

鎘污染農地植生復育案例研析

張根穆、柯顯文

桃園縣政府水務局衛生工程科科長、股長

羅奕晟

桃園縣政府環境保護局水保科

陳尊賢、張顥嚴、黃泰祥

國立臺灣大學農業化學系特聘教授、碩士助理、碩士班研究生

范康登、洪源駿、謝彩虹

傑美環境工程顧問公司總經理、經理、工程師

摘 要

植生復育技術為受重金屬污染農地之整治工法中可考量的選項，此工法在某些可容許較長整治期程場址有其優勢，本文即評估國內某場址之植生復育可行性，並針對該場址規劃合宜之植生整治技術。於場址中針對現地植物進行採樣分析，篩選出對於鎘污染具高吸收效率之植種，福木即本文中所規劃的植生復育植種，根據評估結果得知，現地福木經 3 年栽種後可生長至約 2 公尺，每植株(約 6.45 公斤)體內可吸附 211 mg 的鎘，而福木實際栽種密度可達 0.5 公尺之間距，經估算每公頃之園區約可種植 30,000 株植體，在此規劃下經推算後得知種植福木之鎘去除率約可達 1.8 公斤/年/公頃，以平均鎘污染濃度達 10 mg/kg 需移除污染總量 54 公斤/公頃之場址而言，約需 22 年的整治時間方可達到整治目標。本案例規劃中亦針對需植生復育整治之區域進行分區，將可讓民眾接觸及限制之區域分別出來。植生復育區域之分區原則係參考各地號之健康風險評估結果而來，由風險分析結果可知，主要之風險暴露途徑為土壤誤食，因此建議超過可接受風險值之地號以警示標語避免民眾與污染土壤的接觸，或以一般公園用之圍籬限制民眾之進入；同時限制區內之工作人員口罩防護或對工作人員進行職前安全衛生教育，避免誤食土壤之情況的發生。



一、前 言

土壤復育技術若就污染物處理型態與場址關係劃分，可分為現地（in-situ）、現場（on-site）與離場（off-site）三種。受重金屬污染場址則需考量污染種類之毒性，一般而言受高毒性之鎘、鉛重金屬污染農地常以酸洗法進行污染改善，而受較低毒性之銅、鋅、鉻、鎳等重金屬污染農地則常利用翻轉稀釋法進行污染改善工作。

翻轉稀釋法為常見快速及經濟之整治方法，惟考量的因素為所需稀釋之土方量，在該地號是否充足。其他土壤重金屬整治方法則有排客土法、酸洗法、植生復育法及電動力法等。而排列之優先順序將以技術之難易與經費之高低為主要考量。當然在處理時間的長短與時效上亦需納入考量之因素。例如植生復育方法，為經濟之重金屬污染整治方法，惟在時效上或會影響土地使用之規劃。

植生整治技術是一個創新的概念，是「植物」與「自然」兩大主軸，來處理土壤中有害廢棄物。但是綠色植生整治技術也有其限制，必須考慮「時間」與「資源」這兩大因子，方能夠為一般大眾傳統想法所接受，最終目標是希冀能節省管理者的成本。在全世界，以綠色植生整治技術清除土壤污染物的應用，已超過兩百多個地區。綠色植生整治技術為一以自然為基礎的方法，探討其於廢棄地與褐地的效率與優勢，是近年來研究目標。相關研究自 1990 年代起，自此之後其應用於臺灣土壤污染區日漸增加(Hseu et al., 2010; Lai and Chen, 2004, 2005, 2006, 2007, 2009; Lai et al., 2008, 2010a, 2010b; Lin et al., 2010)。隨著應用及成功案例數量，與相關資訊的增加，其優勢也越顯而易見，使得綠色植生整治技術已成為環工領域處理土壤污染的未來發展方向之一。

二、植生復育可行性評估之方法

本文以國內某縣市鎘污染場址之整治規劃為案例，研討植生復育之實務應用，本案例在規劃植生復育適用之植種時，為了提高植生復育的可行性，除了需要考慮植種重金屬之吸附能力外，植種可耐重金屬之性質同時相當重要，該因素會直接影響植生復育的成效及其成本，故本案例規劃植生復育之選用植種時，除了收集文獻篩選有效吸附重金屬之樹種外，同時亦考慮於污染農地現地生長之植種，因現地之植種具有可耐重金屬性及可於現地大量栽種等優勢。另外，在規劃植生復育時，將列管農地之整治與再利用方案融為一體，即在植生復育期間亦同

時考量其土地利用之方式。因此本植生復育之可性分析包括現地植體採樣配置、現地植體分析以及植生復育園區之健康風險影響評估，以提供本案例規劃場址後續整治及再利用規劃之參考依據。

(一)植體採樣配置

為了解污染區現地植體吸附重金屬之情況，針對植生復育地號內優勢植體之採樣及分析。植體採樣之配置方法為先將調查區域分成高、中及低濃度三區，再分別於各區域上採集其優勢之草本植物及木本植物、選取之對象以正常植體為優先、畸形及受傷害的植體不取、木本植體分別選取三棵胸徑為大、中及小之植體為樣木。圖 1 為本案例中土壤鎘污染濃度之分佈圖，圖 2 為本案例不同植體採樣之相對位置圖。現地調查本案例地號內的優勢的木本植物主要為福木、小葉欖仁及黑板樹等，優勢之草本植物為大花咸豐草、單花蟛蜞菊及五節芒等，分別採集上述優勢植種之地上部植體、地下部植體以及根部附近之土壤進行比對分析，以了解植物各部位對重金屬之吸收情況。

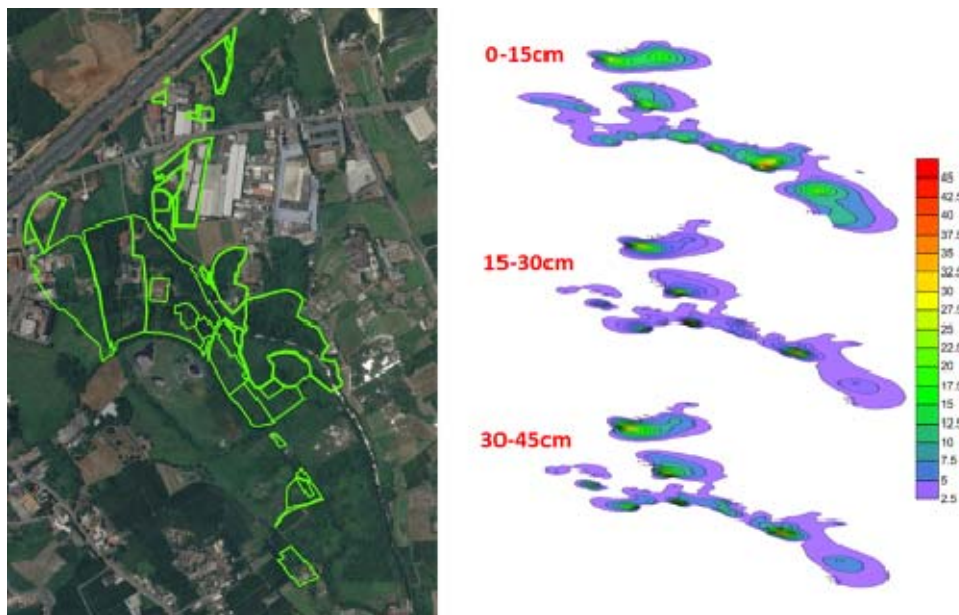


圖 1 本案例區域鎘污染濃度分佈圖



(二)植體分析方法

1. 植體樣品前處理：本規劃之植體分析試驗參考 Rahman (2007) 之方法，將採收之植體樣品先用自來水沖洗三次後，之後將根取出再用去離子水沖洗三次，並用衛生紙將其多餘的水分吸乾，送入烘箱烘乾(60°C，72 小時)，將烘乾之樣品研磨粉碎。
2. 植體樣品重金屬分解：取 0.5 g 粉碎之植體樣品於 100 mL 長分解管，加入 5 mL 濃硝酸，靜置過夜。接著於 60°C 下加熱 1 小時，冷卻後加入 2 mL 濃過氯酸，再逐漸升溫至 160°C，使樣品消化直到過氯酸的濃白煙出現。冷卻後，將分解液以去離子水定量至 25 mL，再以 0.45 μm 濾膜過濾。以上述方法分別收集不同植物體不同部位樣本之分解溶液。
3. 分解液之重金屬含量分析：最後將植體分解液分析其分析方法與環檢所公告之土壤萃取液之重金屬分析方法相同(檢測方法為 NIEA S321.63B)。以感應耦合電漿放射光譜分析儀(Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry, ICP-OES) (Perkin-Elmer, Optima 2000 DV) 測定鎘濃度。分解測定過程亦設置空白操作與樣品重複操作(重複樣品相對差異百分比須介於 80–120%)，並同時分析植物體國際標準品 NIST SRM 1573a (回收率須介於 80–120%)，確保分析數據品質。



圖 2 本案例植體採樣之點位之相對位置

(三)場區危害性評估

健康風險評估是用來估計民眾暴露於危害物質時，所可能承受不良健康效應的科學工具；評估的結果可作為褐地利用可行性之參考依據，本規劃地號於植生復育的整治過程中，其整治場址未來可能開發為綠色生態教育園區，因此，健康風險評估的結果亦可作為規劃園區之參考依據。健康風險評估主要包括四個步驟：(1)危害界定(Hazard identification)、(2)劑量反應評估(Dose-response assessment)、(3)暴露量評估(Exposure assessment)及(4)風險特性描述(Risk characterization)。

1.危害界定

危害界定之目的在於確認風險評估中關切之污染物及其危害之對象為何。依據本案例地號土壤重金屬之分析結果，部分地號其鎘、鉻、銅、鉛及鋅等五種金屬之濃度明顯高於環保署土壤監測標準。因此風險評估中以此五種金屬為評估之污染物，而危害對象則界定為當地從事耕作之農民。

在美國環保署對於污染物的分類中，鋅及銅被歸類為非致癌性化學物質，而鎘及鉻則被歸類為致癌性化學物質(U.S.EPA, 2002)。因此本案例將計算五種金屬對人體之非致癌性風險，及鉻、鎳對人體之致癌性風險。另外，由於資料的限制及評估模式的簡化，本案例假設金屬進入人體之途徑為誤食土壤、呼吸吸入及皮膚接觸等三種，且所有金屬污染皆來自表土。

2.曝露量評估

為瞭解金屬污染對人體危害之可能性，表 1 為分別在三種不同暴露途徑下，人體吸收土壤中金屬污染物質之計算方式，表 2 為其輸入之參數及其參數意義。



表 1 不同暴露途徑所造成之金屬暴露量

暴露途徑	金屬暴露量(mg/kg/day)	參考來源
呼吸吸入	$EXP_{inh} = \frac{C_{atr} \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT}$ $C_{atr} = \frac{CS \times P_g \times W \times CF}{U_{atr} \times \delta_{atr}}$	USEPA, 2002
皮膚接觸土壤	$EXP_{abs} = \frac{CS \times AF \times ABS \times SA \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT}$	USEPA, 2002
誤食土壤	$EXP_{ing} = \frac{CS \times IR \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT}$	USEPA, 2002

表 2 不同暴露模式中各參數之符號、輸入值、單位及來源

參數名稱	參數代號	輸入值	單位	參考來源
(關切物質)於空氣中濃度	C_{atr}	視場址而定	mg/m ³	由公式計算
呼吸速率	IR	17.14	m ³ /day	
曝露頻率	EF	200	day/year	農地工作頻率
曝露週期	ED	30	year	USEPA(2002)
體重	BW	60.9	kg	Jang et al.(2006)
計算平均值之時段	AT	70×365(致癌) 30×365(非致癌)	day	USEPA(2002)
(關切物質)於土壤中濃度	CS	視場址而定	mg/kg	現地土壤分析 結果
揚塵逸散速率	P_g	6.90×10 ⁻¹⁴	g/cm ² -sec	ASTM 1995
污染源之最大寬度	W	1500	cm	ASTM 1995
污染源上方風速	U_{atr}	510	cm/sec	USEPA
污染源上方空氣混合高度	δ_{atr}	200	cm	ASTM 1995
轉換因子	CF	1000	cm ³ -kg/m ³ -g	ASTM 1995
土壤對皮膚之附著參數	AF	0.3	mg/cm ² -event	USEPA(2002)
吸收參數	ABS	0.005		USEPA(2002)
皮膚可接觸之平均表面積	SA	5700	cm ²	USEPA(2002)
接觸次數	EV	1	event/day	USEPA(2002)
攝食速率	IR	50	mg/day	USEPA(2002)

3.劑量-效應評估

本案例中所考慮之參考劑量(Reference dose, RfD) (mg/kg/day)及斜率因子(Slope factor, SF) (kg-day/mg)值以美國環保署公佈之標準值為依據(U.S. EPA, 1997)，但由於目前台灣暴露族群之平均體重為 60.9 公斤，必須以下式加以修正。

$$\text{修正值} = \text{標準值} \times \left(\frac{\text{BW}}{70} \right)^{\frac{1}{3}}$$

4.風險特性描述

(1)非致癌風險

依據美國環保署所公佈之風險評估流程，化學物質對人體之非致癌風險(HQ)可以下式計算(USEPA, 1996)

$$\text{HQ} = \text{EXP}_{\text{total}} / \text{RfD}$$

式中 HQ 為危害商數(Hazard quotient)，EXP_{total} 則為所有暴露途徑所造成人體暴露量之總合。當 HQ 大於 1 時表示有顯著之非致癌性風險；而 HQ 小於 1 時則無顯著之非致癌風險。

(2)致癌風險

依據美國環保署所公佈之風險評估流程，化學物質對人體之致癌風險(TR)可以下式計算(U.S. EPA, 1996)

$$\text{TR} = \text{EXP}_{\text{total}} \times \text{SF}$$

式中 TR 為人體暴露於致癌物質所造成之終生致癌風險。一般而言，當 TR 大於 10⁻⁶時表示有顯著之致癌風險；而 TR 小於 10⁻⁶時則無顯著之致癌風險。

三、植生復育之可行性評估結果與規劃案例

(一)植體對重金屬之吸收量

因本案例地號中主要污染物為重金屬鎘，因此本案例則針對植體中鎘之含量進行討論。針對植體對重金屬鎘吸收量的部分，對比各植體各部位和土壤中重金屬鎘之濃度可知，本案例採樣之植體，其體內鎘的濃度均大於該點位土壤之濃度，木本植物如圖 3 所示，草本植物如圖 4 所示。木本植物中以



福木之吸收濃度最為顯著，苦楝次之；草本植物中以大花咸豐草之吸收量最為顯著，且其吸收量隨土壤中鎘濃度的上升而上升，單花蟛蜞菊次之。其中福木已接近超累積植物對重金屬鎘之吸收濃度，因此福木用於受鎘污染農地之植生復育工法相對可行。

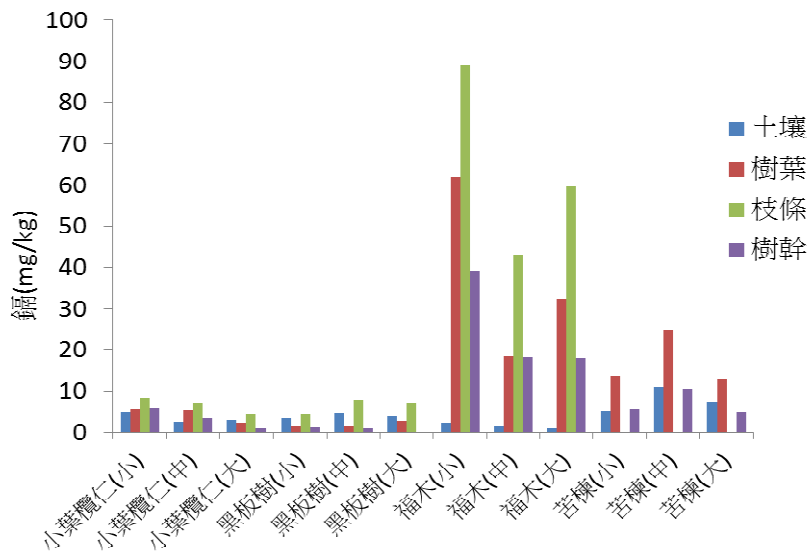


圖 3 本案例區域木本植體重金屬鎘之濃度分析

(二)福木對污染區鎘之累積量與生物量

為進一步的了解及量化福木對重金屬鎘的吸收情況，本案例分別調查前述採樣福木的生物量，以換算每棵福木之總累積量。生物量之調查方法為分別秤取福木各部位之鮮重，配合實驗室分析各部位之含水率換算每棵福木對鎘之總吸收量。以生物調查量之結果換算為不同徑級之福木各部位之累積量，進而推估每棵福木之總吸收量，如表 3 所示。

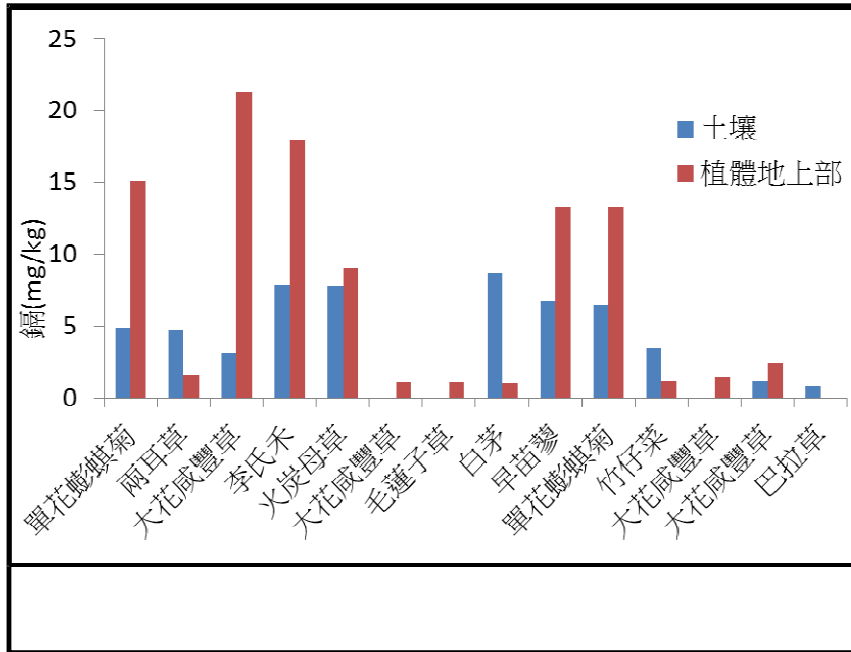


圖 4 本案例區域草本植體重金屬鎘之濃度分析

表 3 各徑級福木各部位鎘之吸收 累積量

		福木(3) ^α	福木(4) ^α	福木(7) ^α
樹幹	Wt (kg)	2.20	3.64	13.3
	Conc.(mg/kg)	39.3	18.1	18.0
	鎘移除量(mg)	40.3	34.8	129
枝條	Wt (kg)	0.96	1.54	4.04
	Conc.(mg/kg)	88.9	43.2	59.7
	鎘移除量(mg)	34.4	32.8	108
樹葉	Wt (kg)	1.15	1.70	3.70
	Conc.(mg/kg)	62.0	18.4	32.4
	鎘移除量(mg)	23.2	12.3	40.6
樹根	Wt (kg)	2.16	2.70	8.40
	Conc.(mg/kg)	101	34.7	39.1
	鎘移除量(mg)	113	46.8	145
總鎘移除量 (mg/plant)		211	127	426

α:胸徑(DBH)單位 cm。



(三)不同植體之效益評比與建議方案

由前述各植體對鎘吸附量之數據可知，不同植體對鎘吸收量之差異性極大，因此植體的選用與整治時效有直接之關係，表 4 為不同植體對鎘吸收情況的比較，單位植體之吸收量雖可比較各植體之整治效果，但不能真正的反映真正整治時之情況，因此本案例分別針對不同植體每公頃可栽種的數量、每次收割植體之時間間隔等，計算出每公頃種植該植體時每年可移除重金屬鎘量。由表 4 可知，大花咸豐草每年每公頃吸收鎘的量最高，但此植體為台灣常見的雜草，並無任何的經濟效益及無碳低換權等間接效益，因此不符合零成本整治之最終目的。

表 4 不同植體對鎘之吸附情況

植體	土壤平均濃度	植體之吸收量	單位面積植體 每年之吸收量	參考來源	
	mg/kg	mg/plant	g/ha		
木本植物	福木	20.0	211	1790 ^[1]	本案例
	白楊樹	-	-	1000	Pietrosanti et al., 2008
草本植物	大花咸豐草	3.10	21.2	11300 ^[2]	本案例
	孔雀草	12.6	0.42	224 ^[2]	80 年環保署
	五彩石竹	12.6	44.4×10 ⁻³	23.8 ^[2]	「土壤改善方
	美女櫻	12.6	73.5×10 ⁻³	39.4 ^[2]	法之研究(一)」

註 1：以每公頃種植 30,000 棵福木，每三年收割植體一次計算。

註 2：以每公頃種植 76,500 株，每年收割植體七次計算。

福木每年每公頃鎘吸收量佔第二位，與其他植體相比，福木有一定之經濟性，可作景觀用之樹木出售，且其三年可採收一次，藉由相關業者與農戶的訪談可了解，目前福木於內銷及外銷上均有一定之銷售量，因此其整治費用將有機會回收。意即在提升整治的經濟效益下，又可有效的降低農地鎘污

染。另外，由於本規劃採樣分析之福木，本來就生長於鎘高濃度土壤污染區(該區最高鎘之濃度為 41.3 mg/kg)，故可推斷福木為可耐高濃度重金屬鎘污染之植體。因此用於本規劃之植生復育時，相對其他忍耐重金屬能力有限的植體，可大幅提高樹木的存活率，即可節省植生復育時之栽種成本及提高整治效率。

(四)以福木進行植生復育之規劃案例

表 5 為本案例各地號以植生復育整治期程之估算表，本案例區域之鎘污染濃度頗高，平均濃度介於 10~15 mg/kg (達管制值 2~3 倍)最高達 46 mg/kg (達管制值 9.2 倍)，而單位面積需移除污染量介於 0.34~128 (kg/ha)，由於採行植生復育法，所以整治之機制為每單位面積植體之移除總量，部分單位面積需移除污染量過高區域則須先由水平翻土降低單位面積需移除之污染量，才能進行整治復育；而其餘較低污染地區土地則可直接執行植生復育，預估所需時程介於 1-29 年，其中，本案例中三分之一之面積可於 6 年內完成整治工作，三分之一可於 9 年內完成，剩餘的三分之一因污染程度較為嚴重，整治之期程也在 30 年以內，詳細計算結果如表 5 所列。

(五)植生復育園區之分區規劃

1. 風險影響之主要途徑

若土壤污染風險以誤食土壤、土壤逸散、皮膚接觸三種途徑，總風險為此三途徑風險之總和，園區工作人員風險影響評估之計算結果如表 6 所示，土壤非致癌總風險約為 2.76，由於其值大於 1，因此有非致癌風險之存在。土壤中以銅所造成的風險所佔比例最高，為總非致癌風險之 85%，另外以誤食土壤之暴露途徑為主要之風險來源，由誤食土壤而導致之非致癌性風險，佔三種途徑總非致癌風險之 98%。

土壤在致癌風險的部分，以鎘所造成的風險值 3.6×10^{-6} 為最高，佔了總風險的 74%，雖超過了較保守的可接受風險之設定值(1×10^{-6})，不過也有國家或組織把可接受風險設在(1×10^{-4})，則鎘所造成的風險就還在可以接受的範圍內，其餘重金屬之致癌風險皆小於 1×10^{-6} 。如果以環境介質來看，以誤食土壤所造成的致癌風險最大，佔三種途徑總風險的 87%，皮膚接觸次之，佔總風險之 13%。



表 5 本案例各地號整治期程估算表

地號編號	單位面積需移除量 (kg/ha)	期程(年) ^[註 1]	地號編號	單位面積需移除量 (kg/ha)	期程(年) ^[註 1]
fram1	0.3	0.2	fram20	15.7	8.9
fram2	0.5	0.3	fram21	17.1	9.7
fram3	1.5	0.9	fram22	17.7	10.1
fram4	2.4	1.4	fram23	18	10.2
fram5	2.9	1.6	fram24	18.2	10.3
fram6	3.9	2.2	fram25	18.4	10.5
fram7	4.8	2.7	fram26	18.8	10.7
fram8	5.3	3	fram27	20.2	11.5
fram9	5.4	3.1	fram28	24.9	14.1
fram10	6	3.4	fram29	31.2	17.7
fram11	7	4.0	fram30	33.3	18.9
fram12	7.5	4.3	fram31	128.3	20.4 ^[註 2]
fram13	8.5	4.8	fram32	40.5	23
fram14	11.9	6.8	fram33	1.7	26.1 ^[註 2]
fram15	12.9	7.3	fram34	81.9	26.1 ^[註 2]
fram16	14.2	8.1	fram35	49.7	26.1 ^[註 2]
fram17	14.2	8.1	fram36	86	26.9 ^[註 2]
fram18	14.9	8.5	fram37	51.1	29.1
fram19	15.4	8.7	fram38	55	31.2

註 1：鎘之移除量以 1.796 kg/yr/ha 計，其中移除量以每公頃種植 30,000 棵福木，存活率為 85%，每三年收割植體一次，每棵福木之吸附量為 211 mg/plant 計算，即種植福木每年每公頃之移除量可達 1.796 kg/yr/ha。

註 2：部份地號因污染濃度較高，因此需經翻土後再進行植生復育。

表 6 土壤污染所造成的風險分析

關切物質	誤食土壤	土壤逸散	皮膚接觸	總風險	所佔百分比
非致癌風險					
鎘	2.02E-02	2.828E-05	4.04E-03	2.43E-02	2.3%
鉻	5.78E-02	2.426E-05	1.16E-02	6.94E-02	6.5%
銅	9.09E-01	1.29E-06	7.98E-03	9.17E-01	85%
鉛	NA	NA	NA	NA	NA
鋅	6.19E-02	NA	3.09E-06	6.22E-02	5.8%
風險值	1.01E+00	5.38E-05	2.36E-02	1.07E+00	
佔總風險的百分比	98%	0.1%	2.0%		
致癌風險					
鎘	3.00E-06	1.816E-10	6.00E-07	3.60E-06	74%
鉻	NA	1.391E-08	NA	1.39E-08	0.3%
銅	NA	NA	NA	NA	0.0%
鉛	1.19E-06	1.73E-08	1.49E-08	1.22E-06	25%
鋅	NA	NA	NA	NA	NA
風險值	4.19E-06	3.14E-08	6.15E-07	4.84E-06	
佔總風險的百分比	87%	0.7%	13%		

NA：缺乏參考劑量或斜率因子

2. 本案例之分區規劃

本案例植生復育之區域將規劃為鎘污染整治之示範園區，部分區域也將與業界合作規劃為綠色生態教育園區，其中包含可供民眾休憩之區域，因此本團隊針對需植生復育之整治區域進行分區，將可與民眾接觸及限制之區域分別出來。

植生復育區域之分區原則為前述危害性評估之方法，分別對各植生復育地號進行危害性評估，在土壤非致癌性風險部分，僅 1 筆地號有非致癌性之風險存在，主要的風險值來自含高濃度銅土壤之誤食；而在致癌性風險部分，15 筆地號有致癌性風險存在，主要的風險值來自含高濃度鎘土壤



之誤食。

本案例將有風險存在之地區域規劃為植生復育之限制區域，因其主要之風險暴露途徑為土壤誤食，因此本案例建議超過可接受風險值之地號以警示標語避免民眾與污染土壤的接觸，或以一般公園用之圍籬限制民眾之進入；同時限制區內之工作人員口罩防護或對工作人員進行職前安全衛生教育，避免誤食土壤之情況的發生；反之，不存在危害性風險之區域，則不需要有限制民眾活動之作為。



圖 5 本案例植生復育園區之分區示意圖

四、結 論

近年來，植生復育技術需已被認為為可行且成本低廉之整治技術，但始終未能成為主流或被廣泛推廣之技術，其原因可概括為：(1)大部份文獻中有效吸收重金屬之植體為草本植物，若以其進行植生復育，則已吸收重金屬之植體處理費高，因此很少應用在大面積之污染場址中；(2)植生復育之時間過長，難以符合實際之需求。

本案例中污染場址，規劃以福木進行植生復育之污染改善工作，而福木為可販售之景觀樹木，且每年可有固定之銷售量，可達到回收整治經費之目的；且由於高密度的種植下(以往植生復育之栽種密度約為 3,000 棵/公頃，本案例福木之栽種密度可達 30,000 棵/公頃)，更大幅提升整治效益而縮短整治期程，本案例中三分之二面積之區域可於 3~9 年間完成整治。另外，本案例將污染農地之整治與再利用方案融合，建立植生復育生態園區，輔以風險評估對園區進行分區規劃，在整治下兼具綠地造景及提供民眾休憩功能，於整治污染農地的同時達到土地適當利用之目的。

參考文獻

1. 行政院環境保護署，1991，「土壤改善方法之研究(一)」。
2. 陳尊賢，2003，受重金屬污染農地土壤之整治技術與相關問題分析。
3. 賴鴻裕，陳尊賢，2005，污染農地土壤之整治技術探討，污染農地土壤整治後地力回復研習會。
4. 賴鴻裕，陳尊賢，2004，鎘鋅鉛交互作用對五彩石竹植生萃取多種重金屬污染土壤之影響。
5. 行政院環境保護署，2006，彰化縣農地污染控制場址現地植生復育重金屬污染土壤之可行性評估計畫。
6. 行政院環境保護署，2006，土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法及撰寫指引。
7. 郭書吟，2006，以雜草吸收受污染土壤中重金屬之探討。
8. 楊磊，2006，以植物修復技術處理遭受重金屬鎘污染土壤之研究。
9. Hseu, Z.Y., S.W. Su, H.Y. Lai, H.Y. Guo, T.C. Chen, and Z.S. Chen. 2010. Remediation techniques and heavy metals uptake by various rice varieties in metals-contaminated soils in Taiwan: New aspects for food safety regulation and sustainable agriculture. *Soil Science and Plant Nutrition* 56: 31-52.
10. Lai, H.Y., S.W. Chen, and Z.S. Chen. 2008. Pot experiment to study the uptake of Cd and Pb by three Indian mustards (*Brassica juncea*) grown in artificially



- contaminated soils. *International Journal of Phytoremediation* 10: 91-105.
11. Lai, H.Y., Z.Y. Hseu, T.C. Chen, B.C. Chen, H.Y. Guo, and Z.S. Chen. 2010a. Health risk-based assessment and management of heavy metals-contaminated soil sites in Taiwan. *International Journal of Environmental Resources and Public Health* 7: 3595-3614.
 12. Lai, H.Y., K.W. Juang, and Z.S. Chen. 2010b. Large-area experiment on uptake of metals by twelve plants growing in soil contaminated with multiple metals. *International Journal of Phytoremediation* 12: 785-797.
 13. Lai, H.Y., and Z.S. Chen. 2004. Effects of EDTA on solubility of cadmium, zinc, and lead and their uptake by rainbow pink and vetiver grass. *Chemosphere* 55: 421-430. (NSC 91-2621-B-002-003)
 14. Lai, H.Y., and Z.S. Chen. 2005. The EDTA effect on phytoextraction of single and combined metals-contaminated soils using rainbow pink (*Dianthus chinensis*). *Chemosphere* 60: 1062-1071. (NSC 91-2621-B-002-003)
 15. Lai, H.Y., and Z.S. Chen. 2006. The influence of EDTA application on the interactions of cadmium, zinc, and lead and their uptake of rainbow pink (*Dianthus chinensis*). *Journal of Hazardous Material* 137: 1710-1718. (NSC 91-2621-B-002-003)
 16. Lai, H.Y., and Z.S. Chen. 2007. Multi-dose applying EDTA to decrease the potential groundwater contamination using rainbow pink (*Dianthus chinensis*) for enhanced phytoextraction. *Desalination* 210: 236-247.
 17. Lai, H.Y., and Z.S. Chen. 2009. In-situ selection of suitable plants for phytoremediation of multi-metals contaminated sites in central Taiwan. *International Journal of Phytoremediation* 11: 235-250.
 18. Lin, C.C., H.Y. Lai, and Z.S. Chen. 2010. Bioavailability assessment and accumulation by five garden flower species grown in artificially cadmium-contaminated soils. *International Journal of Phytoremediation* 12: 454-467
 19. USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1996. Risk-based concentration table. U.S. Environmental Protection Agency, DC, USA.
 20. USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1997. Exposure factors handbook: Volum1. General factors. Office of Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency, DC, USA.
 21. USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 2002. Supplement guidance for developing soil screening levels for superfund sites. Office of Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency, DC, USA.