



專案基本資料表

專案性質		☒ 實驗性質 ☐ 非實驗性質		專案類別 (單選)		☒ 研究專案 ☐ 模場試驗	
研究主題		☐ 調查 ☒ 整治 ☐ 其他					
申請機構系所		國立中正大學地球與環境科學系					
機構地址		嘉義縣民雄鄉大學路 168 號地環系辦					
計畫主持人		陳建易		職等／職稱		教授	
協同主持人		李世傑		職等／職稱		教授	
專案 名稱	中文	微生物固定化之地下水除砷技術之研究					
	英文	Arsenic Removal in Groundwater with Microbial Immobilization					
	關鍵字	微生物固定化；地下水；砷					
執行期程		自 民 國 1 0 7 年 0 1 月 0 1 日 起 至 民 國 1 0 7 年 1 1 月 3 0 日 止					
計畫主持人		姓名：陳建易 E-mail： 專線：05-2729253 chien-yen.chen@oriel.oxon.org 手機：0937765016					
專任助理		姓名：林品芸 E-mail： 專線：05-2729254 kittycat1604@hotmail.com 手機：0910115538					
經費 分析 總 表 (僅模場試驗專 案需填寫兩年 度金額)		專 案 預 估 經 費		第一年 金額	第二年 金額	編列說明	
		1.	人事費用	313,500		(1~5 項相加之 50%為限)	
		2.	貴重儀器使用含維護費	0		(與計畫實驗相關)	
		3.	消耗性器材與主要費用	306,324		(與計畫主體相關)	
		4.	其它研究相關費用	2,500		(差旅與租賃費用)	
		5.	雜支費用	14,040		(1~6 項相加之 5%為限)	
		6.	行政管理費	63,636		(1~5 項相加之 10%為限)	
		專案計畫申請總金額		700,000		總金額：700,000	

專案主持人（簽名及蓋章）：_____ 日期：_____





中文摘要

本計畫利用三座淨水廠之富含氯化鐵之污泥廢棄物製備輕質骨材(孔隙性陶粒)，公園、觸口和水上淨水場之陶粒經由燒製後粒徑大小分別為 16-22mm、16-22mm 和 16-18mm，而孔徑大小分別為 0.21-9.7 mm、0.22-6.68 mm 和 0.07-1.54 mm。利用輕質骨材作為微生物固定化基材，預期可以透過微生物氧化作用、氧化鐵吸附作用及微生物固化作用，達到含砷地下水的整治目的。透過實驗室規模的處理箱模型，探討孔隙性陶粒對於含砷水樣的砷吸附動力學模式。但期中實驗結果不如預期，當含砷地下水進入實驗模擬水箱反應後，可發現樣本中砷濃度不降反升，水樣中砷初使濃度為 77.41 $\mu\text{g/L}$ ，放置 72 小時後砷濃度達 105 $\mu\text{g/L}$ 。懷疑是實驗中的陶粒或是細菌產生的反應與預期不符，因此期末報告中進行了數項檢測。在污泥吸附與溶出實驗中發現三座淨水廠陶粒皆會釋出砷離子，造成砷濃度上升，其中以公園陶粒砷釋出量最高，72 小時後可達 19.59 mg / kg。重金屬化學序列萃取實驗分析表明，實驗結果顯示砷的化學狀態在污泥中為穩定的鐵鎂氧化態和殘留物態，但經過高溫燒結後會轉換成不安定的離子交換態、碳酸鹽態和鐵鎂氧化態。此實驗結果證實了污泥吸附與溶出實驗的結果。微生物降解砷實驗中表明，*B. pasteurii* 可以吸附砷離子，24 小時後砷濃度從 3.31 mg/kg 下降至 1.14 mg/kg 有著大幅度的下降。本計畫執行的成果，包含新型陶粒吸附材料的開發與效能測試結果，作為含砷地下水的砷去除技術核心，以及陶粒砷脫附、再生與後續處理建議方案，也可作為地下水污染整治技術之參考。



英文摘要

The aim of this project is to optimize the process for the synthesis of lightweight aggregates (porous ceramsites) from the ferric-rich clay waste of three water supply plants. The lightweight aggregates from Gong Yuan, Chu Kou, Shui Shang water supply plant, the particle size was 16-22mm, 16-22mm, 16-18mm, and pore size was 0.21-9.7 mm, 0.22-6.68 mm, 0.07-1.54 mm. The lightweight will be used as a substrate for microbial immobilization. It is expected that the porous ceramsite filled with ferric oxide / bacteria in the lightweight aggregate prepared in this project could achieve the remediation of arsenic-containing groundwater through microbial oxidation, iron oxide adsorption and microbial solidification. Through the laboratory-scale treatment box model, the kinetic model of adsorption of arsenic on porous arsenic-containing water samples. But the mid-term experiment results were not as expected. When the arsenic-containing groundwater entered the treatment box model, we found the sample concentration of heavy metal arsenic was increased. The initial concentration of arsenic in the groundwater water sample was 77.41 $\mu\text{g/L}$, and the arsenic concentration was increased to 105 $\mu\text{g/L}$ after 72 hours. The results didn't square with the team's expectations and it couldn't discover why. Therefore, several experiments were carried out in the final report. Adsorption and dissolution experiment results indicated that the lightweight aggregate from three water supply plants were released arsenic ions. Among them, the Gong Yuan Water Supply Plant had the highest release of arsenic, and the arsenic concentration was increased to 19.59 mg / kg after 72 hours. Sequential extraction results indicated that the sludge chemical fractionation of arsenic was in the iron and manganese oxide-bound fraction and residual fraction. And the lightweight aggregate chemical fractionation of arsenic was in the oxide-bound fraction, carbonate-bound fraction and exchangeable or easily bioavailable fraction. Results showed that when sludge was converted into lightweight aggregate by high temperature sintering, the chemical fractionation of arsenic was changed. Microbial adsorption of arsenic experiment results indicated that *Bacillus pasteurii* could adsorb arsenic ions, the arsenic concentration was decreased from 3.31 mg/kg to 1.14 mg/kg after 24 hours. The implementation of this project includes the development and performance test results of the new ceramsite adsorbent material as the core of arsenic removal technology for arsenic-containing groundwater and the proposal of recycle, regeneration and follow-up of arsenic, which could also



serve as an alternative for the treatment of groundwater pollution.





目錄

表目錄	IV
圖目錄	V
第 1 章 前言	1
第 2 章 研究目的	2
第 3 章 文獻探討	4
3.1 曝氣氧化法	4
3.2 細菌真菌材料顆粒	4
3.3 鐵化物吸附	5
3.4 生物復育法	6
3.5 離子交換法	6
3.6 混凝沉澱法	7
3.7 水文地質目前現況	7
第 4 章 研究方法與過程	10
4.1 實驗材料製備：	11
4.1.1 淨水場污泥陶粒(輕質骨材)燒製程序：	11
4.1.2 細菌養護程序：	15
4.1.3 細菌孢子化：	16
4.2 含有生物菌種之輕質骨材製備程序：	16
4.3 污泥陶粒吸附實驗：	18
4.4 現地模場實驗：	22
4.5 預計可能遭遇之困難及解決途徑：	23
4.3.1 載體方面可能遭遇之困難：	23
4.3.2 陶粒製程相異：	23
4.3.3 解決方法：	23
4.3.4 生物方面可能遭遇之困難：	24



4.3.5 孢子化：	24
4.3.6 解決方法：	24
4.3.7 細菌孢子是否仍擁有活性：	25
4.3.8 解決方法：	25
4.6 污泥與陶粒中砷變化實驗.....	26
4.6.1 污泥吸附實驗：	26
4.6.2 污泥吸附實驗方法與流程：	26
4.6.3 污泥溶出實驗：	26
4.6.4 污泥溶出實驗方法與流程：	27
4.6.5 重金屬化學序列萃取實驗:.....	27
4.6.6 重金屬化學序列萃取實驗方法與流程：(A. Tessier et al. 1979)	27
4.6.7 污泥總砷實驗：	28
4.6.8 污泥總砷實驗方法與流程：	29
4.6.9 微生物降解砷實驗：	29
4.6.10 微生物降解砷實驗方法與流程：	29
4.7 研究設備與貴重儀器	31
4.8 預期完成工作項目	34
4.9 執行成果方面之貢獻及成果效益.....	34
研究進度及預期完成之工作項目（甘特圖）	36
第 5 章 結果與討論.....	38
5.1 淨水場陶粒特性分析：	38
5.1.1 陶粒尺寸分析：	38
5.1.2 陶粒陶粒孔隙粒徑分析：	44
5.2 水樣分析與檢測：	51
5.3 污泥與陶粒中砷變化實驗：	56
5.3.1 污泥吸附實驗：	56



5.3.2 污泥溶出實驗：	61
5.3.3 重金屬化學序列萃取實驗:.....	66
5.3.4 微生物降解砷實驗：	84
5.4 結論：	85
第 6 章 參考文獻	87



表目錄

表 1 淨水污泥輕質粒料製作及燒製程序	12
表 2 淨水廠污泥燒製輕質粒料時間、溫度表	14
表 3 實驗變因	21
表 4 實驗流程	33
表 5 陶粒直徑分析	38
表 6 公園場陶粒孔隙分析	44
表 7 觸口場陶粒孔隙分析	46
表 8 水上場陶粒孔隙分析	47
表 9 觸口場水樣數據	52
表 10 公園場水樣數據	52
表 11 污泥吸附實驗數據	57
表 12 污泥吸附實驗數據	62
表 13 重金屬砷化學序列萃取實驗數據	67
表 14 重金屬鐵化學序列萃取實驗數據	72
表 15 重金屬鋅化學序列萃取實驗數據	77
表 16 污泥總金屬實驗數據	82
表 17 微生物降解砷實驗數據	84



圖目錄

圖 1 輕質骨 F 材浸泡營養源	17
圖 2 輕質骨材浸泡後準備烘乾.....	17
圖 3 實驗模型設計圖	19
圖 4 蠕動幫浦	19
圖 5 實驗水箱俯視圖	20
圖 6 實驗水箱圖	20
圖 7 現地採樣環境圖	22
圖 8 污泥吸附實驗流程圖.....	26
圖 9 污泥溶出實驗流程圖.....	27
圖 10 重金屬化學序列萃取實驗流程圖	28
圖 11 污泥總砷實驗流程圖.....	29
圖 12 B. pasteurii 培養流程圖	30
圖 13 B. pasteurii 降解砷實驗流程圖	31
圖 14 陶粒直徑分析圖.....	41
圖 15 公園淨水廠陶粒示意圖.....	42
圖 16 觸口淨水廠陶粒示意圖.....	43
圖 17 水上淨水場陶粒示意圖.....	43
圖 18 陶粒孔細分析	49
圖 19 陶粒孔隙粒徑量測前處理與光學顯微鏡	49
圖 20 公園淨水場陶粒剖面.....	50
圖 21 觸口淨水場陶粒剖面.....	50
圖 22 水上淨水場陶粒剖面.....	51
圖 23 觸口場陶粒吸附實驗，砷濃度隨時間之變化圖	53
圖 24 公園陶粒吸附實驗，砷濃度隨時間之變化圖	54
圖 25 中興陶粒 72 小時吸附實驗折線圖	58
圖 26 水上陶粒 72 小時吸附實驗折線圖	58



圖 27 公園陶粒 72 小時吸附實驗折線圖.....	59
圖 28 觸口陶粒 72 小時吸附實驗折線圖.....	59
圖 29 水上污泥 72 小時吸附實驗折線圖.....	60
圖 30 觸口污泥 72 小時吸附實驗折線圖.....	60
圖 31 公園污泥 72 小時吸附實驗折線圖.....	61
圖 32 中興陶粒 72 小時溶出實驗折線圖.....	63
圖 33 水上陶粒 72 小時溶出實驗折線圖.....	63
圖 34 觸口陶粒 72 小時溶出實驗折線圖.....	64
圖 35 公園陶粒 72 小時溶出實驗折線圖.....	64
圖 36 水上污泥 72 小時溶出實驗折線圖.....	65
圖 37 公園污泥 72 小時溶出實驗折線圖.....	65
圖 38 觸口污泥 72 小時溶出實驗折線圖.....	66
圖 39 水上污泥重金屬砷化學序列萃取實驗數據圖.....	68
圖 40 觸口污泥重金屬砷化學序列萃取實驗數據圖.....	68
圖 41 公園污泥重金屬砷化學序列萃取實驗數據圖.....	69
圖 42 中興陶粒重金屬砷化學序列萃取實驗數據圖.....	69
圖 43 水上陶粒重金屬砷化學序列萃取實驗數據圖.....	70
圖 44 觸口陶粒重金屬砷化學序列萃取實驗數據圖.....	70
圖 45 公園陶粒重金屬砷化學序列萃取實驗數據圖.....	71
圖 46 水上污泥重金屬鐵化學序列萃取實驗數據圖.....	73
圖 47 觸口污泥重金屬鐵化學序列萃取實驗數據圖.....	73
圖 48 公園污泥重金屬鐵化學序列萃取實驗數據圖.....	74
圖 49 中興陶粒重金屬鐵化學序列萃取實驗數據圖.....	74
圖 50 水上陶粒重金屬鐵化學序列萃取實驗數據圖.....	75
圖 51 觸口陶粒重金屬鐵化學序列萃取實驗數據圖.....	75
圖 52 公園陶粒重金屬鐵化學序列萃取實驗數據圖.....	76
圖 53 水上污泥重金屬鋅化學序列萃取實驗數據圖.....	78



圖 54 觸口汙泥重金屬鋅化學序列萃取實驗數據圖	78
圖 55 公園汙泥重金屬鋅化學序列萃取實驗數據圖	79
圖 56 中興陶粒重金屬鋅化學序列萃取實驗數據圖	79
圖 57 水上陶粒重金屬鋅化學序列萃取實驗數據圖	80
圖 58 觸口陶粒重金屬鋅化學序列萃取實驗數據圖	80
圖 59 公園陶粒重金屬鋅化學序列萃取實驗數據圖	81
圖 60 污泥總砷實驗長條圖	83
圖 61 污泥總鐵實驗長條圖	83
圖 62 污泥總鋅實驗長條圖	84
圖 63 微生物降解砷實驗折線圖	85





第 1 章 前言

土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案，於過往曾彙整國內外土壤及地下水砷污染管制法規標準，蒐集國內外文獻資料與污染案例，建立砷物質流向資料庫，並分析國內可能造成農地土壤砷污染來源。其中分析資料包括：(1)由地層環境導致砷污染的類型、(2)由使用含砷肥料或農藥所導致砷污染的類型，並建立農地土壤砷污染來源判定程序與農地土壤砷污染成因判定程序。而在學術界，臺灣地下水砷學術研究方向，包括烏腳病疫區公共衛生研究、砷與癌症關聯性研究、地下水砷釋出機制研究、富砷地層地化特性研究，地化特性研究與早期潟湖環境之沉積地層、腐植質的累積有關。

至於地下水中之砷濃度經過各國學者之研究，確認會隨著水體之不同用途而轉移至作物或生物上，再傳輸至人體內，造成生物性累積，舉例而言，據 Md. Joinal Abedin (2002)等學者指出採用含砷量過高之地下水灌溉，會導致作物矮化，砷會導致作物矮化、稻米產出量減少，且嚴重影響根的生長等等。農業及漁業用水常常引用當地地下水做為水源，因此聯合國糧食及農業組織(FAO)訂定灌溉用水砷含量標準為 0.1 mg/L，美國環保署則訂定灌溉水標準為 0.01 mg/L。臺灣地區發展農業及養殖業，行政院農業委員會及環保署分別訂定灌溉水及養殖用水砷標準為 0.05 mg/L。

臺灣地區國內農地土壤砷污染來源分析，在自然環境中導致砷污染的調查樣區經過篩選後，嘉義溪口地區進行調查的結果顯示，岩芯中的砷以鐵、錳氧化結合形態存在，受高還原潛勢地下水作用之下發生還原反應，造成砷的釋出，及還原條件之下不同樣區地下水中砷的垂直分布不均之原因。至於引灌富砷地下造成農地土壤砷累積的問題，引灌行為則造成地下水的氧化，表土中的砷多以鐵、錳氧化物結合形態存在，為生物有效性較低的型態；但仍可能因田間水分管理方式而釋放至土壤溶液。另外發現的是由使用含砷肥料所導致砷污染的案例，在樣區的調查結果顯示，未腐熟的生雞糞中可能含有較多的砷，但並未造成農地土壤砷污染的問題。以及普查國內合格堆肥產品之結果，未見含砷過量之問題。

管理單位結合物質流向分析，並依據調查成果與生態風險與健康風險之評估結果，正試著對於富砷農地土壤的管理問題，以法規面與技術面提出適當管理策略。



第 2 章 研究目的

砷是一種毒性很強的污染質，廣泛地存在自然界中，為地殼中含量排序第 20 的元素，且亦是環境荷爾蒙的一類，可能透過生物累積的過程，包括食物途徑之生物放大和非食物途徑之生物濃縮形式，累積至生物體內或人體內，且長期飲用含砷量高的地下水，對人體會造成許多的危害，及致癌的風險，因此砷之吸附為一重要的研究。砷可分為有機砷與無機砷兩大類，無機砷還可分為不帶價砷(As)、三價砷(As_2O_3)及五價砷(NaAsO_3)等三種形式，在生物體內砷價數可互相轉變。美國國家科學研究院(NAS)指出，無機三價砷化物及五價砷化物是危害人體健康的主要砷物種，其中三價砷的毒性比五價砷大 60 倍；而無機砷的毒性比有機砷大了將近 100 倍。大多數與空氣接觸的水體(如河水、湖泊及海水等)，其砷的型態多是以五價為主；地下水為封閉水體，其砷的型態多以還原狀態之三價砷為主。

地下水深自然來源之特性，經過歷年來地下水檢測，發現砷、鐵、錳超過第一類監測標準(砷 0.025mg/L、鐵 0.15mg/L、錳 0.025mg/L)，且鐵、錳、及砷在沉積物中濃度變化與地下水似乎一致，並發現井篩區間的坩質黏土夾細砂薄層為砷富集環境，因此環境為還原反應之環境，且有生物累積作用。文獻研究結果也有發現沉積物背景砷 $<20\text{mg/Kg}$ ， $>20\text{mg/kg}$ 時易溶出(嘉南平原沉積物平均砷 9.8mg/kg (畢如蓮, 1995))，而砷主要為結晶型鐵錳氧化物鍵結型態。且岩石表面物種砷也可能因 pH 與氧化還原態改變，產生溶解或脫附(desorption)，最後釋出至地下水(Nickson et al., 1998)。全球地下水中含有高砷($>0.05\text{ mg/L}$)之地質環境，可區分為：

- 還原環境 - 孟加拉、印度、中國大陸、臺灣
- 高 pH 值、乾燥、氧化環境- 澳大利亞、智利、墨西哥
- 氧化還原狀態變化大且同時發生，美國地區(Smedley and Kinniburgh, 2002)

而世界範圍內砷污染地區的分佈，暴露於慢性砷風險的人口約有 1 億。基於目前記錄的砷中毒病例的流行率，攝入之可能性為生活在濃度高於 $50\mu\text{g/L}$ 的區域，或是需要減輕及補救污染的區域。地下水的的使用，以農業用量最多，約佔 45%，如各地水利會都鑿有灌溉用井，以及台糖公司早期灌溉全省甘蔗田的水井，此類井出水量較大、深度較深，約在 100 ~ 200 公尺；相較之下，農民自費開鑿的井，出水量較小、深度較淺，約在 30 公尺以內。

1. 養殖業用水，約佔 32%



2. 工業用水，約佔 14%

3. 民生用水，由自來水公司鑿建的水井約只佔 9%。

本計畫之目標為發展使用點處理方案 (Point-of-Use Treatment Program)，以降低地下水中砷濃度至 0.05 mg/kg 以下，達灌溉用水水質標準。而本計畫之目地在於評估製備的氧化鐵 / 細菌填充之孔隙性陶粒技術，因應於移除地下水中無機砷之可行性，並探討五價砷及三價砷之去除機制與移除效率。生物陶粒之價格低廉、製備工程簡單、乾淨無害、除砷率預計結果相當高，而且表面微孔豐富，比表面積大，應用於地下水除污系統，預期之截污能力強，且處理出水水質高，尚有比重輕、強度高的特性。並估計可以透過氧化鐵吸附作用，及微生物固化作用，達到含砷地下水的整治目的，而陶粒之表面孔徑分均勻，水頭損失小，克服以往濾料層易堵塞、板結的問題。最後透過實驗室規模的處理箱模型，探討氧化鐵吸附作用，與微生物固化作用對於含砷水樣的砷吸附動力學模式，並放大規模，作為現地模場試驗使用點處理的依據。本計畫執行的成果，包含新型陶粒吸附材料的開發與效能測試結果，作為含砷地下水的砷去除技術核心，以及陶粒砷脫附、再生與後續處理建議方案。除砷成分之去除外，本計畫開發的陶粒材料也可能透過相同的吸附、固化作用同時處理其他重金屬污染，也可作為地下水污染整治技術之應用。本研究的成果具有學術貢獻與應用價值，預期可超越傳統砷污染處理技術之效果，有效降低民眾健康的潛在危害風險。



第3章 文獻探討

針對引灌自然背景富砷地下水地區之農地，彙整國內外土壤及地下水相關重金屬砷管制標準及法規，並收集文獻資料與污染案例，將國內現有的農地土壤、地下水及底泥污染來源及處理方式，研擬污染調查篩選機制，進行評估各項去除污染方法之砷濃度移除成效及效益。初步收集國內外之水中砷濃度移除方法，包括曝氣氧化法、細菌真菌材料顆粒、鐵化物吸附、人工合成鐵氧化物、植生復育法、離子交換法和混凝沉澱等方法之方法原理與文獻，未來將對文獻中使用上述之評估方法，進行評析本計畫，其移除率、成本、操作便利性之研究。

3.1 曝氣氧化法

Binbin Shao 等人研究在富含氧的環境中去除砷，實驗內容是將結構亞鐵羥基 structural Fe (II) hydroxides (SFH) 加入到含有 30 mg/L As (III) 的溶液中。在反應期間，小瓶暴露於環境空氣，以調查氧氣在礦物轉化和 As (III) 去除中的作用。與“氧限制”條件相比，該條件被稱為“富氧”條件。SFH-O₂ 在 As (III) 去除中起雙重作用：通過 Fe (IV) 將 As (III) 氧化成 As (V)，隨後吸附 As 物質；或吸附 As 物質，隨後在表面上將 As (III) 氧化成 As (V)。As 的較高吸附量說明這種獲得的亞鐵羥基 structural Fe (II) hydroxides (SFH) 材料在從污染水，特別是具有高 DO 的水中去除 As 方面具有巨大的潛力。

Sunbaek Bang 等人利用曝氣氧化法增加砷的去除能力，該研究利用分批和管柱實驗以研究溶解氧 (DO) 和 pH 對零價鐵 Fe (0) 的砷移除的影響，砷的去除受到 DO 含量和溶液的 pH 的顯著影響。在含氧條件下，零價鐵 Fe (0) 去除砷 As (V) 比亞砷酸鹽 As (III) 快。砷的去除主要歸因於吸附在通過溶解氧化零價鐵 Fe (0) 產生的氫氧化鐵上進行砷的吸附去除。

I.A. Katsoyiannis 等人透過增加零價鐵 (zero valent iron, mZVI) 濃度或加入微量 H₂O₂ 濃度來加速 As (III) 氧化和去除速率。相反的，在缺氧地下水中，砷通常以 As (III) 通常與 Fe (II)，Mn (II) 和微量的氨一起存在。但是，在含氧地下水中，砷通常以較低濃度存在，並主要以 As (V) 存在，並且與 Fe 和 Mn 結合的濃度非常低。

3.2 細菌真菌材料顆粒

M.S. Podder 等人研究指出 As(V) As(III) 以及共存離子像是 Cu²⁺，Zn²⁺，SO₄²⁻，Fe³⁺，Cd²⁺，Bi³⁺，Pb²⁺，Co²⁺，Ni²⁺ 和 Cr⁶⁺ 通過填充有 *B. arsenicus* MTCC



4380 的 MnFe_2O_4 複合材料的生物柱反應器。透過 *B. arsenicus* MTCC 4380 作為生物膜附著固定床柱中的生物吸附劑。藉此降低水中砷含量。

M.S. Poddern 等人研究指出，地下水可以通過應用該技術在原位或在生物膜反應器中進行處理。像是使用化學共沉澱方法合成 granular activated carbon(GAC)/ MnFe_2O_4 後再將微生物細胞 *Bacillus arsenicus* MTCC 4380 固定在吸附劑上來合成 GAC / MnFe_2O_4 複合材料。參考相關之熱力學參數，As (III) 和 As (V) 的生物吸附/生物累積是一個放熱過程，並且是自然發生的。本研究發現 GAC / MnFe_2O_4 複合材料具有很好的吸附能力，可用來當生物吸附劑，藉此從被污染的水源中去除 As (III) 和 As (V)。

Anjana K. Vala 的研究表明，海洋真菌 *Aspergillus candidus* 擁有很高的砷耐受力，並且具有在實驗室條件下，從培養基中除去砷的潛力。As (V) 的去除率高於 As (III) 的去除率。海洋真菌在不同濃度 (25 和 50mg / L) 的三價砷和五價砷形式中顯示出良好的生長。而且去除率隨著砷濃度的增加而增加。因此，海洋真菌 *Aspergillus candidus* 可作為重金屬砷復育的希望候選者。

3.3 鐵氧化物吸附

Yoann Glocheux 等人探討鐵和氧化鋁的百分比加載到有機介孔二氧化矽上的影響。負載具有增加的鐵或鋁氧化物百分比的有機介孔二氧化矽用於除去 As (III) 或 As (V)。並研究調整對砷物種的吸附能力之相關潛力。生產的材料在批次實驗中，顯示出非常高的去除能力，在 100 ppb 下對於 As (V) 為約 7.38mg g^{-1} ，As (III) 為 0.21mg g^{-1} 。

Zongming Ren 等人研究指出具有高表面積 ($339\text{m}^2/\text{g}$) 的 Fe-Zr 二元氧化物是無定形的。該吸附劑對 As (V) 和 As (III) 具有良好的去除能力。其 As (V) 和 As (III) 最大吸附容量分別在 pH 7.0 時為 46.1mg/g 和 120.0mg/g 。並且與 As (V) 形成內球表面複合物，而 As (III) 則是在水/ Fe-Zr 二元氧化物界面形成內和外球表面複合物。

Tien Vinh Nguyen 等人利用氧化鐵塗層海綿 (iron oxide coated sponge, IOCSp) 對於砷去除的表面積為 $620\text{m}^2/\text{m}^3$ 。用少量 (25g) IOCSp 填充的管柱實驗 (管柱直徑為 4.5cm 而 IOCSp 床深度為 78) 過濾器保持含有砷濃度高達 $1000\mu\text{g/L}$ 的合成溶液中有著良好的砷去除，效率為 95%。

Y.-F. Pan 等人使用 Fe (III) 作為氧化物塗覆在天然岩石表面上。使用由氧化鐵塗覆的天然岩石 (iron-oxide-coated natural rock, IOCNR) 作為吸附劑，藉此去除含砷地下水中的高濃度砷，其去除率可達到約 75%。



3.4 生物復育法

(1) 金屬硫化物

Daniel Teclu 等人利用硫酸鹽還原菌(sulphate-reducing bacteria)混合培養物所產生的沉澱物(FeS 和 FeS_2)藉此吸附 $\text{As}(\text{III})$ 和 $\text{As}(\text{V})$ 。在生物含量 2g/L 、砷含量 1mg/L 反應 24 小時的條件下，可去除 77% $\text{As}(\text{III})$ 和 55% $\text{As}(\text{V})$ 。

Muslum Altun 等人以生物的方式從含有砷酸鹽 (As^{5+}) ($0.5\text{--}20\text{mg/L}$)，亞鐵離子 (Fe^{2+}) ($100\text{--}200\text{mg/L}$) 和硫酸鹽 (2000mg/L) 的合成酸性廢水中去除 $\text{As}(\text{III})$ 和 $\text{As}(\text{V})$ 。裝設生物反應器可在 COD 濃度達 780 mg/L ， Fe^{2+} 和 As^{5+} 濃度保持在 200 mg/L 和 20 mg/L 的條件下去除 96% As^{5+} 。

(2) 生物積累

Dhaval N. Joshi 等人研究指出砷高耐受性之細菌 (*Bacillus* sp. strain DJ-1) 可進行生物吸附和生物積累，在 200 ml 培養基、 400 nM 砷酸鹽、 10 nM 亞砷酸鹽的條件下依不同時間每次取 10 mL ，在 72 小時時可達到砷 80% 積累。

3.5 離子交換法

(1) 離子交換樹脂：

M.A. Barakat 等人將強鹼陰離子氯化物與樹脂結合當作吸附劑，從水中去除 $\text{As}(\text{III})$ 和 $\text{As}(\text{V})$ ，結果表明 $\text{As}(\text{III})$ 吸附不良，而 $\text{As}(\text{V})$ 成功地保留在樹脂上。使用 1g 樹脂對 16mg/kg $\text{As}(\text{V})$ 在低 pH 值下 $\text{As}(\text{V})$ 的去除效率不顯著，但是隨著 pH 的增加而迅速增加，在吸附時間達 90 分鐘且在 pH 為 7 時 $\text{As}(\text{V})$ 去除率達到最大值 97.8%。在 pH 9 下 30 分鐘時， $\text{As}(\text{V})$ 的除去效率為 99.2%。

Imdadullah Qureshi 等人探討 calix[4]arene 附加樹脂 (4 和 5) 與 $\text{As}(\text{III})$ 和 $\text{As}(\text{V})$ 之間的吸附行為，樹脂 5 在 pH 7 下 $\text{As}(\text{V})$ 吸附率為 89%，在 pH 1 的條件下 $\text{As}(\text{III})$ 吸附率為 97%。而樹脂 4 則與 5 相反，在 pH 5 下 $\text{As}(\text{V})$ 吸附率為 95%，在 pH 1 的條件下 $\text{As}(\text{III})$ 吸附率為 68%。兩種樹脂的吸附過程只需要非常短的時間間隔 (15 至 20 分鐘)，及具有最大吸附容量 ($> 95\%$)。

(2) 離子交換膜

Mafalda Pessoa-Lopes 等人將硫酸鹽作為伴隨的陰離子存在於待處理的水中時，應用 Donnan 透析法從飲用水去除砷酸鹽。含有 0.05 mM (7.5 mg/L) 砷酸鹽和 0.3 mM ($\approx 25\text{ mg/L}$) 硫酸鹽的水在使用加入 FeSO_4 的接收溶液，選擇 Neosepta AXE 01 當作離子交換膜的條件下，砷酸鹽濃度可在兩天之內下降至



0.5 $\mu\text{g/L}$ 。

3.6 混凝沉澱法

(1) 氫氧化鐵

S. Song 等人於墨西哥聖路易斯波托西州 Matehuala 市的 Cerrito Blanco 渠道收集的水含有高濃度的砷。將 200ml 的水與一定量 $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ 混合後，通過使用鐵離子和粗方解石（38-74 μm ）增強凝結過程。實驗結果表明，單獨使用鐵離子凝結產生的砷，其負載的凝結物非常細，因此需要微過濾（作為過濾介質的膜）從水中除去凝結物。在粗方解石的存在下，細小的砷凝結物附著在粗方解石表面上，導致凝結物的沉降速率顯著增加。增強凝結後，再以常規過濾（濾紙作為過濾介質）的方式實現了從含高濃度砷（5mg/L）的水中非常高的砷去除（超過 99%）。

Harinaivo 等人研究指出，透過罐測試評估植物中活性污泥生物氧化的 As（V）與氫氧化鐵的共沉澱。顯示混合液以及流出物中加入氯化鐵實現了五價砷的高去除效率（> 95%），並且可以將上清液中的殘留總砷濃度從約 200 $\mu\text{g/L}$ 降低至小於 5 $\mu\text{g/L}$ 。

(2) 現地實驗

Ulrike Feistel 等人利用 SuMeWa | SYSTEM (AUTARCON GmbH)，這個系統可電解消毒水產生氯，使用氯作為三價砷和二價鐵的氧化劑。在砷吸附在新沉澱的氫氧化鐵上之後，再使用 Greensand plus™ 過濾沉澱物。第一個試點系統在 2015 年 4 月至 7 月期間，在德國 Niederfrauendorf 的一個地點進行了測試和評估，在流速為 60 L / h 的條件下，從地下水中平均去除 96% 的砷和 99% 的鐵。系統處理總砷平均濃度為 300 $\mu\text{g/L}$ （其中溶解砷為 79 $\mu\text{g/L}$ ）的地下水，最高濃度為 990 $\mu\text{g/L}$ ，鐵濃度為 7.1 mg / L。將砷除去至 11 $\mu\text{g/L}$ （溶解的砷）和鐵的濃度至 0.04 mg / L 的濃度。

3.7 水文地質目前現況

環保署為掌握臺灣地下水水質背景狀況，於 91 年開始實施全國地下水監測評析及管理政策，針對各地下水分區共設置 453 口區域性監測井，並辦理定期採樣檢測工作，然而由於監測井設置所費不貲，且井況優劣將影響水質監測之代表性，故自 93 年起採分年分批方式，辦理區域性監測井井況評估、井體維護、設備更新、高程驗證等管理工作。

廣泛而言，環境中的砷源自地質作用形成的礦物，經由火山活動、礦物風化、河川沖積、沉降等作用進入生物圈、土壤及地下水中。地質研究發現，地



下水砷濃度偏高集中於濁水溪沖積扇、嘉南平原、屏東平原、及蘭陽平原，其中嘉南平原及蘭陽平原地下水富含腐植酸（humic acid），造成微生物族群增長後導致結晶型及無定型鐵物質溶出時，將砷釋放至水體而提高地下水砷濃度（雷希林，2010）。

亦有臺灣地下水之水質特性之另外研究，該研究舉臺灣其中一處之研究說明，嘉南地區採用統計學上多變量分析之因子分析方式，評估附近 90 口地下水監測井之水質檢測資料；再由 9 口地質鑽探井採取 462 個地質岩心樣本進行總砷與總鐵分析，同時由地下水砷濃度高之區域挑選 42 個樣本，進行沈積物砷相別連續萃取。此外，樣本分別使用 X 光螢光分析儀（XRF）與電子能譜儀（XPS）進行礦物主成分與表面特性之評估並使用掃描式電子顯微鏡觀察鐵化合物之礦物型態。最後該研究結果推估，地下水含有高濃度砷之主要原因為在趨於還原環境下，鐵之（Ⅱ）氧化物會漸漸的釋出到地下水中形成二價鐵離子，而原本吸附在鐵之（Ⅱ）氧化物上之砷會一併釋出進入地下水中，因而形成含砷濃度之地下水，還原環境達鐵還原程度時亦達到硫酸根還原程度，還原釋出進入地下水中之硫離子與二價鐵離子結合形成硫鐵礦物，會再次將砷離子吸附回礦物，但本區地下水具有腐植物質可與砷進行螯合，因而將部分砷保留於水體中，而於還原條件下形成含砷之硫鐵礦物可能再經由微生物之催化，進行氧化反應再將砷釋出進入地下水中；且陰離子競爭吸附亦為砷釋出進入地下水機制之一（歐東坤，2005）。

由行政院環境保護署修正「地下水污染管制標準評論」，砷濃度潛勢範圍劃定依據國內外地下水砷污染事件之研究調查成果，歸納砷污染地區地下水與地層沉積物大多具備下列地質化學特性：

（一）歷年地下水砷濃度常超過地下水污染監測標準：地下水流速較地表水為緩慢，於長期不受擾動之砷濃度潛勢區域內，地下水砷濃度隨時間變化程度輕微，歷年檢測結果大多超過地下水污染監測標準。

（二）地層沉積物之砷濃度偏高：由於地層沉積物中累積大量砷含量，為地下水主要的砷污染來源，故地下水砷濃度偏高之監（觀）測井，其井篩區間沉積物之砷濃度亦偏高，一般而言，未受砷污染之沉積物背景濃度大多小於二十毫克／公斤。

（三）地層沉積物組成多為粉質黏土夾細砂層：富含粉質黏土之沉積物有利於地層環境中之還原反應，細顆粒沉積物亦有利於砷累積於地層環境中，故利用設置監（觀）測井之地質鑽探結果，可評估地下水砷污染發生之可能性。



而法規中尚依據臺灣各地下水分區之地下水水質定期監測結果，歸納臺灣具備上述地下水砷污染特性之分區，包括濁水溪沖積扇、嘉南平原、屏東平原、蘭陽平原等四區。



第4章 研究方法與過程

本研究計畫書將開發低成本、快速和簡易操作處理設備，針對自然背景富砷之地下水，研析水質淨化主要影響因子，並將進行實際地下水砷去除現地試驗工作，評估其砷濃度移除成效及效益。依研究計畫書之建議，初步收集國內外之水中砷濃度移除方法，包括曝氣氧化法、細菌真菌材料顆粒、鐵化物吸附、人工合成鐵氧化物、生物復育法、離子交換法和混凝沉澱等方法之方法原理與文獻，作為本計畫所提方法進行評析其移除率、成本、操作便利性研究之基礎。

最近臺灣自來水廠，已經捨棄使用鋁製劑系列之絮凝劑，改以鐵製劑系列，以氯化鐵作為絮凝劑產生的污泥為例，因為原水濁度甚低，氯化鐵之加藥量增加，淨水污泥之產生量亦相對增加，台西營運所一年間，因添加氯化鐵去除砷所產生之淨水污泥重量約300公噸(含水率70% 以下)。本計畫將使用氯化鐵作為絮凝劑產生的污泥，製備多孔性輕質骨材，作為微生物固定化載體，開發地下水砷移除技術試驗設備，供日後區域水資源和農業政策執行參考依據，達到污泥回收再利用，廢棄物減廢利用，符合社會最大利益需求。

本研究計畫書，依不同來源污泥製作之多孔性輕質骨材，並做為 *Bacillus*, *Pseudomonas* 和 *cyanobacteria* 三種微生物固定化基材，做為從地下水體中去除砷之方法評析結果，選定合適方案，並考量國內地下水背景砷物種之比例，進行實驗室分析與測試。淨水場污泥含有氯化鐵，進行燒結後氯化鐵轉變成氧化鐵，根據文獻指出，氧化鐵將與水中游離的砷離子進行反應達到吸附共沉澱之效果。而多孔性質則是使得陶粒的比表面積增加，提高生物附著之面積，根據文獻指出砷高耐受性之細菌可進行生物吸附和生物積累。試驗結果應評估選定之試驗方案於不同操作條件下之連續或批次進水型態及流速、反應時間等關鍵因子對移除效果之影響。※本次實驗利用 *Bacillus* 菌進行研究後，實驗結果顯示水中砷濃度並未下降，故後續實驗研究將進行調整，將不進行 *Pseudomonas* 和 *cyanobacteria* 實驗；原經費將會進行調整至重金屬化學序列萃取實驗中。



4.1 實驗材料製備：

4.1.1 淨水場污泥陶粒(輕質骨材)燒製程序：

燒製試驗共劃分為三道程序,依序為：造粒、乾燥及燒製。

1. 造粒

以往由頁岩或板岩等燒製輕質骨材時，造粒過程較為複雜，於本研究中原料為淨水場污泥其粒徑大小如黏土，經由簡單的過篩作業(60mesh)可直接進行造粒，省去岩石碎化過程，較具經濟誘因。首先酌取適當之雛料，利用水泥砂漿拌和機將其和得均勻後，再擠成長條狀。因實驗所需之量不多，在此並未使用造粒機，僅單純在製成長條後，約略切割成適當等分，用人工方式將其搓成渾圓約0.5mm的粒料。雛料之拌和次數，需視當時原料乾濕狀態(含水狀態約 20%)而有所增減，以不影響造粒為原則。

2. 乾燥

雛料造粒後，經由烘箱烘乾養護二十四小時，使其具有一定顆粒強度，避免在燒製前產生破壞。

3. 燒製

將烘乾後的雛粒，分層置於高溫爐內加熱燒製，初溫上升至600~700 °C歷時約為 30 分鐘，然後加至全溫 1200°C時間需 2.5 個小時，當達到目標溫度時，靜置約五分鐘，然後關閉電源進行降溫至室溫為止，其歷時約為 8 個小時。此法係以較緩慢且均勻的升溫來燒製骨材。



表 1 淨水污泥輕質粒料製作及燒製程序

圖 片	步 驟
	將淨水污泥放入烘箱以 105 °C 烘乾 24 小時。
	秤取所需淨水污泥與拌和水(約重量 30%)。
	將淨水污泥與拌和水放入攪拌機中均勻攪拌。
	拌和完成後將混合物製成雛粒。



	分別取5.3~5.5克混合物以手工搓揉製成輕質粒料。
	以手工搓揉方式將粒料搓揉成球形，將表面裂紋修補。製成之離粒直徑約為一公分。
	離粒製作完成後放入烘箱以105°C烘乾24小時。
	待烘乾完成，將離粒取出並放入氧化鋁坩堝排列整齊，以固定溫度、時間分別進行預熱及燒結步驟。



	待預熱時間到達，將預熱完成之粒料從左側預熱高溫爐移至右側焙燒高溫爐以固定溫度及時間燒製。
	待燒製完成後將坩堝從取出，收集燒製完成之粒料。

表 2 淨水廠污泥燒製輕質粒料時間、溫度表

淨水污泥材料	預熱溫度℃	預熱時間 min	焙燒溫度℃	焙燒時間 min
觸口場	500	5	1200	10
水上淨水場	500	5	1250	5
公園場 公園	500	5	1200	5



4.1.2細菌養護程序：

本計畫使用的培養基名為 Tris-HCl medium，成分有 Tris-HCl 130mM (pH 9.0)，硫酸銨(NH_4) $_2$ SO $_4$ 10克，酵母抽取物 Yeast extract 20克，並加入 1.5 % 的 agar 以獲得一個固態的培養基。

配製過程：

步驟1：

將 20.488 g 的 130 mM Tris-HCl 置入 1000 mL 容量的血清瓶中並加入 850 mL 去離子水混合攪拌均勻，再用鹽酸 HCl 或氫氧化鈉 NaOH 校正 pH 值，直到 pH=9。

步驟2：

分別準備硫酸銨 (NH_4) $_2$ SO $_4$ 10 g 配製成 50 mL 和酵母抽取物 Yeast extract 20 g 配製成 100ml。

步驟3：

將步驟1和步驟2所配製的3種藥品放進高溫高壓滅菌釜(Tomin speedy Autoclave TM329)，為了避免在高溫高壓的情況下不會因壓力而產生爆裂故將瓶蓋轉鬆，待滅菌完成後再將瓶蓋轉緊。立刻將三種藥品混合放至室溫 (在無菌操作台操作) 製作液態的培養基。

步驟4：

準備錐形瓶用酒精消毒倒入 Tris-HCl，瓶口包錫箔紙。放入無菌操作台開燈光，再開 UV 燈 (拉上隔熱紙)，點上本生燈拿小的 pipet 挑起細菌(在固態 B.P. 裡)放入錐形瓶中，放入 Incubator 中開始生菌。

步驟5：

置於 37 °C，轉速 180 rpm 的恆溫迴轉式震盪培養箱中培養，採批次培養三到四天。

步驟6：

最後再利用可見光分光光譜儀進行菌液濃度觀測，該儀器主要用於觀察微生物的生長情況，依據光線透過或被細菌懸浮液吸收之量評估細菌菌數，即測定光學密度 (Optical density，簡稱 OD 值)。觀察紀錄 OD 600 值至 1.2，結束細菌培養。



步驟7：

確認是否有細菌生成；加入 Urea 和 CaCl_2 or $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ 各 500 μl (0.5ml)，加入菌液500 μl ，沉澱為 CaCO_3 (白色)。

4.1.3細菌孢子化：

本研究以提高溫度的方式模擬嚴峻的環境使菌株孢子化。首先將培養好的菌液放置於恆溫水槽中，水槽溫度設定為 80 $^{\circ}\text{C}$ ，持溫時間設定為 30 分鐘。接著將溫度 80 $^{\circ}\text{C}$ 的菌液取出在室溫中放涼後，測其 OD 600 值約為 0.7，本實驗浸泡輕質骨材的菌液是取其澄清液部份。

4.2含有生物菌種之輕質骨材製備程序：

4.2.1製備步驟：

步驟1：

將處理好的輕質骨材浸入營養源（乳酸鈣 80 g/L，酵母萃取物 1 g/L）溶液中 30 分鐘。

步驟2：

浸泡完成後瀝乾取出，將浸泡完成的輕質骨材放入 37 $^{\circ}\text{C}$ 的烘箱中乾燥5天。

步驟3：

重複(1)、(2)步驟一次，共浸泡營養源2次。

步驟4：

將含有營養源的輕質骨材，浸入細菌孢子溶液中30分鐘。

步驟5：

完成後瀝乾取出，將浸泡完成的輕質骨材放入37 $^{\circ}\text{C}$ 的烘箱中乾燥5天，即製備完成。根據重量法得輕質骨材中含有4.2%的乳酸鈣。



圖 1 輕質骨材浸泡營養源



圖 2 輕質骨材浸泡後準備烘乾



4.3 污泥陶粒吸附實驗：

設計模擬系統，將控制流速和反應物做為實驗變因。首先訂做一透明壓克力方箱，其尺寸規格為長50cm寬20cm高20cm並加裝進水口和出水口。在方箱中間設一中空反應牆，並在反應牆內填充不同條件之反應物(圖1)。將含高濃度砷的污染水從進水口注入，並在管柱前端加裝蠕動幫浦，控制流速分別為：5cm/sec、7.5cm/sec和10cm/sec，實驗溫度為25度、實驗時間72小時，每4小時量測一次反應水的砷濃度，進行二重複試驗。而反應物則是選用不同淨水場污泥燒製成之陶粒(輕質骨材)，陶粒內填充不同的反應物做為比較。詳細實驗變因見表1。※本次實驗利用流速5cm/sec進行研究後，實驗結果顯示水中砷濃度並未下降，故後續實驗研究將進行調整，將不進行流速7.5cm/sec和10cm/sec實驗。

陶粒(輕質骨材)方面本計畫實驗變因設計為：空白陶粒(控制組)、填充氧化鐵之陶粒、填充細菌之陶粒和填充氧化鐵和細菌之陶粒，共四組進行比較，探討何者對於重金屬砷的吸附效果最為理想。

空白陶粒：

取自中國大陸湖北省某陶粒廠製造，此骨材是以天然頁岩先破碎後再經 1100℃—1200℃燒製而成。其外表多孔隙，呈現鐵灰色，形狀為不規則狀。是向明春窯業股份有限公司訂購。

填充氧化鐵之陶粒：

為本次研究之重點，原料為淨水場污泥其粒徑大小如黏土，經由簡單的過篩作業(60mesh)可直接進行造粒，省去岩石碎化過程，較具經濟誘因。此污泥為使用氯化鐵作為絮凝劑而生成，將此污泥當作原料燒製陶粒時，氧化鐵會自然填充其中。

填充細菌之陶粒：

將空白陶粒放入細菌孢子溶液中進行含有生物菌種之輕質骨材製備程序。

填充氧化鐵和細菌之陶粒：

將填充氧化鐵之陶粒放入細菌孢子溶液中進行含有生物菌種之輕質骨材製備程序。

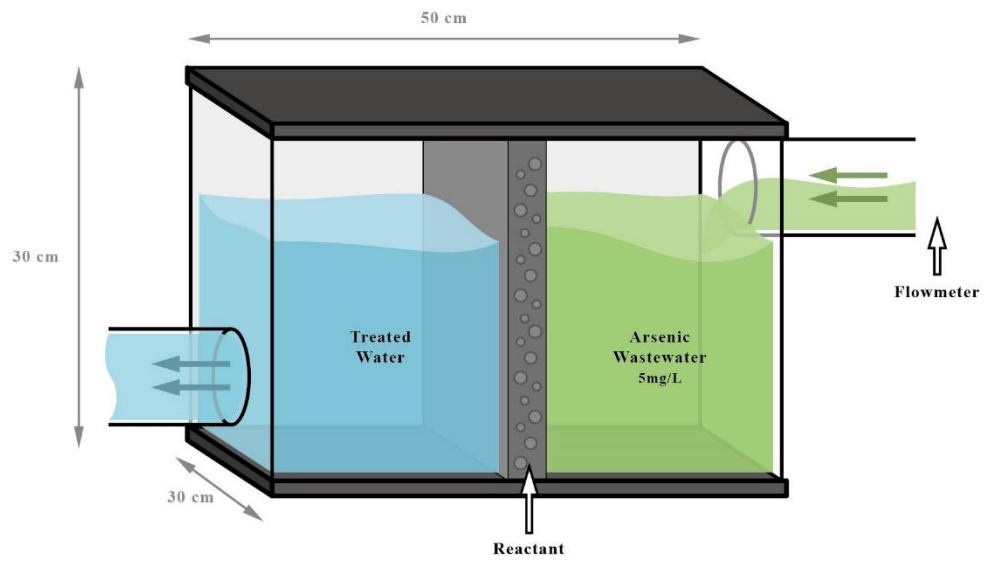


圖 3 實驗模型設計圖



圖 4 蠕動幫浦

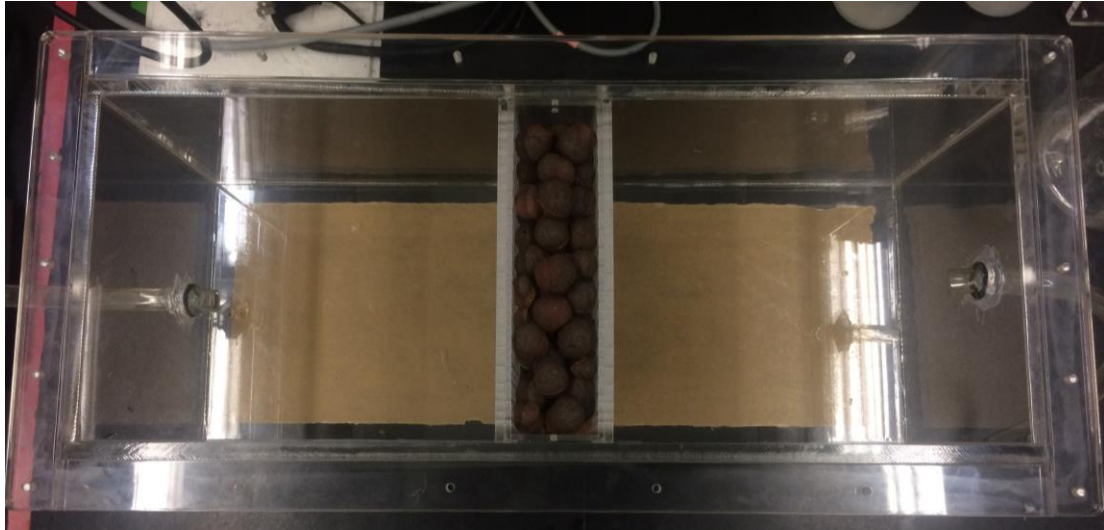


圖 5 實驗水箱俯視圖

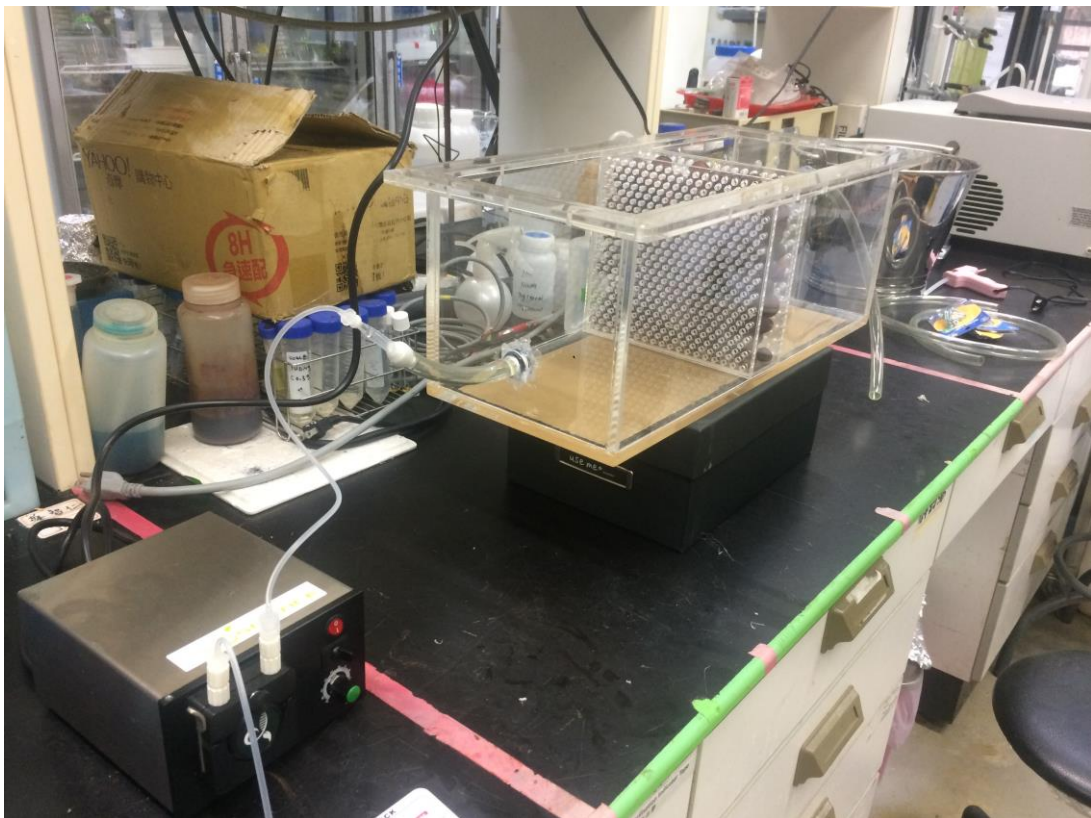


圖 6 實驗水箱圖



表 3 實驗變因

反應物 \ 流速 cm/sec	5	7.5	10
空白陶粒(控制組)	C5	C7.5	C10
填充 <i>Bacillus</i> 之陶粒(公園)	1B5	1B7.5	1B10
填充 <i>Bacillus</i> 之陶粒(觸口)	2B5	2B7.5	2B10
填充 <i>Bacillus</i> 之陶粒(水上)	3B5	3B7.5	3B10
填充 <i>Pseudomonas</i> 之陶粒(公園)	1P5	1P7.5	1P10
填充 <i>Pseudomonas</i> 之陶粒(觸口)	2P5	2P7.5	2P10
填充 <i>Pseudomonas</i> 之陶粒(水上)	3P5	3P7.5	3P10
填充 cyanobacteria 之陶粒(公園)	1c5	1c7.5	1c10
填充 cyanobacteria 之陶粒(觸口)	2c5	2c7.5	2c10
填充 cyanobacteria 之陶粒(水上)	3c5	3c7.5	3c10

實驗代號 C 為空白陶粒(控制組)、B 為 *Bacillus*、P 為 *Pseudomonas* 而 c 為 cyanobacteria 開頭數字代表採樣場址 1、2、3 分別為公園、觸口和水上淨水場。結尾數字則代表流速。舉例來說代號 1 B 5 則為填充 *Bacillus* 之陶粒，採樣場址為公園淨水場，流速控制在 5 cm / sec。

含重金屬砷水樣採集：

詢問過專業人士與自來水公司後，本計畫選取位於雲林縣四湖鄉崙北村中山路 40 號之臺灣自來水股份有限公司第五區管理處台西營運所三條崙淨水場，作為水樣採集場址。



圖 7 現地採樣環境圖

4.4 現地模場實驗：

根據上述實驗室分析結果，未來可於地下水背景砷濃度潛勢範圍內選定以地下水為灌溉水源之農田坵塊，進行現地試驗使用點處理方案（Point-of-Use Treatment Program）工作，以測試處理量、試驗技術之可操作性、污染移除率及成本效益分析等。※本年度計畫安排為實驗室中找出最佳實驗可行條件，且本年度費編列中無編列現地實驗經費，故本年度計畫無現地模廠實驗。



4.5 預計可能遭遇之困難及解決途徑：

4.3.1 載體方面可能遭遇之困難：

4.3.2 陶粒製程相異：

空白陶粒取自中國大陸湖北省某陶粒廠製造，此骨材是以天然頁岩先破碎後再經 1100 °C—1200 °C 燒製而成。其外表多孔隙，呈現鐵灰色，形狀為不規則狀。是向明春窯業股份有限公司訂購。而填充氧化鐵之陶粒則為淨水場污泥經由實驗室手工施作。

4.3.3 解決方法：

實驗前先進行陶粒基本物理性質實驗。確定兩者物理性質上的差異後，調整後減少實驗誤差。

篩分析試驗：

篩分析試驗對骨材粒群進行顆粒分佈分析，為了減少兩者之間的誤差兩者進行過篩，篩後選取#3/8 以下#16 以上粒徑之陶粒。

顆粒密度試驗：

試驗樣品重根據 CNS92008 建議取樣經烘乾（105°C）後秤重（G），再將試樣浸水 24 小時使其充分吸水後用#4 篩濾水 1-2 分鐘，經表面處理後得骨材面乾內飽和（S.S.D.）重。以此 S.S.D.骨材基於排水原理，取一容量 1000c.c.玻璃試管裝水至 500c.c.刻畫，再將上述骨材試樣倒入試管內，以敲擊法或震動法驅出氣泡，而部分上浮的骨材則以有洞之圓形金屬板，體積設為 V1，壓入水中。最後讀出總體積 V，則可依下式推算顆粒密度 ρ_a ：

$$\rho_a = \frac{G}{V - (V_1 + 500)}$$

式中

ρ_a = 骨材顆粒密度(g/cm^3)

G = 試樣重 (g)

V = 倒入試樣且置入金屬板之量筒體積測值 (c.c.)

V1 = 圓形金屬板體積 (c.c.)

吸水率試驗：

取乾燥輕質骨材為試樣，試樣重量參照 CNS 92008 取樣後秤重



($G1$)，然後浸入水中 1 小時及 24 小時。取出浸過水的骨材做表面 乾燥處理，至面乾內飽和狀態並即秤重 ($G2$)。則吸水率 Wa 為：

$$W (\%) = (G2 - G1) / G1 \times 100$$

式中

Wa = 骨材吸水率 (%)

$G2$ = 浸水 1 小時或 24 小時之試樣重 (g)

$G1$ = 乾燥試樣重 (g)

筒壓強度試驗：

試驗法參考 CNS 14779 A 3390，取約 5 公升的試樣均勻裝入測筒主體內，以木棍沿筒體四周在四分點各輕敲 3-5 次，刮平表面後裝上導向筒及衡壓筒。再將試體放在抗壓試驗機上以每秒 30-50 kgf 均勻速度加載，當衡壓筒押入深 20 mm 時紀錄其壓力值，筒壓強度可依下式計算：

$$\text{筒壓強度 (MPa)} = P / A$$

式中

P = 壓入深度 20 mm 時之壓力 (MPa)

A = 承壓面積 (cm^2)

4.3.4 生物方面可能遭遇之困難：

4.3.5 孢子化：

本研究以提高溫度的方式模擬嚴峻的環境使菌株孢子化。將培養好的菌液放置於 80 °C 恆溫水槽中，藉由高溫水浴的方式使細菌孢子化，但這種方式是否真的能將細菌轉變成孢子，本計畫進行下列的實驗加以確認。

4.3.6 解決方法：

場發射掃描式電子顯微鏡 (FE-SEM) 觀察試驗：

1. 準備試驗所需的儀器，如載玻片、微量吸管、12 孔盤等，將所需儀器消毒殺菌後備用。
2. 將載玻片在無菌操作台處理成實驗所需的大小後，放入 12 孔盤內備用。
3. 準備試驗樣品：準備二種試樣，一種為 *Bacillus pasteurii* 尚未孢



子化的菌液；另一種為 *Bacillus pasteurii* 已經被孢子化的菌液。再將此二種菌液處理成四種不同的濃度，分別為原濃度的 100 %、50 %、25 %、12.5 %，再將試樣利用微量吸管取 2 mL 到已放置載玻片的 12 孔盤內，讓浸泡菌液的載玻片在室溫下靜置 5 小時，使得欲觀察之菌種可以吸附在載玻片上。處理成四種不同濃度的目的是防止菌液在高濃度時，菌株會堆疊不易觀察。

4. 5 小時後利用微量吸管把菌液移除，並注入磷酸緩衝液靜置 10 分鐘。本步驟的目的是為了清洗殘留於載玻片上多餘的營養液，讓菌吸附在載玻片上，使用磷酸緩衝液的目的是為了固定 PH 值在 7.2。若將磷酸緩衝液換成純水亦可，但因純水的 PH 值較不固定，故本實驗使用磷酸緩衝液。
5. 清洗完畢後，取 2.5 % 重量百分濃度的戊二醛（Glutaraldehyde，GA）1mL 注入裝載玻片的 12 孔盤中，並將其放置在恆溫 4°C 的環境下 24 小時。
6. 24 小時後再利用磷酸緩衝液漂洗戊二醛 2 次，每次靜置 10 分鐘。接著用 50 %、60 %、70 %、80 %、90 %、95.5 % 的酒精將細菌做序列脫水。
7. 完成後，到精密儀器中心做臨界點乾燥（CPD）。
8. 將完成 CPD 的載玻片放置在 FE-SEM 的專用載台上，並在欲觀察的載玻片上鍍上一層白金。因為載玻片為非導體，故鍍上一層白金的目的是讓影像呈現較為清晰完整，如此一來樣品才不會因吸光而造成影像的黑點或白光。
9. 將載台放入 FE-SEM，待影像產生即可觀察。

4.3.7 細菌孢子是否仍擁有活性：

本研究以提高溫度的方式模擬嚴峻的環境使菌株孢子化，將陶粒浸入細菌孢子溶液數次，取出後加以乾燥。但不確定細菌孢子是否有再萌發成為細胞的能力，本研究經由下列實驗加以確認。

4.3.8 解決方法：

利用孢子菌液培養觀察：

1. 取 10c.c.經過孢子化的 *Bacillus pasteurii* 菌溶液中的上清液，放至常溫後，加入經滅菌後的錐形瓶中再加入液態培養基，置於 37°C，轉



速 180 rpm 的恆溫迴轉式震盪培養箱中震盪器上懸浮培養 3-5 天，再利用可見光分光光譜儀進行菌液濃度觀測。

2. 利用含有生物菌種的輕質骨材培養觀察取含有生物菌種的輕質骨材數顆與液態培養基，一同放入經滅菌後的錐形瓶中，置於 37℃，轉速 180 rpm 的恆溫迴轉式震盪培養箱中震盪器上懸浮培養 3-5 天，再利用可見光分光光譜儀進行菌液濃度觀測。

4.6 污泥與陶粒中砷變化實驗

4.6.1 污泥吸附實驗：

期中報告中，本團隊在水箱吸附地下水重金屬砷的實驗中發現砷的濃度不減反增。懷疑是水箱中的陶粒或是細菌出了問題，造成砷濃度變化，以此設計此實驗，單純將陶粒與污泥放入含有 100ppb 的砷溶液中，觀測其濃度隨時間之變化。

4.6.2 污泥吸附實驗方法與流程：

取 300 毫升 100 ppb 砷標準溶液至錐形瓶，將 50 公克的水廠污泥(水上場、觸口場及公園場)及四種陶粒(水上場陶粒、觸口場陶粒、公園場陶粒及商業級陶粒)置入瓶中混和均勻靜置，每 12 小時取樣一次，共取 60 小時，進行 ICP-OES 分析砷濃度。

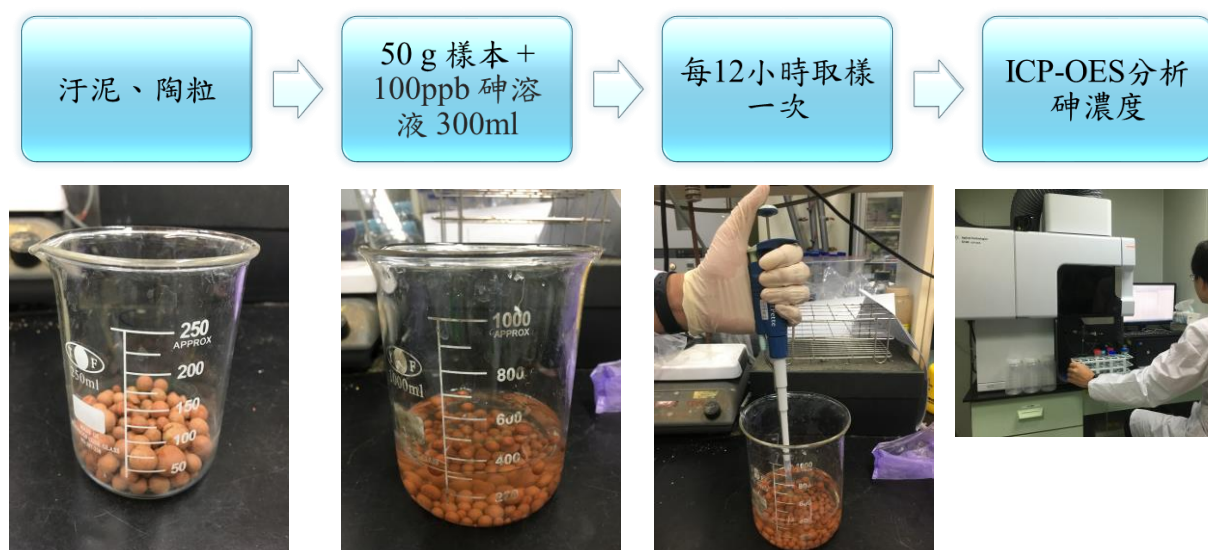


圖 8 污泥吸附實驗流程圖

4.6.3 污泥溶出實驗：

由污泥吸附實驗中得知，重金屬砷的濃度依然有上升的現象。初步斷定陶粒的



確會在含砷溶液中釋出，進一步使用去離子水加以浸泡，觀測陶粒與污泥在去離子水中砷的濃度變化。

4.6.4 污泥溶出實驗方法與流程：

將自來水廠污泥(水上場、觸口場及公園場)及四種陶粒磨成粉(水上場陶粒粉、觸口場陶粒粉、公園場陶粒粉及商業級陶粒粉)，取 100 克樣品加入 300 毫升去離子水混和均勻靜置，每 12 小時取樣一次，共取 60 小時，進行 ICP-OES 分析砷濃度。

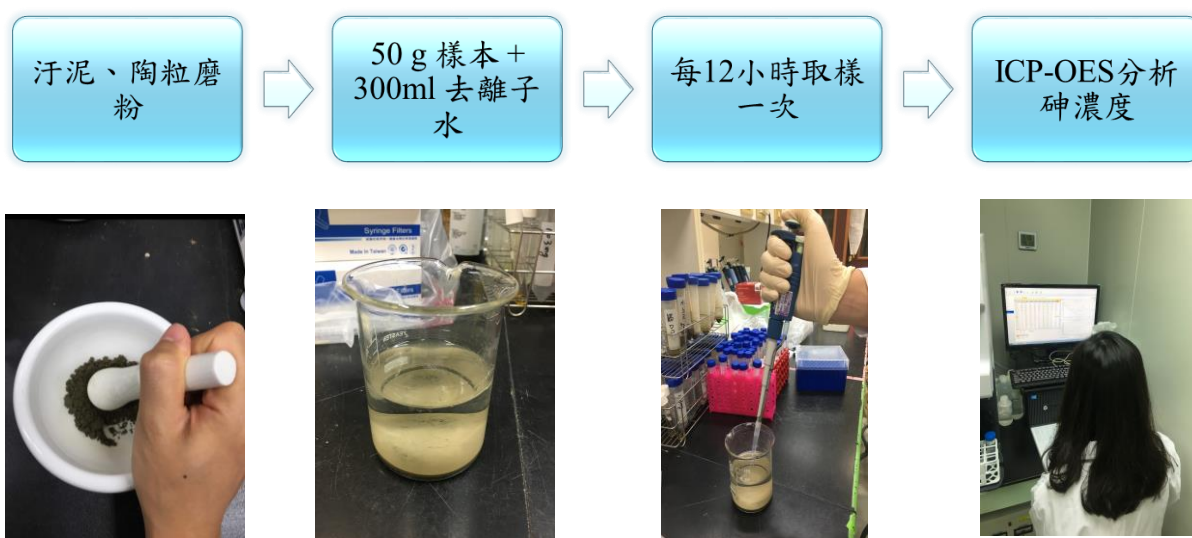


圖 9 污泥溶出實驗流程圖

4.6.5 重金屬化學序列萃取實驗：

由污泥吸附與溶出實驗中得知，陶粒不論放置於含砷溶液或是去離子水中皆會釋出重金屬，懷疑是因為陶粒的製程經過高溫燒結，改變了砷與污泥的鍵結，原本穩定存在於污泥中的砷得到了額外的能量，轉變為較不安定且活潑的型態。為了進一步確認本實驗室的假設，進行了重金屬化學序列萃取實驗，本實驗可以得到重金屬砷、鐵和鋅在不同態象中的溶出量，藉此推斷出其型態轉變。化學序列分析主要分為五個態，由活潑到穩定態分別為：離子交換態、碳酸鹽態、鐵鎂氧化態、有機態和殘留物態。

4.6.6 重金屬化學序列萃取實驗方法與流程：(A. Tessier et al. 1979)

- 一、Exchangeable or easily bioavailable fraction (F1) 離子交換態：取 2 克上述實驗烘乾後的土壤加入 16 毫升 1 M 的氯化鎂溶液，再放到震盪式恆溫培養箱中(轉速 40 rpm、溫度 26°C)培養 1 小時，然後離心取上清液過濾後作



分析，而沉澱下來的土壤則接續下一個步驟。

- 二、 Carbonate-bound fraction (F2) 碳酸鹽態：將上述離心沉澱下來的土壤加入 8 毫升 1 M 的醋酸鈉溶液(pH 值利用醋酸調整到 5.0)，再放到震盪式恆溫培養箱中(轉速 40 rpm、溫度 26 °C)培養 5 小時，然後離心取上清液過濾後作分析，而沉澱下來的土壤則接續下一個步驟。
- 三、 Iron and manganese oxide-bound fraction (F3) 鐵錳氧化態：將上述離心沉澱下來的土壤加入 40 毫升 0.04 M 的羥基氯化銨溶液，放在加熱攪拌器上(溫度 90 ± 2 °C)加熱 6 小時(過程中利用磁石攪拌)，然後離心取上清液過濾後作分析，而沉澱下來的土壤則接續下一個步驟。
- 四、 Organic-bound fraction (F4) 有機態：將上述離心沉澱下來的土壤加入 20 毫升 7 M 的次氯酸溶液(pH 值利用鹽酸調整到 8.5)，放在加熱攪拌器上(溫度 90 ± 2 °C)加熱 2 小時(過程中利用磁石攪拌)，然後離心取上清液過濾作分析，而沉澱下來的土壤則接續下一個步驟。
- 五、 Residual fraction (F5) 殘留物態：將上述離心沉澱下來的土壤加入 12 毫升的硝酸溶液，放在加熱攪拌器上(溫度 90 ± 2 °C)加熱 2 小時(過程中利用磁石攪拌)，然後離心取上清液過濾後作分析。

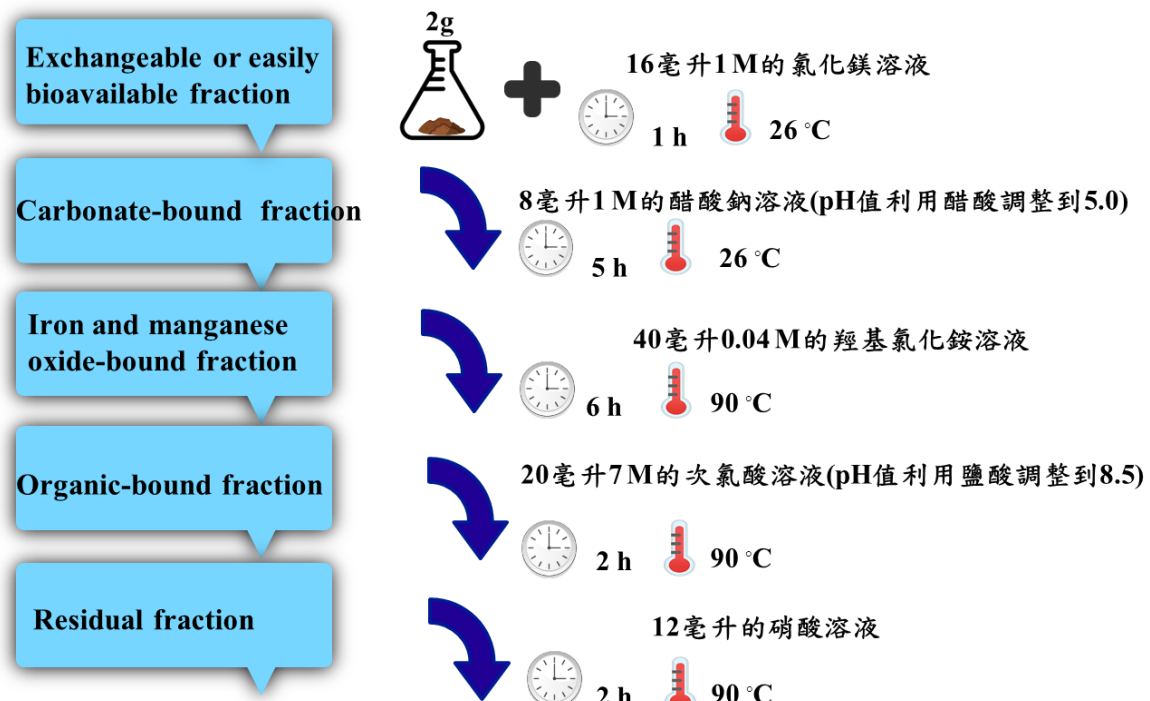


圖 10 重金屬化學序列萃取實驗流程圖

4.6.7 污泥總砷實驗：



本實驗將污泥與陶粒完全溶解，藉此分析其所含總砷、鐵和鋅的值。當作基準，計算出各個型態中砷的含量。

4.6.8 污泥總砷實驗方法與流程：

污泥與陶粒利用瑪瑙研鉢仔細磨碎過 100mesh 篩網後，各秤取 1 g。配置 55% 氫氟酸溶液與 1 g 樣本充分混合均勻，靜置三天使其充分溶解，抽取溶液利用 ICP-OES 分析污泥含總砷濃度。

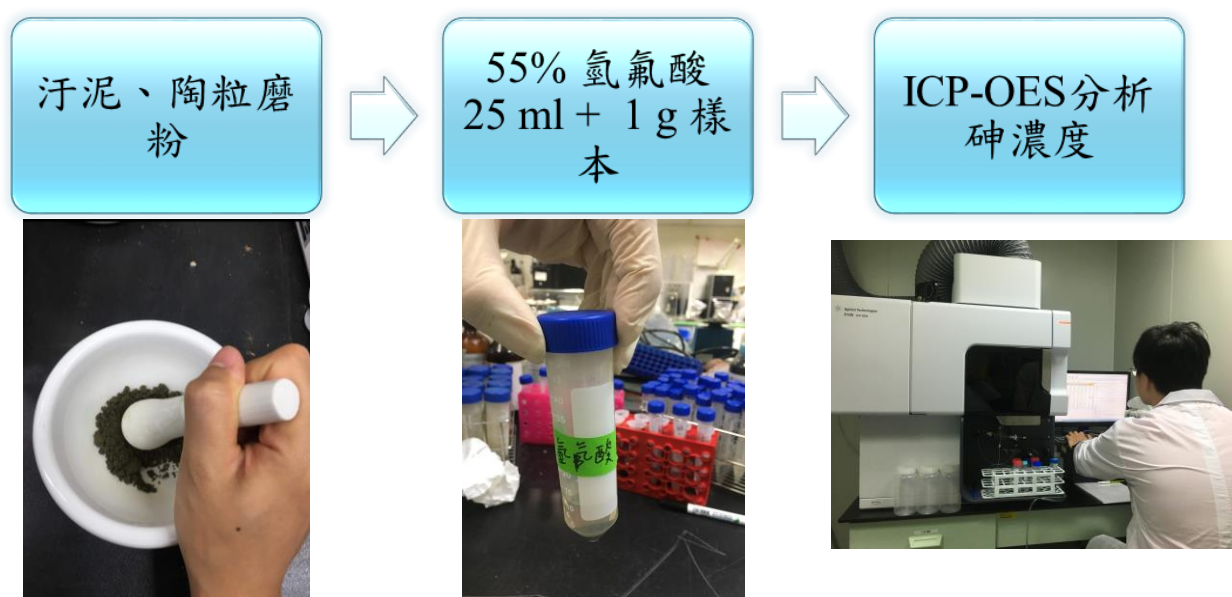


圖 11 污泥總砷實驗流程圖

4.6.9 微生物降解砷實驗：

由上述四個實驗可以發現，陶粒的確會釋出重金屬砷，那 *B. pasteurii* 對於砷濃度的影響呢？是否可以吸附砷也是我們所關注的地方。因此我們設計出本實驗，將 *B. pasteurii* 培養後烘乾，與含砷溶液混合，觀測砷濃度隨著時間的變化。

4.6.10 微生物降解砷實驗方法與流程：

- 一、細菌培養：*Sporosarcina pasteurii* (DSM 33)，革蘭氏陽性好氧細菌，普遍存在於土壤中，能產生高量的細胞內尿素酶 (urease)。向財團法人食品工業發展研究所生物資源保存及研究中心訂購，菌種編號為 BCRC11596。放置於含有 20.488 克/升 Tris-HCl 130mM (PH 9.0)，硫酸銨 (NH₄)₂SO₄ 10 克/升，酵母抽取物 Yeast extract 20 克/升的培養基中，在 28℃ 下培養 24



小時。

二、將 *B. pasteurii* 從培養皿中取出，放入調製好的培養基中。在培養箱裡養護 1-2 天，設定養護條件溫度為 37°C，轉速為 110m/s。每天定時取出，放入分光光度計中，觀測其比色值，培養至 OD 1.3 後，將細菌放入烘箱內，在溫度為 40°C 的條件下持溫四天，藉此烘製絕乾。將完全乾燥的細菌 1.5 g 與砷濃度為 100ppb 的溶液 50 ml 均勻混合，每 12 小時取樣一次，共取 60 小時，進行 ICP-OES 分析砷濃度。

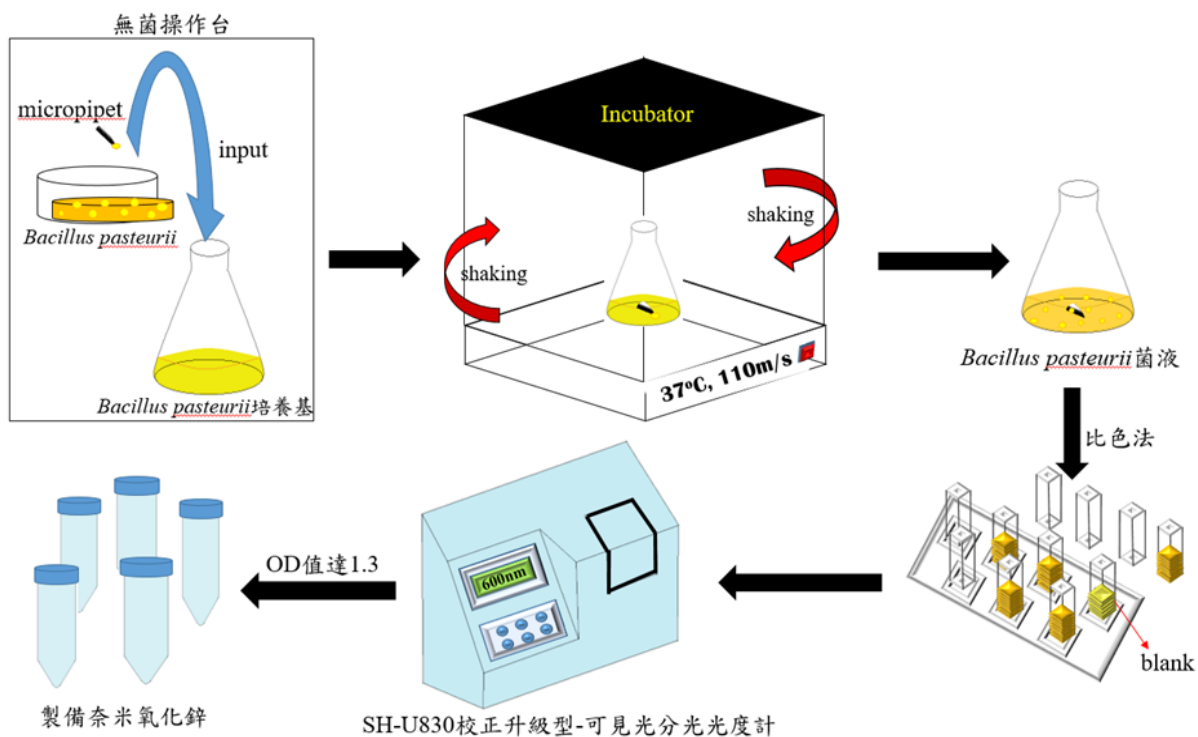


圖 12 *B. pasteurii* 培養流程圖

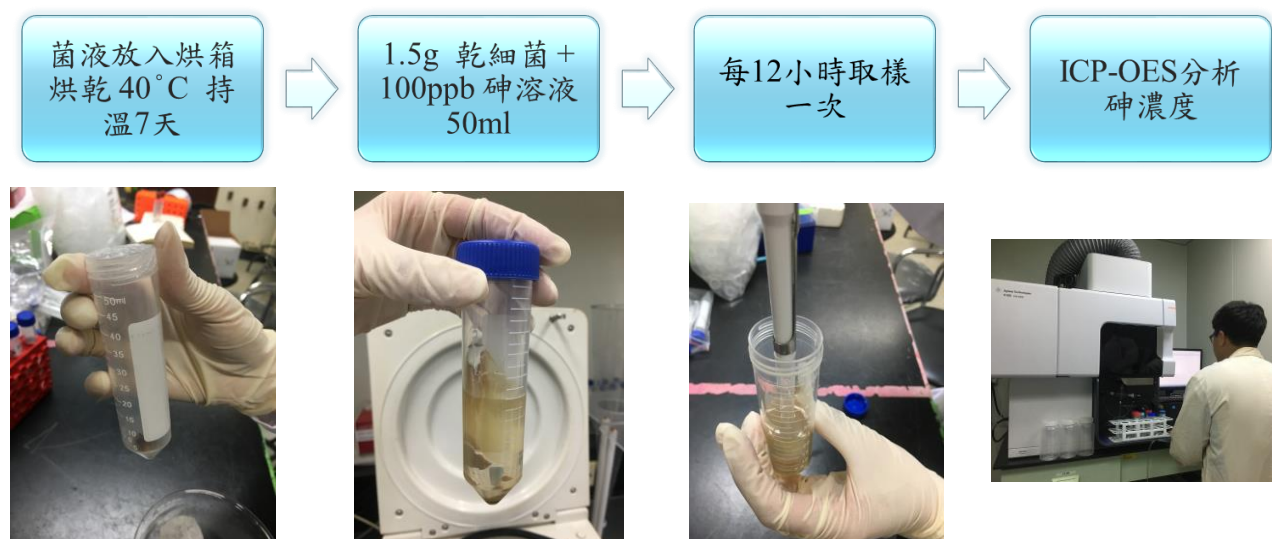




圖 13 B. pasteurii 降解砷實驗流程圖

4.7 研究設備與貴重儀器

本研究計畫預期會使用之研究設備與貴重儀器如下所示：

1. 混凝土拌合機：符合 CNS1230-A3045 規格，由不鏽鋼製成，無吸水性且不被水泥所侵蝕，用於陶粒製作。
2. 紫外光/可見光分光光度計：廠牌(UV-vis HELIOS β PTC 0150)，為本實驗式設備。紫外光/可見光分光光度計(Ultraviolet/visble Absorption Spectroscopy) 主要應用於觀察微生物的生長情況。此儀器是利用 Tri-YE 培養基為背景值歸零，再將以培養好的菌液放置在中間，根據光線透過或被細菌懸浮液吸收之量，評估細菌菌數，即測定光學密度(Optical density；簡稱 OD 值)。用於量測細菌生長狀況。
3. 高溫爐：本實驗室設備。
4. 傅立葉紅外線光譜儀(Fourier Transform Infrared Spectroscopy)：廠牌(Jasco FT-IR-460 Plus)，為中正大學貴儀中心之設備。紅外線光譜學(IR) 的原理是分子中的原子產生振動和轉動模式時，吸收了適當的能量，而產生的光譜。是為鑑定有機物官能基的一項有力工具：特定官能基有特定的吸收譜帶，不受周圍環境的影響而改變。用於分析陶粒吸附產物之成分組成。
5. 乾浴型加熱器(Dry Bath incubator)：廠牌(MAJOR SCIENCE，B0709)，為本實驗室設備。本儀器應用於加熱過程，溫度範圍可設定在 5℃~150℃，時間可設定在 1 分鐘~999 分鐘，加熱槽採防水設計，可加水當水浴器使用。用於加熱將細菌孢子化。
6. 感應耦合電漿原子發射光譜儀：廠牌 Agilent Technology；型號 700 Series，為中正大學地球與環境科學系地環所之設備。用於分析水樣中之陽離子。
7. 實驗過程前預先準備清洗溶液 0.15% HNO₃、內標準品 1 mg/kg In (aq)，其中一條毛細管路放入 In(aq)，當作儀器的校正溶液，並於實驗前使用 5 mg/kg In(aq)進行儀器校正。
8. 選擇內建熱激發分析離子的特定元素、188.980 nm 及 193.696 nm 波

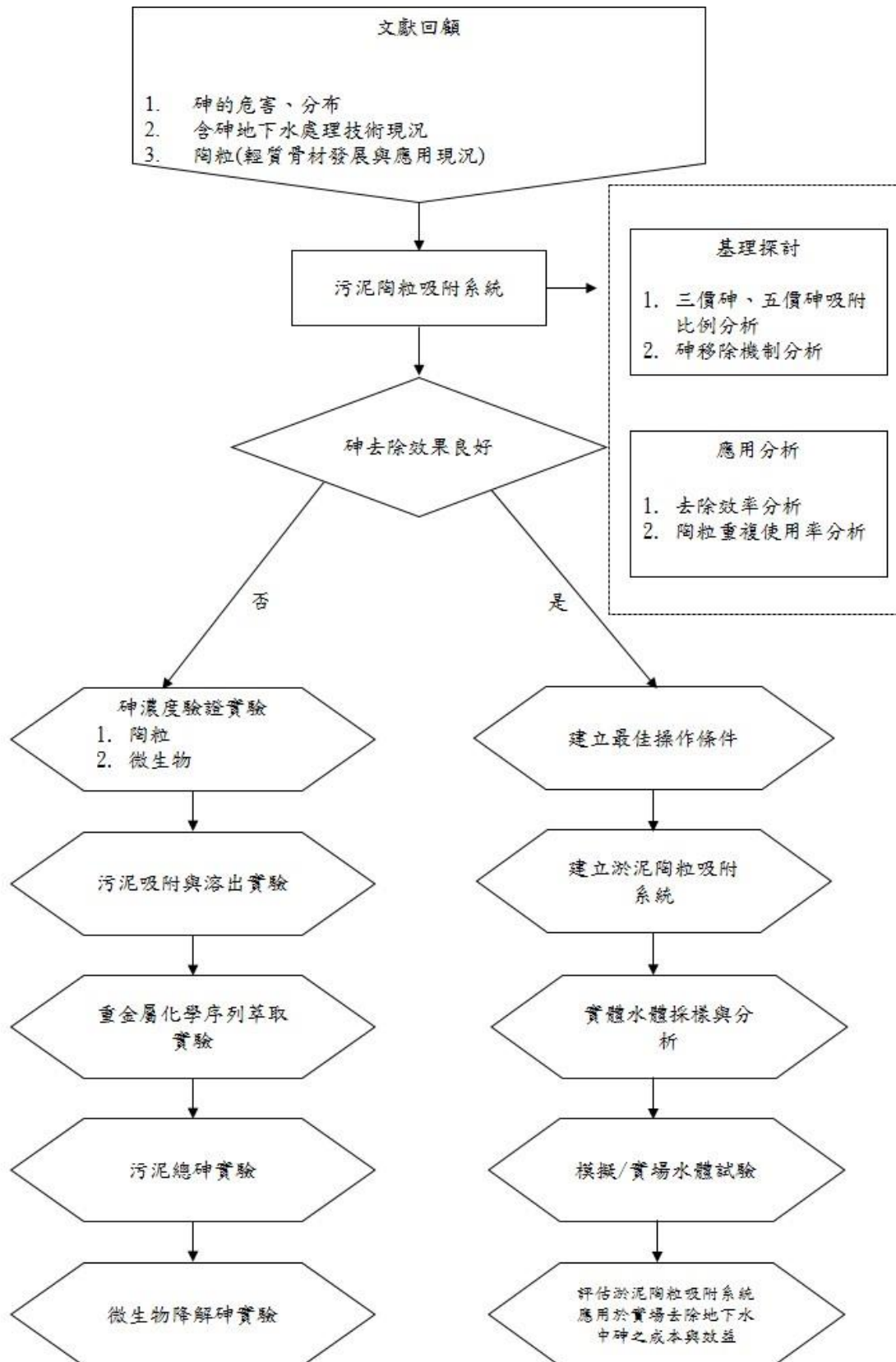


長發射的光，藉由標準品進行強度比對，產生之波長中挑選波型最佳的結果。

9. 離子層析儀：廠牌 Metrohm；型號 790 Personal IC，為台大環工所之設備。用於分析水樣中之陰離子。
10. 原子螢光光譜儀：廠牌 P S Analytical；型號 PSA 10.055 Millennium Excalibur，為台大環工所之設備。用於分析砷於水中之型態(三價砷或五價砷)
11. 掃描式電子顯微鏡：廠牌(Scanning Electron Microscopy：FE-SEM，TOPCON ABT-150S)，為中正大學貴儀中心之設備。SEM 的主要工作原理為電子鎗透過熱游離或是場發射原理產生高能電子束，經過電磁透鏡組後，可以將電子束聚焦至試片上，利用掃描線圈偏折電子束，在試片表面上做二度空間的掃描。當電子束與試片作用時，會產生各種不同的訊號，主要為偵測二次電子及背向散射電子成像。用於分析陶粒結構中是否有重金屬沉積現象發生。
12. X-ray 繞射儀：廠牌(X-ray diffractometer：XRD，Shimadzu，XRD-6000)，為中正大學貴儀中心之設備。物質研磨成細粉，測定此細粉的 X-ray 繞射情形，鑑定物質結晶型態的簡便方法，稱為粉末繞射。根據粉末繞射光譜，可以鑑定結晶性物質。光譜線的強度，大致與各成分的含量成正比。因此，X-射線粉末繞射光譜也可以作各結晶成分的定量分析。用於分析陶粒吸附產物之成分組成。



表4 實驗流程





4.8 預期完成工作項目

- (1)利用淨水廠之富含氯化鐵之污泥廢棄物製備輕質骨材(孔隙性陶粒)，完成製備條件之優化，並完成該輕質骨材的特性分析，包含顆粒大小、孔隙度、表密度、比表面積等特性，並探討不同物料來源之組成對於骨材特性之影響。利用骨材輕質作為固定化基材，固定包含氧化鐵、微生物等砷元素吸附相關材料，以提升輕質骨材對水樣砷元素的吸附效率。骨材吸附的砷元素是否會氧化為生物危害性低的五價砷化合物，也會進行評估。
- (2)完成小規模水樣砷元素吸附裝置（體積約 45 L）的設計與操作參數之研究，包含骨材填充率、水樣流速、利用等溫吸附模式評估最大砷吸附容量與通過液砷殘留量之探討，以求得骨材在不同砷濃度水樣下的有效期。
- (3)對自來水廠污泥與高溫燒結成陶粒進行更深入探討實驗，找出經處理後水中砷濃度提高之原因，故在甘特圖中加做 F.污泥與陶粒中砷變化實驗及 G.重金屬化學序列萃取實驗。

4.9 執行成果方面之貢獻及成果效益

- (1)回收淨水廠之廢棄污泥作為吸附骨材之材料，可以大幅減少成本與終端產品之售價，提高產品接受度，使本計畫更具實現性。
- (2)新型陶粒吸附材料的開發與效能測試結果，作為含砷地下水的砷去除技術核心，以及陶粒砷脫附、再生與後續處理建議方案。
- (3)研究成果輸出遭受砷毒害國家，這些集中在東南亞、西印與孟加拉等地，受砷的困擾飲水問題，全球受影響人口，超過一億人，更顯示本計畫之重要性。
- (4)嘉南平原地區地下水砷含量較高，一般自來水處理程序中常使用絮凝劑為聚氯化鋁，若將絮凝劑由聚氯化鋁替換成氯化鐵，不但可達成絮凝效果進化水質，也可達成吸附重金屬砷離子的效果。

本計畫構想製備的氧化鐵/細菌填充之孔隙性陶粒，預期可以透過氧化鐵吸附作用，及微生物固化作用，達到含砷地下水的整治目的。透過實驗室規模的處理箱模型，探討氧化鐵吸附作用，與微生物固化作用對於含砷水樣的砷吸附動力學模式，並放大規模，作為現地模場試驗的依據。本計畫執行的成果，包含新型



陶粒吸附材料的開發與效能測試結果，作為含砷地下水的砷去除技術核心。除砷成分之去除外，本計畫開發的陶粒材料也可能透過相同的吸附、固化作用同時處理其他重金屬污染，並且也可提供自來水廠新絮凝劑之選擇，可作為地下水污染整治技術及水處理技術之參考。



研究進度及預期完成之工作項目（甘特圖）

年月 工作項目	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	備 註
A. 材料準備期													
a. 壓克力方 箱													
b. 培菌													
c. 污泥陶粒 (造粒)													
B. 細菌養護陶 粒													
C. 陶粒吸附實 驗													
a. 四種吸附材													
b. 四種流量控 制													
D. 送樣特性分 析※													
a. 污泥成分 分析													
b. 陶粒比表 面積													
c. 砷濃度量 測							※						
d. 細菌活菌 測試													
E. 評估陶粒處											※		



理砷之機制與 分析能力													
F.污泥與陶粒中 砷變化實驗													
a.污泥溶出實 驗													
b.污泥總砷實 驗													
c.污泥吸附實 驗													
G.重金屬化學 序列萃取實驗:													
H. 國際期刊論 文投稿與成果 報告撰寫													
工作進度估計 百分比（ 累 積 數 ）	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	85%	95%	100%		
	期中		陶粒吸附實驗後之砷濃度量測與細菌活菌測試										
	期末		污泥與陶粒中砷變化之探討										
備註	期中報告完成甘特圖中 A、B.一種細菌培養、C.二種吸附材及一種流 速、D.及 E.項，由於實驗結果顯示處理後砷濃度提高，為了探討砷濃度 提高原因，故加做 F、G.實驗，實驗經費將由 B、C.調整至 F、G。												



第 5 章 結果與討論

5.1 淨水場陶粒特性分析：

5.1.1 陶粒尺寸分析：

將三處不同場址燒製完成之陶粒分裝後，使用游標卡尺進行尺寸量測分析。可以發現公園淨水場之陶粒經由燒製後粒徑大小為 16-22mm，平均大小為 20.12mm。觸口淨水場之陶粒直徑大小為 16-22mm，平均大小為 19.3mm，而水上淨水場之陶粒直徑大小為 16-18mm，平均大小為 17.3mm。未燒製前之陶粒皆為 10mm，由於土壤性質相異，使得陶粒在燒製過程中膨脹率不同，分別為 101.2%、93%和 73%。其中膨脹比例最大的為公園淨水場，最小者為水上淨水場之陶粒。

表 5 陶粒直徑分析

編號	公園場 mm	觸口場 mm	水上場 mm
1	16.15	16.05	16.1
2	16.9	16.1	16.4
3	17.25	16.1	16.4
4	17.95	16.1	16.4
5	18.05	16.3	16.4
6	18.15	16.4	16.45
7	18.4	16.4	16.5
8	18.75	16.6	16.55
9	18.8	16.6	16.6
10	18.8	16.85	16.6
11	19	17.05	16.6
12	19.15	17.1	16.65
13	19.25	17.3	16.7
14	19.35	17.35	16.7
15	19.4	17.35	16.7
16	19.4	17.35	16.7
17	19.5	17.4	16.7
18	19.5	17.5	16.8
19	19.5	17.6	16.8



編號	公園場 mm	觸口場 mm	水上場 mm
20	19.5	17.6	16.85
21	19.6	17.7	16.9
22	19.65	17.8	16.9
23	19.7	17.8	16.9
24	19.7	17.8	16.9
25	19.75	17.85	16.9
26	19.75	18	16.9
27	19.75	18	16.9
28	19.75	18.1	16.9
29	19.75	18.3	16.95
30	19.8	18.3	17
31	19.85	18.35	17
32	19.9	18.4	17
33	19.9	18.4	17
34	20	18.5	17
35	20	18.55	17
36	20	18.7	17.05
37	20	18.7	17.05
38	20.05	18.7	17.1
39	20.05	18.8	17.1
40	20.1	18.8	17.1
41	20.2	18.85	17.1
42	20.2	18.9	17.15
43	20.2	19	17.2
44	20.2	19.15	17.2
45	20.2	19.3	17.2
46	20.2	19.3	17.25
47	20.2	19.4	17.3
48	20.25	19.4	17.3
49	20.25	19.45	17.3
50	20.3	19.5	17.3



微生物固定化之地下水除砷技術之研究

編號	公園場 mm	觸口場 mm	水上場 mm
51	20.3	19.55	17.4
52	20.35	19.6	17.4
53	20.4	19.65	17.4
54	20.4	19.75	17.4
55	20.4	19.8	17.4
56	20.45	19.9	17.4
57	20.5	19.9	17.4
58	20.5	20.1	17.4
59	20.6	20.1	17.45
60	20.6	20.3	17.45
61	20.6	20.3	17.45
62	20.6	20.4	17.5
63	20.65	20.5	17.5
64	20.7	20.7	17.5
65	20.75	20.7	17.5
66	20.75	20.9	17.6
67	20.8	21.05	17.6
68	20.85	21.05	17.7
69	21	21.1	17.8
70	21	21.1	17.8
71	21	21.1	17.85
72	21	21.1	17.95
73	21	21.1	18
74	21	21.2	18
75	21.05	21.3	18
76	21.05	21.3	18
77	21.1	21.5	18.05
78	21.1	21.5	18.1
79	21.1	21.6	18.1
80	21.2	21.7	18.2
81	21.2	21.8	18.2



編號	公園場 mm	觸口場 mm	水上場 mm
82	21.25	21.85	18.2
83	21.35	21.9	18.3
84	21.4	22.2	18.35
85	21.5	22.4	18.4
86	21.6	22.45	18.4
87	21.7	22.45	18.4
88	21.7	22.45	18.5
89	22	22.55	18.6
90	22	22.6	18.7

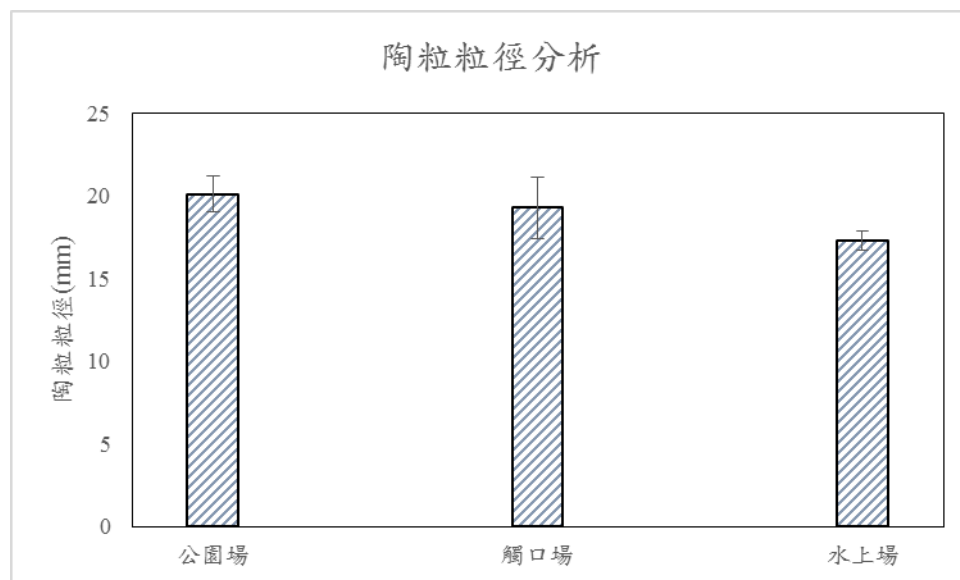


圖 14 陶粒直徑分析圖



圖 15 公園淨水廠陶粒示意圖



圖 16 觸口淨水廠陶粒示意圖



圖 17 水上淨水場陶粒示意圖



5.1.2 陶粒陶粒孔隙粒徑分析：

將三處不同場址燒製完成之陶粒分裝後，使用光學顯微鏡進行陶粒孔隙粒徑分析。可以發現公園淨水場之陶粒經由燒製後陶粒孔隙粒徑大小為 0.21-9.7 mm，平均大小為 1.13 mm。觸口淨水場之陶粒直徑大小為 0.22-6.68 mm，平均大小為 1.35 mm，而水上淨水場之陶粒粒徑大小為 0.07-1.54 mm，平均大小為 0.3 mm。由此可以得知公園淨水場之陶粒分佈極為不均，擁有極大之大小孔隙差異，水上淨水場則是孔隙太過於細密，對照陶粒尺寸粒徑分析可以發現幾乎沒什麼膨脹，推測與當地土壤性質有關，相較之下觸口淨水場孔隙分佈均勻，且擁有良好的陶粒孔隙粒徑，推斷可能可以造成較好的吸附效應。

表 6 公園場陶粒孔隙分析

公園場 mm		
9.70	9.42	4.41
3.71	2.89	3.16
2.30	0.95	1.60
1.10	1.11	1.48
1.77	0.99	1.64
0.88	2.25	1.50
0.35	0.90	1.15
0.81	0.91	1.36
0.96	1.22	0.45
0.44	1.00	0.65
0.96	0.53	0.48
0.49	0.63	1.32
1.31	0.52	1.95
1.92	0.22	1.23
0.85	0.28	1.25
0.95	5.12	1.98
0.90	1.77	1.32
1.80	2.74	1.17
0.71	3.55	1.42
2.45	2.11	1.83



公園場 mm		
0.55	3.23	1.73
0.59	1.22	3.28
0.68	1.17	2.96
1.35	0.94	1.78
0.70	1.03	0.60
2.12	0.22	0.42
0.69	0.28	0.61
1.00	0.24	0.91
0.25	0.25	0.65
0.25	0.25	0.64
0.28	0.28	1.32
0.24	0.27	1.14
0.29	0.27	0.44
0.35	0.26	0.64
0.38	0.29	0.47
0.39	0.28	1.17
0.37	0.25	1.14
0.78	0.24	0.41
0.99	2.75	0.41
2.47	2.49	0.32
0.74	0.40	0.33
0.54	0.25	0.36
1.00	1.00	0.35
0.27	0.23	0.48
0.28	0.21	0.70
0.25	0.77	0.41
0.27	0.48	0.46
0.34	0.25	0.23
0.34	0.24	0.21
0.33	0.25	0.22
1.07	1.19	1.12



表 7 觸口場陶粒孔隙分析

觸口場 mm		
4.75	6.53	6.68
4.02	2.22	1.54
3.64	1.68	1.72
1.42	1.54	2.80
1.67	1.08	1.19
1.14	1.04	1.11
2.68	2.85	1.13
2.40	2.14	1.24
3.34	1.24	1.37
1.15	2.68	1.15
1.67	0.74	1.95
2.00	0.72	1.09
1.45	0.52	0.88
1.23	0.83	1.30
1.67	1.77	1.07
0.76	1.89	2.10
0.55	0.97	1.89
0.73	0.82	1.33
1.19	2.01	1.16
1.35	2.18	1.45
1.37	1.13	1.57
1.92	3.29	1.10
1.35	1.66	0.98
1.27	1.31	2.05
0.58	1.57	0.60
2.35	1.23	0.53
2.35	1.02	0.46
0.57	1.34	1.47
0.49	1.52	1.08
0.38	1.04	2.09
0.39	1.09	0.85
0.60	1.06	0.88
0.24	1.04	1.30



觸口場 mm		
0.22	1.22	1.04
0.48	1.59	0.84
0.31	1.34	0.47
1.11	1.27	0.48
1.47	1.26	0.47
1.12	0.46	0.50
1.10	0.57	0.55
1.16	0.77	0.49
1.19	0.41	1.14
1.24	1.19	1.17
1.34	0.47	1.45
2.21	0.46	1.30
1.23	0.48	0.88
1.29	0.49	0.46
2.47	0.47	0.70
1.14	0.52	0.71
0.67	0.49	0.49
1.45	1.34	1.25

表 8 水上場陶粒孔隙分析

水上場 mm		
1.11	1.54	1.45
0.50	1.49	1.13
0.35	1.04	1.05
0.66	1.05	0.63
0.64	0.35	0.22
0.28	0.45	0.37
0.25	0.29	0.31
0.20	0.65	0.08
0.35	0.52	0.08
0.21	0.49	0.09
0.10	0.27	0.09
0.12	0.24	0.07
0.72	0.25	0.07



微生物固定化之地下水除砷技術之研究

水上場 mm		
0.39	0.16	0.10
0.06	0.25	0.10
0.29	0.27	0.15
0.18	0.33	0.15
0.27	0.28	0.14
0.26	0.32	0.14
0.15	0.41	0.14
0.19	0.39	0.13
0.11	0.27	0.13
0.22	0.22	0.12
0.10	0.16	0.12
0.11	0.15	0.12
0.11	0.10	0.11
0.15	0.27	0.11
0.15	0.30	0.11
0.18	0.14	0.23
0.18	0.20	0.31
0.14	0.28	0.96
0.20	0.37	0.72
0.20	0.25	0.27
0.14	0.26	0.54
0.16	0.44	0.33
0.10	0.18	0.31
0.10	0.18	0.35
0.10	0.19	0.24
0.17	0.22	0.39
0.17	0.29	0.41
0.18	0.12	0.48
0.18	0.14	0.33
0.19	0.11	0.41
0.17	0.28	0.28
0.17	0.27	0.19
0.12	0.26	0.39
0.13	0.22	0.22



水上場 mm		
0.14	0.26	0.27
0.16	0.27	0.30
0.14	0.28	0.11
0.23	0.35	0.31

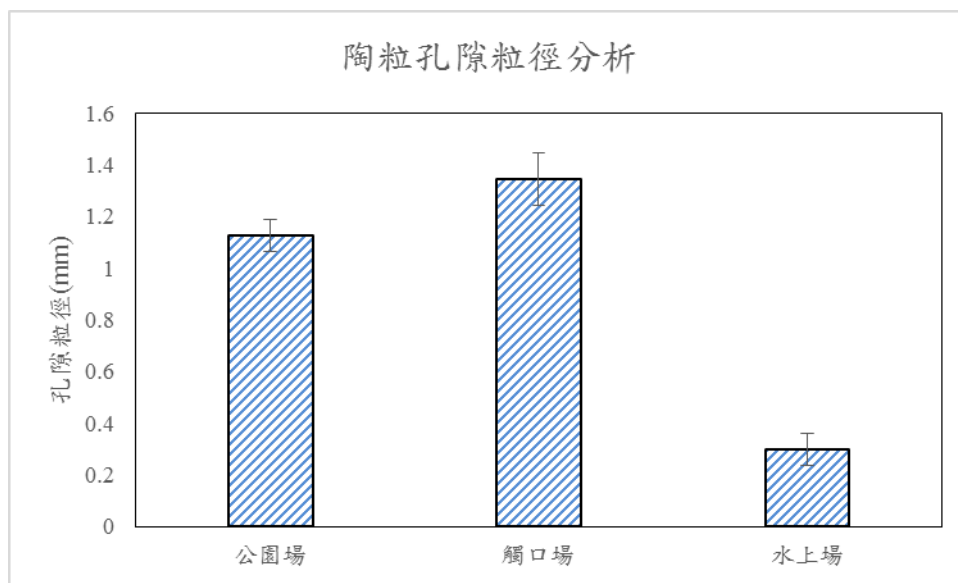


圖 18 陶粒孔細分析

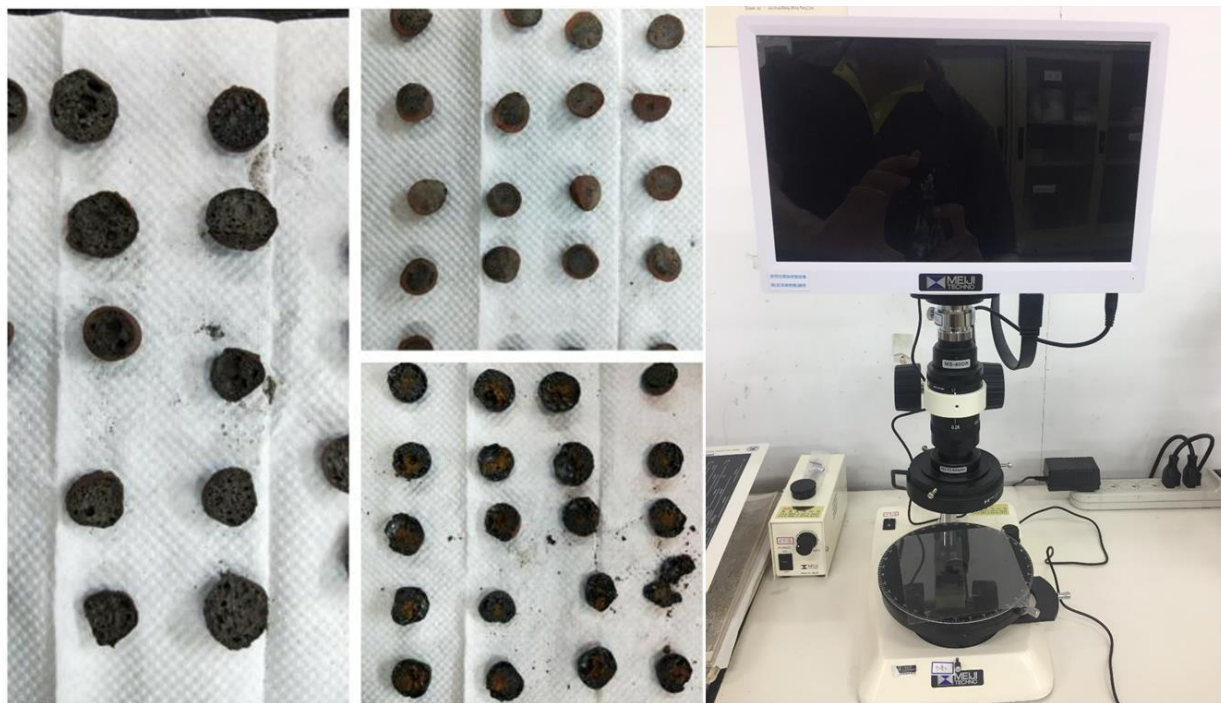


圖 19 陶粒孔隙粒徑量測前處理與光學顯微鏡

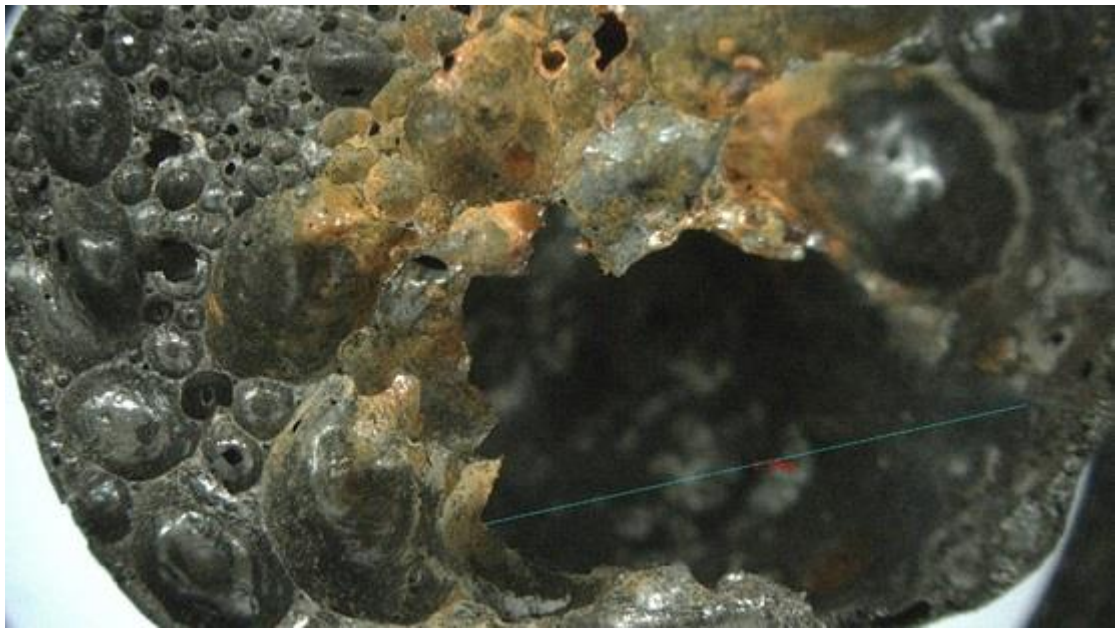


圖 20 公園淨水場陶粒剖面

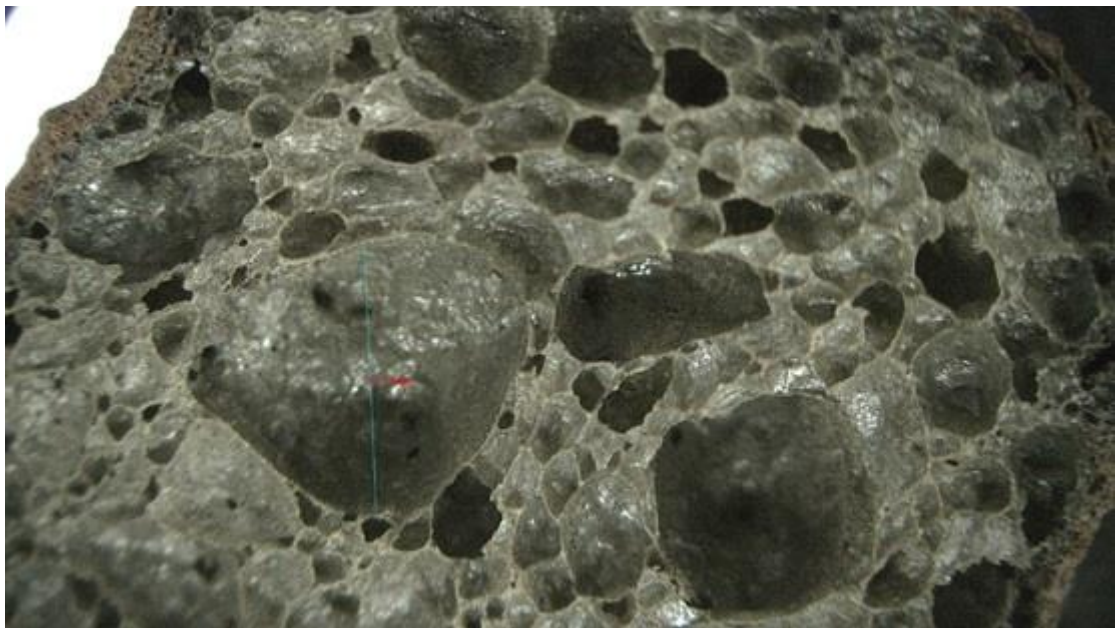


圖 21 觸口淨水場陶粒剖面



圖 22 水上淨水場陶粒剖面

5.2 水樣分析與檢測：

本次水樣由三條崙淨水場提供，2017 年 2 月所測得砷濃度為 0.0708 mg/L ，高於法規規範 $10 \text{ } \mu\text{g/L}$ ，實驗於訂製之透明壓克力方箱，將燒製完成之觸口及公園淨水場陶粒進行連續性進水之吸附實驗，使用 ICP-OES 量測前後濃度變化，感應耦合電漿放射光譜儀包括進樣系統、電漿放射、光學系統三部分，主要流程為將樣品溶液經由霧化器霧化，再進入感應偶和電漿中，霧化樣品在高能量電漿中氣化，原子化進而游離化，當離子化離子受到更高溫度游離化時，離子在激發狀態不穩定的情況下會回到基態離子能階，而所有元素皆有其特定的光譜線，ICP-OES 具有內建式至少 32000 條光譜圖譜資料庫，可隨時比較可能之干擾譜線且其離子濃度越高，其光強度也越強，利用電子倍增器或固態半導體偵測器偵測定量。。

實驗採用預先設定之其中一種微生物 *Bacillus Pasteurii*，BCRC 編號為 11596，屬於中溫細菌(最適溫度為 $25\text{-}37^{\circ}\text{C}$)。微生物培養時間稱為種齡，*Bacillus Pasteurii* 種齡約三天可達穩定增殖期，將達穩定增殖期之 *Bacillus Pasteurii* 菌液以分光光度計確認濃度，即可將陶粒浸泡於菌液中進行固定化實驗，經過 30 分鐘浸泡預期可使 *Bacillus Pasteurii* 菌種高濃度密集並分布於陶粒表面或內部，經過瀝乾、 37°C 烘乾後，預期仍可保持高生物活性。

經過 72 小時之連續性實驗，實驗溫度為 25 度、實驗時間 72 小時，每 4 小時量測一次反應水的砷濃度，控制流速為 9.6ml/min 。實驗結果如下：



表 9 觸口場水樣數據

觸口樣本編號	Time(hrs)	Concentration($\mu\text{g/L}$)
T0D1	0	33.96
T4D1	4	46.05
T8D1	8	50.2
T12D1	12	45.21
T16D1	16	35.53
T20D1	20	39.06
T0D2	24	41.08
T4D2	28	42.41
T8D2	32	45.13
T12D2	36	40.94
T16D2	40	43.61
T20D2	44	37.26
T0D3	48	39.35
T4D3	52	41.67
T8D3	56	41.24
T12D3	60	59.4
T16D3	64	57.22
T20D3	68	59.79

表 10 公園場水樣數據

公園	time(hrs)	concentration($\mu\text{g/L}$)
T0D1	0	77.41
T4D1	4	103
T8D1	8	95
T12D1	12	88.68
T16D1	16	91.06
T20D1	20	91.36
T0D2	24	97.14
T4D2	28	113.27
T8D2	32	96.8
T12D2	36	104.11
T16D2	40	109.88
T20D2	44	111.97



公園	time(hrs)	concentration($\mu\text{g/L}$)
T0D3	48	107.35
T4D3	52	103.74
T8D3	56	107.46
T12D3	60	98.11
T16D3	64	57.22
T20D3	68	105

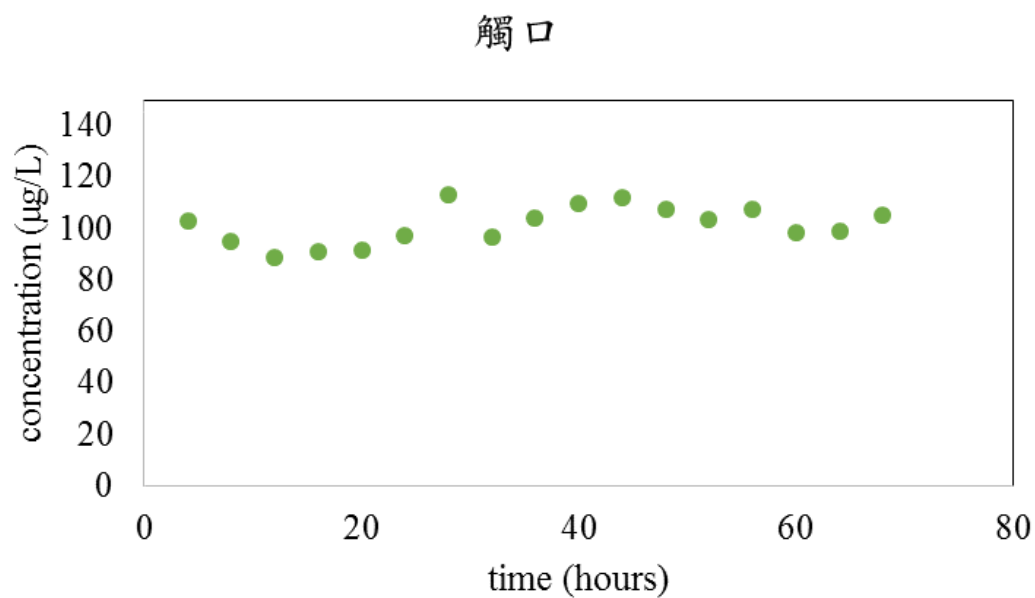


圖 23 觸口場陶粒吸附實驗，砷濃度隨時間之變化圖

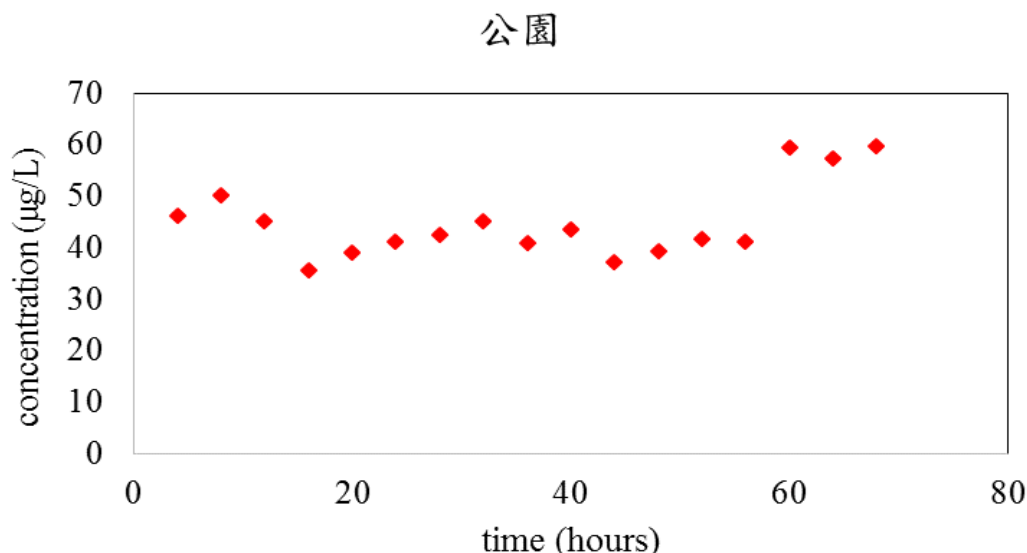


圖 24 公園陶粒吸附實驗，砷濃度隨時間之變化圖

實驗檢討與建議

本次實驗中結果可得知，當原水進入模擬箱反應後，可發現水樣中砷濃度提升，初步推估原因如下：

1. 水樣從水井抽出後為無氧狀態，並將水體直接裝入 20 L 取樣桶內，因此原水中的砷為還原狀態，當實驗進行中水體進入模擬箱後就變回氧化狀態。
2. 原本預計 *B. pasteurii* 進行呼吸作用時吸取氧氣，可以使水箱內形成還原狀態，還原狀態下砷會溶解於水中，使陶粒能夠進行吸附、產生鍵結，然而推測細菌浸泡生長時間過短，細菌無法附著到能有效率處理水中砷的量。
3. 推測水箱中之水力停留時間過於短暫，使陶粒與水體反應不完全。會重新設計模擬箱，並增加水箱中水體與陶粒之水力停留時間，初步設計會於模擬箱內設計三層中空反應牆，反應牆採取一端進水、一端擋水之設計，於反應牆內水流至一定高度後才可流過反應牆之另一端，使水體接觸陶粒時間增加。
4. 由於本次實驗結果顯示含砷水樣經處理後砷濃度升高，本研究團隊因而對自來水廠污泥與高溫燒結成陶粒進行更深入探討實驗，找出經處理後水中砷濃度提高之原因，故在甘特圖中加做 F. 污泥與陶粒中砷變化實驗及 G. 重金屬化學序列萃取實驗，實驗內容如下，另將新增工作：

(1) 污泥溶出實驗：可利用本實驗觀察污泥中的砷是否會經由水浸泡有溶出現象，實驗方法利用水廠污泥(水上場、觸口場及公園場)及四種陶粒磨成粉(水上場陶粒粉、觸口場陶粒粉、公園場陶粒粉及商業級陶粒粉)，取 100 克樣品加入 300 毫升



去離子水混和均勻靜置，每 12 小時取樣一次，共取 60 小時，進行 ICP-OES 分析砷濃度。

(2) 污泥總砷實驗：利用氫氟酸溶液溶解污泥，利用 ICP-OES 分析污泥含總砷濃度。

(3) 微生物降解砷實驗：本實驗可測試微生物是否可降解砷；將 *B. pasteurii* 菌養至 OD 1.2，將 50 公克污泥樣品加入至毫升菌液中，每 12 小時取樣一次，共取 60 小時，進行 ICP-OES 分析砷濃度。

(4) 污泥吸附實驗：取 300 毫升 100 ppb 砷標準溶液至錐形瓶，將 50 公克的水廠污泥(水上場、觸口場及公園場)及四種陶粒(水上場陶粒、觸口場陶粒、公園場陶粒及商業級陶粒)置入瓶中混和均勻靜置，每 12 小時取樣一次，共取 60 小時，進行 ICP-OES 分析砷濃度。

(5) 重金屬化學序列萃取實驗：(A. Tessier et al. 1979)

一、Exchangeable or easily bioavailable fraction (F1) 離子交換態：取 2 克上述實驗烘乾後的土壤加入 16 毫升 1 M 的氯化鎂溶液，再放到震盪式恆溫培養箱中(轉速 40 rpm、溫度 26°C)培養 1 小時，然後離心取上清液過濾後作分析，而沉澱下來的土壤則接續下一個步驟。

二、Carbonate-bound fraction (F2) 碳酸鹽態：將上述離心沉澱下來的土壤加入 8 毫升 1 M 的醋酸鈉溶液(pH 值利用醋酸調整到 5.0)，再放到震盪式恆溫培養箱中(轉速 40 rpm、溫度 26°C)培養 5 小時，然後離心取上清液過濾後作分析，而沉澱下來的土壤則接續下一個步驟。

三、Iron and manganese oxide-bound fraction (F3) 鐵錳氧化態：將上述離心沉澱下來的土壤加入 40 毫升 0.04 M 的羥基氯化銨溶液，放在加熱攪拌器上(溫度 90 ± 2 °C)加熱 6 小時(過程中利用磁石攪拌)，然後離心取上清液過濾後作分析，而沉澱下來的土壤則接續下一個步驟。

四、Organic-bound fraction (F4) 有機態：將上述離心沉澱下來的土壤加入 20 毫升 7 M 的次氯酸溶液(pH 值利用鹽酸調整到 8.5)，放在加熱攪拌器上(溫度 90 ± 2 °C)加熱 2 小時(過程中利用磁石攪拌)，然後離心取上清液過濾作分析，而沉澱下來的土壤則接續下一個步驟。

五、Residual fraction (F5) 殘留物態：將上述離心沉澱下來的土壤加入 12 毫升的硝酸溶液，放在加熱攪拌器上(溫度 90 ± 2 °C)加熱 2 小時(過程中利用磁石攪



拌)，然後離心取上清液過濾後作分析。

5.3 污泥與陶粒中砷變化實驗：

5.3.1 污泥吸附實驗：

表 11 為吸附實驗的數據，起使砷濃度為 100 $\mu\text{g/L}$ ，每間隔 12 小時進行取樣。發現做為控制組的中興陶粒砷的濃度變化極低。由圖 25 得知中興陶粒，砷濃度在 -0.01 到 0.04 mg/kg 區間，由圖 26、圖 27 和圖 28 可知三座淨水廠；水上、公園和觸口所製成的陶粒，重金屬砷的濃度皆隨著時間增加而上升，有釋出砷的現象，當時間為 72 小時，最大值分別為：3.94 mg/kg、8.08 mg/kg 和 1.47 mg/kg，其中以公園廠砷濃度上升最明顯，在經過 72 小時後砷濃度可達 8.08 mg/kg，超過環檢所標準方法 S310-土壤及底泥中砷檢測方法—砷化氫原子吸收光譜法檢測的標準值 5 mg/kg。圖 29、圖 30 和圖 31 實驗結果也表示三座淨水廠；水上、觸口和公園的污泥皆有吸附反應，當時間為 72 小時，吸附值分別為：0.54 mg/kg、0.49 mg/kg 和 0.53 mg/kg。印證當初我們水箱實驗設計的假設，富含氧化鐵的污泥的確可以吸附砷。問題出在將污泥燒製為陶粒後，原本目的為增加比表面積和增強細菌附著面積，但高溫燒結疑似提供了能量，使得污泥中的砷鍵結型態產生轉變，使其砷容易溶出。



表 11 污泥吸附实验数据

	0 (h)	12 (h)	24 (h)	36 (h)	48 (h)	60 (h)	72 (h)
中興陶粒($\mu\text{g/L}$)	100	104.77	100.31	98.94	101.96	107.35	103.25
水上陶粒($\mu\text{g/L}$)	100	284.44	375.65	487.82	557.93	726.55	816.46
觸口陶粒($\mu\text{g/L}$)	100	443.05	393.6	390.18	383.53	335.21	366.5
公園陶粒($\mu\text{g/L}$)	100	919.65	1181.97	1292.38	1391.57	1489.99	1569.68
水上汙泥($\mu\text{g/L}$)	100	7.66	4.01	5.12	6.7	23.93	1.44
觸口汙泥($\mu\text{g/L}$)	100	9.01	4.24	22.16	2.44	3.14	3.81
公園汙泥($\mu\text{g/L}$)	100	7.95	4.32	6.81	3.3	3.87	11.57

	0 (h)	12 (h)	24 (h)	36 (h)	48 (h)	60 (h)	72 (h)
中興陶粒(mg/kg)	0.00	0.03	0.00	-0.01	0.01	0.04	0.02
水上陶粒(mg/kg)	0.00	1.11	1.63	2.25	2.61	3.51	3.94
觸口陶粒(mg/kg)	0.00	2.06	1.73	1.68	1.62	1.32	1.47
公園陶粒(mg/kg)	0.00	4.92	6.38	6.92	7.36	7.78	8.08
水上汙泥(mg/kg)	0.00	-0.55	-0.57	-0.55	-0.53	-0.43	-0.54
觸口汙泥(mg/kg)	0.00	-0.55	-0.56	-0.45	-0.56	-0.54	-0.53
公園汙泥(mg/kg)	0.00	-0.55	-0.56	-0.54	-0.55	-0.54	-0.49



中興陶粒

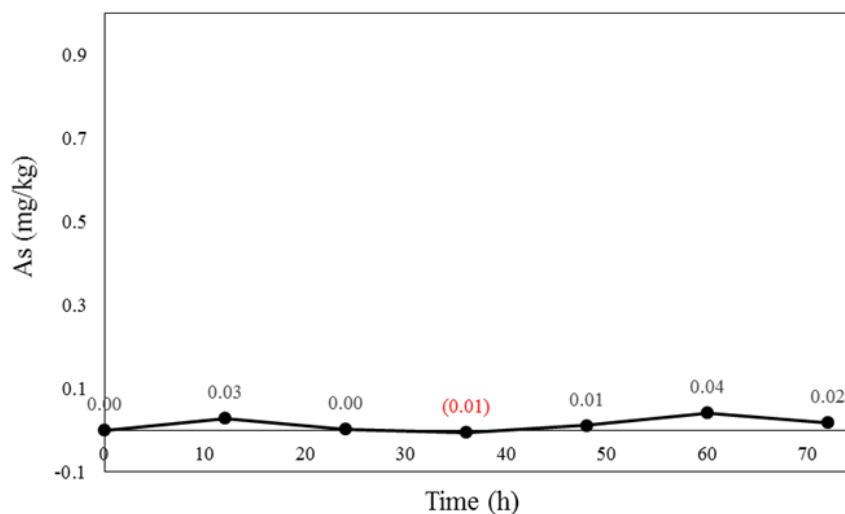


圖 25 中興陶粒 72 小時吸附實驗折線圖

水上陶粒

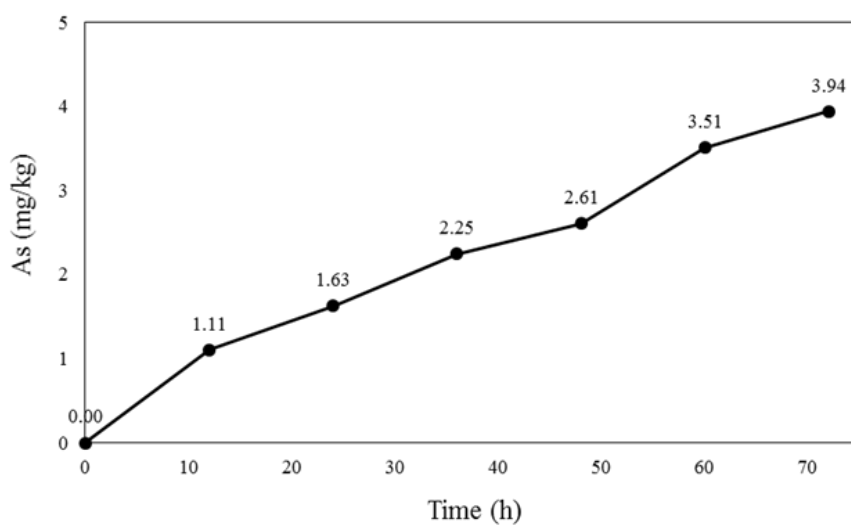


圖 26 水上陶粒 72 小時吸附實驗折線圖

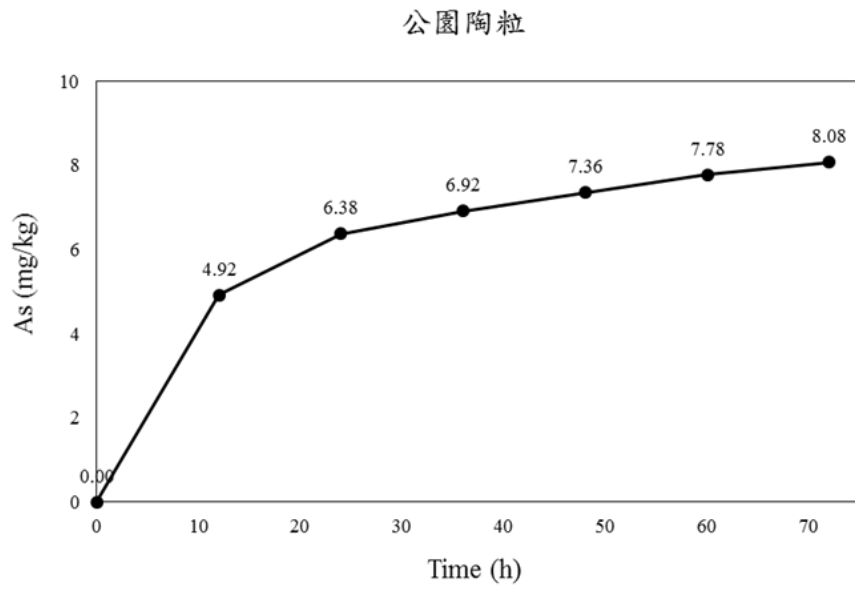


圖 27 公園陶粒 72 小時吸附實驗折線圖

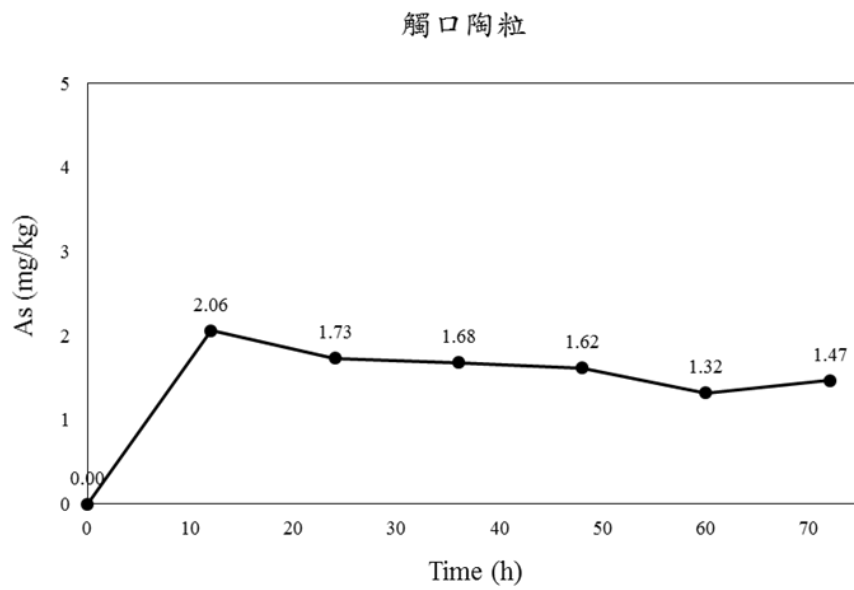


圖 28 觸口陶粒 72 小時吸附實驗折線圖

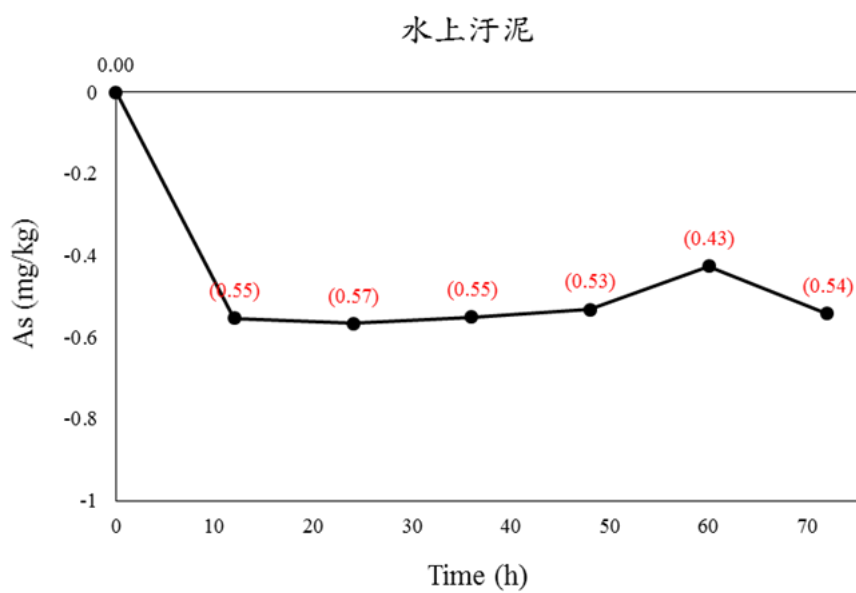


圖 29 水上汙泥 72 小時吸附實驗折線圖

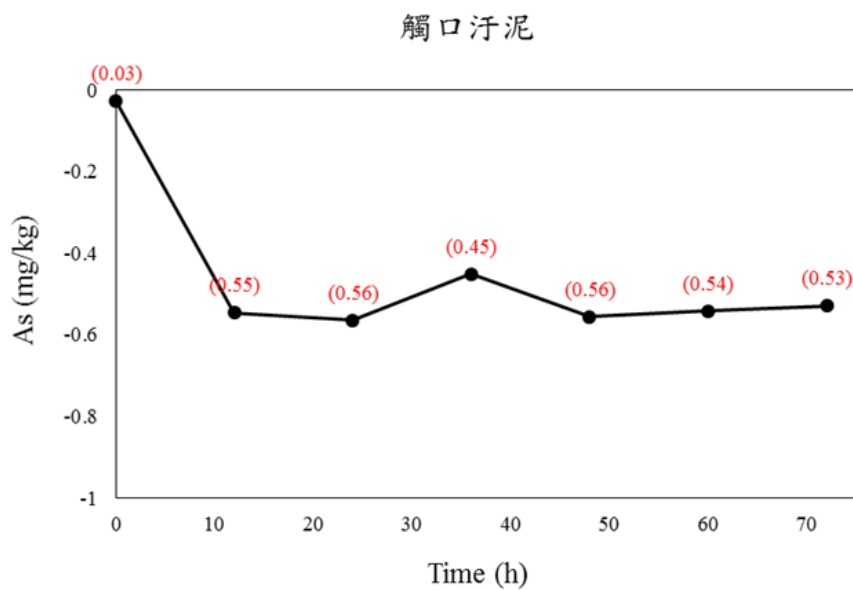


圖 30 觸口汙泥 72 小時吸附實驗折線圖

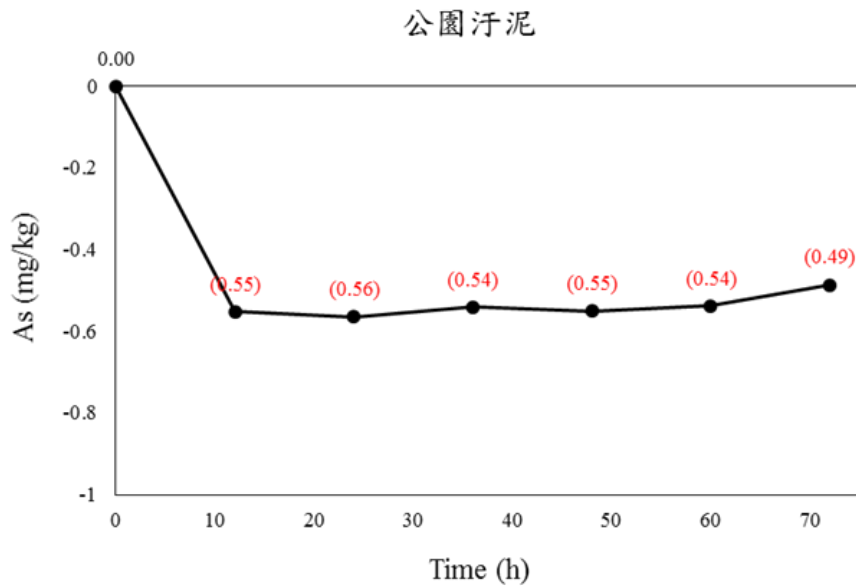


圖 31 公園汙泥 72 小時吸附實驗折線圖

5.3.2 污泥溶出實驗：

表 12 為溶出實驗的數據，每間隔 12 小時進行取樣。表明污泥與陶粒的樣本中的重金屬砷皆會釋出，做為控制組的中興陶粒和三座淨水廠污泥砷的濃度上升極低，圖 32 的折線圖中，中興陶粒在 72 小時砷濃度為 1.06 mg/kg，圖 36、圖 37 和圖 39 得知三座淨水廠；水上、公園和觸口三種污泥在時間為 72 小時時砷濃度分別為：0.14 mg/kg、0.09 mg/kg 和 0.05 mg/kg。圖 33、圖 34 和圖 35 得知三座淨水廠；水上、觸口和公園所製成的陶粒，重金屬砷的濃度皆隨著時間增加而上升，經過 72 小時，砷濃度分別為：14.07 mg/kg、19.59 mg/kg 和 5.48 mg/kg。同樣的以公園廠砷釋出最明顯，在經過 72 小時後砷濃度可達 19.59 mg/kg，皆超過環檢所標準方法 S310-土壤及底泥中砷檢測方法—砷化氫原子吸收光譜法檢測的標準值 5 mg/kg。再次印證吸附實驗中的結果，污泥製成陶粒時所經歷的高溫燒結的確造成污泥中砷型態的轉變，使其砷容易溶出。且發現當浸泡溶液由砷濃度 100 ppb 的標準液改成去離子水時，重金屬砷釋出的量有上升趨勢。



表 12 污泥吸附實驗數據

	0 (h)	12 (h)	24 (h)	36 (h)	48 (h)	60 (h)	72 (h)
中興陶粒($\mu\text{g/L}$)	0	147.91	196.13	235.96	265.29	301.42	331.51
水上陶粒($\mu\text{g/L}$)	0	1220.67	254.59	2241.5	2791.45	3544.65	4120.49
觸口陶粒($\mu\text{g/L}$)	0	1197.31	1150.95	1225.25	1222.9	1240.88	1569.66
公園陶粒($\mu\text{g/L}$)	0	2406.86	3057.36	3635.67	4059.27	4579.91	5347.28
水上汙泥($\mu\text{g/L}$)	0	12.89	26.38	25.42	36.35	14.6	34.47
觸口汙泥($\mu\text{g/L}$)	0	9.73	2.71	22.42	12.98	12.57	9.47
公園汙泥($\mu\text{g/L}$)	0	11.74	17.58	20.86	11.82	43.88	38.21

	0 (h)	12 (h)	24 (h)	36 (h)	48 (h)	60 (h)	72 (h)
中興陶粒(mg/kg)	0.00	0.50	0.62	0.73	0.81	0.93	1.06
水上陶粒(mg/kg)	0.00	4.16	5.36	7.70	9.70	12.01	14.07
觸口陶粒(mg/kg)	0.00	3.89	3.81	4.00	4.09	4.38	5.48
公園陶粒(mg/kg)	0.00	9.11	11.92	13.96	15.49	16.89	19.59
水上汙泥(mg/kg)	0.00	0.06	0.10	0.11	0.11	0.12	0.14
觸口汙泥(mg/kg)	0.00	0.06	0.06	0.05	0.05	0.05	0.05
公園汙泥(mg/kg)	0.00	0.10	0.09	0.10	0.09	0.09	0.09

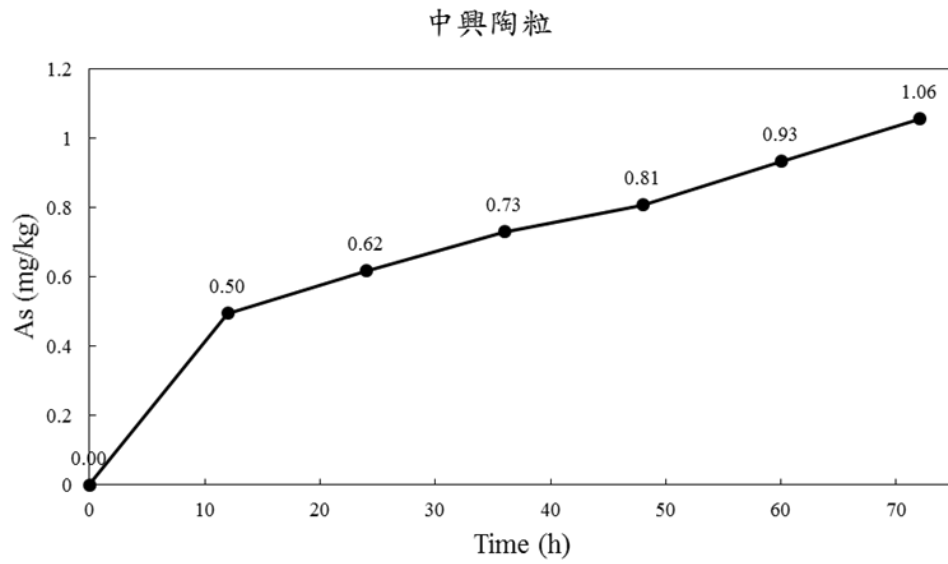


圖 32 中興陶粒 72 小時溶出實驗折線圖

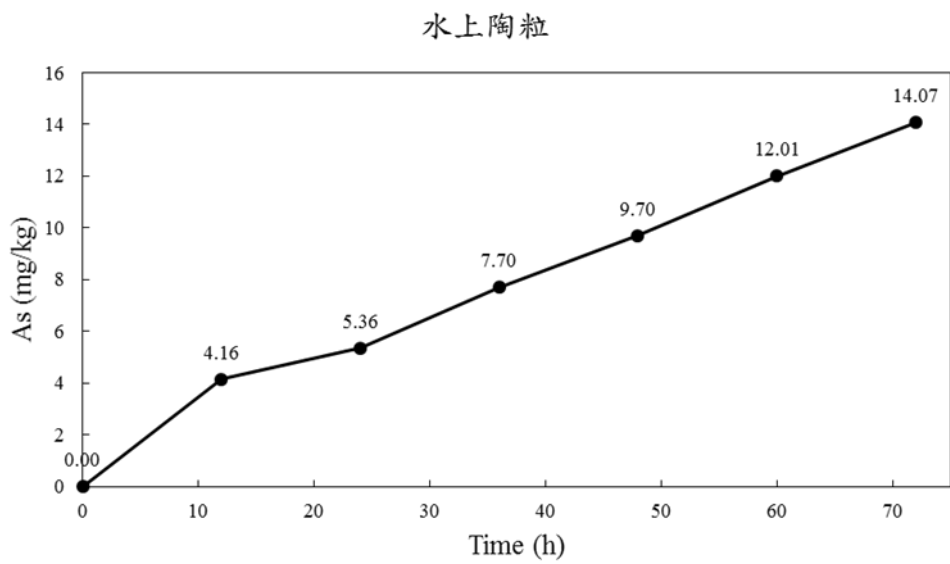


圖 33 水上陶粒 72 小時溶出實驗折線圖

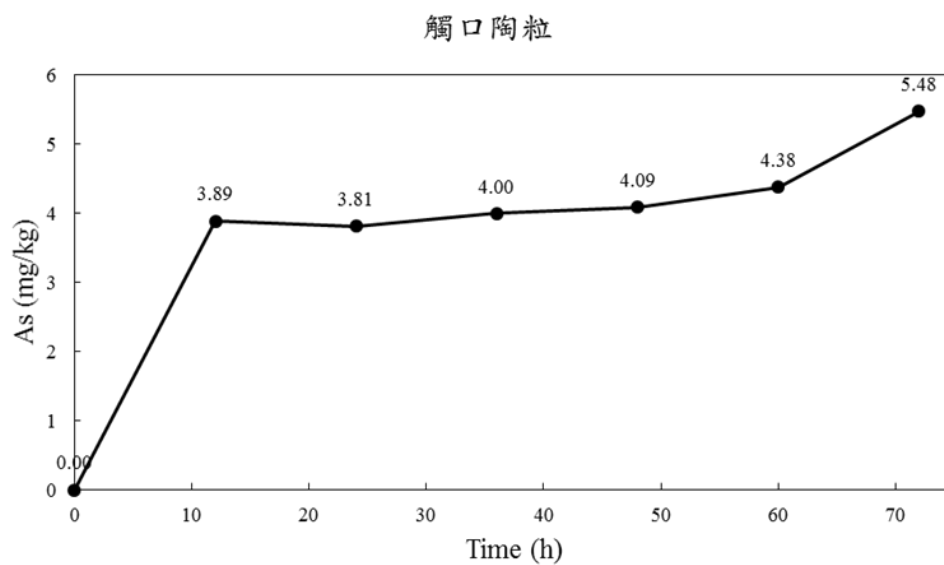


圖 34 觸口陶粒 72 小時溶出實驗折線圖

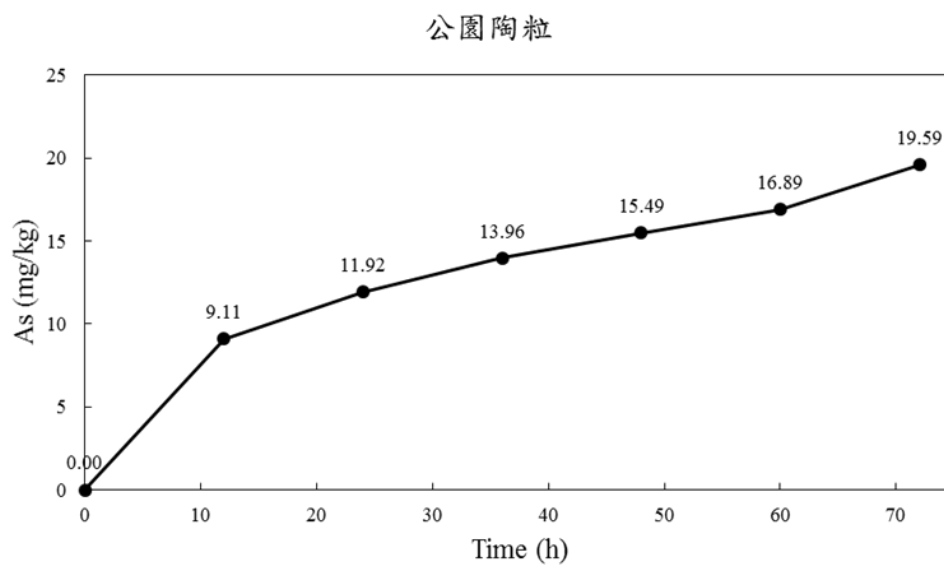


圖 35 公園陶粒 72 小時溶出實驗折線圖

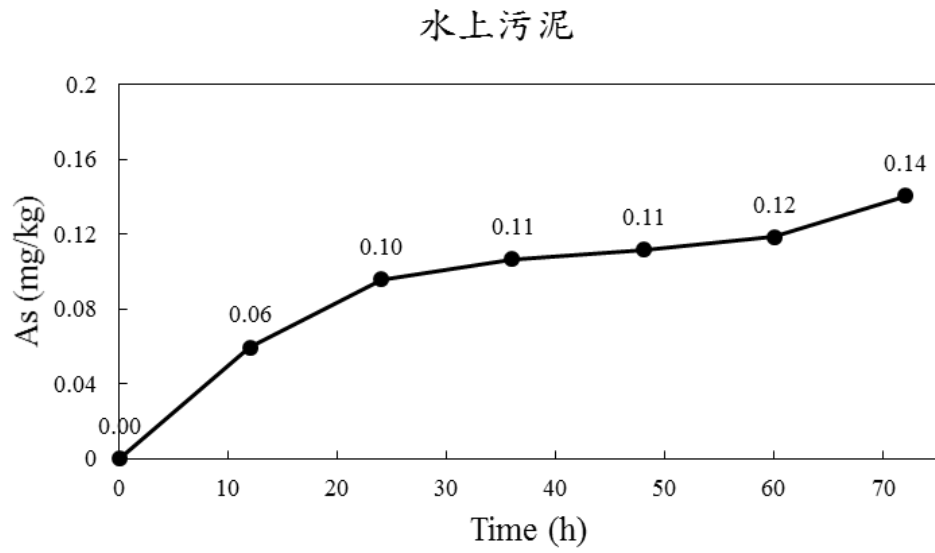


圖 36 水上污泥 72 小時溶出實驗折線圖

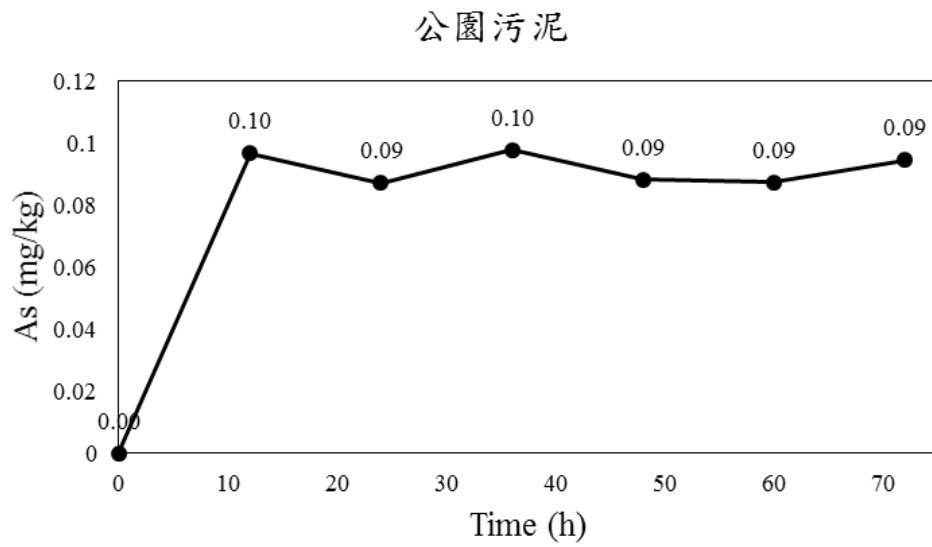


圖 37 公園污泥 72 小時溶出實驗折線圖

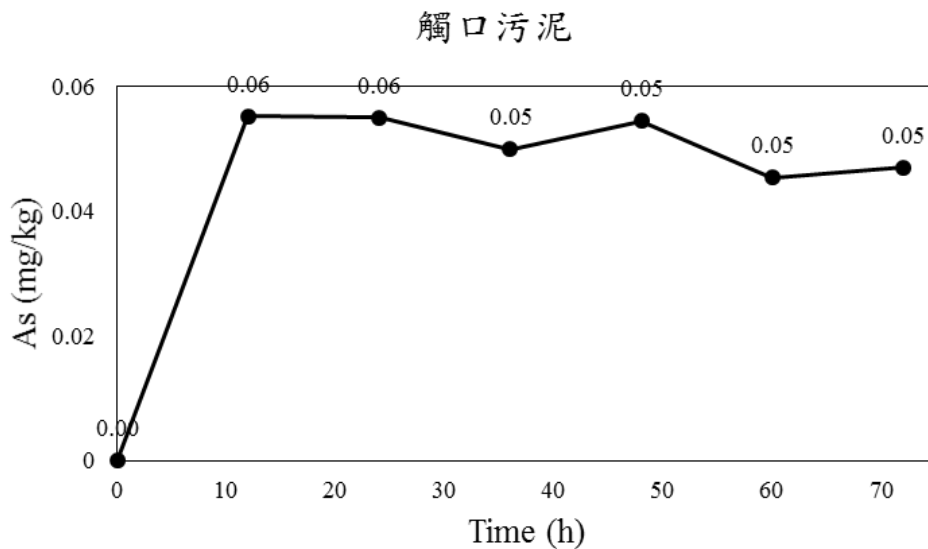


圖 38 觸口污泥 72 小時溶出實驗折線圖

5.3.3 重金屬化學序列萃取實驗：

表 13 為重金屬砷化學序列萃取實驗之數據，圖 39 為水上污泥重金屬砷化學序列分析，由長條圖中看出砷濃度主要存在於鐵鎂氧化態和殘留物態，圖 40 為觸口污泥重金屬砷化學序列分析，由長條圖中看出砷濃度主要存在於碳酸鹽態和殘留物態，圖 41 為公園污泥重金屬砷化學序列分析，由長條圖中看出砷濃度主要存在於殘留物態。三種污泥的砷化學序列分析顯示砷離子皆處於穩定的狀態。圖 42 為中興陶粒重金屬砷化學序列分析，由長條圖中看出砷濃度主要存在於離子交換態、碳酸鹽態和鐵鎂氧化態。圖 43 為水上陶粒重金屬砷化學序列分析，由長條圖中看出砷濃度主要存在於離子交換態、碳酸鹽態和鐵鎂氧化態。圖 44 為觸口陶粒重金屬砷化學序列分析，由長條圖中看出砷濃度主要存在於離子交換態、碳酸鹽態和鐵鎂氧化態。圖 45 為公園陶粒重金屬砷化學序列分析，由長條圖中看出砷濃度主要存在於離子交換態、碳酸鹽態和鐵鎂氧化態。發現陶粒的重金屬砷主要都分布在前三態，處於較活潑的化學狀態。印證吸附和溶出試驗中所得到的結果，污泥在經由高溫燒結後，的確有造成砷鍵結型態的轉變，形成在水中就可以輕易釋放出砷離子的現象。



表 13 重金屬砷化學序列萃取實驗數據

	Exchangeable fraction	Carbonate-bound fraction	Iron and manganese oxide- bound fraction	Organic-bound fraction	Residual fraction
中興陶粒	22.92	58.30	23.72	6.22	9.64
水上陶粒	216.48	373.04	152.75	15.02	17.68
觸口陶粒	81.08	203.52	87.31	7.00	33.50
公園陶粒	330.54	886.23	1033.95	13.14	118.57
水上汙泥	8.27	24.81	68.57	11.17	46.23
觸口汙泥	4.18	25.76	3.90	8.60	24.30
公園汙泥	27.80	43.55	6.03	11.30	639.64

	Exchangeable fraction	Carbonate-bound fraction	Iron and manganese oxide- bound fraction	Organic-bound fraction	Residual fraction
中興陶粒	0.57	1.46	0.59	0.16	0.24
水上陶粒	5.41	9.33	3.82	0.38	0.44
觸口陶粒	2.03	5.09	2.18	0.18	0.84
公園陶粒	8.26	22.16	25.85	0.33	2.96
水上汙泥	0.21	0.62	1.71	0.28	1.16
觸口汙泥	0.10	0.64	0.10	0.21	0.61
公園汙泥	0.69	1.09	0.15	0.28	15.99

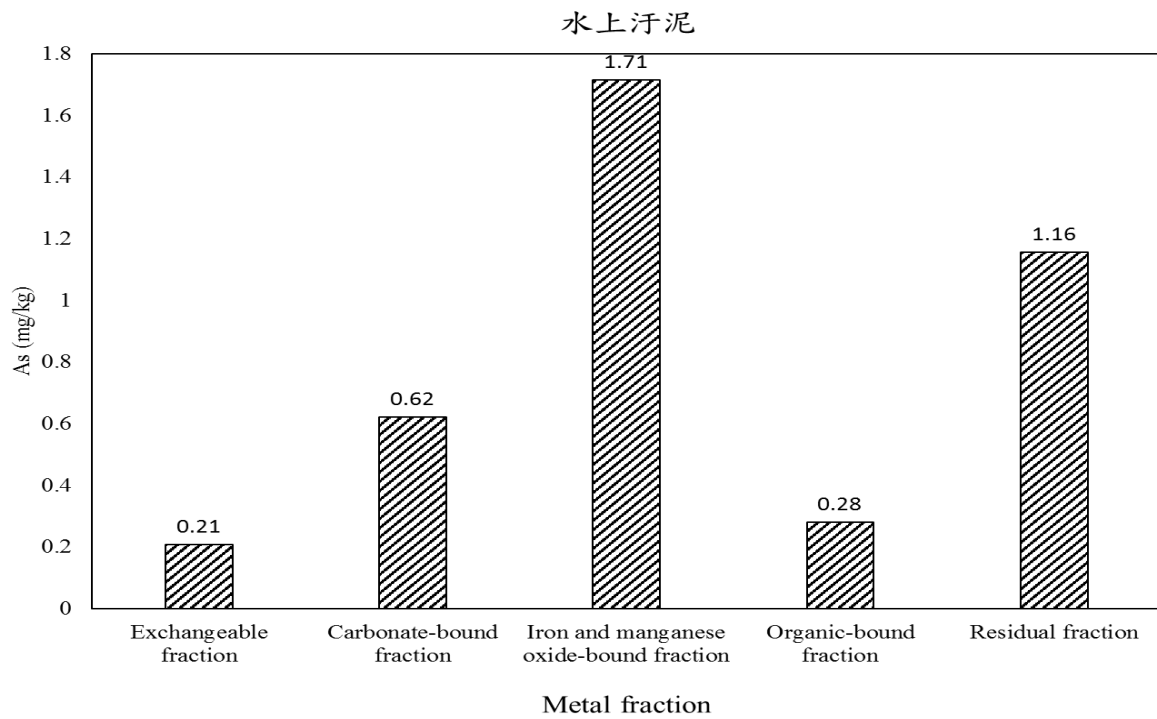


圖 39 水上汙泥重金屬砷化學序列萃取實驗數據圖

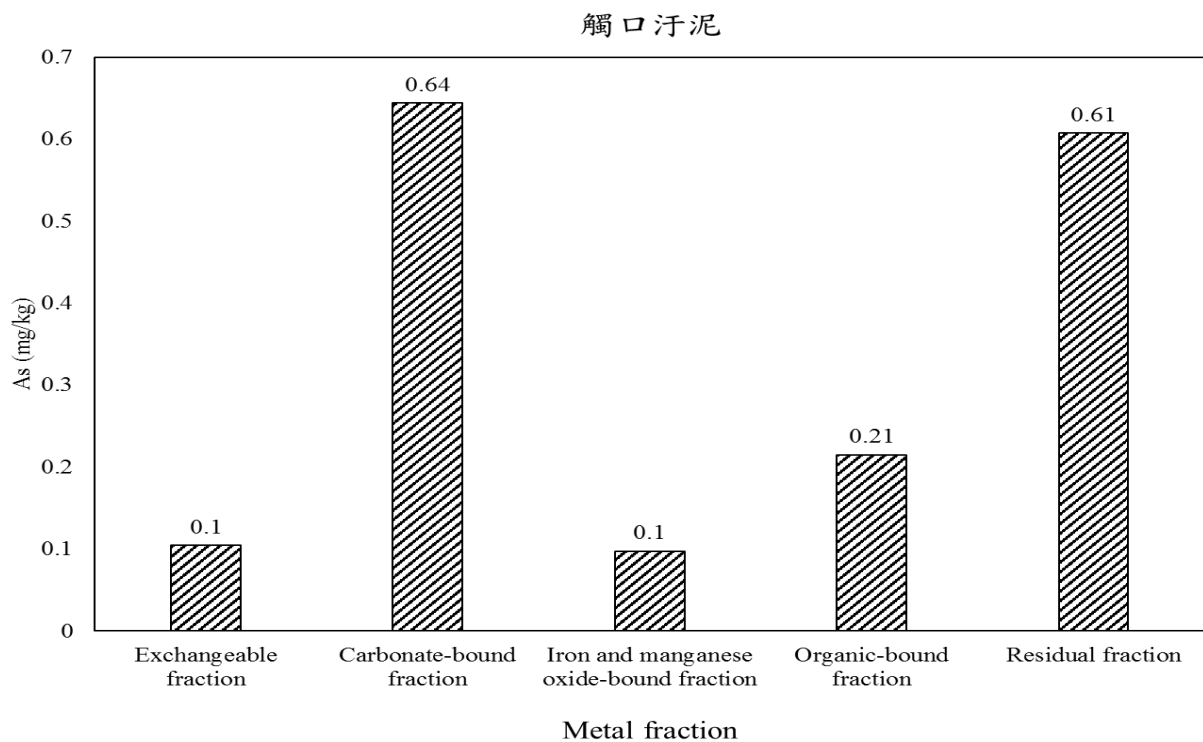


圖 40 觸口汙泥重金屬砷化學序列萃取實驗數據圖

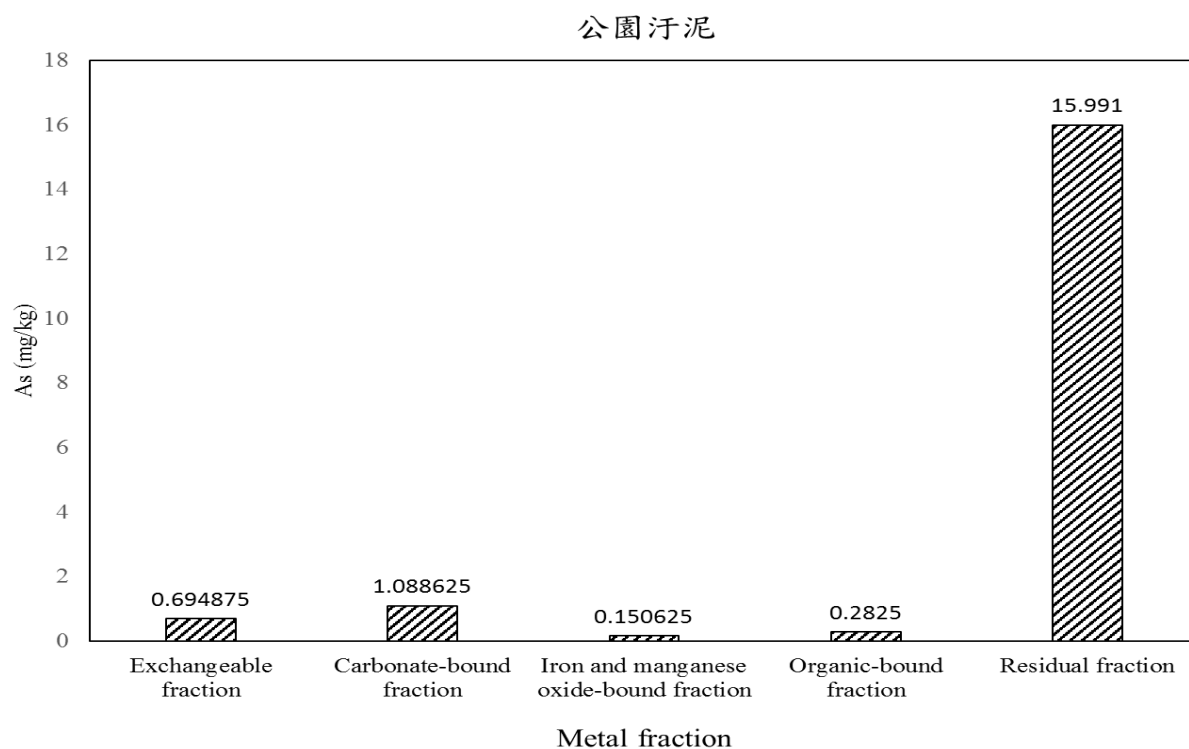


圖 41 公園汙泥重金屬砷化學序列萃取實驗數據圖

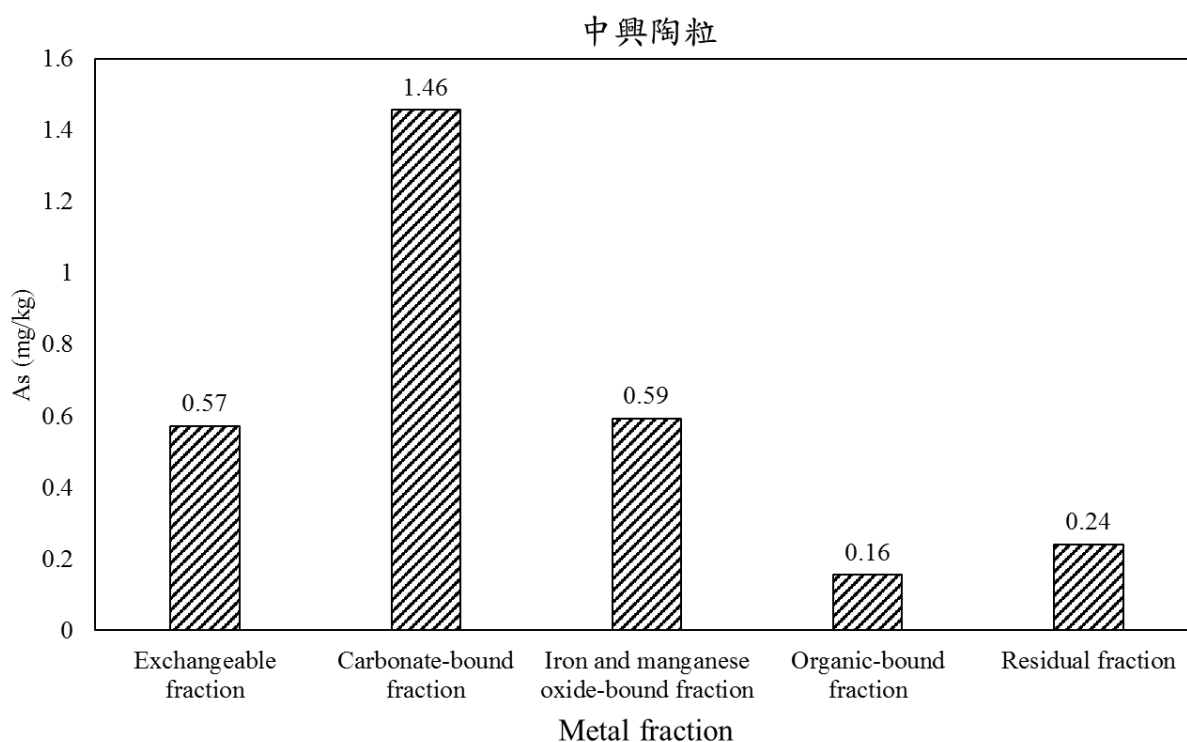


圖 42 中興陶粒重金屬砷化學序列萃取實驗數據圖

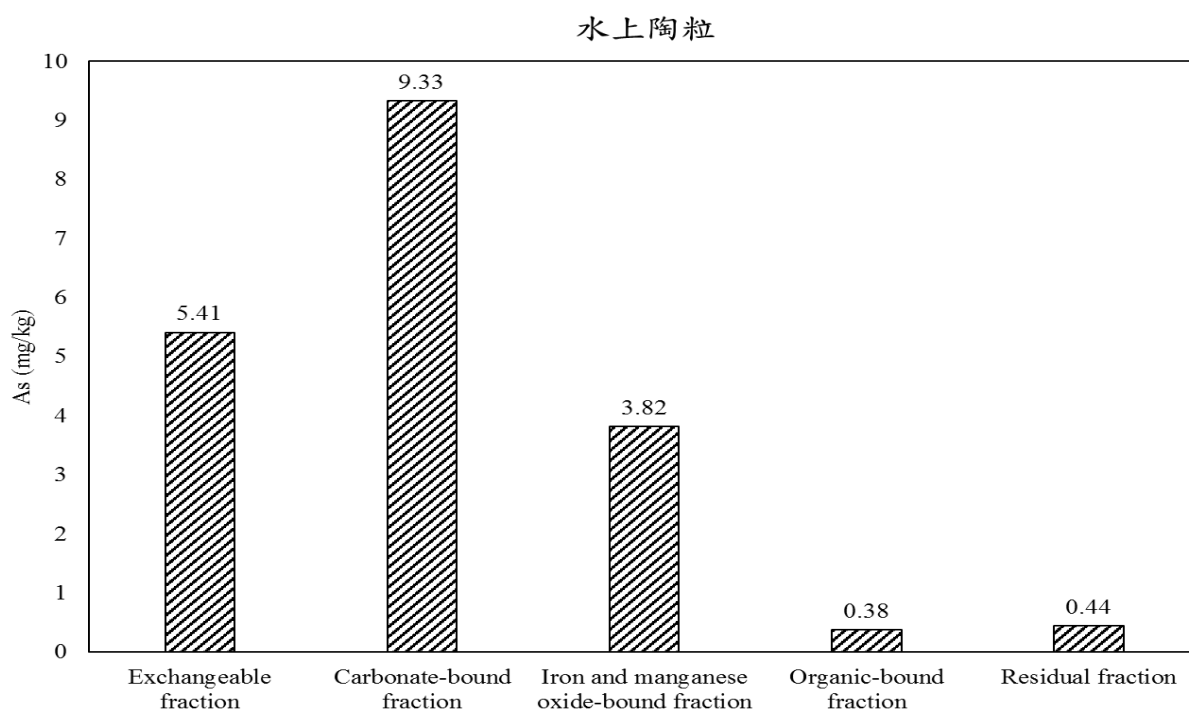


圖 43 水上陶粒重金屬砷化學序列萃取實驗數據圖

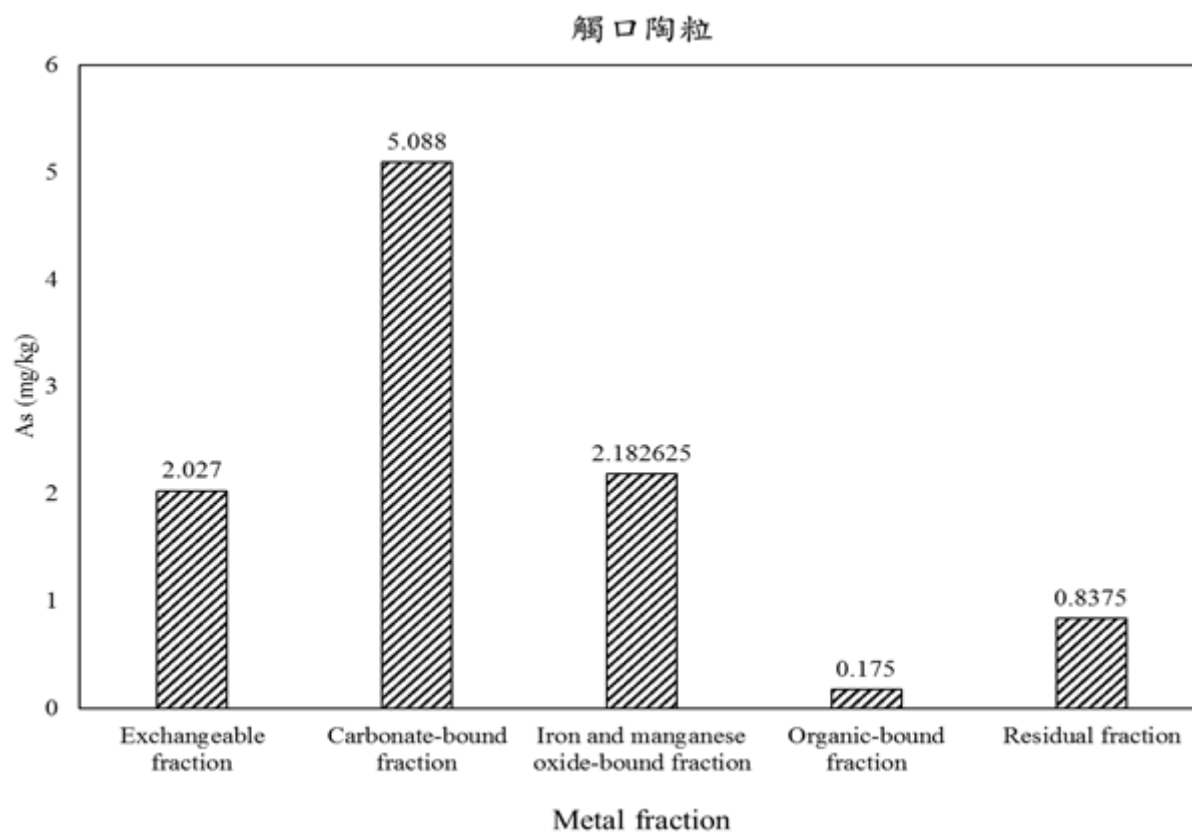


圖 44 觸口陶粒重金屬砷化學序列萃取實驗數據圖

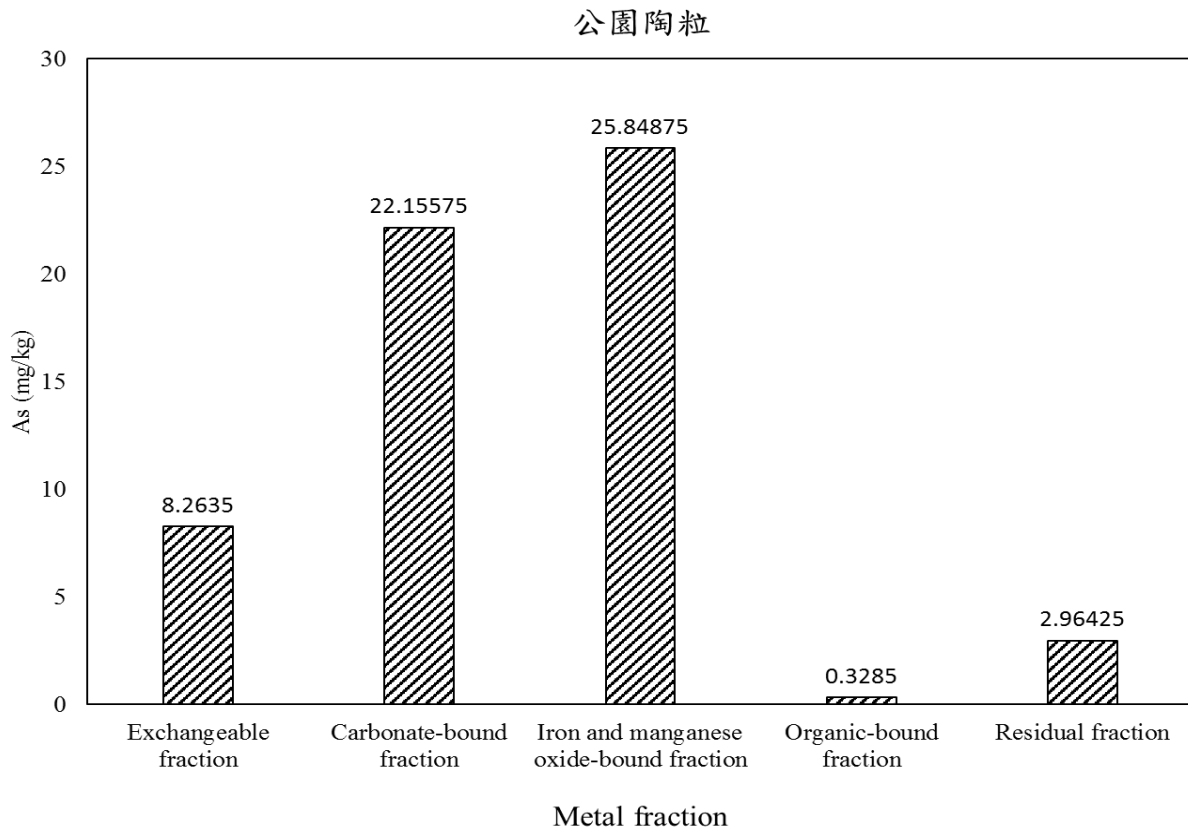


圖 45 公園陶粒重金屬砷化學序列萃取實驗數據圖

表 14 為重金屬鐵化學序列萃取實驗之數據，圖 16 為水上污泥重金屬鐵化學序列分析，由長條圖中看出鐵濃度主要存在於殘留物態，圖 47 為觸口污泥重金屬鐵化學序列分析，由長條圖中看出鐵濃度主要存在於殘留物態，圖 48 為公園污泥重金屬鐵化學序列分析，由長條圖中看出鐵濃度主要存在於殘留物態。三種污泥的鐵化學序列分析顯示鐵離子皆處於十分穩定的狀態。圖 49 為中興陶粒重金屬鐵化學序列分析，由長條圖中看出鐵濃度主要存在於鐵鎂氧化態和殘留物態。圖 50 為水上陶粒重金屬鐵化學序列分析，由長條圖中看出鐵濃度主要存在於鐵鎂氧化態和殘留物態。圖 51 為觸口陶粒重金屬鐵化學序列分析，由長條圖中看出鐵濃度主要存在於鐵鎂氧化態和殘留物態。圖 52 為公園陶粒重金屬鐵化學序列分析，由長條圖中看出鐵濃度主要存在於殘留物態。重金屬鐵在陶粒的化學序列分析中主要集中在鐵鎂氧化態和殘留物態，相對於污泥來說是有稍微不穩定，但基本上還是處於安定的狀態。跟砷相比則是穩定許多，並沒有受到太多高溫燒結過程的影響。



表 14 重金屬鐵化學序列萃取實驗數據

	Exchangeable fraction	Carbonate-bound fraction	Iron and manganese oxide- bound fraction	Organic-bound fraction	Residual fraction
中興陶粒	3.36	2.00	2686.87	0.73	5649.65
水上陶粒	1.46	0.32	4069.71	15.28	12061.54
觸口陶粒	3.25	0.07	7326.05	155.60	13419.42
公園陶粒	1.64	0.67	9475.89	80.44	194243.55
水上汙泥	2.54	0.81	4552.45	1569.03	114043.04
觸口汙泥	0.65	0.49	1366.63	829.76	74538.15
公園汙泥	12.28	2.63	574.98	4675.41	327638.77

	Exchangeable fraction	Carbonate-bound fraction	Iron and manganese oxide- bound fraction	Organic-bound fraction	Residual fraction
中興陶粒	0.08	0.05	67.17	0.02	141.24
水上陶粒	0.04	0.01	101.74	0.38	301.54
觸口陶粒	0.08	0.00	183.15	3.89	335.49
公園陶粒	0.04	0.02	236.90	2.01	4856.09
水上汙泥	0.06	0.02	113.81	39.23	2851.08
觸口汙泥	0.02	0.01	34.17	20.74	1863.45
公園汙泥	0.31	0.07	14.37	116.89	8190.97

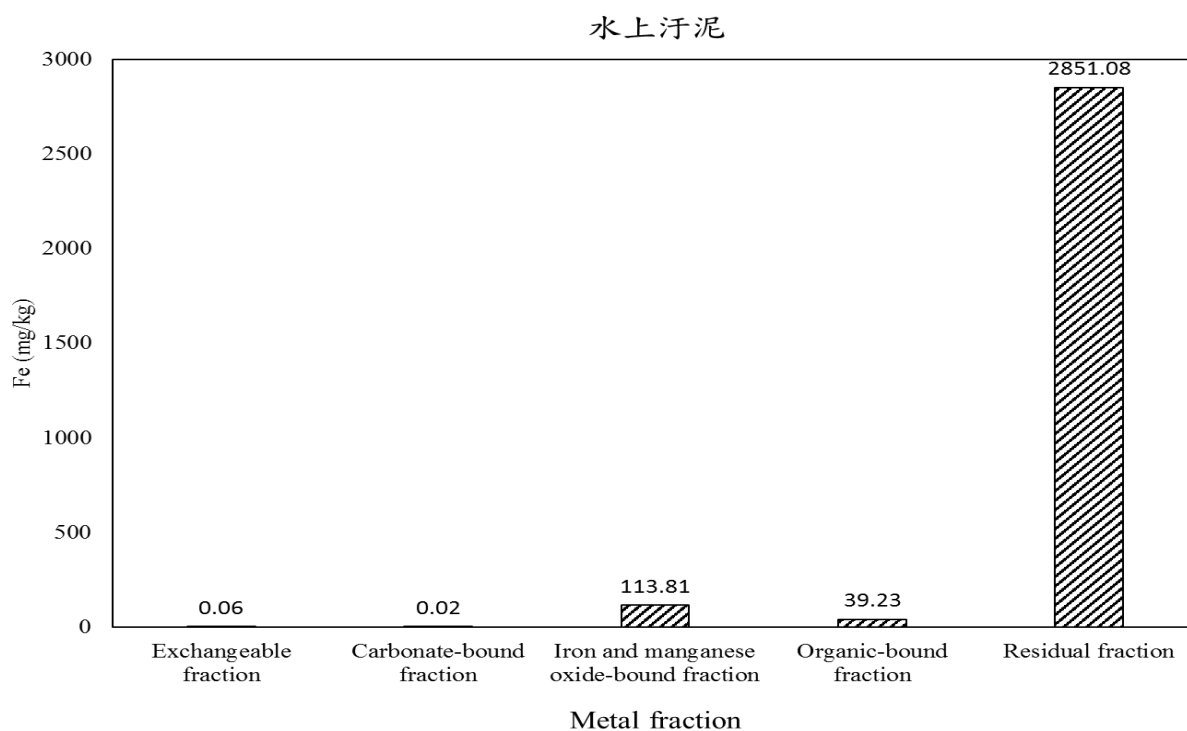


圖 46 水上汙泥重金屬鐵化學序列萃取實驗數據圖

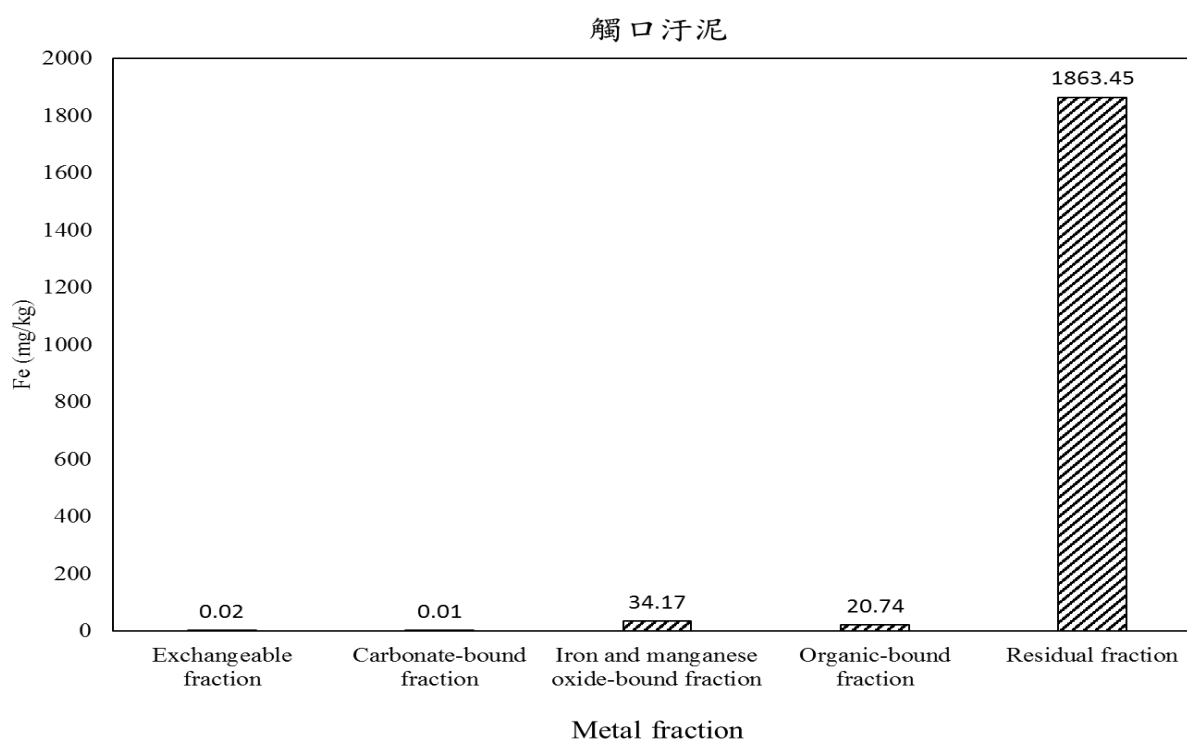


圖 47 觸口汙泥重金屬鐵化學序列萃取實驗數據圖

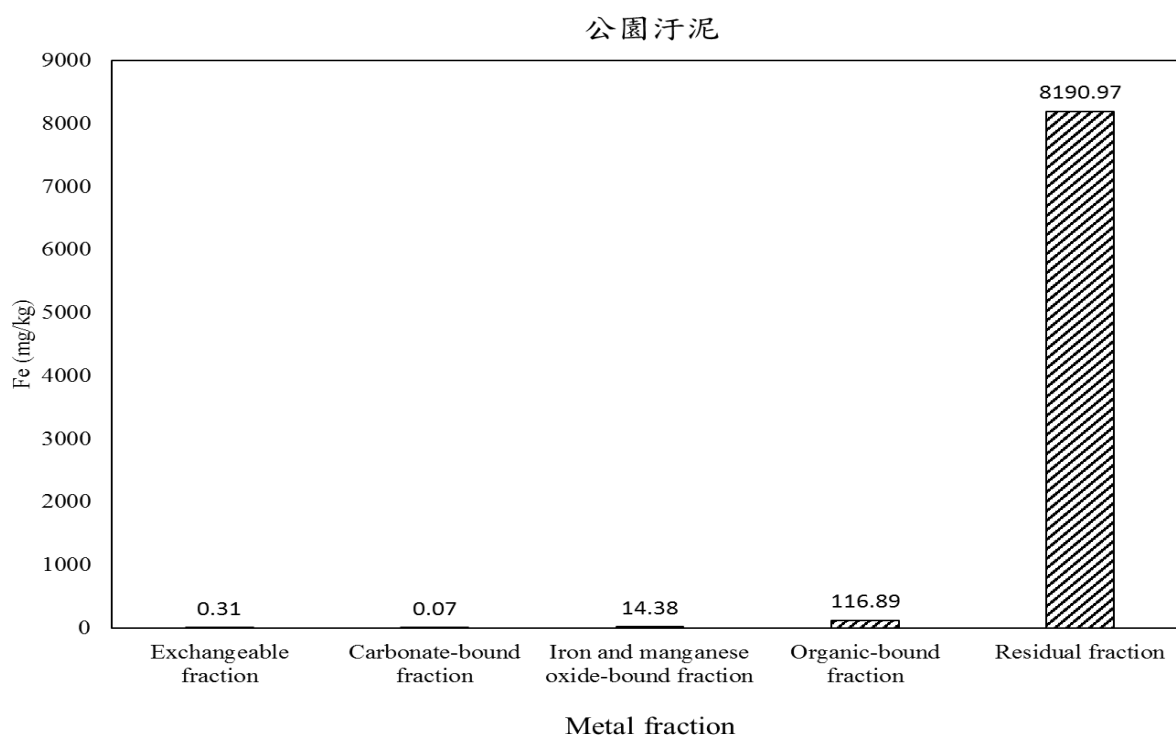


圖 48 公園污泥重金屬鐵化學序列萃取實驗數據圖

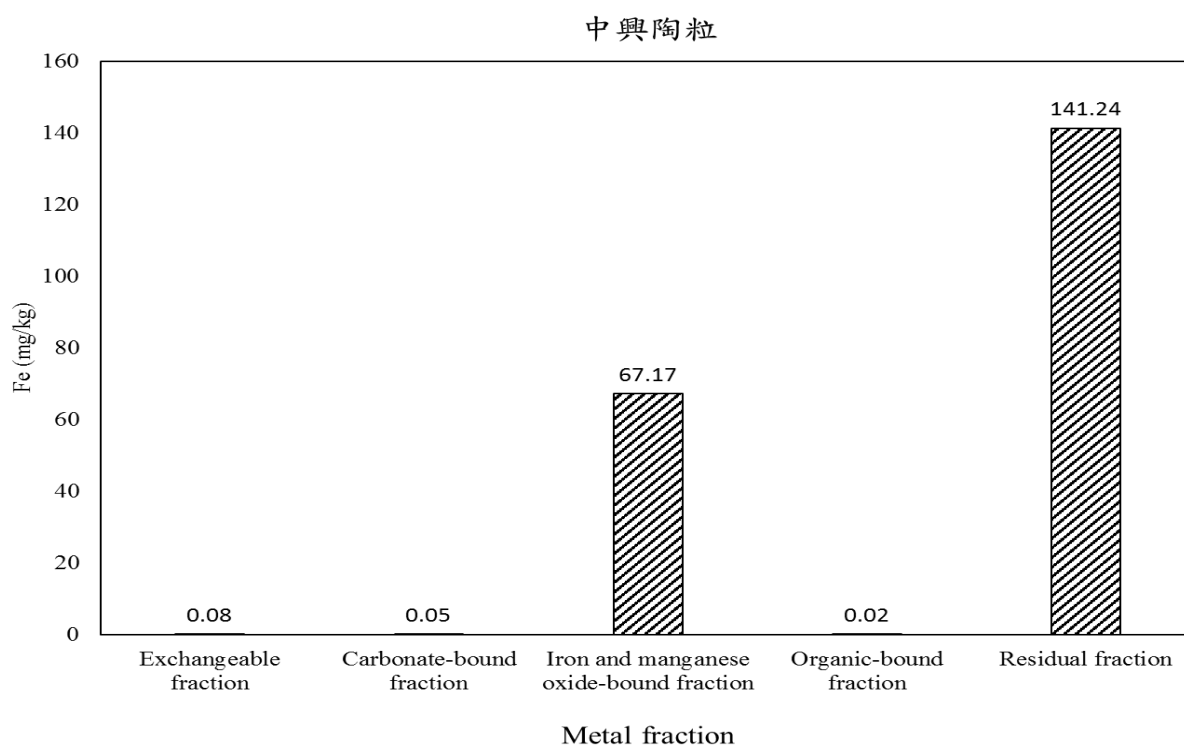


圖 49 中興陶粒重金屬鐵化學序列萃取實驗數據圖

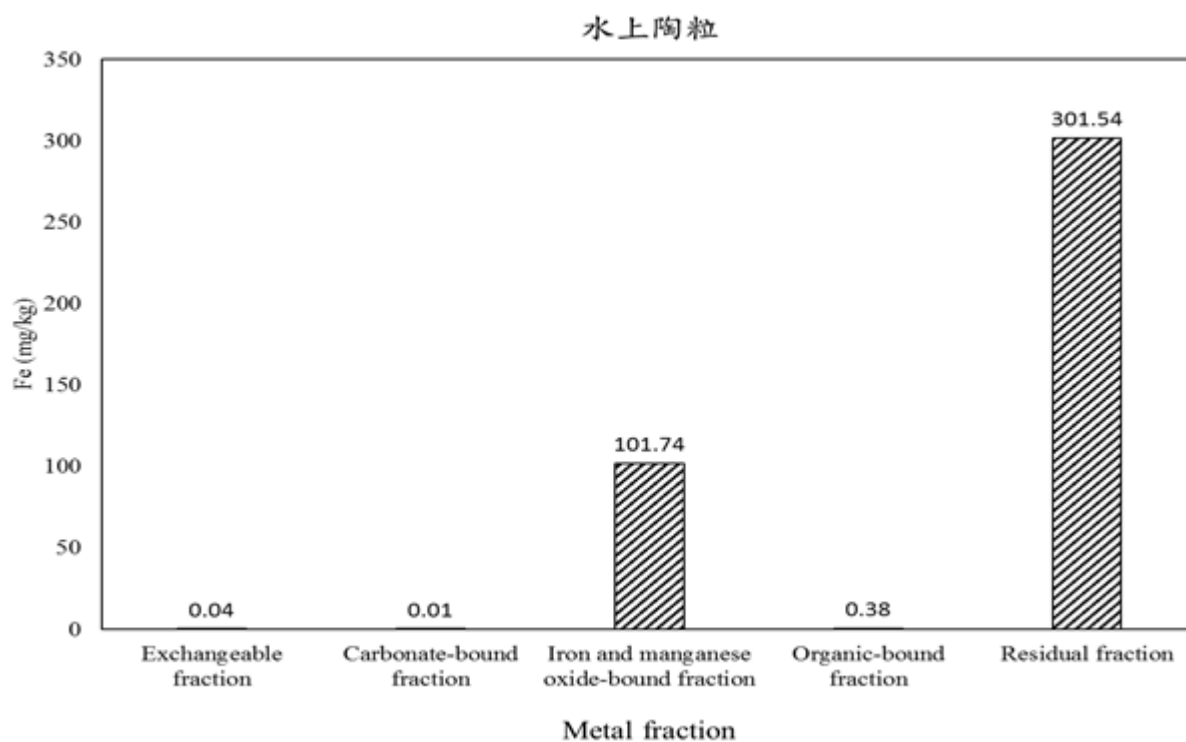


圖 50 水上陶粒重金屬鐵化學序列萃取實驗數據圖

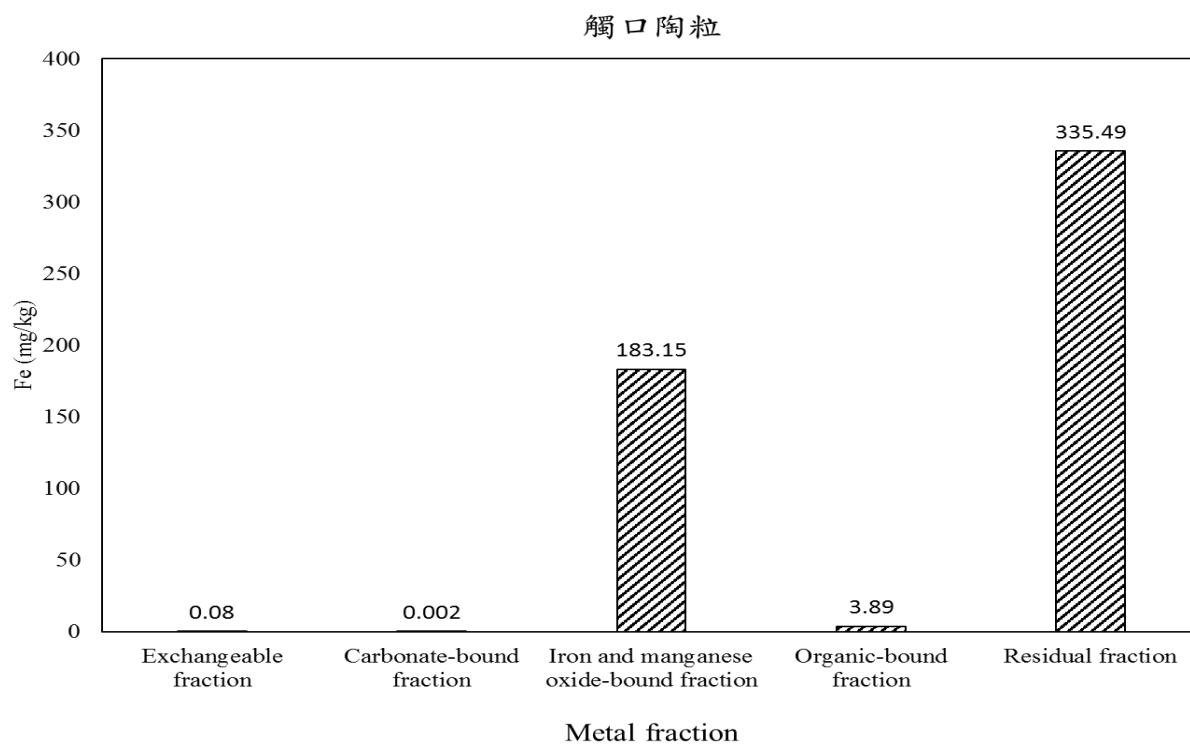


圖 51 觸口陶粒重金屬鐵化學序列萃取實驗數據圖

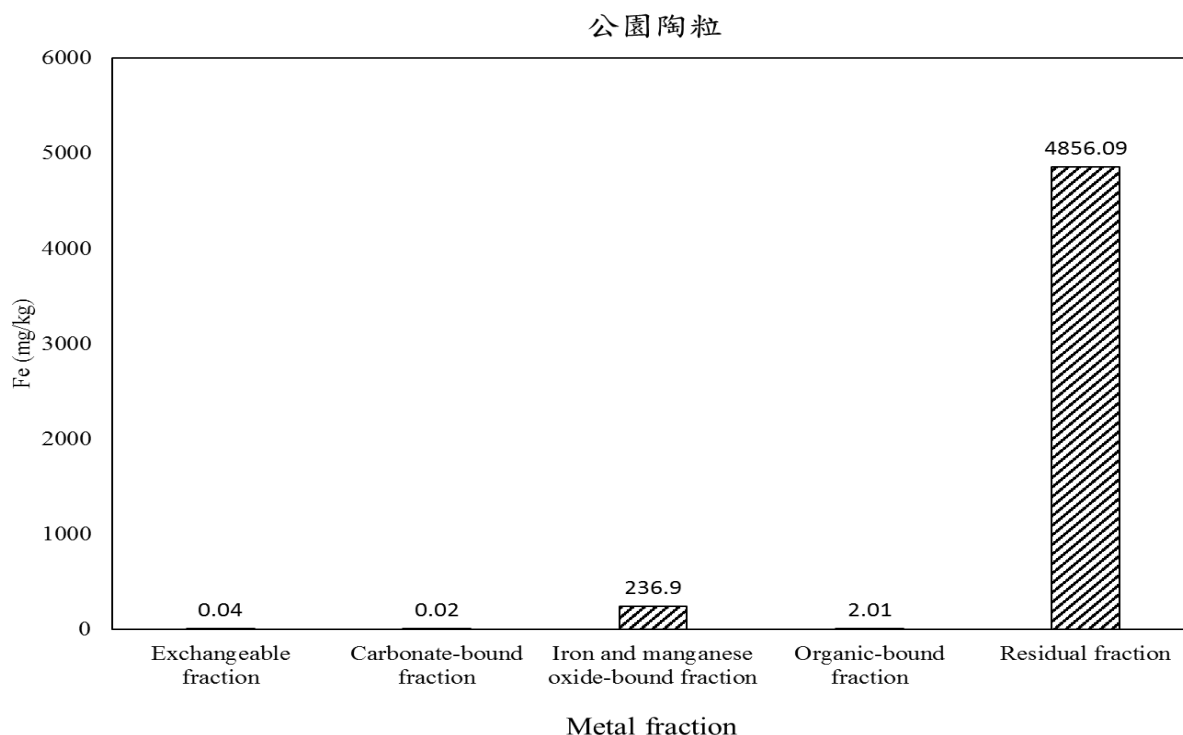


圖 52 公園陶粒重金屬鐵化學序列萃取實驗數據圖

表 15 為重金屬鋅化學序列萃取實驗之數據，圖 53 為水上污泥重金屬鋅化學序列分析，由長條圖中看出鋅度主要存在於有機態和殘留物態，圖 54 為觸口污泥重金屬鋅化學序列分析，由長條圖中看出鋅濃度主要存在於有機態和殘留物態，圖 55 為公園污泥重金屬鋅化學序列分析，由長條圖中看出鋅濃度主要存在於有機態和殘留物態。三種污泥的鋅化學序列分析顯示鋅離子皆處於穩定的狀態。圖 56 為中興陶粒重金屬鋅化學序列分析，由長條圖中看出鋅濃度主要存在於離子交換態、鐵鎂氧化態和殘留物態。圖 57 為水上陶粒重金屬鋅化學序列分析，由長條圖中看出鋅濃度主要存在於鐵鎂氧化態和殘留物態。圖 58 為觸口陶粒重金屬鋅化學序列分析，由長條圖中看出鋅濃度主要存在於鐵鎂氧化態、有機態和殘留物態。圖 59 為公園陶粒重金屬鋅化學序列分析，由長條圖中看出鋅濃度主要存在於殘留物態。重金屬鋅在陶粒的化學序列分析中分布稍嫌雜亂大致坐落於離子交換態、鐵鎂氧化態和殘留物態，但主要還是集中在鐵鎂氧化態和殘留物態，對於污泥來說是相對活潑，但基本上還是處於安定的狀態。跟砷相比則是穩定許多，並沒有受到太多高溫燒結過程的影響。



表 15 重金屬鋅化學序列萃取實驗數據

	Exchangeable fraction	Carbonate-bound fraction	Iron and manganese oxide- bound fraction	Organic-bound fraction	Residual fraction
中興陶粒	6.99	4.22	15.26	4.30	6.56
水上陶粒	1.93	4.92	14.25	4.34	8.94
觸口陶粒	5.87	4.72	18.02	7.70	8.02
公園陶粒	0.62	5.36	18.77	6.79	90.42
水上汙泥	8.88	3.29	20.51	87.60	98.31
觸口汙泥	9.96	4.49	10.66	122.44	108.92
公園汙泥	1.99	4.53	4.47	176.14	153.87
	Exchangeable fraction	Carbonate-bound fraction	Iron and manganese oxide- bound fraction	Organic-bound fraction	Residual fraction
中興陶粒	0.17	0.11	0.38	0.11	0.16
水上陶粒	0.05	0.12	0.36	0.11	0.22
觸口陶粒	0.15	0.12	0.45	0.19	0.20
公園陶粒	0.02	0.13	0.47	0.17	2.26
水上汙泥	0.22	0.08	0.51	2.19	2.46
觸口汙泥	0.25	0.11	0.27	3.06	2.72
公園汙泥	0.05	0.11	0.11	4.40	3.85

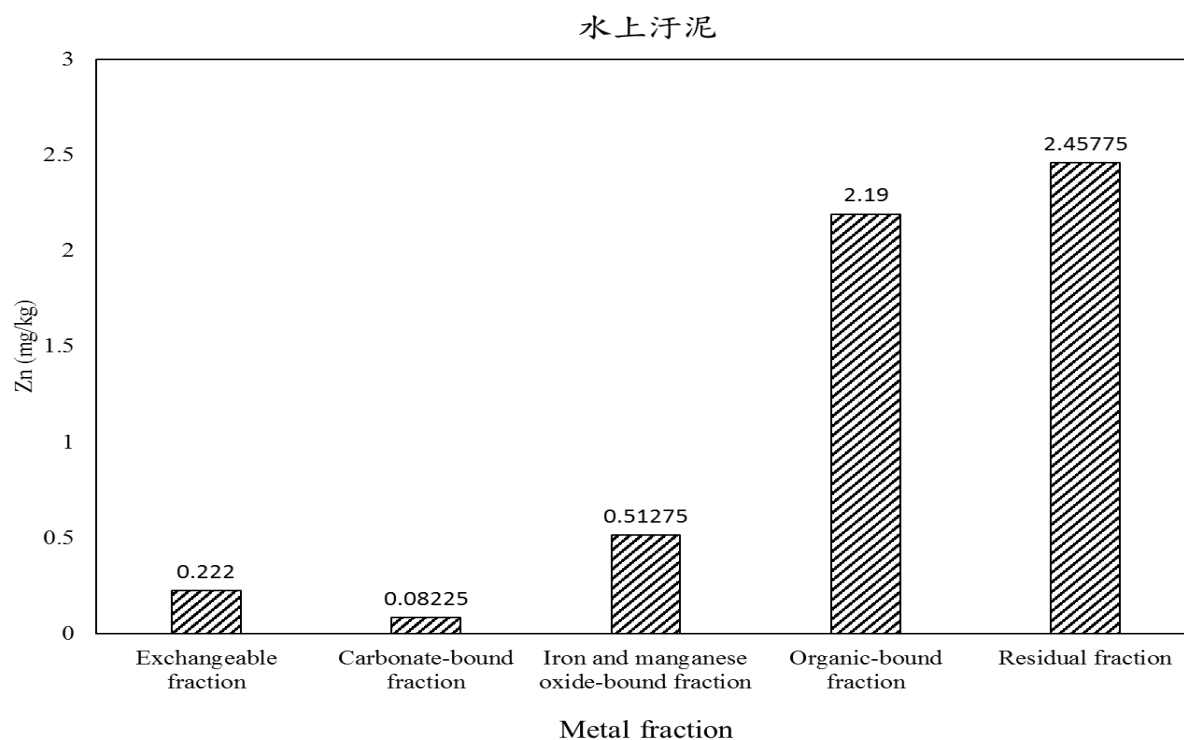


圖 53 水上汙泥重金屬鋅化學序列萃取實驗數據圖

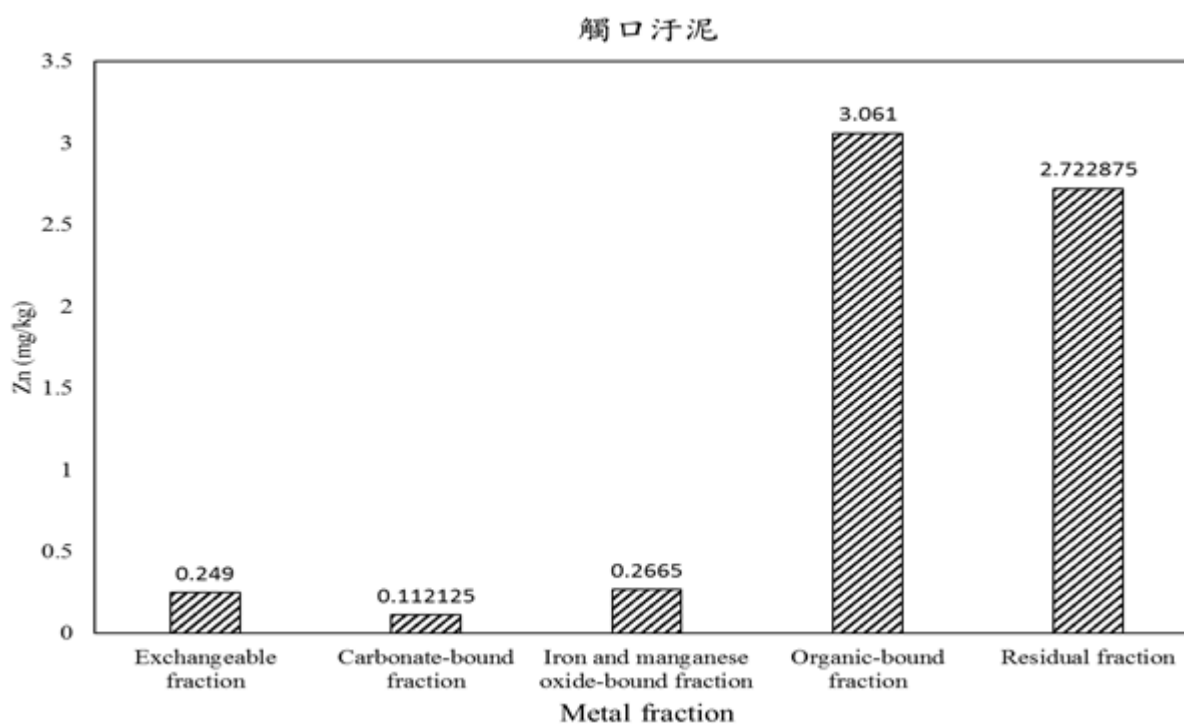


圖 54 觸口汙泥重金屬鋅化學序列萃取實驗數據圖

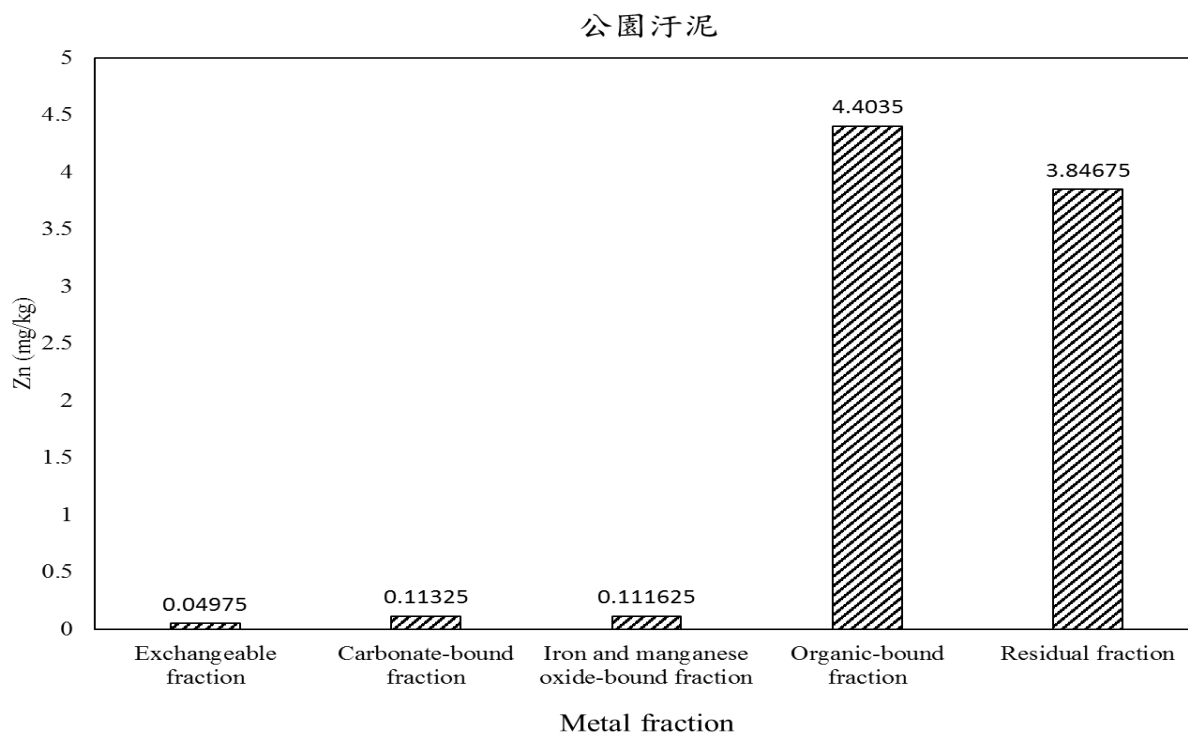


圖 55 公園汙泥重金屬鋅化學序列萃取實驗數據圖

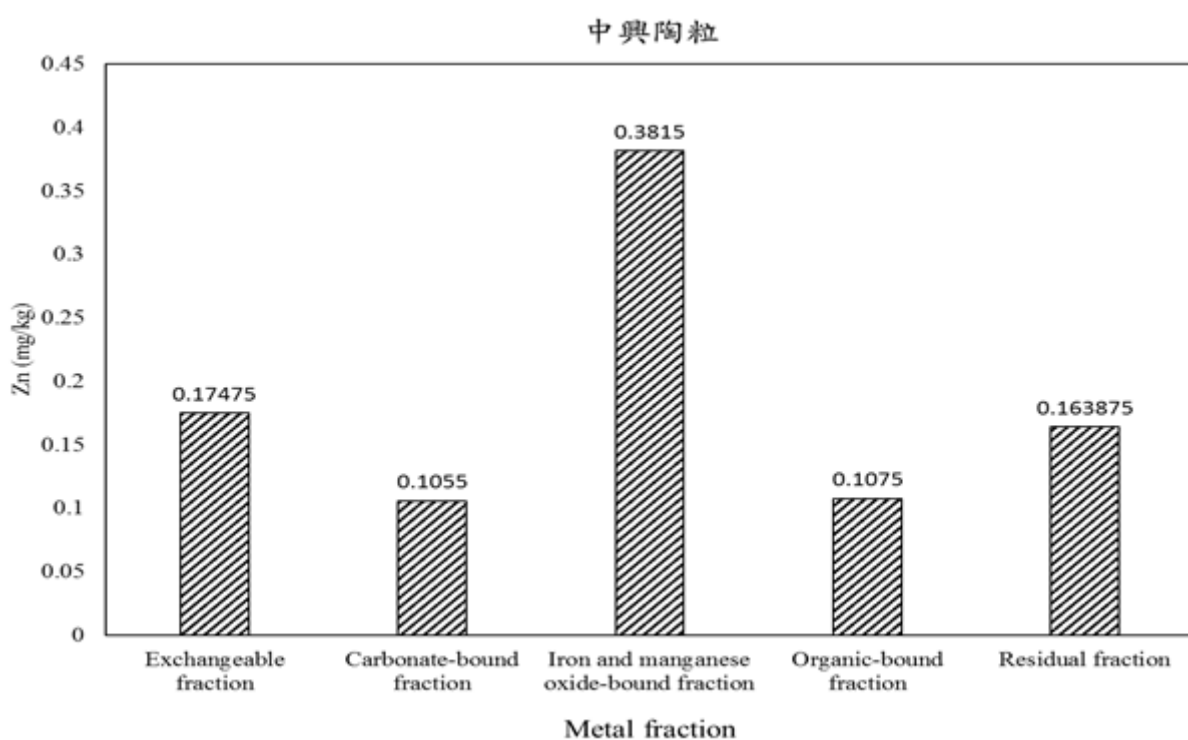


圖 56 中興陶粒重金屬鋅化學序列萃取實驗數據圖

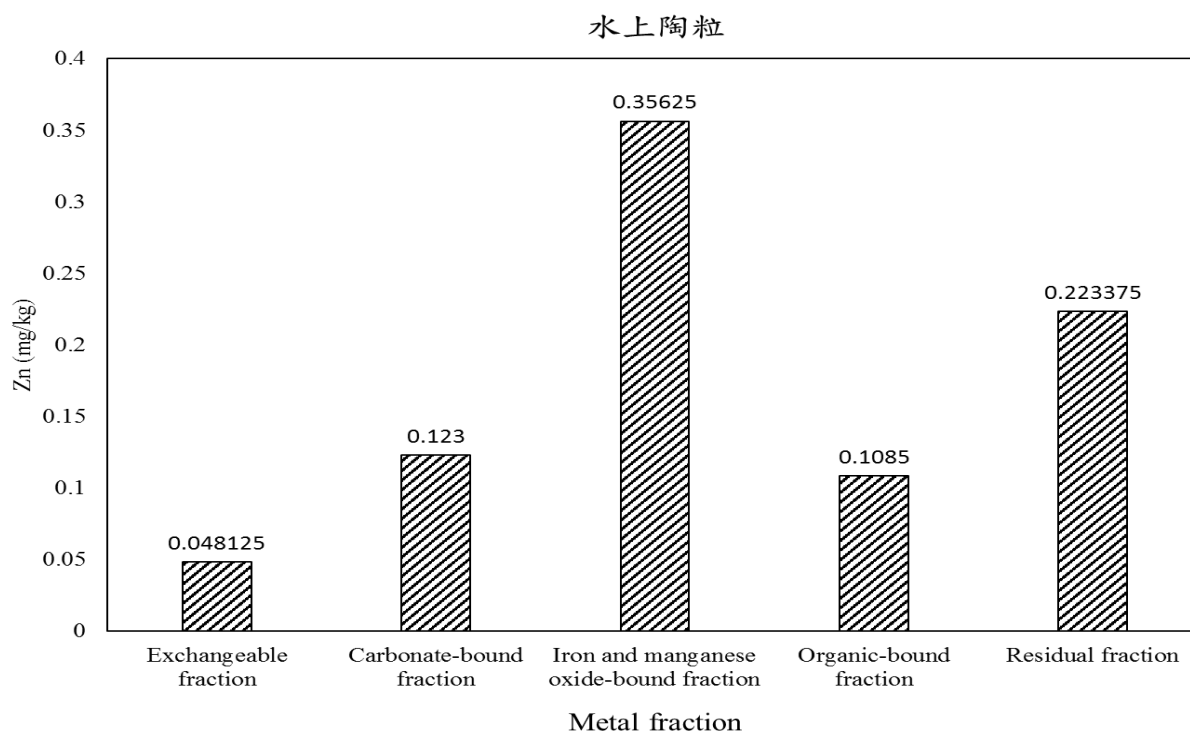


圖 57 水上陶粒重金屬鋅化學序列萃取實驗數據圖

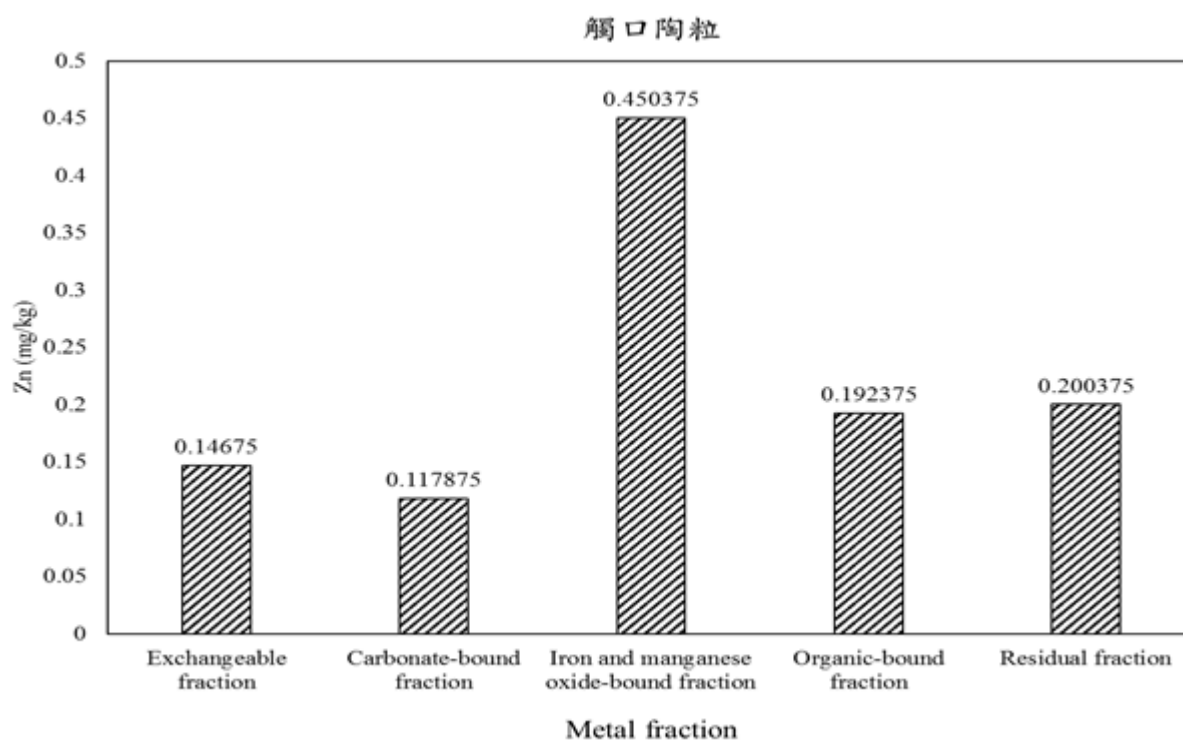


圖 58 觸口陶粒重金屬鋅化學序列萃取實驗數據圖

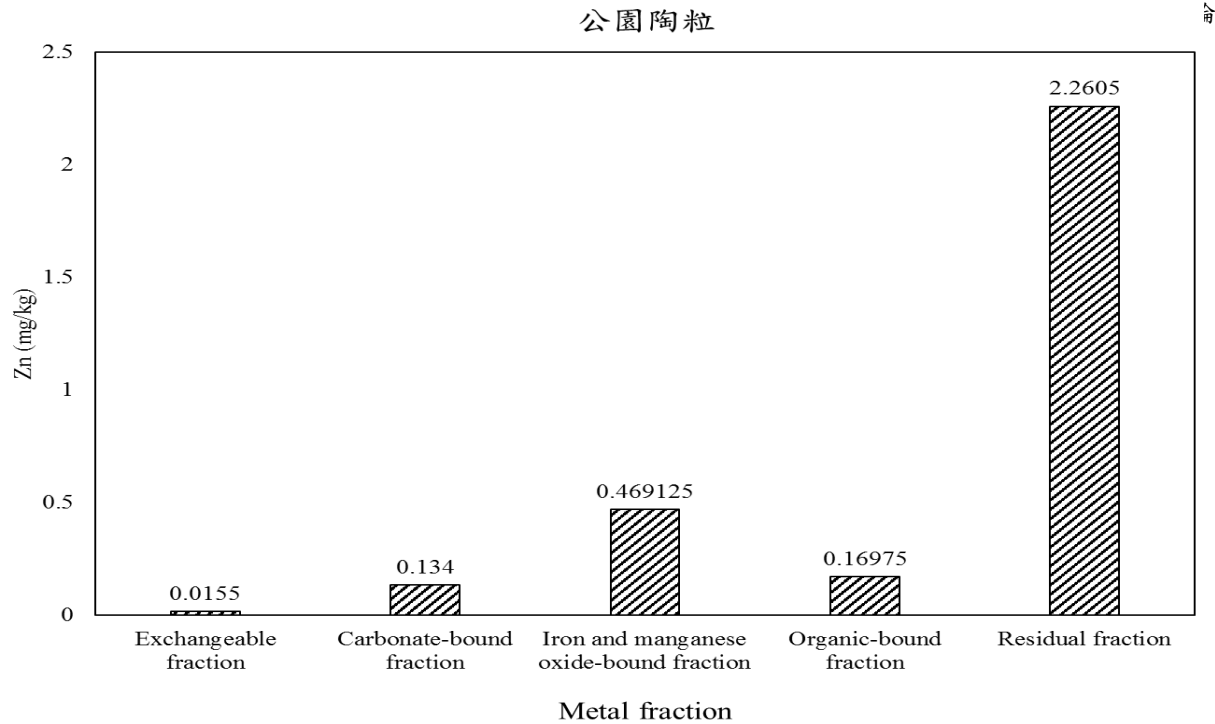


圖 59 公園陶粒重金屬鋅化學序列萃取實驗數據圖

污泥總砷實驗：

本實驗藉由氫氟酸將污泥和陶粒完全溶解以量測其重金屬砷、鐵和鋅的總量，但陶粒因經過高溫燒結，導致無法完全溶解，將溶劑替換為濃硝酸後依然無法改變此狀況。目前已連絡國內檢驗單位進行土壤中重金屬檢測方法--微波輔助王水消化法(S301.60B)/感應耦合電漿原子發射光譜法(M104.02C)，資料將會於修正報告中附上。表 16 為污泥總金屬實驗數據，由圖 60 重金屬砷在中興陶粒的濃度為：5.25 mg/kg 而水上、觸口和公園污泥與陶粒的濃度分別為：25.1 mg/kg、12.8 mg/kg、261 mg/kg、16.0 mg/kg、17.0 mg/kg 和 65.5 mg/kg。在公園陶粒和污泥皆明顯偏高，分別為：65.5 mg/kg 和 261 mg/kg。理論上公園污泥和陶粒的砷濃度應該等量，其中的差異來自於溶劑並無完全將樣本溶解。圖 61 可知重金屬鐵的濃度非常高，在中興陶粒的濃度為：201.57 mg/kg，而水上、觸口和公園污泥與陶粒的鐵濃度分別為：7693.83 mg/kg、7303.66 mg/kg、16922.40 mg/kg、199.08 mg/kg、802.89 mg/kg 和 2935.84 mg/kg，原因是這三座淨水廠皆有使用氯化鐵做為絮凝劑，導致其鐵離子含量上升。圖 62 為鋅的濃度分析圖，在中興陶粒的濃度為：10.92 mg/kg，而水上、觸口和公園污泥與陶粒的鋅濃度分別為：17.95 mg/kg、18.86 mg/kg、19.81 mg/kg、9.87 mg/kg、9.76 mg/kg 和 10.58 mg/kg。



表 16 污泥總金屬實驗數據

	As($\mu\text{g/L}$)	Fe($\mu\text{g/L}$)	Zn($\mu\text{g/L}$)
中興陶粒	5250.43	4031.36	218.35
水上陶粒	16011.37	3981.67	197.3
觸口陶粒	17021.68	16057.73	195.12
公園陶粒	65504.19	58716.76	211.65
水上汙泥	25101.32	153876.63	359.03
觸口汙泥	12811.33	146073.23	377.16
公園汙泥	261084.51	338447.90	396.15
	As(mg/kg)	Fe(mg/kg)	Zn(mg/kg)
中興陶粒	5.25	201.57	10.92
水上陶粒	16	199.08	9.87
觸口陶粒	17	802.89	9.76
公園陶粒	65.5	2935.84	10.58
水上汙泥	25.1	7693.83	17.95
觸口汙泥	12.81	7303.66	18.86
公園汙泥	261.1	16922.40	19.81

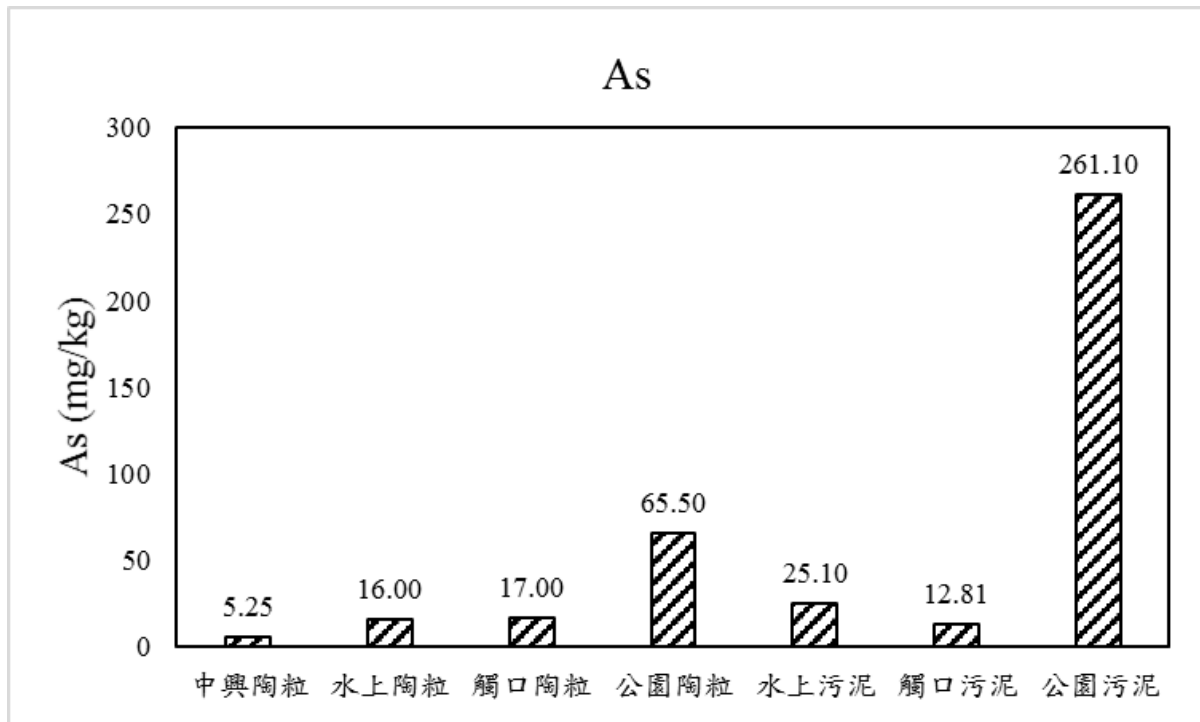


圖 60 污泥總砷實驗長條圖

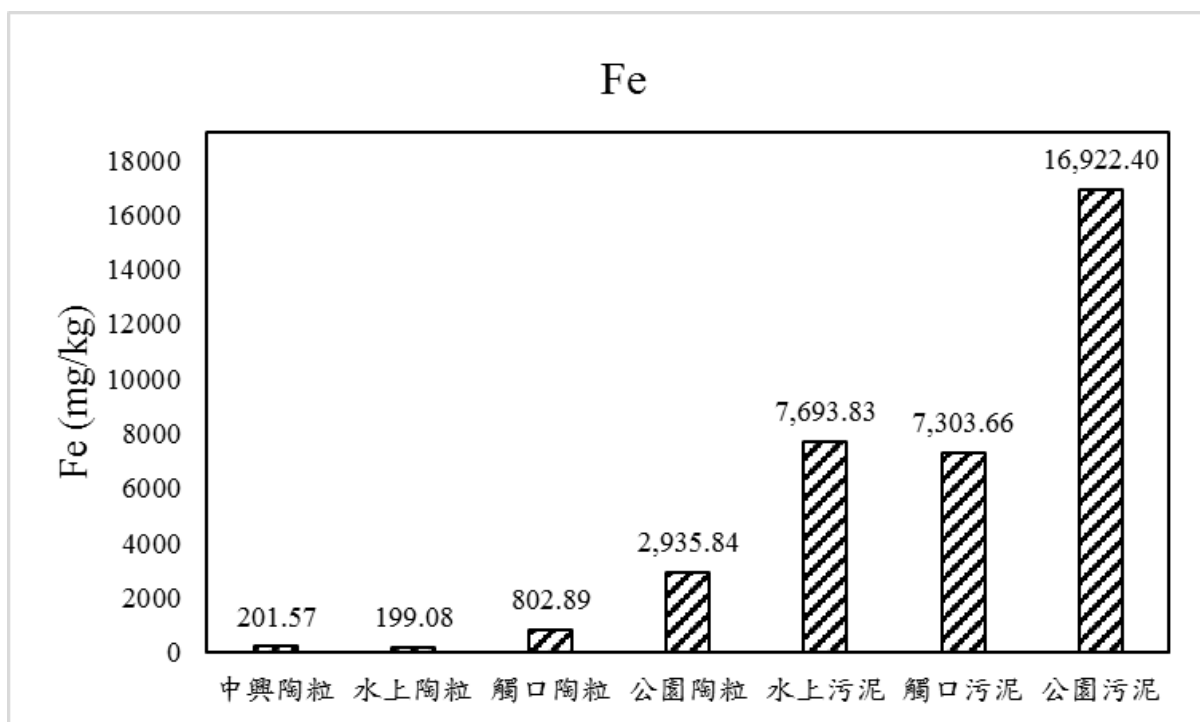


圖 61 污泥總鐵實驗長條圖

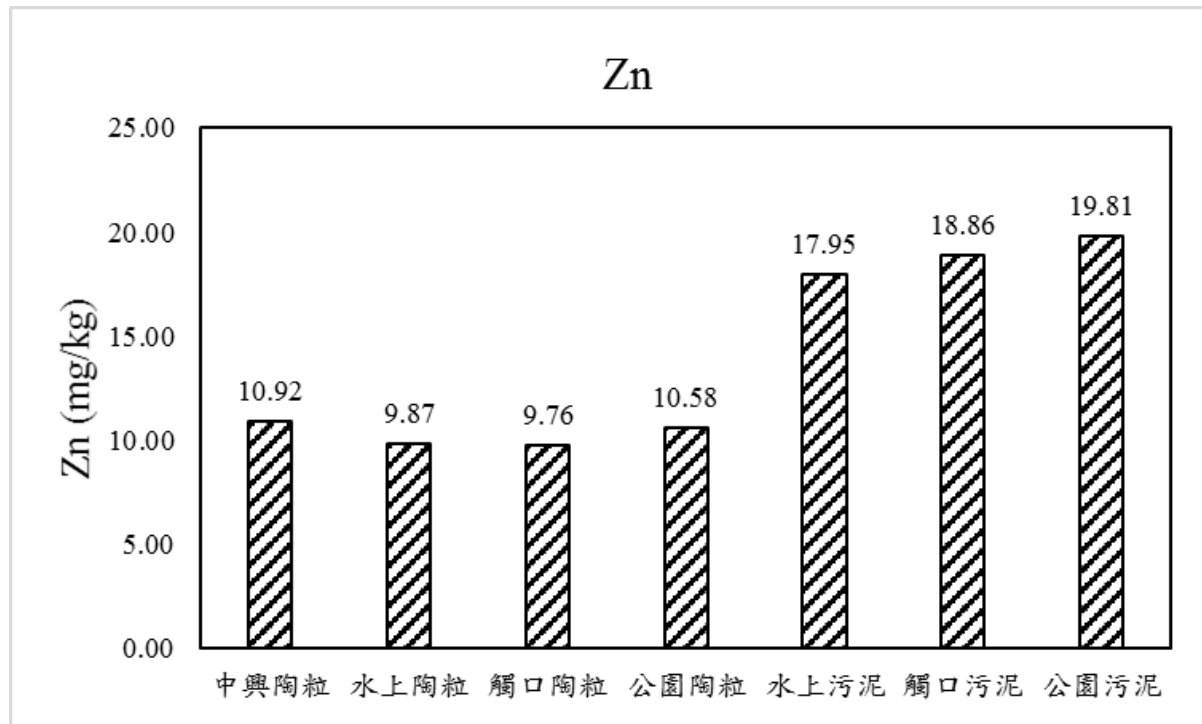


圖 62 污泥總鋅實驗長條圖

5.3.4 微生物降解砷實驗：

本實驗將 *B. pasteurii* 培養後烘乾，與含砷溶液混合，觀測砷濃度隨著時間的變化。表 17 為微生物降解砷實驗中砷濃度隨著時間變化之數據，每 12 小時量測一次，數值分別為：3.31 mg/kg、1.57 mg/kg、1.14 mg/kg、1.3 mg/kg、1.51 mg/kg、1.33 mg/kg 和 1.33 mg/kg。由圖 63 可以發現砷濃度在經過 12 小時後從 3.31 mg/kg 下降至 1.57 mg/kg 有著大幅度的下降，經過 24 小時達到 1.14 mg/kg，而 24 小時後濃度基本上無明顯變化，推斷以達到吸附飽和。表示 *B. pasteurii* 確實可以吸附砷離子，造成砷濃度降低，而吸附的速度在前 12 小時相當迅速，若將來要精確計算細菌吸附砷濃度的速率，建議將實驗總時間修改成前 12 小時，且減少實驗間隔時間。

表 17 微生物降解砷實驗數據

	0 (h)	12 (h)	24 (h)	36 (h)	48 (h)	60 (h)	72 (h)
As (μg/L)	99.41	65.37	43.88	71.92	79.11	83.69	85.72
	0 (h)	12 (h)	24 (h)	36 (h)	48 (h)	60 (h)	72 (h)
As (mg/kg)	3.31	1.57	1.14	1.30	1.51	1.33	1.33

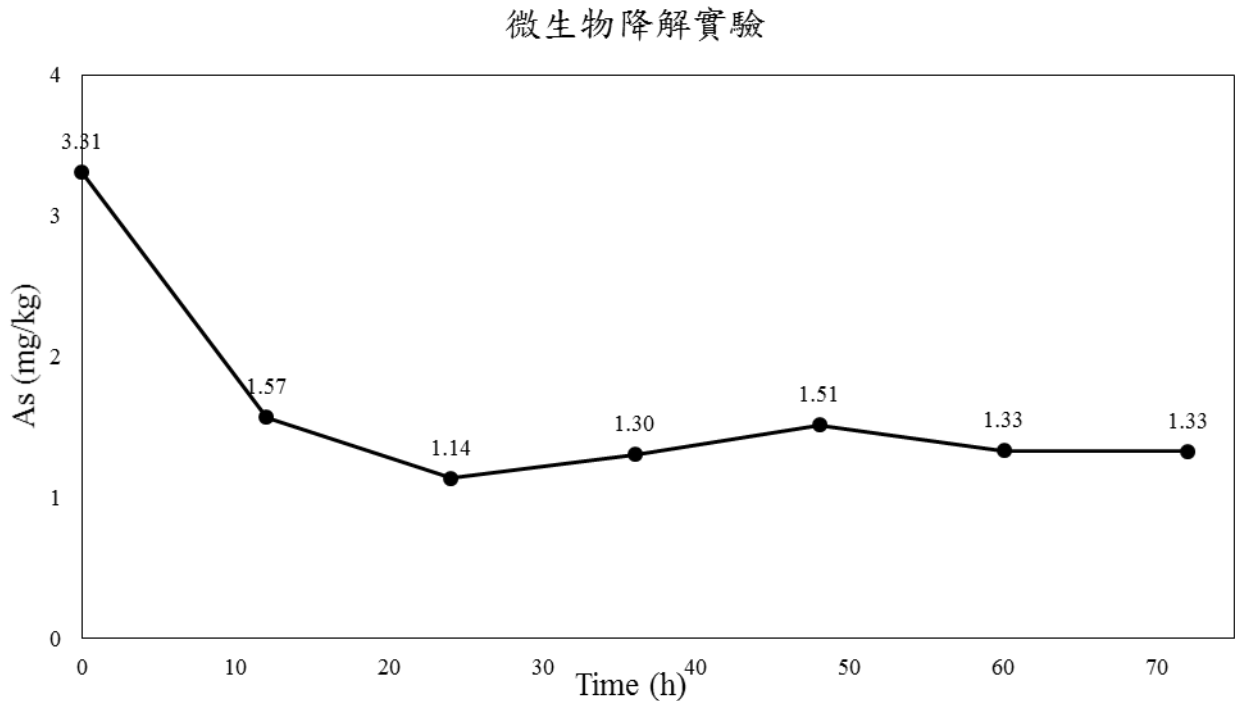


圖 63 微生物降解砷實驗折線圖

5.4 結論：

本實驗在期中報告結果中得知實驗的假設與結果有出入，當含砷地下水進入實驗模擬水箱反應後，可發現樣本中砷濃度不降反升。懷疑是實驗中的陶粒或是細菌產生的反應與預期不符，因此期末報告中進行了五項陶粒、污泥和細菌與砷濃度變化之相關檢測。檢測後所歸納的結果如下：

- 一、 污泥吸附實驗中陶粒在砷濃度 100 ppb 的水溶液中除了對照組：中興陶粒外，三座淨水廠陶粒皆會釋出砷離子，造成砷濃度上升，其中以公園陶粒砷釋出量最高，其水樣在經過 72 小時後砷濃度可達 8.08 mg / kg 超出環檢所標準方法 S310 - 土壤及底泥中砷檢測方法—砷化氫原子吸收光譜法檢測的標準值 5 mg / kg。而三座淨水廠的污泥皆有吸附的狀況，與當初實驗設計構想相符，初步證實污泥經由高溫燒結後，其物理或化學狀態有產生變化，造成砷離子容易在含砷水溶液中釋出。
- 二、 污泥溶出實驗中，本實驗團隊將砷濃度 100 ppb 的水溶液改成去離子水，將陶粒與污泥磨粉後靜置其中，發現跟吸附實驗有相似的結果，且由於本實驗有先將樣本研磨成粉，因此反應加速釋出的砷離子量更多，浸泡公園陶粒的水溶液其砷濃度檢測值在 72 小時後可達 19.59 mg / kg，此實驗結果表明，當



淤泥經過高溫燒結後，放置在一般水溶液中，砷離子也很容易釋出。

- 三、本研究團隊想了解砷在經由高溫燒結後所產生的型態轉變，因此進行了重金屬化學序列萃取實驗分析。實驗結果顯示砷在污泥狀態時為穩定的鐵鎂氧化態和殘留物態，但經過高溫燒結後會轉換成不安定的離子交換態、碳酸鹽態和鐵鎂氧化態。此實驗結果說明了污泥吸附與溶出實驗的結果。
- 四、污泥總砷實驗中，將污泥與陶粒溶於氫氟酸和濃硝酸，由藥劑將樣本完全消化，藉此得到樣本的總砷含量。但污泥經由高溫燒結後其型態轉變，氫氟酸和濃硝酸皆無法完全使其溶解，因此得到了污泥總砷濃度較陶粒高的數據，目前已連絡國內檢驗單位進行土壤中重金屬檢測方法--微波輔助王水消化法 (S301.60 B) / 感應耦合電漿原子發射光譜法 (M104.02 C)，資料將會於修正報告中附上。
- 五、微生物降解砷實驗中，本團隊將乾燥的 *B. pasteurii* 加入砷濃度 100 ppb 的水溶液中，發現砷濃度有下降的趨勢，前 12 小時吸附速率最快，在約 24 小時後達到吸附終點。說明 *B. pasteurii* 的確可以吸附砷離子，與當初實驗設計的假設相符。說明利用 *B. pasteurii* 吸附砷離子的構想是沒有問題的，但污泥經由高溫燒結製作而成的陶粒，砷離子會輕易的釋出水中，目前初步觀測是不適用於地下水的砷吸附。



第 6 章 參考文獻

- [1]Y.B. Sun, Q.X. Zhou, C.Y. Diao, Effects of cadmium and arsenic on growth and metal accumulation of Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L, *Bioresource Technology* 99 (2008) 1103–1110
- [2]Schoof, R.A., Yost, L.J., Eickhoff, J., Crecelius, E.A., Cragin, D.W., Meacher, D.M.,Menzel, D.B., 1999. A market basket survey of inorganic arsenic in food. *Food and Chemical Toxicology* 37, 839e846.
- [3]Y.M. Luo, D.L. Rimmer, Zinc-copper interaction affecting plant growth on ametal-contaminated soil, *Environmental Pollution* 88 (1995) 79–83
- [4]M. Azizur Rahman, H. Hasegawa, Aquatic arsenic: Phytoremediation using floating macrophytes, 2011, *Chemosphere* Volume 83, Issue 5, April 2011, Pages 633–646
- [5]Sarita Tiwari, Bijaya Ketan Sarangi, , Sanjog T. Thul, 2016, Identification of arsenic resistant endophytic bacteria from *Pteris vittata* roots and characterization for arsenic remediation application, *Journal of Environmental Management* Volume 180, Pages 359–365
- [6]Vimal Chandra Pandey, Nandita Singh,2015, Aromatic plants versus arsenic hazards in soils, *Journal of Geochemical Exploration* Volume 157, Pages 77–80
- [7]Wen-Ling Yea, M. Asaduzzaman Khana, Steve P. McGratha, Fang-Jie Zhao, 2011, Phytoremediation of arsenic contaminated paddy soils with *Pteris vittata* markedly reduces arsenic uptake by rice, *Environmental Pollution* Volume 159, Issue 12, Pages 3739–3743
- [8]Watchara Chintakovid, Pornsawan Visoottivisethb, Somkiat Khokiattiwongc, Siriporn Lauengsuchonkulb, 2011, Potential of the hybrid marigolds for arsenic phytoremediation and income generation of remediators in Ron Phibun District, Thailand, *Chemosphere* Volume 70, Issue 8, Pages 1532–1537
- [9]Yue-bing Suna, Qi-xing Zhoua, Wei-tao Liua, Jing Ana, Zhi-Qiang Xua, Lin Wang, 2009, Joint effects of arsenic and cadmium on plant growth and metal bioaccumulation: A potential Cd-hyperaccumulator and As-excluder *Bidens pilosa* L, *Journal of Hazardous Materials* Volume 165, Issues 1–3, Pages 1023–1028



- [10]Sheik, C.S., Mitchell, T.W., Rizvi, F.Z., Rehman, Y., Faisal, M., Hasnain, S.,McInerney, M.J., Krumholz, L.R., 2012. Exposure of soil microbial communities to chromium and arsenic alters their diversity and structure. PLoS One 7,e40059.
- [11]Sheik, C.S., Mitchell, T.W., Rizvi, F.Z., Rehman, Y., Faisal, M., Hasnain, S.,McInerney, M.J., Krumholz, L.R., 2012. Exposure of soil microbial communities to chromium and arsenic alters their diversity and structure. PLoS One 7,e40059.
- [12]Advantages of aeration in arsenic removal and arsenite oxidation by structural Fe(II) hydroxides in aqueous solution(2016) Binbin Shao, Yiyi Guan, ZeyuanTian, Xiaohong Guan, Deli Wu*
- [13]Removal of arsenic from water by zero-valentiron (2005) Sunbaek Bang¹, George P. Korfiatis, XiaoguangMeng*
- [14]Arsenic speciation and uranium concentrations in drinking water supply wells in Northern Greece: correlations with redox indicative parameters and implications for groundwater treatment, (2007)I.A. Katsoyiannis, S.J. Hug, A. Ammann, A. Zikoudi, C. Hatziliontos
- [15]Arsenic species and chemistry in groundwater of southeast Michigan(2002)M.J. Kim, J. Nriagu, S. Haack
- [16]Enhanced As(III)oxidation and removal by combined use of zero valent iron and hydrogen peroxide in aerated waters at neutralpH values(2015)Ioannis A. Katsoyiannis*, Andreas Voegelinb, Anastasios I. Zouboulisa, Stephan J. Hugb
- [17]Fixed-bed column study for As(III) and As(V) removal and recovery by bacterial cells immobilized on Sawdust/MnFe₂O₄ composite(2016) M.S. Podder*, C.B Majumder
- [18]Kinetic, mechanisticandthermodynamicstudiesofremovalofarsenic using *Bacillus arsenicus*MTCC 4380immobilizedonsurfaceofgranular activatedcarbon/MnFe₂O₄ composite(2016)M.S. Podder, C.B.Majumder
- [19]Facile synthesis,characterization of a MnFe₂O₄/activated carbon magnetic composite and its effectiveness intetra- cycline removal (2012) Shao,



- L.,Ren,Z.,Zhang,G.,Chen,L.
- [20]Tolerance and removal of arsenic by a facultative marine fungus *Aspergillus candidus* (2010) Anjana K. Vala *
- [21]Adsorption study using optimised 3D organised mesoporous silica coated with Fe and Al oxides for specific As(III) and As(V) removal from contaminated synthetic groundwater (2014) Yoann Glocheux a, Ahmad B. Albadarina, Jose Galan b, Eghe Oyedoha, Chirangano Mangwandi a, Claire Gerente c, Stephen J. Allen a, Gavin M. Walker a, d
- [22]Adsorptive removal of arsenic from water by an iron–zirconium binary oxide adsorbent (2011) Zongming Ren a, Gaosheng Zhang a, J. Paul Chen b
- [23]Arsenic removal by iron oxide coated sponge: Experimental performance and mathematical models (2010) Tien Vinh Nguyen, Saravanamuthu Vigneswaran*, Huu Hao Ngo, Jaya Kandasamy
- [24]Arsenic removal from real arsenic-bearing groundwater by adsorption on iron-oxide-coated natural rock (IOCNR) (2011) S.K. Maji, Y.-H. Kao, C.-W. Liu*
- [25]Arsenic in geosphere and human diseases-As (2010) Y.-F. Pan, T.-F. Lin, C.-T. Chiou, in: J.-S. Jean, J. Bundschuh, P. Bhattacharya (Eds.),
- [26]Daniel Teclu, George Tivchev, Mark Laing, Mike Wallis, Bioremoval of arsenic species from contaminated waters by sulphate-reducing bacteria, *Water research* 42 (2008) 4885–4893.
- [27]Muslum Altun, Erkan Sahinkaya, Ilknur Durukan, Sema Bektas, Kostas Komnitsas, Arsenic removal in a sulfidogenic fixed-bed column bioreactor, *Journal of Hazardous Materials* 269 (2014) 31–37.
- [28]Dhaval N. Joshi, S.J.S. Flora, Kiran Kalia, *Bacillus* sp. strain DJ-1, potent arsenic hypertolerant bacterium isolated from the industrial effluent of India, *Journal of Hazardous Materials* 166 (2009) 1500–1505.
- [29]P. Mondal, C.B. Majumder, B. Mohanty, Treatment of arsenic contaminated water in a laboratory scale up-flow bio-column reactor, *Journal of Hazardous Materials* 153 (2008) 136–145.



- [30]M.A. Barakat , S. Ismat-Shah, Utilization of anion exchange resin Spectra/Gel for separation of arsenic from water, *Arabian Journal of Chemistry* (2013) 6, 307–311.
- [31]ImdadullahQureshi, Mansoor Ahmed Qazi, Asif Ali Bhatti, ShahabuddinMemon, Sirajuddin, Mustafa Yilmaz, An efficient calix[4]arene appended resin for the removal of arsenic, *Desalination* 278 (2011) 98–104.
- [32]B. An, Z. Fu, Z. Xiong, D. Zhao, A.K. SenGupta, Synthesis and characterization of a new class of polymeric ligand exchangers for selective removal of arsenate from drinking water, *React. Funct. Polym.*, 70 (2010), pp. 497–507.
- [33]Mafalda Pessoa-Lopes, João G. Crespo, SvetlozarVelizarov, Arsenate removal from sulphate-containing water streams by an ion-exchange membrane process, *Separation and Purification Technology* 166 (2016) 125–134.
- [34]S. Song, A. Lopez-Valdivieso, D.J. Hernandez-Campos, C. Peng, M.G. Monroy-Fernandez, I. Razo-Soto, Arsenic removal from high-arsenic water by enhancedcoagulation with ferric ions and coarse calcite, *Water Research* 40 (2006) 364 – 372.
- [35]Harinaivo Anderson Andrianisa, Ayumi Ito, Atsushi Sasaki, JiroAizawa, TeruyukiUmita, Biotransformation of arsenic species by activated sludge and removal of bio-oxidised arsenate from wastewater by coagulation with ferric chloride, *Water rese arch* 42 (2008) 4809–4817.
- [36]Ulrike Feistel, Philipp Otter, Sylvie Kunz, Thomas Grischek, Jörg Feller, Field tests of a small pilot plant for the removal of arsenic ingroundwater using coagulation and filtering, *Journal of Water Process Engineering* 14 (2016) 77–85.
- [37]<http://www.who.int/inf-fs/en/fact210.html>
- [38]<http://nehrc.nhri.org.tw/toxic/>，國家環境毒物研究中心
- [39]Rashid, M. H., Mridha, A. K. Arsenic contamination in groundwater in Bangladesh. 24th WEDC Conference, Sanitation and Water for All, Islamabad, Pakistan. 1998, pp 166-165
- [40]Meng, X., Korfiatis, GP. Bang, S. and Bang, KW. Combined effects of anions on



- arsenic removal by iron hydroxides. *Toxicol Lett*, 133: 103 –111, 2002
- [41]胡啟章 電化學原理與方法 2002
- [42]M. Brezina, P. Zuman, *Polarography in Medicine, Biochemistry and Pharmacy*, Interscience, NY, 1958, p. 883.
- [43]P. Zuman, I.M. Kotloff (Eds.), *Progress in Polarography*, Interscience, New York, 1962, pp. 1–2.
- [44]P. Zuman, L. Meites, I M. Kotloff (Eds.), *Progress in Polarography*, Interscience, New York, 1972, p. 3.
- [45]D.J. Myers, J. Osteryoung, *Anal. Chem.* 45 (1973) 267.
- [46]Sharma, P. *Anal. Sci.*, 1995, 11, 261.
- [47]Reyes-Salas, E. O.; Dosal-Gomez, M. A.; Barcelo-Quintal, M. H.; Manzanilla-Cano, J. A. *Anal. Letts.*, 2002, 35, 12.
- [48]P. Sharma, S. Sangneria, C. Rawat, *Chem. Environ. Res.* 2 (1993)95.
- [49]P. Sharma, *Anal. Sci.* 11 (1995) 261.
- [50]E.O. Reyes-Salas, M.A. Dosal-Gomez, M.H. Barcelo-Quintal, J.A. Manzanilla-Cano, *Anal. Lett.* 35 (2002) 123.
- [51]deloju, S. B.; Young, T. M.; Jagner, D.; Batley, G. E. *Anal. Chim. Acta*, 1999, 381, 207.
- [52]Biosensors for Inorganic and Organic Arsenicals
- [53]Electrochemical biosensing platforms using platinum nanoparticles and carbon nanotubes
- [54]L.F. Trushina, A.A. Kaplin, *Z. Anal. Khim.* 25 (1970) 1616.
- [55]A.A. Kaplin, N.A. Veits, A.G. Stromberg, *Z. Anal. Khim.* 28 (1973) 2192.
- [56]G. Forsberg, J.W. O’Laughlin, R.G. Megargle, S.R. Koirtiyahann, *Anal. Chem.* 47 (1975) 1586.



- [57]U. Greulach, G. Henze, *Anal. Chim. Acta* 306 (1995) 217.
- [58]T. Navratil, M. Kopanica, J. Krista, *Chemia Analityczna* 48 (2003)265.
- [59]Dai, X.; Nekrassova, O.; Hyde, M. E.; Compton, R. G. *Anal. Chem.*,2004, 76, 5924.
- [60]Determination of As(III) by anodic stripping voltammetry using a lateral gold electrode: Experimental conditions, electron transfer and monitoring of electrode surface
- [61]Method development for the determination of arsenic by sequential injection/anodic stripping voltammetry using long-lasting gold-modified screen-printed carbon electrode
- [62]Chang, T.K., et al., Geostatistical analysis of soil arsenic content in taiwan. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 1999. 34(7): p. 1485-1501.
- [63]Kar, S., et al., Arsenic in the water–soil–plant system and the potential health risks in the coastal part of Chianan Plain, Southwestern Taiwan. *Journal of Asian Earth Sciences*, 2013. 77: p. 295-302.
- [64]Sheng-Chi Lin, F.-J.Z., Wen-Dar Huang, Guey-Shin Shyu, Pei-Hsuan Yao, Tsun-Kuo Chang The Relationship between Arsenic Species in Paddy Soils and Arsenic Content of Rice Tissues at Guandu Plain *Journal of Taiwan Agricultural Engineering* 2008. 54.
- [65]Electrochemical detection of trace amount of arsenic(III) at glassy carbon electrode modified with cobalt oxide nanoparticles
- [66]Electrochemical Detection of trace amount of Arsenic (III) at Glassy Carbon Electrode modified with Au/Fe₃O₄ Nanocomposites
- [67] Kazi Farzana Akter, Gary Owens, David E. Davey, and Ravi Naidu. Arsenic Speciation and Toxicity in Biological Systems, 2005, *Rev Environ Contam Toxicol* 184:97–149.



**行政院環境保護署土壤及地下水污染整治基金管理會
土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案**

107 年度專案成果績效自評表

一、專案基本資料

填表日期：107 年 06 月 11 日

專案性質	☒ 實驗性質 ☐ 非實驗性質	專案類別	☒ 研究專案 ☐ 模場試驗
研究主題	☐ 調查 ☒ 整治 ☐ 其他		
申請機構系所	國立中正大學地球與環境科學系	計畫主持人	陳建易 教授
專案名稱	微生物固定化之地下水除砷技術之研究		
專案執行期程	☐ 申請階段 ☒ 期中 ☐ 期末		

二、成果績效自評

「計畫總預估數」應與計畫審查核定值相符，請執行單位依實際達成之量化成果填寫於「結案達成數」欄位中。（僅模場試驗類型專案需填寫工作進度達成數）

（一）學術面

項目		目標達成程度	申請 預估 數	工作進 度達成 數	期中 達成數	期末 達成數	結案 達成率	備註 (說明未達成原因 或學術產出發 表名稱)
A 學術 產出 及 活動	1.國內投稿 (篇數)	(1)論文						
		(2)研討會論文	3			3	100	
	2.國外投稿 (篇數)	(1)期刊論文	1			1	100	
		(2)研討會論文						
	3.報告 (篇數)	(1)技術報告						
		(2)研究報告	2		1	1	100	期中報告、期末報告
	4.專著 (本數)							
	5.辦理學術 會議(場數)	(1)研討/說明會						
		(2)成果發表會						
		(3)論壇						
B 人才 培育	6.研發改良 技術(項數)	(1)已開發技術						
		(2)技術平台						
	7.研發人員 (人數)	(1)碩士	2		2		100	
		(2)博士	2		1		100	
	8.研究團隊 (個數)	(1)跨領域團隊	1		1		100	
		(2)跨機構團隊	1		1		100	
		(3)形成研究中心						
		(4)形成實驗室						



目標達成程度		申請 預估 數	工作進 度達成 數	期中 達成數	期末 達成數	結案 達成率	備註 (說明未達成原因 或學術產出發 表名稱)
項目							
9.其他指標 (請自行命名)	(請自填)						

(二) 產業面

目標達成程度			申請 預估數	工作進 度達成 數	期中 達成數	期末 達成數	結案 達成率	備註 (說明未達成原因或專 利、技術轉移相關詳細資 料)
項目								
A 智慧 財產 權	1.專利 (件數)	已核准	發明					
			新型/設計					
			合計					
		申請中	發明					
			新型/設計					
			合計					
B 研 發 技 術 轉 移	2.先期技術 成果移轉	件數						
		授權金(仟元)						
		衍生利益金(仟元)						
	3.技術移轉 (專利)	件數						
		授權金(仟元)						
		衍生利益金(仟元)						
	4.技術移轉 (應用技術)	件數						
		授權金(仟元)						
		衍生利益金(仟元)						
	5.可移轉 產業技術	(1)技術(件數)						
		(2)品種/系(件數)						
C 產 學 研 合 作	6.促成合作 研究	件數						
		金額(仟元)						
	7.促成投資	件數						
		投資金額(仟元)						
	8.促成取得 業界科專	件數						
		業界投資金額(仟元)						



目標達成程度 項目		申請 預估數	工作進 度達成 數	期中 達成數	期末 達成數	結案 達成率	備註 (說明未達成原因或專 利、技術轉移相關詳細資 料)
9.其他指標 (請自行命名)	(請自填)						



(三) 政策面

項目		目標達成程度	申請預估數	工作進度達成數	期中達成數	期末達成數	結案達成率	備註 (說明未達成原因或其他詳細資料)
A 服務 便民	1.技術服務	次數						
		收入(仟元)						
	2.諮詢服務	次數						
		收入(仟元)						
B 支 援 合 作	3.協助政府制定 (件數)	(1)政策						
		(2)法規						
		(3)規範						
		(4)標準						
D 社 會 效 益	4.獲得認證(件數)							
	5.獲得獎項(件數)							
	6.提升能源效率(%)							
	7.節能減碳效率(%)							
8.其他指標 (請自行命名)		(請自填)						

三、請依學術成就、技術創新、經濟效益、社會影響等方面，評估研究成果對現況或本署之學術或應用價值。（簡述成果所代表之意義、價值、影響或進一步發展之可能性，500字為限）

本計畫構想製備的氧化鐵/細菌填充之孔隙性陶粒，預期可以透過氧化鐵吸附作用，及微生物固化作用，達到含砷地下水的整治目的。透過實驗室規模的處理箱模型，探討氧化鐵吸附作用，與微生物固化作用對於含砷水樣的砷吸附模式，並放大規模，作為現地模場試驗的依據。

學術研究方面，鐵氧化物與生物吸附皆為處理砷之技術，但並無結合兩者優點之文獻研究，本計畫結合兩者之優點製作出生物污泥陶粒，期望可達到更好之吸附效果。技術創新方面，新型陶粒吸附材料的開發與效能測試結果，作為含砷地下水的砷去除技術核心，以及陶粒砷之脫附、再生與後續處理建議方案。經濟效益方面，回收淨水廠之廢棄污泥作為吸附骨材之材料，可以大幅減少成本與終端產品之售價，提高產品接受度，使本計畫更具實現性。而社會影響方面，研究成果可輸出遭受砷毒害國家，這些集中在東南亞、西印與孟加拉等地，受砷的困擾飲水問題，全球受影響人口，超過一億人，更顯示本計畫之重要性。

本計畫執行的成果，包含新型陶粒吸附材料的開發與效能測試結果，作為含



砷地下水的砷去除技術核心，以及陶粒砷脫附、再生與後續處理建議方案。除砷成分之去除外，本計畫開發的陶粒材料也可能透過相同的吸附、固化作用同時處理其他重金屬污染，可作為地下水污染整治技術之參考。