
석사학위논문

산업폐기물의 소각에 따른 중금속
성분의 분배특성

제주대학교 대학원

해양환경공학과



1994년 12월

산업폐기물의 소각에 따른 중금속 성분의 분배특성

지도교수 허 철 구

박 용 이

이 논문을 공학 석사학위 논문으로 제출함.

1994년 12월

박용이의 공학 석사학위 논문을 인준함.



JEJU NATIONAL UNIVERSITY LIBRARY

심사위원장 이 민 규



위 원 이 기 호



위 원 허 철 구




제주대학교 대학원

1994년 12월

Partitioning Characteristics of Heavy Metals
during Industrial Waste Incineration

Yong-Yi Park

(Supervised by professor Chul-Goo Hu)

 제주대학교 중앙도서관
A THESIS SUBMITTED IN PARTIAL FULFILLMENT
OF THE REQUIREMENTS FOR THE DEGREE OF
MASTER OF ENGINEERING

DEPARTMENT OF MARINE ENVIRONMENTAL ENGINEERING
GRADUATE SCHOOL
CHEJU NATIONAL UNIVERSITY

1994. 12

목 차

Summary	
I. 서 론	3
II. 이론적 배경	6
1. 폐기물중의 중금속성분 함량	6
2. 폐기물 소각에 따른 중금속성분의 거동	8
3. 소각에 따른 중금속성분의 분배과정	12
III. 실험장치 및 방법	17
1. 실험장치	17
2. 소각대상 폐기물의 성상	19
3. 실험방법	20
IV. 결과 및 고찰	25
1. 전기로내 연소실험	25
2. 폐기물 소각시 중금속성분의 분배특성	30
3. 회재 입경별 중금속성분의 분배특성	39
4. 중금속성분의 침출특성	51
V. 결 론	55
VI. 참 고 문 헌	57

Summary

The incineration tests of mixed industrial wastes using the stoker type incinerator are carried out to investigate the partitioning characteristics of heavy metals during incineration. The leaching test of ash discharged from this incinerator is also performed. The results obtained from this study are as follow:

It appears that the amount of heavy metal being remained in the ash or volatilized into gas stream is dependent on the combustion temperature and the boiling point of metal itself. The enrichment of heavy metals is appeared in the ash at the condition of 700°C, so the metal concentration in the ash is higher than that of raw waste. However, at a given condition of 1100°C, large amounts of Cr and Cu, with high boiling point, are remained in the ash, whereas Cd and Hg, with low boiling point, are completely volatilized.

The partitioning characteristics of heavy metals throughout this incinerator are found that, at given condition of 700°C, the elements with the relatively high boiling point such as Cr, Cu and Pb are partitioned into a bottom ash, a fly ash captured by cyclone, and a flue gas stream, 67~88%, 2~19% and 6~16% of initial amount entering the incinerator, respectively, but the Cd and Hg of 75~81% is vaporized into the flue gas.

It appears that the partitioning characteristics according to the particle size of ash is different between the bottom ash and the fly ash.

For bottom ash, the fraction of partitioning into 75 μ m oversized particles is relatively high. For fly ash, the characteristics of distributions with the particle size can not be clearly shown.

It can be shown that the metal concentrations in the leachates of the fly ash are very higher than those of the bottom ash. And the metal concentrations in the leachates of ash discharged at the condition of 700 $^{\circ}$ C are relatively high compared to those at the condition of 800 $^{\circ}$ C. It also appears that the leaching fraction for Cd is mostly high and those for Cu and Cr are relatively low.



I. 서론

최근 산업과 문화가 발달함에 따라 산업활동에 의해 발생하는 폐기물의 양이 매년 증가추세에 있고 그 성상도 매우 다양해지고 있다. 이러한 폐기물은 인간의 생산활동 및 소비활동에 따른 필연적 부산물로서 결코 소홀히 할 수 없게 되었으며, 이의 처분문제가 사회적인 관심사로 크게 대두되고 있다.

폐기물의 처분방법으로는 재활용, 매립 및 소각 등이 있으나 재활용이 가능한 폐기물은 제한적이고, 위생적으로 다소 불안정하며, 수요처가 필요하게 되어 폐기물을 재활용하는 데는 한계가 있다. 토양매립은 처리단가가 저렴하고 특별한 기술이 필요 없으며 대량처분이 가능하여 지금까지 많은 나라에서 가장 널리 이용되어 왔다. 그러나 토양매립은 침출수(leachate)에 의한 토양 오염이나 지하수 오염 등의 2차 오염을 유발할 수 있을 뿐만 아니라 새로운 사회현상으로 자리잡고 있는 님비(NIMBY, Not In My Back Yard)현상으로 인한 새로운 매립지의 선정 및 확보에 많은 어려움이 가중되고 있다. 특히 국토가 협소한 우리나라의 경우 폐기물의 토양매립에 따른 문제점이 더욱 심각한 당면과제로 부각됨에 따라 국토 이용율을 높이고 폐기물의 절대적 감량효과를 얻기 위해 폐기물의 소각처분 비율을 높이기 위한 적극적인 노력이 이루어지고 있는 실정이다(환경처, 1994).

폐기물의 소각처분법은 효과적인 감량화는 물론이고 안정적 처리 및 폐자원의 에너지화(폐열의 재이용) 등의 여러가지 잇점이 있어 현재로는 토양매립법을 대체할 수 있는 가장 현실적인 대안으로 인식되고 있으나, 처리단가가 다소 비싸고, 고급기술이 요구되며, 다량의 대기오염 물질이 발생하는 등의 문제점이 지적되고 있다(Dean, 1988). 폐기물의 소각처분시 발생하는 주요 대기오염물질은 분진, SO_x, NO_x, HCl 과 중금속 등이 있는데, 분진과 같은 입자상물질과 대부분의 가스상 오염물질은 기존의 대기오염 방지시설로써 목

표수준까지 제거시킬 수 있어 크게 문제시 되지 않으나, 중금속성분은 집진 장치에 의해 포집되지 않고 대기중으로 배출되는 미세한 입자중에 다량 함유되어 대기오염을 야기시키고 있다(田中, 1992; Takeuchi, 1986; Hughes와 Littlejohn, 1987). 또한 소각 후 생성되는 회재는 고형화하여 건축자재로 이용하려는 노력이 일부 이루어지고 있으나 아직 연구단계에 있고, 현재 거의 대부분의 회재는 토양에 매립하고 있는 실정이다(동력자원부, 1992). 소각시 생성된 잔류회재(bottom ash)와 집진장치에 의해 포집된 비산회재(fly ash) 중에 함유된 중금속 성분은 회재의 토양매립 처분시 침출수에 의해 용출될 수 있으며 이로 인해 토양이나 지하수 등이 오염되어 환경에 악영향을 끼칠 우려가 있다(Chang 등 1981).

이와 같이 폐기물 소각시 유발되는 중금속 오염의 잠재성이 부각됨에 따라 폐기물의 소각에 따른 중금속 성분의 거동, 배출특성, 회재에 대한 농축 특성 및 침출특성 등에 대한 연구가 다양하게 이루어지고 있다. Gorman과 Jungclaus(1984), Trenholm(1984), Lee(1988), Litt와 Tewksbury(1992) 및 Fernandez 등(1992)은 폐기물 소각로로부터 배출되는 중금속 성분의 거동 및 분배특성에 대한 연구를 하였고, Billings 등(1973), Fernnelly 등(1985) 및 Buchholz(1993)는 소각에 따라 발생된 잔류회재내에 존재하는 중금속성분의 농도 및 침출특성에 대한 연구결과를 보고한 바 있다. 그러나 이들 대부분은 하수슬러지, 석탄 및 도시쓰레기의 소각에 국한된 연구이며, 산업폐기물의 소각시 중금속성분의 거동에 관한 연구는 빈약한 실정이다. 특히 국내의 경우에는 Lee(1992)에 의한 유동층 소각로에서 슬러지류를 대상으로 소각시 잔류회재중의 중금속성분 농도와 이들 성분의 침출특성에 대한 연구와 Seo 등(1992)에 의한 중금속 화학종의 열적인 거동특성에 대한 연구가 수행되었을 뿐 아직은 이에 대한 연구가 아주 미흡한 실정이다.

따라서 본 연구에서는 스토카식 소각로에서 산업폐기물의 소각실험을 행

하여 폐기물 중에 함유되어 있는 중금속성분이 소각과정에서 어떠한 분배특성으로 배출되는지를 파악함으로써 폐기물 소각시 중금속성분에 의한 대기오염의 잠재성을 평가하고자 하였다. 아울러 화재에 대한 중금속성분의 침출실험을 행하여 화재의 토양매립시 매립지에서 발생할 수 있는 침출수에 의한 중금속의 용출 가능성에 대하여 조사함으로써 매립에 의한 중금속 오염을 최소화하기 위한 대책을 수립하는데 이용할 수 있는 기초자료를 제시하고자 한다.



II. 이론적 배경

1. 폐기물중의 중금속성분 함량

폐기물의 화학적조성은 폐기물의 처분방법을 결정하거나 폐기물의 최종 처분시 유발될 수 있는 2차적 환경오염을 평가하는데 매우 중요한 기초자료가 되며, 이는 발생원과 성상에 따라 구성 성분이나 농도 등이 매우 다양하다. 특히 폐기물 중의 중금속성분은 소각처분시 다양한 과정을 통해 대기중으로 직접 배출되어 대기오염을 일으키거나 회재 중에 잔류되어 토양오염의 원인이 되기도 하므로 폐기물의 소각에 따른 중금속성분의 거동을 평가하는 것은 아주 중요한 연구과제이며, 이를 위해서는 우선 폐기물중 중금속성분의 함량을 파악하는 것이 필요하다.

폐기물 중에 함유된 중금속성분의 종류는 대단히 많지만 그 중 본 연구에서 선택한 중금속 성분을 중심으로 각종 폐기물 중에 함유된 중금속 성분의 농도를 정리하여 Table 1에 나타내었다. Table 1에서 보여지는 바와 같이 중금속 성분들의 농도는 폐기물 종류에 따라 많은 차이가 있고, 같은 종류의 폐기물인 경우에도 차이가 심한 것으로 보고 되고 있어 폐기물 종류에 따른 정량적인 해석은 다소 어려운 실정이지만, 도시고형 폐기물인 경우 Pb의 농도가 가장 높고 Hg의 농도가 가장 낮으며, 하수슬러지 중에는 Cu와 Cr의 농도가 타 성분에 비해 아주 높은 농도분포를 보이고 있다. 그리고 폐유 중에서는 As, Hg 성분은 거의 검출되지 않은 반면에, Pb 성분의 농도가 다른 폐기물에 비해 높게 조사되었다.

Table 1. Contents of heavy metals in raw wastes.

(단위: $\mu\text{g/g}$)

Item	Coal ¹⁾	Municipal solid waste ²⁾	Sewage sludge ³⁾	Waste oil ⁴⁾
Pb	19~38	110~1,500	16~7,627	1~13,885
Cu	16~36	80~900	458~2,890	0~430
As	< 5	-	3~30	-
Hg	-	0.66~4	0.2~18	-
Cd	-	4 ~ 22	0.8~444	1
Cr	23~31	20~100	56~14,000	8~65

1) Tuomo와 Kauppinen, 1990; Glenn 등 1988.

2) Stephen과 Gordon, 1979; Donald, 1988; Brunner와 Monch, 1985.

3) Furr 등 1976; Greenberg 등 1981.

4) Whisman 등 1975.

또한 폐기물과 석탄을 직접 비교하기에는 다소 이질감이 있지만, 석탄의 경우 폐기물 보다는 중금속 성분의 농도가 대체적으로 낮고 농도분포 범위도 좁은 것으로 조사되었다. 전체적으로 거의 모든 폐기물 중에는 여러가지 중금속이 함유되어 있음을 볼 수 있으며, 특히 하수슬러지나 도시고형폐기물, 폐유 등에는 다량의 중금속성분이 함유되어 있음을 알 수 있다.

이와 같은 결과로 볼 때 폐기물을 소각처분 할 경우 중금속성분은 이들의 거동특성과 분배특성에 따라 연소배가스에 혼입되어 대기중으로 직접 배출되어 대기오염을 가중시키든지 소각잔류물에 잔류하여 토양매립시 중금속 성분의 침출로 인한 토양오염의 잠재성(potential)이 클 것으로 판단된다 (Buchholz, 1993).

2. 폐기물의 소각에 따른 중금속 성분의 거동

앞절에서 보여지는 바와 같이 각종 폐기물 중에는 다양한 중금속 성분이 다량 함유되어 있음을 알 수 있었다. 중금속을 다량 함유한 폐기물을 소각시키게 되면 소각로의 배출물질 중에는 상당량의 중금속성분이 존재할 수 있다는 사실도 잘 알려져 있다. 미국환경청(USEPA) 자료를 보면 슬러지의 소각시에 슬러지중에 존재하던 Pb성분의 약 5%, 그리고 Hg 성분의 약 5%가 잔류회재 내에 남음을 알 수 있다(USEPA, 1975).

폐기물의 소각처분이 날로 증가함에 따라 폐기물 소각과 관련된 연구가 많이 수행되고는 있지만 중금속의 배출에 관한 연구는 아직 미흡하여 이용 가능한 자료가 아주 한정되어 있을 뿐 아니라 그 자료들마저도 결과치의 변동폭이 대단히 크게 나타나고 있다. 대기오염 제어장치를 설치한 각기 다른 소각로에서 얻어진 배출자료 중 대기중으로 배출되는 Pb성분의 비율을 보면, 폐기물에 함유된 양의 8%에서 23%까지로 그 범위가 아주 크게 나타나고 있다(Gorman과 Jungclaus, 1984; Trenholm, 1984). 그리고 소규모 상용 보일러에서 얻어진 배출 자료에서도 배출가스중의 Pb성분의 농도가 $5,390\mu\text{g}/\text{m}^3 \sim 72,400\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 상당히 큰 차이가 있음을 알 수 있다. 이러한 변동에 대해서는 아직 정량적인 설명은 불가능한 실정이다(Billings 등 1973; Fennelly 등 1985).

따라서 폐기물 소각에 따른 중금속성분의 배출, 소각잔류물의 매립에 따른 침출 가능성, 그리고 소각잔류물의 재이용 측면에서 볼 때 소각시 중금속 성분의 거동을 충분히 검토하는 것이 필요하다(McNallan 등 1981). 이를 위해서는 우선 중금속성분의 분배(partitioning)를 제어하는 각 공정들을 명확하게 이해해야만 할 것이다.

중금속을 함유한 폐기물의 소각시에 중금속성분의 거동을 결정함에 있어서

다음과 같은 많은 현상들이 중요한 역할을 하게 된다.

- 폐기물로부터 중금속의 기화 (vaporization)
- 회재입자의 비말동반 (entrainment)
- 중금속 증기의 응축 (condensation)
- Fume의 응집 (coagulation)
- 입자표면에 중금속 증기의 침적(wall deposition)
- 대기오염 제어장치에 의한 입자의 제거

이러한 현상들 중에서도 가장 중요한 것 중의 하나는 타고 있는 폐기물로부터 중금속 화합물이 열적으로 기화되는 것이다. 이는 소각 시스템에서 최종적으로 배출되는 대부분의 중금속 입자들은 기화된 각종 화합물의 응축에 의해서 생성되기 때문이다.

고형 폐기물중의 중금속 성분은 폐기물내의 큰 organic matrix내에 작은 광물성 내재물(mineral inclusions)로써 존재하거나 또는 유기화합물의 구조 내에 결합된 원소로서 존재하게 된다. 유기물이 타서 소모됨에 따라 중금속 성분은 입자 주위의 고온·산소부족영역(hot, oxygen depletion zone)에 즉각적으로 노출되게 된다. 이 경우에 중금속성분은 Fig. 1에 나타낸 바와 같이 3가지 다른 경로 즉, 기화, 반응, 또는 무반응(no response) 중 어느 한 과정을 따라서 거동한다고 알려져 있다(Lee, 1988; Flagan과 Seinfeld, 1988).

중금속 증기(metal vapors)는 고온의 연소영역에서 기화됨으로써 생성되는데, 연소실(combustion chamber)내에서 이들 증기의 부분압이 증기압을 초과할 경우에는 응축이 일어나게 된다.

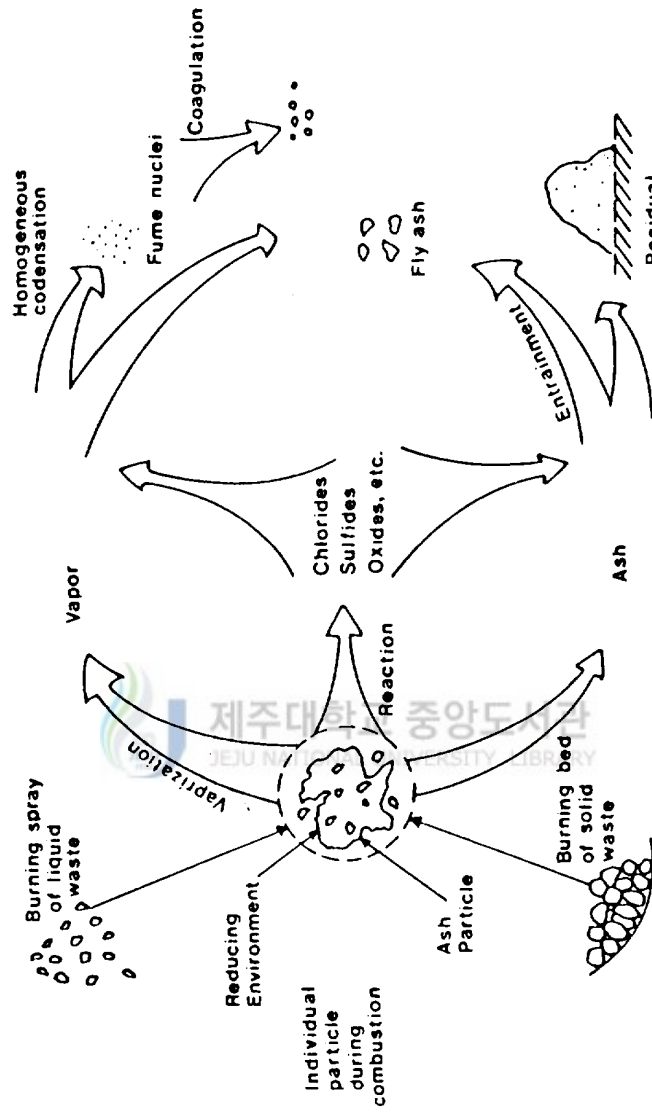


Fig. 1 The behavior of metal during incineration.

이런 응축은 화학반응이 일어나서 비교적 비휘발성(nonvolatile)인 새로운 화학종이 생성될 경우와 연소가스가 냉각될 경우에도 일어나게 된다. 일반적으로 이러한 응축과정에는 균질핵생성과정(homogeneous nucleation process)과 비균질침적과정(heterogeneous deposition process)이 관련되는 것으로 알려져 있다 (Flagan과 Seinfeld, 1988; Ho 등 1990, 1991a, 1991b).

전자의 균질핵생성과정은 증기자체에 의해 새로운 핵(nuclei)이 생성되는 과정으로서 기화된 화학종의 부분압이 증기압을 초과할 때에 일어나게 된다. 이처럼 새로운 핵이 생성되면, 이 핵들은 충돌(collision)과 응집(coagulation)에 의해서 그리고 연소가스의 냉각에 따른 증기들의 비균질 응축(heterogeneous condensation)에 의해서 성장해 갈 것이다. 이 과정을 거쳐서 생성된 입자는 대단히 작은 입경분포를 나타낸다고 알려져 있다. 각종 소각시설 또는 연소시설의 배출가스중에서 중금속을 함유한 아주 미세한 입자(submicronic sized particles)가 수적으로 대단히 많이 발견되는 원인은 이 과정으로서 설명할 수 있다.

비균질침적과정은 연소가스중에 입자의 농도가 높고 기화된 화학종의 과포화도가 낮을 때, 새로운 핵의 생성이 없이 주위에 존재하는 이용 가능한 표면에 응축이 일어나는 과정을 지칭하는 것이다. 여기서 이용가능한 표면을 제공하는 것으로는 전자의 핵생성과정에서 생성된 입자들이나 미세한 회재 입자들과 같이 연소가스중에 이미 존재하고 있던 각종 입자들을 들 수 있다.

또한, 타고 있는 폐기물 주위의 분위기에 중금속성분이 노출될 때는 여러 가지 반응이 일어날 수 있다. 예를들면, 중금속 성분이 소각로내에 국부적으로 존재하고 있는 환원분위기(locally reducing conditions)에 노출되면 원래 폐기물내에서 존재하던 산화물 형태보다도 낮은 상태의 산화물 형태를 지닌 중금속 화학종으로 전환될 수 있다. 특히 중금속종이 소각시에 폐기물중의 organic matrix에서 분출되어 나온 염소나 황과 같은 성분들과 반응하게

되면 원래 폐기물에 함유되어 있던 중금속 화학종들보다도 더 큰 휘발성을 지니는 새로운 화학종이 생성되는 것으로 알려져 있다(Lee, 1988; Ho 등 1991b).

그러나 폐기물내에 덩이 (bulk)형태로 존재하는 중금속은 타고 있는 폐기물의 주위조건에 영향을 받지 않고 소각로 층내에 잔류하거나 비산회재의 입자를 형성하여 연소가스를 따라 비산유출되기도 한다.

이와 같이 폐기물에 함유된 중금속들은 폐기물의 연소과정에서 일부는 잔류회재내에 잔류하게 되고 일부는 기화된 후 비산회재 입자표면 위에 응축하거나 기체상태로 남게 됨을 알 수 있다. 이러한 과정을 거쳐서 생성된 입자와 증기는 습식세정 장치와 같은 대기오염 제어장치를 통과하면서 포집되거나 대기중으로 방출된다(Davison 등 1974; Dean, 1988).

3. 소각에 따른 중금속 성분의 분배과정

앞절에서 살펴 본 바와 같이, 폐기물의 소각시 폐기물중에 함유된 중금속 성분들은 최종적으로는 잔류회재, 비산회재 그리고 기체상으로 분포될 수 있는데, 이런 분배과정에 대한 연구는 석탄의 연소 및 도시쓰레기나 슬러지와 같은 일부 폐기물의 소각에 대해서 이루어진 바 있다(Kaakinen 등 1975; Klein 등 1975; Greenberg 등 1981; Fernandez 등 1992).

석탄의 연소시 중금속종의 분배과정에 대해서는 잔류회재, 비산회재 그리고 기체상에 존재하는 중금속종의 농도를 기준으로 Table 2와 같이 크게 3 그룹으로 분류하기도 한다 (Klein 등 1975).

Table 2 Classification of partitioning behavior proposed by Klein et al. in coal-fired power plant.

Class	Elements	Boiling point ¹⁾ (°C)	Concentration ratio		
			BA/Coal	IFA/BA	OFA/IFA
Class I	Al	2,450	9.8	0.9	0.8
	Ba	1,640	7.7	0.9	1.6
	Ca	1,440	10.6	0.5	1.3
	Ce	3,468	10.2	1.0	1.4
	Co	2,900	7.2	1.9	1.7
	Eu	1,439	11.0	1.2	1.0
	Fe	3,000	10.3	1.1	1.2
	Hf	5,400	11.5	0.9	1.2
	K	760	10.3	1.3	1.2
	La	3,470	11.0	1.0	1.0
	Mg	1,107	10.2	0.9	
	Mn	2,150	8.7	1.0	1.4
	Rb	688	6.6	1.5	1.2
	Sc	2,730	9.5	1.2	1.4
	Si	2,680	9.9	0.9	
	Sm	1,900	8.2	1.3	0.9
	Sr	1,380	7.4	1.5	
Ta	5,425	8.6	1.5	1.3	
Th	3,850	7.1	1.3	1.3	
Ti	3,260	8.1	1.5	1.7	
Class II	As	613	3.6	6.1	4.0
	Cd	765	2.3	7.3	6.4
	Cu	2,595	2.4	7.0	
	Ga	2,237	1.1	16.2	
	Pb	1,725	1.3	12.9	8.1
	Sb	1,380	1.3	18.8	4.6
	Se	685	0.0	310.0	3.5
Zn	906	2.2	7.4	8.0	
Class III	Hg	357	0.2	1.8	
	Cl	-35	≤0.1	~1.0	
	Br	58	0.5	2.0	
Intermediate group	Cr	2,665	8.4	2.0	3.0
	Cs	690	7.0	1.7	2.1
	Na	892	7.2	2.0	1.1
	Ni	2,730	5.3	2.5	
	U	3,818	6.8	2.0	
V	3,450	9.1	1.7	2.7	

BA : Bottom ash, IFA : Inlet fly ash, OFA : Outlet fly ash.

1) Perry와 Chilton, 1975.

Klein 등(1975)은 Class I으로 분류된 원소들은 연소시에 휘발되지 않고 회재내에 잔존하려는 경향이 크기 때문에 비산회재와 잔류회재에서의 농도는 거의 비슷하게 나타나며 최종 배출되는 비산회재(outlet fly ash)에 축적되는 경향은 보이지 않는다고 보고하였다. 그러나 Class II에 속하는 원소들은 연소시에 쉽게 휘발되기 때문에 잔류회재내에 체류하기 보다는 연소가스와 함께 배출되면서 가스의 냉각시에 비산회재위에 응축되는 경향이 커서 최종 배출되는 비산회재중에서 농도가 높게 나타나며 Class III에는 연소과정에서 거의 대부분이 기체상으로 존재하는 원소들이 포함된다고 하였다. 끝으로 Cr, Ni, V 등에 대해서는 뚜렷한 정의를 내리지는 않았으나, Class I과 II에 분류되는 원소들의 성질을 동시에 지닌 원소들이라고 하였다. Table 2에서 보여지는 바와 같이 Class II와 III에는 대부분이 비교적 낮은 비등점을 가진 원소들로 구성되어 있으며, Class I에는 비교적 높은 비등점을 지니는 원소들로 구성되어 있기는 하지만, 원소들의 분배를 비등점만으로는 분류할 수 없는 원소들도 많다는 사실도 알 수 있다. 예를 들면, Cu는 낮은 비등점을 가진 원소처럼 거동을 하고 있으며 Rb, Cs 및 Mg은 높은 비등점을 지닌 것과 같은 거동을 하고 있음을 볼 수 있다. 이는 연료중 원소의 상태에 따라서 연소시의 거동이 결정된다고 보는 것이 보다 타당하다고 보고 하고 있다.

각종의 배출원에서 배출되는 폐기물의 연소시에는 연소가스내에 SO_x , HCl 및 NO_x 등이 다량 포함될 수 있어 석탄의 연소과정과는 근본적으로 차이가 있을 수 있다. 폐기물의 소각시에 HCl는 플라스틱류의 연소과정에서 발생하며, 폐기물내에 플라스틱의 분율에 따라서 가스내 농도가 증가하게 된다. 가스내에 휘발된 중금속 증기와 HCl가 함께 존재함에 따른 상호관계에 관해서는 몇몇 연구에서 이미 지적된 바 있다(Greenberg 등 1978; Cahill과 Newland, 1982). Cahill과 Newland(1982)는 비산회재에 함유되어 있는 중금속 성분 중에서 비등점이 1823K 이하인 금속화합물인 경우에는 회재의 표면에

서 측정된다는 관찰결과를 기초로 휘발-응축 메카니즘을 제시하였다. 또한 그들은 산화물, 황화물 및 중금속 자체의 휘발성을 비교하므로써 중금속이 회재입자의 기질(matrix)내에 존재할 것인지, 혹은 표면에 존재할 것인지를 결정하는 첫째 인자로서 그 물질들의 비등점을 제시하였고, 이런 결과를 바탕으로 Klein 등(1975)의 분류를 약간의 수정하기도 했으나 근본적으로는 동일한 분류임을 알 수 있다.

Greenberg 등(1978)은 배가스내에 존재하는 고농도의 HCl가 중금속의 휘발에 영향을 미칠 가능성이 있다고 하였으며, 휘발-응축과정을 수행하는 미세 입자와 관련이 있는 원소들로서 Na, Cl, Br, Cu, Zn, As, Cd, Ag, In, Sn, W 및 Pb 등을 제시한 바 있다. 그들은 연소가스중에 염소화합물의 농도가 높으면 비등점이 1273K 이하인 염화물들을 생성시킬 수 있는 가능성이 있으나, 휘발성이 있는 Al과 Fe 등의 염화물은 비산회재내에서 특별히 높은 농도로 관찰되지 않고 휘발성 화합물이 없다고 알려진 Ag의 경우에는 입자의 표면에 축적되는 결과를 제시한 바 있다.

도시 폐기물 소각시 연소가스내에 HCl와 산소가 존재할 경우 연소실 및 각종 집진기의 통상적인 운전온도 범위내에서 산화물 생성반응과 HCl, 산소 및 금속성분을 포함하는 염화물의 생성반응과 관련한 열역학적인 분석(온도 함수로서의 표준 반응 자유에너지(ΔG°)를 결정)를 행하여 비산회재내에 함유된 원소들의 거동특성을 파악한 결과를 보면, 도시고형폐기물 소각시에 존재하는 중금속 화합물은 염화물에 대한 산화물의 열역학적인 안정도에 따라서 각기 다른 거동을 보이기도 한다는 사실도 알 수 있다. 즉, 산화물이 염화물보다 안정하다면 그 원소들은 기계적으로 전이(mechanical transport)되어 비산회재의 기질내에서 발견될 것이고, 염화물과 산화물의 안정도가 비슷하다면 원소들이 휘발-응축 과정과 기계적인 메카니즘에 의해 전이되며, 끝으로 염화물의 안정도가 산화물보다 클 때는 중금속 염화물은 휘발-응축에

의해서 전이되어 비산회재의 표면에 침적되고 결국에는 용해도가 높은 화합물을 형성한다고 하였다(Fernandez 등 1992).

이상에서 살펴 본 바와 같이 폐기물 또는 각종 연료의 소각 및 연소에 따른 중금속성분의 분배과정은 연소온도 등의 운전조건, 연료중의 염소 또는 황 성분의 함량과 중금속의 결합형태, 체류시간 그리고 배출가스의 냉각속도 등 여러 인자들에 의해 좌우됨을 알 수 있다. 따라서 폐기물의 소각에 따른 중금속의 전이 메카니즘(transport mechanism)에 대한 완전한 해명이 이루어지기 위해서는 여러 부문에서 더욱 많은 연구가 이루어져야 할 것이다.



Ⅲ. 실험장치 및 방법

1. 실험장치

본 연구에 사용한 소각로는 스토카식 소각로로써 장치의 개략도를 Fig. 2에 나타냈다. 스토카식 소각로는 연소로, 연료 투입구, 공기공급기, 연소로 내 온도측정계기, 회재 배출구 등으로 구성되어 있다. Fig. 2에 나타낸 스토카식 소각로는 탄화 가스화 순연방식을 채택함으로써 폐기물의 적당량에 대한 일괄 투입이 가능한 구조로서 건류실과 연소실이 동일 건류관 내에 설정되어, 하부는 폐기물 적재실겸 건류실의 역할을 하고, 상부는 1차 연소실 역할을 하도록 구성되어 있다. 1차 연소실을 거친 연소가스는 재연소실 역할을 겸하는 cyclone(집진실)로 유입되도록 구성되어 있다. 연소실 하부 건류실에 적재된 폐기물은 폐기물 투입구 측에서 점화원을 이용하여 점화 시킨후 하부로는 건류 공기를, 그리고 상부로는 연소 공기를 동시에 주입하면서 공기량을 적절하게 조절하여 건류실에 적재되어 있는 폐기물의 탄화를 촉진시키고, 이때 발생된 건류가스는 상부 연소실로 유입되면서 상부로 공급되는 연소용 공기에 의해서 완전 연소가 이루어질 수 있도록 설계되었다. 또한 연소가스는 1차 연소실을 거쳐 재연소실을 겸한 집진실에서 재연소 공기와 혼합되면서 미연분들이 재연소될 수 있도록 하였으며, 배가스중의 분진은 하부에 집진되도록 하였다. 소각로 운전시 과열로 인한 부분적인 불완전 연소나 과부하를 방지하기 위하여 소각로 전체 외벽은 냉각용 수조로 형성되어 있으며, 냉각수의 증발로 인한 부족분은 level gauge를 설치하여 자동으로 보충되도록 하였다.

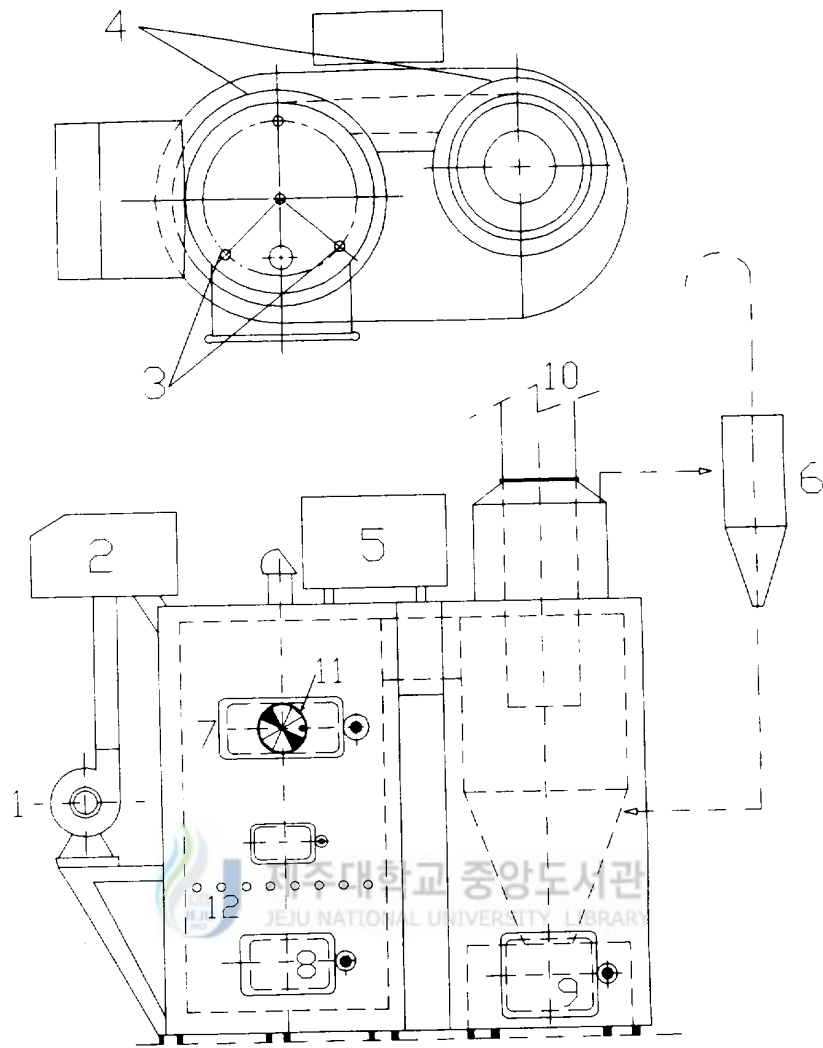


Fig. 2 Schematic flow diagram of Stoker type incinerator.

1. Air pump 2. Air chamber 3. Air nozzle 4. Water chamber(jacket) 5. Water level gauge 6. Cyclone 7. Inlet door
 8. Bottom ash discharge door 9. Fly ash discharging door 10. Stack
 11. Sight port 12. Grate

2. 소각대상 폐기물의 성상

본 연구에 사용된 소각대상 폐기물은 혼합폐기물로서 혼합비율은 Table 4에 나타낸 바와 같으며, 공업분석 및 원소분석 그리고 중금속 성분 함량등의 조성성분 분석결과는 Table 5에 나타내었다. 전기로 실험에서 이용된 폐기물은 적재할 도가니의 용량 및 파쇄에 의한 표면적을 증대시키기 위해 크기를 3mm 이하가 되도록 절단한 후 연소용 시료로 이용하였다. 그리고 스토카식 소각로에서 사용된 폐기물은 액상폐기물이 포함되어 있으므로 혼합폐기물의 소각시 투입 및 소각이 용이하도록 하기 위해 폐기물의 크기는 5cm 정도가 되도록 절단하고 비닐봉투에 2.5kg씩 담아 소각용 시료로 사용하였다. 소각대상 폐기물의 크기가 작을 경우 소각이 완료되기 전에 적재실 하부로 떨어져 불완전 연소가 일어나는 것을 방지하기 위해 grate 위에 스테인레스 망을 얹어 그 위에 폐기물을 적재하였다.

Table 4. Composition of mixed waste

Component	Fraction (wt. %)
Waste synthetic polymer	61.80
Waste leather	9.60
Waste rubber	5.60
Waste oil	23.0

Table 5. Analytical data of mixed waste

	Item	Composition
Proximate analysis (wt. %)	Moisture	9.43
	Volatile matter	74.40
	Fixed carbon	8.04
	Ash	8.13
Ultimate analysis (dry basis, wt. %)	C	65.69
	H	8.44
	N	9.32
	S	1.09
	O	4.43
	Ash	11.03
Heavy metal content ($\mu\text{g/g}$)	Pb	49.38
	Cu	14.98
	As	-
	Hg	0.67
	Cd	1.65
	Cr	157.13

3. 실험 방법



1) 전기로에서의 연소실험

온도조건에 따라 중금속 성분의 휘발정도를 파악하기 위해 우선 전기로를 예열시켜 원하는 온도까지 상승시키고, 전기로의 온도가 일정온도로 유지될 때 입경 3mm 이하로 잘게 분쇄한 소각대상 폐기물 90g을 도가니에 30g씩 나눠 담아 스테인레스스틸로 제작한 판위에 각 도가니를 올린 후 시료를 담은 도가니를 동시에 전기로내에 넣었다. 본 연구에서 이용된 폐기물과 같이 휘발분을 다량 함유하고 있는 폐기물을 고온으로 유지된 전기로내로 넣으면 순

간적으로 휘발분의 급격한 산화반응이 일어나면서 시료의 일부가 유실될 수 있으므로 초기에는 뚜껑을 닫은채 연소실험을 행하고, 일정시간(30분 정도)이 지나면 뚜껑을 열어둔채로 약 5시간 정도 연소시켰다.

이때 연소온도는 실제 소각로 운전온도를 고려하여 700℃, 900℃ 및 1100℃의 조건으로 변화시키면서 연소실험을 행하였으며 생성된 잔류회재는 중금속성분의 농도측정을 위한 시료로 사용하였다.

2) 스토카 소각로에서의 소각실험

소각시 폐기물중에 함유된 중금속 성분의 분배특성을 파악하기 위하여 스토카식 소각로를 이용하여 소각실험을 행하였다. 먼저 폐기물의 무게를 정량한 다음, 정량한 1/4 정도의 폐기물을 투입한 후 주전원을 공급하고 냉각수조 내의 냉각수량이 충분한지를 확인하였다. 폐기물 투입구(inter door)를 열고 점화원을 이용하여 폐기물을 착화시켜 폐기물 상단부에 착화가 고루 이루어졌다고 판단될 때 송풍기(blower)의 주 댐퍼(main damper)를 약간(20% 정도) 개방시키고, 건류공기 댐퍼는 완전히 잠근상태에서 연소공기 공급용 송풍기를 가동시켰다. 로내 온도가 300℃ 이상으로 상승하면 연소공기의 공급량을 조금씩 증가시켜 가다가 700℃ 이상이 되면 폐기물 투입량에 따라 계산된 일정량의 과잉 연소공기를 공급하였다. 이상과 같은 요령으로 운전하면서 폐기물을 1시간 간격으로 30kg씩 투입하였고, 소각로내의 온도를 일정하게 유지시키기 위해 건류공기 댐퍼를 조절하며 운전하였으며, 각 조업조건(700℃, 800℃)에서 4시간 동안 소각을 행하여 투입된 폐기물이 완전히 소각 되도록 하였다. 소각이 완료되면 적재실 하부로 배출된 회재와 집진장치에서 포집된 회재를 별도로 수거하여 무게를 정량한 후 각 소각회재중의 중금속 성분 농도를 분석하기 위한 시료로 이용하였다.

3) 중금속 분석

원폐기물 중의 중금속 농도 및 소각로 각 부분에서 수거된 회재 중의 중금속성분 농도를 측정하기 위해 ASTM(American Society for Testing Materials) E926-83에 규정된 방법 중 Fig. 3에 나타낸 Method B(Nitric - Sulfuric Acid Digestion) 방법에 따라 시료를 전처리 하였다(ASM, 1987). 위와 같은 과정을 거쳐 전처리된 분석용 시료용액과 침출실험에서 얻은 침출용액중의 중금속성분 농도는 원자흡광광도계(PERKIN ELMER 2380-AAS)를 이용하여 분석하였다. 한편, Hg와 As는 MHS-10, ED Lamp가 부착된 원자흡광광도계를 이용하여 분석을 행하였다.

4) 중금속 성분의 침출실험

폐기물 소각시 생성되는 회재의 토양매립시 지하수 오염 등 2차오염의 가능성을 평가하는데 중요한 인자가 되는 중금속 성분의 침출특성을 알아 보기 위하여 소각실험에서 채취된 잔류회재와 비산회재를 Fig. 4와 같은 환경오염 공정시험법 (폐기물편)의 중금속 용출시험 방법(Batch leaching test)에 따라 pH 5.8~6.2인 증류수를 이용하여 침출실험을 행하였다.



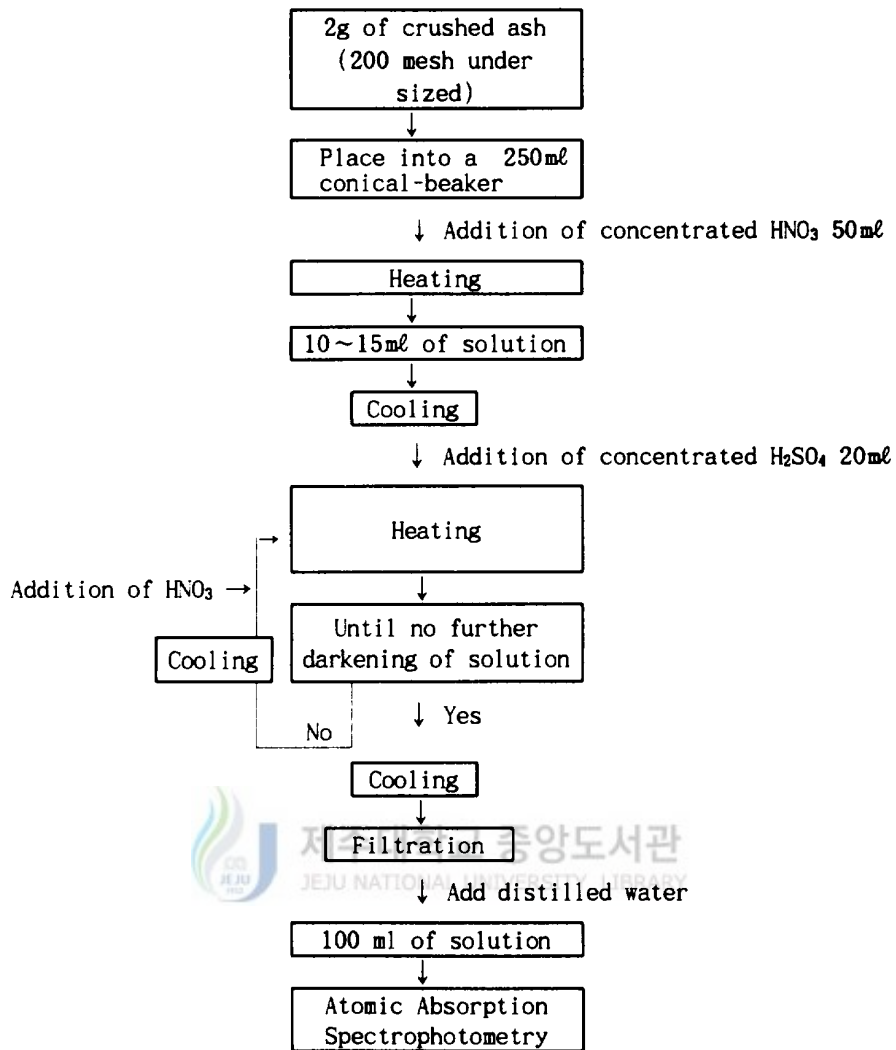


Fig. 3 Method of pretreatment of ash for heavy metal analysis.

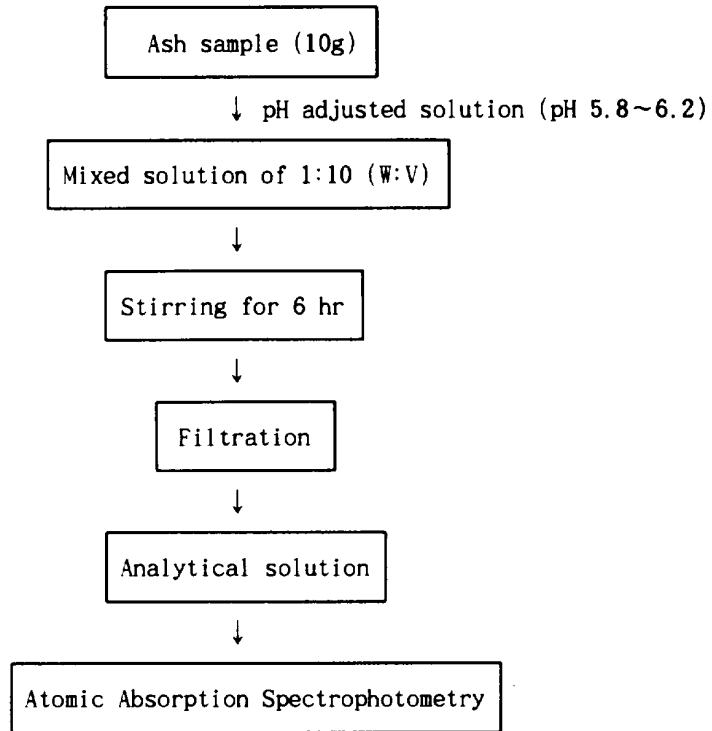


Fig. 4 Batch leaching test procedure.



Ⅲ. 결과 및 고찰

1. 전기로내 연소실험

일반적으로 폐기물을 소각하면 질량비로 원폐기물의 20~30%가 잔류회재로 발생되고, 생성된 소각회재 중에는 다양한 중금속 성분이 함유되어 있는 것으로 알려져 있으며, 폐기물 소각시 소각잔류물 중의 중금속 성분의 농도는 소각로 운전온도에 많은 영향을 받는 것으로 알려져 있다. Robert와 Neylan(1977)는 하수슬러지 소각시 연소온도에 따라 소각회재 중의 중금속 성분 농도는 많은 차이가 있다고 보고 하였으며 Buchhloz(1993), Brunner와 Monch(1985) 및 Vogg 등(1985)은 도시 고품폐기물의 소각회재 중에 잔류하는 중금속 성분 농도에 대한 연구결과를 발표한 바 있다.

따라서 본 절에서는 실제 소각로에서의 중금속 분배특성을 평가하기 위한 기초자료를 얻기 위해, 우선 온도조절이 용이한 전기로에서 폐기물 연소실험을 행하였다. 이때 연소온도는 일반적인 소각로 운전온도를 고려하여 700, 900, 1100℃로 유지하였으며, 각 연소온도에서 폐기물을 연소시킨 후 발생된 연소잔류물 중의 중금속성분 농도를 분석한 결과를 원폐기물 중의 중금속성분 농도와 비교하여 Fig. 5에 나타내었다. Fig. 5에서 보면, 연소온도를 700℃로 유지시킨 상태에서 폐기물을 연소시켰을 때 채취된 연소잔류물 중에 함유된 중금속성분 농도는 원폐기물중의 중금속성분 농도보다 훨씬 높게 나타나는데 이는 연소에 의해 폐기물의 부피가 줄어들면서 폐기물 중에 함유되어 있던 중금속 성분이 잔류회재중에 농축되기 때문으로 생각된다.

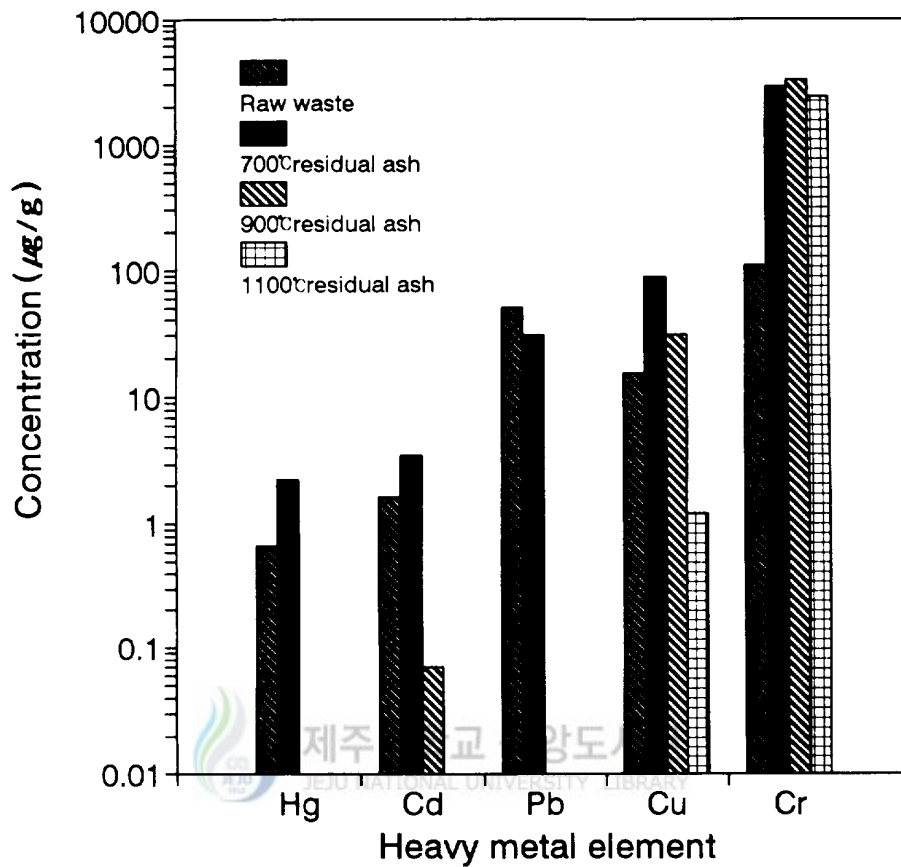


Fig. 5. Concentration of heavy metals in residual ashes from waste combustion by the muffle furnace.

그러나 연소온도를 상승시키면 연소잔재물 중의 중금속성분 농도가 급격히 감소함을 볼 수 있는데, 이러한 현상은 연소시 폐기물 중의 중금속성분이 연소온도 상승에 따라 순금속 자체의 증기화 또는 증기압이 높은 가스상의 산화물로 전이되는 등의 과정을 통해 휘발되는 율이 부피 감소율보다 크기 때문인 것으로 판단된다. 또한 이와 같은 중금속성분의 열적거동은 중금속성분의 종류에 따라 많은 차이를 보였다. 비등점이 낮은 Hg과 Cd 성분의 경우 전기로의 연소온도를 700℃로 유지했을 때 연소잔재물 중의 이들 성분 농도는 원폐기물 중의 농도보다 약 2배 정도로 농축되어 있었으나, 그 이상의 연소온도에서 채취된 연소잔재물 중에서는 아주 낮은 농도로 존재하거나 거의 검출되지 않았다. 이것은 Hg 성분이 연소시 Table 2에서 본 바와 같이 비등점이 낮아 순금속 자체가 기화되거나, 휘발온도가 낮은 산화물로 전이되어 거의 전량이 휘발되기 때문인 것으로 판단되며, Vogg 등(1985)의 보고에 의하면 Cd 성분은 소각시 HCl이 존재하면 Cd²⁺로 산화됨에 따라 증기압이 높은 염화물로 형성되어 휘발된다고 하였으나 본 연구에 이용된 폐기물 중에는 염소성분이 함유되어 있지 않아 700℃ 조건에서도 Cd이 잔류회재 중에 잔류하고 있지만 그 이상의 온도에서는 Cd 성분 자체의 휘발성으로 인해 소각회재 내에 잔류하는 농도가 낮아진 것으로 생각된다(Seo 등 1992; Chang과 Biswas, 1993).

반면에 비등점이 높은 Cu와 Cr 성분은 다른 중금속 성분들에 비해 연소잔재물 중의 농도가 뚜렷하게 높은 값을 보였다. 연소잔재물 중의 Cu 성분 농도는 연소온도가 700℃인 조건에서 87.6μg/g, 900℃ 조건에서는 30.7μg/g으로 원폐기물 중의 농도보다 각각 5배, 2배정도 높게 나타났으며, 1100℃ 조건에서는 증기압이 높은 산화물이 생성됨에 따라 회재중의 잔류농도는 원폐기물의 농도보다 낮은 1.2μg/g 이었다(Fernandez 등 1992). 또한 Cu 성분보다 비등점이 더 높은 Cr 성분은 전 온도조건 (700, 900, 1100℃)에서 연소잔

재물 중의 농도가 원폐기물 중의 농도보다 18배 이상 농축되어 잔류하는 것으로 나타났다. Cr 성분은 1,000℃ 이하의 연소조건에서는 solid 상의 Cr₂O₃와 CrO₂ 등의 비교적 안정한 산화물로 전이되므로 잔류회재중에 고농도로 농축되며, 그 이상의 온도에서는 Cr 성분 중의 일부가 가스상의 CrO₃로 전이되어 휘발이 시작됨으로 인해 1100℃의 연소조건에서는 회재중의 잔류농도가 다소 감소되는 것으로 생각된다(Chang과 Biswas, 1993).

한편 연소실험에서 발생한 잔류회재량과 회재중의 중금속성분 농도를 바탕으로 각 중금속성분의 회재중 잔류분율과 휘발분율을 계산한 결과를 Fig. 6에 나타냈다. Fig. 6에서 보는 바와 같이 700℃의 연소조건에서 Hg 성분은 원폐기물 내에 함유된 총량의 약 15%가 잔류회재내에 존재하며 나머지는 휘발되는 것으로 나타났다. Hg 성분의 열적거동에 대해서는 연구자들에 따라 큰 차이를 보이는데 Brunner와 Monch(1985), Fernandez 등(1992)에 의하면 Hg성분은 700℃ 이하의 연소과정에서도 거의 대부분이 가스상으로 휘발된다고 보고한 반면에, Richard 등(1980)은 일반 소각로 운전조건에서 투입된 폐기물내에 함유된 Hg 성분 총량의 50% 정도가 잔류회재내에 존재한다고 보고한 바 있다. 그리고 Cd과 Pb 성분은 Hg 성분과 비슷한 휘발분율을 나타냈으며 Cu는 70% 정도가 휘발되고 연소잔재물 중에는 30% 정도가 잔류하는 것으로 나타났으나 연소온도가 증가할수록 중금속 성분들의 휘발분율이 높아져 거의 전량이 기화됨을 알 수 있다. 이에 반해 폐기물 중에 함유되어 있는 Cr 성분은 열적 휘발성이 다른 성분에 비해 아주 낮아 연소온도 700℃ 조건에서 90% 정도가 소각회재내에 잔류하고, 900℃ 조건에서는 약 68%, 1100℃에서는 40% 정도가 잔류회재에 존재하는 것으로 나타났다. 본 연구 결과와 유사한 열적거동은 Greenberg 등(1978), Seo 등(1992) 및 James와 Lum(1983)의 연구 결과에서도 보고된 바 있으며 Wahab(1989)는 연소온도가 증가할수록 중금속 성분이 휘발하는 경향이 커 잔류회재내에 존재하는 율이 감소한다고 보고하였다.

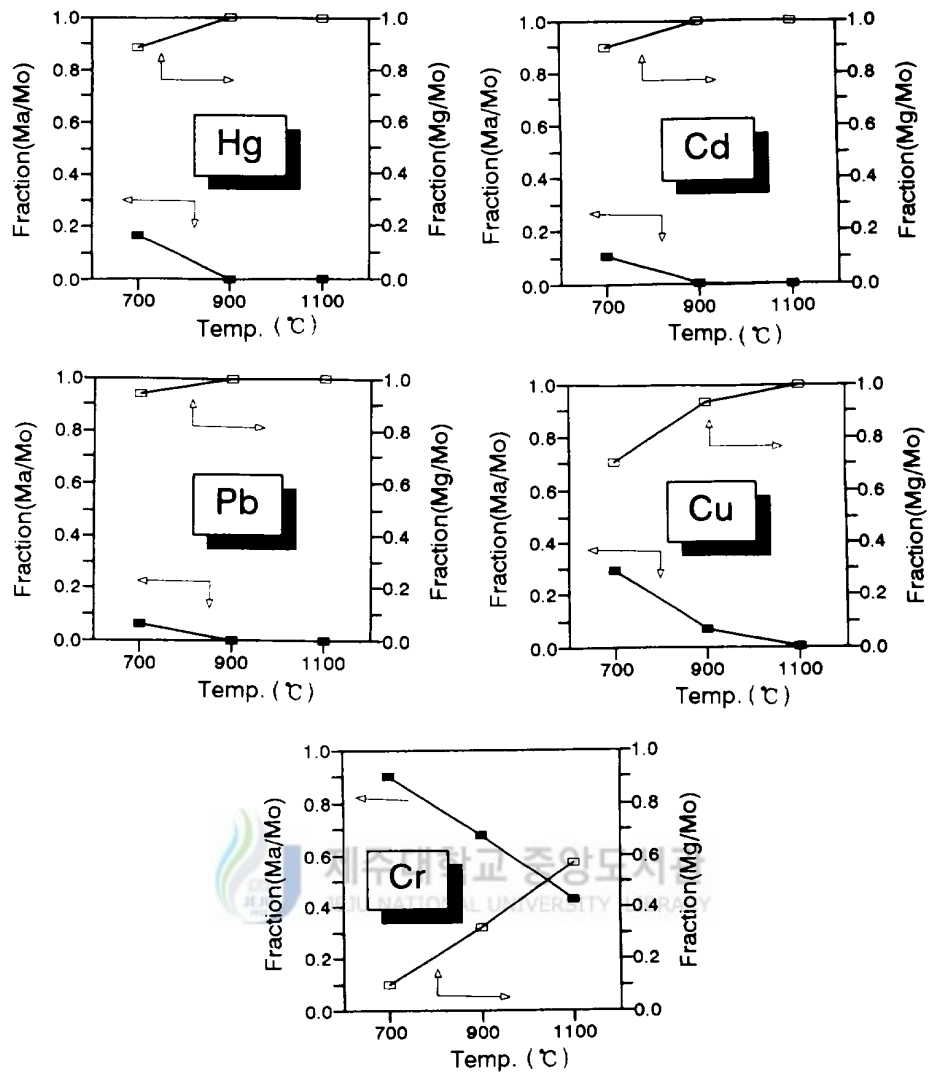


Fig.6. Residual and vaporizing fraction of heavy metals with combustion temperature during waste combustion in muffle furnace.

(Mo : total mass of heavy metal in waste, Ma : residual mass of heavy metal in ash, Mg : vaporizing mass of heavy metal during combustion,

■ Residual □ Vaporizing)

이상과 같은 결과로 볼 때 폐기물 중에 함유된 중금속 성분은 각 중금속 성분의 종류와 연소온도에 따라 잔류회재에 고농도로 농축되거나 기화하여 휘발하는 열적거동을 보이며, 전체적으로 온도가 증가할수록 회재내에 잔류하는 비율은 감소하고 비등점이 낮은 중금속 성분일수록 감소되는 정도가 크게 나타나는 것을 알 수 있었다.

2. 폐기물 소각시 중금속 성분의 분배특성

폐기물처리는 Fig. 7에서 보는 바와 같이 자원순환 과정 중의 한 부분이다. 자원은 인간의 활동에 필수적으로 사용되며, 산업의 발달과 생활수준의 향상 등으로 인해 폐기물의 양이 점점 증가하여 환경에 미치는 영향도 무시할 수 없게 되었다. 이에 따라 최근의 폐기물 처리는 단순매립에만 의존하지 않고 폐기물의 전처리와 소각 등의 방법으로 감량화한 후 최종생성물을 위생매립하는 방향으로 그 추세가 변하고 있다. 만약 처리되는 폐기물의 양과 조성, 그리고 Fig. 7에 나타낸 처리공정에 각 중금속 성분의 기여도를 알게 되면 최종 처분시 각 중금속 성분이 물, 공기, 토양에 유입되는 양을 추정할 수 있을 것이다.

따라서 본 절에서는 폐기물 소각시 중금속성분의 분배특성을 평가하기 위해 반건류식 스토카 소각로의 일반적인 운전조건인 700~800℃의 소각온도에서 폐기물의 소각실험을 행하여 잔류회재와 집진기에서 포집된 비산회재를 분리 채취한 후 각각의 중금속 함량을 분석하고, 그 결과를 Table 6에 나타내었다. Table 6에서 보면 비산회재중 중금속 농도가 잔류회재 중의 농도보다 훨씬 높음을 알 수 있다.

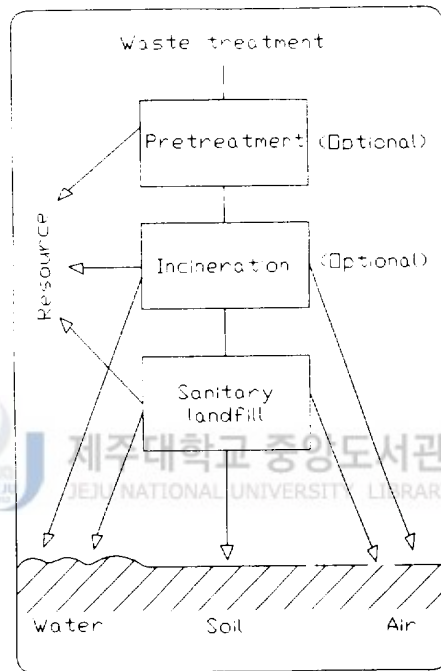
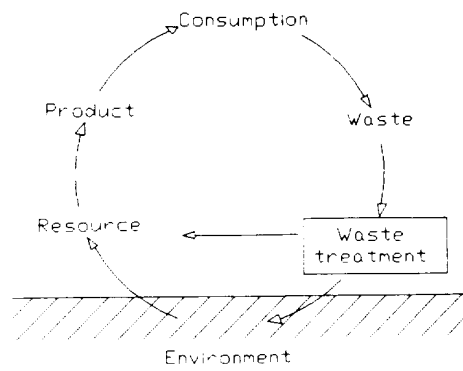


Fig.7 The position of waste treatment in the global cycling of materials.

Table 6 Concentration of heavy metals in the ashes from stoker type incinerator.

Feeding rate(kg/hr)	Operating temp. (°C)	Ash discharging rate(g/hr)	Metal concentration(μg/g)						
			Cu	Pb	Cd	Cr	Hg	As	
30	700	B·A	3,500	85.8	373.0	2.2	1099.7	1.4	N·D
		F·A	105	795.6	881.6	21.1	1052.4	3.2	N·D
25	800	B·A	2,200	71.4	250.0	1.4	1270.9	1.3	N·D
		F·A	106	895.4	308.9	24.6	793.2	2.8	N·D
Raw waste				15.0	49.4	1.7	157.1	0.7	N·D

B·A : Bottom ash

F·A : Fly ash

N·D : Concentration below detection limit.

이와 같은 결과는 잔류회재중의 중금속성분은 소각시 고온 분위기에서 휘발되지 않은 양만 존재하지만 비산회재에는 집진기 부분에서 연소가스가 냉각됨에 따라 증기상의 중금속성분이 비산회재 표면에 응축되는 과정이 추가되기 때문으로 생각된다. 그러나 분배특성은 농도만으로 평가할 수 없으며 양적인 면도 고려해야 하므로 Table 6에 나타낸 각부분의 중금속농도와 Fig. 8에 나타낸 중금속성분의 물질수지식을 바탕으로 각부분의 분배 백분율을 구하여 그 결과를 Fig. 9-1, 9-2에 나타내었다. Fig. 9-1, 9-2에서 보면 폐기물 소각시 중금속 성분의 분배특성은 중금속 성분의 종류에 따라 뚜렷한 특징을 보이고 있으며, 전체적으로 앞절에서 설명된 중금속성분의 열적거동과 유사한 경향을 보였다.

소각온도가 700℃인 조건에서 폐기물 중에 함유된 Cr 성분은 약 80%가 잔류회재내에 잔류하며, 기화되어 대기중으로 배출되는 비율은 16% 정도로 잔류회재에 잔류하는 비율이 훨씬 높은 결과를 보였다. Cr 성분은 고온의 산소분위기에서 비교적 안정된 금속산화물로 전이되어 휘발되는 양보다 잔류회재에 잔류하는 율이 높고, 또한 염화물, 황화물, 중금속 자체의 비등점도 비교적 높아 주위의 조건에 영향을 적게 받기 때문에 이러한 결과가 나타난 것으로 판단된다(Klein 등 1975; Seo 등 1992; Lee, 1992).

Cu 성분은 잔류회재내에 분배되는 비율이 67%로, 폐기물 중에 함유된 Cu 성분이 일반적인 소각온도 조건에서 잔류회재중에 잔류하는 비율이 89%라고 보고한 Brunner와 Monch(1985)의 연구결과에 비해 잔류회재중에 잔류하는 비율이 다소 낮은 것으로 나타났다. 이는 소각대상 폐기물의 투입시 비닐류가 포함됨으로 인해 소각함에 따라 Cu 성분이 비등점이 비교적 낮은 $CuCl_2$ 염화물로 전이되어 휘발이 다소 많이 일어난 것으로 사료된다(Seo 등, 1992). 특히 Cu 성분은 다른성분에 비해 집진장치에서 포집된 비산회재중의 비율이 높은 분배특성을 보였다.

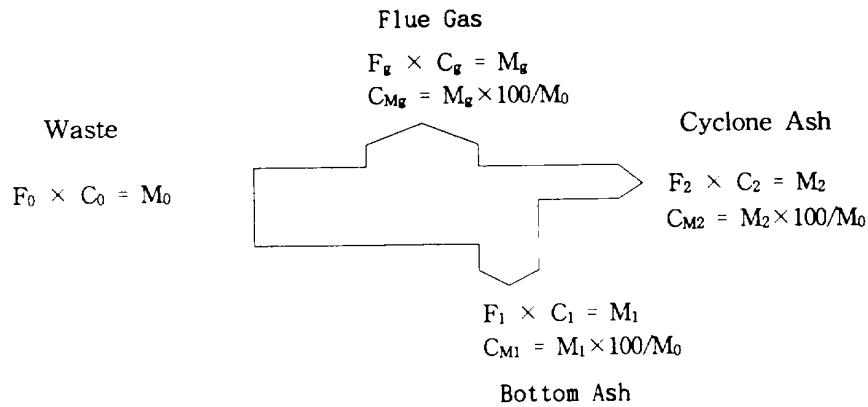


Fig 8. Mass balance of elements during waste incineration.

- C_0 = 주입된 폐기물중의 중금속 농도 [μg of metal / g of waste]
 - C_1 = 잔류회재중의 중금속 농도 [μg of metal / g of bottom ash]
 - C_2 = 비산회재중의 중금속 농도 [μg of metal / g of fly ash]
 - C_g = 배출가스(flue gas)중의 중금속 농도 [μg of metal / g of flue gas]
 - C_{M1} = M_0 에 대한 잔류회재중에 함유된 중금속의 백분율 [% of metal]
 - C_{M2} = M_0 에 대한 비산회재중에 함유된 중금속의 백분율 [% of metal]
 - C_{Mg} = M_0 에 대한 배출가스중에 함유된 중금속의 백분율 [% of metal]
 - F_0 = 주입된 폐기물의 양 [g of waste]
 - F_1 = 배출된 잔류회재의 양 [g of bottom ash]
 - F_2 = 포집된 비산회재의 양 [g of fly ash]
 - F_g = 배출된 배출가스의 양 [g of flue gas]
 - M_0 = 주입된 폐기물중 중금속의 총량 [μg of metal]
 - M_1 = 배출된 잔류회재중 중금속의 총량 [μg of metal]
 - M_2 = 포집된 비산회재중 중금속의 총량 [μg of metal]
 - M_g = 배출된 배출가스중 중금속의 총량 [μg of metal]
- 그러므로 $M_0 = M_1 + M_2 + M_g$, $C_{M1} + C_{M2} + C_{Mg} = 100\%$.

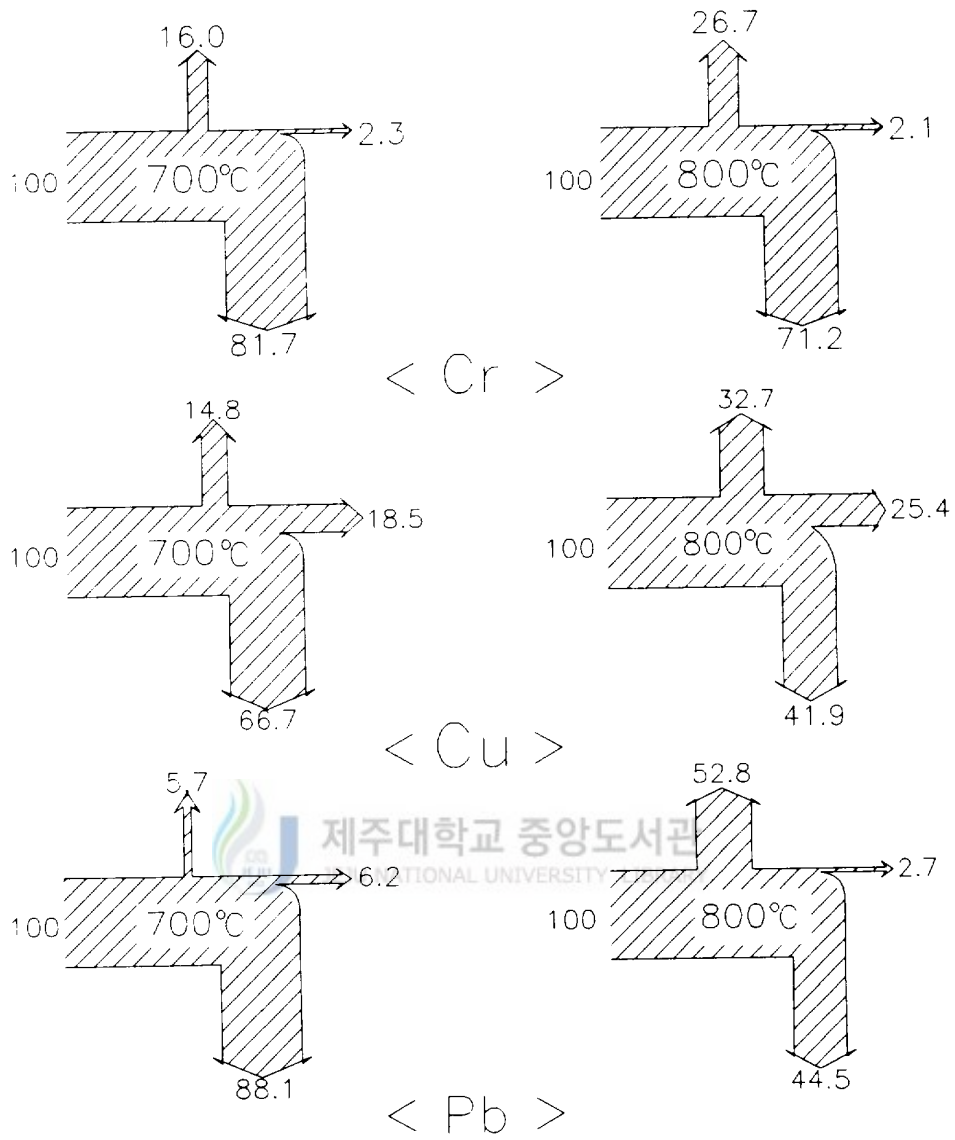
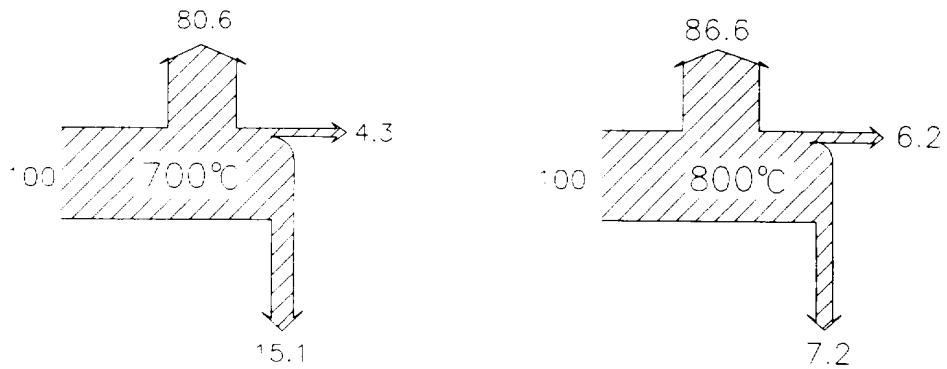
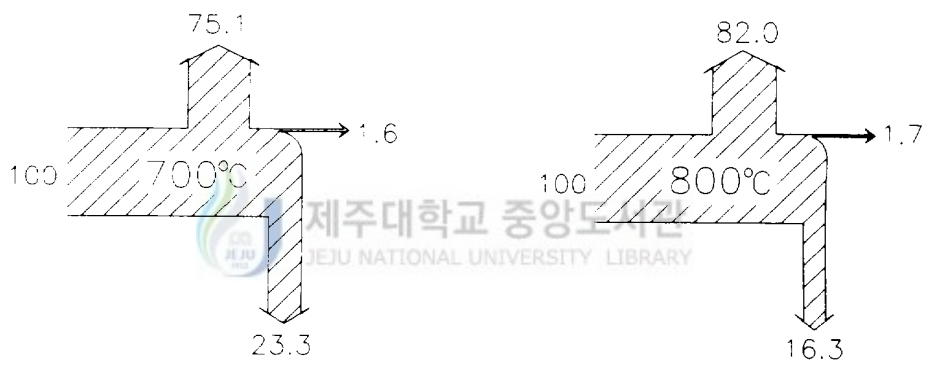


Fig. 9-1. The partitioning of selected metals in waste incineration.

↑, Flue gas ; ↓, Bottom ash ; →, Cyclone ash.



< Cd >



< Hg >

Fig. 9-2. The partitioning of selected metals in waste incineration

↑, Flue gas ; ↓, Bottom ash ; →, Cyclone ash.

Pb 성분의 경우 Brunner와 Monch(1985)의 연구결과를 보면 일반적인 소각 온도 조건에서 폐기물 소각시 잔류회재중에 잔류하는 비율은 58%이고, 집진기에서 포집되는 비산회재중의 비율은 37% 정도라고 보고한 바 있는데 본 연구에서도 소각온도를 800℃로 유지한 조건에서 생성된 잔류회재 중에 분배되는 Pb 성분의 비율은 약 45%로 유사한 경향을 보였다. 그러나 본 연구의 700℃인 조건에서 발생된 잔류회재중에 잔류하는 비율은 88%, 비산회재중의 비율은 약 6% 정도로 기존의 결과와 많은 차이를 보이는데 이것은 실험상의 오차가 다소 있었던 것으로 사료된다.

Cd 성분은 잔류회재 중에 15%, 비산회재 중에는 4% 정도 잔류하여 약 80% 정도는 대기중으로 배출되는 것으로 파악되었다. Brunner와 Monch(1985)의 실험결과에서 보면 Cd 성분은 기화하여 대기중으로 배출되는 양보다는 집진기에서 포집되는 비산회재에 잔류하는 비율이 높은 것으로 나타나 있는 반면에 본 연구에서는 집진기에서 포집된 비산회재에 침적되는 비율은 아주 낮고 대기중으로 배출되는 비율이 아주 높은 분배특성을 보였다. 이러한 결과는 소각시 증기화된 중금속성분이 연소가스가 냉각됨에 따라 아주 미세한 비산회재 표면에 응축, 침적되어 고농도로 농축되는 것으로 알려져 있으나 본 연구에서 사용된 cyclone으로는 입경 10 μ m 또는 그 이상의 입자만 주로 집진되기 때문에 중금속 증기의 침적율이 높은 10 μ m 이하의 미세한 입자가 포집되지 않아 상대적으로 대기중으로 배출되는 비율이 높아진 것으로 판단된다 (Copeland, 1975).

그리고 Hg 성분은 대기중으로 배출되는 비율이 75%로 가장 높고 비산회재 중에는 1.6% 정도의 극히 적은 양만 분배되는 특성을 보였으며, 비등점이 낮음에도 불구하고 잔류회재에 분배되는 비율이 23% 정도로 오히려 Cd 성분보다 높은 것으로 나타났다. 잔류회재 중의 Hg 성분의 잔류비율에 대해서는 연구자들에 따라 많은 차이가 있는데, Brunner와 Monch(1985)는 폐기물 소각시

Hg은 휘발성이 높은 수은 염화물 및 수은 황화물로 전이 되어 대부분이 대기
로 배출되는 것으로 보고 하고 있으나 타 연구자의 연구결과를 보면 소각시
Hg 성분이 잔류회재 중에 존재하는 비율이 4% 정도 또는 50% 정도로 큰 편차
를 보이며 그 이유는 아직 명확히 밝혀지지 않은 실정이다(Richard 등
1980).

한편 소각온도 변화에 따른 중금속 성분의 분배특성을 보면 소각온도를
700℃에서 800℃로 높여 운전할 경우 대부분의 중금속 성분들이 잔류회재중
에 잔류하는 비율이 약간씩 감소하는 것으로 나타났다.

Cr의 경우 온도조건을 800℃로 유지하여 운전하였을 때 700℃ 조건보다
잔류회재중 잔류하는 비율은 약 10% 정도가 감소함을 보였고, 기화되어 대기
중으로 배출되는 비율은 10% 정도가 증가하여 배출되는 것으로 나타났다. Cu
는 700℃ 조건에서 잔류회재에 잔류하는 비율이 65% 정도 였지만, 온도를 증
가시켰을 때는 약 20% 정도가 감소하는 것으로 나타났고, 휘발되어 대기중으
로 배출되는 비율은 15% 정도가 증가되는 것으로 나타났다. Hg, Cd 성분은
소각온도를 증가시킬 경우 잔류회재에 분배되는 비율이 700℃ 조건보다 약
5%가 감소되고, 대기중으로 배출되는 비율은 5% 정도가 증가하는 것을 알 수
있었다.

이상과 같은 결과로 볼 때 폐기물 중에 함유된 중금속 중 Cr, Cu 그리고
Pb 성분은 폐기물을 소각할 때 증기상태로 기화하여 휘발되는 양이 비교적
적어 소각로 잔류회재 중에 잔류되는 경향이 큰 중금속 (lithophilic metal)
이고, Hg와 Cd 성분은 소각시 많은 양이 휘발되어 연소가스와 함께 배출되는
성질을 지닌 중금속 (atmophilic metal)종으로 분류할 수 있다고 판단된다.

3. 화재 입경별 중금속 분배 특성

소각시 유기성물질은 연소에 의해 거의 완전히 분해되지만 무기성물질, 특히 중금속성분은 일반적으로 폐기물에 함유된 양만큼 소각회재에 잔류하거나 대기중으로 배출된다. Copeland(1975)는 소각과정에서 휘발된 중금속성분은 연소가스가 냉각됨에 따라 대부분이 비산회재의 표면에 침적되지만, 휘발성 중금속 성분을 함유한 비산회재는 대기중으로 배출되기 전에 전기집진기나 여과집진기 (Bag filter) 등에 의해 거의 대부분이 포집되므로, 대기중으로 배출되는 각종 중금속의 양은 유입된 중금속 양의 2% 미만으로 무시할 수 있을 정도라고 보고하였다. 그러나 Greenberg 등(1981)과 Esko(1990)에 의하면 휘발된 중금속 성분은 극히 미세한 비산회재의 표면에 침적되는 양이 많으므로 폐기물 중에 함유된 중금속성분의 상당량이 대기중으로 배출된다는 상반된 연구결과를 보고된 바도 있다. 한편 Davision 등(1974), Smith 등(1979), Richard 등(1980)과 Buchholz(1993)는 화재의 입경과 중금속성분의 농도와의 관계에 대한 연구결과 화재중의 중금속농도는 입자의 크기에 따라 여러가지 상관성을 갖는다고 보고하였다. 이러한 연구결과를 볼 때 폐기물 중의 중금속성분은 화재입자의 크기에 따라서도 분배특성이 영향을 받을 것으로 사료된다.

따라서 본 절에서는 각종 중금속성분의 입경별 분배특성을 파악하기 위해 스토카식 소각로에서 발생된 잔류회재와 비산회재를 $38\mu\text{m}$ 이하의 입경으로부터 $250\mu\text{m}$ 이상의 입경으로 분리하여 각 입경범위별로 회재내에 함유된 중금속성분 농도를 분석하였고 아울러 화재의 입경별 분배특성도 평가하였다.

우선 스토카식 소각로에서 폐기물을 소각할 때, 생성된 잔류회재와 비산회재의 총무게를 달고 입경별로 분리하여 각 입경범위별로 질량분율을 파악하여 그 결과를 누적분율로 Fig. 10에 나타냈다. Fig. 10에서 보는 바와 같

이 잔류회재의 경우 전체의 75% 정도가 $75\mu\text{m}$ 이상의 입자로 구성되어 있으며 $38\mu\text{m}$ 이하의 입자는 약 5%, $38\sim 58\mu\text{m}$ 사이의 입경에는 7% 정도, $53\sim 75\mu\text{m}$ 입경에 4% 정도가 분포하고 있으며, 소각온도에 따른 분포특성의 차이는 크지 않은 것으로 나타났다. 비산회재의 경우는 $75\sim 150\mu\text{m}$ 이하의 입자가 20% 정도가 포함되어 있었고, 나머지 입경범위에는 약 10%씩 고르게 분포하고 있었다.

이와 같이 입경별로 분리된 잔류회재 및 비산회재 중의 중금속성분 농도는 Fig. 11, 12, 13 및 14에 나타난 바와 같다. 그림에서 보면 잔류회재 중의 입경별 중금속 농도는 입자의 크기가 작을수록 다소 높아지는 경향성을 보이고 있는데 이는 입자가 클수록 고온 연소실내의 체류시간이 길어 중금속의 열적휘발이 많이 일어나는 반면에, 미세한 잔류회재는 쉽게 화격자를 통과하여 연소실로 부터 제거되어 열적휘발이 적게 일어나기 때문으로 생각된다. 이에 비해 비산회재 중의 중금속 농도는 잔류회재와는 달리 증기화된 중금속의 응축, 침적량도 고려해야 하므로 이의 평가는 보다 복잡한 설명이 요구된다. 일반적으로 비산회재의 입자 크기가 작을수록 비표면적이 증가하여 많은 양의 증기상 중금속이 입자표면에 응축, 침적되고 특히 $10\mu\text{m}$ 이하의 미세한 비산회재에는 고농도로 중금속이 농축되는 것으로 알려져 있다 (Yaverbaum, 1977; Smith 등 1979; Davison 등 1974). 그러나 본 연구에서는 cyclone 만을 이용하여 비산회재를 포집했기 때문에, $10\mu\text{m}$ 이하의 아주 미세한 입자가 포집되지 않아 입경별 중금속 농도의 뚜렷한 경향성을 볼 수 없었다. 이와 유사한 실험결과는 Buchholz(1993)에 의해서도 보고된 바 있다. 이들의 연구결과에 의하면 비산회재 중의 중금속성분 농도는 비산회재의 기질(matrix)내에 존재하는 중금속과 입자표면에 응축, 침적되는 중금속이 동시에 기여하므로 $20\mu\text{m}$ 이상의 비산회재 중의 중금속 농도는 위의 두과정의 기여도에 따라 특이한 경향성을 보인다고 보고하였다.

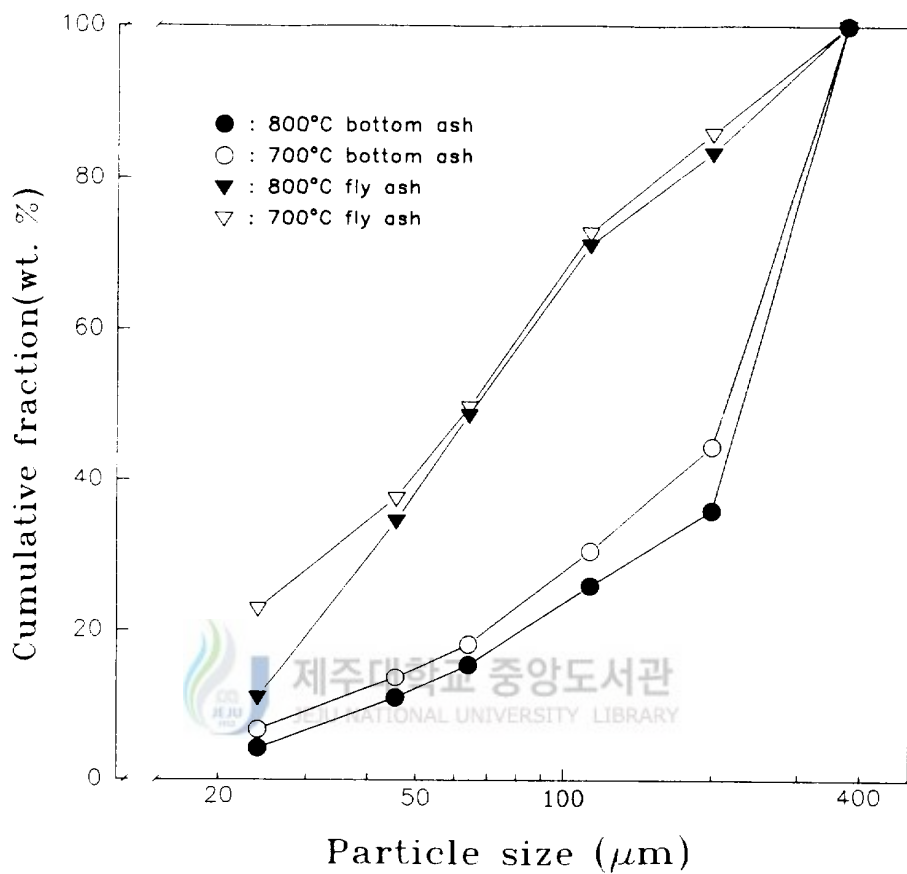


Fig. 10. Particle size distribution of bottom and fly ashes from stoker type incinerator.

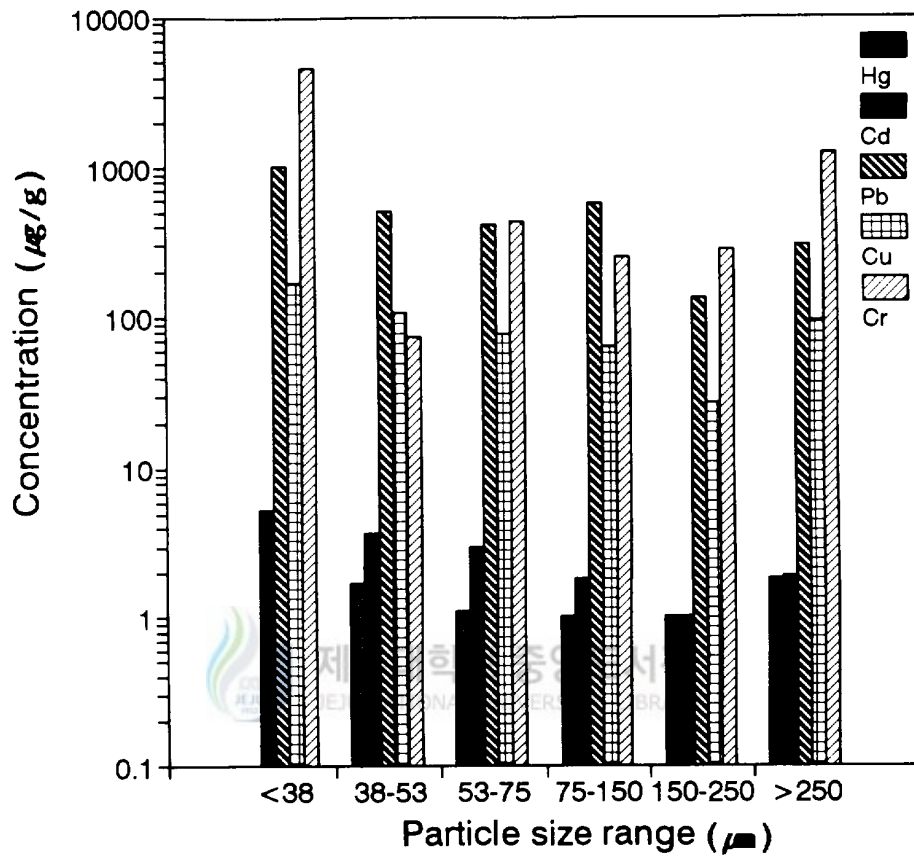


Fig. 11. Metal concentration in bottom ash fractioned-size from waste incineration at 700°C.

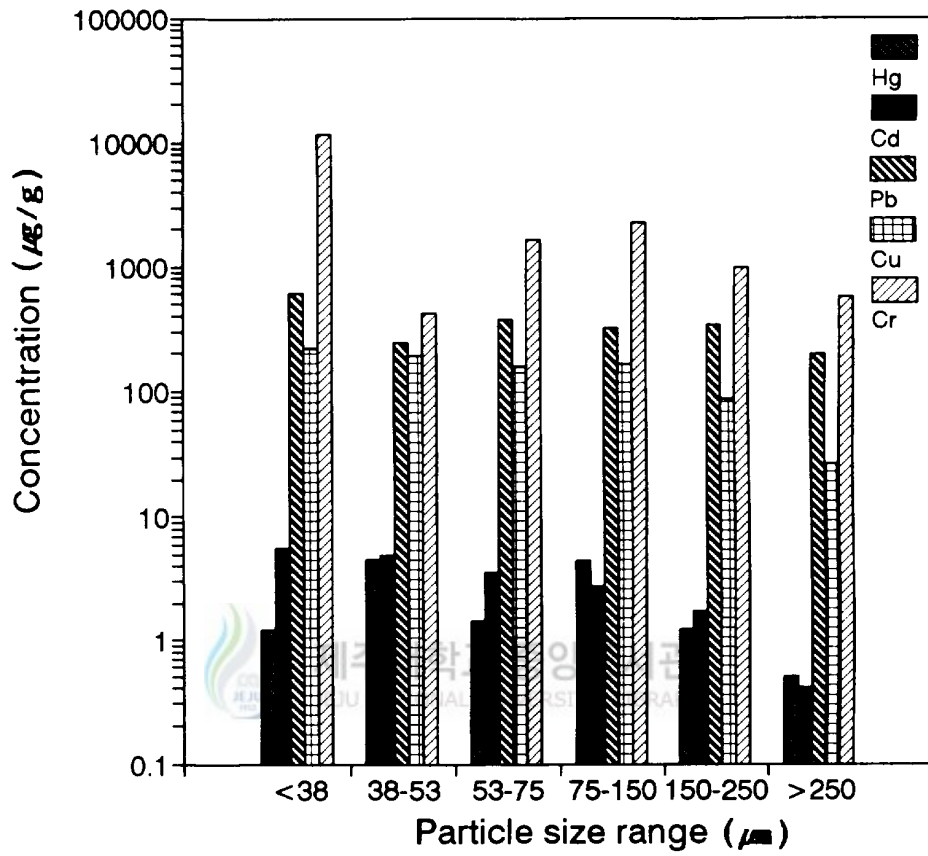


Fig. 12. Metal concentration in bottom ash fractioned-size from waste incineration at 800°C.

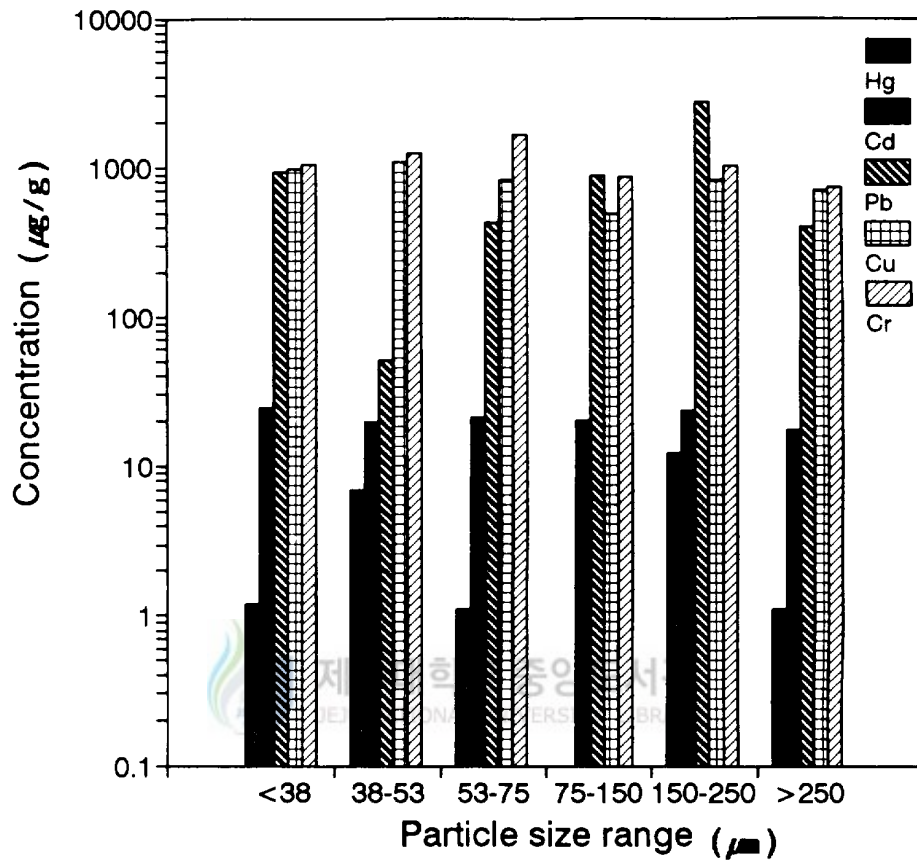


Fig. 13. Metal concentration in fly ash fractioned-size from waste incineration at 700°C.

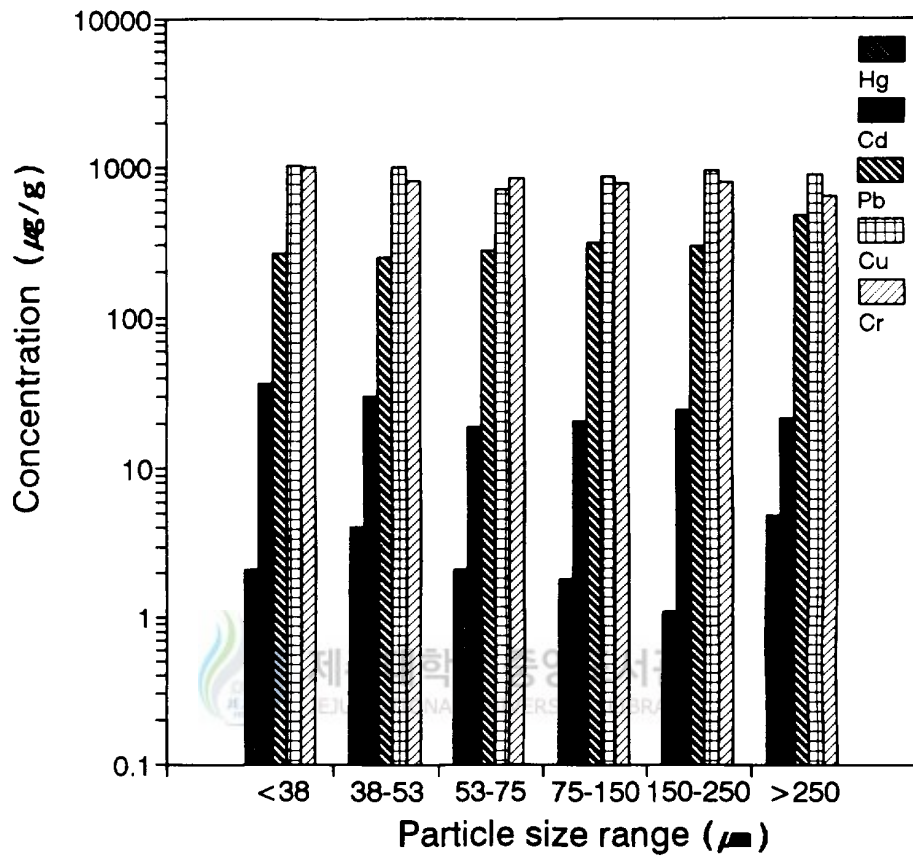


Fig. 14. Metal concentration in fly ash fractioned-size from waste incineration at 800°C.

한편 화재 입경별 중금속성분의 분배특성을 파악하기 위해 입경별로 분리된 화재중의 중금속성분 농도와 입경별 질량분율을 고려하여 중금속성분의 입경범위별 분배분율을 계산하여 그 결과를 Fig. 15, 16, 17 및 18에 나타내었다. 그림에서 보는 바와 같이 700℃ 조건에서 발생된 잔류회재에 대한 중금속 성분의 입경별 분배특성을 보면 중금속 종류에 관계없이 250 μm 이상의 조대입자에 잔류회재중 중금속의 50% 이상이 존재하고 53~75 μm 사이의 입경범위에 가장 적게 분포하는 것으로 나타났다. 그러나 800℃인 조건에서의 입경범위별 중금속 분배분율은 700℃에서의 결과와는 다른 양상으로 250 μm 이상의 조대입자 중의 분배분율은 현저히 감소하고, 각 입경에 고르게 분포하는 것을 알 수 있는데 이러한 이유는 소각온도가 증가함에 따라 화재 내부의 기질에 존재하는 중금속 들도 일부 휘발됨으로 인해 나타난 결과라고 판단된다. 그리고 비산회재의 입경별 중금속 분배특성은 잔류회재에 비해 미세입자에 대한 분배분율이 현저히 높은 특성을 보이나, 중금속 종류별로는 특이한 경향성을 나타내지는 않았다. 그러나 소각온도에 따른 분배특성을 비교해 보면, 소각온도가 700℃인 경우 38 μm 이하의 미세입자에 대한 중금속의 분배분율이 소각온도가 800℃인 경우보다 현저히 높게 나타나는데 이는 소각온도가 낮을수록 연소가스의 배출온도가 낮아 휘발된 중금속의 응축, 침적효과가 크게 나타나기 때문으로 사료된다.

이상과 같은 결과로 미루어 볼 때 입경에 따른 분배특성은 잔류회재와 비산회재에 따라 서로 다른 양상을 보이며 아울러 소각온도, 중금속성분의 종류에 따라서도 많은 차이를 보였다. 특히 비산회재는 일반적으로 미세할수록 중금속 농도가 높다고 알려져 있으나 cyclone에서 포집 가능한 입경범위에서는 입경에 따른 농도분포의 특성은 뚜렷하지 않은 것으로 생각된다.

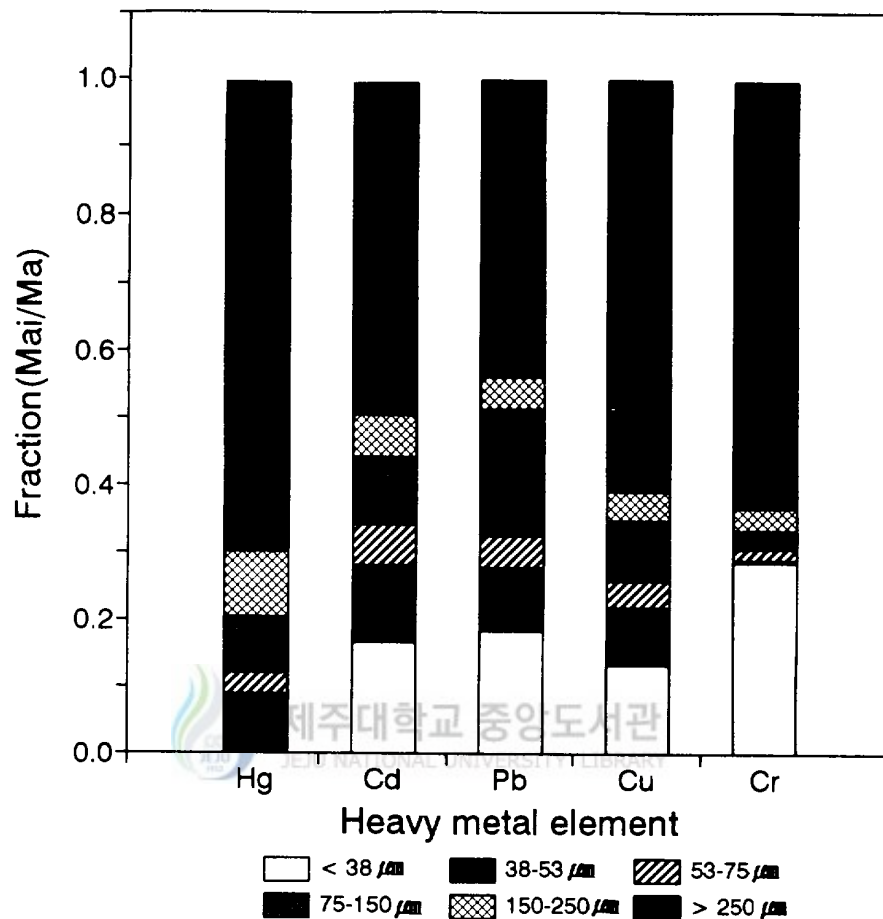


Fig. 15. Fraction of metals in each particle size range of bottom ash from waste incineration at 700°C.

(Ma : total mass of heavy metal in ash, Mai : mass of heavy metal in ash fractioned-size)

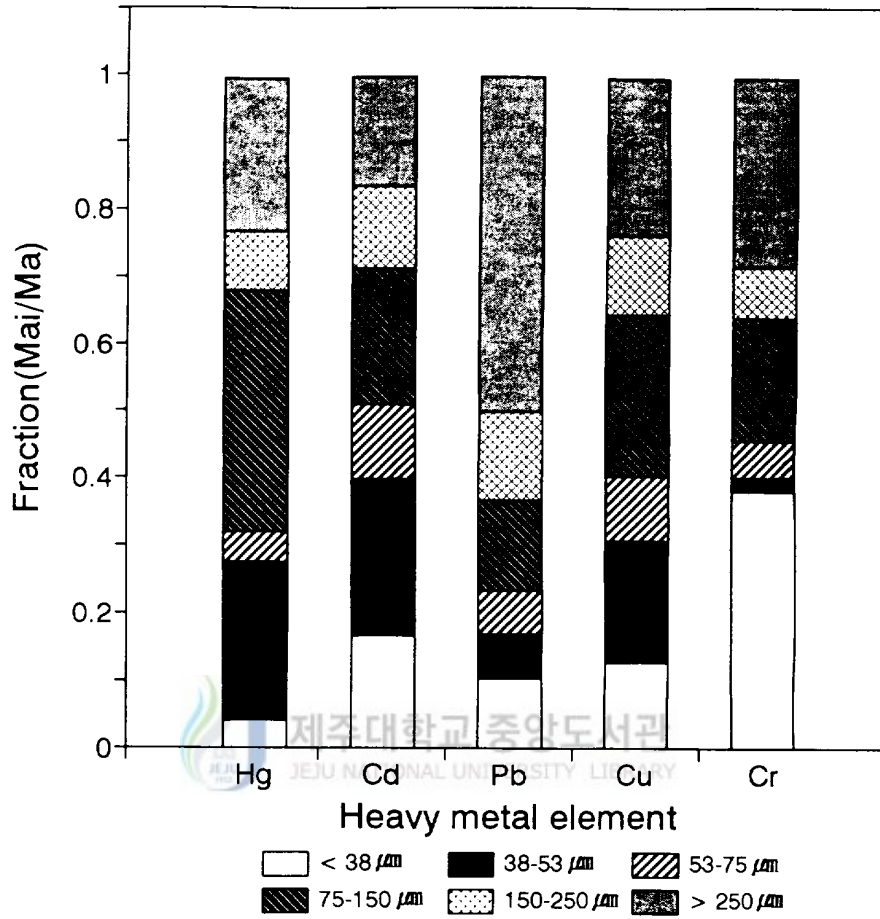


Fig. 16. Fraction of metals in each particle size range of bottom ash from waste incineration at 800°C.

(Ma : total mass of heavy metal in ash, Mai : mass of heavy metal in ash fractioned-size)

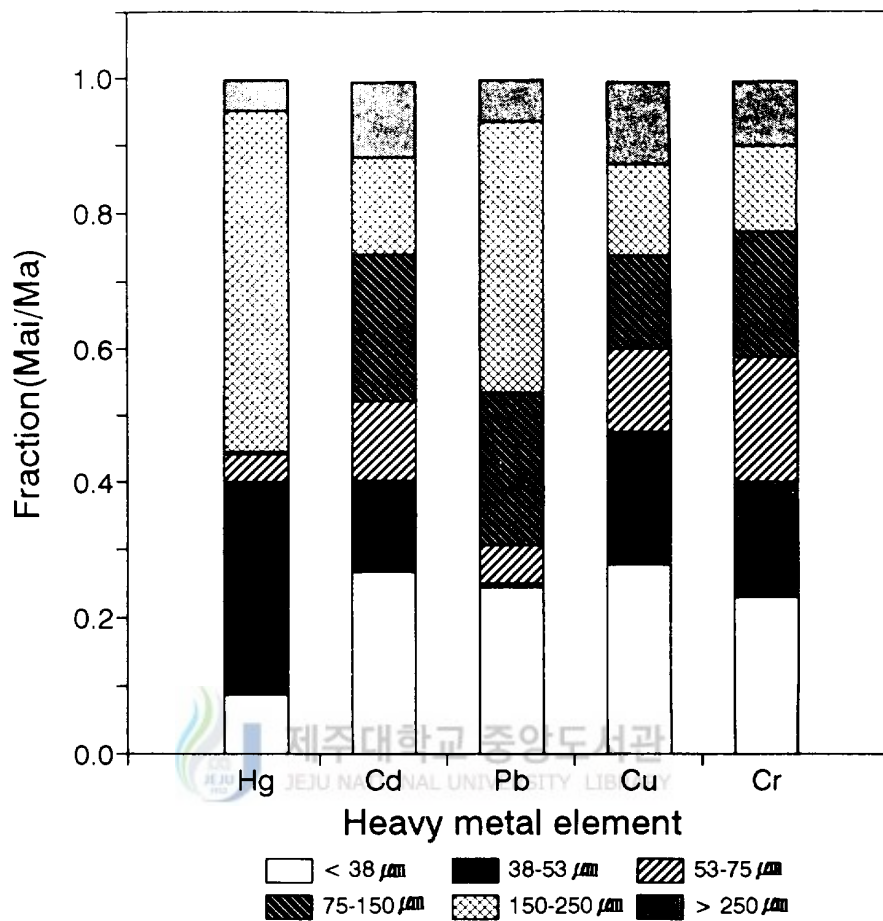


Fig. 17. Fraction of metals in each particle size range of fly ash from waste incineration at 700°C.

(Ma : total mass of heavy metal in ash, Mai : mass of heavy metal in ash fractioned-size)

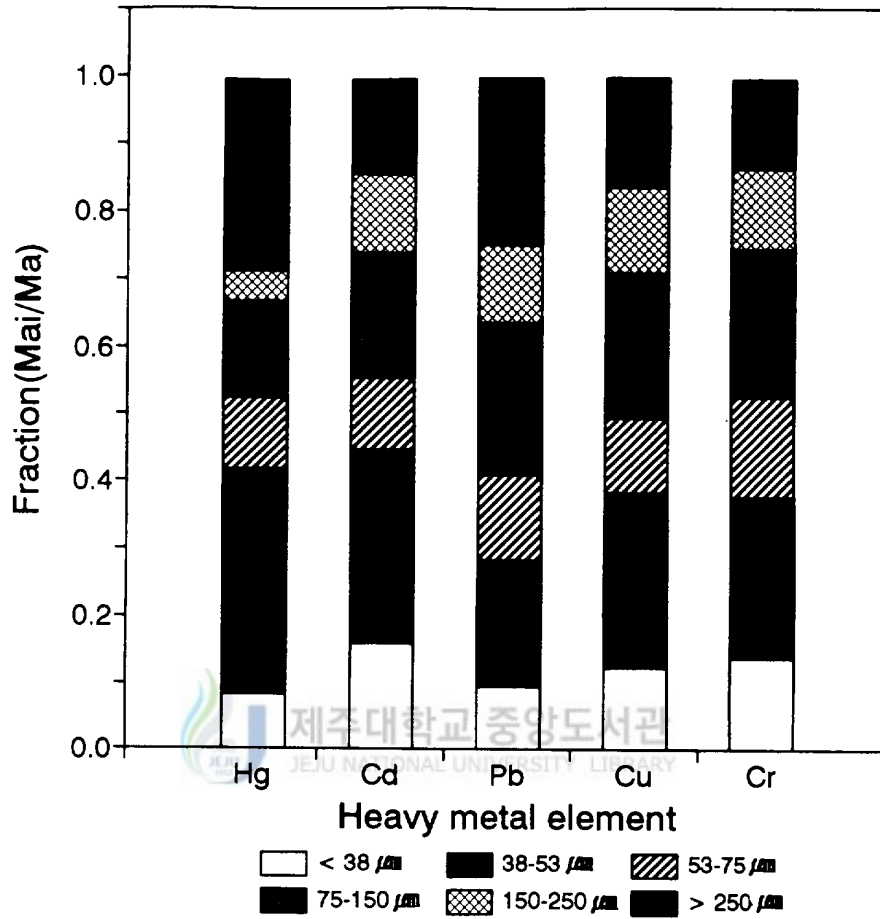


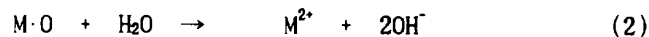
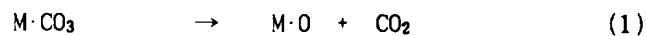
Fig. 18. Fraction of metals in each particle size range of fly ash from waste incineration at 800°C.

(Ma : total mass of heavy metal in ash, Mai : mass of heavy metal in ash fractioned-size)

4. 중금속 성분의 침출 특성

소각시 발생하는 회재중의 중금속성분은 조업조건에 따라 완충능력이 적은 불안정한 형태로 전이되어 존재하는 것도 있으므로 소각잔류물을 매립할 경우, 중금속성분이 우수침투 등에 의해서 회재로부터 침출되어 침출수에 의한 오염문제를 일으키기도 한다. 특히, 휘발성 중금속 성분은 폐기물 소각시 기화하여 미세한 입자인 비산회재에 침적되어 농축되므로 비산회재를 토양에 단순매립시 잔류회재 매립시 보다 침출 가능성은 더 큰 것으로 보고되어 있다(Buchholz, 1993).

따라서 폐기물 소각시 발생된 소각회재의 매립에 따른 안정성을 평가하고자 회재에 대한 중금속성분의 침출실험을 행하였으며, 그 결과를 Table 7에 나타내었다. Table 7에서 회재내 중금속 성분의 침출농도를 소각온도에 따라 비교해 보면, 800℃의 소각조건에서 생성된 회재의 침출액중 중금속성분의 농도보다 700℃ 조건의 회재에 대한 침출액중의 중금속 농도가 높게 나타나는 경향을 볼 수 있다. 이러한 결과로 볼 때, 소각회재에 대한 중금속성분의 용해도는 침출액의 pH값에 좌우되는데 폐기물이 보다 고온에서 소각시 폐기물 중에 함유되어 있는 알칼리 금속과 알칼리 토금속의 탄산염(carbonate)이 (1), (2)의 반응식을 거치면서 분해되어 산화물을 형성하고 이러한 산화물이 침출액내에 용해되면 탄산염 보다 더 강한 염기(base)가 형성되어 보다 고온에서 발생된 회재는 완충능력이 증진되어 지기 때문인 것으로 판단된다(Kistler 등 1987).



여기서 M : 알칼리 금속 및 알칼리 토금속을 의미한다.

Table 7 Elemental concentration of selected metals in leachate from ashes.

Element	Metal concentration(mg/l)				Irrigation criteria (mg/l)	Drinking water standard (mg/l)
	700℃		800℃			
	B·A	F·A	B·A	F·A		
Cu	0.008	0.483	N·D	0.038	0.2	1.00
Pb	0.044	5.042	0.009	1.370	5.0	0.10
Cd	0.026	2.139	N·D	1.512	-	-
Cr	0.709	0.004	0.463	N·D	0.1	0.05
Hg	N·D	N·D	N·D	0.0008	-	N·D
As	N·D	N·D	N·D	N·D	-	0.05

N·D : Concentration below detection limit.

B·A : Leachate from bottom ash.

F·A : Leachate from fly ash.



한편, 폐기물 소각시 발생된 비산회재와 잔류회재의 침출액중 중금속성분 농도를 비교해 보면, 비산회재의 침출액중 중금속 농도가 잔류회재의 침출액중 농도보다 훨씬 높음을 볼 수 있다. 이는 소각시 휘발된 중금속성분이 연소가스 유출부에서 냉각되면서 미세입자의 표면에 응축된 중금속 양이 많아지기 때문으로 생각된다(Davison 등 1974; Smith 등 1979). 그리고 소각시 연소온도가 700℃일때 cyclone에서 포집된 비산회재의 침출액에서 측정된 각 중금속성분의 농도를 음용수 수질기준과 비교해 보면, Cu와 Pb 성분이 음용수 수질기준과 농업용수 수질기준을 약간 초과하는 것으로 나타났다. 이러한

결과로 볼때 Cu와 Pb 성분을 다량으로 함유한 비산회재를 토양에 단순매립하게 되면 이들 중금속 성분은 침출이 쉬운 형태로써 장기간 동안 토양내에 존재할 뿐 만 아니라, 토양이 산성화 될 경우 이들 중금속은 침출액에 용해되어 작물의 수확량을 크게 감소시킨다고 보고되어 있으므로, 이들을 토양에 매립할 경우 지하수나 토양오염의 가능성은 무시할 수 없는 것으로 판단된다 (James와 Lum, 1983; Chang 등 1981).

그리고 회재중에 함유되어 있는 중금속 양과 침출된 중금속 양으로 부터 중금속 성분의 침출율을 계산하여 그 결과를 Fig. 19에 나타내었다. Fig. 19에서 보는 바와 같이 Cr과 Cu 성분의 침출율은 전체적으로 1% 미만으로 낮은 침출율을 보이고 있으며, Pb 성분의 경우 700℃의 연소조건에서 생성된 비산회재의 중금속성분 침출율은 5.7%로 타 조건에 비해 높은 침출율을 보였고, 800℃ 연소조건의 잔류회재에서 0.04%로 가장 적게 침출되었다. 그러나 Cd 성분은 다른 중금속성분에 비해 침출율이 대단히 높으며 특히 700℃ 연소조건의 비산회재에서는 거의 전량이 침출되어 침출액내에 함유되는 것으로 나타났다.

이상과 같은 결과로 볼 때 회재의 침출액중 중금속 농도는 회재종류와 연소온도에 많은 영향을 받으나 회재중의 중금속성분의 침출율은 이러한 인자의 영향 외에도 중금속성분의 종류에 큰 영향을 받는 것을 알 수 있으며, 특히 회재중에 함유되어 있는 Cd 성분은 아주 높은 침출율을 보임으로써 Cd 성분을 다량 함유한 회재를 토양에 단순매립할 경우 지하수 및 토양오염의 잠재성은 클 것으로 판단된다.

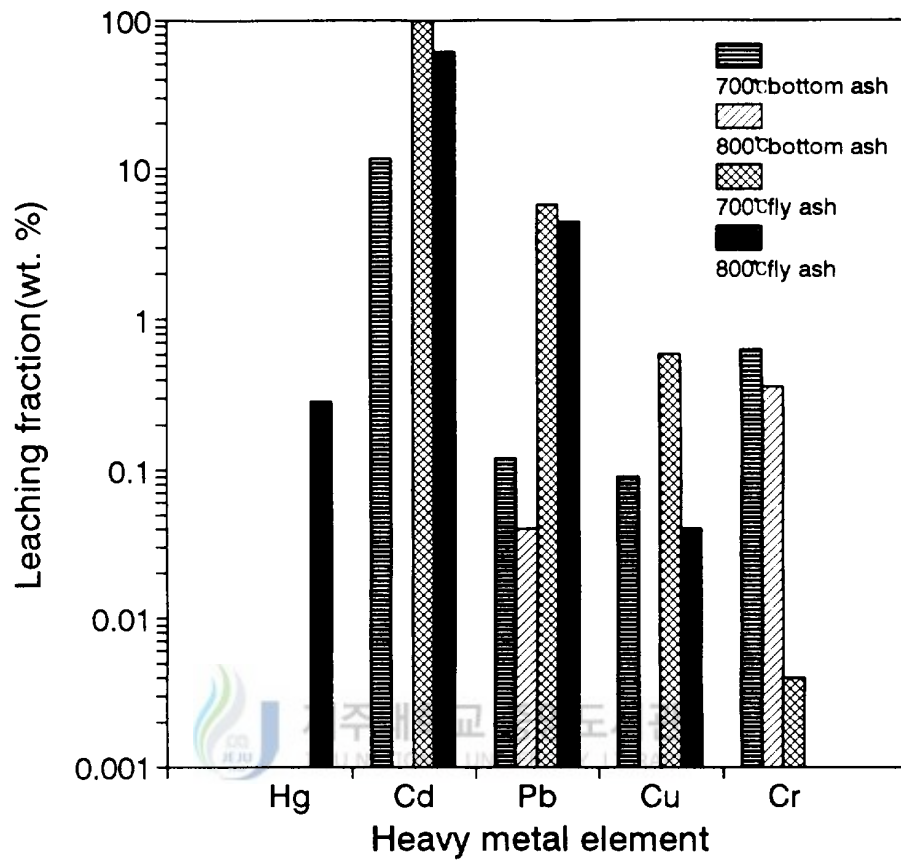


Fig. 19. Leaching fraction of heavy metal from ashes.

IV. 결 론

폐기물을 소각함에 따른 중금속성분의 분배특성과 소각시 생성된 회재에 대한 중금속성분의 침출특성을 평가하기 위해 전기로와 스톡카식 소각로에서 혼합 산업폐기물의 소각실험을 행하고, 이때 생성된 회재에 대한 중금속성분의 침출실험을 행하여 얻은 결과를 요약하면 다음과 같다.

1. 폐기물의 연소시 폐기물에 함유된 중금속성분중 회재잔류량과 휘발량은 연소온도와 각 중금속의 비등점에 많은 영향을 받는 것을 알 수 있었다. 700℃ 연소조건에서 중금속성분의 대부분은 회재중의 잔류농도가 원폐기물 중의 농도보다 높은 농축현상이 나타났으나, 1100℃ 연소조건에서는 비등점이 높은 Cr과 Cu는 회재에 상당량 잔류하는 반면에, 비등점이 낮은 Cd과 Hg는 전량 휘발되는 열적거동을 보였다.
2. 본 실험에서 사용한 스톡카식 소각로에서 소각온도를 700℃로 유지하면서 폐기물을 소각할 때, 비교적 비등점이 높은 Cr, Cu, Pb 등은 폐기물 중의 총량중 67~88%가 잔류회재로, 2~19%는 cyclone에서 포집된 비산회재에 분배되며 6~16%는 대기중으로 배출되는 분배특성을 보였다. 반면에 비등점이 낮은 Cd와 Hg는 단지 15~23% 만 잔류회재에 분배되며, 75~81%는 휘발되어 대기중으로 배출되는 분배특성을 보였다. 한편 소각온도를 800℃로 상승시키면, 700℃ 조건에 비해 전체적으로 잔류회재에 대한 분배비율이 7~15% 정도 낮아지고, 대기중으로 배출되는 분배비율이 높아지는 분배특성을 나타내었다.

3. 회재의 입경에 따른 중금속성분의 분배특성은 잔류회재와 비산회재가 서로 다른 양상을 보이며, 소각온도에도 영향을 받으나 대체적으로 잔류회재에서는 75 μ m 이상의 조대입자에 대한 분배비율이 60~80%로 높고, 비산회재에서는 미세입자에 대한 분배비율이 다소 높게 나타났다. 비산회재는 입자가 미세할수록 중금속 농도가 현저히 높다고 알려져 있으나 cyclone에서 포집 가능한 입경범위에서는 입경에 따른 농도분포의 특징은 뚜렷하지 않았다.

4. 소각회재에 대한 중금속성분의 침출특성을 보면, 비산회재의 침출액중 중금속 농도가 잔류회재 침출액의 중금속 농도보다 훨씬 높고, 700 $^{\circ}$ C 소각조건에서 생성된 회재의 침출액중 중금속 농도가 800 $^{\circ}$ C 소각조건의 경우보다 높은 침출특성을 보였으며, 중금속 종류별로는 Cd의 침출율이 가장 높고 Cu와 Cr은 비교적 낮은 침출율을 나타냈다.

VI. 참 고 문 헌

- ASTM, 1987. Standard Methods of Preparing Refuse-Derived Fuel(RDF-3) Samples for Analyses of Metals E926-83, Annual Book of ASTM Standard "Water and Environmental Technology". 11.04. pp.600~601.
- Billings, C. E., A. M. Sacco, W. R. Matson, R. M. Griffin, S. R. Coniglia, R. A. Harley, 1973. 'Reevaluation of the Chattanooga School Study in the Light of Other Contemporary Governmental Studies' Discussion. *JAPCA*, 23. p.773.
- Brunner, P. H and H. Monch, 1985. The Flux of Metals through Municipal Solid Waste Incinerators. *ISWA Specialized Seminar Incinerator Emissions of Heavy Metal and Particulate*, Copenhagen, 18~19. pp.103~117.
- Buchhloz, B. A., 1993. Trace Metal Analysis of Size-Fractionated Municipal Solid Waste Incinerator Fly Ash and its Leachate. *Journal Environ. Sci. Health*, 28A(2). pp.423~441.
- Cahill, C. A., L. W. Am. Newland, 1982. *Journal Environ. Anal. Chem.* 11. p.42.
- Chang, Y. W. and P. Biswas, 1993. An Equilibrium Analysis to Determine the Speciation of Metals in an Incinerator. *Combustion and Flame*, 93(1~2). pp.31~40.

- Chang, A. C., A. L. Page and F. T. Bingham, 1981. Re-utilization of Municipal Wastewater Sludge-Metals and Nitrate. *JWPCF*, 58(2). pp.237~245.
- Copeland, B. J., 1975. A Study of Heavy Metal Emissions from Fluidized Bed Incinerators. *Proc. 30th Industrial Waste Conf.*, Purdue Univ., pp.78~79.
- Davison, R. L., D. F. S. Natusch, J. R. Wallace and C. A. Evans, Jr., 1974. Trace Elements in Fly Ash: Dependence of Concentration on Particle Size. *Environ. Sci. Technol.*, 8(13). pp.1107~1113.
- Dean, R. B., 1988. Heavy Metals from Energy from Waste Plants : Comparison of Gas Cleaning Systems. Incineration of Municipal Waste, Academic Press, San Diego, CA, pp.13~18.
- 동력자원부, 1992. 하·폐수 슬러지의 열분해 공정 연구. 2차년도 최종 보고서.
- Donald, J. L., 1988. Environmental Implications of Incineration of Municipal Solid Waste and Ash Disposal. *Sci. Total Environ.*, 74(39). p.42.
- Esko, I. K., 1990. Mass and Trace Element Size Distributions of Aerosols Emitted By a hospital Refuse Incinerator. *Atmospheric Environ.*, 24A(2). pp.423~429.
- Fennelly, P. F., M. McCabe, J. M. Hall, M. F. Kozik, M. P. Hoyt, G. T. Hunt, 1985. Environmental Characterization of Disposal of Waste Oils by Combustion in Small Commercial Boilers. *EPA* 600/52-84-150.

- Fernandez, M. A., L. Martinez, M. Segarra, J. C. Garcia, and F. Espleell, 1992. Behavior of Heavy Metals in the Combustion Gases of Urban Waste Incinerators. *Environ. Sci. Technol.*, 26(5). pp.1040~1047.
- Flagan, R.C. and J.H. Seinfeld, 1988. Fundamentals of Air Pollution Engineering. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, pp.358-388.
- Furr, A. K., A.W.Lawrence, S.C.Tong, M.C.Grandolfo, R.A.Hofstader, C. A.Bache, W.H.Gutenmann, and D.J.Lisk, 1976. Multielement and Chlorinated Hydrocarbon Analysis of Municipal Sewage Sludge of American Cities. *Environ. Sci. Technol.*, 10(7). pp.684~685.
- Gorman, P. D., T. G. Jungclaus, 1984. Performance Evaluation of Full-Scale Hazardous Waste Incinerators. EPA Contract No.68-02-3177.
- Glenn, A. N., K. L. Malaby and E. L. Dekalb, 1988. Chemical Charaterization of Ash Produced during Combustion of Refuse-Derived Fuel with Coal. *Environ. Sci. Technol.*, 22(11). pp.1279~1283.
- Greenberg, R. R., G.E.Gordon and W.H.Zoller, 1978. Composition of Particles Emitted from the Nicosia Incinerator. *Environ. Sci. Technol.*, 12(12). pp.1329~1332.
- Greenberg, R. R., G. E. Gordon and W. H. Zoller, 1981. Atmospheric Emissions of Elements on Particles from the Parkway Sewage Sludge Incinerator. *Environ. Sci. Technol.*, pp.64~72.

- Ho, T. C., J. M. Chen and J. R. Hopper, 1990. Novel Fluidized Bed Technology for Metal Emissions Control during Waste Incineration. *The 2nd Asian Conf. Fluidized-Bed and Three-Phase Reactors*, Kenting, Taiwan, pp.136~143.
- Ho, T. C., J. M. Chen and J. R. Hopper, 1991a. Metal Capture during Fluidized Bed Incineration of Solid Waste. *AIChE Sym. Series*, (276). pp.51~60.
- Ho, T. C., J. M. Chen and J. R. Hopper, 1991b. Characteristics of Metal Capture during Fluidized Bed Incineration. *AIChE Sym. Series*, (281). pp.118~126.
- Hughes, I. S. C. and R. F. Littlejohn, 1987. Trace Element Emissions from AFBC. Proc., 9th Int. Conf. on FBC, ASME, Boston, U.S.A., 2. pp.906~915.
- 환경처, 1994. 환경백서, pp.144~160.
- James, L. F. and K. R. Lum, 1983. Availability of Elements of Environmental Importance in Incinerated Sludge Ash. *Environ. Sci. Technol.*, 17(1). pp.52~54.
- 田中 勝, 1992. 廢棄物の焼却に伴う有害物質の排出とその対策. *産業公害*, 28(1). pp.58~65.
- Kaakinen, J. W., R. M. Jordan, M. H. Lawasani and R. E. West, 1975. Trace Element Behavior in Coal-Fired Power Plant. *Environ. Sci. Technol.*, 9. pp.862~869.
- Kistler, R. C., W., F. Widmer, P. H. Brunner, 1987. Behavior of Chromium, Nickel, Copper, Zinc, Cadmium, Mercury and Lead during the Pyrolysis of Sewage Sludge. *Environ. Sci. Technol.*,

21(7). pp.704~708.

- Klein, D. H., A. W. Andren, J. A. Carter, J. F. Emery, C. Feldman, W. Fulkerson, W. S. Lyon, J. C. Ogle, Y. Talmi, R. I. Vanhook, and N. Bolton, 1975. Pathways of Thirty-seven Trace Elements Through Coal-Fired Power Plant. *Environ. Sci. Technol.*, 9(10). pp.973~979.
- Lee, C. C., 1988. A Model Analysis of Metal Partitioning in a Hazardous Waste Incineration System. *JAPCA*, 38(7). pp.941-945.
- Lee, K. H., 1992. Combustion Characteristics of Sewage Sludge and Reduction of Pollutants in Fluidized Bed Incinerators. Dep. of Environmental Eng. Graduate School, National Fisheries University of Pusan.
- Litt, R. D. and T. L. Tewksbury, 1981. Trace Metal Retention in a Fluidized Bed Combustor. Proc., of the 10th Int. Conf. on FBC, ASME, 2. pp.127~130.
- McNallan, M. J., G. J. Yurek and J. F. Elliot, 1981. The Formation of Inorganic Particulates by Homogeneous Nucleation in Gases Produced by the Combustion of Coal. *Combustion and Flame*. 42. pp.45~60.
- Perry, R. H., C. H. Chilton, 1975. Chemical Engineers' Handbook. McGraw-Hill International Book Company, Fifth Edition.
- Richard, T. D., R. M. Manganelli, G. T. Baer, Jr., 1980. Fate and Behavior of Selected Heavy Metals in Incinerated Sludge. *JWPCF*, 52(10). pp.2552~2557.
- Robert, C. G. Jr., D. L. Neylan, 1977. Extraction of Metals and

- Phosphorus from Incinerated Municipal Sewage Sludge. Proc. 32th Industrial Waste Conf., Purdue Univ., pp.39~49.
- Seo, Y. C., H. C. Yang, K. H. Kang and H. H. Park, 1992. Thermal Behavior of Hazardous and Radioactive Metals, and Their Effects on Air Pollution(I). 韓國廢棄物學會誌, 9(2). pp.233~240.
- Smith, R. D., J. A. Cambell and K. K. Nielson, 1979. Concentration Dependence upon Particle Size of Volatillized Elements in Fly Ash. *Environ. Sci. Technol.*, 13(5). pp.553~558.
- Stephen, L. L., G. E. Gordon, 1979. Sources of Metals in Municipal Incinerator Emissions. *Environ. Sci. Technol.*, 13(4). p.434.
- Takeuchi, T., 1986. Saving Energy in Fluidized Bed Incineration for Sludge. *Journal Pollut. Contr.*, 22(3). pp.231-236.
- Trenholm, D., 1984. PIC Emissions from Hazardous Waste Incinerators. U. S. EPA Tenth Annual Research Symposium:Land Disposal, Incineration, and Treatment of Hazardous Waste. Fort Mitchell, KY.
- Tuomo, A. P., E. I. Kauppinen, 1990. Coal Combustion Aerosols : A Field Study. *Environ. Sci. Technol.*, 24(12). p.1813.
- U. S. EPA, 1975. Air Pollution Aspects of Sludge Incineration. EPA 625/4-75-009, Environmental Protection Agency.
- Vogg, H., H. Braun, M. Metzger and J. Schneider, 1985. The Specific Role of Cadmium and Mercury in Municipal Solid Waste Incineration. *ISWA Specialized Seminar*, Vol.18~19. pp.63~71.
- Wahab, M., 1989. Trace Metal Volatilisation in Fluidized-Bed

Combustion and Gasification of Coal. *Combust. Sci. Technol.*,
63. pp.209~227.

Whisman, M. L. et al., 1975. Waste Lubrication Oil Research :
Characterization of Base Stocks from Used Lubricating Oils.
Part 1 U. S. Energy Research and Development Administration
Office of Public Affairs, Technical Information Center.

Yaverbaum, L., 1977. Fluidized Bed Combustion Coal and Waste Materials.
Noyes Data Corp., New Jersey, U.S.A., p.87.



감사의 글

바쁘신 와중에도 본 논문의 결실을 위해 논문구상으로 부터 마무리 정리단계 까지 따뜻한 조언과 아낌없는 충고로 부족한 저를 지도 편달해 주신 허철구 교수님께 진심으로 깊은 감사를 드립니다. 아울러 심사과정에서 세밀한 검토로 모난부분을 말끔하게 다듬어 주신 화학공학과 이민규 교수님, 이기호 교수님 그리고 학창시절부터 여태까지 깊은 이해와 관심을 갖고 지켜봐 주신 오윤근 교수님, 허 목 교수님, 이용두 교수님 그리고 화학과 강창희 교수님께도 심심한 사의를 표합니다.

또한 소각실험을 할 수 있도록 배려해 주신 부산수대 이제근 교수님과 바쁘신 중에도 어려운일 마다 앓고 도움을 주신 한국기계연구원 김우현 선생님과 설비진단그룹 여러분들께도 고마움을 전하고자 합니다. 후배의 앞날을 위해 걱정해주고 격려해주신 부산수대 김태근 선배님, 장정국 선배님 그리고 밤을 뜬눈으로 새는 어려움에도 위로와 격려로 소각실험을 함께한 부산수대 최용준, 이유진, 장요한 외 대기오염 제어실험실 여러분에게도 깊은 감사를 드립니다. 특히 눈이 따갑고 심한 냄새속의 실험중에도 묵묵히 참아내고 함께해 온 해양환경공학과 대기오염실험실에 강충민, 김미정, 오창용, 김봉철, 강춘희 후배님, 어려움속에도 서로의 고통을 함께한 윤남호 계장님, 박관석, 강봉래, 김형철 학형과 여러 친구들에게 이자리를 빌어 고마움을 전하고자 합니다. 또한 여러모로 도움과 관심을 보여준 해양환경공학과 여러분께도 고마움을 표합니다.

끝으로 오늘이 있기까지 항상 당신들의 깊은 사랑으로 자식의 밝은 미래를 위해 온갖 희생을 아끼지 않으신 부모님, 온갖 허물을 덮어 주시고 격려해 주신 친·척가 모든 가족 그리고 어려움속에서도 씩씩한 이해와 싱그러운 웃음으로 깊은 사랑을 대신하며 희망을 가슴 가득 안겨준 사랑하는 아내 승희에게 이 작은 결실을 드립니다.