



行政院環境保護署

111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

生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬 與增強碳匯之績效評估

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(所)
專案主持人： 潘述元 副教授
執行期間： 111 年 9 月 01 日起至
112 年 8 月 31 日止

中 華 民 國 112 年 8 月 印製



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)		☐ 先導型 ☒ 研究型 ☐ 模場型	
研究主題		☐ 調查 ☒ 整治 ☐ 其他					
申請機構系所		國立台灣大學 生物環境系統工程學系					
機構地址		106 台北市大安區羅斯福路四段 1 號台大生工系 113 室					
專案主持人		潘述元		職等／職稱		副教授	
協同主持人		范致豪		職等／職稱		教授	
專案名稱	中文	生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估					
	英文	Performance Evaluation of Biochar Hydrogel Composite for Soil Heavy Metal Stabilization and Carbon Sink Enhancement					
	關鍵字	資源化材料、重金屬、生物炭、碳中和、韌性整治					
執行期程		自民國 111 年 9 月 1 日起至民國 112 年 8 月 31 日止					
專案主持人		姓名：潘述元 Email：sypan@ntu.edu.tw				專線：02-3366-3453 手機：0910-606-598	
專兼任人員		姓名：游育瑄 Email：bemaesmileseon@gmail.com				專線：02-3366-3482 手機：0900-100-430	
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	455,855	-	(1~6 項相加之 50%為限)		
	2.	設備使用含維護費	0	-	(與計畫實驗相關)		
	3.	耗材與主要費用	338,813	-	(與計畫主體相關)		
	4.	其它研究相關費用	20,505	-	(含差旅與租賃費用)		
	5.	雜支費用	37,827	-	(1~6 項相加之 5%為限)		
	6.	行政管理費	95,000	-	(1~6 項相加之 10%為限)		
	7.	自籌款	0	-	(自行籌備款項)		
	申請補助金額(1~6 項)		950,000	-	總金額：950,000		
	計畫總金額(1~7 項)		950,000	-	總金額：950,000		

專案主持人(簽名及蓋章)：_____

日期：112.8.30



研究成果中文摘要

為實現綠色土壤韌性整治，結合土壤重金屬控制、農業廢棄物資源化及土壤碳匯等前瞻國際趨勢，本研究開發生物炭-水凝膠複合材料，利用生物炭之高穩定結構性質作為基質，搭配具有三維交聯結構之水凝膠材料，製作成一複合材料，進行土壤中重金屬固定或去除。本研究一方面透過此複合材料之高重金屬吸附容量，減低重金屬於土壤中移動之能力；另一方面，水凝膠可實現土壤營養鹽與水分保持之功能，減少農業非點源污染，並增加作物與土壤健康程度；同時，此材料最終能將生物炭作為一儲碳媒介，增強土壤碳匯量，協助貢獻我國淨零排放之目標。本計畫主要研究目標包括研析國際間跨域新興資源化材料之進展；(二)開發新穎生物炭水凝膠複合材料，建立本土資源化複合材料製備程序；(三)使用實際受污染土壤樣本進行試驗，評估複合材料對於土壤重金屬吸附等功能之績效，並鑑別材料關鍵物化性質與土壤重要功能之關聯性；(四)建立資源化複合材料之反應動力學與等溫吸附模型，並研擬可行之資源化複合材料使用規範。

根據本計畫實驗結果顯示，新穎複合材料對於水溶液中 Cu^{2+} 之去除效率至少可達 94.7%；對於水溶液中 Pb^{2+} 之去除效率可達 73~89%。根據測得實驗數據及 Cu 與 Pb 各自電位-pH 圖，顯示兩種重金屬於實驗環境中之主要物種為離子態，去除機制主要為離子型吸附，並未產生沉澱。此外，於建立動力學與熱力學模型，本計畫開發之三種配方複合材料，分析其在液相試驗吸附銅/鉛離子時，偽二階動力學模型可更好地模擬吸附行為，且進行吸附時主要以化學性吸附為主要吸附方式。最後，本計畫亦進行實際受污染土壤試驗，結果顯示：添加複合材料（配比 100:5）銅離子減少 14.4%，鉛離子減少 10.4%；添加複合材料（配比 100:10）銅離子減少 20.1%，鉛離子減少 24.2%。綜合以上，施用複合材料於污染土壤確實能減少土壤中的銅/鉛離子含量。此外，本研究發現施用生物炭-水凝膠複合材料對於土壤有機碳含量提升有顯著貢獻，相較於未施肥組別（做為基線），同時施用肥料及複合材料可提升土壤總有機碳含量約五倍，然對此增加之土壤有機碳長期儲存能力，仍需額外長期試驗驗證。



研究成果英文摘要

For the sake of green soil resilience remediation (combined with important international trends such as soil heavy metal control, agricultural waste circulation, and soil carbon sequestration), this research project aims to develop a biochar-hydrogel composite material. This composite material incorporates the highly stable structural properties of biochar as a matrix, and combines with a hydrogel material with a three-dimensional cross-linked structure. The composite material can be used to fix (or immobilize) heavy metals in soil due to its high adsorption capacity of heavy metal, thereby reducing the mobility of heavy metals in the soil. The composite can also realize the function of soil nutrient and water retention, reduce agricultural non-point source pollution, and increase crop and soil health. In the meantime, the composite material can be ultimately considered as a carbon storage medium to enhance soil carbon sink and help contribute to our country's goal of net zero emissions. The objectives of this project are (1) to review the international progress on circular materials, and their ability to improving soil properties and enhancing soil carbon sinks; (2) to develop a biochar-hydrogel composite using agricultural byproducts as a raw material, and its associated the preparation process; (3) to evaluate the performance of composite materials on soil heavy metal adsorption using the real polluted soils with representative crops, and identify the correlation between physico-chemical properties of composite materials and important soil functions; (4) to establish reaction kinetic and isothermal adsorption models for the developed composite materials, and propose the standard operation procedure for the develop composite materials. The results of this study show that the removal efficiency of the novel composite material for Cu^{2+} in aqueous solution is at least 94.7%. For Pb^{2+} in aqueous solution, the removal efficiency can reach 73-89%. Based on the experimental data obtained and the potential-pH diagrams for Cu and Pb, it is evident that the main species of these two heavy metals in the experimental environment are in ionic form, and the removal mechanism is primarily ion exchange adsorption without precipitation. In addition, by establishing kinetic and thermodynamic models, three formulated composite materials developed in this study were analyzed for their adsorption behavior in liquid-phase tests for copper/lead ions. The pseudo-second-order kinetic model better simulated the adsorption behavior, indicating that chemical adsorption is the main adsorption mechanism during the adsorption process. Finally, actual contaminated soil tests were conducted, and the results showed that the addition



of the composite material (at a ratio of 100:5) reduced copper ions by 14.4% and lead ions by 10.4%. With the addition of the composite material (at a ratio of 100:10), copper ions decreased by 20.1% and lead ions decreased by 24.2%. It suggests that the application of the composite materials to contaminated soil effectively reduces the levels of copper/lead ions in the soil. Furthermore, the results indicate that the application of composite materials in soil can significantly enhance the content of total organic carbon in soils. The total organic carbon content in soil for the group of fertilization with composite materials is found to be 5-folds higher than of the baseline (without fertilization and composite materials).





目錄

第一章、前言.....	1
第二章、研究目的	3
第三章、文獻探討	5
3.1 農業剩餘資材製備生物炭.....	5
3.1.1 生物炭原料與製作方式	5
3.1.2 生物炭產品規範及市場	7
3.1.3 使用生物炭之環境效益	15
3.1.4 施用生物炭對於農地土壤性質之影響	17
3.1.5 施用生物炭對於土壤碳匯之影響	19
3.2 水凝膠材料穩定土壤重金屬移動.....	25
3.2.1 水凝膠材料製作與特性	25
3.2.2 水凝膠應用於穩定土壤重金屬	27
3.3 複合性材料作為土壤改良劑.....	29
3.4 土壤重金屬累積評估	31
第四章、研究方法與過程	33
4.1 整體研究架構.....	33
4.2 開發新穎生物炭水凝膠複合材料.....	34
4.3 設置相關試驗評估土壤性質改善績效評估.....	36
4.3.1 水溶液（液相吸附）試驗	36
4.3.2 受污染土地土壤試驗	36
4.3.3 土壤及環境樣本採樣規劃	38
4.3.4 評估對土壤碳匯影響	38
4.4 研析吸附機制與建立預測模型	39
4.4.1 質量平衡模型	39
4.4.2 動力學模型	39
4.4.3 等溫吸附模型	40
4.4.4 研析吸附機制與施用標準作業流程	41
4.5 研究進度說明	42
4.5.1 執行甘梯圖	42
4.5.2 執行進度說明與差異分析	43
4.5.3 學術論文發表	44
第五章、結果與討論	45



5.1 建立生物炭-水凝膠複合材料製程	45
5.1.1 建立實驗室規模製備程序	45
5.1.2 進行質量平衡分析	46
5.1.3 生物炭及複合材料之物化性質分析	46
5.2 進行水溶液（液相吸附）試驗.....	48
5.2.1 銅離子吸附試驗	48
5.2.2 鉛離子吸附試驗	51
5.2.3 研析殼聚糖濃度影響及銅/鉛競爭吸附	54
5.3 建立吸附動力學與熱力學模型.....	56
5.3.1 於液相吸附時關於銅吸附動力學	56
5.3.2 於液相吸附時關於鉛吸附動力學	58
5.3.3 液相吸附熱力學模型	60
5.4 進行實際受污染土壤重金屬吸附試驗.....	61
5.4.1 評估土壤重金屬削減效率	61
5.4.2 進行盆栽作物種植與土壤總有機碳（碳儲量）變化試驗	62
5.5 研析複合材料施用原則.....	63
5.6 結論與建議.....	64
5.6.1 結論.....	64
5.6.2 建議.....	65
第六章、參考文獻	66
第七章、附錄.....	70
7.1 審查意見回覆對照	70
7.2 成果績效自評.....	81
7.3 研究成果對本署政策推動之助益.....	85
7.4 主要研究人力	86



圖目錄

圖一、近年關於生物炭發展、應用與挑戰相關研究的關鍵詞	5
圖二、稻稈燒製生物炭之流程	6
圖三、大湄公河次區域經濟合作地區 GMS 生物炭市場	15
圖四、生物炭與環境系統交互作用	15
圖五、生物炭降低重金屬生物有效性示意	16
圖六、生物炭在高度風化的土壤中誘導性質改變的機制	18
圖七、國際對於負碳技術 (NEGATIVE EMISSION TECHNOLOGIES) 之分類	19
圖八、(左) 生物炭應用；(右) 生物炭固碳概念模型	20
圖九、比較土壤碳封存和生物炭及其他負碳技術對土地利用、水、養分、日照 反射率、能源需求和成本影響	21
圖十、生物炭儲存於土壤一百年後的剩餘碳含量與熱裂解溫度、H/C _{ORG} 關係	22
圖十一、生物炭之能源與二氧化碳收支鏈	23
圖十二、桑基圖於生物炭對不同類型生物質和土地之 CO ₂ 去除效率 (英國數 據)	24
圖十三、水凝膠之官能基與結構示意圖	25
圖十四、殼聚糖吸附材料製作過程	26
圖十五、殼聚糖-ECH 對腐植酸的吸附量與時間之關係	27
圖十六、降低重金屬生物毒性機制之示意	28
圖十七、(A) 未添加、添加水凝膠、添加甘油水凝膠的小麥種植後 1 至 12 天；(B) 三種情況下，第 21 天的小麥根部圖；(C) 對照組種植 於戶外第 1 及 8 天的發芽比較圖；(D) 添加水凝膠；(E) 添加甘油 水凝膠；(F) 三種情況下對作物成長可能造成影響	29
圖十八、進行複合材料製備穩定性之執行流程圖	30
圖十九、整合污染地景、傳輸途徑與土壤受體特性層面評估土壤鉛金屬累積	31
圖二十、本計畫研究架構圖	33
圖二十一、本研究進行稻殼生物炭製備程序	34
圖二十二、本研究進行水凝膠-生物炭複合材製作之流程圖	34
圖二十三、文獻中進行過硫酸銨於不同溫度下的分解率：20% (W/V) 過硫酸 銨與 5% (V/V) 硫酸添加	35
圖二十四、本計畫使用台南市某 OO 區 OO 段採樣點位置圖及樣本照片	37
圖二十五、試驗土壤採樣方式 (每次對土壤採樣三個點，選取方式由左至右改	



變)	38
圖二十六、本研究進行重金屬質量平衡示意圖	39
圖二十七、製備複合材料之設備與成品：(A) 為制備材料之設備；(B) 為調整完 PH 值之凝膠狀材料；(C) 為烘乾後之材料	45
圖二十八、本研究進行複合材料製程烘乾前後：質量平衡分析	46
圖二十九、製程過篩過程及成品顆粒	46
圖三十、生物炭之掃描式電子顯微影像 (SEM)：(左) 放大 1400 倍、(右) 放大 3500 倍	47
圖三十一、銅離子吸附試驗之複合材料吸附容量 (黑線為配方 A、綠線 B、紅線為配方 C、藍線為生物炭粉進行吸附)	48
圖三十二、銅離子吸附試驗之導電度對時間關係圖 (黑線為配方 A、綠線 B、紅線為配方 C、藍線為生物炭粉進行吸附)	49
圖三十三、銅離子吸附試驗之酸鹼值對時間關係圖 (黑線為配方 A、綠線 B、紅線為配方 C、藍線為生物炭粉進行吸附)	49
圖三十四、銅離子吸附試驗之氧化還原電位對時間關係圖 (黑線為配方 A、綠線 B、紅線為配方 C、藍線為生物炭粉進行吸附)	50
圖三十五、銅金屬之電壓—PH 圖 (25°C)	50
圖三十六、鉛離子吸附試驗之複合材料吸附容量關係圖 (黑線為配方 A、綠線 B、紅線為配方 C、藍線為生物炭粉進行吸附)	51
圖三十七、鉛離子吸附試驗之導電度對時間關係圖 (黑線為配方 A、綠線 B、紅線為配方 C、藍線為生物炭粉進行吸附)	52
圖三十八、鉛離子吸附試驗之酸鹼值對時間關係圖 (黑線為配方 A、綠線 B、紅線為配方 C、藍線為生物炭粉進行吸附)	52
圖三十九、鉛離子吸附試驗之氧化還原電位對時間關係圖 (黑線為配方 A、綠線 B、紅線為配方 C、藍線為生物炭粉進行吸附)	53
圖四十、鉛金屬之電壓—PH 圖 (25°C)	53
圖四十一、銅離子吸附之偽一階動力學模型 (液相吸附)	56
圖四十二、銅離子吸附之偽二階動力學模型 (液相吸附)	57
圖四十三、鉛離子吸附之偽一階動力學模型	58
圖四十四、鉛離子吸附之偽二階模型	59
圖四十五、複合材料土壤重金屬吸附測試	61
圖四十六、本研究測試以受污染土樣進行作物生長試驗 (以小白菜為例)	62



表目錄

表一、國際生物炭倡議組織 (IBI) 制定之生物炭標準 CATEGORY A	8
表二、國際生物炭倡議組織 (IBI) 制定之生物炭標準 CATEGORY B	9
表三、國際生物炭倡議組織 (IBI) 生物炭分級	10
表四、彙整國際生物炭規範：以應用於農業土壤為例	11
表五、生物炭之耐久係數 (PERMANENCE COEFFICIENTS) 對於土壤溫度與 時間影響	22
表六、各種碳移除 (CDR) 路徑之綜合比較	23
表七、各環境因子對於土壤重金屬濃度累積之貢獻 (Q 統計檢定)	32
表八、本研究實驗 (液相吸附及實際受污染土壤) 規劃	36
表九、台南市 OO 區 S01 受污染農地土壤之場址資訊	37
表十、本計畫執行時程規劃 (甘特圖)	42
表十一、本計畫執行進度說明與差異分析	43
表十二、本計畫相關研究成果撰寫論文進度	44
表十三、本研究製作水凝膠-生物炭複合材料配方	45
表十四、生物炭及水凝膠-生物炭複合材料 (配比 1:1) 之元素分析及密度	47
表十五、不同殼聚糖添加比例對不同重金屬溶液之去除率比較表。	54
表十六、添加氫氧化鈉與否對於銅離子溶液最終 PH 值與 ORP 值之變化	54
表十七、添加氫氧化鈉與否對於鉛離子溶液最終 PH 值與 ORP 值之變化	55
表十八、添加氫氧化鈉與否對於銅或鉛離子吸附效果差異比較	55
表十九、複合材料吸附銅離子之動力學參數 (液相吸附)	57
表二十、複合材料吸附鉛離子之動力學參數	59
表二十一、新穎材料吸附銅離子之等溫吸附模型常數	60
表二十二、新穎材料吸附鉛離子之等溫吸附模型常數	60
表二十三、複合材料施用於實際受污染土壤重金屬吸附測試結果	62
表二十四、複合材料施用於實際受污染土壤總有機碳 (TOC) 分析結果	63





第一章、前言

近年來，農地中土壤之重金屬累積議題越受重視，一方面係直接關係到糧食安全，另一方面，土壤重金屬累積將會造成許多生態環境之問題，包括：低移動性、高殘留/持久性、生物累積及放大等；同時，植物及人體亦可能經由直接或間接（例如空氣、水等）途徑受到危害。我國土壤重金屬污染整治策略分為「移除土壤污染物」及「穩定化土壤污染物降低危害風險」，而「移除土壤污染物」為國內現行使用廣泛策略，其技術包括耕犁工法及離地處理法等。輕度重金屬污染之土壤通常採用耕犁工法進行土壤重金屬濃度的稀釋，而較嚴重之重金屬污染土壤則透過離地處理法。「穩定化土壤污染物降低危害風險」則是透過添加無害之土壤改良劑至污染土壤中，改變土壤物化性質，使重金屬以較低溶解度、生物有效性及移動性存在於土壤中，進而達到降低重金屬危害目的。相較前者，穩定化土壤污染物策略可利用改良劑及土壤吸附之作用，在短時間內降低重金屬之移動性，並減少人力投入，因此，被視為是具有技術前瞻性及推廣可行性高的土壤污染改善技術。

為實現綠色土壤韌性整治，結合土壤重金屬控制、農業廢棄物資源化及土壤碳匯等前瞻國際趨勢，本研究開發「生物炭-水凝膠複合材料」，利用生物炭之高穩定結構性質作為基質，搭配具有三維交聯結構之水凝膠材料，製作成一複合材料，進行土壤中重金屬固定或去除。本研究一方面透過此複合材料之高重金屬吸附容量，減低重金屬於土壤中移動之能力；另一方面，水凝膠可實現土壤營養鹽與水分保持之功能，減少農業非點源污染，並增加作物與土壤健康程度；同時，此材料最終能將生物炭作為一儲碳媒介，增強土壤碳匯量，協助貢獻我國淨零排放之目標。本計畫所開發之生物炭水凝膠複合材料（資源化材料）製備方法與土壤碳匯檢測方法，未來將可延伸應用至國內具高污染潛勢之農地，例如：彰化、高雄、臺中等，評估此材料對於農地中關鍵重金屬固定之效能及其對於土壤碳匯所提供之額外貢獻與儲碳效益，實現永續韌性整治之目標。



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估



第二章、研究目的

本計畫旨在透過農業剩餘資材高值化路徑，開發跨域新興資源化材料（生物炭水凝膠複合材料），並將其應用於土壤重金屬固定與土壤碳匯增強，以達成土壤永續韌性治理、淨零碳排與循環經濟等三大目的。本計畫亦系統性分析此新穎資源化材料施用於土壤中，對於土壤中關鍵生物環境介面，包括水、土壤、作物等進行採樣，分析其內所含重金屬之濃度，研析土壤重金屬固定之機制。另一方面，本計畫將同時針對土壤碳匯變化進行評估，以用於確認施用於土壤之生物炭可實現土壤碳儲存之目的，同時提升土壤之健康程度，減少營養鹽流失到其他環境介面之強度。

本計畫主要研究目標包括：

1. 研析國際間跨域新興資源化材料（包括生物炭、水凝膠等）之進展，及其應用於土壤性質改善（例如重金屬固定）及增強土壤碳匯（增加土壤儲碳與實現碳中和）之能力。
2. 開發新穎生物炭水凝膠複合材料，以我國農業剩餘資材（例如稻殼、稻稈）做為原料，建立本土資源化複合材料製備程序。
3. 評估複合材料對於實際受污染土壤重金屬吸附之績效，並鑑別材料關鍵物化性質與土壤重要功能之關聯性。
4. 建立資源化複合材料之反應動力學與等溫吸附模型（針對土壤重金屬固定），進行初步成本效益分析（例如材料製備成本、土壤碳匯效益等），並研擬可行之資源化複合材料使用規範。



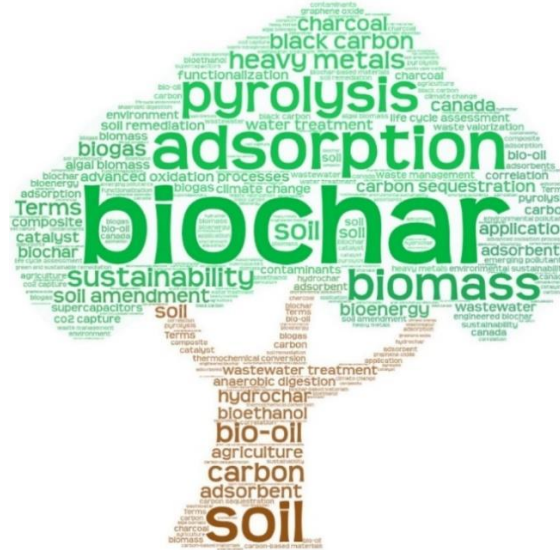
生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估



第三章、文獻探討

3.1 農業剩餘資材製備生物炭

農業生物質（Agricultural Biomass）具有豐富之有機及無機營養元素 [1]，可透過低溫熱處理製作成「生物炭」（Biochar）產品，並再利用至農業中做為土壤改良劑，具有農業剩餘資材資源化與「循環經濟」之理念。圖一說明近年關於生物炭發展、應用與挑戰相關研究的關鍵詞，包括吸附、熱裂解、重金屬、永續、生物質等關鍵字。



圖一、近年關於生物炭發展、應用與挑戰相關研究的關鍵詞

3.1.1 生物炭原料與製作方式

製作生物炭原料之種類可分成濕基（Wet-based）原料與乾基（Dry-based）原料，其中，濕基原料指的是水分含量高於 30% 之原料，例如污泥、藻類、動植物廢棄物等；乾基原料則是水分含量低於 30% 之原料，例如木料與農業廢棄物等。由於濕基原料於製作生物炭時，需要多設置一烘乾程序，相較於以乾基原料之製程，以濕基原料之製程會相對需要投入較多能源，因此較易降低其經濟效益 [2]。

生物炭可藉由熱化學轉化（Thermochemical Conversion）程序製得，其適宜反應溫度為 350~700 °C，並且隨著熱裂解溫度改變，生物炭之比表面積、pH 值、孔隙率、穩定性及碳含量等性質皆會隨之改變 [3]。一般而言，熱化學轉換程序之溫度越高，生物炭產率會下降，但其碳含量與孔隙

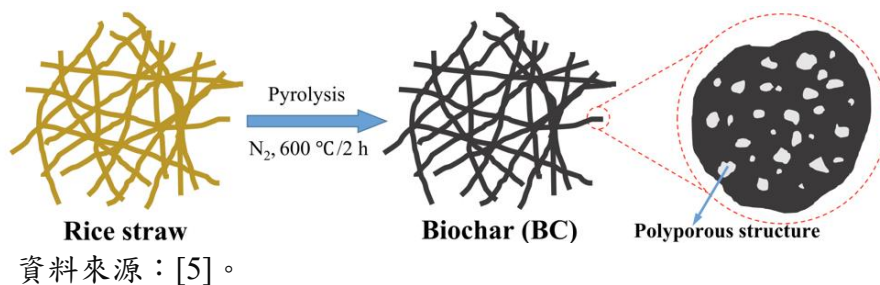


生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

率會增加；此外，熱化學轉換程序加熱升溫速率，亦是一重要製備參數，快速升溫會使原料之有機物質快速轉化成氣態及液態產物，而緩慢提升熱裂解溫度（例如 $10\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{min}$ ），則會在轉化過程中形成更加穩固之結構，達到更高之生物炭產率，因此於熱化學轉換時成為更常使用之升溫手段 [4]。常見熱化學轉換技術包括：

1. 熱裂解法 (Pyrolysis)：熱裂解為最常見之生物炭燒製方式，透過在無氧環境的情境下加熱，將有機材料轉化為液體、固體和揮發性產物，例如生物油、沼氣、生物炭和灰炭，而生物炭輸出產量會與原料選擇、大小及熱裂解溫度有關。
2. 氣化法 (Gasification)：常見操作在無氧高溫 ($>700^{\circ}\text{C}$) 條件下，將含碳材料燒製出合成氣、焦油和生物炭之熱化學轉換過程。氣化過程通常為乾燥、熱解（即透過鍵解離和脫氫的熱誘導碎裂）、部分氧化和還原四個步驟。
3. 微波熱裂解法 (Microwave-Assisted Pyrolysis)：微波輻射作為熱源進行生物質熱解具備省時、節能且高加熱效率，其過程控制精確且產率更高之新興熱裂解技術。微波透過反應器直接穿透到原料，其過程能量損失極小，在輻射吸收後轉化為生物質顆粒，由於在過程中，其原料受熱更平均且溫度更能受到控制，可避免不必要之二次反應。

熱裂解需在高溫低氧條件下進行，Wang 等人 [5] 研究熱裂解製備生物炭，溫度範圍為 $300\sim 900^{\circ}\text{C}$ 。在熱裂解過程中，會形成固體、液體和氣體產物。固體和液體分別稱為生物炭和生物油，氣體稱為合成氣（通常含有二氧化碳、氫氣和一氧化氮等）。熱裂解之溫度、加熱速率、保留時間和空氣條件，對生物炭物化性質有著重要影響。圖二為原料選定稻稈，所燒製成稻稈生物炭之過程。



圖二、稻稈燒製生物炭之流程



第三章、文獻探討

3.1.2 生物炭產品規範及市場

使用不同原料與生產條件下之生物炭產品具有不同性質，因此若將生物炭進行特定用途，例如土壤增碳或土壤改良劑等，其產品品質要求相當重要。目前雖然全球尚未有統一之生物炭產品標準或規範，本計畫仍蒐集國際兩大機構所發展之生物炭產品制度與檢驗標準，包括國際生物炭聯盟-生物炭標準（IBI Biochar Standards）及歐洲生物炭證書。

1. 國際生物炭聯盟-生物炭標準（IBI Biochar Standards）

國際生物炭聯盟-生物炭標準（IBI Biochar Standards）係由國際生物炭倡議組織（International Biochar Initiative，簡稱 IBI）制定，提供針對生物炭作為土壤改良劑之規格進行規範。國際生物炭行動組織由世界土壤科學協會（World Soil Science Congress，WSSC）於 2006 年 7 月成立，其 IBI 生物炭標準之制定目標為鼓勵生物炭產業的發展，提供有關生物炭材料特性的標準，致力於實現生物炭產品質量品質之一致性，因此除提供產品定義和定性物理化學性質規範外，該組織亦編撰生物炭生產與製備指引文件，提供生物炭製造者與消費者作為參考，有助於未來生物炭用於土壤應用的監管 [6]。IBI 生物炭標準僅與生物炭物理化學性質相關，不規定生產方法或具體原料，就定義檢測方法與項目，提供該生物炭產品的物理化學特性報告要求，經 IBI Biochar Certification Program 作為 IBI Certified™ 認證申請。該生物炭標準檢測項目分為 A、B、C 三大類別，其中 A 與 B 為生物炭基本特性與危害性（Toxic）評估，為必要檢測項目，而 C 類為選擇性分析項目。

(1). Test Category A（Basic Utility Properties: Required）：所有生物炭都必須進行 Category A 基本特性測試，並符合規範標準值（表一）。基本生物炭特性包括物理粒徑和水分性質，及元素化學性質種比例（包括氫、碳和氮等）、灰分比例、導電度（EC）及 pH/石灰。依據有機碳（C_{org}）含量百分比等將生物炭材料分類，並可藉由計算 H:C_{org} 比例及 BC+100 來了解土壤中之持久穩定性，來了解其長期固碳潛力（H:C_{org} 比例越小越好，表該生物炭結構為環狀，不易分解）。



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

表一、國際生物炭倡議組織（IBI）制定之生物炭標準 Category A

參數	準則	單位	備註
Moisture		% of total mass, drybasis	
Organic Carbon (C_{org})	10% Minimum Class 1: ≥60% Class 2: ≥30% and <60% Class 3: ≥10% and <30%	% of total mass, drybasis	Total C – Inorganic C. 長期固碳潛力 土壤中的持久穩定性 $sBC_{+100} = C_{org} * 7 * 5 / 7 \text{ g kg}^{-1}$ (H:C _{org} 0.4 以上)
H:C_{org}	最大不超過 0.7	Molar ratio	
Total Ash	% of total mass, dry basis	% of total mass, dry basis	
Total Nitrogen	% of total mass, dry basis		
pH	pH		
Electrical Conductivity	dS/m		
Liming (if pH is above 7)	% CaCO ₃		石灰材料將土壤 pH 提高
Particle size distribution	% <0.5 mm; % 0.5-1 mm; % 1-2 mm; % 2-4 mm; % 4-8 mm; % 8-16 mm; % 16-25 mm; % 25-50 mm; % >50 mm		粒徑分布等級：保水性和通氣性

參考資料：[6]。

- (2). Test Category B (Toxicant Assessment: Required)：除類別 A 參數外，所有生物炭材料必須滿足對土壤毒性評估，避免生物炭添加影響土壤品質，毒性評估參數如表二。生物炭毒性評估報告遵循土壤改良劑、堆肥和肥料的常見土壤毒性和化學成分報告要求，分為兩大類：可能存在於所用原料中的金屬和多氯聯苯，以及可能在製造過程而產生在生物炭上的有害化學物質，例如多環芳香烴（是由有機材料



第三章、文獻探討

例如木材、油、動物油脂等的不完全燃燒過程所形成)。

表二、國際生物炭倡議組織 (IBI) 制定之生物炭標準 Category B

項目	參數	準則	單位	備註
危害有機物質	Germination Inhibition Assay	Pass/Fail	-	發芽抑制化驗
	Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs), total (sum of 16 US EPA PAHs)	6 – 300	mg/kg-dry wt.	多環芳香烴碳氫致癌物
	Dioxins/Furans (PCDD/Fs)	17	ng/kg WHOTEQ10 dry wt	戴奧辛
	Polychlorinated Biphenyls (PCBs)	0.2 – 1	mg/kg-dry wt.	多氯聯苯
重金屬	Arsenic	13 – 100		
	Cadmium	1.4 – 39		
	Chromium	93 – 1200		
	Cobalt	34 – 100		
	Copper	143 – 6000		
	Lead	121 – 300		
	Mercury	1 – 17		
	Molybdenum	5 – 75		
	Nickel	47 – 420		
	Selenium	2 – 200		
	Zinc	416 – 7400		
其他元素	Boron	Declaration		
	Chlorine	Declaration		
	Sodium	Declaration		

參考資料：[6]。

- (3). Test Category C (Advanced Analysis and Soil Enhancement Properties - Optional) [6]: 類別 C 為選擇性檢測項目，生物炭製造商可使用規定測試方法，檢測部分或全部項目，包括生物炭揮發性物質含量



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

(Volatile Matter) 和表面積 (Total Surface Area 或 External Surface Area)，以及與土壤性質有關之植物營養鹽成分，例如有效礦物質 (Mineral)、氮鹽 (包括銨及硝酸鹽)、總磷 (Total Phosphorus) 與有效磷 (Available Phosphorous)、總鉀、鈣、鎂、硫等。

依據上述有機碳含量、營養含量、灰份含量、粒徑分布等四項檢測結果，可將生物炭進行分類，詳如表三所示：

表三、國際生物炭倡議組織 (IBI) 生物炭分級

項目	特性	指標	分級	備註
碳匯儲存等級	長期固碳潛力 土壤中的持久穩定性	BC+100	5 等	• >600/kg • 500~600/kg • 400~500/kg • 300~400/kg • <300/kg
營養含量等級	磷 (P)、鉀 (K)、 硫 (S) 與鎂 (Mg) 含量去分類	P/K/S/Mg	0~4	依據四種營養物質含量是否滿足作物所需的數量 (例如：僅 P 滿足 則分等為 1)
灰份含量等級	石灰材料將土壤 pH 提高	CaCO ₃ -eq	0~3	• >20% • 10~20% • 1~10% • <1%
粒徑分布等級	保水性和通氣性	粒徑	4	-

2. 歐洲生物炭證書

歐洲生物炭證書 (EBC) 為歐洲生物炭基金會制定之技術規範 [7]，包括生物炭物理和化學特性、燃燒性質、重金屬和有機物含量、生產過程等方面的要求。歐洲生物炭證書 (EBC) 旨在作為一種評估機制，確保生物炭生產、加工及銷售等過程，使生物炭使用者信賴生物炭品質；同時，讓生產商有機會證明他們的產品符合公認的品質標準，亦致力於作為未來生物炭應用相關的立法基礎 (例如：歐盟肥料法規或碳匯規定)。因生物炭用途多元，依據以生物炭應用於不同領域，EBC



第三章、文獻探討

規範將生物炭認證項目分類為以下幾類別：

- EBC-Feed
- EBC AgroOrganic
- EBC-Agro
- EBC-Urban
- EBC-ConsumerMaterials
- EBC-BasicMaterials

其中，與農業利用有關之類別為 EBC AgroOrganic 及 EBC-Agro，上述兩類別皆符合歐盟肥料相關之法規。各類別中分別針對生物炭各項特性進行標準規範，其規定檢測的特性包含 Organic Carbon (C_{org})、 H/C_{org} 比例（必須小於 0.7）、揮發性有機化合物（VOC）含量、生物炭營養成分（例如氮、磷、鉀、鎂、鈣和鐵）及重金屬。

綜合以上，IBI 與 EBC 檢測內容大同小異，因此，本計畫彙整比較兩機構制定之將生物炭用於土壤之規範與標準，詳如所示。

表四、彙整國際生物炭規範：以應用於農業土壤為例

類別	性質	單位	國際規範		備註
			IBI Criteria	EBC	
常見物化特性	Moisture	% of total mass, drybasis	V	V	Water content; Water Holding Capacity
	Organic Carbon (C_{org})	% of total mass, drybasis	10% Minimum Class 1: $\geq 60\%$ Class 2: $\geq 30\%$ and $< 60\%$ Class 3: $\geq 10\%$ and $< 30\%$	Elemental analysis C_{tot} , C_{org} H, N, O, S	Total C – Inorganic C. 長期固碳潛力 土壤中的持久穩定性 $sBC_{+100} = C_{org} * 7 * 5 / 7$ $g\ kg^{-1}$ ($H:C_{org} 0.4$ 以上)
	$H:C_{org}$	Molar ratio	0.7 Maximum	< 0.7	
	Total Ash	% of total mass, dry basis	V	V	



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

類別	性質	單位	國際規範		備註
			IBI Criteria	EBC	
	Total Nitrogen	% of total mass, dry basis	total C and H (Category C)	Declaration of N, P, K, Mg, Ca,	
	pH	-	V	V	
	Electrical Conductivity	dS/m	V	V	
	Liming (if pH is above 7)	% CaCO ₃	V	-	石灰材料將土壤 pH 提高
	Particle size distribution		% <0.5 mm; % 0.5-1 mm; % 1-2 mm; % 2-4 mm; % 4-8 mm; % 8-16 mm; % 16-25 mm; % 25-50 mm; % >50 mm	bulk density dry matter (@ < 3mm	粒徑分布等級：保水性和通氣性
危害性有機污染物 (Hazardous Organic Contaminants)	Germination Inhibition Assay	-	Pass/Fail		發芽抑制化驗
	Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs), total (sum of 16 US EPA PAHs)	mg/kg dry wt	6 – 300	16 EPA PAH (6.0+2.2) 8 EFSA PAH (1.0)	多環芳香烴碳氫致癌物多環芳烴主要 (是由有機材料如木材、油、動物油脂等的不完全燃燒過程所形成)
	Dioxins/Furans (PCDD/Fs)	ng/kg WHOTE Q10 dry wt	17	20 ng kg ⁻¹	戴奧辛
	Polychlorinated Biphenyls (PCBs)	mg/kg dry wt	0.2 – 1	0.2	多氯聯苯



第三章、文獻探討

類別	性質	單位	國際規範		備註
			IBI Criteria	EBC	
重金屬	Arsenic	mg/kg dry wt	13 – 100	13	
	Cadmium		1.4 – 39	0.7/1.5	
	Chromium		93 – 1200	70/90	
	Cobalt		34 – 100	-	
	Copper		143 – 6000	70/100	
	Lead		121 – 300	45/120	
	Mercury		1 – 17	0.4/1	
	Molybdenum		5 – 75	-	
	Nickel		47 – 420	25/50	
	Selenium		2 – 200	-	
	Zinc		416 – 7400	200/400	
元素	Boron	mg/kg dry wt	Declaration	-	
	Chlorine		Declaration	-	
	Sodium		Declaration	-	



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

聯合國工業發展組織一直在支持越南利用農業廢棄物進行小規模熱解的發展，在瑞士國家經濟事務秘書處（SECO）支持下，與歐洲和越南的技術和製造合作夥伴合作。2014~2019 年，聯合國工業發展組織與越南清潔生產中心有限公司（VNCPC）合作，通過全球資源高效清潔生產（Global Resource Efficient and Cleaner Production Programme，簡稱 RECP）項目向越南進行技術轉讓。於 2017 年，新型 PPV300 由當地製造商 Viet Hien Ltd. 在越南試驗成功；於 2019 年，RECP 結案後，發現主要問題是需要更多的 PPV300 的商業案例，以提高其經濟可行性。因此，瑞士國家經濟事務秘書處（SECO）資助之全球生態工業園區計畫（GEPP），透過聯合國工業發展組織（工發組織）發起「Promoting a small-scale pyrolysis system business model in Vietnam」（Pyrolysis Vietnam, 7/2020 – 6/2022）計畫 [8]，目的在於提升熱裂解技術之意識和綠色技術之認知、開發可行性研究和商業案例、及促進生物炭市場開發。此一系列研究報告 [9] 指出，小型熱裂解裝置 PPV300（Le Viet 農業合作社）所生產生物炭之特點，包括：

- 處理容量：當使用 100 kg/h 咖啡殼的全容量輸入時，生物炭產量約為 30 kg/h。
- 年產量：最多 200 公噸生物炭。
- 生物炭特性：高碳含量，低灰分含量（約 80%來自咖啡殼的生物炭）。
- 環境污染物：重金屬、多環芳烴、多氯聯苯等濃度皆在管制限值內。
- 市場：越南生物炭之製造成本約為 350~400 美元/噸（含資本和運營費用）。

該專案亦分析越南及鄰近地區（即大湄公河次區域經濟合作地區 GMS）農業廢棄物小規模熱裂解對生物炭市場和需求。UNIDO [10] 報告認為，越南是目前東南亞最大的生物炭肥料潛在市場。將生物炭做為有機肥料銷售是最有機會的，但生產者（熱裂解技術）需要持續擴大市場需求，才能應用於農產品市場。以水稻之生物炭應用約 2~20 公噸/小時，園藝作物 1 公斤/平方米（即 10 公噸/小時），因此一台小型熱裂解裝置可供應約 100 名菜農，因此，小型熱裂解裝置（PPV300）之潛在客群可能是農業合作社，可從食品加工價值鏈之熱能中互利，其成員可以將生物炭用於他們自己土地或作為添加劑來餵養他們的牛；然而，鑑於高昂之物流成本，只有在越南加工生物炭以創造增值產品時出口才可行。未來一旦生物炭生產商被認證為碳匯，就可以進入碳市場，收入將成為商業模式中之額外收益來源。事實上，越南、柬埔寨和寮國正在增加來自國際資助機構的壓力，要求它們促進永續農業發展，因此綜合以上，或許可透過不同國家特性，例如寮國、柬埔寨透過 NGO 發展援助於農村以低廉的成本進行生物炭生產（詳如圖三），



第三章、文獻探討

後應用於越南、泰國等有機農業需求大之國家，以區域合作方式建立生物炭市場。

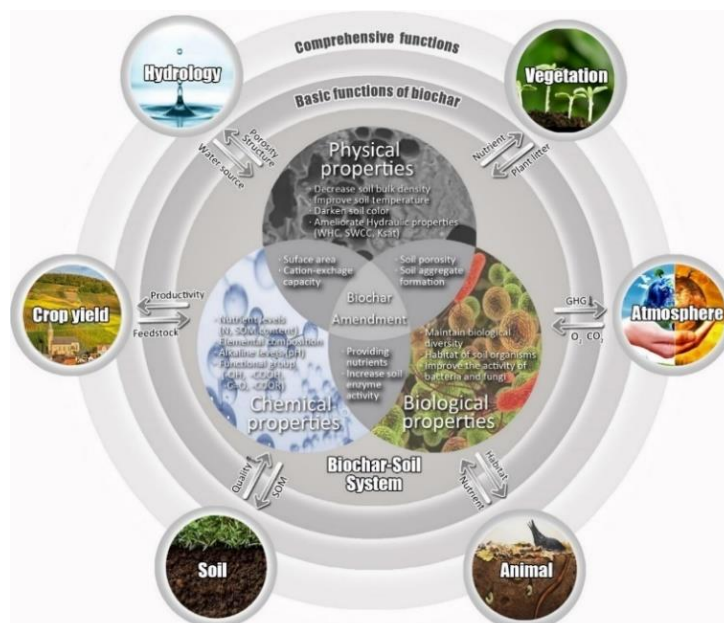


資料來源: Market Analysis for biochar from small-scale pyrolysis of agro-waste in Vietnam.

圖三、大湄公河次區域經濟合作地區 GMS 生物炭市場

3.1.3 使用生物炭之環境效益

生物炭若施用於土壤中作為土壤改良劑，改善土壤物化性質及微生物群落(詳如圖四所示)，功能包括保持水分、增加植生與作物產量、提供動物棲所與減少土壤溫室氣體排放等。生物炭多孔隙結構可吸附水分，使土壤保水能力增強，並對植物與微生物生長造成正向影響。生物炭添加亦可減少土壤中養分因淋洗作用而流失，因此可維持土壤肥沃度，減少肥料施用量，並提高作物產量。



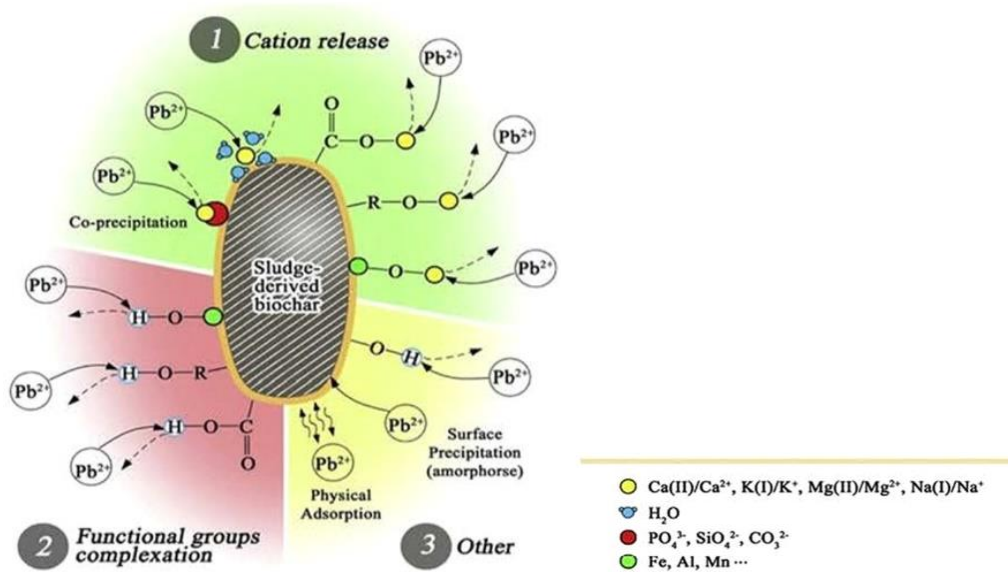
資料來源：[11]。

圖四、生物炭與環境系統交互作用



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

此外，生物炭亦可改變土壤導電度，配合其多孔表面性質，吸附與固定土壤中重金屬，達到重金屬固定之韌性整治效益。以土壤中鉛為例（圖五），生物炭可透過陽離子交換，將鉛離子共沉澱在其表面；透過其表面官能基，與鉛形成錯合物固定之；透過物理吸附等方式來降低重金屬之生物有效性。生物炭可由生物質經熱化學程序製備，然而生物炭本身吸附容量不高，且難以吸附不同種類之污染物，因此，國外研究常會將生物炭再改造，製成複合型材料，以提高其於土壤中固定重金屬之效率。



資料來源：[12]。

圖五、生物炭降低重金屬生物有效性示意



3.1.4 施用生物炭對於農地土壤性質之影響

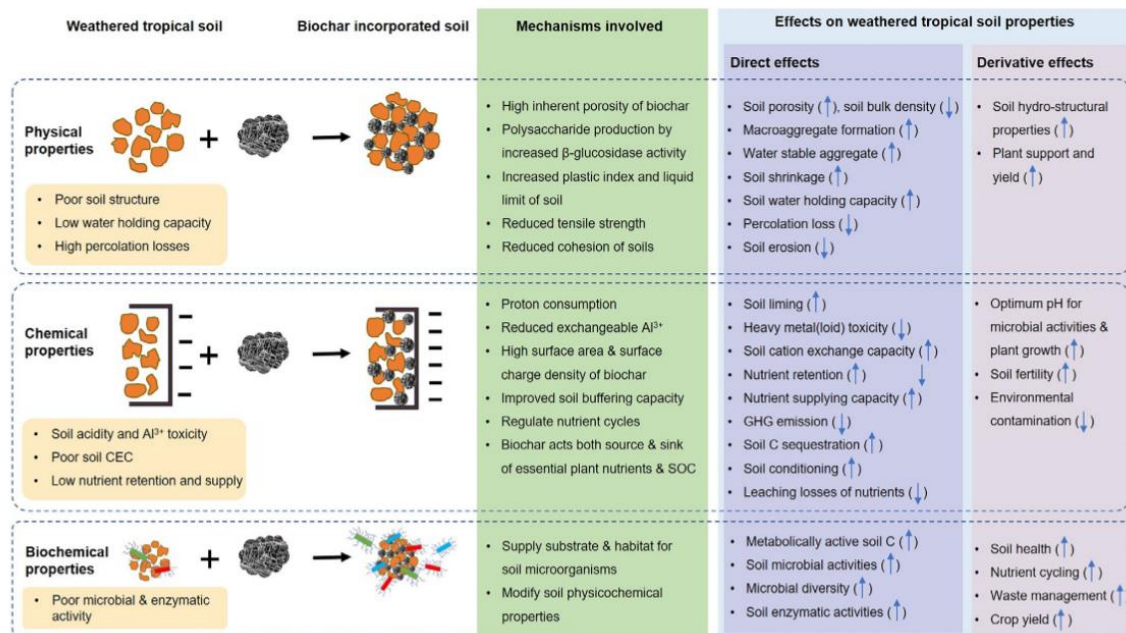
生物炭研究於近年持續受到重視，越來越多研究發表，然生物炭對農地土壤及作物之影響受許多因素影響，難以從小尺度（時、空間）之研究一概而論。Ye 等人 [13] 以 Meta-analysis 方法，統合分析 2008-2017 間 56 項研究文章（共 264 個觀察值），內容為進行生物炭施用 $\leq 20 \text{ t ha}^{-1}$ 、短期（1 年）於全球不同氣候、土壤、生物炭和管理作為對作物產量的田間反應之研究，重要結果摘錄如下：

- 單獨使用生物炭並不會增加作物產量；然而，若與僅使用化學肥料相比，同時添加生物炭和化學肥料，可使作物產量提高 15% (CI: 11%–19%)，可見結合添加生物炭在提高作物產量方面與肥料一樣有效。
- 生物炭對溫帶地區作物平均產量沒有顯著影響，但在熱帶地區能使作物平均產量增加。
- 生物炭具有石灰質特性，不適用於高 pH 值土壤。
- 生物炭施用率若高於每公頃 10 公噸，在短期內並不會有助於提高作物產量。

Schmidt 等人 [14] 更針對在 2016 年以來發表之 26 項 Meta 分析之生物炭農業應用統計文章（涵蓋 1500 多份科學出版物），彙整生物炭對農地土壤之效益，包含作物產量增加（熱帶農業地區）、刺激根系生長和光合性能、增加微生物生物量和酶活性、增加植物可用水和體積密度、增加土壤有機質（SOM）、減少 N_2O 排放、 NH_3 揮發和硝酸鹽流失。綜合以上案例與文獻分析結果，可將生物炭對於農業效益，尤其對於熱帶地區，Basak 等人 [15] 亦彙整生物炭在高度風化的熱帶土壤中之益處與機制，詳如圖六所示。生物炭於農業上的應用好處已被發現，但不同的生物炭生產與應用方式，也會對於土壤有不同的影響，例如：不同原料使得生物炭特性不同，木質或硬殼原料可產上較高比表面積（High Specific Surface Area）、低灰份與陽離子、及高有機碳含量（High Organic Carbon）之生物炭；反之，若生物質以草本為原料，則上述特性相反。此外，熱解條件，例如溫度、升溫速度等，亦影響生物炭產品之特性。



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估



資料來源：[15]。

圖六、生物炭在高度風化的土壤中誘導性質改變的機制

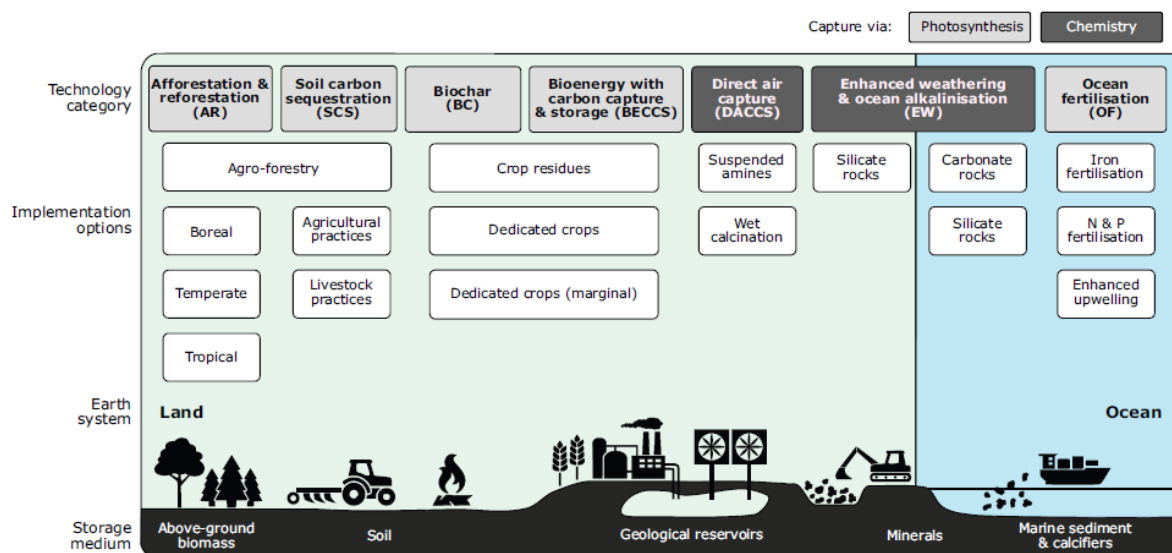
國際上為提高生物炭利用效率，生物炭施用率和方法是關鍵，文獻中將近 30% 之實驗使用生物炭施用率為每公頃小於 10 公噸；然而，仍約有 60% 之研究使用生物炭為每公頃小於 30 公噸。對農地土壤而言，更重要參數應是生物炭施用之「頻率」，例如：施用頻率（Per Application Rate）或長期累積施用量（Long Term Cumulative Rate，單位常見為 $t\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ over 10 or 25 years）。目前國際上研究多為短期，因此無上述施用頻率之數據。

綜合以上，適當地使用生物炭與其他添加劑配合施用於農地土壤，應有助於生物炭在農業效益之發揮；然而，目前生物炭應用仍存在經濟可行性和政策問題，需考量各地廢棄物處理之原料/交通成本、碳權發展（Carbon Credit）等 [14]，都將對於生物炭的應用有不同之影響。



3.1.5 施用生物炭對於土壤碳匯之影響

近年來，各國開始對直接從大氣中去除二氧化碳進行研究，即負碳技術（Negative Emission Technologies，簡稱 NET，詳如圖七所示 [16]），並於綜合評估模型（Integrated Assessment Models）中出現一新穎減緩氣候變化之解方。NET 主要分為兩大類，一類是專注於增強自然碳匯，例如造林和再造林（Afforestation and Reforestation）、土壤碳封存（Soil Carbon Sequestration）、海洋施肥（Ocean Fertilization）、生物炭（Biochar）或增強風化（Enhanced Weathering）；另一類則是直接儲存隔離二氧化碳，例如具有碳捕獲儲存之生物能源（Bioenergy with Carbon Capture and Storage）或直接空氣捕獲與儲存（Direct Air Capture）。NET 包含多個不同面向，包括技術類別、實施選項、環境系統及儲碳介質。值得注意的是：生物炭技術具有循環經濟之元素，並能適當回饋於增強土壤碳匯技術，具有多重減碳效益。



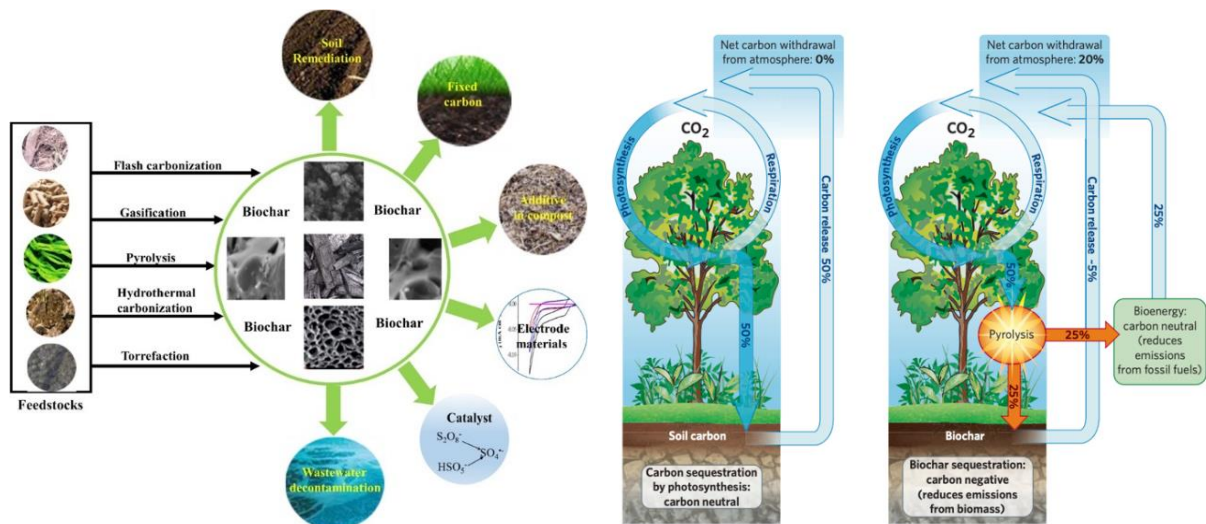
資料來源：[16]。

圖七、國際對於負碳技術（Negative Emission Technologies）之分類

圖八（左）為 Wang 等人 [17] 提出生物炭應用，當今已用於土壤改良劑、碳封存、有機固體廢物堆肥、水和廢水淨化、催化劑和活化劑、電極材料和電極改性劑等用途。其中碳封存為近幾年常被提出的用途，不過討論多為生物炭加入土壤後，對於土壤本身碳封存的能力之探討。



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估



資料來源：(左) [17]；(右) [18]。

圖八、(左) 生物炭應用；(右) 生物炭固碳概念模型

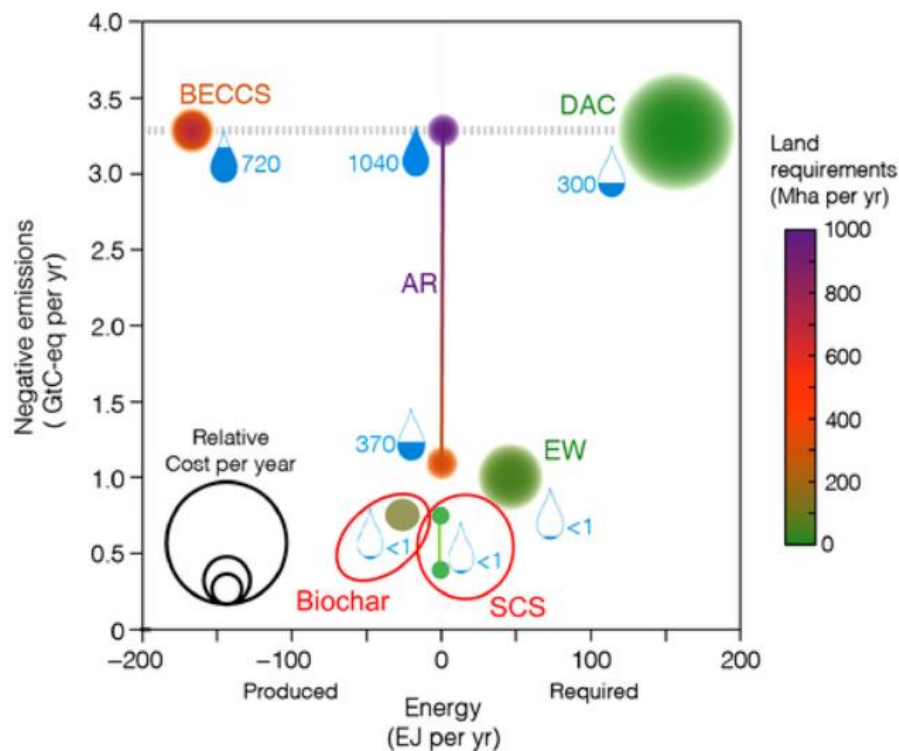
事實上，生物炭本身具有固碳能力，圖八(右)說明生物炭固碳之概念模型，根據 Lehmann 等人 [18] 研究，植物透過光合作用吸收二氧化碳(100%)，50%之碳匯經呼吸作用返回大氣，剩下 50%之碳儲存在植物殘體中，如果這些植物殘體直接回歸土壤，在土壤微生物作用下，植物殘體很快就會礦化分解成二氧化碳返回大氣，整體大氣的碳抵銷為 0，循環為碳中性；如果將植物殘體熱裂解轉化為生物炭，植物殘體中 25%的碳會被轉為生物能，透過消耗返回大氣，另外 25%的碳儲存在生物炭，而因為生物炭非常穩定，大約僅有 5%的碳會在土壤微生物作用下礦化分解成二氧化碳返回大氣，因此會有 20%的碳被固定下來，整個循環過程為負碳。因為生物炭這項特性，以及生物炭能以農業廢棄物當作原料燒製取得，對於因應氣候變遷有著巨大淺力；然而，從選定原料、燒製設備和過程到後續應用，我們必須進行生命週期之評估，才能得到生物炭真正之負碳效益。

生產生物炭之生質物料可包括作物殘物、食品、林業廢棄物及動物糞便等，生物炭中之碳成分在土壤中具有很強之穩定(固定)性，木質生物炭之碳元素於土壤停留時間約在 100~1000 年間，比原始植物殘留物(例如稻草、木材、貝殼)碳元素之停留時間長約 100~1000 倍，因此，於土壤中添加生物炭可提供潛在之長期碳匯，亦為負碳技術選項之一。另一方面，生物炭可視為土壤改良劑(非肥料，不能替代無機或有機肥料之必要性)，根據土壤和生物炭類型，它可在不同程度上長期改善土壤基本功能；此外，生物炭可避免土壤退化，並在土壤嚴重枯竭、有機資源稀缺及水/化肥供應不足之地區，創造永續糧食和燃料生產。根據國外近期研究分析，生物炭平均可使土壤有機質(SOC)提高 0.17~50.4 Mg-C/ha/yr [19]。



第三章、文獻探討

Smith [20] 等人比較全球土壤碳封存（Soil Carbon Sequestration）和生物炭（Biochar）及其他負碳技術對土地利用、水、養分、日照反射率、能源需求和成本之影響，詳如圖九所示。生物炭相較於一般土壤碳封存有著較低土地使用與較低能量需求等優勢。雖相較其他負碳技術，生物炭之負碳排能力較低（BECCS 約為生物炭之三倍），但生物炭所需水分亦遠少於其他負碳技術，且所需成本與其他負碳技術相近。



資料來源：[20]。

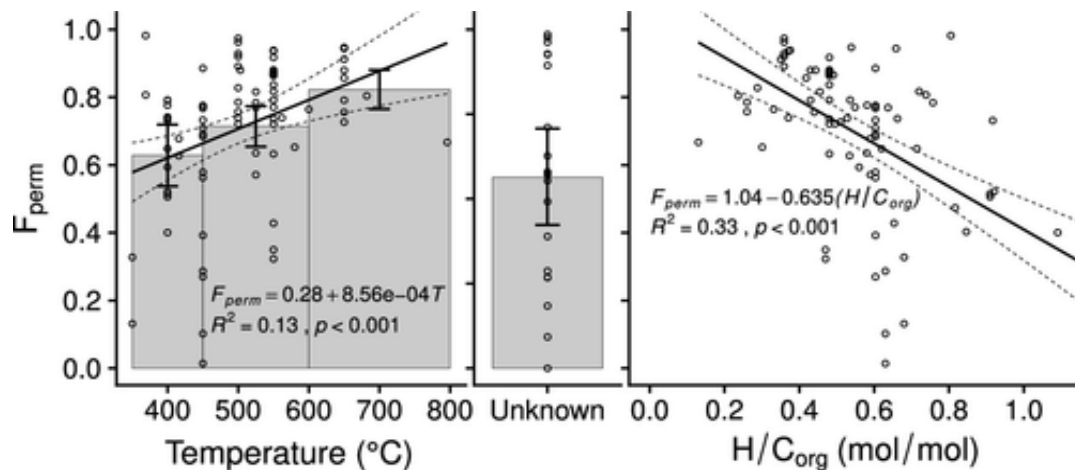
圖九、比較土壤碳封存和生物炭及其他負碳技術對土地利用、水、養分、日照反射率、能源需求和成本影響

生物炭可增加土壤碳儲量，具有增加土壤碳匯之潛力，協助實現「淨零減碳」之目標。Qi 等人 [21] 透過分析生物炭添加於土壤後，對三種主要溫室氣體（CH₄、CO₂ 及 N₂O）排放與土壤碳匯之影響，發現生物炭對增加土壤有機碳含量影響相當顯著，淨全球暖化潛勢（Net Global Warming Potential）從 3.61 Mg-CO₂/ha 下降至 0.32 Mg-CO₂/ha。Woolf 等人 [22] 針對由不同原料、熱裂解溫度所製成的生物炭，在土壤中隨時間變化的碳儲存能力進行研究。結果發現（圖十）：儲存在土壤中一百年條件下，隨著熱裂解溫度之提升，生物炭中剩餘碳含量也會隨之增加；而生物炭中的 H/C_{org} 比例越低，生物炭中的剩餘碳含量也會隨之增加，這和生物炭中的芳香族結構有關。在全球平均農作地土壤溫度的條件下，生物炭存在於土壤中一百年後，其剩餘的炭含量為 63%~82%，顯示生物炭施用於土壤的確



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

有固碳潛力 [22]。



資料來源：[22]。

圖十、生物炭儲存於土壤一百年後的剩餘碳含量與熱裂解溫度、H/C_{org} 關係

表五說明生物炭之耐久係數（Permanence Coefficients）對於土壤溫度與時間之影響，結果顯示：在全球農田之年平均溫度（14.9℃）下，約有 63~82% 之初始碳，在 100 年後仍未礦化在土壤中。

表五、生物炭之耐久係數（Permanence Coefficients）對於土壤溫度與時間影響

soil temperature (°C)	time (years)	F_{perm} as function of pyrolysis temperature			H/C _{org} regression coefficients		
		low	medium	high	c_{hc}	m_{hc}	R^2
5.0	100	0.84 (0.037)	0.89 (0.018)	0.94 (0.0086)	1.13	-0.46	0.31
10.0	100	0.72 (0.042)	0.79 (0.026)	0.88 (0.019)	1.10	-0.59	0.33
15.0	100	0.63 (0.045)	0.71 (0.03)	0.82 (0.028)	1.04	-0.64	0.32
20.0	100	0.57 (0.047)	0.67 (0.032)	0.79 (0.033)	1.01	-0.65	0.31
25.0	100	0.54 (0.049)	0.64 (0.033)	0.76 (0.037)	0.98	-0.66	0.30
10.9	100	0.7 (0.042)	0.77 (0.027)	0.87 (0.021)	1.09	-0.60	0.33
14.9	100	0.63 (0.045)	0.71 (0.03)	0.82 (0.028)	1.04	-0.64	0.32
5.0	500	0.55 (0.048)	0.66 (0.032)	0.78 (0.037)	0.99	-0.65	0.30
10.0	500	0.3 (0.052)	0.44 (0.035)	0.57 (0.061)	0.74	-0.60	0.23
15.0	500	0.19 (0.05)	0.32 (0.033)	0.44 (0.071)	0.57	-0.49	0.17
20.0	500	0.15 (0.049)	0.26 (0.031)	0.37 (0.074)	0.48	-0.43	0.13
25.0	500	0.13 (0.049)	0.23 (0.03)	0.34 (0.075)	0.43	-0.39	0.12
10.9	500	0.27 (0.052)	0.41 (0.035)	0.54 (0.064)	0.71	-0.58	0.21
14.9	500	0.19 (0.05)	0.32 (0.033)	0.44 (0.071)	0.57	-0.50	0.17
5.0	1000	0.35 (0.051)	0.49 (0.034)	0.63 (0.058)	0.80	-0.62	0.24
10.0	1000	0.14 (0.049)	0.25 (0.031)	0.37 (0.075)	0.47	-0.42	0.13
15.0	1000	0.083 (0.048)	0.16 (0.026)	0.25 (0.073)	0.30	-0.27	0.07
20.0	1000	0.066 (0.047)	0.12 (0.023)	0.2 (0.069)	0.23	-0.21	0.04
25.0	1000	0.06 (0.047)	0.1 (0.021)	0.17 (0.066)	0.20	-0.17	0.03
10.9	1000	0.12 (0.049)	0.23 (0.03)	0.34 (0.075)	0.43	-0.38	0.12
14.9	1000	0.084 (0.048)	0.16 (0.026)	0.25 (0.073)	0.30	-0.28	0.07

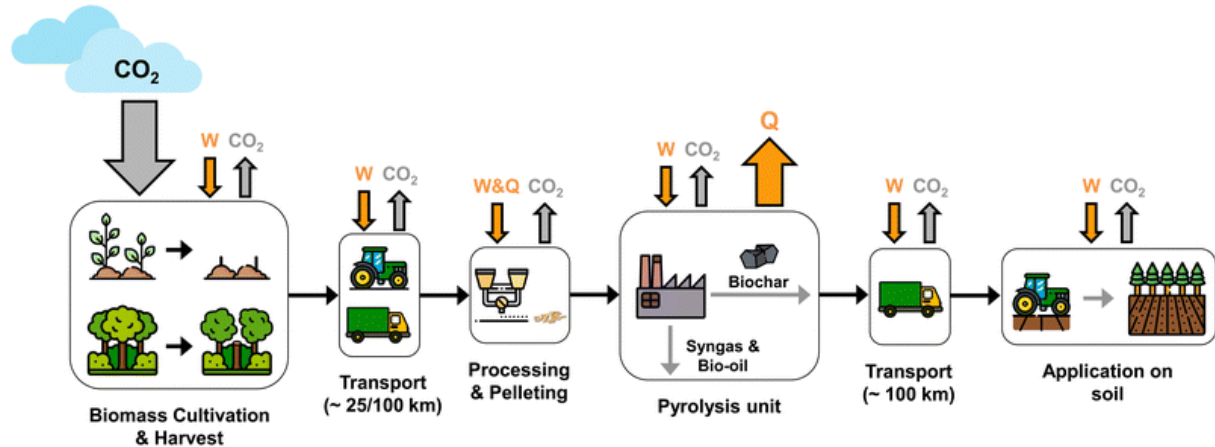
資料來源：[22]。

類似地，Chiquier 等人 [23] 以二氧化碳去除 (Carbon Dioxide Removal, CDR) 角度進行分析，將生物炭生命週期納入考量，從做為原料之生物質開始，經過運



第三章、文獻探討

輸、初步處理、熱裂解到施用於土壤中，分析各個階段的溫室氣體收支、能源產生及損耗。結果發現：於植生成長時期可固定大量二氧化碳，具有正向二氧化碳去除能力；運輸過程中會有能源損耗及二氧化碳產生；初步處理能源損耗及二氧化碳產生；熱裂解過程中能源損耗及產出，以及二氧化碳產生。施用於土壤中能源的損耗及二氧化碳產生，詳如圖十一所示。



資料來源：[23]。

圖十一、生物炭之能源與二氧化碳收支鏈

將以上過程進行計算後，發現生物炭存在土壤中一百年後具有 20~39% 的二氧化碳去除效率、在一千年後的去除效率則降為 -3%~5% (詳如表六所示)，這樣的變化和碳含量在生物炭中隨時間降低有密切關係 [23]。

表六、各種碳移除 (CDR) 路徑之綜合比較

CDR pathway	CO ₂ removal efficiency			Timing		Permanence
	Over 100 years	Over 1000 years	(Is CDR efficient? Why?)	(Is CDR immediate? If not, why?)	(Is CDR permanent? If not, why?)	
AR	63–99%	31–95%	Very high Forest establishment & management has a negligible impact on CDR efficiency	Decades Forest growth takes time	Very low Owing to the risk of natural disturbances, such as wildfires or weather events	
BECCS	52–87%	78–87%	Moderate to high Biomass supply chain emissions	Immediate to decades (I)LUC change effects	High/very high Permanent CO ₂ storage in geological reservoirs	
Biochar	20–39%	–3 to 5%	Low Pyrolysis (conditions with low biochar yield), biomass supply chain emissions	Immediate The carbon of biochar is relatively stable and sequestered in soil	Low/very low Decay rate of biochar reduces stored carbon over time	
DACCS ^a	–5 to 90% (92–100%)	–5 to 90% (92–100%)	Moderate to high CO ₂ intensity of the energy consumed	Immediate CO ₂ capture from the air/ocean	Very high Permanent CO ₂ storage in geological reservoirs	
EW	17–92%	51–92%	Moderate to high Rock supply chain emissions	Immediate to decades Carbonation rate (residence time)	High/very high Chemical reactions permanently store carbon in rock minerals	

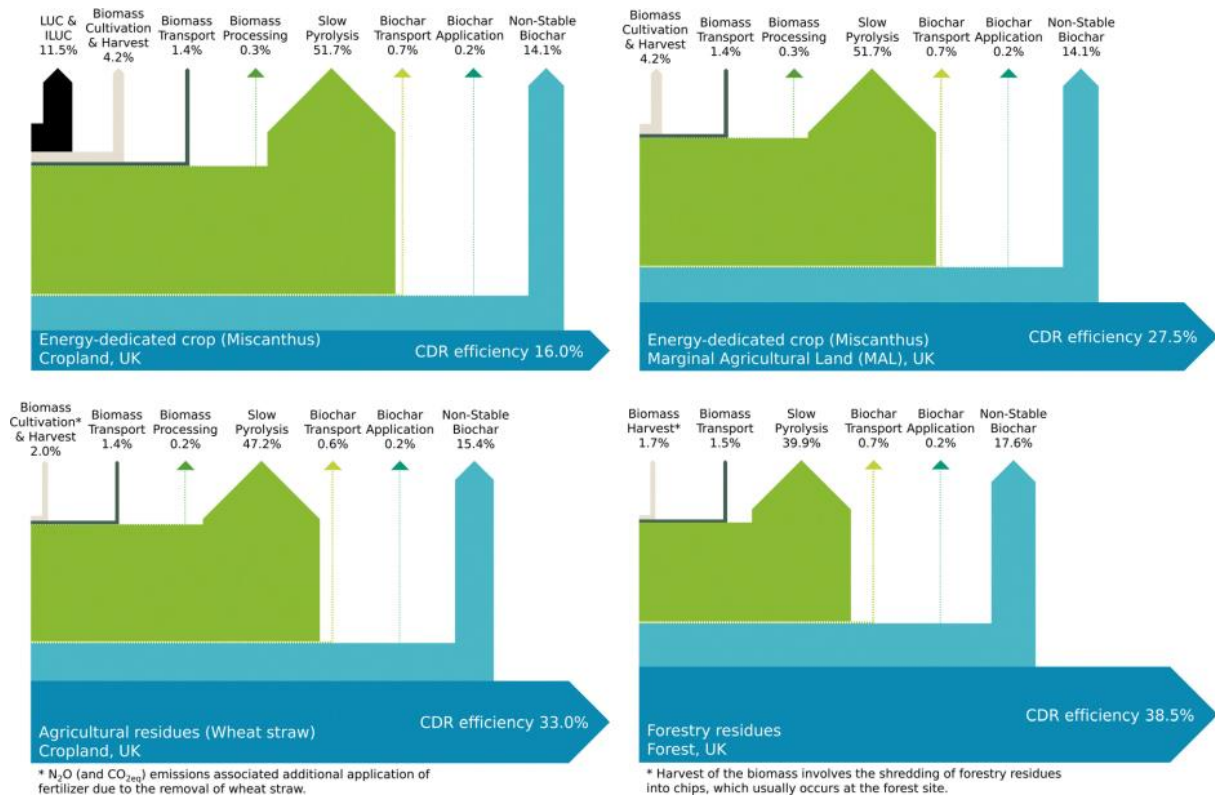
資料來源：[23]。

圖十二以桑基圖 (Sankey Diagram) 呈現，對於生物炭對不同類型生物質和土地之 CO₂ 去除效率。以英國情境為例，使用作物燒生物炭之淨碳移除效率約 16.0%；



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

使用能源作物燒生物炭之淨碳移除效率約 27.5%；使用農業剩餘資源(Agricultural Residues) 燒生物炭之淨碳移除效率約 33.0%；使用森林剩餘資源(Forestry Residues) 燒生物炭之淨碳移除效率約 38.5%。



資料來源：[23]。

圖十二、桑基圖於生物炭對不同類型生物質和土地之 CO₂ 去除效率（英國數據）

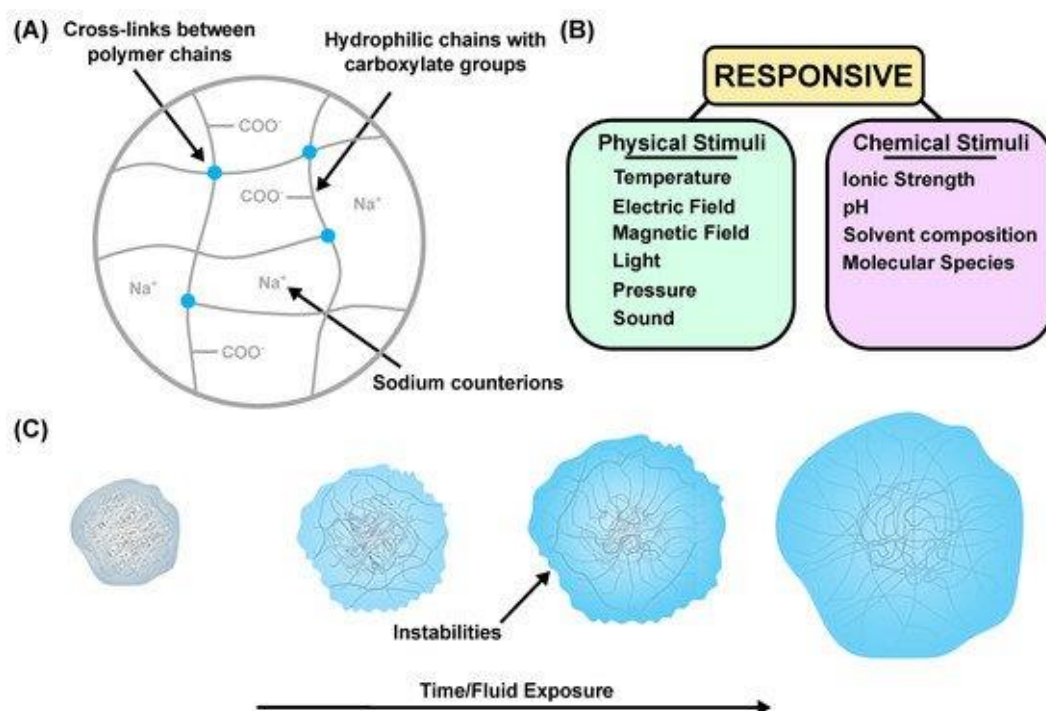


3.2 水凝膠材料穩定土壤重金屬移動

具技術前瞻性之「穩定化土壤重金屬降低危害風險」策略，係利用適當之土壤改良劑，改善土壤酸鹼值、通氣性、團粒結構及微生物群落組成等，將重金屬固定於改良劑與土壤間，以降低重金屬進入作物之總量；同時，減少因大氣現象導致淋洗作用，溶出至深層土壤與地下水，以及進入地表水體中之風險。受重金屬污染土壤遍布世界各地，這些重金屬進入到食物網絡後，對生態系及人體健康造成非常大之危害 [24]。以水凝膠作為去除重金屬之土壤改良劑研究，在國外已取得豐碩研究成果，包括去除鎘、砷、鉻、銅、鉛及鋅等，並幫助作物在重金屬污染環境下生長 [25-28]。

3.2.1 水凝膠材料製作與特性

「水凝膠」(Hydrogel) 具有良好之保水性質，且具有穩固土壤結構之能力，並能穩固化土壤中重金屬，因此，國外研究亦可發現使用水凝膠做為土壤改良劑之試驗，具有相當前瞻性。水凝膠是由鬆散之交聯網絡聚合而成，具有高度親水性官能基（例如： OH 、 $-\text{CONH}$ 、 $-\text{CONH}_2$ 、 $-\text{COOH}$ 等），詳如圖十三所示，因此水凝膠可吸收高達自身數百倍重量之水溶液 [29]。由於其獨特之孔隙結構、良好生物相容性、及強大之保水性質，水凝膠已成功應用在多種環境領域，包括做為廢污水處理之薄膜材料 [30]、作為土壤改良劑提升保水性 [31] 等。



資料來源：[32]。

圖十三、水凝膠之官能基與結構示意圖

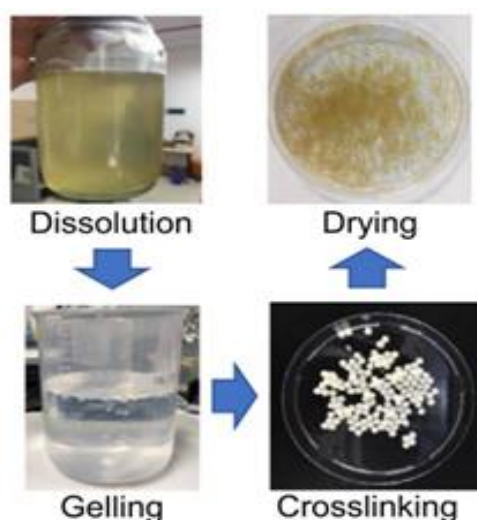


生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

Vanashi 等人 [33] 使用 N,N-亞甲基雙丙烯酰胺 (Methylenebisacrylamide, 簡稱 MBA) 作為交聯劑 (Crosslinker) 與 APS 作為誘發劑 (Initiator), 透過加熱 APS 分解出的硫酸根自由基與殼聚糖反應, 產生位於殼聚糖上之自由基, 並開始丙烯醯胺、丙烯醯酸的聚合反應, 產出水凝膠產品。

殼聚糖 (Chitosan) 亦為常見製備水凝膠之原料, 其為一無毒且生物可分解之聚合物, 主要由氨基葡萄糖 (poly(β -1-4)-2-amino-2-deoxy-D-glucopyranose) 構成, 分子量為 161.16 g/mol, 由甲殼素 (Chitin) 經脫乙醯化作用, 由於殼聚糖具有很多的氨基和羥基作為吸附部位, 因此它是一個很好之天然吸附劑, 可經由物理或化學改性, 改善其吸附特性或是結構穩定性等。例如: 將殼聚糖與 PVA (Chitosan-Polyvinyl Alcohol) 交鏈後, 可使它的結構更加穩定堅固, 質地變得具有彈性、不易破壞, 孔徑變小, 但孔隙數量增加。當殼聚糖與 PVA 所加入體積比小於一時, 也就是加入的 PVA 比殼聚糖更多時, 孔隙率明顯下降, 是由於殼聚糖與 PVA 或 PVA 與自己的交叉鏈結, 形成了更多的纖維 [34]。將殼聚糖與 ECH (Chitosan Epichlorohydrin) 交鏈後, 可使殼聚糖之胺基 ($-\text{NH}_2$) 被保留下來, 以提升其吸附能力, 也會提升親水性。

根據 Yu 等人 [35] 研究, 其將殼聚糖與 ECH 後 (製備流程圖詳如圖十四所示) 保留更多之 $-\text{NH}_3^+$, 透過靜電作用更能夠吸附 ClO_4^- , 在最佳操作條件下 ClO_4^- 之最大吸附量 ($q_{\max}$) 約為 79.8 mg/g; 同時, 透過與 EHC 交鏈, 可減少親水性之羥基, 並增加在 EHC 裡親水之 ($-\text{CH}_2-$) 官能基, 增強殼聚糖疏水性; 另一方面, 黃腐酸表面含有許多帶負電的官能基, 也能透過疏水作用吸附, 推測使用殼聚糖-ECH 能夠提升對黃腐酸之吸附率。



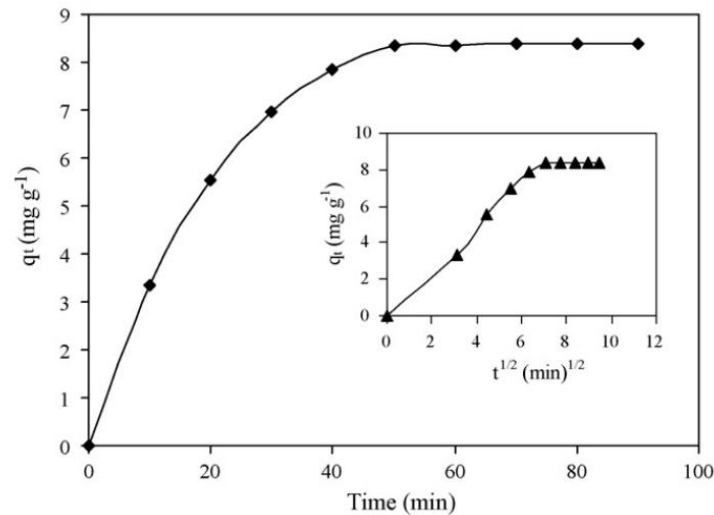
資料來源：[35]。

圖十四、殼聚糖吸附材料製作過程



第三章、文獻探討

根據 Ngah 等人 [36] 研究，殼聚糖對土壤中天然有機物（例如腐植質）之吸附量，透過與 ECH 交鏈後（詳如圖十五所示），可從約 28.9 mg/g 提升至約 44.8 mg/g，提升約 55%。



資料來源：[36]。

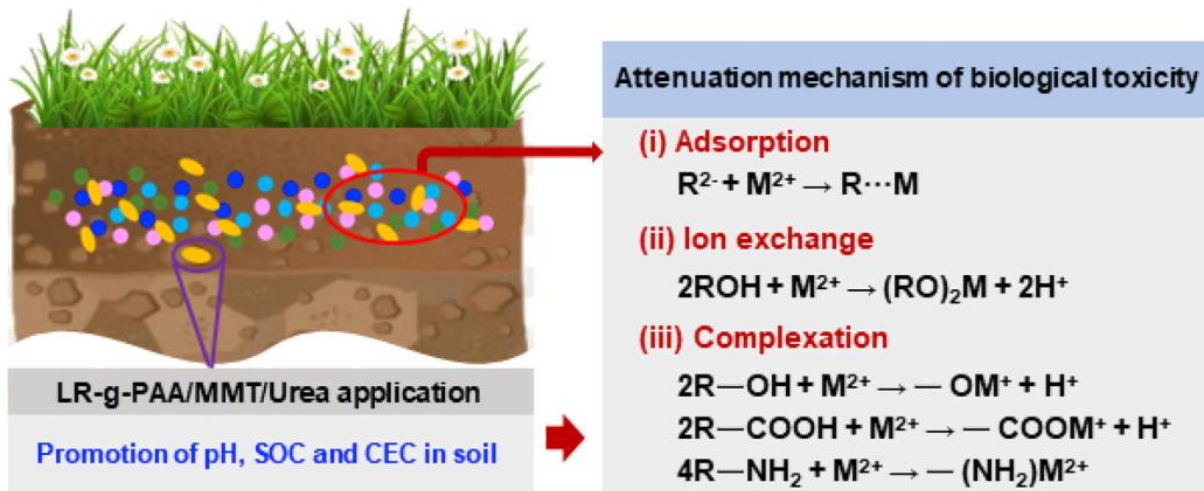
圖十五、殼聚糖-ECH 對腐植酸的吸附量與時間之關係

3.2.2 水凝膠應用於穩定土壤重金屬

水凝膠固定重金屬的機制有靜電交互作用、氫鍵、離子交換、表面錯合、 π - π 鍵交互作用、螯合等，其中離子交換作為主要的去除機制，主要發生於存在質子的官能基上（例如羥基及羧基），金屬離子和質子交換並被水凝膠固定；同時，重金屬的去除效率，也和水凝膠上可利用之官能基數量或金屬離子半徑有關 [37]。Zhou 等人 [28] 透過分析土壤中重金屬（Cd、Cu、Pd、Zn）存在之不同型態（例如水溶性、酸溶性、還原態、氧化態及殘渣態等），發現於施加水凝膠作為土壤改良劑後，可有效降低土壤中相對有害之水溶性或酸溶性重金屬，並將其轉換為生物有效性較低之可氧化態（Oxidizable State）及殘渣態（Residual State）；同時，其利用盆栽試驗證實，施用水凝膠可有效降低作物所受到來自重金屬環境之生存壓力，避免造成作物生長限制。水凝膠可增強土壤團粒作用及有機礦質複合體，增加土壤導電度，並促進吸附與交換能力（詳如圖十六所示）；水凝膠固定土壤重金屬之方式，包括吸附、離子交換及利用官能基形成錯合物等機制，因此能有效穩定土壤中重金屬，屬於一綠色韌性整治材料。



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估



資料來源：[28]。

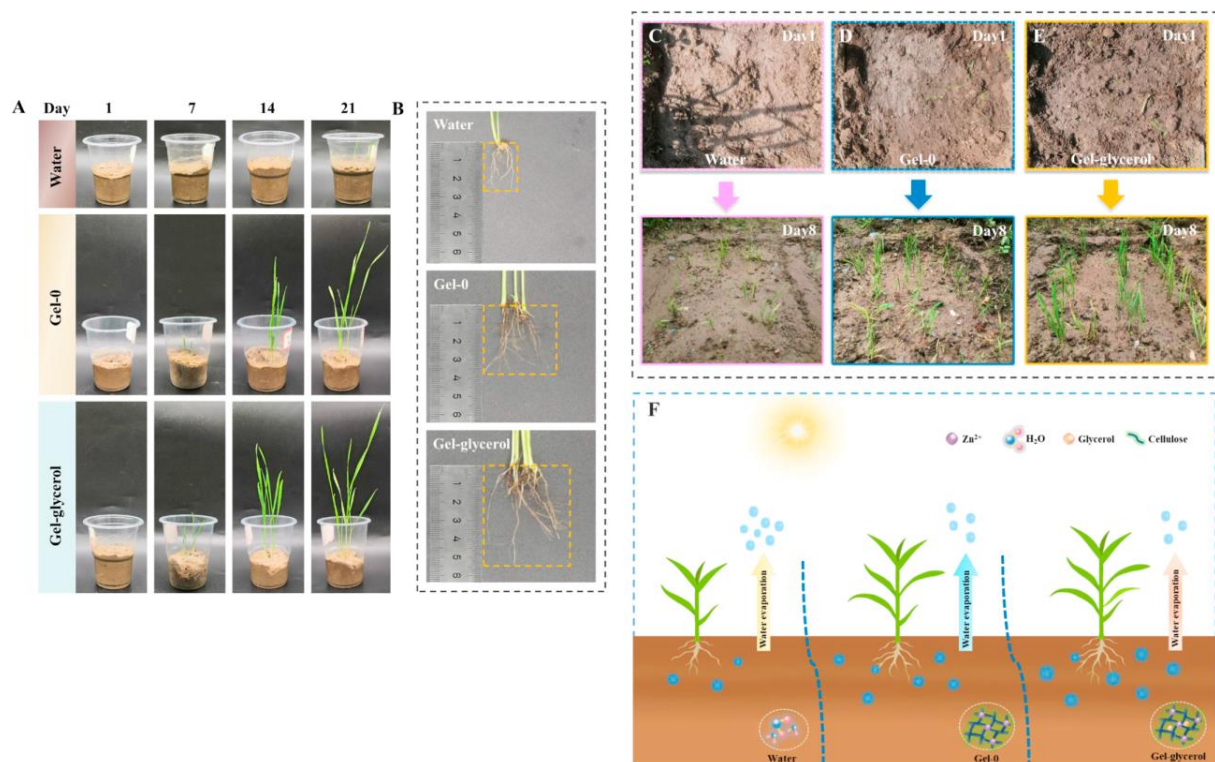
圖十六、降低重金屬生物毒性機制之示意



3.3 複合性材料作為土壤改良劑

目前國外研究仍較少著重於開發複合性材料，作為綠色韌性整治方法或土壤改良劑。本團隊文獻蒐集後，發現例如：Zhang 等人 [38] 結合生物炭與水凝膠特性，製作出生物炭-水凝膠複合物作為土壤改良劑；此複合物可改變土壤中微生物群落組成，使得微生物群落擁有更高之生物多樣性，因此能承受更強之環境負荷與壓力。進一步分析發現，土壤因生物作用下（例如：Fe 氧化、硝化與脫硝反應等）使其 pH 值升高，進而促使土壤中重金屬吸附及沉澱於土壤礦物表面。另外，豐富之生物群落可促進 As (III) 氧化成毒性較低之 As (V)，使得 Cr (VI) 還原成 Cr (III)，因此能將重金屬有毒型態轉換，並穩定固定於土壤中。

Qin 等人 [39] 利用 ZnCl 將廢棄木漿溶解（詳如圖十七所示），添加甘油使溶液塑型後製成水凝膠，施用於鹽鹼地土壤後發現，21 天種植後小麥種子的發芽率增加約 22%，平均葉片數量增加一倍，並且施用此水凝膠的土壤之保水能力，相較於空白組提升約 95%。



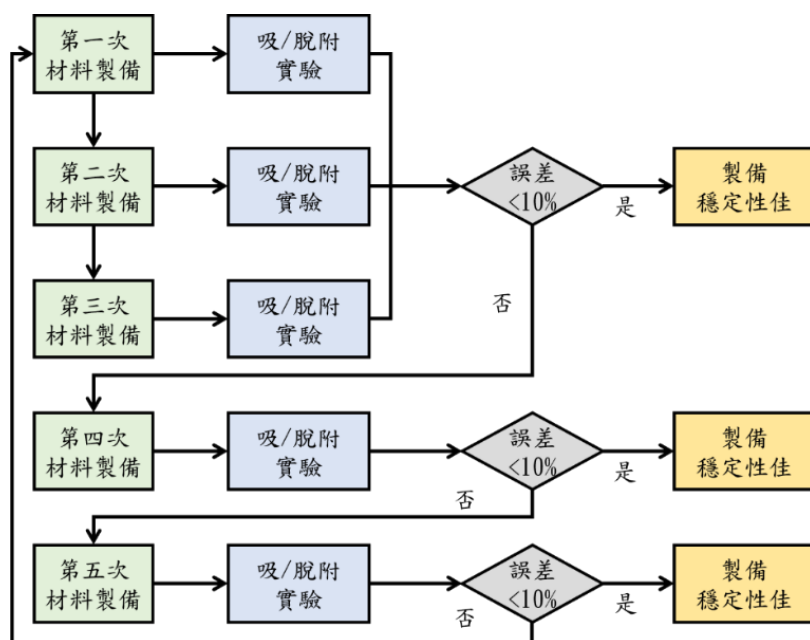
資料來源：[39]。

圖十七、（A）未添加、添加水凝膠、添加甘油水凝膠的小麥種植後 1 至 12 天；（B）三種情況下，第 21 天的小麥根部圖；（C）對照組種植於戶外第 1 及 8 天的發芽比較圖；（D）添加水凝膠；（E）添加甘油水凝膠；（F）三種情況下對作物成長可能造成影響



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

關於複合材料之穩定性與耐久性評估，為確保材料品質穩定，常見可進行材料重現性試驗，執行流程如圖十八所示。首先進行三次材料製備，並個別進行吸/脫附實驗。若結果誤差小於 10% 則為製備穩定性佳；若誤差大於 10%，則進行第四次材料置備及吸/脫附實驗，並取接近之三組觀察誤差。若誤差小於 10%，則為製備穩定性佳；若誤差大於 10%，則進行第五次材料置備及吸/脫附實驗，並重複上述步驟直到通過材料製備穩定性。此外，穩定後重金屬於土壤中之宿命相當重要，影響此複合材料施用之作法（例如是否需要將複合材料移除）。



資料來源：本團隊繪製。

圖十八、進行複合材料製備穩定性之執行流程圖

另一方面，複合材料之穩定性係重要之材料施用指標，而進行脫附實驗有助於了解複合材料對於重金屬再釋放程度。原則上，於吸附實驗達到平衡後，將載有重金屬之複合材料取出，以去離子水清洗後，置於烘箱烘乾（80°C）。烘乾後，將複合材料放置在 50 mL，濃度為 0.01 mol/L 之 EDTA（Ethylenediamine Tetraacetic Acid Disodium Salt）溶液中，並置於離心機（180 rpm，12 小時），以達脫附平衡。平衡後，溶液取出進行重金屬濃度分析。重金屬之脫附率（%）計算詳如（1）所示：

$$\text{脫附率}(\%) = \frac{m_{de}}{m_{ad}} \times 100\% \quad (1)$$

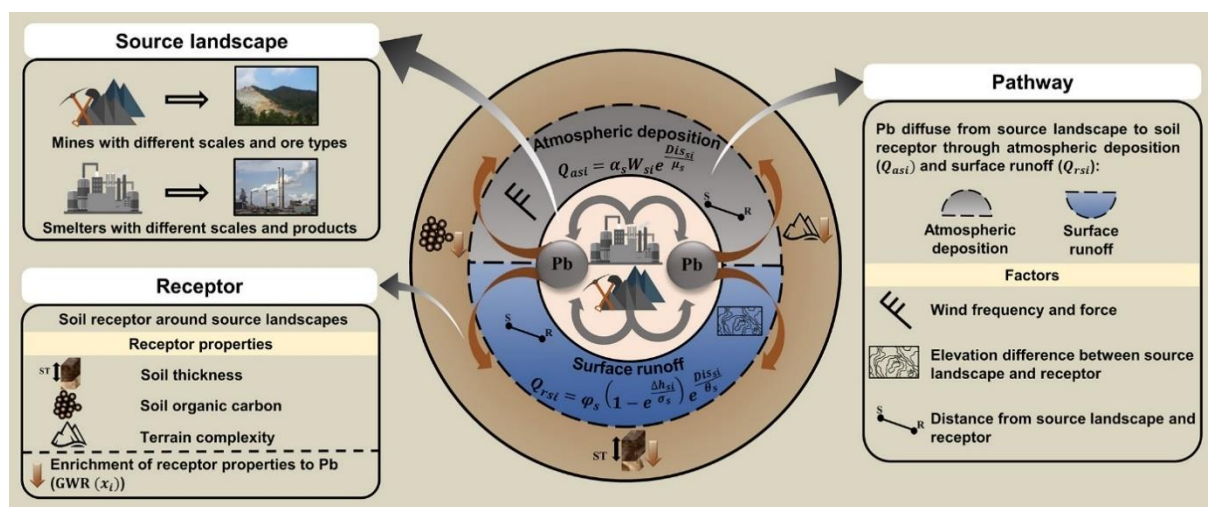
其中， m_{de} 與 m_{ad} 分別為脫附後與脫附前溶液重金屬濃度。



3.4 土壤重金屬累積評估

重金屬可透過自然或人為過程進入土壤系統，例如：施用肥料、農藥、灌溉水及大氣沉降等方式；而農地土壤具有多種重金屬輸出途徑，例如：生物質產出（Biomass Exportation）、溶出（Leaching）及地表水徑流（Surface Water Runoff）等方式。

Yang 等人 [40] 指出過去土壤重金屬累積來源分析皆未能有效判斷實際之污染來源，特別是從地景（Landscape）角度，因此，此研究嘗試整合污染地景（Pollution Landscapes）、傳輸途徑與土壤受體特性等層面，評估土壤中鉛金屬累積之情況，詳如圖十九所示。分析結果發現，越複雜之地形與土壤鉛金屬累積具有高度相關性，推測地形複雜容易造成土壤因逕流侵蝕而移動，而區域間地形差異易使某處之土壤特別容易源頭之重金屬污染，成為污染受體，甚至隨時間不斷承受與濃縮造成土壤濃度超標。此研究除了能有效鑑別污染來源貢獻之外，同時透過統計分析發現許多土壤性質與鉛濃度累積之關聯，例如：土壤中有機碳（SOC）濃度與鉛金屬累積成高度相關性。



資料來源：Yang, Yang [40]。

圖十九、整合污染地景、傳輸途徑與土壤受體特性層面評估土壤鉛金屬累積

Huang 等人 [41] 針對七種重金屬濃度（包括：As、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn）進行 179 個表層土壤樣品分析，並使用 Nemerow 污染指數（ P_n ）評估土壤重金屬污染程度與累積情況。此研究同時鑑別十八種環境因子，包括：六種自然因子和十二種人為因子，用地理探測統計法（Geodetector Statistical Method）進行重金屬污染關聯性評估；其中，六種自然因子包括：土壤 pH 值、土壤有機質（SOM）、陽離子交換容量（CEC）、高程、坡度和坡向。十二種人為因子包括：農地與道路



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

間距離(DR)、路網密度(RND)、與最近工廠之距離(DF)、工廠網絡密度(FND)、農田(FL)、森林(FE)、草地(GL)、水體(WBs)、建設用地(BL)和主成分1-3(PC1-PC3)。根據各重金屬濃度關聯性分析，結果發現土壤Cr、Cu與Ni濃度彼此具顯著相關，Pb與Zn濃度彼此具顯著相關，As與Cu濃度彼此具顯著相關，而Hg與所有其他重金屬之相關性皆較弱。另一方面，表七彙整土壤重金屬濃度與各環境因子之 q 統計檢定(q -statistic)，此表說明了重要環境因子對於土壤重金屬累積之關聯性，數值越大代表關聯性越強，未顯示數值代表關聯性不顯著，例如：農地與道路間距離(DR)對於土壤銅金屬之累積具有高度關聯性($q = 0.138$)。

表七、各環境因子對於土壤重金屬濃度累積之貢獻(q 統計檢定)

Influencing factor	As	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	P_n
SOM	0.052	-	-	0.228	-	-	0.083	-
CEC	0.035	0.058	0.041	-	-	-	0.034	-
DEM	-	-	0.065	-	-	0.072	-	-
DR	-	-	0.138	-	-	-	-	-
RND	-	0.049	0.11	-	-	-	-	-
DF	0.04	-	0.088	-	-	0.05	-	-
FL-400m	-	-	-	-	-	0.102	-	-
FL-600m	0.111	-	-	-	-	-	-	-
FE-400m	-	0.105	-	-	-	-	-	-
FE-600m	-	0.097	-	-	-	-	-	-
FE-800m	-	-	0.155	-	-	-	-	-
FE-1000m	-	-	0.123	-	-	-	-	-
GL-600m	-	-	-	-	-	0.111	-	-
F1-200m	-	0.062	-	-	-	-	-	0.071
F1-400m	0.051	0.063	-	-	-	0.056	-	-
F1-600m	-	-	-	-	-	0.048	-	-
F1-800m	-	0.046	-	-	-	0.077	-	0.053
F2-200m	-	-	-	-	-	-	0.052	0.051
F2-600m	0.091	-	-	-	-	-	-	-
F2-800m	-	-	-	-	0.049	-	-	-
F2-1000m	-	0.039	-	-	-	-	-	-

資料來源：Huang, Xiao [41]。



第四章、研究方法與過程

本研究計畫開發新穎生物炭水凝膠複合材料（農業剩餘資材資源化材料），並應用於土壤重金屬固定與土壤碳匯增強等用途，以達土壤永續韌性治理之目標。本計畫所建立之方法及預期獲得之成果將可作為示範亮點，未來進一步實際應用至國內土壤重金屬污染區域。關於本計畫之整體研究架構及各工作項目之研究方法，於後分別說明：

4.1 整體研究架構

本計畫整體研究架構圖詳如圖二十所示，執行重點包括蒐研國際間相關議題現況（例如新穎資源化材料、農地土壤重金屬議題、生物炭與土壤碳匯等）、開發本土化生物炭水凝膠複合材料、建立相關分析方法（例如土壤重金屬固定、土壤碳匯）、實際受污染土樣試驗、建立反應動力學與等溫吸附模型等，並研擬可行之資源化複合材料使用規範。



資料來源：本團隊繪製。

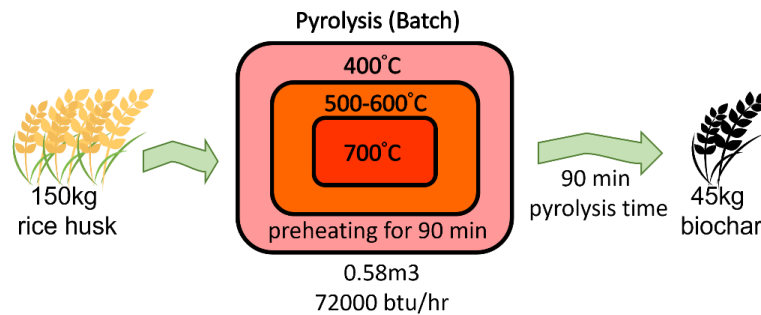
圖二十、本計畫研究架構圖



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

4.2 開發新穎生物炭水凝膠複合材料

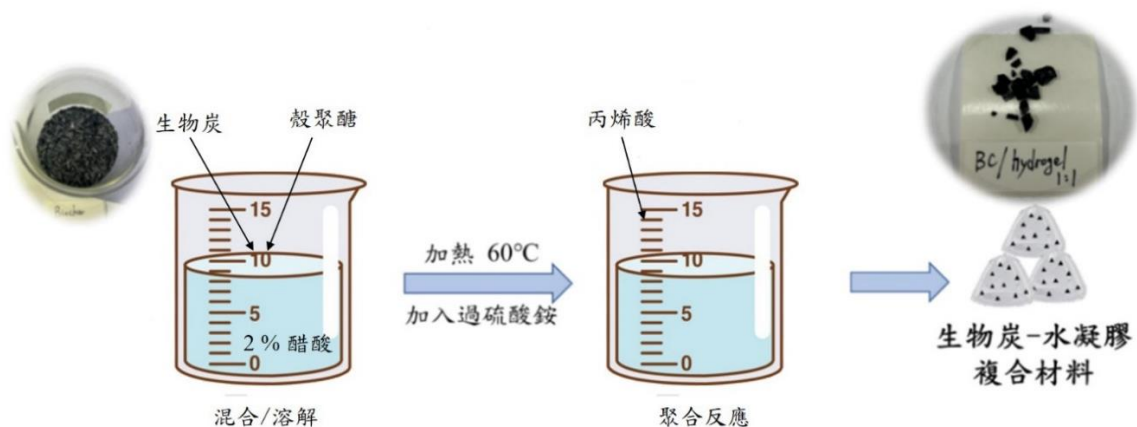
本研究以農業剩餘資材稻殼為原料，將稻殼經熱處理碳化後製成生物炭，處理流程，詳如圖二十一所示。生物炭依生物質原料、熱處理條件及添加物種類不同，而在物化性質上會有很大差異。本研究首先針對生物炭之 pH 直、元素組成、碳氮比 (C/N Ratio) 及表面形貌特徵 (電子顯微鏡影像) 等物化性質進行分析，以了解其關鍵性質。



資料來源：本團隊繪製。

圖二十一、本研究進行稻殼生物炭製備程序

製作完後生物炭可再做為水凝膠合成程序原料之一，製備一複合材料 (流程詳如圖二十二所示)，首先以去離子水沖洗生物炭數次，將雜質 (灰燼、鹽類) 去除乾淨後，置於烘箱烘乾 (80 °C)；之後將其敲碎後過篩，以完成生物炭前處理。於燒杯中準備 2% (v/v) 醋酸，持續通入氮氣並將殼聚糖加入後使其完全溶解，隨後再於燒杯中加入前處理過之生物炭，並持續攪拌 (30 分鐘) 至混合均勻。將此混合物加熱 (60 °C) 並加入過硫酸銨，隨後靜置 15 分鐘，使其與殼聚糖產生自由基，以利後續聚合反應。接著再加入丙烯酸起始聚合反應，溫度設定在 60 °C 並劇烈攪拌四個小時，使其充分反應。



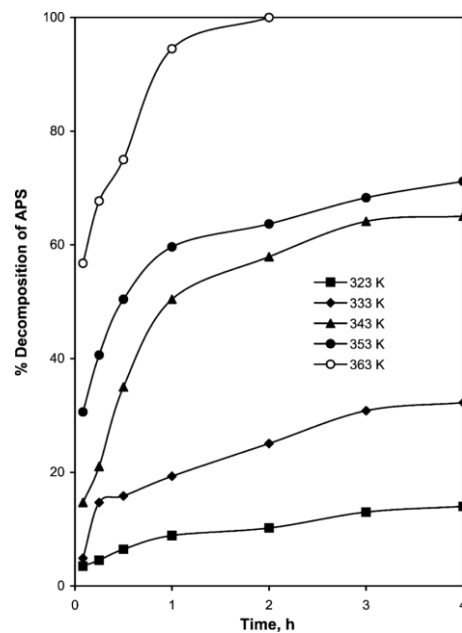
資料來源：本團隊繪製。

圖二十二、本研究進行水凝膠-生物炭複合材製作之流程圖



第四章、研究方法與過程

本研究針對過硫酸銨於不同溫度下的分解率，係參考文獻中試驗結果（詳如圖二十三所示），用以進行本研究溫度設定參考依據。聚合反應結束後，以氫氧化鈉中和此混和溶液（至 pH 值 6-7），於常溫下持續攪拌一小時。靜置些許時間後，即可製得生物炭水凝膠複合材料。將此複合材料取出燒杯後，用乙醇及去離子水交錯清洗數次，再置於烘箱烘乾（80 °C），隨後可將生物炭水凝膠複合材料敲碎後過篩，進行後續相關試驗。



資料來源：[42]。

圖二十三、文獻中進行過硫酸銨於不同溫度下的分解率：20%（w/v）過硫酸銨與 5%（v/v）硫酸添加



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

4.3 設置相關試驗評估土壤性質改善績效評估

本研究針對不同施用濃度 (wt.%) 之生物炭水凝膠複合材料，針對受污染土壤之重金屬固定效率等指標進行分析。為了解本研究製備複合材料之理論最大吸附量與受污染土樣試驗之實際吸附量，本研究同步進行水溶液 (液相) 吸附實驗、實際受污染土地土壤試驗，設計如表二所示。

表八、本研究實驗 (液相吸附及實際受污染土壤) 規劃

實驗組別	重金屬濃度	實驗週期	環境	添加物
水溶液 (液相)	200 mg/L	12 h	30°C 水浴機	-
實際受污染土壤	如後說明	24 h	實際土壤	添加水約 50 mL

備註：根據環保署公告土壤污染物管制標準，食用農地之銅與鉛標準分別為 200 與 500 mg/kg。

4.3.1 水溶液 (液相吸附) 試驗

生物炭-水凝膠材料可作為土壤中重金屬進行吸附與固定，為了解其吸附重金屬能力之最大吸附容量，本研究先進行重金屬水溶液 (燒杯) 試驗，實驗步驟如下：取配製好之重金屬溶液 200 mL 於燒杯中，加入 300 mg 生物炭水凝膠材料，靜置 12 小時後取 10 mL 溶液進行重金屬濃度分析 (ICP-OES)。生物炭水凝膠材料之吸附容量，詳如式 (2) 所示：

$$Q_t = \frac{(C_0 - C_t)V}{m} \quad (2)$$

其中， C_0 是重金屬離子之初始濃度 (mg/L)， C_t 是重金屬離子吸附 12 小時後之濃度 (mg/L)， V 是溶液體積 (L)， m 是施加生物炭水凝膠之重量 (mg)。

4.3.2 受污染土地土壤試驗

為增加實際土壤整治之運用，本研究採取台南市 OO 區 OO 段 OOO 地號編號 S01 之實際受污染土地土壤 (主要以銅與鉛污染為主) 進行評估，詳如圖二十四所示。本研究將受污染土壤置於盆栽內，並設定施用不同複合材料之濃度 (0%、5%、10%)，以頂部澆灌方式，將灌溉水約 50 mL 加入盆栽內，並靜置 24 h 等待吸附平衡。吸附平衡後取出土壤烘乾及過篩，將複合材料與土壤分離後，把土壤進行微波消化後進行重金屬濃度分析。



第四章、研究方法與過程



圖二十四、本計畫使用台南市某 OO 區 OO 段採樣點位置圖及樣本照片

表九、台南市 OO 區 S01 受污染農地土壤之場址資訊

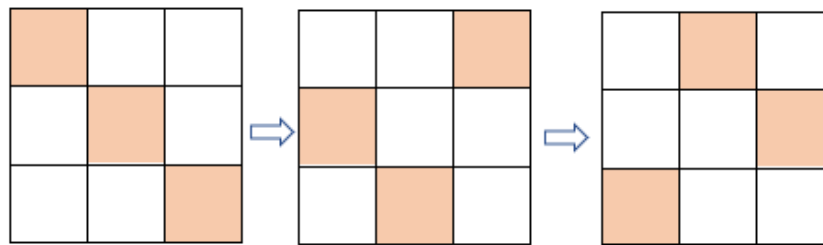
種類	廠址地號	面積	土壤污染物（XRF 分析）	座標
農地	台南市 OO 區	888 平方 公尺	銅：2623-2898 mg/kg; 鉛：1641-1655 mg/kg; 鋅：25900-26300 mg/kg	(X): 167XXX, (Y): 2536XXX



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

4.3.3 土壤及環境樣本採樣規劃

關於土壤樣本，採集之表層土壤攜回臺大生工系實驗室，乾燥後進行重金屬 XRF 分析，並同步測量土壤重要性質，例如：導電度、pH 值、氧化還原電位及含水量等。若無法立即分析樣品，則將土壤樣本保存於 4 °C 冰箱中。由於土壤重金屬分佈之空間變異性較大，本研究進行土壤採樣作業流程遵守一定之規範程序與步驟，重金屬分析遵照環檢所「重金屬檢測方法總則 (NIEAM103.02C)」進行，並建立完善實驗室分析 QA/QC 制度，相關數據將依據 PARCC 原則 (Precision, Accuracy, Representativeness, Completeness, and Comparability) 要求，包括：樣本採集需具有代表性。以土壤樣本為例，依照環保署公告 NIEAS102.63B 方法執行，採用「分區採樣 (Stratified Sampling)」，將調查區劃分成九個均質小分區進行採樣，其結果具統計意義，易計算平均值、濃度分佈與變異等，詳如圖二十五所示。



資料來源：本團隊繪製。

圖二十五、試驗土壤採樣方式（每次對土壤採樣三個點，選取方式由左至右改變）

4.3.4 評估對土壤碳匯影響

本計畫於施用複合材料前後，在不考慮對土壤二氧化碳排放量之影響下，分別針對土壤中總有機碳 (Total Organic Carbon, 簡稱 TOC) 含量進行分析，計算土壤碳含量改變與影響，計算方式簡述如下：

$$\text{碳匯量 (\%)} = \frac{C_{\text{soil+biochar}} - C_{\text{soil}}}{C_{\text{biomass}}} \times \frac{M_{\text{biochar}}}{M_{\text{biomass}}} \times 100 \quad (3)$$

其中， $C_{\text{soil+biochar}}$ 、 C_{soil} 及 C_{biomass} 分別為土壤與生物炭、土壤、及生物質（生物炭原料）之碳含量， M_{biochar} 、 M_{biomass} 分別為生物炭與生物質之重量。此碳含量分析將使用元素分析 (Elemental Analysis) 設備進行。



4.4 研析吸附機制與建立預測模型

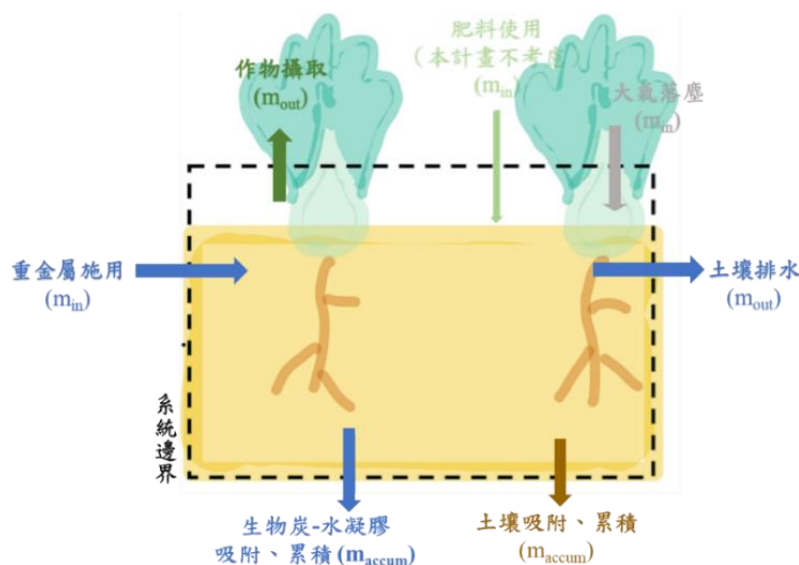
本計畫針對試驗所得結果，分別進行質量平衡模型、動力學模型及等溫吸附模型分析；此外，透過相關材料鑑定分析技術，研析重金屬與複合材料之機制，並研擬其施用標準作業流程。說明如下：

4.4.1 質量平衡模型

關於質量平衡模型，本研究建立重金屬於土壤中之質量平衡模式，詳如圖二十六所示。土壤中重金屬質量平衡模式可由式（4）所得：

$$\frac{dM}{dt} = \sum \dot{m}_{in} - \sum \dot{m}_{out} - \dot{m}_{accum} \quad (4)$$

其中， M 為單位土壤面積之重金屬總量(mg/cm^3)， t 為時間(設定為天，縮寫 day)， $\dot{m}$ 為質量流率 ($\text{mg}/\text{cm}^3/\text{day}$)，下標 in 代表重金屬引入途徑、out 代表重金屬排出途徑、及 accum 代表重金屬累積途徑。當 $\dot{m}_{accum}$ 大於 0 時(正值)，代表土壤中重金屬累積濃度增加；反之，當 $\dot{m}_{accum}$ 小於 0 時(負值)，代表土壤中重金屬濃度減少。



資料來源：本團隊繪製。

圖二十六、本研究進行重金屬質量平衡示意圖

4.4.2 動力學模型

關於吸附動力學，本研究使用偽一階(Pseudo-First-Order)與偽二階(Pseudo-Second-Order)動力學模型，用來描述重金屬於土壤中吸附固定之行為與速率。偽一階與偽二階動力學模型常用來描述重金屬之吸附機制。偽一階反應模型用來描



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

述兩種反應物濃度乘積成正比，但一反應物濃度幾乎不改變，或是兩者濃度差異極大的情形，其線性表示式如下表示：

$$\ln(Q_e - Q_t) = \ln Q_e - K_1 t \quad (5)$$

偽二階反應模型則常用來描述環境中固體吸附重金屬的動力機制，其線性表示式如下所示：

$$\frac{t}{Q_t} = \frac{1}{K_2 Q_e^2} + \frac{t}{Q_e} \quad (6)$$

其中， Q_e (mmol g^{-1}) 表示平衡時重金屬吸附量， Q_t (mmol g^{-1}) 表示在 t 時間吸附之重金屬重量。 K_1 (min^{-1}) 與 K_2 ($\text{g mmol}^{-1} \text{min}^{-1}$) 分別表示偽一階與偽二階反應模型之速率常數。

4.4.3 等溫吸附模型

本計畫使用 Langmuir 與 Freundlich 等溫吸附模型，計算此複合材料之相關熱力學性質。Langmuir 與 Freundlich 等溫吸附模型常被用來描述等溫吸附表現，其中 Langmuir 模型如下表示：

$$Q_e = \frac{K_L Q_{\max} C_e}{1 + K_L C_e} \quad (7)$$

其中， $Q_{\max}$ (mmol g^{-1}) 為最大吸附量， C_e (mmol L^{-1}) 為達到吸附平衡時溶液內的重金屬濃度， Q_e (mmol g^{-1}) 為達到吸附平衡時的吸附量， K_L (g mmol^{-1}) 為 Langmuir 吸附常數。

Freundlich 等溫吸附模型如下表示：

$$Q_e = K_F C_e^{\frac{1}{n}} \quad (8)$$

其中， K_F (mmol g^{-1}) 為指標性常數，用以描述吸附劑之可能最大吸附量， $1/n$ ($0 \sim 1$) 為反應吸附劑之吸附強度。

關於複合材料之熱力學參數，吉布斯自由能 (Gibbs free energy) 改變可由下式計算得：

$$\Delta G = \Delta H - T\Delta S = -RT \ln K_D \quad (9)$$

其中， R 為理想氣體常數， T (K) 為絕對溫度。 K_D 為反應平衡常數，由下式計算得：



第四章、研究方法與過程

$$K_D = \frac{Q_e}{C_e} \quad (10)$$

在吸附過程中，吉布斯自由能改變量會等於焓 (ΔH , kJ mol^{-1}) 之變化量與溫度和熵 (ΔS , $\text{J mol}^{-1} \text{K}^{-1}$) 乘積之差值。因此，上述式子重新排列後可得式(11)。因此，將 $\ln K_D$ 與 $1/T$ 作圖，可由圖形斜率與截距算得 ΔH 與 ΔS 。

$$\ln K_D = \frac{\Delta S}{R} - \frac{\Delta H}{RT} \quad (11)$$

4.4.4 研析吸附機制與施用標準作業流程

本計畫相關試驗材料(包括生物炭、水凝膠及複合材料)，將於吸附重金屬前與後進行相關材料鑑定分析，包括能量散射光譜儀分析(EDX)、傅立葉轉換紅外光譜儀分析(FTIR)、X射線光電子能譜儀分析(XPS)等，以藉此了解材料表面成分元素、官能基種類及元素存在型態等資訊，研析材料與重金屬間之關係及吸附機制；此外，本工作項目根據生物炭水凝膠材料性質，及其對於土壤重金屬施用效益(包括重金屬穩固化、增強土壤碳匯效果等)，建議此材料施用土壤於標準作業流程，並研擬將生物炭水凝膠材料應用於土壤重金屬固定與增強土壤碳匯等土壤永續韌性治理相關策略及方案。



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

4.5 研究進度說明

4.5.1 執行甘梯圖

本計畫執行時程規劃說明如下：

表十、本計畫執行時程規劃（甘特圖）

年月 工作項目	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	備註
研析國際文獻發展													
開發複合材料製備程序													
進行液相吸附測試													
建立動力學/熱力學模型													
進行受污染土壤測試													
期中/期末報告													
工作進度估計百分比 (累 積 數)	5%	15%	25%	35%	42%	50%	60%	70%	80%	90%	95%	100%	
預定查核點	期中			1. 完成國際相關文獻蒐集與分析 2. 完成複合材料製備程序開發									
	期末			1. 完成液相重金屬吸附試驗 2. 完成相關動力學與熱力學模式建立 3. 完成使用實際受污染土壤進行測試									
執行情況與差異說明	期末			1. 已完成國際相關文獻蒐集與分析（無差異） 2. 已完成複合材料製備程序開發（無差異） 3. 已完成液相重金屬吸附試驗（無差異） 4. 已建立相關動力學與熱力學模式（無差異） 5. 已完成使用實際受污染土壤進行測試（無差異）									



第四章、研究方法與過程

4.5.2 執行進度說明與差異分析

本計畫執行期限為自 111 年 9 月 1 日起至 112 年 8 月 31 日止，本團隊以積極主動態度做好目標管理，並嚴格控管工作進度，執行各項工作項目。本計畫於期末報告繳交時，針對已完成之工作內容與各評核標準之分析比較，詳如所示表十一。

表十一、本計畫執行進度說明與差異分析

工作項目	審查標準	差異分析			備註 (對應章節)
		符合	落後	超前	
(一) 研析國際文獻發展	完成國際相關文獻蒐集與分析	V			參照章節 3.1 ~ 3.4
(二) 開發複合材料製備程序	完成複合材料製備程序開發	V			參照章節 5.1
(三) 進行液相吸附測試	完成液相重金屬吸附試驗	V			參照章節 5.2
(四) 建立動力學/熱力學模型	建立相關動力學與熱力學模式	V			參照章節 5.3
(五) 進行受污染土壤測試	完成使用實際受污染土壤進行測試	V			參照章節 5.4
(六) 各階段報告撰寫	完成期中報告及期末報告撰寫	V			已於 112 年 8 月 31 日前提送期末報告定稿本。



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

4.5.3 學術論文發表

本計畫相關研究成果撰寫論文進度，說明如表十二所示。本計畫截至期末報告初稿繳交時（112 年 8 月 31 日）已投稿 2 篇國內研討會論文及 1 篇國際研討會論文，並準備投稿 1 篇國外期刊論文，預計於 112 年 11 月底投出。

表十二、本計畫相關研究成果撰寫論文進度

項目	期刊/會議名稱	論文題目	投稿時間
國外 SCI 期刊	Environ. Sci. & Tech. (or Environ. Sci. Process. Impacts)	Performance Evaluation of Homemade Hydrogel- Biochar Composites for Heavy Metal Remediation in Soils	112/11/30 (進行中)
國外 研討會	PAWEES 國際研討會 (112 年 10 月 23-25 日舉辦)	Rice Husk Derived Biochar for Hydrogel Composite for Soil Amendment	112/7/31 (已投稿)
國內 研討會	112 年度農業工程研 討會 (112 年 11 月 10 日舉辦)	研析生物炭水凝膠複合材 料對於土壤重金屬固定及 增匯效益	112/7/15 (已投稿)
國內 研討會	中華民國環境工程學 會第三十五屆年會 (112 年 11 月 17-19 日舉辦)	開發生物炭水凝膠複合材 料於穩定土壤重金屬移動	112/7/15 (已投稿)



第五章、結果與討論

5.1 建立生物炭-水凝膠複合材料製程

5.1.1 建立實驗室規模製備程序

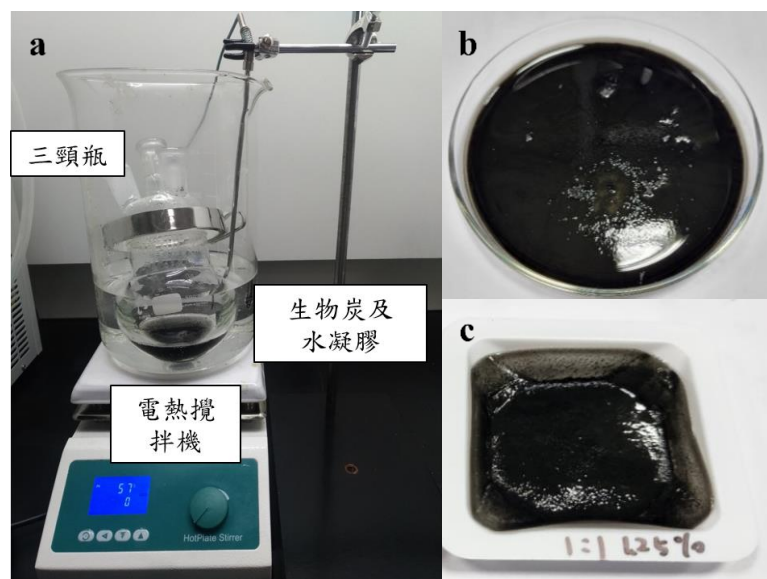
本研究首先設計製作水凝膠-生物炭複合材料配方，詳如表十三所示，成功組別共為三種配比編號，包括編號 A（生物炭：水凝膠配比为 1：1）、編號 B（生物炭：水凝膠配比为 1：2）及編號 C（生物炭：水凝膠配比为 2：1）。

表十三、本研究製作水凝膠-生物炭複合材料配方

編號	配比	生物炭 (BC)	殼聚糖 (CTS)	過硫酸銨 (AP)	丙烯酸 (AA)
A	1:1	1.0 g	1.0 g	0.2 g	11.2 mL
B	1:2	2.0 g	1.0 g	0.2 g	11.2 mL
C	2:1	0.5 g	1.0 g	0.2 g	11.2 mL

資料來源：本研究自行設計（參考相關文獻後比較不同配比之吸附效率所設計）。

以編號 A 配比为例，本研究將 1.0 g 殼聚糖溶於 100 mL 醋酸溶液後，加入預先磨碎的生物炭粒攪拌均勻後，將溶液加熱至 60℃ 後，加入 0.2 g 過硫酸銨並靜置 15 分鐘，隨後加入 11.2 mL 丙烯酸並劇烈攪拌 4 小時，實驗裝置如圖二十七 (a) 所示。反應完成後，利用氫氧化鈉溶液將 pH 值調整至 5~6，並放入烘箱烘乾、磨碎即完成複合材料製備。



圖二十七、製備複合材料之設備與成品：(a) 為制備材料之設備；(b) 為調整完 pH 值之凝膠狀材料；(c) 為烘乾後之材料



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

5.1.2 進行質量平衡分析

本節說明製備複合材料（依編號 A 配比，2.5 g 殼聚糖 + 2.5 g 生物炭 + 1 g 過硫酸銨 + 250 mL 醋酸溶液 + 28 mL 丙烯酸，製程結束後加入適量之 1 M 氫氧化鈉調整材料酸性）之質量平衡分析。以上述條件為例，烘乾前秤其重量約 379.10 公克，將半成品放入烘箱烘乾去除水份，重量剩下 39.3 公克，水份去除率 89.6%。複合材料製程烘乾前後對照，詳如圖二十八所示。



烘乾前



烘乾後

圖二十八、本研究進行複合材料製程烘乾前後：質量平衡分析

5.1.3 生物炭及複合材料之物化性質分析

本研究製備所使用之生物炭，磨碎後過 0.25 mm 之篩網。製程烘乾後之複合材料用研鉢敲碎，使複合材料之顆粒粒徑控制在 1~3 mm。過篩過程詳如圖二十九所示：



圖二十九、製程過篩過程及成品顆粒



第五章、結果與討論

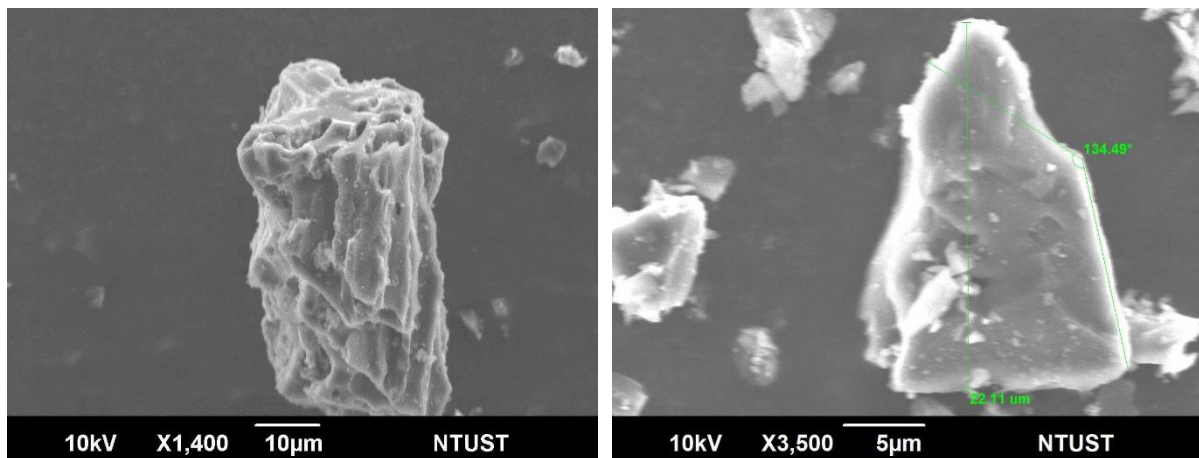
本研究於複合材料製成過程使用去離子水及酒精清洗數次(3次以上)，若將複合材料放在純水中，測其水溶液 pH 值皆在 5~6 之間。若將生物炭與複合材料進行元素分析 (Elemental Analysis)，生物炭與複合材料之碳含量分別約為 $49.4 \pm 0.1\%$ 及 $42.3 \pm 0.1\%$ ，其他元素 (例如氫、氧及氮等元素) 分析結果，詳如表十四所示。據此計算生物炭及複合材料之碳氮 (C/N Ratio) 比，分別為 82.4 及 66.1，屬於高碳氮比之材料。

表十四、生物炭及水凝膠-生物炭複合材料 (配比 1:1) 之元素分析及密度

樣本	密度 (g/cm ³)	元素分析 ^a			
		C (%)	H (%)	O (%)	N (%)
生物炭	1.82	49.42 ± 0.05	1.81 ± 0.01	11.09 ± 0.09	0.60 ± 0.01
複合材料	1.48	42.31 ± 0.09	5.86 ± 0.00	45.67 ± 0.00	0.64 ± 0.04

^a 各樣本分析皆為三重複 ($n=3$)。

本計畫亦針對生物炭進行表面特徵分析，關於其掃描式電子顯微鏡 (SEM) 影像詳如圖三十所示，可發現生物炭表面多為平滑面，且形狀多樣，非固定形狀。



圖三十、生物炭之掃描式電子顯微影像 (SEM)：(左)放大 1400 倍、(右)放大 3500 倍

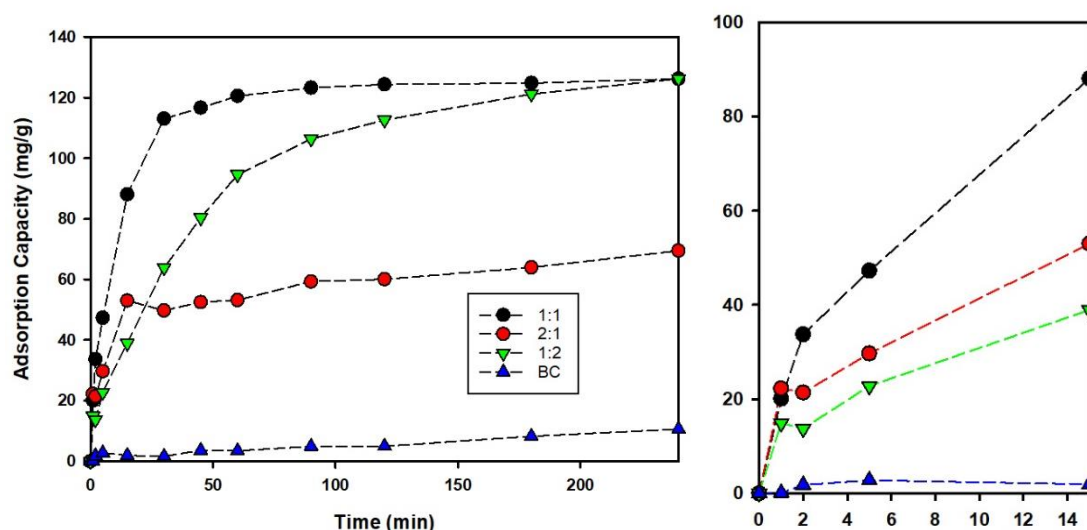


生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

5.2 進行水溶液（液相吸附）試驗

5.2.1 銅離子吸附試驗

本實驗藉由採樣不同吸附時間之銅離子溶液，來了解複合材料在短、中及長時間之吸附表現，及其達吸附平衡所需之時間，用以推算未來連續操作之停留時間。由圖三十一可發現，配方比 1/1（編號 A）材料在吸附 240 分鐘後，吸附容量可以達到 126 mg/g，以及 94.6% 去除率；此外，1/1 材料在大約 30 分鐘時即可趨近吸附平衡，相較於其他種配方快上許多。配方比 1/2（編號 B）材料在吸附 240 分鐘後，吸附容量也可以達到 126 mg/g，以及 94.6% 的去除率，但吸附曲線卻是隨時間快速增加，並在約 90 分鐘後才趨緩。配方比 2/1（編號 C）材料大約在 15 分鐘時趨近吸附平衡，並在 240 分鐘後吸附容量達到 69 mg/g，去除率為 52.1%。單純使用生物炭粉粒進行的吸附試驗，吸附容量則為 10 mg/g，去除率為 7.9%。

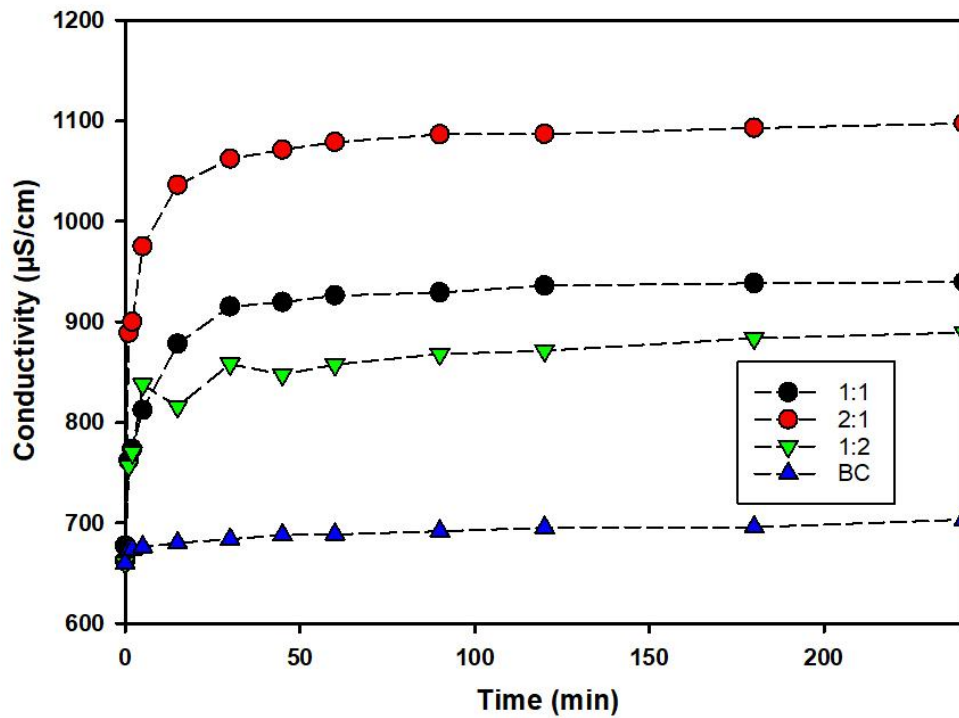


圖三十一、銅離子吸附試驗之複合材料吸附容量（黑線為配方 A、綠線 B、紅線為配方 C、藍線為生物炭粉進行吸附）

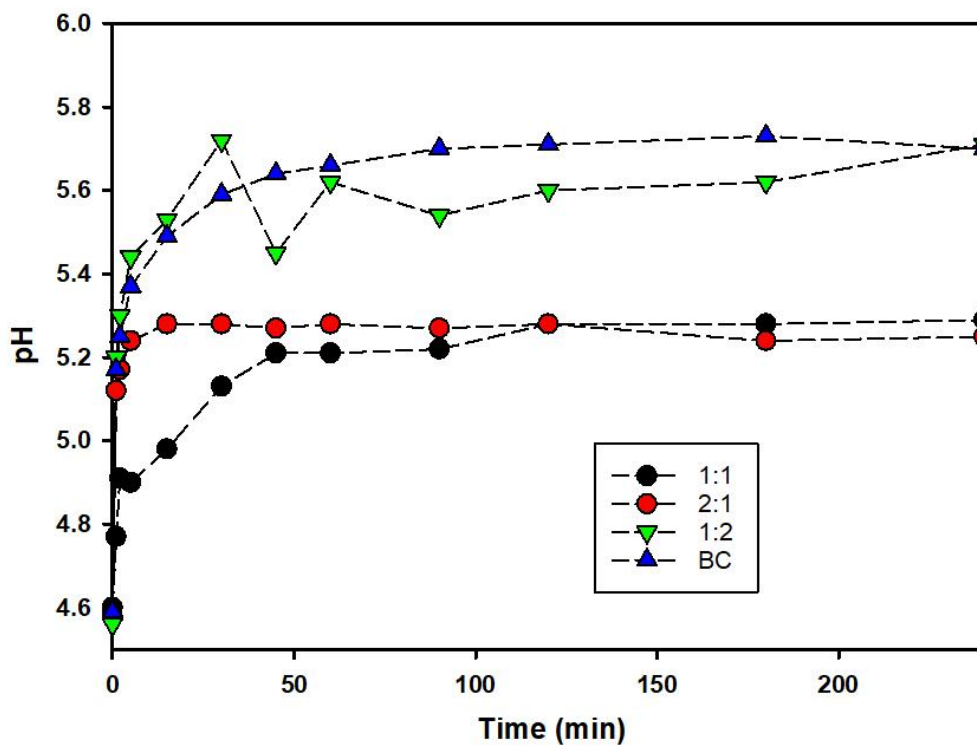
關於吸附過程中，溶液導電度（圖三十二）及 pH 值（圖三十三）變化上，則隨著吸附時間變化而增加，分別由最初大約 670 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 增加到 850~1100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ；pH 值則從最初 4.6，增加至約 5.2~5.7。此現象推測係因複合材料中生物炭透過陽離子交換，將重金屬吸附固定並釋放對應陽離子（例如鈉離子）至水溶液中，會使導電度些微上升。此類被釋放之微量陽離子相較於重金屬，屬於對於作物有益之微量營養元素，可改善作物吸收重金屬之總量，降低對食品或作物安全之疑慮，具備土壤性質改良功能。



第五章、結果與討論



圖三十二、銅離子吸附試驗之導電度對時間關係圖（黑線為配方 A、綠線 B、紅線為配方 C、藍線為生物炭粉進行吸附）

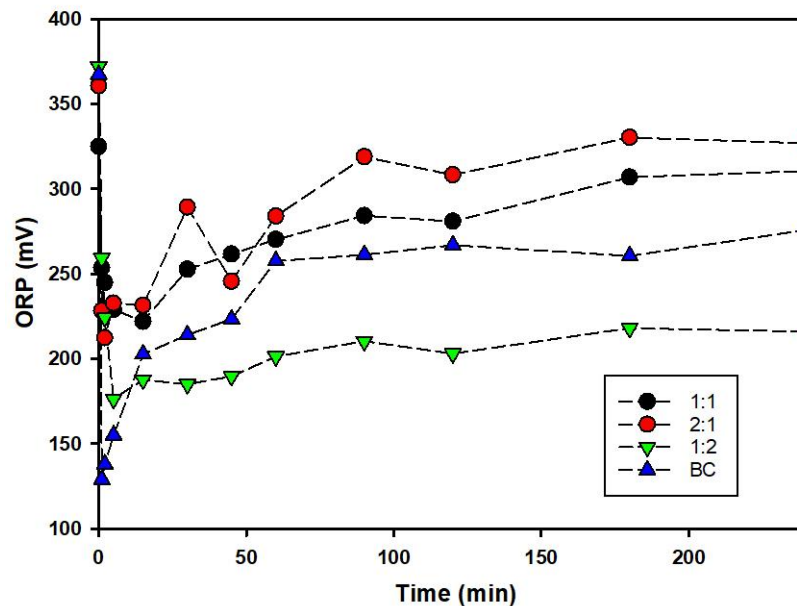


圖三十三、銅離子吸附試驗之酸鹼值對時間關係圖（黑線為配方 A、綠線 B、紅線為配方 C、藍線為生物炭粉進行吸附）



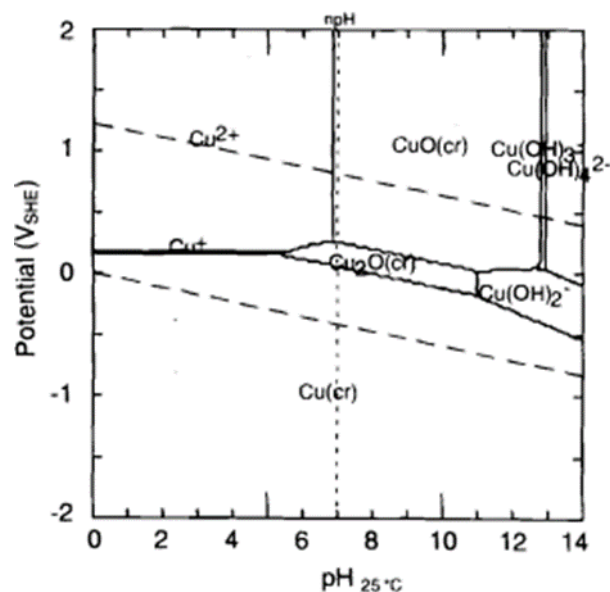
生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

圖三十四說明銅離子吸附試驗之氧化還原電位（ORP）對時間之關係圖，結果顯示，從最初約~410 mV 之 ORP 值，到最終吸附時間約 240 分鐘時，ORP 值降低至約 220~270 mV 不等（依據不同材料配方）。



圖三十四、銅離子吸附試驗之氧化還原電位對時間關係圖（黑線為配方 A、綠線 B、紅線為配方 C、藍線為生物炭粉進行吸附）

上述吸附實驗過程中，pH 值與 ORP 值變化範圍分別為 4.6~5.7 及 178~413 mV；對照電壓—pH 圖（圖三十五）可確認，實驗過程中銅大多是以二價銅（ Cu^{2+} ）形式存在，並未發生沉澱反應。



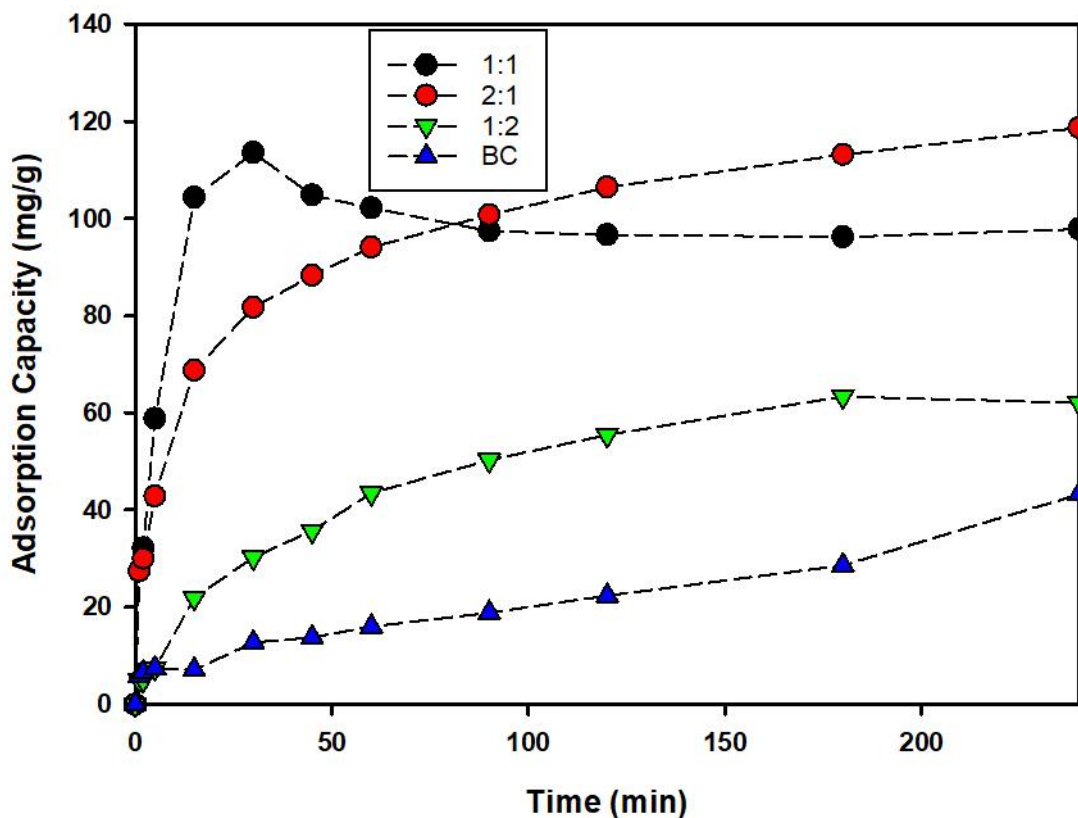
資料來源：[43]。

圖三十五、銅金屬之電壓—pH 圖（25°C）



5.2.2 鉛離子吸附試驗

本實驗藉由採樣不同吸附時間之鉛離子溶液，來了解複合材料在短、中及長時間之吸附表現，及其達鉛吸附平衡所需之時間，用以推算未來連續操作之停留時間。由圖三十六可發現，配方比 1/1（編號 A）材料在吸附 30 分鐘時即達到吸附平衡，並隨著時間些微下降後，在 240 分鐘的吸附容量可以達到 97.9 mg/g，去除率約為 73.4%。配方比 1/2（編號 B）材料吸附容量隨著時間略微增加，並在 240 分鐘後達到 60.0 mg/g，其去除率為 45%。配方比 2/1（編號 C）材料，其吸附容量先是隨著時間快速增加，約在 15 分鐘後略為趨緩，並在 240 分鐘後吸附容量達到 118.0 mg/g，去除率為 89.0%。單純使用生物炭粉粒進行的吸附試驗，吸附容量則為 43.2 mg/g，去除率為 32.4%。

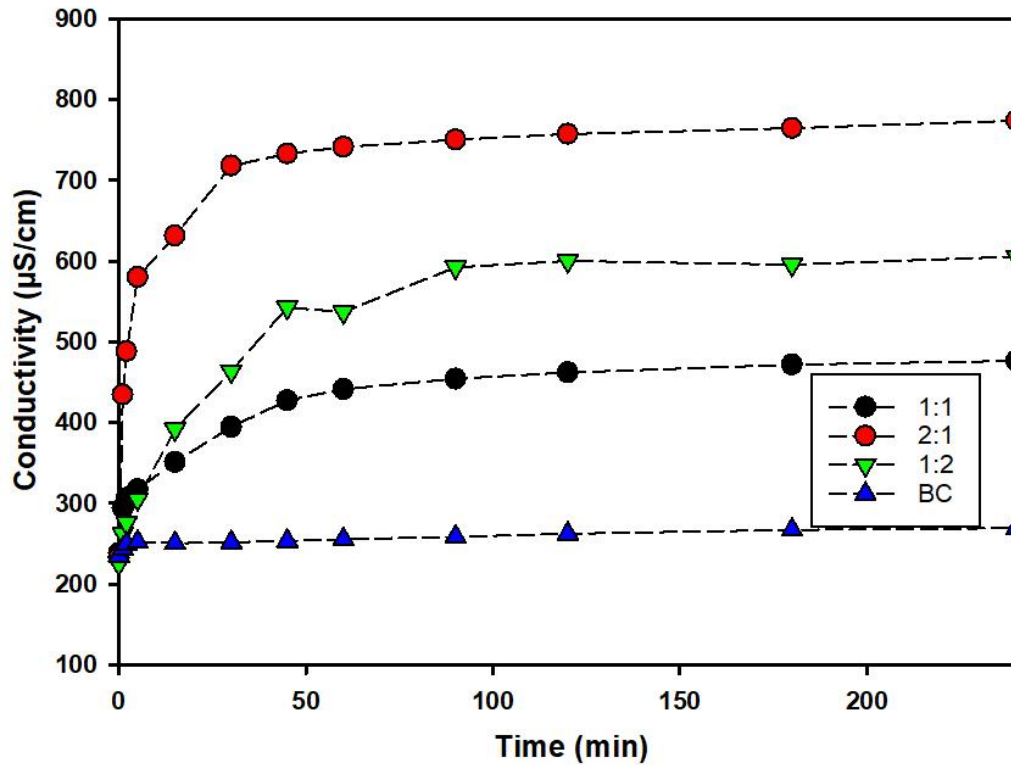


圖三十六、鉛離子吸附試驗之複合材料吸附容量關係圖（黑線為配方 A、綠線 B、紅線為配方 C、藍線為生物炭粉進行吸附）

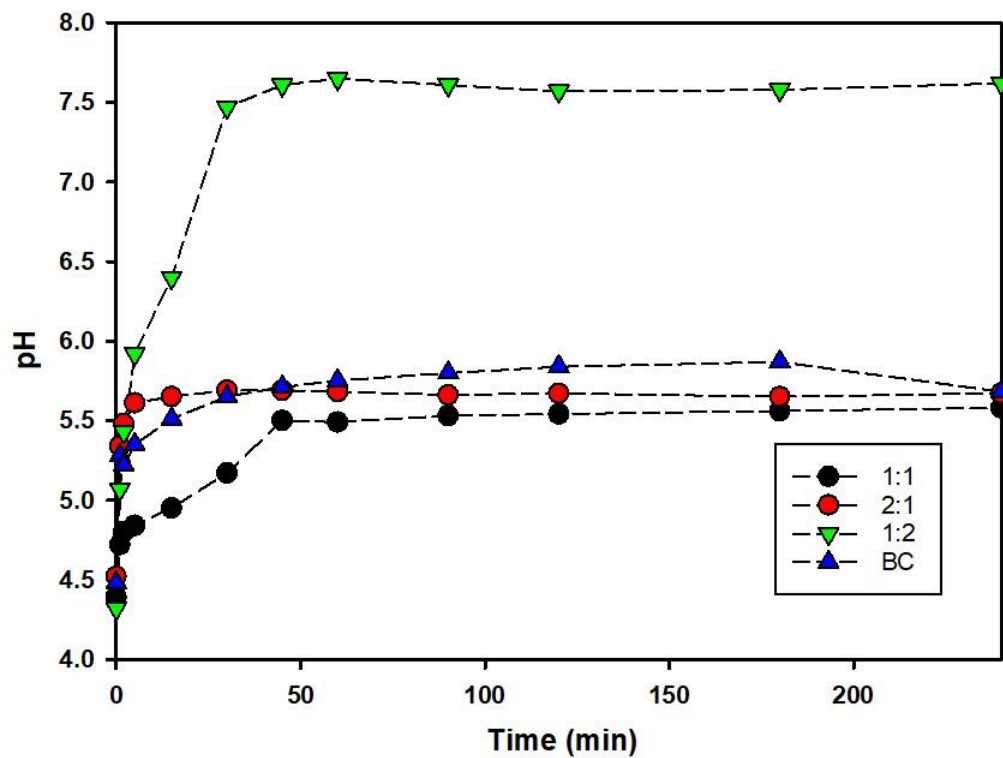
關於吸附過程中，溶液導電度（圖三十七）及 pH 值（圖三十八）變化上，則隨著吸附時間變化而增加，分別由最初大約 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 增加到 470~770 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ；pH 值則從最初 4.5，增加至約 5.5~7.5。



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估



圖三十七、鉛離子吸附試驗之導電度對時間關係圖（黑線為配方 A、綠線 B、紅線為配方 C、藍線為生物炭粉進行吸附）

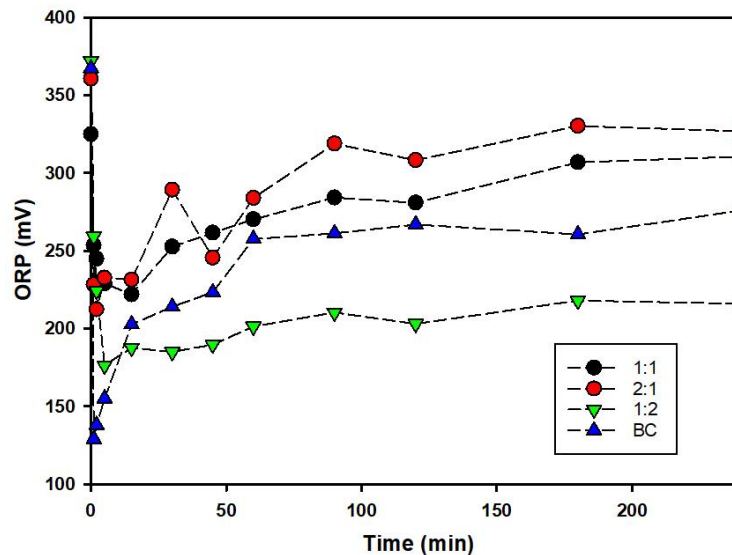


圖三十八、鉛離子吸附試驗之酸鹼值對時間關係圖（黑線為配方 A、綠線 B、紅線為配方 C、藍線為生物炭粉進行吸附）



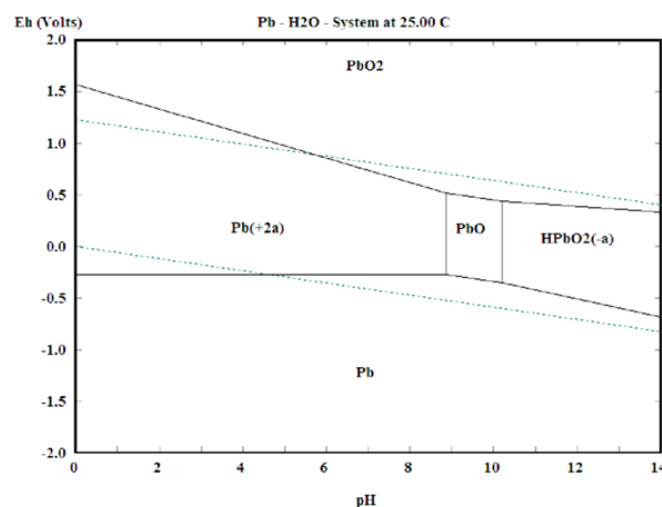
第五章、結果與討論

圖三十九說明鉛離子吸附試驗之氧化還原電位（ORP）對時間之關係圖，結果顯示，從最初約~370 mV 之 ORP 值，到最終吸附時間約 240 分鐘時，ORP 值降低至約 210~330 mV 不等（依據不同材料配方）。



圖三十九、鉛離子吸附試驗之氧化還原電位對時間關係圖（黑線為配方 A、綠線 B、紅線為配方 C、藍線為生物炭粉進行吸附）

上述吸附實驗過程中，pH 值與 ORP 值變化範圍分別為 4.5~7.6 及 155~372 mV，對照電壓—pH 圖（圖四十）可確認，實驗過程中鉛大多是以二價鉛（ Pb^{2+} ）形式存在，並未發生沉澱反應。因此，推測複合材料於土壤重金屬去除機制主要為化學吸附及陽離子交換，而此土壤吸附重金屬之速率主要取決於重金屬釋放到土壤水體之速率，並與複合材料之吸附容量及吸附速率相關。



資料來源：[44]。

圖四十、鉛金屬之電壓—pH 圖（25°C）



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

5.2.3 研析殼聚醣濃度影響及銅/鉛競爭吸附

本節研析製備複合材料時殼聚醣濃度改變對於重金屬吸附效率之影響，並評估不同濃度對於銅與鉛之吸附效率（含競爭吸附效率），所採用的配方比 1:1（編號 A）其結果彙整詳如表十五所示。結果顯示：隨著添加殼聚醣濃度增加，對於銅與鉛離子之去除率皆呈現下降趨勢。以殼聚醣濃度為 1% 為例，分別使用單一銅或鉛重金屬溶液（初始重金屬濃度為 200 mg/L），使用本複合材料之銅與鉛離子去除率分別為 71.1% 及 90.2%。於競爭吸附結果顯示，銅離子去除率皆較鉛離子低；以殼聚醣濃度為 1% 為例，混和銅鉛重金屬溶液（初始重金屬濃度皆為 200 mg/L），使用本複合材料之銅與鉛離子去除率分別為 80.2% 及 87.0%。因此，綜合以上，本研究開發最適之複合材料配方，建議其中水凝膠成型所使用殼聚醣之濃度，應設定為 1% (wt)。

表十五、不同殼聚醣添加比例對不同重金屬溶液之去除率比較表。

殼聚醣添加比例 (%)	添加重金屬濃度 (mg/L)	單一重金屬情境		混合重金屬情境	
		Cu ²⁺ 去除率 (%)	Pb ²⁺ 去除率 (%)	Cu ²⁺ 去除率 (%)	Pb ²⁺ 去除率 (%)
1.00	200	71.1	90.2	80.2	87.0
1.25	200	52.8	95.9	53.1	69.5
1.50	200	29.3	52.6	27.6	42.8
2.00	200	40.2	31.5	-	-

註：殼聚醣濃度欄位中 1、1.25、1.5、2% 表示每 100 mL 溶質（2% 醋酸）所添加的殼聚醣重量濃度。

此外，對於是否使用氫氧化鈉中和複合材料酸性之必要性，本小節亦進行測試。以銅離子為例，比較吸附前後（240 分鐘），添加氫氧化鈉與否對於溶液最終 pH 值與 ORP 值之變化詳如表十六所示。

表十六、添加氫氧化鈉與否對於銅離子溶液最終 pH 值與 ORP 值之變化

配比	添加 NaOH	初始 ORP (mV)	最終 ORP (mV)	最終 pH
1:1	是	355	295	5.29
1:2	是	378	259	5.71
2:1	是	316	242	5.25
純生物炭	否	413	291	5.70
純水凝膠	否	380	355	2.99



第五章、結果與討論

1:1	否	372	406	3.04
-----	---	-----	-----	------

以鉛離子為例，比較吸附前後（240 分鐘），添加氫氧化鈉與否對於溶液最終 pH 值與 ORP 值之變化，詳如表十七所示。

表十七、添加氫氧化鈉與否對於鉛離子溶液最終 pH 值與 ORP 值之變化

配比	添加 NaOH	初始 ORP (mV)	最終 ORP (mV)	最終 pH
1:1	是	325	310	5.58
1:2	是	372	216	7.62
2:1	是	361	327	5.67
純生物炭	否	367	276	5.68
純水凝膠	否	424	419	3.00
1:1	否	374	434	3.05

同時，本研究發現添加氫氧化鈉會使銅離子去除率大幅提升，以 1:1 配方為例，約從 20% 提升至 ~91%，卻會使鉛離子從 87% 略降到 73%，詳如表十八所示。由於不添加氫氧化鈉對於銅離子的去除，影響程度要大過對於鉛離子的增加，因此本研究建議應採用氫氧化鈉中和複合材料酸性，作為制備此複合材料之必要程序。

表十八、添加氫氧化鈉與否對於銅或鉛離子吸附效果差異比較

配比	添加 NaOH	重金屬種類	重金屬去除率 (%)	最終導電度 (μS/cm)	初始導電度 (μS/cm)
1:1	是	Cu	90.6	677	940
1:1	否	Cu	20.0	673	950
1:1	是	Pb	73.0	238	476
1:1	否	Pb	87.0	241	518

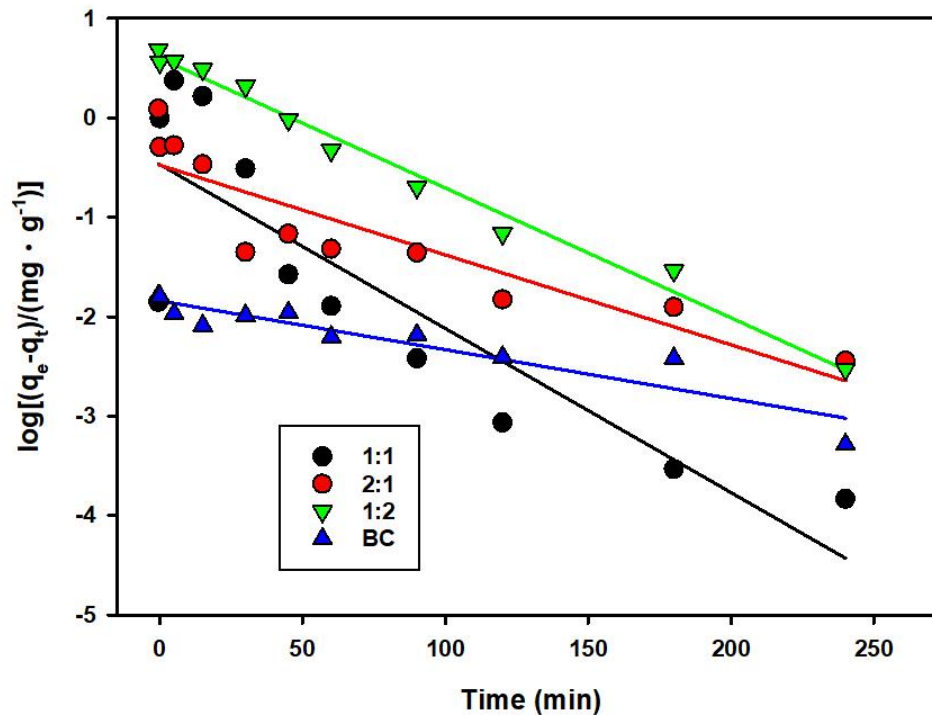


生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

5.3 建立吸附動力學與熱力學模型

5.3.1 於液相吸附時關於銅吸附動力學

本節建立複合材料於液相吸附時關於銅吸附動力學，偽一階模型對於 BC 吸附具有次佳回歸性 ($R^2 = 0.89$)，且模型預測值與實驗值之相對誤差為 6%；其餘關於 1-1 與 2-1 材料，其回歸相對誤差分別為 51% 與 45%(詳如圖四十一所示)。

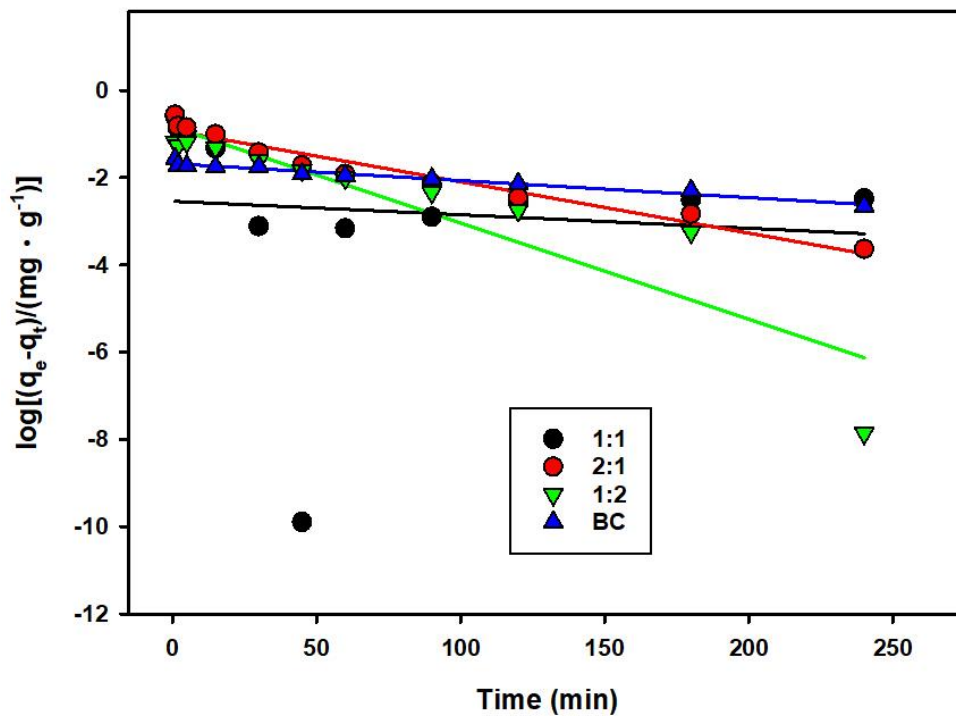


圖四十一、銅離子吸附之偽一階動力學模型（液相吸附）

偽二階模型之模擬情況如圖四十二所示，其中 1-1、2-1、1-2 皆具有良好的擬合性 ($R^2 > 0.99$, $R^2 = 0.99$, $R^2 = 0.98$)，且模型估計吸附量與實驗測得吸附量之相對誤差分別為 2%、-2%、7%，由於其模擬效果與預測吸附量皆較偽一階模型有更佳的表現，因此，針對 1-1、2-1、1-2 三種配方的複合材料在吸附銅離子時，偽二階模型可以更好的模擬此吸附行為，且進行吸附時主要以化學性吸附為主要吸附方式。另一方面，單純以生物炭粒 (BC) 進行吸附時，可發現偽一階模型能更好的模擬此吸附行為，同時也表示生物炭粒在進行吸附時主要以物理性吸附為主，也因此其最大吸附容量會較三種配方之複合材料更低。



第五章、結果與討論



圖四十二、銅離子吸附之偽二階動力學模型（液相吸附）

根據公式（5），線性偽一階模型之斜率即代表反應速率，對照可知吸附銅離子之反應速率常數大小為 1-1 > 1-2 > 2-1 > BC，其中 1-2 雖具有最佳回歸性（ $R^2 = 0.99$ ），且預測所得之最大吸附容量（ q_e ）為 38.2 mg/g，與實驗值（ Q_{exp} ）約 43.2 mg/g 之相對誤差為 12%；然而，使用偽二階模型具有更好之相對誤差（7%），詳如表十九所示。

表十九、複合材料吸附銅離子之動力學參數（液相吸附）

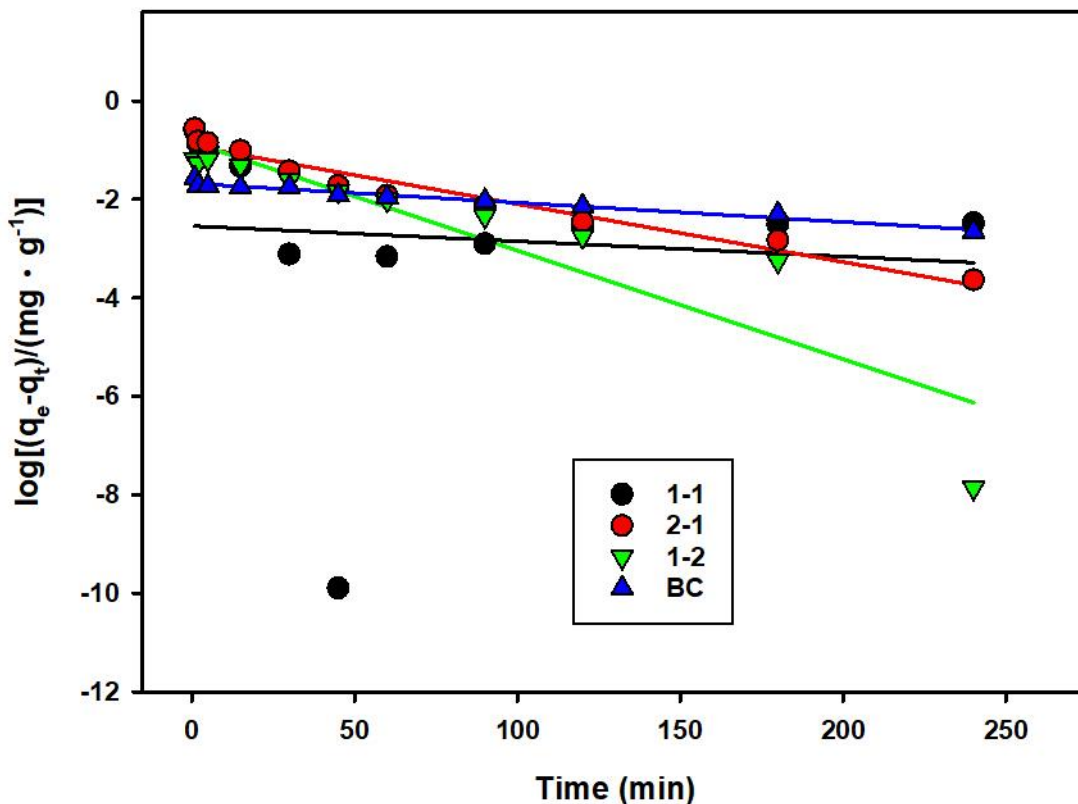
配比	實驗吸附量 (mg/g)	偽一階			偽二階		
		K_1 (1/min)	q_e (mg/g)	R^2 (-)	K_2 (mg/g/min)	q_e (mg/g)	R^2 (-)
純生物炭	10.6	0.0068	10.0	0.89	1.4×10^{-5}	11.9	0.57
1:1	126.2	0.0269	61.7	0.85	2.5×10^{-5}	128.8	0.99
2:1	69.5	0.0122	38.0	0.81	2.9×10^{-5}	68.2	0.99
1:2	126.3	0.0178	110.5	0.99	5.4×10^{-6}	134.7	0.98



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

5.3.2 於液相吸附時關於鉛吸附動力學

線性偽一階模型之斜率即代表反應速率，對照圖四十三可知吸附鉛離子之反應速率常數大小為 $1-2 > 2-1 > 1-1 \geq BC$ ，其中，BC 具有最佳的擬合性 ($R^2 = 0.97$)，且預測所得之最大吸附容量 (q_e) 為 38.2 mg/g ，與實驗值 (Q_{exp}) 約為 43.2 mg/g 之相對誤差約為 12%。關於 1-1、2-1、1-2 之迴歸係數 (R^2) 分別為 0.01、0.95、0.86，而模型預測值與實驗值之相對誤差則分別為 -86%、-34%、33%。

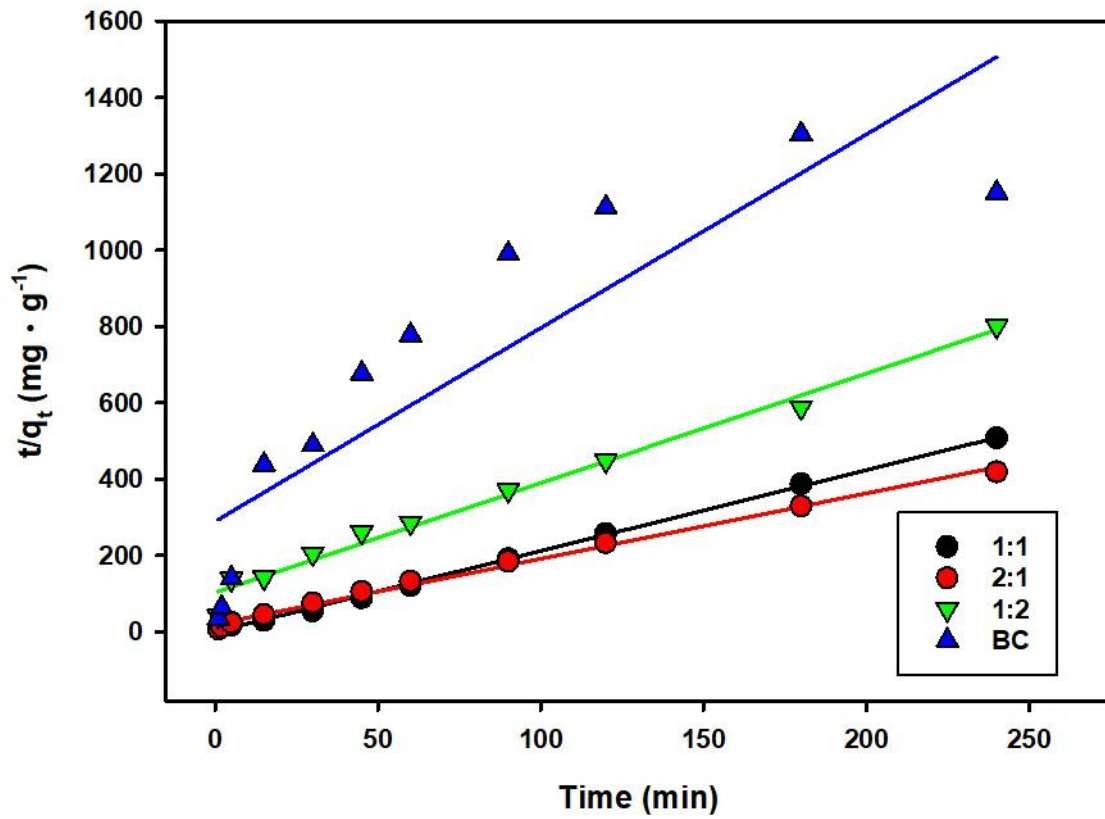


圖四十三、鉛離子吸附之偽一階動力學模型

鉛離子吸附偽二階模型之模擬情況如圖四十四所示，其中 1-1、2-1、1-2 皆具有良好的擬合性 ($R^2 > 0.99$, $R^2 = 0.99$, $R^2 = 0.97$)，且模型估計吸附量與實驗測得吸附量之相對誤差分別為 -14%、1%、6%，由於其模擬效果與預測吸附量皆較偽一階模型有更佳的表現，因此，針對 1-1、2-1、1-2 三種配方的複合材料在吸附鉛離子時，偽二階模型可以更好的模擬此吸附行為，且進行吸附時主要以化學性吸附為主要吸附方式。單純以生物炭粒 (BC) 進行吸附時，偽二階模型之 $R^2 = 0.78$ 要小於偽一階模型，其相對誤差 -10% 則和偽一階模型的預測值差異不大，因此表示偽一階模型能更好的模擬此吸附行為，同時也表示生物炭粒在進行吸附時主要以物理性吸附為主，也因此其最大吸附容量會較三種配方之複合材料更低。



第五章、結果與討論



圖四十四、鉛離子吸附之偽二階模型

表二十、複合材料吸附鉛離子之動力學參數

配比	實驗吸附量 (mg/g)	偽一階			偽二階		
		K_1 (1/min)	q_e (mg/g)	R^2 (-)	K_2 (mg/g/min)	q_e (mg/g)	R^2 (-)
純生物炭	43.2	0.0053	38.2	0.97	2.7×10^{-6}	38.7	0.78
1:1	113.6	0.0039	15.9	0.01	1.8×10^{-4}	97.7	0.99
2:1	118.7	0.0159	78.6	0.95	4.1×10^{-6}	119.5	0.99
1:2	63.5	0.0305	84.4	0.86	3.1×10^{-6}	67.3	0.97



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

5.3.3 液相吸附熱力學模型

本節說明使用 Langmuir 與 Freundlich 等溫吸附模型，計算此複合材料之相關熱力學性質，計算得之複合材料用於吸附「銅」離子吸附常數，結果詳如表二十一所示。根據計算結果顯示：本研究得到複合材料配比 1-1 及 1-2 對銅離子之吸附常數較高，對銅離子吸附量也較高。

表二十一、新穎材料吸附銅離子之等溫吸附模型常數

配比	實驗吸附量 (mg/g)	K_L (g/mmol)	K_F (g/mmol)
純生物炭	10.6	0.041	0.079
1:1	126.2	8.344	0.946
2:1	69.5	0.518	0.521
1:2	126.3	8.338	0.946

本研究計算得之複合材料用於吸附「鉛」離子吸附常數結果，詳如表二十二所示。根據計算結果顯示：可得到複合材料配比 2-1 對鉛離子的吸附常數較高，對鉛離子吸附量也較高。複合材料配比 1-1 對鉛離子的吸附常數次高。

表二十二、新穎材料吸附鉛離子之等溫吸附模型常數

配比	實驗吸附量 (mg/g)	K_L (g/mmol)	K_F (g/mmol)
純生物炭	43.2	0.745	0.324
1:1	113.6	8.946	0.852
2:1	118.7	12.570	0.890
1:2	63.5	1.420	0.477



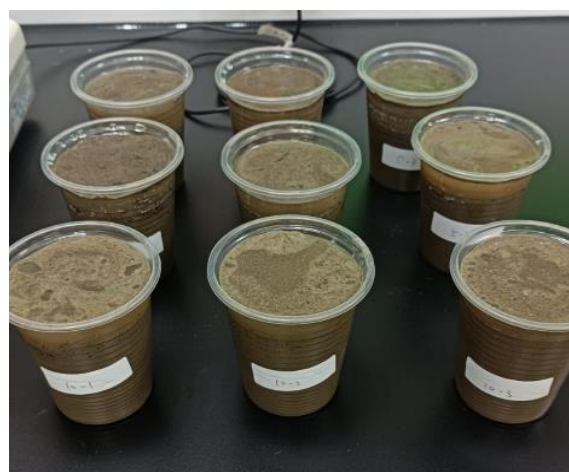
5.4 進行實際受污染土壤重金屬吸附試驗

5.4.1 評估土壤重金屬削減效率

本節說明利用主要以銅與鉛污染為主之受污染土壤（台南市 OO 區 OO 段之實際受污染土地土壤，土壤已過烘乾並過 0.25 mm 篩網），進行複合材料土壤重金屬吸附測試。以土壤與複合材料（1-1）重量比為 100 比 0、5、10 均勻混合，加入 100 mL 純水並攪拌後靜置 24 小時，詳如圖四十五所示。由於複合材料水凝膠會吸水顆粒膨脹（平均粒徑約 >1 mm），將泥水通過 0.5 mm 篩網便可將複合材料過篩分離出來，再用 50~100 mL 純水清潔複合材料上殘留的土壤。



依比例秤取污染土壤及複合材料



加入純水並攪拌後靜置 24 小時

圖四十五、複合材料土壤重金屬吸附測試

將過濾後泥水放入 105 °C 烘箱 1 天將水分烘乾。烘乾後的土壤經微波消化後利用 ICP-AES 測其銅/鉛含量（原污染土樣鋅含量也偏高，也一併測試）。試驗結果如表二十三。未施加複合材料的對照組（100：0），其試驗後銅離子減少 8.9%，鉛離子減少 4.1%，推測是因加水後從土壤溶出的重金屬，因泥水分離過程流失的比例。添加複合材料（配比 100：5）銅離子減少 14.4%，鉛離子減少 10.4%；添加複合材料（配比 100：10）銅離子減少 20.1%，鉛離子減少 24.2%。施用複合材料於污染土壤確實能減少土壤中的銅/鉛離子含量。考量其重金屬吸附過程需先透過水將重金屬從土壤溶於水中，再利用複合材料將其吸附，因此吸附效果會取決於土壤釋放重金屬離子於水中。若於現地試驗中需考量溶於水中之重金屬經水體逕流流入地下水體之比例與被複合材料吸附之比例。



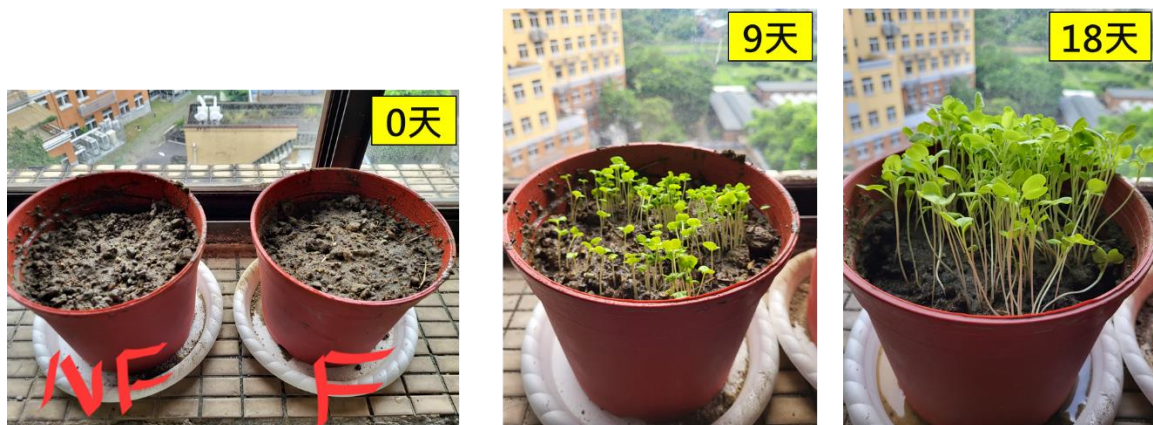
生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

表二十三、複合材料施用於實際受污染土壤重金屬吸附測試結果

重金屬	吸附前 (mg/kg)	吸附後（土壤:複合材料）		
		100:0	100:5	100:10
Cu	2122.8±0.7	1934.0±1.8 (減少 8.9%)	1817.7±1.7 (減少 14.4%)	1697.1±0.4 (減少 20.1%)
Pb	1793.7±0.8	1719.9±0.9 (減少 4.1%)	1607.4±1.5 (減少 10.4%)	1359.3±2.2 (減少 24.2%)
Zn	4749.8±0.6	4738.7±0.4 (減少 1.2%)	4673.0±0.6 (減少 2.5%)	4226.6±2.3 (減少 11.9%)

5.4.2 進行盆栽作物種植與土壤總有機碳（碳儲量）變化試驗

本計畫額外測試作物種植（選用小白菜），並使用實際受污染土壤進行測試，並區分不施肥組（NF）與施肥組（F），詳如圖四十六所示。本計畫依據台灣良好農業規範（TGAP）手冊所提供之作物需肥種類及用量，提供基礎氮肥、鉀肥與磷肥，用去離子水淹沒土壤後放置 14 天，使肥料、微生物、生物炭-水凝膠與土壤間能開始產生作用，恢復土壤活性。根據試驗結果，發現有添加複合材料之盆栽，確實能讓小白菜生長（顯著萌芽）；此外，有施肥組且未添加複合材料組，其單位面積萌芽比例顯著下降。



圖四十六、本研究測試以受污染土樣進行作物生長試驗（以小白菜為例）

關於施用複合材料對於土壤碳儲含量之影響，本計畫使用進行盆栽試驗之實際受污染土壤進行總有機碳分析（TOC），比較三種不同情境，包括：無施肥組、施肥組及同時施肥與複合材料組。各組別總有機碳試驗結果如表二十四所示，根據分析結果，未施肥組別土壤之 TOC 含量約為 $12.3 \pm 0.4 \text{ g-C/kg}$ 。若以未施肥組別做為基準，比較施肥組別與同時施用肥料/複合材料組別，其土壤 TOC 含量可分別提升 2.6 倍及 5.1 倍。由此顯示，施用生物炭-水凝膠複合材料對於土壤有機碳



第五章、結果與討論

含量提升有顯著貢獻，然對於此土壤有機碳長期儲存能力，仍需要額外長時間試驗做驗證。

表二十四、複合材料施用於實際受污染土壤總有機碳（TOC）分析結果

組別	總有機碳含量 (g-C/kg)	總有機碳增加比例 (%)
未施肥	12.3±0.4	基線 (0%)
施肥	43.8±11.5	256%
施肥並施用複合材料 ^a	75.2±6.9	511%

備註：各組別樣本分析皆為三重複 ($n=3$)。^a 實際受污染土壤樣本添加複合材料比例為 100 : 10。

5.5 研析複合材料施用原則

本研究開發之複合材料於吸附水中重金屬之效率高，然實際受污染土壤中之重金屬釋放到水體中速率緩慢，使得需要累積吸附耗時長；同時，本研究進行實際受污染土壤測試亦發現，施用複合材料比例越高，對於實際受污染土壤中重金屬削減量越高，並呈現線性關係，換言之，未來應計算複合材料於實際土壤樣本中之最佳施用比例（本研究僅測試 0%、5% 及 10%）及其最大吸附量，並建立實際土壤之吸附動力學模型。以生物炭為例，若於現地施用，國際文獻中可觀察到最高施用比例約達 10 公噸/公頃，亦可做為本研究於現地處理時，施用複合材料比例之參考依據。

未來進行複合材料於實際應用時，應需考量到各場域土壤實際情況差異，例如土壤含水量影響複合材料之吸附容量，因此，未來應增加模擬各類型場域實際執行情況（例如水田、旱田等）進行測試；此外，使用複合材料整治實際受污染土壤以現地處理或離地處理應考量整體成本，離地處理雖可避免污染擴散等疑慮，然其整體整治成本仍較現地處理高。



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

5.6 結論與建議

5.6.1 結論

本計畫所建立之製備生物炭水膠複合材料技術與其對應土壤碳匯量測（方法論）等研究成果，未來可應用於我國受重金屬污染較高潛勢之農地，達到源頭預防之功能，避免作物生長因突發事件重金屬污染造成衝擊；另一方面，此複合材料應具備增強土壤碳匯（儲碳）之能力，能協助貢獻碳中和目標，具高度實用性與前瞻性。本研究除實驗室（控制組別）試驗確認材料之理論績效，更同時試驗實際受銅與鉛污染土地之土壤試驗，相關成果兼具理論與實務應用之潛力。

本研究重點結論包括：

1. 本研究已進行多種不同複合材料配放測試，並成功找出三種合適之複合材料配比，作為後續吸附效率測試使用。
2. 測試重金屬吸附效率：複合材料編號 A（生物炭：水凝膠配比为 1：1），對於水溶液中 Cu^{2+} 吸附容量為 126 mg/g，去除率可達 94.7%，並於 30 分鐘即可達到吸附平衡；複合材料編號 C（生物炭：水凝膠配比为 2：1），則對於水溶液中 Pb^{2+} 吸附容量約為 118 mg/g，去除率可達 89.0%。
3. 分析重金屬吸附機制：根據 pH 值與 ORP 測量結果，水溶液中的重金屬大多以二價離子形態存在，並未發生沉澱。
4. 最佳複合材料製備方式：複合材料配方於殼聚糖濃度添加建議為 1.0 wt%；而複合材料製備時添加氫氧化鈉，可使銅離子去除率大幅提升，因此建議複合材料製作過程中應添加適量 NaOH。
5. 建立動力學與熱力學模型：針對本計畫開發之三種配方複合材料，分析其在液相試驗吸附銅/鉛離子時，偽二階模型可更好模擬吸附行為，且進行吸附時主要以化學性吸附為主要吸附方式。
6. 進行實際受污染土壤試驗：添加複合材料（配比 100：5）銅離子減少 14.4%，鉛離子減少 10.4%；添加複合材料（配比 100：10）銅離子減少 20.1%，鉛離子減少 24.2%。施用複合材料於污染土壤確實能減少土壤中的銅/鉛離子含量。

本研究計畫未來可進一步應用至國內其他重點區域，例如桃園、彰化、高雄等；同時，基於綜觀且科學性之數據收集與分析，相關成果有利於未來土壤永續韌性整治相關策略研擬與推動之參考依據。



5.6.2 建議

本研究建議未來研究方向包括：

1. 利用受污染土地土壤進行盆栽試驗，觀察複合材料（可考慮純生物炭組、純水凝膠組及複合材料組）對於環境、生物介面及重金屬之互動關係。受污染土壤種類宜可考慮包含 (1) 高於管制標準之農地土壤，耕犁法、客土法之替代工法；(2) 低於管制標準甚至監測標準之農地土壤，雖符合標準但仍可能被植物攝取累積；(3) 灌溉水含微量重金屬長期澆灌可能造成農地土壤重金屬濃度累積上升，並進入植物體。
2. 為進一步評估複合材料表面官能基或鍵結對於重金屬吸附之貢獻，未來可分析水凝膠-生物炭複合材料之特性，例如 FTIR、XPS 等；同時，重金屬與土壤之鍵結型態應會影響溶出，進而導致影響吸附效率，未來可應用序列萃取法（例如 Tessier）進行真實土壤樣本之重金屬型態分析，評估實際應用之可行性。
3. 依據盆栽試驗結果，建立重金屬質量平衡，計算吸附動力常數，並研析吸附機制；同時，研擬可行之資源化複合材料使用於受污染農地之規範。
4. 未來進行複合材料於實際應用時，應需考量到各場域土壤實際情況（例如土壤含水量等）差異，增加模擬各類型場域實際執行情況（例如水田、旱田等）進行測試。



第六章、參考文獻

1. Bian, R., et al., *Copyrolysis of food waste and rice husk to biochar to create a sustainable resource for soil amendment: A pilot-scale case study in Jinhua, China*. Journal of Cleaner Production, 2022. **347**: p. 131269.
2. Lee, J., A.K. Sarmah, and E.E. Kwon, *Chapter 1 - Production and Formation of Biochar*, in *Biochar from Biomass and Waste*, Y.S. Ok, et al., Editors. 2019, Elsevier. p. 3-18.
3. Hassan, M., et al., *Influences of feedstock sources and pyrolysis temperature on the properties of biochar and functionality as adsorbents: A meta-analysis*. Science of The Total Environment, 2020. **744**: p. 140714.
4. Danesh, P., et al., *Biochar Production: Recent Developments, Applications, and challenges*. Fuel, 2022: p. 126889.
5. Zhang, L., et al., *Highly efficient and selective capture of heavy metals by poly(acrylic acid) grafted chitosan and biochar composite for wastewater treatment*. Chemical Engineering Journal, 2019. **378**.
6. Initiative, I.B., *Standardized Product Definition and Product Testing Guidelines for Biochar That Is Used in Soil*. 2015.
7. (EBC), E.B.F., *Guidelines for a Sustainable Production of Biochar*. 2012-2022, European Biochar Foundation (EBC): Arbaz, Switzerland.
8. Flammini, A., et al., *Supply chain uncertainties of small-scale coffee husk-biochar production for activated carbon in Vietnam*. Sustainability, 2020. **12**(19): p. 8069.
9. UNIDO, *Supporting the Adopters of the PPV300 Pyrolysis Technology Strengthen Their Business Cases* 2021.
10. UNIDO, *Market Analysis for biochar from small-scale pyrolysis of agro-waste in Vietnam*. 2021, UNIDO.
11. Zhang, Y., J. Wang, and Y. Feng, *The effects of biochar addition on soil physicochemical properties: A review*. CATENA, 2021. **202**: p. 105284.
12. Gholizadeh, M. and X. Hu, *Removal of heavy metals from soil with biochar composite: A critical review of the mechanism*. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2021. **9**(5): p. 105830.
13. Ye, L., et al., *Biochar effects on crop yields with and without fertilizer: A meta-analysis of field studies using separate controls*. Soil Use and Management, 2020. **36**(1): p. 2-18.



第六章、參考文獻

14. Schmidt, H.P., et al., *Biochar in agriculture—A systematic review of 26 global meta-analyses*. GCB Bioenergy, 2021. **13**(11): p. 1708-1730.
15. Basak, B.B., et al., *Revamping highly weathered soils in the tropics with biochar application: What we know and what is needed*. Sci Total Environ, 2022. **822**: p. 153461.
16. Minx, J.C., et al., *Negative emissions—Part 1: Research landscape and synthesis*. Environmental Research Letters, 2018. **13**(6).
17. Wang, J. and S. Wang, *Preparation, modification and environmental application of biochar: A review*. Journal of Cleaner Production, 2019. **227**: p. 1002-1022.
18. Lehmann, J., *A handful of carbon*. Nature, 2007. **447**(7141): p. 143-4.
19. Feng, Q., et al., *Can deep tillage enhance carbon sequestration in soils? A meta-analysis towards GHG mitigation and sustainable agricultural management*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2020. **133**: p. 110293.
20. Smith, P., *Soil carbon sequestration and biochar as negative emission technologies*. Glob Chang Biol, 2016. **22**(3): p. 1315-24.
21. Qi, L., et al., *Biochar application increased methane emission, soil carbon storage and net ecosystem carbon budget in a 2-year vegetable–rice rotation*. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2020. **292**: p. 106831.
22. Woolf, D., et al., *Greenhouse Gas Inventory Model for Biochar Additions to Soil*. Environmental Science & Technology, 2021. **55**(21): p. 14795-14805.
23. Chiquier, S., et al., *A comparative analysis of the efficiency, timing, and permanence of CO₂ removal pathways*. Energy & Environmental Science, 2022. **15**(10): p. 4389-4403.
24. Hu, Z.-Y., et al., *Multifunctional porous hydrogel with nutrient controlled-release and excellent biodegradation*. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2021. **9**(5): p. 106146.
25. Liu, Y., et al., *Nano-FeS incorporated into stable lignin hydrogel: A novel strategy for cadmium removal from soil*. Environmental Pollution, 2020. **264**: p. 114739.
26. Ghobashy, M.M., et al., *Characterization of Starch-based three components of gamma-ray cross-linked hydrogels to be used as a soil conditioner*. Materials Science and Engineering: B, 2020. **260**: p. 114645.
27. Ahmed, S.F., et al., *Heavy metal toxicity, sources, and remediation techniques for contaminated water and soil*. Environmental Technology & Innovation, 2022. **25**: p.



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

- 102114.
28. Zhou, T., et al., *Simultaneous remediation and fertility improvement of heavy metals contaminated soil by a novel composite hydrogel synthesized from food waste*. Chemosphere, 2021. **275**: p. 129984.
29. Dhiman, J., et al., *Effect of hydrogel based soil amendments on heavy metal uptake by spinach grown with wastewater irrigation*. Journal of Cleaner Production, 2021. **311**: p. 127644.
30. Yazdi, M.K., et al., *Hydrogel membranes: A review*. Materials Science and Engineering: C, 2020. **114**: p. 111023.
31. Jnanesha, A.C., A. Kumar, and R.K. Lal, *Hydrogel application improved growth and yield in Senna (Cassia angustifolia Vahl.)*. Industrial Crops and Products, 2021. **174**: p. 114175.
32. Fennell, E. and J.M. Huyghe, *Chemically Responsive Hydrogel Deformation Mechanics: A Review*. Molecules, 2019. **24**(19).
33. Keshtkar Vanashi, A. and H. Ghasemzadeh, *Copper(II) containing chitosan hydrogel as a heterogeneous Fenton-like catalyst for production of hydroxyl radical: A quantitative study*. International Journal of Biological Macromolecules, 2022. **199**: p. 348-357.
34. Sun, W., H. Ou, and Z. Chen, *Study on Preparation of Chitosan/Polyvinyl Alcohol Aerogel with Graphene-Intercalated Attapulgite(GO-ATP@CS-PVA) and Adsorption Properties of Crystal Violet Dye*. Nanomaterials (Basel), 2022. **12**(22).
35. Yu, X., J. Zhang, and Y. Zheng, *Perchlorate adsorption onto epichlorohydrin crosslinked chitosan hydrogel beads*. Sci Total Environ, 2021. **761**: p. 143236.
36. Wan Ngah, W.S., M.A. Hanafiah, and S.S. Yong, *Adsorption of humic acid from aqueous solutions on crosslinked chitosan-epichlorohydrin beads: kinetics and isotherm studies*. Colloids Surf B Biointerfaces, 2008. **65**(1): p. 18-24.
37. Zhu, H., S. Chen, and Y. Luo, *Adsorption mechanisms of hydrogels for heavy metal and organic dyes removal: A short review*. Journal of Agriculture and Food Research, 2023: p. 100552.
38. Zhang, L. and Y. Guan, *Microbial investigations of new hydrogel-biochar composites as soil amendments for simultaneous nitrogen-use improvement and heavy metal immobilization*. Journal of Hazardous Materials, 2022. **424**: p. 127154.
39. Qin, C.-C., et al., *Ultrahigh water-retention cellulose hydrogels as soil amendments*



第六章、參考文獻

- for early seed germination under harsh conditions*. Journal of Cleaner Production, 2022. **370**: p. 133602.
40. Yang, X., et al., *Source identification and comprehensive apportionment of the accumulation of soil heavy metals by integrating pollution landscapes, pathways, and receptors*. Sci Total Environ, 2021. **786**: p. 147436.
41. Huang, S., et al., *Interactive effects of natural and anthropogenic factors on heterogenetic accumulations of heavy metals in surface soils through geodetector analysis*. Sci Total Environ, 2021. **789**: p. 147937.
42. Babu, M.N., K.K. Sahu, and B.D. Pandey, *Zinc recovery from sphalerite concentrate by direct oxidative leaching with ammonium, sodium and potassium persulphates*. Hydrometallurgy, 2002. **64**(2): p. 119-129.
43. Beverskog, B. and I. Puigdomenech, *Revised Pourbaix Diagrams for Copper at 25 to 300°C*. Journal of The Electrochemical Society, 1997. **144**(10): p. 3476.
44. Lyon, S., *Corrosion of Lead and its Alloys*. Shreir's Corrosion, 2010: p. 2053-2067.



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

第七章、附錄

7.1 審查意見回覆對照

行政院環境保護署「土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案」

☒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	111 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：潘述元	NO：SB1
計畫名稱	生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估		
審查意見		執行單位回覆	
委員一		1. 感謝委員支持。 2. 非常感謝委員建議，遵照辦理。已於計畫書中補充說明使用受污染土地之土壤樣本（主要以銅與鉛污染為主）等規劃內容，詳如表二及第 18-19 頁。	
1. 計畫主持人近年來致力於農業用土地研究，具執行計畫能力。 2. 建議本計畫採取受污染土地的土壤樣本進行分析，其結果將有助於土壤整治之運用。			
委員二		1. 感謝委員支持。 2. 感謝委員支持。 3. 感謝委員建議。	
1. 本研究主題，兼具汙染整治技術開發及碳匯估算，尤其在增強碳匯部分，具有政策重要性。 2. 主持人研究績效良好，對於國際研究掌握佳。研究成果預期可以撰寫期刊文章，並可提供政策參考。 3. 計畫工作量與經費尚稱符合。			
委員三		1. 感謝委員提醒，已於計畫書中補充說明使用受污染土地之土壤樣本（主要以銅與鉛污染為主）規劃與重金屬濃度資訊，詳如表二（重金屬濃度）及第 18-19 頁。 2. 感謝委員提醒，計畫說明書排版已加強。	
1. 有關設置盆栽試驗與土壤性質改善績效評估，本次試驗以配置之重金屬溶液澆灌模擬受污染之土壤，然該模擬方式可能使重金屬污染僅停留於土壤粒子表層，與現地污染之土壤特性有所分別，建議將其納入實驗規劃考量，另建議宜說明重金屬溶液濃度之參考依據，以利相關單位查核。 2. 有關本計畫之計畫說明書，P.24 預計完成工作項目及成本效益之內文因格式排版而有所缺漏，建議宜修正之。			
委員四		1. 感謝委員支持。遵照建議，已於計畫書中加強論述技術未來應用及推廣性（第 24 頁）。本研究除實驗室（控制組別）試驗確認材料之理論績效，更同時試驗實際受銅與鉛污染土地之土壤試驗，相關成果應兼具理論與實務應用之潛力。	
1. 研究主題符合土壤及地下水污染整治基金補助精神、探討課題新穎、整體研究架構明確方法可行、技術未來應用及推廣性應加強。			
委員五		1. 感謝委員支持。	
1. 研究方法規劃詳實，具學術價值。			



第七章、附錄

委員六 1. 「水凝膠」(Hydrogel)雖具有良好之保水性質，後續在土壤中的耐久性應進一步評估。 2. 生物炭的特性分析可進一步評估與重金屬吸附的關係。 3. 建議評估吸附重金屬生物炭，當吸附飽和後如何從土壤中移除。	1. 非常感謝委員建議。遵照委員建議，於計畫書中增加關於評估材料穩定性與耐久性論述（詳如第 20 頁）。本計畫規劃透過材料施加於土壤前與後，分別進行土壤樣本之電子顯微鏡（SEM）鑑定，以判別其在使用後之損耗（耐久）程度。 2. 遵照委員建議，於計畫書中增加關於研析吸附機制之論述（詳如第 23 頁）。本計畫相關試驗材料（包括生物炭、水凝膠及複合材料），將於吸附重金屬前與後進行相關材料鑑定分析，包括能量散射光譜儀分析（EDX）、傅立葉轉換紅外光譜儀分析（FTIR）、X 射線光電子能譜儀分析（XPS）等，以藉此了解材料表面成分元素、官能基種類及元素存在型態等資訊，研析材料與重金屬間之關係及吸附機制。 3. 遵照委員建議，於計畫書中增加關於材料施用考慮之論述（詳如第 21 頁）。事實上，穩定後重金屬於土壤中之宿命相當重要，影響此複合材料施用之作法（例如是否需要將複合材料移除），本研究將於執行過程中持續蒐集相關文獻，並綜合思考材料之最佳使用效益。
委員七 1. 本計畫對於生物炭水膠複合材料之固相吸附機制，以及植物攝取中金屬反應間之競合關係，於實驗規劃過程似仍無法釐清。請進一步評估生物炭材料對土壤重金屬穩定化之機制為何？ 2. 有關增加碳匯之評估方法，宜具體敘明於計畫書，其中至少包括範疇界定、評估方法等；另有關研擬土壤韌性治理策略，計畫書內容相當空泛，無法確認達成之效益。	1. 遵照委員建議，於計畫書中增加關於研析吸附機制之論述（詳如第 23 頁）。本計畫相關試驗材料（包括生物炭、水凝膠及複合材料），將於吸附重金屬前與後進行相關材料鑑定分析，包括能量散射光譜儀分析（EDX）、傅立葉轉換紅外光譜儀分析（FTIR）、X 射線光電子能譜儀分析（XPS）等，以藉此了解材料表面成分元素、官能基種類及元素存在型態等資訊，研析材料與重金屬間之關係及吸附機制。 2. 感謝委員提醒，本研究已於計畫書第 20 頁說明碳匯影響評估之範疇（例如不考慮對土壤二氧化碳排放量影響）與方法（例如使用元素分析儀）；另本研究綜合考慮實際核定經費與執行人力，移除原規劃執行研擬土壤韌性治理策略之項目（因應此工作項目刪減，取消原規劃辦理專家諮詢會議）。
委員八 1. 自我檢核表未蓋章。 2. p.45 人事費用：保險費與退休金計計算金額錯誤。	1. 感謝委員提醒，自我檢核表已蓋章。 2. 感謝委員提醒。保險費與退休金計計算金額僅需考慮主持人與協同主持人費用，已於計畫書中修正相關說明與金額。



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

行政院環境保護署「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	111 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：潘述元 NO：A3	
計畫名稱	生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估		
審查意見		執行單位回覆	
委員一 1. 本計畫建立之製備生物炭水膠複合材料技術及其相對應之土壤碳匯量測，可有效增強土壤碳匯之能力並加速實現淨零減碳目標，具前瞻性，然建議宜針對該技術實際移轉於實場之可行性進行補充說明。 2. 建議宜補充工作進度甘特圖，以利瞭解目前執行進度。 3. 為提升該技術未來應用可行性，建議可針對產業及政策面向進行補充說明，如相關產業合作、技術專利申請以及場址管理策略，有助於評估整體效益及發展價值。 4. 有關資源化複合材料之反應動力學及等溫吸附模型，內文提及將針對其進行初步成本效益分析並研擬複合材料相關使用規範，其是否具相關初步規劃，建議宜補充至內文中，以利瞭解本計畫之執行現況。		1. 謝謝委員肯定，本計畫第一年度目前階段處於材料開發之階段，未來實場應用需考量到各場域的實際情況不同，並應增加模擬各類型場域實際執行情況（例如水田、旱田等）進行測試。 2. 感謝委員提醒，已補充於期末報告中。 3. 感謝委員建議。 4. 感謝委員建議，已補充於期末報告中。	
委員二 1. 本研究開發生物炭-水凝膠複合材料，利用生物炭搭配水凝膠材料，製作成複合材料，進行土壤中重金屬固定或去除，在短時間內降低重金屬之移動性。建議補充說明吸附之重金屬的長期釋出問題。 2. 建議補充說明生物炭搭配水凝膠複合材料在土壤中降解的問題。 3. 生物炭的製備程序會影響生物炭之比表面積、pH 值、孔隙率、穩定性及碳含量等性質。建議探討製備程序的影響因子。 4. 生物炭及水凝膠吸附重金屬的機制主要為吸附、陽離子交換及利用官能基形成錯合物等機制。這些機制通常為可逆程序，建議探討長期穩定吸附的效果。 5. 本研究製作水凝膠-生物炭複合材料配方，使用丙烯酸的目的為何？		1. 感謝委員建議，本計畫第一年度目前階段處於吸附後將複合材料過篩分離。後續會加強實驗探討重金屬從複合材料釋出的問題。 2. 感謝委員建議，本計畫第一年度目前階段處於吸附後將複合材料過篩分離。後續會加強實驗探討複合材料降解之挑戰。 3. 感謝委員建議。本團隊已於期末報告中補充文獻試驗結果，針對不同製備參數進行討論。 4. 感謝委員建議，目前階段處於吸附後將複合材料過篩分離。後續會加強實驗探討複合材料吸附之穩定性的問題。 5. 丙烯酸於製程過程中扮演凝膠結構之交聯劑，可將殼聚醣的多醣鏈鍵結在一起。	



第七章、附錄

委員三 1. 文獻收集具體詳細。實驗流程方法及結果討論說明清晰。執行進度與預定進度查核相符。 2. 受重金屬污染的農地土壤待探討可分三類： (1)高於管制標準之農地，耕犁法、客土法之替代工法。 (2)低於管制標準甚至監測標準的農地土壤，雖然符合標準但仍可能被植物攝取累積。 (3)灌溉水含微量重金屬長期澆灌可能造成農地土壤重金屬濃度累積上升，進入植物體。本計畫之試驗與成果討論建議對應上述三類來評析，更能聚焦本技術之實場運用性。	1. 謝謝委員肯定。 2. 謝謝委員肯定，本計畫第一年度目前階段仍處於材料開發試驗階段。未來將因實場應用會考量到各場域的實際情況不同，需增加模擬各類型場域實際執行情況（例如委員提出的三種農地土壤類型）進行測試。已於期末報告中補充相關論述於建議中。
委員四 本研究製備一生物炭水膠複合材料用於土壤性質改善及增強土壤碳匯，並選定代表作物進行盆栽試驗以評估土壤重金屬吸附及碳匯等功能之績效，同時建立材料反應動力學與等溫吸附模型，最後進行成本效益分析，研擬可行之資源化複合材料使用規範。計畫技術具新穎性及推廣可行性高，同時涵蓋綠色土壤整治、農業廢棄物資源化、土壤碳匯等國際趨勢，協助貢獻我國淨零排放與循環經濟之目標。以下幾點建議供參： 1. 利用生物炭搭配水凝膠材料固定或移除土壤重金屬，是否會因經過長時間風化作用後而再次釋出重金屬至土壤？生物炭雖可增加碳匯，但仍須考量材料對於土壤重金屬的固定時效。 2. 從表七可得知不論是單一金屬或是混合金屬情境下，1%聚殼醣皆具有最高銅及鉛去除率，但此處未標明生物炭水膠複合材之比例。從圖十八與圖二十四可發現生物炭水膠複合材比例對兩種金屬去除率有極大影響，配比為 1:1 及 1:2 時對銅有 94.6% 去除，對鉛僅有 74.3% 及 45%；而配比為 2:1 時對鉛有 89% 去除，對銅僅有 52.1%，由上述結果可得知配方比例也是重要影響因子。如未來須針對混合金屬之污染土壤進行整治，應釐清複合材料對不同金屬之固定及去除機制為何，並針對配方比例的使用上有明確規定及建議。 3. P.14 提及生物炭水膠複合材可改變土壤微生物群落組成、提高生物多樣性，並在生	1. 感謝委員，利用生物炭增加土壤碳匯之方式有封存土壤深處，未來可參考複合材料之吸附重金屬穩定性及長期是否會緩慢釋放，來評估將複合材料深埋於土壤中。遵照您的寶貴建議，已於期末報告中補充相關論述於建議中。 2. 感謝委員建議，本計畫後續實驗部分使用配比為 1:1(在混合金屬之吸附試驗中數值較佳)。未來需針對釐清複合材料對不同金屬之固定及去除機制進行探討，並已於期末報告中補充相關論述於建議中。 3. 感謝委員建議。 4. P.28 及 P.33 文字及數字誤植部分已進行更正，感謝委員建議。



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

物作用影響下使 pH 值升高，促使土壤中重金屬吸附、沉澱或轉化金屬型態，從而達到固定作用。由於單從去除數字 難以判斷重金屬移動性及生物有效性，因此在未來工作中，可多探討重金屬於土壤或複合材料表面上的鍵結 / 結合型態，降低水溶性 / 酸溶性重金屬或轉換為氧化態 / 殘渣態重金屬均對固定作用有一定程度貢獻。 4. 文字誤植部分：P.28 表六中的編號 B 配比應更正為 1:2，C 配比更正為 2:1，其編號與比例才能跟後續章節(5.2.1 & 5.2.2)對應；P.33 內文圖二十七應為鉛離子，且數值與圖二十七中不符，請重新檢視修正之。	
委員五 1. 請確認水溶液試驗(P.19)為 10 或 12 小時。結果之圖例請調整位置，以利閱讀。 2. 配方比 1-2 之 pH 達 7.5 左右(圖二十六)，與銅之結果不同，而圖二十九鈉與鉛之間，並非 100%互補(與銅亦不同)，請於後續報告中加以解釋。生物炭製備流程亦請加入。 3. 受污染土壤之銅濃度高達 2940mg/kg，小白菜有可能無法生長，如發生上述情形將如何調整?不同農地之土壤性質可能差異大，將如何評估性質差異對複合材料成效之影響? 4. 專案基本資料表未簽名。	1. 感謝委員建議，已進行更正。 2. 鈉與重金屬的消長關係，將利用鑑定與文獻回顧的方式補充在報告中；另外，生物炭製備程序已補充於期末報告中。 3. 感謝委員提醒，會先進行污染土壤之作物預種植，確認是否可成長。未來會增加模擬各類型場域實際執行情況進行測試。 4. 感謝委員提醒。
委員六 1. 「韌性整治」一詞據瞭解係因應極端氣候衝擊而發展的整治措施，請釐清本計畫所稱「韌性整治」是否符合這個原則？或者符合另外具公信力文獻資料的原則。 2. P7 第 3 行「透過陽離子交換，將鉛離子共沉澱在其表面」，請釐清係屬離子交換或共沉澱反應？ 3. P20 第 2 行以 EDTA 進行脫附一節，因為 EDTA 是一強錯合劑，利用其進行脫附是否相似於自然狀況？ 4. P20 填用土壤方式包含(1)及(2)，請釐清係以兩步驟製備土壤或製備兩種土壤？ 5. P20 及 P21「硝化」一詞，請釐清是否與微波消化不同？ 6. P21「肥料樣品」是以固態或液態添加？ 7. P22 圖 14 係指針對污染場址或盆栽進行混樣(3 樣混為 1 樣)或分 3 次採樣？若是 3 次，則採樣時間點分別是何時？另 NIEA	1. 感謝委員提醒，綠色永續韌性整治是因應氣候變遷，還需要為我們的土壤及地下水進行超前部署。本計畫除改善土壤重金屬污染問題之外，欲發展新穎複合材料增加土壤碳匯。 2. 感謝委員建議，兩者都會發生，會因生物炭上的官能基團有發生離子交換或是共沉澱反應，文句表達上已再修飾。 3. 考量到 EDTA 脫附乃一極端狀況，本實驗改以 DI 水進行脫附試驗，感謝委員建議。 4. 此為兩部步驟製備土壤，步驟(1)為製作含有重金屬的土壤，此步驟也可以直接置換成已受污染的場址之土壤；步驟(2)是將步驟(1)的土壤與複合材料依重量比例混合。 5. P20 及 P21 之硝化乃文字誤植，已更正於報告中，感謝委員意見。 6. 此處指的是固態化學肥料。 7. 感謝委員提醒，已修正方法編號。使用污染場域之土壤進行置於一個盆栽種植，將盆栽



第七章、附錄

S102.63B 已廢止，另有新版。 8. 第五章各圖中配方 B 均為 2 條曲線，請說明如何對應表六內容？. 9. 請補充進度甘特圖。	區分成 9 個區塊，分三個時間段(種植前中後期)。 8. 感謝委員提醒，已調整圖片配置和配色，以免造成委員的誤會。 9. 感謝委員提醒，已補充於期末報告中。
---	---



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

行政院環境保護署「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	111 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：潘述元	NO：A3
計畫名稱	生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估		
審查意見		執行單位回覆	
委員一			
1. 本研究計畫擬開發「生物炭-水凝膠複合材料」，利用生物炭之高穩定結構性質作為基質，搭配具有三維交聯結構之水凝膠材料，製作成一複合材料，進行土壤中重金屬固定或去除。同時針對土壤碳匯變化進行評估，以用於確認施用於土壤之生物炭可實現土壤碳儲存之目的，同時提升土壤之健康程度，減少營養鹽流失到其他環境介面之強度。已具體說明執行之研究流程及方法，且文獻回顧具完整性。		1. 謝謝委員肯定。	
2. 本計畫無執行進度落後，然而在執行時程規劃查核點未有評估對土壤碳匯影響，建議納入查核點說明。		2. 感謝委員提醒，已補充於期末報告定稿中。	
3. 研究內容規劃於施用複合材料前後，在不考慮對土壤二氧化碳排放量之影響下，分別針對土壤中碳含量進行分析，計算土壤碳含量改變與影響，結果討論並未針對此說明，建議強化說明之。		3. 感謝委員建議。遵照辦理，已補充關於土壤碳含量分析數據於期末報告定稿中，詳見第 5.4 節（表二十四），並同步更新摘要內容關於土壤碳儲存含量變化。	
4. 本研究計畫截至期末報告初稿繳交時已投稿 2 篇，國內研討會論文並準備投稿 1 篇國外期刊論文。		4. 謝謝委員肯定。本計畫於期末報告（定稿本）提送時已再投稿另一篇論文於國際研討會。	
5. 本研究計畫擬開發新穎生物炭水凝膠複合材料，以我國農業剩餘資材（例如稻殼、稻稈）做為原料，建立本土資源化複合材料製備程序。評估複合材料對於實際受污染土壤重金屬吸附之績效，並鑑別材料關鍵物化性質與土壤重要功能之關聯性。未來可應用於我國受重金屬污染較高潛勢之農地，達到源頭預防之功能，避免作物生長因突發事件重金屬污染造成衝擊。		5. 謝謝委員肯定。本計畫第一年度目前階段處於材料開發之階段，未來實場應用需考量到各場域的實際情況不同，並應增加模擬各類型場域實際執行情況（例如水田、旱田等）進行測試。依據您寶貴建議，已將未來實際試驗考量納入本報告建議中，詳見第 5.6.2 節。	



第七章、附錄

委員二 1. 本案擬開發新穎生物炭水凝膠複合材料，實驗結果顯示，複合材料對於重金屬的吸附可以有助益。 2. 實驗結果顯示，新穎複合材附對於水溶液中 Cu^{2+} 之去除效率至少可達 94.7%；對於水溶液中 Pb^{2+} 之去除效率可達 73~89%。行實際受污染土壤試驗結果顯示：添加複合材料（配比 100:5）銅離子減少 14.4%，鉛離子減少 10.4%；添加複合材料（配比 100:10）銅離子減少 20.1%，鉛離子減少 24.2%。建議補充說明污染土壤的重金屬去除率遠低於水溶液去除效率的主要原因。 3. 建議補充水凝膠可實現土壤營養鹽與水分保持之功能之相關數據。 4. 建議補充生物炭之比表面積、pH 值、孔隙率、穩定性及碳含量等性質。 5. 圖 30 及 31，吸附效率增加，為何導電率會增加。 6. 建議探討複合材料的使用壽命。	1. 謝謝委員肯定。 2. 感謝委員提醒。本研究開發之複合材料於吸附水中重金屬之效率高，然實際受污染土壤中之重金屬釋放到水體中速率緩慢，使得需要累積吸附耗時長。因此，計算複合材料於實際土壤樣本中之最佳施用比例（本研究僅測試 0%、5% 及 10%）及其最大吸附量，並建立實際土壤之吸附動力學模型，為未來重要研究目標。相關論述已補充於期末報告定稿本中，詳見第 5.6.2 節。 3. 感謝委員指導。已於期末報告中補充相關論述，詳見第 3.2.2 節與第 3.3 節關於水凝膠於土壤營養鹽與水分保持功能之論述。 4. 感謝委員建議。已於期末報告中補充生物炭之 pH 值、密度與元素含量分析數據（包含碳含量），詳見第 5.1 節；同時，已補充關於土壤碳含量分析數據於第 5.4 節（表二十四）；然而，其餘分析項目送樣分析時程長於期末報告修正允許之時程，因此，相關分析數據包括比表面積、孔隙率及穩定性等，將會納入本計畫準備投稿國外 SCI 期刊論文中，待論文發表後再另函文提送署內備查。 5. 感謝委員建議。此現象主要係因複合材料中之生物炭，透過陽離子交換將重金屬吸附並固定之，會使導電度些微上升。此類被釋放之離子相較於重金屬，屬於對於作物有益之微量營養元素，可做土壤性質改良功能。 6. 感謝委員建議。本計畫已補充相關資訊於期末報告中，詳見第 3.3 節。
委員三 本計畫擬開發生物炭-水凝膠複合材料，製作成一複合材料，進行土壤中重金屬固定或去除。本研究預期效益包含利用此複合材料來減低重金屬於土壤中移動之能力；增進土壤營養鹽與水分保持之功能，減少農業非點源污染，以及材料中將生物炭作為一儲碳媒介，增強土壤碳匯量。 1. 期末報告對水凝膠之研究成果收集及討論具體詳細，篇幅佔期末報告將近 50%，此部分成果符合 4 項計畫目標(報告書第 3 頁)之第一項。 2. 建議再強化計畫目標(報告書第 3 頁)之第 2-4 項及圖 19 計畫執行架構中所有分項研究項目之實驗結果說明與討論。 3. 期末報告試驗成果主要是水相中生物炭-水凝膠複合材料與重金屬吸附模式、動力學等	1. 謝謝委員肯定。 2. 感謝委員提醒，已強化各項工作之說明與討論，並於期末報告中增加執行對照說明（表十一），詳如第 4.5.2 節所示。 3. 感謝委員建議，已補充相關論述於期末報告中。根據 pH-ORP 分析，吸附過程並未能發生沉澱反應，因此推測複合材料於土壤重金屬去除機制主要為化學吸附及陽離子交換，而此土壤吸附重金屬之速率主要取決於重金屬釋放到土壤水體之速率，並與複合材料之吸附容量及吸附速率相關；相關論述已補充於第 5.2.2 節。此外，期末報告新增第 5.5 節，將所得試驗成果綜合彙整，研析其於實際使用之原則。 4. 感激委員提醒，以於期末報告定稿本中補充相關論述，詳見第 5.1 節。此三種配比为參考



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

之探討，建議增加這些水相吸附成果應用於土壤重金屬管理之剖析，以提升本研究之實場運用性。 4. 表 12 研究測試 3 種生物炭-水凝膠複合材料製作配方，此三種配方之測試配方是源自文獻或是實驗室先前研究?建議說明。 5. 圖 31 及圖 35 顯示僅有 BC 對 Cu 及 Pb 之吸附偏低，但生物炭-水凝膠複合材料對 Cu、Pb 之吸附顯著提升，是水凝膠之吸附?還是生物炭-水凝膠複合作用?使否有單獨水凝膠之試驗組數據? 6. 實際受污染土壤吸附實驗，分析添加生物炭-水凝膠複合材料吸附後土壤殘留之 Cu、PB、Zn 濃度，有部分去除，是否有生物炭-水凝膠複合材料中 Cu、PB、Zn 之濃度測值，以確認土壤減少之重金屬移轉至生物炭-水凝膠複合材料中(質量平衡)。 7. 用於實場，需要反應槽才能達到 soil slurry(圖 44)之樣態，所以土壤含水率是否會影響? 8. 額外測試作物(小白菜)萌芽率可初步提供生物炭-水凝膠複合材料之運用性，是否有對照組(不添加)之照片。	過去文獻後比較不同配比之吸附效率所設計(補充於表十三之註腳)，非本團隊先前研究；然而，此材料設計配比未達最佳設計，未來宜透過完善實驗設計，確認最佳配方。 5. 感謝委員建議。本計畫今年度工作規劃時，未針對單獨水凝膠合成實驗進行投入，亦未能進行單獨水凝膠之相關吸附測試。已納入未來建議中，詳見第 5.6.2 節。 6. 感謝委員提醒。本計畫於吸附容量計算係依據質量平衡進行，假設水溶液中減少之重金屬重量，反推被複合材料吸附之重量，據以換算複合材料之單位吸附容量。依據您寶貴建議，本計畫亦已將質量平衡與質量傳輸等項目納入未來建議中，做為持續進行之工作，詳見第 5.6.2 節。 7. 感謝委員提醒。因為複合材料需要有水的情況下才有吸附效用，故土壤含水率非常重要，適合應用於水田。相關論述已補充於第 5.6.2 節。 8. 感謝委員建議。本計畫已補充進行不添加測試，並同步進行水稻盆栽試驗；然而，此補充試驗時程皆長於期末報告修正允許之時程，因此，相關試驗成果將會納入本計畫準備投稿國外 SCI 期刊論文(規劃將照片放入 SCI 論文之補充 SI 資料)中，待論文發表後再另函文提送署內備查。
委員四 1. 此複合材料可吸附重金屬，但要用於增加土壤碳匯，則需要脫附之後才能使用，並未見碳匯之相關內容。參考文獻 5 之引用有誤。 2. biochar 列出 Test Category A 之分析項目，但 biochar 卻未進行所有項目之分析，請說明。 3. 報告中多次提到添加水之體積，例如 50ml(P.35)，加入之後 soil-water poterital 為何? 4. 加入 Na,K,Ca 之濃度相同(P.37)，似乎與真實環境不一致，且未見這些離子共存會造成的影響為何。 5. pH 及 EC 上升(P.45)，其原因未說明，複合材料可能會釋出那些離子? 6. 利用 0.5mm 篩網分離複合材料及 soil，但 sand 之粒徑(2~0.05mm)也在此範圍，如何分離? 7. 是否有小白菜發芽率之相關 data?此試驗所使用 biochar 與複合材料之混合比例?	1. 感謝委員提醒，文獻引用已修正，並已補充關於土壤碳含量分析數據於第 5.4 節(表二十四)。關於脫附試驗之說明，初步已補充於本報告第 3.3 節，並納入未來建議於增加碳匯之相關研究。 2. 感謝委員提醒，已將生物炭進行相關分析，包括 pH 值、密度、元素分析及總有機碳(TOC)分析，相關數據詳見第 5.1 節。其餘分析項目送樣分析時程長於期末報告修正允許之時程，因此，相關分析數據包括比表面積、孔隙率及穩定性等，將會納入本計畫準備投稿國外 SCI 期刊論文中，待論文發表後再另函文提送署內備查。 3. 感謝委員提醒。此重要指標(例如土壤含水率)確實會影響吸附效率及複合材料最大吸附容量，依據您寶貴建議，已將此列入未來建議，詳見第 5.6.2 節。 4. 感謝委員建議，主要是要測試在一般土壤中水體或逕流水常見陽離子(Na^+、K^+、Ca^{2+})是否會影響吸附效率，後續會更傾向配製接



第七章、附錄

	近真實環境情況的水體做後續研究之背景干擾測試。已於期末報告定稿本中，補充相關論述於第 3.3 節。 5. 感謝委員提醒。此現象主要係因複合材料中之生物炭，透過陽離子交換將重金屬吸附並固定之，會使導電度些微上升。此類被釋放之離子相較於重金屬，屬於對於作物有益之微量營養元素，可做土壤性質改良功能。相關論述已補充於期末報告第 5.2 節。 6. 感謝委員提醒。本計畫於土壤試驗之樣本，於吸附試驗進行前先進行過篩，將土壤粒徑控制在 0.25 mm 以下，因此能透過此方式分離複合材料。 7. 感謝委員提醒。此試驗之複合材料配比為 1:1 配比（生物炭：殼聚醣），而實際受污染土壤樣本添加複合材料比例為 100：10（已補充於表二十四）。
委員五 1. 文獻回顧內容蒐集完整，透過建立生物炭水凝膠材料對銅、鉛離子的吸附動力學與熱力學模型，評估其穩定重金屬的性能，同時使用實際污染土壤進行測試，其研究成果具實場應用價值。 2. 水凝膠具有高度親水性官能基，建議未來可分析水凝膠生物炭的特性如 FTIR,XPS 等，以評估表面的官能基或鍵結對於重金屬吸附的貢獻。 3. 水凝膠生物炭若為現地處理方式的一種，建議可補充後續對於材料吸附飽和後，將如何進行分離或處置方式。 4. 5.2.1&5.2.2 章節進行水相溶液重金屬吸附試驗，結果顯示銅離子及鉛離子吸附效果良好（126mg/g 及 118mg/g），然而對照表 21 卻發現對土壤重金屬含量去除似乎有限，推測重金屬與土壤的鍵結型態會影響溶出，進而導致吸附的效果較差。因此，有可能實際溶出金屬量不多，仍多是以氧化物或碳酸鹽結合態存在，若是上述的情況，以水凝膠生物炭吸附土壤重金屬方式似乎不算可行，建議可用序列萃取法(Tessier 或 BCR)進行真實土壤樣本的重金屬型態分析，以評估未來實際應用的可行性。 5. 研究計畫目的、架構、材料方法所提及的部分工作項目並未出現在期末報告結果中，如：水凝膠生物炭的材料鑑定分析、材料耐久性、水溶液試驗的重金屬脫附率、共離子吸	1. 謝謝委員肯定。 2. 感謝委員提醒，已納入未來建議中，詳見第 5.6.2 節。 3. 感謝委員建議。使用複合材料整治實際受污染土壤以現地處理或離地處理應考量整體成本，離地處理雖可避免污染擴散等疑慮，但成本會較現地處理高。 4. 感謝委員建議，已納入未來建議中，詳見第 5.6.2 節。 5. 感謝委員提醒。已根據實際執行之工作項目修正實驗方法，詳見第四章內容。



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

附影響、碳匯量、土壤基本性質分析、初步成本效益分析、研擬材料的施用標準等。建議可針對計畫主軸再次評估其工作項目之必要性，並針對內文進行修正。	
委員六 1. 本計畫複合材料在製備過程中有使用去離子沖洗，請問是否有資料顯示複合材料成品與去離子水混合後的酸鹼度？ 2. 實際受污染土壤與複合材料混合後可以增加去除土壤大約 11%的銅，20%的鉛，及 10%個鋅，請問可能的去除機制是哪些？提高去除率的做法有哪些？ 3. 複合材料在製備過程中有使用酸性溶液，請問如果不使用去離子水沖洗，是否可能增加土壤重金屬的去除率？是否可能有副作用？ 4. 使用複合材料整治實際受污染土壤，請問是以現地處理還是離地處理較好？現地處理要注意哪些事情以免造成污染擴散？	1. 感謝委員建議，已補充相關論述於期末報告中。本研究於複合材料製成過程會使用去離子水及酒精清洗數次（3 次以上），將複合材料放在純水中，測其 pH 值在 5~6 之間。相關論述已補充於第 5.1.3 節。 2. 根據 pH-ORP 分析，吸附過程並未能發生沉澱反應，因此推測複合材料於土壤重金屬去除機制主要為化學吸附及陽離子交換，而此土壤吸附重金屬之速率主要取決於重金屬釋放到土壤水體之速率，並與複合材料之吸附容量及吸附速率相關。相關論述已補充於第 5.2.2 節。 3. 感謝委員建議。根據本計畫試驗結果，若不使用去離子水沖洗，會使複合材料之酸鹼值偏低（酸），因此於施用土壤時恐使得土壤酸鹼值下降，不利於作物生長。因此，仍建議於施用土壤前，仍需使用離子水沖洗複合材料。 4. 感謝委員建議。使用複合材料整治實際受污染土壤以現地處理或離地處理應考量整體成本，離地處理雖可避免污染擴散等疑慮，但成本會較現地處理高。



7.2 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欄位中。

(一) 學術面

項目 \ 目標達成程度			申請 預估數	期中 達成數	期末 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)
A 學術產 出及活 動	1.國內投稿 (篇數)	(1)論文	0	0	0		
		(2)研討會論文	1	1	2		
	2.國外投稿 (篇數)	(1)期刊論文	1	0	0		準備投稿
		(2)國際研討會 論文發表	1	1	1		
	3.報告 (篇數)	(1)技術報告	0	0	0		
		(2)研究報告	0	0	0		
	4.專著 (本數)		0	0	0		
	5.辦理學術 會議(場數)	(1)研討/說明會	0	0	0		
		(2)成果發表會	0	0	0		
		(3)論壇	0	0	0		
	6.研發改良 技術(項數)	(1)已開發技術	0	0	0		
		(2)技術平台	0	0	0		
B 人才 培育	7.研發人員 (人數)	(1)碩士	1	2	2		
		(2)博士	2	3	3		
	8.研究團隊 (個數)	(1)跨領域團隊	0	0	0		
		(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		
9.其他指標 (請自行命名)		(請自填)	無	無	無		



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

(二) 產業面

項目			目標達成程度	申請 預估數	期中 達成數	期末 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	發明	0	0	0		
		核	新型/設計	0	0	0		
		准	合計	0	0	0		
		申	發明	0	0	0		
		請	新型/設計	0	0	0		
		中	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		



第七章、附錄

目標達成程度 項目		申請 預估數	期中 達成數	期末 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)
9.其他指標 (請自行命名)	(請自填)	無	無	無		



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

(三) 政策面

目標達成程度			申請預 估數	期中 達成數	期末 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)	無	無	無		



7.3 研究成果對本署政策推動之助益

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. 投稿國外 SCI 等級期刊論文 1 篇、國際研討會發表論文 1 篇、國內研討會發表論文 2 篇。
2. 培育 2 名碩士生、3 名博士生。
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. 開發 1 種製備生物炭水膠複合材料之方法。
2. 配合參與相關成果活動及填報研究績效與專利研發追蹤調查表。
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、污染查核、場址管理等政策及法規研訂之參考)
1. 增進土壤碳匯量測方法論與執行作為挑戰之瞭解，對我國負碳技術驗證有正面的助益。



生物炭水膠複合材料於穩定土壤重金屬與增強碳匯之績效評估

7.4 主要研究人力

姓名	服務機構/系所	職稱	在本研究專案內擔任之 具體工作性質、項目及 範圍	執行期間
潘述元	國立臺灣大學 生工系	助理教授	專案主持人，負責計畫推 動、督導、執行、管理、 成果報告	111/9/1~112/8/31
范致豪	國立臺灣大學 生工系	教授	協同主持人，負責協助計 畫督導、執行、數據分析	111/9/1~112/8/31
何恭慧	國立臺灣大學 生工系	博士研究生	兼任人員，負責樣品分析	111/9/1~112/8/31
艾晚霞	國立臺灣大學 生工系	博士研究生	兼任人員，負責報告撰寫	111/9/1~111/12/31
林冠廷	國立臺灣大學 生工系	博士研究生	兼任人員，負責報告撰寫	111/9/1~111/12/31
王力寬	國立臺灣大學 生工系	碩士研究生	兼任人員，負責樣品分析	111/9/1~112/6/30
林德楷	國立臺灣大學 生工系	碩士研究生	兼任人員，負責報告撰寫	111/9/1~111/12/31