

行政院環境保護署

102 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

整合型植生復育提升能源作物向日葵整治重金屬之研究

期末報告

主 辦 單 位： 行政院環境保護署

計 畫 執 行 單 位：國立高雄大學／土木與環境工程系

計 畫 主 持 人：葉琮裕 教授

計 畫 執 行 期 間：101年12月10日起至

102年12月09日

中 華 民 國 102 年 12 月 印製

摘要

近來高雄市區大坪頂特定區(10 公頃)、屏東縣萬丹鄉大鼎飼料(0.58 公頃)及新園鄉赤山巖(4.77 公頃)等土壤污染場址，因面積廣闊、污染深度及污染濃度等問題，若以國內常用之翻轉稀釋、土壤酸洗及排土客土等技術估算所需經費將為龐大數字。針對此些場址以風險為考量之綠色整治技術(Green remediation)，為未來可行之策略。其包括太陽能板、風力發電等設置及生物能源，如向日葵等植生萃取(Phytoextraction)，在有效之必要風險評估後之阻絕及監測規劃，應可取代目前常用之土壤整治技術。本計畫將對能源作物向日葵進行土壤重金屬之改善研析。探討整合過氧化鈣、植物生長激素與螯合劑植生復育受重金屬污染土壤，並進一步評估能源作物向日葵復育受重金屬污染土壤操作方式暨相關環境因子擬定。並藉由實驗探討過氧化鈣、植物生長激素與重金屬對植體生長情形(植體形態分析)暨重金屬累積傳輸效益之影響。另以生物可分解性螯合劑添加改變土壤重金屬生物有效性，配合植物生長激素提昇植體生長，探討植體植體重金屬累積傳輸情形。此外，亦以分子生物技術鑑定植體根系與土壤微生物之菌相，試圖尋找可以促進植物生長亦可以抵抗毒害之植物促生菌。以過氧化鈣結合生物激素與螯合劑提昇植生復育處理受重金屬污染土壤，期能以整合型植生復育法做為後續研究之綠色整治技術。

Abstract

Phytoremediation, a green technology developed to extract heavy metals from polluted soils, has drawn a great attention due to cost-effectiveness and aesthetically pleasing nature. The aim of this research intends to assess the potential of bioenergy plant sunflower to remediation soil polluted with a mixture of heavy metals. Several pretreatments to enhance phytoremediation efficiency including adding calcium peroxide, plant growth regulators, and evaluating plant growth promoting rhizobacteria will be employed. In this study two commercially available plant growth regulators will be used to boost the assisted phytoextraction of Pb, Cu, and Zn.

The effects of calcium peroxide and chelant treatment in soil will be investigated in terms of dry weight biomass, and heavy metal accumulation in the plants. In addition, the transformation mechanisms via these treatments through the pilot-scale and field-scale systems will be studied to evaluate the phytoextraction efficiency and transpiration rate. Heavy metals removed through the vegetation uptake and heavy metal soil mobility will be researched by employing sequential extraction to characterize the components that heavy metal is associated with. By virtue of understanding the mobility of heavy metals, the phytoremediation efficiency and potential environmental impact from the removed heavy metals can be addressed. The third year of this research will evaluate the potential of recycling the sunflower seeds as bioenergy and reusing the harvesting plants as biosorbents.

Several related parameters, namely pH, redox potential, dissolved oxygen, microbial condition, to optimal operate laboratory-scale modules and field operation enhancing the pollutant removal will also be studied. The findings of this research might also provide the preliminary solution for combating the upcoming challenge to innovatively remediate soil pollution through phytoremediation via employing calcium peroxide, plant growth regulators, and chelants.

第一章 前言

摘要：

由於國內有許多的土壤污染場址，而國內常用之翻轉稀釋、土壤酸洗及排土客土法等等，都需要大量金費。所以決定使用植生復育法，一方面可以進行整治另一方面可以節省大量金費。而在植物選擇是選用向日葵，因為世界上各種傳統能源慢慢枯竭，所以我們必須尋找替代能源來代替，而向日葵在植生復育結束收成後，可以使用其種子進行生質能源之提煉，評估其是否適合用於製程生質能源。

1.1 研究緣起

近來高雄市區大坪頂特定區(10 公頃)、屏東縣萬丹鄉大鼎飼料(0.58 公頃)及新園鄉赤山巖(4.77 公頃)等土壤污染場址，因面積廣闊、污染深度及污染濃度等問題，若以國內常用之翻轉稀釋、土壤酸洗及排土客土等技術估算所需經費將為龐大數字。針對此些場址以風險為考量之綠色整治技術(Green remediation)，為未來可行之策略。其包括太陽能板、風力發電等設置及生物能源，如向日葵等植生控制(phytoattenuation)，在有效之必要風險評估後之阻絕及監測規劃，應可取代目前常用之土壤整治技術。

屬生態工程之植物復育法較傳統物化處理整治技術經濟且可達到資源永續利用。此外，植物復育法亦適用於同時受有機及無機污染之複雜物化組成暨地質狀態之底泥沈澱物或土壤，且較不易破壞土壤結構及質地，整治復育區域民眾接受度較高，植生綠地改善景觀並對環境友善。植生復育法之主要機制包括有植物萃取法(phytoextraction)、植物穩定法(phytostabilization)及根部濾除法(Rhizofiltration)。為提昇植生復育處理重金屬污染之效率，應選擇具高重金屬吸收率、高累積於易收割部位，且能生長迅速並具有高生物量之植體種類 (Garbisu and Alkorta 2001)。Salt et al. (1998)指出植生復育技術之發展有兩大基本之策略，即利用超量累積植體 (hyperaccumulator plants)及藉由化學螯合劑添加增強植體吸收之效益(chemical chelate-enhanced phytoextraction)。超量累積植物種類通常生長緩慢及生物增生量較小 (Baker and Brooks, 1989; Brown et al., 1994)。利用大面積種植超量累積植物可克服低生物量問題，儘管其對重金屬累積量較差，運用快速生長及生物量大之植物

可能較為適合，尤其經由螯合劑的添加，可增加植物對重金屬之吸收及傳輸。Nowack et al. (2006) 指出藉由螯合劑強化植生復育法有兩項主要機制，一為增強土壤重金屬之移動性及傳輸性，二為植物植體對金屬-螯合劑錯合物之吸收與轉移。添加螯合劑改善植體萃取之效率，提昇植物吸收重金屬效率及植體根莖部位傳輸性。螯合劑溶出及錯合重金屬之能力，可達到增加重金屬移動性以及提升重金屬於根部與地上收割部位之傳輸，被錯合之重金屬，可被根部累積且有效傳輸至植物之地上部位。

個人先前研究發現螯合劑可增加重金屬於土壤之生物有效性，然而其所促使之高土壤重金屬移動性反而可能使植體之生長受到阻礙，且亦有研究指出其可能導致植生復育效益減低 (Bruno-Fernando et al., 2007)。因此，如何使植體能夠有效生長，以達到長期植生復育之目的則為一重要議題。植物生物激素廣泛用於協助植物生長並增進植物植體之生物質量 (Tassi et al., 2008)，因此若整合植物激素與螯合劑應用於強化植生復育受重金屬污染土壤應具有良好成效。一般而言植物生物激素可分為生長素(例如 Indole-3-acetic acid, IAA、Indole-3-butyric acid, IBA 等)、吉貝素 (文獻指出約有 70 幾種，其中最常見者為 Gibberellic acid, GA₃)、細胞分裂素 (cytokinins, CK) 等。Liphadzi et al. (2006) 將向日葵植栽受中度及高度重金屬污染之土壤，結果顯示於中度污染之土壤加入 IAA 可以有效提高植體根部之生物質量，但於高污染之土壤則無改變，其進一步指出 IAA 可減低重金屬對於植體之危害。

為因應全球暖化、溫室效應以及全球能源危機，各界亦積極研發替代能源。替代能源係指能替代石油等傳統燃料且不會增加二氧化碳排放量者。替代能源有兩大類，其一為核能，其二為再生能源。生質能源則為再生能源的一種，其包括固態廢棄衍生物(RDF)、生質柴油(Bio-diesel)、生質酒精(Bio-ethanol)及活性污泥等。此外，台灣缺乏自主能源，高達九成以上仰賴國外進口，當油源日漸枯竭，國際上爭搶能源的情況將更為激烈，迫使油價高漲，台灣有必要自行研發新技術，生產生質能源，不僅有助於提高自產能源的比例，亦能活化大面積休耕之農地，為台灣農村創造就業機會，開創台灣新能源產業經濟。故若能由可提煉生質能源之植種中，找尋具有高累積重金屬之植種，將可對受重金屬污染之場址及生質能源之提供產生雙重之效益。林俊逸 (2006) 指出適合國內發展生質柴油之高油分含

量作物為大豆、向日葵及油菜。因此，本研究將採用向日葵做為植生復育之植栽選擇，整合過氧化鈣、植物激素及螯合劑，藉以提升植生復育受重金屬污染之效益。

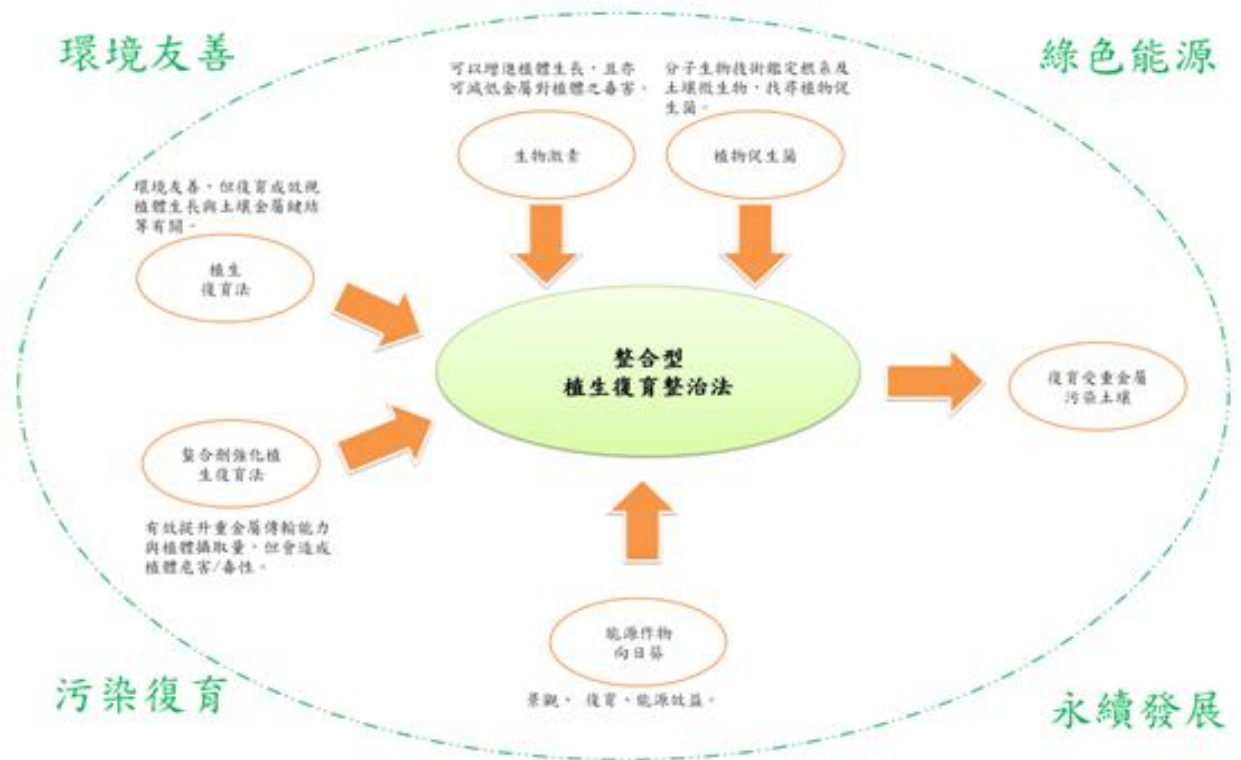


圖 1 整合型植生復育

摘要：

由於在傳統的植生復育法，分別是使用超量累積植物或是添加螯合劑使植物植生復育能力提升，而我們此研究所用一般型能源作物，再添加螯合劑過程，會使植物生長緩慢，所以我們添加植物生長激素，來提升植物的生物量，最後再添加過氧化鈣，一方面其能在土壤中緩慢是放氧氣，促進根部與土壤中對於重金屬去除有益的微生物生長，另一方面則是能中和螯合劑的酸性，控制 pH 於中性。最後進一部評估植生復育中各種因素的變化對成效之影響。

1.2 研究目的

本研究主要方向為針對螯合劑(EDTA 與 EDDS)和過氧化鈣(CaO_2)與生物激素(IAA 與 GA_3)對提升向日葵植生復育受重金屬污染土壤之研究、根系與土壤微生物鑑定暨找尋植物促生菌、評估澆灌與暴雨對重金屬再釋出至地下環境之衝擊以及整合過氧化鈣與植物激素應用於植生整治復育之研析。

研究目的：

評估過氧化鈣(CaO_2) 與生物激素(IAA 與 GA_3)提升向日葵重金屬植生復育效益研析。

整合型植物復育技術應用於處理受重金屬污染土壤效益評估。

本研究計畫包含以下步驟：

評估生物激素暨螯合劑對能源作物向日葵植生復育之效益暨植體累積傳輸機制。

評估螯合劑添加對土壤重金屬鍵結形態及傳輸情形。

評估生物激素暨螯合劑對向日葵植體根系與土壤微生物菌相變化分析。

評估每日澆灌與降雨時對土壤重金屬釋出危害地下環境之潛勢。

第二章 文獻回顧

摘要：

首先我們先對植生復育做一個基本介紹，並且從文獻中得到一個評估方法，用來評估值生復育成效的好壞。接下來則是對於植物生長激素的探討，探討各文獻中所各種不同濃度植物生長激素應用植物上效果的差別，建立使用於實驗中的濃度值。接下來是對於土壤背景性質，包括電子提供者濃度、土壤吸附性、pH、有機質成分，皆影響吸收重金屬之特性，及重金屬釋出環境之潛勢。最後則是螯合劑的使用，有分為化學程螯合劑跟天然合成螯合劑，兩者運用在各種不同重金屬下，比較植物對於重金屬的吸收量上的差異。

2.1 植生復育程序

植生復育技術(Phytoremediation)乃近年來逐漸廣受重視之土壤及地下水污染整治技術，屬環境友善之綠色復育技術(Green remediation)可達環境生態資源永續利用，其係利用植物吸收、累積土壤重金屬特性處理受污染場址，較傳統之物化整治技術更能讓一般社會大眾所接受。此外，植生復育法亦不易改變土壤之質地，並具有增加景觀美化之附加價值及功能。

植生復育法之主要機制包括有植物萃取 (phytoextraction)、植物穩定 (phytostabilization) 及根部濾除 (Rhizofiltration)，茲分述如下：

植物萃取法：

植物萃取法係由植物根部吸收土壤中污染物(重金屬及有機物)，將及傳輸至植體各部位累積，經過一段時間吸收後，將植體移除處理，一般以焚化或掩埋為主要之處理措施，期間需評估植物生長速率及收割時間，避免植體死亡，造成重金屬再釋出環境。

植物穩定化法：

植物穩定化係透過植物根部組織作用，將有機物及重金屬濃縮、重金屬吸附於根部等。以減少污染物之生物有效性(bioavailability)及傳輸性，使污染物可進一步在環境中分解或於空中揮發。

根部濾除法：

根部濾除法係利用植體根部吸收、濃縮界質中之重金屬。根部過濾效果最為明顯係禾本科植物，其根部具有快速生長及擁有較大之表面積。

個人先前研究為評估植生復育技術應用於受重金屬污染土壤之整治效益，利用植物生物濃縮係數(Bioconcentration factor, BCF)、植物傳輸係數(Translocation factor, TF) 及植生復育有效係數 (phytoremediation efficiency factor, PEF) 評析。

$$BCF = \frac{C_{root}}{C_{soil}}$$

$$TF = \frac{C_{shoot}}{C_{root}}$$

$$PEF = \frac{C_{shoot}}{C_{soil}} = BCF \times TF$$

其中， C_{soil} 、 C_{root} 、 C_{shoot} 分別指土壤、植體地下部位（根部）及植體地上部位（莖及葉部）濃度。

BCF 主要係比較植體根部重金屬累積量及土壤重金屬含量，BCF 值越高表示植物對於土壤重金屬吸收攝取效益越佳。植生復育需搭配適切收割植體方能將重金屬污染物由污染土壤移除，故當植體具有良好之傳輸能力即將重金屬傳送於莖葉部位，有助於植生復育之後續收割，因而植體莖葉部位生物質量重金屬累積越大，收割可除之重金屬越大量。TF 係將植體莖葉部份及根系部分重金屬含量做比較，探其植體重金屬由根至莖葉表面可收割部分之傳輸性，TF 值越大表示植物對於重金屬之由根至莖葉傳輸能力越佳。

2.2 植物生長激素應用於植生復育工程

有文獻指出儘管螯合劑(如 EDTA 等)可增加重金屬於土壤之生物有效性，然而其所促使之高土壤重金屬移動性反而可能使植體之生長受到阻礙，進而可能導致植生復育效益減低 (Bruno-Fernando et al., 2007)。因此，如何使植體能夠有效生長，以達到長期植生復育之目的則為一重要議題。植物激素廣泛用於協助植物生長並增進植物植體之生物質量(Tassi et al., 2008)，因此若整合生物激素與螯合劑應用於強化植生復育受重金屬污染土壤應具有良好成效。一般而言植物生物激素可分為生長素 (例如 Indole-3-acetic acid, IAA、Indole-3-butyric acid, IBA 等)、吉貝素 (文獻指出約有 70 幾種，其中最常見者為 Gibberellic acid, GA₃)、細胞分裂素 (cytokinins, CK) 等。Liphadzi et al. (2006)將向日葵植栽受中度及高度重金屬污染之土壤，結果顯示於中度污染之土壤加入 IAA 可以有效提高植體根部之生物質量，但於高污染之土壤則無改變，其進一步指出 IAA 可減低重金屬對於植體之危害。針對常見之 IAA、GA₃與 CK。

López et al. (2005)以水耕實驗探討 IAA 與 EDTA 對 *Medicago sativa* 吸收重金屬 Pb 之影響，研究結果指出當結合 100 μM IAA/ 0.2 mM EDTA 可有效提升植體葉部重金屬 Pb 之累積量 (分別為控制組以及僅添加 EDTA 者的 28 及 6 倍)。而 Liu et al. (2007)以探討整合 IAA 與 EDTA 對提升東南景天 (*Sedum alfredii* Hance) 攝取重金屬 Pb 之研究，結果顯示 IAA 與 EDTA 之協同作用 (synergistic effect) 可有效提升 Pb 之攝取以及植體內部之傳輸。此外，

Israr et al. (2008)亦指出 100 μM IAA 可提升 *Sesbania drummondii* 地上部位重金屬 Pb 之累積，高於控制組之 6 倍，且結合 EDTA 可再進一步提高地上部位對 Pb 之累積 (約 10 倍)。Fässler et al. (2010)結合 IAA 與 EDDS，探討其減低重金屬 Pb 及 Zn 對向日葵毒性之研究，結果顯示 IAA 可有效減低重金屬 Pb 及 Zn 對植體之毒害 (例如減低其幼芽及根部之乾重、根部長度、根部體積及表面積等)，且 EDDS 可增進植體之萃取成效。

Hadi et al. (2010)研究指出藉由噴灑 GA₃ 與 IAA 於 *Zea mays* L. 葉部可有效提升植體累積重金屬 Pb 之能力。此外，結合 GA₃ 或 IAA 與 EDTA 可以有效提升植體累積重金屬之能力。且 GA₃ 對於提升植體重金屬 Pb 之傳輸作用較

IAA 為佳。亦有學者利用整合 CK 與 EDTA 促進植生復育法處理受重金屬 Pb 與 Zn 污染之廢棄場址，其使用之植物為向日葵 (*Helianthus annuus*)。其研究結果指出整合 EDTA 與 CK 有效增進植體吸收重金屬 Pb 及 Zn 之效率。其指出，CK 可有助於植生復育提升植體生物質量、金屬於地上部位之累積以及植體之蒸散作用 (Tassi et al., 2008)。

2.3 土壤重金屬鍵結形態與植生復育關係

植生復育處理土壤中之重金屬，與土壤中之有機物含量相關，有機物常與重金屬錯合影響植物之吸收效率，土壤中之陽離子交換容量(cation exchange capacity, CEC) 及有機物含量，影響重金屬於介質中之生物有效性。土壤與重金屬之鍵結關係，即重金屬於土壤介質之生物有效性，亦影響植生復育之效益，化學序列萃取程序(chemical sequential extraction procedure) 為一可瞭解土壤重金屬鍵結形態之方式。一般而言，以 Tessier et al. (1979)建立方法最為常用，主要將土壤與重金屬鍵結分為五個部分，分別為吸附與可置換態、碳酸鹽鍵結、鐵和錳氧化物鍵結、有機鍵結及殘餘態。在土壤與重金屬鍵結型態裡面，其中吸附態與可置換態可用來評估重金屬對於環境之衝擊，而鐵/錳鍵結及有機鍵結則為土壤中重金屬主要鍵結型態，具潛在移動性，而殘留態則為最穩定之鍵結型態，在土壤與重金屬鍵結型態中再釋出之可行性最小。土壤背景性質，包括電子提供者濃度、土壤吸附性、pH、有機質成分，皆影響吸收重金屬之特性，及重金屬釋出環境之潛勢。

2.4 化學藥劑強化植生復育法

運用快速生長及生物量大之植物可能較為適合強化植生復育，尤其經由螯合劑的添加，可增加植物對重金屬之吸收及傳輸。Tassi et al (2008)指出所謂促進植生萃取法(assisted phytoextraction)為一藉由化學藥劑添加於土壤以增加收割作物重金屬累積量之程序。Nowack et al. (2006)指出藉由螯合劑強化植生復育法有兩項主要機制，一為增強土壤重金屬之移動性及傳輸性，二為植物植體對金屬-螯合劑錯合物之吸收與轉移。

添加螯合劑改善植體萃取之效率，提昇植物吸收重金屬效率及植體根莖部位傳輸性。螯合劑溶出及錯合重金屬之能力，可達到增加重金屬移動性以及提升重

金屬於根部與地上收割部位之傳輸，被錯合之重金屬，可被根部累積且有效傳輸至植物之地上部位。EDTA (ethylenediaminetetraacetic acid, $C_{10}H_{16}N_2O_8$) 為最廣泛應用於強化植生復育之螯合劑，其強錯合力被廣泛應用於土壤整治，雖能有效的增加重金屬移動力，但其不易生物分解之特性，可能造成地下水污染之衍生問題。此外，為提升植生復育整治成效，植種選擇及重金屬土壤鍵結型態之改變為重要取決要件。植栽能耐重金屬所造成之毒害、並且能大量吸收重金屬及生物質量之增生率大等特性為植生復育選擇植體之必要條件。螯合劑添加對土壤中重金屬鍵結之影響，亦係植生復育效率之一重要因子，整治過程期間可添加生物可分解性螯合劑或有機酸以改變重金屬與土壤間鍵結型態，進而提升植生復育之處理效益及達到防止地下水遭受二次污染之衍生性問題。

生物可分解螯合劑 EDDS (ethylenediaminedisuccinic acid, $C_{10}H_{13}N_2O_8$) 於近期受到關注，EDDS 易被土壤分解也產生較少有害副產物，其與重金屬 (如 Cr、Fe、Pb、Cd、Na、Cu、Ni) 之錯合物皆可被生物分解，惟 Hg-EDDS 錯合物由於具毒性而不被微生物所分解 (Vandevivere et al., 2001)。Meers et al. (2007) 利用五種柳樹復育受重金屬 Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 及 Zn 污染土壤之可行性，添加 EDDS 針對三種不同污染程度土壤進行植生復育整治實驗，結果顯示植體對於 Cd 及 Zn 有較高之吸收效果，在高濃度重金屬土壤中，添加 EDDS 與控制組相較下，植體莖部重金屬鎘之含量可提升 60%、葉部則可提升 35%。於廢礦場土壤中，莖葉則能分別提升 97 及 45%。而添加 EDDS 無法增加植體質量，推測其原因可能係重金屬吸收過多造成生物毒害性。Evangelou et al. (2007) 研究菸草吸收重金屬之效益，結果顯示添加過量的 EDDS 對於菸草具有其毒害性。實驗使用螯合劑濃度為 1.5-50 mmol/kg，惟當添加 3.125 mmol EDDS 時之可發現其對植體之毒害現象。在低濃度組土壤實驗中，添加 EDDS 對於植物吸收重金屬 Cu 具成效，且重金屬主要累積於根部，EDDS 及 EDTA (濃度均 1.5 mmol/kg) 添加對於植體 Cu 之吸收量可提升 7 倍及 12 倍，但對 Cd 則無顯著提升。對於受多種重金屬污染之土壤，添加螯合劑並非能提升植物吸收重金屬，添加螯合劑 EDDS 及 EDTA 對重金屬 Cu 有良好之累積效果，對 Cd 卻無顯著之提升。

EDDS 是屬於易生物分解螯合劑，有學者研究指出 EDDS 於土壤半衰期為 2.5 天，即殘存於土壤中的 EDDS 將隨時間而迅速減少 (Luo et al., 2006)。多種螯合劑混合添加相較於單一使用 EDTA 及 EDDS 效果佳，且具提升植生復育之功能，亦可減少萃取出之重金屬滲入深層土壤或地下水層，避免二次污染及污染擴大。Luo et al. (2005) 探討 EDDS 及 EDTA 等螯合劑添加對小麥及豆子吸收重金屬鉛及鎘效益之影響，結果顯示添加 EDDS 效果較 EDTA 差，其原因為 EDDS 具生物迅速降解性，EDDS 之重金屬錯合物之生物降解能力，由高至低分別為 $Cd > Pb > Zn > Cu$ ，即 Cd 與 Pb 之 EDDS 錯合物被植體吸收前已被生物分解。螯合劑萃取土壤重金屬效果可作為植體吸收重金屬效率之依據，實驗結果顯示 EDDS、EDTA 及水對土壤 Cu 及 Zn 萃取效果為 $EDDS > EDTA > 水$ ，而對 Pb、Cd 之萃取效果為 $EDTA > EDDS > 水$ ，與螯合劑添加於土壤後，植體重金屬累積之結果相符合。

第三章 研究方法與過程

本計劃研究總流程如圖 2

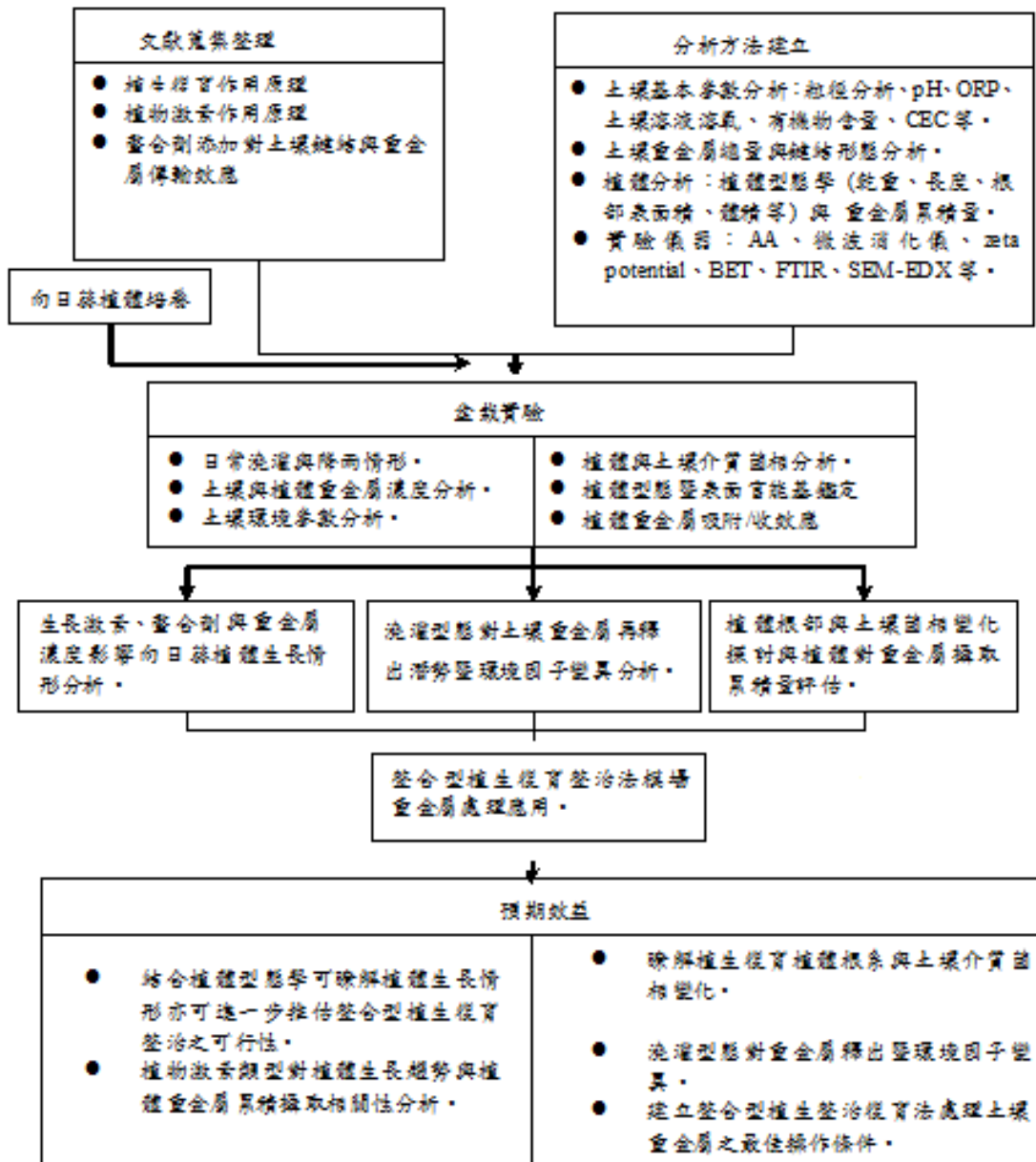


圖 2 研究總流程圖

摘要：

建立研究流程與植物之培養方法，探討各種藥劑其基本性質，最後確定後續實驗之分析方法。

3.1 向日葵植體培養

本研究水耕實驗所使用之向日葵係採自於高雄大學校園向日葵田(如圖 3)之向日葵。而後續盆栽實驗與管柱實驗所使用之向日葵，則是與園藝店訂購生長高度為 13 至 15 公分之向日葵幼苗(每盆栽植栽 4 株)，並於培養過程光照採用 16 h/8 h (day / night)其幼苗成長至開花後凋謝時間為期一個月，符合我們盆栽實驗與管柱實驗所需進行之時間，且在想日葵幼苗成長至開花為植體成長最為迅速之時間，會吸收土壤之養份，間接將重金屬一起吸收植體累積。



圖 3 高雄大學校園預定地 (A) 及 (B) 向日葵植栽情形

3.4 水耕實驗

由於植體植栽於土壤中，尚需考量重金屬於土壤介面與土壤水溶液之分配暨傳輸。故先採用水耕實驗以初步探討過氧化鈣、生物激素 (IAA 與 GA_3) 與螯合劑添加對於向日葵植體生長暨重金屬攝取情形，並進一步評估植物生長激素 (IAA 與 GA_3) 對重金屬植物毒害性之減低。其中，植物生長激素與螯合劑 (EDDS 與 EDTA) 相關資訊分別如表 1 及表 2 所示。

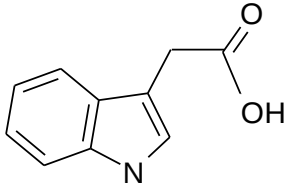
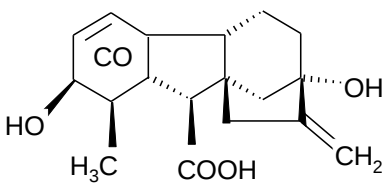
避免實驗操作過程植體缺乏養分導致阻礙生長，因此以稀釋後 Hoagland 溶液做為基底水樣(約稀釋為 stock solution 之 1/4 or 1/5)，重金屬 Cu/Zn/Pb、過氧化鈣、植物激素 (IAA 與 GA_3)及螯合劑均添加於 Hoagland 溶液以進行後續實驗。Hoagland 溶液配置係改良 Israr and Sahi (2008)所採用之配置法，所含營養成分如表 3 所示。其中， $NaFe(II)EDTA$ 以 $FeSO_4 \cdot 7 H_2O$ 取代 (Fässler et al., 2010)。此外為避免重金屬 Cu 與 Zn 之干擾，於本研究中 Hoagland 溶液不添加 $CuSO_4$ 與 $ZnSO_4$ 。水耕實驗之參數選擇如表 4 所示。

首先取植株長度相近之之向日葵放入配製好之 Hoagland 溶液且將 pH 值控制為 7，之後依照實驗設計參數分別添加植物生長激素、螯合劑與過氧化鈣至溶液中。

之後每日會測量溶氧、溫度、濕度、照度等變化，並於測量後利用曝氣設備曝氣 20 分鐘。並於每週，觀察植物生長情形、測量植物生長高度上的差異。

於30天之後或是植物死亡後，進行整體植物生長情形分析，並評估添加植物生長激素、螯合劑與過氧化鈣是否可以有效使植物生長更好、並且探討螯合劑對植物產生的毒害性是否可靠植物生長激素來緩解。

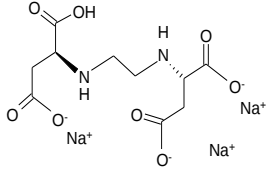
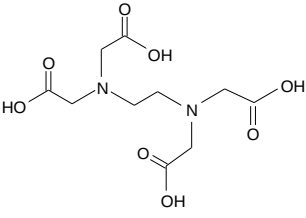
表 1 IAA、GA₃ 相關物化特性暨其應用表

	IAA ^a	GA ₃ ^b
結構式		
全名	Indole-3-acetic-acid	Gibberellic acid
CAS No.	87-51-4	77-06-5
中文名稱	吲哚乙酸	勃激素 A3
分子式	C ₁₀ H ₉ NO ₂	C ₁₉ H ₂₂ O ₆
分子量 (g/mol)	175.2	346.4
溶解度 (H ₂ O)	微溶於水	5 g/L (20 °C)
logKow	-	0.24
農業用途	其為生長素中最活躍者，其具有調節莖的生長速率、抑制側芽及促進生根等作用。須注意者，其低濃度可以促進植物生長，但高濃度反會抑制生長甚至使植物死亡。 為一植物生長激素，能促進莖、葉的生長，提早抽苔生花，促進種子、塊根、塊莖發芽，刺激果實生長，增加結果率或形成無籽果實等。	

^a資料來源：http://en.wikipedia.org/wiki/Indole-3-acetic_acid

^b資料來源：¹http://en.wikipedia.org/wiki/Gibberellic_acid; ²行政院農委會動植物防疫檢疫局提供之物質安全資料表 (<http://pesticide.baphiq.gov.tw/ghs/link.aspx>)

表 2 本研究所探討之 EDDS 與 EDTA 之相關資料

	EDDS	EDTA
結構式		
全名	ethylenediaminedisuccinic acid	ethylenediaminetetraacetic acid
中文名稱	二乙胺琥珀酸	二乙胺四乙酸
分子式	$C_{10}H_{13}N_2Na_3O_8$	$C_{10}H_{16}N_2O_8$
分子量 (g/mol)	292.24	292.24
<i>pka</i>	2.4*, 3.9, 6.8, 9.8	0.0 **, 1.5, 2.00, 2.69, 6.13, 10.37
<i>logk</i> (with Pb^{2+})	12.88	19.71
Biodegradation	$t_{1/2} = 4.1-8.5 \text{ day}^a$	利用表土及裡土 consortia 進行 0.01 mM EDTA 生物降解，需 115 day 才可能完全礦化 ^b 。

*資料來源：<http://en.wikipedia.org/wiki/EDDS>；

**資料來源：http://en.wikipedia.org/wiki/Ethylenediaminetetraacetic_acid；

^a資料來源：Wang et al. (2007)；

^b資料來源：Oviedo and Rodríguez (2003)；

表 3 HOAGLAND 溶液所含營養成分

Component	Stock Solution	mL Stock Solution/L
2M KNO ₃	202 g/L	2.5
2M Ca(NO ₃) ₂ ×4H ₂ O	236 g/0.5L	2.5
Iron(Sprint 138 iron chelate)	15 g/L	1.5
2M MgSO ₄ ×7H ₂ O	493 g/L	1
1M NH ₄ NO ₃	80 g/L	1
Minors:	2.86 g/L	1
H ₃ BO ₃	1.81 g/L	
MnCl ₂ ×4H ₂ O	0.22 g/L	
ZnSO ₄ ×7H ₂ O	0.051 g/L	
CuSO ₄	0.09 g/L	
H ₃ MoO ₄ ×H ₂ O or	0.12 g/L	
Na ₂ MoO ₄ ×2H ₂ O		
1M KH ₂ PO ₄ (pH to 6.0 with 3M KOH)	136 g/L	0.5

表 4 水耕實驗操作條件表

參數項目	實驗條件
植栽	向日葵 (<i>Helianthus annuus</i> L.)
Hoagland stock solution	115 mg/L NH_4NO_3 2.86 mg/L H_3BO_3 656 mg/L $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ 5.32 mg/L FeSO_4 240.7 mg/L MgCl_2 1.81 mg/L MnCl_2 0.016 mg/L MnO_3 300 mg/L KNO_3
重金屬	無
過氧化鈣濃度	0 (無添加)、0.5 g/L
IAA 濃度	0 (無添加)、 10^{-8} M
GA_3 濃度	0 (無添加)、 10^{-8} M
EDTA 濃度	0 (無添加)、3 mol/L
pH 值	7
光照	16 h/8 h day/night cycle
操作時間	視水溶液重金屬平衡濃度時間及向日葵成長情形為反應終止

3.5 盆栽實驗

盆栽實驗之示意圖如圖 4 所示。實驗土壤取自高雄大學校園土壤與園藝店訂購之一般非有機之土壤，其土壤背景參數如下表 5。之後則將土壤烘乾後添加重金屬 Cu、Zn、Pb，每一盆栽配製 10 kg 土壤，並將 pH 控制於中性，並以不使向日葵死亡為原則下將重金屬濃度配置為法規值標準 2 倍，分別為 Cu (800mg/kg)、Zn (2000mg/kg)、Pb (2000mg/kg)，並充分攪拌使重金屬分佈均勻。當重金屬添加完成後，將土壤以日照自然風乾再添加螯合劑 500 $\mu\text{mol/kg}$ (EDTA、EDDS)，並充分攪拌均勻，再以日照自然風乾一次。最後則是將過氧化鈣添加至土壤中，每盆添加 3g，因為過氧化鈣會緩慢釋氧，進而提升土壤中含氧量，能幫助向日葵根部生長情形更為良好，並且過氧化鈣為鹼性之化合物，能減緩螯合劑所造成的土壤酸化，相關參數如表 6 所示。當土壤重金屬、螯合劑、過氧化鈣添加完成且土壤曬至乾燥後，將向日葵植體移植於盆栽中，每盆種植 4 株，植栽日照循環為 16 h/8 h (day/night) 循環，並於每天早晚各噴灑一次植物生長激素 (IAA、GA₃)，為期一個月。

盆栽實驗一個月後，先是針對植體生長情形做探討，並將植體採收並分為根部和地上部 (莖、葉、花) 進行植體重金屬濃度分析，評估各種不同方法下，植體對於土壤重金屬吸收之差異，釐清個別添加之最適劑量，再整合各條件，將過氧化鈣/植物激素/螯合劑進行適當配比，期能達更佳之功效。盆栽實驗結束之後，將其所得出較佳之方式應用於管柱型盆栽實驗 (column study) 由於過氧化鈣、螯合劑之使用將改變土壤介質環境參數暨重金屬之存在型態。螯合劑使用之目的在於增進土壤重金屬之移動性。因此預期在定期澆灌以及遭遇降雨時將可能對地下環境 (地下水) 造成另一波之衝擊。故主要目的在於探討澆灌過程與降雨對土壤重金屬等污染物釋出滲漏之衝擊。並針對不同土層厚度之環境因子進行探討。

表 5 實驗土壤背景參數表

土壤參數	低有機質土壤
pH (H ₂ O)	6.58 ± 0.44
有機物 (%)	4.16 ± 0.27 %
粘粒 (%) < 2μm	15.19 %
粉粒 (%) 2-50μm	78.69 %
砂粒 (%) 50-2000μm	6.12 %
土壤重金屬銅背景濃度 (mg/kg)	3126 ± 4.72
土壤重金屬鋅背景濃度 (mg/kg)	185.55 ± 6.34
土壤重金屬鉛背景濃度 (mg/kg)	0 ± 0.01

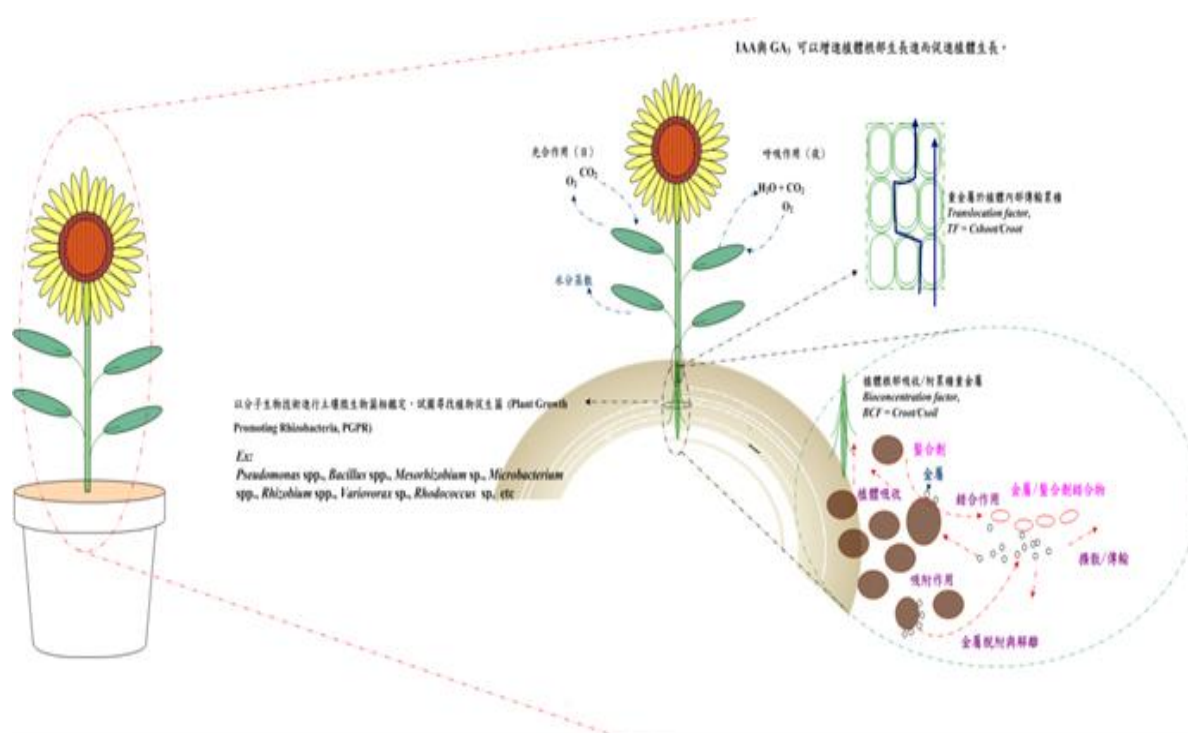


圖 4 盆栽實驗示意圖

表 6 盆栽實驗操作條件表

參數項目	實驗條件
植栽	向日葵 (<i>Helianthus annuus</i> L.)
重金屬	Cu、Zn、Pb
IAA 濃度	0 (無添加)、 10^{-8} 、 10^{-10} 、 10^{-12} mol/kg
GA ₃ 濃度	0 (無添加)、 10^{-8} 、 10^{-10} 、 10^{-12} mol/kg
EDDS 濃度	500 μ mol/kg
EDTA 濃度	500 μ mol/kg
pH 值	7
光照	16 h/8 h day/night cycle
操作時間	30 天

3.6 管柱型盆栽實驗

由於過氧化鈣、螯合劑之使用將改變土壤介質環境參數暨重金屬之存在型態。螯合劑使用之目的在於增進土壤重金屬之移動性。因此預期在定期澆灌以及遭遇降雨時將可能對地下環境 (地下水) 造成另一波之衝擊。故本研究之主要目的在於探討澆灌過程與降雨對土壤重金屬等污染物釋出滲漏之衝擊。並針對不同土層厚度之環境因子進行探討。實驗土壤取自高雄大學校園土壤。本研究將以管柱盆栽進行之 (如圖 5 所示)。每一盆栽配製 10 kg 土壤，並將 pH 控制於中性。每一盆栽均植栽 1 株向日葵，植栽日照循環為 16 h/8 h (day/night) 循環，並於每一盆栽添加適當劑量 Hoagland 溶液，以維持土壤肥力。經由盆栽實驗之研究結果取得過氧化鈣、植物生長激素、螯合劑之合適添加劑量，以及植物生長激素與螯合劑之適合添加方式作為本年度研究藥劑添加量之基礎，再將澆灌情形區分為兩類進行探討。其一為每日定期澆灌，以每日澆灌 500 mL 純水至本研究終止。

其二為模擬降雨情形，模擬不同降雨量與降雨延時對植生復育處理過程中，土壤重金屬再釋出以及相關環境因子、植體根系與土壤介質微生物菌相變化進行探討，其中將降雨強度分別控制 10、20、40、80 mm/hr，降雨延時則控制為 24 hr，並分別於 0.1、0.2、0.5、1、2、4、8、12、16、24 hr 進行取樣，試圖找尋污染物再釋出與澆灌、降雨與藥劑添加之相關性（管柱實驗操作參數如表 7 所示）。

表 7 管柱盆栽實驗操作條件表

參數項目	實驗條件
植栽	向日葵 (<i>Helianthus annuus</i> L.)
管柱採樣口	4 個/柱
澆灌	正常澆灌 (每日 500 mL)
降雨模擬	降雨強度：20、40、80 mm/hr 降雨延時：設定降雨延時為 24 hr，並分別於 0.1、0.2、0.5、1、2、4、8、12、16、24 hr 取樣
重金屬	Cu、Zn、Pb
IAA 濃度	10^{-8} mol/kg
GA ₃ 濃度	10^{-8} mol/kg
EDDS 濃度	500 μ mol/kg
EDTA 濃度	500 μ mol/kg
pH 值	7
光照	16 h/8 h day/night cycle
操作時間	30 天

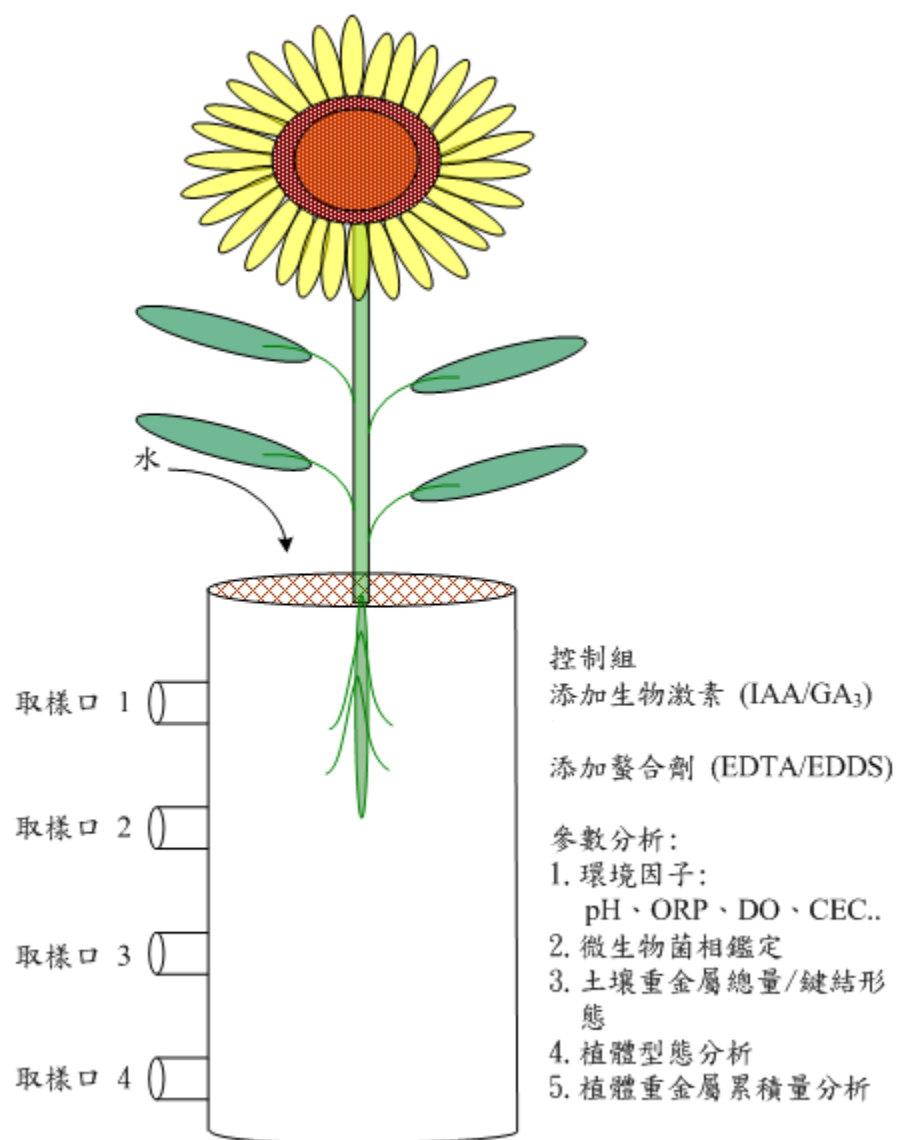


圖 5 向日葵管柱盆栽實驗示意圖

3.3 重金屬分析

水耕試驗於植栽向日葵後每天取集適當水量水樣進行重金屬濃度分析，各組皆取水樣 10 mL，以原子吸收光譜儀 (Atomic Absorption Spectrophotometer (AA), Perkin Elmer, AAnalyst 200) 分析之。

盆栽實驗之土壤係以王水消化進行土壤總重金屬 Cu、Zn 及 Pb 之萃取，將土壤以烘箱 104°C 烘乾，經 20 號篩過篩後，取過篩後之土壤 0.5 g 以濃硝酸及濃鹽酸體積分別為 3.0 mL 及 9.0 mL 混合利用微波消化儀 (MarsX microwave) 進行微波消化，再以 AA 分析。

盆栽實驗枝向日葵值體將區分為根、莖、葉、花之向日葵植體以烘箱 104°C 烘乾 24 小時，再將其研磨細碎，取 0.5 g 植體添加濃硝酸及濃鹽酸體積分別為 5.5 mL 及 0.5 mL，以微波消化儀進行萃取後，再以 AA 分析。微波輔助消化之參數設定如表 8 所示。

表 8 微波消化儀參數設定

	Power (W)	Ramp (min)	Temperature (°C)	Hold time (min)
土壤全量萃取	1600 (75%)	15:00	200	15:00
序列萃取(末段)	1600 (75%)	15:00	200	15:00
植體萃取	1600 (75%)	15:00	200	15:00

* () 內數值表示微波消化儀之實際輸出功率；此外，當其升溫至 200 °C，維持 15 min，便開始降溫。

第四章 結果與討論

摘要：

水耕實驗以初步探討生物激素 (IAA 與 GA_3) 與螯合劑添加對於向日葵植體生長之情形，並進一步評估植物生長激素 (IAA 與 GA_3) 對重金屬植物毒害性之減低。之後盆栽實驗比較更濃度植物生長激素與螯合劑對植生復育效果與植株生長情形之差異，得到植生復育之最佳操作濃度。最後管柱實驗，評估一般澆灌與暴雨情形下，重金屬對地下水層影響之分析。

4.1 水耕試驗 I

本實驗水溶液單純只使用 Hoagland 溶液，並將生長激素以及螯合劑以直接添加方式配入水溶液(生長激素濃度為 $10^{-8}M$ ，螯合劑濃度為 $3mmol/L$)中，實驗組數分為四組，分別是控制(空白)組、IAA 組、 GA_3 組以及 EDTA 組，本實驗目的為每日觀察生長激素以及螯合劑對於植體向日葵之生長影響，並且可提供之後實驗比較生長激素添加方式不同之影響。實驗四組逐日生長情形如圖 6~8 所示，從照片可清楚看到第七天之 EDTA 組已經開始呈現枯萎的情形，而激素組之葉片大小以及翠綠程度皆較控制組為優，到第 14 天因 EDTA 組已經呈現死亡，故本組實驗於第 14 天終止。

圖 9~圖 12 為水耕試驗 I 逐日之溶氧、溫度、濕度及照度之變化，其中溶氧為水耕試驗各組別之水溶液溶氧，濕度及照度則為水耕試驗燒杯所放置之大桌上之數據，而每組於每日測定溶氧之後皆有以曝氣設備曝氣 20 分鐘，可看出就算以曝氣設備每天充足曝氣之下，仍然是屬於每日持續下降之趨勢，於第 10 日不降反升之數據，應是與前兩天突然上升之溫度導致植物光合作用所產生之氧氣大於每日呼吸作用所消耗之氧氣而造成。

由觀察結果可得知 EDTA 組向日葵本身無法抵抗 EDTA 所帶來之毒性，實驗期只歷經了兩星期便已經無存活跡象，在包括曝氣時間以及其餘條件皆與其餘組別相同時，可知 EDTA 本身就算水體中無高濃度重金屬也會對向日葵植株帶來毒性上之傷害，於第十四天時控制組、IAA 組及 GA_3 組仍有存活跡象且持續有成長趨勢，並且添加生長激素組別於葉片上明顯較空白組翠綠，此實驗可得知添加螯

合劑對於植體向日葵之毒害性及添加生長激素對於向日葵之助長存活率有顯著提升。



控制組

IAA 組

GA3 組

EDTA 組

圖 6 水耕實驗 I 各組生長情形(第一天)



控制組

IAA 組

GA3 組

EDTA 組

圖 7 水耕實驗 I 各組生長情形(第七天)



控制組

IAA 組

GA3 組

EDTA 組

圖 8 水耕實驗 I 各組生長情形(第十三天)

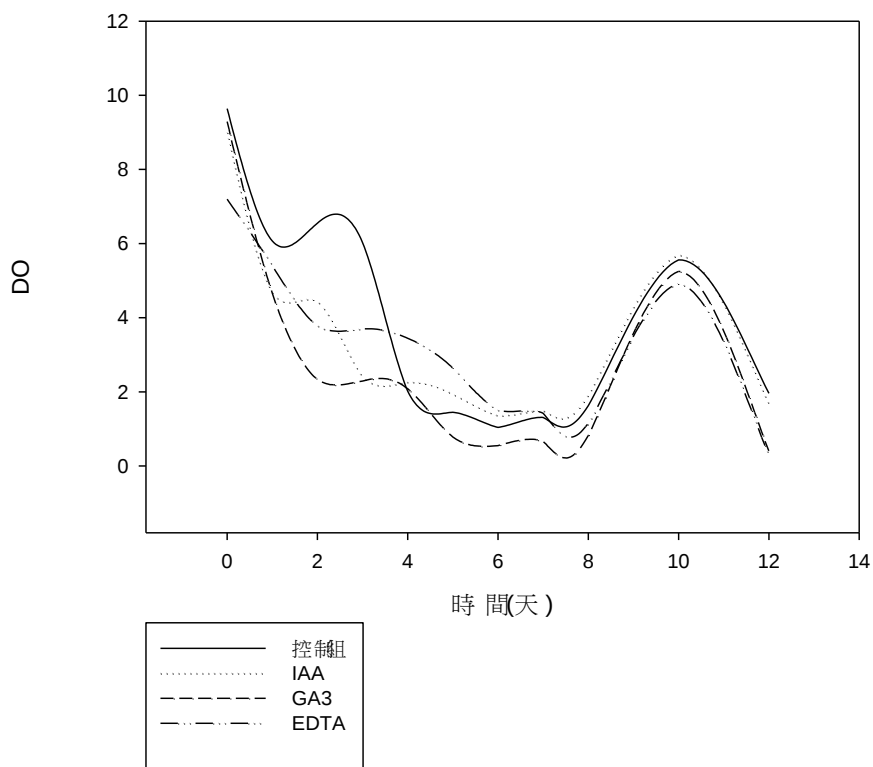


圖 9 水耕實驗 I 各組逐日溶氧變化

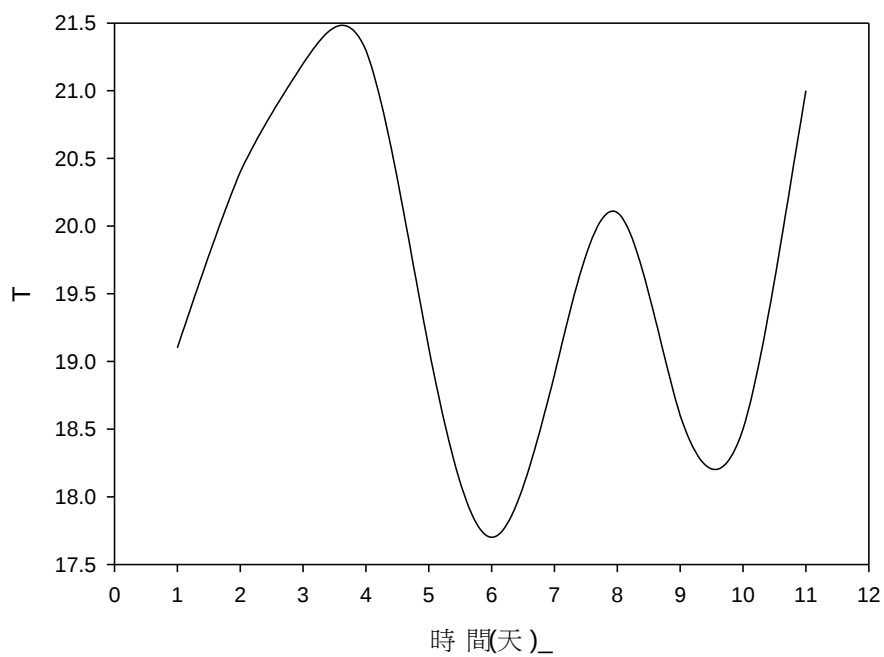


圖 10 水耕實驗 I 逐日溫度變化(單位:°C)

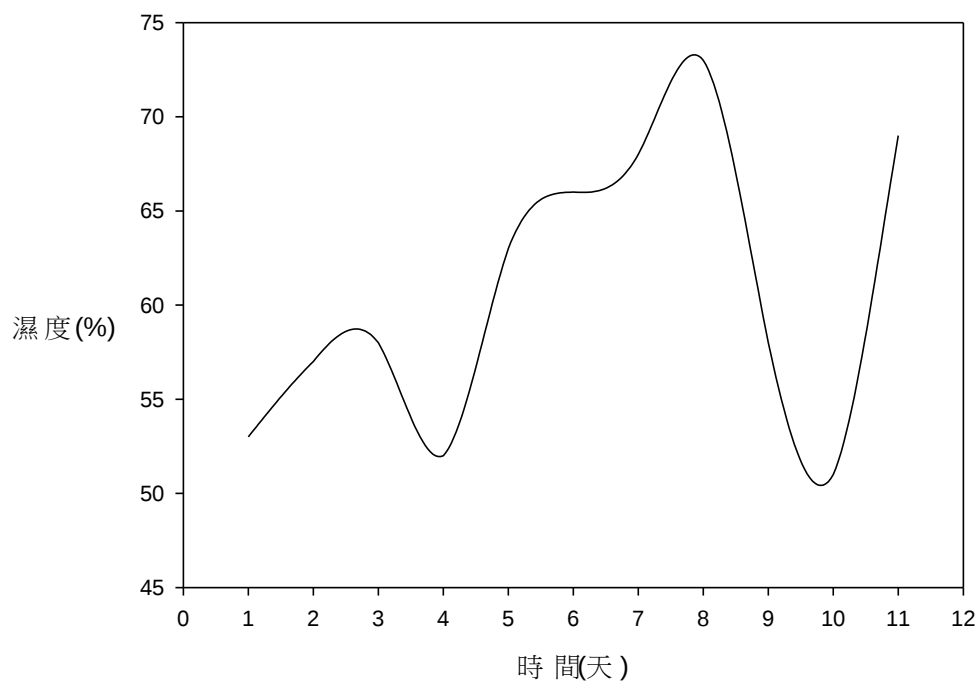


圖 11 水耕實驗 I 逐日濕度(%)變化

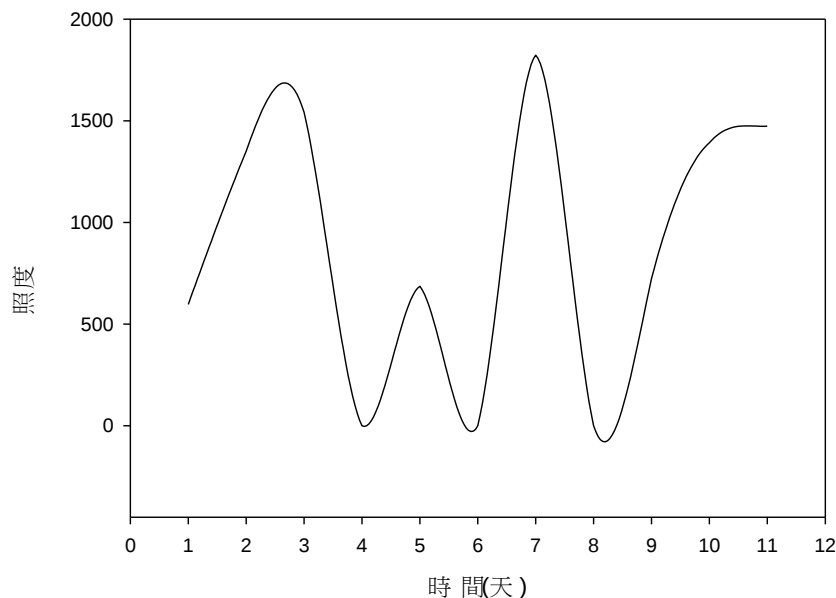


圖 12 水耕實驗 I 逐日照度變化

4.2 水耕試驗 II

由水耕試驗 I 得知就算水體中只添加 EDTA 並無高濃度重金屬時也會因 EDTA 本身之毒害性對向日葵植株造成傷害，且得知添加入生長激素之組別明顯生長有較控制組為優，故水耕試驗 II 增加兩組同時添加生長激素以及螯合劑之組別，觀察其經由生長激素之添加輔助是否可以提供向日葵本身更有效抵抗 EDTA 之毒害性，本實驗水溶液單純只使用 Hoagland 溶液，並將生長激素以及螯合劑以直接添加方式配入水溶液(生長激素濃度為 10^{-8} M，螯合劑濃度為 3mmol/L)中，且於水中添加入過氧化鈣，過氧化鈣添加方法則為先將其秤重 0.5g，用膜包成長條狀，並以膠帶將長條固定於杯底，經由浸泡於水中將膜溶解使其緩慢於水體中釋放氧氣，預期提供水耕試驗其所缺乏之氧氣助向日葵植株之成長。

實驗組數分為六組，分別是控制(空白)組、IAA 組、 GA_3 組、EDTA 組、IAA+EDTA 組及 GA_3 +EDTA 組，本實驗目的為每日觀察生長激素以及螯合劑對於植體向日葵

之生長影響，及實際量測各組別逐日成長差異量，且預期可經由 IAA+EDTA 及 GA₃+EDTA 組來得知激素之添加是否可有效幫助向日葵抵抗 EDTA 本身之毒害性。

4.2.1 水耕試驗 II 植物形態學分析

實驗六組之逐日成長情形如圖 13~圖 15 所示，EDTA 組於第 20 日時已無呈現存活跡象，故本試驗實驗期為 20 天，較水耕試驗 I 相比，有添加 EDTA 之組別於第 10 日才出現枯萎情形，但 IAA+EDTA 組及 GA₃+EDTA 組於初步拍照觀察生長情形並無較 EDTA 組本身為優，於第 20 日時，EDTA、IAA+EDTA 及 GA₃+EDTA 組皆無存活跡象，單以觀察生長情形並無法說明生長激素可提供向日葵本身對於 EDTA 之毒害性。

而六組之植株前後長度如圖 18 所示，控制組增加約 1.17 公分，EDTA 組增加約 1.34 公分，GA₃組則為增加最明顯之組別，增加約 5.2 公分，IAA 組、IAA+EDTA 組及 GA₃+EDTA 組則分別增加約為 4.5 公分、2.37 公分及 3.76 公分，由植株長度增加量可知生長激素之添加確實幫助植體本身成長，雖然添加螯合劑之組別於第二十日無存活跡象，其成長量仍大於控制組，但整體成長量皆不明顯之主要原因為植株於高雄大學向日葵花田採樣時已經為開花階段，而向日葵於開花之後能成長的量有限，導致於整體成長量皆不明顯。

而六組之植物根部前後長度如圖 19 所示，控制組增加約 1 公分，IAA 組增加約 2.4 公分，GA₃組增加為 2 公分，EDTA 組、IAA+EDTA 組及 GA₃+EDTA 組則分別增加約為 0.6 公分、2.2 公分及 2.7 公分，從根部長度成長量得知除了控制組及 EDTA 組以外，有添加生長激素之組別成長量皆大於兩公分，可預期根的長度增加，根部面積提高之後同樣一株植體可藉由較大面積之根部來吸附更多重金屬於根部中。

4.2.2 水耕試驗 II 過氧化鈣添加結果

本試驗原先計畫添加之過氧化鈣，於試驗前先以水耕之大燒杯試驗，其添加對於大燒杯水體之溶氧、pH 之影響如圖 16~圖 17 所示，由於有經過包膜，其初期量測較為緩慢，但經過四小時後，其外表包膜已漸漸被水溶解，膜經溶解之後其包覆之過氧化鈣皆溶於水中，其釋放氧氣速度過快，且短時間內也使水體 pH

值造成劇烈之變化，由原先屬於中性之 6.72 於一小時之內增加至 9.05，且於第四小時至第九小時之間 pH 值仍不斷上升，而 DO 之部分，雖然第四小時過氧化鈣皆已釋放於水體中，但其緩慢釋放氧氣之特性，使其到第 24 小時才開始量測出突然增加之溶氧度，由原先之 5.50 增加至 8.17，雖以批次實驗來看，其耗時一天才釋放出氧氣算是可接受之速度，但以植生復育實驗期皆大於三星期以上之耗時，其氧氣釋放速度太快，對於需耗時較長之試驗較不合適，故若需將過氧化鈣應用於盆栽試驗上，必須考量另一添加方式取代現階段包膜一次性添加。



控制組

IAA 組

GA₃ 組



EDTA 組

IAA+EDTA 組

GA₃+EDTA 組

圖 13 水耕實驗 II 各組第一日生長情形



(1)控制組 (2) IAA 組 (3)GA₃組



(4)EDTA 組 (5)IAA+EDTA 組(6) GA₃+EDTA 組

圖 14 水耕實驗 II 各組第 10 日生長情形



控制組

IAA 組

GA₃組



EDTA 組

IAA+EDTA 組

GA₃+EDTA 組

圖 15 水耕實驗 II 各組 20 日生長情形

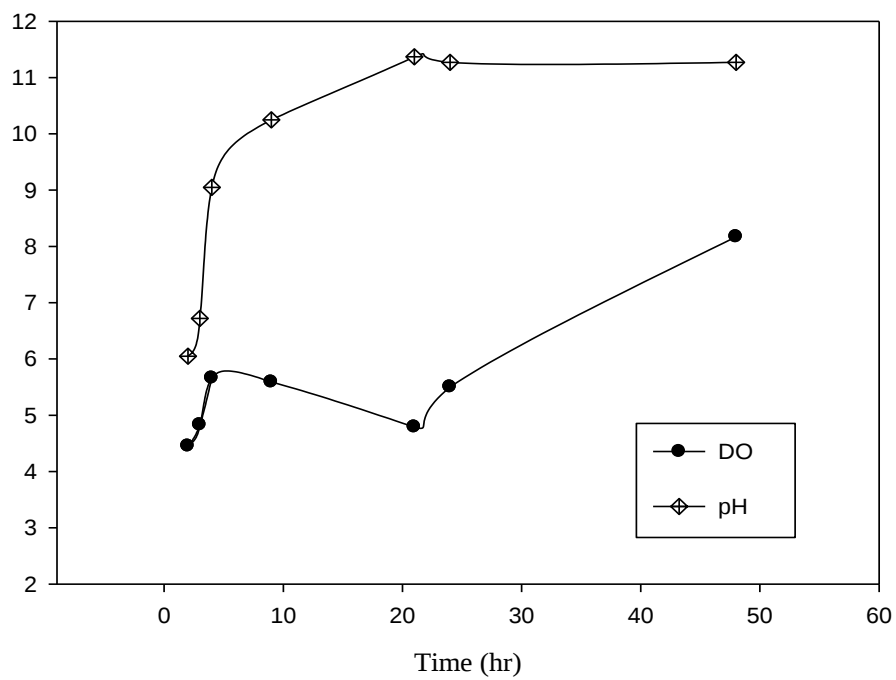


圖 16 水耕實驗 II 水質溶氧及 PH 改變情形

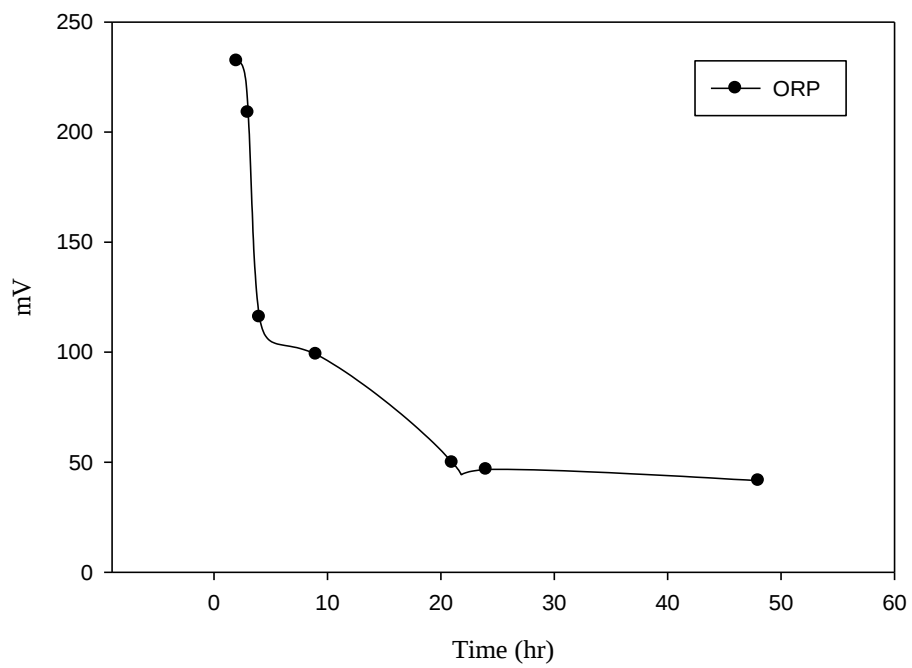


圖 17 水耕實驗 II 水質 ORP 改變情形

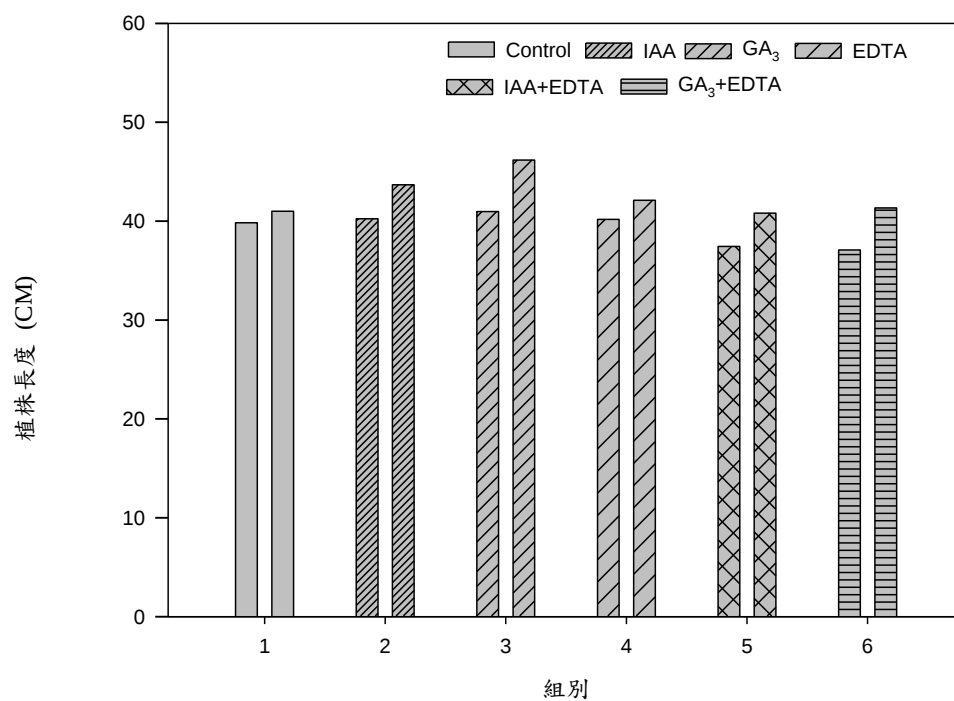


圖 18 水耕實驗 II 各組前後植株長度差異圖

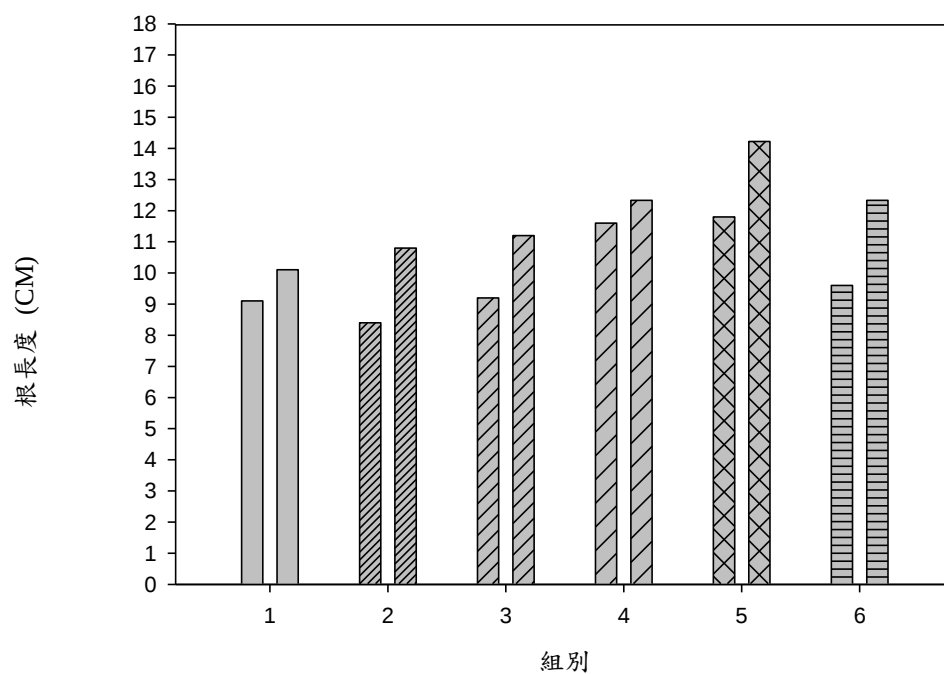


圖 19 水耕實驗 II 各組前後根長度差異圖

4.3 盆栽試驗 I

水耕實驗結束之後，確認了植物生長激素(IAA 與 GA_3)濃度於 $10^{-8}M$ 下效果是最好的，之後開始進行盆栽實驗 (Pot experiment)。盆栽實驗之實驗土壤分別有與園藝店訂購之一般非有機之土壤和高雄大學校園土壤，其土壤所選擇之目的是以接近實際情況下及不使向日葵死亡為原則，探討螯合劑、植物生長激素、過氧化鈣之添加對於向日葵植株生長情形之比較與累積重金屬能力成效之差異。

盆栽實驗中，每一盆栽種 4 株向日葵，植株日照循環為 16 h/8 h (day/night) 循環，種植地點為高雄大學工學院頂樓空地。首先藥劑添加順序分別為螯合劑 (EDTA、EDDS)、過氧化鈣與植物生長激素(IAA、 GA_3)，探討其對向日葵之生長及重金屬攝取之影響。

首先盆栽實驗會分為下列幾項進行探討，首先是不同濃度下之植物生長激素是否對於向日葵種植於土壤中之生長情形造成差異。第二為不同濃度下之植物生長激素對於重金屬吸收成效之差異，並分析重金屬累積於植體根部和地上部含量之分布，最後在利用植生復育有效係數來對整體整治效果進行比較。第三則是將使用植物生長激素和螯合劑兩者對於植物植生復育效果比較。

在土壤的使用上，則是有園藝店購買非有機之土壤和國立高雄大學向日葵花田土壤(屬低有機質)。而在植生富裕的濃度選擇上，在於前面水耕實驗中有基本方向，且於許多文獻中提到植物生長激素濃度皆介於 $10^{-8}M$ ~ $10^{-12}M$ 之間，並指出若植物生長激素濃度低於 $10^{-6}M$ 會對植體本身造成毒害性，故本試驗除控制組以外，還設計了五組不同濃度的植物生長激素，分別為 IAA $10^{-8}M$ 組、IAA $10^{-12}M$ 組、 GA_3 $10^{-8}M$ 組及 GA_3 $10^{-12}M$ 組。植物生長激素之添加方式為每天於早上與下午澆灌，噴灑於向日葵之葉片上至葉片濕潤，並藉由此實驗每天觀察以及量測植株長度來探討不同濃度下之生長激素是否會對向日葵本身成長造成差異，且預期找出一較合適之植物生長激素濃度運用於往後之盆栽試驗。

4.3.1 盆栽實驗 I 植物形態學分析

盆栽實驗每組實驗時間為一個月，首先為不同濃度下之植物生長激素對向日葵整體生長情形之比較，圖 20~圖 24 分別為不同濃度之植物生長激素(IAA、 GA_3)

組別，由照片初步觀察可知有添加植物生長激素之組別生長情形皆優於控制組，但 IAA 10^{-8} M 組、IAA 10^{-12} M 組、GA₃ 10^{-8} M 組及 GA₃ 10^{-12} M 組單比較其生長情形並無法得知濃度差異對於向日葵之成長影響。接下來則是五組實驗一個月其前後植株成長量差異如圖 25 所示，由左至右分別為控制組、IAA 10^{-8} M 組、IAA 10^{-12} M 組、GA₃ 10^{-8} M 組和 GA₃ 10^{-12} M 組，控制組整體向日葵增加約 6.102 公分，IAA 10^{-8} M 組增加約 7.808 公分，IAA 10^{-12} M 組增加約 6.07 公分，GA₃ 10^{-8} M 組增加約 11.40 公分，GA₃ 10^{-12} M 組增加約 7.358 公分，由噴灑同種植物生長激素之組別先互相比較，其結果可得知不管是 IAA 或 GA₃ 使用濃度 10^{-8} M 下對象日葵之成長量明顯優於濃度 10^{-12} M，接下則是相同濃度下不同植物生長激素互相比較，其中又以 GA₃ 10^{-8} M 組之成長量優於 IAA 10^{-8} ，整體成長量最差則是 IAA 10^{-12} M 組，甚至其成長量還低於控制組，由此結果可得知濃度 10^{-8} M 之植物生長激素噴灑之結果明顯優於 10^{-12} M，且不會對植體本身產生毒害性造成死亡且有效提高向日葵之生長情形。



圖 20 盆栽實驗 I 控制組 1 個月前後生長情形圖



圖 21 盆栽實驗 I IAA 10^{-8} M 組 1 個月前後生長情形圖



圖 22 盆栽實驗 I IAA 10^{-12} M 組 1 個月前後生長情形圖



圖 23 盆栽實驗 I GA₃ 10^{-8} M 組 1 個月前後生長情形圖



圖 24 盆栽實驗 I GA₃ 10^{-12} M 組 1 個月前後生長情形圖

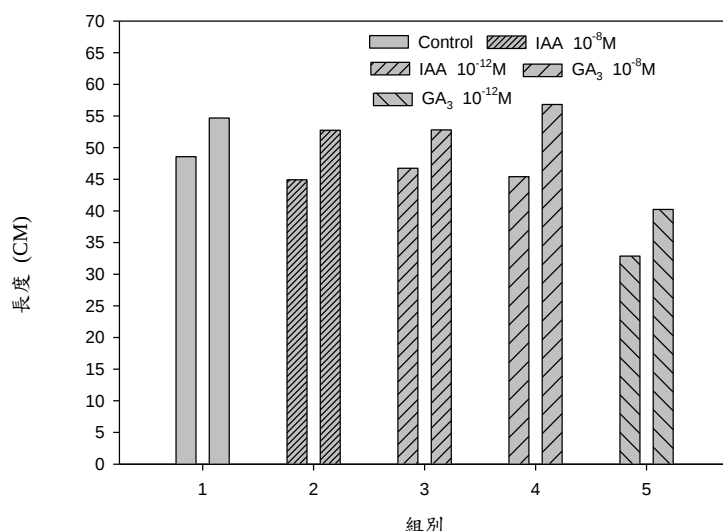


圖 25 盆栽實驗 I 各組 1 個月前後植株長度差異比較圖

4.4 盆栽實驗 II

盆栽實驗 II 為探討兩種植物生長激素之添加，對於促進向日葵植體累積重金屬銅之成效，組別為控制組、GA₃組及 IAA 組共為三組，植物生長激素所噴灑之濃度參考於盆栽實驗 I 之結果決定噴灑濃度為 10^{-8} M。此盆栽實驗無添加螯合劑，僅添加植物生長激素之情況下探討向日葵植體之根部和地上部(莖、葉、花)累積重金屬之濃度，一方面可得知植物生長激素所作用之部位及是否有效提升植生量以及重金屬累積量。而對於不同部位測出之重金屬累積濃度數量方面會先以 ANOVA 單因子變異數分析確認變異數是否相同，之後再做 T 檢定來確認植物生長激素組別於根部和地上部(莖、葉、花)下之累積量是否與控制組有顯著之差異。

4.4.1 盆栽試驗 II 向日葵植體重金屬累積分析

由圖 26~圖 29 分別為向日葵植體三組別之各部位(根、莖、葉及花朵部分)之重金屬累積濃度，控制組各部位(根、莖、葉及花朵部分)之重金屬累積濃度分別為 27.1、25.34、19.02 及 15.65 mg/kg，GA₃組部位(根、莖、葉及花朵部分)之重金屬累積濃度分別為 25.79、32.37、29.69 及 18.69 mg/kg，IAA 組各部位(根、莖、葉及花朵部分)之重金屬累積濃度分別為 25.26、28.35、16.26 及 19.47 mg/kg。由結果可得到，當使用植物生長激素 GA₃與控制組相比，雖然在根的重金屬累積含量上

低於控制組，但從莖開始到花朵重金屬的累積量明顯是高過於控制組許多。且由圖 28 可看出 GA_3 於葉片部分累積重金屬濃度遠高於其他兩組，更能說明植物生長激素 GA_3 作用範圍為促進植體葉片生長，將植體大部分養分皆輸送往至植物地上部份(莖、葉、花)進行累積，且因土壤中重金屬會被植體將其當作養分經由木質部輸送至葉片，使得植體於地上部份(莖、葉、花)之重金屬含量會高過控制組。最後從圖 30 整理得到三組向日葵植體總重金屬累積濃度，可得到 GA_3 組別不僅於植物地上部份(莖、葉、花)之重金屬累積量大於控制組，於整體植株比較之下其總重金屬累積濃度也是大於控制組許多，由這結果可得知添加植物生長激素 GA_3 有助於提升植物對於重金屬之吸收效率和植體內的傳輸效果。

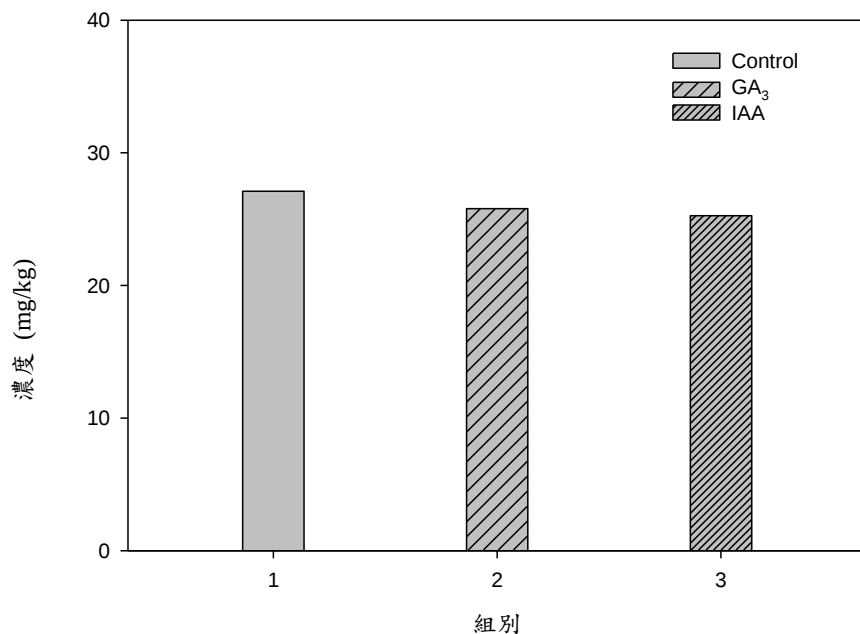


圖 26 盆栽實驗 II 各組根部重金屬銅累積量

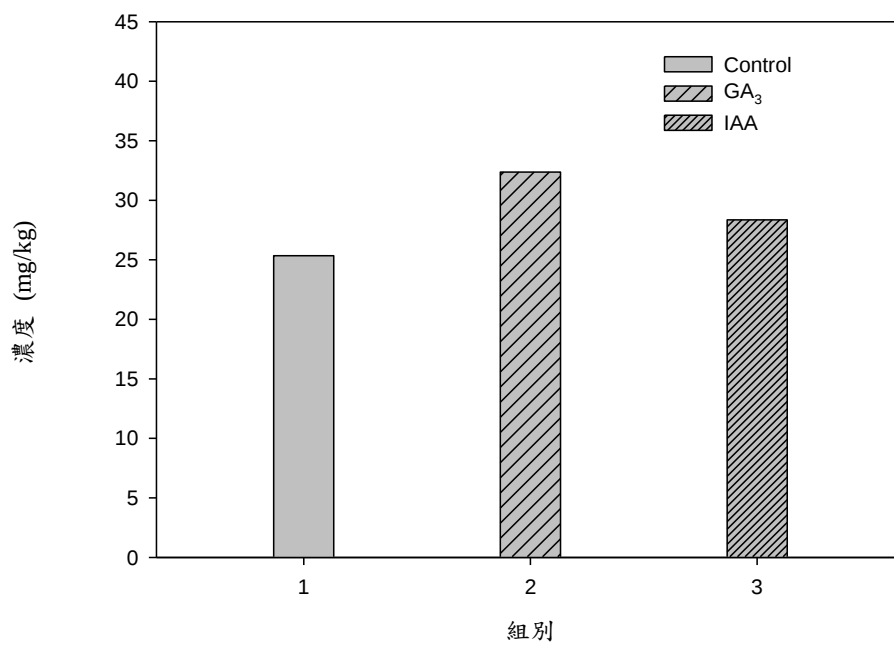


圖 27 盆栽實驗 II 各組莖部重金屬銅累積量

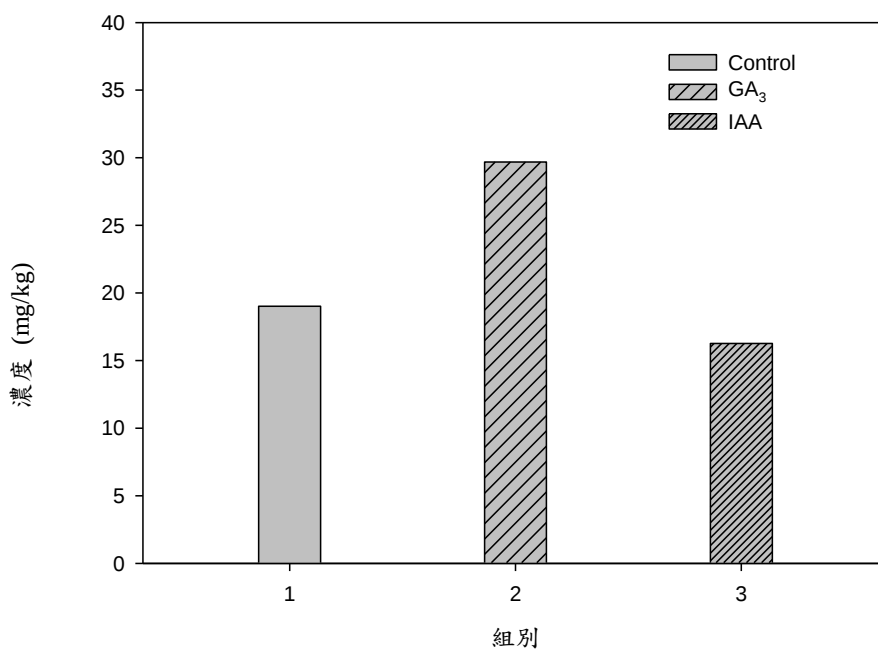


圖 28 盆栽實驗 II 各組葉部重金屬銅累積量

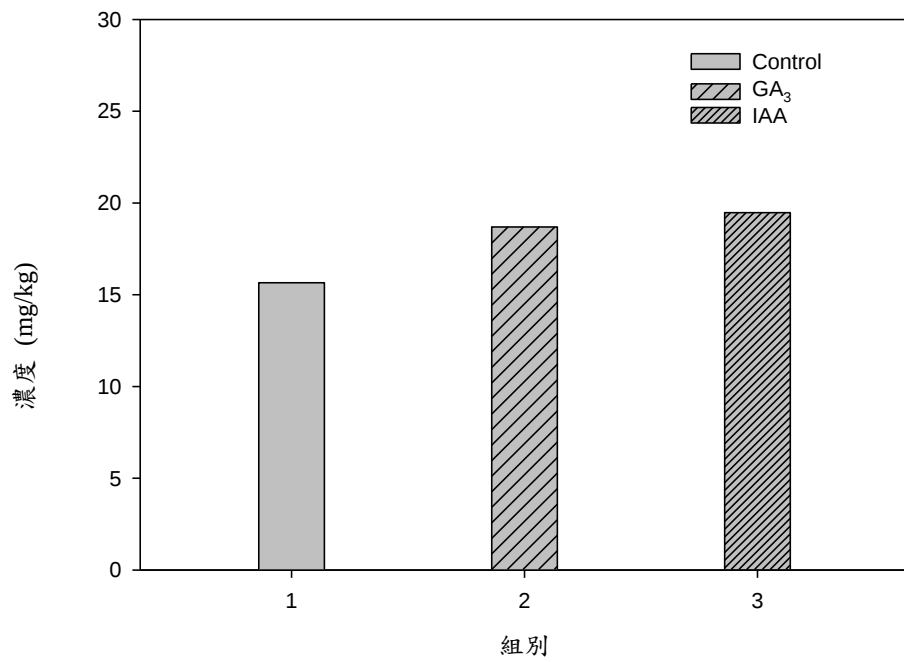


圖 29 盆栽實驗 II 各組花部重金屬銅累積量

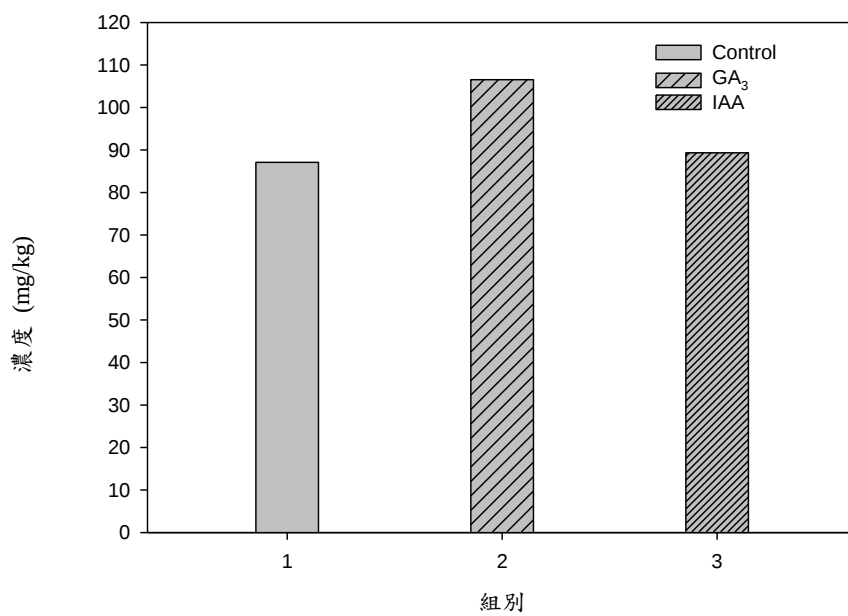


圖 30 盆栽實驗 II 各組植體重金屬銅累積量

4.4.2 盆栽試驗 II ANOVA 單因子變異數分析

向日葵植體不同部位(根、莖、葉及花朵部分)之重金屬累積濃度 ANOVA 單因子變異數分析如表 9 所示，由表 9 可知變異數皆不同，可做變異數不相同之 T 檢定，四個部位之植物生長激素與控制組做比較之 T 檢定如表 10~表 13 所示，由表 10 控制組與兩種植物生長激素根部所做出之 T 檢定可看出，由表中 T 統計之數值取其絕對值來與雙尾臨界值做出比較，若 T 統計絕對值 < 雙尾臨界值，則兩組之間無明顯差異，而控制組與 GA₃ 根部重金屬銅吸收量之 T 檢定中，T 統計值為 0.6943 小於雙尾臨界值之 2.1199，無明顯差異。而 IAA 與控制組之 T 檢定，T 值為 0.9820 也小於雙尾臨界值 2.1314，無明顯差異，表示於根部方面重金屬銅之吸收，控制組與兩種生長激素組別吸收量並無太大差別。由表 11 控制組與兩種植物生長激素莖部所做出之 T 檢定可看出，莖部分之 T 檢定中，控制組與 GA₃ 組之 T 檢定中，T 值 2.322 大於雙尾臨界值 2.1098，有顯著差異，而控制組與 IAA 組之 T 檢定中，T 值 7.3128 遠大於雙尾臨界值 2.1448，也有顯著差異，表示在莖部方面，兩種生長激素組於吸收重金屬方面較控制組差。

由表 12 控制組與兩種生長激素葉部所做出之 T 檢定可看出，葉片方面之 T 檢定，由控制組與 GA₃ 組別之 T 值絕對值為 3.5748，大於雙尾臨界值 2.1199，有顯著差異，而控制組與 IAA 之 T 值為 1.6503，小於雙尾臨界值 2.0796，無顯著差異。可說明 GA₃ 作用部分主要為針對葉片部分，可能為 GA₃ 促進養分更主要往葉片作用而導致，重金屬部分可能伴隨著養分，於葉片部分大量累積。由表 13 控制組與兩種生長激素花朵部分所做出之 T 檢定可看出，花朵方面之 T 檢定，控制組與 GA₃ 組之 T 值絕對值為 2.1659 大於雙尾臨界值 2.0796，達顯著差異，而控制組與 IAA 組之 T 值絕對值為 2.5574 大於雙尾臨界值 2.0739，也達顯著差異，可說明生長激素針對植物部分抽高之作用，且因 GA₃ 主要作用已是促進植體上半部份之成長以及促進花朵開花，由 T 檢定中可看出 GA₃ 組於葉片以及花朵皆比控制組來的較有效果，而 IAA 組則只於花朵部分表現的較控制組佳，得出結論為 GA₃ 於 10⁻⁸M 濃度之下，可有效提升向日葵植體之生長情形且於累積重金屬銅之能力也較控制組優。

表 9 盆栽試驗 II 各組別 ANOVA 單因子變異數分析

組別	個數	總和	平均(mg/L)	變異數
根				
Control	12	3.2520	0.2710	0.0035
GA ₃	12	3.0947	0.2579	0.0008
IAA	12	3.0307	0.2526	0.0007
莖				
Control	12	3.0413	0.2534	0.0037
GA ₃	12	3.8840	0.3237	0.0011
IAA	12	3.4027	0.2835	0.0004
葉				
Control	12	2.2827	0.1902	0.0021
GA ₃	12	3.5627	0.2969	0.0086
IAA	12	1.9507	0.1626	0.0013
花				
Control	12	1.8780	0.1565	0.0014
GA ₃	12	2.2427	0.1869	0.0009
IAA	12	2.3360	0.1947	0.0012

表 10 盆栽試驗 II 激素組與控制組根部 T 檢定

根部 T 檢定					
	Control	GA ₃		Control	IAA
平均數	0.2710	0.2579	平均數	0.2710	0.2526
變異數	0.0035	0.0008	變異數	0.0035	0.0007
觀察值個數	12.0000	12.0000	觀察值個數	12.0000	12.0000
假設的均數差	0.0000		假設的均數差	0.0000	
自由度	16.0000		自由度	15.0000	
t 統計	0.6943		t 統計	0.9820	
P(T<=t) 單尾	0.2487		P(T<=t) 單尾	0.1708	
臨界值：單尾	1.7459		臨界值：單尾	1.7531	
P(T<=t) 雙尾	0.4974		P(T<=t) 雙尾	0.3417	
臨界值：雙尾	2.1199		臨界值：雙尾	2.1314	

表 11 盆栽試驗 II 激素組與控制組莖部 T 檢定

莖部 T 檢定					
	Control	GA ₃		Control	IAA
平均數	0.2534	0.3237	平均數	0.2534	0.2835
變異數	0.0037	0.0011	變異數	0.0037	0.0004
觀察值個數	12.0000	12.0000	觀察值個數	12.0000	12.0000
假設的均數差	0.0000		假設的均數差	0.0000	
自由度	17.0000		自由度	14.0000	
t 統計	2.3220		t 統計	7.3128	
P(T<=t) 單尾	0.0165		P(T<=t) 單尾	0.0000	
臨界值：單尾	1.7396		臨界值：單尾	1.7613	
P(T<=t) 雙尾	0.0329		P(T<=t) 雙尾	0.0000	
臨界值：雙尾	2.1098		臨界值：雙尾	2.1448	

表 12 盆栽試驗 II 激素組與控制組葉片部分 T 檢定

葉片部分 T 檢定					
	Control	GA ₃		Control	IAA
平均數	0.1902	0.2969	平均數	0.1902	0.1626
變異數	0.0021	0.0086	變異數	0.0021	0.0013
觀察值個數	12.0000	12.0000	觀察值個數	12.0000	12.0000
假設的均數差	0.0000		假設的均數差	0.0000	
自由度	16.0000		自由度	21.0000	
t 統計	-3.5748		t 統計	1.6503	
P(T<=t) 單尾	0.0013		P(T<=t) 單尾	0.0569	
臨界值：單尾	1.7459		臨界值：單尾	1.7207	
P(T<=t) 雙尾	0.0025		P(T<=t) 雙尾	0.1138	
臨界值：雙尾	2.1199		臨界值：雙尾	2.0796	

表 13 盆栽試驗 II 激素組與控制組花朵部分 T 檢定

花朵部分 T 檢定					
	Control	GA ₃		Control	IAA
平均數	0.1565	0.1869	平均數	0.1565	0.1947
變異數	0.0014	0.0009	變異數	0.0014	0.0012
觀察值個數	12.0000	12.0000	觀察值個數	12.0000	12.0000
假設的均數差	0.0000		假設的均數差	0.0000	
自由度	21.0000		自由度	22.0000	
t 統計	-2.1659		t 統計	-2.5574	
P(T<=t) 單尾	0.0210		P(T<=t) 單尾	0.0090	
臨界值：單尾	1.7207		臨界值：單尾	1.7171	
P(T<=t) 雙尾	0.0420		P(T<=t) 雙尾	0.0180	
臨界值：雙尾	2.0796		臨界值：雙尾	2.0739	

4.4.3 盆栽試驗 II 重金屬傳輸及累積係數分析

為評估植生復育技術應用於受重金屬污染土壤之整治效益，利用植物生物濃縮係數(Bioconcentration factor, BCF)、植物傳輸係數(Translocation factor, TF) 及植生復育有效係數 (phytoremediation efficiency factor, PEF) 評估。所以向日葵對於重金屬之傳輸能力及累積能力可由 TF 及 BCF 表示，如表 14 所示。控制組之向日葵對於重金屬銅之 TF 值為 1.845，而添加植物生長激素 IAA 組別之 TF 值為 1.829，與控制組無較大差異，相較之下 GA₃組別則優於控制組與 IAA 組，其組別之向日葵 TF 值為 2.329。而向日葵根部重金屬累積係數可由 BCF 值表示，控制組之向日葵對於重金屬銅之 BCF 值為 0.833，其餘兩組添加植物生長激素組別皆低於控制組，分別為 0.744 及 0.721，推斷為植物生長激素組別將大量養分與重金屬隨著木質部往地上部(莖、葉、花)輸送，進而導致根部重金屬累積濃度下降。

表 14 三組植體之 BCF、TF 及 PEF 值

Factors	Treatment	Value
BCF	Control	0.833
	GA ₃	0.744
	IAA	0.721
TF	Control	1.845
	GA ₃	2.329
	IAA	1.829
PEF	Control	1.537
	GA ₃	1.733
	IAA	1.319

4.5 盆栽試驗 III

盆栽試驗 III 為探討植生降解(Phytoattenuation)之能力，三組別為控制組、 $\text{GA}_3 10^{-8}\text{M}$ 及 EDTA 組，實驗土壤為高雄大學花田土壤，主要想模擬於現實環境中種植向日葵對於低重金屬環境之累積重金屬能力，利用花苞初形成之向日葵幼苗(約一個月)尚在生長期之階段快速成長至開花期，探討整個期間以內不同之向日葵成長速度對於土壤中重金屬銅累積之能力，整個實驗時間為期一個月，實驗期每個禮拜記錄一次照片以及植株長度，每天早上與下午各澆灌一次，而 $\text{GA}_3 10^{-8}\text{M}$ 組別，則在澆灌完後噴灑植物生長激素於向日葵葉片上至濕潤，EDTA 組其螯合劑 EDTA 添加則為實驗開始之前配置於土壤中並攪拌均勻。從初始測定其植體本身於幼苗階段移植時之重金屬濃度，以 10 天為一階段，總計為三階段。所以盆栽試驗 III 目的為了解其不同階段之土壤及植體重金屬累積能力，並藉由不同部位累積之重金屬濃度了解其 BCF、TF 及 PEF 值。

4.5.1 盆栽試驗 III 重金屬分析

首先是針對直體生長情形觀察，而控制組第一天至第三十天之照片如圖 31 所示， $\text{GA}_3 10^{-8}\text{M}$ 組第一天至第三十天之照片如圖 32 所示，EDTA 組第一天至第三十天之照片如圖 33 所示，由圖 33 可清楚看出 EDTA 組已經呈現死亡狀態，故於第 30 天結束此試驗。圖 34 為各階段土壤重金屬銅降解濃度，由最初濃度及以 10 天為一階段記錄其重金屬降解情形，可看出其每階段皆有緩慢下降之趨勢，且以第一段下降趨勢最為明顯，控制組由原本之 31.63 mg/kg 降解至 25.67 mg/kg， GA_3 組由原先之 32.09 mg/kg 降解至 28.33 mg/kg，EDTA 組由原本 30.65 mg/kg 降解至 28.89 mg/kg，而三階段總降解量，控制組由原先之 31.63 mg/kg 降解至 23.96 mg/kg， GA_3 組由原先之 32.09 mg/kg 降解至 23.04 mg/kg，EDTA 組由原先之 30.65 mg/kg 降解至 25.93 mg/kg，可知在向日葵於花苞初形成至開花這階段為其生長最為快速之成長期，在此階段因其快速往上輸送養分導致其也於植體快速累積重金屬，在這階段累積重金屬之速度也較其他階段優，若以 Phytoattenuation 之概念，重複種植花苞初形成之向日葵幼苗至其開花之後更換新一批植體，可推斷其可以最快速度累積吸附土壤中重金屬，來達成較以往更快速及更有效率之整治效果。



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 31 盆栽實驗 III 控制組前後生長差異圖



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 32 盆栽實驗 III GA_3 組前後生長差異圖



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 33 盆栽實驗 III EDTA 組前後生長差異圖

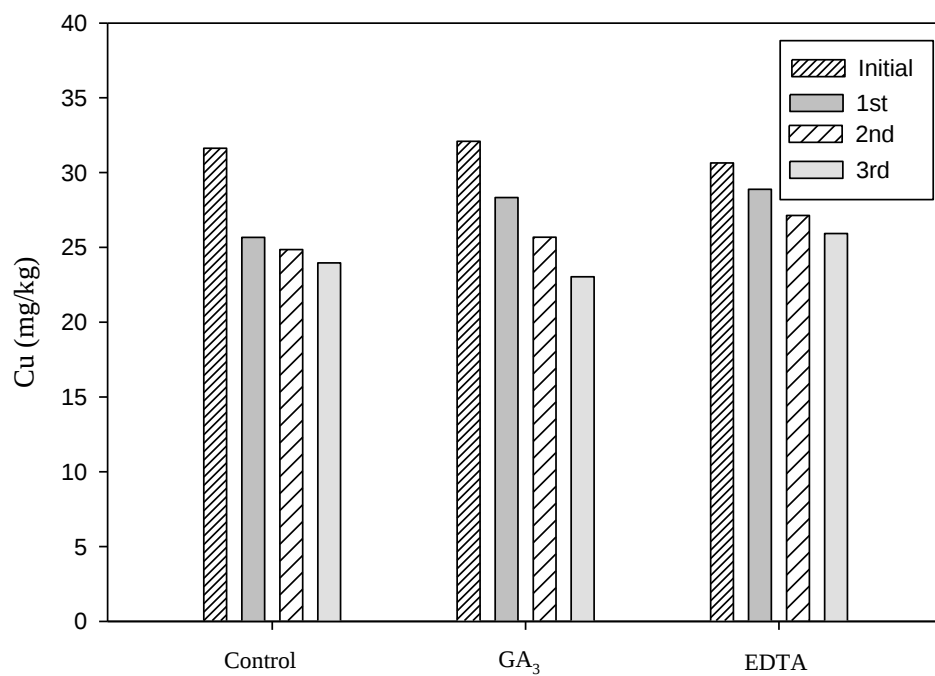


圖 34 盆栽實驗 III 各階段土壤重金屬銅降解濃度

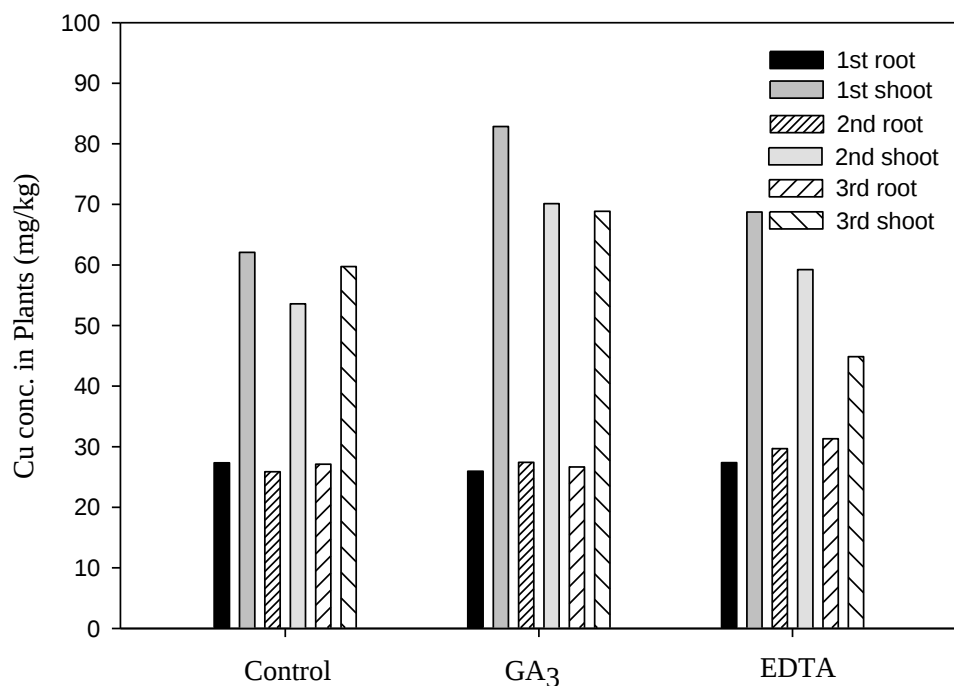


圖 35 盆栽實驗 III 各階段植體重金屬銅累積量

4.5.2 盆栽試驗 III 重金屬傳輸及累積係數分析

圖 35 為各階段植體重金屬銅累積量，可看出 GA₃組於植體根上部位吸附重金屬濃度明顯高於其餘兩組，甚至因為 EDTA 組別於第三階段已經對於向日葵植體造成無法抵抗之毒害性，GA₃組之地上部位濃度也高於 EDTA 組，且以這張圖可清楚得知 GA₃因為其作用部位為葉片部分，將植體本身養分皆送往地上部位造成了其地上部位累積濃度遠高於根部所累積之濃度，表 15 為各階段之 BCF、TF 及 PEF 值，可看出由於 GA₃由於其作用於葉片關係，三階段 TF 值分別為 3.191、2.558 及 2.582，明顯優於控制組之 2.272、2.071 及 2.204，以及 EDTA 組之 2.511、1.997 及 1.432，由於其 TF 值高的關係，PEF 值呈現出來便優於其餘兩組，GA₃組三階段 PEF 值為 2.924、2.732 及 2.989，由表 15 可明顯看出其優於控制組及 EDTA 組。

表 15 各階段之 BCF、TF 及 PEF 值

Factors	Treatment	1st	2nd	3rd
BCF	Control	1.065	1.041	1.131
	GA ₃	0.916	1.068	1.158
	EDTA	0.947	1.094	1.208
TF	Control	2.271	2.071	2.204
	GA ₃	3.191	2.558	2.582
	EDTA	2.511	1.997	1.432
PEF	Control	2.418	2.156	2.493
	GA ₃	2.924	2.731	2.989
	EDTA	2.379	2.183	1.729

4.6 盆栽試驗 IV 最佳操作參數下之差異

為了找出最好的植生復育操作參數，藉由之前的水耕實驗與盆栽實驗所得到的植物生長激素(IAA、GA₃)最佳操作參數，為濃度 10⁻⁸M 下，能有效提昇植株生長高度與重金屬從植物根部轉移至地上部的累積量，並添加兩種不同的螯合劑(EDTA、EDDS)進行相互比較，最後在添加過氧化鈣至土壤中，仿效生物整治技術，增加土壤含氧量，提高土壤中對重金屬去除有幫助之微生物活性且中和螯合劑造成土壤酸化的問題。

首先我們分別在重金屬銅、鉛、鋅下進行盆栽實驗，總共分為十組，分別為 Control(無任何添加物的土壤)組、單純添加重金屬組、添加 EDTA 組、添加 EDDS 組、添加 IAA+EDDS+CaO₂組、添加 IAA+EDTA+CaO₂組、添加 GA₃+EDDS+CaO₂組、添加 GA₃+EDTA+CaO₂組。

第一是在重金屬銅土壤下生長的向日葵，從圖 36~圖 43 由左至右分別為向日葵第 1 天、第 15 天、第 30 天生長情形，先由植株高度來先進行比較如圖 44，Control(無任何添加物的土壤)組平均增加 17 cm、單純添加重金屬組平均增加 14

cm、添加 EDTA 組平均增加 10 cm、添加 EDDS 組平均增加 12 cm、添加 IAA+EDDS+CaO₂ 組平均增加 19cm、添加 IAA+EDTA+CaO₂ 組平均增加 12 cm、添加 GA₃+EDDS+CaO₂ 組平均增加 22 cm、添加 GA₃+EDTA+CaO₂ 組平均增加 12 cm，由結果發現使用 EDTA 在重金屬 Cu 的土壤上，隨著時間會慢慢的造成向日葵植體本身變為青黃色，且花苞變小，植體高度幾乎沒有任何顯著提升，相對依靠植物生長激素的組別，還是無法有效抵抗 EDTA 對向日葵造成的影響，而從表 16 來看，添加 EDTA 組別的植生量如同前面植株高度的比較，是低於其他組別，就算添加了植物生長激素還是無法提升向日葵植生量，所以 EDTA 用於重金屬銅污染之土壤上進行植生復育，會對向日葵生長造成影響。



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 36 盆栽實驗 IV CONTROL 組前後生長差異圖



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 37 盆栽實驗 IV 單 CU 組前後生長差異圖



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 38 盆栽實驗 IV EDTA+CU 組前後生長差異圖



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 39 盆栽實驗 IV EDDS+CU 組前後生長差異圖



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 40 盆栽實驗 IV CAO_2 +IAA+EDDS+CU 組前後生長差異圖



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 41 盆栽實驗 IV $\text{CAO}_2 + \text{IAA} + \text{EDTA} + \text{CU}$ 組前後生長差異圖



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 42 盆栽實驗 IV $\text{CAO}_2 + \text{GA}_3 + \text{EDDS} + \text{CU}$ 組前後生長差異圖



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 43 盆栽實驗 IV $\text{CAO}_2 + \text{GA}_3 + \text{EDTA} + \text{CU}$ 組前後生長差異圖

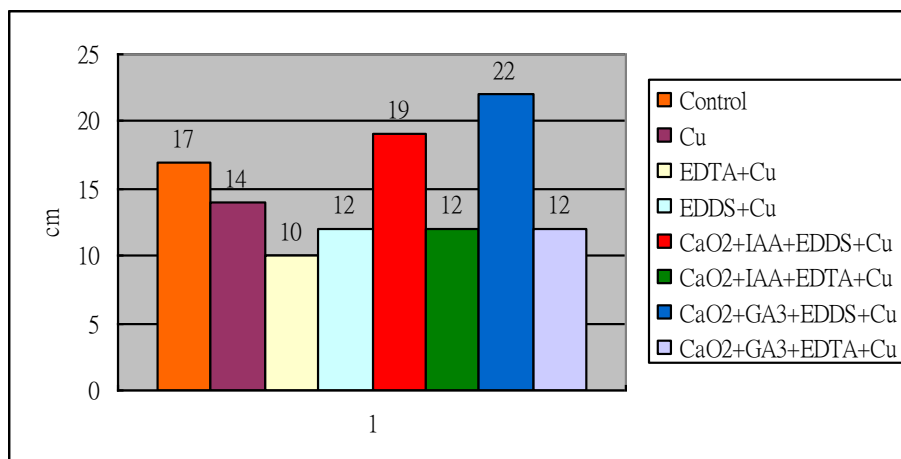


圖 44 盆栽實驗 IV CU 各組總生長高度比較圖

表 16 盆栽實驗 IV CU 各組植生量比較圖

	銅
單純重金屬	8.45±0.29 g
EDDS	8.15±0.37 g
EDTA	5.72±0.18 g
IAA+CaO ₂ +EDDS	14.33±0.85 g
IAA+CaO ₂ +EDTA	6.47±0.44 g
GA ₃ +CaO ₂ +EDDS	15.47±1.25 g
GA ₃ +CaO ₂ +EDTA	6.11±0.58 g

第二是在重金屬鉛土壤下生長的向日葵，從圖 45 至圖 51 由左至右分別為向日葵第 1 天、第 15 天、第 30 天生長情形，由植株高度來進行比較如圖 53，Control(無任何添加物的土壤)組平均增加 19 cm、單純添加重金屬組平均增加 15 cm、添加 EDTA 組平均增加 14 cm、添加 EDDS 組平均增加 12 cm、添加 IAA+EDDS+CaO₂ 組平均增加 17 cm、添加 IAA+EDTA+CaO₂ 組平均增加 19 cm、添加 GA₃+EDDS+CaO₂ 組平均增加 23 cm、添加 GA₃+EDTA+CaO₂ 組平均增加 23 cm，由結果來看 EDTA 組第二株於實驗期第 7 天就已死亡，可判斷在植物移株過後的 7 天，為植物的適應期，當 7 天後植物適應了土壤環境，就能正常生長。並從表 17 來看，添加植物生長激素組別其植生量都能有效增加，並且能讓向日葵在移株後的 7 天適應土壤中的環境，使植體本身能有效抵抗重金屬的毒性。而在 15 天至 30 天這之間，為花苞出現和植物迅速成長期，花朵完全綻放時，此時植株整體高度不會在有明顯改變，故迅速成長期則攸關植體吸收累積重金屬含量上的差異。



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 45 盆栽實驗 IV CONTROL 組前後生長差異圖



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 46 盆栽實驗 IV 單 PB 組前後生長差異圖



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 47 盆栽實驗 IV EDTA+PB 組前後生長差異圖



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 48 盆栽實驗 IV EDDS+PB 組前後生長差異圖



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 49 盆栽實驗 IV CAO₂+IAA+EDDS+PB 組前後生長差異圖



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 50 盆栽實驗 IV $\text{CAO}_2 + \text{IAA} + \text{EDTA} + \text{PB}$ 組前後生長差異圖



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 51 盆栽實驗 IV $\text{CAO}_2 + \text{GA}_3 + \text{EDDS} + \text{PB}$ 組前後生長差異圖



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 52 盆栽實驗 IV $\text{CAO}_2 + \text{GA}_3 + \text{EDTA} + \text{PB}$ 組前後生長差異圖

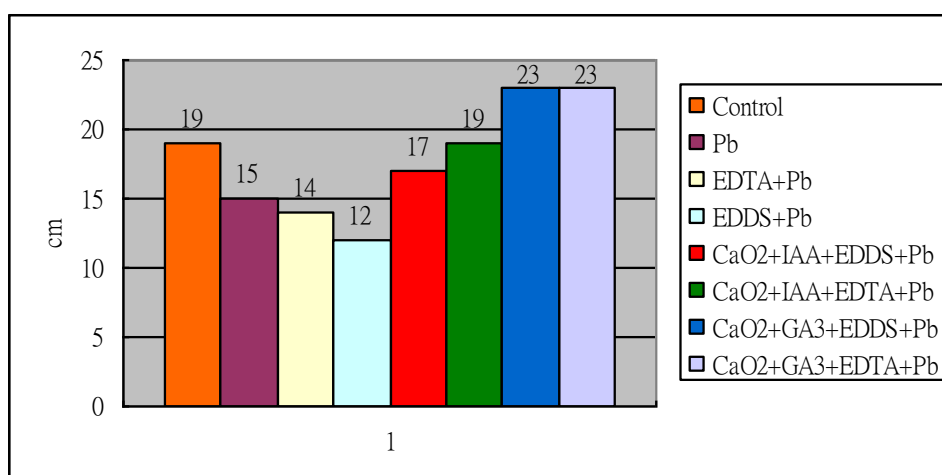


圖 53 盆栽實驗 IV PB 各組總生長高度比較圖

表 17 盆栽實驗 IV PB 各組植生量比較圖

	鉛
單純重金屬	8.45±0.49 g
EDDS	7.84±0.51 g
EDTA	7.48±0.23 g
IAA+CaO ₂ +EDDS	10.48±0.36 g
IAA+CaO ₂ +EDTA	12.36±0.72 g
GA ₃ +CaO ₂ +EDDS	16.15±1.45 g
GA ₃ +CaO ₂ +EDTA	16.98±1.14 g

第三是在重金屬鋅土壤下生長的向日葵，從圖 52 至圖 59 由左至右分別為向日葵第 1 天、第 15 天、第 30 天生長情形，由植株高度來先進行比較如圖 62，Control(無任何添加物的土壤)組平均增加 19 cm、單純添加重金屬組平均增加 13cm、添加 EDTA 組平均增加 12 cm、添加 EDDS 組平均增加 12 cm、添加 IAA+EDDS+CaO₂組平均增加 17 cm、添加 IAA+EDTA+CaO₂組平均增加 18 cm、添加 GA₃+EDTA+CaO₂組平均增加 21 cm、添加 GA₃+EDDS+CaO₂組平均增加 22 cm，最後在由下表 18 可得到添加植物生長激素 GA₃之組別，其在植生量上分別為添加 GA₃+EDTA+CaO₂組平均 16.30±1.17 g、添加 GA₃+EDDS+CaO₂組平均 17.98±0.92 g，明顯高於其他組別，但是添加 IAA 之組別在生長高度上，並不會比 GA₃組來的好，但還是明顯優於其他組別，所以添加植物生長激素之組別與控制組相比時，整體生長高度能與控制組高過於控制組，並且在含有螯合劑的重金屬土壤下，證明了添加植物生長激素，能有效提昇植體生長高度，代表向日葵生長高度與其植生量成正比。



圖 54 盆栽實驗 IV CONTROL 組前後生長差異圖



圖 55 盆栽實驗 IV 單 ZN 組前後生長差異圖



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 56 盆栽實驗 IV EDTA+ZN 組前後生長差異圖



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 57 盆栽實驗 IV EDDS+ZN 組前後生長差異圖



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 58 盆栽實驗 IV CaO_2 +IAA+EDDS+ZN 組前後生長差異圖



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 59 盆栽實驗 IV $\text{CaO}_2 + \text{IAA} + \text{EDTA} + \text{Zn}$ 組前後生長差異圖



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 60 盆栽實驗 IV $\text{CaO}_2 + \text{GA}_3 + \text{EDTA} + \text{Zn}$ 組前後生長差異圖



第 1 天

第 15 天

第 30 天

圖 61 盆栽實驗 IV $\text{CaO}_2 + \text{GA}_3 + \text{EDDS} + \text{Zn}$ 組前後生長差異圖

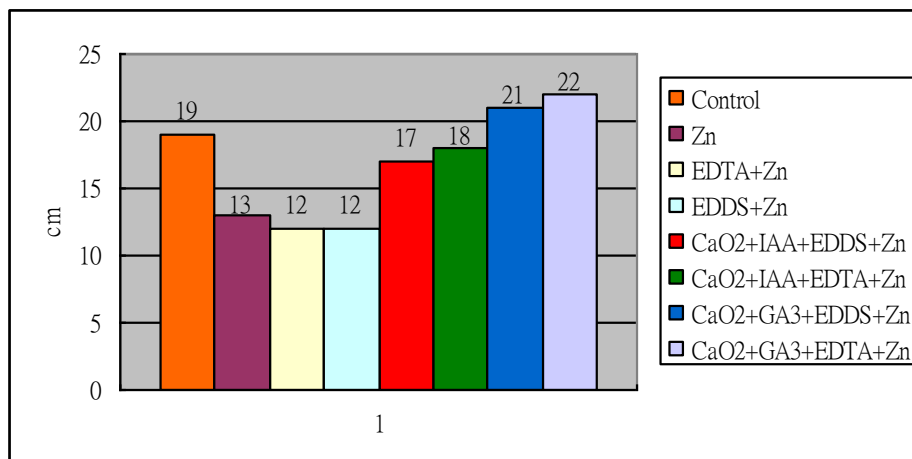


圖 62 盆栽實驗 IV Zn 各組總生長高度比較圖

表 18 盆栽實驗 IV Zn 各組植生量比較圖

	鉛
單純重金屬	9.23±0.33 g
EDDS	8.62±0.44 g
EDTA	9.21±0.28 g
IAA+CaO ₂ +EDDS	15.49±0.87 g
IAA+CaO ₂ +EDTA	12.58±0.66 g
GA ₃ +CaO ₂ +EDDS	17.98±0.92 g
GA ₃ +CaO ₂ +EDTA	16.30±1.17 g

比較完植體生長情形後，接下來則是對於向日葵吸收土壤重金屬於植體根部和地上部濃度濃度差異分析。由下圖 63~圖 68 與表 19 分別為銅、鉛、鋅根部在不同種類的螯合劑與植物生長激素使用下重金屬濃度差異，從結果上說明了添加植物生長激素+螯合劑的組別 > 添加螯合劑組別 > 無添加螯合劑與植物生長激素的組別，且在重金屬銅、鋅土壤下，有添加 EDDS 的組別優於添加 EDTA 組，符合文獻上所說的，添加 EDDS 較適合用於重金屬銅、鋅環境下，但是在重金屬鉛的土壤下，添加 EDDS 組於重金屬鉛的土壤時，其對於鉛的吸收量與無添加螯合劑與植物生長激素的組別相比，幾乎無任何差距，而相反的添加 EDTA 組，對於鉛則是能有效的吸收，證實文獻上指出由於螯合劑 EDDS 是可生物降解的，故用於重金屬鉛土壤下，EDDS 會快速降解完成，以至於植物沒能有效吸收就結束了，所以如果在重金屬鉛環境下，還是使用螯合劑 EDTA 對整體值生復育效果會是最好的。

表 19 盆栽實驗 IV 向日葵根部各組重金屬含量差異

	銅	鋅	鉛
單純重金屬	22.7±2.5 mg/kg	124.8±14.2 mg/kg	13.4±1.3 mg/kg
EDDS	31.8±3.4 mg/kg	203.7±29.3 mg/kg	11.2±0.9 mg/kg
EDTA	24.5±1.8 mg/kg	187.3±23.4 mg/kg	48.2±3.7 mg/kg
IAA+CaO ₂ +EDDS	40.4±3.5 mg/kg	280.8±46.7 mg/kg	14.7±2.0 mg/kg
IAA+CaO ₂ +EDTA	36.3±2.6 mg/kg	234.1±39.4 mg/kg	77.2±7.1mg/kg
GA ₃ +CaO ₂ +EDDS	48.0±5.2 mg/kg	289.6±50.1 mg/kg	15.2±2.3 mg/kg
GA ₃ +CaO ₂ +EDTA	43.4±3.1 mg/kg	247.5±20.7 mg/kg	102.1±14.3 mg/kg

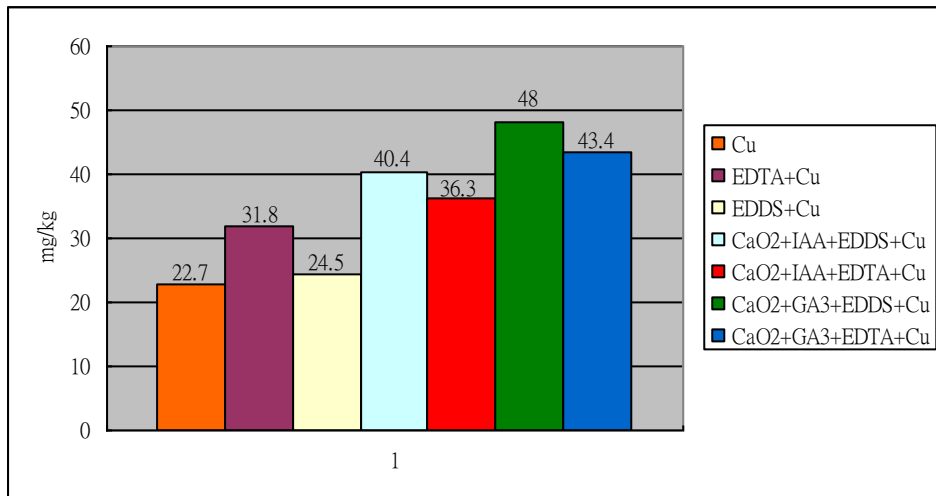


圖 63 盆栽實驗 IV CU 各組根部吸收重金屬量

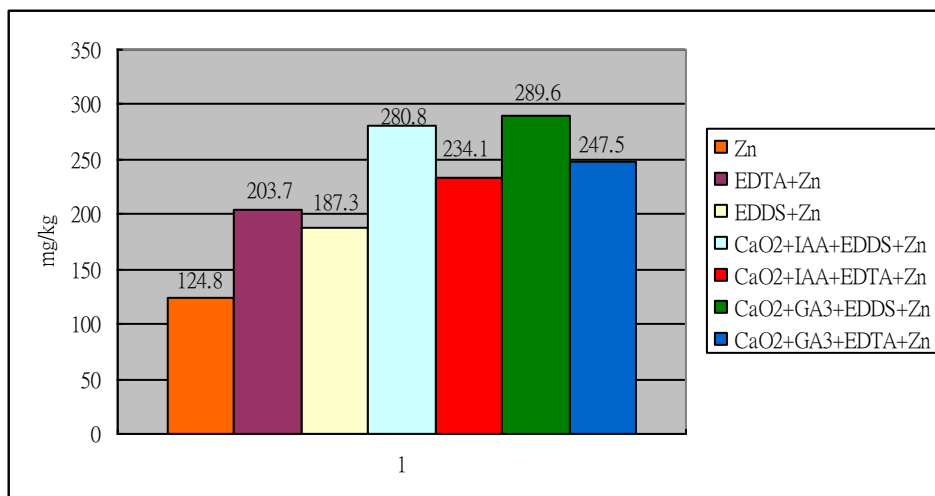


圖 64 盆栽實驗 IV ZN 各組根部吸收重金屬量

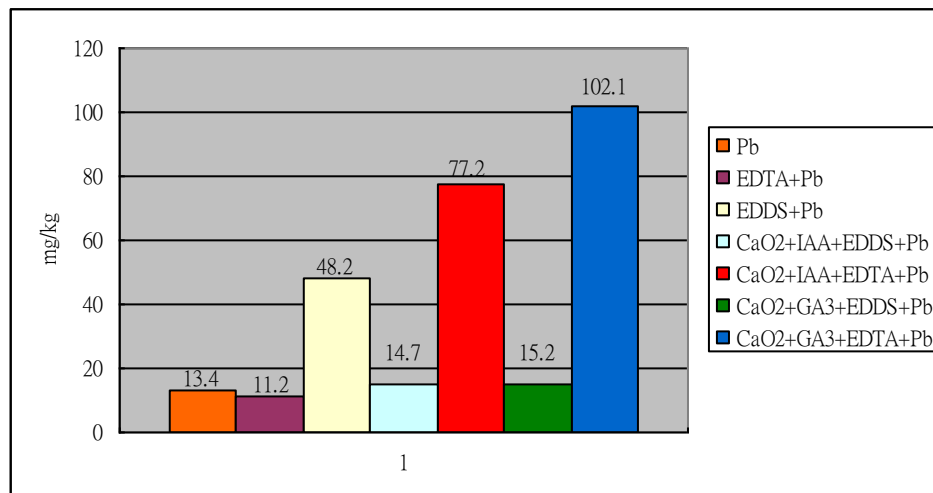


圖 65 盆栽實驗 IV PB 各組根部吸收重金屬量

比較完根部後，下圖 66~圖 74 與表 20~表 22 分別為銅、鉛、鋅地上部(莖、葉、花)在不同種類的螯合劑與植物生長激素使用下，各部位重金屬濃度差異。從文獻上指出，植物生長激素的使用主要是提升植物的生物量，刺激植體地上部的生長。所以結果顯示添加植物生長激素+螯合劑的組別 > 添加螯合劑組別 > 無添加螯合劑與植物生長激素的組別，在從葉部與花部累積的重金屬上就能比較出各組的明顯差異，有添加植物生長激素的組別，是無添加植物生長激素組別的 2 倍。說明了添加植物生長激素能有效使重金屬由植體傳送至地上部(莖、葉、花)進行累積，增加植生復育整體效果，並且使植物生長的好，而螯合劑則是可以提升重金屬在土壤的流動性，增加植物對於重金屬的吸收量。

表 20 盆栽實驗 IV 向日葵莖部各組重金屬含量差異

	銅	鋅	鉛
單純重金屬	18.1±1.3 mg/kg	118.6±13.9 mg/kg	6.5±0.9 mg/kg
EDDS	24.3±2.5 mg/kg	145.9±15.2 mg/kg	5.7±0.7mg/kg
EDTA	21.8±2.1 mg/kg	147.2±16.5 mg/kg	22.1±1.8 mg/kg
IAA+CaO ₂ +EDDS	29.3±2.7 mg/kg	286.1±32.5 mg/kg	13.5±2.2 mg/kg
IAA+CaO ₂ +EDTA	26.4±2.1mg/kg	259.9±40.2 mg/kg	32.1±4.5 mg/kg
GA ₃ +CaO ₂ +EDDS	34.4±4.4 mg/kg	276.5±41.7 mg/kg	11.9±1.2 mg/kg
GA ₃ +CaO ₂ +EDTA	26.2±1.7 mg/kg	235.0±32.1 mg/kg	53.6±4.9 mg/kg

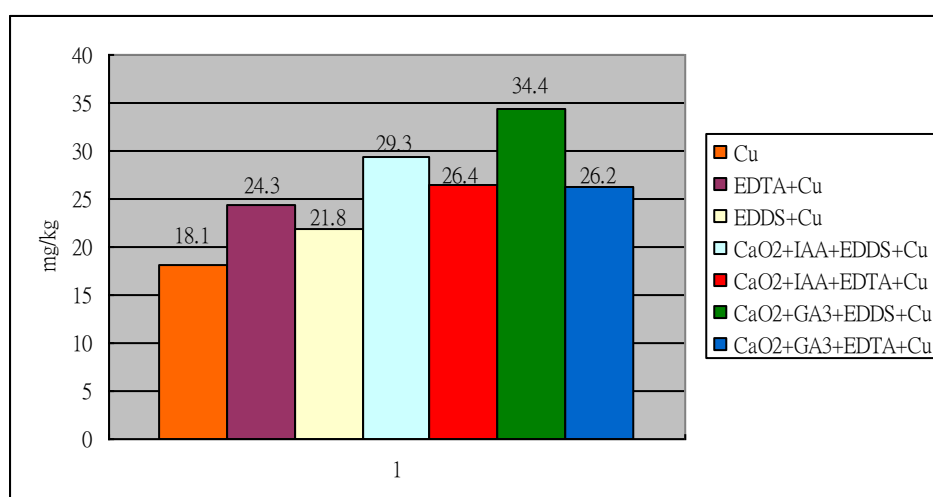


圖 66 盆栽實驗 IV CU 各組莖部重金屬吸收量

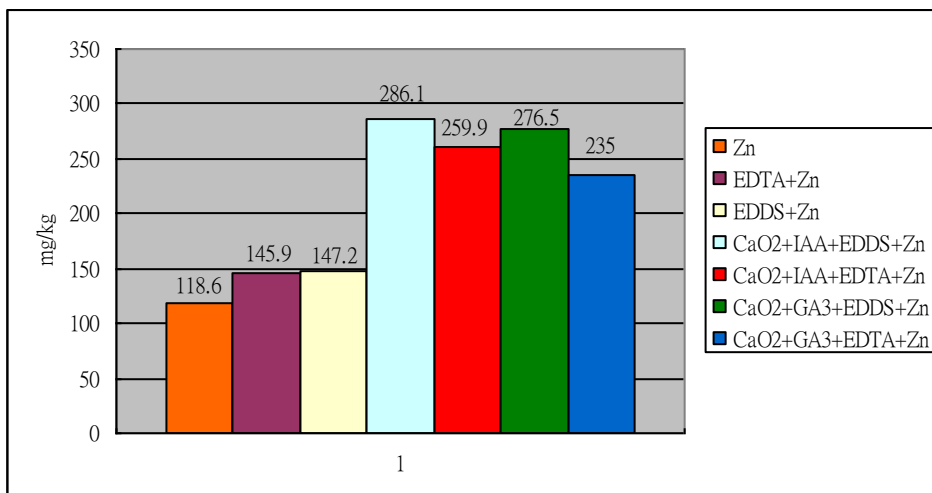


圖 67 盆栽實驗 IV ZN 各組莖部重金屬吸收量

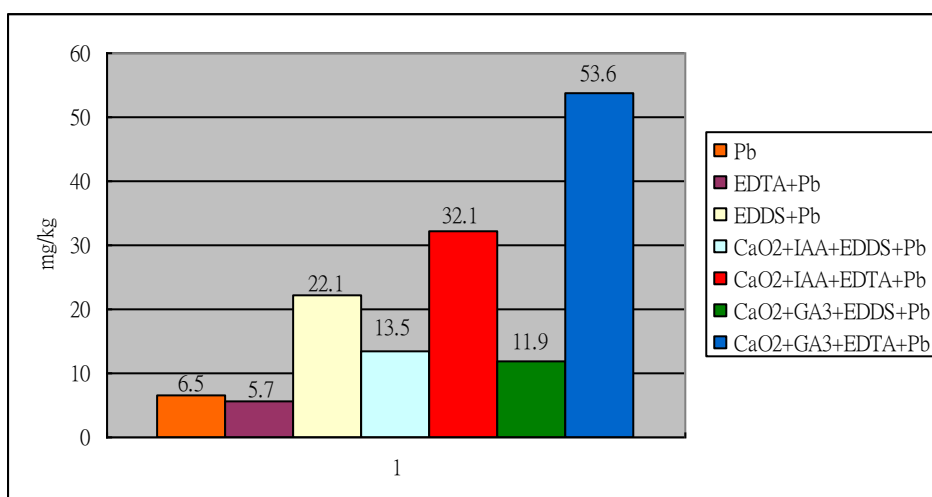


圖 68 盆栽實驗 IV PB 各組莖部重金屬吸收量

表 21 盆栽實驗 IV 向日葵葉部各組重金屬含量差異

	銅	鋅	鉛
單純重金屬	21.4±2.1 mg/kg	133.9±14.8 mg/kg	6.7±0.7 mg/kg
EDDS	27.4±3.1 mg/kg	184.7±20.6 mg/kg	6.0±0.7 mg/kg
EDTA	26.4±3.2 mg/kg	167.9±13.8 mg/kg	34.8±3.2 mg/kg
IAA+CaO ₂ +EDDS	61.3±6.4 mg/kg	267.5±39.9 mg/kg	18.8±1.5 mg/kg
IAA+CaO ₂ +EDTA	48.2±4.0 mg/kg	250.0±28.9 mg/kg	61.5±5.8 mg/kg
GA ₃ +CaO ₂ +EDDS	82.1±9.5 mg/kg	291.1±38.5 mg/kg	17.9±2.5 mg/kg
GA ₃ +CaO ₂ +EDTA	57.7±6.8 mg/kg	257.5±35.4 mg/kg	91.9±11.7 mg/kg

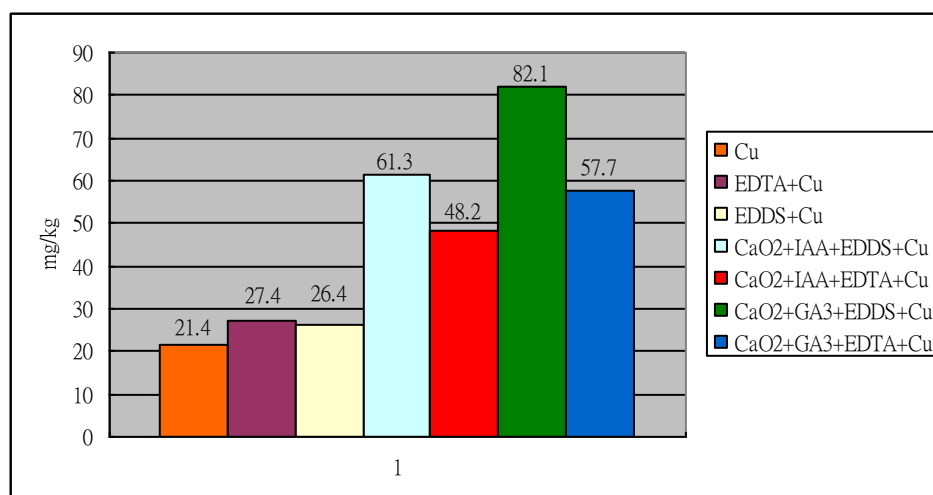


圖 69 盆栽實驗 IV CU 各組葉部重金屬吸收量

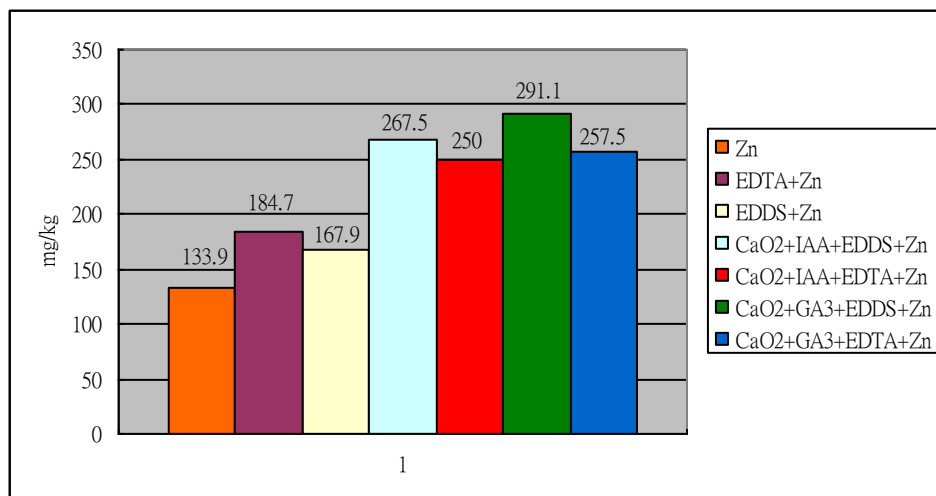


圖 70 盆栽實驗 IV ZN 各組葉部重金屬吸收量

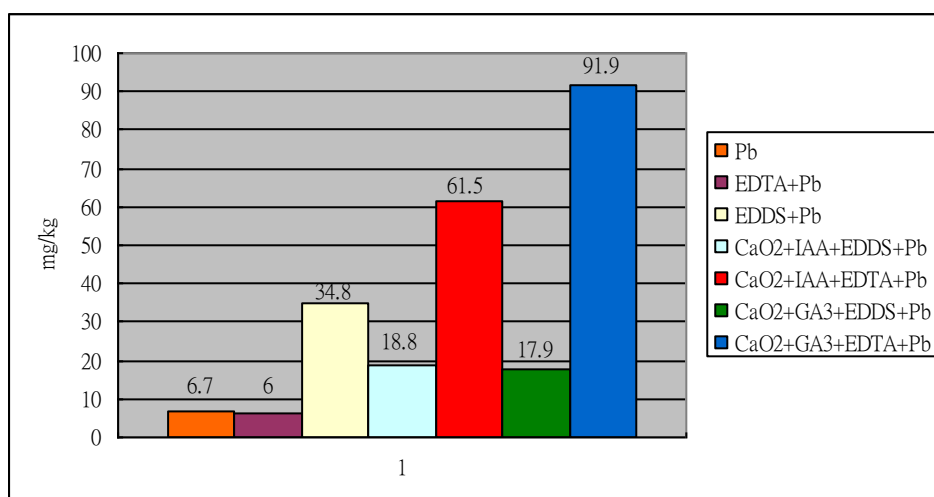


圖 71 盆栽實驗 IV PB 各組葉部重金屬吸收量

表 22 盆栽實驗 IV 向日葵花部各組重金屬含量差異

	銅	鋅	鉛
單純重金屬	16.1±1.9 mg/kg	121.8±11.2 mg/kg	3.1±0.5 mg/kg
EDDS	20.3±2.4 mg/kg	134.3±14.8 mg/kg	4.5±0.3 mg/kg
EDTA	19.2±1.1 mg/kg	120.8±14.6 mg/kg	15.6±2.6 mg/kg
IAA+CaO ₂ +EDDS	60.9±4.1 mg/kg	253.1±28.1 mg/kg	17.6±1.5 mg/kg
IAA+CaO ₂ +EDTA	45.1±3.4 mg/kg	242.5±25.3 mg/kg	47.5±3.6 mg/kg
GA ₃ +CaO ₂ +EDDS	67.3±9.8 mg/kg	280.4±30.2 mg/kg	16.2±2.8 mg/kg
GA ₃ +CaO ₂ +EDTA	48.6±5.6 mg/kg	249.3±35.9 mg/kg	68.7±8.5 mg/kg

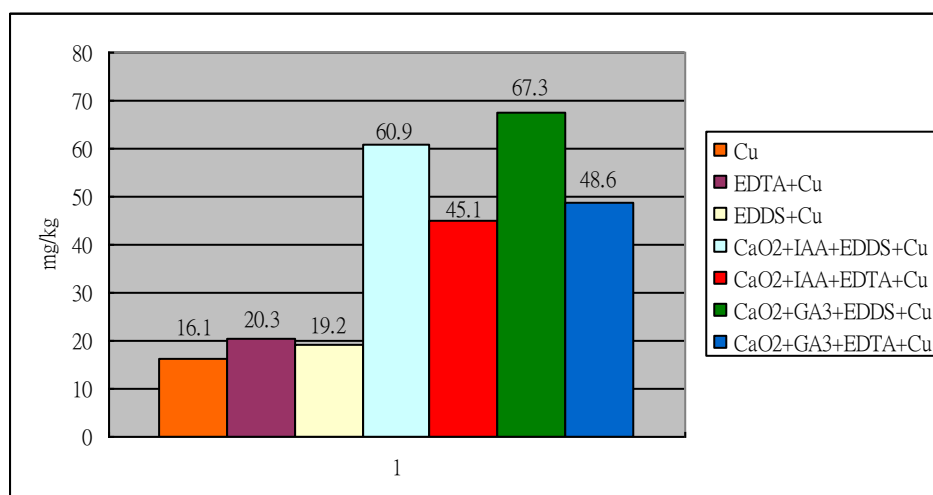


圖 72 盆栽實驗 IV CU 各組花部重金屬吸收量

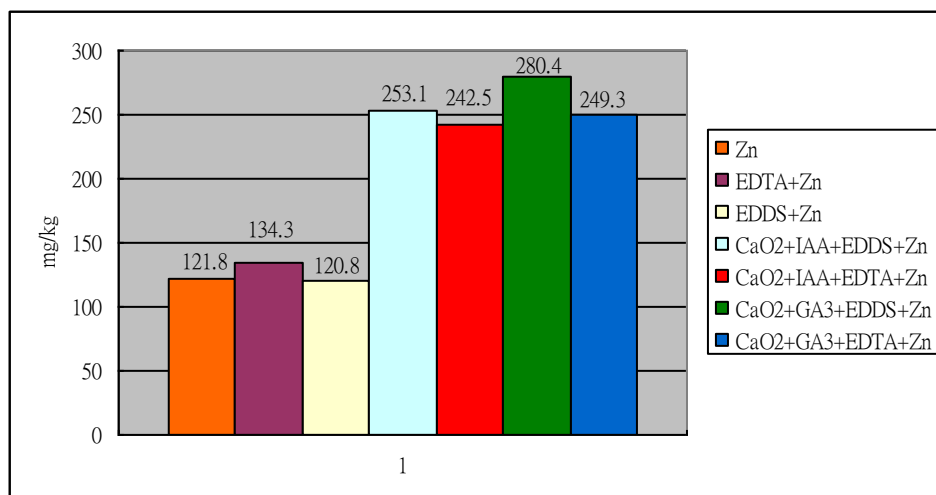


圖 73 盆栽實驗 IV ZN 各組花部重金屬吸收量

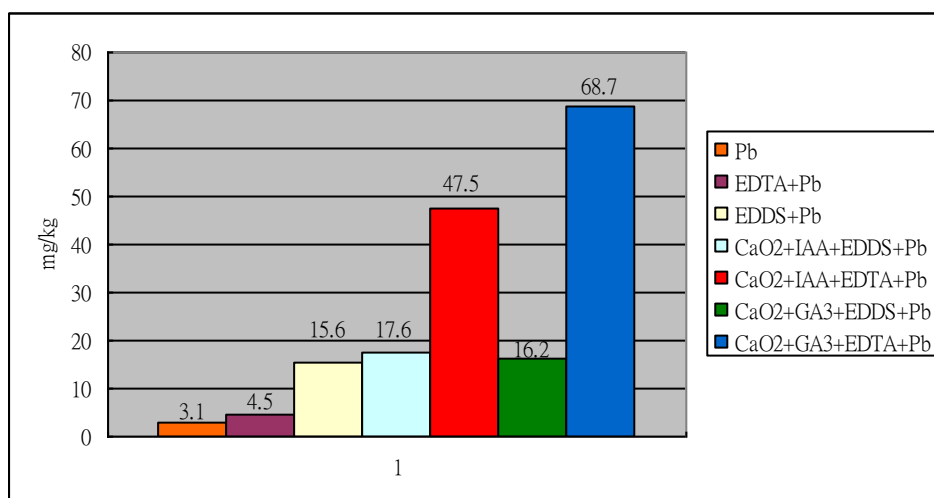


圖 74 盆栽實驗 IV PB 各組花部重金屬吸收量

當植物根部與地上部比較完成後，接著就是植體重金屬含量比較，從下圖 75 至圖 77 與下表 23 分別為向日葵在重金屬銅、鋅、鉛污染土壤上整體植生復育過程植體所吸收的重金屬總量。首先用單純添加重金屬的組別與添加螯合劑(EDTA 與 EDDS)組別進行比較，其添加螯合劑組別在重金屬銅跟鋅土壤下，相較於單純添加重金屬組別，的確能有效增加向日葵整體重金屬累積量，但在重金屬鉛土壤下，螯合劑(EDDS)的添加，其結果與單純添加重金屬組別無任何差異，無法有效提升向日葵對鉛的吸收量，但是螯合劑(EDTA)則能有效增加向日葵對於鉛的吸收量，所以從比較上可得到在重金屬銅、鋅污染下使用螯合劑(EDTA 與 EDDS)都能增加向日葵整體對於重金屬吸收量，而在重金屬鉛污染下，則只適合使用螯合劑(EDTA)。

接下來則是添加螯合劑(EDTA 與 EDDS)組別與添加植物生長激素(IAA 與 GA_3) 螯合劑(EDTA 與 EDDS)組別進行比較，因為文獻中說明植物生長激素能增加植體生質量，促進植物地上部的生長，故從結果可以得到當添加了植物生長激素能有效提高向日葵整體重金屬含量，因為其在前面地上部(莖、葉、花)的重金屬累積量比較上，添加植物生長激素組別是高過於單純添加螯合劑組別，也就證明文獻上所說的添加植物生長激素會促進植物生長，提升植物將養份經由木質部傳送至植體地上部，所以重金屬也會跟隨著養份經由木質部傳送至地上部累積，達到提昇植生復育整體的效率。

而為了評估植生復育技術應用於受重金屬污染土壤之整治效益，且須證明螯合劑(EDTA 與 EDDS)與添加植物生長激素(IAA 與 GA_3)對於整體植生復育的幫助，則利用植物生物濃縮係數(Bioconcentration factor, BCF)、植物傳輸係數(Translocation factor, TF) 及植生復育有效係數 (phytoremediation efficiency factor, PEF) 評析。首先是 BCF 植，如下表 24，主要係比較植體根部重金屬累積量及土壤重金屬含量，BCF 值越高表示植物對於土壤重金屬吸收攝取效益越佳，故我們從單純添加重金屬的組別與添加螯合劑(EDTA 與 EDDS)組別之 BCF 值進行比較。其結果在重金屬銅下，單純添加重金屬組 BCF 值為 0.118 低於添加螯合劑(EDTA)組 0.128 與添加螯合劑(EDDS)組 0.165。在重金屬鋅下，單純添加重金屬組 BCF 值為 0.260 低於添加螯合劑(EDTA)組 0.391 與添加螯合劑(EDDS)組 0.425。在重金屬鉛下，單純添加重金屬組 BCF 值為 0.028 低於添加螯合劑(EDTA)組 0.101 與添加螯合劑(EDDS)組

0.023。說明了添加螯合劑(EDTA 與 EDDS)可以提升植物對重金屬的吸收量與根部重金屬累積量，但在重金屬鉛情形下，如同前面根部重金屬累積量探討一樣，螯合劑(EDDS)不適合用於重金屬鉛污染下。

接著 TF 植也就是將植體莖葉部份及根系部分重金屬含量做比較，探其植體重金屬由根至莖葉表面可收割部分之傳輸性，TF 值越大表示植物對於重金屬之由根至莖葉傳輸能力越佳，由於植物生長激素為促進植物地上部的生長，代表植體會將許多養份從根部傳送至植物地上部進行累積，故我們為了確認植物生長激素使用下過程中是否也會使重金屬隨著養份一同傳送至地上部累積。由下表 25 分別為添加螯合劑(EDTA 與 EDDS)組與添加螯合劑(EDTA 與 EDDS)組別與添加植物生長激素(IAA 與 GA_3) + 螯合劑(EDTA 與 EDDS)組進行比較。在重金屬銅下，其添加螯合劑(EDDS)組 TF 值為 2.26 低於添加植物生長激素(IAA) + 螯合劑(EDDS)組之 3.75 與添加植物生長激素(GA_3) + 螯合劑(EDDS)組之 3.83。在重金屬鋅下，其添加螯合劑(EDDS)組 TF 值為 3.00 低於添加植物生長激素(IAA) + 螯合劑(EDDS)組之 2.87 與添加植物生長激素(GA_3) + 螯合劑(EDDS)組之 2.93。在重金屬鉛下，其添加螯合劑(EDTA)組 TF 值為 1.5 低於添加植物生長激素(IAA) + 螯合劑(EDTA)組之 1.83 與添加植物生長激素(GA_3) + 螯合劑(EDTA)組之 2.09。代表添加植物生長激素，不僅可以增加植物的生長，其重金屬也能隨著養份像地上部累積，提升整體植物對於重金屬的累積量，又以添加植物生長激素(GA_3)效果為最佳。

最後則是 PEF 植，也就是整體植生復育效果的比較，如下表 26，先是螯合劑的選擇上，在重金屬銅、鋅下，添加螯合劑(EDDS)的組別其向日葵在對於重金屬銅、鋅的吸收量上是高於添加螯合劑(EDTA)組別的，故使用螯合劑(EDDS)對於重金屬銅、鋅污染下對植生復育效果是較好的，但對重金屬鉛，使用螯合劑(EDDS)組別的 PEF 值與單純添加重金屬鉛組別的 PEF 值並無顯著的差距，故使用螯合劑(EDTA)對於重金屬鉛污染下對植生復育效果是較好的。所以在最後的整合型植生復育最佳操作參數選擇，在重金屬銅、鋅污染下，添加植物生長激素(GA_3) + 螯合劑(EDDS)之組別 PEF 值分別為 0.958、1.769 是高於其他組別的，故選擇植物生長激素(GA_3) + 螯合劑(EDDS)使用於重金屬銅、鋅污染下進行植生復育。而在重金屬鉛污染下，添加植物生長激素(GA_3) + 螯合劑(EDTA)組別之 PEF 值為

0.445 是高於其他組別的，故選擇植物生長激素(GA_3) + 螯合劑(EDTA)使用於重金屬鉛污染下進行植生復育。

故從向日葵植體重金屬總量比較和植生復育有效係數(PEF)結果證明，當添加螯合劑與植物生長激素之植生復育法相對於傳統依靠植物本身對於重金屬吸收能力之植生復育法，能有效提升植物對於重金屬的吸收量與植體累積量，所以提升整體植生復育效率，並減少整治復育時間。

表 23 盆栽實驗 IV 向日葵各組重金屬總含量差異

	銅	鋅	鉛
單純重金屬	$84.5 \pm 7.8 \text{ mg/kg}$	$499.1 \pm 54.1 \text{ mg/kg}$	$29.7 \pm 3.4 \text{ mg/kg}$
EDDS	$103.8 \pm 11.4 \text{ mg/kg}$	$668.6 \pm 79.9 \text{ mg/kg}$	$27.4 \pm 2.6 \text{ mg/kg}$
EDTA	$91.9 \pm 8.2 \text{ mg/kg}$	$623.2 \pm 68.3 \text{ mg/kg}$	$120.7 \pm 11.3 \text{ mg/kg}$
IAA+ CaO_2 +EDDS	$191.9 \pm 16.7 \text{ mg/kg}$	$1087.5 \pm 147.2 \text{ mg/kg}$	$64.6 \pm 7.2 \text{ mg/kg}$
IAA+ CaO_2 +EDTA	$156 \pm 12.1 \text{ mg/kg}$	$986.5 \pm 133.8 \text{ mg/kg}$	$218.3 \pm 23.6 \text{ mg/kg}$
GA_3 + CaO_2 +EDDS	$231.8 \pm 28.9 \text{ mg/kg}$	$1137.6 \pm 160.5 \text{ mg/kg}$	$61.2 \pm 8.8 \text{ mg/kg}$
GA_3 + CaO_2 +EDTA	$175.9 \pm 17.2 \text{ mg/kg}$	$989.3 \pm 124.1 \text{ mg/kg}$	$316.3 \pm 39.4 \text{ mg/kg}$

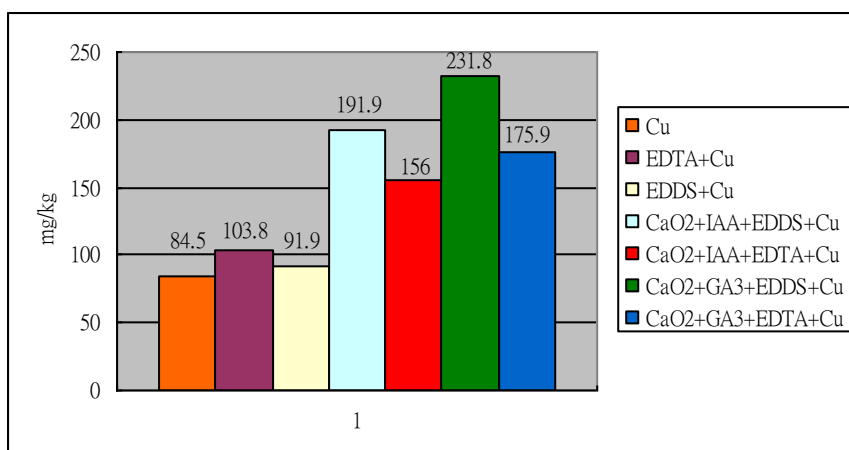


圖 75 盆栽實驗 IV CU 重金屬總含量差異

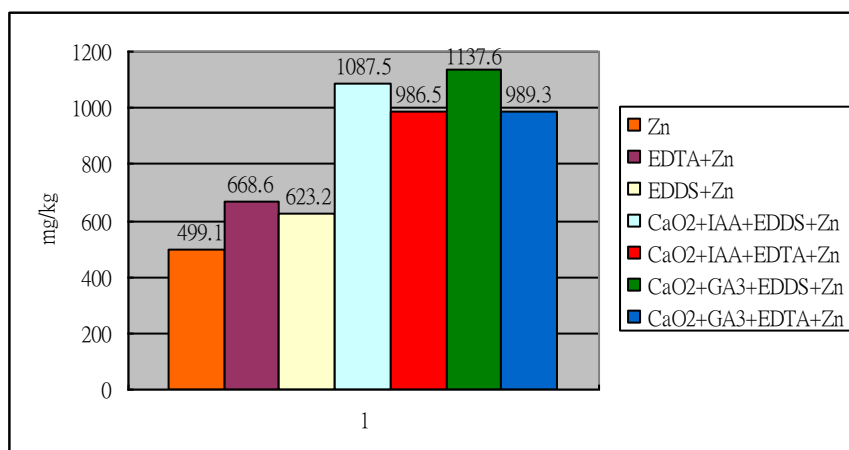


圖 76 盆栽實驗 IV ZN 重金屬總含量差異

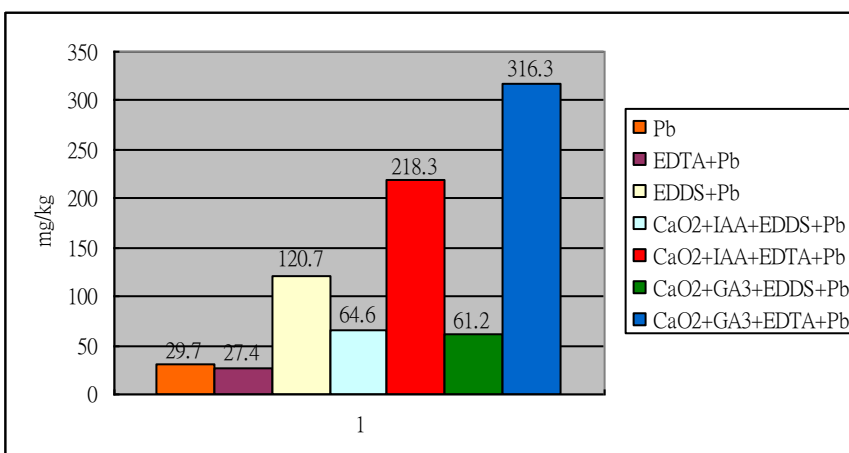


圖 77 盆栽實驗 IV PB 重金屬總含量差異

表 24 盆栽實驗 IV 銅、鋅、鉛 BCF 比較表

	銅	鋅	鉛
單純重金屬	0.118	0.260	0.028
EDDS	0.165	0.425	0.023
EDTA	0.128	0.391	0.101
IAA+CaO ₂ +EDDS	0.211	0.585	0.031
IAA+CaO ₂ +EDTA	0.189	0.488	0.161
GA ₃ +CaO ₂ +EDDS	0.250	0.604	0.032
GA ₃ +CaO ₂ +EDTA	0.226	0.516	0.213

表 25 盆栽實驗 IV 銅、鋅、鉛 TF 比較表

	銅	鋅	鉛
單純重金屬	2.45	2.30	1.21
EDDS	2.26	2.38	1.45
EDTA	2.75	2.33	1.5
IAA+CaO ₂ +EDDS	3.75	2.87	3.39
IAA+CaO ₂ +EDTA	3.3	3.21	1.83
GA ₃ +CaO ₂ +EDDS	3.83	2.93	3.01
GA ₃ +CaO ₂ +EDTA	3.04	2.99	2.09

表 26 盆栽實驗 IV 銅、鋅、鉛 PEF 比較表

	銅	鋅	鉛
單純重金屬	0.289	0.780	0.034
EDDS	0.373	1.012	0.033
EDTA	0.352	0.911	0.151
IAA+CaO ₂ +EDDS	0.791	1.679	0.105
IAA+CaO ₂ +EDTA	0.624	1.567	0.295
GA ₃ +CaO ₂ +EDDS	0.958	1.769	0.096
GA ₃ +CaO ₂ +EDTA	0.687	1.543	0.445

4.7 管柱型盆栽實驗

由於在土壤中添加螯合劑使用之目的在於增進土壤重金屬之移動性。因此可以預期到在定期澆灌以及遭遇降雨時將可能對地下環境(地下水)造成另一波之衝擊。故本研究之主要目的在於探討澆灌過程與降雨對土壤重金屬等污染物釋出滲漏之衝擊。並針對不同土層厚度之環境因子進行探討。實驗土壤取自高雄大學校園土壤。本研究將以管柱盆栽進行，每一盆栽配製 10.0 kg 土壤，並將 pH 控制於中性。每一盆栽均植栽 1 株向日葵，植栽日照循環為 16 h/8 h (day/night) 循環。經由盆栽實驗之研究結果取得過氧化鈣、植物生長激素、螯合劑之合適添加劑量，以及植物生長激素與螯合劑之適合添加方式作為本年度研究藥劑添加量之基礎，再將澆灌情形區分為兩類進行探討。其一為每日定期澆灌，以每日澆灌 500 mL 純水至本研究終止。其二為模擬降雨情形，模擬不同降雨量與降雨延時對植生復育處理過程中，土壤重金屬再釋出以及相關環境因子、植體根系與土壤介質微生物菌相變化進行探討，其中將降雨強度分別控制 10、20、40、80 mm/hr，降

雨延時則控制為 24 hr，並分別於 0.1、0.2、0.4、1、2、4、8、12、16、24 hr 進行取樣，試圖找尋污染物再釋出與澆灌、降雨與藥劑添加之相關性。

首先是在一般澆灌情況下於重金屬銅、鋅、鉛土壤進行實驗，如下圖 78~圖 80 為第一天與第 30 天植株生長情形，但是在實驗過程中，由於在一般澆灌情況下是固定水量，並不會像暴雨情形下會大量累積雨水至土壤中，所以灌溉至土壤中的水，須於土壤內孔隙裝滿水後，多的水才會繼續往下流填滿下層土壤的孔隙，如果水沒有多到會把上層土壤孔隙填滿，就是靠毛細作用使水保留在上層的土壤中，故在一般澆灌況下重金屬並不會水流失太多至底層，所以一般澆灌情況下管柱的開孔並不會流出任何水分。且植物本身會吸收水分與重金屬，太陽和風會加速水分蒸散，當天早上澆完花後，於下午要在一次澆花時，可以發現土壤已經略趨於乾燥，所以在一般澆灌情況下，土壤上層重金屬一樣會被水往下帶走，所流至底層之重金屬則是較少的，故對地下水影響較小。



第 1 天 第 30 天

圖 78 管柱型盆栽實驗 重金屬銅前後生長差異圖



第 1 天

第 30 天

圖 79 管柱型盆栽實驗 重金屬鋅前後生長差異圖



第 1 天

第 30 天

圖 80 管柱型盆栽實驗 重金屬鉛前後生長差異圖

下圖 81 為管柱型盆栽實驗模擬降雨狀況操作圖，在重金屬銅、鋅土壤添加螯合劑(EDDS)、重金屬鉛土壤添加螯合劑(EDTA)，於降雨強度 20 MM/HR、40 MM/HR 和 80 MM/HR 下進行實驗，由下表 27~表 35 來看，顯示管柱實驗中 10 公分孔至 30 公分孔重金屬濃度是由低至高，隨著時間過去，會改變的只有流出的重金屬量，而 10 公分孔至 30 公分孔的重金屬濃度一樣是由低至高，可以看到第一個孔在降雨第 12 個小時後，所流出的重金屬量略趨於平穩，24 小時過後，第一個孔流出的重金屬所測的濃度則趨近於 0，故可判斷此時重金屬以附著於土壤上和流至下層累積，只會有極少量在隨著水流出。而第二孔和第三孔也是於 24 小時後流出的重金屬濃度趨於平穩，為了更確定重金屬是不是 24 小時後還會不會在大量流失，且在台灣梅雨季節或是颱風季節往往下雨天數不止一天，則分別在 48 小時和 72 小時各測三個孔的濃度，結果顯示濃度沒有太大的變化。

相對於一般澆灌情形，在暴雨情況下，其降雨強度的多寡攸關土壤內孔隙飽和時間，當上層土壤達到飽和後，重金屬則會隨著雨水不斷往下層移動，但是水移動至下層時間，會隨著土壤滲透率而有所不同，所以暴雨持續時間的長短，則是影響重金屬污染地下水量的多寡。



圖 81 管柱型盆栽實驗 模擬降雨狀況操作

表 27 重金屬銅於降雨強度 20 MM/HR 下各孔濃度

降雨延時	10 公分孔	20 公分孔	30 公分孔
10min	0.140 mg/l	2.565 mg/l	6.424 mg/l
20min	0.136 mg/l	2.337 mg/l	6.181 mg/l
40min	0.101 mg/l	1.923 mg/l	5.682 mg/l
1hr	0.087 mg/l	1.733 mg/l	5.087 mg/l
2hr	0.059 mg/l	1.181 mg/l	4.235 mg/l
4hr	0.030mg/l	0.587 mg/l	3.643 mg/l
8hr	0.016 mg/l	0.212 mg/l	1.364 mg/l
12hr	0.007 mg/l	0.085 mg/l	0.894 mg/l
16hr	0.003 mg/l	0.052 mg/l	0.411 mg/l
24hr	0.001 mg/l	0.013 mg/l	0.102 mg/l
48hr	0.001 mg/l	0.008 mg/l	0.015mg/l
72hr	0.001 mg/l	0.008 mg/l	0.010 mg/l

表 28 重金屬銅於降雨強度 40 MM/HR 下各孔濃度

降雨延時	10 公分孔	20 公分孔	30 公分孔
10min	0.109 mg/l	2.489 mg/l	6.311 mg/l
20min	0.087 mg/l	2.023 mg/l	5.971 mg/l
40min	0.059 mg/l	1.610 mg/l	5.263 mg/l
1hr	0.038 mg/l	1.251 mg/l	4.595 mg/l
2hr	0.025 mg/l	0.675 mg/l	4.001 mg/l
4hr	0.017 mg/l	0.325 mg/l	3.178 mg/l
8hr	0.010 mg/l	0.129 mg/l	1.118 mg/l
12hr	0.004 mg/l	0.055 mg/l	0.595 mg/l
16hr	0.001 mg/l	0.019 mg/l	0.227mg/l
24hr	0.001 mg/l	0.009 mg/l	0.069 mg/l
48hr	0.001 mg/l	0.007 mg/l	0.013 mg/l
72hr	0 mg/l	0.007 mg/l	0.011 mg/l

表 29 重金屬銅於降雨強度 80 MM/HR 下各孔濃度

降雨延時	10 公分孔	20 公分孔	30 公分孔
10min	0.093 mg/l	2.414 mg/l	6.294 mg/l
20min	0.079 mg/l	2.007mg/l	5.923 mg/l
40min	0.050 mg/l	1.599 mg/l	5.139 mg/l
1hr	0.031 mg/l	1.138 mg/l	4.584 mg/l
2hr	0.024 mg/l	0.495 mg/l	3.998 mg/l
4hr	0.012 mg/l	0.262 mg/l	2.927 mg/l
8hr	0.007 mg/l	0.089 mg/l	1.023 mg/l
12hr	0.001 mg/l	0.051 mg/l	0.477 mg/l
16hr	0.001 mg/l	0.018 mg/l	0.202 mg/l
24hr	0.001 mg/l	0.009 mg/l	0.036 mg/l
48hr	0 mg/l	0.006 mg/l	0.012 mg/l
72hr	0 mg/l	0.005 mg/l	0.009 mg/l

表 30 重金屬鋅於降雨強度 20 MM/HR 下各孔濃度

降雨延時	10 公分孔	20 公分孔	30 公分孔
10min	0.255 mg/l	1.873 mg/l	2.954 mg/l
20min	0.242 mg/l	1.859 mg/l	2.899 mg/l
40min	0.226 mg/l	1.723 mg/l	2.736mg/l
1hr	0.196 mg/l	1.383 mg/l	2.554 mg/l
2hr	0.166 mg/l	0.881 mg/l	2.207mg/l
4hr	0.132 mg/l	0.487 mg/l	1.882 mg/l
8hr	0.099 mg/l	0.191 mg/l	0.861mg/l
12hr	0.063 mg/l	0.097 mg/l	0.427mg/l
16hr	0.026 mg/l	0.048 mg/l	0.191 mg/l
24hr	0.015 mg/l	0.019 mg/l	0.067mg/l
48hr	0.005 mg/l	0.010 mg/l	0.019mg/l
72hr	0.003 mg/l	0.010 mg/l	0.012 mg/l

表 31 重金屬鋅於降雨強度 40 MM/HR 下各孔濃度

降雨延時	10 公分孔	20 公分孔	30 公分孔
10min	0.239 mg/l	1.708 mg/l	2.907 mg/l
20min	0.229 mg/l	1.677 mg/l	2.766 mg/l
40min	0.192 mg/l	1.572 mg/l	2.640 mg/l
1hr	0.177 mg/l	1.257 mg/l	2.495 mg/l
2hr	0.152 mg/l	0.724 mg/l	2.235 mg/l
4hr	0.113 mg/l	0.369 mg/l	1.543 mg/l
8hr	0.086 mg/l	0.172 mg/l	0.764 mg/l
12hr	0.050 mg/l	0.074 mg/l	0.355 mg/l
16hr	0.022 mg/l	0.035 mg/l	0.162 mg/l
24hr	0.010 mg/l	0.017 mg/l	0.058 mg/l
48hr	0.003 mg/l	0.008 mg/l	0.013 mg/l
72hr	0.003 mg/l	0.008 mg/l	0.010 mg/l

表 32 重金屬鋅於降雨強度 80 MM/HR 下各孔濃度

降雨延時	10 公分孔	20 公分孔	30 公分孔
10min	0.236 mg/l	1.683 mg/l	2.796 mg/l
20min	0.210 mg/l	1.597 mg/l	2.709 mg/l
40min	0.175 mg/l	1.472 mg/l	2.631 mg/l
1hr	0.162 mg/l	1.138 mg/l	2.473 mg/l
2hr	0.133 mg/l	0.637 mg/l	2.128 mg/l
4hr	0.094 mg/l	0.308 mg/l	1.497 mg/l
8hr	0.065 mg/l	0.165 mg/l	0.738 mg/l
12hr	0.031 mg/l	0.062 mg/l	0.326mg/l
16hr	0.019 mg/l	0.027 mg/l	0.102 mg/l
24hr	0.008 mg/l	0.011 mg/l	0.037 mg/l
48hr	0.001 mg/l	0.008 mg/l	0.010 mg/l
72hr	0.001 mg/l	0.007 mg/l	0.010 mg/l

表 33 重金屬鉛於降雨強度 20 MM/HR 下各孔濃度

降雨延時	10 公分孔	20 公分孔	30 公分孔
10min	0.296 mg/l	2.174 mg/l	4.723 mg/l
20min	0.289 mg/l	2.112 mg/l	4.655 mg/l
40min	0.251 mg/l	1.973 mg/l	4.3541 mg/l
1hr	0.207 mg/l	1.526 mg/l	3.873 mg/l
2hr	0.154 mg/l	0.875 mg/l	2.376 mg/l
4hr	0.102 mg/l	0.521 mg/l	1.382 mg/l
8hr	0.077 mg/l	0.274 mg/l	0.759 mg/l
12hr	0.053 mg/l	0.168mg/l	0.483 mg/l
16hr	0.031 mg/l	0.089 mg/l	0.165 mg/l
24hr	0.019 mg/l	0.034 mg/l	0.047 mg/l
48hr	0.011 mg/l	0.013 mg/l	0.015 mg/l
72hr	0.010 mg/l	0.011 mg/l	0.014 mg/l

表 34 重金屬鉛於降雨強度 40 MM/HR 下各孔濃度

降雨延時	10 公分孔	20 公分孔	30 公分孔
10min	0.275 mg/l	2.109 mg/l	4.663 mg/l
20min	0.266 mg/l	2.081 mg/l	2.541 mg/l
40min	0.235 mg/l	1.782 mg/l	4.210 mg/l
1hr	0.193 mg/l	1.294mg/l	3.657 mg/l
2hr	0.128 mg/l	0.629 mg/l	2.111 mg/l
4hr	0.087 mg/l	0.414 mg/l	1.209 mg/l
8hr	0.056 mg/l	0.234 mg/l	0.623 mg/l
12hr	0.037 mg/l	0.128 mg/l	0.355mg/l
16hr	0.024 mg/l	0.061 mg/l	0.137 mg/l
24hr	0.013 mg/l	0.021 mg/l	0.034 mg/l
48hr	0.006 mg/l	0.010 mg/l	0.013 mg/l
72hr	0.006 mg/l	0.09 mg/l	0.013 mg/l

表 35 重金屬鉛於降雨強度 80 MM/HR 下各孔濃度

降雨延時	10 公分孔	20 公分孔	30 公分孔
10min	0.269 mg/l	2.103 mg/l	4.629 mg/l
20min	0.252 mg/l	2.004 mg/l	4.501 mg/l
40min	0.229 mg/l	1.664 mg/l	4.198 mg/l
1hr	0.175 mg/l	1.182 mg/l	3.410 mg/l
2hr	0.105 mg/l	0.591 mg/l	1.973mg/l
4hr	0.076 mg/l	0.381 mg/l	1.011 mg/l
8hr	0.049 mg/l	0.212 mg/l	0.583 mg/l
12hr	0.033 mg/l	0.107 mg/l	0.316mg/l
16hr	0.022 mg/l	0.060 mg/l	0.108 mg/l
24hr	0.013 mg/l	0.017 mg/l	0.029 mg/l
48hr	0.006 mg/l	0.009 mg/l	0.010 mg/l
72hr	0.006 mg/l	0.009 mg/l	0.009 mg/l

4.8 傅立葉轉換紅外線光譜儀分析

水耕試驗及盆栽試驗做完之後，為了得知生長激素之添加是否造成土壤中或是植體中官能基之改變，故將其樣品進行 ETIR 分析，FTIR 分析為使用 Spectrum 1000，傅立葉轉換紅外線光譜儀 (FTIR) 是利用材料振動光譜得到官能基 (function group) 及指紋區 (fingerprint) 光譜，利用化合物分子中的官能基吸收特定波長的紅外光原理而用來觀察分子的基本結構。其功用是以紅外光入射樣品，樣品受照射所產生之光電流經過傅立葉轉換之運算而形成樣品之紅外光吸收頻譜，藉以得知樣品對紅外線之反應及其光電與生物特性。表 36 文獻中整理之數種不同波長所對應之官能基，樣品做定性分析及進行傅立葉轉換紅外線光譜儀分析後與文獻中整理之波長進行比較得知較有可能之官能基。

圖 82 為向日葵及培地茅未添加任何物質(空白組)之 FTIR 圖，其基本波長非常類似，第一個波峰為水分(H_2O)之官能基，其波峰大小與樣品本身前處理有關，若前處理有加以烘乾，則水分部分之波峰則會降低很多，但仍會偵測出些許水分之波長，而第二波峰則出現在 1600~1700 之間，其可能出現之官能基：由 Chatjigakis (1998) 提到 1620 附近為 Carboxylate form，而由 Villaescus et al. (2004) 對於 lignin 所做之 FTIR 研究中，1620 附近為 $C=C$ stretching，而 Pin-Cheng Chang (2008) 之文章中整理出 1600~1650 波長之間，Aromatic - $C=C$ vibration, $-C=O$ stretch from H-binded conjugated ketones, and $-COO^-$ asymmetric stretch^{1,2}，而第三波峰出現在 1050~1100 波長之間， $C-O$ stretch of polysaccharides³ 與 $Si-O$ bending 都是為可能之官能基。而將兩種植物做完 FTIR 之後，其彼此波長非常相似，可推測植物本身官能基彼此間都是相同的。

圖 83 為高雄大學校園內人文學院旁土壤以及向日葵花田土壤之 FTIR，比較可知不論是種植哪種植物之土壤又或是添加何種生長激素，皆不會造成土壤中官能基之改變，唯一可注意到的為這兩張圖皆為種植植體一個月以上之土壤，比起原始採樣完未經種植植體之土壤來說，波長 3000 以及 1400 之官能基已經消失，而唯一波峰(1000~1100)由文獻中提到屬於 $Si-O$ bending，也可能屬於 $C-O$ stretch of polysaccharides³。

圖 84 為控制組、勃激素 GA₃組、生長激素 IAA 以及螯合劑 EDTA 4 組之 FTIR 比較示意圖，樣品為種植一個月之控制組向日葵、施灑一個月之生長激素(GA₃、IAA)及種植於 5 毫莫耳/每公斤土壤 之 EDTA 環境下之向日葵根部 FTIR 比較，可看出不論是施灑植物生長激素之 GA₃組以及 IAA 組，以及使用螯合劑的情形，皆不會改變其植體本身官能基改變，第一波鋒為水分，而第二波鋒則出現在 1600~1700 之間，其可能出現之官能基：由文獻提到 1620 附近可能為 Carboxylate form，也可能為 Villaescusa et al. (2004) 所提之 1620 附近之 C=C stretching，而由 Pin-Cheng Chang (2008) 整理出 1600~1650 波長之間，Aromatic - C=C vibration, -C=O stretch from H-binded conjugated ketones, and - COO- asymmetric stretch^{1,2}，而第三波鋒為 1500~1550 附近，從文章整理出應屬於波長 1520 附近之 COO- asymmetric stretch³ 而第四波鋒出現在 1050~1100 波長之間，C-O stretch of polysaccharides³ 與 Si-O bending 都是為可能之官能基。

圖 85 為高雄楠梓汙水廠活性污泥 FTIR，此活性污泥為高雄楠梓汙水廠曝氣槽中之活性污泥 FTIR，其基本波長與植體非常相似，波長對照官能基方面分別為：第一波鋒為水分，而第二波鋒則出現於 1600~1700 之間，其可能出現之官能基：由 Chatjigakis (1998) 之文獻提到 1620 附近為 Carboxylate form，而由 Villaescusa et al. (2004) 對於 lignin 所做之 FTIR 研究中，1620 附近為 C=C stretching，而由 Pin-Cheng Chang (2008) 文章中整理出 1600~1650 波長之間，可能為 Aromatic - C=C vibration, -C=O stretch from H-binded conjugated ketones, and - COO- asymmetric stretch^{1,2}，而第三波鋒為 1500~1550 附近，應屬於波長 1520 附近之 COO- asymmetric stretch³，而第四波鋒出現在 1050~1100 波長之間，C-O stretch of polysaccharides³ 與 Si-O bending 都是為可能之官能基。

表 36 文獻中整理之數種不同波長所對應之官能基

cm ⁻¹	Functional group	Ref.
1800-1300	ν C=C in aromatic rings	
3400-3300	O-H stretching mode	
1620	Carboxylate form	Chatjigakis, 1998
Around 1620 (for lignin)	C=C stretching	Villaescusa et al., 2004
1510	All lignin esters	Indrajit, 2004
3300-3500	N-H in amines and amides	
3400~3200	-OH stretch from - COOH and - COH _{1,2}	
1600~1650	Aromatic - C=C vibration, -C=O stretch from H-binded conjugated ketones, and - COO- asymmetric stretch _{1,2}	
1000~1200	C-O stretch of polysaccharides ₃	



圖 82 向日葵及培地茅控制組植體根部之 FTIR

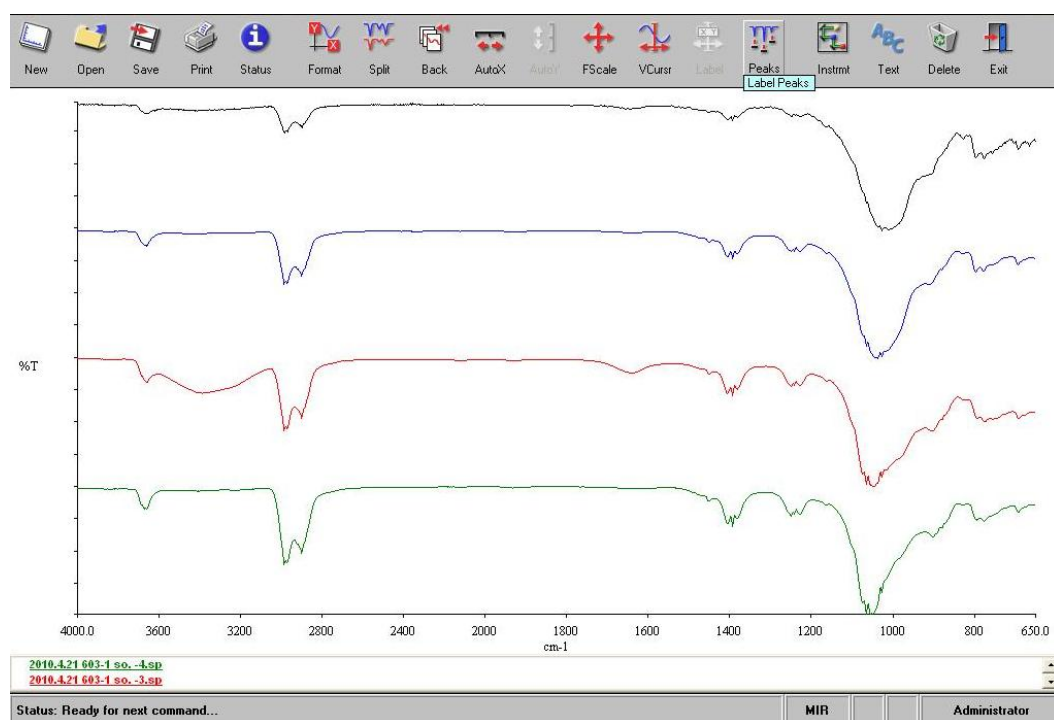


圖 83 高雄大學土壤以及向日葵花田土壤之 FTIR

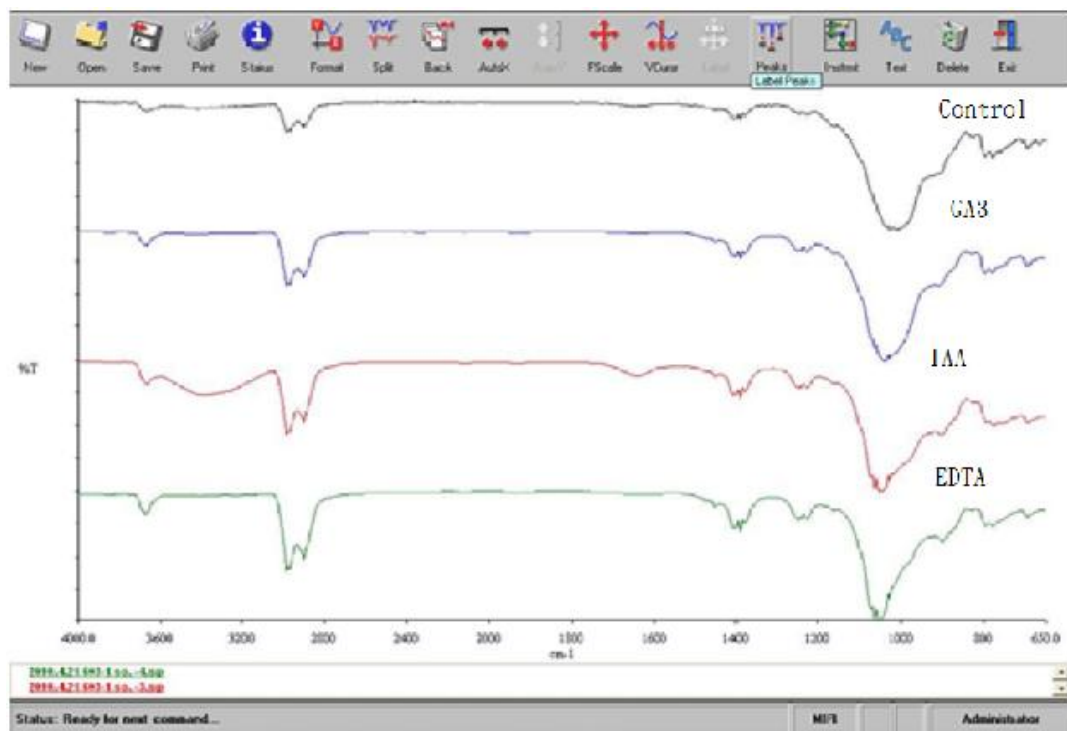


圖 84 生長激素、螯合劑 EDTA 與控制組之 FTIR

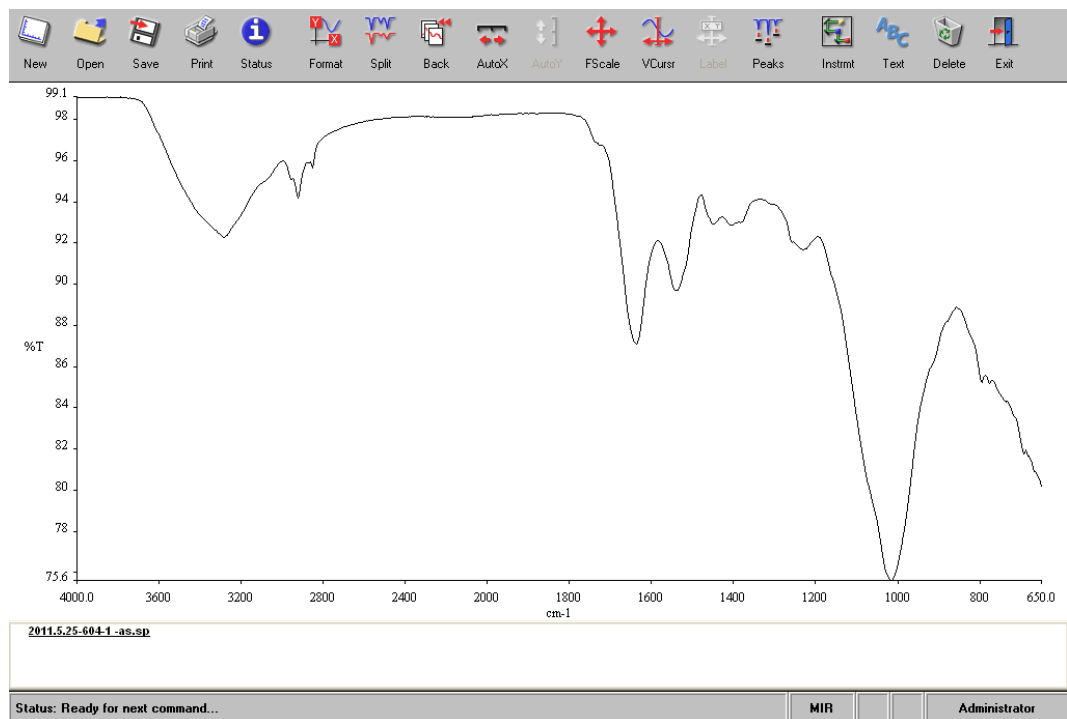


圖 85 高雄楠梓汙水廠活性污泥 FTIR

4.9 植生復育技術與其他整治技術成本效益評估

1. 整治經費之比較

首先從國內土壤整治常用的翻轉稀釋法上來看，其在每公頃之處理費用為 15~20 萬，此技術之優點包括：(1)在土層厚度夠深情形下，易將表土重金屬濃度依翻土深度而將重金屬濃度在及短時間及最少工程費用下降低至法規標準值以下(2)標準操作步驟(SOP)易建立及操作，因此施工之期程、效果及時間、成本均易掌握，可在有限時間內完成整治(3)整治費用相較於酸洗法來說是較為便宜(4)可在同一污染區多點同時操作整治。接著是缺點：(1)依土壤重金屬濃度分部及土層深度，依計算公式無法將濃度降低至污染管制濃度下時，此方法勢必不可行(2)雖有(SOP)，但在田間操作時如何確實混合使得整塊農地各點的濃度均勻是困難的，其整治結果仍有未達法規值以下之風險(3)如在紅土地區的下層剖面，常有鐵網紋及鐵錳結合物值的存在，一但翻動至表土層並乾燥變為硬塊，對後續農業使用造成極大影響(4)表土 30 公分之重金屬濃度符合法規標準，但土壤中原有的重金屬總量則是平均被分配至各土層，其重金屬總量並未改變且重金屬並未被移出土壤，故有些環保人士不接受此整治方法。

第二為酸洗法，其優點包含：(1)使用鹽酸、硝酸、檸檬酸等將土壤中重金屬進行交換作用或錯合作用之反應，整體反應迅速可在短時間內完成，使土壤重金屬濃度下降(2)使用過後的酸液可在回收循環再利用，節省成本(3)污染物大多存在於細粒中，可先將土壤不同粒徑分離，以降低操作成本。在來是缺點：(1)土壤酸洗後 pH 會降至 2~3，在此條件下土壤無法耕作(2)地力回復的項目及標準值如依作物生產的最低要求之相關值雖然已訂定，但仍無法完全令農戶滿意，仍需溝通，尤其在特殊條件下的污染區(3)酸液使用一段時間後需排放，在排放前需做此廢水之處理，勢必增加許多處理的成本，依往例之整治經驗，此部分佔極高比例的成本費用(4)經費高，依台灣情況，整治 1 公頃農地至少需新台幣 350 萬至 400 萬元。經翻土稀釋或酸洗處理後，由於部分土壤性質已遭受破壞，土壤必須更進一步進行地力回復之工作，也使農民對此兩種技術之接受度降低。相較於翻轉稀釋法及酸洗法，植生復育技術不會破壞土壤之基本性質，適用於有機、無機污染之土壤

民眾接受度高，最重要能美化景觀。但利用技術將重金屬污染濃度降低至可接受範圍所需的時間極長。

2. 整體經濟效益比較與評估

由上述盆栽實驗盆栽實驗 IV 得到整合型植生復育最佳操作參數，相較傳統植生復育，以整合型植生復育可以提升 2 倍向日葵對於重金屬吸收量與累積量，故能縮短植生復育之時間。對於重金屬銅污染濃度為 800 mg/kg 情況下，其添加螯合劑(EDDS)+植物生長激素(GA₃)對於重金屬銅之吸收量為 231.8 mg/kg，代表至少需進行植生復育 4 個月，才能使濃度降低至法規值標準以下。對於重金屬鋅污染濃度為 2000 mg/kg 情況下，其添加螯合劑(EDDS)+植物生長激素(GA₃)對於重金屬鋅之吸收量為 1137.6 mg/kg，代表至少需進行植生復育 2 個月，才能使濃度降低至法規值標準以下。最後則是對於重金屬鉛污染濃度為 2000 mg/kg 情況下，其添加螯合劑(EDTA)+植物生長激素(GA₃)對於重金屬鋅之吸收量為 316.3 mg/kg，代表至少需進行植生復育 7 個月，才能使濃度降低至法規值標準以下。但整合型植生復育為添加螯合劑與植物生長激素和過氧化鈣來提升整體植生復育效率，故其成本上相較於傳統植生復育來的高，從下表 37 比較，在不考量其灌溉用水與人員管理所需之費用，以整合型和傳統植生復育過程添加物做比較，可以看到如果使用傳統行植生復育則只需要種子費用，但相對的整合型植生復育以最佳操作參數，在銅、鋅污染下，選擇的是添加螯合劑(EDDS)+植物生長激素(GA₃)這組，其費用為 27896 元/m³，雖然價格上較為昂貴，但整體效率是傳統植生復育法 2 倍，螯合劑(EDDS)為可生物降解之化合物，並不會像螯合劑(EDTA)一樣殘留於土壤中造成 2 次污染，而植物生長激素(GA₃)則是促進值體生長之添加物，對於環境不會造成危害，且能達到不破壞土壤結構保持土壤肥沃力，不影響居民生活之綠色整治技術的訴求。

最後如果於整治廠址內種植向日葵或是其他花卉，利用橋頭花海這個構思，不但可以到污染土壤達到整治之目的，且可以美化及綠化污染區，並帶動附近之觀光收益，創造綠色環境之永續家園。

表 37 整合型植生復育與傳統植生復育成本差異分析

方法 \ 成本	種子 (元/m ³)	EDDS (元/m ³)	EDTA (元/m ³)	IAA (元/m ³)	GA ₃ (元/m ³)	總和 (元/m ³)
傳統植生復育法	60					60
EDDS	60	27690				27750
EDTA	60		950			1010
IAA+CaO ₂ +EDDS	60	27690		13		27763
IAA+CaO ₂ +EDTA	60		950	13		1023
GA ₃ +CaO ₂ +EDDS	60	27690			146	27896
GA ₃ +CaO ₂ +EDTA	60		950		146	1156

第五章 結論

5.1 水耕實驗成果

水耕實驗 I 中添加生長激素之組別生長情形明顯優於控制組及螯合劑(EDTA)組，但因向日葵是以開花之植體進行實驗，已經過了向日葵本身之成長期，且因水耕試驗之關係，植體本身只有 Hoagland 溶液提供之養分，並無法像土壤一樣持續地提供植體養分，故向日葵植體於水耕試驗中成長量皆不盡理想。

水耕實驗 II 中添加植物生長激素(GA_3)之組別增加約 5.2 公分，明顯優於控制組之 1.17 公分，而將植物生長激素與螯合劑混合添加入之兩組別生長效果並不好，分別為 2.37 公分及 3.76 公分，由試驗結果知其植物生長激素之添加能有效增加植體成長量，但於第二十日有添加螯合劑之組別仍死亡，得知植物生長激素之添加並無法有效幫助向日葵植體本身抵抗螯合劑所帶來之毒性。

由水實試驗 II 中原先預訂添加之過氧化鈣，其經包膜之後投入水體之結果得知當外表膜溶解後，其快速溶入水體所造成水體之 pH 值及 DO 皆快速提升，pH 由 6.72 升至 9.05，DO 由 5.50 增加至 8.17，並於兩天內就已反應完畢，對於耗時較長之植生復育試驗來說反應過於快速，在有更佳之包膜之前，須考量另一添加方式取代現階段包膜一次性添加。

5.2 盆栽實驗成果

盆栽實驗 II 中於添加 $10^{-8}M$ 之植物生長激素下探討植體不同部分之累積重金屬濃度，實驗結果中顯示植物生長激素(GA_3)組別於葉片中所累積之 29.69 mg/kg 遠高於控制組之 19.05 mg/kg 及植物生長激素(IAA)組之 16.26 mg/kg，可知植物生長激素(GA_3)由於作用部位為葉片部位，當其將養分輸送至植體葉片時伴隨著便是土壤中重金屬大量累積於葉片中，雖然大量累積於葉片部位，但以整試驗之生長情形觀察，植物生長激素(GA_3)仍有效提升植體本身成長情形，且以整株植體總累積量來看植物生長激素(GA_3)組別也優於控制組許多，得出結論為植物生長激素(GA_3)於 $10^{-8}M$ 濃度之下，可有效提升向日葵植體之生長情形且於累積重金屬銅之能力也較控制組優。

盆栽實驗 II 中由於植物生長激素(GA_3)對於葉片之作用造成其向日葵植體重金屬銅傳輸係數(TF)具顯著提升，添加植物生長激素(GA_3)之組別銅之 TF 值為 2.329，優於控制組之 1.845 及植物生長激素(IAA)組之 1.829，而向日葵根部重金屬累積係數可由 BCF 表示，控制組之向日葵對於銅 BCF 值為 0.833，其餘兩組添加植物生長激素組別皆低於控制組，分別為 0.744 及 0.721，推斷應為其將大量養分往地上部分輸送，進而導致根部重金屬累積濃度下降。

盆栽實驗 III 為探討植生萃取(Phytoextraction)之能力，於總計三階段之一個月實驗期中，第一階段(第 1 天~第 10 天)下降趨勢最為明顯，降解幅度為三階段中最大，可知當向日葵植體處於生長期中，其快速地成長也伴隨著增加土壤中重金屬累積，而於開花之後成長期結束進入開花期時，累積重金屬速度也隨之降低，若以植生萃取之概念，重複種植花苞初形成之向日葵幼苗至其開花之後更換新一批植體，可推斷其可以最快速度累積吸附土壤中重金屬，來達成較以往更快速及更有效率之整治效果。

盆栽實驗 IV 則是探討前面幾項盆栽實驗所得之最佳操作參數，將向日葵種植於重金屬銅、鋅、鉛土壤下，比較向日葵整體生長情形、植體根部與地上部(莖、葉、花)總重金屬含量與其植生復育有效係數。從結果得到螯合劑的添加則是提升土壤中重金屬的移動性主，增加植物對於重金屬的吸收量，植物生長激素則是增加植物的生物量並且提高重金屬在植體內向上傳輸的能力。故最佳的植生復育操作參數，植物生長激素濃度為 10^{-8} 時效果最好，而植物生長激素(GA_3)整體效率是高過於植物生長激素(IAA)，故應用於植生復育選擇濃度 10^{-8} 植物生長激素(GA_3)是最佳的。接下螯合劑的選擇上，對於重金屬銅和鋅污染之土壤，使用螯合劑(EDDS)效果最佳，且螯合劑(EDDS)為可生物降解之螯合劑，故不會像螯合劑(EDTA)一樣殘留在環境中造成土壤酸化或是二次的污染。不過對於重金屬鉛污染的土壤，還是需使用螯合劑(EDTA)，因為使用螯合劑(EDDS)於重金屬鉛土壤下進行復育，效果沒有顯著增加，整體植生復育效率與使用螯合劑(EDTA)之差別更是顯著，故對於重金屬鉛的污染，需在使用其他可生物降解的螯合劑用以取代螯合劑(EDTA)。

5.3 管柱型盆栽實驗

在一般澆灌情形下，其灌溉水量不足以將重金屬隨著水流帶至底層，所以應用於實場上對於地下水污染影響較小。但是，在暴雨情形下，由於實驗中土壤皆是有添加螯合劑(EDDS 或 EDTA)，故其土壤中重金屬的流動性則會增加，所以重金屬則會隨著雨水流屍，所以降雨強度與降雨時間則對於地下水污染成正比，降雨強度越大時間越長，重金屬污染地下水的情況就更為嚴重，而台灣有著梅雨季與颱風季，所以容易發生連續下三天以上的雨，如利用向日葵進行植生復育則需整治廠址的安裝排水設施與擋雨棚架，才能有效避免重金屬對於地下水造成二次污染和向日葵植體的死亡。

第六章 參考文獻

- Abou-Shanab R.A.I, Delorme, T.A., Angle, J.S., Chaney, R.L., Ghanem, K., Moawad, H., Ghazlan, H.A. (2003) Phenotypic characterization of microbes in the rhizosphere of *Alyssum murale*. International Journal of Phytoremediation 5(4), 367-379.
- Akhtar Mubeena, Bhanger M.I., Iqbal S., Hasany S.M. (2006) Sorption potential of rice husk for removal of 2,4-dichlorophenol from aqueous solutions: Kinetic and thermodynamic investigations. Journal of Hazardous Materials 128(1) 44-52.
- Atlas, S.M. (1981) Microbial degradation of petroleum hydrocarbons: an environment perspective. Microbiological Review 45(1), 180-209.
- Baker, A.J.M., Brooks, R.R. (1989) Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements—a review of their distribution, ecology and phytochemistry. Biorecovery 1(2), 81–126.
- Bastianoni, S., Coppola, F., Tiezzi, E., Colacevich, A., Borghini, F., Focardi, S. (2008) Biofuel potential production from the Orbetello lagoon macroalgae: A comparison with sunflower feedstock. Biomass and Bioenergy 32(7), 619-628.
- Belimov, A.A., Hontzeas, N., Safronova, V.I., Demchinskaya, S.V., Piluzza, G., Bullitta, S., Glick, B.R. (2005) Cadmium-tolerant plant growth-promoting bacteria associated with the roots of Indian mustard (*Brassica juncea* L. Czern). Soil Biology and Biochemistry 37(2), 241-250.
- Brown, S.L., Chaney, R.L., Angle, J.S., Baker, A.J.M. (1994) Phytoremediation potential of *Thlaspi caerulescens* and bladder campion for zinc- and cadmium-contaminated soil. Journal of Environment Quality 23(6), 1151– 1157.

- Bruno-Fernando, F.P., Cleide-Aparecida, A., Solange, R., Ana-Maria, M.A.L., Antonio, P.G. (2007) Pb-phytoextraction by maize in a Pb-EDTA treated soil. *Scientia Agricola* 64(1), 52-60.
- Cassidy, D.P., Irvine, R.L. (1999) Use of calcium peroxide to provide oxygen for contaminant biodegradation in a saturated soil. *Journal of Hazardous Materials* B69(1), 25-39.
- Crittenden, J.C., Berrigan, J.K., Hand, D.W., Lykins, B., 1987. Design of rapid fixed-bed adsorption tests for nonconstant diffusivities. *Journal of Environmental Engineering* 113(2), 243-259.
- Davis, T.A., Volesky, B., Mucci, A. (2003) A review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae. *Water Research* 37(18), 4311-4330.
- Delaune, R.D., Gamgrell, R.P., Pardue, J.H., Patrick, W.H.J. (1990) Fate of petroleum hydrocarbons and toxic organics in Louisiana coastal environment. *Estuaries and Coasts* 13(1), 72-80.
- Evangelou, M.W.H., Bauer, U., Ebel, M., and Schaeffer, A. (2007) The influence of EDDS and EDTA on the uptake of heavy metals of Cd and Cu from soil with tobacco *Nicotiana tabacum*. *Chemosphere* 68(2), 345-353.
- Fässler, E., Evangelou, M.W., Robinson, B.H., Schulin, R. (2010) Effect of indole-3-acetic acid (IAA) on sunflower growth and heavy metal uptake in combination with ethylene diamine disuccinic acid (EDDS). *Chemosphere* 80(8), 901-907.
- Garbisu, C., Alkorta, I. (2001) Phytoextraction: a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Bioresource Technology* 77(3), 229-236.

- Glick, B., karaturović, D., Newell, P. (1995) A novel procedure for rapid isolation of plant growth promoting *Pseudomonas*. *Canadian Journal of Microbiology* 41, 533-536.
- Glick, B., Patten, C., Jolguin, G., Penrose, D. (1999) Biochemical and genetic mechanisms used by plant growth promoting bacteria. Imperial College Press, London, England.
- Hadi, F., Bano, A., Fuller, M.P. (2010) The improved phytoremediation of lead (Pb) and the growth of maize (*Zea mays* L.): the role of plant growth regulators (GA₃ and IAA) and EDTA alone and in combinations. *Chemosphere* 80(4), 457-462.
- Kao, C.M., Chen, S.C., Su, M.C. (2001) Laboratory column studies for evaluating a barrier system for providing oxygen and substrate for TCE biodegradation. *Chemosphere* 44(5), 925-934.
- Koo, S.Y., Cho, K.S. (2009) Isolation and characterization of a plant growth-promoting rhizobacterium, *Serratia* sp. SY5. *Journal of Microbiology and Biotechnology* 19(11), 1431-1438.
- Liphadzi, M.S., Kirkham, M.B. (2006) Availability and plant uptake of heavy metals in EDTA-assisted phytoremediation of soil and composted biosolids. *South African Journal of Botany* 72(3) 391-397.
- Liu, D., Li, T., Islam, E., Jin, X., Mahmood, Q. (2007) Enhanced of lead uptake by hyperaccumulator plant species *Sedum alfredii* Hance using EDTA and IAA. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicity* 78(3-4), 280-283.
- López, M.L., Peralta-Videa, J.R., Benitez, T., Gardea-Torresdey, J.L. (2005) Enhancement of lead uptake by alfalfa (*Medicago sativa*) using EDTA and a plant growth promoter. *Chemosphere* 64(4), 595-598.

- Lucy, M., Reed, E., Glick, B.R. (2004) Applications of free living plant growth-promoting rhizobacteria. *Antonie Van Leeuwenhoek* 86(1), 1-25.
- Luo, C.L., Shen, Z.G., Li, X.D. (2005) Enhanced phytoextraction of Cu, Pb, Zn and Cd with EDTA and EDDS. *Chemosphere* 59(1), 1-11.
- Luo, C., Shen, Z., Li, X.D., Baker, A.J.M. (2006) Enhanced phytoextraction of Pb and other metals from artificially contaminated soils through the combined application of EDTA and EDDS. *Chemosphere* 63(10), 1773-1784.
- Ma, Y., Rajkumar, M., Freitas, H. (2009) Inoculation of plant growth promoting bacterium *Achromobacter xylosoxidans* strain Ax10 for the improvement of copper phytoextraction by *Brassica juncea*. *Journal of Environment Management* 90(2), 831-837.
- Meers, E., Vandecasteele, B., Ruttens, A. (2007) Potential of five willow species (*Salix* spp.) for phytoextraction of heavy metals. *Environmental and Experimental Botany* 60(1), 57-68.
- Nowack, B., Schulin, R., Robinson, B.H. (2006) Critical assessment of chelant-enhanced metal phytoextraction. *Environmental Science and Technology* 40(17), 5225-5232.
- Rocha, C.G., Zaia, D.A.M., da Silva Alfaya, R.V., da Silva Alfaa, A.A. (2009) Use of rice straw as biosorbent for removal of Cu(II), Zn(II), Cd(II) and Hg(II) ions in industrial effluents. *Journal of Hazardous Materials* 166(1), 383-388.
- Saleem, M., Arshad, M., Hussain, S., Bhatti, A.S. (2007) Perspective of plant growth promoting rhizobacteria (PGPR) containing ACC deaminase in stress agriculture. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology* 34(10), 635-648.
- Salt, D.E., Smith, R.D., Raskin, I. (1998) Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 49, 643-668.

- Schmidt, U. (2003) Enhancing phytoextraction: the effect of chemical soil manipulation on mobility, plant accumulation, and leaching of heavy metals. *Journal of Environmental Quality* 32(6), 1939-1954.
- Schneider, I.A.H., Rubio, J. (1999) Sorption of heavy metal ions by the nonliving biomass of freshwater macrophytes. *Environmental Science and Technology* 33(13), 2213-2217.
- Tassi, E., Pouget, J., Petruzzelli, G., Barbafieri, M. (2008) The effects of exogenous plant growth regulators in the phytoextraction of heavy metals. *Chemosphere* 71(1), 66-73.
- Tessier, A., Campbell, P.G.C., Bisson, M. (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry* 51(7), 844-851.