

評估氯化鐵清洗法對含鎘水稻田土壤鎘移除、土壤性質及稻作生長之影響

許健輝^{1,*} 林毓雯² 鄭佳怡³ 何雅婷³ 陳柱中¹ 劉滄琴² 郭鴻裕⁴

摘要

許健輝、林毓雯、鄭佳怡、何雅婷、陳柱中、劉滄琴、郭鴻裕。2018。評估氯化鐵清洗法對含鎘水稻田土壤鎘移除、土壤性質及稻作生長之影響。台灣農業研究 67(4):365–376。

水稻田鎘汙染為嚴重的問題，因為攝食稻米為亞洲地區暴露鎘的主要途徑，所以降低水稻吸收土壤中的鎘對於減少人體暴露鎘的風險是相當重要的。土壤清洗法被認為是鎘移除效率高的土壤復育技術，然而目前較少研究評估現地氯化鐵清洗後的土壤鎘移除效率及作物生長狀況。因此，本研究目的為評估現地氯化鐵土壤清洗法對土壤鎘移除、土壤性質及稻作生長的影響。本研究試驗田位於台灣台中市后里地區，三塊含鎘水稻田(試驗田A、B、C)土壤鎘濃度分別為2.13、1.58及1.90 mg kg⁻¹，土壤清洗前後以網格方式採集土壤樣本，並分析其土壤鎘濃度及土壤性質。此外，在土壤清洗後之試驗田種植水稻，測定其生長指標及植株中的鎘濃度。試驗結果指出，氯化鐵清洗後三塊試驗田土壤平均鎘濃度分別降低36.8、46.3及61.0%。相較於清洗前之土壤性質，清洗後土壤pH值、電導度(electrical conductivity; EC)及有效性磷有顯著變化，土壤總氮、總碳及陽離子交換容量(cation exchange capacity; CEC)則沒有顯著差異。稻作生長的結果指出，相較於對照組，氯化鐵清洗後水稻地上部高度、地上部生質量及稻穀產量未顯著下降，並且發現植體鎘濃度有下降的趨勢。總結本研究結果，現地氯化鐵清洗法可有效降低土壤的鎘濃度，並且對稻作的生長及稻穀產量影響不顯著。儘管此方法會些微影響土壤性質，但可透過石灰及肥料的供應回復地力。因此，本研究建議現地氯化鐵清洗法對於移除水稻田土壤鎘為可行的復育技術。

關鍵詞：鎘、土壤清洗、氯化鐵、水稻、現地試驗。

前言

鎘在環境中具有高度的移動性及生物有效性，故被認為容易透過植物傳輸至動物食物鏈的重金屬汙染物(Hong *et al.* 2008)。過去研究指出，人體平均每天攝食的鎘含量約為30 μg (Figuroa 2008)，一旦人體累積過量的鎘將對健康產生不利的影響，例如導致貧血、高血壓、癌症、骨質疏鬆、腎及肺功能衰竭等症狀(Satarug *et al.* 2003; Godt *et al.* 2006)。農田土壤中鎘

的來源包括天然及人為活動兩種途徑，天然的途徑為火山活動、土壤母質及含鎘礦物風化作用及土壤沖蝕等方式釋放到土壤環境中(Adamu & Nganje 2010)。由於一般土壤中平均的鎘濃度低，所以經由天然途徑造成土壤鎘汙染的可能性較低。人為活動導致土壤鎘汙染的途徑包括採礦、煉鐵、電鍍及顏料等工業廢水排放至農業灌溉系統，以及施用品質不佳的汙泥、堆肥及磷肥(Schoeters *et al.* 2006; Kuo *et al.* 2007; Loganathan *et al.* 2008)。近年來，由於稻米鎘超

投稿日期：2018年5月2日；接受日期：2018年6月1日。

* 通訊作者：chsyu@tari.gov.tw

¹ 農委會農業試驗所農業化學組助理研究員。台灣 台中市。

² 農委會農業試驗所農業化學組副研究員。台灣 台中市。

³ 農委會農業試驗所農業化學組研究助理。台灣 台中市。

⁴ 農委會農業試驗所農業化學組研究員兼組長。台灣 台中市。

標的問題層出不窮，特別對於以稻米為主食的台灣，如何降低土壤中鎘的有效性及水稻對鎘的吸收及累積，為現今急需解決的問題。

過去的研究指出，常用來降低土壤中鎘有效性及作物（水稻）吸收的農藝管理方法包括土壤穩定法、水分管理及種植低鎘吸收能力之品種及作物。土壤穩定（化學固定）法為添加化學固定劑，藉由提升土壤的酸鹼度及形成溶解度低的沉澱 [例如 $\text{Cd}(\text{OH})_2$] 來降低鎘的生物有效性。一般常被使用的化學固定劑包括石灰資材、磷酸鹽肥料、鹼性生物汙泥及黏土礦物等，形成溶解度低的碳酸鎘 (CdCO_3)、磷酸鎘 [$\text{Cd}_3(\text{PO}_4)_2$] 或氫氧化鎘 [$\text{Cd}(\text{OH})_2$] 沉澱 (Bolan *et al.* 2003a, 2003b; Basta & McGown 2004; Hong *et al.* 2010; Sun *et al.* 2015)，土壤穩定法具成本較低廉及對環境較友善的優點 (Basta & McGown 2004)。水分管理為降低水稻田鎘有效性的方法之一，因為在浸水（厭氧）的條件下，易形成溶解度低的硫化鎘 (CdS) 沉澱物，降低鎘的有效性；反之，在缺水（好氧）的條件下則是形成溶解度高的硫酸鎘化合物 (CdSO_4)。另外，在浸水條件下土壤 pH 趨向中性，也可因增加黏土礦物對鎘的吸附能力及形成溶解度低的氫氧化鎘沉澱等方式降低鎘的有效性 (Arao *et al.* 2009)。因此，長期湛水的管理方式被認為可有效降低水稻對鎘的吸收 (Arao *et al.* 2009; Hu *et al.* 2013)。過去研究也指出稈稻品種 'Japonica' 對鎘的吸收能力低於秈稻品種 'Indica'，可透過品種的選擇來降低鎘米的風險 (Kato *et al.* 2010; Bolan *et al.* 2013)。此外，Lin *et al.* (2015) 的研究也發現，國內不同蔬菜作物對於鎘的吸收能力有所差異，例如葉菜類的鎘吸收能力較豆菜類及果菜類高。因此，在鎘汙染潛勢農地，也可透過作物種類的選擇來降低食用部位鎘超標的風險。

近年來，國內陸續發現土壤鎘濃度低於環境保護署管制標準的農地（食用作物農地鎘管制標準為 5 mg kg^{-1} ），種出的作物食用部位鎘濃度卻高於衛生福利部的限量標準之問題。此問題可先透過前述農藝管理方法處理，一旦發現土壤汙染程度高且農藝方法效果不顯著時，降低土壤鎘濃度勢必為下一步解決問題的策略。一般來說，降低土壤鎘濃度的方法包括耕犁法、

排客土法、植生萃取及現地土壤清洗法，上述方法中，現地土壤清洗法被認為具有較高的鎘移除效率，並且能在較短的時間內恢復耕種之復育方法 (Makino *et al.* 2008)。現地土壤清洗法被認為適合在水稻田施作，因為此類農地通常在耕犁層下有一層不透水層（犁底層），可將清洗溶液維持在土壤表層，不容易向下滲漏 (Makino *et al.* 2007; Makino *et al.* 2008)。土壤清洗的試劑種類包含金屬鉍合劑、中性鹽類及強酸。Ethylenediamine tetraacetic acid (EDTA) 為金屬鉍合劑，過去研究指出其對鎘的移除效果佳，但 EDTA 在環境中具有不易被生物降解的特性及價格昂貴的缺點 (Abumaizar & Smith 1999; Zeng *et al.* 2005)。氯化鈣（中性鹽類）雖然具有價格低廉、對土壤破壞程度低及對作物生長影響低小等優點，但其僅能移除土壤中可交換型態及部分酸可溶型態的鎘，移除效率較低 (Makino *et al.* 2007)。鹽酸（強酸）具有高鎘移除效率及價格低廉的優點，但其可能造成土壤黏土礦物的溶解 (Makino *et al.* 2008)，進而影響土壤構造的缺點。本試驗選用氯化鐵作為現地土壤清洗之試劑，此方法源自與日本農業環境技術研究所 (National Institute for Agro-Environmental Sciences; NIAES)，其團隊實驗室規模的研究結果顯示，氯化鐵同時可透過鐵在水解過程中釋放氫離子及形成 Cd-Cl 錯合物 (complexes) 兩種機制來增加土壤中鎘的溶解度，進而促進鎘的移除。研究結果亦發現，土壤經 45 mM 氯化鐵清洗後不但可降低其鎘濃度，同時也降低水稻地上部及糙米的鎘濃度，並且對於稻米的產量沒有顯著的影響，此結果指出利用氯化鐵清洗鎘汙染土壤為具有潛力的復育方法 (Makino *et al.* 2008; Makino *et al.* 2016)。然而，過去對於現地使用氯化鐵清洗土壤對於鎘移除及作物生長的研究仍不足，國內也尚未有現地土壤清洗的案例。由於實驗室試驗環境單純且容易控制，現地操作可能會受到水源供應、氯化鐵施灑及機械攪拌均勻程度、地勢高低及氯化鐵廢水排放效率等因素影響氯化鐵清洗移除鎘之效果。因此，本試驗目的為評估現地進行氯化鐵清洗法對於土壤鎘移除效率、土壤基本性質、稻作生長及水稻植株鎘累積的影響。

材料與方法

試驗田區敘述

本試驗選取 3 塊位於台中市后里區土壤含鎘之水稻田，分別稱為試驗田 A、B、C。試驗區域土壤中的鎘主要源自於鄰近工廠的廢水排入灌溉溝渠所致，試驗田 A、B、C 的土壤平均鎘濃度分別為 2.13、1.58、1.90 mg kg⁻¹。儘管皆低於環境保護署的食用作物農地土壤管制標準 (5 mg kg⁻¹)，但過去都曾產出鎘濃度超過衛生福利部標準 (> 0.4 mg kg⁻¹) 的稻米。本試驗 3 塊田區面積分別約為 0.15 (試驗田 A)、0.18 (試驗田 B) 及 0.32 ha (試驗田 C)，試驗設計如下：試驗田 A 全區以氯化鐵清洗，評估氯化鐵清洗對土壤鎘移除及土壤性質的影響，以及評估氯化鐵清洗法是否造成底層土壤受到鎘污染。為了比較有無氯化鐵清洗對稻作生長及植株鎘濃度累積的影響，將試驗田 B 和 C 分成兩部分，分別為未清洗區域及清洗區域，在氯化鐵清洗及地力回復 (施用石灰及肥料) 後，即種植水稻。

現地氯化鐵清洗

本試驗現地土壤清洗法包括 3 個主要階段，分別為氯化鐵清洗、灌溉水清洗及現地廢水處理。土壤清洗的田區周圍以 80 cm 高的塑膠板與鄰田及未清洗田區相隔，為了固定塑膠板，約將 20 cm 的塑膠隔板埋在土壤中。隔板設置的目的為避免土壤清洗產生的含重金屬廢水流出而影響鄰近環境。試驗田 A、B、C 土壤清洗的面積分別約為 0.15、0.08 及 0.15 ha。本試驗選用重金屬含量低的食物級氯化鐵來作為土壤清洗的材料，氯化鐵溶液之重量百分比為 40%，比重約為 1.35，此材料一般用於自來水處理之混凝劑。

土壤以氯化鐵清洗前先以灌溉水將清洗區域淹水達飽和狀態，再以曳引機迴轉犁整地。接著灌水至土表以上 5 cm，再以曳引機掛載裝有氯化鐵溶液的桶子，將氯化鐵均勻施灑至清洗區域，並且以曳引機迴轉犁將土壤及氯化鐵溶液充分混合。為了比較不同氯化鐵施用量對土壤鎘移除之差異，試驗田 A、B、C 分別添加 15.15、73.13 及 21.67 Mg ha⁻¹ 氯化鐵溶液，依據上述灌水量、迴轉犁的攪拌深度 (18 cm) 及

土壤孔隙率 (假設為 40%) 等條件，換算田區土壤溶液中氯化鐵的濃度分別約為 30.3、146.0 及 43.3 mM。清洗後，讓田區土壤靜置過夜，隔天再將土表以上之懸浮溶液 (含鎘及氯化鐵溶液之廢水) 引至現地廢水處理設備。為了將氯化鐵清洗後田區殘留的氯化鐵溶液、鎘及其他鹽類物質移除，接著以灌溉水來清洗土壤，清洗方法與上述氯化鐵清洗步驟相同，灌溉水清洗次數為 3 次。本試驗使用的現地廢水處理設備設置於清洗區域旁，其設備包括原水槽、pH 調整槽 (快混槽及慢混槽)、凝聚劑混合槽、沉澱槽、砂濾塔、離子吸附塔及污泥脫水機。本試驗經廢水處理設備處理後的水會再引流回清洗田區重複使用，增加水的利用效率，引流至田區的水質重金屬濃度皆低於國內灌溉水質標準。處理產生的污泥，則依環境保護署相關規定辦理廢棄物清運及處理。由於本試驗處理後的水將引回試驗田重複使用，因此，將廢水處理過程常用的鹼液材料氫氧化鈉 (NaOH) 改成氫氧化鉀 (KOH)，避免過量的鈉排入土壤中，導致物理特性受到不利的影響。

氯化鐵清洗前後土壤採樣及基本性質分析

試驗田區在氯化鐵清洗前後皆以網格採樣方式採集表層土壤 (0–20 cm)，採樣點間隔為 10 m，分析其土壤基本性質。分析項目包含土壤 pH 值 (土水比 1:1 測定, McLean 1982)、電導度 (土水比 1:5 測定)、全氮及總碳 (元素分析儀測定)、有效性磷 (Bray No.1 萃取法, Bray & Kurtz 1945)、交換性陽離子 (醋酸銨萃取法, Thomas 1982)、陽離子交換容量 (cation exchange capacity; CEC) (1 M 醋酸銨測定法, Rhoades 1982)、質地 (比重計法, Gee & Bauder 1986)、有效性鎘濃度 (0.1 M 鹽酸萃取, Nelson *et al.* 1959) 及總鎘濃度 (微波輔助王水消化法, Lin *et al.* 2015)。此外，為了評估土壤經氯化鐵清洗後，是否會因氯化鐵清洗溶液向下滲漏而導致底層土壤受到鎘污染，因此在土壤清洗前後，於試驗田 A 分別以土壤採樣器採集 5 個樣點之不同深度 (0–20、20–40、40–60、60–80、80–100 cm) 的土壤樣本，分析其土壤總鎘濃度

(微波輔助王水消化法, Lin *et al.* 2015)。由於重金屬於土壤的空間分布不均,上述提及之清洗前土壤採集樣點會先以全球定位系統 (global positioning system; GPS) 記錄其座標位置,清洗後再依照其座標位置採集鄰近的土壤樣本。上述土壤樣本經風乾及磨碎後,一部分土壤樣本過 0.5 mm 的篩網,此樣本用來分析土壤總有機碳、全氮及總鎘濃度;另一部分土壤樣本則過 2 mm 的篩網,此部分之土壤樣本用來分析其他土壤基本性質。

氯化鐵清洗後水稻栽種試驗

氯化鐵清洗後,3 塊試驗田土壤 pH 值介於 3-4 間,水稻種植前以苦土石灰將土壤 pH 值調至接近清洗前之狀態 (約 pH 6.5),石灰需要量之估算以每公頃壤土之表土增加 1 單位的 pH 值需 1.5 Mg 石灰進行估算,計算公式如下:

$$\begin{aligned} & \text{石灰需要量 (Mg ha}^{-1}\text{)} \\ &= (\text{目標 pH} - \text{田間 pH}) \times \text{係數 (Mg ha}^{-1}\text{)} \\ & (\text{係數依土壤質地不同需調整,砂質壤土為} \\ & 1、壤土為 1.5、粘質壤土為 2) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} & \text{石灰施用量} \\ &= \text{石灰需要量 (Mg ha}^{-1}\text{)} \times \text{施用面積 (ha)} \end{aligned}$$

本試驗於試驗田 B 及 C 種植水稻 (「桃園 3 號」品種),比較未清洗及清洗區域水稻生長及植體鎘濃度之差異。本試驗期間施用 3 次肥料,分別為種植前 3 d 施用台肥 39 號複合肥料 (12-18-12, N-P₂O₅-K₂O) 600 kg ha⁻¹ (基肥),插秧後 7 d 施用台肥 1 號複合肥料 (20-5-10, N-P₂O₅-K₂O) 270 kg ha⁻¹ (第一次追肥),以及曬田結束後施用台肥 1 號複合肥料 270 kg ha⁻¹ (第二次追肥,穗肥),共計 180 kg N ha⁻¹、135 kg P₂O₅ ha⁻¹ 及 126 kg K₂O ha⁻¹。當水稻收穫時,於未土壤清洗及土壤清洗區域分別採集 5 個樣點之水稻植株及對應的根圍土壤樣本帶回實驗室進行生長指標 (地上部株高和生質量) 和植株鎘濃度之測定。稻穀產量的部分,則是於 5 個樣點各採集 20 叢水稻植株,將稻穀脫粒並放入烘箱以 70°C 烘乾 48 h 後秤重。

水稻植體脫殼後,以自來水及去離子水清

洗地上部,接著將稻穀及地上部樣本置入烘箱以 70°C 烘乾 48 h,隨後測量其乾重。將脫殼後的糙米及地上部樣本以鈦刀磨粉機粉碎後,以硝酸-雙氧水 (10:1, v/v) 進行微波消化,接著以感應耦合電漿質譜儀 (Agilent 7500C, Agilent Technologies, Santa Clara, CA, USA) 分析消化液之鎘濃度。土壤樣本經風乾、磨碎及過篩後,分析土壤之 pH 值、有效性鎘濃度及總鎘濃度,土壤樣本製備及分析方法與上述相同。0.1 M 鹽酸之萃取溶液及王水消化溶液皆以感應耦合電漿光譜儀 (Ultima 2C, Horiba Jobin Yvon, Irvine, CA, USA) 分析其鎘濃度。

試驗數據處理

本試驗數據皆以平均值及試驗標準偏差方式呈現。試驗資料的統計分析先以 *t*-檢定 (*t*-test) 判定處理間效應是否達顯著水準 ($P < 0.05$)。數據呈現及 *t*-檢定皆是使用 Microsoft Excel 2010 軟體進行計算及分析。氯化鐵清洗前後之土壤鎘濃度空間分布圖,是以地理資訊系統軟體 (ArcGIS 9.3) 內的克利金 (Kriging) 內插法繪製。

結果與討論

氯化鐵清洗對土壤鎘濃度之影響

表 1 為氯化鐵清洗前後土壤有效性及總鎘濃度的變化,結果顯示,3 塊試驗田土壤有效性鎘和總鎘濃度在清洗後都有顯著降低的趨勢,試驗田 A、B、C 總鎘的移除率分別為 46.3、61.0 及 36.8%。由圖 1 氯化鐵清洗前後土壤鎘濃度空間分布的結果也發現,土壤清洗後整區土壤鎘濃度皆有下降的現象。此結果指出在本試驗操作條件下,現地氯化鐵清洗確實可降低土壤的鎘濃度,此與 Makino *et al.* (2008) 與 Makino *et al.* (2016) 的試驗結果有相同的趨勢。Makino *et al.* (2008) 與 Makino *et al.* (2016) 兩試驗土壤鎘移除率分別為 47.1% (鎘濃度由 0.690 降至 0.365 mg kg⁻¹, 氯化鐵濃度為 45 mM) 和 29.4% (鎘濃度由 2.78 降至 1.96 mg kg⁻¹, 氯化鐵濃度為 30 mM),推測該試驗土壤鎘移除率和本試驗不同的原因為操作方式、土壤性質及加入的氯化鐵濃度。在氯化鐵濃度相近的條件下, Makino *et al.* (2008) 因選用土壤質地砂粒含量較高 (53.9%)

表 1. 土壤清洗處理後鎘濃度的變化。

Table 1. The change of Cd concentration in soil after soil-washing treatment.

Site	Available Cd-before washing (mg kg ⁻¹)	Available Cd-after washing (mg kg ⁻¹)	Total Cd-before washing (mg kg ⁻¹)	Total Cd-after washing (mg kg ⁻¹)	Total Cd removal (%) ^z
A	1.37 ± 0.48 ^y	0.88 ± 0.16 ^{***}	2.13 ± 0.69	1.14 ± 0.28 ^{***}	46.3
B	1.08 ± 0.24	0.50 ± 0.08 ^{***}	1.58 ± 0.38	0.62 ± 0.10 ^{***}	61.0
C	1.29 ± 0.61	0.87 ± 0.22 ^{**}	1.90 ± 0.82	1.17 ± 0.28 ^{***}	36.8

^z Cd removal (%) = [(Total Cd-before washing – Total Cd-after washing)/Total Cd-before washing] × 100%

^y Mean ± SD.

^{**}, ^{***} Significant at the 0.01 and 0.001 probability levels, respectively.

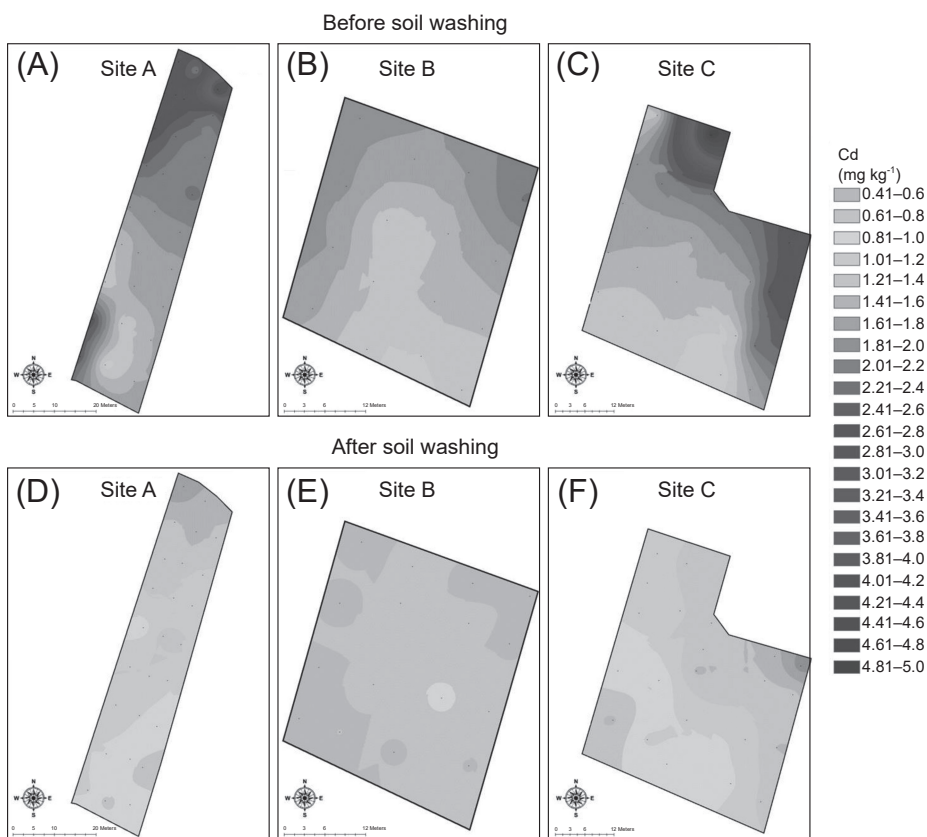


圖 1. 土壤清洗處理前後試驗田土壤鎘濃度空間分布圖。

Fig. 1. The spatial distribution of soil Cd concentration in the experimental fields before (A, B, C) and after (D, E, F) soil-washing treatment.

且於實驗室小規模操作，此有利於土壤與氯化鐵充分攪拌及含鎘廢水的排出，因此，鎘的移除效率高於本試驗田 C (砂粒含量為 42.6%)。相同地，在同樣為現地操作及氯化鐵濃度相近的條件下，相較於本試驗田 A，Makino *et al.* (2016) 之研究選用的試驗田因黏粒較高 (黏粒含量為

32.3%，土壤質地為黏質壤土)，因此鎘的移除效率也較低。由本試驗 B 的結果發現，提高氯化鐵溶液的濃度至約 150 mM 雖可增加鎘的移除率，但相較於試驗田 A 和 C 添加的氯化鐵濃度，鎘移除率增加的幅度與氯化鐵濃度不成比例，此結果表示未來可再找出理想的氯化鐵濃度及

操作方式，以同時達到提高鎘移除率且降低成本的目標。Makino *et al.* (2008) 年以氯化鐵萃取土壤鎘的試驗結果發現，當氯化鐵濃度高於 45 mM 時，對於土壤鎘的移除率影響不大，因此認為在該試驗的條件下，氯化鐵濃度 45 mM 為土壤清洗理想的濃度。本試驗結果也觀察到，理想的氯化鐵濃度亦會受土壤性質不同而異。除了上述提及的土壤性質及操作條件會影響土壤的鎘移除外，本試驗發現，田區的形狀亦會影響土壤清洗的效率。由試驗田 A 和 C 的結果顯示，儘管試驗田 A 的氯化鐵施用量低於試驗田 C，但鎘的移除率卻較高，推測這是由於試驗田 A 的形狀方正所致（圖 1），此有利於土壤清洗時農機的操作，使土壤和氯化鐵溶液能夠充分攪拌均勻，進而提高鎘的移除率（表 1）。

表 1 顯示，3 塊試驗田土壤清洗後有效性鎘 (0.1 M HCl 萃取) 皆有顯著的下降，其降低的鎘含量占總鎘降低量的 49.5–60.4%，其餘降低的鎘為溶解度較低的型態。此型態鎘降低的原因，推測是透過田間廢水排放時，將部分粒徑小且懸浮於廢水中的黏粒排出所致。然而，Makino *et al.* (2008) 的試驗結果顯示，0.1 M HCl 萃取的鎘降低的含量占總鎘降低量的 95.7%，此明顯高於本試驗結果。這主要是可能因為該研究使用的土壤鎘有效性較高所致，該土壤 0.1 M HCl 抽出鎘濃度占總鎘量的比值為 92.0%，本試驗土壤則僅占 64.3–68.4%。由此得知，土壤中鎘的鍵結能力也會影響氯化鐵清洗鎘的效率。此外，Makino *et al.* (2007) 於現地進行氯化鈣 (100 mM) 清洗鎘污染土壤，試驗結果指出土壤鎘濃度僅降低 17%。此移除率明顯較本試驗低，兩者的差別在於清洗溶液的鎘萃取的機制。氯化鈣是利用鈣離子與吸附在土壤中的鎘進行離子交換，接著使溶液中的鎘離子與氯離子形成穩定性高且不易被土壤吸附的 Cd-Cl 錯合物，進而導致鎘的移除 (Makino *et al.* 2007)；氯化鐵除了可透過氯離子錯合的方式移除土壤鎘以外，也可以利用鐵在水解過程中釋放的氫離子來增加鎘的溶解度 (Makino *et al.* 2006)，兩種機制共同增加鎘的移除效率。儘管氯化鈣清洗對土壤的破壞性較氯化鐵低，但考量鎘移除效率，氯化鐵仍較適合用來當作清洗鎘污染土壤的材料。

圖 2 為氯化鐵清洗前後，試驗田 A 不同深度土壤鎘濃度的變化。結果顯示，土壤清洗後 0–20 及 20–40 cm 兩層的土壤平均鎘濃度有下降的趨勢，這是因為土壤中的鎘因氯化鐵清洗移除所致。然而，相較於清洗前，在深度 40–60、60–80、80–100 cm 三層的土壤鎘濃度在清洗後都沒有增加的趨勢，這代表本試驗操作條件下，表層土壤的氯化鐵溶液不會滲漏至底層土壤。此結果也證明，本試驗田的犁底層確實可達到阻隔氯化鐵溶液向下滲漏的功能，避免底層土壤及地下水在土壤清洗後受到鎘的污染。此外，由本試驗廢水處理水質分析結果指出，除了電導度值及氯離子濃度高於我國的灌溉水質標準外，其餘分析之重金屬離子 (鎘、鉻、銅、鋅、鎳、鉛、砷、汞)、硫酸鹽及總氮濃度皆符合標準，其中電導度值提高主要因為溶液中的氯離子濃度較高所致 (數據未呈現)。Nagai *et al.* (2012) 於現地氯化鐵清洗和 Makino *et al.* (2007) 於現地氯化鈣清洗產生之廢水經處理後，水質分析結果同樣也顯示氯離子的濃度仍偏高，這表示若要現地快速處理廢水中的氯離子是相當困難的。

氯化鐵清洗對土壤性質之影響

過去研究指出，土壤清洗法可有效降低土

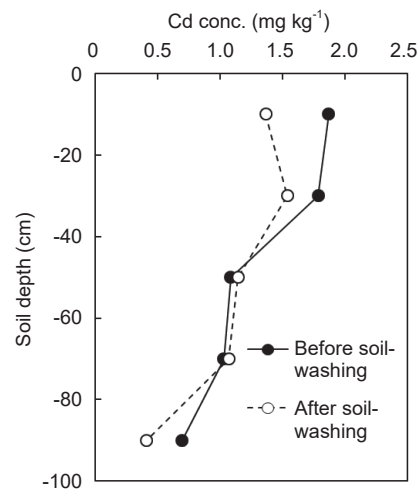


圖 2. 土壤清洗處理後試驗田 A 不同深度土壤鎘濃度之變化。

Fig. 2. The change of Cd concentration in site A soils of different depths after soil-washing treatment.

壤中的鎘濃度，但使用藥劑的種類可能影響土壤的性質。例如使用 EDTA 不易被生物降解，易造成環境負擔 (Zeng *et al.* 2005)；使用過量的鹽酸溶液可能導致土壤中黏土礦物的溶解，不利於後續的地力回復 (Ogawa *et al.* 1985)。表 2 為本試驗氯化鐵清洗前後土壤性質的變化，結果顯示，3 塊試驗田土壤 pH 值在清洗後有都有顯著的下降。其中，以氯化鐵施用量最高的試驗田 B 下降的程度最大，這也導致試驗田 B 土壤有效性磷及交換性鈣和鎂降低的程度大於其他兩塊試驗田。上述問題可藉由施用苦土石灰同時提高土壤 pH 值及補充土壤中的交換性鈣及鎂，另外可透過肥料的施用來補足土壤中的有效性磷及其他養分。土壤電導度 (electrical conductivity; EC) 值在清洗後有增加的現象，其中也以試驗田 B 增加的幅度最大，這是由於氯化鐵中的氯離子殘留和土壤 pH 下降導致土壤吸附的陽離子釋出增加所致。儘管如此，本試驗導致的電導度值增加對於水稻生長及稻穀產量無顯著的影響 (圖 3)，其原因將於下一節次說明。在土壤的總氮、總碳、CEC 及質地的部分，則是清洗前後無顯著差異。本試驗氯化鐵清洗前後土壤性質變化之趨勢與 Makino *et al.* (2008) 之研究結果相似。雖然清洗後對於土壤肥力有些微的影響，但此可透過石灰及肥料的施用達到地力的回復。此外，影響土壤保肥能力指標的有機質 (總碳) 及 CEC 在清洗後無顯著變化，代表本試驗氯化鐵清洗對土壤的破壞程度低，這也表示未來再補充養分即可使土壤恢復可耕種的狀態。Makino *et al.* (2008) 也透過氯化鐵清洗後僅有低於 1% 的鋁被溶解釋放，以此證明氯化鐵清洗不會對土壤的黏土礦物造成嚴重的破壞。

氯化鐵清洗對於稻作生長之影響

由表 2 結果證實，氯化鐵清洗對土壤的破壞程度不高，本節將進一步比較土壤有無氯化鐵清洗對水稻株高、地上部生質量及稻穀產量的影響 (圖 3)。試驗結果顯示，相較於未清洗土壤，兩塊試驗田氯化鐵清洗後，水稻株高、地上部生質量及稻穀產量統計上均無呈現顯著下降的趨勢。此結果指出，現地氯化鐵清洗土壤對於後續稻作的生長無顯著影響，這也呼應前一節土壤基本性質的分析結果，清洗後透過石

表 2. 土壤清洗處理後基本性質的變化。
Table 2. The change of soil basic properties after soil-washing treatment.

Basic property [†]	Site A		Site B		Site C	
	Before	After	Before	After	Before	After
pH	6.630 ± 0.240 [†]	4.700 ± 0.290 ^{***}	6.320 ± 0.210	3.040 ± 0.140 ^{***}	6.110 ± 0.500	4.090 ± 0.420 ^{***}
EC (µS cm ⁻¹)	116.000 ± 31.200	281.000 ± 41.200 ^{***}	114.000 ± 40.200	666.000 ± 116.000 ^{***}	134.000 ± 36.800	443.000 ± 113.000 ^{***}
Total N (%)	0.078 ± 0.007	0.089 ± 0.007 ^{**}	0.069 ± 0.006	0.0075 ± 0.007 [*]	0.077 ± 0.010	0.073 ± 0.003
Total C (%)	0.800 ± 0.080	0.850 ± 0.060 [*]	0.750 ± 0.070	0.740 ± 0.060	0.860 ± 0.210	0.770 ± 0.040
Available P (mg kg ⁻¹)	6.360 ± 2.360	4.660 ± 1.700 [*]	8.920 ± 2.570	3.570 ± 2.020 ^{***}	12.100 ± 3.720	7.370 ± 3.420 ^{***}
Exchangeable Ca (mg kg ⁻¹)	727.000 ± 126.000	466.000 ± 49.500 ^{***}	655.000 ± 61.800	362.000 ± 55.900 ^{**}	726.000 ± 191.000	482.000 ± 70.000 ^{***}
Exchangeable Mg (mg kg ⁻¹)	133.000 ± 13.500	93.500 ± 9.380 ^{**}	131.000 ± 10.300	78.700 ± 12.500 ^{**}	120.000 ± 19.400	99.400 ± 11.600 ^{***}
CEC (cmol kg ⁻¹)	6.410 ± 0.670	6.030 ± 0.460 [*]	6.240 ± 0.800	6.220 ± 0.810	6.360 ± 0.740	6.300 ± 0.390
Texture	Loam	Loam	Loam	Loam	Loam	Loam

[†] EC: electrical conductivity; N: nitrogen; C: carbon; P: phosphorus; CEC: cation exchange capacity.

^{*} Mean ± SD.

^{**}, ^{***} Significant at the 0.5, 0.01 and 0.001 probability levels, respectively.

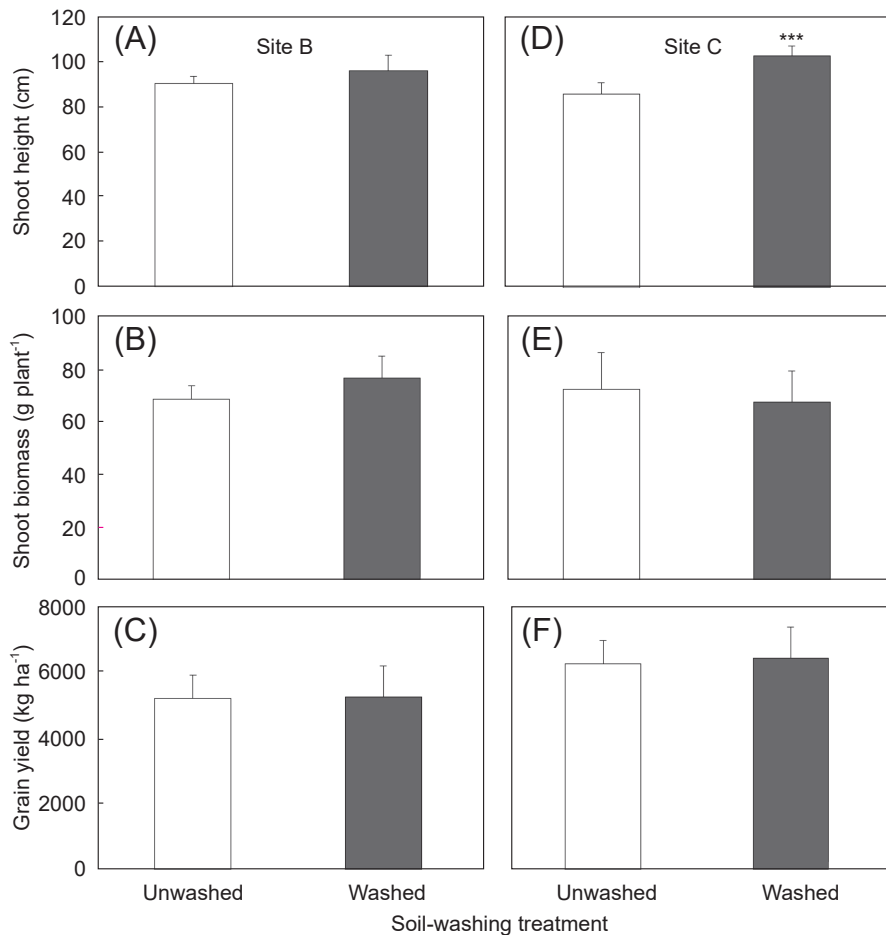


圖 3. 土壤清洗處理對水稻株高、地上部生質量及稻穀產量的影響。

Fig. 3. The effects of soil-washing treatment on the shoot height (A, D), shoot biomass (B, E), and grain yield (C, F) of paddy rice. ***significant at 0.001 probability level.

灰調整 pH 值及肥料補足養分即可讓稻作正常生長。Makino *et al.* (2008) 的研究結果同樣顯示，氯化鐵清洗確實不會導致稻作的生長受阻，反而發現在氯化鐵清洗後水稻地上部生質量及產量都有略高於未清洗的土壤。水稻被分類為對鹽類耐受度中度敏感（土壤電導度耐受範圍為飽和抽出液電導度 2,000–4,000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ ）的作物 (Maas & Grattan 1999)，對照本試驗田 B 和 C 清洗後土壤之電導度值（土水比 1 : 5）分別為 666 及 443 $\mu\text{S cm}^{-1}$ （表 2），換算飽和抽出液電導度分別約為 3,330 及 2,215 $\mu\text{S cm}^{-1}$ ，此值仍低於水稻鹽害的臨界值。由此得知，在本試驗操作條件及氯化鐵添加濃度範圍內（< 150 mM），土壤

清洗後仍可正常種植水稻，但後續若要種植鹽害敏感之作物（土壤電導度耐受範圍 < 2,000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ ），則須將土壤改良後才可進行。

氯化鐵清洗對於植株鎳濃度之影響

由稻作生長結果指出，氯化鐵清洗對於水稻的生長及產量沒有顯著的影響，接著則是比較土壤有無氯化鐵清洗對植體鎳濃度之影響。試驗結果顯示，種植於經氯化鐵清洗與未清洗之水稻地上部及糙米鎳濃度統計上無顯著差異，但平均值都有下降的趨勢，這主要是因為田區土壤鎳濃度的空間變異所導致（表 3）。試驗田 B 及 C 水稻地上部分別降低 9.8% 及 41.7%，糙米

表 3. 土壤清洗處理對土壤及水稻植株鎘濃度的影響。

Table 3. The effects of soil-washing treatment on the soil pH and the concentration of Cd in soils and rice plants.

Analytical item	Site B		Site C	
	Unwashed	Washed	Unwashed	Washed
Soil pH	6.95 ± 0.08 ^z	6.16 ± 0.42 ^{**}	6.90 ± 0.16	6.69 ± 0.14
Available-Cd in soil (mg kg ⁻¹)	0.79 ± 0.11	0.35 ± 0.08 ^{***}	0.77 ± 0.04	0.72 ± 0.07
Total-Cd in soil (mg kg ⁻¹)	1.03 ± 0.11	0.49 ± 0.05 ^{***}	0.99 ± 0.11	0.91 ± 0.14
Shoot-Cd (mg kg ⁻¹)	2.76 ± 1.20	2.49 ± 0.70	5.73 ± 2.10	3.34 ± 1.17
Unpolished grain-Cd (mg kg ⁻¹)	0.60 ± 0.20	0.51 ± 0.11	1.07 ± 0.37	0.71 ± 0.17

^z Mean ± SD.^{**}, ^{***} Significant at the 0.01 and 0.001 probability levels, respectively.

分別降低 15% 及 33.6%，由土壤有效性鎘濃度及總鎘濃度也顯示土壤清洗後有較低的趨勢。相較兩試驗田，試驗田 B 清洗後有效性鎘濃度及總鎘濃度皆低於試驗田 C，糙米及地上部累積的鎘濃度也低於試驗田 C。因此，本試驗結果指出，土壤經氯化鐵清洗後確實可同時降低土壤及水稻植株的鎘濃度，此與 Makino *et al.* (2008) 的研究結果有相同的趨勢。此外，本試驗結果亦發現，有無清洗間土壤鎘濃度差異程度則是試驗田 B 大於試驗田 C，此與植株鎘濃度的趨勢相反。雖然試驗田 B 清洗後土壤鎘濃度顯著降低，但其糙米鎘濃度降低程度低於試驗田 C，這主要是因為試驗田 B 土壤經清洗後土壤 pH 值較低以及土壤氯離子濃度較高所致。儘管土壤清洗後有添加石灰提升 pH 值，但由於試驗田 B 添加較高濃度的氯化鐵，土壤 pH 值無法馬上恢復至清洗前的狀態，進而提升鎘的有效性。由表 2 土壤清洗後的電導度值顯示，試驗田 B 清洗後明顯高於試驗田 C，這也代表土壤殘留的氯離子濃度也較高，由於土壤溶液中的氯離子與鎘離子易形成穩定性高且不易被土壤吸附的 Cd-Cl 錯合物，使鎘的移動性增加，進而增加土壤中鎘的生物有效性 (Bolan *et al.* 1999)。Smolders & McLaughlin (1996) 的研究結果亦顯示，高濃度的氯離子與鎘形成的 Cd-Cl⁻ 錯合物，容易被植物根部吸收。由此可見，氯化鐵清洗後的土壤 pH 及氯離子濃度的調整為降低水稻植株鎘累積的重要步驟，可透過多次以灌溉水清洗來降低土壤氯離子的殘留，搭配增加石灰施用後與土壤反應的時間 (提升土壤 pH 值)，方可降低糙

米鎘的累積。此外，本試驗區域為灌溉水缺乏的區域，5.5 d 輪灌 1 次，水稻生長期間常呈現田間水分不足的狀態，在此狀態下鎘以溶解度高的硫酸鎘 (CdSO₄) 型態存在。因此，導致試驗田 B 及 C 土壤清洗後，儘管土壤鎘濃度降低，糙米的鎘濃度仍超過我國衛生福利部的限量標準 (0.4 mg kg⁻¹)。

結論

總結本試驗結果，氯化鐵清洗確實可有效降低土壤的鎘濃度，對土壤物理和化學特性破壞程度低，並且對水稻生長及稻穀產量無顯著影響。然而，由於稻穀中鎘的累積除了受土壤鎘濃度影響外，同時也受到土壤 pH、氯離子濃度及水分條件等因素所影響，故土壤經氯化鐵清洗降低鎘濃度後，仍需搭配合適的地力回復及土壤管理 (提高土壤 pH 值、降低土壤氯離子濃度及澆水管理)，方可降低糙米鎘濃度超標的風險。因此，本試驗結果評估現地氯化鐵清洗法對於移除農地土壤鎘為具潛力且環境友善的復育技術。

誌謝

本研究承行 2014 年農業試驗所與環境保護署合辦「農地鎘潛在危害地區農田管理試辦計畫」及 2014 年農糧署「農作物汙染監測管制及損害查處計畫 (03 農糧-3.1-資-02)」經費挹注，謹此表達感謝。

引用文獻

- Abumaizar, R. J. and E. H. Smith. 1999. Heavy metal contaminants removal by soil washing. *J. Hazard. Mater.* 70:71–86.
- Adamu, C. I. and T. N. Nganje. 2010. Heavy metal contamination of surface soil in relationship to land use patterns: A case study of Benue State, Nigeria. *Mater. Sci. Appl.* 1:127–134.
- Arao, T., A. Kawasaki, K. Baba, S. Mori, and S. Matsu-moto. 2009. Effects of water management on cadmium and arsenic accumulation and dimethylarsinic acid concentrations in Japanese rice. *Environ. Sci. Technol.* 43:9361–9367.
- Basta, N. T. and S. L. McGowen. 2004. Evaluation of chemical immobilization treatments for reducing heavy metal transport in a smelter-contaminated soil. *Environ. Pollut.* 127:73–82.
- Bolan, N. S., D. C. Adriano, P. Duraisamy, A. Mani, and K. Arulmozhiselvan. 2003a. Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. I. Effect of phosphate addition. *Plant Soil* 250:83–94.
- Bolan, N. S., D. C. Adriano, and P. Duraisamy. 2003b. Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. II. Effect of lime addition. *Plant Soil* 251:187–198.
- Bolan, N. S., R. Naidu, M. A. R. Khan, R. W. Tillman, and J. K. Syres. 1999. The effects of anion sorption on sorption and leaching of cadmium. *Aust. J. Soil Res.* 37:445–460.
- Bolan, N. S., T. Makino, A. Kunhikrishnan, P. J. Kim, S. Ishikawa, M. Murakami, R. Naidu, and M. B. Kirkham. 2013. Chapter 4: Cadmium contamination and its risk management in rice ecosystems. p.183–273. *in: Advances in Agronomy*. Vol. 119. (Sparks, D. L., ed.) Academic Press. Amsterdam, The Netherlands. 476 pp.
- Bray, R. H. and L. T. Kurtz. 1945. Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil Sci.* 59:39–46.
- Figuroa, E. 2008. Are more restrictive food cadmium standards justifiable health safety measures or opportunistic barriers to trade? An answer from economics and public health. *Sci. Total Environ.* 389:1–9.
- Ge, G. W. and J. W. Bauder. 1986. Particle-size analysis. p.383–411. *in: Methods of Soil Analysis*. Part 1-Physical and Mineralogical Methods. 2nd ed. (Klute, A., ed.) ASA, SSSA. Madison, WI. 1188 pp.
- Godt, J., F. Scheidig, C. Grosse-Siestrup, V. Esche, P. Brandenburg, A. Reich, and D. A. Groneberg. 2006. The toxicity of cadmium and resulting hazards for human health. *J. Occup. Med. Toxicol.* 1:22.
- Hong, C. O., D. K. Lee, and P. J. Kim. 2008. Feasibility of phosphate fertilizer to immobilize cadmium in a field. *Chemosphere* 70:2009–2015.
- Hong, C. O., D. Y. Chung, D. K. Lee, and P. J. Kim. 2010. Comparison of phosphate materials for immobilizing cadmium in soil. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 58:268–274.
- Hu, P. J., Z. Li, C. Yuan, Y. N. Ouyang, L. Q. Zhou, J. X. Huang, Y. J. Huang, Y. M. Luo, P. Christie, and L. H. Wu. 2013. Effect of water management on cadmium and arsenic accumulation by rice (*Oryza sativa* L.) with different metal accumulation capacities. *J. Soils Sediments* 13:916–924.
- Kato, M., S. Ishikawa, K. Inagaki, K. Chiba, H. Hayashi, S. Yanagisawa, and T. Yoneyama. 2010. Possible chemical forms of cadmium and varietal differences in cadmium concentrations in the phloem sap of rice plants (*Oryza sativa* L.). *Soil Sci. Plant Nutr.* 56:839–847.
- Kuo, S., B. Huang, and R. Bembenek. 2007. Release of cadmium from a triple superphosphate and a phosphate rock in soil. *Soil Sci.* 172:257–265.
- Lin, Y. W., T. S. Liu, H. Y. Guo, C. M. Chiang, H. J. Tang, H. T. Chen, and J. H. Chen. 2015. Relationships between Cd concentrations in different vegetables and those in arable soils, and food safety evaluation of vegetables in Taiwan. *Soil Sci. Plant Nutr.* 61:983–998.
- Loganathan, P., M. J. Hedley, and N. D. Grace. 2008. Pasture soils contaminated with fertilizer-derived cadmium and fluorine: Livestock effects. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 192:29–66.
- Maas, E. V. and S. R. Grattan. 1999. Crop yields as affected by salinity. p.55–108. *in: Agricultural Drainage, Agronomy Monograph No. 38.* (Skaggs, R. W. and J. van Schilfhaarde, eds.) ASA, CSSA and SSSA. Madison, WI. 1328 pp.
- Makino, T., K. Sugahara, Y. Sakurai, H. Takano, T. Kamiya, K. Sasaki, T. Itou, and N. Sekiya. 2006. Remediation of cadmium contamination in paddy soils by washing with chemicals: Selection of washing chemicals. *Environ. Pollut.* 144:2–10.
- Makino, T., H. Takano, T. Kamiya, T. Itou, N. Sekiya, M. Inahara, and Y. Sakurai. 2008. Restoration of cadmium-contaminated paddy soils by washing with ferric chloride: Cd extraction mechanism and bench-scale verification. *Chemosphere* 70:1035–1043.
- Makino, T., T. Kamiya, H. Takano, T. Itou, N. Sekiya, K. Sasaki, Y. Maejima, and K. Sugahara. 2007. Remediation of cadmium-contaminated paddy soils by washing with calcium chloride: Verification of on-site washing. *Environ. Pollut.* 147:112–119.

- Makino, T., Y. Maejima, I. Akahane, T. Kamiya, H. Takano, S. Fujitomi, T. Ibaraki, A. Kunhikrishnan, and N. Bolan. 2016. A practical soil washing method for use in a Cd-contaminated paddy field, with simple on-site wastewater treatment. *Geoderma* 270:3–9.
- McLean, E. O. 1982. Soil pH and lime requirement. p.199–224. *in*: Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. (Page, A. L., R. H. Miller, and D. R. Keeney, eds.) ASA, SSSA, Madison, WI. 1159 pp.
- Nagai, T., T. Horio, A. Yokoyama, T. Kamiya, H. Takano, and T. Makino. 2012. Ecological risk assessment of on-site soil washing with iron(III) chloride in cadmium-contaminated paddy field. *Ecotox. Environ. Safe.* 80:84–90.
- Nelson, J. L., L. C. Boawn, and F. G. Viets. 1959. Method for assessing Zinc status of soils using acid-extractable Zinc and “titratable alkalinity” values. *Soil Sci.* 88:275–283.
- Ogawa, B., K. Taguchi, and R. Uemura. 1985. Studies on the mitigation of damage for crop by heavy metal in soils. *Bull. Akita Agric. Exp. Stn.* 27:1–28. (in Japanese with English abstract)
- Rhoades, J. D. 1982. Cation exchange capacity. p.149–157. *in*: Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological Properties. (Page, A. L. R. H. Miller, and D. R. Keeney, eds.) ASA, SSSA, Madison, WI. 1159 pp.
- Satarug, S., J. R. Baker, S. Urbenjapol, M. Haswell-Elkins, P. E. B. Reilly, D. J. Williams, and M. R. Moore. 2003. A global perspective on cadmium pollution and toxicity in non-occupationally exposed population. *Toxicol. Lett.* 137:65–83.
- Schoeters, G., E. Den Hond, M. Zuurbier, R. Naginiene, P. van den Hazel, N. Stilianakis, R. Ronchetti, and J. G. Koppe. 2006. Cadmium and children: Exposure and health effects. *Acta. Paediatr.* 95:50–54.
- Smolders, E. and M. J. Mclaughlin. 1996. Chloride increases cadmium uptake in Swiss chard in a resin-buffered nutrient solution. *Soil. Sci. Soc. Amer. J.* 60:1443–1447.
- Sun, Y. B., Y. Li, Y. M. Xu, X. F. Liang, and L. Wang. 2015. In situ stabilization remediation of cadmium (Cd) and lead (Pb) co-contaminated paddy soil using bentonite. *Appl. Clay Sci.* 105:200–206.
- Thomas, G. W. 1982. Exchangeable cations. p.159–165. *in*: Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties (Page, A. L., R. H. Miller, and D. R. Keeney, eds.) ASA, SSSA, Madison, WI. 1159 pp.
- Zeng, Q. R., S. Sauvé, H. E. Allen, and W. H. Hendershot. 2005. Recycling EDTA solutions used to remediate metal-polluted soils. *Environ. Pollut.* 133:225–231.

Assessing the Effects of Soil Washing with Ferric Chloride on Cadmium Removal, Soil Properties and Rice Growth in Cd-containing Paddy Fields

Chien-Hui Syu^{1,*}, Yu-Wen Lin², Chia-Yi Cheng³, Ya-Ting Ho³, Chu-Chung Chen¹, Tsang-Sen Liu², and Horng-Yuh Guo⁴

Abstract

Syu, C. H., Y. W. Lin, C. Y. Cheng, Y. T. Ho, C. C. Chen, T. S. Liu, and H. Y. Guo. 2018. Assessing the effects of soil washing with ferric chloride on cadmium removal, soil properties and rice growth in Cd-containing paddy fields. *J. Taiwan Agric. Res.* 67(4):365–376.

Cadmium (Cd) polluted in paddy field is the serious problem, and rice consumption is the major exposure pathway for Cd in many Asia area, thereby reducing Cd uptake by rice from soils is very important for lowering the exposure risk of Cd to human. Soil washing is recognized as a high efficient remedial technology for Cd removal. However, limited information is available for assessing the Cd removal and crop growth after on-site soil washing. Therefore, the objective of this study is to evaluate the effects of on-site soil washing with ferric chloride (FeCl_3) on the Cd removal, soil properties, and rice growth in paddy fields. Three Cd-containing paddy fields were selected for this study (Cd concentration in soil of fields A, B, and C are 2.13, 1.58, and 1.90 mg kg^{-1} , respectively), which located in Houli Dist., Taichung City, Taiwan. The Cd concentrations and soil properties were measured before and after soil washing, and the soil samples were collected by grid sampling method. In addition, it also measured the growth indices and Cd concentrations in plant tissues of paddy rice grown in tested field after soil washing. The results indicated that the average Cd concentrations in soils of three tested fields were significant decreased after soil washing with FeCl_3 , and the extents of decrease in Cd concentrations of tested fields were 36.8, 46.3, and 61.0%, respectively. It observed that the pH, electrical conductivity (EC) and available phosphorus (P) of soils were changed after soil washing, but there were no significant differences in total nitrogen (N), organic carbon (C), and cation exchange capacity (CEC) of soils between before and after soil washing. From the results of rice growth, compared with control treatment, it indicated that there was no significant decrease in shoot height, shoot biomass and grain yield of paddy rice grown in soils after soil washing. It also found that the concentration of Cd accumulated in rice plants were reduced. In conclusion, the results of this study indicated that the on-site soil washing with FeCl_3 could reduce the Cd concentration in soils effectively, and it has no significant effect on the plant growth and grain yield of paddy rice. In spite of the soil washing had slightly effect on the soil properties, it could be restored through lime and fertilizer supplied. Therefore, it suggests that the on-site soil washing with FeCl_3 may be a feasible remedial technology for Cd removal in Cd-contaminated paddy soils.

Key words: Cadmium, Soil washing, Ferric chloride, Paddy rice, On-site trial.

Received: May 2, 2018; Accepted: June 1, 2018.

* Corresponding author, e-mail: chsyu@tari.gov.tw

¹ Assistant Research Fellows, Agricultural Chemistry Division, Taiwan Agricultural Research Institute, Taichung, Taiwan, ROC.

² Associate Research Fellows, Agricultural Chemistry Division, Taiwan Agricultural Research Institute, Taichung, Taiwan, ROC.

³ Research Assistants, Agricultural Chemistry Division, Taiwan Agricultural Research Institute, Taichung, Taiwan, ROC.

⁴ Research Fellow and Director, Agricultural Chemistry Division, Taiwan Agricultural Research Institute, Taichung, Taiwan, ROC.