


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

以生物界面活性劑進行土壤淋洗促進植 生復育重金屬污染土壤評估

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： 國立臺灣大學／生物能源研究中心
專案主持人： 柯淳涵 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



以生物界面活性劑進行土壤淋洗促進植生復育重金屬污染土壤評估

柯淳涵

期末報告(定稿本)

「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	專案類型	<input checked="" type="checkbox"/> 研究專案 <input type="checkbox"/> 模場試驗	
計畫主持人	柯淳涵	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	以生物界面活性劑進行土壤淋洗促進植生復育重金屬污染土壤評估			
專案連絡人	楊秉元	連絡專線	02-33664653	
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。 2. 請修正「其它研究相關費用－差旅費（住宿）」之合計金額。 3. 「雜項費用」編列之專用垃圾袋及廢棄物處理費說明「實驗室」一般廢棄物處理應更正為本計畫所使用，並說明用途。 4. 其他研究相關費用之差旅費（住宿），請於備註欄補充說明人數及天數。 5. 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. 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. 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）。		1. 依規定撰寫。 2. 已修正。 3. 已修正。 4. 已修正。 5. 已依規定編列。 6. 無編列成果發表會相關費用。 7. 依規定辦理。		

「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	專案類型	<input checked="" type="checkbox"/> 研究專案 <input type="checkbox"/> 模場試驗	
計畫主持人	柯淳涵	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	以生物界面活性劑進行土壤淋洗促進植生復育重金屬污染土壤評估			
專案連絡人	楊秉元	連絡專線	02-33664653	
技術性審查意見		計畫單位回覆		
委員 1				
<p>1. 研究較無新意，相關之研究國內外已有不少。</p> <p>2. 計畫主持人在土基會以及科技部計畫之補助已執行過植生復育重金屬污染土壤之研究數年，但在計畫書中未提及測試過之植物台灣藜、狼尾草等是否具有吸收重金屬之能力以及值得再進行研究，所以本研究之可行性無法預期。</p> <p>3. 擬研究皂素溶液為促進植生復育重金屬污染土壤之效果，但皂素相較於其他已被應用之生物螯合劑（例如：EDDS）有何益處？為何值得測試，未見說明。</p> <p>4. 測試之污染土壤除涵蓋不同重金屬種類及濃度外，也應涵蓋不同性質之土壤。</p>		<p>1. 過去研究多為植生復育或是土壤淋洗修復進行分開研究，本研究希望結合兩者的特性，提高植生復育的效果，並尋找對環境友善界面活性劑取代傳統酸洗的結果。</p> <p>2. 有關台灣藜之吸附重金屬實驗結果摘要敘述於3.3.4 節，結果顯示台灣藜具有良好的重金屬吸附效果，狼尾草為新年度執行計畫，數據正在整理中，但狼尾草具有相當高的耐受性，具生物量相當豐富，對於後續的再利用具有相當高的效益。</p> <p>3. 生物螯合劑 EDDS 因螯合力相對於 EDTA 差，但因其具有生物可分解性，故仍被做為實驗的對象，而皂素於文獻中提及具有脫附能力，且為自然可分解材料，具環境友善，於4.2 節述敘，故希望能提供做為研究材料。另增加3.5 節文獻探討議驗植體重金屬的回顧。</p> <p>4. 謝謝委員建議，如經費足夠，將增加不同性質土壤。</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	專案類型	<input checked="" type="checkbox"/> 研究專案 <input type="checkbox"/> 模場試驗
計畫主持人	柯淳涵	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	以生物界面活性劑進行土壤淋洗促進植生復育重金屬污染土壤評估		
專案連絡人	楊秉元	連絡專線	02-33664653

委員 2

- | | |
|--|--|
| <ol style="list-style-type: none"> 1. 本計畫利用本土種植物進行綠色整治試驗研究，以取得現地已污染含有重金屬鎘、鉻、銅的土壤作為植物種植的介質來源，規劃以本土常見與具有能源潛力作物，如狼尾草、台灣藜、肥皂草進行重金屬吸附試驗，待植物收成後除移除，亦可能作為生質能源作物料源來源。另因肥皂草含有大量的皂素成分，為生物界面活性劑，本研究利用利其所含有羧基與金屬結合的能力來對土壤中重金屬進行吸附，將皂素溶液對於土壤進行淋洗，藉此提高植生復育的重金屬吸附量。 2. 本計畫皂素溶液脫附重金屬研究，期望能發展出一套含有處理重金屬污染之低碳技術平台，並希望藉著此處理程序於未來能有效減輕重金屬污染及整治工作所帶來的整體環境負荷。建立我國綠色整治策略，供環保署後續辦理污染土地整最佳治策略選擇之參考。 3. 本計畫之成果對綠色整治之推動應有助益，本計畫後續需評估成果之應用限制及方向。 4. 未來須將再生能源應用之花費和效益作分析。 | <ol style="list-style-type: none"> 1. 謝謝委員建議。 2. 謝謝委員鼓勵。 3. 謝謝委員建議，於5.7 節進行整治效益分析。 4. 謝謝委員建議，於5.7 節進行整治效益分析。 |
|--|--|

「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	專案類型	<input checked="" type="checkbox"/> 研究專案 <input type="checkbox"/> 模場試驗	
計畫主持人	柯淳涵	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	以生物界面活性劑進行土壤淋洗促進植生復育重金屬污染土壤評估			
專案連絡人	楊秉元	連絡專線	02-33664653	
委員 3				
<p>1. 三种植物的篩選依據為何？請提出相關文獻或先期研究。</p> <p>2. 盆栽實驗在植物生長的過程、條件控制、及土壤微生物現況的差異在進行生物介面活性劑淋洗時，極小規模未來應用與污染農地的設計與控制如何評估差異與成效。</p> <p>3. 經濟效益？</p>		<p>1. 台灣藜及狼尾草為台灣本土植物，為林務局及畜試所所研究發展本土植物，肥皂草因其具有大量的皂素，其中台灣藜已於本研究室先前研究中所發現具有相當高的富集係數，實驗結果摘要敘述於3.8.4 節，狼尾草具有相當高的耐受性，具生物量相當豐富，對於後續的再利用具有相當高的效益。台灣藜及狼尾草為台灣本土植物未來推廣時對於環境影響較為友善。</p> <p>2. 台灣藜及狼尾草於林務局及畜試所的文獻中，皆有於野外種植的實例，本研究先研究土壤淋洗後對於植體重金屬的吸附效力，若在實驗室具有相當良好的吸附效力，將可能可以推廣至污染農地。</p> <p>3. 謝謝委員建議，於5.7 節進行整治效益分析。</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	專案類型	<input checked="" type="checkbox"/> 研究專案 <input type="checkbox"/> 模場試驗
計畫主持人	柯淳涵	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	以生物界面活性劑進行土壤淋洗促進植生復育重金屬污染土壤評估		
專案連絡人	楊秉元	連絡專線	02-33664653
委員 4			
<p>1. 植生復育試驗的土壤來自桃園、彰化、台中污染區土壤大都屬黏質地土壤，不可能用「土壤淋洗法」來促進植物吸收重金屬。因這些螯合劑不可能進入土壤孔隙達到淋洗效果，只能從土壤表面流過，請再查核。</p> <p>2. 土持人使用之植物吸收重金屬濃度（葉或支幹）之重金屬濃度仍偏低、總移除重量仍偏低可能難達預期目標。</p> <p>3. 主持人近 3 年(2013-2015)有 3 篇相關論文，但仍不屬於植生萃取重金屬。</p> <p>4. 依目前研究方法與步驟，宜再檢討。</p> <p>5. 消耗性器材及主要費用可刪除 20 萬元。</p> <p>6. 人事費可刪 10 萬元。</p>		<p>1. 謝謝委員建議，試驗土壤未來若進行翻堆將可促使土壤的流動性，另植體因水分的需要，促使重金屬容易經由水份吸收進入植體中，若加上螯合劑對於重金屬的錯合力，促使重金屬於土壤界質中的移動性，添加螯合劑可能改變植體根部及地上部位的傳輸能力。</p> <p>2. 本實驗室過去使用台灣藜具有良好的重金屬吸附效果，實驗結果摘要敘述於 3.8.4 節，本研究植生復育的植物除希望找尋具重生屬富集效果的植物，另一方面也希望結合本土具環境友善的植物，且植生復育具有永續綠色整治的效果，可利用其植體進行後續的生質能源再利用。</p> <p>3. 本人過去曾執行林務局、環保署及科技部相關植生復育的計畫，對於重金屬螯合劑，及重金屬植生復育有些相關的成果，如 2014 年發表於 Ecotoxicology 期刊，關於中福農地，以樟樹進行植生復育的成果，另其他成果也已陸續整理，於近期進行相關發表。</p> <p>4. 謝謝委員建議，於後續實驗過程中進行檢討，修正。</p> <p>5. 本計畫已盡量精簡預算，另有委員有好的建議事項本計畫也將遵照辦理，懇請委員支持。</p> <p>6. 懇請委員支持。</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	專案類型	<input checked="" type="checkbox"/> 研究專案 <input type="checkbox"/> 模場試驗	
計畫主持人	柯淳涵	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	以生物界面活性劑進行土壤淋洗促進植生復育重金屬污染土壤評估			
專案連絡人	楊秉元	連絡專線	02-33664653	
委員 5				
1. 建議先評估國內植生復育實場整治成效有限的主要限制因子，本計畫所擬提出的整合整治方式與國內既有經驗的異同為何？是否在實場上確能克服國內既有的經驗所顯示的實用限制因子？ 2. 建議評估討論生物性界面活性劑的劑量與擬整治的重金屬間的關係（例如：單位重金屬吸收移除所需的生物界面活性劑的劑量&產出單位質量的生物界面活性劑的劑量所需的植體量與生長期…等等的關係），實務上是否確能有如此劑量的生物界面活性劑劑量的產出？所需的時間？與植生生長時間的關係？ 3. 本計畫所適用的土壤與重金屬為何？ 4. 建議評估討論：污染物的移除機制。		1. 謝謝委員建議，因國內植生復育實場例子較少，但仍會努力尋找相關的文獻，並整合於後續的報告之中。 2. 謝謝委員建議，本計畫會參考相關的文獻進行試驗評估。 3. 本計畫擬使用現地常見的鎘、銅、鉻、鎳等重金屬土壤進行關於的分析研究。 4. 謝謝委員建議，於 3.4 節進行試驗植物移除的相關文獻。		
綜合性審查意見		計畫單位回覆		
1. 原則同意所送計畫，請依審查意見提送修正計畫書。		1. 謝謝支持，將依規定提送修正計畫書。		

「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	專案類型	<input checked="" type="checkbox"/> 研究專案 <input type="checkbox"/> 模場試驗	
計畫主持人	柯淳涵	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	以生物界面活性劑進行土壤淋洗促進植生復育重金屬污染土壤評估			
專案連絡人	楊秉元	連絡專線	02-33664653	
審查意見		計畫單位回覆		
委員 1				
<p>1. 生物界面活性劑添加至重金屬污染土壤造成供試植物生質量的降低，其原因是由於生物界面活性劑之毒害，或是土壤中重金屬之生物有效性增加而造成之重金屬毒害，應加以釐清。</p> <p>2. 因添加生物界面活性劑造成植物生質量降低之濃縮效應，使得植物體內重金屬之濃度提升；若要估算植生萃取土壤重金屬的量，應計算植物重金屬之總吸收量（植體重金屬濃度乘以植體之乾重）。</p> <p>3. 應整體評估植生萃取移除土壤重金屬之效率，及降低至土壤污染管制標準以下所需之時間。</p>		<p>1. 謝謝委員建議，從過去文獻研究生物界面活性劑對於植體的影響較小，在5.3節以肥皂草為例與對照組的結果差異較小。</p> <p>2. 謝謝委員建議，於5.5節進行植體重金屬移除效率分析。</p> <p>3. 謝謝委員建議，於5.7節土壤淋洗結合植生復育整治效益分析進行相關探討。</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	專案類型	<input checked="" type="checkbox"/> 研究專案 <input type="checkbox"/> 模場試驗
計畫主持人	柯淳涵	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	以生物界面活性劑進行土壤淋洗促進植生復育重金屬污染土壤評估		
專案連絡人	楊秉元	連絡專線	02-33664653

委員 2

- | | |
|--|---|
| <ol style="list-style-type: none"> 本研究利用生物界面活性劑其所含與金屬結合的能力來對土壤中重金屬進行吸附，將皂素溶液對於土壤進行淋洗，藉此提高植的重金屬吸附量。目前研究結果顯示狼尾草所獲得的生物量最大，其次為台灣藜及肥皂草，以EDTA、EDDS及皂素為淋洗液的环境下，EDTA及EDDS 對於生物量的減少較為明顯。 建議針對操作成本進行評估，並和目前使用方法比較。 建議針對說明使用之限制、使用時機及使用條件進行說明。 後續須評估此技術在實場應用之可行性。 主要成果符合計畫書之內容，目前進度並無落後情形。 | <ol style="list-style-type: none"> 謝謝委員。 謝謝委員建議，於5.7節土壤淋洗結合植生復育整治效益分析進行相關探討。 謝謝委員建議，於5.7節土壤淋洗結合植生復育整治效益分析進行相關探討。 謝謝委員建議，於5.7節土壤淋洗結合植生復育整治效益分析進行相關探討。 謝謝委員。 |
|--|---|

「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	專案類型	<input checked="" type="checkbox"/> 研究專案 <input type="checkbox"/> 模場試驗
計畫主持人	柯淳涵	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	以生物界面活性劑進行土壤淋洗促進植生復育重金屬污染土壤評估		
專案連絡人	楊秉元	連絡專線	02-33664653
委員 3			
1. 加強文獻回顧對狼尾草、台灣藜及肥皂草的植物吸收生理機制整理。 2. 5.2節DTA、EDDS及皂素為淋洗液灌溉結果數據請具體整理比較表。 3. 請比較文獻資料與本研究於土壤淋洗對重金屬污染土壤中重金屬脫附結果。		1. 謝謝委員建議，於3.5節進行試驗植物重金屬文獻回顧。 2. 5.2節為污染土壤以王水消化後重金屬分析結果，後續將評估淋洗溶液對於污染土壤重金屬淋出結果分析及對土壤中重金屬殘留的情況分析，於5.5節進行移除效率分析。 3. 謝謝委員建議，於3.4節土壤淋洗法進行補充文獻重金屬脫附結果。	
委員 4			
1. 已依計畫進度及項目執行。 2. 已完成初步結論、成果自評及後續工作重點（寫在結論與建議中），預期可達成計畫目標。		1. 謝謝委員。 2. 謝謝委員。	

「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	專案類型	<input checked="" type="checkbox"/> 研究專案 <input type="checkbox"/> 模場試驗
計畫主持人	柯淳涵	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	以生物界面活性劑進行土壤淋洗促進植生復育重金屬污染土壤評估		
專案連絡人	楊秉元	連絡專線	02-33664653
委員 5			
1. 執行現況、流程及方法已說明。 2. 計畫後續執行工作項目已說明。 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。 4. 已有初步成果，初步成果與原計畫目標符合。 5. 至期中報告時，整體研究成果符合預期。 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。 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。 8. 4.2節的成果與國內已有的經驗(或研究)類似，本計畫似乎需提出本研究之特色(例如強化P.59 & P. 68的成果，並加以比對討論) 9. 淋洗液如何分離？ 10. 相關機制建議說明？		1. 謝謝委員。 2. 謝謝委員。 3. 謝謝委員。 4. 謝謝委員。 5. 謝謝委員。 6. 謝謝委員建議，於5.7節土壤淋洗結合植生復育整治效益分析進行相關探討。 7. 謝謝委員建議，於5.7節土壤淋洗結合植生復育整治效益分析進行相關探討。 8. 謝謝委員意見，以目前收集文獻來看國內多只探討淋洗效果，但因淋洗液中含有重金屬，因此需再進一步的處理，本計畫擬結合植生復育以淋洗液做為植體灌溉水，也促值植體重金屬的蓄積。 9. 本計畫以淋洗液做為植生復育植體灌溉水。 10. 謝謝委員建議，於3.5節進行試驗植物植物重金屬及3.4節土壤淋洗法進行文獻回顧。	
綜合性審查意見		計畫單位回覆	
1. 請增加後續工作說明。		1. 已依委員意見補充於第六章結論與建議。	

「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	專案類型	<input checked="" type="checkbox"/> 研究專案 <input type="checkbox"/> 模場試驗	
計畫主持人	柯淳涵	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	以生物界面活性劑進行土壤淋洗促進植生復育重金屬污染土壤評估			
專案連絡人	楊秉元	連絡專線	02-33664653	
審查意見		計畫單位回覆		
委員 1				
<p>1. 此研究探討三種植物(狼尾草、台灣蔊，以及肥皂草)搭配不同生物介面活性劑(EDTA、EDDA，以及皂素)對於三種重金屬(銅、鉻，以及鎘)之植物吸收效率。實驗結果顯示，添加介面活性劑皆有助於植物吸收重金屬，成果值得肯定。</p> <p>2. 然本研究嘗試結合過去常用之生物介面活性劑搭配植生復育法使用，這類研究已經有許多文獻探討，並無特別新穎之處，且低pH配合介面活性劑能有效溶出重金屬之結論已為許多先前研究證實。建議於報告內針對研究之新穎性與未來實場應用之可行性做更進一步說明。</p>		<p>1. 謝謝委員。</p> <p>2. 謝謝委員建議，因過去文獻多使用螯合劑直接淋洗於盆栽植生復育使用，本研究希望以管柱淋洗的方式回收淋洗液作為植生復育灌溉用水，未來用於實場時將使用淋洗設備，所獲得的重金屬回收廢水，搭配植生復育的方式，解決廢水需再經過處理才能排放的問題，並利用非食用能源作物如本計畫所使用狼尾草，生產生質酒精，使植體能再被利用，以達到永續資源利用概念。</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	專案類型	<input checked="" type="checkbox"/> 研究專案 <input type="checkbox"/> 模場試驗
計畫主持人	柯淳涵	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	以生物界面活性劑進行土壤淋洗促進植生復育重金屬污染土壤評估		
專案連絡人	楊秉元	連絡專線	02-33664653

委員 2

- | | |
|--|---|
| <ol style="list-style-type: none"> 1. 本計畫利用本土種植物進行綠色整治試驗研究，以取得現地已污染含有重金屬鎘、鉻、銅的土壤作為植物種植的介質來源。本研究亦利用生物界面活性劑其所含與金屬結合的能力來對土壤中重金屬進行吸附，將皂素溶液對於土壤進行淋洗，藉此提高植的重金屬吸附量。 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。 3. 請說明本技術在實場應用時，如何進行設計、規劃。 4. 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. 請說明本研究所需之處理時程。 | <ol style="list-style-type: none"> 1. 謝謝委員。 2. 謝謝委員建議，已於5.7節進行成本分析，但臺灣因目前尚未有相關實場案例，而土壤淋洗後所產生的廢水再以植生復育的方式，植體可作於能源作物，生產生質能源，降低處理的成本，以達資源永續的概念。 3. 因臺灣目前未有相關的實場案例，在5.8節利用美國的案例進行規畫，在洗滌過後的廢水利用植生復育的方式來進行以達資源永續的概念。 4. 植生復育可能受到場址的氣候或動物所影響，使用植物的種類及數量，有害化學物質的種類及數量、污染面積的大小及深度、土壤的種類及場址的現況條件所影響。 5. 植生復育的方法所需的處理時程隨著場址的污染程度不同而時程不一，本研究藉著搭配淋洗的方式縮短處理的時程，使植體加速累積重金屬。 |
|--|---|

「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	專案類型	<input checked="" type="checkbox"/> 研究專案 <input type="checkbox"/> 模場試驗	
計畫主持人	柯淳涵	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	以生物界面活性劑進行土壤淋洗促進植生復育重金屬污染土壤評估			
專案連絡人	楊秉元	連絡專線	02-33664653	

委員 3	
<p>1. 報告中針對蒐集文獻多為2010年以前，實有加強蒐集彙整國內外新資訊之必要，以比較評估技術應用之優越性。</p> <p>2. 有關植生試驗之規劃說明，應說明相關環境條件或施用培育條件等，以供技術應用之參考。</p> <p>3. 5.7節之效益分析結果實屬簡略，部分內容亦為去年度計畫成果，如何彰顯本年度計畫成果，應再補充說明。另表15係引用文獻資料之成本分析，請考量本土之資料為佳。</p> <p>4. 結論應有量化具體之成果說明，而非僅以質性之說明，請補充說明。</p>	<p>1. 謝謝委員建議，已再收集文獻於3.4節，3.5節。</p> <p>2. 謝謝委員建議，本研究於溫室進行栽植，於5.1節進行敘述。</p> <p>3. 謝謝委員建議，於5.7節進行增加補充。</p> <p>4. 謝謝委員建議，於結論進行補充說明。</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	專案類型	<input checked="" type="checkbox"/> 研究專案 <input type="checkbox"/> 模場試驗	
計畫主持人	柯淳涵	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	以生物界面活性劑進行土壤淋洗促進植生復育重金屬污染土壤評估			
專案連絡人	楊秉元	連絡專線	02-33664653	
委員 4				
1. 研究內容與計畫目的相符，請補充說明發表論文之相關內容或進度。 2. 請定義奈酸性環境植物，本研究採用之狼尾草、台灣藜及肥皂草是否符合？請提出具體的應用設計參數？如淋洗液為灌溉水之使用方法。 3. 收成的復育植物處理建議？		1. 謝謝委員，目前發表論文正在撰寫中。 2. 耐酸性植物為植物可在酸性的土壤中生長，如稻、麥、馬鈴薯等，一般在pH 5以下對植物來說已經很酸，本研究使用作物因未對其進行耐酸性研究，文獻也未見有相關研究，未來希望能進行相關研究，淋洗液如圖4所示進行液體回收作為灌溉水。 3. 所收成植物可利用作為生產生質酒精料源，使植體能再被利用，以達到永續資源利用概念。		

「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	專案類型	■ 研究專案 □ 模場試驗
計畫主持人	柯淳涵	研究類別	■ 整治 □ 評估 □ 預防 □ 自訂
計畫名稱	以生物界面活性劑進行土壤淋洗促進植生復育重金屬污染土壤評估		
專案連絡人	楊秉元	連絡專線	02-33664653
委員 5			
<ol style="list-style-type: none"> 執行現況、流程及方法說明具體 計畫後續執行工作項目及內容已說明 計畫執行進度與預定進度相符 整體研究成果符合預期 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 研究內容與計畫目的相符 研究成果具體：主要為論文發表 研究成果的說明建議以實務操作參數加以探討，例如：報告中說明本技術可於現地操作，但現地操作的主要應用參數需具體說明討論 本技術的應用限制條件或是適用條件(例如：重金屬污染濃度值的建議…等)?(例如：生物量體因EDTA的影響而減少，對污染整治的成效評估是正面或是負面?)(不同的重金屬被移除的成效不一，建議討論其機制)建議說明討論 本研究多為現象觀察，建議多討論試驗結果的意義 		<ol style="list-style-type: none"> 謝謝委員。 謝謝委員。 謝謝委員。 謝謝委員。 謝謝委員，已於第六章進行修正。 謝謝委員。 謝謝委員，論文發表目前撰寫中。 謝謝委員建議，因國內尚未有相關案例，收集5.8節美國案例，本研究為小規格試驗，在現地操作可能受限於污染面積及污染濃度的大小影響，本研究希望藉著搭配淋洗的方式縮短處理的時程，使植體加速累積重金屬。 植生復育可能受到場址的氣候或動物所影響，使用植物的種類及數量，有害化學物質的種類及數量、污染面積的大小及深度、土壤的種類及場址的現況條件所影響，但植生復育對於環境的影響最小，所需的成本也最小，若搭配生質能源處理所收成的植物，希望達到資源永續的目的。 謝謝委員建議，修正於第六章。 	

「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	專案類型	<input checked="" type="checkbox"/> 研究專案 <input type="checkbox"/> 模場試驗	
計畫主持人	柯淳涵	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	以生物界面活性劑進行土壤淋洗促進植生復育重金屬污染土壤評估			
專案連絡人	楊秉元	連絡專線	02-33664653	
11. 本計畫已有具體的研究成果，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		11. 謝謝委員建議，植生復育為成本低廉整治技術，具有環境親和等特點，但因整治時間長，不及一般工程整治技術快速有效率，本研究希望藉著土壤淋洗的方式獲得淋洗液作為灌溉水，促進植生復育重金屬吸收，縮短整治期程，所獲得植體亦可供作生質能源料源使用，以期達到永續資源利用等目的。		

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		國立臺灣大學生物能源研究中心					
機構地址		臺北市大安區羅斯福路四段 1 號					
計畫主持人		柯淳涵		職等／職稱		比照簡任第 13 職等/教授	
協同主持人				職等／職稱			
專案 名稱	中文	以生物界面活性劑進行土壤淋洗促進植生復育重金屬污染土壤評估					
	英文	Bio-surfactant soil washing enhancing phytoremediation for heavy metal polluted soils					
	關鍵字	植生復育、皂素、土壤淋洗、植物整治					
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 1 0 4 年 1 1 月 1 7 日 起 至 民 國 1 0 5 年 1 1 月 1 6 日 止					
專案主持人		姓名：柯淳涵		E-mail： chunhank@ntu.edu.tw		專線：02-33664653 手機：0988-030-556	
專任助理		姓名：楊秉元		Email： r99625043@ntu.edu.tw		專線：02-33664653 手機：0936-724-623	
經費 分 析 總 表		專 案 預 估 經 費		金 額		編 列 說 明	
		1.	人事費用	385,265		（1~5 項相加之 50%為限）	
		2.	貴重儀器使用含維護費	0		（與計畫實驗相關）	
		3.	消耗性器材與主要費用	345,984		（與計畫主體相關）	
		4.	其它研究相關費用	21,370		（差旅與租賃費用）	
		5.	雜支費用	29,200		（1~6 項相加之 5%為限）	
		6.	行政管理費	78,181		（1~5 項相加之 10%為限）	
		專案計畫申請總金額		860,000		（多年期計畫請列全程經費）	

專案主持人(簽名及蓋章): 柯淳涵

日期： 105.12.09

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 09 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	國立臺灣大學生物能源研究中心	計畫主持人	柯淳涵
專案名稱	以生物界面活性劑進行土壤淋洗促進植生復育重金屬污染土壤評估		
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 checked="" type="checkbox"/> 期中 <input 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	0	0%	數據彙整及撰寫中	
		(2)研討會論文						
	3.報告 (篇數)	(1)技術報告						
		(2)研究報告	1	0	1	100%	期末報告	
	4.專著 (本數)							
	5.辦理學術 會議(場數)	(1)研討/說明會						
		(2)成果發表會						
		(3)論壇						
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	3	2	4	133%		
		(2)博士						
	8.研究團隊 (個數)	(1)跨領域團隊						
		(2)跨機構團隊						
		(3)形成研究中心						
		(4)形成實驗室						
9.其他指標 (請自行命名)		(請自填)						

(二) 產業面

項目				目標達成程度	申請 預估數	期中 達成數	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)
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）

土壤環境品質直接關係到農產品的安全，進而威脅動物和人類健康。因此，重金屬污復的研究已成為當前國內外的熱點科學問題和前沿領域。目前，重金屬土壤污染的修復主理化學法和植物修復法。植物修復法可保持土壤品質，然而所需時間過久。傳統土壤淋洗行萃取，破壞地力，藉由螯合劑可以通過與土壤溶液中的重金屬離子結合，改變重金屬在存在形態，使重金屬從土壤顆粒表面解吸，由不溶態轉化為可溶態，從而大大活化土壤中的為淋洗或植物的吸收創造有利條件。在重金屬污染土壤的物理化學法和植物修復法中，螯用受到廣泛的關注。而化學螯合劑分解不易，因此本研究本研究利用生物界面活性劑其所與金屬結合的能力來對土壤中重金屬進行吸附，將皂素溶液對於土壤進行淋洗，藉此提高的重金屬吸附量。

計畫摘要

(一)中文部分：

植生復育(Phytoremediation)是利用植物來移除污染物的技術。因此本計畫擬利用本土種植物進行綠色整治試驗研究，以取得現地已污染含有重金屬鎘、鉻、銅的土壤作為植物種植的介質來源，目前規畫以本土常見與具有能源潛力作物，如狼尾草、台灣藜、肥皂草進行重金屬吸附試驗，待植物收成後除移除，亦可能作為生質能源作物料源來源。另因肥皂草含有大量的皂素(Saponin)成分，為生物界面活性劑，本研究利用其所含有羧基與金屬結合的能力來對土壤中重金屬進行吸附，將皂素溶液對於土壤進行淋洗，藉此提高植生復育的重金屬吸附量，並於生物可分解淋洗螯合劑 EDDS 及傳統淋洗螯合劑 EDTA 進行比較。

從目前來看狼尾草所獲得的生物量最大，其次為台灣藜及肥皂草，以 EDTA、EDDS 及皂素為淋洗液的環境下，EDTA 及 EDDS 對於生物量的減少較為明顯，皂素則對於生物量的影響較小。

而以 EDTA、EDDS 及皂素為淋洗液的環境下，狼尾草植體重金屬銅的濃度，分別為 100.9 mg/kg、117.8 mg/kg 及 32.7 mg/kg，台灣藜植體重金屬銅的濃度分別為 761.0 mg/kg、891.5 mg/kg 及 461.5 mg/kg，肥皂草植體重金屬銅的濃度分別為 294.5 mg/kg、281.6 mg/kg 及 128.4 mg/kg，顯示以 EDDS 為淋洗液，所獲得的植體重金屬吸收較 EDTA 來的好，比皂素的影響來的高。狼尾草在 EDDS 的環境下，所能移除的重金屬 Cu 移除量最多，每 m^2 可移除約 112.2~142.3 mg 的 Cu，在 EDTA 的環境下每 m^2 可移除約 42.6~67.9 mg 的 Cu，在皂素的環境下每 m^2 可移除約 43.2~64.9 mg 的 Cu。台灣藜在 EDDS 的環境下，所能移除的重金屬 Cu 移除量最多，每 m^2 可移除約 36.1~40.5 mg 的 Cu，在 EDTA 的環境下每 m^2 可移除約 5.1~18.7 mg 的 Cu，在皂素的環境下每 m^2 可移除約 13.1~17.5 mg 的 Cu。肥皂草在 EDTA 的環境下，所能移除的重金屬 Cu 移除量最多，每 m^2 可移除約 30.9~40.7 mg 的 Cu，在 EDDS 的環境下每 m^2 可移除約 27.3~34.7 mg 的 Cu，在皂素的環境下每 m^2 可移除約 21.3~30.5 mg 的 Cu。皂素的淋洗液可被生物降解，不會對於環境造成二次污染。植生復育若搭配淋洗做為灌溉用水，將有助於植體吸收重金屬的增加，若能再搭配耐酸性環境下植體作物，將可提升植體吸將重金屬的效率。

計畫摘要

(二)英文部分：

Phytoremediation technology is the use of plants to remove contaminants. Therefore, this project intends to use the native species of green Experimental Study on Regulation in order to achieve now be contaminated energy potential crops contain heavy metals cadmium, chromium, soil copper as plant cultivation media source currently planning to local common and have, as a wolf tail grass, quinoa Taiwan, soap grass heavy metal assay, in addition to the plant to be removed after harvest, may also be used as source material for biomass energy sources. Another soap because grass contains large amounts of saponin (Saponin) component of biological surfactants, carboxyl and metal binding ability of the present study, it contains benefit to the adsorption of heavy metals in soil, the soil saponin solution to rinse, thereby increasing the amount of adsorption of heavy metals Vegetation restoration and rinsed in biodegradable chelating agent EDDS chelator EDTA and leaching traditional comparison.

The biomass of *Pennisetum purpureum* was the largest, followed by Taiwan *Chenopodium album* and soap. The EDTA, EDDS and EDS were the most important factors to decrease the biomass. The effect on the biomass is small.

The concentrations of Cu in the plants were 100.9 mg/kg, 117.8 mg/kg and 32.7 mg/kg, respectively, and EDTA, EDDS and saponin were used as eluents. 891.5 mg/kg and 461.5 mg/kg, respectively. The concentration of copper in the soap grass plant was 294.5 mg/kg, 281.6 mg/kg and 128.4 mg/kg, respectively. The obtained heavy metal absorption than EDTA to the good, higher than the impact of saponin to high. *Pennisetum* in the EDDS environment, the removal of heavy metals can be the most Cu removal, removal of about 112.2~142.3 mg/m² of Cu, in the EDTA environment can be removed per m² of about 42.6~67.9 mg Cu, in the saponin environment can be removed per m² about 43.2~64.9 mg of Cu. In the environment of EDDS, the removal of heavy metal Cu in the environment of EDDS could remove about 36.1~40.5 mg of Cu per m², and remove about 5.1 ~ 18.7 mg of Cu per m² in EDTA. , In the saponin environment can be removed per m² about 13.1~17.5 mg Cu/kg. In the environment of EDTA, the removal of heavy metal Cu in the environment of EDTA was the most, about 30.9~40.7 mg Cu/kg was removed per m², and about 27.3~34.7 mg of Cu in the environment of EDDS was removed, In the saponin environment can be removed per m² about 21.3~30.5 mg of Cu. Saponin eluents can be biodegraded and will not cause secondary pollution to the environment. If the irrigation with irrigation with water, will help the plant to absorb heavy metals increased, if again with acid-resistant environment, plant crops, will be able to enhance the absorption of heavy metals plant efficiency.

目錄

一、前言	31
二、研究目的	33
三、文獻探討	34
3.1 研究背景	34
3.2 綠色及永續導向型整治	36
3.3 國、內外植生復育相關文獻	36
3.3.1 土壤性質影響	36
3.3.2 重金屬對植體的影響	37
3.3.3 土壤重金屬汙染	39
3.3.4 植生復育技術	45
3.3.5 植生復育國外案例資料收集及評估	46
3.4 土壤淋洗法	48
3.5 試驗植物重金屬文獻回顧	51
四、研究方法與過程	53
4.1 植物實驗室整治	54
4.2 以螯合劑淋洗進行萃取土壤重金屬	57
4.3 研究進度及預期完成之工作項目	60
五、結果與討論	61
5.1 設置植生整治盆栽試驗與操作	61
5.2 檢測污染土壤重金屬濃度及土壤基本性質分析	65
5.3 植體生物量及生長情形分析	67
5.4 檢測植體重金屬含量分析	69
5.5 植體重金屬移除效率分析	78
5.6 土壤淋洗液對重金屬污染土壤中重金屬脫附分析	80
5.7 土壤淋洗結合植生復育整治效益分析	85
5.8 美國土壤淋洗實例	89
六、結論與建議	93
七、參考文獻	95

表目錄

表 1	截至 102 年度各縣市農地污染場址分布情形.....	35
表 2	土壤性質影響植物生長之相關參考文獻.....	37
表 3	土壤中重金屬主要來源.....	40
表 4	台灣地區農田土壤重金屬自然含量.....	40
表 5	重金屬在土壤及植物中的臨界毒性.....	41
表 6	常見食用作物對土壤重金屬濃度之耐受性.....	42
表 7	台灣地區土壤重金屬含量標準與等級區分表.....	43
表 8	台灣地區土壤重金屬汙染物之管制標準值及監測標準值.....	44
表 9	台灣地區土壤重金屬汙染物之管制標準值及監測標準值.....	44
表 10	桃園縣控制場址採樣點歷史濃度資料.....	63
表 11	供試土壤重金屬濃度分析結果.....	66
表 12	供試土壤之基本性質分析結果.....	66
表 13	不同處理下植體生物量分析.....	68
表 14	不同處理下植體一次收穫單位面積移除重金屬總量分析.....	79
表 15	土壤整治成本分析.....	85
表 16	整治案例及整治經費表.....	87
表 17	整治案例污染情形及成本彙整表.....	88

圖目錄

圖 1	各行政區列管農地百分比圖示.....	36
圖 2	重金屬污染途徑.....	39
圖 3	研究架構圖.....	53
圖 4	管柱淋洗示意圖.....	64
圖 5	盆栽實驗設置情形.....	65
圖 6	狼尾草在不同淋洗液重金屬銅吸收情形.....	69
圖 7	台灣藜在不同淋洗液重金屬銅吸收情形.....	70
圖 8	肥皂草在不同淋洗液重金屬銅吸收情形.....	71
圖 9	狼尾草在不同淋洗液重金屬鉻吸收情形.....	72
圖 10	台灣藜在不同淋洗液重金屬鉻吸收情形.....	73
圖 11	肥皂草在不同淋洗液重金屬鉻吸收情形.....	74
圖 12	狼尾草在不同淋洗液重金屬鎘吸收情形.....	75
圖 13	台灣藜在不同淋洗液重金屬鎘吸收情形.....	76
圖 14	肥皂草在不同淋洗液重金屬鎘吸收情形.....	77
圖 15	不同濃度 EDTA 對土壤中重金屬 Cu 的去除率.....	80
圖 16	不同濃度 EDDS 對土壤中重金屬 Cu 的去除率.....	81
圖 17	不同濃度皂素對土壤中重金屬 Cu 的去除率.....	81
圖 18	不同濃度 EDTA 對土壤中重金屬 Cr 的去除率.....	82
圖 19	不同濃度 EDDS 對土壤中重金屬 Cr 的去除率.....	82
圖 20	不同濃度皂素對土壤中重金屬 Cr 的去除率.....	83
圖 21	不同濃度 EDTA 對土壤中重金屬 Cd 的去除率.....	83
圖 22	不同濃度 EDDS 對土壤中重金屬 Cd 的去除率.....	84
圖 23	不同濃度皂素對土壤中重金屬 Cd 的去除率.....	84
圖 24	土壤淋洗處理流程.....	89
圖 25	土壤淋洗實場照片.....	90
圖 26	明尼蘇達州的淋洗處理流程.....	91
圖 27	土壤淋洗成本分析.....	92

一、前言

全球工業化的活動，像是採礦、重金屬的熔煉、電鍍、廢氣的排放、能源和石油開採、殺蟲劑及肥料的使用、公共廢棄物的產生，導致大量可能有毒的化合物釋出到生物圈，這些有毒物質包含微量金屬，如：鎘、汞、鉛、砷、鋅及鎳，這些金屬也被稱為重金屬（Lasat et al., 2000；Kabata-Pendias, 2001），這些金屬常是造成土壤污染的原因。土壤污染的問題廣泛分布在台灣，台灣本島大約有超過 500 處場址可能因當地的污染源而被污染，有大約 120 公頃的土地需要整治及復育（Soil and Groundwater Remediation Fund Management Board, 2007）。因為重金屬對人類的致癌性及對動物造成的突變影響（Baudouin et al., 2002），土壤的重金屬污染（如：砷、鎘、鉻、銅、鉛、鋅）是引起輿論關心人類健康及生態系的主要環境問題之一（Kabata-Pendias, 2001）。

植生復育為一種利用綠色植物吸收或分解有毒金屬或有機化學物質的新方法，主要是以植物來累積土壤及地下水的重金屬方法（Visoottivisth et al., 2002）。而植生復育亦被證實為有效、非侵入性、廉價、美觀且受社會接納的方法，並可用來復育受污染的土壤及地下水（Garbisu et al., 2001）。植育復生可應用的範圍很廣泛，包含了固相、液相和氣相的有機物及無機物污染，而復育方式可分為六大類，分別為植生萃取（phytoextraction）、植物分解（phytodegradation）、根圈過濾（rhizofiltration）、植生穩定（phytostabilization）、植物揮發（phytovolatilization）及空氣淨化（Salt et al., 1998）。

已有許多物理、化學及生物性的方法，用於復育受重金屬污染之土壤，大部分的場址被下令進行整治工作，以能夠再利用這些土地，並且將可能有毒的元素減少至最低，以免這些重金屬進入食物鏈中。進行不同污染類型的復育及整治時，如：石化碳氫化合物、含氯溶劑、殺蟲劑、重金屬、物理放射性核種、爆炸性物質及過多的肥料等，有特定的植物相對應。植生復育是以植物在原來位置進行整治，且植物和其微生物的交互作用也會對整治有所助益。此技術是利用自然發生的過程，藉由植物與其周圍植物群間微生物的根際效應，分解及隔離有機及無機的污染物（Pilon-Smits, 2005）。

儘管植生復育的優點很明顯，但在整治的實質效果仍需要具體的證實。移除有毒物質的能力以及時間，需要有標準來評估。此技術和土壤污染的程度及深淺、金屬種類、化學結構式、植物吸收能力、在沒有植物毒性的情況下，植物忍受重金屬累積的能力、收穫部分之生物質產生量、重金屬在土壤中的最後階段等有關，且都是在進行復育時需考慮到的（McGrath, 1998）。前人的研究顯示鉻及鉛不易被吸附於地上部，通常是累積於根部細胞（Tiwari et al., 2009；Mellem et

al., 2009); 鋅則正好相反，通常累積於植物之綠色組織，如葉部 (Probst et al., 2009)。

在陸生高等植物中，高濃度的金屬累積不是常見的現象，至今約有 400 種植物被認定為重金屬高累積能力植物。近年來，數種重金屬高累積植物如 *Thlaspi caerulescens*、*Pteris vittata* 及 *Sedumalfreii* 被廣泛的研究，也有一些關於重金屬高累積植物的研究已在中國發表 (Leduc et al., 2004)。

早期對於重金屬高累積植物的研究主要用於植物地理學的追蹤，之後的研究方向轉到重金屬高累積植物可能有植生萃取的用途 (Kidd et al., 2009)。不過有些原因限制了重金屬高累積植物的利用，如：生長速度慢、根系為淺根系及生物量累積較小等。近年來，一些高生物量、能忍受高濃度微量金屬累積、且有足夠金屬累積量作物的基因型，如：*Nicotiana*、*Salix*、*Populus* 或 *Brassica* 等，能成為在植生萃取技術中所需的重金屬高累積植物 (Pulford and Watson, 2003; Hammer et al., 2006; Meers et al., 2007; Mleckczek et al., 2009 and 2010; Weis et al., 2004)。因此，找到更多有用的重金屬高累積植物將是植生復育成功的關鍵。

二、研究目的

目前已公告列管之農地污染改善方式中，對於遭重金屬鎘、鉻、銅、鎳、鉛、鋅污染且污染濃度較低之農地，多採用「土壤翻土混合稀釋法」進行處理；而對於遭重金屬鎘、鉛、汞污染，及污染濃度較高地區之農地，則可採「土壤酸洗法」，對於部分污染土壤則採「熱處理法」、「排土法」、「客土法」等其他改善方法（行政院環境保護署，2006）。土壤中的重金屬為無機類的污染物，其不同於有機化合物能夠被微生物所降解，因此通常需以移除的方式方能達到清除土壤中重金屬的效果，而大部分傳統的整治技術不但花費昂貴，並且抑制了土壤的肥沃性，此部分對於生態系統而言是負面的影響。就發展中國家而言，植生復育（phytoremediation）技術是較符合經濟效益、對環境友善且可美化環境的處理方式，因此本研究目的為利用植生復育技術來處理遭受重金屬鎘、銅、鉻、鎳、鉛、鋅等污染土壤之可行性探討。

首先選用文獻中目前所提及具有能源潛力的生質作物，如狼尾草、台灣藜等，如果可增加植生復育後的可再利用性，以這些植物進行土壤中重金屬累積能力的比較。觀察植物於不同重金屬銅、鉻、鎘為主等污染土壤的累積能力。皂素（Saponin）為生物界面活性劑。最早在 1959 年被 Sebba 利用離子懸浮吸附重金屬技術去除污染土壤，利用羧基與金屬結合的能力來對土壤中重金屬進行吸附。目前皂素被廣泛的運用在各種行業中，諸如食品、工業、農業及生活中作為乳化劑或起泡劑，也應用在製藥、化妝品和清潔劑、柔軟劑、乳化劑及溼潤劑等用途上（曹桓光，2001）。

本研究目的是藉由皂素（Saponin）溶液之淋洗等模式，對土壤中重金屬鎘（Cd）、銅（Cu）、鉻（Cr）等污染物進行脫附。進而增加土壤中重金屬的流動性，以提高植生復育金屬吸收效果，而此一皂素溶液脫附研究，期望能發展出一套含有處理重金屬污染之技術平台，並希望藉著此處理程序於未來能有效減輕重金屬污染所帶來的負荷。

三、文獻探討

3.1 研究背景

土壤及地下水污染屬於非感官性污染，因污染物傳輸不若地表水及空氣污染物快速，故污染狀況不易被察覺，多屬於長期的、慢性的，以及具累積性的污染。當污染物於土壤和地下水中持續散播，或總量持續累積，危害性將日漸增加，為降低危害除需付出龐大的經費及人力外，恐另需面對許多不可回復之環境及人體健康等損害，故有必要做好事前污染管制措施及環境持續監測，以避免或減少土壤及地下水污染情事發生。

政府自 70 年代即以網格法調查全台農地土壤重金屬之含量，至 86 年底共計調查有 1,024 公頃農地土壤重金屬濃度落於「台灣地區土壤重金屬含量及等級區分表」之第五級，屬於「土壤中有外來重金屬介入，應列為重點監測地區，並進行相關工作」。行政院環保署後於 91 年針對其中 319 公頃高污染潛勢區域展開細密調查計畫，共調查出 278 公頃農地遭受污染，截至 102 年底大部分農地已完成整治改善及復育，並為照顧農民生計已提供合理的作物收購及停耕等補償金。

由於我國事業廢污水排放系統與農業灌溉渠道系統未完全分離，而區域土地利用規劃未臻完善，部分灌溉渠道引進受污染河川或埤池之水，且事業單位又搭借灌溉渠道排放廢水等等，導致污染物質進入農業灌溉渠道系統，污染灌溉水質，進而累積於渠道底泥，污染了農地土壤與農作物。

行政院環保署遂於 99 年起以灌區集水區的概念，擬訂一套農地重金屬污染潛勢篩選機制，找出全台高污染潛勢區域之農地並加以排序，重新啟動全國農地的調查作業，分階段逐步釐清各地區農地土壤污染情形。並已於 100 年起陸續依序針對臺中市、桃園縣及彰化縣等部分具高潛勢之農地展開調查。

我國各縣市累計至 102 年底止，調查出污染列管之農地場址共計 4,402 筆約 746 公頃，已整治改善完成並且公告解除控制之農地場址約有 430.3 公頃 1,965 筆，仍持續進行整治改善之列管農地控制場址為 2,437 筆約 315.3 公頃，主要為桃園縣 69.8%、彰化縣 13.5%及台中市 12.5%，詳細分布情形如表 1 及圖 1。

102 年度新增列管之農地控制場址計有 1,827 處，分別為桃園縣 1,499 處、彰化縣 300 處、臺中市 10 處、雲林縣 8 處、苗栗縣 6 處、臺南市 3 處及嘉義市 1 處。重金屬污染物質主要為銅約 94.8%、鎳約 14.4%及鉻約 12.9%。

表 1 截至 102 年度各縣市農地污染場址分布情形

行政區	控制場址數	整治完成並已解除控制之場址數
臺北市	0	22
臺中市	342	269
基隆市	0	0
臺南市	36	65
高雄市	0	49
新北市	0	13
宜蘭縣	1	4
桃園縣	1,701	137
嘉義市	6	9
新竹縣	0	0
苗栗縣	6	22
南投縣	4	7
彰化縣	328	1,155
新竹市	0	200
雲林縣	13	11
嘉義縣	0	0
屏東縣	0	2
花蓮縣	0	0
臺東縣	0	0
金門縣	0	0
澎湖縣	0	0
總計	筆數：2,437	筆數：1,965
	面積：3,153,206 m ²	面積：4,303,050 m ²

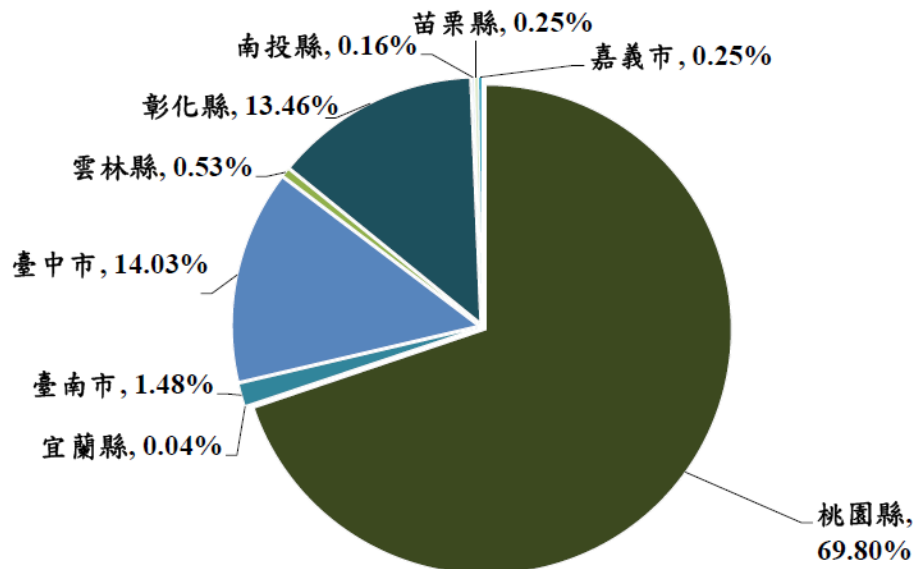


圖 1 各行政區列管農地百分比圖示

3.3 國、內外植生復育相關文獻

3.3.1 土壤性質影響

土壤是富含礦物質有機物的多層次母體，具有乘載生物、提供生物棲息、以及提供動植物養分等作用，其性質隨著母岩的性質、成土作用期間的物理化學作用、以及環境生物因子等差異而有所不同。

植物生長與土壤的性質息息相關，人類亦仰賴土壤栽植農作物，土壤的種類與養分之供給可以決定農作物生長的產量與品質(Peuke, 2009)。土壤的肥力被定義為土壤中的養分供給給植物的能力以及是否能維持適當的平衡(Soil Science Society of America, 1997)。而土壤不僅作為支持植物體的介質，對於供給必要元素如碳、氫、氧、氮、磷、鉀、鈣與鎂等元素也扮演了重要的腳色。另外，土壤質地也會影響保有必要元素的能力，所以其物理化學性質對於土壤的好壞是息息相關的。

對於植物來說，在土壤中氮磷鉀是三種最為重要的元素。氮會影響植物體中許多重要分子之組成，如激素類的分子(Piccolo *et al.*, 1992)。磷元素則會影響植物果實成長。前人做了許多土壤性質影響植物生長相關的研究可見表 2 所示。

表 2 土壤性質影響植物生長之相關參考文獻

土壤性質	參考文獻	內容
酸鹼度 (pH)	Aune and Lal, 1997	熱帶的淋餘土、極育土、和氧化土，其酸度會與農作物收穫成正相關，但其限度為 pH 5。
有機質 (Organic matter)	Romig <i>et al.</i> , 1996	以分數評量方式建立農業土壤的品質分級系統。
電導度 (Electrical Conductivity)	Burger <i>et al.</i> , 1994	以松類復育礦質土，土壤電導度曲線變化，以白松為基準。
陽離子交換能量 (CEC)	Reganold and Palmer, 1995	以陽離子交換能量來代表土壤化學性質，以評估紐西蘭不同的草場系統土壤品質。
離子交換性 (Exchangeable)K, Ca, Mg 離子	Reganold and Palmer, 1995	以離子交換性來代表土壤化學性質，以評估紐西蘭不同的草場系統土壤品質。
氮含量	Reganold and Palmer, 1995	以土壤氮含量來代表土壤化學性質，以評估紐西蘭不同的草場系統土壤品質。
磷含量	Aune and Lal, 1997	磷含量與農作物收穫成正相關(熱帶的淋餘土、極育土、和氧化土)，但其濃度限度為 70±10 mg/kg

3.3.2 重金屬對植體的影響

重金屬的定義並沒有一致性的定論(Duffus, 2002)，一般定義為以原子序>20的金屬(Phipps, 1981)，也可定義為原子密度>6 g/cm³者(Alloway, 1995)，或原子量>鈣(40)的金屬者(駱，1997)。

McBride(1994)認為重金屬以砷、鉍、銻、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、硒、銀、鉍及鋅等元素為代表。Angelone and Bini(1992)則認為鎘、鉻、銅、鎳、鉛、鋅等因其對人類的毒性最大，最需要加以研究。如鎘(密度為8.65 g/cm)在人體內的半衰期可長達十年以上(Salt *et al.*, 1995)，因此導致許多慢性疾病的發生而危害人體健康。

重金屬之污染對於其人類和農作物具有其威脅性，國內現對重金屬之標準有

所管制，其主要的重金屬影響(葉琮裕, 2002)如下:

1. 鎘：鎘容易被植物體所吸收，而且容易被輸送至作物之上部，如水稻穀部，故在國際上鎘被視為必須嚴加管制污染物質之首位，當土壤受少量鎘污染時，所種植之作物常有高濃度之累聚現象，因此極易藉著作物進入動物之食物鏈中。鎘主要來自金屬表面處理業，塑膠安定劑製造業。

2. 鋅：植物對鋅有吸收性，雖然鋅對植物的毒性低，但在吸收累聚下，對於食用之人畜仍有危害性，雖然鋅亦常為人體需補充之微量物質。鋅主要來自電池工業及塑膠安定劑製造業。

3. 汞：植物對汞的吸收性極低，但有機汞卻有截然不同的反應，有機汞極易被植物吸收，因此很容易進入食物鏈中。所幸，當土壤於好氧狀態下，有機汞有轉變成無機汞的現象，因此農田作物吸收有機汞的可能性不高。汞主要來自電池工業及酸鹼工業。

4. 銅：農作物對銅的吸收仍不顯著，在植物體內傳導性更低，故當人體食用生長在嚴重銅污染土壤之作物時，應仍無虞銅之危害。銅的管制主要係針對生態保護為前提，銅對低等浮游生物具極毒性。銅主要來自金屬表面處理業及塑膠安定劑製造業。

5. 鉛：土壤中高濃度的鉛對作物並無毒害，而濃度過高時可以抑制光合作用的進行。植物對鉛的吸收並不顯著，並通常只累聚在植物的根部，然而鉛對兒童中樞神經之發育有影響。鉛主要來自金屬表面處理業、皮革製造業及電池工業。

6. 砷：土壤中之砷會被水稻吸收而分布於整個植物之中，其中以根部最多，莖葉次之，穀粒為最少。砷主要來自顏料、皮革及農業製造業。

7. 鎳：鎳對於哺乳動物的毒性低，因此生長在嚴重鎳污染之作物，被人體食用後，亦很少呈毒害。鎳主要來自金屬表面處理業及電池工業。

8. 鉻：鉻與鎳相同，對哺乳動物之毒性低，然而溶解態之六價鉻則具致癌性。鉻主要來自金屬表面處理業及製革業廢水。

農作物吸收重金屬之影響因素常包括重金屬的種類與濃度、植物的種類、土壤pH值及氣候等等因素。不同植物在不同土壤中對重金屬離子有不同的吸收與積聚作業，一般而言，農作物在土壤中吸收重金屬的程度分為：鎘>鋅>汞>銅>鉛>砷>鉻，其中鎘、鋅、汞、銅、鉛等五類重金屬較可能被植物吸收且易積聚於植物體內(行政院環保署公告)。

3.3.3 土壤重金屬污染

重金屬污染為重金屬污染物質進入土壤後，被農作物吸收累積後被人類食用，以致於危害人民健康，其管道最主要是工廠排放高濃度的廢水，再經由灌溉渠道進入農田中，進而污染了農地，造成人們誤食。由於這些危害通常是長期慢性累積的結果，因此容易被人們所忽視。

台灣地區灌溉系統水源來自河川水或水庫水，但最後引至農田灌溉的水可能已遭受數種不同途徑之污染，使渠道水與底泥含有某些數量可觀之污染物質。灌溉用水輸送至農田之過程中，常會遭受工業廢水、養豬廢水、家庭污水、甚至垃圾污染。正因如此，灌溉渠道之底泥通常含有高濃度重金屬，若不解決此問題，重金屬會經由農作物吸收，由食物鏈進入人體而造成健康問題及危害。

1. 土壤重金屬污染來源

土壤重金屬污染途徑，如圖2所示。自然環境中，土壤重金屬含量屬微量級，只有某些土壤因含有特定之礦物，而使土壤具有高濃度重金屬之背景值，因這些特定礦物可能由土壤母岩釋放進入土中(何念祖與孟賜福，1987)。重金屬於環境中的自然散佈則是藉由母岩風化、降塵、降雨及土壤水分的移動等因子所造成(Alloway，1995)。土壤中各重金屬來源如表4所示。環保署曾對台灣地區農田土壤重金屬含量進行調查，瞭解在自然界中土壤金屬之基本含量(表4)

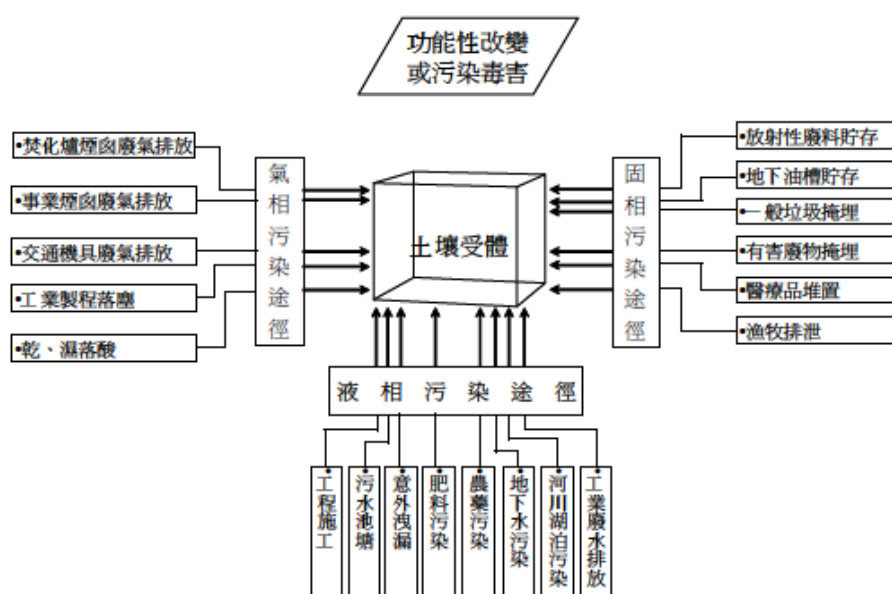


圖2 重金屬污染途徑

資料來源:彰化縣農地土壤污染改善情形成果。(彰化縣環境保護局，2005)

表3 土壤中重金屬主要來源(羅良慧，1997)

重金屬種類	污染來源	用途說明
鎘 (Cd)	工業	電鍍材料、油漆材料、電池、汽油及輪胎
	農業	磷肥中含有鎘
鉛 (Pb)	工礦業	開採及冶煉過程中產生
	交通業	運輸工具燃燒排放含鉛廢氣
銅 (Cu)	工業	電線、電子、印刷電路板與屬電鍍
	農業	殺蟲劑（例如硫酸銅、鹼性碳酸銅等）
鋅 (Zn)	電鍍業	鍍鋅管
	印刷業	油墨、油漆及影印紙等皆使用到鋅
鎳 (Ni)	工業	製造鋼鐵與合金，塗料、色素、化妝品及電池等
鉻 (Cr)	工業	金屬鍍鉻、顏料、染料、油漆、墨水、媒染劑、玻璃及皮革

表4 台灣地區農田土壤重金屬自然含量

元素	0.1 N HCl萃取濃度 (mg/kg) ^a	總量分析 (mg/kg) ^b
As	N.D.-17.00 ^c	3.12-18.90
Cd	N.D.-0.43	1.02-3.41
Cr	N.D.-12.00	22.90-98.90
Cu	N.D.-16.00	7.15-35.10
Hg	N.D.-0.57 ^c	0.01-1.62
Ni	N.D.-12.00	18.00-66.70
Pb	N.D.-18.00	7.05-138.0
Zn	N.D.-25.00	30.10-392.0

a. 陳尊賢等，1992。

b. 陳尊賢等，1994。

c. As與Hg為總量分析。

2. 重金屬對土壤介質之影響

重金屬污染土壤之行為屬於蓄積性污染，與空氣污染或水污染情形不同。而造成土壤污染之有害污染甚多包括有機物、無機物及重金屬等，其中有機物質進入土壤中後，可被土壤中微生物所分解，而無機鹽類可被植物吸收或溶解流失，然而重金屬則不同，其將長期殘留在土壤中，不但阻礙農作物之生長，導致收穫量減少，而且部份會被農作物吸收後，生產出影響人畜健康之農作物。在受重金屬污染土壤中，常見污染種類主要有鎘、鉻、汞、鉛、鎳及砷等，重金屬在土壤中將干擾土壤之正常功能，產生以下之影響(台中縣環境保護局，2006a)：

(1)沒有與土壤結合固定或被植物所吸收的重金屬，可能滲入地下含水層，污染地下水。

(2)土壤中微生物受重金屬毒害而降低分解有機物之能力。

(3)直接對植物產生毒害，部份由植物吸收後，累積了高濃度的重金屬殘留在植物體中，經由食物鏈而最終蓄積人類體內，使人畜健康受到影響。

3. 重金屬毒性

重金屬污染之農地，對農作物會有兩方面的影響，其一為農作物生長受到抑制，其二為生產具有高濃度重金屬含量之產品。重金屬對作物之毒害程度，與元素種類、有效性、農作物種類密切相關，不同的作物對各種重金屬的吸附量不同，而相同含量之重金屬，在不同土壤結構下，植物的吸收情形也不同(呂昱志，1996)。

表 5 重金屬在土壤及植物中的臨界毒性(mg kg^{-1}) (Alloway, 1995)

元素	土壤中正常濃度範圍	土壤中臨界毒害濃度	植物體之正常濃度範圍	植物體之臨界濃度	
				毒害	10%減產
鎘	0.01-2.0	3-8	0.1-2.4	5-30	4-200
鉛	2-300	100-400	0.2-20	30-300	-
鉛	5-1500	75-100	0.03-14	5-30	2-18
汞	0.01-0.5	0.3-5	0.005-0.17	1-3	1-8
銅	2-250	60-125	5-20	20-100	5-64
砷	0.1-40	20-50	0.02-7	5-20	1-20
鎳	2-750	100	0.02-5	10-100	8-22
鋅	1-900	70-400	1-400	100-400	100-900

Alloway(1995)指出作物對不同重金屬的毒害程度不一，如表6 為金屬在土壤及植物中的臨界毒性，像作物對鎘、鉻、汞及砷的毒害臨界濃度很低，對其他金屬則有較高的容忍毒害臨界值，然而每種作物對重金屬的吸收能力具有很大的差異，因此對重金屬吸收能力高且毒害臨界濃度高時，則經由人體食入的重金屬則會相對的提高。各種食用作物對土壤重金屬濃度之抗性詳表6。

表 6 常見食用作物對土壤重金屬濃度之耐受性(王一雄等，1995)

序號	作物種類	重金屬							
		錳	鋅	銅	鉻	鈷	鎳	鎘	汞
1	水稻	強	強	強	強	強	強	中	中
2	小麥	強	強	強	強	-	-	強	中
3	大麥	中	-						
4	燕麥	強	強	強	強	中	中	強	弱
5	玉蜀黍	強	強	中	中	強	強	強	-
6	大豆	中	弱	強	弱	弱	弱	弱	中
7	紅豆	中	-	中	弱	中	中	-	-
8	豌豆	強	弱	強	中	強	強	弱	弱
9	甜豆	強	中	中	中	弱	中	強	-
10	大蘿蔔	中	弱	-	中	中	弱	弱	強
11	白菜	弱	-	弱	中	中	弱	中	中
12	包心菜	弱	中	弱	中	中	中	-	-
13	馬鈴薯	弱	-	弱	-	強	強	-	-
14	蕃茄	弱	中	弱	弱	弱	弱	-	中
15	甘蔗	弱	中	弱	-	強	強	強	強
16	胡瓜	弱	-	-	中	弱	中	-	-
17	春菊	中	-	強	中	中	強	-	中
18	萵苣	弱	弱	中	弱	弱	中	-	弱
19	洋蔥	弱	-	-	弱	-	-	-	-
20	紅蘿蔔	弱	-	中	-	強	中	-	-

表 7 台灣地區土壤重金屬含量標準與等級區分表 (mg kg⁻¹)

重金屬	第一級	第二級	第三級 (背景值)	第四級 (觀察值)	第五級	
					監測值	農地優先整治 值
As		表土<4	4-9	10-60	>60	>60
		裡土<4	4-15	16-60	>60	>60
Cd		<0.05	0.05-0.39	0.40-10*	>10	>10*
Cr		<0.10	0.10-10	11-16	>16	>40
Cu	<1	1-11	12-20	21-100	>100	>180
Hg		<0.10	0.10-0.39	0.40-20*	>20	>20*
Ni		<2	2-10	11-100	>100	>200
Pb		<1	1-15	16-120	>120	>200
Zn	<1.5	1.5-10	11-25	26-80	>80	>300

註：1. As 及 Hg 為全量，Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 及 Zn 為 0.1N 鹽酸抽出量。

2. 本表等級之劃分，原則上以三位有效數字表示，並採用四捨五入方式。

3. 五個等級代表之意義如下：

第一級：土壤中缺乏銅、鋅等農作物生長所需元素者。

第二級：土壤中重金屬含量低於環境背景值者。

第三級：土壤中金屬含量為環境背景值者。

第四級：需進一步確認是否污染者。

第五級：土壤中有外來重金屬介入，應列為重點監測地區並進行相關工作。

資料來源：中華民國八十九年五月四日(89)環署廢字第 00二四0六二號。

表8 台灣地區土壤重金屬汙染物之管制標準值及監測標準值 (mg/kg)

監測項目	監測標準值	管制標準值
砷(As)	30	60
鎘(Cd)	10 (食用作物農地之監測標準值為 2.5)	20 (食用作物農地之管制標準值為 5)
鉻(Cr)	175	250
銅(Cu)	220 (食用作物農地之監測標準值為 120)	400 (食用作物農地之管制標準值為 200)
汞(Hg)	10 (食用作物農地之監測標準值為 2)	20 (食用作物農地之管制標準值為 5)
鎳(Ni)	130	200
鉛(Pb)	1000 (食用作物農地之監測標準值為 300)	2000 (食用作物農地之管制標準值為 500)
鋅(Zn)	1000 (食用作物農地之監測標準值為 260)	2000 (食用作物農地之管制標準值為 600)

表9 台灣地區土壤重金屬汙染物之管制標準值及監測標準值 (mg/L)

重金屬汙染物監測項目	監測標準值		管制標準	
	第一類	第二類	第一類	第二類
砷 (As)	0.025	0.25	0.050	0.50
鎘 (Cd)	0.0025	0.025	0.0050	0.050
鉻 (Cr)	0.025	0.25	0.050	0.50
銅 (Cu)	0.50	5.0	1.0	10
鉛 (Pb)	0.025	0.25	0.050	0.50
鋅 (Zn)	2.5	25	5.0	50
鐵 (Fe)	0.15	1.5	-	-
錳 (Mn)	0.025	0.25	-	-
汞 (Hg)	-	-	0.0020	0.020
鎳 (Ni)	-	-	0.10	1.0

3.3.4 植生復育技術

植生復育(Phytoremediation)是利用植物來移除污染物的技術(Ensley, 2000)。植生復育定義為使用綠色高等植物經由吸收、分解、傳輸或累積方式移除環境中的污染物或是使之轉化成無害物質，可以應用存在於固體物質(土壤)、溶液物質(水)及空氣中的有機或無機污染物(Lasat, 2002)。其實使用植物移除土壤污染物的基本概念是非常舊的且無法追溯其來源，然而隨著一系列結合各學科的研究，有許多引人注意的發現，使得此概念得以發展成新穎的技術(McGrath, 1998)。

1. 植生復育技術處理機制

植生復育因其介質及機制不同區分為植生萃取(Phytoextraction)、植物分解(Phytodegradation)、根圈過濾(Rhizofiltration)、植生穩定(Phytostabilization)、植物揮發(Phytovolatilization)及使用植物移除空氣中的污染物等。

(1)植物萃取

此技術乃選擇特定之植物，其必須具備超高累積重金屬的能力，進而將污染物質從土壤中吸收、轉移及濃縮至植物之根、莖、葉中。待植物經過一段時間吸收後，再將栽種植物移除處理，一般以焚化或掩埋為主要之處理措施。有些重金屬如鉛，則可於農地現地採掩埋處理，以回收重金屬。目前已知大約有400種植物可有效去除鎳、銅、鋅重金屬。

(2).植物分解:為利用植物和微生物去降解有機污染物。

(3).植物過濾

此技術乃利用水栽陸生植物吸收、濃縮或沈澱根部區域之地下水或廢水中之污染物質，其與植物萃取法非常類似，但主要適用於地下水之重金屬污染。目前已有相當多的植物過濾系統用於廢水處理單元及人工濕地以降低砷、鎘、鎳、銅、鋅、鉻、鉛、鈾等重金屬或硝酸鹽、磷酸鹽或氯鹽。例如向日葵可用來移除池塘中之放射性污染物質。

(4).植物穩定化

此技術乃利用特定植物透過根部吸收、濃縮、吸附或沈澱污染物於根部區域(根球, Rhizosphere)，其主要包含結合植物生長與利用根部改善土壤兩大機制，以降低目標污染物質於食物鏈中之生物可利用性及移動度。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，其中於根球區域進一步增進土壤重金屬之沈澱或轉化，而使其成為不溶解或較低毒性之物質，例如將具有毒性

之六價鉻轉化成無毒性之三價鉻。

(5).植物揮發:為利用植物吸收污染物後再揮發污染物於空氣中。

植生萃取是利用植物根部攝取並累積土壤中的重金屬，再將累積於植物根部的重金屬轉移到植物地上部或容易利用機器收割的部位

，最後利用收割植物地上部將重金屬加以移除，收割後的植體則是利用堆肥、壓實、熱解、焚化等方式降低植體的體積，再用掩埋的方式處理(Sas-Nowosielska *et al.*, 2004)。

選擇植生復育技術時，須考慮吸收之重金屬種類、植物之吸收累積能力、植物之生質量大小、植物是否易於栽種、所選植物對環境的忍受力、植物的普遍性、植物根可到達之深度等因素，另外亦須考量場址是否適於栽種與收割機器處理所需時間、及污染物是否進入食物鏈等實務上之應用。

2. 植生復育的優點及限制

植生復育技術相較於傳統復育技術價格低廉、不破壞土壤性質、適用於大面積土地並兼具美化環境功能，與民眾接受度高等優點。植生復育限制之一為不適用於高濃度污染區域，原因是高濃度可能導致植物生長受阻甚至死亡。當大面積種植一次所能移除的重金屬總量並不多，需要經由長期連續種植，植生復育植物生長緩慢且生質量小，移除污染物花費時間通常需要幾十年，甚至百年以上。另外，植物通常僅能累積單一重金屬，對於一種以上的重金屬污染並無法有效運用。

3.3.5 植生復育國外案例資料收集及評估

Chen and Lee (1997)在台灣北部鎘污染區進行22種花卉植物的植生復育研究，所試驗的花卉包含五彩石竹、繁星花(*Star cluster; Pantas lanceolata*)、雞冠花(Cock-comb; *Celosia cristata*)、非洲鳳仙(*Impatiens; Impatiens wallerana*)及孔雀草(French marigold; *Tagetes patula*)等，由結果發現，在所種植的花卉植物中，以五彩石竹植物體中可以累積的鎘濃度最高，當種植於重金屬污染土壤中五週後，植物體累積的鎘濃度可由 1.56 mg kg^{-1} 上升至 115 mg kg^{-1} ，若是以每公頃種植70,000棵，每年種植3次加以估算，五彩石竹於鎘的總移除量可以到達 90 g/ha/yr 。

Huang等人(1996) 施用EDTA、HEDTA、DTPA、EGTA 及EDDHA等螯合劑到鉛污染濃度為 2500 mg kg^{-1} 的土壤中，在所施用的螯合劑中，EDTA對於促進植

物累積鉛的效果最佳，在EDTA處理的土壤中，豌豆(*Pisum sativum* L. cv. Sparkle)地上部鉛含量由50mg kg⁻¹ 增加至11000 mg kg⁻¹，在加入EDTA 24小時後，玉米地上部的鉛含量增加140倍，而根部往地上部的傳輸增加120倍。

Chen等人(2000) 利用Vetiver shoots在鎘污染濃度為0.33 mg kg⁻¹ 的土壤中生長則可以移除218 g Cd/ha。

Dahmani-Muller 等人(2000) 調查三種植物(*Armeria maritima* ssp. Halleri, *Cardaminopsis halleri*, *Agrostis tenuis*)在高重金屬污染土壤的存活率與攝取重金屬能力，研究發現Zn、Cd、Pb與Cu濃度在*Agrostis tenuis*的根部較葉部高，顯示根部具有重金屬固定的能力；*Cardaminopsis halleri*葉部Zn、Cd濃度分別超過20000 mg kg⁻¹與100 mg kg⁻¹，顯示其對Zn與Cd具有高度聚積性；*Armeria maritima* ssp. Halleri根部中Pb與Cu濃度分別為綠葉部的20倍與88倍大，但在棕色葉部之Zn、Cd、Pb與Cu濃度則僅綠色葉部的3-8倍；因此，該研究建議可以根部來固定重金屬，而葉部則用來去除重金屬。

Lombi等人(2000)發現生長於500 mg kg⁻¹Cd 污染土壤之*Thlaspi caerulescens*可累積2800 mg kg⁻¹之Cd，生長於2000 mg kg⁻¹ Zn 污染土壤之*Thlaspi goesingense*可累積14000 mg kg⁻¹之Zn。

Hammer等人(2003)以*Salix viminalis* 來萃取土壤中Cd與Zn，研究發現2年後Cd的去除量為47 g/ha、Zn則為14.5 kg/ha。而King等人(2006) 在其三年的沈積物重金屬萃取研究發現，以salix (willow) populus (poplar)可去除36 g/ha Cd與4.8 kg/ha Zn，僅佔總重金屬濃度的0.2%，其對Zn 之生物濃縮因子僅0.8、對Cd則僅0.3。

Komarek 等人(2007)分別以maize與poplar來處理採礦及冶煉區之Pb污染土壤，研究發現pH=4之酸性土壤，maize對冶煉區之Pb污染土壤萃取效果優於poplar；但接近中性pH=6之土壤，poplar對採礦區之Pb污染土壤則優於maize。另外，添加EDTA有助於Pb在poplar葉部的累積。

Marques等人(2007)以接芽在arbuscular mycorrhizal fungi上之*Solanum nigrum* grown處理受Zn污染的土壤，研究顯示其對Zn可累積到1662 mg kg⁻¹，而*Glomus claroideum*與*Glomus intraradices*的存在則分別可增加*Solanum nigrum* grown對Zn的累積達83%與49%。而Zn主要累積在根部細胞間及細胞壁內。

Meers等人(2007)比較五種*Salix* spp.對Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn等重金屬的萃取與累積性，研究發現對Cd(0.25-0.65 kg/ha)與Zn(5-27 kg/ha)有高度的累積性，且表層(25 cm)土壤Zn減少1.4-8 mg kg⁻¹、Cd減少0.07-0.20 mg kg⁻¹。另外，該研究亦使

用EDDS來增加植物對重金屬的累積濃度。

González 及 González-Chávez (2006) 亦曾分析 *Jatropha dioica* 在墨西哥 Zacateca 金屬污染礦區的生長速度及對重金屬的累積，結果發現 *Jatropha dioica* 可有效累積 Zn、Pb、Cd、Cu 等重金屬，且速度不下於一般草本植物。Juwarkar 等(2007)亦曾研究 *Jatropha curcas* 苗木對重金屬的耐受情形，發現無論有無施肥，苗木對有 As、Cr、Zn 均表現良好的耐受性。

3.4 土壤淋洗法

土壤固持金屬的機制可分為兩大類：一是以離子態吸附在土壤組分的表面；二是形成金屬化合物的沉澱。土壤淋洗其原理是運用試劑與土壤固相中的重金屬作用，形成溶解性的重金屬離子或金屬化合物，然後用清水把污染物沖至根層外，再利用含有一定配位體的化合物沖淋土壤，使之與重金屬離子形成更穩定的化合物；或用帶有陰離子的溶液，如碳酸鹽、磷酸鹽沖洗土壤，使重金屬形成化合物沉澱。該方法的技術關鍵是尋找一種既能提取各種形態的重金屬，又不破壞土壤結構的淋洗液。目前，用於淋洗土壤的淋洗液較多，包括有機或無機酸、鹼、鹽和螯合劑。Blaylock 等檢驗了檸檬酸、蘋果酸、乙酸、EDTA、DTPA 對印度芥菜吸收 Cd 和 Pb 的效應。吳龍華研究發現 EDTA 可明顯降低土壤對銅的吸收率，吸收率與解吸率與加入的 EDTA 量的對數呈顯著負相關。土壤淋洗以管柱淋洗或堆積淋洗更為實際和經濟，適用於面積小污染重的土壤治理，但也易引起二次污染，導致某些營養元素的淋失和沉澱，破壞了土壤微團聚體結構，同時容易導致地下水污染。

將土壤挖除後，利用以水溶液為主的系統，將附著在土壤顆粒上之污染物與土壤分開，沖洗的過程中會將較細的泥土、泥沙粒子與較粗的沙子及砂礫土壤粒子分開，且將污染物集中於較小體積的土壤以便能更進一步處理及處置，所以重力分離對於去除高比重的重金屬(如鉛)顆粒而言是有效的。

土壤淋洗法已廣泛地應用於歐美，美國最早於 1993 年紐澤西州之 King of Prussia 場址實際應用本技術進行污染場址整治，依據美國環保署之資料顯示，目前美國有 6 個超級基金場址曾經運用此一技術，且多採移動式設施在歐洲則有移動式及固定式 2 種土壤淋洗設施；在美國，土壤淋洗技術係移除或洗滌土壤中大部份污染物，以減少必須進一步處理污染土壤的量，通常土壤淋洗技術必須配合其他處理技術，方能達到土壤污染整治目標。荷蘭 Heidemij 公司最早於 1983 年利用本技術進行土壤污染整治工作，在歐美國家，經土壤淋洗技術處理後之土壤回填至污染場址中，衍生之污泥及廢棄物則送至中間處理場或最終處置場處

理。

影響土壤淋洗技術進行土壤污染整治所需之期程，主要與下列因素有關：

1. 砂土、黏土及殘渣在污染土壤中之數量。
2. 土壤污染物之種類及數量。
3. 土壤污淨設備之處理容量。

目前已有許多研究致力於發展低成本、操作簡單、少沉澱物且對環境親和力高的生物技術來移除溶液中有害金屬 (Iqbal and Saeed, 2002)。基於生物技術對重金屬具有高去除效率、低操作成本及操作簡單等特性，因此對在移除溶液中重金屬方面的研究產生很大動力。其中特別以生物吸附方面最為積極。目前，已有許多便宜又有效的生物吸附劑像是生物及農業廢棄物被開發來吸附重金屬 (Ho, 2003)。研究指出許多農業廢棄物皆可用來當作生物吸附劑如：棕櫚葉 (Iqbal and Saeed, 2002)、椰子殼 (Iqbal and Saeed, 2002)、木瓜木頭上纖維 (Saeed et al., 2005)、米糠 (Wang and Qin, 2005)、胡蘿蔔殘渣、甜菜果肉 (Aksu and Isoglu, 2005)、椰子殼粉末等皆具吸附能力。其中有一些天然物質內含有我們有興趣的官能基如：羧基 (Carboxyl group)、氫氧基、氨基等具有大量氫氧基，金屬離子可鍵結在這些官能基上達到脫附重金屬離子之目的 (Abdelrahim and Ramaswamy, 1995; Charpentier et al., 1997; Xiaomin et al., 2007)。在應用的過程中，上述生物材料均顯示有足夠的重金屬吸附能力，但由於這些生物材料之物種、生物量、及處理過程的不同，對於重金屬的吸附也牽涉到各種不同機制 (Kratochvil and Volesky, 1998)。

國外以溶液吸附處理技術做相關性研究首先由 Sebba (1959) 應用，主要是去除金屬離子的分離技術。而國內在吸附處理技術上發表，以劉觀銘等人 (1992) 以螯合劑淋洗重金屬污染土壤之研究。利用檸檬酸及 EDTA 淋洗高銀化工受污染之土壤，試驗結果發現以 EDTA 淋洗對鉛的去除效果較好，而檸檬酸則對鎘的去除率較高。該研究可了解不同之吸附劑對重金屬具有選擇性，但是只具初步的探討，還無法應用在實務工程技術上。

生物界面活性劑一詞來自於表面活性劑 (Surface active agent) 的組合，生物界面活性劑本身具有雙重的角色。Harwell 等人 (1999) 指出其雙重角色能生成之泡沫對受油污染之土壤中重金屬表面進行吸附作用，此物質的分子結構特性，同時含有疏水性 (Hydrophobic) 及親水性 (Hydrophilic) 之官能基。通常前者為一長碳鏈分子，因此對水的溶解性很差，而後者則通常為極性分子，對水有相當好的親和性，使得生物界面活性劑在水中成為一種相當特殊的介質。在水中

時，其親水基溶於水，而疏水基（親油基）則豎立於界面上將界面包圍，因而減低表面張力，增加乳化性、滲透力等，此種能使界面之物理性質發生顯著變化的物質，稱之為生物界面活性劑。

對於受污染之土壤、廢水等重金屬，Mulligan 等人（1999）研究證明生物界面活性劑所產生的細菌和酵母菌可用於上述之整治中。Rothmel 等人（1998）提出另一個更吸引人的原因，生物界面活性劑是天然產品，不會因為使用不當而產生其它有毒的物質而危害環境。

生物界面活性劑的作用為能使液體之表面張力降低而出現濕潤、分散、滲透、清潔、乳化等作用皆是。Rosen（1978）研究指出化合物分子若擁有一OSO₃⁻、—COO⁻、—SO₃⁻及各級胺基等（強親水團）將容易親近水分子的根基。如擁有容易親近油分子（親油團式疏水團）的烷基等將很容易親近油分子的根基。其親水基與親油基之間達適當平衡時，該化合物就是界面活性劑。

利用生物界面活性劑在界面會形成疏水端，而疏水端對水是相當排斥的，進而破壞了表面水與水之間的內聚力，也就是表面張力。同時，生物界面活性劑在超過臨界微胞濃度(CMC)時，水溶液中的生物界面活性劑可以形成微胞，把疏水性的一端藏在內部，避免與水分子接觸。李景安（2006）指出，這些微胞的生成可以是一個相當完美的化學反應容器，可以使反應物在離子中反應而不與水反應，這可能是在油污處理之外，生物界面活性劑的另一項意料之外的用途。生物界面活性劑處理土壤重金屬主要機制有增溶作用及移動化效應等二種。

陳奕文於 2006 年研究，以彰化和美土以 0.1 M HCl、0.1 M HCl+4.8 mM Citric Acid 以及 0.02 M Citric Acid+0.05 M CaCl₂ 等三種進行淋洗，土壤重金屬濃度為鎘 (46±1 mg/kg)、銅 (3982±90 mg/kg)、鋅 (7867±20 mg/kg)三種金屬均屬於高度污染，超過土壤管制標準值（鎘超過監測基準值），結果顯示以 0.1 M HCl/4.8 mM Citric Acid 的混合試劑對於重金屬之去除效果較佳。

吳烈善等人於 2014 年的研究顯示，茶皂素和檸檬酸複合時對重金屬複合進行淋洗，對於重金屬 Cu、Pb 和 Zn 的去除率達到 82.77%、65.49%和 78.12%。陳志良等人於 2014 年研究顯示，EDTA 對土壤中 Pb、Zn 的去除率可達到 54.19%、48.75%，而茶皂素對於土壤中 Pb、Zn 的去除力則弱於 EDTA，但若茶皂素與 EDTA 進行混合，可分別達到 73.98%及 65.78%。陳建銘於 2010 年的研究顯示，重金屬 Cu 去除效率以 0.5 M 檸檬酸及 0.5M 鹽酸較佳，而重金屬 Cr 去除率率以混合酸較佳。翁序伯於 2005 的研究顯示，以 0.1 M HCl 進行淋洗後，除了鉻及鉛移除效果較差外，其他金屬的移除率約在 80~90%之間，而以 0.02M 檸檬酸與 0.05M CaCl₂，可移除 Cd 約 74%，Ni、Cu 及 Zn 則約為 45%，鉛及鉻移除率不高。

Gusiatin 等人於 2012 年研究，以皂素進行三種類型的土壤，包括砂質壤土、壤土及玢質粘土進行重金屬污染土壤淋洗，重金屬包含銅、鎘及鋅，在經過淋洗後，砂質壤土及壤土可獲得最高的金屬去除效率，銅為 44-61%，鎘為 60-76%，鋅為 68-84%之間，玢質粘土則為 9%的銅、28%的鎘及 36%的鋅，若要增加更高的重金屬去除效率則需要增加洗滌的次數。

Zhou 等人於 2012 年研究，皂素為一個良好的生物界面活性劑，具有對環境友好的性質及優點，研究中探討遭受多環芳香烴(phenanthrene)污染的土壤，以無患子皂素及 Tween80 進行比較，皂素的去除率為 87.4%，僅略小於 Tween 80 的 91.5%，在 pH 6 可以獲得最大的洗滌效率。

Maity 等人於 2013 年研究，利用無患子獲得的生物界面活性劑皂素，進行重金屬污染土壤淋洗，重金屬污染土壤濃度為銅 6511 mg/kg、鉛 4955 mg/kg 及鋅 15,090 mg/kg，在 24-72 小時後，鉛去除率從 40%增加到 47%，銅的去除率從 30%增加到 36%，鋅的去除率從 16%增加到 18%，隨著皂素的增加，從 0.075 g/L 增加到 0.15 g/L，將增加重金屬的去除效率，鉛去除率從 57%增加到 98%，銅的去除率從 85%增加到 95%，鋅的去除率從 55%增加到 56%，研究表明從皂素對於重金屬污染的土壤可以有效的去除，並且皂素生物界面活性劑可被自然分解用於環境淨化及污染整治。

Mukhopadhyay 等人於 2016 年研究，使用 Deep eutectic solvents 及皂素進行土壤重金屬鉛的淋洗，結果發現鉛的去除率可達到 72%，並且根據 XRD 及 SEM 的研究，土壤質地中的性質沒有遭受到侵蝕，而皂素的環境友好性及其可負擔的成本值得做為土壤污染的潛力。

3.5 試驗植物重金屬文獻回顧

因台灣蕓暫無相關文獻，尋找相同為蕓屬植物，陳勤等人於 2014 年研究指出，紫湖溪因大量生活污水及工業廢水的排放，造成沿岸土壤及水質受到嚴重污染，從檢驗結果可以發現，在土壤重金屬 Cu 的濃度為 76.02 mg/kg、Cr 為 48.00 mg/kg、Cd 為 0.46 mg/kg，而檢驗附近植物灰綠蕓的植體重金屬濃度，地上部 Cu 為 24.80 mg/kg、Cr 為 10.27 mg/kg、Cd 為 0.05 mg/kg，地下部 Cu 為 39.75 mg/kg、Cr 為 43.08 mg/kg、Cd 為 0.25 mg/kg，對於這三種重金屬的 BCF 大多小於 1，但另檢驗植體重金屬 Zn 的濃度，地上部為 2029.50 mg/kg，地下部為 2103.50 mg/kg，對於 Zn 具有高富集效果。

鄭施雯等人於 2011 年研究指出，在溫州製革區因廢棄物隨意丟棄，造成嚴

重的 Cr 污染，土壤重金屬 Cu 的濃度為 60.77 mg/kg、Cr 為 1477.89 mg/kg，而檢驗附近植物灰綠藜的植體重金屬濃度，地上部 Cu 為 29.43 mg/kg、Cr 為 552.95 mg/kg，地下部 Cu 為 35.26 mg/kg、Cr 為 1925.34 mg/kg，地下部對於 Cr 的富集係數大於 1，有良好富集效果。

候新村在 2012 年研究指出，在土壤重金屬 Cu 濃度為 23.67 mg/kg、Cr 為 56.46 mg/kg、Cd 為 0.16 mg/kg，檢測附近植物雜交狼尾草的植體重金屬濃度 Cu 濃度為 19.12 mg/kg、Cr 為 10.64 mg/kg、Cd 為 0.10 mg/kg，對於這三種重金屬的 BCF 大多小於 1。吳哲宇於 2010 年的研究指出，狼尾草在於關渡平原砷污染地上進行植生復育，所獲得 24.46 公噸/公頃的植株地上部乾物中能累積 6.3 公克/公頃的砷。

黃永瑾於 2011 年研究指出，在以 Cd、Pb 污染的土地上進行以雜交狼尾草進行植生復育，土壤重金屬 Cd 濃度為 0.3~5.0 mg/kg，結果為地上部富集係數為 0.190，但在莖與葉富集係數為 2.260 顯示在狼尾草植體金屬鎘更容易到達植株葉片，而轉移係數為 0.365。鍾珍梅於 2016 年的研究指出，在含有 Cd 的底泥重金屬濃度為 117.00 mg/kg 的濃度下，狼尾草植株根、莖、葉重金屬 Cd 的濃度最大直為 220.00 mg/kg、28.00 mg/kg、28.50 mg/kg，重金屬 Cd 富集於根部。

李芷儀於 2009 年的研究指出，肥皂草出現最高之 Cu 累積量為 0.057 mg/株，平均濃度為 58.1 mg/kg，所累積的 Cu 濃度高低依序為根>莖>葉，但由於肥皂草之葉子的質量均高於莖部質量約 2 倍以上，因而造成葉子部位的 Cr 含量高於莖部位置。在金屬於 Cr 累積量為 0.21 mg/株，平均濃度為 221 mg/kg，所累積的 Cr 濃度高低依序為根>莖>葉。

四、研究方法與過程

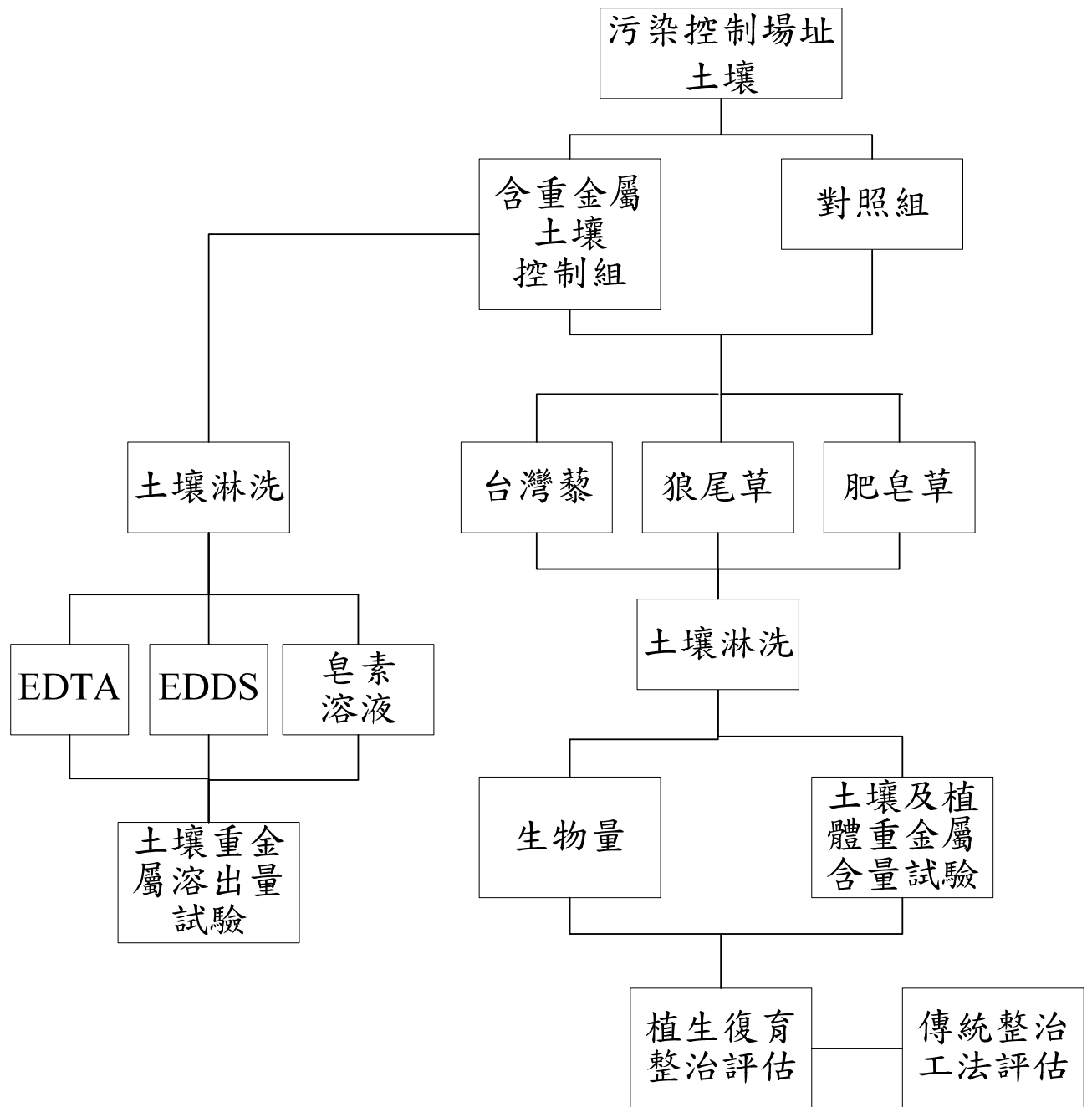


圖3 研究架構圖

4.1 植物實驗室整治

首先選用 3 種植物，如台灣藜、狼尾草、肥皂草等復育植種直接種植於對照土壤中，觀察其植物之發芽及生長狀況；依 102 年度土壤及地下水污染整治年報中揭露，102 年度新增列管之農地控制場址計有 1,827 處，分別為桃園縣 1,499 處、彰化縣 300 處、臺中市 10 處。重金屬污染物質以場址區分主要為銅、鎘及鉻。因此本次試驗將使用受銅、鎘、鉻為主要污染土壤進行盆栽試驗，實驗所使用的土壤來源為各地重金屬污染土壤，使用現地土壤，重金屬種類可能會複雜，但也因此才能將實際重金屬污染土壤與植生復育植株進行結合，有可能植株受到天候的影響，因此以溫室盆栽試驗避免天候所造成的生長情形的影響。

這些土壤均先經過 2mm 之篩將大顆粒物質去除，並於自然環境下風乾後存放於普利桶中備用。種子則先培植於含有乾淨土壤與培植土的大型花盆中，直接將原盆栽中之植種分株於預進行試驗之重金屬土壤中。實驗中將不定期進行植物的採樣及分析，以評估植株體內各部位之重金屬含量變化。

考量植物根系生長情形，本計畫將採用草本植物進行整治。茲將試驗內容概述如下：

一、植種選擇

本計畫擬利用本土種植物進行綠色整治試驗研究，以現地含有重金屬銅、鎘、鉻的土壤作為植物生長培養的來源，目前規畫以具有能源潛力作物，且適合當地生長作物，進行重金屬吸附試驗，待植物收成後除移除，亦可能作為纖維酒精能源作物原料來源。

1. 台灣藜

台灣藜，Formosa Lambsquarters，學名：*Chenopodium formosanum* Koidz.，藜科(Chenopodiaceae)藜屬(*Chenopodium*)，又稱紅藜、臺灣藜、赤藜、紫藜、食用藜、彩虹米，為台灣特有植物，台灣藜分佈的地點主要在屏東及台東兩縣，屏東縣與台灣藜數量及分佈最多地區，以三地門鄉、霧臺鄉、瑪家鄉及泰武鄉四個鄉最多。台灣藜過去一直被誤為外來品種或被當作藜的栽培變種，台灣地區之報導始於日據時期之記錄，後有紫藜 (*C.purpurascens*)、食用藜 (*Chenopodium* sp.) 及赤藜 (*C. album* L. var *ceutrorubrum* Makino)等異名之利用 (楊遠波，2006)。後經國立中山大學生物科學系楊遠波教授重新鑑定，才確認為台灣特有植物，於 2008 年 12 月獲得正名。藜科作物對於鹽分逆境具有良好效果，可生長於高鹽環境在氯化鈉濃度 250 到 500mM 之間仍可生長。而本研究室之前的重金屬吸附實驗也證實台灣藜在重金屬吸附有良好的表現。

2. 狼尾草

狼尾草又稱台畜草為農業委員會畜產試驗所所選育出優良芻料用，大部分牧草品種汁多口感好，是各種食草性牲畜、家禽和魚類的最佳飼料，為我國養殖業綠色飼料的重要來源。此外，牧草在吸收空氣中的有毒氣體、淨化水體等方面具有較強作用，因此，深圳龍崗區沙田汙水處理廠的人工濕地以紫狼尾草作為濕地植物用來淨化生活污水，並取得較好效果。因工業化發展快速河流、土壤容易遭受污染，特別是在一些印染、電鍍、皮革、化工廠地方，工廠排放的廢水廢渣都含有大量重金屬鉻。雖然鉻是人和動植物必需的一種微量元素，但高濃度鉻會對動植物產生嚴重毒害作用，是一種毒性較大的致畸、致突變劑。這些重金屬在環境中極容易被植物吸收並在根、莖、葉中大量積累，而食草動物的進食勢必使得重金屬在食物鏈中積累，進而危害人類健康。依文獻研究狼尾草對砷、汞、銅、鉛、鎘的絕對富集量分別達到 $23.12 \text{ g} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、 $0.35 \text{ g} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、 $1132.62 \text{ g} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、 $95.18 \text{ g} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、 $6.07 \text{ g} \cdot \text{hm}^{-2}$ ，狼尾草對重金屬污染土壤的修復潛力大。基於重金屬污染土地開展草本能源植物的規模化種植，有望實現草本能源植物生物質原料生產與重金屬污染土壤修復的雙贏，應用前景廣闊。（侯新村等，2012）

3. 肥皂草

肥皂草（*Saponaria officinalis*）為石竹科（Caryophyllaceae）石薺草屬（*Saponaria*）多年生草本植物，其英文名為 Soapwort。肥皂草性喜保水性好的土質環境，即使是半日陰也能長得非常好，且非常耐寒，利用迸出的種子繁殖。株高可達 1 m，展幅約 60 cm，葉片呈卵圓形，夏~秋季開花，花呈淡粉紅色，有單瓣和重瓣，小花直徑約 1.5~2.5 cm，叢生聚集於莖頂。整株植物含有皂素（saponin）及其衍生物，傳統上被應用於洗潔用途，可清潔皮膚毛髮、具抗發炎及抗過敏活性，亦應用於羊毛、皮革加工、啤酒發泡調味及器皿衣物之除污清潔等用途（花心思系列 24-肥皂草；唐山園藝）。肥皂草在古老的年代就已被發現其具有肥皂功能的洗滌特性，而在藥用功能上，可用於支氣管炎的祛痰劑，於民間藥物使用上，肥皂草還能作為皮膚疾病或風濕病症的藥物（Bisset, 1994）。自植物中萃取出的皂素被廣泛的使用於食物與工業應用上的表面活性劑或起泡劑（San Martin and Briones, 1999）。

二、植生復育試驗規劃

為了解植生植種在污染環境中之生長情形與對污染土壤之淨化效果，本計畫於執行期間將進行下列試驗：

1. 土壤採樣及樣品保存：重金屬污染土壤將由桃園、台中、彰化或其他列管污染土壤取得，土壤的採樣將使用中空的不鏽鋼管（內徑為 0.5cm，長為 17cm）進行採取，採樣器於採樣前均先以 5% HNO_3 浸泡至隔夜，之後再用去離子水洗淨自然風乾後，採樣前一天再經 150°C 烘箱烘 4 小時備用。將採集的土樣先置於蒸發皿裡於室內風乾 7 天後，再將其分裝夾鏈袋中以待分析，至於土壤中微生物的分析則使用無菌袋將所採集的土樣密封，並於當天分析完畢，其餘項目則於一個月內分析完畢。
2. 土壤中全量重金屬之萃取：本方法參考行政院環境檢驗所公告方法(NIEA R355.00C) 及 MLS1200 微波消化機操作手冊，秤取 0.4 克風乾土樣於鐵氟龍消化瓶（容積 100 mL），依序加入 3 mL 濃硝酸（65%）及 9 mL 氫氟酸（37%），稍微搖晃消化瓶使其混和均勻，靜置 20~30 分鐘後，將消化瓶裝置好送入微波消化機（mls 1200 mega），消化完後移至抽氣櫃中冷卻，再用聚碳酸酯（Polycarbonate）濾紙（OSMONICSING, 1-800-444-8212, 0.4 Micron, 47mm）過濾並定量至 50 mL，以感應耦合電漿原子發射光譜儀（ICP）測其重金屬的含量。
3. 植物生長及植體分析：
 - a. 植物生長高度：於固定一段時間內，用捲尺量測每盆植物的平均生長高度。
 - b. 植物生物量：本試驗預期栽種兩次（期中、期末各一次），每三~四個月進行收割一次，並烘乾，以測其生物量。
4. 植物體重金屬分析：本試驗方法參考 Tüzen (2003)，將採收之植物分為地上部（莖及葉）與地下部（根），地下部先用自來水沖洗三次後，將其浸泡於 0.01 mol/L CaCl_2 中 30 分鐘，之後將根取出再用去離子水沖洗三次（Chen *et al.*, 2004），並用衛生紙將其多餘的水份吸乾，送入烘箱烘乾（60°C，72 小時），將烘乾後之植物體剪碎成 2~5mm，秤取 0.25 克的植物體置於鐵氟龍消化瓶中，依序加入 6 mL 濃硝酸（65%）、1mL 過氧化氫（30%）及 1mL 氫氟酸（40%），稍微搖晃消化瓶使其混和均勻，靜置 20~30 分鐘後，將消化裝置好後送入微波消化機（mls 1200 mega），之後移至抽氣櫃中冷卻，用聚碳酸酯（Polycarbonate）濾紙（OSMONICSING, 1-800-444-8212, 0.4 Micron, 47mm）過濾並定量至 25 mL，以感應耦合電漿原子發射光譜儀（ICP）測其重金屬的含量。

4.2 以螯合劑淋洗進行萃取土壤重金屬

一、螯合劑選擇

1. EDTA：

過去的研究顯示，EDTA 能在很大的 pH 範圍內與大部分金屬（特別是過渡金屬）形成穩定的複合物，不僅能解吸被土壤吸附的金屬，也能溶解不溶性的金屬化合物，現已證明 EDTA 是最有效的螯合提取劑，但是 pH、電解質、土壤/提取液的比、土壤中金屬結合形態、土壤性質影響 EDTA 清除土壤重金屬的效果。儘管 EDTA 是一種很強的金屬螯合劑，能有效地清除污染土壤中重金屬，但 EDTA 價格昂貴，對 EDTA 的回收還存在許多未解決的技術問題。

過去 EDTA 相關研究，Ellis (1986) 使用 0.1 M EDTA 連續萃取對重金屬鉛及鎘的去除效率可達 100%，而銅最佳去除效率可達 73%，鉻則為 52%，鎳為 23%，Irene 等人(1997)自行添加鋅、鉛與銅污染的土壤，並以 0.01 M、0.05 M、0.1 M EDTA 萃取，結果顯示 EDTA 對碳酸鹽態、鐵錳氧化態與有機鍵結之金屬皆可萃取出，其萃取率可達到 90% 以上，但對碳酸鹽態的鉛萃取率只有 50%，許益源 (1998) 在台南縣二仁溪附近的土壤以 0.01 M EDTA 來萃取鉛、銅及鋅的污染土壤，結果顯示土水比為 1:10 萃取 7 天其鉛、銅及鋅的去除率分別為 100%、100% 及 86%。顯示 EDTA 具有良好的萃取效果，本研究擬以 EDTA 萃取做為對照組，比較不同螯合劑之萃取效果。

2. EDDS：

EDDS 是 EDTA 的同分異構體，由於其在環境中易被降解，殘留時間短，近幾年，有關 EDDS 相關的土壤修復研究中也相當熱門，與 EDTA 相比，EDDS 具有更好的修復銅污染土壤的潛力(Leu et al., 2005)。Hauser 等人(2005) 的研究也表明，金屬與螯合劑的比例對 EDDS 對金屬的提取效率有很大影響。而在螯合劑誘導植物修復中螯合劑濃度以及金屬與螯合劑的比例對活化效率也有很大影響，但在何種用量或比例條件下活化效果最好各文獻報導並不一致，主要受制於具體應用條件。Grčman 等人(2003)在比較 EDTA 和 EDDS 對大白菜(*Brassica rapa* L.) 吸收 Pb、Zn、Cd 的影響時發現，處理效果最好的是 10 mmol·kg⁻¹ 的 EDTA 和 10 mmol·kg⁻¹ 的 EDDS，Pb 在葉中的濃度與對照相比分別增加了 94 和 102 倍。屬同分異構體的 EDTA 和 EDDS，當配位體過量時，EDTA 的絡合能力要大於 EDDS，而當過量的配位體減少時，EDDS 對 Cu 的結合能力要

大於 EDTA。

3. 皂素：

皂素，能同時對含親水性或疏水性之土壤或水質等重金屬污染物吸附，最近在土壤復育整治研究上被（Chen, 2007；Mulligan, 1993；Oleszek, 2002；Wang, 2004 等）多位學者所探討。希望利用生物界面活性劑對土壤的脫附功能，來降低對化學萃取劑使用量的依賴，最後能達到復育的目的。

不同的物種植物，提煉出皂素（Saponin）分子量也不一樣，Oleszek（2002）研究指出可利用離子層析測儀（TLC、HPTLC、2D-TLC）檢測，通常分子量非常大如圖 2-2 所示，Quillaja Saponin Molina（智利皂莢樹）皂素其分子量為 1,700~1,800 g/mol，皂素外觀如圖 2-3 所示，為乳黃色粉末，放置於空氣中容易潮解。

皂素組成主要為親水基及親油基（疏水基）類型，極性（親水基） ROO-H^+ 與重金屬溶液中金屬離子 H^+ 斷鍵後金屬離子 M^+ 會與 ROO^- 鍵合成為 ROO-M^+ ，Oleszek（2002）研究指出在污染場址整治過程中，因不同植物所提煉出之皂素會對某些重金屬特別容易吸附，而產生不同的脫附結果。Quillaja Saponin 屬陰離子的生物界面活性劑，皂素溶液所產生之生物微胞泡沫，目前被發現可以用來對受污染土壤重金屬及沉積物的整治。Oleszek（2002）指出以皂素溶液整治方式，收益高及時效性短，更可提高對土壤重金屬的去除效率。

泡沫的產生因皂素的不同而有不同的組成。Yuan 等人（2007）研究用紅外線光譜儀偵測結果，指出羧基和二價重金屬離子易於結合，經形成較大的複合物時有利於移除。Wang 等人（2004）研究指出，皂素溶液經吸附土壤中重金屬，其過程中將使一個非均勻多孔介質的土壤表面重金屬，因曝氣而提高接觸面積。皂素溶液因曝氣發泡形成水-氣界面，逐漸增加對溶液中重金屬的移動性，最後由形成之泡泡將溶液中之重金屬帶離反應槽而收集之。

皂素經曝氣後會在水中形成微胞，且對疏水性物質具有乳化能力使其溶合於溶液中的。微胞特性方面，Scorzelli 等人（1999）研究指出隨著皂素溶液濃度的增加、溫度（25-52℃）、pH（3.2-8.8）、曝氣時間等因素，將會使皂素液溶液之臨界微胞濃度上升，但隨著氯化鈉濃度（0~1 M）的

增加，CMC 值則會降低。Yuan 等人（2007）研究指出最初從皂素溶液脫附土壤重金屬時，其控制因子為 pH、溫度、皂素溶液濃度、曝氣時間等。

二、重金屬污染土壤中重金屬脫附

單一螯合劑淋洗液對重金屬污染土壤實驗，稱取污染土壤 10g，置於 500 mL 的樣品瓶中，加入 100 mL 的淋洗液，淋洗液的濃度分別為 EDTA 或 EDDS 0.03 M~0.15 M 之間，加入淋洗液後於 25°C 環境下指盪 6 小時，靜置 10 分鐘，取 50 mL 的上清液，置於離心管中，以 5000rpm 離心 6 分鐘，過 0.45 μ m 的膜，之後以感應耦合電漿原子發射光譜儀（ICP）測其液體中重金屬的含量。

皂素淋洗液為稱取污染土壤樣品約 3g，置於 500mL 的樣品瓶中，加入不同濃度(如 100mg/L~40000mg/L 間)的皂素溶液 100mL，將樣品瓶置於指盪器內以 150 rpm 之轉速指盪 24 小時，再來將每一個樣品中之所有物質（含水及土壤）全部以 Whatman No.42 濾紙過濾。濾後之澄清液再以火焰式原子吸收光譜儀分析之，如此分析所得之值為脫附後溶液中重金屬之濃度，過 0.45 μ m 的膜，之後以感應耦合電漿原子發射光譜儀(ICP)測其液體中重金屬的含量。

三、土壤淋洗促進植生復育吸收試驗

從前述實驗中尋找最好的污染土壤重金屬脫附螯合劑及皂素溶液濃度，先將植體種植於重金屬污染土壤中，每日以少量淋洗液進行灌溉，並記錄總共施予螯合劑及皂素濃度量，探討螯合劑添加對植物吸收重金屬之效益為何，並記錄螯合劑對於植體生長之影響，實驗結束後以前節所述植物體重金屬分析，進行分析，並分析土壤重金屬濃度的變化。

4.3 研究進度及預期完成之工作項目（甘特圖）

年月 工作項目	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	備 註
設置植生整治盆栽 試驗與操作													
植生復育能力評估													
植物生理機制測試													
土壤淋洗對重金屬 污染土壤中重金屬 脫附													
土壤淋洗促進植生 復育吸收試驗													
工作進度估計百分 比（ 累 積 數 ）	10 %	20 %	30 %	40 %	50 %	60 %	65 %	70 %	75 %	80 %	90 %	100 %	
預定查核點	期中		1. 植生整治盆栽試驗設置 2. 檢測污染土壤重金屬濃度 3. 檢測植體重金屬累積量分析 4. 植體生物量及生長情形分析										
	期末		1. 建立相關植物重金屬復育相關參數及資料庫 2. 檢測植體重金屬累積量分析 3. 植體生物量及生長情形分析 4. 土壤淋洗最佳萃取濃度分析 5. 土壤淋洗結合植生復育整治效益分析										
說明：													
1、 工作項目請視專案性質及需要自行訂定。預定進度以粗線表示其起迄日期。													
2、 「工作進度百分比」欄係為配合管考作業所需，累積百分比請視工作性質就以下因素擇一估計訂定：(1) 工作天數，(2) 經費之分配，(3) 工作量之比重，(4) 擬達成目標之具體數字。													
3、 「預定查核點」，請在條形圖上標明※符號，並在「預定查核點」欄具體註明關鍵性工作要項。													
4、 深色線為已完成工作進度。													

五、結果與討論

5.1 設置植生整治盆栽試驗與操作

(1) 桃園農地採樣土壤背景資料

1977 年基力化工公司於桃園縣蘆竹鄉新興村設廠生產塑膠安定劑硬脂酸鎘及硬脂酸鉛，排放之污染廢水未經處理，直接排放進入桃園大圳第二支渠及新興支流，農田引水灌溉而污染涵蓋中福村、新興村及新莊村等三個村莊。由於基力化工廠在設廠之初就無妥善廢水處理設施，環保單位予以列管定期抽查，1982、1983 年間，前臺灣省建設廳水污染防治所調查基力化工附近圳道底泥鎘含量、稻田土壤鎘含量，及1982年一、二期稻作鎘含量，發現鎘污染非常嚴重，其中稻米鎘含量遠超過日本稻米鎘含量標準限值1.0 ppm，部分稻穀甚至高達污染最高容許量之七倍。因此，1983 年前省建設廳水污染防治所劃定22.46 ha污染面積（實際核定面積23.2183 ha），透過灌溉系統而造成蘆竹鄉中福村及新興村的農地被污染，造成下游農田遭受污染，當時有關單位調查處理資料摘要如下：

1981年水污染防治所（現合併於行政院環境保護署）調查該廠廢水排放口附近水中之鎘含有高達13.5 ppm者，鉛含量有高達1.54 ppm者，部份樣品之分析結果，超過台灣省灌溉用水水質標準之規定，即鎘為0.01 ppm以下，鉛為0.1 ppm以下。分析距離工廠100公尺之圳道底泥，發現鎘平均含量為387 ppm，鉛平均含量為25,100 ppm，當時依據灌溉水溝之分佈與地形劃定鎘污染區範圍為22.67ha。

1984年台灣植物保護中心（與台灣省農業藥物毒物試驗所合併為行政院農業藥物毒物試驗所）為保護農業環境不受工業污染，接受行政院衛生署環保局（現升格為行政院環境保護署）委託，進行新竹、桃園地區土壤中重金屬含量概況調查（每1600ha採取20個樣品），發現該工廠附近之土壤中鎘含量範圍自0.58 ppm至22.78 ppm（以0.1N鹽酸萃取），鉛含量自0.05 ppm至1.92 ppm，鋅含量自21.53 ppm至30.46 ppm。

1987年衛生署環保局再對基力化工附近農田進行鎘含量細密調查，當時委託台灣大學農化系根據台灣省農業藥物毒物試驗所（以下簡稱藥試所）之調查資料，在該地區進行更細密之調查，發現154個糙米樣品中鎘平均含量為2.42 ppm，含量範圍自0.30 ppm至4.30 ppm，鉛平均含量為1.80 ppm，含量範圍自1.71 ppm至2.90 ppm，鋅平均含量為27.01 ppm，含量範圍自18.88 ppm至40.83 ppm，其中153個樣品鎘含量都在0.5 ppm以上，另由農民自約150ha範圍內採取水稻樣品，經由桃園縣政府衛生局轉請台灣大學分析之140件樣品中有97件鎘含量超過0.5 ppm。

台灣大學亦自該地區採取122個土壤樣品分析，發現鎘平均含量為15.48

ppm，含量範圍自1.32 ppm至148.15 ppm，鉛平均含量為24.33 ppm，含量範圍自9.49 ppm至118.18 ppm，鋅平均含量為40.67 ppm，含量範圍自0.39 ppm至361.58 ppm，部份稻米樣品並經台大送由藥試所複檢，分析結果均為一致。在原有停耕範圍外約增加13 ha之農地，其水田稻穀鎘含量超過衛生署所定之鎘容許量，於是增加劃定污染面積為35.46 ha，仍舊以停耕為因應方式。繼而發生民眾不滿基力化工持續污染圍廠事件，桃園縣政府也以違反水污染防治法為由，勒令基力化工停工。

環保署及農政單位於1988 年再度沿新興支流灌溉溝渠展開大規模調查，發現污染範圍增加26.63 ha，後因污染地區呈現零星分佈，於1989 年進行重驗。1989 年劃定83.4219 ha污染停耕面積，另外加上土壤重金屬含量達第五級之自行停耕約29 ha，總污染停耕面積約達112.4219 ha，分佈以桃49 縣道、埔心溪支線、大竹都市計畫農業區為主。

1996 年，桃園縣政府委託國立中央大學環境研究中心，進行整體改善處理計畫之細部規劃。同年，經環保署審查同意將重污染土壤經安定化後，作為北二高路堤之填方，環保署並表示土壤整治後之土地利用方式，可由營建單位決定。整個中福村鎘污染歷程至此，終於脫離了消極的停耕，進入了積極的污染整治。

配合2000 年「土壤及地下水污染整治法」（以下簡稱土污法）公佈實施，桃園縣環保局委託中鼎工程股份有限公司，針對1984 至1989 年間公告有鎘污染之虞之農地進行污染調查與採樣分析，以作為後續管制及整治之依據。依調查結果，中福地區共有105 筆地號31.23 ha農地之重金屬污染濃度超過土壤污染管制標準，桃園縣環保局於2004 年依土污法將該31.23 ha 17農地公告為土壤污染控制場址。(楊惠婷等, 2006)

本次採樣由業興環境科技股份有限公司協助提供桃園農地控制場址，下表11 為整理桃園縣大竹圍段重金屬污染場址歷史資料，從表中可以知道農地重金屬污染以銅、鎘為污染物，本研究採集土壤後進行後續盆栽試驗。

表10 桃園縣控制場址採樣點歷史濃度資料

鄉鎮市	地段	地號	面積 (m ²)	銅(Cu)	鉻(Cr)	鎘(Cd)	鉛(Pb)	鋅(Zn)	鎳(Ni)
				食用作物農地土壤污染管制標準 (mg/kg)					
				200	250	5	500	600	200
				食用作物農地土壤污染監測標準 (mg/kg)					
				120	175	2.5	300	260	130
桃園縣	大竹圍段	178	4806	972	88	7	56.7	169	57
				693	77	ND	51.1	124	48
				407	58	23	44.7	106.3	60
				276	56	25	37.4	88.4	46
				536	74	12	44.4	111	49
				335	64	28	38.5	94.3	38
				276	61	2	35.9	86.3	34
				198	64	12	30	87.4	46
				195	59	25	29.8	76.6	40
				199	58	7	33.2	76.5	35
				177	65	29	30.7	79.3	38
				142	71.7	30	26.2	71.7	36
				152	53	10	27.9	62.1	35
				170	46	42	32.1	77.8	39
				174	62	21	34.5	78.7	30
				107	47	ND	23.4	63.2	24
				170	67	ND	32.8	83.1	25

(2) 盆栽試驗

將試驗地設置於台大溫室，將各地採集土壤先放置於鋪設不透水布之陰涼處自然風乾，後經35mesh篩網過篩，去除石塊、樹枝等非土壤雜質，收集於盆栽，狼尾草使用插莖的方式，台灣藜、肥皂草使用播種的方式進行，初期每盆施用複合肥料 (N 12%， P_2O_5 12%， K_2O 17%，MgO 2%)，每個盆栽灌溉用水由淋洗液所獲得，示意圖如圖4所示，秤取180g經初步處理之重金屬污染土壤，裝填於玻璃管柱內，進度方式由上而下重力淋洗，土壤高約60 cm，底部以玻璃棉襯底，避免土樣流失，滲出液以PE瓶收集，實驗所用淋洗液為EDTA、EDDS及皂素液，其中EDTA及EDDS其淋洗液濃度分別為18.6、37.2及74.4 g/L，調整pH值至7，EDDS其淋洗液濃度分別為11.7、23.4及46.8 g/L，調整pH值至7，皂素淋洗液濃度分別20、50、100 g/L。採收後測定植體水分含量、植體重量與重金屬含量，以推算其生質量變化及重金屬吸收量。下圖5為盆栽試驗設置情形。

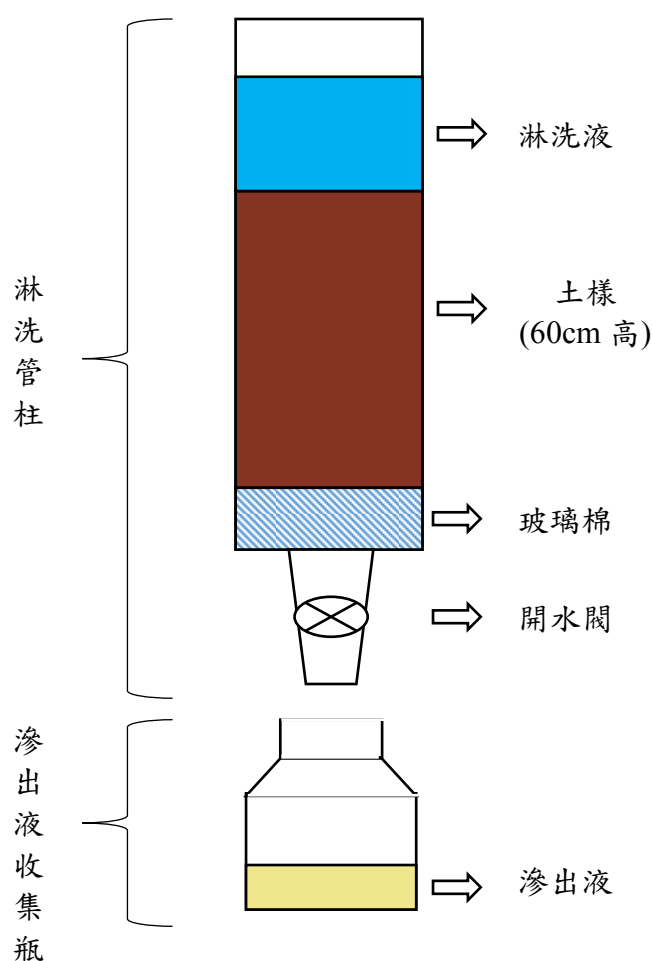


圖4 管柱淋洗示意圖



圖5 盆栽實驗設置情形

5.2 檢測污染土壤重金屬濃度及土壤基本性質分析

供試土壤之重金屬全量以王水進行消化，並以火焰式原子吸收光譜儀進行分析，分析結果如表12所示。由表中結果顯示，桃園污染土壤的重金屬以銅及鎘的含量高過農地土壤污染管制標準，濃度值分別為銅 342.4 mg/kg及鎘 17.4±4.2 mg/kg，而鉻則低於標準之下，濃度值為83.5 mg/kg，本研究以此土樣作為供試土壤，以探討不同淋洗處理方式之重金屬移除效率及淋洗液用以植生復育濃澆用水，以進行比較以皂素溶液進行脫附研究。

表11 供試土壤重金屬濃度分析結果

樣區	銅(Cu)	鉻(Cr)	鎘(Cd)
	土壤污染管制標準(農地標準) (mg/kg)		
	400 (200)	250	20 (5)
	土壤污染監測標準(農地標準) (mg/kg)		
	220 (120)	175	10 (2.5)
桃園重金屬土壤	342.4±30.7	83.5±15.8	17.4±4.2

供試土壤進行土壤pH、有機碳含量、陽離子交換容量 (cation exchange capacity, 簡稱CEC)、電導度 (electrical conductivity, 簡稱EC)及質地分析, 各項目之分析結果如下表12所示, 由於土壤物理化學性質會影響重金屬在土壤中之行為, 因此基本性質分析將有助於探討重金屬脫附性。由表結果可以得知, 在土壤酸鹼度方面, 供試土壤屬於微酸性土壤 (pH 6.10)。在有機碳方面含量為24.8 g/kg, 在質地分析方面, 屬於坩質黏壤土, 粒徑分佈主要為坩粒 (50.7%), 其次為黏粒 (30.7%)。在電導度 (EC)方面, 小於0.85 mS/cm, 故不會影響植物生長。在陽離子交換容量 (CEC)方面, 其易受有機碳含量及土壤質地影響, 為18.1 meq/100g。

表12 供試土壤之基本性質分析結果

樣區	pH	有機碳含量 (g/kg)	陽離子交換容量 (meq/100g)	電導度 (mS/cm)	粒徑分析 (%)			質地
					砂粒	坩粒	黏粒	
桃園重金屬土壤	6.10	24.8	18.1	0.267	18.6	50.7	30.7	坩質黏壤土

5.3 植體生物量及生長情形分析

植物於台大溫室種植，以盆栽式進行種植，種植4個月後進行收割以分析生物量，下表13為換算成每平方公尺可收獲的絕乾生物量，從表中可以看到狼尾草可收獲的量較其他植種多，其次為台灣藜，肥皂草的收獲量最少。三種淋洗液的生物量來看，皂素可獲得的生物量較EDTA及EDDS來的高，對於生物量的影響較小，而EDTA所獲得的生物量最少，對植生復育植體有較高的影響。

植物的高度以狼尾草最高，可達150公分左右，台灣藜約為80公分，肥皂草約為20公分左右。

在EDTA淋洗液的部分，淋洗液濃度18.6 g/L (0.05 mole/L)以上的環境下，生物量開始減少，在淋洗液濃度18.6、37.2及74.4 g/L的環境，狼尾草所獲得的絕乾生物量較對照組少，為對照組的40、27及18%。台灣藜所獲得的絕乾生物量較對照組少，為對照組的57、50及30%。肥皂草所獲得的絕乾生物量較對照組少，為對照組的60、45及58%。

在EDDS淋洗液的部分，淋洗液濃度11.7 g/L (0.05 mole/L)以上的環境下，生物量開始減少，在淋洗液濃度11.7、23.4及46.8 g/L的環境，狼尾草所獲得的絕乾生物量較對照組少，為對照組的68、59及40%。台灣藜所獲得的絕乾生物量較對照組少，為對照組的54、55及48%。肥皂草所獲得的絕乾生物量較對照組少，為對照組的67、55及41%。

在皂素淋洗液的部分，淋洗液濃度20 g/L以上的環境下，生物量開始減少，但對於肥皂草來說影響較小，在淋洗液濃度20、50及100 g/L的環境，狼尾草所獲得的絕乾生物量較對照組少，為對照組的86、83及83%。台灣藜所獲得的絕乾生物量較對照組少，為對照組的82、79及84%。肥皂草所獲得的絕乾生物量較對照組少，為對照組的92、77及99%。

表13 不同處理下植體生物量分析

樣品分類	淋洗液濃度 (g/L)	狼尾草 絕乾生物量 (g/m ²)	台灣藜 絕乾生物量 (g/m ²)	肥皂草 絕乾生物量 (g/m ²)
EDTA	18.6	953.0±85.7	328.6±50.2	143.3±20.7
	37.2	951.7±85.3	290.4±57.8	106.4±28.2
	74.4	422.0±87.2	171.7±47.8	138.0±14.2
EDDS	11.7	1619.5±231.0	312.9±33.5	160.1±7.4
	23.4	1415.2±289.1	317.9±56.3	132.3±20.3
	46.8	952.2±90.61	274.7±31.2	97.1±15.8
皂素	20	2051.5±406.4	470.3±89.4	218.4±47.6
	50	1994.1±391.1	456.7±66.0	184.9±38.1
	100	1987.9±364.4	483.6±73.2	237.6±26.1
對照組		2392.4±476.6	577.2±67.9	238.8±34.4

5.4 檢測植體重金屬含量分析

狼尾草在三種不同濃度淋洗液灌溉，植體重金屬銅的蓄積情形如圖6所示，從圖中可以發現EDDS的蓄積情形最好，其次為EDTA，皂素則較差，在高劑量淋洗液灌溉下，其植體重金屬銅的濃度，分別為117.8 mg/kg、100.9 mg/kg及32.7 mg/kg，對照組濃度為14.5 mg/kg，各種淋洗液的富集量為對照組的8.12、6.96及2.26倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），狼尾草吸收重金屬銅的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.04~0.32倍。

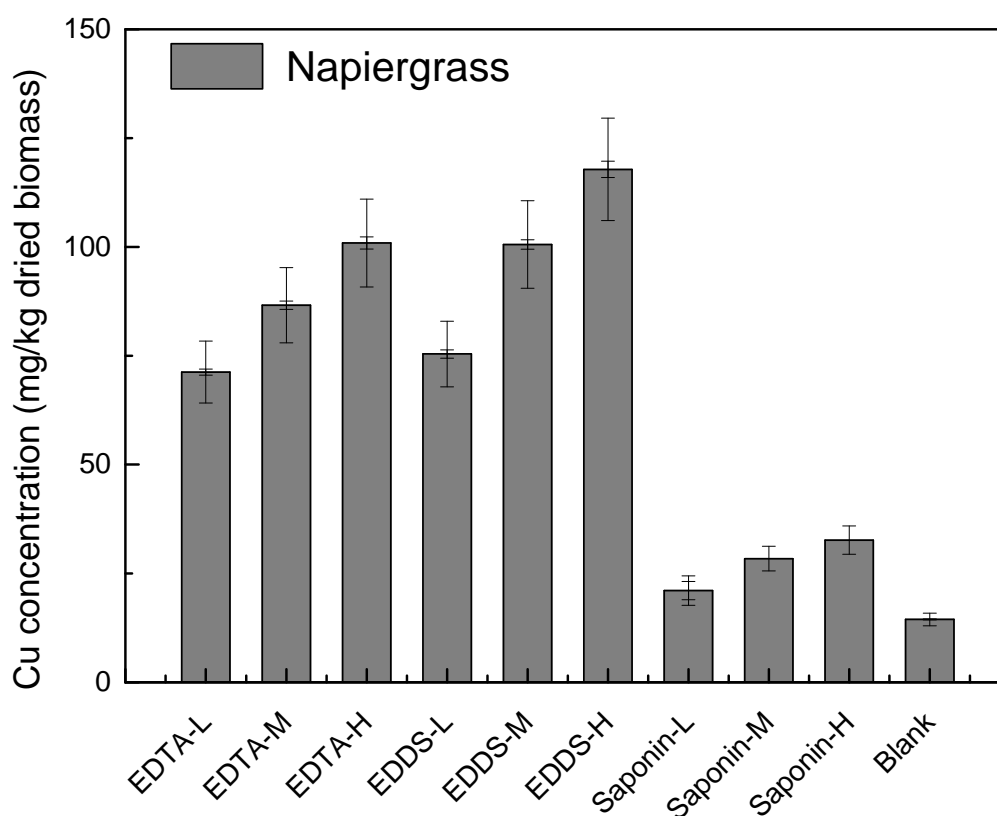


圖6 狼尾草在不同淋洗液重金屬銅吸收情形

台灣藜在三種不同濃度淋洗液灌溉，植體重金屬銅的蓄積情形如圖7所示，從圖中可以發現EDDS的蓄積情形最好，其次為EDTA，皂素則較差，在高劑量淋洗液灌溉下，其植體重金屬銅的濃度分別為891.5 mg/kg、761.0 mg/kg及461.5 mg/kg，對照組濃度為260.5 mg/kg，各種淋洗液的富集量為對照組的3.42、2.92及1.77倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），台灣藜吸收重金屬銅的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.76~2.61倍。

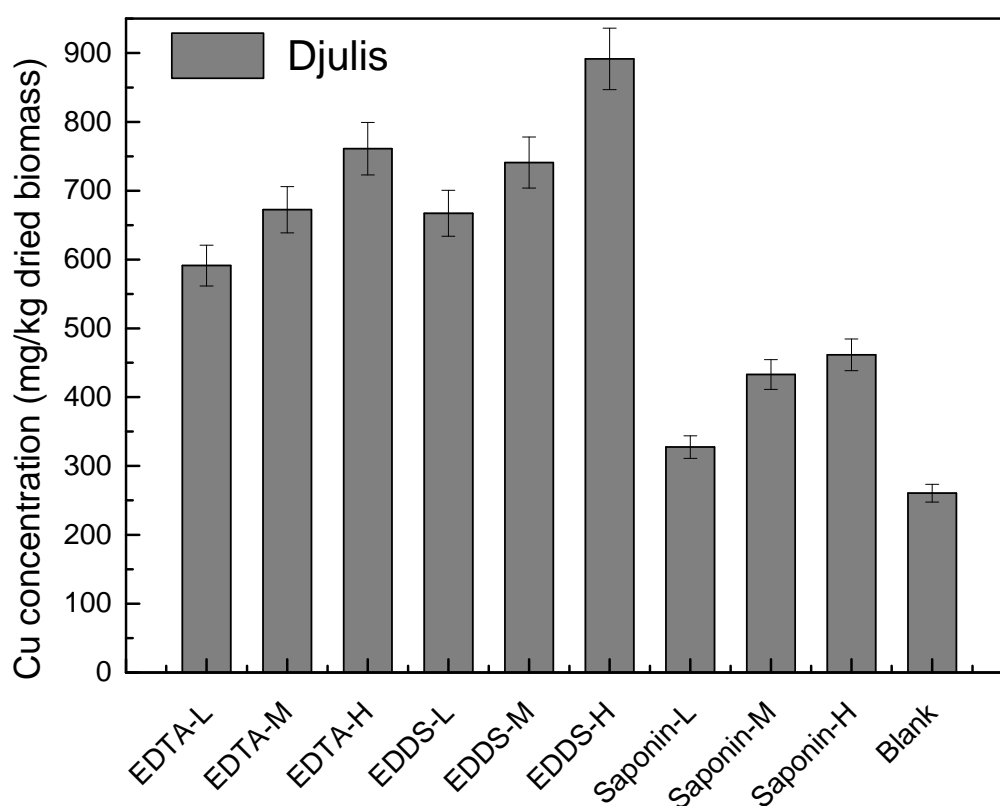


圖7 台灣藜在不同淋洗液重金屬銅吸收情形

肥皂草在三種不同濃度淋洗液灌溉，植體重金屬銅的蓄積情形如圖8所示，從圖中可以發現EDTA的蓄積情形最好，其次為EDDS，皂素則較差，在高劑量淋洗液灌溉下，其植體重金屬銅的濃度分別為294.5 mg/kg、281.6 mg/kg及128.4 mg/kg，對照組濃度為87.5 mg/kg，各種淋洗液的富集量為對照組的3.37、3.22及1.47倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），肥皂草吸收重金屬銅的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.26~0.86倍。

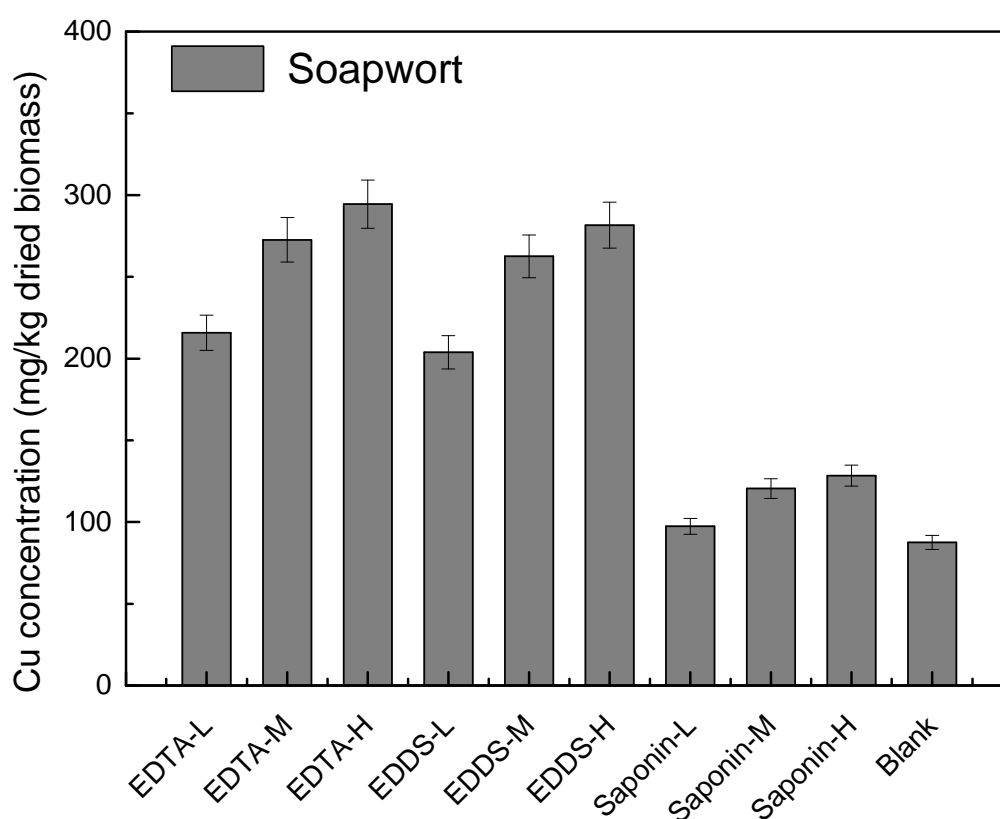


圖8 肥皂草在不同淋洗液重金屬銅吸收情形

狼尾草在三種不同濃度淋洗液灌溉，植體重金屬鉻的蓄積情形如圖65所示，從圖中可以發現EDDS的蓄積情形最好，其次為EDTA，皂素則較差，在高劑量淋洗液灌溉下，其植體重金屬鉻的濃度分別為37.1 mg/kg、25.4 mg/kg及18.7 mg/kg，對照組濃度為7.15 mg/kg，各種淋洗液的富集量為對照組的5.19、3.55及2.62倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），狼尾草吸收重金屬鉻的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.09~0.44倍。

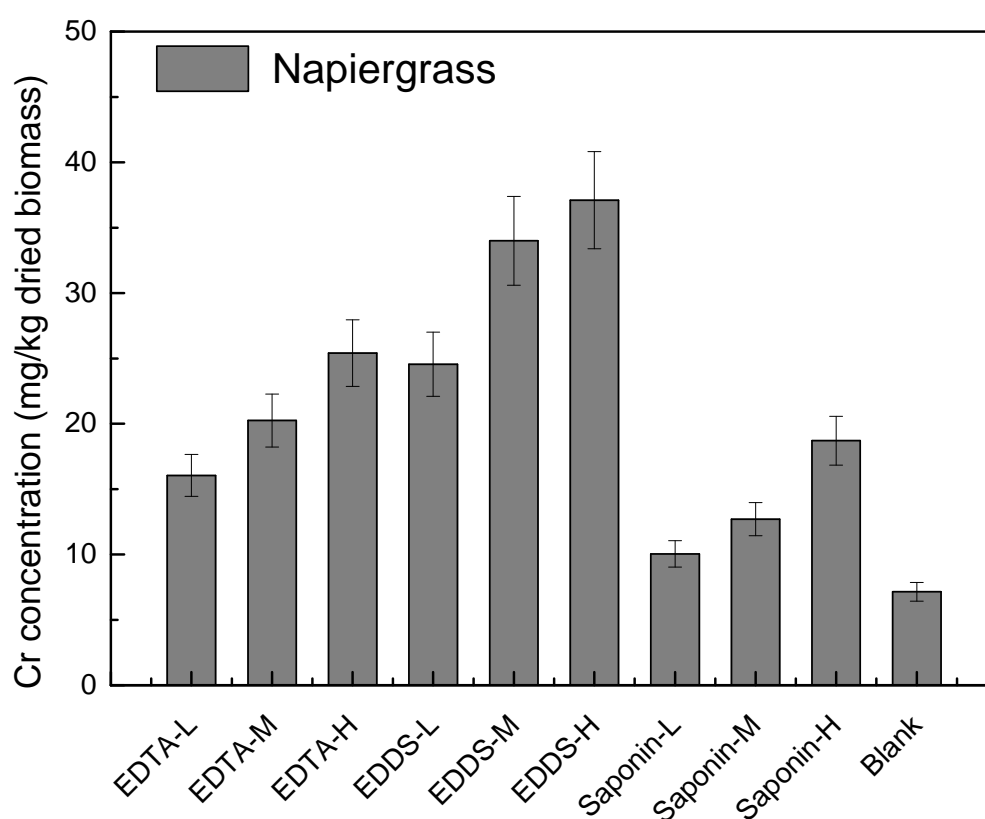


圖9 狼尾草在不同淋洗液重金屬鉻吸收情形

台灣藜在三種不同濃度淋洗液灌溉，植體重金屬鉻的蓄積情形如圖10所示，從圖中可以發現EDDS的蓄積情形最好，其次為EDTA，皂素則較差，在高劑量淋洗液灌溉下，其植體重金屬鉻的濃度分別為91.1 mg/kg、89.6 mg/kg及55.9 mg/kg，對照組濃度為43.8 mg/kg，各種淋洗液的富集量為對照組的2.08、2.05及1.28倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），台灣藜吸收重金屬鉻的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.52~1.09倍。

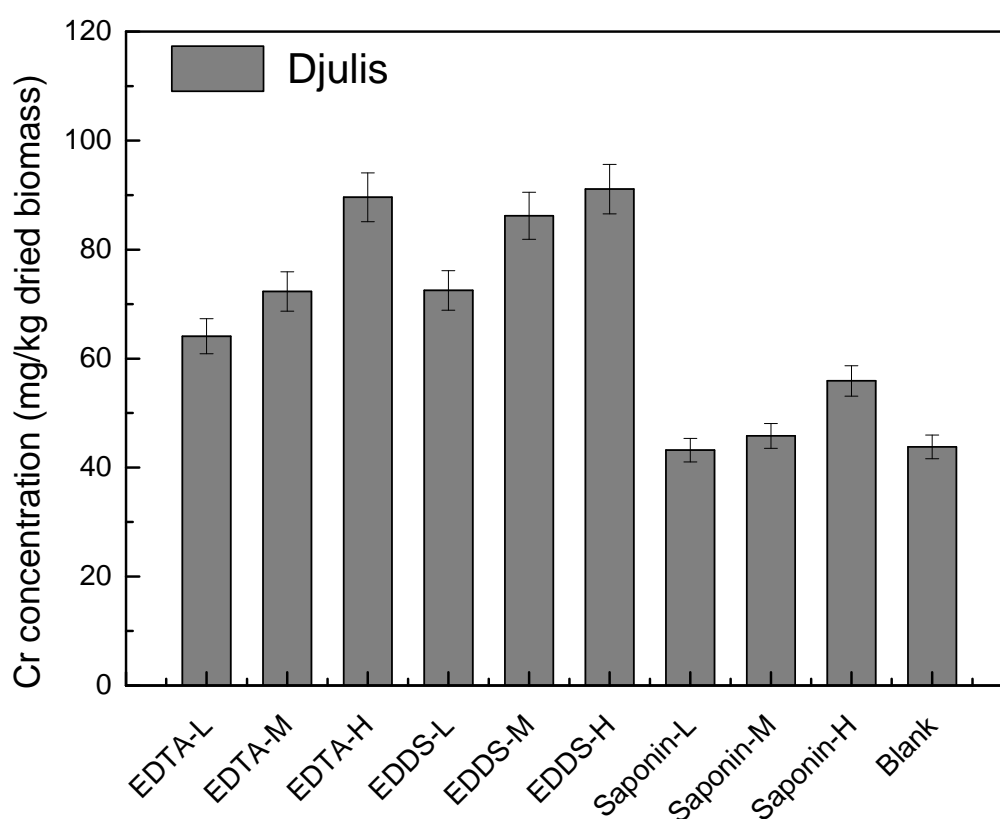


圖10 台灣藜在不同淋洗液重金屬鉻吸收情形

肥皂草在三種不同濃度淋洗液灌溉，植體重金屬鉻的蓄積情形如圖11所示，從圖中可以發現EDTA的蓄積情形最好，其次為EDDS，皂素則較差，在高劑量淋洗液灌溉下，其植體重金屬鉻的濃度分別為72.7 mg/kg、65.2 mg/kg及43.2 mg/kg，對照組濃度為25.2 mg/kg，各種淋洗液的富集量為對照組的2.88、2.59及1.71倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），肥皂草吸收重金屬鉻的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.3~0.87倍。

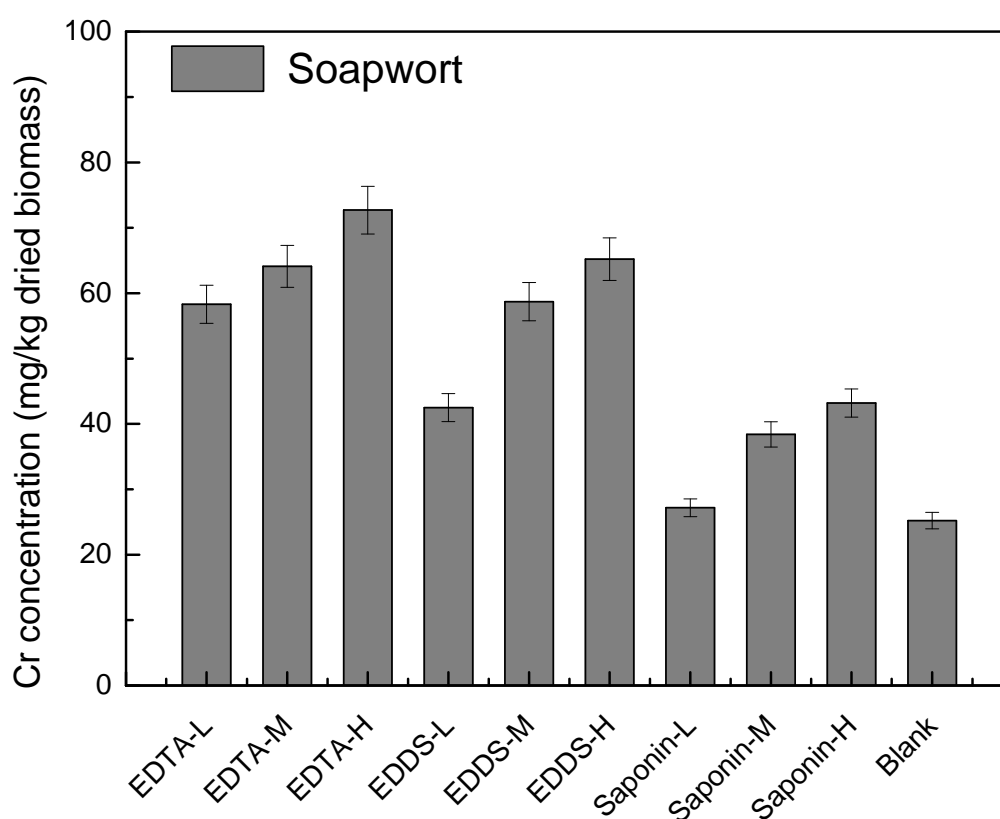


圖11 肥皂草在不同淋洗液重金屬鉻吸收情形

狼尾草在三種不同濃度淋洗液灌溉，植體重金屬鎘的蓄積情形如圖12所示，從圖中可以發現EDDS的蓄積情形最好，其次為EDTA，皂素則較差，在高劑量淋洗液灌溉下，其植體重金屬鎘的濃度分別為6.1 mg/kg、4.9 mg/kg及3.6 mg/kg，對照組濃度為1.3 mg/kg，各種淋洗液的富集量為對照組的4.69、3.77及2.77倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），狼尾草吸收重金屬鎘的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.07~0.35倍。

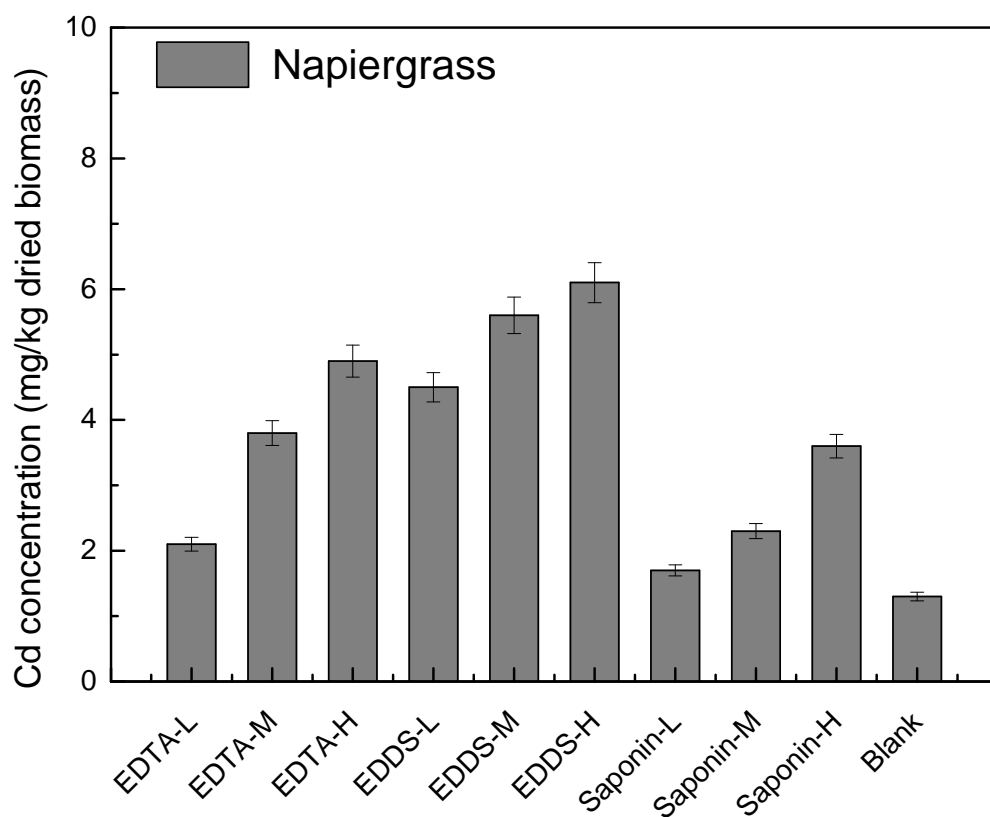


圖12 狼尾草在不同淋洗液重金屬鎘吸收情形

台灣藜在三種不同濃度淋洗液灌溉，植體重金屬鎘的蓄積情形如圖13所示，從圖中可以發現EDDS的蓄積情形最好，其次為EDTA，皂素則較差，在高劑量淋洗液灌溉下，其植體重金屬鎘的濃度分別為24.1 mg/kg、22.2 mg/kg及17.2 mg/kg，對照組濃度為13.2 mg/kg，各種淋洗液的富集量為對照組的4.69、3.77及2.77倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），台灣藜吸收重金屬鎘的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.76~1.39倍。

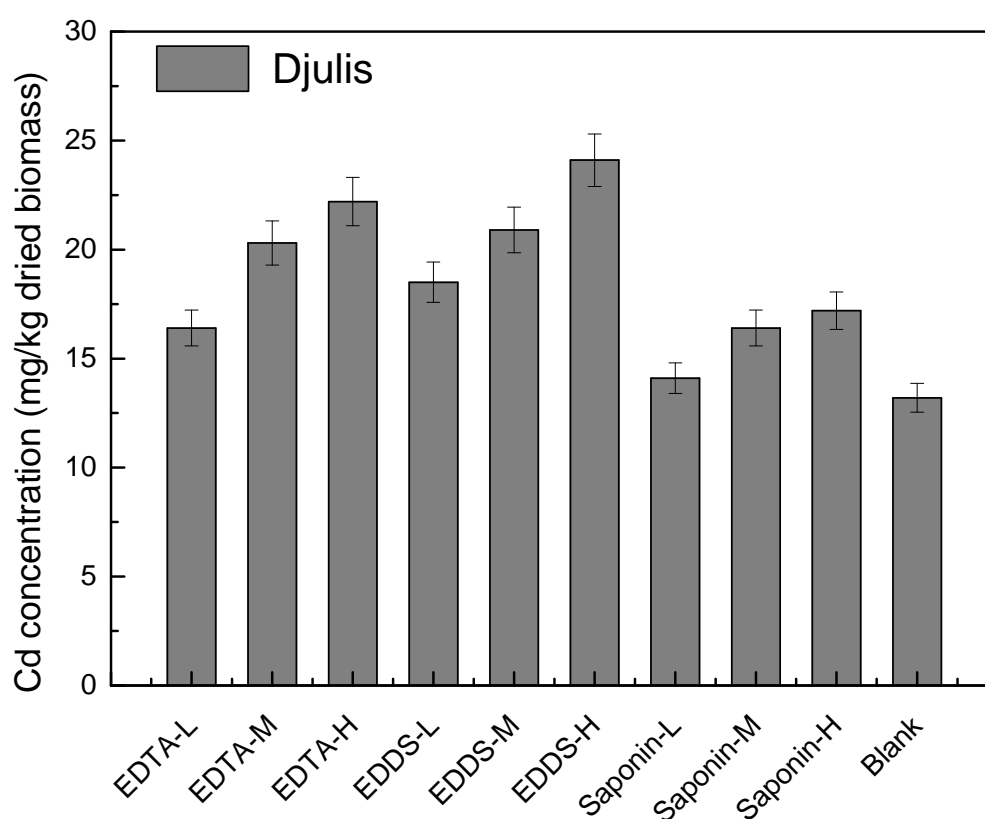


圖13 台灣藜在不同淋洗液重金屬鎘吸收情形

肥皂草在三種不同濃度淋洗液灌溉，植體重金屬鎘的蓄積情形如圖14所示，從圖中可以發現EDDS的蓄積情形最好，其次為EDTA，皂素則較差，在高劑量淋洗液灌溉下，其植體重金屬鎘的濃度分別為6.95 mg/kg、5.07 mg/kg及4.57 mg/kg，對照組濃度為1.4 mg/kg，各種淋洗液的富集量為對照組的4.96、3.62及3.26倍。生物富集係數（Bioaccumulation factor, BCF，是絕乾生物組織中化合物的濃度和溶解在土壤的濃度之比。也可以認為是生物對化合物的吸收速率與生物體內化合物淨化速率之比，生物富集係數是描述化學物質在生物體內累積趨勢之重要指標），肥皂草吸收重金屬鎘的情形，吸收重金屬為土壤濃度的0.08~0.40倍。

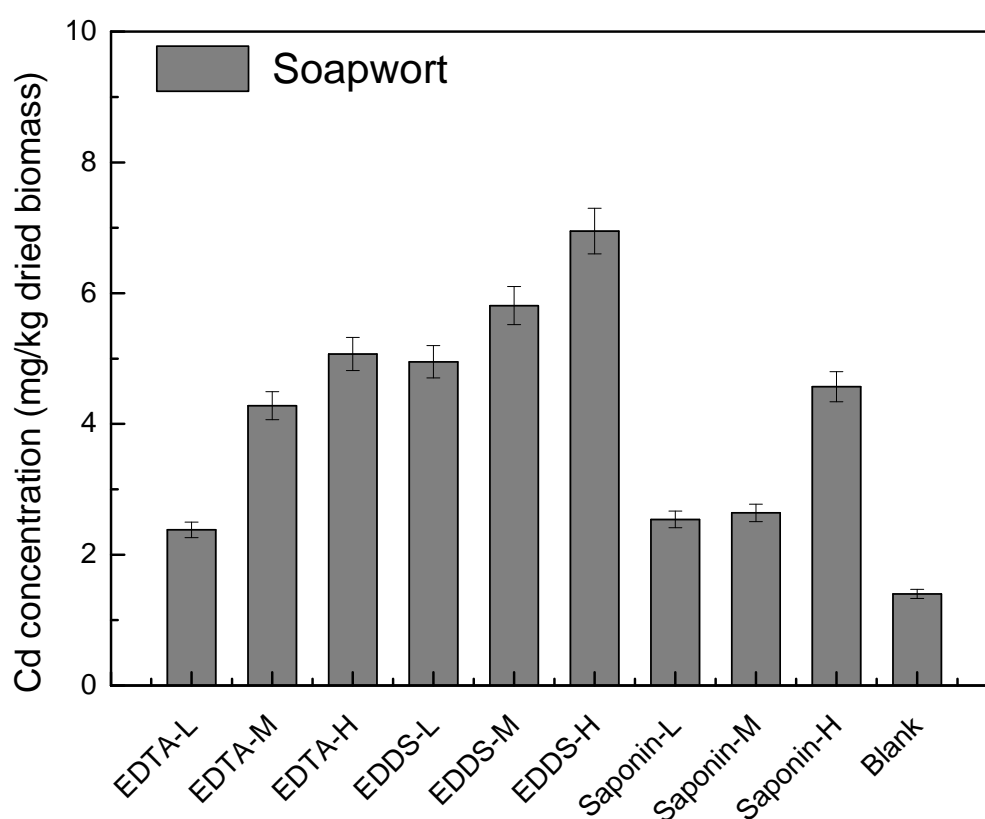


圖14 肥皂草在不同淋洗液重金屬鎘吸收情形

5.5 植體重金屬移除效率分析

狼尾草在EDDS的環境下，所能移除的重金屬Cu移除量最多，每 m^2 可移除約112.2~142.3 mg的Cu，在EDTA的環境下每 m^2 可移除約42.6~67.9 mg的Cu，在皂素的環境下每 m^2 可移除約43.2~64.9 mg的Cu。台灣藜在EDDS的環境下，所能移除的重金屬Cu移除量最多，每 m^2 可移除約36.1~40.5 mg的Cu，在EDTA的環境下每 m^2 可移除約5.1~18.7 mg的Cu，在皂素的環境下每 m^2 可移除約13.1~17.5 mg的Cu。肥皂草在EDTA的環境下，所能移除的重金屬Cu移除量最多，每 m^2 可移除約30.9~40.7 mg的Cu，在EDDS的環境下每 m^2 可移除約27.3~34.7 mg的Cu，在皂素的環境下每 m^2 可移除約21.3~30.5 mg的Cu。

狼尾草在EDDS的環境下，所能移除的重金屬Cr移除量最多，每 m^2 可移除約35.3~48.1mg的Cr，在EDTA的環境下每 m^2 可移除約10.7~15.3 mg的Cr，在皂素的環境下每 m^2 可移除約20.6~37.2 mg的Cr。台灣藜在EDDS的環境下，所能移除的重金屬Cr移除量最多，每 m^2 可移除約22.7~27.4mg的Cr，在EDTA的環境下每 m^2 可移除約15.4~21.1 mg的Cr，在皂素的環境下每 m^2 可移除約20.3~27.0 mg的Cr。肥皂草在皂素的環境下，所能移除的重金屬Cr移除量最多，每 m^2 可移除約5.9~10.3 mg的Cr，在EDTA的環境下每 m^2 可移除約6.8~10.0 mg的Cr，在EDDS的環境下每 m^2 可移除約6.3~7.8 mg的Cr。

狼尾草在EDDS的環境下，所能移除的重金屬Cd移除量最多，每 m^2 可移除約5.8~7.9 mg的Cd，在EDTA的環境下每 m^2 可移除約2.0~2.5 mg的Cd，在皂素的環境下每 m^2 可移除約3.5~7.2 mg的Cd。台灣藜在皂素的環境下，所能移除的重金屬Cd移除量最多，每 m^2 可移除約6.6~8.3 mg的Cd，在EDTA的環境下每 m^2 可移除約3.8~5.9 mg的Cd，在EDDS的環境下每 m^2 可移除約5.8~6.6 mg的Cd。肥皂草在皂素的環境下，所能移除的重金屬Cd移除量最多，每 m^2 可移除約0.5~1.1 mg的Cd，在EDTA的環境下每 m^2 可移除約0.3~0.7 mg的Cd，在EDDS的環境下每 m^2 可移除約0.7~0.8 mg的Cd。

表14 不同處理下植體一次收穫單位面積移除重金屬總量分析

重金屬	樣品分類	淋洗液濃度 (g/L)	狼尾草 重金屬移除量 (mg/m ²)	台灣藜 重金屬移除量 (mg/m ²)	肥皂草 重金屬移除量 (mg/m ²)
Cu	EDTA	18.6	67.9	18.7	30.9
		37.2	56.4	14.6	29.0
		74.4	42.6	5.1	40.7
	EDDS	11.7	122.1	17.0	32.6
		23.4	142.3	17.5	34.7
		46.8	112.2	13.1	27.3
	皂素	20	43.2	38.3	21.3
		50	56.6	36.1	22.3
		100	64.9	40.5	30.5
Cr	EDTA	18.6	15.3	21.1	8.4
		37.2	13.2	21.0	6.8
		74.4	10.7	15.4	10.0
	EDDS	11.7	39.8	22.7	6.8
		23.4	48.1	27.4	7.8
		46.8	35.3	25.0	6.3
	皂素	20	20.6	20.3	5.9
		50	25.3	20.9	7.1
		100	37.2	27.0	10.3
Cd	EDTA	18.6	2.0	5.4	0.3
		37.2	2.5	5.9	0.5
		74.4	2.1	3.8	0.7
	EDDS	11.7	7.3	5.8	0.8
		23.4	7.9	6.6	0.8
		46.8	5.8	6.6	0.7
	皂素	20	3.5	6.6	0.6
		50	4.6	7.5	0.5
		100	7.2	8.3	1.1

5.6 土壤淋洗液對重金屬污染土壤中重金屬脫附分析

本研究分別稱取1 g污染土壤，並分別裝入50 mL離心管中，加入25 mL不同濃度的EDTA、EDDS及皂素，其中EDTA及EDDS的濃度分別為0.01, 0.05, 0.1, 0.2, 0.3 mole/L，皂素濃度為20, 40, 60, 80, 100 g/L，並將上面各濃度調整成不同pH值為pH 3, pH 5, pH 7，然後在振盪機上以150 rpm於室溫下振盪24小時，所得樣品以高速離心機3000rpm離心15分鐘，取上清液測定Cu、Cr、Cd的濃度含量，將此濃度含量與土壤全量重金屬含量相比，以計算重金屬去除率。

從圖15可以看出，Cu的去除率隨EDTA濃度的增加而提高，尤其在EDTA濃度為0.05 mole/L時開始平緩式的增加趨勢，在EDTA濃度為0.3 mole/L時去除率最大，以去除效果來看Cu的去除率pH 3>pH 5>pH 7，去除效果為88.7%、81.9%、76.9%。

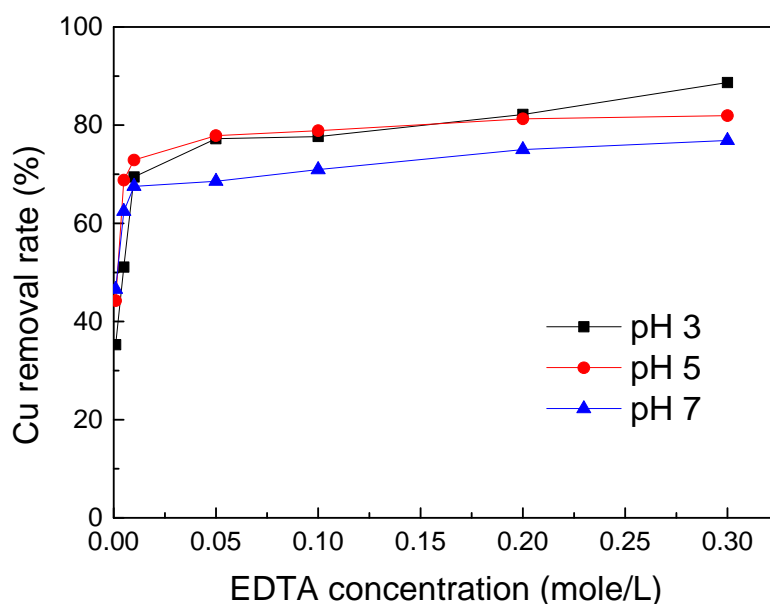


圖15 不同濃度EDTA對土壤中重金屬Cu的去除率

從圖16可以看出，Cu的去除率隨EDDS濃度的增加而提高，尤其在EDDS濃度為0.1 mole/L時開始平緩式的增加趨勢，在EDTA濃度為0.3 mole/L時去除率最大，以去除效果來看Cu的去除率 $\text{pH } 3 > \text{pH } 5 > \text{pH } 7$ ，去除效果為77.6%、73.9%、62.2%。

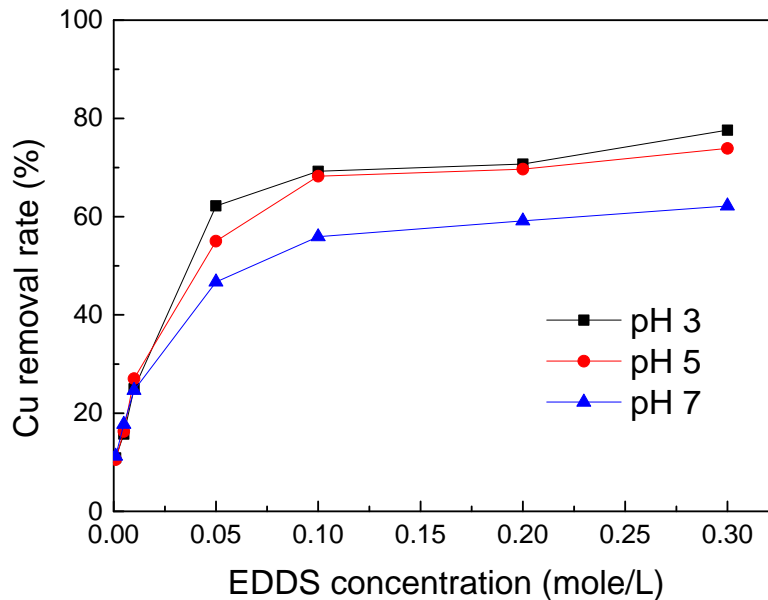


圖16 不同濃度EDDS對土壤中重金屬Cu的去除率

從圖17可以看出，Cu的去除率隨皂素濃度的增加而提高，尤其在皂素濃度為4 g/100 mL時開始平緩式的增加趨勢，在皂素濃度為10 g/100 mL時去除率最大，以去除效果來看Cu的去除率 $\text{pH } 3 > \text{pH } 5 > \text{pH } 7$ ，去除效果為45.1%、39.0%、22.7%。

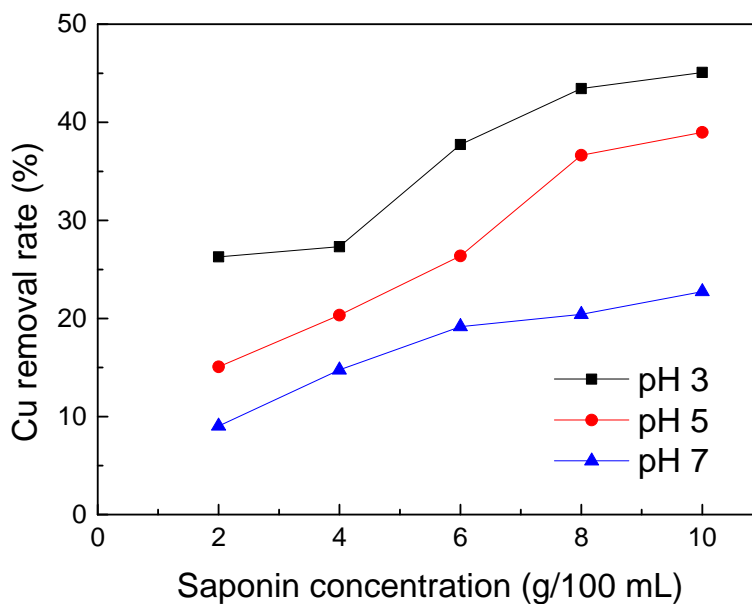


圖17 不同濃度皂素對土壤中重金屬Cu的去除率

從圖18可以看出，Cr的去除率隨EDTA濃度的增加而提高，尤其在EDTA濃度為0.05 mole/L時開始平緩式的增加趨勢，在EDTA濃度為0.3 mole/L時去除率最大，以去除效果來看Cr的去除率pH 3>pH 5>pH 7，去除效果為66.0%、52.2%、45.2%。

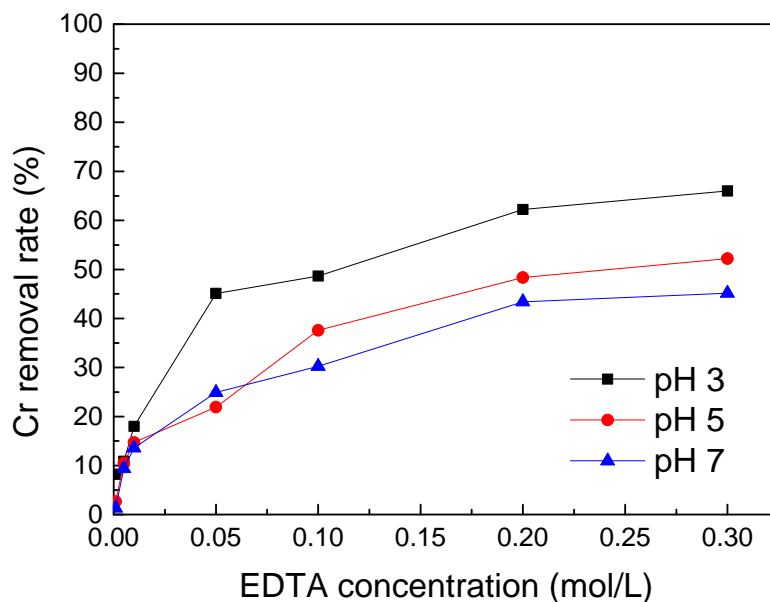


圖18 不同濃度EDTA對土壤中重金屬Cr的去除率

從圖19/L時開始平緩式的增加趨勢，在EDTA濃度為0.3 mole/L時去除率最大，以去除效果來看Cr的去除率pH 3>pH 5>pH 7，去除效果為55.2%、55.3%、47.6%。

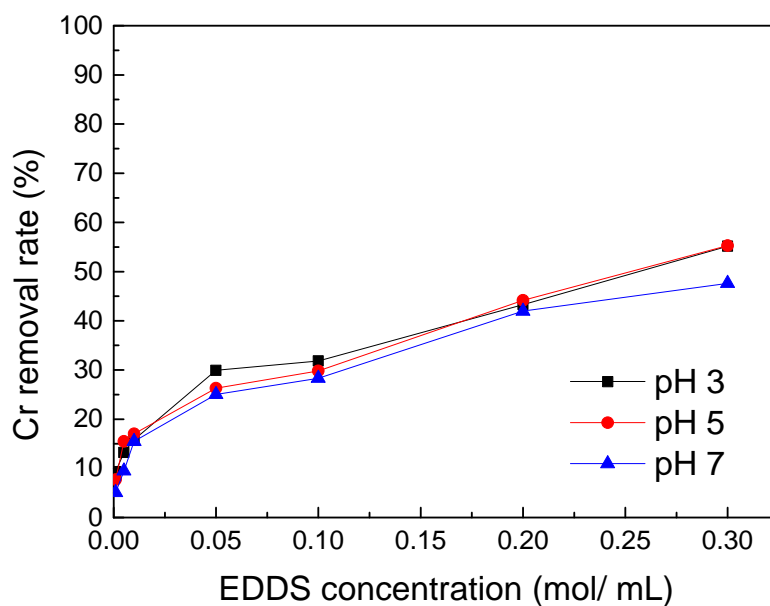


圖19 不同濃度EDDS對土壤中重金屬Cr的去除率

從圖20可以看出，Cr的去除率隨皂素濃度的增加而提高，尤其在皂素濃度為4 g/100 mL時開始平緩式的增加趨勢，在皂素濃度為10 g/100 mL時去除率最大，以去除效果來看Cu的去除率 $\text{pH } 3 > \text{pH } 5 > \text{pH } 7$ ，去除效果為45.1%、39.0%、22.7%。

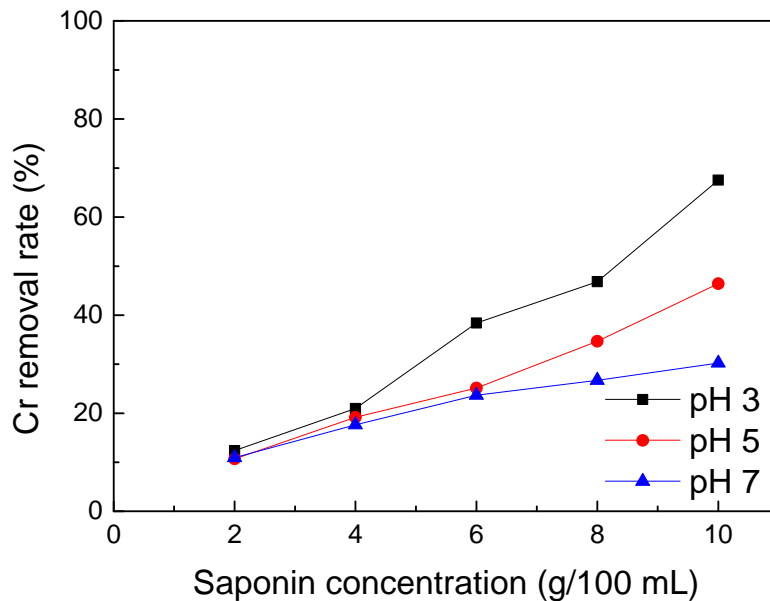


圖20 不同濃度皂素對土壤中重金屬Cr的去除率

從圖21可以看出，Cd的去除率隨EDTA濃度的增加而提高，尤其在EDTA濃度為0.05 mole/L時開始平緩式的增加趨勢，在EDTA濃度為0.3 mole/L時去除率最大，以去除效果來看Cr的去除率 $\text{pH } 3 > \text{pH } 5 > \text{pH } 7$ ，去除效果為18.5%、11.4%、8.7%。

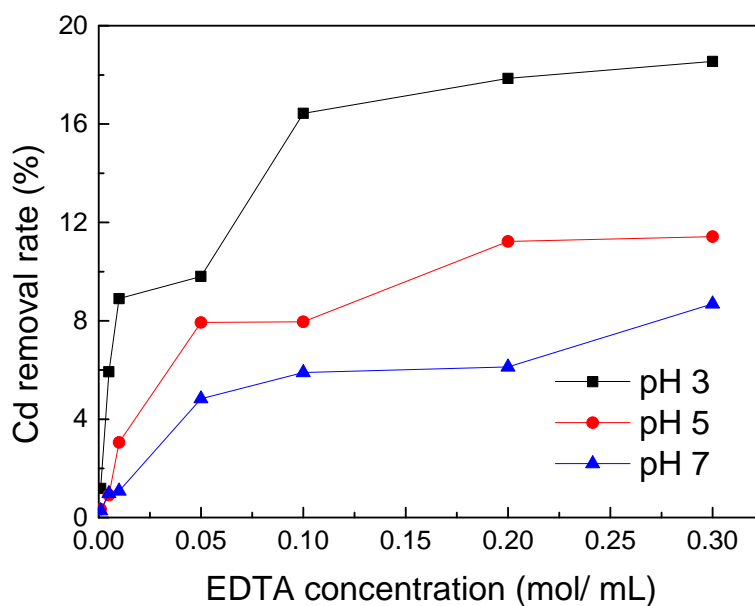


圖21 不同濃度EDTA對土壤中重金屬Cd的去除率

從圖22可以看出，Cd的去除率隨EDDS濃度的增加而提高，尤其在EDDS濃度為0.05 mole/L時開始平緩式的增加趨勢，在EDDS濃度為0.3 mole/L時去除率最大，以去除效果來看Cr的去除率pH 3>pH 5>pH 7，去除效果為15.1%、14.7%、12.0%。

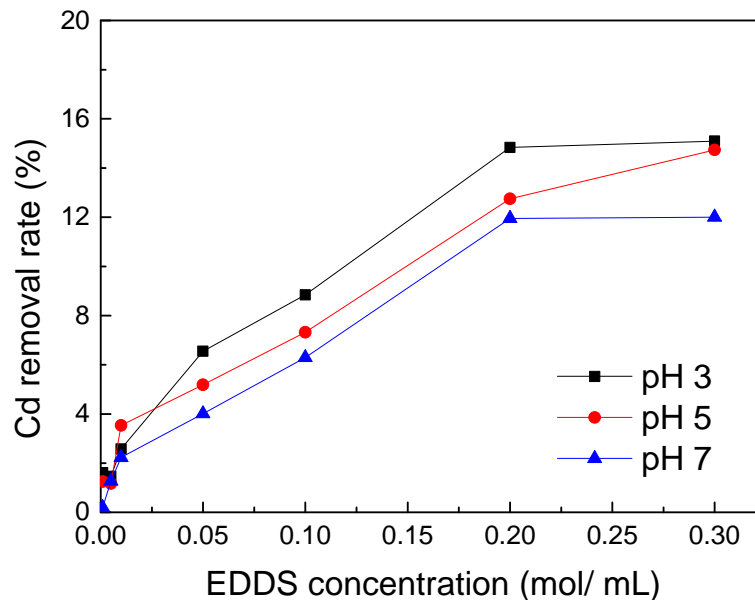


圖22 不同濃度EDDS對土壤中重金屬Cd的去除率

從圖23可以看出，Cd的去除率隨皂素濃度的增加而提高，尤其在皂素濃度為4 g/100 mL時開始平緩式的增加趨勢，在皂素濃度為10 g/100 mL時去除率最大，以去除效果來看Cu的去除率pH 3>pH 5>pH 7，去除效果為16.1%、15.1%、13.2%。

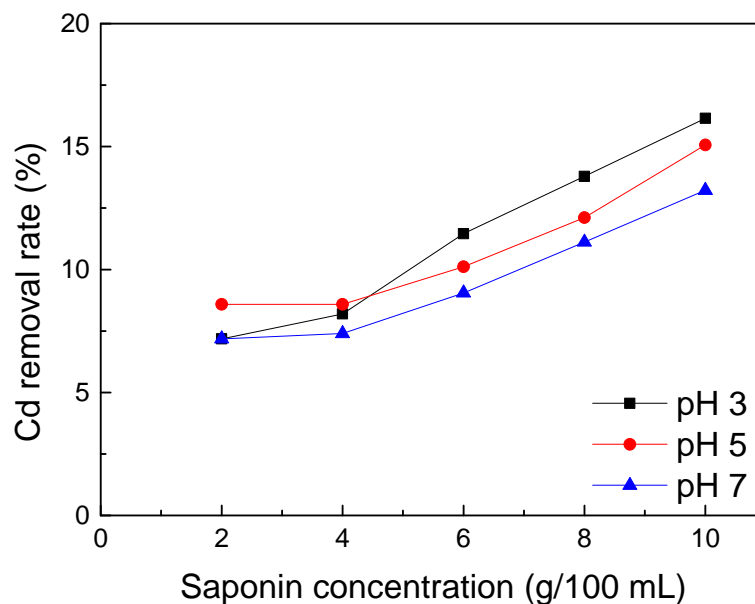


圖23 不同濃度皂素對土壤中重金屬Cd的去除率

5.7 土壤淋洗結合植生復育整治效益分析

過去學者分析土壤重金屬整治成本，若土壤移地進行淋洗除污，所需耗費的成本將會相當的大，而植生復育整治的成本雖然便宜，但所需時間較長。

表15 土壤整治成本分析 (Mulligan *et al.*, 2001)

Technology	Description	Applicability	Costs (\$US/ton)
<i>Ex situ treatment</i>			
Physical separation	Includes, froth flotation, gravity separation, screening, etc.	For high metal concentrations	60-245
Soil washing	Addition of surfactants and other additives to solubilize	For water soluble contaminants	25-300
Pyrometallurgical	Elevated temperature extraction and processing for metal removal	Highly-contaminated soils (5-20%)	200-1000
<i>In situ treatment</i>			
Reactive barriers	Creation of a permeable barrier	Sorption or degradation of contaminants in barrier	60-245
Soil flushing	Water flushing to leach contaminants	For soluble contaminants	100-200
Electrokinetic	Application of electrical current	Applicable for saturated soils with low groundwater flow	Little info
Phytoremediation	Use of plants for metal extraction	Shallow soils and water	Good

本計畫去年評估以排土客土法與植生復育法移除相同重金屬總量，進行生命週期評估，評估所造成之整體環境衝擊指數。從結果可以發現，植生復育法其環境衝擊反而較排土客土法高，其主要原因為為植生復育法為了達到與排土客土法移除相同重金屬總量時，需要較長的整治時間，台灣藜所需時間為480年，狼尾草為2735年，因此對於環境的衝擊影響會隨時間累積，而以狼尾草作為植生復育萃取植物時，因其重金屬移除能力較低，造成環境衝擊為最高，故植生復育法為達到移除相同的重金屬總量時，反而不利於降低環境衝擊。但若將植體進行再利用將可降低其環境衝擊。

以收穫量作為發電再利用時，結果可以發現，將收穫之生質物進行再利用時，植生復育法對於環境的衝擊會降低許多，甚至對於環境是有益的，其主要原因係當生質物作為發電利用時，所產生之電力可以取代部分的化石能源發電，因此降低了化石能源的需求，也減少原本化石能源所造成的高環境衝擊，使得植生復育整治在實行時，其生質物之利用對於環境是具有正面效益的。

而狼尾草每年可收穫之生質物為 3982.36 g/m^2 ，其較台灣藜每年之收穫量(921.59 g/m^2)高，因此在作為發電利用時，狼尾草具有較多的生質物原料進行發電，因此所生產之發電量較高而取代較多的化石能源發電，故狼尾草在作為利用時，其對於環境的衝擊是較台灣藜低的。

而植生復育若搭配淋洗做為灌溉用水的話，從5.4節的結果可以得知將有助於植體吸收重金屬的增加，而在5.6節可以知道淋洗液在酸性的環境下重金屬脫附能力將較大，故若能再搭配耐酸性環境下植體作物，將可改進過去單純以植生復育進行整治的效果增加。

另外收集五個臺灣已完成整治之案例，如表16所示，藉此評估實施整治所需耗費之成本，但因未收集到淋洗工程相關資料，故以現有工法進行成本估算，臺灣改善計畫與監督及驗證計畫分別由不同公司執行，藉此避免由同一家公司執行而造成偽造情事。茲將各案例污染情形及每公頃整治經費彙整於表17所示，每個農地因為污染情形的不同，因此所需的整治經費也會有極大的落差，若遭受到高濃度的重金屬污染，就不能採取水平及上下翻轉稀釋，則需採用較高經費的排土客土法，甚至需採用其他工法如酸洗法；若污染深度越深及農地面積過小或土層深度過淺，也會影響到經費的多寡，因此從這五個案例來看每公頃所需的整治經費從98萬到421萬不等。再去分析這幾個案例的預算結構，人事費大約佔總經費5~23%之間，業務費約為72~90%之間，其中業務費中明細差異如表6.12所示，在地上物清除及處置費、翻轉稀釋工程及地力恢復有較大的差異，這是因為土壤污染的情形不同，對於工程的難易度有大的差異，因此事前掌握土壤污染的概況及程度，針對農地土壤進行全面性污染範圍及污染深度進行評估調查，對於後續工法的採用具有相當大的幫助。

表 16 整治案例及整治經費表

案例	年份	期程 月數	主管單位	計畫名稱	整治經費 (NTD)	整治面積 (m ²)
案例一	2006	5	臺中縣政府環境保護局	臺中縣 95 年度農地土壤重金屬污染控制場址改善計畫	9,082,696	102,875
	2006	5	臺中縣政府環境保護局	臺中縣 95 年度農地土壤重金屬污染控制場址改善監督與驗證計畫	2,458,000	
案例二	2009	24	桃園縣政府環境保護局	「桃園縣蘆竹鄉中福地區(高速公路北側)土壤污染控制場址污染改善計畫」第一部分污染改善工作	14,500,000	88,280
	2009	24	桃園縣政府環境保護局	「桃園縣蘆竹鄉中福地區(高速公路北側)土壤污染控制場址污染改善計畫」第二部分監督及驗證工作	2,750,000	
案例三	2009	24	彰化縣政府環境保護局	98 年度彰化縣農地土壤重金屬污染控制場址改善工作計畫	38,004,225	510,000
	2009	24	彰化縣政府環境保護局	98 年度彰化縣農地土壤重金屬污染控制場址驗證工作計畫	8,635,200	
	2009	24	彰化縣政府環境保護局	98 年度彰化縣農地土壤重金屬污染控制場址改善監督工作計畫	3,345,825	
案例四	2009	4	嘉義市政府環境保護局	嘉義市遠東段 435、471、472 地號土壤污染控制場址污染控制計畫	2,400,000	10,852
	2009	4	嘉義市政府環境保護局	嘉義市遠東段 435、471、472 地號土壤污染控制場址污染控制驗證計畫	186,000	
案例五	2010	9	嘉義市政府環境保護局	嘉義市遠東段 418-3、428-1、470、473、474、485 地號土壤污染控制場址污染改善計畫	4,350,000	11,774
	2010	9	嘉義市政府環境保護局	嘉義市遠東段 418-3、428-1、470、473、474、485 地號土壤污染控制場址污染改善監督與驗證計畫	610,000	

表 17 整治案例污染情形及成本彙整表

案例	污染情形	使用工法	整治經費 (NTD)	整治面積 (公頃)	每公頃整治 成本(NTD/ 公頃)
案例一	污染濃度超過食用作物管制標準：墩北段(鋅 2.88 倍)；仁美段(銅 4.62 倍)；大突寮段(鉻 2.01 倍、銅 4.91 倍)；國中段(銅 2.41 倍)；仁城段(鉻 7.88 倍、鎳 25.6 倍)。部分農田土壤深度只有 20-30 公分，不適合翻轉稀釋，只能用排土客土法，約 30%。	翻轉稀釋 /排土客 土/酸淋 洗	11,540,696	10.2875	1,121,817
案例二	污染之重金屬有鎘、鉻、銅、鎳、鋅，其中超過食用作物管制標準 1-3 倍的共計 5.62 公頃，直接以翻轉稀釋法改善，超過 3-5 倍的共計 1.2542 公頃，以翻轉稀釋輔以排客土法進行改善，超過 5 倍以上的共計 1.7909 公頃，輔以其他工法進行改善。其中污染深度達到 30 公分以上的共計 5.2511 公頃，最深達 120 公分。	翻轉稀釋 /排土客 土	2,586,000	1.0852	2,382,971
案例三	於民國 96 年中，彰化縣政府環保局針對灌溉渠道之上游進行擴大調查工作，執行「擴大調查計畫」，結果發現約有 193 筆地號，約 51 公頃左右之農地超過管制標準。	翻轉稀釋 /排土客 土	49,985,250	51.0000	980,103
案例四	表土中重金屬鋅測值為 520 mg/kg、重金屬鉻 314mg/kg；裡土鋅 462mg/kg、鉻 308mg/kg，其中地號 435 採用翻轉稀釋及排土客土法深度需達 60 公分；地號 471、472 翻轉稀釋法。	翻轉稀釋 /排土客 土	17,250,000	8.8280	1,954,010
案例五	污染重金屬主要以鉻、鎳、鋅為主，其中污染濃度超過食用作物管制標準 1-3 倍面積共計 1.1482 公頃，採用翻轉稀釋法，其中地號 428-1、485 污染深度達 240 公分，超過食用作物管制標準 3-8 倍，為地號 418-3 面積為 0.0292 公頃，採用翻轉稀釋輔以排土客土法，污染深度達 60 公分。	翻轉稀釋 /排土客 土	4,960,000	1.1774	4,212,672

5.8 美國土壤淋洗實例

土壤淋洗是一種土壤整治技術，通常利用化學添加物的方式來進行土壤洗滌，然後將乾淨的土壤與污染的土壤和洗滌水分離，從土壤中除去有害的污染物，污染物通常傾向於結合到細粒土壤（粉粒及粘土），其又易於結合粗粒土壤（砂及砂礫），因此土壤洗滌的主要目的，是將這些污染的細粒和洗滌水與清潔的粗粒土壤分離，然後再處理或處置受污染的細粒和洗滌水。通常經過6個步驟的處理，預處理、分離、粗粒處理、細粒處理、淋洗液處理、殘留物處理。

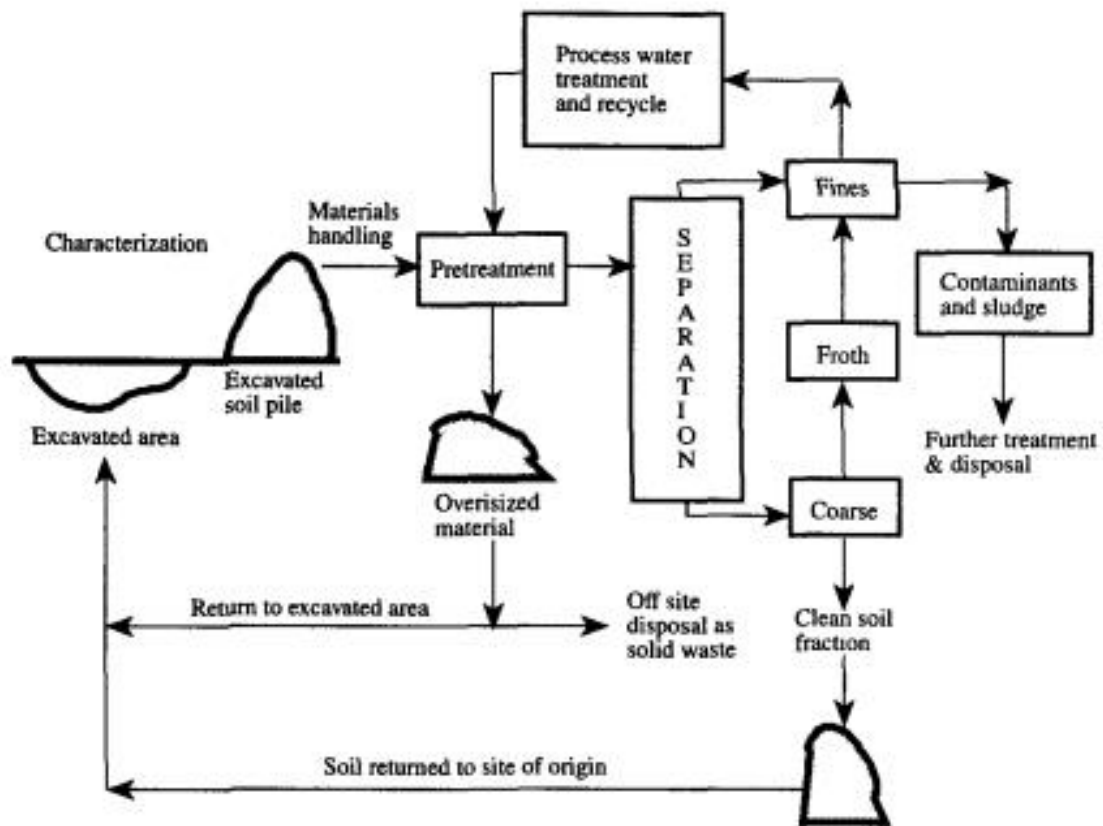


圖24 土壤淋洗處理流程 (US EPA, 1996)

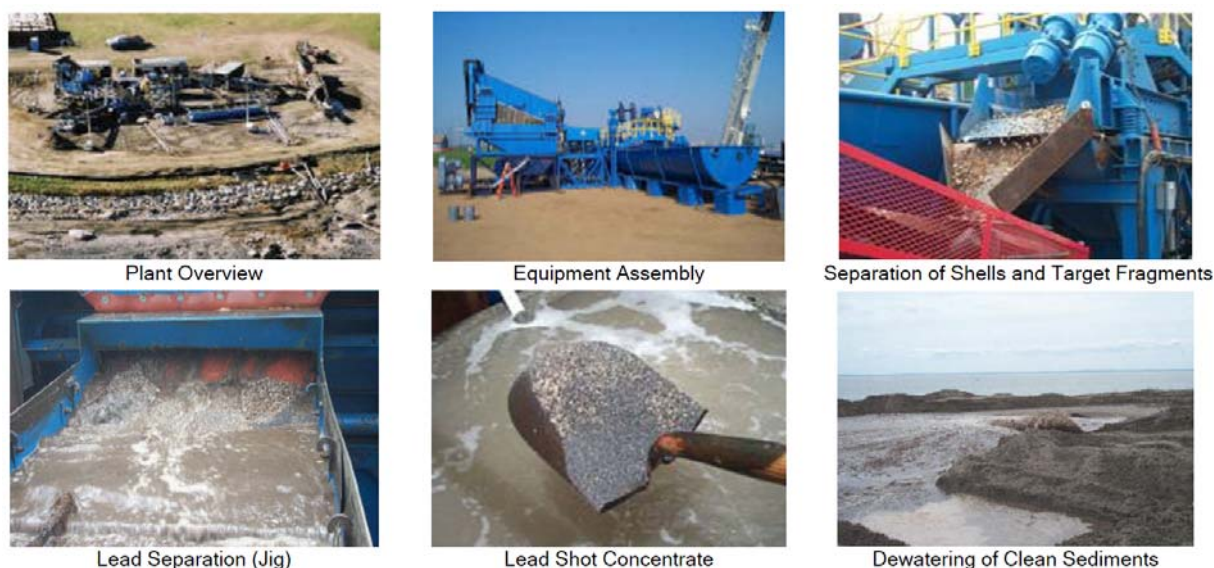


圖25 土壤淋洗實場照片 (ART Engineering)

在預處理流程中，挖掘的污染土壤，從土壤中去除了大的物體，為洗滌步驟製備進行篩選（直徑小於2英吋）的土壤，利用機械篩選，夾具和製片來完成，過大的材料可以作為建築材料，這些材料通常較不被污染，然而如果需要處理的話，可能需要破碎和研磨以減小材料的尺寸 (US EPA, 1993; Griffiths, 1995)。

在分離流程中，在該單元中可以區別成粗顆粒和細顆粒的分離，由於粗粒土壤可能不被污染，它們從洗滌單元中被去除，顆粒的大小通常在63 mm到74 mm (#230 mesh-#200 mesh)之間，進行分離是因為粗粒和細粒土需要不同清潔的程序。粗粒土的分離通常通過使用機械篩選例如篩子進行，而細粒土通過水力旋流器或是其他的方法進行分選 (US EPA, 1993; Griffiths, 1995)。

粗粒處理流程中，一旦粗顆粒從分離流程中去除，如果污染物已經吸收到土壤上，它們可能需要額外的處理，常見的方法包括：表面磨損、酸鹼溶解處理、用於溶解特定污染物的特定溶劑，去除仍然粗粒土壤中的水，然後加回到系統中，使其可以與細粒土壤一起處理。

細粒處理流程中，污染物主要存在於細粒土壤中，在洗滌過程中通常將化學添加劑加入到溶液中，以便於清潔土壤，將土壤與溶劑劇烈混合，然後進行沉降。

淋洗液處理流程，因土壤洗滌單元中使用的洗滌水將被污染，洗滌水包括一些粗糙和細顆粒的土壤、溶解鹽、葉子樹枝、溶解或未溶解重金屬、碳氫化合物或其他污染物，而必須對洗滌水進行處理，以便在土壤洗滌過程中再利用，或是進入放流水。

殘留物處理流程中，在土壤洗滌過程中輸出的殘餘材料的量取決於源始於材料的粒度分布，受污染的細粒土程污泥可以在填埋場處理，如果仍然處於高度污

染，可能需要進一步處理，如焚化、低溫熱解、化學萃取脫氯、生物修復、固化、玻璃化。

在明尼蘇達州的軍用彈藥庫，面積約為2370英畝，該廠於1941年開始，1982年由於該地區土壤測出高量的VOCs及重金屬，利用土壤淋洗處理20000噸的土壤，如圖26所示，再次檢查該地區後，確定該地區的污染量已降至法規標準以下，該地區已成功去除了8種重金屬，並且小於175ppm的淨化標準，原始鉛的初始濃度為86,000 ppm，銅的初始濃度為100,000 ppm，利用土壤洗滌後將乾淨土壤回填至現場，而洗滌液進行處理後回收重金屬。

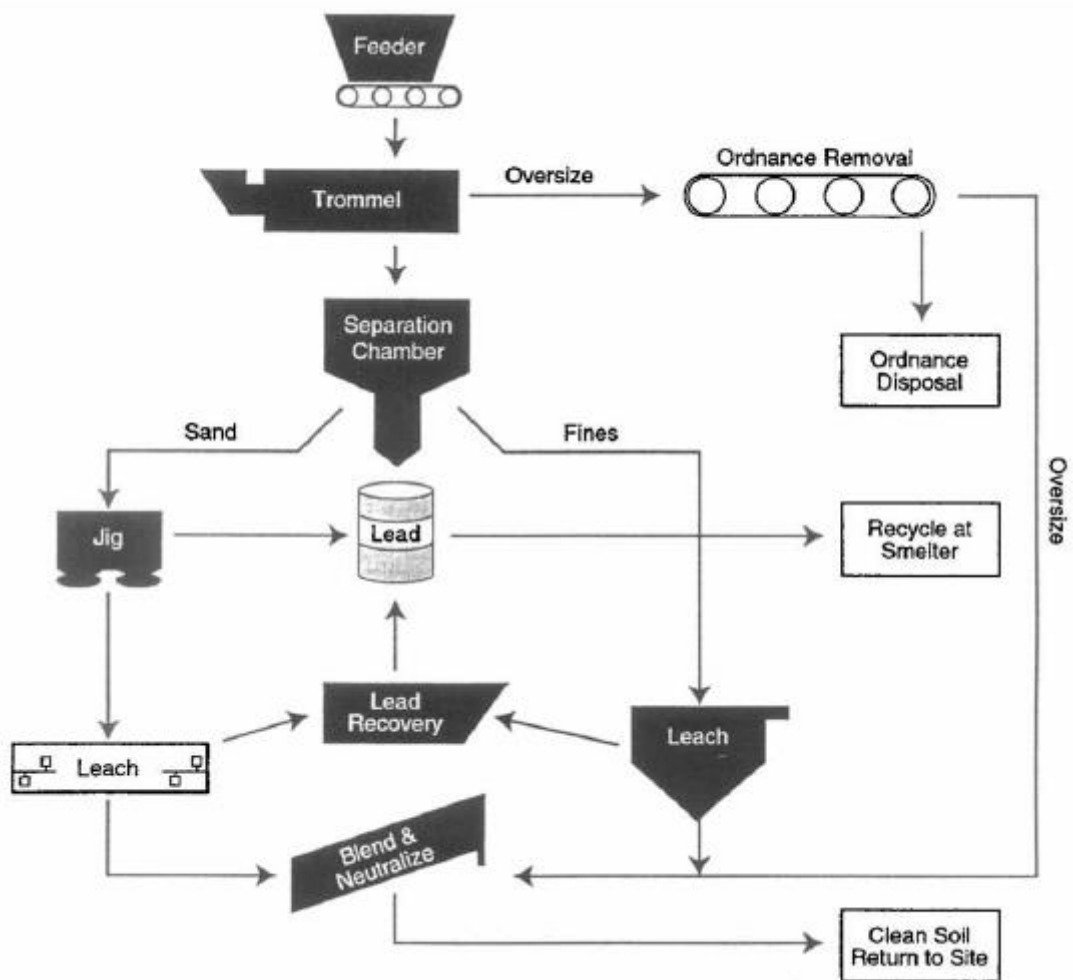


圖26 明尼蘇達州的淋洗處理流程

土壤洗滌的平均成本約為每噸在150-250美元之間 (US EPA, 1993)，成本評估包括土壤清洗系統的設置與拆解、工人和勞動力成本、設備購買或租賃、燃料、電力、化學品、儲存容器和安全設備，而土壤洗滌的成本隨著體積的增加而顯著降低，如圖27所示，每立方碼從142美元減少到53美元，成本的降低是由於設置、

設計和購買設備等固定成本的原因。

RACER PARAMETERS	Scenario A	Scenario B
	Small Site	Large Site
Remedial Action:		
Media/Waste Type	Soil	Soil
Contaminant	SVOC	SVOC
Approach	Ex situ	Ex situ
System Definition:		
Volume (CY)	10,000	200,000
Density (Lbs/CY)	2,600	2,600
Quantity (Tons)	13,000	260,000
Size of Soil Washing Plant (Tons/Hr)	50	100
Mobilization Distance (Mi)	100	100
Safety Level	D	D
Additives:		
Surfactant Additive Rate (Lbs/ton)	4	4
Soil Type	sand-silt/sand clay mixture	sand-silt/sand clay mixture
Supply Water Temperature (°F)	55	55
Process Water Temperature (°F)	55	55
Make up Water (GPM)	50	100
Boiler Capacity (MBH)	0	0
Operation:		
Hours of Operation per Day	16	16
Hours of Downtime per Day	2	2
Days of Operation per Week	5	5
Weeks of Operation per Year	42	42
O&M:		
Years of O&M		
Additional Costs:		
O&M	\$0	\$0
Remedial Design (10% or 10K)	\$129,147	\$960,991
Soil Washing Marked-Up Costs	\$1,291,468	\$9,609,909
TOTAL MARKED-UP COSTS	\$1,420,615	\$10,570,900
COST PER CUBIC FOOT	\$5	\$2
COST PER CUBIC METER	\$187	\$70
COST PER CUBIC YARD	\$142	\$53

圖27 土壤淋洗成本分析

六、結論與建議

本研究已完成狼尾草、台灣藜及肥皂草以不同濃度EDTA、EDDS及皂素淋洗液去除重金屬污染土壤銅、鉻及鎘效果。從結果來看台灣藜對於三種重金屬具有富集效果，對於土壤重金屬的移除將可獲得良好的助益，然而從生物量來看，狼尾草可獲得最大的生物量，在對照組可獲得2392.4 g/m²，EDTA 74.4 g/L的環境下可獲得422.0 g/m²，EDDS 46.8 g/L的環境下可獲得952.2 g/m²，皂素 100 g/L的環境下可獲得1987.9 g/m²，都較台灣藜及肥皂草的生物量大，可以進行後續的再利用。

EDTA、EDDS及皂素為淋洗液的環境下，狼尾草植體重金屬銅的濃度，分別為100.9 mg/kg、117.8 mg/kg及32.7 mg/kg，台灣藜植體重金屬銅的濃度分別為761.0 mg/kg、891.5 mg/kg及461.5 mg/kg，肥皂草植體重金屬銅的濃度分別為294.5 mg/kg、281.6 mg/kg及128.4 mg/kg，顯示以EDDS為淋洗液，所獲得的植體重金屬吸收較EDTA來的好，比皂素的影響來的高。狼尾草在EDDS的環境下，所能移除的重金屬銅移除量最多，每m²可移除約112.2~142.3 mg的銅，在EDTA的環境下每m²可移除約42.6~67.9 mg的銅，在皂素的環境下每m²可移除約43.2~64.9 mg的銅。台灣藜在EDDS的環境下，所能移除的重金屬Cu移除量最多，每m²可移除約36.1~40.5 mg的銅，在EDTA的環境下每m²可移除約5.1~18.7 mg的銅，在皂素的環境下每m²可移除約13.1~17.5 mg的銅。肥皂草在EDTA的環境下，所能移除的重金屬銅移除量最多，每m²可移除約30.9~40.7 mg的銅，在EDDS的環境下每m²可移除約27.3~34.7 mg的銅，在皂素的環境下每m²可移除約21.3~30.5 mg的銅。

EDTA、EDDS及皂素為淋洗液的環境下，狼尾草植體重金屬鉻的濃度，分別為25.4 mg/kg、37.1 mg/kg及25.4 mg/kg，台灣藜植體重金屬鉻的濃度分別為89.6 mg/kg、91.1 mg/kg及55.9 mg/kg，肥皂草植體重金屬鉻的濃度分別為72.7 mg/kg、65.2 mg/kg及43.2 mg/kg，顯示以EDDS為淋洗液，所獲得的植體重金屬吸收較EDTA來的好，比皂素的影響來的高。狼尾草在EDDS的環境下，所能移除的重金屬鉻移除量最多，每m²可移除約35.3~48.1 mg的鉻，在EDTA的環境下每m²可移除約10.7~15.3 mg的鉻，在皂素的環境下每m²可移除約20.6~37.2 mg的鉻。台灣藜在EDDS的環境下，所能移除的重金屬鉻移除量最多，每m²可移除約22.7~27.4 mg的鉻，在EDTA的環境下每m²可移除約15.4~21.1 mg的鉻，在皂素的環境下每m²可移除約20.3~27.0 mg的鉻。肥皂草在EDTA的環境下，所能移除的重金屬鉻移除量最多，每m²可移除約6.8~10.0 mg的鉻，在EDDS的環境下每m²可移除約6.3~7.8 mg的鉻，在皂素的環境下每m²可移除約5.9~10.3 mg的鉻。

EDTA、EDDS及皂素為淋洗液的環境下，狼尾草植體重金屬鎘的濃度，分別

為4.9 mg/kg、6.1 mg/kg及3.6 mg/kg，台灣藜植體重金屬鎘的濃度分別為22.2 mg/kg、24.1 mg/kg及17.2 mg/kg，肥皂草植體重金屬鉻的濃度分別為5.07 mg/kg、6.95 mg/kg及4.57 mg/kg，顯示以EDDS為淋洗液，所獲得的植體重金屬吸收較EDTA來的好，比皂素的影響來的高。狼尾草在EDDS的環境下，所能移除的重金屬鎘移除量最多，每 m^2 可移除約5.8~7.9 mg的鎘，在EDTA的環境下每 m^2 可移除約2.0~2.5 mg的鎘，在皂素的環境下每 m^2 可移除約3.5~7.2 mg的鎘。台灣藜在EDDS的環境下，所能移除的重金屬鎘移除量最多，每 m^2 可移除約5.8~6.6 mg的鎘，在EDTA的環境下每 m^2 可移除約3.8~5.9 mg的鎘，在皂素的環境下每 m^2 可移除約6.6~8.3 mg的鎘。肥皂草在皂素的環境下每 m^2 可移除約0.5~1.1 mg的鉻最多，每 m^2 可移除約0.3~0.7 mg的鉻，在EDDS的環境下每 m^2 可移除約0.7~0.8 mg的鉻，在EDTA的環境下，所能移除的重金屬鎘移除量。

然而EDTA及EDDS對於生物量的獲得則有減少的現象，就目前所收集的文獻，所使用的螯合劑濃度對於生物量的影響較小，皂素的淋洗液雖然相較於對照組也有減少，但較EDTA及EDDS的生物量來的高，且其在土壤中的殘留可被生物降解，不會對於環境造成二次污染。

過去研究傳統整治方法與植生復育法移除相同重金屬總量時，評估所造成之整體環境衝擊指數。植生復育法其環境衝擊反而較排土客土法高，其主要原因為為植生復育法為了達到與排土客土法移除相同重金屬總量時，需要較長的整治時間，若將植體進行再利用將可降低其環境衝擊。植生復育若搭配淋洗做為灌溉用水，將有助於植體吸收重金屬的增加，若能再搭配耐酸性環境下植體作物，將可能可以提升植體吸將重金屬的效率，但對於生物量的影響仍需要再進行觀察。

七、參考文獻

1. Angelone, M., and C. Bini (1992). Trace elements concentrations in soils and plants of western Europe. pp. 19-60. In D. C. Adriano(ed.)Biogeochemistry of trace metals. Lewis Publis
2. ASTM, (2012). WK23495 Standard Guide for Integrating Sustainable Objectivwes into Cleanup (Draft).
3. Alloway, B.J. (1995). Soil processes and the behavior of heavy metals. In: Heavy metals in soils, B.J. Alloway (ed.) Blackie Academic and Professional Publ., New York, NY.
4. Andreas D. P. (2009). Nutrient composition of leaves and fruit juice of grapevine as affected by soil and nitrogen fertilization. Journal of Plant Nutrition and Soil Science. 172(4
5. ASTM, (2012). WK35161 Standard Practice for Greener Cleanup (Draft).
6. Aune JB and Lal R. (1997). Agricultural productivity in the tropics and critical limits of properties of Oxisols, Ultisols and Alfisols. Tropical Agriculture. 74: 96-103.
7. Available on the IUPAC website at :
<http://www.iupac.org/publications/pac/2002/7405/7405x0793.html>.
8. Bakr, A. A.(1978). Stochastic analysis of spatial variability in subsurface flows, comparison of one- and three- dimensional flows. Water Resources Research. 14(2): 263-271.
9. Burger, J.A. and Kelting, D.L. (1999). Using soil quality indicators to assess forest stand management. Forest Ecology and Management. 122: 155-156.
10. Chen, H.M., C.R. Zheng, C. Tu, and Z.G. Shen (2000). Chemical methods and phytoremediation of soil contaminated with heavy metals. Chemosphere. 41: 229-234.
11. Chen, Z.S., and D.Y. Lee (1997). Evaluation of remediation techniques on two cadmium-polluted soils in Taiwan. pp. 209-223. In I. K. Iskandar and D. C. Adriano (eds.). Remediation of soils
12. CL: AIRE. (2010). A Framwork for Assessing the Sustainableity of Soil and Groundwater Remediaton.

13. Dahmani-Muller, H., F.V. Oort, B. Gelie, M. Balabane (2000). Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter. *Environmental Pollution*. 109: 231-238.
14. David E. Eills and Paul W. Hadley, eds. (2009). Sustainable Remediation White Paper- Integrating Sustainable Principles, Practice, and Metrics Into Remediation Project. *Remediation Journal*. 1
15. Defra and the Environment Agency, (2004). Model Procedures for the Management of Land Contamination. *Contaminated Land Report*. p. 11.
16. Duffus, J.H. (2002). "Heavy metals" a meaningless term? (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*. 74: 793-807.
17. Ensley, B. D. (2000). Rationale for use of phytoremediation. pp. 3-11. In Raskin, I., and B. D. Ensley. (ed.) *Phytoremediation of toxic metals*. John Wiley & Sons Inc., NY, USA.
18. EURODEMO, (2006). Model protocols and Guidance for Analytical Sustainability Assessment Tools
19. EURODEMO, (2007). Framework for Sustainable Land Remediation and Management.
20. Gonzalez, R. Carrillo, M. C. A. Gonzalez-Chavez (2006). Metal accumulation in wild plants suffounding mining wastes. *Environmental pollution* 144: 84-92.
21. Gusiatin, Z.M., and Klimiuk, E. (2012). Metal (Cu, Cd and Zn) removal and stabilization during multiple soil washing by saponin. *Chemosphere*, 86:383-391.
22. Hammer, D., A. Kayser, C. Keller (2003). Phytoextraction of Cd and Zn with *Salix viminalis* in field trials. *Soil Use and Management* 19: 187-192.
23. Huang, J.W., S.D. Cunningham (1996). Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation. *New Phytologist*. 134: 75-84.
24. Iqbal, M. and Saeed, A. (2002). Removal of heavy metals from contaminated water by petiolar felt-sheath of palm. *Environmental technology* 23(10): 1091-1098.
25. ITRC, (2011). Green and Sustainable Remediation: State of the Science and Practice.
26. ITRC, (2011). Green and Sustainable Remediation: A Practical Framework.

27. Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., & Rosenbaum, R. (2003). IMPACT 2002+: a new life cycle impact assessment methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(6), 324-330.
28. Karin S. Holland, Raymond E. Lweis, Karina Tipton, Stella Karnis, Carol Dona, Erik Petrovskis, Louis P. Bull, Deborah Teage, and Christopher Hook. (2011). *Framwork for Integrating Sustaina*
29. King, R.F., A.Royle, P.D. Putwain, N.M. Dickinson (2006). Changing contaminant mobility in a dredged canal sediment during a three-year phytoremediation trial. *Environmental pollution*. 143:
30. Komarek, M., P. Tlustos, J. Szakova, V. Chrastny, V. Ettler (2007). The use of maize and poplar in chelant-enhanced phytoextraction of lead from contaminated agricultural soils. *Chemosphere*
31. Lasat, M. M. (2002). Phytoextraction: A review of biological mechanisms. *Journal of Environmental Quality*. 31: 109-120.
32. Lasat, M.M. (2000). Phytoextraction of metals from contaminated soil: A review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *Journal of Hazardous Substance Re*
33. Lombi, E., F.J. Zhao, S.J. Dunham, S.P. McGrath (2000). Cadmium accumulation in populations of *Thlaspi caerulescens* and *Thlaspi goesingense*. *New Phytologist*. 145: 11-20.
34. Maity, J.P., Huang, Y.M., Hsu, C.M., Wu, C.I., Chen, C.C., Li, C.Y., Jean, J.S., Chang, Y.F. Chen, C.Y., (2013). Removal of Cu, Pb and Zn by foam fractionation and a soil washing process from contaminated industrial soils using soapberry-derived saponin: A comparative effectiveness assessment. *Chemosphere*, 92: 1286-1293.
35. Mantoglou, A., and Gelhar, L. W. (1992). Stochastic modeling of large-scale transient unsaturated flow systems. *Water Resources Research*. 28(9): 2297-2306.
36. Marques, A.P.G.C., R.S. Oliveira, K.A. Samardjieva, J. Pissarra, A.O.S.S. Rangel, P.M.L. Castro. (2007). *Solanum nigrum* grown in contaminated soil: Effect of arbuscular mycorrhizal fungi on
37. McGrath, S.P. (1998). Phytoextraction for soil remediation. pp.261-287. In R. R. McBride, M. B. 1994. *Environmental chemistry of soils*. Oxford University Press,

New York.

38. Meers, E., B., Vandecasteele, A. Ruttens, J. Vangronsveld and F.M.G. Tack. (2007). Potential of five willow species (*Salix* spp.) for phytoextraction of heavy metals. Environmental and Exper
39. NICOLE, (2010). Road Map for Sustainable Remediation.
40. NICOLE., (2012). Sustainable Remediation Working Group 2012 Report.
41. Pan, Y. J. (2008). Life Cycle Assessment of Rice Production in Taiwan. National Taipei University of Institute of Natural Resource Management of thesis.
42. Paul Bardos et. al. (2011). Applying Sustainable Development Principles to Contaminated Land Management Using the SuRF-UK Framework. Remediation Journal. 21(1): 77-100.
43. Phipps, D. A. (1981). Chemistry and biochemistry of trace metals in biological systems. pp. 1-51. In N. W. Lepp (ed), Effect of trace metals on plant function. Applied Science Publishers, L
44. Piccolo, A. , Celano, G. and Pietramellara, G. (1992). Adsorption of the herbicide glyphosate on a metal-humic acid complex. Science of The Total Environment. 123-124: 77-82.
45. Reganold J.P. and Palmer A.S. (1995). Significance of gravimetric versus volumetric measurements of soil quality under biodynamic, conventional, and continuous grass management. Journal of
46. Romig, D.E., Garlynd, M.J., Harris, R.F. (1996). Farmer-based assessment of soil quality: A soil health Scorecard. pp. 39-60. In: Doran, J.W., Jones, A.J. (Eds.), Methods for Assessing Soil
47. Salt D.E., Blaylock M., Kumar N.P., Dushenkov V., Ensley B.D., Chet I., Raskin I. (1995). Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plan
48. SURF, (2009) Sustainable Remediation White Paper – Integrating Sustainable Principles, Practice, and Metrics Into Remediation Project. Remediation Journal. 19(3): 5-114.
49. U.S. (2009). Executive Order 13514. Federal Leadership in Environmental, Energy, and Economic Performance.

50. U.S. DOD (2009). Consideration of Green and Sustainable Remediation Practices in the Defense Environmental Restoration Program.
51. U.S. EPA, (2010). Green Remediation Best Management Practices – Bioremediation.
52. U.S. EPA, (2008). Green Remediation: Incorporating sustainable environmental practices into remediation of contamination sites.
53. U.S. EPA, (2010). Green Remediation Best Management Practices - Clean Fuel & Emission Technologies for Site Cleanup.
54. U.S. EPA, (2010). Green Remediation Best Management Practices - Soil Vapor Extraction & Air Sparging.
55. U.S. EPA, (2010). Green Remediation Best Management Practices - Clean Fuel & Emission Technologies for Site Cleanup; EPA 542-F-10-008, August 2010.
56. U.S. EPA., (2009). Green Remediation Best Management Practices - Site Investigation.
57. U.S. EPA., (2009). Green Remediation Best Management Practices - Pump and Treat Technologies.
58. U.S. EPA., (2009). Principles for Greener Cleanups.
59. U.S. EPA., (2009). Superfund Green Remediation Strategy.
60. U.S. EPA., (2010). Energy and Carbon Footprint of NPL Sites: Tier 1 and Tier 2 Total NPL Sites 2008-2030 (draft).
61. U.S. EPA., (2011). Green Remediation Best Management Practices: - Integrating Renewable Energy into Site Cleanup.
62. U.S. EPA., (2012). Green Remediation Best Management Practices - Fact Sheets on Specific Remedies and Other Key Issues.
63. US EPA., (2011). Environmental Cleanup Best Management Practices: Effective Use of the Project Life Cycle Conceptual Site Model.
64. USACE., (2010). Decision Framework for Incorporation of Green and Sustainable Practices into Environmental Remediation Projects.
65. Wang, X.S. and Qin, Y. (2005) Removal of Ni(II), Zn(II) and Cr(VI) from aqueous solution by *Alternanthera philoxeroides* biomass. J. Hazard. Mater., B138,

582-588.

66. Xiaomin, L., Yanru, T., Zhexian, X., Yinghui, L., & Fang, L. (2007). Study on the preparation of orange peel cellulose adsorbents and biosorption of Cd²⁺ from aqueous solution. *Sep. Purif. Technol.* 55. 69 - 75.
67. Zhou, W., Wang, X., Chen, C., Zhu, L., (2013). Enhanced soil washing of phenanthrene by a plant-derived natural biosurfactant, *Sapindus saponin*. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 425: 122-128.
68. 王一雄、陳尊賢、李達源 (1995)。土壤污染學。國立空中大學。
69. 台中縣環境保護局 (2006)。台中縣農地土壤重金屬污染控制場址改善計畫期末報告。
70. 行政院農委會農糧署 (2006)。九十五年統計年報。
71. 行政院衛生署中醫藥委員會 (2003)。臺灣藥用植物資源名錄。
72. 行政院環境保護署 (2001)。土壤採樣方法 NIEA S102.60B。
73. 行政院環境保護署 (2002)。土壤污染管制基準。
74. 何念祖、孟賜福 (1987)。植物營養原理，上海科學技術出版社，中國，第 344-363 頁。
75. 吳烈善，呂宏虹，蘇翠翠，曾東梅，莫小榮，(2014)。環境友好型淋洗劑對重金屬污染土壤的修復效果。環境工程學報，10: 4486-4491。
76. 呂昱志 (1996)。重金屬污染農地之整治方案研擬-應用能值分析評估鎘污染農地整治方案。國立中興大學資源管理研究所碩士論文。
77. 呂錫民 (2010)。我國裝置太陽能潛力探討。
78. 李芷儀 (2009)。以植生復育技術處理受重金屬銅、鉻與鎳污染土壤之研究。嘉南藥理科技大學環境工程與科學系碩士論文。
79. 李芷儀，(2009)。以植生復育技術處理受重金屬銅、鉻與鎳污染土壤之研究。嘉南藥理科技大學環境工程與科學系暨研究所，碩士論文。
80. 李宣德、馮豐隆 (2008)。森林碳吸存資源調查推估模式系統—以台灣樟樹為例。台灣林業科學。23(Supplement): S11-22。
81. 李星、劉鵬、徐根娣、蔡妙珍、陳楠 (2008)。人工濕地植物對電鍍廢水的淨化和修復效果研究。浙江林業科技。28 (4): 16-21。

82. 卓英仁 (1990) 。我國土壤污染現況分析及防治對策之研究。環保通訊雜誌社。
83. 林浩潭、陳素文、沈季蓉、翁愷慎 (2005)。重金屬污染土壤以本土植物復育之探討。植物保護學會會刊。47: 241-241。
84. 邱志郁 (2008)。http://e-info.org.tw/node/36623
85. 侯昇松 (2009) 。重金屬污染土壤客土稀釋整治對野莧生長影響。國立中興大學土壤環境科學系研究所碩士論文。
86. 侯新村，範希峰，武菊英，朱毅，張永俠 (2012)。草本能源植物修復重金屬污染土壤的潛力。中國草地學報。34(1):59-64。
87. 柯淳涵 (2008)。重金屬污染休耕農地推廣多目標平地造林可行性研究。彰化縣政府委託研究計畫。
88. 柯淳涵 (2011)。重金屬污染農地造林效益探討計畫。行政院環境保護署委託辦理計畫。
89. 侯新村，范希峰，武菊英，朱毅，張永俠，(2012)。草本能源植物修復重金屬污染土壤的潛力。中國草地學報，34(1): 59-64。
90. 翁序伯，(2005)。重金屬污染農地淋洗處理及其土壤性質改變之研究。國立中興大學環境工程學系，碩士論文。
91. 許富蘭、廖秀娟 (2006) 。木質纖維材料應用於重金屬污染物質之移除。中華林學季刊。39(3):409—419。
92. 郭幸榮 (2004) 。育林手冊。林務局。
93. 郭書吟 (2006)。以雜草吸收受污染土壤中重金屬之探討。朝陽科技大學生物技術研究所碩士論文。
94. 陳志良，雷國建、蘇耀明，方曉航，(2015)。茶皂素與EDTA淋洗對土壤中鉛、鋅形態的影響。生態環境學報，24(8): 1394-1398。
95. 陳建銘，(2010)。重金屬銅鎳在土壤中之型態分佈及淋洗去除效率。朝陽科技大學環境工程與管理系，碩士論文。
96. 陳勤，沈羽，方炎明，嚴靖，李萍萍，張開梅，(2014)。紫湖溪流域重金屬污染風險與植物富集特徵。農業工程學報，14(30): 198-201。
97. 游漢明、馬復京、許原瑞、張乃航、洪富文 (2008) 。13種原生闊葉樹造林生長表現。台灣林業科學。23(3):255-70。

98. 黃永瑾，譚偉明，王洪賓，段留生，(2011)。重金屬鎘、鉛復合脅迫下雜交狼尾草的生長及富集效應。中國科技論文在線。
99. 黃裕煒 (2011)。太陽能電池solar cell。彰化師範大學。
100. 楊惠婷 (2006)。都市計畫農業區污染場址再發展機制面之研究。成功大學碩士論文。
101. 稗子_百度百科。http://baike.baidu.com/view/875832.htm
102. 葉琮裕 (2002)。重金屬污染農地整治技術。環保訓練雙月刊。第61期。
103. 葉顯銘，陳少燕，黃定鼎，黃浩仁 (2004)。清理重金屬污染的植物。科學發展。第380期。
104. 彰化縣環境保護局 (2005)。彰化縣農地土壤重金屬鎘污染控制場址之污染改善計畫期末報告。彰化縣環境保護局委託研究計畫。
105. 劉觀銘;張尊國;徐玉標;吳先琪 (1992)。以螯合劑淋洗受重金屬污染土壤之研究。第三屆土壤污染防治研討會論文集, p.157-167。
106. 鄭施雯，魏遠，顧紅波，朱建林，李小明，江澤平，(2011)。鉻污染地區植物重金屬含量特徵與耐性植物篩選研究。林業科學研究，24(2): 205-211。
107. 賴鴻裕，陳尊賢 (2003)。利用添加EDTA促進五彩石竹植生萃取鎘、鋅及鉛污染土壤的效果。中華土壤肥料學會九十二年度會員大會暨土壤管理組規劃及應用研討會。
108. 駱尚廉 (1997)。環境保護辭典。茂昌圖書有限公司。241頁。
109. 應紹舜 (1999)。台灣高等植物彩色圖誌。應紹舜自著。
110. 顏江河 (2011)。以植生復育法移除平地造林地土壤重金屬污染。行政院農業委員會林務局委託研究計畫。
111. 羅良慧 (1997)。應用地理資訊系統於土壤鎘污染危害評估方法之研究。國立中興大學資源管理研究所碩士論文。

專案執行績效審核－自評表

項次	類別	缺失 點數	自評項目	執行單位 檢核		本署 審核
				是	否	
一	計畫書 核定修正	1 點	依規定期限內備文提送	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
		1 點	書面資料完整且無補件情況	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
		1 點	報告依格式規定撰寫	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
		1 點	依規定期限內繳交電子檔	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
		1 點	系統資料依規定期限內登錄且資料登錄完整（含 GRB 系統與本署專案系統）	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
二	期中及期末	1 點	依規定期限內備文提送	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
		1 點	書面資料完整且無補件情況	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
		1 點	報告依格式規定撰寫	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
		1 點	依規定期限內繳交電子檔	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
		1 點	系統資料依規定期限內登錄且資料登錄完整（含 GRB 系統與本署專案系統）	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
三	結案及核銷	1 點	依規定期限內備文提送	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
		4 點	結案提送原始憑證清冊及相關資料完整且無補件情況	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
四	其他	3 點	計畫主持人配合出席本專案成果發表活動（或指定代理人如協同主持人、同專業且為助理研究員以上職等，備文經本署同意者）	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
		1 點	發表期刊論文、專利、技轉等，註明補助單位及中英文致謝，備文副知本署。	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
		1 點	計畫執行者於執行期間與單位內各處室溝通良好，行政作業效率良好。	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
合計		20 點				

註：執行單位於計畫執行期間進行缺失檢核於期中期末送本署審核，並於期末統一計算。

未依實況登錄者，由本署補登依各階段執行紀錄進行缺失點數扣款。

缺失扣款機制：

- 1.依結案標準，於專案執行期間，視各執行單位行政作業配合度，依「專案執行績效審核－自評表」(附表 4)進行績效缺失記點，缺失點數達扣款規定者，依核定第三期款項(總金額 20%)按比例扣款(或追繳)。
- 2.缺失點數達 5 點者第三期款項扣 5%，缺失點數達 7 點者第三期款項扣 10%，每增加缺失 1 點，加扣 1% 至滿 20% 為限。

