

高雄都會公園土壤與植體重金屬調查分析

薩支高

(收稿日期：1998年7月16日；接受日期：1998年9月11日)

摘 要

高都公園原為西青埔垃圾掩埋場，地層下有垃圾層及事業廢棄物。附近河道曾為配合公園改道，底泥充作填土材料，影響區約四萬平方公尺。公園整地曾挖填方各約一百七十萬方，使土壤特性更加複雜。本研究目的在對高都公園土壤環境及地被植物進行監測，探討該公園土壤中重金屬等污染物移動與植物的關係。土壤質地顯示覆土源極一致，應為原地土壤；垃圾層堅實，使水份不易下滲易積水；土壤 pH 值層間變化大，30 公分深度間 pH 值差異達 4 個單位；層間電導度最大差異為 1,300 $\mu\text{mho}/\text{cm}$ ，背景樣點排水不良是造成鹽類聚集 60-120 公分處的原因；土壤汞、砷、鎳及鉻濃度都低於背景值上限；土壤鋅、銅、鉛及鎘濃度 30 公分層間存在較大差異，部分高於背景值上限；植體中無法測得汞，故採食植體應無汞過量之憂慮；砷、鋅、銅、鎳、鉛、鉻及鎘含量分別為 ND-1.2mg/kg、13-130 mg/kg、6-32 mg/kg、1.1-16 mg/kg、0.3-8.2 mg/kg、1.2-66 mg/kg 及 0.3-1.9 mg/kg 之間；與土壤中鹽酸萃取濃度比較，植體鋅、銅、鎳、鉛、鉻及鎘濃度多較高，在植體中有濃縮現象發生。

關鍵詞：重金屬，高雄都會公園。

一、前 言

土壤是陸棲生物的主要基底，各種污染物亦多以土壤為最終歸宿，然因土壤受污染後的影響常不易被察覺，故土壤污染之影響遲至近年來才被重視 (朱海鵬等，1992)。至今本省已有數萬公頃土地土壤遭不同程度污染 (朱海鵬等，1992；環保署統計室，1997)。

掩埋處理都會區垃圾是極普遍的一種方式，掩埋場封場後闢為公園也是國內外一致認同的方向，高雄都會公園 (高都公園) 即為本省掩埋場封場後建為公園的典型例子。高都公園部分現址原為高雄市西青埔垃圾掩埋場已封場的部份 (浩宇工程，1995)。經多年的垃圾掩埋，地層下有十數公尺垃圾層。雖以約 1.5 公尺原地土壤為最終覆土，至今尚有厭氣發酵產生之沼氣排出。高都公園現址 (第一期) 亦曾填埋事業廢棄物，已知中鋼爐石曾進入該區，或有其他種類事業廢棄物即不得而知。高都公園第一及二期間的青埔排水河道上游為高雄縣仁武及大社等工業區，為配合公園第一期工程該河段曾經被改道，原河道底泥被挖掘後充作填土材料。河道施工影響區在第一期北方

屏東科技大學環境工程與科學系，屏東縣 91201 內埔鄉老埤村學府路 1 號。

及東北方，計約為 40,000 平方公尺。該筆土地移交公園管理處後，土木整地工程中曾挖方填方各約 170 萬方，挖方填方最高深度為 1.5 公尺，如此使高都公園土壤更加複雜。

早期垃圾掩埋場多未被妥善規劃，故就算封場多年後，對地下水或下游水體水質仍有潛在威脅。高都公園表層之最終覆土層中有部分土壤性質不明。但因該土壤將不會再被大規模擾動，故仍可將之視為與自然界互動的土壤。部分學者早年之調查發現垃圾掩埋場最終覆土中因毛細現象，已使其間重金屬及鹽份有由下往上聚集之現象發生，至高可到地表 10-20 公分處 (王敏昭等，1991)，此正為植物根部生長與吸收最集中之處，金屬及鹽類移動與聚集對植物生長有影響 (劉文徽等，1994)，對人的直接與間接影響則尚屬未知。高市環保局多年來也在此區域附近進行過土壤調查 (高市環保局，1997。陳尊賢等，1991)，因採集 0-30 公分表層土進行分析，資料尚不足以看出掩埋場與土壤或其上生物之影響。如此使用該土地雖不致使土壤中物質因食物鏈而進入人體，然而人們在其上活動時垃圾分解及釋出的物質是否會間接影響人體健康仍屬未知，所以土壤內的各種變化及與地被植物關係是管理單位應確實掌握的資訊。

高雄市野鳥學會 (1997) 執行高都公園一、二期環境長期監測調查計畫中土壤調查部份時，於 86 年度將公園中曾掩埋垃圾的區域分區採樣。結果發現部分土層同時出現多種重金屬濃度偏高，這些數據雖不能直接判定土壤已遭污染，然而該等地區值得更加注意。

王銀波等 (1993) 學者曾分別就台灣土壤調查資料、環境保護、公共衛生及食用農作物角度訂定出土壤重金屬全量濃度、鹽酸萃取濃度之建議管制值及監測值，應可為不同用途土壤受重金屬影響程度之參考依據。國內對非農業土壤尚無重金屬含量標準，而國外相關土壤植體及花園土壤資料經整理 (Alloway, 1990；吳先琪，1997) 後可供比較參考。

本研究主旨在於對高都公園土壤環境及地被植物進行調查，期能以連續性資料來探討該公園土壤中重金屬與鹽分等污染物移動及植物的關係。

二、材料與方法

(一) 採樣與分析方法

土壤採樣前先參考掩埋歷史 (浩宇工程，1995) 後委託鑽探公司向下挖掘直徑 10 公分的土壤樣品直至垃圾層。由土壤表面向下每 30 公分取一樣品，予以編號並風乾保存。同時採取土壤採樣點附近 (5 至 10 公尺半徑內) 若干具代表性地被植物或喬木的根部、莖葉部及果實，分別予以烘乾破碎保存。土壤樣品進行砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛及鋅王水全量及 0.1M 鹽酸萃取量、pH 值、陽離子交換容量 (CEC) 及可溶性鹽類 (Soluble salts) 分析。分析方法依照規定標準方法 (環保署環檢所，1994) 執行，鎘、鉻、銅、鎳、鉛及鋅分析採王水消化及 0.1M 鹽酸萃取火燄式原子吸收光譜法；砷以砷化氫原子吸收光譜法測定；汞分析採冷蒸氣無焰式吸收光譜法；土壤以土水重量比 1 : 1 採電極法測定酸鹼值；陽離子交換容量測定採醋酸鈉法；可溶鹽類用電導度計測定，以導電度表示；土壤質地以用鮑氏比重計法測定 (中華土壤肥料學會，1995)。植體樣品以 1.0 M 鹽酸分解及以火燄式原子吸收光譜法分析重金屬 (台灣省農試所，1981)。所有分析項目均經三重覆及確實執行品保程序。

(二) 採樣點環境描述

土壤及植體樣品分析與調查採樣點環境描述如圖一及表 1 所示：其中第 1 號樣點位於 76-77 年掩埋垃圾位置，或亦曾有事業廢棄物堆放則無從得知；第 2 號樣點為原掩埋場進出道路及管理站附近；第 3 及第 4 號樣點為 66-70 年掩埋垃圾位置，附近曾堆放過中鋼爐石；第 5 號樣點為事業廢棄物與 66-70 年掩埋垃圾位置交接處；第 6 號樣點位於事業廢棄物掩埋區；第 7 號樣點為新舊河道交會處；第 8 與第 11 號樣點位於新舊河道影響區，二者只隔以步道；第 9 號樣點為東邊游泳池旁之背景區；第 10 號樣點為大草園內土丘旁排水不良的背景區。



圖一、八十七年度高雄都會公園土壤與園區植物體重金屬調查採樣點 (區) 示意圖

表 1. 土壤及植體採樣區位環境描述

Table with 4 columns: 樣點編號, 深度 cm, 背景, 採樣植物種類. It lists 11 sampling points with their respective depths, background descriptions, and the types of plants sampled.

三、結果與討論

(一) 採樣點土壤基本特性

圖二至圖四為調查採樣點土壤基本特性：高都公園土壤質地分析結果發現除少數土層為壤土外，其餘多為砂質壤土、壤質砂土或砂土，與劉文徹 (1994) 研究結果相似，顯示覆土來源應極一致，為原地土壤。土層間並未發現黏土層，但下層垃圾層均極堅實，此可說明覆土層間水份上下及橫向的移動均佳，但不易滲入垃圾層，若橫向移動受阻則易積水。高雄市地區氣候炎熱，當土壤中溶解性物質聚集在砂質土壤中，極易經由毛細管上升至表層。

高都公園土壤 pH 值以第 6 號樣點第 90 公分深處最高，為 9.84，第 7 號樣點第 90 至 210 公分土壤 pH 低於 5，其他地區都在正常值 (5-8)，但土壤層次變化極大，30 公分土壤深度間部分土壤 pH 值差異在 4 個單位，由此可知部份土層間其他性質亦極複雜。部分土樣點間差異顯著 (表二)，顯示因處理或利用不同而造成的土壤性質差異存在。

表 2. 採樣點間土壤性質及重金屬王水全量 t-test 交叉分析顯著差異表 (P<α=0.05)

Table with 12 columns: pH, CEC, EC, As, Hg, Cd, Ni, Pb, Cr, Zn, Cu. It shows the range of values for each parameter across different sampling points and indicates significant differences.

*:1-2 代表第 1 號樣點與第 2 號樣區差異顯著。樣品數分別為 8、6、8、8、4、9、8、4、8、9、4

高都公園土壤 CEC 為 5-28cmol(+)/kg，屬於正常值，部分高於 20 cmol(+)/kg 者的原因是因長期掩埋垃圾，土壤中黑色腐化有機質含量相當高所致。土層間變化極大，每 30 公分土壤層間濃度最大差異為 10 cmol(+)/kg，部分樣點間亦有統計上之差異。每 30 公分土壤層間土壤電導度最大差異為 1300 μmho/cm。約半數樣點的土壤電導度分佈隨著深度增加而降低，此一現象應為高都公園施肥管理所致。除第 2 及第 11 號樣點外，其他樣點均低於 1000 μmho/cm。第 10 號樣點為背景，該地區排水不良是造成鹽類聚集 60-120 公分處的原因。第 7、第 8 及第 11 號樣點因土壤曾與垃圾翻攪，並被河道淤泥影響，使得表土及 90 公分處都比中間層為高。

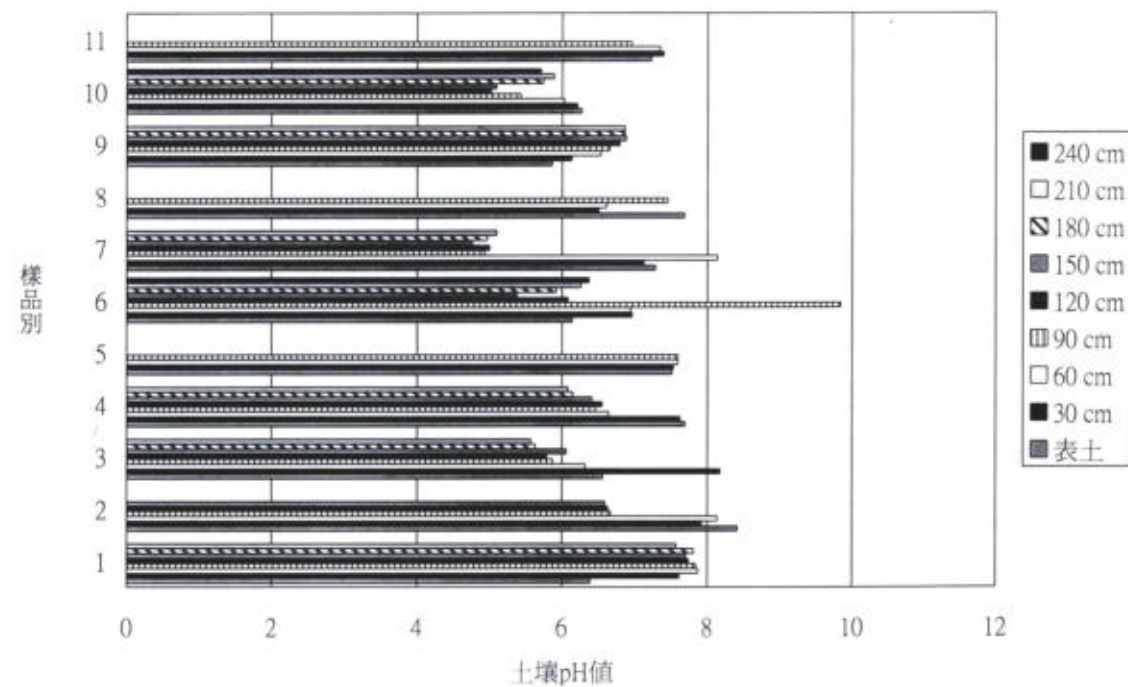
(二) 土壤重金屬王水全量濃度及 0.1M 鹽酸萃取濃度

台灣農田土壤中全量汞的濃度範圍為 0.04-1.62 mg/kg (陳尊賢, 1994)，高都公園土壤全量濃度為 0.05-0.16 mg/kg 間 (圖五)，各樣點之平均值極接近。所有樣品中汞全

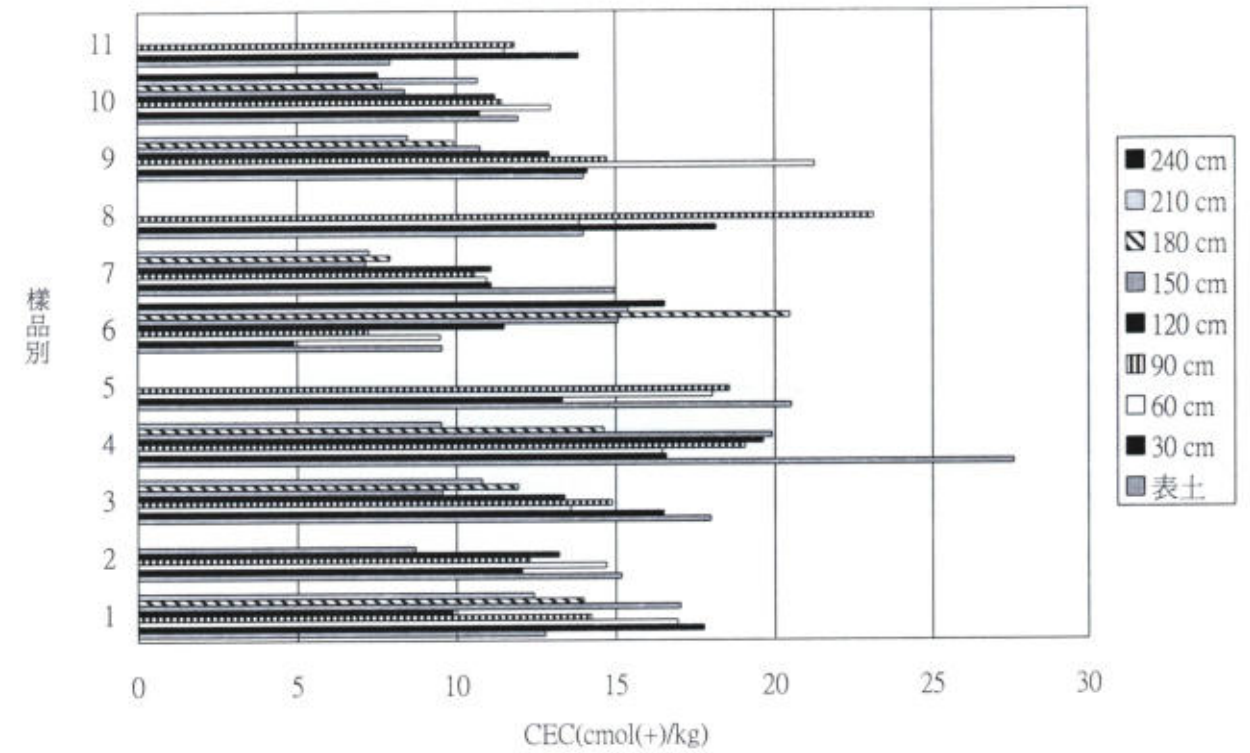
量濃度均低於建議全量背景值上限 0.6 mg/kg (王銀波, 1993), 亦無高於英國公園土壤監測值 20 mg/kg (吳先琪, 1997) 者。每 30 公分土壤層間濃度最大差異為 0.06 mg/kg, 部份樣點間存在交叉分析的差異 (表 2), 然而多數差異並不顯著。砷在臺灣農田土壤的全量濃度範圍為 1.80-18.9 mg/kg, 高都公園土壤全量濃度介於 2.5-7.8 mg/kg 之間 (圖六), 所有樣品中砷全量濃度均低於建議全量背景值上限 17 mg/kg, 30 公分土壤層間濃度最大差異為 4.4 mg/kg。近半數樣點間經交叉分析後有顯著差異存在。

鋅在本省土壤的全量濃度範圍為 30.1-392 mg/kg, 高都公園中土壤鋅全量濃度為 44-684 mg/kg 間 (圖七), 每 30 公分土壤層間濃度最大差異為 620 mg/kg, 有 8 件高於建議全量背景濃度值上限 140 mg/kg 者, 分別是第 1 號樣點 (30 公分)、第 5 號樣點 (60 及 90 公分)、第 7 號樣點 (表土)、第 8 號樣點 (90 公分)、第 11 號樣點 (30-90 公分)。交叉分析中並未發現樣點間顯著差異存在。土壤中 0.1M 鹽酸萃取鋅濃度範圍為 ND-25.0mg/kg, 高都公園土壤中濃度為 0.7-170 mg/kg 間 (圖八), 土壤層間濃度最大差異為 150 mg/kg, 其中第 5 號樣點 (60 及 90 公分)、第 8 號樣點 (90 公分)、第 11 號樣點 (30-90 公分) 及第 1 號樣點 (30 公分) 較偏高, 超過本省農田土壤四級標準。

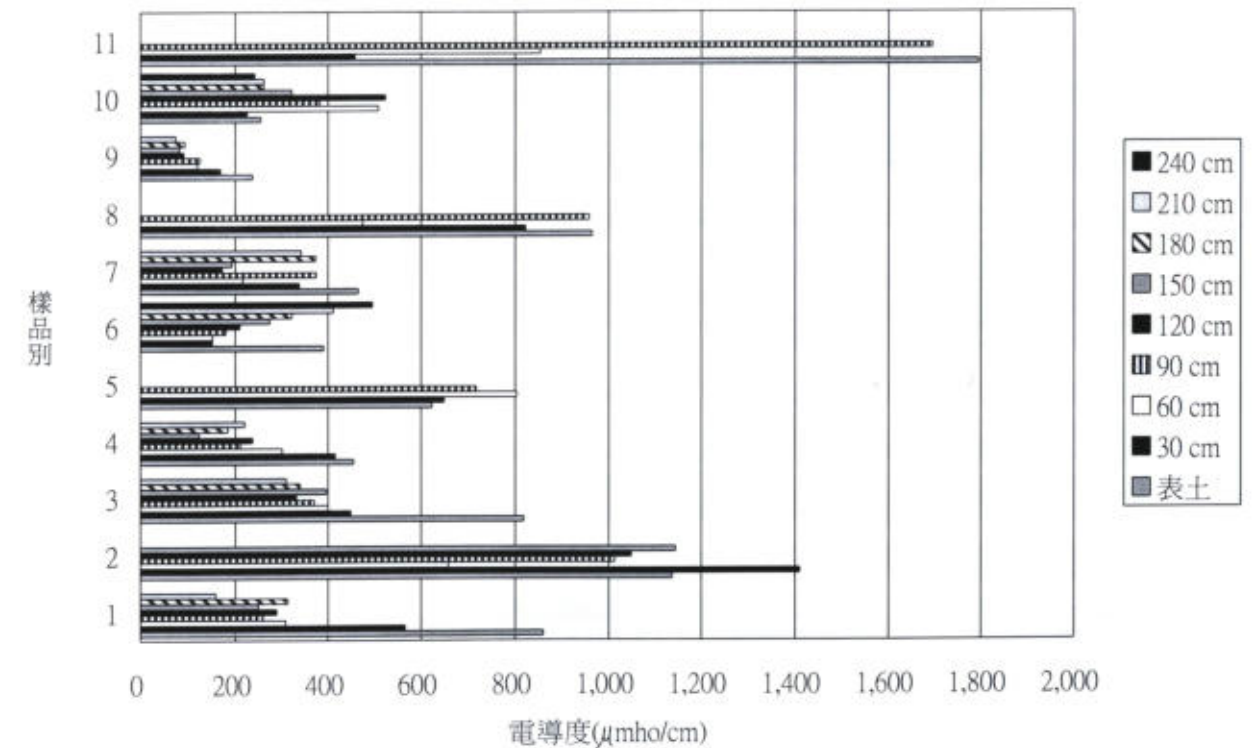
農田土壤銅全量濃度範圍為 7.15-35.1 mg/kg, 高都公園土壤中銅濃度介於 12-1060 mg/kg 間 (圖九), 部分樣品似遭外來污染, 土壤層間最大濃度差異為 940 mg/kg。有 4 件高於建議全量背景濃度上限 100 mg/kg 者, 分別是第 5 號樣點 (60 及 90 公分)、第 11 號樣點 (60-90 公分), 也有三個樣品高於英國公園土壤監測值 130 mg/kg。交叉分析中樣點間顯著差異僅存在第 6 號樣點及第 10 號樣點間。銅的 0.1M 鹽酸萃取濃度在臺灣地區土壤中為 ND-25.6mg/kg, 高都公園土壤則介於 1.1-95 mg/kg 間 (圖十), 30 公分土壤層間最大濃度差異為 53 mg/kg, 第 5 號樣點 (60 及 90 公分)、第 11 號樣點 (90 公分) 濃度偏高, 有八個採樣點濃度超過農田土壤四級標準。



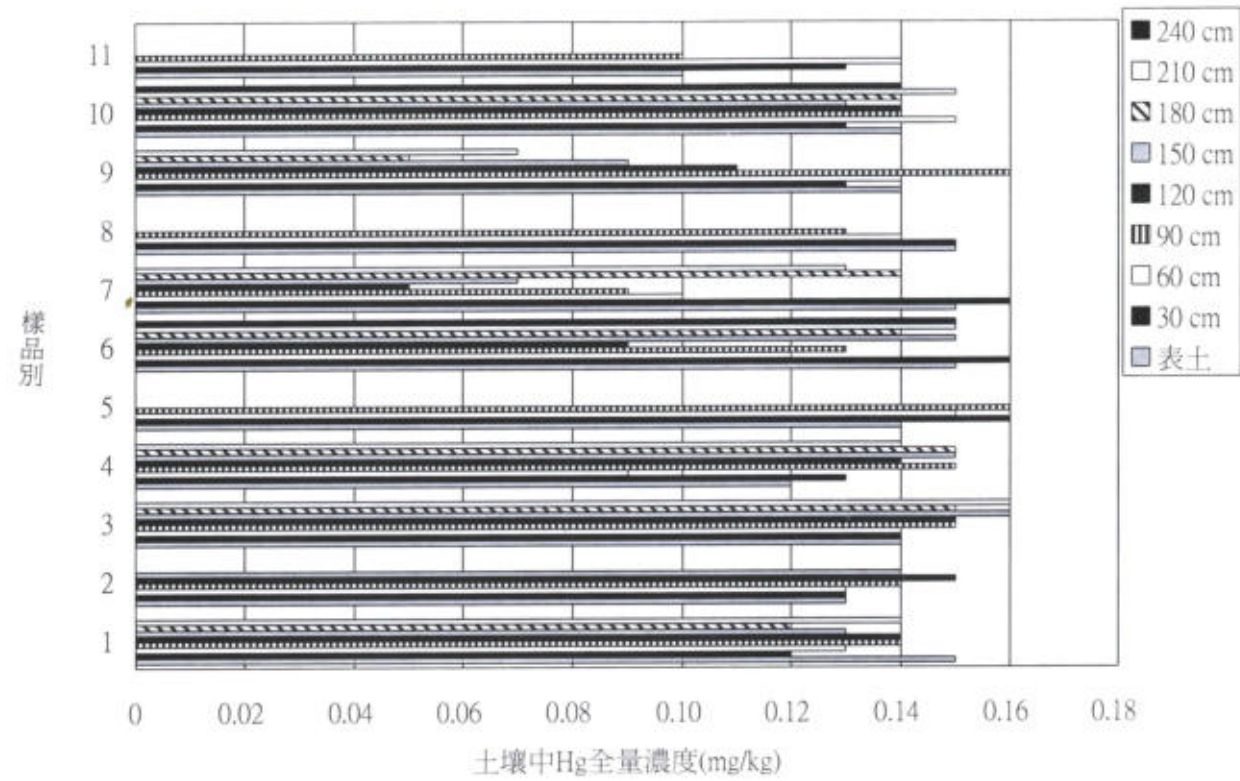
圖二、高雄都會公園環境不同採樣點土壤 pH 值分層分佈



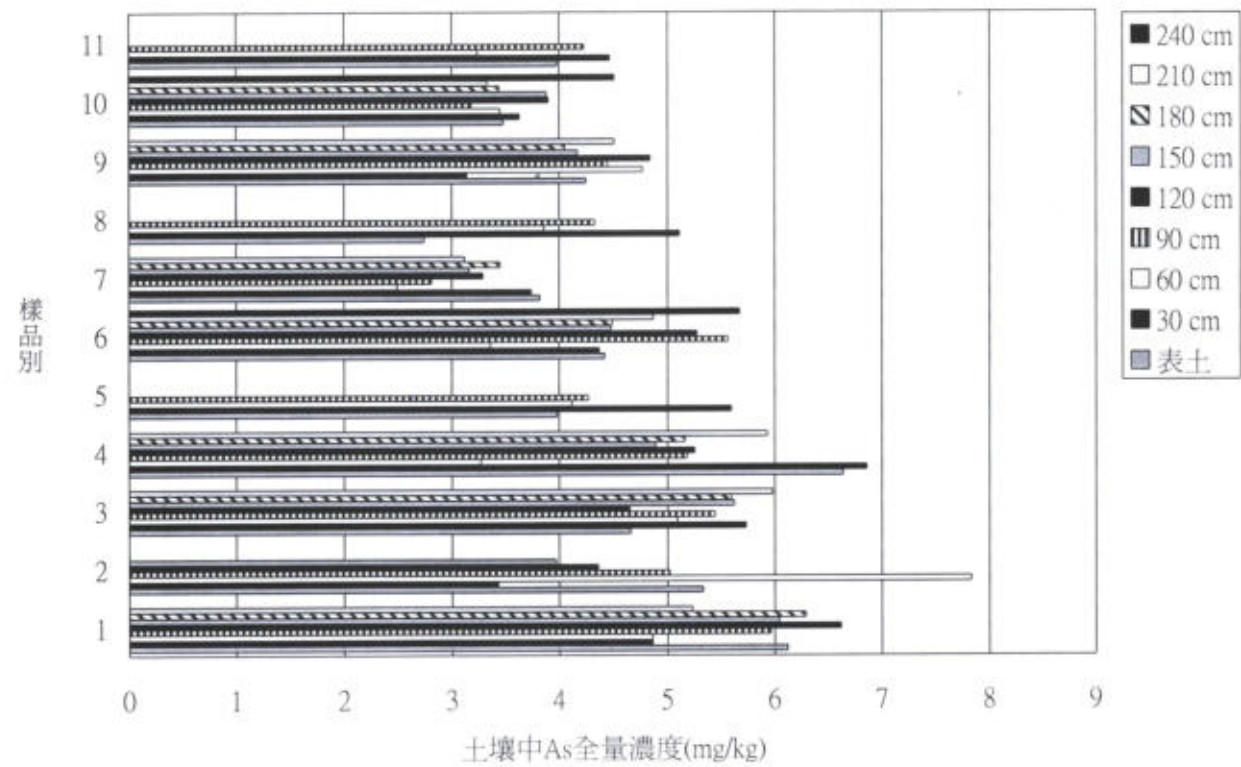
圖三、高雄都會公園環境不同採樣點土壤陽離子交換容量 (CEC) 分層分佈



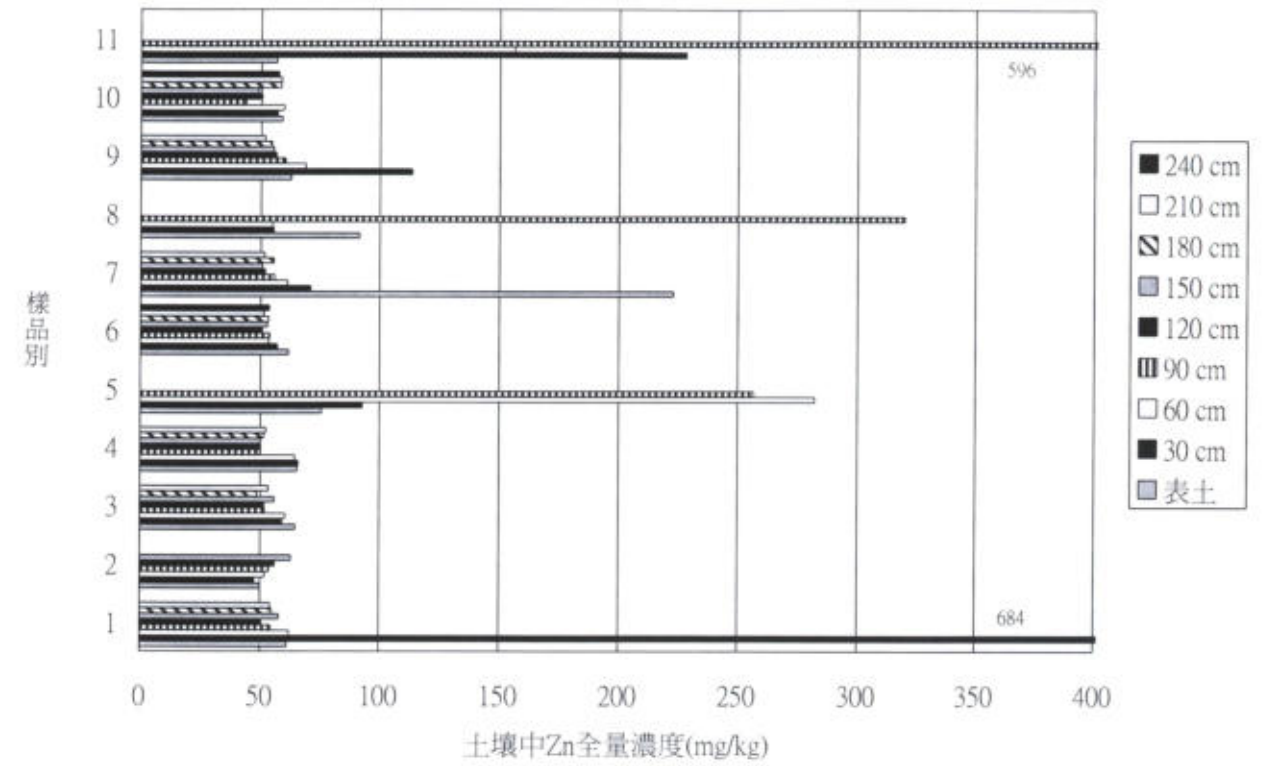
圖四、高雄都會公園環境不同採樣點土壤電導度分層分佈



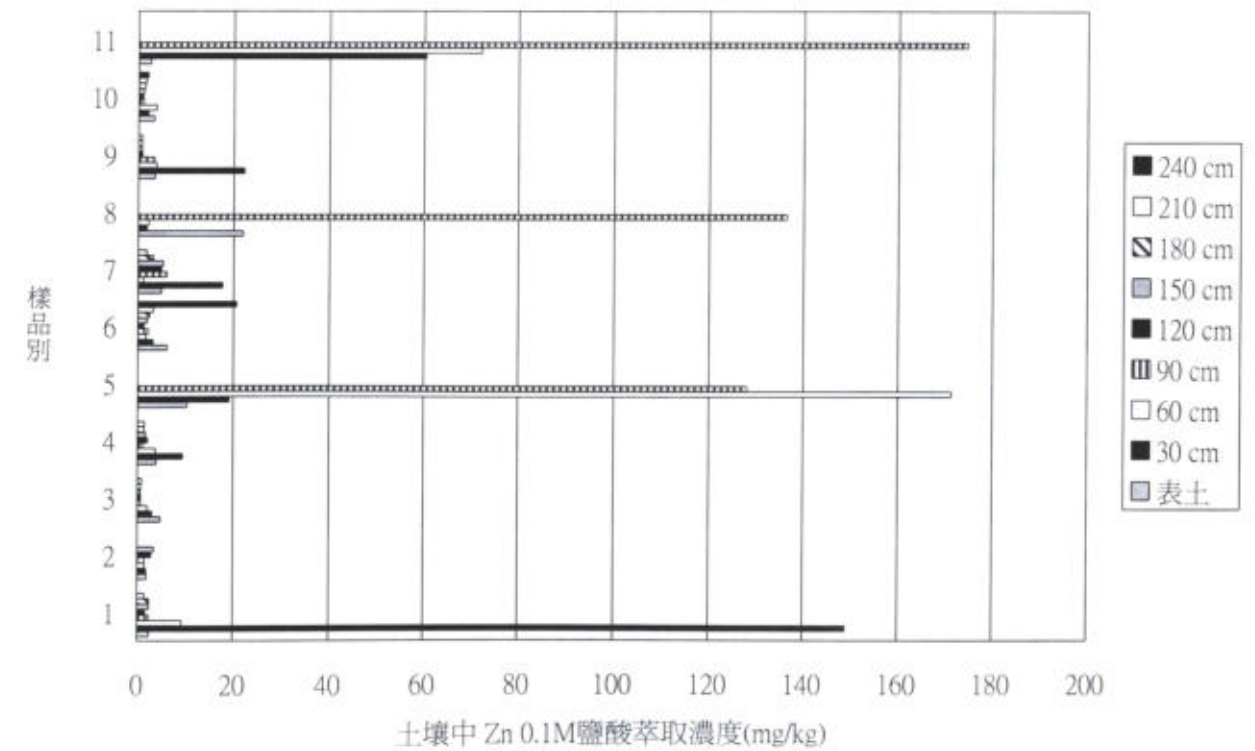
圖五、高雄都會公園環境不同採樣點土壤中汞的王水全量濃分層分佈



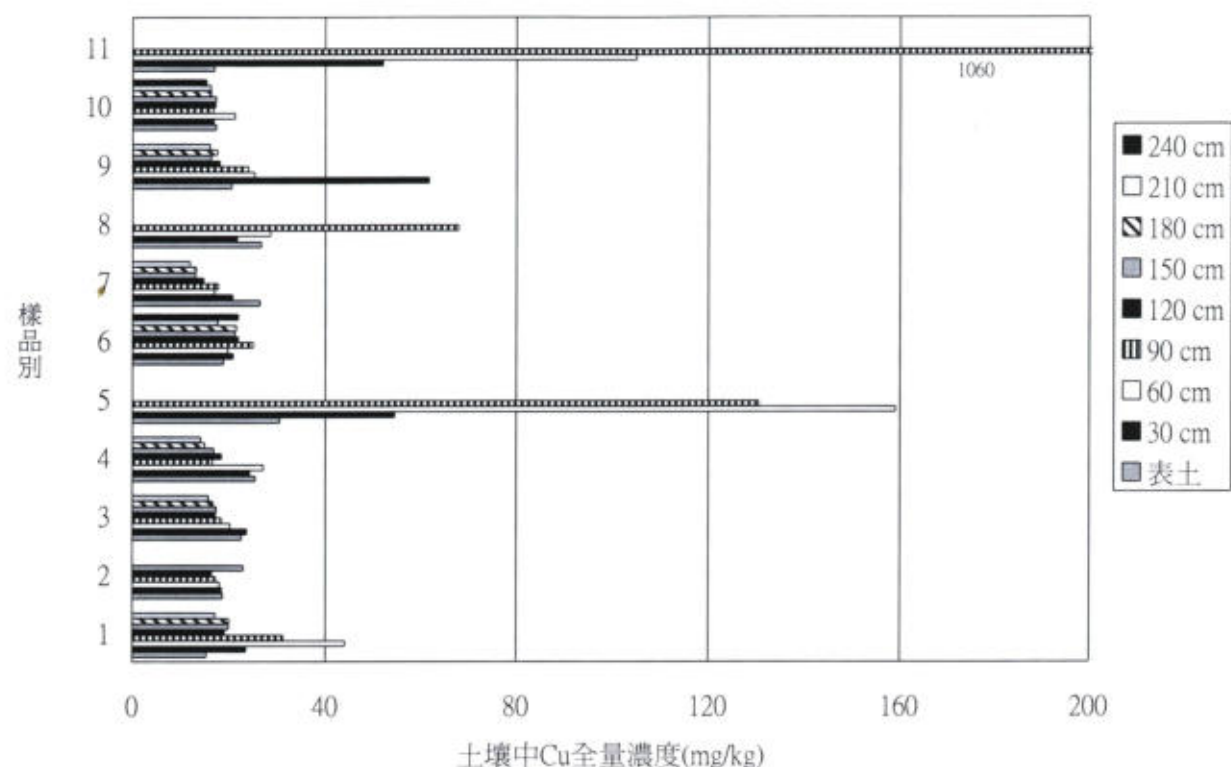
圖六、高雄都會公園環境不同採樣點土壤中砷的王水全量濃度分層分佈



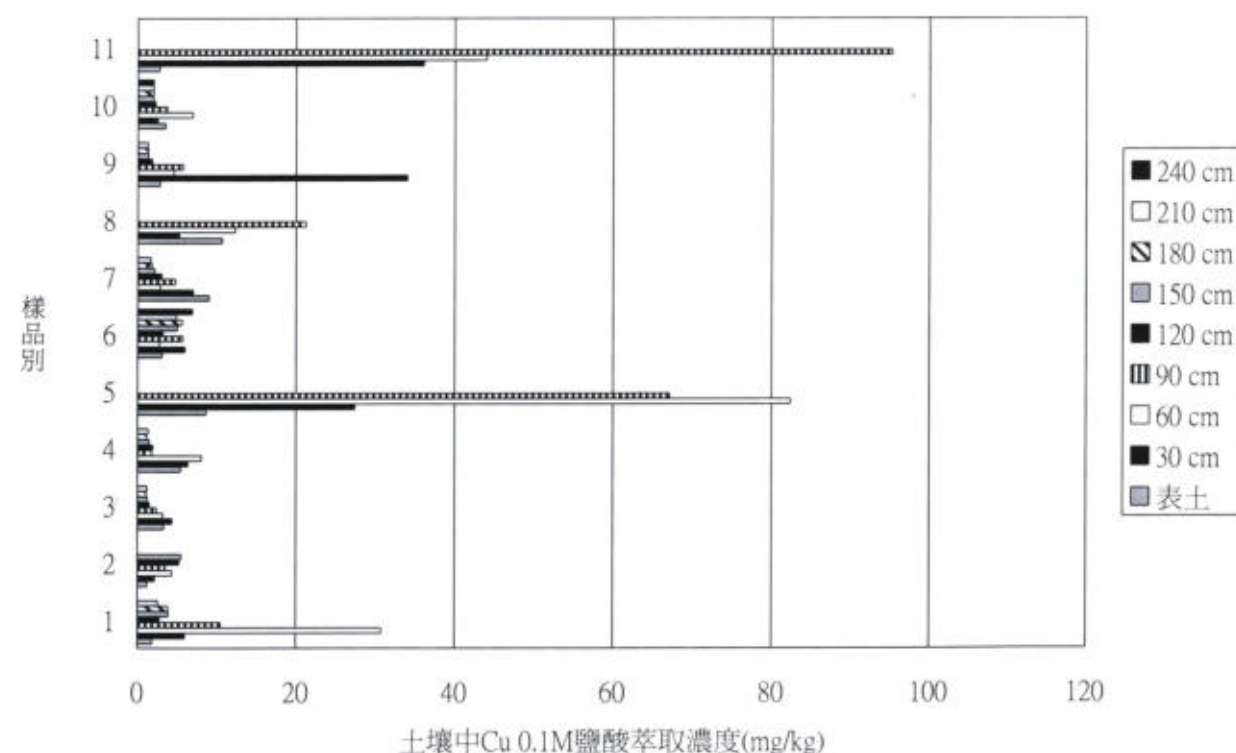
圖七、高雄都會公園環境不同採樣點土壤中鋅的王水全量濃度分層分佈



圖八、高雄都會公園環境不同採樣點土壤中鋅的 0.1M 鹽酸萃取濃度分層分佈



圖九、高雄都會公園環境不同採樣點土壤中銅的王水全量濃度分層分佈



圖十、高雄都會公園環境不同採樣點土壤中銅的 0.1M 鹽酸萃取濃度分層分佈

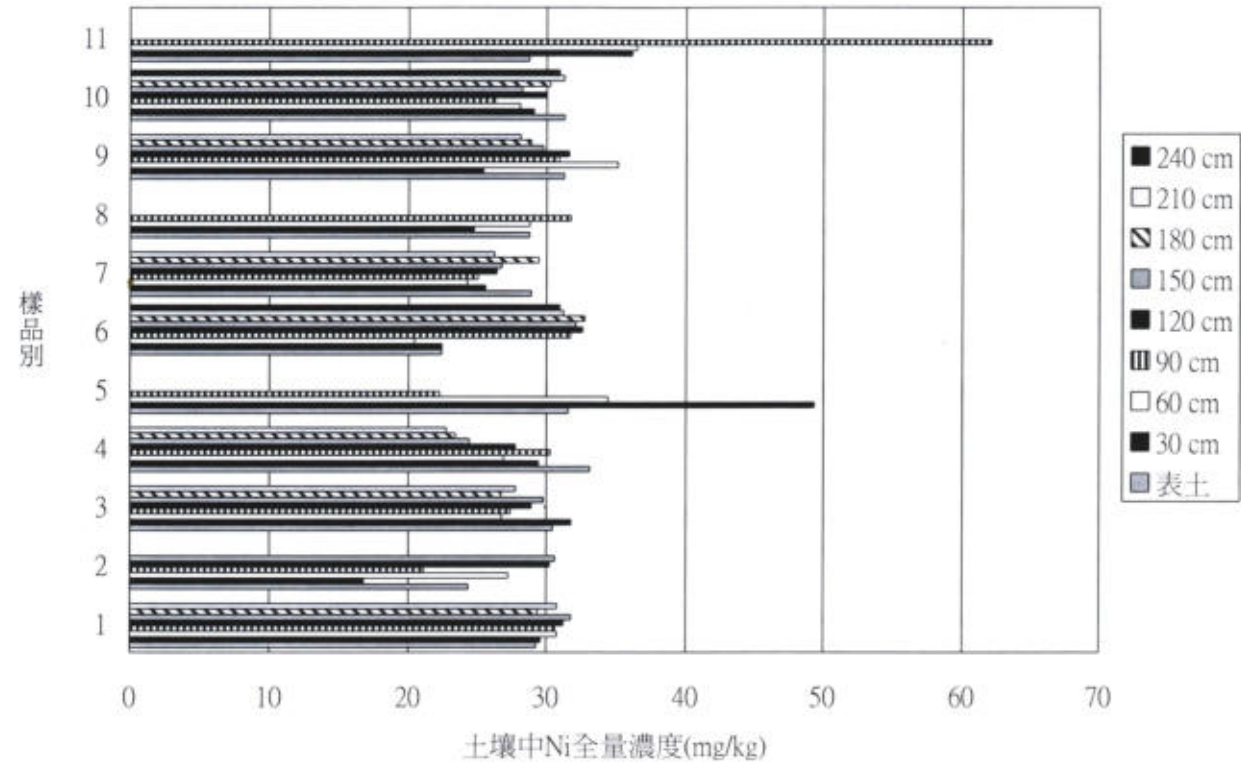
鎳在臺灣土壤中全量濃度範圍為 18.6-66.7 mg/kg，高都公園土壤全量鎳濃度介於 17-62 mg/kg 間 (圖十一)，層間最大濃度差異為 26 mg/kg，均低於建議全量背景濃度上限 70 mg/kg。第 5 號樣點 (30 公分) 及第 11 號樣點 (90 公分) 濃度較高，僅少數樣點間顯著差異存在。土壤中鎳的 0.1M 鹽酸萃取濃度範圍為 ND-12.0 mg/kg，高都公園土壤鎳萃取量介於 0.2-7.8 mg/kg 間 (圖十二)，土壤層間最大差異為 6.6 mg/kg，第 5 號樣點 (60 公分) 及第 11 號樣點 (90 公分) 濃度偏高，並無採樣點濃度超過農田土壤四級標準。

台灣地區土壤中全量鉛濃度範圍為 7.50-138mg/kg，高都公園土壤全量鉛濃度介於 11-1192 mg/kg 間 (圖十三)，部分樣品明顯偏高似遭外來污染，30 公分土壤層間最大濃度差異為 1133 mg/kg。有 2 件高於建議全量背景濃度上限 70 mg/kg 者，分別是第 5 號樣點 (60 公分) 及第 11 號樣點 (90 公分)。交叉分析中樣點間顯著差異存在於採樣點第 3、第 4、第 6 號樣點和第 9、第 10 號樣點間。土壤 0.1M 鹽酸萃取鉛濃度範圍為 ND-18.0mg/kg，高都公園土壤鉛萃取量為 0.1-50 mg/kg 間 (圖十四)，土壤層間濃度最大差異為 22 mg/kg。第 5 號樣點 (60 及 90 公分) 及第 11 號樣點 (60-90 公分) 偏高，無高於英國公園土壤監測值 (2,000 mg/kg) 者，然有七個採樣點濃度超過農田土壤四級標準。

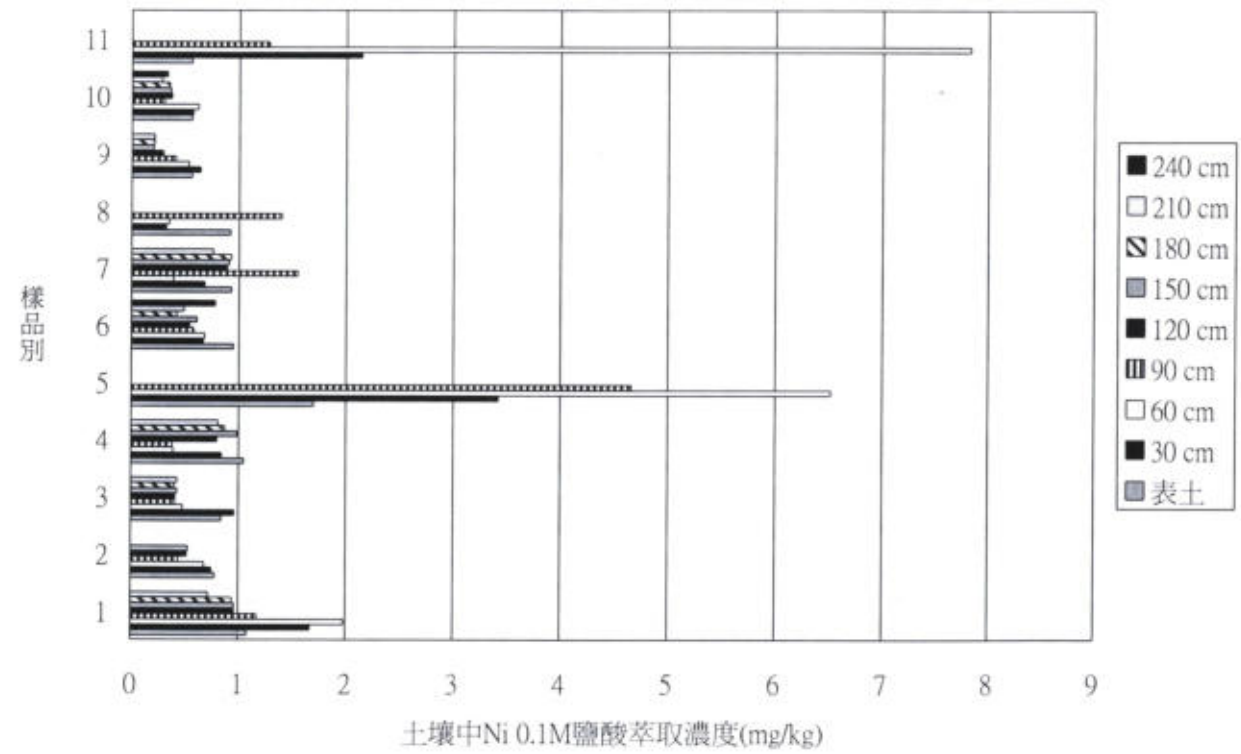
土壤中全量鉻濃度範圍為 22.9-98.9mg/kg，高都公園土壤鉻濃度介於 10-40 mg/kg 間 (圖十五)。土壤層間最大濃度差異為 20 mg/kg。無高於建議全量背景濃度上限 150 mg/kg 者，第 11 號樣點較高，交叉分析中部分樣點間顯著差異存在，有二個樣品高於英國公園土壤監測值 (25 mg/kg)。農田土壤 0.1M 鹽酸萃取鉻濃度範圍為 ND-11.5mg/kg，高都公園土壤介於 0.01-1.0 mg/kg 間 (圖十六)，層間最大濃度差異為 0.6 mg/kg。第 4 號樣點 (150-210 公分) 及第 5 號樣點 (30-90 公分) 偏高，無採樣點濃度超過農田土壤四級標準。

本省土壤鎘全量濃度為 1.02-3.40mg/kg，高都公園土壤鎘濃度介於 0.01-10.5 mg/kg 間 (圖十七)，部分樣品似遭外來污染，土壤層間最大濃度差異為 10.4 mg/kg。高於建議全量背景值上限 0.6 mg/kg 者有 5 件，分別是第 5 號樣點 (30-90 公分)、第 8 號樣點 (90 公分)、第 11 號樣點 (60 公分)，無樣品高於英國公園土壤監測值 15 mg/kg。交叉分析中少數樣點間顯著差異存在。土壤中鹽酸萃取鎘濃度範圍為 ND-0.43mg/kg，高都公園萃取量介於 0.002-0.067 mg/kg 間 (圖十八)。土壤層間最大濃度差異為 0.062 mg/kg。第 8 號樣點 (90 公分)、第 7 號樣點 (30 公分) 及第 5 號樣點 (60 公分) 偏高，無採樣點濃度超過農田土壤四級標準。

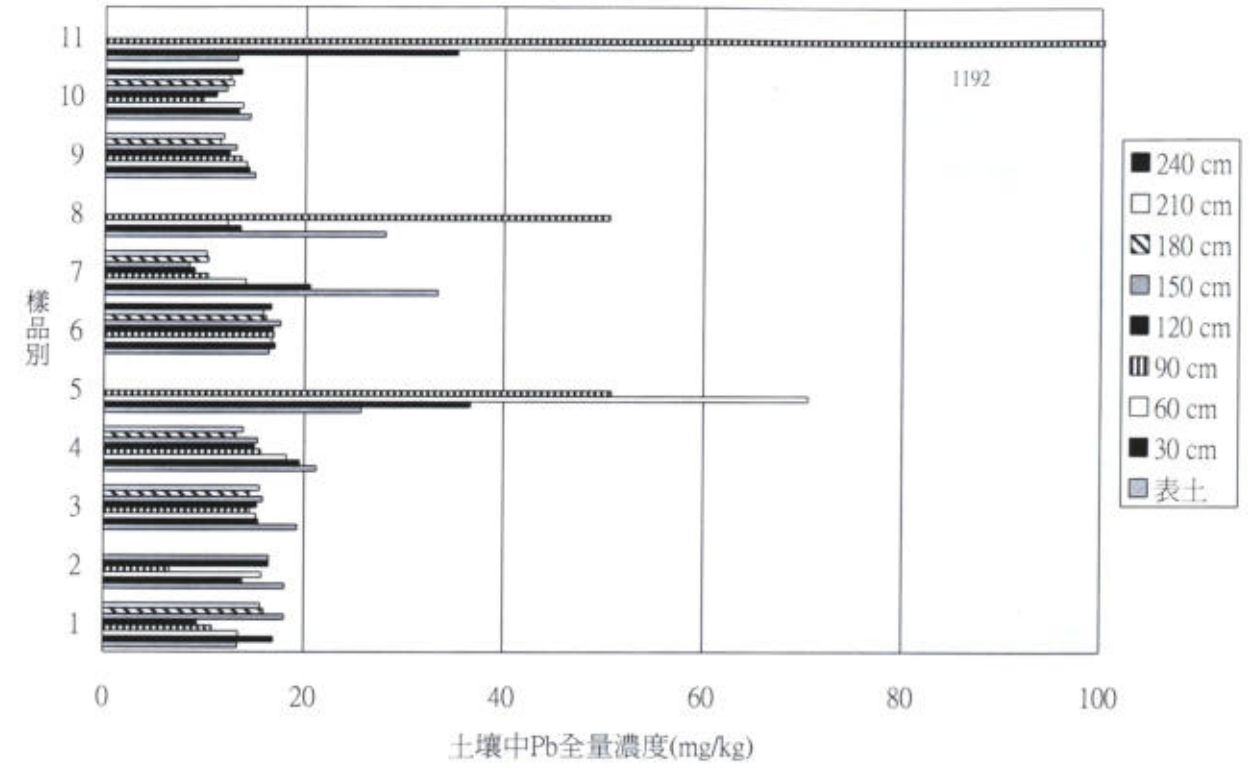
重金屬全量代表在土壤中有機、無機的總量，0.1M 鹽酸重金屬萃取量則代表植物可吸收量。對一般土壤而言，0.1M 鹽酸重金屬萃取量高低與土壤 pH 值及 CEC 有關，即 pH 值及 CEC 愈高則萃取量愈低。由表 3 土壤 pH 值及 CEC 與 0.1M 鹽酸重金屬萃取量之判定係數 (R^2) 可以看出，若以所有樣品混合比較，不論土壤 pH 值或 CEC 與 0.1M 鹽酸重金屬萃取量之判定係數均極低 (0-0.42)，代表對高都公園如此複雜的覆土而言彼此迴歸關係不佳。但是若以樣點為區分，發現部分樣點土壤 pH 值與 0.1M 鹽酸重金屬萃取量迴歸相關性較佳，其中對 Cd 的判定係數都不佳，對 Ni 在第 2、3、5、8 及 9 區的判定係數較高，對 Pb 在第 2、5 及 8 區的判定係數較高，對 Cr 在第 8 區的判定係數較高，對 Zn 及 Cu 在第 5 區的判定係數較高。



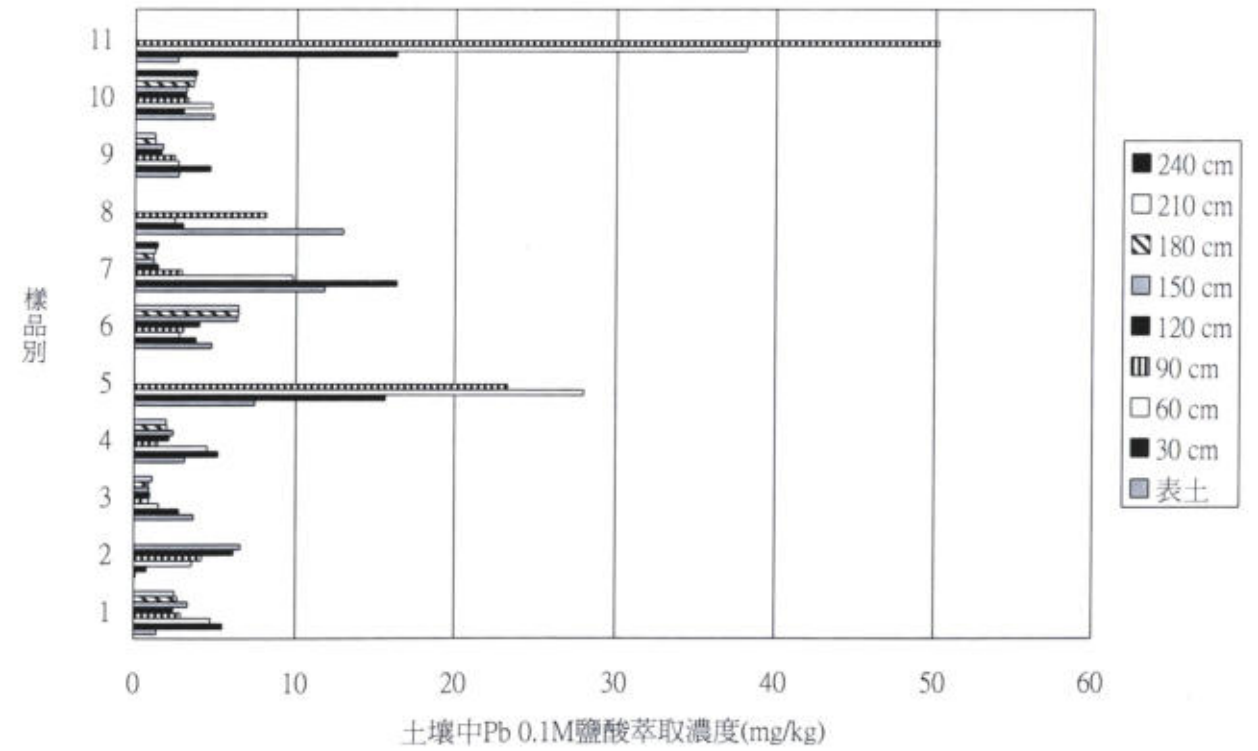
圖十一、高雄都會公園環境不同採樣點土壤中鎳的王水全量濃度分層分佈



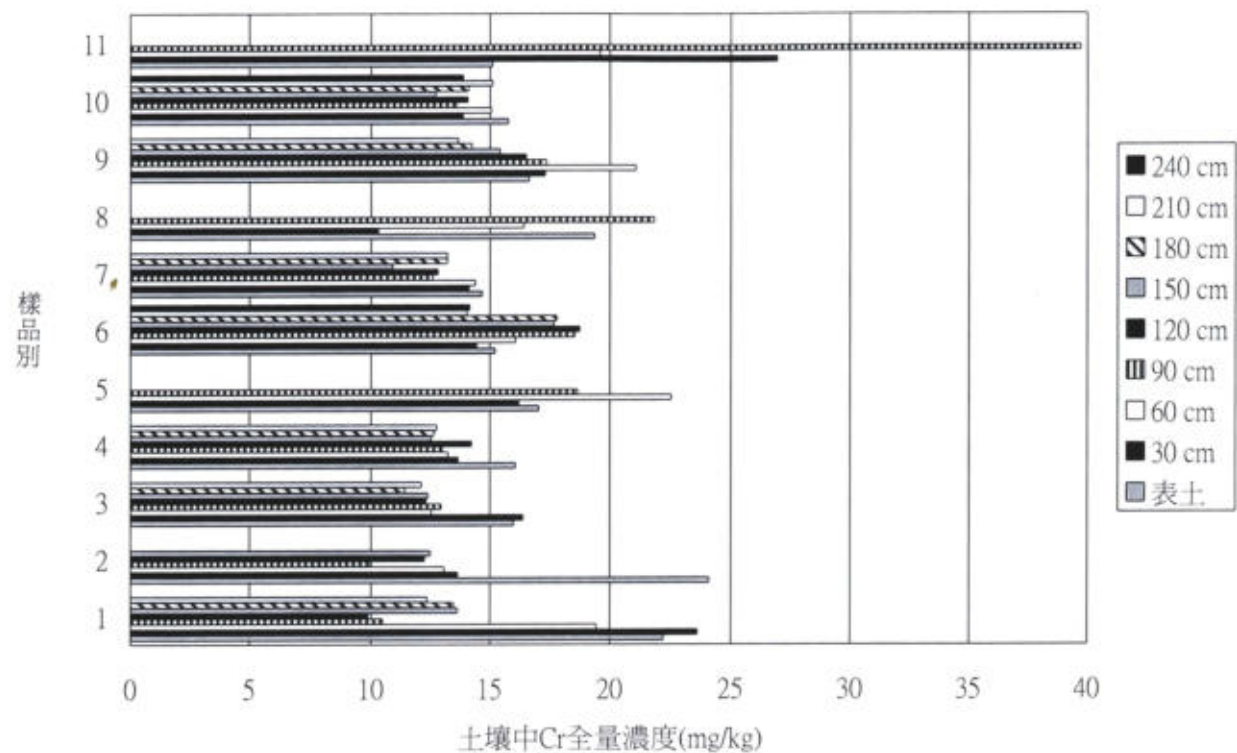
圖十二、高雄都會公園環境不同採樣點土壤中鎳的 0.1M 鹽酸萃取濃度分層分佈



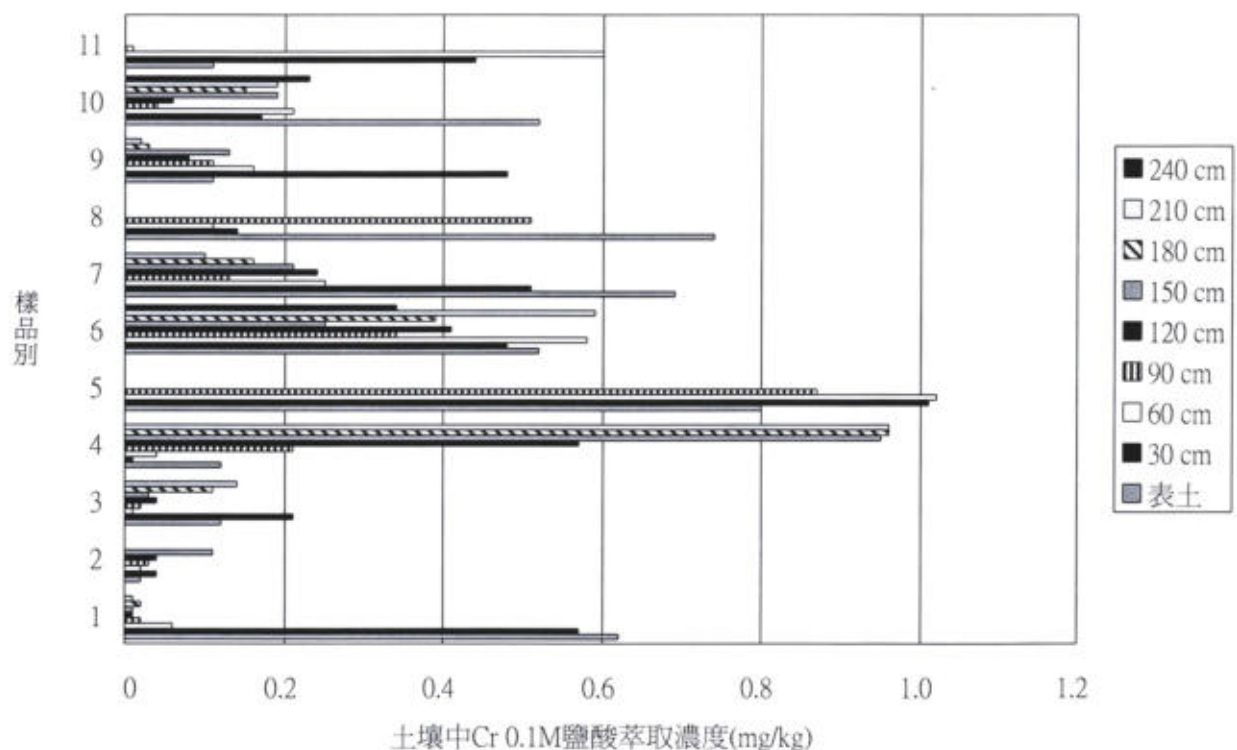
圖十三、高雄都會公園環境不同採樣點土壤中鉛的王水全量濃度分層分佈



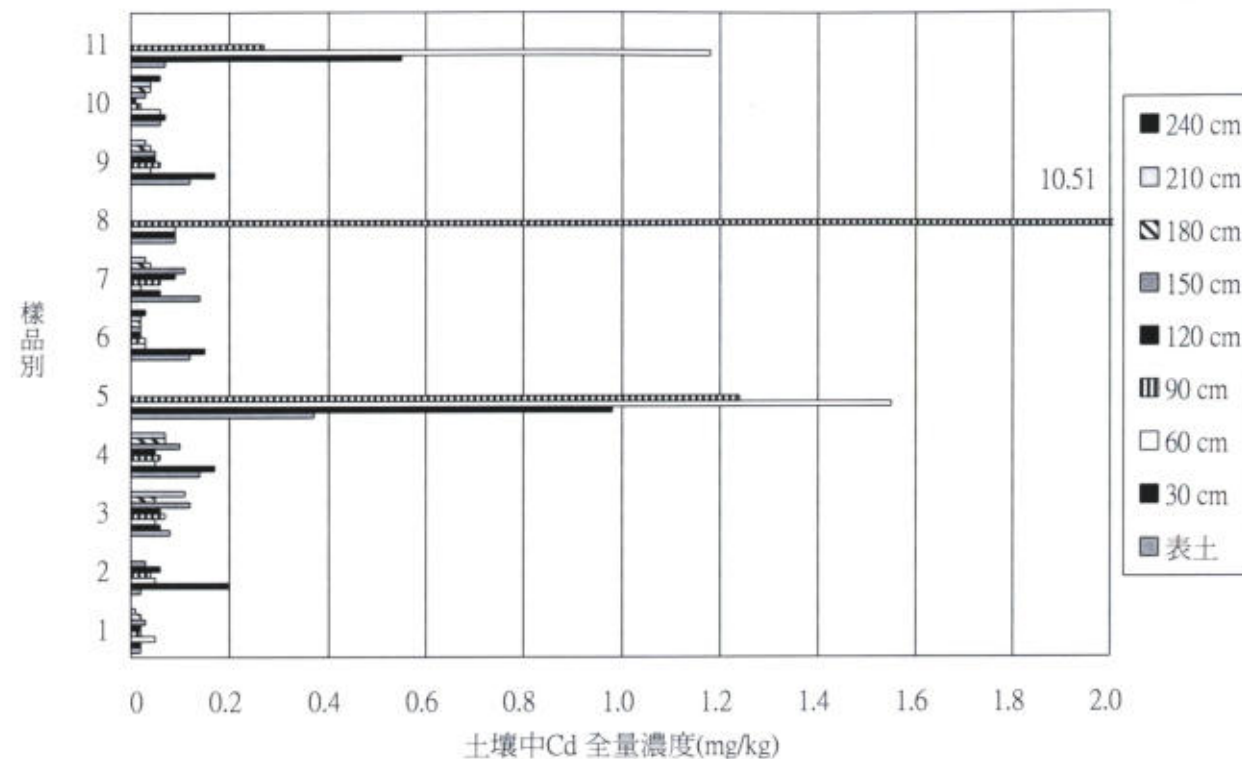
圖十四、高雄都會公園環境不同採樣點土壤中鉛的 0.1M 鹽酸萃取濃度分層分佈



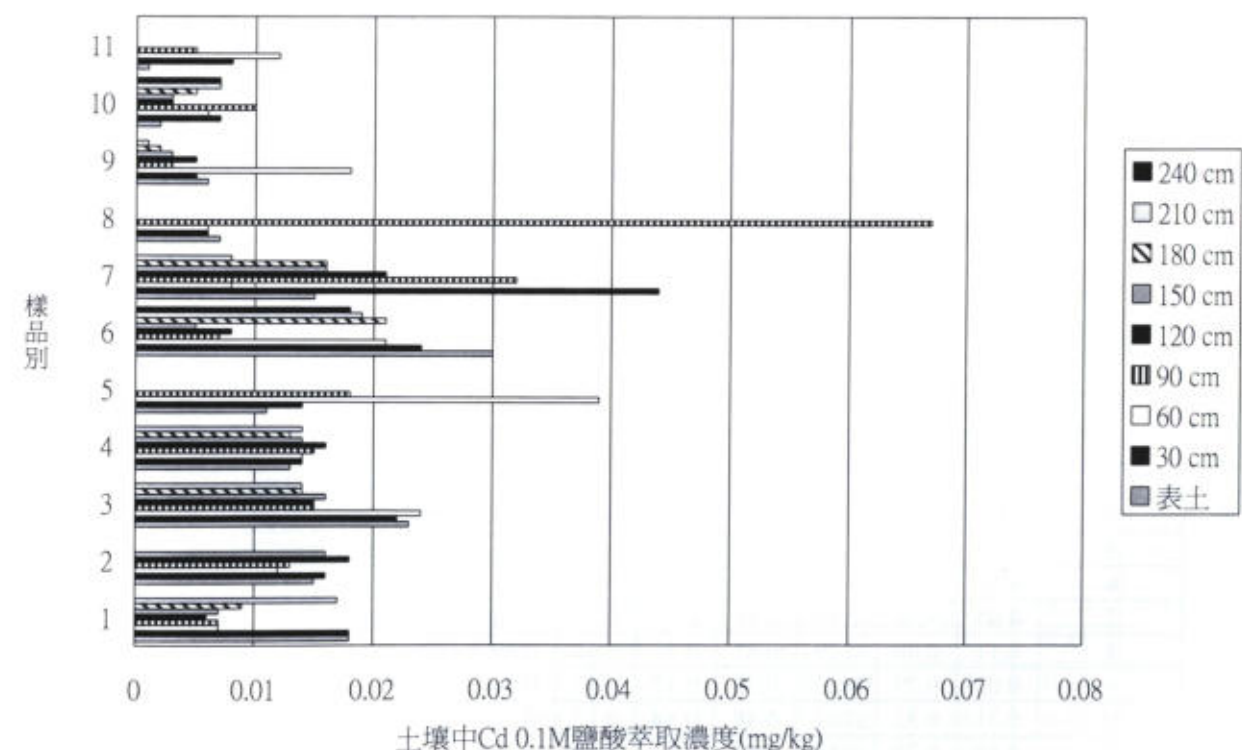
圖十五、高雄都會公園環境不同採樣點土壤中鉻的王水全量濃度分層分佈



圖十六、高雄都會公園環境不同採樣點土壤中鉻的 0.1M 鹽酸萃取濃度分層分佈



圖十七、高雄都會公園環境不同採樣點土壤中鎘的王水全量濃度分層分佈



圖十八、高雄都會公園環境不同採樣點土壤中鎘的 0.1M 鹽酸萃取濃度分層分佈

表 3. 土壤 pH 值及 CEC 與 0.1M 鹽酸重金屬萃取量之判定係數 (R²)

採樣點	pH 值						CEC					
	Cd	Ni	Pb	Cr	Zn	Cu	Cd	Ni	Pb	Cr	Zn	Cu
1	0.40	0.03	0.28	0.55	0.00	0.16	0.00	0.46	0.63	0.06	0.31	0.21
2	0.14	0.88	0.75	0.34	0.33	0.56	0.13	0.28	0.32	0.83	0.41	0.23
3	0.47	0.81	0.49	0.35	0.41	0.75	0.49	0.64	0.70	0.13	0.70	0.78
4	0.05	0.09	0.41	0.55	0.62	0.44	0.00	0.11	0.00	0.18	0.02	0.06
5	0.53	0.75	0.80	0.05	0.96	0.92	0.00	0.02	0.03	0.60	0.03	0.00
6	0.05	0.00	0.16	0.00	0.01	0.04	0.00	0.12	0.50	0.07	0.11	0.07
7	0.00	0.38	0.42	0.45	0.04	0.31	0.05	0.00	0.61	0.62	0.05	0.75
8	0.23	0.75	0.91	0.96	0.34	0.33	0.80	0.40	0.00	0.00	0.73	0.34
9	0.11	0.82	0.61	0.36	0.38	0.30	0.83	0.49	0.26	0.11	0.05	0.04
10	0.01	0.39	0.36	0.43	0.59	0.10	0.00	0.36	0.18	0.04	0.30	0.49
11	0.23	0.15	0.27	0.68	0.40	0.37	0.03	0.10	0.56	0.42	0.84	0.82
全部樣品	0.00	0.07	0.05	0.01	0.06	0.06	0.00	0.00	0.42	0.00	0.29	0.39

若以樣點為區分，發現部分樣點土壤 CEC 值與 0.1M 鹽酸重金屬萃取量相關性較佳，對 Cd 在第 8 及 9 區的判定係數較高，對 Ni 在第 3 區的判定係數較高，對 Pb 在第 1、3 及 7 區的判定係數較高，對 Cr 在 2 區的判定係數較高，對 Zn 在第 3、8 及 11 區的判定係數較高，對 Cu 在第 3、7 及 11 區的判定係數較高。

檢視所有樣品發現，影響 0.1M 鹽酸重金屬萃取量的因素應實為全量濃度，並不能單純以 pH 或 CEC 之關係表示。因雖在同一樣點不同層次土壤其重金屬來源與量迥異，而 pH 及 CEC 變化則受其他如母質、質地或有機質複雜因素所影響。

由表 4 中土壤 pH 值及 CEC 與 0.1M 鹽酸重金屬萃取量/王水全量濃度之判定係數可以看出，若以所有樣品混合比較，不論土壤 pH 值或 CEC 與 0.1M 鹽酸重金屬萃取量/王水全量濃度之判定係數均極低 (0-0.42)，代表迴歸關係極弱，在樣點間或有其他因素影響二量之比例。但是若以樣點為區分，發現部分樣點土壤 pH 值與 0.1M 鹽酸重金屬萃取量/王水全量濃度相關性較佳，發現 pH 值與 Ni 在第 3、5、8 及 9 區的判定係數較高，Pb 在第 2、3 及 11 區的判定係數較高，Cr 在第 1 及 8 區的判定係數較高，Zn 在第 5 及 8 區的判定係數較高，Cu 在第 3 及 11 區的判定係數較高。

表 4. 土壤 pH 值及 CEC 與 0.1M 鹽酸重金屬萃取量/王水之判定係數 (R²)

採樣點	pH 值						CEC					
	Cd	Ni	Pb	Cr	Zn	Cu	Cd	Ni	Pb	Cr	Zn	Cu
1	0.16	0.02	0.37	0.60	0.04	0.19	0.09	0.45	0.21	0.05	0.54	0.26
2	0.06	0.55	0.71	0.46	0.20	0.52	0.04	0.09	0.21	0.88	0.27	0.06
3	0.21	0.76	0.67	0.14	0.45	0.62	0.34	0.71	0.73	0.02	0.72	0.74
4	0.32	0.01	0.16	0.56	0.60	0.47	0.05	0.00	0.03	0.20	0.01	0.05
5	0.03	0.98	0.27	0.44	0.95	0.43	0.49	0.04	0.37	0.77	0.01	0.31
6	0.10	0.00	0.17	0.01	0.01	0.00	0.53	0.24	0.52	0.06	0.12	0.14
7	0.05	0.36	0.50	0.41	0.00	0.21	0.00	0.00	0.51	0.55	0.00	0.66
8	0.11	0.80	0.29	0.81	0.71	0.08	0.89	0.36	0.40	0.00	0.43	0.46
9	0.00	0.79	0.53	0.33	0.47	0.33	0.66	0.26	0.22	0.07	0.10	0.11
10	0.31	0.31	0.01	0.40	0.54	0.12	0.01	0.39	0.29	0.01	0.33	0.51
11	0.50	0.20	0.69	0.55	0.03	0.85	0.60	0.16	0.50	0.44	0.02	0.34
全部樣品	0.00	0.06	0.01	0.00	0.06	0.09	0.00	0.00	0.01	0.00	0.07	0.00

若以樣點為區分，發現發現部分樣點土壤 CEC 值與 Cd 在第 8 及 9 區的判定係數較高，Ni、Pb 及 Zn 在第 3 區的判定係數較高，Cr 在第 2 及 5 區的判定係數較高，Cu 在第 3 及 7 區的判定係數較高。

(三) 植體重金屬全量濃度

根據報告 (Stoepler, 1992) 蕈類中常含 Cd 超過 200 mg/kg，一般草類則低於 1 mg/kg，樹葉中 Cd 含量在 0.01-2mg/kg。植體中 Hg 含量常在 0.1-9.5 mg/kg 之間，而樹葉中 Ni 含量低於 10mg/kg。遭受污染地區植體中 Pb 常高於 1000 mg/kg。

汞在植體中濃度範圍為 0.005-0.17 mg/kg，食品中的允許量為 0.5 mg/kg (鮮重) (林浩潭等，1992)，本研究調查中發現高都公園植體中無法測得汞 (表 5)，故採食植體應無汞過量之憂慮。植體中砷濃度範圍為 0.002-7 mg/kg，食品中無機砷的允許量為 5 mg/kg (鮮重)，高都公園中植體砷含量由 ND 至 1.2mg/kg 之間，採食植體亦應無砷過量之憂慮。第 9 號及第 10 號二背景樣區之植體中砷含量均低，部分樣區間差異存在 (表 6)，然含量與表土濃度並不一致，此應為植物種類及土壤分佈不同所致。

表 5. 調查樣區植體中重金屬全量平均濃度

樣區編號	種類	As	Hg	Ni	Pb	Cr	Zn	Cd	Cu
		mg/kg							
1	欖仁	0.47	ND	3.6	1.1	3.8	28	0.65	20
	榕樹	0.72	ND	2.1	0.59	4.3	35	0.59	6.4
	印度紫檀	0.56	ND	3.6	1.4	5.2	33	0.59	14
	一支香	0.69	ND	3.9	1.8	9.5	59	0.55	13
	咸豐草	0.66	ND	3.4	0.76	8.0	38	0.87	15
	野荳	0.43	ND	6.6	0.61	9.9	49	0.72	9.6
	長柄菊	0.46	ND	6.0	0.91	13	58	1.2	20
	大飛揚	0.41	ND	2.3	1.0	5.8	49	0.46	13
2	印度紫檀	0.26	ND	3.2	2.5	6.0	68	0.51	9.2
	掌葉蕨	0.34	ND	1.4	0.29	1.7	27	0.52	7.4
	火焰木	1.1	ND	3.2	2.6	12	110	0.70	20
	一支香	0.83	ND	3.0	1.5	11	84	0.75	17
	咸豐草	0.90	ND	2.1	1.5	8.3	63	0.61	18
	大飛揚	0.72	ND	1.1	0.83	11	49	0.51	11
	斗六草	0.67	ND	6.1	1.6	22	60	0.70	13
	欖仁	0.81	ND	5.5	0.96	8.4	58	0.57	13
3	印度紫檀	0.78	ND	3.2	1.8	6.5	63	0.74	11
	一支香	0.90	ND	8.0	2.2	13	100	1.3	22
	咸豐草	0.87	ND	4.8	1.0	14	51	0.56	17
	斗六草	0.99	ND	4.7	1.3	13	41	0.45	12
4	一支香	0.86	ND	3.5	2.1	6.0	75	0.55	18
	咸豐草	0.95	ND	2.8	1.1	4.2	45	0.88	10
	煉夾豆	0.51	ND	4.4	5.7	5.6	30	1.0	13
	斗六草	1.0	ND	8.4	3.0	66	56	0.47	11

表 5. 調查樣區植體中重金屬全量平均濃度 (續)

樣區編號	種類	As	Hg	Ni	Pb	Cr	Zn	Cd	Cu
		mg/kg							
5	榕樹	0.80	ND	3.5	0.66	5.9	39	0.66	8.7
	印度紫禮	0.84	ND	3.7	3.1	5.1	41	0.66	14
	黃槿	0.88	ND	4.7	1.1	6.1	37	0.42	15
	大葉桃花心木	0.80	ND	3.5	0.60	4.7	26	0.35	10
	茄苳(葉)	0.92	ND	5.1	0.73	3.7	40	0.34	6.2
	茄苳(果)	0.84	ND	4.1	0.78	1.8	20	0.36	6.3
	一支香	0.87	ND	5.2	1.9	11	67	0.71	22
	大飛揚	0.93	ND	4.4	1.3	8	77	0.50	15
	斗六草	0.75	ND	16	1.6	28	60	0.43	17
6	榕樹	0.79	ND	3.3	0.75	3.0	13	0.31	6.6
	菩提(葉)	0.77	ND	4.3	1.2	2.2	27	0.34	8.7
	菩提(果)	1.2	ND	2.4	0.58	1.6	22	0.31	14
	一支香	0.72	ND	7.1	1.8	7.9	54	0.75	23
	咸豐草	1.1	ND	7.5	1.4	28	48	1.3	22
	大飛揚	0.72	ND	5.4	1.4	17	51	0.50	15
	斗六草	0.78	ND	13	1.4	25	39	0.35	11
7	竹筍	0.42	ND	5.2	2.8	2.5	28	0.44	13
	咸豐草	0.88	ND	3.4	1.2	2.5	21	1.3	15
	野苧	0.66	ND	3.5	1.1	7.0	55	1.5	9.6
	台灣灰毛豆	0.82	ND	6.5	8.2	7.0	31	1.1	7.4
	龍葵	1.1	ND	8.9	1.9	12	58	1.3	18
	苦蕒	0.92	ND	7.2	2.4	16	130	0.74	32
8	竹筍	0.47	ND	6.2	2.2	2.0	30	0.42	11
	鳳凰木	1.1	ND	7.7	3.5	7.4	80	0.36	14
	咸豐草	0.72	ND	7.3	4.1	6.0	43	0.65	15
	野苧	0.92	ND	7.6	2.2	4.5	72	0.89	15
	斗六草	0.69	ND	13	6.8	15	37	0.35	14
	苦蕒	0.82	ND	14	3.5	19	97	0.47	21
	龍葵	0.22	ND	15	3.2	19	70	1.9	26
9	黑板樹	0.21	ND	7.6	2.0	3.9	17	0.39	6.8
	黃連木	0.57	ND	4.9	3.2	3.0	38	1.2	6.1
	茄苳(葉)	0.18	ND	8.0	3.0	3.0	33	0.60	8.1
	茄苳(果)	ND	ND	7.1	2.3	1.2	17	0.14	7.7
	一支香	0.25	ND	8.2	2.7	5.8	86	0.41	16
	咸豐草	0.24	ND	6.7	2.1	6.5	46	1.6	16
	斗六草	0.32	ND	7.0	1.8	5.9	90	0.50	11
	大飛揚	0.20	ND	10	2.9	14	44	0.90	14
10	黃槿	0.57	ND	5.7	1.6	3.3	20	0.84	9.5
	大葉桃花心木	0.59	ND	6.2	1.9	3.5	23	0.95	9.0
	一支香	0.52	ND	6.1	2.5	5.0	64	1.6	26
	斗六草	0.28	ND	14	2.6	20	34	1.2	25

ND: 低於偵測極限。

表 6. 採樣區間植體重金屬全量交叉分析 t-test 顯著差異表($P < \alpha = 95\%$)

	Pb	As	Ni	Cd	Cr	Cu	Zn
採樣區	1-8、1-9、1-10 2-8、3-8、3-9 5-8、5-9、6-8 6-9、6-10	1-3、1-5、1-6 1-9、2-9、3-9 3-10、4-10、5-9 5-10、6-9、6-10 7-9、8-9	1-8、1-9 2-7、2-8 2-9、3-8 4-8	5-7	3-9	8-9	無任一組合間差異顯著

*:1-2 代表第 1 號樣區植體重金屬全量與第 2 號樣區差異顯著。

樣品數分別為 8、6、8、8、4、9、8、4、8、9、4

一般植體鋅濃度範圍為 1-400 mg/kg，食品中的允許量為 1000-5000 mg/kg (鮮重)。高都公園植體中鋅濃度介於 13-130 mg/kg 之間，其中一支香及苦蕒含量較高，地區性植體含鋅量交叉分析均無顯著差異。

植體銅濃度為 5-20 mg/kg 間，銅在食品中的允許量為 100 mg/kg (鮮重)。高都公園植體中銅濃度介於 6-32 mg/kg 之間，樣區第 10、第 8 號樣區之植體平均濃度偏高，土壤 0.1 鹽酸萃取濃度以樣區第 5、第 11 及第 8 號樣區平均較高，與樣品中偏高者有一致性 (表 7)。銅含量高的植物種類有一支香及苦蕒。

表 7. 植體中重金屬濃度與 0-60 公分表層土壤 0.1M 鹽酸萃取濃度比值及其判定係數 (R^2)

樣區	Cd	Ni	Pb	Cr	Zn	Cu
1	49	2.5	0.26	18	0.81	1.1
2	43	3.9	1.0	390	35	5.3
3	31	6.9	0.55	99	19	4.1
4	54	6.3	1.0	360	9.0	2.0
5	23	1.5	0.33	8.7	0.68	0.32
6	22	8.0	1.6	23	9.8	3.6
7	47	8.7	0.31	16	6.7	2.5
8	110	19	0.59	31	7.1	1.7
9	74	13	0.74	22	4.7	0.64
10	230	14	0.51	27	11	4.0
RSQ	0.14	0.05	0.29	0.16	0.07	0.14

鎳在植體中一般濃度為 0.02-5 mg/kg，高都公園植體則介於 1.1-16 mg/kg 之間，第 5、第 8 及第 11 號樣區分佔超過 10 mg/kg 的 5/7，土壤 0.1 鹽酸萃取濃度以樣區第 5 及第 11 號樣區平均較高，與樣品中偏高者有一致性。植物種類以斗六草含量較高。

植體鉛濃度範圍在 0.2-20 mg/kg 間，食品中的允許量為 10 mg/kg (鮮重)。高都公園植體中鉛濃度介於 0.3-8.2 mg/kg 間，樣區第 8 及第 9 區植體平均偏高，土壤 0.1 鹽酸萃取濃度以第 11、第 5、第 8 及第 7 號樣區平均較高，與樣品中偏高者有一致性。交叉分析中第 8 及第 9 號樣區與其他地區植體中含量顯著有差異。

鉻的植體濃度是在 0.03-14 mg/kg，高都公園植體濃度於 1.2-66 mg/kg 間，第 3、第 6 及第 8 號樣區部分植體中濃度偏高，因在河道影響區。然交叉分析僅第 3 與第 9 號樣區顯著有差異。植物種類以斗六草含量較高。

一般植體中鎘濃度範圍為 0.1-2.4 mg/kg，食品中鎘的允許量為 0.5 mg/kg (鮮重)。高都公園植體濃度介於 0.3-1.9 mg/kg 間，第 7 號樣區偏高樣品比例高，與該區土壤中 0.1 M 鹽酸萃取濃度高有一致性。然交叉分析僅第 5 樣區與第 7 顯著有差異。

綜合而論，與土壤中 0.1M 鹽酸萃取濃度相比較，植體中重金屬鋅、銅、鎳、鉛、鉻及鎘濃度多比較高，重金屬在植體中有濃縮現象發生。

四、結 論

- (一) 高都公園前身為垃圾掩埋場，掩埋過程長達十數年，一般垃圾及事業廢棄物部分夾雜，掩埋歷史資料不易掌握。
- (二) 垃圾掩埋場經封閉移交後，又進行多次挖填方、設施施工及河道改道工程，部分表層 1.5 公尺覆土被翻攪，使得土壤複雜性增高。
- (三) 部分地區特定土層中重金屬或 pH 值偏高，地區性及層次間差異存在，疑是河道底泥所致。
- (四) 植體中重金屬濃度多較土壤中萃取濃度高，有濃縮現象。地區性差異存在部分重金屬間，植物種類差異亦偶而出現。
- (五) 高都公園第二期區域宜在設計規劃初即將最終掩埋層厚度予以確認並維持。

五、誌 謝

本研究係內政部營建署「八十七年度高雄都會公園環境長期監測基礎調查計畫-土壤與園區植體重金屬調查」委託研究案之部分研究成果，感謝高都公園在研究過程中之協助及王銀波、王敏昭、劉文徹及楊金鐘等教授提供寶貴意見。

六、引用文獻

- 王敏昭、王銀波、劉文徹、曾景山，1991。垃圾掩埋場覆土層之鹽類及重金屬境況，*中國農業化學會誌*，**29**: 203-211。
- 王銀波，1993。土壤品質基準-土壤重金屬含量分級基準之建立，行政院環保署，共 54 頁。
- 中華土壤肥料學會主編，1995。土壤分析手冊，共 489 頁。
- 朱海鵬、章莉菁、吳文娟，1992。台灣地區土壤重金屬含量現況之分析及探討，第三屆土壤污染防治研討會論文集，第 1-14 頁，台中。
- 台灣省農業試驗所，1981。作物需肥診斷技術，台中，共 254 頁。
- 林浩潭、李國欽、賴七仙，1992。台灣地區不同作物對土壤中重金屬吸收之探討，第三屆土壤污染防治研討會論文集，第 293-308 頁，台中。
- 李國欽，1987。台灣地區土壤重金屬含量調查總報告 (三)，南部地區、嘉義縣、台南縣、高雄縣、高雄市、屏東縣，EPA 044780569，行政院環保署。

- 李國欽，1994。以台灣地區作物及食物中重金屬含量評估土壤中重金屬臨界濃度，土壤品質基準-土壤重金屬含量分級基準之建立，行政院環保署。
- 李達源，1995。土壤質地，土壤分析手冊，中華土壤肥料學會主編，第 65-80 頁。
- 行政院環保署環檢所，1993。專案計畫品保規劃書撰寫指引，共 26 頁。
- 行政院環保署環檢所，1994。土壤檢測方法彙編，行政院環境保護署。
- 吳先琪、吳曉芬，1997。污染土壤之危害分析，第五屆土壤污染防治研討會論文集，台北，第 119-142 頁。
- 陳尊賢、李國欽，1991。民國七十六至七十九年台灣地區土壤中重金屬含量調查資料參考手冊 (高雄縣市)，行政院環保署，共 92 頁。
- 陳尊賢，1994。台灣地區農田土壤中八種重金屬含量與監測、管制濃度值之訂定，土壤品質基準-土壤重金屬含量分級基準之建立，第 4-8 頁。
- 浩宇工程顧問股份有限公司，1995。高雄都會公園二期興建基地作為森林公園植栽技術研究。
- 高雄市政府環境保護局，1997。高雄市八十六年度土壤污染調查計畫期終報告，高雄共 105 頁。
- 高雄市野鳥學會，1997。高雄都會公園一、二期環境長期長期監測調查土壤調查計畫，共 113 頁。
- 嚴式清，1995。可溶性鹽份，土壤分析手冊，中華土壤肥料學會主編，第 205-210 頁。
- 劉文徹、曾景山、王百祿、陳健夫、謝德上、陳芳、李松吾，1994。台灣都市垃圾衛生掩埋場對環境影響之評估，*台灣糖業研究所研究彙報*，**143**: 1-25。
- 劉原宏、李芳胤、廖秋榮，1997。幾種台灣土壤對銅與鎘吸附性之探討，*中國農業化學會誌*，**35**: 671-682。
- Alloway, B.J.(ed), 1990. *Heavy Metals in Soils*, John Wiley & Sons, Inc., NY. 339pp.
- Fergusson J.E., 1989. *The Heavy Elements, Chemistry, Environmental Impact and Health Effects*, Pergamon Press, New Zealand. 614pp.
- Stoeppler, M.(ed), 1992. *Hazardous Metals in the Environment*, Elsevier Sci. publishers, The Netherlands. 541pp.

Investigation on Heavy Metals in Soils and Plant Tissues of Kaohsiung Metropolitan Park

Jy-Gau Sah

(Manuscript received 16 July 1998 ; accepted 11 September 1998)

ABSTRACT: Kaohsiung metropolitan park is a land-reused pattern of closed sanitary landfill site in Taiwan. Under the soil layer, there are tenth meters of rubbish and industrial waste. Sludge from button of nearby canal, which upper reaches is industrial zone, was mixed with final cover. Affecting area is around 40,000 m². During the park's construction, 1.7 million m³ soil was cutting and banking. All those operation influenced the topsoil's characteristic. The object of this study is to observe the moving and fate of heavy metals and salts in soil and plants. Results from soil texture indicate that soils with similar texture are come from same sources. Rubbish layer is firm, which makes water hardly leaching down. The changes of soil pH between layers are high in some zone in which 4 units pH difference appears in 30 cm soil's layer. The highest soil conductivity difference between layers is 1,300 μ mho/cm. Fertilizing made half of the zones have higher conductivity in upper layer. Soluble salts concentrated in layers 60-120cm of background point is caused by its bed draining condition. Total As and Hg in soils are all lower than the suggesting background upper level. Zn, Cu, Pb and Cd concentration between some layers are high, and some of them are even higher than suggesting background upper level. Ni and Cr in soils are all lower than the suggesting background upper level. Plant tissues' Hg concentrations are all non-detectable. As, Zn, Cu, Ni, Pb, Cr and Cd contents in plant tissue are ranged from ND-1.2, 13-130, 6-32, 1.1-16, 0.3-8.2, 1.2-66 and 0.3-1.9mg/kg respectively. Comparing heavy metals in plants with 0.1M HCl extractable in soils, Zn, Cu, Ni, Pb, Cr and Cd contents in plants are higher than in soils. Bioaccumulation is happened herein.

KEYWORDS: Heavy Metals, Kaohsiung Metropolitan Park.

野火影響環山地區植群之研究

陳明義^(1, 2)、施纓煜⁽¹⁾

(收稿日期：1998年8月12日；接受日期：1998年10月1日)

摘 要

追蹤火燒存活木的年輪得知，環山地區的台灣二葉松 (*Pinus taiwanensis* Hayata) 森林在近廿年間至少曾發生3次林火。最近一次火燒發生於1995年12月，不具萌櫟能力的台灣二葉松平均致死率為73.1%；闊葉樹大多由地際再萌櫟，僅1.6%死亡。火燒後的上木組成隨火燒強度及原植群類型而不同；地被雖隨上木組成及海拔高而有些許差異，然皆以高山芒 (*Miscanthus transmorrisonensis* Hayata) 及鬚大蕨 (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn subsp. *wightianum* (Wall.) Shieh) 最為優勢，其中鬚大蕨具明顯的季節性消長。火燒後台灣二葉松之天然下種量，可能與種子來源有關；幼苗的萌發及死亡與月降水量、微環境等有關。本區若長期不再發生火燒，海拔較低的地區，台灣二葉松終將被殼斗科及樟科等闊葉樹所取代；海拔較高的地區，可能演替為針闊葉樹混交林。唯未來人為干擾可能更為頻繁，火燒週期或將縮短，而使本區停留草地景觀。

關鍵詞：環山，台灣二葉松，林火。

一、前 言

野火是森林生態系的一項重要干擾因子。台灣地區的林火大多是人為活動所引起，大甲溪上游流域林火發生尤為頻繁 (林朝欽, 1993)。大甲溪上游多為台灣二葉松 (*Pinus taiwanensis* Hayata) 森林，台灣二葉松為火災適存樹種，因其易燃性、枯枝葉腐化緩慢、易累積燃料等因素，而引發週期性火燒 (劉榮瑞、蘇鴻傑, 1978)。隨著社會經濟的快速變遷以及全球氣候的變化，未來的環境將更有利於林火發生，因此對於林火所產生的問題值得加以重視，特別是在國家公園地區。

雪霸國家公園環山地區之台灣二葉松林，為台灣省林務局於1968至1975年間，配合聯合國補助之林相變更計畫所栽植，後歷經多次火燒及復舊造林。近年曾分別於1994年12月及1995年12月發生大火，共計燒燬約350公頃的林地。本研究調查環山地區1995年12月火燒跡地 (大甲溪事業區第22、23林班) 之林火發生歷史、林木受害情形、萌櫟特性、天然下種及植群消長，並探討火燒後之演替模式，以作為國家公園經營之參考。