

主編的話

為了提升河川水體品質，環保署於 108 年 04 月 29 日公布執行「放流水標準」修正法案，分階段加嚴各項放流水標準，其中針對公共污水下水道系統放流水水質項目及限值，制定逐年提高氨氮與總氮管理標準。新標準自民國 110 年開始實施並於民國 113 年實行二階段加嚴，包括針對流量大於 250 CMD 之公共系統新增氨氮及總氮管制。然而，國內大部分都市污水處理廠多數採用傳統活性污泥法進行污水處理，目前並無設置生物除氮程序。另有部分污水處理廠雖設有生物除氮程序，卻可能因為水質特性、生物處理單元設計、操作條件等因素導致整體除氮效率不佳，若無法進行改善恐難以符合民國 113 年之放流水總氮管制標準。為協助國內污水處理廠持續提升除氮效能，本期期刊以「污水廠除氮技術提升」為主題，蒐集彙整國內外最新相關研究資訊，以供相關業界與管理單位作為參考。此外，政府單位為穩定供水近年全力推動再生水資源相關建設與營運，為使再生水廠可達到產出穩定且高品質的再生水，前端污水除氮處理效能扮演關鍵的角色，惟有前端除氮效能穩定且高效，才能確保穩定供應再生水於各產業園區，協助創造污水下水道系統的最大價值。

在策略研析方面，成功大學環境工程學系與營建署團隊合作所主筆之「探討都市污水廠影響硝化效能因子」，詳細探討影響廢水生物處理系統硝化效能之因子，並以台灣三座都市污水廠為案例探討影響硝化效能之因子，研究成果指出進流氨氮濃度負荷、進流 COD 濃度、碳氮比、油污、溶氧等，為影響硝化效能關鍵因子，可作為後續提升水廠除氮效能策略之重要參考。中興大學環境工程學系陳浸恆助理教授所主筆之「提升公共污水處理廠除氮效能技術研析」，分享了國際提升水廠除氮效能最新研究成果，如日本湖南淨化中心除氮效能進行優化的經驗指出，好氧濾床濾速、循環比、反硝化池流速為提升效率關鍵操作參數；IWA 期刊研究則提出應用厭氧硝化中間產物揮發性脂肪酸，作為碳源可提升水廠除氮效能；美國研究則指出應用人工溼地可有助於公共污水處理廠放流水之淨化，平均而言除氮效能為硝酸氮 61%、亞硝酸氮 32%與氨氮 42%，且可利用高機動性移動模組進行應用，以上國際發展經驗均可作為國內後續提升水廠除氮效能之參考方向。

在技術推廣的部分，由成功大學環境工程學系、艾奕康工程顧問公司、中興工程顧問社、營建署等團隊合作共著的「以 BioWin 模擬軟體評估都市污水廠除氮功能優化方案—以官田及柳營水資源回收中心為例」專文，提供利用 BioWin 數值模擬軟體，針對不同操作情境進行具參考性的水廠除氮效能模擬分析最新研究成果，研究中以官田與柳營兩座水資源中心為例進行分析，發現兩個廠區可採用添加甲醇與選用 O/A 操作來提升

主編的話

除氮效率，研究成果可作為水資源中心生物處理單元未來提升除氮效率改善流程的參考。而由工業技術研究院材料與化工研究所與內政部營建署下水道工程處合作之「厭氧氨氧化處理低氮都市污水的優點與挑戰」專文，分享半亞硝化/厭氧氨氧化是一種無須添加有機碳源且可節省一半以上曝氣能耗的氮氮處理方法，相較於傳統硝化/脫硝方法具有更佳的除氮效率，但礙於控制與設計不易等因素，目前尚未獲得國內市場推廣應用。目前在國內已建置第一座 100 噸厭氧氨氧化系統操作經驗下，開始展開該技術實廠應用推廣之相關研究。中山大學環境工程研究所陳威翔教授等所主筆的「水中藥品污染與含氮消毒副產物生成對再生水使用之潛在影響」，提醒藥品污染與衍生有害副產物等新興污染物，如原生性的藥品污染物或者是衍生性的亞硝胺或鹵乙醯胺類化合物，其對再生水品質可能造成一定的風險與影響，建議列入未來再生水發展風險管理策略的考量項目之一。

在政策推動的部分，內政部營建署下水道工程處曾淑娟處長等所著作之「公共污水處理廠再生水的擴大與淨零碳的多元推動」，提出為因應國家 2050 淨零政策，再生水廠之營運管理需將減碳納入考量，建議未來可透過提升前端污水處理廠效率、與污水處理廠共同操作、導入創新再生水技術、強化換水機制，推動各種放流水再利用的用途（如農業灌溉等）做法，有助於發展永續水資源回收中心。

在實務經驗分享的部分，由內政部營建署下水道工程處南區分處林厚名分處長與山林水環境工程（股）有限公司共同撰寫的「永康水資源回收中心三段 AO/MBR 除氮系統建置馴養及操作實務分享」專文，詳細分析與分享永康廠實務操作經驗，使廠區可在短時間 3 個月內提升到處理水量 16,000 CMD、氨氮去除率 95%、總氮去除率 75%之目標，供後段再生水廠 RO 產製符合 21 項水質要求再生水，並使全廠生物系統維持 80%的脫氮效率，值得提供給未來再生廠營運之重要參考案例。而臺南市水利局所撰寫之「臺南市再生水建設發展與推動」專文，詳實紀錄了臺南地區再生水廠發展之歷程，包括水廠設計、供水媒合、供水水質設定、輸水管線施工、替代履行實際案例、障礙排除等實務經驗，均非常值得提供給後續再生水廠開發案推動之參考，有助提升加速國家再生水利用之發展。

為因應國內外環境保護、能資源循環再利用、淨零碳排等趨勢，水資源回收中心將扮演重要角色，轉換為可提供潔淨水資源，甚至是能源、肥料、燃料等多項能資源的永續循環型能資源中心，且同時須考量營運碳排的減量與優化。為逐步達到本目的，整廠的效能提升將發揮關鍵的功能，且在因應 113 年放流水加嚴標準的執行下，水廠除氮效

主編的話

能提升已是必然之發展趨勢，本期從改善水廠效能與水質策略研擬、模擬軟體與厭氧氨氧化處理技術應用之推廣、再生水淨零碳多元推動政策、水廠操作與建設實務經驗分享、國外最新技術應用經驗分享等，完整建構本期提升水廠除氮效能之主題，期能作為未來水廠改善處理效能之重要參考外，也能在發展永續型污水下水道系統路徑上獲得許多啟發。

國立成功大學環境工程系特聘教授 黃良銘

目錄

策略研析

探討都市污水廠影響硝化效能因子 吳怡儒. 1

提升公共污水處理廠除氮效能技術研析 陳漫愐. 15

技術推廣

以 BioWin 模擬軟體評估都市污水廠除氮功能優化方案-以官田及
柳營水資源回收中心為例 黃博煒. 29

厭氧氨氧化處理低氮都市污水的優點與挑戰 林翰璘. 43

水中藥品污染與含氮消毒副產物生成對再生水使用之潛在影響
..... 陳威翔. 57

政策推動

公共污水處理廠再生水的擴大與淨零碳的多元推動 曾淑娟. 69

永康水資源回收中心三段 AO/MBR 除氮系統置馴養及操作實務分享
..... 郭志豪. 77

臺南市再生水建設發展與推動 臺南市政府水利局. 89



摘要

近年為因應環保署 113 年放流水總氮及氨氮加嚴標準，以及部分地區污水處理廠轉型為水資源中心或再生水廠，須將處理後的放流水進行回收再利用，使得除氮成了污水廠必要的處理流程並須針對操作策略進行調整，以達到除氮的效果。我國污水廠早期設計及操作主要針對廢水中固體物及有機物去除，並未考慮含氮物質的去除，本文整理文獻中主要影響廢水生物處理系統硝化效能之因子，以及負責進行硝化作用的功能性微生物，並以三座都市污水廠為案例探討影響硝化效能之因子，結果顯示當進流的氨氮濃度及負荷較高時，硝化微生物含量亦較高進而促進硝化效能，進流 COD 濃度、碳氮比高時，硝化效能則會受到影響。當硝化微生物受到抑制物質影響，如油污，恢復的時間隨受抑制程度而異，可能長達數個月，在溶氧有限的情況下抑制程度會更高。

探討都市污水廠影響硝化效能因子

吳怡儒¹、王政閔²、葉信宏³、黃良銘⁴

- 1.國立成功大學環境工程系 / 博士後研究員
- 2.內政部營建署下水道工程處 / 工務員
- 3.內政部營建署下水道工程處 / 課長
- 4.國立成功大學環境工程系 / 特聘教授

壹、前言

生物處理程序在廢水處理上一直扮演著重要的角色，歷年來國內外已有許多研究著重在利用生物程序去除廢污水中的氨氮污染物。生物除氮程序具有高潛能的處理效率、穩定可靠、易於控制、操作成本低(Metcalf and Eddy 2003)等優點，且符合環境保護的自然法則，在工程的考量上，生物除氮也是最符合經濟效益的方法(Randall et al. 1992)，因此應用生物程序除氮優於化學或物理方法。生物除氮由硝化和脫硝作用兩個微生物反應程序達成，硝化反應將氨氮氧化硝酸根，為好氧(aerobic)反應，脫硝作用將硝酸根轉化為氮氣釋放於大氣中，屬於缺氧反應(anoxic)；負責進行硝化作用的微生物屬自營性微生物，已無機碳作為碳源、生長速度較使用有機碳作為碳源之異營菌慢，導致硝化菌易受到異營菌競爭而生長受抑制，因此硝化作用常是生物除氮的關鍵步驟。傳統研究主要探討不同生物程序在硝化過程中之動力及其處理效能，而近幾年來，隨著分子生物技術的發展，在微生物菌種鑑定、生態結構分析、定量分析的研究上提供了一個新的契機，而這些技術也逐漸被應用在廢污水生物處理系統的研究上。

貳、影響活性污泥系統硝化反應的環境與操作因子

早在西元 1877 年 Schloesing 和 Muntz 就已經利用生物方法將廢水中氨氮污染物轉化成硝酸氮，近年來，國內外更是有許多研究利用不同的生物程序來處理廢水中的氨氮污染物，並將這些研究成果應用在廢水處理廠的實際操作。以下針對影響活性污泥系統硝化反應的環境及操作因子作文獻回顧。

一、溫度及 pH

氨氮與亞硝酸氮氧化速率在 2.8-28.3°C 內會隨著溫度提高而提高，而在溫度低於 5°C 時則明顯受到抑制，其中負責氨氧化反應的 *Nitrosomonas* 與負責亞硝酸氧化反應的 *Nitrobacter* 的最佳生長溫度分別在 35°C (Buswell et al. 1954) 與 35-42°C (Laudelout and Van Tichelen 1960)。就硝化反應整體而言，最佳溫度則是介於 28-36°C 之間 (Shammas 1986)。pH 值在介於 7.2 至 8 之間時對硝化反應的影響並不明顯。然而，當 pH 值低於 7.2 時，硝化速率則有線性減低的現象 (Downing and Hopwood 1964)。另外，在 15°C 時 pH 值對硝化反應的影響比在 20°C 時明顯 (Antoniou et al. 1990)。由於硝化反應會消耗鹼度而使 pH 值下降，因此 USEPA (1993) 建議 pH 值應控制在 6.5 到 8 間以維持穩定的硝化反應。對於硝化作用而言，一般 pH 操作條件為 7.2-8.9，對於 *Nitrosomonas* 而言，

pH=8.1 有最佳之氨氧化效率，而在 pH=7.9 的情況下，*Nitrobacter* 將可最大程度的氧化亞硝酸鹽氮(Grunditz and Dalhammar 2001)。

二、溶氧

根據理論化學反應式，硝化過程中氧化 1 mg-N 的氨氮約需消耗 4.3 mg 的氧氣，不足的溶氧常會導致氨氮氧化速率的下降，尤其在有載體的環境中，Hem et al. (1994) 發現較低的溶氧會阻礙氧氣的傳輸，導致硝化菌在與好氧異營菌的競爭上處於相對弱勢。一般而言，氨氧化菌對氧氣的半飽和常數會低於亞硝酸氧化菌，也就是說在低溶氧的條件下較有優勢，因此不少為了達到半硝化的研究皆採用溶氧控制的策略(Bernet et al. 2001, Wang et al. 2020)，通常硝化菌對溶氧的需求被認為與氨氮濃度有所相關，Hem et al. (1994) 觀察氨氮濃度與溶氧對硝化的影響，發現硝化速率於氧氣與氨氮比(O_2/NH_4^+-N)小於 2 mg/mg-N 時與溶氧成正比，而於氧氣與氨氮比(O_2/NH_4^+-N)大於 5 mg/mg-N 時與氨氮成正比(Rusten et al. 2006)。不過，文獻中探討溶氧對硝化速率之影響程度，變異範圍卻相當大，這些變異可能歸因於用來做實驗的硝化菌生態並不相同。

三、氨氮及亞硝酸氮

不同的氨氧化菌對溶液中氨氮的濃度

有不同的親和性(Koops and Pommerening-Röser 2001)。基於這樣的特性，在不同氨氮濃度的廢水下可能會馴養出不同的氨氧化菌生態結構。另外 氨氮或亞硝酸氮濃度過高時也會造成對亞硝酸氧化反應的抑制現象。氨氮與亞硝酸鹽氮濃度可能為影響硝化菌最主要的因素，高氨氮濃度無論對氨氧化菌或亞硝酸氧化菌而言皆有抑制性，尤其對於亞硝酸氧化菌更加嚴重。根據 Anthonisen et al. (1976)，氨氮與亞硝酸鹽氮對硝化作用的抑制來自於水中之自由氨氮 (free ammonia, FA)及自由亞硝酸 (free nitrous acid, FNA)，也就是分子態氨氮與亞硝酸氮，而非水中總氨氮與總亞硝酸鹽氮所造成。FA 對於亞硝酸氧化菌 *Nitrobacter* 之抑制較 *Nitrosomonas* 來的強烈許多，僅需 0.1-1.0 mg-N/L 便可對 *Nitrobacter* 造成抑制，但對於 *Nitrosomonas* 之抑制則須 10-150 mg-N/L；而 FNA 對於硝化作用之抑制則發生於濃度 0.2-2.8 mg-N/L 之間。對於實廠操作，為避免基質抑制作用，可藉由調控適當 pH 值來降低 FA 以及 FNA 的生成；另一策略則為添加載體或選擇以包埋方式馴養，過去研究指出包埋系統對氨氮抑制的耐受性較懸浮污泥系統高 (Carrera et al. 2004)，然其缺點為整體硝化速率因質傳的影響而相對較低。

四、水力停留時間與污泥齡

在活性污泥系統中，硝化菌的生長速率遠低於其它異營菌，因此系統的好氧水力停留時間與污泥齡決定了系統硝化反應的效能。特別是在系統操作溫度較低、進流氨氮濃度較高的狀況下，活性污泥系統須要有足夠的好氧水力停留時間與污泥齡才能提供完全的硝化作用 (Randall et al. 1992)。另外，由於不同硝化菌種有不同的生長速率，因此，污泥齡也成為決定硝化菌生態結構的重要因子之一。

五、抑制物質

早期研究學者針對硝化反應的抑制物質做了詳細的調查與研究(Randall et al. 1992, USEPA 1993)。這些抑制物質包括有重金屬及有機化合物，文獻中有不少研究已對重金屬對傳統活性污泥系統的影響得到深入探討，但大多數研究著重於金屬對異營細菌的影響，只有少數研究了重金屬對硝化的抑制作用。Madoni et al. (1999)注意到氨氮攝取率 (ammonium uptake rate, AUR) 會隨著 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 濃度增加而降低，而 Kelly et al. (2004)則指出活性污泥中 Cd^{2+} 的存在主要會抑制氨氧化菌而非亞硝酸氧化菌；類似的結果也在 Hu et al. (2002)的研究中發現，他們發現 Ni^{2+} 和 Cd^{2+} 在析濃度約為 1.0 mM 時會抑制氨氧化，但不會抑制亞硝酸氧化。另一方面，銅離子亦對微生物有一定程度上的抑制，Ochoa-Herrera et al. (2011)經由實驗發現 Cd^{2+} 對硝化微生物

族群的半抑制濃度為 26.5 mg/L。有機抑制物質的部分，文獻中已針對許多有機物質 (如：酚、3,5 二氯苯酚、氯苯、乙苯、三氯乙烯) 測定其對於硝化抑制的程度，酚的 IC50 (發生硝化作用 50%抑制時之物質濃度) 在 0.4-4 mg/L，3,5 二氯苯酚的 IC50 約在 3-4.4 mg/L 之間、氯苯之 IC50 約為 0.26 mg/L、乙苯則在 8.5-10 mg/L、三氯乙烯約 0.7 mg/L。對於污水廠中常見的氨氧化菌 *Nitrosomonas europaea*，也有許多研究探討不同碳氮化合物對於其的影響，發現 *N. europaea* 對於芳香族、脂肪族、烷、烯都很敏感 (Radniecki et al. 2013)。此外，破壞細胞外膜和毒性子產物的形成被認為可能是碳氮化合物抑制氨氧化菌的原因。

參、活性污泥中的硝化菌生態結構

活性污泥中的氨氧化菌生態是非常多樣性的，然而利用傳統培養的方法目前只有十種氨氧化菌從活性污泥中被分離出，且大部分是與 *Nitrosomonas europaea* 親緣較接近的菌種。利用分子生物技術方法研究氨氧化菌族群時，發現活性污泥系統中的氨氧化菌以 β -proteobacteria 綱為主， γ -proteobacteria 綱氨氧化菌則主要存在於海洋中。除了 *N. europaea* 之外，*N. oligotropha*、*N. communis*、*N. eurtropha*、*Nitrosospira* 等氨氧化菌種也常在硝化活性污泥系統中發現其存在 (Park et al. 2002, Limpiyakorn et al.

2005)·此外·除了已分離之氨氧化菌之外·利用分子生物方法研究氨氧化菌生態時·發現在 DNA 序列上明顯有別於目前已分離出之 *Nitrosomonas* 屬的氨氧化菌·然而這些氨氧化菌尚未被分離出來·其生理特性亦無從得知·此發現暗示氨氧化菌的生態比目前已知的還要複雜(Wells et al. 2009, Limpiyakorn et al. 2011)·在不同的活性污泥中·其氨氧化菌生態結構也有所不同·形成不同氨氧化菌生態的可能原因包括：不同種氨氧化菌其生長特性亦不同·影響活性污泥生長的因子(如廢水組成、操作條件等)不同所造成·因此在不同環境中會發展出不同的氨氧化菌族群(Limpiyakorn et al. 2011)·例如·不同種的氨氧化菌對於氨氮有不同的親和常數(在 Monod 公式中的常數 K_{NH_3})·因此活性污泥中的氨氧化菌可能隨氨氮濃度的不同而有所差異·例如 *N. oligotropha* 對氨的親和常數較其它同屬(*Nitrosomonas*)的氨氮氧化菌要低(Koops and Pommerening-Röser 2001)·且對 *N. oligotropha* 會產生抑止的氨氮濃度也比其它 *Nitrosomonas* 屬氨氧化菌低(Koops et al. 1991)·因此常被發現於氨氮濃度較低之都市污水處理系統中·而 *N. europaea* 和 *Nitrosococcus mobilis* 具有較高之氨氮親和常數·則較常被發現於廢水氨氮濃度較高之活性污泥系統中·而 *N. marina* 及 *Nitrosomonas* sp. Nm143 僅於少數含鹽度之污/廢水處

理系統中被偵測到(Whang et al. 2009)·除此之外·環境中的溶氧也是影響氨氧化菌生態的主要因素·氨氧化菌對氧氣的親和係數亦可能影響了氨氧化菌在活性污泥中的種類及其空間分布(Limpiyakorn et al. 2011)·不同種氨氧化菌對抑制物質的耐受度也不同·對於在海洋中常見的氨氧化菌 *Nitrosopumilus maritimus*·*Nitrosococcus oceani*·*N. marina*·*N. cryotolerans*·在原油污染濃度高達 0.1-10 ppm 的情況下都會完全受到抑制·而當原油污染濃度介於 1-10 ppb 時·*N. maritimus* 明顯受到抑制·於 1 ppb 時抑制 20 %·並且在原油濃度為 10 ppb 時就完全抑制·至於其他三者則沒有顯著的影響·然而當原油濃度提高至 100 ppb 後·三者都有抑制的現象出現·其中 *N. cryotolerans* 完全受到抑制·*N. marina* 則抑制約 65%·對於 *N. oceani* 的影響則最低·約抑制 18%·由此可知·在此四個菌中·*N. maritimus* 最容易受到原油污染的影響(Urakawa et al. 2012)·相較於氨氧化菌·亞硝酸氧化菌在活性污泥系統中的生態結構則更是少有文獻提及(Burrell et al. 1998)·以往在廢水活性污泥系統中 *Nitrobacter* 常常被認定是亞硝酸氧化菌的代表菌(Randall et al. 1992, USEPA 1993)·不過·近年來已有研究利用分子生物技術來證明 *Nitrospira* 確實存在於廢水活性污泥與固定生物膜系統中·並且它們的存在與否與亞硝

酸氧化反應的效率有相當的關聯性 (Burrell et al. 1998, Whang et al. 2004)。另一方面，生物硝化完全氨氧化 (complete ammonia oxidation, COMAMMOX) 的概念在十多年前因熱力學可行而被提出後 (Costa et al. 2006)，*Nitrospira* 目前也被認為是完全氨氧化的代表性微生物，存在於自然水體與廢水處理生物反應器中 (Lawson and Lückner 2018)，但有關 COMAMMOX 對廢水生物處理實廠除氮貢獻及操作策略的相關研究相當缺乏。

肆、我國都市污水廠硝化效能研究 案例

我國都市污水處理廠早期設計主要針對廢水中固體物及有機物去除，並未考慮含氮物質的去除，近年為因應環保署 113 年放流水總氮及氨氮加嚴標準，以及部分

地區污水處理廠轉型為水資源中心或再生水廠，須將處理後的放流水進行回收再利用，使得除氮成了污水廠必要的處理流程並須針對操作策略進行調整，以達到除氮的效果。本文就我國都市污水廠硝化效能與相關影響因子之案例進行探討。

一、總石油碳氫化合物及溶氧對鳳山溪再生水廠硝化效能之影響

鳳山溪水資源中心主要處理生活污水，同時截流鳳山溪上游溪水進行處理，以改善鳳山溪流域水質、提升該地區生活品質。此廠污水平均日進流量約 11 萬 CMD，進流污水經過物理沉降、生物降解、消毒等流程進行處理 (圖 1)，出流水再利用快濾、UF、RO (Reverse Osmosis) 逆滲透薄膜回收等處理單元提升水質作為再生水供中鋼使用。原有生物系統屬好氣曝氣系統，為避免出流水經過

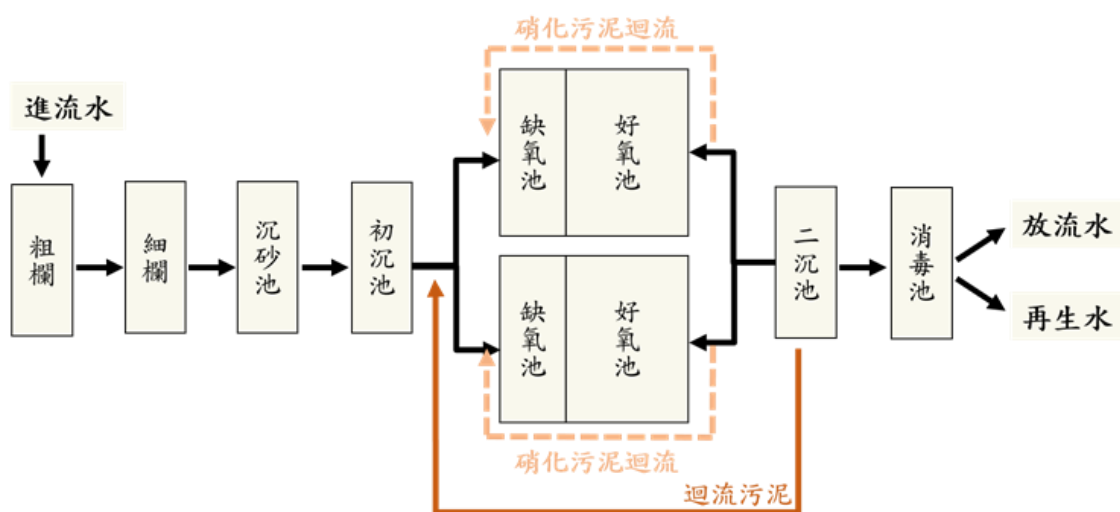


圖 1 鳳山溪再生水廠處理流程圖

RO 處理後的濃排水硝酸鹽氮超過放流水標準，因此將原系統改成 AO 除氮設施，使再生水的水質更加穩定，並確保濃縮後的放流水符合標準。

鳳山溪水資源中心因本身沒有調勻池，生物處理單元易受進流水水質影響，該廠曾經發生不肖業者傾倒大量有機廢油進入下水道，導致生物處理系統受到波及，不僅嚴重降低其對於廢水的處理效率，微生物恢復的時間也花費許久。分析鳳山溪水資源中心長期水質變化數據發現，氨氮去除效率相對不穩定，且與進流 COD 濃度有關聯，鳳山溪水資源中心

初沉進流 COD 濃度 90%以上低於 300 mg/L，部分時期有初沉進流 COD 濃度偏高 (350-1170 mg/L)，推測可能受到油污污染，該段時期氨氮去除率均低於 50% 以下，此外可發現油污污染程度及持續的時間長度會影響氨氧化效能恢復所需的時間，2019/12/11-2020/1/6 有較長時間出沉進流 COD 濃度偏高，持續近一個月，後續又有零星出沉進流 COD 濃度偏高的情況，導致氨氮去除率不穩定，約五個月後出沉進流 COD 濃度偏高的情況較少，氨氮去除率才較穩定維持在 50% 以上（圖 2）。利用鳳山溪水資源中心現場污泥於實驗室進行批次試驗，初始氨氮濃

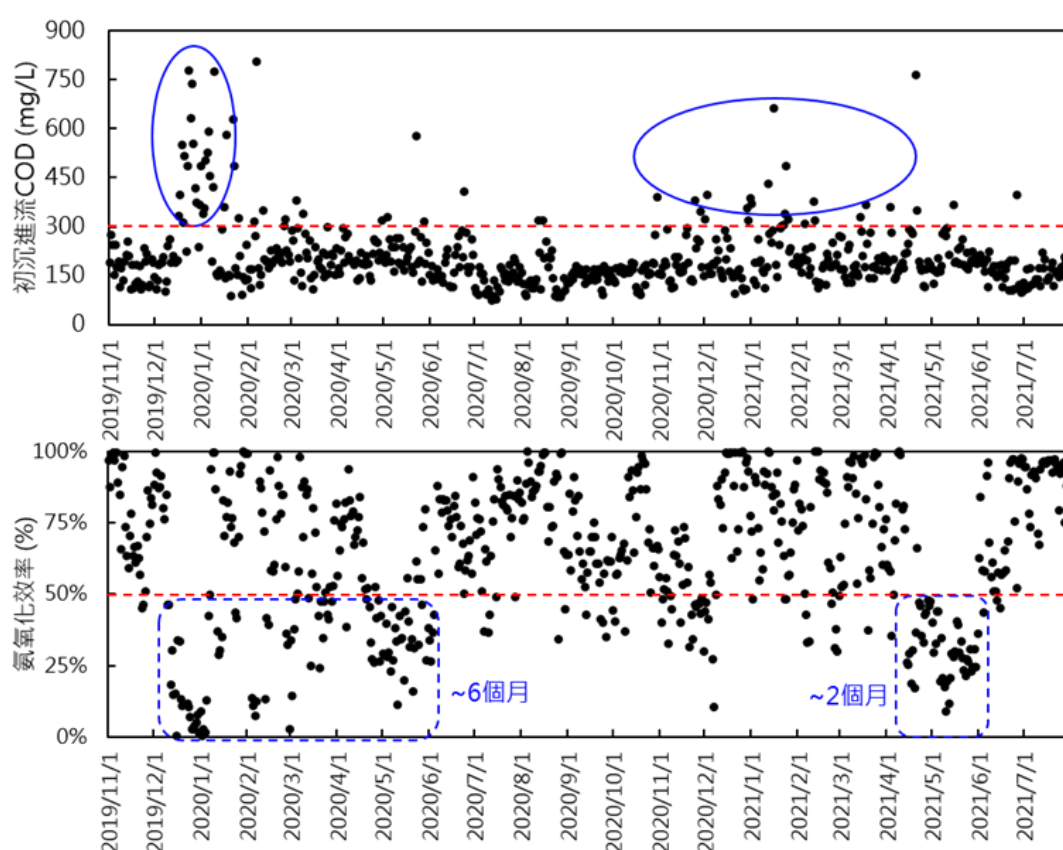


圖 2 鳳山溪再生水廠初沉進流 COD 濃度變化與氨氧化效率變化圖

度約 20 mg N/L (實驗室配置)，利用現場取得的油污配置不同濃度 (0、100、1000、5000、10000 mg Diesel/L) 的總石油碳氫化合物 (TPH)，測試 TPH 對硝化的影響，批次試驗過程維持溶氧濃度高於 6 mg/L，結果顯示氨氮氧化作用在 TPH 大於 10000 mg Diesel/L 時受到影響，比氨氮氧化速率從 0.126 (無 TPH) 降至 0.058 gN/gVSS-day。

此外鳳山溪水資源中心好氧槽中的溶氧約為 0.5 - 1.0 mg/L，相較於一般好氧槽溶氧 (2.5 - 3.5 mg/L) 低，推測進流水中或附著於污泥的油污可能會消耗溶氧導致溶氧偏低，因此本研究進一步測試在不同溶氧 (>6 mg/L 及 <2 mg/L) 及不同 TPH 濃度 (0、1000、10000 mg Diesel/L) 的複合因子條件下對硝化的影響，結果顯示低溶氧 (溶氧低於 2 mg/L) 時會加

劇 TPH 對於氨氮氧化作用的負面影響，在溶氧充足 (>6 mg/L) 情況下，TPH 在大於 10000 mg Diesel/L 時會產生約 50% 硝化抑制，然而在低溶氧的情況下，TPH > 1000 mg Diesel /L 即會產生約 50% 硝化抑制。為排除非法傾倒油污對生物系統的影響，鳳山溪水資源中心於污水收集管線中加裝 COD 即時監測系統，避免非法傾倒之油污進入系統中。

二、進流廢水特性、操作參數與微生物豐度與硝化性能之關係

本文針對桃北水資源中心、楠梓污水廠、鳳山溪水資源中心 (穩定操作無油污影響時期) 等三座廠分析其硝化效能與進流水質的關聯，三座廠均有好氧及缺氧串聯生物處理單元，以進行硝化脫硝反應除氮。桃北水資源中心與楠梓污水廠的處理流程如圖 3。

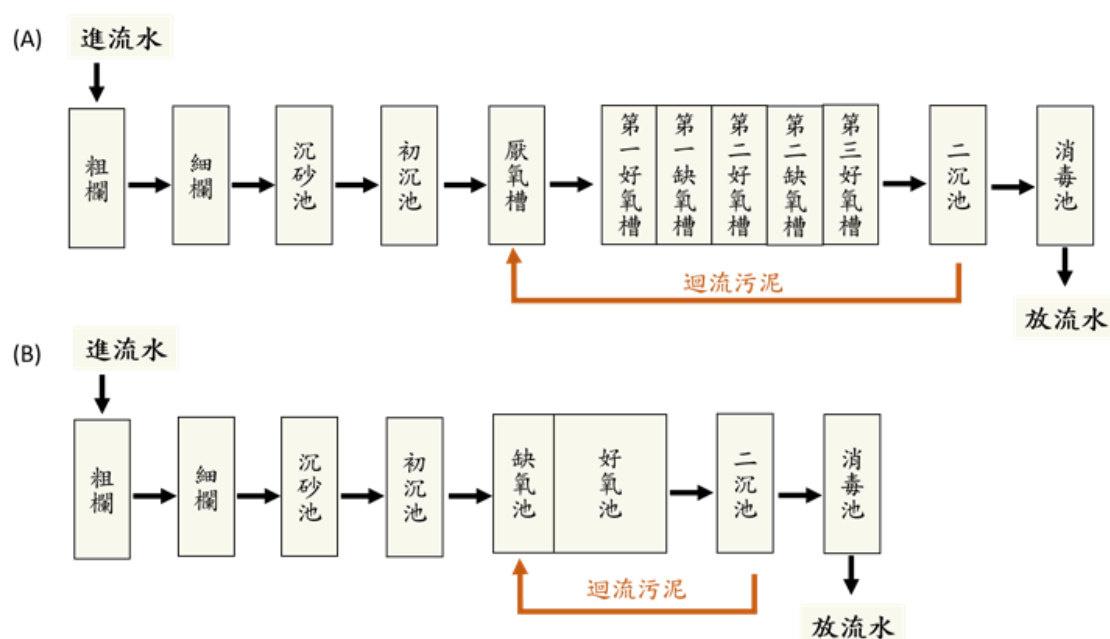


圖 3 (A)桃北水資源中心、(B)楠梓污水廠處理流程圖

三座廠（桃北廠、楠梓廠、鳳山溪廠）進流氨氮濃度與活性污泥系統氨氮去除量呈正相關（ R^2 分別為 0.64、0.5 和 0.98），另外桃北廠和鳳山廠進流氨氮濃度與活性污泥系統比氨氮氧化速率呈正相關（ R^2 分別為 0.81 和 0.55，如圖 4(A)）。三座廠的進流氨氮負荷部分，亦顯示與活性污泥系統氨氮去除量以及與比氨氮氧化速率（如圖 4(B)）呈正相關，且比氨氮氧化速率未受到進流氨氮負荷的限制。

此外，本研究資料顯示桃北廠進流氨氮負荷從 0.05 增加至 0.01 g-N/gVSS-day

時，好氧曝氣池活性污泥的完全氨氧化細菌功能性 *amoA* 基因量增加兩個數量級，氨氮去除效率從 24% 增加至 79%，而當進流氨氮濃度大於 30 mg-N/L 時，可測得較高的完全氨氧化細菌功能性 *amoA* 基因量（大於 10^9 copy/gVSS），而此時氨氮去除率可達到 60% 以上（進流氨氮濃度低於 30 mg-N/L 時，桃北廠平均氨氮去除率為 51.4%），楠梓廠亦觀察到在進流氨氮濃度大於 45 mg-N/L 情況下，好氧曝氣池活性污泥中完全氨氧化細菌功能性 *amoA* 基因豐度增加一個數量級。由上述結果可推測進流氨氮濃度及負荷增加時，活性污泥系統氨氮去除量和比

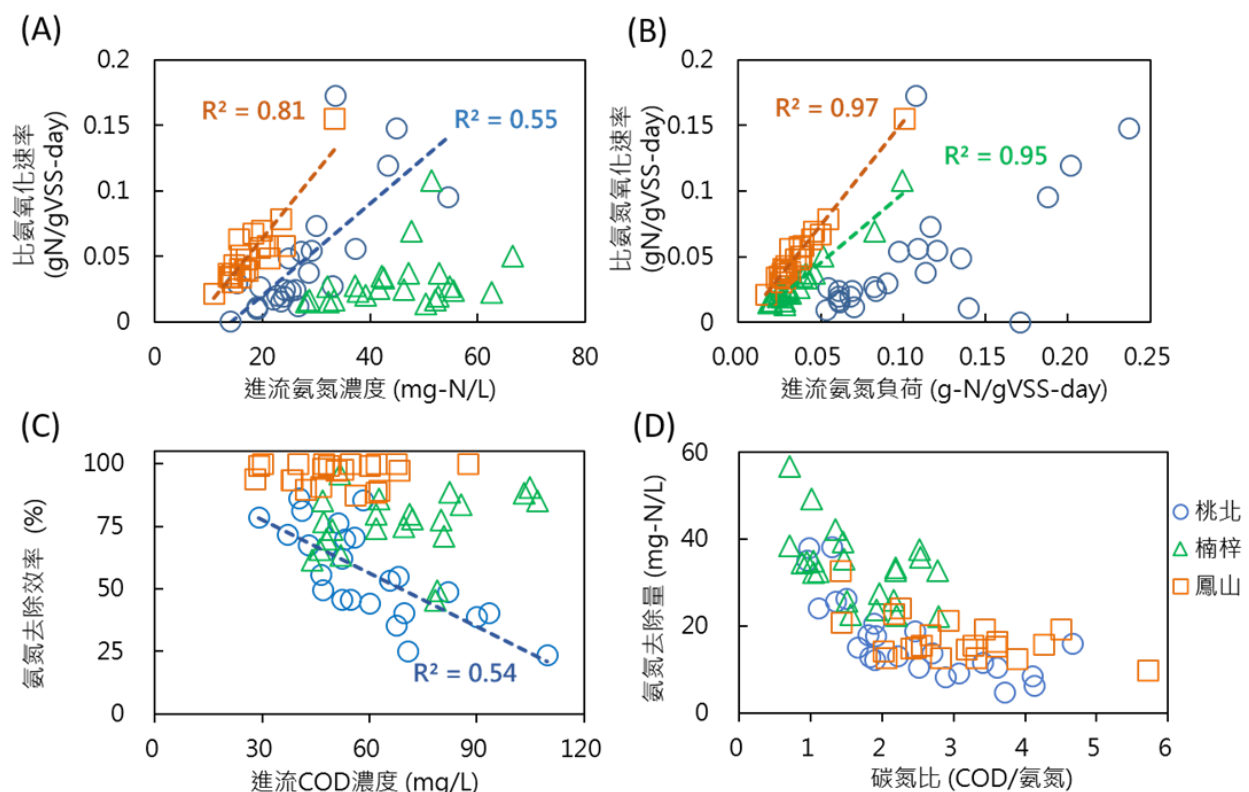


圖 4 桃北水資源中心、楠梓污水廠、鳳山溪再生水廠硝化效能與進流水質的關聯

氨氮氧化速率的增加與完全氨氧化細菌豐度增加有關。然而，從圖 4(B)中可以發現，在相同的進流負荷下，楠梓廠的比氨氮氧化速率略低於鳳山溪廠，桃北廠的比氨氮氧化速率則相對較低，此現象可能是各廠的功能性微生物含量及種類不同造成。

在好氧處理單元中，降解有機物的異營菌會與降解氨氮的硝化微生物競爭氧氣，而硝化微生物為自營性微生物生長較慢，因此 COD 濃度可能會影響硝化微生物生長進而影響硝化速率。本研究分析三座廠進流 COD 濃度與硝化效能，結果顯示桃北廠進流 COD 濃度與活性污泥系統氨氮去除效率呈負相關（圖 4(C)），進流 COD 濃度大於 60 mg/L 時，桃北廠氨氮去除效率多低於 60%，比氨氮氧化速率則下降至低於 0.04 g-N/gVSS-day，同時測得好氧池活性污泥中完全氨氧化細菌功能性 *amoA* 基因豐度減少至低於 10^9 copy/gVSS，然而在楠梓廠及鳳山廠，進流 COD 濃度的影響較小。若考慮進流水的碳氮比（COD/氨氮），在本研究期間桃北廠、楠梓廠和鳳山廠進流碳氮比範圍分別為 0.9—4.7、0.7—2.8 以及 1.4—5.7 g COD/g $\text{NH}_3\text{-N}$ ，當進流碳氮比從 0.5 上升至 2 g COD/g $\text{NH}_3\text{-N}$ ，觀察到桃北廠和楠梓廠活性污泥系統氨氮去除量顯著下降，桃北廠下降 70%，楠梓廠下降 60%（圖 4(D)）。在硝化微生物分析結果中觀察到，在進流碳氮比大於 2 g

COD/g $\text{NH}_3\text{-N}$ 情況下，桃北廠和楠梓廠好氧池活性污泥完全氨氧化細菌功能性 *amoA* 基因豐度分別減少至低於 10^9 copy/gVSS 和 10^{11} copy/gVSS。由分析結果推論，當進流 COD 濃度或碳氮比上升時，硝化微生物豐度下降進而影響比氨氮氧化速率與氨氮去除量。

伍、結語

因應環保署 113 年放流水總氮及氨氮加嚴標準，以及污水處理廠轉型為水資源中心或再生水廠，使得除氮成了污水廠必要的處理流程並須針對操作策略進行調整。利用生物處理單元除氮是較為經濟可行的方式，然而硝化微生物生長較慢，且易受進流水質、環境條件及操作參數影響，包括進流 COD 濃度、碳氮比、溶氧等，而進流的氨氮濃度及負荷亦會影響硝化微生物的生長與族群組成並進而影響硝化效能，此外當硝化微生物受到抑制物質影響，如油污等，恢復的時間隨受抑制程度而異，且可能長達數個月。了解都市污水場中影響硝化效能的因子，排除抑制物質，有助於維持穩定硝化效能。

參考文獻

1. 王政閔，以qPCR與Biowin模擬軟體調查都市污水廠硝化處理性能，成功大學環境工程研究所碩士論文，112年02月07日。

2. Anthonisen, A. C., R. C. Loehr, T. B. S. Prakasam and E. G. Srinath "Inhibition of Nitrification by Ammonia and Nitrous Acid." *Journal (Water Pollution Control Federation)* **48**(5): 835-852 (1976).
3. Antoniou, P., J. Hamilton, B. Koopman, R. Jain, B. Holloway, G. Lyberatos and S. A. Svoronos "Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria." *Water Research* **24**(1): 97-101 (1990).
4. Bernet, N., P. Dangcong, J.-P. Delgenès and R. Moletta "Nitrification at Low Oxygen Concentration in Biofilm Reactor." *Journal of Environmental Engineering* **127**(3): 266-271 (2001).
5. Burrell, P. C., J. Keller and L. L. Blackall "Microbiology of a nitrite-oxidizing bioreactor." *Applied and Environmental Microbiology* **64**(5): 1878-1883 (1998).
6. Buswell, A., T. Shiota, N. Lawrence and I. Van Meter "Laboratory studies on the kinetics of the growth of *Nitrosomonas* with relation to the nitrification phase of the BOD test." *Applied Microbiology* **2**(1): 21-25 (1954).
7. Carrera, J., I. Jubany, L. Carvallo, R. Chamy and J. Lafuente "Kinetic models for nitrification inhibition by ammonium and nitrite in a suspended and an immobilised biomass systems." *Process Biochemistry* **39**(9): 1159-1165 (2004).
8. Costa, E., J. Pérez and J.-U. Kreft "Why is metabolic labour divided in nitrification?" *Trends in Microbiology* **14**(5): 213-219 (2006).
9. Downing, A. L. and A. P. Hopwood "Some observations on the kinetics of nitrifying activated-sludge plants." *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* **26**(2): 271-288 (1964).
10. Grunditz, C. and G. Dalhammar "Development of nitrification inhibition assays using pure cultures of *Nitrosomonas* and *Nitrobacter*." *Water Res* **35**(2): 433-440 (2001).
11. Hem, L. J., B. Rusten and H. Ødegaard "Nitrification in a moving bed biofilm reactor." *Water Re-*

- (2011).
20. Madoni, P., D. Davoli and L. Guglielmi "Response of sOUR and AUR to heavy metal contamination in activated sludge." *Water Research* **33**(10): 2459-2464 (1999).
 21. Metcalf and Eddy (2003). *Wastewater engineering : treatment and reuse*, Fourth edition / revised by George Tchobanoglous, Franklin L. Burton, H. David Stensel. Boston : McGraw-Hill, [2003] ©2003.
 22. Ochoa-Herrera, V., G. León, Q. Banihani, J. A. Field and R. Sierra-Alvarez "Toxicity of copper(II) ions to microorganisms in biological wastewater treatment systems." *Sci Total Environ* **412-413**: 380-385 (2011).
 23. Park, H. D., J. M. Regan and D. R. Noguera "Molecular analysis of ammonia-oxidizing bacterial populations in aerated-anoxic orbital processes." *Water Sci Technol* **46**(1-2): 273-280 (2002).
 24. Radniecki, T. S., M. C. Schneider and L. Semprini "The influence of Corexit 9500A and weathering on Alaska North Slope crude oil toxicity to the ammonia oxidizing bacterium, *Nitrosomonas europaea*." *Marine Pollution Bulletin* **68**(1): 64-70 (2013).
 25. Randall, C. W., J. L. Barnard and H. D. Stensel (1992). *Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Biological Nutrient Removal*, Technomic Publishing.
 26. Rusten, B., B. Eikebrokk, Y. Ulgenes and E. Lygren "Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors." *Aquacultural Engineering* **34**(3): 322-331 (2006).
 27. Shamas, N. K. "Interactions of Temperature, pH, and Biomass on the Nitrification Process." *Journal (Water Pollution Control Federation)* **58**(1): 52-59 (1986).
 28. Urakawa, H., J. C. Garcia, P. D. Barreto, G. A. Molina and J. C. Barreto "A sensitive crude oil bioassay indicates that oil spills potentially induce a change of major nitrifying prokaryotes from the Archaea to the Bacteria." *Environmental*

- search **28**(6): 1425-1433 (1994).
12. Hu, Z., K. Chandran, D. Grasso and B. F. Smets "Effect of Nickel and Cadmium Speciation on Nitrification Inhibition." *Environmental Science & Technology* **36** (14): 3074-3078 (2002).
13. Kelly, R. T., 2nd, I. D. Henriques and N. G. Love "Chemical inhibition of nitrification in activated sludge." *Biotechnol Bioeng* **85**(6): 683-694 (2004).
14. Koops, H.-P. and A. Pommerening-Röser "Distribution and eco-physiology of the nitrifying bacteria emphasizing cultured species." *FEMS Microbiology Ecology* **37**(1): 1-9 (2001).
15. Koops, H. P., B. Böhner, U. C. Meyer, A. Pommerening-Röser and G. Stehr "Classification of eight new species of ammonia-oxidizing bacteria: *Nitrosomonas communis* sp. nov., *Nitrosomonas ureae* sp. nov., *Nitrosomonas aestuarii* sp. nov., *Nitrosomonas marina* sp. nov., *Nitrosomonas nitrosa* sp. nov., *Nitrosomonas eutropha* sp. nov., *Nitrosomonas oligotropha* sp. nov. and *Nitrosomonas halophila* sp. nov." *Microbiology* **137** (7): 1689-1699 (1991).
16. Laudelout, H. and L. Van Tichelen "Kinetics of the nitrite oxidation by *Nitrobacter winogradskyi*." *Journal of bacteriology* **79**(1): 39-42 (1960).
17. Lawson, C. E. and S. Lücker "Complete ammonia oxidation: an important control on nitrification in engineered ecosystems?" *Current Opinion in Biotechnology* **50**: 158-165 (2018).
18. Limpiyakorn, T., Y. Shinohara, F. Kurisu and O. Yagi "Communities of ammonia-oxidizing bacteria in activated sludge of various sewage treatment plants in Tokyo." *FEMS Microbiol Ecol* **54**(2): 205-217 (2005).
19. Limpiyakorn, T., P. Sonthiphand, C. Rongsayamanont and C. Polprasert "Abundance of *amoA* genes of ammonia-oxidizing archaea and bacteria in activated sludge of full-scale wastewater treatment plants." *Bioresource Technology* **102**(4): 3694-3701

- Pollution **164**: 42-45 (2012).
29. USEPA (1993). Manual Nitrogen Control, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Center for Environmental Research Information, Risk Reduction Engineering Laboratory.
30. Wang, Z., Y. Yao, N. Steiner, H.-H. Cheng, Y.-j. Wu, S.-G. Woo and C. S. Criddle "Impacts of nitrogen-containing coagulants on the nitrification/denitrification of anaerobic digester centrate." Environmental Science: Water Research & Technology **6**(12): 3451-3459 (2020).
31. Wells, G. F., H. D. Park, C. H. Yeung, B. Eggleston, C. A. Francis and C. S. Criddle "Ammonia-oxidizing communities in a highly aerated full-scale activated sludge bioreactor: betaproteobacterial dynamics and low relative abundance of Crenarchaea." Environ Microbiol **11**(9): 2310-2328 (2009).
32. Whang, L.-M., I. C. Chien, S.-L. Yuan and Y.-J. Wu "Nitrifying community structures and nitrification performance of full-scale municipal and swine wastewater treatment plants." Chemosphere **75**(2): 234-242 (2009).
33. Whang, L.-M., H.-D. Park, S. Reusser and D. R. Noguera (2004). COMBINING AERATED-ANOXIC AND UCT PROCESSES FOR BIOLOGICAL NUTRIENT REMOVAL-LESSONS FROM A FULL-SCALE STUDY. WEFTEC 2004, Water Environment Federation.



摘要

行政院環保署於 2019 年 4 月 29 日公布執行「放流水標準」修正法案，分階段加嚴各項放流水標準，為因應法規要求以符合 113 年 1 月 1 日開始實施之標準，各公共污水處理廠應加速提升除氮效能，以符法規要求並協助改善水體環境品質。本研究彙整國際水協會、美國水協會、日本下水道協會所出版期刊之最新相關研究，國際水協會收錄研究指出可應用厭氧硝化中間產物揮發性脂肪酸，作為碳源來提升水廠除氮效能，此外由於揮發性脂肪酸生產之所需停留時間較短，因此具有生產效率高且成本較低之優勢，也有助於發展提高循環經濟價值與降低溫室氣體排放等目標。而美國水協會收錄研究則指出應用人工溼地可有助於公共污水處理廠放流水之淨化，也可協助處理水廠濃縮液廢水，平均而言除氮效能為硝酸氮 61%、亞硝酸氮 32%與氨氮 42%。且美國研究已成功採用移動式人工溼地模組來進行現地處理，可依據需求以多部模組串聯方式，以高機動性的方式至特定地點協助處理水廠放流水。日本下水道協會所收錄研究則以日本湖南淨化中心除氮效能進行優化，研究單元過濾速率、循環比、水溫、濾床深度、反硝化池流速等操作因子對總氮去除效率的影響，研究發現好氧濾床的濾速為 12.4m/日、循環比為 3、反硝化池 6.2m/日等條件下，總氮去除率可穩定維持在 75%以上。藉由本研究所蒐集彙整之最新研究，可做為國內公共污水處理廠未來處理升級或程序優化之參考，以持續提升除氮效能符合最新法規要求。

提升公共污水處理廠除氮效能技術研析

陳浸煊¹、蔡大偉²

1.國立中興大學環境工程學系 / 助理教授

2.中原大學環境工程學系 / 助理教授

壹、前言

為了持續改善臺灣水體環境品質，行政院環保署於 2019 年 4 月 29 日公布執行「放流水標準」修正法案，分階段加嚴各項放流水標準，其中針對公共污水下水道系統放流水水質項目及限值，制定逐年提高氨氮與總氮管理標準，將於 2024 年 1 月 1 日開始實施(環保署，2019)，為因應法規要求各公共污水處理廠應加速提升除氮效能，以符合法規要求協助改善水體環境品質。本研究彙整國際重要學術單位之最新研究成果，以供國內公共污水廠處理升級或操作優化之參考。研究中共計彙整國際水協會(International Water Association, IWA)、美國水協會(American Water Works Association, ARWA)、日本下水道協會(Japan Sewage Works Association, JSWA)等重要國際組織之研究。在 IWA 期刊的研究中，中國研究團隊彙整厭氧消化中間產物揮發性脂肪酸(Volatile Fatty Acids, VFA)應用於提升效能的發展潛力。在美國水協會的期刊研究中，美國嘗試應用移動式人工溼地淨化污水廠放流水，以進一步改善水體品質，並有助於自然環境復育。

在日本的研究中，以郡山市豬苗代湖南地區污水處理系統湖南淨化中心為例，為保護作為自來水源頭的豬苗代湖，將去除總氮訂為目標。湖南淨化中心 2002 年起建設並使用「好氧濾床循環硝

化脫氮法」(和泉充剛等，2021)。研究中研究應用好氧濾床循環硝化脫氮法的優化條件，包含好氧濾池的設計濾速、脫氮池的設計濾速以及脫氮槽的污泥截流效果。

貳、研究方法

本研究透過彙整國際代表性重要學術單位之最新研究成果，包括國際水協會、美國水協會、日本下水道協會等代表性國際組織，研究最新有關提升公共污水處理廠或是結合其他處理設施除氮性能相關研究，分別以各組織所發表之代表性期刊 Water Research、Journal of the American Water Resources Association、下水道協會誌之收錄學術文章作為蒐集範圍進行研析，相關成果可提供做為國內後續水廠提升處理效能或是新建處理設施之參考。

參、研究成果分析

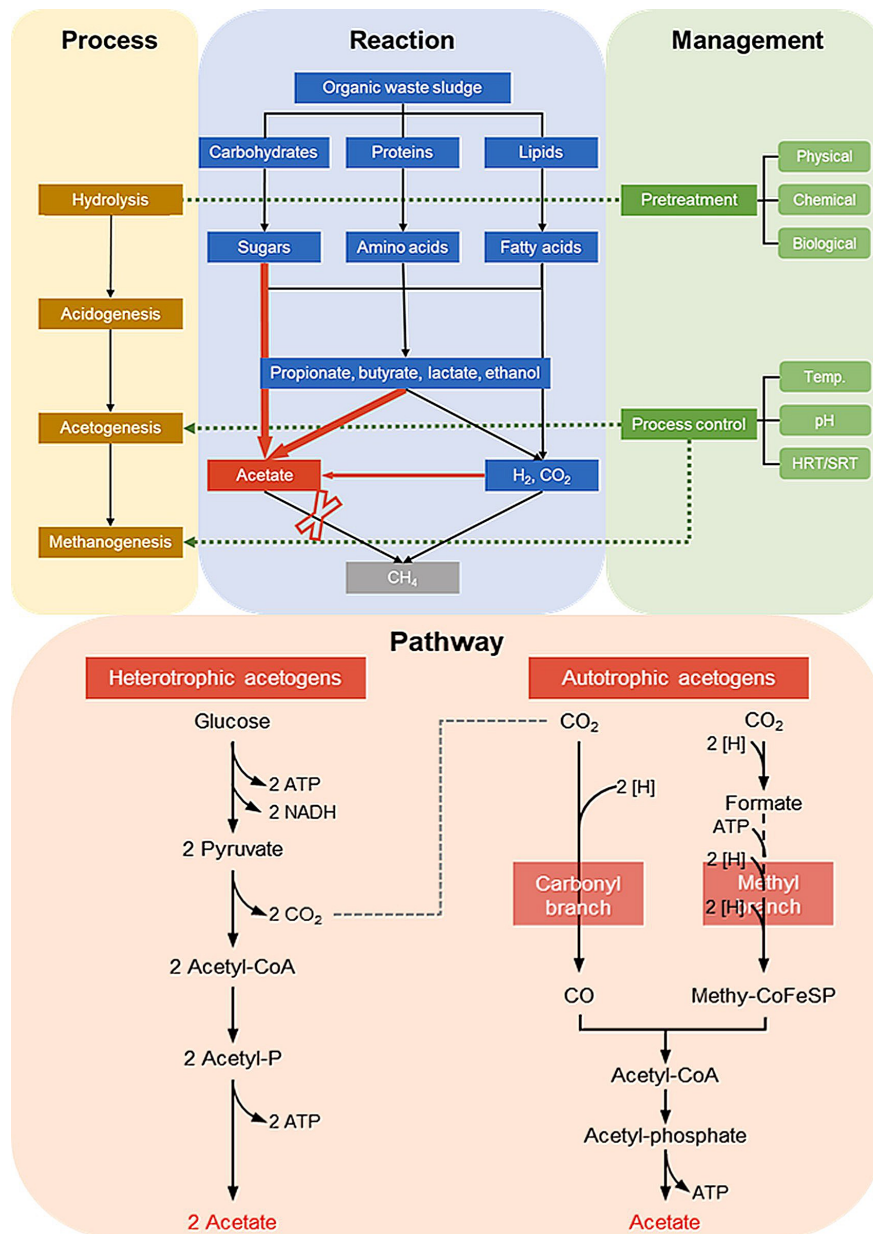
一、國際水協會研究成果

研究中發現在除氮的水處理程序中，目前於公共污水處理廠應用的仍以活性污泥為主要選擇，其中在厭氧消化產生甲烷的過程中，會產生大量中間產物揮發性脂肪酸(VFA)，VFA 較甲烷更具商業應用價值，包括化學、製藥等產業之產品原料應用。另外，由於 VFA 生產之所需停留時間較短，因此具有生產效率高且成本較低之優勢，且可做為水廠除氮程序之重要碳源，有助於提升程序處理效能。而跟甲烷

相比較，VFA 非溫室氣體，透過回收 VFA 而不是甲烷，有助於降低水廠溫室氣體排放之功能。

研究中比較高速活性污泥(HRAS)、化學處理(CEPT)、厭氧消化處理等處理程序之處理效能，也針對 A_2O 、SBR、UASB 等處理設施類型進行除氮優化的建

議。生物性 VFA 生成的過程分為 3 個步驟，包括水解(hydrolysis)、產酸作用(acidogenesis)、與產乙酸作用(acetogenesis)，而主要代謝路徑有三種，包括酸化菌對簡單有機分子的生物降解，乙酸化菌對發酵中間產物的轉化，以及甲烷菌合成氫氣與二氧化碳為甲烷，完整的轉化機制可如圖 1 所示。



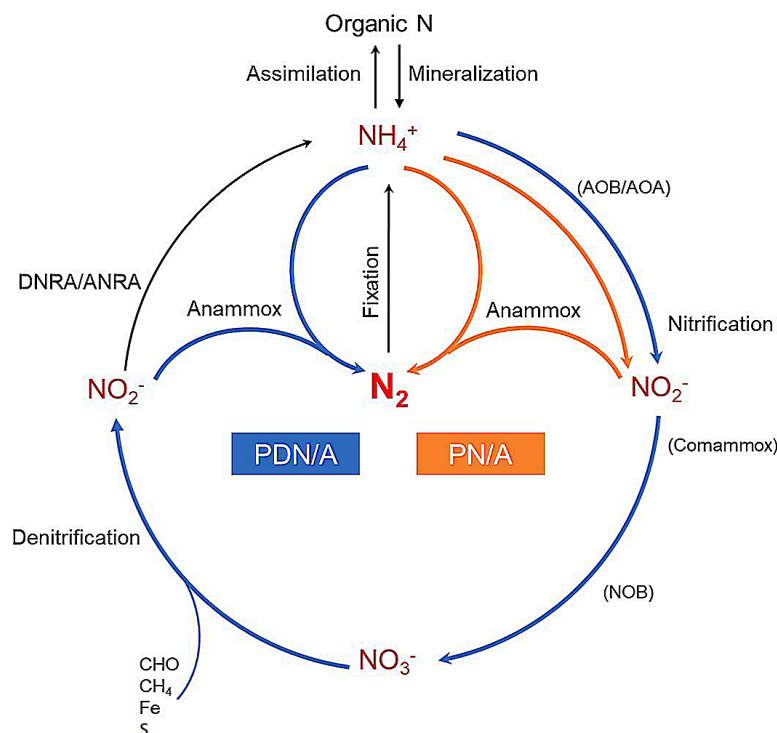
資料來源：Kang et al., 2023.

圖 1 厭氧發酵過程示意圖

厭氧消化處理為最被廣泛應用的除氮技術之一，若可增加高附加價值 VFA 的回收，對提升處理效能、提高循環經濟價值、降低溫室氣體排放等面向均有顯著效益。而可增加 VFA 生成產量的方式重點在於加速污泥水解，一般可應用物理、化學、生物方法來協助。物理法如超音波、微波、熱處理等前處理，均有助於污泥水解程度，但須注意能源的利用與細胞物理結構的破壞。而有研究指出應用冷凍/解凍法，VFA 可有效增加 35% 的產量 (She et al., 2020)。而化學法主要為添加鹼、加酸、臭氧、游離氨、游離亞硝酸等前處理方式，與物理法相比較成本較低，操作彈性亦更靈活，研究指出最高可增加 VFA 產量 151.2% (Xu et al., 2020)。其

他研究亦指出應用離子交換樹脂與電化學法也有助於提高 VFA 產量 (Pang et al., 2021 ; Zeng et al., 2022)，而生物處理法則較物理化學法相對較為溫和，所釋放的碳源具有最佳的生物可分解性，常用的生物法為蛋白酶結合 EDTA-2Na 水解法 (Liu et al., 2016)。

硝化/脫硝流程是最常用的廢水除氮程序，但經常需要碳源的補充才能維持處理效能，屬於能源密集型程序，目前已發產許多節省曝氣與加藥的改進新處理程序，如亞硝酸化/脫氮 (nitritation/ denitritation)、部分亞硝酸化/厭氧氨氧化 (partial nitritation/ anammox)、部分脫硝/厭氧氨氧化 (partial denitrification/ anammox) 等，其反應路徑可如圖 2 所



資料來源：Kang et al., 2023.

圖 2 污水處理中微生物脫氮路徑示意圖

示，新型處理程序以更短路徑進行反應，有助於污泥減量與資源回收再利用的發展。

二、美國水協會研究成果

美國水協會期刊收錄了美國應用人工溼地處理的研究，應用人工溼地處理水廠排放的濃縮液廢水，在美國亞利桑那州古德伊爾市(City of Goodyear)試驗配置圖如圖 3，結果顯示可有效降低硝酸氮的排放濃度；而在加州奧克斯納德(Oxnard)的現地試驗同樣顯示優秀的除氮效果，平均而言除氮效能為硝酸氮 61%、亞硝酸氮 32%與氨氮 42% (Chakraborti et al., 2022)。值得一提的是本研究採用移動式人工溼地模組，表面積可達 8.9 m^2 ，設

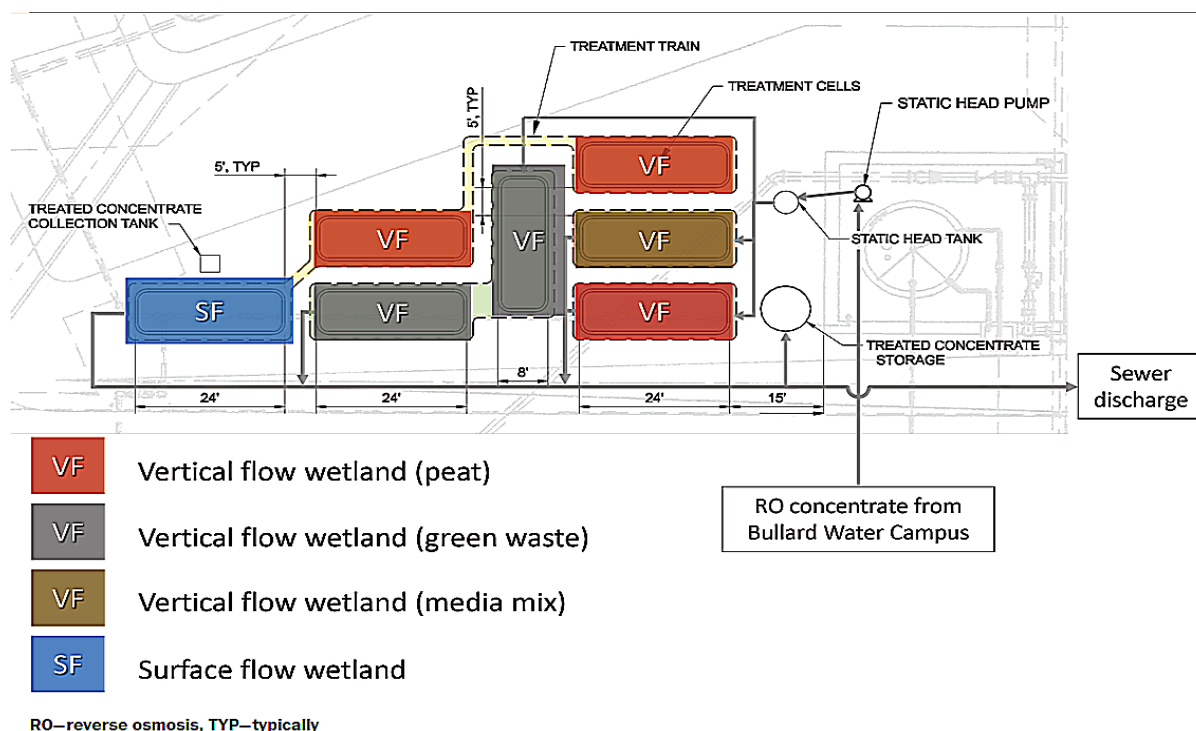
計容量為 11.9 m^3 ，可依據需求以多部模組串聯方式，以高機動性的方式至特定地點協助處理水廠放流水。

三、日本下水道協會研究成果

(一) 好氧濾床過濾速率

1.分析用數據之概要

表 1 顯示了湖南淨化中心建設前基礎實驗、驗證實驗的設備以及淨化中心建設後的設備和使用數據的概況。透過對三組數據進行綜合分析，可以掌握在 $4.0 \sim 20.0\text{m}/\text{日}$ 的過濾速率範圍內的處理性能，這三組數據均為好氧濾床過濾速率：反硝化池(脫氮)過濾速率=2:1 的設備之處理結果。圖 4 顯示了三組的流入水之 TN



資料來源：Chakraborti et al., 2022.

圖 3 美國亞利桑那州古德伊爾市現地濕地試驗配置示意圖

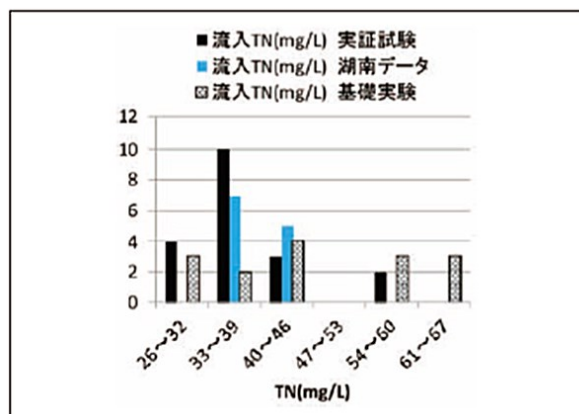
濃度。由於進實際污水用於旅遊、商業活動、融雪等，流入水水質波動較大（按月計），去除率是一項包含了這些影響的指標能夠了解其處理性能。

表 1 設備、設施及數據概要

		基礎實驗	驗證實驗	湖南
設備、設施	好氧性濾床			
	濾材	無菸煤(有效徑3mm)		
	濾材高	2.0m		
	反應池規格	D:0.8m	D:1.6m	欄外參照
	反硝化池			
	濾材	條狀聚氯乙烯(3cm間格)		
	濾材高	2.0m		
	反應池規格	D:1.1m	D:3.2m	欄外參照
數據	數據量	15	20	12
	原水	分流式下水道		
	水溫(°C)	11~22	12~26	10~21
	處理水量(m ³ /日)	6,8,10	50,75,80	399~543
	過濾速率(m/日)			
	好氧性濾床	12,16,20	12.4,18.7	4.0~4.5
	反硝化池	好氧性濾床的1/2		
	循環比	2	3	3.6~3.9
	數據種類	一週5次測定值的平均	一週2次測定值的平均	月平均值(每日)

反硝化池D11.0m×H15m(9m)×2池
好氧性濾床L5m×W5m×H5m×4池

資料來源：和泉充剛等，2021；寺山喜信等，1997；寺山喜信等，2001。



資料來源：和泉充剛等，2022。

圖 4 流入水質的度數分布

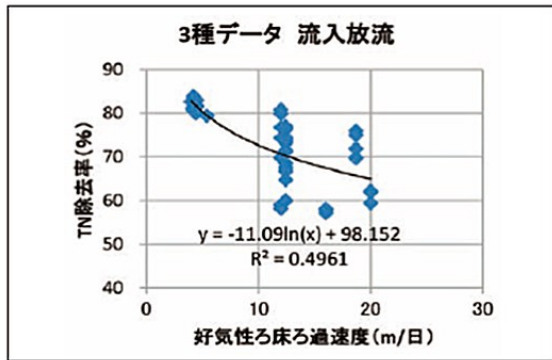
2. 影響 TN 去除率的因素

影響處理效果的因素有與設施規模有關的過濾速率、與運行條件有關的循環比、與低水溫期處理性能有關的水溫等。有了這三組數據，就得到了這三組因素不同數值的處理結果。反硝化池中使否有污泥貯留也被認為會影響處理性能，但由於基礎實驗的所有數據都是在沒有污泥貯留的情況下進行的，湖南淨化中心的所有數據都有污泥貯留，只有驗證實驗是在兩者都有的情況下進行，因此只在驗證實驗中單獨研究其影響。在這三組數據中，空氣倍率約為 10 倍，但這不被認為是硝化作用的限制因素。

3. 各因素對 TN 去除率的影響

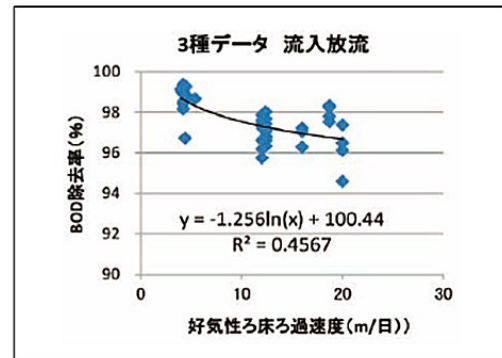
(1) 過濾速率與 TN 去除率的關係

好氧濾床過濾速率與 TN 和 BOD 去除率之間關係如圖 5 和圖 6 所示。去除率由流入水水質和流出水水質計算得出，是由好氧濾床和反硝化池組成的處理系統之去除率。流入水水質為與硝化循環液混合前的值。BOD 去除率 90% 以上，TN 去除率 50-90%。湖南淨化中心的計畫水質、必要去除率的值是根據圖 6 的迴歸方程所得，表 2 比較了針對 12.4 m/日的過濾速率計算的預期去除率。BOD 的去除率有達到必要去除率然而 TN 不足 5%。圖 7 為反硝化池過濾速率與反硝化池 SS 去除率之間的關係，由流入水反硝



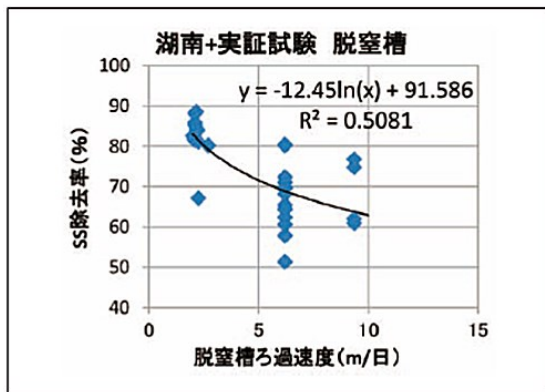
資料來源：和泉充剛等，2022。

圖 5 好氧性濾床過濾速率與 TN 去除率



資料來源：和泉充剛等，2022。

圖 6 好氧性濾床過濾速率和 BOD 去除率



資料來源：和泉充剛等，2022。

圖 7 反硝化池過濾速率與 SS 去除率

化池的水質（包括硝化循環液）和流出水質計算所得。過濾速率會影響後續好氧濾床的防止堵塞的效果，在 6.2m/日的條件下，去除率存在較大範圍，這是因為反硝化池有污泥貯留和無污泥貯留都有數據。污泥貯留量的設定需要從污泥貯留導致的 TN 去除率的提高和對 SS 去除率的影響兩方面來考慮。

(2) 循環比與 TN 去除率的關係

循環率是該過程中為數不多的操作因

表 2 設計過濾速率 12.4m/日的預計去除率

水質項目	BOD	TN
計畫流入水質(mg/L)	200	40
計畫處理水質(mg/L)	10	10
必要去除率(%)	95	75
預期去除率(%)	97.3	70.2

資料來源：和泉充剛等，2022。

素之一。當達到完全硝化時，可以用等式 (1) 來表示，如同活性污泥法的循環硝化-反硝化法（下水道施設計画・設計指針と解説後編，2019）。

$$\text{TN 去除率}(\%) = (R/(1+R)) \times 100 \quad \text{式(1)}$$

R：循環比

圖 8 顯示了流入水和流出水之間的 $\text{NH}_4\text{-N}$ 去除率，證實了三種數據的硝化狀態。在驗證實驗中只有一例去除率為 84%，其餘數據都在 95% 以上，可以認

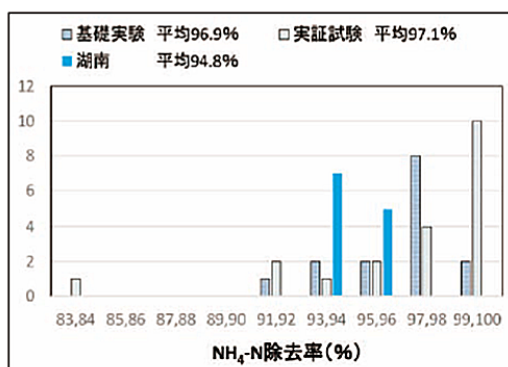
為該數據表明硝化作用完全。在 84% 的情況下， $BOD=341\text{mg/L}$ ， $SS=365\text{mg/L}$ ， $TN=59\text{mg/L}$ ，這是過載條件下的去除率。基礎實驗、驗證實驗、湖南分別以不同的循環比進行操作，透過數據可以了解循環比與去除率之間的關係。基礎實驗固定為 2，驗證實驗固定為 3，湖南的循環比穩定在 3.64~3.9 之間。

圖 9 使用三種數據顯示了循環比和 TN 去除率之間的關係。採用對數迴歸公式計算各循環比對應的 TN 去除率，其趨勢與式(1)相同，隨著循環比的升高，去除率的增加幅度逐漸減小。然而兩者大致相同。循環比需要 3 或更高才能確保

75% 的去除率。關於 R^2 值的比較，將圖 5 好氧濾床過濾速率與 TN 去除率的關係與圖 9 比較時，前者為 0.50，後者為 0.38。測得的 TN 去除率與迴歸估計的相關性為好氧濾床過濾速率>循環比。

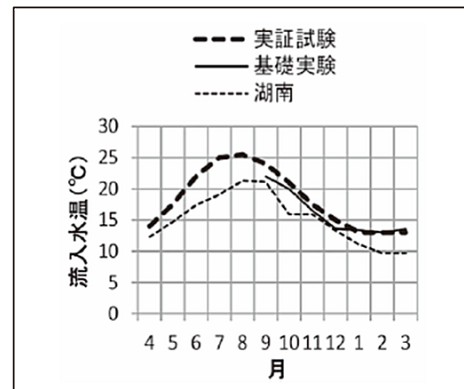
(3) 水溫與 TN 去除率的關係

圖 10 顯示了三種數據的月平均水溫。進行基礎實驗和驗證實驗的處理廠與湖南淨化中心之間存在約 300m 的高度差，在湖南的二、三月氣溫低於 10°C 。透過整合三類數據，可以提供廣泛的水溫範圍數據。基礎實驗僅在 9 月至 3 月期間進行。圖 11 顯示了流入水溫度與 TN



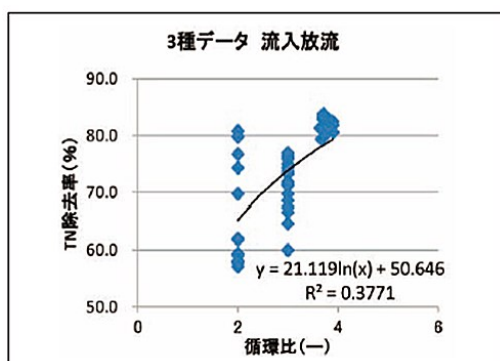
資料來源：和泉充剛等，2022。

圖 8 $\text{NH}_4\text{-N}$ 去除率的分布 (3 種數據)



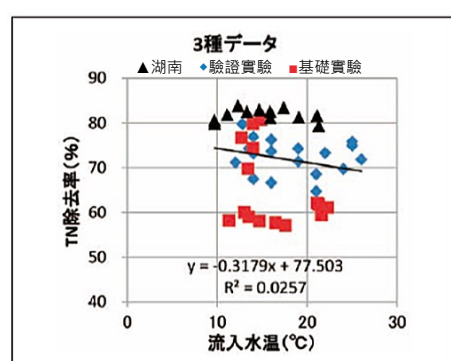
資料來源：和泉充剛等，2022。

圖 10 數據別的水溫 (月平均)



資料來源：和泉充剛等，2022。

圖 9 循環比和 TN 去除率



資料來源：和泉充剛等，2022。

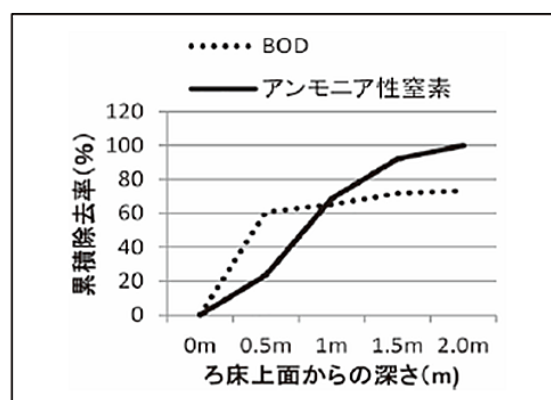
圖 11 流入水水溫和 TN 去除率的關係

去除率之間的關係。水溫範圍在 11-26°C，TN 去除率為 57-84%。水溫與 TN 去除率無相關性，低水溫期和高水溫期去除率差異不大。基礎實驗中低水溫期 TN 去除率分散的原因是過濾速率範圍較大，為 12 ~ 20m/日，驗證實驗中各水溫期 TN 去除率的分散則被認為是由於有無污泥貯留的影響。TN 去除率與水溫無關的現象被認為是微生物生長環境的結果。在浮游生物處理法和固定床生物膜法中，微生物的生長速率都隨著水溫的降低而降低。這種情況下，在前者中，由於微生物在 SRT 的天數內被洗掉，因此如果生長速率降低，則生長變得不充分。相反，在後者中，由於微生物被固定化，所以即使生長速率減慢也可以確保生長所需的天數。因此，TN 去除率與水溫無關，即使在反沖洗過程中硝化細菌也不會脫落。此外，確保脫氮槽中的污泥貯留等微生物的量有助於確保 TN 去除率。

(4) 濾床深度

圖 12 顯示了不同濾床深度的好氧濾床進水的累積去除率示例。經反硝化池去除後，60%的 BOD 在上層 50cm 處一次性去除，至 200cm 達到 75%。另一方面，NH₄-N 在上層 50cm 處僅去除 20%，此後情況相同，到 200cm 處的濾床出口處達到 100%。在好氧濾床厚度為 2m 時，用於 BOD 氧化的層厚被限制在表層側的一部分，因此大部分的濾床厚度可以用於硝化。

至於反沖洗，只有上層 30cm 左右流動化，較深的部分沒有流動。上層 BOD 氧化產生污泥造成堵塞，下層以硝化作用為主，不發生堵塞。由於在較深的部分不會發生流動，因此硝化細菌不會脫落，即使在反沖洗結束後也能穩定地進行硝化作用(佐々木清彦，1996)。



資料來源：佐々木清彦，1996。

圖 12 好氧性濾床深度別的累積去除率

(二) 反硝化池過濾流速

本方法訂定反硝化池設計濾速 (6.2m/日) 為好氧濾床濾速 (12.4m/日) 的 1/2。這些數值是根據湖南淨化中心 TN 規劃流入水水質 40mg/L 和規劃處理水水質 10mg/L 確定，要求去除率為 75%。反硝化池的設計濾速 (6.2m/天) 是根據兩個方面訂定：水面面積負荷作為前處理設施，用於去除耗氧濾床流入水中的 SS (=流入水原水+硝化循環液)，防止好氧濾床堵塞並繼續處理；反硝化作為後處理設施，用於反硝化好氧濾床的硝化循環液。

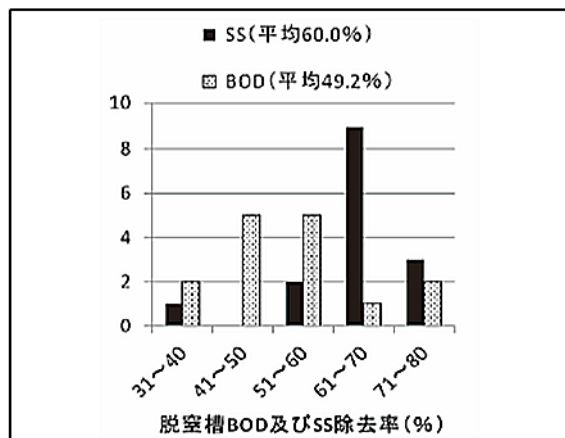
(1) 水面面積負荷

水面面積負荷 ($\text{m}^3/\text{m}^2/\text{日}$) 被定義為溢流率(overflow rate)水面面積負荷 ($\text{m}^3/\text{m}^2/\text{日}$)，為每日從水面溢出的水量除以水面面積。 ($\text{m}^3/\text{m}^2/\text{日}$) 相當於 ($\text{m}/\text{日}$)，水面積負荷為溢流水的上升速率。因此，透過與顆粒的沉降速率 ($\text{m}/\text{日}$) 的對比，被用作顆粒沉降和去除的設計因素。在活性污泥法的終沉澱池中，回流污泥從底部的料斗抽出，因此水面面積負荷是根據頂部上澄水流出的進水污水量計算的。另一方面，在本方法中，硝化循環液與流入的污水混合向上流入反硝化池，然後通過位於其上方的澄清區流出。因此，澄清區水面面積負荷為進水量 + 硝化液循環量。反硝化池的設計濾速 ($6.2\text{m}/\text{日}$) 為 $25\text{m}^3/\text{m}^2/\text{日}$ (下水道施設計画・設計指針と解説後編，2019)，對於包含硝化循環液的 4Q 而言，相當於標準活性污泥法中終沉池的中間水面面積負荷和循環硝化脫氮法的最大值。圖 7 中的迴歸方程被用來計算反硝化池出水 (=好氧濾床流入水) 的 SS 濃度。首先假設進水 SS 濃度為 $200\text{mg}/\text{L}$ ，硝化循環液(流出水)為 $10\text{mg}/\text{L}$ ，循環比為 3.0，反硝化池進水計算如下。

$$(200 \times 1 + 10 \times 3) / 4 = 57.5\text{mg}/\text{L}$$

由圖 7 迴歸方程可知，設計濾速 $6.2\text{m}/\text{日}$ 時 SS 去除率為 68.9%，好氧濾床進水 SS 濃度 $=57.5 \times 0.311 = 18\text{mg}/\text{L}$ 。

低 SS 濃度確保可以每天反沖洗一次好氧濾床。在反硝化池的 BOD 和 SS 去除率相當於設計值 $6.2\text{m}/\text{日}$ ，BOD 平均為 50%，SS 為 60%，如圖 13 所示。在設施設計時已確保初沉池去除率的最大值 (下水道施設計画・設計指針と解説後編，2019)。如果「反硝化池→好氧濾床」的處理過程被認為是沉澱作為過濾的預處理，類似於「沉澱池→砂濾」的處理過程，則有必要保證相當於最終沉澱池的水面面積負荷，以便將好氧濾床的反沖洗頻率減少到大約每天一次。在現有的好氧濾床法中，預處理的改進被認為是關鍵。



資料來源：佐々木清彦，1996。

圖 13 反硝化池的 BOD、SS 去除率分布

(2) 反硝化速率

接下來將討論反應速率。在本方法中，好氧濾床的過濾速率被設定為好氧濾床的過濾速率：反硝化池的過濾速率 = 2:1。在活性污泥法中，硝化速率：反硝化速率 = 2:1 為已知目標 (下水道施設

計畫・設計指針と解説後編，2019)。而當反硝化速率下降幅度超過預期時，污泥貯留區的反硝化細菌就會進行彌補。將考察好氧濾床過濾速率：反硝化池過濾速率 = 2 : 1 為目標的可能性。在活性污泥法中，目標氮重量是按每單位 MLSS 重量計算的，但在固定生物膜法中，無法掌握生物膜重量。因此，本報告中硝化速率和反硝化速率的定義公式如下，並作為水質變化值處理。需要注意的是大部分有機氮都是 SS 性的，可能會作為污泥被提取出來。

硝化速率 ($\text{kg}/\text{m}^3/\text{日}$) = (流入水 $\text{NH}_4\text{-N}(\text{mg}/\text{L})$ - 出水 $\text{NH}_4\text{-N}(\text{mg}/\text{L})$) $\times 10^{-3}$ / 好氧濾床 HRT (日)

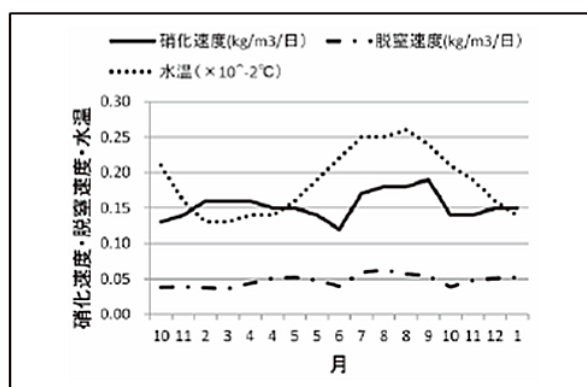
好氧濾床 HRT (日) = 濾床厚度(2m) / 過濾速率 (m/日) …式(2)

反硝化速率 ($\text{kg}/\text{m}^3/\text{日}$) = (流入水 $\text{NH}_4\text{-N}(\text{mg}/\text{L})$ - (流出水 ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) (mg/L))) $\times 10^{-3}$ / 反硝化池 HRT (日)

反硝化池 HRT (日) = 濾料厚度(2m) / 水流量 (m/日) …式(3)

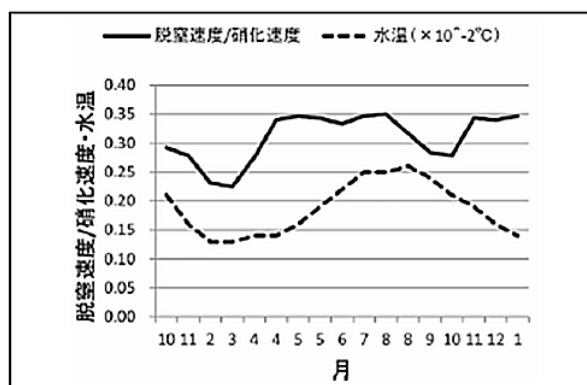
此外，已確認好氧濾床和反硝化池均未處於負荷極限。圖 14 為驗證實驗中硝化速率和反硝化速率的計算結果。之所以硝化和反硝化速率在高水溫期增加，是因為觀光期水流量增加了 1.5 倍。反硝化速率/硝化速率比約為 0.23~0.35，如圖 15

所示。在反應速率方面，反硝化池濾速需要保持在 3.1 ~ 4.1m/日的較低水平，相當於好氧濾床濾速 12.4m/日的 1/4 ~ 1/3 左右。



資料來源：和泉充剛等，2022。

圖 14 硝化速率和反硝化速率



資料來源：和泉充剛等，2022。

圖 15 硝化速率/反硝化速率

(三) 反硝化池污泥貯存效果

在反硝化池底部沉澱/污泥貯留區貯存污泥的目的是通過供給可溶性 BOD 和消耗 DO 來促進反硝化反應。來自好氧濾床的處理水再進入反硝化池之前作為硝化循環液和反沖洗水儲存在處理池中。DO 在存儲於處理槽中時被回收，伴隨硝化循環液被帶入反硝化池的 DO 氧化分

解脫氮所需的 BOD (西村孝, 1982)。反硝化細菌不僅利用有機物作為呼吸底物, 而且還作為細胞合成的碳源。因此, 為了確保 BOD, 需要盡量減少從硝化循環液中帶入的 DO 量。表 3 顯示了有和沒有污泥儲存的 TN 去除率, 其來自於驗證實驗(佐々木清彦, 1996)。污泥貯留對 TN 去除率的影響在反硝化池濾速為 6.2m/日時為 8.3%, 在 6.2-9.4m/日時為 6.5%。上表 2 中, 好氧濾床濾速為 12.4m/日 (=反硝化池濾速為 6.2m/日) 時的預期去除率為 70.2%, 低於要求去除率的 75%。而表 2 中的預期去除率是使用有或沒有污泥貯留分佈不均勻的數據迴歸公式所計算, 如圖 16 所示。然而如表 3 所示, 當反硝化池過濾速率限制在 6.2 m/日的 TN 去除率時, 有污泥貯存>無污泥貯存的數據, 去除率為 74%。綜上所述, 該方法在反硝化池過濾速率為 6.2 m/日, 好氧濾床過濾速率為 12.4 m/日, 大致能夠達到 75%的目標去除率。

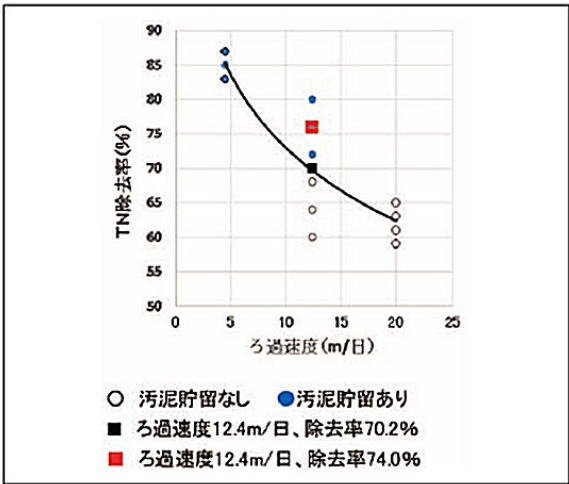
肆、結語

本研究彙整國際對於公共污水處理廠提升除氮效能最新研究進行彙整, 國際水協會研究針對除氮程序厭氧硝化中間產物 VFA 回收利用進行研究, 可利用現有處理程序捕捉或污泥發酵來將 VFA 回收再利用作為碳源, 以有效提升除氮效能且降低加藥成本, 並且有助於促進循環經濟與降低溫室氣體排放。美國水協會研究應用人工濕地淨化水廠放流水, 可以較低處

表 3 反硝化池的污泥貯留效果

反硝化池過濾速率 (m/日)	TN 去除率(%)			
		有污泥貯留	無污泥貯留	差
6.2		73	65	
		76	67	
		74	71	
		73	60	
		71	69	
		74	60	
		74	68	
		77		
	平均	74.0	65.7	8.3
9.4	標準偏差	1.7	4.0	
		76	75	
			72	
總計			70	
	平均	74.2	67.7	6.5
	標準偏差	1.7	4.6	

資料來源：佐々木清彦, 1996。



資料來源：和泉充剛等, 2022。

圖 16 污泥貯留效果 (概念圖)

理成本妥善處理放流水且較具永續性，也可進一步應用於溼地復育的水源。日本下水道協會研究以湖南淨化中心為例，研究提升水廠除氮效能操作的條件優化，可透過調整好氧濾床濾速、反硝化池濾速、循環比等參數來獲得最佳的除氮效果，也可透過污泥儲存提供可溶性 BOD 來促進脫硝反應，獲得較好處理效能。藉由國際最新相關研究的整理，可作為臺灣未來公共污水處理廠提升除氮效能之重要參考。

參考文獻

1. 下水道施設計畫・設計指針と解説後編 2019 年版、p.155 (循環比と除去率の関係式)。
2. 下水道施設計畫・設計指針と解説後編 2019 年版、p.49 (最初沈殿池の除去率)。
3. 下水道施設計畫・設計指針と解説後編 2019 年版、pp.293、161 (硝化速度、脱窒速度)。
4. 下水道施設計畫・設計指針と解説後編 2019 年版、pp.95、168 (水面積負荷)。
5. 環保署，2019。放流水標準。
6. 佐々木清彦：好気性ろ床を用いた脱窒技術の研究、日本大学平成8年度修士学位論文、1996。
7. 寺山喜信、細谷守生、西村孝：好気性ろ床を用いた循環式硝化脱窒法の実用化研究、下水道協会誌論文集、Vol.38、No.466、pp.164 ~ 178、2001/8。
8. 寺山喜信、西村孝：好気性ろ床を用いた循環式硝化脱窒法の研究、下水道協会誌論文集、Vol.34、No.419、pp.36 ~ 48、1997/10 (増刊号)。
9. 西村孝：循環式硝化脱窒変法による生物学的脱リン、土木学会論文報告集、第 324 号、pp.103 ~ 112、1982
10. 和泉充剛、白潟良一、片桐均、西村孝、佐々木清彦。下水道協会誌、Vol.59、No.711、p.63~69、2022。
11. 和泉充剛、片桐均、佐々木清彦、白潟良一、西村孝：好気性ろ床を用いた循環式硝化脱窒法 (郡山市湖南浄化センター) について、下水道協会誌、Vol.58、No.702、pp.42 ~ 48、2021/04。
12. Da Kang, Xuwei Zhao, Nan Wang, Yirui Suo, Jiawei Yuan, Yongzhen Peng, 2023. Water Research, 238, p. 2-11.
13. Liu, H., Xiao, H., Yin, B., Zu, Y., Liu, H., Fu, B., Ma, H., 2016. Enhanced volatile fatty acid production by a modified biological pretreatment in anaerobic fermentation

- of waste activated sludge. *Chem. Eng. J.* 284, 194 – 201.
14. Pang, H., He, J., Ma, Y., Pan, X., Zheng, Y., Yu, H., Yan, Z., Nan, J., 2021. Enhancing volatile fatty acids production from waste activated sludge by a novel cation-exchange resin assistant strategy. *J. Clean. Prod.* 278, 123236.
15. Rajat K. Chakraborti, James S. Bays, and Jagjit Kaur, 2022. Constructed Wetlands: A Sustainable Solution for Concentrate Management. *Journal of American Water Works Association*, November, p. 79-82.
16. She, Y., Hong, J., Zhang, Q., Chen, B.Y., Wei, W., Xin, X., 2020. Revealing microbial mechanism associated with volatile fatty acids production in anaerobic acidogenesis of waste activated sludge enhanced by freezing/thawing pretreatment. *Biore-sour. Technol.* 302, 122869.
17. Xu, Y., Zheng, L., Geng, H., Liu, R., Dai, X., 2020. Enhancing acidogenic fermentation of waste activated sludge via isoelectric-point pretreatment: Insights from physical structure and interfacial thermodynamics. *Water Res.* 185, 116237.
18. Zeng, Q., Zan, F., Hao, T., Khanal, S.K., Chen, G., 2022. Sewage sludge digestion beyond biogas: Electrochemical pretreatment for biochemicals. *Water Res.* 208, 117839.



摘要

為提升河川水體水質，環保署針對污水處理廠放流水標準進行加嚴管制，其中針對流量大於 250 CMD 之公共污水廠新增氨氮及總氮管制，自民國 110 年開始實施並於民國 113 年實行二階段加嚴。然而，部分都市污水處理廠採用傳統活性污泥法進行污水處理，目前並無設置生物除氮程序，另有部分污水處理廠雖設有生物除氮程序，卻可能因為水力停留時間不足、好氧槽曝氣設備狀況不佳致使溶氧不足、缺氧槽脫硝環境不佳、污水中脫硝碳源不足等原因導致整體除氮效率不佳，若無法進行改善恐難以符合民國 113 年之放流水總氮管制標準。本文整理台灣目前流量大於 250 CMD 之都市污水處理廠除氮效能現況，並針對有超標風險的污水處理廠進行可能超標之原因探討。另外，針對官田與柳營兩座水資源中心，本研究利用 BioWin 數值模擬軟體，針對不同操作情境進行具參考性的模擬分析，作為水資源中心生物處理單元未來提升除氮效率改善流程的參考。

以 BioWin 模擬軟體評估都市污水廠除氮功能優化方案

— 以官田及柳營水資源回收中心為例

黃博煒¹、林知韻²、陳立儒³、蘇怡瑄⁴、程海軒⁵、黃良銘⁶

- 1.國立成功大學環境工程研究所碩士班 / 研究生
- 2.國立成功大學環境工程研究所碩士班 / 研究生
- 3.艾奕康工程顧問股份有限公司 / 總監
- 4.財團法人中興工程顧問社環境工程研究中心 / 研究員
- 5.國立成功大學環境工程學系 / 博士後研究員
- 6.國立成功大學環境工程學系 / 教授

壹、前言

隨著都市污水處理技術越來越成熟，污水接管率越來越普及以及民眾對環境保護要求越來越強烈，污水處理廠的放流水管制也在評估後對於氨氮和總氮的放流水標準有更嚴苛的要求。環保署為了提升河川水體品質，於 108 年 04 月 29 日公布新的台灣公共污水處理廠放流水標準，針對流量大於 250 CMD 之公共系統新增氨氮及總氮管制，自民國 110 年開始實施並於民國 113 年實行二階段加嚴。如表 1 所示，氨氮的管制濃度分別為 6 或 10 mg/L，而總氮的管制濃度，則依據污水

處理廠放流水排放口是否位於自來水水質保護區或未收受一定量以上之事業廢水截流水或水肥者等情況而有所差異，其總氮濃度限值分別為 15、20、35 mg/L。

貳、臺灣都市污水處理廠除氮現況

一、臺灣都市污水處理廠水質現況

臺灣目前營運中的公共污水處理廠共 81 個（連江縣由於各廠處理量皆小於 500 CMD，故以介壽村為代表），處理程序的型態多數為二級處理以上等級，當中含有除氮程序的污水廠共 34 座，其主要除氮程序包含 A₂O、MLE、三段式 AO、TNCU；不含除氮程序的共 47

表 1 臺灣公共污水處理廠放流水氨氮及總氮管制標準

類型		110 年放流水標準		113 年放流水標準	
		氨氮	總氮	氨氮	總氮
類別 1	流量 ≤ 250CMD，護區內，新設	10	15	10	15
類別 2	流量 > 250CMD，護區內	10	15	6	15
類別 3	流量 > 250CMD，保護區外，收受事業廢水等比例 ≥ 20% 之既設	75	-	30	-
類別 4	流量 > 250CMD，保護區外，收受事業廢水等比例 ≥ 20% 之新設	20	-	20	-
類別 5	流量 > 250CMD，保護區外，收受事業廢水等比例 < 20% 之既設	10	50	10	35
類別 6	流量 > 250CMD，保護區外，收受事業廢水等比例 < 20% 之新設	10	20	6	20
類別 7	工業區專用下水道，保護區外，既設	100	-	75	-

個，其主要處理程序為標準活性污泥法、氧化渠等。另外新北市八里污水處理廠及高雄市中區污水處理廠無生物處理程序，屬初級處理。統整各廠 111 年的水質現況後，比對各污水處理廠放流水質每月氨氮與總氮的最大值與該廠 113 年放流水標準，有超標風險的污水處理廠共 35 個，詳細資訊如表 2 所示。

二、臺灣都市污水處理廠除氮現況探討

針對表 2 中有超標疑慮的污水處理廠，初步評估其生物處理流程，推測其放流水質氨氮或總氮可能超標原因包括：

1. 污水處理廠並無生物除氮程序：

許多早期建設之污水處理廠在當時並

表 2 臺灣公共污水處理廠 111 年進、出流水質一覽表

編號	縣市 污水處理廠	處理程序	進流				放流	
			污水量 (千噸/日)	NH ₃ -N (mg/L)	TN (mg/L)	COD (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	TN (mg/L)
1	新北市 三鶯	三段式 AO	9.70±3.69	54.5±10.0	66.2±13.7	336.7±75.8	4.9±2.0	16.2±5.0
2	新北市 林口	三段式 AO	28.60±1.97	38.5±4.7	41.5±4.8	238.6±21.8	8.6±3.0	17.8±2.5
3	基隆市 六堵	A ₂ O	2.70±0.57	21.0±8.2	28.8±8.4	96.5±18.7	4.3±5.0	10.2±4.2
4	基隆市 和平島	標準活性 污泥法	12.19±2.22	-	33.7±8.1	173.9±11.8	0.0±0.0	21.6±6.2
5	桃園市 楊梅	三段式 AO	5.73±0.53	47.1±11.5	63.2±12.4	214.1±55.3	4.8±2.3	15.9±5.5
6	桃園市 龜山	氧化渠	26.67±3.37	30.2±6.1	45.1±9.3	144.2±24.5	8.5±5.7	16.5±6.1
7	桃園市 桃園北區	A ₂ O+TNCU	70.18±2.92	34.4±2.4	32.5±2.0	275.1±20.3	7.9±0.4	14.1±0.4
8	桃園市 文青水園	MLE	4.02±0.20	44.7±6.8	54.8±7.0	275.3±69.9	8.8±4.2	15.5±3.1
9	新竹縣 竹北	標準活性 污泥法	23.54±1.18	27.8±2.6	31.1±7.0	148.5±9.3	24.2±2.9	22.9±10.0
10	新竹市 客雅	標準活性 污泥法	24.90±2.13	28.4±2.9	32.1±3.6	220.6±10.5	7.2±1.6	23.9±4.7
11	苗栗縣 苗栗	標準活性 污泥法	7.25±0.86	22.4±1.2	29.2±2.3	131.1±6.2	4.7±0.6	14.9±0.9
12	苗栗縣 後龍	氧化渠	0.84±0.29	19.6±11.8	22.1±11.8	93.4±32.5	3.3±2.6	9.9±6.8
13	臺中市 環山	接觸曝氣	0.46±1.18	16.7±7.0	18.8±4.8	144.4±153.2	6.1±3.6	11.4±3.7
14	臺中市 文山	MLE	9.23±1.41	34.1±6.0	43.6±8.1	233.6±56.0	9.6±1.6	25.1±2.7

表2 臺灣公共污水處理廠111年進、出流水質一覽表

編號	縣市 污水處理廠	處理程序	進流				放流	
			污水量 (千噸/日)	NH ₃ -N (mg/L)	TN (mg/L)	COD (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	TN (mg/L)
15	臺中市 梨山	接觸曝氣	0.12±0.03	29.9±9.0	39.7±8.4	96.7±25.2	3.1±6.1	14.3±6.6
16	臺中市 新光	MLE	2.34±0.74	11.6±2.2	18.6±4.1	50.8±12.9	10.0±1.7	16.0±2.8
17	南投縣 草屯	A ₂ O	2.70±0.19	43.9±3.7	53.6±4.9	237.2±291.0	5.6±4.1	24.5±4.6
18	嘉義縣 擴大縣治	標準活性 污泥法	4.53±0.80	24.3±4.3	26.4±4.1	57.4±7.9	1.3±0.7	31.9±6.2
19	嘉義縣 朴子	延長曝氣法	1.69±0.40	36.6±9.8	39.6±7.9	89.7±19.4	1.2±1.3	27.8±4.3
20	臺南市 安南	標準活性 污泥法	8.84±1.54	41.0±4.6	44.6±4.4	151.3±20.4	1.2±0.4	27.1±2.8
21	臺南市 官田	氧化渠	1.34±0.35	35.3±1.2	45.9±4.0	95.8±6.1	3.3±1.6	30.1±7.8
22	臺南市 柳營	標準活性 污泥法	4.24±1.12	38.7±1.5	43.6±1.0	142.6±7.6	2.8±2.6	39.3±1.3
23	臺南市 虎尾寮	生物濾床	3.51±0.49	46.8±11.6	47.9±5.9	111.8±5.9	2.5±0.2	29.1±2.6
24	臺南市 仁德	氧化渠	6.46±1.13	39.5±5.0	42.8±4.8	144.1±29.1	2.7±1.2	32.5±5.9
25	臺南市 安平	標準活性 污泥法	139.15±4.32	18.1±1.8	23.1±6.0	132.5±10.0	2.3±1.4	15.1±5.6
26	高雄市 岡山橋頭	標準活性 污泥法	11.75±0.65	24.8±3.0	31.2±13.5	116.6±21.7	9.7±2.8	16.0±3.2
27	高雄市 旗美	A ₂ O	2.52±0.24	27.6±2.1	29.1±1.8	110.3±12.4	3.0±0.7	10.6±1.3
28	屏東縣 內埔	MLE	0.68±0.12	30.0±4.0	31.4±4.4	90.4±15.2	7.1±0.8	12.0±1.6
29	宜蘭縣 宜蘭	標準活性 污泥法	27.56±0.93	22.9±4.5	27.9±5.4	160.0±24.9	1.2±0.4	18.6±3.2
30	金門縣 金城	氧化渠	4.45±0.27	42.8±16.7	55.0±20.0	181.8±61.2	4.7±4.3	10.6±5.7
31	金門縣 榮湖	氧化渠	1.08±0.37	25.3±11.4	36.3±15.5	232.3±107.6	5.1±4.0	13.9±4.6
32	金門縣 東林	接觸曝氣	0.53±0.21	26.8±10.1	34.90±13.36	154.4±85.2	21.4±10.6	31.0±12.7
33	金門縣 太湖	氧化渠	2.93±0.54	35.6±14.5	45.93±16.90	338.2±79.7	19.3±9.3	25.2±10.7
34	金門縣 擎天	旋轉生物盤 法	0.24±0.07	22.2±19.1	25.1±22.52	216.4±69.9	12.5±11.7	25.8±21.2
35	澎湖縣 雙湖園	MLE	0.18±0.04	-	-	166.2±47.3	4.8±1.1	10.4±2.5

不須要考量生物除氮程序設計的概念，部分的污水處理廠僅採用傳統的活性污泥法進行污水處理，故無法在污水處理過程中有效將進流水中的氨氮或總氮去除。考量污水處理廠若要增設新的生物除氮程序，不僅成本花費龐大，且能否達到預期的處理效果也實屬未知。因此，在初步評估階段應先進行污水廠進流水質的有效評估以及改善建設與操作維護成本分析，以確保改建後能符合預期除氮效果。

2. 污水處理廠中的硝化能力不彰：

部分污水處理廠本身雖含有生物除氮流程，但可能因其操作狀況不佳而使氨氮或總氮的去除率不佳，使該污水處理廠的放流水無法符合 113 年氨氮及總氮管制標準，其可能原因包括：水力停留時間不足、好氧槽曝氣設備狀況不佳致使溶氧不足、缺氧槽脫硝環境不佳、污水中脫硝碳源不足或能確實被生物使用於脫硝反應的比例太低等原因導致整體除氮效能不佳，而使得污水處理廠的放流水的氨氮或總氮有超標的風險。

另外，隨著台灣污水下水道接管率的提升，部分污水處理廠將面臨處理水量提升的考驗，其進流水中的氨氮與總氮濃度也有可能隨接管量提升而提高。而在目前生物處理系統操作條件未改善的情況下，放流水水質是否仍能符合 113 年放流水氨氮或總氮標準也是各污水處理廠需要面臨的挑戰。

三、官田水資源回收中心除氮功能評估

因應環保署 113 年放流水總氮及氨氮加嚴標準，官田水資中心適用既有廠、水肥收受未達總廢（污）水最大量百分之二十者，其放流水管制標準為總氮 35 mg/L 與氨氮 10 mg/L。官田廠 107-110 年平均進流水質為 BOD 50.6 mg/L、COD 86.6 mg/L 與 NH_4^+-N 34.7 mg/L，放流水質為 BOD 7.8 mg/L、COD 29.5 mg/L 與 NH_3 10.2 mg/L，顯示 NH_3 去除效果不佳，放流水質超過 113 年放流水氨氮加嚴標準。111 年官田水資中心放流水質 NH_4^+-N 平均值為 3.3 mg/L，顯示目前生物處理單元整體操作條件已經可以達到符合 113 年放流水氨氮加嚴標準。而 111 年放流水質 TN 平均值為 30.1 mg/L，雖低於 113 年放流水總氮加嚴標準，但資料仍顯示有 2 次超過 113 年放流水總氮加嚴標準。

官田水資中心生物處理單元採用氧化渠流程，氧化渠在設計上本就具有生物硝化的功能，然而為達生物脫硝除氮的目標，仍須設置缺氧環境區，讓氨氮硝化後產生之硝酸氮再行缺氧脫硝反應還原成氮氣。若官田水資中心維持既有氧化渠系統，並於氧化渠內進行改建工程設置缺氧環境區，後續再針對生物處理系統流程及操作參數優化，以利微生物於氧化渠內好氧環境區進行硝化及缺氧環境區脫硝反應達到除氮功能，以符合放流水總氮及氨氮加嚴標準。惟進行生物脫硝反應時，脫硝

微生物需要有機碳源來維持其生長及代謝的能量需求，而脫硝反應有機碳源需求量的計算通常以微生物反應碳氮比(C/N)進行推估。根據官田廠 111 年平均進流水質資料為 COD 95.8 mg/L 與總氮 45.9 mg/L，顯示碳氮比值相對較低可能會導致放流水總氮無法符合 113 年放流水總氮標準。

四、柳營水資源回收中心除氮功能評估

因應環保署 113 年放流水總氮及氨氮加嚴標準，柳營水資中心適用既有廠、水肥收受未達總廢（污）水最大量百分之二十者，其放流水管制標準為總氮 35 mg/L 與氨氮 10 mg/L。柳營水資中心 109 年平均進流水質為 BOD 88 mg/L、COD 137.3 mg/L 與 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 30.7 mg/L，放流水質為 BOD 5.6 mg/L、COD 14.6 mg/L 與 NH_3 5.8 mg/L。此外，111 年柳營水資中心放流水質 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 平均值為 2.8 mg/L，顯示目前生物處理單元整體操作條件已經可以達到符合 113 年放流水氨氮加嚴標準。而 111 年放流水質 TN 平均值為 39.3 mg/L，顯示無法符合 113 年放流水總氮加嚴標準。柳營水資中心生物處理單元為傳統活性污泥法，活性污泥法本身不具備脫氮功能，若考量生物除氮系統則需要增設缺氧環境區，以達到生物脫硝功能並符合 113 年放流水總氮加嚴標準。另外，柳營水資中心為因應未來處理水量增加，目前辦理二期工程規劃，因一期廠內無足夠用地，二期將於一

期周邊另尋用地，故一二期分別為獨立處理系統，一期仍適用 113 年環保署既有廠放流水總氮 35 mg/L 與氨氮 10 mg/L 標準。如前所述，柳營水資中心放流水質 TN 無法符合 113 年放流水總氮加嚴標準，故一期除氮功能提升需求有其急迫性。柳營水資中心一期除氮功能提升除了需要增設缺氧環境區外，進行生物脫硝反應時所需之有機碳源也是達到放流水總氮標準的關鍵因子。根據柳營水資中心 111 年平均進流水質資料 COD 142.6 mg/L 與總氮 43.6 mg/L，顯示碳氮比值相對較低可能會導致放流水總氮無法符合 113 年放流水總氮標準。

參、生物除氮模擬模式之建立

為了評估污水生物處理單元的硝化脫硝能力與增設除氮程序的初步改善建議以降低出流水總氮濃度，本研究利用數值模擬軟體進行具參考性的模擬情境分析，作為污水廠未來改善生物除氮流程的參考建議。建構生物除氮模式需要以下的資訊：

一、廢水水質

包含一般性的水質分析如 pH 值、懸浮固體物與揮發性固體物、生化需氧量(BOD)、化學需氧量(COD)、氨氮、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、總凱氏氮、總磷及正磷等項目。

二、COD 組成分析：

由於廢水中的 COD 組成分特性對後續的脫氮除磷以及活性污泥模式的模擬結果具有關鍵性的影響，因此針對廢水進行 COD 的組成分析，包括可立即生物降解 COD (readily biodegradable COD)、緩慢可生物降解 COD (slowly biodegradable COD)、溶解態不可生物降解 COD (soluble non-biodegradable COD) 以及顆粒態不可生物降解 COD

(particulate non-biodegradable COD)，如圖 1 所示。表 3 列出官田與柳營兩水資中心進流水 COD 組成分析結果，可以看出官田與柳營兩廠之實測值皆在文獻提到數值範圍內，惟兩廠溶解態不可生物降解 COD 所占比例相對較高。表 3 之結果後續將用於模式模擬中進流廢水特性設定，以獲得更貼近實廠之模擬結果。

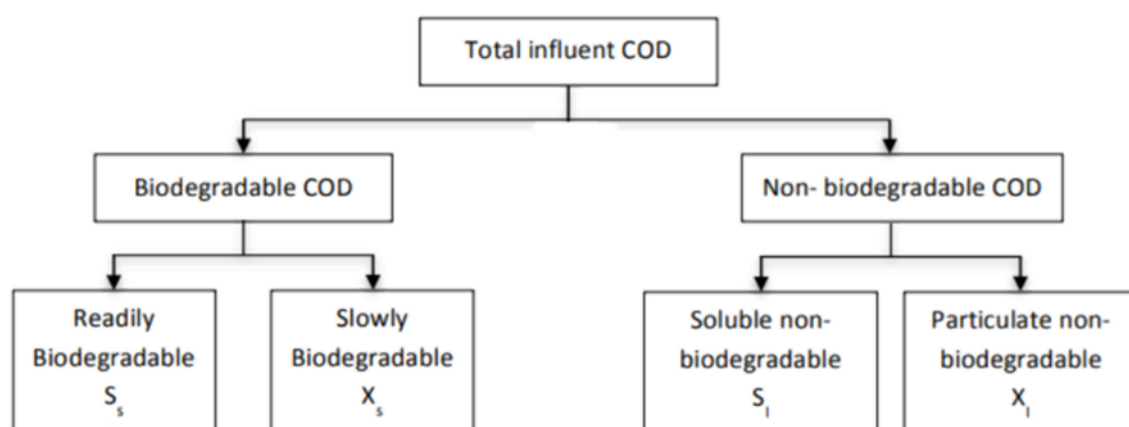


圖 1 污水 COD 組成分析

表 3、官田與柳營水資中心污水 COD 組成分析結果

	可立即生物降解 COD (%)	緩慢可生物降解 COD (%)	溶解態不可生物降解 COD (%)	顆粒態不可生物降解 COD
臺南官田	17.1	48.6	27.7	6.6
臺南柳營	21	56	20	3
(Orhon et al., 1997)	7-32	33-66	5-20	4-26

三、批次試驗求取模式所需參數

了解污水廠的水質變動情形後，後續則需要設計批次試驗求得模式所需的動力與化學計量參數，例如：生長係數 (Y)、微生物死亡速率 (b)、自營菌最大比生長速率 ($\mu_{\max/\text{AUT}}$)、異營菌最大比生長速率 ($\mu_{\max/\text{H}}$)、半飽和常數 (K_s) 等。雖然這些參數可以直接從文獻中獲取，不過針對不同污水廠的處理程序設計適合的批次試驗可以得到最貼近實廠的參數數值，使得模擬的結果可信度更高。

以下列舉需要進行的批次試驗：

1. 硝化速率批次試驗

為了瞭解污水廠中污泥可承受之氨氮濃度及氧化特定濃度氨氮所需的時間，因此以批次試驗在不同氨氮初始濃度下求得實廠污泥的比氨氮氧化速率和比硝酸生成速率。實驗過程中，確認溶氧皆大於 6 mg/L，pH 值控制於 7 ± 0.5 之間。

2. 異營菌最大比生長速率 ($\mu_{\max/\text{H}}$) 試驗

在好氧條件下以實際廢水或醋酸鈉作為額外添加之 COD 來源，在不同食微比 (COD/MLVSS) 的初始條件下求得微生物的比 COD 降解速率，再利用 Monod 動力學模型進行迴歸分析得到最大比 COD 降解速率 ($q_{\max}$)。亦計算微生物生長量 (MLVSS) 除以 COD 消耗量的比值，以求得異營菌的生長係數 (Y)。最後利用微生

物動力學公式 $m_{\max/\text{H}} = q_{\max/\text{H}} \cdot Y$ 可求得異營菌最大生長速率 $m_{\max/\text{H}}$ 。

3. 自營菌最大比生長速率 ($\mu_{\max/\text{AUT}}$) 試驗

在好氧條件下以實廠的進流水和污泥進行批次試驗，其硝化菌的活性視為亞硝酸鹽與硝酸鹽的產量。將硝酸鹽氮與亞硝酸鹽氮濃度和之自然對數值與時間作圖取線性斜率，即可得自營菌最大比生長速率 ($\mu_{\max/\text{AUT}}$)。

4. 脫硝速率試驗

以閉瓶方式提供污泥脫硝環境，實驗設計分為控制組與外加碳源組。控制組僅外加 30 mg/L 之硝酸鹽氮進行脫硝測試；而外加碳源組在加入 30 mg/L 之硝酸鹽氮後，另外添加 150 mg/L 之 COD 進行實驗，觀察污泥的脫硝效率。

5. 水解批次試驗

針對實廠進流水中的顆粒態 COD 進行水解批次試驗，以評估水中的顆粒態 COD 是否可作為後續脫硝反應的碳源，以減少額外添加碳源所需的成本。

表 4 彙整官田與柳營兩水資中心經由前述各種批次試驗所求得之生物反應動力及化學劑量參數，並與文獻之建議值作交互比較。根據表 3 的結果顯示，各廠之自營菌最大比生長速率皆比 BioWin 與 ASM3 之建議值高出不少，推測此結果是

由於台灣多數之都市污水廠進流有機物含量偏低，導致污水中的低 COD/N 比值形成對自營菌（硝化菌）有相對優勢的環境，長期馴養下形成硝化菌為污泥中優勢菌種，因此產生此結果。

四、模式建立與模擬情境分析

待掌握污水處理廠的廢水特性與活性污泥生物反應動力參數相關資訊，即可利用活性污泥模擬軟體 Biowin 評估生物除氮操作最佳化模型。BioWin 為加拿大 Environsim 公司所開發，被學界與水務產業廣泛接受的污水處理模擬軟體，並已成功應用於加拿大、美國、紐西蘭與澳洲等地十座以上之污水處理廠，包括污水廠設計、生物脫氮除磷程序之設計與增設、低溫啟動脫氮除磷與添加擔體提升硝化作用等項目。此外，Biowin 也被大量應用於污水處理廠密集採樣之數據分析或實驗室規模反應器之監控與模擬，以及不同污水處理流程之成本計算、污水處理廠影響因子之敏感性測試等研究。

BioWin 模擬步驟流程可區分為四個步驟：

1. 模式模擬的第一步驟：建構污水處理廠操作程序，包括進流/出流、前處理單元、生物反應槽單元、沉澱單元、污泥處理單元、及連結元件等資訊。
2. 模式模擬的第二步驟：輸入污水處理

廠各程序操作參數之資料，包括反應動力學參數等資訊。另外，此步驟也會一併輸入各實廠的實際設計資料，如個流程的槽體大小，進出流流量，回流污泥量等等。

3. 模式模擬的第三步驟：進行初步靜態模擬並進行校正。
4. 模式模擬的第四步驟：針對不同情境條件下進行動態模擬並針對結果進行分析。

肆、官田、柳營水資中心模擬情境分析

本研究以 BioWin 數值模擬軟體針對官田與柳營兩座水資中心進行模擬評估，提供其增設除氮程序的初步改善建議以降低出流水總氮濃度。模擬結果如下：

一、動態模擬比對：

表 4 為針對台南官田、柳營兩座水資中心進行批次試驗所求得之反應動力參數與進流水質監測結果。分別將兩座水資中心相關資訊輸入各程序操作參數資料，並以長期監測的進流水質數據進行動態模擬，再以模擬結果與現場監測水質數據比對。針對總氮的模擬結果如圖 2、圖 3 所示，其動態模擬值與實測值相近，故可確定此模式模擬結果具可信度。

二、針對不同操作條件情境進行模擬：

表4 官田與柳營水資中心水質與生物反應動力參數

	進流 TCOD	進流 氨氮	有機 負荷	氨氮 負荷	COD/N	$\mu_{\max}/H$	$\mu_{\max}/AUT$	Decay rate	Yield _H	進流 水量
單位	mg/L	mg/L	kg/ m ³ d	kg/ m ³ d	mg-COD /mg-N	d ⁻¹	d ⁻¹	d ⁻¹	mg-VSS /mg-COD	m ³ /d
官田	63	24	32	12	2.6	3.6	1.2	0.2	3.6	505
柳營	111	29	498	129	3.9	4.23	2.41	0.2	4.2	4500

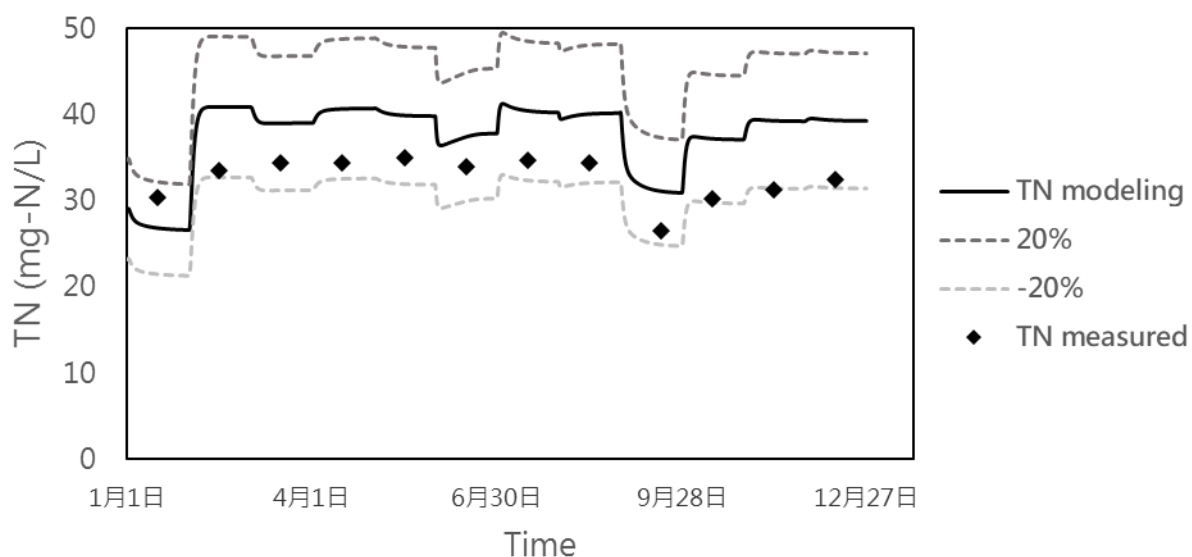


圖2 官田水資中心放流水總氮動態模擬結果

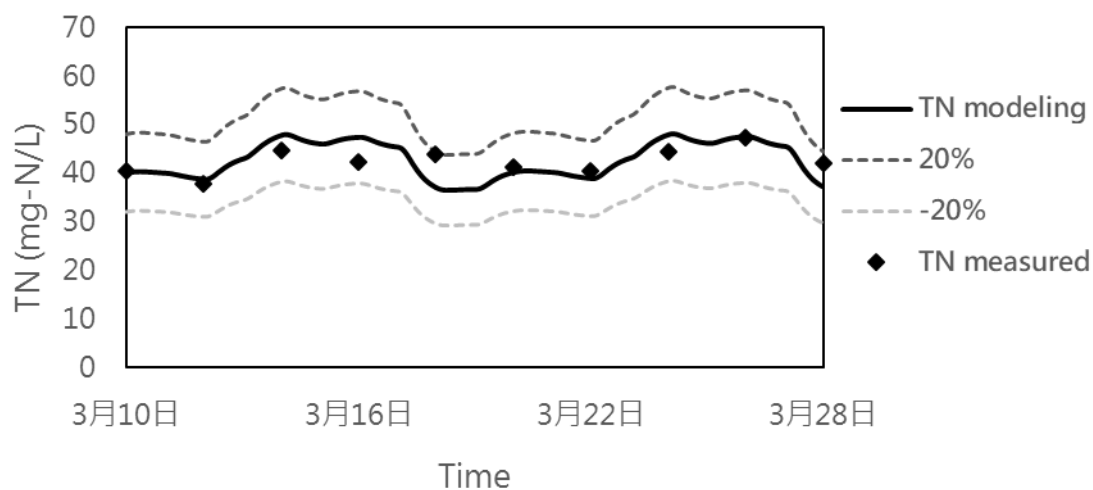


圖3 柳營水資中心放流水總氮動態模擬結果

藉由設定不同的操作條件並觀察其模擬結果，可作為後續操作條件增設的建議，針對官田水資中心所設計的 BioWin 操作情境條件說明如下：

1. A/O 操作程序：將氧化渠的前半槽體積改建為缺氧槽，並增設內部迴流系統。
2. O/A 操作程序：將氧化渠的後半槽體積改建為缺氧槽。

模擬結果如表 5 所示，以目前操作水量 505 CMD 模擬情境，無論在 A/O 或 O/A 操作條件下，皆需在缺氧槽內添加甲醇以促進脫硝作用，使放流水總氮濃度有效降低至符合 113 年放流水總氮管制標

準 35 mg/L。然而，若未來接管率提升，進流水提高到最大日設計量 2,500 CMD，O/A 操作條件的優勢則會比較明顯。從模擬結果發現，O/A 操作可在較低的甲醇添加量以及不須硝化液內部迴流的情況下仍有良好的總氮去除率，並能符合 113 年放流水總氮管制標準 35 mg/L。另外，從操作成本來看也可以發現 O/A 操作比 A/O 操作可節省硝化液內部迴流之操作成本。因此，從長遠操作維護角度來看，官田水資中心未來在面臨 113 年放流水總氮管制標準時，可以考量較適合以 O/A 型態進行除氮。

針對柳營水資中心所設計的 BioWin 操作情境條件說明如下：

表 5 官田水資中心不同操作情境下模擬結果

編號	程序	進流 (CMD)	迴流量 (CMD)	甲醇添加量 (L/d)	總氮去除率 (%)	出流總氮濃度 (mg-N/L)	成本 (NT/d)
G0	-	505	-	-	-	47.2	887
A _{G1}	A/O	505	505	20	34	31.4	1,446
A _{G2}		505	505	50	55	21.3	1,908
A _{G3}		2,500	505	100	25	35.9	4,115
A _{G4}		2,500	505	400	30	33.5	9,272
A _{G5}		2,500	1,000	1,200	52	23.1	22,880
O _{G1}	O/A	505	-	20	33	32.1	881
O _{G2}		505	-	30	44	26.8	1,019
O _{G3}		2,500	-	100	34	31.7	3,316
O _{G4}		2,500	-	150	45	26.1	4,001

1. A/O 操作程序：將現有的初沉池改建為缺氧池，並增設內部迴流系統。
2. O/A 操作程序：於二期用地興建一個與現有曝氣池相同大小之缺氧池，並將一期出流水引流至此再進行脫硝。

模擬結果如表 6 所示，與官田水資中心模擬結果相似，以目前操作水量 4500 CMD 模擬情境，無論在 A/O 或 O/A 操作條件下，皆需在缺氧槽內添加甲醇以促進脫硝作用，使放流水總氮濃度有效降低至符合 113 年放流水總氮管制標準 35 mg/L。不過比較兩種操作程序，在相同的甲醇添加量的模擬情境下，O/A 操作

提供較低的操作成本並有較佳的總氮去除率。若未來接管率提升，進流水提高到 8,000 CMD，O/A 操作條件的優勢則會更加明顯。從模擬結果發現，O/A 操作可在較低的甲醇添加量以及不須硝化液內部迴流的情況下仍有良好的總氮去除率，並能符合 113 年放流水總氮管制標準 35 mg/L。另外，從操作成本來看也可以發現 O/A 操作比 A/O 操作可節省硝化液內部迴流之操作成本。因此，從長遠操作維護角度來看，柳營水資中心未來在面臨 113 年放流水總氮管制標準時，可以考量較適合以 O/A 型態進行除氮。

表 6 柳營水資中心不同操作情境下模擬結果

編號	程序	進流 (CMD)	迴流量 (CMD)	甲醇添加量 (L/d)	總氮去除率 (%)	出流總氮濃度 (mg-N/L)	成本 (NT/d)
L0	-	4500	-	-	-	45.8	2,696
A _{L1}	A/O	4500	4500	150	30	35	8,572
A _{L2}		4500	4500	200	36	32.1	9,271
A _{L3}		4500	4500	250	42	29.1	9,967
A _{L4}		8000	4500	300	32	33.8	13,838
A _{L5}		8000	4500	400	39	30.4	15,200
A _{L6}		8000	8000	1200	65	17.3	27,919
O _{L1}	O/A	4500	-	150	33	33.5	7,914
O _{L2}		4500	-	200	39	30.4	8,612
O _{L3}		8000	-	150	23	38.3	10,888
O _{L4}		8000	-	300	34	33	12,989
O _{L5}		8000	-	400	41	29.5	14,389

伍、結論

隨著污水下水道接管率提升，在面對環保署 113 年放流水總氮及氨氮加嚴標準，台灣目前仍有部分都市污水處理廠放流水可能有超標的風險。本研究利用 BioWin 模擬軟體，以官田與柳營兩座水資中心為案例，針對兩水資中心不同水質與微生物特性建立數值模擬模式，並在不同操作情境下進行參考性的模擬分析，同時納入長遠操作維護成本考量，提供作為水資源中心生物處理單元未來提升除氮效率改善流程的參考，以穩定達到放流水的法規標準。

參考文獻

1. 行政院環境保護署，環署水字第 1080028628 號令修正放流水排放標準，108 年 04 月 29 日。
2. 黃博煒，以 BioWin 模擬軟體建立都市污水處理廠生物除氮系統最佳化操作模式，成功大學環境工程研究所碩士論文，112 年 03 月 30 日。
3. Antoniou, P., Hamilton, J., Koopman, B., Jain, R., Holloway, B., Lyberatos, G., & Svoronos, S. (1990). Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria. *Water research*, 24(1), 97-101.
4. Ekama, G., Dold, P., & Marais, G. v. R. (1986). Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. *Water Science and Technology*, 18(6), 91-114.
5. Mamais, D., Jenkins, D., & Prrr, P. (1993). A rapid physical-chemical method for the determination of readily biodegradable soluble COD in municipal wastewater. *Water research*, 27(1), 195-197.
6. Orhon, D., Ateş, E., Sözen, S., & Çokgör, E. U. (1997). Characterization and COD fractionation of domestic wastewaters. *Environmental Pollution*, 95(2), 191-204.
7. Ramdani, A., Dold, P., Déléris, S., Lamarre, D., Gadbois, A., & Comeau, Y. (2010). Biodegradation of the endogenous residue of activated sludge. *Water research*, 44(7), 2179-2188.
8. Sun, S.P., Nàcher, C. P. i., Merkey, B., Zhou, Q., Xia, S.Q., Yang, D.-H., Sun, J.H., & Smets, B. F. (2010). Effective biological nitrogen removal treatment processes for domes-

tic wastewaters with low C/N ratios: a review. *Environmental Engineering Science*, 27(2), 111-126.

9. Vanrolleghem, P. A., Insel, G., Petersen, B., Sin, G., De Pauw, D., Nopens, I., Dovermann, H., Weijers, S., & Gernaey, K. (2003). A comprehensive model calibration procedure for activated sludge models. WEFTEC 2003.



摘要

半亞硝化/厭氧氨氧化相較於傳統硝化/脫硝，是一種無須添加有機碳源且可節省一半以上曝氣能耗的氮氮處理方法。而我國都市污水在碳源不足的情況下，需處理放流水達 2024 新制的放流水法規，則會因為消耗大量的有機碳源及曝氣動力進而增加巨額的操作費用及碳排，因此如能將半亞硝化/厭氧氨氧化技術導入都市污水處理廠將能夠帶來可觀的效益。厭氧氨氧化發展至今將近 30 年，隨著應用在都市污水 Side-stream 的實廠愈來愈多，然而應用在 Main-stream 的實廠依然十分有限，其主要原因大致上可歸咎於厭氧氨氧化菌生長速率極緩慢導致系統啟動期過長、都市污水氨氮濃度(<50 mg/L)不利維持半亞硝化適合的環境，以及大型(處理量超過 5,000 CMD)的槽體不易設計等因素，因此本文將簡單介紹厭氧氨氧化反應的優點及特性，並針對應用在 Main-stream 都市污水的困難點加以說明，並基於國內外既有的研究成果，彙整厭氧氨氧化技術應用於都市污水處理之方向以供各界參考。

厭氧氨氧化處理低氮都市污水的

優點與挑戰

林翰璘¹、黃智¹、黃廷涵¹、莊靖佳¹

壹、背景

依據環保署調查(環保署, 2007-2012), 2007年至2012年末納管生活污水之年氨氮排放總量至少 62,909 kg-N/d, 而納管生活污水之年氨氮排放總量至少 13,611 kg-N/d, 未來可能隨著用戶接管率提升而增加, 為減緩污水下水道系

統排放之氨氮對於河川水體的污染負荷, 2017年起環保署開始著手訂定多階段管制方式; 公共污水下水道系統部分, 除了原本的硝酸鹽 50 mg/L以外(新增不適用於總氮管制), 增修氨氮(10 mg/L)和總氮(35 mg/L)等管制規定, 最嚴格者為氨氮限值於 2024 年後由 10 mg/L加嚴為 6 mg/L, 管制標準如表 1 所示。

表 1 公共污水下水道系統放流水氨氮及總氮管制現況(108.04.29 發布)

流量範圍	項目	排放於水源水質水量保護(區內/區外)	許可核准收受處理事業廢水、截流水或水肥之設計最大量達總污水最大量	期限前工程招標完成/未完成	限值 (mg/L)	備註
共同項目	NO ₃ ⁻ -N	-	-	-	50	不適用有總氮管制者
流量>250 CMD	BOD	-	-	-	30	-
	COD	-	-	-	100	-
	NH ₄ ⁺ -N	區內	-	-	10	-
		區外	>20%	106.12.25 已完成	6	113.01.01 施行
					75	110.01.01 施行
			<20%或未收受	106.12.25 前未完成	30	113.01.01 施行
					20	-
					10	110.01.01 施行
					10	-
					6	113.01.01 施行
	TN	區內	-	90.11.23 前已完成	15	-
		區外	<20%或未收受	106.12.25 前已完成	50	110.01.01 施行
					35	113.01.01 施行
流量 < 250 CMD	BOD	-	-	-	50	-
	COD	-	-	-	150	-
	NH ₄ ⁺ -N	區內	-	-	10	-
	TN	區內	-	90.11.23 前已完成	15	-

此外，根據營建署資料（營建署，2020）彙整，國內現有 73 座都市污水處理場依水量分類：大於 30,000 CMD(大型廠)共 17 廠、介於 5,000-30,000 CMD（中型廠）共 28 廠及小於 5,000 CMD（小型廠）共 47 廠；實際平均總污水量約 314 萬CMD；此外，污水廠中具備除氮能力之污水處理系統包括：三段AO系統 7 廠、TNCU系統 4 廠、 A_2O 系統為 9 廠、MLE系統僅 3 廠、SBR系統 2 廠、VIP系統 1 廠總共 25 廠。除了硬體不具備除氮功能的系統外，已具備除氮功能的污水處理系統，可能因進流水COD/N不足，導致硝酸鹽去除不完全，隨著放流水氮氮管制標準加嚴在即，既有的污水技術是否足以因應現實條件確實面臨嚴峻的考驗。

更進一步而言，在上述都市污水進流

水COD/N不足的情況下，若以平均進流水氨氮 29.5 mg/L（環保署，2012 都市污水平均氨氮進流水）處理至總氮 20 mg/L（脫硝效率至少 50%）及氨氮 6 mg/L以下（硝化效率至少 90%），以 1 kg氮約需要 4 kg COD的碳源為基準，甲醇濃度為 50%，其 1 kg 價格約 10 NTD，1 年至少需要約 1 億元以上的甲醇費用，另外，1 kg氨氮完全硝化約需要 3 kWh的電力，1 度電費約 3 NTD，故硝化反應所需的動力費用約 2.8 億以上，顯示放流水氨氮與總氮管制加嚴將導致都市污水廠動力費用及加藥費用大幅增加，因此若採用厭氧氨氧化技術則完全不需要添加甲醇，且硝化反應的曝氣動力用約可減少 60%；此外，由於採用厭氧氨氧化取代脫硝反應時，不需要特地保留原廢水的COD當作脫硝碳源，因此可採用厭氧甲

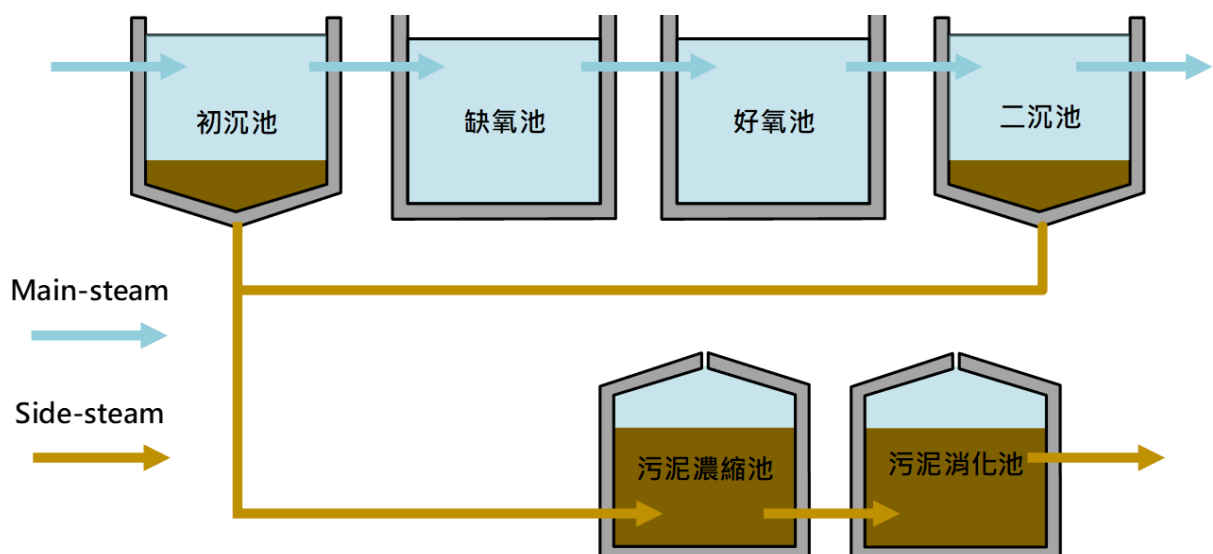


圖 1 常見都市污水硝化與脫硝系統流程中的 Main-stream 與 Side-stream

烷化程序當作都市污水COD的處理單元（厭氧氨氧化之前處理），可進一步減少原本活性污泥槽的曝氣動力。因此，厭氧甲烷化系統與厭氧氨氧化系統的組合取代傳統的硝化脫硝系統（包含MLE、A₂O等），甚至是活性污泥系統，將可為傳統污水處理之動力及加藥費用過高的困境尋求出路。

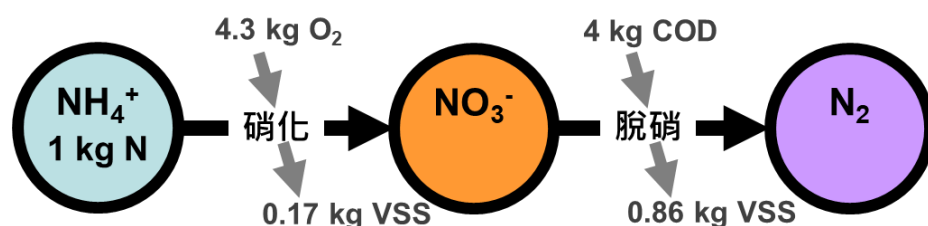
然而厭氧氨氧化技術 1995 年正式命名以來，至 2000-2010 年間於都市污水的應用主要仍限於高濃度的污泥消化液（或稱 Side-stream 廢水）為主，直到 2017 年至今世界各國逐漸將厭氧氨氧化技術移轉至低濃度的都市污水（或稱 Main-stream 廢水）(Wang et al., 2022)，Main-stream 與 Side-stream 都市污水如圖 1 所示，令人意外的是一般往往認為低濃度且相較工業廢水較無抑制性

的都市污水工程上較容易處理，但是為何厭氧氨氧化發展的進程上卻是延遲高濃度的污泥消化液，甚至是某些工業廢水將近 10 年呢??本文將簡單介紹厭氧氨氧化原理，並且針對應用都市污水面臨的挑戰逐一說明。

貳、厭氧氨氧化系統原理與優勢

為了完整去除氨氮，完整的厭氧氨氧化系統仍須傳統硝化反應中的亞硝化反應，將約 60% 氨氮氧化至亞硝酸鹽氮（i.e. 半亞硝化反應），隨後再由厭氧氨氧化反應將剩下 40% 的氨氮與生成的亞硝酸鹽氮一起反應產生約 90% 的氮氣與 10% 的硝酸鹽氮。在半亞硝化/厭氧氨氧化系統中，每公斤氨氮在半亞硝化反應僅消耗約 1.8 kg 氧氣與 4.3 kg 鹼度；厭氧氨氧化反應則完全不需要任何有機碳源添加（如圖 2 所示）。

傳統硝化+脫硝



半亞硝化+厭氧氨氧化

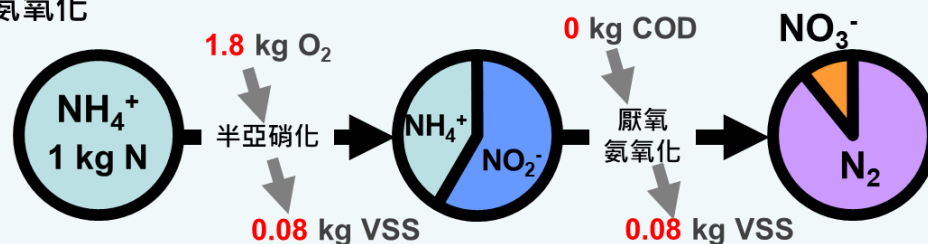


圖 2 半亞硝化/厭氧氨氧化系統與硝化/脫硝系統之差異

因此應用上（撇除結合脫硝或是脫硫反應），大體上可分為兩段式厭氧氨氧化系統及一段式厭氧氨氧化系統：兩段式系統主要是將半亞硝化反應槽與厭氧氨氧化反應槽分開操作，首先於第一個反應槽進行亞硝酸化反應，隨後再進入第二個反應槽進行厭氧氨氧化反應；而單段式系統則為半亞硝化反應與厭氧氨氧化反應在同一個反應槽內進行（圖 3 所示）。然而不論兩段式或一段式系統，整體氧氣與鹼度的需求幾乎相同，除氮功能表現上亦十分相似，因此厭氧氨氧化系統上相較傳統的硝化與脫硝系統具備的優勢大體上如以下三點：

1. 完全不需要額外有機碳源(甲醇)添加。

2. 約可減少 60%以上鼓風機動力。
3. 約可減少除氮系統 90%以上的廢棄污泥產生。

參、厭氧氨氧化系統應用於低濃度都市污水的挑戰

至此已了解厭氧氨氧化系統的原理及優點，然而厭氧氨氧化為何於都市污水的發展較為緩慢，依據都市污水水質與微生物生理特性大體上可區分為以下 4 點，包括：

1. 半亞硝化反應控制不易
2. 厭氧氨氧化菌生長緩慢
3. 異營脫硝菌競爭

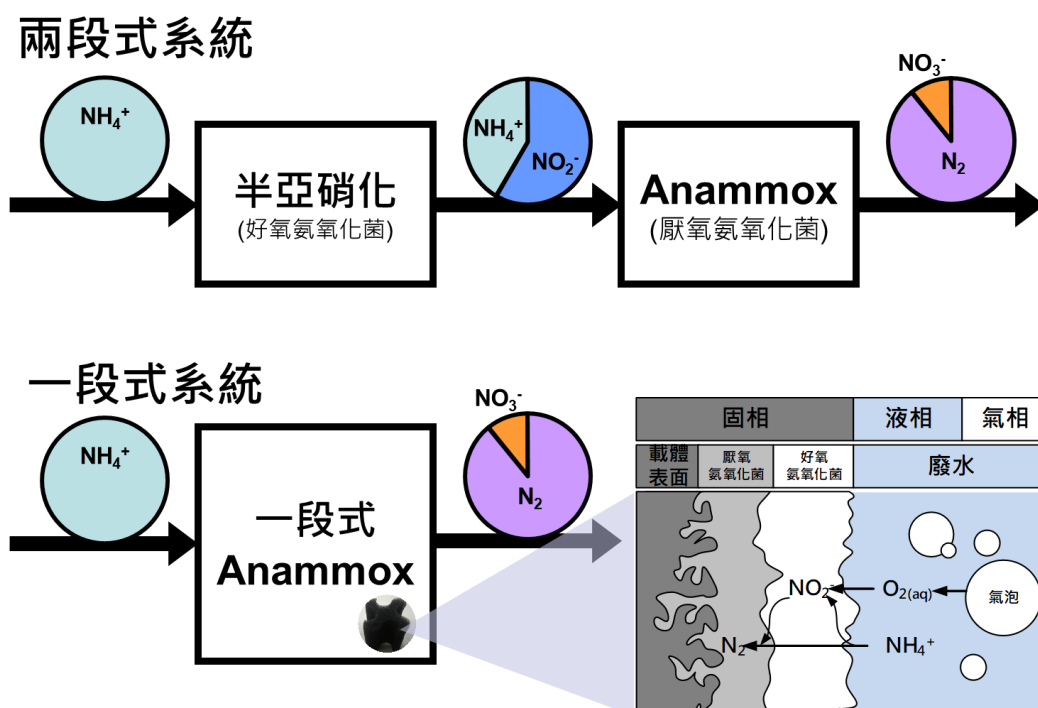


圖 3 兩段式與單段式半亞硝化/厭氧氨氧化反應之比較

4. 中大型及大型(i.e. >5,000 CMD)污水處理廠設計不易

以下將針對上述缺點逐一討論之：

一、半亞硝酸化控制不易

半亞硝酸化成敗的關鍵決定於槽中氨氧化菌 (Ammonia oxidizing bacteria, AOB) 之數量與活性，皆必須相對優勢於亞硝酸氧化菌 (Nitrite oxidizing bacteria, NOB)，因此控制上必須控制有利氨氧化菌，藉此淘汰亞硝酸氧化菌之環境，以達到篩選微生物族群之目的，一般而言氨氧化菌與亞硝酸氧化菌的篩選，大致上可由下列因子所控制 (Anthonisen et al., 1976; Hellinga, et al., 1998, Hellinga, et al., 1999; Van Hulle, et al., 2007; Tokutomi et al., 2010; Wiesmann et al.,

1994; Bernet et al., 2001; Hunik, et al., 1992; Hunik, et al., 1993)：

1. NH_3 ：控制在 $>3\sim 10$ mg/L 以上有助於抑制亞硝酸氧化菌。
2. HCO_3^- ：控制在 $>100\sim 150$ mg/L 有助於氨氧化菌生長。
3. 溶氧：控制在 $0.3\sim 0.5$ mg/L 以下。
4. 溫度：控制在 $>30^\circ\text{C}$ 有助於氨氧化菌生長。

其中，特別是 NH_3 ，為都市污水應用上非常難透過工程手段達到的條件。一般都市污水進流水氨氮濃度多介於 $20\sim 50$ mg/L，配合 $\text{NH}_3\text{-NH}_4^+$ 之間，皆受到 pH 與溫度的影響而存在著一個分子態-離子態的水化學平衡關係 (如圖 4) 所示，計

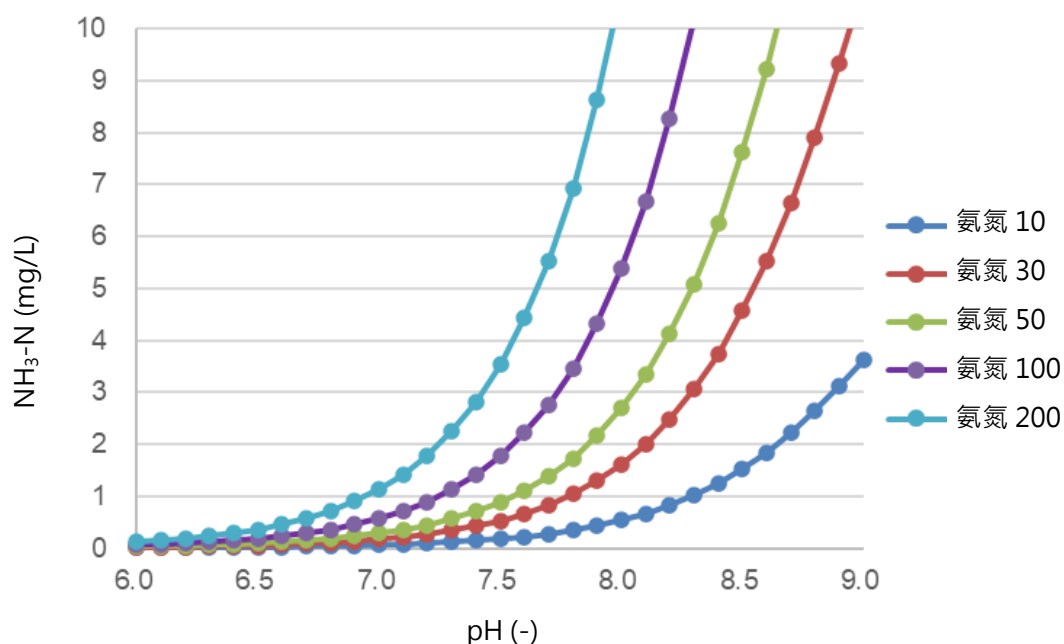


圖 4 在 25°C 對應不同 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 與 pH 下之 $\text{NH}_3\text{-N}$ 濃度

算式分別由Eq. 1 與Eq. 2 計算得來，由圖 4 可以發現，於一般微生物適合的pH 中性範圍 6.5~8.0 之間，都市污水進流氮濃度是不易達到上述半亞硝酸化所需的半亞硝酸化 NH_3 濃度範圍，因此導致較容易控制的兩段式系統中半亞硝酸化在都市污水處理上完全無法適用，因此於低濃度的都市污水不得不採用控制較為複雜的單槽式厭氧氨氧化系（圖 3 所提之系統型式）。

$$\text{NH}_3 = \frac{\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+}{1 + \frac{10^{-\text{pH}}}{K_e^{\text{NH}_3}}} \quad (\text{Eq. 1})$$

$$K_e^{\text{NH}_3} = e^{\frac{-6344}{273+T}} \quad (\text{Eq. 2})$$

$K_e^{\text{NH}_3}$ = NH_3 - NH_4^+ 平衡常數

T = 溫度(°C)

二、厭氧氨氧化菌生長緩慢

目前已知且已被實驗證厭氧氨氧化菌的生理特性如表 2 所示，可知此四株厭氧氨氧化菌都有十分相似的特性，其中最關鍵的部分包括：

1. 生長速率緩慢，最大倍增期長達 11 天(Strous et al., 1998)，一般非理想的條件可能長達 1-2 個月。

表 2 已發現之厭氧氨氧化菌生理特性

parameter	Value for:			
	<i>Ca. Scalindua</i> sp.	<i>Ca. Brocadia sinica</i>	<i>Ca. Brocadia anammoxidans</i>	<i>Ca. Kuenenia stuttgartiensis</i>
Growth temp. (°C)	10–30	25–45	20–43	25–37
Growth pH	6.0–8.5	7.0–8.8	6.7–8.3	6.5–9.0
Growth salinity (%)	1.5–4.0	<3	Not determined	200 mmol (chloride)
Biomass yield (mol-C/mol- NH_4^+)	0.030	0.063	0.07	Not determined
K_s for NH_4^+ (mM)	3	28 ± 4	5	Not determined
K_s for NO_2^- (mM)	0.45	86 ± 4	<5	0.2–3.0
Activation energy (KJ/mol)	8.4 ± 3	56 ± 3	70	63
Protein content of biomass (g-protein/g-VSS)	0.64	0.61	0.6	Not determined
$m_{\max}$ (/h)	0.0020	0.0041	0.0027	0.0026–0.0035
Tolerance:				
NO_2^- (mM)	7.5	16	7	13, 25
NH_4^+ (mM)	>16	Not determined	Not determined	Not determined
DO (mM)	Not determined	63	<1	0–200
PO_4^{3-} (mM)	Not determined	20	Not determined	20, 21

資料來源：Strous et al., 1999; Dosta et al., 2008; Oshiki et al., 2011; Awata et al., 2003)

2. 容易被亞硝酸氮抑制，在完全懸浮系統中，液相濃度達 5 mg/L即抑制活性(Wett, 2007)；在生物膜系統中(Resting cell)，當液相中濃度為 40-100 mg/L即達半抑制濃度(Fux, 2003; Strous et al., 1999；Carvajal-Arroyo et al., 2014a & 2014b)；在生物膜系統中(Active cell)，當液相中濃度高於 300-400 mg/L達半抑制濃度(Carvajal-Arroyo et al., 2014a; Lotti et al., 2012)，其中 HNO_2 分子的抑制效應又高於 NO_2^- 離子(Carvajal-Arroyo et al., 2014b; Fernandez et al., 2012)。
3. 厭氧氨氧化菌雖然對溶氧有些許忍受度，但液相中夾帶過高的溶氧仍會造成抑制(van de Graaf et al., 1996)。

4. 甲醇或其他有機物：大部分的有機物都對厭氧氨氧化菌具有負面效應，又以脫硝最常使用的甲醇抑制性最強，約 15-30 mg/L即造成完全不可逆的抑制，原因推論為甲醇可能被厭氧氨氧化菌某些酵素轉換成甲醛所造成(Güven et al., 2005)。

由於上述諸多的限制皆使得厭氧氨氧化反應器的啟動期較長且不易操作，為克服這些問題廢水處理上多採用生物膜型式的反應器，例如：填充床反應器、移動床反應器或顆粒污泥反應器等，透過提升反應器內污泥與生物膜的緊密程度，可改善對抑制物的容忍度及避免污泥流失等(Fernandez et al., 2008; Gaul et al., 2005)。

此外為了加速厭氧氨氧化啟動，提供

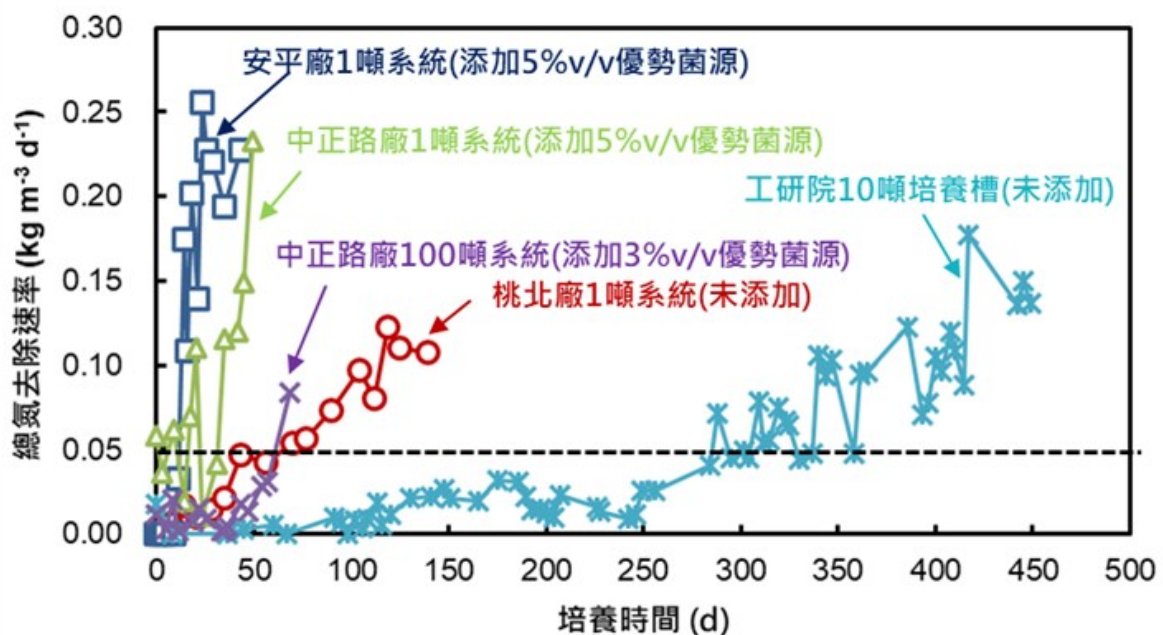


圖 5 不同都市污水厭氧氨氧化系統啟動期總氮去除速率之變化

適量具厭氧氨氧化活性之植種源確實有助於縮短厭氧氨氧化系統的馴養期，圖 5 為不同都市污水厭氧氨氧化系統啟動期的比較，其中可發現添加約 3~5% (體積百分比) 之菌源 (投入菌源之總氮去除速率約 $0.1\sim0.2 \text{ kg N/kg m}^3\text{-d}$)，被植種系統若以達到總氮去除率 $0.05 \text{ kg N/kg m}^3\text{-d}$ 為基準，有添加優勢菌源之系統啟動期相較未添加之系統縮短將近 $1/2\sim2/3$ 之啟動期，顯示約 3~5% 優勢菌源確實可縮短系統之啟動期。

三、異營脫硝菌競爭亞硝酸氮

雖然都市污水中 COD 濃度不足以提供傳統脫硝菌將污水中總氮處理至放流水以下，然而脫硝菌卻可憑藉其異營菌優勢的生理特性 ($Y=1.42\sim2.27 \text{ g VSS/g NO}_2^- \text{-N}$ (Badia et al., 2020))，完全將半亞硝化中本已極不穩定亞硝酸氮搶奪過來，進而

導致生長緩慢的厭氧氨氧化菌完全無法與脫硝菌競爭，因此為了避免 COD 造成厭氧氨氧化菌無法生長，最好的方式便是在進入厭氧氨氧化反應槽前將大部分的 COD 去除，因此圖 6 為彙整現今可作為厭氧氨氧化應用於都市污水處理之前處理單元 (Trinh et al., 2021; McCarty, 2018)，然而由於氧化的方法可能同時將原廢水中的氨氮轉化至硝酸氮，進而降低厭氧氨氧化系統總氮的去除效率，因此厭氧處理可能為最適合的前處理方法。

四、中大型及大型(i.e. >5,000 CMD)污水處理廠設計不易

都市污水有別於工業廢水的一大特性，即為多數污水廠皆為大於 5,000 CMD 的中大型或是大於 30,000 CMD 的大型污水廠，然而此類中/大水量的污水處理廠其槽體勢必十分巨大，在生物處理

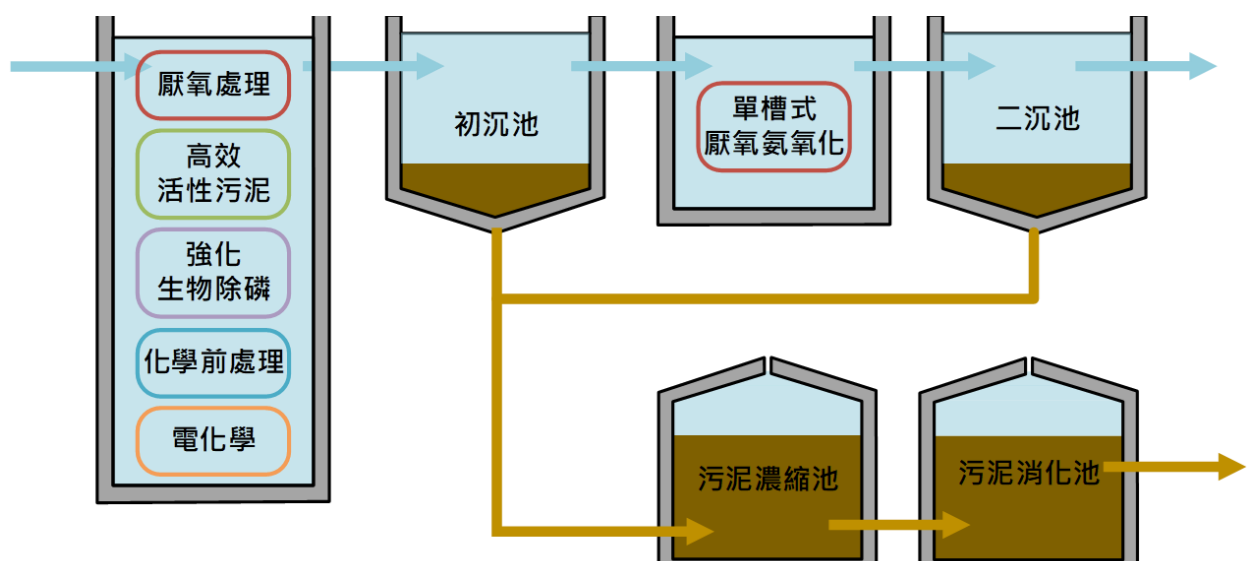


圖 6 可作為可作為厭氧氨氧化應用於都市污水處理之前處理單元

合適的水力停留時間下（一般多為 8~24 小時），槽體至少都是千噸以上之規模，而此類巨型槽體勢必面臨均勻分配與攪拌的問題，在過去傳統硝化及脫硝系統，由於大多為懸浮系統，因此缺氧槽仰賴沉水式的攪拌機，而好氧槽仰賴連續式的曝氣系統即可獲得一定程度的攪拌效果，然而如果是採用單槽式厭氧氨氧化系統時，基於生物膜系統的基礎下，如需達到圖 3 單槽式系統中生物載體內層為厭氧菌，同時外層為好氧菌的結構，僅由曝氣攪拌是否能提供生物膜表面足夠的剪應力來達到生物膜內的質量傳輸，但是如需要額外動力攪拌（例如內循環幫浦或機械攪拌機），如何選用適合的反應器形式（例如：固定式生物濾床、移動式生物床或是序列批次式反應槽等），同時提供「剛剛好」的攪拌動力，仍須更多的實廠研究進一步確認；以及為提供進水均勻分配來減少槽內攪拌所需動力（依據營建署設計規範有限制污水廠的水頭差上限），則期望相關設計規範可鬆綁已提供更具彈性的反應器設計，以避免因槽體設計上的不足導致能耗浪費，最終實現以厭氧氨氧化系統取代傳統硝化脫硝系統。

肆、結語

能源中和與淨零碳排已經成為國際上各種技術發展的主流，而厭氧氨氧化技術的應用亦由原本少數高氮低碳廢水，逐漸擴散到主流都市污水甚至水再生之處理，

雖然厭氧氨氧化技術於污水處理已逐漸成形，但仍未完全發揮其技術之潛力，鑒於此營建署於 2020 年與工研院首度於南投中興新村建置第一座 100 噸厭氧氨氧化系統，協助本技術發展上取得許多重要參數，並有助於厭氧氨氧化技術本土化與建立業界信心，因此本文主要彙整國內外文獻及該廠研究所遭遇之問題，期望承先啟後，並且吸引更多專家及學者投入相關研究。

參考資料

1. Anthonisen, A.C., Loehr, R.C., Prakasam, T.B.S., Srinath, E.G., (1976) Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid, J.WCPF 48 (5):835-852.
2. Awata, T., Oshiki, M., Kindaichi, T., Ozaki, N., Ohashi, A., Okabe, S. 2013. Physiological Characterization of an Anaerobic Ammonium-Oxidizing Bacterium Belonging to the "Candidatus Scalindua" Group. Applied and Environmental Microbiology, 79(13), 4145-4148.
3. Bernet, N., Dangcong, P., Delgenes, J.P., Moletta, R. 2001. Nitrification at low oxygen concentration in biofilm reactor. Journal of Environ-

- mental Engineering-Asce, 127(3), 266-271.
4. Blackburne, R., Yuan, Z.G., Keller, J. 2008. Partial nitrification to nitrite using low dissolved oxygen concentration as the main selection factor. *Biodegradation*, 19(2), 303-312.
 5. Carvajal-Arroyo, J. M., Puyol, D., Li, G. B., Lucero-Acuna, A., Sierra-Alvarez, R., Field, J. A. 2014a. Pre-exposure to nitrite in the absence of ammonium strongly inhibits anammox. *Water Research*, 40, 52-60
 6. Carvajal-Arroyo, J. M., Puyol, D., Li, G. B., Sierra-Alvarez, R., Field, J. A. 2014b The Role of pH on the Resistance of Resting- and Active Anammox Bacteria to NO₂⁻ Inhibition. *Biotechnology and Bioengineering*. 111(10), 1949-1956
 7. Fernandez, I., Vazquez-Padin, J.R., Mosquera-Corral, A., Campos, J.L., Mendez, R. 2008 Biofilm and granular systems to improve Anammox biomass retention. *Biochemical Engineering Journal*, Vol. 42, No. 3, 308-313
 8. Fux, C. 2003 Biological Nitrogen Elimination of Ammonium-rich Sludge Digester Liquids. Ph.D.thesis, Swiss Federal Institute of Technology, Zurich
 9. Gaul, T., Marker, S., Kunst, S. 2005. Start-up of moving bed biofilm reactors for deammonification: the role of hydraulic retention time, alkalinity and oxygen supply. *Water Science and Technology*, Vol. 52, No. 7, pp. 127-133
 10. Hellinga C, Schellen AAJC, Mulder JW, van Loosdrecht MCM. 1998. The Sharon process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater. *Wat Sci Technol*;37:135 – 42.
 11. Hellinga C, Van Loosdrecht MCM & Heijnen JJ. 1999. Model based design of a novel process for nitrogen removal from concentrated flows. *Mathematical and Computer Modelling of Dynamical Systems* 5: 351-371.
 12. Henze M, Harremoës P, La Cour Jansen J & Arvin E. 2002. *Wastewater Treatment: Biological*

- and Chemical Processes. Springer, Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
13. Hunik JH, Meijer HJG & Tramper J. 1992. Kinetics of *Nitrosomonas*-*Europaea* at Extreme Substrate, Product and Salt Concentrations. *Applied Microbiology and Biotechnology* 37: 802-807.
 14. Hunik, J.H. 1993. Engineering aspects of nitrification with immobilised cell. PhD thesis, Wageningen Agriculture University.
 15. McCarty, P.L. 2018. What is the Best Biological Process for Nitrogen Removal: When and Why? *Environmental Science & Technology*, 52, 3835-3841
 16. Mulder, A., van de graaf, A.A., Robertson, L.A., Kuenen, J.G. 1995. Anaerobic Ammonium Oxidation Discovered in a Denitrifying Fluidized-Bed Reactor. *Fems Microbiology Ecology*, 16(3), 177-183.
 17. Ni, S.Q., Zhang, J. 2013. Anaerobic Ammonium Oxidation: From Laboratory to Full-Scale Application. *Biomed Research International*.
 18. Oshiki, M., Shimokawa, M., Fujii, N., Satoh, H., Okabe, S. 2011. Physiological characteristics of the anaerobic ammonium-oxidizing bacterium '*Candidatus Brocadia sinica*'. *Microbiology-Sgm*, 157, 1706-1713.
 19. Siegrist, H., Reithaar, S., Lais, P. 1998. Nitrogen loss in a nitrifying rotating contactor treating ammonium rich leachate without organic carbon. *Water Science and Technology*, 37(4-5), 589-591.
 20. Strous, M., Heijnen, J.J., Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M., 1998. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 50 (5), 589 – 596.
 21. Tokutomi, T., Shibayama, C., Soda, S., Ike, M. 2010. A novel control method for nitrification: The domination of ammonia-oxidizing bacteria by high concentrations of inorganic carbon in an airlift-fluidized bed reactor. *Water Re-*

- search, 44(14), 4195-4203.
22. Trinh, H.P., Lee, S.H., Jeong G.R., Yoon, H.K., Park, H.D. 2021. Recent developments of the mainstream anammox processes: Challenges and opportunities. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9, 105583.
23. USEPA. 1993. Process design manual of nitrogen control. Office of Water, Washington, DC.
24. Van Hulle, S.W.H., Volcke, E.I.P., Teruel, J.L., Donckels, B., van Loosdrecht, M.C.M., Vanrolleghem, P.A. 2007. Influence of temperature and pH on the kinetics of the Sharon nitrification process. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 82(5), 471-480.
25. Wang L.S., Gu W.C., Liu Y.C., Liang P., Zhang X.Y., Huang X. 2022. Challenges, solutions and prospects of mainstream anammox-based process for municipal wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, 820, 153351.
26. Ward, B.B., Arp, D.J., Klotz, M.G. 2011 Nitrification. American Society for Microbiology, Washington, DC.
27. Wett, B. 2007. Development and implementation of a robust deammonification process. *Water Science and Technology*, 56(7), 81-88.
28. Wiesmann, U. 1994. Biological nitrogen removal from wastewater. *Adv Biochem Eng Biotechnol*, 51, 113-54.
29. Wyffels, S., Boeckx, P., Pynaert, K., Zhang, D., Van Cleemput, O., Chen, G., Verstraete, W. 2004. Nitrogen removal from sludge reject water by a two-stage oxygen-limited autotrophic nitrification denitrification process. *Water Science and Technology*, 49(5-6), 57-64.
30. Zwietering MH, Dekoos JT, Hasenack BE, Dewit JC & Vantriet K. 1991. Modeling of Bacterial-Growth as a Function of Temperature. *Applied and Environmental Microbiology* 57: 1094-1101.
31. 營建署(2020) · 中華民國 108 年度污水下水道統計要覽。

32. 營建署(2011)，污水處理廠節能計畫報告書。
33. 環保署(2013)，事業廢水水質特性分析及污染管制措施研議計畫。
34. 環保署(2012)，事業廢水特性調查及污染管制措施研議計畫。
35. 環保署(2011)，產業廢水污染調查及管制措施研議計畫(第三年)。
36. 環保署(2010)，產業廢水污染調查及管制措施研議計畫(第二年)。
37. 環保署(2009)，產業廢水污染調查及管制措施研議計畫(第一年)。
38. 環保署(2008)，產業廢水污染特性調查及自我污染削減推動計畫。
39. 環保署(2007)，高科技產業廢水水質特性分析及管制標準探討計畫。
40. 林翰璘(2020)，氨氮廢水處理技術暨厭氧氨氧化實務案例分享，創新水回收與資源循環技術研討會，工業技術研究院，新竹市。
41. 林翰璘(2019)，新世代低耗能污水處理技術-厭氧BioNET®/厭氧氨氧化程序處理都市污水，新世代水處理及循環研討會，世貿中心國際水展，台北市。
42. 林翰璘(2016b)，深入了解啟動與運

轉Anammox反應器: 透過規模放大的顆粒污泥反應器處理煉焦廢水三級處理水的研究案例，博士論文，國立成功大學，台南市。



摘要

水資源的永續使用已成為重要課題，其中以都市污水為主要水源之一的再生水技術便成為一可能良方。然而都市污水品質日益複雜化，同時檢測技術不斷精進，過去水中未被檢測出之新興物質逐漸被發現，其中藥品即為一例。雖然藥品對於環境中總氮污染貢獻可能不具有關鍵性影響，自身對環境的危害也多侷限於環境賀爾蒙的討論，但本篇文章嘗試由另一觀點，從生活中藥品的大量使用和排放、污水處理程序對藥品有限的處理效果、再生水處理程序中加氯與其它消毒步驟可能使藥品反應生成含氮高致癌性副產物等角度，提供筆者過去的淺薄研究經驗，提出在發展再生水處理與管理策略時，這些藥品污染與衍生有害副產物對再生水品質與風險的可能影響。

水中藥品污染與含氮消毒副產物生成

對再生水使用之潛在影響

陳威翔¹、陳冠甫²、黃宗賢³、何明全⁴

1. 國立中山大學環境工程研究所 / 教授
2. 國立中山大學環境工程研究所 / 博士後研究員
3. 惠民實業股份有限公司 / 副總工程師
4. 國立中山大學環境工程研究所 / 研究生

壹、前言

現代民生污水處理廠使用不同的一級、二級、三級處理技術去除污水中各類有機與無機污染物質，藉此將水質穩定化並藉由陸放或海放將處理後水排放回到環境中。這些包含以去除水中懸浮固體物質為主的一級處理、去除膠體和溶解性有機物質的二級處理、以及去除難降解有機物、氮和磷的三級處理技術經多年發展與應用皆已相當成熟且普及，在包含國內與世界各地之廢污水處理廠也已運作達數十年以上之久。

然而，由於國內許多地區都市化發展與產業結構升級，不論是生活及產業用水需求皆大幅增加，輔以海島氣候的降雨不均與氣候變遷議題，皆使現今水資源短缺成為了重要且亟待迅速解決之課題，將水資源回收利用或甚至從中回收能源及資源已成為新的趨勢。為確保再生水水質，一

般再生水處理程序需考慮有效控制後續用途風險與健康風險，後續用途風險方面依不同工業用途各有其用水水質標準而需配置不同處理程序，這些常見處理技術包含過濾、薄膜技術、與其它例如薄膜生物處理、活性碳吸附、倒極電透析、逆滲透與奈米過濾等；在健康風險方面則多藉由去除濁度與消毒程序加以控制，消毒程序同時也降低了上述部分處理程序可能因微生物滋長而影響處理效能之可能性，加氯、臭氧、紫外光消毒皆是再生水處理過程可見到的消毒技術。

都市污水由於其來源穩定，且水質變化不常有明顯的差異變化，相較其他廢污水污染程度也較低，故常做為再生水之水源。然而，都市污水近年來也因為民生需求日新月異，污水品質日益複雜化，同時也因為檢測技術不斷精進，過去污水中未被檢測出之有害物質逐漸被發現，影響了水污染控制與處理技術的最佳化以及相關

表 1 根據衛生福利部資料統計之國內前五大使用量藥品之名稱與使用量

藥品名稱	使用量（噸）					
	2014	2015	2016	2017	2018	2019
二甲雙胍	516	548	582	630	677	721
乙醯胺酚	154	158	164	169	175	184
吡拉西坦(Piracetam)	75	81	86	93	93	85
氧化鎂(Magnesium oxide)	74	71	69	67	65	65
阿斯匹林(Aspirin)	56	56	57	58	59	60

法規管制項目與標準的發展，新興污染物(emerging contaminant)即成為近年來在廢污水處理領域之重要課題。

新興污染物在管理上雖然並未有明確定義，但多符合以下特徵，例如在現今管理制度上並未要求定期監測、現有法規尚未明確管制、其環境流佈對公共衛生與生態環境有潛在負面影響、存在過去未知的排放來源或暴露途徑、以及傳統技術不易量測或處理等。在許多不同的新興污染物中，藥品污染物在近年已受到環境領域產官學界的大量關注。藥品泛指健康及生活保養或用於幫助或維持動植物生長或健康之產品，國內外使用量皆相當龐大，大約有近 5,000 種藥物廣泛用於疾病的預防與治療，例如抗生素、抗菌劑、抗憂鬱藥、止痛藥、抗癌劑、降脂劑等^[1]。在已知藥品污染可能對環境的負面影響中，最為人所周知的是以環境賀爾蒙的形式干擾人體或生態系統內的生物反應，但除此之外，這些藥品污染物其實也扮演了另一個重要

角色，即水中氮污染的來源之一。

氮是環境中常見的元素之一，大氣中約有 78%由氮氣組成，氮磷等營養鹽類亦為動植物生長所必需的養分，但是當過高的氮濃度存在於水體中則可能衍生對健康與生態的負面影響。環境過多的氮可能來自民生污水與農業活動排放，這些氮源除了以無機的氨氮、亞硝酸鹽、與硝酸鹽形式存在外，有機氮亦為另一種常見的污染形式。在眾多的有機氮化合物中，許多藥品也因為含氮結構而成為可能的有機氮污染源。圖 1 為國內高使用量的兩種藥品二甲雙胍(metformin)和乙醯胺酚(acetaminophen)的化學結構式，兩化合物皆含有一定數量之胺基。

貳、藥品污染

一般而言，藥品污染物並不具有如持久性有機污染物(persistent organic pollutant, POP)的化學穩定與環境持久

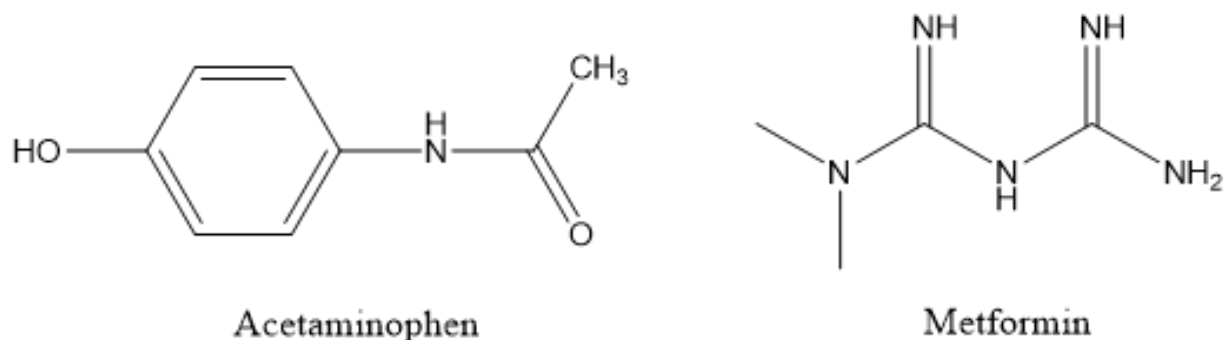


圖 1 二甲雙胍(metformin)和乙醯胺酚(acetaminophen)之化學結構式

性，但由於其涵蓋種類眾多且其輸入環境來屬相對穩定，已被過去研究描述為偽持久性(pseudo-persistent)污染物^[2]。表一為筆者研究團隊根據衛生福利部資料統計之國內前五大最大使用量藥品名稱與使用量。以長年為國內使用量最大之糖尿病用藥二甲雙胍為例，自 2014 年即為最大使用量藥品，且使用量逐年增加，在 2019 年達到 721.5 噸，配合國內社會逐漸邁向高齡化，藥品使用量也可預期將持續提高。

這類藥品污染物進入水體之形式包含其原有形態或反應代謝產物，主要途徑為藉由尿液或糞便排出進入水體，其他來源則包含如未使用之醫院藥物丟棄直接進入污水系統或製造商產生之廢水及廢棄物。以圖一的另一藥品乙醯胺酚為例，其具有高溶解度（25°C 溶解度為 14.9 g/L），進入人體後須收率大約為 5%-15%，未吸收的部分約 4%仍維持原來結構形式離開人體外，剩餘 96%則是以降解副產物或產物形式排出，也因此高濃度的乙醯胺酚（如 g/L 範圍）在不同水體環境中皆時有所聞^[3]。例如，在西班牙的研究指出，在當地第五大河瓜達幾維河(Guadalquivir River)以及沿海岸地區的淡水環境皆檢測出分別高達 980 和 9,606 ng/L 的乙醯胺酚濃度。另一份調查國內 23 條河川的研究也指出，台灣不同河川流域如北部的基隆河、新店溪，以及南部的急水溪、東港溪、高屏溪，都可發現大量藥品存在，常

見之藥品種類以咖啡因、抗生素類藥物、與非類固醇消炎藥為檢出濃度較高與檢出率較頻繁之物種^[4, 5]；乙醯胺酚亦是其中一種常被檢測出之藥品（超過 91%之檢出率），最大濃度可超過 100 g/L。

與環境中無機氮污染濃度常落在 g/L -mg/L 之間相比，藥品污染對環境中總氮濃度的貢獻可能相對微不足道，然而這些有機氮污染真正可能產生之問題並非來自其本身存在水體中之風險，除了可能扮演環境賀爾蒙影響人體與生態環境正常行為機制外^[6]，藥品污染的另一重要潛在影響為可能在水與廢污水處理程序中生成比自身更具毒性的高致癌性有害副產物。2015 年一份發表於 *Environmental Science & Technology Letters* 的研究即指出，一種常見用於緩解疼痛以及維持治療、或用於幫助戒毒人士擺脫鴉片依賴的鴉片類藥物美沙酮（methadone，美國國內每年開出超過四百萬處方簽），在經由污水廠處理程序後被排放到環境水體中，後續可經由下游自來水廠原水進入水處理程序，並在加氯氧化消毒過程反應產生高致癌亞硝胺(nitrosamine)^[7]。

由於污水處理程序扮演著是否有效去除污水中藥品並避免這些污染物因排放水進入到環境中的重要角色，過去許多研究調查污水處理程序中例如常見的活性污泥法是否能有效處理水中各類藥品。研究結果指出，部分藥品如乙醯胺酚和被用作治療泌尿道感染的藥物甲氧苄啶

(trimethoprim)的確在活性污泥法中可擁有超過 75% 的去除效果，但也有許多藥品如常用於治療高血壓、多種心律不整、甲狀腺功能亢進症的普萘洛爾(propranolol)以及一種治療癲癇病和神經性疼痛的卡馬西平(carbamazepine)其處理效果相當有限，甚至曾多次觀察到放流濃度近乎等同進流濃度的情形^[8, 9]。

筆者研究團隊過去曾調查國內藥品污染情形並利用二階段厭氧流體化薄膜生物反應槽(SAF-MBR)試驗其去除民生污水中不同藥品之效果，結果發現，國內污水中普遍可見藥品濃度存在（如圖 2 所示為國

內某大專院校污水中四種藥品濃度與文獻比較情形），且藥物若無法扮演電子接受者常會限制其在污水處理中生物降解之效果，特定藥物若具有高酸解離常數(pK_a)或高辛醇水分配常數(K_{OW})，則吸附將成為主要去除機制，但也因為如此，若微生物衰退降解可能使吸附的藥物再釋放回到水體中^[10]。

參、含氮有害副產物生成

民生污水中的藥品污染，輔以污水處理程序未能有效將這些化合物自水體中去除，當再生水處理程序利用這些民生污水作為主要水源，這些藥品污染物在水再生

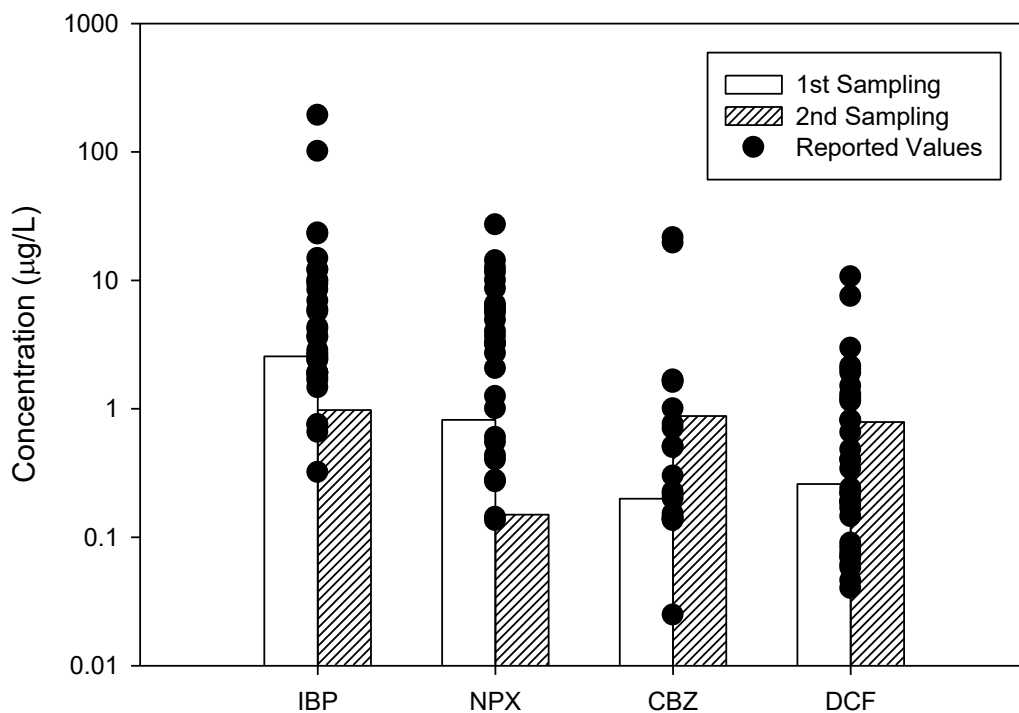


圖 2 國內某大專院校污水中四種藥物（柱狀圖）與文獻中（點狀圖）常見濃度分佈情形 (IBP、NPX、CBZ、以及 DCF 分別表示藥品布洛芬(ibuprofen)、萘普生(naproxen)、卡馬西平(carbamazepine)、以及雙氯芬酸(diclofenac))^[10]

處理程序中之處理效果和可能產生的反應變化便成為一重要評估課題。

過去研究指出在眾多藥品中，具有特定官能基如胺基之藥品在環境或水處理過程皆可經由加氯或其他氧化反應生成含氮消毒副產物，上述提到的亞硝胺以及鹵乙醯胺即為兩個重要例子^[3, 11]。筆者研究團隊過去針對四種常見藥品雷尼替丁(ranitidine)、尼扎替丁(nizatidine)、氯苯那敏(chlorpheniramine)、以及多西拉

敏(doxylamine)，分析不同消毒方式、無機氮污染對其生成不同八種亞硝胺之影響。結果顯示，四種藥物皆會在加氯過程反應生成包含高致癌性二甲基亞硝胺(N-nitrosodimethylamine, NDMA)的多種亞硝胺，且相較於水中同時存在其它無機氮如氨氮污染之影響，藥物是否具備特定化學結構特徵以及加氯方式為決定亞硝胺高生成轉換率的重要因子(如圖3)，顯示有效去除藥物，藉由降低水中前驅物存在抑制亞硝胺生成的重要性^[12]。

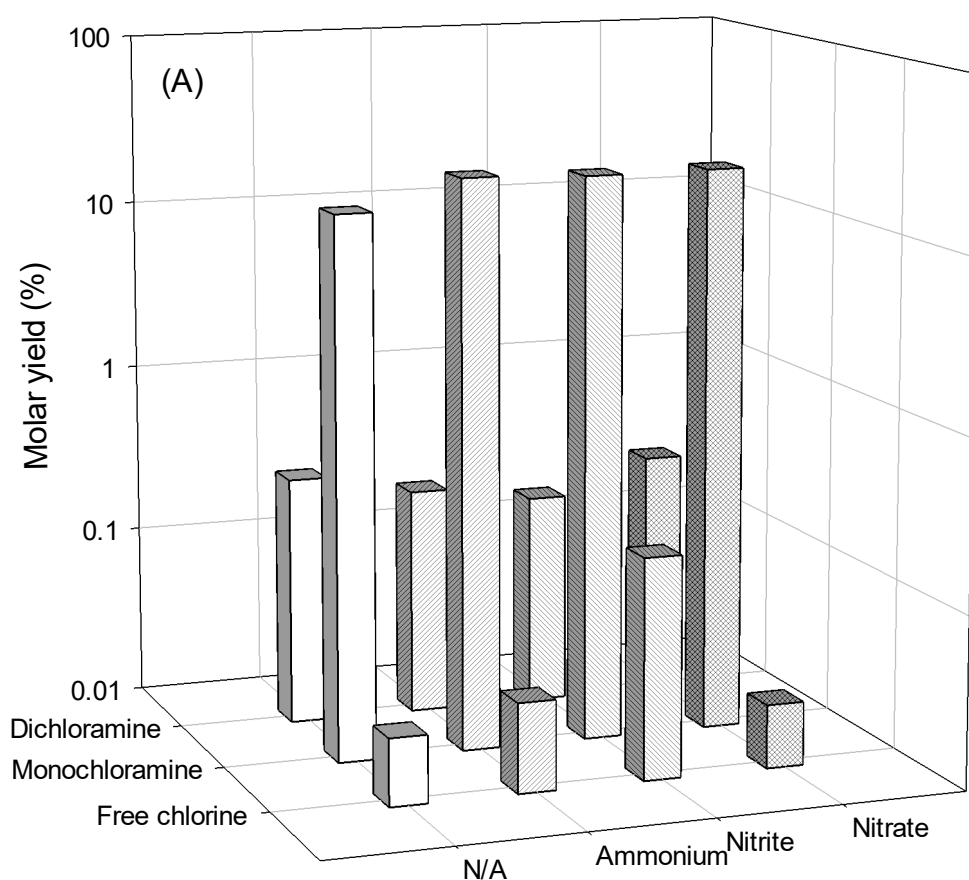


圖3 生活污水處理率及污水處理甲烷排放量歷年趨勢(1990~2020年)^[7]

以亞硝胺類化合物中常見之二甲基亞硝胺為例（如圖 4 所示），國際癌症研究機構(International Agency Research on Cancer, IARC)將 NDMA 歸屬 2A 類致癌物質，具有強肝臟毒性。NDMA 自 1998 年在北加州飲用水中被檢測出後，近二十幾年來陸續在世界各國多處飲用水及廢污水處理系統中的水質報告中被頻繁地提到而受到注意^[13, 14]，在廢污水處理程序中的廢污泥以及厭氧消化槽中混合液也曾偵測到其濃度^[15]。美國環保署根據 10^{-6} 終生致癌風險針對自來水中的 NDMA 制定 0.11 ng/L 的篩檢標準

(screening Level)^[16]，若以圖三中筆者研究團隊觀察到的雷尼替丁生成 NDMA 比率，水中若殘留微量 ng/L 等級的藥物濃度便可能在加氯過程產生足夠亞硝胺而對後續處理水使用者產生健康風險危害。文獻也已明確指出，前文提到長年盤據國內最大使用量之二甲雙胍亦為 NDMA 的其中一種前驅物^[17]。

除了亞硝胺以外，鹵乙醯胺(haloacetamide)為另一種在近年逐漸受到重視的含氮消毒副產物。鹵乙醯胺具有乙醯胺官能基 $CX_3-N=O$ （X=H、Cl 或 I；如圖 5 所示），概括含氯、溴及碘的

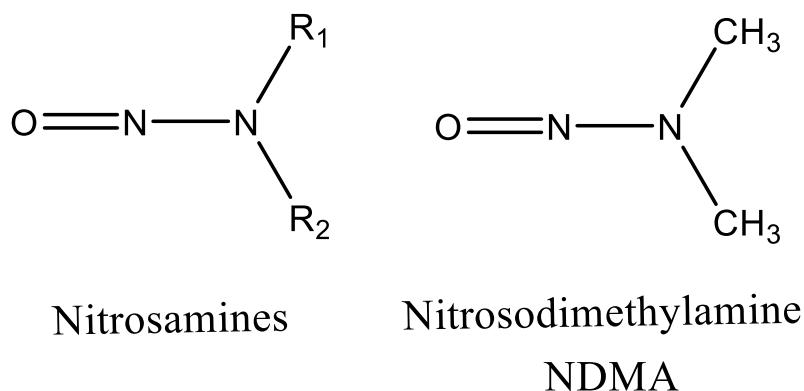


圖 4 亞硝胺（左）與二甲基亞硝胺（NDMA，右）之化學結構式

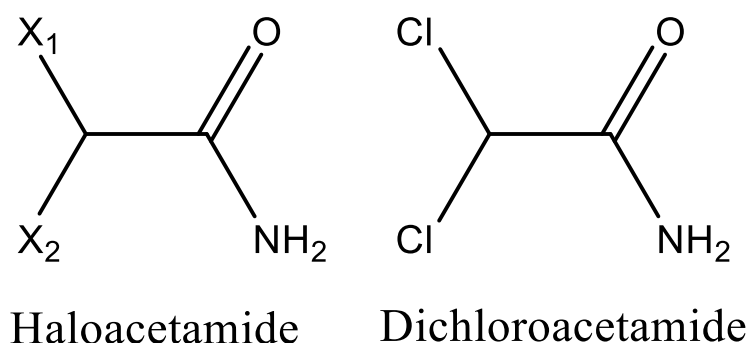


圖 5 鹵乙醯胺（左）與常見之二氯乙醯胺（右）之化學結構式

鹵乙醯胺種類，其本身結構中醯胺基與相鄰的氫之鍵結較為牢固，一般在酸性及中性較為穩定，在鹼性條件下較容易水解^[18]，毒性則會隨著鹵素的種類或數目不同而有所差異，並遵循毒性 $I > Br > Cl$ 的順序^[19]。鹵乙醯胺目前尚未受到管制，但已有越來越多研究表明鹵乙醯胺對動物及人體健康明顯有害，甚至比當前受到管制的消毒副產物具有更高危害性^[20]。根據文獻指出鹵乙醯胺的急毒性約為管制消毒副產物鹵乙酸的 12 倍，慢毒性則約為鹵乙酸的 142 倍^[19]。

筆者研究團隊過去曾針對二甲雙胍與乙醯胺酚在實際水處理過程生成鹵乙醯胺之情形進行研究^[3]，結果指出，乙醯胺酚為環境中鹵乙醯胺的重要前驅物之一，與氯胺反應相比，加氯反應有著更高的莫爾轉換率(0.15%)；更重要的是，當二甲雙胍同時存在於水體中時，若加氯濃度足夠或採行目前國內常見的二階段加氯（即前加氯氧化、後續經一般處理程序後再加氯以維持水中餘氯之作法），可能進一步大幅提高乙醯胺酚原有的鹵乙醯胺生成轉換率，顯示不單是有效去除水中藥品，藉由源頭管制抑制後續水處理過程加氯或其他消毒程序衍生有害副產物危害的重要性，更提示指出目前原水環境中存在多種不同藥品的真正危害可能因為未考慮到共存的加乘效應而被低估。

肆、討論

筆者研究團隊曾針對南台灣三座主要淨水場，從取水站之淡水來源到三座處理場各技術單元進行採樣分析，調查水中亞硝酸胺生成潛勢^[21, 22]。結果顯示，該河川自上游經過一民生污水場放流口後，水中亞硝酸胺生成潛勢逐漸提高，並隨著取水口進入各場水處理程序，處理過程中前氧化特別是一般初級處理程序前的前加氯單元大幅度低提高了水中亞硝酸胺生成潛勢，而這些生成潛勢並未因為後續的初級處理程序而明顯下降，如圖 6 所示。雖然這份調查結果並非針對再生水處理程序，但根據上述討論，從生活中的大量藥品使用和排放、污水處理程序對藥品有限的處理效果、再生水處理程序中可能應用之加氯與其它消毒步驟、藥品經由加氯反應生成含氮高致癌性消毒副產物等資訊，都顯示出在發展再生水處理技術與管理策略時，皆可能需要進一步考慮這些污水中新興藥品污染物與其衍生性有害副產物對再生水品質與風險的可能衝擊。

伍、結論

在現今水資源匱乏的時代，再生水的發展與進步已成為重要的研究課題，當都市污水預期將成為再生水的重要來源之一，都市污水中的藥品污染以及在再生水處理過程可能的氧化消毒反應衍生之有害副產物遂成為確保再生供水品質與健康風險的一重要思考課題。雖然藥品污染對於環境中的總氮污染貢獻可能不具有關鍵性

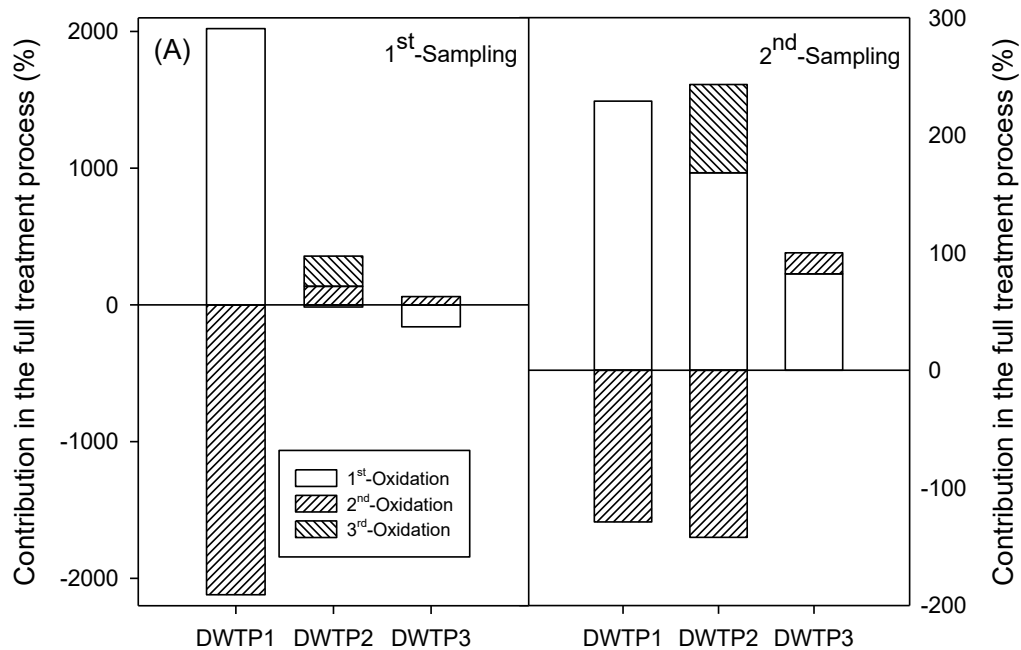


圖 6 三座調查之水處理場在兩次採樣期間不同位置的氧化程序對水中二甲基亞硝胺 (NDMA) 生成潛勢之影響 (Y 軸正值與負值分別表示該單元對生成潛勢之提升或去除比例)。結果顯示第一次加氯大幅增加水中 NDMA 生成潛勢^[22]。

的影響，自身對環境的危害也多侷限於環境賀爾蒙的討論，但藉由致癌性副產物生成仍顯示不能忽略這些藥品污染的直接與間接影響。

不論是原生性的藥品污染物或者是衍生性的亞硝胺或鹵乙醯胺類化合物，除了發展有效的處理技術應用在再生水處理過程中，配合源頭管制的觀念，降低環境水體與都市污水中殘留的藥品濃度，進一步限制後續水處理或再利用過程產生的有害副產物生成潛勢仍是最適合的管理策略。隨著國內高齡化社會的發展，民眾大量使用且習慣性過度依賴藥品衍生的許多環境與社會議題已成為一不可忽略之問題，藥

品污染本身在污染源追蹤鑑別不論是在技術層級或式操作成本皆有一定門檻，使用習慣也因民眾在不同地區或季節的生活習慣而有所不同，隨機的調查方式與頻率也可能低估其真正污染現況，若進一步忽略其可能生成比自身更具健康威脅的衍生性副產物，將低估這些藥品污染物在再生水政策發展過程可能實際衍生的風險。

參考文獻

1. USEPA. Pharmaceuticals and personal care products. 2012; Available from: <http://www.epa.gov/ppcp/>.

2. Daughton, C.G., Cradle-to-cradle stewardship of drugs for minimizing their environmental disposition while promoting human health. I. Rationale for and avenues toward a green pharmacy. *Environmental Health Perspectives*, 2003. **111**(5): p. 757-774.
3. Ho, M.-C., et al., The effect of metformin and drinking water quality variation on haloacetamide formation during chlor(am)ination of acetaminophen. *Journal of Environmental Management*, 2023. **335**.
4. Lin, A.Y.C., et al., Occurrence and fate of pharmaceuticals and personal care products in Taiwan's aquatic environment. *Desalination and Water Treatment*, 2011. **32**(1-3): p. 57-64.
5. Lin, A.Y.C., X.H. Wang, and C.F. Lin, Impact of wastewaters and hospital effluents on the occurrence of controlled substances in surface waters. *Chemosphere*, 2010. **81**(5): p. 562-570.
6. Kumar, M., et al., Current research trends on emerging contaminants pharmaceutical and personal care products (PPCPs): A comprehensive review. *Science of the Total Environment*, 2023. **859**.
7. Rice, J. and P. Westerhoff, Spatial and Temporal Variation in De Facto Wastewater Reuse in Drinking Water Systems across the USA. *Environmental Science & Technology*, 2015. **49**(2): p. 982-989.
8. McCurry, D.L., et al., Superior Removal of Disinfection Byproduct Precursors and Pharmaceuticals from Wastewater in a Staged Anaerobic Fluidized Membrane Bioreactor Compared to Activated Sludge. *Environmental Science & Technology Letters*, 2014. **1**(11): p. 459-464.
9. Gros, M., et al., Removal of pharmaceuticals during wastewater treatment and environmental risk assessment using hazard indexes. *Environment International*, 2010. **36**(1): p. 15-26.
10. Chen, W.H., et al., Removals of pharmaceuticals in municipal wastewater using a staged anaerobic fluidized membrane bioreactor. *International Biodeterioration & Biodegradation*

- radation, 2019. **140**: p. 29-36.
11. Le Roux, J., H. Gallard, and J.P. Croue, Chloramination of nitrogenous contaminants (pharmaceuticals and pesticides): NDMA and halogenated DBPs formation. *Water Research*, 2011. **45** (10): p. 3164-3174.
12. Chen, W.H., Y.H. Wang, and T.H. Hsu, The competitive effect of different chlorination disinfection methods and additional inorganic nitrogen on nitrosamine formation from aromatic and heterocyclic amine-containing pharmaceuticals. *Chemosphere*, 2021. **267**.
13. Ding, S.K., et al., Disinfection by-product formation during drinking water treatment and distribution: A review of unintended effects of engineering agents and materials. *Water Research*, 2019. **160**: p. 313-329.
14. Krasner, S.W., et al., Formation, precursors, control, and occurrence of nitrosamines in drinking water: A review. *Water Research*, 2013. **47**(13): p. 4433-4450.
15. Padhye, L., et al., Occurrence and Fate of Nitrosamines and Their Precursors in Municipal Sludge and Anaerobic Digestion Systems. *Environmental Science & Technology*, 2009. **43**(9): p. 3087-3093.
16. USEPA. Technical Fact Sheet - N-Nitroso-dimethylamine (NDMA). 2017 [cited 2011; Available from: https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-10/documents/ndma_fact_sheet_update_9-15-17_508.pdf].
17. Zmyslowski, A., I. Ksiazek, and A. Szterk, N-Nitrosodimethylamine Contamination in the Metformin Finished Products. *Molecules*, 2020. **25**(22).
18. Chu, W., N. Gao, and Y. Deng, Stability of newfound nitrogenous disinfection by-products haloacetamides in drinking water. *Chinese Journal of Organic Chemistry*, 2009. **29**(10): p. 1569-1574.
19. Plewa, M.J., et al., Occurrence, synthesis, and mammalian cell cytotoxicity and genotoxicity of haloacetamides: an emerging class of nitrogenous drinking water disin-

- fection byproducts. Environmental science & technology, 2008. **42**(3): p. 955-961.
20. Richardson, S.D., et al., Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: a review and roadmap for research. Mutation Research/ Reviews in Mutation Research, 2007. **636**(1-3): p. 178-242.
21. Chen, W.H., T.H. Huang, and C.Y. Wang, Impact of pre-oxidation on nitrosamine formation from a source to drinking water: A perspective on cancer risk assessment. Process Safety and Environmental Protection, 2018. **113**: p. 424-434.
22. Chen, W.H., C.Y. Wang, and T.H. Huang, Formation and fates of nitrosamines and their formation potentials from a surface water source to drinking water treatment plants in Southern Taiwan. Chemosphere, 2016. **161**: p. 546-554.



摘要

我國是年雨量豐沛的國家，但是因為雨量分配不均及地勢陡峭與河川短的地形限制，水資源保存不易，因此仍有遇雨淹水，不雨就缺水的問題。多年來公共污水下水道建設之成果，讓公共污水處理廠再生水的推動有了基礎，自 102 年開始推動公共污水處理廠放流水回收再利用示範計畫，到 109 年報院核定的「公共污水處理廠再生水推動計畫」（110-115 年）計推動 11 案，全部完成可供應 28.9 萬 CMD 再生水，由於氣候變遷與企業 ESG 獲重視的情形下，目前報院修正計畫，計推動 16 案，全部完成可供應 62.81 萬 CMD 再生水，短短兩年倍數成長，顯見水資源循環已為各界相當重視的一環。除此之外，因為水再生的技術能耗很高，2050 淨零碳成為再生水建設面臨的一大挑戰，透過與污水處理廠共同操作整體考量的思維來進行減碳，以及強化換水機制，或是推動各種放流水再利用的用途，如農業灌溉等等，才能讓執行水資源循環也兼顧淨零碳，甚至讓污水處理廠達到環境永續、社會永續與經濟永續的永續水資源回收中心。

公共污水處理廠再生水的擴大

與淨零碳的多元推動

曾淑娟¹、郭學文²、李國豪³

1.內政部營建署下水道工程處/處長

2.內政部營建署下水道工程處/課長

3.內政部營建署下水道工程處/幫工程司

壹、前言

我國為全年雨量相當豐沛的國家，世界年平均雨量約 950mm，但我國可達約 2,500mm，遠高於世界平均雨量，但現實卻仍有缺水現象，探究其原因，主要為雨量分配不均，使得暴雨或颱風來臨造成淹水，但旱季數月不降雨則造成缺水，再因我國屬於島國，地形陡峭，河川短，因此多餘的降雨往往就直接流入海中，貯留效果不佳。除先天地理環境條件不佳外，傳統水源的開發也越來越困難，在環保意識大幅增加的情況下水庫興建不易，所以應用更多元水資源如生活污水、事業廢水、海水或雨水貯留等，就顯得格外重要，因此內政部開始著手推動公共污水處理廠放流水回收再利用，以促進水資源循環利用，並解決缺水問題。

102 年 10 月 1 日奉行政院核定「公共污水處理廠放流水回收再利用示範推動計畫」，優先推動臺中市豐原廠、福田廠，臺南市永康廠、安平廠，高雄市鳳山溪廠及臨海廠等 6 座示範案，併入污水下水道建設計畫辦理，後續因污水下水道建設計畫經費有限，為擴大再生水使用及推動範疇，再於 106 年由內政部及經濟部提報「前瞻基礎建設計畫-水環境計畫（水與發展）」子計畫「再生水工程」，包含臺中水湳廠、高雄臨海廠再生水取水管線工程及臺中福田廠供應彰濱工業區等 3 案，推動過程於 108 年滾動檢討修

正前瞻計畫，停辦福田供應彰濱工業區案並改納入仁德案辦理。後依行政院審議意見，內政部於 109 年 4 月 29 日邀集相關單位召開會議研商後，以公共污水處理廠之系統再生水為範疇，由內政部主政，單獨研擬「公共污水處理廠再生水推動計畫」（110-115 年），並經行政院於 109 年 9 月 28 日核定後辦理。

110 年與 112 年嚴重旱情，以及政府宣誓 2050 淨零排放的決心，因此公共污水處理廠再生水的推動不僅擴大辦理，更著重於多元推動和減碳作為，已納入計畫修正，並報院審議通過。

貳、執行現況及方案檢討

一、執行情形

「公共污水處理廠再生水推動計畫」（110-115 年）計推動 11 案，截至 111 年 5 月底，已有高雄鳳山案、高雄臨海案、臺南永康案及臺南安平案等 4 案供水，各供應 4.5 萬 CMD、3.3 萬 CMD、0.8 萬 CMD 及 2 萬 CMD，合計達 10.6 萬 CMD 的再生水；另臺南仁德案、臺中福田案、臺中水湳案、桃園桃北案及因滾動檢討機制增辦的高雄橋頭案等 5 案已發包建設中，其餘各案規劃中。

二、各建設與營運中再生水案的特色

再生水案執行至今已有 9 件工程建設與營運中，但每個案件用水端與需水端

不同，加上客觀條件不一致，因此皆有其個別特色，也有各自需突破的困難點，簡略說明如下：

（一）高雄鳳山廠

鳳山案為第一座推動的再生水案，推動時尚無相關法源，辦理模式與水再生技術等都需要進行研析，因此克服許多困難才能發包，本案是第一座採用促參模式的案廠，已於 107 年 8 月 23 日完工第一階段供水，每日可提供 2.5 萬噸的再生水予臨海工業區，再於 108 年 8 月 23 日擴大規模至每日 4.5 萬噸，為國內第一座再生水供水案例。

（二）高雄臨海廠

臨海案主要工程內容包含取水管線、污水處理廠、再生水設施及輸配水管線，為國內第一座污水與再生水廠同時興建之促參案，也是第一座設計取水管線自現有污水下水道系統跨區取水的案例，取水管線長度 5.9 公里，相關位置詳圖 1，已於 110 年 12 月 9 日正式營運，每日可提供 3.3 萬噸再生水予臨海工業區。

（三）臺南永康廠

永康案主要工程內容包含污水處理廠、再生水廠及輸配水管線，此案為污水與再生水廠同時興建，第一座採用統包模式辦理的案件，並由內政部營建署代辦之工程，且為國內第一座再生水供應高科技



圖 1 臨海取水管及輸水管線相關位置示意圖

廠商用水，因與用水端協商後才發現尿素及硼需額外處理，致再生水價不敷營運成本，是惟一經行政院 108 年 10 月 4 日院同意專案補助再生水廠營運費用收支差額 1.78 億元之案例。

（四）臺南安平廠

臺南安平廠也是國內再生水供應先進製程用水的廠案之一，但因為污水處理廠進流水導電度太高，因此是第一座為了去除硼設置兩段 RO，並增加離子交換樹脂的案例，第 1 階段供水於 112 年 3 月供應再生水每日 1 萬噸，也是第一座因應水情嚴峻，依行政院於 112 年 3 月 3 日指示，緊急增供每日 1 萬噸之緊急抗旱再生水的案廠。

(五) 臺中福田廠

臺中福田廠，主要工程內容為前處理設施及輸水管線，輸水管線長度為 29 公里，為供應符合再生水基本水質放流水且單一輸水管線最長之案例，因為供應水質較低，於 109 年 9 月與中龍鋼鐵公司簽訂用水契約時水價為每噸水 3.5 元，水價最低，但用水端需自設再生水廠；本案預計於 114 年底供水 5.8 萬噸，為單期供水水量最大的案例，也因管徑大，是目前唯一一座輸水管線採用 DIP 材質的案件。

(六) 臺中水湳廠

臺中水湳廠主要工程內容包含再生水廠及輸送管線，為國內第一座結合中水道，且是惟一採用放流水與再生水 3：7 之比例混合供水來節省成本的案廠，也因為水湳廠用地不足，因此只能另地設置再生水廠，相關位置詳圖 2，也是第一座



圖 2 水湳廠及輸送管線配置示意圖

辦理時園區內外設施未併同發包，而是再生水廠及輸送管線由臺中市政府採 BTO 促參模式，園區內配水池及配水管由園區主管機關自行依採購法發包建設園區內管線與設施的案例。

(七) 桃園桃北廠

桃園桃北案主要工程內容包含再生水廠及輸送管線，本案為第一座由污水 BOT 促參案進行供水的案例，也是第一座有用水端南亞塑膠自行建設取水管，第一個取用 UF 放流水使用的案例，也因此是唯一一座單一廠供應不同水質，而出廠後因為用水端位置不同，所以是惟一有不同輸水管線計 4 支，相關位置詳圖 3，唯一在簽訂用水契約時，與不同廠商訂定不同水價的案例，且本廠全期可達 11.2 萬噸再生水，是目前規模最大的再生水案。

(八) 臺南仁德廠

臺南仁德案主要工程內容包含再生水設施及輸送管線。規劃時因原用水端南科臺南園區距離約 20 公里，且水質要求較



圖 3 桃北廠及輸送管線配置示意圖

高，而鄰近恰好有用水端奇美實業公司，因此透過替代履行機制，也就是俗稱的換水，將水質要求較不嚴格的再生水供應予約 3 公里的用水端奇美實業公司，其用再生水但負擔自來水價，而較遠的南科臺南園區負擔再生水價但使用自來水，是第一座採用換水的案例。

(九) 高雄橋頭案

高雄橋頭廠係因應產業用水需求，透過報院再生水計畫的滾動檢討機制增辦的案例，因原有污水處理廠處理水量及用地皆不足，因此為第一座污水處理廠擴廠與再生水廠一併興建的案例。

三、環境變動

(一) 氣候變遷的加劇

110 年百年大旱與 112 年曾文水庫降至不到 10%，用水的穩定是產業發展與民生所必需，氣候變遷加劇致使旱象在短時間內重複發生，更突顯水循環再利用的價值。

(二) 國際永續發展與企業 ESG 獲重視

104 年聯合國永續發展會議 (UN Sustainable Development Summit) 通過 2030 年永續發展議程，在兼顧「經濟成長」、「社會進步」與「環境保護」等三大面向下，共提出 17 項永續發展目標 (SDGs)，各企業因應國際永續發展趨勢，逐漸重視永續觀念，推動企業

ESG，其中企業 ESG 所指的是環境保護 (E, Environmental)、社會責任 (S, Social) 以及公司治理 (G, governance)，由於 111 年證交所新增「企業 ESG 資訊揭露」申報作業系統，上市/櫃公司應於每年申報「企業 ESG 資訊揭露」相關資訊，此促使企業增加使用再生水誘因及價值。

(三) 2050 淨零碳的目標

由於全球許多國家皆宣示「2050 淨零排放」，因此蔡總統亦於 110 年 4 月 22 日世界地球日宣示臺灣也要朝向 2050 淨零轉型的目標邁進。行政院接續於 111 年 3 月及 12 月分別公布「臺灣 2050 淨零排放路徑及策略總說明」及「12 項關鍵戰略行動計畫」，因此在推動水資源的循環的過程，著重節能與減碳，與 2050 淨零碳結合，也是另一種挑戰。

參、擴大推動再生水

由於客觀環境的變動，公共污水處理廠再生水的需求大幅增加，於 109 年報院計畫規劃推動 11 案，全數完成可供應 28.9 萬 CMD 再生水，經檢討及擴大推動後，已增加至 16 件再生水案，各案件位置詳如圖 4，如全數完工之總供水量可達 62.81 萬 CMD，詳如表 1，在短短 2 年間推動量體以倍數成長，相當驚人，110 年至 115 年所需建設經費也從約

152 億元，增加至約 251 億元。

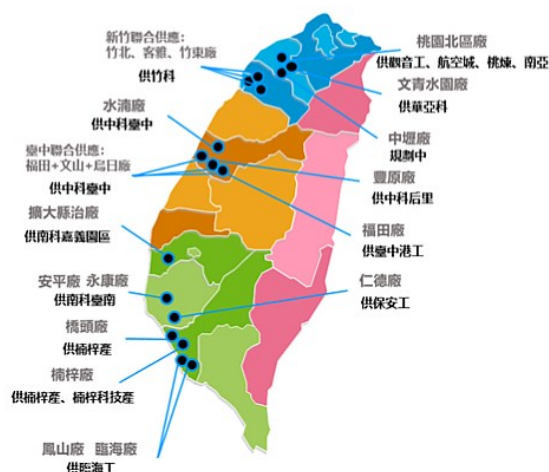


圖 4 全國再生水案分布圖

表 1 計畫推動之再生水案

項次	再生水廠	原供水量 (萬 CMD)	供水量 (萬 CMD)
1	高雄鳳山廠	4.5	5.02
2	高雄臨海廠	3.3	3.3
3	臺南永康廠	1.55	2
4	臺南安平廠	3.75	6
5	臺中福田廠	5.8	5.8
6	臺中豐原廠	1	1
7	臺中水湳廠	1	1
8	臺南仁德廠	1	0.8
9	桃園北區廠	4	8
10	竹北廠、竹東廠及客雅廠	1	6.71
11	高雄楠梓廠	2	7
12	高雄橋頭廠	-	3
13	桃園文青廠	-	0.53
14	桃園中壢廠	-	2.2
15	臺中聯合供應	-	10
16	嘉義擴大縣治廠	-	0.45
合計		28.9	62.81

由於政府預算有限，因此會朝向優先推動缺水較嚴重的南部區域（臺南、高雄）及既有個案可擴充的案件，如臺南安平、永康及桃園桃北既有個案擴充案例，並因再生水案發包後約需 3 至 4 年工期，因此預估於 115 年底可供應再生水量為 28.5 萬 CMD。

肆、淨零排放與多元推動

再生水雖然是水資源循環重要的一環，但是在再生的過程所消耗的能源也相當可觀，所以如何在水資源循環的過程，兼顧淨零排放就變成一大挑戰，這部份也是營建署未來推動的另一個重點，推動的策略概略說明如下：

一、提升前端污水處理廠處理效率

污水處理廠與再生水廠之間營運會互相影響，比如污水處理廠對於總氮的處理效率提升，可增加再生水廠的產水率，也能減少濃排處理的成本，而污水處理廠在提升處理效率過程所耗的能源與成本，往往都低於再生水廠，整體的能耗與營運成本都能下降，目前營運中的再生水案，因為含污水處理廠的代操作，所以皆持續嘗試如何能達到整體最佳的操作，以臨海廠來說，每噸再生水所需的耗電量已可降至 1.2 度電左右，比過往預估的低很多。

二、由前端污水處理廠節能與創能

產製再生水的過程是需要耗能，卻又

無處產生能源，因此要朝向淨零碳就要從前端污水處理廠一併進行整體考量，才能達到，比如污水處理流程採用缺氧或厭氧的程序，妥善運用厭氧消化槽的沼氣，甚至是收受廚餘的共消化方式，施設太陽能板，其他能源與資源的回收等等，因為污水處理廠所含蓋的面向較廣，從此著手才能達到整體的淨零碳。

三、引進其他水再生技術

目前再生水廠普遍以 RO 做為產水的技術，因為 RO 是相對成熟且穩定的方式，但是因為需要高的壓力進行逆滲透，伴隨著就是能耗大，產水費用也高，引進或研發產水成本或能耗較低之處理流程，讓未來再生水技術提供另一種選擇，以利未來新的再生水廠有更多利用的空間。

四、強化再生水替代履行機制

再生水的替代履代是以鄰近所需用水端使用為優先，且可挑選所需水質要求較低的廠商，因此在管線與再生水廠的建設與營運成本皆可明顯降低，包含耗電量也會減少，除了仁德案以外，鳳山由 4.5 萬 CMD 增供 0.52 萬 CMD 的再生水，亦透過這個機制，供應予臨海工業區，但由和發工業區支付再生水價。

除了現有的機制外，再生水資源發展條例已將「水源供應短缺之虞地區」需使用一定比例再生水之部份文字刪除，因此所有工業區的開發皆需使用一定比例再生

水，後續執行面可研議比照綠電憑證的方式，擴大替代履行的範圍，亦可同時促進水循環與節能減碳。

五、推動 UF 放流水再利用

一般再生水處理流程是經過 UF，再到 RO 產水，如果污水處理廠採用 MBR 處理流程，因為已有 UF 膜取代二沉池功能，因此可直接經過 RO 產水。這樣的程序中經 UF 過濾已可得到水質優良的放流水，而 RO 單元又是再生水廠能耗最高的部份，所以推動 UF 放流水再利用就成為未來結合淨零排放的一種選項，目前桃北案的南亞塑膠自行取水就是使用 UF 放流水，水涵案也是混合一定比例 UF 放流水，除了高科技業要求很高的水質標準外，其餘皆可研議納入推動的方向。

六、多元放流水再利用-農業灌溉

早期的農村是以豬糞尿或排泄物給予農作物施肥，但因為環境衛生的原因逐漸禁止，公共污水處理廠放流水經過生物處理流程的分解與消毒，水質符合放流水標準，部份廠也可符合「農田灌溉排水管理辦法」中灌溉水質基準值之管制與品質項目，因此有推動的潛力。

營建署已於 111 年 4 月 28 日召開「公共污水處理廠放流水推動回收再利用於農業灌溉研商會議」，會後行政院農業委員會農田水利署（下簡稱農水署）提供全國公共污水處理廠之鄰近灌區的資料，

將推廣再利用用途業務納入，並初步篩選放流水水質較佳，且鄰近農灌區域作為推動放流水再利用於農業灌溉案例。

另目前桃園大溪廠及桃園楊梅廠已進行相關的試驗，累積的經驗也可供其他縣市參考，運用於農業灌溉除了不需再經過再生水處理流程，且放流水中的含氮物質，亦可取代部份氮肥，同時達到減碳的效益。

伍、結語

水資源循環為污水下水道建設重要的一環，在國際永續發展的趨勢與 2050 淨零碳的目標下，除了在能源與減碳上要加強力道來辦理外，未來將以更全面，從永續環境、永續社會及永續經濟的面向推動永續水資源回收中心。



圖 5 桃園大溪廠農業灌溉試驗現場情形



摘要

因應水資源不足問題，營建署於 2013 年推動「公共污水處理廠放流水回收再利用推動計畫」，俾利再生水作為部分替代水源。永康水資源回收中心及再生水廠，是全台首座將公共污水處理後產製再生水供高科技廠製程使用的再生水廠。一期工程生物系統採日本三段 AO 除氮設計及 MBR 系統，依 4 階段計畫提前馴養，使能在 3 個月內提升到處理水量 16,000 CMD、氨氮去除率 95%、總氮去除率 75%之目標，供後段再生水廠 RO 產製符合 21 項水質要求再生水。由試車調整及後續營運微調 3 項關鍵因子，使全廠生物系統維持 80%的脫氮效率，也依其他實廠經驗，探討永康廠 MBR 系統維持長期正常操作的 4 項關鍵因子，達到供給再生水廠產出穩定且微量的再生水，提供南科園區產業，創造污水下水道的最大價值。

-
- 1.山林水環境工程（股）有限公司 / 技師
 - 2.山林水環境工程（股）有限公司 / 協理
 - 3.內政部營建署下水道工程處第二工務所 / 主任
 - 4.內政部營建署下水道工程處南區分處 / 分處長

永康水資源回收中心三段 AO/MBR 除氮系統置馴養及操作實務分享

郭志豪¹、許添順²、姚孝其³、林厚名⁴

壹、前言

永康水資源回收中心一期工程生物硝化除氮系統原為中興工程顧問公司依日本三段平均進流之硝化脫氮程序(AO)加上二沉池的設計，後因再生水政策需求而擴充功能為水資回收中心加再生水廠，在用地精簡考量下統包團隊維持原三段 AO 除氮系統，而以生物薄膜處理系統(MBR)來取代二沉池，後段接續 RO 來產製再生水，供南科台南園區內高科技廠製程用水。減輕台南地區用水之壓力，也作為國內大型再生水之參考案例。

永康廠為新設廠，以收集永康區公共污水下水道用戶接管之生活污水為主，初期因接管率低需輔以柴頭港溪截流水作為進流水量挹注用，處理後污水供給後段 RO 產製再生水達 8,000 CMD 之需求。在工程需完成系統試車後才能導入接管污水要求下，僅有 3 個月期限內要完備生物處理功能來供再生水廠產製，因此，需提前投入相關廠之污泥、尿素及碳源來預先且批次馴養碳化及硝化菌種，供後續導入接管污水來連續運轉 MBR 系統，將污泥及硝化液回流進一步馴養脫氮菌種，逐步提升至設計功能。

日本三段平均進流 AO 除氮程序串聯 MBR 系統，在國內實廠操作案例及相關操作參數探討案例稀少，彙整功能試運轉生物污泥馴養及二年操作之實務經驗分享，供國內公共污水廠除氮系統相關工程

設計及營運操作之參考。

貳、AO+MBR 系統建置說明

永康水資回收中心第一期污水採 29,000 CMD 平均日處理量設計，第一期第一階段以提供南科高科技廠每日 8,000 CMD 再生水量設計，並預計於驗收後 2.5 年後擴增為第二階段 15,500 CMD 之再生水量。一期污水處理以前處理+三段 AO+MBR 及消毒為主，三段 AO 設計理念為三段平均水量分配進水及每段 MLSS 總量相等考量下，三段 AO 體積大小採 1:1.4: 1.8 的比例，並採每段好氧池為缺氧池之 2 倍設計，全廠 AO 系統共計 6 線、每線有效體積約 2,274 M³，合計 13,644 M³，在最大日進流量下 AO 系統之水力停留時間(HRT)為 8.5 小時，來達到充分的硝化脫氮效果，另不設置硝化液回流泵、而以 MBR 槽之污泥回流進行單一流操控。後段 MBR 同時具有取代二沉池外及取代再生水產製之 UF 膜，更達節省用地之效。

永康廠 MBR 以 6 線膜池組成，每線膜池裡有 9 組膜箱，每一組膜箱由 48 片膜片組成。共有 54 組膜箱，膜孔徑小於 0.04 μ m，設計最大日膜通量 17.96 LMH，採中空纖維膜/PVDF 材質，經生物反應後的活性污泥透過膜絲達到固液分離的效果，乾淨水由產水泵抽出。MBR 產水的一部分用於膜的定期反沖洗，通過定期反沖洗保持膜的清潔，大部

分產水進入後續 RO 處理系統，其餘部分則溢流至放流水系統。

參、生物污泥馴養

永康廠馴養計畫規劃分成(1)植種期(2)批次馴養期(3)連續馴養期~僅接管戶進流(4)全量馴養期~接管戶及截流水進流等四階段，考量水質相近及污泥狀況，選用南科污泥兩批植種。第一批以馴養硝化菌為主，因此以植種硝化污泥為主；第二批以脫硝污泥為主。植種以最少化來樽節載運成本，需以達污泥可沉澱濃度來核算載運污泥量，以一線槽體積 $2,274 \text{ M}^3$ 之 MLSS 濃度達 800 mg/L 為依據。第二階段為批次馴養期考量硝化污泥生長速率低，為馴養計畫之瓶頸，故以馴養硝化菌為主，因無進流污水而以投入碳源及尿素提供氮氮，同時以小蘇打提供鹼度之補充及 PH 值之維持（大於 6.5），持續監控池內 DO、pH、鹼度值、COD、氮氮去

除率做及時調整。期間發現更換糖蜜料源而發生水中 COD 濃度累積，影響硝化反應，立即更換糖蜜源，研判是局部廠牌糖蜜因含難分解之木質素，殘留水中造成 COD 濃度增加。

第三階段引進接管戶污水提供連續馴養，先啟動一線 AO 與後續 MBR 系統及迴流污泥，以達目標硝化量及局部脫氮量作為目標，為縮短馴養時間，植種補充第二批脫氮污泥。池內操控適當回流比及 DO，並以碳源補充碳氮比達 4.5，持續排泥至第二線 AO 且引進污水。第四階段除接管戶污水並引入截流水逐步提升水量達目標全量，以操作三線 AO 並調控 C/N、各池 DO、污泥回流比、F/M、SRT 等參數，並檢測各段水質濃度進行調整，來達到目標值。污泥馴養四階段期程、目標、投入化學品及注意操控重點彙整如表 1。

表 1 永康廠污泥馴養階段及操控重點

階段期程	馴養目標	投入藥品	注意操控重點
植種期	槽車載運達目標濃度	碳源	1.分兩段植種，先植種1 st 硝化污泥 2.找相近性質且濃度高污泥植種 3.馴養槽體(1線V=2274M ³)MLSS>800mg/L
批次馴養期	馴養硝化菌為主 (>1/2目標硝化量)	碳源/尿素/ 小蘇打	1.監測DO、pH、鹼度值及COD、氮氮去除率 2.提供足夠鹼度，使PH>6.5 3.若使用之糖蜜COD濃度會累積，立即更換
連續馴養期~ 僅用戶接管部分進水	達目標硝化量+局部脫氮	碳源/NaOH	1.植種(補充)2 nd 脫氮污泥，縮短馴養時間 2.操控適當回流比/DO，碳源補充C/N>4.5 3.監控鹼度/PH值，本廠原水鹼度>200mg/L 4.排泥至第2線+進水，1+2線V=4548M ³
全量馴養期~ 用戶接管+截流水	達目標脫氮量及設計水量	碳源	1.開啟第3線+進水，1+2+3線V=6822M ³ 2.調控截流站，使進流量達設計量 3.精確調控C/N、各池DO、污泥回流比、F/M

肆、三段 AO 系統除氮關鍵因子探討

永康廠一期工程原為污水處理廠，硝化脫氮程序原為中興工程顧問公司於 104 年設計，採日本三段 AO 程序串聯二沉池，後續因「公共污水處理廠放流水回收再利用示範推動計畫」，擴充永康廠功能為水資回收中心加再生水廠，為減少廠內用地來增加未來擴廠方案選擇，設計團隊在一期工程以 MBR 取代二沉池，並接續 RO 之兩段膜流程來取代傳統既設廠之二沉池加砂濾池加 UF 池組合。

多段 AO 系統有不需設置硝化液回流之特點，但 MBR 系統在操作較高濃度 MLSS 時需大量回流量（通常建議約 3 倍進流量）來降低膜池內污泥濃度（MLSS 濃度建議小於 12,000 mg/L^[1]），避免膜絲阻塞；另膜池需設置曝氣系統來增加膜表面攪動及污垢沖刷，避免膜絲阻塞，因此將膜池污泥大量迴流至 AO 系統之缺氧池時，會造成溶氧過高而影響脫氮效果。因此，於 AO 系統之第一段曝氣池增設攪拌機及第三段缺氧池增設曝氣盤，來提供永康廠 AO 系統時的彈性調整。實廠操作可讓回流的高溶氧之污泥經原第一段缺氧池來脫氧，後續流入第一段原有好氧池，調整為以攪拌而不曝氣的缺氧池來確保低溶氧(DO<0.2 mg/L)環境，使異營脫氮菌獲得碳源而成為優勢菌種，達到預期的脫氮功能，使永康廠 AO 串聯 MBR 系統達

到最佳化之除氮成效。

影響三段 AO+MBR 系統脫氮之關鍵因子不少，如溶氧，C/N 比，鹼度，PH 值，回流比，ORP...等參數，公共污水可先排除污水鹼度不足及進流水 pH 值無法維持中性等兩項因子，另 ORP 測值作為輔助觀察指標而不做控制因子，其餘三個主要關鍵因子為(1)各段 DO 調控及操作段數調整(2)碳氮比及碳源添加點(3)污泥加上硝化液回流率高低。首要關鍵影響因子為各段好氧池之 DO 調控。缺氧菌因為生理特性不容忍較多溶氧，若環境有電子接受者中帶有氧原子（如： NO_3^- 、 NO_2^- ）或氧化還原電位較高的物質，則脫氮菌可透過電子氧化還原過程，獲得維持生理機能所需的能量，進而達到脫氮目標，因此三段 AO 系統成敗之關鍵即是掌握好各段之溶氧環境，來讓硝化菌及脫氮菌各司其職。

脫氮功能要以控制各段缺氧池的溶氧能小於 0.2 mg/L，但因 MBR 膜池內需以曝氣來擺動膜絲及沖刷來避免膜阻塞，雖然原廠已用粗氣泡曝氣來避免過度供氧，但其膜池內溶氧仍達 4 mg/L，當回流污泥與進流水在進入第一段缺氧池時，其溶氧高於 0.2 mg/L，將影響原有脫氮功能。因此，調整第一段好氧池成缺氧池，以攪拌混合取代曝氣供氧，使第一段第一池脫氧及第二池達到缺氧環境，另三段進流使第一段缺氧池能在進流碳源下大量耗氧，使後續缺氧池容易達到脫氮環境需

求。調整後永康廠 3 段 AO 系統之流程圖如圖 1 所示。

各段缺氧池串連的好氧池，需兼具足夠溶氧達硝化功能且需降低出流溶氧來營造後段串聯缺氧池環境，因此各段好氧池依其位置而需控制不同溶氧值，才能發揮預期成效。第一段好氧池已調整為缺氧池操作，第二段好氧池經測試合適操作溶氧控制濃度為 0.5~1.0 mg/L、第三段好氧池合適操作溶氧控制濃度為 1.0~1.5 mg/L，每日監控各池溶氧值在上述範圍，兼顧脫氮效果及降低生物池鼓風機用電。另後段高溶氧 MBR 膜池仍具硝化功能，可協助 AO 系統殘留氨氮的降解，經統計三段 AO 加上 MBR 均能使氨氮去除率達到 97~99%，有效控制 MBR 產水氨氮值小於 1.5 mg/L，除達到理想硝化功能，也減少後段 RO 膜阻塞風險。

後續第二個關鍵因子為碳氮(C/N)比，永康廠下水道系統接管戶數尚未達設

計目標及用戶排水量偏低之影響下，以 111 年 3~4 月份預估接管水量僅 7,000~8,000 CMD，在符合第一階段產水量 8,000 CMD 之前提下，需截流柴頭港溪的水做為再生水水量之補注，在水資廠進流量 16,000 CMD 要求下，接管戶排水量與截流量約為 45%：55%之比例。另水質方面，柴頭港溪雖為截流水，但其主要收集台南市東區之民生污水及雨水混排，其晴天時主要仍為民生污水、仍具相當濃度的有機物及總氮。經追蹤每個月經前初沉池後之 COD/TN 平均比值約 2.15~3.39（如圖 2），若要維持脫氮率

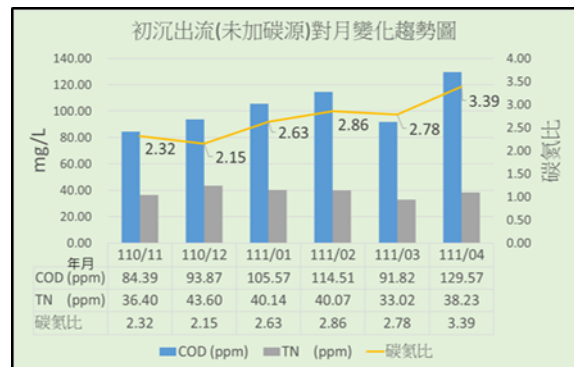


圖 2 永康廠初沉池出流碳氮比(未加碳源)

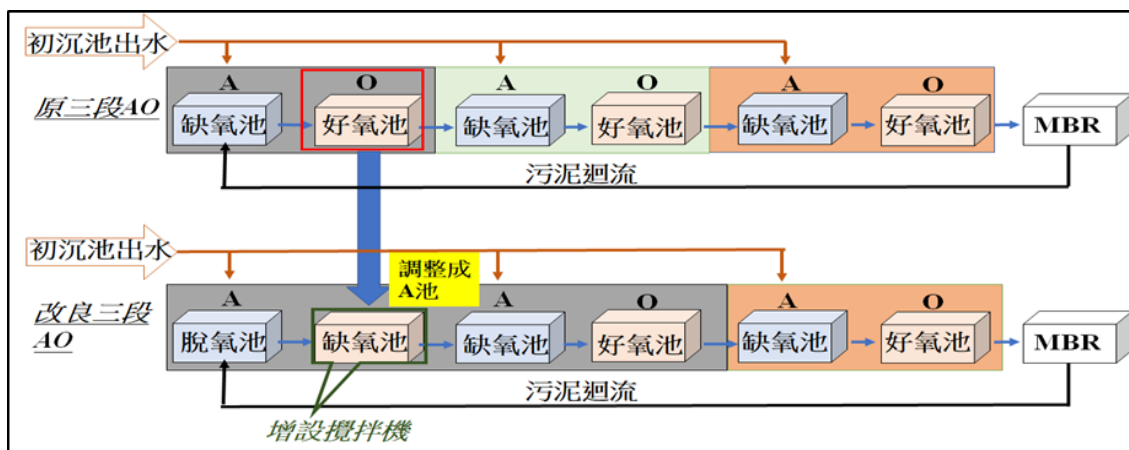


圖 1 原三段 AO 系統（上圖）經試車調整為改良三段 AO 系統（下圖）

達 70%以上，需外加碳源。基於馴養期間因糖蜜來源不同而造成生物系統 COD 累積，永康廠以 45% 甲醇做為碳源添加。

HU Xiang 等^[2]以進流水平均值 COD=156 mg/L、TN=40 mg/L、COD/TN=3.78 及脫氮率僅 52.1 %之 A²O 程序之公共污水廠，在使用醋酸鈉當碳源調升 COD/TN 達 5.12 時，脫氮率可提升至 74.9 %。另依污水處理廠設計及解說手冊建議(3)，若要脫氮效率維持 70%以上，COD/TN 需大於 4.5，因此以永康廠進流水 COD/TN 為 2.15~3.39，需外加碳源來達到 COD/TN 大於 4.5，來維持總氮去除率 70 %以上。而在加藥經濟及效率考量下，以 4.5 做為碳源添加量核算依據。

碳源添加位置及段落會對脫氮成效有關鍵性影響。永康廠經一段時間調整測試可提供兩個優化建議原則：(1)進流於可達脫氮條件(DO <0.2 mg/L)之池體，確保脫氮菌利用碳源、而避免被硝化菌浪費(2)可分流或增加局部碳源至後段達脫氮條件之脫氮池添加，達到類似後脫硝作用。經永康廠實廠操作上述兩優化方式可使脫氮效率增加 10~20%，也可減少無效碳源添加。

多段 AO 系統原有前段好氧池硝酸鹽直接供串聯的後段缺氧池脫硝而不需另設硝化液回流泵來加大硝酸鹽回流量，但 MBR 系統仍需大量回流量來降低膜池內

污泥濃度及阻塞風險。營運期間曾以原廠建議的 3 倍進流量作為回流污泥量操作，但無明顯脫氮效果之提升，反而以 1.8 倍至 2.2 倍進流量來作污泥回流操作可達到理想脫氮效果，且較省電而膜絲無結垢問題。

上述關鍵因子的掌握用來改良原有三段 AO 生物除氮系統，以三段污水進流，但第一段好氧池因應 MBR 回流之高溶氧而調整為缺氧池，因此，第一段無好氧池；而第二段及第三段維持缺氧池後續串聯好氧池反應，在探討各段氮系水質消長，需取第二段及第三段好氧池的上澄液來分析氨氮及硝酸鹽氮濃度。因全廠共有 6 線三段 AO 系統，目前開啟 3 線，以 112 年 2 月份第一線與進流、MBR 出流各段氮系水質的平均值彙整如圖 3。

由圖中可獲得下面結論：(1)永康廠進流氨氮約占總氮 90%，而硝酸鹽氮僅占約 1%，其餘為有機氮。(2)目前第二、三段好氧池所操控的較低溶氧值(第二段 0.5~1.0 mg/L；第三段 1.0~1.5 mg/L)仍能使其硝化能力分別達 91%及 95%，殘留氨氮可在後續 MBR 膜池中進一步硝化，使整體系統硝化能力達 98%去除效果。(3)前段好氧池調整為缺氧池及控制第二段好氧池較低溶氧值兩措施，讓脫氮效果在第二段及第三段均能達到 80%之去除效果，使整體系統脫氮能力達 81%去除效果。(4)相較於單段 AO 系統以 2 倍進流量之回流液操作且回流液硝酸鹽全

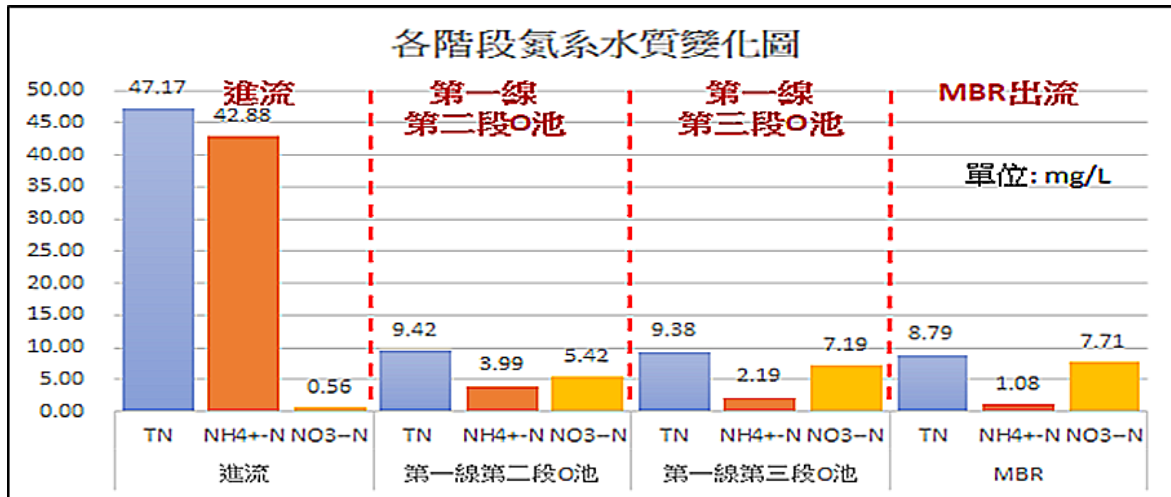


圖 3 各段氮系水質平均值變化圖

脫氮之前提計算下，僅能有 68% 之脫氮效果，而三段 AO 系統卻能在調整各段操控條件下達到 81 % 的脫氮成效，顯見多段 AO 系統具除氮功效的提升。

伍、MBR 系統關鍵因子探討

MBR 系統因各廠牌操作參數略有不同，但依其他實廠操作經驗來說，主要成敗關鍵因子仍相近，包括：(1)合適的前處理微篩機型(2)膜池曝氣方式及風量(3)結垢潛勢核對及藥洗定期且正確的操作(4)膜池內合適之 MLSS 濃度及污泥齡。公共污水因多收集自家戶污水，毛髮及纖維等雜質匯流入廠內，縱使經前面設置的粗攔污柵及細篩機亦難攔除完整，而這些雜物常是造成 MBR 膜絲阻塞之主因。永康廠使用 MBR 膜組種類為雙封頭中空纖維膜，為避免毛髮及纖維及浮渣等物質浮積於膜組上部，造成膜阻塞及膜絲磨損的問題，特選用德製渠道式圓筒式微篩機（如圖 4），具圓形沖孔式篩網，篩網孔口尺寸為 1 mm，微篩機設置於初沉池出流渠

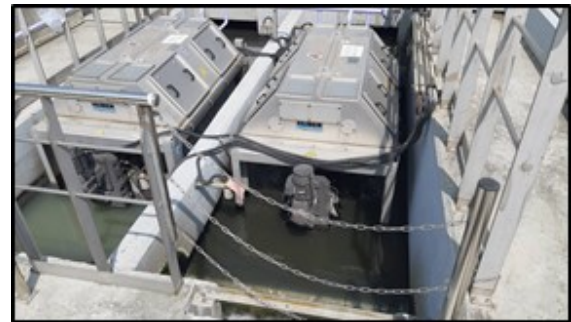


圖 4 永康廠渠道圓筒式微篩機

道，污水以重力方式流入微篩機，使尺寸大於 1 mm 之雜物於篩網上分離，篩除物經噴灑回收水，以沖散及溶解篩除物中之有機物回至後端生物處理程序中繼續處理，而篩洗物收集至後段篩除機，藉由擠壓功能來進一步降低篩除物含水率，減少篩除物久置會發臭的有機物含量。經 2 年



圖 5 微篩機篩除纖維毛髮及浮渣

運轉下來均能有效對毛髮及纖維去除 (如圖 5) , 達到保護後段 MBR 膜之功效。

另永康廠一套 MBR 膜池獨立配置一台變頻鼓風機, 避免共用鼓風機因水位變化高低會造成局部膜池洗膜風量不足而阻塞, 膜池曝氣不以供氧為主, 而達成提供膜擺動、避免膜孔阻塞的動能, 曝氣風量大小需考量避免膜絲阻塞及節省用電兩問題。底部曝氣設備產出的氣泡大小及形式、會影響所需曝氣量大小。而永康廠新世代的 MBR 膜箱使用模組化粗氣泡縮口曝氣座來取代打洞曝氣管, 提供全面性膜絲擺動而不需交替切換曝氣, 以足夠且適量之動能來達到膜絲擺動沖刷之目的, 避免膜池產水過程中因無足夠風量清洗膜面而造成污泥吸附於膜表面, 在短時間內嚴重阻塞而跳機。

永康廠設置變頻器以增減魯式鼓風機之轉速來調整風量測試, 經長時間操作使用驗證, 單位膜面積風量為 0.15 Nm/h , 相對於台灣水環境再生協會於 2009 年所收集各國實廠運轉之單位薄膜面積所需空氣量介於 $0.18\text{--}1.28 \text{ Nm/h}^{[4]}$; 另 Oliver Terna Iorhemen 等^[5]彙整資料提出空氣沖刷速率範圍為 3 L air/min m^2 到 12 L air/min m^2 (約 $0.18\text{--}0.72 \text{ Nm/h}$), 驗證新世代能減少空氣量且達目標。另膜組採懸吊式安裝來減少曝氣深度及粗氣泡曝氣座幾無壓損, 使鼓風機出口壓力表計僅約 0.22 kg/cm^2 (操作水深約 $2.7\text{--}3$ 公尺、懸吊膜組使曝氣座離底板

0.6 公尺), 降低膜池鼓風機出口壓力及風量達節電功效。以新世代及前世代同廠牌的 MBR 膜廠比較, 能有約 $35\text{--}40\%$ 之風量樽節成效, 相對省電。

因設計階段對水質掌握度尚不夠精確, 在實廠操作後針對結垢潛勢核對及 MBR 膜藥洗定期且正確操作, 可延長 MBR 膜的使用壽命。以永康廠進流污水鈣硬度值約 150 mg/L , 另加入總溶解固體物、pH 值、水溫及鹼度測值核算 Langelier 飽和指數 (Langelier Saturation Index, 簡稱 LSI) 及 Ryznar 穩定指數 (Ryznar Stability Index, 簡稱 RSI 值), 分別為 $LSI=0.29$ 、 $RSI=6.9$, 均屬穩定狀態、低結垢及低腐蝕風險, 因此永康廠無需軟化等前處理來降低膜結垢之風險。

在 MBR 實廠操作會依水質特性及操作污泥濃度來決定藥洗所需使用藥劑及濃度, 永康廠使用次氯酸鈉來進行有機阻塞 (Fouling)線上藥洗 (Clean In Place, 簡稱 CIP); 而用檸檬酸來進行無機阻塞 (Scaling)的 CIP。另依藥洗功能性可分成維護性藥洗 (Maintenance Clean, 簡稱 MC) 及恢復性藥洗 (Recovery Clean, 簡稱 RC), 清洗時機可依使用時間及透膜壓力 (Transmembrane pressure, 簡稱 TMP) 作為清洗判斷指標, 經與原廠討論採最低藥洗頻率進行, 2 年來產水均可維持 TMP 小於 10 kpa 之結果, MC 僅進行每周一次之次氯酸鈉

藥洗、而無需檸檬酸藥洗；RC 為每半年一次之次氯酸鈉藥洗、而檸檬酸藥洗則依狀況進行。因檸檬酸屬有機酸，而永康廠 MBR 後段接續 RO 產水，須避免殘留高 TOC 流進 RO，因此，檸檬酸藥洗須注意清洗液回流生物系統處理及多次清洗、避免 TOC 影響 RO 膜產水水質，歷年有 1 次檸檬酸 RC 經驗，能使偏高之 TMP 降低到接近膜初始 TMP，恢復成效良好。

MLSS 濃度由各模廠實驗、日本下水道事業團及原廠建議，均對 MBR MLSS 上限值提出建議，永康廠依原廠建議膜池內 MLSS 濃度建議值小於 12,000 mg/L，在操作回流污泥量 2 倍進流量下，計算 A/O 池內之 MLSS 濃度不宜操過 8,000 mg/L，以目前第三段 A/O 池控制濃度約 5500~6500 mg/L，膜池 MLSS 約在 8,000~9,500 mg/L，讓生物池足夠污泥濃度來除氮外，也避免膜池超過原廠建議膜池內 MLSS 濃度上限。

污泥齡 (Sludge Retention Time，簡稱 SRT) 和 MLSS 濃度均與 MBR 操作有高關聯性，一般而言，MBR 可維持較高 MLSS 濃度及 SRT，且高 SRT 下因生物生長速率慢且胞外聚合物 (extracellular polymeric substances，簡稱 EPS) 的減少會降低結垢可能；然而，相反的，高的 SRT 反而會由於 MLSS 的積累和污泥粘度的增加而增加膜污染及積垢。因此，MBR 操作合適的 SRT 是重

要的。永康廠目前的 SRT 控制在 20~25 日，膜並無結垢發生趨勢，可維持系統正常操作。相對於手冊中多段及循環式等除氮法 11~15 日 SRT，MBR 系統有較長之 SRT，可減少廢棄及清運的污泥量。

MBR 操作 2 年多來均僅以線上 CIP 藥洗，無需將模組吊上來以人工清洗。另原廠於 111 年底進廠會同對膜組進行功能檢視，針對使用較多時數且前段池體膜組吊上來檢查膜絲 (照片如圖 6)，經檢視無毛髮、纖維及雜質等殘留在膜絲間，也無膜絲纏繞或脫落的情形，另量測膜絲擺幅均在合理值內，可見上述微篩機操作、膜池曝氣方式及風量、正確藥洗操作、膜池內 MLSS 濃度及污泥齡等關鍵因子的掌握及操控，使膜組維持正常且有效的功能。

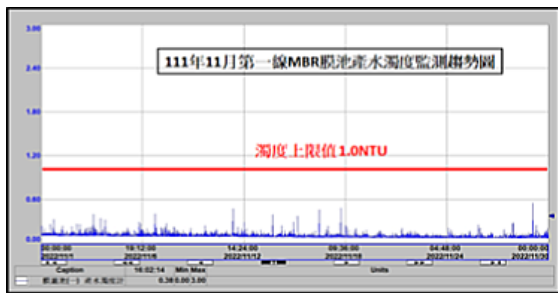


圖 6 原廠 MBR 膜組吊升功能檢查

陸、提供再生水廠水質保障

永康水資源回收中心經 MBR 產出之污水接續 RO 系統來產製再生水，提供南部科學園區高科技廠作為製程用水。因提

供 24 小時連續 RO 產水，MBR 所產製污水需進行 24 小時連續線上監測掌握水質變化，並要求濁度監測上限值須小於 1.0 NTU，以 111 年 6 月第一線 MBR 出水趨勢顯示濁度均不超過 0.6 NTU (趨勢圖如圖 7)。另進 RO 系統通常會以淤塞密度指數 (Silt Density Index，簡稱 SDI) 來評估薄膜阻塞程度的指標，一般會以 SDI_{15} 小於 2 來做為進 RO 膜之操作指標。因 MBR 出水水質穩定，因此 SDI 以線上儀器每日檢測一次，以 112 年 1 月份檢測值如圖 8，平均值 0.43，每日測值均能在小於 2 的指標內，可保障後續 RO



系統的穩定供水、減少膜阻塞情形，延長 RO 膜之 CIP 頻率。

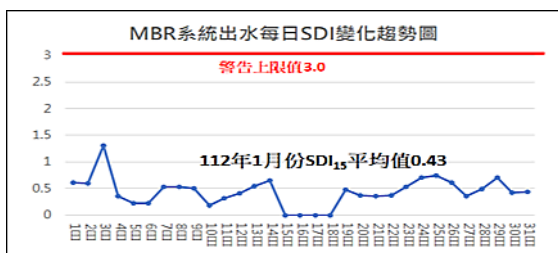


圖 7 MBR 膜池產水濁度監測趨勢圖

圖 8 MBR 出水 (RO 進水) 每日 SDI 值圖

若進 RO 膜之氨氮濃度高時，可能造成微生物於膜管中的墊片、配件死角處

大量滋長生物膜，造成膜的阻塞。而實廠 RO 膜對氨氮之去除效果上限值約 90%，所以，一般再生水廠會要求進膜氨氮濃度小於 5 mg/L，而永康廠經 MBR 後產水均能小於 1.5 mg/L，因此，前面生物系統對氨氮的去除能保障氨氮不至於造成 RO 產水的困擾。

永康廠產製再生水因作為高科技產業製程用水，故有水中微量尿素限值要求 (小於 5 μ g/L)，永康廠污水經生物及雙膜 (MBR+RO) 程序處理，已將再生水中尿素濃度降低至微量，大多數均能達到符合高科技產業尿素限值需求，而用水端南科區內配水池再輔以化學氧化法的高階加藥處理來做為尿素濃度達標的第二道把關。由於水資廠生物及雙膜 (MBR+RO) 程序處理將可能造成尿素的前驅物 (如:氨氮、TOC...) 降至低值，可保障再生水產出之尿素值穩定且微量，也可降低或免除配水池的加藥氧化，達到節藥減碳之成效。

柒、結論

永康廠三段 AO/MBR 系統整體系統硝化能力達 98% 去除效果，整體系統脫氮能力達 81% 去除效果。相較於以 2 倍進流量回流操作之單段 AO 系統理論上僅能有 68% 之脫氮效果，三段 AO 系統能有較佳之除氮效果。

微篩機操作、膜池曝氣方式及風量、

正確藥洗操作、膜池內 MLSS 濃度及污泥齡等關鍵因子的掌握及操控，使膜絲維持正常且有效的功能，操作 2 年多來均僅需 CIP 藥洗，無需將模組吊上來以人工清洗。另原廠年度功能檢視無毛髮、纖維及雜質等殘留在膜絲間，也無膜絲纏繞或脫落的情形，另量測膜絲擺幅均正常。

永康廠產製再生水有水中微量尿素限值要求（小於 $5 \mu\text{g/L}$ ），污水經生物及雙膜（MBR+RO）程序處理，已將再生水中尿素濃度降低至微量，符合高科技產業尿素限值需求，而配水池再輔以化學氧化法的加藥處理來作為尿素濃度達標的第二道把關。由於水資廠生物及雙膜（MBR+RO）程序處理將可能造成尿素的前驅物（如：氨氮...）降至低值，可保障再生水產出之尿素值穩定且微量，也可降低或免除配水池的加藥，達節藥減碳成效。

參考文獻

1. SUEZ, SUEZ's Water Technologies & Solutions, 操作與維護手冊 MBR 處理系統，為永康水資源回收中心，A 版，第 7-31 頁，2020 年
2. HU Xiang, XIE Li 等, Biological Nutrient Removal in a Full Scale Anoxic/Anaerobic/Aerobic/Preanoxic-MBR Plant for Low C/N Ratio Municipal Wastewater, Chinese Journal of Chemical Engineering, 22(4) 447—454 (2014)
3. 內政部營建署，污水處理廠設計及解說，110 年版增修訂，中華民國 110 年 11 月 19 日
4. 台灣水環境再生協會，活性污泥膜濾法(MBR) 技術與應用，2009 年 8 月
5. Oliver Terna Iorhemen 等, Membrane Bioreactor (MBR) Technology for Wastewater Treatment and Reclamation: Membrane Fouling, Membranes (Basel). 2016 Jun; 6(2): 33



摘要

臺南地區乾濕季分明，降雨主要來自夏季季風及鋒面與颱風入（過）境時所帶來的雨水。然而因近年受太平洋冷高壓影響，夏季出現天候異常，颱風未入（過）境，水資源匱乏的問題便浮現隱憂。由水量觀點檢視，當前臺南地區用水以農業為重，占比達 63%，民生和工業用水占比則分別為 19%與 18%，其中工業用水因產業發展逐年增長，並以科學園區需求增長最快，預估到了 2031 年，每日用水需求將達 81.3 萬噸，若以當前的日供水能力 40.3 萬噸來看，屆時將出現 41 萬噸的用水缺口。

臺南地區目前有三座新建中公共污水再生之再生水廠支援南科園區用水，分別是永康、安平及仁德，其中永康廠自 2022 年 12 月起供水量達 8,000 CMD，並持續擴增產量；安平廠自 2023 年 3 月起供水量達 10,000 CMD，4 月可緊急增量到 20,000CMD；而仁德廠統包新建工程刻正進行中，預計 2024 年年底完工，翌年正式供水量最大達 10,000 CMD，三座再生水廠全期完工後，可望為南科園區帶來 6.3 萬 CMD 用水，約 1/3 座南化水庫蓄水量的豐沛水源。

仁德再生水廠是國內第一座採交換水源架構的再生水廠，供應仁德水資源回收中心周邊事業單位（奇美實業公司）使用再生水，並由南科園區廠商使用替代履行之自來水量，同時支付再生水與自來水水價之差額，透過替代履行作業為用水端、供水端及政府機關等三方共贏最佳示範。

臺南市再生水建設發展與推動

臺南市政府水利局

壹、前言

耗水產業南遷，帶動南台灣用水量高速成長，根據科技部公布的數據，111 年上半年度臺南科學園區平均每月用水量登臺灣三大科技產業聚落之首，達到近 20 萬噸，以單日用水量計算，占臺南市單日用水量的 7%，未來，隨著產業聚落擴張、氣候變遷之降雨型態轉變，產業供水越發吃緊。

高科技產業為高用水大戶，缺水成了高科技業者的「阿基里斯腱」致命的要害。台積電在財務揭露報告中預告，臺灣未來每 10 年會發生一次乾旱，恐影響營收約 0.7%~1.1%，若以去年的總營收計算，初估將損失 165 億。

除了立即、顯見的營收損失，缺水對企業聲譽的衝擊也是一大風險。2021 年台灣鬧乾旱，三大科技產業聚落所在的新竹、臺中、臺南陸續實施限水措施，同一時間又碰上全球晶片荒，內憂外患夾擊之下，海外廠商都害怕臺灣半導體業者無法準時交貨。

貳、臺南市三座再生水廠建設情形

臺南市再生水廠推動為行政院 102 年「公共污水處理廠放流水回收再利用示範推動方案」及 108 年「前瞻基礎設計計畫-水環境建設（水與發展）再生水工程推動計畫」所列辦理之廠址，透過建立

臺南地區大型放流水回收再利用設施，期能減輕臺南用水之壓力，各廠建設情形如下。

一、永康再生水廠

永康水資源回收中心廠址位處永康區北端，北臨鹽水溪，東北與鹽水溪畔相鄰，東為永安路、東南為仁愛街及臨永康大排。本中心基地座落於臺南市永康區三民段，面積約 9.67 公頃，其中約 2.36 公頃為水質淨化場用地，承受水體為鹽水溪。

永康水資源回收中心及再生水廠取水來源源自永康區污水下水道系統，污水分 2 條幹管進入永康水資源回收中心，工程分 3 期興建，每期處理水量為每日 29,000 立方公尺，並將放流水水質處理至表 1 之放流水水質標準。

營運初期用戶接管污水量不足時將以柴頭港溪截流水作為補充水源，永康水資源回收中心採單一放流口設計，再生水廠濃排合併永康水資源回收中心放流水排放至鹽水溪。永康再生水廠位於永康水資源

表 1 永康水資源回收中心放流水水質標準

水質項目	最大限值
BOD (mg/L)	20
SS (mg/L)	20
TN (mg/L)	15
TP (mg/L)	2.0

回收中心地內，包含附屬設施佔地約 2,200 平方公尺，詳圖 1。



圖 1 永康水資源回收中心及再生水廠位置圖

內政部營建署於 104 年完成永康水資中心細部設計工作，配合後續再生水政策之推動合併水資源回收中心與再生水廠興建，使設計、施工配合再生水使用端用水期程需求，採統包方式發包，加速建設之執行並整合水資源回收中心與再生水廠之操作維護。

本案先期規劃即以 104 年之細部設計成果為基礎，採用三段 AO 程序作為生物處理主要程序，並將二沉池設計改為膜生物反應器 (MBR-膜過濾孔徑： $\leq 0.4 \mu m$)，於生物處理系統前 (初沉池後) 設置微篩機，以保護 MBR 避免被阻塞、刺破或刮破。水資源回收中心三段 AO+MBR、與再生水廠 RO 薄膜系統組成主要處理流程，其中三段 AO+膜生物反應器 (MBR) 組成之生物處理系統，其膜生物反應器 (MBR) 屬薄膜處理系

統，其孔隙界於 MF~UF 之間，出水水質近似 UF 薄膜系統，MBR 產水池出水，經 RO 薄膜系統處理即可符合再生水使用端之需求，而為確保輸配水安全經加氯消毒後再供水至使用端。

原水自污水處理單元膜濾池產水池後端取水，採泵送方式送至送進 RO 處理系統完成再生程序，再生水經管中加氯後流至 RO 產水池暫存，之後再以加壓泵經輸配水管輸送至南科配水池，南科配水池設置去除尿素設備，以確保尿素到達標準後再供使用端使用，RO 系統所排出濃鹽水，若濃度符合放流水及處理水水質標準可直接排放，若不符合放流水及處理水水質標準，則該出水將先經過除磷過濾後，再排至消毒池前與放流水合併處理。而系統所產生反沖洗廢水及 CIP 廢水，返送水資源回收中心系統處理。

再生水廠全期供水量 15,500 CMD，分兩階段興建，本案以最大產水量設計，每組最大產水量 4,290 CMD (共 4 組)，RO 化學清洗及反沖洗約 152 CMD，水質分析與其他損耗約 2%-80 CMD，最大產水量 16,928 CMD 回收率 70%，扣除廠內循環化學清洗水及反沖洗水 608 CMD，則供水之廠水量為 16,320 CMD 回收率為 67%。截至 112 年 1 月 31 日單位耗電量 (度/ m^3) 為 1.94 度/ m^3 (包含為降低放流水總氮超量進流之污水處理電力)，處理完成之再生水藉由 2 支 HDPE 管線經永安再生水水管橋

至鹽水溪北岸，再沿鹽水溪進入其支流大洲排水線至樹谷聯絡道，最後銜接樹谷大道進入南科園區，至南科園區內三抱竹路與南科九路交叉路口之永康再生水配水池及高階處理設施，輸水管線全長約 9.4 公里除永安水管橋採高架設置外，其餘輸水管線均埋設於地下約 1.5 m 位置。

永康水資源回收中心及再生水廠為處理永康地區的污水轉化為回收水，是永續水循環中心，水資中心與再生水廠配置以最小環境衝擊與最大的尊重態度，對待當地自然環境及歷史文化，使之亦為健康的永續性環境。整體設施整合景觀公園，串連管理中心、再生水廠、礮間水質淨化場、及人工溼地四者的動線，結合管理、教育、生態及景觀的綜合園區。再生水廠位置鄰近永康大排水岸礮間水質淨化場，為臺灣再生水重要教育園區，再生水廠建築意象以礮間水質淨化場之礮石為建築量體設計概念，與環廠之景觀綠帶、景觀滯洪池形成整體景觀視覺區。另因應臺灣南部炎熱氣候，再生水廠建築外牆採雙層牆構築，利用空氣層降低室內日射熱並規劃擾流風機、透氣百葉，增進室內自然通風，另屋頂層鋪設隔熱層及架設太陽能板降低外部能源之依賴。再生水廠為地上一層與地下一層之構造物，地面層設置控制室及 RO 膜組，地下層則對應地面設置 RO 供水、加壓機組與 RO 藥洗系統，另 RO 給水池及 RO 產水池亦設於 RO 機房地下層。

永康再生水廠自 111 年 12 月 16 日分 2 階段開始營運，第一階段供應南科園區台積電、聯電、群創等公司每日 8,000 CMD 之再生水，第二階段供應 15,500 CMD 之再生水。自 112 年 3 月 1 日起，臺南地區進入減量供水「橙燈」，南科園區限定採總量管制方式實施節水 10%，永康再生水第一階段供水量達 8,000 CMD 佔南科目前需水量 17 萬噸之 4.7%，必要時可由臺南市政府通知啟動第二階段擴廠工程，將再生水產量擴增至 15,500 CMD，永康再生水及時補充南科科技廠用水近 1/2 限縮量，可謂實質上即時為南科用水注入強心針。

二、安平再生水廠

安平再生水廠位於安平水資源回收中心內，再生水廠主要水源取自水資源回收中心之放流水，以目前安平水資源回收中心污水處理量每日約 14 萬噸，足以供應再生水 37,500 CMD 處理量之水源。安平再生水廠進水水質標準如表 2。

表 2 安平再生水廠進水水質標準

項次	水質項目	限值	單位
1	懸浮性固體(SS)	30.0	mg/L
2	生化需氧量(BOD)	30.0	mg/L
3	化學需氧量(COD)	100.0	mg/L
4	硝酸鹽氮 (Nitrate Nitrogen)	50.0	mg/L
5	硼(B)	0.85	mg/L
6	砷(As)	0.5	mg/L
7	鎘(Cd)	0.03	mg/L
8	鉻(Cr)	2.0	mg/L

安平再生水廠主要提供南科園區科技廠之製程用水，對於水質要求嚴謹，相關再生水供水水質標準如表 3。

因用地範圍的限制，安平再生水廠僅佔地 0.28 公頃，採立體式建築規劃（地下 1 層，地上 3 層），考量潛在用水端之用水潛能，已於土建規劃時保留擴充

至 60,000 CMD 產水規模之空間。

安平再生水廠第一階段供應 10,000 CMD，後續將提升至 37,500 CMD，其單位耗電量（度/m³）在供水 10,000 CMD 時控制在 4.7 度/m³ 內，在供水 37,500 CMD 時控制在 3.53 度/m³ 內。再生水廠處理流程為安平水資源回收中心

表 3 安平再生水廠供水水質標準

項次	水質檢測項目	單位	標準限值	項次	水質檢測項目	單位	標準限值
1	溫度	℃	15~35	12	正磷酸鹽	mg/L	<0.5
2	導電度(EC)	μ S/cm	<250.0	13	氯鹽	mg/L	<15.0
3	pH	-	6.0~8.5	14	總溶解固體物(TDS)	mg/L	<150.0
4	濁度	NTU	<0.3	15	硫酸鹽	mg/L	<45.0
5	懸浮性固體(SS)	mg/L	<1.0	16	砷	mg/L	<0.05 (自來水水質標準)
6	總有機碳(TOC)	mg/L	<1.0	17	鎘	mg/L	<0.005 (自來水水質標準)
7	總硬度(TH)	mg/L as CaCO ₃	<50.0	18	鉻	mg/L	<0.05 (自來水水質標準)
8	氨氮	mg/L	<0.5	19	鹼度	mg/L as CaCO ₃	<30.0
9	亞硝酸鹽氮	mg/L	<0.1	20	化學需氧量(COD)	mg/L	<4.0
10	硝酸鹽氮	mg/L	<10.0	21	尿素	mg/L	<0.005
11	硼	mg/L	<0.1	22	大腸桿菌群(濾膜法)	CFU/100mL	-

註 1：上表中第 1 至 21 項水質基本要求適用於甲方供應乙方之產水標準；第 22 項僅納入水質檢測項目，不作為水質標準限值。

註 2：第 1 至 20 項為丙方供應甲方之產水標準，第 21 項尿素丙方供應甲方應符合之參考上限值先訂為<0.121mg/L，再依試車(或試營運)結果訂出實際操作限值，由甲方及丙方確認，如有爭議由丙方邀請第三方專家學者共同協商確認；第 22 項僅納入水質檢測項目，不作為水質標準限值。

放流水→前處理(快濾單元)→UF單元→1 pass RO單元→WAC→2 pass RO→再生水,處理程序詳圖2。

為提昇水再生程序效率,採 2-pass 2-stage RO 運行條件,有效去除硼污染物。為使 RO 能在高 pH 條件下運行,可能引起膜結垢狀況,水中硬度和其它陽離子必須先去除,二氧化碳也要除到一定程度,以減少水的緩衝性。經試算評估在高 pH 條件下,離子去除率可以達到:硼 >99.4%、矽 >99.97%、有機物(TOC) >99%。

輸水管線因應用水端可能最大用水量採每日 37,500 立方公尺作為規劃,保留未來擴充可能新增需水量,管線採用 HDPE (ψ 710 mm),雙管設置,大部分以明挖埋設為主,部分影響交通或過河段改以推進工法施作。輸水管線路線自再生水廠經安平區健康路三段→國平路→慶平路慶平公園→民權路四段→華平路→和緯路五段→西賢街→府安路七段→永續一

街→郡安路六段→安通路六段→安通路五段→安通路二段→山海圳自行車道→慶和路二段→慶和路一段→穿越國道一號橋下→南 135 縣道→樹谷大道→木柵港西路→安順二路→三抱竹路→北園二路→配水池,共行經約 24 公里長,輸水路徑如圖 3。

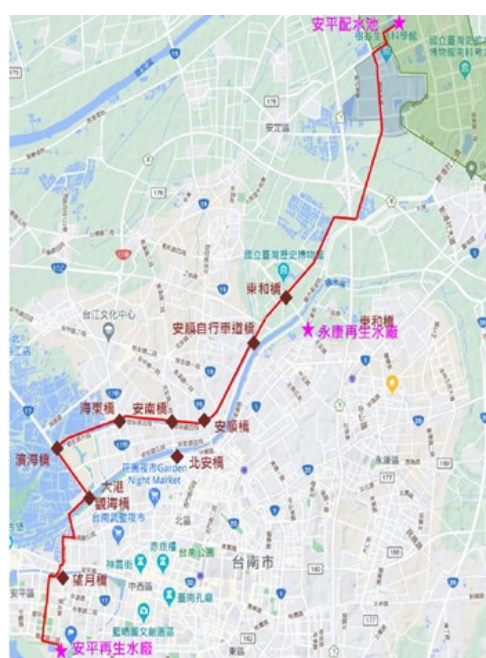


圖 3 安平再生水廠輸水路徑示意圖

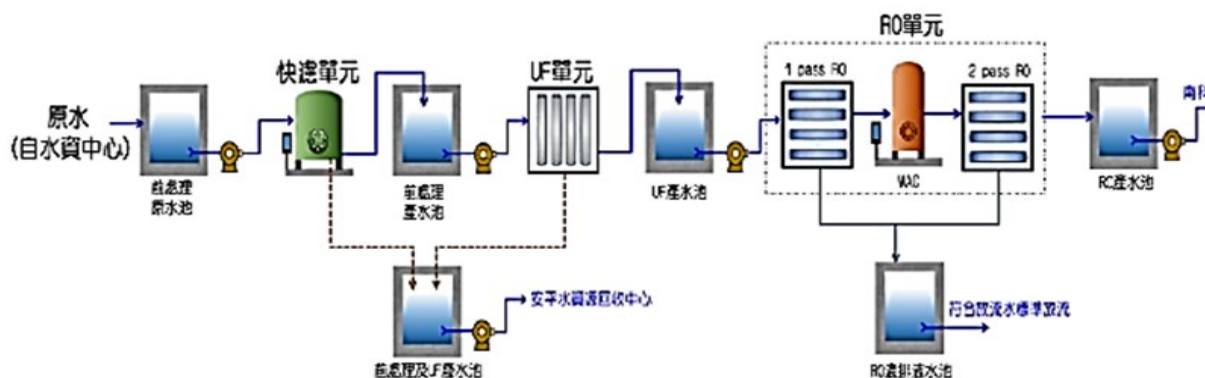


圖 2 安平再生水廠處理流程圖

安平再生水廠建築物造型以平面形塑成為方正格局，外牆將以「水」作為再生水之意象，發展以水為多樣主題的建築造型特色，外牆材料以金屬包版拼接色塊，其特色為施工容易快速，搭接靈活輕巧，為一般科技廠房常用之外牆材料，並以深淺藍、深淺灰漸層擴散排列，以海洋色彩揭示水的主题，帶來水面「波光嶙峋」外觀特色，如圖 4。



圖 4 安平再生水廠外觀現況

安平再生水廠各樓層概述為：B1 為各產水池，1 樓為電器室、備品室、緊急發電機室、加藥室，以及再生水設備操作區快濾桶及 UF 單元，2 樓包含控制室（為再生水廠核心操作空間，除監視及操控再生水廠各產水程序之控制外，尚包含輸水管線系統監控及配水設施監視等功能）、加藥室、備品室、一階 RO 產水池以及再生水設備操作區，3 樓預留二期 RO 單元。

本案採統包方式執行，於 109 年 6 月 17 日開工，接續設計作業及施工，112 年 2 月供應 10,000 CMD 再生水至南科配水池供應南科園區調配使用，全期規劃於 113 年供應 37,500 CMD 再生水。本案媒合用水端起始經歷工程招標、施工等過程，多有水量供應、水價討論、用地取得、交通影響等問題待解決，在各單位與施工團隊多方配合及協調下，完善順利解決，工程順利推展。另臺南市政府為讓民眾對公共工程有信心，特地成立廉政平台，秉持資訊透明公開的精神，排除外部勢力的不當干預，讓國家重大建設能夠如期、如質完成，並讓優質政府服務能為民所感。

三、仁德再生水廠

受限於仁德水資源回收中心現況污水處理量規模，再生水之水源透過下水道用戶接管數推估，113 年底污水放流量約 15,000 CMD，為確保營運期間水資源回收中心處理量能有足夠水源供應運用，另納入截流港尾溝溪約 6,000 CMD 處理。再生水廠供水量規劃一期最大量為 10,000 CMD，進水水質標準如表 4，後續隨接管水量增加將同步減少截流量，完善整體污水處理及水再生程序。

再生水廠新建工程土建及機電部分設置可供水每日 10,000 立方公尺需求空間設置，並提供符合用水端需求水質如表 5 所示。

表4 仁德再生水廠進水水質

項目	單位	設計數值	備註
COD	mg/L	30	依民國 109-110 年水資中心放流水水質資料，COD 月平均值為 15.6~25.1 mg/L，COD 以 30 mg/L 設定
SS	mg/L	20	依民國 109-110 年水資中心放流水水質資料，SS 月平均值為 3.7~12.6 mg/L，SS 以 20 mg/L 設定
總氮	mg/L	35	依民國 113 年放流水 TN 規範設定
氨氮	mg/L	5	回饋鳳山溪再生水廠操作，建議進水水質氨氮需低於 5 mg/L 設定
硝酸鹽氮	mg/L	30	依民國 113 年放流水 TN 規範扣除氨氮進水設計值
TOC	mg/L	8	依民國 109 年放流水補充調查，TOC 與 COD=1：4 換算設定
總溶解固體	mg/L	1,500	依民國 109 年放流水補充調查，導電度<2,000 μ S/cm 設定，TDS 與導電度=3：4 換算設定
導電度	μ S/cm	2,000	

表5 仁德再生水廠設計產水水質

項次	項目	再生水水質
1	溫度	< 32°C
2	氫離子濃度(pH)	6.0-8.5
3	比導電度	< 250 μ S/cm
4	懸浮性固體物(SS)	<3.0 mg/L
5	濁度	< 0.3 NTU
6	總有機碳(TOC)	< 2.0 mg/L
7	氨氮	< 0.5 mg/L
8	亞硝酸氮	< 0.1 mg/L
9	硝酸鹽氮	< 10 mg/L
10	硼(B)	< 1.0 mg/L
11	磷酸鹽(PO_4^{3-})	< 0.5 mg/L
12	氯鹽(Cl^-)	< 15 mg/L
13	總溶解固體物(TDS)	< 150 mg/L
14	硫酸鹽(SO_4^{2-})	< 45 mg/L
15	砷(As)	< 0.05 mg/L
16	鎘(Cd)	< 0.005 mg/L
17	鉻(Cr)	< 0.05 mg/L
18	鹼度(as CaCO_3)	< 30 mg/L
19	總硬度(as CaCO_3)	< 50 mg/L
20	總菌落數	<100 CFU/100 ml

再生水廠預定廠區位於水資源回收中心東側空地，再生水建議處理流程為放流水（未加氯前）→快濾→UF 單元→RO 單元→消毒（加氯）→再生水用戶端（奇美實業公司），如圖 5；整廠回收率 65%以上，單位耗電量（度/ m^3 ）在供水 8,000 CMD 時控制在 2.43 度/ m^3 內。輸水管線因應用水端可能最大用水量為量每日 15,000 立方公尺作為規劃，保留未來擴充可能新增需水量，管線部分採用

HDPE（ ψ 355 mm），雙管設置，輸水路線自再生水廠經台 86 快速道路北側道路往東約 780 公尺右轉，接右側田厝一街往南行進，直行約 1,560 公尺後左轉接崑崙街，直行約 130 公尺，右轉至國道一號旁道路，直行約 490 公尺至奇美實業之接水點，總長約 3 公里，施工方式以明挖為主若遇重要民生管線或路段則採用短管推進工法，輸水路徑如圖 6。

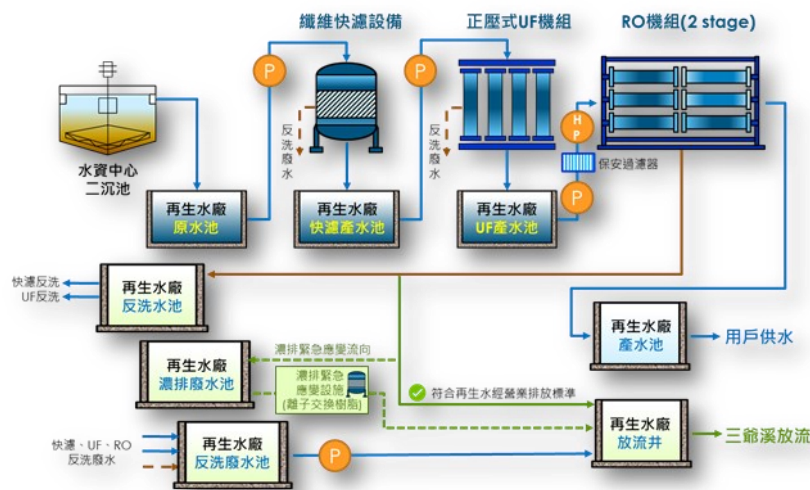


圖 5 仁德再生水廠處理流程示意圖



圖 6 仁德再生水廠輸水管線及截流點示意圖

開發區域鄰接植生區、三爺溪、台86快速道路等區域，應避免過大之建築量體感建築物，並達成增加綠覆率面積、土方平衡、及基地保水等目標降低開發行為對周邊環境影響。於各通道鋪面以透水性材料，設置雨水貯留設施運用於回收運澆灌並控制溢放流，降低全球極端氣候之瞬間暴雨對周邊環境影響。

整體建築立面設計延續水資中心廠區黃色系元素進行色彩轉變為與綠帶區域融合性更高灰白色系元素，進行轉變再生的立面元素，如圖7。整體造型的衍生概念也與廠區的再生水設備運行配置區域相呼應對，並以取得銀級以上之綠建築為目標。



圖7 仁德再生水廠規劃及模擬示意圖

本案採統包方式執行，於111年11月08日起進行新建工程設計及施工作業，再生水量規劃最大每日1.0萬噸，預計113年完工供水，其中水資源回收中心肩負提供再生水廠穩定水源之重要任務，而備用的截流水源與逐步提升污水收集管線系統執行下，水資源回收中心也需具重大污染應變的特殊處理程序，以及提供穩定放流水質之能力，故統包團隊針對原設計之處理單元其脫硝功能提升，也一併進行考量改善，將既有污水處理程序垂直氧化渠(VLR)調整為AO-MLE程序，預估可將總氮去除率提升至65%，確保再生水濃排水可直接排放，另隨未來污水量逐步提升其氨氮、硝酸鹽氮的削減需一併提高，透過新建工程同步辦理。

仁德再生水廠是國內第一座交換水源再生水廠，供應仁德水資源回收中心周邊事業單位(奇美實業)使用再生水廠產出之再生水，並由南科園區廠商使用替換之自來水，支付再生水與自來水水價差額，為本案最重要之推動關鍵，透過就近供水方案直接節省再生水直供南科園區輸水管線(約30公里)約20餘億元之建設經費，另長距離的輸水動力費用也將影響後續操作營運費用與企業使用水價，透過本案例替代履行作業將為三方共贏最佳示範。

參、替代履行

推動公共污水處理廠放流水回收再利用已然成為臺灣永續發展之重點政策，綜觀歷年成果，高於自來水價之再生水價格在將本求利的商業模式下難以說服使用端負擔更高的費用，致使再生水之推動遭遇阻礙。雖目前已有鳳山溪、臨海、永康及安平等再生水案例，但多為點對點方式（詳圖 8），然本計畫與前述案例之再生水使用模式有所異同，是國內第一座仿碳交換之交換水源再生水廠，在推動期間機制研析如下。

為順利辦理仁德再生水廠之推動，臺南市政府自計畫推動時便以仁德水資源回

收中心為基準原點進行周邊潛在用水戶調查，依水資源回收中心 5 公里範圍內篩選用水對象，相關單位有保安工業區、仁德工業區、新田工業區、奇美實業公司、沙崙智慧綠能科學城、奇美博物館、臺南都會公園、臺南航空站等較具可行性，掌握潛在用戶，透過座談會、訪談瞭解潛在用戶對於使用再生水意願及想法，其中以奇美實業公司較具可行性，用水需求最大可達每日 1 萬立方公尺，故為仁德再生水廠推動之主要用水端。

一、法源依據

依據再生水資源發展條例第 4 條以及水源供應短缺之虞地區使用再生水辦法

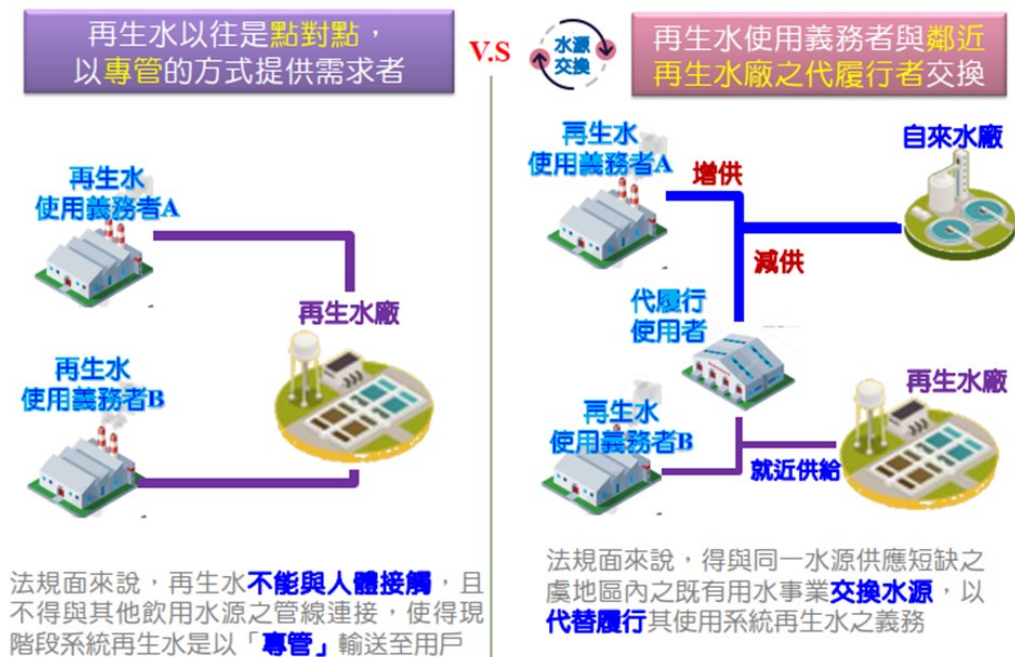


圖 8 再生水供應權責架構

第3條規定，因此，民間廠商若於水源供應短缺之虞地區興辦再生水廠，依據上開規定，有一定市場規模。次依水源供應短缺之虞地區使用再生水辦法第7條第1項規定，若有位於水源供應短缺之虞地區之廠商，因上開法規而有應使用再生水之義務，依據上開法規之要求，除自行使用外，得以替代履行之方案辦理之。相關條文爰為本案辦理根基。

二、本計畫換水機制之定性

科技部南部科學工業園區管理局106年12月20日提送「南科管理局臺南園區用水計畫書」第二次修正本，俟由經濟部水利署同意執行，南科管理局承諾於113年後全區使用8.3萬噸再生水。

爰由前揭依據，臺南市政府與奇美實業公司於107年7月簽署再生水使用意向書；同年10月南科管理局提出「臺南科學園區二期基地開發暨原一期基地變更計畫（第十次變更）環境影響差異分析報告」修正本，在修正本內容論及水資源檢討時，略謂：「園區廠商將使用替換之自來水並補貼差價預估最大換水量約為1萬CMD...」故而，奇美實業公司與南科交換水源，作為「臺南科學園區二期基地開發暨原一期基地變更計畫（第十次變更）環境影響差異分析報告」以及「南科管理局臺南園區用水計畫書」第二次修正本之實施基礎，採替代履行機制落實永續水資源發展及淨零碳排目標。

三、再生水使用意向書之落實與障礙

（一）再生水量之歸屬

使用再生水量對企業形象有助益，惟受限機制條款期程範圍內之水量權歸屬，為符合「臺南科學園區二期基地開發暨原一期基地變更計畫（第十次變更）環境影響差異分析報告」以及「南科管理局臺南園區用水計畫書」第二次修正本之實。替代履行之再生水量權歸屬南科管理局，而非用水單位。

（二）耗水費開徵與再生水額度之扣抵

依據水利法規定，對於用水超過一定水量之用水人徵收耗水費為必行之措施，雖中央尚未公布耗水費相關徵收細部方式，惟若使用系統再生水之水量每月達一千立方公尺以上，且占用水人平均每月總用水量及使用系統再生水之水總和百分之三十以上，並經再生水主管機關出具證明者，得減徵耗水費。

奇美實業所使用的「再生水」與南科管理局所使用的「自來水」，二者各採何種認列方式，係依於耗水費計徵方式，或依用水人實際用水水源及水量予以計徵，仍有討論空間，惟水源交換措施之促成，計徵過程對於實際使用再生水者在再生水用量部分自然不計徵，但不計徵之效益歸屬，則應由水源交換雙方自行協議。

(三) 再生水之水量、水質要求以及費用之計算

再生水使用之計算日數則配合開發單位歲修及調整等情況計算，水質與水價息息相關，依據南科管理局於提出之相關計畫「臺南地區再生水廠可提供符合園區廠商之再生水質及需求時，園區將使用再生水預估最大量約為 7.3 萬 CMD，園區廠商將使用替換之自來水並補貼差價，預估最大換水量約為 1 萬 CMD」，南科園區廠商將使用替換之自來水並補貼差價。

四、再生水使用契約之替代履行機制契約架構

用水交換計畫涉及使用廠商（奇美實業公司）、南科管理局及園區廠商（台積電公司），相關介面及權利義務複雜，相關單位之行政協調、權責分工，也增加統籌協調難度。

透過市府積極溝通建立協商機制，與奇美實業公司、南科管理局及台積電公司達成共識（市府與南科臺南園區交換每日 8,000 立方公尺之再生水量），於 108 年已取得使用再生水使用意向書，為確保用水端長期使用再生水之可能，需與用水端（奇美實業公司）辦理再生水用水契約，及交換端（南科管理局與台積電公司）辦理再生水使用量交換契約簽訂，目前再生水用水、交換契約條款及水價部分都已於 110 年 10 月完成簽屬，確立再生水廠新建可順利推動，再生水替代履行權責架構如圖 9。

肆、結論與建議

再生水具有穩定供水特質，可增加水資源利用效率並降低缺水風險，提高區域整體供水可靠度，預期效益如下。

一、提供多元用水方案及調度彈性。

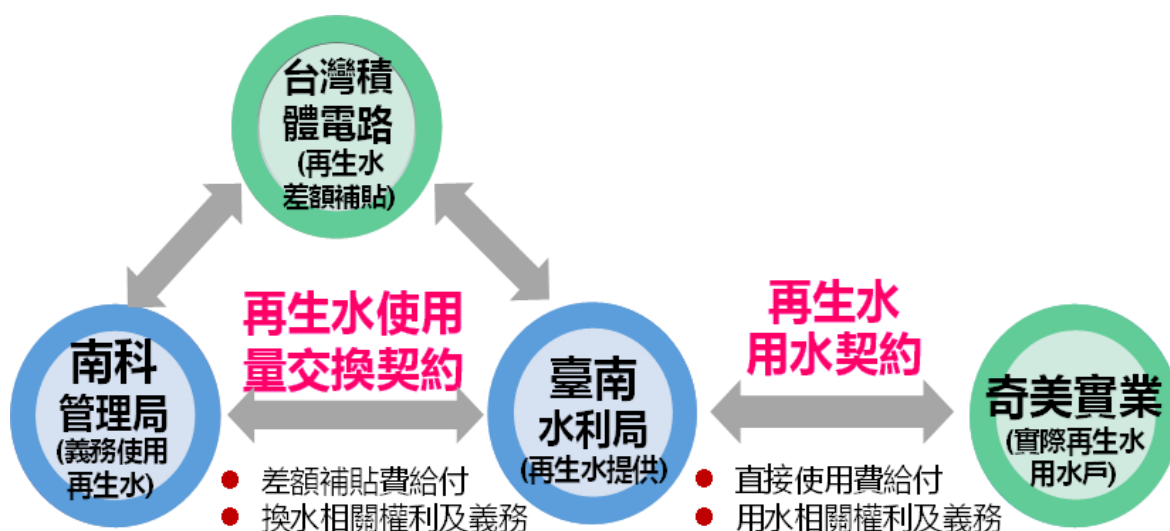


圖 9 仁德再生水替代履行權責架構

二、放流水回收再利用，提供永續利用之穩定水源，提升政府形象，達到環境與經濟共存，宣示強化永續發展之概念與決心，提升正面形象。

三、結合用水調度，有效提升水資源循環，落實水資源回收再利用。

四、提供產業穩定的用水來源，提升就業環境永續經營契機。

國內公共污水處理廠放流水回收再利用已然成為臺灣永續發展之重點政策，業有實廠案例如，高雄鳳山溪廠與臨海廠；臺南永康廠與安平廠可循，然仁德案採用之水源交換模式較現有案例均不相同，基於此前提，就仁德案放流水回收再利用推動過程中遭遇之困難與建議如下：

一、經濟誘因不足影響用水端意願

國內再生水以工業用水為主要供應對象，目前用水端需求水質使得再生水之處理成本高於現行自來水價許多，用水端希望能夠以類似自來水之價格取得再生水，將造成推動再生水時自償性不足且使用誘因偏低之問題，未來仍可透過回收水設備或技術提升或是以促參方式執行，多方面策略將低其成本支出。

二、再生水交換機制權利義務複雜

因應南科用水需求，由環評規範再生水水量，南科考量如全量使用再生水其佔

用水量比例較高，對於產業使用風險將可能將提高，期望能透過水源交換調整部分水源改為自來水，於水源使用調度上將更為彈性。仁德再生水廠與南科距離約 30 公里以上，工程費用高較不具經濟效益，考量由鄰近之事業單位（奇美實業公司）使用再生水，輸水長度僅 3 公里，可減少管線工程費用支出，使本案符合經濟效益，促成採水源交換之推動方式。

因用水端與交換用水端並未有契約關係，市府須居中作為橋樑協調本計畫之水源交換機制，上述介面眾多致使統籌協調不易，推動之權責分工及收費機制等擬藉由本計畫凝聚共識後建立，建議未來能相關規範來凝聚產官學共識。

三、再生水用水或交換契約未簽定影響工程推動作業

由於用水及交換契約之權責義務介面複雜，如耗水費、環境效益認定等問題，涉及用水端及交換端多個單位，市府雖已有永康及安平案例，然仁德案與前述案例之用水管理單位異同，在三方未能有共識下，進行期約 2 年時程法規及約定條款確認，也衍生無形的水資源損失，雖主管機關透過各類型專案，針對水資源開發尋求最佳作為，期盼仍能持續推廣及宣導加深民眾及企業認知，加速再生水普及。

下水道·水再生期刊稿約

壹、誠徵稿件

- 一、本期刊為內政部營建署針對下水道領域所發行之期刊，每年三、七、十一月下旬出版，誠徵稿件。
- 二、歡迎下水道從事人員以及設計、產銷有關下水道工程之器材業者提供相關文稿，如創見或新研究成果；國外新知或工程報導；下水道工作現場發表感想；國內有關下水道發展之研究計畫；國內、外與下水道相關之新書介紹等。
- 三、惠稿每篇以伍千至壹萬字為宜，特約文稿及專門論著不在此限，本期刊對於文稿之文字有刪改權，如不願刪改者，請於來稿上註明；無法出刊之稿件將儘速通知。
- 四、惠稿（含圖表及著作權讓渡同意書，並請提供一張圖片作為封面圖片）請用電子檔寄至 twea900606@gmail.com，並請註明真實姓名、通訊地址（含電話及電子郵件地址）、服務單位及撰稿人之專長簡介，以利刊登。
- 五、本刊原則上不刊載譯文或已發表之論文。

貳、稿件格式

- 一、版面設定：頁面紙張請以 A4 規格 21cm * 29.7cm 直式編排；本文版面規格：版面上下左右邊界各為 1.27 cm；內文段落採單行間距，並設定左右對齊。除摘要，其餘皆以兩欄型式呈現。內文首行需位移 2 字元。
- 二、字型設定：字體中、英文請採微軟正黑體字型。字體大小：頁首頁尾及頁碼採 12 號字，標題採 18 號粗體字（置中）作者姓名、任職單位及職稱採 12 號字（置右），“摘要”標題採 14 號粗體字（置中），各章節標題採 14 號粗體字（置左），內文採 12 號字，圖表標題採 11 號字。
- 三、文章篇幅：每篇文章以 10 頁為限（含所有內容及圖表）
- 四、文章架構：
 - ◆ 標題：宜簡明
 - ◆ 作者姓名、任職單位及職稱：請以置右方式依序條列
 - ◆ 摘要（300 字為限）

◆ 本文 (章節之編序以：壹、一、1、(1)、... 為原則)

◆ 參考文獻

五、圖表配置：本文中之圖表請隨文插入 (與文字排列)，圖表之編號一律以 1,2,... 等阿拉伯數字表示，圖標題請以置中方式標註於圖下方；表標題以置中方式標註於表正上方。

六、數據規範：內文中之數字請以阿拉伯數字呈現，並採用半型，可量化數字超過 3 位數請以逗號區隔，如 1,234 ；年份請以西元紀年；文中所使用數據單位請以公制單位，如：min、℃、mg/L 等，數字及單位之間請空半形 1 格。

七、參考文獻格式

期刊：作者，篇名，出處，卷期，頁數，年月。

書籍：作者，篇名，出版，頁數，年月。

機關出版品：編寫機構，篇名，出版機構，編號，年月。英文之作者姓名應將姓排在名之縮寫之前。

【參考文獻 格式範例】

1.歐陽嶠暉，下水道工程學，長松出版社，增訂版，第 45-56 頁，臺北(1992)。

2.黃國文、李方中、於望聖、陳志偉、顏慧敏、施上粟、林旺德、林佳薇 (2017)，公共污水下水道維護管理訪評計畫之研訂與推動，農業工程學報，63(2)，第 1-10 頁。

3.陳余育、劉振宇、鍾淑女、李金靖、陳怡寧、游勝傑，“臺灣地區性水資源回收中心新冠肺炎病毒檢測初探”，中華民國環境工程學會 2021【廢水處理技術研討會】研討會，110 年 8 月 19 日，第 132 頁(2021)。

八、文章內文格式範例 (請洽本期刊編輯組)

參、本期刊內容將刊載於內政部營建署下水道資訊入口網 (<https://sewergis.cpami.gov.tw>) 歡迎各界參閱。

著作權授權使用同意書

_____(作者/機關名) 保證除本次投稿至「下水道·水再生」期刊之文章 _____(文章名) _____，相同內容未專屬授權至國內外其他有版權之期刊或有抄襲之情事，若有涉及著作權之侵權或其他不法行為，本人願負相關之法律責任。

_____(作者/機關名) 同意將本篇文章之著作權自接受刊登日起，授權內政部營建署有重新編排並將本篇文章置於所屬網站及刊物等刊載供外界查詢之權利，但需註明本文章作者。

此 致

內政部營建署

立 書 人：

通 訊 處：

聯 話 電 話：

(親簽後掃描為電子檔與文稿一併寄送至編輯組)

中 華 民 國

年

月

日

中華民國 一百一十二年七月出刊

第 2 卷第 2 期

中華民國 一百一十一年七月創刊

發行人：吳欣修

指導委員：宋德仁、於望聖、邱忠川、范世億、陳志偉、黃一平、劉振宇、
蔡長展（（依姓氏筆畫順序）

編輯委員：王朝民、朱錫麟、阮春騰、邱敏錦、周黎明、林舜宏、侯嘉洪、
洪俊雄、胡念英、康世芳、張添晉、莊順興、陳立儒、黃成龍、
黃良銘、黃靖修、楊仁彰、廖宗銘、鍾志成、蘇玫心（依姓氏筆
畫順序）

總編輯：曾淑娟

副總編輯：周世銘、鄭惠君

執行編輯：游勝傑

出版單位：內政部營建署

地址：臺北市松山區八德路 2 段 342 號

電話：(02)8771-2345

網址：<https://www.cpami.gov.tw/>

執行單位：社團法人台灣水環境再生協會

地址：臺北市松山區復興南路一段 1 號 1204 室

電話：(02)2777-2675

網址：<https://www.twea.org.tw/contact.html>

GPN:2011100010 ISSN:27913805

★★★本刊文章版權所有，非經同意不得轉載★★★

★本刊文章屬個人學術發表，不代表內政部營建署立場★