

# 農村聚落污水懸浮質削減成效之探討

陳鴻烈<sup>(1)</sup> 許振峯<sup>(2)</sup> 蔡大偉<sup>(3)</sup>

## 摘 要

農村規劃是水土保持局最重要的任務之一，而農村聚落所產生之污水採用自然工法或生態工法，可降低農村污水對自然水體水質的影響，故本研究以礫間接觸與表面流人工濕地，來淨化農村聚落污水，並探討懸浮固體物之削減成效。運轉初期因「礫石生物膜及水生植物生長尚未成熟」，故放流水懸浮固體物變化大(10~22 mg/L)，但經「礫石生物膜及水生植物生長穩定」及「修改 FWS 單元出流口湍流情形」後，已使全場放流水質懸浮固體物小於 10mg/L 以下。

經探討表面流人工濕地處理單元，若進流懸浮固體物低於 10 mg/L，可能會產生出流高於進流之情形，其主要受系統內再懸浮作用影響；而礫間接觸處理單元較不受再懸浮作用之影響，故不會產生出流高於進流之情形。雖然再懸浮作用會影響出流水之懸浮固體物，但本研究也經由水理計算了解，藉由良好的水力設計條件可降低其影響；而背景濃度對出流水懸浮固體物濃度影響，也說明自然處理工法對懸浮固體物削減有其限制，當進流懸浮固體物太低時(< 10 mg/L)，不容易有穩定之去除成效，為此工法之特性。

(**關鍵詞**：再懸浮作用、懸浮固體物、農村污水、礫間接觸、人工濕地)

## Suspended Solid Removal Performance in Rural Wastewater

*Paris Honglay Chen*<sup>(1)</sup> *Cheng-Feng Hsu*<sup>(2)</sup> *David D.-W. Tsai*<sup>(3)</sup>

Professor<sup>(1)</sup> and PhD Student<sup>(2)(3)</sup>, Department of Soil and Water Conservation,  
National Chung-Hsing University, Taiwan .

## ABSTRACT

In the foreseeable future, rural planning is one of the important missions of Soil and Water Conservation Bureau in Taiwan. The rural (agricultural return and domestic) wastewater management is an essential issue for the successful planning. The ecological engineering (soil, septic tank,

---

(1) 國立中興大學水土保持學系教授

(2) 國立中興大學水土保持學系博士班研究生(通訊作者 e-mail: d9742002@mail.nchu.edu.tw)

(3) 國立中興大學水土保持學系博士班研究生

ponding, wetland, etc.) has been employed for several decades to treat the rural wastewater in the developed countries. This research was to study the ecological engineering measures of gravel contact bed and free water surface (FWS) wetland to treat wastewater to eliminate the SS pollution in rural water environment. Furthermore we look into “resuspension” which is crucial disturbance of sedimentation. In the study period, our results showed that the SS varied significantly because of the diverse growth of biofilm with aquatic plants. The short-circuiting in FWS had affected the performance. The outlet design is crucial and the modification of outlet in FWS can keep the effluent below 10 mg/L. According to the monitoring data, we found the gravel contact bed could keep a remarkable removal efficiency, but in wetland system, the outlet SS could be higher than inlet’s by “resuspension” while the influent SS was very low. This study further investigated the important mechanism of “resuspension” and demonstrated an excellent weir outlet design to reduce SS overflow. The modified hydraulic conditions and the better outlet design can trim down the “resuspension” impact effectively.

**(Key words:** Resuspension, Suspended Solid, Rural sewage, Gravel contact bed, Constructed wetland)

## 前言

自然處理系統(natural treatment system)是現地處理工法的一種，在美國因為 1972 年通過淨水法(Clean Water Act)，規定生活污水需經過二級處理才可以排入自然水體，而開始受到重視，並與其他廢水處理工法並列，作為非都會區及無公共污水下水道系統之小型聚落、農舍生活污水淨化工法之選擇，但都會區及人口密集區則仍以公共污水下水道系統為主，約佔 71% (OECD, 2009)。

自然處理系統仿自然界淨化水質的機制，其處理效益評量雖然也有生物性指標(如昆蟲、魚類與藻類)，但干擾因子較複雜，故仍以物理性與化學性的水質指標應用最廣，如 SS(懸浮固體物)、COD(化學需氧量)、BOD<sub>5</sub>(生化需氧量)、TN(總氮)、TP(總磷)或 *E. coli*(大腸桿菌群)等，其中 SS 指標分析快速、簡易，以目視方式即可初步研判進、出流之處理成效，但此評量指標特別在有植生

的人工濕地中，經常出流 SS 大於進流 SS，難以展現成效(許中立等，2007；陳世偉等，2006)。

本文以 SS 去除機制與質量流佈觀念，探討表面流人工濕地及礫間接觸法對 SS 去除效率，並以實場監測結果交互比較與說明，瞭解 SS 指標在自然處理系統的內涵與代表性意義。

## 自然處理系統功能

自然界淨化過程是屬於發生在自然界水體、土壤、植物、微生物與大氣間之物理、化學及生物的過程。有文獻資料之自然處理系統約自 1880 年代開始，以土壤處理系統為主，可降低對水體之污染。Metcalf & Eddy (1991)將自然處理系統分為兩大類：(1)土壤或土地處理系統-如慢濾(slow rate)、快濾(rapid infiltration)及漫地流(overland flow)；(2)以水生植物為主(aquatic-based)的處理系統-

如人工濕地(constructed wetlands or treatment wetlands)、自然濕地(natural wetlands)及水生植物(aquatic plant)處理系統等。

自然濕地為利用天然環境形成之濕地，將已處理過之放流水進行再淨化(polishing)過程，有嚴格之進流條件限制，以免破壞自然生態環境。而人工濕地的發展則以處理污水為主，近年來依處理需求不同，發展出不同型式之人工濕地，主要區分型式有二大類：(1)FWS (Free Water Surface, 表面流人工濕地)與(2) SSF(Subsurface Flow, 地下流人工濕地)，SSF 又依水流方向區分為 HSSF (Horizontal Subsurface Flow, 地下水平流)與 VF(Vertical Flow, 地下垂直流)(Kadlec and Wallace, 2009)，其中 VF 人工濕地在頂部表層有較高的溶氧效果，故比 HSSF 人工濕地有較高的硝化作用；反之，HSSF 比 VF 有較佳之脫氮作用(Tuncsiper, 2009)，故為符合日益嚴苛的放流水要求，採二段(VF+HSSF、HSSF+FWS etc.) 或三段(anaerobic VF+ aerobic VF+ HSSF)式設計，並有返送迴流(recirculation)裝置以除氮(Vymazal and Kröpfelová, 2010)，皆比相同污染負荷下之單一型式人工濕地有較佳之處理結果。圖 1 所示即為串聯 VF+HSSF 處理生活污水之流程示意圖。

國內常用之「礫間接觸」或稱「礫間氧化」(gravel contact oxidation)工法，為緣自河川的急瀨或平瀨中再現的人為自淨作用，環保署(2006)及學者(范致豪、王惟申，2006)說明本工法最初由日本設置用於淨化河川水質，陳鴻烈等(2009)曾說明該工法特性，並將礫間接觸、接觸曝氣法(contact aeration)與 SSF 人工濕地三者之除污特性加以整理比

較，可供設計工法選取之參考。

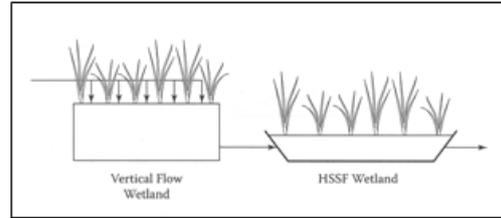


圖 1 串聯 VF+HSSF 處理生活污水之流程示意圖

Figure 1. A hybrid wetland system (VF+ HSSF) for sewage treatment.

資料來源：Kadlec & Wallace, 2009.

### 懸浮固體物去除機制

採自然處理系統去除進流污水中的 SS 為其主要功能之一，以下則針對 SS 在礫間接觸及 FWS 人工溼地淨化程序與去除機制說明。

#### 一、顆粒之沉降速度與冲刷速度

重力是最重要的沉降機制。顆粒沉降速度(falling rate,  $V_s$ )決定顆粒在水流動過程中(固定水域長度與深度下)，是否會被帶出或留下來，不同顆粒密度( $\rho_s$ )與直徑( $d_m$ )是主要影響沉降速度因子，單一顆粒之沉降特性在固定其他之物理因子下(如雷諾係數、拖曳係數等)， $V_s$ 、 $\rho_s$  與  $d_m$  三者之關係，依照 Stoke's 定理描述：

$$V_s = \frac{1}{18} \frac{g \cdot (\rho_s - \rho_w) d_m^2}{\nu} \dots\dots\dots(1)$$

$V_s$  = 顆粒沉降最終流速(terminal velocity, m/s)

$g$  = 重力加速常數 (=9.81 m/s<sup>2</sup>)

$\rho_s$  = 顆粒比重 (1.01~1.1 g/cm<sup>3</sup>)

$\rho_w$  = 水比重 (1 g/cm<sup>3</sup>)  
 $d_m$  = 顆粒直徑 (1~100  $\mu\text{m}$ , 50 $\mu\text{m}$  typical)  
 $\nu$  = 水的黏滯度 (=1.003 $\times 10^{-6}$  m<sup>2</sup>/s at 20°C)

經 Kadlec & Wallace(2009)整理如圖 2 所示，可方便快捷查閱。

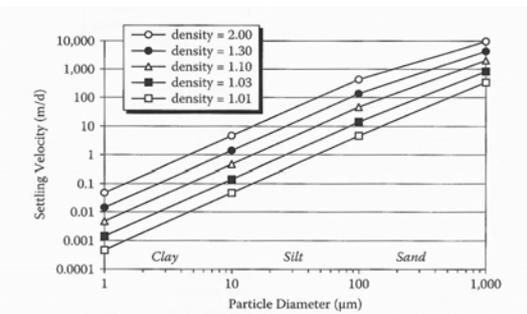


圖 2 水溫 20°C 下，圓形顆粒在不同密度與直徑下之沉降速度

Figure 2. Settling velocity of spherical particles in water at 20°C, for different particle densities.

資料來源：Kadlec & Wallace, 2009.

另外一個影響 SS 去除機制為沖刷流速 (scour velocity)，為避免已沉降之 SS 產生再懸浮作用(resuspension)，池槽水平流速需低於沖刷流速。典型單顆粒之沖刷流速約為 0.02 m/s(如式(2)計算)，但由於水中 SS 經常屬於非單顆粒圓形且會碰撞後形成較大膠羽，故通常可以 0.03 m/s 為流速的限制 (Kadlec & Wallace, 2009)。

$$V_H = \left[ \frac{8k(s-1)gd}{f} \right]^{1/2} = 0.02 \text{ m/s (typical value)} \dots\dots\dots(2)$$

$V_H$  = 會引起沖刷之水平流速 (m/s)  
 $k$  = 沖刷常數(0.04~0.06，無因次，典型

0.05)  
 $s$  = 顆粒比重 (假設 1.05 g/cm<sup>3</sup>)  
 $g$  = 重力加速常數 (9.81 m/s<sup>2</sup>)  
 $d$  = 顆粒直徑 (1~100 $\mu\text{m}$ , 50 $\mu\text{m}$  typical)  
 $f$  = Darcy-Weisbach 摩擦係數 (0.02~0.03，無因次，典型 0.025)

## 二、粒狀物在礫石間之流動與去除過程

HSSF 人工濕地與礫間接觸法有許多類似之設計，兩者主要差別在礫材直徑與孔隙率，HSSF 礫材尺寸較小(直徑=1~8 mm)，礫間接觸礫材尺寸較大(直徑=15~20 cm)，另外 HSSF 系統因植生所增加之生物固體物，在礫間接觸法可以不考慮。

粒狀物於礫石間之流動過程中會發生顆粒沉降(particular settling)、過濾與攔截(filtration and interception)、化學沉澱(chemical precipitation)、生物固體物生成(production of biological solids)等，因化學沉澱與進流水成份有關(如鐵離子)，本研究未加以探討，其餘以下將逐一說明。

### (一) 顆粒沉降(particular settling)

已知顆粒特性(密度與直徑)而以沉澱作用加以去除，受到顆粒濃度、水力負荷、槽體形狀與型式及溫度影響(Stephan et al., 2005)。而顆粒本身的沉降特性則依據 Stoke's 定理，故礫石與礫石之間孔隙越小，對進流 SS 有更佳之去除效率。

### (二) 過濾與攔截(filtration and interception)

過濾與攔截對 SS 去除機制主要有三種，其去除效率與流速、水質狀況、顆粒特性及生物膜表面特性有關，說明如下：

1. 慣性沉降或衝擊(inertial deposition or impaction) – SS 正面撞擊固體物(不論植物或礫石)多於被水流掃除流走。
2. 擴散沉降(diffusional deposition) – SS 因布朗運動(Brownian motion)產生的任意移動而到達固定物的表面。
3. 流線攔截(flow-line interception) – SS 雖被水流帶動而免除碰撞，但因靠近莖幹或礫石上之生物膜而被黏住去除。

其中小粒徑礫石床對 SS 去除主要機制為「慣性沉降」與「擴散沉降」，粒徑較大之礫石床與 FWS 對微小 SS(0.5~2.5 $\mu$ m)去除機制則以「流線攔截」為主。

### (三) 生物固體物生成 (production of biological solids)

礫石床可以對進流水中 SS 有效的沉澱、攔截與過濾去除，但系統內沉降之主要顆粒產生來自系統內部，包括：

1. 植物碎屑物質：有植栽之 SSF 會比無植栽 SSF，在上層水域至少增加 2 倍的有機物質含量，並且阻礙水流，礫間處理無植栽水生植物，故可不計此部分。
2. 生物固體物(biosolids)：礫石床表面由微生物物質形成之生物膜，其內容物包含所攔截之有機物與無機物，可稱為生物毯(biomat)或生物固體物，但從礫石表面剝落之生物固體物，則稱為污泥。

通常生物固體物隨有機物負荷率降低而減少，所以在進流端有較高之生物固體物形成，礫料直徑較小的 SSF 容易在進流前端的濾床，因有機物負荷率過高而阻塞，在濾

床表面形成漫地流。

### 三、粒狀物在 FWS 之流動與去除過程

FWS 有類似纖維濾床之過濾功能，礫石層對 SS 去除的機制在 FWS 皆會發生，但人工濕地的植物種類、莖幹密度(stem density)及風力因素皆會影響，因為這些因子影響池塘水流，引起紊流而改變沉澱效果。

植栽對 SS 去除的機制，通常被認為是“因植栽緩慢水流進而促使水中 SS 去除”，其實多數是因為水流進入濕地後，輸水斷面突增而緩慢水流，及植栽造成有較高的水流阻力，導至增加水力停留時間有關，另外植栽植物在水中的水平組成(horizontal component)，也有增加 SS 沉降之作用。

因此考量粒狀物在有植栽的 FWS 開放水域之質量流動，如圖 3 所示(Kadlec & Wallace, 2009)，與礫石間流動比較，其最主要差異在 FWS 有較顯著的再懸浮作用。因此以下針對顆粒在 FWS 之再懸浮作用加以探討，並輔以質量平衡案例加以說明。

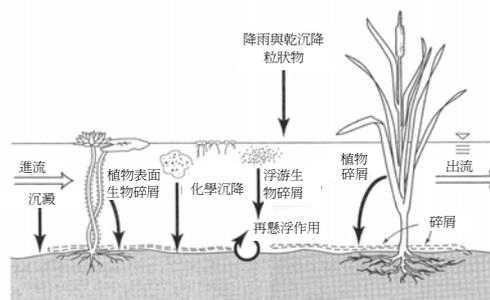


圖 3 懸浮固體物在 FWS 濕地之流動過程示意圖

Figure 3. Processes of affecting SS removal and generation in FWS wetland.

資料來源修改自：Kadlec & Wallace, 2009.

(一) 再懸浮作用

在河川及溪流中，水力剪力有將沉積床粒狀物再揚起的作用。而風力與波浪作用是湖泊發生再懸浮作用的主要驅動力，也會於開放水域的 FWS 系統中發生。此外生物擾動作用(bioturbation)及氣昇(gas lift)也會影響已沉降之 SS 不會待在原地，其中光合作用產生氧及厭氧作用生成甲烷是主要氣昇作用的氣體來源。

故已沉降的粒狀物不會待在原地有許多原因，其中以再懸浮作用(resuspension)為主要機制。由於植栽會影響再懸浮作用，以下區分有植栽與無植栽加以說明。

1.無植栽的底層

粒狀物再懸浮作用通常是發生於平坦的底層表面，大部分的解釋是因為水力剪力將粒狀物自沉積層表面拉動產生鬆動所引起，但對有植栽的底層不適用。

通常在處理型人工濕地，物理性的再懸浮作用非主要過程。因為水流速度太慢，不足以將粒狀物自底層或沉水性植物表面移除，但在設計時，仍需避免水流長寬比(length-to-width ratios)過高之濕地，因為水力負荷的增加會提高沖蝕速度而引起再懸浮作用。

2.植栽之影響

植栽會降低風力與波浪對已沉積之 SS 產生再懸浮作用，在有植栽的濕地中，由碎屑與根系組成的類似地毯底層，對濕地土壤及沉降物有絕佳的穩定性，可限制(並非消除)再懸浮作用的發生。

(二) 粒狀物在 FWS 的內部循環(internal

cycling)關係

假設 SS 在 FWS 流動與距離有濃度梯度的關聯性，在固定水深下，一定距離(x)的 SS

$$\text{濃度梯度}(uh \frac{\partial C}{\partial x}) = \text{系統 SS 產生量}(G) +$$

再懸浮作用(R) - 沉降速率(S)，其中

u = 表面水流速 (superficial flow velocity), m/d

h = 水深, m

C = 濃度, mg/L

G = 系統 SS 產生量, g/m<sup>2</sup> · d

R = 再懸浮作用, g/m<sup>2</sup> · d

S = 沉降速率, g/m<sup>2</sup> · d

上述之粒狀物流佈數值，Kadlec & Wallace (2009)依據 Hey et al. (1994) 計算美國 Des Plaines River 案例，整理說明如圖 4，計算說明如後。

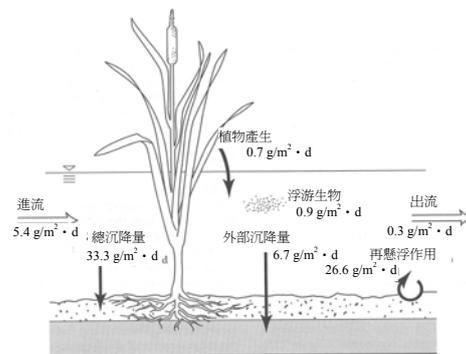


圖 4 FWS 之沉降物質量平衡案例

Figure 4. The mass balance of sediment for FWS wetlands

資料來源修改自：Kadlec & Wallace , 2009.

系統 SS 產生量(G)=浮游生物之產生量

$$+ \text{植物之產生量} = 0.9 + 0.7 = 1.6 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$$

外部沉降量(Accretion)=進流 SS-出流 SS  
 +系統SS產生量=5.4-0.3+1.6=6.7  
 $\text{g/m}^2 \cdot \text{d}$

由於再懸浮作用不易量測，可選擇量測單位面積之 SS 總沉降量：

SS 總沉降量(33.3)=外部沉降量(6.7)+再懸浮作用 (R)，則

再懸浮作用(R)=33.3-6.7=26.6  $\text{g/m}^2 \cdot \text{d}$

Harter & Mitsch(2003)也提出在 FWS 的多數案例中，總沉降量(gross sedimentation)主要來自再懸浮作用，植物碎屑與外來物沉降量次之，因此 SS 自 FWS 流出，是由內部生物程序(internal biological processes)所控制，而非依據進流的 SS 去除效率，所以粒狀物流出濕地，與粒狀物流入量無絕對的相關性，但對系統內部的再懸浮作用與碎屑來源有相關。

### 研究方法

本研究之場址位於彰化市洋子厝溪南岸，緊臨荊桐腳排水並與秀水鄉為鄰，進流水主要取荊桐腳排水上游農村生活污水、畜牧廢水及農業迴歸水等，經礫間接觸曝氣法及後續之FWS人工濕地(生態景觀池)加以淨化，礫間接觸曝氣處理池槽剖面如圖 5 所示，處理流程及採樣點位置(A,B,C,D)如圖 6 所示，主要設計參數詳表一及表二，各單元介紹詳陳鴻烈等(2009)。

### 結果與討論

#### 一、粒狀物沉降特性

粒狀物本身的沉降特性依據 Stoke's 定理(公式(1))及依表一及表二內容計算本研究場址。

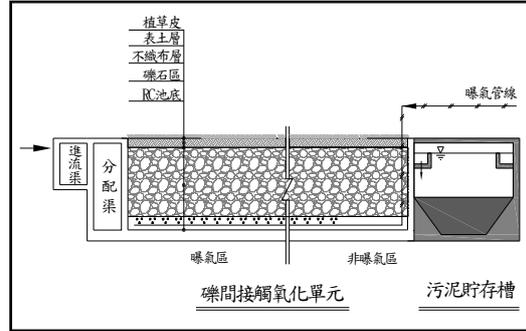


圖 5 本研究場址礫間接觸曝氣處理池槽剖面示意圖

Figure 5. The cross-section of gravel contact oxidation process.

表 1 本研究場址礫間接觸單元與 FWS 水力設計參數

Table 1. Hydraulic design parameters of gravel contact oxidation and FWS

單元	項目	單位	設計參數 (實際參數)
礫間接觸單元	設計流量(Q)	CMD	2,000 (2,000)
	接觸濾材直徑(礫石)	mm	150~200
	孔隙率(ε)	%	≥30
	曝氣區水力停留時間	hr	1.5~3.0 (2.7)
	非曝氣區水力停留時間	hr	0.5~1.0 (0.8)
	理論停留時間(τ)	hr	3.5 (3.5)
	水力負荷率(q)	m/d	4.68
FWS	設計流量	CMD	200 (700)
	水力負荷率(q)	m/d	0.22 (0.77)
	水力停留時間(HRT)	day	2.25 (0.64)

表 2 本研究場址礫間接觸單元與 FWS 尺寸

Table 2. The unit dimensions of gravel contact oxidation and FWS wetland

名稱	尺寸	名稱	尺寸
礫間接觸單元曝氣區	25.6m(L)×6.5m(W)×2.3m(water depth)×2 池	FWS (生態景觀池)	長度= 120 m 寬度= 5.0~7.9 m (ave. 7.5m) 長/寬比= 16 水深= 0.3~1.0 m (ave. 0.5m) 面積= 900 m <sup>2</sup>
礫間接觸單元非曝氣區	7.3m(L)×6.5m(W)×2.3m(water depth)×2 池		

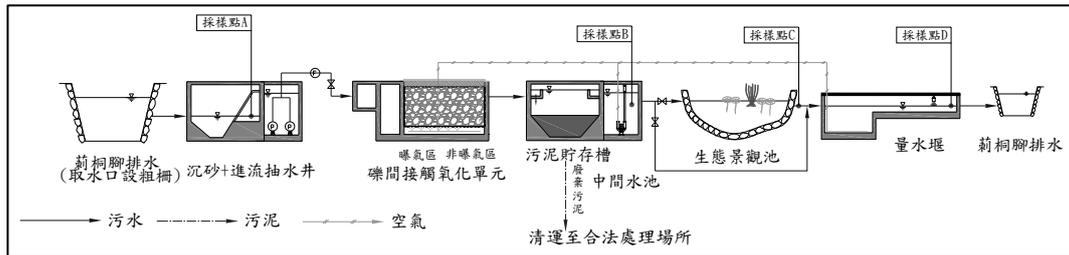


圖 6 農村聚落污水採礫間接觸曝氣處理流程與採樣點位置圖

Figure 6. The rural wastewater purification processes and positions of sampling.

(一)礫間接觸

由於礫間接觸曝氣區有均勻之曝氣形成混合流(mix flow)狀態而無沉降性，故僅計算非曝氣區部分。Q = 流量=2,000 CMD

$$A = \text{實際水流斷面積} = 13(W) \times 2.3(H) \times 0.35(\text{porosity, } 0.3 \sim 0.4) = 10.47 \text{ m}^2$$

$$\text{水流表面流速}(u, \text{superficial flow velocity}) = Q \div A = 2,000 \div 10.47 \div 86400 = 2.21 \times 10^{-3} \text{ m/s} < 0.03 \text{ m/s (criteria of scour velocity)}$$

$$t_1 = \text{通過沉降區之時間} = L \div V = 7.3 \div 2.21 \times 10^{-3} \div 60 = 55.1 \text{ min}$$

L = 沉降區(礫間接觸單元非曝氣區)之長度，m

由於水中粒狀物在礫石間的垂直沉降距離相當短，以直徑 15~20 cm 之礫石而言，假

設最大礫石間距以 15cm 計，粒狀物  $d=50\mu\text{m}$ ,  $\rho=1.03$  計，則查圖 1 得  $V_s = 5 \text{ m/d}$

$$t_2 = \text{沉降至礫石表面時間} = \text{垂直沉降距離}(h) \div \text{粒狀物最終流速}(V_s) = 0.15\text{m} \div 5\text{m/d} \div 24 \times 60 = 43.2 \text{ min}$$

計算結果： $t_2 < t_1$ ，代表此粒狀物在流出池槽前會沉降至底部而移除。

實際 SS 去除效率將高於理論計算值，因為礫石不規則排列後之間距將小於礫石直徑，且粒狀物之間也會隨流動碰撞因凝聚作用而增大，因此比  $d=50\mu\text{m}$ ,  $\rho=1.03$  更小與更輕之粒狀物會沉澱去除。

(二)FWS 部分

不考慮植生降低水流斷面之情形下。

$$Q = \text{流量} = 700 \text{ CMD}$$

$$A = \text{實際水流斷面積} = 7.5(W) \times 0.5(H) = 3.75 \text{ m}^2$$

$$\begin{aligned} \text{實際水流速度}(v, \text{ actual flow velocity}) &= Q \div A \\ &= 700 \div 3.75 \div 86400 = 2.16 \times 10^{-3} \text{ m/s} < \\ &0.03 \text{ m/s (criteria of scour velocity)} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} t_1 = \text{通過沉降區之時間} &= L \div v = \\ &120 \div 2.16 \times 10^{-3} \div 60 = 926 \text{ mins} = 15.43 \\ &\text{hrs} \end{aligned}$$

L = FWS 沉降區之長度, m

假設粒狀物  $d=50 \mu\text{m}$ ,  $\rho=1.03$  計, 則查圖 1 得  $V_s = 5 \text{ m/d}$

$$\begin{aligned} t_2 = \text{沉降至 FWS 底部時間} &= \text{垂直沉降距離} \\ &(\text{H}) \div \text{粒狀物最終流速}(V_s) = \\ &0.5 \text{m} \div 5 \text{m/d} \times 24 \times 60 = 144 \text{ min} \end{aligned}$$

計算結果： $t_2 < t_1$ , 代表此粒狀物在流出池槽前會沉降至底部而移除。

## 二、懸浮固體物去除率統計

根據場址(2009.04~2010.09)每月採樣之水質分析, 各採樣點(A,B,C,D)資料統計如表三所示, 懸浮固體物平均進流 SS=27.8mg/L, 放流 SS=9.3mg/L, 整體 SS 去除率 62.8%。

分析礫間接觸、FWS 及全場之 SS 去除率與時序之變化, 如圖 7 所示。2009.12~2010.02 為枯水期, 荊桐腳排水無法取水而改以地下水取代, 並有內循環系統以節省水源。

將各採樣點 SS 濃度之累積頻率整理如圖 8 所示, 沉砂池(採樣點 A)代表進流原水, 其濃度累積曲線與中間水池(採樣點 B)、FWS(採樣點 C)及放流口(採樣點 D)有明顯差別, 採樣點 B,C,D 之 SS 濃度累積頻率相當接近, 表示經礫間接觸曝氣處理單元後之 SS 濃

度變化不大, 將近 95%SS 濃度皆於 20mg/L 以內。

另外考量礫間接觸、FWS 及全場之 SS 進、出流濃度關係, 如圖 9 所示。礫間接觸之進流 SS 濃度越高, 出流 SS 濃度有越低的趨勢, 且不會有出流 > 進流之情形; FWS 則有 40% 的採樣次數出流 > 進流; 全場則有進流 SS 濃度越高, 出流 SS 濃度也提高的趨勢, 但也是無出流 > 進流之情形。

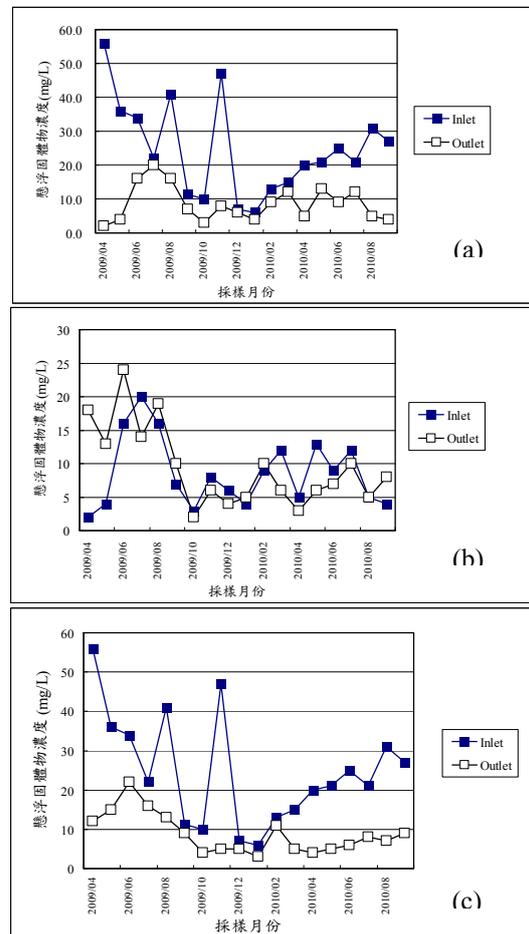


圖 7 懸浮固體濃度與採樣時序關係圖。(a)礫間接觸單元; (b)FWS 單元; (c)全場

Figure 7. The time series of SS concentration (a) gravel contact unit; (b) FWS ;(c) entire.

表 3 計畫場址各採樣點懸浮固體物濃度與去除率分析  
Table 3. The monitoring results and removal efficiencies of SS

水質項目	各採樣點濃度(mg/L)				去除效率(%)		
	沉砂池 (採樣點 A)	中間水池 (採樣點 B)	FWS 池 (採樣點 C)	放流量水堰 (採樣點 D)	礫間接觸池	FWS 池	全場
Mean	27.8	9.1	10.1	9.3	60.6	-64.4	62.8
S.D.	13.1	5.5	6.4	5.3	26.4	216.1	20.2
Minimum	10.0	2.0	2.0	4.0	9.1	-800.0	20.4
Maximum	56.0	20.0	24.0	22.0	96.4	53.8	89.4

- 1.休耕期(2009.12~2010.02)原水未進流之測點未列入統計。
- 2.每一採樣點之有效樣品數=15

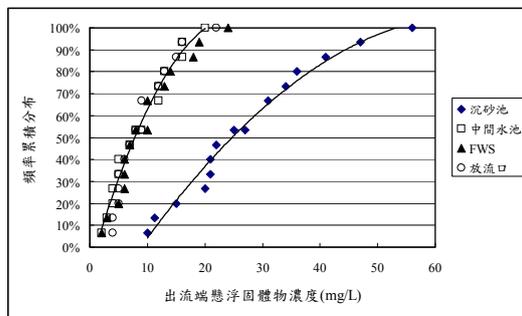


圖 8 懸浮固體在各採樣點之濃度累積頻率曲線圖

Figure 8. Probability distribution for SS at outlet of primary treatment unit.

若將各主要處理單元之進流 SS 濃度與去除率關係整理，則如圖 10 所示。

雖然礫間接觸、FWS 及全場之 SS 進流濃度越高，去除率也隨之提高，但 FWS 卻因為有出流高於進流之情形，而有去除率產生負值的情形，且進流 SS 愈低愈明顯。此與背景濃度(background concentration)有相關，背景濃度因水生植物之落葉分解、池底沉積物再懸浮作用及水流帶出之情形而產生，以 2009.12~2010.02 無進流水而以地下水替代為例，各採樣點 SS=4~8 mg/L，可代

表枯水期之背景濃度，故豐水期植物生長更為茂盛下，背景濃度會提高，而與進流 SS 無關。但對於傳統污水處理而言，出流 SS 高於進流 SS 之情形卻是難以被接受。

### 三、SS 去除效率之探討

由圖 9(a)顯示，礫間接觸單元之進流 SS > 出流 SS，去除率隨 SS 濃度增加而增加，且出流皆低於 20 mg/L，因為礫間接觸單元對 SS 之去除機制，較不受再懸浮作用影響，若無生物膜集體剝落情形(如水質異常影響微生物生長)，可維持良好的 SS 去除效率；但圖 9(b)顯示 FWS 常有進流 SS < 出流 SS 情形，其原因與種植水生植物與再懸浮作用有關。

FWS 內所種植挺水性植物(emergent plants)，使人直覺植物因種植密度高，可形成類似篩網而有去除 SS 之機制。但在 Schmid et al. (2005)的研究指出，SS 在 FWS 的去除，與植物因種植密度高而產生類似纖維濾床(fiber bed)的篩除或分離無關，水面下的植物體表面雖然會增加捕捉沉降物並降低再懸浮作用的機會，但沉澱(sedimentation)仍是 FWS 主要之 SS 去除機制。

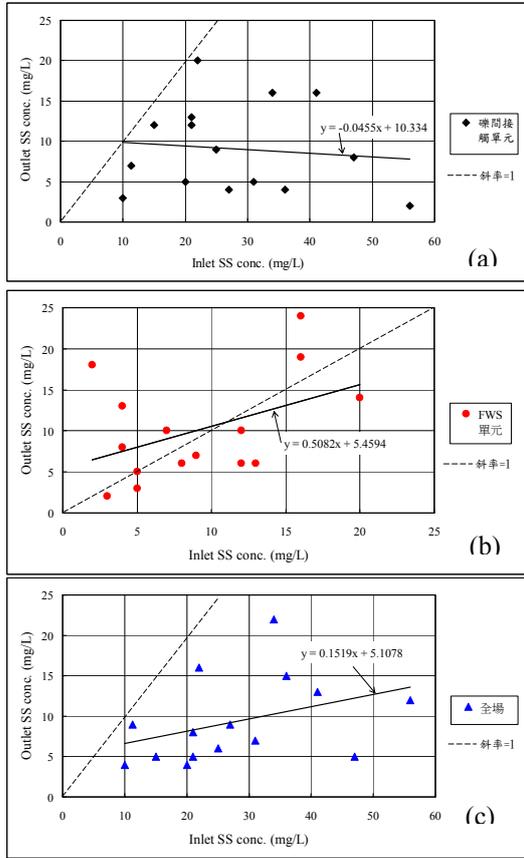


圖 9 懸浮固體進流與出流濃度關係圖。(a)礫間接觸單元;(b)FWS 單元;(c)全場

Figure 9. The relationship between inlet and outlet concentration of SS at processes of (a) gravel contact oxidation; (b)FWS; (c) entire.

由本場 FWS 的水力設計運算結果，對 SS 應有良好的去除率，因此出流 SS 高於進流之情形發生，除再懸浮作用及植物碎屑物質有重要影響因子外，推測另外一項重要影響為短流情形。

實場 FWS 先經淺水區再至深水區，但發現淺水區中央因挺水性植物叢生過於茂密，而有往 FWS 池兩側流動之情形；另外

原有出水口前端無礫石阻擋，好比沉澱池出口無溢流堰設計，容易因為出口端水流速度過於湍急而將底污泥再揚起作用，經 2010.04 於淺水區加以鋪設礫石整流堰及出口端加設礫石堰後，已降低 SS 出流濃度於 10 mg/L 以下，改善後照片如圖 11 所示，顯示 FWS 對 SS 之去除效率雖然有背景濃度之影響，但良好的水力設計仍是去除 SS 之必要條件。

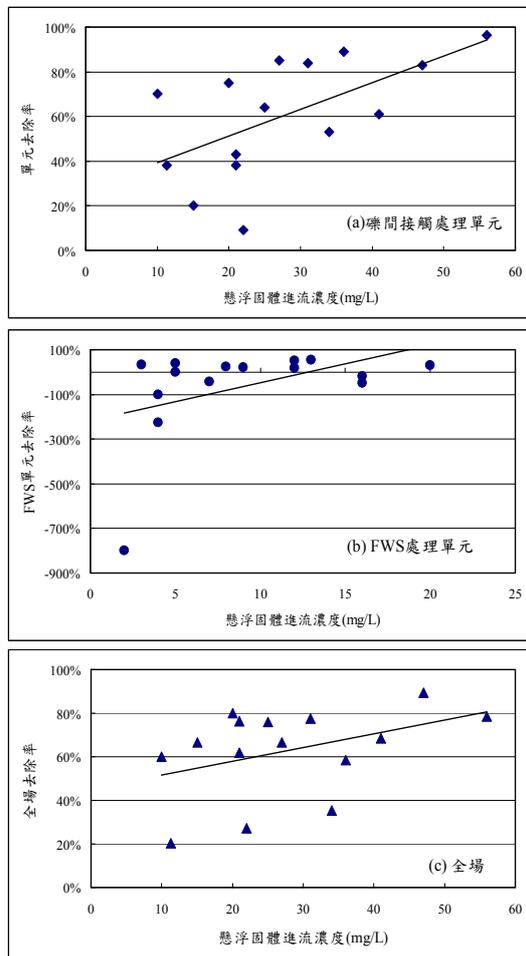


圖 10 懸浮固體進流與去除率關係圖。(a)礫間接觸單元;(b)FWS 單元;(c)全場

Figure 10. The relationship between inlet SS concentration and removal efficiency at processes of (a) gravel contact oxidation; (b)FWS; (c) entire.

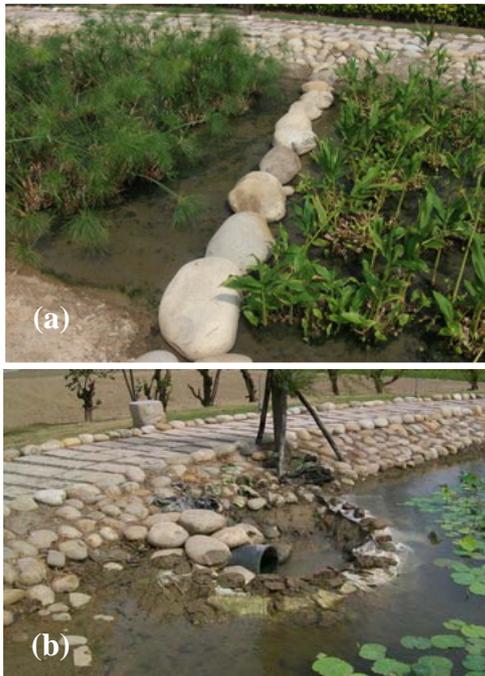


圖 11 FWS 短流情形改善後照片。(a)淺水區增設整流堰；(b)出口端增設礫石堰。

Figure 11. The photographs of FWS after reduce the short-circuiting flow.

- (a) re-constructed baffle at swallow section;  
(b) re-constructed gravel weir at effluent orifice.

### 結論

- 1.經由實場運轉結果，自然處理系統可以有效去除懸浮固體物，其去除率隨污染濃度增加而提高，而良好的水力設計，是 SS 去除之最重要因子。
- 2.FWS 因為水生植物種植於開放水域，總淨沉降量以再懸浮作用貢獻量最大，故懸浮固體物去除效率與進流 SS 無絕對關係，依本場監測結果，若 FWS 進流 SS 低於 10 mg/L，較容易產生出流 SS 高於進流之情形，此與背景濃度有關。

- 3.避免短流及良好的出流口設計，可以降低再懸浮作用所造成放流水 SS 不穩定之情形。
- 4.定期移除 FWS 水域中茂盛的水生植物，可降低植栽碎屑所增加的 SS 貢獻量。
- 5.運轉初期因礫石生物膜及 FWS 水生植物生長尚未穩定，故出流水 SS 會有大於 10 mg/L 之情形，FWS 甚至高於 20 mg/L，此為流線攔截(flow-line interception)作用尚未完全發揮。

### 參考文獻

1. 范致豪、王惟申(2006)，「礫間接觸氧化法對有機污染物去除之回顧與探討」，中華民國環境保護學會學刊，第 29 卷，第 2 期，第 91-102 頁。
2. 許中立、張綸織、許正葳、簡維信(2007)，「應用人工濕地處理養殖廢水效應之探討」，坡地防災學報，第 7 卷，第 2 期，第 1-8 頁。
3. 陳世偉，吳俊毅，高志明，張有義(2006)，「高屏溪舊鐵橋人工溼地水質淨化功能探討：一個親水的自然系統」，中華民國環境保護學會學刊，第 29 卷，第 2 期，第 14-30 頁。
4. 陳鴻烈、許振峯、蔡大偉(2009)，「農村聚落污水之淨化設計參數與除污效能評估研究」，中華水土保持學會論文集。
5. 環境保護署(2006)，「河川水質淨化工法設計研究計畫」。

6. Harter, S.K. and Mitsch, W.J. (2003), "Patterns of Short-Term Sedimentation in a Freshwater Created Marsh," *Journal of Environmental Quality*, 32:325-334.
7. Hey, Donald L., Kenimer, A.L., and Barrett, K.R. (1994), "Water quality improvement by four experimental wetlands," *Ecological Engineering*, 3:381-397.
8. Kadlec, R.H. and Wallace, S. (2009), *Treatment wetlands 2nd ed.*, CRC Press, Florida.
9. Metcalf & Eddy, Inc. (1991), *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse*, 3th ed., McGraw-Hill, N.Y.
10. OECD Public Affairs (2009), *OECD in Figures 2009*, 【 web site : [http://www.oecd.org/document/47/0,3343,en\\_2649\\_34489\\_43896303\\_1\\_1\\_1\\_1,00.html](http://www.oecd.org/document/47/0,3343,en_2649_34489_43896303_1_1_1_1,00.html)】, surfed date: Sep. 19, 2010.
11. Schmid, B.H., Stephan, U. and Hengl, M.A. (2005), "Sediment deposition in constructed wetland ponds with emergent vegetation: laboratory study and mathematical model," *Water Science & Technology*, 51: 307-314.
12. Stephan, U., Hengl, M., and Schmid, B.H. (2005), "Sediment Retention in Constructed Wetland Ponds - A Laboratory Study," *Journal of Environmental Science and Health*, 40: 1415-1430.
13. Tuncsiper, B. (2009), "Nitrogen removal in a combined vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetland system," *Desalination*, 247: 466-475.
14. Vymazal, J. and Kröpfelová, L. (2010), "A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation," *Ecological Engineering*.

---

99年11月19日收稿

99年12月19日修改

99年12月19日接受

水土保持學報 42(4) : 465-477(2010)

Journal of Soil and Water Conservation , 42 (4) : 465-477 (2010)