

行政院國家科學委員會專題研究計畫 成果報告

石墨電極電漿熱熔技術之建立(以焚化灰渣為初步研究目標)

計畫類別：個別型計畫

計畫編號：NSC92-2211-E-041-011-

執行期間：92年08月01日至93年07月31日

執行單位：嘉南藥理科技大學環境工程與科學系(所)

計畫主持人：王雅玢

計畫參與人員：李文忠

報告類型：精簡報告

處理方式：本計畫可公開查詢

中華民國 93 年 11 月 1 日

石墨電極電漿熱熔技術之建立 (以焚化灰渣為初步研究目標)

計劃編號：NSC92 - 2211 - E - 041 - 011

執行期限：92 年 7 月 1 日至 93 年 7 月 31 日

主持人：王雅玢

執行單位：嘉南藥理科技大學環境工程衛生系

關鍵詞：石墨電極，電漿熱熔，焚化灰渣

中文摘要

利用焚化方式處理垃圾在台灣是重要策略，不但垃圾體積量可減少 90%，且能源可以電力或熱能之方式回收，焚化產生之廢氣可由空污防制設備收集處理。雖然焚化具減容和減量之優點，但垃圾焚化後會產生約 25% 之底灰、2.5% 之飛灰及數量不等之反應灰，預估至民國 93 年規劃之 36 座都市垃圾焚化爐陸續興建完工後，屆時每年將產生 100 萬噸之焚化灰燼。這些焚化灰燼可能含有戴奧辛、高濃度重金屬及溶解性鹽類，若未妥善處理，可能會污染土壤及地下水，進一步對人體及環境造成危害。電漿熱熔利用電流所產生之熱能將廢棄物（如焚化灰渣、醫療廢棄物等）於高溫之環境下，使有機物質發生熱分解、氣化與燃燒反應，低沸點鹽類與重金屬則在高溫下進行揮發，而高沸點無機物經高溫熔融及冷凝過程，使未揮發之重金屬包封於 Si-O 網狀結構中，形成低溶出性、高緻密性之玻璃化安定物質，進而達

到安定化、減量化之目的。本研究嚐試利用高溫熔融技術處理都市垃圾焚化灰渣，探討不同鹽基度與添加物對熔融處理效果之影響，並分析熔融前後熔渣重金屬之移轉與熔出行為，印證熔渣之無害化品質，且進行物化特性分析以作為後續研究發展及資源再利用之參考。

研究結果顯示，以高溫熔融技術處理都市垃圾焚化灰渣，在熔融設定溫度 1,450 及熔融持溫時間 1.5hr 之操作條件下，能夠將有害之焚化灰渣轉化為無害化之融渣，而當鹽基度 CaO/SiO_2 範圍在 0.240-1.75 時，可達到熔融反應，其中以飛灰：廢玻璃=8:1 時達熔融效果最適添加比，其體積與重量減少率分別為 65% 與 26.7%，顯示熔融反應具備高度減容及減重效果；其重金屬轉移行為在金屬相主要以 Fe(93.9%) 及 Cu(74.6%) 最高，在熔岩相則以 Mg(99.1%)、Al(98.2)、Ca(98.0)、Si(96.7) 最高；達熔融效應之熔岩表面結構平整、堅硬，外觀具玻璃光澤且無明顯空隙產生；在鹽基度小於 1.24 時，熔融物質則可

呈現玻璃化結構，且有助於減少重金屬之溶出現象；其熔岩相孔隙率範圍約在 0.18-1.14% 間，單軸抗壓強度也均大於 600 kg/cm^2 ，甚至高達 760 kg/cm^2 左右，由此顯示熔鹽之耐水性與抗壓性相當良好，以符合一等磚之吸水率標準值 15% 及抗壓強度 150 kg/cm^2 甚多，因此高溫熔融處理後之融渣具備高溫資源化與材料化之發展潛力。

Plasma Vitrification of Incinerator Ashes with Graphite as Electrode

Abstract

Municipal solid waste incineration (MSWI) is a viable strategy for treating the residual waste that cannot be recycled. The volume of the input is decreased by 90 % and energy can be recovered in form of electricity and / or district heat. The toxic emissions to air are minimal using state-of-the-art flue gas cleaning systems. However, the incineration process produces a residue of bottom ash (25 wt% of the waste), fly ash (2.5 %) and further flue gas cleaning residues. Fly ash and air pollution control (APC) residues from MSWI plants are hazardous waste because it contains dioxins, furans and soluble heavy metal compounds. Therefore fly ash and APC residues require further treatment or safe (underground)

storage. Bottom ash is less polluted but the acceptance of the material for reuse is still low. If on schedule, the thirty-six MSWIs were constructed till 2004, there would be one million metric tons of ashes annually produced. The included dioxins, soluble salts and heavy metal compounds might pollute the underground water, soil and pose hazardous impact to human and environment. Plasma vitrification consisting of a DC arc furnace is a non-incineration thermal process which uses high temperature to completely decompose and gasify input waste (incinerator ashes, hospital wastes) into very simple molecules. The salts and part of metal evaporated in the high temperature environment and the heavy metal oxides that are not evaporated are incorporated in the silicate-glassed. The slag fulfilled the requirements of TCLP test and to convert incinerator ashes into stable glass ceramics. Highly stabilization and immobilization would be reached. This study focused on the treatment of municipal solid waste by melting process, and investigated the effluence of melting process from different basicity and additive. The transformation and leaching of heavy metals before and after melting process were also analyzed to determine the detoxifying quality of molten ash.

The results of this study are

summarized as follows: The incineration ash from municipal solid waste can be treated by the melting process and is well detoxified under 1450 °C operating for 1.5 hours. The ash started to melt when the range of the basicity was between 0.240 and 1.75. The best ratio for melting is ash : glass = 8 : 1; the volume and weight reduction ratio are 65 % and 26.7 % respectively. It shows that the melting process has the advantage of high volume and weight reduction rate. The heavy metal transformation among metal phase was mainly Fe and Cu, and Mg, Al, Ca and Si predominate among slag phase. The molten slag became smooth and hard in surface structure, glass luster and it had no apparent pore. The melting material vitrified as the basicity was lower than 1.24 and it contributed to reduce heavy metal leaching. The porosity of slag phase was between 0.18 % and 1.14 %, the water adsorption was between 0.12 % and 0.78 %; the compressing strength is higher than 600 kg/cm², even reach 760 kg/cm². The water tolerant and compress strength of the slag reach 15 % and 150 kg/cm², corresponding to the first grade brick standard. It is thus feasible to recover the molten ash as a recover resource.

計劃緣由與目的

台灣地區隨著經濟的快速發展與國民生活水準的提升，產生出各

式各樣的廢棄物衍生出許多廢棄物處理的問題，由於國內地狹人稠加上近年來國民環保意識高漲，合適的垃圾掩埋場地取得不易，因此環保署在垃圾處理政策中宣示未來垃圾將以減容、減量效果最佳之焚化處理為主。環保署預計興建之焚化廠共有 36 座，以目前國內正常運作之 19 座焚化爐，於民國 90 年共處理約 350 萬噸垃圾，產生約 70 萬噸的焚化灰渣【1】，而隨著都市垃圾資源回收（焚化）廠陸續興建完工後，都市垃圾焚化處理量可達 75% 以上，屆時每年將會產生約 200 萬噸左右的焚化灰渣【2、3】，而這些焚化灰渣含有戴奧辛及大量的重金屬等有害物質，若未加以妥善處理，恐有危害環境、污染土壤及地下水之疑慮，造成嚴重之二次公害，因而如此龐大的灰渣量如何處理及再利用，即成為目前國內各研究單位之研究重點。

由於台灣地區垃圾沒有妥善分類收集，因此目前有許多有害物質，如塑膠、金屬製品、油墨、油漆塗料及部份工業廢棄物經常混入焚化系統中，增加有害物質產生，尤其以焚化灰渣之重金屬問題最需迫切解決。焚化灰渣處理方法主要分為重金屬與基質相分離技術及重金屬固定、安定化技術，由於相之分離技術處理成本高且具有二次污染問題【4】，因此目前仍以安定、固定化技術為主，而其較常被應用者有水泥固化法、燒結法及高溫熔融法，但鑒於國內尚無完整之灰渣熔融技術研究與實績，因此本研究嘗試採用高溫熔融技術處理都市垃

圾焚化灰渣，以達到灰渣無害化、安定化，甚至材料資源化之目標。

結果與討論

熔渣外觀

本實驗之灰渣經熔融處理過程中，單獨飛灰在 1,450 高溫下所得之燒結樣品(尚未熔融)，其外觀為灰色、表面粗糙且無玻璃光澤，其未達熔融效果之原因可能為單獨飛灰中鹽基度過高，導致所需熔融之溫度高於設定溫度而無法達到熔融反應。單獨底灰經高溫熔融後，外觀色澤呈現黑色、表面構造堅硬光滑且具玻璃光澤，焚化底灰鹽基度組成低，因以在本研究設定條件下可達到熔融效果。不同配比，4:1 與 2:1，之飛灰與底灰混合熔融處理並未達到熔融效果，且無玻璃光澤，推測其可能係調配後混合灰渣之鹽基度過高；但若配比調整為 1:1、1:2 及 1:4 即可達融熔效果，外觀色澤呈現黑色、表面構造堅硬光滑。不同配比之飛灰與廢玻璃混合熔融處理中，以 8:1，4:1、2:1、1:1、1:2 及 1:4 皆可達熔融效應，表面構造堅硬光滑且具玻璃光澤。

孔隙率與吸水率

本研究以飽和水法【5】測定熔融試體之孔隙率與吸水率。其孔隙率如表 1 所示，於熔岩相方面其孔隙率隨底灰或廢玻璃添加比例增加而減少，其原因可能係底渣鹽基度下降，使得熔融反應更趨完全所致，整體範圍約在 0.18~1.14% 之間；而在金屬相方面，其孔隙率維

持在 0.14~0.17% 之間。由此可之，由熔融反應可使灰渣於高溫環境下晶格重新組合排列，進而大幅降低灰渣之孔隙率，並減少有害物質之熔出。熔渣吸水率如表 2 所示，其熔岩吸水率隨底灰或廢玻璃添加量比例增加而減少，整體範圍約在 0.12~0.78 之間；而金屬錠吸水率則維持在 0.09~0.12% 之間。

表 1. 熔融處理後各試程融渣之孔隙率

試樣	飛灰	底灰	飛灰:底灰					飛灰:廢玻璃粉					
			4:1	2:1	1:1	1:2	1:4	8:1	4:1	2:1	1:1	1:2	1:4
熔岩	1.37	0.18	0.13	0.39	0.34	0.27	0.19	1.14	0.76	0.37	0.25	0.42	0.21
金屬錠	0.17	0.16	0.15	0.15	0.16	0.17	0.14	0.16	0.15	0.14	0.16	0.15	0.15

表未達熔融反應

表 2. 熔融處理後各試程融渣之吸水率

試樣	飛灰	底灰	飛灰:底灰					飛灰:廢玻璃粉					
			4:1	2:1	1:1	1:2	1:4	8:1	4:1	2:1	1:1	1:2	1:4
熔岩	0.86	0.16	0.69	0.25	0.21	0.14	0.16	0.78	0.46	0.23	0.14	0.24	0.12
金屬錠	0.12	0.11	0.12	0.10	0.11	0.10	0.09	0.12	0.11	0.10	0.12	0.11	0.11

表未達熔融反應

抗壓強度

本研究以混凝土圓柱試體抗壓強度檢驗法【6】測定熔融試體之抗壓強度。其融渣處理後各試程融渣之抗壓強度如表 3，結果顯示未達熔融效果之試體，單獨飛灰、飛灰:底灰=4:1 及 2:1 混合灰渣，其燒結體抗壓強度分別為 552、579 及 702 kg/cm²，已達熔融效果之試體其抗壓

強度均大於 $600\text{kg}/\text{cm}^2$ ，甚至高達 $760\text{kg}/\text{cm}^2$ 左右，遠優於建築物用一等磚之抗壓強度標準 $150\text{kg}/\text{cm}^2$ ，因此經高溫熔融後之試體具備了高度資源化與材料化之發展淺力。

表 3. 熔融處理後各試程融渣之抗壓強度

試樣	飛灰	底灰	飛灰:底灰					飛灰:廢玻璃粉					
			4:1	2:1	1:1	1:2	1:4	8:1	4:1	2:1	1:1	1:2	1:4
平均值 (n=3)	552	702	597	702	643	656	694	612	713	743	767	752	759
RSD (%)	60.2	54.1	95.0	53.5	67.4	90.1	78.5	82.7	45.5	103	74.9	24.6	153

表為達熔融反應

毒性特性溶出試驗(TCLP)

本研究分別針對 13 組不同配比之混合灰渣及廢玻璃進行熔融前之 TCLP 測試，其中在單獨飛灰、飛灰:底灰=4:1 及 2:1 與飛灰:廢玻璃=8:1 及 4:1 之熔融試程中，Cd 與 Pb 之溶出值均大於法規標準之 $1\text{mg}/\text{L}$ 及 $5\text{mg}/\text{L}$ 以上，而飛灰:底灰 1:1 與飛灰:廢玻璃=2:1 試程中，Cd 之溶出值亦大於法規標準，因此上述四組試程之灰渣均被認定為有害事業廢棄物。13 組混合灰渣經高溫熔融處理後，達到熔融效果的有 10 組，而有 3 組僅為燒結效果分別為單獨飛灰、飛灰:底灰=4:1 及 2:1 之混合灰。在熔岩中之 Cd 與 Pb 之溶出值均已小於法規限值，其中 Cd 溶出值也已低於儀器之偵測極限，因此可被認定為無害事業廢棄物，而其他金屬如 Cr、Cu 及 Zn 其溶出量也有大幅減少之趨勢；在金屬錠方面，測定 9 種金屬元素也均能符合法規限值。

參考文獻

- 【1】行政院環保署, "中華民國台灣地區環境保護統計年報", 2001。
- 【2】王鯤生, 劉愷, 孫長榮, 劉宗諭, 江康鈺, "氧化鋁及氧化鈣對焚化飛灰燒結特性之影響", 第十二屆廢棄物技術研討會論文集, pp.177-184, 1997。
- 【3】張乃斌, "都市焚化廠-系統工程規劃與設計", 新雅出版社, 高雄市, pp.16-1~16-59, 1997。
- 【4】張君偉, "水洗前處理與添加劑對都市垃圾焚化飛灰燒結特性的影響", 碩士論文, 國立中央大學環境工程研究所, 2000。
- 【5】中國國家標準 (CNS) 619/R3013
- 【6】中國國家標準 (CNS) 1232