

行政院農業委員會林務局委託研究計畫系列 97-00-5-19

光臘樹及杜英等造林樹種對受銅、鎳等重金屬污
染農地之吸附及分解移除復育能力之評估計畫

Evaluation of bioremediation for copper and nickel
polluted farmland soils by Evergreen ash and
Wooland elaeocarpus as treeplantation species



委託機關：行政院農業委員會林務局

執行機關：國立臺灣大學

中華民國 97 年 12 月

光臘樹及杜英等造林樹種對受銅、鎳等重金屬污染農地 之吸附及分解移除復育能力之評估

期末報告

一、研究背景

依據行政院環境保護署的「農地污染調查」資料顯示，全國有二百八十餘萬平方公尺(m³)的農地遭重金屬污染，其中以彰化縣的一百八十四萬平方公尺(m³)最為嚴重。重金屬在土壤含量過高時，可使土壤中的動植物及微生物的生長受到抑制，土壤肥力無法發揮，使作物受到重金屬的毒害而致產量減少或死亡；或者植物仍能生長，但重金屬經農作物的吸收進入作物體內，使得農產品中重金屬含量過高，人畜食用之後引起中毒及各種疾病。過去土壤整治技術包括化學酸萃取、土壤淋洗、排土客土、安定法、翻轉稀釋及電動力學法，但卻面臨所需的費用高，且會有破壞土壤的基本性質，造成土壤品質降低，甚至造成二次污染等問題。

而植物復育法乃直接利用綠色植物於現地或其他地點行光合作用後產生驅動及過濾能力，將污染土壤、底泥或地下水中之重金屬移除、降解或安定。植物復育法除可用來處理重金屬外，也可用於清除農藥、溶劑、爆炸物質、原油、多環芳香烴碳氫化合物及掩埋之滲出物質等。因此，本研究希望藉由植生復育技術來協助處理土壤中的重金屬。

本研究選擇光臘樹、杜英等 1-3 年生之苗木作為研究材料，設置試驗樣區評估苗木在不同銅、鎳之污染物濃度下栽種其生長情形及成活率，評估不同樹種對於吸收分解重金屬移動及植株殘體等基礎試驗研究，以提出重金屬污染農地之建議樹種。

二、重要工作項目

1. 選擇光臘樹、杜英等 1-3 年生之苗木作為研究材料。
2. 以銅(Cu)、鎳(Ni)等重金屬污染物為本研究之主要對象。
3. 設置試驗樣區評估苗木在不同銅、鎳之污染物濃度下栽種其生長情形及成活率。
4. 評估不同樹種對於吸收分解重金屬移動及植株殘體等基礎試驗研究。

5. 提出重金屬污染農地之建議樹種。

三、執行情序

本研究選擇光臘樹、杜英等 1-3 年生之苗木作為研究材料，探討苗木在不同銅(Cu)、鎳(Ni)污染 100, 250, 500, 1000 mg/kg 濃度下，之生長情形及存活率，評估不同樹種對於吸收分解重金屬移動及植株殘體等試驗。研究內容如下所述：

1. 土壤基本性質分析：水分含量、土壤質地、土壤 pH 值、總有機碳分析、陽離子交換容量、土壤中重金屬總量濃度。
2. 盆栽試驗：評估光臘樹、杜英等植物在銅(Cu)及鎳(Ni)污染土壤中的生長狀態，將選擇植物種植銅(Cu)及鎳(Ni)污染土壤中，以了解這些植物對於鎘及鉛三種重金屬的累積能力，每一處理種植 5 盆。
3. 植體樣本分析：植株發芽率、植株重量與水分含量、植株重金屬含量。
4. 現地土壤污染試驗及存活率分析：選定污染試驗樣區，種植所選植物，每一區塊種植面積為 2 公尺*2 公尺，種植密度為 15 株幼苗，收割各植物的地上部，收割後的植體先經大量自來水清洗殘留的土壤後，再的去離子水洗淨，將清洗後的植體放入 60°C 烘箱中烘乾 72 小時，再以粉碎機將植體加以粉碎並秤重。每三個月並進行一次存活率比較分析。
5. 植物體分解 HNO₃/H₂O₂ 法：取 0.2 g 粉碎後的植體加入分解管之中，加入 5 mL 的濃硫酸，以封口膜封口並靜置過夜。將分解管置於加熱爐中以微溫(約 100°C)加熱，並以每 20-30 分鐘升溫 50°C 的速度加熱至 350°C，並以 350°C 加熱至固體分解而硫酸溶液形成醬油色。取出分解管，在室溫之中冷卻後，加入 2 mL 的過氧化氫(H₂O₂)溶液，繼續以 350°C 加熱至溶液呈現澄清，並使過氧化氫完全分解(約需 20 分鐘)。若未澄清，則重複步驟 3 至澄清為止。冷卻之後，加入少許的去離子水使溶液釋出部分稀釋熱，植體分解液以 Whatman No. 42 濾紙過濾至 50 mL 的定量瓶之中，以去離子水加以定量，並混合均勻。
6. 植體分解液的重金屬分析：利用 Yvon ICP-AES 測定銅(Cu)及鎳(Ni)濃度所使用的波長分別為 324.75 nm 及 221.65 nm。

四、執行情形

本計劃執行時間為中華民國 97 年 3 月迄今，工作內容包含土壤性質分析文獻回顧、進行光臘樹與杜英盆栽栽植及養護、進行現地土壤污染試驗、植體存活率分析、植體生長量分析及兩次採樣與檢驗植體重金屬含量等工作項目。

7 月與 10 月各一次的採樣及檢驗植體重金屬含量部分，檢驗項目：銅(Cu)及鎳(Ni)等二種重金屬；以及進行試驗設計及初步評析苗木在不同土壤及水質背景污染物濃度下栽種之生長情形、成活率及吸收重金屬之能力。契約預定進度與實際執行進度如表 1。

表 1 契約書中計畫預定進度及查核點

完成進度(以甘特圖表示)				備註	
工作內容項目	年別	97			
	月份	4-6 月	7-9 月	10-12 月	
土壤性質分析文獻回顧					
盆栽試驗					
現地土壤污染試驗					
植體重金屬及存活率分析					
數據分析報告撰寫					
進度累積百分比 (%)		30	66	100	
查核點		預定完成時間		查核點內容說明	
期中報告		2008 年 7 月 10 日		期中報告完成	
期末報告		2008 年 11 月 15 日		期末報告完成	

註：“ ”執行進度情形

“ ”預定進度

五、執行成果

5-1 土壤性質分析文獻回顧

5-1-1 植物去除重金屬機制

利用植物去除或安定化土壤或地下水中之重金屬主要有三種機制：

1. 植物萃取 (Phytoextraction)：

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. 植物過濾 (Phytofiltration or Rhizofiltration)：

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。

3. 植物穩定化 (Phytostabilization)：

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。

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 (composting)、壓實 (compaction)、熱解 (pyrolysis)、焚化 (incineration) 等方式降低植體的體積，再利用掩埋的方式處理 (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耐力、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、及污染物質是否進入食物鏈等實務上之應用。

5-1-2 國內外案例資料收集及評估

Chen and Lee (1997)在臺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; *Pentas 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 上升至 115 mg/kg，而若是以每公頃種植 70,000 棵，每年種植 3 次加以估算，五彩石竹對於鎘的總移除量可以到達 90 g/ha/yr。

Huang *et al.* (1997) 施用EDTA、HEDTA、DTPA、EGTA 及EDDHA等螯合劑到鉛污染濃度為 2500 mg/kg 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 50 mg/kg 增加至 11000 mg/kg，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 *et al.* (2000) 利用Vetiver shoots在鎘污染濃度為 0.33 mg/kg 的土壤中生長則可以移除 218 g Cd/ha。

Dahmani-Muller *et al.* (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 與 100 ng/kg，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 *et al.* (2000) 發現生長於 500 mg/kg Cd 污染土壤之 *Thlaspi caerulescens* 可累積 2800 mg/kg 之 Cd，生長於 2000 mg/kg Zn 污染土壤之 *Thlaspi goesingense* 可累積 14000 mg/kg 之 Zn。

Hammer *et al.* (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 *et al.* (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 之生物累積因子僅 0.8、對 Cd 則僅 0.3。

Komarek et al. (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 et al. (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，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 et al. (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、Cd 減少 0.07-0.20 mg/kg。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，累積範圍如下圖 1 所示。

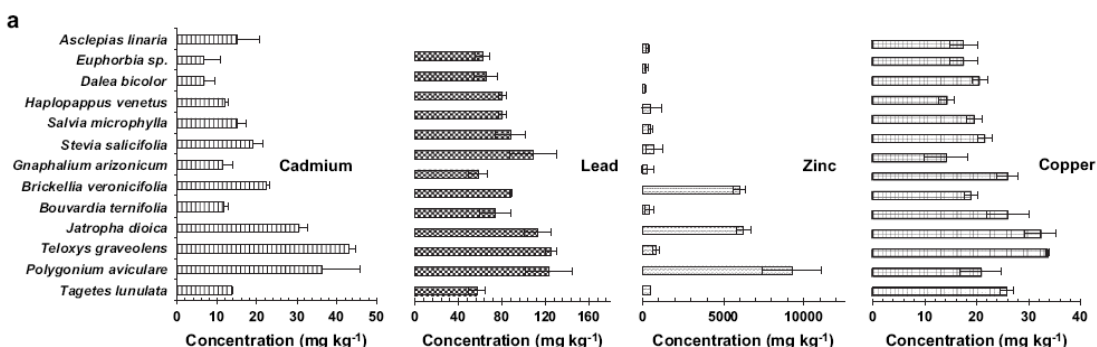


圖 1 *Jatropha dioica* 在墨西哥 Zacateca 金屬污染礦區對重金屬的累積 (González 及 González-Chávez, 2006)

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，結果如圖 2 所示。

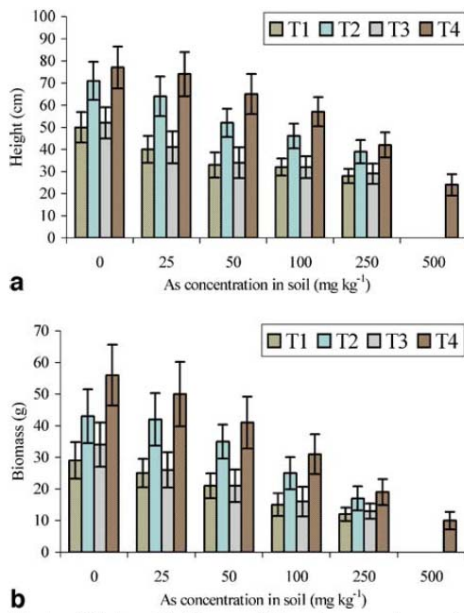


Fig. 1 a Height and b Biomass of *Jatropha curcas* in arsenic contaminated soils with and without amendments (Refer to Table 1 for the explanation of treatments and Error bars represent \pm sd)

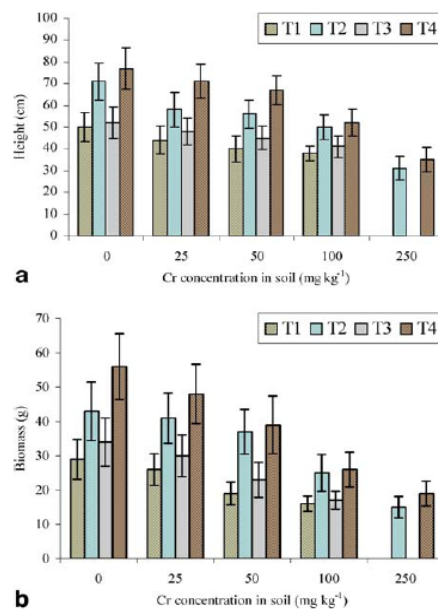


Fig. 2 a Height and b Biomass of *Jatropha curcas* in chromium contaminated soils with and without amendments (Refer to Table 1 for the explanation of treatments and Error bars represent \pm sd)

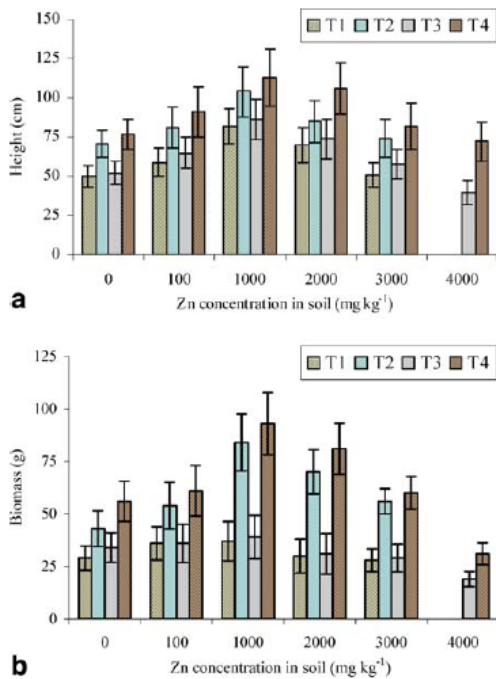


Fig. 3 a Height and b Biomass of *Jatropha curcas* in zinc contaminated soils with and without amendments (Refer to Table 1 for the explanation of treatments and Error bars represent \pm sd)

Table 3 Tolerant index (%) of *Jatropha curcas* growing in different treatments of arsenic, chromium and zinc contaminated soil with and without amendments

Metal concentration (mg kg ⁻¹)	Treatments			
	T1	T2	T3	T4
Arsenic				
25	80	128	82	148
50	66	104	68	130
100	64	92	64	114
250	56	78	58	84
500	00	00	00	48
Chromium				
25	88	116	96	142
50	80	112	90	134
100	76	100	82	104
250	00	62	00	70
Zinc				
100	118	162	130	182
1,000	164	208	172	226
2,000	140	170	148	212
3,000	102	148	116	164
4,000	00	95	00	144

圖 2 *Jatropha curcas* 苗木對重金屬的耐受情形 (Juwarkar等, 2007)

5-2 材料與方法

5-2-1 盆栽試驗

評估光臘樹、杜英等植物在鎳及鉛污染土壤中的生長狀態，將選擇植物種植鎳及鉛污染土壤中，以了解這些植物對於鎳及鉛三種重金屬的累積能力，每一處理種植 10 盆。

5-2-2 現地土壤污染試驗

1. 土壤污染情形

選定污染試驗樣區，並對現地土壤進行不同程度的污染，污染情形如圖 3 所示，種植所選植物光臘樹及杜英，在不同程度污染條件下各十株。

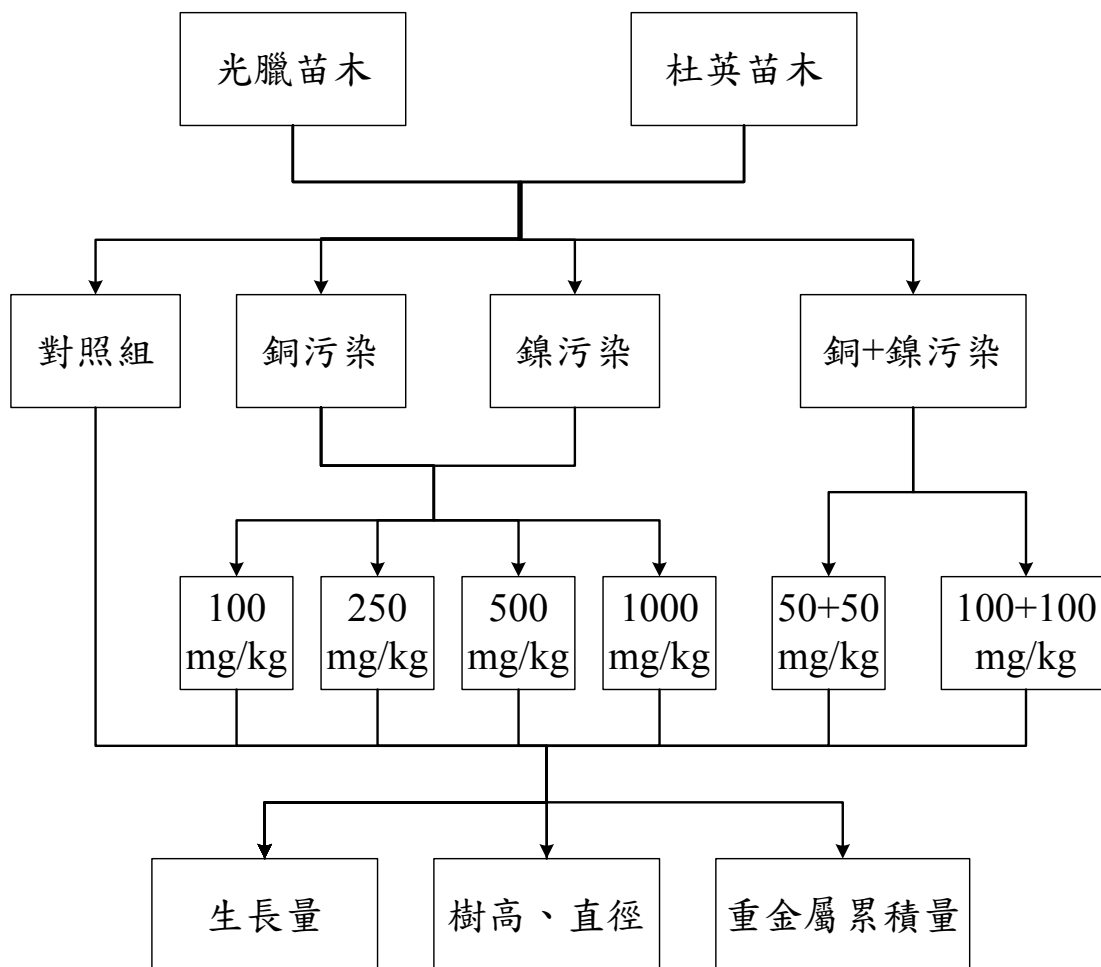


圖 3 土壤重金屬研究架構圖

2. 土壤物理及化學性質分析

土壤樣品經風乾、磨碎並過 2-mm 篩網後備用，並進行下列分析，其結果如表 2、表 3 所示：

(1) 土壤質地: 沉降法(Jackson, 1979)

土壤樣品將根據 Jackson (1979)方法進行預先處理。土壤樣品先加入 30% H₂O₂ 並在加熱板上加熱至 65°C 以去除土壤中的有機質。之後土壤樣品則加入 0.5 M 醋酸鈉 (pH 5) 溶液，並在加熱板加熱 (50-60°C) 以除去碳酸鈣。接著再以 Mehra and Jackson (1960)方法去除土壤中之游離鐵與鋁氧化物。土壤樣品倒入沉降筒中分散並根據 Stoke 沉降定律收集砂粒與黏粒以計算土壤粒徑分佈。

(2) pH 值：玻璃電極法 (McLean, 1982)

土壤與去離子水以 1：2(重量比) 比例混合成懸浮液，攪拌後靜置一小時後以玻璃電極測定。

(3) 有機碳：以濕式氧化測定 (Walkley and Black, 1934)

稱取 0.25 g 之土壤，置於 500 mL 三角瓶中。吸取 10 mL 之 1 M 重鉻酸鉀(K₂Cr₂O₇)加入其中，搖晃均勻。再加入 20 mL 濃硫酸，搖晃均勻後靜置 30 分鐘。加入 200 mL 去離子水及 10 mL 之 85%磷酸，靜置冷卻後滴入 30 滴二苯胺指示劑後以 0.5 M 之硫酸亞鐵銨溶液滴定。

(4) 可交換性陽離子與陽離子交換容量：1 M 醋酸銨法 (Rhoades, 1982)

稱取 10 g 土壤，置入淋洗管柱中，加入 100 mL 1 M 醋酸銨 (pH 7.0) 淋洗，所交換出來之陽離子以原子吸收光譜儀測定可交換性鉀、鈉、鈣、鎂含量。接者經醋酸銨淋洗之土壤再加入 100 mL 95%酒精洗去多餘之醋酸銨溶液，然後再加入 100 mL 10%之氯化鈉溶液 (pH 4.0)，淋洗交換出土壤表面吸附之銨離子，再以蒸餾法測定氮含量。

(5) 土壤重金屬含量：

依環保署公告土壤檢測方法總則 (NIEA S103.60C)，將土壤與植物體消化之後以感應式耦合電漿原子發射光譜 (ICP-AES) 檢驗分析項目：鉛、鎳等重金屬。取 1 g 絕乾土壤加入消化管之中，加入 1 ml 之過氧化氫與 9 ml 之硝酸。將消化管置於微波消化爐中升溫到 120°C 後加熱 10 分鐘，再冷卻 5 分鐘。消化液以 Whatman No. 42 濾紙過濾至 50 mL 的定量瓶之中，以去離子水加以定量，並混合均勻。植體分解液的重金屬分析：利用 ICP-AES 不同波長測定。

5-2-3 植體存活率及生長量分析

1. 植體存活率分析

針對每種樹種以是否有新鮮葉來判斷其存活，有新鮮葉則判定其存活，若無新鮮葉以樹種末梢韌皮部是否還有綠色的情況，並有一點點彈性且有些許濕潤來判斷其是否存活，以不傷害植物本體為主，若有則判定其存活，若無則死亡。

2. 植體生長量分析

植體生長量分析分為植體莖部之直徑(mm)、地上部高(cm)、主根長(cm)以及地上部和地下部之乾重(g)。分別以銅污染與鎳污染對照未污染之對照組及同時受到銅鎳污染之結果。且以7月採樣及10月採樣結果比較重金屬累積之情形。

5-2-4 植體吸收重金屬之能力

將秤完乾重之樣品進行植物體分解 $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ 法。植體分解液的重金屬分析：利用 Yvon ICP-AES 測定銅(Cu)及鎳(Ni)濃度所使用的波長分別為 324.75 nm 及 221.65 nm。

5-3 結果與討論

5-3-1 盆栽試驗

評估光臘樹、杜英等植物在銅及鎳污染土壤中的生長狀態，將選擇植物種植銅及鎳污染土壤中，以了解這些植物對於重金屬的累積能力，每一處理種植 10 盆。執行成果如下圖 4、圖 5 照片所示。



圖 4 97.04.11 種植前盆栽整理情形



圖 5 97.06.28 幼苗生長情形

5-3-2 現地土壤污染試驗

1. 土壤物理及化學性質分析

土壤樣品經風乾、磨碎並過 2-mm 篩網後備用，並進行下列分析，其結果如表 2、表 3 所示：

- (1) 土壤質地：沉降法(Jackson, 1979)
- (2) pH 值：玻璃電極法 (McLean, 1982)
- (3) 有機碳：以濕式氧化測定 (Walkley and Black, 1934)
- (4) 可交換性陽離子與陽離子交換容量：1 M 醋酸銨法 (Rhoades, 1982)
- (5) 土壤重金屬含量：依環保署公告土壤檢測方法總則 (NIEA S103.60C)，將土壤與植物體消化之後以感應式耦合電漿原子發射光譜 (ICP-AES) 檢驗分析。

表 2 土壤基本性質分析

土樣	水份	pH*	總有機碳 (g/kg)	陽離子交換 容量 (meq/100g)	粒徑分析(%)			質地
					砂粒	粉粒	黏粒	
腐植土	55.3%	6.36	59.3	28.2	19.3	51.0	29.7	Silt Clay Loam

*pH 值：H₂O:soil=2:1

表 3 土壤重金屬含量情形

土樣	銅(Cu)(mg/kg)	鎳(Ni)(mg/kg)
腐植土	19.3±1.8	38.4±2.5

5-3-3 植體存活率及生長量分析

1. 植體存活率分析

針對每種樹種以是否有新鮮葉來判斷其存活，有新鮮葉則判定其存活，若無新鮮葉以樹種末梢韌皮部是否還有綠色的情況，並有一點點彈性且有些許濕潤來判斷其是否存活，以不傷害植物本體為主，若有則判定其存活，若無則死亡。其結果如表 4 所示。

表 4 苗木存活率分析 97 年 6 月 28 日與 10 月 3 日

污染金屬	污染劑量(mg/kg)	光臘樹 (7 月)	光臘樹 (10 月)	杜英(7 月)	杜英(10 月)
銅	100	10/10	10/10	10/10	8/10
	250	10/10	10/10	10/10	8/10
	500	10/10	10/10	10/10	8/10
	1000	9/10	8/10	8/10	0/10
鎳	100	10/10	10/10	10/10	8/10
	250	10/10	10/10	10/10	8/10
	500	10/10	10/10	10/10	8/10
	1000	8/10	3/10	6/10	0/10
銅+鎳	50+50	10/10	10/10	10/10	5/10
	100+100	10/10	10/10	10/10	4/10
對照組		10/10	10/10	10/10	10/10

2. 植體生長量分析

植體生長量分析分為植體莖部之直徑(mm)、地上部高(cm)、主根長(cm)以及地上部和地下部之乾重(g)。分別以銅污染與鎳污染對照未污染之對照組及同時受到銅鎳污染之結果。且以 7 月採樣及 10 月採樣結果比較重金屬累積之情形。

(1) 植體莖部之直徑

在採樣之後即以游標尺測量植體距離地面 5 cm 高處之直徑，以 mm 表示。

(A) 光臘樹

圖 6 與圖 7 分別為 7 月和 10 月採樣之植體直徑(mm)。圖 6 與圖 7 上圖為銅污染與

銅鎳污染比較，圖 6 與圖 7 下圖為鎳污染與銅鎳污染比較。從圖中可看出 10 月之植體主根長明顯比 7 月為多，約為 2 倍左右。也可從圖中看出重金屬污染愈嚴重，對於植物生長情形有抑制之現象。

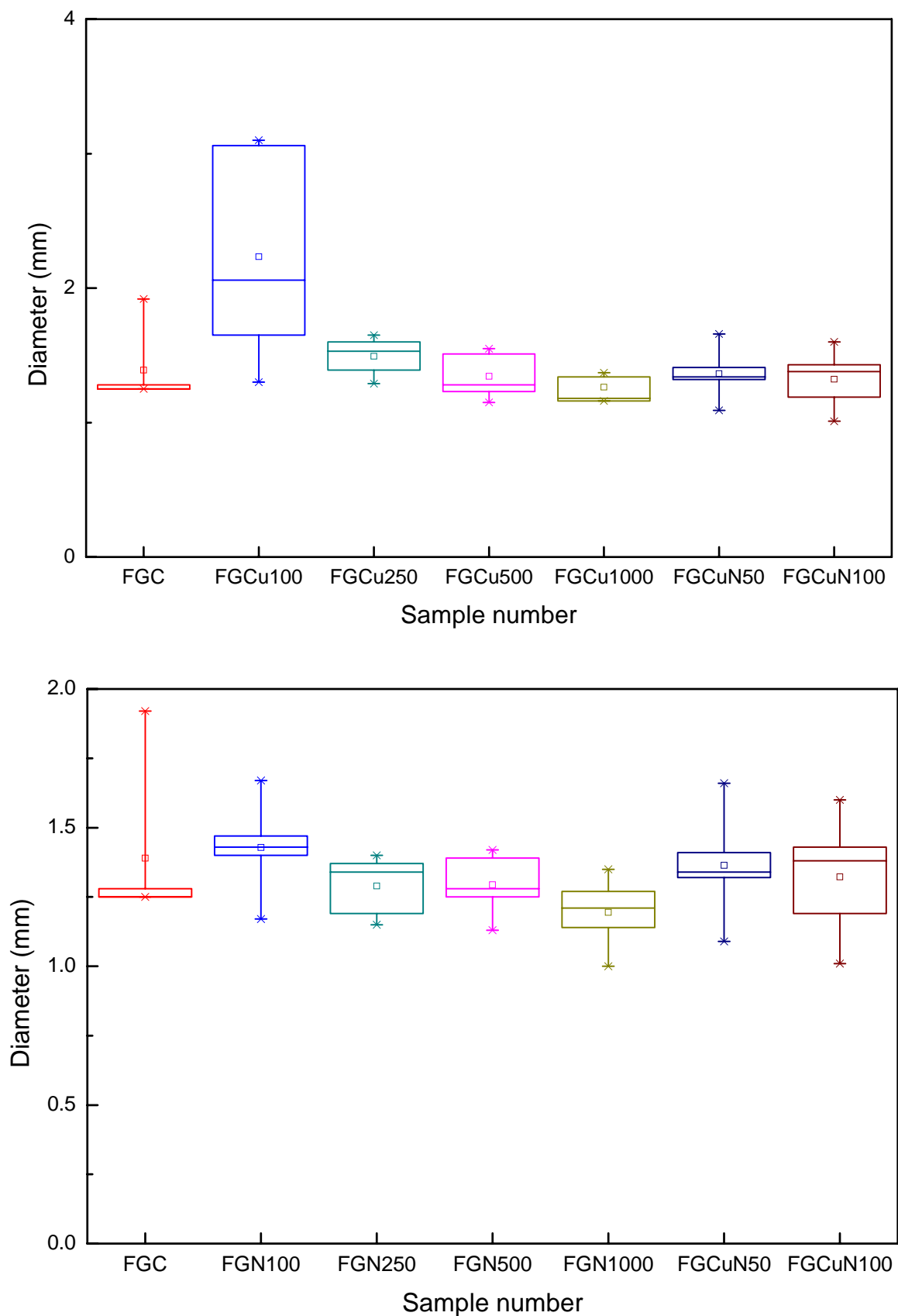


圖 6 7 月採樣植體之直徑(mm)

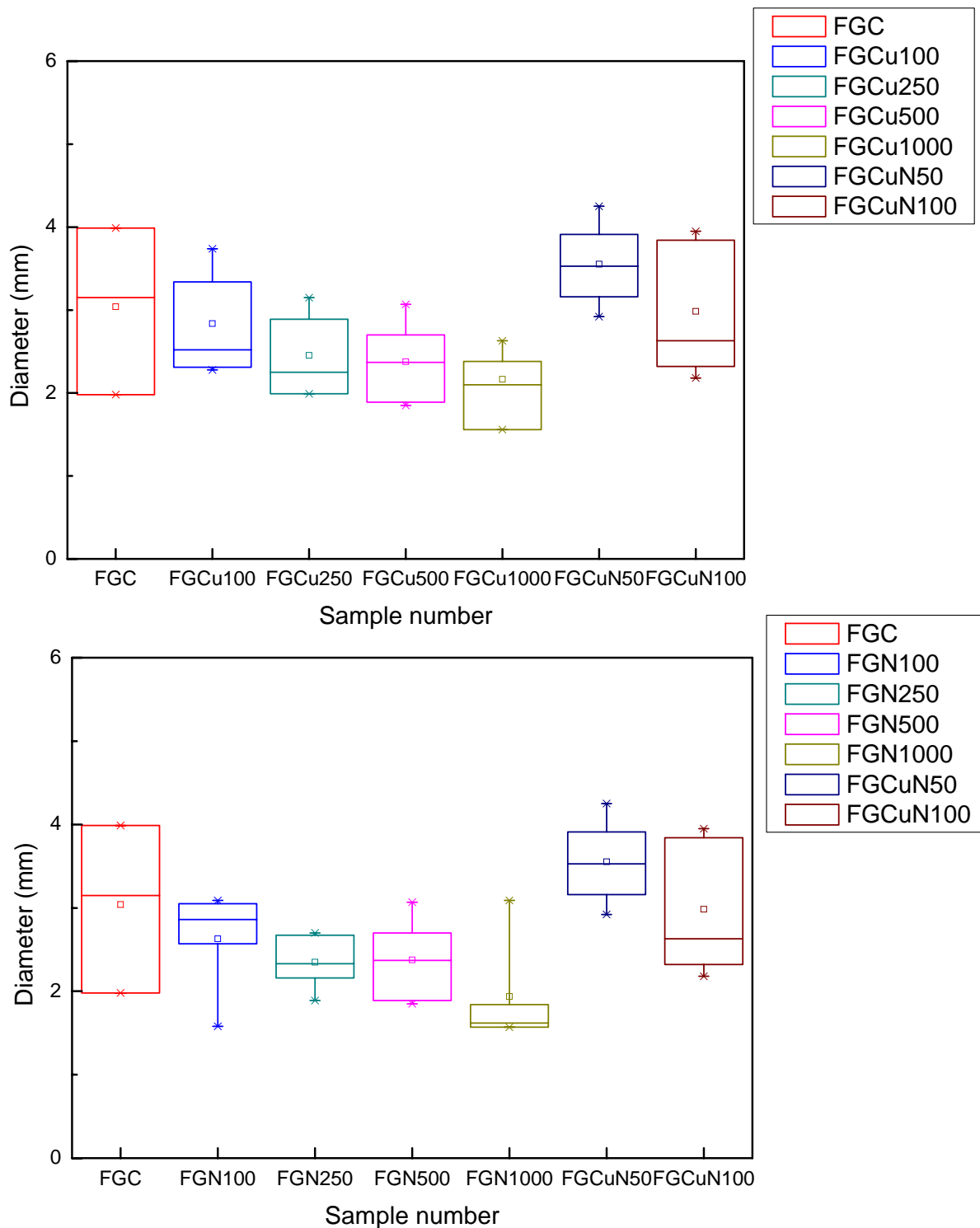


圖 7 10 月採樣之植體直徑(mm)

(1) 杜英

圖 8 與圖 9 分別為 7 月和 10 月採樣之植體直徑(mm)。圖 8 與圖 9 上圖為銅污染與銅鎳污染比較，圖 8 與圖 9 下圖為鎳污染與銅鎳污染比較。從圖中可看出 10 月之植體直徑明顯比 7 月為多，約為 1.5 倍左右。另外雖然有些趨勢不甚明顯，但從圖中仍可看出重金屬污染愈嚴重，對於植物生長情形的抑制愈嚴重。

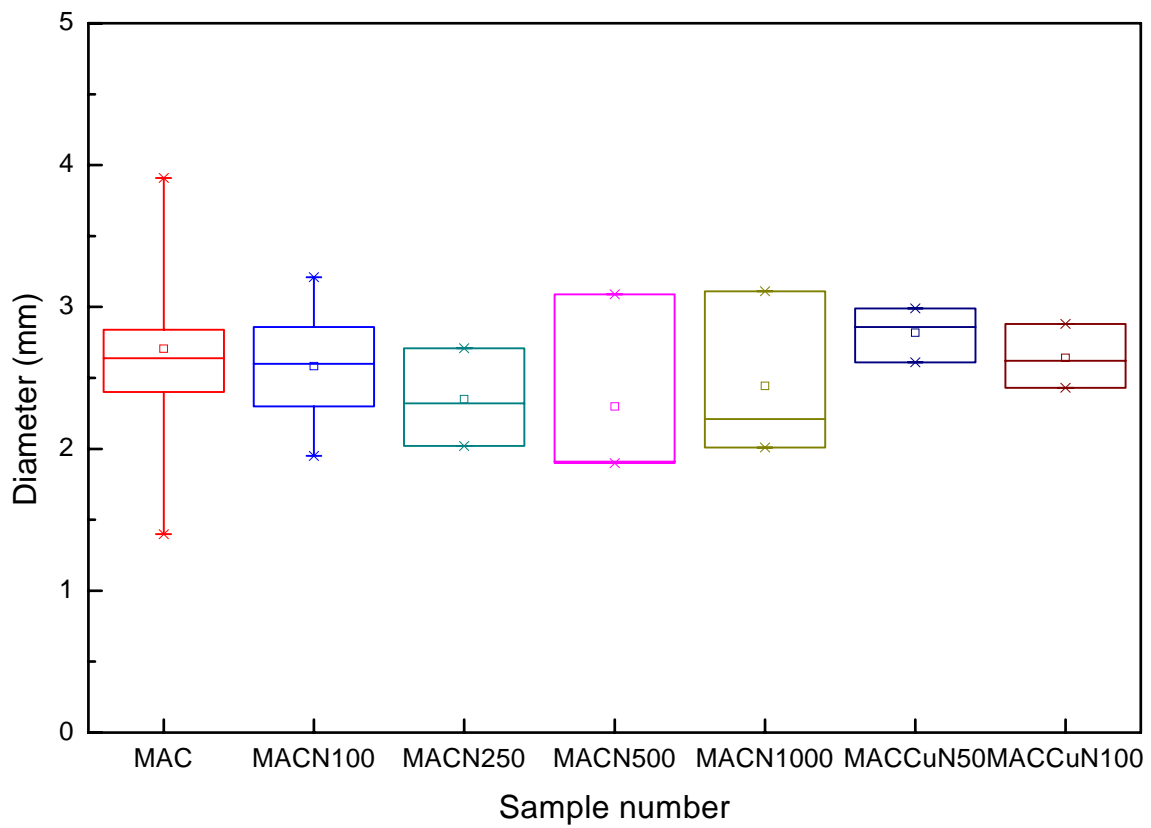
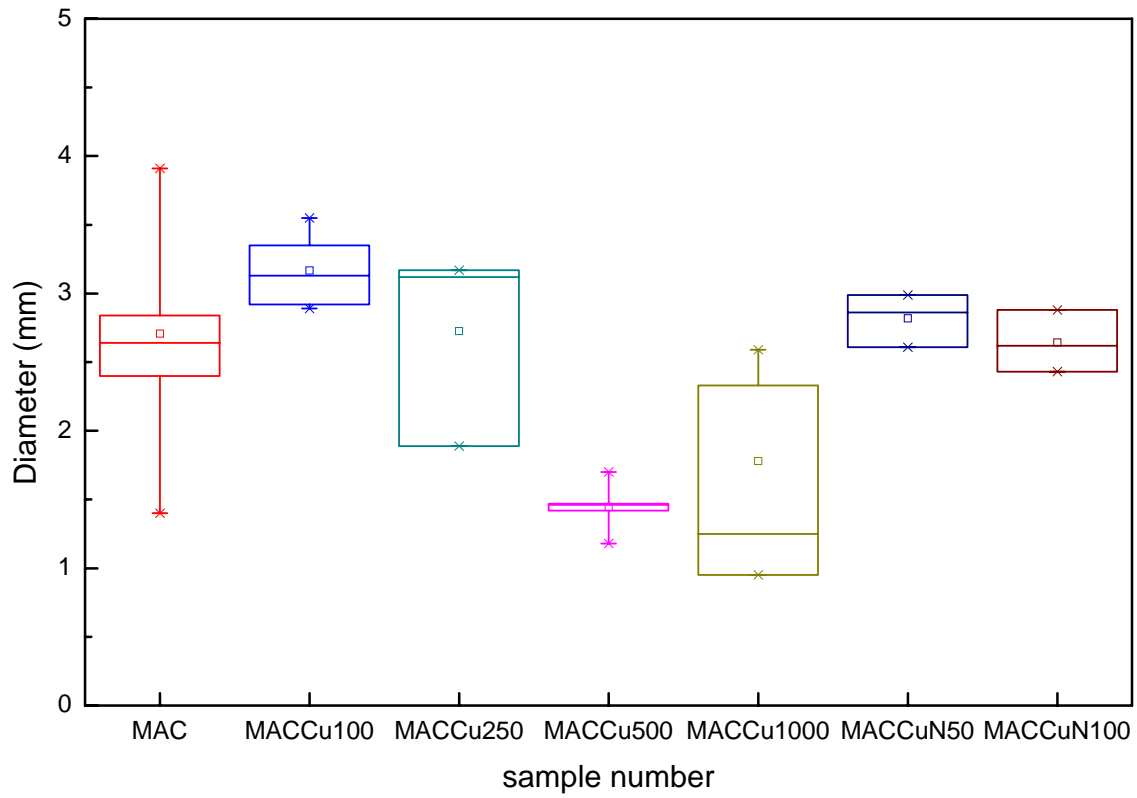


圖 8 7月採樣植體之直徑(mm)

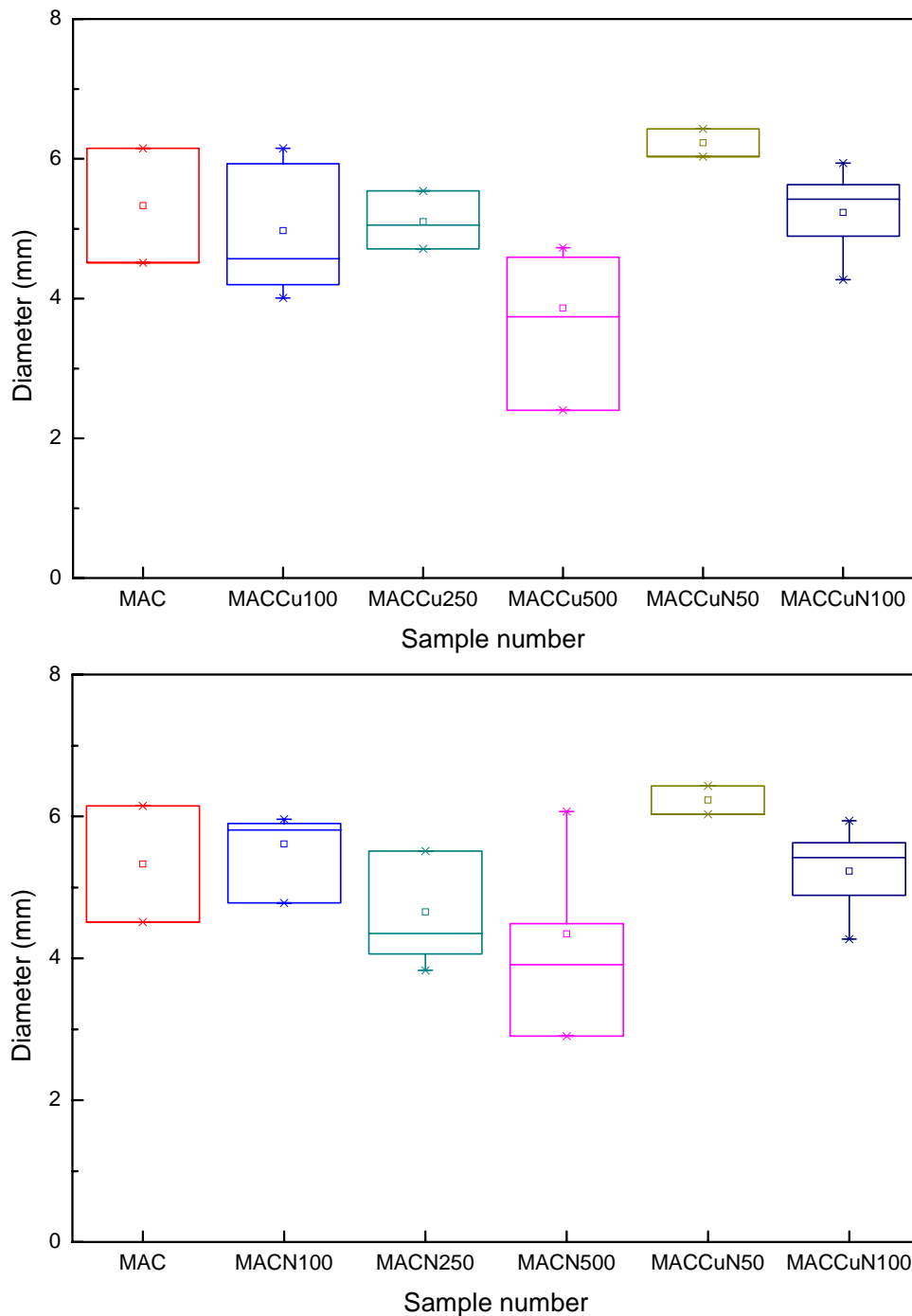


圖 9 10 月採樣植體之直徑(mm)

(2) 植體地上部高(cm)

在採樣之後即以直尺測量植體地上部高，以 cm 表示。

(A) 光臘樹

圖 10 與圖 11 分別為 7 月和 10 月採樣之植體地上部高(cm)。圖 10 與圖 11 上圖為銅污染與銅鎳污染比較，圖 10 與圖 11 下圖為鎳污染與銅鎳污染比較。從圖中可看出 10 月之植體主根長明顯比 7 月為多，約為 2~3 倍左右。另外從圖中可看出重金屬污染愈嚴重，對於抑制植物生長的情形愈嚴重。

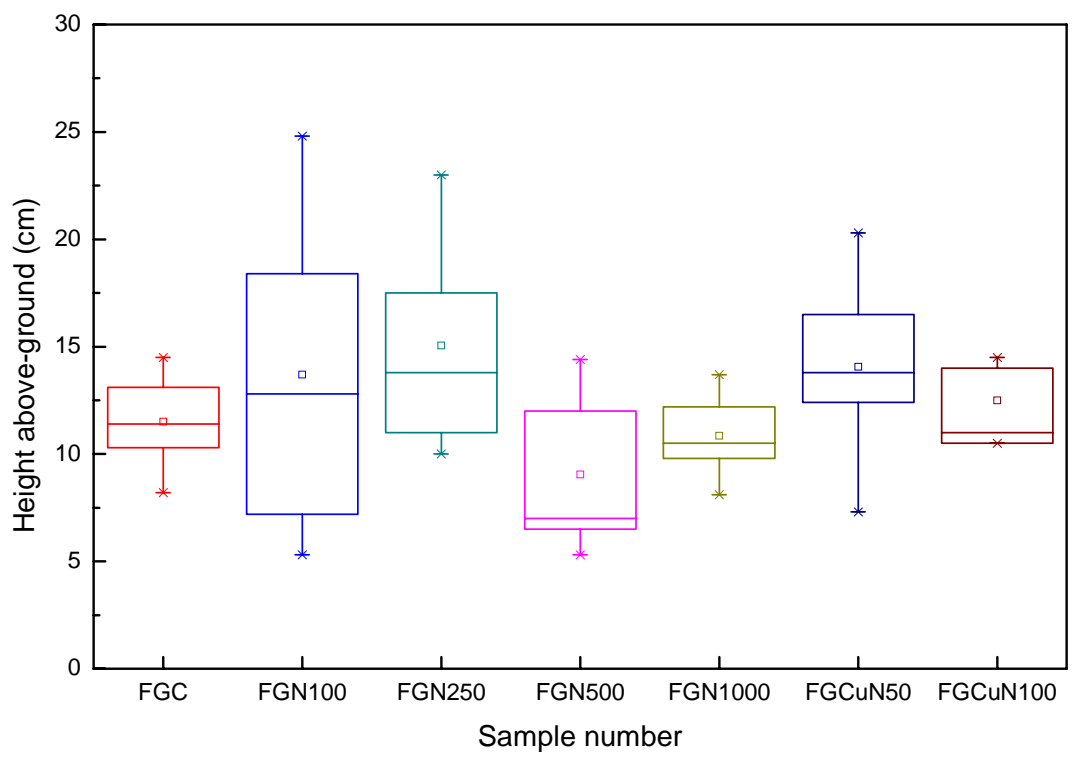
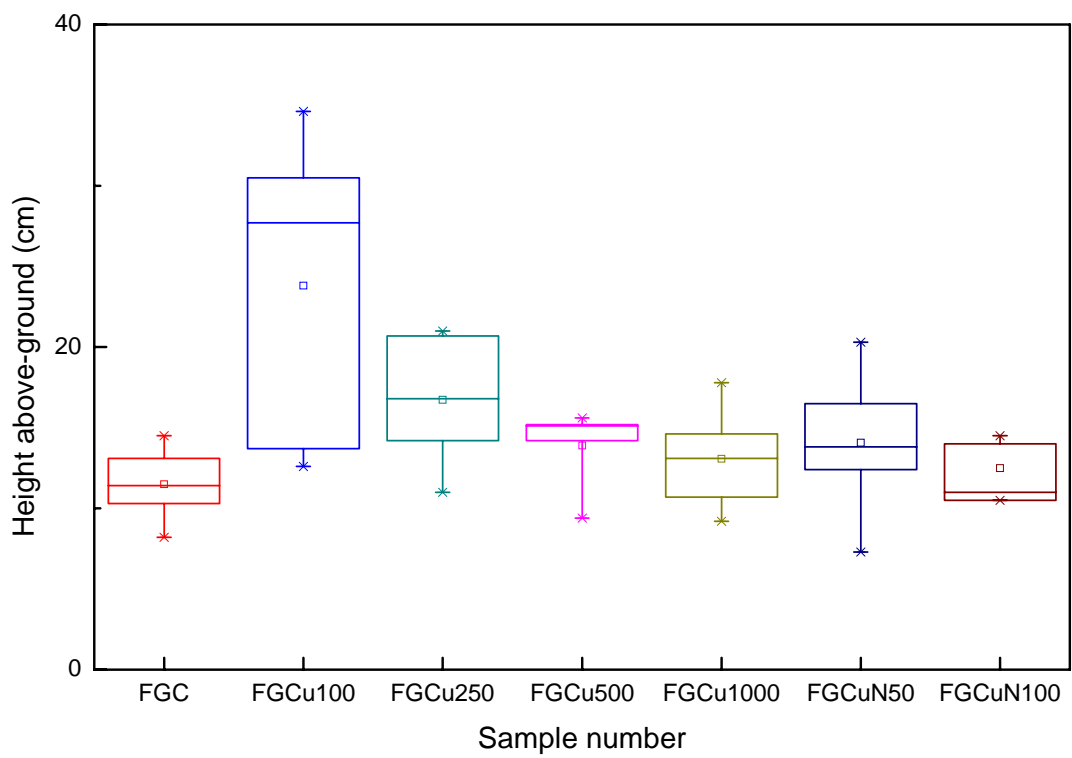


圖 10 7月採樣之植體地上部高(cm)

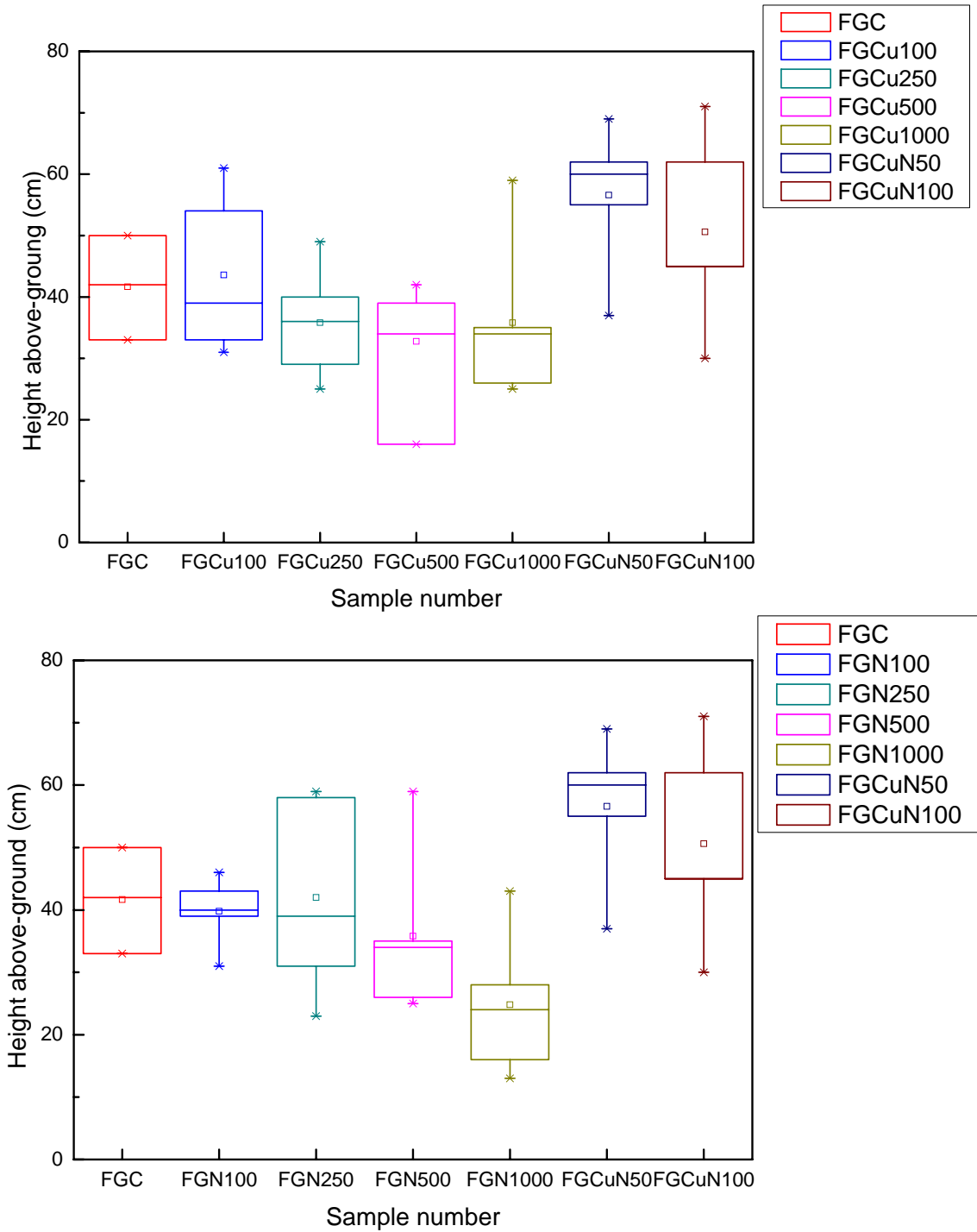


圖 11 10 月採樣之植體地上部高(cm)

(1) 杜英

圖 12 與圖 13 分別為 7 月和 10 月採樣之植體地上部高(cm)。圖 12 與圖 13 上圖為銅污染與銅鎳污染比較，圖 12 與圖 13 下圖為鎳污染與銅鎳污染比較。從圖中可看出 10 月之植體地上部高明顯比 7 月為多，約為 2 倍左右。另外雖然有些趨勢不甚明顯，但從圖中仍可看出重金屬污染愈嚴重，對於植物生長情形的影響愈嚴重。

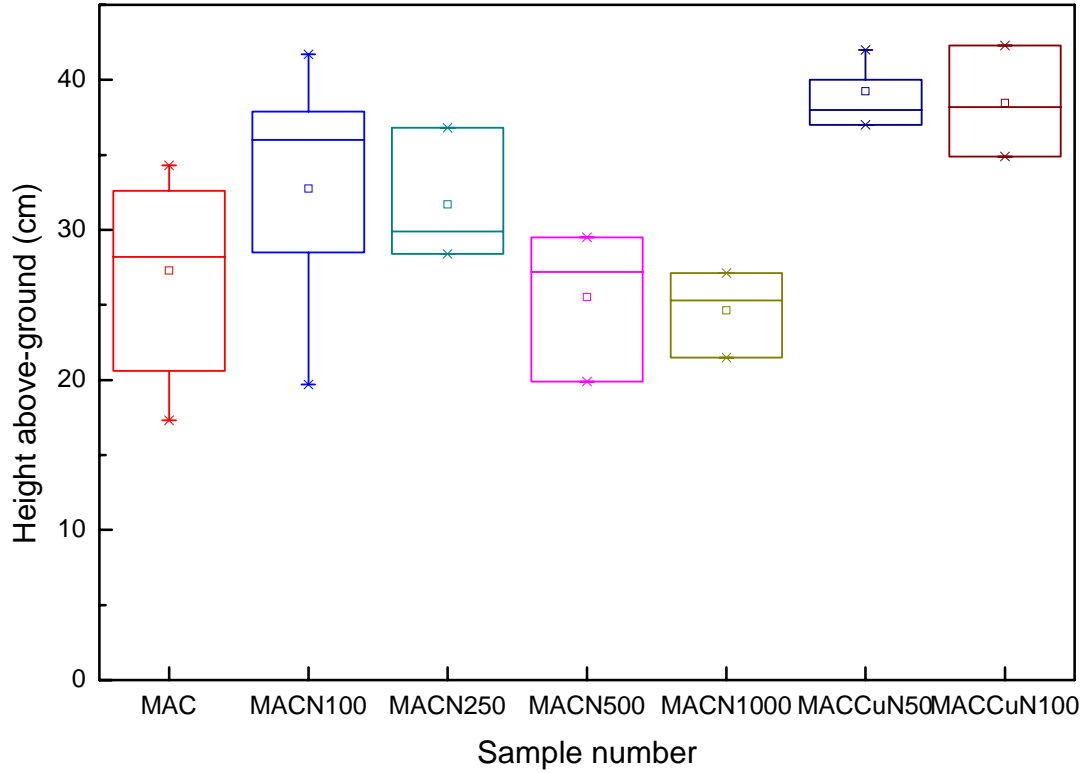
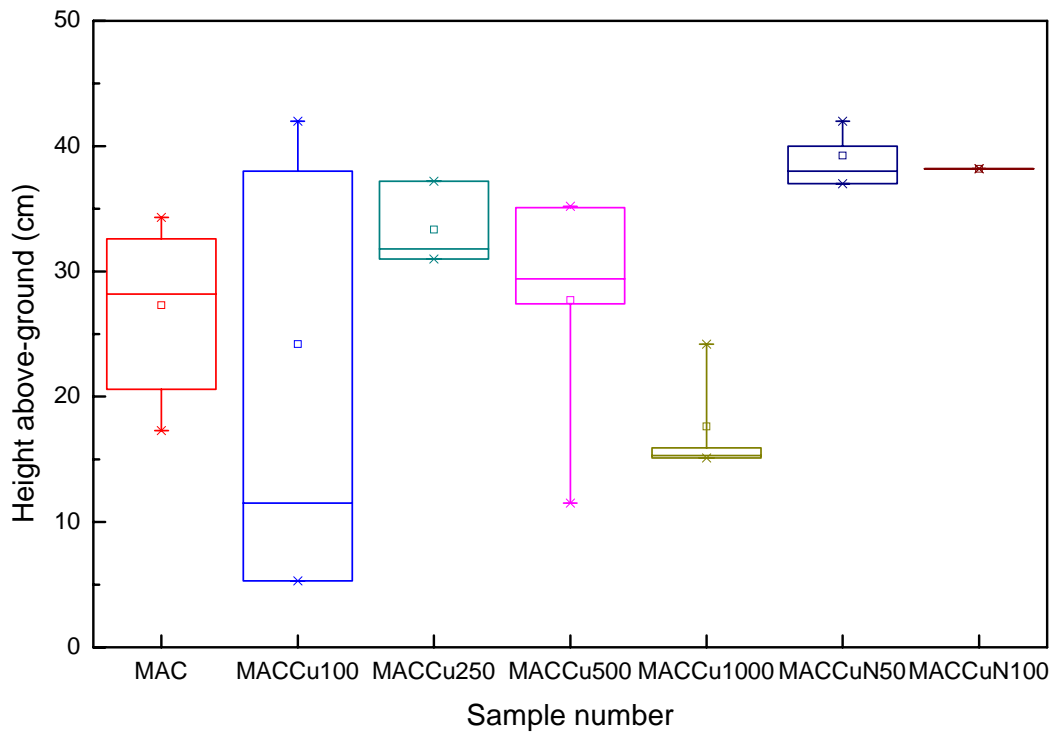


圖 12 7 月採樣之植體地上部高(cm)

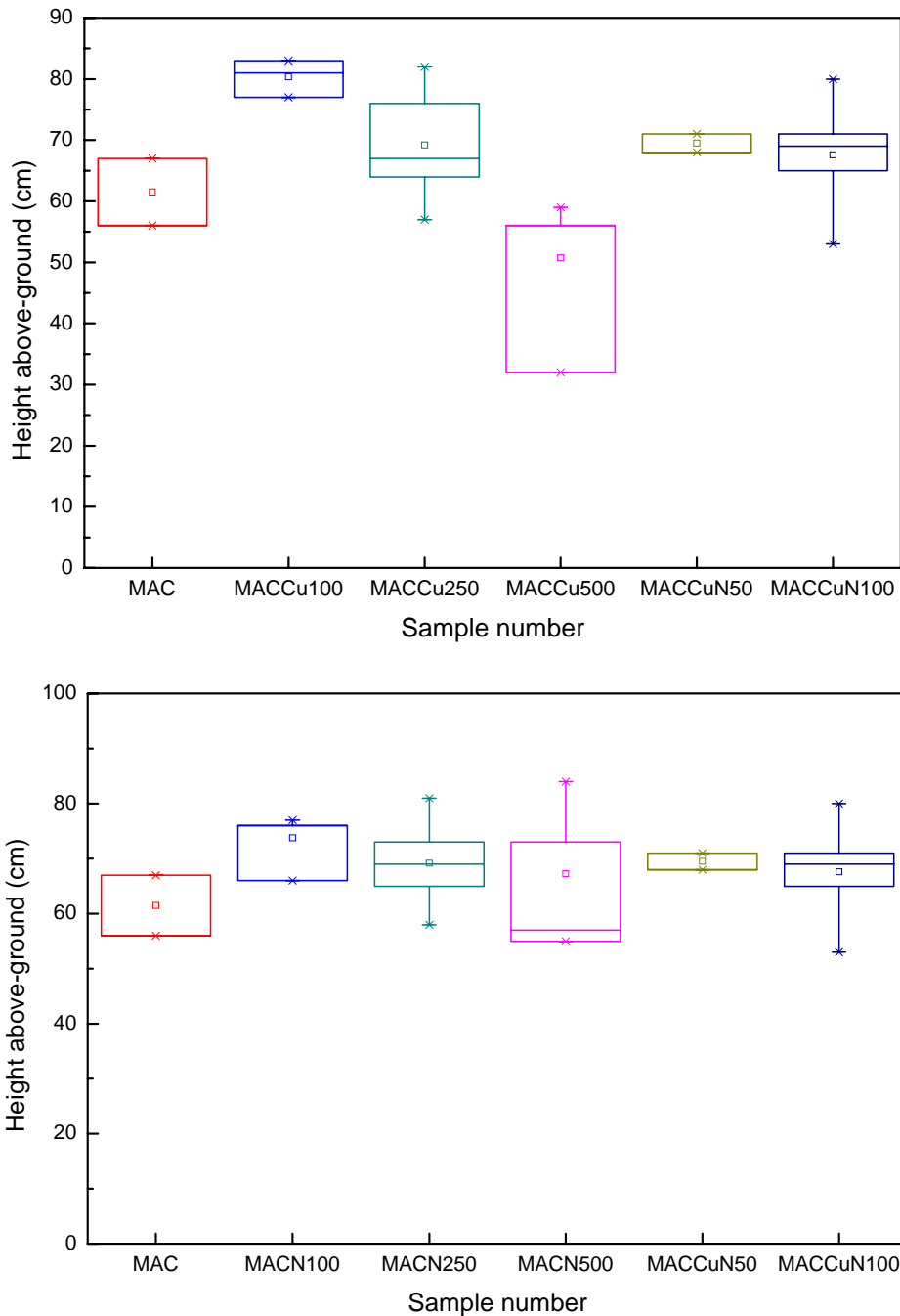


圖 13 10 月採樣之植體地上部高(cm)

(3) 植體主根長(cm)

在採樣之後即以直尺測量植體主根長，以 cm 表示。

(A) 光臘樹

圖 14 與圖 15 分別為 7 月和 10 月採樣之植體主根長(cm)。圖 14 與圖 15 上圖為銅污染與銅鎳污染比較，圖 14 與圖 15 下圖為鎳污染與銅鎳污染比較。從圖中可看出 10 月之植體主根長明顯比 7 月為多，約為 1.5~2 倍左右。也可從圖中可看出重金屬污染劑量愈高，對於植物生長情形的不良影響愈嚴重。

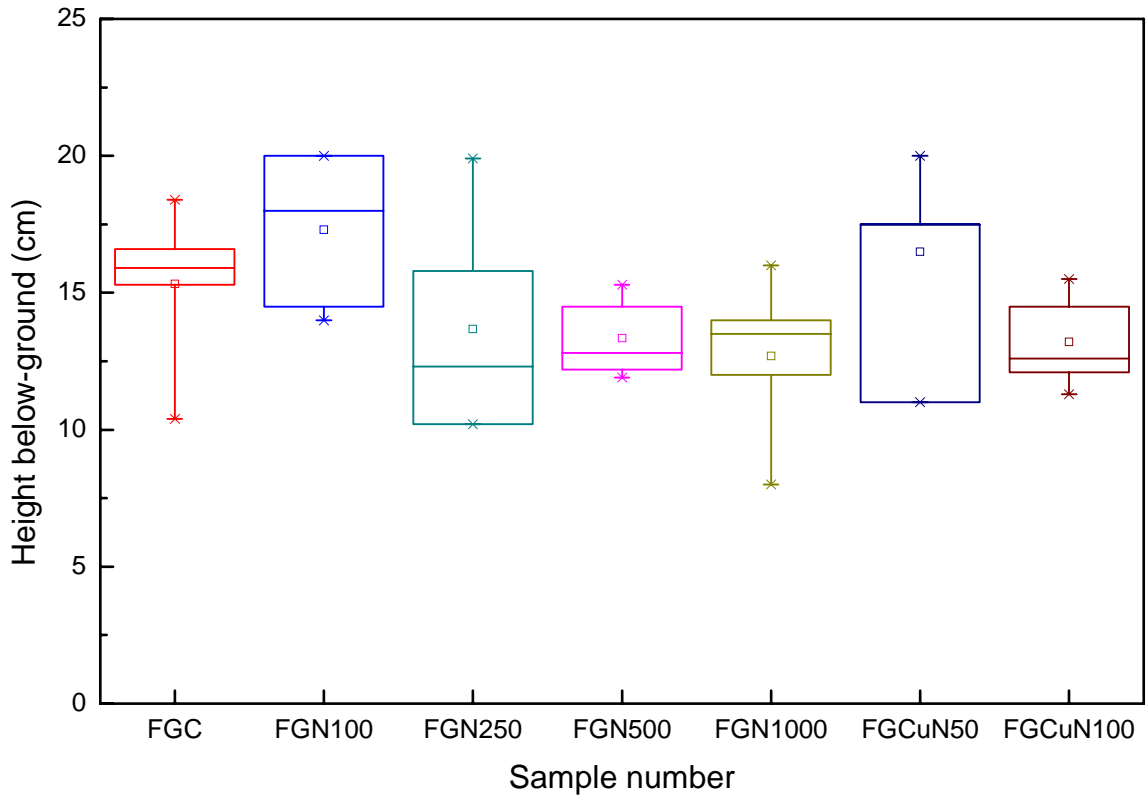
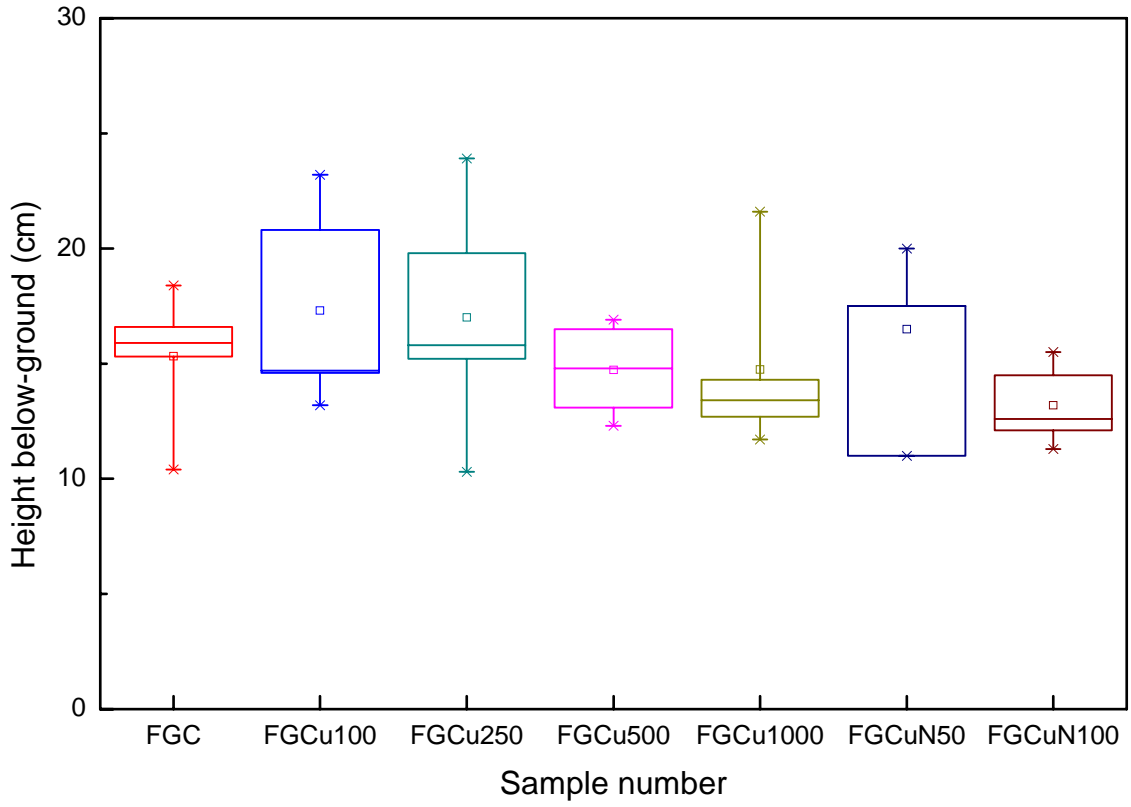


圖 14 7 月採樣之植體主根長(cm)

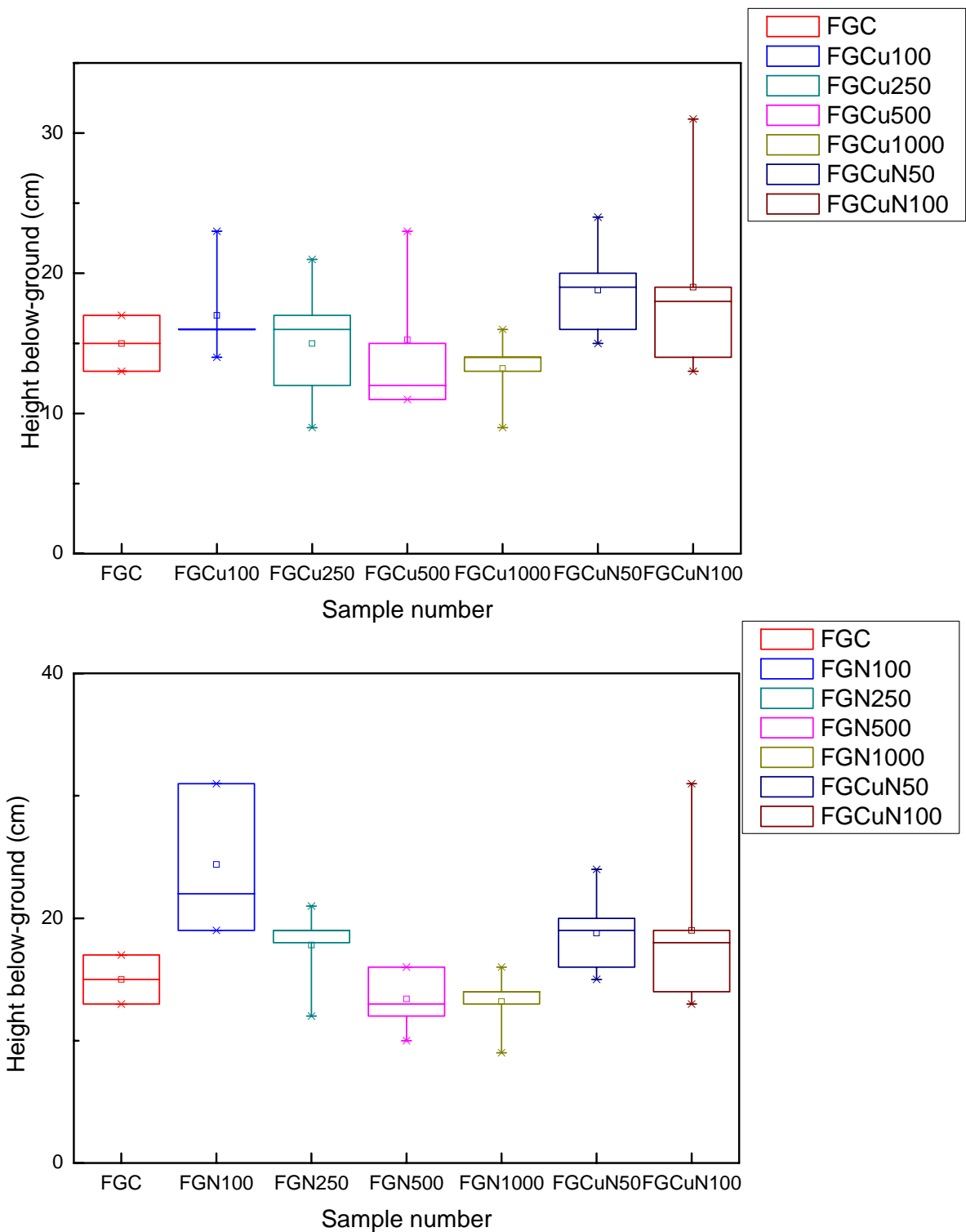


圖 15 10 月採樣之植體主根長(cm)

(2)杜英

圖 16 與圖 17 分別為 7 月和 10 月採樣之植體主根長(cm)。圖 16 與圖 17 上圖為銅污染與銅鎳污染比較，圖 16 與圖 17 下圖為鎳污染與銅鎳污染比較。從圖中可看出 10 月之植體主根長明顯比 7 月為多，約為 2 倍左右。另外從圖中可看出重金屬污染愈嚴重，對於植物生長情形的影響愈嚴重。

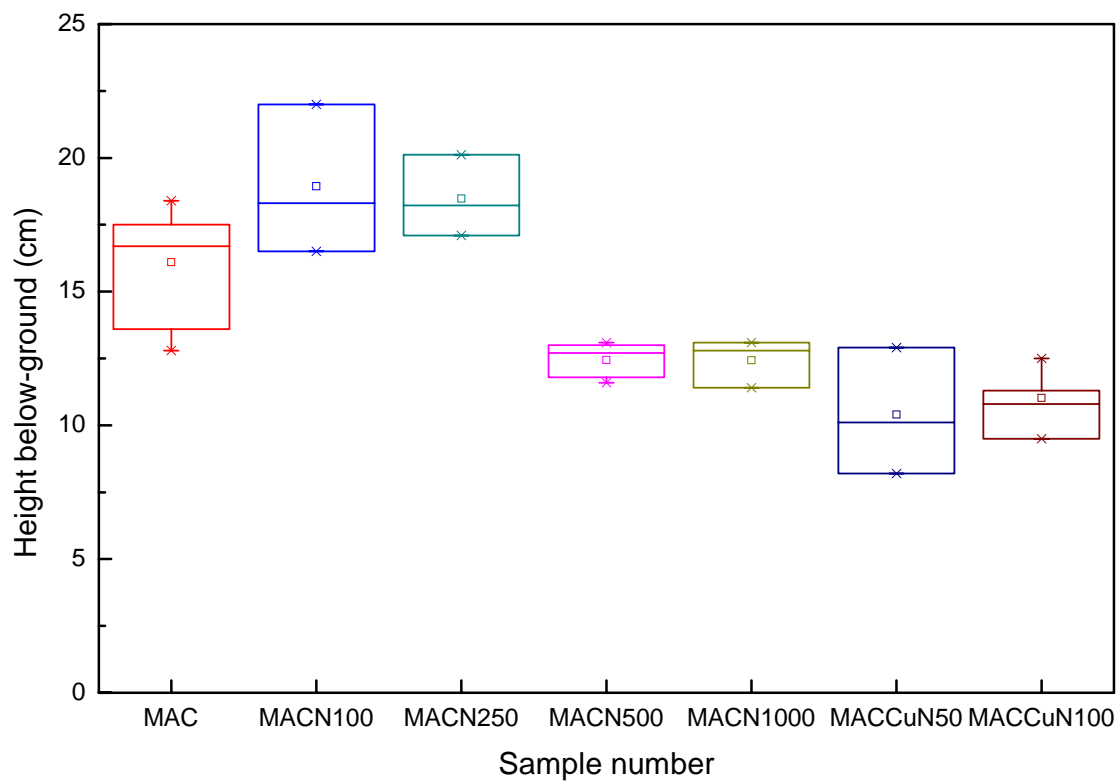
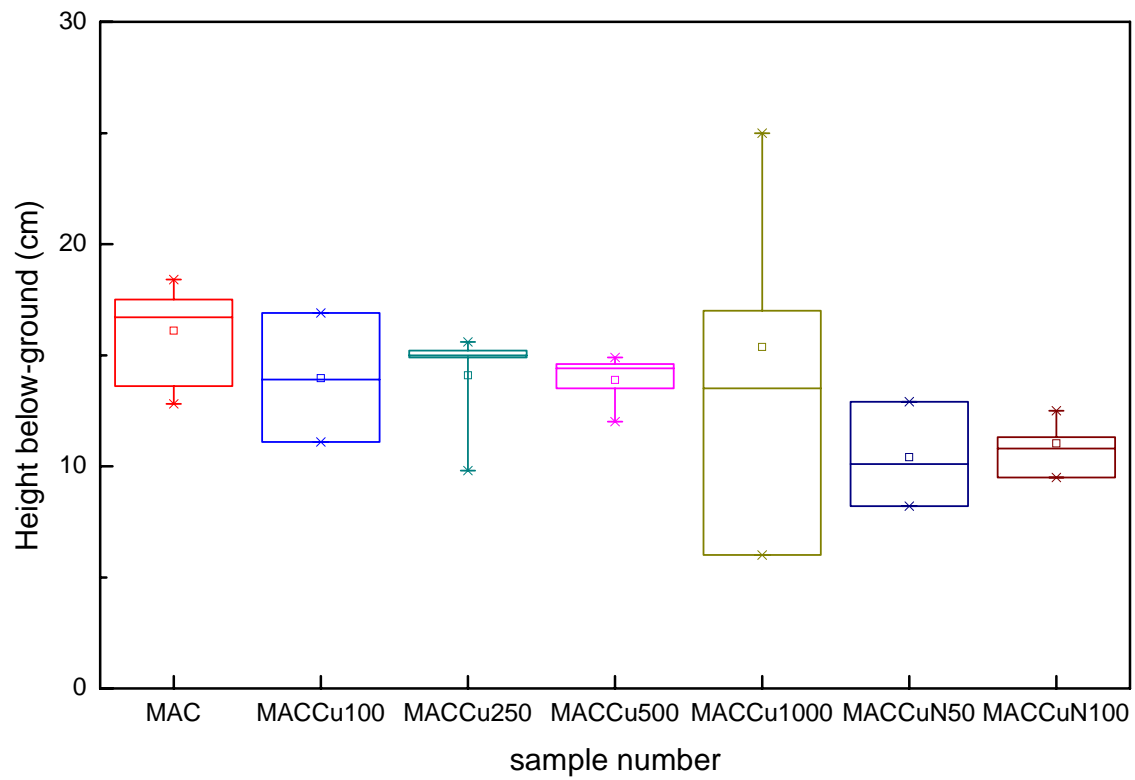


圖 16 7 月採樣之植體主根長(cm)

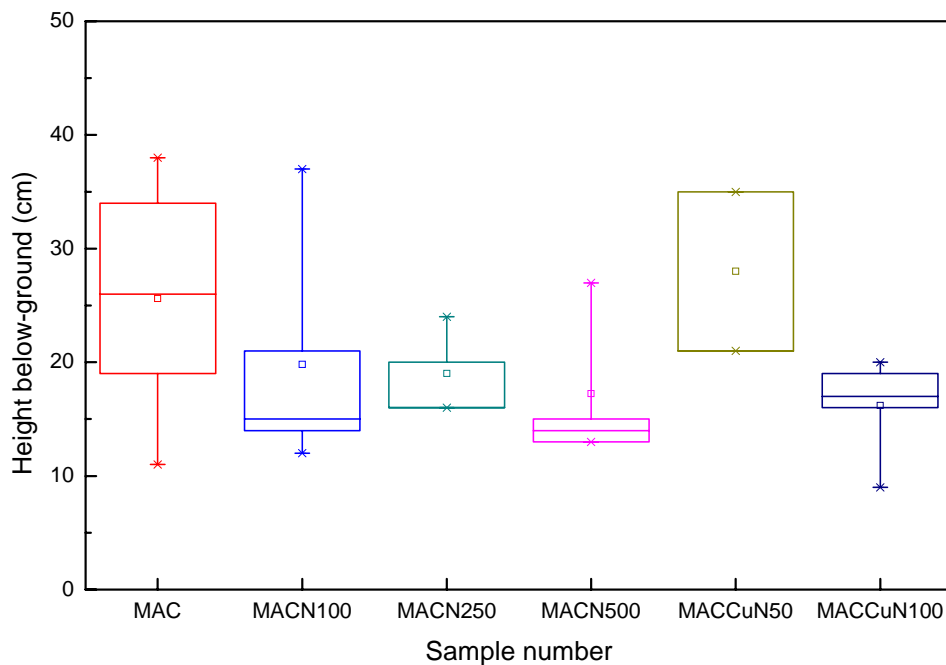
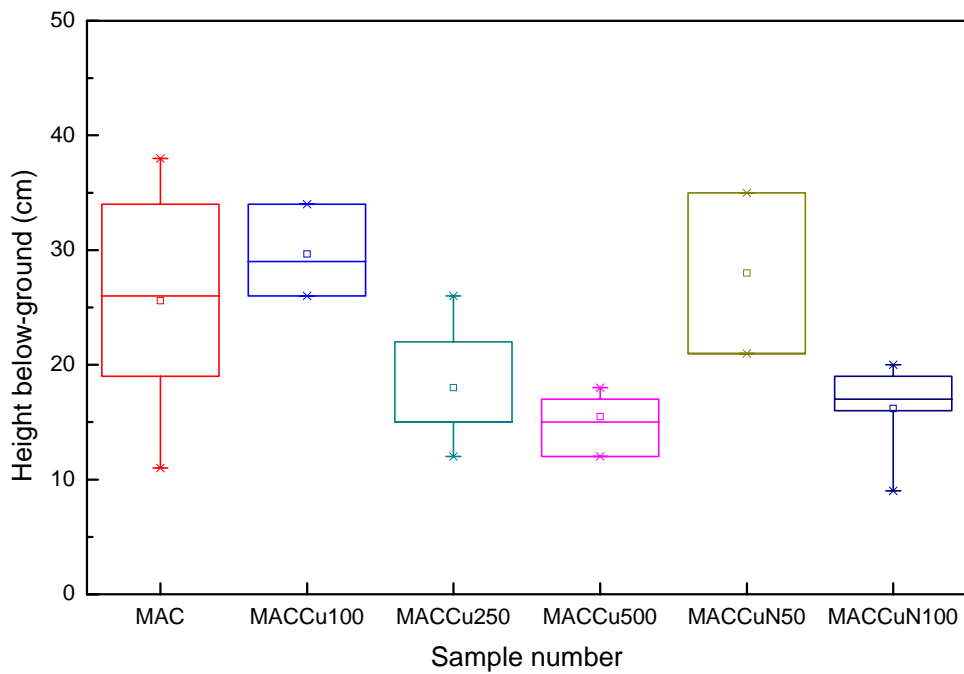


圖 17 10 月採樣之植體主根長 (cm)

(4) 植體地上部乾重(g)

在採樣並量完植體之直徑、地上部高及主根長之後，將植體置於 60°C 烘箱烘至絕乾後分為地上部及地下部，下為地上部乾重之結果。

(A) 光臘樹

圖 18 與圖 19 分別為 7 月和 10 月採樣之植體地上部乾重(g)。圖 18 與圖 19 上圖為銅污染與銅鎳污染比較，圖 18 與圖 19 下圖為鎳污染與銅鎳污染比較。從圖中可看出 10 月之植體地上部乾重明顯比 7 月為多，約為 10 倍左右。圖中趨勢表現出重金屬污染濃度愈高，對於植物生長之抑制愈明顯。

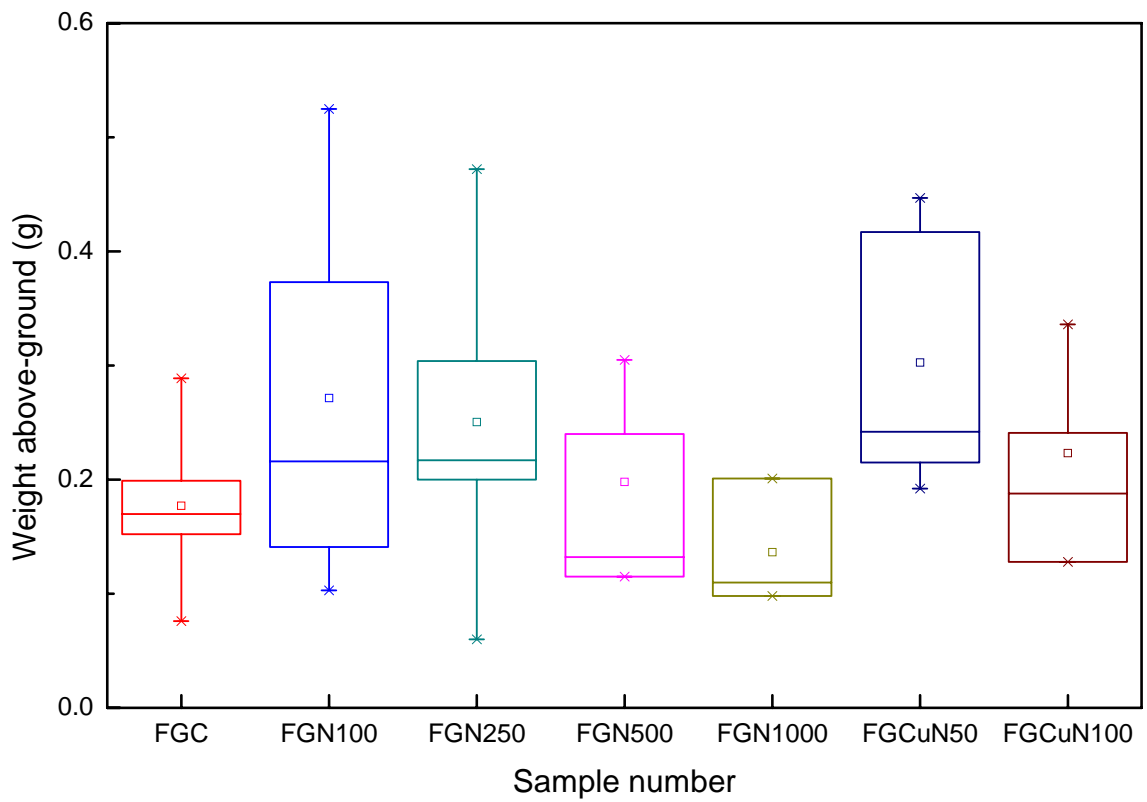
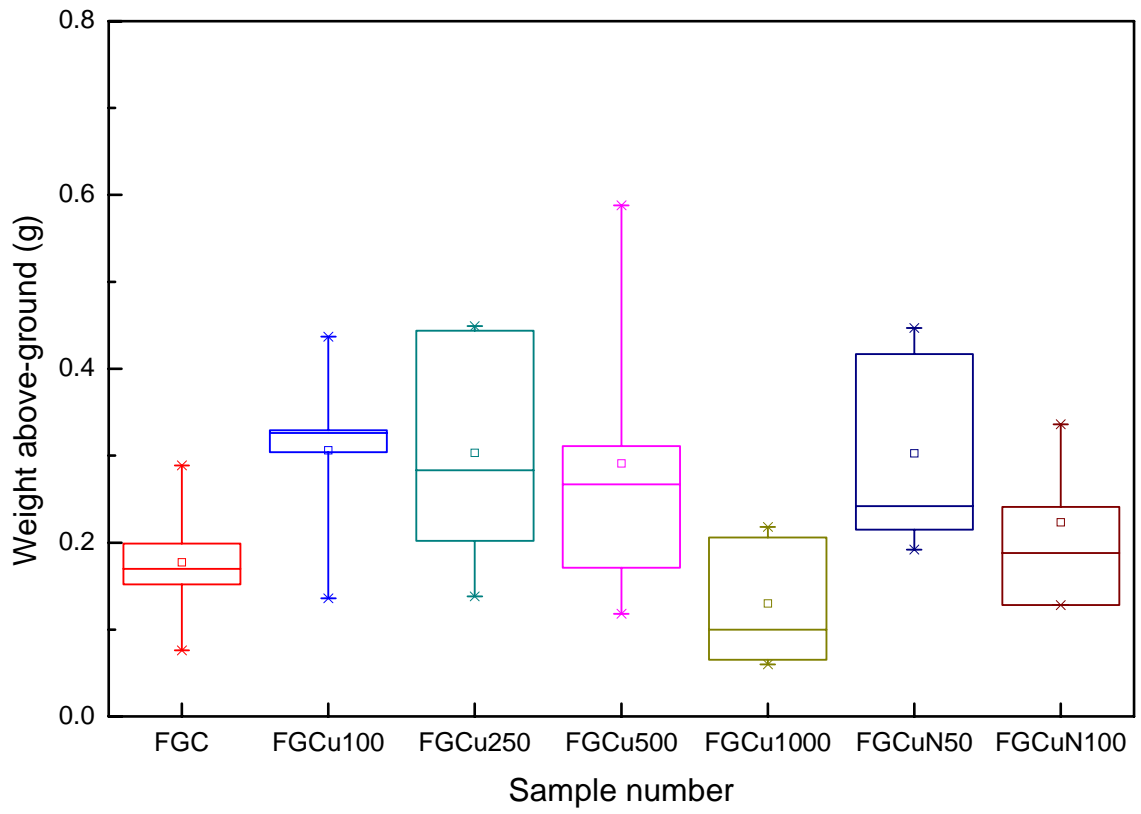


圖 18 7月採樣之植體地上部乾重(g)

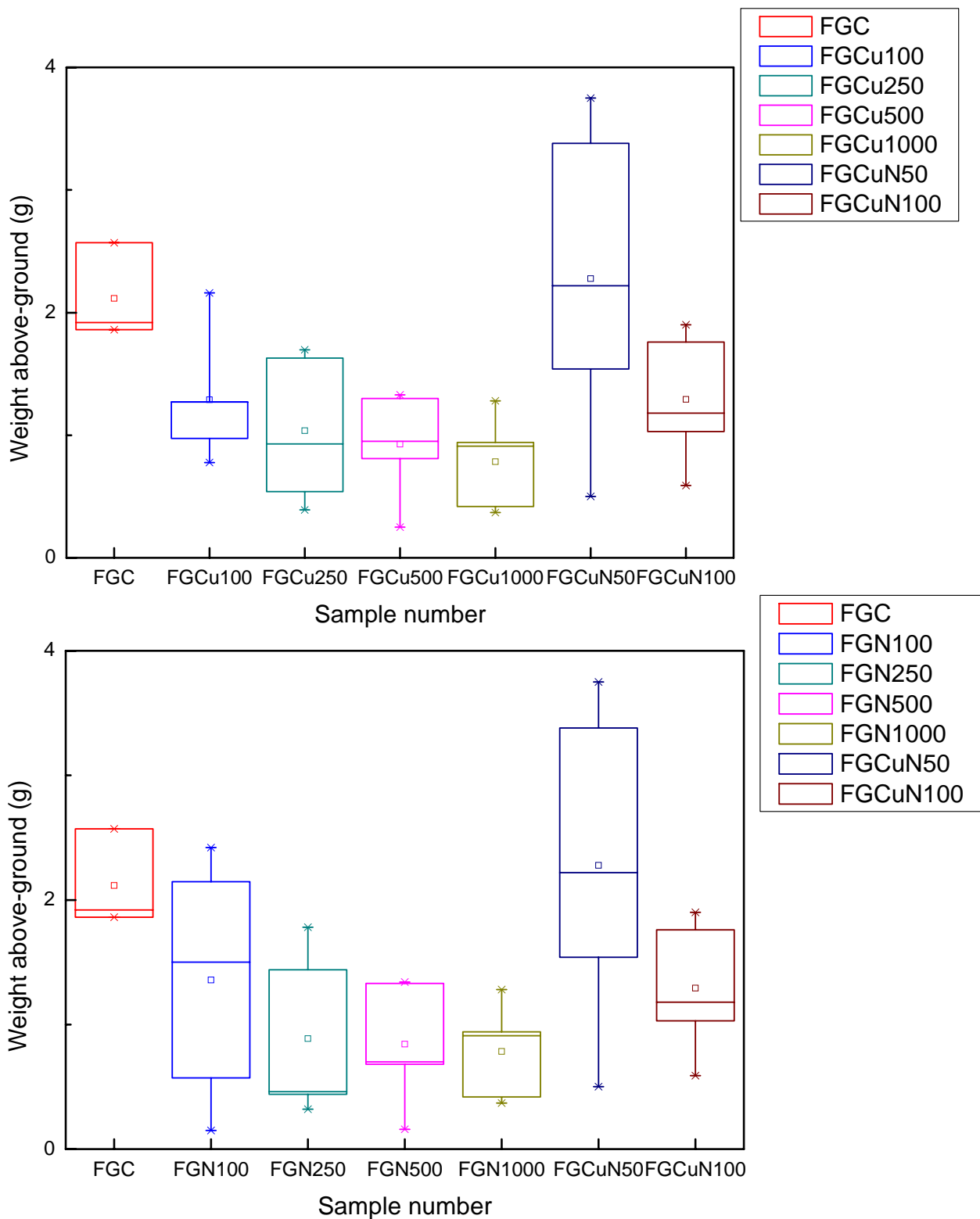


圖 19 10 月採樣之植體地上部乾重(g)

(1) 杜英

圖 20 與圖 21 分別為 7 月和 10 月採樣之植體地上部乾重(g)。圖 20 與圖 21 上圖為銅污染與銅鎳污染比較，圖 20 與圖 21 下圖為鎳污染與銅鎳污染比較。從圖中可看出 10 月之植體地上部乾重明顯比 7 月為多，約為 2~10 倍不等。圖中也顯示重金屬污染愈嚴重，對於植物生長有不良的影響。

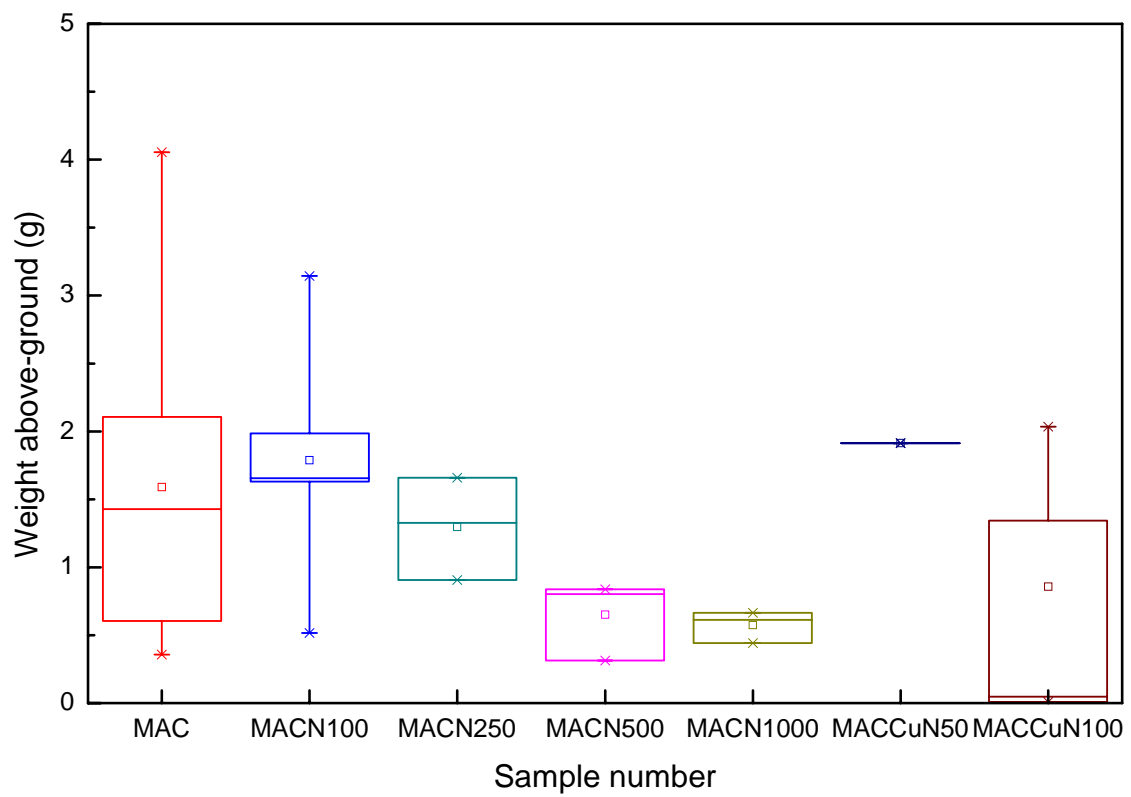
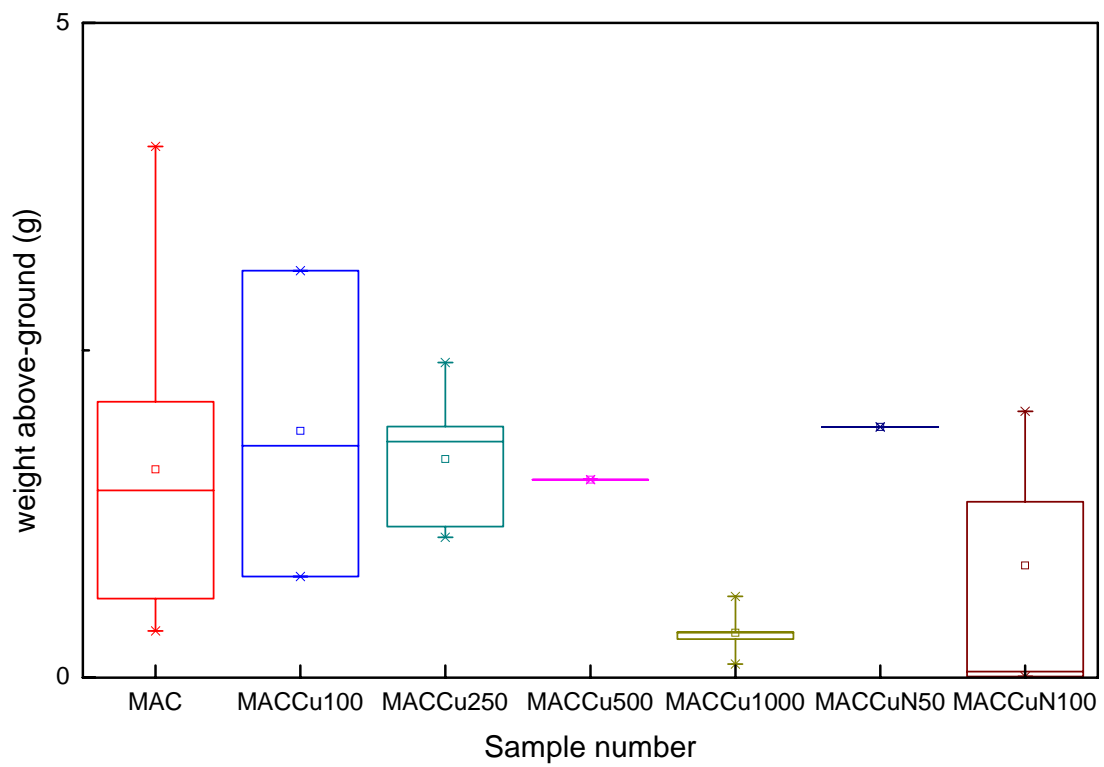


圖 20 7 月採樣之植體地上部乾重(g)

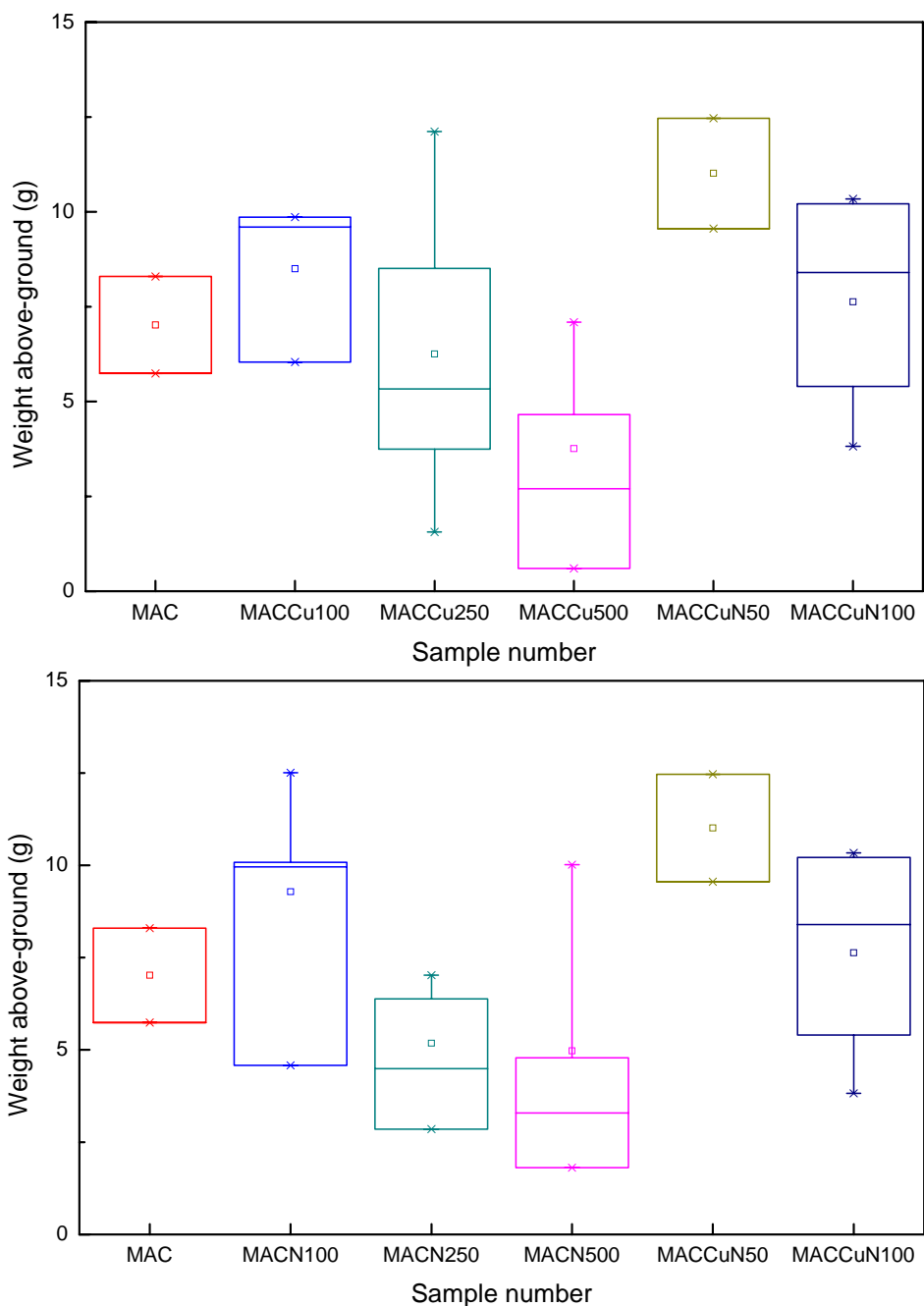


圖 21 10 月採樣之植體地上部乾重(g)

(5) 植體地下部乾重(g)

在採樣並量完植體之直徑、地上部高及主根長之後，將植體置於 60°C 烘箱烘至絕乾後分為地上部及地下部，下為地下部乾重之結果。

(A) 光臘樹

圖 22 與圖 23 分別為 7 月和 10 月採樣之植體地下部乾重(g)。圖 22 與圖 23 上圖為銅污染與銅鎳污染比較，圖 22 與圖 23 下圖為鎳污染與銅鎳污染比較。從圖中可看出 10 月之植體地下部乾重明顯比 7 月為多，有些甚至達到 4 倍左右。也可證明重金屬污染愈嚴重，對於植物生長有所抑制。

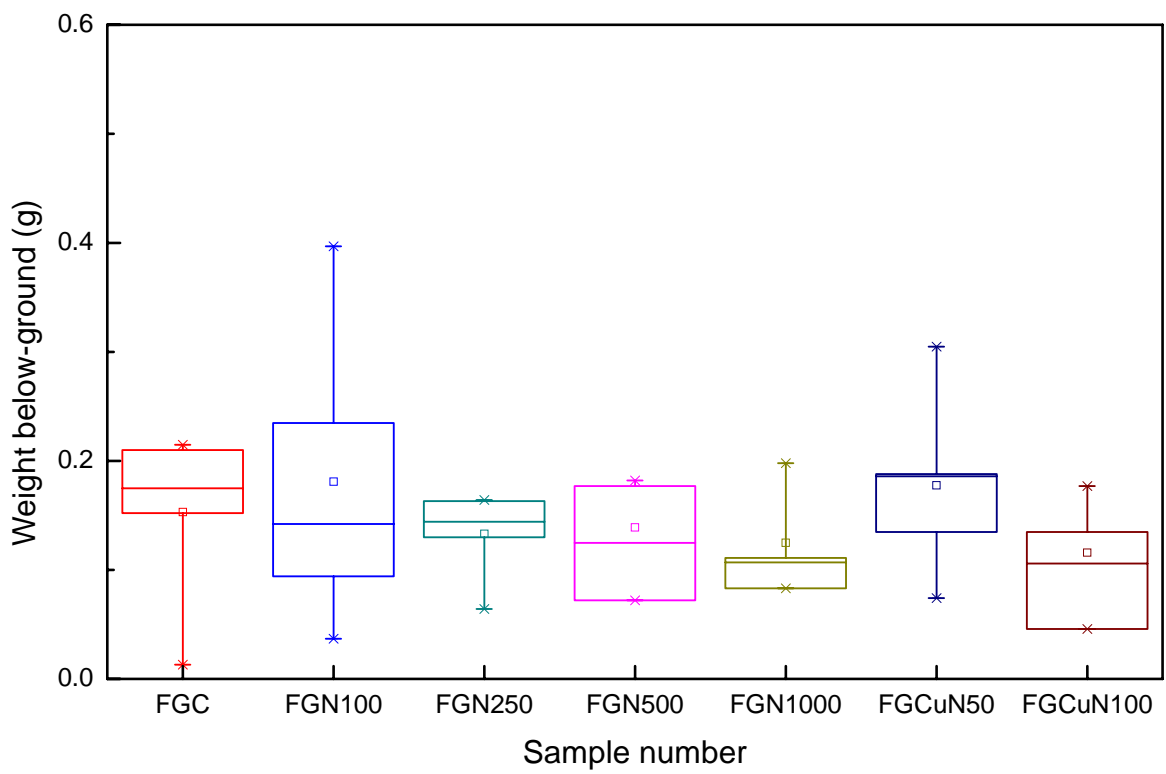
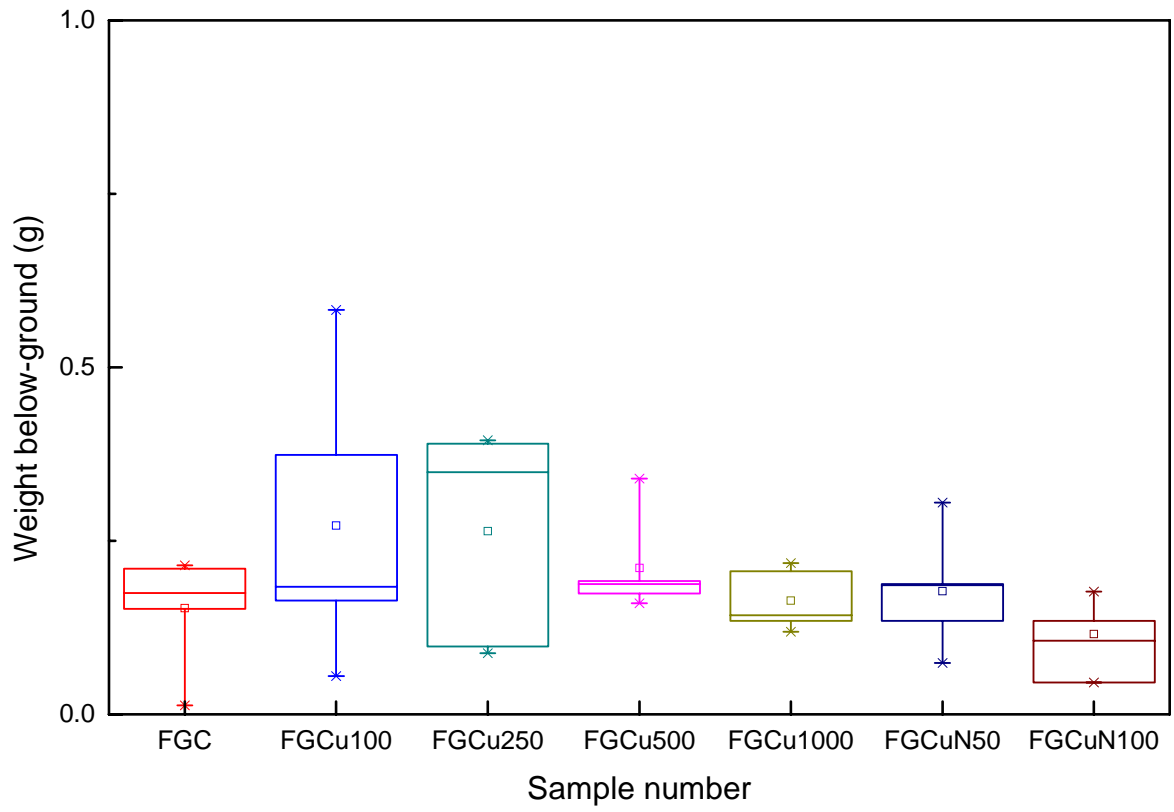


圖 22 7 月採樣之植體地下部乾重(g)

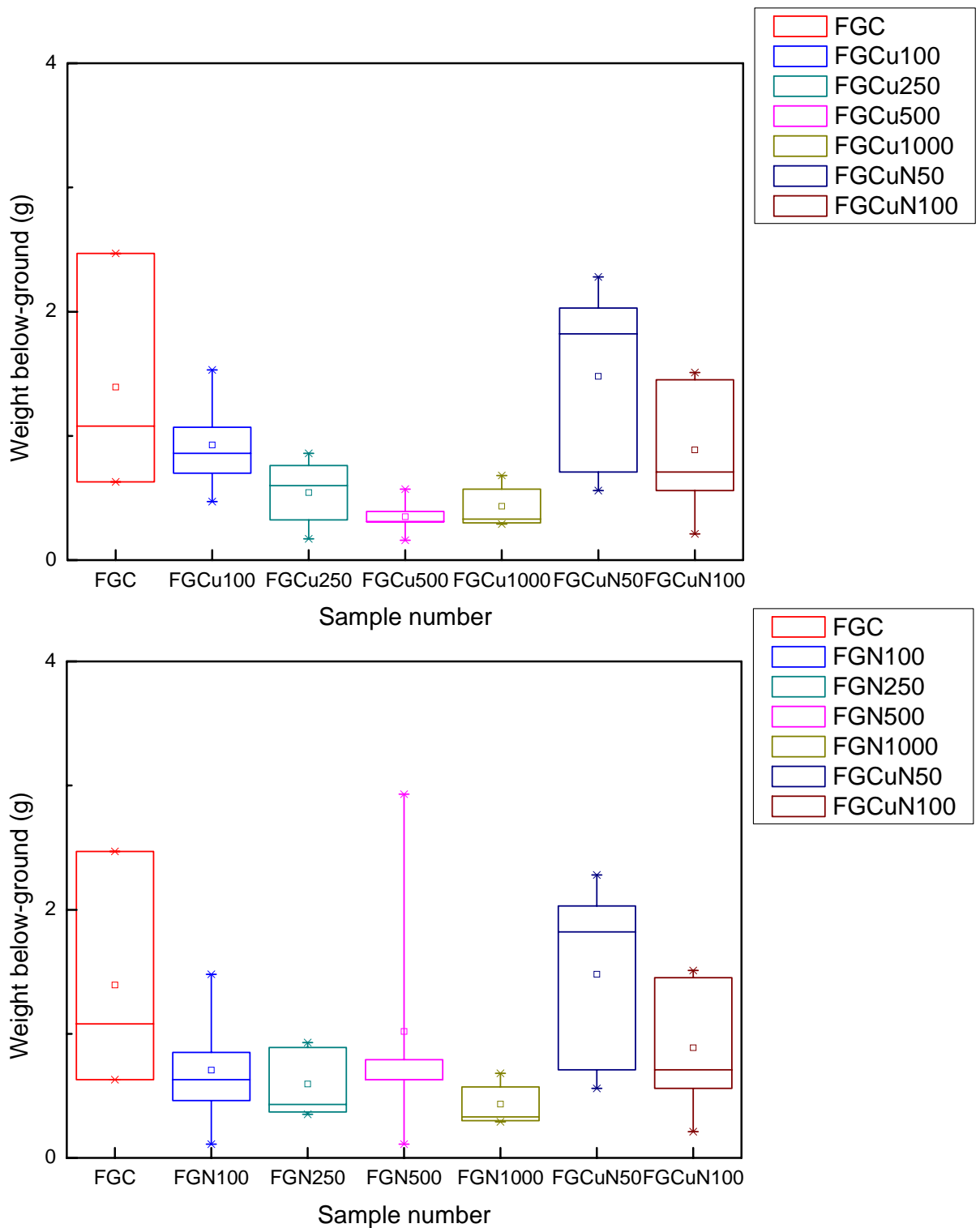


圖 23 10 月採樣之植體地下部乾重(g)

(1) 杜英

圖 24 與圖 25 分別為 7 月和 10 月採樣之植體地下部乾重(g)。圖 24 與圖 25 上圖為銅污染與銅鎳污染比較，圖 24 與圖 25 下圖為鎳污染與銅鎳污染比較。從圖中可看出 10 月之植體地下部乾重明顯比 7 月為多，有些甚至達到 2 倍左右。也可看出重金屬污染愈嚴重，植體之乾重愈少。因此可知重金屬的污染對於植物生長有所抑制。且 10 月之高劑量污染使杜英全數死亡。

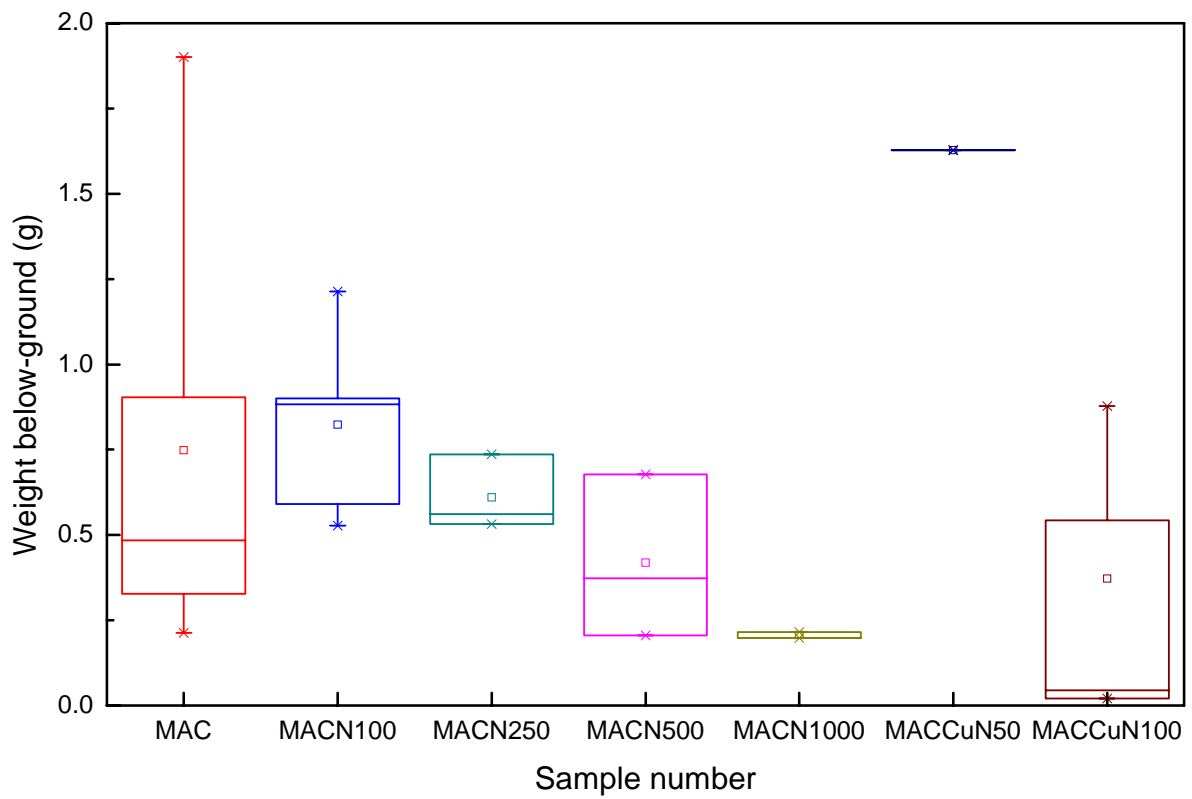
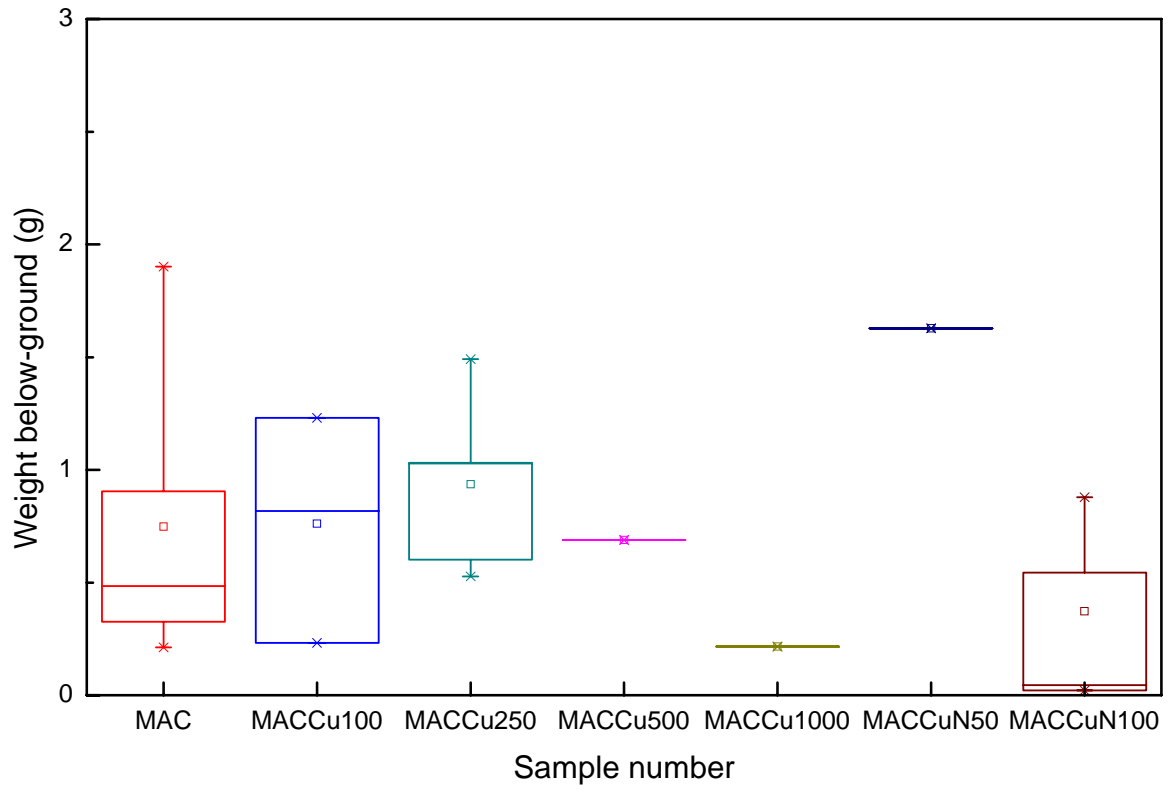


圖 24 7 月採樣之植體地下部乾重(g)

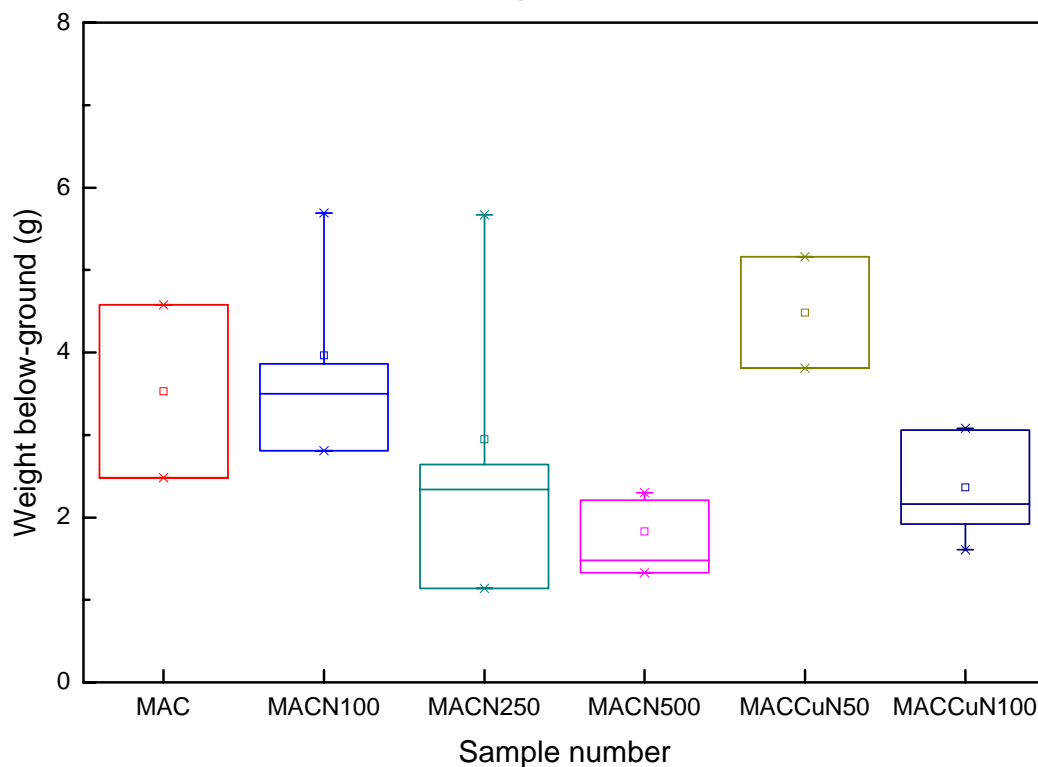
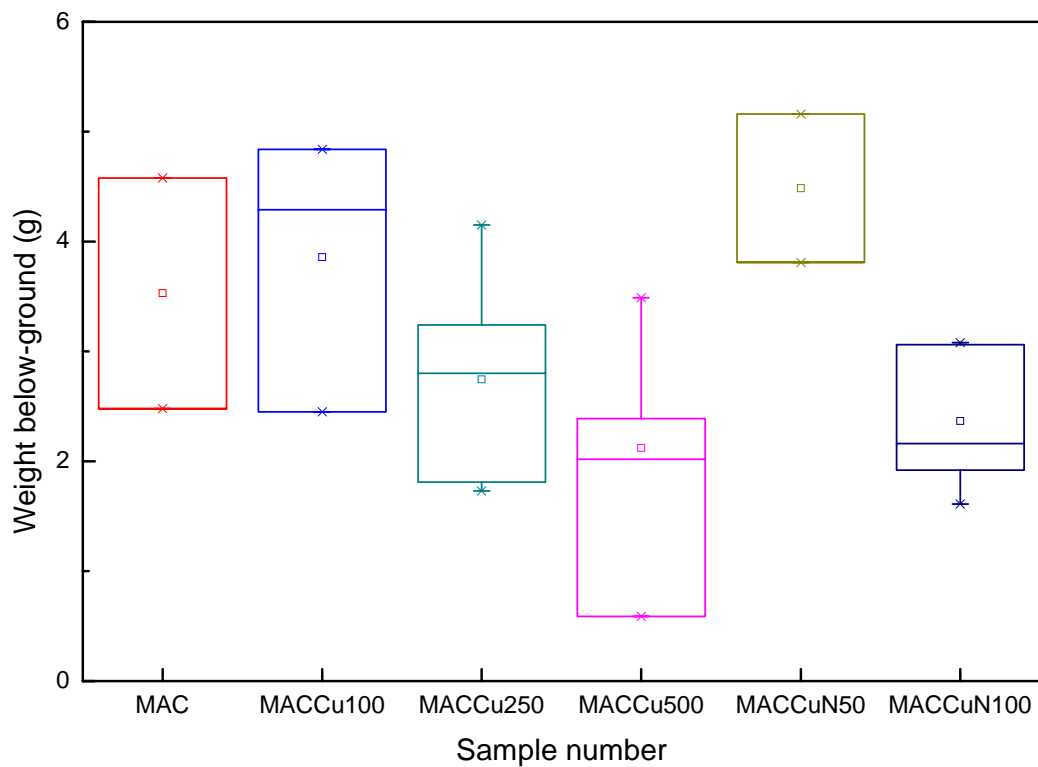


圖 25 10 月採樣之植體地下部乾重(g)

5-3-4 植體吸收重金屬之能力

將秤完乾重之樣品進行消化實驗及 ICP-AES 分析，得到植體中之重金屬含量。植體吸收重金屬之結果分為光臘樹與杜英對於銅和鎳的吸附量。且在同一樹種對同一金屬之吸附能力之下比較不同污染條件之吸附量。並比較 7 月及 10 月之重金屬累積結果。

5-3-4-1 光臘樹對銅(Cu)之吸附效能

(1) 地上部

圖 26 與圖 27 分別為 7 月和 10 月採樣之植體地上部對銅(Cu)之吸附量(mg/g)。圖 26 與圖 27 均為銅污染與銅鎳污染比較。從圖中可看出 10 月之銅(Cu)吸附量(mg/g)稍比 7 月為多，約 1~1.5 倍左右。也可看出重金屬污染愈嚴重，吸附量愈大。

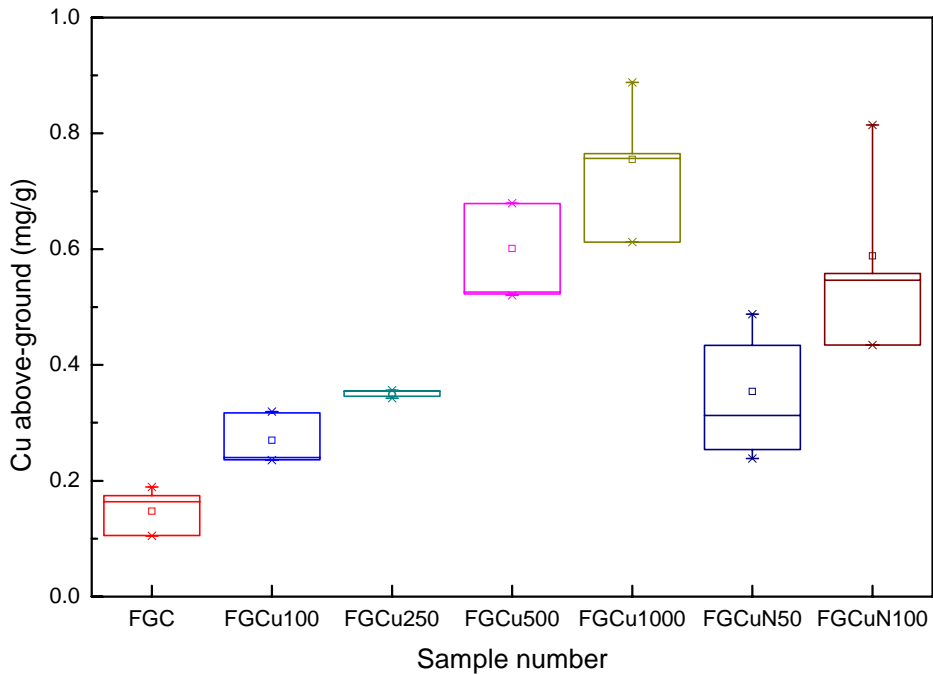


圖 26 7 月採樣植體對銅(Cu)之吸附量(mg/g)

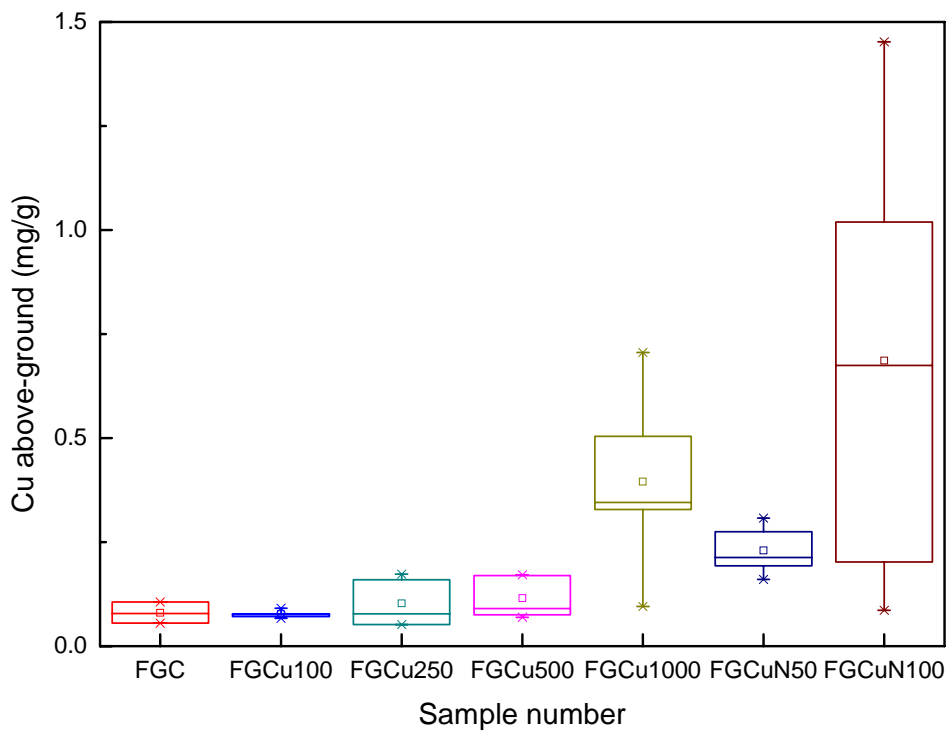


圖 27 10 月採樣植體對銅(Cu)之吸附量(mg/g)

(2) 地下部

圖 28 與圖 29 分別為 7 月和 10 月採樣之植體地下部對銅(Cu)之吸附量(mg/g)。圖 28 與圖 29 均為銅污染與銅鎳污染比較。從圖中可看出 10 月之銅(Cu)吸附量(mg/g)稍比 7 月為多，約 2~3 倍左右。尤以 1000 mg/kg 之污染情形之下吸附重金屬效能最為良好，可達 2~2.7mg/g。也可看出重金屬吸附趨勢為污染愈嚴重，吸附量愈大。

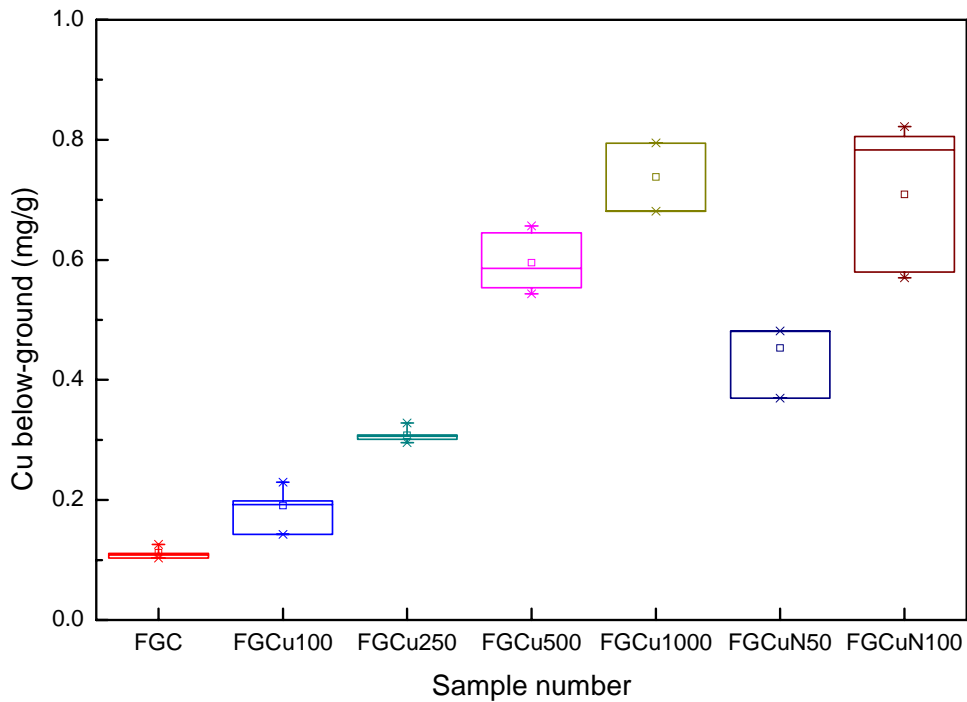


圖 28 7 月採樣植體對銅(Cu)之吸附量(mg/g)

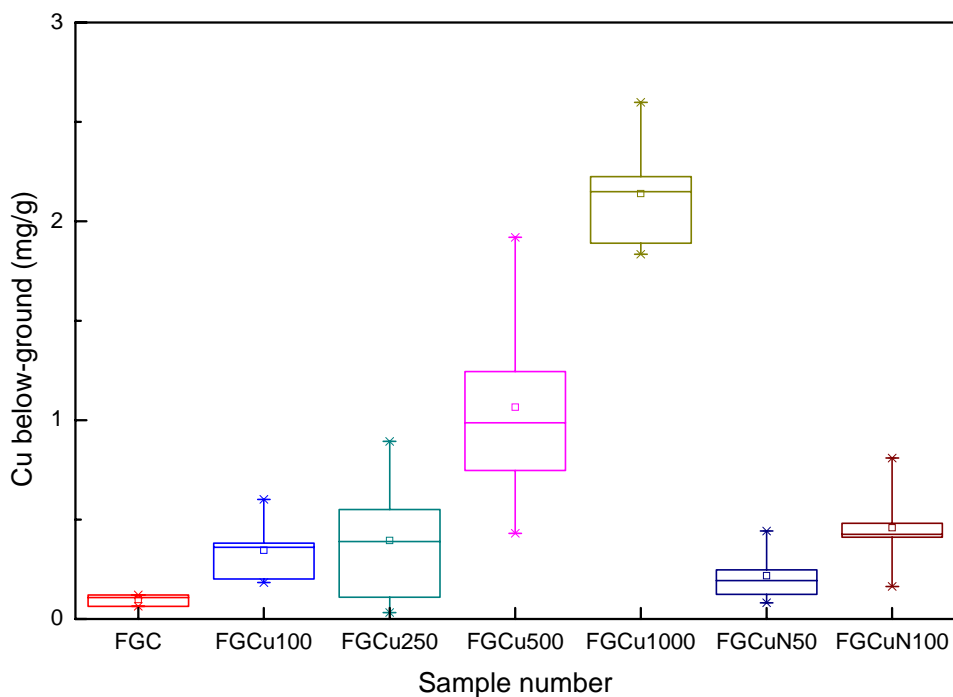


圖 29 10 月採樣植體對銅(Cu)之吸附量(mg/g)

5-3-4-2 光臘樹對鎳(Ni)之吸附效能

(1)地上部

圖 30 與圖 31 分別為 7 月和 10 月採樣之植體地上部對鎳(Ni)之吸附量(mg/g)。圖 30 與圖 31 均為鎳污染與銅鎳污染比較。從圖中可看出 10 月之鎳(Ni)吸附量(mg/g)明顯比 7 月為多，約 3 倍左右。雖然吸附效能與銅(Cu)比較是相對微量，但高濃度污染情形之下仍可從 0.01mg/g 累積至 0.06mg/g。

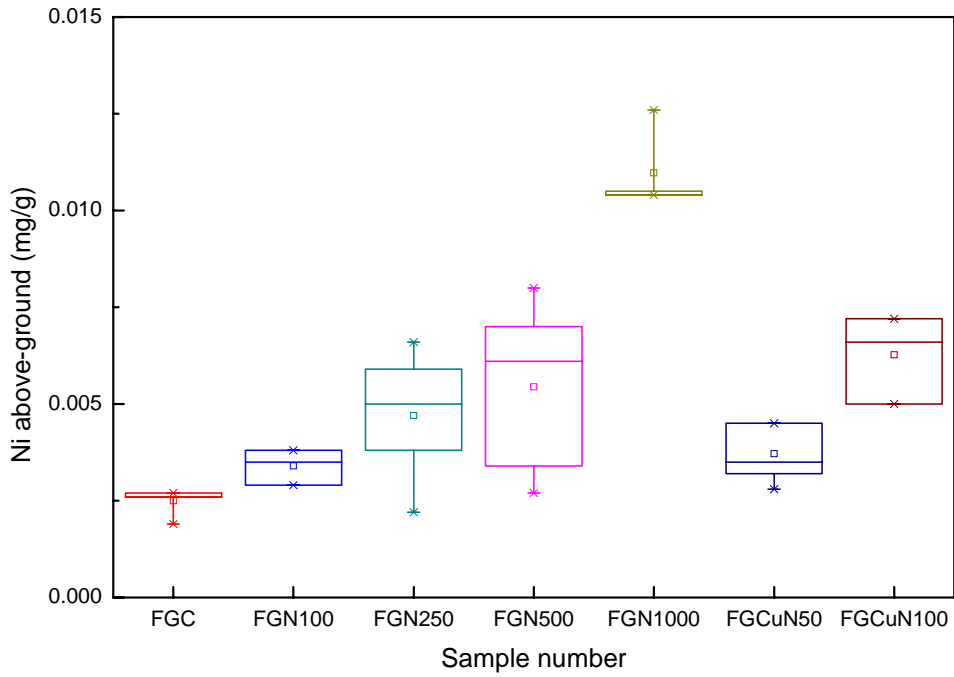


圖 30 7 月採樣植體對鎳(Ni)之吸附量(mg/g)

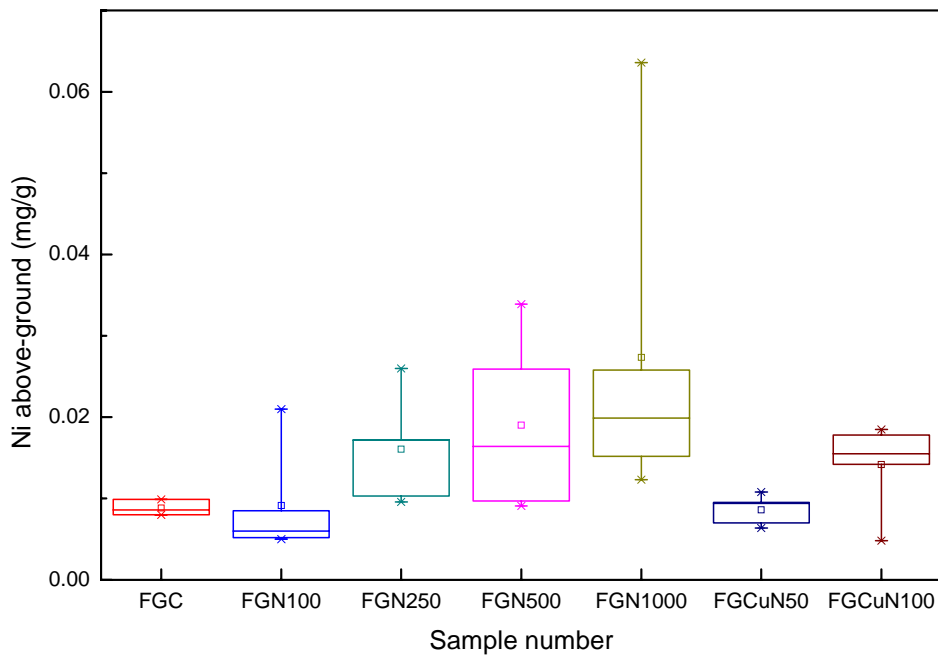


圖 31 10 月採樣植體對鎳(Ni)之吸附量(mg/g)

(2) 地下部

圖 32 與圖 33 分別為 7 月和 10 月採樣之植體地下部對鎳(Ni)之吸附量(mg/g)。將對照組、鎳污染與銅鎳污染比較，且從圖中可看出 10 月之鎳(Ni)吸附量(mg/g)明顯比 7 月為多，約 5~7 倍左右。是光臘樹 7 月與 10 月吸附結果比較中差異最大的。從圖中可看出重金屬污染愈嚴重，吸附量愈大。由結果也發現鎳之吸附量和銅之吸附量比起來是非常少量的。

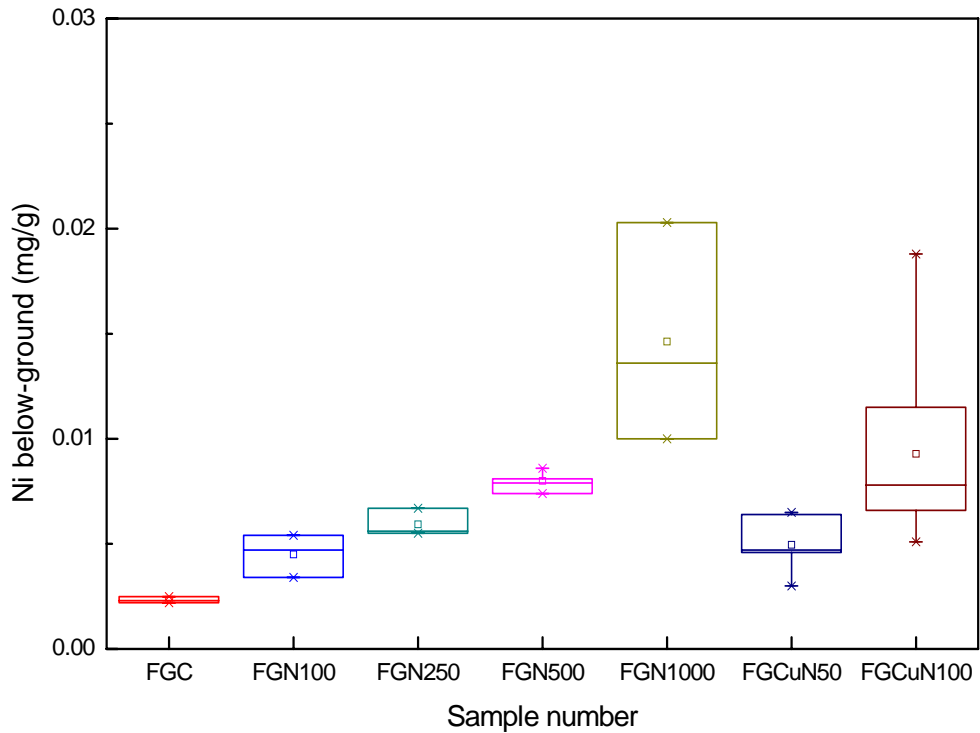


圖 32 7 月採樣植體對鎳(Ni)之吸附量(mg/g)

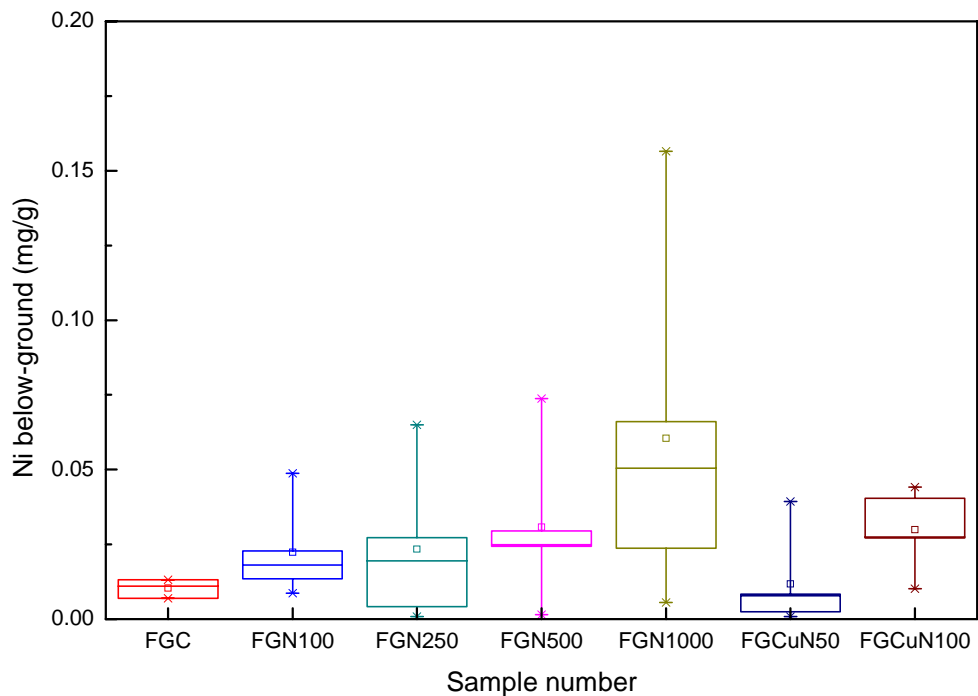


圖 33 10 月採樣植體對鎳(Ni)之吸附量(mg/g)

5-3-4-3 杜英對銅(Cu)之吸附效能

(1) 地上部

圖 34 與圖 35 分別為 7 月和 10 月採樣之植體地上部對銅(Cu)之吸附量(mg/g)。圖 34 與圖 35 均為銅污染與銅鎳污染比較。從圖中可看出 10 月之銅(Cu)吸附量(mg/g)明顯比 7 月為多，約 3~7 倍不等，甚至在 500mg/kg 之污染條件下可達到 10 倍之累積。也可看出重金屬污染愈嚴重，銅(Cu)吸附量愈大。

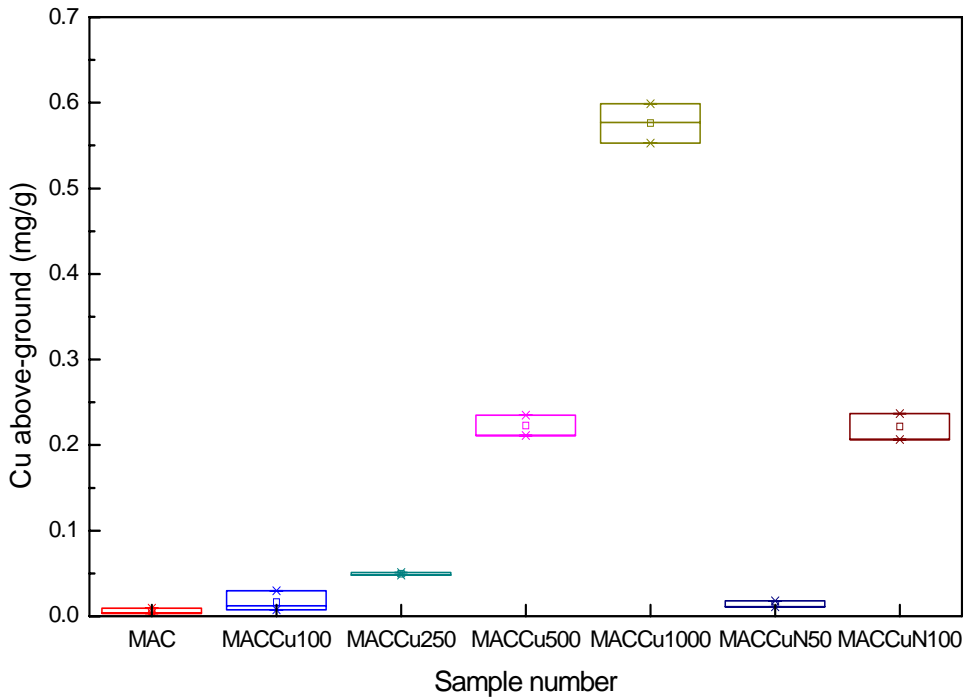


圖 34 7 月採樣植體對銅(Cu)之吸附量(mg/g)

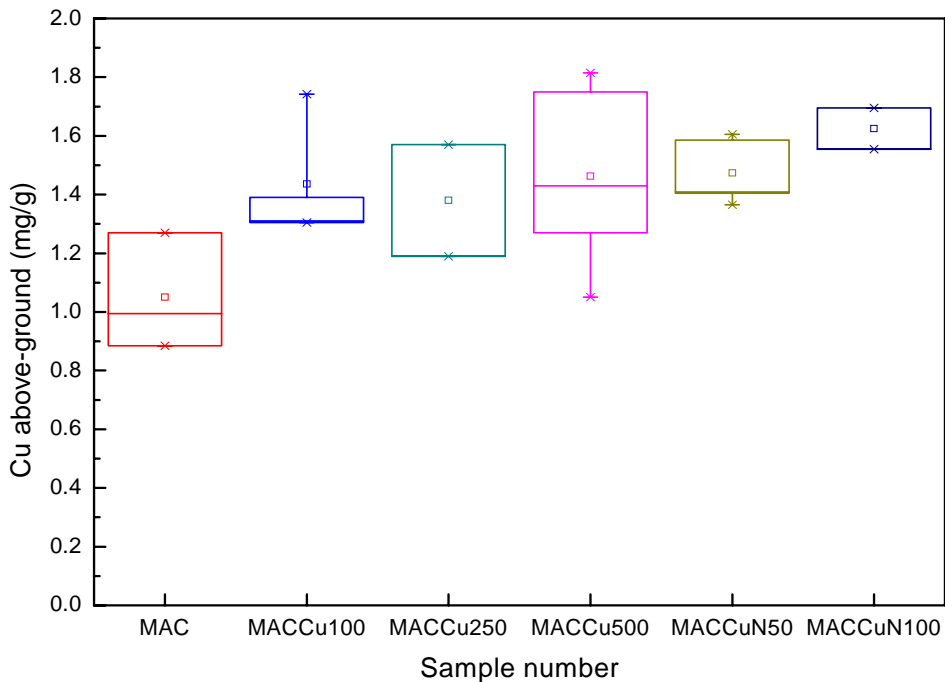


圖 35 10 月採樣植體對銅(Cu)之吸附量(mg/g)

(2) 地下部

圖 36 與圖 37 分別為 7 月和 10 月採樣之植體地下部對銅(Cu)之吸附量(mg/g)。從圖中可看出 10 月之銅(Cu)吸附量(mg/g)明顯比 7 月為多，約 3 倍左右。也可看出重金屬污染愈嚴重，銅(Cu)吸附量愈大。另外，和地上部結果比較，由於根部較地上部先接觸到污染源，因此其吸附效果也較地上部稍佳。甚至在 1000 mg/kg 之濃度下可達 2.3mg/g 之累積量。

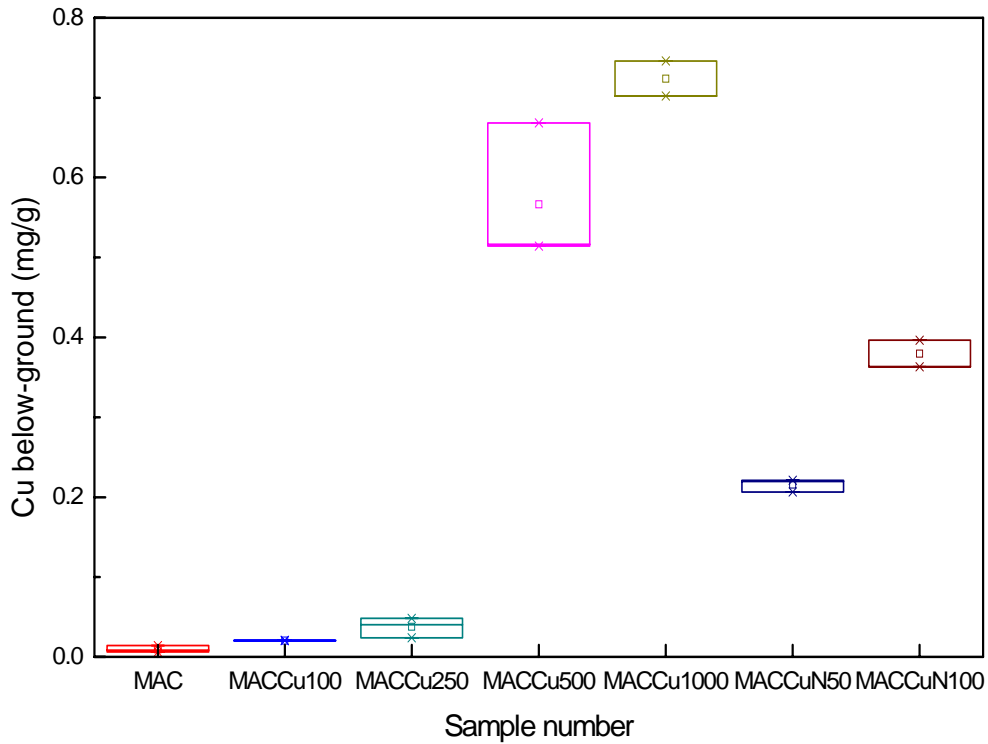


圖 36 7 月採樣植體對銅(Cu)之吸附量(mg/g)

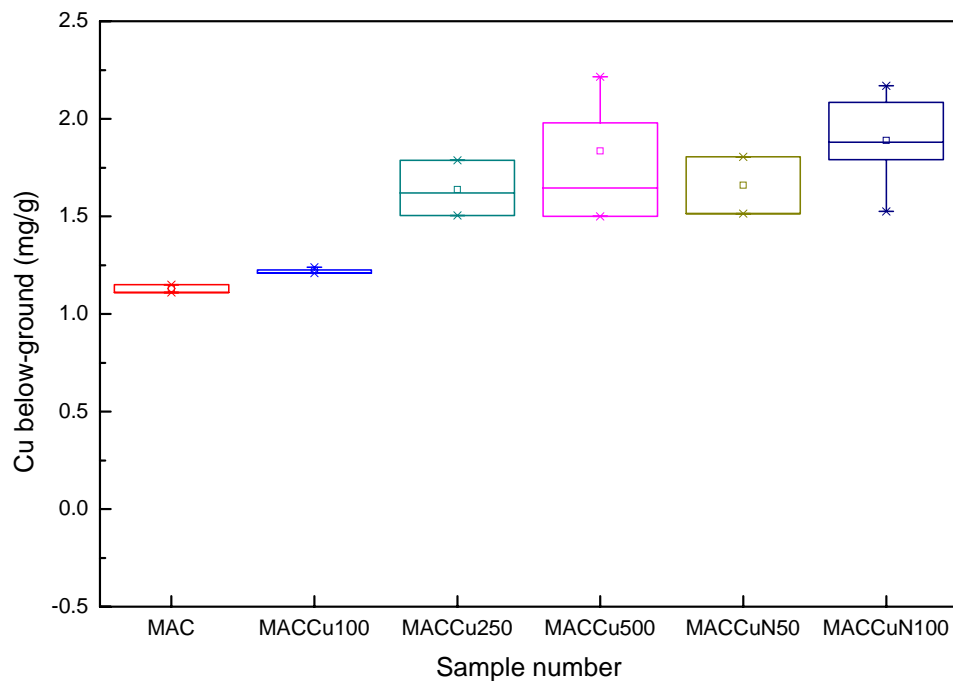


圖 37 10 月採樣植體對銅(Cu)之吸附量(mg/g)

5-3-4-4 杜英對鎳(Ni)之吸附效能

(1) 地上部

圖 38 與圖 39 分別為 7 月和 10 月採樣之地上部植體對鎳(Ni)之吸附量(mg/g)。圖 38 與圖 39 均為鎳污染與銅鎳污染比較。從圖中可看出 10 月之鎳(Ni)吸附量(mg/g)明顯比 7 月為多，約 2 倍左右。也可看出重金屬污染愈嚴重，鎳(Ni)吸附量愈大。且從結果可發現，杜英對銅(Cu)之吸附量是比鎳(Ni)高出許多。

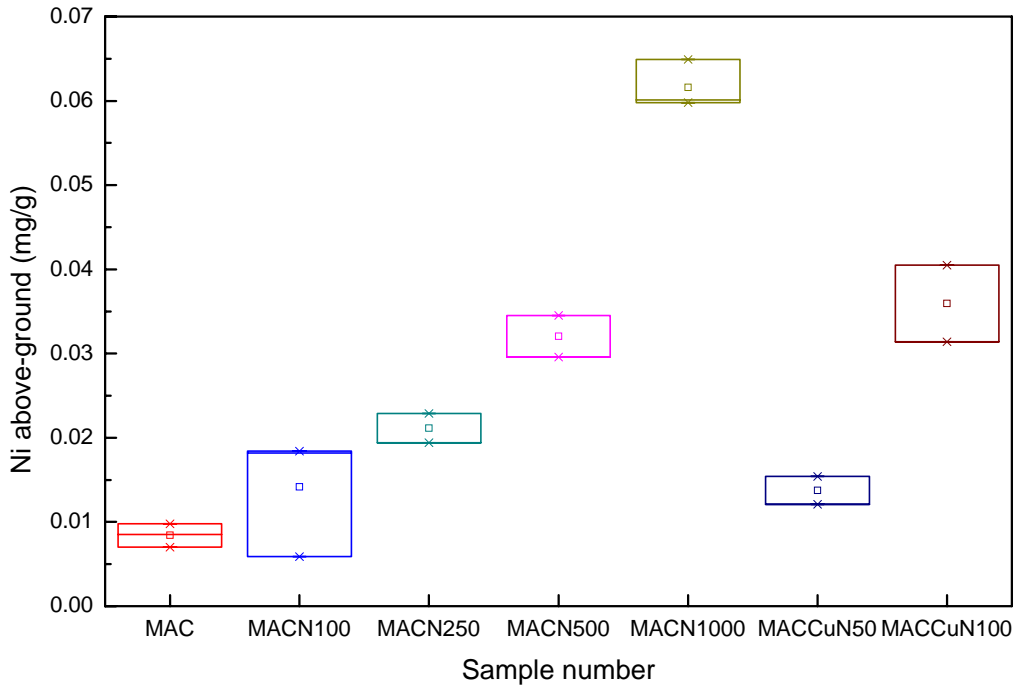


圖 38 7 月採樣植體對鎳(Ni)之吸附量(mg/g)

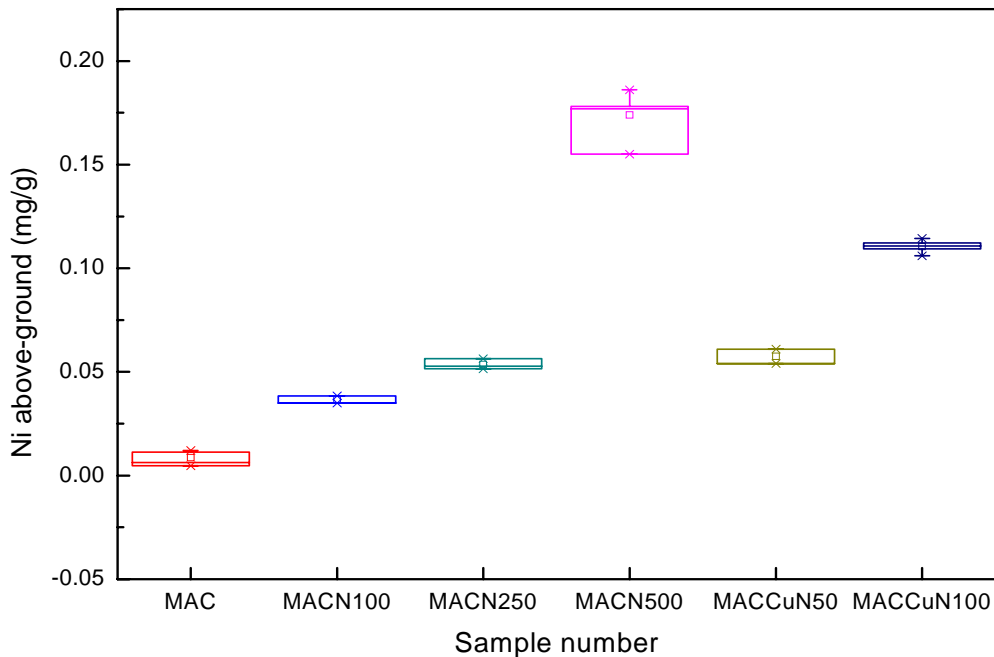


圖 39 10 月採樣植體對鎳(Ni)之吸附量(mg/g)

(2) 地下部

圖 40 與圖 41 分別為 7 月和 10 月採樣之地下部植體對鎳(Ni)之吸附量(mg/g)。圖 40 與圖 41 均為鎳污染與銅鎳污染比較。從圖中可看出 10 月之鎳(Ni)吸附量(mg/g)明顯比 7 月為多，約 3 倍左右。也可看出重金屬污染愈嚴重，鎳(Ni)吸附量愈大。且從結果可發現，杜英對銅(Cu)之吸附量是比鎳(Ni)高出許多。但在地上部地下部比較部份，沒有顯著差異，可能是因為杜英對重金屬之耐受性較不佳，導致在高濃度時死亡，且根部細胞已達吸附鎳之極限。

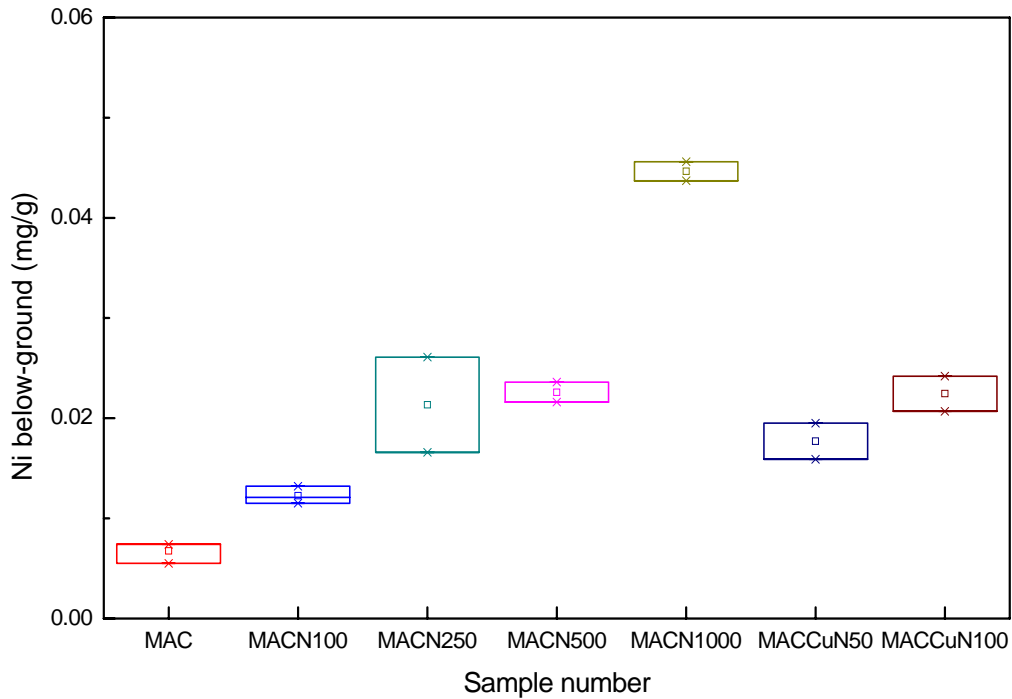


圖 40 7 月採樣植體對鎳(Ni)之吸附量(mg/g)

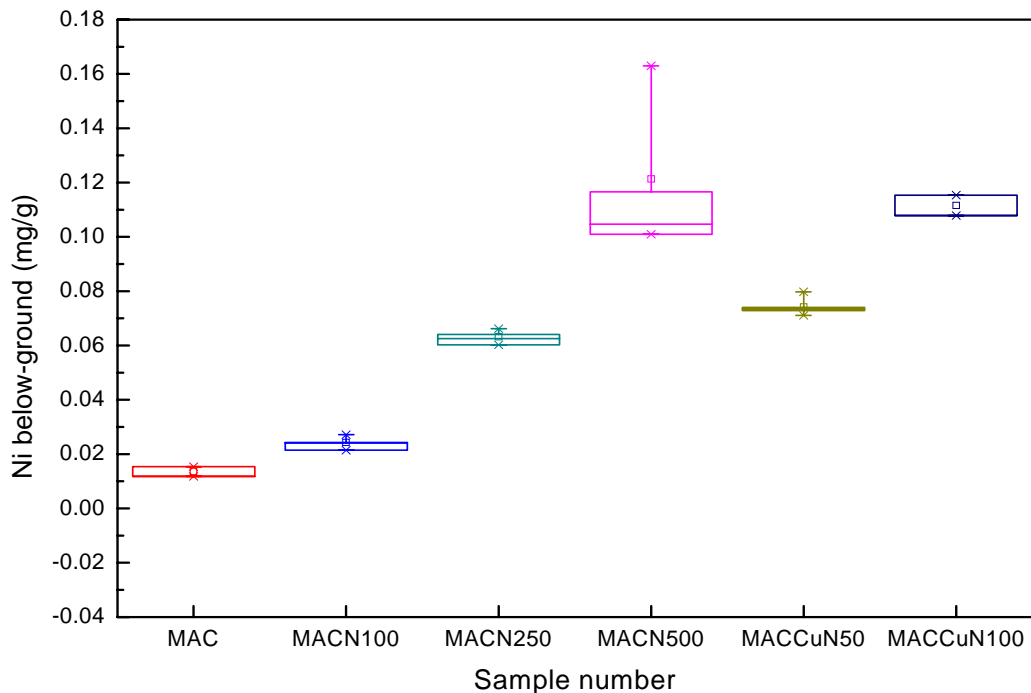


圖 41 10 月採樣植體對鎳(Ni)之吸附量(mg/g)

5-3-4-5 植體生長情形與重金屬吸附情形分析

由本研究結果資料整理為植體之生長情形〔包括樹徑(mm)、樹高(cm)及主根長(cm)〕以及重金屬吸附效能(mg/g)、植體乾重(g)及總重金屬吸附量(mg)以討論不同條件下之結果。表五為植體生長情形分析，結果顯示重金屬污染程度愈嚴重時，樹徑(mm)、樹高(cm)及主根長(cm)之長度均有下降之趨勢，表示苗木之生長情形不佳。其中杜英在高濃度重金屬污染下易死亡，但其生長量優於光臘樹。銅鎳混合污染部分，因為濃度較低且有兩種金屬之交互作用，因此濃度影響並不明顯。對照組生長良好，且由表五可知在低濃度(100mg/kg 以下)情形下，對於植物生長量沒有明顯抑制。

表五、植體生長情形分析

污染劑量 (mg/kg)	光臘樹			杜英		
	樹徑(mm)	樹高(cm)	主根長(cm)	樹徑(mm)	樹高(cm)	主根長(cm)
100	2.84±0.66	43.6±13.3	17.0±3.5	5.61±0.56	80.3±3.1	29.67±4.04
銅 250	2.45±0.54	35.8±9.4	15.0±4.6	4.65±0.80	69.2±9.9	18.0±5.79
500	2.38±0.52	32.8±11.7	15.3±5.4	4.34±1.33	50.8±12.6	15.5±2.65
1000	2.17±0.46	35.8±13.7	13.2±2.6	-	-	-
100	2.63±0.62	39.8±5.6	24.4±6.2	4.97±1.00	73.8±5.2	19.8±10.18
鎳 250	2.35±0.34	42.0±16.1	17.8±3.4	5.10±0.42	69.2±8.6	19±3.83
500	2.38±0.52	35.8±13.7	13.4±2.6	3.87±1.07	67.3±13.8	17.25±6.55
1000	1.94±0.65	24.8±11.8	13.2±2.6	-	-	-
銅+鎳 50+50	2.55±0.54	46.6±12.1	18.8±3.6	5.23±0.28	69.5±2.1	18±9.9
100+100	2.98±0.85	50.6±16.1	19.0±7.2	5.23±0.66	67.6±9.8	16.2±4.32
對照組	3.04±1.01	41.7±8.5	15.0±2.0	5.33±1.16	61.5±7.8	25.6±10.97

表六與表七分別為地上部及地下部重金屬吸附情形分析。地上部主要由葉部及枝條構成，因此苗木時期乾重部分較地下部稍高，且變異也稍大。吸附部分地上部主要將重金屬滯留於葉部及枝條組織，相對於污染源較遠，因此吸附量(mg/g)較地下部少。地下部因為有儲存功能且較直接與污染源接觸，因此生長情形較差，但易於重金屬之吸附累積。光臘樹與杜英之生長情形，杜英之生長量與重金屬吸附量均明顯優於光臘樹，雖然在高濃度之重金屬污染環境下存活率不如光臘樹，但在吸附效能表現上十分良好。杜英之吸附總量(mg)可達到銅(Cu) 15.50±2.03 mg 及鎳(Ni) 0.88±0.55 mg。

表六、地上部重金屬吸附情形分析

污染劑量 (mg/kg)	光臘樹			杜英				
	植物乾重	植體重金屬	吸附總量	植物乾重	植體重金屬	吸附總量		
	A(g)	B(mg/g)	A*B(mg)	A(g)	B(mg/g)	A*B(g)		
銅	100	1.29±0.53	0.08±0.01	0.098±0.035	8.50±2.13	1.44±0.21	12.72±3.59	
	250	1.04±0.61	0.10±0.06	0.092±0.043	6.25±4.14	1.38±0.27	10.44±8.59	
	500	0.93±0.44	0.11±0.05	0.093±0.035	3.76±2.77	1.46±0.32	4.78±2.44	
	1000	0.78±0.38	0.40±0.23	0.246±0.078	-	-	-	
鎳	100	1.36±0.98	0.009±0.007	0.015±0.016	9.28±3.35	0.037±0.002	0.41±0.03	
	250	0.89±0.67	0.016±0.007	0.017±0.014	5.19±1.89	0.054±0.002	0.25±0.09	
	500	0.84±0.50	0.019±0.011	0.016±0.012	4.98±3.58	0.174±0.013	0.88±0.55	
	1000	0.78±0.38	0.027±0.021	0.025±0.028	-	-	-	
銅+	50+50	Cu	2.28±1.33	0.23±0.06	0.481±0.230	11.02±2.06	1.47±0.11	15.50±2.03
		Ni	2.28±1.33	0.009±0.002	0.019±0.010	11.02±2.06	0.058±0.005	0.64±0.12
鎳	100+100	Cu	1.29±0.54	0.69±0.57	0.875±0.726	7.63±2.92	1.63±0.10	9.77±3.29
		Ni	1.29±0.54	0.014±0.006	0.019±0.012	7.63±2.96	0.111±0.003	0.84±0.29
對照組		Cu	2.18±0.39	0.08±0.03	0.101±0.090	7.02±1.81	1.05±0.20	6.53±0.82
		Ni	2.18±0.39	0.009±0.001	0.011±0.009	7.02±1.81	0.009±0.004	0.08±0.01

表七、地下部重金屬吸附情形分析

污染劑量 (mg/kg)	光臘樹			杜英				
	植物乾重	植體重金屬	吸附總量	植物乾重	植體重金屬	吸附總量		
	A(g)	B(mg/g)	A*B(mg)	A(g)	B(mg/g)	A*B(g)		
銅	100	0.93±0.40	0.35±0.17	0.32±0.18	3.86±1.25	1.22±0.01	4.72±1.23	
	250	0.54±0.29	0.40±0.35	0.27±0.26	2.75±1.02	1.64±0.14	4.90±1.48	
	500	0.35±0.15	1.07±0.56	0.35±0.17	2.12±1.20	1.84±0.32	3.79±2.03	
	1000	0.43±0.18	1.14±0.31	0.95±0.44	-	-	-	
鎳	100	0.71±0.51	0.022±0.016	0.013±0.011	3.97±1.23	0.024±0.002	0.10±0.03	
	250	0.59±0.29	0.023±0.026	0.011±0.009	2.95±1.93	0.063±0.003	0.19±0.10	
	500	1.02±1.10	0.031±0.026	0.030±0.032	1.83±0.50	0.121±0.029	0.21±0.03	
	1000	0.43±0.18	0.061±0.059	0.031±0.038	-	-	-	
銅+	50+50	Cu	1.48±0.79	0.22±0.14	0.40±0.35	4.49±0.95	1.66±0.21	7.35±0.47
		Ni	1.48±0.79	0.012±0.016	0.023±0.034	4.49±0.95	0.074±0.003	0.35±0.06
鎳	100+100	Cu	0.89±0.57	0.46±0.23	0.46±0.41	2.37±0.61	1.89±0.25	4.58±1.63
		Ni	0.89±0.57	0.030±0.013	0.030±0.022	2.37±0.61	0.112±0.005	0.20±0.02
對照組		Cu	1.39±0.96	0.10±0.03	0.12±0.04	3.53±1.48	1.13±0.03	4.01±1.26
		Ni	1.39±0.96	0.010±0.003	0.014±0.009	3.53±1.48	0.014±0.002	0.05±0.01

六、結論與建議

本研究利用中華紙漿農林課之苗圃，以光臘樹、杜英等之苗木進行植生復育，雖然在高劑量重金屬下有杜英苗木死亡，其餘苗木大多生長良好，從結果得知重金屬之污染的確會抑制植物之生長。從重金屬吸附效能來看，光臘樹及杜英之苗木確實有吸附重金屬之能力，且在植物體內會有累積之情形，尤以杜英為吸附重金屬之優良樹種，可作為重金屬污染農地之優良植生復育樹種。吸附重金屬之效能，光臘樹最多可吸附銅(Cu) $1.14\pm 0.31\text{mg/g}$ 、鎳(Ni) $0.061\pm 0.059\text{mg/g}$ ；杜英最多可吸附銅(Cu) $1.89\pm 0.25\text{mg/g}$ 、鎳(Ni) $0.174\pm 0.013\text{mg/g}$ 。本研究之結果顯示杜英之苗木具有重金屬之吸附效能，雖存活率稍低於光臘樹，但可以補植光臘樹作為輔助，適合用於後續平地造林處理受銅、鎳等重金屬污染農地之推廣與應用。

七、參考文獻

- Chen, Z.S., and D.Y. Lee. 1997. Evaluation of remediation techniques on two cadmium-polluted soils in Taiwan. p.209-223. *In* I. K. Iskandar and D. C. Adriano (eds.). Remediation of soils contaminated with metals. Science Reviews, Northwood, UK.
- 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.
- 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. *Environ. Pollut.* 109: 231-238.
- Gonzalez, R. Carrillo, M. C. A. Gonzalez-Chavez. 2006. Metal accumulation in wild plants suffounding mining wastes. *ENVIRONMENTAL POLLUTION* 144:84-92.
- 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.
- Huang, J.W., J. Chen, W.R. Berti, and S.D. Cunningham. 1997. Phytoremediation of lead-contaminated soils: Role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environ. Sci. Technol.* 31:800-805.
- Juwarkar, Asha A., A. Aair, K.V. Dubey, S.K. Singh, S. Devotta. 2007. Biosurfactant technology for remediation of cadmium and lead contaminated soils. *CHEMOSPHERE* 68:1996-2002.
- 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. *Environ. Pollut.* 143: 318-326.
- 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* 67:640-651.

- Lombi, E., F.J. Zhao, S.J. Dunham, S.P. McGrath. 2000. Cadmium accumulation in populations of *Thlaspi caerulescens* and *Thlaspi goesingense*. *New Phytol.* 145:11-20.
- 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 zinc accumulation and histolocalisation. *Environ. Pollut.* 145: 691-699.
- 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. *Environ. Experi. Botany* 60: 57-68.
- Sas-Nowosielska, A., R. Kucharski, E. Małkowski, M. Pogrzeba, J.M. Kuperberg, and K. Kyrński. 2004. Phytoextraction crop disposal—an unsolved problem. *Environ. Pollut.* 128:373-379.

附錄一 審查意見回覆表

計畫名稱：光臘樹及杜英等造林樹種對受銅、鎳等重金屬污染農地之吸附及分解
 移除復育能力之評估

委員審查意見	回覆情形
<p>郭委員幸榮：</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. 文獻的 Review 與本年度之研究(p.6~p.8) 請分開較為清楚。 2. 資料是否經過統計分析？ 3. 圖的名稱及說明太簡略，建議予以加強。 4. 各試驗樹種受重金屬抑制程度為何？即其生長表現對重金屬污染的耐受性是否有關？ 	<ol style="list-style-type: none"> 1. 謝謝委員建議，將在成果報告中修正。 2. 本計畫利用統計方法之盒鬚圖，由資料的散佈與集中狀況可以看出變異性。 3. 謝謝委員建議，將在成果報告中修正。 4. 本研究結果指出重金屬污染確實對苗木生長有抑制，因此生長表現會與對重金屬污染的耐受性有關。
<p>李委員明仁：</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. 本研究以光臘樹及杜英等 1-3 年生之苗木作為研究材料，以不同濃度之銅(Cu)、鎳(Ni)污染 100, 250, 500, 1000 mg/kg 濃度處理苗木，以探討苗木之生長量及存活率，並評估不同樹種對吸附及分解移除重金屬之能力。 2. 研究結果指出，光臘樹最多可吸附銅(Cu) 2.5mg/g、鎳(Ni) 0.16mg/g；另外杜英最多可吸附銅(Cu) 2.3mg/g、鎳(Ni) 0.25mg/g。 3. 研究結論指出，光臘樹及杜英苗木具吸附重金屬之能力，可應用於銅、鎳重金屬污染農地之復育工作，具實用價值。 4. 建議：通過期末審查。 	<ol style="list-style-type: none"> 1. 謝謝。 2. 謝謝委員，本研究成果可應用於後續平地造林處理受鎘、鉛等重金屬污染農地之推廣與應用。 3. 謝謝建議，在未來計畫中將會進行更深入的探討及分析研究。 4. 謝謝委員。

廖委員天賜：

1. 內容符合期末審查標準。
2. 結論建議再明確，例如在多少劑量下就會使林木之生長產生影響？不用樹種的吸附能力，可否評估其移除土壤重金屬之速度？
3. 量測單位建議以國際標準縮寫標示。

1. 謝謝委員。
2. 謝謝委員建議，將在成果報告中修正。
3. 謝謝委員建議，將在成果報告中修正。