所。
18.陳依庭，2013。「風力發電離岸系統之環境議題評估研究」。碩士論文，國立台北大學自然資源與環境管理研究所。
19. Vestas Wind System A/S(Vestas), 2004, Life cycle assessment of offshore and onshore sited wind power plants based on Vestas V90-3MW turbines.Denmark:Vestas Wind System A/S.
20.Matthew Ozoemena *et al.*, 2018, Comparative LCA of technology improvement opportunities for a 1.5-MW wind turbine in the context of an onshore wind farm. *Clean Technologies and Environmental Policy,* 20:173–190

21.ISO, 2006, ISO 14044:2006 'Environmental management — Life cycle assessment— Requirements and guidelines (first edition,2006-07-01). Geneva:ISO.
22.Elsam Engineering A/S, 2004, Life cycle assessment of offshore and onshore sited wind farms..Denmark: Elsam Engineering A/S

環境影響評估審查流程之溫室氣體減排承諾

蕭可晉*、李育明**

摘　要

溫室氣體大量排放造成全球暖化，導致氣候變遷並對環境造成嚴重衝擊，推動溫室氣體減量工作已成全球積極處理的環境議題。

台灣最近一些重大的開發案導致大量溫室氣體排放，加重全球暖化與氣候變遷之衝擊。而在台灣這些重大開發案，需要通過環境影響評估審查才可以進行開發，其中否決權為台灣環境影響評估審查中相當獨特的機制，促使開發單位自願承諾讓開發案件通過。

而環保署於 2020 年 3 月 27 日公告「行政院環境保護署審查開發行為溫室氣體排放增量評估處理原則」，據以推動開發行為溫室氣體排放量增量抵換事宜，藉以達成減少溫室氣體排放之目標。

開發行為經環評審查通過後，需向環保署提出溫室氣體抵換量取得計畫。增量抵換來源可來自溫室氣體減量及管理法抵換專案等申請取得的減量額度；亦可經由執行非屬送審開發行為的溫室氣體減量措施取得。

政府單位透過環境影響評估中獨特的否決權審查機制，促使開發單位在考量企業社會責任與通過環境影響評估的觀點下，自願承諾進行溫室氣體減量或是使用綠色電力，進而達成溫室氣體減量，緩解全球暖化。

【關鍵詞】自願承諾、企業社會責任、溫室氣體減量、環境影響評估、綠色電力/綠色能源

---

*國立臺北大學自然資源與環境管理研究所　碩士

**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

溫室氣體大量排放造成全球暖化，導致氣候變遷並對環境造成嚴重衝擊，推動溫室氣體減量工作已成全球積極處理的環境議題，為減緩氣候變遷，降低溫室氣體排放，並善盡共同保護地球的責任，我國已於 104 年 7 月 1 日公布施行「溫室氣體減量及管理法」，為因應氣候變遷作為奠定法制基礎。

地球大氣 99%以上由氮氣（N_2）和氧氣（O_2）組成，含量最高的氣體是氮氣（乾燥大氣中的含量為 78%）和氧氣（21%），但是它們幾乎不產生溫室效應。相反的，溫室效應主要來自於那些複雜且含量較低的分子。其中水氣是最重要的溫室氣體，其次是二氧化碳（CO_2）。大氣中存在少量的甲烷、氧化亞氮、臭氧和其他氣體也會導致溫室效應。大氣中溫室氣體的濃度會受到海洋和生物的影響，其中最重要的一個部分是植物吸收大氣中的 CO_2，然後通過光合作用將其（和水）轉化成碳水化合物儲存起來。另一方面，若人類活動排放更多的二氧化碳（CO_2）就會增強溫室效應[1]，從而引起全球暖化。在過去因工業革命後，旅運工具的發展、發電廠、工廠、園區因燃燒大量的煤和石油，排放大量的二氧化碳，使溫室效應產生的衝擊越來越強烈，亦加劇全球暖化所帶來的影響。

環保署為加強溫室氣體排放源增量管理，在 109 年 3 月 27 日發布「行政院環境保護署審查開發行為溫室氣體排放量增量抵換處理原則」[2]，依環境影響評估法規定須提送環評書件至環保署審查之工廠、園區開發(50 公頃以上)、使用天然氣以外的火力發電廠、汽電共生廠興建或擴建案，除了必須採取最佳可行技術，也必須承諾於營運期間對溫室氣體排放增量進行抵換，以降低開發行為對環境的影響，強化溫室氣體減量作為。

二、溫室氣體管制歷程與環評之溫室氣體審查方式

(一)溫室氣體管制歷程

氣候變遷已經是國際社會共同的關注焦點。台灣因為特殊的國際處境，無法參與各國為了減緩氣候變遷所發展出溫室氣體減量的相關規範機制，如聯合國氣候變遷綱要公約以及其下的京都議定書。但我國仍積極朝向溫室氣體減量的全球規範方向邁進，如 104 年 7 月 1 日公布施行之「溫室氣體減量及管理法」，就是一個積極參與全球規範的具體作為。

(二)環評之溫室氣體審查方式

1.環評辦理緣由

台灣產業結構由過去的農業、工業，逐步轉型為服務業及科技產業為主，即便進入知識型經濟的產業結構下，大量的開發行為與能源消耗仍伴隨台灣產業結構演進的腳步，為預防及減輕開發行為對環境造成不良影響，藉以達成環境保護之目的，行政院環保署於 91 年公告「環境影響評估法」，並依據「開發行為應實施環境影響評估細目及範圍認定標準」規範各項開發行為依環境影響評估法之規定辦理環境影響評估。

近年來台灣各項重大的開發案導致大量溫室氣體排放，加重全球暖化與氣候變遷之衝擊，然而在台灣這些重大開發案，需要通過環境影響評估審查才可以進行開發。其中否決權為台灣環境影響評估審查中相當獨特的機制，依據環境影響評估法第十四條之所示：「目的事業主管機關於環境影響說明書未經完成審查或評估書未經認可前，不得為開發行為之許可，其經許可者，無效。經主管機關審查認定不應開發者，目的事業主管機關不得為開發行為之許可。」。

台灣環境影響評估制度特殊之處，在於環評委員會審查後，不需再經過批准程序，其決議即具有法律效力以及強制力。即代表此委員會擁有否決權。然而開發單位為始開發案能順利通過取得開發許可，於環評審查會促使開發單位自願承諾讓開發案件通過。有鑑於此，於環境影響評估審查中落實「行政院環境保護署審查開發行為溫室氣體排放量增量抵換處理原則」，有助於降低開發行為對環境的影響，強化溫室氣體減量作為。

2.溫室氣體減量及管理法公告前之溫室氣體審查方式

溫室氣體減量及管理法公告前，行政院環保署為有效降低溫室氣體排放，於 101 年 5 月以「空氣污染防制法」公告二氧化碳、甲烷、氧化亞氮、氫氟碳化物、六氟化硫及全氟化碳等溫室氣體導致全球暖化效應及氣候變遷，間接衝擊、改變及妨害生活環境，故列為空氣污染防制法第二條第一款定義之空氣污染物，並且六種溫室氣體空氣污染物之排放許可證申請核發，由中央主管機關委託之機關為之。101 年 5 月公告溫室氣體為空氣污染物後，優先推動排放量申報作業為主，許可證、排放標準及空污費等初期將暫不納入規範。因應溫室氣體跨區域及流通性，相關規定中將排除由地方政府制訂自治法規，而由中央統一訂定。

據此在溫室氣體減量及管理法公告前，環保署可先依空污法推動各項溫室氣體管制工作，包括：排放標準、排放許可、以污染泡進行總量

管制與交易、及徵收空污費協助業界改善等。依空污法所推動的各項溫室氣體管制工作，均以溫減法草案的架構、內容與業界協商，廣徵各界意見進行法令整備工作。俟溫減法完成立法，即回歸該法規定辦理時，管理工作可以順利銜接。

三、溫室氣體排放增量抵換處理原則概要說明

為加速推動溫室氣體減量及加強新設溫室氣體排放源增量管理，行政院環保署在 109 年 3 月 27 日發布「行政院環境保護署審查開發行為溫室氣體排放量增量抵換處理原則」。

現階段溫室氣體減量工作由能源、製造、運輸、住商、農業及環境等六大部門共同承擔，其中製造部門占 50%。既有工廠透過鍋爐燃料轉換、製程改善與設備汰舊換新、低碳燃料替代等措施進行減量，107 年碳密集度(每單位國內生產毛額 GDP 的二氧化碳排放量)已較 94 年下降 41%。至於新申請園區、工廠等開發案，則是透過環境影響評估機制，對於規模達到應實施環評者，要求開發單位使用一定比例再生能源、提出溫室氣體減量措施等。環評審查開發行為溫室氣體排放愈來愈重要，包括減量技術以及排放增量抵換。因此訂定溫室氣體排放增量抵換處理原則，讓開發單位辦理抵換作業有所依循。以下針對溫室氣體排放增量抵換處理原則進行說明。

(一)溫室氣體排放增量抵換處理原則訂定目的

行政院環境保護署為妥善審查環境影響評估開發案溫室氣體排放量增量抵換方式，提出處理建議，以公開發行維環境影響評估審查之參考。

(二)適用對象

溫室氣體排放增量抵換處理原則主要適用於下列環境影響評估所規範之開發行為，且涉及增加溫室氣體排放量者：

1.園區興建或擴建，申請開發或累積開發面積達五十公頃以上。

2.工廠之設立、興建或增加生產線、擴建或擴增產能。

3.火力發電廠、汽電共生廠興建或添加機組工程(以天然氣為燃料者不在此限)。

(三)應納入環境影響評估書件事項及依環境影響評估審查委員會業辦理抵換事宜之規定

開發單位應於環境影響評估書件載明下列事項，以減少開發行為溫室氣體增量對氣候變遷造成之影響：

1.開發單位於開發行為範圍內應採行最佳可行技術。

2.開發單位應於環境影響評估書件承諾營運期間進行增量抵換作業，抵換比率為每年溫室氣體增量之百分之十以上，至少須連續抵換十年。

3.環評委員於環評審查會議中另有要求者，依環評委員決定辦理。

(四)開發單位取得溫室氣體抵換量之來源

1.依溫室氣體減量及管理法取得之溫室氣體減量額度，抵換比例1：1。

2.執行非屬送審開發行為之溫室氣體減量措施，可列為溫室氣體增量抵換來源(計算方式得參考抵換原則之附錄一至附錄六計算內容)，且非屬送審開發行為之關係企業，抵換比例1：1.2。具體措施如下：

(1)燃煤或燃油設備改用天然氣或沼氣為燃料減少之排放量。

(2)採用溫室氣體排放回收再利用或破壞去除技術所減少之排放量。

(3)改造或汰換既有鍋爐所減少之排放量。

(4)汰換照明、空調設備為高效率照明設備所減少之排放量；汰換老舊機車為電動機車所減少之排放量。

(5)其他經環保署認可之減量作為。

(五)溫室氣體增量計算方式抵換作業執行成果提報相關規定

開發行為溫室氣體排放量增量計算方法及抵換作業執行成果提報相關規定如下：

1.開發行為屬工廠設立、火力發電廠、汽電共生廠與增建或添加機組工程：

(1)溫室氣體放量增量應以工廠、火力發電廠、汽電共生廠之固定污染源操作許可證記載之原(物)料燃料用量或產品及其操作條件；操作期程規定等內容，估算溫室氣體直接排放量，以契約容量估算外購電力或是蒸汽量之間排放量，並以直接排放量及間接排放量加總開發行為溫室氣體排放量增量。

(2)開發單位應於固定污染源操作許可證記載之有效期限起始日起三十日內，向環保署提報溫室氣體排放量增量，經本署審查通過後，據以執行抵換作業。

(3)開發單位應於每年底換作業執行完成後三十日內，相本署提報抵換作業執行結果。

(4)工廠、火力發電廠、汽電共生廠之固定污染源因設備之更換或是擴增、製程、原(物)料、燃料或產品之改變，重新申請核發固定污染源操作許可證時，應估算固定污染源操作許可證變更前後溫室氣體排放量增量，並依第二目及前規定，辦理抵換作業。

2.開發行為屬園區興建或是擴建者，以區內個別工廠、火力發電廠或是

汽電共生廠為單位，由開發單位依前項規定之溫室氣體排放量增量計算方式及抵換作業執行成果提報規定執行抵換事宜。

(六)開發單位執行溫室氣體抵換量取得作業相關規定

開發單位於開發行為通過環境影響評估審查後，得開始執行溫室氣體抵換量取得計畫。

溫室氣體抵換量取的計畫執行前，應向本署提出取的溫室氣體抵換量執行對象、作法、執行期程及預估溫室氣體減量等，經本署磛查通過後執行。

溫室氣體抵換量取得計畫執行完成後六十日內，應將其執行成果送達本署，經本署審查通過後據以核發抵換量。

(七)溫室氣體排放增量抵換處理原則相關計畫之審查程序及期程相關規定

環保署受理溫室氣體抵換量取得計畫後，應於三十日內完成審查。若送審計畫經審查不合規定或內容有欠缺者，應通知限期補正。

(八)遴聘專家學者協助審查開發行為溫室氣體排放量增量抵換之規定

環保署得遴聘專家學者進行溫室氣體排放量增量抵換相關審查。

(九)執行溫室氣體減量抵換措施，取得抵換量之佐證資料保存期限規定

開發單位執行溫室氣體減量措施，取得溫室氣體抵換量之作證資料應妥善保存五年備查。

綜整溫室氣體排放增量抵換處理原則有三大重點：

1. 開發單位應依開發行為類別及特性，以符合最大能源效率與最小溫室氣體排放原則，提出最佳可行技術，納入環境影響評估書件送環保署環評委員會審查。
2. 經採取最佳可行技術後之溫室氣體排放增量，開發單位應承諾營運期間依本處理原則進行抵換，增量抵換比率每年至少 10%，連續執行 10 年，由環評委員會審查決定。
3. 增量抵換執行方式：開發行為經環評審查通過後，開發單位應向環保署提出溫室氣體抵換量取得計畫。有關增量抵換來源，可來自溫室氣體減量及管理法抵換專案等申請取得的減量額度；也可經由執行非屬送審開發行為的溫室氣體減量措施取得，如燃煤或燃油設備改用天然氣或沼氣、改造或汰換既有鍋爐、汰換照明或空調為高效率設備、汰換老舊機車為電動機車等。

本原則為鼓勵開發單位導入資金或技術執行開發行為以外的排放源減量，若於非屬開發單位之關係企業執行減量措施，可取得實際減量的 1.2 倍作為抵換量，促使不同事業體共同合作減量。

四、原則公告前的減排承諾及公告後規範的案件整理

(一)原則公告前的減排承諾辦理情形

行政院環境保護署發布審查開發行為溫室氣體排放量增量抵換處理原則前，為促使開發單位在考量企業社會責任與通過環境影響評估的觀點下，自願承諾進行溫室氣體減量或是使用綠色電力，以下列舉二例開發案件之辦理情形進行說明。

1.「台南科學園區二期基地開發暨原一期基地變更計畫(第 10 次變更)環境影響差異分析報告」

(1)溫室氣體放量評估

台南科學園區為因應後續進駐先進半導體產業製程用電量增加，以至於推估全區最高用電量將由原本 211.5 萬瓩，增加約 88 萬瓩。並已經台電公司表示可供應台南園區所需增加用電量 88 萬瓩。

依據當時經濟部能源局網站公告之 106 年度電力排放係數，每次電約產生 0.554 公斤二氧化碳/年，其推算公式如下：

88 萬 kW*24hr*365 天 / 年 *0.554kg-CO_2/kW/1000kg=427 萬 tonCO_2/年。

(2)溫室氣體減量規劃

依據該環境影響差異分析報告第 6-178~184 頁說明節能減碳現況與對策，顯示減碳作為合計總減碳量為 161.46 萬噸/年。減碳作為詳如表 1 所示。

開發單位為通過環評審查，承諾每年減量二氧化碳 161.46 萬噸/年，爾後環保督察單位將依據承諾值，列入追蹤查核事項，加以管控與管理。

表 1　台南園區節能減碳現況及執行對策彙整一覽表

編號	項目	漸少 CO_2 排放量(萬噸 CO_2/年)
一	園區節能減碳現況	
1	太陽關電系統	0.53
2	LED 燈具使用	0.06
3	電動巴士計畫	0.01
4	園區廠商節能輔導	2.87
	合計總減碳量	3.74
二	園區節能減碳執行對策	
1	節電計畫	
1-1	各廠商製程及廠區節能	16.2
1-2	廠商節能輔導	3.77

編號	項目	漸少 CO_2 排放量(萬噸 CO_2/年)
1-3	太陽能發電	1.51
1-4	整體園區節電計畫	50.96
2.	抵換措施	
2-1	再生能源憑證	0.02
2-2	園區植栽	0.12
2-3	先進製程進駐廠商承諾在量產且再生能源市場機制完善下，隨著量產用電時程，每年取得用電量 20%再生能源	85.4
2-4	認購綠電	5.68(未計入每年總量計算)
2-5	前期抵換(50 萬碳權)	50.13(未計入每年總量計算)
合計總減碳量		161.46

2.「興達電廠燃汽機組更新改建計畫環境影響說明書」[4]

(1)溫室氣體放量評估

106 年既有溫室氣體排放量為 580.4 萬噸，排放強度為 0.414 公斤/度。

該環境影響說明書告報 7-41~45 頁提及施工及營運階段溫室氣體排放量，施工階段溫室氣體排放量為 3,917 公噸/年。營運階段以每部複循環機組裝置容量為 130 萬瓩，全廠 3 部機組天然氣使用量 480/噸小時全年之容量因數為 85%估算，三部機組營運期間溫室氣體排放當量約為 993.68 萬噸 CO_2e/年，詳如表 2 所示。

表 2　興達電廠新建燃氣複循環機組排碳量分析結果

項目		燃氣複循環機組	
機組總裝置容量		3×130 萬瓩	
容量因素		85%	
毛發電量		29,039,400,000 kWh	
天然氣總需求量		480 噸/小時	
天然氣總需求量		4,765,440,000 m^3/年	
天然氣排放係數與排放量*			
排放係數(熱值：8,869 kcal/m^3)		溫室氣體排放量(萬噸 CO_2e/年)	
CO_2 ($kgCO_2/m^3$)	2.0831461081	992.71	993.68
CH_4 ($kgCH_4/m^3$)	0.0000371327	0.44	
N_2O (kgN_2O/m^3)	0.0000037133	0.53	

*排放量=天然氣總需求量× (CO_2、CH_4、N_2O 排放係數) × (CO_2、CH_4、N_2O 的 GWP)。

(2)溫室氣體減量規劃

該報告說明依據「溫室氣體排放量盤查登錄管理辦法」進行106年排放量登錄作業之第三方查證數據，既有之燃氣機組溫室氣體排放量為583.40萬噸CO_2e，毛發電量為14,078,386,800 kWh，排放強度為0.414 $kgCO_2e/kWh$。本計畫採高效率燃氣複循環發電機組逐步汰換舊燃氣機組，更新機組後之毛排放強度可低於現有機組。

另依據該報告環保措施及環境友善規劃內容中可採行之節能減碳作為彙整於表3。未來溫管法總量管制實施後，政府核配如有不足部分，台電公司將依法取得國內外碳權進行抵換。

表 3　興達電廠節能減碳作為

節能減碳作為	說明
各項廢水回收及雨水貯留再利用措施	生水系統主要供應工業用水、雜項清洗用水、綠化澆灌用水及生活用水，配合廢水回收及雨水貯留再利用等措施，以降低生水用量
設置太陽能系統	優先以開關場區、生水池區、營運生活區及倉庫設置太陽光電發電設施，裝置容量約790 kWp
綠色低碳電廠規劃	1. 本計畫規劃塑造綠建築電廠園區，採用高效率電器設施、省水衛生設備、低輻射節能玻璃、選用綠建材、外牆材料具更佳隔熱效果、加強自然通風…等，以降低設備散熱量及空調處理量，建築物設計考量節約能源、隔熱節能、冷氣空調、電燈照明等以綠建築及具環保標章、節能及省水…等相關標章之省能設計為原則，以降低廠內用電量。 2. 營運中心及備勤宿舍等符合「綠建築推動方案」規定之公有建築物，朝取得銀級以上之標章。

(二)原則公告後規範的案件整理

行政院環境保護署環評書件查詢系統中於原則公告後的送審案件，後續需依原則規定辦理溫室氣體排放增量抵換，初步彙整至109年10月之案件如表4所示。

表 4　需依原則規定辦理溫室氣體排放增量抵換之案件

序號	案件類型	案名	受規範之理由
1	園區	新屋頭洲科技園區開發計畫案	園區開發(50公頃以上)
2	園區	南部科學園區橋頭園區開發計畫環境影響說明書	園區開發(50公頃以上)
3	園區	大里夏田產業園區環境影響說明書	園區開發(50公頃以上)
4	園區	高雄新材料循環產業園區	園區開發(50公頃以上)
5	工廠	鼎泰超合金鋁業股份有限公司開發計畫	工廠之設立
6	工廠	為升電裝工業股份有限公司毗連地擴建環境影響說明書	工廠之擴建
7	工廠	京元電子股份有限公司竹南分公司中華廠擴廠計畫環境影響說明書	工廠之擴建

序號	案件類型	案名	受規範之理由
8	工廠	薪豐豐業有限公司申請經濟部公告特定區整體變更編定為丁種建築用地興辦事業計畫環境影響說明書	工廠之設立
9	工廠	艾克爾龍潭廠增建環境影響說明書	工廠之擴建
10	工廠	東培工業遷廠計畫環境影響說明書	工廠之設立

五、結　論

開發行為溫室氣體排放增量評估處理原則公告前，各項開發行為於環境影響評估審查時，承諾抵減溫室氣體之方法、類型及方式較不一致，有鑑於原則公告後，開發行為經環評審查通過後，需向環保署提出溫室氣體抵換量取得計畫。而增量抵換來源可來自溫室氣體減量及管理法抵換專案等申請取得的減量額度或經由執行非屬送審開發行為的溫室氣體減量措施取得。實有助於溫室氣體減量管理及落實溫室氣體減量及管理法之規範。

政府單位透過環境影響評估中獨特的否決權審查機制，促使開發單位在考量企業社會責任與通過環境影響評估的觀點下，自願承諾進行溫室氣體減量或是使用綠色電力，進而達成溫室氣體減量，緩解全球暖化，後續的辦理效應及成效追蹤，可供相關領域之研究題材。

六、參考文獻

1.行政院環境保護署氣候變遷生活網，https：//ccis.epa.gov.tw/home/index。

2.行政院環境保護署溫室氣體減量抵換資訊平台，https：//ghgtransaction.epa.gov.tw/ Main/Index。

3.台南科學園區二期基地開發暨原一期基地變更計畫(第 10 次變更)環境影響差異分析報告，行政院環境保護署環評書件查詢系統，https：//eiadoc.epa.gov.tw/eiaweb/。

4.興達電廠燃汽機組更新改建計畫環境影響說明書，行政院環境保護署環評書件查詢系統，https：//eiadoc.epa.gov.tw/eiaweb/。

國際氣候債券標準指南驗證探討機制

黃美英*、李育明**

摘　要

全世界針對氣候變遷、溫室氣體減量等議題各國已經展開相對應的減排措施，接踵而來是綠色投資計劃，例如：再生能源科技發展、能源效力的提昇、綠色建築...等，皆是重大綠能科技產業，其所需要的是取得中長期資金的投資計劃。在英格蘭和威爾士註冊的慈善機構氣候債券倡議組織 Climate Bonds Imitative (CBI)，致力於發展氣候債券市場，並促進低碳和具有氣候適應力的經濟，發展出氣候債券標準及認證制度(Climate Bonds Standard & Certification Scheme)，此標準及驗證制度可針對我國在綠色債券的發展進行第三方驗證，並提供可投資回報對環境有利的結果的金融產品與服務。

氣候債券標準遵循的原則和方法在驗證時必須對其程序說明要求的詳細資訊。並提供更多相關綠色債券文件，包括標準程序書，保證框架和各種指導文件...等。

台灣為了協助綠能產業及促進環境永續發展，櫃買中心已建置綠色債券上櫃制度，包括綠色債券作業要點，若能結合國際氣候債券標準來進行第三方驗證制度，使我國的綠色債券市場更多元化以接軌國際市場，同時提高國際上之知名度並吸引國際資金可以流向國內的綠色投資、達到三贏的局面。最重要的是台灣的綠色供應鏈可以永續發展、降低環境風險、減少生態之衝擊，環境有利的綠色產業持續改善人類的生活與福祉。

【關鍵詞】綠色債券、氣候債券、綠色投資計劃、第三方驗證制度。

---

*國立臺北大學自然資源與環境管理研究所 碩士生

台灣檢驗科技股份有限公司業務經理

**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

在面臨氣候變遷的日益嚴重，節能減碳已成為全球所追求的普世價值。(2015)年底於巴黎召開之聯合氣候變化綱要公約會議（UNFCCC）第 21 次締約國會議（the 21th Conference of Parties, CoP21) 中通過《巴黎協議》：主要擬藉由各國減少溫室氣體排放，遏止全球暖化，以期在 2100 年以前，達成全球平均氣溫不超過本世紀以來平均溫度 2℃之目標。全球各國正努力推動綠色能源科技產業發展，藉由綠色能源以為減緩溫室氣體排放。在推動綠能科技產業開發所需要的大量投資計劃已經蓬勃發展出綠色投資債券，其所需要的是取得中長期資金的投資計劃。有鑑於此，英格蘭和威爾士註冊的慈善機構氣候債券倡議組織 Climate Bonds Imitative (CBI）致力於發展氣候債券市場並促進低碳和具有氣候適應力的經濟)發展出氣候債券標準及驗證制度(Climate Bonds Standard & Certification Scheme)以可提高綠色債券的可信度，使得投資者及公眾能夠以透明的方式，更加了解綠色債券。

「綠色債券的出現代表了低碳，適應氣候變化的投資機會融資的最重大發展之一」潘基文(聯合國前秘書長)

氣候債券標準驗證主要有四個核心原則:募集資金用途、綠色項目評估與遴選流程、募集資金管理及出具相關的年度報告。目的是為了向市場證明其債券符合氣候完整性及收益管理和透明度的最佳方式，並可以獲得更多投資者對其債券的投資環境信用和信心度增強，並防止「洗綠錢」或是「漂綠」的指控。投資者渴望看到綠色債券認證，因為它減少了交易盡職調查的成本可以帶來更大的收益透明度和一致性。並可確保投資在綠能產業與《巴黎氣候協議》之目標保持一致。債券收益將得到適當管理，作為篩選工具，在固定收益投資的低碳性質和完整性，並允許與債券發行人進行更深入的互動。所以有這些增加了投資者對綠色債券承諾的可信度大大提升。

綠色債券募集所得款項用於環境計劃項目，有助減緩全球溫室氣體排放及改變現行運作模式，並使投資者、社會大眾對環境意識增強。而綠色債券驗證制度可同時監督債券發行人、金融機構、公司或政府相關部門有效的讓綠色債券持續運作，達到最大的效益。

二、文獻回顧

「自工業化時代以來，全球平均溫度上升了約 1.1°C，在當前的二氧化碳排放路徑上，到本世紀末，我們正朝著將溫度從 3°C 升高到 5°C 前進」-Petteri Taalas（世界氣象組織秘書長）。

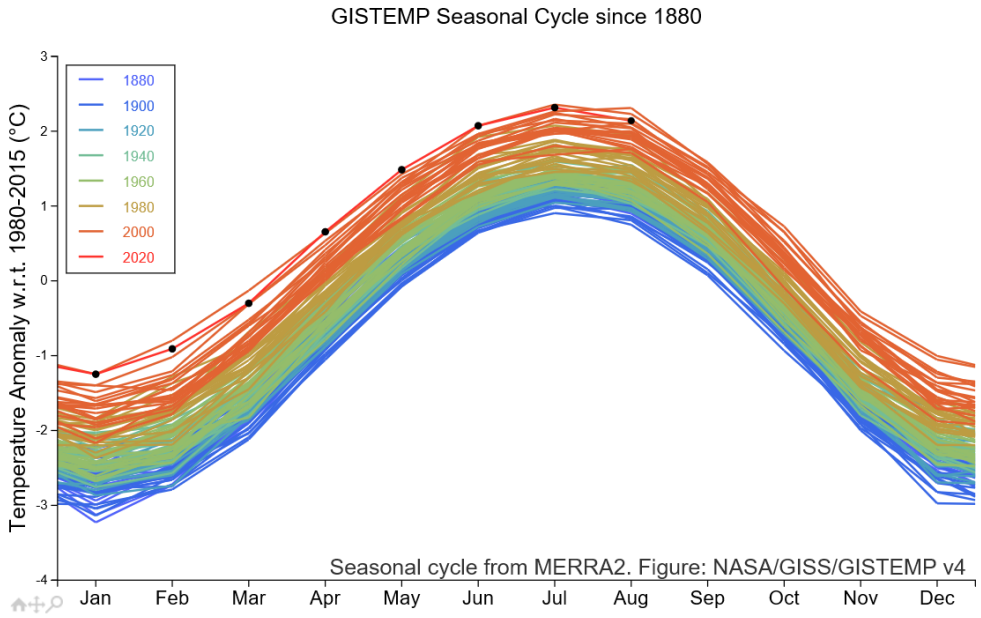


圖 1　全球平均氣象站收集自 1880 年至今到的數據得出的地球季節性溫度變化

資料來源：NASA, Goddard Institute for Space Studies

在地球持續發燒的不利環境保護之下，（2015）年於巴黎舉行之第21次聯合國氣候變化綱要公約組織締約國會議（the 21th Conference of Parties, CoP21）通過《巴黎氣候協議》，主要擬藉由各國減少溫室氣體排放，遏止全球暖化，以期在2100年以前，達成全球平均氣溫不超過本世紀以來平均溫度2℃之目標。巴黎氣候協議清楚傳達了一個訊息:氣候變遷是地球永續的頭號挑戰，而溫室氣體減量是地球公民刻不容緩的重要共識，除了需要各國政府制定具體減量政策與行動，更需要加大民間部門的參與力道。各國明顯意識到此乃明顯衝擊到經濟成長，在環境保護與經濟成長間必須取得平衡。近年國際間致力建立低碳、具包容性及永續發展之全球經濟成長目標，聯合國於（2016）啟動之17項永續發展目標（17 Sustainable Development Goals）中，提出2030 年前應積極提升全球消費生產方面之資源使用效率，在避免

環境惡化的基礎下，促使經濟永續成長。在維持經濟成長而且能實現環境保護及支持環境永續發展。因而近年國際間積極發展綠能產業；綠能產業需仰賴資金及政府的支持，綠色金融扮演連結金融業、環境保護與經濟成長間重要橋樑。前述G20高峰會亦將綠色金融列為會中探討的重要議題之一。

根據OECD (2015)所做的統計，為滿足全球基礎設施需求，同時確保低碳經濟轉型，在未來15 年內，全球需要的基礎設施(如運輸，能源和水系統)投資需求高達93兆元；即每年全球低碳綠色投資金額高達6.2兆美元。以目前每年基建投資資金約為5兆美元計算，估算每年低碳綠色投資資金缺口估計將達1.2兆美元，且目前僅有7-13%的基礎建設計畫屬於低碳綠能計畫，具備可對抗氣候變遷影響的設計。綜上，低碳綠色資金缺口及基礎建設是否可持續發展的經濟模式或足以抵抗氣候變遷災害，將是未來的一大挑戰。

全世界各國已經展開相對應的減排措施，接踵而來是綠色投資計劃，例如：再生能源科技發展、能源效力的提昇、綠色建築...等，皆是重大綠能科技產業，其所需要的是取得中長期資金的投資計劃。如此龐大及重要的投資計劃，需確保投資計畫走在符合綠色永續標準的路上，因為提前對抗氣候增溫2°C 的成本，將遠低於增溫超過後的影響補償；全球綠色投資計劃進而延伸為「綠色債券（Green Bond）」於綠色經濟轉型、溫室氣體減量、對抗氣候變遷、基礎建設永續發展等重大議題中，均扮演著關鍵的資金引導角色。(2016)年9月杭州舉行G20高峰會提出的「G20 綠色金融綜合報告」對各國發展綠色金融提出建言，其中即以帶動私人資本進行綠色投資，以及發展綠色債券為主要建議。

(一)綠色債券的源由

「綠色債券」（Green Bond）是一種債務工具，專業為氣候和環境項目所募集的資金，所以綠色債券又被稱為「氣候債券」(climate bond)全球綠色債券最早興起於 2007 年，歐洲投資銀行（Europe Investment Bank ）所發行的「氣候意識債券(climate awareness bond)」。此後，類似氣候環保相關用途債券也受到其他國際金融機構，例如世界銀行(WB)、國際金融公司(IFC)等青睞；2013 年瑞典資產管理集團 Vasakronan 發行 1.45 億歐元債券，開創全球公司發行綠色債券的首例。近幾年則快速大幅成長，發行人擴及至政府機構、銀行及民間企業，並以「綠色債券」(Green Bond)為名有別於一般債券。經濟合作暨發展組織（OECD）認為，綠色債券是一種承諾（commitment），發行綠色債券的企業承諾發債所得將僅用在對綠色計畫、綠色資產及綠色經濟活動的融資與再融資計畫。

(二)綠色債券的持續增長

2017 年是第一個綠色債券發行以來的十年，總發行 1555 億美元綠色債券，較 2016 年發行量增長 78%。隨著發行人國家/地區，債券類型，發行人類型，評級和所得款項用途的增加，市場日趨成熟。CBI 氣候債券倡議組織更提供了市場狀況完整的詳細報告。這種成長趨勢將繼續下去，圖 4 的資料顯示 2019 年創新紀錄。綠色債券在將資本轉向綠色解決方案並將發揮關鍵作用。為了對解決氣候變化做出實質性貢獻，CBI 氣候債券倡議組織提到 2020 年，每年需要發行近 1 兆美元債券。

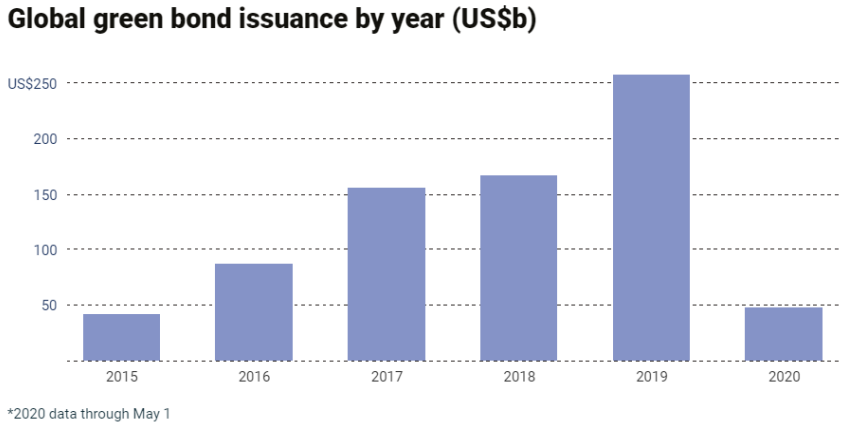


圖 2　全球每年綠色債券發行量（美＄十億）

資料來源: CBI (May 4, 2020)

(三)綠色債券的監督機制

為了綠色債券爆炸性的增長，綠色債券市場需要透明度及調整貼有認證標籤的綠色債券越來越被認為是通過債券市場滿足綠色基礎設施投資需的理想工具。但是，為了避免漂綠並幫助該市場發展，綠色債券的標準和保證至關重要。透過氣候驗證可確保一致性，提高透明度，並使投資者對其所進行投資的綠色債券充滿信心。

三、氣候債券的驗證機制

(一)什麼是氣候債券標準？

一個非營利組織氣候債券倡議組織CBI（在英格蘭和威爾士註冊的慈善機構）致力於發展氣候債券市場並促進低碳和具有氣候適應力的經濟。CBI 制定的《氣候債券標準》為資產類別和項目提供了特定行業的資格標準：氣

候債券標準和認證機制(climate Bonds Standard & Certification Scheme)是一種類似公平貿易的標籤計劃，適用用符合綠色投資之債券。它被設計為易於使用的工具供投資者和發行人協助他們優先考慮真正有貢獻的投資解決氣候變化。標準是市場的公共資源。氣候債券標準包括兩個部分：

1.主標準要求債券管理和報告流程

2.另一個標準要求特定行業資產必須符合資格方可進行認證。認證計劃要求發行人獲得獨立的驗證發行後，以確保債券符合氣候債券標準要求。

(二)綠色債券的好處

在金融市場中，有許多不同的融資工具。為什麼需要選擇綠色債券呢？我們可以發現選擇綠色債券的公司根據幾點優於一般債券的好處如下：

- 展示公司致力於環境保護
- 吸引綠色投資人
- 培育綠色創新文化
- 使公司投資者類型更多樣化
- 降低融資成本

(三)提升綠色債券的可信度

如何提高綠色債券的可信度? 氣候債券倡議組織CBI自2014年以來一直推動氣候債券標準和認證計劃。其目的主要是倡導氣候彈性經濟，以便投資人和公眾能以透明的方式多加了解綠色債券計劃。標準包括以下四個核心原則：

1.募集資金之用途

2.綠色項目評估與遴選流程

3.募集資金管理

4.出具相關的年度報告

(四)氣候債券標準和認證原則

主要宗旨在確保產品的兼容性亦能符合：

- ICMA-綠色債券原則（GBP）
- 綠色貸款原則（GLP）
- 歐盟綠色債券標準（擬議）（EU GBS）
- 東盟資本市場論壇（ACMF）-東盟綠色債券標準（ASEAN GBS）
- 日本環境省（MOEJ）-綠色債券準則
- 印度證券交易委員會(SEBI)-綠色債務證券發行和上市的披露要求。

(五)氣候債券標準和認證獨立保證是關鍵

認證計劃包括強大的監督及報告，監督的框架是獨立保證。氣候債券標準委員會提供監控和發展方向的標準。批准的氣候債券證者獨立評估債券是否符合氣候債券標準。所有驗證者必須使用 ISAE3000 或等效標準。背面將列出了當前批准的驗證單位。氣候債券秘書處協助標準的製定和認證流程，且將與發行人和驗證單位緊密合作。

(六)氣候債券標準和認證程序說明

CBI 的氣候債券認證計劃提供多程種認證，包括發行前認證、發行後認證、週期性認證及計劃性認證，債券發行人可以通過程序申請計劃。

1.債券準備期：

- 挑選符合相關的行業資產列出其款項用途為債券
- 建立綠色債券架構。

2-1.發行前申請認證

- 向驗證機構申請驗證計劃
- 準備驗證
- 提供相關資訊

2-2.申請氣候債券認證

- 向 CBI 遞交申請
- 遞交相關資料
- 遞交驗證報告-其中說明該債券是否符合《氣候債券標準》規定的要求

3.認證結果

- CBI 通知認證結果
- 合格通過時獲得認證
- 被授權使用認證標誌(如右)

CBI 認證標誌

4.發行後驗證

- 於發出債券後 12 個月內，由驗證單位進行發行後驗證
- 向 CBI 遞交驗證報告及其他資料
- CBI 通知結果

5.維護綠色債券架構

- 發佈年報
- 參與自願性的週期驗證
- 檢討架構的有效性

四、氣候債券的驗證類別

目前氣候債券的驗證類別有六大項目：1.能源 2.運輸 3.公用事業 4.建築物 5.自然資源 6.工業。

圖 5 氣候債券的驗證類別

資料來源:CBI www.climatebonds.net/standard/available

可驗證之行業綜合彙整如表 1：

表 1 資料來源為 CBI ,本研究整理

	可被認證	持續開發中	即將推出
能源	風能，太陽能，地熱能，海洋，生物能源	水力發電	電網
運輸	鐵道，低碳運輸，巴士/捷運	水運	
公用事業	水，廢棄物， 回收再利用		
建築	住宅，商辦		
自然資源	林業	農業	
工業			製造業及製程

2017 年認證氣候債券的爆量增長，213 億美元獲得了氣候債券認證。 取得認證正在成為某些市場的規範。 在澳大利亞和印度發行的綠色債券中，分別有 89%和 61%已獲得了氣候債券認證。

五、結　論

2019 年有 94 筆根據 CBI 2019 年統計全球綠色債券和綠色貸款發行量達到 2577 億美元總額比 2018 年最終數字 1,673 億美元增長 51%。 在總貸款中，有 100 億美元（佔 4%）是綠色貸款。496 家發行人發行了 1,788 張新的綠色債券。250 家新發行人，全年發行總額 678 億美元。2019 年銷量受歐洲市場 45%，亞太市場 25%和北美市場 23%的驅動以目前的認證制度。

綠色債券的認證比例在氣候債券驗證成績仍然佔比偏小，2019 年有 1788 件綠色債券只有 94 筆接受 CBI 認證，金額為 438 億美元。

綠色投資、綠能計劃、綠色債券、氣候債券認證都是為了以保護地球為出發點，我們的努力目標是大幅減少全球溫室氣體排放量，控制地球溫度升高在 2°C 的同時，採取措施將溫度升高限制在 1.5°C。利用現有自然資源以提高能源效率、保護海洋及水資源管理、減少及防止森林砍伐等都是我們世界公民所刻不容緩的實際行動。

六、文獻參考

1.郭涵如(2016)，全球綠色金融發展現況，第 69 期。

2.曾婉禎(2018)（櫃買中心專員），我國綠色債券制度簡介，證券暨期 貨月刊第三十六卷 第一期。

3.氣候債券倡議組織網站（https://www.climatebonds.net/）
https://www.climatebonds.net/certification/resources

4.蕭郁蓉(2017)，發展綠色債券的國際經驗與啟示,經濟研究第 18 期。

5.陳立中(2018)，台灣綠色債券發展與各國比較研究，國立政治大學企業管理研究所（MBA 學位學程）碩士論文。

6.郭秋榮、蕭郁蓉、郭重附、莊傑雄(2016) ，「發展國內綠色能源產業之金融支援措施研析」，經濟研究第 17 期，國家發展委員會。

7.National Aeronautics and Spece Administration Goddard Institute for Space Studies ，data.giss.nasa.gov/gistemp/graphs_v4/

8.證券櫃檯買賣中心
https://www.tpex.org.tw/web/bond/knowledge/greenbond/introduction.php?l=zh-tw
https://www.tpex.org.tw/web/bond/publish/greenbond/info.php? l=zh-tw

9.MBAl 智庫,綠色債券
https://wiki.mbalib.com/zh-tw/%E7%BB%BF%E8%89% B2%E5%80%BA%E5%88%B8

10.BBC News https://www.bbc.com/news/science-environment-52485712

11.G20 綠色金融綜合報告。
http://unepinquiry.org/wp-content/uploads/2016/09/Synthesis_Report_Full_CH.pdf
12.World Bank(2016) , The World Bank Green Bond Process Implementation
13.ICMS
https://www.icmagroup.org/green-social-and-sustainability-bonds/green-bond-principles-gbp/

循環經濟原物料化學品安全選用標準與應用

吳兆瑋*、郭育君**、林以辰***、李政憲****

摘　要

實踐永續循環經濟(sustainability circular economy)的關鍵因子多元繁複，除了整體綜合環境、社會與經濟的考量外，資源循環的成敗更取決於產品的功能、市場以及安全。歐盟最新「綠色協定」(Green Deal)實踐循環經濟的行動藍圖中明確揭示唯有改變消費及生產模式才有循環使用的機會，也必須從研發與生產的源頭避免或減少對人類健康及環境有害的化學成分，讓物料和廢棄物之間的安全性連結得到適當的揭示及傳遞。歐盟的循環經濟具體行動方案中就明列了兩大項目：首先建立可減少及追溯原物料或產品中高關切化學物質的方法，同時調和產業、消費者及政府間對原物料與產品的危害辨識方式的充分溝通。

本研究以整廠或生產線原物料化學成分清單為辨識對象，運用健康與環境危害特性，結合 GreenScreen® for Safer Chemicals 評估方法及清單轉譯器(GreenScreen® List Translator™)，建立原物料的化學品安全定序及優先選用標準。該方法建立於科學、可比較及資訊透明的基礎上，促進產業研發與產線安全資訊的有效溝通，並滿足不論是法規或品牌商限制物質清單的要求，可以用於產品綠色標章申請、內外部產品安全稽核及安全資訊透明化。目前，該方法已可適用於特用化學、紡織，建材、電子產品等多種全球價值鏈產業，協助達成永續企業社會責任的目標。

【關鍵詞】循環經濟、化學品安全定序、選用標準

---

*財團法人安全衛生技術中心化學安全處　資深工程師

**財團法人安全衛生技術中心化學安全處　研究員

***財團法人安全衛生技術中心化學安全處　資深研究員

****財團法人安全衛生技術中心化學安全處　處長

一、前　言

在國際間循環經濟以及綠色市場浪潮推動下，企業已經意識到若未對化學物質投以關注、避免或減少使用危害性化學物質，循環經濟永遠無法實現。企業必須在每個產品生命週期環節中，導入化學物質安全的觀念，來避免人體健康與環境負面影響。國際指標安全替代程序 IC2 替代評估指引(IC2 Alternatives Assessment Guide)[1] 也說明了，替代程序的五個步驟 1 中，第一個步驟即是定義關注物質(Identify Chemicals of Concern)。簡言之，產品中化學物質的危害辨識與安全選用，是實踐循環經濟不可或缺的關鍵步驟，更是首要步驟。

然而，要了解產品中化學物質的危害性，以更安全的化學品替代具危害性化學品，企業必需投入時間、金錢、人力、技術等資源。因此，需要可靠明確的方法論及步驟，以有效率的方式達到化學品的安全選用，讓企業考量產品安全的同時，也能顧及其成本與競爭力。

目前企業間熟悉的化學物質危害辨識方法，主要參考聯合國化學品全球調和制度(Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals, GHS)方法分類危害性，或透過系統性文獻回顧（Systematic review）確認最終危害性，以及運用法規與產業之限制清單來定義化學物質是否應避免或減少使用。以上方法能夠判定個別化學物質的特性，但其結果不具可比較性，無法用來比較不同特性物質間的危害性，也無法用以篩選與排序關注物質來決定優先選用或替代的策略。此外，使用法規與產業限制清單來篩選優先安全替代物質，也僅能適用部分已被加嚴管理之物質，對於未被規範的物質則無法判斷是否具有危害性，因此，有必要使用更全面、通用的方式，廣泛評估化學物質，提供具有科學性的綜合指標，比較並判定化學品的安全選用順序。本研究中，以兩家國內廠商之實務案例，研析 GreenScreen® for Safer Chemicals 危害評估方法，以及於企業化學品危害定序、安全選用順序鑑別之應用。

二、原物料化學品安全定序方法

本研究所使用的化學品安全定序方法係運用美國清潔生產行動(Clean Production Action, CPA)開發之 GreenScreen® for Safer Chemicals 評估方法

(以下簡稱GS評估方法)及GreenScreen® List Translator™清單轉譯器(以下簡稱LT清單轉譯器)。GS主要以「綠色化學12原則」及美國環保署「為環境設計」(Design for the Environment, DfE)為基礎進行化學品安全評估，其評估結果可用來比較不同化學品間的危害性,可作為化學品安全選用或優先替代的參考。

原物料化學品安全定序方法使用五個步驟如下：

步驟1、界定定序範疇

此定序方法適用對象為任何產業、任何化學品，使用者可依不同目的決定定序標的，例如：研發單位欲比較新開發的10種原物料之危害性，可將這10種原物料及現有原物料化學品作為定序標的；或產品安規部門為符合TCO認證[2]需對電子產品塑膠件中阻燃劑進行安全評估,則可以阻燃劑為定序標的。

步驟2、確認化學品的組成與成分辨識資料

化學品組成與成分辨識資訊為重要的定序參考資料。使用者可以參考化學品測試報告、評估報告、安全資料表(Safety Data Sheet, SDS)或產品說明文件，來確認化學品的組成與成分辨識資訊。現今企業間主要使用安全資料表取得成分辨識資料，其中必須包括正確之化學文摘社登記號碼(CAS No.)、成分百分比與中英文名稱。

步驟3、運用GreenScreen® List Translator™ (LT)清單轉譯器評估化學成分危害性

此步驟透過LT清單轉譯器快速篩選危害物質，初步確認物質是否列在40多個國際認可的高危害化學物質清單中，辨識出高關注化學物質並找到應替代的標的成分。

LT清單轉譯器整合一系列的化學物質清單，並給予簡要分級：LT-1、LT-P1、LT-UNK及NoGSLT，讓使用者能快速鑑別高關注及疑似高關注物質。重要的關鍵分級準則在於LT-1與第4步驟使用的GreenScreen® Benchmark 1（「避免使用—高關注物質」）的分級標準一致:

- LT-1：已知的高關注物質。如果完成完整的GS評估，該物質非常有可能是Benchmark 1的物質。
- LT-P1：可能是高關注物質。需要對特定測試終點有更進一步的研究來確定其Benchmark級別。
- LT-UNK /NoGSLT：不確定是否為關注物質，資訊不夠充足進行分級。

步驟4、運用GreenScreen® for Safer Chemicals 評估方法進階評估化學品危害性

此步驟為選用步驟，如於步驟 3 運用 LT 清單轉譯器評估結果為 LT-P1 或 LT-UNK/NoGSLT，則可透過完整 GreenScreen®化學危害評估方法進行深度評估，判斷與比較其危害性，協助企業選擇更安全的替代品，以及進行管理決策。

GS 評估方法彙整分析 18 項測試終點資訊，評估化學物質的本質危害，包括：人體健康、環境宿命及毒性與物化特性，如下表 1 所示。為了透明溝通與便利比較評估結果，GS 評估方法開發 Benchmarks 分級機制，定義化學物質相對「更安全化學物質」的程度：

- Benchmark 1，BM-1：避免使用-高關注化學物質
- Benchmark 2，BM-2：可使用但建議尋找較安全的替代品
- Benchmark 3，BM-3：可使用但有進步的機會
- Benchmark 4，BM-4：建議使用-較安全的化學物
- Benchmark U(Undetermined)：資訊不足，無法判定

圖 1　GreenScreen®　評估之 Benchmarks 分級機制

表 1　GreenScreen® for Safer Chemicals 18 項危害測試終點(Hazards Endpoints)

人體健康群組 I(Human Health Group 1)	人體健康群組 II (Human Health Group II)	環境宿命 (Environmental Fate)	環境衛生 (Environmental Health*)
致癌性 Carcinogenicity (C)	哺乳類急毒性 Acute Mammalian Toxicity (AT)	持久性 Persistence (P)	急性水生毒性 Acute Aquatic Toxicity (AA)
致突變性及基因毒性 Mutagenicity & Genotoxicity (M)	系統毒性及器官影響(包括免疫毒性) Systemic Toxicity & Organ Effects (incl. Immunotoxicity) (ST)	生物累積性 Bioaccumulation (B)	慢性水生毒性 Chronic Aquatic Toxicity (CA)
生殖毒性 Reproductive Toxicity (R)	神經毒性 Neurotoxicity (N)		
發育毒性（包括發育神經毒性)Developmental Toxicity (incl. Developmental Neurotoxicity) (D)	皮膚致敏性 Skin Sensitization (SnS)		
內分泌活性 Endocrine Activity (E)	呼吸道致敏性 Respiratory Sensitization (SnR)		
	皮膚刺激性 Skin Irritation (IrS)		
	眼睛刺激性 Eye Irritation (IrE)		
其他生態毒性研究亦可納入			
資料來源：https://www.greenscreenchemicals.org/財團法人安全衛生技術中心彙整，109 年 8 月。			

步驟 5、決定原物料化學品優先選用排序

綜合步驟 3 與步驟 4 之評估結果，針對各化學品中成分取得之 LT 清單轉譯分級與 Benchmark 分級，取得化學品優先選用建議如表 2 所示：

表 2　原物料化學品優先選用順序

優先選用順序	選用建議	LT 分級	Benchmark 分級
1	優先選用	-	BM 4
2	減少/限制使用	LT-P1	BM 2-3
3	避免使用	LT-1	BM 1
U	成分未知/ 資訊不足無法判定	LT-UNK/ NoGSLT	BM U

取得優先選用順序後，企業可依其需求進行內部安全選用、替代的決策與行動;對外則可依據不同產業與產品類型有多種供應鏈及消費市場中的應

用，範例如下：

(一)國際品牌商供應鏈有害物質管理：

- Apple 使用 GS 方法，評估與管理對人類健康與環境風險的化學品，要求終端組合廠中 Benchmark 為 1 與 2 分的製程清潔液，必須以綠色替代品取代。
- 沃爾瑪(Walmart)供應鏈管理使用 GS 評估方法確定其新化學品政策中的替代優先化學品。
- 惠普公司(Hewlett Packard, HP)之供應鏈要求，使用 GreenScreen ® 來評估危害性化學品以及尋求替代品。
- Levi Strauss & Co.供應鏈要求，使用 GS 方法評估化學品危害並促進其供應鏈的創新。

(二)國際認證或標章中安全化學成分之基準：

- 運用於取得 IT 產品的 TCO 認證與 EPEAT 認證，證明產品中使用阻燃劑為可接受的物質清單中，物質級別為 Benchmark 2 或更高。
- 運用於取得美國綠色建築委員會 LEEDv4 認證，GS 評估結果證明化學品安全性。
- 運用於 ChemScore3 安全評估標竿，證明實踐「更安全化學品開發」項目。
- 符合國際標章與評分準則，例如紡織業有害物質零排放(Zero Discharge of Hazardous Chemicals, ZDHC)及 Bluesign® 4 認證、US EPA Safer Choice、搖籃到搖籃（Cradle to Cradle, C2C）等

(三)企業綠色採購準則：

- 證明符合 Google 健康材料計畫(Healthy Materials Program)要求，不使用 LT-1 或 Benchmark 1 的化學物質，申請成為此計畫全球指定與採購產品。

(四)法規要求：

- 符合歐美消費者產品法規，包括美國加州與華盛頓州 Safer Consumer Products Regulation 等。

三、整廠原物料化學品安全定序運用實例

本研究進行兩例原物料化學品安全定序實際操作，所選擇之 A 公司為紡織廠，B 公司為特用化學品製造商，兩者屬於不同產業，產品生命週期與產品類型皆不同，以彰顯此定序方法於不同產業別應用的可行性，協助多元

產業完善其化學品管理與永續發展。A、B 兩家公司之背景資料如表 3 所示：

表 3　原物料化學品安全定序運用公司資料

公司	**A 公司**	**B 公司**
產業	紡織業	特用化學品製造業
產品類型	布料	特用化學品
供應鏈位置	中游	上游
定序目的	染助劑安全採購、驗證與品牌稽核	辨識高關注化學品、尋找安全替代品
化學品類型	染助劑(混合物)	原物料化學物質

運用實例一、A 公司-紡織布料製造商

為了解所有布料染助劑之危害性，本研究對 A 公司進行布料染助劑之化學品安全定序，並期望選出需優先關注之化學品，提供於染助劑採購時的選用參考及對於 Bluesign® 驗證稽核、下游品牌商宣示產品安全性之證明。

本案例評估料染助劑共 30 支化學品，其中 20 支化學品內含 38 個化學成分，由於成分辨識資料充分，可進行安全定序評估，並進一步使用 LT 清單轉譯器與 GS 評估方法評估化學成分之危害性。其餘 10 個化學品無明確化學成分辨識資料，列為「成分未知無法評估」。

本研究中 A 公司提供化學成分資料之 CAS No.，但無提供明確成分比例，故假設所有成分比例都相同的情境下進行評估。以染助劑中化學成分 LT 級別與 Benchmark 級別最低者為代表，作為染助劑最終選用標準之參考來源，例如染助劑 02 品項中，三個化學成分的評估級別分別為 BM-2、BM-4 及 LT-U，最終以危害性最高之 BM-2 作為此染助劑級別，顯示此染助劑中含有可能需要被高度關注的物質，故被列為選用順序 2 之化學品，表示建議減少或限制使用。整體評估結果詳見如下表 4：

表 4　A 公司布料染助劑化學品安全定序結果

化學品品項	**化學物質辨識資料**	**GreenScreen LT/Benchmark 分數**	**化學品選用排序建議**
01	67-XX-	BM-2	**2**
02	64-XX-3	BM-2	**2**
	7XXX-X8-X	BM-4	
	24X0-X-4	LT-U	
03	1X0-X8-2	LT-P1	**2**
	X0-X8-1	LT-P1	

化學品品項	化學物質辨識資料	GreenScreen LT/Benchmark 分數	化學品選用排序建議
04	XX32-XX-0	BM-4	2
	9X2-X2-0	LT-P1	
	2X2X5-XX-8	LT-U	
	6X0X-XX-X	LT-U	
05	1XX0-XX-7	LT-P1	2
	202X-XX-8	LT-P1	
	30XX-XX-X	NoGS	
	X134-XX-9	NoGS	
06	XX-X1-X	LT-1	3
	12X-X9-X	LT-1	
	X530-XX-1	LT-P1	
	1X-XX-X	LT-P1	
07	7X24X-XX-X	LT-1	3
08	6X-X6-X	BM-1	3
09	1X1X-XX-5	BM-1	3
	7X3X-XX-4	BM-1	
	XX-X6-3	BM-1	
10	X37X3-XX-X	-	U
	無法辨識	-	
	XX79-XX-X	LT-U	
	54X0-XX-X	NoGS	
11	NXX556-283	-	U
12	XX7-XX-X	LT-U	U
13	無法辨識	-	U
	X7-XX-6	BM-1	
14	X9-XX-1	LT-U	U
15	無法辨識	-	U
	無法辨識	-	
	7XX2-XX-9	BM-4	
	248XX-XX-5	LT-U	
16	0XXX03-XX-7	LT-U	U
17	XX154-XX-X	-	U
18	XX8-XX-9	NoGS	U
	7XX72-XX-X	-	
19	XX8-XX-9	-	U
20	41XX-X9-0	NoGS	U

本研究統整 A 公司 30 個染助劑化學品的定序結果，並提供後續運用建議：

- 化學品選用順序 1：共 0 個化學品，代表「可使用的安全化學品」。
- 化學品選用順序 2：共 5 個化學品，代表「可使用，但建議自主減少或限制使用，同時尋找更安全化學品」。
- 化學品選用順序 3：共 4 個化學品，代表「需要高度關注之化學品，已被國際管制清單規範，建議避免使用，立即尋求替代品」。
- 化學品選用順序 U：共 11 個化學品，代表「部分成分缺乏資訊，或是化學成分的國際公開資訊不夠充分無法定序，須尋求進一步測試或是推估

資料來完成定序」。建議應與上游供應商取得完整危害辨識資料，再進一步評估。

- 化學品無法定序：10 個化學品，由於缺乏成分辨識資訊無法評估，建議與上游供應商取得完整危害辨識資料，再進一步評估。

根據定序結果，建議 A 公司優先將選用順序 3 的化學品列為高關注對象，要求減少或是替代此染助劑的採購與使用；針對選用順序 2 之化學品，則為次要關注之對象，在考量企業營運的成本與人力配置下，可持續使用但亦要關注是否有替代的可能性。以上安全定序之程序與結果，將可於標章認證單位與品牌商稽核時，用以說明 A 公司對於原物料、及製程使用化學品之掌握、安全性確認及替代程序展開的佐證資料，有助於加強 A 公司與品牌商之間的信賴經營，同時也能瞭解化學品危害性，並於廠場使用時妥善防護，安全使用。其餘無法完整定序之化學品，主要原因為上游供應商未提供充分成分辨識資料，建議 A 公司加強上游供應鏈溝通，透過商業競合、法規遵循等途徑，取得適當資料進行化學品安全選用的判斷，健全企業化學品安全管理。

運用實例二、B 公司-特用化學品製造商

B 公司為特用化學品製造商，進行定序之目的為瞭解全廠原物料化學物質的危害特性，欲篩選出高關注之化學品，作為產品製程與研發創新之優先目標，及針對特定製程作業加強人員的安全防護措施。

不同於 A 公司的定序標的為化學品(混合物)，B 公司的定序標的為化學物質，故定序程序相較精簡，主要以 LT 清單轉譯器為評估工具，透過物質 CAS No.作為成分辨識資訊取得 LT 清單轉譯的分級結果。共計評估 224 個物質，定序結果顯示 B 公司之全廠原物料化學物質中，LT-1 物質計有 99 個、LT-P1 物質計 72 個、LT-UNK 與 NoGS 物質共計 51 個，整體 LT-1 物質與 LT-P1 物質評估之資訊彙整如表 5 及圖 2 所示：

表 5　B 公司原物料化學物質定序結果

LT 分級	化學物質數量	化學品優先選用建議排序
LT-1	99	3
LT-P1	72	2
LT-UNK	37	U
NoGS	14	U

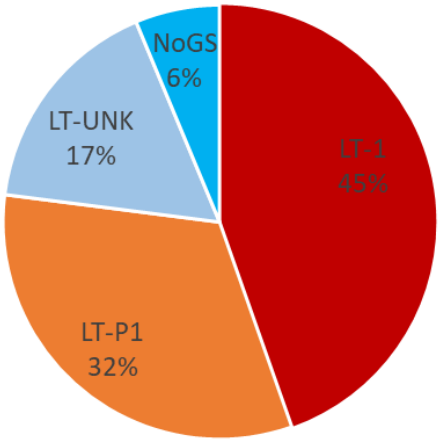


圖 2　B 公司原物料化學物質定序結果分布圖

定序結果顯示約 45%的原物料為 LT-1 物質，這些物質為已知的高關注物質，很有可能具有致癌性、致突變性、生物蓄積性等高危害性，因而已經被國際法規與規範所禁用/限用，是為要立即減少、避免使用的化學物質，建議納入選用順序 3(最低選用順序)的物質。另外 32%物質為 LT-P1 物質，則為可能具有高危害性，但仍需要進一步透過 GS 評估來確認最終危害特性，建議劃分為選用順序 2 的化學物質，可持續使用但亦要關注是否有替代的可能性。其他的 LT-UNK 物質為證據不足以分級為 LT-1 或 LT-P1，NoGS 物質則是未出現在 LT 清單轉譯器內建的高危害清單中，雖然這些物質可能不具高危害性，但也無法定義為低危害物質，將需要進一步使用 GreenScreen 評估來確認危害程度。由於 B 公司的定序目的為快速從數百個化學物質中篩選出優先關注對象，而 LT 清單轉譯器結果已能夠辨識出 45%的 LT-1 物質為優先高關注物質，顯見只需透過 LT 清單轉譯器就能有效率達到定序目標，故本研究無需進行後續進階的 GeenScreen 評估。

建議 B 公司將此原物料化學品定序結果作為內部基準標竿，啟動安全替代程序的第一步–了解物質危害性，進而展開評估、研發、創新減少危害性化學品的使用，並具體提出短、中、長期目標，其中具體的化學品安全管理作法可參考化學足跡計畫(Chemical Footprint Project)[5]，建立企業整體化學品管理策略，達到永續發展目標。

同時，定序結果顯示大部分使用中的原物料具有或可能具有高危害性，因此製程中的安全操作非常重要。建議 B 公司對於以上高關注物質強化廠場使用之工程控制與防護措施，確認完善掌控暴露情境、控制危害風險，可以參考勞動部職安署建議之「危害性化學品評估及分及管理方法」[6]，或進階安全評估，檢視廠場化學品使用安全性，確保廠場職業安全與健康。

四、結　論

本研究採用之化學成分安全定序方法能夠幫助企業了解化學品危害性，並協助做出優先安全選用之決策。在本研究兩個實務案例中，可發現本定序方法除可協助企業快速比較化學品的危害性，也可避免使用的高關注化學品及篩選出相對安全的化學品的排序。同時，此定序方法不只提供科學性的安全評估結果，在過程中也可讓企業理解部分化學品成分資料的缺乏，將使得公司無法完整掌握化學品危害性，凸顯企業內外部化學品管理上的缺口。因此，企業後續需加強與供應商合作，確定化學物質資訊的掌握與管理，強化供應鏈間化學品資訊的透明傳遞。

此定序方法結果具多元運用特性，可當作安全選用與安全替代排序依據、產業研發與產線安全資訊溝通、法規及品牌商限制物質清單符合、產品標章申請維護、支援內外部稽核以及安全資訊透明化，保護人體健康與環境生態。最重要的是，本定序方法及 GS 評估提供企業一個國際上認可且具科學性的綜合評估指標，有利企業正確快速鑑別危害性化學品，協助供應鏈透明溝通，推動創新研發，奠定企業與產品的永續價值、實踐循環經濟的願景。

五、參考文獻

1.GreenScreen® for Safer Chemicals，https://www.greenscreenchemicals.org/

2.Clean Production Action (CPA)
https://www.cleanproduction.org/programs/greenscreen

3.The chemical footprint project(CFP)
https://www.chemicalfootprint.org/

4.European Commission. A European Green Deal.
https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en

5.Paul T Anastas; John Charles Warner. 1988. Green chemistry : theory and practice.

6.US EPA. Design for the Environment Alternatives Assessments
https://www.epa.gov/saferchoice

7.Interstate chemicals clearinghouse(IC2). 2017. Alternatives Assessment Guide Version 1.1

8.USEPA. Design for the Environment Alternatives Assessments. https://www.epa.gov/saferchoice/design-environment-alternatives-assessments
9.吳兆瑋，郭育君，李政憲，從學術理念到產業實踐: 華納博士 John C. Warner 綠色化學之旅的啟發，台灣化學科技產業協進會（TCIA）會刊第 55 期，2019 年 10 月出版。
10.產品綠色驗證檢索平台，TCO Certified，https://cogp.greentrade.org.tw/Certificate/inside/116
11.產品綠色驗證檢索平台，Bluesign，https://cogp.greentrade.org.tw/Certificate/inside/129

註釋

1.IC2 Alternatives Assessment Guide 替代評估(alternative assessment)的五個步驟：1)定義關注物質(Identify Chemicals of Concern)、2)啟動評估程序(Initial Evaluation)、3)設定範疇(Scoping)、4)替代方案辨識(Identification of Alternatives)、5)評估替代方案(Evaluate Alternatives)

2.TCO 認證：由瑞典專業雇員協會(簡稱 TCO，Swedish Federation of Professional Employees)推行的一種 IT 產品驗證標準，涵蓋完整生命週期的規範以及針對合規性的獨立驗證，並針對人體健康和生態環境所設定的標準，直接關係 IT 產品對使用者健康的影響。為國際性的第三方自願性認證，並屬於 ISO 14024 第一類環保標章，也被全球生態環境標章網絡(Global Ecolabelling Network, GEN)認可。

3.ChmeScore 評分為歐盟國際化學品秘書處 ChemSec 所發布的一項新的企業評量基準工具。此工具用於協助投資人了解企業製造的危害性化學物質多寡，以及是否致力於開發更安全、更環保的替代品。促使投資人影響化學產業領導者，激勵減少危害性化學品的使用、增加安全替代品的投資。

4.藍色標誌標準(bluesign® standard)是一個由歐盟學術界、工業界、環境保護及消費者組織代表共同訂定的新世代生態環保規範。bluesign 所授權商標的紡織品牌及產品，代表著其製程與產品都符合生態環保、健康、安全(Environment、Health、Safety；EHS)，是全球最新的環保規範標準與讓消費者使用安全的保障。

5.化學足跡（Chemical Footprinting）搭配化學足跡盤查（CFP Survey）的方式，建立具可比較性的指標，提供廠商一套可量化的系統，來檢視公司完善管理化學品之進程，卓越提升公司產品定位、優化安全製程、供應鏈及包裝等面向的危害化學品足跡，促進安全替代及永續環境，以減少及停止使用危害化學品的永續發展目標。

6.化學品評估係指以定性、半定量或定量之方法，評量或估算勞工暴露於化學品之健康危害情形；並依結果採取分級管理。資料來源：https://ccb.osha.gov.tw/content/info/UnderstandingCCB.aspx#con

廢泡棉回收循環再製技術研究

陳思潔*、徐錦上**、簡文鎮***、陳松柏****

摘　要

廢電冰箱隔熱泡棉因體積大、熱值高、不易分解，現採焚化處理為主，去化管道有限。以我國廢電冰箱處理廠每年產生約 6,000 公噸的硬質聚氨酯(PUR)隔熱泡棉為例，係由異氰酸酯及多元醇經發泡固化反應生成。經反應後的聚氨酯分子結合成網狀結構之聚合體，因分子構造發生化學變化，即常見之熱固性塑膠，故無法仿照熱塑性塑膠以加熱熔融法回收，目前亟需開發經濟可行的資源化再利用技術。

本研究參考國內外相關專利與技術文獻，針對廢電冰箱 PUR 進行物理及化學回收技術評估，期將廢棄物轉化為可循環利用之材料或原料，並再製成市場可接受之應用產品，以降低焚化爐負荷及增加循環經濟效益。經測試物理回收及化學回收不同之操作條件，本研究已初步建立本土化廢電冰箱 PUR 高值化循環利用技術之製程方法與參數，包含廢 PUR 粉體表面改質方法、粉體添加量、醇解回收流程、適用之醇解劑、觸媒以及最佳反應條件等，並進行再生發泡材料製作與性能測試，探討廢 PUR 循環再製材料或原料之特性與適用性，以作為未來發展高值化再生應用產品之參考。

【關鍵詞】廢聚氨酯、物理回收、化學回收、循環經濟

---

*綠電再生股份有限公司　總經理特助

**工業技術研究院材料與化工研究所　研究員

***明志科技大學化學工程系　副教授

****明志科技大學化學工程系　研究員

一、前　言

目前國內 14 家廢電子電器物品處理廠每年回收處理約 40 萬台廢電冰箱，處理後產生之隔熱泡棉因體積大、熱值高、不易分解，現採焚化處理為主，去化管道非常有限。廢電冰箱隔熱泡棉係屬硬質聚氨酯泡棉(rigid polyurethane, 以下簡稱 PUR)，係由異氰酸酯(di- or tri poly-isocyanate)及多元醇(polyols)經發泡固化反應生成。經反應後的聚氨酯分子結合成網狀結構之聚合體，具有極穩定的物理化學特性、長期不易腐化，若無法妥善處置，將對自然環境造成很大的負擔。根據國內外文獻資料顯示，歐盟、美國、日本等先進國家早在 1980 年代就開始針對聚氨酯泡棉的回收處理進行研究，主要可採物理、化學、能源等回收方法，尤透過物理或化學回收將廢棄聚氨酯循環再生並應用於生產其他硬質/軟質發泡產品，具有一定的實用性和經濟性，同時能確保資源在循環經濟的系統裡價值最大化，能夠循環再生、不斷被利用。

因此，若能將廢 PUR 透過物理回收或化學回收，轉換成為原料或材料的形態，再回到原物料循環供應的系統中持續創造價值，將可具體實踐循環經濟的精神。本研究透過開發廢 PUR 回收再製產品之技術，並在物理回收及化學回收過程中達到相容改質，增進應用市場對於廢 PUR 再製產品之接受度，以期達到促進資源永續利用、提升資源循環價值之目的，進而徹底解決國內長期以來廢 PUR 之處理困境。本研究旨在建立廢電冰箱 PUR 高值化循環利用技術之製程參數，透過測試物理回收及化學回收方法之不同操作條件，探討廢 PUR 相容改質循環再製材料或原料之特性。並以市場可接受之產品規格為目標，推動廢 PUR 再生填料或還原原料產品之設計與試製，據以開發高值化再生產品產製技術與應用管道。最終，期於後續年度實現商業化運轉，促進廢 PUR 資源化技術的成熟發展，落實循環經濟推動。

二、聚氨酯特性與循環利用技術概況

1.聚氨酯特性與應用市場

聚氨酯(Polyurethane，一般統稱縮寫為 PU)，全稱為聚氨基甲酸酯，是 1937 年由 Otto Bayer 等人在 I. G. Farbe 實驗室開發研究出來的高分子有機聚合物，由多異氰酸酯(di- or tri poly-isocyanate)和多元醇聚合物

(polyols)等經過加成聚合反應生成，主要的基團是氨基甲酸酯鍵(—NH—COO—)的重複結構單元，其次是醚、酯、脲等。聚氨酯原料中的多元醇(俗稱白料)負責構成柔性鏈段，異氰酸酯(俗稱黑料)和小分子擴鏈劑等則構成剛性鏈段，透過改變多元醇和異氰酸酯的比例以及調整原料規格，可產出不同物性的發泡製品和非發泡製品。發泡製品：包含硬質泡棉、軟質泡棉、半硬質泡棉、高彈性泡棉、低回彈泡棉；以及非發泡製品：包含塗料、黏著劑、合成皮革、PU 彈性體和彈性纖維等主要類別。由於，聚氨酯材料具有高強度、抗撕裂、耐磨損、良好的吸振性能、耐低溫性能等諸多優勢特性，自問世以來得到迅速發展，成為性能優越、應用廣泛的高分子材料。又因為聚氨酯的生產可透過調控不同生產條件和參數，產製從橡膠到塑膠、從軟到硬等各種性能的聚氨酯製品，因而廣泛應用於家居、服裝、電器、交通、醫療等各個領域，並有逐步部分取代其他合成材料的趨勢。聚氨酯目前廣泛應用於運輸、運動器材、傢俱、包裝、織物、黏合劑、塗層、隔熱材料、冷凍儲罐及管道絕熱等領域，尤其因聚氨酯具有非常低的導熱係數，以其為基礎的新型牆體保溫材料在歐美等國市場已發展成熟。

2.廢棄聚氨酯回收技術概況

目前市面上所使用之聚氨酯材料大多是熱固性的，例如本計畫的研究標的廢電冰箱 PUR，便不能像熱塑性聚氨酯及其他熱塑性塑膠可再次加熱成型、熔融造粒、並添加到新料中使用，而須採用其他物理及化學回收方法。茲簡要說明國內外文獻對於廢棄聚氨酯泡棉資源化利用所採行之物理、化學及能源回收技術如下。

(1)物理回收是在不破壞聚合物本身的化學結構、不改變其基本組成的情況下，利用機械粉碎或研磨改變廢泡棉的物理形態後，再以黏合成型(rebonding and adhesive pressing)、粉碎(regrinding or powdering)作為填料、或熱壓成型(compression molding)等方式進行直接再利用，是目前國際間最為廣泛採用的回收方式，方法簡單但可再利用的產品多為降級應用。

(2)化學回收方法的目的在於回收性質構造接近或相似於聚氨酯之原始物料，當控制在一定的反應條件下，聚合反應可以逆向進行使得聚氨酯透過解鏈反應，降解為多元醇、芳香胺等，再透過蒸餾等設備，即可獲得純化的原料單體多元醇、異氰酸酯、氨等。聚氨酯的化學解鏈方法主要有醇解法、胺解法、水解法等，各種方法所產生的分解產物不同。其中，醇解法的反應條件較為溫和，也可得到品質較佳的多元醇，

直接再循環利用於聚氨酯發泡製程，是目前化學回收的主流方法，技術也比較成熟，可實現工業化生產。而胺解法、鹼解法尚處於實驗室研究階段；水解法與熱解法、加氫裂解法則工業化成本太高。

(3)能源回收：聚氨酯主要含碳、氫、氧、氮，與空氣中氧燃燒時，產生大量的熱能，每千公克聚氨酯泡棉約產生 25～28 MJ，因此可透過焚燒廢聚氨酯泡棉從中回收熱能，或與其他廢物混合燃燒時取代部分燃料。惟不完全燃燒時容易造成二次污染，因此焚燒需有良好的焚化控制與尾氣處理。能源回收普遍適用於高熱值、低價值廢棄物的資源化，主要仍針對無法透過材料化或原料化再利用之廢棄物為主，可被視為尚未有更好的資源循環作法之前，過渡階段一種實務處理混雜塑膠的方法，但非屬高值化循環應用之範疇。

三、研究方法

經綜合評估各項廢聚氨酯回收技術的成熟度與經濟可行性，本研究以粉碎處理法(regrinding/ powdering)及醇解法(glycolysis)作為研究標的。粉碎處理法係將廢電冰箱 PUR 粉碎後作為板材/泡材填料(filler)的物理回收方法，適合產製強度要求不高的建材或家具等產品；另以國際間研究較多、技術發展成熟的醇解法，將廢 PUR 利用二元醇降解還原成為再生多元醇之化學回收方法。

本研究依執行架構展開各項工作，首先完成測試樣品製備與分析，再將相關結果分別回饋於物理回收及化學回收流程設計與測試評估階段，並經過發泡試驗、泡體物理性質分析之反覆測試，獲得最佳化廢 PUR 回收再製產品之技術參數，最後進行產品試製並據以分析經濟效益。

四、測試樣品製備

本研究測試樣品為綠電再生(股)公司拆解電冰箱後回收之廢 PUR。廢電冰箱進入處理廠後，首先會在人工拆解站抽取冷媒、回收壓縮機及潤滑油，再取出內部之隔板(層)、塑膠容器、燈泡及雜物等，並以手動工具將廢電冰箱之上、下門及背板(散熱片)卸下，以及剪斷電線、銅管後，將廢電冰箱的本體整台投入破碎系統，再經過分選系統，產出鐵、銅、鋁、塑膠，以及以 PUR 片/塊為主的「廢 PUR 混合物」。廢 PUR 混合物接著再進一步透過微粉、

精緻分選等程序，產出純化後之粉狀廢 PUR(粉)，即為本研究物理回收及化學回收技術測試評估階段所使用之測試樣品，製備流程如圖 1 所示。

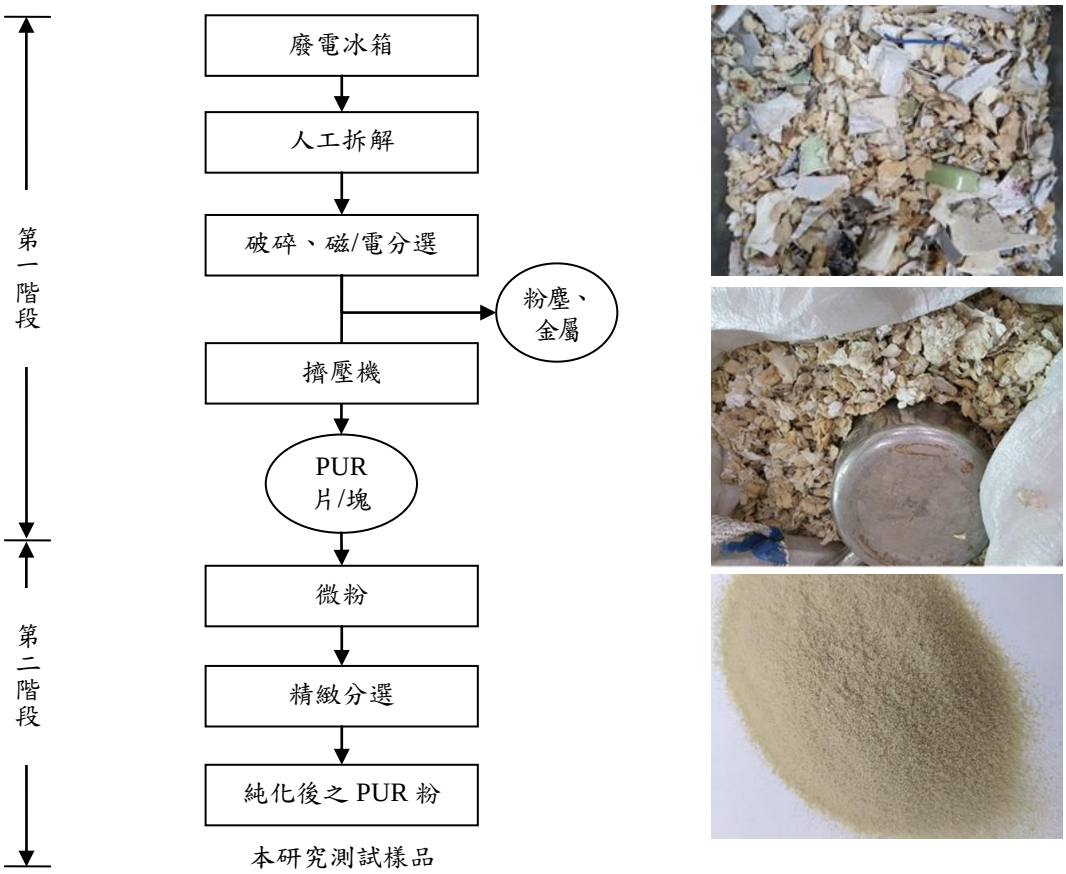


圖 1　廢 PUR 測試樣品製備流程

五、物理回收技術測試評估

1.技術原理

本項工作透過物理回收方式，將廢 PUR 粉與新鮮原料(多元醇與異氰酸酯)混合以產製新的聚氨酯板材/泡棉，可減少原始新鮮原料的使用量。惟 PUR 屬熱固性聚氨酯，表面無反應官能基，一般於新材料中添加量僅能低於 10%，去化量有限，如圖 2(上)所示。本研究解決方案之特色在於將回收的廢 PUR 進行相容性改質，即在廢 PUR 粉體表面導入相容官能基，以利在以 rebonding 或 regrinding 方式循環利用時，可增加其與新鮮原料之相容性，並大幅提升於新鮮原料中之取代量，如圖 2(下)所示。

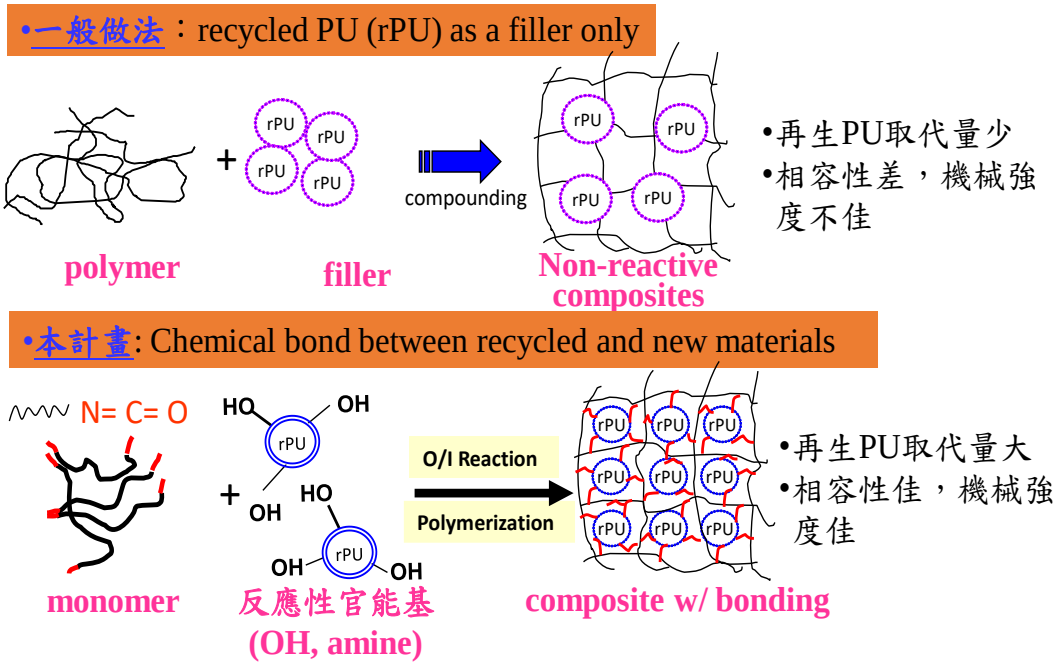


圖 2　再生 PU 粉體表面改質提高與新原始材料相容性示意圖

2.實驗流程

PUR 粉體表面改質劑之效益評估，是先透過添加固定比例的廢 PUR 粉至多元醇形成為混合(發泡)漿料，藉由判斷漿料黏度的大小，快速初步篩選出數個具潛力的改質方法；評估的準則為漿料流動性愈大愈好、黏度愈小愈好。接著，再以發泡體的抗壓強度評估潛力改質方法的優劣，發泡體的抗壓強度愈大愈好。改質粉體的添加量為白料(多元醇)的 19.8%，此比例為使用無改質粉體進行發泡時，漿料幾乎無流動性下的添加量。

廢 PUR 粉體表面改質劑依其性質可分為 D、S 與 A 三大類，其中，D 類為界面活性劑、S 類為包覆類、A 類為腐蝕劑。改質方法為：D 類直接添加於原始漿料中，S 類與 A 類則是將粉體置於改質劑的溶液內，待一定時間反應後，再透過過濾及乾燥將多餘改質劑除去而得。

3.評估結果

表 1 為各種各種改質方法之測試評估結果，發泡體的抗壓強度比例是將發泡體的抗壓強度值除以未添加 PUR 者。結果可知，添加改質後之廢 PUR 時，混合漿料之流動性以改質編號 SE、SI、SIb2 及 SIb4 表現較佳；進一步測試發泡體機械強度，以 SIb4 表現最優，相較於添加無改質之 PUR，發泡體的機械強度可由 82%提高至 97%。

表 1　PUR 粉體表面改質方法與評估結果

項次	改質編號	PUR 添加量(占白料%)	混合漿料黏度(cps)	發泡體密度(g/cm^3)	發泡體抗壓強度(kgf/cm^2)	發泡體抗壓強度比例
0	全部新料		250	0.287	40.6	100%
1	無	19.8	>150,000	0.297	33.4	82%
2	SE	19.8	26,000 ~70,000	0.296	36.6	90%
3	SI	19.8	26,000 ~70,000	0.297	37.9	93%
4	SIb2	19.8	48,000	-	-	-
5	SIb4	19.8	11,000	0.297	39.2	97%
6	O105	19.8	>150,000	0.300	31.78	78%
7	無	19.8	>150,000	0.328	39.3	97%
8~14	D1~D7	19.8	>150,000	-	-	-
15~16	A1~A2	19.8	>150,000	-	-	-
17~19	SA、ST、SB	19.8	>150,000	-	-	-

備註：1.項次 7 為添加無改質 PUR，發泡密度較項次 1 提升 1.1 倍。
2.PUR 添加量占總泡棉重量 13.1%。

隨著廢 PUR 粉添加量的增加，將使混合漿料的黏度大幅增加，易導致發泡操作困難、混合壓力過高、漿料注入模具時不流暢等問題。本研究為克服漿料黏度過高的問題，圖 3 顯示調整 SIb4 改質方法之改質時間對混合漿料黏度的影響：隨著改質時間的增長，漿料黏度隨之下降；當改質時間為 24 小時，漿料黏度可降至 1,000 cps。進一步以不同再生 PUR 添加量進行發泡試驗，並評估不同添加比例對於泡體性質的影響；圖 4 顯示再生泡棉中粉體 PUR 添加量(改質時間 24 小時)對泡體抗壓強度的影響。添加量為 5%時，相對抗壓強度可達 119%；添加 15%時，相對抗壓強度可達 101%；添加量超過 20%，相對抗壓強度急遽下降。圖 5 利用添加 PUR 粉製成的再生泡體試製家具產品。

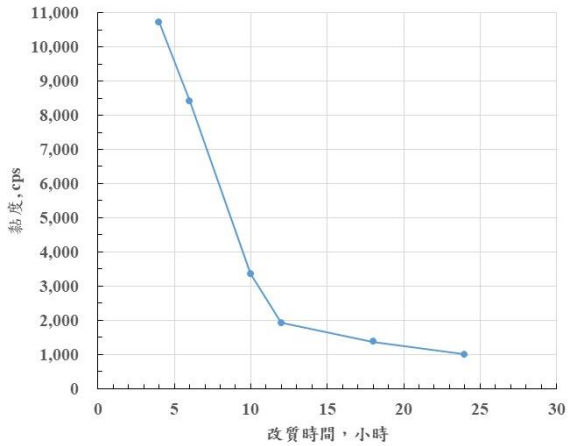


圖 3　再生發泡漿料黏度與 PUR 粉改質時間的關係

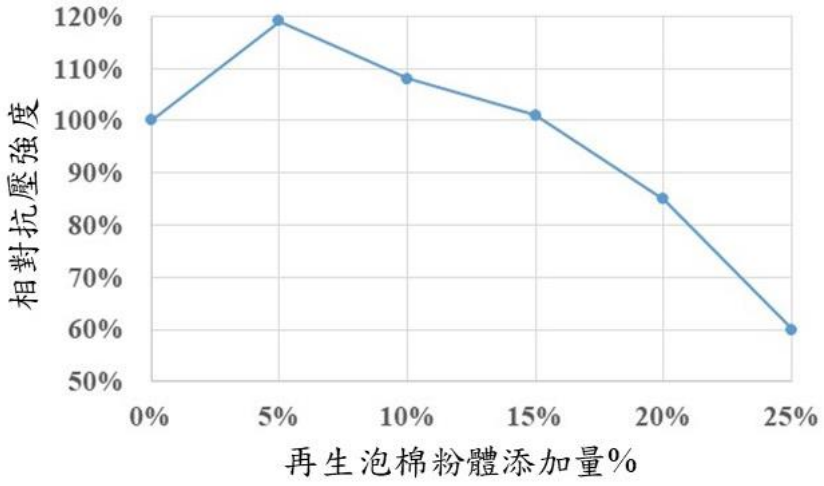


圖 4　再生泡體相對抗壓強度與 PUR 粉添加量的關係

圖 5　再生泡體再製成家具產品

六、化學回收技術測試評估

1.技術原理

醇解法以醇類化合物為分解劑，加熱後聚氨酯廢料將被分解為聚醚或聚酯多元醇。目前作法大多利用乙二醇降解聚氨酯，主要發生兩種鍵斷裂，即 C—N 鍵斷裂和 C—O 鍵斷裂，生成多元醇或多元醇和端胺基 2 端羥基聚合物。反應分解歷程主要有以下兩類：氨基甲酸酯基團的酯交換反應以及脲鍵基團的分解[5]。

2.實驗流程

本研究針對醇解反應溫度、反應時間、醇類添加種類及重量比、觸媒等變數進行交叉試驗，並隨著醇解反應的進行取樣檢測醇解產物的黏度變

化，藉此來判斷反應速率快慢及反應終點，同時透過 GPC 量測反應完畢的醇解產物其分子量分布及分子量大小。

針對作為醇解劑(溶劑)的二官能基醇類的選擇上，主要考量聚酯廠常用的醇類及未來商轉之經濟可行性，採用乙二醇(EG)及二乙二醇(DEG)作為實驗標的。在醇解反應製程調控方面，採兩階段製程，第一階段利用常壓製程進行熱溶解操作；第二階段利用溶熱壓力製程進行醇解操作。實驗流程及實驗裝置如圖 6 所示。

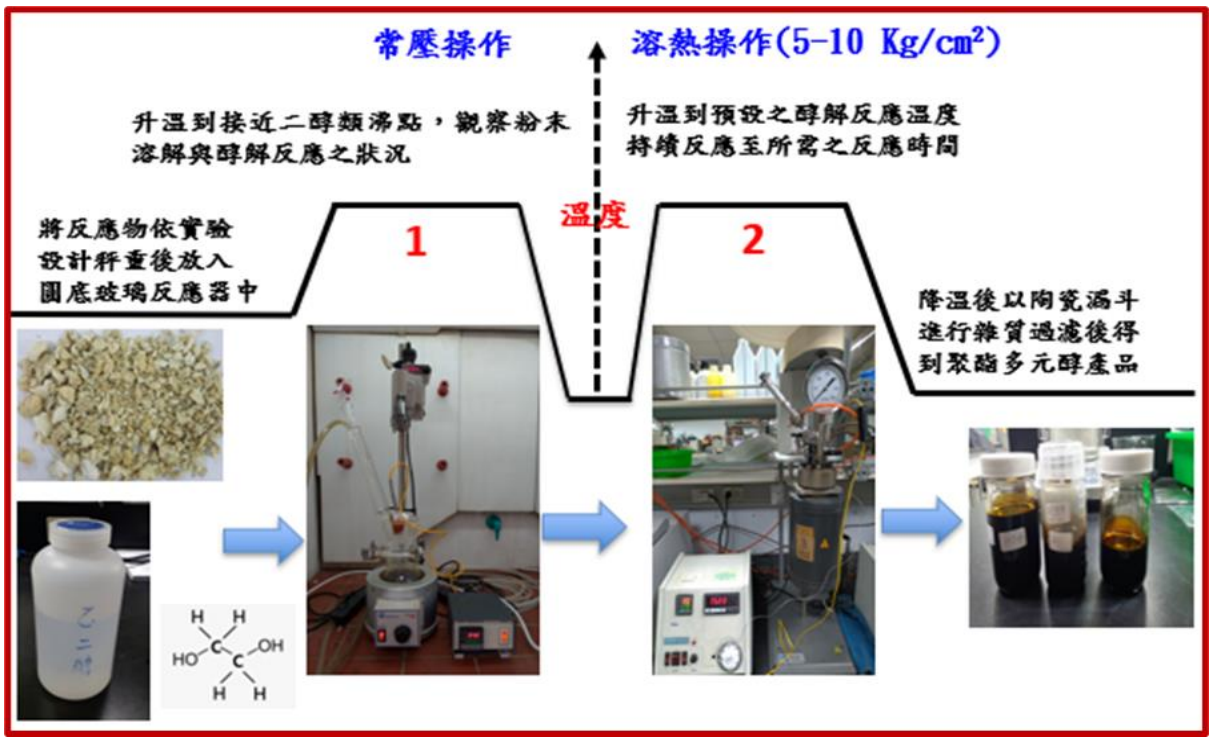


圖 6　醇解實驗流程採兩階段反應模式

3.評估結果

由醇解反應所得之多元醇經由 KOH 滴定的方式測得 OH 價，再由此 OH 價可以推算出分子量；另外也透過 GPC(凝膠滲透層析)量測醇解產物的分子量，分析結果如表 2 所示。由實驗數據可知，當 PUR:EG 進料重量比逐漸降低 2:1、1.5:1、1:1、1:2 時(亦即 PUR 粉末比例由高至低變化)，醇解後產物的黏度及無法反應之濾渣百分比均逐漸降低，在 PUR:EG=2:1 的條件下黏度為 4,266cp、濾餘物占 25.3%，為所有操作條件下最高值，依實驗觀察高濾餘物占比應該與黏度過高有關。

在 OH 價及分子量方面，PUR:EG=2:1 的條件下 OH 價最低而分子量最高，此結果頗為合理。在高 PUR 粉量操作下未反應之 EG 量較低，所得

之醇解多元醇產物的分子量會較高，與實驗結果相符。在 DEG 為溶劑方面，經測試 3 組實驗分別為 PUR:DEG=1:2、1:1.5、1:1(亦即 DEG 比例由高至低變化)，實驗結果顯示 PUR:DEG=1:1 的條件下有最大的黏度及濾餘物占比，顯示溶劑占比量不足，因此在 DEG 系統不建議再往上提高 PUR 粉的進料比例；倒是在 PUR:DEG=1:1.5 及 1:2 的條件下，所得產物之 OH 價及分子量均在合適的範圍內，顯示 DEG 在此條件範圍操作仍然是可行的。

表 2　醇解產物的 OH 價(滴定)及分子量(GPC)分析

溶劑	PUR: 溶劑	第一階段溫度(˚C)	第二階段溫度(˚C)	黏度 (cp)	濾餘物 (%)	OH 價 (KOH mg/g)	分子量 (g/mol)
EG	1:1	185	220	170.9	11.9	1102.2	460
EG	1:2	185	220	79.9	11.7	1246.0	325
EG	2:1	185	220	4,266	25.3	641.4	672
EG	1.5:1	185	220	561.1	17.0	868.0	471
DEG	1:2	220	250	249.2	14.6	568.5	319
DEG	1:1.5	220	250	540.2	13.9	538.5	333
DEG	1:1	220	250	2,138	14.8	434.6	407

備註：OH(羥值 KOHmg/g)=(淨滴定值)×f×56.1/樣品重量×0.5；(f=標準 KOH 溶液的濃度標定修正值)

經由多次實驗及數據分析得知，廢 PUR 的最佳醇解反應操作條件，依醇解溶劑之不同分別為：

(1)以 DEG 作為溶劑，最佳進料比例約為廢 PUR:EG=1.0~1.3:1.0，第一階段熱溶解反應最佳溫度及時間為 200℃、1 小時，第二階段溶熱醇解反應，最佳溫度及時間為 250℃/2 小時，反應壓力約為 5~10 kg/cm^2。

(2)以 EG 作為溶劑，最佳進料比例約為廢 PUR:EG=1.2~1.4:1.0，第一階段熱溶解反應最佳溫度及時間約為 185℃、1 小時，第二階段溶熱醇解反應最佳溫度及時間為 220℃/2 小時，反應壓力約為 5~10 kg/cm^2。

(3)依目前的實驗數據以 PUR/EG=1:1 或 PUR/DEG=1:1 的入料條件來估計，PUR 的轉化率約在 87~ 88%左右；若進一步將無法醇解之雜質扣除不列入醇解轉化率之計算，則廢 PUR 醇解轉化率接近 100%。

本研究進一步以具有較低 OH 價 DEG 系統的醇解產物進行再生發泡材料製作試驗，以瞭解不同再生多元醇添加比例對於發泡體性質的影響。發泡試驗使用之再生多元醇 OH=590，原始配方(新料)來源為工研院自行開發、主要使用 PPG400 (OH = 280)，測試結果如表 3。由測試結果可知，添加再生多元醇有助於提升隔熱效果(降低熱傳導係數)及抗壓強度。

表 3　再生多元醇發泡試驗

項次	再生多元醇添加量 (占白料%)	發泡體密度 (g/cm^3)	熱傳導係數 (W/mK)	熱傳導係數比(%)	抗壓強度 (kgf/cm^2)	強度比 (%)
0	全部新料	0.05	0.0328	100	1.43	100
1	10	0.05	0.0316	96.3	1.61	112
2	15	0.05	0.0316	96.3	1.60	112
3	20	0.05	0.0310	94.5	1.75	122

六、結　論

本研究已初步掌握廢 PUR 循環再製技術之主要製程參數，並確認物理及化學回收技術之可行性。在物理回收方面，廢 PUR 可成功透過 SIb4 表面改質方法提升其與新鮮原料之相容性，且隨著改質時間的增長，漿料黏度隨之下降；以添加 15%改質後 PUR 粉之混合漿料進行發泡試驗，泡體抗壓強度可達 101%，與完全使用新鮮原料製成之泡體性能相當。在化學回收方面，考量發泡特性及產物再生多元醇之 OH 價，DEG 為較佳之二元醇溶劑，最適進料組成為廢 PUR:DEG=1.1~1.3:1、醇解反應的最適溫度及時間為 250℃及 2 小時；以添加 20%再生多元醇進行發泡試驗，結果發現泡體的隔熱效果及抗壓強度皆較完全使用新鮮原料表現更佳。

另根據發泡試驗與產品試製的評估結果，廢 PUR 循環再製產品可再利用於產製密度 300~500 kg/m^3 之發泡體(例如仿木傢俱)或具有隔熱效果之板材(例如屋頂隔熱板)，創造廢電冰箱 PUR 循環經濟效益，不僅可節省目前每公斤約 12~20 元不等之廢棄物委託處理費，推估並可帶動再利用產值達新台幣 7,500 萬元以上。(以再生多元醇推估，6,000 公噸廢 PUR×50%還原率×再生多元醇售價 25 元/公斤= 7,500 萬元；以廢 PUR 粉作為填料推估，6,000 公噸廢 PUR×15%取代率×發泡製品平均售價 89 元/公斤×50%= 4,005 萬元)。後續將根據本研究物理及化學回收技術測試結果，進行廢 PUR 循環再製技術小規模生產測試以及循環再製產品應用推廣，以期建立製程優化與系統放大設計之參考數據，並整合應用產品市場之上、中、下游鏈結，落實資源永續循環之目標。

誌　謝

感謝行政院環境保護署資源回收管理基金管理會創新及研究發展計畫對本研究之經費補助。

七、參考文獻

1. Nuno V. Gama et al., "*Polyurethane Foams: Past, Present, and Future"*, Materials 2018, 11, 1841.
2. Mir Mohammad Alavi Nikje et al., "*Polyurethane Waste Reduction and Recycling: From Bench to Pilot Scales"*, Designed Monomers and Polymers 14 (2011) 395–421.
3. Wenqing Yang et al, *Recycling and disposal methods for polyurethane foam waste*, Procedia Environmental Sciences 16, (2012) pp. 167-175.
4. Weijing Gao et. al., "*Study of Waste Rigid Polyurethane Plastic Foam Insulation Recycling and Recovery"*, Advanced Materials Research, ISSN: 1662-8985, Vol. 743 (2013) pp. 195-198,
5. Simón et al., "*Recycling of PU from lab to industry, a journey towards the sustainability"*, Waste Management 76 (2018) 147-171.

無氧 BioNET 技術應用於生物脫硝程序

顏嘉亨*、洪仁陽**、邵信***、余嘉誠****、
毛國芳*****、黃琮斌******、蘇偉正*******、石偉良*******

摘　要

近年來，放流水氨氮及總氮管制標準漸趨嚴格，國內產業界正面臨廢水之硝酸鹽氮或氨氮處理性能需要再提升的議題。對許多既有廢水處理廠往往不易進行變更或升級，故於既有廢水處理程序末端增設氨氮或硝酸鹽氮處理系統以提升既有廠之處理性能，為一可行方式。BioNET 技術係一種附著生長式生物處理系統，透過馴養策略可以快速累積大量脫硝微生物於多孔性生物擔體上，可達到快速啟動及提升處理性能目的。同時，BioNET 系統後續無需再設置沉澱池，出流水通常可以直接放流，節省佔地面積需求，切合末端改善之議題。

案例廠為提升廢水硝酸鹽氮處理效果，擬增設處理單元以滿足日益嚴格之法規管制。故透過實驗室評估，驗證 BioNET 技術確實可有效應用於生物脫硝程序上，並於硝酸鹽氮體積負荷 1 kg/m3-day 之條件下，硝酸鹽氮去除率可達 90%。依此結果，案例廠於其既有廢水處理系統二沉池後，設置一 BioNET 單元，根據實際運作結果，案例廠放流水硝酸鹽氮濃度可長期保持低於 40 mg/L 以下，符合現行硝酸鹽氮管制標準。

【關鍵詞】BioNET、硝酸鹽氮、生物脫硝

---

*工業技術研究院材料與化工研究所　研究員
**工業技術研究院材料與化工研究所　副組長
***工業技術研究院材料與化工研究所　顧問
****工業技術研究院材料與化工研究所　副研究員
*****台灣肥料股份有限公司生產處　處長
******台灣肥料股份有限公司生產處　組長
*******台灣肥料股份有限公司苗栗廠　工程師

一、前　言

含氮的化合物(包括氨氮、硝酸鹽與亞硝酸鹽等)為構成水體優養化的主要因素，在足夠用地面積的條件下，工業廢水或都市污水一般皆建議利用操作成本較為低廉之生物技術進行處理。而生物脫氮作用則係將硝酸鹽及其他含氮的氧化物還原成氮氣之程序，其完整的轉化流程為 NO_3^- → NO_2^- → NO → N_2O → N_2。

若使用傳統的活性污泥法，則通常需要將多個厭氧和好氧反應池進行串聯，形成多級反應池，即 AO 或 A_2O 處理系統，並通過廢水迴流來達到除氮之目的，除了需要耗費額外的操作成本外，運行管理亦較為複雜。此外，活性污泥法屬於懸浮性生物系統，厭氧和好氧微生物不斷在迴流過程中移動至不同環境之生物反應槽，而並非分別固定留在厭氧或好氧反應池，這使得微生物通常難以維持在較高活性之狀態，較難以操作至較高之污染物負荷。而生物膜法則對廢污水水質、水量變化有較強之適應性，且管理方便，不會發生污泥膨化現象。同時，微生物附著於載體表面，可使得世代時間較長的微生物也能增殖，易培養較難馴養之微生物，故生物相對更為豐富、穩定，且產生的污泥較少，並在針對氨氮、硝酸鹽氮之處理上亦廣泛被應用。

BioNET 是以「多孔性生物擔體」為核心之新型生物處理系統，其採用多孔性擔體作為反應槽之介質，進而提高懸浮固體物被攔截之機會。同時，又因擔體可提供廣大之表面積作為微生物附著、增殖之介質，故能累積大量及特定族群之生物膜微生物於系統中，有助於達到去除多種污染物之目的，尤其適合處理低負荷，高流量之操作，切合目前之環保需求。目前，BioNET 技術已廣泛應用於原水前處理、低濃度廢水處理、二級出流水處理、含氮廢水等領域上。

一般而言，脫硝程序之污泥黏度較高，通常易造成生物膜系統之阻塞，使得氮氣累積於反應槽。而 BioNET 反應槽內所填充之多孔性擔體具可壓縮性，使得反應槽具有浮動床操作之特點，擔體間可依水流狀況自動調整其相關位置，透過適當之操作控制，可具有低磨耗、避免阻塞、均勻分散氣體與進流水等之特性，適用於低負荷之生物脫硝處理系統。

本文案例廠為一化學品製造廠，因製程多元，以及各產線之訂單多有所變化，故衍生了綜合廢水中含氮污染物濃度偶有不定期偏高之情事，而既有廢水處理設施設置已設置愈三十餘年，已逐漸無法符合目前廢水之水質特性與污染物負荷，特委請工業技術研究院材化所根據實驗室評估結果，於其既

有廢水處理設施之 AO 單元後，增設一 BioNET 硝酸鹽氮處理設施，可避免放流水硝酸鹽氮濃度處於超過法規標準之風險中。

二、實驗材料、設備與方法

1. 實驗材料

BioNET 技術使用之多孔性生物擔體為 Polyurethanes-base 之網狀結構物，外觀形狀為四葉扇葉形(詳見圖 1)，孔隙率約為 84%，密度為 28 Kg/m^3，平均孔洞直徑為 0.3 mm。一般而言，生物擔體之填充量則依反應槽之操作條件而定，通常介於 30~70 %之間。

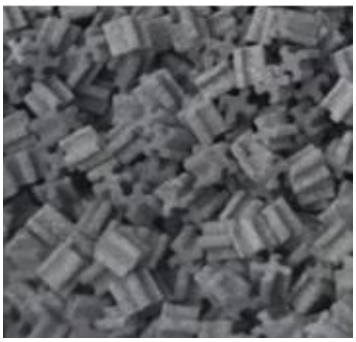


圖 1　BioNET 多孔性生物擔體

脫硝實驗所使用之水樣則係由某化學品製造廠所提供，並透過添加工業級藥品硝酸鉀(RDH，99~100%)至前述水樣進行水中硝酸鹽氮濃度之調整，而該含硝酸鹽氮之調整廢水則作為實驗室無氧 BioNET 處理設備之進流水。此外，由於脫硝過程屬於異營性微生物反應，需要有機物於無氧條件下作為電子提供者和碳源，而實驗水體中所不足之 COD 則係由該化學品製造廠提供之醋酸鈉(20wt%)作為碳源進行補充。

2. 實驗設備

實驗室脫硝反應槽為一有效承載水量 10L 之壓克力槽體(15 cmW*15 cmH*45 cmSWD)，其生物擔體可填充區為(15 cmW*15 cmH*28 cmD)，填充率為 50%。前述脫硝反應槽底部設有進流水口，並透過蠕動幫浦將待處理水體輸送進入反應槽，而其出流水則由槽體上方溢流口排出。

3. 實驗方法

實驗室評估之目的在於驗證 BioNET 技術應用於生物脫硝程序之可行性，並進一步求取案例廠後續增設硝酸鹽氮處理設施之規劃設計參數。而評估實驗採用之方式為一長期性生物評估試驗，期間則透過調整進流水硝

酸鹽氮濃度和系統處理水量，進而探討硝酸鹽氮體積負荷變化對去除率之影響，其主要操作之體積負荷則介於 0.5~1.5 kg/m^3-d。

試驗期間則每日針對反應槽進出流水 pH 和 ORP 進行量測，確認脫硝反應與無氧環境是否異常，同時，每周進行 2-3 次採樣，並利用離子層析儀針對進出流水中之硝酸鹽氮濃度進行分析，瞭解水中硝酸鹽氮去除效率之變化，利於進行實驗參數之調整。

4. 案例廠新設硝酸鹽氮處理設施

案例廠增設之 BioNET 硝酸鹽氮處理設施，主要係設置於既有廢水處理設施之二沉池之後，針對廢水處理設施末端放流水之硝酸鹽氮進行優化，處理流程詳見圖 2。

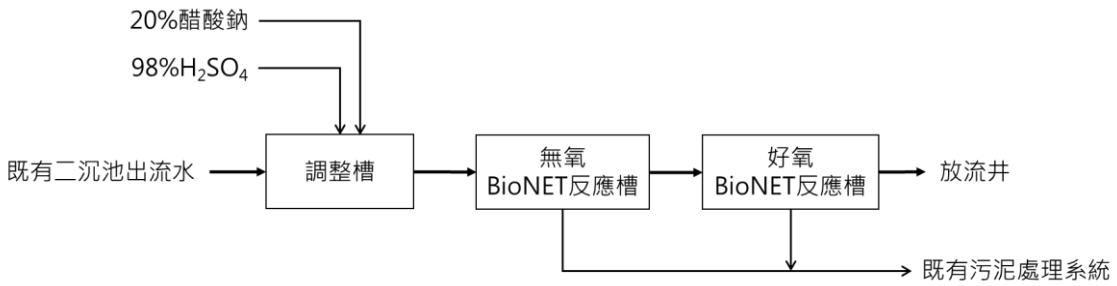


圖 2　BioNET 硝酸鹽氮處理流程

BioNET 硝酸鹽氮處理設施每日水處理量介於 400~500 m^3，主要流程包括：pH 調整槽(1 m^3)、無氧 BioNET 反應槽(30 m^3)、好氧 BioNET 反應槽(20 m^3)、碳源槽、硫酸槽等單元(詳見圖 3)。由於脫硝反應需要相對應之 C/N 比例，而二沉池出流水中可利用之有機物通常偏低，故需要額外提供碳源；此外，脫硝過程會產生鹼度，易造成出流水 pH 上升之現象，需透過酸劑針對進流水 pH 進行控制，避免出流水 pH>8.5，而前述碳源和酸劑之添加則於調整槽階段完成。

接著，調整槽出流水則進入無氧 BioNET 反應槽，並於該反應槽進行脫硝反應，將水中硝酸鹽氮轉化為氮氣；最後，無氧 BioNET 反應槽出流水需再經過好氧 BioNET 反應槽方得以進入放流井，而該處理單元之目的在於處理前段脫硝單元其未利用完畢之殘留有機物，避免造成放流水 COD 增高之現象，同時，因無氧系統出流水之水色通常偏暗沉，再流經好氧單元有助於調整水色。

圖 3　BioNET 硝酸鹽氮處理設施

三、結果與討論

1. BioNET 生物脫硝評估評估

評估試驗係針對處理系統進流水硝酸鹽氮濃度進行調整，使得處理系統操作於不同硝酸鹽氮體積負荷之環境下，再透過 45 日以上之長期連續性試驗進而瞭解其處理效能。而透過該評估試驗之結果，則能夠瞭解 BioNET 系統針對該股廢水之處理效能，進而獲得相關操作與設計參數，並提供後續的工程設計作為參考依據。

整體試驗期間之進流水 pH 濃度控制於 6.5 左右，出流水 pH 介於 7.5~8.5 之間，而反應槽內 ORP 則通常<-100 mV。根據實驗結果(詳見圖 4)，操作初期之硝酸鹽氮體積負荷主要控制於 0.5 kg/m^3-d，進流水硝酸鹽氮濃度約 120 mg/L，出流水硝酸鹽氮濃度則低於 40 mg/L，去除率>70%；實驗操作期於第 15~35 日，酸鹽氮體積負荷調整至 1.0 kg/m^3-d，進流水硝酸鹽氮濃度提升至約 250 mg/L，而出流水硝酸鹽氮濃度依然可以穩定維持低於 40 mg/L，去除率>80%；而實驗操作期第 35 日之後，酸鹽氮體積負荷再次調整至 1.5 kg/m^3-d，進流水硝酸鹽氮濃度提升至約 360 mg/L，而出流水硝酸鹽氮濃度則增高至 110~120 mg/L 之間，去除率降至 60~70%。綜合前述結果，表示 BioNET 系統能夠保持長期穩定操作，並提供適合微生物進行脫硝環境。

生物脫硝程序係一將硝酸鹽氮轉化至氮氣之行為(詳見式 1)，反應式中以甲醇為碳源，而反應產物則以氮氣跟碳酸氫根為主。於 BioNET 系統

中，多孔性擔體可提供廣大之表面積作為微生物附著、增殖之介質，此外，通過控制擔體填充量，以及定頻率以短時間曝氣方式進行擾動，可使得擔體間自動調整其相關位置，避免氮氣累積和反應槽阻塞之問題(詳見圖 5)。

$$NO_3^- + 1.08\ CH_3OH + 0.24\ H_2CO_3 \rightarrow 0.056\ C_5H_7NO_2 + 0.47\ N_2 + 1.68\ H_2O + HCO_3^- \quad \text{(式 1)}$$

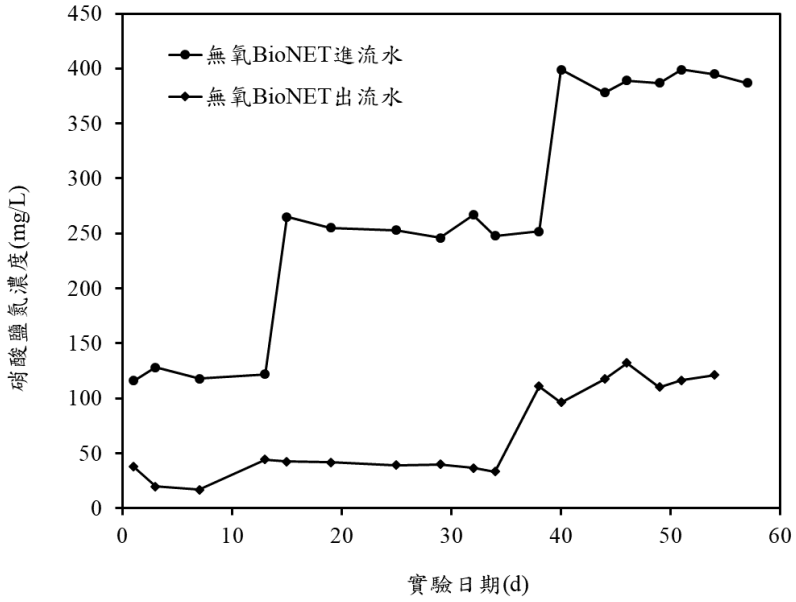


圖 4　BioNET 脫硝試驗之進出流水硝酸鹽氮濃度變化

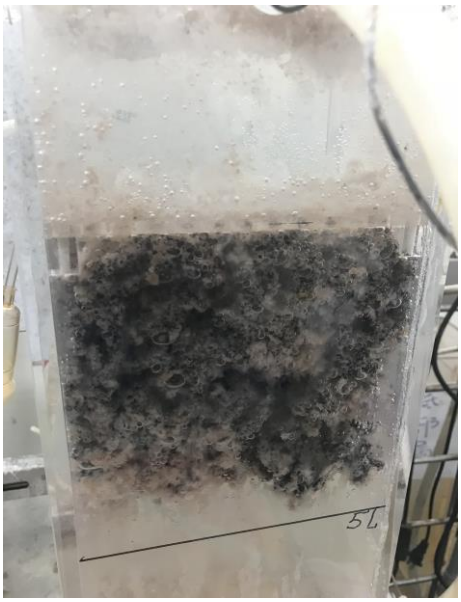


圖 5　BioNET 脫硝試驗之生物擔體與產氣情形

根據硝酸鹽氮去除率與體積負荷之關係(參見圖 6)，當系統操作於體積負荷 0.5~1 kg/m^3-d，硝酸鹽氮去除率可穩定落在約 80%；而體積負荷達 1.5 kg/m^3-d 時，則去除率開始明顯下降，表示該股廢水使用無氧 BioNET 技術時，應控制避免硝酸鹽氮體積負荷超過 1 kg/m^3-d，可達到較適化之處理成效。據此，案例廠增設之 BioNET 硝酸鹽氮處理設施則以硝酸鹽氮體積負荷 1 kg/m^3-d 作為工程規劃之設計參數。

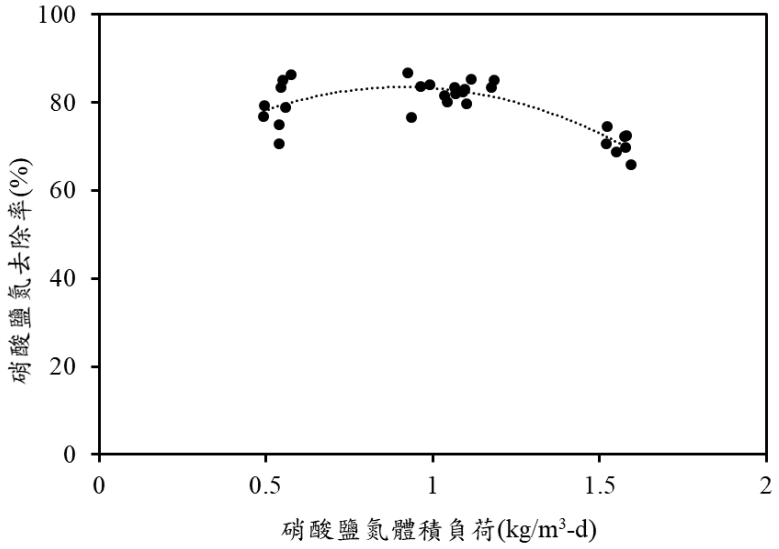


圖 6　BioNET 脫硝試驗其硝酸鹽氮去除率與體積負荷之關係

2. 案例廠無氧 BioNET 硝酸鹽氮處理設施

案例廠每日之二沉池出流水量介於 400~500 m^3，增設之無氧 BioNET 硝酸鹽氮處理設施主要係針對二沉池出流水中硝酸鹽氮進行控制，能夠於前端廢水發生偶發性濃度異常時，確保放流水硝酸鹽氮<50 mg/L。

根據運行結果(詳見圖 7)，無氧 BioNET 硝酸鹽氮處理設施進流水 pH 通常介於 7.5~8.0 之間，由於脫硝過程會產生鹼度，往往使得出流水 pH 有所上升，故常有調酸之行為，但系統出流水 pH 通常<8.5，無需針對前端進流水進行 pH 調整。一般而言，案例廠二沉池出流水的硝酸鹽氮濃度大多小於 50 mg/L，但會有不定期濃度變高之情況，而異常時之硝酸鹽氮濃度亦通常<80 mg/L。以案例廠而言，無氧 BioNET 硝酸鹽氮處理設施之硝酸鹽氮體積負荷操作於 1.0~1.3 kg/m^3-d 之間，而出流水硝酸鹽氮通常<40 mg/L，並能夠保持長期穩定度，與實驗室評估結果相符合(詳見圖 8)。

有機物係提供脫硝異營菌作為碳源及電子供給者，不同種類的脫硝菌所利用的有機物也不同，此外，當使用不同的碳源時，亦會使得脫硝之效

率以及需求的碳氮比(C/N)有所差異。而在操作脫硝系統時，C/N 比極為重要，碳源添加量直接影響出流水硝酸鹽氮是否可以符合放流水標準；但碳源添加過量時，除了耗費不必要之操作成本以外，更會使得出流水 COD 超過放流水標準。據此，除了需配合進流硝酸鹽氮濃度進行碳源濃度調整外，於無氧系統後續串接一好氧系統，針對殘留之有機物進行去除，具有其必要性。

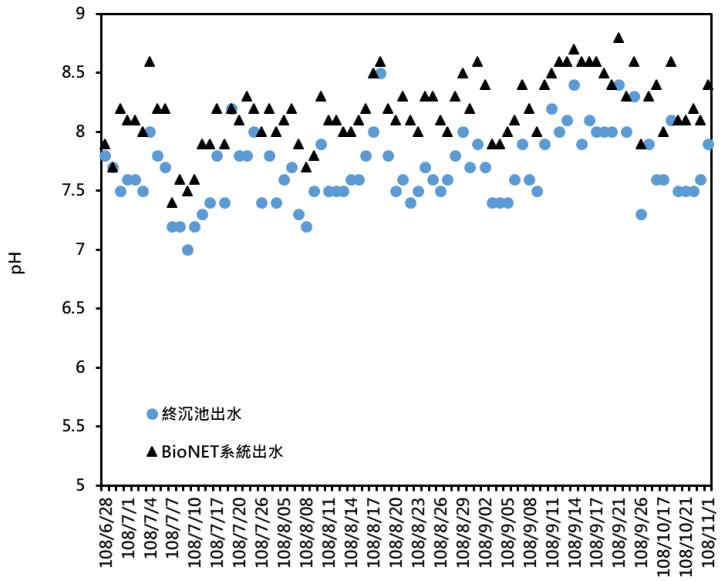


圖 7　BioNET 硝酸鹽氮處理設施進出流水 pH 變化

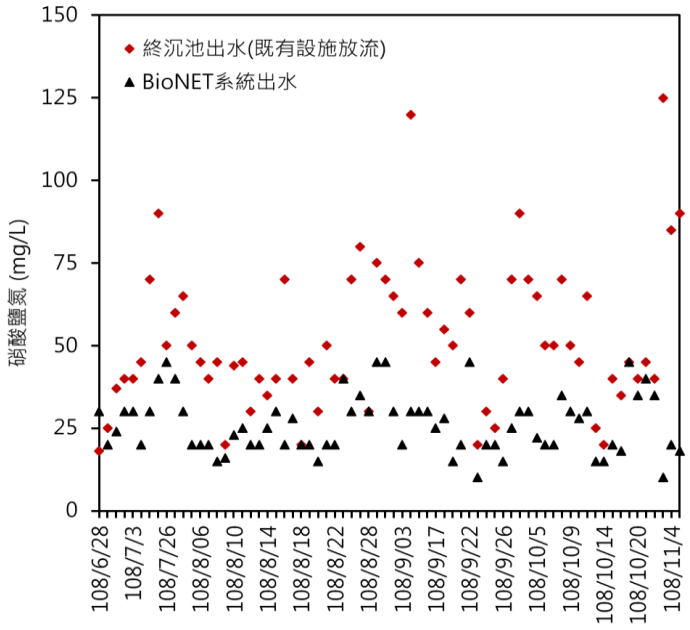


圖 8　BioNET 硝酸鹽氮處理設施進出流水硝酸鹽氮濃度變化

由於案例廠增設之無氧 BioNET 系統屬於末端處理設施，需以額外添加碳源的方式補充有機物濃度，而案例廠以 C/N 比 3.5~4.0 作為操作基準，故在硝酸鹽氮濃度不大於 80 mg/L 之條件下，建議控制之進流水 COD 濃度為 300 mg/L。根據圖 9 運行結果，無氧 BioNET 進流水 COD 濃度通常介於 300~400 mg/L，略高於設定之濃度，乃因所使用之碳源為案例廠醋酸鈉產線之次級品，每批次之濃度通常有所差異，故造成進流水中 COD 濃度變化相對較大。而無氧 BioNET 出流水部分，通常 COD 濃度介於 80~150 mg/L 之間，但透過後續串接之好氧 BioNET 單元，其出流水可降至 50~60 mg/L，有效去除殘留之有機物，避免放流水 COD 超過放流水標準。

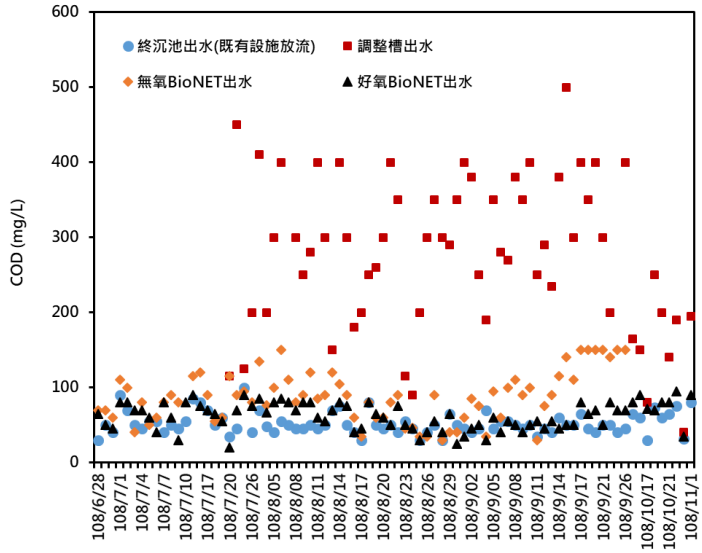


圖 8　BioNET 硝酸鹽氮處理設施進出流水 COD 濃度變化

四、結　論

BioNET 採用多孔性擔體作為反應槽之介質，進而提供廣大之表面積作為微生物附著、增殖之介質，尤其適合低負荷，高流量之廢污水處理。經實驗室評估顯示，確實能夠營造脫硝環境，有效處理水中硝酸鹽氮。此外，通過控制擔體填充量，以及定頻率以短時間曝氣方式進行擾動，可使得擔體間自動調整其相關位置，避免氮氣累積和反應槽阻塞之問題(詳見圖 5)。

以案例廠而言，增設之無氧 BioNET 硝酸鹽氮處理設施其廢水處理量 4 介於 400~500CMD，操作於硝酸鹽氮體積負荷約 1.0 kg/m^3-d 之條件下，出流水硝酸鹽氮通常<40 mg/L，且 COD<80 mg/L，並能夠保持長期穩定度。

綜合而言，無氧 BioNET 技術確實能夠有效應用於生物脫硝程序，且極適合針對廢水處理設施末端硝酸鹽氮之改善。

五、參考文獻

1. Bernhard, A. (2010). The Nitrogen Cycle: Processes, Players, and Human Impact. Nature Education Knowledge. 3, 25.
2. Zhang, M., Tay, J.H., Qian, Y., Gu, X.S. (1997) Comparison Between Anaerobic-Anoxic-Oxic and Anoxic-Oxic Systems for Coke Plant Wastewater Treatment. Journal of Environmental Engineering. 123.
3. Timur, H. (2001). Denitrification of Wastewater in a Fixed Film Reactor. Journal of Fresenius Environmental Bulletin. 10, 396-400.
4. Pekdemir, T., Kacmazoglu, E.M., Keskinler, B., and Algur, O.F. (1998). Drinking Water Denitrification in a Fixed Bed Packed Biofilm Reactor. Turkish Journal of Engineering Environmental Science. 22, 39-45.
5. Zhou, X., Li, Y., Zhao, Y., Yue, X. (2013) Pilot-Scale Anaerobic/Anoxic/Oxic/Oxic Biofilm Process Treating Coking Wastewater. Journal of Chemical Technology & Biotechnology. 88, 305-310.
6. 張王冠、莊順興、洪仁陽、鄒文源，「應用 BioNET 技術處理化工業廢水二級處理出流水」，2000 產業環保工程實務技術研討會，經濟部工業局，89 年 11 月。
7. 陳致君、洪仁陽、姜榮煌、洪政偉、廖啟鐘、陳威全、鄒文源，「氨氮與正磷酸鹽廢水以 BioNET 和化學混凝組合程序之實廠處理」，環保技術與工程實務研討會，104 年 11 月。
8. 廖昌郁、林冠佑、顏嘉亨、邱聖壹、張婷婷、洪仁陽、梁德明、林威，「BioNET 技術於工業區放流水回收前處理之應用」，綠色技術與工程實務研討會，107 年 11 月。
9. Capua, F. D., Papirio, S., Lens, P.N.L., Esposito, G. (2015) Chemolithotrophic Denitrification in Biofilm Reactors, Chemical Engineering Journal. 280, 643-657.
10. Constantin, H., Fick M. (1997) Influence of C-Sources on the Denitrification Rate of a High-Nitrate Concentrated Industrial Wastewater. Water Research. 31,583-589.

再生資源回收再利用創新設計與推廣

鄭少谷*

摘　要

為響應政府循環經濟、綠色設計推廣，長期致力於研究搖籃到搖籃(Cradle to Cradle，簡稱 C2C)創新設計推廣，C2C 創新設計理念推廣自然界萬物都是養分，沒有廢棄物的觀念，是一種改變傳統產品或材料設計的綠色環保概念。搖籃到搖籃強調向大自然學習，將所有物料皆視為養分，利用〝養分管理〞觀念出發，從源頭材料改變作起，也就是從源頭設計階段就仔細構想產品結局。C2C 主張從設計源頭開始即使用可不斷循環的原料，使用後的產品材料可透過生物降解或重新進入工業循環回收再利用或分解回大自然，減少廢棄物的產生，並提高資源的使用效益。

本研究專以廢紙回收再利用原料為主要研發材料，其針對產品之工業包裝、商業包裝、賣場陳列包裝及倉儲運輸包裝進行系列創新設計與推廣，取代市面上木材、鐵材、保麗龍、壓克力、海綿、泡殼及 PE 發泡等污染包裝材料設計。本研究特別重視以單一件或單項再生紙材料，來做為其所有包裝主要設計和推廣應用，以達到再生紙包裝材料回收再生之單純性，也是從綠色包裝設計削減混合包裝材料之使用衝擊性，以及降低回收再生面臨分類困難和夾雜異物成份之綠色包裝設計的源頭控制。

展望全世界，包裝材料減量、減廢及回收再利用來解決環境問題之方向，已逐漸形成一股主流。從省資源與省能源的角度來考慮再利用與減量、減廢及材料的選擇，已成為包裝設計最重要的一件事。而廢棄物發生量之減少或廢棄物之小量化，正是源頭設計端所要解決的問題。包裝是一項極為短暫與垃圾化之產物，隨著經濟發展賣場流通增加的比率，相對地增加了環境的負荷量，因此基於環保的考量，就必須慎重地選擇包裝材料設計，它可以解決環境及廢棄物的問題，確是一項不爭的事實。

【關鍵詞】搖籃到搖籃、回收再利用永續循環、包裝環境化設計、包裝輕量化設計

---

*麗台商行　顧問

一、前　言

包裝材料除了帶給森林保育莫大衝擊之外，其後續所產生廢棄物垃圾也造成嚴重環境污染，因此建立創新綠色包裝設計推廣包裝材料減量、減廢及回收再利用的設計理念，已成為當務之急。過度或污染包裝材料最直接為害是這些多餘包裝物最終均被丟棄在垃圾堆中，形成日與俱增的生活垃圾的重要源頭。根據行政院環保署所作統計數字顯示，台灣每年所產生垃圾量，大約有三分之一垃圾是來自於包裝材料，這些被丟棄的垃圾包括棧板、紙箱、紙盒、塑膠袋、塑膠瓶罐、提袋、保麗龍、壓克力、海綿、泡殼及 PE 發泡等等，這些過度包裝物浪費了有限資源，造成嚴重環境污染，投入龐大費用及人力處理垃圾，同時也損害了消費者的利益。垃圾是困擾城市環境治理的重要污染源。對於抑制垃圾量擴增，最有效的處理方式是減量化、資源化、回收化、制度化。其中又以減量化為最重要一環，因為只有從源頭上減少垃圾量，才能減輕後續治理的負擔，使垃圾問題得到有效的控制。

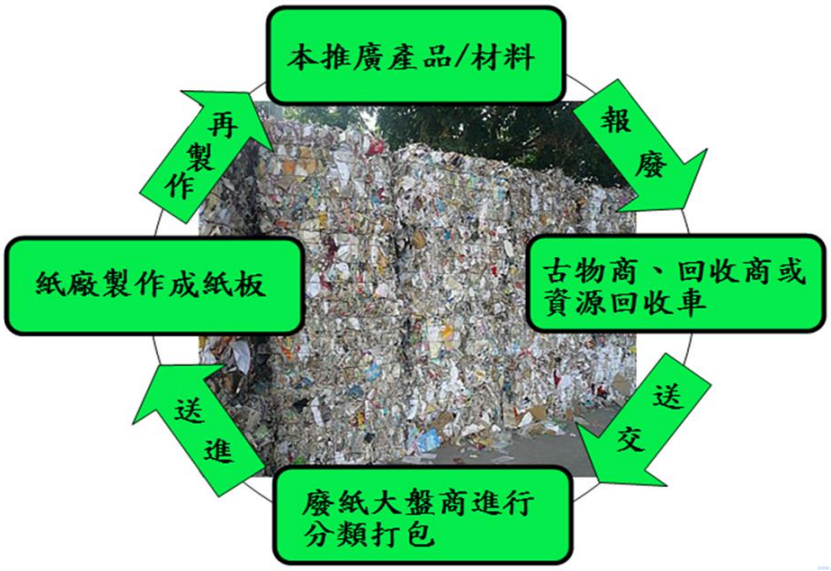
台灣被垃圾淹沒˙中央與地方互槓

陸地、海洋堆積大量包裝廢棄物垃圾，嚴重污染環境，也造成眾多水生物誤食而死亡

為什麼要推廣再生紙？回收一噸的廢紙可以拯救二十株原木，回收廢紙可減少 14-22.6％垃圾量，75％製紙能源，50％製紙用水以及可減少 75-95％空氣污染。可以解決環境的問題包括氣候變遷、災害防救、自然保育、公害防治、文化資產保護、節能減碳及安全衛生等問題，並且可以大大改善生產機具設備運轉所產生空氣、噪音及廢棄物等環境污染的危害，進而減少國人生命財產受到威脅。因此建立包裝材料減量、減廢及回收再利用工作，已成為當務之急。

回收路徑

回收再利用 **永續循環**



長期以來國人對於包裝設計始終停留在視覺上的感受，卻忽略環保的重要性，以至於包裝材料帶給社會極大的負擔，作者積極扮演着台灣創新綠色包裝設計的推手，突破傳統的創作手法，發揮創意的特質從環保材料出發，並投注減量、減廢及回收再利用的規劃設計，運用於現有的制度上，對國內包裝材料使用推動不僅有新模式可遵循，不但能減量、減廢，更能營造美好的生活環境，為國內循環經濟、環境保護作出貢獻。

二、動　機

作者長期致力於研究搖籃到搖籃(Cradle to Cradle，簡稱 C2C)創新設計服務，C2C 創新設計理念推廣自然界萬物都是養分，沒有廢棄物的觀念，

是一種改變傳統產品或材料設計的綠色環保概念,不同於以往自然資源經由開採、加工、製造、使用、拋棄、污染後就注定了單向的〝搖籃到墳墓〞之路。搖籃到搖籃強調向大自然學習,將所有物料皆視為養分,利用〝養分管理〞觀念出發,從源頭設計改變起,也就是從產品設計階段就仔細構想產品結局,遵循〝廢棄物即養分〞、〝使用再生能源〞及〝提倡多樣性〞等三大原則,並透過標準化設計,讓物質得以不斷循環於生態或工業迴圈。更提倡有別於傳統方式產品註定走向拋棄、污染的生命週期,C2C 主張從設計源頭開始就是使用可不斷循環的原料,使用後的產品材料可透過生物降解或重新進入工業循環回收再利用,減少廢棄物的產生,並提高資源的使用效益。透過教學、演說、研討會及展覽,讓企業瞭解產品包裝重新設計理念的重要性,引導企業響應循環經濟,以進一步朝向〝零廢棄〞的目標邁進,讓〝源頭減量新趨勢·邁向永續零廢棄〞的設計理念在台灣各產企業發酵。

由於全球經濟快速成長的影響,產品行銷和包裝設計之間的關係更加的密切,不適當材質與過量的包裝和複雜的生產流程,會帶來高成本及環境污染的問題,現在已受到大眾極度的重視。綠色包裝的概念著重於設計、生產減少廢棄物的理念,制定符合環保需求的包裝,其含蓋減量、減廢,「減量」是透過設計技巧與手法,將所需使用的資源抑制到最低限度,「減廢」是將過剩或多餘包裝資源摒棄不用,上述利用包裝材料選擇,設計技巧,製程修改,簡化作業及充分利用運輸空間,讓綠色包裝能發揮最高且最有效的經濟效益。

本研究以廢紙回收再利用原料為主要研發材料,其針對企業產品之工業包裝、商業包裝、賣場陳列包裝及倉儲運輸包裝進行系列創新設計與推廣。創新綠色包裝設計推廣可使商品扮演包裝安全和綠色代言等功能,也是應輕、薄、短、小來節省包裝資源消耗的重要機制,而且可以讓商品在倉儲、運輸、安全、回收和環境等衝擊性降低。本研究特別重視以單件或單項材質再生紙材料來做為其所有包裝的主要設計和推廣應用,以達到再生紙包裝材料回收再生之單純性,也是從綠色包裝設計削減混合包裝材料之使用衝擊性,以及降低回收再生面臨分類困難和夾雜異物成份之綠色包裝設計的源頭控制。為強化包裝的功能,設計包裝標準化、零件少量化、群化材料的解體化、組裝和拆卸的簡易化,以及避免使用者受到傷害等考量,以此開發的包裝品,更具有市場行銷的特色,且對產企業及一般消費者也有相當的吸引力。

研究目的:

1.解決氣候變遷、災害防救、自然保育、公害防治、文化保存等環境教育面向推廣。

2.推廣循環經濟，協助企業建構優質綠色包裝環境。

3.推廣資源回收再利用，引導企業肩負起社會責任共同解決社會環境的問題。

4.讓更多國人瞭解資源回收再利用的重要性與永續性。

5.協助政府政策宣導，推廣循環經濟，推動產業綠色創新。

6.協助學校、社會環境教育推廣，帶動社會整體環境教育的提升。

7.解決城市垃圾污染，減少龐大費用及人力處理垃圾。

8.提供新技術新產品供政府、企業推廣。

9.創新綠色包裝人才培育，輔導青年就業。

10.推廣職場安全衛生教育，降低職業災害發生。

11.結合加工廠，推動綠色包裝技術資源整合。

12.響應政府環保政策推廣，推動資源回收再利用，珍惜資源及節能減碳的觀念。

13.推廣企業綠色包裝標準化，簡化包裝材料、製造流程、節省成本、行政作業效能改善、設備/設施效能改善，提升企業競爭力。

14.推廣包裝材料減量、減廢及回收再利用，減少國家、社會資源浪費。

15.提升企業綠色包裝技術升級、企業環保形象及產品國際競爭力。

三、創新設計

(一)創新設計概念

創新必須要勇於變革，展現創造力，達到從無到有，推陳出新，改善現狀的結果。創新的根本，就是要增加附加價值，創新最重要的是要能為國家、為企業、為人民從創新中獲得利潤，具有價值的創新，除了符合目標市場的人文價值，以及造型與功能上具有獨特性、新穎性的設計之外，必須能透過成本與利潤的分析，將創意有效的轉換成商業價值，為企業帶來豐厚的獲利。本研究的特色，除了具有獨特的設計價值之外，資源整合，靠創新逆轉勝，能將創意轉換成獲利績效，在重要技術指標上之突破與發展重點有以下四點：

1.本研究推廣在功能與造型上具有獨特、嶄新的設計。

2.本研究推廣符合目標市場的人文價值。

3.本研究推廣能以最低成本及設計變更提供符合客戶需求的產品。

4.本研究推廣價值可轉換成產品售價上的利潤或市場上佔有率的提升。

本研究為協助企業產品包裝減量、減廢，使用無毒性可回收之環保包裝

材料，推廣循環經濟綠色包裝技術。維護環境品質，發揮綠色創意，善用環保資源，提升企業及消費者對於環保觀念之認識。目前正值全球疫情嚴峻，國內經濟景氣低迷，企業在經營上急需作適度的調整，再生資源再利用將是其中有利的對策之一，觀察國內企業無論是在包裝材料設計上製程上或是行政作業上均缺乏簡化設計及規劃，以致於造成企業成本極大的浪費，甚而影響企業競爭力，實施再生資源回收再利用的用途是在簡化企業內部設計、生產、管理等流程，其目的是要讓所有作業簡化、省資源、省能源、省成本及無污染。在高度消費的時代，包裝可以增加產品的價值感，也可以提供消費者一種信賴和保證。為了調配產銷，包裝設計者必須不斷的創新求變，更需要達成資源回收再生與節能減碳的目標。因此，本研究產品皆以環保及力學原理的架構結合設計而成，並且符合以下訴求：

1.包裝設計與環境相容。

2.包裝設計遵循人體工學原理，符合人體使用要素。

3.包裝設計符合 5S，Save(節省)、Standardization(標準化)、Surroundings(環境)Safety(安全)，Service(服務)。

4.包裝設計成功解決業者需求。

5.包裝設計以最有效率方式運送。

6.包裝設計符合多功能、多用途。

7.包裝設計符合美學之造型、色彩等。

(二)核心技術

1.以單項包裝材質取代多項包裝材質設計。

2.以單一件包裝材料取代多件式、多層式及複合式包裝材料設計(一體成形設計)。

3.以單一件包裝材料設計成雙用途或多用途包裝設計(多功能、多用途設計)。

4.二種以上不同大小、形狀產品，共用同一套包裝(標準化設計)。

5.以再生紙取代木材、塑膠箱(盒)、保麗龍、壓克力、海綿、PE 發泡及泡殼等塑膠化學污染不易回收之包裝材料，及有毒物化學加工或材料。

6.耐高壓結構保護設計，如一張再生紙一體成形可承載 1 噸(1000 公斤)以上重量包裝，如複數張再生紙組合成形可承載 4.5 噸(4500 公斤)以上重量包裝。

(三)創新設計推廣實例

1.商業包裝

推廣教材 1—糕餅包裝

傳統糕餅包裝盒內 PVC 塑膠泡殼內襯、塑膠泡殼上蓋兩者使用材料均為 1.2 才，可以節省塑膠泡殼內襯材料 1,000,000 片，塑膠泡殼上蓋材料 1,000,000 片，合計節省總塑膠泡殼材積 2,400,000 才，減少製程廢棄降低釋放量(報廢後等同負擔 2,400,000 才垃圾量及該量處理費用與人力資源浪費)。

再生紙取代 PVC 塑膠泡殼包裝

傳統包裝

紙盒上蓋+底蓋+泡殼座+泡殼蓋隔離 15 個月餅保護包裝(4 件材料包裝)

以量產 1,000,000 盒計算

創新包裝

一張再生紙一體成形隔離 15 個月餅保護包裝(1 件材料包裝)

SGS

TEST REPORT

報告號碼： HL10103A/2007
頁數： 1 of 2
日期： 2007年01月24日

伸威包裝設計有限公司
台北市長安東路二段 6-1 號 3 樓

以下測試樣品係由客戶所提供及確認
產品敘述： 15 個槽穴蜂巢紙箱
紙箱材質： 450P 白銅紙

我們依照客戶的要求,根據客戶送交之樣品進行測試結果如下：
委託測試要求：
紙箱抗壓測試

委託測試方法：
(1) 將樣品放置在測試平台。
(2) 向下逐漸施加一壓力於樣品表面 (施壓平板面積 900 mm×900 mm) ，直到樣品破壞。
(3) 記錄其最大破壞強度。
(4) 試驗機台：INSTRON 5581；速率：13 mm

委託測試結果：
紙箱抗壓測試

樣品	最大破壞強度(kgf)	測試結果
紙箱	302.5	紙箱變形

試驗日期： 2007/01/22~2006/01/23

Signed for and on behalf of SGS Taiwan Ltd.
副理

TW4370591

SGS Taiwan Ltd. 台灣檢驗科技股份有限公司 | No. 33, No. 35, Wu Chyuan Road, Wuku Industrial Zone, Taipei County, Taiwan / 台北縣五股工業區五權路33號,35號 | t (886-2) 2298-3355 f (886-2) 2299-7857 | www.tw.sgs.com

Member of SGS Group

SGS

TEST REPORT

報告號碼： HL10103A/2007
頁數： 2 of 2

- 照片頁 -

樣品照片

"照片 A" (樣品照片)

---以下空白---

委託測試結果：
紙箱抗壓測試

樣品	最大破壞強度(kgf)	測試結果
紙箱	302.5	紙箱變形

TW4370592

SGS Taiwan Ltd. 台灣檢驗科技股份有限公司 | No. 33, No. 35, Wu Chyuan Road, Wuku Industrial Zone, Taipei County, Taiwan / 台北縣五股工業區五權路33號,35號 | t (886-2) 2298-3355 f (886-2) 2299-7857 | www.tw.sgs.com

Member of SGS Group

再生紙取代PU發泡海綿塑膠包裝

傳統包裝 **創新包裝**

海綿座+海綿墊+塑膠袋+空白紙盒+盒套　　紙盒+內襯+紙袋

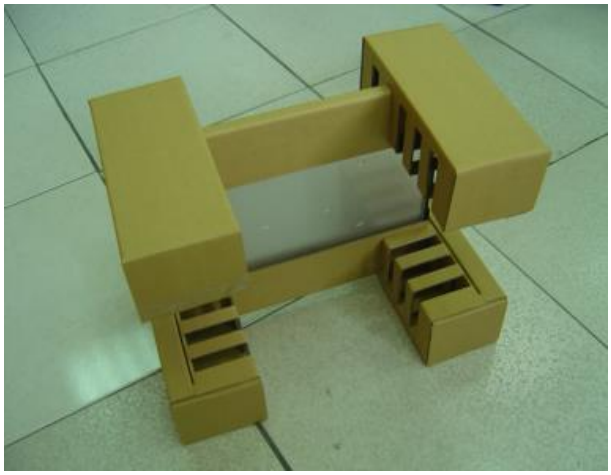
以量產 1,000,000 盒計算，傳統包裝打印服務器一台使用海綿座+海綿墊 PU 發泡海綿兩塊材積 2.2 才，可節省 PU 發泡海綿塑膠 2,200,000 才，減少製程廢棄降低釋放量(報廢後等同負擔 2,200,000 才垃圾量及該量處理費用與人力資源浪費)。

2.工業包裝

推廣教材 1—電腦液晶銀幕包裝

再生紙取代EPS保麗龍塑膠包裝

傳統包裝 **創新包裝**



保麗龍 4 塊+舒泡布+紙箱+封箱膠帶，回收困難，佔空間

再生瓦楞紙 4 片+內襯+紙箱，紙箱上下不需要使用封箱膠帶，回收容易，可拆解壓平，不佔空間

以量產 1,000,000 箱計算，傳統電腦液晶銀幕包裝 1 台使用 EPS 保麗龍塑膠 4 塊材積 4.8 才，可節省 EPS 保麗龍材料 4.800,000 才，減少製程廢棄降低釋放量(報廢後等同負擔 4,800,000 才垃圾量及該量處理費用與人力資源浪費)。

推廣教材 2—12 只省電燈泡創新包裝(怕碎、怕壓、怕磨擦蜂巢箱包裝)

再生紙取代 PP 塑膠包裝

傳統包裝

橫向隔板 2 片+縱向隔板 2 片+紙箱+封箱膠帶

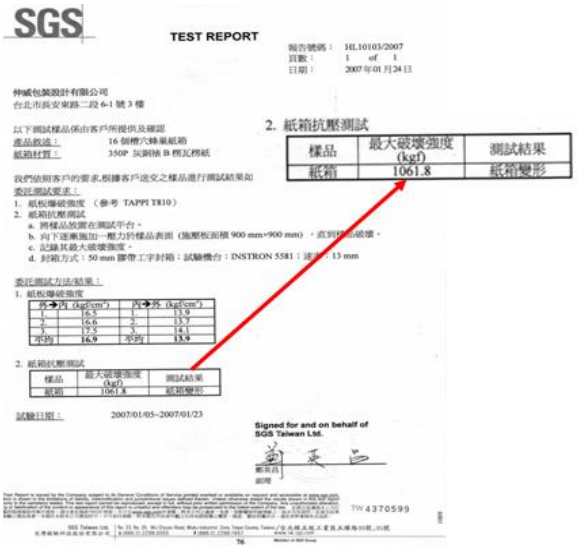
創新包裝

一張再生紙一體成形完成 12 只省電燈泡包裝，紙箱上下不需要使用封箱膠帶，(1 件材料取代 6 件以上材料包裝)

以量產 1,000,000 箱計算，傳統包裝蜂巢箱 1 只紙箱使用 PP 塑膠材積 5.8 才，可節省 PP 塑膠 5,800,000 才，減少製程廢棄降低釋放量(報廢後等同負擔 5,800,000 才垃圾量及該量處理費用與人力資源浪費)。

推廣教材 3—16 只省電燈泡創新包裝

一張再生紙一體成形完成 16 只省電燈泡包裝，紙箱上下不需要使用封箱膠帶。SGS 抗壓測試，可承載耐壓強度 1061.8 公斤，相當於挺舉 70.7 公斤 15 名壯漢重量



SGS

TEST REPORT

報告號碼： HL10103/2007
頁數： 1 of 1
日期： 2007年01月24日

仲威包裝設計有限公司
台北市長安東路二段 6-1 號 3 樓

以下測試樣品係由客戶所提供及確認
產品敘述： 16 個槽穴蜂巢紙箱
紙箱材質： 350P 灰銅裱 B 楞瓦楞紙

我們依照客戶的要求,根據客戶送交之樣品進行測試結果如
委託測試要求：
1. 紙板爆破強度 （參考 TAPPI T810）
2. 紙箱抗壓測試
a. 將樣品放置在測試平台。
b. 向下逐漸施加一壓力於樣品表面 (施壓板面積 900 mm×900 mm) ，直到樣品破壞。
c. 記錄其最大破壞強度。
d. 封箱方式：50 mm 膠帶工字封箱；試驗機台：INSTRON 5581；速度：13 mm

委託測試方法/結果：
1. 紙板爆破強度

外→內 (kgf/cm²)		內→外 (kgf/cm²)	
1.	16.5	1.	13.9
2.	16.6	2.	13.7
3.	17.5	3.	14.1
平均	**16.9**	平均	**13.9**

2. 紙箱抗壓測試

樣品	最大破壞強度 (kgf)	測試結果
紙箱	1061.8	紙箱變形

試驗日期： 2007/01/05~2007/01/23

Signed for and on behalf of SGS Taiwan Ltd.

TW 4370599

3.賣場陳列包裝

推廣教材—落地型陳列架包裝

再生紙取代PMMA壓克力塑膠包裝

傳統包裝 **創新包裝**

回收困難，佔空間 **回收容易，可拆解壓平，不佔空間**

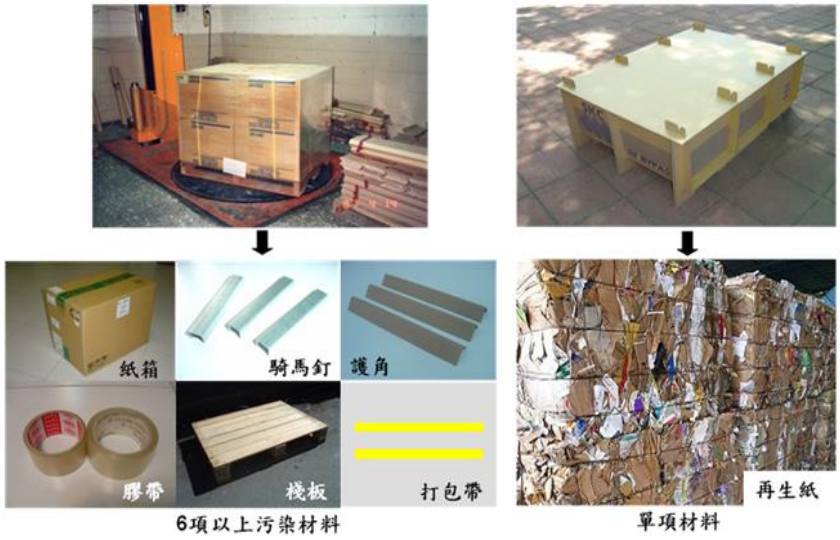
以量產 1,000,000 座計算，傳統包裝壓克力塑膠陳列架一座陳列架使用聚甲基丙烯酸甲酯壓克力材積 21 才，可節省壓克力 21,000,000 才，減少製程廢棄降低釋放量(報廢後等同負擔 21,000,000 才垃圾量及該量處理費用與人力資源浪費)。

4.運輸包裝

推廣教材—不需要使用棧板紙箱貨品運輸包裝(不需要砍伐木材與不用毒化學物燻蒸貨品運輸包裝)

再生紙取代木材包裝

傳統包裝 **創新包裝**



堆高機操作實例

拖板車操作實例

6 名壯漢耐高壓承載測試

試 驗 報 告

案　　號：T92261	日期：104年11月6日
委 託 者：伸威包裝設計有限公司	
地　　址：台北市長安東路二段 6-1 號三樓	
試驗項目：平面壓縮強度試驗	
品　　名：特殊瓦楞紙棧板	

尺　　寸　：113 (W) x 97(D) x 35(H) cm
重　　量　：8.76 kgs
測 試 速 度：15 mm/min.
測 試 方 向：上下
耐 壓 強 度：測試件如圖示方式施壓,叁件試件其耐壓強度分別爲 4544 kgs,4554 kgs,4558 kgs 上下變形量 26mm,23mm,25mm。

以下空白

備註：
1.本報告書僅證明實際接受測試樣品之品質。
2.本報告書之全部或部份內容，不得作廣告用途。
3.本報告書依本會包裝試驗所服務簡則之規定發給。
4.本報告書僅供委託者參考，本會對之不負任何法律責任。

中華民國對外貿易發展協會
台中辦事處包裝試驗所
地址：臺中市英才路 260 號 1 樓

電話：(04)22035933 分機 13
傳真：(04)22032899

本研究產品經由外貿協會包裝實驗所耐壓測試獲得 4558 公斤(4.5 噸)承載重量，相當於挺舉 75.9 公斤重 60 名壯漢。

以量產 1,000,000 座計算，本研究發明取代目前國內外運輸、倉儲所使用的木製棧板+紙箱+封箱膠帶+騎馬釘+護角等材料做為組合之運輸包裝方式，可節省木棧板材料 100%，以一座木製棧板 22 才材積計算，量產 1,000,000 座可節省木材資源浪費 22,000,000 才(報廢後等同負擔 28,000 噸重垃圾量及該量處理費用與人力資源浪費)。若一棵大樹 500 才計算，將可減少 44,000 棵大樹被砍掉，如果一座森林有一千棵大樹，等於減少 44 座森林被摧毀。本研究發明由卡榫形成的紙箱容器不需要使用任何協助件協助成形，而傳統紙箱必需要透過騎馬釘或黏液加工成形，以一座棧板放置 6 個傳統木漿製紙箱，量產 1,000,000 座棧板，共需要用掉 6,000,000 紙箱(報廢後等同負擔 1200 噸重垃圾量及該量處理費用與人力資源浪費)，一只紙箱為 10.5 才，可節省木材資源浪費 10,500,000 才，若一棵大樹 500 才計算，將可減少 21,000 棵大樹被砍掉，一座森林有一千棵大樹，等於減少 21 座森林被摧毀，其所造成森林環境破壞將是相當驚人。

四、競爭優勢

與同類標的在創新上比較

項　　目	國內外同類型包裝 傳統技術	再生資源回收再利用 創新技術
材　　質	木材、鐵、保麗龍、壓克力、海綿、泡殼、PE 發泡等污染包裝材料	再生紙
件　　數	多件式	單一件
成形方式	上蓋+下蓋+內襯材料	一體成形
結　　構	箱(盒)體與內襯材料鬆散、易解體	箱(盒)體與內襯材料紮實
衍生技術	窄	廣
用　　途	僅作單一商品包裝用途	多功能、多用途、標準化用途
模　　具	鋼模	刀模
製作時間	長	短
製　　程	複雜	簡單
成　　本	高	低
印　　刷	困難及品質不佳	容易
環保回收	不容易	容易
垃圾處理及費用	困難、多	容易、少
庫　　存	立體，佔空間	片狀，不佔空間

五、適用產業

本研究產品、技術不限國家地區與產業別，可適用在全球各產業產品上，市場包括：資訊業、電子業、食品業、文教業、生技業、玩具業、化妝品業、農產品業、工具業、汽機車零件業及其他業。

六、學校、社會推廣

經濟部包裝環境化設計推廣演說

環保署包裝環境化設計推廣教學

經濟部傳統產業創新聯盟包裝環境化設計推廣教學

工業技術研究院環境與安全衛生技術發展中心包裝環境化設計推廣教學

長庚大學工業設計系包裝環境化設計推廣教學

台北科技大學工業設計系研究所包裝環境化設計推廣教學

崑山科技大學視覺傳達設系包裝環境化設計推廣教學

七、獲獎事蹟

二度經濟部〝國家發明創作獎〞

二度經濟部〝中小企業創新研究獎〞

環保署〝搖籃到搖籃(C2C)產品創新〞特優獎

經濟部〝全國循環經濟創意獎〞銅獎

經濟部〝台灣未來貢獻獎〞兩座

八、媒體報導

經濟部、工業技術研究院永續產業發展雙月刊第 14 期專訪報導

經濟部技術尖兵雜誌第 145 期封面故事專訪報導

民視電視台新聞節目專訪報導　　**三立電視台新聞節目專訪報導**

九、結　論

環保是全球的趨勢，也是企業經營者的社會責任，產品減量、減廢及回收再利用推動工作更是企業刻不容緩，而降低成本不僅可提升企業獲利率，也讓產品更具有競爭力，為促使更多企業導入包裝環境化設計，本研究以再生紙發展出減量、減廢、無毒、無污染創新產品，取代市面上傳統過度複雜包裝材料設計，研究成果能獲得廣大企業的迴響。

解決問題：

1.本研究可以解決社會問題包括氣候變遷、災害防救、自然保育、公害防治、文化資產保護、節能減碳、安全衛生及垃圾減量等問題，並且可以大大改善生產機具設備運轉所產生空氣、噪音及廢棄物等環境污染的危害。

2.推廣創新、環保，協助企業建構優質的創新環境與生活環境。

3.推廣資源回收再利用，引導企業肩負起社會責任共同解決社會環境的問題。

4.解決不需要砍伐木材、塑膠廢棄物垃圾污染等問題。
5.以單一件或單一項再生紙材料取代傳統多件式、多層式、複合式包裝設計問題。
6.解決傳統木材、保麗龍、壓克力、海綿、PE發泡等污染不易回收的問題。
7.減少設備投資，節省業者包裝材料、生產、製造、運輸及行政作業成本。
8.減量、減廢減少製程作業時間，讓商品更快速的推向市場。
9.解決人力資源浪費及後續所產生廢棄物污染及處理問題。
10.簡化材料、設計、加工、製程作業及時間，減少國家、社會資源浪費。

十、參考文獻

1.廢棄物資源化專輯，產業永續發展 101 年度季刊，經濟部工業局，2012.6.1
2.循環設計的趨勢與價值，產業永續發展季刊 81 期，經濟部工業局，2018.8.6
3.循環經濟帶動產業轉型，產業永續發展 108 年度季刊，經濟部工業局，2019.12.1

金屬廢水高效率濃縮再利用

王賜龍*

摘　要

「友特法」是目前全球廢水濃縮分離效率最高的創新技術，主要是利用「空氣」、「離子交換樹脂」、「純水」、「再生劑」等物質，以進行純化及提濃，可從廢水中，選擇性的分離有害的重金屬物質，以分離成有價值的金屬濃縮液。

可應用的範圍，包括直接過濾廢水、廢水處理後的除雜質、水回收、製程槽液回收、新環境友善製程開發等，部分應用具有其他環保設備所沒辦法做到的特性，例如選擇性的回收廢水中的重金屬、氨氮、硼或有機物等物質。

「友特法」主要改善離子交換樹脂的再生方式，特別適合應用於重金屬的回收，相較傳統技術的再生方式，其特色為：

1.水回收率最高可達 99%以上。

2.回收物濃度最高可達 400g/l 以上，可做為原料再利用。

3.操作範圍最高可達 60 g/l 以上。

4.濃縮系數(concentration factor) 最高可達 1,000 以上。

5.濃縮液取代有害事業廢棄物污泥排放。

6.處理水符合放流水標準，不需二次處理。

因此，可以同時取代純水系統及廢水系統，並濃縮回收物，以減少能資源消耗及二氧化碳排放，同時有效率的達成去毒、減容、再利用的「工廠採礦」的目標。

【關鍵詞】水處理技術、離子交換樹脂、濃縮、分離、金屬、工廠採礦、再利用、廢水

---

*友特貿易有限公司 技術經理

一、前　言

現代的電子產業需要大量的金屬或稀有金屬，例如下圖 1 手機所含金屬分布，在製造的過程中，傳統的清洗方式，常會浪費 20-90%的重金屬到廢水。

現有的重金屬廢水技術是利用「沉澱法」，讓廢水中的重金屬沉澱、脫水後，再送至有害廢棄物處理商。然而，產生的重金屬污泥，除了含有重金屬之外、還含有水份、混凝劑(如 PAC)、凝聚劑(如 Polymer)以及其他雜質也一併沉澱下來，造成重金屬無法回用，重金屬污泥價值低，還需要付費委外處理，不符合循環經濟的要求。

針對以上問題而開發的「友特法」，是目前全球廢水濃縮分離效率最高的創新技術，主要是利用「空氣」、「離子交換樹脂」、「純水」、「再生劑」等物質，以進行純化及提濃；可從廢水中，選擇性的分離有害的重金屬物質，以分離成有價值的金屬濃縮液。

「友特法」主要改善離子交換樹脂的再生方式，特別適合應用於重金屬的回收，相較傳統技術的再生方式，其特色為：

1.水回收率最高可達 99%以上。
2.回收物濃度最高可達 400 g/l 以上，可做為原料再利用。
3.操作範圍最高可達 60 g/l 以上。
4.濃縮系數(concentration factor) 最高可達 1000 以上。
5.濃縮液取代有害事業廢棄物污泥排放。
6.處理水符合放流水標準，不需二次處理。

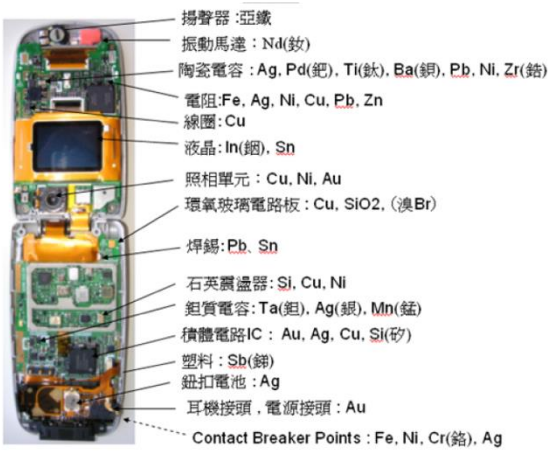


圖 1　手機所含金屬分布

二、技術介紹

「友特法」為我國的發明專利「一種利用壓縮空氣以減少再生液及廢水之設備及其方法」(專利證書號：發明第 I519349 號)的簡稱，其流程，請參考圖 2 所示。

「友特法」可同時達成省水、省化學藥劑、濃縮重金屬或有用物質，減少資源浪費及碳排放等多重目的，其特點如下。

1.擴大水回收設備的操作範圍：

· 水回收率最高可達 99%以上
· 回收物濃度最高可達 400 g/l 以上
· 操作範圍最高可達 60 g/l 以上
· 可取代污水處理廠中的部分流程
· 與現有的水處理設施相容，可安裝在前處理與最終處理間

2.法規符合：

· 提高環保法規符合性

3.改善後的具體效益：

· 直接創造回收物價值(例：重金屬、稀有金屬等)
· 節省藥劑 50%以上
· 節水 70%以上
· 節省操作時間、人員費用

4.其他效益：

· 回收物質濃度比污泥高
· 不產生有害污泥，不易阻塞
· 能協助實施循環經濟

「友特法」與現有技術比較，如表 1 所示。

再者，除可應用於製造純水、直接過濾廢水、廢水處理後的除雜質、、水回收、製程槽液回收、環境友善製程等，並得到高濃度之回收物濃縮液。另外，「友特法」可選擇性的回收廢水中之重金屬、有機物、氨氮、硼、放射性物質、氟水等物質。其應用「友特法」之分類如下表 2 技術應用範圍。

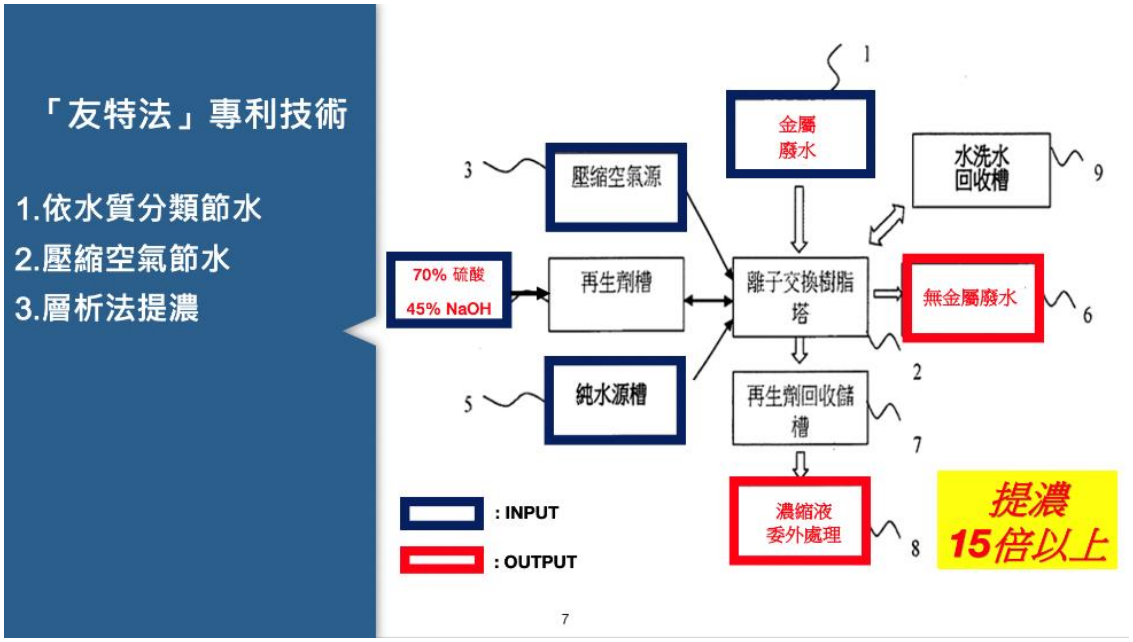


圖 2　「友特法」流程

表 1　現行廢水處理比較

項目	傳統廢水處理	「友特法」	RO 逆滲透
操作範圍(g/L)	無限制	<30	<1
液體濃縮比例	-	2-1500	<4
水回收率	0%	>95%	50-75%
重金屬或資源回收率	0%	>95%	0%
操作費用	++	+++	+
操作時間	+	++	+++
減少廢水設備	-	是	否
減少有害污泥	否	是	否
節省化學品	-	+++	++
節省能源	-	+++	+

表 2　技術應用範圍

廢水來源	濃縮液	處理水(或氣)
1.重金屬+有機廢水	濃縮重金屬鹽溶液	有機廢水
2.氨氮+有機廢水	濃縮氨氮溶液	有機廢水
3.有機及芳香族廢水	濃縮有機及芳香族溶液	無機廢水
4.重金屬+酸/鹼	濃縮重金屬溶液	酸/鹼
5.有機廢氣	濃縮有機溶液	空氣
6.含氟離子廢水	濃縮氟化物溶液	無氟化物廢水
7.含砷廢水	濃縮砷化物溶液	無砷化物廢水
8.氰化物(CN-)廢水	濃縮氰化物(CN^-)溶液	無氰化物廢水
9.含硼廢水	濃縮硼化物溶液	無硼化物廢水
10.陽離子+陰離子廢水	濃縮鹽類廢水溶液	純水
11.導電度、TDS	濃縮含導電度、TDS 溶液	純水
12.放射性物質+水	濃縮放射性物質溶液	純水

二、研究流程

本研究以化學鎳槽液廢水為例，應用「友特法」及離子交換樹脂之選擇能力，直接過濾廢水，分離重金屬與有機廢水，目標為提高回收物–鎳的濃度以回收重金屬，並達成處理後的廢水符合重金屬的放流水標準，以避免二次處理的產生。

本方法採用二道樹脂塔運作，第一塔為濃縮用、另一塔為保安用，以防止有不符合放流水標準的廢水排出。

經過處理的化學鎳槽液廢水，如「圖 3 化學鎳槽液廢水處理前後情形」及「圖 4　化學鎳廢水分離濃縮示意圖」。

圖 3　化學鎳槽液廢水處理前後情形

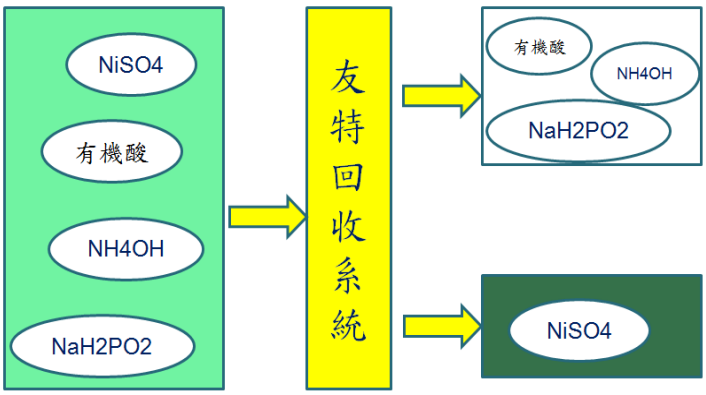


圖 4　化學鎳廢水分離濃縮示意圖

三、研究結果

其廢水經「友特法」處理後，再送至 SGS 進行檢測(CE/2016/38669 測試報告)，如下表 3 鎳分析數據分析，可得知，鎳濃度由 3.57 g/l 提升 15 倍至 55 g/L，約當於六水硫酸鎳 237 g/l，

表 3　鎳分析數據分析

項目	化學鎳廢水處理前	化學鎳廢水處理後鎳濃縮液
鎳濃度(mg/l)	3,570	55,000
體積(公升)	1,50	75

化學鎳廢水處理後之鎳濃度，再經第二道樹脂塔過濾後，用 Kyoritsu 測試包檢測，已符合放流水標準(Ni <1 mg/l)，處理後鎳回收率大於 99%。

四、結　論

「友特法」可解決傳統水處理技術「濃縮倍數」不佳的問題，能經濟的應用「友特法」處理低、中、高濃度廢水。由於濃縮液濃度很高，化工廠可使用濃縮液當做原料再利用，因此不會產生有害金屬或資源污泥，還可取代部分廢水設備。操作範圍大。

由於中小型電鍍業者常有缺乏環保專業知識、無廠房用地興建合乎放流水標準的廢水廠、常偷排高濃度廢水等特性。

「友特法」針對台灣環保市場，將以協助金屬廢水做為首要發展目標，提供技術服務。

以期望配合工業區污水處理廠處理廢水中的有機物部分，可減少電鍍業者偷排造成環境衝擊，並為地球環境盡一份心力。

五、參考文獻

1. 王賜龍，「Recycle Metal In the Wastewater by the Slone's Resin Concentrator」，Society of Chemical Industry(化學工業學會)，「IEX 2020 – Ion Exchanger – A vision for the Future」年會。
2. 王賜龍，「友特貿易發明全球廢水濃縮效率最高的新技術 」，中華民國環工學會第 28 屆年會。
3. 王賜龍，「Highly Efficient Concentrated Metal Method by Using Ion Exchange Resin 」，台灣化學工程學會 64 周年年會」。
4. 王賜龍，「金屬溶液高效率濃縮再利用之研究」，「中國礦冶工程學會 106 年年會」。
5. 王賜龍，「109 年國家發明創作獎」複賽簡報，經濟部智慧財產局。陳韋佑，「兩岸城市採礦發展潛力分析之研究」，台北科技大學。
6. 「2011 年金屬製品業年鑑-表面處理篇」，金屬工業研究發展中心。

廢水整合回收再利用推動以降低碳排放

黃憲聖*、楊士朋*

摘　要

近年來全球環境急遽變化，常因極端的氣候造成乾旱、暴雨等災害，而台灣地形因南北狹長致使河川短而湍急，造成水資源取之不易，為因應日後水價調整、水源短缺限水等議題，因此循環經濟的實踐已是目前全球趨勢，使得許多產業紛紛自發性的實行節水措施，並配合政府機構的相關政策執行，建大工業股份有限公司雲林廠廢水來源為製程設備的逆洗水、冷卻水、冷凝水以及生活污水(清洗、沖廁、餐廳、宿舍)，廢水經廢水處理廠的生物處理系統分解廢水中的有機物，符合放流水標準後優先回收廠內再利用，用途範圍包含廁所沖廁、澆灌草木、景觀用水、貨櫃降溫、空污防制設備循環用水、設備及環境清洗水與提供環保局街道揚塵防治之洗街車用水等，並從源頭落實廢水回收再利用和水資源整合以達到減少自來水、地下水用量，藉此降低放流水的排放量，可減少對環境的衝擊。

另一方面將蒸氣鍋爐產生的冷凝水循環再使用以達到節約能資源，可降低製水所需額外的電力、天然氣、藥劑等投入成本，充分展現出循環經濟效益如零浪費、廢水減量，除了可以減少自來水和地下水的使用量外，因而達到減碳的成效，也可間接地降低自來水費與水污染防治費，不僅節省了營運生產開銷，在企業追求經濟成長的同時，也能兼顧環境生態的平衡與保護。

【關鍵詞】循環經濟、生物處理系統、廢水回收再利用、水資源整合

* 建大工業股份有限公司　環安衛管理師

一、研究目的

本公司位處雲林縣境內，環境水資源取用不易且選擇性少，又位處嚴重地層下陷區域，為因應近年氣候變遷與溫室效應所帶來環境急遽的變化，如極端的降雨及長期的乾旱，導致旱澇交替越頻繁進而影響人民的生活品質及擔憂產業用水無法長期穩定供應，朝向於製程冷凝水循環使用及放流水回收再利用，以降低水資源耗用，達資源節約與減碳之目的，廠區主要用水類別大致可分為兩種，其一為地下水，二為自來水，以地下水主要作為製程用水與生產製品，自來水為民生生活用水主要來源，目的希透過將製程冷凝水、廢水場回收水轉作為二次可利用替代性水源，藉數據統計出可節省水量和碳排放量，減緩對於超抽地下水而造成水質惡化、地層下陷、海水倒灌、建築物安全的影響，及低減自來水取用時之製水過程每度水排放二氧化碳排放重量和鍋爐操作衍生成本。

二、研究流程

本公司為符合水污染防治法規定與為降低對環境衝擊，除將廠區所產出生活與製程廢污水經各處陰井貯槽匯集後以動力管路輸送回收至廢污水處理場，經調勻池、pH 酸鹼中和、接觸氧化、沉澱、砂濾等生物處理程序降解反應後如附圖 1 符合至法規要求之放流水標準，再交由環檢所認可機構進行檢驗分析確認水質狀態無虞後經放流口排放或回收水貯槽回收至廠內使用；藉由增設於廠區內各處回收水管線，供應回收水給需求單位，利用於廁所沖廁、澆灌草木、景觀用水、貨櫃降溫、空污防制設備循環用水、設備及環境清洗水，以減少自來水耗用與放流水排放，可有效避免地下水抽取超量及自來水費、廢水處理成本、水污染防治費支出與間接的能源消耗與溫室氣體的排放量。

其次為製程冷凝水回收再利用於提高鍋爐給水溫度提高熱傳導速度能降低鍋爐負荷延長鍋爐壽命並降低用水量，因冷凝水為蒸餾水所含結垢成份較低也可減低水處理成本，達到資源循環利用特點與降低地下水抽取量與鍋爐運作過程中燃燒造成的空氣污染(CO_2,NOx、SOx、粒狀物、VOCs、CO)，以及水源再處理取水成本例如:藥劑用量、人員維護、設備折舊、電力...等。

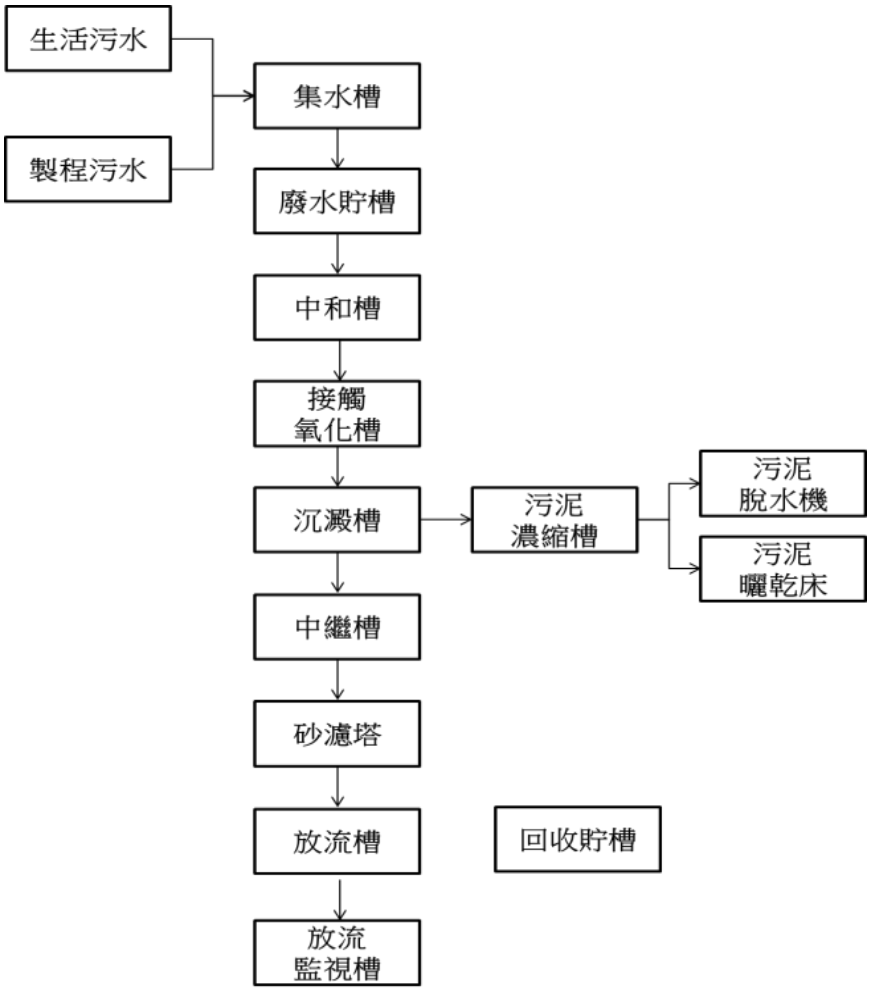


圖 1　廢水場生物處理程序流程圖

三、研究結果與討論

統計自 2017 至 2019 年執行製程冷凝水回收再利用與回收水再生利用量推動績效合計共節省用水 255,797 噸 ，CO_2 減量 38.36 噸，目前上述兩種方案仍繼續推動與精進改善中，所使用的總用水量、地下水、自來水用量逐年降低如圖 2，引用台灣自來水公司抄表計費於 108 年度每度用水排放 CO2 約當量為總供水量（度）＝0.150 公斤 CO_2/度(總用電量產生 CO_2 量（kg）＋本公司總用油量產生 CO_2 量（kg）)，換算若將該水源別全部轉作為使用自來水會產生多少碳排放量，如表 1 製程冷凝水回收利用量與碳排放量與表 2 回收水再生利用量與碳排放量。

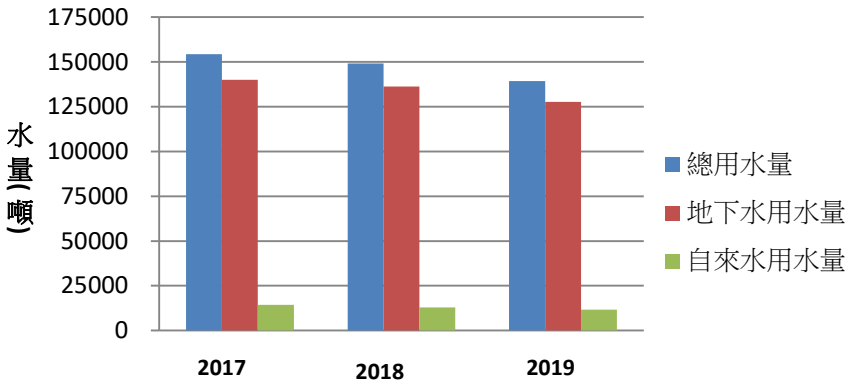


圖 2　2017~2019 年間總用水、地下水、自來水用水量統計圖

表 1 製程冷凝水回收再利用量

年份	製程冷凝水回收再利用量(噸)	1 度水產生碳排放量	CO_2 排放量(噸)
2017	41,620	0.150 公斤 CO_2/度	6.24
2018	41,953		6.29
2019	41,453		6.22

表 2 回收水使用量與碳排放量

年份	總進水量(噸)	回收水再生利用量(噸)	放流水量(噸)	1 度水產生碳排放量	CO_2 排放量(噸)
2017	115,535	66,564	45,072	0.162 公斤 CO_2/度	9.98
2018	94,905	35,423	48,448		5.31
2019	77,672	28784	48888		4.32

四、結　論

現今主要台灣自來水水價長期偏低且地下水係為天然資源不須付費，以至於往往不夠珍惜，倘若未來修法徵收耗水費配合回收率承諾與水價提高，能提升工廠用水之效率，本公司為秉持『工業發展與環境保護並重』的理念，落實節水、節能、減碳、資源永續利用與友善環境等各項工作，以善盡企業社會責任，秉持搖籃到搖籃觀念從原物料加工到成品產出，自廠內員工生活與製程作業活動產出廢水進行有效重複循環利用，對人或環境都是一項友善的表現，亦符合本公司綠色生產、安全健康、永續經營的環安衛政策與理念。

本篇論文為有效利用水資源微循環經濟其中一環，不僅有助於提升企業競爭力與形象，還能達到能資源耗用與降低污染物排放，平日透過開源、節流措施與日常透過節水宣導與器材之使用，對於將來水資源永續利用與發展有所助益，也能夠紓解於缺水期間的壓力；現建大公司正接受用水輔導，評估裝設水錶記錄及盤查整廠各類用水情形，若發現異常耗水，即刻查明原因確認是否有管線破裂洩漏，並確認各製程與需求單位用水量、廢水量、水質狀況以作為日後持續改善探討是否仍有節水空間和效益。

污水處理廠與再生水廠之尿素濃度變化
—以F水資源回收中心為例

蘇怡瑄*、吳鳴峯*、黃欣栩**

摘　要

公共污水處理廠放流水，具有量大、穩定且不受天候限制之優勢，為目前推動再生水作為產業替代用水或多元水源之重點水源。另一方面，高科技產業為我國重點產業，且其用水量大、缺水耐受度低，為推動中再生水開發案主要再生水使用者，然其為避免精密產品品質受製程用水水質影響，對水中微量物質如尿素較為關注。本研究為調查水中尿素於污水處理及再生處理過程中的濃度變化，以F水資源回收中心(以下簡稱F廠)為對象，進行採樣檢測分析。

F廠主要污水處理程序為AO-滴濾，平均日處理污水量約7.8萬噸，再生處理程序則為UF-RO，平均日再生水供水量為4.5萬噸，本研究自107年9月至108年12月，以每月1次之頻率採集F廠放流水15次，並同步採集進流水6次、再生水供水端及再生水用戶C廠商進水點各5次，以LC-MS/MS檢測水中尿素濃度，並評析污水處理及再生處理效能。研究結果顯示，F廠之進流污水尿素平均濃度為45.10 μg/L，標準差為43.95μg/L，放流水尿素平均濃度為10.44 μg/L，標準差為10.23 μg/L，污水處理程序去除率約75%；再生水尿素平均濃度為4.19 μg/L，標準差為2.67 μg/L，再生處理單元對尿素平均去除率約55%;再生水輸送約7.2公里至使用者C廠商進水點時，尿素平均濃度為4.07 μg/L，標準差為2.77 μg/L，與再生水廠產水尿素濃度相差 0.04~0.84μg/L，屬於儀器檢測誤差範圍，顯示尿素濃度於輸送過程中無顯著變化。

【關鍵詞】污水處理廠、放流水、再生水、尿素

---

*財團法人中興工程顧問社 助理研究員

**財團法人中興工程顧問社 高級研究員

一、研究背景與目的

臺灣降雨豐枯不均，全球氣候變遷更使水文豐枯頻率加劇，造成各地區供水壓力日益升高，我國開始積極推展水資源再利用策略，除節約用水外，更已邁向水再生利用之里程碑。再生水係將廢污水經再生處理，達到所需水質後予以利用，而公共污水處理廠放流水產製之再生水，具有水量大、穩定、不受水文天候限制之優勢，亦可減少天然水資源開發及污水排放，因此世界各國已逐漸將其規劃供作平時民生次級用水、工業用水或乾旱時期救急水源，新加坡甚至已將再生水注入水庫，與原水混合後再進一步處理成為飲用水水源，而我國接軌國際發展趨勢，亦已將公共污水處理廠放流水回收再利用納為水資源永續發展擘畫之重點。

高科技產業因用水量大、缺水耐受度低，且為我國重點產業，故成為我國推動中再生水開發案之主要使用者，惟其產品精密度高、品質易受製程用水水質影響，因此對再生水可能含有尿素等特殊物質存有疑慮，若將純度不夠之再生水作為製程用水，可能對晶圓等產品造成不良影響。為了解再生水中可能之尿素濃度，本研究以 F 水資源回收中心(以下簡稱 F 廠)為對象，調查水中尿素於污水處理及再生處理過程中的濃度變化。

二、研究方法

F 廠水處理程序如圖 1，主要污水處理程序為 AO-滴濾，平均每日處理污水量約 7.8 萬噸，再生處理程序則為 UF-RO，平均每日再生水供水量為 4.5 萬噸。

為了解 F 廠污水處理程序、再生處理程序及管線輸送過程之尿素濃度變化，本研究分別採集 F 廠進流水、放流水、再生水及再生水用戶端進水點之樣品進行檢測，自 107 年 9 月至 108 年 12 月，以每月 1 次之頻率採集 F 廠放流水 15 次，並同步採集進流水 6 次、再生水供水端及再生水用戶 C 廠商進水點各 5 次，且每次採樣係依照進流水、放流水、再生水供水端及再生水用戶進水點之順序進行採樣，以確保與實際處理流程時序相同，採樣頻率詳如表 1。

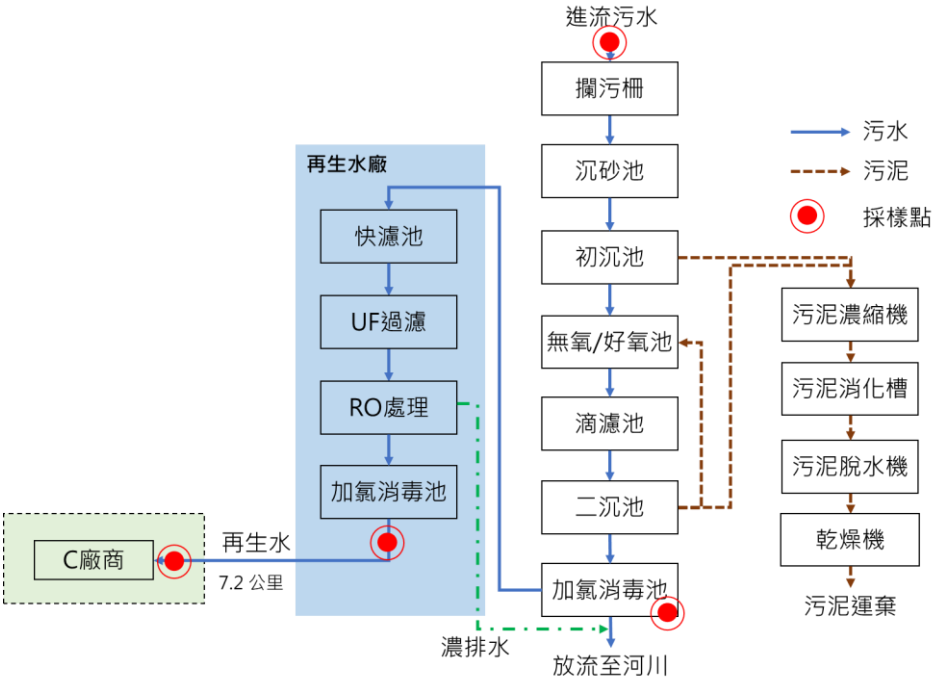


圖 1 F 廠水處理程序及本研究採樣點位

惟目前環檢所尚未公告尿素採樣及檢測標準方法，故樣品採集與保存方面，本研究考量尿素屬於含氮有機化合物，故參考水中極性有機物檢測方法(NIEA W546.50B)[1]、水中總有機碳檢測方法(NIEA W532.52C)[2]及水中氨氮檢測方法(W448.51B)[3]，尿素樣品採集後保存於 4±2°C 暗處，於採樣當日以低溫寄送至檢測實驗室，盡量於採樣 3 日內完成樣品分析，樣品保存期限則不超過 7 日；樣品檢測方面，由於本研究之尿素檢測屬於微量濃度範圍，為確保樣品定性定量之準確性，本研究選定以液相層析串聯式質譜儀(Liquid Chromatograph Tandem Mass Spectrometer, LC-MS/MS)進行分析，並添加與待測物具有同位素標定之物質作為內標準品，以提高檢測結果之精確度。

表 1 各基質水樣採樣頻率

基質	年份	107 年				108 年											
	月份	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
進流水										V	V	V			V	V	V
放流水		V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V		V	V	V
再生水供水端									V	V	V		V		V		
再生水用戶									V	V	V		V		V		

三、研究結果

F 廠歷次採樣檢測結果如表 2，以下將分別探討 F 廠污水處理程序、再生處理程序及管線輸送過程之尿素濃度變化。

表 2 各基質水樣尿素濃度檢測結果

採樣時間	尿素濃度(μg/L)			
	進流水	放流水	再生水	再生水用戶進水點
107/09	-	10.17	-	-
107/10	-	7.13	-	-
107/11	-	5.13	-	-
107/12	-	3.76	-	-
108/01	-	2.09	-	-
108/02	-	7.37	-	-
108/03	-	5.84	-	-
108/04	-	8.51	7.89	7.77
108/05	23.30	5.60	2.06	2.75
108/06	10.16	10.92	3.14	2.80
108/07	43.60	44.96	-	-
108/08	-	10.93	1.80	0.96
108/09	-	-	-	-
108/10	20.08	5.62	6.04	6.08
108/11	130.70	12.09	-	-
108/12	42.78	16.43	-	-

註 1：「-」表示當月無進行採樣

註 2：尿素檢測方法偵測極限於 108 年 4 月以前為 0.61 μg/L，108 年 5 月以後為 0.37 μg/L

(一)污水處理程序之尿素濃度變化

F 廠進流水為污水下水道收集之民生生活污水，尿素濃度檢測值變異度大，濃度變動範圍為 10.16~130.70 μg/L，平均值為 45.10±43.95 μg/L。進流水經過 AO-滴濾之污水處理程序，放流水濃度濃度降為 5.13~44.96 μg/L，平均濃度為 10.44±10.23 μg/L，若扣除 108 年 7 月因進流水遭有機廢液污染

而影響 F 廠生物處理單元效能之數據，F 廠放流水可穩定低於 20 μg/L，平均濃度為 7.97±3.81 μg/L，相對標準偏差為 48%。

F 廠污水處理程序尿素去除率如表 3，108 年 6 月因進流水尿素濃度明顯低於其他月份，使污水處理單元去除效果較不顯著，108 年 7 月則因生物處理單元效能受有機廢液破壞，無法發揮作用，若排除此兩月份放流水尿素濃度高於進流水之檢測數據，F 廠污水處理程序尿素平均去除率為 75%。

表 3　污水處理程序尿素去除率

採樣時間	108 年						平均
	5 月	6 月	7 月	10 月	11 月	12 月	
進流水尿素濃度(μg/L)	23.30	10.16	43.60	20.08	130.70	42.78	45.10
放流水尿素濃度(μg/L)	5.60	10.92	44.96	5.62	12.09	16.43	14.59
去除率(%)	76	<0	<0	72	91	62	75

(二)再生處理程序之尿素濃度變化

放流水經 UF-RO 再生處理程序後，尿素濃度降至 1.80~7.89 μg/L，穩定低於 10 μg/L，平均濃度僅 4.19±2.67 μg/L，放流水與再生水尿素濃度變化比較如圖 2，去除率計算如表 4。

再生處理程序之尿素去除率介於 7~84%之間，相較於污水處理程序之變動性較大，推測係因放流水及再生水中尿素濃度皆接近或小於 10 μg/L，且 UF 及 RO 濾膜皆無針對尿素進行移除之效能。若排除再生水尿素濃度高於放流水之檢測數據，F 廠再生處理程序尿素平均去除率為 56%。

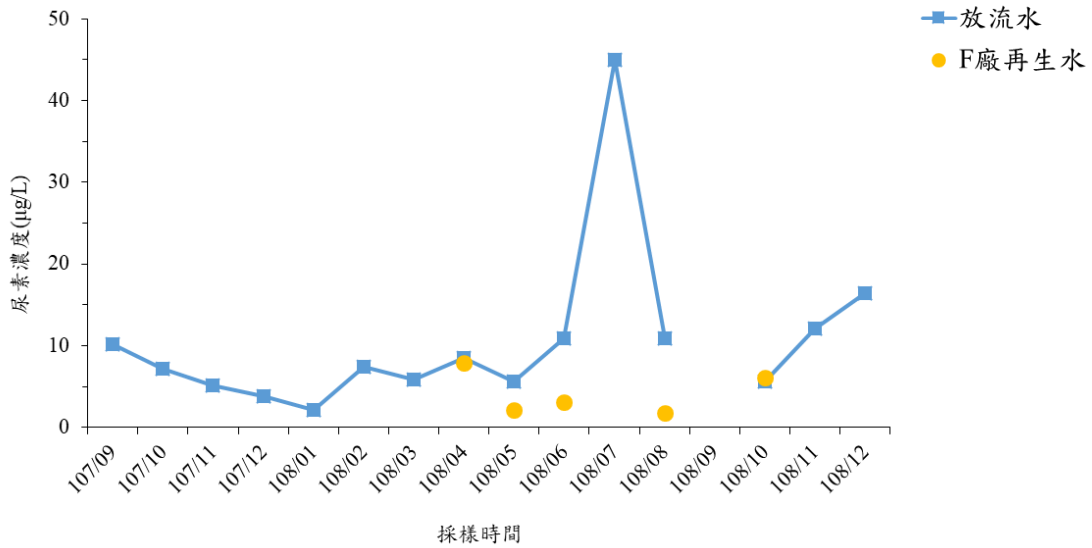


圖 2　放流水及再生水中尿素濃度

表 4　再生處理程序尿素去除率

採樣時間	108 年					平均
	4 月	5 月	6 月	8 月	10 月	
放流水尿素濃度(μg/L)	8.51	5.60	10.92	10.93	5.62	8.31
再生水尿素濃度(μg/L)	7.89	2.06	3.14	1.80	6.04	4.19
去除率(%)	7	63	71	84	<0	56

(三)管線輸送過程之尿素濃度變化

F 廠產製之再生水輸送至再生水使用者 C 廠商需經過 7.2 公里之管線，管線採用高密度 PE 材質，管徑為 φ800 mm。C 廠商進水點尿素濃度介於 0.96~7.77 μg/L，平均濃度為 4.07±2.77 μg/L，濃度變化趨勢與 F 廠再生水池相符，而輸送前後再生水中尿素濃度變化差值及相對差異百分比(RPD)如表 5。

F 廠產製之再生水輸送前後尿素濃度差值介於 0.04~0.84 μg/L，屬於儀器檢測誤差變動範圍，平均值為 0.41±0.35 μg/L。108 年 5 月、6 月及 8 月 RPD 較大，係因再生水中尿素濃度較低(<3.7 μg/L，方法偵測極限之 10 倍)，導致變動容易超出誤差範圍；108 年 4 月及 10 月再生水中尿素濃度較高時，RPD 則皆小於 2%。此結果顯示，再生水中尿素濃度於輸送過程中，並未發生明顯變化。

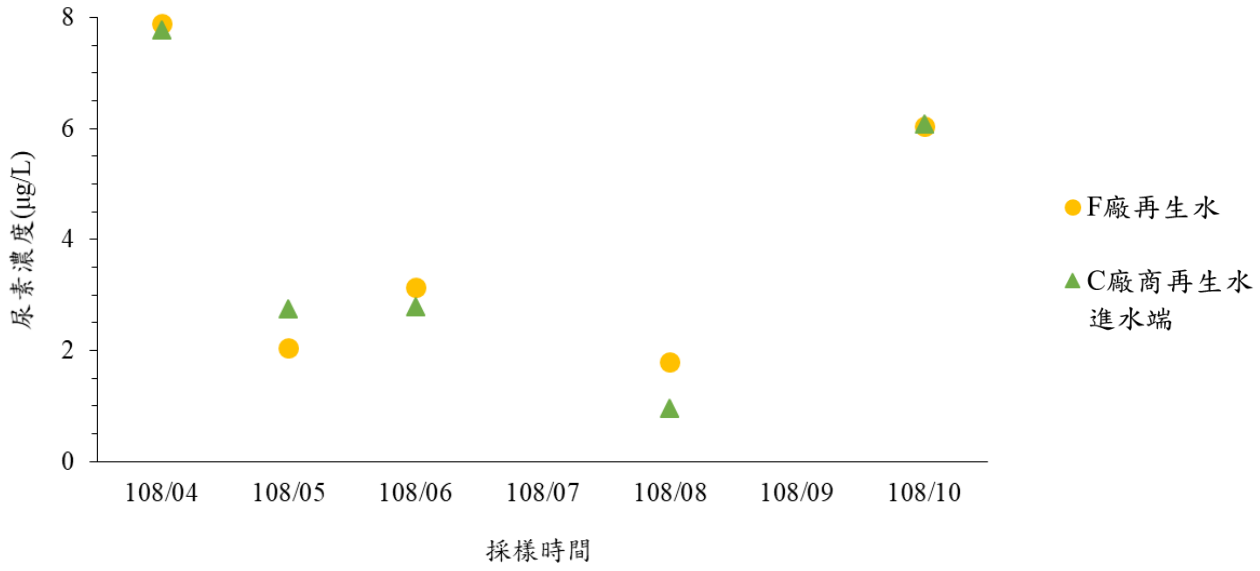


圖 3　再生水輸送前後水中尿素濃度

表 5　再生水中尿素濃度於管線輸送過程之變化

採樣時間	108 年					平均
	4 月	5 月	6 月	8 月	10 月	
F 廠再生水尿素濃度(μg/L)	7.89	2.06	3.14	1.80	6.04	4.19
C 廠商進水點尿素濃度(μg/L)	7.77	2.75	2.80	0.96	6.08	4.07
尿素濃度差值(μg/L)	0.12	0.69	0.34	0.84	0.04	0.41
相對差異百分比(%)	2	29	11	61	1	-*

*：再生水中尿素濃度差異大，使相對差異百分比數值變化大，平均值較不具代表性，故不計算

四、結　論

進流水尿素濃度變動範圍大，介於 10.16~130.70 μg/L，平均值為 45.10±43.95 μg/L；進流水經 AO-滴濾之污水處理程序後，放流水尿素濃度一般可降至 5.13~16.43 μg/L，平均濃度為 7.97±3.81 μg/L，污水處理程序去除率約 75%；放流水經 UF-RO 之再生處理程序後，再生水尿素濃度可降至 1.80~7.89 μg/L，穩定低於 10 μg/L，平均濃度僅 4.19±2.67 μg/L，惟再生處理程序去除率介於 7~84%之間，變動性較大；F 廠產製之再生水經過 7.2 公里輸送至使用者 C 廠商之進水點時，尿素濃度差值僅 0.04~0.84 μg/L，屬於儀器檢測誤差變動範圍，表示再生水中尿素濃度於輸送過程中未發生明顯變化。

五、參考文獻

1.民國 106 年 2 月 20 日環署檢字第 1060013516 號公告 NIEA W546.50B 水中極性有機物檢測方法-直測式液相層析/串聯式質譜儀法

2.民國 98 年 9 月 9 日環署檢字第 0980080788B 號公告 NIEA W532.52C 水中總有機碳檢測方法-過氧焦硫酸鹽加熱氧化/紅外線測定法

3.民國 94 年 5 月 12 日環署檢字第 0940035925A 號公告 NIEA W448.51B 水中氨氮檢測方法-靛酚比色法

生物/物化水再生程序於工業廢水之應用

黃聖智*、廖昌郁*、潘毅峰*、洪仁陽**、梁德明***

摘　要

工業廢水來源複雜，經處理後水體雖可達放流水標準，惟其中仍含有高結垢潛勢物質及難分解大分子有機物，實為影響水再生處理程序效能主因之一。本研究旨在評估生物/物化水再生程序於不同工業廢水特性之處理成效，應用場址分別為臺灣北部(一般工業)及南部(石化工業)兩處工業區污水處理廠。二處場域放流水平均導電度分別為 3,000 μS/cm 及 10,000 μS/cm，整合 BioNET® 高級生物處理系統、超過濾(Ultrafiltration, UF) 及倒極式電透析(Electro dialysis reversal, EDR)作為水再生程序，以達到工業放流水回收再利用之目的。BioNET® 單元主要是再降解水中總有機碳(Total organic carbon, TOC)、化學需氧量 (Chemical oxygen demand, COD) 及氨氮(NH_4^+-N)，去除率分別為 5-15%、15-20%及>95%。另一方面，BioNET® 亦具備過濾功能，可有效降低後續 UF 及 EDR 處理負荷及污堵風險。BioNET® 出流水再經 UF 過濾後，可大幅移除水中懸浮固體物 (Suspended solids, SS)，最後利用 EDR 去除水中鹽類，南北二處場域脫鹽效率分別可達 90%及 78%，而產水平均導電度分別皆低於 1,000 μS/cm 及 660 μS/cm，水回收率均>50%，整體產水水質符合再生水工業用途標準 Class B 級，可直接作為工業冷卻水使用。

場域驗證成果顯示，高級生物處理程序結合 UF 及 EDR 可將不同特性之工業廢水放流水有效再處理，以達到水回收再利用的目的，重拾水資源循環之產業價值。再生水程序未來若能導入業界或各大工業區應用，不但可創造新興水資源，更能解決因全球缺水危機所引發之工業用水匱乏問題。

【關鍵詞】工業廢水、水再生、高級生物處理、倒極式電透析

---

*工業技術研究院 研究員

**工業技術研究院 副組長

***工業技術研究院 組長

一、前　言

全球人口增長的速度對淡水的供應構成巨大壓力，即使全球用水量已經高達每年 90,000 億噸，根據模式預估，用水增加速度每年約 600 億噸。根據聯合國的統計，在 2012 年至 2030 年之間人類的淡水需求將增加 30%以上。為滿足全球對淡水越來越大的需求，各種開發新興水資源的再生水程序，其中以水的脫鹽(Desalination)最具實用性且持續蓬勃進展。

台灣用水需求總量逐年增加，水利署 107 年統計年報顯示，2017 年工業用水總用水量 16.54 億立方公尺，2018 年增加至 16.68 億立方公尺，預估 2019 年全年累積用量將持續增加[1]。台灣經濟發展與水資源盈涸息息相關，石化業(產值新台幣 1.82 兆元)與電子業(產值新台幣 4.84 兆元)等高耗水產業占我國 GDP (13.61 兆元)比重 1/2 以上，耗水量也接近總工業用水量 50%，持續提供穩定與低成本的水源，可以確保優質投資環境及強化我國製造業競爭力。

有鑑於水資源匱乏，政府於民國 104 年 12 月 14 日發布「再生水資源發展條例」，明訂於缺水區域新開發案應使用一定比率之系統再生水，且於 104 年 12 月 30 日總統令制定公布施行，未來工業用水資源，短期目標是使用自來水零成長，長期則是工業用水全部取自於再生水，不再使用自來水。

一般而言，工業廢水經傳統再生水程序處理(二級處理)後可達放流水標準，欲回收再利用，則再生過程可能衍生之問題包括：溶解性物質濃縮至廢水中、不溶性顆粒轉換為污泥、可揮發性物質隨廢氣排出以及再生過程用電之溫室氣體排放，皆須充分評估對環境可能產生之污染並符合相關法規。

工業廢水所殘留之有機物質多屬二級處理之生物難分解有機物[2]，其中，更含有會造成薄膜污堵之生物高分子聚合物(Biopolymer)。薄膜分離過程中，除濃度極化所產生的化學性結垢(Scaling)外，膜材耗損的原因還包括大分子量有機性分子之薄膜污堵(Fouling)[3]及微生物攝取有機物後產生之生物膜污堵(Biofilm fouling)，故去除可能造成薄膜污堵之有機物，為水再生前處理技術發展之主要目的之一。此外，傳統水回收處理系統程序多以 UF 搭配 RO 技術，在應用上常因前端污水處理廠放流水變異性大，而造成薄膜積垢堵塞與操作壓力升高，產生藥洗所需之藥品使用量增加及產水所需動力消耗高等成本問題，據此，本研究結合生物及

物化水再生程序，進行工業廢水再生，其中，生物處理係以本單位自行研發之多孔性生擔體 BioNET® 為核心之高級生物處理系統，採用可壓縮多孔性擔體作為反應槽介質，提高懸浮固體物攔截之機會，並提供廣大表面積供微生物附著生長，可累積大量及特定族群之微生物生物膜，達到去除水中有機物之目的，藉此降低水再生程序之薄膜污堵風險[4,5]；物化處理則包括超過濾(Ultra filtration, UF)及倒極式電透析(Electro dialysis reversal, EDR)，其中，UF 常作為膜處理系統之預處理程序，移除水中懸浮固體物，降低後端系統之操作負荷。EDR 係以電能驅動離子穿越離子交換膜，無需驅動高壓幫浦(例如：RO)所需之高能耗，此外，EDR 可藉由電極極性轉換將沉積/吸附於電極/離子交換膜上之化合物脫附移除，延長離子交換膜及電極之使用壽命，不須頻繁進行藥洗，可降低維運成本。

本團隊於水再生程序之研究具相當豐富之經驗[6,8]，本次研究整合 BioNET® 高級生物處理、UF 及 EDR...等三個水再生技術，分別選定臺灣北部(一般工業)及南部(石化工業)兩處工業區污水處理廠進行工業廢水再生場域驗證，進行長期操作運轉與測試，建立前處理技術及 EDR 系統之操作參數，作為放大設計之依據。

二、研究架構與方法

整合水再生程序如圖 1 所示，先以 BioNET® 高級生物處理去除工業廢水中難降解有機物，降低水再生程序之薄膜污堵風險，再以 UF 膜過濾 BioNET® 出流水殘餘之懸浮顆粒，減少後端 EDR 系統之操作負荷及堵塞風險，最後，利用 EDR 進行脫鹽，移除水中高導電度物質。

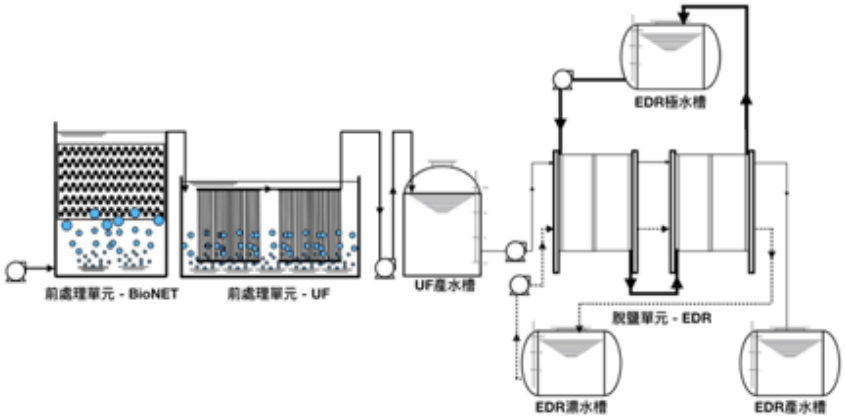


圖 1　工業廢水再生程序

表 1　工業用途之再生水水質分級 Class A, B, C 水質建議值[9]

水再生程序設計係以產水水質符合工業用途之再生水水質分級水質建議值(表 1)規劃系統規模及處理量。

水質參數	Class A	Class B	Class C =工業用途基本水質標準
標的用途	高階工業用水	工業冷卻水系統之系統水	工業用水
pH	6.0-8.5	6.0-8.5	6.0-8.5
濁度 (NTU)	2	2	2
色度	5	10	10
臭味/外觀	無不舒適感	無不舒適感	無不舒適感
BOD_5 (mg/L)	-	-	最大限值 15 以下且連續 7 日平均限值 10 以下 (以生活污水為水源)
COD (mg/L)	-	30	75 (以工業廢水為水源)
總溶解固體(mg/L)	100	800	-
導電度(μS/cm)	250	-	-
氨氮(mg/L)	0.5	5	5
硝酸鹽氮(mg/L)	15	-	-
總硬度 (mg/L as $CaCO_3$)	5	400	850
硫酸鹽類(mg/L)	5	-	-
氟化物 F^- (mg/L)	0.5	-	-
氯化物 Cl^- (mg/L)	20	-	-
二氧化矽(mg/L)	3	-	-
總三鹵甲烷(mg/L)	0.08	-	-
餘氯(mg/L)	2	1	結合餘氯：0.4；自由餘氯：0.1
大腸桿菌群 (CFU/100 mL)	不得檢出	10	10
總菌落數 CFU/100 mL)	不得檢出	-	-
硼 B(mg/L)	0.5	-	-
鐵 Fe(mg/L)	0.04	-	-
鋅 Zn(mg/L)	0.1	-	-
鍶 Sr(mg/L)	0.1	-	-

1.水再生程序場域試驗北部場域

北部某工業區污水處理廠，其廢水處理程序如圖 2 所示，生物處理單元係採用階梯式曝氣活性污泥法，操作程序主要為工廠所排放之廢污水經過欄污柵移除大型雜物，再經過曝氣沉砂池去除水中砂粒，接著至化學混凝池添加助凝劑形成膠羽於初沉池沉降，初沉池出水再至階梯式曝氣池經生物處理降解 BOD 及 COD 後進入終沉池前添加混凝劑及助凝劑於二沉池進行固液分離，終沉池上澄出流水即為放流水，其導電度及 pH 值分別為 3,000-4,000 μS/cm 及 pH 5.9-7.9，本研究以此放流水作為水再生程序之進流水。

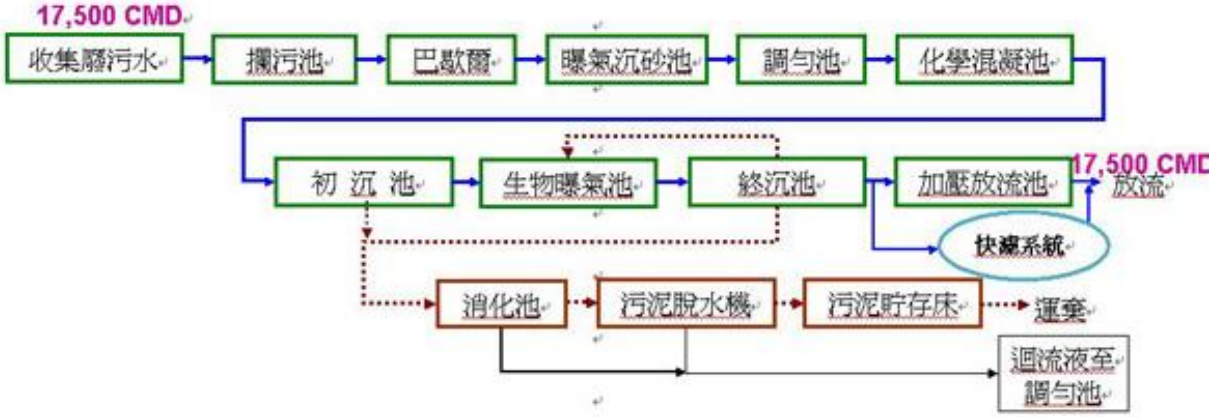


圖 2　北部某工業區污水處理廠污水處理流程

2. 水再生程序場域試驗南部場域

南部某工業區污水處理廠，其廢水處理程序如圖 3 所示，所有廢水進入調和池 (一)，池內裝設攪拌機，以調勻水質，接著，廢水流入調和池 (二)，由放流抽水站輸送至另一污水處理廠之海洋放流站進行海洋放流。本研究南部場域驗證之進流水，取自該污水處理廠之調和池水，其初始導電度及 pH 值分別為 7,050-11,000 μS/cm 及 pH 7.2-8.4，於調和池設置沉水泵，將水樣抽至模廠進流端。

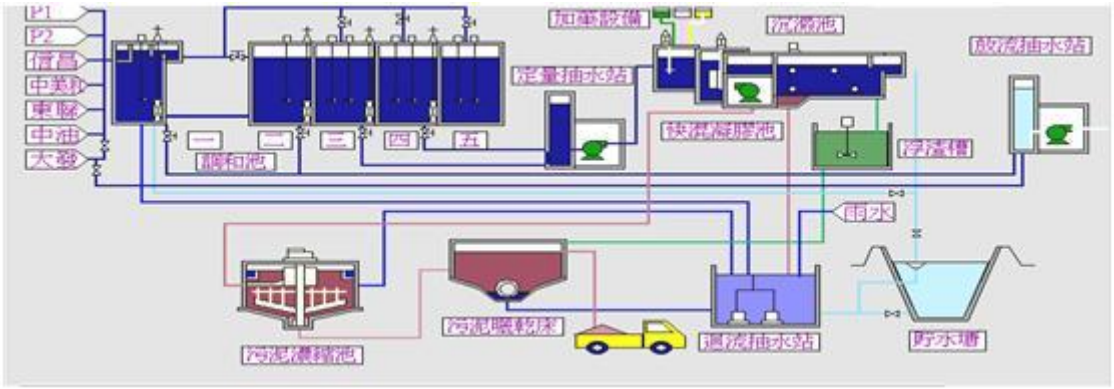


圖 3　南部某工業區污水處理廠污水處理流程

3.BioNET® 高級生物處理

BioNET® 高級生物處理程序包括 BioNET® 反應槽、曝氣機、泵浦及貯水桶槽…等。其中，BioNET® 乃是利用多孔性生物擔體，供廣大表面積作為微生物附著、增殖之介質，可累積大量生物膜微生物，有助於達到去除各種污染物之目的。分別依據場域水質設計槽體及操作參數，達成進一步降解水中有機物 (COD、TOC 及 NH^+_4-N...等) 之目的，降低薄膜污堵風險，二處場域 BioNET® 操作參數如表 2 所示，並設有採樣口，取樣分析基本水質及水中陰、陽離子濃度，藉此瞭解處理效能。

表 2　BioNET® 操作參數

操作參數	北部場域	南部場域
處理量 (m^3/hr)	4.2-25	15-16
水力停留時間 (h)	1.2-6.0	1
pH	5.9-7.9	7.2-8.4
溶氧 (mg/L)	5.5	6

4.UF 過濾系統

北部場域 UF 過濾單元選用聚偏二氟乙烯 (Polyvinylidene fluoride, PVDF) 材質中空纖維膜 (圖 4 (a))，設計膜總面積 364 m^2，產水量為 11 m^3/hr，以負壓形式操作，初始膜壓-5 kPa，產水 10.5 min，反洗 1.5 min，當負壓達-40 kPa 時，配製次氯酸鈉，以重力流 2.5 L/h/m^2 進行藥洗；南部場域 UF 過濾單元選用聚偏二氟乙烯 (Polyvinylidene fluoride, PVDF) 材質，孔徑 0.04 μm 之平板膜 (圖 4 (b))，設計膜總面積 220 m^2，產水量為 4.0 m^3/hr，以負壓形式操作，初始膜壓-20 kPa，產水 5.5 min，

反洗 0.5 min，當負壓達-50 kPa 時，分別配製 0.3%次氯酸鈉及 1%檸檬酸，以重力流 2 L/h/m^2 先進行鹼洗再進行酸洗。試驗過程取樣分析基本水質及水中陰、陽離子濃度，藉此瞭解處理效能。

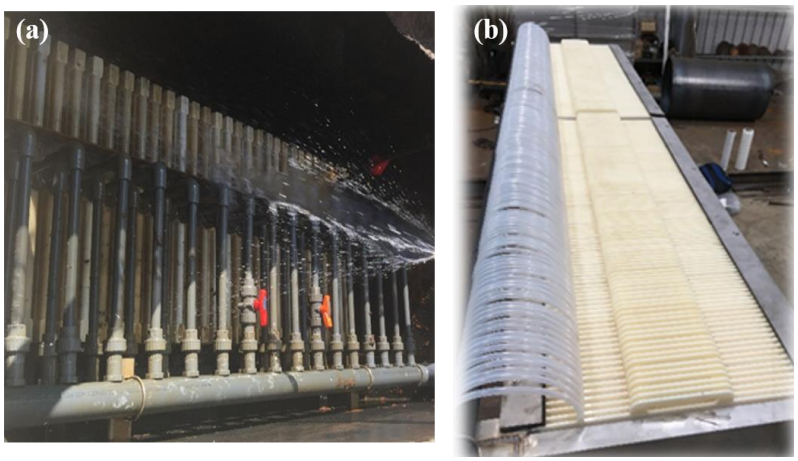


圖 4　UF 過濾系統，(a) 北部場域及 (b) 南部場域

5.EDR 脫鹽系統

EDR 脫鹽系統(圖 5)，係由商售陰、陽離子膜、氧化銥鈦電極(Dimensionally stable anode, DSA)、淡水槽、濃水槽、極水槽、加藥槽…等所組成。北部場域 EDR 採用 1 級 1 段 (180 對薄膜/段) 設計，膜片規格 40 cm x 160 cm，串聯 4 套模組，總膜片為 720 對離子交換膜。以膜間電壓 1.1-1.2 V、初始導電度 3,000-4,000 μS/cm、淡室進流量 2.5 或 6.0 m^3/hr、濃室進流量 1.5 或 5.0 m^3/hr、倒極頻率 15-60 min 及濃水槽 pH 值控制於 pH 6-7 進行操作；南部場域 EDR 採用 2 級 2 段 (150 對薄膜/段) 設計，膜片規格 80 cm x 160 cm，串聯 2 套模組，總膜片為 600 對離子交換膜，以膜間電壓 0.9 V、產水迴流方式控制進流導電度 5,500-6,000 μS/cm、淡室進流量 4 m^3/hr、濃室進流量 2.6 m^3/hr、倒極頻率 15 min 及濃水槽 pH 值控制於 pH 6-7 進行操作。試驗過程取樣分析基本水質及水中陰、陽離子濃度，藉此瞭解處理效能，當脫鹽效率 <50%、產水水質不符所需及操作壓力偏高時，即進行 EDR 模組藥洗。

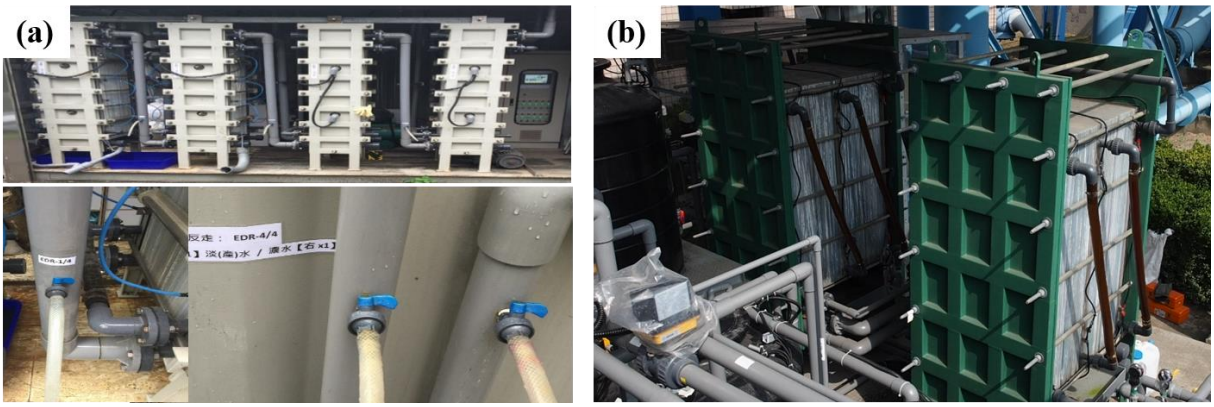


圖 5　EDR 脫鹽系統，(a) 北部場域及 (b) 南部場域

6.分析項目及方法

本試驗於各階段之水質分析項目包括水中氫離子濃度指數(pH)、導電度、水中化學需氧量(COD)、水中總溶解固體(TDS)、水中總硬度(TH)、水中真色色度(Color)、水中餘氯(Cl_2)、水中濁度(TUR)、陰離子及陽離子...等皆參照行政院環境保護署環境檢驗所之公告方法進行分析，此外，污泥淤積指數(Procedure for Measuring Silt Density Index, SDI)則參照日東公司(Nitto)所提供方法進行分析。

三、結果與討論

1. 進流水水質分析

二處場域進流水水質分析結果顯示，北部場域 pH 值介於 5.9-7.9 且導電度介於 3,000-4,000 μS/cm，溶氧指標部份，試驗期間，BioNET® 單元之溶氧濃度控制於 5.0-7.0 mg/L。鹼度介於 44.9-74 mg/L as $CaCO_3$。BioNET® 進流水已具備適當鹼度，可供自營性硝化菌微生物轉化氨氮所需無機碳源，故不需額外添加碳酸氫根。陽離子主要以 Na^+、NH^{4+}、Ca^{2+}及 Mg^{2+}為主，陰離子主要以 Cl^-及 SO_4^{2-}。對於後續 EDR 脫鹽系統而言，Na^+、Ca^{2+}、Mg^{2+}、Cl^-及 SO_4^{2-}為主要需被脫除之離子，其中，需特別注意 Ca^{2+}及 SO_4^{2-}之濃度，此二種離子易於 EDR 濃水側產生 $CaCO_3$ 及 $CaSO_4$ 結晶沉澱，降低 EDR 脫鹽效能。

表 3　BioNET® 進流水質分析

場域位置	數據分析	物理性指標							
		pH	DO	導電度	TDS	TDS/導電度	濁度	MSDI	ADMI
		無單位	mg/L	μS/cm	mg/L	無單位	NTU	無單位	色度單位
北部 (n = 31)	最小值	5.9	5.0	3,000	-	-	3.0	24.5	-
	最大值	7.9	5.7	4,000	-	-	14.9	84.7	-
	平均值	7.0	5.5	3,222	-	-	9.0	48.4	-
南部 (n = 36)	最小值	7.2	5.1	7,050	4,752	0.65	1.2	20	25
	最大值	8.4	7.4	11,240	8,130	0.78	8.4	74	33
	平均值	7.7	6.2	8,995	6,832	0.74	3.9	45	28
	MDL	-	-	-	-	-	-	-	-

場域位置	數據分析	化學性指標				
		TOC	SCOD	TOC/SCOD	總硬度	鹼度
		mg/L	mg/L	無單位	mg/L as $CaCO_3$	
北部 (n = 31)	最小值	8.2	-	-	-	28.3
	最大值	18.9	-	-	-	132.5
	平均值	14.2	-	-	-	77.02
南部 (n = 36)	最小值	14.5	49	0.39	625	290
	最大值	36	87	0.58	779	374
	平均值	31	66	0.45	702	332
	MDL	1	3.7	-	-	-

場域位置	數據分析	陽離子濃度				
		Na^+	NH_4^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}
		mg/L				
北部 (n = 31)	最小值	568.8	2.2	-	42.3	7.2
	最大值	723.6	24.4	-	196	29.1
	平均值	650.8	6.8	-	114.5	13.7
南部 (n = 36)	最小值	781	0.03	15.4	77.4	8.5
	最大值	4824	4.09	44.8	297.3	81.6
	平均值	2442	0.71	29.1	163.1	46.9
	MDL	1.00	0.10	0.10	0.40	0.05

場域位置	數據分析	陰離子濃度				
		F^-	Cl^-	Br^-	SO_4^{2-}	PO_4^{3-}
		mg/L				
北部 (n = 31)	最小值	-	246.5	-	841.6	-
	最大值	-	638.6	-	1393.6	-
	平均值	-	368.7	-	1,029.2	-
南部 (n = 36)	最小值	0.5	409	0.5	1,141	0.8
	最大值	9.6	4,467	4.3	4,514	6.0
	平均值	3.1	1,758	1.4	2,920	2.6
	MDL	0.1	0.5	0.1	0.5	0.5

南部場域 pH 值介於 7.2-8.4，稍微高於北部場域 pH 值，導電度介於 7,050-11,240 μS/cm，顯著高於北部場域之導電度，其原因為產業結構差異，北部場域主要為消費式電子零組件廠商，南部場域主要以石化工業為主。由統計分析結果得知，TDS 與導電度呈正相關，其比率約為 0.7；TOC 與 SCOD 亦呈正相關，其比率約為 0.5。溶氧指標部份，試驗期間，BioNET® 單元之溶氧濃度控制於 5.0-7.0 mg/L，與北部場域相似。

總溶解固體介於 4,752-8,130 mg/L；總硬度介於 625-779 mg/L as $CaCO_3$；鹼度介於 290-374 mg/L as $CaCO_3$，亦具有適當鹼度。陽離子主要以 Na^+、K^+、NH_4^+、Ca^{2+}及 Mg^{2+}為主，陰離子主要以 F^-、Cl^-、Br^-、SO_4^{2-}及 PO_4^{3-}為主，亦需留意 Ca^{2+}及 SO_4^{2-}之濃度。整體而言，二處場域進流水質有顯著差異，適合評估本研究整合水再生程序之處理效能。

2.BioNET® 效能

本研究利用 BioNET® 好氧生物處理放流水中有機物，以多孔性生物擔體供微生物附著生長，累積大量及特定微生物族群之生物膜，達到去除水中有機物之目的。北部場域試驗過程 NH_4^+-N、NO_3-N 及 TOC 變化如圖 6 所示，進流水為經污水廠二級處理後之放流水，250 天連續操作過程中，NH_4-N 濃度介於 1-19 mg/L，於 150 天後 NH_4-N 濃度低於方法偵測極限 (< 0.1 mg/L)，操作前 150 天之去除率隨操作時間逐漸穩定，不受進流水 NH_4-N 濃度變化影響，皆可穩定移除，去除率 > 95%，NO_3-N 濃度變化較為顯著，介於 20-150 mg/L，且進出流濃度無顯著差異，TOC 進流濃度介於 8.2-20.9 mg/L，出流濃度維持些微降低之情形，去除率介於 1-20%，顯示本系統硝化菌穩定發揮硝化能力，此外，亦有微生物可利用廢水中 TOC 為營養源降解 TOC。

南部場域試驗過程 NH_4^+-N、NO_2-N、NO_3-N、COD 及 TOC 變化如圖 7 所示，進流水為石化工業區工廠放流水之匯流，600 多天連續操作過程中，NH_4^+-N 濃度大致上< 0.5 mg/L，偶有出現高達 4.2 mg/L 之情形。整體而言，NH_4^+-N 去除率 > 95 %；NO_2-N 濃度介於 0.6-2.5 mg/L，出流水之 NO_2-N 濃度可削減至<0.6 mg-N/L，BioNET® 對 NO_2-N 去除率大致上可維持>75 %，甚至完全移除。NO_3-N 濃度介於 5-20 mg/L，其出流水 NO_3-N 濃度則因硝化作用，略微增高，介於 13-21 mg/L。

綜合二處場域試驗結果得知，BioNET® 具有良好的 NH_4^+-N 及 NO_2-N 去除效能，且在高導電度進水條件下，僅需約 30 天的操作時間，即可馴養出硝化菌，並展現良好的硝化效能，此外，對於 TOC 及 COD 亦有降解成效，顯示本系統可進一步移除水中生物難分解有機物，對於後續水再生的水質表現上，具有良好之競爭性。

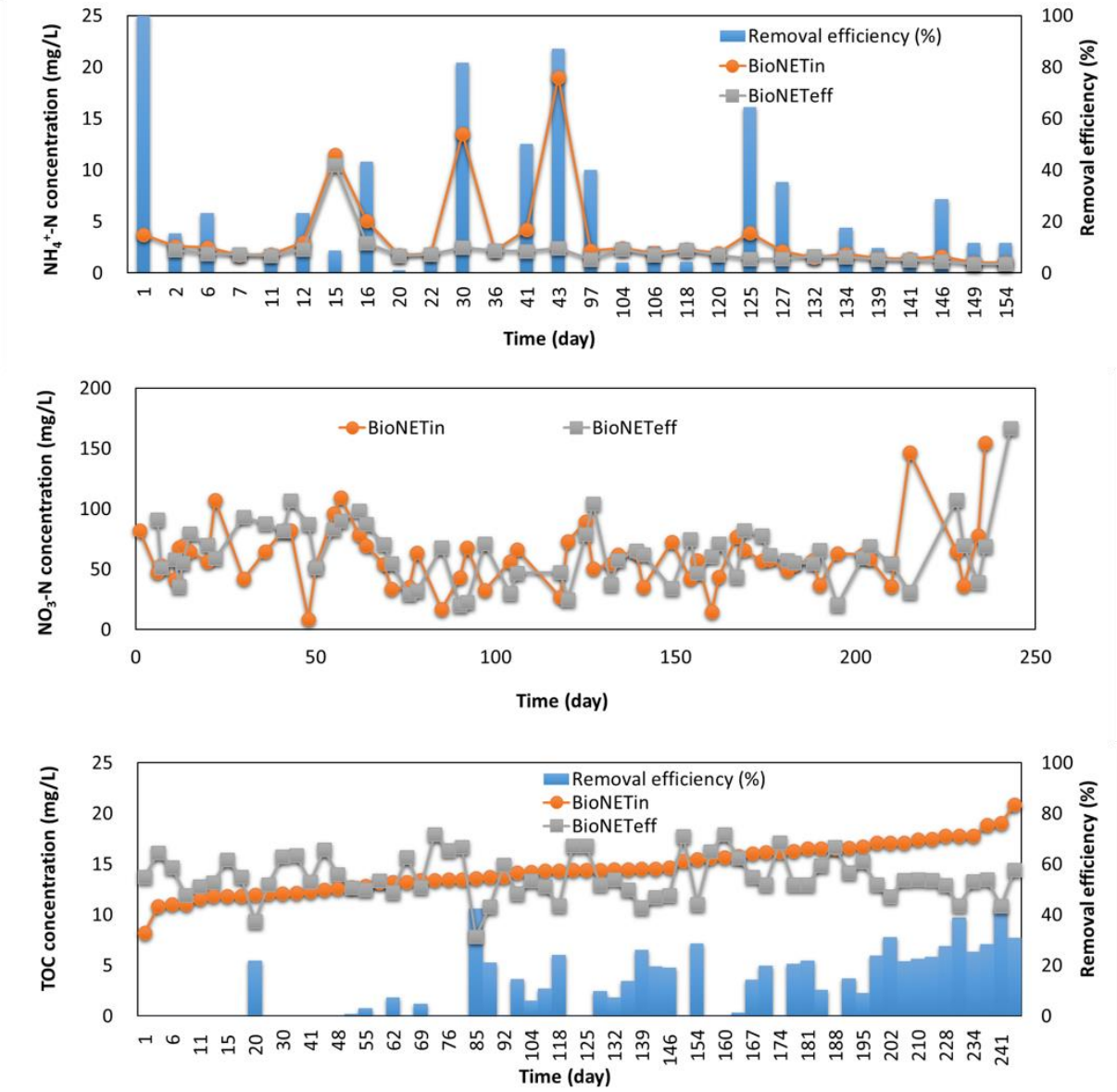


圖 6　北部場域 BioNET® 運轉過程之 NH_4^+-N、NO_3-N 及 TOC 變化

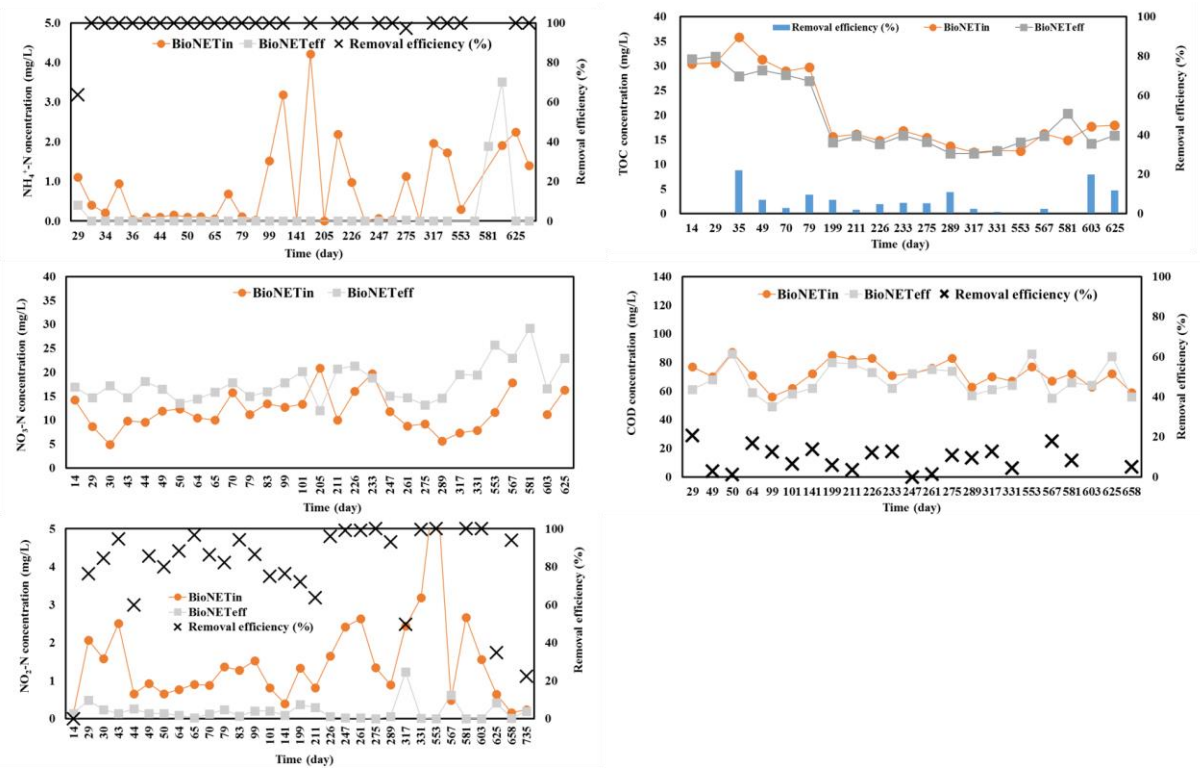


圖 7　南部場域 BioNET® 運轉過程之 NH_4^+-N、NO_2-N、NO_3-N、COD 及 TOC 變化

3.UF 處理效能

本研究二處驗證場域皆以 UF 作為 EDR 脫鹽系統之前處理單元，其中，北部場域為中空纖維膜系統，操作期間產水通量及透膜壓差變化如圖 8 (a) 所示，產水通量介於 25-45 L/m^2/hr，起始透膜壓差為-20 kPa，操作約 100 天後壓力上升至-40 kPa，需進行藥洗，經化學藥洗後可恢復至-5 kPa 至-15 kPa；南部場域為平板膜，本階段試驗係整理一個循環過程 (產水 7 天) 之數據變化，結果如圖 8 (b) 所示，平均產水通量為 18 L/m^2/hr、平均透膜壓差為-20 kPa。產水 6 小時後透膜壓差由初始-10 kPa 上升至-20 kPa，顯示 UF 薄膜開始產生污堵，但不影響產水通量，至第 5 天，透膜壓差上升至-30 kPa，產水通量些微降低 (16.2 L/m^2/hr)，自產水第 5 天後，透膜壓差上升速率顯著提高，直至第 7 天達本研究之 UF 操作手冊建議之藥洗時間點，藥洗後可恢復至初始透膜壓差。

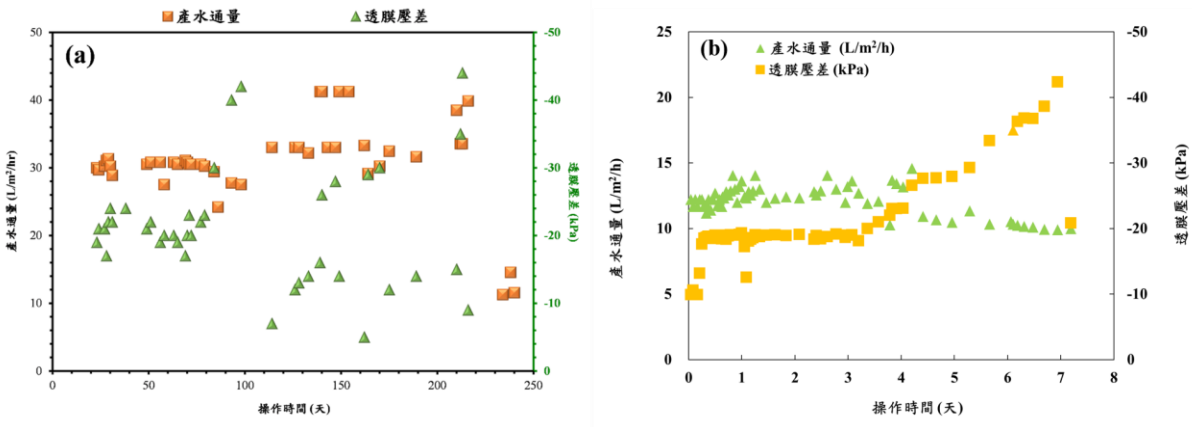


圖 8　UF 系統運轉過程之產水通量及透膜壓差變化，(a)北部場域及 (b) 南部場域

4.EDR 脫鹽效能

北部場域 EDR 採用 1 級 1 段 (180 對薄膜/段) 設計，串聯 4 套模組，以膜間電壓 1.1-1.2 V 進行脫鹽試驗，針對 UF 出流水進行脫鹽，將造成水中高導電度之鹽類移除，使產水水質符合再生水水質標準。實驗結果如圖 9 (a) 所示，進流導電度 3,000-4,000 μS/cm，平均產水導電度為 660 μS/cm，脫鹽率 70%，且產水水質符合再生水工業用途標準 Class B 級 (表 4)，可直接作為工業冷卻水使用。此外，出流水導電度與進流水導電度變化呈正比，係因於相同水質條件下，施加相同電場強度，膜片之鹽通量為固定值 (膜片之脫鹽效能，會因製備方法而改變)，故若導電度超過設計範圍，使脫鹽率降低，將會導致水回收率下降；南部場域，EDR 系統採 2 套 EDR 模組串聯，每套 EDR 模組為 2 段離子交換膜，搭配 3 片電極板 (其中 1 片為共電極板)。每段膜堆為 150 對陽陰離子交換膜，共電極板並搭配水流反向導流板，以膜間電壓 0.9 V 進行脫鹽試驗，24 天操作過程中，其 EDR 脫鹽效能如圖 9 (b) 所示，利用產水迴流稀釋進流水，控制導電度於 5,500-6,000 μS/cm 之操作條件下，脫鹽率可達 90%，平均產水導電度 520 μS/cm，產水回收率介於 50-65%，產水水質亦達再生水工業用途標準 Class B 級 (表 4)。

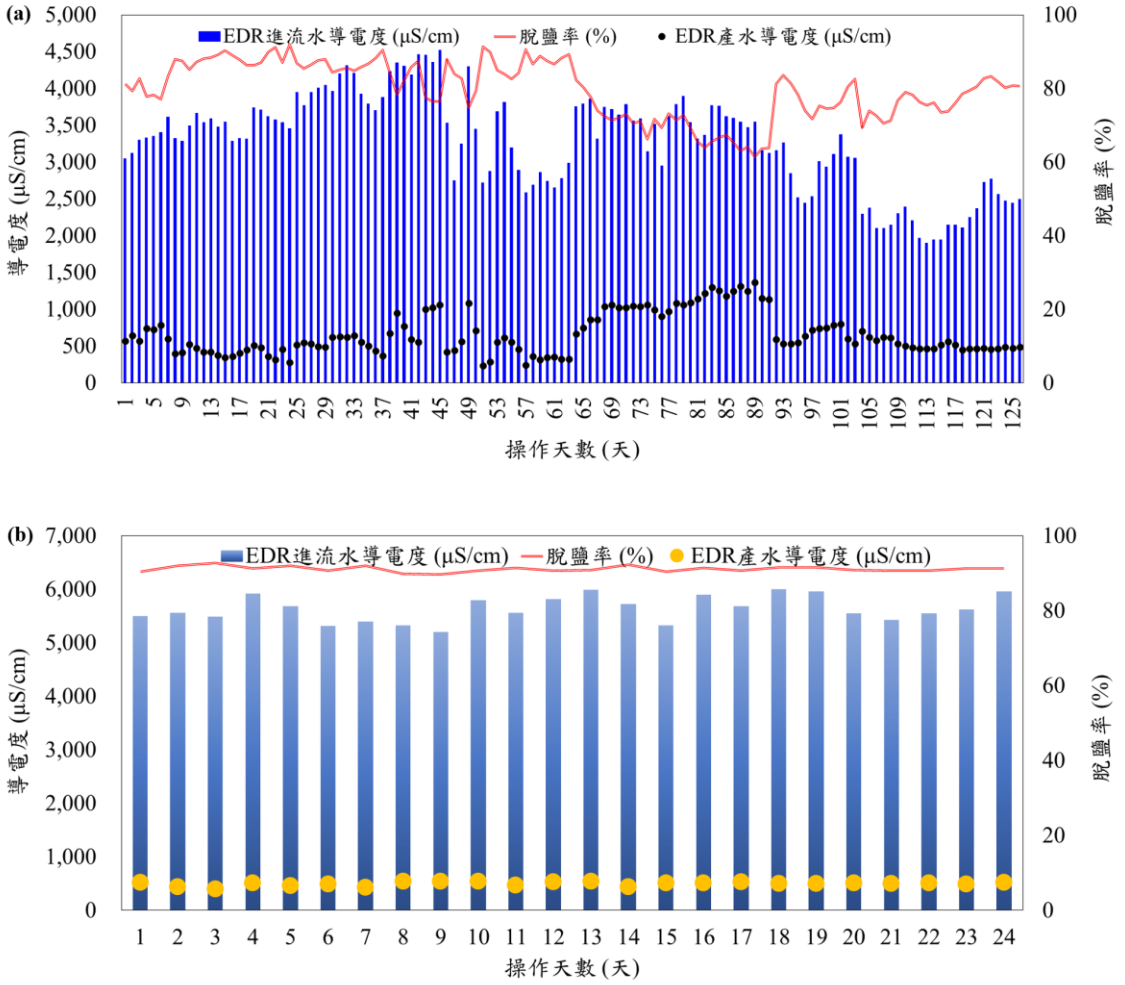


圖 9　EDR 系統運轉過程之導電度及脫鹽率變化，(a) 北部場域及 (b) 南部場域

表 4　EDR 平均產水水質

場域位置	pH	Cond. (μS/cm)	COD (mg/L)	TDS (mg/L)	TH (mg/L) / (ALK as $CaCO_3$)	Color	Cl_2 (mg/L)	TUR（NTU）
北部場域	6.3	660	NA***	462	NA***	NA***	NA***	NA***
南部場域	6.22	520	9	360	7.55	3.23	-**	0.195
參考標準* (Class B)	6.0-8.5	—	30	800	400	10	1	2
MDL	-	-	-	-	-	-	0.01	-

*：工業用途再生水水質分級 Class A、Class B、Class C 應用方向。

**：「-」低於偵測極限。

***:「NA」Not Available。

5.操作成本評估

一般水回收系統產水成本與原水 (放流水) 水質、產水水質要求與操作條件如回收率等有直接相關。本研究整合水再生程序包括生物前處理 (BioNET® 高級生物處理)、薄膜過濾 (UF 過濾) 及脫鹽 (EDR 系統)，用於工業廢水回收，產水成本約 23~25 元/噸，若以 EDR 進行計算，則其產水成本為 16.3-16.7 元/m^3 (表 5)，與 RO 系統 (在工業廢水脫鹽能耗約 1.5-2 kWh/噸，回收成本約 22-28 元/m^3；海淡能耗約 3.5-4.5 kWh/噸成本高達 35 元/噸以上) 相較下，具有良好競爭力。此外，EDR 系統可承受高導電度進料，無需驅動 RO 所需之高壓幫浦，所需動能大約相等，甚至更低，也較不易發生 RO 膜管因長期在高壓下操作，卷式膜結構易受破壞之狀況，適合用於工業區含中、高溶解固體物質綜合放流水之回收再利用。

表 5　EDR 驗證廠之操作成本估算

編號	項目	南部場域						北部場域					
1		進水水質	產水水質	水回收率	日產水量	年運轉日	年產水量	進水水質	產水水質	水回收率	產水量	運轉量	產水量
		(μS/cm)	(μS/cm)	(%)	(m^3/天)	(天/年)	(m^3/年)	(μS/cm)	(μS/cm)	(%)	(m^3/天)	(天/年)	(m^3/年)
		<3,000	≦300	50	100	365	36,500	< 5,500	≦1,000	54	100	365	36,500
2	電費	使用量	單價			複價	成本	使用量	單價			複價	成本
		(kWh/m^3)	(元/kWh)			(元/m^3)	(元/m^3)	(kWh/m^3)	(元/kWh)			(元/m^3)	(元/m^3)
		4.8	3.0			14.4	14.4	4.6	3.0			13.8	13.8
3	藥品費	使用量	單價			複價	成本	使用量	單價			複價	成本
		(kg/m^3)	(元/kg)			(元/m^3)	(元/m^3)	(kg/m^3)	(元/kg)			(元/m^3)	(元/m^3)
		0.5	4.5			2.3	2.3	0.5	4.5			2.5	2.5
小計 (2+3)							成本 (元/m^3)						成本 (元/m^3)
							16.7						16.3

四、結　論

工業廢水種類多且來源複雜，雖經二級處理後之出流水，但仍含有生物難分解有機物及可能造成薄膜結垢之物質。於再生處理程序中，這類有機物及可能造成結垢物質之移除為影響整體水回收效率之重要因素，本研究以 BioNET® 高級生物系統進一步移除放流水中有機物及氨氮，降低後續薄膜系統之污堵風險，再以 UF 過濾移除水中懸浮固體物，藉此保護 EDR 系統。EDR 系統對於經前處理後之工業廢水所含鹽類具有良好處理成效，適合應用於含高導電度之工業廢水回收再利用。

致　謝

本研究承蒙經濟部技術處經費支持及工業區污水處理廠提供場地及行政支援，使本研究得以順利進行，特此致謝。

五、參考文獻

1.經濟部水利署(2020)，台灣地區民國 107 年各標的用水統計年報，經濟部水利署各項用水統計資料庫，http://wuss.wra.gov.tw/annuals.aspx。
2.Sharma P. and Joshi H. (2014), Membrane autopsy based bio-fouling investigation of distillery spent wash RO treatment plant, Environmental Technology, 35(24): p 3047-3051
3.Wang S., Xiao K. and Huang X. (2019), Characterizing the roles of organic and inorganic foulants in RO membrane fouling development: The case of coal chemical wastewater treatment, Separation and Purification Technology, 210: p 1008-1016
4.張婷婷、林冠佑、邱聖壹、陳育祥、彭淑惠及陳雅芬,「生活污水回收再生之前處理程序評估」，中華民國環境工程學會-廢水處理技術研討會，行政院環境保護署，106 年 11 月。
5.廖昌郁、林冠佑、顏嘉亨、邱聖壹、張婷婷、洪仁陽及梁德明，「BioNET 技術於工業區放流水回收前處理之應用」，綠色技術與工程實務研討會，經濟部工業局，107 年 11 月。
6.戴元良、李俊錡、張婷婷、邱聖壹、洪仁陽、梁德明、劉育穎及孫順正，

「工業區綜合廢水處理再生水回收技術」，工業污染防治 146 期，經濟部工業局，108 年 9 月。
7.黃聖智及胡伯瑜，「石化廢水水回收的可行性評估」，工業材料雜誌 391 期，108 年 7 月。
8.黃聖智、廖昌郁、蔡翼澤、梁德明、洪仁陽、林冠佑、潘毅峰及陳慶隆，「石化業綜合放流水回收再生之場域驗證研究」，工業污染防治 148 期，經濟部工業局，109 年 6 月。
9.經濟部水利署 (2016)，下水道再生水利用技術參考手冊

電混凝應用於紡織業廢水處理及水回收之研究

魏名軍*、黃俊富*、徐秀鳳**、蔡人傑***

摘　要

製造業給一般民眾的印象即為用水量大、能源使用密集度高及產生環境污染等外在形象，其中紡織業即具備用水密集度高、高廢污水排放量等產業特性，因此近年來從生產製造所使用之原料、能資源情形，到生產過程的污染物排放是否妥善處理，都一一受到投資人、客戶或一般民眾的檢視。

本研究以電混凝法進行紡織業之廢水處理及水回收之處理應用，以實驗室級或現場試驗級的電混凝處理模組，對數個包含織布或染整製程的製造工廠進行試驗，其結果發現電混凝可對於廢水中 COD、色度等污染物之處理成效顯著，且因幾乎不額外添加化學藥劑而不使水中離子濃度(導電度)增加，可大幅提升電混凝處理後放流水的回用可行性，甚至經電混凝處理後可直接回用至廠內次級用水單元做二次循環再利用，有效降低全廠取用水量及廢水排放量，亦可減少用水及水處理相關之費用支出。

【關鍵詞】電混凝、染整廢水處理、水回收、色度、COD

---

*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　經理

***財團法人環境與發展基金會　資深經理

一、前　言

廢水處理回收之成功與否，除了依照水質(污染物濃度、類別等特性)、水量等條件，選擇經濟且合適之處理方法外，其關鍵在於回收水進入主要處理系統之前處理，良好的前處理可提升水回收系統之穩定性，進而使得回收系統之操作時間延長，最終可得到水質、水量穩定之回收水。然而儘管現今的水處理技術已經發展成熟且趨近完善，但是如何獲得設備簡單、成本低及效果好的水質淨化方法仍是水處理領域不斷追求的目標。在各種水處理技術中，電混凝技術由於設備相對簡單且較容易自動化，因此相較於需添加大量藥劑和佔地面積大的傳統水處理技術，可有發展潛力。

電混凝技術已發展近 20 年，其已被應用於處理含重金屬廢水、造紙廢水、採礦廢水以及金屬製品加工廢水等工業廢水。此外，電混凝亦應用於食品業廢水、紡織染整廢水、油田洗井污水、餐飲業廢水、垃圾掩埋場滲濾出水等有機性廢水處理，除了能有效進行有機物之分解處理外，其對於水中色度之脫色效果亦有不錯的表現。

染料及紡織廢水之特性除了高溫外，其廢水量大且組成性質複雜，經常帶有油脂、鹽類、漿料、染料、染料助劑、整理劑及界面活性劑等污染物，形成此類型廢水經常具有高 COD、低 BOD、高色度及高溫等特性，不易單純透過化學混凝或生物處理進行處理。綜合上述之紡織業廢水特性，電混凝技術的優點及特性適合處理該類型廢水，然而使用電混凝技術處理紡織時，其最佳之操作參數仍須根據各種特定的目標污染物再經由實際測試後，在考慮去除效率及能耗最低的條件下來確定之。

本研究以不同紡織染整廠其廠內實際產生之廢水，探討以電混凝處理模組設備進行試驗以確認處理效果，並加以評估經處理後排放水再回收使用之可行方案。

二、電混凝技術在紡織業廢水之應用

紡織染整廢水因具有高 COD、高色度、高含鹽量，有機物難生化降解等特點。國內外通常採用物理化學法和生物處理法的組合方式對其進行處理。但由於排水成分複雜，且處理難度依然較大。隨著電化學技術的發展，電混凝技術亦有所改良，利用電混凝法處理紡織染整廢水，具有設備體積小、占地面積少、操作維護簡單、COD 去除率高和脫色效果好等優點。

電混凝法之原理為結合電化學、流體力學等理論基礎結合而成的水處理技術，主要機制為利用鐵、鋁金屬極板於犧牲陽極釋出之鐵、鋁離子做為混凝劑，並在電場誘導下使水中污染物粒子產生碰撞凝聚，再透過水被電解時所產生之氫氣氣泡將形成之膠羽加以混合後浮除。綜上所述，電混凝的污染物去除作用機制主要包含三種，即氧化還原、絮凝及氣浮作用，其作用機制示意圖詳如圖 1。

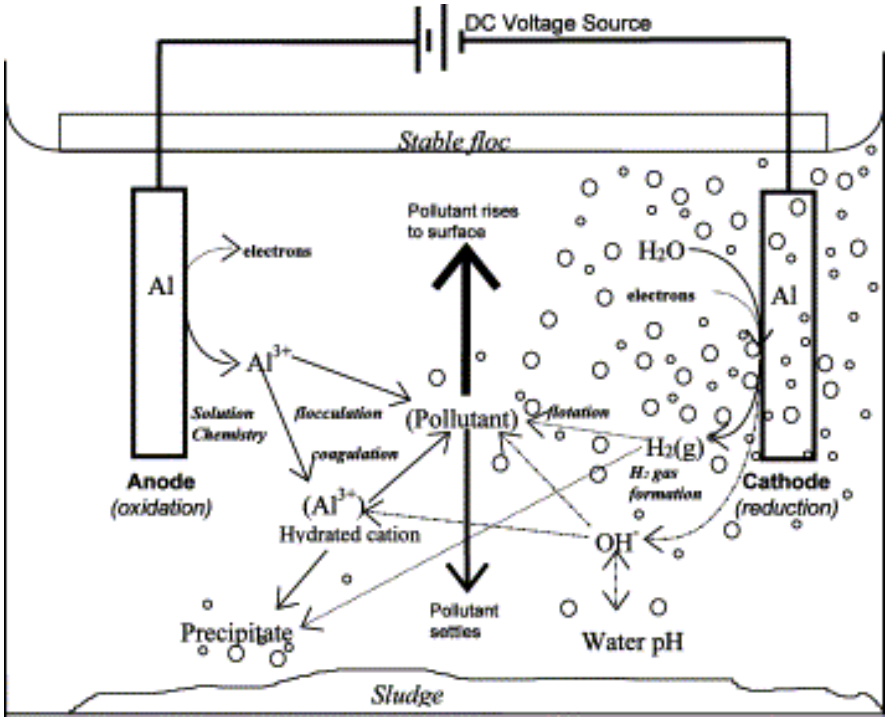


圖 1 電混凝作用機制示意圖(Barton et al.,2002)

Mollah 等人(2004)探討了使用鐵電極之連續式電混凝系統對橙 II 偶氮染料之色度去除效果。其實驗結果發現初始 pH 值、電解質濃度、染料濃度、電流密度、溶液進流流速及循環處理次數等條件，皆對於脫色效率產生影響。而若控制於最適操作條件下，脫色率可達 99%。另外經由 XRD 分析其產生之污泥可知沉澱物中含有-Fe_2O_3 及 Fe_3O_4，而色度之去除機制則包含來自-Fe_2O_3 及 Fe_3O_4 所貢獻之化學混凝作用及電混凝系統所提供之化學氧化還原作用。

Zaroual 等人(2006) 採用鐵金屬板作為陰、陽極探討電解處理時間及操作電壓，對電混凝處理紡織工業廢水色度及 COD 之效率影響。其所得實驗結果發現當處理時間為 3 分鐘及電壓為 600 m 時，色度及 COD 的去除率分別為 100 及 84%。另外，經由界達電位儀之量測可推論出 $Fe(OH)_2$ 在電混凝程序中扮演著非常重要之角色。

Bayramoglu 等人(2007)以鐵和鋁為陽極，採用並聯和串聯 2 種方式處理紡織廢水，以對比分析電混凝處理每噸紡織廢水之成本(包含耗電量、金屬極板之耗材費、設備維運費、人事費及污泥清運處理費等直接與間接成本)。實驗結果指出在鋁、鐵電極對 COD 及濁度去除效果相當時，以單極-並聯式之鐵及鋁電極是最省成本的(以最適之操作條件：電流密度 30 A/m^2，電解時間 15 分鐘)，而又以鐵電極成本較低優先列入考量。經另比較分析電混凝法和傳統化學混凝法對於去除紡織廢水中之 COD 及色度效果，電混凝法具有反應較為快速，較經濟(佔地面積小)，藥劑用量少及污泥產量少等優點。在相同處理效果條件前提下，電混凝和化學混凝的處理成本分別為 0.25 及 0.80 美金/m^3，化學混凝的成本約為電混凝的 3.2 倍。

綜合前述過去電混凝作用原理以及應用於紡織染整廢水處理之研究結果，顯示電混凝反應過程中的主要作用機制亦會隨目標污染物的類型和水體中各類污染物質的濃度不同發生改變，換言之，電混凝去除目標污染物的過程是眾多反應機制的綜合作用過程，此特點雖然使得電混凝法可去除不同廢水中之不同的污染物，但也由於其對污染物之去除較不具選擇性，故仍需透過實廠廢水進行處理試驗以取得合適之操作條件，方可得到最佳之處理效果。

三、電混凝模組設備及處理試驗方式

(一)電混凝模組設備

本研究所使用電混凝模組分為實驗室級及現場試驗級，主要差別為處理水量規模大小不同，其所對應之處理槽體大小、電極板數量以及電極板大小亦隨處理量規模不同，而實驗室級處理水量較小，主要用途為處理效果確認及處理條件測試，而現場試驗級則以連接紡織染整廠內廢水，直接模擬廢水實際產生時之處理成效，設備相關規格詳如表 1 所示，設備外觀如圖 2~圖 4 所示。

表 1　電混凝試驗模組規格彙整表

型號	規模等級	處理水量 (CMD)	處理槽體積(L)	極板數(片)	電壓範圍(V)	處理類型
QW17-157	實驗室級	0.5	3	20	0~50	批次式
EDF-EC01	現場試驗級	5	50	45	0~180	連續流
LD-500B	現場試驗級	20	80	74	0~220	連續流

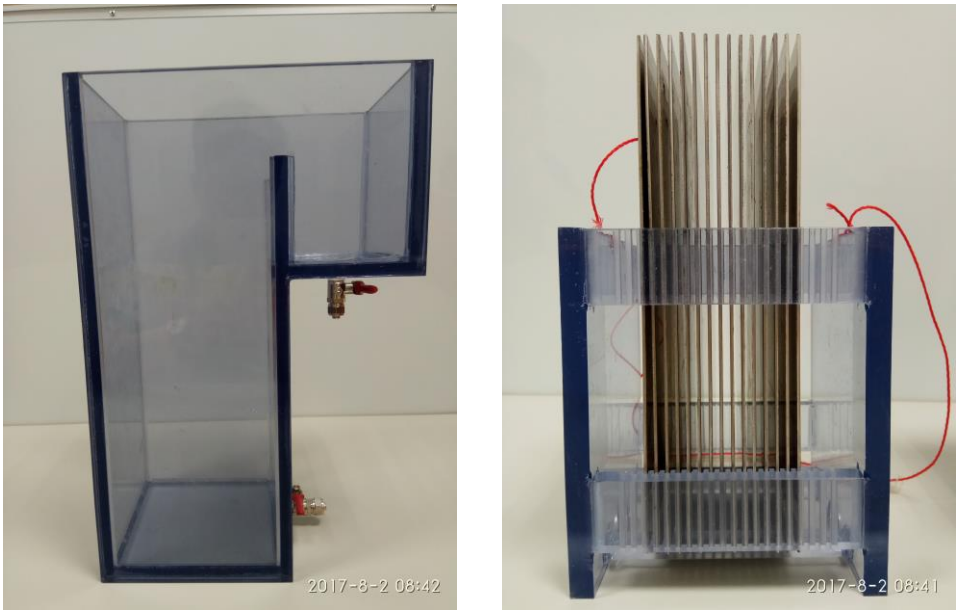


圖 2　QW17-157(實驗室級)電混凝模組示意圖

圖 3　EDF-EC01 (現場試驗級)電混凝模組示意圖

圖　4 LD-500B (現場試驗級)電混凝模組示意圖

(二)處理試驗方法

本研究所使用電混凝處理之試驗方式主要區分為實驗室試驗及現場模組測試，所選定紡織染整廠之廢水，先以實驗室試驗模組進行處理，並且分析關鍵之水質項目(COD、SS 及色度等)比較處理前後水質變化，再與廠內處理後排放水進行比較，若廠商對於試驗結果有進一步改善可能性，再利用現場試驗級的處理設備，串接實廠產生的排放廢水進行模擬處理，為期 1~1.5 個月，以驗證處理效果及進行後續處理回收之評估，試驗流程如圖 5。

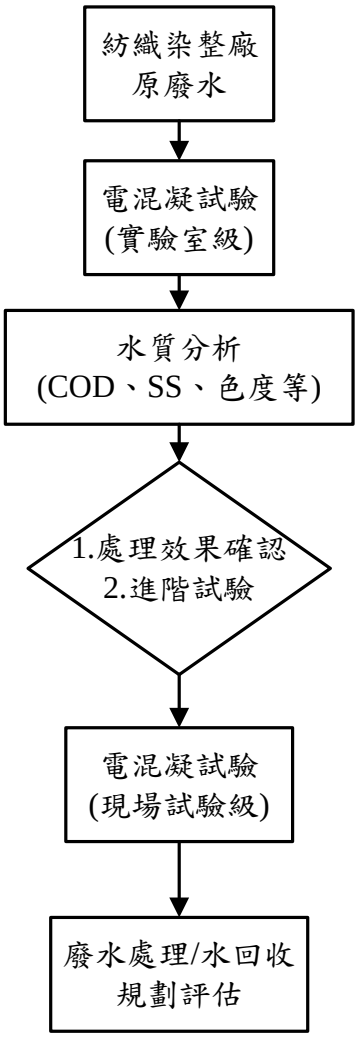


圖 5 電混凝模組試驗流程圖

四、案例及試驗結果

(一) A 股份有限公司

該公司位於彰化縣芳苑鄉，成立於民國 80 年，屬於傳統染整產業，主要產品為針織纖維布(為聚酯纖維材質)染整，每月平均產量為 600 噸，產品型式以代客加工為主。廠內用水以製程染色用水為最大宗，約佔總用水量約 85%。製程廢水及其他廠內廢(污)水均在廠內進行前處理後排至工業區廢水處理廠，納管費係以排放量、COD 及 SS 為計費依據。

經檢視廠內用水情形，仍有部分可節水回收之用水單元，如軟水樹脂塔再生時之後段清洗水，可考慮直接回用到樹脂塔系統前端與地下水混合使用；另建議改善管末納管排放水處理，除可改善水質外，亦可進一步回收，

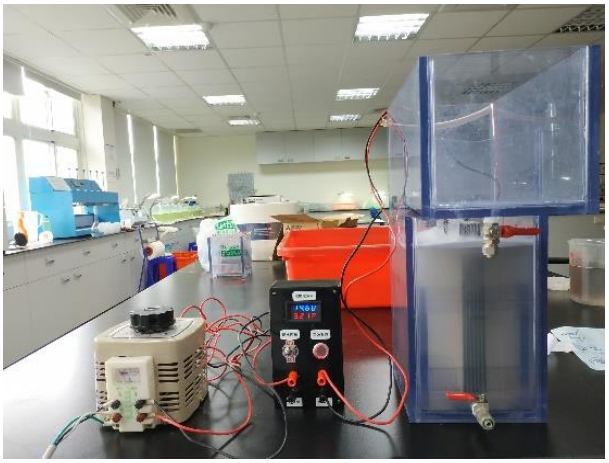
故採集並分析廠內調勻池廢水及納管排放水，並以實驗室模組進行試驗。

由表 2 中可得知廠內處理後之納管排放水，雖經過化學及生物等廢水處理程序，但 COD 及色度仍偏高，且 SS 有不減反增的現象，顯示可能有過量加藥或沉澱槽功能失效等問題。另將調勻池廢水分別以鋁板及鐵板進行電混凝處理試驗，顯示電混凝處理後水質優於廠內處理之納管排放水，而對於色度之處理效果又以鋁板電混凝效果較鐵板佳，故評估若可以電混凝改善原有之化學混凝程序，可減少生物處理系統之負荷，亦可增加處理效果提升管末排放回收之可行性，並將回收水使用至染色後之清洗程序前段，使廠內用水效能可進一步提升。相關試驗情形詳如圖 6。

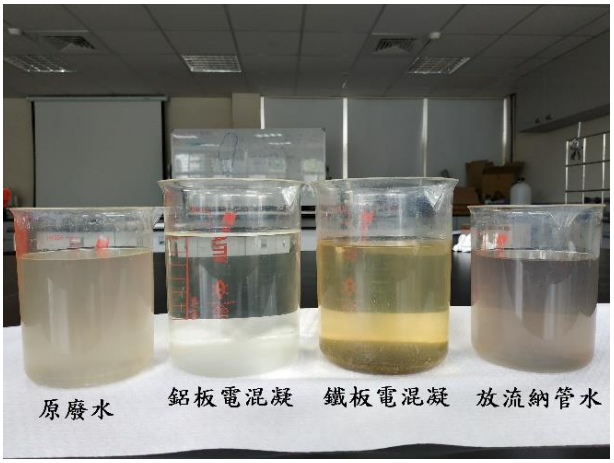
表 2　A 股份有限公司廢水以電混凝處理評估結果

分析項目	廠內廢水處理情形		模組試驗結果	
	調勻池廢水	處理後排放水	鋁板電混凝	鐵板電混凝
導電度(μS/cm)	2,310	2,820	2,190	2,200
COD_T (mg/L)	1,065	310	112	116
COD_S (mg/L)	985	290	104	100
SS (mg/L)	24	22	N.D.	12
色度 (ADMI)	175	160	10	35

備註：COD_T 為 COD 總量，COD_S 為溶解性 COD。



(A) 電混凝試驗處理情形



(B)電混凝試驗結果

圖 6　A 股份有限公司實驗室模組試驗情形

(二) B 股份有限公司

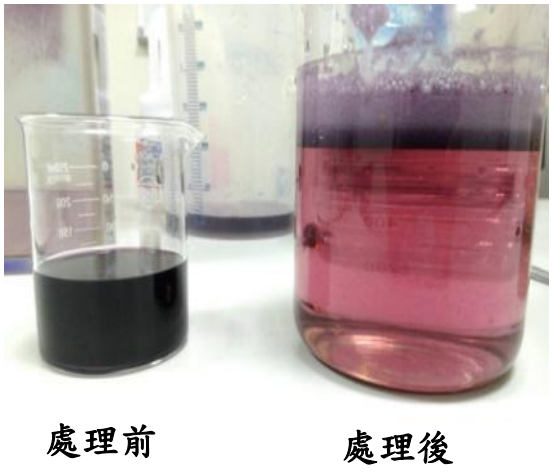
B 股份有限公司位於彰化縣鹿港鎮，其生產產品以包紗、肩帶、褲頭帶、滾邊帶、運動用鬆緊帶等布為主，並引進全套設備高速無梭織機、高速鉤織

機 Guage15 針及 Guage20 針及連續式染色定型機器，瑞士的製電腦提花機並應用於生產線，專業從事於各類彈性包紗製造。該公司通過 ISO 9001、OEKO-TEX 100 品質認證，以製程用水佔全廠 70 %以上，製程中又以染整單元用水量最高，且多以深色染料為主。而現行廠內廢水處理效率不佳(好氧生物+化學混凝)，處理後排放水 COD 濃度接近於納管標準上限值(480 mg/L)，且色度高達 5,000 ADMI 以上，又受限於廠內場地面積無法再增設處理設備，建議以電混凝系統改善廢水處理效率。以現場模組進駐方式進行試驗，原廢水經電混凝處理後水質試驗結果，顯示 COD 及色度去除率分別約 75 %及 90 %(詳表 3 及圖 7)，處理後水再進入該廠現有 UF+RO 回收系統，可將處理後排放回收再利用於製程用水等用水單元，規劃電混凝處理後水回收量預估可達 400 CMD，提供廠內清洗製程使用。

表 3　B 股份有限公司廢水處理及電混凝處理結果比較

項目	原廢水	處理後排放水	鋁板電混凝
pH	5.5 – 7.0	6.0 – 8.0	6.0-8.0
導電度(μS/cm)	1,314	1,500	1,175
SS (mg/L)	100-200	<50	19
COD (mg/L)	>1,500	300-400	459
色度 (ADMI)	>5,000	<1,000	120

(A)電混凝水回收試驗(現場模組)



(B)電混凝處理前後比較圖

圖 7　B 股份有限公司現場模組試驗情形

(三) C 股份有限公司

C 股份有限公司位於彰化縣芳苑鄉，成立於 1975 年，其製程以梭織機為主，產品主要為纖維布料，廠內主要用水單元為水織製程用水，其佔全廠約 54.17%。目前廠內廢水處理設施以化學混凝沉澱處理法為主，經處理後之廢水符合芳苑工業區污水處理廠之納管標準。

廠內最大用水單元為水織機製程用水，而製程廢水中污染物，主要為水織過程中殘餘水中之水性壓克力樹脂，也是該廠廢水中主要 CDO 及 SS 的來源。而考量該廠已規劃處理後排放水供鄰近廠商使用，但因排放水中導電度偏高情形而導致使用上受到限制，又水中硫酸根離子因化學混凝加藥後亦明顯增加(使用硫酸鋁混凝劑)，故本研究建議採行電混凝處理法進行模組試驗，因該處理系統不須外加混凝劑，故不僅可維持甚至優於廠內廢水處理效率，又可減少處理後水中導電度(離子)增加情形，若以電混凝法取代原有化學混凝系統，可使得排放水進行回收使用上的限制條件得以放寬。

由表 4 結果顯示，廠內廢水經原有系統處理後水質良好，但部分水質項目如導電度由處理前的 628 μS/cm 上升至 1,530 μS/cm；硫酸根濃度亦由處理前的 148 mg/L 增加為 875 mg/L，而電混凝系統處理後，由結果顯示，除部分水質項目去除效果無明顯差異外，電混凝對於 COD、界面活性劑、硫酸根及矽酸根等處理效果皆優於廠內廢水處理系統，且導電度並無明顯上升，可使得後端回收水應用上更為有彈性及空間。另評估進行電混凝改善回收後之相關費用估算，由表 5 估算結果得知，若採用電混凝方式進行回收，雖增加極板耗材及電費等費用支出，但因水處理藥劑用量、納管水量及污泥產量減少等費用降低，預估可節省近 30 萬元/月廢水處理相關費用支出。

故本次試驗建議本廠改由電混凝處理取代傳統化學混凝處理，改善納管水質後可考慮回收至廠內冷卻水塔補充使用，或提供鄰近廠作為次級用水，估計可提供之回收水量約 300 CMD，電混凝系統規劃流程詳圖 8，相關試驗情形詳圖 9。

表 4　C 股份有限公司廢水電混凝處理與廠內廢水處理成效比較

水質項目	調勻池廢水	處理後排放水	鋁板電混凝
導電度(μS/cm)	628	1,530	688
COD_T(mg/L)*	928	130	91
COD_S(mg/L)*	850	62.5	57
Mg(mg/L)	0.475	0.476	0.452
Ca(mg/L)	2.14	2.11	2.20
Mn(mg/L)	0.007	0.007	N.D.
Fe(mg/L)	0.121	0.054	0.038
SiO_2(mg/L)	52	28	3
SO_4^{2-}(mg/L)	148	875	64
總硬度(mg $CaCO_3$/L)	8.98	9.98	9.48
濁度(NTU)	80	23	45
界面活性劑(mg/L)	1.96	0.58	0.59

備註：COD_T 為 COD 總量，COD_S 為溶解性 COD。

表 5　C 股份有限公司電混凝處理之水回收成本比較

項目	廠內現況	電混凝回收	經費比較	備註
電極板(鋁)(元/月)	—	60,000	+60,000	極板消耗以 1 噸鋁/月估算
水處理藥品費(元/月)	66,000	10,000	-56,000	僅添加少量氫氧化鈉及高分子凝絮劑
電費(元/月)	20,800	24,200	+3,400	2.2 元/度電 (離峰電價)
污泥清運費(元/月)	138,000	**72,000	-66,000	含水率 75%，6,000 元/噸
納管處理費(元/月)	*250,000	69,000	-181,000	20 元/噸水
合計	474,800	175,200	-299,600	—

備註：*廢水處理量以 415 CMD 估算；**污泥產生量以 SS 由 30 mg/L→10 mg/L 估算。

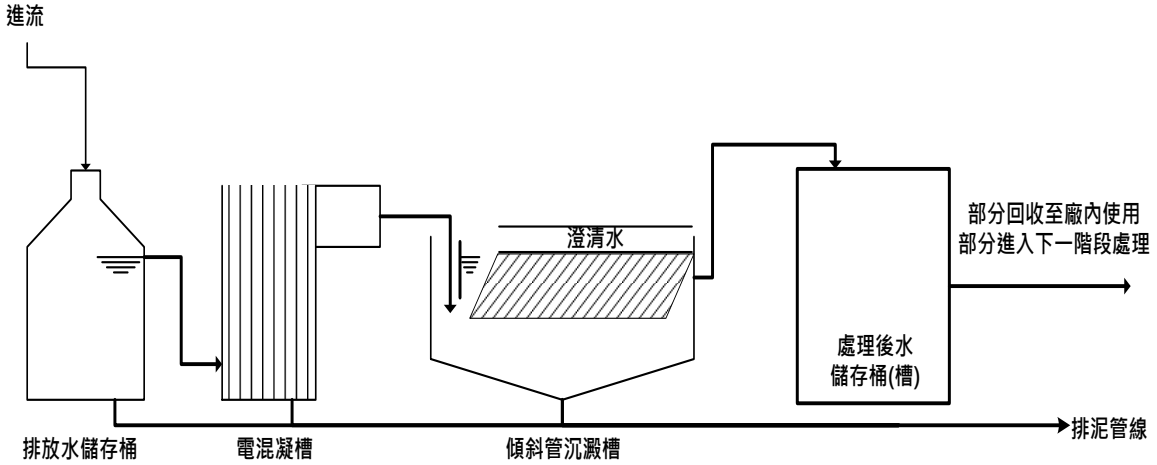
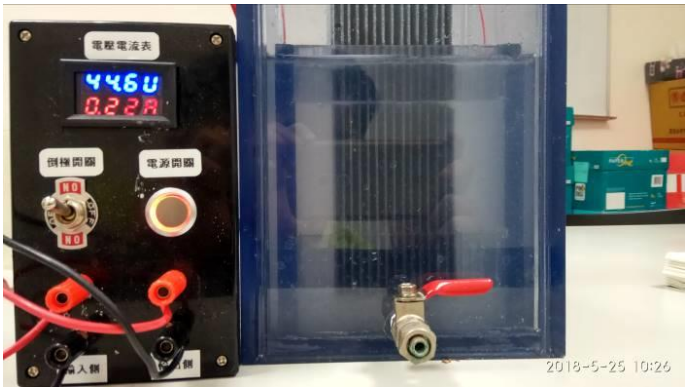
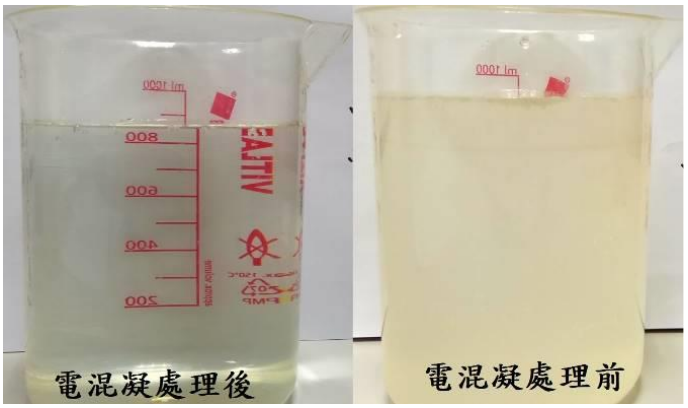


圖 8　C 電混凝處理系統初步規劃流程圖



(A)電混凝水回收試驗(實驗室模組)



(B)電混凝處理效果比較(實驗室模組)

(C)電混凝水回收試驗(現場試驗模組)

(D)電混凝處理效果比較(現場試驗模組)

圖 9　C 股份有限公司電混凝試驗情形

五、結論與建議

紡織染整業之廢水污染物濃度高且不易妥善處理，一般傳統化學混凝處理往往為了達到處理效果而過量加藥，不僅增加化學藥劑費用亦增加了後續

污泥產生量，徒增許多不必要的處理費用，且又其廢水高溫、高鹽、低BOD/COD比值等特性，不利好氧生物處理，且該行業屬於傳統產業，廠內多半無專業之廢水操作人員，無法使生物處理系統維持良好之操作條件，而導致業者為了確保排放水符合納管或放流標準，於原有的化學混凝+生物處理系統後段再增加一套化學混凝處理，導致廢水處理費用增加，且投加過多化學藥劑而拉升排放水的導電度，使得水回收的可行性降低。經本研究透過不同紡織染整業之實際廢水進行試驗結果顯示，電混凝技術可將廢水處理至符合甚至優於廠內水質排放標準外，利用電混凝處理操作簡易且佔地空間小、無需投入大量化學藥劑及污泥產量相對較少等特性，可減輕紡織染整業之廢水處理負擔，且若處理後水質經評估可使用於廠內次級用水，甚至經過進一步純化處理後提供廠內製程用水使用，可充分利用水資源，達到節水與資源化再生之綠色廢水處理目標，進而改變社會大眾對於染整紡織業高污染之刻板印象。

六、參考文獻

1. Bayramoglu M, Eyvaz M, Kobya M. Treatment of the textile wastewater by electrocoagulation: economic evaluation. *Chemical Engineering Journal* 128 (2-3) (2007) 155-161.。
2. MollahMYA, PathakSR, PatilPK, VayuvegulaM, AgrawalTS, GomesJAG, KesmezM, CockeDL.Treatment of orange II azo-dye by electrocoagulation(EC) technique in a continuous flow cell using sacrificial iron electrodes. *Journal of Hazardous Materials* 109 (2004) 165-171.。
3. Zaroual Z, Azzi M, Saib N, Chainet E. Contribution to the study of electrocoagulation mechanism in basic textile effiuent. *Journal of Hazardous Materisis* 131(112/3) (2006) 73-78.。
4. 李中光、廖佑誠、李念庭，「電混凝技術在廢水處理中之應用」，桃園市大學校院產業環保技術服務團環保簡訊，第 39 期，2018 年。
5. 產業用水效能提升計畫期中執行成果報告，經濟部工業局，106年度
6. 產業用水效能提升計畫期中執行成果報告，經濟部工業局，107年度。
7. 產業用水效能提升計畫期中執行成果報告，經濟部工業局，108年度。

楠梓加工區再生水模型廠工業廢水回收操作維護評析

黃濂純*、林志軒**、李祈宏***、董旭峰****、李文善*****、嚴小梅******

摘　要

加工出口區管理處為實踐水資源政策及產業發展並重之理念，於民國 97 年結合水利署科專計畫推動「楠梓加工出口區再生水利用模型廠建置及驗證計畫」，民國 99 年於楠梓園區建置全國首座再生水模型廠進行驗證，奠定再生水回收技術根基，開始積極推廣園區內廠商使用再生水，促成日月光公司民國 104 年於廠內自行建置每日回收量約 8,000 噸之再生水廠，解決廠商對於供水不穩影響產能之問題。本再生水模型廠是國內首座以工業綜合放流水為水源之再生水廠，處理流程為園區內工業放流水經纖維快濾過濾+UF 超過濾薄膜+RO 逆滲透薄膜，產水規模為每日 1,800 立方公尺，設計之原水取水限值比導電度小於 4,000 μS/cm，再生水水質比導電度要求小於 200 μS/cm，模型廠於民國 100 年驗證營運 1 年，並於民國 102 年針對既有模型廠進行工程改善，使其成為具有線上備載能力之實廠操作系統，並自民國 104 年 7 月至 109 年 6 月進行 5 年操作運轉，產製之再生水經園區內之中水管線供應園區廠商使用。

本研究將針對模型廠工程改善內容、後續 5 年操作維護期間之現場操作情形及遭遇各種狀況之處理方式詳細記錄說明，並進一步評析其因應策略之成效，冀望透過本研究之經驗分享，可供國內再生水廠未來於興建營運之參考。

【關鍵詞】再生水、放流水、回收、操作維護

---

*艾奕康工程顧問股份有限公司　高級工程師
**艾奕康工程顧問股份有限公司　約聘工程師
***艾奕康工程顧問股份有限公司　助理總監
****經濟部加工出口區管理處　技士
*****經濟部加工出口區管理處　技正
******經濟部加工出口區管理處　組長

一、再生水模廠建置與處理系統

1. 興建緣起

近幾年全球氣候變遷對水資源供需穩定性衝擊日漸明顯，回顧莫拉克颱風對南部地區造成的災害及損失慘重，加工出口區管理處（以下簡稱加工處）為防範未然，配合國家用水政策，於民國 97 年起加工處以更積極的廢水回收再利用觀念，配合水利署推動水再生利用，以落實推動「開源」、「節流」與「永續發展—回收再利用」之目標。

加工出口區楠梓園區再生水模型廠（以下簡稱再生水廠）為臺灣第一個將工業綜合放流水回收處理，並將再生水導入電子廠製程系統使用之案例，其興建與操作期程分為 5 階段，如圖 1 所示。於民國 98 年 11 月採統包方式發包興建，並於民國 99 年 12 月底完成再生水廠建置，每日可產製 1,800 立方公尺低導電度軟水，民國 100 年有全球封裝測試產業第一大公司日月光 K5 廠及楠電 3 廠參與一年期再生水水質驗證，再生水廠與驗證工廠相對位置示如圖 2。再生水經區內已建置之中水道壓力管線輸送至驗證廠商端與自來水摻配，取代自來水供應，除增加驗證廠商供水穩定度，減緩傳統水資源供應受氣象水文變異影響外，更減少驗證廠商原有純水處理設備之負擔，滿足高科技產業「保險用水」之需求。

圖 1　再生水模型廠推動期程

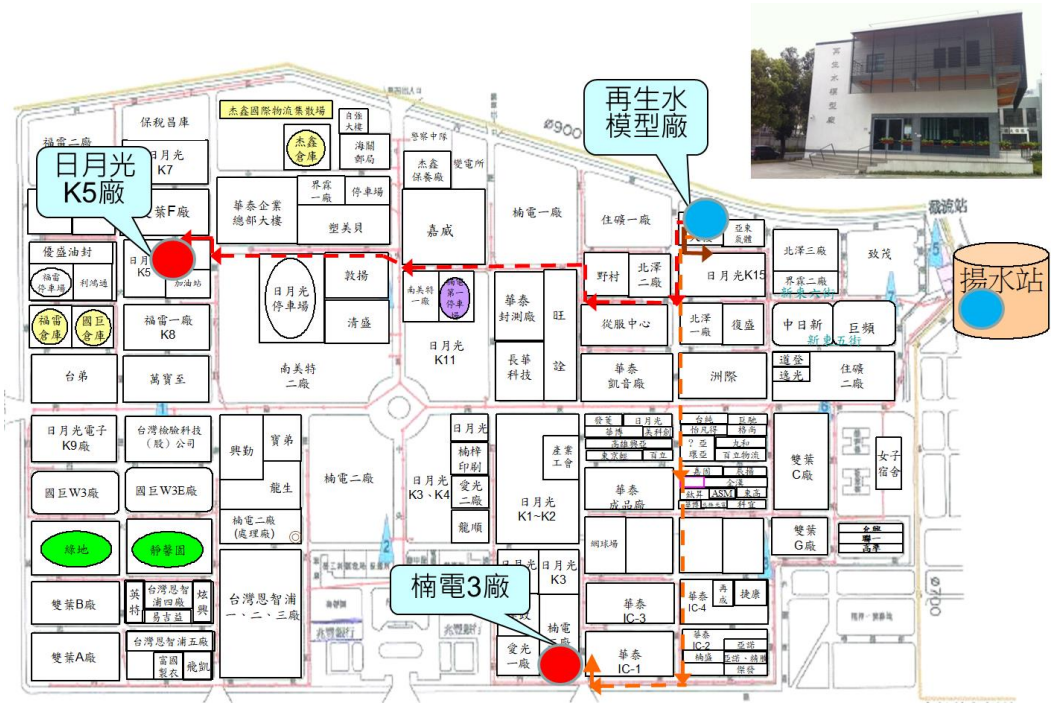


圖 2　再生水模型廠與驗證工廠相對位置圖

2. 處理程序與設計條件

再生水廠回收處理程序分為不溶解懸浮顆粒之前處理設施，包括纖維過濾（以下簡稱 FF）與 UF 超過濾（以上簡稱 UF）系統，以及脫鹽處理之 RO 逆滲透（以下簡稱 RO）系統，流程設計如圖 3 所示。

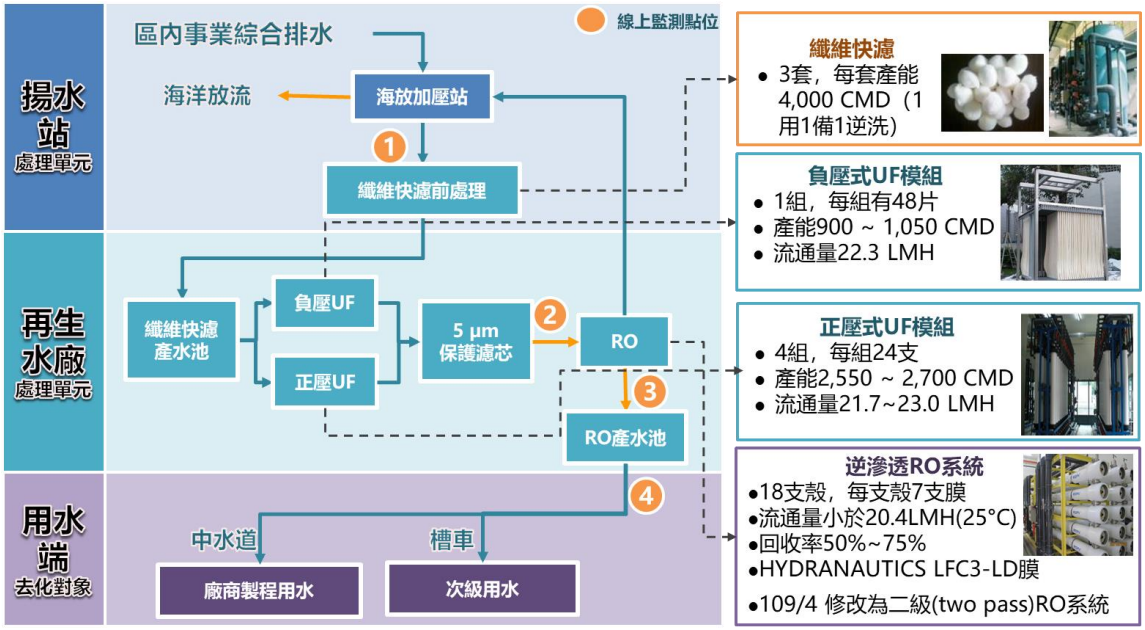


圖 3　再生水模型廠處理流程

3. 再生水取水與產水水質要求限值：如表 1 所示。

表 1　再生水廠進產水要求限值

品項		進水範圍	產水要求	單位
1	pH*	6.0~9.0	5.5~8.0	—
2	比導電度 (EC)	＜4,000	＜200	μS/cm
3	總硬度 (TH)	＜800	＜10	mg/L as $CaCO_3$
4	化學需氧量 (COD)*	＜300	＜10	mg/L
5	總有機碳 (TOC)	＜100	＜5	mg/L
6	懸浮性固體 (SS)*	＜150	＜3	mg/L
7	濁度	＜50	＜0.2	NTU

註：「*」表示該項屬海放限值標準

二、系統改善工程

民國 100 年經過一年之驗證操作後，再生水廠於操作上遭遇下列問題，加工處遂編列經費進行系統改善，並同時將設備改為可線上備載之實廠操作模式，茲將遭遇問題彙整說明如下：

1. 生物滋生問題分析

民國 100 年驗證操作期間，發現 RO 系統壓差有異常上升之情形，經全面拆除檢視後，發現 RO 薄膜表面佈滿污泥及生物膜，亦有因壓差上升造成 RO 薄膜管殼破裂之情形，如圖 4 所示。為檢討 RO 系統異常阻塞原因，遂針對 UF 系統產水進行 bubble test 及 SDI 檢測如圖 5 所示。bubble test 結果顯示 UF 膜未發現膜絲斷裂現象，UF 產水 SDI 檢測結果亦顯示正常（小於 3）。

經上述方法確認 UF 系統效能沒問題後，遂針對 FF 及 UF 過濾水之水中雜質粒徑進行分析，分析結果如表 2 所示，可知經 FF 及 UF 處理後，水中平均粒徑介於 4.32~6.54 μm 之間，但於 RO 系統進水端測得粒徑大於 20 μm，推測原因為 UF 系統產水端至 RO 系統進水端之間發生生物沉積（bio-fouling）現象，造成後端 RO 系統阻塞。經檢視後發現 UF 產水槽、管線及 RO 系統前置濾心皆佈滿大量生物膜，如圖 6 及 7 所示，原因為水中仍有 COD 殘留，提供微生物所需養分，加上 UF 儲

水槽水力停留時間(30 分鐘)較長或部分池槽呈死水地帶，造成大量微生物滋長。

圖 4　RO 膜表面生物膜及薄膜管殼破裂(紅圈處)狀況

圖 5　bubble test 及 SDI 檢測

表 2　各系統產水粒徑分析結果(驗證期)

項目	平均粒徑(μm)		可測得粒徑(μm)
原水	1	1.76	0.59
	2	2.26	0.56
FF 產水	1	1.57	0.40
	2	1.40	0.14~4.50
正壓 UF 產水	1	6.23	0.19
	2	5.86	0.52~3.15
負壓 UF 產水	1	6.54	0.75
	2	4.32	0.16
RO 進水前	1	22.80	—
	2	27.10	—

圖 6　UF 產水槽及管線佈滿污泥

圖 7　RO 系統前置濾心佈滿大量污泥

2.RO 之 CIP 頻率檢討

驗證操作期間因 RO 膜受微生物滋長影響，造成異常阻塞現象，導致須增加清洗時間及頻率如表 3 所示，因而造成產水時間縮短，為維持固定產水量，須提高非清洗時間之產水負荷。

表 3　RO 膜清洗頻率變化分析(驗證期)

月份	清洗頻率(次/天)	說明
1 月~3 月	5－7	操作及產水穩定
4 月~7 月初	3－5	清洗時間增加，已逐漸影響 RO 當日產水量，需提高其他天數產水負荷
7 月 22 日~8 月 26 日(提高 RO 回收率 75%)	1－2	操作壓力急速上升，操作壓差超過規範限值，雖經線上清洗亦無改善，為保護 RO 設備及顧及產水品質，須緊急停機處理
8 月 26 日~12 月	3	因楠電陸放水排入海放系統，導致原水比導電度偏高，造成 RO 之 CIP 頻率增加，嚴重影響 RO 使用壽命

3.中水管線溶出問題

本園區內中水道管網已於民國 97 年建置完成，其管網係以自來水常用 DIP 內襯混凝土管材施設，因再生水水質 LSI 為負值屬腐蝕性，於穩定供水期間再生水未於管內停留情形下，水質檢測結果，並未發生變異，但於間歇性供水時，再生水會於管內停留時，則觀測用水端出水水質會有些微變動，pH 6.4 增加至 7.2，比導電度 50 μS/cm 增加至 63 μS/cm，推測其水質變化可能是受管材溶出影響。

4.工程改善作業

民國 102 年進行再生水廠設施改善作業，包含 UF 產水槽縮小、RO 濃水控制閥修改、RO 機組拆分為 2 套、增設 FF/UF/RO 供水泵等改善工程，對系統影響最大為 UF 產水槽與 RO 濃水控制閥修改，茲將 2 項作業內容說明如后。

(1)UF 產水槽容量縮小：民國 100 年驗證期發生 RO 膜受微生物滋長影響，造成異常阻塞現象，以致 RO 膜清洗頻率增加，檢討原因疑似 UF 產水槽停留時間過長所致，因此於改善作業時新設較小容量 UF 產水槽（材質 SUS304，約 6m^3），停留時間由 30 分鐘縮短為 5 分鐘，並改採不鏽鋼圓桶降低水流死角與提高表面光滑性，減低生物生存，歷經民國 104 至 109 年操作觀察，桶內幾乎無生物沉積或滋生情形，且於民國 104 至 107 年 RO 膜產水速率未有下降情形。

(2)RO 濃水控制閥修改：RO 濃水控制閥原設計採用背壓閥，雖可達到 RO 壓差控制，但不易控制濃水水量，可能造成 RO 膜水力線性速度不足情形，因此，改以手動閥可易於控制濃水出水量。

三、園區用水量與放流水水質

再生水廠取水源為園區廠商處理後之綜合放流水，楠梓園區廠商計有 84 家（統計至民國 109 年 8 月），其中電子零組件製造業廠商占比 41.7%，民國 104 至 109 年放流水量統計日平均值約為 19,402 CMD，如圖 8 所示，其中電子零組件製造業廠商納管水量比例約為 75%。比較驗證期（民國 100 年）與後期（民國 104~109 年）放流水主要水質項目比較差異如表 4 所示，其中後期水質之比導電度明顯上升，對於再生回收操作之動力有所增加，TOC 最大值較驗證期增加約 3 倍，再生水供應電子產業製程使用需再加強處理。研判其放流水比導電度變化原因可能與園區加強推動節水管理回收有關。

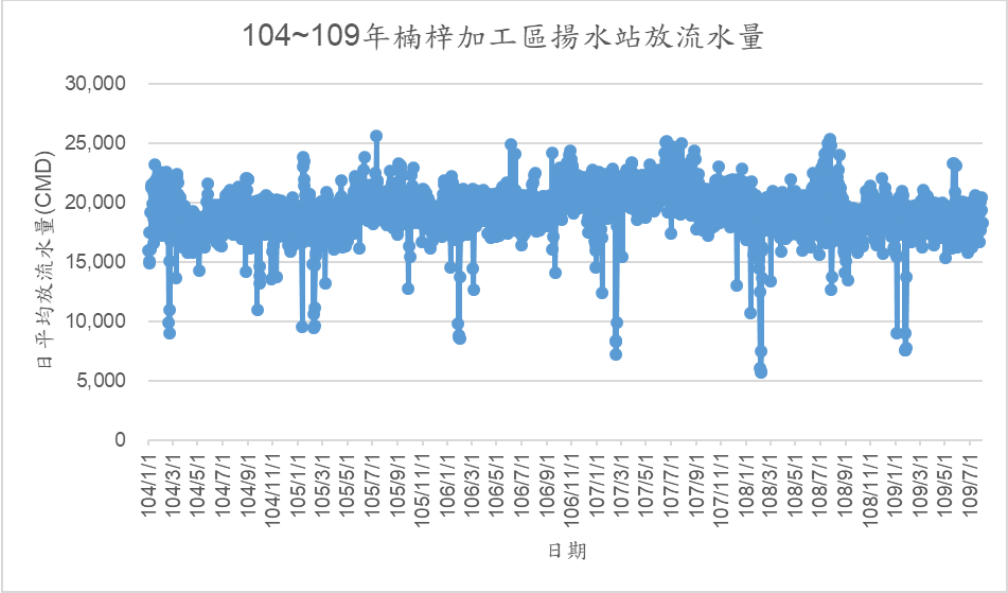


圖 8　楠梓加工區揚水站放流水日平均水量統計(104~109 年)

表 4　揚水站(海放管)放流水水質統計

主要水質項目	驗證期放流水	104-109 年放流水	備註
比導電度(μS/cm)	2,146(1,365~3910)	3,125(2,360~4,240)	
SS(mg/L)	29.5(8.2~63)	23(3.0~80)	
總硬度(mg/L)	256.5(105~511)	222(109~410)	
COD(mg/L)	67.83(33.6~177)	63(27.5~117)	
TOC(mg/L)	15.79(5.3~26.8)	19(4.2~66.8)	

四、再生水產水水質

定期檢測比導電度、SS、總硬度、化學需氧量(COD)、總有機碳(TOC)等 5 項水質結果，民國 100 年驗證期各項產水水質較民國 104 至 109 年為佳，如表 5 所示，係因民國 100 年 RO 膜為新置；於民國 104 至 109 年期間，產水水質比導電度約在 42~196 μS/cm 之間，產水 TOC 約在 0.25~4.8 mg/L 之間，兩項水質變動除與原水水質呈現正相關外，也與 RO 膜使用年期有關，隨時間增加而去除率下降，如圖 9 所示。

表 5　RO 主要產水水質

主要水質項目	產水水質要求	驗證期產水	104-109 年產水	備註
比導電度 (μS/cm)	<200	41(14-95)	103(42-196)	
SS(mg/L)	<3	<1.0	<2.5	
總硬度(mg/L)	<10	2.47(1.8-9.5)	3.2(0.5-9.8)	
COD(mg/L)	<10	6.65(4.5-15.9)	4.1(2.1-8)	
TOC(mg/L)	<5	1.0(0.5-2.9)	1.2(0.25-4.8)	

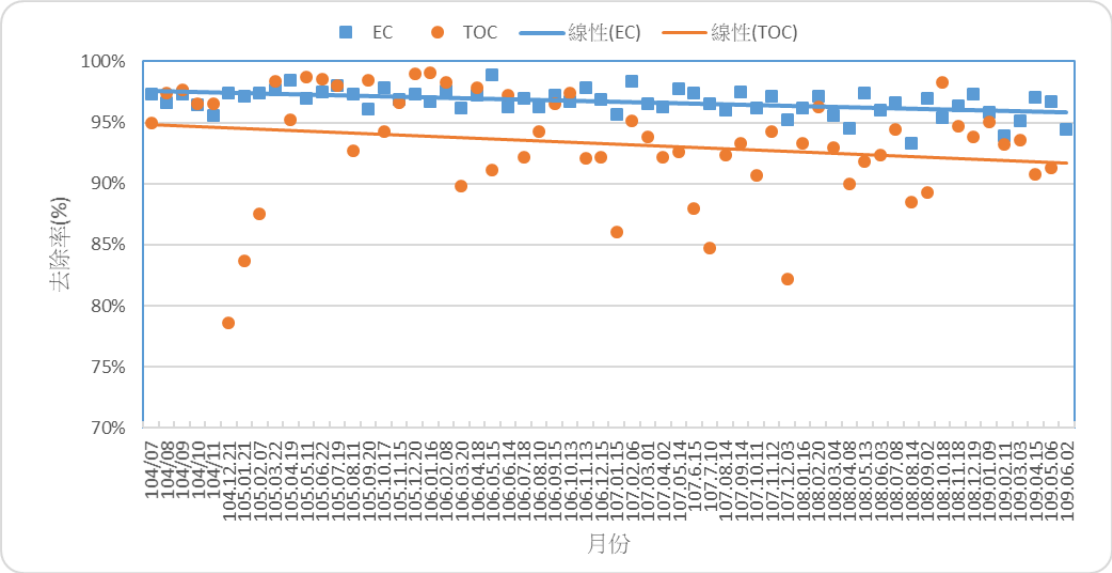


圖 9　再生水廠操作比導電度與 TOC 去除率

五、操作成本分析

民國 104 至 109 年操作方式因應預算有限情形下，係採每年進行產水量調整，產水量由 200 CMD 提昇至 350 CMD，每日操作時間為 9 點至 18 點，每周操作 5 日，再生水模型廠之操作成本分析包含電費、藥品費、設備維護費及定期水質檢測費等，如圖 10 所示，分項支出比例以電費與設備維護費兩項為大宗，佔支出比例 81.8%，以下茲就電費與設備維護費等費用支出內容詳細說明如后。

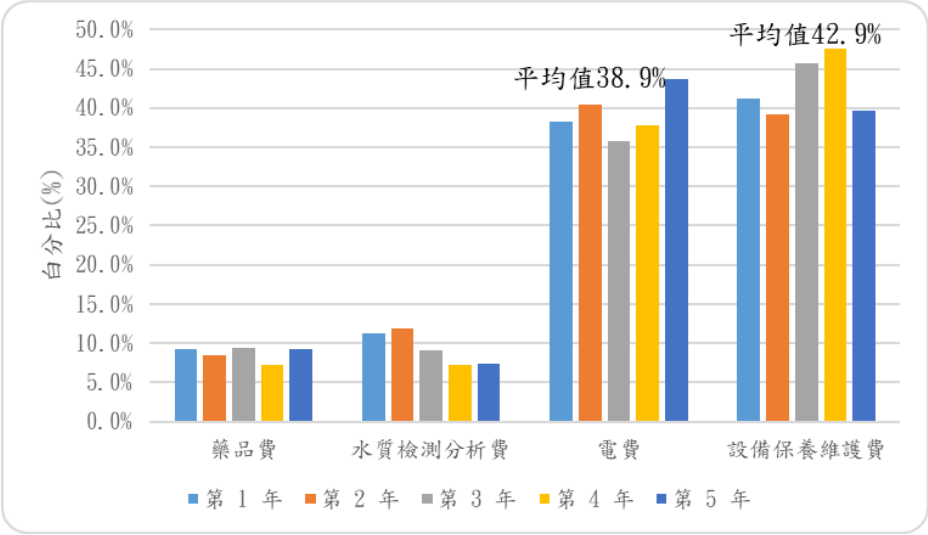


圖 10　再生水廠操作費用分項支出比例

1. 電費

依操作資料統計結果，不同產水量 200、260、300 及 350 CMD 產水整體總耗電量平均值由 200 CMD 之 3.23 度/m^3，至 350 CMD 之 3.60 度/m^3，如圖 11 所示，其中 300 CMD 用電量最低，係因系統運作達到全載操作，設備系處於最佳效率，而 350 CMD 用電增加，因與 RO 膜發生污堵及老化，產水回流操作致能耗增加有關，雖於民國 108 年 3 月 RO 膜拆卸送外清洗後，以及民國 109 年進行修改為 2 級（two pass）RO 後，雖除鹽率回升，惟單位耗電量仍高於 300 CMD 操作期間，此乃 RO 膜老化，雖系統改以 2 級 RO 系統，惟對於再生水操作成本並無相對節省效益，但也驗證在此水質狀況下，RO 膜最大使用年限約為 3 年。

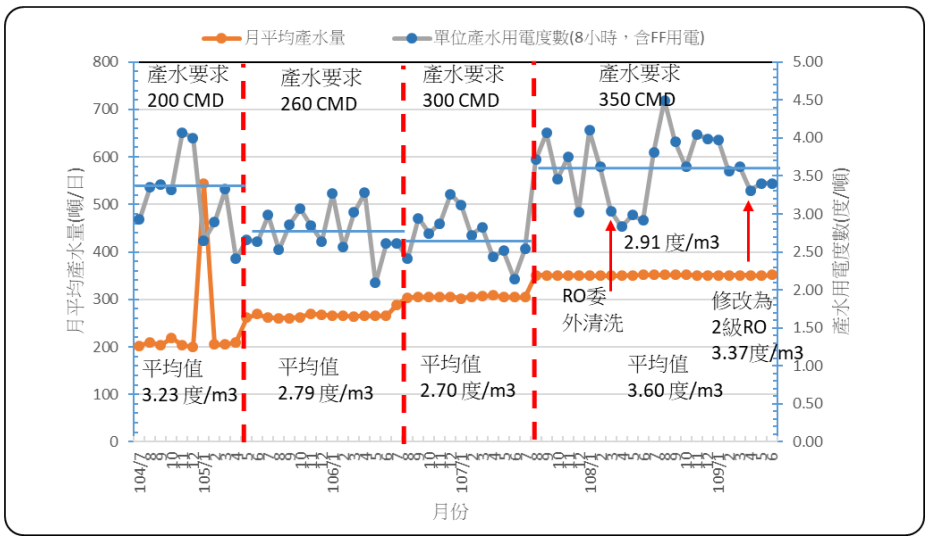


圖 11　月平均單位產水用電分析

2. 設備維護費

單位產水操作維護費用計算包括前節所計藥劑費用、用電費用、操作維護費用（含年度保養）及定期委外檢測之操作維護費用，但不含折舊、改善工項、人事、管銷、稅金及差旅費用等，依據電費、藥品費、累計攤列設備維護費及檢測費等各項操作費用統計，如圖 12 所示，350 CMD 之單位產水操作維護費用為 26.0 元/m^3，係因 RO 膜清洗與滲漏污堵期產水耗電量與維護費，以及修改為 2 級 RO。如加計折舊費用，依再生水廠土建費用為 13,038,000 元，機電費用 36,673,814 元，以 15 年攤列計算，則 350 CMD 之單位產水操作維護費用（含折舊攤提）應為 74.5 元/m^3。民國 107 與 108 年之 350CMD 操作維護費用增加係因 RO 系統之維修支出增加所致，此與業界 RO 膜使用壽命約 3 年一致，本研究在預算有限情形下，係採清洗方式與修改系統以延長 RO 膜使用年限，雖操作成本較低，惟操作管理上較為複雜。

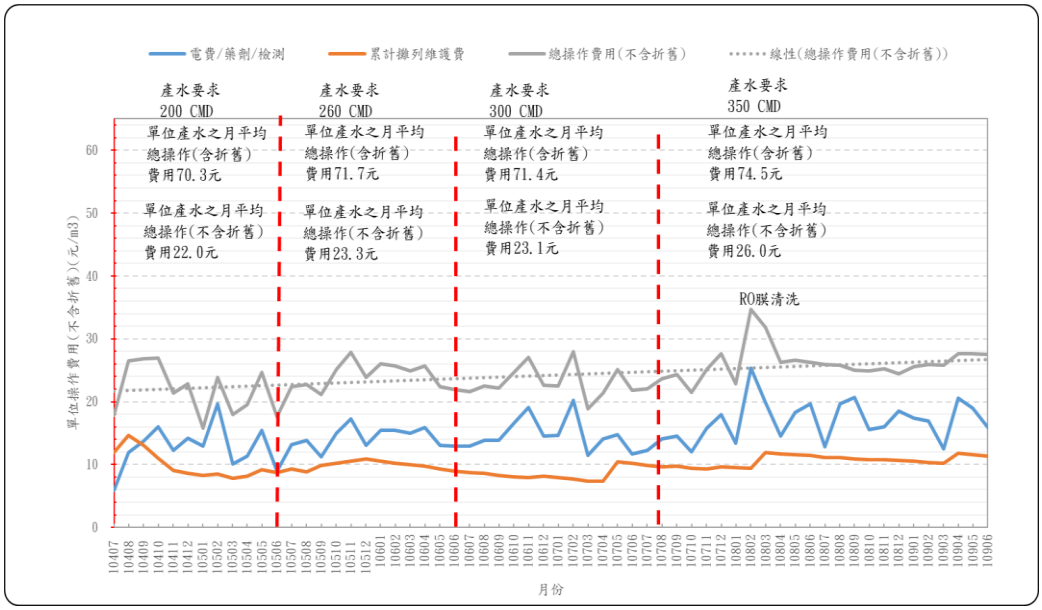


圖 12　月平均單位操作維護費用分析

六、設施管理與維修分析

1. 設備故障與維修

本再生水廠設施於民國 99 年建置完成，民國 100 年驗證操作一年後即封存，直至民國 104 年 7 月再重新啟動操作，期間設備封存 3 年無

運轉，造成電子元件、氣動元件及轉動設備因潤滑性降低而故障風險增加，以及輔助設施不完善，如氣動元件缺少潤滑油自動補注功能，及作業環境通風不良，受濕氣影響致電子元件故障等，彙整民國 104 至 109 年操作期間，電子元件（含 PLC）、轉動設備（抽水機）、氣動元件、網路傳輸、管線及其他（空調、消防、水槽等）故障次數，共計 68 次，如圖 13 所示，其中以氣動元件次數最多，也對操作影響性最大，係因氣動電磁器缺少潤滑油自動補注發生卡死，民國 107 年增設潤滑油補注器後，氣動元件故障情形則明顯降低。

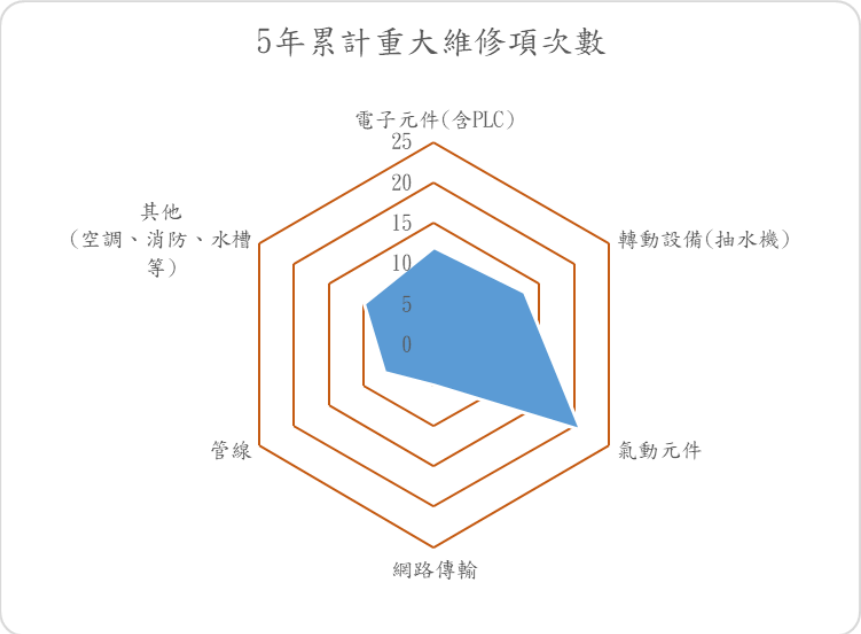


圖 13　民國 104 至 109 年 5 年操作期間重大維修項次數統計

2. RO 膜除鹽效能

機組設備之 RO 膜安裝於民國 100 年，期間封存 3 年未運轉，於民國 104 年 7 月再重新啟用，每月進行一次維護性 CIP 作業，至民國 107 年 10 月發生再生水產水水質比導電度逐漸上升情況，期間雖加強 CIP 清洗頻率，惟仍未獲改善，檢討其原因可能與 RO 膜老化或因線上清洗限制，遂於民國 108 年 2 月進行拆卸委外離線清洗，拆卸之 119 支 RO 膜清洗後除鹽率統計如圖 14 所示，將除鹽率<80%之 12 支 RO 膜進行更替，新購進之 RO 膜則安裝於每支管殼的第 7 支（最濃段），清洗後 RO 機組產水速率由污堵時的 50 CMH 回升至 65 CMH，產水比導電度由高於 200 μS/cm 下降至 120±20 μS/cm，操作壓力則由 9.5 下降至 7.8~8.2

kgf/cm^2。

RO 膜使用壽命除與使用時間有關外，亦與清洗 CIP 次數有關，一般 RO 膜使用壽命約 3 年，維護性清洗 CIP 約 3-6 個月乙次，然本再生水廠因非 24 小時連續運轉，每日停機作業僅以再生水進行沖洗除污，較易造成設備內部管線滋生微生物，故於每月進行一次維護性清洗 CIP，可能因操作期間 CIP 頻率過於頻繁，以致加速 RO 膜縮減壽命。

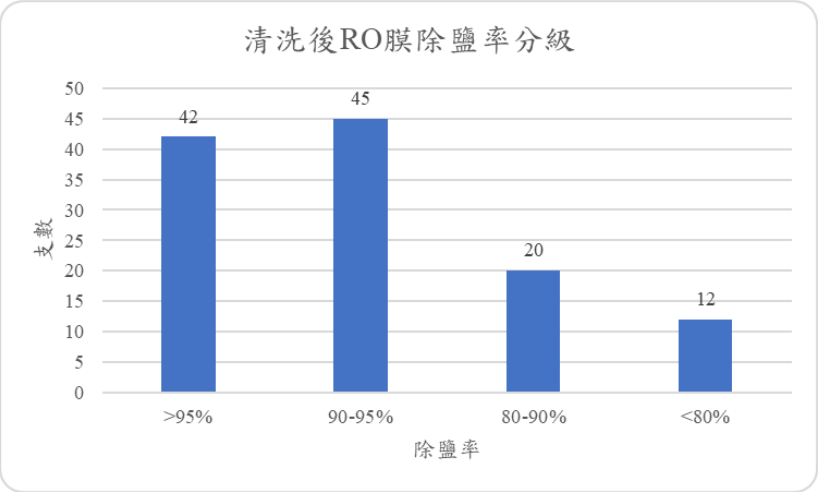


圖 14　清洗後 RO 膜除鹽率統計

3. 2 級 RO 系統

民國 108 年 8 月後 RO 產水水質惡化（產水比導電度>200 μS/cm），需要產水回流操作與增加操作時間，可能與部分 RO 膜發生老化，除鹽功能衰減情形，限於經費侷限，且產水水量水質須符合契約要求，遂將原一段 RO 系統修改為 2 級 RO 系統，將其中 4 支 RO 膜殼（含膜）移作 2 級 RO 及增設間段加壓泵，修正後流程如圖 15，修改管線示意圖如圖 16，排列為 14-4，部分一段 RO 產水再經 2 級 RO 處理，混合後預計可達到產水水質要求。

修改後一級 RO 產水量為 60 CMH(回收率 60%)，其中 33 CMH 再經二級 RO 處理產水 30 CMH(回收率 90%)，2 階段產水混合後總輸出約 50 CMD，總操作時間(含開關機作業 1.5hr)約 9 小時，修改後實際產水導電度，一級產水導電度約為 250 μS/cm，二級產水導電度約在 50 μS/cm，混合後導電度約在 150 μS/cm，達到符合契約產水水質要求<200 μS/cm 及縮減操作負荷。

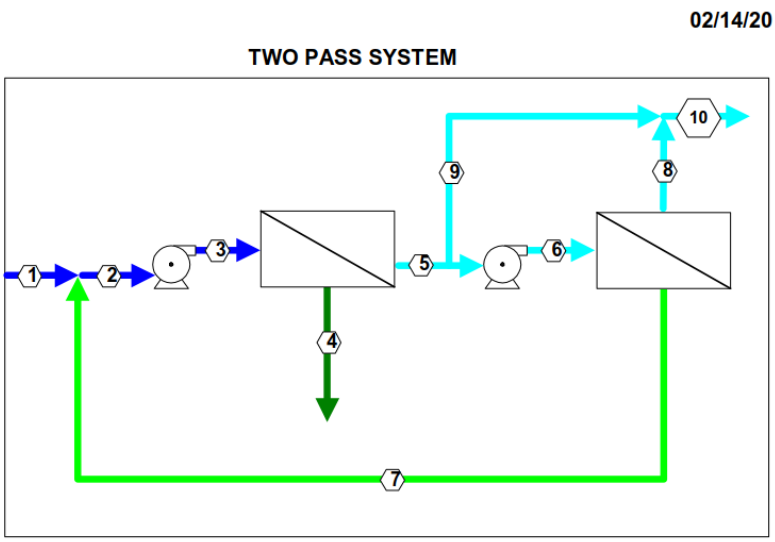


圖 15　RO 系統修改為 2 級 RO 流程

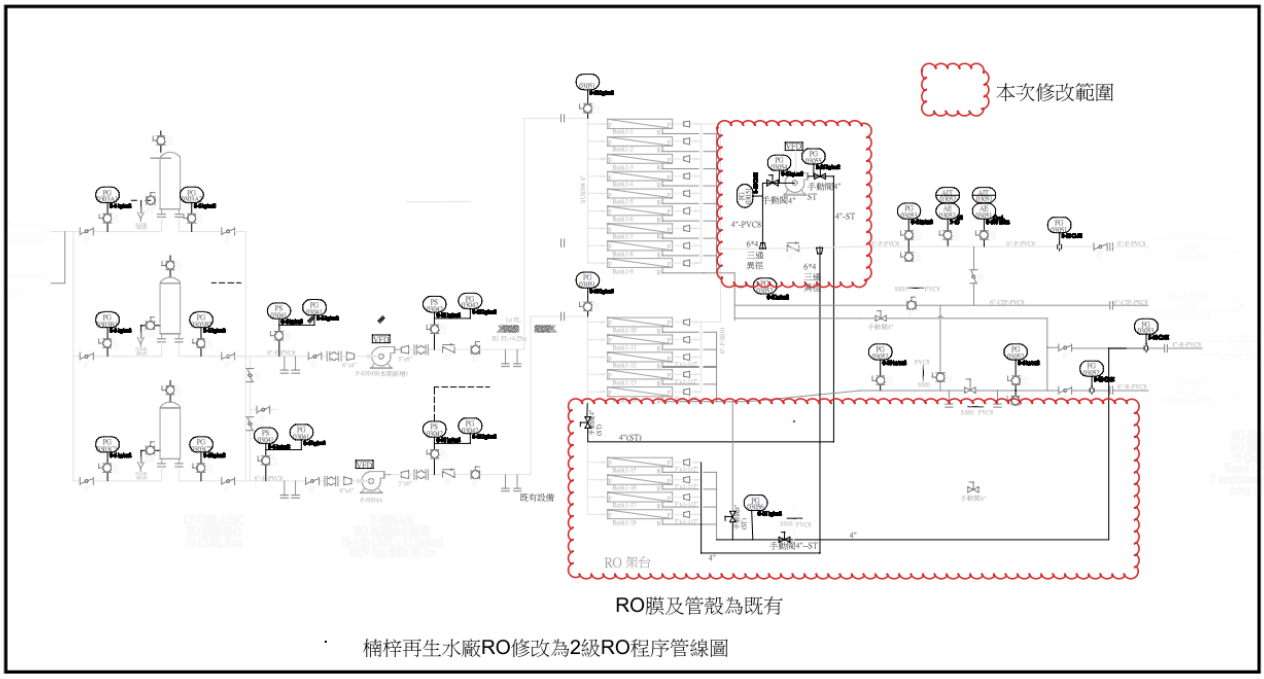


圖 16　修改為 2 級 RO 管線圖

4. 再生水碳足跡

再生水之碳足跡評估包括用電、用藥與人員作業需求及產生垃圾，一度用電之產生的二氧化碳係參考臺電公司資料為 0.623 kg-CO_2e，操作過程耗用化學品有鹽酸、次氯酸鈉、氫氧化鈉等，其碳足跡係數參考工業局基礎原物料碳足跡數據，分別為 1.694、0.51、1.542 kg-CO_2e/kg，現場作業人員每天生活用水、垃圾、交通之碳足跡係數分別為自來水為 0.19 kg-CO_2e/度、垃圾為 2.06 kg-CO_2e/kg、汽油為 2.24 kg-CO_2e/公升，

合計本廠 350 CMD 時每噸產製再生水之碳足跡約為 2.75 公斤的二氧化碳，詳表 6，而估算民國 106 年未污堵前 300 CMD 產水規模之再生水碳足跡約為 2.27 公斤的二氧化碳，顯示 RO 污堵後回流操作，增加用電量與碳足跡。另參考民國 100 年碳排放資訊於水資源有效利用之評估中，再生水供水碳足跡於國外約為每立方公尺 0.14 ~0.65 公斤二氧化碳當量，國內約為每立方公尺 0.0306 ~ 3.75 公斤二氧化碳當量，本廠可能因規模小而造成碳足跡偏高。

表 6　再生水之碳足跡估算

CMD		300			350		
項目	碳係數 kg CO_2e	耗用量	碳足跡 kg CO_2e/m^3		耗用量	碳足跡 kg CO_2e/m^3	
電力 kwh/m^3	0.623	2.7	1.68		3.6	2.24	
HCL kg/m^3	1.694	0.251	0.42	0.56	0.178	0.30	0.48
NaClO kg/m^3	0.51	0.203	0.10		0.277	0.14	
NaOH kg/m^3	1.542	0.019	0.03		0.021	0.03	
垃圾 kg/day	2.06	0.1	0.001	0.034	0.1	0.001	0.029
交通(汽油) L/day	2.24	0.2	0.001		0.2	0.001	
自來水 L/day	0.19	50	0.032		50	0.027	
合計		2.27			2.75		

七、結論與建議

7.1 結論

1. UF 產水槽因停留時間長，造成生物滋生情形，致 RO 膜發生污堵，於改設停留時間短之儲水槽後，明顯改善 RO 膜污堵情形。
2. 園區工業放流水因節水推動，水質略有惡化趨勢，增加再生水回收困難與操作成本，350 CMD 期間之單位產水操作維護費用為 26.0 元/m3，如加計土建與機折舊費用，350 CMD 之單位產水操作維護費用(含折舊攤提)為 74.5 元/m^3。
3. 5 年期間產水水質較設廠驗證期衰退，其與 RO 膜老化相關，RO 應更換週期宜為 3 年。
4. 5 年操作期間之電子元件(含 PLC)、轉動設備(抽水機)、氣動元件、網路傳輸、管線及其他(空調、消防、水槽等)故障次數，共計 68 次，其中以氣動元件次數最多，也對操作影響性最大。

5. 依再生水操作用電、藥劑等耗用資源，估算產製 350 CMD 再生水之每噸再生水之碳足跡為 2.75 公斤之二氧化碳。

7.2 建議

1. 本廠因現場通風不足，濕氣對電器零件影響大，建議再生水廠設置時應加強通風設計。
2. 園區放流水雖經廠商前處理達到放流水標準，但放流水中還存留生物可分解 COD，其易造成再生水流程發生生物滋生與污堵，建議應增設生物處理單元，降低生物滋生之機會。
3. 園區以電子產業為主，基於再生水供應最大效益，建議再生水回收程序應為二級 RO 流程。
4. 本區建置之中水道採用 DIP 管內襯混凝土，因再生水 LSI 為負值屬於腐蝕性，造成產水變異與管線腐蝕，建議改為國內再生水案常用之 HDPE，以避免管線腐蝕。

八、參考資料

1.「加工出口區統計月報」，經濟部加工區管理處，2010~2020。
2.「楠梓加工出口區再生水模型廠技術顧問計畫」，經濟部加工區管理處，2012。
3.「楠梓加工出口區再生水模型廠操作計畫」，經濟部加工區管理處，2015~2020。
4.碳排放資訊於水資源有效利用之評估 Assessment of carbon emission information for effective water resources utilization ，經濟部水利署水利規劃試驗所，2011。

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. 109 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 109.11
面 ; 公分
ISBN 978-986-533-092-7(平裝)
1.環境保護 2.職業衛生 3.文集
445.907 109018747

109 年綠色技術與工程實務研討會論文集

出版日期：中華民國 109 年 11 月
發 行 人：呂正華
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、歐陽嶠暉、鄭福田、顧洋(依姓氏筆劃排列)
編輯企劃：陳良棟、曾志雄、王義基、賴俊甫、陳見財、吳宜樺、陳志銘、葉雅馨、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：1010901941
ISBN：978-986-533-092-7
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：敦南數位有限公司
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