

下水污泥做為受氯化有機物污染土壤生物復育資材之研究

張弘岳¹、陳智彥²、盧至人³

¹ 中興大學環境工程研究所博士班

² 中興大學環境工程研究所碩士班

³ 中興大學環境工程研究所教授

摘要

生物固體物 (biosolid) 來自生活污水生物處理程序所產生之剩餘污泥，富含
有機性基質、無機營養鹽及微生物，本研究主要探討生物固體物做為受氯化有機
化合物污染土壤生物復育資材之可行性及與效應。於實驗室模擬受三氯乙烯
(Trichloroethylene, TCE) 污染土壤系統進行生物固體物添加之批次實驗，藉由分
析污染物的生物降解情形，以探討添加生物固體物增進污染物降解之效果、可能
機制及最佳添加量。

分別添加不同比例之生物固體物於受 TCE (65 mg/Kg-soil) 污染之土壤中(生
物固體物/土壤比分別為 0.1:1、0.2:1、0.3:1、0.5:1 及滅菌後之生物固體物添加比
例為 0.3:1)，並添加甲苯 (Toluene, 749 mg/Kg-soil) 於好氧條件下進行生物共代
謝降解實驗。添加生物固體物的五組實驗組之 TCE 降解率分別為 77%、90%、
94%、97% 及 74%，TCE 於各實驗組之生物反應速率常數 (k , mg-TCE/Kg-soil ·
hr) 分別為 0.35、0.41、0.42、0.44 及 0.33。而未添加生物固體物之土壤對照組
之 TCE 降解率僅為 6%，生物反應速率常數為 0.03。厭氧條件下，各添加生物固
體物實驗組之 TCE 降解率分別為 7.1%、8.3%、10.2%、12.7% 及 8.6%，生物反
應速率常數分別為 0.021、0.025、0.030、0.036 及 0.024，未添加生物固體物之土
壤對照組之 TCE 降解率為 5.2%，生物反應速率常數為 0.015。

實驗結果顯示生物固體物中含有大量具共代謝 TCE 能力之微生物，且生物
固體物亦提供系統中微生物生長所需之營養鹽，而土壤中原有之微生物則不具有
共代謝 TCE 的能力。因此，生物固體物於好氧條件下共代謝降解 TCE 系統中，
兼具生物強化 (bioaugmentation) 及生物刺激 (biostimulation) 兩種機制，且當
生物固體物與土壤之添加比為 0.3:1 時，即可達到良好的污染物生物降解效果。
而於厭氧條件下，生物固體物僅扮演提供系統中微生物生長所需營養鹽之角色，
僅具生物刺激機制。

關鍵字：生物固體物、三氯乙烯、共代謝、生物強化、生物刺激。

一、前言

污水下水道建設的普及率，為評比國家競爭力的指標之一。且污水下水道的建設為我國國家發展重點計畫並已列入「新十大建設」計畫。可預見我國之生活污水接管率將漸次地成長，而生活污水經過處理後，產生之剩餘污泥的處置問題亦日趨重要。『生物固體物』乃指生活污水生物處理程序所產生之剩餘污泥，經過乾燥、堆肥等適當處理後，有別於事業或工業污水廠廢棄污泥，生物固體物具有可回收再利用之價值 [1]。生物固體物中含有各種有機及無機營養成份，根據國外經驗，以生物固體做為農地肥料與貧瘠土壤改良劑均有良好效益。長期施用生物固體物能增加土壤有機質含量，恢復或保持土壤肥力，並能促進土壤中的生物活性[2、3]。此外，添加生物固體物於受有害有機物污染土壤，有助於土壤有機質、營養鹽之吸持及植菌來源，以改善原本土壤物化性質，並加強土壤本體自淨能力，促進污染物之生物降解效果，除了能達到土壤生物復育的成效之外，又能使污泥資源化再利用。依我國環保署(91)公布之「有害事業廢棄物認定標準」，生物固體物並不屬於「製程有害」物質。此外由於我國生活污水廠處理的進流水來源單純，所以產生的生物固體物之組成成分中較少含有重金屬或毒性有機污染物，亦不屬於「有害特性認定」中之溶出毒性事業廢棄物，因此只要經過適當的處理即可學習國外經驗做資源化再利用。不過，目前我國尚未針對生物固體物再利用擬定相關規範。

三氯乙烯(Trichloroethylene, TCE) 具有對非極性物質之高溶解力、低可燃性、低爆炸性及化學安定性等特殊之物理及化學之性質，於工業上常用來做為脫脂、清洗、萃取、發泡、製程等溶劑，為電子業、化學、殺蟲劑、煉焦碳及表面處理等行業大量使用。又因TCE具有生物難分解之特性，且醫學研究亦顯示其具潛在致癌性及至基因突變性。依據「毒性化學物質管理法」第九條規定，TCE為已公告之列管毒性化學物質。

本研究主要目的在於探討生物固體物做為受 TCE 污染的土壤之生物復育添加劑之可行性。首先分析生物固體物的特性，包含有機質、營養鹽及重金屬含量，以確認添加生物固體物對土壤污染物生物復育可能具有之潛在價值(有機質、營養鹽)，以及其所含重金屬含量是否符合有害廢棄物法規規範。

二、材料與方法

2.1 目標污染物

本研究所使用之目標污染物為三氯乙烯(TCE)屬於揮發性有機物(Volatile Organic Compound, VOC)，實驗用試劑為分析級，純度在 99% 以上。

2.2 生物固體物來源

本研究所使用之生物固體物，分別取自於台灣中部地區三座不同生活污水處理廠經二級生物處理程序後之廢棄污泥(waste activated sludge, WAS)。乾燥生污泥(以 RB 表示)、好氧消化後污泥(以 ODB 表示)及厭氧消化後污泥(以 ADB 表示)，經置於室內自然陰乾處理約一週後，污泥含水率皆控制為 50-60% 之間，為本次實驗所添加之生物固體物來源。生物固體物性質如表 1。根據實驗分析結果，生物固體物中幾種重金屬含量均遠低於有害事業廢棄物之 TCLP 溶出標準。

表 1. 生物固體物之化學性質

| 樣品 分析項目 | 乾燥生污泥 (RB) | 好氧消化污泥 (ODB) | 厭氧消化污泥 (ADB) | TCLP 標準 |
|------------|---------------|-----------------|-----------------|------------|
| pH | 6.9 | 6.1 | 7.0 | |
| CE(dS/m) | 2.05 | 2.9 | 2.5 | |
| TOC(%) | 27.3 | 5.2 | 5.4 | |
| TN(%) | 3.38 | 0.62 | 0.42 | |
| K(mg/Kg) | 54 | 32 | 53.6 | |
| P(mg/Kg) | 48.2 | 58.4 | 58.3 | |
| Cd(mg/l) | N.D | 0.53 | <0.02 | 1.0 |
| Pb(mg/l) | N.D | 0.99 | <0.2 | 5.0 |
| Cu(mg/l) | N.D | 4.3 | <0.05 | 15.0 |
| Cr(mg/l) | N.D | 0.81 | N.D | 5.0 |
| As(mg/l) | 0.009 | × | 0.012 | 5.0 |
| Hg(mg/l) | N.D | × | N.D | 0.2 |
| Zn(mg/l) | × | 141 | × | — |

註：1.“—”表示法規沒有規範；“×”表示沒有針對此項目做分析。

2.乾燥生污泥、好氧消化污泥、厭氧消化污泥分別取自台灣中部地區三座不同污泥處理程序之生活污水處理廠。

2.3 土壤來源

美國農業部建立新的土壤分類系統，將世界土壤分為十二土綱，農委會調查研究台灣土壤調查研究後發現，台灣擁有其中的十一土綱，然而台灣西部沖積平原上的土壤大都歸屬於淋溶土綱及弱育土綱，這兩種土壤的特性是土層深厚，質地粘且緊密，呈大塊狀或柱狀構造。根據台大農化所的研究資料，台灣平地農耕地土質多為弱育土，約佔 50%，其次為淋溶土，兩者合計約 73%。本研究所使用之土壤取自彰化縣福興鄉田間土壤屬弱育土，簡稱為田間土。且經過土壤物理與化學特性分析，並與台灣多數其他代表性土壤比較，其特性差異不大，土壤樣品之物理化學性質如表 2。

2.4 固態批次實驗

以實驗室製備模擬受 TCE 污染土壤系統，配製四種不同添加比例之土壤/生

物固體物混合實驗組(Mixture of Soil and Biosolid, MSB) 分別置入 125 mL 棕色反應瓶中，其土壤/生物固體物比分別為 0.1:1、0.2:1、0.3:1 及 0.5:1，含水率皆調整為 50%。以不添加生物固體物於受 TCE 污染之田間土及配製受 TCE 污染之田間土添加生物固體物並溼熱滅菌組為對照組，以探討添加生物固體物對土壤中的 TCE 之生物降解之效應。進行 TCE 生物降解實驗期間，抽取反應瓶頂空間氣體，以 GC-FID 分析 TCE 殘留濃度[4、5]，取樣時間視土壤中 TCE 被生物降解情況而定。

表 2. 土壤樣品之物理化學性質

| 樣品 分析項目 | 田間土 1 (S1) | 田間土 2 (S2) | 土壤污染物管 制標準 | 台灣土壤參考值 |
|--------------|---------------|---------------|---------------|---------|
| 砂粒(%) | 71 | 69 | — | — |
| 砾粒(%) | 15 | 20 | — | — |
| 粘粒(%) | 14 | 11 | — | — |
| pH | 7.3 | 7.1 | — | — |
| CE(dS/m) | 0.87 | 3.9 | — | — |
| CEC(Cmol/Kg) | 24 | 4 | — | — |
| TOC(%) | 1.08 | 0.64 | — | — |
| TN(%) | 0.12 | 0.09 | — | — |
| P(mg/Kg) | 19.1 | 14 | — | — |
| Cd(mg/ Kg) | 0.5 | 0.11 | 10(2.5) | 7.01 |
| Pb(mg/ Kg) | 24.5 | 8.8 | 1000(300) | 42.8 |
| Cu(mg/ Kg) | 11.3 | 6.4 | 220(120) | 122 |
| Cr(mg/ Kg) | 16.2 | 8.8 | 175 | 85.3 |
| Zn(mg/ Kg) | 66.3 | 9.2 | 1000(260) | 330 |
| Ni(mg/ Kg) | 16.3 | 33 | 130 | 199 |

註：“—”表示法規沒有規範。()：食用作物農地土壤監測基準。

三、結果與討論

3.1 污染物濃度於土壤系統中非生物性影響之探討

生物固體物添加於受揮發性有機物污染的土壤，除可能進行的生物分解作用外，土壤中污染物濃度的下降，需考慮非生物性的作用，如吸持(sorption)作用，其中吸持作用又包含與生物固體物中的有機質發生的吸附(adsorption)作用，以及分佈於生物固體物/土壤混合系統中水分的分配(partitioning)作用或揮發。

表 3. 反應瓶頂空間甲苯濃度非生物性之影響

| 實驗組別 | 瓶頂空間甲苯濃度 (C/C_0^a) | 非分配作用吸持比例 (%) |
|----------------|------------------------|---------------|
| S1 | 100 % | |
| RB+ S1 (0.2:1) | 68 % | |
| RB+ S1 (0.5:1) | 56 % | |

| | |
|--|--------|
| RB +S1 (1:1) | 46 % |
| 土壤添加等同與生物 固體物內含水分量 ^b (g) | 8~13 % |
| 1.4 | 81 % |
| 3.5 | 69 % |
| 7 | 54 % |

“a”代表土壤組所分析到的甲苯濃度為 C_0 ，C 則是其他組別分析到的甲苯濃度。

“b”以生物固體物含水量為 70% 來換算。

為瞭解生物固體物的添加對於揮發性有機物污染物的非生物性作用是吸附或是分配作用，將相同於甲苯（進行 TCE 共代謝生物降解實驗，額外添加之營養源）生物分解實驗組別（生物固體物/土壤添加比分別為 0:1、0.2:1、0.5:1 及 1:1，各實驗組含水率均調整為 70%），分別注入 10 μ L 的甲苯（污染濃度 867 mg/Kg-soil）後密封震盪 2-3 小時，以 GC-FID 分析反應瓶瓶頂空間甲苯濃度，比較各實驗組的甲苯濃度之間的關係，結果如表 3 所示。

3.2 好氧性污泥對 TCE 降解之影響.

3.2.1 添加生物固體物(RB)對甲苯生物降解效益

生物降解實驗進行 48 小時後結果顯示，相對於土壤組對於甲苯的降解能力只有 15%，添加生物固體物的 MSB 組別，即使添加量最少的 1:0.2 組，對於甲苯的生物降解率分別高出土壤組約 50%，而添加比為 1:0.5 及 1:1 的 MSB 組別則可以在實驗終止時間內將甲苯濃度降解 90% 以上，生物固體物的添加確實促進了甲苯之生物降解。

表4. 好氧生物分解甲苯之反應參數(實驗進行48小時)

| 土壤組 | 實驗組別 | | |
|--|----------------|----------------|--------------|
| | MSB (0.2:1) | MSB (0.5:1) | MSB (1:1) |
| 生物固體物添加克數(g) | 0 | 2 | 5 |
| 甲苯殘留濃度(mg/Kg-soil) | 735.4 | 312.5 | 37.4 |
| 甲苯生物降解率(%) | 15 | 63 | 96 |
| 生物反應速率常數k值 (μ g-toluene/g-soil · hr) | 2.7 | 11.6 | 17.3 |
| | | | 16.3 |

生物降解甲苯批次實驗，所得生物反應參數結果如表 4。添加生物固體物 MSB 為 1:0.5 的實驗組具有較高的甲苯生物降解能力，分解反應在 48 小時內快速進行，約 60 小時左右可將甲苯完全分解。生物固體物做為甲苯污染土壤添加劑有促進污染物生物降解作用的效果，與 Namkoonga *et al.* [6]以污泥做為柴油污染土壤的添加劑的結果相仿，均能提高目標污染物的生物降解量。

3.2.2 添加生物固體物(ODB)對三氯乙烯與甲苯生物共代謝降解

添加 TCE(濃度為 65 mg/Kg-soil)、甲苯(濃度為 749 mg/Kg-soil)進行土壤系統生物共代謝降解實驗。添加甲苯及 TCE 於各實驗組後，反應瓶置於震盪器震盪 3 小時，使實驗組系統達固/氣平衡。系統平衡後利用 GC-FID 分析反應瓶頂空間污染物濃度顯示，初期 0~6 小時並無明顯的生物降解，可視為微生物生長的遲滯期。經過 6 天的批次實驗培養後，MSB 實驗組均有相當好的共代謝作用，能將甲苯與 TCE 降解至原添加濃度之 10%以下 (如圖 1、2)。

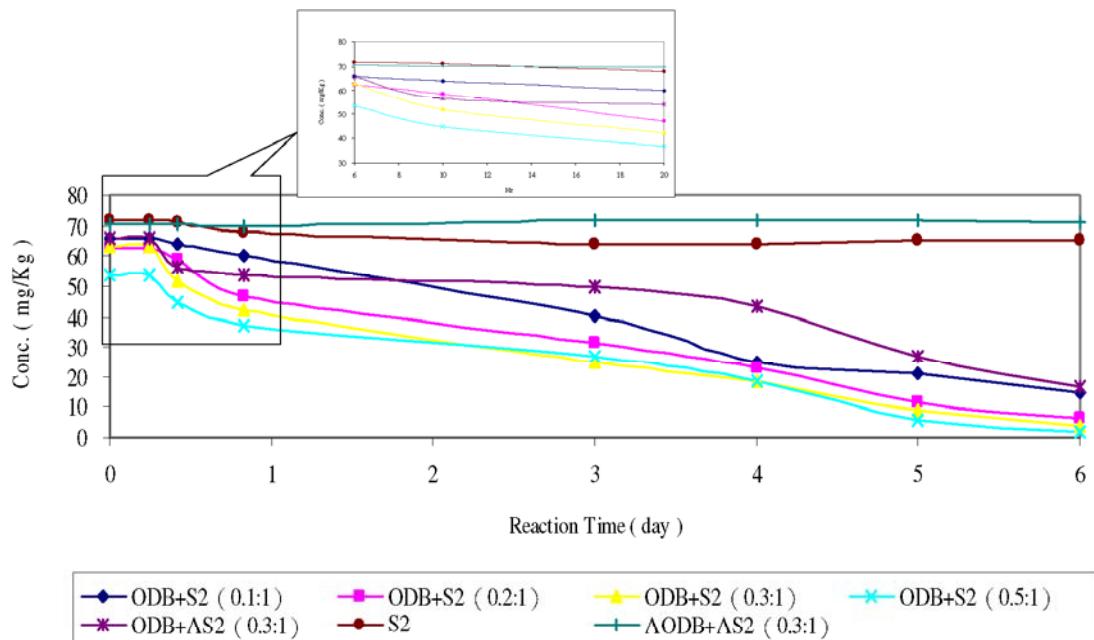


圖 1. 生物共代謝降解批次實驗 TCE 於各實驗組土壤系統中之濃度變化
註：AODB 為濕熱滅菌後之好氧消化污泥。AS2 為濕熱滅菌後之實驗土壤。

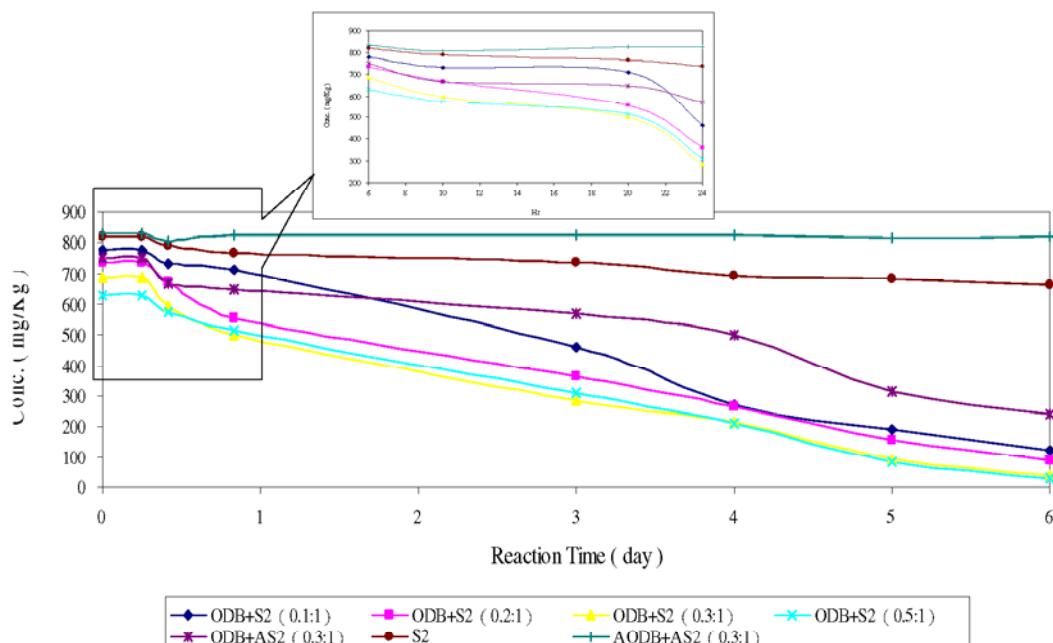


圖 2. 生物共代謝降解批次實驗甲苯於各實驗組土壤系統中之濃度變化

以共代謝系統之 TCE 及甲苯濃度降解變化作圖(如圖 3)，可明顯觀察出兩種污染物於共代謝系統中的降解趨勢相同，亦說明了微生物利用甲苯為生長所需之基質，同時共代謝 TCE 的比率為一常數。

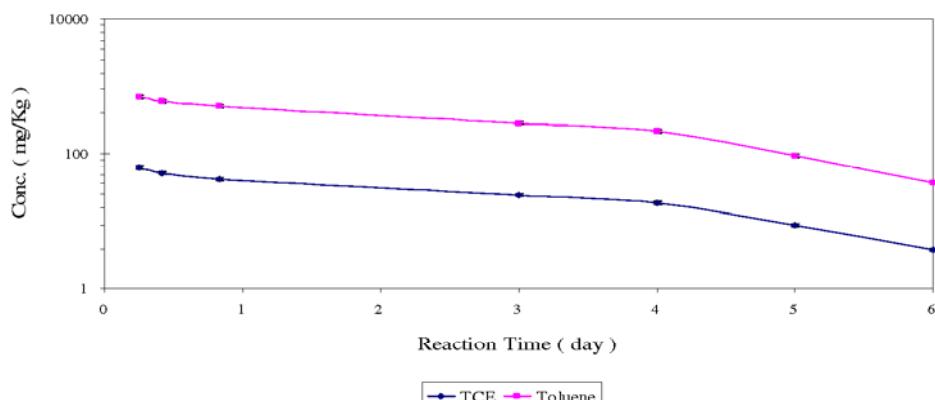


圖 3. TCE 及甲苯於 ODB+ S2 (0.3:1) 實驗組生物共代謝降解系統中之濃度變化

表5. 本研究好氧共代謝甲苯生物分解之反應參數

| | 土壤組 | 實驗組別 | | | | |
|--|-------|----------------|----------------|----------------|----------------|--------------|
| | | MSB (0.1:1) | MSB (0.2:1) | MSB (0.3:1) | MSB (0.5:1) | 土壤(污泥 減菌) |
| 生物固體物添加克數(g) | 0 | 1 | 2 | 3 | 5 | 3 |
| 甲苯殘留濃度(mg/Kg-soil) | 666.3 | 120.8 | 87.1 | 37.8 | 29.1 | 241.9 |
| 甲苯生物降解率(%) | 11 | 84 | 89 | 95 | 96 | 68 |
| 生物反應速率常數k值 (mg-Toluene/ Kg-soil · hr) | 0.57 | 4.36 | 4.60 | 4.94 | 5.00 | 3.52 |

表6. 本研究好氧共代謝TCE生物分解之反應參數

| | 土壤組 | 實驗組別 | | | | |
|--|------|----------------|----------------|----------------|----------------|--------------|
| | | MSB (0.1:1) | MSB (0.2:1) | MSB (0.3:1) | MSB (0.5:1) | 土壤(污泥 減菌) |
| 生物固體物添加克數(g) | 0 | 1 | 2 | 3 | 5 | 3 |
| TCE殘留濃度(mg/Kg-soil) | 60.9 | 14.9 | 6.4 | 3.9 | 2.1 | 16.9 |
| TCE生物降解率(%) | 6 | 77 | 90 | 94 | 97 | 74 |
| 生物反應速率常數k值 (mg-Toluene/ Kg-soil · hr) | 0.03 | 0.35 | 0.41 | 0.42 | 0.44 | 0.33 |
| 甲苯生物降解量/TCE生物降解量 | 20.1 | 12.5 | 11.3 | 11.6 | 11.4 | 10.5 |

由許多文獻指出揮發性氯化有機物（或氯化脂肪族）之好氧生物分解可經由甲烷、甲苯、酚等分解菌行共代謝作用無償性的分解，可間接證明本研究所使用添加之生物固體物應富含甲烷、甲苯或酚等分解菌或其他具共代謝 TCE 能力之菌種，然而菌種之鑑定及菌相的變化需於後續分子生物實驗予以分析證實。分析共代謝系統中甲苯與 TCE 經生物降解的濃度變化，計算各實驗組中甲苯被生物降解量/TCE 被生物降解量分別為 12.5、11.3、11.6 及 11.4 差異不大（如表 5、6）。

而共代謝批次實驗結果，甲苯於土壤組及各實驗組的降解率分別為 11、84、89、95 及 96%；TCE 於土壤組及各實驗組的降解率分別為 6、77、90、94 及 97%。MSB0.3:1 及 0.5:1 兩實驗組對甲苯及 TCE 共代謝生物降解率最快，經過 6 天生物降解反應，甲苯殘留濃度分別為 38、29 mg/Kg。共代謝系統中甲苯之降解情形與僅添加甲苯之批次實驗所得結果相仿，推斷生物固體物確實增加了有助於降解污染物的微生物量，因而增進了污染物降解速率。

再比較其他各實驗組，土壤添加生物固體物的比例達 0.3:1 時即可促進系統有良好的污染物降解效果，提高生物固體物之添加比例，並無顯著的提升降解效果，與僅添加甲苯之批次實驗所得結果相同。於生物共代謝降解系統中，TCE 的生物降解與甲苯的生物降解一樣，僅需 6 小時的遲滯期，而後即有明顯的降解效果。

比對單獨添加 TCE 污染的土壤系統與添加甲苯、TCE 進行共代謝生物降解的土壤系統結果顯示，土壤組及各實驗組經過 6 天的生物降解反應，TCE 幾乎無降解或僅有些微降解。

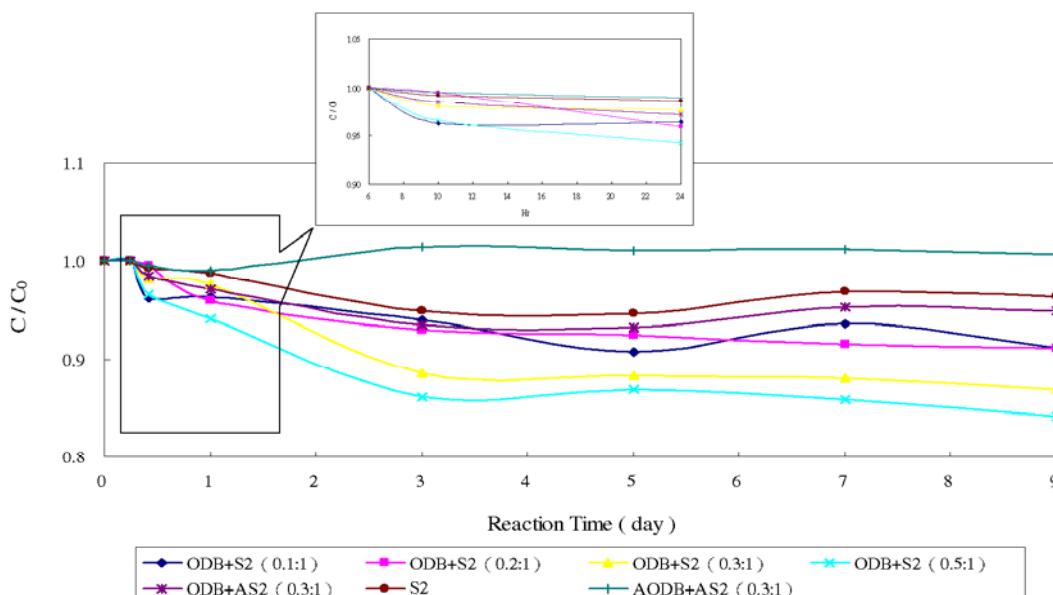


圖 4. 單獨添加 TCE 於各實驗組土壤系統中之濃度變化

3.2 添加生物固體物(ADB)於厭氧環境對 TCE 之生物降解

添加 ADB 於受 TCE 污染的土壤系統(濃度為 65 mg/Kg-soil)進行生物降解的結果顯示，僅有 TCE 之土壤組及各實驗組其土壤/生物固體物(MSB)比分別為 0.1:1、0.2:1、0.3:1 及 0.5:1 中經過 6 天的生物降解反應，TCE 幾乎無降解或僅有些微降解。微生物對 TCE 的代謝相當緩慢，且遲滯期長達 7 天，如圖 5 所示。

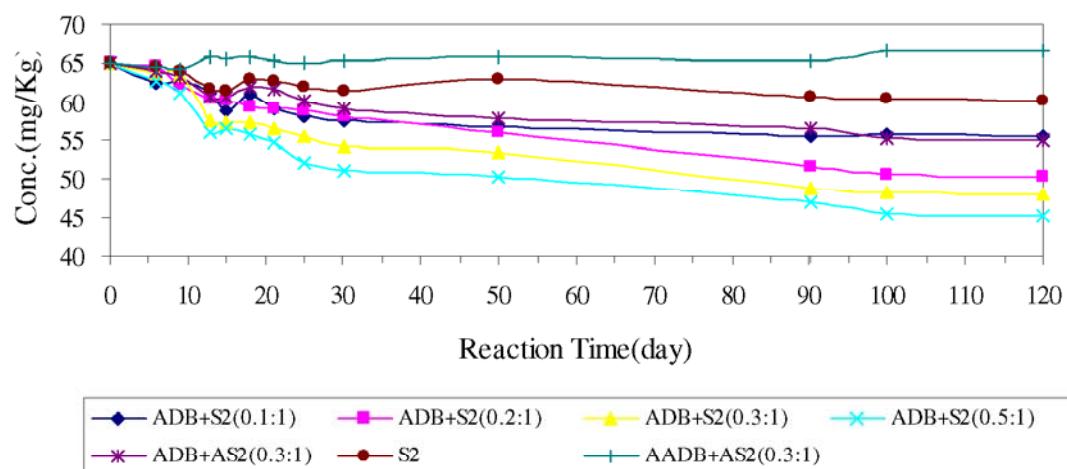


圖 5. 厥氧生物降解批次實驗 TCE 於各實驗組土壤系統中之濃度變化

厥氧下生物分解TCE反應參數如表7。以TCE之降解率比較，MSB為0.5:1的組別對TCE的降解率略高於其他各實驗組2~7%。本厥氧系統添加厥氧消化污泥分解TCE之效率遠不如好氧性污泥對TCE降解，故於後期實驗會繼續改進探討以增進其分解效率。

表7. 本研究厥氧TCE生物分解之反應參數

| 土壤組 | 實驗組別 | | | | |
|--|----------------|----------------|----------------|----------------|--------------|
| | MSB (0.1:1) | MSB (0.2:1) | MSB (0.3:1) | MSB (0.5:1) | 土壤(污泥 減菌) |
| 生物固體物添加克數(g) | 0 | 1 | 2 | 3 | 5 |
| TCE殘留濃度(mg/Kg-soil) | 61.8 | 60.5 | 59.6 | 58.5 | 57.2 |
| TCE生物降解率(%) | 5.2 | 7.1 | 8.3 | 10.2 | 12.7 |
| 生物反應速率常數k值 (mg-Toluene/ Kg-soil · hr) | 0.015 | 0.021 | 0.025 | 0.030 | 0.036 |
| | | | | | 0.024 |

四、結論與建議

4.1 添加生物固體物促進土壤生物復育的機制

利用污水處理廠產出之生污泥(RB)及經好氧消化污泥(ODB)製備的生物固體物添加於受有機物污染之土壤中，對促進有機污染物之生物降解具有正面效益，一般於生物反應系統中額外的添加劑以促進生物活性的機制區分為生物刺激(biostimulation，營養鹽的補充)及生物強化(bioaugmentation，增加具降解有機污染物活性之微生物量)作用。再由添加生物固體物於受甲苯污染之土壤系統、甲苯與TCE共代謝降解批次實驗中之對照組：土壤組(S2)、生物固體物+經滅菌處理土壤組(ODB+AS2)、經滅菌處理之生物固體物+經滅菌處理土壤組(AODB+AS2)與各實驗組(不同添加比例之ODB+S2實驗組)比對其污染物濃度降解情形，有機污染物於S2組降解速率相當緩慢，且ODB+AS2組降解速率較S2組快許多，而各實驗組對有機污染物亦具有相當高的降解效率，相對地AODB+AS2組完全未降解，顯示土壤與生物固體物對於TCE濃度非生物性的影響不明顯，可予以忽略；故可確定生物固體物的添加以促進系統生物活性的機制，非以補充營養鹽為主，而是將生物固體物當做額外補充的碳源或植菌來源。

4.2 生物固體物於共代謝系統的表現

對於僅有甲苯存在之實驗系統，S2組及S2+AODB兩組對甲苯均有明顯的降解效果；而對於單獨TCE存在之實驗系統，土壤組對TCE卻無明顯的降解效果。再比對甲苯與TCE同時存在之生物共代謝系統批次降解實驗結果，各實驗組及S2+AODB組中甲苯及TCE均有明顯的降解效果。S2組對甲苯具緩慢的降解效果，而對TCE卻無明顯的降解表現。故由實驗結果比對顯示生物固體物中含有大量可共代謝TCE之微生物，而土壤中原有之微生物則不具有共代謝TCE的能力。

4.3 生物固體物的適當添加比建議

生物固體物的添加，為生物復育系統補充更多額外碳源及植菌量，然而添加比例增加與有機污染物的降解速率的加速並非完全呈線性增加關係，而由各批次實驗中各實驗組對有機污染物降解速率的比較，顯示添加生物固體物於甲苯、甲苯與TCE共代謝生物復育系統時，添加比例為0.3:1時即可達到良好的去除效率；此添加比例對於其他有機污染物如BETX或PAHs等的降解是否亦為最適比例，可由相同批次實驗方法予以證實，並可提出生物固體物做為土壤污染生物復育的添加資材時，適當添加比例的建議。

4.4 添加生物固體物於厭氧環境促進土壤生物復育的機制

添加生物固體物於厭氧環境進行受TCE污染之土壤系統生物復育之批次實驗，土壤組與各MSB實驗組結果，TCE濃度僅有些微降解。比對AADB+AS2

組 TCE 濃度均無降解，顯示 TCE 濃度不為非生物性所影響。土壤組與各 MSB 實驗組之 TCE 降解實驗經常時間分析（120 天）仍持續有緩慢降解之傾向，推測生物固體物之添加並不提供污染土壤系統生物強化作用，而主要提供系統中微生物生長之有機質及營養鹽並緩慢促進降解 TCE 效率。

五、參考文獻

1. USEPA, "Biosolids Technology Fact Sheet: Land Applied of Biosolids," EPA 832-F-00-064 (2000).
2. Sastre, I., M. A. Vicente, and M. C. Lobo "Influence of the Application of Sewage Sludges on Soil Microbial Activity," Bioresource Technology, 57, 19-23(1996).
3. Ros, M., M. T. Hernandez, and C. García "Soil Microbial Activity After Restoration of a Semiarid Soil by Organic Amendments," Soil Biology and Biochemistry, 35, 463-469(2003).
4. 林宜儒，“生物固體物做為污染土壤生物復育添加劑之可行性研究”，碩士論文，中興大學環境工程研究所，台中(2004)。
5. 張弘岳，“生物固體物在土壤污染生物復育上的應用”，行政院國家科學委員會補助專題研究計畫，期中進度報告，中興大學環境工程研究所，台中(2005)。
6. Namkoonga, W., E. Y. Hwangb, J. S. Parka "Bioremediation of Diesel-Contaminated Soil with Composting," Environ.Pollut., 119, 23-31(2002).
7. Rivera-Espinoza, Y. and L. Dendooven "Dynamics of Carbon, Nitrogen and Hydrocarbons in Diesel-Contaminated Soil Amended with Biosolids and Maize," Chemosphere, 54, 379-386(2004).
8. Hollender, J., K. Althoff, M. Matthias, and W. Dott, Assessing the Microbial Activity of Soil Samples, Its Nutrient Limitation and Toxic Effects of Contaminants Using a Simple Respiration Test. Chemosphere, 53: 269-275(2000).
9. Al-Assiuty, M. A. Khalil, and H. M. Abdel-Lateif, Effects of Dry Sludge Application on Soil Microarthropod Communities in a Reclaimed Desert Ecosystem. Pedobiologia, 44: 567-578(2000).
10. Crecchio, M. Curci, M. D. R. Pizzigallo, P. Ricciuti, and P. Ruggiero, Effects of Municipal Solid Waste Compost Amendments on Soil Enzyme Activities and Bacterial Genetic Diversity. Soil Biol. Biochem., 44: 57.