

應用追蹤劑試驗於牡蠣殼礫間接觸水質淨化系統

之人工濕地設計與延散效應分析

Dispersion Effects Analysis and Constructed Wetlands Treatment of Oyster Shell Contacted Beds Water Purification Systems

by Tracer Test

國立台灣大學
生物環境系統工程學研究所
碩士班研究生
王興睿
Hsing-Jui Wang

國立台灣大學
生物環境系統工程學研究所
博士班研究生
石栢岡
Po-Kang Shih

國立台灣大學
生物環境系統工程學系
教授
張文亮
Wen-Lian Chang

摘要

本研究作為應用台灣沿海養殖業產生之廢棄牡蠣殼於礫間接觸水質淨化系統的進階研究，旨在探討流體混合對於溼地設計參數的影響。實驗場址位於台北縣二重疏洪道內，利用氯化鈉為追蹤劑進行脈衝式追蹤劑試驗，探討牡蠣殼礫間接觸場的水力停留時間分佈，並使用地下水傳輸的縱向延散理論分析牡蠣殼模場的溶質傳輸延散效應。研究結果可提供應用牡蠣殼材質於人工濕地設計的相關參數，並探討進階水質模式適用性。

研究結果指出利用有效容積與平均流量計算理論水力停留時間會造成人工溼地實際水力停留時間的低估，而造成濕地的設計處理效率誤差；在距離尺度 8 公尺的牡蠣殼場中，平均水力停留時間約為理論值的 2.68~2.75 倍。追蹤劑實驗結果，得到牡蠣殼礫間接觸場的延散係數平均為 $0.015 m^2 / min$ ，其延散程度介於地下流式人工溼地設計案例中莎草科植物介質和土壤介質之間。研究並發現於低流速環境中，延散係數可視為定值以簡化設計。比較傳統溼地設計常用的一維栓塞流水質模式，與進階考慮流體混合機制的栓塞流延散模式，利用實驗結果所得之延散係數，證實不考慮延散作用將造成污染物處理效率的高估。

關鍵詞：牡蠣殼、礫間接觸、延散係數、追蹤劑、停留時間分布

ABSTRACT

Being the advanced study of utilizing wasted oyster shells as contacted bed media, the purpose of this study is to discuss the influence of fluid mixing on constructed wetlands treatment. We choose Erchong Floodway in Taipei County as our experimental site, and use NaCl as the tracer to perform pulse tracer tests to discuss residence time distribution of the oyster shell constructed wetland and dispersion effects of solute transport by using longitudinal dispersion theory. This study provide treatment parameters of the oyster shell wetlands and discuss the applicability of advanced water quality models.

The results reveal that hydraulic retention time will be underestimated by using nominal retention time. Mean hydraulic retention time is about 2.68~2.75 nominal retention time in an 8 meter length wetland. This underestimation will cause errors of the efficiency of water purification. By tracer tests, the mean dispersion coefficient of oyster shell wetlands is $0.015 \text{ m}^2 / \text{min}$, between the *schoenoplectus* and soil subsurface treatment wetlands. The study also points out that the dispersion coefficient can be seen as a constant in such low velocity surroundings. Eventually, we compare 1-D plug flow model (PF) and plug flow model modified by dispersion (PFD), and find out that it will overestimate the efficiency of water purification without considering fluid dispersion effect.

Keyword: oyster shells, contacted bed, dispersion coefficient, tracer, residence time distribution

一、前言

1.1 研究動機

臺灣河川污染嚴重，水質處理一直是各界關注的焦點。近年來由於考量到大型污水處理場的高成本負擔，政府積極推廣現地污水處理，目標利用自然淨化的能力，設計低成本、高效率的水質淨化機制。因此，應用自然處理系統，進行污水現地處理已成為現代水質處理的主要發展趨勢。礫間接觸人工濕地，為地下流式人工濕地的一種，具有低蚊蟲、低臭度的優點。其基本的處理原理在於透過基質的多孔隙特性，提供水中微生物附著表面，應用自然界的微生物代謝與吸附過濾特性，處理水中有機物、氮、磷、與重金屬污染。

目前台灣的礫間接觸現地處理，多採用與日本處理場相似大小的礫石做為處理基質，然而由於其取得不易，常造成高成本花費。牡蠣殼為臺灣西南沿海養殖鄉鎮常見之廢棄物，成本低廉；且利用牡蠣殼表面多孔隙特性與化學成份的特點進行礫間接觸水質處理，已有初步的成果（郭正翔，2009）。因此，若能有效利用牡蠣殼作為本土的礫間接觸基質，不僅能達污水淨化效果、降低營建成本、並能助於改善台灣西南沿海的環境衛生問題。

前人的研究指出，設計一有效的人工濕地以符合現地條件的水質理論與操作模式，是不過度浪費與避免成效不彰的關鍵。目前應用牡蠣殼進行礫間接觸水質處理尚在初始階段，因此除了實驗其處理效率之外，依據現地條件，修正操作參數，並尋找最佳的操作模式為相當重要的進階研究。

1.2 研究目的

本研究旨在探討牡蠣殼礫間接觸應用於現地水質淨化場中，流體的混合特性與傳輸機制。考慮污染物於模場中的平流傳輸、擴散、與延散效應對水質操作模式的影響，以及在此現地處理方法中，水力停留時間分佈的影響。預期利用脈衝式追蹤劑試驗（Pulse tracer test），測量在現地場址的尺度下，水力停留時間分佈的相關參數，以及其延散係數，藉以建立應用牡蠣殼作為礫間接觸基質材料的設計參數依據，並提出設計修正方案，做為牡蠣殼礫間接觸的最佳化水質操作模式準則。

二、文獻回顧

2.1 牡蠣殼礫間接觸

2.1.1 自然處理系統—人工濕地

人工濕地係利用濕地的自然物理、化學、生物特性，去除或降解污染物，以達水質淨化的重要生態工法。具有低建造、操作成本、與低維護等優點，但較傳統污水處理系統操作流量低 (Ayaz and Akca, 2000; Selma et al., 2001)，因此適合於小型社區或大型市鎮的污水處理系統 (Haberl, 1999)。目前應用人工濕地作為水質淨化的工程主要有兩種：表面流式人工濕地與地下流式人工濕地，然而由於表面流人工濕地的污水開放水域，常衍生出臭味漫溢與蚊蟲孳生的另一環境問題。欲避免此一情形可選擇地下流式人工濕地，以兼具低成本、高水質淨化效能、低土地利用面積，並利用其低開放水面的特性，減少人工濕地蚊蟲孳生的問題 (Reed et al., 1988)。

2.1.2 生物膜礫間接觸

應用生物膜於水質淨化工程，最早是在 1893 年，英國出現以滴濾池的形式利用生物膜進行水質改善。礫間接觸屬於地下流式人工濕地的一種，其淨水原理是利用基質的多孔隙特性附著自然形成生物膜，於污水環境中進行生物降解作用 (Techobanoglous and Burton, 1991)。2004 年，賴衍臻於台北縣關渡自然公園內設計接觸曝氣與礫間接觸複合式人工濕地，以直徑 15 公分到 20 公分的卵礫石為基質。結果水力停留時間 1 天，水中 BOD₅、懸浮固體、氨態氮、與磷酸鹽的平均濃度去除率分別為 29.8%、57.4%、13.7%、1.6% (賴衍臻, 2005)。

在基質應用上，近年來學者嘗試以牡蠣殼作為礫間接觸低成本、高效率的材料選擇。牡蠣殼主要是牡蠣養殖所產生的副產物，在養殖當地常造成環境衛生的問題 (Curtis, 1950)，然而其多孔隙與生物附著特性，正適合作為礫間接觸的淨水介質。在相關研究上，Volodymyr 等人曾發現牡蠣殼上的生物膜生物群落多呈現垂直瘦長的型態，較一般層狀之生物膜有較大的比表面積 (Volodymyr et al., 2006)；2008 年，Park 和 Polprasert 進行以牡蠣殼作為地下流人工濕地濾材的效率研究，結果得到水力停留時間 3.5 天，水中 BOD₅、懸浮固體、氮、與磷的濃

度去除率分別可達 92.3%、94.4%、85.7%、98.3% (Park and Polprasert, 2008)，同年底，郭正翔於二重疏洪道內設置牡蠣殼礫間接觸模場，進行效益分析，結果顯示加裝曝氣機制可更有效的提高淨化效果 (郭正翔，2009)。綜合上述牡蠣殼的水質淨化效率，以及其低成本應用的經濟價值 (張初福，2009)，應用牡蠣殼進行礫間接觸水質淨化實為一具有潛力的自然處理水質淨化工程應用。

2.2 濕地設計參數

目前台灣人工濕地的設計案例，多以栓塞流作為設計假設，不考慮其混合與流體非均勻的特性。應用這樣的假設於地下流式人工溼地中，常造成與真實情況不符合的情況。在真實的人工濕地中，可能因不同的地形特徵、尺度大小、以及混合效應的發生，而延緩理論水力效率，其中針對混合效應，可利用延散係數或對等的攪拌器數 (Well-mixed units in series) 分析討論。如上所述這些水流中的非均勻特徵，對人工濕地的水質處理效率具有相當的影響 (Kadlec et al., 1993; Chen and Wang, 1994)。

2.2.1 停留時間分布

當水體流經一控制區域時，水流的路徑其實包括許多不同的選擇，依據路徑的不同，造成不同的長度與水文地質條件，如孔隙率、水力傳導係數、或混合過程 (Mixing process) 而影響其通過的時間。因此水流流經一區域的時間其實不為定值。針對此一現象，可將其視為一隨時間分布的機率曲線，稱為停留時間分佈 (Residence time distribution, RTD)。這個概念最早由 Danckwerts 於 1953 年提出，用以描述相關的化學反應，並且後來在 Levenspiel (1972) 和 Fogler (1992) 的書中也一再提及 (Kadlec and Knight, 1996)。

2.2.2 延散效應

對於水流的混合效應，Slichter 於 1905 年以 NaCl 做為追蹤劑，探討地下水流問題時發現了延散現象，開啟了孔隙介質中延散效應的研究 (Ogata, 1970)。1972 年，Bear 以宏觀尺度觀察孔隙介質流體的流動，發現三種現象(一)、流體流經大孔隙的流速比流經小孔隙快；(二)、流體在流經孔隙介質時會選擇不同的路線，使得路徑長短不一致；(三)、流體在孔隙中心的移動速率比邊緣為快，以上

這種由於孔隙介質異質性而產生的溶質混合效應傳輸行為稱為延散（王偉光，2007）。延散作用主要是由於邊界效應造成非均勻流場而產生濃度變化，而此種不均勻的濃度變化會與速度場的之間互動而產生質量傳輸現象（朱佳仁，2003）。由於孔隙介質中含有多路徑特性，介質對於中間流體的邊界影響也相對重要。

探討延散度時，可將其分為流線水平方向流動的縱向延散度（Longitudinal dispersivity, α_L ）與垂直方向的橫向延散度（Transverse dispersivity, α_T ）。試驗結果顯示，橫向延散係數大約為縱向延散係數 1/5 至 1/100（Pfanhuch, 1963），因此其對於溶質傳輸影響相對甚小，若忽略溶質從入流處至出流處的非對稱傳輸行為，則可將橫向延散予以忽略。另外，1967 年，學者在實驗室進行砂箱試驗時，發現分子擴散相對於延散也是可忽略不計的（Hoopes and Harleman, 1967）。

探討溶質的傳輸亦發現距離對傳輸行為的影響。自 1970 年起，延散的尺度效應被廣泛討論，在許多試驗中，儘管各試驗場址水文地質條件和操作方式略有不同，但試驗結果皆顯示縱向延散度會隨著量測的距離而增加（Pickens and Grisak, 1981; Gelhar et al., 1985; Neuman, 1990; Neuman and Federico, 2003; Schulze-Makuch, 2006）。2006 年，Schulze-Makuch 依據 109 位學者的文獻記載，進行延散度資料迴歸分析，整理出縱向延散係數對不同距離尺度的特性關係圖。

2.2.3 追蹤劑試驗

從幾世紀以前，追蹤劑（Tracer）即被廣泛用於推論河川的流向與地下水流速的研究上。在 1960 年間，一些應用追蹤劑於地下水補注特性的代表案例出現（Horton and Hawkins 1965; Zimmerman et al. 1966），也使得人類對於降雨逕流水文循環，有了更進一步的認識（Divine and McDonnell, 2005）。在過去的三十年間，起初由於對污染物與放射性物質之環境議題的關注，開始廣泛的應用追蹤劑於探討溶質在孔隙介質與裂縫含水層中的傳輸現象（Divine and McDonnell, 2005）。應用追蹤劑可幫助獲得許多重要的含水層資訊與水力參數，如停留時間、水流路徑、滲透率變化等，並利用這些參數以建立有效的模式管理（Heilweil et al. 2004; Clark et al. 2004）。一些著名的大尺度追蹤劑試驗在 1980 年間出現（Sudicky 1986; LeBlanc et al. 1991; Boggs et al. 1992），主要設計用來比較現地模場（Field-scale）的溶質延散效應，與利用獨立測量含水層的數據進行異質性隨機分析預測大尺度

延散的結果。以上這些試驗對於地質異質性、大尺度水力傳導度、吸附、和溶質傳輸的限制速率提出了許多重要的研究成果 (Divine and McDonnell, 2005)。

一般來說，現地追蹤劑試驗可分為自然梯度追蹤劑試驗法 (Natural gradient tracer test, NGTT)和強制梯度追蹤劑試驗法 (Forced gradient tracer test, FGTT) (Ptak et al., 2004);且依據其注入追蹤劑的方式不同，又可分為脈衝式入流(Pulse inflow) 與階梯式入流 (Step inflow)。

在實際案例上，包括了Fried於1975年由濃度與時間的關係，成功獲得縱向延散係數並運用到實際問題上演算；LeBlanc則在1991年於美國麻州Cape Cod試驗場進行大尺度的自然梯度保守性與反應性追蹤試驗，以了解現地砂質及礫石含水層中各種不同追蹤劑之傳輸行為。

2.2.4 人工濕地設計

現行人工濕地的規劃設計，關鍵在於藉由反應速率常數與水力停留時間 (Hydraulic retention time, HRT)，計算面積與流量的關係。過去在計算人工溼地水力停留時間時，多利用槽體體積除去入出流流量之平均得到一時間，並結合水質淨化效果，作為控制流量之主要依據，故利用達西公式推導出一個地下流人工濕地流況為均勻流時之理論水力停留時間，以作為人工濕地最佳化操作之參考 (Chazarenc et al., 2003)。然而由於人工濕地的實際水體體積常無法準確量測，造成水力停留時間的高度不確定性 (Kadlec and Knight, 1996)。另一方面，若考慮人工濕地中流體的延散作用，則需進行追蹤劑試驗不同介質、尺度的延散係數而加入設計考慮。

因此在人工濕地完成後，應執行操作測試以找到最佳之溼地操作模式。近年來，有學者依據現行表面流與地下流人工濕地常用的水文水理模式進行分析，提出相關的操作測試建議，包括了以下數點：一、利用追蹤劑試驗以求得濕地的水力停留時間期望值；二、進行水質分析，比較其結果以校正所使用模式之參數；三、將串聯槽模式 (Tanks in series model, TIS) 或柱塞流延散模式 (Plug flow modified by dispersion, PFD) 計算結果與所用模式相比較，驗證兩者的一致性；四、依據上述結果，選擇最佳之人工濕地操作模式 (高和張，2004)。

三、研究理論

3.1 停留時間分佈

過往由追蹤劑試驗，發現污染物在地下流人工濕地中的水力停留時間並不符合栓塞流 (Plug flow) 的假設，而是一隨時間的機率分佈，稱為停留時間分佈 (Residence time distribution, RTD)，可藉由追蹤劑試驗求得。

若追蹤劑的注入為脈衝函數，在流量無損失的條件下，停留時間分佈 $f(\tau)$ 為

$$f(\tau) = \frac{C(\tau)}{\int_0^{\infty} C(\tau) d\tau}$$

並可由追蹤劑的濃度變化曲線，求得停留時間的期望值與變異數

$$t_{\mu} = \int_0^{\infty} \tau f(\tau) d\tau$$

$$\sigma^2 = \int_0^{\infty} (\tau - t_{\mu})^2 f(\tau) d\tau$$

因此若進行追蹤劑試驗，可得到流場的平均水力停留時間，而修正同類型人工濕地的設計依據。

3.2 地下水質量傳輸機制

當一物質溶解於飽和水層之中，隨著流體的流動，溶質主要的傳輸機制可分為平流傳輸 (Advection)、分子擴散 (Molecular diffusion)、以及由於速度場與濃度場之間的互動所產生的延散現象 (Dispersion)。其傳輸理論分述於下：

3.2.1 平流傳輸

假設溶質濃度 C ，平均流速 U ，單位面積的平流傳輸質量通量 q [M/L^2T] 為

$$q = C \cdot U$$

3.2.2 分子擴散

分子擴散指溶質由高濃度流向低濃度的機制。根據菲克第一定律 (Fick's first law)，質量傳輸速率會與濃度梯度成正比，因此垂直方向，單位時間溶質流經單位面積的擴散質量通量 J [M/L^2T] 與分子擴散係數 D_m [L^2/T] 關係

$$J_z = -D_m \frac{\partial C}{\partial z}$$

3.2.3 平流-擴散方程式

當流體處在流動狀態下，若考慮平流與擴散造成的質量傳輸，在一維條件下，總質量通量為

$$N = q + J = C \cdot U - D_m \frac{dC}{dz}$$

若在三維流場中，以向量式表示質量通量

$$\bar{N} = \bar{q} + \bar{J} = C \cdot \bar{U} - D_m \cdot \bar{\nabla} C$$

以控制容積 (Control volume) 分析，假設長、寬、高， Δx 、 Δy 、 Δz ，在中心點處各方向的質量通量為 N_x 、 N_y 、 N_z 。則邊界上兩點質量通量分別為

$$N_1 = N_x \left(x + \frac{\Delta x}{2} \right) \quad N_2 = N_x \left(x - \frac{\Delta x}{2} \right)$$

假設距離 Δx 很小，利用泰勒展開式，可得 x 方向的淨質量流量為

$$\Delta M_x = \left[N_x(x) + \frac{\Delta x}{2} \cdot \frac{\partial N_x}{\partial x} \right] \Delta y \Delta z - \left[N_x(x) - \frac{\Delta x}{2} \cdot \frac{\partial N_x}{\partial x} \right] \Delta y \Delta z = \left[\frac{\partial N_x}{\partial x} \right] \Delta x \Delta y \Delta z$$

同理可得 ΔM_y 、 ΔM_z ，因此控制容積總質量流量為

$$\sum_{C.S.} \Delta M = \left[\frac{\partial N_x}{\partial x} + \frac{\partial N_y}{\partial y} + \frac{\partial N_z}{\partial z} \right] \Delta x \Delta y \Delta z$$

利用雷諾傳輸方程式來描述，則總體性質為溶質總質量，內涵性質為溶質的濃度。表示成

$$\frac{dM}{dt} = \frac{\partial}{\partial t} \int_{C.V.} C \cdot dV + \int_{C.S.} C \bar{U} \cdot \bar{A}$$

假設濃度與流速皆為均勻分佈，且假設物質本身不反應 (守恆性物質)，將平衡式同除以控制容積體積，並考慮流體為不可壓縮流 ($\bar{\nabla} \cdot \bar{U} = 0$)，且為等向性擴散

($D_x = D_y = D_z = D_m$)。應用在 x 方向的一維模式中，則平流-擴散方程式為

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_m \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - U_x \frac{\partial C}{\partial x}$$

3.2.4 延散方程式

由於不均勻濃度和速度場之間產生的傳輸作用，稱為延散作用。由於延散和濃度梯度有關，在一維流場中延散通量可以表示成

$$J_L = -E_L \frac{\partial \bar{C}}{\partial x}$$

其中， E_L 為延散係數， \bar{C} 為斷面平均濃度。利用前述所推導之平流-擴散方程式，可改寫延散方程式為

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} = D_m \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial x^2} + E_L \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial x^2} - U_x \frac{\partial \bar{C}}{\partial x}$$

但是一般而言，延散係數會遠大於分子擴散係數，因此當二者同時發生時（非靜止狀態），常忽略擴散係數，而簡化延散方程式為

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} = E_L \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial x^2} - U_x \frac{\partial \bar{C}}{\partial x}$$

3.2.5 延散係數

由於前人研究指出，橫向延散相對於縱向延散在二維流場中影響相對甚小，又本試驗進行於平均水深僅 0.5 公尺、平均斷面積 1.95 平方公尺，但總長 7.8 公尺的長形槽體內，因此忽略溶質傳輸的非對稱性而不考慮橫向延散，僅考慮縱向延散的影響，依據泰勒（Taylor, G.I.）延散理論，可得到縱向延散係數的理論解

$$E_L = \frac{-1}{B} \int_0^B u'' \int_0^y E_y \int_0^y u'' dy dy dy$$

其中 B 是渠道寬度， u'' 是橫向斷面偏離平均流速的變異量， E_y 是湍流情況下的擴散係數。根據此結果，假設延散在斷面濃度已達完全混合，可以針對流場的流速剖面求得延散係數。

在現地實驗中，若無流場的流速剖面，也可利用追蹤劑實驗，依據濃度隨時間的變化，準確量測延散係數。假設追蹤劑為守恒性物質，依據延散理論，其濃

度變化遵守以下方程式（也等於高斯分佈加上平流影響）。

$$C(x,t) = \frac{m}{A\sqrt{4\pi E_L t}} \exp\left[-\frac{(x-Ut)^2}{4E_L t}\right]$$

3.2.6 栓塞流模式 (Plug flow model)

早期人工濕地設計將濕地中水流視為栓塞流，假設水流無混合效應，污染物反應為一階， k 為一階反應常數，得人工濕地的污染物出流濃度為

$$C_{out} = C_{in} \cdot e^{-kt}$$

3.2.7 栓塞流延散模式 (Plug flow modified by dispersion)

栓塞流延散模式考慮溶質的混合效應，在栓塞流模式中加上延散效應。模式利用延散理論質量平衡方程式，一階栓塞流延散方程式表示成(守恆性追蹤劑， $R=0$)

$$R + E_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{\partial(\bar{U} \cdot C)}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t}$$

Danckwerts (1953) 曾利用平均流速，在污染物為一階反應條件下，帶入入流口 ($x=0$) 和出流口 ($x=L$) 的邊界條件推導得一階栓塞流延散模式

$$\frac{C(t)}{C_{in}} = e^{\frac{\bar{U}x}{2E_L}} \times \frac{2(1+b)e^{\frac{\bar{U}b}{2E_L}(L-x)} - 2(1-b)e^{-\frac{\bar{U}b}{2E_L}(L-x)}}{(1+b)^2 e^{\frac{\bar{U}bL}{2E_L}} - (1-b)^2 e^{-\frac{\bar{U}bL}{2E_L}}}$$

若僅考慮出流時濃度的變化，則可簡化為

$$\frac{C_{out}}{C_{in}} = \frac{4b}{(1+b)^2 e^{\frac{-\bar{U}L}{2E_L}(1-b)} - (1-b)^2 e^{\frac{-\bar{U}L}{2E_L}(1+b)}}$$

或帶入無因次參數皮克數 (Peclet number) 簡化可得

$$\frac{C_{out}}{C_{in}} = \frac{4b \cdot e^{\frac{Pe}{2}}}{(1+b)^2 e^{\frac{bPe}{2}} - (1-b)^2 e^{-\frac{bPe}{2}}}$$

其中

$$b = \sqrt{1 + \frac{4kE_L}{\bar{U}^2}} \quad Pe = \frac{\bar{U}L}{E_L}$$

四、材料與方法

4.1 試驗場址介紹

本試驗場址位於臺灣台北縣二重疏洪道內，疏洪三路與疏洪八路交界處，北緯 25° 04'17"，東經 121° 27'31"，海拔高度 3.6 公尺。當地氣候屬暖濕副熱帶季風型氣候，氣溫月平均最高 29 °C、最低 15 °C，相對溼度約 80 %。年降雨量高，可達 2000mm 以上，但呈現季節分布不均，主要降雨受颱風與對流之影響。本區風速受冬季強大之東北季風與夏季和緩之西南季風影響，平均風速 2.6~3.1m/sec 之間，影響現地蒸發量甚鉅。試驗模場總面積約 700 m²，全區配置包括取水井、沉澱池、曝氣井、以及四個獨立入出流的礫間接觸處理槽體與放流道，如圖 1、圖 2 所示。四個槽體依入出流型態、處理基質與型態、有無曝氣設計不同的淨水機制。本研究旨在探討牡蠣殼基質於礫間接觸處理場中的傳輸特性，因此選取水頭控制牡蠣殼槽（無曝氣）作為本次試驗場。

試驗場中，牡蠣殼填充方式為隨機散裝，主槽體包括前端入流沉澱池與溢流池兩開放水面；牡蠣殼基質兩側以石籠牆固定，同時利用水流通過石籠之整流效果，設計均勻流流況；中段亦設計一開放水面以增加其溶氧，尾端出流也有一開放水面，經由底層管路，以 F 管控制出流量高層；因此主要槽體由兩段牡蠣殼槽，與三個主要的開放水面組合而成。每一段牡蠣殼槽體長 7.8 公尺，試驗當天平均水深 0.5 公尺，因此槽體截面為一平均面積 1.95 平方公尺的梯型斷面。

4.2 試驗設計

試驗於民國 98 年 11 月 6 日進行現地追蹤劑試驗，設計藉由脈衝式入流，測定定點的追蹤劑濃度歷時曲線，以分析相關水文條件與水力參數。相關試驗設計參數如表一所示。追蹤劑選擇以 15 公斤的氯化鈉 (NaCl)，溶於水中，並測量分析水中導電度與氯鹽的濃度變化。追蹤劑的選擇依據包括分析方便性與準確定、自然界中不易降解特性以視為守恆性物質、環境無特殊危害影響。

試驗從上午九時起，於牡蠣殼槽前的溢流池開放水面瞬間加入追蹤劑，利用先於水桶中均勻溶解 15 公斤的氯化鈉同時倒入，並攪拌溢流池以幫助其達到縱向均勻混合。現場以導電度計量測入流池中央水面下約 30 公分處，與出流池中央水面下約 30 公分處的導電度，每分鐘紀錄其時間變化，作為追蹤劑濃度變化

的推估。此外，每 5 分鐘各取回一水樣，以進行氯鹽的硝酸銀滴定分析，並紀錄入、出流的流量與水深，以確保水頭控制。

本試驗考慮到槽體本身中央開放池的影響，可能對於研究目的所欲獲得的水力參數與水文環境產生影響，因此選擇以中央開放池作為出流池量測。

4.3 儀器與分析方法

4.3.1 水質檢驗項目

量測入、出流導電度變化與出流的氯鹽變化值。導電度使用外出型可攜式導電度計，依環檢署水中導電度計法量測 (NIEA W203.51B)；水中氯鹽使用硝酸銀滴定法 (NIEA W407.51C) 量測。

4.3.2 平均水力停留時間

計算追蹤劑濃度的比例濃度曲線 $f(\tau)$ ，並計算該比例與各點時間相乘總合以得平均水力停留時間。

4.3.3 延散係數—追蹤劑單測站法

應用延散方程式所求得的追蹤劑濃度分佈，於單點測量其濃度變化與時間曲線，應符合下式

$$C(x,t) = \frac{m}{A\sqrt{4\pi E_L t}} \exp\left[-\frac{(x-Ut)^2}{4E_L t}\right]$$

其中 m 為加入之追蹤劑質量， A 為模場截面積， U 為水流平均流速。由測量值得到 $C(x=l,t)$ ，因此可計算得到縱向延散係數 E_L [L^2/T]。推導解析解如下：

$$\frac{C_l(t) \cdot A\sqrt{4\pi E_L t}}{m} = e^{-\frac{(l-Ut)^2}{4E_L t}}$$

兩邊同平方，並取自然對數再對時間微分

$$\frac{4\pi A^2}{m^2} \cdot |E_L| t \cdot C_l^2(t) = e^{\frac{-l^2 - U^2 t^2 + 2Ut}{2|E_L|t}}, \quad \text{set } K = \frac{4\pi A^2}{m^2}$$

$$|E_L| \ln K + |E_L| \ln |E_L| + |E_L| \ln t + 2|E_L| \ln C_l(t) = \frac{-l^2}{2t} - \frac{U^2}{2} t + l \cdot U$$

$$\frac{|E_L|}{t} + \frac{2|E_L|}{C_l(t)} \cdot \frac{dC_l(t)}{dt} = \frac{l^2}{2t^2} - \frac{U^2}{2}$$

經分離變數後兩邊積分，整理可得

$$\ln C_l(t) = -\frac{l^2}{4|E_L|t} - \frac{U^2 t}{4|E_L|} - \frac{\ln t}{2}$$

由於延散係數為正，因此若單由數學式需看 $C_l^2(t) \cdot t$ 項的大小決定正負。然而一般進行追蹤劑試驗時，濃度項均大於 1，所以依據延散理論之濃度分佈，可得縱向延散係數為

$$E_L = \frac{(l - Ut)^2 + 2l \cdot Ut}{2t \cdot \ln(C_l^2(t) \cdot t)}$$

由於礫間接觸屬於孔隙流流體，因此平均流速使用本實驗中所測得平均水力停留時間，換算移動距離較符合真實情況

$$U = \frac{l}{t_\mu}$$

4.3.4 延散係數—追蹤劑雙測站法

在延散方向兩點不同距離處，量測追蹤劑濃度變化，並分別計算其縱向擴散尺度 σ (x_c 為濃度時間曲線的形心)

$$\sigma^2 = \frac{\int_{-\infty}^{\infty} (Ut - x_c)^2 C(t) dt}{\int_{-\infty}^{\infty} C(t) dt} \quad x_c = \frac{\int_{-\infty}^{\infty} Ut C(t) dt}{\int_{-\infty}^{\infty} C(t) dt}$$

可計算縱向延散係數，其中 x_1 、 x_2 為量測點與釋放點的距離。

$$E_L = \frac{1}{2} \frac{d\sigma^2}{dt} = \frac{1}{2} \frac{\sigma_2^2 - \sigma_1^2}{t_2 - t_1} = \frac{U}{2} \frac{\sigma_2^2 - \sigma_1^2}{x_2 - x_1}$$

五、結果與討論

5.1 導電度變化推估模場延散係數

現地量測入流口導電度變化，如圖 3 所示，導電度結果以指數遞減顯示模場入流流況已達穩定狀態。利用加入追蹤劑後，於入流與出流兩點監測導電度時間變化結果如圖 3、4 所示，應用追蹤劑雙測站法計算得牡蠣殼模場的延散係數時間曲線，如圖 5 所示。試驗模場延散係數結果達穩定後為 $0.016\text{ m}^2/\text{min}$ ；並且扣除初始不穩定區域，延散係數可視為定值。

5.2 氯鹽追蹤劑出流口 RTD 實測與流速討論

圖 6 表示加入追蹤劑 NaCl 後，出流處的氯鹽濃度變化曲線，代表流體於模場中通過時間的機率分佈。結果顯示，追蹤劑濃度約在加入 75 分鐘後開始有部份達出流口而造成濃度開始上升，比照理論水力停留時間 91 分鐘，於此期間出流的追蹤劑比例約佔量測總量的 35%，顯示若以理論水力停留時間評估模場的設計，會造成處理總量的高估以及處理效率的誤差。

討論上述原因，符合礫間接觸場址中存在停留時間機率分佈的理論。由於使用孔隙材質作為處理基質，因此污染物在處理過程中應視為一種地下水溶質的傳輸現象，水流可能經由不同的孔隙路徑通過處理場址，而使得其所受到的材質特性、孔隙水流特性、與長度因子的影響程度皆有所變異。本研究應用追蹤劑探討其水力特性，藉由量測其停留時間的機率分佈，計算平均水力停留時間，以修正傳統栓塞流模式設計參數。

利用追蹤劑濃度計算平均水力停留時間的結果，以導電度變化推估為 251 分鐘，而實測追蹤劑濃度變化則為 244 分鐘，二者皆遠大於理論水力停留時間 91 分鐘。探討原因，可能包括(一)、不同的路徑造成實際流徑長短的不同，使得通過時間長短不一；(二)、流徑的不同也間接使得污染物歷經不同的傳輸機制，生物膜的阻塞程度以及孔隙率的差異，都會影響水體的傳輸效率，並於結果顯示為一機率分佈曲線。本實驗結果顯示，在距離尺度約 7.8 公尺、操作一年的牡蠣殼礫間接觸膜場，平均水力停留時間為理論值的 2.68~2.75 倍，

圖 7 顯示，使用理論水力停留時間與追蹤劑平均水力停留時間計算設計流速，並應用一階柱塞流延散模式進行濃度變化模擬。結果證實應用追蹤劑，調查現地 RTD 分佈的平均停留時間較符合真實情況；由模式推估的結果，亦顯示出使用一階柱塞流延散模式於牡蠣殼礫間接觸處理場的設計可行性。

5.3 模場流速環境對延散係數的影響

應用追蹤劑結果，量測試驗場址的延散係數以探討使用牡蠣殼做為基質的礫間接觸場的水流延散效應。圖 8 顯示隨停留時間機率分佈，試驗場址的延散係數變化，並比較使用理論水力停留時間與平均水力停留時間計算理論流速與平均流速，對延散係數的影響。

結果顯示，在理論流速 0.085 m/min 與平均追蹤劑流速 0.030 m/min 的相對高流速與低流速條件下，對本模場的延散係數有顯著的影響。由前人研究已指出，延散效應主要是由於流速的不均勻所產生較分子擴散影響更大的混合現象，因此平均流速較高也會產生較大的延散作用；另一方面，近年來學者也指出將延散係數視為一常數實際上是不合理的，2006 年 Schulze-Makuch 也依據 109 位學者的文獻記載整理出縱向延散係數對不同距離尺度的特性關係圖，其結果顯示，在不同距離尺度下，延散係數實際上會與距離呈現正相關現象。

比較本研究結果，如圖 8 所示，在相對高流速條件下延散係數確實較高，顯示延散效應較強，並且隨時間有明顯上升的趨勢，依據 RTD 理論，該時間的增加即代表實際流徑的增加，意即距離尺度的增加。因此若於高流速條件下，探討牡蠣殼礫間接觸場的延散效應將更為複雜且不易設計管理；然試驗結果顯示，於追蹤劑平均流速，意即本場址真實流速條件下，由於其流速較低，延散係數在脫離起始不穩定區之後僅有微量的上升，呈現幾乎水平的定值。圖 9 顯示，選取延散係數為平均 $0.015\text{ m}^2/\text{min}$ 對照實際變動的延散係數，進行考慮延散效應的模式比較二者差異亦甚小。

因此，本研究結果顯示，於牡蠣殼礫間接觸場操作時，除了須考慮不同距離尺度對延散效應的影響外，亦可利用流速因子控制延散係數的設計，並於低流速狀態可簡化其設計為定值。

5.4 應用牡蠣殼人工濕地與國外案例延散效應分析

本試驗以 NaCl 作為追蹤劑，量測導電度值與氯鹽濃度二者作為數據依據，並使用單點測法與雙點測法求得本牡蠣殼場址的延散係數，結果如表二所示，分別為 $0.016 m^2/min$ 、 $0.014 m^2/min$ 、 $0.016 m^2/min$ ，若依據 Kadlec (1996) 所提出的延散數 (Dispersion number, $D = E_L / uL$) 將其無因次化，則結果為 0.068、0.060、0.068。與國外人工溼地案例比較，結果如表 3 所示，牡蠣殼場延散效應普遍較一般表面流人工溼地為低，主因該是孔隙層中流速較慢之故；但在地下流溼地中，介於莎草科植物與土壤之間，顯示由於牡蠣殼基質場的多孔隙特性，延散效應明顯較土層為高，因此於設計上，仍有考慮的必要。

5.5 一階栓塞流模式與栓塞流延散模式

傳統人工濕地設計最常使用的模式是一階栓塞流模式，藉由長寬比設計容水體積以得理論水力停留時間，並考慮污染物的反應速率常數，依據需求達到設計處理效率。然而一階栓塞流模式是在假設溶質無混合效應下的簡化假設，並且其所使用的理論水力停留時間也往往與真實情況有相當誤差，造成處理效率的誤差。本研究結果證實於礫間接觸處理場中，理論水力停留時間所造成的顯著低估，並利用追蹤劑調查測定延散係數以考慮延散效應對於地下水溶質傳輸中的混合影響，圖 10 對照普通的一階栓塞流模式與考慮混合機制、以平均流速表示平均處理效率的一階栓塞流延散模式，結果顯示若不考慮延散混合，將造成處理效率的高估，而其高估程度，則與流場的流速分佈與延散強弱相關。

六、結論與建議

6.1 結論

1. 利用有效容積與平均流量計算理論水力停留時間會造成人工溼地實際水力停留時間的顯著低估，而造成濕地的設計處理效率誤差。
2. 應用牡蠣殼作為礫間接觸基質的人工溼地水質淨化系統其水體流況屬於孔隙流，具有地質異質性，因此其水力特徵符合地下水傳輸的停留時間分佈理論。

3. 應用追蹤劑試驗，可有效探討礫間接觸人工溼地的水力特徵，並可藉以求得平均水力停留時間與延散係數等相關水力參數，作為最佳操作的修正參數；本研究提供應用距離約 8 公尺的牡蠣殼場之平均水力停留時間為理論值的 2.68~2.75 倍。
4. 散裝式填充的牡蠣殼礫間接觸人工溼地，其水力特性隨時間變化為一機率分佈，因此可藉以探討平均特性與最大值；並由其機率分佈圖形可探討現地水文狀況，如利用標準差變化率（分散程度變化率）探討流體延散效應、波峰（最大值）到達時間判斷真實流速，對照理論流速探討溼地阻塞程度等。
5. 應用牡蠣殼基質之人工溼地於距離尺度 7.8 公尺條件下，延散係數平均為 $0.015 m^2 / min$ ，無因次化之延散數為 0.64，經過案例比較，其延散程度介於地下流人工溼地中，以莎草科植物為設計的 1.1 和土壤 0.3 之間。
6. 比較不考慮混合發生的栓塞流模式與考慮延散的栓塞流延散模式，帶入牡蠣殼場址實測相關參數，證實若不考慮延散作用，將造成污染物處理效率的高估。
7. 於高流速條件下，延散係數為一隨距離增加的變動值；若於低流速條件下操作，在距離尺度約 8 公尺的牡蠣殼場中，平均流速低於 $0.03 m / min$ 則可將延散係數視為定值操作。

6.2 建議

1. 礫間接觸人工溼地設計時，可將理論停留時間依據適合條件以平均停留時間作設計修正。
2. 場址建立後，定期進行追蹤劑試驗以評估場址地下阻塞情況與相關水力特徵，以做為操作流量、逆沖洗等維護管理的依據準則。
3. 建立不同流速下，牡蠣殼處理場的延散係數變化數據，以提供日後進行不同處理效率需求考慮延散效應的設計。
4. 應用栓塞流延散模式設計案例，以延散係數範圍比較設計合適度與效率效益，建立延散效應大小對水質操作模式的影響比例，作為日後礫間接觸溼地設計的操作準則。

七、誌謝

本研究承蒙行政院國家科學委員會經費補助方得圓滿完成，補助計畫名稱：應用牡蠣殼作為人工濕地水質淨化材質之研究（97-2313-B-002-039-MY3），在此謹表感謝之意。

參考文獻

1. 王偉光，2007，徑向收斂流場下延散效應之分析，國立台灣大學生物環境系統工程學研究所碩士論文。
2. 朱佳仁，2003，環境流體力學，科技圖書，台北。
3. 林巧雯，張文亮，2009，牡蠣殼吸附磷酸鹽之研究，九十八年度農業工程研討會，1039-1046 頁。
4. 張初福，2009，牡蠣殼礫間處理水質之經濟分析，國立台灣大學生物環境系統工程學研究所碩士論文。
5. 高裕群，張文亮，2004，供為污水自然淨化系統之濕地建造，第一屆生態工程學術研討會，372-383 頁。
6. 郭正翔，2009，牡蠣殼礫間處理初期操作對都市污水之淨化，國立台灣大學生物環境系統工程學研究所碩士論文。
7. 鄭坤忠，2002，烏溪感潮河段一維及二維延散係數之實測，逢甲大學土木及水利工程研究所碩士論文。
8. 賴衍臻，2005，地下流式人工濕地對都市污水淨化之成效，國立台灣大學生物環境系統工程學研究所碩士論文。
9. 錢紀銘，林健榮，張翊峰，林俊廷，吳穎祥，呂建樟，張齊升，2005，以鹽度追蹤劑試驗探討小型組合式人工溼地之水力特性，嘉南學報第三十一期：242-252 頁。
10. Ayaz C.S. and Akca L., 2000, Treatment of Wastewater by Constructed Wetland in Small Settlement. *Water Science and Technology*, 41(1):69-73.
11. Bear J., 1972, Dynamics of fluids in porous media. New York: Elsevier.
12. Boggs J.M., Young S.C., Beard L.M., Gelhar L.W., Rehfeldt K.R., Adams E.E., 1992, Field study of dispersion in a heterogeneous aquifer. 1. Overview and site description. *Water Resour. Res.* 28(12):3281-3291.
13. Chazarenc F., Merlin G., Gonthier Y., 2003, Hydrodynamics of horizontal

- subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 21:165-173.
14. Chen S., and G.T. Wang., 1994, A theoretical model for simulating BOD5 removal in constructed wetlands. *Proc. Water Environment Federation Conference*, Alexandria, VA., 8:25-35.
 15. Clark J.F., Hudson G.B., Davisson M.L., Woodside G., Herndon R., 2004, Geochemical imaging of flow near an artificial recharge facility. Orange County, California. *Ground Water* 42(2):167–174.
 16. Curtis L. N., 1950, Treasures in troubled waters – the plight of the oyster. *The Scientific Monthly*, February:105-110.
 17. Danckwerts P.V., 1953, Continuous flow systems: distribution of residence times. *Chem. Eng. Sci.* 2(1):1-13.
 18. Disposal and Reuse, 3rd Ed. Mc Graw-Hill, Inc., New York. U.S.A
 19. Divine C.E. and McDonnell J.J., 2005, The future of applied tracers in hydrogeology. *Hydrogeol J.* 13:255-258.
 20. Fried J. J., 1975, Groundwater Pollution. Amsterdam: Elsevier Scientific.
 21. Gelhar L.W., A. Mantoglou, C. Welty, K.R. Rehfeldt, 1985, A review of field-scale physical solute transport processes in saturated and unsaturated porous media. Palo Alto, California: Electric Power Research Institute EPRI EA-4190 Project, pp. 2485-5.
 22. Haberl R., 1999, Constructed Wetlands: A Chance to Solve Wastewater Problems in Developing Countries. *Water Science and Technology* 40(3):11-17.
 23. Heilweil V.M., Solomon K.D., Perkins K.S., Ellett K.M., 2004, Gaspartitioning tracer test to quantify trapped gas during recharge. *Ground Water* 42(4):589–600.
 24. Hoopes J.A. and D.R.F. Harleman, 1967, Dispersion in radial flow from a recharge well. *J. Geophys. Res.* 72(14):3595-3607.
 25. Horton J.H., Hawkins R.H., 1965, Flow path of rain from the soil surface to the water table. *Soil Sci.* 100:377–383.
 26. Kadlec R.H. and Knight R.L., 1996, Treatment Wetlands. 1st Ed. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.
 27. Kadlec R.H. and J.T. Watson, 1993, Hydraulics and Solids Accumulation in a Gravel Bed Treatment Wetland. pp. 227-236. in G.A. Moshiri(Ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.
 28. LeBlanc D.R., S.P. Garabedian, K.M. Hess, L.W. Gelhar, R.D. Quadri, K. G. Stollenwerk, W.W. Wood, 1991, Large-scale natural gradient tracer test in sand and gravel, Cape Cod, Massachusetts: 1. Experimental design and observed tracer

- movement, *Water Resour. Res.* 27(5):895-910.
29. Ogata A., 1970, Theory of dispersion in a granular medium. Geological Survey Professional Paper, pp. 411.
 30. Park W.H. and Polprasert C., 2008, Roles of oyster shells in an integrated constructed wetland system designed for P removal. *Ecological Engineering* 34(1):50-56.
 31. Pfannkuch H.O., 1963, Contribution a l' etude des déplacements de fluides miscibles dans un milieu poreux. *Rev. Inst. Fr. Petrole* 18: 215-270.
 32. Pickens J.F. and G.E. Grisak, 1981, Scale-dependent dispersion in a stratified granular aquifer. *Water Resour. Res.* 17(4):1191-1211.
 33. Ptak T., M. Piepenbrink, E. Martac, 2004, Tracer tests for the investigation of heterogeneous porous media and stochastic modelling of flow and transport – a review of some recent developments. *J. Hydrol.* 294(1-3):122-163.
 34. Reed S.C., Middlebrooks E.J., R.W. Crites, 1988, Natural systems for waste management and treatment, 1st Ed. McGraw-Hill, New York, U.S.A.
 35. Selma C. and Akca L., 2001, Treatment of wastewater by natural system. *Environment International* 26:189-195.
 36. Schulze-Makuch D., 2006, Longitudinal dispersivity data and implications for scaling behavior. *Ground Water* 43(3):443-456.
 37. Sudicky E.A., 1986, A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer: spatial variability of hydraulic conductivity and its role in the dispersion process. *Water Resour. Res.* 22(13):2069–2082.
 38. Tchobanoplous G. and F.L. Burton, 1991, Wastewater Engineering: Treatment.
 39. Volodymyr I., Olena S., Prakitsin S., Piamsak M., 2006, Aggregation of ammonia-oxidizing bacteria in microbial biofilm on oyster shell surface. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 22(8):807-812.
 40. Zimmermann U., Munnich K.O., Roether W., Kruetz W., Schubach K., Siegel O., 1966, Tracers determine movement of soil moisture and evapotranspiration. *Science* 152(3720):346–347.

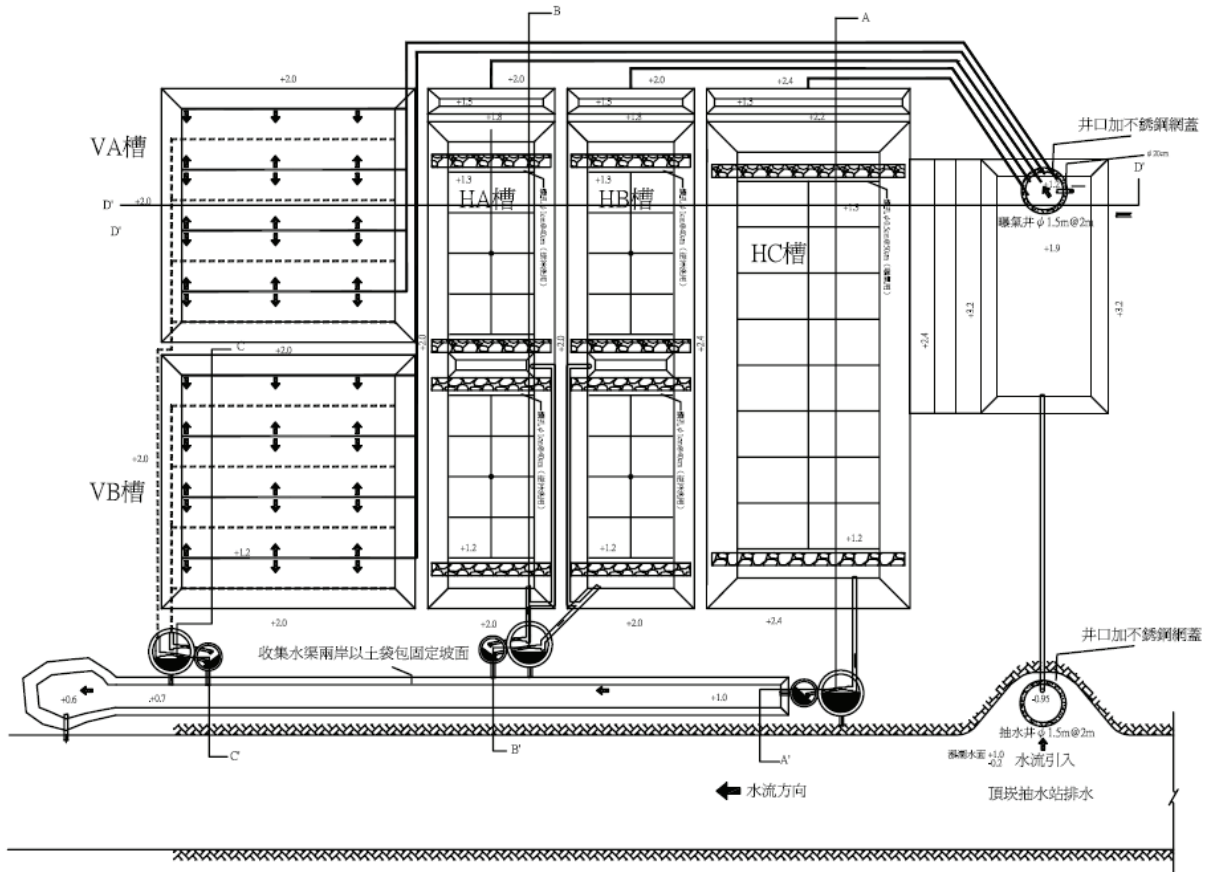


圖 1 二重疏洪道牡蠣殼礫間接觸模場配置圖



圖 2 二重疏洪道牡蠣殼礫間接觸模場現地照片

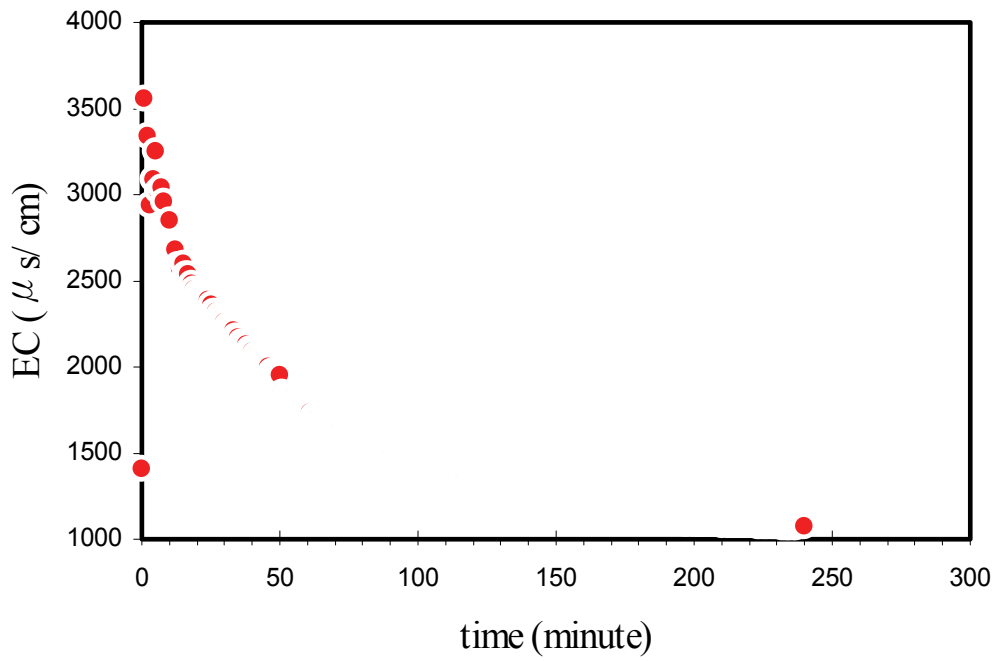


圖 3 現地追蹤劑試驗入流口電導度-時間變化曲線

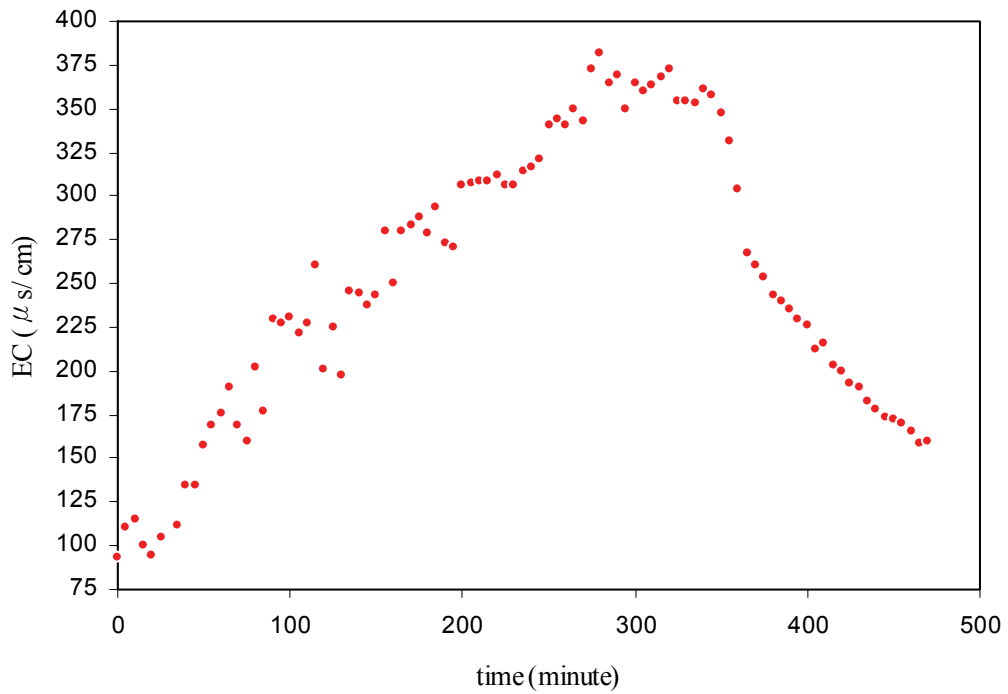


圖 4 現地追蹤劑試驗中央開放處電導度-時間變化曲線

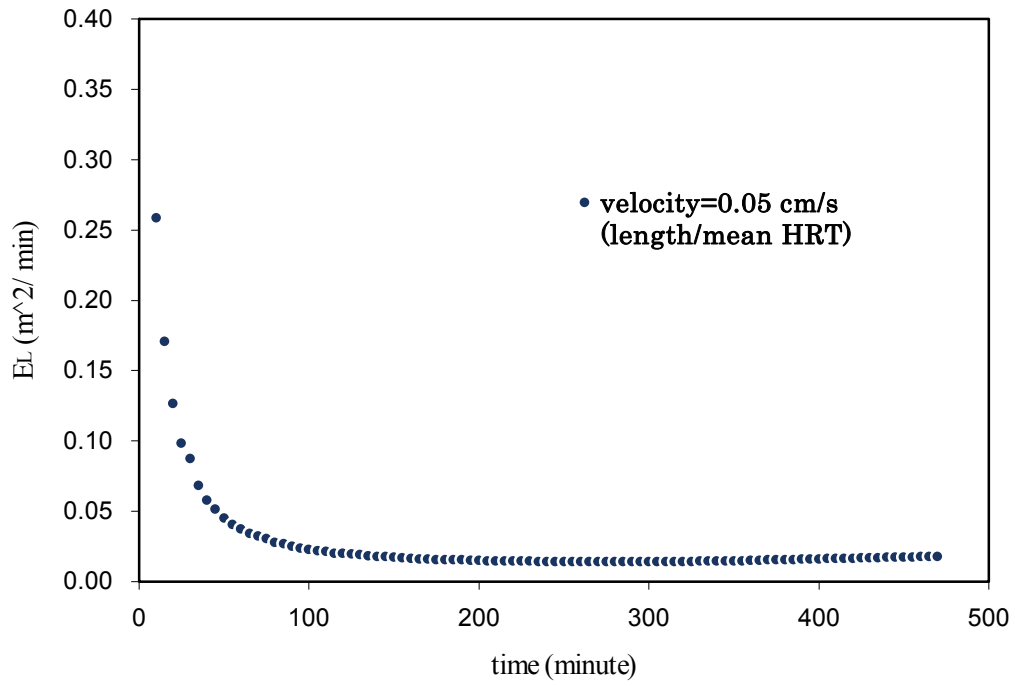


圖 5 中央開放處電導度變化所得之縱向延散係數的變化

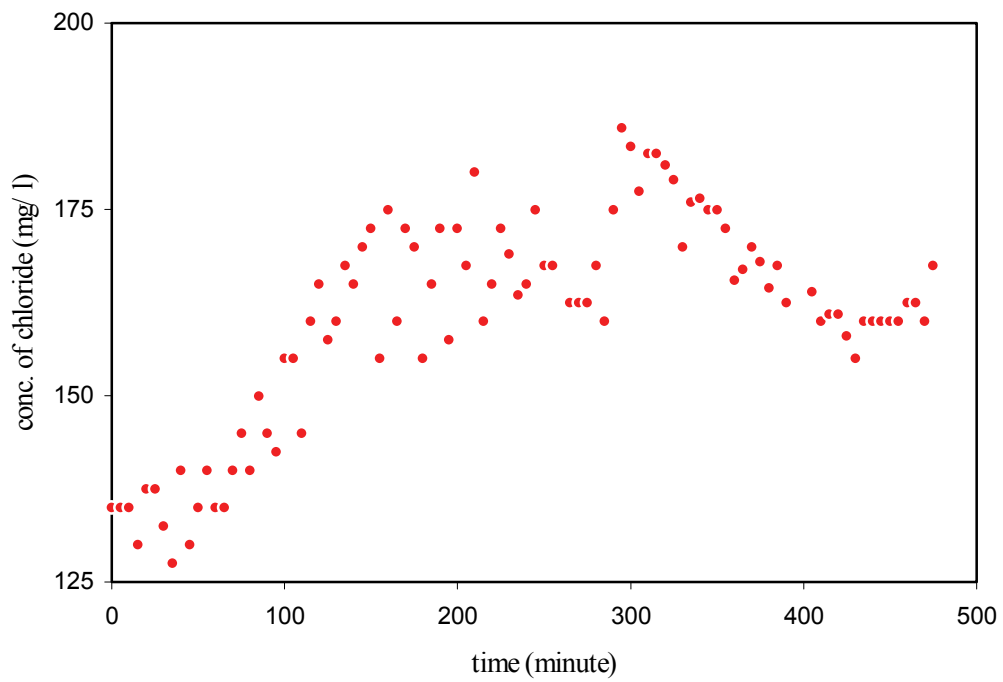


圖 6 現地追蹤劑試驗中央開放處氯鹽-時間變化曲線

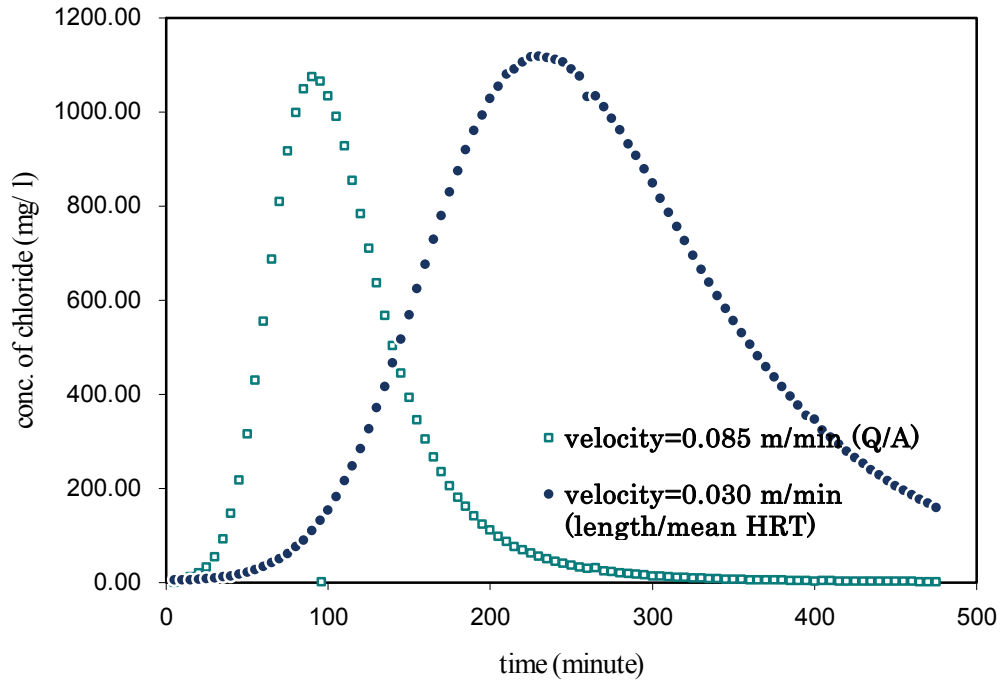


圖 7 理論流速估計與 RTD 平均流速對氯鹽濃度曲線的影響

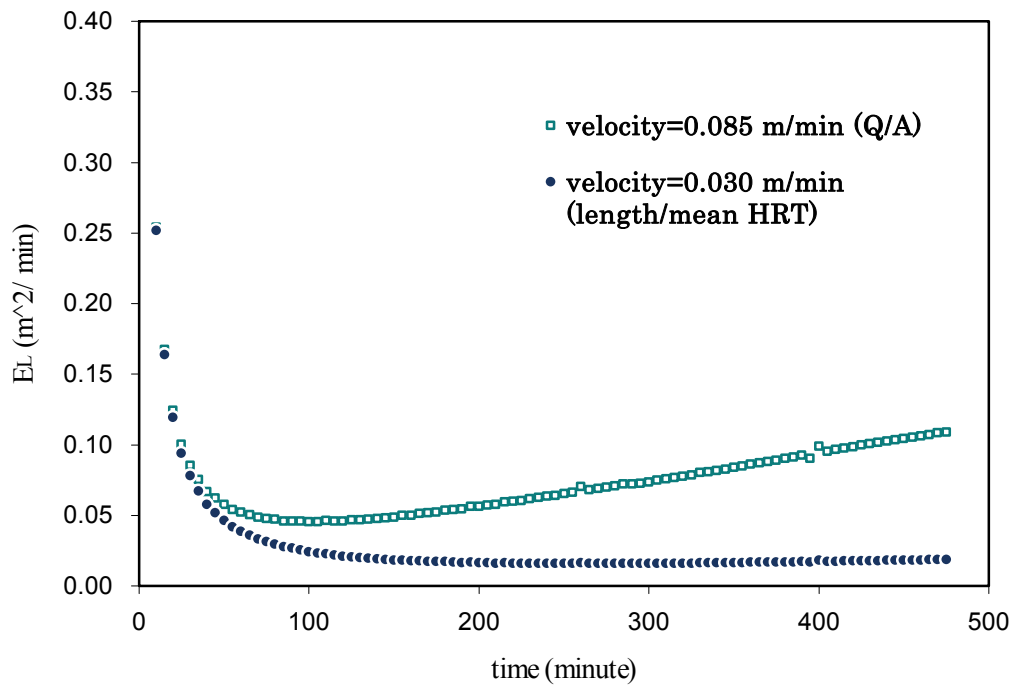


圖 8 理論流速估計與 RTD 平均流速對氯鹽縱向延散係數推估的影響

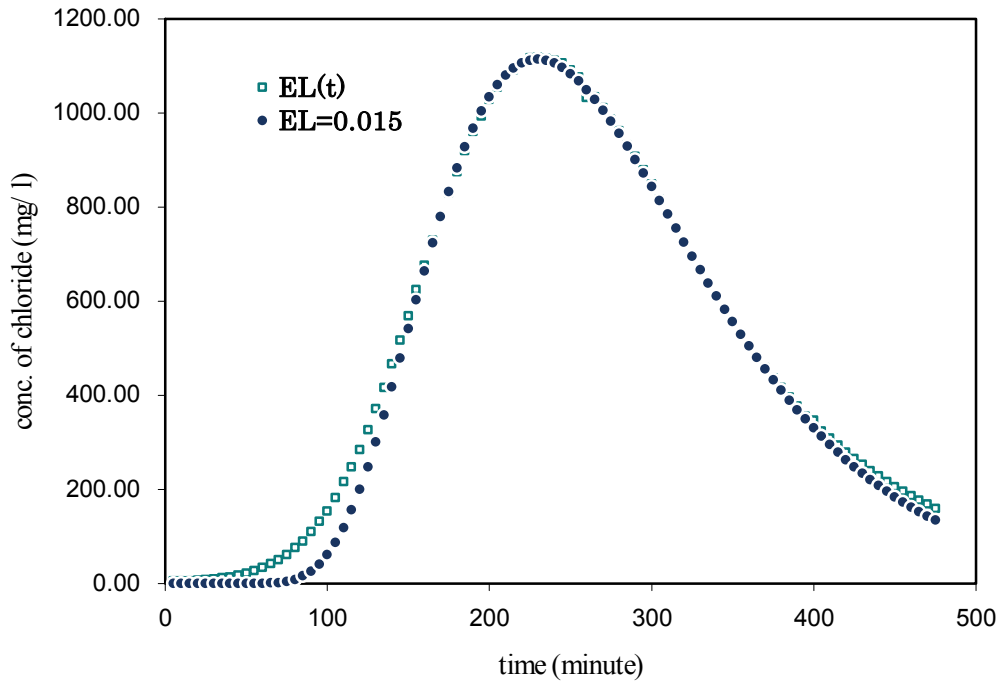


圖 9 低流速環境 ($v = 0.03\text{m/min}$)，假設縱向延散係數為定值對氯鹽濃度的影響

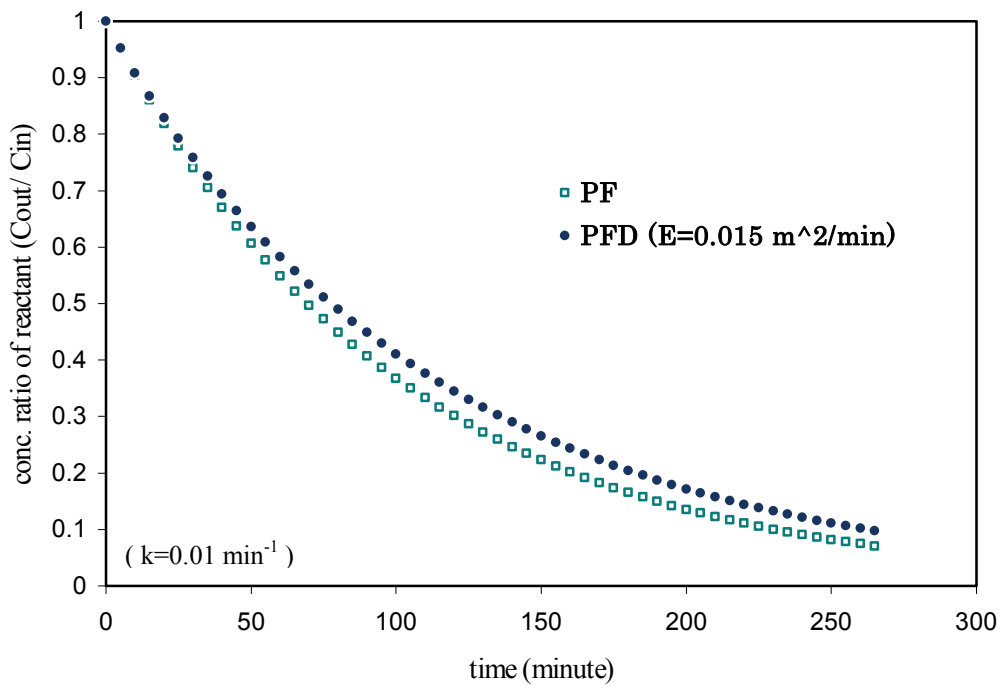


圖 10 柱塞流模式與柱塞流延散模式

試驗模場 二重疏洪道牡蠣殼礫間接觸淨化場—水頭控制牡蠣殼槽	
追蹤劑	氯化鈉 (NaCl)
當日平均流量	239 cmd
當日平均水深	50 cm
面積尺度	40 m ²
模場斷面	1.95 m ²
測點距離	x=0 , x=7.8 (m)

表 1 追蹤劑試驗相關操作參數

追蹤劑	分析方法	理論 HRT (min)	追蹤劑平均 HRT (min)	理論平均流速 (m/min)	追蹤劑平均流速 (m/min)	縱向延散係數 (m ² /min)
chloride	單測站	91	244	0.085	0.030	0.016
EC	單測站	91	251	0.085	0.030	0.014
EC	雙測站	91	--	--	--	0.016

表 2 追蹤劑試驗結果

類型	文獻	延散數
表面流人工溼地(SF)		
香蒲/開放水域(Cattail/Open water)	Kadlec(1994)	0.26 ± 0.10
香蒲(Cattail)	Stairs(1993)	0.25
香蒲(Cattail)	TVA(1990a)	0.12
香蒲(Cattail)	Herskowitz(1986)	0.07
狐尾藻(Myriophyllum)	Fisher(1990)	0.15
鋸齒草(Sawgrass)	Rosendahl(1981)	0.07
地下流人工溼地(SSF)		
莎草科(Schoenoplectus)	Bavor et al.(1988)	0.11
土壤(Soil)	Schierup et al.(1990a)	0.35 ± 0.03
牡蠣殼(Oyster shell)	Wang et al.(2010)	0.064

*國外案例引用自 Kadlec (1996) 所整理。

表 3 國外人工溼地延散效應比較