



行政院環境保護署

112 年度土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案

基於生物瀝取與深度學習之孔隙堵塞解決方 案研究

期末報告(定稿)

主 辦 單 位：  行政院環境保護署
專案執行單位： 國立臺灣大學／生物環境系統工程學系
專案主持人： 蔡瑞彬 副教授
專案執行期間： 112 年 12 月 15 日起至
113 年 11 月 29 日止

中 華 民 國 113 年 12 月 印製



專案名稱 基於生物瀝取與深度學習之孔隙堵塞解決方案研究
主持人 蔡瑞彬 副教授
期末報告(定稿)



一、專案基本資料表

申請編號：

(由本署填寫)

專案性質	☒ 實驗性質 ☐ 非實驗性質		專案技術編碼	LAB - R - R - C1 - M (如非實驗性質含氣溶劑之生物整治模場為 NLAB-S-R-C1-B，填寫請參考附件 1-4)	
專案類別(單選)	☐ 先導型 ☒ 研究型 ☐ 模場型		研究主題	☒ 整治 ☒ 調查 ☐ 政策類或其他	
申請機構系所	台灣大學生物環境系統工程學系				
機構地址	台北市 106 羅斯福路四段一號五號館生工系				
專案主持人	蔡瑞彬	職等／職稱	副教授		
協同主持人	張良正	職等／職稱	教授		
協同主持人	蕭友晉	職等／職稱	助理教授		
專案名稱	中文	基於生物瀝取與深度學習之孔隙堵塞解決方案研究			
	英文	Study on the solution of pore-clogging based on bioleaching and deep learning			
	關鍵字	pore-clogging, bioleaching, deep learning, hydraulic tomography, Fenton reagent			
執行期程	自民國 112 年 12 月 5 日起至民國 113 年 11 月 29 日止				
專案主持人	姓名：蔡瑞彬	E-mail：jptsai@ntu.edu.tw	專線：02-33663458 手機：0911224352		
專/兼任人員	姓名：柯炳薰	E-mail：B07602025@ntu.edu.tw	專線：02-33663470 手機：0965813360		
經費分析總表 (僅模場試驗專案需填寫兩年度金額)	專案預估總經費		第一年申請經費	第二年申請經費	編列說明
	1.	人事費用	553,225		(1~5 項相加之 50%為限)
	2.	設備使用含維護費	98,178		(與計畫實驗相關)
	3.	耗材與主要費用	248,866		(與計畫主體相關)
	4.	其它研究相關費用	21,131		(含差旅與租賃費用)
	5.	行政管理費	162,600		(1~5 項相加之 15%為限)
	6.	自籌款	0		(申請單位自行籌備款項)
	申請補助經費(1~5 項)		1,084,000		總金額：1,084,000
	計畫總經費(1~6 項)		1,084,000		總金額：1,084,000

說明：

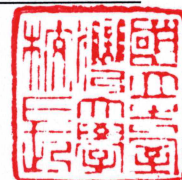
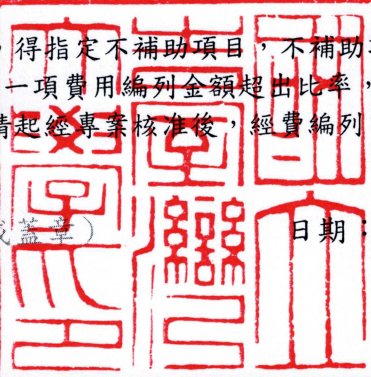
1. 本署以部份補助為原則，得指定不補助項目，不補助項目應為自籌款項，應自行核銷不得申請。
2. 非實驗性質之專案，若第一項費用編列金額超出比率，須於申請公文內向本署說明，俾利審查。
3. 補助專案經費編列自申請起經專案核准後，經費編列中各項費用單價與需求只可減少與下修。

專案主持人：



(簽名或蓋章)

日期：113 / 12 / 05





土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案

112 年度專案成果績效自評表

二、成果績效自評表：「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欄位中。

(一) 學術面

目標達成程度			申請 預估數	期中 達成數	成果 達成數	結案後半年 達成率	備註 (說明未達成 原因或學術產 出發表名稱)
項目							
A 學術產 出及活 動	1.國內投稿 (篇數)	(1)論文	0				
		(2)研討會論文	1	1	1		
	2.國外投稿 (篇數)	(1)期刊論文	1	1	1		
		(2)國際研討會 論文發表	1	1	1		
	3.報告 (篇數)	(1)技術報告	0				
		(2)研究報告	0				
	4.專著(本數)		0				
	5.辦理學術 會議(場數)	(1)研討/說明會	0				
		(2)成果發表會	0				
		(3)論壇	0				
	6.研發改良 技術(項數)	(1)已開發技術	0				
		(2)技術平台	0				
	7.技術獎項(項數)		0				
B 人才 培育	8.研發人員 (人數)	(1)碩士	4	4	4		
		(2)博士	0	0	0		
	9.研究團隊 (個數)	(1)跨領域團隊	1	1	1		
		(2)跨機構團隊	0	0	0		
		(3)形成研究中 心	0	0	0		
		(4)形成實驗室	0	0	0		
10.其他指標 (請自行命名)		(請自填)					



(二) 產業面

項目 \ 目標達成程度				申請 預估數	期中 達成數	成果 達成數	結案後半年 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)
A 智慧財產權	1.專利 (件數)	已核准	發明	0	0	0		
			新型/設計	0	0	0		
			合計	0	0	0		
		申請中	發明	0	0	0		
			新型/設計	0	0	0		
			合計	0	0	0		
B 研發技術轉移	2.先期技術 成果移轉	件數		0	0	0		
		授權金(仟元)		0	0	0		
		衍 生 利 益 金 (仟元)		0	0	0		
	3.技術移轉 (專利)	件數		0	0	0		
		授權金(仟元)		0	0	0		
		衍生利益金 (仟元)		0	0	0		
	4.技術移轉 (應用技術)	件數		0	0	0		
		授權金(仟元)		0	0	0		
		衍 生 利 益 金 (仟元)		0	0	0		
	5.可移轉 產業技術	(1)技術(件數)		0	0	0		
(2)品種/系 (件數)		0	0	0				
C 產學研 合作	6.促成合作 研究	件數		0	0	0		
		金額(仟元)		0	0	0		
	7.促成投資	件數		0	0	0		
		投資金額 (仟元)		0	0	0		
	8.促成取得 業界科專	件數		0	0	0		
		業界投資金額 (仟元)		0	0	0		
9.其他指標 (請自行命名)		(請自填)						



(三) 政策面

目標達成程度			申請預估數	期中達成數	成果達成數	結案後半年達成率	備註 (說明未達成原因或其他詳細資料)
項目							
A 服務 便民	1.技術服務	次數	0	0	0		
		收入(仟元)	0	0	0		
	2.諮詢服務	次數	0	0	0		
		收入(仟元)	0	0	0		
B 政策 推動	3.協助政府推動 (件數)	(1)政策	0	0	0		
		(2)法規	0	0	0		
C 技術 效益	4.整治技術提升(%)		0	0	0		
	5.整治成本降低(%)		0	0	0		
	6.提升能源效率(%)		0	0	0		
7.其他指標 (請自行命名)		(請自填)					

三、請依前述學術面、產業面、政策面等預期量化成果，具體敘明研究成果對本署政策推動之助益。(200 字為限)

學術面(如國內外研討會、期刊投稿件數、或人才培育碩博士生說明)
1.已完成投稿國際頂尖期刊 Water Resources Research 1 篇 2.參與國際研討會發表論文 1 篇。 3.得第 26 屆水利工程研討會學生論文競賽-第三名、第十五屆地下水資源及水質保護研討會及臺灣地下水資源暨水文地質學會年會學生論文競賽-優等 4.培育 4 名碩士生。
產業面(如合作研發產業、申請專利、洽談技術移轉廠商件數說明)
1.研究成果未來將可與產業界洽談合作開發新型生物瀝取灌注藥劑。
政策面(如整治費用降低、特定污染物整治效益提升、或提供政府作為監測/管制標準、污核、場址管理等政策及法規研訂之參考)
1.提出鐵沉澱之溶解配方，務實改善現地藥劑傳輸技術，降低灌注所需能量，減少耗電量。 2.增進孔隙透水性，對藥劑傳輸距離與範圍有正面的助益。



環境部環境管理署「土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案」

☐構想書 ☒申請計畫書 ☐期中報告

☐修正計畫書 ☐期末報告 審查意見回覆對照表

計畫年度	112 年度	計畫類型	☐ 先導型 ☒ 研究型 ☐ 模場型
計畫類別	☐ 調查 ☒ 整治 ☐ 其他	主持人：蔡瑞彬 NO：R1	
計畫名稱	基於生物瀝取與深度學習之孔隙堵塞解決方案研究		
審查意見		執行單位回覆	
委員一 - 本研究設置砂箱之土壤質地係模擬何種地質？其孔隙不同將影響阻塞情形，及研究成果後續適用場所。 - 本研究預計使用生物刺激去除孔隙沉澱，內文僅針對 pH 進行控制，試問該生物除 pH 外，有否其他限制因子？ - 附件 8-29 研究預期效益，除論文成果外，建議可針對實驗結果及未來展望進行撰寫。(目前位在：附件 8-29) - 附件 8-30 甘特圖，請將期中及期末報告納入工作項目，以利管控進度。(目前位在：附件 8-29)		- 感謝委員指教。本研究選擇砂質土壤作為砂箱的孔隙介質材質。砂質土壤以其較高的孔隙尺寸，這種結構特點使得水分、污染物以及化學整治藥劑的傳輸和流動速度相對較快。因此發生堵塞後，透過水力掃描即可呈現出明顯的 K 值變化。相比之下，孔隙率較低的土壤，例如粘土和粉土，其 K 值本來即較低，發生堵塞後，其變異較不顯著，因此考量實驗需求，本研究採用砂質土壤執行試驗。 本研究目的主要在於探討孔隙堵塞與溶解的機制，並透過砂箱試驗來驗證。雖然土壤孔隙大小不同，但形成沉澱的機制相同，故此機制可發生在不同粒徑組成的土壤，因此本研究的研究成果將可應用在不同的土壤條件，此推論未來將可於下一階段模場計畫驗證。 此部分說明已補於附件 8-29。 - 感謝委員指教。於其他環境限制因子面向，T. C. Eisele 與 K. L. Gabby(2013)的評論文章中闡述鐵還原微生物在自然環境中廣泛分布，指出不同物種對生長條件有著各自的最適需求。該文章進一步指出，在 pH 值調節之外，還有其他幾項關鍵環境因素能夠促進鐵還原性生物的金屬瀝取效能，包括：(1)排除氧氣，通常通過將含鐵礦物、土壤浸沒在水中，避免與空氣接觸以實現；(2)增加有機物的可用性，作為電子供體，推薦物質為富含氧原子的有機分子，如本研究中選用的檸檬酸和乳酸即屬之範疇；(3)確保有充足的 Fe(III)作為電子受體，同時降低其他競爭性電子受體（如硝酸鹽、錳或硫酸鹽）的可用	



	性；(4)保持溫度在適中(Moderate)至低(low)範圍：適中溫度條件能促進微生物的生長；偏溫則是有助於在較高的 pH 範圍內維持 Fe(II)的穩定性。 此部分說明已補於 附件 8-10。 3. 感謝委員指教。此部分已補於 附件 8-29。 4. 遵照辦理。
委員二 1. 將以水力掃描技術掃描砂箱三維 K 場的時序變化，直接量化孔隙發生沉澱(強氧化劑灌注導致孔隙沉澱)與溶解後的 K 值。請說明此技術與過去執行土基會計畫的成果差異？ 2. 另提出生物瀝取的方式溶解孔隙沉澱，如何將其灌注至阻塞區達到溶解孔隙沉澱的目的以達到預期的成效也應說明。	1. 感謝委員指教。水力掃描技術的核心功能維持不變，本研究的創新之處在於融合了時序 (Time-lapsed) 概念，即在相同地點於不同時間點進行水力掃描試驗。此方法旨在檢測各時間點下，砂箱的三維水力參數場，通過對比不同時間的參數場觀察地層透水性質的演變。因此與前期以開發井下多深度感測器為主的計畫方向不同。 此部分說明已補於 附件 8-11~12。 2. 感謝委員指教。本研究砂箱試驗預計通過同一灌注點，將引起沉澱的芬頓試劑和用於溶解鐵沉澱的有機物質注入砂箱，從而促使兩者接觸，達到溶解沉澱物的目標。在現地應用中，本團隊可利用推估之三維 K 場進行流場模擬，預測溶解藥劑是否可抵達堵塞區域，若否，則可以再次調整灌注位置或深度，並預測其傳輸途徑，如此程序反覆操作，直到模擬結果顯示藥劑可抵達堵塞位置為止。 此部分說明已補於 附件 8-26。
委員三 1. 計畫中擬將砂箱控制成厭氧狀態，然後又注入氧化劑，中間彼此如何影響，建議多探討。 2. 有機酸注入，溶解度高、傳輸速度快，對於微生物應用上，建議比較與傳統較大分子量之有機物，其優缺點，以提供後續應用之參考。	1. 感謝委員指教。在試驗的初步階段，本研究透過將土壤介質完全浸泡於水中，並利用不透氣的帆布封閉砂箱的開放面，以減少土壤表層與大氣接觸，從而營造出厭氧環境。此厭氧條件的設置，主要目的是為了促使土壤中的鐵質溶解於水中；因為在缺氧的狀態下，鐵元素部分會轉化為溶解態，進入水體。隨後，實驗注入氧化劑—芬頓試劑，芬頓試劑的加入將促使溶於水中的鐵再次氧化並形成沉澱物，而這些鐵成分的來源主要有二：一是芬頓試劑本身，即過氧化氫加上螯合鐵的水溶液；二是來自於試驗初期所營造的厭氧環境中自然存在的鐵質。因此，初期所創建的厭氧狀態不僅有助於增加沉澱物的生成，也使



得此過程的觀察與理解更加貼近實際污染現場的情況，從而提高了整體實驗的應用價值與現地適用性。

此部分說明已補於附件 8-20(厭氧狀態營造)及 8-26(注入氧化劑影響)。

2. 感謝委員指教。選擇適合的有機物作為碳源對於提高微生物量及其作用成效至關重要。有機物依其分子量可分為大分子量和小分子量有機物，兩者在微生物應用上各有優缺點。

大分子量有機物優點：

1.較長的代謝途徑：需要在微生物體內經過多步酶解和代謝過程才能被轉化為能量或生長所需的小分子，這些代謝途徑可以促進特定微生物所需代謝產物的產生。

2.多樣性與複雜性：多樣性和結構複雜性可能有助於培養多樣化的微生物群落，這對於生態系統的健康和穩定性是有益的。

大分子量有機物缺點：

1.轉化效率低：因需要在微生物體內經過一系列的降解，這一過程可能較慢且效率較低，使使用高分子量有機物的成效不佳

2.預處理需求：在某些情況下，需要對大分子量有機物進行物理或化學預處理，以提高其生物可利用性，這可能會增加成本和處理難度；

小分子有機物優點：

1.高溶解度與快速吸收：小分子有機物如糖和有機酸具有較高的溶解度，可以被微生物迅速吸收和利用，提高微生物生物量及功能效率。

2.較容易控制：使用小分子有機物作為碳源，其濃度和供應容易控制，有助於控制試驗過程。

小分子有機物缺點：

1.成本問題：儘管小分子有機物的轉化效率較高，但是它們的採購成本可能較大分子有機物高。

2.較低的持續供應能力：由於小分子量有機物易於快速代謝，它們可能無法提供長期的碳源供給，這可能會影響微生物群落的穩定性和多樣性。



	雖然大分子與小分子有機物各自具有優勢與局限，本研究計畫在時間上受限，預定於一年內完成，且具有實驗性質。其主要目標是探討孔隙堵塞的現象是否會發生、如何解決堵塞問題、及使用有機物作為生物瀝取過程中的碳源是否有效，因而選擇作用較為迅速之小分子有機酸。由於計畫的時限與目標範圍的限制，本研究無法對所有相關環境因素進行全面性的評估。未來，本研究希望能對這些潛在因素進行更為廣泛的分析。 此部分說明已補於附件 8-24。
委員四 1. 主持人近三年發表 6 件 SCI 相關文章，且研究成果具有重要貢獻，與協同主持人曾執行 3 件補助計畫，其中兩件為兩年期模場試驗計畫。又曾執行國科會相關研究計畫，足以勝任本研究計畫。 2. 執行團隊在土壤地下水模場試驗及監測技術有經驗，足以勝任本研究。 3. 本研究擬以砂箱試驗搭配水力掃描進行小分子有機酸的鐵溶解效能測試。研究成果未來將可有效協助釐清藥劑灌注後的三維 K 場動態變化，輔助評估去除孔隙沉澱的可能方案，增加灌注藥劑的傳輸距離，提升藥劑與污染團接觸的機會，強化污染整治效率，研究方法與步驟具體詳盡。 4. 本研究預估之成果績效貢獻包括學術產出國內外期刊、國外研討會各一篇、人才培育碩士 4 人、跨領域團隊 1 個。 5. 研究成果未來將可有效協助釐清藥劑灌注後的三維 K 場動態變化，輔助評估去除孔隙沉澱的可能方案，增加灌注藥劑的傳輸距離，提升藥劑與污染團接觸的機會，強化污染整治效率。	1. 感謝委員意見。 2. 感謝委員意見。 3. 感謝委員意見。 4. 感謝委員意見。 5. 感謝委員意見。
委員五 1. 如何建立 Fe(II)與 Fe(III)的濃度變化指標，請留意分析產生的誤差。	感謝委員指教。 在液態—水體 Fe(II)濃度量測部分是以分光光度法(Spectrophotometry)執行；而在固態—砂體總鐵濃度量測則是以感應耦合電漿光學發射光譜法(ICP-OES)進行，前者可分別量測水體中可溶性 Fe(II)及 Fe(III)濃度；後者則僅量測砂體總鐵(Fe(III)+Fe(II))含量。沉澱之固態鐵的溶解會使砂體的總鐵濃度下降；而隨之水體的總鐵



	濃度會上升。為了避免文字混淆，在後續的分析及討論說明會留意是針對水體或是土體的量測結果進行說明。 在進行分析時，本研究將盡可能降低誤差：對於分光光度計分析，會確保在採樣後盡可能迅速測量水樣中的溶解態鐵含量，以準確反映實際鐵濃度。對於 ICP-OES 分析，考慮到採樣後孔隙水可能含有鐵成分，本研究將盡量通過離心方法排除孔隙水。儘管無法完全排除所有殘留水分，但考量到砂體中固體的鐵含量遠高於液態相中的鐵含量，因此殘留水分中的鐵對於 ICP-OES 總鐵量測結果的影響有限。 此部分說明已補於附件 8-26。
委員六 1. 改良式 Fenton ISCO 產生之 K 值改變除了因 Fe 沉澱(本研究擬探討及改善)，還有 H_2O_2 分解成 O_2，形成之 O_2 氣泡阻塞土壤微孔隙。三維 K 場動態變化是否能區分 2 者?建議實驗數據討論時宜釐清。 2. 添加有機酸，促進鐵還原菌將 Fe 還原成溶解性鐵，若效果達成，雖然解決 Fe 沉澱阻塞，但宜釐清 K 值恢復之後，後續是改採厭氧分解還是再次使用 ISCO?若是再次使用 ISCO，添加有機酸產生之厭氧狀態可能改變 ISCO 效率(例如需要更多氧化劑、微生物阻塞等等)，建議列入實驗觀察。	1. 感謝委員指教。在芬頓反應過程中，除了會形成鐵沉澱物之外，亦會產生 O_2，這兩種產物均有可能滯留於孔隙結構中，為了盡量避免砂箱實驗中有氧氣的介入，本研究採取了以下數個策略：首先，選用砂作為孔隙介質，考量到砂粒具有較大的平均孔隙徑，從而使氣體較不易在其中積聚；其次，選用低濃度的芬頓試劑，透過初步的注入試驗，尋找一個能夠產生適量沉澱而不會過量生成氧氣的適宜濃度；再者，儘管存在氧氣生成且暫留於砂質孔隙介質中，這部分氧氣會逐步向上逸出，或逐漸溶解於水中，或被微生物所利用；最後，若氣體依然殘留，本研究將透過重複的水力掃描來評估孔隙介質 K 場變化，因為如前所述，氣體將隨時間緩慢消散，透過連續掃描，本研究可以對比初始階段由氣體和沉澱物共同造成的孔隙阻塞情形與後期 K 場逐漸穩定，僅剩沉澱物所致孔隙阻塞的狀態。 2. 感謝委員指教。在成功促使鐵還原菌將固態 Fe 轉化為溶解態 Fe，從而有效解決鐵質沉澱所引起的堵塞問題，並進而恢復地下水 K 場後，倘若仍檢測到殘餘污染物，可以再次進行 ISCO，因為先前孔隙堵塞已溶解，使得後續的化學藥劑灌注過程更為順暢。若不先處理由 Fe 沉澱物導致的堵塞，不僅灌注作業本身會遭遇重大阻礙，即便 此部分說明已補於附件 8-26。



	灌注得以強行進行，藥劑的傳輸也可能因沉澱物的阻礙而變得難以預測，導致治理成效不佳。因此，溶解鐵沉澱物後，將有助於 ISCO 的灌注。 此部分說明已補於 附件 8-26。
委員七 1. 計畫書內容詳實。	感謝委員指教。
委員八 1. 計畫主持人及本研究執行團隊的學術研究能力佳，足以勝任本研究。主持人及本研究執行團隊近五年的研究績效佳。 2. 本研究對國內土壤及地下水污染整治的推動有貢獻。 3. 本研究書撰寫具體完整，計畫書中已經說明本研究的執行方式。部分已知結果(文獻與實場)的實驗設計建議可以簡化，例如 Fenton 反應所致的阻塞…等等的試驗。 4. 計畫書所述的構想建議將未來的實務操作性也列入規畫，才具有實務應用潛力。例如還原環境下鐵細菌的生長速率是否具實務應用性?建議評估。 5. 計畫執行期限合理，也已經說明預期的研究成果。	1. 感謝委員意見。 2. 感謝委員意見。 3. 感謝委員意見。 4. 感謝委員意見。本研究主要探討生物瀝取溶解三價鐵沉澱的可行性，未來在下一階段會將鐵還原菌生長速率變化列入評估。 5. 感謝委員意見。
委員九 1. 人事費: 1. 主持人費編列 12 個月，請以計畫執行期程 11 個月進行編列。 2. 兼任人員 6*6,000 元=36,000 元，與小計 30,000 元金額不符，請確認。 2. 設備費: 1. 設備使用含維護費加總為 99,800 元，與計畫書 100,000 元金額不一致，另為註明合計費用，請確認。 2. 搭配顯示卡之 CPU 與主機板說明項目寫反，請確認。 3. 編列電腦相關設備（如 CPU 顯示卡、主機板）請 5 年折舊基準攤提。 3. 耗材費:器材租賃(如高精度流量計、皮安培計)，請以計畫執行期程 11 個月進行編列，並請編列至設備使用維護費。	1. 感謝委員指教，已訂正。 2. 感謝委員指教，已訂正。 3. 感謝委員指教，已訂正。



環境部環境管理署「土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案」

☐構想書 ☐申請計畫書 ☐期中報告

☐修正計畫書 ☒成果報告 審查意見回覆對照表

計畫年度	112 年度	計畫類型	☐ 先導型 ☒ 研究型 ☐ 模場型
計畫類別	☐ 調查 ☒ 整治 ☐ 其他	主持人：蔡瑞彬 NO：C2	
計畫名稱	基於生物瀝取與深度學習之孔隙堵塞解決方案研究		
審查意見		執行單位回覆	
委員一 1. 有關本專案基本資料表中的經費分析總表，說明人事費用應以申請補助經費(1~5 項)之 50% 為限，而本計畫申請補助經費為 1,084,000 元，人事經費應低於 542,000 元，惟本表人事經費為 593,400 元，已超過上限，故請修正。 2. 請於報告中加入甘特圖，以利確認計畫進度。 3. 建議於報告中補充說明後續研究發展及技術可精進之方向。		1. 遵照辦理。 2. 遵照辦理，已補充於第八章。 3. 遵照辦理，已補充於建議事項。	
委員二 1. 建議宜提供相關使用藥劑與傳統化學氧化方法之成本效益差異之分析，以利瞭解本計畫方法之經濟效益為何。 2. 本計畫是否分析後續應如何提升去除孔隙沉澱之效率，建議宜於結論與建議中說明。 3. 有關本計畫結論 7.檸檬酸灌注後，因為微生物的作用會產生二氧化碳，本研究利用灌注冰水處理，可以有效排除孔隙中的二氧化碳，恢復孔隙的透水性，然內文中似乎並未說明有關冰水排除孔隙中的二氧化碳之相關數據，建議宜增加說明。 4. 本計畫透過砂箱試驗模擬現地化學氧化功能，結果顯示檸檬酸能有效去除因芬頓試劑產生的鐵沉澱物，從而消除孔隙堵塞，對於未來土壤地下水污染整治有著相當助益。		1. 本計畫主要目的在於測試是否可利用生物瀝取的方式，去除因為傳統化學氧化法所產生之孔隙堵塞，而非要取代傳統化學氧化法。試驗成果說明本研究提出之生物瀝取方式可有效去除孔隙沉澱，恢復孔隙之透水性。 2. 根據文獻生物瀝取的效率與 pH 值與碳源有關，如果能與特定有機酸錯合，則可提升沉澱物（如三價鐵）溶解度，增加生物瀝取的效率。但孔隙溶解效率並未隨著有機酸濃度的增加而上升，僅需一定程度之濃度即可（如一倍當量）。另外，微生物活性與溫度有關，因此未來可進一步嘗試不同濃度與溫度條件下，生物瀝取與孔隙沉澱溶解效能之關係。 3. 遵照辦理。詳見 5.6 節。 4. 感謝委員意見。	



委員三 1. 在微生物應用方面，本研究選擇作用較為迅速之小分子有機酸，請說明如何平衡小分子有機物高成本和較低持續供應能力，以實現經濟且持續之微生物培養。 2. 本研究以修正型芬頓藥劑產生孔隙沉澱，請確認是否能提高 Fe(II)和 Fe(III)之循環使用效率，以降低藥劑使用成本和維持良好之污染物去除效果。 3. 本研究以生物刺激方法所去除之孔隙沉澱物，其反應後產物是否有利用價值？ 4. 頁次 7 如本研究中選用的檸檬酸和「孔酸」即屬之範疇。其中之「孔酸」應改為乳酸。 5. 因甲醇分子量小且結構簡單，容易被微生物有效使用，因此在廢水生物處理系統中，在碳源不足情況下，常額外添加甲醇以解決此問題。而在成本評估方面，甲醇比該研究所使用之檸檬酸和乳酸便宜，建議增加說明不使用甲醇作為生物瀝取之碳源添加物之理由。	1. 本研究未來期望能利用到一些像是農業的有機廢棄物，如糖蜜等來做為碳源，同時減低農業廢棄物問題。然而，本計畫為前導實驗，所以保守起見先從檸檬酸開始進行研究。 2. 沉澱物還原後的產物理論上為還原的二價鐵，可以再回到反應系統做為 EDTA 螯合鐵的原料，若反應如推測，應可減少藥劑使用。 3. 沉澱物還原後的產物理論上為還原的二價鐵，可以再回到反應系統做為 EDTA 螯合鐵的原料，若反應如推測，應可減少藥劑使用。 4. 已修正。 5. 因為甲醇分子量較小，怕應用於實際場域時，甲醇易溶於水而被地下水帶走，不容易留在原處。此外，甲醇易揮發，因此灌注過程易有損耗。因此在綜合考量下，本研究選擇以檸檬酸作為碳源。
委員四 1. P45 有關微生物監測的方法與微生物種類應有詳細說明。 2. 應針對堵塞解決方案進行說明。	1. 本計畫規劃執行期間，考慮計畫時程，先針對鐵環原菌進行總量分析，以確認是否生物刺激方法可增加鐵環原菌總量，未來若有延續性計畫將針對菌種進行分析。 2. 本研究試驗成果說明以芬頓藥劑一倍當量的檸檬酸灌注，即可有效進行生物瀝取，去除芬頓藥劑所產生之孔隙堵塞。已加入摘要與結論中。



摘要

現地化學氧化法是處理土壤與地下水有機污染物的常用方法之一，但整治過程中常遭遇孔隙堵塞問題，導致藥劑傳輸受阻，進而降低整治效果。為探討此問題並提出可行解決方案，本研究利用砂箱試驗模擬現地化學氧化（ISCO）整治工程，重現孔隙堵塞現象，並通過有機酸灌注促進生物瀝取機制去除沉澱物。本研究選用芬頓試劑作為 ISCO 藥劑，檸檬酸作為有機酸。透過時序水力掃描（Time-lapsed Hydraulic Tomography, TLHT），本研究評估了孔隙介質在沉澱物生成與移除過程中的透水性變化，並模擬相應的流場變化，以量化孔隙堵塞與溶解對地下水參數和流場的影響。砂箱中的鐵離子變化由分光光度計測量溶解態鐵含量，沉澱態鐵含量則通過 ICP-OES 測量，而微生物總量則透過 DNA 萃取進行測定。研究結果顯示，TLHT 成功量化了芬頓試劑灌注後的孔隙堵塞效應，以及檸檬酸溶解沉澱物對水力傳導係數（K 值）的影響。K 值與土壤鐵沉澱物濃度呈線性關係，因此 TLHT 可作為量化孔隙堵塞的重要工具。研究成果顯示，未添加檸檬酸的組別，K 值平均變化小於 2%，添加一倍當量檸檬酸組別 K 場平均上升 11.43%、添加五倍檸檬酸組別 K 場平均上升 13.21%。由水體總鐵濃度可知，添加檸檬酸組別的平均值 51.48 ppm，是未添加檸檬酸組 8.50ppm 的 6 倍，顯示檸檬酸能促使砂箱中的砂體溶出鐵至水中。另外由 DNA 濃度萃取結果可知，塞階段 DNA 的平均濃度為 $0.73\text{ng}/\mu\text{l}$ 、而溶解階段的平均濃度為 $2.86\text{ng}/\mu\text{l}$ ，DNA 核酸的濃度增加至 3.92 倍。研究結果證實，TLHT 可量化整治場址的三維透水性演變，並證明生物瀝取在溶解鐵沉澱物方面的有效性，提供了一種創新且具有參考價值的解決方案。最後，本研究建議可以修正型芬頓試劑的濃度為參考，取一倍當量的檸檬酸施行生物瀝取，可去除大部分的三價鐵孔隙堵塞。



Abstract

In-situ chemical oxidation (ISCO) is one of the common methods for treating organic contaminants in soil and groundwater. However, pore-clogging during the remediation process often obstructs reagent transport, reducing the overall treatment effectiveness. To investigate this issue and propose viable solutions, this study utilized sandbox experiments to simulate ISCO remediation projects, recreating the phenomenon of pore clogging. Organic acid flushing was employed to promote a bioleaching mechanism for precipitate removal. Fenton's reagent was used as the ISCO reagent, and citric acid was selected as the organic acid. Through Time-lapsed Hydraulic Tomography (TLHT), this study assessed the permeability changes of the porous medium during the formation and removal of precipitates. It simulated the corresponding flow field changes to quantify the effects of pore-clogging and dissolution on groundwater parameters and the flow field. Iron content in the sandbox was measured using spectrophotometry for dissolved iron and ICP-OES for precipitated iron, while total microbial content was determined through DNA extraction.

The results showed that TLHT successfully quantified the pore-clogging effects after Fenton reagent injection and the impact of citric acid on precipitate dissolution and hydraulic conductivity (K values). A linear relationship was found between K values and soil iron precipitate concentrations, demonstrating that TLHT is an essential tool for quantifying pore clogging. The study also revealed that in the group without citric acid, the average change in K values was less than 2%, while the K field increased by 11.43% in the group with a one-equivalent dose of citric acid and by 13.21% in the group with a five-equivalent dose. The total iron concentration in water was 51.48 ppm in the citric acid group, six times higher than the 8.50 ppm in the non-citric acid group, indicating that citric acid facilitated iron dissolution from the sand. Additionally, DNA extraction results showed an average DNA concentration of 0.73 ng/ μ l during the clogging stage and 2.86 ng/ μ l during the dissolution stage, representing a 3.92-fold increase. These findings confirm that TLHT can quantify the three-dimensional permeability evolution at remediation sites and demonstrate the effectiveness of bioleaching in dissolving iron precipitates, offering an innovative and valuable reference solution.



目錄

(一)前言	1
(二)研究目的	3
(三)文獻探討	5
(四)研究方法與過程	8
4.1 研究流程	8
4.1.1 以砂箱試驗驗證孔隙沉澱與生物刺激之可行性	8
4.1.2 測試提升生物刺激效率之有機酸配方	8
4.1.3 砂箱高精度觀測系統建置	9
4.1.4 建立水力掃描神經網路(HT-NN)	9
4.2 研究方法	10
4.2.1 水力掃描理論	10
4.2.2 水力掃描理論結合深度學習神經網路：HT-NN	11
4.2.3 ICP OES	12
4.2.4 分光光度法	12
4.2.5 脫鐵菌檢測	13
4.2.6 脫鐵菌還原 Fe(III)理論說明	13
4.3 試驗規劃	14
4.3.1 砂箱試驗系統建置	15
4.3.2 水力掃描施作規劃	17
4.3.3 砂箱之地下水流模式與 HT-NN 建置	17
4.3.4 芬頓藥劑灌注試驗規劃	18



4.3.5 有機酸濃度與鐵還原效能關係分析	18
4.3.6 有機酸灌注試驗規劃(生物刺激試驗)	19
4.3.7 溶解效能指標	19
(五)研究成果	20
5.1 實驗系統設計	20
5.1.1 砂箱容器與孔隙介質	20
5.1.2 觀測系統	23
5.1.3 灌注系統	25
5.1.4 壓克力固定支架	28
5.2 砂箱安裝	29
5.3 水力掃描神經網路的訓練與測試	31
5.3.1 模型訓練與驗證	32
5.3.2 HT-NN 與 SLE 水力掃描結果比較	33
5.4 芬頓試劑沉澱測試	34
5.5 孔隙阻塞穩定測試	36
5.6 生物瀝取過程之二氧化碳排除	37
5.7 水力掃描施作	38
5.8 水力掃描數據	39
5.9 數值模式建置	41
5.10 沉澱態鐵量測	42
5.11 溶解態鐵量測	44
5.12 微生物總量量測	45
5.13 各階段 K 場說明	46
5.13.1 三維 K 場分析	46
5.13.2 K 場橫切面分析	48
5.13.3 K 場演變彙整分析	54
5.14 各階段 K 場變化率分析	55



5.14.1 三維 K 場變化率分析	55
5.14.2 K 場變化率橫切面分析	58
5.14.3 K 場變化率彙整分析	64
(六)討論與分析	65
6.1 芬頓試劑灌注對於 K 場的影響	65
6.2 堵塞與溶解階段各分層 K 場變化	66
6.3 檸檬酸對於鐵沉澱物溶解效能的比較	68
6.4 溶解效能—三階段 K 場比較	69
6.5 K 場對於水力性質的影響	69
(七)結論與建議	76
7.1 結論	76
7.2 建議	77
(八) 研究進度及預期完成之工作項目（甘特圖）	78
(九)參考文獻	80



圖次

圖 1 污染場址水文地質參數場時序變化圖。綠色代表相對低滲透性土壤，藍色代表相對高滲透性土壤。(a)2018 年掃描之水文地質參數場(b)2019 年掃描之水文地質參數場。兩次掃描重覆區域以藍色框表示。.....	4
圖 2 有機酸分子結構圖。(a)乳酸之分子結構；(b)檸檬酸之分子結構.....	8
圖 3 研究流程圖.....	10
圖 4 水力掃描概念說明圖.....	10
圖 5 水力掃描神經網路架構圖。圖中輸入矩陣為水位矩陣，欄代表各觀測井，列代表抽水事件，每一列中的紅線代表時刻 $t_1, t_2, \dots, t_n$ ，淺藍色方框代表單一口井在模擬時刻範圍內，所有抽/注水事件造成的水位變化。.....	12
圖 6 試驗流程說明.....	14
圖 7 八格儲運箱外觀及尺寸.....	15
圖 8 砂箱平面配置圖.....	16
圖 9 繪製試驗配置圖。左圖為內部儀器與管路分布圖；中圖為在土表以上管路開口部分；右圖為中央觀察(藥劑灌注)區域。.....	16
圖 10 LMP 307 高精度水壓計尺寸(左)及自製注水系統(右)及三向閥放大圖.....	17
圖 11 側土壓使箱壁外推變形圖.....	21
圖 12 角網架設計圖(左)及成品圖(右).....	22
圖 13 填充砂箱之隙介質。[a]陽明山紅土、[b]石英砂、與[c]川砂(再篩選分為為細、粗兩類).....	22
圖 14 紅土和川砂的粒徑分析.....	23
圖 15 PVC 管套與高精度水壓計.....	24
圖 16 觀測系統與灌注系統配置圖.....	24
圖 17 本研究使用之 CR1000X 系列機型.....	25
圖 18 白色 PVC 管與製造。從左到右分別為：原管件、鑿孔、及包不織布。.....	26
圖 19 三相閥灌注管線.....	26
圖 20 注射幫浦及安裝上之 500ml 針筒.....	27
圖 21 十字灌藥管.....	28
圖 22 固定用壓克力板設計圖。[a]頂板；[b]底板。.....	29
圖 23 孔隙介質安裝.....	30
圖 24 砂箱安裝完畢.....	30



圖 25 溢流孔位置圖.....	31
圖 26 全部裝設完備之六組砂箱.....	31
圖 27 水力傳導係數(K)之三維隨機場.....	32
圖 28 訓練與驗證之損失函數紀錄結果.....	32
圖 29 訓練與驗證中所有案例推估 R^2 評分.....	32
圖 30 訓練與驗證中各案例推估 MAE 值.....	33
圖 31 訓練與驗證中各案例推估 MSE 值.....	33
圖 32 驗證隨機場與 HT-NN 推估 K 場比較圖.....	33
圖 33 推估與參照 K 值散佈圖.....	33
圖 34 灌注後 HT-NN 與 SLE 推估 K 場比較.....	34
圖 35 HT-NN 與 SLE 推估之 K 值散佈圖.....	34
圖 36 芬頓試劑沉澱試驗結果圖。從左到右依次由高濃度到低濃度排列，具體濃度值如圖中所示。.....	34
圖 37 不同濃度之雙氧水與螯合鐵對土壤孔隙破壞測試試驗。左邊為灌注前，右邊為 3% 的雙氧水加上 1000 ppm 的螯合鐵造成之土壤結構破壞.....	35
圖 38 不同濃度的螯合鐵與 1% 雙氧水混合後的反應情況圖。上排圖顯示的是反應 30 分鐘後的情形，下排圖顯示的是反應 3 天後的情況。.....	36
圖 39 砂箱水壓穩定性測試結果圖.....	37
圖 40 No.4 砂箱於全實驗時段的量測水壓變化.....	38
圖 40 水力掃描操作圖.....	39
圖 41 水力掃描灌注期間水位圖.....	39
圖 42 水力掃描灌注時，砂箱表面水壓變化圖.....	40
圖 43 砂箱內部一水壓計讀值去除表面水壓計讀值後之水壓變化圖.....	40
圖 44 芬頓藥劑灌注前後的水壓變化比較圖。藍線(芬頓灌注前)與橘線(芬頓灌注後)均是在給定相同灌注流量條件下、在八個灌注管循序灌注時，八個水壓計所量得的平均水壓歷線。圖上每一個點代表一次灌注時，八個水壓計的觀測平均值。.....	41
圖 45 地下水數值模式空間離散圖.....	42
圖 46 No.0 號砂箱 ICP-OES 砂樣的採樣地點.....	43
圖 47 總鐵變化百分率及 K 值變化百分率散布圖.....	44
圖 48 分光光度計量測結果圖.....	45
圖 49 土壤樣本萃取結果圖.....	46
圖 50 No.1 砂箱各階段三維 K 場圖.....	47



圖 51 No.2 砂箱各階段三維 K 場圖	47
圖 52 No.3 砂箱各階段三維 K 場圖	47
圖 53 No.4 砂箱各階段三維 K 場圖	47
圖 54 No.5 砂箱各階段三維 K 場圖	48
圖 55 No.6 砂箱各階段三維 K 場圖	48
圖 56 No.1 砂箱三階段 K 場的平面分析圖	49
圖 57 No.2 砂箱三階段 K 場的平面分析圖	50
圖 58 No.3 砂箱三階段 K 場的平面分析圖	51
圖 59 No.4 砂箱三階段 K 場的平面分析圖	52
圖 60 No.5 砂箱三階段 K 場的平面分析圖	53
圖 61 No.6 砂箱三階段 K 場的平面分析圖	54
圖 62 No.1 砂箱的 K 場變化率(a)堵塞階段(b)溶解階段	56
圖 63 No.2 砂箱的 K 場變化率(a)堵塞階段(b)溶解階段	56
圖 64 No.3 砂箱的 K 場變化率(a)堵塞階段(b)溶解階段	57
圖 65 No.4 砂箱的 K 場變化率(a)堵塞階段(b)溶解階段	57
圖 66 No.5 砂箱的 K 場變化率(a)堵塞階段(b)溶解階段	57
圖 67 No.6 砂箱的 K 場變化率(a)堵塞階段(b)溶解階段	58
圖 68 No.1 平面 K 場變化率	59
圖 69 No.2 平面 K 場變化率	60
圖 70 No.3 平面 K 場變化率	61
圖 71 No.4 平面 K 場變化率	62
圖 72 No.5 平面 K 場變化率	63
圖 73 No.6 平面 K 場變化率	64
圖 74 K 場下降平均值與極值	66
圖 75 六個砂箱之分層 K 場變化歷線圖	67
圖 76 No.6 砂箱於中央 ISCO 井管灌注時的流線模擬圖	67
圖 77 不同檸檬酸灌注下 K 場的變化率	68
圖 78 溶解階段 K 場變化平均值及極值	69
圖 79 六個砂箱主要灌注區的三個階段 K 場平均值	69
圖 80 No.6 砂箱於高程 125mm 處於孔隙堵塞階段的水力性質變化場	70
圖 81 No.6 砂箱於高程 175mm 處於孔隙堵塞階段的水力性質變化場	71
圖 82 砂箱於高程 125mm 處於溶解階段的水力性質變化場	71



圖 83 砂箱於高程 175mm 處於溶解階段的水力性質變化場.....	72
圖 84 No.6 砂箱背景階段局部 XZ 平面流線圖.....	73
圖 85 No.6 砂箱堵塞階段局部 XZ 平面流線圖.....	74
圖 86 No.6 砂箱溶解階段局部 XZ 平面流線.....	75



表次

表 1 No.0 號砂箱的沉澱態鐵量測結果表	43
表 2 背景階段整體與分層平均 K 值表	55
表 3 堵塞階段整體與分層平均 K 值表	55
表 4 溶解階段整體與分層平均 K 值表	55
表 5 背景階段至堵塞階段的 K 場變化百分比表	65
表 6 堵塞階段至溶解階段的 K 場變化百分比表	65



(一)前言

隨著都市開發更新，過去工業時代污染造成的土壤與地下水污染一直是國內亟待解決的重要問題。若能適當配合都市規劃或土地開發計畫，則可運用土地活化與褐地開發策略，帶動長期停滯場址加速改善，以活化污染土地，恢復其原有價值並吸引開發資金投入，進而加速整治效率。如高雄市高雄圖書總館原本即為荒廢土壤污染場址，但如今已蛻變成爲該市重要市標與景點。然而，若欲加速地下水污染整治，除了需要整治資金充沛、整治藥劑可有效去除污染物外，另一項不可忽略的重點是如何讓藥劑確實抵達污染團，以有效去除污染物。在目前的整治成本中，整治藥劑往往佔了大部分的成本，除了藥劑本身價格昂貴外，因為無法精準預測藥劑流向，因此整治廠商經常需要在場址內大量灌注藥劑，以增加藥劑接觸到污染團的機會，如此作法相當耗費人力與物力，大幅增加整治成本但不一定能達到預期目標。因此，在污染場址進行整治前的先期調查階段，建立精確的場址性流場是相當重要的，因為掌握局部性流場後將能預測藥劑流佈，精準的灌注整治藥劑，以確保藥劑能與污染團充分混合，減少無效灌注，大幅減少藥劑用量並降低整治成本，協助規劃更有效益的整治系統；同時，掌握場址性流場亦可協助預測污染團未來可能的流佈，以提供預警監測管理或建議。傳統場址性流場推估上多假設現場之水文地質場呈均質分佈(Homogeneous distribution)，因此僅能推估大致的主要流場，但場址性流場易受土壤異質性與異向性影響，使得預測藥劑與污染團的分佈往往與現場分佈有相當大的落差。因此土壤異質性為污染整治不可忽視的重要議題。

造成土壤異質性的因素可分為天然因素與人為因素。天然因素包含海進海退(Regression and transgression)沉積環境的影響、含切割與運移沉積過程之河川作用、風化過程或地表壓密與地層下陷等眾多因素；在人為因素方面，污染整治所產生的孔隙沉澱(Clogging)即為一種常見的因素。孔隙內產生沉澱物，使得藥劑傳輸受到阻撓或使部分區域的污染物無法有效和化學藥劑接觸，造成整治成效不彰。該研究同時指出孔隙沉澱對污染整治的影響包含灌注背壓(back pressure)需漸漸提高，使得後期的工程施行不易、整治成效不彰，連帶影響注入藥劑漫出地表或需更高功率機具方能完成設計注入量。該研究總結孔隙阻塞對地下水污染整治是個不容忽視的問題。

如果能掌握地層中沉澱物的沉澱與溶解，將有效協助釐清灌注過程中地層產生的孔隙沉澱分布，輔助評估去除孔隙沉澱的可能方案，若孔隙沉澱能有效去除或減少，將能增加未來灌注藥劑的傳輸距離，增加藥劑與 COCs(Contaminants of concern)接觸的機會，改善



基於生物滲取與深度學習之孔隙堵塞解決方案研究

COCs 的去除效率。當污染的土地完成整治後，土地將能再次利用，含水層也能再次提供潔淨的地下水資源供農業、工業或民生利用，達到土地與地下水資源循環利用的經濟與永續目標。



(二)研究目的

Muller(2021)及 Lee(2007)皆指出在地層中注入化學整治藥劑(Amendment)所產生的沉澱易造成孔隙堵塞(Clogging or Plugging)。孔隙內產生沉澱物，使得藥劑傳輸受到阻撓或使部分區域的污染物無法有效和化學藥劑接觸，由此可知在進行污染整治時，藥劑自身因化學反應產生之沉澱物將會使現地土壤中的孔隙受堵塞，將影響土壤的透水能力(使得 K 值變小)，改變灌注位址的地層 K 場的分佈，亦改變了局部流場，增加灌注的難度，也使得藥劑更難抵達污染團，降低成功整治污染物的機率。

在量化孔隙沉澱對 K 場造成的影響方面，本研究將以水力掃描(Hydraulic tomography, HT)技術刻畫注藥後的三維 K 場時序變化，此方法為近年來推估三維水文地質參數異質場較為成功的方法之一(Yeh and Hanna, 1996; Yeh and Liu, 2000)。HT 主要的概念為透過循序抽水/注水擾動含水層，同時透過觀測井群蒐集每一次擾動的水位變化，再透過三維成像演算法將水位資訊轉換為三維水文地質參數異質場，其中，三維成像演算法為連續線性迭代推估器(Successively linear estimator, SLE)，此方法為 Yeh and Hanna 於1996年所提出之序率分析(Stochastic)演算法，多年來在實驗室砂箱(Illman et al., 2012)、現地場址(Tso et al., 2016)及日本核廢料掩埋場候選場址(Zha et al., 2016)等不同尺度問題的驗證下，已證明水力掃描為一個方法嚴謹且具實用價值的推估方法，因此本團隊將以水力掃描技術掃描砂箱三維 K 場的時序變化，直接量化孔隙發生沉澱與溶解後的 K 值。

本研究團隊在執行前期環境部土壤及地下水污染整治基金會的模場試驗計畫時(新型光纖光柵多深度監測於水文地質與熱傳參數異質場推估技術之發展, 2020; 2021)，多次透過現地水力掃描的方式刻畫污染場址水文地質參數的空間變異特徵。雖然水力掃描可精準的建立污染場址的三維參數場，但在將水位資料以 SLE 演算法轉換為三維場時，需要較高的計算資源與計算時間，若要進行時序水力掃描，大量的觀測資料將大幅增加計算資源負擔與時間需求。為降低計算成本並提升分析效率，本研究將以卷積神經網路(Convolutional Neural Network, CNN)建立水力掃描神經網路(Hydraulic tomography neural network, HT-NN)取代 SLE。對本研究而言，需要進行砂箱試驗檢驗孔隙沉澱與溶解後的 K 場差異，因此若能建立 HT-NN，將可快速推估參數場並在明顯發生沉澱/溶解的位置進行採樣，有助縮短採樣時間間隔，故建立 HT-NN 有其必要性。

本研究團隊在前述土基會的模場試驗計畫中，透過連續兩年的水力掃描發現試驗場址的三維水文地質參數場在2019~2020期間出現顯著變化(圖1)，在此期間曾歷經2-3次注藥，



基於生物瀝取與深度學習之孔隙堵塞解決方案研究

而因為廠商灌注藥劑為修正型芬頓(以螯合鐵作為催化劑)，兩者結合所產生的氫氧自由基，具有甚大的「得電子傾向」，能夠氧化各類污染物，但反應過程中可能產生鐵化合物沉澱或將溶解態 Fe(II) 轉化成固態 Fe(III) ，堵塞土壤孔隙，使孔隙介質透水性下降，改變水文地質參數場。因此基於前期研究成果，本研究將以修正型芬頓藥劑產生孔隙沉澱，再以生物刺激的方式去除孔隙沉澱物，並建立四個指標檢驗生物刺激去除沉澱物的效能，評估去除孔隙沉澱的可行性。若孔隙沉澱能有效去除或減少，將能有效增加後續灌注藥劑的傳輸距離，增加藥劑與 COC 接觸的機會，改善 COC 的去除效率。當污染場址完成整治後，土地將能解列，活化土地，含水層也能再次提供潔淨的地下水資源供農業、工業與民生利用，達到土地與地下水資源循環利用的經濟與永續目標。

而水力掃描技術與過去執行土基會計畫的成果差異預期將會以(1)融合了時序概念，即在相同地點於不同時間點進行水力掃描試驗。此方法旨在檢測各時間點下的三維水力參數場，通過對比不同時間的參數場來揭示地下水力特性的時間變化；(2)硬體設備方面亦有所不同。在先前的計畫案中，採用光纖光柵作為測量工具，對於各別井則是採用分層氣囊進行多深度測量。然而，在本研究中，本研究選擇使用高精度水壓計(LMP 307)並專注於單一深度的測量作為實驗設置，並能把同一套設用於多組試驗砂箱，依不同的驗配置合適之儀器，及開發出具移動功能之彈觀測系統；(3)與先前的現場規模不同，本研究採用的是縮尺模型實驗，以便於進行多變因的比較與分析；及(4)納入生地化反應對於水文地質參數場的變化探討。以上觀點皆為本研究的新穎之處。

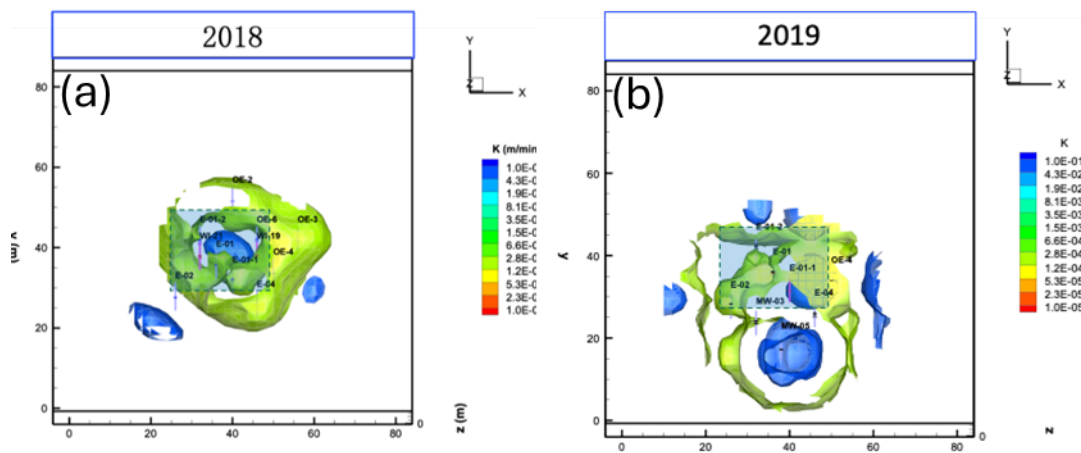


圖 1 污染場址水文地質參數場時序變化圖。綠色代表相對低滲透性土壤，藍色代表相對高滲透性土壤。(a)2018 年掃描之水文地質參數場(b)2019 年掃描之水文地質參數場。兩次掃描重覆區域以藍色框表示。



(三)文獻探討

在汙染整治中，現地化學氧化法(In situ chemical oxidation, ISCO) 是被頻繁利用的整治工法之一，其整治原理主要是在目標地層中注入強氧化劑，如以水溶液形式的強氧化劑(strong oxidizing agent)，氧化受汙染土壤中的有機汙染物，包含 chlorinated solvents(含氯溶劑), hydrocarbons(碳氫化合物), phenols(酚), PAHs(多環芳香烴)(Siegrist et al., 2011)，這些對人體有害且受關注的物質稱為 COC(Contaminants of Concern)。ISCO 旨在降解 COC 為無毒性物質(CO_2 , H^+ , Cl^-)，以達到汙染整治目標。在 ISCO 相關的文獻中，以芬頓(Fenton's reagent)與過錳酸鉀(KMnO_4 , Potassium permanganate)居多(Petri et al., 2008)，然而過錳酸鉀常使得地下水染色，導致近年來有減少使用的趨勢。此外行政院環境保護署於2019年公告之「現地化學氧化法整治技術參考指引」亦指出過氧化氫系統(及芬頓類藥劑)為常用於 ISCO 使用的氧化劑之一，因此本研究將以芬頓藥劑作為研究對象，探討其產生土壤孔隙堵塞對土壤透水性的影響，以及如何去除芬頓藥劑所造成的孔隙沉澱，恢復土壤孔隙之透水性。

環保署「現地化學氧化法整治技術參考指引」指出，為了增加芬頓藥劑的穩定性及與有機汙染物(ex. TCE)的接觸時間，配方中會加入溶解態鐵作為催化劑，其可分為兩個類別，酸性配方(acidic formulations)與中性配方(circumneutral formulations)，酸性配方是使用無機鐵鹽與酸，中性配方則是使用螯合鐵及穩定的過氧化物，此種芬頓藥劑配方稱為修正型芬頓反應劑(modified Fenton's reagent)。

前述芬頓藥劑中加入螯合鐵作為催化劑的目的是增加水溶液中的亞鐵離子(Ferrous ion, Fe(II))，以其作為催化劑(Catalyst)，提升氧化能力，再加上 pH 值調節劑(通常使用硫酸)，將 pH 值控制在4~6，讓 Fe(II) 離子穩定存在。Duesterberg(2008)及 Venkatadri(1993)指出催化劑一般以亞鐵鹽類(ferrous salts, e.g. Ferrous sulfate)為主，同時鐵為地殼中含量第四多的元素，因而地層中也存在眾多的含鐵物質(ex. Goethite [α - FeOOH])，其溶解的鐵也可擔任相同角色，提供 Fe(II) 離子能將氧化還原電位(Redox potential)從單純過氧化氫水溶液的1.77V 提升至2.76V，提升其氧化有機物的能力。芬頓試劑的氧化能力來自氫氧自由基(OH^* , Hydroxyl radical)，其反應式如下：



Seol(2003)及 Venkatadri(1993)指出以修正型芬頓試劑作為整治藥劑時，較可溶的 Fe(II)



基於生物瀝取與深度學習之孔隙堵塞解決方案研究

會轉換為不可溶的 Fe(III) 沉澱(例如：氫氧化鐵[Fe(OH)_{3(s)}])，因而在孔隙內產生沉澱，並堵塞孔隙。於整體化學反應過程中，Fe(II) 氧化為 Fe(III) 的速度比 Fe(III) 還原為 Fe(II) 的速度迅速，使得孔隙內易產生 Fe(III) 而發生沉澱，但 Fe(III) 沉澱卻難以還原為 Fe(II) 離子(Siegrist et al., 2011)。由前人研究(Conrad, 2002; Lee, 2007; Yang, 2019; Hastings, 2021)可知，灌注芬頓等強氧化劑可能造成孔隙堵塞，降低土壤通透性(K 值下降)或使後續注入藥劑繞道(bypassing)傳輸，進而影響 ISCO 清除(flushing)污染物的效率。由此可知土壤孔隙沉澱對於污染整治成效影響甚鉅，然而甚少研究深入探討(1)如何量化孔隙沉澱造成的三維 K 場與流場變化，以及(2)如何去除孔隙沉澱物。

在去除孔隙含鐵沉澱物的部分，由文獻資料可知主要有三種方法，包含了(1)酸化(Acidification)、(2)錯合(Complexation)及還原(3)(Reduction)。(1)酸化意指使系統之 pH 值降至極低，以溶解沉澱物，Kametani and Azuma(1968)指出將 pH 值降低(PH~0.5)可以使 Fe(III) 成為溶解態，然而調整龐大地下水系統至極酸狀態並不可行，且容易對環境造成二次污染。(2)錯合則是透過配位基與離子之間的錯合反應，產生可溶的錯合物，例如自然環境中微生物所分泌之有機酸，其配位基可與沉澱態 Fe(III) 錯合，形成可溶的鐵鹽錯合物，例如：草酸鐵(Ferric oxalate, Fe(C₂O₄)₃⁻³)。(3)還原則是以 Fe(III) 還原為 Fe(II) 為機制，脫鐵菌(Dissimilatory iron-reducing bacteria, DIRB)透過厭氧呼吸作用取得生長所需能量，在此過程中，Fe(III) 扮演終端電子受體(Terminal electron acceptor, TEA)的角色，在其接收電子後，將被還原為較可溶的 Fe(II)。在自然界中具有此能力的微生物以 Geobacter 和 Shewanella 兩屬最具代表性(Weber et al., 2006)。在實際的應用上，「還原」可透過生物加強(也稱"生物添加")(Bioaugmentation)或生物刺激(Biostimulation)兩種方法進行，此兩種方法皆有助於生物瀝取(Bioleaching)的進行。以鐵還原為例，生物加強是利用大量脫鐵菌還原 Fe(III)；生物刺激(Biostimulation)則是將大量營養鹽、碳源注入含水層中，使厭氧鐵還原微生物繁殖，在消耗碳源的過程中釋放出電子，並將土壤中作為終端電子受體的 Fe(III) 還原為 Fe(II)。

因本研究目的為去除修正型芬頓試劑造成的孔隙 Fe(III) 沉澱，考量在現地環境較難灌注大量脫鐵菌並維持其生長條件，且地下水環境多為厭氧環境，因此本研究將採用生物刺激的方式，刺激微生物進行厭氧呼吸作用，將有機酸的電子轉移到 Fe(III)，使其還原為 Fe(II)，讓沉澱態的鐵轉換為溶解態，解決修正型芬頓試劑造成的 Fe(III) 沉澱問題。由前人研究(Dong et al. 2000, Dong, Kostka, and Kim 2003, and Garcia-Balboa et al. 2009)可知，利用乳酸或檸檬酸等小分子有機酸作為碳源進行生物瀝取來還原 Fe(III)，進而溶解沉澱態鐵為有效方法，生物瀝取廣泛應用於生物濕法冶金(Biohydrometallurgy)、地質化學等相關領域，本研究是第一次將此技術應用至污染整治的研究上。而在提升生物瀝取效率的部分，多篇研



究(Eisele, 2005; Guo et al., 2010; Esther et al., 2015)指出，在施行脫鐵菌生物瀝取時，需要合適的環境條件以提升溶解 Fe(III)的效率，包含：(1)排除氧氣，通常通過將含鐵礦物、土壤浸沒在水中，避免與空氣接觸以實現；(2)增加有機物的可用性，作為電子供體，推薦物質為富含氧原子的有機分子，如本研究中選用的檸檬酸和乳酸即屬之範疇；(3)確保有充足的 Fe(III)作為電子受體，同時降低其他競爭性電子受體（如硝酸鹽、錳或硫酸鹽）的可用性；(4)保持溫度在適中(Moderate)至低(low)範圍：適中溫度條件能促進微生物的生長；偏溫則是有助於在較高的 pH 範圍內維持 Fe(II)的穩定性；(5)系統需為弱酸至中性，因 pH 值過高將使鐵溶解不易，導致生物可及性(Bioaccessibility)過低。本研究在針對 Fe(III)沉澱物進行生物刺激試驗時，將以前述條件作為實驗設計之參考，加入適量的有機酸類作為電子予體，而電子受體則為 Fe(III)；另外，需將系統 pH 值控制在弱酸至中性。



(四)研究方法與過程

4.1 研究流程

為嘗試解決強氧化劑氧化 COC 過程中所造成的孔隙沉澱，本研究將探討以生物刺激去除孔隙沉澱之可行性，並發展新的水力掃描神經網路 HT-NN，量化孔隙沉澱與溶解後的三維 K 場分佈，並建立生化指標，以之評估生物刺激去除孔隙沉澱的效能。本研究擬定之四項主要研究工作分述如下：

4.1.1 以砂箱試驗驗證孔隙沉澱與生物刺激之可行性

藥劑灌注產生沉澱的原因與藥劑(整治藥劑與催化劑)、地下水成分與土壤組成等因素有關，其機制相對複雜；而沉澱物之溶解則可能與微生物或化學作用相關。為了釐清藥劑灌注導致的孔隙沉澱與溶解機制，本研究將以砂箱建立近似地下水的厭氧環境，並灌注修正型芬頓藥劑，之後透過時序水力掃描觀察 K 場的變化，再選擇 K 場變化明顯的區域(原則上 K 變小為沉澱，K 變大為溶解)進行土壤的採樣與生化指標分析計算，以釐清各種導致沉澱與溶解的生化機制，作為探討生物刺激配方效能的依據。

4.1.2 測試提升生物刺激效率之有機酸配方

在釐清沉澱與溶解機制後，本研究將透過砂箱試驗，測試有機酸的濃度，並選取較佳溶解效率之濃度，作為污染場址去除孔隙沉澱之參考。本研究將嘗試以乳酸(Lactic acid)或檸檬酸(Citric acid)等小分子有機酸作為碳源進行生物刺激，這些小分子碳源的共同特點是結構簡單，能夠輕易進入細胞並參與代謝過程，且所需的酶促反應相對較少，從而使得微生物能夠迅速而有效地進行攝取和利用。其分子結構如圖 2 所示。選擇有機酸不僅能提供微生物生長所需的碳源，同時亦能輕微調整實驗環境的酸度。此外，有機酸能與金屬元素（例如鐵）形成可溶性的螯合物，從而增強生物對鐵的可及性與利用效率。本研究將以砂箱試驗評估以小分子有機酸作為碳源對於微生物溶解 Fe(III)的效能，作為現場灌注之參考。

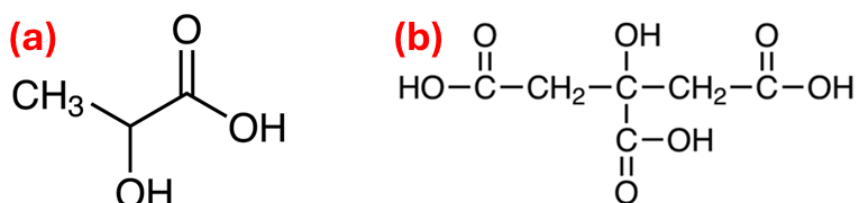


圖 2 有機酸分子結構圖。(a)乳酸之分子結構；(b)檸檬酸之分子結構



4.1.3 砂箱高精度觀測系統建置

此項任務在建立砂箱之觀測系統，以在水力掃描施行過程中(循序抽水或注水過程)大量蒐集觀測資料，以推估水文地質參數場。在砂箱試驗的部分，本研究將採用高精度水壓計，以便在砂箱試驗中，同步量測在不同位置與深度的時序水壓變化。在砂箱試驗取得的水位資料將輸入 HT-NN 求得砂箱之時序 K 場，以釐清 Fe(III)沉澱物溶解情況。

4.1.4 建立水力掃描神經網路(HT-NN)

因為在進行時序水力掃描時，將產生大量的觀測數據(因為需要定期進行水力掃描，每次掃描皆會產生多組觀測數據)，為了降低進行多次反演水力參數場所需之計算資源與時間，且能夠在有限時間內(一至兩週)完成多次的 K 場推估作為沉澱與溶解試驗採樣分析之依據，本研究將透過卷積神經網路建立水力掃描神經網路 HT-NN，以有效率地建立三維動態水文地質參數場，作為評估藥劑對水文地質參數場影響的依據。

基於前述四大工作項目，本研究擬定之研究流程如圖3所示：首先為建立兩組砂箱實驗系統，這兩套系統的主要差異在於孔隙介質的組合：其一為細川砂搭配粗川砂、另一則為細川砂搭配石英砂。每一組砂箱中包含三個砂箱，其中包含一個對照組與兩個試驗組。各個試驗之砂箱系統包含土壤配置、藥劑灌注系統與水力掃描系統，其中水力掃描系統由定流量灌注系統與高精度觀測系統組成。在完成砂箱建置後，本研究將進行水體與土體採樣，以分光光度法(Spectrometry)、ICP OES(Inductively coupled plasma optical emission spectrometry)與 PCR(Polymerase chain reaction)量測背景資訊。接著進行修正型芬頓藥劑灌注，本研究使用過氧化氫與螯合鐵進行灌注，灌注後靜置一週，再次進行水力掃描，經 HT-NN 分析後可求得 K 場時序變化，由變化顯著位置即可找出 Fe(III)沉澱位置，並進行土壤採樣，之後將樣本進行分光光度法、ICP OES 與 PCR 試驗，以建立注藥後的初始化學與微生物指標作為 Fe(III)溶解程度之參照。在完成芬頓藥劑灌注後，部分孔隙將發生沉澱，接著本研究將灌注有機酸，並控制砂箱內之 PH 值在5以上，營造適合微生物生長的環境。在灌注有機酸後的第四週，本研究將以去氧水進行水力掃描，以防止 Fe(II)再度氧化進而沉澱，透過時序 K 場變化找出 K 值上升區域，並進行土壤採樣，進行分光光度法、ICP-OES 與 PCR 試驗，建立 Fe(II)、Fe(III)濃度變化指標與微生物變化指標，再與初始指標比對，分析 Fe(II)的增加幅度、Fe(III)的減少幅度以及微生物的增加幅度。考量污染場址藥劑灌注通常間隔3-6個月，因此在有機酸灌注後的半年內，本研究將每個月至少進行一次水力掃描與兩次水體採樣，以評估 Fe(III)溶解情況，最後綜整六個砂箱試驗的生化指標與 K 場變化指標，進行各種有機酸濃度的溶解效能分析。

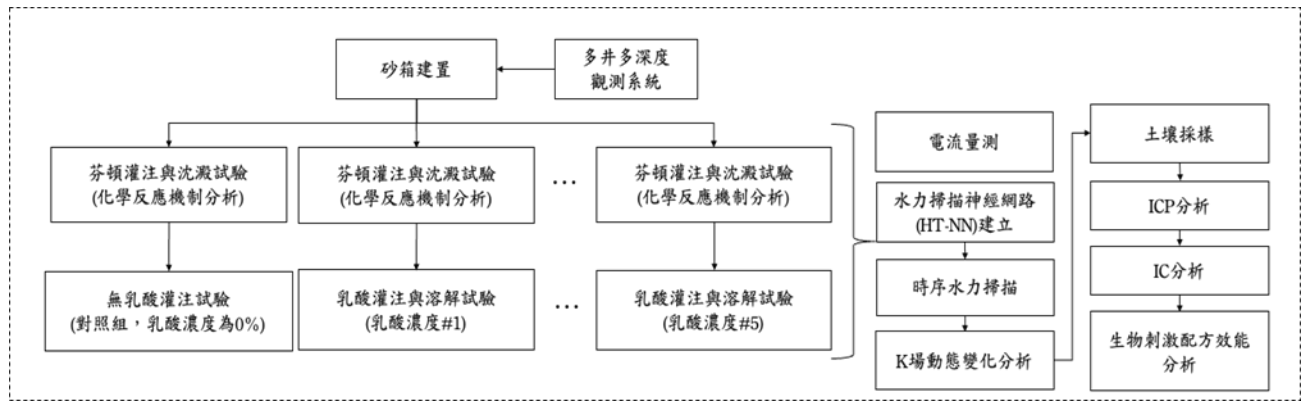


圖 3 研究流程圖

4.2 研究方法

4.2.1 水力掃描理論

水力掃描的核心概念主要在不同位置與深度，以抽水或注水的方式依序擾動含水層，並以觀測井網蒐集每一次擾動對應的水位變化，而一口觀測井的水位反應大小則受到了觀測井與抽水井間的含水層異質性所影響，若觀測水位與抽水井的連動性高，則代表觀測井與抽水井間的含水層是較為通透的；反之，則代表觀測井與抽水井間存在透水性較低的土壤材質。由此可知，觀測水位包含了抽水井與觀測井間的土壤異質性資訊，而每一次的抽水擾動可以想像成以照相機往一方向的含水層拍照(如圖 4水力掃描概念說明圖)，而照片即為觀測井蒐集的地下水位資料，其具有含水層異質性訊息。

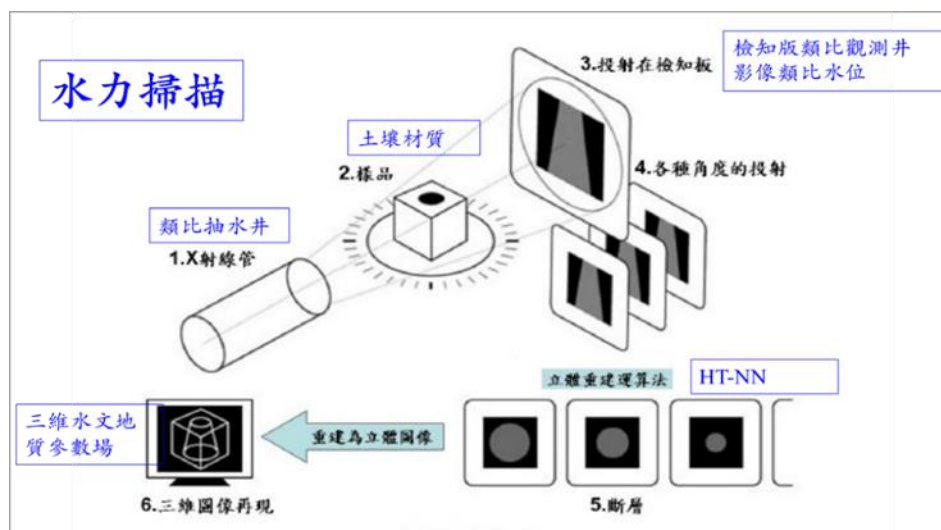


圖 4 水力掃描概念說明圖



4.2.2 水力掃描理論結合深度學習神經網路：HT-NN

本研究將以 Convolutional Neural Network(CNN)為基礎，發展水力掃描神經網路(Hydraulic tomography neural network)。本研究參考 Mo et al.(2019)之研究，以 Densely Connected Convolutional Network(DenseNet)卷積神經網路架構建立水力掃描神經網路，本研究擬定之網路架構如圖 5 所示，第一步驟為將水力掃描得到的水位資料整理成輸入矩陣輸入第一層卷積層進行特徵萃取，再將萃取所得特徵圖輸入至 Dense block，其中，本研究設計之 Dense block 包含 4 個 dense layer，在此以圓圈表示，其中第一個白色圓圈是卷積運算後的輸出特徵圖層，之後三個灰色圓圈(dense layer)皆會進行四項任務：Batch Normalization、激勵函式(Rectified Linear Unit, ReLU)、卷積運算，以及特徵圖拼接(concatenation)等四項任務(Huang et al., 2017)。DenseNet 與其他卷積神經網路相異處在於 Dense block 的架構以及 Dense block 內部特徵圖的連接方式，其運作方式為每一層 dense layer 的輸出皆會傳遞到之後的每一層 dense layer，亦即每一層皆包含前面所有層的資訊，並且每層的特徵圖大小皆相同，此為 Dense block 的最大特色——Dense connectivity，目的為實現特徵重用，能避免神經網路在經過多層計算後梯度消失的問題。完成 Dense block 的運算後，特徵圖將輸入至由卷積層與池化層組成的 Transition layer，其目標仍為特徵萃取且銜接兩個相鄰的 Dense block，之後再透過池化層縮小特徵圖的維度，降低網路參數量，接著進行多次 Dense block+Transition layer 運算學習出一組富含水位變化資訊的特徵圖，此流程即為編碼(Encoder)。

編碼完成後，接著以解碼器(Decoder)將編碼階段萃取的特徵圖(水位變化特徵資訊)轉換為 K 場，解碼的運作原理大致與編碼過程相似，同樣會經歷多次的 Dense block+Transition layer 運算進行特徵圖解析，此處須注意的是，在 Transition layer 中不是使用一般的卷積運算，而是進行反卷積運算(Deconvolution，亦可稱為轉置卷積 Transposed Convolution)。

在水力掃描神經網路的實作上，本研究採用 Tensorflow 結合 GPU 進行水力掃描神經網路建置。在訓練資料的準備上將使用變飽和地下水流數值模式 VSAFT3(Yeh et al., 1993)，依照試驗場址(或砂箱)的灌注井與觀測井配置，建立前項模擬模式(forward simulation model)，在觀測井與抽水井位與給定的抽/注水量條件下，搭配循序抽/注水策略與不同的隨機 K 場產生大量的訓練案例，提供水力掃描神經網路訓練。

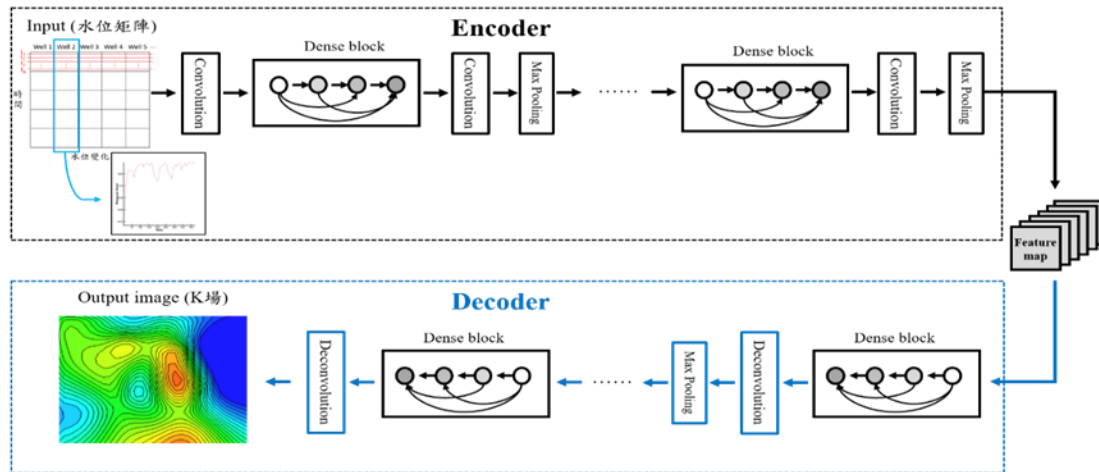


圖 5 水力掃描神經網路架構圖。圖中輸入矩陣為水位矩陣，欄代表各觀測井，列代表抽水事件，每一列中的紅線代表時刻 $t_1, t_2, \dots, t_n$ ，淺藍色方框代表單一口井在模擬時刻範圍內，所有抽/注水事件造成的水位變化。

4.2.3 ICP OES

ICP OES 感應耦合電漿放射光譜儀(Inductively coupled plasma optical emission spectrometry)量測的基本原理為使用霧化器將樣品(通常為水溶液)轉變為氣膠體(aerosol)，藉由高頻電流將氬氣電離為等離子態，再使用此離子態物質之能量激發待檢定樣品至高能階，而被激發的樣品在釋放能量回低能階時，根據不同的組成元素，會發射不同波長之特徵波段，接著即可利用特徵波段辨識各個元素，而含量部分則依據光強度以標準溶液之檢量線來測定。在樣品的準備上，本研究在以 TARI S202.1B(土壤重金屬測定方法-王水微波消化法)進行 Fe(III)濃度分析前，土樣將先以離心機與水體分離，使土樣有效減少 Fe(II)，以提升 Fe(III)的量測精度。

4.2.4 分光光度法

分光光度法是一種常用於化學分析中的技術，它基於物質吸收特定波長光線的能力來進行定性和定量分析。當光線穿過含有待分析物質的樣品時，部分光線會被樣品吸收，吸收的程度與樣品中該物質的濃度成正比。通過測量通過樣品前後的光強度差，即可推算出樣品中目標物質的濃度。

在環境化學領域，分光光度法被廣泛應用於水體、大氣和土壤等樣品中的離子和其他化學物質的濃度測量。特別是對於水質分析，如測定水中的重金屬離子、磷酸鹽、硝酸鹽等污染物質，分光光度法提供了一個快速、準確的測量手段。在進行離子濃度測量時，通常需要將離子與特定的試劑反應生成有色化合物，該化合物在特定波長下的吸光度與離子濃度呈現出已知的關係，從而實現離子濃度的定量分析。

分光光度法的優點包括操作簡便、分析速度快、成本相對低廉，並且可以通過選擇



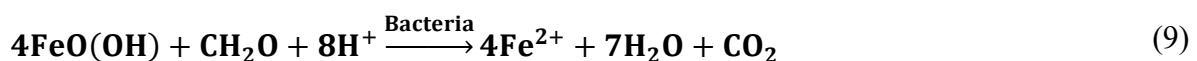
不同的試劑和波長，針對特定的離子和化合物進行高度專一性的分析。本研究將以此設備檢測砂箱水體中的 Fe(II) 濃度。

4.2.5 脫鐵菌總量檢測

在土壤微生物的分析上，本研究所採集到特定深度的砂箱土壤，將帶回實驗室進行分析。微生物族群之基因組以 Qiagen 公司¹ 的 PowerSoil DNA extraction kit 進行萃取，萃取出來的土壤微生物 DNA，預計將另使用鐵還原之功能性基因如 CymA 與 MtrA 基因進行即時螢光定量(real-time PCR)來分析鐵還原微生物的總量。同時在藥劑注藥前，亦將採集一個土壤樣品作為對照組，以了解藥劑的添加是否會改變土壤鐵氧化菌與脫鐵菌的族群結構與總量。

4.2.6 脫鐵菌還原 Fe(III)理論說明

在厭氧狀態下，許多微生物具有以非氧氣的物質作為終端電子受體(TEA)的能力，常見替代氧氣物質及其還原半反應如式(3~8)，其中氧化還原電位(E°)愈高，表示微生物透過此還原性物質反應分解有機質可獲得更多能量。在缺氧的地質環境中，脫鐵菌利用 Fe(III)作為其 TEA，進而將之還原為 Fe(II)。該類微生物通過將 Fe(III)作為能量代謝過程中的 TEA，參與其呼吸作用，並在此過程中實現 Fe(III)到 Fe(II)的還原，概念如式(9)：



於式(9)中， CH_2O 代表環境中作為碳源之有機質。Eisele(2014)指出愈易溶解的 Fe(III)，愈易於為微生物所利用，於是本研究添加有機酸除作為厭氧呼吸的碳源之外，更助於 Fe(III)溶於水中，使 Fe(III)更容易參與呼吸作用；由於地層中含有豐富的 Fe(III)，

¹ Qiagen 是一家全球知名的生命科學和診斷產品公司，總部位於德國的海登。自從 1984 年成立以來，Qiagen 專注於提供用於分離和純化 DNA、RNA 和蛋白質的樣本技術，這些技術對於分子生物學研究、診斷檢測以及藥物開發都非常關鍵。Qiagen 的產品被廣泛應用於疾病的預防、診斷和治療，以及在學術研究、藥物開發和法醫檢查等領域。其產品範圍包括樣本和同化物處理套件、分子診斷試劑和自動化儀器，以及與生物資訊學相關的服務。Qiagen 生產之土壤微生物檢測試劑為全球市佔率極高。



使得在厭氧環境中，鐵呼吸作用(iron respiration)為一重要且常見的微生物活動，使具此功能之微生物種類繁多，因此初步評估使用生物刺激法增加脫鐵菌總量，以提升 Fe(III) 溶解效率的目標應為可行。

4.3 試驗規劃

本研究由砂箱試驗觀察修正型芬頓藥劑灌注後，透過 HT-NN 量化孔隙鐵沉澱降低土壤透水性的程度，接著再加入有機酸進行生物刺激後(控制砂箱內的 PH>5)，觀察鐵沉澱溶解的情況，以及鐵還原微生物的生長狀況，以分析生物刺激的效能。整體試驗流程規劃如圖 6 所示，首先為建置砂箱試驗系統，包含土壤配置、灌注系統與多井多深度觀測系統安裝；第二步為水力掃描，主要透過灌注系統進行循序灌注，並以多井多深度觀測系統蒐集灌注過程之水位變化，再透過 HT-NN 將水位資料轉換為 K 場。此外，在系統靜置一週後，取土樣進行分光光度法與 ICP-OES 分析，以蒐集背景 Fe(II)與 Fe(III)之濃度。第三步為進行修正型芬頓藥劑灌注，完成後靜置系統一週，待鐵由溶解狀態充分轉化為固體沉澱態。第四步再進行一次水力掃描，透過 K 場的時序變化即可辨識鐵沉澱的主要區域，接著在第五步進行土壤採樣，作為後續 ICP-OES 檢測 Fe(III)濃度與 PCR 脫鐵菌總數分析之用。第六步則針對低透水性 K 場部分進行有機酸灌注，灌注後靜置系統至少 7-8 週，待微生物與鐵沉澱物作用，同時以皮安培計記錄砂箱內之電流變化。第七步則為每個月進行一次水力掃描與兩次水體採樣，透過時序 K 場變化辨識 K 值顯著上升之區域，以及以分光光度計分析水體中的 Fe(II)上升幅度。第八步為在試驗結束前進行土壤採樣，進行分光光度計、ICP-OES 與 PCR 分析。最終，本研究通過計算四項關鍵指標—灌注前後的 K 場時序變化率、Fe(II)的變化率、Fe(III)的變化率，以及脫鐵菌總量的變化率，來評估生物刺激法對鐵離子溶解效能的影響。從理論角度來看，預期的變化趨勢應該是：K 場的變化率增大，Fe(II)濃度降低，Fe(III)濃度上升，以及脫鐵菌總數增加。

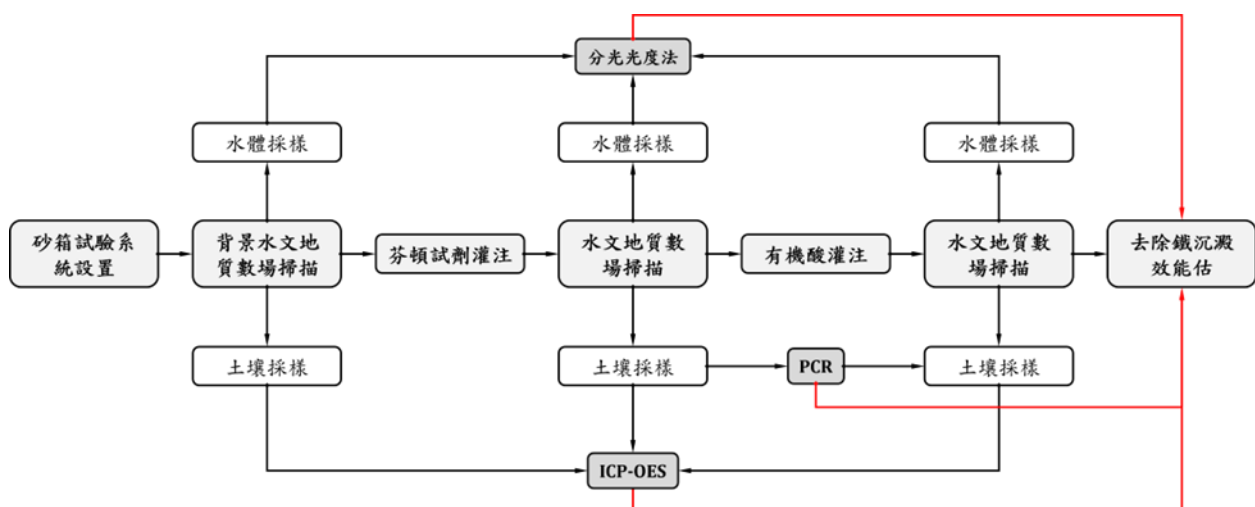


圖 6 試驗流程說明

4.3.1 砂箱試驗系統建置

本研究將建立兩組砂箱系統，每組由三個獨立的砂箱構成，兩組之間的差別在於使用的土壤材質不同，共計六個砂箱。在這兩組系統中，各指定一個砂箱為對照組，以便於後續的比較分析。砂箱選用市售一體成型的塑膠儲運箱，尺寸及外觀如圖7所示。

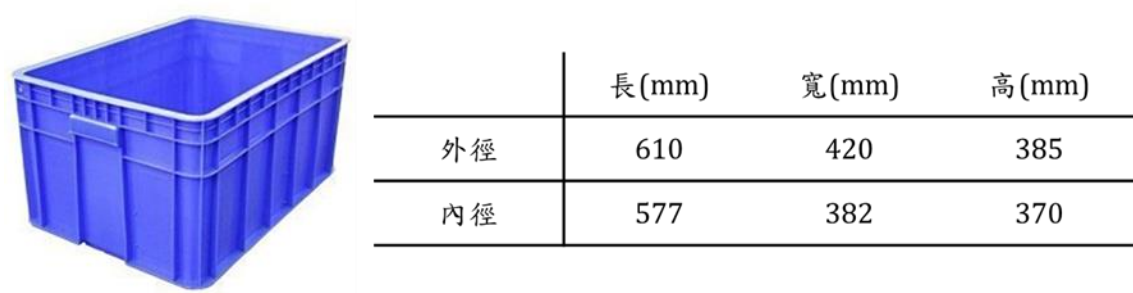


圖 7 八格儲運箱外觀及尺寸

土壤配置如圖8所示，在垂向上為均質，在材質上則分為兩組：第一組包含細川砂（灰黑）、粗川砂（灰白）和紅土（橘）；第二組包含細川砂（灰黑）、石英砂（灰白）和紅土（橘）。在進行孔隙介質的填充實驗中，兩組砂箱在紅土和細川砂的配置上保持一致，差異僅在於粗粒部分的處理：一組採用石英砂，而另一組則選用粗川砂。此設計旨在探究近似的土壤材質下，不同孔隙結構對沉澱現象的影響。一方面，粗川砂代表較緻密的孔隙結構，石英砂則呈現相對疏鬆。試驗土壤的粒徑分布請見5.1.1小節。。

在砂箱的中央區域(灰黑色)，本研究一致選用細川砂作為填充介質，因為沉澱物更易於堵塞較小的孔隙，有助於更明顯地觀察到孔隙堵塞的現象。此外，採用細川砂可讓中央區域與周圍砂體的孔隙大小較為接近，保持一定的空間連續性和均勻性；另一方面，選擇孔隙相對較大(比粉土或黏土大)的介質有助於降低所需的灌注能量，使得實驗操作更為高效且節能。本研究將灌注區域設定在砂箱的中央區域，因此在藥劑注入砂箱後，本研究即可以鎖定此區域進行沉澱現象的觀察。

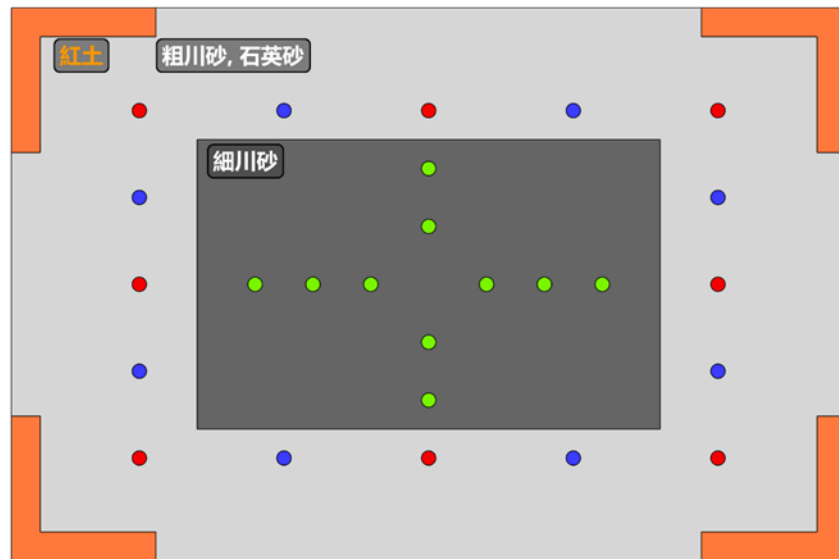


圖 8 砂箱平面配置圖

為了進行水力掃描，本研究於砂箱內建立三維灌注-觀測系統，其功能主要提供灌注水或其他液體於特定位置與深度，並以高精度水壓計(精度可達 $1\text{mmH}_2\text{O}$)量測因注入液體所造成之水壓變化，所蒐集之水壓與灌注流量資料將作為 HT-NN 推估 K 場之輸入資料，以完成水力掃描作業。此系統整體配置如圖 8(俯視)及圖 9(立體視角)所示，圖中所配置藍色圓柱為高精度水壓計、紅色圓柱為注水管、以及綠色十字代表注藥管。圖 9 右圖中央區域的平面尺寸為 $32.0\text{ cm} \times 20.0\text{ cm}$ ，為細川砂所在區域，其位置從箱底算起的垂直範圍在 7.5 cm 至 22.5 cm 之間，涵蓋了中間 15 cm 厚的細川砂層。

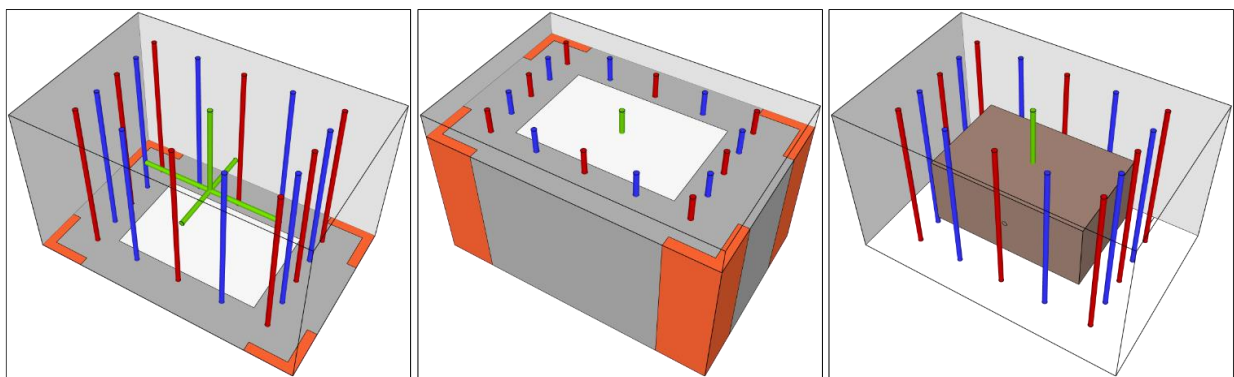


圖 9 繪製試驗配置圖。左圖為內部儀器與管路分布圖；中圖為在土表以上管路開口部分；右圖為中央觀察(藥劑灌注)區域。

圖 9 為高精水壓計(圖 10)，為 BD|SENSORS 公司產品，型號為 LMP 307，可提供高精度的量測，標準精度達 $0.1\% \text{ FSO}$ (Full Scale Output)，儀器本身之量程為 1 m ，因此精度為 1 mm ，且可自動校正大氣壓力。本研究將以此水壓計量測水壓變化，確保數據量測精度。水壓計分為四個深度對稱配置於砂箱，分別為 13 cm 、 15 cm 、 18 cm 及 20 cm ，並佈於核心觀察區域的週邊，針對測量孔隙堵塞區域的水壓變化，各支水壓計距離兩側邊界最短邊皆為 8.85 cm ，全數水壓計皆保持在粗川砂範圍內，以鎖定中央區域進行水力掃描。

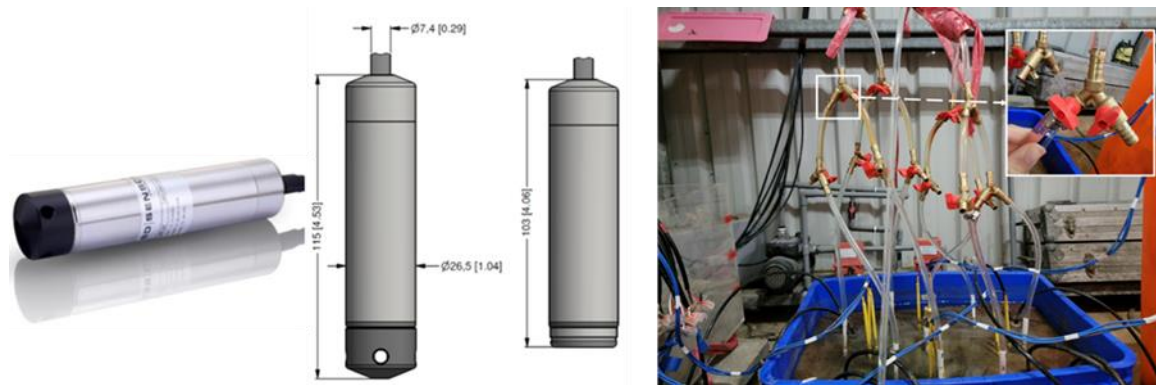


圖 10 LMP 307 高精度水壓計尺寸(左)及自製注水系統(右)及三向閥放大圖

注水系統由內徑5.5mm之PVC管(共8支)組成，配置位置在粗川砂範圍內；開篩方式主要在預設高度開孔並包裹不織布，以防止川砂進入管內影響驗驗。灌注管開篩位置由高到低分別為距離底部9、10、11及12cm，每一高度(或每一層)位置配有兩個灌注。透過此觀測系統及灌注管空間配置，能讓水壓計量測全面的水壓變化資訊，而此水壓變化則包含了灌注管與觀測水壓計間的水力參數資訊，而此範圍涵蓋藥劑灌注位置，故可蒐集川砂範圍內之水力參數變化，亦即若有鐵的沉澱或溶解，將得以此灌注-觀測系統蒐集之水壓變化資訊，進而推求K場演變。

為在砂箱中央區域內均勻灌注芬頓藥劑，本研究將注藥管設計為十字型PVC管(圖9中的綠色管)，製做方式以PVC五通管連結五支PVC管，十字管路上的PVC管在長邊方向為30cm、短邊為20cm，以配合砂箱長短邊尺寸，且在注藥管的開孔部位亦採用了包裹不織布的方法以防止川砂進入管道，同時確保藥劑能夠均勻地被注入。

4.3.2 水力掃描施作規劃

在水力掃描的施作上，本研究將依照注水管編號，以逆時針方式輪流灌注，單管之注水時間為80秒，流量控制為5 ml/sec，在注水同時，八支高精度水壓計以每秒兩筆之採樣頻率記錄水壓的時序變化。

為了在施行水力掃描時能準確控制注水流量，本研究將圖10(右)之自製注水系統懸掛在砂箱上方，其透明塑膠軟管連接PVC注水管進行灌注。在灌注時，本研究以注射幫浦(Syringe pump)進行流量控制。馬達連接透明塑膠管並以三向閥(three-way valve)將單條管路逐步拓展為八條管路，分別連接單一砂箱的八支注水管，構成本實驗之注水系統；其中，三向閥為一進二出設計，可控制個別閥門開關，能達到控制注射幫浦到單一注水管注水管路功能，以增加實驗操作的便利性。

4.3.3 砂箱之地下水流模式與HT-NN建置

本研究將使用變飽和地下水流數值模式VSAFT3來建立地下水流模式，並生成訓練HT-NN所需的水位與K場資料集。在建置地下水流模式部分，根據實際試驗配置，本



研究將建立三維地下水數值模式。模型尺寸為長57.7 cm、寬38.2 cm、高30.0 cm 的立方體。

在邊界條件的設定上，砂箱四周與底部皆給定零流量邊界條件，上邊界因砂箱兩側設計出流口以固定液面高，故設定為定水頭邊界條件。起始水位條件亦為兩側出流口高。在產生隨機場的部分，水力傳導係數的統計參數為：mean = 0.3 mm/sec、variance = 0.2 mm²/sec²；比儲水係數(Specific Storage, Ss)之統計參數：mean = 0.0001 mm⁻¹、variance 為 2×10⁻⁶ mm⁻²；correlation scale 在 X 與 Y 方向為8 cm，Z 方向為4 cm、灌注流量為5.0 ml/sec，單次灌注期間為80秒(實際灌注量)。在以前述地質統計條件產生參數隨機場後，本研究將以各組參數場與實際灌注量將進行水位模擬，並將8個高精度水壓計蒐集到的水位資料與對應之參數場作為一組 HT-NN 之訓練資料集。本研究預計產生50000組訓練資料集，並以7:3的比例分為訓練與驗證資料集。

為檢視 HT-NN 的正確性，本研究在應用 HT-NN 之前將先以原隨機參數場作為參照，比對推估參數場與原隨機參數場的差異，比對的標準為 L1(MAE)、L2(RMSE)與 R2 分別定義為 $\sum_{i=1}^n |\hat{Z}_i - Z_i| / n$ 、 $\sum_{i=1}^n (\hat{Z}_i - Z_i)^2 / n$ 與 $1 - \left(\sum_{i=1}^n (Z_i - \bar{Z})^2 / \sum_{i=1}^n (\hat{Z}_i - \bar{\hat{Z}})^2 \right)$ ；其中 $\bar{Z}$ 與 $\bar{\hat{Z}}$ 分別代表給定與推估的參數值，R2代表回歸係數， $\bar{Z}$ 與 $\bar{\hat{Z}}$ 則分別代表給定與推估變數的平均值，L1與 L2則代表平均誤差與均方根誤差。若推估之參數場愈接近原給定之隨機場，則會有較小的 L1與 L2值，並且 R2值將接近1。在完成 HT-NN 之驗證後，本研究才會以 HT-NN 將砂箱水位資料轉換為 K 場。

4.3.4 芬頓藥劑灌注試驗規劃

在藥劑的灌注上，本研究先進行過氧化氫(H₂O_{2(aq)})與螯合鐵(EDTA-Fe_(aq))之比例預試驗，以決定 H₂O_{2(aq)}與 EDTA-Fe_(aq)之濃度分別為何，原則上是以較低濃度執行芬頓試劑灌注，以防其劇烈的反應影響孔隙介質結構。而兩者灌注體積控制於1:1比例；總注入水溶液體積則是中央區域兩倍的孔隙體積(Pore volume)，約為7.6L，其量值為整體孔隙體積的30%。灌注方式以注射幫浦以定流量、多次的方式將藥劑注入注藥管，流量同水力掃描使用強度設定為5.00 ml/sec。因為(H₂O_{2(aq)})會自行反應，因此注入順序為先完成灌注 EDTA-Fe_(aq)再灌注(H₂O_{2(aq)})，與污染場址之藥劑灌注順序一致。

4.3.5 有機酸濃度與鐵還原效能關係分析

因為本研究以有機酸作為微生物之碳源，故有機酸濃度可能與微生物還原 Fe(III)的效率成正比關係。為了檢驗有機酸濃度與微生物還原鐵的速率關係，本研究將進行砂箱的土體採樣，並將之均勻混合後，以三角瓶分裝為六組試體，分別注入不同濃度之有機酸後，置於厭氧培養箱中讓微生物進行鐵還原作用。待一個月之後，將三角瓶取出以分光光度計分析各樣本之 Fe(II)濃度，並建立有機酸濃度與 Fe(II)濃度曲線，即可確認有機



酸濃度與微生物反應關係。此分析結果亦將作為決定生物刺激試驗時，所使用之有機酸濃度參考。

大分子與小分子有機物的施用各自具有優勢與局限，本研究計畫在時間上受限，預定於一年內完成，且具有實驗性質。其主要目標是探討孔隙堵塞的現象是否會發生、如何解決堵塞問題、及使用有機物作為生物瀝取過程中的碳源是否有效，因而選擇作用較為迅速之小分子有機酸。由於計畫的時限與目標範圍的限制，本研究無法對所有相關環境因素進行全面性的評估。未來，本研究希望能對這些潛在因素進行更為廣泛的分析。

4.3.6 有機酸灌注試驗規劃(生物刺激試驗)

本研究將以前一小節建立之參考有機酸濃度進行有機酸濃度調配，單一組三個砂箱分別給定不同有機酸濃度進行灌注(對照組不灌注有機酸)，預計單一組砂箱灌注總體積為3.6公升，是為核心觀測區域的體積，灌注流量設定為5 ml/sec。在灌注後2-3週，再進行第二次有機酸灌注，補充碳源予以微生物，接著將砂箱靜置一個月，讓微生物持續將鐵還原及溶解，惟須注意 pH 值需定時檢測在5以上。之後每個月在注藥井旁之觀測或注水井取水體，進行分光光度計分析，量測 Fe(II)濃度，檢視 Fe(II)上升幅度；另外，本研究參考 Eisele(2005)實驗方法，在取完水體之後以初始灌注濃度回補同體積的有機酸，靜置一到兩小時之後再以厭氧水進行水力掃描一次，分析 K 值上升顯著區域。有機酸灌注六個月之後，試驗結束前再對這些區域進行土壤採樣，進行分光光度計、ICP-OES 與 PCR 分析，並計算下一小節之四種效能指標，最後由六組試驗數據分析有機酸作為碳源的效能，以作為未來相關研究現地灌注有機酸濃度之參考。

4.3.7 溶解效能指標

為了評估微生物還原 Fe(III)的效能，本研究將計算三個指標，包含 K 值上升體積百分比，水體總鐵濃度變化百分比，以及脫鐵菌總數增加百分比。在 K 值上升體積百分比的計算上，本研究將以有機灌注前與後之 K 場(水力掃描分析所得)進行變化率計算，並取 K 值增加10%以上之網格數量，並將其累加做為參考指標，計算方法如下式所示：

$$R_{N,t} = \sum_{s=1}^{s=n} N_{s,t} / n \quad (10)$$

其中， $N_{s,t}$ 代表 K 值變化10%以上之網格數量及 n 代表所有網格數量。

在水體總鐵濃度變化百分比的計算上，本研究將以有機灌注前後之總鐵濃度(分光光度計分析所得)進行變化率計算，計算方法如下式所示：

$$R_{C,t} = C_{j,t} - C_{j,0} / C_{j,0} \quad (11)$$

其中，變數 $R_{C,t}$ 代表採樣點 j 的水體總鐵濃度增加率，下標 t 代表採樣時刻，下標



0代表有機酸灌注前的水體總鐵背景濃度。

在脫鐵菌總數增加百分比的計算上，本研究將以有機酸灌注前後之 DNA 濃度進行變化率計算，計算方法如下式所示：

$$R_{B,t} = B_{j,t} - B_{j,0}/B_{j,0} \quad (12)$$

其中，變數 $R_{B,t}$ 代表採樣點 j 的 DNA 濃度增加率，下標 t 代表採樣時刻，下標 0 代表有機酸灌注前的初始 DNA 濃度。

於水體總鐵濃度量測方面：於液態—水體總鐵濃度量測部分是以分光光度法執行。在進行分析時，本研究將嚴格控制誤差：對於分光光度計分析，會確保在採樣後立即過濾並以 4°C 保存水樣，及盡可能迅速測量水樣中的溶解態鐵含量，以準確反映實際鐵濃度。在水中，溶解態鐵也可存在於 Fe(II) 及 Fe(III) 兩種形式，其中在砂箱模擬的厭氧條件下，Fe(II) 以其穩定的溶解形態主導。進一步地，缺乏其他有機錯合基的情況下，在缺氧或還原性環境中，Fe(II) 通常維持較高的穩定性。反之，Fe(III) 的存在量極為有限，故本研究以 Fe(II) 濃度的變化作為推斷 Fe(III) 還原過程的指標。；對於 ICP-OES 分析，考慮到採樣後孔隙水可能含有鐵成分，本研究將盡量通過離心方法排除孔隙水。儘管無法完全排除所有殘留水分，但考量到砂體中固體的鐵含量遠高於液態相中的鐵含量，因此殘留水分中的鐵對於 ICP-OES 總鐵量測結果的影響將非常有限。總結，於溶解態及固態皆有 Fe(II) 及 Fe(III) 存在(Bryce et al., 2018, Davison, W., & Seed, G., 1983)，然而仍能以鐵主要存在的狀態去分析各別指標。

最後，在現地灌注時，可能會遭遇氣泡堵塞及孔隙堵塞情況。在氣泡的部分，此情況為芬頓試劑灌注後的初期現象，而前期的氧氣，則可能會利於地下水層中，好氧菌的大量生長，進而使氧氣被迅速消耗利用，加速環境轉換為厭氧環境，反而是利於營造出適合還原菌生長的厭氧條件；在孔隙堵塞的部分，雖然會妨礙有機酸的灌注，但可利用本研究之水力掃描技術，找出合適之灌注地點(避開堵塞區位)，灌注乳酸或檸檬酸等有機酸，透過生物瀝取機制溶解鐵沉澱物，解決地下含水層孔隙堵塞問題。

(五)研究成果

5.1 實驗系統設計

5.1.1 砂箱容器與孔隙介質

本研究建立了兩組砂箱系統，每組由三個獨立的砂箱構成。每組中指定一個砂箱作為對照組，其餘兩個砂箱作為實驗組，以便於後續的比較分析。第一組包含細川砂、粗川砂和紅土；第二組包含細川砂、石英砂和紅土(詳見4.3.1節)。



砂箱選用市售一體成型的塑膠儲運箱，尺寸及外觀如圖 7所示。選用該儲運箱的主要考量包括：(1)該箱結構穩固，可承受內部填充孔隙介質的荷重，且塑膠一體成型的特質確保其不會生鏽，不會溶出干擾實驗分析的其他物質，並能承受本研究長期試驗，確保每一階段的實驗操作均可順利進行，避免箱體出現裂縫並滲水，導致實驗失敗；(2)該箱的底部和側面均為垂直設計，避免了一般塑膠箱體梯形斷面的問題，符合實驗需求。

然而，土壤浸水飽和膨脹後的側向土壓較大，會使儲運桶側壁外推變形，不利於後續數值模型的建立及水力掃描演算，並增加實驗的不確定性。為避免儲運箱外推變形，本研究在箱體外側加裝角鋼進行固定，以維持箱體壁面的平整。角鋼的設計圖與實際成品如圖 12所示，本研究將其設計為三層角鋼框架，包圍箱體的四個側面，限制其向外延展。



圖 11 側土壓使箱壁外推變形圖

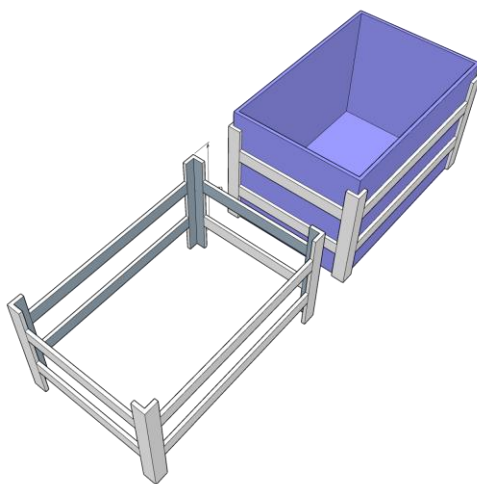




圖 12 角網架設計圖(左)及成品圖(右)

在孔隙介質的選擇上，土壤配置在垂向上為均質，而在平面上則有不同的設計。兩組砂箱的土壤配置不同：第一組包括細川砂（灰黑）、粗川砂（灰白）和紅土（橘）；第二組包括細川砂（灰黑）、石英砂（灰白）和紅土（橘）。實際砂箱試驗的俯視圖如圖 24 所示，使用的三種土壤介質如圖 13 所示。整體土體的三維尺寸分別為：橫斷面長57.7 cm、寬38.2 cm，高度30 cm。



圖 13 填充砂箱之隙介質。[a]陽明山紅土、[b]石英砂、與[c]川砂(再篩選分為為細、粗兩類)

圖 8 中的紅褐色四個邊角代表陽明山的紅土（laterite），本研究將紅土配置在砂箱的四個角，每個角的放置長度為10公分，寬度為2公分。紅土的性質為富含黏土顆粒，緻密透水性低，富含氧化鐵，因此呈現紅褐色（圖 13[a]）。配置紅土的目的是增加砂箱試體中的鐵含量，以利於後續鐵的沉澱與溶解研究。

圖 8 中灰白色部分為石英砂（第一組）或粗川砂（第二組中是為灰黑色），灌注管皆配置於粗砂（或石英砂）範圍內。由於其孔隙粒徑較大，透水性較佳，可大幅降低灌注過程所需的背壓（back pressure），有利於水力掃描的進行。本研究使用的石英砂由不同粒徑配合而成，混合的粒徑範圍包括0.55-0.65 mm、1-2 mm 和4-8 mm，三者的混合比例為7:2:1。此外，較大的孔隙所需的灌注背壓較低，有助於降低灌注儀器的功率要求，並減少灌注水流從管壁溢流的情況。如果在灌注管周圍使用細緻的孔隙介質，沉澱物可能會完全堵塞灌注管的開篩處，導致灌注水量無法流出灌注管，使得灌注失敗。因此，使用較粗的孔隙介質有利於整體實驗的進行，並有利灌注水量的進行，降低所需的灌注能量，使實驗操作更為高效且節能，因此本研究將灌注系統配置在粗粒孔隙介質的區域，以施作水力掃描。

為了初步瞭解周圍不透水紅土和中間透水川砂的性質，本研究進行粒徑篩分析試驗及鮑式比重瓶分析(AASHTO: T27-74, T88-72)，以取得兩種土樣的粗、細顆粒分布，結果如圖 14 所示，由圖可知紅土的平均粒徑比川砂微小許多，且紅土粒徑在小於0.001mm的部分超過40%，由此可知紅土質地極細緻。其中川砂又再進一步以35號篩(孔徑0.5mm)分為細川砂與粗川砂，選擇35號篩的目的為 ICP 試驗的過程中需進行微波消化，其土壤粒徑需小於0.5mm，故以本研究此為依據進行分類。

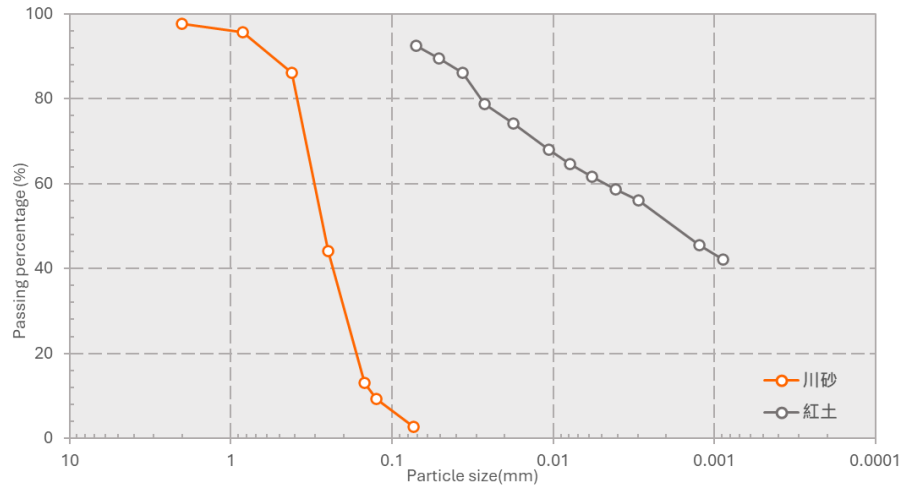


圖 14 紅土和川砂的粒徑分析

5.1.2 觀測系統

觀測系統可分為土體內部觀測系統與土體表面觀測系統，內部觀測系統由8支水壓計和8支 PVC 管組成，用於砂體內部水壓觀測，表面觀測系統由4支水壓計組成，負責砂體表面水壓觀測。在土體內部觀測系統中，PVC 管固定於砂箱上(圖 15)，水壓計可由 PVC 管放置或取出，實現可移動配置，意即本研究可使用12支高精度水壓計依序完成六組砂箱實驗。

圖 16為單一砂箱之觀測與灌注系統的細部配置，其中8個藍色圈處代表8支高精度水壓計，其長度和外徑分別為115毫米和26.5毫米，呈圓柱體形狀。PVC 管的內徑為27毫米，剛好可放入高精度水壓計（如圖 15所示）。土體內觀測系統的八支水壓計編號依序為(1)、(2)、(3)、(4)、(5)、(6)、(7)、(8)。每支水壓計都有各自的註記，格式為：「觀測_高度」，其中高度是從砂箱底部向上計算，單位為公分。





圖 15 PVC 管套與高精度水壓計

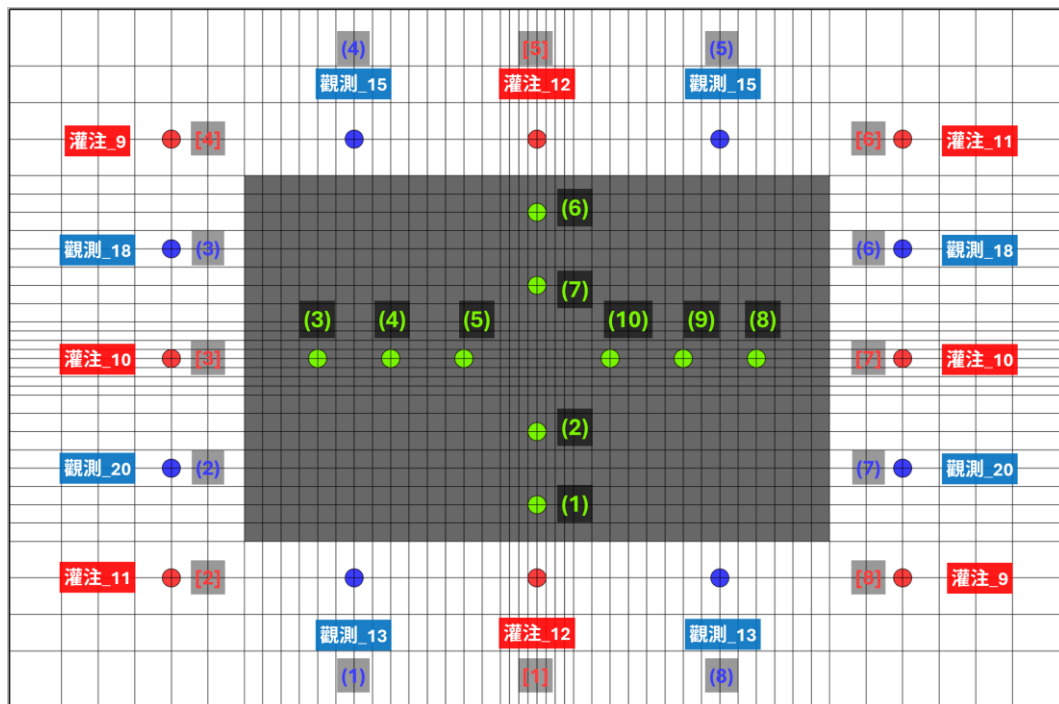


圖 16 觀測系統與灌注系統配置圖

設置砂體表層觀測系統的部分，目的是為了測量大氣擾動和表面水壓變化，這兩者皆會影響砂體內部的總水壓反應。為了取得施行水力掃描所進行灌注時的砂箱內部水壓變化，本研究將八支水壓計的量測水壓扣除表面四支水壓計的平均水壓，以去除表面水壓擾動、大氣壓力變化，以及灌注期間水面溢流所造成的輕微擾動。

水壓計的數據收集使用 Campbell Scientific 的數據採集器 CR1000X 系列作為本研究的數據量測平台（圖 17）。使用該數據採集器的優點包括：(1)即時觀測測量數值；(2)最多可同時裝設八支 LMP307型號的水壓計，滿足觀測砂箱內部水壓變化的需求；(3)提供120赫茲的量測頻率，有助於取得更為細緻的水壓變化數據。

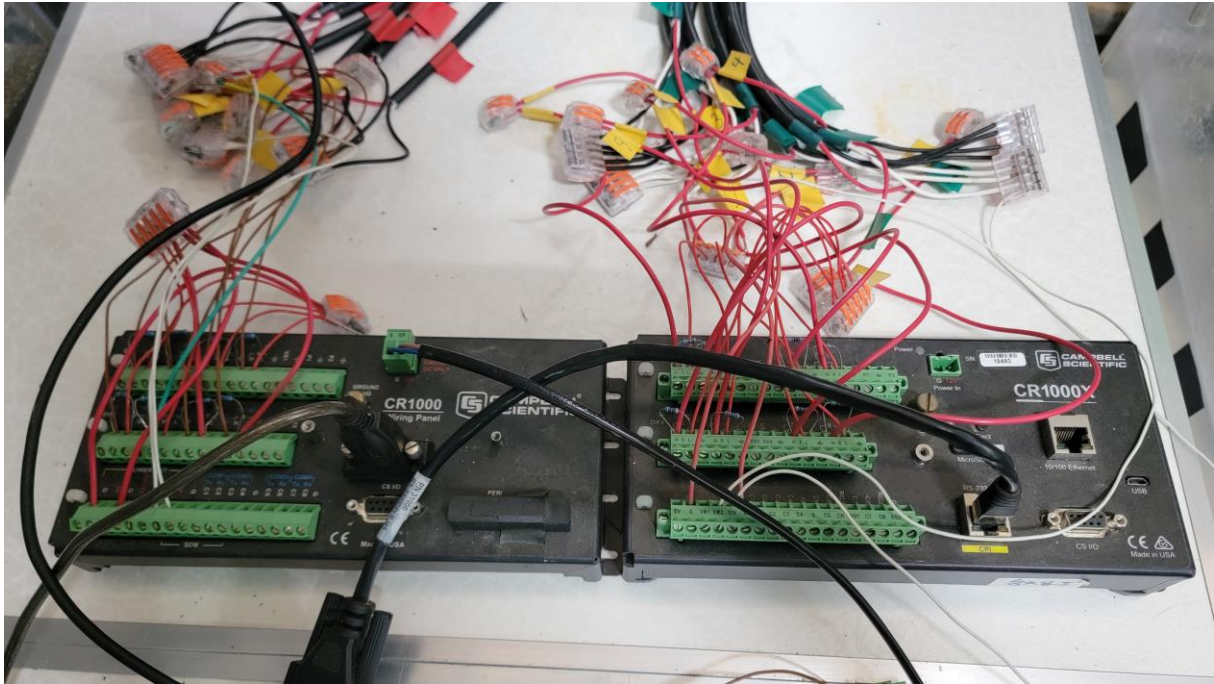


圖 17 本研究使用之 CR1000X 系列機型

5.1.3 灌注系統

水力掃描使用之灌注系統由灌注管、三向閥分流管及注射幫浦組成。本系統利用注射幫浦提供穩定的灌注強度至灌注管中，通過灌注管的開篩配置，可在特定高度注水，並以三向閥分流管設計實現循序灌注的目的。

灌注管由八支內徑5.5 mm 的 PVC 管組成，配置位置與觀測系統相同，位於粗川砂範圍內，並包圍核心區域的主要注藥區。開篩方式是在設計高度的四個方向開孔，以利灌注水流均勻流入土壤，並在開孔處包上不織布，有助於均勻灌注，同時防止粗川砂進入管內，避免阻塞影響實驗。灌注管的開篩位置從高到低分別為距離底部9 cm、10 cm、11 cm 及12 cm，每個高度配有兩個灌注點，詳細配置圖可參考圖 16中的紅色標記部分，標記的邏輯與觀測系統相同。

三向閥分流管（圖 19）的主要目的是分流並控制來自注射幫浦的水流。該分流管由5/16吋塑膠管連接三向管及球閥構成。通過三向管的配置，可將單條入流轉化為八條入流；透過調整球閥開關將可控制目標灌注管的灌注作業。

灌注的動力來源使用宏惇有限公司的 SPT-A01型注射幫浦（圖 20），其線性推力可達160牛頓，滿足本實驗需求；線性推進速度範圍為0.08 $\mu\text{m}/\text{min}$ 至160 mm/min；在150 mm/min 推進速度下的精度為 $\pm 0.1\%$ 。通過注射幫浦的線性推進速度範圍及不同針筒規格的組合，可提供不同的灌注強度。本研究中使用容積為550 ml 的針筒，將灌注強度設定為300 ml/min。此灌注強度為經過多次試誤所得，此灌注量既不會過大導致砂體被破壞或發生管涌，也不會過小導致砂體在灌注期間的水壓反應過小而難以觀測。



圖 18 白色 PVC 管與製造。從左到右分別為：原管件、鑿孔、及包不織布。



圖 19 三相閥灌注管線

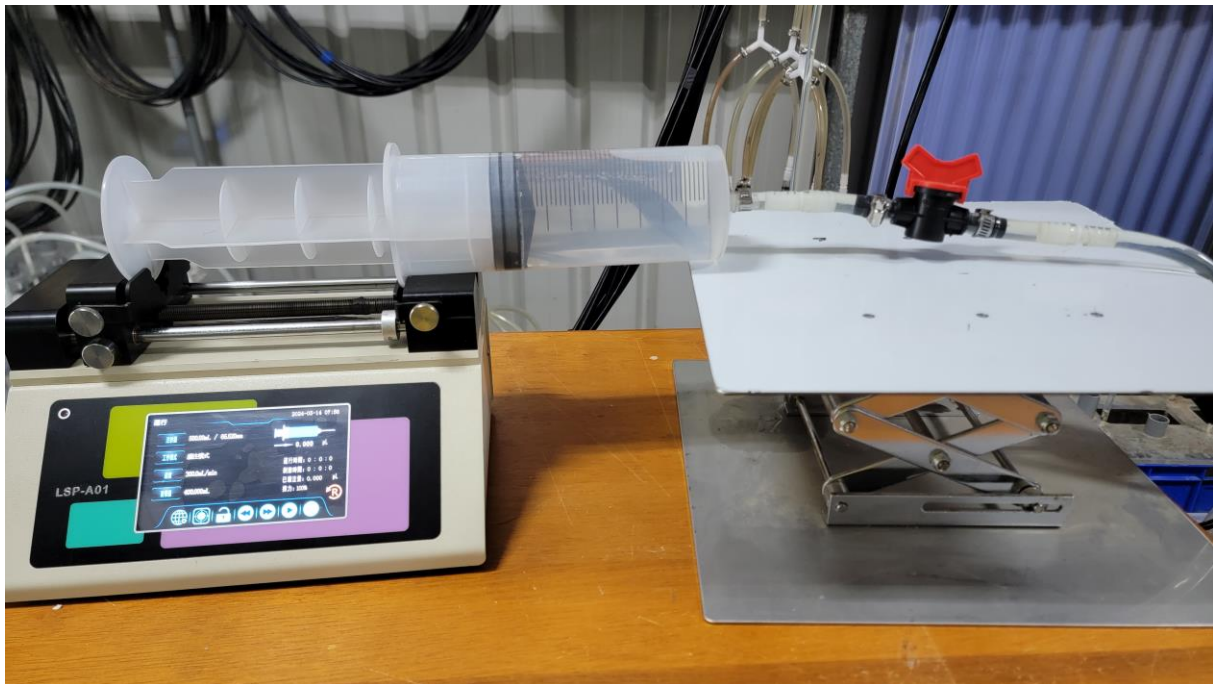


圖 20 注射幫浦及安裝上之 500ml 針筒

上述的灌注管是為了水力掃描注水所設計，而在注入藥劑方面，本研究則設置獨立的注藥管。為了在砂箱內部均勻灌注芬頓藥劑，注藥井設計為十字型 PVC 管，實際配置請參考圖 16。PVC 管的規格與灌注管相同，製作方式是以 PVC 五通管連接五支 PVC 管。十字管路上的 PVC 管長邊為 30 cm、短邊為 20 cm，以配合砂箱中細川砂的配置範圍，有利於在此沉澱敏感區進行灌注實驗。類似灌注管的開篩方式，本研究在注藥管的開孔部位也採用了包裹不織布的方法，可以防止川砂進入管道，確保藥劑均勻注入並避免注藥管被土壤介質阻塞。

注藥管開孔配置如圖 16 中的綠色標示部分，短邊每邊開設兩處，長邊開設三處。注藥管負責藥劑的灌注，灌注動力來源同樣是注射幫浦，使用 5/16 吋塑膠軟管連接注藥管與注射幫浦即可達成穩定的灌注，並可根據需求調整灌注的總量和分批注藥。



圖 21 十字灌藥管

5.1.4 壓克力固定支架

由於土壤主要為砂質，灌注 PVC 管和觀測 PVC 管如果不加以固定，則管件容易鬆動，導致管件偏移，從而改變土壤介質的結構與管件的位置，使每次灌注及觀測位置產生誤差，影響實驗結果。因此，固定管件的配置相當重要。為了固定管件，本研究使用精準電腦雷射切割的壓克力板作為固定用具，其詳細尺寸設計圖如圖 22 所示。底板直接放於儲運箱底部，頂板放於儲運箱頂部。如果以板子的中心點為二維直角坐標系的原點，頂板與底板上的灌注管及觀測管的座標點將會一致。圖 22 中的大灰圈和小灰圈分別代表觀測 PVC 管及灌注 PVC 管在平面的所在位置(與圖 16 一致)。這些圓圈的尺寸略大於管件，約 1 毫米，這樣的設計確保管件與壓克力板穩固連接，通過壓克力兩板在管件的上端及下端固定，確保不會發生鬆動的情況。頂板與底板不同，頂板具備四個矩形開孔，這項設計是為了放置表層水壓計及進行後續實驗採樣，同時增加操作的彈性。

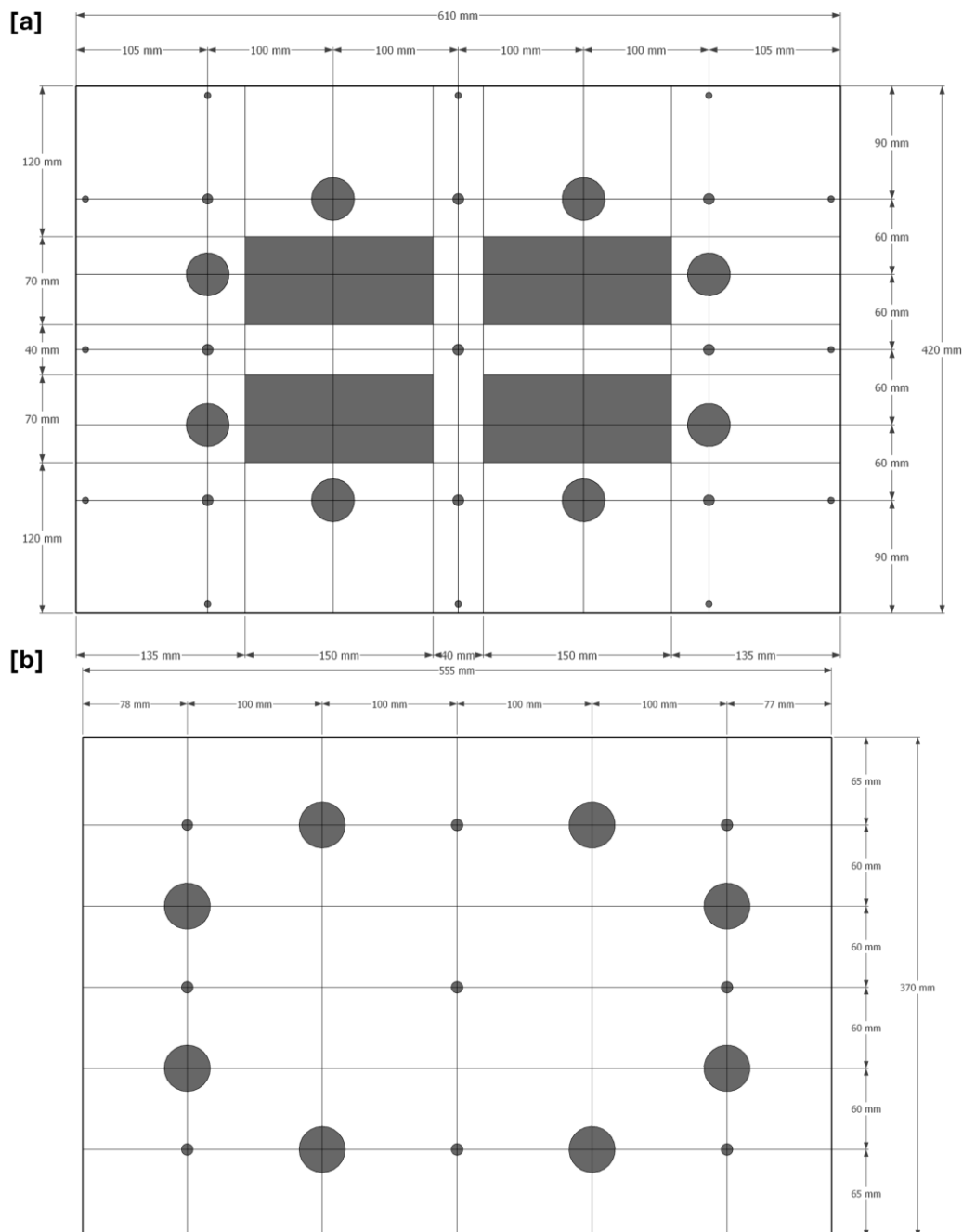


圖 22 固定用壓克力板設計圖。[a]頂板；[b]底板。

5.2 砂箱安裝

砂箱的安裝作業包括容器、孔隙介質、觀測系統、灌注系統及固定系統的整合，形成實驗砂箱系統。砂箱的安裝步驟首先將壓克力底板置於儲運箱底部，並將相應的管件（灌注管及觀測管）插入壓克力板上設計的圓形開孔。接著進行土壤介質的填充，因為土壤介質的配置具有異質性，本研究使用瓦楞紙板製作隔板，以將不同的土壤介質分配在各自設計的區域。土壤填充過程如圖 23所示，圖[a]顯示土壤填充到高度為15公分時



的實景，此時有八支灌注管（白色）及八支觀測管（灰黑色），並在此深度放置十字型注藥管，使其剛好位於15公分高處，即砂箱的中央區域。圖[b]則清楚顯示了各孔隙介質擋板的位置。

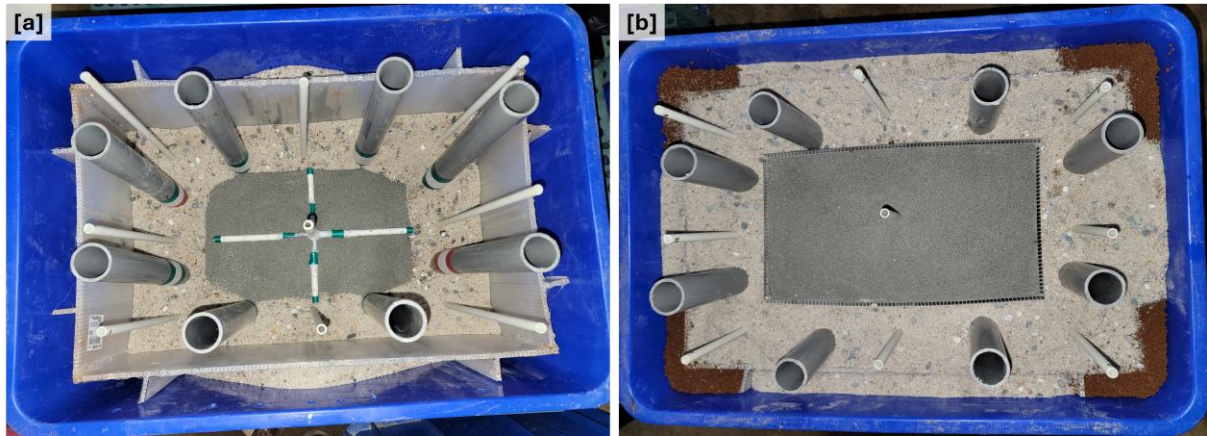


圖 23 孔隙介質安裝

接著填充孔隙介質，直到達到預定高度30公分。達到這個高度後，即可進行壓克力頂板的安裝作業。本研究將頂板上的各個開孔對準砂箱中的管件，將管件逐一穿過壓克力板。完成穿孔後，各管件上下皆由壓克力板固定，提供極佳的穩固性。為了進一步加強固定效果，本團隊在頂板開孔處與管件的接觸點塗上 PVC 管膠和防水膠，以達到完全穩固的效果。

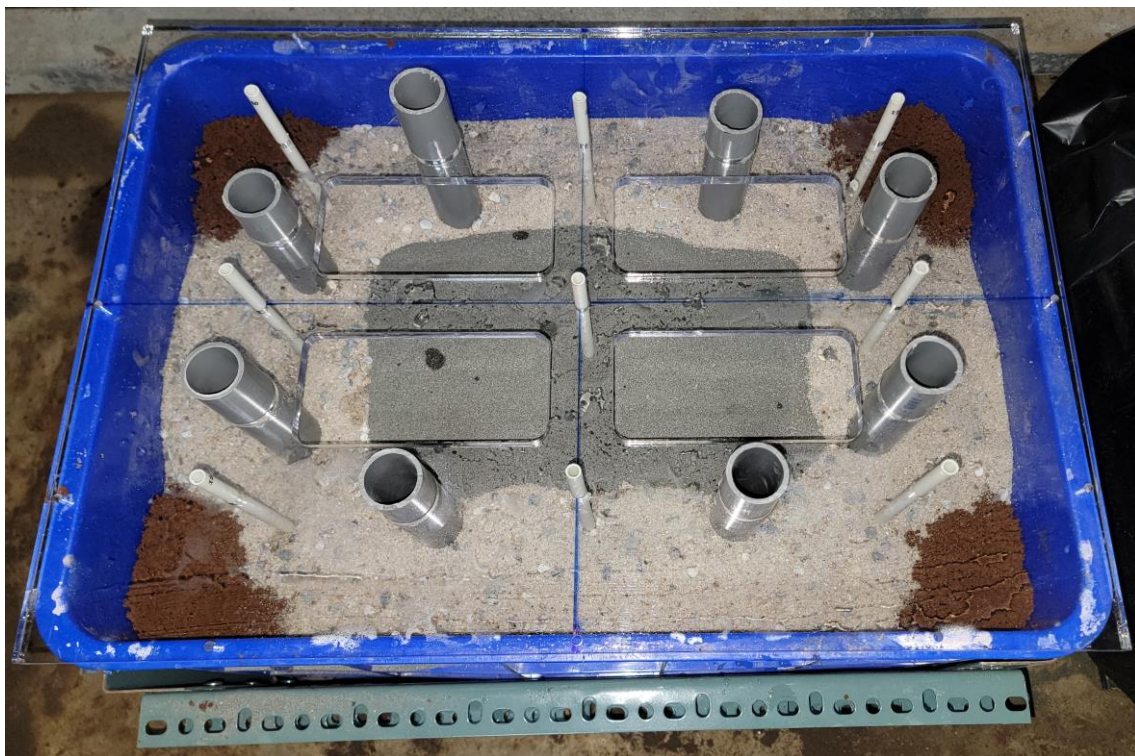


圖 24 砂箱安裝完畢



由於砂箱模擬的情境為地下水飽和含水層，且孔隙水不與大氣直接接觸，故土體表面上層覆蓋一定深度之水體，為了讓土層上方水壓固定，以利試驗進行，本研究設計讓灌注的水流在超出一定高度後即能自動溢流，以維持不變的水位面。為達到此目的，本研究在儲運箱的上方箱壁開出一矩形的溢流孔，如圖 25所示，以之做為溢流出口。圖 26則是全數安裝完成的6個砂箱，編號如圖所示。

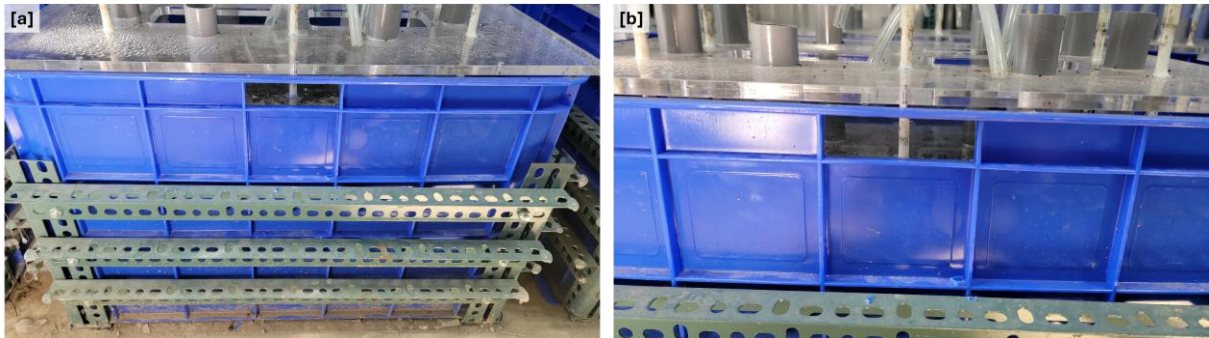


圖 25 溢流孔位置圖

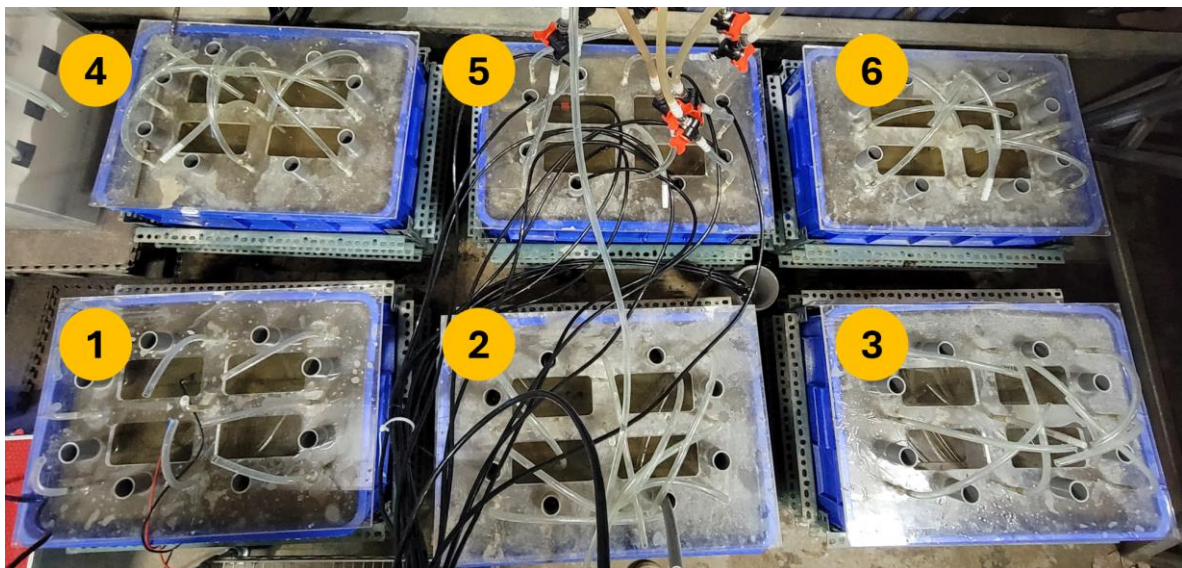


圖 26 全部裝設完備之六組砂箱

5.3 水力掃描神經網路的訓練與測試

為了訓練 HT-NN 網路架構，產生訓練資料為必要步驟。訓練資料包含了水位資料矩陣與參數矩陣。本研究利用地質統計的方法產生大量的三維隨機場，再透過地下水模式模擬循序抽水與注水試驗(即水力掃描)，蒐集各個隨機場對應的模擬水位，再以各組隨機場與其對應之模擬水位建立訓練資料集。本研究使用地質統計套件 GStools 模擬出 K 的三維隨機場(圖 27)，再透過 VSFT2 數值分析軟體針對各隨機場進行地下水位模擬。隨機場之平均值由川砂之水力傳導係數範圍產生(10^{-3} m/s $\sim$ 10^{-4} m/s)，並在變異數為 0.2、空間相關尺度設定為 0.1m 下產生多組隨機場。水力掃描共包含 8 次的注水事件，每一次注水完後由砂箱中的 8 口觀測井記錄水壓變化情形，再將每次的注水事件的水壓



資訊整合成一個水位矩陣。水位矩陣與對應的隨機場搭配成一組資料對(data pair)作為 HT-NN 的輸入與輸出。本研究生成了 10000 組的資料對，其中 7000 筆作為訓練，3000 筆作為驗證。完成驗證後的 HT-NN 模型則可做為將水力掃描的水位資料轉為三維參數場的工具，並與 SLE 反演結果比較。

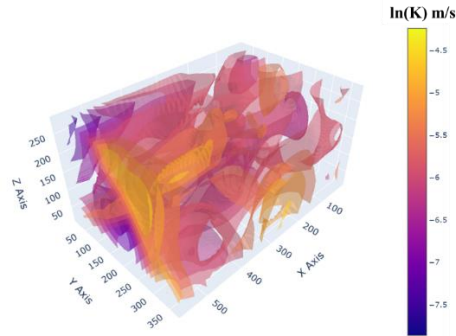


圖 27 水力傳導係數(K)之三維隨機場

5.3.1 模型訓練與驗證

本研究 HT-NN 模型中的參數 growth rate 數量選用 28 層，batch size 為 32，學習速率 1×10^{-3} ，epochs 為 200 次，損失函數(loss function)選用 MSE 進行計算。訓練以及驗證期間損失數值紀錄之結果如圖 28 所示，可以看到模型在訓練階段之損失值持續下降，當 epoch 為 200 時，驗證與訓練之損失值分別為 0.004 與 0.002，過程中驗證損失值並未大過訓練損失值，且在圖 30 與圖 31 展示訓練與驗證中，各個隨機場與推估參數場間的 R^2 、MSE 與 MAE 在訓練與驗證階段均落於同樣的區間範圍內，表示模型並無過擬合(overfitting)之情形發生。而圖 29 則代表了各隨機場(包含了訓練以及驗證)，HT-NN 模型預測 K 場以及其相對應之隨機場之間的 R^2 ，兩者的平均值分別為 0.941 與 0.929，數值分佈絕大部分在 $R^2 > 0.9$ 區域，模型預測結果表現佳。

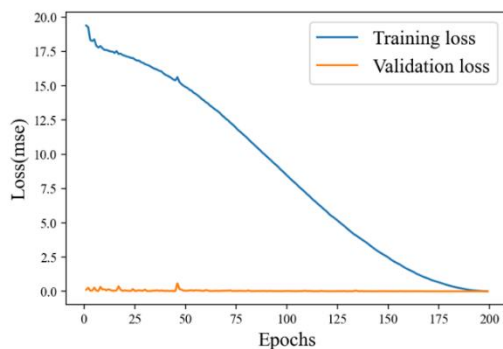


圖 28 訓練與驗證之損失函數紀錄結果

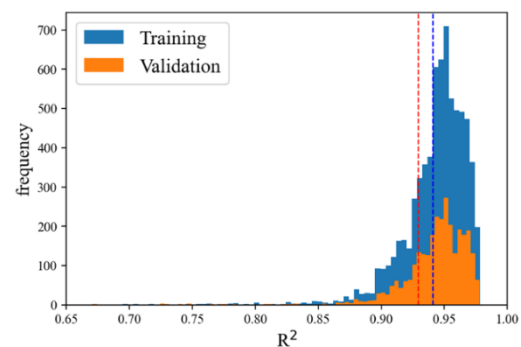


圖 29 訓練與驗證中所有案例推估 R^2 評分

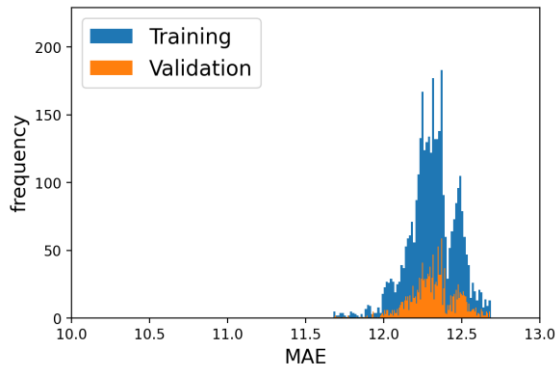


圖 30 訓練與驗證中各案例推估 MAE 值

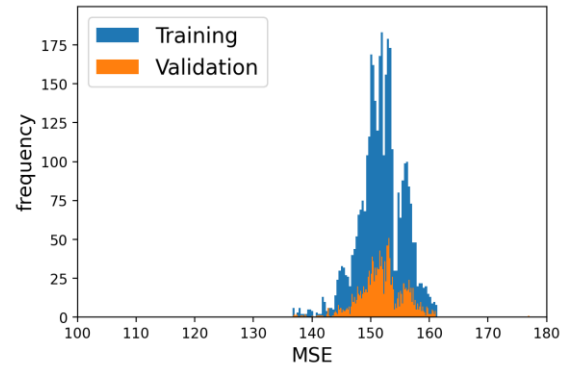


圖 31 訓練與驗證中各案例推估 MSE 值

從驗證場(圖 29 中橘色值條區域)中隨機抽取其中一場進行檢視，其三維空間比較結果由圖 32 所示，左側是利用 GSTools 產生之隨機場，右側則是利用 HT-NN 推估結果，可看出兩者推估之空間分布趨勢幾乎相同，而圖 33 則是推估結果與隨機場比較之散佈圖，其中兩者計算之 R^2 為 0.96，模型驗證結果佳。

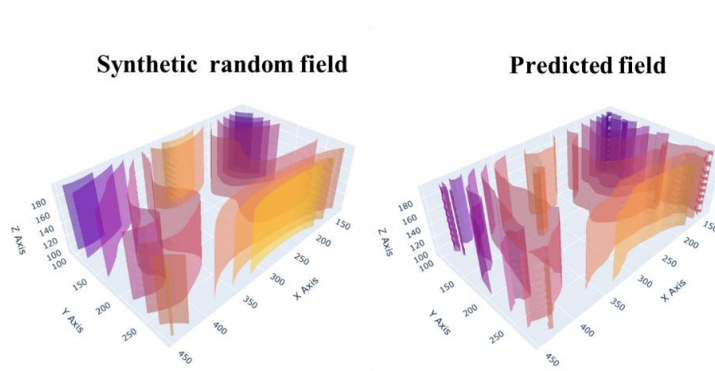


圖 32 驗證隨機場與 HT-NN 推估 K 場比較圖

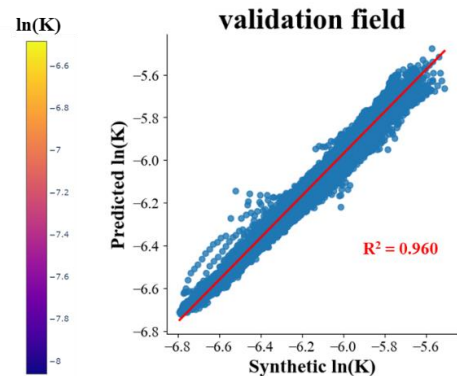


圖 33 推估與參照 K 值散佈圖

5.3.2 HT-NN 與 SLE 水力掃描結果比較

此小節展示利用 HT-NN 與 SLE 推估 K 場結果比較。SLE 反演過程需先進行網格的建置，且需要花大量的時間進行迭代使模擬與觀測水位一致。HT-NN 則因模型已經預先訓練完成，使其能更迅速地完成推估。圖 34 展示了兩種方法的推估結果，兩者 K 值在空間中的分布趨勢一致。將資料點繪製成散佈圖(圖 35)， R^2 計算結果為 0.76。利用 HT-NN 推估與 SLE 反演結果比較後，空間中分布趨勢大致相同，由此足以證明 HT-NN 能夠有效地取代 SLE 反演。考慮到 HT-NN 最佳的推估效率(SLE 反演需計算多個小時，HT-NN 只需不到一秒)，具備了即時推估及檢視地層參數分佈能力，顯示了 HT-NN 推估參數的優勢。

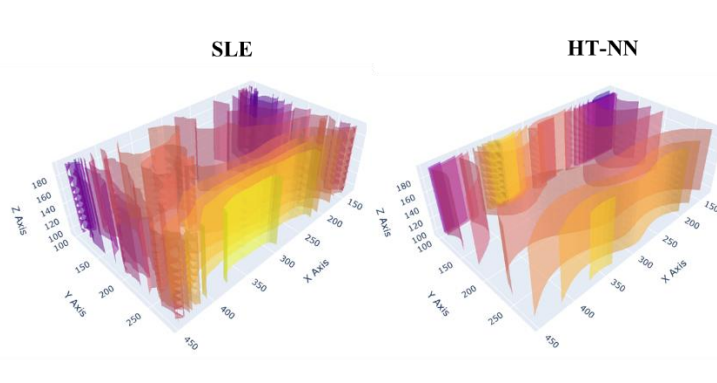


圖 34 灌注後 HT-NN 與 SLE 推估 K 場比較

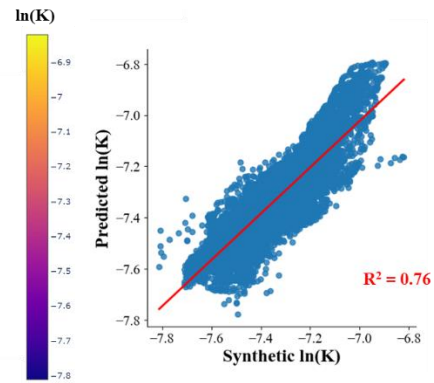


圖 35 HT-NN 與 SLE 推估之 K 值散佈圖

5.4 芬頓試劑沉澱測試

為了確定灌注芬頓試劑的最佳濃度，本研究進行了預實驗，再由實驗結果決定芬頓試劑濃度。由於芬頓試劑的濃度沒有統一標準，需要根據不同的試驗目的進行調整，本研究初步參考 Watts and Stanton (1999) 使用芬頓試劑降解砂砂漿中十六烷（hexadecane）的實驗，選擇了 1000 ppm 的鐵溶液並搭配不同濃度的雙氧水進行等體積混合，以確定灌注濃度。在預實驗中，本研究使用的雙氧水濃度分別為 0%、1%、2%、3%、5% 和 10%。結果如圖 36 所示，未經反應的溶液為淺黃色液體，而經過反應後則呈現較深的褐色。根據預實驗結果，最佳濃度應在 2% 至 3% 之間。在 2% 濃度的燒杯中，可以看到明顯的沉澱，但上部水中仍有溶解鐵，使水體呈現顏色；在 3% 濃度的燒杯中，鐵完全沉澱，水體清澈透明且燒杯底部有鐵沉澱物。因此，本研究選擇 3% 的雙氧水濃度作為灌注芬頓試劑的最佳濃度。

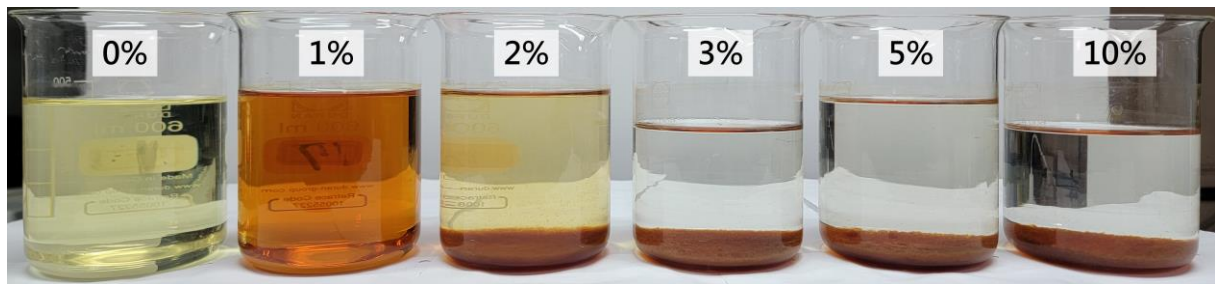


圖 36 芬頓試劑沉澱試驗結果圖。從左到右依次由高濃度到低濃度排列，具體濃度值如圖中所示。

考慮到砂箱內可能存在微量溶解態鐵，本研究選定使用 3% 的雙氧水加上 1000 ppm 的螯合鐵作為灌注溶液。然而，灌注後發現此濃度的芬頓試劑反應過於強烈，導致砂體出現隆起現象。圖 37 展示了在 RV 桶中預灌注該濃度溶液所引起的氣泡大量產生、來不及逸出砂體而造成土體隆起的情況。

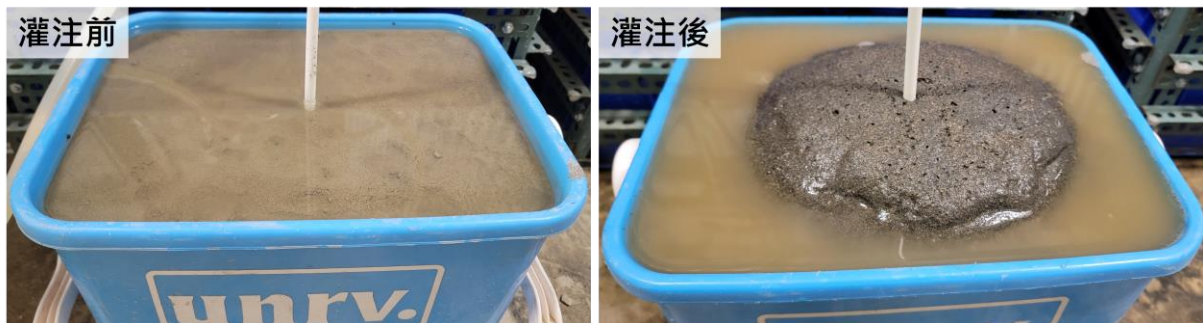


圖 37 不同濃度之雙氧水與螯合鐵對土壤孔隙破壞測試試驗。左邊為灌注前，右邊為3%的雙氧水加上 1000 ppm 的螯合鐵造成之土壤結構破壞

為避免砂體隆起造成孔隙結構改變，本團隊減少了芬頓試劑的濃度，以防止砂體隆起或因氧氣產生的劇烈反應而造成砂體擾動。因此，本研究改用1%的雙氧水，並加入不同濃度的螯合鐵，以減輕芬頓試劑反應的劇烈程度。使用的螯合鐵濃度分別為100 ppm、200 ppm、300 ppm、400 ppm、500 ppm、600 ppm、700 ppm、800 ppm 和900 ppm。

最終實驗結果顯示，1%的雙氧水最多能完全沉澱700 ppm 的螯合鐵溶液，但本研究也觀察到，這些濃度在燒杯中產生的氧氣量都相當可觀，存在破壞砂體的風險。圖 38展示了30分鐘後及3天後的芬頓試劑情況。最終，本研究選擇100 ppm 的螯合鐵濃度加上1%的雙氧水作為砂箱試驗的灌注濃度。這個組合可產生鐵沉澱，且經過了前述土體隆起測試(RV 桶測試)，結果顯示產生的氣體會緩慢逸出水面，不會造成土體表面的抬升，灌注前後土壤表面均維持平整。

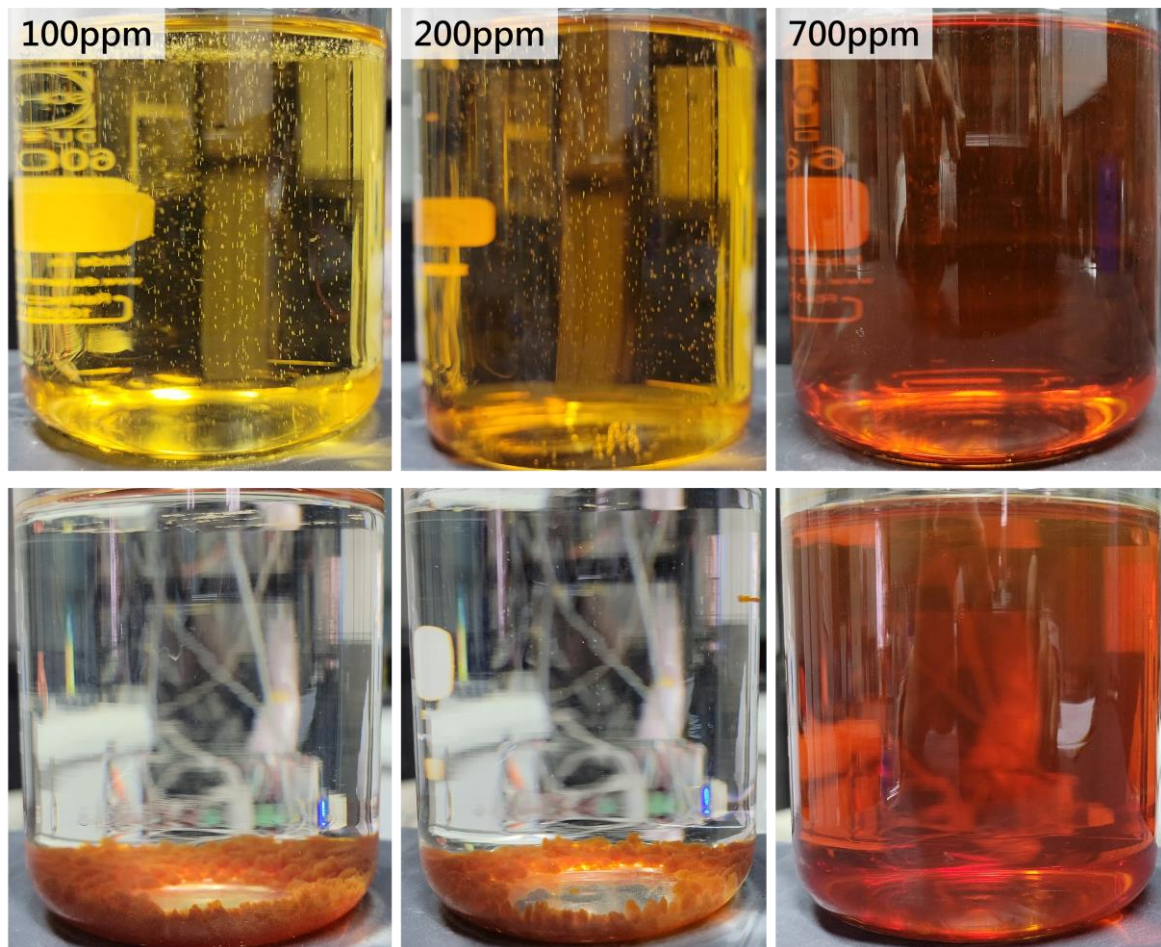


圖 38 不同濃度的螯合鐵與 1%雙氧水混合後的反應情況圖。上排圖顯示的是反應 30 分鐘後的情形，下排圖顯示的是反應 3 天後的情況。

5.5 孔隙阻塞穩定測試

本研究在測試芬頓試劑的環節中發現，芬頓試劑在反應前期（約半小時內）反應劇烈，反應結束後仍會有少許氣泡慢慢生成，為了觀測氣泡逸出砂體所需時間，本研究使用一個小型塑膠箱進行測試，試驗方式為在小型砂箱中安裝灌注管、注藥管和觀測管，接著先測量背景水壓，然後灌注芬頓試劑。接著，每隔固定時間進行一次灌注，並測量阻塞後的水壓，透過觀察每次等量灌注的水壓變化，確定達到系統達到穩定狀態所需的時間。結果如圖 39 所示，第一天的背景水壓變化上升值明顯較小。然而，從第二天開始，因為部分的鐵已沉澱，導致灌注時的水壓逐漸上升。第三天之後的水壓變化則趨於穩定，此結果顯示在第三天後，砂體系統內部壓力已趨於穩定。因此本研究在芬頓試劑灌注後，將等待三天之後再進行後續的試驗。

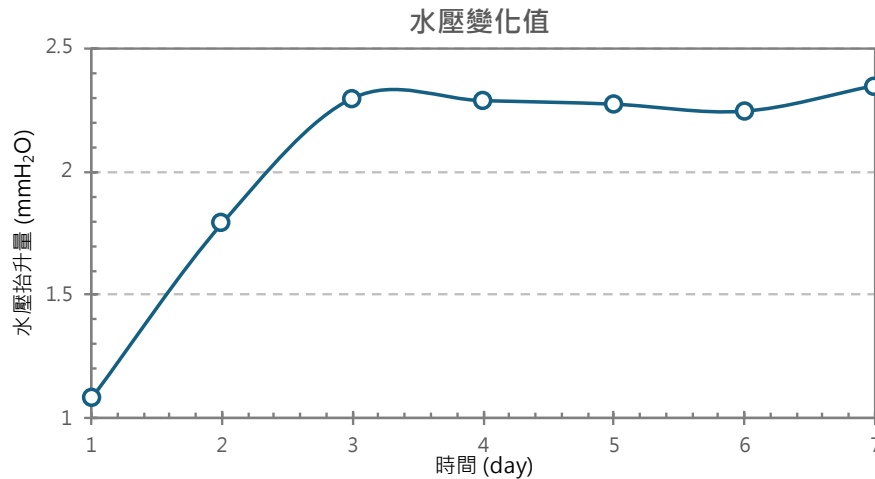


圖 39 砂箱水壓穩定性測試結果圖

5.6 生物瀝取過程之二氧化碳排除

鐵沉澱物溶解的實驗步驟中，於砂箱內部添加檸檬酸以促進鐵沉澱物的錯合及還原機制。微生物在厭氧呼吸過程中將檸檬酸作為碳源，從而分解檸檬酸並產生二氧化碳 ($\text{CO}_2(\text{g})$)。隨著實驗的進行，多次添加檸檬酸會促進微生物的活動，導致產生過多的 $\text{CO}_2(\text{g})$ 。由於這些過量的 $\text{CO}_2(\text{g})$ 無法完全溶解於水中，會以氣體形式存在於砂體內，造成孔隙堵塞。這種情況會引起水壓數據的測量誤差，使得測量數值偏高（見圖 40），這些偏高的數值是由於氣體貢獻量所引起的（在「注酸1週」至「注酸5週」期間，量測壓力不斷上升，這與孔隙中沉澱物溶解的預期情況不符）。

為了解決這一問題，本研究使用經氮氣沖洗（Nitrogen purging）的冰水進行處理。這一方法的機制是通過大量換水，將冰水引入砂體孔隙中，使 $\text{CO}_2(\text{g})$ 溶解並伴隨水流的排出被移除。氮氣沖洗的目的是去除水中的溶解氧，製備去氧水，如此可以在灌注過程中減少氧氣對砂體中厭氧微生物的影響，避免其死亡。此外，使用冰水是因為氣體在冰水中的溶解度顯著高於常溫水。在 0°C 和 25°C 下，水中的 $\text{CO}_2(\text{g})$ 溶解度分別為 3.36g/L 和 1.49g/L (Dodds et al., 1956)。因此，使用冰水來排除砂體中的 $\text{CO}_2(\text{g})$ 會更加有效。

每個砂箱內灌注的冰水量約為主要灌注區孔隙體積（Pore volume）的 6 倍，以溶解砂體中的 $\text{CO}_2(\text{g})$ 。灌注流量在單一 HT 灌注管和 ISCO 灌注管中約為 250 ml/min ，略低於 HT 灌注的流量 300 ml/min ，以確保換水作業的流量不會過強，從而避免影響砂體結構。圖 40 中標示了「第一輪冰水」、「第二輪冰水」及「第三輪冰水」。每一輪冰水的灌注量約為主要灌注區孔隙體積的 3 倍。圖中顯示，經過第二輪灌注後，可以獲得不受二氧化碳影響的穩定水壓。

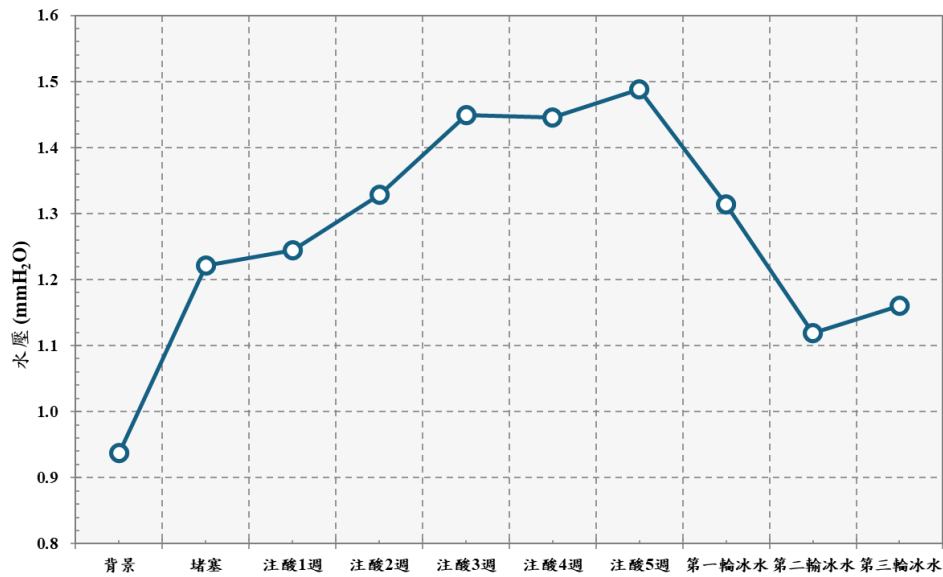


圖 40 No.4 砂箱於全實驗時段的量測水壓變化

5.7 水力掃描施作

為了達成水力掃描所需的循序抽注水，本團隊規劃了一套標準的水力掃描灌注流程。本研究將進行多次注水作業，為了保持實驗的一致性，每次灌注作業都遵循這一套標準流程。

如圖 16所示，總共有八支灌注管和八支觀測管。本研究首先選擇圖中標示為[1]的灌注管（位於砂箱俯視圖的下方中央）進行灌注，以獲取水壓變化資訊。通過三向閥管路系統，按逆時針方向依序向八支灌注管進行灌注。在灌注強度和時間的規劃上，本研究使用注射幫浦進行設定。每支管的注水時間為80秒，流量控制為300 ml/min，故一次灌注量為400 ml。在注水過程中，八支高精度水壓計以每秒兩次的採樣頻率（120次/分鐘）記錄壓力時序變化。每兩次灌注之間，統一間隔3分鐘，使砂箱內部系統因灌注引起的水壓變化趨於穩定，再進行下一次的灌注。

實際灌注操作如圖 41所示。圖 41 [a]顯示了整體配置，包括上方的灌注水源和桌子上的注射幫浦。灌注水源可通過三向閥管線系統的延伸管道連接至安裝於注射幫浦上的550 ml 針筒。在完成一個灌注管的灌注後，關閉補水管道，打開如圖 41[b]所示的紅點標示的球閥，控制特定灌注管的球閥，使來自注射幫浦的水流注入預定的灌注管。圖中下方的黑色線路為 LMP307的连接電纜，連接到 CR1000X 以採集水壓變化數據。

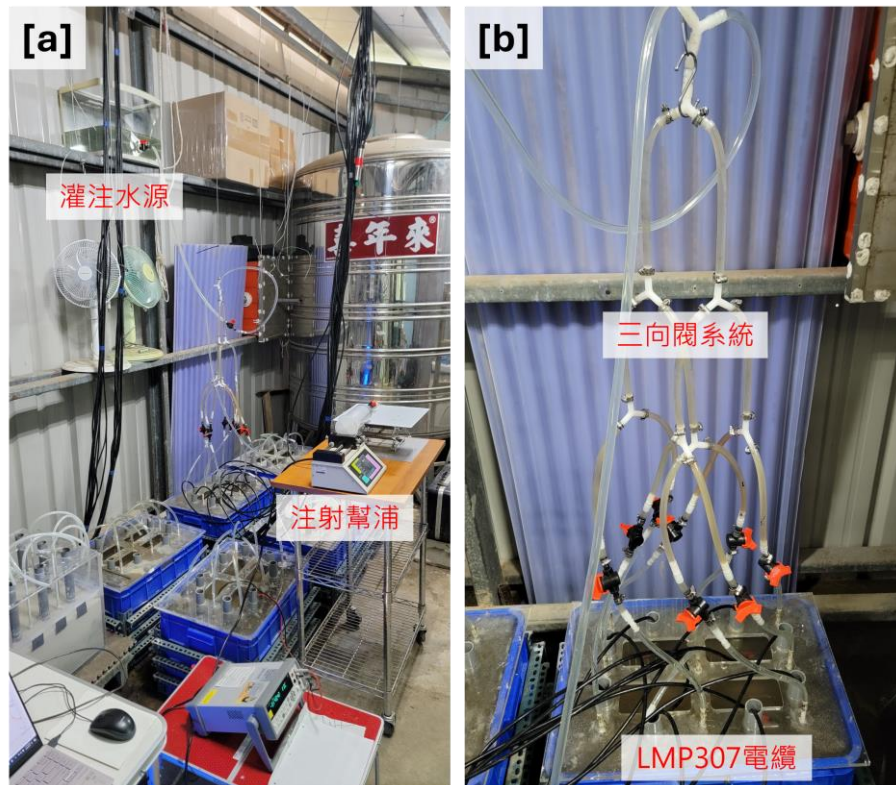


圖 41 水力掃描操作圖

5.8 水力掃描數據

水力掃描灌注所得的水位數據如圖 42和圖 43所示。圖中的水壓變化為8次灌注所產生，整體呈現方波形狀，每次注水對應一段水位的上升和下降。因此，由圖可知水壓變化特性為快速上升和下降，因此需要較快的採樣頻率，以捕捉到水位的急劇變化。此外，圖中顯示灌注之後約需間隔3分鐘的時間，水壓即可回復到接近原始水位的狀態。

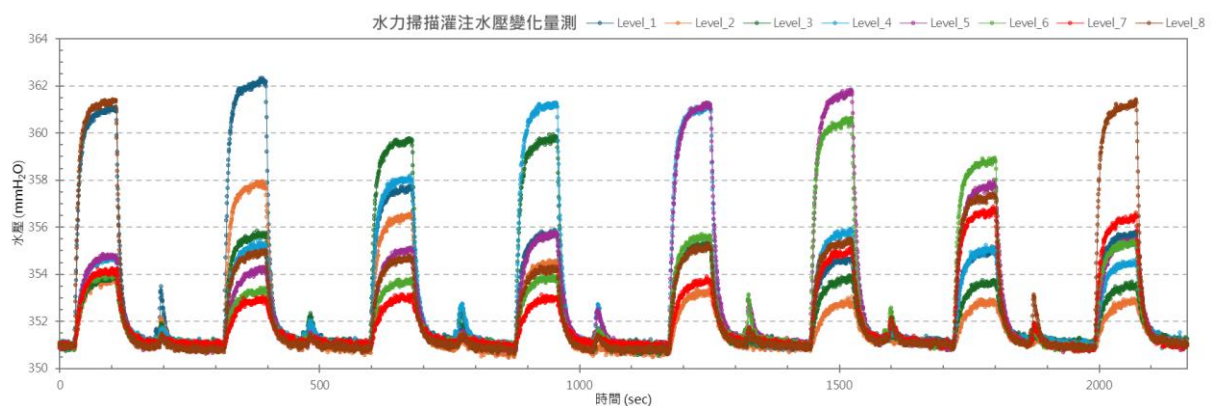


圖 42 水力掃描灌注期間水位圖

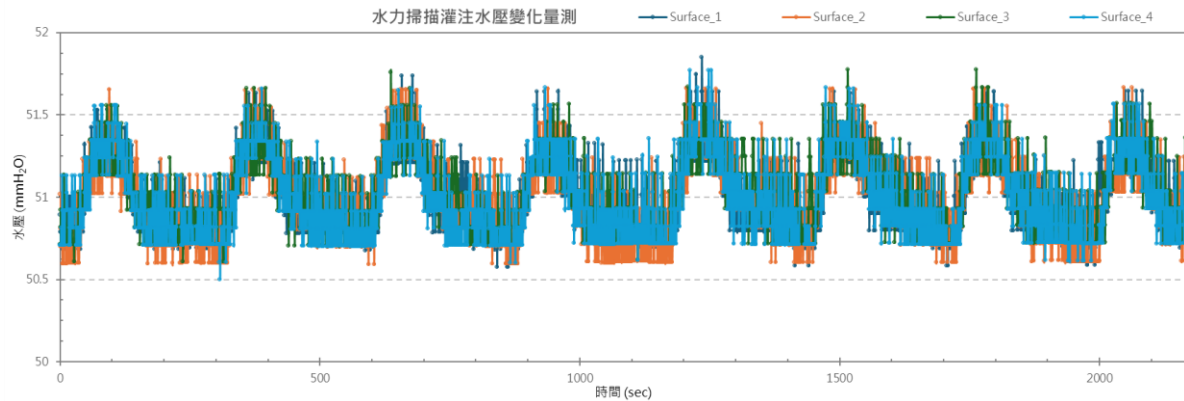


圖 43 水力掃描灌注時，砂箱表面水壓變化圖

圖 43展示了表面水壓的抬升情況。本研究雖然設計了溢流口，以讓灌注的水流流出，讓上邊界的成為定水頭邊界條件，但由於表面張力等物理因素，水面仍會有些微的抬升。另外，表面水壓計亦可測量到來自大氣擾動的影響。整體而言，平均抬升量為0.61 mmH₂O，為一不容忽略的影響。為了準確量測砂體內部的水壓變化，此抬升量需從土體內部觀測水壓扣除。

圖 44展示了扣除表面水壓計數據後的砂體內部水壓變化。從圖中可以看出，水壓在約705秒處開始上升，隨後達到穩定值。本研究把這段變化稱為「水壓變化量值」，用灰色箭頭標示。該量值是上部橘色水平虛線（水壓上升後的值）與下方橘色實線（水壓未受灌注影響前的值）之間的差值。這一量值將作為水力掃描推估水力參數場的依據。

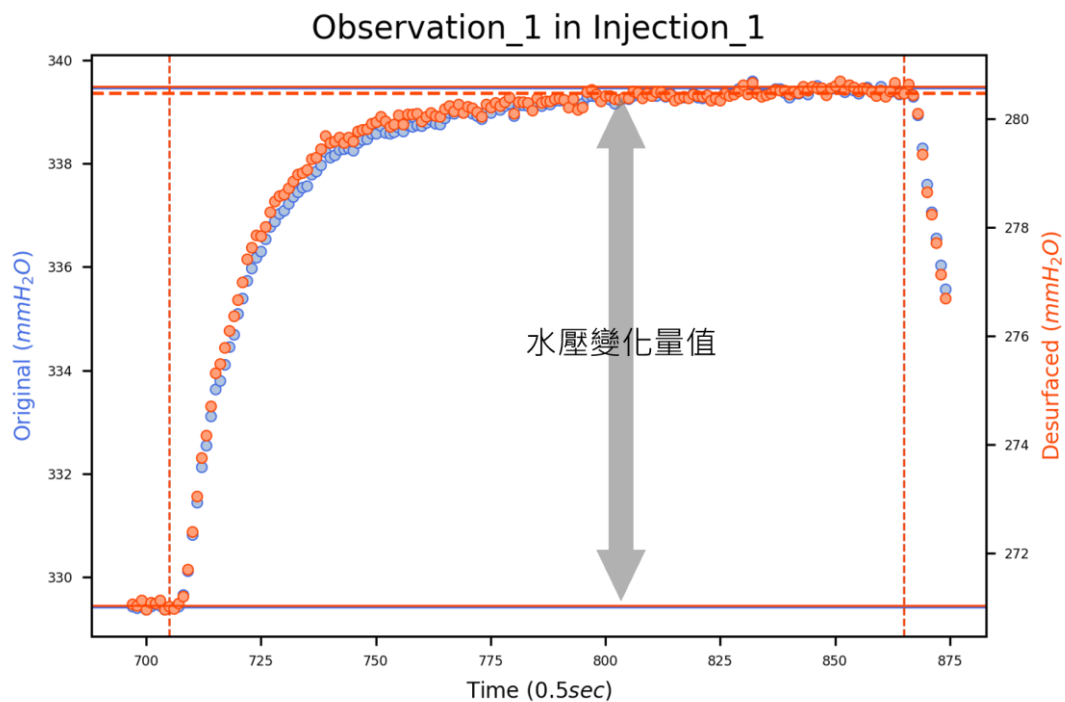


圖 44 砂箱內部一水壓計讀值去除表面水壓計讀值後之水壓變化圖



本研究進一步比較芬頓藥劑灌注前後的水壓變化。理論上，芬頓藥劑灌注後，孔隙一旦堵塞，在給定固定流量的條件下，堵塞後的水壓將較堵塞前上升。以第3號砂箱為例，藥劑灌注後的水壓變化量值平均較灌注前增加了1.08 mmH₂O，增長百分比達到32.05%。此結果表明藥劑可能堵塞土體孔隙，對砂體結構影響顯著，從而導致水壓明顯上升。圖 45展示了第3號砂箱灌注藥劑前後的水壓變化量值的對比，其中單一條折線圖上的八個點代表了八次灌注所引起的平均水壓變化。

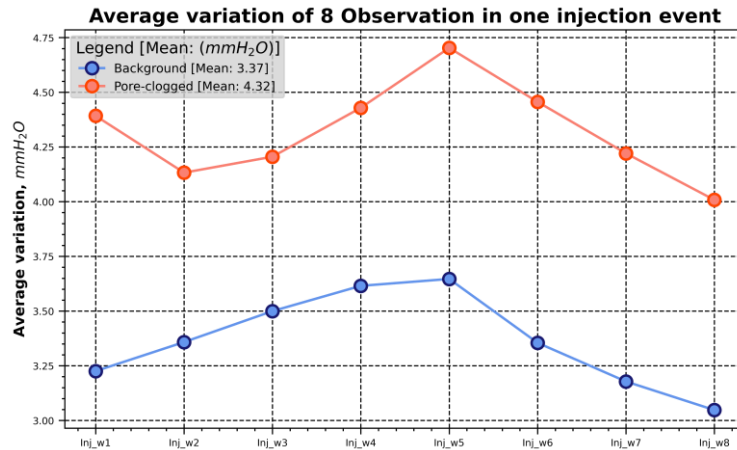


圖 45 芬頓藥劑灌注前後的水壓變化比較圖。藍線(芬頓灌注前)與橘線(芬頓灌注後)均是在給定相同灌注流量條件下、在八個灌注管循序灌注時，八個水壓計所量得的平均水壓歷線。圖上每一個點代表一次灌注時，八個水壓計的觀測平均值。

5.9 數值模式建置

本研究根據實際試驗配置建立三維地下水流數值模式，如圖 46所示，為一個長、寬、高分別為577 mm、382 mm及300 mm的長方體。其中，圖[a]顯示了整體模式網格，圖[b]顯示了主要藥劑灌注區，為一個長、寬、高分別為320 mm、180 mm及150 mm的長方體，位於模型的中央區域，圖[c]為圖[a]的俯視圖，圖[d]為圖[b]的俯視圖。儀器標示中，黑色物件為高精度水壓計，紅色物件為灌注管(水力掃描使用)。

在邊界條件的部分，在砂箱四周及底層，因為沒有水流的通過儲運箱壁，故設定為不透水邊界條件，僅上邊界因砂箱設計之溢流口，使湛水深固定，而設定為定水頭邊界條件，因為砂體高30cm，加上5cm的湛水深，故其值為設定350mmH₂O。起始水位條件亦為350mmH₂O。

在模擬實驗中的灌注事件時，則根據實際灌注量值設定。每個砂箱的每次水力掃描包含八次循序灌注，每次灌注時間為80秒，灌注強度為300 ml/min。每次灌注均為獨立事件，互不影響，與實際實驗狀況一致。觀測管與灌注管的位置依照實際配置在模式中設定。

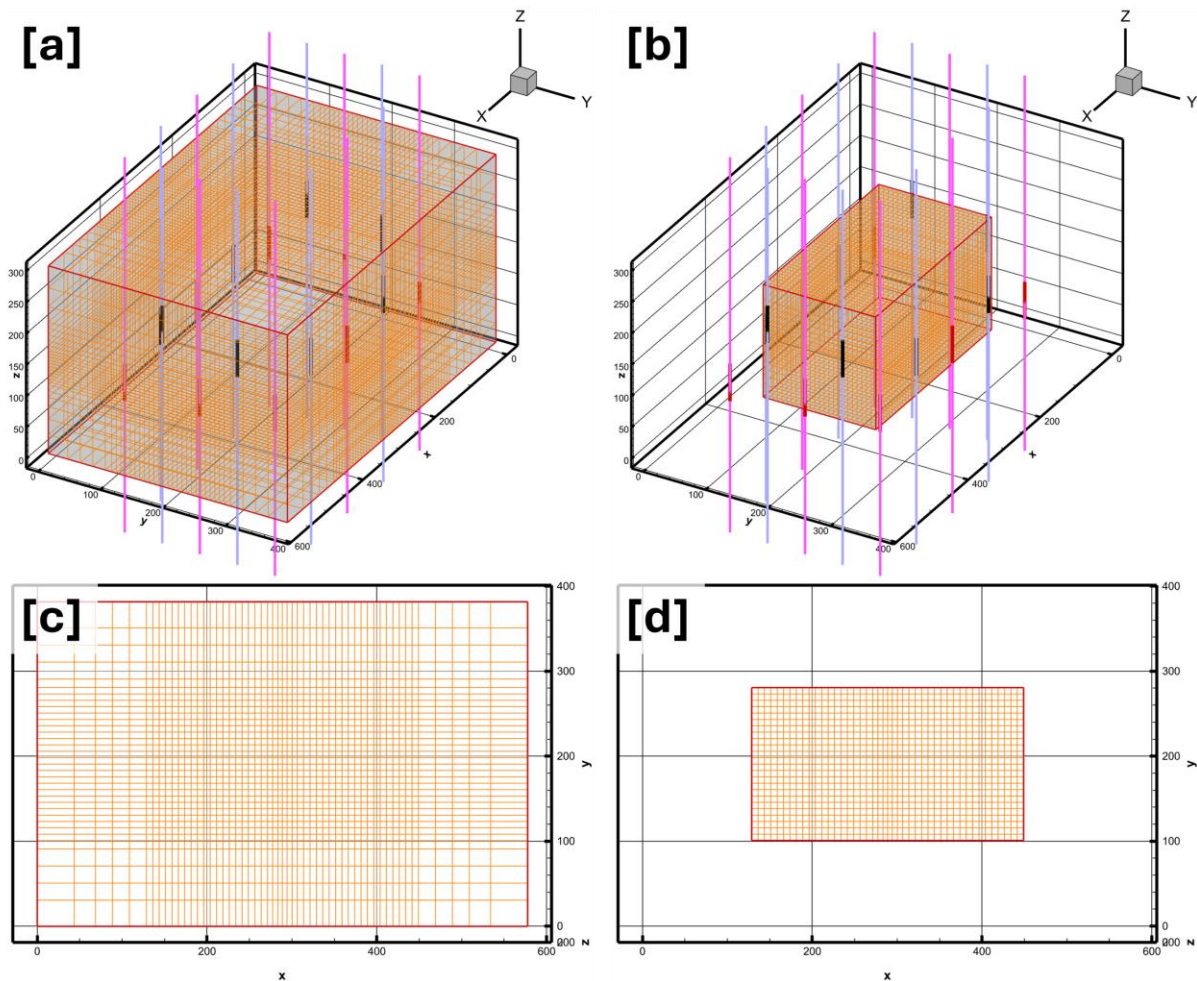


圖 46 地下水數值模式空間離散圖

5.10 沉澱態鐵量測

沉澱態鐵以 ICP-OES 量測，施作對象是 No.0 砂箱。採樣點如圖 47 所示，採樣點主要涵蓋 K 值下降嚴重區域；量測結果如表 1 所呈現，其中包含每一採樣點之座標位置、量測而得之總鐵含量（單位：g/kg）、總鐵含量變化率、及相對應的 K 場變化率。量測結果顯示，原始川砂的鐵含量為 6.41 g/kg，經過芬頓試劑灌注後平均提高至 7.63 g/kg，量測結果的最高值為 8.39 g/kg。對於 K 值的變化率為-56.50%。在變化率的計算中，平均總鐵含量的變化率為 18.99%，而 K 值的變化率為-42.49%。此外，本研究將總鐵含量變化率（%）與 K 值變化率（%）繪製成散布圖，以檢視兩者之間的關係，結果如圖 48 所呈現。

圖 48 清楚的展示了橫軸上的總鐵變化率（%）和縱軸上的 K 值變化率（%）之間的關係。總鐵變化率的計算邏輯與 K 變化率相同，如式（1）所示， t_1 值使用未經實驗操作的原始砂體作為變化率計算的基準值； t_2 值使用經過芬頓試劑灌注後採樣的砂體。散布圖結果顯示，由 HT 推估 K 值計算得出變化率越小的採樣點，其對應的總鐵含量變化率越高，證明鐵在局部的沉澱會導致局部 K 場的下降，進而驗證砂箱中 K 值的下降

是由鐵沉澱物的形成所引起，兩者呈現負相關， R^2 值是為 0.77。

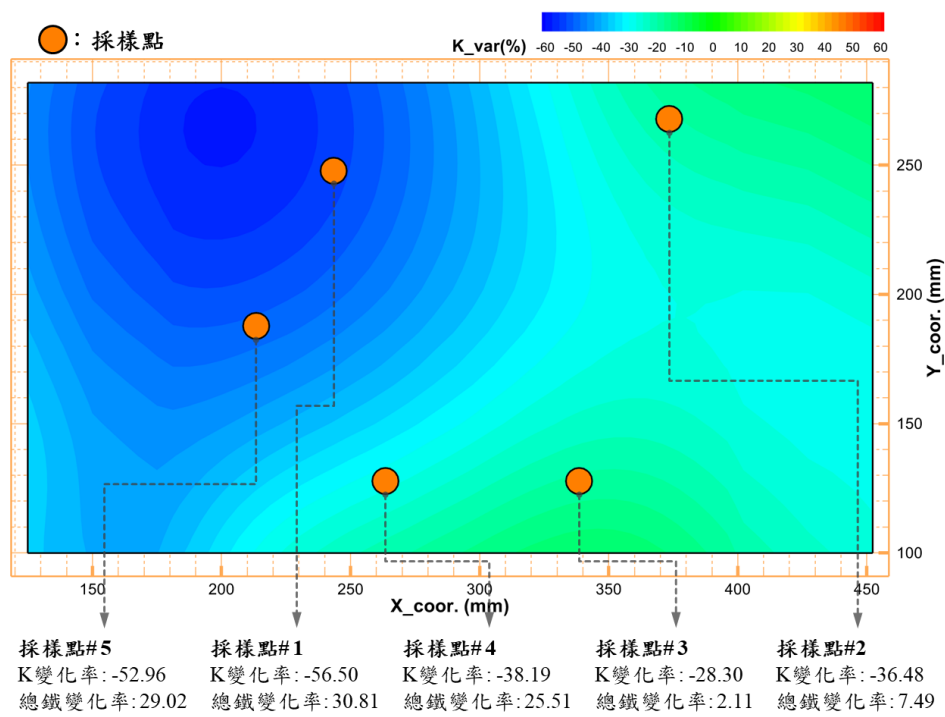


圖 47 No.0 號砂箱 ICP-OES 砂樣的採樣地點

表 1 No.0 號砂箱的沉澱態鐵量測結果表

採樣點	X 座標	Y 座標	量測鐵濃度 (g/Kg)	土壤總鐵變化百分率 (%)	K 變化百分率 (%)
背景	NaN	NaN	6.41	0	NaN
#1	243.5	236	8.39	30.81	-56.50
#2	373.5	256	6.89	7.49	-36.48
#3	338.5	116	6.55	2.11	-28.30
#4	363.5	116	8.05	25.51	-38.19
#5	213.5	176	8.27	29.02	-52.96

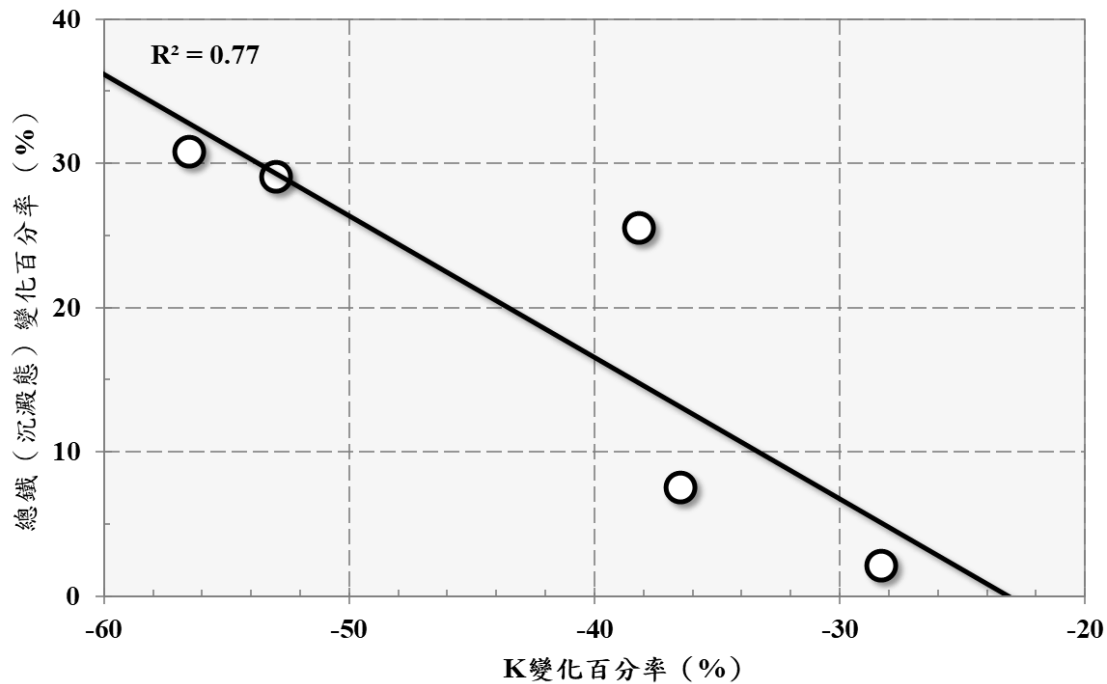


圖 48 總鐵變化百分率及 K 值變化百分率散布圖

5.11 溶解態鐵量測

溶解態鐵的測量是使用分光光度計進行的，對砂箱水體的採樣時間點大致分為三個階段，這些階段與 K 場推估的時間點相同，分別為原始階段、堵塞階段和溶解階段。在溶解階段的實驗期間進行了多次採樣。量測的結果如圖 49 所示。

於圖 49 中，分光光度計的量測結果總共有 7 次的量測。分別為「原始值」：歸類為原始階段；「堵塞值」：歸類為堵塞階段；「溶解值第 0.5 週」、「溶解值第 1 週」、「溶解值第 2 週」、「溶解值第 3 週」、及「溶解值第 4 週」：歸類為溶解階段。其中，溶解階段各週皆會注入一次檸檬酸，以及進行一次水力掃描。No.1 及 No.3 砂箱為未添加檸檬酸的組別，因此平均而言，在溶解階段，測得的溶解態鐵濃度較低，為 8.50ppm；而添加檸檬酸組別的平均值來到 51.48ppm，明顯高於未添加檸檬酸的組別，差異達到 6 倍。此結果證明了檸檬酸能促使砂箱中的鐵沉澱物溶出至水中。

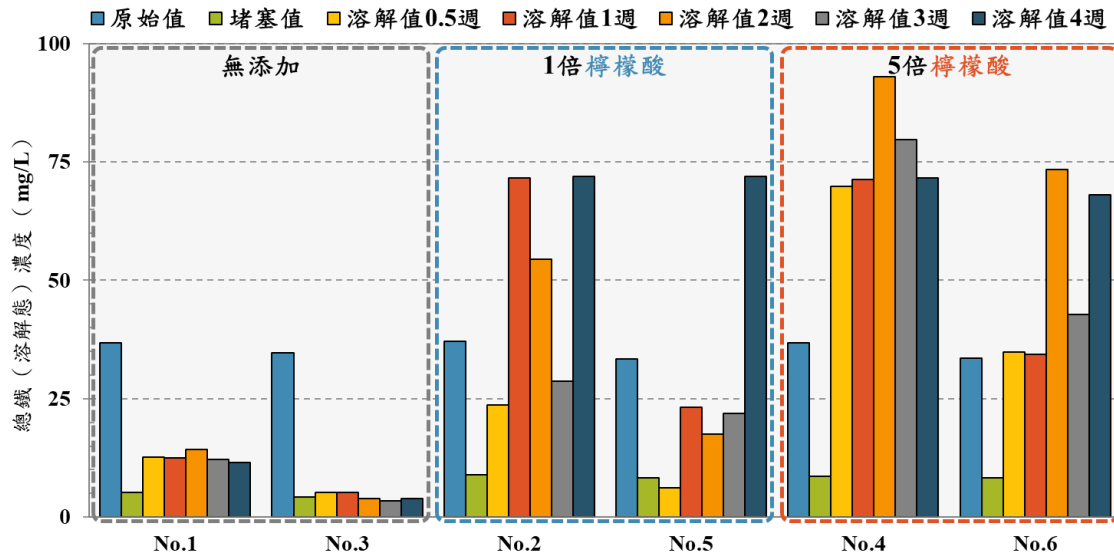


圖 49 分光光度計量測結果圖

5.12 微生物總量量測

圖 50 是砂箱土樣的萃取 DNA 結果，量測結果分為兩個階段，分別為堵塞階段及溶解階段。堵塞階段尚未添加檸檬酸、溶解階段為持續添加檸檬酸一個月後的結果。結果顯示堵塞階段 DNA 的平均濃度為 $0.73\text{ng}/\mu\text{l}$ ，而溶解階段的平均濃度為 $2.86\text{ng}/\mu\text{l}$ ，DNA 核酸的濃度增加 3.92 倍，其中 No.4 砂箱於溶解階段的濃度最大，量值達 $4.83\text{ng}/\mu\text{l}$ 。

前述成果顯示在砂箱添加檸檬酸能夠促進微生物的生長，促使微生物產生厭氧呼吸，進而使沉澱態鐵轉為溶解態，達到生物瀝取的目的。微生物總量檢測可與「5.11 溶解態鐵量測」和「5.13 各階段 K 場說明、5.13.5.14 各階段 K 場變化率分析」交叉比對驗證。在「5.11 溶解態鐵量測」小節中，溶解態鐵的濃度於添加檸檬酸的溶解階段有明顯的上升，證明微生物的厭氧呼吸有效的把沉澱態的鐵溶解；而「5.13 各階段 K 場說明、5.13.5.14 各階段 K 場變化率分析」部分則說明 K 場數值於溶解階段上升的情況，K 場的上升表示砂箱砂體透水性的恢復，表示生物瀝取有助於解決孔隙堵塞問題。本研究藉由添加檸檬酸，成功的提高了微生物的總量，使生物瀝取的效能提升。

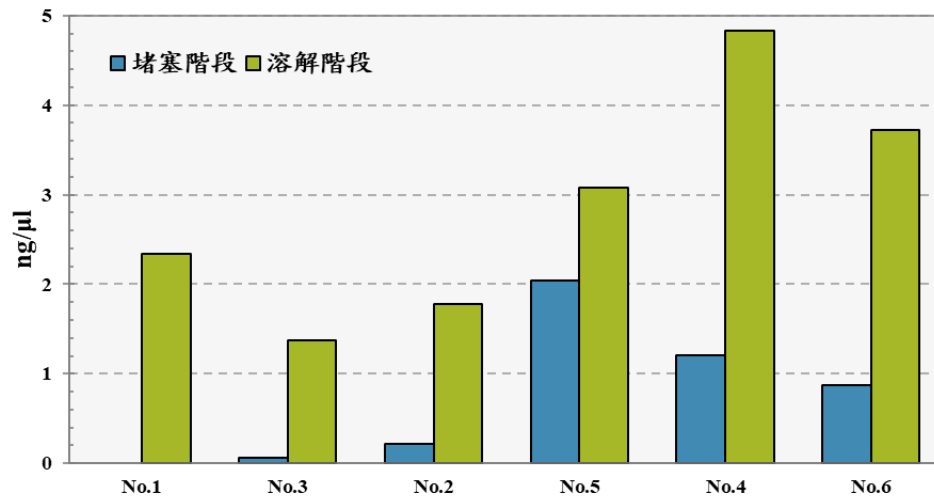


圖 50 土壤樣本萃取結果圖

5.13 各階段 K 場說明

本研究的砂箱實驗主要分為三個階段進行：原始階段、堵塞階段和溶解階段。於每個階段至少進行一次 HT 掃描，以獲取各個階段的 K 場分布。本節將呈現 K 場推估的結果，分為三個部分：三維 K 場分析、K 場橫切面分析及 K 場演變彙整分析。關注探討的範圍為「主要灌注區」，而非整體砂箱，後續討論亦針對此區域說明，原因如下：(1) 此區域是 ISCO 灌注井管所在位置，因此會接受較多的芬頓試劑和檸檬酸，反應將更為顯著變化；(2) HT 循序灌注及觀測井群的目的為觀測「主要灌注區」的透水性結構變化而設置，因此 HT 的結果在此區域最為精確；(3) 「主要灌注區」以外的區域設置了 LMP307 的 PVC 觀測井管，佔有一定體積，會對參數推估產生影響，特別是鄰近這些井管的區域。因此，本節集中討論「主要灌注區」。

5.13.1 三維 K 場分析

圖 51 至圖 56 分別為 No.1 – 6 砂箱各個階段的 K 值推估結果，其中每一張圖由三張子圖構成，由左到右分別為(a)、(b)及(c)，對應實驗的原始、堵塞及溶解階段之 K 場，代表著砂箱從尚未灌注芬頓試劑前、灌注芬頓試劑後、及灌注有機酸後的 K 場。圖中所顯示的區域是「主要灌注區」，而非整體砂箱。

由圖 56 之(a)、(b)及(c)觀察可以得知，背景 K 場（圖 56(a)）的平均量值最大，其值為 2.64 mm/sec，代表著原始砂箱的透水性；圖 56(b)顯示的是歷經孔隙堵塞後的 K 場，可以觀察到 K 場出現明顯降低，平均 K 值為 2.32 mm/sec；圖 56(c)則展示了溶解階段的 K 場，此時期的平均 K 值為 2.42 mm/sec。由此可知，在溶解階段，平均而言，鐵沉澱物溶解後的平均 K 場量值比堵塞時期高，但仍低於背景時期。此結果說明在本研究中，於堵塞時期的砂箱經過添加檸檬酸後，孔隙堵塞可得到被檸檬酸溶解，使得孔隙介質的透水性大幅度恢復。然而，因為孔隙異質性的關係，使得少部分區域未跟檸檬酸接



觸或檸檬酸的量不夠，使得孔隙並未完全恢復，未使 K 場達到背景時期的水平，意即 No.6 砂箱中的土壤尚有部分沉澱物殘留。

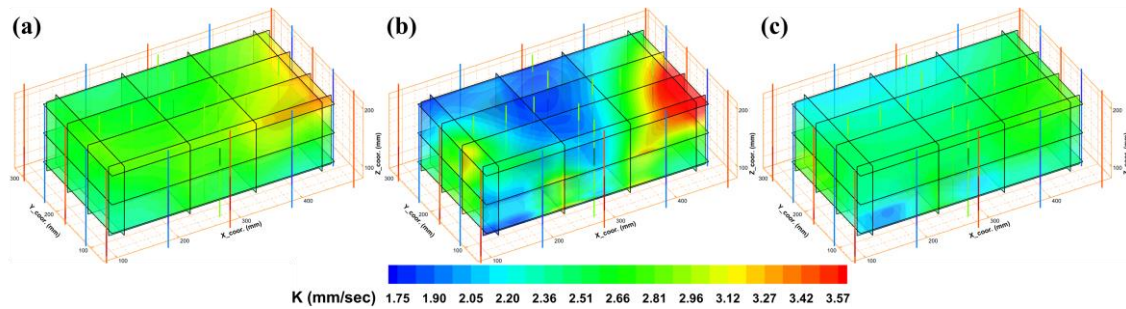


圖 51 No.1 砂箱各階段三維 K 場圖

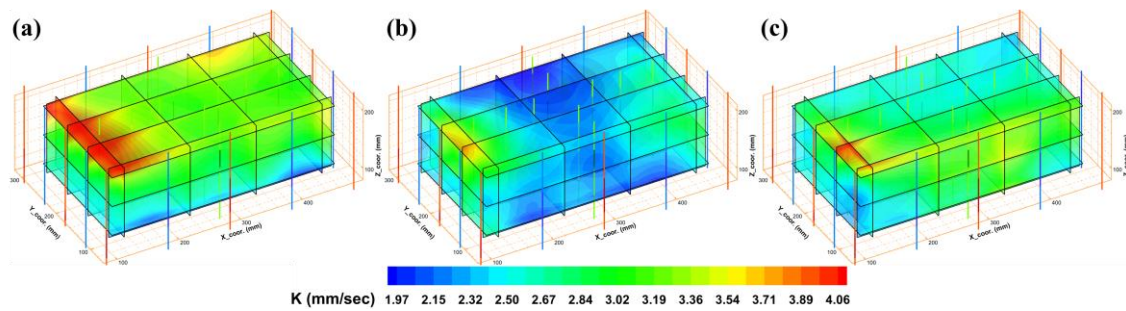


圖 52 No.2 砂箱各階段三維 K 場圖

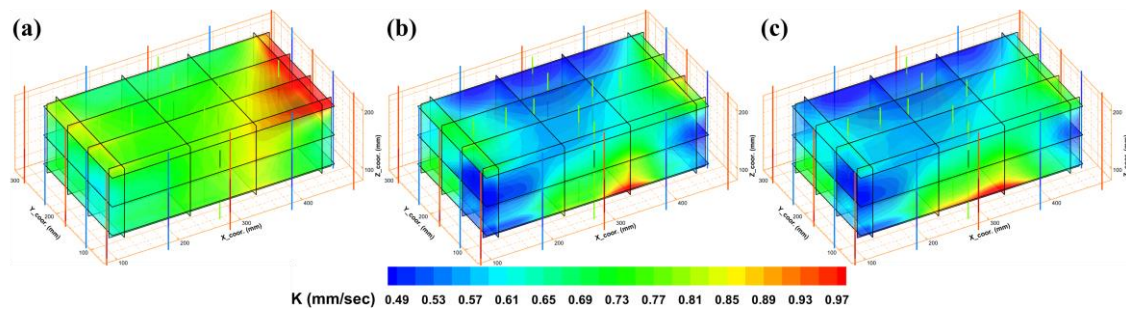


圖 53 No.3 砂箱各階段三維 K 場圖

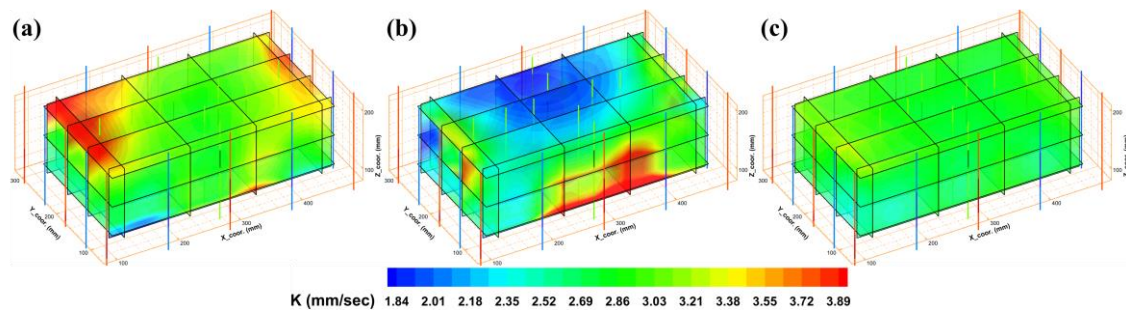


圖 54 No.4 砂箱各階段三維 K 場圖

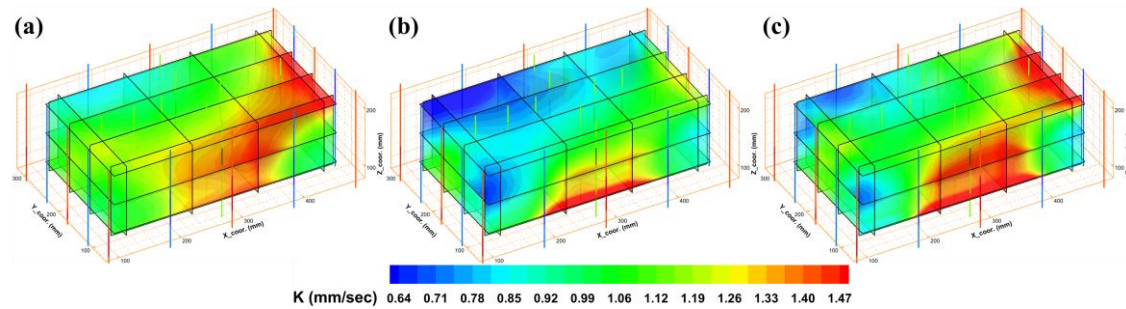


圖 55 No.5 砂箱各階段三維 K 場圖

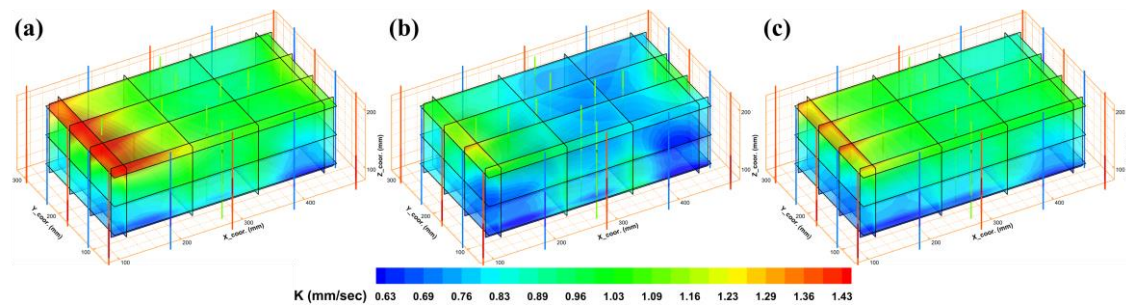


圖 56 No.6 砂箱各階段三維 K 場圖

5.13.2 K 場橫切面分析

圖 57-圖 62 以分層方式展示了圖 51-圖 56 之(a)、(b)及(c)中的 K 場變化。圖中五個橫列代表五個高度分層，由下而上分別為 100mm、125mm、150mm、175mm 和 200mm；三個欄位依時間先後順序分別為背景值、堵塞值和溶解值。整體而言，在背景值階段，K 場在垂直軸上的分布隨高度增加而增大，這可能是由於上層孔隙介質結構較為疏鬆所致；在堵塞值階段，K 場在垂直軸上的分布隨高度增加而減小，主要原因為沉澱物皆集中在較高的區域，此為水流出口位於上部，故水流必定會往上流動，最後溢流到砂箱外，使得藥劑皆會累積在上層。在溶解階段，大部分的砂箱幾乎都呈現 K 值回升的情況，尤其是四號砂箱，其 K 場幾乎回到背景值。此結果再次支持使用檸檬酸對於沉澱鐵的去除有良好的效果。

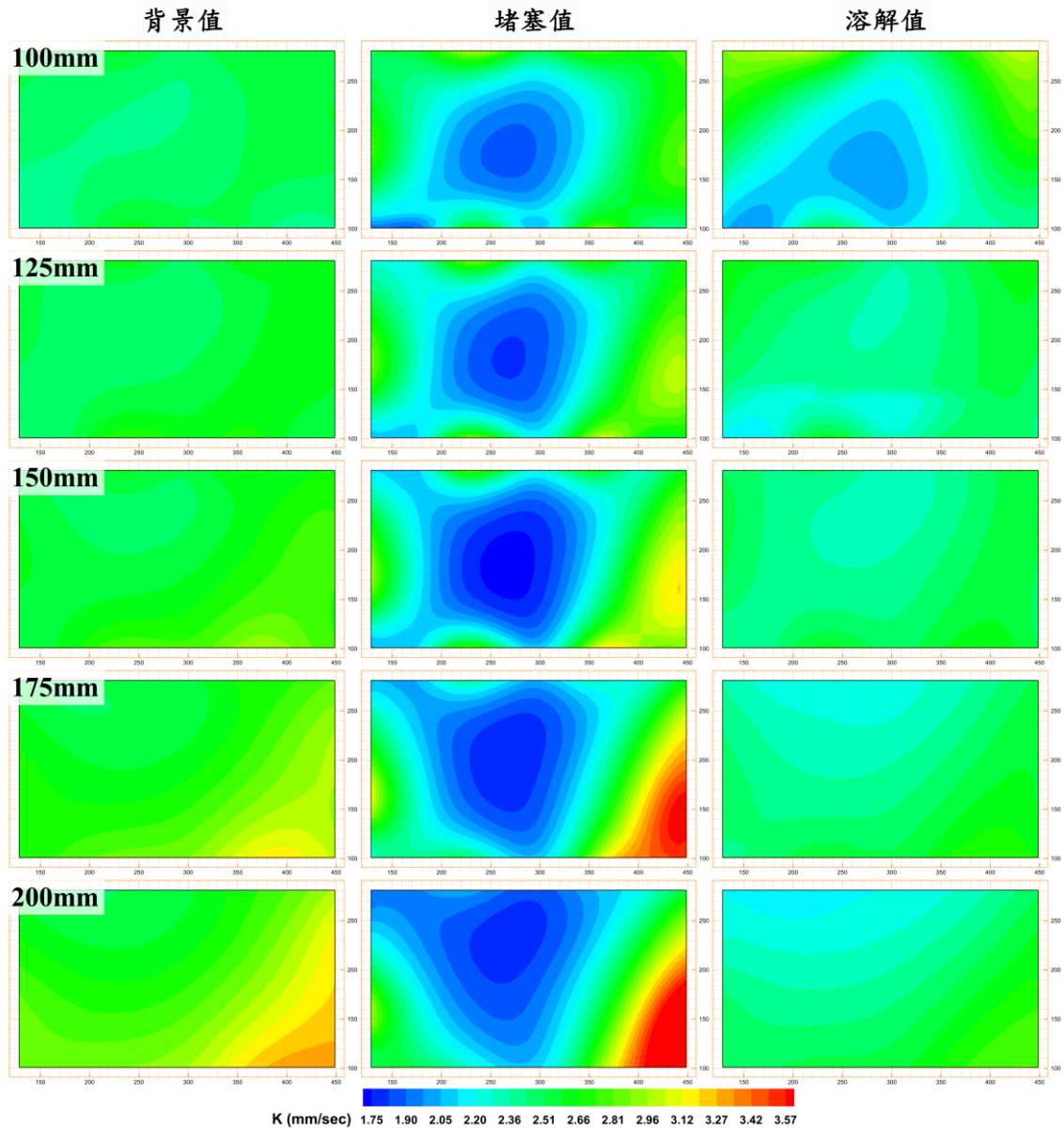


圖 57 No.1 砂箱三階段 K 場的平面分析圖

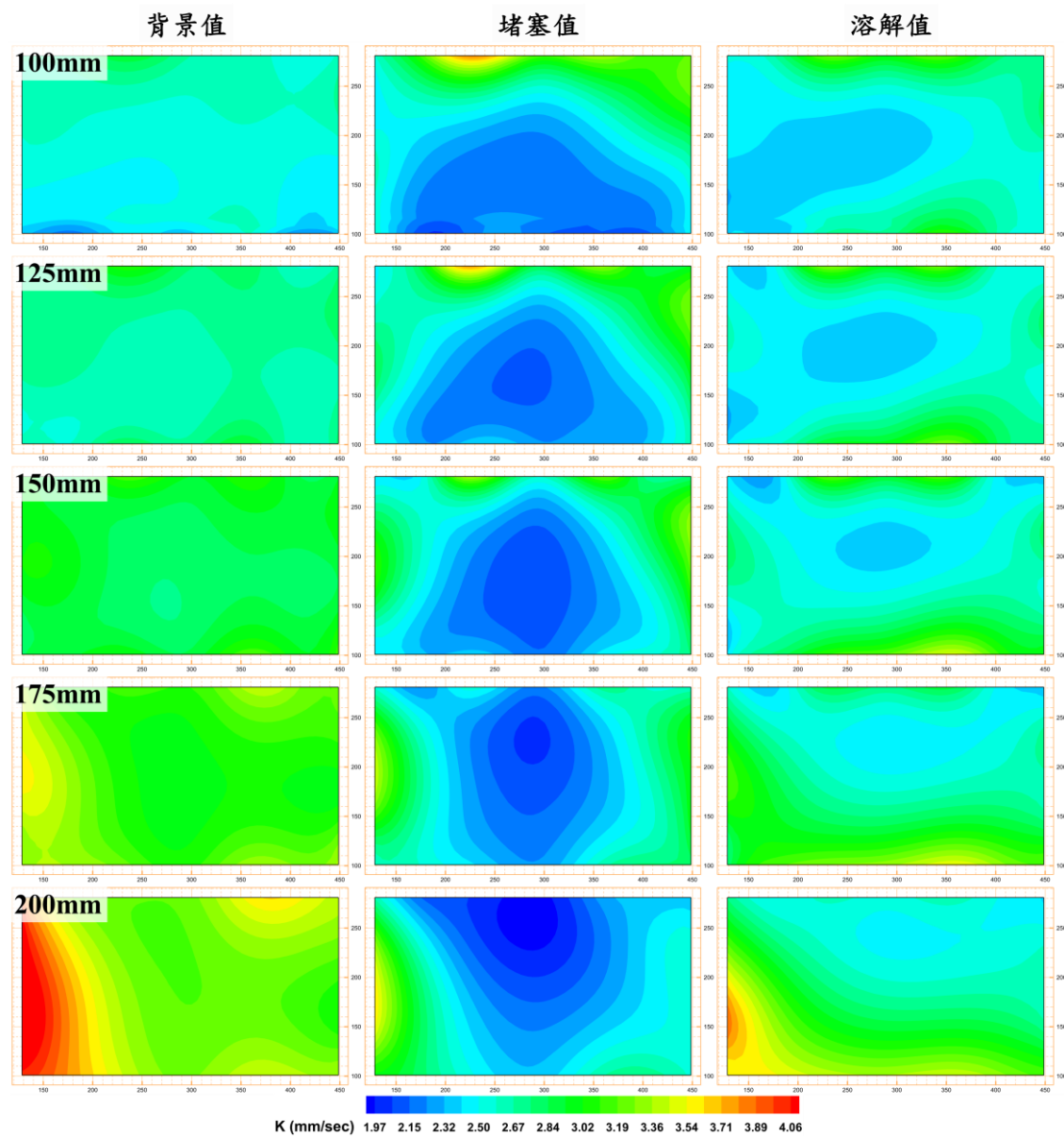


圖 58 No.2 砂箱三階段 K 場的平面分析圖

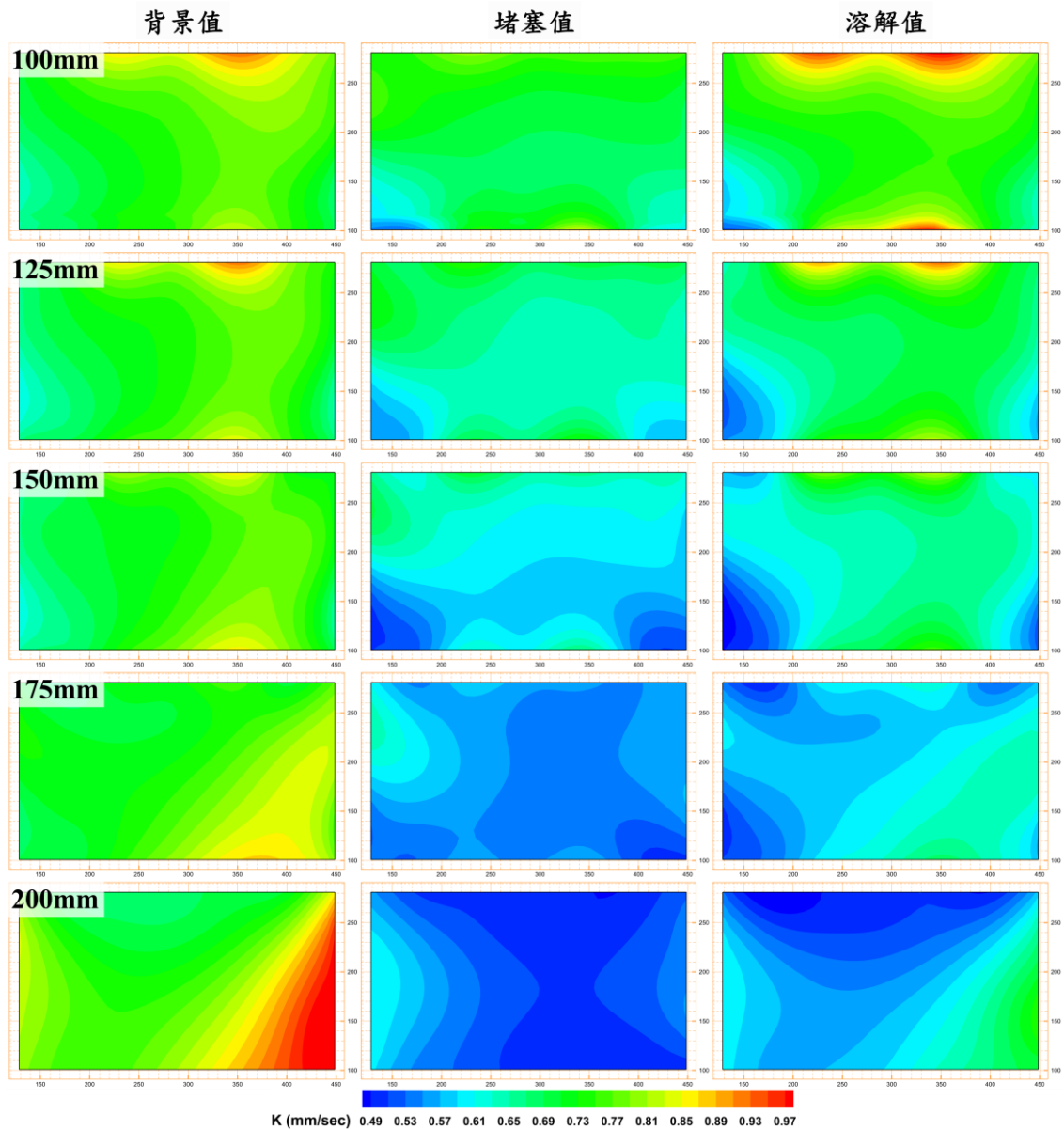


圖 59 No.3 砂箱三階段 K 場的平面分析圖

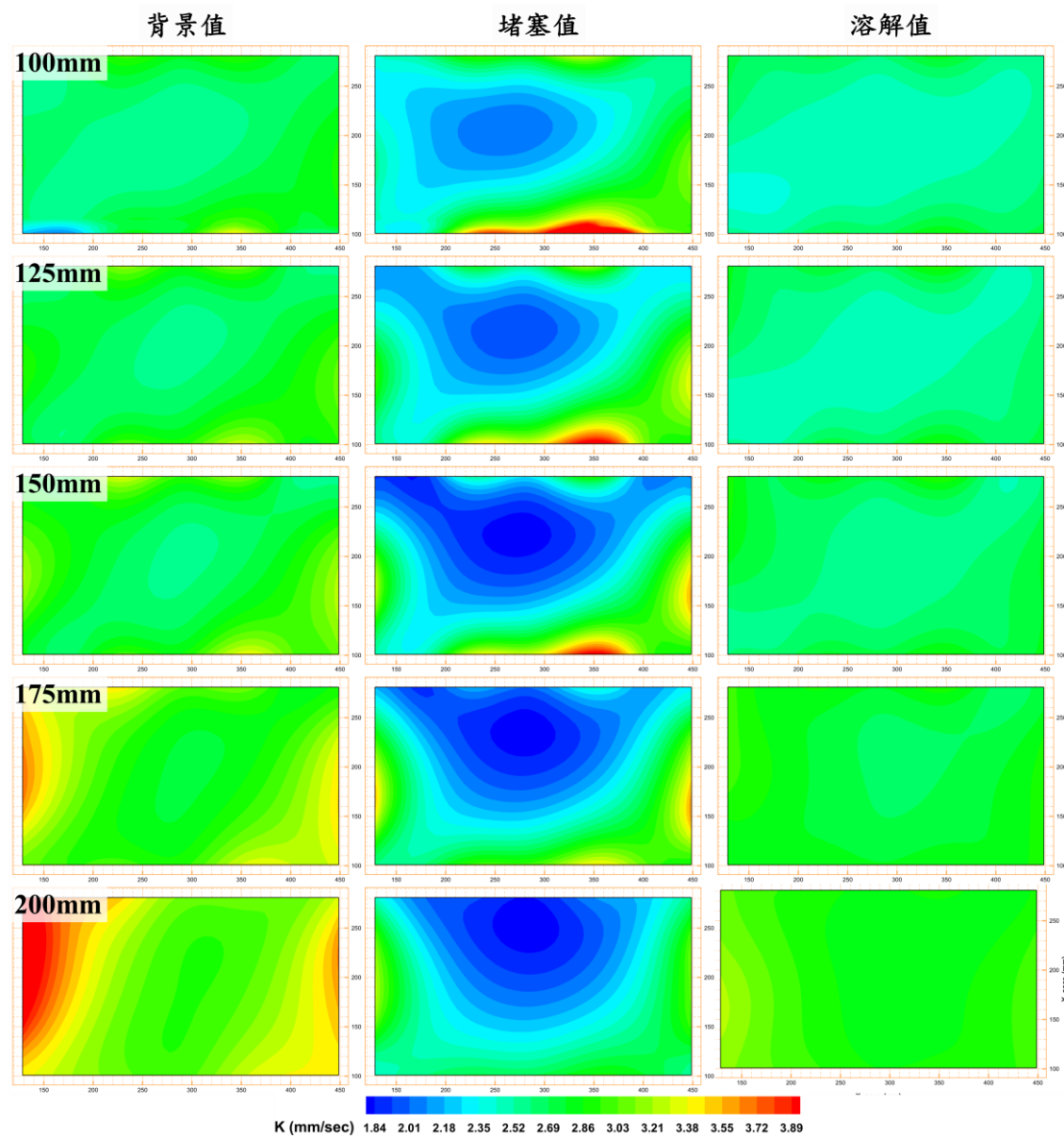


圖 60 No.4 砂箱三階段 K 場的平面分析圖

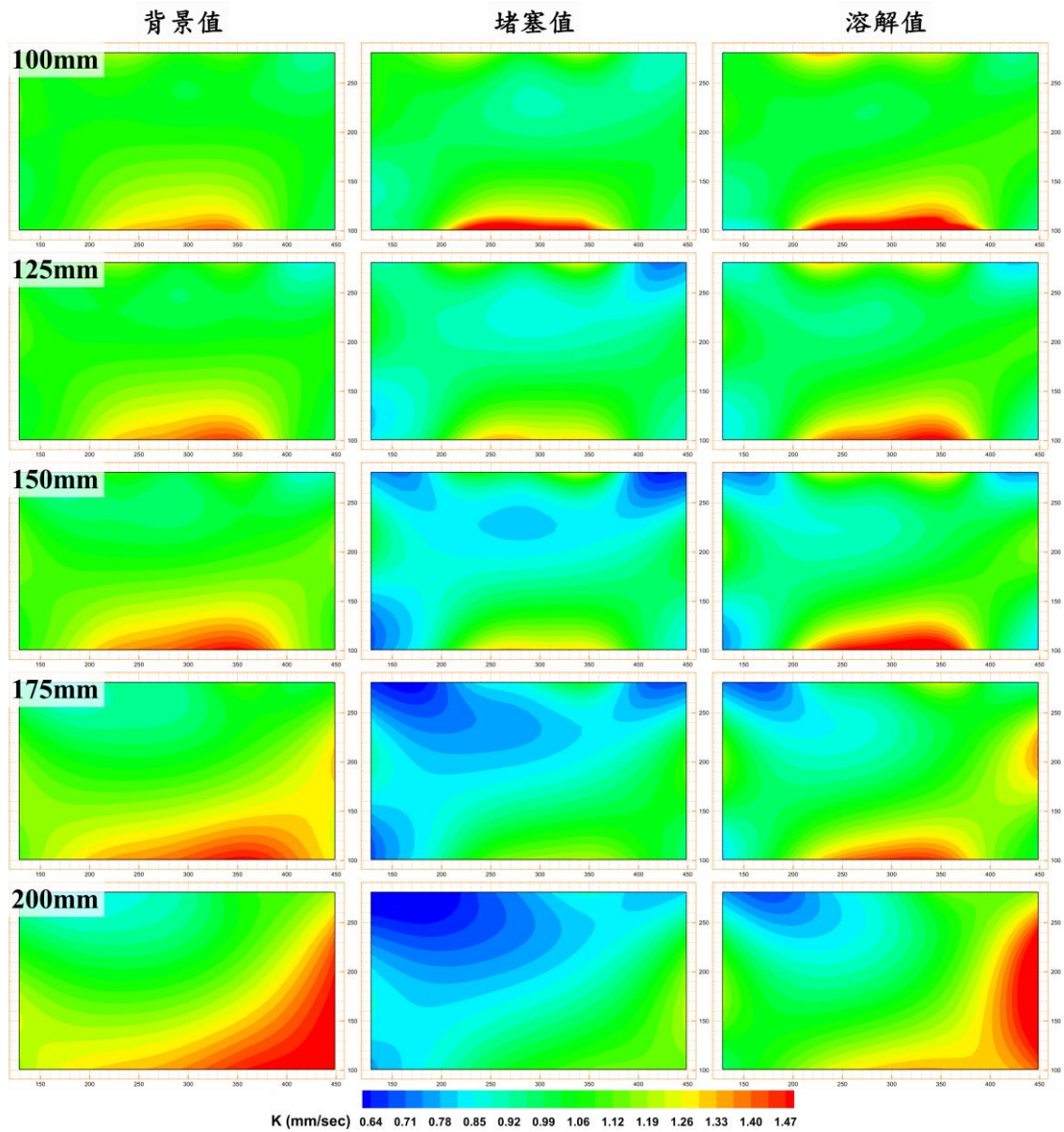


圖 61 No.5 砂箱三階段 K 場的平面分析圖

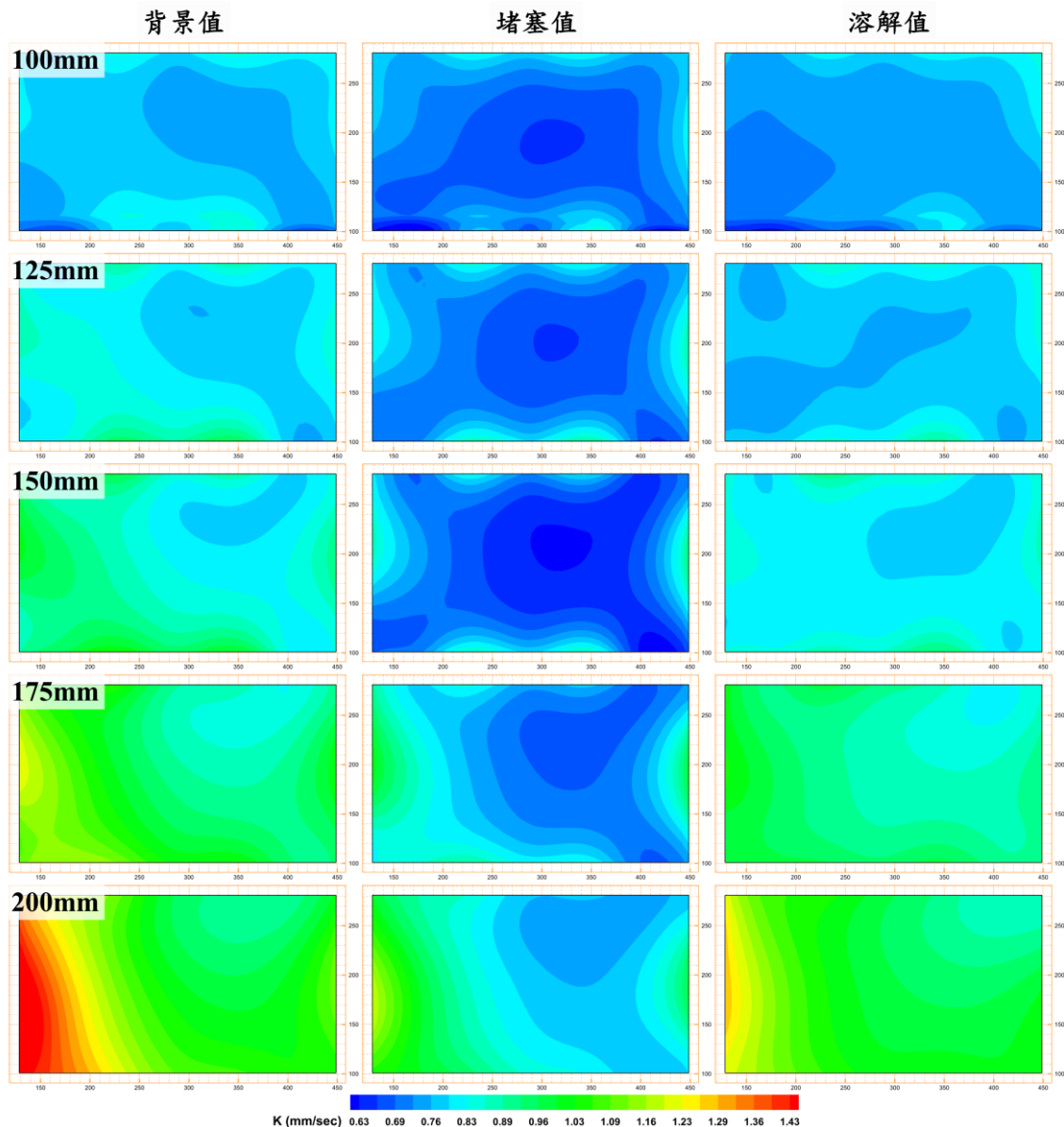


圖 62 No.6 砂箱三階段 K 場的平面分析圖

5.13.3 K 場演變彙整分析

本小節以分層及區域平均的方式呈現各砂箱在各階段的 K 場數據，對於每一個砂箱，提供 6 個數據，分別有「主要灌注區」的區域平均值，此區域於表 2 中標示為「整體平均」、以及主要灌區內每一高層的數值平均，從低至高分別為 100mm、125mm、150mm、175mm、及 200mm。

由表可知，於 No.1、No.2、及 No.4 此三個砂箱的各別平均 K 值較高，原因是它們是石英砂類別；而 No.3、No.5、及 No.6 三個砂箱則是 K 值較低，原因則是它們是粗川砂類別。這兩個類別於背景階段的平均 K 值分別為 2.83mm/sec 及 0.93mm/sec、於堵塞階段是 2.41mm/sec 及 0.78 mm/sec、而於溶階段則是 2.60mm/sec 及 0.85mm/sec。



其中表 2 及表 4 顯示在背景和溶解兩階段中，K 場隨著高度增加；而表 3 中的堵塞階段則顯示出相反的趨勢。此一結果說明，砂箱中孔隙介質的結構變化主要出現在高程較高的區域，導致 K 場在這些區域的變化更加明顯，此應與溢流孔在上部，使得水流往上流動，造成藥劑在上層堆積有關。

表 2 砂箱背景階段整體與分層平均 K 值表

單位:mm/sec	No.1	No.2	No.3	No.4	No.5	No.6
整體平均	2.64	2.93	0.76	2.91	1.12	0.91
深度 100 mm	2.49	2.55	0.76	2.67	1.09	0.77
深度 125 mm	2.54	2.69	0.74	2.76	1.09	0.81
深度 150 mm	2.63	2.88	0.74	2.82	1.11	0.87
深度 175 mm	2.72	3.14	0.75	3.04	1.13	0.98
深度 200 mm	2.82	3.40	0.79	3.26	1.16	1.10

表 3 堵塞階段整體與分層平均 K 值表

單位:mm/sec	No.1	No.2	No.3	No.4	No.5	No.6
整體平均	2.32	2.48	0.64	2.44	0.93	0.75
深度 100 mm	2.33	2.50	0.73	2.57	1.04	0.71
深度 125 mm	2.33	2.51	0.67	2.49	0.97	0.73
深度 150 mm	2.28	2.48	0.62	2.40	0.91	0.70
深度 175 mm	2.33	2.47	0.59	2.41	0.88	0.77
深度 200 mm	2.33	2.42	0.59	2.35	0.87	0.85

表 4 溶解階段整體與分層平均 K 值表

單位:mm/sec	No.1	No.2	No.3	No.4	No.5	No.6
整體平均	2.42	2.68	0.65	2.69	1.06	0.85
深度 100 mm	2.37	2.55	0.75	2.54	1.10	0.74
深度 125 mm	2.43	2.58	0.69	2.57	1.05	0.78
深度 150 mm	2.44	2.64	0.64	2.66	1.02	0.81
深度 175 mm	2.43	2.75	0.59	2.78	1.04	0.91
深度 200 mm	2.43	2.86	0.57	2.91	1.09	1.02

5.14 各階段 K 場變化率分析

5.14.1 三維 K 場變化率分析

一個砂箱的 K 場變化率可以顯示該砂箱的孔隙透水性在堵塞階段與溶解階段的變化過程，其可透過同一砂箱在不同時間點求得的 K 場數據進行運算，具體計算公式如式 (1) 所示。本研究有三個時間點的 K 場，故可以計算出兩個變化率分布場，分別為由



背景值至堵塞值、及由堵塞值至溶解值，結果分別為圖 63-圖 68(a)及(b)。式 (1) 中的 t_1 及 t_2 分別指先、後發生的事件。以第一個變化率場而言， t_1 是背景階段、 t_2 是堵塞階段；以第二個變化率場而言， t_1 是堵塞階段、 t_2 是溶解階段。

$$(K_{t2} - K_{t1}) / K_{t1} * 100\% \quad (1)$$

其中，於堵塞階段，平均 K 值下降最多的砂箱是 No.5，下降的量值到達 -16.35%；於溶解階段，平均 K 上升最多的砂箱同樣為 No.5，上升量值到達 13.81%。圖 67 (a) 顯示了 No.5 砂箱孔隙堵塞時主要灌注區的 K 場變化率，K 場主要下降的部分位於此區域的上半部，下降情況呈現非均勻分布。其中，使用紅色虛線圓框標示的區域是 K 值下降最顯著的區域。圖 67 (b) 顯示了 No.5 砂箱溶解發生時 K 場的變化，K 場主要上升的部分也是此區域的上半部，且上升情況亦為非均勻分布。整體而言，所有砂箱在注入檸檬酸後，K 值均普遍上升，大部分的砂箱 K 場下降變化率均接近上升變化率，顯示檸檬酸的添加有助於溶解孔隙堵塞。

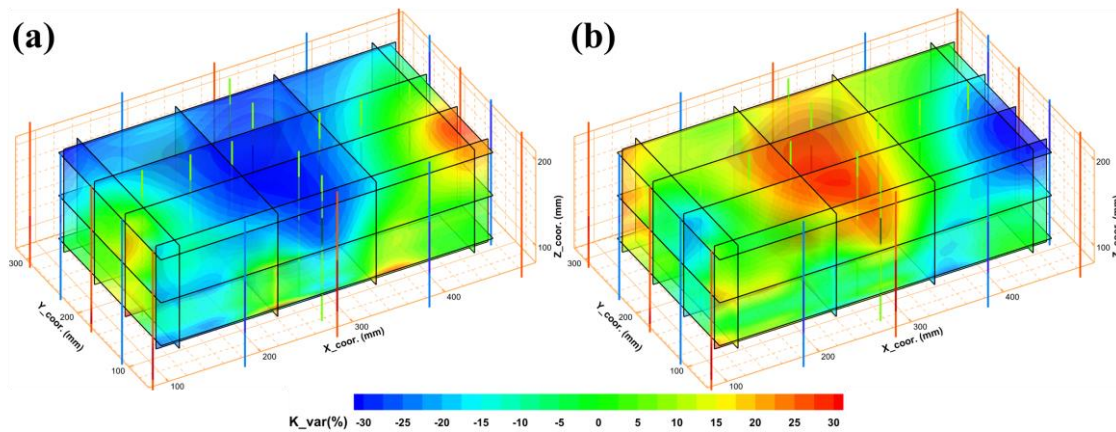


圖 63 No.1 砂箱的 K 場變化率(a)堵塞階段(b)溶解階段

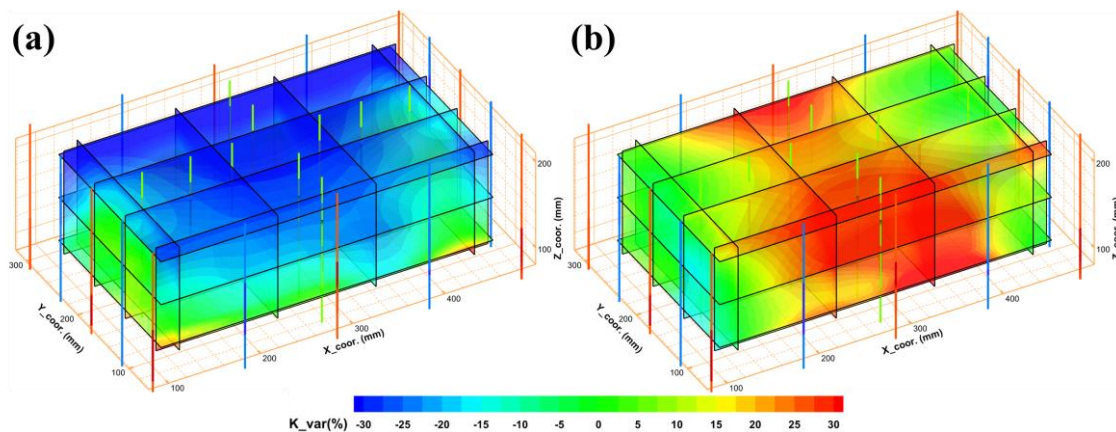


圖 64 No.2 砂箱的 K 場變化率(a)堵塞階段(b)溶解階段

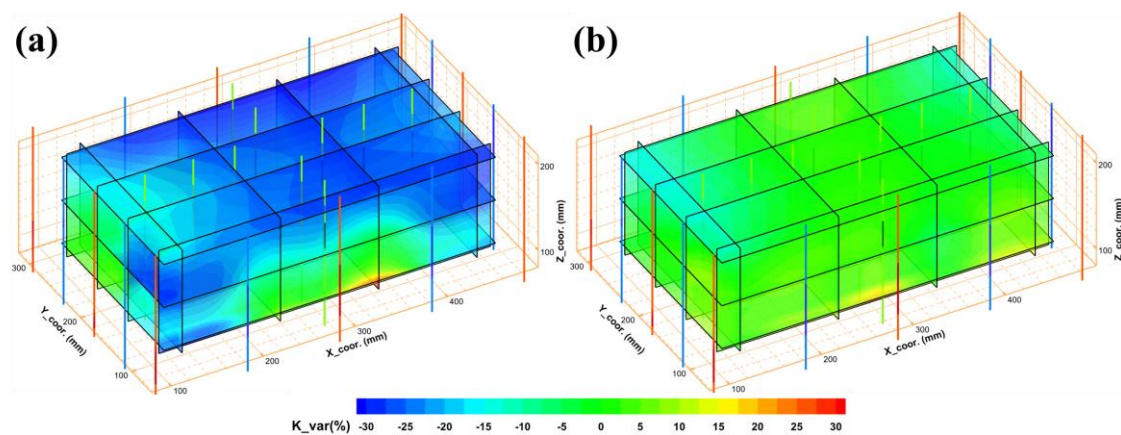


圖 65 No.3 砂箱的 K 場變化率(a)堵塞階段(b)溶解階段

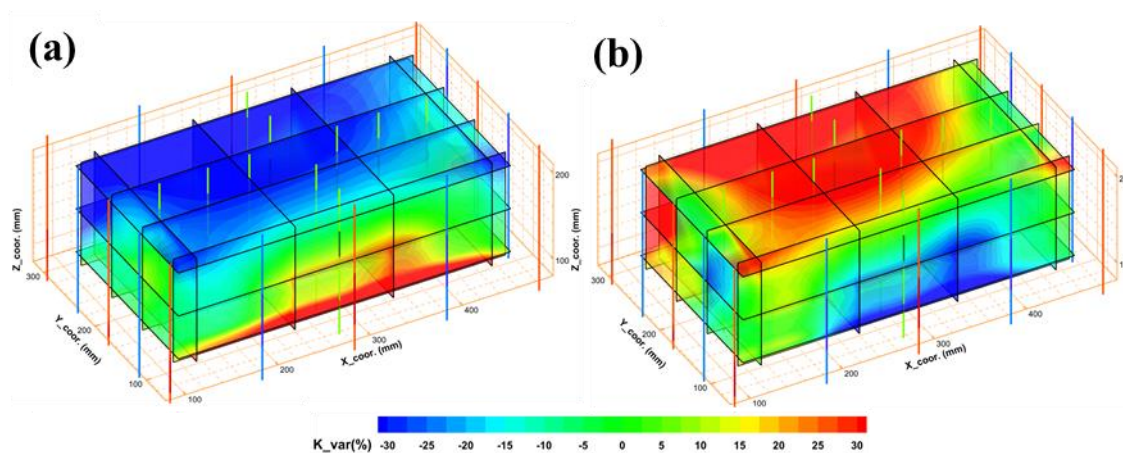


圖 66 No.4 砂箱的 K 場變化率(a)堵塞階段(b)溶解階段

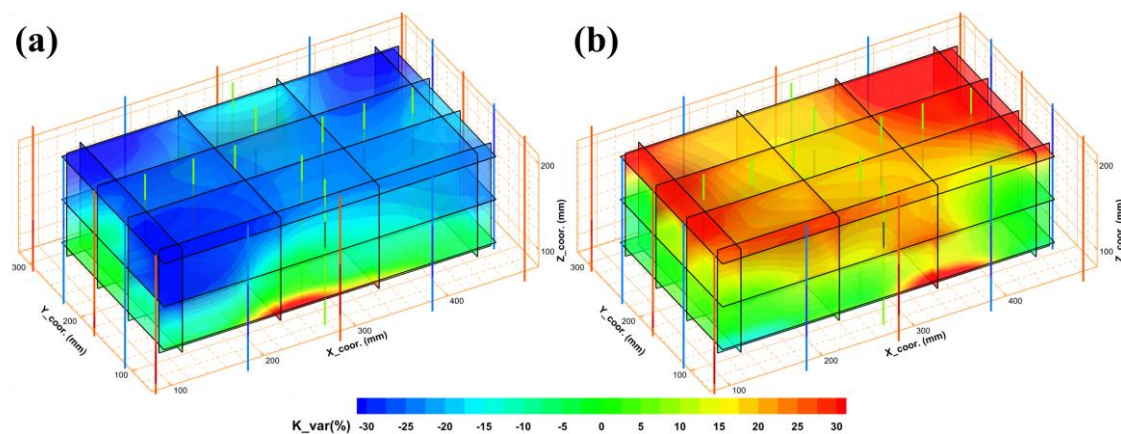


圖 67 No.5 砂箱的 K 場變化率(a)堵塞階段(b)溶解階段

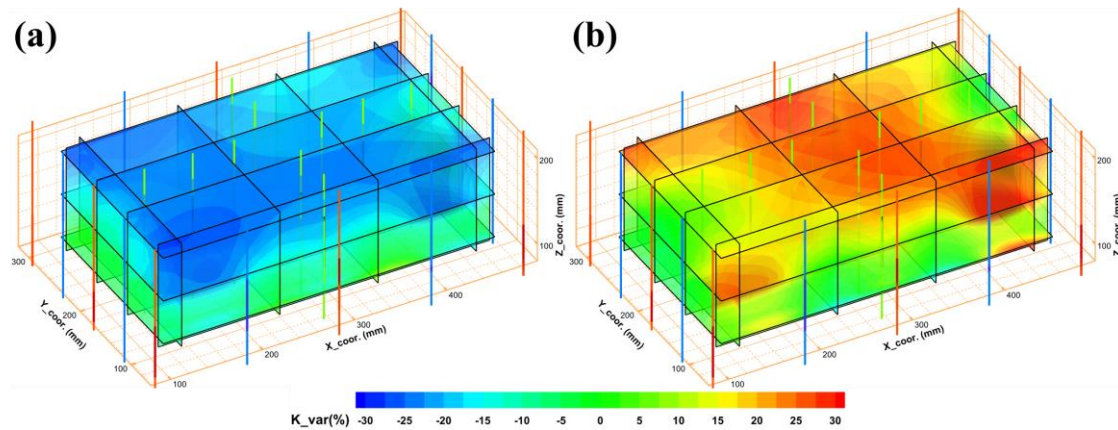


圖 68 No.6 砂箱的 K 場變化率(a)堵塞階段(b)溶解階段

5.14.2 K 場變化率橫切面分析

本研究進一步將三維 K 場變化率以橫切面的方式呈現，以觀察選定深度的 K 場變化，如圖 69-圖 74 所示。圖中由上至下分別為高程 100mm、125mm、150mm、175mm、及 200mm，左欄是發生孔隙堵塞後的平面 K 場變化率、而右欄是溶解發生後的平面 K 場變化率。其中藥劑灌注點位於 150mm 處，可觀察到顯著的 K 場變化，變化幅度約達 20%，此外，於 100mm、及 150mm 的高程位置，可發現 K 值的變化不明顯；於 175mm、及 200mm 的高程位置，可發現 K 值的變化比 150mm 高處更為明顯、範圍更大。此結果應該為砂箱上部設置溢流孔，使得藥劑灌注後，水流最終往砂箱上層方向流動，造成上層的 K 值變化率較下層顯著。

以 No.6 砂箱為例，整體平均而言，堵塞導致的 K 場下降百分率為 -16.24%，K 值減少了 0.18 mm/sec；溶解導致的 K 場上升百分率為 13.29%，K 值增加了 0.13 mm/sec。若以平面分布來看，孔隙堵塞發生時的 K 場變化率較為明顯的區域位於中間偏左。而在溶解發生時，整體 K 場變化率皆上升，但 K 值上升顯著區域則在中央偏右區域，此應與檸檬酸在灌注時，流場仍會受到堵塞孔隙的影響，使得檸檬酸流到相對偏右的區域，但因為堵塞區域之 K 場已上升，故後續若能持續灌注檸檬酸，應可讓左側之 K 值持續上升。

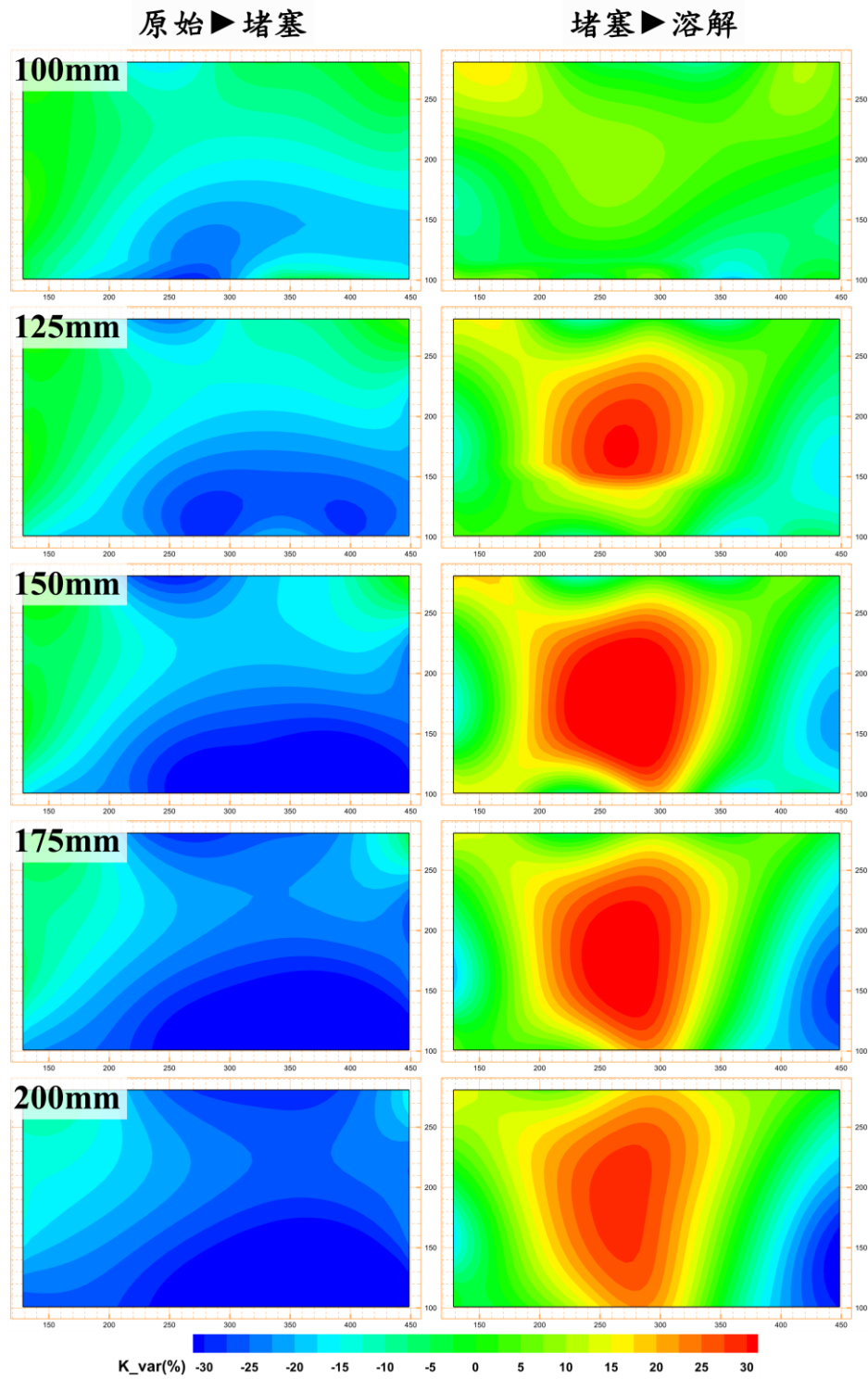


圖 69 No.1 平面 K 場變化率

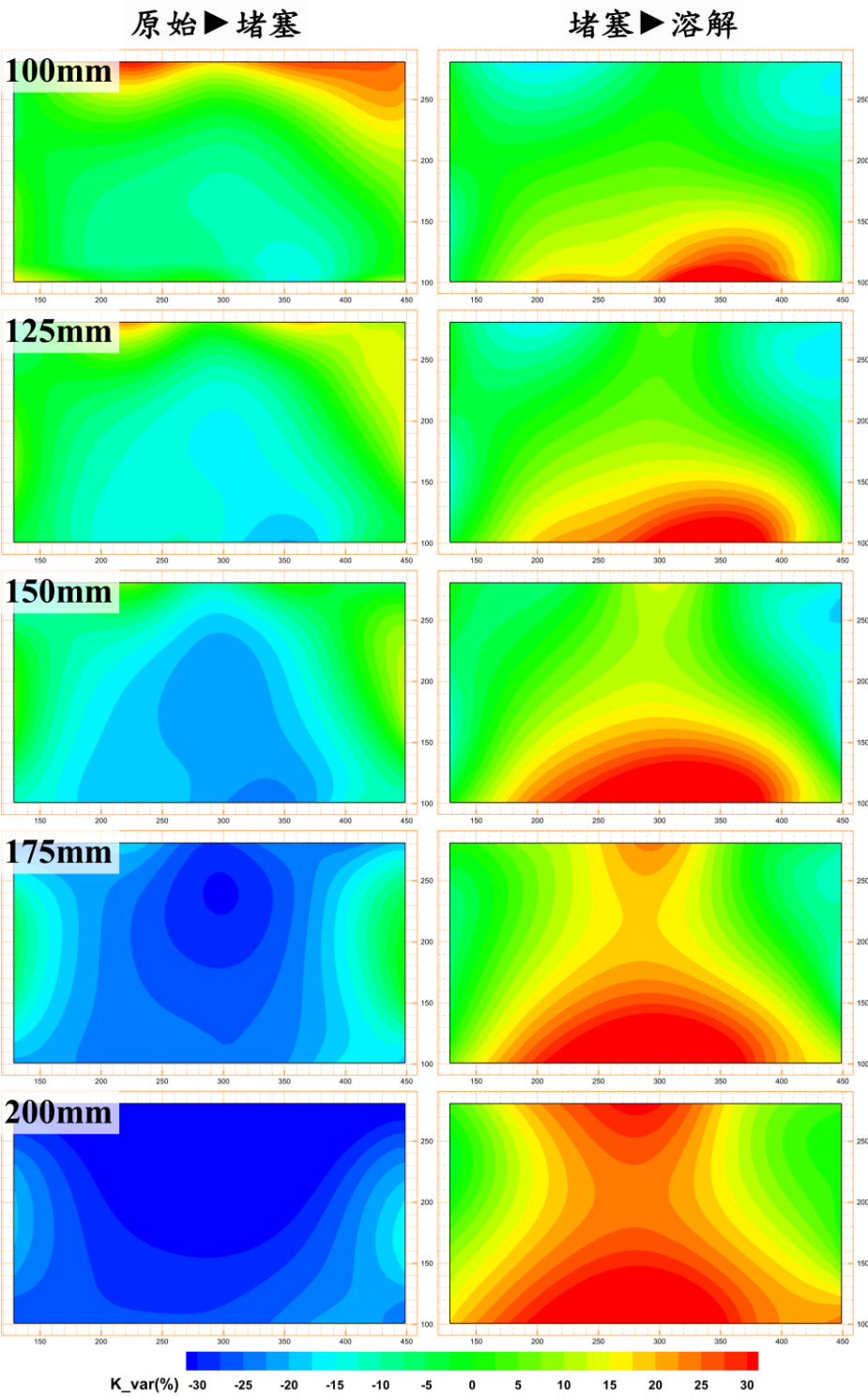


圖 70 No.2 平面 K 場變化率

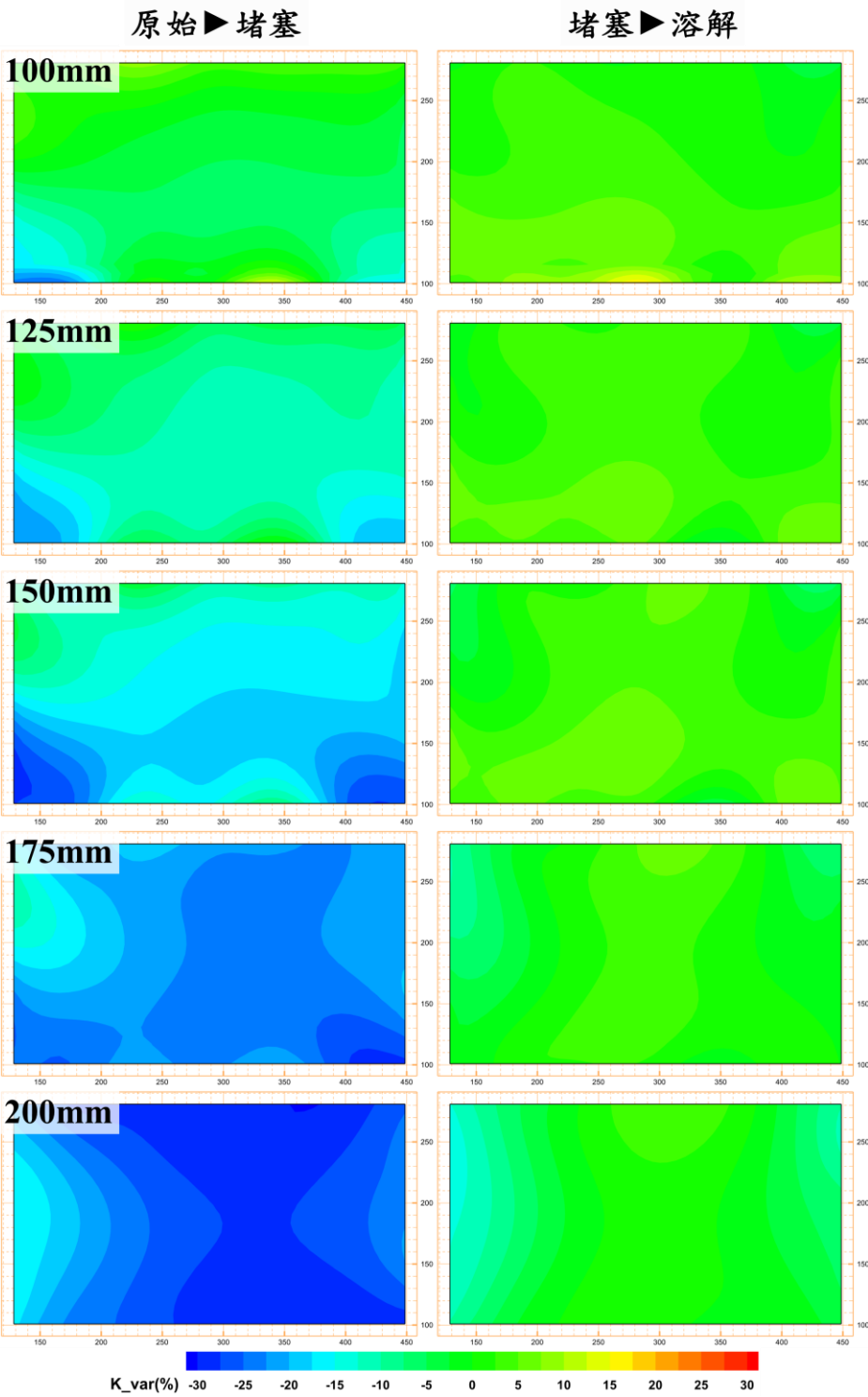


圖 71 No.3 平面 K 場變化率

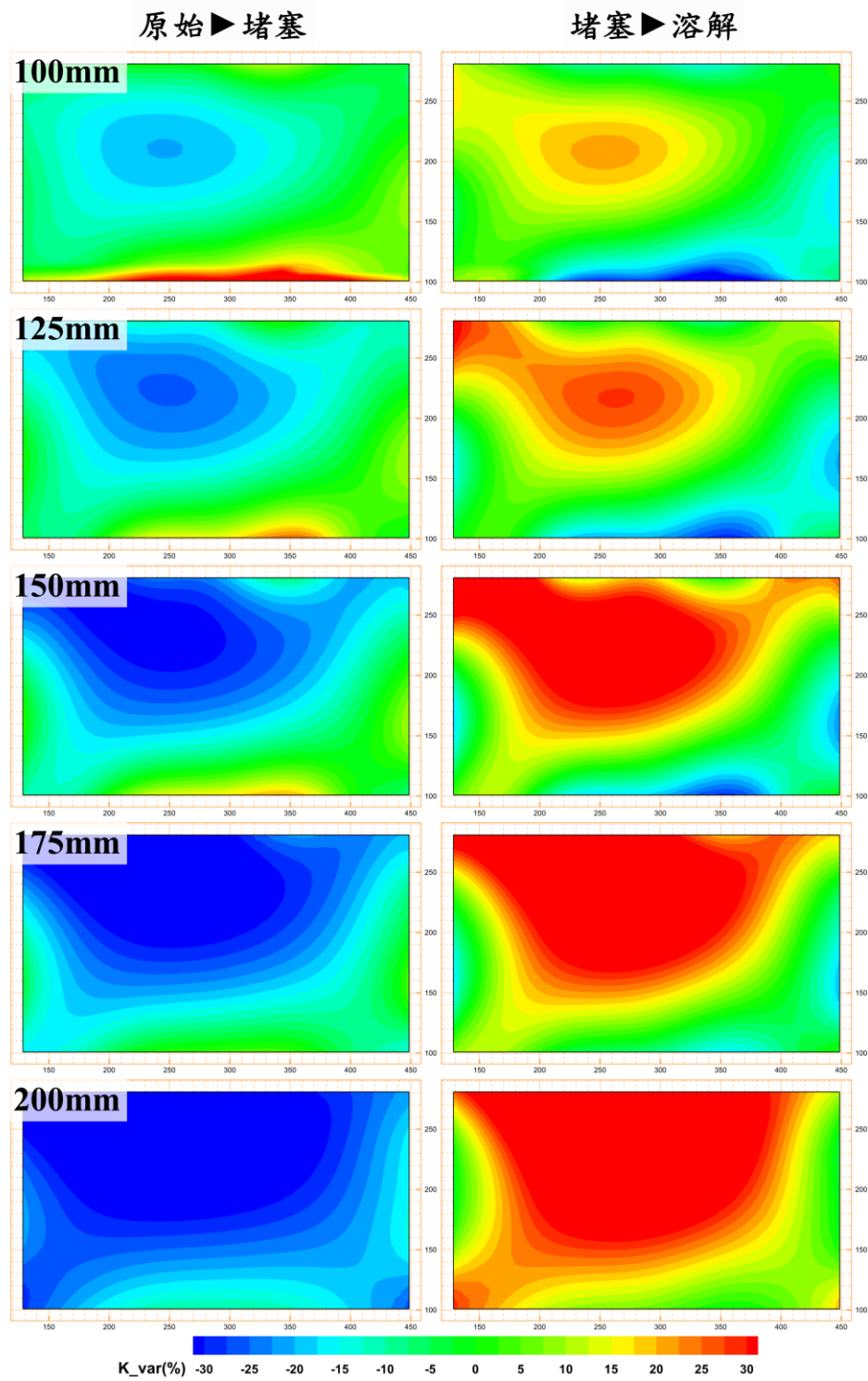


圖 72 No.4 平面 K 場變化率

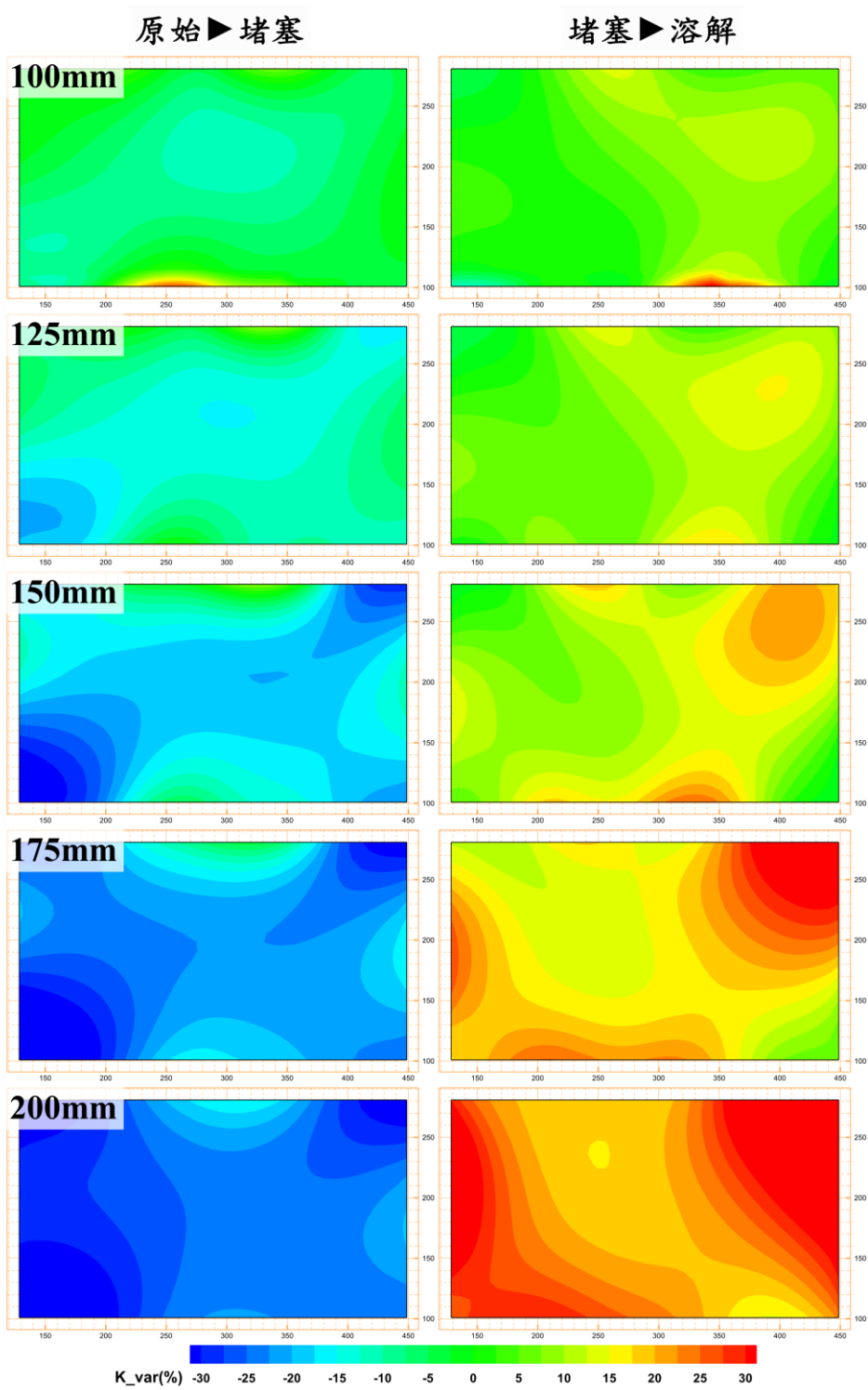


圖 73 No.5 平面 K 場變化率

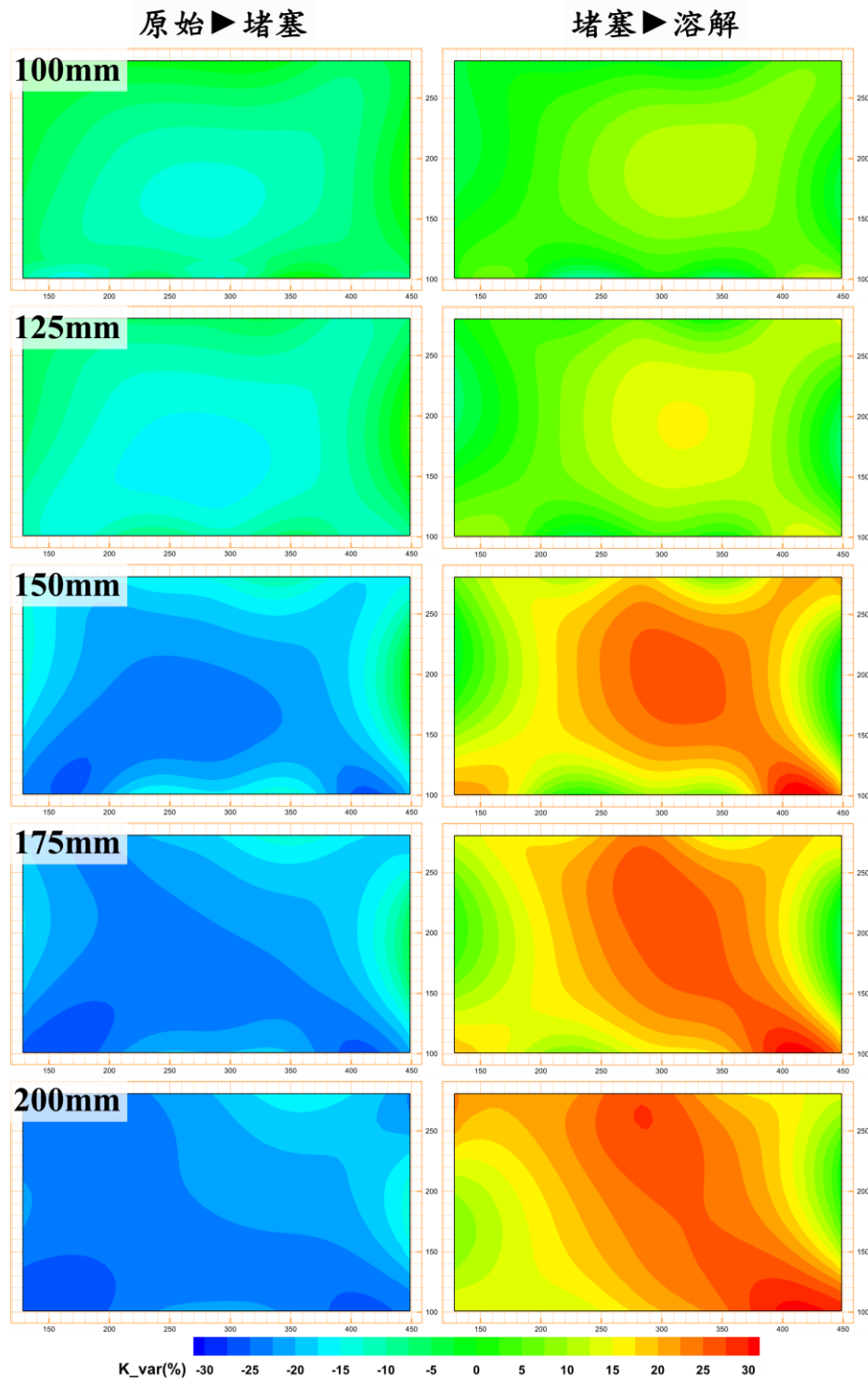


圖 74 No.6 平面 K 場變化率

5.14.3 K 場變化率彙整分析

本小節以分層及區域平均的方式呈現所有砂箱 K 場變化率數據，數據的範圍同樣為「主要灌注區」以內。表 5 與表 6 分別為背景階段至堵塞階段及堵塞階段至溶解階



段的 K 場變化百分比數據。由表可知，無論是因孔隙堵塞或沉澱物溶解所造成的 K 場變化，皆顯示出高程較高的位置有相對較大的變化百分比。於表 5 中，由孔隙堵塞發生時的 K 場變化率可知，各個砂箱的平均變化率落在-12.24%至-16.35%，其中變化程度最小的砂箱是 No.1、最大的是 No.5；於表 6 數據中，由溶解階段發生時的 K 場變化率可知，No.1 及 No.3 砂箱的改變程度較小，其中變化情況最為微小的是 No.3，平均值只有 1.33%，原因為這兩個砂箱是沒有灌注有機酸的組別，故 K 場的變化幾乎可忽略。而 No.2、No.4、No.5、及 No.6 則是有灌注有機酸的組別，因此有明顯 K 場上升的情況，其中上升最多的組別是 No.5，量值到達 13.81%。

表 5 於背景階段至堵塞階段的 K 場變化百分比表

單位:%	No.1	No.2	No.3	No.4	No.5	No.6
整體平均	-12.24	-14.68	-15.41	-15.63	-16.35	-16.23
深度 100 mm	-6.25	-1.87	-3.61	-4.08	-4.97	-7.79
深度 125 mm	-8.65	-6.85	-9.76	-9.93	-11.15	-10.90
深度 150 mm	-13.32	-13.96	-16.26	-15.29	-17.56	-19.29
深度 175 mm	-14.91	-21.65	-21.86	-21.01	-22.40	-20.91
深度 200 mm	-18.09	-29.07	-25.55	-27.85	-25.66	-22.28

表 6 於堵塞階段至溶解階段的 K 場變化百分比表

單位:%	No.1	No.2	No.3	No.4	No.5	No.6
整體平均	6.59	9.28	1.33	13.14	13.81	13.29
深度 100 mm	1.81	3.20	3.24	1.27	5.48	4.40
深度 125 mm	6.05	4.09	2.99	5.36	8.07	7.33
深度 150 mm	9.64	7.64	2.96	14.08	11.88	16.78
深度 175 mm	7.56	12.60	0.16	18.63	18.35	18.15
深度 200 mm	7.87	18.88	-2.69	26.35	25.29	19.79

(六)討論與分析

6.1 芬頓試劑灌注對於 K 場的影響

由 5.13 節「各階段 K 場變化率分析」可知，芬頓試劑的灌注確實會發生孔隙堵塞現象，使地下水層的 K 場數值明顯降低，亦即透水性明顯變差，不利藥劑傳輸。芬頓試劑造成孔隙堵塞可由土壤鐵濃度與水中鐵離子濃度量測得到證明。在溶解態鐵的量測方面，因於芬頓試劑反應結束後，量測到水中的鐵的濃度比反應發生前下降許多，代表砂箱中的溶解態鐵轉變為沉澱態而存在於孔隙中；沉澱態鐵的量測是通過對 No.0 砂箱進行採樣，並將各個樣本的土壤總鐵含量與對應採樣區域 K 值的下降量進行對比。結果顯示兩者大致呈現線性關係（圖 48），說明鐵沉澱物是導致砂箱孔隙堵塞的主要原因。

表 5 說明在孔隙堵塞階段，六個砂箱（No.1 至 No.6）主要灌注區的平均 K 場變化



百分比，其中砂箱個別的平均K值下降百分比落在-12.24%至-16.35%，平均值為-14.88%，皆呈現下降趨勢。此結果說明芬頓試劑的灌注會阻塞孔隙，造成K場的均值下降。

為了顯示芬頓灌注產生的局部堵塞效應，本研究於「主要灌注區」內，選定 $50\text{mm} \times 50\text{mm}$ 的範圍，計算此範圍內K場最大下降百分比。結果顯示六個砂箱K場下降的極值介於-25.13%至-37.55%之間，其中最大下降極值發生於No.4砂箱。與平均K場下降值相比，局部最大下降值是平均值的2.06倍。

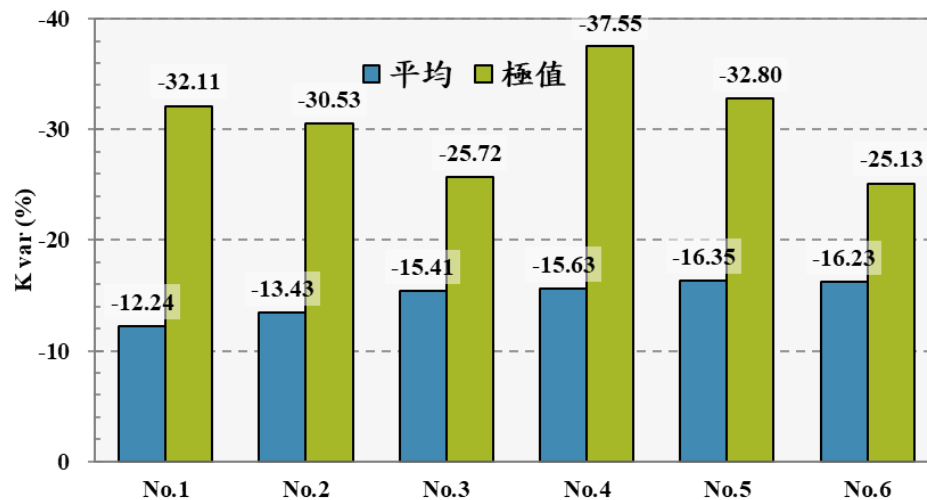


圖 75 K 場下降平均值與極值

6.2 堵塞與溶解階段各分層 K 場變化

圖 76 為六個砂箱於孔隙堵塞發生時，計算各個分層 K 場平均值的歷線，與溶解發生時，各個分層 K 場平均值的歷線。由於灌注的位置是位於 150mm，此高度為 K 場均值變化率的轉折點，由此點以往上，K 場平均值變化率愈趨明顯，此部分可能的原因為當 ISCO 灌注時，流場主導了芬頓試劑的傳輸，如圖 77 所示，流線明顯向砂箱頂層方向流動，意即芬頓試劑和檸檬酸在灌注後主要向砂箱頂層傳輸，導致越往上，K 場的變化率越明顯，此結果解釋了為何上層區域的孔隙堵塞和沉澱物溶解現象更為明顯。

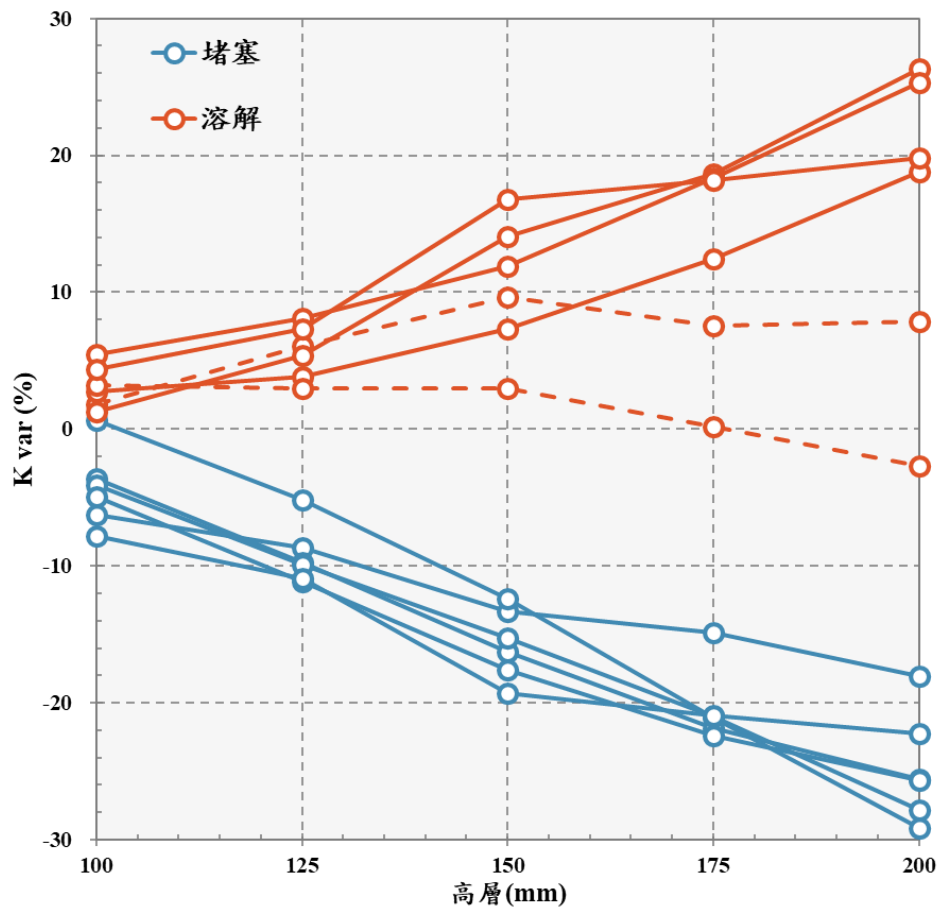


圖 76 六個砂箱之分層 K 場變化歷線圖

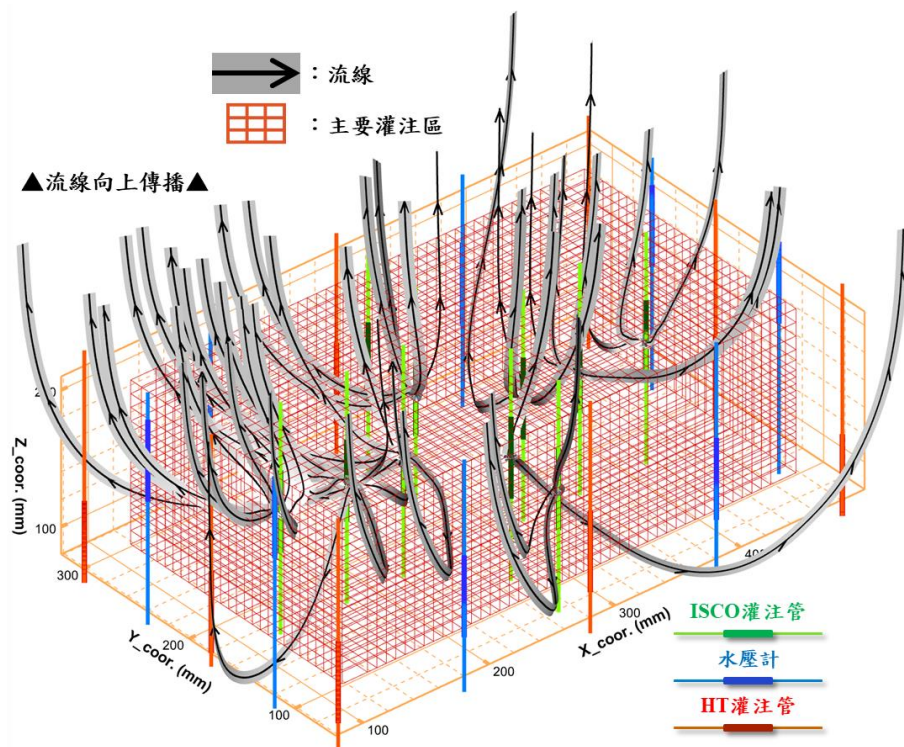


圖 77 No.6 砂箱於中央 ISCO 井管灌注時的流線模擬圖



6.3 檸檬酸對於鐵沉澱物溶解效能的比較

圖 78 顯示在灌注不同的檸檬酸濃度下，砂箱的平均 K 場變化率。在無添加檸檬酸的情況下，該組別的 K 值變化最小，其中 No.3 砂箱的變化甚至低於 2%，此組別的變化率平均值為 3.96%，意即導致孔隙堵塞的物質仍存在於砂箱中。在添加檸檬酸的其他兩組中，K 值上升顯著，平均超過 10%。添加一倍當量檸檬酸的組別，其 K 場平均上升 11.43%、添加五倍檸檬酸組別 K 場平均上升 13.21%。有添加檸檬酸組別的 K 場上升量明顯大於沒有添加檸檬酸的組別，此結果說明檸檬酸的添加對於解決鐵沉澱問題是有效的。

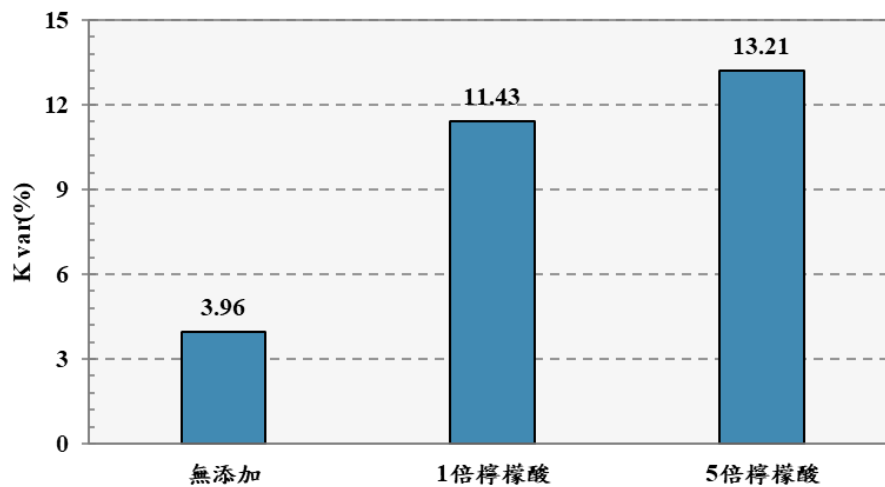


圖 78 不同檸檬酸灌注下 K 場的變化率

圖 79 列出添加檸檬酸的砂箱組別中，個別砂箱的 K 場平均值及最大的 K 場變化率，其中最大變化率的計算方式和堵塞階段最大變化率的計算方法相同，皆是在主要灌注區內，以固定範圍 (50mm × 50mm × 50mm)，尋找具有最大變化率的位置。分析結果顯示 K 值上升最大百分比的位置出現在 No.4 砂箱，量值達到 46.72%。比較 1 倍及 5 倍檸檬酸的組別，它們對於 K 值的提升沒有明顯的區別，代表 1 倍或 5 倍檸檬酸對於本研究芬頓試劑灌注量所能溶解的量相當，判斷可能原因是為本研究所灌注的芬頓試劑濃度相對較低，故只用 1 倍檸檬酸即可達到和 5 倍相當的溶解效果。

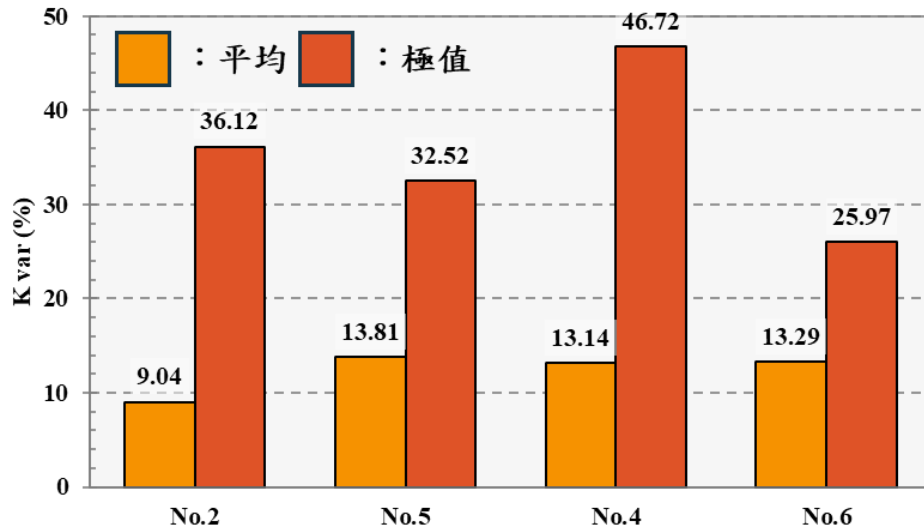


圖 79 溶解階段 K 場變化平均值及極值

6.4 溶解效能—三階段 K 場比較

本研究的目標為使堵塞的孔隙恢復原本的透水性，透過添加有機酸使沉澱態的鐵可以被溶解，以解決孔隙堵塞問題。圖 80 呈現個別砂箱於實驗中三個階段的 K 場平均 K 值，並以誤差棒(error bar)表示推估參數場的空間變異，其中誤差棒由計算 K 場的標準差得到。由圖可知，在芬頓試劑灌注後，各砂箱之 K 場均值皆下降；在有機酸灌注後，藉由生物瀝取機制，可將沉澱態鐵溶解，所以各砂箱之透水性皆有顯著回升。然而，六個砂箱的孔隙透水性雖然都有回升到接近背景 K 場，但未回到原始狀態，推測可能因為土壤異質性的影響，使得部分沉澱態鐵未與檸檬酸發生有效接觸，因此可能需要進行額外的灌注或是需要更多的時間讓藥劑與鐵沉澱物接觸。

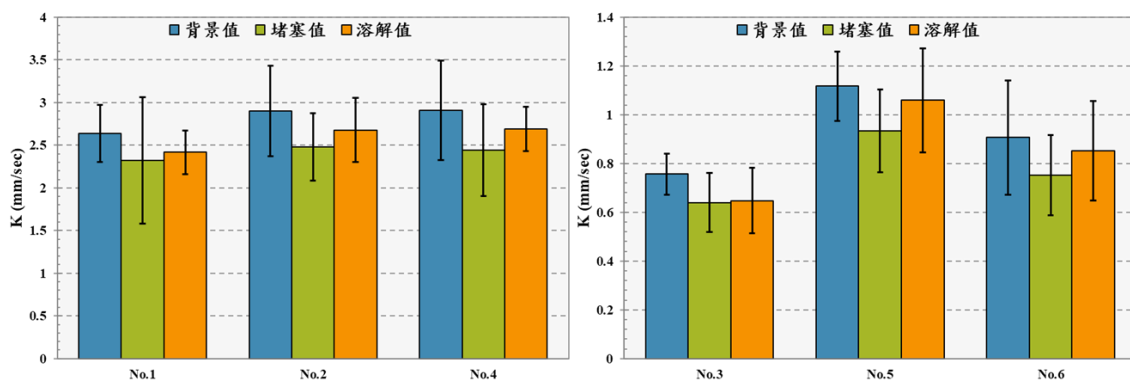


圖 80 六個砂箱主要灌注區的三個階段 K 場平均值

6.5 K 場對於水力性質的影響

砂箱土壤在受孔隙堵塞及溶解影響後，除了 K 場改變，其對應的水力性質也會發生



連帶變化。本研究藉由 HT 推估而得之 K 場模擬流場，進一步分析相應的水力性質，包含流速、壓力、及流線的流動方向。本節以 No.6 砂箱為例，以同一高程的 XY 平面圖的方式比較水力性質的變化。圖 81 和圖 82 是由背景階段到堵塞階段的變化場；圖 83 圖 84 是由堵塞階段到溶解階段的變化場。首先由每一張圖各自比較，從圖中可以看出，K 值變化場、速度變化場及壓力變化場具有相關性：在速度方面，在堵塞階段，K 值下降會導致水流速度變慢，尤其是在 K 值減少較多的區域，速度也會顯著降低，其中速度率化最大來到-8.80%，對應 K 值變化為-24.74%；而於溶解階段，K 值上升的區域流速則會上升，其中速度率化最大來到11.83%，對應 K 值變化為24.50%，從圖 82 中可以得知，局部速度的下降與 K 值損失顯著的位置相符。在壓力方面，於堵塞階段時，K 場的降低使灌注水流難以迅速向外傳輸，導致壓力積聚，從而壓力值上升，其中壓力變化率最大達25.45%，對應相同地區的 K 值變化率為-20.79%；而溶解階段時，K 值的增加則是會使壓力下降，其中壓力最大變化率是-14.69%，同區域的 K 場變化率為13.04%，從圖 81 至圖 82 中的壓力變化場可以看出，K 值下降的區域略微偏於右下方，因此該區域的壓力場會相應增加；另外，從流線角度變化的結果亦能得知，背景階段流場的流線和堵塞階段流場的流線方向不同，造成藥劑傳輸路徑的差異，故會造成 ISCO 整治的不確定性上升，相較於頂層，主要灌注區底層的流線角度變化更為顯著。

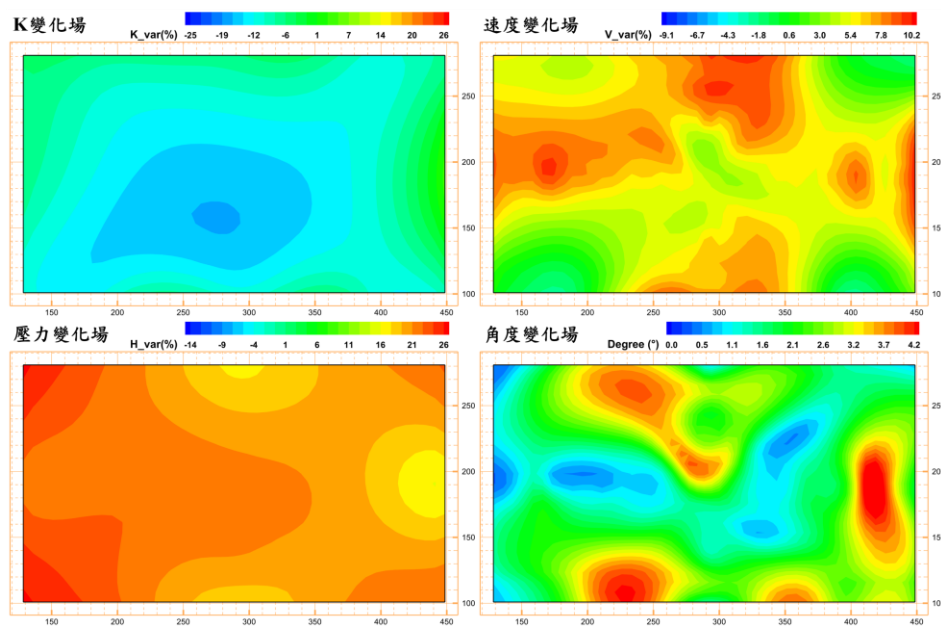


圖 81 No.6 砂箱於高程 125mm 處於孔隙堵塞階段的水力性質變化場

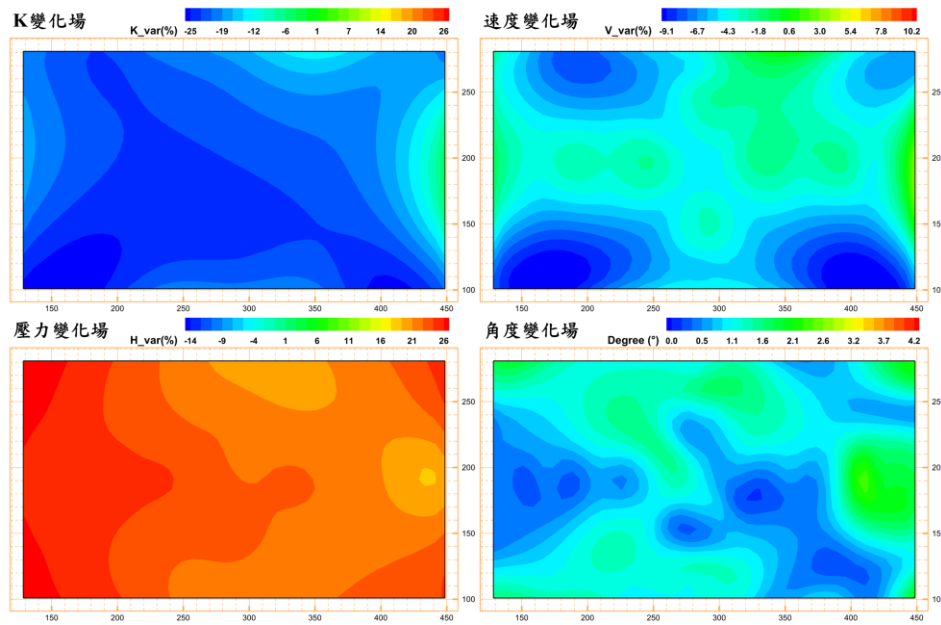


圖 82 No.6 砂箱於高程 175mm 處於孔隙堵塞階段的水力性質變化場

接續比較兩階段之間的同個水力性質的差異：圖 83 與圖 81 的趨勢相反、圖 84 與圖 82 的趨勢亦相反，主要原因為在孔隙堵塞階段降低，K 場平均值下降，而在溶解階段，K 場平均值上升。流場於堵塞階段的變化趨勢為於 125mm 處上升、於 175mm 處則是下降；在溶解階段則是於 125mm 處下降、於 175mm 處則是上升；壓力場則顯示原本蓄積的壓力得到緩解，沒有表現出如流速在高層上的相反變化；在流線角度變化方面，125mm 高程處的變化較大，而 175mm 高程處的變化較小。這一情況在孔隙堵塞階段和溶解階段均相同。流線角度的分布不均勻性隨著參數場的異質性而變化，這與其他水力性質不同，較無法根據 K 場的趨勢辨別明顯的變化規律。

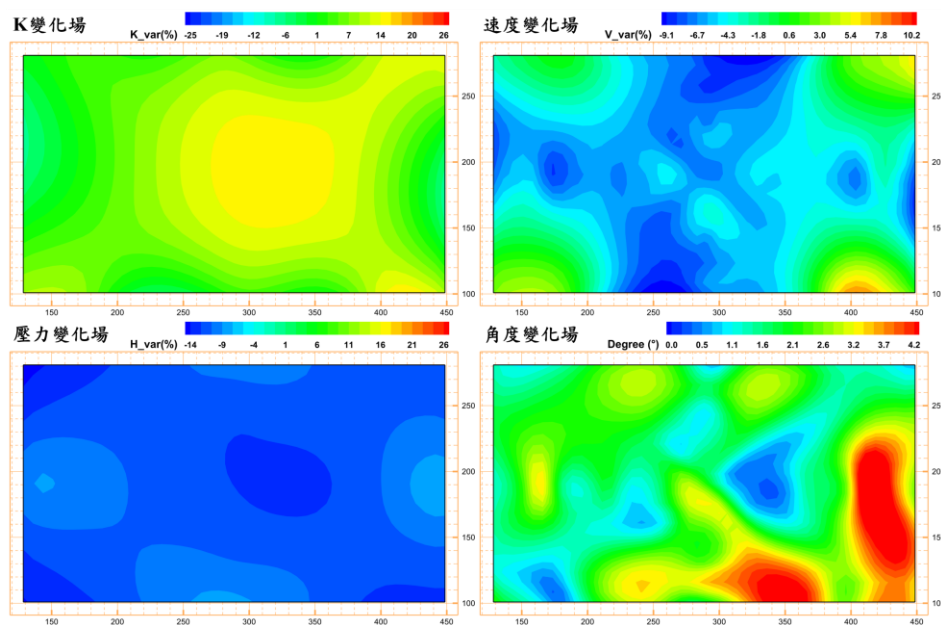


圖 83 砂箱於高程 125mm 處於溶解階段的水力性質變化場

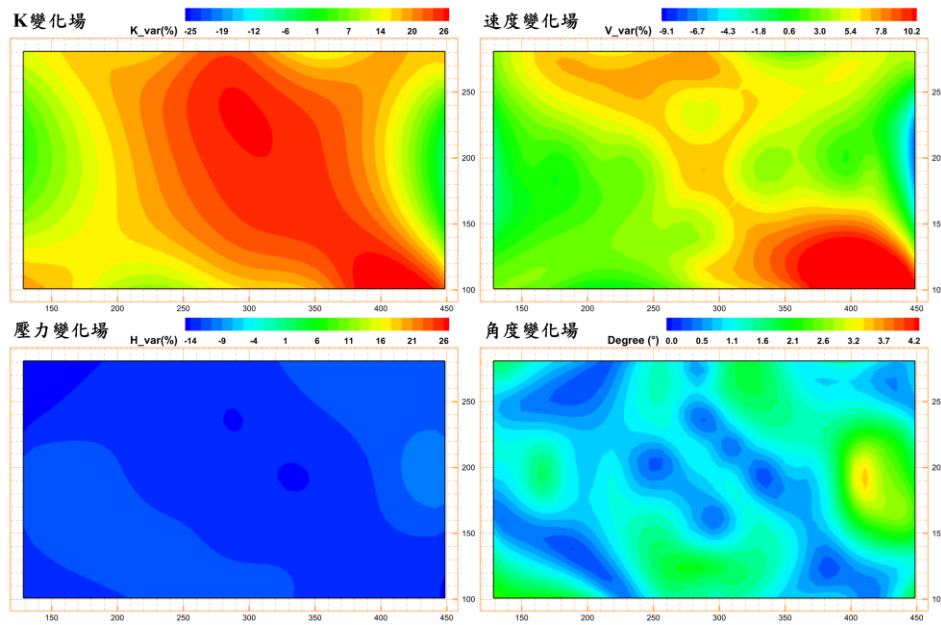


圖 84 砂箱於高程 175mm 處於溶解階段的水力性質變化場

除了比較 XY 平面圖的水力性質變化外，圖 85 圖 87 展示了同一位置在三個階段下的流線。這些圖仍以平面圖呈現，但不同於本研究慣用的 XY 平面，此處使用的是 XZ 平面，以便更清楚的觀察流線在不同時間點的變化。以下以 No.4 砂箱進行說明，因為其角度變化在六個砂箱中最明顯，故能表現出較大的變化。

本研究在圖 85 至圖 86 中額外標示了「定位點」，以便清楚的看出流線在空間上的變化。此外，「主要灌注區」的區域也被標示出來，以利觀察和分析流線的變化。在背景到堵塞階段，流線有移入「主要灌注區」的趨勢。這是由於主要灌注區的 K 值降低，導致流線傾向於偏離 K 值較低的區域，因此流線向圖中的左下方移動。圖 86 至圖 87 則可顯示堵塞到溶解階段的流線變化，由圖可發現流線恢復到接近原始狀態的情況。此結果顯示，在孔隙堵塞後，含水層中的流線方向會改變，這意味著如果水流攜帶藥劑，藥劑可能會無法抵達目標區域，從而增加 ISCO 操作的不確定性。然而，使用有機酸溶解沉澱物可以改善此問題，使流場在一定程度上恢復到背景狀態。

流線的變化可以解釋為何在砂箱上層區域的角度變化較大。圖 85-圖 87 中可以發現，底層流線方向的變化較大，而上層區域的變化則較小，幾乎都是持續向頂層流動，最後抵達溢流口，流出砂箱，因此角度變化有限。

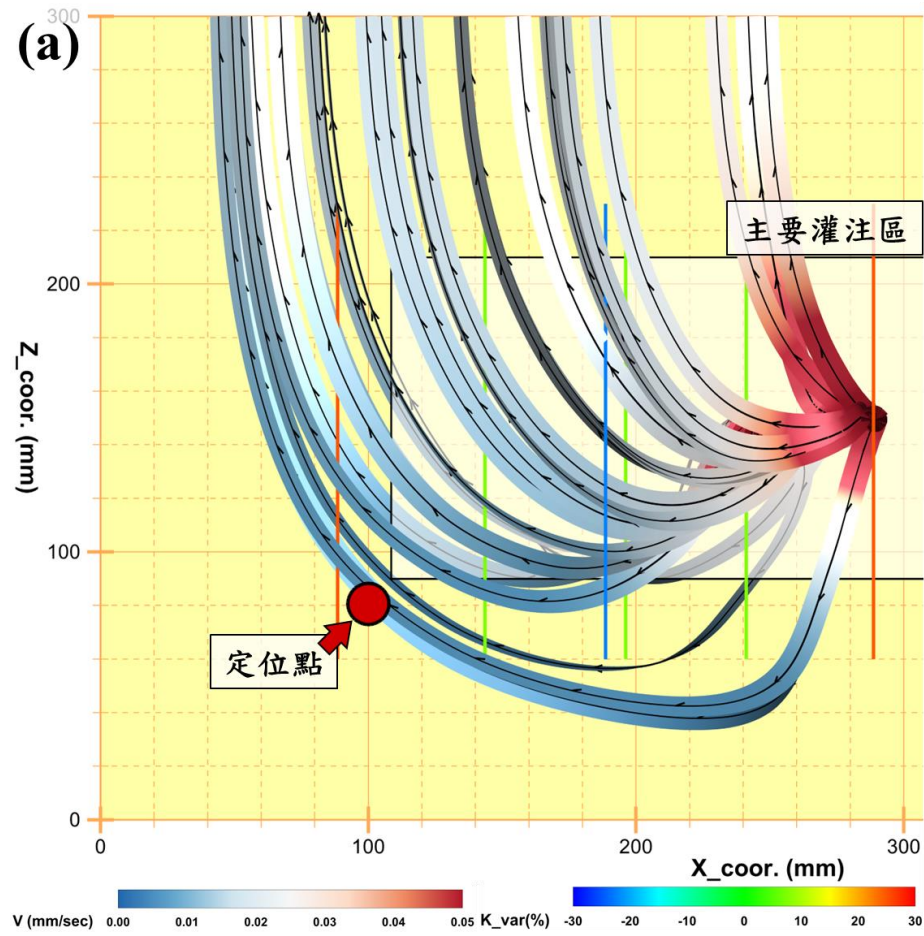


圖 85 No.6 砂箱背景階段局部 XZ 平面流線圖

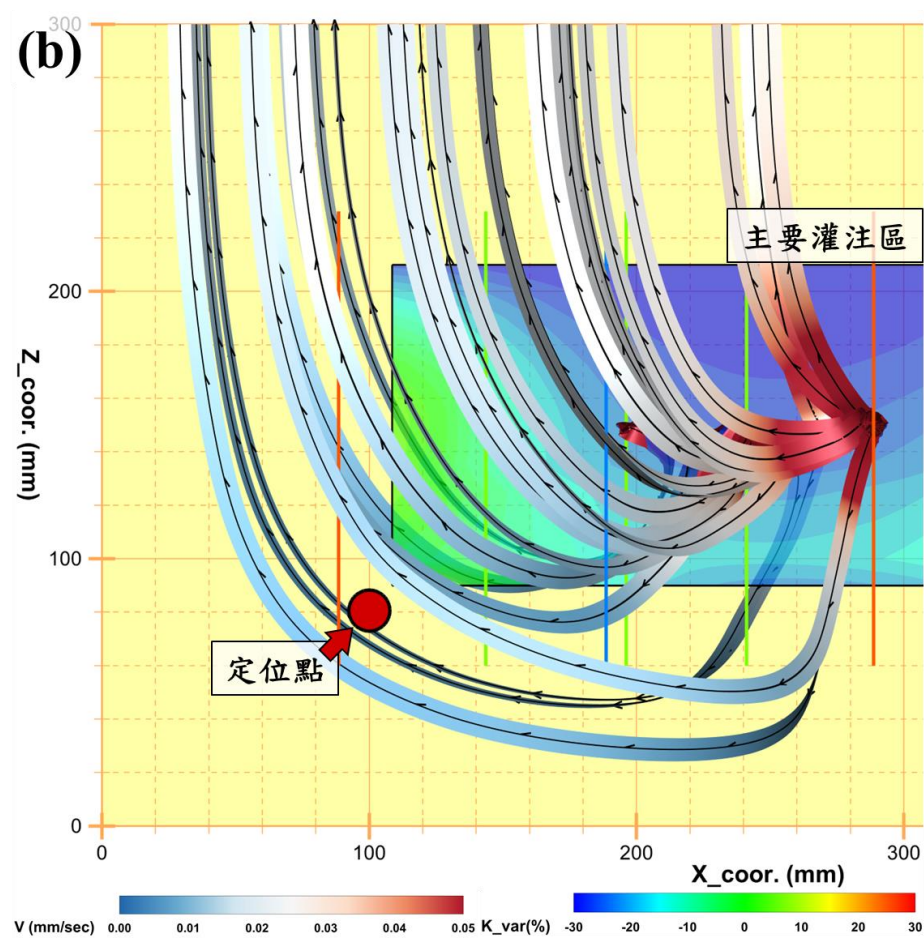


圖 86 No.6 砂箱堵塞階段局部 XZ 平面流線圖

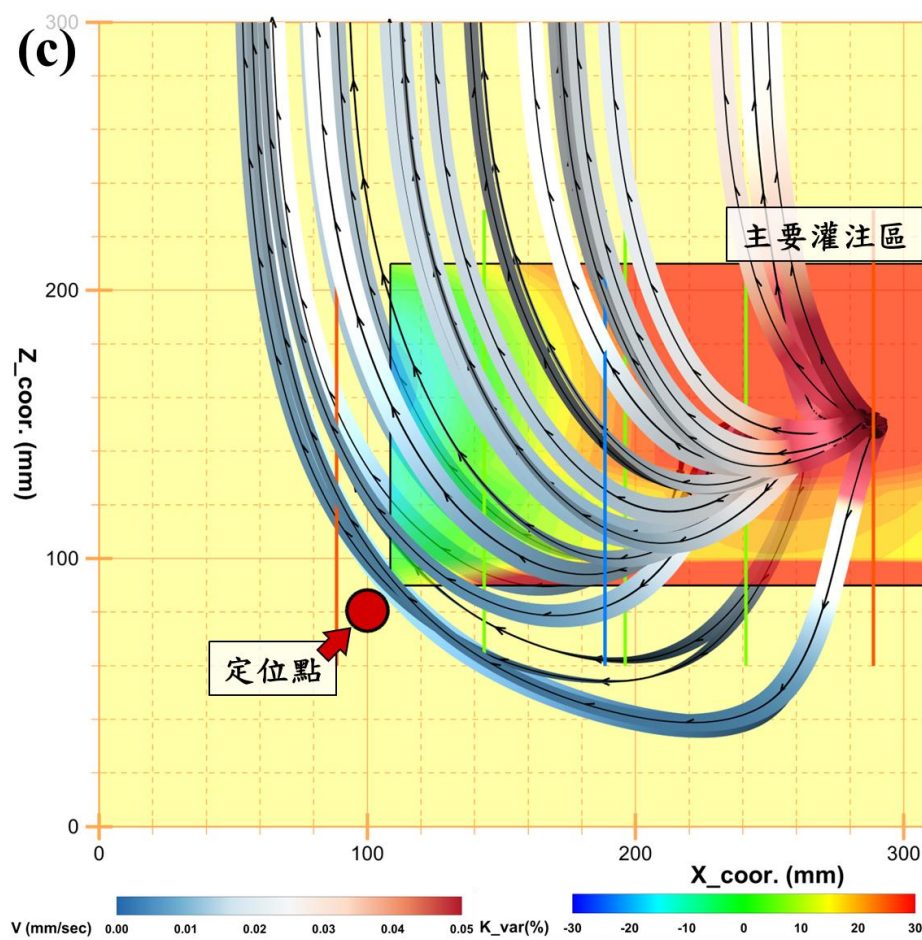


圖 87 No.6 砂箱溶解階段局部 XZ 平面流線



(七)結論與建議

7.1 結論

- 1、本研究透過砂箱實驗成功證實，檸檬酸能有效去除因芬頓試劑產生的鐵沉澱物，從而消除孔隙堵塞。因此本研究建議可以修正型芬頓試劑的濃度為參考，取一倍當量的檸檬酸施行生物瀝取，可去除大部分的三價鐵孔隙堵塞。
- 2、透過分光光度計測量溶解態鐵、量測 DNA 的濃度，以及水力掃描所得 K 場，可證實檸檬酸可有效改善孔隙鐵沉澱的問題。
- 3、灌注檸檬酸（或其他有機酸）有助於解決因鐵沉澱引起的孔隙堵塞，使孔隙介質的透水性得以恢復，砂箱平均 K 值上升達 12.32%，其中在六個砂箱的主要灌注區中，最大的上升量達到 46.72%。
- 4、透過 ICP-OES 與水力掃描所得 K 場成果聯合分析可建立幾乎線性且負相關的回歸式，證實可以通過 K 場的變化量來描述孔隙堵塞的程度。本研究也證明，時序 HT 可以用來觀察藥劑灌注後，藥劑沉澱引起的孔隙堵塞演化過程。
- 5、通過時序 HT 推估背景、堵塞及溶解三個階段的 K 場，並比較各 K 場的差異，可以成功觀察到孔隙堵塞和溶解過程中 K 場的演化過程，其中 K 值變化率最顯著的砂箱，其三個實驗階段的 K 值平均為 3.18 mm/s、1.98 mm/s 及 2.80 mm/s，變化量分別為 -1.20 及 0.82 mm/sec。
- 6、本研究利用時序 HT 量化的 K 場及流場，不僅成功量化了孔隙堵塞和溶解對孔隙透水性造成的影響，還可詳細描述藥劑灌注到砂箱後，各階段水力性質在空間和時間上的演變。此外，研究還能量化局部流速、壓力及流線角度的時序變化量。
- 7、檸檬酸灌注後，因為微生物的作用會產生 $CO_2(g)$ ，本研究利用灌注冰水處理，可以有效排除孔隙中的二氧化碳，恢復孔隙的透水性。



7.2 建議

- 1、本研究目前已證實檸檬酸可有效去除三價鐵沉澱，然而孔隙溶解效率並未隨著有機酸濃度的增加而上升，僅需一定程度之濃度即可（如一倍當量）有效進行生物瀝取。此外，微生物活性與溫度有關，因此未來可進一步嘗試不同檸檬酸濃度與溫度條件下，生物瀝取與孔隙沉澱溶解效能之關係。
- 2、本研究未來期望能利用到一些像是農業的有機廢棄物，如糖蜜等來做為碳源，同時減低農業廢棄物問題。
- 3、因為 pH 值亦為影響生物瀝取之重要環境變數，因此建議未來可綜合探討 pH 值、溫度與檸檬酸濃度對於生物瀝取之效能影響。
- 4、建議未來可嘗試將檸檬酸應用在去除過錳酸鉀與硫酸鹽類藥劑引起之孔隙堵塞，並評估其效能。
- 5、本研究中有 6 個砂箱同時進行實驗，但僅有一組水壓計，因此必須在砂箱中建置可抽換水壓計的配置。然而，這種配置需要在砂箱內額外安裝非屬於孔隙介質的設備，可能會對砂箱內的流場產生影響，故本研究將水壓計等設備配置在主要灌注區域外，以減少觀測器材對後續分析的影響。因此，建議使用體積更小的水壓計或添購多組水壓計，以增加試驗的效率。
- 6、在水力性質探討方面，除了以流線相關性質表示外，建議可加入污染傳輸模擬，以顯示孔隙堵塞對藥劑傳輸的影響，此種顯示方式應更為直觀易於理解。



(八) 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	備註
砂箱試驗系統建立												
HT-NN 神經網路建置												
砂箱三維 K 場建立												各階段實驗皆須更新 K 場
ICP-OES 分析												實驗前、後階段量測
分光色度劑分析												實驗間各階段皆量測
Real time PCR 分析												實驗前、後階段量測
K 場時序變化分析												實驗間各階段皆量測
各種濃度之有機酸效能指標綜合評估												實驗前、後階段量測
期中報告												
期末報告												
工作進度估計百分比 (累 積 數)	10%	15%	25%	35%	40%	50%	60%	80%	85%	90%	100%	



預定查核點	期中	完成六組砂箱建立，並已完成背景 K 場掃描。 完成六組芬頓藥劑灌注與 K 場掃描 完成一次 ICP-OES 試驗 完成一次 Real-time PCR 試驗 開始進行生物瀝取(有機酸灌注) 完成一次分光光度劑試驗
	期末	完成六組砂箱生物瀝取試驗 完成六組砂箱各種濃度之 ICP-OES 試驗、分光光度劑試驗、real-time PCR 試驗 完成六組砂箱各階段之時序水力掃描 完成六組砂箱三種綜合指標計算 完成最佳配方小分子有機酸濃度分析
說明： 1、工作項目請視專案性質及需要自行訂定。預定進度以粗線表示其起迄日期。 2、「工作進度百分比」欄係為配合管考作業所需，累積百分比請視工作性質就以下因素擇一估計訂定：(1)工作天數，(2)經費之分配，(3)工作量之比重，(4)擬達成目標之具體數字。 3、「預定查核點」，請在條形圖上標明※符號，並在「預定查核點」欄具體註明關鍵性工作要項。 4、以 12 個月作規劃，其中期中報告書初稿提送要件需達計畫執行進度 50%以上，成果報告書初稿需於計畫結束前 1.5 個月提送。		



(九)參考文獻

1. Petri, B., Siegrist, R. L., & Crimi, M. L.(2008). Implications of the scientific literature for field applications of ISCO. In Proceedings, Sixth International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, Monterey, CA, USA, May(pp. 18-22).
2. Siegrist, R. L., Crimi, M., & Simpkin, T. J.(Eds.).(2011). In situ chemical oxidation for groundwater remediation(Vol. 3). Springer Science & Business Media.
3. Lee, E. S., & Schwartz, F. W.(2007). Characteristics and applications of controlled-release KMnO_4 for groundwater remediation. *Chemosphere*, 66(11), 2058-2066.
4. Conrad, S. H., Glass, R. J., & Peplinski, W. J.(2002). Bench-scale visualization of DNAPL remediation processes in analog heterogeneous aquifers: surfactant floods and in situ oxidation using permanganate. *Journal of contaminant hydrology*, 58(1-2), 13-49.
5. Yang, Z. H., Ou, J. H., Dong, C. D., Chen, C. W., Lin, W. H., & Kao, C. M.(2019). Remediation of TCE-contaminated groundwater using KMnO_4 oxidation: laboratory and field-scale studies. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(33), 34027-34038.
6. Hastings, J. L., & Lee, E. S.(2021). Optimization and Analysis of a Slow-Release Permanganate Gel for Groundwater Remediation in Porous and Low-Permeability Media. *Water*, 13(6), 755.
7. Kametani, H., & Azuma, K.(1968). Dissolution of calcined ferric oxides. *Transactions of the Metallurgical Society of AIME*, 242(6), 1025.
8. Esther, J., Sukla, L. B., Pradhan, N., & Panda, S.(2015). Fe(III)reduction strategies of dissimilatory iron reducing bacteria. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 32(1), 1-14.
9. Guo, M. R., Lin, Y. M., Xu, X. P., & Chen, Z. L.(2010). Bioleaching of iron from kaolin using Fe(III)-reducing bacteria with various carbon nitrogen sources. *Applied Clay Science*, 48(3), 379-383.
10. Yeh, T.-C. J., & Hanna, S.(1996). An iterative stochastic inverse method: Conditional effective transmissivity and hydraulic head fields. *Water Resources Research*, 32(1), 85-92.
11. Yeh, T. C. J., & Liu, S.(2000). Hydraulic tomography: Development of a new aquifer test method. *Water Resources Research*, 36(8), 2095-2105.



12. Illman, W. A., Berg, S. J., & Yeh, T. C. J.(2012). Comparison of approaches for predicting solute transport: Sandbox experiments. *Groundwater*, 50(3), 421-431.
13. Tso, C. H. M., Zha, Y., Yeh, T. C. J., & Wen, J. C.(2016). The relative importance of head, flux, and prior information in hydraulic tomography analysis. *Water Resources Research*, 52(1), 3-20.
14. Zha, Y., Yeh, T. C. J., Illman, W. A., Tanaka, T., Bruines, P., Onoe, H., Saegusa, Mao, D., Takeuchi, S. & Wen, J. C.(2016). An application of hydraulic tomography to a large-scale fractured granite site, Mizunami, Japan. *Groundwater*, 54(6), 793-804.
15. Mo, S., Zabaras, N., Shi, X., Wu, J.(2019). Deep autoregressive neural networks for high-dimensional inverse problems in groundwater contaminant source identification. *Water Resources Research*, 55, 3856–3881. <https://doi.org/10.1029/2018WR024638>.
16. G. Huang, Z. Liu, L. Van Der Maaten and K. Weinberger(2017). Densely Connected Convolutional Networks. *Proceedings of the IEEE Conference on Computer Vision and Pattern Recognition(CVPR)*, 4700-4708.
17. Lovley, D. R.(2006). Bug juice: harvesting electricity with microorganisms. *Nature Reviews Microbiology*, 4(7), 497-508.
18. Eisele, T. C.(2005). Direct biohydrometallurgical extraction of iron from ore. Michigan Technological Univ., Houghton, MI(United States).
19. Muller, K. A., Johnson, C. D., Bagwell, C. E., & Truex, M. J.(2021). Methods for delivery and distribution of amendments for subsurface remediation: a critical review. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 41(1), 46-75.
20. Weber, K. A., Achenbach, L. A., & Coates, J. D.(2006). Microorganisms pumping iron: anaerobic microbial iron oxidation and reduction. *Nature Reviews Microbiology*, 4(10), 752-764.
21. Duesterberg, C. K., Mylon, S. E., & Waite, T. D.(2008). pH effects on iron-catalyzed oxidation using Fenton's reagent. *Environmental science & technology*, 42(22), 8522-8527.
22. Venkatadri, R., & Peters, R. W.(1993). Chemical oxidation technologies: ultraviolet light/hydrogen peroxide, Fenton's reagent, and titanium dioxide-assisted photocatalysis. *Hazardous waste and hazardous materials*, 10(2), 107-149.
23. Seol, Y., Zhang, H., & Schwartz, F. W.(2003). A review of in situ chemical oxidation and heterogeneity. *Environmental & Engineering Geoscience*, 9(1), 37-49.
24. Wang, Z., Yang, Z., Fagerlund, F., Zhong, H., Hu, R., Niemi, A., ... & Chen, Y. F.(2022).



- Pore-scale mechanisms of solid phase emergence during DNAPL remediation by chemical oxidation. *Environmental Science & Technology*, 56(16), 11343-11353.
25. Vu, M. T., & Jardani, A.(2022). Multi-task neural network in hydrological tomography to map the transmissivity and storativity simultaneously: HT-XNET. *Journal of Hydrology*, 612, 128167.
- Bryce, C., Blackwell, N., Schmidt, C., Otte, J., Huang, Y. M., Kleindienst, S., ... & Kappler, A.(2018). Microbial anaerobic Fe(II) oxidation–ecology, mechanisms and environmental implications. *Environmental microbiology*, 20(10), 3462-3483.
26. Bryce, C., Blackwell, N., Schmidt, C., Otte, J., Huang, Y. M., Kleindienst, S., ... & Kappler, A.(2018). Microbial anaerobic Fe(II) oxidation–ecology, mechanisms and environmental implications. *Environmental microbiology*, 20(10), 3462-3483.
27. Davison, W., & Seed, G.(1983). The kinetics of the oxidation of ferrous iron in synthetic and natural waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 47(1), 67-79.
28. Watts, R. J., & Stanton, P. C. (1999). Mineralization of sorbed and NAPL-phase hexadecane by catalyzed hydrogen peroxide. *Water Research*, 33(6), 1405-1414. [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(98\)00343-1](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(98)00343-1)