行政院國家科學委員會專題研究計畫　成果報告

人工溼地應用於硝酸鹽污染之地下水整治技術之開發研究

(3/3)

計畫類別：個別型計畫
計畫編號：NSC92-2211-E-041-016-
執行期間：92 年 08 月 01 日至 93 年 07 月 31 日
執行單位：嘉南藥理科技大學環境工程與科學系(所)

計畫主持人：林瑩峰
共同主持人：荊樹人，錢紀銘，王姿文，李得元

報告類型：完整報告
報告附件：出席國際會議研究心得報告及發表論文
處理方式：本計畫涉及專利或其他智慧財產權，1 年後可公開查詢

中　華　民　國 93 年 9 月 10 日

行政院國家科學委員會補助專題研究計畫

■ 成 果 報 告
□期中進度報告

人工溼地應用於硝酸鹽污染之地下水整治技術之開發研究
(3/3)

計畫類別：■ 個別型計畫　　□ 整合型計畫
計畫編號：NSC－92－2211－E－041－016
執行期間：92 年 08 月 01 日至 93 年 07 月 31 日

計畫主持人：林瑩峰
共同主持人：錢紀銘、荊樹人、李得元、王姿文
計畫參與人員：陳韋志

成果報告類型(依經費核定清單規定繳交)：■精簡報告　□完整報告

本成果報告包括以下應繳交之附件：
□赴國外出差或研習心得報告一份
□赴大陸地區出差或研習心得報告一份
□出席國際學術會議心得報告及發表之論文各一份
□國際合作研究計畫國外研究報告書一份

處理方式：除產學合作研究計畫、提升產業技術及人才培育研究計畫、列管計畫及下列情形者外，得立即公開查詢
□涉及專利或其他智慧財產權，■一年□二年後可公開查詢

執行單位：嘉南藥理科技大學環境工程與科學系

中　華　民　國　93　年　09　月　10 日

中文摘要

利用人工溼地淨化水質，溫度與氣候變化所引起之環境因子的改變常常會影響溼地中微生物的活性，進而影響人工溼地的處理效能。本研究構築自由水層流動式(FWS)與表層下流動式(SSF)之試驗規模(pilot scale)人工溼地(長 5m、寬 1m、高 0.8m)，探討溼地環境因子變化(包括季節變化、日夜間變化) 對溼地中硝酸鹽濃度及硝酸鹽去除效能的影響。溼地系統均種植蘆葦(*Phragmite australis*)。

試驗規模人工溼地在固定水力負荷為 0.05m d^{-1}、進流平均硝酸鹽濃度約 22.61 mg N L^{-1} 的操作下，經超過一年的水質監測。結果顯示，季節變化顯著影響人工溼地對 NO_3-N 的處理效能。FWS 溼地在春夏季的 4 9 月的處理效能介於 72 97%，明顯高於秋冬季 10 3 月間的 20 71%；SSF 溼地在春夏季 4 9 月的處理效能則介於 79 98%，進入到秋冬季 10 3 月後即下降至 39 90%。整個實驗期間 SFF 之 NO_3-N 去除效能(39~98%)略高於 FWS(20~97%)。硝酸鹽去除效能的季節性變化主要是因為水溫的變化影響細菌脫硝作用所導致。由溼地的硝酸鹽去除效能與溼地中的硝酸鹽濃度變化可分別估算出一次動力學去除速率常數。以 Modified Arrhenius Equation 模擬一次動力學去除速率常數與溼地水溫的相關性，進而獲得溫度校正係數(θ)。FWS 溼地及 SSF 溼地的 θ 分別為 1.08~1.13 及 1.06~1.07，FWS 溼地 NO_3-N 去除效能受溫度的影響似乎較 SSF 溼地顯著。

日夜間交替對溼地功能影響的實驗結果顯示， DO 及 ORP 的日夜間變化與 NO_3-N 濃度變化所呈現的消長趨勢，剛好與細菌脫硝作用需低溶氧及低 ORP 條件的理論呈現矛盾。但是，溼地水溫的日夜間變化與 NO_3-N 濃度變化呈消長趨勢，與 Modified Arrhenius Equation 所述溫度影響溼地硝酸鹽去除效能的結果相吻合。另外，不少文獻均報導溼地中進行脫硝作用及硝酸鹽去除的另一個環境限制因子為碳源(脫硝所需的電子提供者)，溼地脫硝所需碳源為水生植物生產力所貢獻。實驗結果顯示，溼地 TOC 濃度的日夜間變化與 NO_3-N 濃度變化呈消長趨勢也與文獻所述碳源為溼地脫硝作用的限制因子結果相吻合。因此，判斷人工溼地中進行脫硝作用及硝酸鹽去除的環境限制因子，主要為溫度及碳源而不是 DO 及 ORP。儘管日間溼地的外部環境(bulk environment)呈現較氧化的狀態，但是溼地中不乏低溶氧及低 ORP 的微環境(microenvironment)，在較高溫的條件下有利於脫硝的進行；相反地，到了夜間溼地的外部環境雖然呈現較還原狀態，但是因夜間溫度降低及碳源的減少卻阻礙脫硝的進行。

關鍵字:人工溼地，硝酸鹽，環境因子

Abstract

The variation of environmental factors resulted from seasonal variation and day-night sequences could affect the microbial activity, thus influencing the performance of constructed wetland for wastewater treatment. The primary goal of the study was to investigate the effect of seasonal variation and day-night sequences on

nitrate removal from a nitrate-contaminated groundwater in free water surface flow (FWS) and subsurface flow (SSF) wetlands. Pilot-scale FWS and SSF wetlands, measuring 5m (length) × 1m (width) and planted with common reed (*Phragmites australis*), were set up to achieve the study purpose.

A simulated nitrate-contaminated groundwater containing around 22 mg N/l of nitrate were continuously fed into the constructed wetlands under a hydraulic loading rate (0.05 m d^{-1}). The influent-effluent data of more than 19 months continuous operation showed that the FWS and SSF wetland respectively reduced 72~97％ and 79~98％ of influent nitrate during warm season from April to September, and these reductions decreased to 20~71％ and 39~90％ during cold season from October to March of a next year. Nitrate removal of the SSF (39~98％) was slightly better than that of the FWS (20~97％). The relationships between nitrate removal and water temperature in the FWS and SSF wetlands were found fitting the modified Arrhenius equation with correlation coefficients of 0.775 and 0.511, respectively. As a consequence, temperature correction factors（θs） of 1.08~1.128 and 1.06~1.07 and 20℃ first-order removal constants (k_{20}) of 0.132~0.192 and 0.135~0.319 d^{-1} were obtained for the FWS and SSF system, respectively. Temperature effect on the FWS wetland was seemly more significant than the SSF wetland.Several parameters of water column in the FWS and SSF wetlands were also monitored sequentially to examine the effect of temporal variation of wetland behaviors during night and day sequences. While dissolved oxygen (DO) and oxidation-reduction potential (ORP) consistently increased in the day and decreased in the night, nitrate were maintained at low level in the day and high level in the night. This phenomenon conflict the fact that nitrate removal due to bacterial denitrification requires an anoxic condition. Besides, water temperature increased due to sunshine in the day and decreased in the night, resulting in around 3~4 ℃ of temperature difference between day and night. Furthermore, dissolved total organic carbon (TOC) was found cyclically increased in the day and decreased in the night, which was probably because of the release of organic carbon due to photosynthesis of macrophyte in wetland that occurring in the day and ceasing in the night. Accordingly, both temperature and TOC in water column, rather than DO and ORP, were considered as the limiting factors that could affect the nitrate reduction in constructed wetlands.

Keyword: constructed wetland, nitrate, environmental factors

一、前言

地下水為臺灣主要的水源之一，卻因密集的耕作方式，大量而且密集的對土壤施以化學肥料[(1)]，以及工業、養殖畜牧業和都市污水，未能妥善處理而排放，造成氮化合物累積於自然環境中，其中有一部份以硝酸鹽氮型態(NO_3-N)溶入地下水中，使得 NO_3-N 在地下水的濃度提高，進而影響飲用水水源[(2)]。然而，國內廢(污)水排放標準中並無含氮物質之管制，在農業生產上亦無化學肥料使用上之限制，未來水體中硝酸鹽濃度逐漸增高之趨勢應是可預期的。

當人體攝食硝酸鹽累積過量之作物，食入人體之硝酸鹽會在人體還原成亞硝酸鹽，再進一步轉化為具致癌性的亞硝胺（Nitrosamine）危害人體。此外，水質中硝酸鹽含量過高時，會造成嬰兒之「棕血球過多症」（Methemoglobinemia）或稱「藍嬰症」。因此，有關地下水硝酸鹽去除之整治技術開發及建立愈顯重要。

除了對人體的傷害之外，水體中的硝酸鹽若含量過高，亦會促進藻類生長並加速地面水體優養化[3]。

國外已有許多地區，例如在歐洲，約有 22%左右的耕作地區地下水硝酸鹽濃度值遠高於世界衛生組織[4-5]所規範的允許值(50 mg L^{-1}，相當於 11.3 mg NO_3-N L^{-1})。在美國與中國大陸等地區也有相同的問題[6]。逐漸升高的硝酸鹽污染濃度致使歐洲的許多國家開始制定法律規範此一問題，並且強制個別的農田施肥時須進行氮平衡含量管制，以及對氮污染保護區及水井做管理規範[7-9]。

國內於 89 年 2 月通過「土壤及地下水污染整治法」，有關地下水污染調查、管制、控制、整治及復育等問題及工作已逐漸展開。環保署於 90 年 11 月公佈的「地下水污染管制標準」規範中，將地下水分類為兩類，第一類(飲用水水源水質保護區)的地下水，硝酸鹽氮最高允許濃度為 10 mg NO_3-N L^{-1}。另外「飲用水管理條例」及「自來水法」中，也規定了飲用水水源水質(地面水體或地下水體)及自來水水質之硝酸鹽最大限值(或最大容許量)為 10 mg NO_3-N L^{-1}。

過去幾年來有關國內地下水體是否遭受硝酸鹽污染，偶有政府及學術研究機構之調查報導[10-16]。根據台中市 89 年 1 月所進行的地下水水質檢驗結果顯示[10]，約有 78%受檢樣本數之硝酸鹽氮濃度(11.4-22.2 mg N L^{-1})超出最大限制值。另外，在屏東縣區域性地下水監測調查中亦發現受檢 78 口監測井中，有 39 口之水質硝酸鹽氮(10.3-14 mg L^{-1})超過標準[14]。此硝酸鹽濃度偏高之現象並出現於已受調查之縣市(如苗栗縣、台中縣、南投縣、彰化縣及雲林縣等)之地下水或水井中[12-16]。

由於國內廢(污)水排放標準中並無含氮物質之管制，而在農業生產上亦無化學肥料使用上之限制，未來水體中硝酸鹽濃度逐漸增高之趨勢應是可預期的。因此，有關地下水硝酸鹽去除之整治計技術開發及建立愈顯重要。

二、研究目的

本研究為第三年計畫，主要目的為持續第二年之試驗，進一步探討試驗規模(pilot-scale)人工溼地處理受硝酸鹽污染之地下水整治技術，及其受季節變化與日夜溫度變化的影響。在根據前兩年的研究結果，建立人工溼地應用於硝酸鹽污染之地下水整治技術之開發研究，評估此項技術推廣應用上之可行性。

三、文獻探討

針對已受硝酸鹽氮(NO_3-N)污染之水源所衍生之問題，最直接有效的解決方法便是實施水處理技術(water treatment technology)、去除硝酸鹽$^-$改善水質。目前文獻中提到可用來處理受硝酸鹽$^-$污染的整治技術有：離子交換法、逆滲透法、化學還原法、生物脫硝法。其中，生物脫硝法具有選擇性高、處理效率高，及不產生再生液等優點，為其餘兩種方法所不及[17-18]。然而生物脫硝法雖然無需過多的動力需求，但生物反應器及程序操作上仍需專業的設計、控制與維護，並且所處理的對象為基質含量極低的廢污水、地下水時，為了使反應器中的脫硝菌進行脫硝作用，通常需要額外添加基質以作為脫硝作用的電子提供者，此舉將可能致使處理成本增加，並衍生出處理水碳源以及微生物污染等問題，因此若要將處理

水達到飲用水的安全標準，通常需要在增加後續的處理程序，例如再曝氣、過濾、消毒等[19-21]。

去除水中硝酸鹽的另一種可行技術為人工溼地法。人工溼地在水及廢水處理技術中屬於自然處理程序，具有省能源、建造與操作維護成本低廉、不會造成二次污染等優點，並可以提供生態保育、遊憩、自然景觀等功能。近幾年，已陸續有不少文獻報導均證實溼地可有效的去除水中的硝酸鹽[22-24]。溼地中去除硝酸鹽的主要機制有：微生物的脫硝作用、微生物與植物的攝取，以及可被忽略的離子交換作用。然而在高硝酸鹽污染處理負荷下，微生物的脫硝作用被認為是溼地中去除硝酸鹽的主要機制。異營性脫硝作用的有效進行有兩個限制條件：(1)無氧(anoxic)的環境，以及(2)足夠的碳源。其中，溼地的底泥，以及碎石上生物膜的內部環境，可以達成無氧的環境，供脫硝菌生長。因此，若以溼地系統處理含高濃度硝酸鹽及低濃度有機質的地下水，將形成有機質限制，所以有無足夠的脫硝碳源，為利用溼地脫硝程序去除地下水硝酸鹽的主要限制因子。Ingersoll and Baker[25]的研究中證實枯萎之植物組織可提供作為溼地中脫硝作用進行的有效碳源，但他們並無考慮溼地中植物生長對脫硝作用的影響。

目前所發展出來的人工濕地系統有兩大類型：自由水層系統（FWS，free water surface system）及表層下流動系統（SSF，subsurface flow system）。不同類型溼地提供不同的物理、化學及生物環境，因此其去除硝酸鹽的表現亦不同。在 FWS 溼地系統中，植物枯萎後可以直接留置在水面或水中，分解後有機碳源返回水中或底泥，可以促進脫硝作用，例如在 Lin[26]的研究中曾探討種植不同水生植物的小型表面流人工溼地系統去除地下水硝酸鹽之研究，在無外加碳源的操作條件下，各溼地系統的硝酸鹽去除率可介於 56-93%之間，遠高於無種植植物的有照光控制組(27%)及無種植植物無照光控制組(2%)，可見 FWS 溼地系統中的植物確實可以貢獻脫硝作用所需的碳源，然而其放流水也可能因此衍生較高的有機物背景值與藻類生長等問題。反觀 SSF 溼地系統中的大部份植物殘體，被留置於石頭床表面上，無法與表層下的水流直接接觸，因此無法有效提供碳源供脫硝菌利用，進而限制了脫硝作用的進行，但由於 SSF 溼地系統內含有碎石及植物根系，有龐大的表面積可以提供微生物附著生長，因此無論在有機質礦化、懸浮固體(包括藻類細胞)過濾去除及啟動期的表現上，SSF 溼地系統一般均較 FWS 溼地系統優越[27-29]。但 SSF 溼地系統的建造成本較 FWS 系統略高，因此有關 SSF 溼地系統去除地下水中硝酸鹽之研究報導仍相當有限，所能提供之設計操作資料亦相當缺乏。

另外，文獻曾報導將溼地應用於處理含硝酸鹽污水，其水力停留時間建議為 5-14 天[30]，然而以台灣位處熱帶與亞熱帶的環境中，在夏季高溫的時候，水體蒸發散速度相當快速，若將人工溼地控制在較低的水力停留時間，將可能使溼地中大量的水體蒸散，致使可回收再利用的水量減少，除了造成水體的浪費，也造成處理時間上的浪費，因此如何將系統控制在高水力負荷下，並可得到預期的處理效果，為值得注意的問題。

四、研究方法

1、試驗規模(pilot-scale)人工溼地系統：

本研究之人工溼地系統由以下單元組成：加藥水塔與控制水位之水箱、自由水層溼地(FWS)系統、表層下流動溼地(SSF)系統與連結管線，其結構如圖 1 所示。FWS 與 SSF 溼地系統均為長 5m、寬 1m、深 0.8m，FWS 溼地系統底部則鋪上厚約 20cm 的土壤，並種植蘆葦(Phragmites communis L.)，操作水深約在 20 cm，SSF 溼地系統則由底部填滿 60 cm 深之砂礫作為介質（media）、粒徑約為 10-20mm，亦種植蘆葦，水深維持在 40 cm 深。溼地系統中自進流端開始每隔 1 公尺設置多孔 PVC 管(80 cm 長、直徑 5cm，中空不含碎石)，以利水樣採集。

2、日夜間交替人工溼地系統

在日夜間交替對人工溼地去除 NO_3-N 的影響研究方面，以自動採樣器(廠牌：ISCO/USA 型號：Model/6700)採集試驗規模溼地系統之水體，採樣期間為冬季一月及夏季五月，採樣點為溼地底泥上 5cm 處，對 FWS 及 SSF 溼地進行 24 小時連續採樣，每間隔三小時採集一組水樣，一天共計採集八組。

試驗期間並以水質監測紀錄系統（廠牌：美國 Hydrolab 型號：MiniSonde 4a）同步監測水質，包括氫離子濃度 (pH)、溶氧(DO)、溫度、及氧化還原電位（ORP）等，而日照強度則是以光度計（廠牌：HOBO）進行量測。硝酸氮 (NO_3-N)則依照 Standard Methods [136] 所列的方法進行分析。分析硝酸氮之水樣，均預先以濾膜過濾，分析結果均屬溶解態。

3、人工溼地硝酸鹽去除動力學模式估算

假設污染物在人工溼地遵循柱塞流一次動力學模式(First-order plug flow kinetic) [8]

$$K_T = -Ln(\frac{C_0 - C^*}{C_i - C^*}) \times q \qquad (1)$$

其中，

C_0 =出流水 NO_3-N 濃度(mg/l)

C_i=進流水 NO_3-N 濃度(mg/l)

C^*=人工溼地的背景濃度，本文中假設為 0

q=水力負荷，m/d

K_T, =溫度 T 時的一次動力學去除速率常數

另外，溫度對 K_T 的影響遵循 Arrhenius equation

$$K_T = K_{20}\theta^{(T-20)} \qquad (2)$$

其中，

K_{20}=20℃時之一次動力學反應速率常數

θ =溫度校正係數

五、結果與討論

1、NO_3-N 的去除處理效能

試驗規模人工溼地系統自 2002 年 11 月開始在固定水力負荷 0.05m d^{-1}、無外加碳源的操作條件下入流含 NO_3-N 之地下水，經連續操作一年七個月之結果顯示，FWS 及 SSF 進出流 NO_3-N 和溫度表現示於圖 1 及圖 2。FWS 與 SSF 溼地系統的出流水水溫自 2002 年 11 月份開始降低，期間至 2003 年 2 月中旬提升至 24 ℃左右，之後隨即急速降低至 18℃度左右使溼地系統呈現不穩定狀態，FWS 及 SSF 的處理效能也受到影響。

直到 2003 年 4 月開始系統逐漸穩定，系統隨著溫度逐漸升高，FWS 及 SSF 的出流水 NO_3-N 濃度開始逐步下降，在 2003 年 4 月~9 月這段期間，FWS 溼地的 NO_3-N 出流水濃度為 3.12±2.19mg N L^{-1}；SSF 溼地的 NO_3-N 出流水濃度為 3.65±1.97mg N L^{-1}。到了 2003 年 10 月以後氣溫又開始下降，溼地中 NO_3-N 的濃度隨之上升，FWS 溼地的 NO_3-N 出流水濃度為 9.53±2.77mg N L^{-1}；SSF 溼地的 NO_3-N 出流水濃度為 10.78±3.29mg N L^{-1}。而到了 2004 年 3 月以後溫度又逐漸升高，在 2004 年 3 月~5 月期間，FWS 溼地的 NO_3-N 出流水濃度為 4.20±2.18 mg N L^{-1}；SSF 溼地的 NO_3-N 出流水濃度為 3.18±1.99mg N L^{-1}。顯示人工溼地 NO_3-N 的處理效能受到季節變化的影響。

溼地系統在冬季溫度降低的時候 NO_3-N 去除速率明顯較慢，去除率也偏低。自 2002 年 11 月

2003 年 3 月 FWS 溼地溫度介於 16.2~24℃之間，NO_3-N 去除速率介於 0.246~0.604 g N m^{-2} d^{-1}，NO_3-N 去除率為 20% 71%。SSF 溼地溫度為 16.7~24.1 ℃，NO_3-N 去除速率為 0.542~1.187g N m^{-2} d^{-1}， NO_3-N 去除率為 47% 90%。

在 2003 年 4 月 9 月夏季期間，FWS 溼地溫度為 28.3~31.6℃之間，NO_3-N 去除速率介於 0.798~1.127g N m^{-2} d^{-1}，NO_3-N 在溼地系統的去除率介於 72% 97%。SSF 溼地平均溫度為 28.5~31.6℃，NO_3-N 去除速率為 0.764~1.362g N m^{-2} d^{-1}，NO_3-N 去除率介於 79% 98%。

到了 2003 年 10 月 2004 年 3 月期間，FWS 溼地溫度為 18.8~28.4℃，NO_3-N 去除速率為 0.52~0.782 g N m^{-2} d^{-1}，NO_3-N 去除率介於 47% 71%。SSF 溼地溫度為 18.5~27.9℃，NO_3-N 去除速率為 0.474~0.905g N m^{-2} d^{-1}，NO_3-N 去除率介於 39% 77%。

2004 年 3 月以後溫度又逐漸升高，在 2004 年 4 月~5 月間，FWS 溼地溫度為 27.6~29.8℃，NO_3-N 去除速率為 0.833~0.972g N m^{-2} d^{-1}，NO_3-N 去除率介於 83% 87%。SSF 溼地溫度介於 26.8~29.7℃，NO_3-N 去除速率為 0.855~1.021g N m^{-2} d^{-1}，NO_3-N 去除率介於 88% 89%。實驗結果顯示人工溼地的 NO_3-N 處理效能受到季節變化的影響。再者，觀察兩系統之氨氮與亞硝酸氮之平均出流水濃度表現（表 1），溼地入流水之 NH_4-N 與 NO_2-N 含量均不高分別為 0.70±1.22 及 0.17±0.53mg N L^{-1}，而出流水 NH_4-N 與 NO_2-N 濃度更是低於入流水。以上結果顯示溼地中的 NO_3-N 並無顯著地還原成 NO_2-N 及 NH_4-N 而累積於溼地中。由此可說明 NO_3-N 在缺氧的環境下，並無經由還原作用轉換成亞硝酸鹽與氨氮而累積，顯示 NO_3-N 的確在 FWS 與 SSF 溼地中被去除。

2、溫度變化對 NO_3-N 處理效能之影響

為了深入了解溫度變化對人工溼地去除 NO_3-N 之影響，本研究利用各系統每月之進出流 NO_3-N 濃度及利用 NO_3-N 在溼地中的距離分布，計算出各系統每

月之 k_1 值，將之取對數值再與每月之溫度變化(T-20)作圖(圖 3、圖 4、圖 5、圖 6)，並求得溫度校正係數(θ)與 20℃時之一階面積動力學反應速率常數($k_{1,20}$)，各系統之計算結果如表 2 及表 3 所示。

比較表 2 兩種溼地系統之 $k_{1,20}$ 值，可以發現 SSF 之 $k_{1,20}$ 值為 0.051m d^{-1} 大於 FWS 之 $k_{1,20}$ 0.029 m d^{-1}，而利用 NO_3-N 在溼地中的距離分布所求出的 $k_{1,20}$ 值（表 3），FWS 與 SSF 分別為 0.020 m d^{-1} 及 0.022 m d^{-1}，結果顯示在環境基準條件相同中，SSF 溼地系統比 FWS 溼地系統具有良好的 NO_3-N 去除效能。在 Kadlec and Reddy[8]所研究的四個溼地場址 Tres Rios(Arizone)、Linkoping (Sweden)、Hamilton (New Zealand)、Des Plaines(lllinois)之 $k_{1,20}$ 值分別為 79.4、77.9、15、15.4 m $year^{-1}$。本研究試驗規模之 FWS 溼地 $k_{1,20}$ 值均低於文獻值，但 SSF 溼地 $k_{1,20}$ 高於 Hamilton (New Zealand)與 Des Plaines (lllinois)溼地之 $k_{1,20}$ 值，但低於 Tres Rios (Arizone) 與 Linkoping (Sweden)之 $k_{1,20}$ 值。影響上述溼地之 $k_{1,20}$ 值之因素相當多，例如入流水性質、溼地植物種類及溼地的年齡…等，而文獻所提供的資料仍相當有限。

另外，從溼地系統之 θ 值可以了解溫度變化對 NO_3-N 去除的影響，本研究 FWS 溼地 θ 值為 1.13，SSF 溼地 θ 值為 1.07(表 2)，而以 NO_3-N 在溼地中的距離分布所求出的 θ 值 FWS 為 1.08 SSF 為 1.06（表 3），θ 值越接近 1 表示 NO_3-N 的去除受溫度的影響越小。研究結果顯示溫度變化對 FWS 溼地去除 NO_3-N 的影響較 SSF 溼地顯著。文獻上認為溼地的溫度變化最主要是影響脫硝細菌的生長及活性，進而影響溼地中 NO_3-N 的處理效果。Kadlec and Reddy[8]曾列出某些溼地系統(分別位於 Tres Rios, Arizone；Linkoping, Sweden；Hamilton, New Zealand；Des Plaines, lllinois)之 θ 值(1.042-1.163)，施等人[31]曾研究溫度變化對種植不同植物的人工溼地去除水中硝酸鹽鹽之影響所得到之 θ 值，種植植物的溼地組 θ 值為(1.02-1.10)，而對照組系統 θ 值為(1.18-1.14)。另外，Bachand 與 Horne[33]進行實驗(植物為蘆葦與水蠟燭)所得到之 θ 值為 1.15-1.18，本研究溼地之 θ 值大致與文獻值接近。

Kadlec and Reddy[32]在 Tres Rios, Arizona 的溼地系統所做的研究報導指出，在水溫趨近 10℃時， NO_3-N 還原作用就可能被抑制，然而溼地系統如果在碳源充足的情況下，可獲得較高的 NO_3-N 去除速率常數，顯示有植物存在的溼地可降低溫度變化對 NO_3-N 去除的影響，其可能的原因為溼地系統中的植物可貢獻足夠的碳源，減少溫度變化對溼地中微生物脫硝活性的影響。

3、日夜交替對人工溼地硝酸鹽去除的動態變化

冬季實驗期間為 2004 年 1 月，夏季實驗期間為 2004 年 5 月，系統中水質之物理性質（日照強度、溶氧、氧化還原電位、酸鹼值、溫度、總有機碳），與硝酸鹽氮及總有機碳隨時間變化如圖 7（A）~（E）、圖 8（A）~（E）、圖 9（A）~（G）、圖 10（A）~（G）所示：

3.1. 光照度（Illuminance）

夏季實驗期間 FWS 和 SSF 溼地之光照強度在日間均可達 9566 Lux 以上，下午六時過後，光照強度則逐漸減弱，而在夜間光照強度則降至 22 Lux 以下，到了上午六時左右光照度又逐漸增加（圖 9（C）、圖 10（C））。溼地系統受日照時數的長短，可能會造成溼地中環境因子的改變，進而影響 NO_3-N 的去除效能。

3.2. 溶氧（Dissolve Oxygen，DO）

冬季實驗期間 FWS 與 SSF 系統之 DO 會隨著日夜間交替而改變，如圖 7(A)

及圖 8(A)所示。實驗結果發現在冬季 FWS 溼地在傍晚及凌晨間 DO 均保持在 1 mg L^{-1} 以下，到了上午六時以後 DO 便逐漸上升，而在下午三時過後又逐漸降低，而 SSF 溼地之 DO 也可以觀察到相同的情形。冬季 FWS 溼地上午 6 時至下午 6 時之 DO 濃度介於 0.6　1.3 mg L^{-1}，夜間 6 時至上午 6 時之 DO 濃度介於 0.5　0.7 mg L^{-1}；SSF 上午 6 時至下午 6 時之 DO 濃度介於 0.5　3.6 mg L^{-1}，夜間 6 時至上午 6 時之 DO 濃度介於 0.3　1.2 mg L^{-1}。

在夏季的實驗期間發現 FWS 與 SSF 系統之 DO 會亦隨著日夜間交替而改變，如圖 9（A）及圖 10（A）所示，實驗結果發現夏季 FWS 溼地之 DO 在上午六時以後逐漸升高，而在中午十二時過後系統中的溶氧便逐漸降低，FWS 在上午 6 時至下午 6 時之 DO 濃度介於 0.2　1.3 mg L^{-1}，夜間 6 時至上午 6 時 DO 濃度介於 0.3　0.9 mg L^{-1}。而夏季 SSF 溼地之 DO 濃度均維持在 1 mg L^{-1} 以下，但仍可以發現溼地日間的 DO 濃度高於夜間的 DO 濃度，上午 6 時至下午 6 時 SSF 之 DO 濃度介於 0.1　1.0 mg L^{-1}，夜間 6 時至上午 6 時之 DO 濃度介於 0.1　0.6 mg L^{-1}。

雖然地下水一般並無含有太高的 DO，但溼地在日間照射陽光時，溼地內的光合成微生物及水生植物受到光合作用的影響，植物根部可提供水體溶氧，而在夜間無陽光照射時，溼地內的植物及微生物行呼吸作用而消耗水中溶氧。

3.3. 氧化還原電位（ORP）

實驗結果發現冬季溼地系統之 ORP 會隨著日夜環境的交替而改變，在日間 DO 高時 ORP 也隨之提高，夜間 DO 低時 ORP 值隨之降低如圖 7（B）、圖 8（B）所示；而夏季亦可觀察到此一現象（圖 9（B）、圖 10（B））。造成此結果之原因乃由於日間日照強度強，溼地系統內的植物與光合成細菌行光合作用貢獻水體 DO，而使得溼地中的水體呈現氧化態，因而使水中的 ORP 增加。反之夜間無日照時，溼地植物及微生物行呼吸作用消耗 DO，使溼地呈現還原態的環境，進而使水中的 ORP 降低。

另外，可以發現 FWS 之 ORP 受季節變化的影響並不顯著(冬季實驗期間 FWS 之 ORP 介於+238 mV　+257mV；夏季實驗期間 FWS 之 ORP 介於+229 mV　+292 mV)。而 SSF 之 ORP 除了受日夜交替的影響外，也受到季節的變化而改變，(冬季實驗期間 SSF 之 ORP 介於+192 mV　+252 mV； 夏季實驗期間 SSF 之 ORP 介於-165 mV　+54mV)。造成此結果之原因可能為(1)夏天溫度較高，溼地的飽合溶氧比冬天溫度低時還低，以及(2)夏天溫度高時，溼地內微生物的活性較冬天時高，耗氧速率較冬天時快。使得 SSF 溼地在夏天時之 DO 比冬天低，溼地呈現還原態的環境。因此， SSF 夏天之 ORP 與冬季時之 ORP 有明顯差異。而 FWS 因為水體與大氣直接接觸，受到表面曝氣及溼地中植物與光合成微生物行光合作用的影響，溼地之 DO 在冬季與夏季差異不大，因此可發現 FWS 之 ORP 的變化受日夜交替的影響大於季節變化的影響。

3.4. 酸鹼值（pH value）

在冬季實驗期間系統之 pH 值大致維持在中性範圍。FWS 與 SSF 之 pH 值分別為 7.7　7.8、7.6　7.7（圖 7（D）、圖 8（D））。而夏季實驗期間系統之 pH 值也保持在中性範圍，FWS 與 SSF 之 pH 值別為 7.7　7.8、7.7　7.8（圖 9（D）、圖 10（D））。數據顯示溼地系統之 pH 值受日夜交替的影響並不顯著，Wiljler and Delwiche[11]指出理想的脫硝作用環境 pH 值為中性偏鹼，實驗期間 FWS 與 SSF

系統之 pH 值均達到理想的脫硝作用環境。

3.5 溫度（Temperature）

因人工溼地系統為一設置室外且無任何遮蔽物之露天裝置，故系統中之水溫會隨著日夜環境的不同而改變。實驗結果顯示，在冬季實驗期間 FWS 水溫在上午六時左右最低，而在下午兩點至下午六時左右水溫最高，FWS 在上午 6 時至下午 6 時之溫度介於 18.7　22.4℃，夜間 6 時至上午 6 時之溫度介於 18.5　20.9℃，日夜溫差最高可達 3.9℃（圖 7（E））。而 SSF 溼地之水溫在上午六時以後逐漸升高，到了下午三時以後水溫便逐漸將低，在日間 6 時至下午 6 時之溫度介於 17.5　20.8℃，夜間 6 時至上午 6 時之溫度介於 17.0　19.8℃，日夜溫差最高達 3.8℃（圖 8（E））。

在夏季實驗期間，FWS 溼地日間 6 時至下午 6 時之之溫度介於 29.1　31.4℃，夜間 6 時至上午 6 時之溫度介於 27.5　29.9℃，日夜溫差最高達 3.9℃（圖 9（F））；而 SSF 溼地日間 6 時至下午 6 時之溫度介於 29.0　31.0℃，夜間 6 時至上午 6 時之溫度介於 28.2　29.9℃，日夜溫差最高可達 2.8℃（圖 10（F）），此一日夜溫差將可能影響微生物的脫硝活性，進而影響 NO_3-N 之去除效能。

3.6. 硝酸鹽氮（Nitrate，NO_3-N）

本研究實驗期間，由水質偵測結果顯示，NO_3-N 的去除效能會受到日夜交替及季節等環境因子的變化而產生變動。

冬季 FWS 及 SSF 溼地之 NO_3-N 在日間溫度較高時 NO_3-N 濃度降低；而在夜間溫度較低時，NO_3-N 之濃度隨之增加，如圖 7（E）、圖 8（E）所示。FWS 之 NO_3-N 濃度在日間 6 時至下午 6 時及夜間 6 時至上午 6 時，變動範圍分別為 10.32　13.75 mg L^{-1} 及 11.2　13.97 mg L^{-1}，NO_3-N 之日夜最大濃度差為 3.65 mg L^{-1}。而 SSF 之 NO_3-N 濃度在日間 6 時至下午 6 時及夜間 6 時至上午 6 時，變動範圍分別為 12.85　14.39 mg L^{-1} 及 13.82　14.77 mg L^{-1}，NO_3-N 之日夜最大濃度差為 2.92 mg L^{-1}。

在夏季實驗期間 FWS 及 SSF 溼地 NO_3-N 的去除效能亦受到日夜間的溫度變化而改變如圖 9（G）、圖 10（G）所示，FWS 之 NO_3-N 濃度在日間 6 時至下午 6 時及夜間 6 時至上午 6 時，變動範圍分別為 0.69　1.92 mg L^{-1} 及 1.22　2.59 mg L^{-1}，NO_3-N 之日夜最大濃度差為 1.90mg/L。而 SSF 之 NO_3-N 濃度在日間 6 時至下午 6 時及夜間 6 時至上午 6 時，變動範圍分別為 2.00　3.92 mg L^{-1} 及 2.06　4.40 mg L^{-1}，NO_3-N 之日夜最大濃度差為 2.40mg/L。

3.. 總有機碳（Total organic carbon，TOC）

本研究實驗期間，由水質偵測結果顯示，TOC 的濃度會受到日夜交替及季節等環境因子的變化而產生變動，如圖 9（E）、圖 10（E）所示。在日間日照強時，TOC 濃度升高；夜間日照強度弱時，TOC 濃度降低。FWS 之 TOC 濃度在日間 6 時至下午 6 時及夜間 6 時至上午 6 時，變動範圍分別為 36.00　45.17 mg L^{-1} 及 31.44　41.98 mg L^{-1}，TOC 之日夜最大濃度差為 13.73 mg L^{-1}。而 SSF 之 TOC 濃度在日間 6 時至下午 6 時及夜間 6 時至上午 6 時，變動範圍分別為 23.00　28.55 mg L^{-1} 及 20.96　26.43 mg L^{-1}，TOC 之日夜最大濃度差為 7.59 mg L^{-1}。

造成此結果的原因可能為，日間光照強度強，溼地中的植物、藻類及光合成細菌因光合作用而釋放碳源，進而使溼地中的 TOC 濃度提高；而夜間因無日照的關係，溼地中的植物行呼吸作用，因此溼地中的 TOC 濃度降低。

實驗結果顯示， DO 及 ORP 的日夜間變化與 NO_3-N 濃度變化呈消長趨勢，

剛好與細菌脫硝作用需低溶氧及低 ORP 條件的理論呈現矛盾。但是，溼地水溫的日夜間變化與 NO_3-N 濃度變化呈消長趨勢，與 Modified Arrhenius Equation 所述溫度影響溼地硝酸鹽去除效能的結果相吻合。另外，溼地 TOC 濃度的日夜間變化與 NO_3-N 濃度變化呈消長趨勢也與文獻所述碳源限制濕地中脫硝作用的結果相吻合。因此，判斷人工溼地中進行脫硝作用及硝酸鹽去除的環境限制因子，主要為溫度及碳源而不是 DO 及 ORP。儘管日間溼地的外部環境(bulk environment)呈現較氧化的狀態，但是溼地中不乏低溶氧及低 ORP 的微環境(microenvironment)，在較高溫的條件下有利於脫硝的進行；相反地，到了夜間溼地的外部環境雖然呈現較還原狀態，但是因夜間溫度降低及碳源的減少卻阻礙脫硝的進行。

六、結論與建議

本研究利用試驗規模及小型規模人工溼地系統在連續進流含高濃度硝酸鹽地下水的操作條件下，探討溼地環境因子變化(包括季節變化、日夜間變化)對溼地中硝酸鹽濃度及硝酸鹽去除效能的影響。以下為本研究所獲得的主要結論：

1. 試驗規模人工溼地在固定水力負荷為 0.05m d^{-1}、進流平均硝酸鹽濃度約 22.61 mg N L^{-1} 的操作下，進行超過一年的水質監測。結果顯示，季節變化顯著影響人工溼地對 NO_3-N 的處理效能。FWS 溼地在春夏季的 4　9 月的處理效能介於 72　97%，明顯高於秋冬季 10　3 月間的 20　71%；SSF 溼地在春夏季 4　9 月的處理效能則介於 79　98%，進入到秋冬季 10　3 月後即下降至 39　90%。整個實驗期間 SFF 之 NO_3-N 去除效能(39~98%)略高於 FWS(20~97%)。此結果歸因於季節變化導致溫度對細菌脫硝作用的影響。
2. 由溼地的硝酸鹽去除效能與溼地中的硝酸鹽濃度變化可分別估算出一次動力學去除速率常數。以 Modified Arrhenius Equation 模擬一次動力學去除速率常數與溼地水溫的相關性，進而獲得溫度校正係數 θ，FWS 溼地的 θ 為 1.08~1.13，SSF 溼地的 θ 為 1.06~1.07。FWS 溼地 NO_3-N 去除效能受溫度的影響似乎較 SSF 溼地顯著。
3. 監測人工溼地之水質因日夜間交替所導致的動態變化，結果顯示 pH 值受日夜交替的影響並不顯著，溼地水質均保持在 7.6　7.8。因日照影響，日夜間交替導致溼地水溫產生約 3~4℃的溫差變化，日間水溫增加，夜間則降低。冬季時 FWS 溼地的日夜高低溫度變動範圍為 22.4　18.5℃、SSF 溼地為 20.8　17.0℃；夏季時 FWS 溼地的日夜高低溫度變動範圍為 31.4　27.5℃、SSF 溼地為 31.0　28.2℃。
4. 另外，也監測溼地的 DO 及 ORP 變化，結果發現日間以後溼地之 DO 濃度逐漸增加，至中午 12~下午 3 點達到最高，之後溼地之 DO 濃度隨之降低，至隔日清晨到最低。溼地的 ORP 也明顯受日夜間交替而變化，呈現日間 ORP 增加而夜間降低之趨勢，與 DO 的變化頗為一致。溼地中 DO 及 ORP 的日夜間變化可能與溼地水生植物光合作用的釋氧行為有關。
5. 溼地中的 NO_3-N 濃度亦發現隨日夜交替而產生顯著改變。在早上約 6 點時候 NO_3-N 濃度逐漸降低，下午後溼地之 NO_3-N 濃度逐漸增加。冬季所測得的日夜間 NO_3-N 低高濃度變化，FWS 溼地為 10.32　13.97 mg L^{-1}、SSF 溼地為 12.85　14.77 mg L^{-1}；夏季所測得的日夜間 NO_3-N 低高濃度變化，FWS 溼地為 0.69　2.59 mg L^{-1}；SSF 溼地為 2.00　4.40 mg L^{-1}。
6. 實驗結果顯示， DO 及 ORP 的日夜間變化與 NO_3-N 濃度變化呈消長趨勢，

剛好與細菌脫硝作用需低溶氧及低 ORP 條件的理論呈現矛盾。但是，溼地水溫的日夜間變化與 NO_3-N 濃度變化呈消長趨勢，與 Modified Arrhenius Equation 所述溫度影響溼地硝酸鹽去除效能的結果相吻合。另外，不少文獻均報導溼地中進行脫硝作用及硝酸鹽去除的另一個環境限制因子為碳源(脫硝所需的電子提供者)，溼地脫硝所需碳源為水生植物生產力所貢獻。實驗結果顯示，溼地 TOC 濃度的日夜間變化與 NO_3-N 濃度變化呈消長趨勢也與文獻所述碳源為濕地脫硝作用的限制因子結果相吻合。因此，判斷人工溼地中進行脫硝作用及硝酸鹽去除的環境限制因子，主要為溫度及碳源而不是 DO 及 ORP。儘管日間溼地的外部環境(bulk environment)呈現較氧化的狀態，但是溼地中不乏低溶氧及低 ORP 的微環境(microenvironment)，在較高溫的條件下有利於脫硝的進行；相反地，到了夜間溼地的外部環境雖然呈現較還原狀態，但是因夜間溫度降低及碳源的減少卻阻礙脫硝的進行。

七、計畫成果自評

本研究承國科會計畫編號：NSC－92－2211－E－041－016 贊助資金使計畫順利完成，除了獲得上述研究結果外，並可獲得以下論文發表或專利。

1. 本研究提供嘉南藥理科技大學環境工程與科學系陳韋志完成碩士論文。
2. 參加今年在荷蘭 Utrech 市舉辦的 2004 年第七屆濕地國際研討會(the 7th INTECOL International Wetlands Conference)口頭發表論文，名稱為「The relationship between nitrate removal and sediment characteristics in wetland microcosms」。此篇論文內容已完成全文投稿於 SCI 期刊 Environmental Pollution.
3. 已投稿「第 29 屆廢水處理技術研討會」及「第 2 屆土壤與地下水研討會」各一篇論文。
4. 正準備至少兩篇的英文論文將投稿於 SCI 收錄的國際學術期刊。規劃論文名稱為「Temperature effect on nitrate removal in constructed wetlands」及「Temporal variation of nitrate removal due to night and day sequence in nitrate treatment wetlands」。

八、參考文獻

1. Keeney, D. R. and Follett, R. F. (1991) Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability: overview and introduction. In *Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability*, eds. R. F. Follett, D. R. Keeney and R. M. Curse. Soil Science Society of American, Inc, Madison, WI.
2. Hiscock, K. M., Lloyd, J. W. and Lerner, D. N. (1991) Review of natural and artificial denitrification of groundwater. *Wat. Res.*, 25, 1099-1111.
3. Croll, B. T. and Hayes, C. R. (1988) Nitrate and water supplies in the United Kingdom. *Envir. Pollut.*, 50, 163-187.
4. WHO, (1985). Health hazards from nitrate in drinking water. *Environmental Health*, 1, WHO, Copenhagen.
5. WHO, 1993. Guidelines for Drinking Water Quality. 1. Recommendations, 2nd

Edition. World Health Organisation, Geneva.
6. Laegreid, M., Bockman, O.C. and Kaarstad, O., 1999. Agriculture, Fertilizers and Environment. Norsk Hydro ASA, Porsgrunn, Norway.
7. Canter, L.W., 1997. Nitrate in Groundwater. CRC Press, Boca Raton, USA.
8. Iversen, T. M., Grant, K., Nielsem, K., Manning and W. J., Dempster, J. P., 1998. Nitrogen enrichment of European inland and marine waters with special attention to Danish policy measures. *Environ. Pollut.* 102, 771-780.
9. Eichler, F. and Schulz, D., 1998. The nitrogen reduction program in the Federal Republic of Germany. *Environ. Pollut*. 102, 609-617.
10. 台中市環境保護局・台中市地下水計畫 89 年 1 月水質監測結果・http://www.tcepb.gov.tw/water2.html.
11. 行政院環境保護署・高雄、屏東、彰化縣區域性水井檢測結果・http://www.epa.gov.tw/news/en880810.htm.
12. 吳浚霖、劉玉雪、張文亮・彰化農田水利會之深井改善調查・八十三年度農業工程研討會論文集，第 313-326 頁，民國 83 年 12 月。
13. 江漢全・簡易自來水水源集飲用水衛生調查(台中縣、南投縣)・行政院環境保護署研究報告・EPA-82-J102-09-04・民國 82 年 6 月。
14. 曹以松、江漢全・簡易自來水水源集飲用水衛生調查(桃園縣)・行政院環境保護署研究報告・EPA-80-J101-09-38・民國 80 年 6 月。
15. 胡苔莉、姜祖農、黃淨珍、鄭仙偉、喻家駿・苗栗地區地下水污染調查研究行政院環境保護署研究報告・民國 82 年 6 月。
16. 張文亮、劉玉雪、李寶鍾・雲林地區地下水質污染導致抽水量降低之研究・地下水資源及水質保護研討會論文專輯，第 513-520 頁・民國 83 年 4 月。
17. Hoek, J. P. van der and Klapwijk, A. (1987) Nitrate removal from ground water. *Wat. Res.* 21, 989-997.
18. Mateju, V., Cizinska, S., Krejci, J. and Janoch, T. (1992) Biological water denitrification – A review. *Enzyme Micro. Technol.* 14, 170-183.
19. Gayle, B. P., Boardman, G. D., Sherrard, J. H. and Benoit, R. E. (1989) Biological denitrification of water. *J. Enviro. Eng.* 115, 930-943.
20. Hall, T. (1992) Biological denitrification for potable water treatment. *J. Chem. Technol. Biotech.* 54, 185-186.
21. Tanski, H. H. and Airaksinen, A. K. (1988) The bacterial denitrification in groundwater. *Wat. Sci. Tech.* 20, 225-226.
22. Jacobs, T. C. and Gilliam J. W., “Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters,“ J. Environ. Qual. 14, pp. 472-478(1985).
23. Lowrance, R. R., Todd R. L., Fail J. L., Hendrickson O.Q., Leonard R. and Asmussen L.E., “Riparian forests as nutrient filters in agricultural atersheds,“ BioScience. 34, pp. 374-377(1984).

24. Peterjohn, W. T. and Correll, D. L., “Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observation on the role of a riparian forest,” Ecology 65, pp. 1466-1475(1984).
25. Ingersoll, T.L., and Baker, L.A., “Nitrate removal in wetland microcosms”, Wat. Res., 32, pp. 677-684(1998).
26. Lin, Y. F., S. R. Jing, T. W. Wang, and D. Y. Lee, “Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands,” Environmental Pollution, 119, pp.413-420 (2002).
27. Metcalf and Eddy, “Chap 13 natural treatment system, in Wastewater Engineering (Third Edition)”, pp.297-1016, Mcgraw-Hill, Inc. New York(1991).
28. Lin, Y. F., S.R. Jing, D. Y. Lee, and T. W. Wang, “Removal of soils and oxygen demand from aquaculture wastewater with a constructed wetland system in the start-up phase”, Water Environmental Research, 74(2), pp.136-141 (2002).
29. Lin, Y. F., S.R. Jing, D. Y. Lee, and T. W. Wang, “Nutrient Removal from aquaculture wastewater using a constructed wetland system”, Aquaculture, 209(1-4), 169-184 (2002).
30. Mitsh, W.J., Gosselink, J.G., 1993. Wetlands, 2 ed. Van Nostrand Reinhold, NY, 722 pp.
31. 施凱鐘、林瑩峰、荊樹人、李得元、陳韋志、巫俊忠、楊政龍，溫度變化對種植不同植物的人工溼地去除水中硝酸鹽鹽之影響，2003，第 28 屆廢水處理技術研討會。
32. Kadlec, R.H., and K.R. Reddy, “Temperature Effects in Treatment Wetlands,” Water Environment Research, 73, 5, pp. 543-557(2001).
33. 9. Pride, R. E., et al., 1990, “Utilization of created wetlands to upgrade small municipal wastewater treatment systems.” Water, Air, and Soil Pollution, 50, pp.371-385.

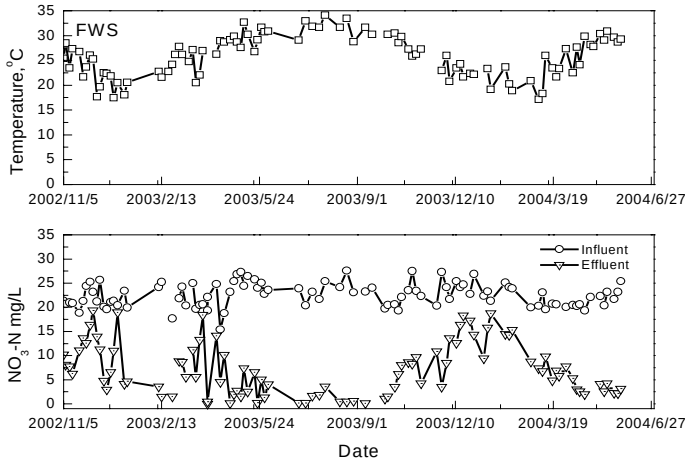

圖 1 FWS 溼地溫度變化與 NO_3-N 進出流濃度變化關係圖

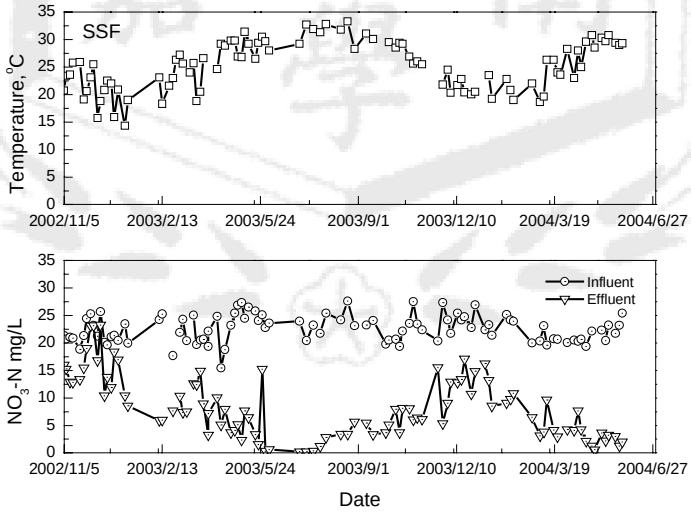

圖 2 SSF 溼地溫度變化與 NO_3-N 進出流濃度變化關係圖

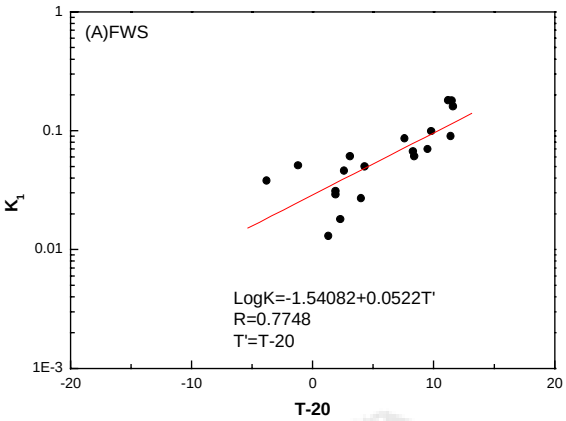

圖 3 利用 NO_3-N 進出流濃度計算不同溫度之一階面積反應去除速率常數與溫度變化(T-20)之關係

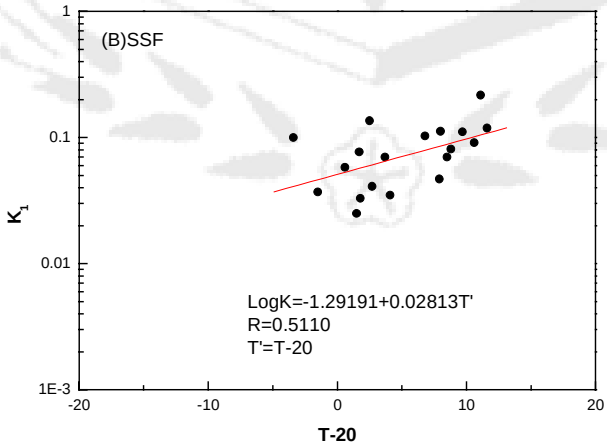

圖 4 利用 NO_3-N 進出流濃度計算不同溫度之一階面積反應去除速率常數與溫度變化(T-20)之關係

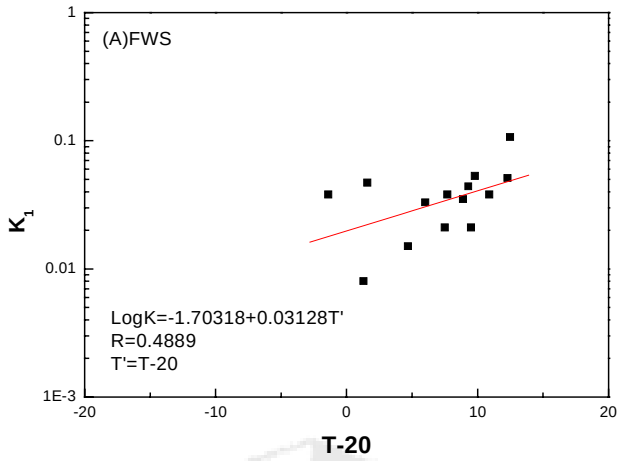

圖 5 用 NO_3-N 在溼地內濃度變化計算不同溫度之一階面積反應去除速率常數與溫度變化(T-20)之關係

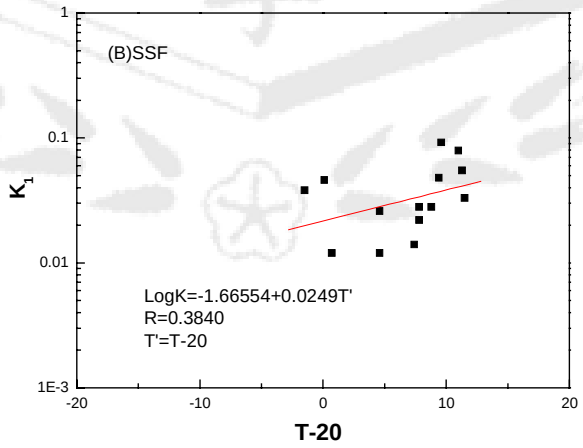

圖 6 用 NO_3-N 在溼地內濃度變化計算不同溫度之一階面積反應去除速率常數與溫度變化(T-20)之關係

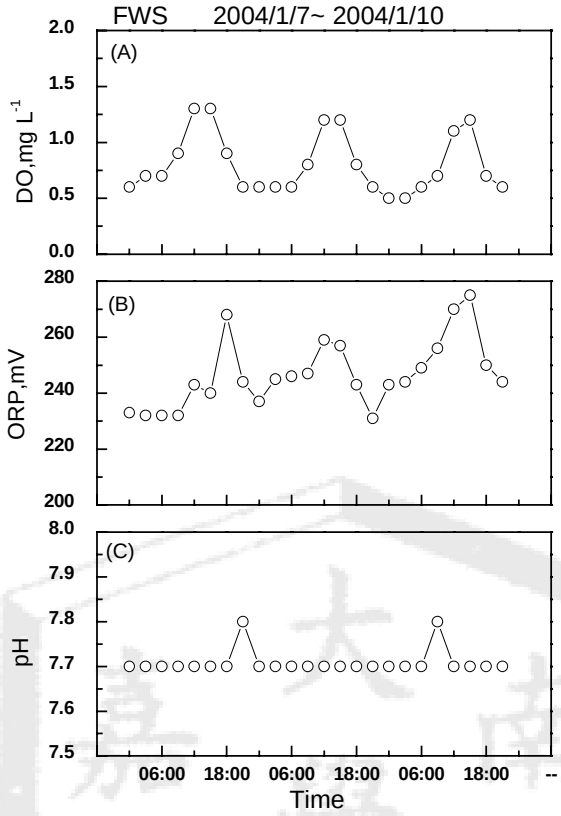

圖 7 FWS 溼地冬季之日夜交替水質變化（A）溶氧（B）氧化還原電位（C）pH 值

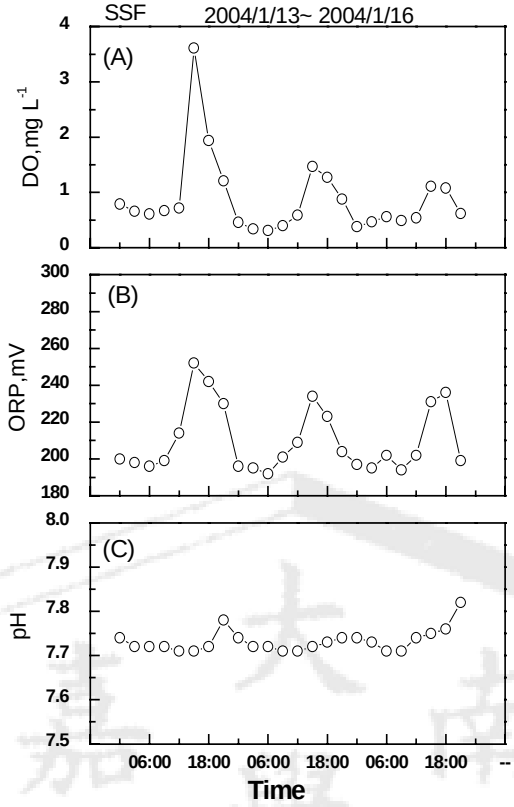

圖 8 SSF 溼地冬季之日夜交替水質變化（A）溶氧（B）氧化還原電位（C）pH 值

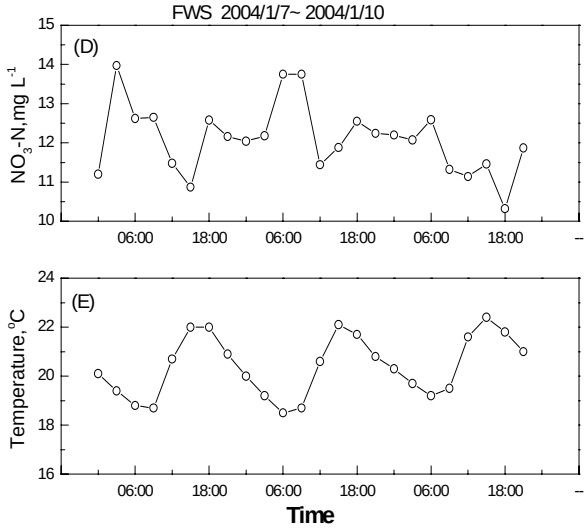

圖 7 FWS 溼地冬季之日夜交替水質變化（D）硝酸鹽氮（E）溫度

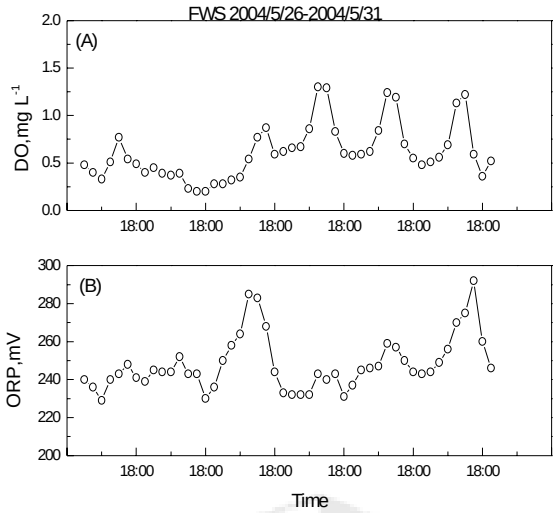

圖 9 FWS 溼地夏季之日夜交替水質變化（A）DO（B）ORP

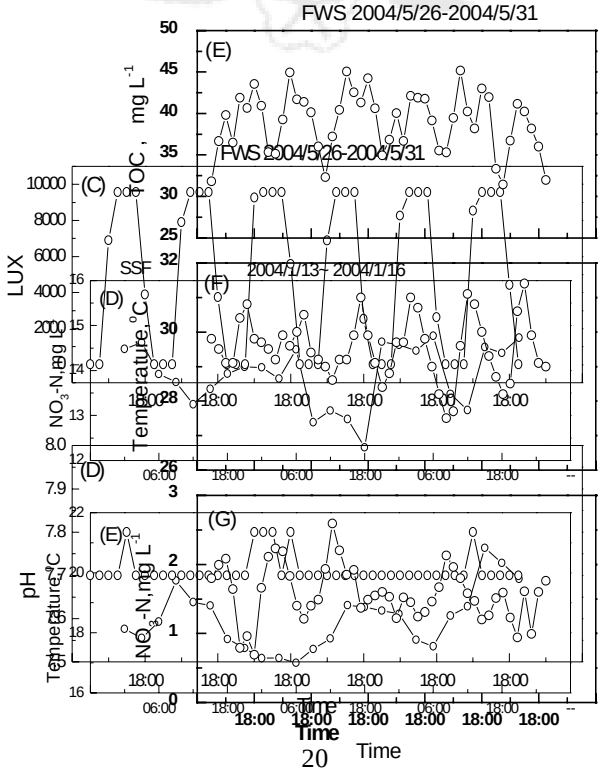

圖 9 FWS 溼地夏季之日夜交替水質變化（C）光照強度（D）pH 值（E）TOC（F）溫度（G）硝酸鹽氮

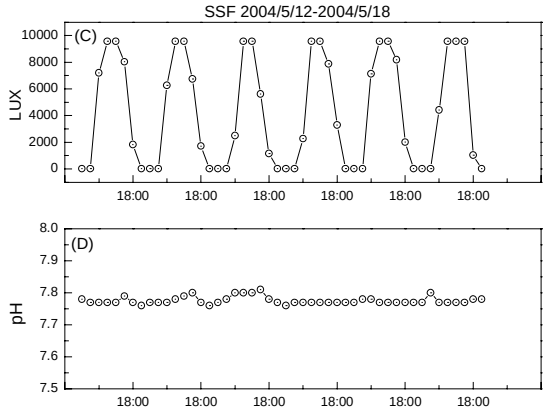

圖 10 SSF 溼地夏季之日夜交替水質變化
（C）光照強度（D）pH 值

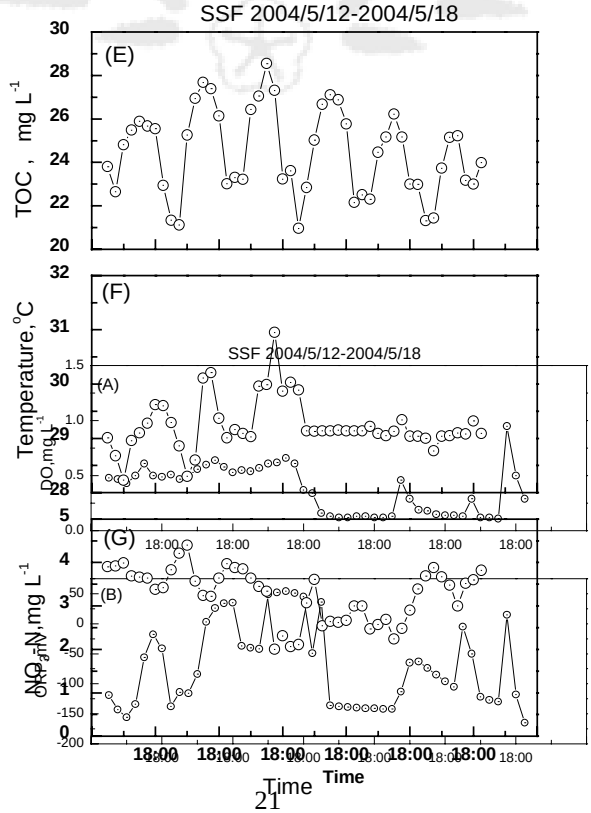

圖 10 SSF 溼地夏季之日夜交替水質變化（A）
DO（B）ORP
TOC（F）溫度（G）硝酸鹽氮

圖 10 FWS 溼地夏季之日夜交替水質變化（E）

表 1 人工溼地進出流氮化合物水質平均值

Parameters (mg L^{-1})	Influent	Effluent	
		FWS	SSF
NO_3-N	22.53±4.84	8.21±4.84	6.97±4.84
NO_2-N	0.17±0.53	0.03±0.15	0.01±0.09
NH_4-N	0.70±1.22	0.31±1.50	0.24±0.71
TKN	3.43±4.53	3.14±3.69	2.96±4.02

表 2. 利用 NO_3-N 進出流濃度計算 FWS 與 SSF 之溫度校正係數與一階柱塞流反應速率常數值

Parameters	FWS	SSF
θ	1.13	1.07
$k_{1.20}$ (m d^{-1})	0.029	0.051
$k_{1.20}$ (m $year^{-1}$)	10.585	18.615
$K_{1,20}$ (1 d^{-1})	0.192	0.319
R	0.7748	0.5110

表 3. 利用 NO_3-N 在溼地內濃度變化計算之溫度校正係數與一階柱塞流反應速率常數值

Parameters	FWS	SSF
θ	1.08	1.06
$k_{1.20}$ (m d^{-1})	0.020	0.022
$k_{1.20}$ (m $year^{-1}$)	7.230	7.884
$K_{1,20}$ (1 d^{-1})	0.132	0.135
R	0.4889	0.3840

可供推廣之研發成果資料表

■ 可申請專利　　□ 可技術移轉　　日期：93 年 9 月 10 日

國科會補助計畫	計畫名稱：人工溼地應用於硝酸鹽污染之地下水整治技術之開發研究(III) 計畫主持人：林瑩峰 計畫編號：NSC-92-2211-E-041-016　　學門領域：環境工程
技術/創作名稱	水中硝酸鹽去除系統
發明人/創作人	林瑩峰、施凱鐘
技術說明	中文： 台灣及國外許多地區，由於密集農業的快速發展，化學肥料過量施用，造成地下水普遍受硝酸鹽氮污染，已成為衛生上倍受關切的課題。有關地下水硝酸鹽去除之整治技術開發則愈顯重要。本研究計畫所開發之技術乃利用人工溼地處理受硝酸鹽污染之地下水。人工溼地為一種低成本、省能源、操作維護容易的水處理技術。技術上已建立可提供人工濕地建造、啟動、穩定、操作與設計上完整的工程資料。
	英文： Nitrate contamination of groundwater as a result of heavy fertilization in agriculture may lead toward potentially ill effects and is becoming a serious problem in many countries including Taiwan. It is therefore essential to develop nitrate removal technologies from groundwater. This project has been developing a constructed wetland (CW) technology for remediation of a nitrate-contaminated aquifer. This technology is characterized by providing advantages of low cost, energy saving, and simple operation and maintenance. The information concerning the construction of a CW, the start-up phenomenon, and the criteria of operation and design of the CW has been established.
可利用之產業及可開發之產品	水處理產業、環保產業 水處理單元
技術特點	可有效去除水中危害物質(硝酸鹽)的低成本、省能源、操作維護容易之水處理技術
推廣及運用的價值	

※ 1.每項研發成果請填寫一式二份，一份隨成果報告送繳本會，一份送　貴單位研發成果推廣單位（如技術移轉中心）。

※ **2.本項研發成果若尚未申請專利，請勿揭露可申請專利之主要內容。**

※ 3.本表若不敷使用，請自行影印使用。