

行政院環境保護署

「100 年度土壤及地下水污染研究與技術提昇計畫」

利用電動力法現地整治汞污染土壤先期研究

期末報告

主 辦 單 位：  行政院環境保護署

計 畫 執 行 單 位： 國立中山大學／新興污染物研究中心

計 畫 主 持 人： 楊金鐘教授兼中心主任

計 畫 執 行 期 間： 100 年11 月24 日起至

101 年11 月23 日

中 華 民 國 101年10 月 印製

摘要

本先期研究旨在評估利用電動力程序現地整治真實汞污染土壤之可行性。台灣早期之鹼氯工廠所產生之汞污泥及其不當處理/處置所衍生之土壤/地下水污染問題，至今仍未能完全得到妥善解決。本研究利用實驗室規模之電動力整治系統氣密式砂箱反應器探討碘化鉀輔助電動力整治工法之操作參數、評估其對於汞之整治效率、及估算此工法之整治費用，進而評估此整治工法之可行性及應用潛能。砂箱反應器中所佈設之模擬未飽和層及飽和層土壤係採集自國內某實際汞污染場址土壤(汞濃度為 3,000-5,000 mg/kg)，並使用 0.1 M KI 溶液及/或真實地下水當作陰、陽極槽液及土壤間隙水，分別以施加定電壓 (1 V/cm) 或定電流 (20 mA) 進行 1-14 日不同期程之 8 組電動力整治試驗。碘化鉀輔助電動力試驗結果顯示：(1) 汞與碘化鉀形成水溶性離子態之 HgI_4^{2-} 移向陽極端為主要處理機制，而以形成水溶液相之 Hg_2I_2 且藉由電滲透流移向陰極端為次要處理機制；(2) 經由總汞質量平衡分析，推測碘化鉀輔助電動力整治工法尚有穩定化的處理機制足以使得汞形成殘餘態金屬化合物，而無法由王水消化法予以前處理及分析；(3) 本整治工法對於汞污染土壤在整治過程並不會有汞氣體逸散之虞；及 (4) 本整治工法 8 組試驗之平均總汞去除率為 27.96-62.77%，具有技術可行性，且其整治費用 (27-77 元/每公克汞) 與其他工法相當，具經濟可行性。因此，本先期研究採用之碘化鉀輔助電動力整治工法實具有現地整治真實汞污染土壤及底泥之應用潛能，未來如何將此整治工法實場應用仍有待進一步研究與評估。

關鍵詞：碘化鉀輔助電動力法、現地整治、汞污染土壤

Abstract

The objective of this preliminary study was to evaluate the feasibility of using the electrokinetic (EK) process for in situ remediation of actual Hg-contaminated soil. Subsurface mercury contamination due to improper treatment and disposal of Hg-containing sludge generated from chlor-alkali factories has been a headache in Taiwan for decades. To resolve this problem, a novel EK process was proposed in this research. In this work an EK remediation system, including a gas-tight sand-box reactor with monitoring wells & caps, DC power supply, and electrodes of various materials, was first installed. Then an actual Hg-contaminated soil (Hg concentration of 3,000 to 5,000 mg/kg) was collected, characterized, and filled in the soil compartment of sand-box reactor simulating the unsaturated zone and saturated zone. In addition, 0.1 M KI lixiviant and/or actual groundwater were used as anolyte, catholyte and soil pore water. At this stage, an electric field was applied to the EK remediation system using a constant voltage mode (i.e., 1 V/cm) or constant current mode (i.e., 20 mA) for eight tests with different remediation time ranging from 1 to 14 days. The following are the research findings obtained using the potassium iodide-assisted electrokinetic (KI-assisted EK) process in this work: (1) migration of HgI_4^{2-} (originated from chemical reaction of Hg and KI in aqueous solution) toward the anode is the primary mechanism for Hg removal, whereas the transport of dissolved Hg_2I_2 toward the cathode end by electroosmotic flow is considered the secondary removal mechanism for Hg; (2) through the mass balance of total Hg in the sand-box reactor, it is postulated that there might exist a mechanism relevant to Hg stabilization rendering the formation of unknown residual metallic Hg compound that is non-dissolvable by aqua regia digestion and for subsequent chemical analysis; (3) the emission of Hg vapor would not take place in the KI-assisted EK process; (4) the KI-assisted EK process is considered to be technically and economically feasible as compared with other Hg remediation technologies. It is believed that further studies are needed before the KI-assisted EK process could be implemented in the real world.

Keywords: Potassium Iodide-Assisted Electrokinetic Process; In Situ Remediation; Mercury-Contaminated Soil

第一章 前言

1.1 計畫緣起

60 年代起台灣工業大幅起飛，經濟成長相對耀眼，但環境污染也伴隨而來。近數年來，國內土壤受重金屬污染問題深受各界重視，環境污染對生活周遭所造成之危害，已成為國內重要的環保議題。我國於民國 89 年 2 月 2 日頒布施行「土壤及地下水污染整治法」，使環境保護工作邁入另一重要歷程，達到污染整治階段，期能藉由污染整治手段，解決長年污染問題。

民國 87 年「台塑汞污泥事件」後，行政院環境保護署（以下簡稱環保署）開始徹查全台灣鹼氯工廠汞污泥（以汞電極電解鹽水製程，其廢水處理產生之污泥）的流向，7 家鹼氯工廠（國泰塑膠工業股份有限公司、華夏海灣塑膠股份有限公司頭份總廠、台灣塑膠工業股份有限公司前鎮廠與仁武廠、正泰化工股份有限公司新莊廠、中國石油化學開發股份有限公司樹林廠、安順廠、前鎮廠及義芳化學工業股份有限公司）環保署大多有處理或公告為污染場址（如表 1-1 所示），其中，唯有位於台北縣新莊市的正泰化工股份有限公司新莊廠（地理位置如圖 1-1 所示）污染場址早先一步已改建成工業住宅。

正泰化工股份有限公司（重要歷程如表 1-2 所示）於民國 52 年設立，從事鹼氯生產，採用汞電極電解鹽水生產液鹼及氯氣，並利用氯氣與苯原料，製造有機氯農藥，生產過程中產生廢水及汞污泥。正泰化工公司於民國 78 年關廠，該廠址於民國 83 年陸續蓋起工業住宅與廠房。民國 88 年 5 月新北市環境保護局（原為台北縣環境保護局，以下稱環保局）於附近的加油站進行地下水檢測，發現含汞量超過飲用水標準。民國 91 年環保局委託進行調查報告中顯示，地下 7 公尺處仍可見到汞污泥蹤跡，土壤中汞濃度最高為 4830 mg/kg，高達管制標準值 (20 mg/kg) 241 倍，其地下水之汞濃度亦為 0.196 mg/L，高達管制標準值 (0.02 mg/L) 9.8 倍。

由於正泰化工股份有限公司新莊廠舊址已改建成工業住宅，包括有 4 棟鄰近新樹路的獨棟公寓，此外，還有 440 戶的集合式工業住宅，因該場址內已有數百戶住家，故無法採用開挖移除方式進行污染整治。有鑑於此，有必要開發本土化的現地汞污染整治技術，以便未來整治原正泰化工公司之汞污染場址之用。電動力整治 (electrokinetic remediation) 技術係在國外實場驗證成功之現地污染整治技術，可適用於各種質地之土壤及重金屬、無機及有機污染物之移除。因此，本研究以含汞污染之土壤作為主要標的物，於實驗室進行含汞土壤之電動力整治試驗

先期研究，期盼建立本土化之汞污染電動力現地整治技術。

表 1-1 行政院環境保護署公告列管之「汞」土壤污染場址

場址名稱	場址種類	公告日期
中國石油化學工業開發股份有限公司安順廠	其他	2002/04/11 公告為控制場址 2004/03/19 公告為整治場址
苗栗縣竹南鎮成功段 285 地號	農地	2002/07/30 公告為控制場址 2007/02/26 公告解除控制場址
苗栗縣公館鄉公館段 1174 地號	農地	2002/10/27 公告為控制場址 2007/02/26 公告解除控制場址
苗栗縣竹南鎮成功段 284 地號	農地	2002/10/27 公告為控制場址 2007/02/26 公告解除控制場址
台北市北投區中央里豐年段一小段 313 地號	農地	2004/12/10 公告為控制場址 2008/04/18 公告解除控制場址
屏東縣新園鄉新洋段 325、416、419、428、429、430、431、432-6 (部分) 地號	非法棄置場址	2005/11/28 公告為控制場址 2006/12/05 公告為整治場址
中國石油化學工業開發股份有限公司前鎮廠	工廠	2006/10/02 公告為控制場址
原台灣塑膠工業股份有限公司前鎮分廠廠區	工廠	2007/07/10 公告為控制場址
新亞電器股份有限公司新莊廠	工廠	2007/10/25 公告為控制場址
台南市興農段 0654 地號	農地	2007/12/31 公告為控制場址
台南市興農段 0755 地號	農地	2007/12/31 公告為控制場址
台灣肥料股份有限公司基隆二廠	工廠	2008/04/15 公告為控制場址 2010/05/12 公告解除控制場址
彰化縣彰化市大埔段 0524-0069 地號	農地	2008/04/22 公告為控制場址
宜蘭縣蘇澳鎮永春段 324 地號	農地	2008/10/31 公告為控制場址 2010/08/30 公告解除控制場址
宜蘭縣蘇澳鎮永春段 378 地號	農地	2008/10/31 公告為控制場址 2010/08/30 公告解除控制場址
國泰塑膠工業股份有限公司竹南廠	工廠	2009/08/31 公告為控制場址
原台灣金屬鑛業股份有限公司及其所屬三條廢煙道地區 (部分)	工廠	2010/03/26 公告為控制場址
原正泰化工股份有限公司 (部分廠址)	工廠	2010/05/27 公告為控制場址
原台灣鹼業股份有限公司樹林廠 (部分廠址)	工廠	2010/08/16 公告為控制場址
苗栗縣頭份鎮華夏段 325 地號部份農地坵塊	農地	2011/12/01 公告為控制場址
苗栗縣頭份鎮華夏段 326 地號部份農地坵塊	農地	2011/12/01 公告為控制場址
國泰塑膠工業股份有限公司竹南廠南側廠區	工廠	2011/12/30 公告為控制場址

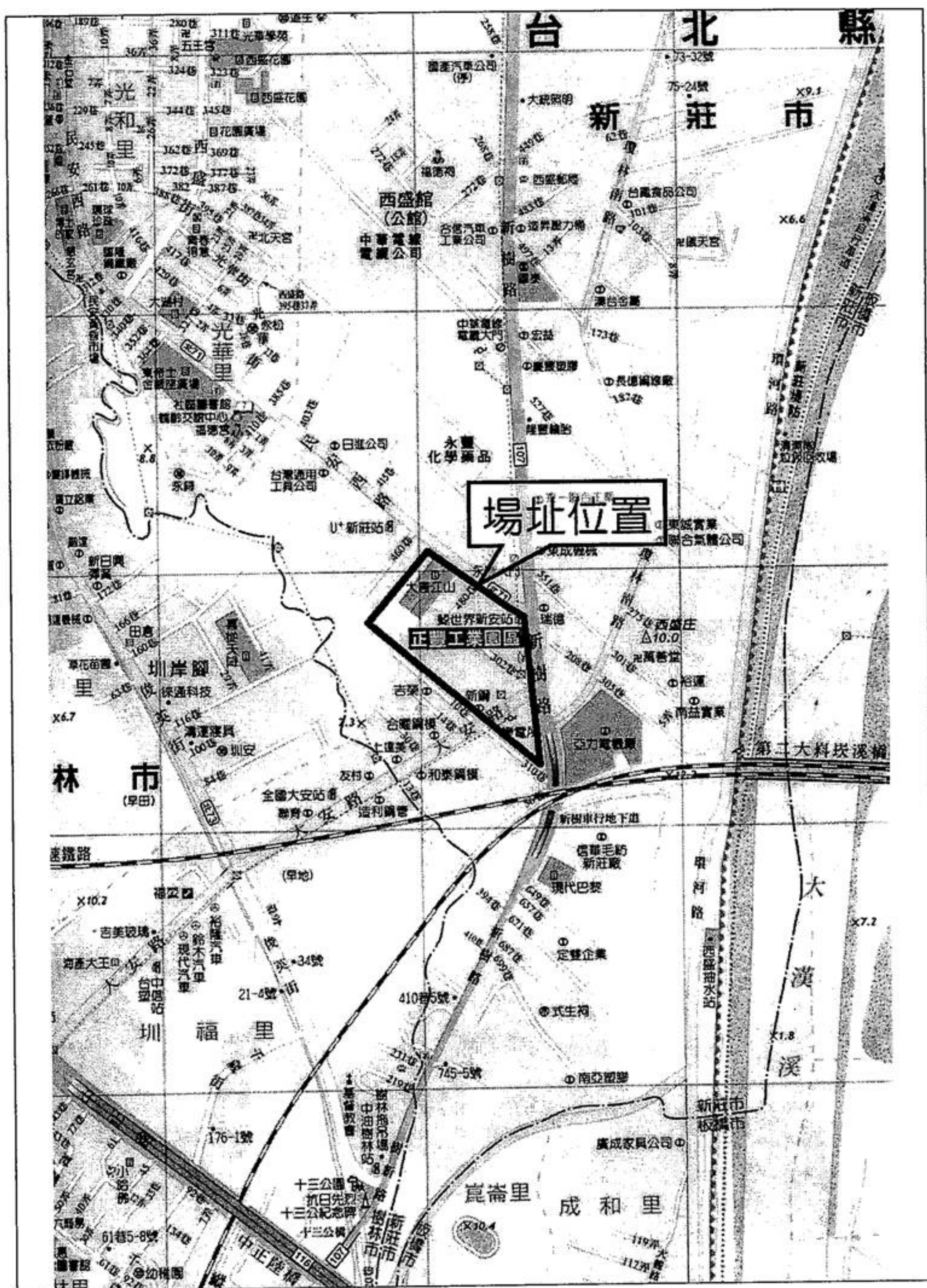


圖 1-1 正泰化工股份有限公司新莊廠地理位置圖

表 1-2 正泰化工股份有限公司重要歷程

時間	內容
民國 53 年	正泰化工 (鹼氯工廠) 開始營運。
77 年	正泰化工停工。
78 年	正泰化工關廠。
78 年	環保局去函要求正泰化工提出廢棄物清理計畫書，正泰化工 3 月提出，環保署 5 月發布「事業廢棄物貯存清除處理方法及設施標準」，函請比照辦理。9 月正泰化工辦理關廠登記。
79 年	正泰化工提出清理計畫書、鑽探計畫書、廢棄物處理說明書及切結書。
80 年	正泰化工進行全廠地質鑽探採樣分析，結果均符合 TCLP 標準值。
81 年	完成清除工作並提出切結書，環保署予以備查。後續正泰化工辦理土地分割變賣。
83 年	大唐江山興建完成。
87 年	台塑公司違反輸出汞污泥案，引起關注，環保局即於 88 年對可疑場址進行調查，發現該區域地下水總汞含量達 560 $\mu\text{g/L}$ (參考飲用水源水質標準 2 $\mu\text{g/L}$)，即通知民眾避免飲用地下水。
89 年 91 年	環保局辦理 2 次土壤及地下水調查，汞濃度介於 23.1-17,000 mg/kg ，超過土壤污染管制標準。
92 年	環保署與環保局召開研商會決議由該局規劃移除高濃度汞及補充土壤、地下水調查，並研議劃定地下水受污染使用限制地區。
93 年	環保局提出污染物清除計畫，總經費 8,000 萬至 1 億 4,000 萬不等，依最終處置方法而異。 因本場址土壤污染情形、來源明確，且污染物汞濃度已超過管制標準，故環保署 93 年 6 月函復該局應先公告為土壤污染控制場址，再由基金代為支應前述計畫，並於 11 月再次發函儘速公告。 因該場址土地皆已興蓋建築物，該局經考量法規、場址特性、經濟、技術、風險評估及污染物之傳輸等因素，暫無危害民眾健康及生活環境之虞，暫不公告為控制場址。
96 年	環保署來函請環保局提供場址之後續列管辦理情形，該局函復定期監測。
98 年	財訊雜誌 328 期刊載數篇土壤污染場址相關報導，議題多為正面宣導及教育性質，惟其中正泰化工應注意其後續發展。

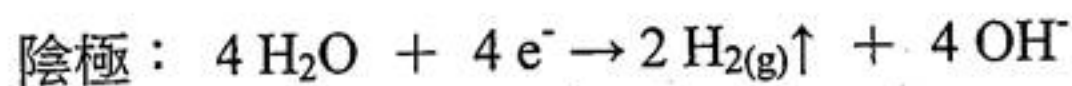
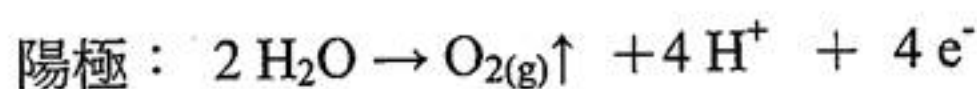
1.2 計畫目的

本研究擬藉由實驗室規模之電動力整治砂箱試驗系統，利用碘化物溶液注入結合電動力技術進行汞污染土壤現地整治試驗，探討其相關之反應機制，並評估其技術及經濟可行性，以作為未來模場整治試驗及/或實場大規模整治之參考。

1.3 文獻回顧

(1) 電動力技術原理

電動力法 (electrokinetic process；簡稱EK) 原理是將正負電極置於待處理之污染介質中，並施加適當直流電壓或電流或直流電與交流電交互施加後，藉由離子遷移 (或謂“電遷移”) 機制，驅使帶正電荷的離子被吸引到負極 (陰極)；相反地，帶負電荷之離子則向正極 (陽極) 移動；此外，溶解性非離子物種另可藉由電滲透流 (electroosmotic flow) 的傳輸，來引導土壤中電解質溶液的移動，進而達到去除土壤中污染物之目的，其原理示意圖如圖1-2所示 (Saichek and Reddy, 2005)。在電化學反應過程中，電極鄰近會發生水的電解反應，其反應式如下所示：



隨著在陽極區產生的 H^+ 會向陰極遷移而形成一酸鋒 (acid front)，反之，在陰極區產生的 OH^- 亦將促使其鹼鋒 (base front) 的形成。由於大部分土壤顆粒表面都帶負電，當陽極附近的酸鋒開始在土壤間隙移動，會迫使接觸到的污染物與土壤分離，此時，土壤間隙水則以電滲透方式在土壤介質中流動，即可將溶解於土壤溶液中的污染物去除。

電動力技術不僅適用於未飽和層土壤，亦可應用於飽和層土壤與底泥，其中，污染物之傳輸方向與量，受到污染物濃度與污染物離子移動性、土壤結構與性質及土壤孔隙水界面化學與傳導性所影響。電動力程序主要會產生電滲透流、離子遷移、酸鋒，及鄰近電極的水電解反應等，但通常必須考量的兩個範疇則是：(一) 電動力傳輸—電滲透 (electroosmosis)、電遷移 (electromigration) 與電泳 (electrophoresis) 等三種主要之傳輸機制；(二) 土體中誘發之電化學反應 (Rahner et al., 2002)。此外，利用電動力原理傳輸污染物的過程中或傳輸至電極區後，亦可結合其他藥劑 (例如： H_2O_2) 及材料 (例如：奈米鐵) 的注入

或其他整治技術（例如：生物法、抽取處理）將污染物種予以有效去除。

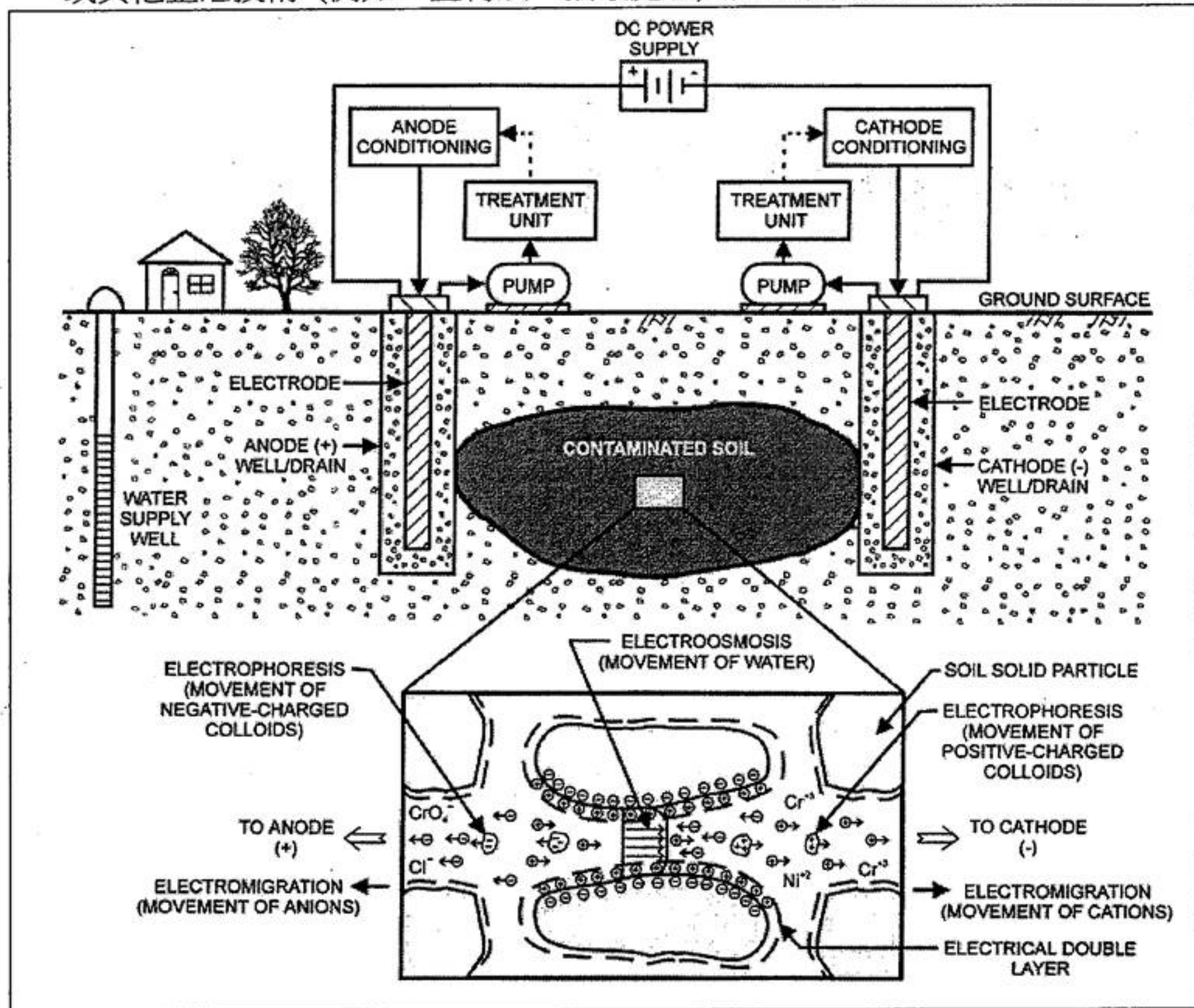


圖 1-2 現地電動力整治技術原理示意圖 (Saichek and Reddy, 2005)

(2) 電動力法之影響因子

影響電動力法之移除污染物的因子，主要包含：鄰近電極的化學反應、土壤含水率或飽和度、土壤型態與結構、pH值、污染物種類與濃度及施加之電流密度等（經濟部工業局，2003），其說明如下：

a. 鄰近電極之化學反應 (Yu and Neretnieks, 1997)

於電動力法操作期間，鄰近電極處所產生極化現象，將造成能量傳輸的障礙與電流密度的降低，因而降低污染物移除的效率。極化現象包含：活性極化 (activation polarization)、濃度極化 (concentration polarization) 及歐姆極化 (ohmic polarization) 等三種。

b. 土壤含水率或飽和度 (Yu and Neretnieks, 1997)

土壤含水率的多寡將影響電動力技術對於污染物種移除的成效，含水率須符合最小需求值，以促使電遷移 (electromigration) 的產生。

c. 土壤型態與結構 (Reddy et al., 1997)

土壤型態與構成可影響污染物之移動速率與整治效率。研究顯示，當土壤的碳酸鹽含量較高時，會阻礙酸鋒的形成，並於處理過程中，使土壤呈鹼性；而當土壤的碳酸鹽含量較低時，明顯地會有酸鋒形成，且土壤由陽極至陰極處產生pH值梯度之變化。

d. pH值 (Lee and Yang, 2000)

當水電解反應所生成的 H^+ 與 OH^- 未被移除或中和時，將顯著影響土壤的界達電位、物種溶解度、離子狀態與電荷數及污染物種的吸附等。

e. 污染物種類與濃度 (Hamed and Bhadra, 1997)

電動力法除了對於高溶解性無機離子物種具成效外，即使是低滲透性土壤仍具效果；對於不溶解或非離子性之有機物種，則可利用其電化學反應機制或其他改善技術（例如：界面活性劑的添加）達到整治成效。

f. 施加之電流密度 (Hamed and Bhadra, 1997)

研究顯示，當施加的電流密度愈大，其電滲透流率愈大，可縮短酸鋒由陽極至陰極所需的時間。

選用電動力法時，應一併考量電力需求、深度及土壤中可能改變之化學特性，例如：礦物質之分解、沉澱物之形成、pH值之改變等因素。大多重質非水相液體 (dense non-aqueous phase liquid, DNAPLs) 皆屬於非極性物質，若僅是於污染區域施加電場，恐不足以促使DNAPLs之移動，可利用其電化學反應機制或其他改善技術（例如：化學氧化法）以達到整治成效 (Thepsithar and Roberts, 2006)。

(3) 電動力技術優點

Nyer等人 (1996) 曾指出電動力技術在現地整治技術上具有下列優點：(1) 適用於各種污染土壤，對於底泥、黏土等低滲透性的土壤介質效果亦十分顯著，且可同時應用於飽和層及未飽和層土壤；(2) 在電動力處理過程中會誘發化學反應，故無化學藥品的耗費，整治所需的經費亦較傳統技術為低；(3) 除

可整治一般重金屬之外，尚可針對輻射核種、有機污染物及毒性陰離子進行整治等。

(4) 電動力技術之應用

於眾多的土壤及地下水污染整治技術中，電動力整治 (electrokinetic remediation) 技術是屬於一種相對新穎的現地 (in situ) 整治技術，可直接於污染場址現地將污染物加以移除、處理及侷限(Acar and Alshawabkeh, 1993)，另外，此技術亦可以離地 (ex situ) 方式進行應用。電動力法多應用於低滲透性土壤中重金屬與有機污染物的移除，或結合其他技術將污染土壤中的有害物質去除。由於電動力法操作毋需進行大規模土壤開挖，且較無生物毒害的問題，在過去十餘年來，其高移除效率與具安全性已持續地引起研究人員與美國政府官員的注意，並將此種技術應用於污染場址中有機污染物的去除 (Shapiro and Probst, 1993; Reddy and Chinthamreddy, 1999; Saichek and Reddy, 2005)。

相較於許多其他的現地整治技術，電動力法可應用的範圍更為廣泛，因為該技術並不會因土壤或污染物種類不同而受到限制。Suèr等人 (2003) 利用電動力技術將黏土質土壤中的鎘、鎂、鉛、銅、鎳及鉻等重金屬去除，達到土壤整治的效果。電動力技術對高溶解性之無機離子特具成效，即使是低滲透性土壤仍具效果；對於不溶解性或非離子性之有機污染物，則可利用其電化學反應機制或配合其他改善技術達到整治成效 (Acar and Alshawabkeh, 1993; Li et al., 1998; 經濟部工業局, 2003)。Lageman (1993) 於荷蘭利用電動力技術將土體中的銅、鎘、鉛、鋅及鉛等重金屬加以去除；而Virkutyte等人 (2004) 則利用電動力技術將砂土中的銅去除。Acar與Alshawabkeh (1993) 指出，電動力技術不僅適用於飽和層土壤，亦可應用於未飽和層土壤，相對於一般污染處理技術而言，更能於黏土質地的污染土體有效處理下列污染物質：苯、甲苯、乙苯、二甲苯、三氯乙烯、苯酚及六氯苯等 (Virkutyte et al., 2002; Reddy and Chinthamreddy, 1999)。

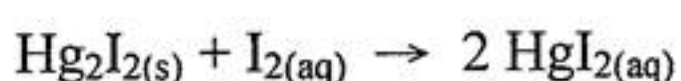
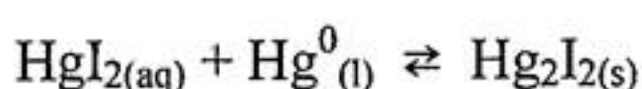
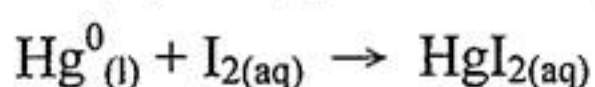
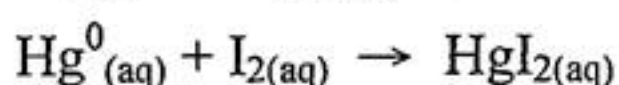
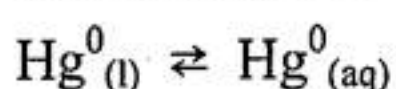
Cox等人 (1996) 於實驗室以250 g土壤添加500 mL超純水並加入500 mg/kg 硫化汞 (HgS) 製成泥漿態汞污染土壤。實驗藉由添加 I_2/I^- 於汞污染土壤使形成 HgI_4^{2-} ，再利用電動力法將其自汞污染土壤中移除，反應16天，汞去除率達99%；Thöming等人 (2000) 亦曾針對汞污染土壤 (汞濃度約1200~1900 mg/kg，其中元素汞約佔84±4%) 利用電動力的電化學方法提升砂質土壤中汞的

氧化反應，於實驗室進行試驗，試驗時間分為27天與54天，經27天反應後，除元素汞以外之汞化合物，於陽極累積濃度達975 mg/kg，於陰極累積濃度達663 mg/kg。經54天反應後，除元素汞以外之汞化合物，於陽極累積濃度達720 mg/kg，於陰極累積濃度達675 mg/kg，獲得相當不錯的成效；García-Rubio等人 (2007) 曾利用添加碘化物來提升電動力法對含汞污染土壤的去除效率，反應160小時後，汞回收率約可達35%；Gallego-Blanca等人 (2009) 曾利用串聯不同的電動力法，應用於西班牙採礦區含汞污染土壤的整治，於實驗室規模試驗，其使用碘化物當作螯合劑來提升電動力法的整治效果，反應後汞回收率可達35%。

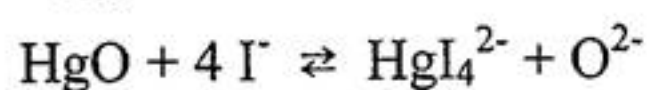
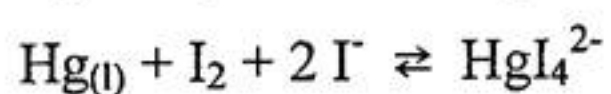
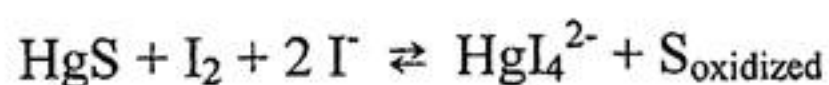
本研究團隊曾發表多篇利用電動力技術整治的研究文獻，例如：Yang與Lin (1998) 利用電動力技術結合檸檬酸溶液去除坭質壤土中的鎘污染物；Yang與Long (1999) 利用電動力技術結合類Fenton法去除土壤飽和層中的酚污染物；Yang與Liu (2001) 利用電動力技術結合Fenton法去除土體中的三氯乙烯；Yang與Yeh (2011) 利用電動力法輔助 $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ 程序有效降解土壤中三氯乙烯及1,2-二氯乙烷；Yang與Wu (2011) 利用奈米級 Fe_3O_4 懸浮液注入結合電動力法，有效可有效地現地整治地下環境中之 NO_3^- ；Yang與Chang (2011) 利用奈米級零價鐵漿液、食品級大豆油及非離子型界面活性劑製備出乳化奈米級零價鐵漿液，並結合電動力法整治土壤中三氯乙烯。近數年來，本研究團隊亦利用電動力技術結合奈米級鈦／鐵雙金屬材料成功地在地下環境中傳輸，並有效地降解三氯乙烯，且證實利用電動力傳輸懸浮液於污染環境中不會對環境本體造成危害 (Yang and Chang, 2006; Yang et al., 2007, 2008; Yang, 2008, 2009; Yang and Wu, 2010)。

(5) 電動力技術結合碘化合物去除汞污染物之反應機制

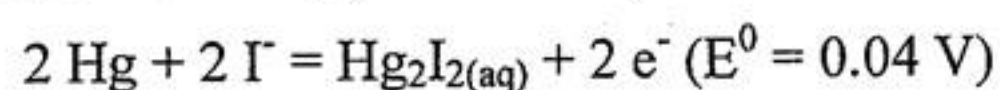
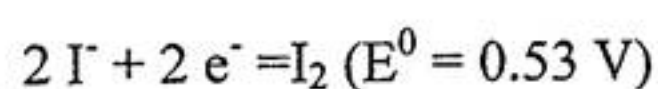
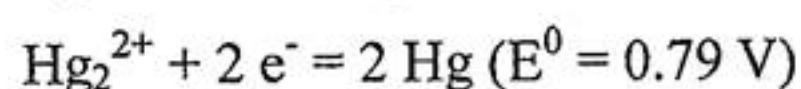
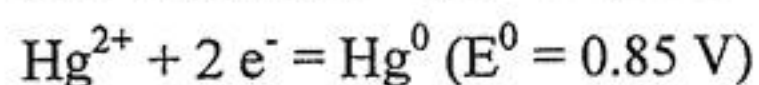
Percy Warrick等人 (1963) 於研究中指出，碘可以與水溶液中的零價汞形成水溶液相之 Hg_2I_2 ，其反應式如下所示：



Cox等人 (1996) 於研究中指出，添加 I_2/I^- 於含汞污染的土壤中，可形成水溶性離子態之 HgI_4^{2-} ，再利用電動力法將其自污染源中移除，其反應式如下所示：



Stone等人 (2006) 於研究中指出，碘可以與牙科事業廢水中之汞污染物形成水溶液相之 Hg_2I_2 ，其反應式如下所示：



1.4 計畫工法

本研究主要之工法為利用碘化物水溶液與汞污染物形成水溶液相之 Hg_2I_2 及水溶性離子態之 HgI_4^{2-} ，再結合電動力法，藉由施加電場所產生之電滲透傳輸機制，將 Hg_2I_2 移向陰極端，亦同時藉由施加電場所產生之電遷移傳輸機制，將 HgI_4^{2-} 移向陽極端。

1.5 執行期程

本研究計畫執行期程自民國100年11月24日起至民國101年11月23日止。

1.6 經費

本研究計畫經費編列如表1-3所示。

表 1-3 計畫經費編列

金額單位：新臺幣元

計畫經費編列		金額	備註
計畫 經費 計算	1. 人事費用	360,000	
	2. 業務費	640,000	
	(1) 消耗性器材藥品費用	330,000	
	(2) 貴重儀器使用費	20,000	
	(3)其他研究有關費用	290,000	
	3. 行政管理費	0	
	合計	1,000,000	

第二章 材料與方法

本研究係利用碘化物溶液注入結合電動力技術模擬現地整治含汞污染之土壤，其研究方法與步驟說明分述如下：

(1) 電動力 (EK) 反應系統砂箱反應器建置

本實驗室規模先期研究係使用密閉式小型砂箱作為反應器，所使用的電動力反應系統主要由直流電源供應器及砂箱反應器組合而成的EK反應系統。砂箱反應器之材質以SUS 316不銹鋼材質為主體，側面鑲嵌透明玻璃層，而其主體構造區分為陽極槽室、陰極槽室及土壤反應室三部分，另外，砂箱反應器上方裝置氣密蓋，並於氣密蓋上設置10個監測井孔/蓋（陰、陽極槽室上方各設置1個），作為試驗過程注入碘化物溶液、量測pH值、電壓、電流及檢測汞蒸氣等用途，其示意圖如圖2-1所示。砂箱反應器尺寸為：L=30、W=15、H=25 (cm)，陰、陽極槽室各為L=5.5、W=15、H=25 (cm)。土壤反應室區分為上、下兩層，上層5 cm為頂空氣體部分，下層20 cm為汞污染土壤（最底層之10 cm為飽和層）來進行模擬試驗。

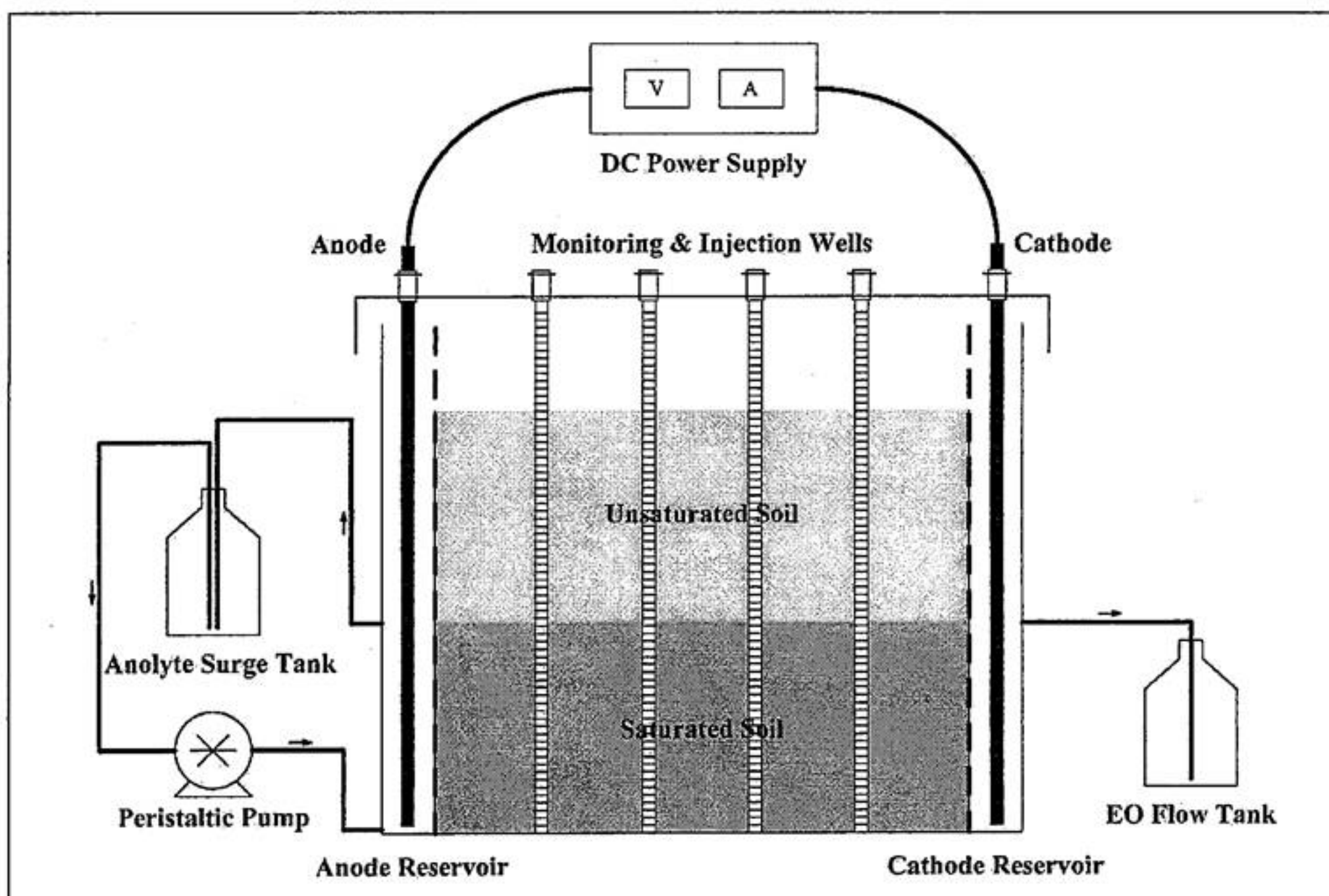


圖2-1 實驗室規模電動力整治系統砂箱反應器示意圖

電動力反應系統之電場係由一外接之直流電源供應器所提供，選用不同材質（例如：鈦金屬、SUS 316不銹鋼及石墨）之電極在定電壓（1 V/cm）或定電流（20 mA）之條件下進行汞污染土壤之整治試驗，電極槽液採集自真實地下水，而土壤反應室則填充含汞污染的土壤來進行模擬試驗，每組實驗為期約1-2週。

(2) 土壤基本性質分析

本研究之土壤樣品係取自於某實際汞污染場址內之土壤，土壤樣品除粒徑分布、比重、pH值、有機質含量等基本性質檢測項目外，亦檢測所含之總汞濃度，以作後續處理效能評估之初始濃度。

(3) 碘化物溶液製備與選定

本研究係利用自行製備不同組成及濃度的碘化物溶液（例如：0.1 M KI溶液），先行試驗其於汞污染土壤中，將汞轉換成可溶解性離子態（例如： HgI_3^- 、 HgI_4^{2-} ）的能力，進而探討上述碘化物溶液結合電動力技術整治汞污染之成效，並根據上述碘化物溶液的試驗結果選擇最適合的碘化物溶液及濃度，並探討碘化物溶液在地下水中之穩定性及物化特性之可能變化，以作為電動力整治試驗之參考。

(4) 電動力試驗前後檢測

為瞭解土壤中汞的去除效率，乃針對砂箱反應器中之土壤反應室裝填前取適量土壤樣品進行總汞濃度及各種影響因子（例如：含水率、pH值等）檢測，並在整治試驗後，分別將土壤反應室的未飽和層及飽和層土壤沿著電滲透流的方向等分成數段，再將每段土壤樣品及電極槽液進行總汞濃度及各種影響因子檢測；此外，於砂箱反應器監測孔蓋抽取砂箱頂空的氣體，檢測氣態汞的濃度，以瞭解汞污染土壤在電動力整治過程汞物種在固相/液相/氣相之演變及轉化情形。

(5) 電動力試驗過程檢測

本研究於電動力操作過程中，藉由電滲透流之收集容器及砂箱反應器設置的監測井孔/蓋進行每日定時的監測，其檢測項目如下所示：

a) 電滲透液流量量測

在電動力反應期間，每日定時量測/記錄電滲透液流量，並予以累計，以瞭解電滲透液流量隨整治時間變化之情形。

b) 電極槽液及各監測點之pH值量測

在電動力反應期間，每日定時取固定體積之電極槽液，檢測其pH值，此外，隨著試驗之進行，於各監測井孔每隔固定時間直接進行土壤間隙水之pH值量測，以瞭解電極槽及各監測點之土壤pH值變化情形。

c) 電場狀況與電流變化記錄

反應過程中，每日定時量測電流或電壓之變化，並據以探討整治系統中可能之反應，並解釋相關之整治結果。此外，本研究將於試驗後期，利用瓦時計記錄試驗之耗電量，以估算其操作電費。

(6) 汞污染去除反應機制探討

本研究將針對上述反應結果綜合探討利用碘化物溶液注入結合電動力法的反應機制。

(7) 本工法整治含汞污染土壤之技術及經濟可行性評估

針對本研究之試驗結果評估利用碘化物溶液注入結合電動力法整治含汞污染土壤之效能及技術可行性；另外，亦根據操作電費及化學藥劑費用進一步評估本工法之經濟可行性。

Figure 1-1

第三章 結果與討論

本研究規劃於期中報告前完成土壤基本性質分析、碘化物溶液製備與選定及 3 組電動力試驗之進度，後續則再改變操作條件完成 5 組電動力相關試驗。以下將分述說明其試驗結果、過程遭遇之困難及解決方法：

(1) 汞污染土壤來源及其基本性質分析

本研究測試用之土壤樣品係源自國內某實際污染場址，採集後，加以均勻混合，然後針對該土壤樣品進行分析，土壤樣品除 pH 值（電極法）、水分含量（重量法）、比重（重量法）、孔隙率（重量法）、粒徑分布（篩分法）、有機物含量（乾燒法）及陽離子交換容量（醋酸鈉法）等基本性質檢測項目外，亦分析所含之總汞濃度（ICP-MS），當作後續電動力試驗處理效能評估之初始濃度，其分析結果如表 3-1 所示。

表 3-1 土壤基本性質分析結果

項目	檢測值
pH 值	9.32
水分含量	13.53%
比重	1.49
孔隙率	29.80%
粒徑分布	
<0.002 mm	10.55%
0.002-0.05 mm	13.32%
0.05-2 mm	76.13%
質地	砂質壤土 (Sandy Loam)
有機物含量	1.89%
陽離子交換容量	2.21 meq/100 g
總汞含量	4291 mg/kg (第 1-3 組電動力試驗)
	3020 mg/kg (萃取試驗及第 4-8 組電動力試驗)

註：本研究共採集二批次土壤樣品，第一批次土壤僅夠第 1-3 組試驗使用。

(2) 碘化物溶液製備與選定

取 5 g 汞污染土壤盛裝於 150 mL PE 瓶中，並添加 25 mL (0.1 M) 碘化鈉或碘

化鉀或異丙基黃原酸鈉 (sodium isopropyl xanthate, SIPX) 或2,3-二巰基丙磺酸鈉 (2,3-dimercaptopropanesulfonic sodium, DMPS) 水溶液 (註：異丙基黃原酸鈉及2,3-二巰基丙磺酸鈉係本研究後期執行計畫新增加之萃取劑)，分別使用硝酸或氫氧化鉀水溶液調整樣品之pH值為2、4、6、8、10及12，經行星式水平振盪器 (Skin Kwang, SK-6) 振盪24 h後，以0.45 μm 孔徑之玻璃纖維濾紙進行過濾，再以行政院環境保護署環境檢驗所公告之「水中金屬及微量元素檢測方法—感應耦合電漿質譜法 (NIEA W313.52B)」進行樣品檢驗，分析主要使用國立成功大學國家科學委員會貴重儀器中心—感應耦合電漿質譜分析儀 (ICP-MS, Hewlett Packard 4500) 進行汞含量分析，其分析結果如圖3-1所示。

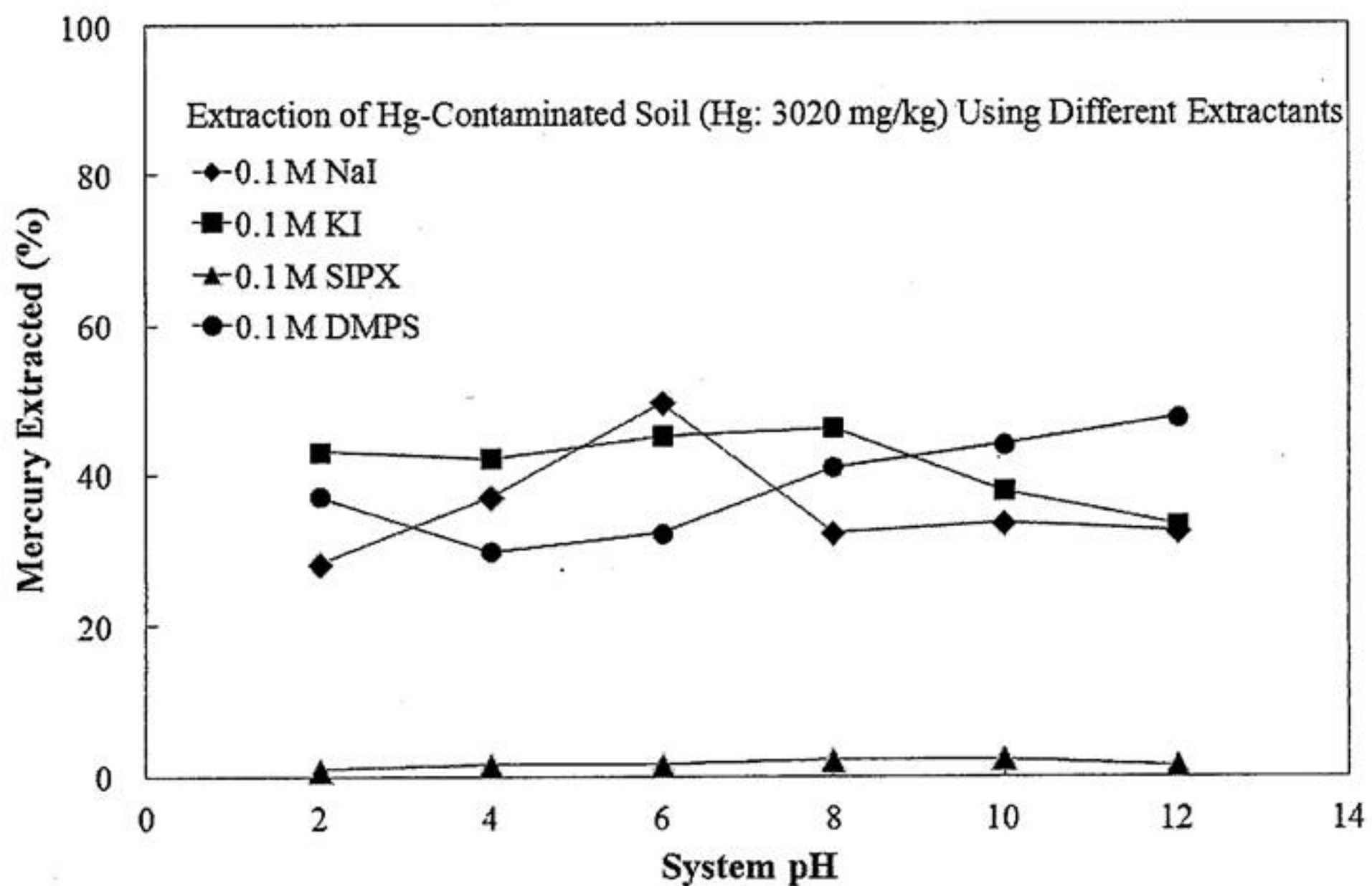


圖3-1 汞污染土壤於不同pH值之萃取劑 (碘化鈉、碘化鉀、異丙基黃原酸鈉及2,3-二巰基丙磺酸鈉) 水溶液中之萃取結果

根據圖3-1結果顯示，0.1 M碘化鉀試驗組別其平均汞萃取率 (41.25%) 為最高，其餘依序為0.1 M 2,3-二巰基丙磺酸鈉試驗組別 (38.61%) > 0.1 M碘化鈉試驗組別 (35.49%) > 0.1 M異丙基黃原酸鈉組別 (1.65%)。另外，0.1 M碘化鉀試驗組別其總汞萃取率曲線與Reddy等人 (2003) 利用0.1 M碘化鉀水溶液萃取冰磧土中總汞的萃取率曲線相似，故本研究後續的電動力試驗組別皆選定0.1 M碘化鉀溶液作為形成汞錯合物之反應溶液。

(3) 電動力試驗

本研究的電動力試驗組別其相關檢驗方法如下：a) 陰、陽極槽液pH值之變化，主要參照行政院環境保護署環境檢驗所公告之「水之氫離子濃度指數 (pH值) 測定方法－電極法 (NIEA W424.52A)」；b) 累積電滲透液流量之變化，使用最小刻度為0.1 mL之玻璃量筒進行電滲透液流量之體積量測；c) 反應後土體pH值之分布，主要參照行政院環境保護署環境檢驗所公告之「土壤酸鹼值 (pH值) 測定方法－電極法 (NIEA S410.62C)」；d) 反應後土體總汞殘留濃度之分布、陰、陽極槽液及電滲透液之汞濃度，主要參照行政院環境保護署環境檢驗所公告之「土壤水分含量測定方法－重量法 (NIEA S280.61C)」、「土壤中重金屬檢測方法－王水消化法 (NIEA S321.63B)」及「水中金屬及微量元素檢測方法－感應耦合電漿質譜法 (NIEA W313.52B)」進行樣品檢測，其中，本研究第1-3組電動力試驗組別係以固體/液體/氣體汞分析儀 (Nippon Industries Company, MA-2000) 進行土體中汞含量分析 (註：因該時段國科會貴重儀器中心之ICP-MS皆無法服務本計畫)，而第4-8組電動力試驗組別則以國立成功大學國家科學委員會貴重儀器中心－感應耦合電漿質譜分析儀 (ICP-MS, Hewlett Packard 4500) 進行土體中汞含量分析。

本研究利用碘化鉀輔助電動力法整治汞污染土壤之試驗共進行8組，其試驗參數及條件如表3-2所示。

表3-2 利用碘化鉀輔助電動力法整治汞污染土壤之8組試驗參數及條件一覽表

組別	電場形式	陽極材質	陰極材質	電源供應器 輸出功率	反應時間	飽和層土壤之地下水	陽極槽液	陰極槽液	汞氣體逸散監測
1	定電壓 (1 V/cm)	SUS 316 不銹鋼	SUS 316 不銹鋼	720 Watts	24 h	0.1 M KI 水溶液	0.1 M KI 水溶液	0.1 M KI 水溶液	無
2	定電流 (20 mA)	鈦	鈦	720 Watts	189.5 h	0.1 M KI 水溶液	0.1 M KI 水溶液	0.1 M KI 水溶液	有
3	定電流 (20 mA)	鈦	鈦	720 Watts	168 h	真實地下水	真實地下水	0.1 M KI 水溶液	無
4	定電流 (20 mA)	鈦	鈦	720 Watts	168 h	真實地下水	0.1 M KI 水溶液	0.1 M KI 水溶液	無
5	定電流 (20 mA)	鈦	鈦	720 Watts	168 h	真實地下水	(1) 0.1 M KI 水溶液 (2) 每日更換槽液	0.1 M KI 水溶液	有
6	定電流 (20 mA)	鈦	鈦	720 Watts	168 h	真實地下水	(1) 0.1 M KI 水溶液 (2) 每日更換槽液	(1) 0.1 M KI 水溶液 (2) 每日添加 13.7 g KI	無
7	定電流 (20 mA)	鈦	鈦	720 Watts	168 h	真實地下水	(1) 0.1 M KI 水溶液 (2) 每日添加 30.3 g KI	(1) 0.1 M KI 水溶液 (2) 每日添加 13.7 g KI	有
8	定電流 (20 mA)	鈦	鈦	380 Watts	336 h	真實地下水	(1) 0.1 M KI 水溶液 (2) 每日添加 30.3 g KI	(1) 0.1 M KI 水溶液 (2) 每日添加 13.7 g KI	有

註：(1) 因電源供應器更新，第 8 組試驗所使用之電源供應器其輸出功率較第 1-7 組者低。

(2) 第 1-2 組試驗之 0.1 M KI 水溶液係以去離子水為基質配製；第 3-8 組試驗之 0.1 M KI 水溶液係以真實地下水為基質配製。

3.1 電動力試驗

第1組電動力試驗

本系列之電動力先期試驗組別其陽極槽液、陰極槽液及模擬飽和層土壤之添加水溶液使用去離子水配製之0.1 M碘化鉀水溶液 (pH值為7.20、導電度為12,900 $\mu\text{S}/\text{cm}$)，電極材質分別選用鈦金屬、石墨及SUS 316不銹鋼金屬，電場採定電壓 (1 V/cm)方式施加。

砂箱反應器於施加電場24 h後，無論鈦、石墨及SUS 316不銹鋼電極皆遭受嚴重電化學腐蝕，如圖3-2所示，於陽極槽液面下之電極受電化學腐蝕而消失，另外，於SUS 316不銹鋼砂箱反應器陰極槽體亦遭受電化學腐蝕而破洞須重新修補，如圖3-3所示，推測主要原因為電流過大，致使加速電極及槽體之電化學腐蝕。

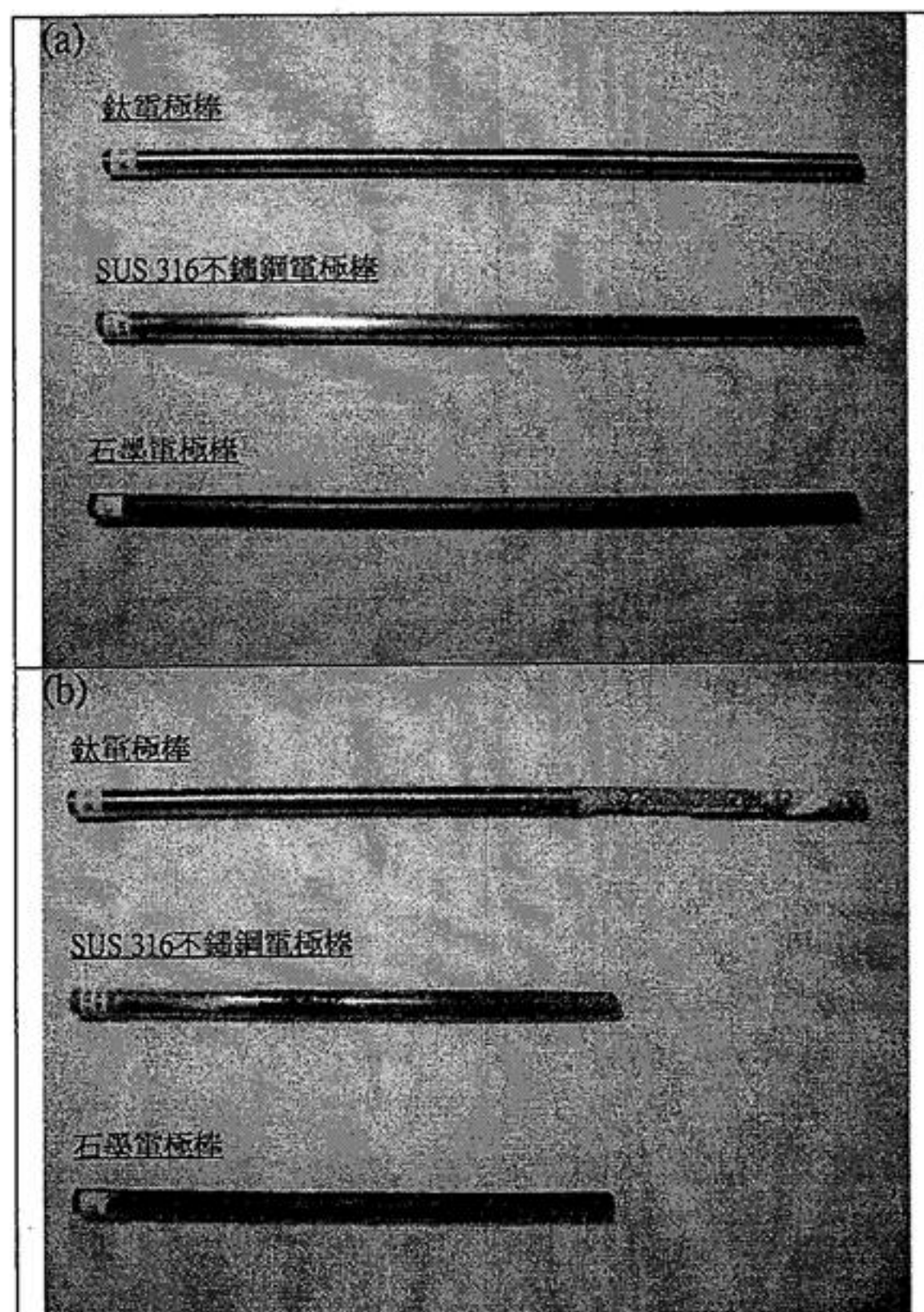


圖3-2 陽極槽電極遭受嚴重電化學腐蝕：(a) 反應前；(b) 反應後

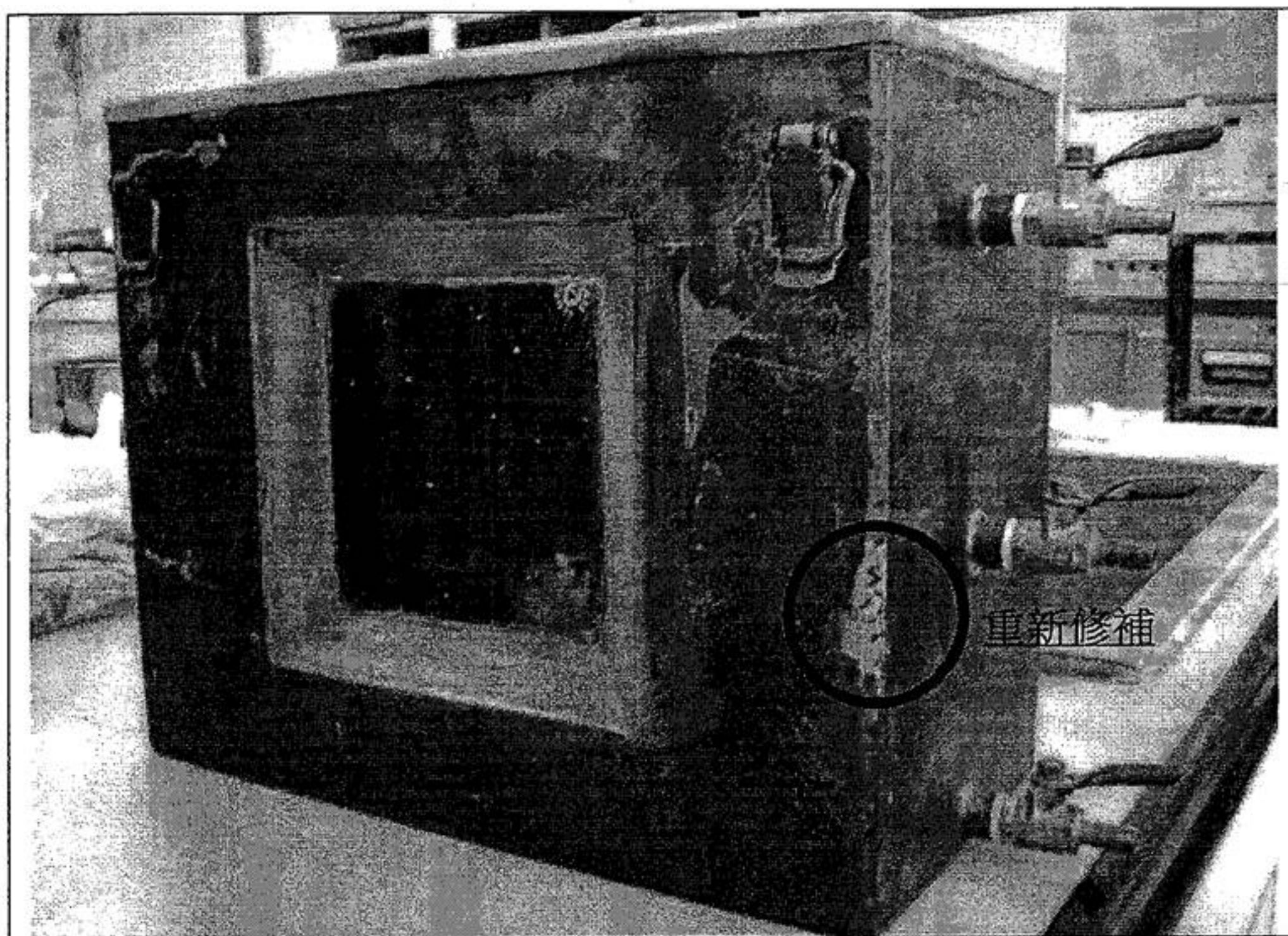


圖3-3 砂箱反應器陰極槽體遭受電化學腐蝕破洞

此外，於SUS 316不銹鋼電極組別試驗期間，陽極槽外部之陽極液緩衝槽出現黑色黏稠狀液體，如圖3-4所示，乾燥後之固體物經國立中山大學國家科學委員會貴重儀器中心－環境掃描式電子顯微鏡-X能量分散式光譜儀(ESEM-EDS, FEI, Quanta 200, Genesis XM 4i) 鑑定結果(如圖3-5) 顯示，主要成分依序為Fe、O、I、C、Hg元素，推測主要原因為SUS 316不銹鋼電極遭受嚴重電化學腐蝕而導致。

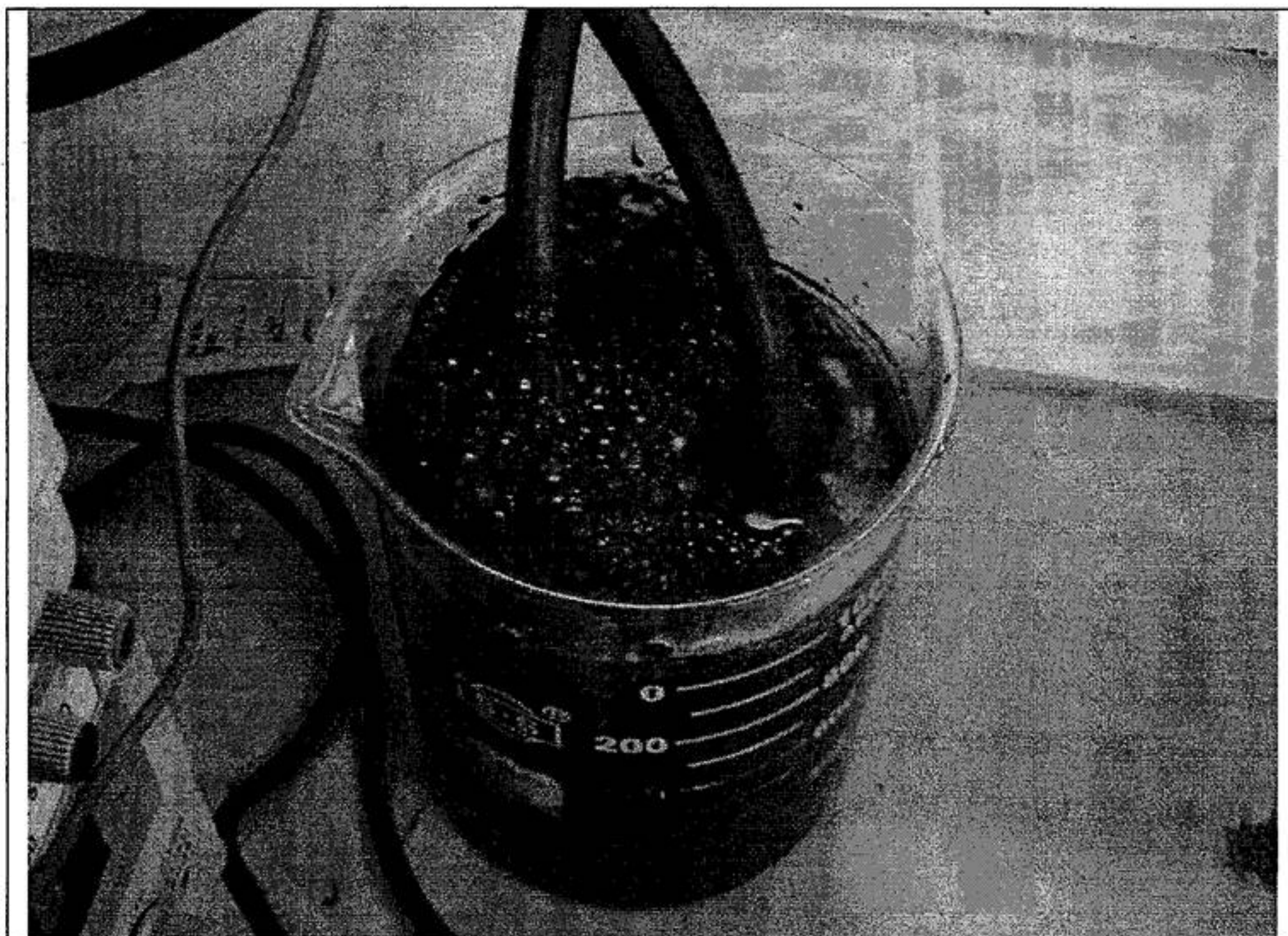


圖3-4 陽極槽外部之陽極液緩衝槽出現黑色黏稠狀液體

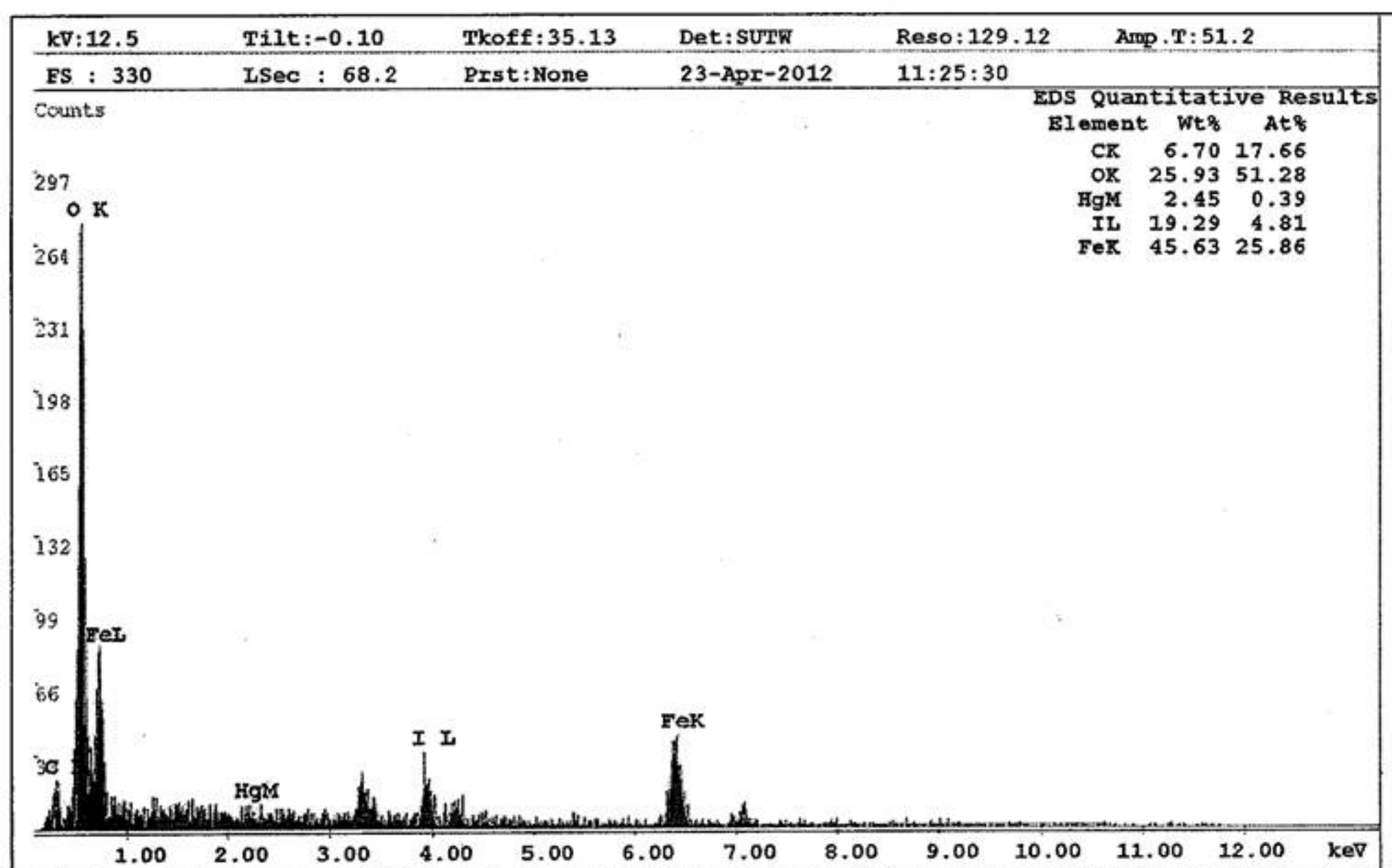


圖3-5 第1組電動力試驗其陽極槽液乾燥後之固體物其ESEM-EDS元素分析結果

使用SUS 316不銹鋼電極的第1組試驗組別，於24 h電動力反應後，其結果分別就陰、陽極槽液pH值之變化、累積電滲透液流量之變化、反應後土體pH值之分布及反應後土體總汞殘留濃度之分布分述如下：

a) 陰、陽極槽液pH值之變化

根據圖3-6結果顯示，於電動力反應24 h後，陰、陽極槽液pH值分別為12.8及5.27，但就陽極槽液之pH值而言，尚未達到平衡（一般pH值約為2）即終止試驗，主要原因為陽極槽SUS 316不銹鋼電極遭受電化學腐蝕而消失。

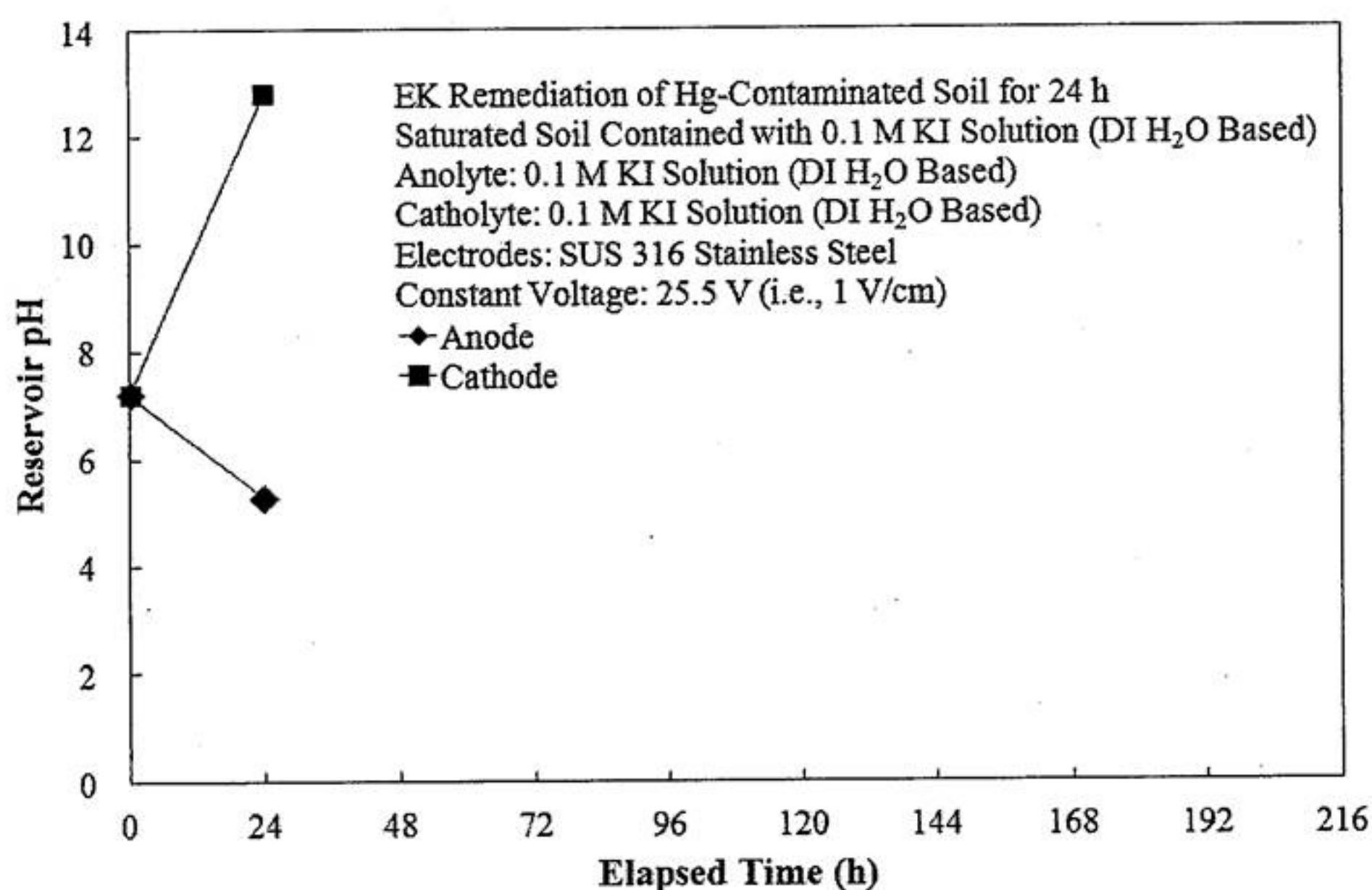


圖3-6 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第1組試驗其陰、陽極槽液pH值之變化

b) 累積電滲透液流量之變化

根據圖3-7結果顯示，經電動力反應24 h後，其累積電滲透流 (EO flow) 流量即可達到73 mL，電動力反應相當快速。

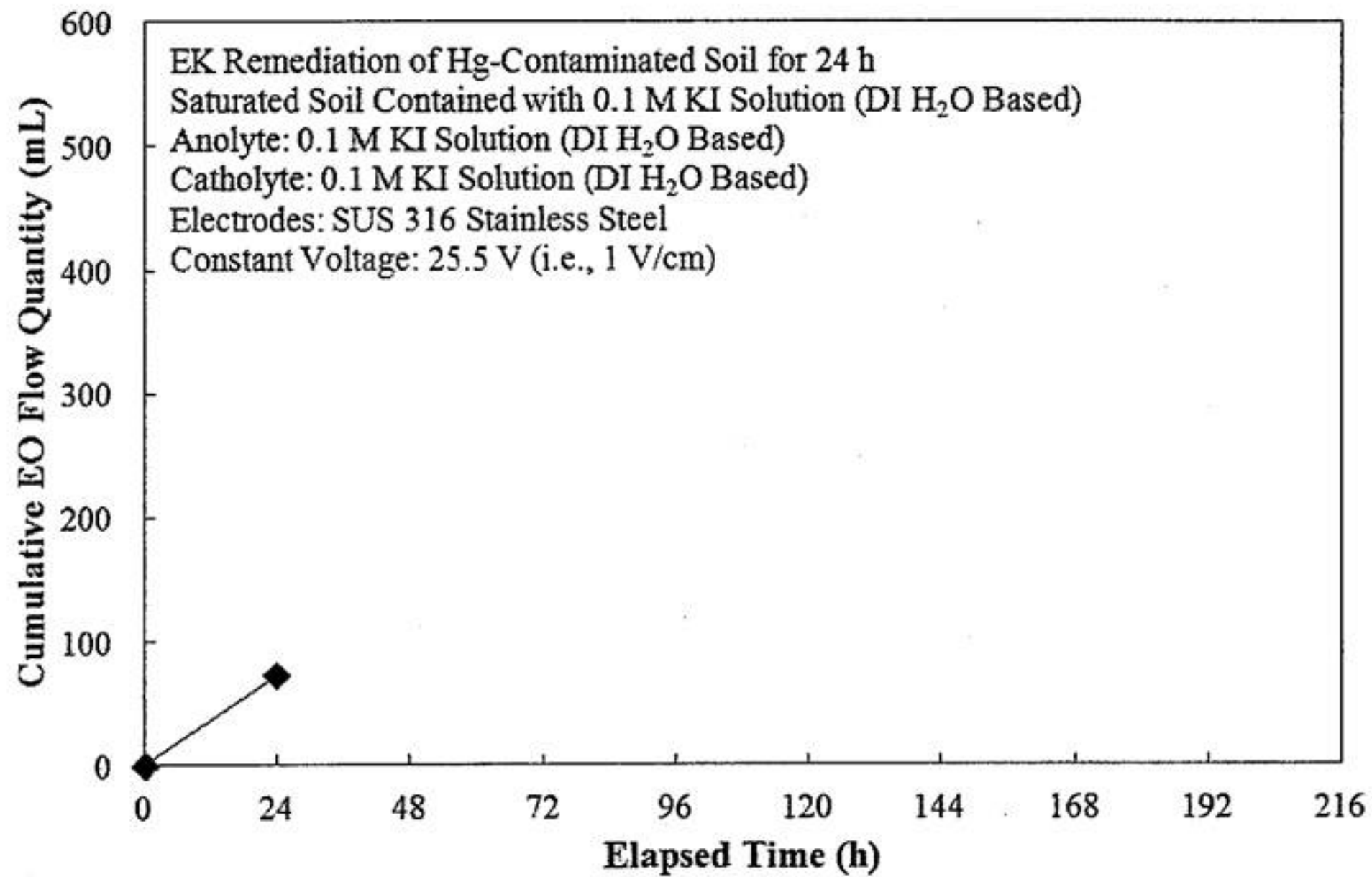


圖3-7 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第1組試驗其累積電滲透液流量之變化

c) 反應後土體pH值之分布

根據圖3-8結果顯示，經電動力反應24 h後，其土體pH值並未受到酸鋒影響而酸化，反而呈現愈鄰近陽極端之土體pH值愈高之現象，推測可能是陽極槽SUS 316不銹鋼電極遭受電化學腐蝕，使得大量鐵離子移往陰極端所導致。

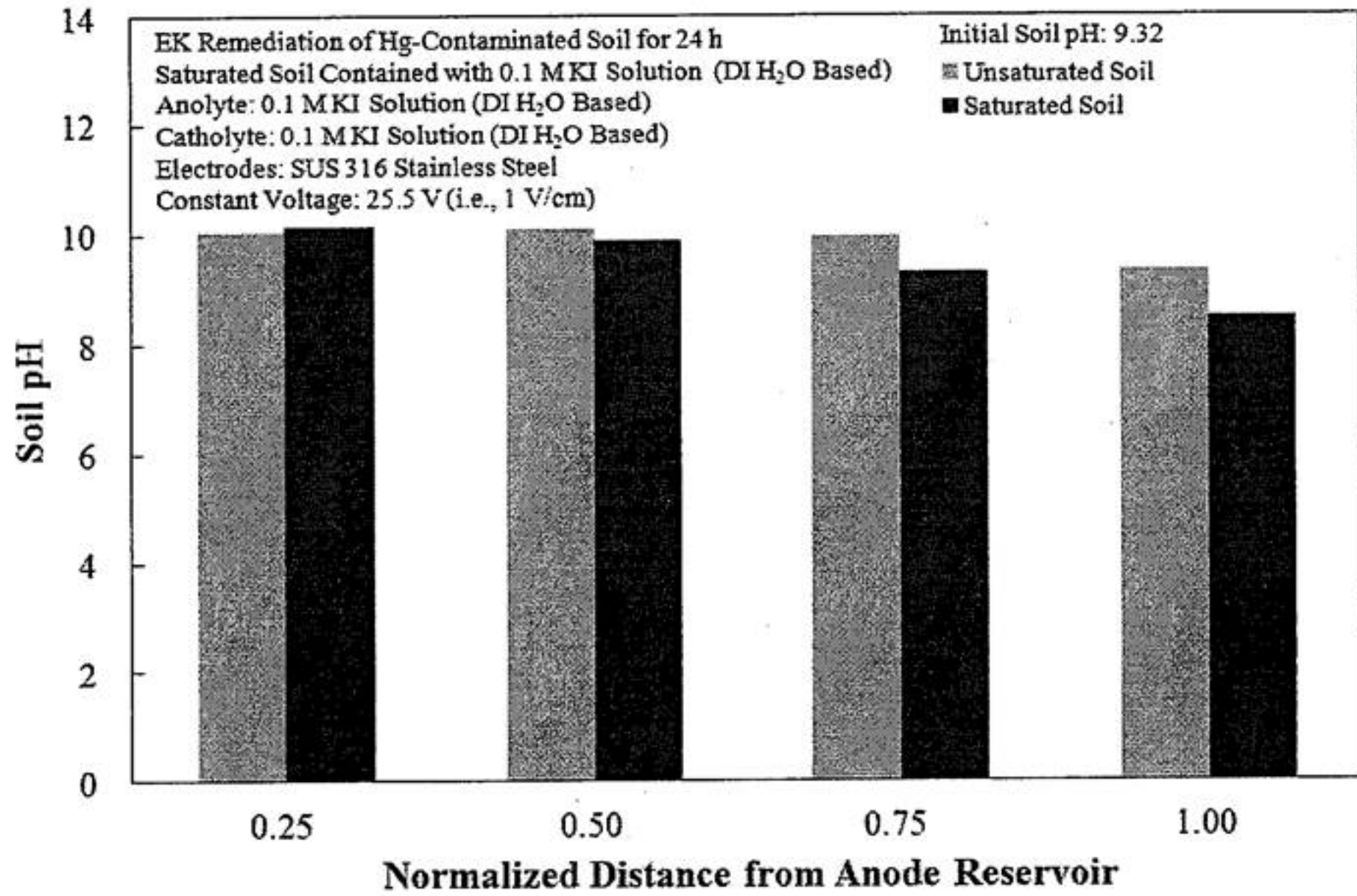


圖3-8 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第1組試驗其反應後土體pH值之分布

d) 反應後土體總汞殘留濃度之分布

根據圖3-9結果顯示，經電動力反應24 h後，於飽和層土壤中顯著呈現出愈鄰近陽極端之總汞殘留濃度愈低之現象，推測主要原因為汞與碘化鉀形成 HgI_4^{2-} 移向陽極端及形成 Hg_2I_2 移向陰極端所致。另外，未飽和層土壤平均總汞殘留濃度為2,885 mg/kg，而飽和層土壤平均總汞殘留濃度為3,163 mg/kg，其整體土壤總汞去除率為29.53%。

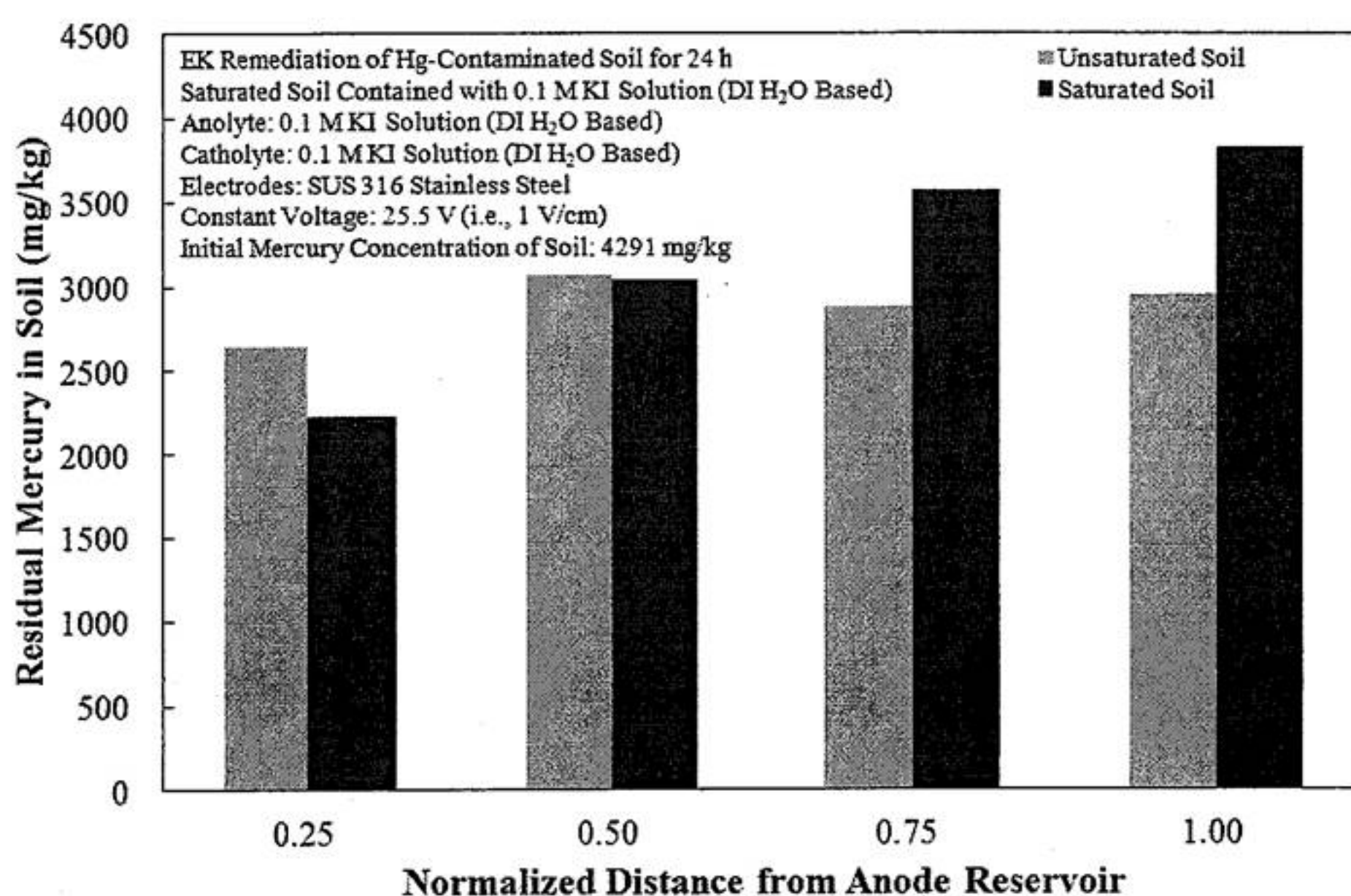


圖3-9 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第1組試驗其反應後土體總汞殘留濃度之分布

第2組電動力試驗

本組試驗之陽極槽液、陰極槽液及模擬飽和層土壤之添加水溶液使用去離子水配製之0.1 M碘化鉀水溶液 (pH值為7.20、導電度為12,900 $\mu\text{S}/\text{cm}$)，電極材質選用鈦金屬，電場採20 mA定電流方式施加。

於189.5 h電動力反應後，其結果分別就陰、陽極槽液pH值之變化、累積電滲透液流量之變化、反應後土體pH值之分布、反應後土體總汞殘留濃度之分布及反應後頂空氣體汞元素殘留濃度分述如下：

a) 陰、陽極槽液pH值之變化

根據圖3-10結果顯示，於電動力反應24 h，陰、陽極槽液pH值分別為12.2及2.19，於24-189.5 h間，陰極槽液之pH值呈現緩慢上升趨勢（於189.5 h，pH值為12.8），而陽極槽液之pH值呈現緩慢下降趨勢（於189.5 h，pH值為1.58）。

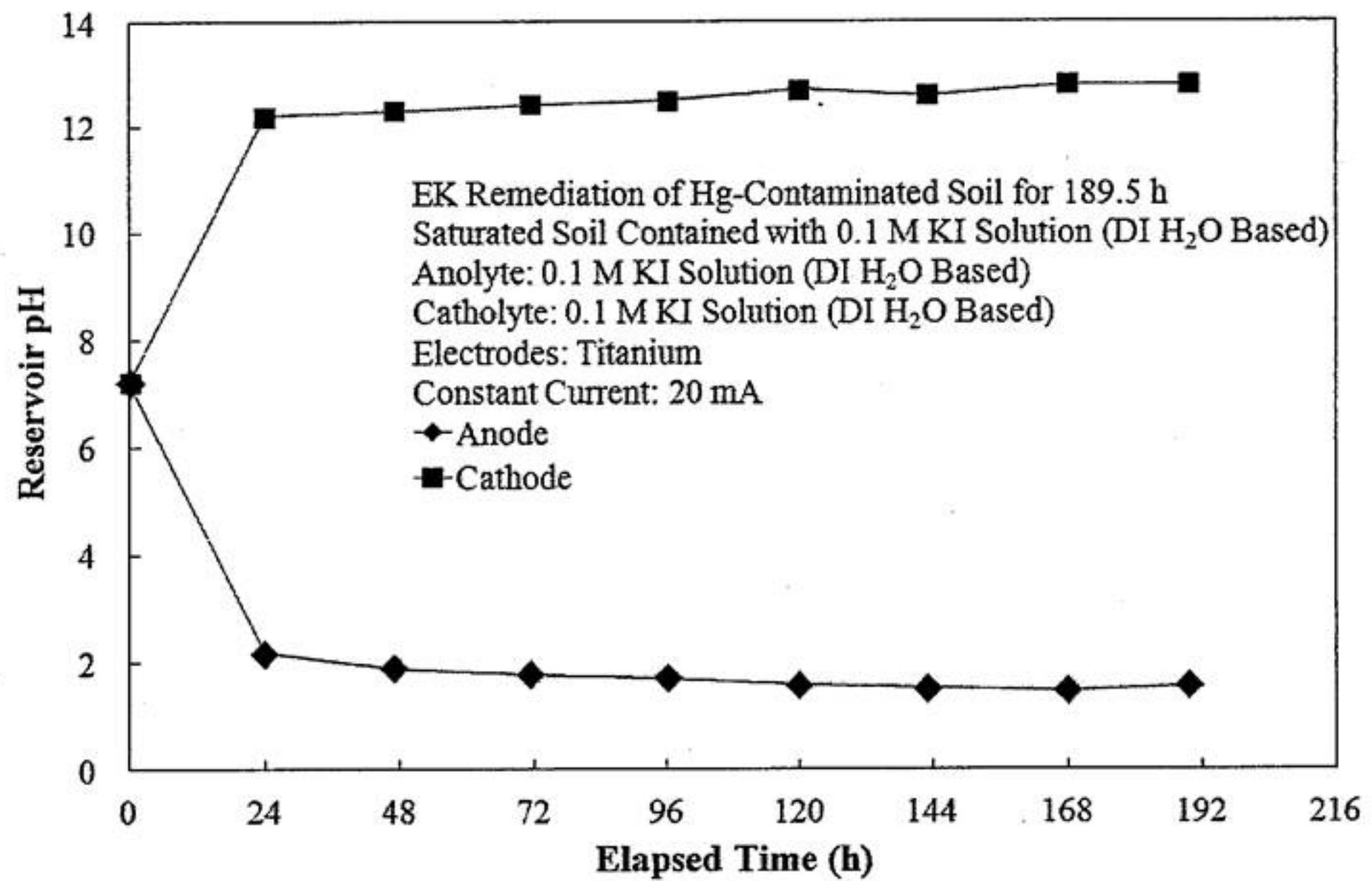


圖3-10 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第2組試驗其陰、陽極槽液pH值之變化

b) 累積電滲透液流量之變化

根據圖3-11結果顯示，經電動力反應71.5 h前，有較大之電滲透液流量，而反應71.5-143 h之電滲透液流量較為緩慢，但143 h後之電滲透液流量又開始出現略微上升之趨勢，於反應189.5 h之累積電滲透液流量可達536 mL。

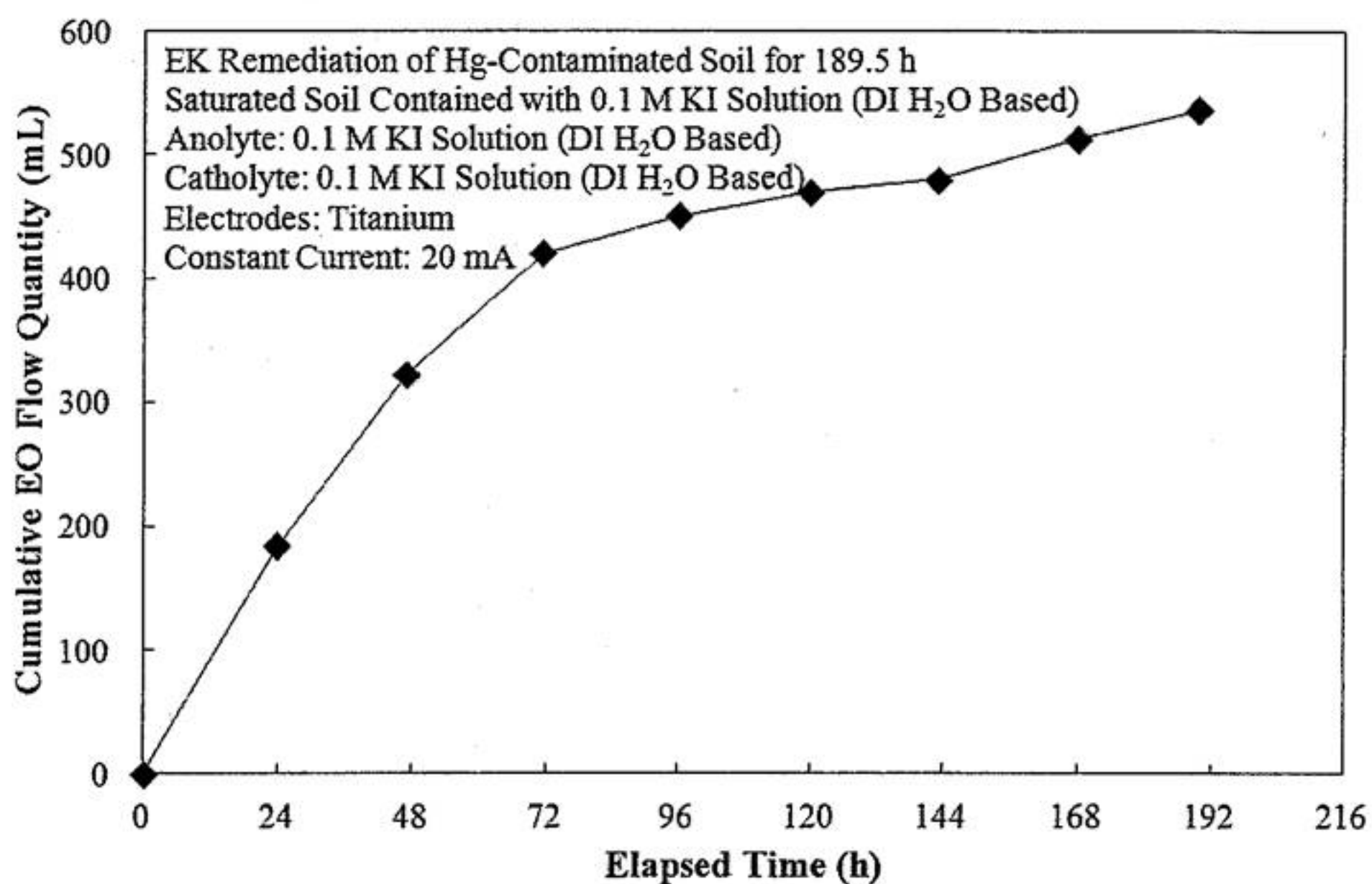


圖3-11 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第2組試驗其累積電滲透液流量之變化

c) 反應後土體pH值之分布

根據圖3-12結果顯示，經電動力反應189.5 h後，其土體pH值略受到酸鋒影響而酸化，呈現愈鄰近陽極端之pH值愈低之現象，但土體pH值仍維持在8以上，此現象在飽和層土壤較未飽和層土壤顯著。

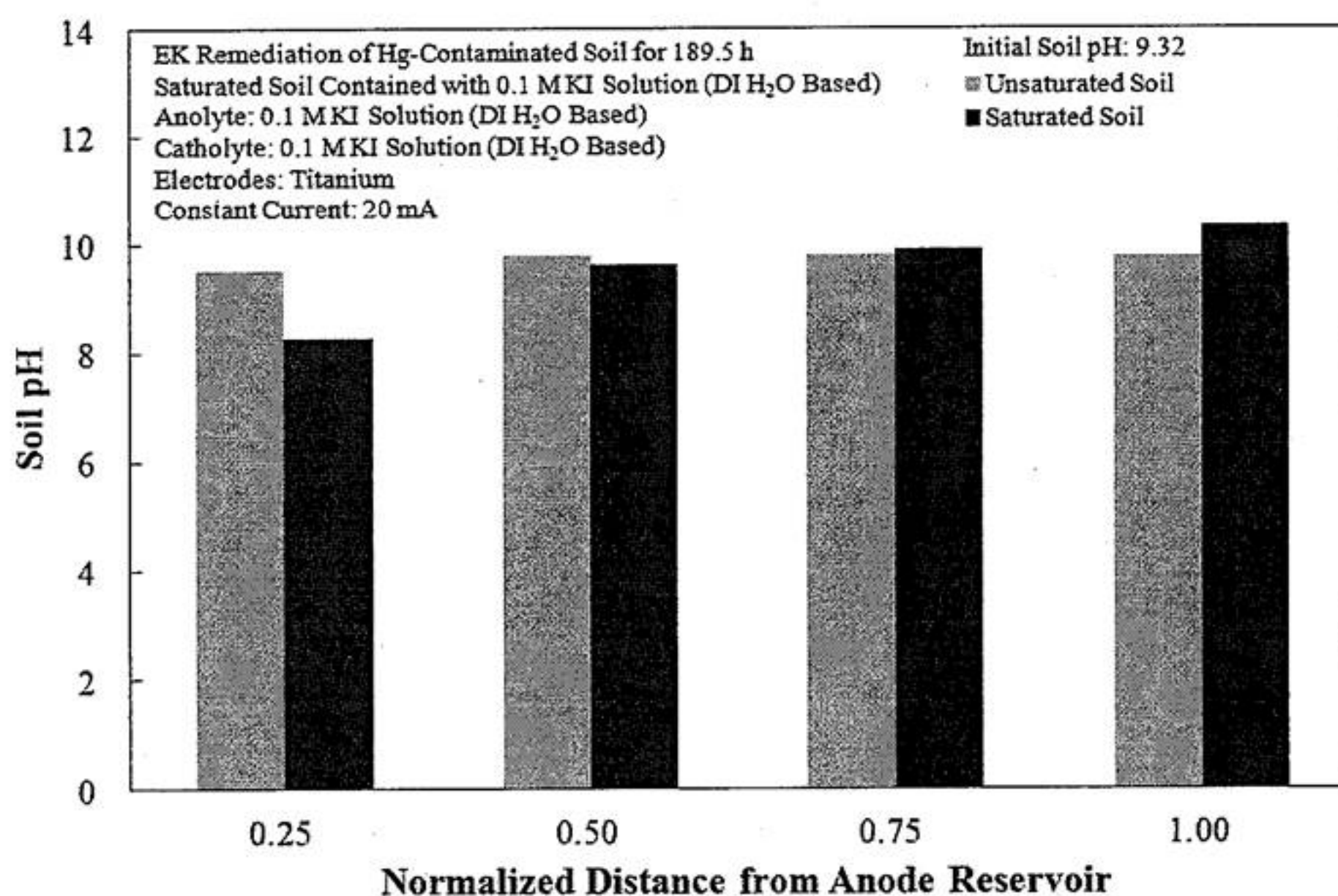


圖3-12 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第2組試驗其反應後土體pH值之分布

d) 反應後土體總汞殘留濃度之分布

根據圖3-13結果顯示，經電動力反應189.5 h，於未飽和層土壤中顯著呈現出愈鄰近陽極端之總汞殘留濃度愈低之現象，推測主要原因為汞與碘化鉀形成 HgI_4^{2-} 移向陽極端及形成 Hg_2I_2 移向陰極端所致，但飽和層土壤中此現象較不顯著，其可能原因推測為陽極槽液中溶解態的汞（例如：碘化亞汞）藉由電滲透流而移向陰極端所導致。另外，未飽和層土壤平均總汞殘留濃度為3,287 mg/kg，而飽和層土壤平均總汞殘留濃度為2,823 mg/kg，其整體土壤總汞去除率為28.81%。

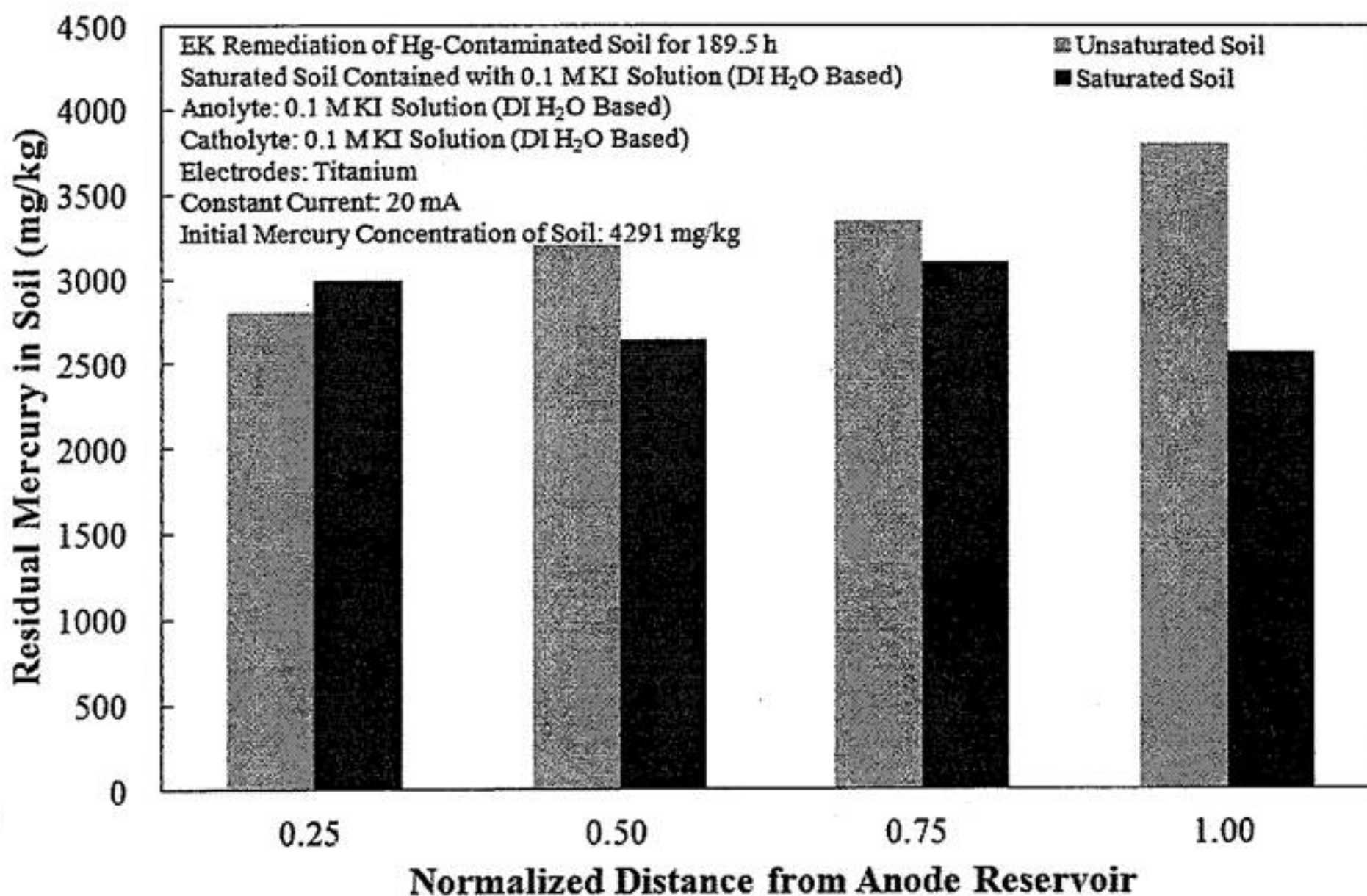


圖3-13 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第2組試驗其反應後土體總汞殘留濃度之分布

第3組電動力試驗

本組試驗之陽極槽液及模擬飽和層土壤之添加水溶液使用真實地下水 (pH值為9.66、導電度為840 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 、總汞濃度為0.00168 mg/L)，而陰極槽液則使用真實地下水配製之0.1 M碘化鉀水溶液 (pH值為9.65、導電度為13,100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 、總汞濃度為0.00168 mg/L)，電極材質選用鈦金屬，電場採20 mA定電流方式施加。

於168 h電動力反應後，其結果分別就陰、陽極槽液pH值之變化、累積電滲透液流量之變化、反應後土體pH值之分布及反應後土體總汞殘留濃度之分布分述如下：

a) 陰、陽極槽液pH值之變化

根據圖3-14結果顯示，於電動力反應24 h，陰、陽極槽液pH值分別為12.2及2.15，於24-168 h間，陰、陽極槽液之pH值並無顯著之變化 (於168 h，陰、陽極槽液之pH值分別為12.5及2.12)。

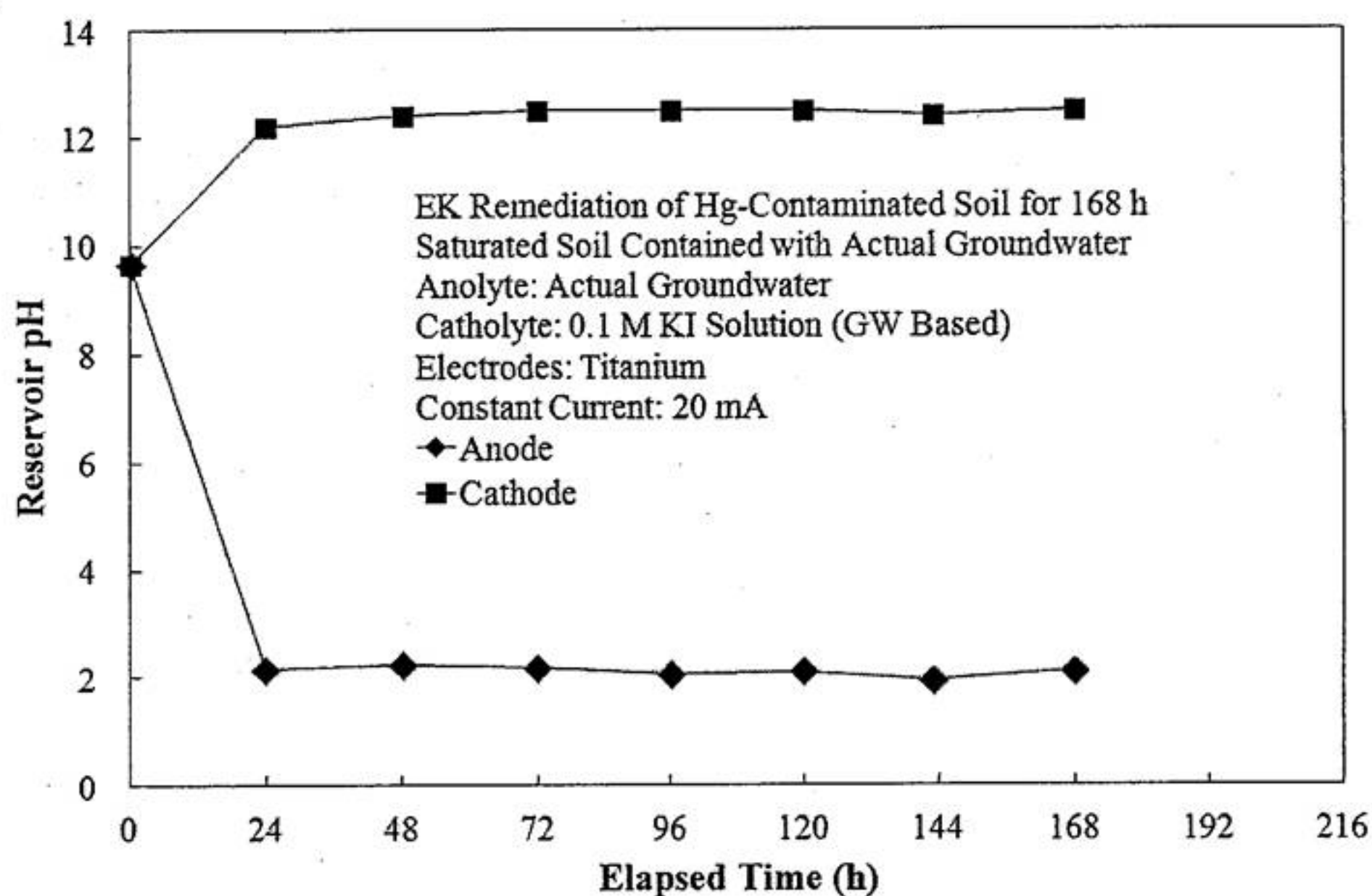


圖3-14 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第3組試驗其陰、陽極槽液pH值之變化

b) 累積電滲透液流量之變化

根據圖3-15結果顯示，經電動力反應時間內，累積電滲透液流量曲線未出現顯著之轉折點，反應168 h之累積電滲透液流量可達566 mL。

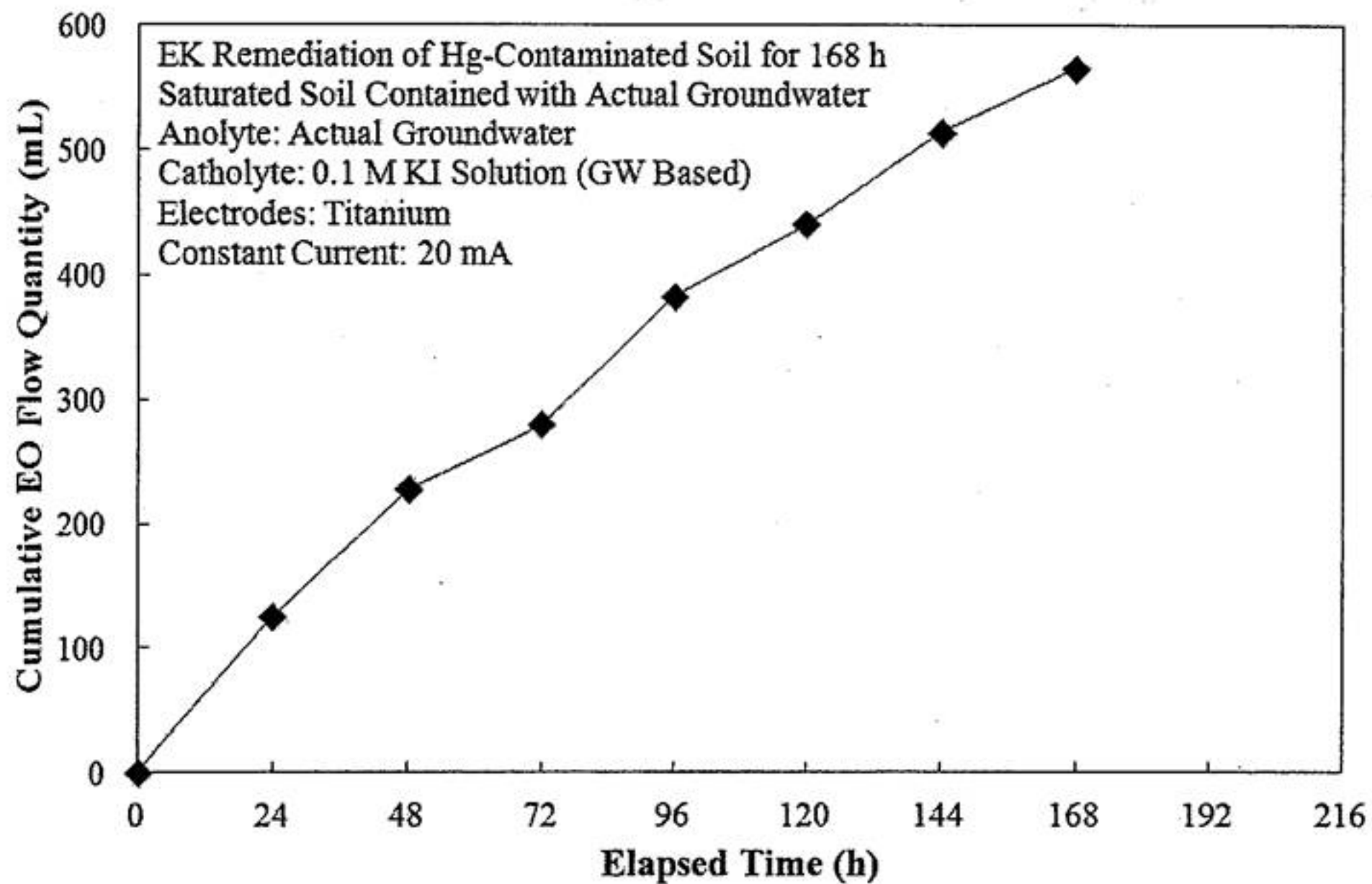


圖3-15 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第3組試驗其累積電滲透液流量之變化

c) 反應後土體pH值之分布

根據圖3-16結果顯示，經電動力反應168 h，其飽和層土體鄰近陽極端之pH值略受到酸鋒影響而酸化 (pH值為8.76)，而未飽和層土體之pH值變化較不顯著。

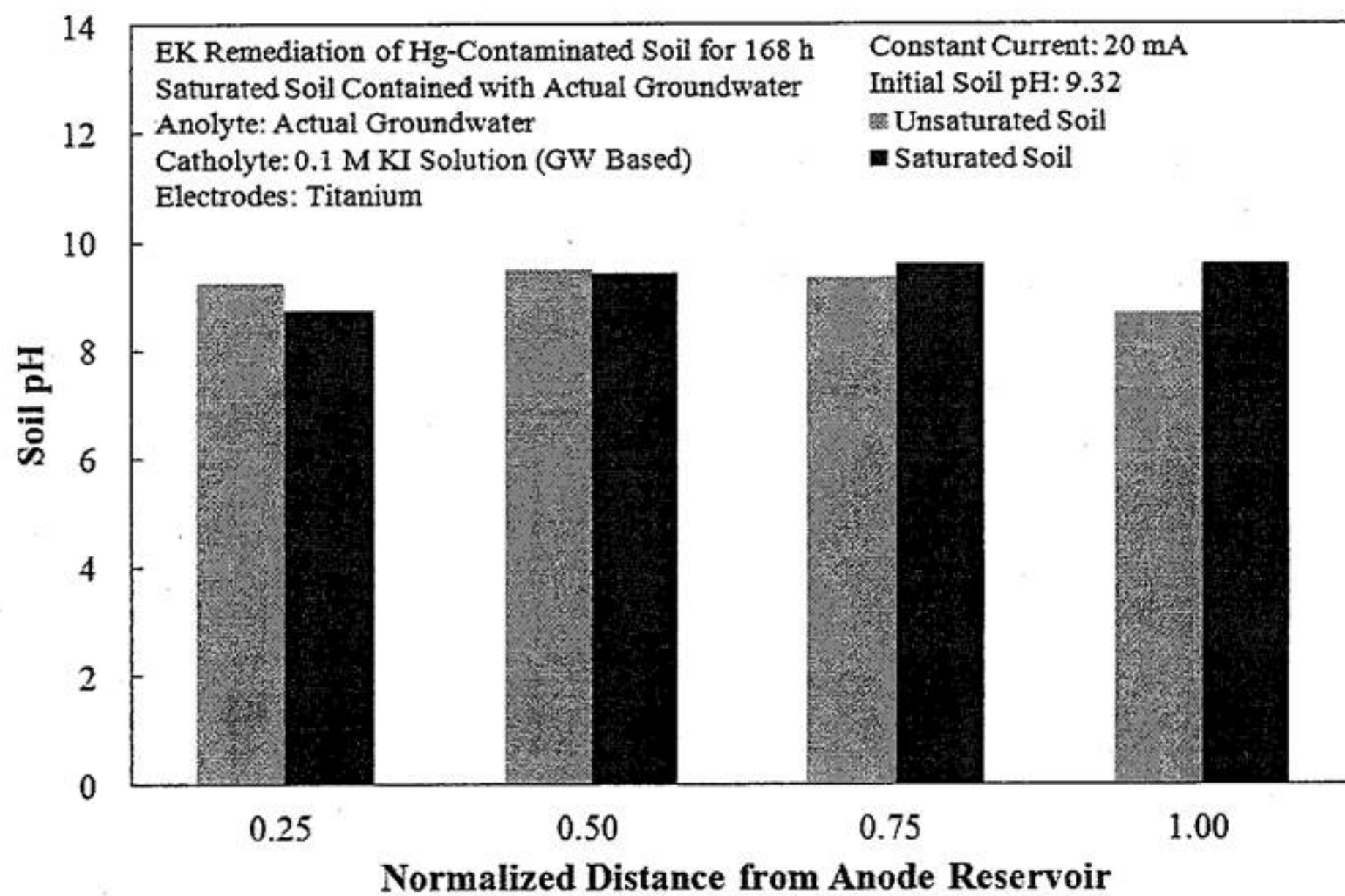


圖3-16 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第3組試驗其反應後土體pH值之分布

d) 反應後土體總汞殘留濃度之分布

根據圖3-17結果顯示，經電動力反應168 h，於未飽和層土壤中鄰近陽極端之總汞殘留濃度有顯著較低之現象，推測主要原因為汞與碘化鉀形成 HgI_4^{2-} 移向陽極端及形成 Hg_2I_2 移向陰極端所致，但飽和層土壤中無此顯著之現象，其可能原因推測為陽極槽液中溶解態的汞（例如：碘化亞汞）藉由電滲透流而移向陰極端所導致。另外，未飽和層土壤平均總汞殘留濃度為2,662 mg/kg，而飽和層土壤平均總汞殘留濃度為3,345 mg/kg，其整體土壤總汞去除率為30.01%。

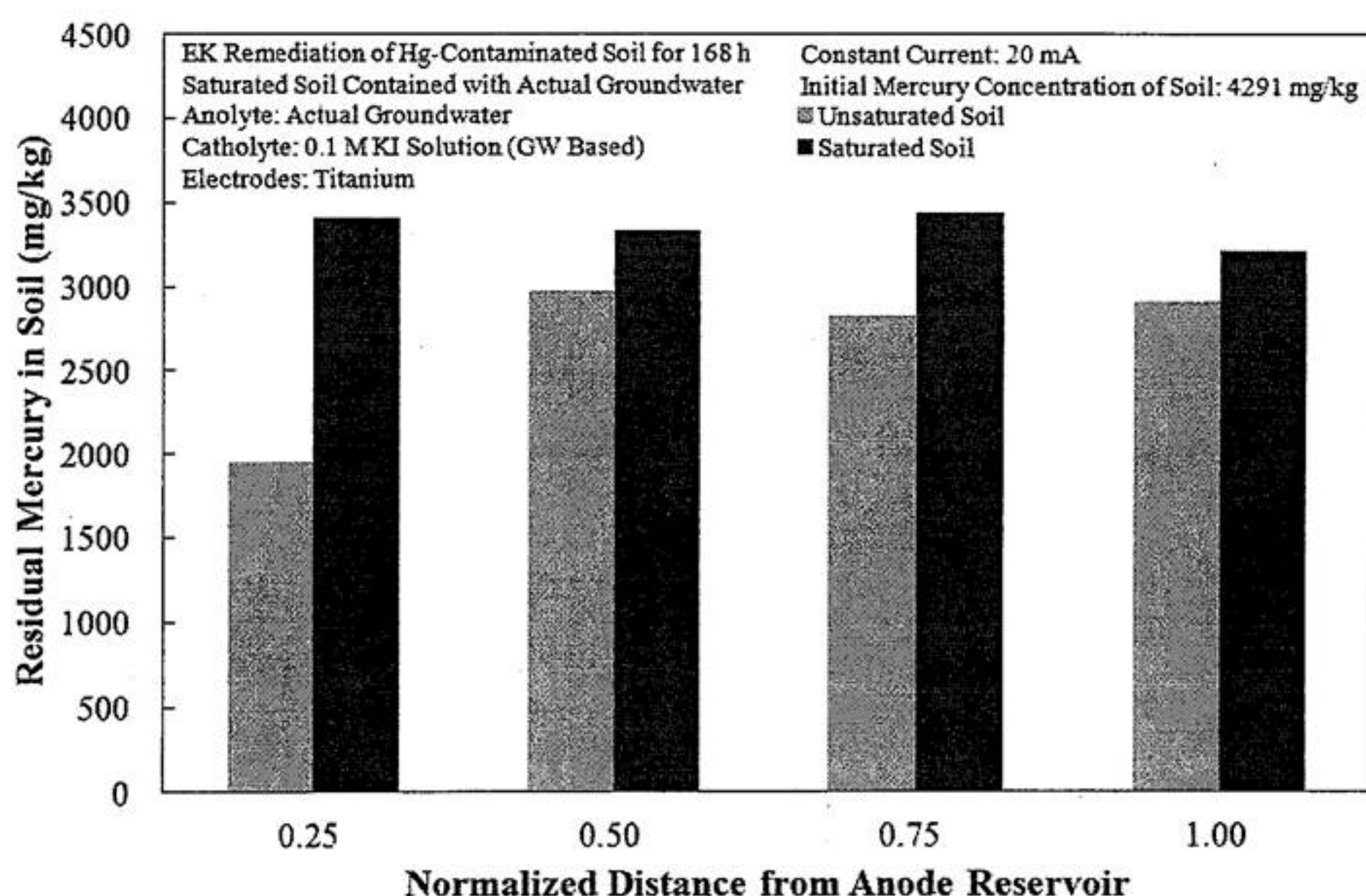


圖3-17 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第3組試驗其反應後土體總汞殘留濃度之分布

第4組電動力試驗

本組試驗之模擬飽和層土壤之添加水溶液使用真實地下水 (pH值為9.66、導電度為840 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 、總汞濃度為0.00168 mg/L)，而陰、陽極槽液皆使用真實地下水配製之0.1 M碘化鉀水溶液 (pH值為9.65、導電度為13,100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 、總汞濃度為0.00168 mg/L)，電極材質選用鈦金屬，電場採20 mA定電流方式施加。

於168 h電動力反應後，其結果分別就陰、陽極槽液pH值之變化、累積電滲透液流量之變化、反應後土體pH值之分布及反應後土體總汞殘留濃度之分布分述如下：

a) 陰、陽極槽液pH值之變化

根據圖3-18結果顯示，於電動力反應24 h，陰、陽極槽液pH值分別為12.2及3.08，於24-168 h間，陰、陽極槽液之pH值並無顯著之變化 (於168 h，陰、陽極槽液之pH值分別為12.8及1.66)。

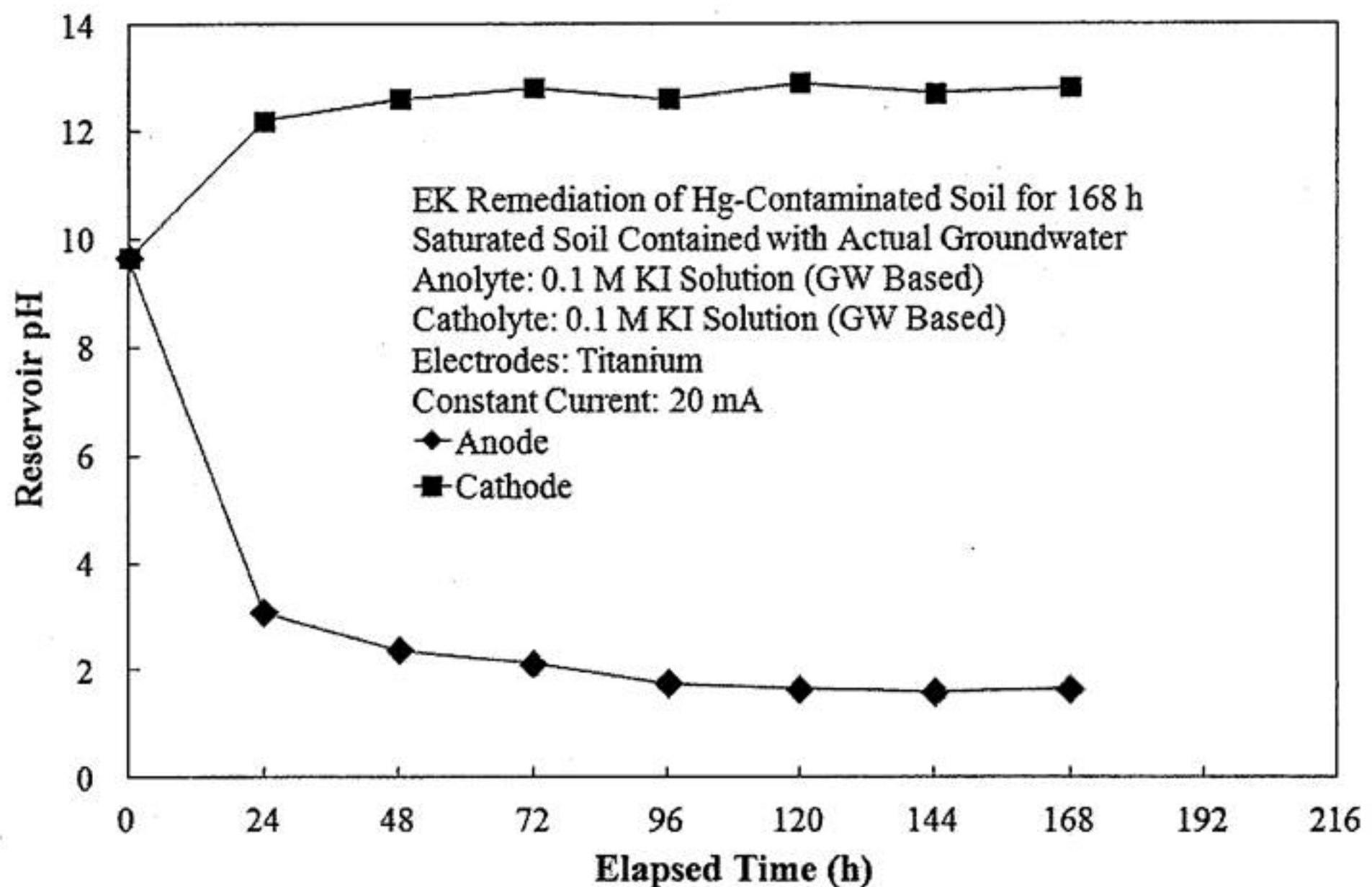


圖3-18 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第4組試驗其陰、陽極槽液pH值之變化

b) 累積電滲透液流量之變化

根據圖3-19結果顯示，經電動力反應時間內，累積電滲透液流量曲線於反應24 h時出現轉折點，反應24-168 h幾乎呈現線性，反應168 h之累積電滲透液流量可達587 mL。

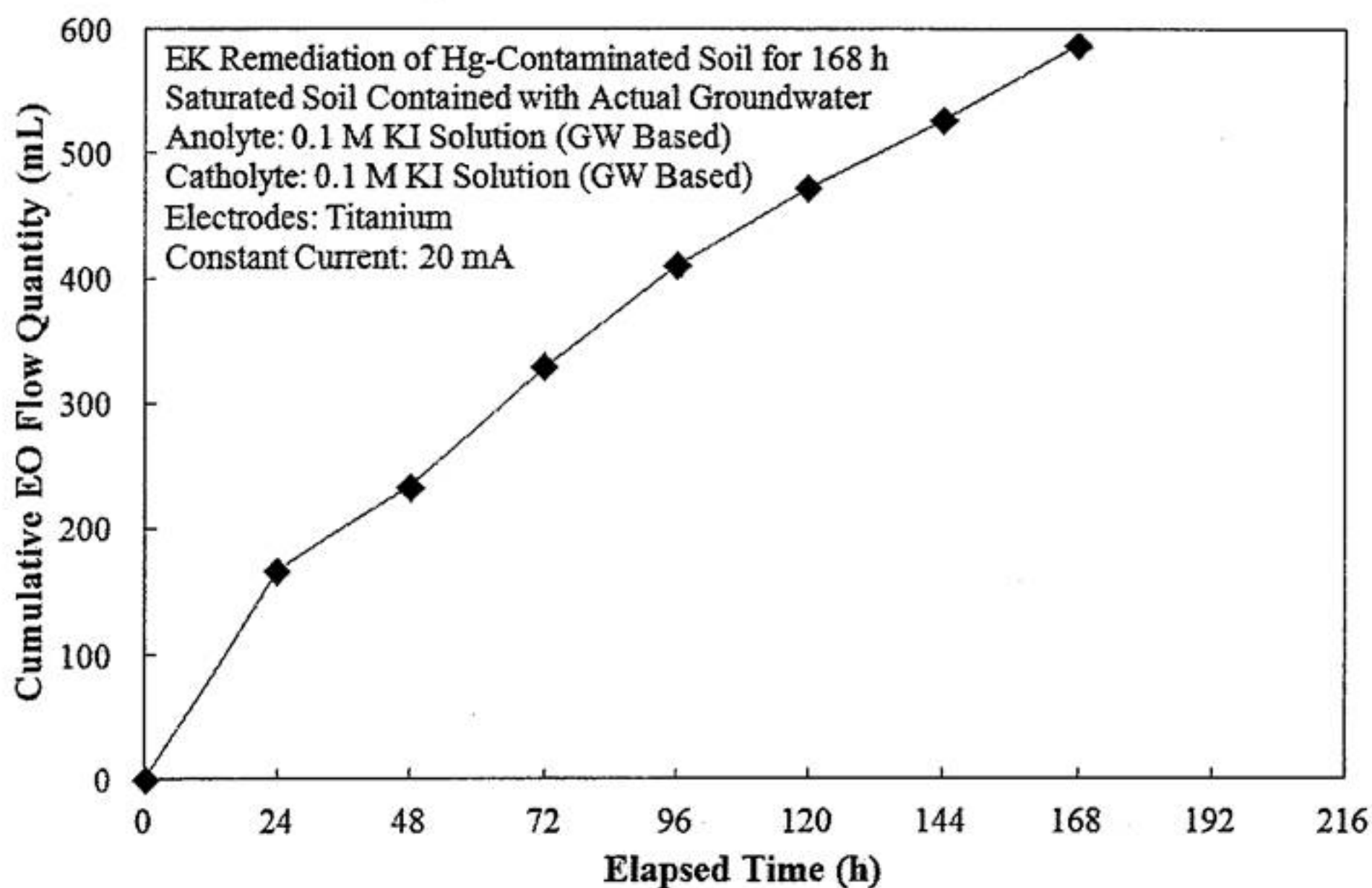


圖3-19 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第4組試驗其累積電滲透液流量之變化

c) 反應後土體pH值之分布

根據圖3-20結果顯示，經電動力反應168 h，其飽和層土壤鄰近陽極端之pH值略受到酸鋒影響而酸化 (pH值為7.91)，而未飽和層土壤之pH值變化較不顯著。

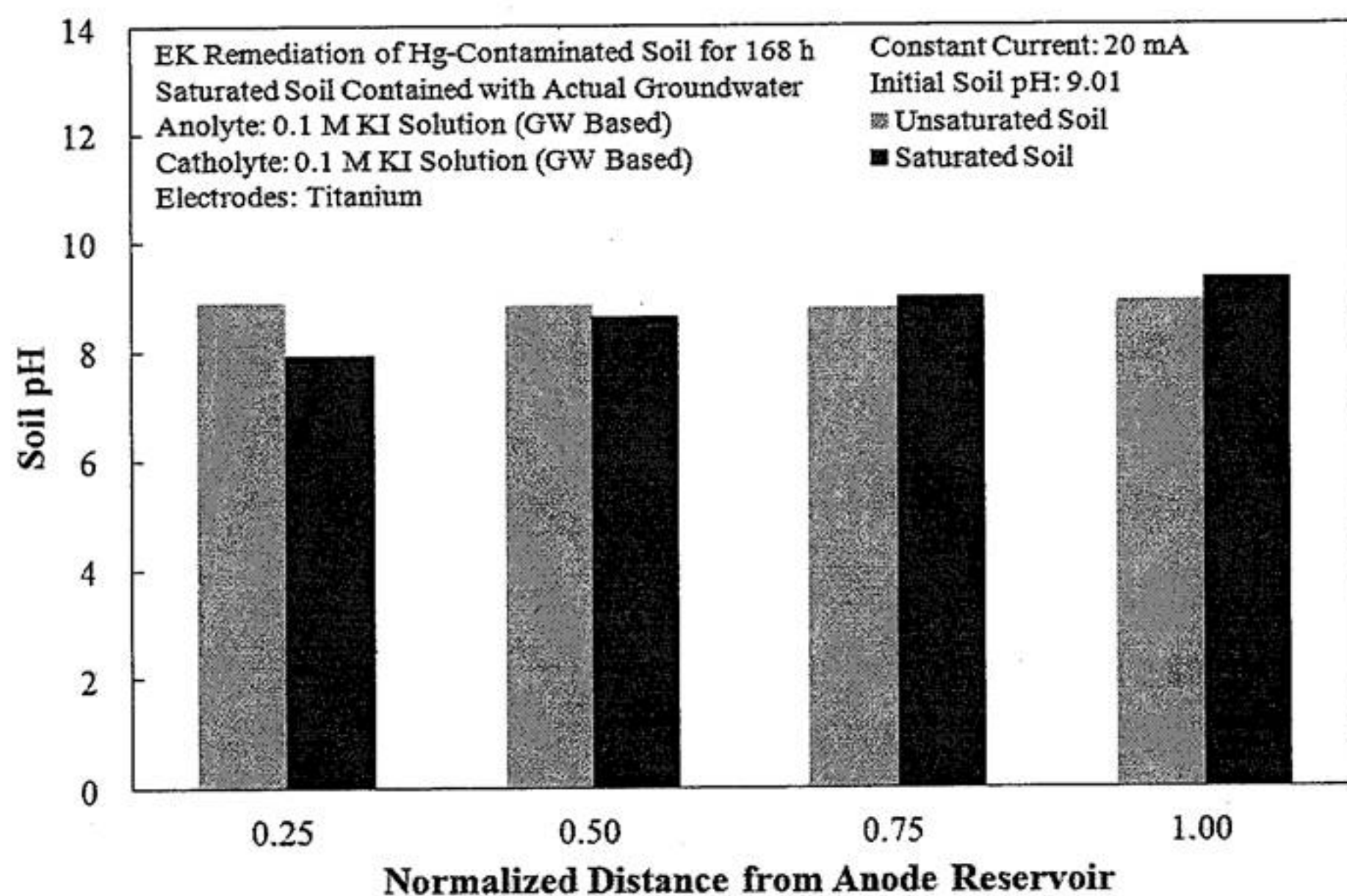


圖3-20 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第4組試驗其反應後土體pH值之分布

d) 反應後土體總汞殘留濃度之分布

根據圖3-21結果顯示，經電動力反應168 h，於未飽和層及飽和層土壤中鄰近陽極端之總汞殘留濃度有顯著較低之現象，推測主要原因為汞與碘化鉀形成 HgI_4^{2-} 移向陽極端及形成 Hg_2I_2 移向陰極端所致。另外，未飽和層土壤平均總汞殘留濃度為2,228 mg/kg，而飽和層土壤平均總汞殘留濃度為3,163 mg/kg，其整體土壤總汞去除率為27.96%。

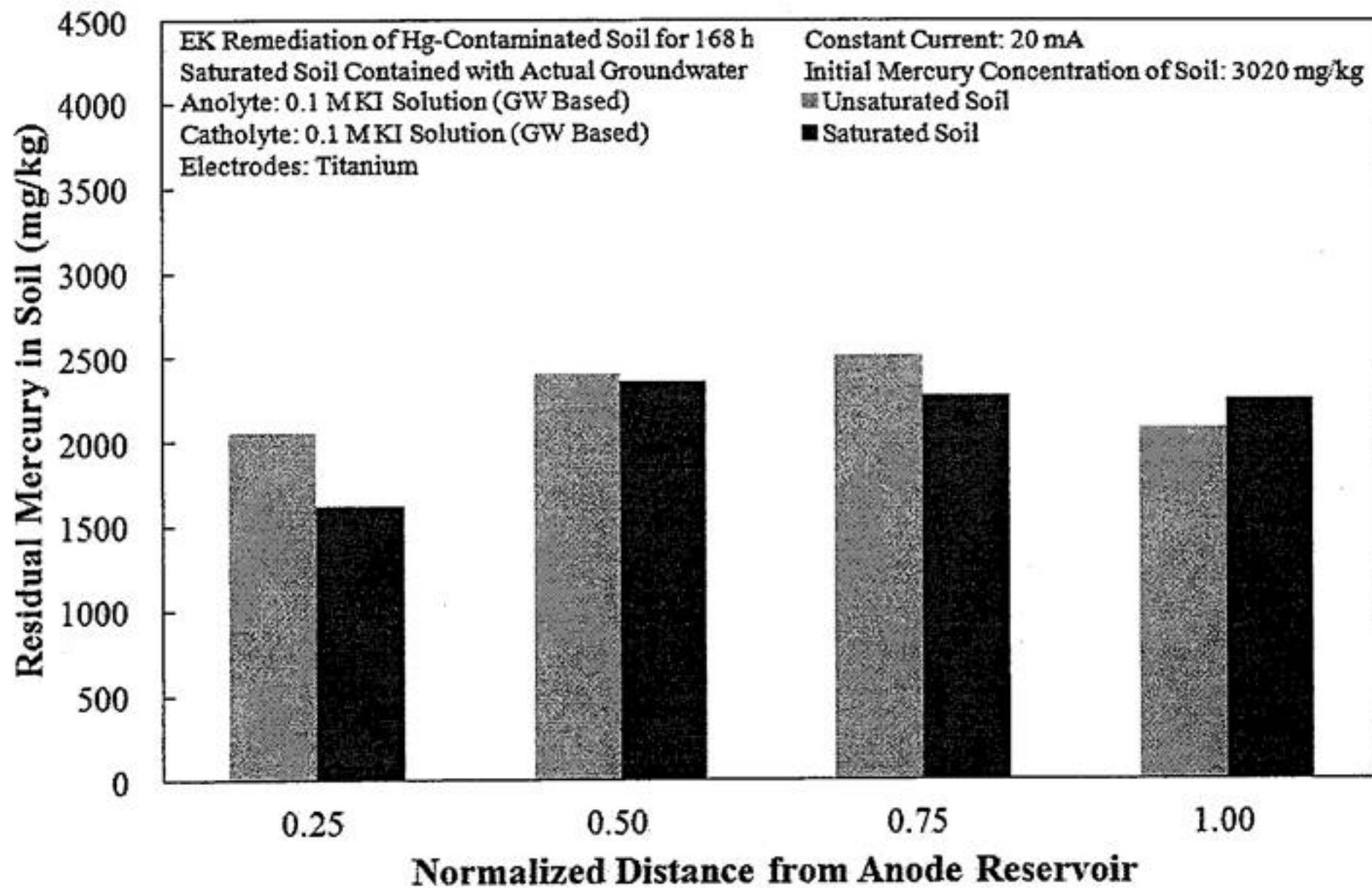


圖3-21 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第4組試驗其反應後土體總汞殘留濃度之分布

第5組電動力試驗

本組試驗之模擬飽和層土壤之添加水溶液使用真實地下水 (pH值為9.66、導電度為840 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 、總汞濃度為0.00168 mg/L)，而陰、陽極槽液皆使用真實地下水配製之0.1 M碘化鉀水溶液 (pH值為9.65、導電度為13,100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 、總汞濃度為0.00168 mg/L)，且陽極槽液進行每日更換0.1 M碘化鉀水溶液，電極材質選用鈦金屬，電場採20 mA定電流方式施加。

於168 h電動力反應後，其結果分別就陰、陽極槽液pH值之變化、累積電滲透液流量之變化、反應後土體pH值之分布及反應後土體總汞殘留濃度之分布分述如下：

a) 陰、陽極槽液pH值之變化

根據圖3-22結果顯示，於電動力反應24 h，陰、陽極槽液pH值分別為12.4及2.09，於24-168 h間，陰、陽極槽液之pH值有微幅變化 (於168 h，陰、陽極槽液之pH值分別為12.5及1.88)。

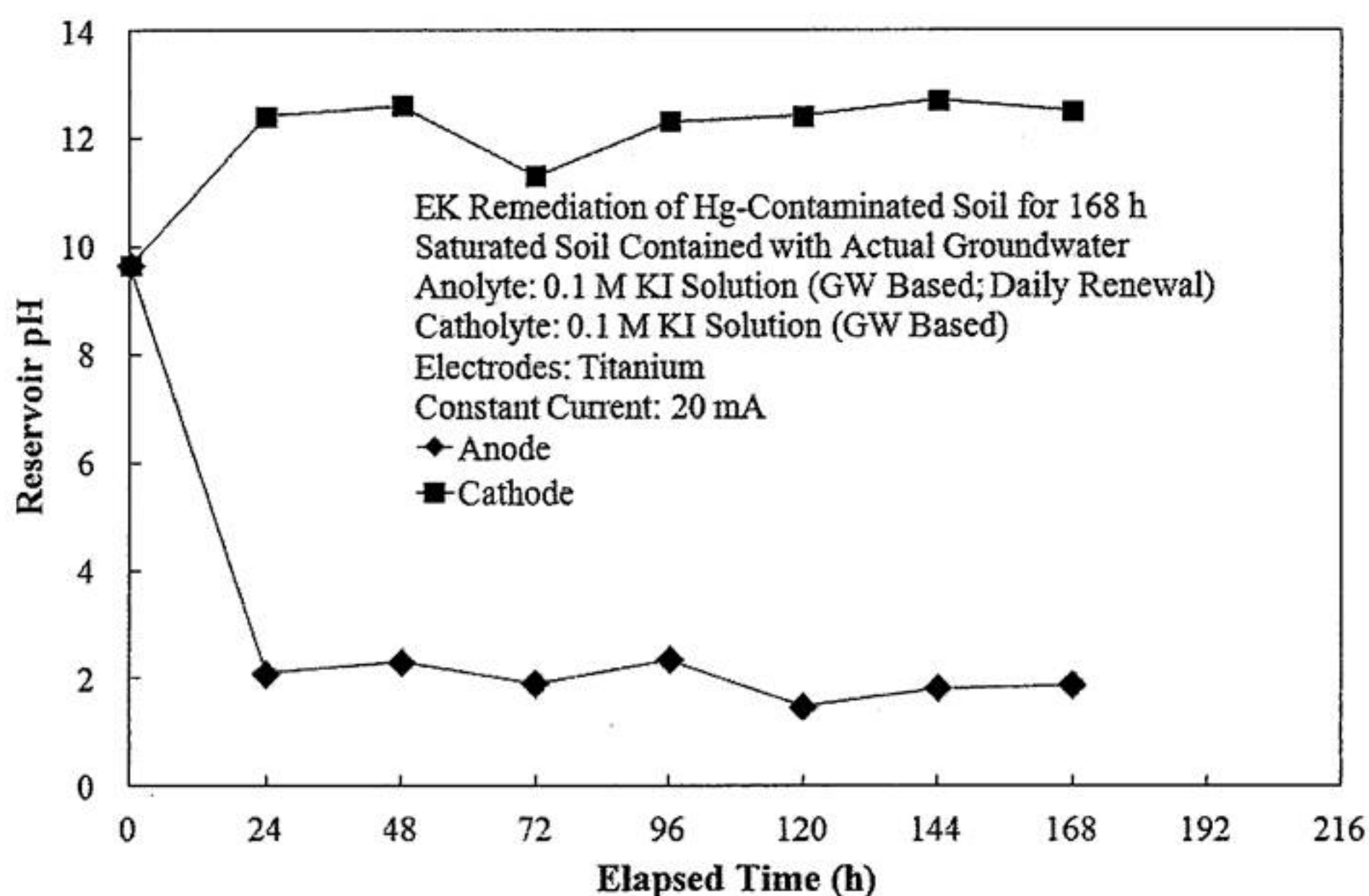


圖3-22 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第5組試驗其陰、陽極槽液pH值之變化

b) 累積電滲透液流量之變化

根據圖3-23結果顯示，電動力反應期間內，累積電滲透液流量曲線於反應24 h時出現轉折點，反應24-168 h幾乎呈現線性，反應168 h之累積電滲透液流量可達865 mL。

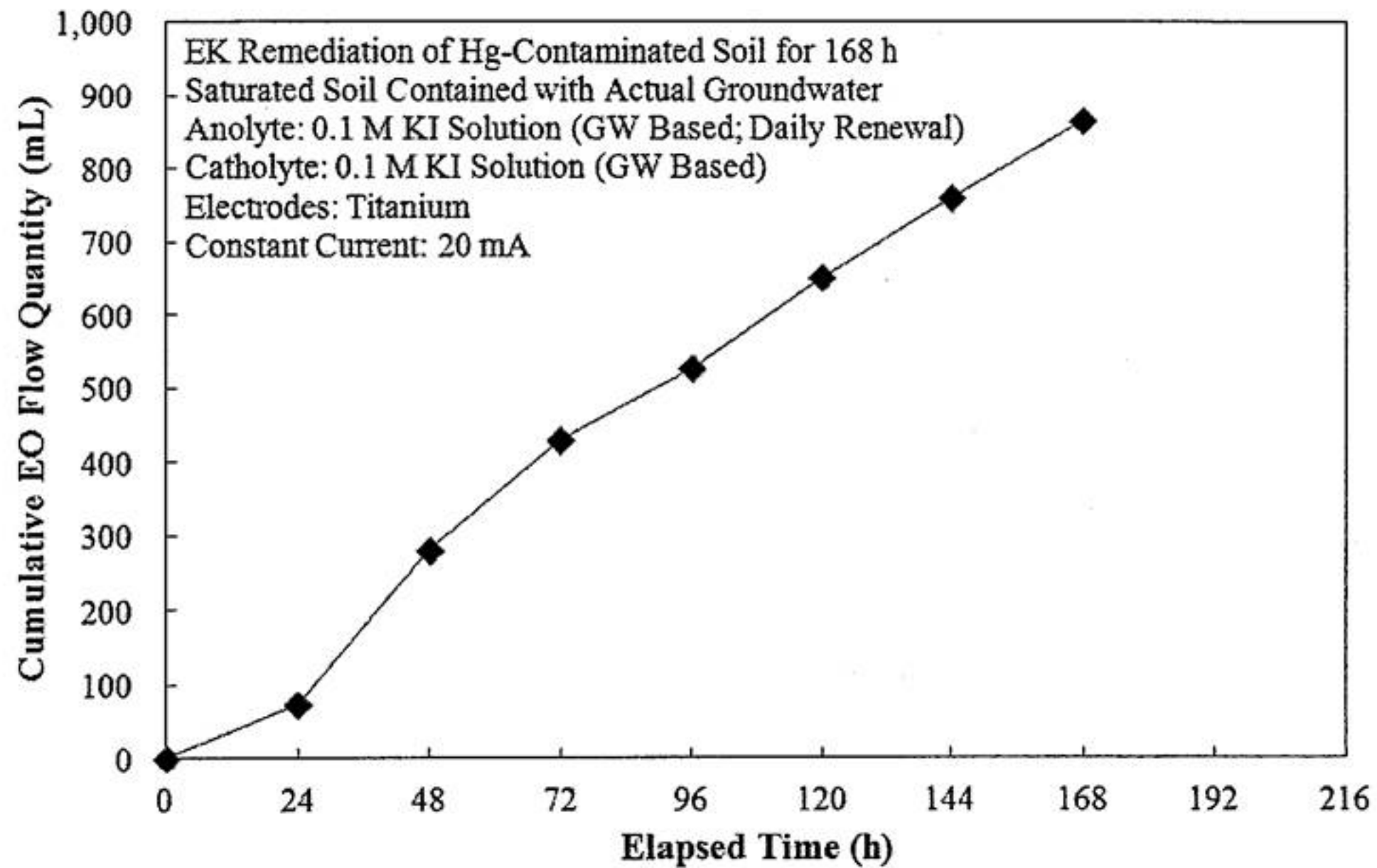


圖3-23 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第5組試驗其累積電滲透液流量之變化

c) 反應後土體pH值之分布

根據圖3-24結果顯示，經電動力反應168 h，其飽和層土壤鄰近陰極端之pH值未有顯著之變化，其餘未飽和層及飽和層土壤皆受到酸鋒影響而略為降低 (pH值為7.92-8.32)。

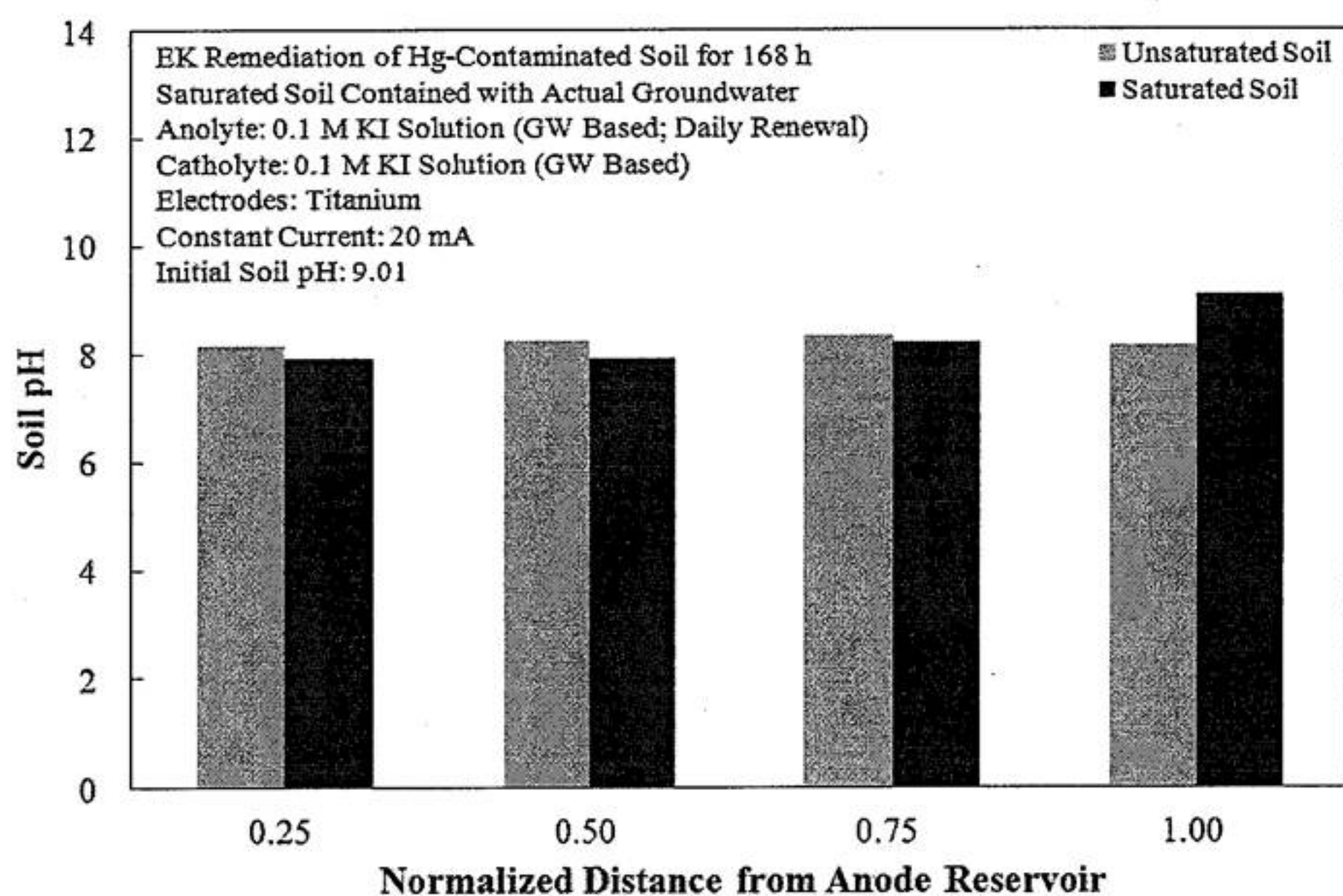


圖3-24 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第5組試驗其反應後土體pH值之分布

d) 反應後土體總汞殘留濃度之分布

根據圖3-25結果顯示，經電動力反應168 h，於未飽和層及飽和層土壤之總汞殘留濃度皆有顯著降低之現象，其飽和層土壤較不飽和層土壤降低之現象更為顯著，其未飽和層土壤平均總汞殘留濃度為1,843 mg/kg，而飽和層土壤平均總汞殘留濃度為1,357 mg/kg，其整體土壤總汞去除率為47.02%。

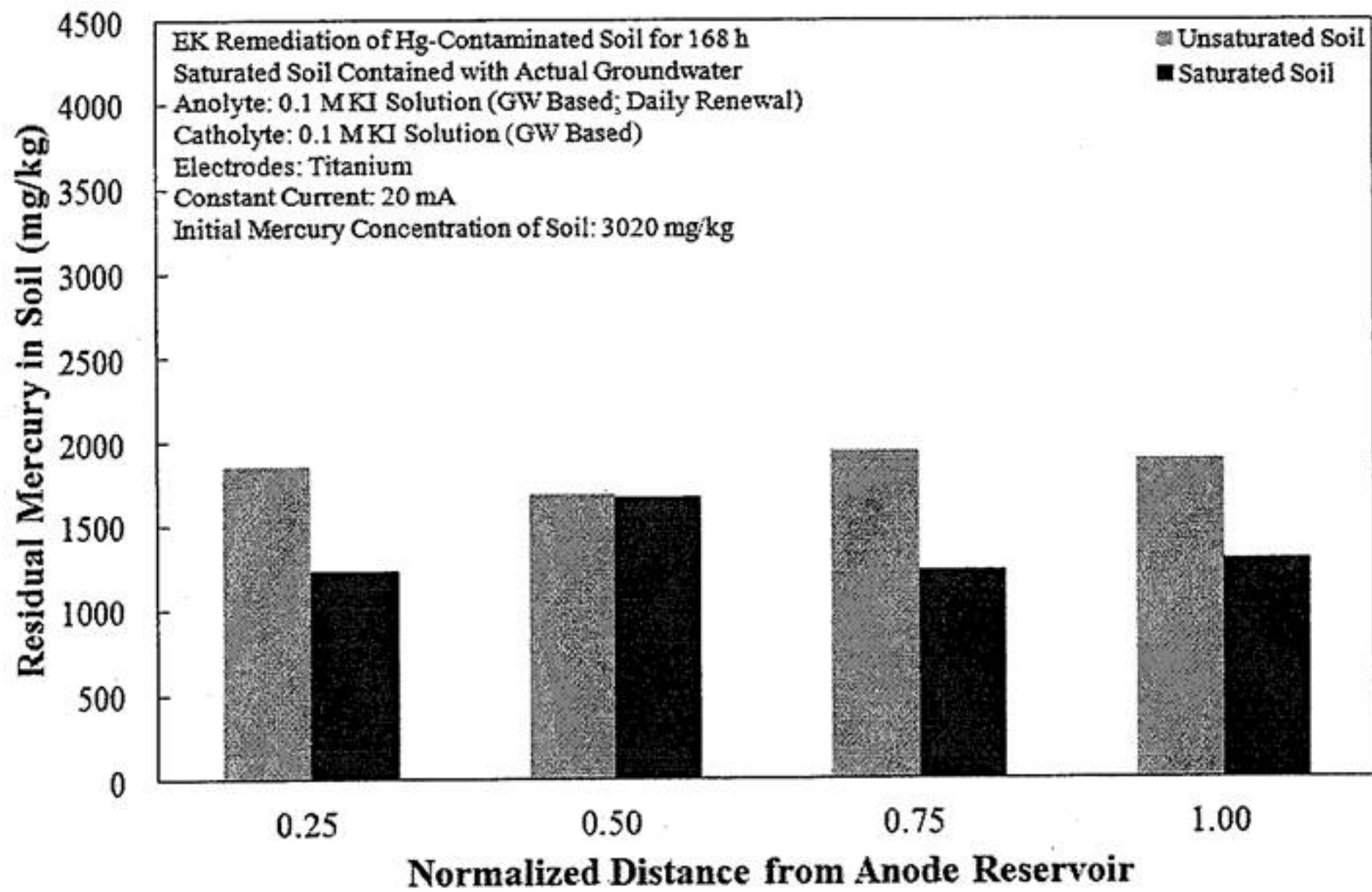


圖3-25 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第5組試驗其反應後土體總汞殘留濃度之分布

第6組電動力試驗

本組試驗之模擬飽和層土壤之添加水溶液使用真實地下水 (pH值為9.66、導電度為840 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 、總汞濃度為0.00168 mg/L)，而陰、陽極槽液皆使用真實地下水配製之0.1 M碘化鉀水溶液 (pH值為9.65、導電度為13,100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 、總汞濃度為0.00168 mg/L)，且陽極槽液進行每日更換0.1 M碘化鉀水溶液及陰極槽液進行每日添加13.7 g碘化鉀，電極材質選用鈦金屬，電場採20 mA定電流方式施加。

於168 h電動力反應後，其結果分別就陰、陽極槽液pH值之變化、累積電滲透液流量之變化、反應後土體pH值之分布及反應後土體總汞殘留濃度之分布分述如下：

a) 陰、陽極槽液pH值之變化

根據圖3-26結果顯示，於電動力反應24 h，陰、陽極槽液pH值分別為11.9及1.86，於24-168 h間，陽極槽液之pH值有微幅變化，而陰極槽液之pH值較無顯著之變化 (於168 h，陰、陽極槽液之pH值分別為12.1及0.97)。

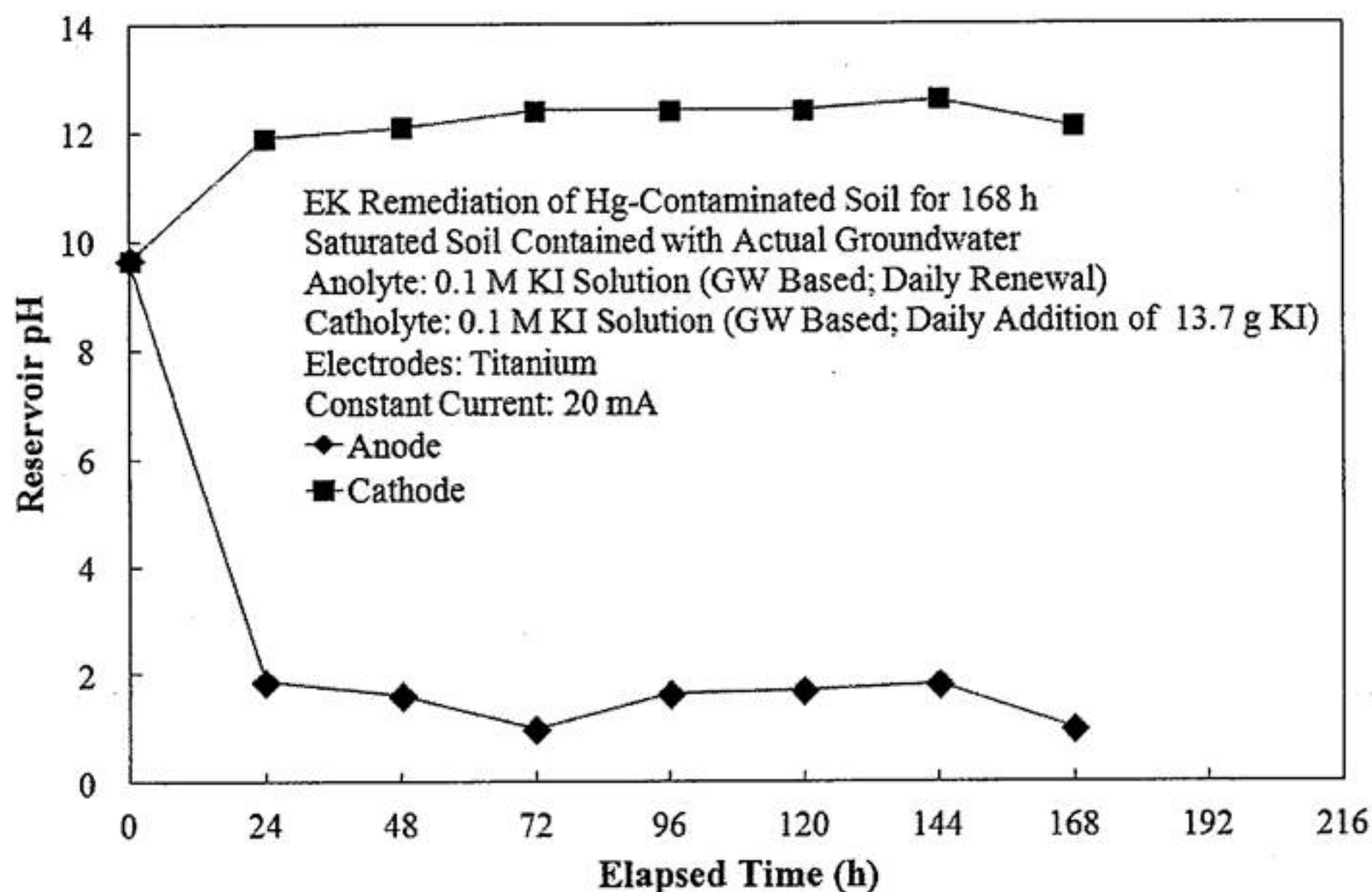


圖3-26 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第6組試驗其陰、陽極槽液pH值之變化

b) 累積電滲透液流量之變化

根據圖3-27結果顯示，經電動力反應時間內，累積電滲透液流量曲線於反應24 h及48 h時出現轉折點，反應48-168 h幾乎呈現線性，反應168 h之累積電滲透液流量只達177 mL，推測可能之原因為陰極槽液碘化鉀濃度大於陽極槽液碘化鉀濃度所造成的逆向擴散作用，導致陽極端流向陰極端的電滲透液流量降低。

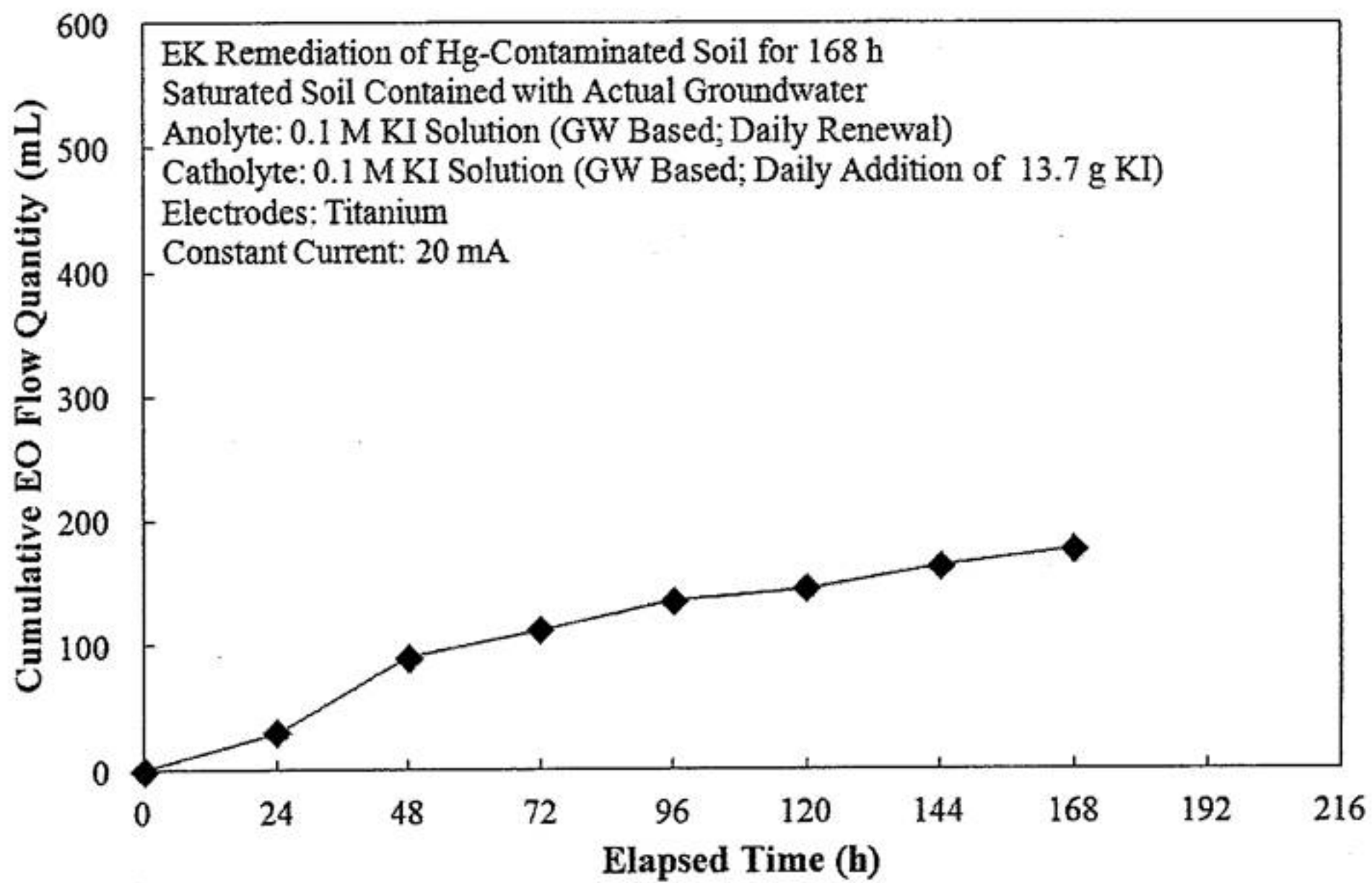


圖3-27 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第6組試驗其累積電滲透液流量之變化

c) 反應後土體pH值之分布

根據圖3-28結果顯示，經電動力反應168 h，其未飽和層及飽和層土壤皆受到酸鋒影響而略微酸化，其未飽和層土壤pH值為7.68-7.86，而飽和層土壤pH值為7.34-8.27。

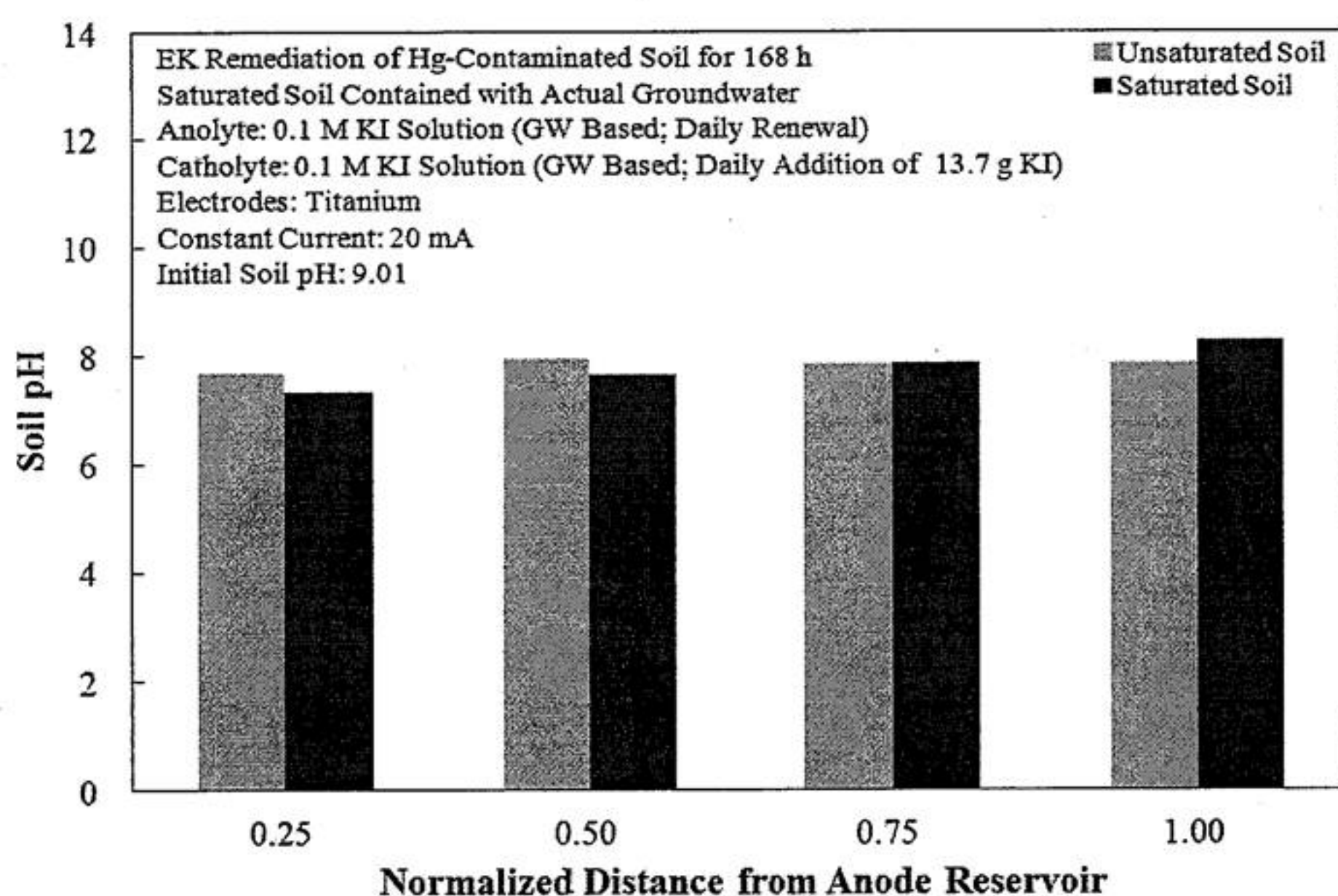


圖3-28 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第6組試驗其反應後土體pH值之分布

d) 反應後土體總汞殘留濃度之分布

根據圖3-29結果顯示，經電動力反應168 h，於未飽和層土壤中鄰近陽極端之總汞殘留濃度有顯著較高之現象，推測主要原因為電滲透液流量受到陰極端高碘化鉀濃度之逆向擴散作用而影響不飽和層土壤水分的毛細現象所導致。另外，未飽和層土壤平均總汞殘留濃度為2,104 mg/kg，而飽和層土壤平均總汞殘留濃度為1,465 mg/kg，此試驗組別雖然於反應168 h之累積電滲透液流量僅177 mL，但整體土壤總汞去除率仍可達到為40.91%，故推測電動力技術結合碘化合物去除汞污染物之反應機制，主要以汞與碘化鉀形成水溶性離子態之 HgI_4^{2-} 移向陽極端為主，而以形成水溶液相之 Hg_2I_2 且藉由電滲透流移向陰極端為輔。

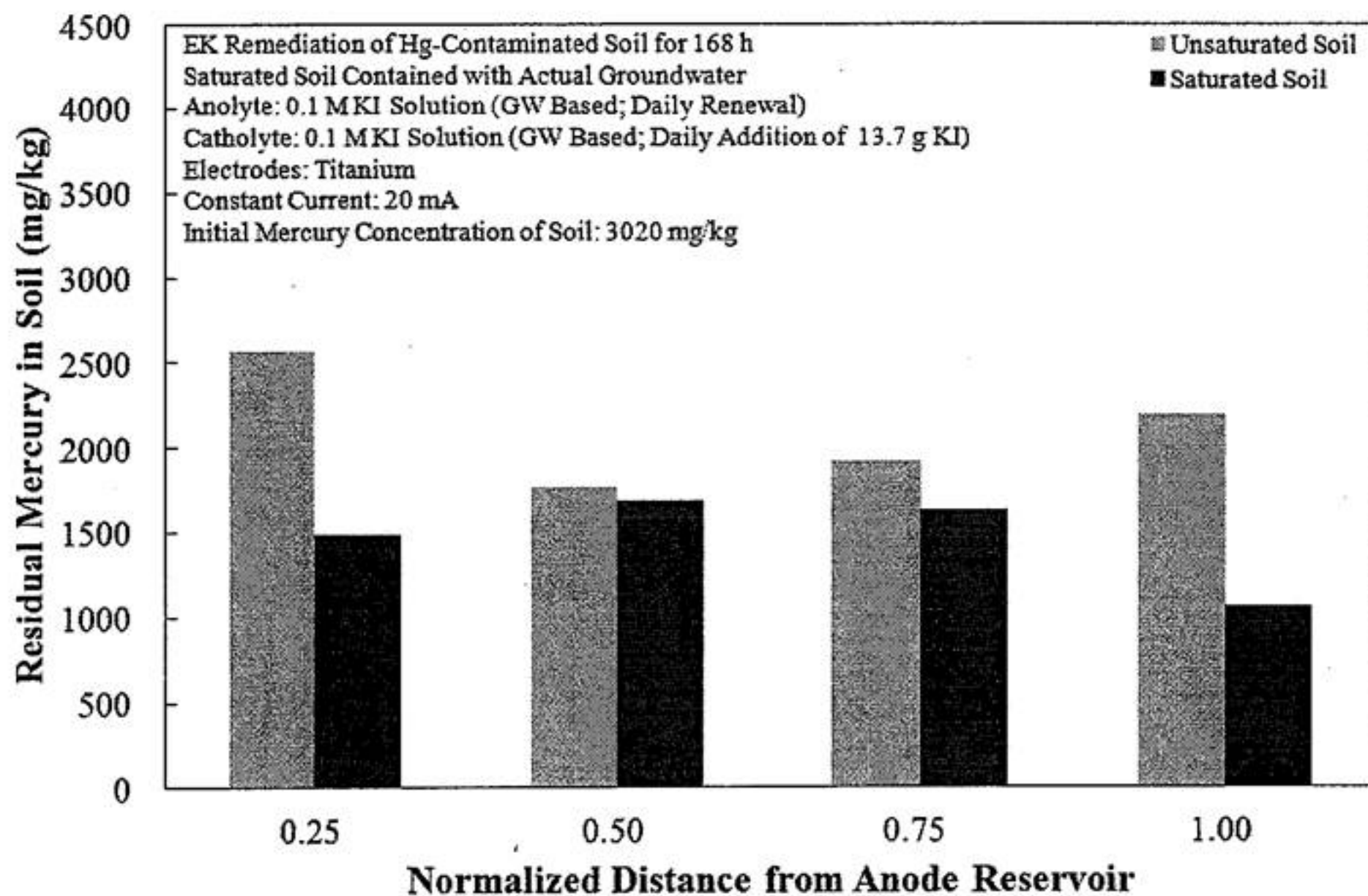


圖3-29 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第6組試驗其反應後土體總汞殘留濃度之分布

第7組電動力試驗

本組試驗之模擬飽和層土壤之添加水溶液使用真實地下水 (pH值為9.66、導電度為840 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 、總汞濃度為0.00168 mg/L)，而陰、陽極槽液皆使用真實地下水配製之0.1 M碘化鉀水溶液 (pH值為9.65、導電度為13,100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 、總汞濃度為0.00168 mg/L)，且陰、陽極槽液皆進行每日添加碘化鉀，其添加劑量分別為30.3 g及13.7 g，電極材質選用鈦金屬，電場採20 mA定電流方式施加。

於168 h電動力反應後，其結果分別就陰、陽極槽液pH值之變化、累積電滲透液流量之變化、反應後土體pH值之分布及反應後土體總汞殘留濃度之分布分述如下：

a) 陰、陽極槽液pH值之變化

根據圖3-30結果顯示，於電動力反應24 h，陰、陽極槽液pH值分別為11.9及2.06，於24-168 h間，陰、陽極槽液之pH值有微幅變化，且陽極槽液之pH值有持續下降之趨勢，而陰極槽液之pH值有持續上升之趨勢 (於168 h，陰、陽極槽液之pH值分別為14.0及0.28)。

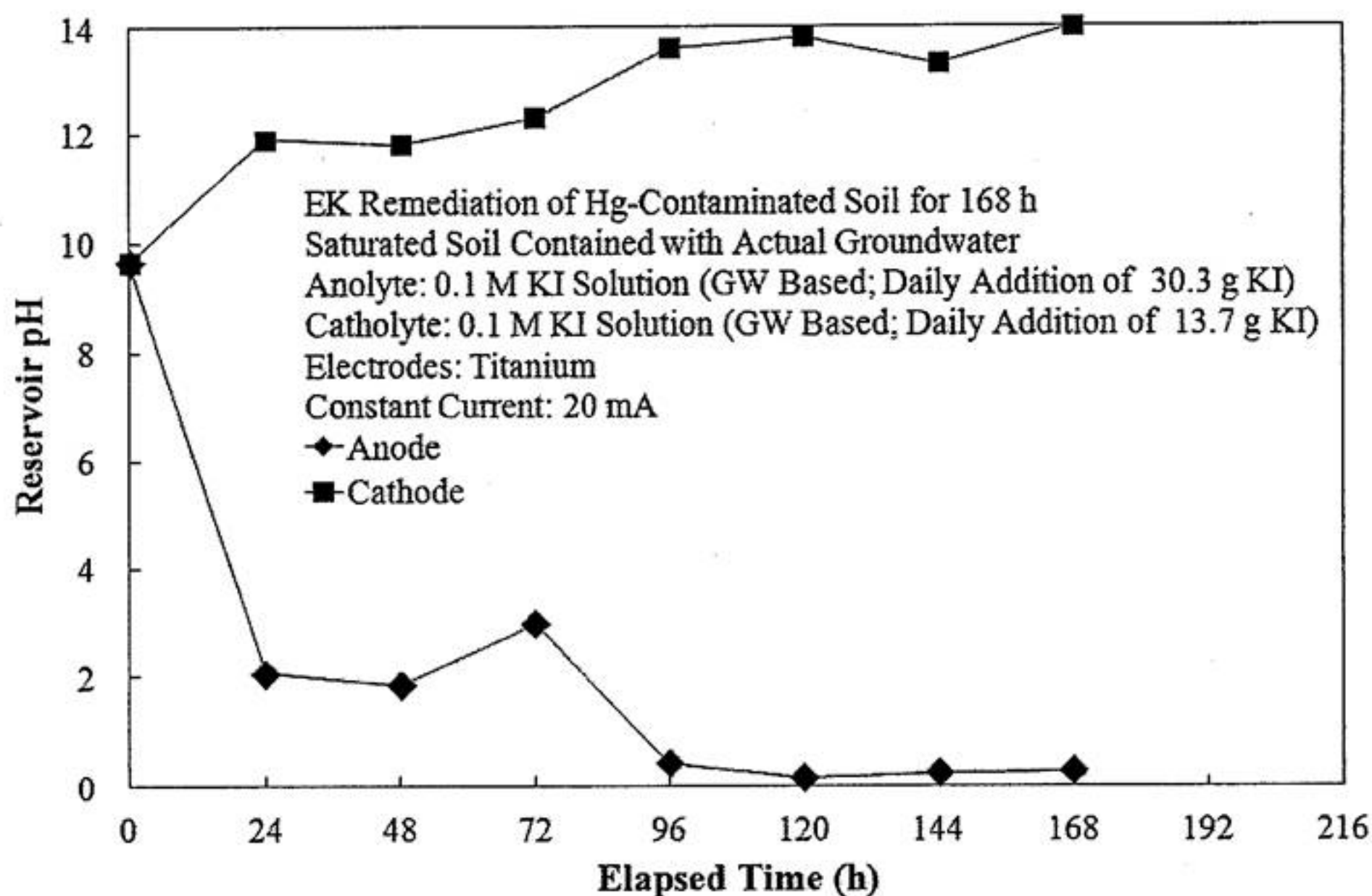


圖3-30 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第7組試驗其陰、陽極槽液pH值之變化

b) 累積電滲透液流量之變化

根據圖3-31結果顯示，經電動力反應時間內，累積電滲透液流量曲線於反應時間72 h及144 h有顯著之轉折點，反應168 h之累積電滲透液流量可達704 mL。

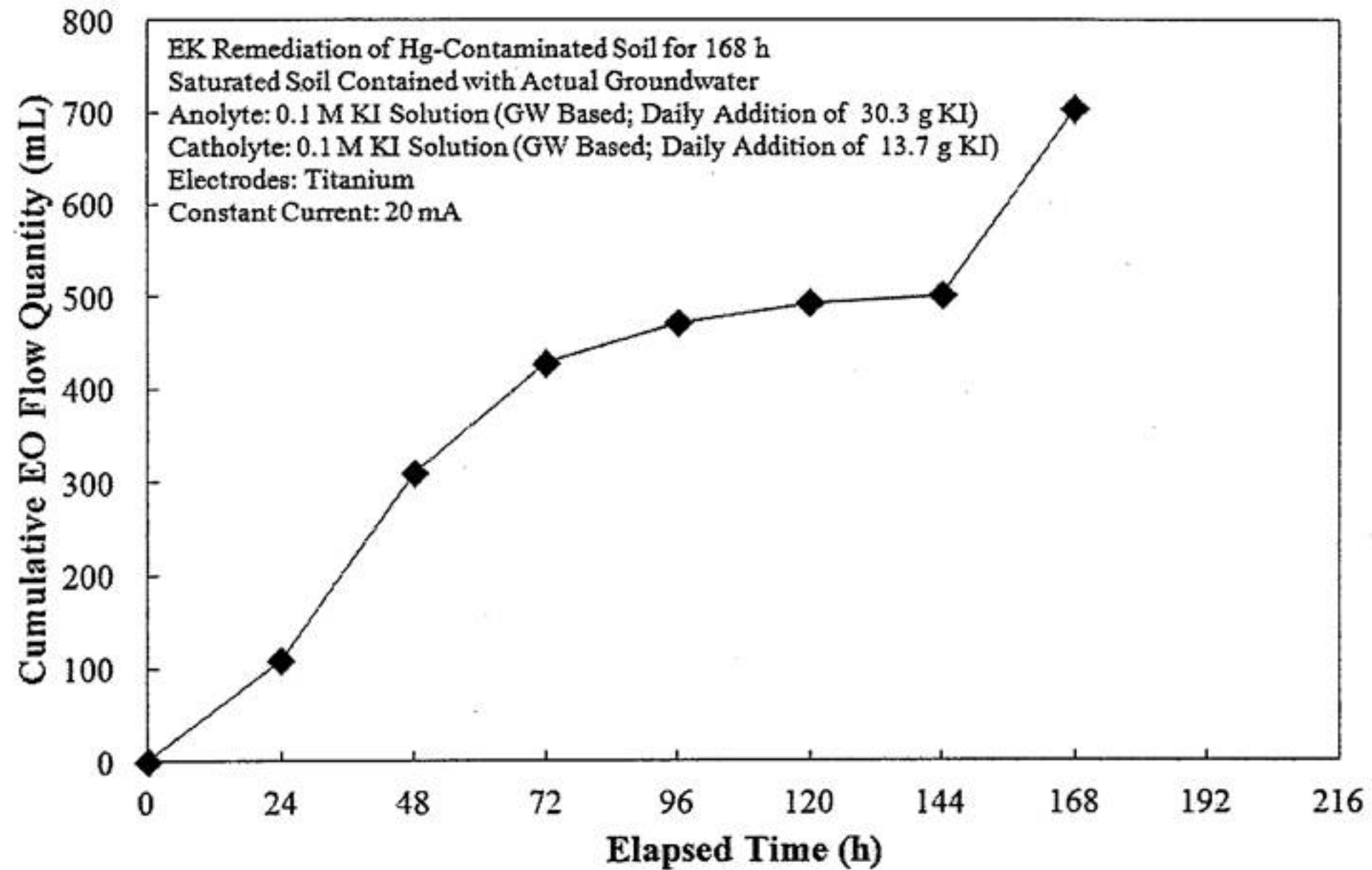


圖3-31 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第7組試驗其累積電滲透液流量之變化

c) 反應後土體pH值之分布

根據圖3-32結果顯示，經電動力反應168 h，其未飽和層及飽和層土壤皆受到酸鋒影響而略微酸化，其未飽和層土壤pH值為7.60-7.88，而飽和層土壤pH值為7.52-8.83。

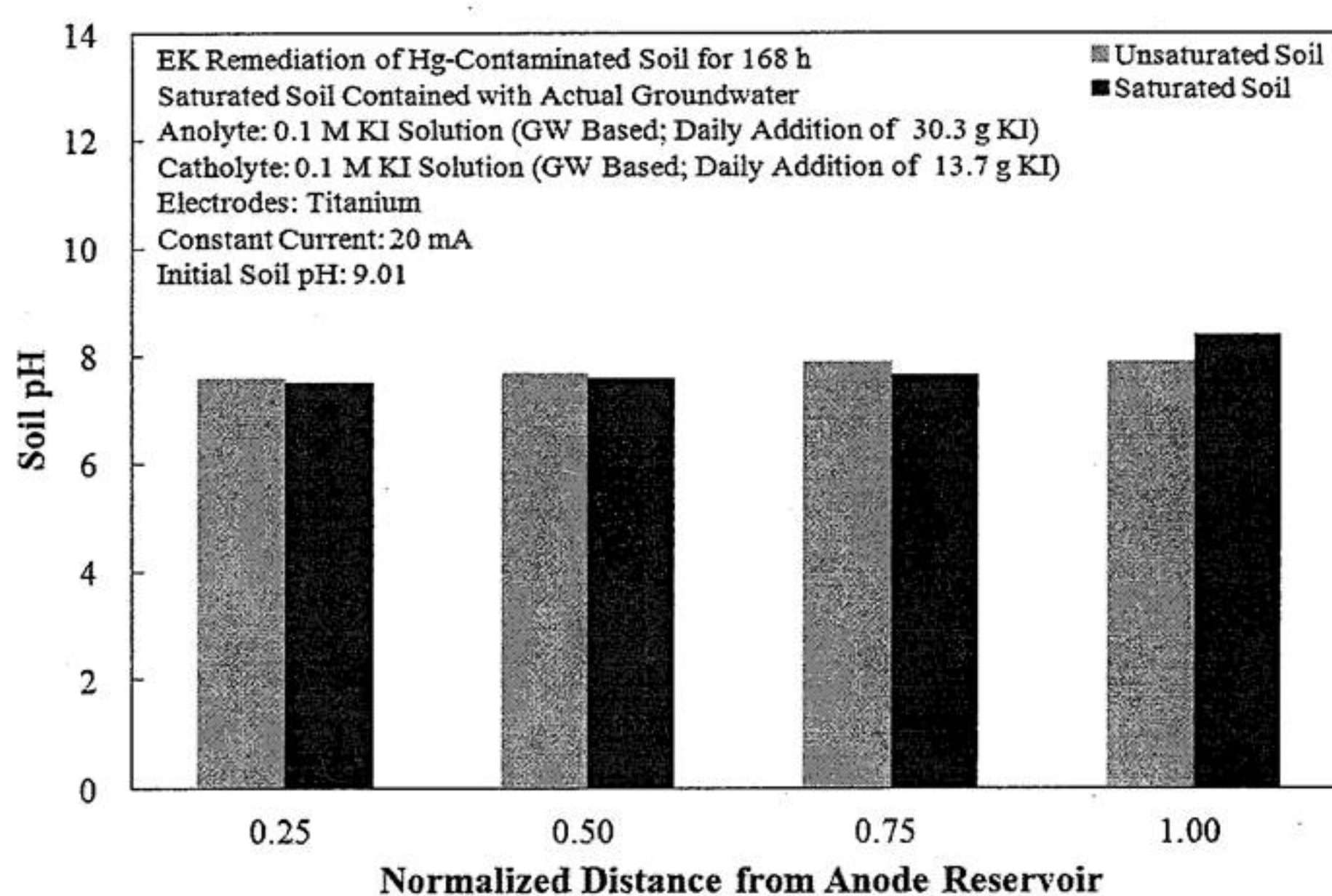


圖3-32 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第7組試驗其反應後土體pH值之分布

d) 反應後土體總汞殘留濃度之分布

根據圖3-33結果顯示，經電動力反應168 h，於未飽和層及飽和層土壤中鄰近陽極端之總汞殘留濃度有顯著降低之現象，推測主要原因為汞與碘化鉀形成 HgI_4^{2-} 移向陽極端及形成 Hg_2I_2 移向陰極端所致，但飽和層土壤中無此顯著之現象。另外，未飽和層土壤平均總汞殘留濃度為1,296 mg/kg，而飽和層土壤平均總汞殘留濃度為953 mg/kg，其整體土壤總汞去除率為62.77%。

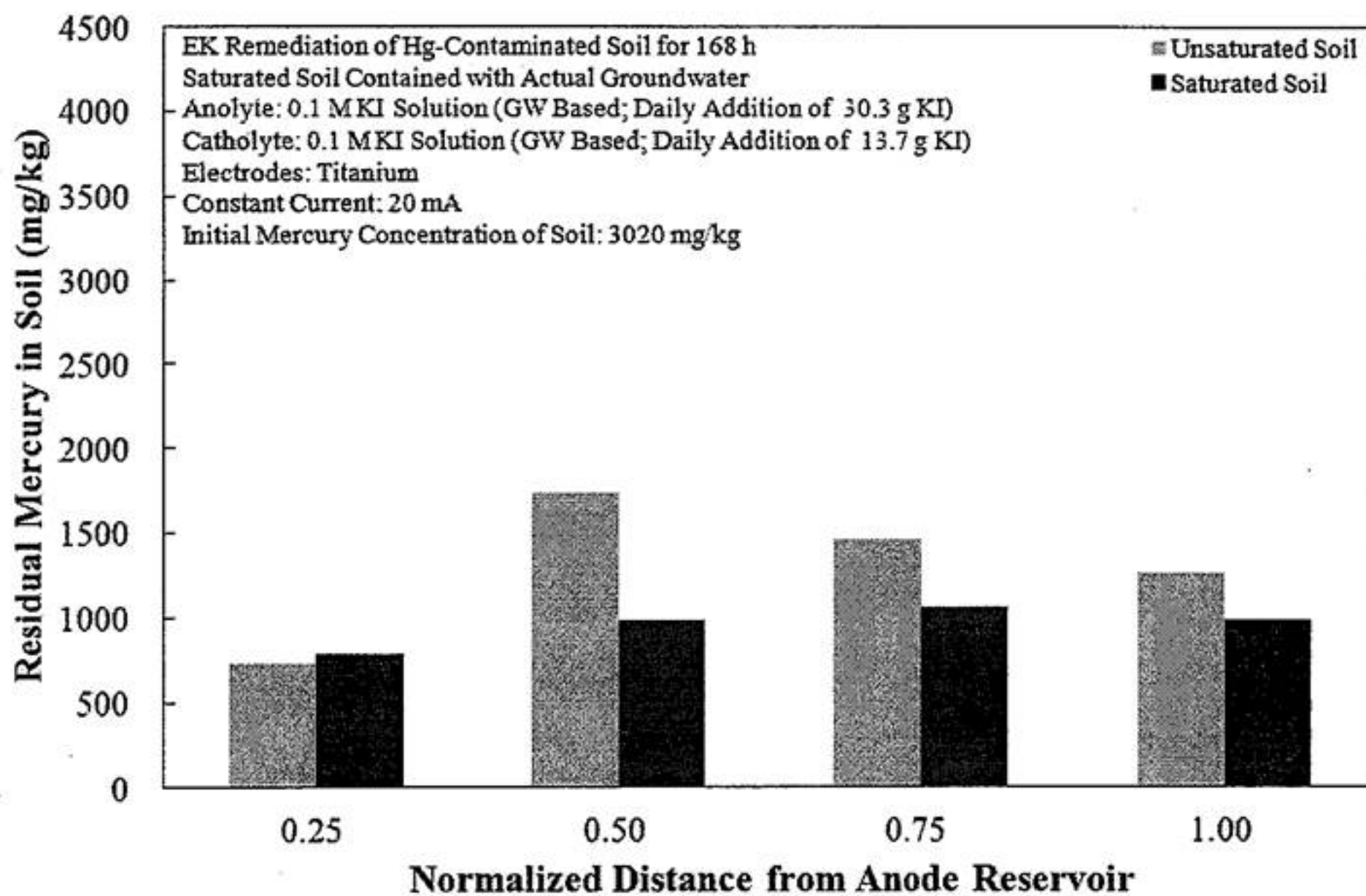


圖3-33 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第7組試驗其反應後土體總汞殘留濃度之分布

第8組電動力試驗

本組試驗之模擬飽和層土壤之添加水溶液使用真實地下水 (pH值為9.66、導電度為840 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 、總汞濃度為0.00168 mg/L)，而陰、陽極槽液皆使用真實地下水配製之0.1 M碘化鉀水溶液 (pH值為9.65、導電度為13,100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 、總汞濃度為0.00168 mg/L)，且陰、陽極槽液皆進行每日添加碘化鉀，其添加劑量分別為30.3 g及13.7 g，電極材質選用鈦金屬，電場採20 mA定電流方式施加。基本上，本組試驗係第7組電動力試驗之處理時間延長試驗 (由7日延長為14日)，但此試驗組別因原輸出功率為720 Watts電源供應器 (Gwinstek, GPC-3060D) 故障，故改用輸出功率為380 Watts之電源供應器 (Gwinstek, GPD-X303S)。

於336 h電動力反應後，其結果分別就陰、陽極槽液pH值之變化、累積電滲透液流量之變化、反應後土體pH值之分布及反應後土體總汞殘留濃度之分布分述如下：

a) 陰、陽極槽液pH值之變化

根據圖3-34結果顯示，於電動力反應24 h，陰、陽極槽液pH值分別為10.4及2.07，陰極槽液之pH值於24-72 h及288-336 h期間，有顯著之變化，而陽極槽液之pH值於264-312 h期間，亦有顯著之變化 (於336 h，陰、陽極槽液之pH值分別為13.6及1.32)。

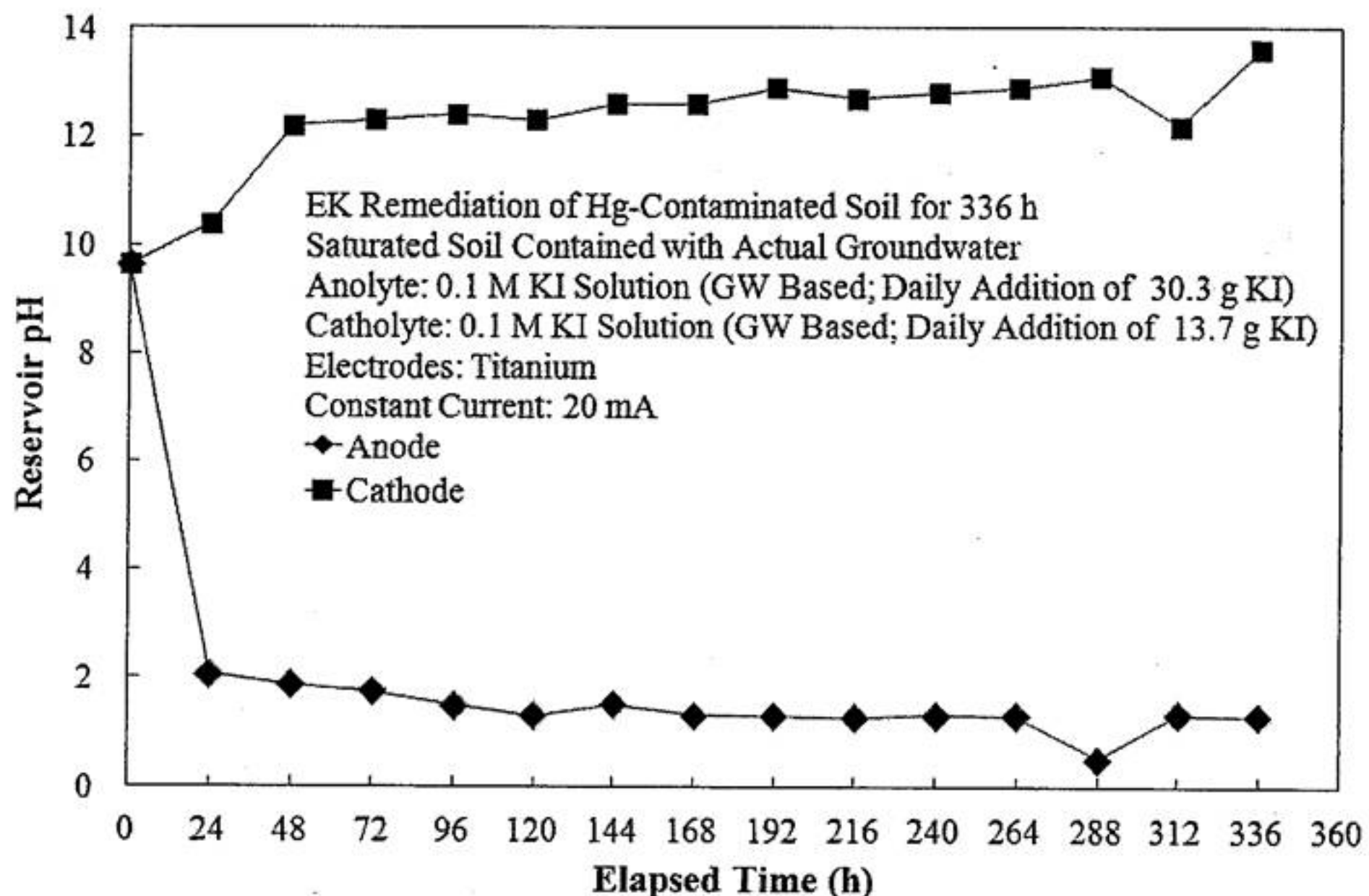


圖3-34 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第8組試驗其陰、陽極槽液pH值之變化

b) 累積電滲透液流量之變化

根據圖3-35結果顯示，經電動力反應時間內，累積電滲透液流量曲線於反應時間24 h時，出現顯著之轉折點之後，電滲透流緩慢增加，反應336 h之累積電滲透液流量只達413 mL (註：第7組試驗於168 h時可達704 mL)，推測主要原因為更換較小輸出功率之電源供應器，造成電位梯度下降 (註：第7組試驗期間量測之電位梯度為0.17-0.28 V/cm，而第8組試驗期間量測之電位梯度為0.07-0.30 V/cm) 所致。

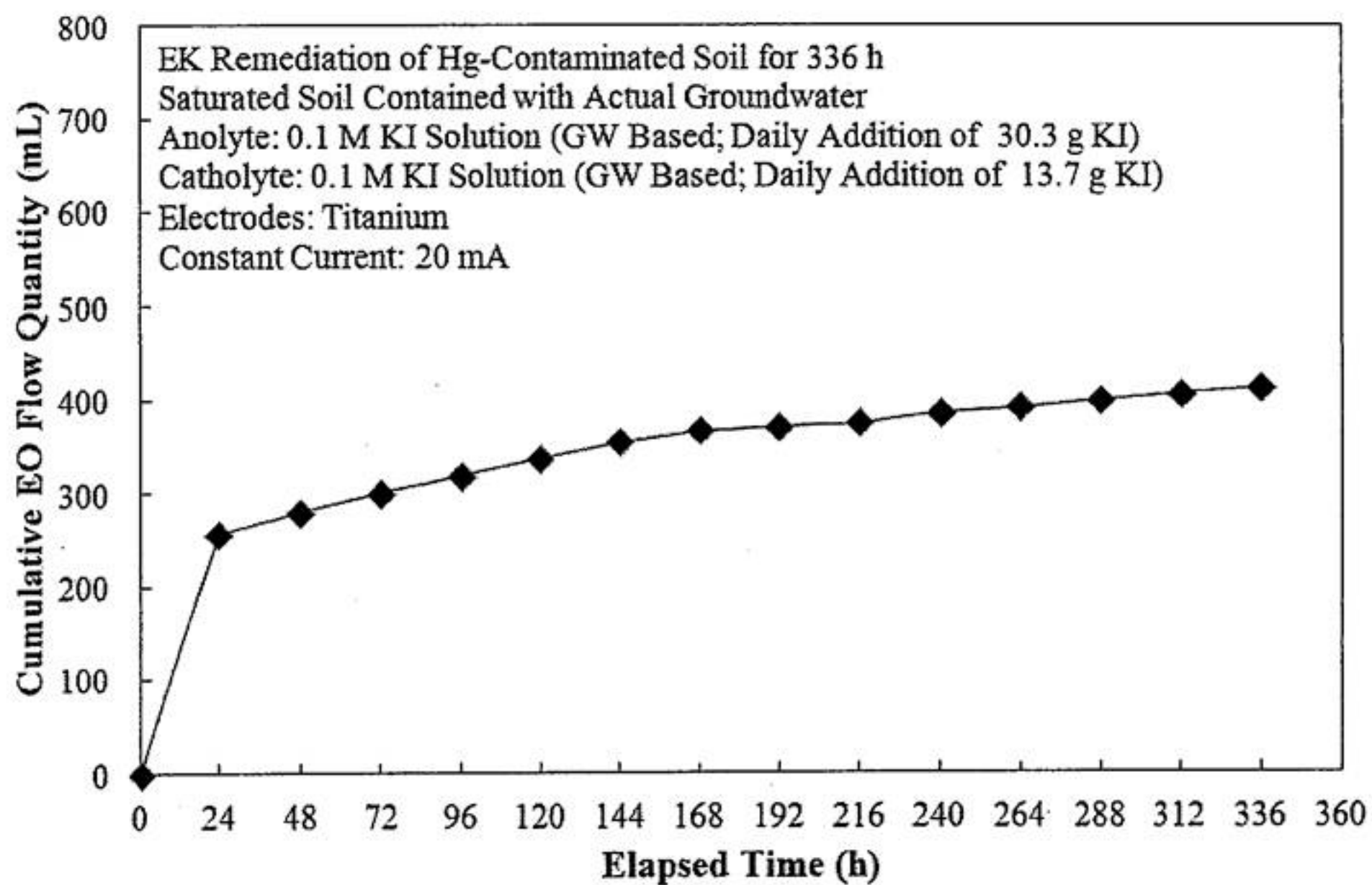


圖3-35 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第8組試驗其累積電滲透液流量之變化

c) 反應後土體pH值之分布

根據圖3-36結果顯示，經電動力反應336 h，其未飽和層及飽和層土壤皆受到酸鋒影響而略微酸化，其未飽和層土壤pH值為7.58-7.78，而飽和層土壤pH值為7.68-8.32。

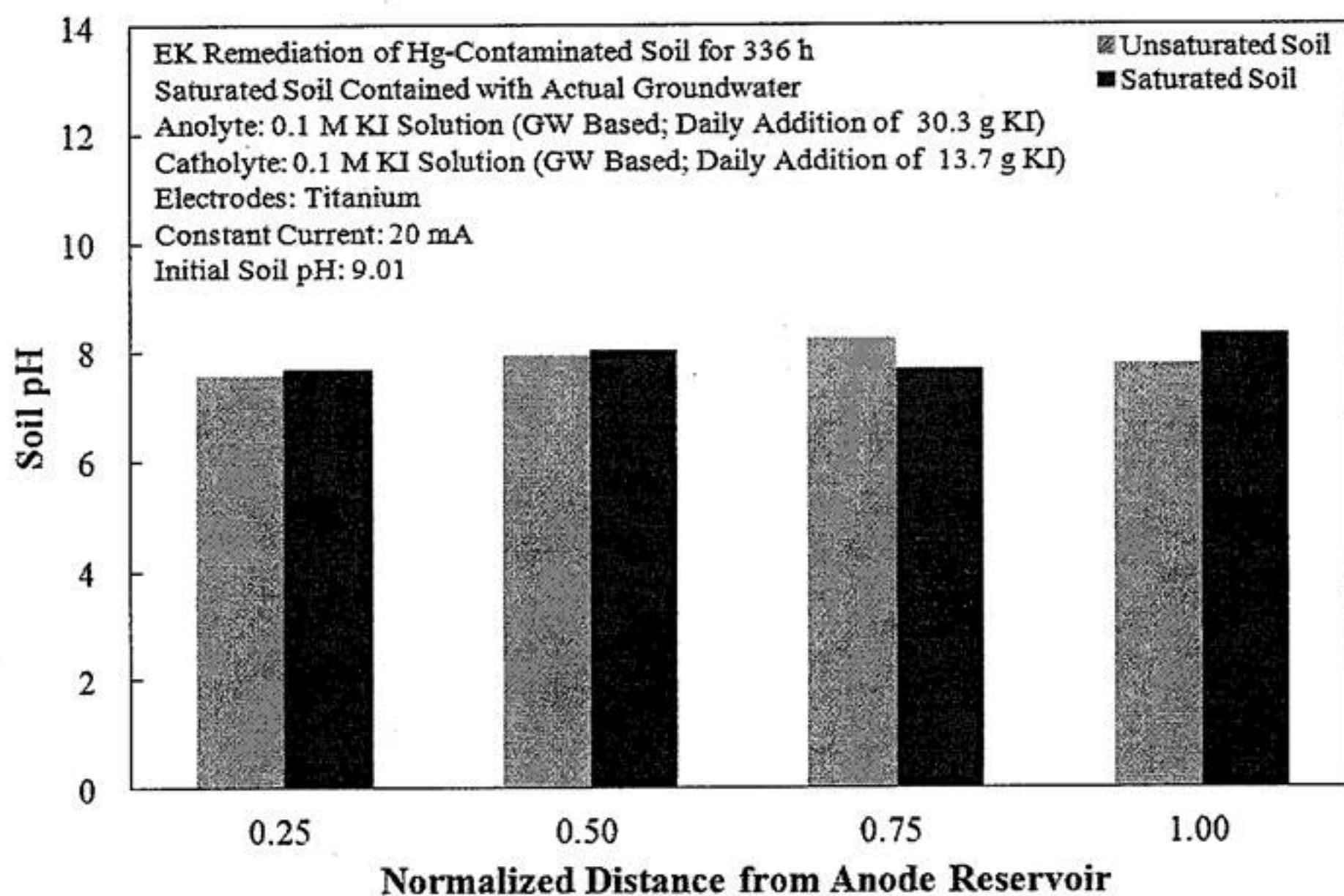


圖3-36 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第8組試驗其反應後土體pH值之分布

d) 反應後土體總汞殘留濃度之分布

根據圖3-37結果顯示，經電動力反應336 h，於未飽和層及飽和層土壤中鄰近陽極端之總汞殘留濃度有顯著降低之現象，推測主要因為汞與碘化鉀形成 HgI_4^{2-} 移向陽極端及形成 Hg_2I_2 移向陰極端所致。另外，其試驗結果趨勢相似於第7組試驗組別，未飽和層土壤平均總汞殘留濃度為2,220 mg/kg (為第7組試驗殘留濃度的1.71倍 (約2倍))，而飽和層土壤平均總汞殘留濃度為1991 mg/kg (為第7組試驗殘留濃度的2.08倍 (約2倍))，其整體土壤總汞去除率為30.30% (為第7組試驗去除率的48.27% (約50%))。據此推測，於定電流條件下，電源供應器輸出功率之大小與土體總汞去除率大小具有正相關性。

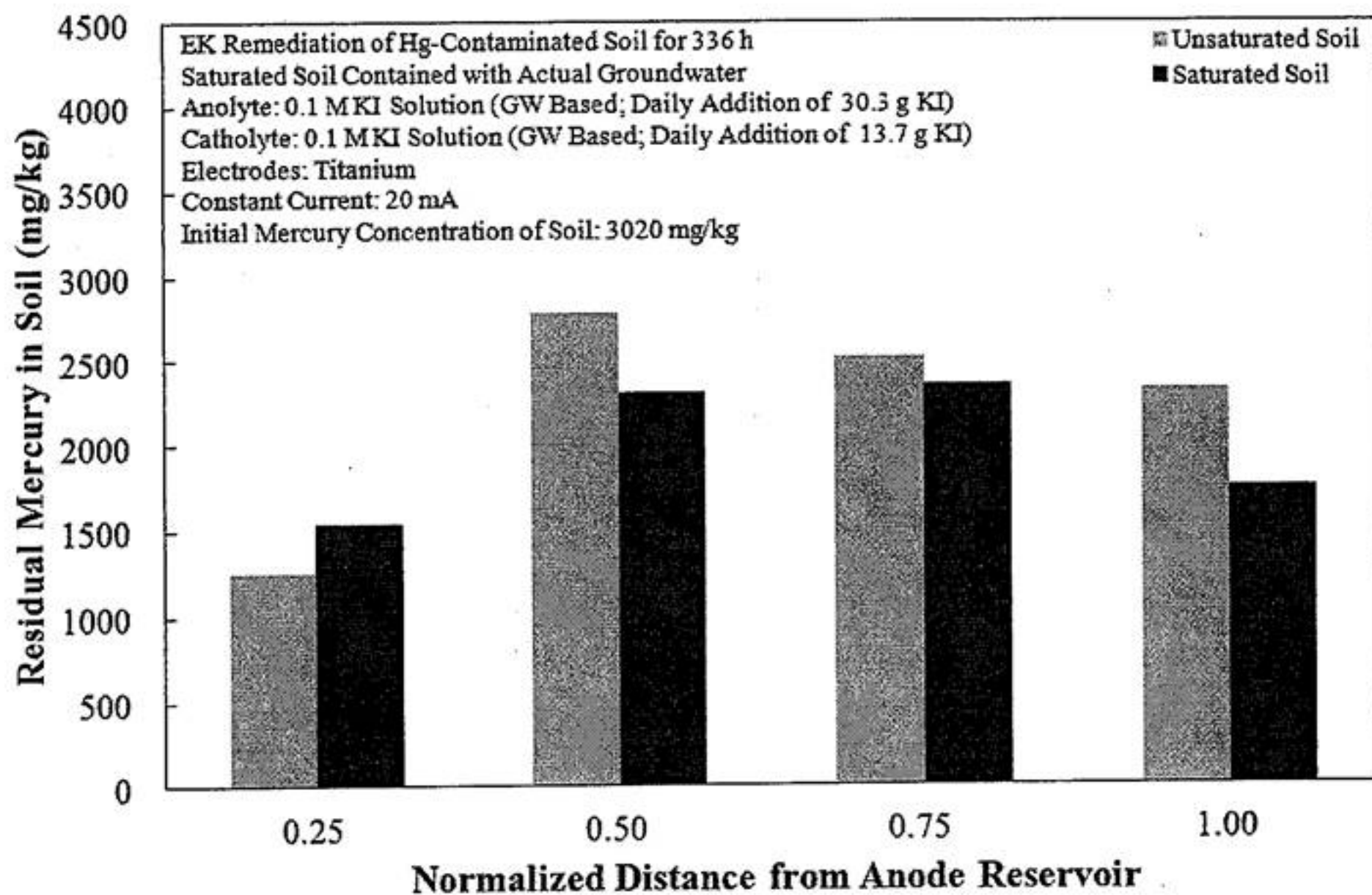


圖3-37 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第8組試驗其反應後土體總汞殘留濃度之分布

另外，於電動力試驗過程中，藉由砂箱反應器設置的監測井孔/蓋進行每日定時的pH值量測及每日定時量測電動力施加電流或電壓之變化，其量測結果(如附錄一所示)發現，第1組、第5組、第7組及第8組電動力試驗組別鄰近陰極端監測井測得之pH值有呈現酸性之異常反應，尤其以第1組試驗組別量測結果(pH值為2-4)最為顯著，其原因推測為鄰近陰極端金屬(SUS 316不銹鋼)槽體於施加電場作用下使其本身變成陽極，進而與原本陰極槽液中的電極(陰極)形成電化學反應，致使位於陰極週遭的金屬槽體遭受電化學腐蝕所導致。

綜合上述8種電動力試驗結果(如表3-3)顯示：(1) 由第2-4組試驗結果發現，飽和層土壤之地下水、陽極槽液及陰極槽液使用0.1 M KI水溶液時，將會提升水體中的黏滯度，且不利於汞與碘化鉀形成水溶液相之 Hg_2I_2 且藉由電滲透流移向陰極端之電滲透流處理機制；(2) 由第5組及第6組試驗結果發現，陰極槽液之KI濃度大於陽極槽液KI濃度所造成的逆向擴散作用，亦不利於汞與碘化鉀形成水溶液相之 Hg_2I_2 且藉由電滲透流移向陰極端之電滲透流處理機制；(3) 由第6組試驗結果發現，雖然電滲透液流量只有177 mL，但其平均總汞去除量亦能達到8.90 g，就電動力法處理機制而言，汞與碘化鉀形成水溶液相之 Hg_2I_2 且藉由電滲透流移向陰極端之作用，並非為本工法之主要處理機制；(4) 由第5-7組試驗結果發現，陽極槽液每日更換0.1 M KI水溶液或每日添加30.3 g KI，可藉由電滲透流將碘化鉀帶入土體中，有助於總汞的去除，且每日添加30.3 g KI較每日更換0.1 M KI水溶液為佳；及(5) 由第7組及第8組試驗結果發現，電源供應器輸出功率之大小將會影響施加電場之電位梯度，進而影響離子遷移及電滲透流之處理機制，且與土體總汞去除率大小具有正相關性。

表3-3 利用碘化鉀輔助電動力法整治汞污染土壤之8組試驗結果之比較

組別	電場形式	電源供應器 輸出功率	反應時間	累積電滲透流 流量	不飽和層土壤 平均 pH 值	飽和層土壤 平均 pH 值	不飽和層土壤 總汞殘餘濃度	飽和層土壤 總汞殘餘濃度	平均總汞 去除率	平均總汞 去除量
1	定電壓 (1 V/cm)	720 Watts	24 h	73 mL	9.86	9.47	2,885	3,163	29.53%	9.12 g
2	定電流 (20 mA)	720 Watts	189.5 h	536 mL	9.72	9.54	3,287	2,823	28.81%	8.90 g
3	定電流 (20 mA)	720 Watts	168 h	566 mL	9.19	9.35	2,662	3,345	30.01%	9.27 g
4	定電流 (20 mA)	720 Watts	168 h	587 mL	8.85	8.71	2,228	3,163	27.96%	6.08 g
5	定電流 (20 mA)	720 Watts	168 h	865 mL	8.23	8.29	1,843	1,357	47.02%	10.22 g
6	定電流 (20 mA)	720 Watts	168 h	177 mL	7.83	7.82	2,104	1,465	40.91%	8.90 g
7	定電流 (20 mA)	720 Watts	168 h	704 mL	7.77	7.80	1,296	953	62.77%	13.65 g
8	定電流 (20 mA)	380 Watts	336 h	413 mL	7.89	7.91	2,220	1,991	30.30%	6.59 g

3.2 汞氣體逸散監測

碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第2組、第5組、第7組及第8組試驗終止後，使用氣體汞元素分析儀 (Tekran, Model 2537) 進行砂箱反應器頂空氣體之汞元素殘留濃度分析 (如圖3-38)，其結果顯示，汞元素平均濃度為 $6.82 \pm 8.67 \text{ ng/m}^3$ ($n=4$)，較當時大氣平均濃度 $10.85 \pm 12.50 \text{ ng/m}^3$ ($n=4$) 低，由此可證實本研究測試用之汞污染土壤，其汞化合物在電動力試驗過程中，並不會有汞氣體逸散之虞，此現象在Suèr與Lifvergren (2003) 之研究亦有同樣的發現，主要原因為汞於水中會與碘離子形成水溶性離子態之 HgI_4^{2-} 及水溶液相之 Hg_2I_2 ，故不會產生汞氣體 (Cox et al., 1996; Stone et al., 2006)。

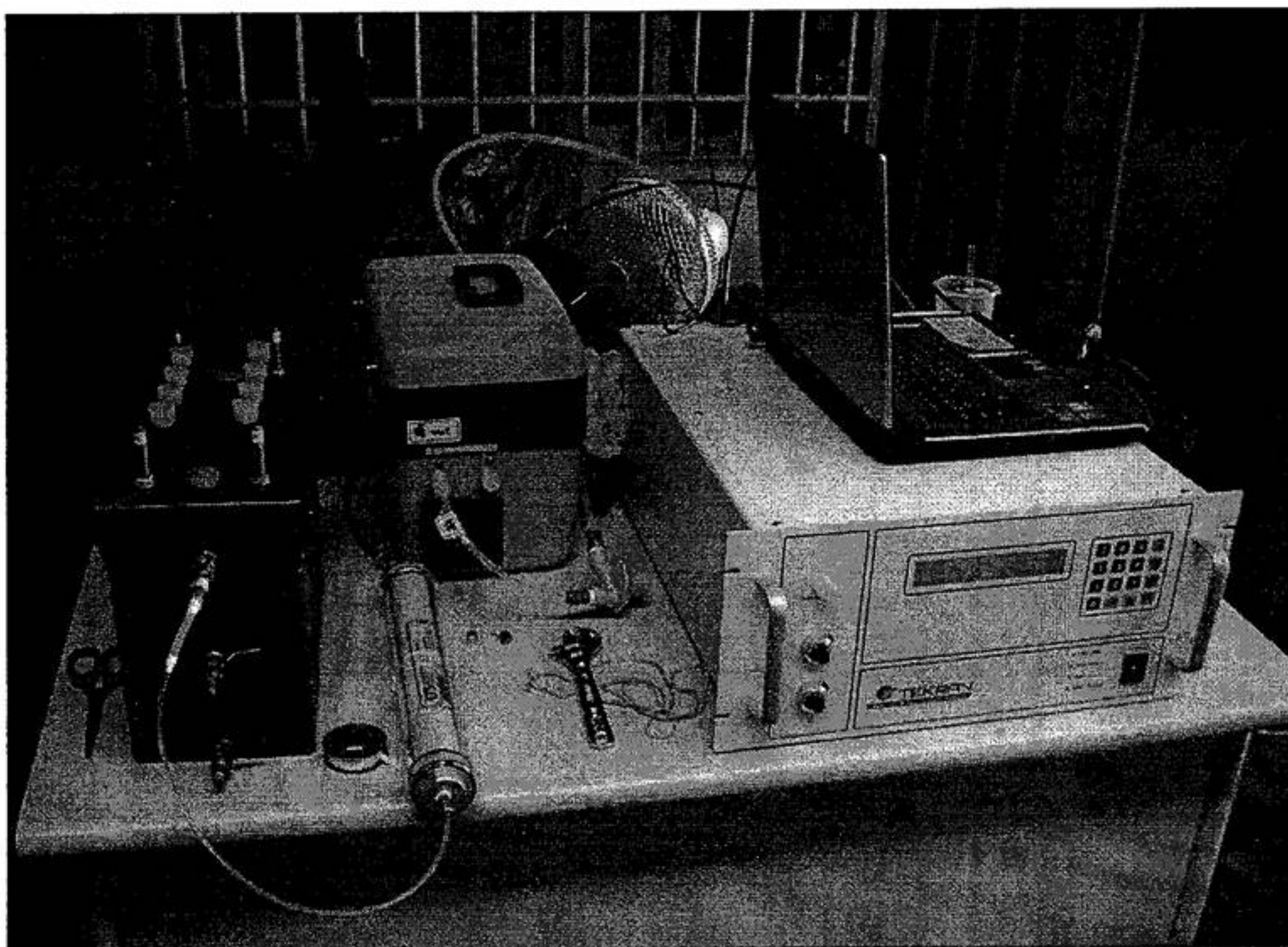


圖3-38 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤試驗後頂空氣體汞元素殘留濃度分析

3.3 總汞質量平衡分析

電動力試驗之總汞質量平衡主要以反應前、後之土體及水體中總汞含量計算 (如表3-4)，其結果顯示，添加較低碘化鉀劑量之試驗組別 (第1-4組) 及電源供應器輸出功率較低之第8組試驗組別，其總汞質量回收率分別為70.48%、71.26%、70.02%及72.77%，此結果與Suér and Lifvergren (2003) 之質量平衡分析結果 (72%) 相近，而添加較高碘化鉀劑量之試驗組別 (第5-7組)，其總汞質量回收率分別為58.29%、59.28%及40.21% (後者為添加碘化鉀劑量最高組別)。此8組之試驗組別中，於第1-3組之總汞質量回收率結果，原先推測可能為土壤採樣點不足且採集土壤樣品不均質，以及在陽極處產生沉澱物質 (例如：碘化汞) 所導致總汞質量回收率約為70%，但從第4組試驗組別開始，即加強實驗終止後之土壤採樣問題，將砂箱中之土體以分區之方式全數取出，進行充分混合樣品後，再進行土壤樣品採集及分析，及增加陰、陽極槽濾布及濾紙之樣品採集及分析，其結果發現，於8組試驗組別中 (電源供應器輸出功率較低之第8組試驗例外)，總汞質量回收率有隨著添加的碘化鉀劑量增加而減少之趨勢，推測在複雜土壤基質及施加電場之作用力下，汞可能與碘化鉀形成較為穩定的金屬形式，即Tessier et al. (1979) 連續萃取法中所謂的殘餘金屬 (residual metal) 型態，因此，無法使用行政院環境保護署環境檢驗所公告之「土壤中重金屬檢測方法—王水消化法 (NIEA S321.63B)」及「水中金屬及微量元素檢測方法—感應耦合電漿質譜法 (NIEA W313.52B)」有效進行樣品之前處理及分析，針對此種型態汞化合物之分析，則有待進一步探討。

表3-4 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤8組試驗其總汞質量平衡分析結果一覽表

項目	電動力試驗組別							
	1	2	3	4	5	6	7	8
反應前總汞質量 (mg)								
土壤總汞含量	30,895	30,895	30,895	22,117	22,117	22,117	22,117	22,117
水體總汞含量	0	0	0.00588	0.02590	0.02590	0.02590	0.02590	0.02590
反應後總汞質量 (mg)								
未飽和層土壤總汞含量	10,386	11,833	9,583	8,158	6,748	7,704	4,746	7,832
飽和層土壤總汞含量	11,387	10,163	12,042	7,777	4,969	5,364	3,490	7,287
陽極槽液總汞含量	1.88	12.78	1.41	111.62	968.04	27.36	214.10	1,948.90
陰極槽液總汞含量	1.20	4.05	3.89	3.24	140.42	13.89	365.48	3.09
電滲透液總汞含量	0.14	1.44	1.80	26.42	61.48	1.60	66.06	17.88
陽極槽濾布及濾紙總汞含量	—	—	—	13.45	2.50	0.10	3.00	2.67
陰極槽濾布及濾紙總汞含量	—	—	—	4.64	2.22	0.30	10.18	10.25
總汞質量回收率 (%)	70.48	71.26	70.02	72.77	58.29	59.28	40.21	77.33

3.4 操作成本估算

本研究於第8組試驗組別加裝瓦時計 (Kaga electric, KEC-1) 計算電動力試驗過程所消耗之電力為4.25 kWh，依臺灣電力公司之電價表 (2012年6月10日實施) 中非時間電價之營業用 (330度以下計算) 的夏月及非夏月平均電費3.27元/kWh計算，其第8組試驗組別電費約為14元；試驗過程添加碘化鉀 (試藥級且純度99.5%以上) 劑量為571.91 g，以1,450元/500g計算，其藥劑費用約為1,659元；設備維護費用 (例如：陽極鈦電極電化學腐蝕) 約為210元，其費用合計為1883元。若以砂箱土體7.2 kg計算，平均處理費用約為261,528元/ton，其中，試藥級碘化鉀費用佔合計費用約87%，若改用工業級 (純度95%以上，約496元/kg) 碘化鉀，合計每公噸土壤之整治費用可降低至70,556元，相當於每公克汞去除費用約77元，其費用相較於其他實驗室規模之汞污染土壤整治費用為中等 (見表3-5)。若以第7組試驗組別估算，假設電費約為14元 (參考第8組試驗)，其則合計費用預估約50,833元，則每公克汞去除費用約27元，且整治時間減少50%。電動力技術有別於其他整治技術之最大優勢為可直接進行現地應用 (節省龐大的開挖工程費用) 及針對黏土質地亦能有整治功效，若未來放大規模至現地進行大量汞污染土壤整治時，成本勢必不遜於其他整治工法費用。

表3-5 實驗室規模之汞污染土壤整治費用比較

整治技術類別	初始總汞濃度 (mg/kg)	最終總汞濃度 (mg/kg)	每公噸土壤操作費用 (新台幣元)	每公克汞去除費用 (新台幣元)	參考文獻
熱脫附	15.3-211	0.193-0.899	17,374	83-1,150	顏佳慧, 2003
BNL穩定化/固化	4,190-5,570	2,720-3,640	72,878	20-50	Morris et al., 2002
NFS DeHg穩定化	4,400	3,760	214,476	335	Morris et al., 2002
ATG穩定化	4,233	2,940-3,170	70,799	55-67	Morris et al., 2002
真空熱脫附	2,310-5,510	0.545-4.21	52,898	10-23	Morris et al., 2002
化學氧化	—	—	3,971-13,744	—	USEPA, 1998
化學淋洗/酸洗	—	—	3,413-13,651	—	USEPA, 1998
離子交換	—	—	9,308	—	USEPA, 1998
電動力	3,020	1,125-2,105	50,833-70,556	27-77	本研究

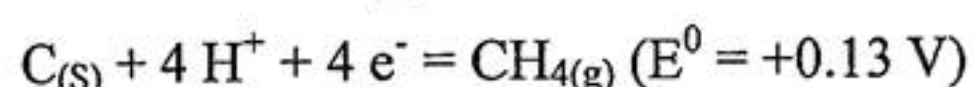
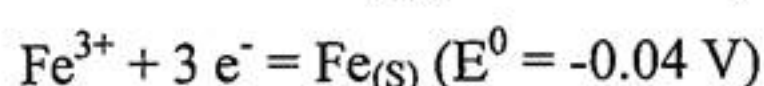
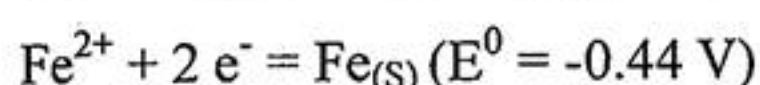
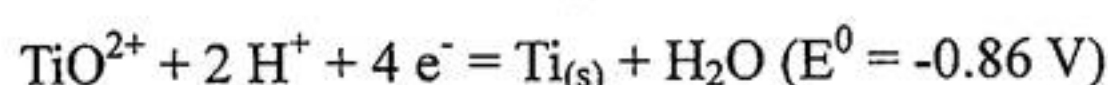
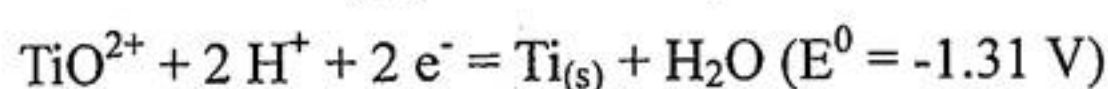
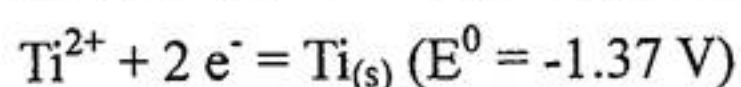
註：1美金=31.025新台幣。

3.5 研究期間主要發現

本研究進行 8 組電動力試驗結果組別，於執行期間有幾項主要發現，其說明分述如下：

(1) 陽極槽電極易遭受電化學腐蝕

於電解槽液中添加碘化鉀化合物雖能形成可溶解性離子態的 HgI_3^- 、 HgI_4^{2-} ，有利於移除受汞污染土壤之汞離子，但亦提升電解槽液的導電度，使得位於陽極槽液中的犧牲性電極加速電化學腐蝕的速率。根據標準電極電勢表（維基百科，2012），於水中鈦會形成 Ti^{2+} 與 TiO^{2+} ；SUS 316不銹鋼會形成 Fe^{2+} 與 Fe^{3+} ；而石墨則會形成 CH_4 氣體，其半反應式如下：



(2) 陰極金屬槽體結構易遭受電化學腐蝕

承上所述，陰極金屬槽體於施加電場作用下使其本身變成陽極，進而與原本陰極槽液中的電極（陰極）形成電化學反應，致使位於陰極週遭的金屬槽體遭受電化學腐蝕。因此，未來若利用此法於現地整治時，整治土體之圍籬材質與土體接觸面須使用絕緣材質或非犧牲性金屬材質。為克服此困難，本研究目前於金屬槽體結構內層塗布矽氧樹脂（silicone）隔離電解槽液，避免電化學腐蝕情形再度發生。

(3) 影響電動力整治成效

承上所述，添加碘化鉀化合物於電解槽液中，亦會提升水體的黏滯度，將不利於汞與碘化鉀形成水溶液相之 Hg_2I_2 且藉由電滲透流移向陰極端之電滲透流處理機制，而陰極槽液之KI濃度大於陽極槽液KI濃度所造成的擴散作用，亦會影響此處理機制。

另外，於定電流（20 mA）條件下，其電源供應器輸出功率之大小將會影響施加電場之電位梯度，進而影響離子遷移及電滲透流之處理機制，且

與土體總汞去除率大小具有正相關性。

(4) 主要處理機制

於本研究總汞質量平衡中發現，總汞質量回收率有隨著添加的碘化鉀劑量增加而減少之趨勢，此結果與Cox et al. (1996) 利用碘化鈉輔助電動力整治汞污染土壤之研究發現相似，推測在複雜的土壤基質及施加電場作用力下，汞可能與碘化鉀形成較為穩定的金屬形式，故推測電動力技術結合碘化合物去除汞污染物之反應機制，除了電動力處理機制外，應尚有穩定化的機制存在，不過此論點有待進一步探討與驗證。另外，本研究結果亦發現，利用碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤的電動力法處理機制中，主要以汞與碘化鉀形成水溶性離子態之 HgI_4^{2-} 移向陽極端為主，而以形成水溶液相之 Hg_2I_2 且藉由電滲透流移向陰極端為輔。

第四章 結論

本研究利用碘化鉀輔助電動力整治實際汞污染土壤，綜合本研究之試驗結果可得到下列結論：

1. 處理機制方面

- (1) 汞與碘化鉀形成水溶性離子態之 HgI_4^{2-} 而移向陽極端的離子遷移(或謂電遷移)為主要處理機制；而形成水溶液相之 Hg_2I_2 且藉由電滲透流移向陰極端則為次要處理機制。
- (2) 除了上述二種習知之電動力處理機制外，經由總汞質量平衡分析，本研究推測尚有穩定化的機制足以使得汞形成殘餘態金屬化合物，而無法由王水消化法予以前處理及分析。

2. 現地整治應用方面

- (1) 本研究採用之工法對於汞污染土壤整治過程，並不會有汞氣體逸散之虞。
- (2) 本研究採用之工法具技術可行性，且其去除單位汞質量的處理費用與其他工法相當，具經濟可行性，因此，實具有現地整治應用之潛能。

參考文獻

- Acar, Y. B. and A. N. Alshawabkeh, "Principles of electrokinetic remediation," *Environmental Science & Technology*, Vol. 23, No. 13, pp. 2638-2647 (1993).
- Appleton, E. L., "A nickel-iron wall against contaminated groundwater," *Environmental Science & Technology*, Vol. 30, No. 12, pp. 536-539 (1996).
- Bridger, N. J., C. P. Jones, and M. D. Neville, "Electrochemical ion exchange," *Journal of Chemical technology & Biotechnology*, Vol. 50, No. 4, pp. 469-481 (1991).
- Cao, J. and W. X. Zhang, "Stabilization of chromium ore processing residue (COPR) with nanoscale iron particles," *Journal of Hazardous Materials*, Vol. B132, No. 2-3, pp. 213-219 (2006).
- Choe, S. Y., Y. Chang, K. Y. Hwang, and J. Khim, "Kinetics of reductive denitrification by nanoscale zero-valent iron," *Chemosphere*, Vol. 41, No. 8, pp. 1307-1311 (2000).
- Cox, C. D., M. A. Shoesmith, and M. M. Ghosh, "Electrokinetic remediation of mercury contaminated soils using iodine/iodide lixiviant," *Environmental Science & Technology*, Vol. 30, No. 6, pp. 1933-1938 (1996).
- Doering, F., J. L. Iovenitti, and J. K. Wittle, "Mercury cleanup through the use of electrochemical remediation technologies," *Breaking the Mercury Cycle*, Boston, Massachusetts (2002).
- Doering, F., N. Doering, J. L. Iovenitti, D. G. Hill, and W. A. McIlvride, "Electrochemical remediation technologies for soil, sediment and ground water," Website: <http://www.containment.fsu.edu/cd/content/pdf/022.pdf> (2009).
- Electro-Petroleum, Inc., "Pecoin River remedial alternatives electrochemical remediation," Website: <http://www.bnl.gov/erd/Peconic/Factsheet/Electrochem.pdf> (2009).
- Elliott D. W. and W. X. Zhang, "Field assessment of nanoscale bimetallic particles for groundwater treatment," *Environmental Science & Technology*, Vol. 35, No. 24, pp. 4922-4926 (2001).
- Ebinghaus, R., S. G. Jennings, W. H. Schroeder, T. Berg, T. Donaghy, J. Guentzel, C. Kenny, H. H. Kock, K. Kvietkus, W. Landing, T. Mühleck, J. Munthe, E. M. Prestbo, D. Schneeberger, F. Slemr, J. Sommar, A. Urba, D. Wallschläger, and Z. Xiao, "International field intercomparison measurements of atmospheric mercury species at Mace Head, Ireland," *Atmospheric Environment*, Vol. 33, No. 18, pp. 3063-3073 (1999).
- Fang, Y. and S. R. Al-Abed, "Dechlorination kinetics of monochlorobiphenyls by Fe/Pd: effect of solvent, temperature, and PCB concentration," *Applied Catalysis B: Environmental*, Vol. 78, No. 3-4, pp. 371-380 (2008).
- Gallego-Blanca, R., A. García-Rubio, J. M. Rodríguez-Maroto, F. García-Herruzo, C. Vereda-Alonso, and C. Gómez-Lahoz, "Sequetial application of different EKR enhancements to a mercury contaminated soil," *Book of Abstracts, 8th Symposium on Electrokinetic Remediation (EREM 2009)*, p. 83, Lisbon, Portugal, July 26-29

- (2009).
- García-Rubio, A., J. M. Rodríguez-Maroto, F. García-Herruzo, C. Vereda-Alonso, C. Gómez-Lahoz, J. M. Esbrí, and P. Higuera, "Implementation of a iodide enhanced EKR to a mercury contaminated soil," Book of Abstracts, The 6th Symposium on Electrokinetic Remediation (EREM 2007), p. 167, Vigo, Spain, June 12-15 (2007).
- Geiger, C. L., C. Clausen, R. W. DeVor, K. M. Milum, C. A. Clausen, and J. W. Quinn, "Remediation of DNAPL and heavy metal contamination using emulsified zero-valent metal particles," *EnviroNano 2006 環境奈米技術之進展:第三屆環境保護與奈米科技學術研討會論文集*(楊金鐘 主編), 第 15-30 頁, 高雄市 (2006)。
- Glavce, G. N., K. J. Klabunde, C. M. Sorensen, and G. C. Hadlipanayis, "Chemistry of borohydride reduction of iron(II) and iron(III) ions in aqueous and nonaqueous media. formation of nanoscale Fe⁰, FeB, and Fe₂B powders," *Inorganic Chemistry*, Vol. 34, No. 1, pp. 28-35 (1995).
- Grittini, C., M. Malcomson, Q. Fernando, and N. Korte, "Rapid dechlorination of polychlorinated biphenyls on the surface of a Pd/Fe bimetallic system," *Environmental Science & Technology*, Vol. 29, No. 11, pp. 2898-2900 (1995).
- Hamed, J. T. and A. Bhadra, "Influence of current density and pH on electrokinetics," *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 55, No. 3, pp. 279-294 (1997).
- Ho, S. V., C. Athmer, P. W. Sheridan, B. M. Hughes, R. Orth, D. McKenzie, P. H. Brodsky, A. M. Shapiro, T. M. Sivavec, J. Salvo, D. Schultz, R. Landis, R. Griffith, and S. Shoemaker, "The Lasagna technology for in situ soil remediation. 2. large field test," *Environmental Science & Technology*, Vol. 33, No. 7, pp. 1092-1099 (1999).
- Kanel, S. R., J. M. Greneche, and H. Choi, "Arsenic(V) removal from groundwater using nano scale zero-valent iron as a colloidal reactive barrier material," *Environmental Science & Technology*, Vol. 40, No. 6, pp. 2045-2050 (2006).
- Korte, N. E., O. R. Westm, B. Gu, J. L. Zutman, and Q. Fernando, "The effect of solvent concentration on the use of palladized-iron for the step-wise dechlorination of polychlorinated biphenyls in soil extracts," *Waste Management*, Vol. 22, No. 3, pp. 343-349 (2002).
- Lageman, R., "Electroreclamation. applications in Netherlands," *Environmental Science & Technology*, Vol. 27, No. 13, pp. 2648-2650 (1993).
- Lee H. H. and J. W. Yang, "A new method to control electrolytes pH by circulation system in electrokinetic soil remediation," *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 77, No. 3, pp. 227-240 (2000).
- Lindqvist, O. and H. Rodhe, "Atmospheric mercury-a review," *Tellus B*, Vol. 37B, No. 3, pp. 136-159 (1985).
- Lien, H. L. and W. X. Zhang, "Nanoscale iron particles for complete reduction of chlorinated ethenes," *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, Vol. 191, No. 1-2, pp. 97-105 (2001).
- Li, Z., J. W. Yu, and I. Neretnieks, "Electroremediation: removal of heavy metals from

- soils by using cation selective membrane," *Environmental Science & Technology*, Vol. 32, No. 3, pp. 394-397 (1998).
- Lowry, G. V. and M. Reinhard, "Hydrodehalogenation of 1- to 3-carbon halogenated organic compounds in water using a palladium catalyst and hydrogen gas," *Environmental Science & Technology*, Vol. 33, No. 11, pp. 1905-1910 (1999).
- Manosso, H. C. and C. A. L. G. de O. Forbicini, "Treatment of wastes containing cesium ions by electrochemical ion-exchange (EIX)," *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, Vol. 279, No. 2, pp. 417-422 (2009).
- Mason, R. P. and G.-R. Sheu, "Role of the ocean in the global mercury cycle," *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 16, No. 4, pp. 1093-1106 (2002).
- McIlvride, W. A., F. Doering, N. Doering, D. G. Hill, and J. L. Iovenitti, "Electrochemical remediation technologies for metals remediation in soil, sediment and ground water, presentation of case histories," 2003 National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation and the 9th Billings Land Reclamation Symposium, Billings MT, June 3-6 (2003).
- Monsanto Company Report, "Lasagna™ in-situ soil remediation technology," Rapid Commercialization Initiative Verification Statement for Lasagna™. Website: <http://www.epa.gov/tio/download/rtdf/lasagna/las-vrfy.pdf> (1998).
- Morris, M. I., I. W. Osborne-Lee, and G. A. Hulet, "Demonstration of new technologies required for the treatment of mixed waste contaminated with ≥ 260 ppm mercury," Nuclear Science and Technology Division (2002).
- Nyer, E. K., S. Fam, D. F. Kidd, P. L. Palmcr, G. Boettcheer, T. L. Crossman, and S. S. Suthersan, "In-situ treatment," CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida, pp. 310-314 (1996).
- Odziemkowski, M. S., L. Gui, and R. W. Gillham, "Reduction of N-nitrosodimethylamine with granular iron and nickel-enhanced iron. 2. mechanistic studies," *Environmental Science & Technology*, Vol. 34, No. 16, pp. 3495-3500 (2000).
- Ponder S. M., J. G. Darab, and T. E. Mallouk, "Remediation of Cr(VI) and Pb(II) aqueous solutions using supported, nanoscale zero-valent iron," *Environmental Science & Technology*, Vol. 34, No. 12, pp. 2564-2569 (2000).
- Popa, R., A. Popescu, and I. Cornescu, "Electro-kinetic rehabilitation technologies for soils polluted with metals and organic compounds," *Fascicle of Management and Technological Engineering*, Vol. VI, pp. 512-516 (2007).
- Percy Warrick, J., E. M. Wewerka, and M. M. Kreevoy, "The reactions of iodine in solution with elementary mercury," *Journal of the American Chemical Society*, Vol. 85, No. 13, pp. 1909-1915 (1963).
- Quinn, J., C. Geiger, C. Clausen, K. Brooks, C. Coon, S. O'Hara, T. Krug, D. Major, W. S. Yoon, A. Gavaskar, and T. Holdsworth, "Field demonstration of DNAPL dehalogenation using emulsified zero-valent iron," *Environmental Science & Technology*, Vol. 39, No. 5, pp. 1309-1318 (2005).
- Rahner, D., G. Ludwig, and J. Röhrs, "Electrochemically induced reactions in soils - a new approach to the in-situ remediation of contaminated soils?: part 1: the

- microconductor principle,” *Electrochimica Acta*, Vol. 47, No.9, pp. 1395-1043 (2002).
- Reddy, K. R. and S. Chinthamreddy, “Electrokinetic remediation of heavy metal-contaminated soils under reducing environments,” *Waste Manage*, Vol. 19, No. 4, pp. 269-282 (1999).
- Reddy, K. R., C. Chaparro, and R. E. Saichek, “Removal of mercury from clayey soils using electrokinetics,” *Journal Of Environmental Science and Health, Part A-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, Vol. A38, No. 2, pp. 307-338 (2003).
- Reddy, K. R., U. S. Parupudi, S. N. Devulapalli, and Y. C. Xu, “Effects of soil composition on the removal of chromium by electrokinetics,” *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 55, No. 3, pp. 135-158 (1997).
- Saichek, R. E. and K. R. Reddy, “Electrokinetically enhanced remediation of hydrophobic organic compounds in soils: a review,” *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, Vol. 35, No. 2, pp. 115-192 (2005).
- Schrick, B., J. L. Blough, A. D. Jones, and T. E. Mallouk, “Hydrodechlorination of trichloroethylene to hydrocarbons using bimetallic nickel-iron nanoparticles,” *Chemistry of Materials*, Vol. 14, No. 12, pp. 5140-5147 (2002).
- Shapiro, A. P. and R. E. Probst, “Removal of contaminants from saturated clay by electroosmosis,” *Environmental Science and Technology*, Vol. 27, No. 2, pp. 283-291 (1993).
- Siantar, D. P., C. G. Schreier, C. S. Chou, and M. Reinhard, “Treatment of 1, 2-dibromo-3-chloropropane and nitrate-contaminated water with zero-valent iron or hydrogen/palladium catalysis,” *Water Research*, Vol. 30, No. 10, pp. 2315-2322 (1996).
- Stone, M. E., J. C. Kuehne, M. E. Cohen, J. L. Talbott, and J. W. Scott, “Effect of iodine on mercury concentrations in dental-unit wastewater,” *Dental Materials*, Vol. 22, No. 2, pp. 119-124 (2006).
- Suèr, P. and T. Lifvergren, “Mercury-contaminated soil remediation by iodide and electroreclamation,” *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 129, No. 5, pp. 441-446 (2003).
- Suèr, P., K. Gitye, and B. Allard, “Speciation and transport of heavy metals and macroelements during electroremediation,” *Environmental Science & Technology*, Vol. 37, No. 1, pp. 177-181 (2003).
- Tessier, A., P. G. C. Campbell, and M. Bisson, “Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals,” *Analytical Chemistry*, Vol. 51, No. 7, pp. 844-851 (1979).
- Thepsithar, P. and E. P. L. Roberts, “Removal of phenol from contaminated kaolin using electrokinetically enhanced in situ chemical oxidation,” *Environmental Science & Technology*, Vol. 40, No. 19, pp. 6098-6103 (2006).
- Thöming, J., B. K. Kliem, and L. M. Ottosen, “Electrochemically enhanced oxidation reactions in sandy soil polluted with mercury,” *The Science of the Total Environment*, Vol. 261, No. 1-3, pp. 137-147 (2000).

- US GWRTAC (Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center), "Technology Overview Report – Electrokinetics," TO-97-03, pp. 6-7 (1997).
- US EPA, "Analysis of Alternatives to Incineration for Mercury Wastes Containing Organics,"
<http://clu-in.org/download/contaminantfocus/mercury/analysis-of-alternatives-to-incineration.pdf> (1998).
- US EPA, "Horizontal configuration of the Lasagna treatment technology - user guide," pp. 2 (2002).
- US EPA, "Electrochemical Remediation Technologies (ECRTs) - In situ Remediation of Contaminated Marine Sediments," Innovative Technology Evaluation Report, pp. 3-1 (2007).
- US NSF (National Science Foundation), "Nanoscale Iron Could Help Cleanse the Environment," website: <http://www.nsf.gov/od/lpa/news/03/pr0394.htm> (2010).
- Van Cauwenberghe, L., "Electrokinetics: Technology Overview Report," Groundwater Remediation Technologies Analysis Centre (GWRTAC), TO-97-03 pp. 1-17 (1997).
- Varadhi, S. N., H. Gill, L. J. A. PE, K. Liao, R. A. Blackman, and W. K. Wittman, Full-scale nanoiron injection for treatment of groundwater contamination with chlorinated hydrocarbons, Presented at the Natural Gas Technologies 2005 Conference in Orlando, Florida. Website: <http://www.parsenviro.com/reference/klockner-NGT-III-2005.pdf> (2005).
- Virkutyte, J., M. Sillanpää, and P. Latostenmaa, "Electrokinetic soil remediation-critical overview," The Science of the Total Environment, Vol. 289, No. 1, pp. 97-121 (2002).
- Virkutyte, J., M. Sillanpää, P. Latostenmaa, and J. Martisius, "Electrode layout and process kinetics of electroremoval of copper from sand," International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment, Vol. 18, No. 3, pp. 220-231 (2004).
- Wang, C. B. and W. X. Zhang, "Synthesizing nanoscale iron particles for rapid and complete dechlorination of TCE and PCBs," Environmental Science & Technology, Vol. 31, No. 7, pp. 2154-2156 (1997).
- Wittle, J. K., "ElectroChemical GeoOxidation (ECGO) in situ sediment treatment technology," Electro-Petroleum, Inc. Website: <http://www.rtdf.org/PUBLIC/sediment/minutes/021904/wittle.pdf> (2004a).
- Wittle, J. K., "The use of ElectroChemical GeoOxidation for the destruction of PAHs in crude oil," Electro-Petroleum, Inc. Website: http://ipec.utulsa.edu/Conf2006/Papers/Wittle_65.pdf (2004b).
- Yang, G. C. C., "Electrokinetic-Chemical Oxidation/Reduction," in Electrochemical Remediation Technologies for Polluted Soil, Sediments and Groundwater (Edited by K. R. Reddy and C. Cameselle), Chapter 21, pp. 439-471, John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey, USA (2009a).
- Yang, G. C. C., "Electrokinetically Enhanced Removal and Degradation of Subsurface Pollutants Using Nanosized Pd/Fe Slurry," in Environmental Applications of

- Nanoscale and Microscale Reactive Metal Particles (Edited by C. L. Geiger and K. M. Carvalho-Knighton), Chapter 11, American Chemical Society, Washington, DC, USA (2009b).
- Yang, G. C. C. and D. G. Chang, "Degradation of trichloroethylene in the subsurface by nanoscale bimetallic Pd/Fe slurry under an electric field," (*Invited Paper*) EnviroNano 2006 環境奈米技術之進展：第三屆環境保護與奈米科技學術研討會暨環境奈米技術之進展論壇論文集 (楊金鐘 主編), 第 40-47 頁, 7 月 6 日, 高雄市 (2006)。
- Yang, G. C. C. and Y. I. Chang, "Remediation of trichloroethylene in saturated soil by emulsified nanoiron coupled with the electrokinetic process," Separation and Purification Technology, Vol. 79, No. 2, pp. 278-284 (2011).
- Yang, G. C. C. and S. L. Lin, "Removal of lead from a silt loam soil by electrokinetic remediation," Journal of Hazardous Materials – Special Issue on Waste Management Technology in Taiwan, Vol. 58, No. 1-3, pp. 285-299 (1998).
- Yang, G. C. C. and C. Y. Liu, "Remediation of TCE contaminated soils by in situ EK-Fenton process," Journal of Hazardous Materials, Vol. 85, No. 3, pp. 317-331 (2001).
- Yang, G. C. C. and H. L. Lee, "Chemical reduction of nitrate by nanosized iron: kinetics and pathways," Water Research, Vol. 39, No. 5, pp. 884-894 (2005).
- Yang, G. C. C. and M. Y. Wu, "Injection of nanoscale Fe_3O_4 slurry coupled with the electrokinetic process for remediation of NO_3^- in saturated soil," The 9th Symposium on Electrokinetic Remediation (EREM 2010), June 27-30, Kaohsiung, Taiwan (2010).
- Yang, G. C. C. and M. Y. Wu, "Injection of nanoscale Fe_3O_4 slurry coupled with the electrokinetic process for remediation of NO_3^- in saturated soil: Remediation performance and reaction behavior," Separation and Purification Technology, Vol. 79, No. 2, pp. 272-277 (2011).
- Yang, G. C. C. and C. F. Yeh, "Enhanced nano- $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ oxidation of trichloroethylene in a clayey soil by electrokinetics," Separation and Purification Technology, Vol. 79, No. 2, pp. 264-271 (2011).
- Yang, G. C. C., C. H. Hung, and H. C. Tu, "Electrokinetically enhanced removal and degradation of nitrate in the subsurface using nanosized Pd/Fe slurry," Journal of Environmental Science and Health Part A-The Special Issue for EREM 2007, Vol. 43, No. 8, pp. 945-951 (2008).
- Yang, G. C. C., H. L. Li, and C. H. Hung, "Treatment of nitrates in the subsurface environment by nanosized zero-valent iron wall enhanced by electrokinetic remediation," Journal of the Chinese Institute of Environmental Engineering, Vol. 14, No. 4, pp. 255-260 (2004).
- Yang, G. C. C., H. C. Tu, and C. H. Hung, "Stability of nanoiron slurries and their transport in the subsurface environment," Separation and Purification Technology, Vol. 58, No. 1, pp. 166-172 (2007).

- Yu, J. W. and I. Neretnieks, "Theoretical evaluation of a technique for electrokinetic decontamination of soils," *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 26, No. 1-4, pp. 291-299 (1997).
- Zhang, W. X., "Nanoscale iron particles for environmental remediation: an overview," *Journal of Nanoparticle Research*, Vol. 5, No. 1-3, pp. 323-332 (2003).
- Zhang W. X., C. B. Wang, and H. L. Lien, "Treatment of chlorinated organic contaminants with nanoscale bimetallic particles," *Catalysis Today*, Vol. 40, No. 4, pp. 387-395 (1998).
- 行政院環境保護署土壤及地下水污染整治基金管理委員會，
<http://sgw.epa.gov.tw/public/index.asp>，2012年05月22日。
- 行政院經濟部工業局，「工廠土壤及地下水污染整治技術手冊-石化業」，2003年06月。
- 李曉嵐，「奈米鐵粉結合電動力法處理含硝酸鹽土壤之研究」，碩士學位論文，國立中山大學環境工程研究所，高雄市 (2003)。
- 胡興中，「觸媒原理與應用」，高立圖書有限公司，台北市 (1998)。
- 陳佳珣，「我們的島－工業遺毒」，聯合報報導，2004年03月13日。
- 郭清癸、黃俊傑、牟中原，「金屬奈米粒子的製造」，*物理雙月刊*，第23卷第六期，第614-624頁 (2001)。
- 張德光，「結合鈹化奈米鐵粉懸浮液與電動力法處理地下環境介質中之三氯乙烯」，碩士學位論文，國立中山大學環境工程研究所，高雄市 (2005)。
- 楊金鐘，「奈米鐵懸浮液結合電動力法現地污染整治技術」，*台灣土壤及地下水環境保護協會簡訊*，第二十六期，第1-8頁 (2007)。
- 楊金鐘，「Method for Treating a Body of a Polluted Porous Medium」，美國發明專利證書第US 7334965 B2號；專利權期間：2008年02月26日-2026年04月19日；優先權日：2005年04月20日 (2008)。
- 楊金鐘，「於多孔隙介質中之奈米顆粒懸浮液傳輸法」，中華民國發明專利證書第I 316150號；專利權期間：2009年10月21日-2025年04月19日 (2009)。
- 楊金鐘、洪志雄，「奈米級含鐵粒子之製備與其對水體中硝酸鹽降解成效探討」，*第九屆土壤及地下水污染整治研討會論文集*，第261-272頁，台北市 (2005)。
- 台灣電力公司，「電價表（低壓供電）」，
http://www.taipower.com.tw/TaipowerWeb/upload/files/11/main_3_6_3.pdf，台北市 (2008)。
- 維基百科，「標準電極電勢表」，<http://zh.wikipedia.org/zh-tw/>，2012年04月12日。
- 顏佳慧，*汞污染場址整治復育與監督管理之實證研究*，國立台北科技大學環境規劃與管理研究所碩士論文，台北 (2003)。
- 鄭智中、謝偉智、潘文捷、余光昌，「以奈米級鐵鎳雙金屬處理水中硝酸鹽之研究」，*嘉南學報*，第33期，第130-139頁 (2007)。

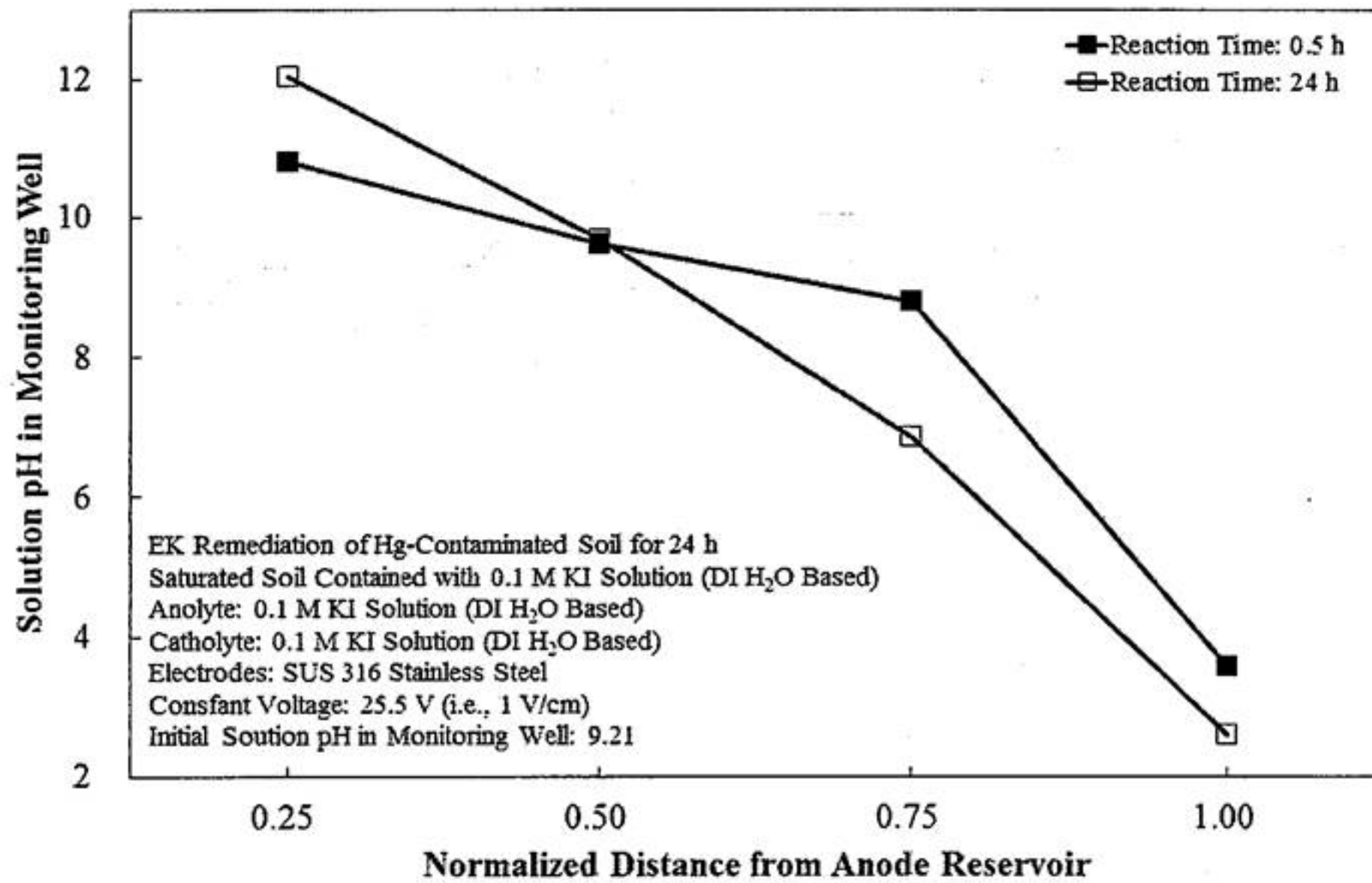


圖1 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第1組試驗其監測井水體pH值之變化

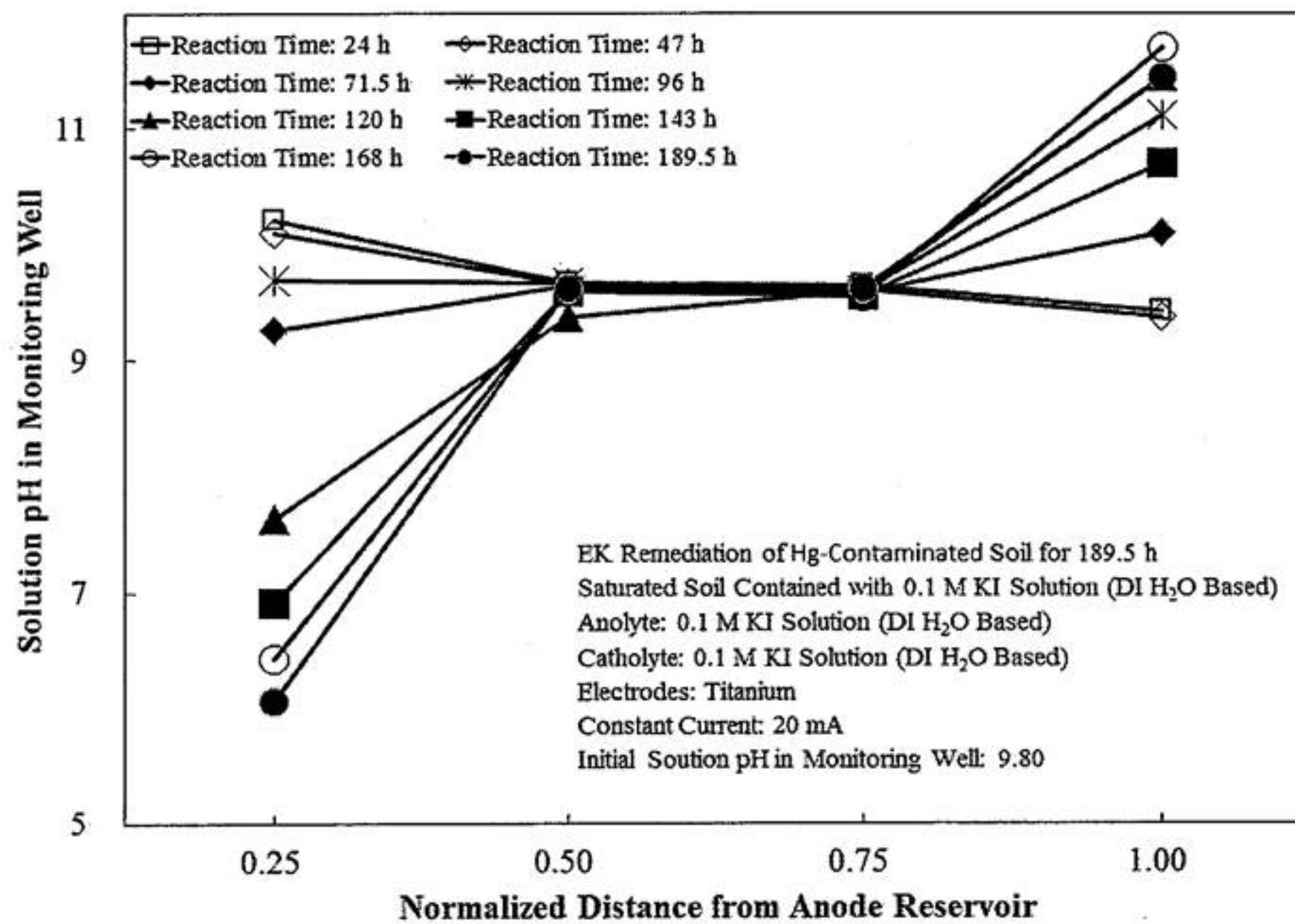


圖2 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第2組試驗其監測井水體pH值之變化

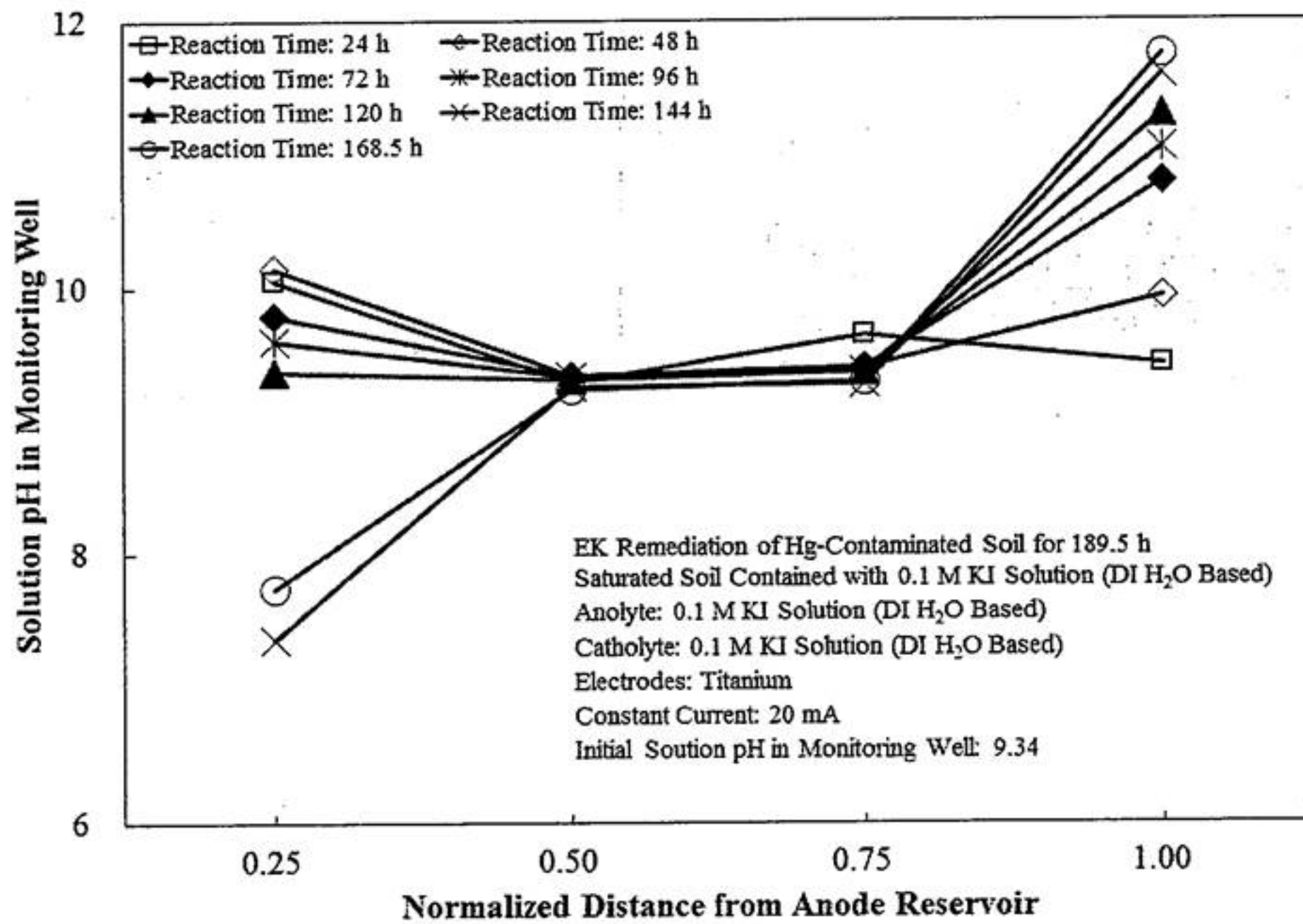


圖3 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第3組試驗其監測井水體pH值之變化

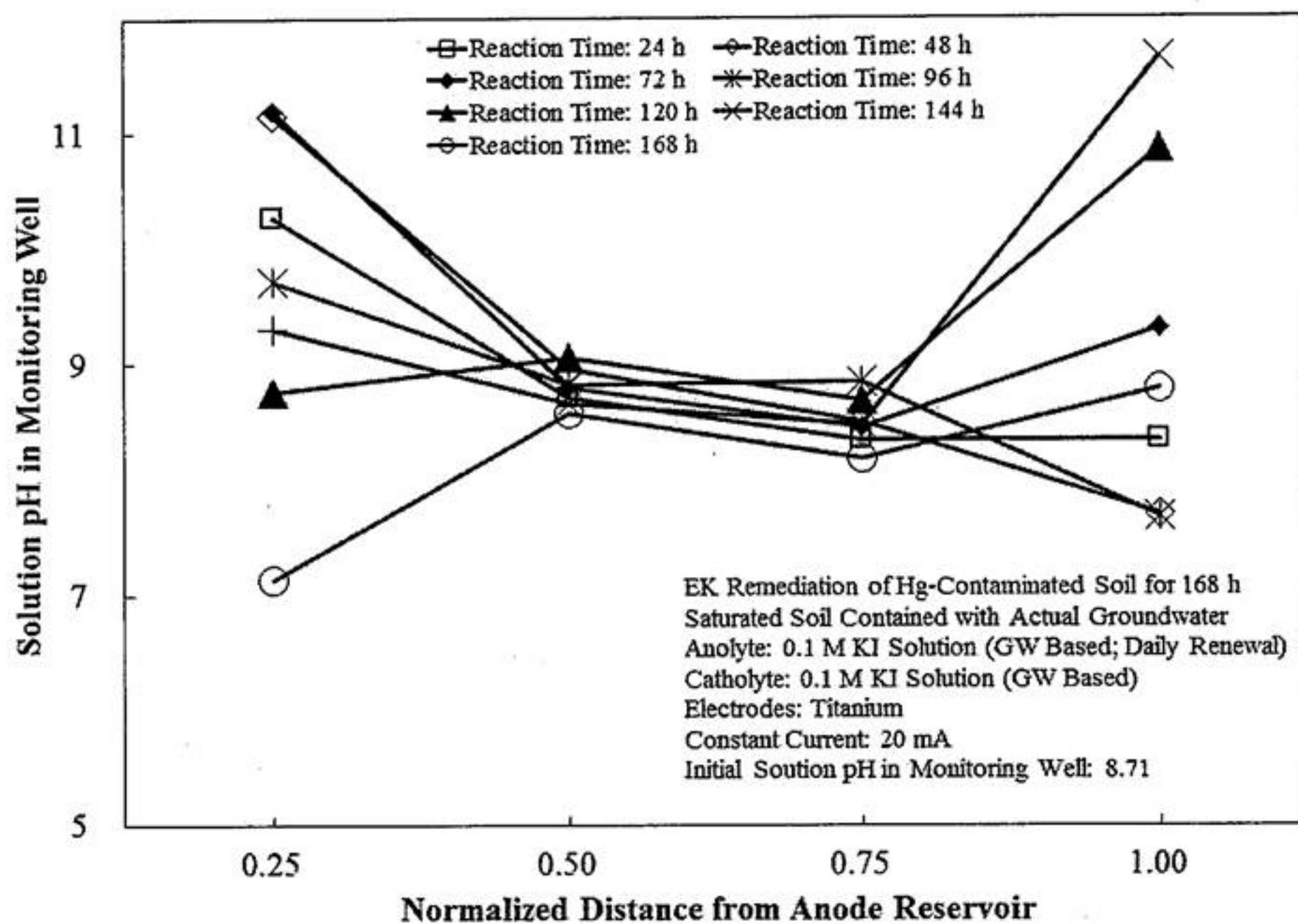


圖4 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第4組試驗其監測井水體pH值之變化

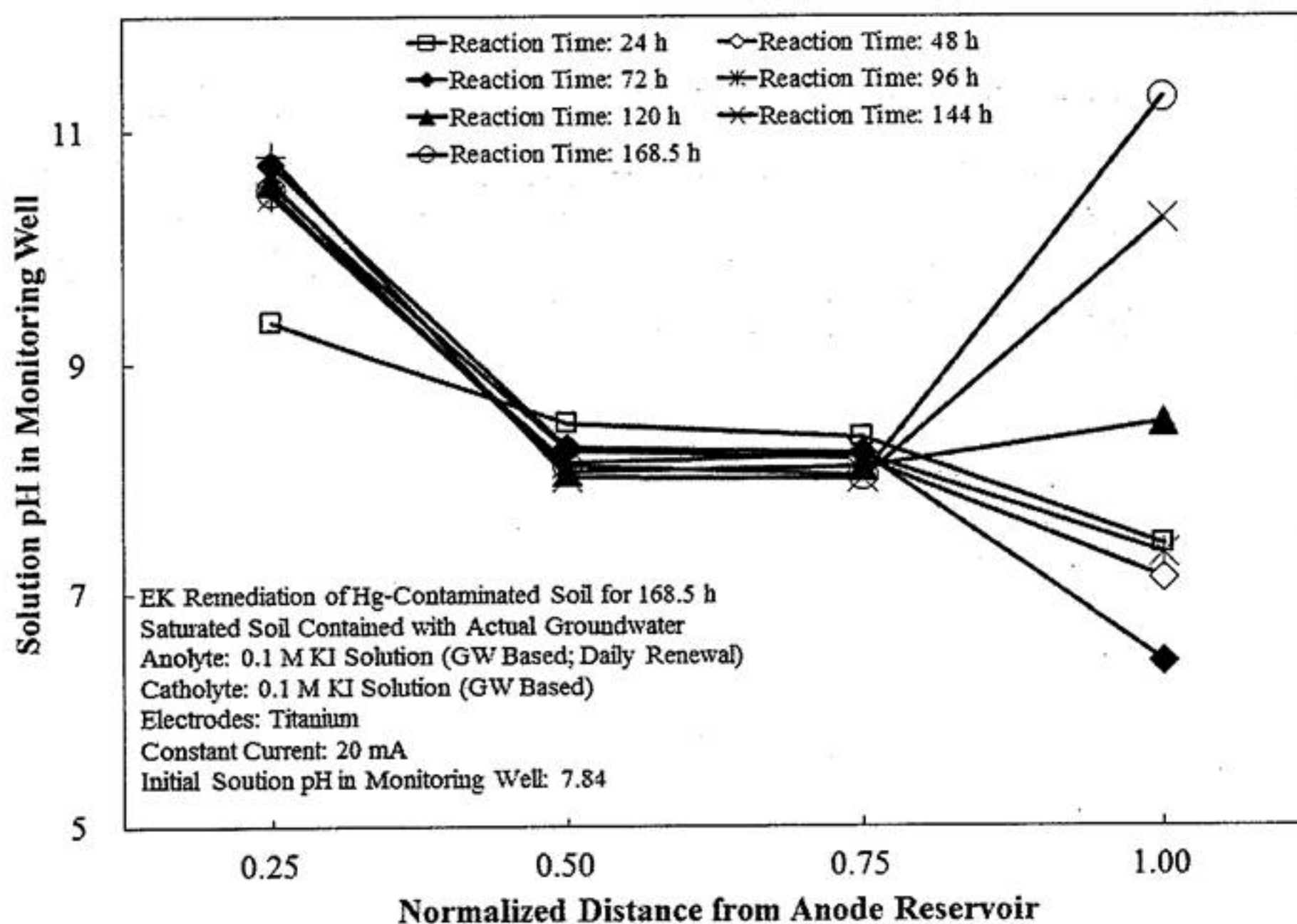


圖5 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第5組試驗其監測井水體pH值之變化

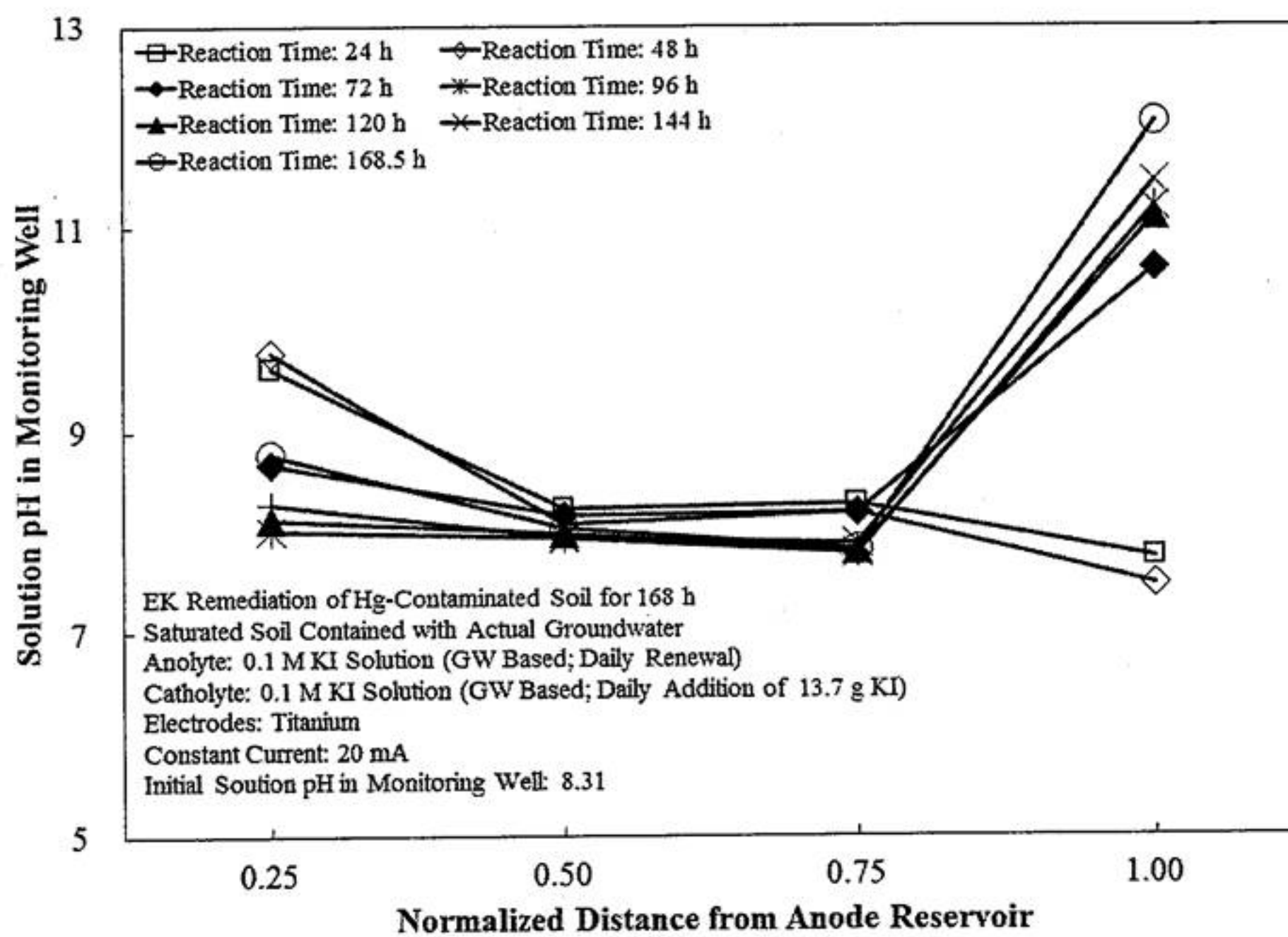


圖6 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第6組試驗其監測井水體pH值之變化

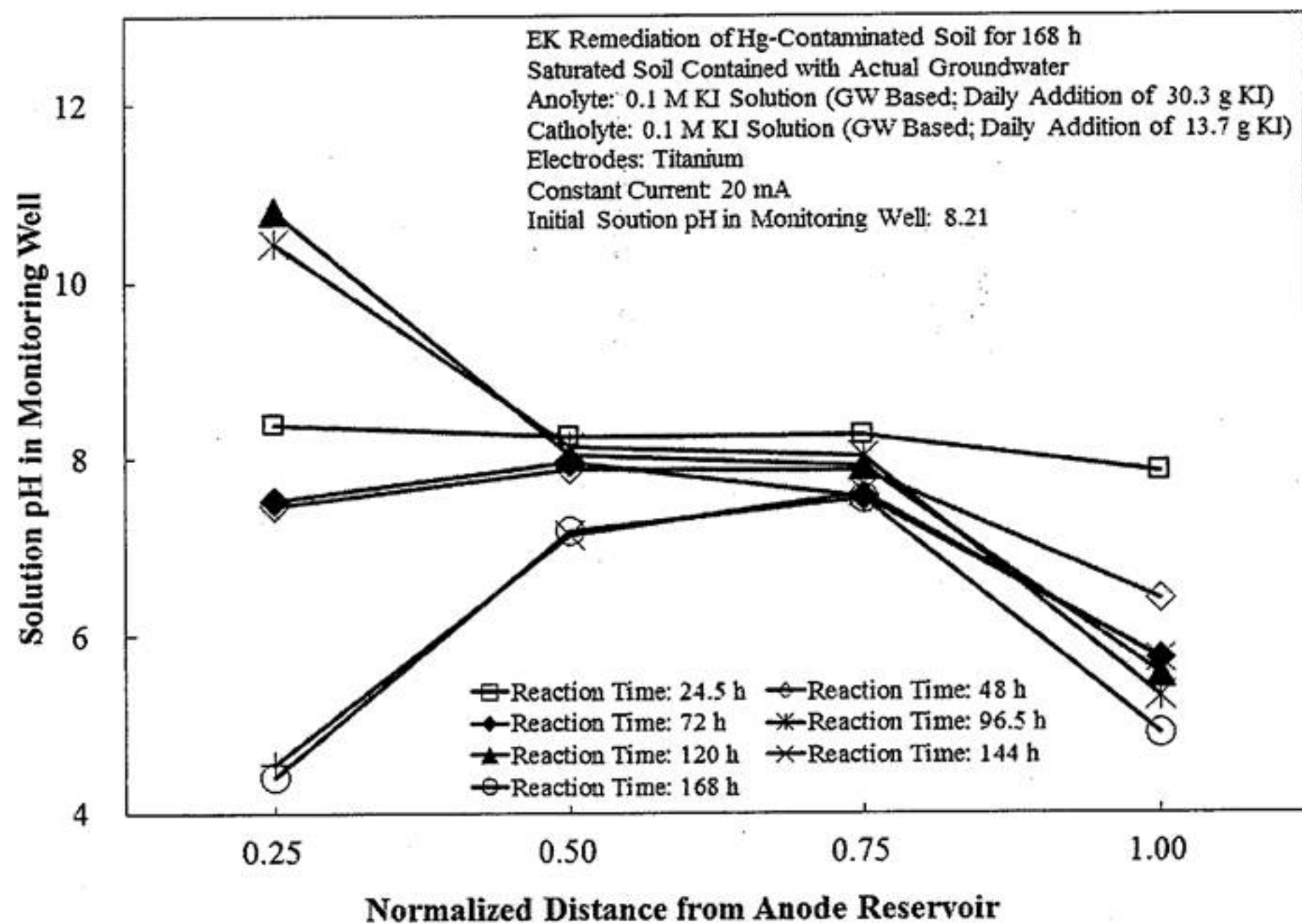


圖7 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第7組試驗其監測井水體pH值之變化

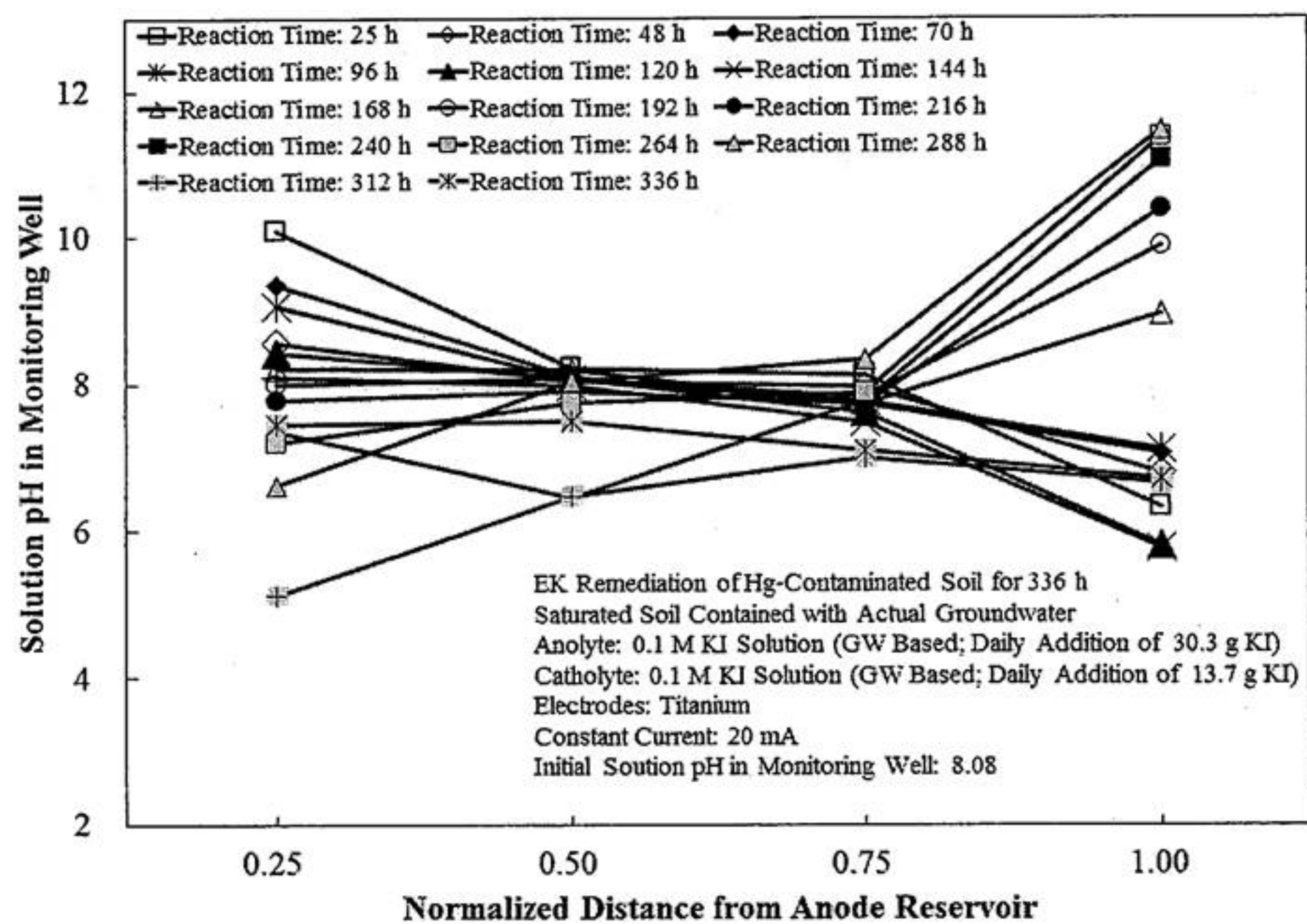


圖8 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第8組試驗其監測井水體pH值之變化

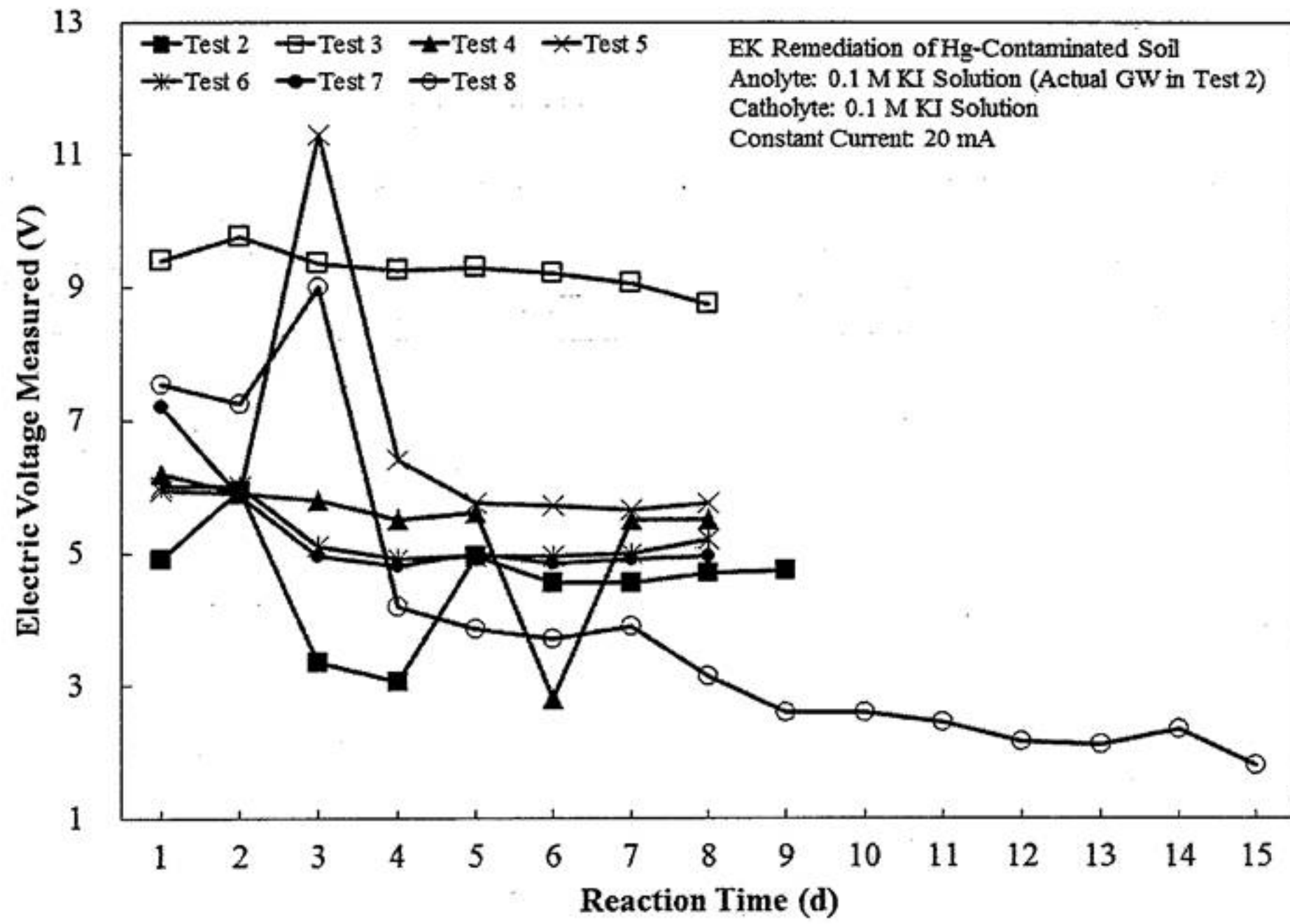


圖9 碘化鉀輔助電動力整治汞污染土壤第2-8組試驗其電壓之變化

研究進度及預期完成之工作項目 (1/3)

工作項目		月次												備註	
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12		
電動力反應系統砂箱反應器建置	預定進度														
	執行進度														
汞污染土採集/製備及土壤基本性質分析	預定進度														
	執行進度														
碘化物溶液製備與選定	預定進度														
	執行進度														
電動力試驗前後檢測	預定進度														
	執行進度														
電動力試驗過程檢測	預定進度														
	執行進度														
試驗過程中汞物種在固相/液相/氣相之演變及轉化情形探討	預定進度														
	執行進度														
整治工法之反應機制探討	預定進度														
	執行進度														

研究進度及預期完成之工作項目 (2/3)

工作項目	月次	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	備註
		預定進度	執行進度	預定進度	執行進度	預定進度	執行進度	預定進度	執行進度	預定進度	執行進度	預定進度	執行進度	
整治工法之技術及經濟 可行性評估	預定進度													
	執行進度													
期中報告撰寫/提送	預定進度						*							101/05/24 提送初稿
	執行進度													
期末報告撰寫/提送	預定進度											**		101/10/24 提送初稿
	執行進度													
工作進度估計百分比 (累積數)	預定進度	5%	20%	25%	35%	45%	50%	55%	65%	75%	85%	95%	100%	
	執行進度	5%	20%	25%	35%	45%	50%	55%	65%	75%	85%	95%	100%	

研究進度及預期完成之工作項目 (3/3)

預定查核點	※	(1) 完成電動力反應系統砂箱反應器建置；(2) 完成汞污染土採集/製備及土壤基本性質分析；(3) 完成碘化物溶液製備與選定；(4) 完成3組電動力試驗及相關檢測；及 (5) 完成期中報告撰寫/提送。
	※※	(1) 完成5組電動力試驗及相關檢測；(2) 完成試驗過程中汞物種在固相/液相/氣相之演變及轉化情形探討；(3) 完成整治工法之反應機制探討；(4) 完成整治工法之技術及經濟可行性評估；及 (5) 完成期末報告撰寫/提送。
說明： 1. 工作項目請視計畫性質及需要自行訂定。預定進度以粗線表示其起迄日期。 2. 「工作進度百分比」欄係為配合管考作業所需，累積百分比請視工作性質就以下因素擇一估計訂定：(1) 工作天數，(2) 經費之分配，(3) 工作量之比重，(4) 擬達成目標之具體數字。 3. 「預定查核點」，請在條形圖上標明※符號，並在「預定查核點」欄具體註明關鍵性工作要項。		

統一編號

EPA-034100049

本報告僅係受託單位或個人之意見，僅供環保署施政之參考。
本報告之著作財產權屬環保署所有，非經環保署同意，任何人
均不得重製、仿製或為其他之侵害。