


# 行政院環境保護署

105 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

## 以植物復育整治受汞污染土壤之可行性 研究

期末報告(定稿本)

主辦單位：  行政院環境保護署  
專案執行單位： 國立中山大學／水資源研究中心  
專案主持人： 楊磊 教授  
專案執行期間： 104 年 11 月 17 日起至  
105 年 11 月 16 日止

中 華 民 國 105 年 12 月 印製

# 「105 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」

☒修正計畫書    ☐期中報告    ☐期末報告    審查意見回覆對照表

計畫年度	105 年度	專案類型	<input checked="" type="checkbox"/> 研究專案 <input type="checkbox"/> 模場試驗	
計畫主持人	楊磊	研究類別	<input checked="" type="checkbox"/> 整治 <input type="checkbox"/> 評估 <input type="checkbox"/> 預防 <input type="checkbox"/> 自訂	
計畫名稱	以植物復育整治受汞污染土壤之可行性研究			
專案連絡人	洪一華	連絡專線	0973-896526	
政策性審查意見		計畫單位回覆		
1. 請依專案計畫書標準格式撰寫，勿刪除表單及格式，各項次說明或表格勿跨頁。		1. 感謝 貴署提醒，遵照辦理。		
2. 人事經費專任助理勞保費應依附表 2-2 更正。		2. 感謝 貴署提醒，已修訂於計畫書「人事費用」。		
3. 「貴重儀器使用費」應依單位、數量詳細填寫。		3. 感謝 貴署提醒，已修訂於計畫書「貴重儀器使用含維護費」。		
4. 「消耗性器材及主要費用」編列之出席費（技術諮詢）應於備註欄詳細說明及如何用於本計畫研究流程或工作項目中，若無則不應編列。		4. 感謝 貴署提醒，遵照辦理。		
5. 依本屆管考報告書提送需求，報告印刷數量應為 60 本，請更正。		5. 感謝 貴署提醒，遵照辦理。		
6. 差旅費請依據行政院 103 年 7 月 7 日公告之「國內出差旅費報支要點」編列。		6. 感謝 貴署提醒，遵照辦理。		
7. 如編列參加成果發表會之相關費用，單據日期需於計畫執行期程內，始得核銷。		7. 感謝 貴署提醒，遵照辦理。		
8. 本計畫經費編列如有浮編不實之虞，期末檢具核銷審查未通過，將扣除該編列款項，不予以補助（或追繳）。		8. 感謝 貴署提醒，遵照辦理。		

技術性審查意見	計畫單位回覆
<b>委員 1</b>	
1. 本計畫擬選用六種台灣原生種濱海植物測試其自汞污染土壤移除汞之能力，未有任何文獻及理論依據，支持選取這些植物來做測試，所以其可行性並無法預期。	1. 感謝委員指教，雖在國內外文獻回顧尚未發現前人研究濱海植物從土壤移除汞之案例佐證，但國內工業重地多處於西部濱海，故選用污染場址鄰近之本土原生濱海種作為測試評估，本計畫將會持續蒐集國內外文獻及專利進行可行性評估研究。
2. 測試之土壤只取自南部某工廠汞污染之土壤，土壤性質以及汞濃度均會影響到處理結果，應測試不同性質和濃度汞污染土壤之處理效果。	2. 感謝委員指教，將納入土壤性質及汞濃度本計畫之實驗，並評估不同土壤汞濃度與植物進行測試，選擇最適合處理汞污染土壤去除效果之參數，提升去除效率以達處理標準。
<b>委員 2</b>	
1. 本計畫以植物復育整治遭受汞污染土壤，利用植物吸收、固定以及轉化分解土壤中的汞污染物，本計畫評估選用六種台灣原生種濱海植物，進行植物耐受性測試及污染物去除效率的評估；評估各類植物與其部位吸收總汞之生物可累積量，探討含汞量較高植物及評估整治效益與成本。	1. 感謝委員支持，本團隊將努力達成計畫目標。
2. 主持人曾參與相關濕地及植生復育計畫，其經驗可勝任本計畫之執行。此外，本計畫之成果對綠色整治之推動應有助益。	2. 感謝委員肯定，本計畫所使用之方法比其他物理、化學整治方法較為低耗能、低排碳，冀能朝向綠色整治之目標。

3. 研究方法及步驟之可行性，惟本計畫對未來含汞污染場址之應用性需再評估。	3. 感謝委員指教，本計畫將對於土壤及地下水污染整治基金管理會列管場址進行場址及未被列管之場址，分析土壤之高中試驗組一，進行深入評估具有潛力的汞污染場址。
<b>委員 3</b>	
1. 符合專案徵求項目，農地複合式或創新性污染整治技術。	1. 感謝委員肯定。
2. 研究流程適當、研究內容充分。	2. 感謝委員肯定。
3. 請說明研究流程與文獻之關聯性，六種植物之獲選原則，是否有相關文獻，支持本研究理論。	3. 感謝委員提醒，雖在國內外文獻回顧尚未發現前人研究濱海植物從土壤移除汞之案例佐證，但國內工業重地多處於西部濱海，故選用污染場址鄰近之本土原生濱海種作為測試評估，本計畫將會持續蒐集國內外文獻及專利進行可行性評估研究。
4. 請說明盆栽、氣密試驗與未來現地應用實地操作條件的可行性。	4. 感謝委員指教，本實驗氣密盆栽試驗，其目的為評估植物累積性及耐受性，針對未來現地應用的可行性，本團隊冀能篩選出具有吸汞能力且不逸散之植物種。
<b>委員 4</b>	
1. 前人研究寫太多，宜加強計畫內容。	1. 感謝委員指教，本計畫針對不足之內容進行加強。
2. 選擇六種植物之理由為何？為何會吸收汞？證據不足又說可以隨時換？	2. 感謝委員提醒，雖在國內外文獻回顧尚未發現前人研究濱海植物從土壤移除汞之案例佐證，但國內工業重地多處於西部濱海，故選用污染場址鄰近之本土原生濱海種作為測試評估，本計畫將會持續蒐集國內外文獻及專利進行可行性評估研究。

3. 植生復育試驗設計不清楚，如使用何種土壤？汞濃度設計多少？如何採樣？進行哪些植物生長特性之記錄與汞分析？未做對照組？如何評估吸收汞效益？研究方法與步驟宜重新改寫。	3. 感謝委員指教，本計畫將整治中試驗組一之土壤，採用不同汞濃度土壤與空白組作為對照，且定時分析及紀錄植物之根、莖、葉、土壤及水的汞濃度分布，以評估整體吸收汞效益。
4. 研究目的宜更具體化，目前寫得太寬廣、太大。	4. 感謝委員指教，將修訂於計畫書「研究目的」。
5. 消耗性器材費編列 96 萬元，屬浮編。	5. 感謝委員提醒，將修訂於計畫書「消耗性器材及主要費用」。
<b>委員 5</b>	
1. 原計畫書中說明：“…國內於植生復育著墨較少…” ，可能誤解，國內已有頗多的植生復育研究，建議彙整國內相關經驗。	1. 感謝委員指教，本計畫將會持續蒐集國內外文獻及專利進行彙整與可行性評估研究，請詳見計畫書之文獻回顧「文內外相關執行情形」。
2. 國內植生復育實場經驗顯示的限制因子建議彙整，再評估本計畫所能克服的實際可行策略，是否確能克服相關的限制因子？	2. 感謝委員指教，本計畫乃於報告中考慮以下植生復育實場限制因子，提出可能解決之策略。 (1) 處理污染被限制為淺層土壤 (2) 植物吸收污染物同時可能形成有毒植物 (3) 季節性的限制 (4) 污染可能從土壤轉移至空氣 (5) 有污染濃度之限制
3. 中石化已有類似經驗，建議評估其成效（中石化的實務成效顯示，汞污染的植生復育並不具體可行）。	3. 感謝委員指教，中石化實務成效顯示乃為微觀基礎理論，本計畫為巨觀且考量過去前人研究顯示結果，植物復育乃有整治汞污染土壤之成效。
4. 建議評估是否可能有甲基汞的生成？（植生條件下是否有利於甲基汞的生成？）	4. 感謝委員指教，本計畫研究先探討總汞、植物耐受性與植物累積性。

<p>5. 土壤中的汞經此轉移後的去處？ 是否更易有二次污染的可能？建議評估。</p>	<p>5. 感謝委員指教，本實驗氣密盆栽試驗，其目的為評估植物累積性及耐受性，針對未來現地應用的可行性，本團隊冀能篩選出具有吸汞能力且不逸散之植物種。而土壤中的汞污染轉移去處如下：</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>(1) 吸附在根的表面</li> <li>(2) 透過根部細胞膜進入到根細胞中</li> <li>(3) 被根吸收且經由植物生理機能作用，儲存在液泡</li> <li>(4) 部分金屬被根吸收且經由植物生理機能作用，將其儲存在液泡</li> <li>(5) 最後經由植物之轉移作用，傳輸至植物地上部（莖及葉）</li> </ul>
<p>6. 人事與耗材費編列過高。</p>	<p>6. 感謝委員提醒，將修改於計畫書。</p>
<p>7. 專任助理：聘請專任助理較不具培育學生參與土水計畫的意義。</p>	<p>7. 國內土污基金乃向產業徵收得之不易，且本計畫具相當危險性，若僅學生參與，其品質與安全堪慮，亦須借助學有專精之資深專業人士傾囊相授，始為本案執行之高效益。</p>
<p>綜合性審查意見</p>	<p>計畫單位回覆</p>
<p>原則同意所送計畫，請依審查意見提送修正計畫書。</p>	<p>敬悉。</p>

# 「105 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」

☐修正計畫書 ☒期中報告

☐期末報告

審查意見回覆對照表

計畫年度	105 年度	專案類型	<input checked="" type="checkbox"/> 研究專案 <input type="checkbox"/> 模場試驗	
計畫主持人	楊磊	研究類別	<input checked="" type="checkbox"/> 整治 <input type="checkbox"/> 評估 <input type="checkbox"/> 預防 <input type="checkbox"/> 自訂	
計畫名稱	以植物復育整治受汞污染土壤之可行性研究			
專案連絡人	洪一華	連絡專線	0973-896526	
技術性審查意見		計畫單位回覆		
委員 1				
1. 供試土壤 pH 8.6 (pH 太高), 較不具代表性; 建議能選用其他較具代表性之土壤來測試。		1. 感謝委員指教, 本研究目的針對西南部污染場址之中試驗組一汞土, 進一步探討以六種濱海植物對汞污染土壤去除之關係。因此選用西南部污染場址之中試驗組一汞土作為測試, 由於污染廠址位於沿海地帶, 鹽份滲透使得土壤 pH 較高, 藉此土壤條件以評估此技術未來在實場應用之可行性。		
2. 汞是否造成供試植物之毒害, 應提供植物之乾重 (報告中只提供株高和葉片數) 來做比較和說明。		2. 感謝委員提醒, 本研究將針對不足之內容進行加強。實驗於第二階段之耐受性試驗時, 六種植物皆無明顯枯萎現象, 短期內尚無法觀察出結果, 將於期末報告中說明。另外將針對植物對汞之總吸收量 (植體汞濃度乘以植體之乾重) 進行補充說明。		
3. 因汞可能造成植物生質量降低之濃縮效應, 使得植物體內汞之濃度提升; 若要估算植生萃取土壤汞的量, 應計算植物汞之總吸收量 (植體汞濃度乘以植體之乾重)。		3. 感謝委員提醒, 本研究將針對植物對汞之總吸收量 (植體汞濃度乘以植體之乾重) 進行補充說明。		
4. 應整體評估植生萃取移除土壤汞之效率, 及降低至土壤污染管制標準以下所需之時間, 以評估所研發植生復育技術之可行性。		4. 感謝委員指教, 本研究其目的為評估植物累積性及耐受性, 針對未來現地應用的可行性, 本團隊冀能篩選出具有吸汞能力且不逸散之植物種。由於污染廠址供應之土壤濃度具有不均質性, 且植物		

	<p>若與原始土壤分離將會降低存活率等問題，故在盆栽內攪拌土壤過程中，造成實驗先天條件無法控制，因此每盆土壤初濃度無法取得標準，故無法得知土壤降解率及所需時間，本試驗仍須測得土壤最終汞濃度，僅能說明實驗結束後將植物移除的土壤濃度，因此只能表示在某個濃度下植物生長狀態及吸收汞的量，評估其植物復育可行性。</p>
<b>委員 2</b>	
1. 本研究之目的主要是利用植物復育技術處理受汞污染之土壤，所試驗之六種植物為白茅、蘆葦、蘆竹、水黃皮、五節芒、甜根子草。	1. 感謝委員肯定。
2. 建議針對操作成本進行評估，並和目前使用方法比較。	2. 感謝委員提醒，若是與其他降解汞污染土壤技術之成本比較，本試驗之操作成本相對較低且美化環境，具有節能減碳等優點。若是與其他植物復育技術比較，計畫書於植物復育技術成本分析中有提到目前國內對於可累積試驗組二重金屬植物之篩選試驗較少，多數仍以國外之研究結果作為試驗之依據。由於本試驗皆為台灣原生種濱海植物不須透過國外採購，且土壤無添加任何化學藥劑，因此在成本上的評估將與污染地區規模大有關係，待本研究結果於期末報告中說明。
3. 後續需彙整使用時機及使用條件和限制，並評估此技術在實場應用之可行性。	3. 感謝委員提醒，待本研究結果將進一步於期末報告補充說明此技術之可行性，整體使用時機、條件及可能遇到之限制。
4. 主要成果符合計畫書之內容，目前進度並無落後情形。	4. 感謝委員肯定。
5. 本報告文獻收集及相關資料收集完整，已有初步具體成果。	5. 感謝委員肯定。



<p>6. 後續可補充成果是否具延伸性，如是否可處理其他類似性質污染。</p>	<p>6. 感謝委員指教，植物復育技術於各國研究中皆為重金屬佔為多數，且偏重於銅、鋅、鉛、鉻等，仍然有研究顯示可應用於有機物及放射性元素，此研究成果之延伸是具有可能性的。</p>
<p><b>委員 3</b></p>	
<p>1. 請加強汞的植物生理吸收機制與本次選用六項植物的關聯性相關文獻，作為篩選假設依據。</p>	<p>1. 感謝委員提醒，在國內外文獻回顧尚未發現前人研究濱海植物從土壤移除汞之案例佐證，但國內工業重地多處於西部濱海，故選用污染場址鄰近之本土原生濱海種作為測試評估，本計畫將會持續蒐集國內外文獻及專利進行可行性評估研究，請詳見計畫書之文獻回顧。</p>
<p>2. 如何判別實驗結果為植物吸收或汞揮發？高試驗組一分別為 140、70 mg/kg，植物 30 天後累積總量大於 500mg/kg？實驗後土壤汞殘餘量？請說明其合理的移除機制？</p>	<p>2. 感謝委員指教，回答如下：</p> <p>(1)由於汞是重金屬中唯一具有揮發性質的污染物，因此在植物整治技術上存在著汞蒸發之爭議。本研究實驗僅顯示植物確實能透過植物萃取、植物穩定化機制吸收汞，本研究目的僅評估各種植物在中試驗組一汞污染土壤中植體變化及汞吸收能力。冀望此研究計畫有足夠經費針對汞揮發的部分進行深入研究。</p> <p>(2)由於污染廠址供應之土壤濃度具有不均質性，且植物若與原始土壤分離將會降低存活率等問題，故在盆栽內攪拌土壤過程中，造成實驗先天條件無法控制，因此每盆土壤初濃度無法取得標準，故無法得知土壤降解率及所需時間，本試驗仍須測得土壤最終汞濃度，僅能說明實驗結束後將植物移除的土壤濃度，因此只能表示在某個濃度下植物生長狀態及吸收汞的量，評估其植物復育可行性。在後續實驗結果還可以得知每盆土壤之最終濃度超</p>

	<p>出原先所設定濃度 140、70 mg/kg。</p> <p>(3) 植物經由植物穩定化機制為利用特定植物透過根部將污染物以物理性方式吸收、濃縮、吸附或沈澱污染物於根部區域，降低污染物於食物鏈中之生物可利用度以及移動性，因此可以證明植物體所含之汞濃度是有可能超出土壤汞污染濃度。</p>
<b>委員 4</b>	
1. 已依計畫進度及項目執行。	1. 感謝委員肯定。
2. 已完成初步結論、後續工作說明及成果自評，預期可完成目標。	2. 感謝委員肯定。
3. 除注意植體濃度外，植物生長狀況無需調查評估。	3. 感謝委員提醒，本研究團隊將會持續針對植體總汞吸收濃度進行分析與探討。
<b>委員 5</b>	
1. 執行現況、流程及方法已說明。	1. 感謝委員肯定。
2. 計畫後續執行工作項目已說明。	2. 感謝委員肯定。
3. 計畫執行進度與預定進度相符，本計畫至期中報告時執行進度並無落後。	3. 感謝委員肯定。
4. 已有初步成果，初步成果與原計畫目標符合。	4. 感謝委員肯定。
5. 至期中報告時，整體研究成果符合預期。	5. 感謝委員肯定。
6. 已有初步研究成果，且已有初步討論。但對於成果的實務應用與潛在應用性仍待於期末報告時有更進一步的討論。	6. 感謝委員提醒，本計畫於期末報告彙整分析與討論實驗結果，將進一步推估此成果之實務應用性及潛在應用性。本研究目的即是邁向符合經濟效益方式整治，甚至可提煉生質能源應用於綠能產業。
7. 研究內容與計畫目的相符，但研究成果的實務應用性仍待期末時具體討論	7. 感謝委員肯定，本研究團隊於期末報告彙整分析與討論實驗結果，將進一步推估此成果之實務應用性及潛在應用性。
8. 汞的型態建議先區分。	8. 感謝委員提醒，本計畫研究先探討總汞、植物耐受性與植物累積性。

	<p>但從文獻中可得知植物可以從周圍環境中攝取各種形態的汞，但有些形態的汞顆粒態和氧化態鹽類很難進入植物體內。研究顯示，目前的研究工作主要集中於總汞和甲基汞。一般來說，甲基汞在植物體內的含量很有限，一般在 5% 以下，這與土壤中甲基汞的含量非常一致，但一些生長於生物甲基化能力較強場所的植物，如水稻中的甲基汞百分含量則會較高，水生生態系統中植物葉片甲基汞百分含量高於旱地植物葉片甲基汞含量。汞在植物中的分佈是不均勻的，不同植物中各枝體部分汞相對含量有一定的差異。汞在植物體中的含量和分佈會因植物的類型、土壤和大氣中的汞含量而有所不同。植物中汞含量也受年齡的影響，一般來說，生長的時間越長，各組織部分汞含量越高；另一方面，植物中甲基汞的百分含量與植物的年齡呈負相關。植物中汞含量和分佈受周圍汞污染狀況的影響，一般根部與土壤中汞含量的相關性較要於葉片部分。</p>
9. 去除的機制與汞的最終宿命宜討論。	<p>9. 感謝委員提醒，在第一次實驗分析結果中可以發現植物去除機制主要為植物萃取及植物穩定化。本研究目的即是邁向符合經濟效益方式整治，甚至利用已吸收汞之植物提煉生質能源應用於綠能產業。</p>
10. 是否可能討論質量平衡（只是建議，因為不容易）。	<p>10. 感謝委員指教，由於汞是重金屬中唯一具有揮發性質的污染物，因此在植物整治技術上存在著汞蒸發之爭議。本研究實驗僅能顯示植物確實能透過植物萃取及植物穩定化機制吸收汞，蒸散作用</p>

	尚無進行探討，因此不適用質量平衡，冀望此研究計畫有足夠經費針對汞揮發的部分進行深入研究。
<b>綜合性審查意見</b>	<b>計畫單位回覆</b>
原則同意所送計畫，請依審查意見提送修正計畫書。	敬悉。

# 「105 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」

□修正計畫書 □期中報告

■期末報告

審查意見回覆對照表

計畫年度	105 年度	專案類型	■ 研究專案                      □ 模場試驗	
計畫主持人	楊磊	研究類別	■ 整治    □ 評估    □ 預防    □ 自訂	
計畫名稱	以植物復育整治受汞污染土壤之可行性研究			
專案連絡人	洪一華		連絡專線	0973-896526
技術性審查意見			計畫單位回覆	
委員 1				
1. 請附上甘特圖以利於了解本計畫執行狀況與查核。			1. 感謝委員提醒，本研究將補充說明甘特圖。	
2. 盆栽試驗的部分建議可以測試同一種植物體在不同土壤特性下或微生物群存在下整治成果，以利於了解汞污染土壤中優勢植物種及土壤降解率。			2. 感謝委員指教，本研究目的係針對台灣某汞污染場址之土壤進行測試，依照現場土壤特性及當地附近的濱海植物種，藉此環境條件來評估何種植物於實場應用之可行性較高。未來計劃仍會納入委員之建議，測試同一種植物體在不同土壤特性下或微生物群存在下整治成果，以利於了解汞污染土壤中優勢植物種及土壤降解率。	
3. 現階段研究顯示植生復育對於汞之富集累積效應仍偏低，植物復育未來是否有機會應用於實際污染場址？可應用條件與濃度範圍應該多加考量。			3. 感謝委員提醒，本研究之累積性實驗時間僅為 150 天，部分植物種由於生長季節性因素限制，於冬季生長緩慢及葉片凋謝導致富集累積效應無法整體估計而偏低。從實驗結果可以發現，此六種植物短期內受到高濃度汞污染土壤仍可存活，使用原生物種不須施肥、不須使用農藥、需要較少的水、減少空氣污染等。對自然環境所造成的負擔較小，也維護本土環境生態系統，讓原生動植物能在適合的環境下生存並孕育下一代。因此推估植物復育技術尚有機會應用於實際污染場址。未來將考量植體根的深度亦會影響不同污染土壤深度的整治效果，本團隊擬設計更嚴謹之實驗條件進行評估。	

## 委員 2

1. 本研究利用植生復育技術處理受汞污染之土壤，並評估以台灣原生種之濱海植物進行耐汞能力及累積性之測試，以篩選出最適合的植物種。	1. 感謝委員肯定。
2. 請進行成本分析，比較本技術和其他技術是否具成本上的優勢。	2. 感謝委員提醒，若是與其他降解汞污染土壤技術之成本比較，本試驗之操作成本相對較低且美化環境，具有節能減碳等優點。若是與其他植物復育技術比較，於期末報告之植物復育技術成本分析中有提到目前國內對於可累積重金屬植物之篩選試驗較少，多數仍以國外之研究結果作為試驗之依據。由於本試驗之台灣原生種濱海植物皆為野外採植，不須透過國外採購，且土壤無添加任何化學藥劑，甚具優勢。因此在成本上的評估將與污染地區規模大有關係。
3. 請說明本技術在實場應用時，如何進行設計、規劃。	3. 感謝委員提醒，本研究僅先評估本試驗植物種之可行性，未來仍須更深入地探討植體根的深度亦會影響不同污染土壤深度的整治效果，本團隊擬設計更嚴謹之實驗條件進行評估，掌握各種影響因素，方能進入實場應用之設計與規劃。
4. 請說明本研究所需之處理時程。	4. 感謝委員提醒，本研究累積性實驗天數僅為150天，未來建議以植物生長周期為單位，經過四季一次的循環，更能得知植物種於四季之變化及對汞最大耐受度及累積量。
5. 請說明本技術用於實場整治可能在環境上受到的干擾問題。	5. 感謝委員提醒，為防止受天氣等因素影響實驗結果，故將植物置於半開放空間，並無設定環境溫度及濕度等條件，因夏季氣候高濕炎熱，導致部分植物遭受蚜蟲之危害，需特別注意做好病蟲害之管理。未來應用於實場時，仍需考量天氣之因素。

6. 請說明如何處理含有重金屬植物。	6. 感謝委員提醒，大部分處理方式係將吸收重金屬後的植物燃燒，並將灰燼作為危險廢棄物去填埋。但這顯然並不是一個令人滿意的處理方法，仍有待改善。
<b>委員 3</b>	
1. 報告內容所蒐集彙整文獻大多西元2010年以前，建議應補充比較近5年來之國內外研究成果，以供研究比較之參考。	1. 感謝委員提醒，由於植物復育技術於各國研究中偏重於銅、鋅、鉛、鉻等，本研究係針對重金屬汞蒐集彙整文獻，近五年來國內外僅有少數研究成果。
2. 報告提及植生復育後之植物，可作為生質柴油之原料，然其植物體內所累積之重金屬，是否合宜作為生質燃料，尚須審慎評估，結論之論述應有所修正為宜。	2. 感謝委員指教，本研究針對生質能源之部分尚須審慎評估，已於期末報告書之結論修正之。
3. 未來實際應用時，環境條件、土壤條件以及其他植生條件等均會影響重金屬之攝取，如何擴大應用本計畫之成果宜有進一步說明。	3. 感謝委員提醒，本研究僅先評估本試驗植物種之可行性，未來仍須更深入地探討環境條件、土壤條件以及其他植生條件等均會影響重金屬之攝取，本團隊擬設計更嚴謹之實驗條件進行評估，掌握各種影響因素，方能進入實場應用。
4. 不同植物體根莖葉攝取不同之汞含量後，對於後續植生復育技術之應用意義為何？	4. 感謝委員指教，本研究評估此六種植物各部位之汞含量是為探討植物於汞污染土壤之生理吸收機制，以因應未來考量生物可利用度及重金屬於植物體內之移動性。
<b>委員 4</b>	
1. 研究內容與計畫目的相符，且整體研究成果符合預期，請補充說明發表論文之相關內容或進度。	1. 感謝委員肯定，本團隊預期發表之國外期刊論文(Journal of Environmental Science and Health, Part A- Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering)與本研究內容相符，進度並無落後之情形。本團隊也於2016年11月參與第三屆污染土壤生態評估及復育國際會議(3 <sup>rd</sup> International Conference on Contaminated Land, Ecological Assessment and Remediation)。

2. 本研究汞的去除主要機制為何，如何判別？	2. 感謝委員提醒，實驗分析結果中可以發現植物去除汞機制主要為植物萃取及植物穩定化。六種植物之根、莖及葉皆有累積汞之情形，因此判別具有植物萃取之機制。且於植物根部之累積量最多，因此判別也具有植物穩定化之機制。
3. 請出建議之植生復育物種，是否已有復育物種作為能源植物的具體文獻？後續應用規劃建議？	3. 感謝委員提醒，本研究之結果為水黃皮及蘆竹最具植生復育可行性。目前僅有水黃皮之生質能源提煉，尚無蒐尋到關於重金屬植物作為生質能源之文獻，因此仍有待評估可行性。

#### 委員 5

1. 執行現況、流程及方法說明具體。	1. 感謝委員肯定。
2. 計畫後續執行工作項目及內容已說明。	2. 感謝委員肯定。
3. 計畫執行進度與預定進度相符。	3. 感謝委員肯定。
4. 整體研究成果符合預期。	4. 感謝委員肯定。
5. 根據研究內容所提出之討論與建議合理，但部分成果的解讀與應用條件建議進一步討論。	5. 感謝委員提醒，本研究已將期末報告之結論修正之。
6. 研究內容與計畫目的相符。	6. 感謝委員肯定。
7. 研究成果具體:主要為論文發表。	7. 感謝委員肯定。
8. 研究成果的說明建議以實務操作參數加以探討，例如：汞的削減如何證明是以植生攝取為主?本試驗中汞的型態?(元素汞? 或其他型態?)，建議具體說明討論	8. 感謝委員提醒，實驗分析結果中可以發現植物去除汞機制主要為植物萃取及植物穩定化。六種植物之根、莖及葉皆有累積汞之情形，因此判別具有植物萃取之機制。；汞累積量以植物根部最多，因此判別也具有植物穩定化之機制。本計畫研究先探討總汞、植物耐受性與植物累積性。但從文獻中可得知植物從周圍環境攝取各種形態的汞，但有些型態的汞顆粒態和氧化態鹽類難以進入植物體內。研究顯示，目前的研究工作主要集中於總汞和甲基汞。一般來說，甲基汞在植物體內的含量很有限，一般在 5% 以下，



	<p>這與土壤中甲基汞的含量非常一致，但一些生長於生物甲基化能力較強場所的植物，如水稻中的甲基汞百分含量則會較高，水生生態系統中植物葉片甲基汞百分含量高於旱地植物葉片甲基汞含量。汞在植物中的分佈是不均勻的，不同植物中各枝體部分汞相對含量有一定的差異。汞在植物體中的含量和分佈會因植物的類型、土壤和大氣中的汞含量而有所不同。植物中汞含量也受年齡的影響，一般來說，生長的時間越長，各組織部分汞含量越高；另一方面，植物中甲基汞的百分含量與植物的年齡呈負相關。植物中汞含量和分佈受周圍汞污染狀況的影響，一般根部與土壤中汞含量的相關性較要於葉片部分。</p>
9. 本技術的應用限制條件或是適用條件(例如: 濃度值的建議...等)? 建議說明討論	<p>9. 感謝委員建議，為防止受天氣等因素影響實驗結果，故將植物置於半開放空間，並無設定環境溫度及濕度等條件，因夏季氣候高濕炎熱，導致部分植物遭受蚜蟲之危害，需特別注意做好病蟲害之管理。未來應用於實場時，仍需考量天氣之限制因素。由於土壤濃度具有不均質性，本試驗之土壤濃度值約為300mg/kg，大部分植物生長狀態穩定，因此擬推估植生復育汞土壤之濃度可提高。</p>
10. 汞的宿命?	<p>10. 感謝委員提醒，根據文獻所示，目前含重金屬植物之處理方式皆是送去焚化爐燃燒以回收金屬離子，需要特別注意其後續處理，防止造成二次污染。</p> <p>文獻來源：</p> <p>J Zhejiang Univ Sci B. Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: Progresses and perspectives, 2008, 9(3), 210-220.</p>

	<p>王海慧等人, 土壤重金屬污染及植物修復技術, 中國農業科學通報, 2009, 25(11), 210-214。</p>
<p>11. 高濃度實植株體內汞的質量並未增加, 推論是植物受到毒害? 有相關的檢測數據可佐證?</p>	<p>11. 感謝委員提醒, 比較低濃度組與高濃度組可發現, 當處理濃度增加時, 植物體內總累積量未增加的現象, 因此可推測供試植物遭受毒害, 高濃度汞污染的土壤將會導致此種植物的生理反應受到抑制及傷害根部, 因而影響營養元素的傳輸, 其檢測數據於實驗結果之汞累積量表可觀察出。</p>
<p>12. 本計畫已有初步的研究成果, 但是土污基金模場計畫應是以應用性為主, 本研究的成果如何應用? 應用的條件為何? …等等, 建議說明</p>	<p>12. 感謝委員提醒, 本研究之結果為蘆竹的植體單位生物質量汞累積濃度最高, 其他五種植物之植體單位生物質量汞累積濃度越高, 生長率越低。而蘆竹的生長率則不受植體單位生物質量汞累積濃度影響而具有一定的生長率, 顯示其耐受性甚佳, 且其植體單位生物質量汞累積濃度又最高。因此根據上述成果應用於實場時以單位面積植株樹木來評估何種植物為最佳植生復育汞污染土壤之植物種。</p>

**專案基本資料表**

專案性質		<input checked="" type="checkbox"/> 實驗性質 <input type="checkbox"/> 非實驗性質		專案類別(單選)		<input checked="" type="checkbox"/> 研究專案 <input type="checkbox"/> 模場試驗	
研究主題		<input checked="" type="checkbox"/> 整治 <input type="checkbox"/> 預防 <input type="checkbox"/> 評估 <input type="checkbox"/> 自訂					
申請機構系所		國立中山大學水資源研究中心					
機構地址		80424 高雄市鼓山區蓮海路 70 號					
計畫主持人		楊磊		職等/職稱		教授	
協同主持人				職等/職稱			
專案名稱	中文	以植物復育整治受汞污染土壤之可行性研究					
	英文	The feasibility study of phytoremediation to treat mercury contaminated soils.					
	關鍵字	累積重金屬、汞、原生植物、植生復育、濱海					
執行期程		<input checked="" type="checkbox"/> 1 年期 <input type="checkbox"/> 2 年期 (第____年) <input type="checkbox"/> 3 年期 (第____年) 自民國 104 年 11 月 17 日起 至民國 105 年 11 月 16 日止					
計畫主持人		姓名：楊磊      Email：      專線：07-5252000#5068 leiyang@faculty.nsysu.edu.tw      手機：0937-312554					
專任助理		姓名：洪一華      Email：      專線：07-5252000#5177 evahong8126@gmail.com.tw      手機：0973-896526					
經費分析總表	專案預估經費		金額		編列說明		
	1.	人事費用	427,010		(1~5 項相加之 50%為限)		
	2.	貴重儀器使用含維護費	95,000		(與計畫實驗相關)		
	3.	消耗性器材與主要費用	354,121		(與計畫主體相關)		
	4.	其它研究相關費用	5,960		(差旅與租賃費用)		
	5.	雜支費用	27,000		(1~6 項相加之 5%為限)		
	6.	行政管理費	90,909		(1~5 項相加之 10%為限)		
		專案計畫申請總金額		1000,000		(多年期計畫請列全程經費)	

專案主持人： 楊磊

日期： 105.12.15.

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

105 年度專案成果績效自評表

一、專案基本資料

填表日期：105 年 12 月 15 日

專案性質	<input checked="" type="checkbox"/> 實驗性質 <input type="checkbox"/> 非實驗性質	專案類別	<input checked="" type="checkbox"/> 研究專案 <input type="checkbox"/> 模場試驗
研究主題	<input checked="" type="checkbox"/> 整治 <input type="checkbox"/> 評估 <input type="checkbox"/> 預防 <input type="checkbox"/> 自訂		
申請機構系所	國立中山大學水資源研究中心	計畫主持人	楊磊
專案名稱	以植物復育整治受汞污染土壤之可行性研究		
專案執行期程	<input checked="" type="checkbox"/> 1 年期 <input type="checkbox"/> 2 年期 <input type="checkbox"/> 3 年期	查核點	<input type="checkbox"/> 申請 <input type="checkbox"/> 期中 <input checked="" type="checkbox"/> 期末

二、成果績效自評

「計畫總預估數」應與計畫審查核定值相符，請執行單位依實際達成之量化成果填寫於「結案達成數」欄位中。

(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 達成率	備註 (說明未達成原因或學術產 出發表日期、發表處、發表名 稱、影響指數等)
A 學術 產 出 及 活 動	1.國內投稿 (篇數)	(1)論文						
		(2)研討會論文						
	2.國外投稿 (篇數)	(1)期刊論文	1	0	1	100%	已投稿。	
		(2)研討會論文						
	3.報告 (篇數)	(1)技術報告						
		(2)研究報告						
	4.專著 (本數)							
	5.辦理學術 會議(場數)	(1)研討/說明會	1	0	1	100%	本團隊於 2016 年 11 月參與第三屆污染土 壤生態評估及復育國 際會議。	
		(2)成果發表會						
		(3)論壇						
6.研發改良 技術(項數)	(1)已開發技術							
	(2)技術平台							
B 人 才 培 育	7.研發人員 (人數)	(1)碩士	1	0	1	100%		
		(2)博士						
	8.研究團隊 (個數)	(1)跨領域團隊						
		(2)跨機構團隊	1	0	1	100%		
		(3)形成研究中心						

目標達成程度			申請 預估數	期中 達成數	期末 達成數	結案 達成率	備註 (說明未達成原因或學術產 出發表日期、發表處、發表名 稱、影響指數等)
項目							
		(4)形成實驗室					
9.其他指標 (請自行命名)		(請自填)					

(二) 產業面

目標達成程度				申請 預估數	期中 達成數	期末 達成數	結案 達成率	備註 (說明未達成原因或專利、技 術轉移相關詳細資料)
項目								
A 智慧財產權	1.專利 (件數)	已 核 准	發明					
			新型/設計					
			合計					
		申 請 中	發明					
			新型/設計					
			合計					
B 研發技術轉移	2.先期技術 成果移轉	件數						
		授權金(仟元)						
		衍生利益金(仟元)						
	3.技術移轉 (專利)	件數						
		授權金(仟元)						
		衍生利益金 (仟元)						
	4.技術移轉 (應用技術)	件數						
		授權金(仟元)						
		衍生利益金(仟元)						
	5.可移轉 產業技術	(1)技術(件數)						
(2)品種/系(件數)								
C 產學研合作	6.促成合作 研究	件數						
		金額(仟元)						
	7.促成投資	件數						
		投資金額 (仟元)						
	8.促成取得 業界科專	件數						
		業界投資金額 (仟元)						
9.其他指標 (請自行命名)		(請自填)						

(三) 政策面

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

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

根據歷年調查，約有一千多公頃的農地遭受到銅、鋅、鎘、鉻、鉛、汞、砷、鎳等八種重金屬之污染威脅，其中超過土壤污染管制標準的農地面積總計 252.45 公頃。重金屬由於移動性較低，且易殘留在土壤中，因此導致土壤失去孕育作物的機能，除造成農民的損失及人們的恐懼之外，亦將危害到農地的生態系統。

目前國內於植生復育著墨較少，所以本團隊將研擬利用植物復育整治含汞污染之土壤，冀能減少能耗及廢棄物產生，且降低空氣、水資源之二次污染，不僅能達到整治目的，更能使生態及土地平衡。

本研究之預期成果效益：

1. 技術面：發展適合中試驗組一的生物處理技術及技術組合，以處理土壤中汞等頑固性污染物。建立本土技術資料庫，促進環保產業產值，提升環保工業技術水平與國際競爭力。
2. 學術面：汞污染整治是學研界難得的研究案例。發覺污染物在生物系統之吸收、轉化、分解等反應機制相關科學知識，極具學術價值，有助於增加我國在國際學術界的能見度。
3. 經濟面：本研究結果將作為未來污染場址整治的技術資料庫，使本土綠色環保技術能實際應用在污染場址。如果推廣成功，將大大降低該場址整治處理的經濟成本。
4. 環境面：植生整治復育為環境友善綠色技術，在建立永續環境、土地再利用概念下，以及合理的環境風險管理相關配套，使污染土地整治達到最大環境效益、經濟效益及土地永續利用之目的。
5. 社會面：本研究建立本土化綠色環保技術應用於污染國土去污化之實例，相關成果與經驗將可成為環境教育之絕佳典範。
6. 人才教育面：本計畫培育整治污染場址或其他污染國土整治所需之本土專業人才。



### 研究進度及預期完成之工作項目

工作項目	年 月													備 註
	104 /12	105 /01	105 /02	105 /03	105 /04	105 /05	105 /06	105 /07	105 /08	105 /09	105 /10	105/ 11		
收集彙整植物復育國內 外文獻														
土壤採樣與基本特性分 析														
植物採樣與物種分析														
實驗規劃與材料準備														
盆栽試驗														
數據分析與討論														
整治效益評估														
撰寫報告														
工作進度估計百分比 （ 累 積 數 ）	10%	25%	35%	45%	55%	60%	70%	75%	80%	85%	90%	100 %		
預定查核點	期 中		篩選最佳植物種、建立生長條件之評估											
	期 末		盆栽試驗數據分析與討論及整治效益評估											

## 摘要

本研究之目的是利用植生復育技術處理受汞污染之土壤，以盆栽實驗評估出具有最佳耐受性與最佳汞累積能力的植物種。實驗之植物種為耐鹽、耐旱的台灣原生種濱海植物，包含水黃皮、白茅、蘆葦、蘆竹、五節芒、甜根子草。植物放在半開放空間下，添加汞污染土壤實驗 150 天。實驗結果顯示，(1)本研究選用之六種植物確能透過植物萃取及植物穩定化機制吸收汞。(2) 六種植物之根、莖及葉部位皆會吸收汞。(3) 整株植體汞累積量越高，但該植體單位生物質量汞累積濃度不一定越高，非呈正向關係。(4) 植株生長率以甜根子草最佳，但因其累積濃度較少，推測此種植物較不易吸收汞，但是耐受度較佳。(5) 六種植物之汞累積顯示在空白組中並無明顯吸收作用，因此可推估該六種植物對大氣中的汞蒸氣並無吸收的情況發生。(6) 雖然整株植體汞累積量以水黃皮最高，但是植體單位生物質量汞累積濃度以蘆竹最高。因此，未來建議以單位面積植株樹木來評估何種植物為最佳植生復育汞污染土壤之植物種。

關鍵詞：累積重金屬、汞、原生植物、植生復育、濱海

## Abstract

The purpose of this study is feasibility study of phytoremediation treatment of mercury-contaminated soils. The plant species were evaluated with best endurance ability and best mercury accumulation ability by pot experiment. The experimental plant species is the salt-tolerant , drought-tolerant native plant species of seashore in Taiwan, including *Millettia oraria*, *Imperata cylindrical*, *Phragmites australis*, *Arundo formosana* Hack., *Miscanthus floridulus* and *Saccharum spontaneum*. plants were added to mercury contaminated soils for 150 days in a semi-open space. The experimental results show that (1) the six plant species used in this study are able to absorb mercury through Phytoextraction and Phytostabilization.(2) These plants roots, shoots and leaves absorb heavy metal mercury in all six plants. (3) The higher the mercury accumulation in plant tissue, but the concentration of mercury in plant tissue is not necessarily higher, not strictly correlated. (4) The growth rate of *Saccharum spontaneum* is the best, but its mercury accumulation ability is less. It is presumed that *Saccharum spontaneum* is not easy to absorb mercury, but mercury accumulation ability is better. (5) The controls of six plants had no significant change in the mercury accumulation ability. Therefore, it can be inferred that the six plants do not absorb mercury vapor in the atmosphere. (6) Although the mercury accumulation capacity in plant tissue was highest in *Millettia oraria*, but the concentration of mercury in plant tissue was the highest in *Arundo formosana* Hack. Therefore, it is recommended to use the plant number per area to evaluate which plant has the best phytoremediation ability for mercury contaminated soils.

Keywords : accumulation heavy metal , mercury , native plant species , phytoremediation , seashore

## 目 錄

摘 要.....	I
ABSTRACT .....	II
目 錄.....	III
圖目錄.....	VI
表目錄.....	VII
第 一 章 前 言 .....	1
1.1 研究動機 .....	1
1.2 研究目的 .....	2
第 二 章 文 獻 回 顧 .....	3
2.1 汞污染起源 .....	3
2.1.1 汞污染來由 .....	3
2.1.2 土壤污染案例 .....	4
2.2 汞分類及特性介紹 .....	5
2.2.1 汞之性質 .....	5
2.2.2 汞之危害 .....	8
2.2.3 汞在土壤中的影響 .....	9
2.2.3.1 汞在土壤中傳輸現象 .....	9
2.2.3.2 汞對土壤理化性質的破壞 .....	10
2.2.3.3 影響土壤中汞吸附的因素 .....	11
2.2.4 汞在植物中的影響 .....	12
2.2.4.1 汞在植物中的形態和分布 .....	12
2.2.4.2 植物吸收汞的方式 .....	13
2.2.4.3 汞對植物生長發育的影響 .....	13
2.2.4.4 汞對植物內部生理機制的影響 .....	14
2.2.4.5 植物在汞的生物地球化學循環中的作用 .....	14
2.3 土壤污染整治復育技術 .....	15
2.3.1 物理/化學處理技術 .....	17
2.3.2 熱處理技術 .....	20
2.3.3 生物處理技術(bioremediation) .....	21
2.3.4 植生復育技術(phytoremediation) .....	25
2.3.4.1 植生復育機制 .....	25
2.3.4.2 植生復育影響因素 .....	28

2.3.4.3 植生復育優點與應用前景 .....	29
2.3.4.4 植生復育問題與展望 .....	30
2.3.4.5 植生復育國內外研究與案例 .....	31
2.3.4.6 植生復育技術成本分析 .....	40
2.3.4.7 植物篩選 .....	43
2.3.4.7.1 外來入侵物種問題 .....	43
2.3.4.7.2 原生物種植物優勢 .....	43
<b>第 三 章 材料與方法</b> .....	<b>45</b>
3.1 六種原生植物介紹 .....	45
3.2 實驗架構 .....	47
3.3 實驗流程 .....	48
3.4 盆栽試驗 .....	48
3.4.1 植物種類 .....	48
3.4.2 人工配製汞污染土壤 .....	49
3.4.3 盆栽設計 .....	49
3.5 土壤基本性質分析方法 .....	50
3.5.1 土壤含水率 .....	50
3.5.2 土壤酸鹼值 .....	50
3.5.3 土壤導電度 .....	50
3.6 土壤採樣與樣品保存 .....	51
3.7 土壤汞濃度分析方法 .....	51
3.8 植物採樣與預處理 .....	52
3.9 植物生長紀錄方法 .....	52
3.10 植體中汞分析方法 .....	52
3.11 實驗儀器與器材 .....	54
3.12 實驗藥品 .....	54
<b>第 四 章 結果與討論</b> .....	<b>55</b>
4.1 土壤基本性質 .....	55
4.2 汞污染土壤配製 .....	55
4.3 植物採集 .....	55
4.4 原土培育 .....	56
4.5 植物生長情形 .....	56
4.5.1 汞污染對白茅生長之影響 .....	57
4.5.2 汞污染對蘆竹生長之影響 .....	58
4.5.3 汞污染對蘆葦生長之影響 .....	60
4.5.4 汞污染對水黃皮生長之影響 .....	62
4.5.5 汞污染對五節芒生長之影響 .....	64

4.5.6 汞污染對甜根子草生長之影響 .....	66
4.5.7 實驗最終植物生長情形比較 .....	68
4.6 植物復育試驗結果 .....	70
4.6.1 木本植物之植生復育結果 .....	70
4.6.1.1 水黃皮各部位吸收成效 .....	70
4.6.2 草本植物之植生復育結果 .....	74
4.6.2.1 白茅各部位吸收成效 .....	74
4.6.2.2 蘆竹各部位吸收成效 .....	77
4.6.2.3 蘆葦各部位吸收成效 .....	80
4.6.2.4 五節芒各部位吸收成效 .....	83
4.6.2.5 甜根子草各部位吸收成效 .....	86
4.6.3 實驗最終植物汞累積比較 .....	89
4.7 植體汞累積與生長情形之比較 .....	91
<b>第 五 章 結 論 與 建 議</b> .....	92
5.1 結 論 .....	92
5.2 建 議 .....	93
<b>參 考 文 獻</b> .....	94

## 圖 次

圖 2-1 台鹼安順廠之公告污染區最高汞濃度調查分布 .....	4
圖 2-2 汞型態的分佈 .....	10
圖 2-3 汞在陸生植物中的循環作用 .....	13
圖 2-4 植物萃取示意圖 .....	25
圖 2-5 植物穩定化示意圖 .....	26
圖 2-6 根區降解示意圖 .....	27
圖 2-7 植物蒸散示意圖 .....	28
圖 3-1 實驗流程架構 .....	47
圖 3-2 台灣原生種植物 .....	48
圖 3-3 盆栽示意圖 .....	49
圖 3-4 區分植物體各部位 .....	52
圖 4-1 植物採集過程 .....	55
圖 4-2 原土培育盆栽 .....	56
圖 4-3 植物的生長情形 .....	56
圖 4-4 植體生長率變化 .....	69
圖 4-5 植體平均生長率比較 .....	69
圖 4-6 整株植體汞累積量變化 .....	89
圖 4-7 平均整株植體汞累積量比較 .....	89
圖 4-8 植體單位生物質量汞累積濃度變化 .....	90
圖 4-9 平均植體單位生物質量汞累積濃度比較 .....	90
圖 4-10 植體單位生物質量汞累積濃度與整株植體汞累積量之比較 .....	91

## 表 次

表 2-1 重金屬管制及標準值.....	3
表 2-2 台鹼安順廠之公告污染區最高汞濃度調查分布.....	4
表 2-3 汞之基本性質 .....	6
表 2-4 汞化合物性質 .....	7
表 2-5 各種型態汞主要特性及危害性彙整表.....	9
表 2-6 台灣地區已實際運用土壤污染整治技術彙整.....	17
表 2-7 植物復育各國研究.....	37
表 2-8 植物復育受重金屬污染土壤之成本分析.....	41
表 3-1 實驗相關設備與器材型號.....	54
表 3-2 實驗藥品與廠牌.....	54
表 4-1 白茅生長情形.....	58
表 4-2 蘆竹生長情形.....	60
表 4-3 蘆葦生長情形.....	62
表 4-4 水黃皮生長情形.....	64
表 4-5 五節芒生長情形.....	66
表 4-6 甜根子草生長情形.....	67
表 4-7 水黃皮各部位吸收成效.....	73
表 4-8 白茅各部位吸收成效.....	76
表 4-9 蘆竹各部位吸收成效.....	79
表 4-10 蘆葦各部位吸收成效.....	82
表 4-11 五節芒各部位吸收成效.....	85
表 4-12 甜根子草各部位吸收成效.....	88



## 第一章 前言

### 1.1 研究動機

環保署在積極保護國內環境免受污染使命下，陸續從管制空氣、水、廢棄物等議題中，逐步進展至管理土壤及地下水。於民國 89 年公布「土壤及地下水污染整治法」，並於民國 92 年修正「土壤及地下水污染整治法」[環保署，2010]。近年來國內積極推動土壤污染的預防與整治工作，目前國內有些試驗組二污染土壤以酸洗法或固化法，雖然整治成效卓越，但其整治費用較高，不具經濟效益，從整治經驗中也逐漸感受到發展綠色整治技術的重要性。然而，目前國際間土壤及地下水污染整治發展趨勢朝向綠色及永續導向型整治(green and sustainable remediation)，採行兼顧環境、社會公義與經濟效益的技術、工法、策略或管理方式，達到減少整體環境足跡與環境衝擊、符合社會共同利益、降低經濟負面衝擊的目標，來確保土壤及地下水資源得以永續利用。

此外，目前國內土壤重金屬管制標準，在汞方面為 20 mg/kg，對於食用作物農地為 5 mg/kg。汞在環境中移動性小，殘留性高，易造成污染。過量的重金屬會引起植物發生黃化、枯萎、產量減少、生長受阻。人體亦可由空氣、水、土壤、食物等途徑之污染間接或直接的受到危害。但近年台灣有相當多的案例發現，土壤中重金屬含量符合管制標準，但其所生產之作物如香蕉、蔬菜、稻穀、花生，其重金屬含量卻有無法符合蔬果植物重金屬限量標準的情形[農委會，2006]。由此發現植物對於去除重金屬是具有可行性，故本研究針對台灣西南部污染場址中試驗組一污染的汞毒性物質，進行植生復育或稱植物修復(phytoremediation)整治技術研發，推動綠色整治方法，冀能展示中低濃度汞污染物之處理成效，植生復育技術不僅可以更經濟，也可達到褐地再利用的目的。

## 1.2 研究目的

本研究目的針對台灣某處受汞污染場址之中低濃度汞土，運用植生復育整治技術，開發節能減碳健綠整治(Right Green Remediation)淨化技術與其計量方法，回收土壤中所含重金屬汞。以六種台灣原生種濱海植物，進行盆栽試驗，評估各種植物在汞污染土壤中復育過程的植體變化，並且篩選出最佳汞吸收能力的植物種。本研究技術發展之效益如下: 1. 種植植物來進行減碳且美化環境。 2. 以大自然中現有的植物對污染物吸收或降解，減少廢棄物產生。 3. 符合經濟效益方式整治，免除生態環境受污染迫害之危機，預期可發展為高效能之綠能源整治技術。

## 第二章 文獻回顧

### 2.1 汞污染起源

#### 2.1.1 汞污染來由

土壤中汞的來源可區分為自然形成以及人為污染等兩方面[USGS, 2000]，其自然形成係指岩石或礦物中風化的金屬離子、火山爆發的大氣沉積、大陸性塵土的轉移，造成地下水與土壤表面的污染，而人為污染則主要是鹼氯工業，製造氫氧化鈉、氯氣、氫氣、鹽酸、漂粉，其次是日光燈、水銀燈、消毒劑、電池、醫藥用紅汞水、溫度計、鏡子等。台灣主要鹼氯工廠，除了少數幾家製程有回收設備外，尚有半數以上無此設備。至於廢水和廢污泥，幾乎全部沒有處理，尤其是殘汞含量最高的污泥，被任意堆放或傾倒於河中，造成極為嚴重的汞污染問題。汞的污染在全球引起極大重視，因為其對環境及人體都造成相當大的危害。表 2-1 列出行政院環保署規範重金屬管制及標準值。

表2-1重金屬管制及標準值[環保署，2011]

管制項目	管 制 標 準 值
砷 (As)	60 毫克／公斤
鎘 (Cd)	20 毫克／公斤 (食用作物農地之管制標準值為 5)
鉻 (Cr)	250 毫克／公斤
銅 (Cu)	400 毫克／公斤 (食用作物農地之管制標準值為 200)
汞 (Hg)	20 毫克／公斤 (食用作物農地之管制標準值為 5)
鎳 (Ni)	200 毫克／公斤
鉛 (Pb)	2000 毫克／公斤 (食用作物農地之管制標準值為 500)
鋅 (Zn)	2000 毫克／公斤 (食用作物農地之管制標準值為 600)

## 2.1.2 土壤污染案例

台灣最著名之汞污染案例為中石化台南安順廠場址，台鹼廠區位於鹿耳門溪南側約一公里處，涵蓋台南市顯宮里、鹿耳里社區，佔地十分廣大。在廠區內部，有一個大貯水池，周圍有許多魚塭，貯水池旁邊有一條竹筏港溪，竹筏港溪再流入鹿耳門溪，最後再由鹿耳門溪出海，對當地的農漁民生息影響深遠。舊安順廠當年利用水銀電解法電解食鹽水製造鹼氣，參考台灣省水污染防治所之調查，安順廠當年使用汞量約為 2.4 噸。而經由污泥排放、廢水排放、廢水處理廠之污泥及其他操作不當之損耗，導致廠區及附近地區受汞污染，如表 2-2、圖 2-1 所示。

圖2-1台鹼安順廠之公告污染區最高汞濃度調查分布[中石化，2014]



表2-2台鹼安順廠之公告污染區最高汞濃度調查分布[中石化，2014]

污染物 調查點	鹼氣 工廠	五氯酚 工廠	單一 植被區	草叢區	海水貯存池 底泥	標準值
汞(mg/kg)	>2, 000	>300	3658	<194	<1,410	20

台灣其他與安順廠類似的場址尚包括「赤山巖」的非法棄置場址，該場係位於屏東縣新園鄉，於 1996 年間曾遭不法廢棄物清除處理業者棄置汞污泥、集塵灰及營建廢棄物等。民國 1999 年時，環保署調查發現非法棄置之廢棄物已超過有害事業廢棄物認定標準，因而列入甲級不明廢棄物場址。該場址除汞污泥經包裝後暫存於現場之貨櫃區外，其餘廢棄物皆已完成清理。總計清理重金屬污泥與集塵灰共 3 萬 8,000 公噸，含汞污泥共計 8,238 公噸，其中 6 個貨櫃，約 99.015 公噸於 2006 年 10 月 27 日完成試燒作業，現場尚存 8,139 公噸，其中 7,001 公噸分裝於貨櫃，計有 387 個貨櫃，1,138 公噸以太空袋盛裝 891 袋待處理，數量龐大。由「赤山巖」的非法棄置場址之案例可得知，在台灣要求污染行為人履行清除與整治責任的過程，是相當艱難而冗長，像「安順場」案例前後就歷經了近 30 年，自 80 年代早期至今，而「赤山巖」的場址則是從 1999 年至今，中央與地方環保單位也是經過了相當長期的努力與奮戰才走到如今。尤其是一些污染場址在其污染源不明之下，追查起來著實不易，而有些則可能是因為污染行為人已不存在，再加上責任的認定及反覆的法律訴訟，往往都要耗費很大一段時間，皆造成行政資源的虛擲，以及整治費追償不易等問題[環保署，2009]。

## 2.2 汞分類及特性介紹

### 2.2.1 汞之性質

汞係室溫下呈液體狀態金屬且具揮發性，具有不甚良好的導電性[ATSDR，2011]，會和許多金屬形成合金，並很容易腐蝕銅或銅合金；汞蒸氣有劇毒，藉由植物食入、吸入，或是皮膚吸收危害人體健康，概分為元素汞、有機汞、無機汞。汞不易溶於水，其水中溶解度為 56mg/L[SDS，2013]，溶於硝酸，但不溶於稀鹽酸、溴化氫、碘化氫、冷硫酸，在脂肪中具有相當程度之可溶性。當有空氣或氯化物及酸或鹼存在時，溶解度將會增加。在溫度 20°C 下，液態汞的蒸氣壓為 0.0013mmHg，與水之 100°C 蒸氣壓 760 mm Hg 比較，汞的蒸氣壓極低，不易蒸發[SDS，2013]。汞之基本性質如表 2-3 所示。

表2-3汞之基本性質[SDS，2013]

原子序	80	外觀	銀白色液態金屬
原子量	200.59	嗅覺閾值	無味
密度	13.534(25°C)	閃火點	不燃
沸點	357°C	熔點	-38.87 °C
溶解度	0.28 umoles/L (水中 25°C)	蒸氣壓	$2 \times 10^{-3}$ mm Hg 25°C

汞之化學活性高，能形成多種無機和有機的化合物，也能和多種金屬形成合金。汞的用途非常多，例如，液態元素汞使用在溫度計和血壓計中；日光燈管裡用的是氣態汞；傳統的紅色顏料硃砂是汞的硫化物；外傷消毒的紅藥水是汞的有機化合物；補牙的銀粉是汞的合金。有些電池裡含有汞，而化學工業上也大量使用汞做為電解用的電極[科學發展，2009]。其與汞生成之汞化合物性質如表 2-4 所示。

表2-4汞化合物性質[SDS，2013]

項次	項目	型態	顏色	溶解度	比重
1	氧化汞(HgO)	固體	橙紅、橙黃	—	11.14
2	硫化汞(HgS)	固體	紅、黑	$2.943 \times 10^{-25}$	8.10
3	溴化汞(HgBr <sub>2</sub> )	固體	白	0.56	6.05
4	碘化汞(HgI <sub>2</sub> )	固體	紅	$6 \times 10^{-3}$	6.36
5	碘化亞汞 (Hg <sub>2</sub> I <sub>2</sub> )	固體	黃	—	7.7
6	氯化汞(HgCl <sub>2</sub> )	固體	白	6.57	5.4
7	氯化亞汞(Hg <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub> )	固體	白	$3.246 \times 10^{-5}$	7.15
8	氰化汞 Hg(CN) <sub>2</sub>	固體	—	9.3	—
9	硫氰酸(Hg(SCN) <sub>2</sub> )	固體	白	$6.3 \times 10^{-2}$	4
10	草酸汞(HgC <sub>2</sub> O <sub>4</sub> )	固體	白	$1.1 \times 10^{-2}$	—
11	硫酸亞汞(Hg <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> )	固體	微白黃	$4.351 \times 10^{-7}$	7.56
12	雷酸汞 Hg(CNO) <sub>2</sub> )	固體	灰白	微溶	4.42
13	硝酸汞 Hg(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	固體	無或淡黃	可溶於水	4.3
14	硝酸亞汞 Hg <sub>2</sub> (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	固體	無	完全溶於水	4.79
15	醋酸 Hg(CH <sub>2</sub> COOH) <sub>2</sub>	固體	白	25%	3.27

註: —: 無值

### 2.2.2 汞之危害

汞因低沸點及易揮發之化學與物理特性，且具持久性及生物累積性，故聯合國環境規劃署[United Nations Environment Programme, UNEP]將汞物質列為全球性第一級之污染物質。汞物質主要以元素汞、二價無機汞及其它化合物結合之有機汞形態存在於自然界中，其中有機汞以「甲基汞」為汞類物質中毒性最大，亦為引發人類「水俣病 (Minamata disease)」的致病因子，其在體內的累積將危害動物及人體之中樞神經系統；而無機汞將造成人體腎臟衰竭等疾病。任何型態汞對於人類及環境皆造成各種不同等級之危害，其中又以有機汞之毒性最大，無機汞次之，元素或金屬汞最小，各種型態汞主要特性及危害性彙整如表 2-5 所示。

汞的化學性質不如鋅和鎘活潑，在加熱至沸騰的條件下，汞才緩緩地與氧作用，生成氧化汞，但在 500℃ 以上時，氧化汞又會分解成氧氣和汞。汞與硫粉直接研磨即可生成硫化汞；汞不與稀酸反應，只溶於熱的濃硫酸或硝酸中。汞的另一個特性是它能溶解許多金屬形成汞齊。由於汞具有流動性，體積膨脹系數均勻，故用來製作水銀溫度計；又因密度大，蒸氣壓低，可製造氣壓計、血壓計、電子開關等。而汞的蒸氣在電弧中能導電並輻射出高強度的可見光和紫外線，可作太陽燈。鋅與氧化汞可製得電壓相當穩定的水銀電池。汞的用途在舊式生產氯和燒鹼 (NaOH) 的過程中使用汞齊法，但此法因有汞的污染疑慮，現多已改採用隔膜法。另在牙科及醫藥上也使用汞合金及汞的化合物。但汞及其化合物大多有毒，汞元素對人體是有害的。汞蒸氣吸入人體會產生慢性中毒。若不慎將汞撒落至地面上時，需儘量收集，殘留的汞撒上硫粉使其轉變成硫化汞再回收[經濟部標準檢驗局，2012]。



表2-5各種型態汞主要特性及危害性彙整表

[U.S. Centers for Disease Control, 1999&amp;R. Lutter and E. Irwin, 2002]

型態		危害性	特性
元素汞	液態元素汞 (Hg)	微量食入多半無毒，在服用較大劑量及腸道阻塞，造成體內長期滯留會引起中毒。	大氣中 95% 的汞為 $\text{Hg}^0$ 蒸氣，滯留期間約 0.5~2 年。
	元素汞蒸氣 ( $\text{Hg}^0$ )	肺部吸收性極佳，吸入時可能造成呼吸道及腎臟等毒害之急性或慢性汞中毒。	
無機汞	單價亞汞 ( $\text{HgO}$ )	無機汞中毒，主要引起腸胃道刺激、腐蝕性傷害及腎臟衰竭，約 7~15% 吸收進人體內，主要積存於腎臟組織，排出主要經由尿液及糞便。	與空中微粒結合，組成大氣中 5% 汞。
	二價汞 ( $\text{Hg}^{2+}$ )		
有機汞	甲基汞	有機汞中毒，主要引起神經、腎毒害，主要以慢性蓄積，自然界中汞經微生物作用轉化為毒性較大之甲基汞，經食物鏈累積於人體誘發神經性病變等疾病。	適當條件下無機汞會被微生物轉變成有機汞。
	苯基汞		

### 2.2.3 汞在土壤中的影響

#### 2.2.3.1 汞在土壤中傳輸現象

汞是親硫元素，在岩石未風化以前大多數在砂礦中發現  $\text{HgS}$ 。在土壤環境中，陽離子態  $\text{Hg}^{2+}$  最為普通，當減低為還原態(+1)價時，會限制其穩定範圍，還原金屬元素態  $\text{Hg}^0$  由生物及化學反應在土壤中容易達到。元素汞有些揮發性，其蒸氣對有機生物體非常毒。在厭氧狀態下，由土壤微生物所產生之甲基汞，為揮發態的有機汞化合物，對健康有害。同時，在厭氧條件下，能改變  $\text{Hg}^{2+}$  成為極端不溶性的硫化物  $\text{HgS}$ [Robles, 2014]。在大氣、水及土壤中汞轉移綜合如圖 2-2 所示。

在土壤環境中汞主要以二價汞的硫化汞( $\text{HgS}$ )形式存在，土壤對污染物之吸附作用將影響重金屬污染物在土壤中之移動性。吸附反應可分為物理性吸附及化學性吸附兩種，物理性吸附由凡得瓦爾力造成，而化學性吸附之起因為吸附劑與吸

附質間發生類似化學反應之鍵結。此外，受到土壤顆粒大小、組成份、有機質含量及表面性質等因素影響，汞化合物主要集中於土壤表層，20 公分以下之土壤汞濃度已相當低，且土壤顆粒越小有機質含量越高，則吸附性越佳[Robles, 2014]。

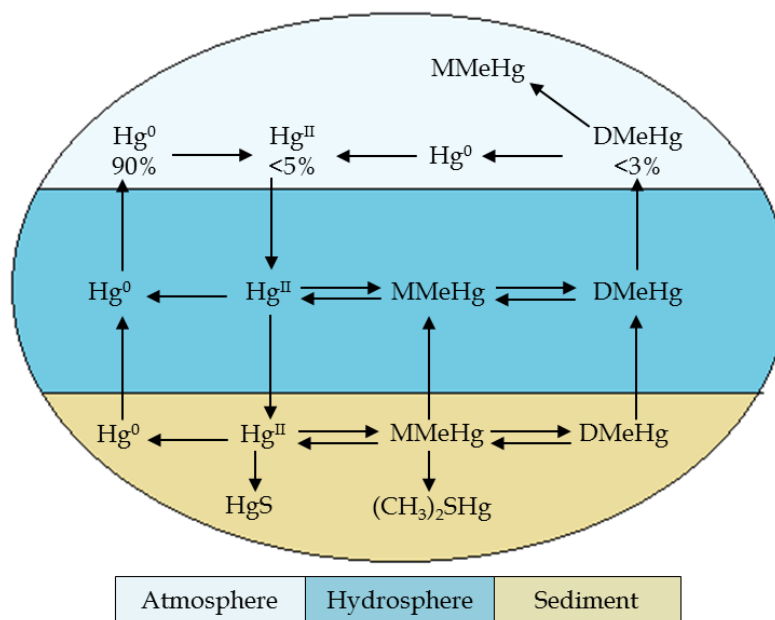


圖2-2汞型態的分佈[Robles, 2014]

### 2.2.3.2 汞對土壤理化性質的破壞

土壤是植物營養和水分的來源，是植物賴以生存的基礎，土壤內部理化機制的改變會影響植物的生長和發育。汞是重金屬中對微生物毒性最強的一種，會破壞微生物群落的結構和多樣性；造成土壤中原生動物物種的減少、多樣性下降，進而影響到土壤生態系統物質的循環和能量的流動；還會嚴重抑制酶的活性，導致氮、磷和有機物的正常轉化失調，影響植物的生長和發育。對大多數植物來說，不同來源的汞對植物體汞的貢獻有一定的差異。一般來說，大氣中存的汞蒸氣是植物體內累積汞的主要來源，而植物從土壤中吸收的汞非常有限[付學吾，2005]。這主要是由於從土壤中吸收汞受到以下條件的限制：

- (1) 土壤中含量較高的腐殖酸和有機質能與汞形成惰性化合物。
- (2) 從土壤中吸收的汞絕大部分滯留在根部，而不會向莖部和葉片遷移。由於植物根部生物量較小，根部吸收也可能會達到飽和，以至於吸收有限。

### 2.2.3.3 影響土壤中汞吸附的因素

在重金屬中有關生物可利用性的含義是指生物從環境中對某一特定的微量元素之可利用的程度，它取決於環境中的化學過程與生物生理因素。前者包括環境中微量元素型態的分配，只有某些形態可通過生物膜和各種環境因素對其吸收的影響性。後者則包括生物界面的特性、元素的各種形態與介面的反應性、機體的生理狀態和代謝機能等。然而環境的因素，例如像 pH、溫度及氧化還原電位等，都有可能將生物的有效性形態發生變化。一般而言，重金屬會跟土壤中有機及無機物鍵結，與其中一種形成不溶於水之沈澱物。影響土壤中汞吸附的因素主要有土壤礦物種類、有機質含量和氯離子作用等[荊延德, 2010]，如下說明：

#### (1) 土壤礦物種類

在 pH 值大於 7 的情況下，汞被鐵和矽氧化物吸附的量會隨土壤溶液 pH 值增加而增加，pH 值小於 7 時，汞則易被鋁、錳氧化物吸附，吸附的量亦隨 pH 值增加而增加。土壤中的礦物種類和含量會直接影響土壤陽離子交換容量(CEC)的大小，土壤吸附的汞量與 CEC 呈正相關，與黏粒含量成正比，因此土壤 CEC 偏高時，汞被土壤吸附的量也會增加。

#### (2) 有機質含量

有機質含量與土壤吸收汞的量亦呈正相關，在 pH 值為 4.5~5 的酸性土壤中，有機質是無機汞的有效吸附成份之一，由於有機汞化合物與有機質具有強大的鍵結能力，尤其是含硫官能基的有機分子，使得無機汞可以大量留存於土壤的有機質土層當中。

#### (3) 氯離子作用

氯離子的濃度大小亦會影響汞化物的型態及溶解度，並間接影響汞化物的吸附狀態，當氯離子的濃度由 0 增加到  $10^{-2}$  M 時，汞被鋁、鐵、矽氧化物吸附的速率常數明顯變小，當氯離子的濃度高於  $3.2 \times 10^{-8}$  M 時，汞以  $\text{Hg}_2\text{Cl}_2$  的狀態存在，當氯離子濃度高於  $10^{-2}$  M 時則以  $\text{HgCl}^{3-}$  和  $\text{HgCl}_4^{2-}$  的型態出現，當氯離子濃度為

$10^{-3}\text{M}$  時，可使  $\text{Hg}(\text{OH})_2$  和  $\text{HgS}$  的溶解度分別增加 55 倍和 408 倍，若達到  $1\text{M}$  時， $\text{Hg}(\text{OH})_2$  和  $\text{HgS}$  的溶解度可分別增加到 105 倍和  $3.6 \times 10^7$  倍，因此，肥料(如  $\text{NaCl}$ )的使用會提高土壤中氯離子的濃度，增加汞的溶出量，若該地區有汞污染，則會增加污染情況。

#### 2.2.4 汞在植物中的影響

##### 2.2.4.1 汞在植物中的形態和分布

植物可以從周圍環境中攝取各種形態的汞，但有些形態的汞顆粒態和氧化態鹽類很難進入植物體內，如圖 2-3 所示。研究顯示，目前的研究工作主要集中於總汞和甲基汞。一般來說，甲基汞在植物體內的含量很有限，一般在 5% 以下，這與土壤中甲基汞的含量非常一致，但一些生長於生物甲基化能力較強場所的植物，如水稻中的甲基汞百分含量則會較高，水生生態系統中植物葉片甲基汞百分含量高於旱地植物葉片甲基汞含量[付學吾，2005]。

汞在植物中的分佈是不均勻的，不同植物中各枝體部分汞相對含量有一定的差異。汞在植物體中的含量和分佈會因植物的類型、土壤和大氣中的汞含量而有所不同。植物中汞含量也受年齡的影響，一般來說，生長的時間越長，各組織部分汞含量越高；另一方面，植物中甲基汞的百分含量與植物的年齡呈負相關。植物中汞含量和分佈受周圍汞污染狀況的影響，一般根部與土壤中汞含量的相關性較要於葉片部分[付學吾，2005]。

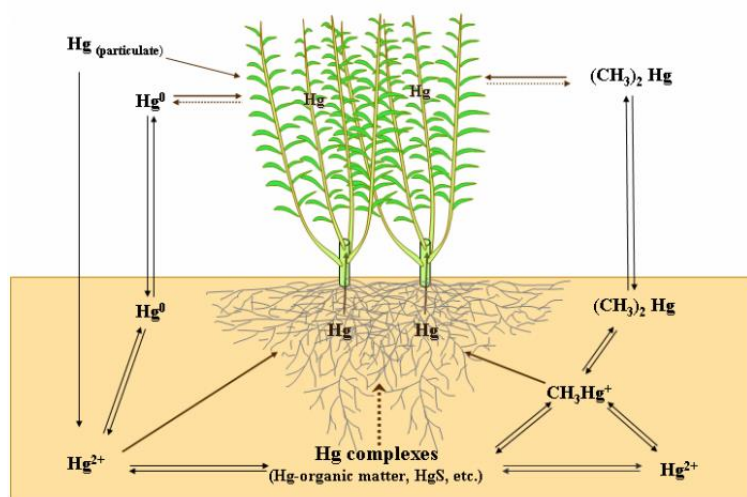


圖2-3汞在陸生植物中的循環作用[Wang，2004]

#### 2.2.4.2 植物吸收汞的方式

植物吸收汞的方式有三種，分別為陽離子交換作用、形成螯合物或經由攜帶物質進入根部細胞以及根圈效應。一般認為汞會阻礙幼苗和根的生長、影響水份及養份吸收、降低葉綠素含量、抑制光合作用與蒸散作用。汞在植物體中的移動性小，常累積於作物根部，不容易轉移到地上部。所以栽植於汞污染區的作物，因為汞多累積在根部，所以穀類作物食用的危險性低，根莖類蔬菜則毒性較高。汞對蔬菜的毒害程度因土壤種類不同而有所差異，以 pH 值較低的紅土壤受害最嚴重，酸性砂頁岩沖積土次之[劉鎮宗，1995]。

#### 2.2.4.3 汞對植物生長發育的影響

研究顯示，低濃度汞可一定程度地刺激植物的生長，但高濃度的汞會抑制種子的萌發，降低根部和莖部的長度和重量，使植物生長減緩。有機汞的毒性主要是影響植物根系的新陳代謝。經有機汞浸泡的植物種子，發芽階段由於根系損傷而影響植物生長階段水分的吸收、營養成分的遷移及光合作用。有機汞對植物生長的抑製作用更強，世界健康協會的研究報告指出，在水生生態系統中，有機汞對植物的毒性作用比無機汞大得多[付學吾，2005]。

#### 2.2.4.4 汞對植物內部生理機制的影響

汞會擾亂任何未受保護之蛋白質的正常功能。汞會結合到蛋白質分子的同一條鍊或兩條相鄰的鏈上，汞和蛋白質的結合會增加某些 DNA 片斷的密度，從而改變它們在鏈的位置及正常結構，當蛋白中汞的含量達到一定程度時就導致蛋白質的沉澱。汞也會影響植物的光合作用，經含汞溶液短時間處理的植物，光合作用色素粒和葉綠素含量會有所增加，但隨浸泡時間的增長，上述物質的含量會減少，同時嚴重影響到光合作用中電子的傳遞，抑制光照和黑暗條件下植物的光合作用。此外，汞還會與葉綠素蛋白中的氨基酸結合，降低細胞外膜縮多氨酸的含量，影響第二光合作用系統的正常功能[付學吾，2005]。

汞對光合作用的影響除了取決於對汞的吸收方式進入細胞組織的程度外，也與植物的年齡有關。無機汞與有機汞對植物內部機制影響的方式和程度都有差異，無機汞主要作用於原生質的細胞膜，而有機汞則主要破壞細胞質組織的完整性和新陳代謝。烷基汞由於具高脂溶性、在植物體內難以分解的特性，毒性要強於無機汞[付學吾，2005]。

#### 2.2.4.5 植物在汞的生物地球化學循環中的作用

植被是全球生態系統的重要一環，在汞的地球化學循環中起著關鍵的作用。通過葉片和大氣的交互作用吸收或排放汞。植被與大氣之間汞的交換是動態的，植物葉片既可以吸收大氣汞，又可將汞釋放到大氣中，這是一個雙向過程，決定這個過程方向釋放或吸收的是大氣汞含量、土壤或濕地汞含量、植被類型以及各種氣象條件。由於植被覆蓋面積在全球總面積中佔有很大的比例，所以揭示不同生態系統與不同氣候條件下植被與大氣間汞交換的規律有著非常重要的意義[付學吾，2005]。目前研究植物與大氣汞交換量，主要有如下兩種方法：

##### (1) 箱法測量

應用於實驗室研究，可以依需要改變土壤和大氣汞的含量，還可以控制溫度、光照等氣象條件，這種方法由於受到箱體積的限制，所採用的植被體型一般都較

小，限制實際環境中植物對大氣汞的貢獻研究。

## (2) 微氣象梯度法

採用野外直接測量，利用垂直方向上汞的濃度梯度和鮑文比通過測量 CO<sub>2</sub> 或 H<sub>2</sub>O 氣體的通量以及熱感通量和濃度梯度計算來計算植物或土壤與大氣汞交換量，以直接反映植被或土壤對大氣汞的貢獻。但這種方法對儀器測量的精度和分析速率的要求都比較高，對氣象和地形條件也有一定的依賴性。此外，植物燃燒過程中，體內的汞幾乎全部釋放到大氣中，其中絕大部分是 Hg<sup>2+</sup> 以上和顆液態汞。燃燒過程表層土壤溫度升高，也會加大土壤中汞的釋放。對全球森林火災所釋放的汞的估算為 853 噸，約佔全球汞釋放總量的 13%。

## 2.3 土壤污染整治復育技術

整治復育技術種類繁多，就整治復育成果而言，可分為移除污染物或使其轉化為無害物質、防止污染釋出、以及減少污染物釋出等三類。若就污染物處理型態與場址關係劃分，可分為現地(in-situ)、現場(on-site)與離場(off-site)三種。現地處理係指不經開挖程序，直接現地處理污染物；現場處理與離地處理則須配合挖掘程序，於場址或運離場址處理污染物。整治技術的選擇需考慮的因素如下：

- (1) 法規面—瞭解法規規範的整治標準及相關措施。
- (2) 技術成熟度—採用有多年實場經驗的整治技術，易於達到整治目標。
- (3) 技術的可及性—有某些整治技術雖可達到整治目的，但其技術包含許多專利問題使業者可能會因持續支出龐大的經費，而導致怨聲載道。
- (4) 整治時間—污染情況嚴重者事實上不適合選擇需長時間的整治措施，除非洩漏源移除並污染情形已降低至整治目標後，為使土壤或地下水中的污染物質移除，採用需長時間的整治復育技術才可行。
- (5) 後續維護工作—若整治技術中需設置相關設備方始改善污染情事，於完成整治標準後仍需定期進行設備維護工作。
- (6) 大眾的認知—環保意識的抬頭，民眾對環境污染已具敏感性，若選擇易造成

二次污染之整治技術，將使整治措施不易施行。

另外，再就處理機制來說，可分為生物、物理/化學、熱處理及整治技術聯用序列(Treatment Train)等四大類。生物整治原理是利用自然用去除污染物，通常是利用以污染物為食物的微生物進行清理工作，此法的費用較便宜，但時程較長，且成效較難評估。常用的生物整治方法有生物復育(Bioremediation)、監測式自然降解(Monitored Natural Attenuation)、植生復育或植物修復(Phytoremediation)、生物堆法(Biopile)、生物通氣法(Bioventing)。

物理/化學方法的原理，是利用污染物或被污染介質的物化特性，達到破壞、分離或穩定污染物的目的。此法的經費與效果比較佳，且時程較短。常見的物理方法有活性碳處理(Activated Carbon Treatment)、氣提法(Air Stripping)、阻絕法(Capping)、破碎法(Fracturing)焚化法(Incineration)、現地熱處理(In-Situ Thermal Treatment Method)、抽取處理法(Pump and Treat for Groundwater)、土壤開挖(Soil Excavation)、土壤氣體抽除法(Soil Vapor Extraction and Air Sparging)、熱脫附(Thermal Desorption)；化學方法則有化學去鹵素法(Chemical Dehalogenation)、化學氧化法(Chemical Oxidation)、透水性反應牆法(Permeable Reactive Barriers)、固化與穩定(Solidification/Stabilization)、玻璃化法(Vitrification)、現地淋洗法(In-Situ Flushing)、土壤清洗/酸洗(Soil Washing)。

而熱處理原理，則是利用加熱處理達到分離或加速分離污染物的目的，惟此法的費用偏高，但時程較短，且需動用較大機具，耗費的能量較高。另外，整治技術聯用序列則是採用多種整治方法，同時或分階段進行整治工作，此法結合多種整治方式的優點，可有效降低經費，或縮短整治期程。土壤整治技術種類繁多，以下就多種土壤污染復育技術詳細介紹。表 2-6 為台灣地區已實際運用土壤及地下水污染整治技術彙整。



表2-6台灣地區已實際運用土壤污染整治技術彙整  
(土壤及地下水污染整治資訊網/整治技術之選擇)

土壤整治方法	應用實例
安定法	農地重金屬場址
離地酸淋洗法	色料廠廢水污染之農地重金屬場址
翻土稀釋法	受工業廢水排放污染之農地重金屬場址
熱脫附法	汞污染場址、農藥污染場址及總石油碳氫化合物污染場址
土耕法	加油站油品污染、輸油管線油品污染及含氯有機物污染之工業污染場址
土壤氣體抽除法	加油站、輸油管線洩漏、工廠污染及柴油儲槽洩漏等有機污染物場址

### 2.3.1 物理/化學處理技術

#### (1) 現地化學氧化法(In-Situ Chemical Oxidation, ISCO)

現地化學氧化法是指將氧化劑送入地下，以轉換目標污染物，並降低其質量、移動性及毒性的方法。該方法可以單獨使用，並且可以與其他處理方法(如生物整治法)合併使用。此法最適用於試驗組二地下水污染團區(>10mg/L)，若用於低污染團區(>1mg/L)雖然可行，但須考慮成本問題。此法的反應速率受許多因素影響，包括溫度、pH 值、污染物濃度、催化劑、副產物、背景水質及有機質等。而氧化劑與污染物的接觸則受某些因素主導，如注入方法與均質性，以及土壤中還原性物質的多寡[環保署，2009]。

#### (2) 現地淋洗法(In-Situ Flushing)

由於傳統抽取處理法(pump and flushing)對於污染物去除需要很長的時間，因此侵入性更強的方法逐漸被引進到地下水處理。此法是使用溶劑注入(injection)或入滲(infiltration)到受污染的土壤或地下水，並在下游抽取出地下水、淋洗液及污染物的混合物，然後在地面處理後再排放或再注入。其應用原理與抽取處理法類似，但是改以適當的混合液體取代水做為淋洗液，藉由淋洗液的注入可改變土壤及地下水與污染物的吸脫附特性、氧化還原狀態、介面張力、酸鹼狀態及分配、溶解、沉澱狀態等，達到增加污染物溶解度，造成污染物與溶液形成乳液或產生

化學反應，促使原本吸附在土壤中或以液體形式存在的污染物容易隨地下水移動，達到去除污染物的功用[環保署，2009]。

### (3) 現地熱處理法(In-Situ Thermal Treatment)

現地熱處理法是將高溫蒸氣注入，或是利用電阻加熱、熱傳導加熱、電波頻率、高溫熱空氣或熱水的方式，將熱導入受污染土壤中，促使土壤或地下水溫度提升，以使污染物更容易溶解、揮發或移動，以利於整治。熱處理法可應用於建築物底下不適合開挖之地區、地下水面下、無法開挖之深層污染區等，只要熱可以被傳送到深度均可適用。熱處理法通常對受油品污染之地下水具有良好的處理效果，但該法可能會改變現地微生物型態，變成有利於嗜熱性微生物生長，且可能會造成污染物往更深層地區移動或擴散，故使用上須小心[環保署，2009]。

### (4) 土壤氣體抽除法(Soil Vapor Extraction, SVE)

土壤氣體抽除法(Soil Vapor Extraction, SVE)係針對不飽和層或通氣層(Vadose Zone)土壤中高揮發性污染物進行整治的方法。本技術利用真空抽氣，使存在於土壤中的污染物產生揮發作用，污染物由固相或液相轉移為氣相，並因抽氣井使污染區土壤產生負壓，使污染物隨土壤氣體往抽氣井方向移動而被抽出，被抽除的土壤氣體可進行回收或經處理後排放。此技術於操作時，常在表面上覆蓋一層不透水布，以避免產生短流現象，並增加影響半徑及處理效率[環保署，2009]。

土壤氣體抽除系統最基本的配置是利用傳統的鑽井方式，設置一個或多個垂直井，場址如未設置鋪面(如混凝土或瀝青鋪面)，一般井篩頂部設置在地面一公尺以下，以避免產生空氣短流的現象，抽氣井的運作可採連續式或間歇運作的方式。土壤氣體抽除法的其他應用方式，包括將土壤加熱，以增加土壤氣體抽除的處理效率，由於增加有限的處理效率必須耗用大量的能源，其經濟可行性較低，為其缺點。土壤氣體抽除法的另一個應用方式，包括利用地下水抽出處理法，將地下水水位降低，增加土壤氣體抽出的有效深度[環保署，2009]。

土壤氣體抽除法不適用於低揮發性或低亨利定律常數的污染物，亦不適合處理水分含量高或黏土質的土壤，更不適用於低透氣性的土壤環境中。雖可以運用工程技術克服上述不利的條件，但會顯著增加整治經費。一般來說，土壤氣體抽除法已被成功地運用在處理位於中度透氣性及高透氣性土壤中含有揮發性污染物成分，並被大量運用在含氯溶劑污染的場址中。截至 1999 年底，共有 196 個美國超級基金場址選用土壤氣體抽除法為其整治技術[環保署，2009]。

#### (5) 抽取處理法(Pump And Treatment)

抽取處理法是一項針對飽和層地下水中溶解性污染物的整治方法，該法兼具控治污染團擴散的功用，因此，本法除可歸類為整治技術外，亦可歸類為圍容(containment)技術，與水力隔絕方法類似。此法所用的設備包括抽取井與地面處理設備兩部分，抽取井的設計視場址特性而定，而地面處理設備則視污染物特性而定。通常地下水一旦抽出後，其處理方法與廢水處理差異不大。但是，此法的整治期程一般都很長，且往往在停止抽水後會有濃度回升的現象，因此常有抽取一段時間後及停止一段時間，之後再進行抽水的操作過程[環保署，2009]。

#### (6) 空氣注入法(Air Sparging, AS)

空氣注入法是一個現地整治技術，藉由注入空氣在地下水中產生氣泡，將水中污染物氣提出到不飽和層中，再藉由土壤氣體抽除法(SVE)將氣體抽至地面處理。由於注入空氣的緣故，因此可以增加地下水中，亦即不飽和層中的氧氣濃度，也可提升污染物的生物降解作用。此整治法主要去除的污染物為揮發性有機物及部分的燃料油，然此整治法若操作不佳時，氣體分布不均勻可能會造成污染團擴大，而且，此法通常需要數年的時間才能達到整治效果[環保署，2009]。

#### (7) 還原劑注入法(Reducing Agent Injection Method)

此整治法是利用化學藥劑的注入，使地下環境中變成還原條件，當氧化還原敏感的污染物流至該區域時，可被降解成二氧化碳或毒性較低物質，或是形成沉澱。還原劑注入法通常包含三個階段，即注入、反應及抽取反應物或產物。在注

入階段中，須考慮的問題主要在於如何輸送反應物到地下與土壤中的鐵產生反應，形成一個長期的還原環境。因此，場址特性如孔隙度、導水性及含水層厚度等，即關係反應物注入量的參數，因此必須事先了解，且污染團分布區域大小也必須預先得知。此外，亦須考慮金屬移動、處理物造成阻塞以及溶氧降低等問題，因為在還原環境下會造成某些原本吸附或沉澱性金屬釋出，如鐵、砷、錳等，不過，在實場測試中，並未發現超過法規標準的問題。反應物回收物也需要考慮，由於連二亞硫酸鹽最終產物為硫酸根，因此需考慮法規的要求。另外，實場測試也並未發現因阻塞造成的傳輸受導影響[環保署，2009]。

### 2.3.2 熱處理技術

熱脫附法用於將附著於固體物質之重金屬汞或有害性有機污染物揮發，脫附後的汞或有機物需要利用其他系統再處理。熱脫附系統包括前處理及進料單元，熱脫附室、排氣冷凝、分離及處理系統熱脫附系統將污染物自土壤中分離出來，在熱脫附室加熱，將水分、有機物及部分金屬揮發，藉著氣流或真空系統將揮發後的水分及污染物送入廢氣處理系統。熱脫附法系統的設計旨在揮發污染物，而非氧化，因此，依熱脫附的操作溫度可分為 2 類：高溫熱脫附(high temperature thermal desorption, HTTD)及低溫熱脫附(low temperature thermal desorption, LTDD) [環保署，2009]。高溫熱脫附法將受污染土壤或廢棄物加熱至 320°C 至 560°C，依整治場址的狀況，可與焚化法或脫氯法配合使用；低溫熱脫附法將受污染土壤或廢棄物加熱至 90°C 至 320°C，若非將溫度調至低溫熱脫附的最高限度，土壤內的有機物質不會破壞，故可使處理後的土壤保持日後的生物活動。

有關熱脫附過程中限制其應用性及有效性的因子包括：(1)在特定的場址，特定大小的顆粒及材料的操作需求可能會衝擊到應用性及成本；(2)為了達到可接受的土壤溼度，可能需要進行脫水；(3)高侵蝕作用的潛在性可能會對處理過程造成損害；(4)處理過的殘留土壤中，若含有重金屬物質則需再加以穩定化；(5)土壤、淤泥及高腐植土壤與污染物質結合在一起時會增加反應時間[環保署，2009]。

### 2.3.3 生物處理技術(bioremediation)

生物整治是指以微生物將污染物降解或轉移成較低毒性或無毒的型態，藉此降低或排除污染物。將受污染的土壤挖除後施以生物整治，最大優點就是各項影響生物處理的因子都可以人為控制，如：pH、氮、磷、含氧，且不易受到場址的影響。一般生物整治技術分為現地(In-Situ)及離地(Ex-Situ)處理兩種，現地生物整治是現今最受生物整治專家注重的方法，因為現地整治期間不需挖掘地下水位以上土壤，且對大範圍污染區域只需以打氣、處理等步驟重複操作，可節省大量成本且在污染現場即可操作[環保署，2009]。

#### (1) 生物漱洗法(Bio-Slurping)

生物漱洗法又稱多相抽除法(Multi-Phase Extraction)、真空加強式抽除法(Vacuum Enhanced Extraction)，主要是在污染區土壤上方設置回收井，於井中設置泵，以移除土壤及地下水中不同型態的污染物質，包括液態的地下水自由相(free product)、溶解相，以及不飽和土壤層中氣態之揮發性有機物等物質，屬於油、水、氣可同時抽除處理的整治技術。多應用於回收揮發性有機化合物或石油碳氫化合物比水輕非水相液體污染物(LNAPL)，屬於真空加強式脫水法(Vacuum-Enhanced Dewatering)的一種處理技術。其原理主要為結合真空加強式抽除/回復、蒸氣萃取及生物通氣三種機制所組成的技術方式，以同時回收油品物質與進行未飽和層之土壤的生物復育，從水位或毛細邊緣移除自由相 LNAPLs，蒸氣抽除從地下水位線以上區域移除高揮發性蒸氣，而生物漱洗是為刺激生物降解未飽和區和毛細區域的之低揮發性碳氫化合物[環保署，2009]。

#### (2) 土耕法(Land Farming)

土耕法，這是一種經由生物降解受石油碳氫化合物污染的土壤整治方法。該法廣泛包括挖掘淺層受污染之土壤，並利用通氣或是添加營養鹽、濕度、礦物質等條件，提高好氧微生物活性，進而利用微生物降解污染物的一種技術。提高微生物活性，將可使吸附在土壤中的石油污染物藉由微生物的呼吸作用進行降解。

如果污染層較淺(小於地面下3呎),則不須經由挖掘土壤,即可有不錯的生物活性。但若是污染土壤深度超過5呎,則土壤必須經由挖掘的方式以增加溶氧。目前已證實土耕法對於受石油污染場址之土壤有良好的處理效果,輕質的石油產物(例如:汽油),可經由土耕法翻堆過程中(例如:進行耕或犁的方式)的蒸發作用移除,也可藉由微生物降解機制去除[環保署,2009]。

### (3) 生物堆(Biopiles)

生物堆(Biopiles),亦稱為生物堆肥堆(Compost Piles)。生物堆法是運用生物降解的機制來減低挖掘土壤中受石油成份污染的污染物濃度,此技術牽涉到污染土壤堆積至堆(piles or cells),與通入氣體或是添加礦物質、營養鹽與濕度控制等,期藉此促進土壤中好氧微生物的活性,同時藉由微生物之呼吸作用加強微生物的活性,以降解吸附之石油產品成分(Petroleum-Product Constituents)。

生物堆與土耕法(Land farms)是相似的,兩者皆位於地表面上,工程建造的系統一般是使用來自空氣中的氧氣以促進好氧細菌的生長與再生能力,接著,減低石油污染物吸附在土壤中。土耕法是藉由耕種或犁田供應氣體,而生物堆積供氣大部分則常藉由強迫供應空氣的方式,經由注入或是抽取的方式來驅使氣體通過遍佈堆中所放置的開槽或多孔的管道系統[環保署,2009]。

### (4) 生物通氣法(Bioventing, BV)

生物通氣法是改良現地生物整治的方法,可加速對石油碳氫化合物的快速生物降解。此法是將空氣打入受污染區域的地下水層,整個系統有足夠氧氣讓微生物生長並對污染物進行降解,不需要另行抽除水面上的污染物。生物通氣法主要是以現地微生物降解吸附於不飽和層土壤之有機污染物,毛細現象區域邊緣(capillary fringe)及飽和層(saturated zone)土壤則不適用。此法通常以抽除井(extraction wells)或是注入井(injection wells)的方式,將空氣或氧氣導入不飽和層內,加強現地微生物的活性;另外,如有需要亦可添加營養鹽,以增進生物降解速率[環保署,2009]。

#### (5) 監測式自然衰減法(Monitored Natural Attenuation, MNA)

監測式自然衰減法是一個可信賴的自然衰減程序。而自然衰減程序為環境中自然發生的一種過程，此過程可減少環境污染物的重量、毒性、移動性、體積或濃度。其機制包括延散(dispersion)、稀釋(dilution)、吸附/吸持(sorption)、揮發(volatilization)、化學與生化穩定化及生物衰減(biodegradation)，經由其中一種或多種的機制有效減低污染物濃度，以達到降低污染物對環境及人類健康危害的目的。因此，自然衰減處理是指利用土壤及地下水中之生物、物理及化學等機制將污染物去除，但在整治期間需持續監測場址環境和污染濃度的變化[環保署，2009]。

此外，自然衰減法是一種被動式的整治方法，因為自然衰減程序是在沒有人為的干預下自然發生的。自然衰減在任何污染場址都會發生，只是發生的程度不同。自然衰減的程度將因污染物的種類、污染場址土壤或地下水的物理、化學及生物特性等的影響而有所不同。而自然衰減也並非是一個不行動的整治方法，在大多數的案例中，自然衰減常被用來彌補傳統整治技術的不足，當污染來源移除後，便以自然生物處理完成清除工作。執行自然衰減處理有別於傳統技術可允許污染物些許殘留於地下水中，相反的，該法強調必須將污染物完全分解[環保署，2009]。

#### (6) 生物泥漿法(Biosludge)

生物泥漿法整治技術是一種固液混合系統，可用於處理高濃度溶解性的有機污染物。該法主要是藉由添加大量水分，使欲處理的污泥或土壤呈泥漿狀態，再利用混合攪拌幫助自然微生物(resident microorganisms)與污染物在反應槽中接觸，反應槽的設計可為單槽或多段，以批次或連續操作進行，並輔以曝氣、添加無機營養鹽、界面活性劑、控制 pH 及溫度等方式，進一步促進微生物對有機污染物的分解效果，此技術可單獨使用，或結合其他生物、物理及化學技術來處理污染物[環保署，2009]。

泥漿相生物降解復育技術的原理為有機污染物由固相傳輸到液相中，並在液相中被微生物所分解利用後，固液相中有機物的分配再次達到新的平衡，如此周而復始，使泥漿反應不斷的進行。因此，泥漿法的第一個限制因子是有機物在固液相間的質傳速率，操作上可由界面活性劑的添加及攪拌來改善。另一個限制因子是液相中有機物的生物分解作用，操作上則是以曝氣、營養鹽的添加及 pH 與溫度的控制，來增加微生物的活性；而攪拌及曝氣也可以增加微生物和污染物接觸的機會[環保署，2009]。

#### (7) 現地透水性反應牆(In Situ Permeable Reactive Barrier,PRB)

現地透水性反應牆為近幾年來所發展的新技術。由於大眾逐漸認知到抽取處理法及其他傳統上須於地面上處理污染物的系統，無法在現地環境中執行的限制，因此現地透水性反應牆技術便廣受矚目。現地透水性反應牆的設計，主要是在地下水污染團下游設置一不透水的障壁，藉由此不透水障壁將污染團引導至位於其內之滲透性、半滲透性或可置換的柵欄。在此處理柵欄中，會進行目標污染物的處理。處理過後的地下水流出柵欄後，再沿著其自然水流方向行進。由於水流是藉由地下水水力坡降流經柵欄，因此，此系統亦稱為被動式處理牆(passive treatment walls)。若污染團非常狹窄，可設置一與污染團等寬之滲透性反應渠，如此便不用設置非滲透相障壁引導水流。現地反應牆所需用到的機械系統非常少，甚至不需要，因此可減少長時間操作及維修之花費，降低許多整治計畫的費用[環保署，2009]。



## 2.3.4 植生復育技術(phytoremediation)

### 2.3.4.1 植生復育機制

植生復育(Phytoremediation)之定義係利用植物去除環境中的污染物質或使其無害化(Cunningham et al.,1995)。其所運用到的機制包括植物萃取(Phytoextraction)、植物穩定化(Phytostabilization)、根區降解(Rhizodegradation)、植物蒸散(Phytovolatilization)[Salt et al., 1995]，分別敘述如下：

#### (1) 植物萃取(Phytoextraction)

植物萃取亦稱為植物累積(Phytoaccumulation)。藉由植物根部吸收水份進入植物體內，一併將土壤中污染物吸收，透過代謝系統吸收有機化合物及無機營養素，而不能吸收的重金屬通常被儲存在植物的葉子或根部，待植物經過一段時間吸收後，再將栽種植物移除，經由收割及焚化等技術將污染物進行最終處理，其灰燼應視為有害廢棄物來進行掩埋，此方法可達到減量以及污染物濃縮的目的[Salt et al., 1995]。

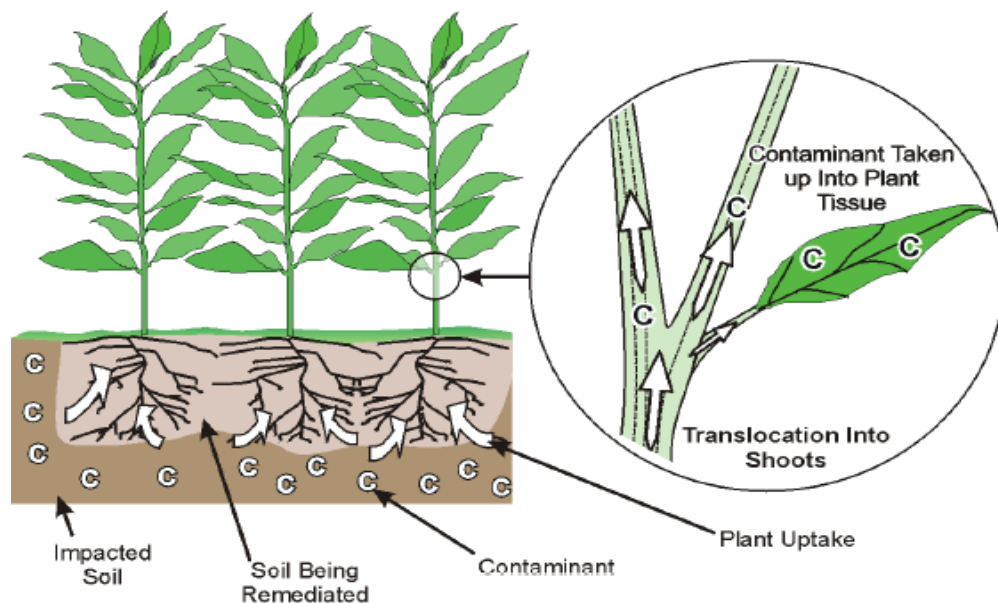


圖2-4植物萃取示意圖[ITRC, 2001]

## (2) 植物穩定化(Phytostabilization)

植物穩定化為利用特定植物透過根部將污染物以物理性方式吸收、濃縮、吸附或沈澱污染物於根部區域，降低污染物於食物鏈中之生物可利用度以及移動性，使污染物不至於移動到地下水及其他鄰近地區。重金屬污染物質於處理過程中，會被轉化為不溶物而達安定化之效果，集中於根區(rhizosphere)進行沈澱或轉化(見圖 2-5)，而使其成為不溶解或較低毒性之物質，並可防止污染物遷移至地下水或空氣當中；提高土壤酸鹼值可助於重金屬污染物穩定化[Salt et al., 1995]。

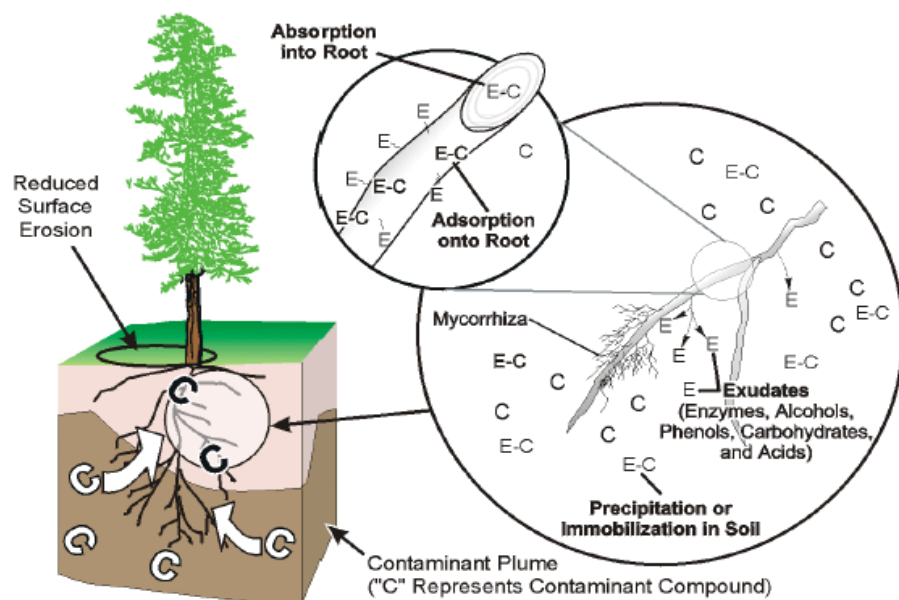


圖2-5 植物穩定化示意圖[ITRC, 2001]

### (3) 根區降解／植物刺激(Rhizodegradation／Phytostimulation)

根區降解亦稱為植物刺激(Phytostimulation)或根球生物復育(Rhizosphere bioremediation)，是經由生存於土壤中之微生物(如酵母菌、真菌或細菌等)與植物共生，微生物可進行污染物之分解而轉化成植物可以利用之生長機質，而植物根部可能釋放出一些分泌物幫助該微生物進行代謝分解污染物。此類型之機制常被應用於油品、有機溶劑或其他有機性之有害廢棄物之土壤進行復育[Salt et al., 1995]。

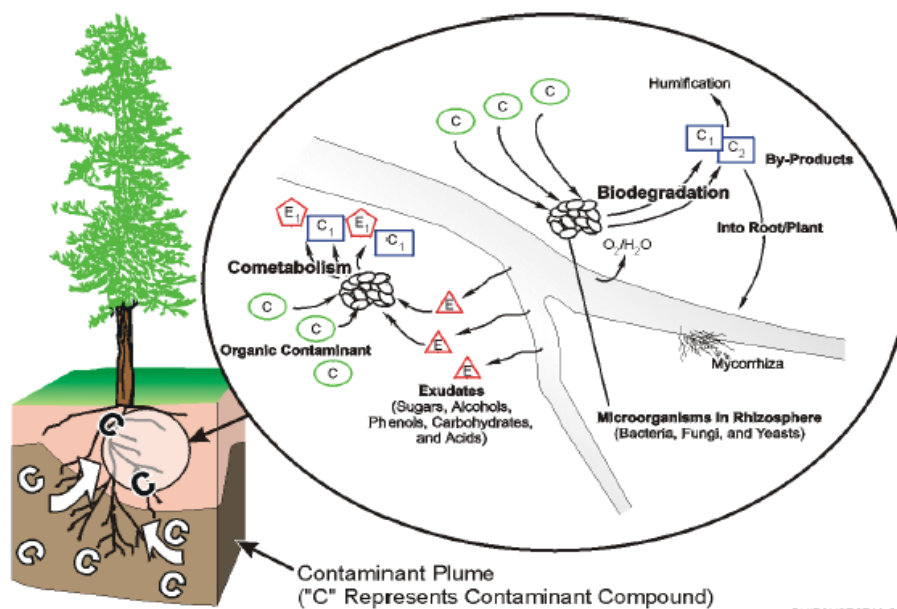


圖2-6 根區降解示意圖[ITRC, 2001]

#### (4) 植物蒸散(Phytovolatilization)

植物蒸散是藉由植物之葉片吸收植株體內的污染物，以蒸散(transpiration)作用而釋出或改變污染物組成方式，經由植株排至大氣中。某些有機污染物能夠通過植物到其葉子後產生蒸發或揮發作用而進入到大氣當中。在土壤-植物-大氣等三個連續區間當中，某些特定的污染物能藉由不同的植生復育機制來達到去除的效果 [ITRC,2001]，其相關聯性如圖 2-7 所示。

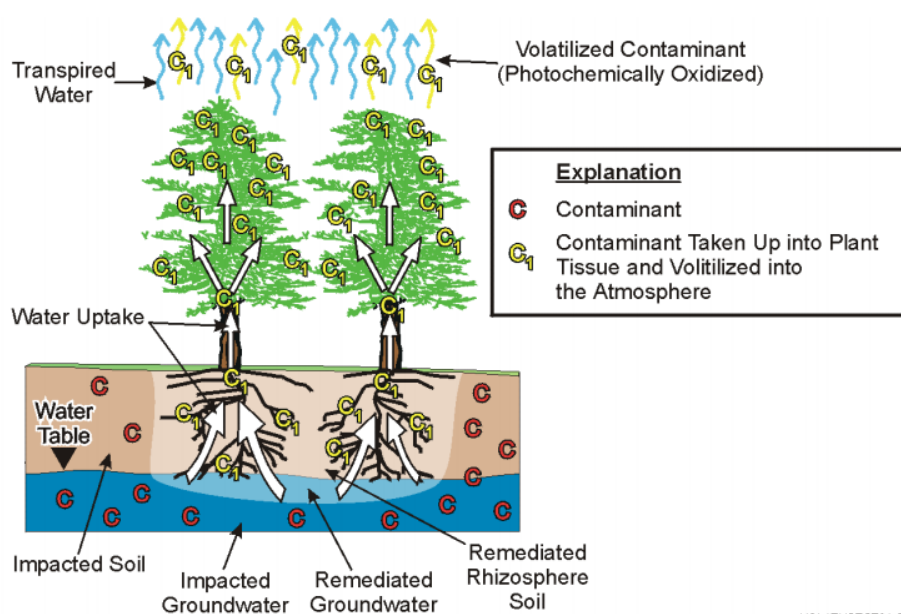


圖2-7 植物蒸散示意圖[ITRC, 2001]

#### 2.3.4.2 植生復育影響因素

評估是否使用植生復育法之前，必須研究種植的植物是否對人體有害，故需進行植物測試與周遭空氣檢測，確保植物不會將有害氣體逸散至大氣。影響因子包含：

##### (1) 植物的種類與數量

不同種類的植物復育效果皆不相同，此乃因所產生的跟分泌物及酵素的種類、數量及功能有所不同，而植物耐受污染物的能力是植生復育能否成功的關鍵因子。

## (2) 污染物的物理化學特性

如水溶性、蒸氣壓、分子量、辛醇與水的分配係數之對數值(log Kow)等。有機物水溶性越高，植物降解污染物的能力也越高。

## (3) 根系大小與深度

植生復育的過程中，植物根系必須與污染物接觸，因此植物根系分布的深度將直接影響植生復育土壤及地下水的深度。

## (4) 環境特性

溫度、pH 值、有機質及土壤含水率等，影響土壤微生物的總數量和種類及植物的生長狀態，因此間接影響植生復育的效果。

### 2.3.4.3 植生復育優點與應用前景

- (1) 植生復育是利用植被現地處理污染土壤和沉澱物的方法，優點是各種有機和無機的化合物適合於植生復育過程。它成本低，根據美國研究顯示，種植管理費用在每 1ha200~10000 美元之間，即每年每 1m<sup>3</sup> 的處理費用為 2.02~1.00 美元，比物理化學處理的費用低；而且植生復育不會破壞土壤的生態環境，可以增加土壤的有機質含量，激發微生物的活動，更有助於固定土壤，控制重金屬污染土壤容易形成的風蝕和水蝕現象，蒸散作用可以防止污染物向下遷移，同時可以把氧氣供應給根系，有利於有機污染物的降解。植生復育技術作為一種新興的綠色安全復育技術以其獨特的優勢和潛力，很快受到許多國家的重視。美國的一些植生復育公司積極致力於研究成果的開發法和商業化，例如 Edenspace 公司已經成功研發出鉛、鋅、鎘、和砷污染的植生復育。英國利物浦大學的 Bradshaw 長期致力於礦山廢棄地的生態恢復研究工作，他們最早利用當地的耐性植物對礦山土地進行復育，並且針對不同重金屬礦山廢棄地的耐性品種系列成功的開發出可商業化應用[丁佳紅，2004]。植生復育其優點包含(1)設備較為簡單；(2)可現地操作；(3)綠美化；(4)由太陽提供動力，較不耗能；(5)可應用於廣泛污染物，如重金屬、有機物及放射性元素；(6)相對其他技術較

為廉價；(7)污染場址若有植物覆蓋，植被保護，防止土壤被侵蝕；(8)操作較安全，降低人力需求。

#### 2.3.4.4 植生復育問題與展望

植生復育仍有一些限制：(1)高累積植物個體矮小，生長緩慢，修復重金屬污染土地需要較長時間，經濟上不一定合理。(2)大多數高累積植物往往只能累積某種重金屬，而土壤的污染是多種重金屬的複合污染，因此高累積性植物無法應用於同時存有多種污染物的場址。(3)植物累積大量重金屬的後續處理是一個棘手的問題。(4)存在污染物及其降解產物可能重新活化的問題。

其缺點如下：(1)樹根深度不及地方，對土壤深層的處理不足，除了不能發揮效果，還有遺漏之虞，若要改善這種缺失需耗費可觀的工事。(2)植物吸收污染物同時可能形成有毒植物，污染食物鏈。(3)污染處理速度緩慢，需要經過數個植物生長季節才能見到效果，具有季節性限制。(4)對疏水性植物無法萃出。(5)植物蒸散可能使污染轉變成空氣污染。(6)植物收割後的後續處理，需額外處理費。

透過野外試驗得出單位時間植物地上部對重金屬的總累積量可以衡量一種植物在植物復育上的潛力，但目前這方面的報導並不多見，很多的研究尚停留在實驗室階段。當土壤重金屬濃度相對較低時，植物地上部對土壤重金屬的生物富集係數以及重金屬從地下部向地上部的轉運係數顯得較為重要。 *Brassica juncea* 地上部累積重金屬的量不超過 1000 mg/kg，因而不屬於高累積植物，但其對多種重金屬均具有較大的生物累積係數，且生長快，易於繁殖和應用，在植生復育工程中被廣為應用[韋朝陽，2002]。

目前植生復育技術大多停留於實驗室模擬研究階段，一些研究根據盆栽試驗估算了相應的植生復育潛力。但必須引起注意的是從實驗室獲得高累積植物的生物累積係數、最大累積量等並不能簡單地換算成實際工程中的植物復育係數和單位面積重金屬去除量，因為兩者在重金屬有效態含量、土壤物理化學性質及其他影響因素方面存在巨大差異。

人們寄望於基因工程來培育出高產、高效和可累積多種重金屬的高累積植物，但有關植物超量吸收重金屬的機理至今仍不清楚，這極大地妨礙了這一技術的迅速發展。因此繼續在全球範圍內尋找生物量大、累積能力強的高累積植物是植生復育研究獲得突破的選擇途徑之一，而這方面仍有許多尚待深入開展的研究工作。植生復育技術作為一種新的污染治理替代技術業已被證明具有極大的潛力和市場前景，從實驗室走向產業化應用還需假以時日。鑑於植生復育技術具有諸多問題，為了加快植生復育技術從實驗階段走向商業化，發揮實際作用，未來研究需從以下方面深入以獲得突破[丁佳紅，2004]：

- (1) 持續尋找和培育高累積植物，並運用現代分子生物技術培育出生長速度快，生物量大的高累積植物。
- (2) 研究高累積植物的抗性機理和生理生態過程，篩選出能同時吸收多種重金屬污染物的植物。
- (3) 對土壤進行技術應用方面之研究，結合土壤改良劑，提高植物對重金屬的累積速率。
- (4) 將具有高累積重金屬的植物回收提純，提高重金屬的利用率，防止二次污染。
- (5) 將基因工程和現代分子生物技術結合到植生復育技術中，加快植生復育的推動力。
- (6) 深入研究高累積植生復育污染土壤和水體的過程及其調控機理，包括土壤中重金屬的形態與植物根際環境變化的關係，施肥、增施改良劑等措施對植物復育過程的影響等，以進一步推動植物修復技術的產業化。

#### 2.3.4.5 植生復育國內外研究與案例

在國外，有關植生復育技術的研究已趨於成熟，無論是重金屬或有機污染物的相關研究每年在著名期刊皆有相當多的成果發表，因此學術及應用領域上亦形成一個研究熱區，普遍為歐美國家及工業界所接受，用以整治受有害廢棄物污染場址，其各國案例如表 2-7 所示。

Rodriguezer et al. (2007)利用盆栽試驗進行四種高生物質量植物對汞累積能力的篩選。四種植物種類分別為 *barley*, *white lupine*, *lentil* 及 *chickpea*。第一階段係以添加水溶性汞(8.35ug/g)為主，植物體內汞濃度為 1.51~5.13ug/g(*lentil* 及 *lupine*)；第二階段以西班牙的 Almad 礦區污染土進行試驗，汞平均濃度 32.16  $\mu$ g/g。植物體內 Hg 濃度為 1.13ug/g。實驗結果顯示汞吸收濃度未達植物復育標準，但可藉由植物根部的吸收來減少可溶性汞的擴散，達到植物穩定化(Phytostabilization)的目的，進而降低污染區域之環境風險。

Lomonte et al. (2010)以 9 種植物包括 *Atriplex codonocarpa*, *Atriplex semibaccata*, *Austrodanthonia caespitosa*, *Brassica juncea* *Brassica napus*, *Gypsophila paniculata*, *Sorghum bicolor*, *Themeda triandra* 及 *Trifolium subterraneum* 進行汞植生復育能力篩選。目標物為污水處理廠廢污泥所製成的生物固體物(biosolid)，此固體物汞含量範圍 3.5~8.4mg/Kg。經 60 天培養後，發現 *Atriplex codonocarpa* 和 *Austrodanthonia caespitosa* 具有將 Hg 由根部傳輸至植物上部的能力，是植物萃取汞的候選品種。此外，水溶性汞較生物固體物中的汞更容易被植物傳輸至上部。

Wang and Greger (2004)的研究中發現，柳樹的根部能累積大量的汞，但大部分累積於根部細胞壁中。後續利用呼吸室(transpiration chamber)進行植物對汞的累積、傳輸、揮發等機制探討，採用 6 種陸生植物豌豆、春小麥、甜菜、油菜、白三葉及柳樹。實驗結果顯示，在含 200ug/L Hg 的營養液下，所有植物皆能吸收大量汞，但傳輸至莖部濃度相對偏低，只有 0.17~2.5 %。此外，土壤中偏低的生物可利用汞含量通常是植物萃取中的主要限制因子，而碘化物(Iodide)具有增加 Hg 移動性的能力，可用於提高植物萃取效率。

Wang and Greger (2006)利用添加 KI 來探討 willow 對碘化物的敏感度試驗，結果顯示 KI 能夠增加汞的移動性，使植物體的根、莖、葉部的汞濃度增加，但試驗組二 KI 會對植物體產生毒性，而且整有小於 1%的汞會累積於莖部。



Moreno et al. (2004)係利用誘導劑 Ni 對超累積植物 *Berkheya coddii*、耐鹽度的 *Atriplex canescens*，超累積植物 *Brassica juncea* 及 *Lupinus sp* 等共四種植物進行含 Hg 礦區土壤的植物復育。實驗結果顯示，加入誘導劑  $\text{NH}_4\text{S}_2\text{O}_3$  可促進土壤中汞溶出，大幅增加植物總吸收量，實驗組根部及地上組織的汞含量比對照組增加了 6 倍；同時  $\text{NH}_4\text{S}_2\text{O}_3$  的加入，亦增加植物地上組織汞含量。*Brassica juncea* 莖部 Hg 濃度明顯增加，經質量平衡估算後，推測部分 Hg 由植物體蒸散作用揮發掉。

Moreno et al. (2005)利用硫代硫酸鹽類誘導增加土壤中 Hg 的移動性，促進印度芥菜對 Hg 吸收、累積。研究結果顯示，將 *Brassica juncea* 種植於濃度 2.8 mg/kg 的含汞基質中並添加  $\text{NH}_4\text{S}_2\text{O}_3$ ，發現 *Brassica juncea* 上部組織的汞累積濃度可達 43 mg/kg，並藉由揮發實驗證實，植物體可促進基質中的 Hg 會被轉換成  $\text{Hg}^0$ 。後續研究以  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$  進行現地土壤添加，顯示  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$  可促進植物根部及上部組織對汞的累積量，最大萃取量達 25 g Hg/ha，經質量平衡計算顯示，約 500 g/ha 的汞在實驗過程中被揮發掉。初步風險評估顯示，揮發的汞並未對當地居民及環境造成傷害。

Moreno et al. (2008)進一步利用植物體吸收水體中的 Hg,達到植物過濾 (Phytoinfiltration)的效果，汞濃度 0~10 mg/L，植物種為 *Brassica juncea* (L.)-Czern，研究結果顯示，根部汞累積濃度為初始濃度的 100~270 倍，揮發性汞以零價汞為主，藉由揮發及累積作用，植物過濾可達 95% 的去除效率。

Moreno-Jime'nez et al. (2006)針對西班牙 Almaden 附近廢礦區植物種進行調查，發現植物 *Rmex induratus* 與 *Marrubium vulgare* 對於重金屬汞有極佳的耐毒性之外，亦具有良好的吸收累積能力，其中 *Rmex induratus* 的生物累積係數(植物體內汞濃度/土壤中有效汞濃度)，根部可達 1231，莖部可達 1096，整體而言，*Rmex induratus* 表現略優於 *Marrubium vulgare*。估計累積量為 10-30 g Hg/ha.year，推薦做為植生復育應用之參考。

Comino et al.(2009)選擇早熟禾(*Poa annua*)以水耕栽培方式，針對重金屬 As (0.25、0.5、5 mg/L) 和 Hg (0.1、0.2、2mg/L)進行吸收試驗，發現早熟禾對 As 或 Hg 兩者吸收並無明顯差異，但隨溶液中 As 或 Hg 濃度的增加，早熟禾對二者的累積量也隨之增加。

台灣國內目前僅有極少數植生復育之試驗於污染現地進行，多數之研究仍為實驗室階段，在植物復育研究的污染物種類方面以重金屬較多，有機污染物則較少，整體而言仍處於萌芽階段有待各界積極投入。陳尊賢等人(2006)於中部多種重金屬污染區進行植生復育大面積試驗，利用現地小面積篩選試驗，由中部花卉市場常見之33種植物中篩選出12種植物，進行兩次之大面積試驗(總面積 1.3 公頃，每種植物各種植 0.1 公頃)，以評估不同植物對重金屬之累積能力及植生復育之可行性。試驗結果顯示，在此銅-鉻-鎳-鋅污染土壤中大面積種植約一個月後，不同植物根部對重金屬之累積濃度高於地上部，與種植前之植物比較，植物累積之重金屬濃度及對重金屬之總移除量皆呈現增加之趨勢，12 種植物對於不同重金屬之累積能力亦不相同。若以理想條件及試驗條件估算，以植生復育技術將此場址現有土壤重金屬濃度降至土壤污染監測基準以下，所需之時間約需 4~70 年，由於土地不再休耕，且在此復育期間由水稻改為種植花卉植物，可以達到增加農民之收益、減少水資源浪費及土地再利用之目的，此研究結果也顯示植生復育重金屬污染土壤之可行性，但仍須注意農民之種植意願、種植技術、雜草控制、植物殘枝分佈及植物銷售等問題。

Chen and Lee (1997)及陳尊賢等人(2006)於臺灣中部及北部重金屬污染區之試驗結果，國內可累積高濃度重金屬之市售植物包含繁星花、雞冠花、非洲鳳仙、五彩石竹、孔雀草、仙丹花、美女櫻、麒麟花、美人蕉及馬齒莧等，而印度芥菜 (*Brassica juncea*) 由於生物量 (biomass)較高，為國內常用於植物復育相關研究之植物之一。

陳詩文(2005)研究三個不同地區印度芥菜(印度、巴基斯坦及阿富汗)對不同重金屬之累積能力，試驗結果顯示，三品種印度芥菜對銅之忍受能力低，而對鎘之忍受能力最高，可達  $50 \text{ mg Cd kg}^{-1}$  以上，由於三品種印度芥菜之生物量為印度>巴基斯坦>阿富汗，種植於不同濃度之鎘污染土壤中，三品種印度芥菜對鎘之累積濃度無統計上顯著之差異，重金屬之總移除量亦未有顯著之差異。

游麗玲(2005)之研究發現鋪地黍(*Panicum repens* L.)對桃園縣某工業區受銅-鉛-鉻-鋅污染之水體底泥之重金屬具有累積效果，植物根部累積之銅及鉛濃度較高，而地上部對鋅及鉻之累積濃度較高，植物體累積之鉻與底泥中之鉻濃度具有相關性。

吳裕民等人(2012)以配製3種不同濃度的戴奧辛污染土壤，並選用大花咸豐草、海雀稗及白竹仔菜進行盆栽試驗，於溫室栽種8星期後，觀測戴奧辛毒性對植物生長的影響及植物體內吸收與分布的情形，以評估植物復育處理受戴奧辛污染之土壤可行性。研究結果顯示在低濃度 PCDD/Fs 下，大花咸豐草、海雀稗及白竹仔菜的生長未受毒性影響，但中、高濃度的 PCDD/Fs 會對於植物生長高度產生明顯的抑制現象，部分植物甚至發生黃化及枯死的現象。三種植物體的 PCDD/Fs 濃度分析結果顯示，根部所吸收的 PCDD/Fs 濃度明顯大於地上部的 PCDD/Fs 濃度，其中以大花咸豐草根可吸收濃度最高，根部生物累積因子值可達 1.21，顯示大花咸豐草適用於植物穩定化，可避免土壤中 PCDD/Fs 的擴散。

鄭秀珍、楊磊等(2007)探討韭菜、綠豆、狼尾芽、紫花苜蓿等四種植物處理遭受五氯酚污染土壤之可行性，在五氯酚濃度為  $20 \text{ mg/kg}$  的土壤中，經過 35 天試驗期後，韭菜對五氯酚的去除率可達 76%，並以分子生物技術 PCR-DGGE 分析土壤中的微生物菌相，韭菜的栽種及營養鹽的添加可提高為生物的多樣性。

陳傑音、顏江河等(2004)採用盆栽試驗，探討臺灣二葉松與青剛櫟兩種樹種在接種彩色豆馬勃形成菌根後對土壤復育之功效，由苗木存活率及形質生長顯示，彩色豆馬勃與二葉松及青剛櫟苗木之菌根，具有抵抗重金屬之效應。

林浩潭等人(2005)利用盆栽試驗，以採自彰化縣花壇鄉白沙村及彰化、和美東西二圳二污染區 鎘、鉻、銅、鎳、鉛及鋅含量偏高，且鉻、銅、鎳及鋅含量達作物毒害級土壤，篩選可吸收較高量重金屬之本地植物，用於以植物吸收法整治受重金屬污染土壤農田，促進土地資源有效利用。結果顯示紅莧、白莧、野莧、油菜、高麗芝及腎蕨等六種植物皆可生長於高重金屬含量之土壤並吸收重金屬，除高麗芝及腎蕨外，其他植物之生長會受土中重金屬之影響，但紅莧、白莧及野莧具較大生植量。生長於高重金屬含量土壤之植物體中重金屬含量較高者，鎘為：紅莧、野莧及白莧，鉻與銅皆為：野莧、高麗芝及腎蕨，鎳為：紅莧、野莧、白莧及油菜，鉛為：紅莧及油菜，鋅為：紅莧、野莧、白莧、油菜及高麗芝。如依據生質量及重金屬之吸收量選擇重金屬吸收植物，去除土壤重金屬，以進行土壤復育，則紅莧、野莧、白莧及油菜之可行性較高。

葉琮裕(2001)利用根系深廣並可累積重金屬且對重金屬容忍度高的培地茅，分別進行水耕及盆栽試驗，探討不同螯合劑 EDDS、檸檬酸、EDTA 及腐植酸，提升培地茅植生復育重金屬銅、鋅、鉛、鉻污染成效，試驗結果水耕試驗部分顯示，培地茅根部重金屬累積能力，添加檸檬酸與腐植酸之成效優於 EDDS 及 EDTA，添加 EDTA 可提升培地茅由根部傳輸重金屬銅、鋅、鉛、鉻至水上部位的能力(為控制組 14.1、5.0、9.1 及 2.6 倍)。底泥盆栽試驗部分，底泥重金屬序列萃取顯示，重金屬銅與鋅的移動性較高，而重金屬鉛與鉻則較低，添加 EDDS、EDTA 可促進重金屬銅、鋅、鉛及鉻底泥鍵結，由強鍵結轉為弱鍵結，檸檬酸可增加重金屬鉻弱鍵結型態，以增加重金屬銅、鋅、鉛、鉻的生物有效性。培地茅植生復育底泥重金屬能力為鋅 > 銅 > 鉛 > 鉻，相較於控制組，重金屬銅、鉛、鉻添加 EDDS 為控制組之 23、7.5、2 倍，EDTA 可增進 4 種重金屬之成效(為控制組 31、3.7、19、3 倍)，添加檸檬酸於重金屬銅與鉻為控制組之 2、3.4 倍，而添加腐植酸可增加培地茅根部重金屬鉛吸收量。

表2-7植物復育各國研究

編號	植物物種	污 染 物	污 染 概 況	整 治 時 間	成 效	參 考 文 獻
1	癲瘋樹、蓖麻	柴油	5,000 及 10,000mg/kg	4 個月	70%	朱祐陞(2014)
2	油菜、青江菜、小白菜	汞	汞(0-0.2 $\mu$ g/mL)及甲基汞(0-0.2 $\mu$ g/mL)的水耕培養液	30 天	含汞濃度 0.1 $\mu$ g/mL 時，種子發芽率降至 87-94%；而甲基汞濃度 0.1 $\mu$ g/mL 時，種子發芽率降至 66-81%	陳孟沅(2012)
3	玉米、甘藷、甘蔗、大豆、花生、油菜、向日葵及鬼針草	鉛	5000~8000 mg/kg	6 個月	八種作物皆會吸收鉛，大豆與花生植體各部位對鉛的累積濃度較其它植物高	林旻秀(2012)
4	蘆葦	柴油	1,000 mg/kg 5,000 mg/kg 15,000 mg/kg 10,000 mg/kg 20,000 mg/kg	50 天	49.9% 32.9% 13.5% 4.70% 0.90%	Wang et al.,2011
5	紅蘿蔔、茼蒿	砷	499 mg/kg	2 個月	茼蒿砷濃度最高為 0.909mg/kg 紅蘿蔔可食部位砷濃度 0.081 mg/kg	江凱楹(2011)
6	培地茅	銅、 鋅、	銅濃度 500mg/kg 鋅濃度 4,000mg/kg	30 天	植體中銅濃度 216.7mg/kg 植體中鋅濃度 1,173mg/kg	葉琮裕(2011)

		鉛及鉻	鉛濃度 3,000mg/kg		植體中鉛濃度 299mg/kg 植體中鉻濃度 24.4mg/kg	
7	油菜、向日葵、 番茄及肥皂草	銅、鉻 與鎳	銅 467 mg/kg、 鉻 2,009 mg/kg 及 鎳 383 mg/kg	油菜：162 天、 向日葵：120 天、 番茄：97 天與 肥皂草：138 天	植體中銅平均濃度為 油菜 96.8 mg/kg 向日葵 72.2 mg/kg 肥皂草 58.1 mg/kg 番茄 30.2 mg/kg 植體中鉻平均濃度為 油菜 302 mg/kg 向日葵 161 mg/kg 肥皂草 221 mg/kg 番茄 81.8 mg/kg 植體中鎳平均濃度為 油菜 119 mg/kg 向日葵 107 mg/kg 肥皂草 97.1 mg/kg 番茄 98.9 mg/kg	李芷儀(2009)
8	紫茉莉花	石油碳 氫化合 物	PA&CA:5,000mg/kg PB&CB:10,000mg/kg PC&CC:20,000mg/kg	127 天	平均 41.61~63.20% PA:63.20%&CA36.90% PB:60.18%&CB23.50% PC:40.62%&CC:19.75%	Peng et al.,2009
9	互花米草	汞	-	-	-	Miha'ly Czako á al.,2006

10	昭和草、野苣、 紅苣、白苣、光 果龍葵及油菜	鉻、 銅、 鎳及鎘	-	90 天	紅苣鎘濃度 5.96 µg/g 高麗芝鉻濃度 80.0 µg/g 野苣銅濃度 263 µg/g 白苣鎳濃度 233 µg/g	林浩潭等 (2005)
111	培地茅、銀葉鳳 尾蕨、長梗滿天 星	鎘	10、20 及 30mg/kg	63 天	培地茅 186µg、銀葉鳳尾蕨 21µg、長梗滿天星 108µg	溫源淼(2005)
12	柳樹	汞	46.1 ± 1.1µg kg-1	2.5 個月	18.2 ± 1.5µg kg-1	Yaodong Wang(2004)
13	印度芥 向日葵	鉛	平均>1000 mg/kg 最試驗組二>4000 mg/kg	7 個月	由 635mg/kg 降至 478mg/kg	U.S.EPA,2000
14	柳樹、油菜、地 膚	鎘、 汞、 硒、 銀、鋅	鎘 44.85mg/kg 汞<1.5mg/kg 鋅 56.32mg/kg	6 個月	柳樹效果最佳鋅 96%、鉻 38%、汞 42%、銀 24%	U.S.EPA,2000
15	苧麻	汞	5-130mg/kg	-	年淨化率 41%	龍育堂(1994)

#### 2.3.4.6 植生復育技術成本分析

典型植生復育技術之成本類似於其他整治技術，包括挖掘作業、鑽井、測壓管安裝、初始場址特性、土地清理、安全措施及設備等。研究團隊應具備植生復育技術的相當經驗，並準確地估計成本項目。成本計算應包括場址背景調查費用；規劃及提案開發費用；設置和建設費用；操作、維護及監測費用；封場與最終報告的發電費用。國內對於可累積高濃度重金屬植物之篩選試驗較少，多數仍以國外之研究結果作為試驗之依據。表 2-8 為植生復育受重金污染土壤之屬成本分析，由 FRTR 提出影響成本的關鍵在於污染地區規模及採樣密度。由表 2-8 顯示四種方案污染物皆為重金屬，污染地區規模分別為小區域及大區域；污染面積分別 135,000 及 2,700,000 平方英尺；污染量分別為 500 及 10,000 立方碼；除了樣品表層土壤監測、植物復育成本及採樣費用不同以外，當其他條件一致時，結果顯示方案 C 與 D 針對大型污染場址使用植生復育技術較具經濟效益，平均為每平方尺 0.42 元及 1 元。



表2-8植物復育受重金屬污染土壤之成本分析[FRTR，2000]

SOIL TECHNOLOGY:		Phytoremediation		
RACER PARAMETERS	Scenario A		Scenario B	Scenario C Scenario D
	Small Site		Large Site	
	Easy	Difficult	Easy	Difficult
Contaminated Media	Soil	Soil	Soil	Soil
Fencing	None	None	None	None
Site Distance	250	250	250	250
Safety Level	D	D	D	D
Depth to Contamination (ft)	0.1	0.1	0.1	0.1
Area of Contamination (SF)	135,000	135,000	2,700,000	2,700,000
Type of Contaminant	Metals	Metals	Metals	Metals
Irrigation	Existing service Connection	Existing service Connection	Existing service Connection	Existing service Connection
Contaminated Volume (Cubic Feet)	13,500	13,500	270,000	270,000
Contaminated Volume (Cubic Yards)	500	500	10,000	10,000
Natural Attenuation (Sampling)				
Crew Size	2 field technicians	2 field technicians	2 field technicians	2 field technicians
Site Distance (miles)	250	250	250	250
Analytical Water	None	None	None	None
Analytical Soil	Surface Soil	Surface Soil	Surface Soil	Surface Soil
Analytical Template	Metals	Metals	Metals	Metals
Include QA/QC Samples	Yes	Yes	Yes	Yes
Include Data Analysis/Reporting	Yes	Yes	Yes	Yes
Surface Soil Monitoring-# of events	1	1	1	1

Surface Soil Monitoring-# of samples	6	6	124	124
Surface Soil Monitoring- # of years	5	20	5	20
Subsurface Soil Monitoring- Avg. Depth (ft)	N/A	N/A	N/A	N/A
Subsurface Soil Monitoring- # of events	N/A	N/A	N/A	N/A
Subsurface Soil Monitoring- # of samples	N/A	N/A	N/A	N/A
Subsurface Soil Monitoring- # of years	N/A	N/A	N/A	N/A
Phytoremediation Marked-up Costs	\$26,181	\$26,181	\$272,226	\$272,226
Natural Attenuation (Sampling) Costs	\$176,367	\$770,691	\$770,720	\$3,079,798
<b>Additional Costs:</b>				
O&M	\$29,590	\$83,255	\$39,191	\$297,578
Years of O&M	5.0	20.0	5.0	20.0
Remedial Design	\$7,344	\$7,554	\$39,709	\$41,888
<b>TOTAL MARKED-UP COSTS</b>	<b>\$239,482</b>	<b>\$887,681</b>	<b>\$1,121,846</b>	<b>\$3,691,490</b>
<b>COST PER SQUARE FOOT</b>	<b>\$2</b>	<b>\$7</b>	<b>\$0.42</b>	<b>\$1</b>
<b>COST PER CUBIC FOOT</b>	<b>\$18</b>	<b>\$66</b>	<b>\$4</b>	<b>\$14</b>
<b>COST PER CUBIC METER</b>	<b>\$626</b>	<b>\$2,322</b>	<b>\$147</b>	<b>\$483</b>
<b>COST PER CUBIC YARD</b>	<b>\$479</b>	<b>\$1,775</b>	<b>\$112</b>	<b>\$369</b>

#### 2.3.4.7 植物篩選

##### 2.3.4.7.1 外來入侵物種問題

根據國外資料顯示，已有證明可以吸汞之植物，可是都是外來種植物，外來入侵物種指已於自然或半自然生態環境中建立一穩定族群並可能進而威脅原生生物多樣性者。並非所有外來物種皆會對新地點造成生存上影響。但是，當外來種植物開始入侵時，往往取代原生物種成為主要優勢物種，造成巨大的經濟和生態損失。這些外來物種在新的地點，控制當地生態系統，入侵原生動物、植物、農田、森林和郊區空地。外來物種對原生物種的影響，如掠食當地物種，導致族群減少甚至滅絕；互相競爭並驅逐、取代當地原生物種；感染沒有抵抗力的原生物種，使得原生種大規模染病，甚至死亡；雜交使得基因庫的污染，改變原生種的基因組成等，甚至造成經濟損失和對健康造成威脅。外來物種帶來的損害據估計每年的損失高達美金 1380 億。這些損害影響農業、牧場、森林、人類和動物健康、食品供應、戶外休閒活動、人們的住所和庭院等。有 70% 原生物種的滅絕原因，有 42% 是由於外來物種入侵造成。2003 年 1 月美國漁業與野生動植物管理處 (Director of the U.S. Fish and Wildlife Service) 聲稱外來物種對於國家具有甚大的環境威脅，每個人需認真的去看待這個問題。

學者也意識到生態復育工程中入侵的外來物種可存在於水生和陸地環境。水生入侵者可以嚴重影響水質和水生生態系統的健康，非本地陸生植物物種除了排擠本地陸生植物外甚至取代本地物種的養份的吸收，如土壤養分、水和陽光。所以，若台灣將來欲發展生態土地再利用，則相關的注意事項不可不知。復育過程應確保以本地物種來種植植被，以避免上述問題。

##### 2.3.4.7.2 原生物種植物優勢

由於台灣的重工業工廠幾乎位於西南部沿海地區皆靠近港口，本研究要從污染場址附近濱海中選出台灣原生種的濱海植物，濱海植物有防風、耐鹽、耐旱等特性，選擇之植物還需具備以下功能，包括累積多種重金屬能力；根系吸收能力

強；抗逆性強、易收割；生物量大、生長快速；能適應污染地區的氣候環境等；植物根的伸展長度與土壤污染的深度是需要考慮的因素；小型植物，如蕨類植物及草類植物等淺根系品種常用於整治淺層的污染土壤；中型及大型樹木，如楊樹和柳樹等深根系品種，用於整治深層的污染土壤和地下水。

其中，草本植物具有生長速度快，適應性強，物種豐富等特點，已發現眾多高累積植物均為草本植物。木本植物則生物量大，重金屬耐性好，兼具植被恢復的功能。因此，利用二者的優勢，使植物整治物種向多元化方向發展，成為植物整治研究的新領域。使用台灣原生植物的優勢包含：

- (1) 較容易存活貧瘠與惡劣環境，不需大量施肥。
- (2) 具較強之抗病蟲害能力，可減少化學農藥之使用。
- (3) 多具深根性，少風害、旱害，並可增加土壤貯水及水土保持功能。
- (4) 需要較少的水即可生存。
- (5) 成為野生動物的庇護所及食物來源。
- (6) 不需向國外購買外來種，成本較低。
- (7) 提供經濟價值，如質生柴油、天然藥物及草藥和綠美化。
- (8) 強化本土意識與鄉土認同感。

上述這些優點恰好與綠色整治的願景不謀而合，因為使用原生物種不須施肥、不須使用農藥、需要較少的水、減少空氣污染等。對自然環境所造成的負擔較小，也維護本土環境生態系統，讓原生動植物能在適合的環境下生存並孕育下一代。外來物種對原生物種的影響，如掠食當地物種，導致族群減少甚至滅絕；互相競爭並驅逐、取代當地原生物種；感染沒有抵抗力的原生物種，使得原生種大規模染病，甚至死亡；雜交使得基因庫的污染，改變原生種的基因組成等，甚至造成經濟損失和對健康造成威脅，因此，若台灣將來欲發展生態土地再利用，則相關的注意事項不可不知。

### 第三章 材料與方法

#### 3.1 六種原生植物介紹

本研究中所採用之植物種，將參考具有耐鹽耐寒等特性之本土性物種，包括白茅(*Imperata cylindrical*)、蘆竹(*Arundo formosana Hack.*)、蘆葦(*Phragmites australis*)、水黃皮(*Millettia oraria*)、五節芒(*Miscanthus floridulus*)、甜根子草(*Saccharum spontaneum*)。選擇這六種本土原生濱海植物種的原因，主要是依據過去文獻顯示蘆葦及白茅等植物具有吸附重金屬的能力，於是加上研究同屬之禾本科植物之蘆竹、甜根子草及五節芒以評估其成效，而本實驗將再另選擇一種植物木本科之植物—水黃皮，一同進行對重金屬污染物的植生復育試驗。其介紹如下所述：

##### (1) 白茅

中名白茅，學名 *Imperata cylindrica*，白茅屬，禾本科，禾草目，單子葉植物，常用別名為千茅、毛節白茅、白茅、茅荳、大白茅。多年生，長根莖，密佈鱗片，稈直立或斜昇，叢立，通常具 2-3 節。葉片披針形，邊緣通常內捲，基部有毛；葉舌短膜，鈍頭。總狀花序多數，聚集成緊縮的圓錐花序。小穗圓筒狀，為基盤和穎的白色長絹毛所包住；穎膜質；上位外稃全緣；鱗被缺如；雄蕊 1-2 枚。小穗長約 3 mm；下位內稃缺如。草本植物，分布於全省低海拔和中海拔開闊地、路旁及山腰，常成群。

##### (2) 蘆竹

中名臺灣蘆竹，學名 *Arundo formosana Hack.*，蘆竹屬，禾本科，禾草目，單子葉植物，常用別名為臺灣蘆竹、台灣蘆竹。稈下垂，上端分枝。草本植物，分布於全島，生長於中至低海拔之潮濕岩壁上。

##### (3) 蘆葦

中名蘆葦，學名 *Phragmites australis*，蘆葦屬，禾本科，禾草目，單子葉植物，葉舌長 1-1.5 mm；小穗有花常 3 朵；葉寬約 2 cm。草本植物，分布於全島，生長

於溝渠旁或沼澤地。

#### (4) 水黃皮

中名水黃皮，學名 *Pongamia pinnata*，水黃皮屬，豆科，薔薇目，雙子葉植物，常用別名為水黃皮、九重吹、水流豆。奇數羽狀複葉，葉枕顯著。總狀花序。花萼杯狀，5 齒裂，最底一片稍長。花瓣蝶形。雄蕊 10，單體雄蕊。莢果木質化，長橢圓形，扁平，不開裂。半落葉性喬木，無毛。小葉 5-7，卵形，長 6-10 cm，寬 2.5-4.5 cm，些微歪斜，先端鈍形。旗瓣淺粉紅色，脈黃色；翼瓣淡粉紅色，龍骨瓣近白色。莢果長約 6 cm，寬 2.5-3 cm。小喬木，分布北部及南部海邊岩石上。

#### (5) 五節芒

中名五節芒，學名 *Miscanthus floridulus*，芒屬，禾本科，禾草目，單子葉植物，常用別名為五節芒、菅草。圓錐花序長 30-50 cm，其組成份子之總狀花序長 10-20 cm。外穎膜質至革質，先端二齒；上位外稃具曲折短芒，芒長約 4 mm。草本植物，分布於全島低海拔至中海拔破壞地。

#### (6) 甜根子草

中名甜根子草，學名 *Saccharum spontaneum*，甘蔗屬，禾本科，禾草目，單子葉植物，秆直立，節下方呈粉狀；根系發達。小穗長 3-5 mm，穗節及小穗柄皆具絲毛；穎宿存，基部革質，上部膜質。草本植物，分布於全島低地河床及沙質土壤處。

### 3.2 實驗架構

本研究是利用植生復育技術處理受汞污染之土壤，針對單一種重金屬污染物—汞做為研究對象，探討植生復育成效，選出較耐汞污染且高累積之植物種，實驗架構如圖 3-1。

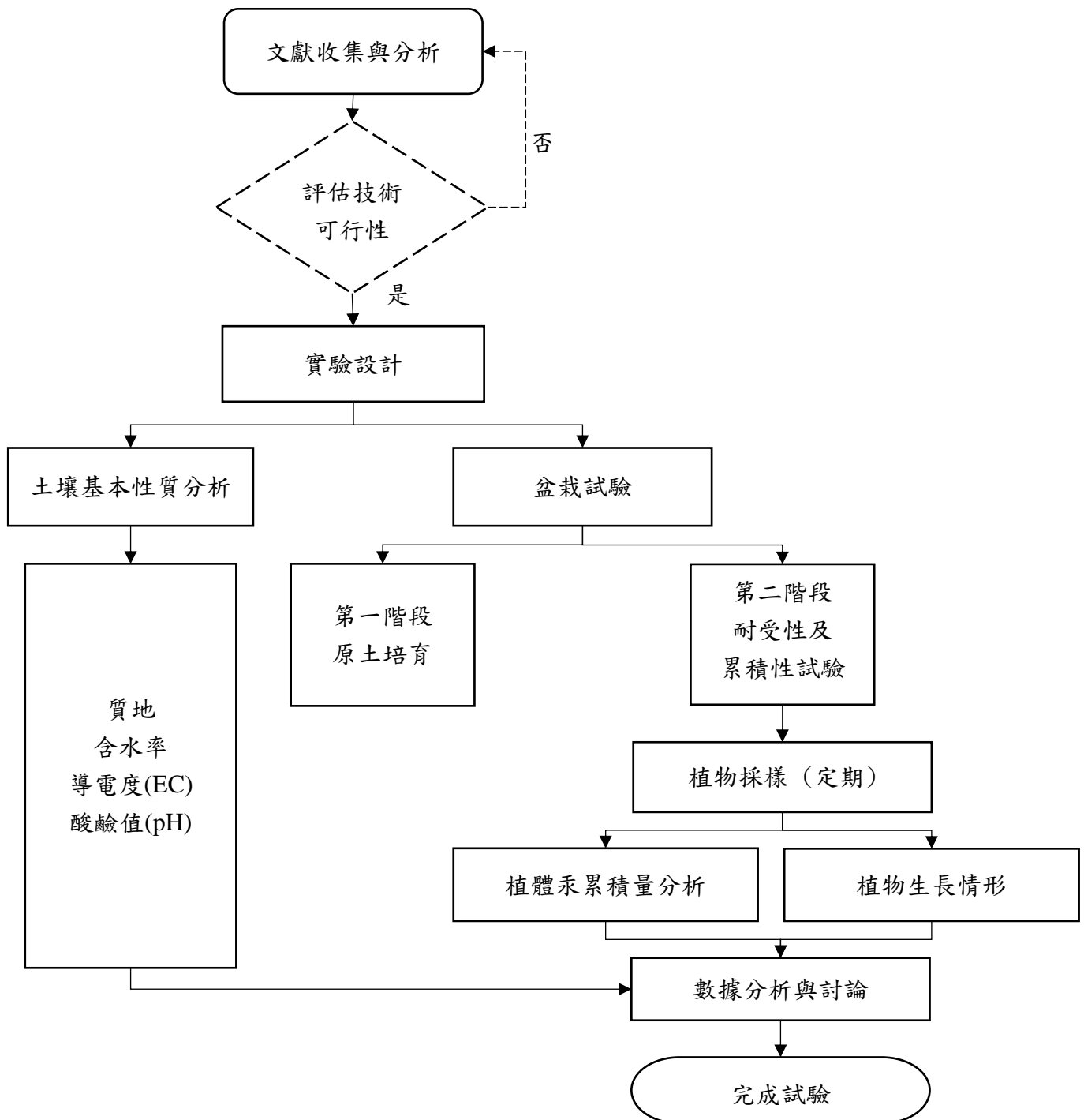


圖3-1實驗流程架構

### 3.3 實驗流程

實驗流程分為兩個階段，首先將採集的植物將採植的植物培養於圓形軟鉢內，以自然重力將土壤壓實後，於原土培育 30 天，篩選狀態較穩定，並且健康程度相似的植物。第二階段添加汞污染土壤於植物周圍均勻攪拌，為防止受天氣等因素影響，故將植物置於半開放空間，實驗進行 150 天長期監測，定期採樣植物進行分析及評估植物生長情形。

### 3.4 盆栽試驗

#### 3.4.1 植物種類

本研究所採用之植物種，為參考耐鹽耐寒之物種：(a)白茅(*Imperata cylindrical*)、(b)蘆竹(*Arundo formosana Hack.*)、(c)五節芒(*Miscanthus floridulus*)、(d)甜根子草(*Saccharum spontaneum*)、(e)水黃皮(*Millettia oraria*)、(f)蘆葦(*Phragmites australis*)，如下圖 3-2 所示。

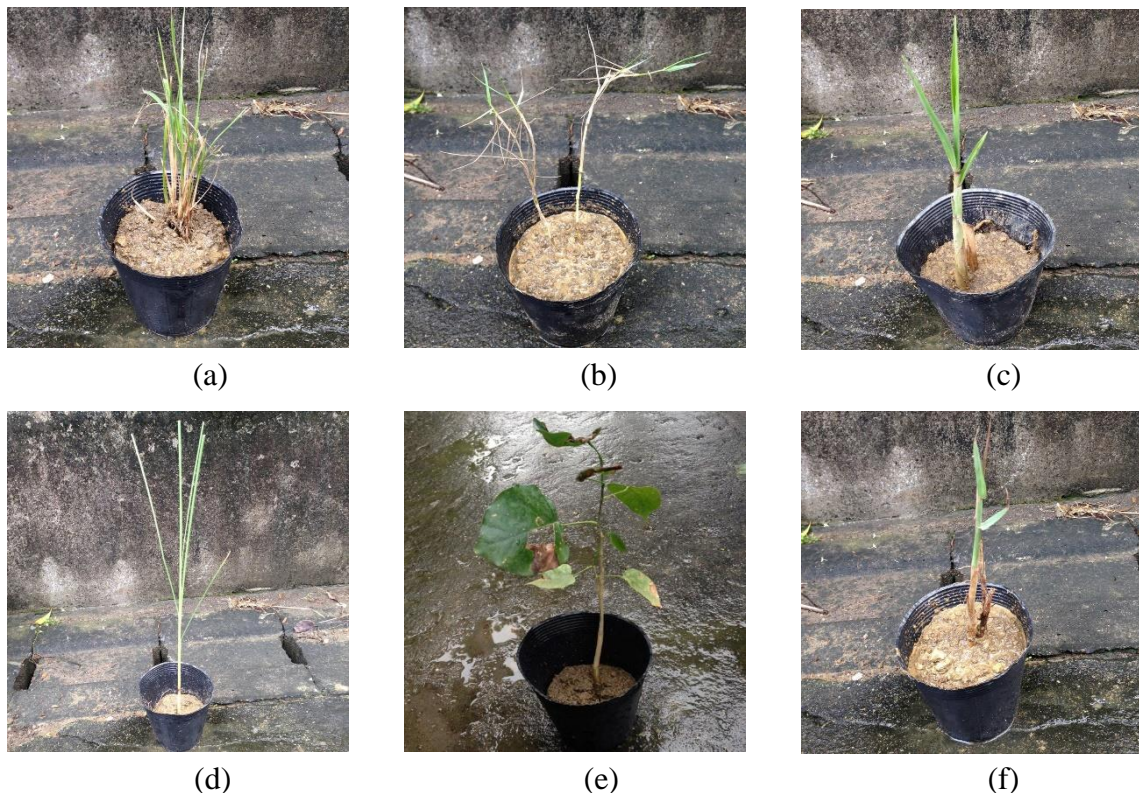


圖3-2 台灣原生種植物



### 3.4.2 人工配製汞污染土壤

本實驗之乾淨土壤選購於高雄市園藝店，土壤均先去除較大顆粒之雜質，並於自然環境下存放備用。汞污染土壤則由台灣某處汞污染場址取得。首先將汞污染場址取得之汞污染土壤，分析其初始濃度，與乾淨土壤均勻混合攪拌，配製成所需的汞污染土壤濃度，配製完成的每盆汞污染土壤量約為 1 公斤(kg)，濃度約為 100~300 Hg (mg/kg)。

### 3.4.3 盆栽設計

本研究為盆栽實驗，此盆栽設計示意圖如圖 3-3 所示。於軟鉢內放置不織布，再置於透明盆座內。若澆水時，可防止汞污染土壤隨著水分流出軟鉢造成二次污染。

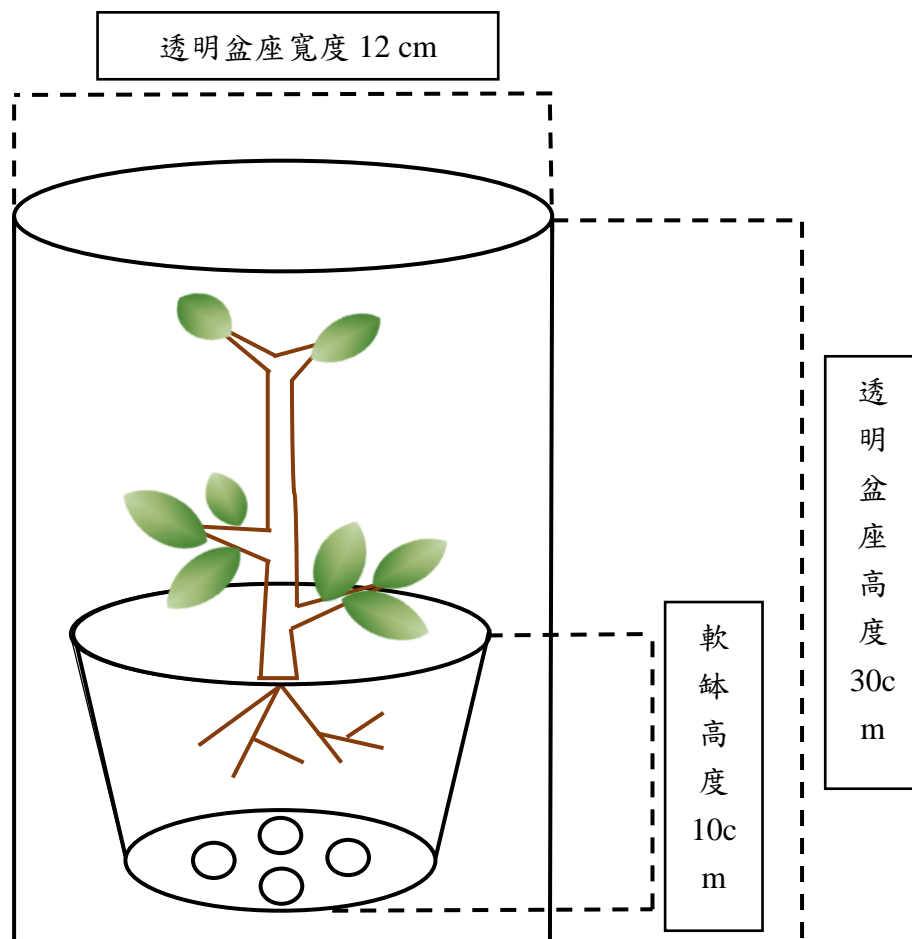


圖3-3盆栽示意圖

### 3.5 土壤基本性質分析方法

#### 3.5.1 土壤含水率

依據行政院環境檢驗所公告「NIEA S280.61C」之方法測定，其步驟如下：

取乾淨秤量瓶於烘箱內，用 105°C 烘乾 2 hr，移至乾燥器內冷卻後，於使用前秤重，並精秤至 1 mg 秤取 10 g 之土壤樣品放入已知重量之秤量瓶中，精秤至 1 mg 後，置於 105°C 烘箱中加熱 24 hr，取出移入乾燥器中，冷卻至室溫後秤重將樣品再放入 105°C 烘箱中，加熱 2hr 取出移入乾燥器中，冷卻至室溫後秤重，並精秤至 1mg 重複步驟直至前後兩次重量差小於 5 mg 為止。土壤含水分計算方法如下：

$$\text{土壤含水分(Wd)}=(W1-W2)/(W2-Wc)$$

W1：土壤樣品及秤量瓶送入烘箱前重(g)

W2：土壤樣品及秤量瓶經烘乾後之恆重(g)

Wc：秤量瓶重(g)

#### 3.5.2 土壤酸鹼值

依據行政院環境檢驗所公告「NIEA S410.62C」之方法測定，其步驟如下：

- (1) 土壤經風乾過篩（通過 20 mesh 標準篩網，孔徑 0.84 mm）處理後，秤取 20 ± 0.2 g 之樣品置於適當體積（如 50 mL）之燒杯內，加入 20 mL 試劑水蓋上錶玻璃，並且持續攪拌混合液 5 分鐘，若含有吸水性的土壤或鹽類等複雜基質，可適度分次加入試劑水至可測量 pH 值為止，並記錄加入之試劑水量。
- (2) 靜置混合液約 1 小時，使混合液的大部分固體沉澱，以離心方式取得水相層，測定水相層之 pH 值，並記錄溫度。

#### 3.5.3 土壤導電度

依據行政院農業試驗所公告「TARI S101.1B」之方法測定，其步驟如下：

- (1) 秤取 10g 通過 2mm 孔目篩網的風乾土壤樣品於 250ml 三角錐瓶中，加入 50ml 去離子水，移入往覆式震盪機以 140rpm 震盪 1 小時。
- (2) 震盪後之土壤溶液以 Whatman No.5 濾紙過濾至燒杯中。

- (3) 以電導度計直接測液之電導度。注意需使電極偵測極片或極孔完全沒入濾液中，每個樣品測定完畢需將電極以去離子水清洗乾淨，方可進行下一樣品測試。
- (4) 若樣品測值超過  $1413\mu\text{S}/\text{cm}$ ，則以  $12.8\text{ mS}/\text{cm}$  標準校正溶液對電極進行查核，之後重新測量濾液之電導度值；並將以  $12.8\text{ mS}/\text{cm}$  標準校正溶液查核電極之讀值記錄於電導度計高導度查核記錄表中。

### 3.6 土壤採樣與樣品保存

依據行政院環境檢驗所公告「NIEA S102.62B」土壤採樣方法，將樣品放置於乾淨的玻璃或不含待測物之器皿中，目視以  $2\text{mm}(10\text{mesh})$  標準篩，剔除石礫、樹枝、細根等雜物後，自然風乾 7 至 10 天，風乾過程需偶而將團粒剝散，以免土壤因脫水而緊密膠結，並有利於乾燥速度。風乾完成後，再充分混合均勻裝入樣品瓶中，置於  $4\pm 2^{\circ}\text{C}$  下冷藏保存。

### 3.7 土壤汞濃度分析方法

依據行政院環境檢驗所公告「NIEA S322.60C」土壤和底泥中元素濃度快速篩選方法—攜帶式 X-射線螢光光譜儀（Field portable X-ray fluorescence，簡稱 FPXRF）分析方法測定，其步驟如下：

- (1) 土壤及底泥樣品，為使其均勻化、增加表面積及提高反應效率，應再研磨樣品使通過  $0.150\text{ mm}$  篩網（ $100\text{ mesh}$ ）。廢棄物樣品混合使達到均勻（若有必要可減小粒徑使通過  $2\text{ mm}$ （ $10\text{ mesh}$ ）或更小孔徑篩網）。
- (2) 在分析前 FPXRF 儀器需暖機 15 至 30 分鐘。
- (3) 先將土壤表面的石礫、樹葉等雜物清除。
- (4) 土壤表面應該盡量平坦，以便探針端的視窗有較佳表面接觸，此外建議壓緊土壤以增加土壤的緊密度，以得到較好的重複分析和代表性。
- (5) 檢測時射源計數時間通常是使用 30 至 120 秒，但射源計數時間會隨儀器不同而改變，和依偵測限值之需求而定儀器讀出元素分析數。

### 3.8 植物採樣與預處理

到達預定的試驗採收日，小心地將土壤與植體分離，植體以自來水沖洗乾淨後，再以去離子水沖洗三次，直到植體表面無土壤顆粒附著為止。植體將區分為根、莖、葉部如圖 3-4 所示，分別秤重紀錄後裝入封口袋中，置於  $4\pm 2^{\circ}\text{C}$  下冷藏保存。

依據行政院環境檢驗所公告「NIEA M318.01C」固體與液體樣品中總汞檢測方法—熱分解汞齊原子吸收光譜法之步驟測定，其前處理為生物組織樣品切成 2~3 公分大小，置入冷凍乾燥瓶中並稱重，再進行冷凍乾燥，經冷凍乾燥後稱重，計算其含水率，將乾燥後之樣品放入磨碎機，磨碎成均勻粉末，儲存於棕色玻璃瓶。



圖3-4 區分植物體各部位

### 3.9 植物生長紀錄方法

每批次採樣時，使用捲尺、鐵尺等，從土壤表層向上量測每株植物高度及葉片數。

### 3.10 植體中汞分析方法

依據行政院環境檢驗所公告「NIEA M318.01C」固體與液體樣品中總汞檢測方法—熱分解汞齊原子吸收光譜法之方法測定，其步驟如下：

- (1) 土壤及底泥樣品，為使其均勻化、增加表面積及提高反應效率，應再研磨樣品使通過 0.150 mm 篩網(100 mesh)。

- (2) 土壤或底泥樣品依照「土壤及底泥水分含量測定方法－重量法(NIEA S280)」測定樣品中水分含量，以備乾基表示濃度之計算。
- (3) 廢棄物樣品一般以總量樣品進行消化，無需計算含水率，如有測定含水率需要，可使用「事業廢棄物水分測定方法－間接測定法(NIEA R203)」；土壤或底泥樣品依照「土壤及底泥水分含量測定方法－重量法(NIEA S280)」測定樣品中水分含量，以備乾基表示濃度之計算。
- (4) 依照汞分析儀器之使用手冊操作，取已均質化固體樣品秤重(準確到 0.001 g 或更佳)放入樣品船形容器。如為液態樣品或已消化樣品，則取已知之樣品體積加到樣品船形容器裡。依據樣品的重量、水分含量及有機物的含量設定溫度及時間參數。由樣品的波峰高度或面積，代入檢量線計算可求得汞的絕對重量。

(一)土壤總汞濃度：

$$\text{土壤中總汞濃度(mg/kg)} = \frac{A}{(W \times 100) / (100 + W_{H_2O})}$$

A：檢量線求得之汞絕對重量(ng)

W：風乾土壤或底泥取樣量(mg)

$W_{H_2O}$ ：土壤或底泥之水分含量(%) (水分含量以乾基為基準)

(二) 固體或半固體廢棄物中總汞濃度

$$\text{固體或半固體廢棄物中總汞濃度(mg/kg)} = \frac{A}{W}$$

A：檢量線求得之汞絕對重量 (ng)

W：固體或半固體廢棄物取樣量 (mg)

(三) 液體樣品中汞濃度

$$\text{液體樣品中汞濃度(}\mu\text{g/L)} = \frac{A}{V}$$

A：檢量線求得之汞絕對重量(ng)

V：原液體樣品體積(mL)

### 3.11 實驗儀器與器材

表3-1實驗相關設備與器材型號

編號	儀器設備名稱	型號
1	元素汞分析儀器	MA-2000
2	XRF-螢光光譜儀	Niton FXL 970
3	導電度計	SC-110
4	酸鹼值測定計	TS-13
5	製水機	[UPW 牌]100 IVS
6	冷凍乾燥機	DRC-3L
7	精密天平	AG204
8	高速粉碎機	RT-02

### 3.12 實驗藥品

表3-2實驗藥品與廠牌

編號	藥品名稱	廠牌
1	添加劑(B) , Additive Reagent(B)	NIC
2	添加劑(M) , Additive Reagent(M)	NIC

## 第四章 結果與討論

### 4.1 土壤基本性質

由於本研究的對象係針對台灣某處受汞污染場址之土壤，因此研究選擇使用台灣某處污染場址中低污染汞土樣作為測試對象，藉此土壤條件，以評估植生復育技術未來在實場應用上之可行性。本研究所採用之土壤質地為砂質壤土，由於污染場址位於沿海地帶，鹽分滲透使得土壤 pH 較高，酸鹼值檢測為 8.6，其含水率為 17.35%，而導電度則為 183( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )。

### 4.2 汞污染土壤配製

盆栽試驗配製汞污染土壤時，因顧及植物若與原始土壤分離，將會降低存活率等問題，故直接於盆栽內添加汞污染土壤進行攪拌。由於污染場址土壤有濃度分布不均等問題，造成實驗先天條件無法控制，因此每盆土壤初濃度約在 100ppm~300ppm 之間，無法取得標準，導致無法得知土壤降解率，本試驗目的僅為篩選出耐汞且高累積之植物種。

### 4.3 植物採集

本研究所採用之植物種，由高雄市養護工程處、二仁溪及台南二寮取得。野外採集過程如圖 4-1 所示。



圖4-1植物採集過程



#### 4.4 原土培育

首先將採植的白茅、蘆葦、蘆竹、水黃皮、五節芒及甜根子草於原土進行培育，如圖 4-2 所示。觀察期間，六種植物生長狀況皆有部分枯萎無法適應新環境，將其植株狀況較不佳者淘汰之。



圖4-2 原土培育盆栽

#### 4.5 植物生長情形

第二階段為耐受性與累積性試驗，將植物置於半開放空間，實驗進行 150 天長期監測，評估不同植物種的生長情形。

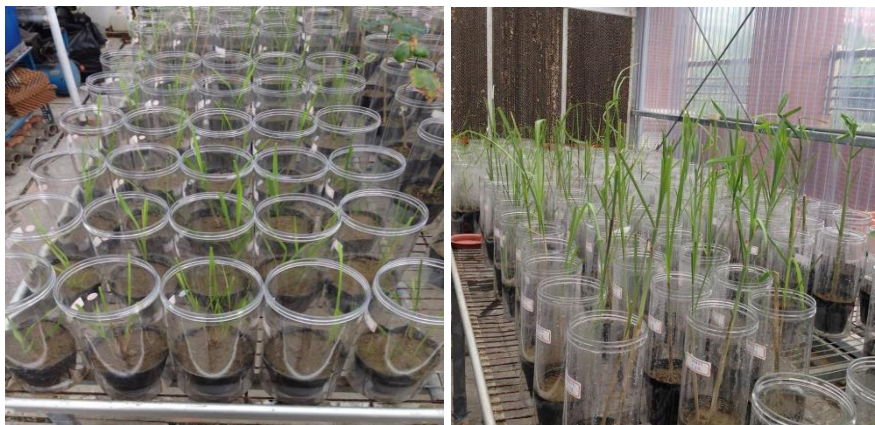


圖4-3植物的生長情形



#### 4.5.1 汞污染對白茅生長之影響

為提高每盆植物相似度，故將植株長度皆一致修剪成 20cm，實驗 30 天(空白組代號為 N；試驗組一代號為 L；試驗組二代號為 H)，其數值如表 4-1 所示。第一批次經過 30 天實驗後收成，發現白茅(N)的葉片數由 9 片至實驗終止仍為 9 片，植株長度由 20cm 增加至 31.5cm，生長率為 158%；白茅(L)的葉片數由 4 片至實驗終止仍為 4 片，植株長度由 20cm 增加至 36.6cm，生長率為 183%；白茅(H)的葉片數由 4 片至實驗終止仍為 4 片，植株長度由 20cm 增加至 30.1cm，生長率為 151%。試驗組與空白組生長率之比值為 106%，白茅皆無枯萎狀態。

第二批次經過 60 天實驗後收成，發現白茅(N)的葉片數由 8 片至實驗終止增加至 11 片，植株長度由 20cm 增加至 42.6cm，生長率為 213 %；白茅(L)的葉片數由 3 片至實驗終止仍為 3 片，植株長度由 20cm 增加至 56.1cm，生長率為 281 %；白茅(H)的葉片數由 6 片至實驗終止減少至 5 片，植株長度由 20cm 增加至 34.9cm，生長率為 175 %。試驗組與空白組生長率之比值為 107%，與第一批次結果相近，白茅皆無枯萎狀態。

第三批次經過 90 天實驗後收成，發現白茅(N)的葉片數由 3 片至實驗終止仍為 3 片，植株長度由 20cm 增加至 75cm，生長率為 375 %；白茅(L)的葉片數由 4 片至實驗終止減少為 3 片，植株長度由 20cm 增加至 60.5cm，生長率為 303 %；白茅(H)的葉片數由 5 片至實驗終止減少為 3 片，植株長度由 20cm 增加至 66.2cm，生長率為 331 %。試驗組與空白組生長率之比值為 85%，生長率明顯下降，白茅皆無枯萎狀態，但其葉片顏色逐漸變淺。

第四批次經過 120 天實驗後收成，發現白茅(N)的葉片數由 4 片至實驗終止增加為 9 片，植株長度由 20cm 增加至 93.2cm，生長率為 466 %；白茅(L)的葉片數由 4 片至實驗終止增加至 6 片，植株長度由 20cm 增加至 90.3cm，生長率為 452 %；白茅(H)的葉片數由 9 片至實驗終止減少為 5 片，植株長度由 20cm 增加至 69.8cm，

生長率為 349 %。試驗組與空白組生長率之比值為 86%，與第三批結果相近，葉片數逐漸減少，其葉片顏色逐漸變淺。

第五批次經過 150 天實驗後收成，發現白茅(N)的葉片數由 7 片至實驗終止減少至 3 片，植株長度由 20cm 增加至 94.2cm，生長率為 471 %；白茅(L)的葉片數由 8 片至實驗終止增加至 10 片，植株長度由 20cm 增加至 71.8cm，生長率為 359 %；白茅(H)的葉片數由 5 片至實驗終止仍為 5 片，植株長度由 20cm 增加至 69.2cm，生長率為 346 %。試驗組與空白組生長率之比值為 75%，生長率持續下降。

根據上述第一批次至第五批次的植株長度及葉片數比較之下，其平均生長率為 92%(<100%)，由此可知汞污染土壤對於白茅的生長情況具影響性。

表4-1 白茅生長情形

採樣批數	第一批次		第二批次		第三批次		第四批次		第五批次	
紀錄項目	長度	葉片數	長度	葉片數	長度	葉片數	長度	葉片數	長度	葉片數
實驗起始	0 days		0 days		0 days		0 days		0 days	
N	20	9	20	8	20	3	20	6	20	7
L	20	4	20	3	20	4	20	4	20	8
H	20	4	20	6	20	5	20	9	20	5
實驗結束	30 days		60 days		90 days		120 days		150 days	
N	31.5	9	42.6	11	75	3	93.2	9	94.2	3
L	36.6	4	56.1	3	60.5	3	90.3	6	71.8	10
H	30.1	4	34.9	5	66.2	3	69.8	5	69.2	5

註：空白組代號為 N；試驗組一代號為 L；試驗組二代號為 H；長度單位為 cm

#### 4.5.2 汞污染對蘆竹生長之影響

為提高每一盆栽植物間之相似性，故將植株長度皆一致修剪成 30cm，其數值如表 4-2 所示(空白組代號為 N；試驗組一代號為 L；試驗組二代號為 H)。第一批次經過 30 天實驗後收成，發現蘆竹(N)的葉片數由 25 片至實驗終止仍為 25 片，植株長度由 30cm 增加至 35.4cm，生長率為 118 %；蘆竹(L)的葉片數由 25 片至實驗終止仍為 25 片，植株長度由 30cm 增加至 40.4cm，生長率為 135 %；蘆竹(H)的葉片數由 24 片至實驗終止仍為 24 片，植株長度由 30cm 增加至 39.8cm，

生長率為 133 %。試驗組與空白組生長率之比值為 114%，葉片皆無枯萎狀態，整體狀態良好。

第二批次經過 60 天實驗後收成，發現蘆竹(N)的葉片數由 23 片至實驗終止減少至 12 片，植株長度由 30cm 增加至 48.8cm，生長率為 163 %；蘆竹(L)葉片數由 25 片至實驗終止仍為 17 片，植株長度由 30cm 增加至 44.5cm，生長率為 148 %；蘆竹(H)葉片數由 23 片至實驗終止減少為 16 片，植株長度由 30cm 增加至 41.7cm，生長率為 139 %。試驗組與空白組生長率之比值為 88%，與第一批次結果比較，其生長率明顯下降。

第三批次經過 90 天實驗後收成，發現蘆竹(N)的葉片數由 24 片至實驗終止減少至 19 片，植株長度由 30cm 增加至 49cm，生長率為 163 %；蘆竹(L)葉片數，由 24 片至實驗終止減少至 18 片，植株長度由 30cm 增加至 62cm，生長率為 207 %；蘆竹(H)葉片數由 25 片至實驗終止減少至 18 片，植株長度由 30cm 增加至 60.7cm，生長率為 202 %。試驗組與空白組生長率之比值為 125%，此批次實驗效果較佳。

第四批次經過 120 天實驗後收成，發現蘆竹(N)的葉片數由 23 片至實驗終止減少至 12 片，植株長度由 30cm 增加至 66.5cm，生長率為 222 %；蘆竹(L)葉片數由 25 片至實驗終止減少至 10 片，植株長度由 30cm 增加至 61.4cm，生長率為 205 %；蘆竹(H)葉片數由 25 片至實驗終止減少至 10 片，植株長度由 30cm 增加至 72.1cm，生長率為 240 %。試驗組與空白組生長率之比值為 100%，根據此觀察結果可知，空白組與汞污染土壤實驗組植物之生長情形，其並無太大差異。

第五批次經過 150 天實驗後收成，發現蘆竹(N)的葉片數由 25 片至實驗終止減少至 6 片，植株長度由 30cm 增加至 90.5cm，生長率為 302 %；蘆竹(L)葉片數由 24 片至實驗終止減少至 4 片，植株長度由 30cm 增加至 60.1cm，生長率為 200 %；蘆竹(H)葉片數由 22 片至實驗終止減少為 4 片，植株長度由 30cm 增加至 100cm，生長率為 333 %。試驗組與空白組生長率之比值為 88%，生長率又逐漸下降。

根據上述第一批次至第五批次的植株長度及葉片數比較之下，其平均生長率為 103%(>100%)，由此可知汞污染土壤對於蘆竹的影響性較小。

表4-2 蘆竹生長情形

採樣批數	第一批次		第二批次		第三批次		第四批次		第五批次	
紀錄項目	長度	葉片數	長度	葉片數	長度	葉片數	長度	葉片數	長度	葉片數
實驗起始	0 days		0 days		0 days		0 days		0 days	
N	30	25	30	23	30	24	30	23	30	25
L	30	26	30	23	30	24	30	25	30	24
H	30	24	30	23	30	25	30	25	30	22
實驗結束	30 days		60 days		90 days		120 days		150 days	
N	35.4	25	48.8	12	49	19	66.5	12	90.5	6
L	40.4	26	44.5	17	62	18	61.4	10	60.1	4
H	39.8	24	41.7	16	60.7	18	72.1	10	100	4

註：空白組代號為 N；試驗組一代號為 L；試驗組二代號為 H；長度單位為 cm

#### 4.5.3 汞污染對蘆葦生長之影響

由於蘆葦葉片較少，其植株不適合遭受破壞，故不將植株修剪成高度一致。觀察之數值如表 4-3 所示(空白組代號為 N；試驗組一代號為 L；試驗組二代號為 H)。第一批次經過 30 天實驗後收成，發現蘆葦(N)葉片數由 3 片至實驗終止仍為 3 片，植株長度由 32.5cm 增加至 39.9cm，生長率為 123 %；蘆葦(L)葉片數由 4 片至實驗終止仍為 4 片，植株長度由 34.5cm 增加至 42.4cm，生長率為 123 %；蘆葦(H)葉片數由 4 片至實驗終止仍為 4 片，植株長度由 17cm 增加至 19cm，生長率為 112 %。試驗組與空白組生長率之比值為 96%，蘆葦皆無枯萎，也無明顯變化。

第二批次經過 60 天實驗後收成，發現蘆竹(N)的葉片數由 4 片至實驗終止減少至 0 片，植株長度由 28cm 增加至 52.3cm，生長率為 187 %；蘆葦(L)葉片數由 6 片至實驗終止減少至 5 片，植株長度由 47cm 增加至 50.1cm，生長率為 107 %；蘆葦(H)葉片數由 8 片至實驗終止增加至 9 片，植株長度由 44.7cm 增加至 46cm，生長率為 103 %。試驗組與空白組生長率之比值為 56%，顯示其生長率極差。

第三批經過 90 天實驗後收成，發現蘆葦(N)葉片數由 4 片至實驗終止增加至 10 片，植株長度由 36.4cm 增加至 53.5cm，生長率為 147 %；蘆葦(L)葉片數由 7 片至實驗終止增加至 12 片，植株長度由 51cm 減少至 45.5cm，生長率為 104 %；蘆葦(H)葉片數由 4 片至實驗終止增加至 11 片，植株長度由 48cm 增加至 50cm，生長率為 104 %。試驗組與空白組生長率之比值為 71 %，試驗組暫無使蘆葦生長情況減弱，葉片數量大幅成長。

第四批經過 120 天實驗後收成，發現蘆葦(N)葉片數由 0 片至實驗終止增加至 0 片，植株長度 10cm 無增加，生長率為 100 %；蘆葦(L)葉片數由 6 片至實驗終止減少至 4 片，植株長度由 34.5cm 減少至 47.8cm，生長率為 139 %；蘆葦(H)葉片數由 5 片至實驗終止增加至 6 片，植株長度由 37.6cm 增加至 43.1cm，生長率為 115 %。試驗組與空白組生長率之比值為 127 %，由於此季節正是蘆葦展葉期，其生長率大幅增加。

第五批經過 150 天實驗後收成，發現蘆葦(N)葉片數由 11 片至實驗終止減少至 1 片，植株長度由 47cm 增加至 65.8cm，生長率為 140 %；蘆葦(L)葉片數由 8 片至實驗終止減少至 6 片，植株長度由 41.8cm 增加至 47.2cm，生長率為 113 %；蘆葦(H)葉片數由 5 片至實驗終止增加至 3 片，植株長度由 41.8cm 增加至 43.6cm，生長率為 104 %。試驗組與空白組生長率之比值為 78 %，整體狀況較不佳。

根據上述第一批次至第五批次的植株長度及葉片數比較之下，其平均生長率為 86%(<100%)，由此可知汞污染土壤對於蘆竹的生長情況甚具影響性。

表4-3 蘆葦生長情形

採樣批數	第一批次		第二批次		第三批次		第四批次		第五批次	
紀錄項目	長度	葉片數	長度	葉片數	長度	葉片數	長度	葉片數	長度	葉片數
實驗起始	0 days		0 days		0 days		0 days		0 days	
N	32.5	3	28	4	36.4	4	10	0	47	11
L	34.5	4	47	6	51	7	34.5	6	41.8	8
H	17	4	44.7	8	48	4	37.6	5	41.8	5
實驗結束	30 days		60 days		90 days		120 days		150 days	
N	39.9	3	52.3	0	53.5	10	10	0	65.8	1
L	42.4	4	50.1	5	53	12	47.8	4	47.2	6
H	19	4	46	9	50	11	43.1	6	43.6	3

註：空白組代號為 N；試驗組一代號為 L；試驗組二代號為 H；長度單位為 cm

#### 4.5.4 汞污染對水黃皮生長之影響

由於水黃皮葉片較少，其植株不適合遭受破壞，故不將植株修剪成高度一致。觀察之數值如表 4-4 所示(空白組代號為 N；試驗組一代號為 L；試驗組二代號為 H)。第一批次經過 30 天實驗後收成，發現水黃皮(N)葉片數由 1 片至實驗終止減少至 0 片，植株長度由 17cm 增加至 19cm，生長率為 112 %；水黃皮(L)葉片數由 2 片至實驗終止仍為 2 片，植株長度由 39.5cm 增加至 42cm，生長率為 106 %；水黃皮(H)葉片數由 0 片至實驗終止仍為 0 片，植株長度 38cm 無增加，生長率為 100 %。試驗組與空白組生長率之比值為 92 %，由於水黃皮是木本植物，因此其成長速度較為緩慢，而在實驗之觀察期則較短，因此植株生長的長度僅略微增加，而未能足以顯現水黃皮的生長狀況，再加上因季節性的關係，其葉片皆呈現凋零狀態或無新生。

第二批次經過 60 天實驗後收成，發現水黃皮(N)葉片數由 8 片至實驗終止減少至 6 片，植株長度 48cm 無增加，生長率為 100 %；水黃皮(L)葉片數由 2 片至實驗終止仍為 2 片，植株長度 32cm 無增加，生長率為 100 %；水黃皮(H)葉片數由 0 片至實驗終止仍為 0 片，植株長度 13cm 無增加，生長率為 100 %。試驗組與空白組生長率之比值為 100 %，結果顯示植株長度皆無明顯變化，可是空白控制組水黃皮(N)葉片數由 8 片凋謝後長出新芽 6 片，水黃皮(L)則無明顯變化也無長出新葉，

水黃皮(H)為枯萎狀態。由於實驗的觀察期較短，而木本植物成長速度較為緩慢，故尚不足以顯現水黃皮之生長狀況。

第三批經過 90 天實驗後收成，發現水黃皮(N)葉片數由 6 片至實驗終止減少至 5 片，植株長度由 42cm 增加至 55.5cm，生長率為 132 %；水黃皮(L)葉片數由 5 片凋謝後長出新芽至實驗終止為 10 片，植株長度 43cm 增加至 50.2cm，生長率為 117 %；水黃皮(H)葉片數由 2 片凋謝後長出新芽至實驗終止為 6 片，植株長度 28.5cm 增加至 49.2cm，生長率為 173 %。試驗組與空白組生長率之比值為 110 %，由於 4 月正好是水黃皮生長季節，結果顯示並未發現有抑制葉片增加之現象。

第四批經過 120 天實驗後收成，發現水黃皮(N)葉片數由 5 片至實驗終止增加至 6 片，植株長度 55cm 增加至 63.5cm，生長率為 115 %；水黃皮(L)葉片數由 4 片至實驗終止仍為 11 片，植株長度 32cm 增加至 49.4cm，生長率為 154 %；水黃皮(H)葉片數由 2 片至實驗終止仍為 4 片，植株長度 16cm 增加至 37.1cm，生長率為 232%。試驗組與空白組生長率之比值為 168 %，水黃皮皆穩定成長，生長情形良好。

第五批經過 150 天實驗後收成，發現水黃皮(N)葉片數由 0 片至實驗終止仍為 0 片，植株長度 26cm 增加至 26.6cm，生長率為 102 %；水黃皮(L)葉片數由 5 片至實驗終止減少至 2 片，植株長度 30.5cm 無增加，生長率為 100 %；水黃皮(H)葉片數由 0 片至實驗終止增加至 3 片，植株長度 32.5cm 增加至 51.7cm，生長率為 159 %。試驗組與空白組生長率之比值為 127 %，除了空白組以外，試驗組之水黃皮皆呈現穩定成長，生長情形良好。

根據上述第一批次至第五批次的植株長度及葉片數比較之下，其平均生長率為 119%(>100%)，由此可知汞污染土壤對於水黃皮生長之影響性較小。由此可知水黃皮對汞之耐受性較高。

表4-4 水黃皮生長情形

採樣批數	第一批次		第二批次		第三批次		第四批次		第五批次	
紀錄項目	長度	葉片數	長度	葉片數	長度	葉片數	長度	葉片數	長度	葉片數
實驗起始	0 days		0 days		0 days		0 days		0 days	
N	17	1	48	8	42	6	55	5	26	0
L	39.5	2	32	2	43	5	32	4	30.5	5
H	38	0	13	0	28.5	2	16	2	32.5	0
實驗結束	30 days		60 days		90 days		120 days		150 days	
N	19	0	48	6	55.5	5	63.5	6	26.6	0
L	42	2	32	2	50.2	10	49.4	11	30.5	2
H	38	0	13	0	49.2	6	37.1	4	51.7	3

註：空白組代號為 N；試驗組一代號為 L；試驗組二代號為 H；長度單位為 cm

#### 4.5.5 汞污染對五節芒生長之影響

由於五節芒葉片較少，其植株不適合遭受破壞，故不將植株修剪成高度一致。觀察之數值如表 4-5 所示(空白組代號為 N；試驗組一代號為 L；試驗組二代號為 H)。第一批次經過 30 天實驗後收成，發現五節芒(N)葉片數由 0 片至實驗中止仍為 0 片，植株長度 28cm 無增加，生長率為 100%；五節芒(L)葉片數由 4 片至實驗中止減少至 3 片，植株長度由 29.6cm 增加至 31cm，生長率為 105 %；五節芒(H)葉片數由 5 片至實驗中止減少至 4 片，植株長度由 34.4cm 增加至 35.8cm，生長率為 104 %。試驗組與空白組生長率之比值為 105 %，五節芒成長速度緩慢，尚無明顯變化。

第二批次經過 60 天實驗後收成，發現五節芒(N)葉片數由 0 片至實驗中止仍為 0 片，植株長度 18cm 無增加，生長率為 100%；五節芒(L)葉片數，由平均 7 片至實驗中止仍為 5 片，植株長度由 48cm 增加至 66.8cm，生長率為 139%；五節芒(H)葉片數由 3 片至實驗中止為 2 片，植株長度 30cm 無增加，生長率為 100%。試驗組與空白組生長率之比值為 120%，生長率雖有明顯成長，但是卻產生蟲害之問題。

第三批次經過 90 天實驗後收成，發現五節芒(N)葉片數由 4 片至實驗終止減少至 0 片，植株長度 47cm 無增加，生長率為 100%；五節芒(L)葉片數由 8 片至實驗



終止減少至 5 片，植株長度由 38.8cm 增加至 48.5cm，生長率為 125%；五節芒(H) 葉片數由 3 片至實驗終止增加至 6 片，植株長度由 40cm 增加至 57cm，生長率為 143%。試驗組與空白組生長率之比值為 134%，因其空白組遭受蟲害問題尚未改善，導致生長率偏高。推測應為環境溫室內之高溫高濕等問題所引起。因此，於溫室中裝置降溫噴霧器，再行觀察其蟲害狀態是否能得以改善。

第四批次經過 120 天實驗後收成，發現五節芒(N)葉片數由 3 片至實驗終止仍為 0 片，植株長度 45cm 無增加，生長率為 100%；五節芒(L)葉片數由 5 片至實驗終止減少至 2 片，植株長度由 41.3cm 增加至 49.1cm，生長率為 119%；五節芒(H)葉片數由 10 片至實驗終止減少至 6 片，植株長度由 48cm 增加至 67.2cm，生長率為 140%。試驗組與空白組生長率之比值為 134%，空白組已死亡，五節芒整體生長狀態仍不佳，因此進行葉片人工除蟲，再行觀察其狀態是否能加以改善。

第五批次經過 150 天實驗後收成，發現五節芒(N)葉片數由 6 片至實驗終止仍為 0 片，植株長度 43.7cm 無增加，生長率為 100%；五節芒(L)葉片數由 3 片至實驗終止減少至 0 片，植株長度 20.5cm 無增加，生長率為 100%；五節芒(H)葉片數由 5 片至實驗終止增加至 6 片，植株長度由 35.6cm 增加至 63.1cm，生長率為 177%。試驗組與空白組生長率之比值為 139%，五節芒整體生長狀態仍不佳，雖已完成進行葉片人工除蟲，但其生長狀態仍無法改善。

根據上述第一批次至第五批次的植株長度及葉片數比較之下，其平均生長率為 126%(>100%)，由於大部分空白組死亡，導致生長率比值提高，實際上五節芒的生長情形的確較其他植物種不佳。

表4-5 五節芒生長情形

採樣批數	第一批次		第二批次		第三批次		第四批次		第五批次	
紀錄項目	長度	葉片數	長度	葉片數	長度	葉片數	長度	葉片數	長度	葉片數
實驗起始	0 days		0 days		0 days		0 days		0 days	
N	28	0	18	0	47	4	45	3	43.7	6
L	29.6	4	48	7	38.8	8	41.3	5	20.5	3
H	34.4	5	30	3	40	3	48	10	35.6	5
實驗結束	30 days		60 days		90 days		120 days		150 days	
N	28	0	18	0	47	0	45	0	43.7	0
L	31	3	66.8	5	48.5	5	49.1	2	20.5	0
H	35.8	4	30	2	57	6	67.2	6	63.1	6

註：空白組代號為 N；試驗組一代號為 L；試驗組二代號為 H；長度單位為 cm

#### 4.5.6 汞污染對甜根子草生長之影響

觀察之數值如表 4-6 所示(空白組代號為 N；試驗組一代號為 L；試驗組二代號為 H)。第一批次經過 30 天實驗後收成，發現甜根子草(N)葉片數由 4 片至實驗終止減少至 3 片，植株長度由 43.8cm 增加至 52.4cm，生長率為 120%；甜根子草(L)葉片數由 5 片至實驗終止減少至 4 片，植株長度由 37.3cm 增加至 41cm，生長率為 110%；甜根子草(H)葉片數由 6 片至實驗終止減少至 3 片，植株長度 36.5cm 無增加，生長率為 100%。試驗組與空白組生長率之比值為 88%，試驗組生長率較為遲緩。

第二批次經過 60 天實驗後收成，發現甜根子草(N)葉片數由 3 片至實驗終止減少至 0 片，植株長度 48.5cm 無增加，生長率為 100%；甜根子草(L)葉片數由 3 片至實驗終止減少至 2 片，植株長度由 36cm 增加至 41.9cm，生長率為 116%；甜根子草(H)葉片數由 4 片至實驗終止減少至 3 片，植株長度由 35.6cm 增加至 47.6cm，生長率為 134%。試驗組與空白組生長率之比值為 125%，試驗組生長率逐漸升高。

第三批次經過 90 天實驗後收成，發現甜根子草(N)葉片數由 4 片至實驗終止減少至 0 片，植株長度 41cm 無增加，生長率為 100%；甜根子草(L)葉片數由 5 片至實驗終止減少至 2 片，植株長度 32cm 無增加，生長率為 100%；甜根子草(H)葉片

數由 6 片至實驗終止減少至 3 片，植株長度由 33.5cm 增加至 61.5cm，生長率為 184%。試驗組與空白組生長率之比值為 142 %，生長率持續提高。

第四批次經過 120 天實驗後收成，發現甜根子草(N)葉片數由 4 片至實驗終止減少至 0 片，植株長度 40cm 無增加，生長率為 100%；甜根子草(L)葉片數由 6 片至實驗終止減少至 4 片，植株長度由 31.5cm 增加至 81.4cm，生長率為 258%；甜根子草(H)葉片數由 3 片至實驗終止增加至 4 片，植株長度由 42.9cm 增加至 99.9cm，生長率為 233%。試驗組與空白組生長率之比值為 246 %，空白組中植物呈枯萎狀態，但試驗組生長情形良好。

第五批次經過 150 天實驗後收成，發現甜根子草(N)葉片數由 4 片至實驗終止減少至 1 片，植株長度 55cm 增加至 92.8，生長率為 169%；甜根子草(L)葉片數由 10 片至實驗終止減少至 2 片，植株長度由 29.8cm 增加至 100cm，生長率為 336%；甜根子草(H)葉片數由 2 片至實驗終止增加至 3 片，植株長度由 39.8cm 增加至 65.1cm，生長率為 164 %。試驗組與空白組生長率之比值為 148 %，與五節芒實驗組相同皆有蟲害之問題。

根據上述第一批次至第五批次的植株長度及葉片數比較之下，其平均生長率為 150%(>100%)，因此推測汞對於甜根子草生長影響最小。

表4-6 甜根子草生長情形

採樣批數	第一批次		第二批次		第三批次		第四批次		第五批次	
紀錄項目	長度	葉片數	長度	葉片數	長度	葉片數	長度	葉片數	長度	葉片數
實驗起始	0 days		0 days		0 days		0 days		0 days	
N	43.8	4	48.5	3	41	4	40	4	55	4
L	37.3	5	36	3	32	5	31.5	6	29.8	10
H	36.5	6	35.6	4	33.5	6	42.9	3	39.8	2
實驗結束	30 days		60 days		90 days		120 days		150 days	
N	52.4	3	48.5	0	41	0	40	0	92.8	1
L	41	4	41.9	2	32	2	81.4	4	100	2
H	36.5	3	47.6	3	61.5	3	99.9	4	65.1	3

註：空白組代號為 N；試驗組一代號為 L；試驗組二代號為 H；長度單位為 cm

#### 4.5.7 實驗最終植物生長情形比較

實驗進行五個批次，共為 150 天，其植體生長率如圖 4-4。水黃皮其特性為秋冬季換葉，實驗初期皆呈枯萎狀態，尚不足顯現水黃皮之生長狀況。直到春夏季時，生長狀況較佳，其葉片增生，生長率上升，平均生長率 119%(>100%)，因此推測汞對於水黃皮生長影響較小。白茅其特性耐旱耐寒又耐強風，較無枯萎現象。但明顯發現，生長率逐漸降低，平均生長率 92%(<100%)，由此證明汞會抑制白茅生長。蘆葦之展葉期於 5 月，夏季時生長狀況較佳，整體顯示生長率最差，平均生長率 86%(<100%)，由此證明汞會抑制蘆葦生長。蘆竹偏好高溫、濕潤的環境，較無枯萎現象。平均生長率 103%(>100%)，因此推測汞對於蘆竹生長影響較小。五節芒於春夏季時，易遭蟲害，導致植株枯萎，因此適合於較冷季節栽種。平均生長率 126%(>100%)，因此推測汞對於五節芒生長影響較小。甜根子草與五節芒相同皆有蟲害之問題，導致植株枯萎。平均生長率達到 150%(>100%)，因此推測汞對於甜根子草生長影響最小。植體生長率為甜根子草 > 五節芒 > 水黃皮 > 蘆竹 > 白茅 > 蘆葦，如圖 4-5 所示。

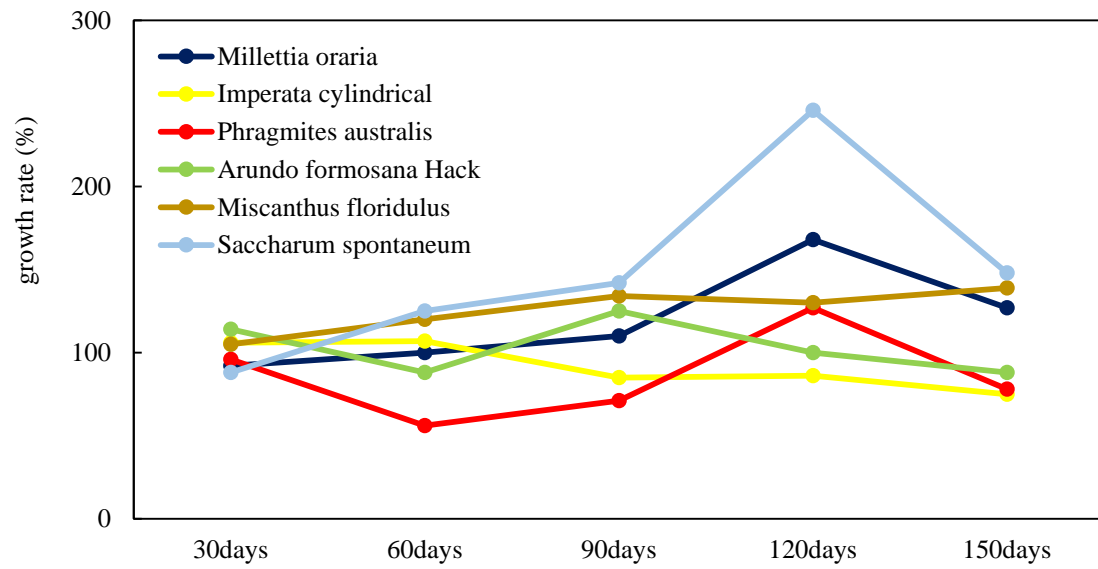


圖4-4 植體生長率變化

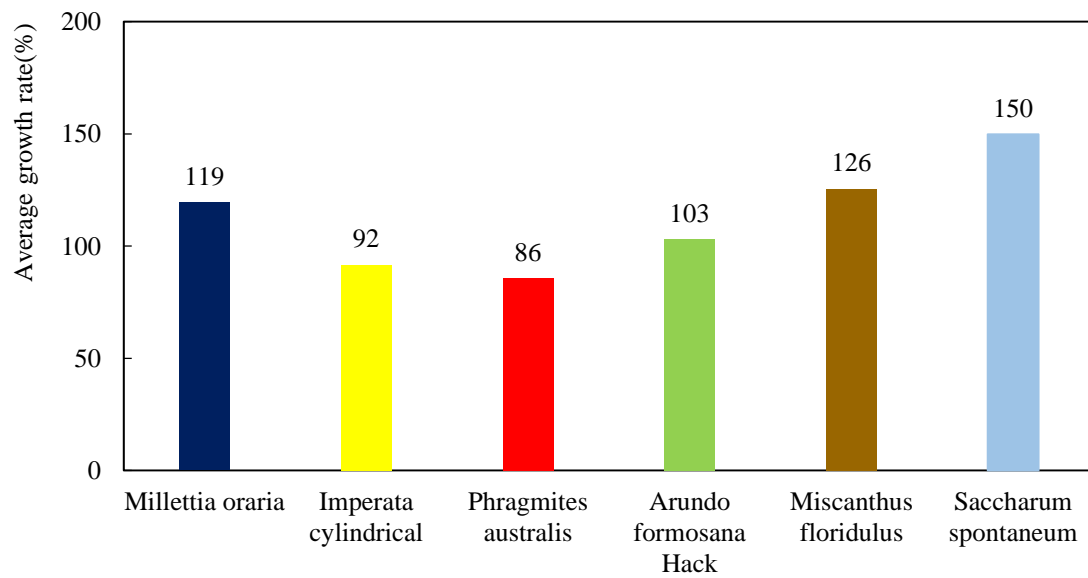


圖4-5 植體平均生長率比較

#### 4.6 植物復育試驗結果

第三階段為累積性試驗，實驗進行 150 天長期監測，分析空白組、受汞污染土壤之試驗組一、二，評估植物吸收汞效率，定期每 30 天採樣一次，共計採樣 5 次。

##### 4.6.1 木本植物之植生復育結果

###### 4.6.1.1 水黃皮各部位吸收成效

本研究以水黃皮作為木本植物實驗，分別比較空白組、受汞污染土壤之試驗組一、二，植體根、莖、葉部位之汞累積。經 30 天實驗，將第一批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-7 可得知在空白組土壤中，根可測得有微量汞存在，莖無測得，葉無增生故無數值，植體汞累積量以根  $5.23 \times 10^{-3}$  (mg) 最高，累積量為根>莖；在試驗組一中植體汞累積量以根  $2.00 \times 10^{-1}$  (mg) 最高，其次是葉  $2.15 \times 10^{-2}$  (mg)，莖為最低  $1.43 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為根>葉>莖，與空白組比較可明顯發現根部大量吸收汞，透過莖部運輸至葉片部；在試驗組二中植體汞累積量以根最高  $3.20 \times 10^{-1}$  (mg)，莖最低  $6.27 \times 10^{-2}$  (mg)，其葉片無增生，所以無值，累積量為根>莖。試驗組平均整株植體汞累積量為  $3.09 \times 10^{-1}$  (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 534 (mg/kg)。

經 60 天實驗，將第二批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-7 可得知在空白組土壤中，根、莖及葉皆可測得有微量汞存在，植體汞累積量以莖  $7.59 \times 10^{-2}$  (mg) 最高，其次是根  $2.48 \times 10^{-2}$  (mg)，葉為最低  $1.06 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為莖>根>葉；在試驗組一中植體汞累積量以莖 1.86 (mg) 最高，其次是根  $3.82 \times 10^{-1}$  (mg)，葉為最低  $5.64 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為莖>根>葉；在試驗組二中植體汞累積量以根最高  $9.87 \times 10^{-2}$  (mg)，莖最低  $5.41 \times 10^{-2}$  (mg)，其葉片無增生，所以無值，累積量為根>莖。試驗組平均整株植體汞累積量為 1.23 (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 690 (mg/kg)。

經 90 天實驗，將第三批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-7 可得知在空白組土壤中，根、莖及葉皆可測得有微量汞存在，植體汞累積量以葉  $4.13 \times 10^{-2}$  (mg) 最高，其次是根  $2.69 \times 10^{-2}$  (mg)，莖為最低  $1.56 \times 10^{-3}$  (mg)，累積量為莖>根>葉；在試驗組一中植體汞累積量以根 1.71 (mg) 最高，其次是莖  $1.32 \times 10^{-1}$  (mg)，葉為最低  $5.83 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為根>莖>葉；在試驗組二中植體汞累積量以根最高 2.84 (mg)，其次是莖  $2.47 \times 10^{-1}$  (mg)，葉為最低  $1.72 \times 10^{-1}$  (mg)，累積量為根>莖>葉。試驗組平均整株植體汞累積量為 2.58 (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 1185 (mg/kg)。

經 120 天實驗，將第四批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-7 可得知在空白組土壤中，根、莖及葉皆可測得有微量汞存在，植體汞累積量以根  $2.19 \times 10^{-2}$  (mg) 最高，其次是莖  $6.401 \times 10^{-4}$  (mg)，葉為最低  $5.241 \times 10^{-5}$  (mg)，累積量為根>莖>葉；在試驗組一中植體汞累積量以根 4.39 (mg) 最高，其次是莖  $5.40 \times 10^{-1}$  (mg)，葉為最低  $3.50 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為根>莖>葉；在試驗組二中植體汞累積量以根最高 7.63 (mg)，其次是葉  $1.31 \times 10^{-1}$  (mg)，莖為最低  $8.54 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為根>葉>莖。試驗組平均整株植體汞累積量為 6.41 (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 1758 (mg/kg)。

經 150 天實驗，將第五批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-7 可得知在空白組土壤中無測得汞存在，葉無增生故無數值；在試驗組一中植體汞累積量以根 2.04 (mg) 最高，其次是葉  $6.67 \times 10^{-2}$  (mg)，莖為最低  $3.96 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為根>葉>莖；在試驗組二中植體汞累積量以根最高 (mg)，其次是莖  $3.55 \times 10^{-2}$  (mg)，葉為最低  $3.54 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為根>莖>葉。試驗組平均整株植體汞累積量為 2.36 (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 898 (mg/kg)。

由以上第一批次至第五批次數據可以看出，其試驗組平均整株植體汞累積量為 2.58 (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 1012.5 (mg/kg)。汞主要

被根所吸附或有些已被吸收至根細胞內存放，推測其原因可能是由於水黃皮龐大的根系在土壤中提供大量的表面積而有利於汞吸附作用；另一方面則有可能是因根表面與土壤微粒形成極強的鍵結能力，使得在清洗植物過程時，不易將汞從根表面刮除下來，因此進行根部分析時濃度增加。



表4-7 水黃皮各部位吸收成效

Plant species	Experiment	days	Con. In	Con. In	Con. In	Total cumulative	Root Hg	Shoot Hg	Leaf Hg	Total
			Root(mg/kg)	Shoot(mg/kg)	Leaf(mg/kg)	concentration(mg/kg)	content(mg)	content(mg)	content (mg)	accumulation(mg)
Milletia oraria	Control Group	30	17.21	ND	-	17.21	$5.23 \times 10^{-3}$	ND	-	$5.23 \times 10^{-3}$
		60	40.74	9.08	259.93	309.75	$2.48 \times 10^{-2}$	$7.59 \times 10^{-2}$	$1.06 \times 10^{-2}$	$1.11 \times 10^{-1}$
		90	29.97	0.39	40.81	71.17	$2.69 \times 10^{-2}$	$1.56 \times 10^{-3}$	$4.13 \times 10^{-2}$	$6.98 \times 10^{-2}$
		120	3.83	0.26	0.04	4.13	$2.19 \times 10^{-2}$	$6.401 \times 10^{-4}$	$5.241 \times 10^{-5}$	$2.26 \times 10^{-2}$
		150	ND	ND	-	ND	ND	ND	-	ND
	Hg TEST1	30	284.02	15.65	103.37	403.04	$2.00 \times 10^{-1}$	$1.43 \times 10^{-2}$	$2.15 \times 10^{-2}$	$2.36 \times 10^{-1}$
		60	525.82	343.61	118.52	987.95	$3.82 \times 10^{-1}$	1.86	$5.64 \times 10^{-2}$	2.30
		90	829.18	49.12	57.24	935.54	1.71	$1.32 \times 10^{-1}$	$5.83 \times 10^{-2}$	1.90
		120	797.67	86.27	21.65	905.59	4.39	$5.40 \times 10^{-1}$	$3.50 \times 10^{-2}$	4.97
		150	922.01	31.60	57.09	1010.70	2.04	$3.96 \times 10^{-2}$	$6.67 \times 10^{-2}$	2.14
	Hg TEST2	30	626.34	37.79	-	664.13	$3.20 \times 10^{-1}$	$6.27 \times 10^{-2}$	-	$3.82 \times 10^{-1}$
		60	320.12	70.56	-	390.68	$9.87 \times 10^{-2}$	$5.41 \times 10^{-2}$	-	$1.53 \times 10^{-1}$
		90	1259.97	38.23	134.76	1432.96	2.84	$2.47 \times 10^{-1}$	$1.72 \times 10^{-1}$	3.26
		120	2381.41	55.45	172.58	2609.44	7.63	$8.54 \times 10^{-2}$	$1.31 \times 10^{-1}$	7.85
		150	726.42	14.96	42.74	784.12	2.50	$3.55 \times 10^{-2}$	$3.54 \times 10^{-2}$	2.57

註: 空白組為 Control Group ; 試驗組一為 Hg TEST1 ; 試驗組二為 Hg TEST2 ; N.D.: not detected ; —: 無值

#### 4.6.2 草本植物之植生復育結果

##### 4.6.2.1 白茅各部位吸收成效

本研究中，以白茅作為進行污染物去除實驗，分別比較空白組、受汞污染土壤之試驗組一、二，植體根、莖、葉部位之汞累積。經 30 天實驗，將第一批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-8 可得知在空白組土壤中，根、莖及葉皆有測得微量汞存在，植體汞累積量以葉  $1.34 \times 10^{-3}(\text{mg})$  最高，其次是莖  $5.58 \times 10^{-4}(\text{mg})$ ，根為最低  $5.03 \times 10^{-4}(\text{mg})$ ，累積量為葉>莖>根；在試驗組一中植體汞累積量以葉最高  $2.81 \times 10^{-2}(\text{mg})$ ，其次是根  $1.78 \times 10^{-2}(\text{mg})$ ，莖為最低  $1.97 \times 10^{-4}(\text{mg})$ ，累積量為葉>根>莖；在試驗組二中植體汞累積量以根最高  $4.29 \times 10^{-2}(\text{mg})$ ，其次是葉  $1.66 \times 10^{-2}(\text{mg})$ ，莖為最低  $1.57 \times 10^{-3}(\text{mg})$ ，累積量為根>葉>莖。試驗組平均整株植體汞累積量為  $5.36 \times 10^{-2}(\text{mg})$ ；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 880 (mg/kg)。

經 60 天實驗，將第二批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-8 可得知在空白組土壤中，根、莖及葉皆有測得微量汞存在，植體汞累積量以葉  $1.08 \times 10^{-2}(\text{mg})$  最高，其次是根  $9.61 \times 10^{-3}(\text{mg})$ ，莖為最低  $8.81 \times 10^{-3}(\text{mg})$ ，累積量為葉>根>莖；在試驗組一中植體汞累積量以根最高  $1.55 \times 10^{-1}(\text{mg})$ ，其次是葉  $2.96 \times 10^{-2}(\text{mg})$ ，莖為最低  $2.68 \times 10^{-2}(\text{mg})$ ，累積量為根>葉>莖；在試驗組二中植體汞累積量以根最高  $3.02 \times 10^{-1}(\text{mg})$ ，其次是葉  $6.83 \times 10^{-2}(\text{mg})$ ，莖為最低  $5.35 \times 10^{-2}(\text{mg})$ ，累積量為根>葉>莖。試驗組平均整株植體汞累積量為  $3.18 \times 10^{-1}(\text{mg})$ ；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 950 (mg/kg)。

經 90 天實驗，將第三批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-8 可得知在空白組土壤中，根、莖及葉皆有測得微量汞存在，植體汞累積量以葉  $9.41 \times 10^{-3}(\text{mg})$  最高，其次是根  $3.78 \times 10^{-3}(\text{mg})$ ，莖為最低  $2.88 \times 10^{-3}(\text{mg})$ ，累積量為葉>根>莖；在試驗組一中植體汞累積量以根最高  $2.23 \times 10^{-1}(\text{mg})$ ，其次是葉  $2.80 \times 10^{-2}(\text{mg})$ ，莖為最低  $1.62 \times 10^{-2}(\text{mg})$ ，累積量為根>葉>莖；在試驗組二中植體汞累積

量以根最高  $3.16 \times 10^{-1}$  (mg), 其次是莖  $8.65 \times 10^{-2}$  (mg), 葉為最低  $1.15 \times 10^{-2}$  (mg), 累積量為根>莖>葉。試驗組平均整株植體汞累積量為  $3.41 \times 10^{-1}$  (mg); 試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 1101 (mg/kg)。

經 120 天實驗, 將第四批次植物體收割, 經由 MA-2000 分析, 由表 4-8 可得知在空白組土壤中, 根、莖及葉皆有測得微量汞存在, 植體汞累積量以葉  $1.72 \times 10^{-2}$  (mg) 最高, 其次是莖  $6.56 \times 10^{-3}$  (mg), 根為最低  $3.57 \times 10^{-3}$  (mg), 累積量為葉>莖>根; 在試驗組一中植體汞累積量以根最高 1.43 (mg), 其次是莖  $3.83 \times 10^{-2}$  (mg), 葉為最低  $1.52 \times 10^{-2}$  (mg), 累積量為根>莖>葉; 在試驗組二中植體汞累積量以根最高  $2.78 \times 10^{-1}$  (mg), 其次是莖  $2.32 \times 10^{-2}$  (mg), 葉為最低  $2.26 \times 10^{-2}$  (mg), 累積量為根>莖>葉。試驗組平均整株植體汞累積量為  $9.02 \times 10^{-1}$  (mg); 試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 1625 (mg/kg)。

經 150 天實驗, 將第五批次植物體收割, 經由 MA-2000 分析, 由表 4-8 可得知在空白組土壤中, 根未測得汞存在, 莖及葉皆有測得微量汞存在, 植體汞累積量以葉  $2.93 \times 10^{-3}$  (mg) 最高, 莖為最低  $9.57 \times 10^{-4}$  (mg), 累積量為葉>莖>根; 在試驗組一中植體汞累積量以根最高 2.88 (mg), 其次是莖  $8.69 \times 10^{-2}$  (mg), 葉為最低  $3.30 \times 10^{-2}$  (mg), 累積量為根>莖>葉; 在試驗組二中植體汞累積量以根最高  $2.83 \times 10^{-1}$  (mg), 其次是葉  $3.69 \times 10^{-2}$  (mg), 莖為最低  $3.80 \times 10^{-3}$  (mg), 累積量為根>葉>莖。試驗組平均整株植體汞累積量為 1.66 (mg); 試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 2185 (mg/kg)。

由以上第一批次至第五批次數據可以看出, 其試驗組平均整株植體汞累積量為  $6.5 \times 10^{-1}$  (mg); 試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 1348 (mg/kg)。對於白茅吸收汞之機制主要被根所吸附或有些已被吸收至根細胞內存放, 其次為葉。試驗組二之汞污染的土壤將會導致此種植物的生理反應受到抑制及傷害根部, 可推估白茅的根部較細且範圍較淺, 因而影響營養元素的傳輸。

表4-8 白茅各部位吸收成效

Plant species	Experiment	days	Con. In Root(mg/kg)	Con. In Shoot(mg/kg)	Con. In Leaf(mg/kg)	Total cumulative concentration(mg/kg)	Root Hg content(mg)	Shoot Hg content(mg)	Leaf Hg content (mg)	Total accumulation(mg)
Imperata cylindrical	Control Group	30	4.35	5.42	8.97	18.74	$5.03 \times 10^{-4}$	$5.58 \times 10^{-4}$	$1.34 \times 10^{-3}$	$2.40 \times 10^{-3}$
		60	16.53	24.11	46.92	87.56	$9.61 \times 10^{-3}$	$8.81 \times 10^{-3}$	$1.08 \times 10^{-2}$	$2.92 \times 10^{-2}$
		90	40.41	33.36	43.57	117.34	$3.78 \times 10^{-3}$	$2.88 \times 10^{-3}$	$9.41 \times 10^{-3}$	$1.61 \times 10^{-2}$
		120	10.08	9.44	30.14	49.66	$3.57 \times 10^{-3}$	$6.56 \times 10^{-3}$	$1.72 \times 10^{-2}$	$2.74 \times 10^{-2}$
		150	ND	4.82	5.58	10.40	ND	$9.57 \times 10^{-4}$	$2.93 \times 10^{-3}$	$3.89 \times 10^{-3}$
	Hg TEST1	30	301.31	10.63	243.36	555.30	$1.78 \times 10^{-2}$	$1.97 \times 10^{-4}$	$2.81 \times 10^{-2}$	$4.62 \times 10^{-2}$
		60	260.55	251.45	152.59	664.59	$1.55 \times 10^{-1}$	$2.68 \times 10^{-2}$	$2.96 \times 10^{-2}$	$2.11 \times 10^{-1}$
		90	934.85	95.38	81.91	1112.14	$2.23 \times 10^{-1}$	$1.62 \times 10^{-2}$	$2.80 \times 10^{-2}$	$2.67 \times 10^{-1}$
		120	2403.41	101.54	27.14	2532.09	1.43	$3.83 \times 10^{-2}$	$1.52 \times 10^{-2}$	1.48
		150	3370.65	148.58	50.52	3569.75	2.88	$8.69 \times 10^{-2}$	$3.30 \times 10^{-2}$	3.00
	Hg TEST2	30	906.05	48.32	249.83	1204.20	$4.29 \times 10^{-2}$	$1.57 \times 10^{-3}$	$1.66 \times 10^{-2}$	$6.10 \times 10^{-2}$
		60	657.51	260.99	315.51	1234.01	$3.02 \times 10^{-1}$	$5.35 \times 10^{-2}$	$6.83 \times 10^{-2}$	$4.24 \times 10^{-1}$
		90	750.41	307.44	33.67	1091.52	$3.16 \times 10^{-1}$	$8.65 \times 10^{-2}$	$1.15 \times 10^{-2}$	$4.14 \times 10^{-1}$
		120	509.93	137.41	71.02	718.36	$2.78 \times 10^{-1}$	$2.32 \times 10^{-2}$	$2.26 \times 10^{-2}$	$3.23 \times 10^{-1}$
		150	692.80	25.67	80.45	798.92	$2.83 \times 10^{-1}$	$3.80 \times 10^{-3}$	$3.69 \times 10^{-2}$	$3.23 \times 10^{-1}$

註：空白組為 Control Group ；試驗組一為 Hg TEST1 ；試驗組二為 Hg TEST2 ；N.D.: not detected ；—：無值

#### 4.6.2.2 蘆竹各部位吸收成效

本研究中，以蘆竹作為進行污染物去除實驗，分別比較空白組、受汞污染土壤之試驗組一、二，植體根、莖、葉部位之汞累積。經 30 天實驗，將第一批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-9 可得知在空白組土壤中，根未測得汞存在，莖及葉皆有測得微量汞存在，植體汞累積量以莖  $6.31 \times 10^{-4}$  (mg) 最高，葉為最低  $9.21 \times 10^{-5}$  (mg)，累積量為莖>葉>根；；在試驗組一中植體汞累積量以根最高  $6.21 \times 10^{-2}$  (mg)，其次葉是  $4.70 \times 10^{-2}$  (mg)，莖為最低  $3.17 \times 10^{-3}$  (mg)，累積量為根>葉>莖；在試驗組二中植體汞累積量以根最高  $4.39 \times 10^{-2}$  (mg)，其次葉是  $1.15 \times 10^{-2}$  (mg)，莖為最低  $6.72 \times 10^{-3}$  (mg)，累積量為根>葉>莖。試驗組平均整株植體汞累積量為  $8.70 \times 10^{-2}$  (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 913 (mg/kg)。

經 60 天實驗，將第二批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-9 可得知在空白組土壤中，根、莖及葉皆有測得微量汞存在，植體汞累積量以莖  $1.22 \times 10^{-2}$  (mg) 最高，其次是葉  $9.09 \times 10^{-3}$  (mg)，根為最低  $3.97 \times 10^{-3}$  (mg)，累積量為莖>葉>根；在試驗組一中植體汞累積量以根最高  $2.72 \times 10^{-1}$  (mg)，其次莖是  $1.28 \times 10^{-1}$  (mg)，葉為最低 (mg)，累積量為根>莖>葉；在試驗組二中植體汞累積量以莖最高  $3.16 \times 10^{-1}$  (mg)，其次根是  $6.74 \times 10^{-2}$  (mg)，葉為最低  $5.35 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為莖>根>葉。試驗組平均整株植體汞累積量為  $4.50 \times 10^{-1}$  (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 1094 (mg/kg)。

經 90 天實驗，將第三批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-9 可得知在空白組土壤中，根、莖及葉皆有測得微量汞存在，植體汞累積量以葉  $3.33 \times 10^{-2}$  (mg) 最高，其次是根  $7.50 \times 10^{-3}$  (mg)，莖為最低  $2.09 \times 10^{-3}$  (mg)，累積量為葉>根>莖；在試驗組一中植體汞累積量以葉最高  $1.94 \times 10^{-1}$  (mg)，其次根是  $8.16 \times 10^{-2}$  (mg)，莖為最低  $7.09 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為葉>根>莖；在試驗組二中植體汞累積量以莖最高  $5.30 \times 10^{-1}$  (mg)，其次根是  $4.34 \times 10^{-1}$  (mg)，葉為最低  $7.57 \times 10^{-2}$  (mg)，

累積量為莖>根>葉。試驗組平均整株植體汞累積量為  $6.90 \times 10^{-1}$  (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 1698 (mg/kg)。

經 120 天實驗，將第四批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-9 可得知在空白組土壤中，根、莖及葉皆有測得微量汞存在，植體汞累積量以葉  $1.22 \times 10^{-2}$  (mg) 最高，其次是根  $2.28 \times 10^{-3}$  (mg)，莖為最低  $1.83 \times 10^{-3}$  (mg)，累積量為葉>根>莖；在試驗組一中植體汞累積量以根最高  $6.95 \times 10^{-1}$  (mg)，其次莖是  $7.26 \times 10^{-2}$  (mg)，葉為最低  $3.12 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為根>莖>葉；在試驗組二中植體汞累積量以根最高  $3.56 \times 10^{-1}$  (mg)，其次是莖  $2.34 \times 10^{-1}$  (mg)，葉為最低  $6.40 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為根>莖>葉。試驗組平均整株植體汞累積量為  $7.27 \times 10^{-1}$  (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 2494 (mg/kg)。

經 150 天實驗，將第五批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-9 可得知在空白組土壤中，根、莖及葉皆有測得微量汞存在，植體汞累積量以葉  $3.17 \times 10^{-3}$  (mg) 最高，其次是莖  $7.00 \times 10^{-4}$  (mg)，根為最低  $5.17 \times 10^{-4}$  (mg)，累積量為葉>莖>根；在試驗組一中植體汞累積量以根最高 1.12 (mg)，其次葉是  $1.59 \times 10^{-2}$  (mg)，莖為最低  $7.46 \times 10^{-3}$  (mg)，累積量為根>葉>莖；在試驗組二中植體汞累積量以根最高 1.63 (mg)，其次是葉  $5.05 \times 10^{-3}$  (mg)，莖為最低  $4.49 \times 10^{-3}$  (mg)，累積量為根>葉>莖。試驗組平均整株植體汞累積量為 1.40 (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 2463 (mg/kg)。

由以上第一批次至第五批次數據可以看出，其試驗組平均整株植體汞累積量為  $6.7 \times 10^{-1}$  (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 1730 (mg/kg)。蘆竹累積汞的部位主要以根>莖>葉，因此可推測試驗組之汞污染土壤將會導致蘆葦的生理反應受到抑制及傷害根部，因而影響營養元素的傳輸。

表4-9 蘆竹各部位吸收成效

Plant species	Experiment	days	Con. In Root(mg/kg)	Con. In Shoot(mg/kg)	Con. In Leaf(mg/kg)	Total cumulative concentration(mg/kg)	Root Hg content(mg)	Shoot Hg content(mg)	Leaf Hg content (mg)	Total accumulation(mg)
Arundo formosana Hack.	Control Group	30	ND	10.87	0.94	11.81	ND	6.31x10 <sup>-4</sup>	9.21x10 <sup>-5</sup>	7.23x10 <sup>-4</sup>
		60	22.78	7.46	44.89	75.13	3.97x10 <sup>-3</sup>	1.22x10 <sup>-2</sup>	9.09x10 <sup>-3</sup>	2.53x10 <sup>-2</sup>
		90	56.99	5.58	116.94	179.51	7.50x10 <sup>-3</sup>	2.09x10 <sup>-3</sup>	3.33x10 <sup>-2</sup>	4.29x10 <sup>-2</sup>
		120	16.47	1.97	52.84	71.28	2.28x10 <sup>-3</sup>	1.83x10 <sup>-3</sup>	1.22x10 <sup>-2</sup>	1.63x10 <sup>-2</sup>
		150	2.85	0.66	10.59	14.10	5.17x10 <sup>-4</sup>	7.00x10 <sup>-4</sup>	3.17x10 <sup>-3</sup>	4.39x10 <sup>-3</sup>
	Hg TEST1	30	459.07	24.95	710.61	1194.63	6.21x10 <sup>-2</sup>	3.17x10 <sup>-3</sup>	4.70x10 <sup>-2</sup>	1.12x10 <sup>-1</sup>
		60	743.78	130.50	319.64	1193.92	2.72x10 <sup>-1</sup>	1.28x10 <sup>-1</sup>	5.76x10 <sup>-2</sup>	4.58x10 <sup>-1</sup>
		90	306.16	45.78	557.59	909.53	8.16x10 <sup>-2</sup>	7.09x10 <sup>-2</sup>	1.94x10 <sup>-1</sup>	3.46x10 <sup>-1</sup>
		120	3119.45	39.05	77.48	3235.98	6.95x10 <sup>-1</sup>	7.26x10 <sup>-2</sup>	3.12x10 <sup>-2</sup>	7.99x10 <sup>-1</sup>
		150	3184.80	8.23	48.58	3241.61	1.12	7.46x10 <sup>-3</sup>	1.59x10 <sup>-2</sup>	1.15
	Hg TEST2	30	339.06	20.39	270.41	629.86	4.39x10 <sup>-2</sup>	6.72x10 <sup>-3</sup>	1.15x10 <sup>-2</sup>	6.21x10 <sup>-2</sup>
		60	504.93	210.41	277.23	992.57	6.74x10 <sup>-2</sup>	3.16x10 <sup>-1</sup>	5.35x10 <sup>-2</sup>	4.37x10 <sup>-1</sup>
		90	1805.31	381.86	280.95	2468.12	4.34x10 <sup>-1</sup>	5.30x10 <sup>-1</sup>	7.57x10 <sup>-2</sup>	1.04
		120	1445.88	133.37	172.10	1751.35	3.56x10 <sup>-1</sup>	2.34x10 <sup>-1</sup>	6.40x10 <sup>-2</sup>	6.54x10 <sup>-1</sup>
		150	1641.50	6.17	34.82	1682.49	1.63	4.49x10 <sup>-3</sup>	5.05x10 <sup>-3</sup>	1.64

註：空白組為 Control Group ；試驗組一為 Hg TEST1 ；試驗組二為 Hg TEST2 ；N.D.: not detected ；—：無值

#### 4.6.2.3 蘆葦各部位吸收成效

本研究中，以蘆葦作為進行污染物去除實驗，分別比較空白組、受汞污染土壤之試驗組一、二，植體根、莖、葉部位之汞累積。經 30 天實驗，將第一批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-10 可得知在空白組土壤中的根、莖及葉皆有測得微量汞存在，植體汞累積量以葉  $3.91 \times 10^{-4}$  (mg) 最高，其次是莖  $3.81 \times 10^{-4}$  (mg)，根為最低  $3.56 \times 10^{-4}$  (mg)，累積量為葉>莖>根；在試驗組一中植體汞累積量以葉  $3.91 \times 10^{-4}$  (mg) 最高，其次是莖  $7.33 \times 10^{-3}$  (mg)，根為最低  $7.07 \times 10^{-3}$  (mg)，累積量為葉>莖>根；在試驗組二中植體汞累積量以葉  $5.48 \times 10^{-3}$  (mg) 最高，其次根是  $2.21 \times 10^{-3}$  (mg)，莖為最低  $2.09 \times 10^{-5}$  (mg)，累積量為葉>根>莖。試驗組平均整株植體汞累積量為  $2.68 \times 10^{-2}$  (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 1434 (mg/kg)。

經 60 天實驗，將第二批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-10 可得知在空白組土壤中的根及莖皆有測得微量汞存在，葉無增生故無數值，植體汞累積量以莖  $1.58 \times 10^{-2}$  (mg) 最高，根為最低  $1.13 \times 10^{-3}$  (mg)，累積量為莖>根；在試驗組一中植體汞累積量以莖  $1.98 \times 10^{-1}$  (mg) 最高，其次是葉  $3.54 \times 10^{-2}$  (mg)，根為最低  $9.80 \times 10^{-3}$  (mg)，累積量為莖>葉>根；在試驗組二中植體汞累積量以莖  $2.32 \times 10^{-1}$  (mg) 最高，其次根是  $1.12 \times 10^{-1}$  (mg)，葉為最低  $6.43 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為莖>根>葉。試驗組平均整株植體汞累積量為  $3.26 \times 10^{-1}$  (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 1000 (mg/kg)。

經 90 天實驗，將第三批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-10 可得知在空白組土壤中的根、莖及葉皆有測得微量汞存在，植體汞累積量以莖  $2.80 \times 10^{-2}$  (mg) 最高，其次是葉  $1.33 \times 10^{-2}$  (mg)，根為最低  $3.36 \times 10^{-3}$  (mg)，累積量為莖>葉>根；在試驗組一中植體汞累積量以莖  $4.08 \times 10^{-2}$  (mg) 最高，其次是根  $3.36 \times 10^{-2}$  (mg)，葉為最低  $2.83 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為莖>根>葉；在試驗組二中植體汞累積量以莖  $3.95 \times 10^{-1}$  (mg) 最高，其次根是  $1.14 \times 10^{-1}$  (mg)，葉為最低  $4.82 \times 10^{-2}$  (mg)，



累積量為莖>根>葉。試驗組平均整株植體汞累積量為  $3.3 \times 10^{-1}$  (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 1491 (mg/kg)。

經 120 天實驗，將第四批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-10 可得知在空白組土壤中，根及莖皆有測得微量汞存在，葉無增生故無數植，植體汞累積量以根  $1.68 \times 10^{-4}$  (mg) 最高，莖為最低  $1.00 \times 10^{-4}$  (mg)，累積量為根>莖；在試驗組一中植體汞累積量以莖  $3.97 \times 10^{-1}$  (mg) 最高，其次是根  $4.55 \times 10^{-2}$  (mg)，葉為最低  $2.57 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為莖>根>葉；在試驗組二中植體汞累積量以根 1.39 (mg) 最高，其次是葉  $2.19 \times 10^{-2}$  (mg)，莖為最低  $7.26 \times 10^{-3}$  (mg)，累積量為根>莖>葉。試驗組平均整株植體汞累積量為  $9.44 \times 10^{-1}$  (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 1522 (mg/kg)。

經 150 天實驗，將第五批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-10 可得知在空白組土壤中，根未測得汞存在，莖及葉皆有測得微量汞存在，植體汞累積量以莖  $8.76 \times 10^{-4}$  (mg) 最高，葉為最低  $8.70 \times 10^{-4}$  (mg)，累積量為莖>葉；在試驗組一中植體汞累積量以根 2.72 (mg) 最高，其次是莖  $7.83 \times 10^{-3}$  (mg)，葉為最低  $4.23 \times 10^{-3}$  (mg)，累積量為根>莖>葉；在試驗組二中植體汞累積量以根  $9.99 \times 10^{-1}$  (mg) 最高，其次是莖  $2.00 \times 10^{-2}$  (mg)，葉為最低  $1.68 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為根>莖>葉。試驗組平均整株植體汞累積量為  $1.89 \times 10^{-1}$  (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 2061 (mg/kg)。

由以上第一批次至第五批次數據可以看出，其試驗組平均整株植體汞累積量為  $7.00 \times 10^{-1}$  (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 1501 (mg/kg)。

表4-10 蘆葦各部位吸收成效

Plant species	Experiment	days	Con. In Root(mg/kg)	Con. In Shoot(mg/kg)	Con. In Leaf(mg/kg)	Total cumulative concentration(mg/kg)	Root Hg content(mg)	Shoot Hg content(mg)	Leaf Hg content (mg)	Total accumulation(mg)
Phragmites australis	Control Group	30	3.10	5.51	9.43	18.04	$3.56 \times 10^{-4}$	$3.81 \times 10^{-4}$	$3.91 \times 10^{-4}$	$1.13 \times 10^{-3}$
		60	60.25	20.15	.	80.40	$1.13 \times 10^{-3}$	$1.58 \times 10^{-2}$	.	$1.70 \times 10^{-2}$
		90	19.05	17.50	83.00	119.55	$3.36 \times 10^{-3}$	$2.80 \times 10^{-2}$	$1.33 \times 10^{-2}$	$4.47 \times 10^{-2}$
		120	10.20	0.42	.	10.20	$1.68 \times 10^{-4}$	$1.00 \times 10^{-4}$	.	$2.68 \times 10^{-4}$
		150	ND	3.89	4.78	8.67	ND	$8.76 \times 10^{-4}$	$8.70 \times 10^{-4}$	$1.75 \times 10^{-3}$
	Hg TEST1	30	1141.07	91.49	470.39	1702.95	$7.07 \times 10^{-3}$	$7.33 \times 10^{-3}$	$3.14 \times 10^{-2}$	$4.58 \times 10^{-2}$
		60	135.17	153.79	337.13	626.09	$9.80 \times 10^{-3}$	$1.98 \times 10^{-1}$	$3.54 \times 10^{-2}$	$2.43 \times 10^{-1}$
		90	1185.88	202.69	291.76	1680.33	$3.36 \times 10^{-2}$	$4.08 \times 10^{-2}$	$2.83 \times 10^{-2}$	$1.03 \times 10^{-1}$
		120	754.88	412.24	263.04	1430.16	$4.55 \times 10^{-2}$	$3.97 \times 10^{-1}$	$2.57 \times 10^{-2}$	$4.68 \times 10^{-1}$
		150	2684.87	47.30	27.71	2759.88	2.72	$7.83 \times 10^{-3}$	$4.23 \times 10^{-3}$	2.73
	Hg TEST2	30	319.70	104.69	740.92	1165.31	$2.21 \times 10^{-3}$	$2.09 \times 10^{-5}$	$5.48 \times 10^{-3}$	$7.71 \times 10^{-3}$
		60	930.48	112.94	329.86	1373.28	$1.12 \times 10^{-1}$	$2.32 \times 10^{-1}$	$6.43 \times 10^{-2}$	$4.08 \times 10^{-1}$
		90	749.93	244.48	307.38	1301.79	$1.14 \times 10^{-1}$	$3.95 \times 10^{-1}$	$4.82 \times 10^{-2}$	$5.57 \times 10^{-1}$
		120	1311.13	39.12	263.10	1613.35	1.39	$7.26 \times 10^{-3}$	$2.19 \times 10^{-2}$	1.42
		150	1215.68	81.45	64.04	1361.17	$9.99 \times 10^{-1}$	$2.00 \times 10^{-2}$	$1.68 \times 10^{-2}$	1.04

註：空白組為 Control Group ；試驗組一為 Hg TEST1 ；試驗組二為 Hg TEST2 ；N.D.: not detected；—：無值

#### 4.6.2.4 五節芒各部位吸收成效

本研究中，以五節芒作為進行污染物去除實驗，分別比較空白組、受汞污染土壤之試驗組一、二，植體根、莖、葉部之汞累積。經 30 天實驗，將第一批次植物體收割，經由 MA-2000，分析植物體內汞累積的濃度，由表 4-11 可得知在空白組土壤中，根無測得濃度，莖及葉死亡無法測得其數值；在試驗組一中植體汞累積量以根  $8.28 \times 10^{-2}$  (mg) 最高，其次是葉  $2.08 \times 10^{-2}$  (mg)，莖為最低  $2.44 \times 10^{-3}$  (mg)，累積量為根>葉>莖；在試驗組二中植體汞累積量以根  $2.39 \times 10^{-1}$  (mg) 最高，其次葉是  $2.56 \times 10^{-2}$  (mg)，莖為最低  $5.00 \times 10^{-4}$  (mg)，累積量為根>葉>莖。試驗組平均整株植體汞累積量為  $1.86 \times 10^{-1}$  (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 444 (mg/kg)。

經 60 天實驗，將第二批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-11 可得知在空白組土壤中，根及莖皆有測得微量汞存在，葉子死亡無法測得其數值，植體汞累積量以莖  $3.72 \times 10^{-2}$  (mg) 最高，根為最低  $3.85 \times 10^{-3}$  (mg)，累積量為莖>根；在試驗組一中植體汞累積量以莖 1.50 (mg) 最高，其次是根  $8.71 \times 10^{-2}$  (mg)，葉為最低  $6.38 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為莖>根>葉；在試驗組二中植體汞累積量以莖 1.78 (mg) 最高，其次根是  $7.38 \times 10^{-1}$  (mg)，葉為最低  $1.76 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為莖>根>葉。試驗組平均整株植體汞累積量為 2.09 (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 981 (mg/kg)。

經 90 天實驗，將第三批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-11 可得知在空白組土壤中，根及莖皆有測得微量汞存在，葉子死亡無法測得其數值，植體汞累積量以根  $6.33 \times 10^{-2}$  (mg) 最高，莖為最低  $2.39 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為根>莖；在試驗組一中植體汞累積量以根 4.52 (mg) 最高，其次是莖  $5.00 \times 10^{-2}$  (mg)，葉為最低  $2.96 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為根>莖>葉；在試驗組二中植體汞累積量以莖  $2.21 \times 10^{-1}$  (mg) 最高，其次根是  $1.55 \times 10^{-1}$  (mg)，葉為最低  $5.84 \times 10^{-3}$  (mg)，累積量為莖>根>葉。試驗組平均整株植體汞累積量為 2.49 (mg)；試驗組平均植體單

位生物質量汞累積濃度為 961 (mg/kg)。

經 120 天實驗，將第四批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-11 可得知在空白組土壤中，根可測得微量汞存在，莖無測得數值，葉子死亡無法測得其數值，植體汞累積量以根  $9.10 \times 10^{-2}$  (mg) 最高，累積量為根>莖；在試驗組一中植體汞累積量以根  $5.31 \times 10^{-1}$  (mg) 最高，其次是莖  $2.61 \times 10^{-1}$  (mg)，葉為最低  $1.56 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為根>莖>葉；在試驗組二中植體汞累積量以根  $5.28 \times 10^{-1}$  (mg) 最高，其次莖是  $4.92 \times 10^{-1}$  (mg)，葉為最低  $1.01 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為根>莖>葉。試驗組平均整株植體汞累積量為  $9.19 \times 10^{-1}$  (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 620 (mg/kg)。

經 150 天實驗，將第五批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-11 可得知在空白組土壤中，根及莖可測得微量汞存在，葉子死亡無法測得其數值，植體汞累積量以莖  $1.70 \times 10^{-2}$  (mg) 最高，根為最低  $6.72 \times 10^{-3}$  (mg)，累積量為莖>根；在試驗組一中植體汞累積量以莖 1.67 (mg) 最高，其次是根  $8.29 \times 10^{-1}$  (mg)，葉為最低  $3.96 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為莖>根>葉；在試驗組二中植體汞累積量以根 8.22 (mg) 最高，其次莖是 1.26 (mg)，葉為最低  $6.96 \times 10^{-3}$  (mg)，累積量為根>莖>葉。試驗組平均整株植體汞累積量為 6.02 (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 1113(mg/kg)。

由以上第一批次至第五批次數據可以看出，其試驗組平均整株植體汞累積量為 2.34 (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 824 (mg/kg)。五節芒主要儲存汞的部位為莖>根>葉。環境溫度高時容易遭受蟲害，因此葉子容易枯萎而導致數據不足，需要較多的除蟲與管理。

表4-11 五節芒各部位吸收成效

Plant species	Experiment	days	Con. In Root(mg/kg)	Con. In Shoot(mg/kg)	Con. In Leaf(mg/kg)	Total cumulative concentration(mg/kg)	Root Hg content(mg)	Shoot Hg content(mg)	Leaf Hg content (mg)	Total accumulation(mg)
Miscanthus floridulus	Control Group	30	ND	.	.	ND	ND	.	.	ND
		60	30.42	8.89	.	39.31	$3.85 \times 10^{-3}$	$3.72 \times 10^{-2}$	.	$4.10 \times 10^{-2}$
		90	18.32	11.14	.	29.46	$6.33 \times 10^{-2}$	$2.39 \times 10^{-2}$	.	$8.71 \times 10^{-2}$
		120	25.99	ND	.	25.99	$9.10 \times 10^{-2}$	ND	.	$9.10 \times 10^{-2}$
		150	2.96	5.27	.	8.23	$6.72 \times 10^{-3}$	$1.70 \times 10^{-2}$	.	$2.38 \times 10^{-2}$
	Hg TEST1	30	172.28	11.02	213.52	396.82	$8.28 \times 10^{-2}$	$2.44 \times 10^{-3}$	$2.08 \times 10^{-2}$	$1.06 \times 10^{-1}$
		60	135.53	139.40	142.34	417.27	$8.71 \times 10^{-2}$	1.50	$6.38 \times 10^{-2}$	1.65
		90	442.70	51.96	53.10	547.76	4.52	$5.00 \times 10^{-2}$	$2.96 \times 10^{-2}$	4.6
		120	515.76	153.71	56.18	725.65	$5.31 \times 10^{-1}$	$2.61 \times 10^{-1}$	$1.56 \times 10^{-2}$	$8.08 \times 10^{-1}$
		150	556.10	169.85	78.18	804.13	$8.29 \times 10^{-1}$	1.67	$3.96 \times 10^{-2}$	2.54
	Hg TEST2	30	347.98	5.72	137.77	491.47	$2.39 \times 10^{-1}$	$5.00 \times 10^{-4}$	$2.56 \times 10^{-2}$	$2.65 \times 10^{-1}$
		60	799.05	442.15	302.54	1543.74	$7.38 \times 10^{-1}$	1.78	$1.76 \times 10^{-2}$	2.53
		90	1133.91	222.45	16.90	1373.26	$1.55 \times 10^{-1}$	$2.21 \times 10^{-1}$	$5.84 \times 10^{-3}$	$3.82 \times 10^{-1}$
		120	315.44	179.94	18.36	513.74	$5.28 \times 10^{-1}$	$4.92 \times 10^{-1}$	$1.01 \times 10^{-2}$	1.03
		150	1145.70	254.45	20.37	1420.52	8.22	1.26	$6.96 \times 10^{-3}$	9.49

註：空白組為 Control Group ；試驗組一為 Hg TEST1 ；試驗組二為 Hg TEST2 ；N.D.: not detected ；—：無值

#### 4.6.2.5 甜根子草各部位吸收成效

本研究中，以甜根子草作為進行污染物去除實驗，分別比較空白組、受汞污染土壤之試驗組一、二，植體根、莖、葉部位之汞累積。經 30 天實驗，將第一批植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-12 可得知在空白組土壤中，根、莖及葉皆有微量汞存在，植體汞累積量以葉  $2.49 \times 10^{-3}$  (mg) 最高，其次是莖  $3.29 \times 10^{-4}$  (mg)，根為最低  $1.30 \times 10^{-4}$  (mg)，累積量為葉>莖>根；在試驗組一中植體汞累積量以根  $1.72 \times 10^{-2}$  (mg) 最高，其次是葉  $8.77 \times 10^{-3}$  (mg)，莖為最低  $7.32 \times 10^{-3}$  (mg)，累積量為根>葉>莖；在試驗組二中植體汞累積量以根  $4.86 \times 10^{-2}$  (mg) 最高，其次是莖  $3.69 \times 10^{-2}$  (mg)，葉為最低  $1.11 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為根>莖>葉。試驗組平均整株植體汞累積量為  $6.49 \times 10^{-2}$  (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 748 (mg/kg)。

經 60 天實驗，將第二批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-12 可得知在空白組土壤中，根、莖皆有微量汞存在，葉子無增生故無數植，植體汞累積量以根  $1.57 \times 10^{-2}$  (mg) 最高，莖為最低  $5.18 \times 10^{-3}$  (mg)，累積量為根>莖；在試驗組一中植體汞累積量以莖  $1.32 \times 10^{-1}$  (mg) 最高，其次是根  $7.20 \times 10^{-2}$  (mg)，葉為最低  $9.48 \times 10^{-3}$  (mg)，累積量為莖>根>葉；在試驗組二中植體汞累積量以根  $1.59 \times 10^{-1}$  (mg) 最高，其次是莖  $1.28 \times 10^{-1}$  (mg)，葉為最低  $3.75 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為根>莖>葉。試驗組平均整株植體汞累積量為  $2.69 \times 10^{-1}$  (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 705 (mg/kg)。

經 90 天實驗，將第三批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-12 可得知在空白組土壤中，根、莖皆有微量汞存在，葉子死亡故無數植，植體汞累積量以根  $3.16 \times 10^{-2}$  (mg) 最高，莖為最低  $1.39 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為根>莖；在試驗組一中植體汞累積量以根  $5.11 \times 10^{-1}$  (mg) 最高，其次是莖  $1.38 \times 10^{-1}$  (mg)，葉為最低  $4.28 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為根>莖>葉；在試驗組二中植體汞累積量以根  $5.91 \times 10^{-1}$  (mg) 最高，其次是莖  $6.82 \times 10^{-2}$  (mg)，葉為最低  $2.27 \times 10^{-2}$  (mg)，累積

量為根>莖>葉。試驗組平均整株植體汞累積量為  $6.86 \times 10^{-1}$  (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 1013 (mg/kg)。

經 120 天實驗，將第四批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-12 可得知在空白組土壤中，根有測得微量汞存在，莖及葉無測得汞存在，植體汞累積量以根  $6.56 \times 10^{-2}$  (mg) 最高；在試驗組一中植體汞累積量以根 1.65 (mg) 最高，其次是莖  $3.21 \times 10^{-2}$  (mg)，葉為最低  $2.1 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為根>莖>葉；在試驗組二中植體汞累積量以根 1.71 (mg) 最高，其次是莖  $8.72 \times 10^{-2}$  (mg)，葉為最低  $2.41 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為根>莖>葉。試驗組平均整株植體汞累積量為 1.76 (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 1312 (mg/kg)。

經 150 天實驗，將第五批次植物體收割，經由 MA-2000 分析，由表 4-12 可得知在空白組土壤中，根有測得微量汞存在，莖及葉無測得汞存在，植體汞累積量以葉  $4.69 \times 10^{-3}$  (mg) 最高，其次是根  $3.33 \times 10^{-3}$  (mg)，莖為最低  $8.65 \times 10^{-5}$  (mg)，累積量為葉>根>莖；在試驗組一中植體汞累積量以根 2.67 (mg) 最高，其次是莖  $1.38 \times 10^{-1}$  (mg)，葉為最低  $1.35 \times 10^{-2}$  (mg)，累積量為根>莖>葉；在試驗組二中植體汞累積量以根  $2.60 \times 10^{-1}$  (mg) 最高，其次是莖  $6.20 \times 10^{-3}$  (mg)，葉為最低  $4.59 \times 10^{-3}$  (mg)，累積量為根>莖>葉。試驗組平均整株植體汞累積量為 1.55 (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 1574 (mg/kg)。

由以上第一批次至第五批次數據可以看出，其試驗組平均整株植體汞累積量為  $8.6 \times 10^{-1}$  (mg)；試驗組平均植體單位生物質量汞累積濃度為 1070 (mg/kg)。甜根子草吸收汞的部位以根>莖>葉。

表4-12 甜根子草各部位吸收成效

Plant species	Experiment	days	Con. In Root(mg/kg)	Con. In Shoot(mg/kg)	Con. In Leaf(mg/kg)	Total cumulative concentration(mg/kg)	Root Hg content(mg)	Shoot Hg content(mg)	Leaf Hg content (mg)	Total accumulation(mg)
Saccharum spontaneum	Control Group	30	0.32	2.75	15.45	18.52	$1.30 \times 10^{-4}$	$3.29 \times 10^{-4}$	$2.49 \times 10^{-3}$	$2.95 \times 10^{-3}$
		60	12.90	10.11	.	23.01	$1.57 \times 10^{-2}$	$5.18 \times 10^{-3}$	.	$2.09 \times 10^{-2}$
		90	28.68	21.57	.	50.25	$3.16 \times 10^{-2}$	$1.39 \times 10^{-2}$	.	$4.55 \times 10^{-2}$
		120	17.58	ND	ND	17.58	$6.56 \times 10^{-2}$	ND	ND	$6.56 \times 10^{-2}$
		150	2.08	0.26	6.65	8.99	$3.33 \times 10^{-3}$	$8.65 \times 10^{-5}$	$4.69 \times 10^{-3}$	$8.11 \times 10^{-3}$
	Hg TEST1	30	192.49	178.60	604.55	975.64	$1.72 \times 10^{-2}$	$7.32 \times 10^{-3}$	$8.77 \times 10^{-3}$	$3.32 \times 10^{-2}$
		60	456.05	178.79	76.55	711.39	$7.20 \times 10^{-2}$	$1.32 \times 10^{-1}$	$9.48 \times 10^{-3}$	$2.13 \times 10^{-1}$
		90	381.94	677.17	197.49	1256.60	$5.11 \times 10^{-1}$	$1.38 \times 10^{-1}$	$4.28 \times 10^{-2}$	$6.91 \times 10^{-1}$
		120	795.61	216.62	65.98	1078.21	1.65	$3.21 \times 10^{-2}$	$2.1 \times 10^{-2}$	1.70
		150	2295.52	204.51	37.63	2537.66	2.67	$1.38 \times 10^{-1}$	$1.35 \times 10^{-2}$	2.82
	Hg TEST2	30	311.66	115.29	91.91	518.86	$4.86 \times 10^{-2}$	$3.69 \times 10^{-2}$	$1.11 \times 10^{-2}$	$9.66 \times 10^{-2}$
		60	384.80	138.40	175.19	698.39	$1.59 \times 10^{-1}$	$1.28 \times 10^{-1}$	$3.75 \times 10^{-2}$	$3.24 \times 10^{-1}$
		90	545.51	137.71	84.56	767.78	$5.91 \times 10^{-1}$	$6.82 \times 10^{-2}$	$2.27 \times 10^{-2}$	$6.81 \times 10^{-1}$
		120	1302.70	159.11	83.23	1545.04	1.71	$8.72 \times 10^{-2}$	$2.41 \times 10^{-2}$	1.82
		150	553.50	41.65	14.64	609.79	$2.60 \times 10^{-1}$	$6.20 \times 10^{-3}$	$4.59 \times 10^{-3}$	$2.71 \times 10^{-1}$

註：空白組為 Control Group ；試驗組一為 Hg TEST1 ；試驗組二為 Hg TEST2 ；N.D.: not detected ；—：無值



#### 4.6.3 實驗最終植物汞累積比較

實驗開始至 30 天，已可初步發現六種植物皆有吸收汞污染之能力。連續監測 150 天後，整株植體汞累積量變化如圖 4-6。平均六種植物之 150 天整株植體汞累積量比較如圖 4-7 所示，結果顯示水黃皮 2.58 (mg) > 五節芒 2.34 (mg) > 甜根子草 0.86 (mg) > 蘆葦 0.7 (mg) > 蘆竹 0.67 (mg) > 白茅 0.65 (mg)。水黃皮係木本科植物，具有較龐大的根系，其整株植體對汞的累積量有較其他五種植物佳的現象。

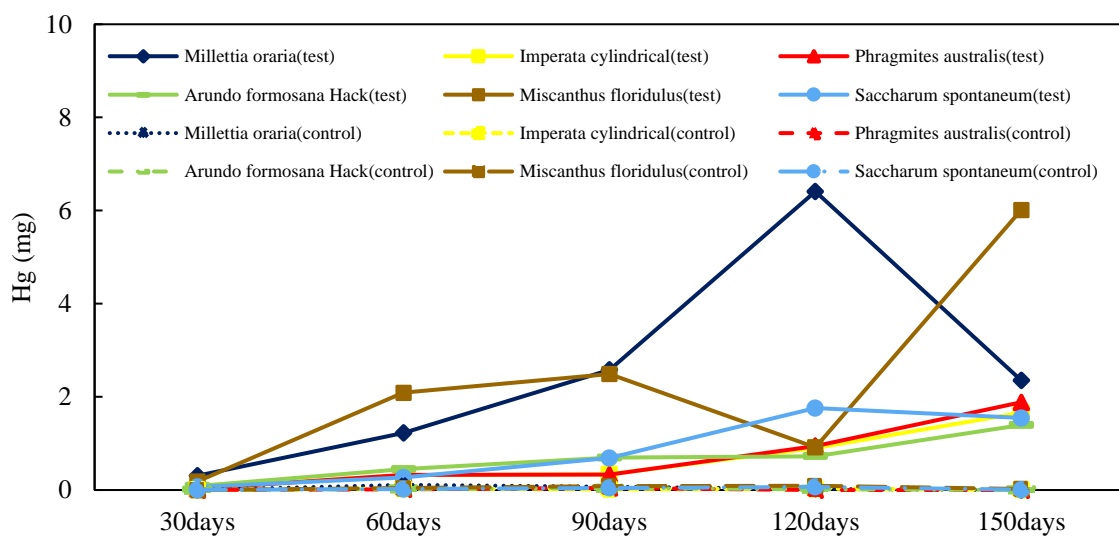


圖4-6 整株植體汞累積量變化

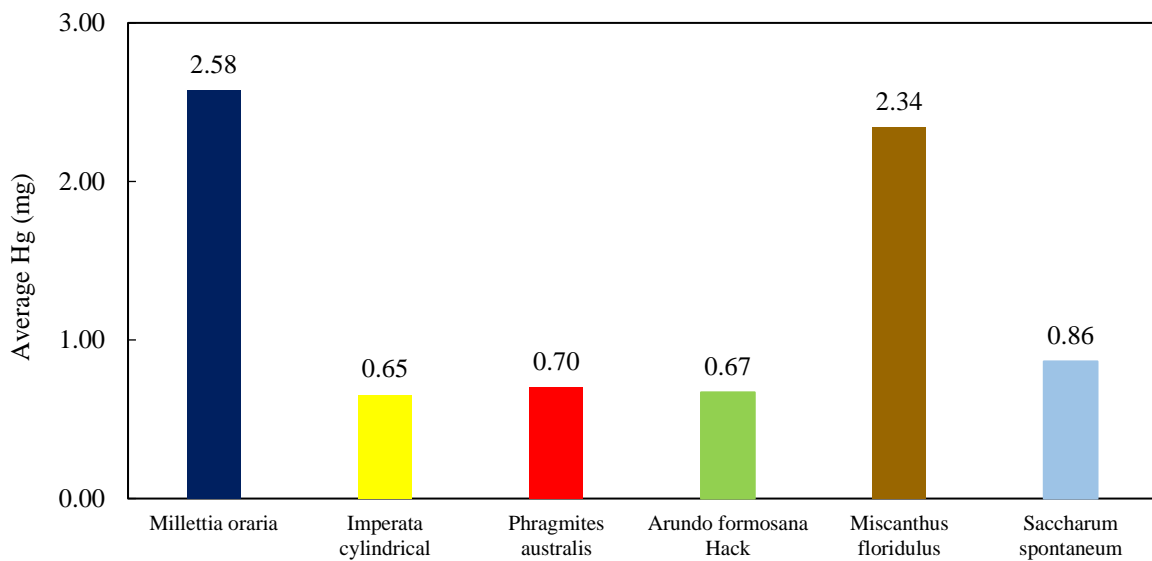


圖4-7平均整株植體汞累積量比較

實驗開始至 150 日觀察六種植物之植體單位生物質量汞累積濃度變化情形如圖 4-8。平均六種植物之 150 天植體單位生物質量汞累積濃度比較如圖 4-9 所示。平均各植物種之 150 天植體單位生物質量汞累積濃度，結果顯示蘆竹 > 蘆葦 > 白茅 > 甜根子草 > 水黃皮 > 五節芒。蘆竹有較其他五種植物佳的現象。

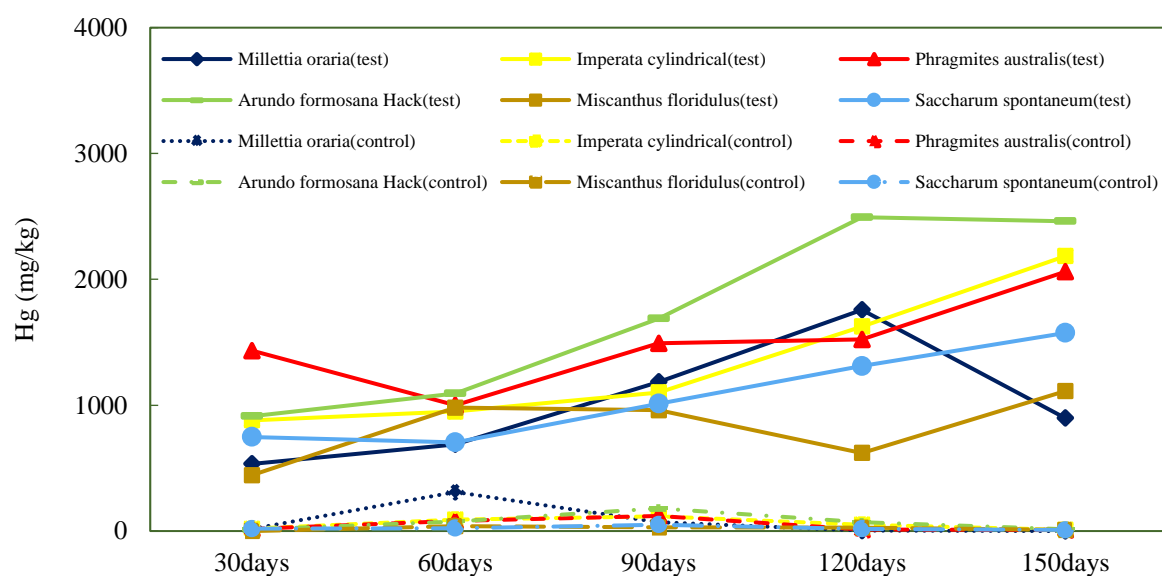


圖4-8 植體單位生物質量汞累積濃度變化

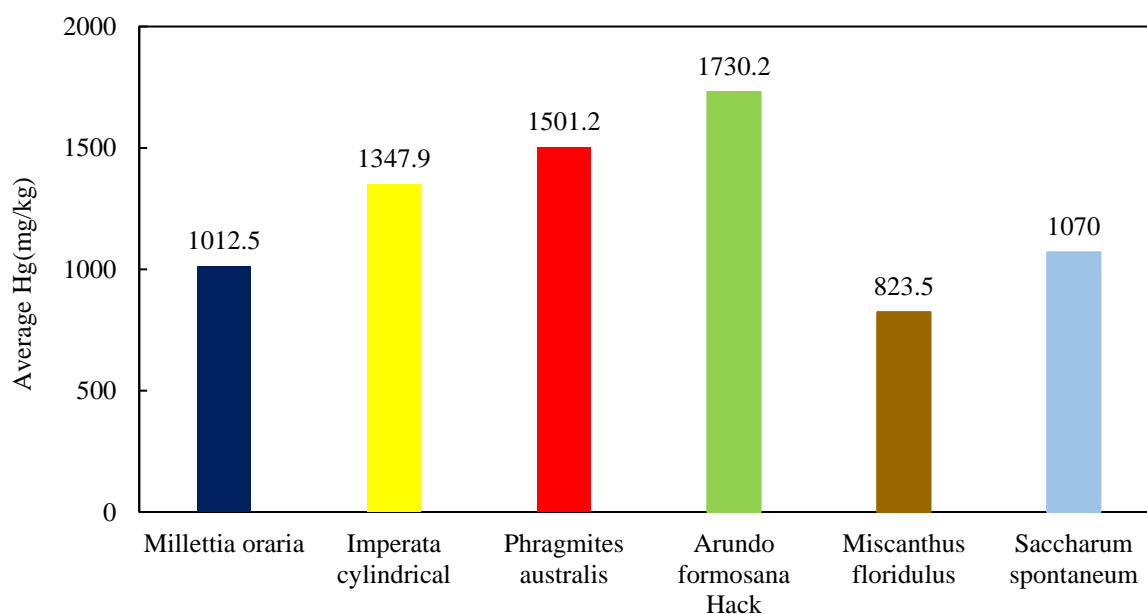


圖4-9平均植體單位生物質量汞累積濃度比較

#### 4.7 植體汞累積與生長情形之比較

比較六種植物之植體濃度變化與生長情形，結果顯示除了蘆竹以外，其他五種植物種之植體汞累積濃度越高，生長速率越低。植體單位生物質量汞累積濃度與整株植體汞累積量之比較如圖 4-10 所示。

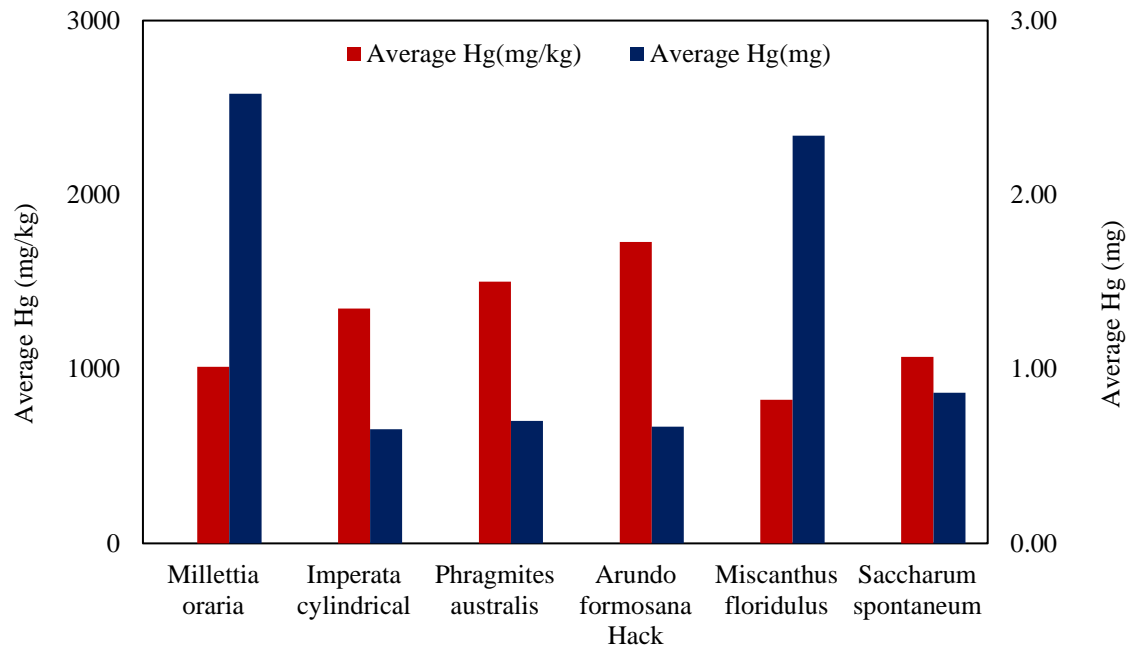


圖4-10 植體單位生物質量汞累積濃度與整株植體汞累積量之比較

## 第五章 結論與建議

### 5.1 結論

重金屬土壤整治技術繁多，台灣主要採取熱托付、酸洗法，但是這些方法會降低原來土壤的生產力，且會產生二次污染。對其處理效果或是處理後之再耕作，仍有許多方面值得商榷之處。因此，近年台灣提倡綠色及永續導向型整治，其中植生復育技術可以減少對環境的破壞，並達到褐地再利用。由各研究結果顯示，植生復育汞污染土壤確實具有可行性，但在台灣卻僅有少數於現地進行，亦少利用台灣原生種之現地試驗結果。因此確實有必要持續進行植生復育之試驗，以試驗之結果及試驗期間所遭遇之問題，作為未來應用時之參考。根據本研究之實驗結果，所得到的結論如下所述：

- (1) 本研究選用之六種植物種確能透過植物萃取、植物穩定化機制吸收汞。
- (2) 水黃皮、白茅、蘆葦、蘆竹、五節芒及甜根子草，根、莖、葉等部位皆會吸收重金屬汞。
- (3) 整株植體汞累積量越高，但該植體單位生物質量汞累積濃度不一定越高，非呈正向關係。
- (4) 植株生長率以甜根子草最佳，但因其累積濃度較少，推測此種植物較不易吸收汞，但對汞耐受度較佳。
- (5) 六種植物之植體汞濃度變化情形顯示在空白組中並無明顯吸收作用，因此可推估該六種植物對大氣中的汞蒸氣並無吸收的情況發生。
- (6) 根據植體單位生物質量汞累積濃度以蘆竹最佳，其他五種植物之植體汞濃度累積越高，生長速率越低。而蘆竹的生長速率則不受汞濃度累積影響而具有一定的生長速率，顯示其耐受性甚佳，且其汞累積濃度又最高。

## 5.2 建議

- (1) 雖然整株植體汞累積量以水黃皮最高，但是植體單位生物質量汞累積濃度以蘆竹最高，因此未來建議測試單位面積植株樹木來評估何種植物為最佳植生復育汞污染土壤之植物種。
- (2) 植體根的深度亦會影響不同污染土壤深度的整治效果，未來需加以考量。
- (3) 為防止受天氣等因素影響實驗結果，故將植物置於半開放空間，並無設定環境溫度及濕度等條件，因夏季氣候高濕炎熱，導致部分植物遭受蚜蟲之危害，需特別注意做好病蟲害之管理。
- (4) 未來建議以植物生長周期為單位，經過四季一次的循環，更能得知植物種於四季之變化及對汞最大耐受度。
- (5) 每組實驗只做兩重複，未來可增加至三重複以上，數據才能經由統計分析來解釋所得到之結果會更加客觀。

## 參考文獻

- AFCEE, "An overview of Phytoremediation, including installation protocols", provided by the Air Force Center for Environmental Excellence (AFCEE).
- Comino, E., Fiorucci, A., Menegatti, S., & Marocco, C., "Preliminary test of arsenic and mercury uptake by *Poa annua*," *ecological engineering*, 35(3), (2009), 343-350.
- Chen, Z. S., and D. Y. Lee. , "Evaluation of remediation techniques on two cadmium polluted soils in Taiwan.," *Remediation of soils contaminated with metals* ,(1997), 209-223.
- Cunningham, Scott D., William R. Berti, and Jianwei W. Huang., "Phytoremediation of contaminated soils.," *Trends in biotechnology* ,13(9) ,(1995), 393-397.
- Czako, M., Feng, X., He, Y., Liang, D., & Marton, L., "Transgenic *Spartina alterniflora* for phytoremediation.," *Environmental Geochemistry and Health*, 28(1-2), (2006), 103-110.
- Guide to Documenting and Managing Cost and Performance Information for Remediation Projects - Revised Version, (1998).
- Greger, Maria, Yaodong Wang, and Clara Neuschütz. , "Absence of Hg transpiration by shoot after Hg uptake by roots of six terrestrial plant species.," *Environmental pollution*, 134(2) ,(2005), 201-208.
- Lomonte, C., Doronila, A. I., Gregory, D., Baker, A. J., & Kolev, S. D., "Phytotoxicity of biosolids and screening of selected plant species with potential for mercury phytoextraction.," *Journal of hazardous materials* ,173(1), (2010), 494-501.
- Moreno, F. N., Anderson, C. W., Stewart, R. B., & Robinson, B. H., "Phytoremediation of mercury-contaminated mine tailings by induced plant-mercury accumulation.," *Environmental Practice*, 6(02), (2004), 165-175.
- Moreno, F. N., Anderson, C. W., Stewart, R. B., & Robinson, B. H., "Phytofiltration of mercury-contaminated water: volatilisation and plant-accumulation aspects.," *Environmental and Experimental Botany*, 62(1), (2008) ,78-85.
- Moreno-Jiménez, E., Gamarra, R., Carpena-Ruiz, R. O., Millán, R., Peñalosa, J. M., & Esteban, E., "Mercury bioaccumulation and phytotoxicity in two wild plant species of Almadén area.," *Chemosphere*, 63(11), (2006), 1969-1973.
- Peng, S., Zhou, Q., Cai, Z., & Zhang, Z., "Phytoremediation of petroleum contaminated soils by *Mirabilis Jalapa* L.," in a greenhouse plot experiment. *Journal of hazardous materials*, 168(2), (2009), 1490-1496.
- Peng, S., Zhou, Q., Cai, Z., & Zhang, Z., "Phytoremediation of petroleum contaminated soils by *Mirabilis Jalapa* L.," in a greenhouse plot experiment. *Journal of hazardous materials*, 168(2), (2009), 1490-1496.

Robles, I., Lakatos, J., Scharek, P., Planck, Z., Hernández, G., Solís, S., & Bustos, E., "Characterization and Remediation of Soils and Sediments Polluted with Mercury: Occurrence, Transformations, Environmental Considerations and San Joaquin's Sierra Gorda Case.", *Environmental Risk Assessment of Soil Contamination.*, (2014).

Lutter, R. and Irwin, E., "Mercury in the Environment: A Volatile Problem," *Environment*, 44(9), (2002), 24-40.

Rodriguez, L., Rincón, J., Asencio, I., & Rodríguez-Castellanos, L., "Capability of selected crop plants for shoot mercury accumulation from polluted soils: phytoremediation perspectives." *International Journal of Phytoremediation* ,9(1),(2007), 1-13.

Salt, D. E., Blaylock, M., Kumar, N. P., Dushenkov, V., Ensley, B. D., Chet, I., & Raskin, I., "Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants," *Nature biotechnology* ,13(5), (1995), 468-474.

U.S.EPA., "Introduction." EPA/600/R-99/107. Washington DC, February, (2000).

U.S. Geological Survey(USGS), "Mercury in the Environment," (2000).

Wang, Y., & Greger, M., "Use of iodide to enhance the phytoextraction of mercury-contaminated soil.," *Science of the total environment*, 368(1) ,(2006), 30-39.

Wang, Y., & Greger, M. , "Clonal differences in mercury tolerance, accumulation, and distribution in willow.," *Journal of Environmental Quality*, 33(5), (2004), 1779-1785.

丁佳紅、劉登義、儲玲、王廣林，"重金屬污染土壤植物修復的研究進展和應用前景"，*生物學雜誌*，第 21 卷，第 4 期，(2004)，第 6-9 頁。

付學吾、馮新斌、王少峰、李仲根、李平，"植物中汞的研究進展"，*礦物岩石地球化學通報*，第 3 期，(2005)，第 50-56 頁。

台南市中國石油化學工業開發股份有限公司，"整治計畫第二次變更(修訂三版)公開陳列"，(2014)。

朱祐陞，"堆肥添加對植物復育整治柴油污染土壤效果之研究"，碩士論文，中山大學海洋環境及工程學系研究所，(2014)。

江凱楹，"台灣關渡平原土壤重金屬(砷與鉛)劃分移除與吸附之研究"，碩士論文，臺灣大學農業化學研究所，(2011)。

行政院環保署，"98 年度土壤及地下水污染整治年報"，土壤及地下水污染整治基金管理會，(2009)。

行政院環保署，"土壤及地下水污染整治法"，(2010)。

行政院環保署，"土壤污染管制標準"，(2011)。

行政院環境保護署環境檢驗所，土壤及底泥水分含量測定方法—重量法，「NIEA S280.62C」，(2012)。

行政院環境保護署環境檢驗所，土壤水分含量測定方法—重量法，「NIEA S280.61C」，(2002)。

行政院環境保護署環境檢驗所，土壤和底泥中元素濃度快速篩選方法－攜帶式 X-射線螢光光譜儀分析法，「NIEA S322.60C」，(2006)。

行政院環境保護署環境檢驗所，土壤採樣方法，「NIEA S102.62B」，(2013)。

行政院環境保護署環境檢驗所，土壤電導度測定方法，「TARIS101.1B」，(2013)。

行政院環境保護署環境檢驗所，土壤酸鹼值(pH 值)測定方法－電極法，「NIEA S410.62C」，(2008)。

行政院環境保護署環境檢驗所，固體與液體樣品中總汞檢測方法－熱分解汞原子吸收光譜法，「NIEA M318.01C」，(2012)。

行政院環境保護署環境檢驗所，固體與液體樣品中總汞檢測方法－熱分解汞原子吸收光譜法，「NIEA M318.01C」，(2012)。

行政院國家科學委員會補助產學合作研究計畫，毒性物質污染場址植生復育整合技術研發－以安順廠場址為案例，期末完整報告。

行政院環保署，”污染場址綠色及永續整治策略研擬計畫”，期末報告，(2013)。

吳裕民、楊磊、陳珊玫，”以三種植物評估植生復育法處理受戴奧辛污染之土壤”，正修學報，第 25 期，(2012)，第 1-13 頁。

李芷儀，”以植生復育技術處理受重金屬銅、鉻與鎳污染土壤之研究”，碩士論文，嘉南藥理科技大學環境工程與科學系暨研究所，(2009)。

阮國棟，”汞之污染特性及處理技術”，工業污染防治，第 4 卷，第 3 期，(1985)，第 161-186 頁。

林旻秀，”鉛污染土壤特性探討及不同整治技術之研究”，碩士論文，朝陽科技大學環境工程與管理系，(2012)。

林浩潭、陳素文、沈季蓉、翁愷慎，”重金屬污染土壤以本土植物復育之探討”，植物保護會刊，第 47 期，(2005)，第 241 – 250 頁。

科學發展，第 436 期，(2009)，第 60-65 頁。

韋朝陽、陳同斌，”重金屬污染植物修復技術的研究與應用現狀. 地球科學進展”，第 17 卷，第 6 期，(2002)，第 833-839 頁。

荊延德、趙石平、何振立，”土壤中汞的吸附-解吸行為研究進展”，土壤通報，第 5 期，(2010)，第 1270-1274 頁。

陳孟沅、林頌生，”汞與甲基汞對蔬菜危害與蓄積影響之研究”，臺灣農業化學與食品科學，第 50 卷，第 5、6 期，(2012)，第 304-309 頁。

陳傑音、顏江河，”菌根於重金屬污染土壤之復育效應”，臺大實驗林研究報告，第 18 卷，第 2 期，(2004)，第 101-113 頁。

陳尊賢、李達源、賴朝明、鍾仁賜、陳建得、莊愷瑋、陳柏青、賴鴻裕，”彰化縣農地污染控制場址現地植生復育重金屬污染土壤之可行性評估計畫”，行政院環境保護署委託計畫（計畫編號：EPA-94-GA12-03-A212），期末報告，(2006)，第 408 頁。



陳詩文，”三中印度芥菜對銅鋅鎘鉛污染土壤的生長反應及重金屬累積能力”，碩士論文，國立台灣大學農業化學研究所，(2005)。

游麗玲，”以水生植物從受污染底泥中移除重金屬的探討”，碩士論文，中原大學化學研究所，(2005)。

楊磊、鄭秀珍、吳裕民，”以植物復育技術整治中石化(台鹼)安順場址 污染土壤可行性之評估研究”，中石化(台鹼)安順場址土壤及底泥整治技術研討會，(2007)。

溫源森，”以植物修復技術處理遭受重金屬鎘污染土壤之研究”，(2005)。

經濟部標準檢驗局，”綠色分析化學-汞分析技術之應用與可行性分析”，研究發展專題，(2012)。

葉琮裕，”以植生復育法處理重金屬污染底泥之探討”，(2011)。

劉鎮宗，”汞對生態環境的影響”，科學月刊，第 301 期，(1995)，第 41-46 頁。

鄭秀珍、楊磊，”以植物復育技術處理受五氯酚污染土壤之研究”，環境工程學會第三屆土壤與地下水研討會摘要論文集，中壢，(2005)，第 513 頁。

龍育堂、熊建平，”苧麻對稻田土壤汞淨化效果研究”，農業環境保護，第 13 卷，第 1 期，(1994)，第 30-33 頁。

聯合國化學品全球分類與標示調和調度(GHS)，”Safety Data Sheet (SDS)”，(2013)。