



저작자표시-비영리-변경금지 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:



**저작자표시.** 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.



**비영리.** 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.



**변경금지.** 귀하는 이 저작물을 개작, 변형 또는 가공할 수 없습니다.

- 귀하는, 이 저작물의 재이용이나 배포의 경우, 이 저작물에 적용된 이용허락조건을 명확하게 나타내어야 합니다.
- 저작권자로부터 별도의 허가를 받으면 이러한 조건들은 적용되지 않습니다.

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 [이용허락규약\(Legal Code\)](#)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

[Disclaimer](#)

노천소각 모의연소를 통한  
다이옥신류 및 PAHs의 Profile  
특성과 배출량 산정에 관한 연구



2007년 2월

부경대학교 대학원

지구환경공학연합동과정

문 동 호

공학박사 학위논문

노천소각 모의연소를 통한  
다이옥신류 및 PAHs의 Profile  
특성과 배출량 산정에 관한 연구

지도교수 옥 곤

이 논문을 공학박사 학위논문으로 제출함

2007년 2월

부경대학교 대학원

지구환경공학연합동과정

문 동 호

# 문동호의 공학박사 학위논문을 인준함

2007년 2월



주	심	이학박사	김 영 섭	(인)
위	원	공학박사	정 용 현	(인)
위	원	공학박사	김 승 도	(인)
위	원	공학박사	엄 석 원	(인)
위	원	공학박사	옥     곤	(인)

# 목 차

목차 .....	i
<i>List of Tables</i> .....	iv
<i>List of Figures</i> .....	viii
Abstract .....	1
<b>I. 서 론</b> .....	<b>4</b>
1. 연구배경 .....	4
2. 연구목적 .....	7
<b>II. 발생원과 다이옥신 문제의 이론적 배경</b> .....	<b>8</b>
1. 주요 발생원의 다이옥신류 배출저감의 국제적 동향 .....	8
2. 주요 발생원의 다이옥신류 생성과 배출 .....	10
1.1 폐기물 소각 .....	10
1.2 철 및 비철금속 .....	11
1.3 종이·펄프 산업 .....	12
1.4 비관리형 노천소각과 다이옥신 .....	13
1.5 기타 발생원 .....	17
2. 다이옥신류의 물리화학적 특성 .....	19
2.1 다이옥신 .....	19
2.2 Polychlorinated biphenyl .....	23
2.3 Polycyclic aromatic hydrocarbons .....	26

<b>III. 연구방법 및 내용</b> .....	<b>30</b>
1. 설문조사 .....	30
1.1 모의 노천소각 실험시나리오 .....	30
1.2 설문조사 내용 및 방법 .....	32
2. 실험방법 및 분석 .....	46
2.1 모의 연소실험 장치 .....	46
2.2 노천소각 실험용 시료 .....	49
2.3 시료채취 방법 .....	52
2.4 전처리 및 기기분석 .....	54
<b>IV. 연구결과 및 고찰</b> .....	<b>62</b>
1. 노천소각 다이옥신 공시험과 연소가스의 배출특성 .....	62
1.1 다이옥신 공시험 결과 .....	62
1.2 연소가스의 배출특성 .....	64
1.3 PCDD/DFs, DLPCBs 및 PAHs의 농도수준 및 profile 특성 .....	74
1.4 배출농도 수준의 비교평가 .....	97
2. 배출계수의 산출 .....	102
2.1 배출계수 .....	102
2.2 활동도 .....	107
2.3 배출계수 고찰 .....	108
3. 배출량 산정 .....	116
3.1 배출량 산정의 평가 방법 .....	116
3.2 배출원 조사 체계 .....	119

3.3 배출량 산정 .....	120
3.4 배출량 산정에 대한 고찰 .....	128
<b>V. 요약 및 결론 .....</b>	<b>134</b>
<i>Reference</i> .....	137
<i>Appendix</i> .....	161
감사의 글 .....	190



## *List of Tables*

Table 2-1. Constitution of PCDD/PCDFs isomer groups .....	21
Table 2-2. Summary of physical and chemical properties of PCDD/DFs isomer groups .....	22
Table 2-3. Summary of physical and chemical properties of PCBs isomer groups .....	24
Table 2-4. Physical and chemical properties of PAHs .....	29
Table 3-1. Sample design .....	33
Table 3-2. Period and method of research .....	33
Table 3-3. Fieldwork Design .....	34
Table 3-4. Content of the research .....	35
Table 3-5. Treatment of data processing .....	36
Table 3-6. Status of peasant by regional .....	37
Table 3-7. Result of assumption mother number .....	38
Table 3-8. Amount of domestic waste .....	39
Table 3-9. Open burning of characteristics of domestic waste .....	40
Table 3-10. Amount of agricultural residue .....	42
Table 3-11. Status of peasant by regional .....	42
Table 3-12. Status of peasant by regional .....	43
Table 3-13. Result of assumption mother number .....	44
Table 3-14. Amount of construction waste .....	45
Table 3-15. Composition of domestic waste .....	49

Table 3-16. Composition of agricultural residue .....	49
Table 3-17. Composition of construction wood .....	50
Table 3-18. Mass Labeled compounds of internal standards solution .....	59
Table 3-19. Labeled compound stock solution .....	59
Table 3-20. Instrumental conditions of HRGC/HRMS for PCDD/DFs .....	60
Table 3-21. Instrumental conditions of HRGC/HRMS for DLPCBs .....	60
Table 3-22. Instrument condition of PAHs by GC/MS .....	61
Table 4-1. Concentrations of PCDD/DFs and DLPCBs in Blank Test .....	63
Table 4-2. Mass of waste burned during testing .....	72
Table 4-3. Summary of gaseous emission data .....	73
Table 4-4. Concentration of PCDD/DFs and DLPCBs (ng/Nm <sup>3</sup> ) in domestic waste(gas) .....	75
Table 4-5. Concentration of PCDD/DFs and DLPCBs (pg/g, drybase) in domestic waste(residue) .....	76
Table 4-6. Concentration of PCDD/DFs and DLPCBs (ng/Nm <sup>3</sup> ) in agricultural residue(gas) .....	79
Table 4-7. Concentration of PCDD/DFs and DLPCBs (pg/g, drybase) in agricultural residue(residue) .....	80
Table 4-8. Concentration of PCDD/DFs and DLPCBs (ng/Nm <sup>3</sup> ) in construction wood(gas) .....	83

Table 4-9. Concentration of PCDD/DFs and DLPCBs (pg/g, drybase) in construction wood(residue) .....	84
Table 4-10. Concentration of PAHs( $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ) in domestic waste .....	88
Table 4-11. Concentration of PAHs( $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ) in agricultural residue ..	91
Table 4-12. Concentration of PAHs( $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ) in construction wood ..	94
Table 4-13. Concentration of PCDD/DFs( $\text{ng}/\text{Nm}^3$ ) in duct and inside .....	97
Table 4-14. Comparisons of Dioxin concentration from open burning .....	99
Table 4-15. Comparisons of PAHs concentration from open burning .....	101
Table 4-16. Emission factor for open burning( $\mu\text{g}$ -WHO TEQ/ton) ·	104
Table 4-17. Emission factor for open burning in different gas .....	105
Table 4-18. Emission factor for open burning in different burned residue .....	106
Table 4-19. Result of activity .....	107
Table 4-20. Emission factor for open burning(UNEP, 2005) .....	108
Table 4-21. Comparison of Emission factor of Dioxins from open burning .....	111
Table 4-22. Comparison of Emission factor of PAHs from open burning .....	114
Table 4-23. UPOPs emissions into air( $\text{g}/\text{yr}$ ) .....	123
Table 4-24. PCDD/DFs emissions into air( $\text{g}/\text{yr}$ ) .....	124

Table 4-25. PAHs emissions into air(g/yr) ..... 125

Table 4-26. PCDD/DFs emissions into land(mg/yr) ..... 126

Table 4-27. PAHs emissions into land(g/yr) ..... 127

Table 4-28. Comparisons of PCDD/DFs emissions to air from open  
burning source. .... 131

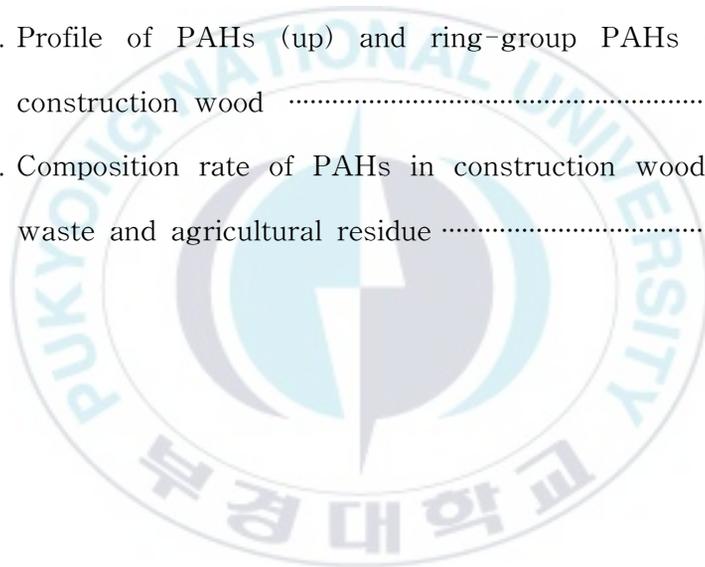
Table 4-29. Comparison of emission amount of open burning and  
other dioxins emission source ..... 133



## *List of Figures*

Fig. 2-1. Molecular structure of PCDDs and PCDFs .....	19
Fig. 2-2. Molecular structure of PCBs and numbering system .....	23
Fig. 3-1. Diagram for approach scenario of synthesis methodology of open burning .....	31
Fig. 3-2. Diagram of Open-burning simulation facility .....	48
Fig. 3-3. Diagram for extraction of samples .....	54
Fig. 3-4. Multi-layer silica gel column chromatography for PCDD/DFs and DLPCBs analysis .....	56
Fig. 3-5. Activated alumina column chromatography for PCDD/DFs and DLPCBs analysis .....	56
Fig. 4-1. Continuously measured O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , temperature(up) and NO <sub>x</sub> , SO <sub>x</sub> , CO(down) for domestic waste .....	67
Fig. 4-2. Continuously measured O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , temperature(up) and NO <sub>x</sub> , SO <sub>x</sub> , CO(down) for agricultural residue .....	68
Fig. 4-3. Continuously measured O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , temperature(up) and NO <sub>x</sub> , SO <sub>x</sub> , CO(down) for construction wood .....	69
Fig. 4-4. Profile of toxic 2,3,7,8 substituted PCDD/DFs in domestic waste .....	77
Fig. 4-5. Profile of toxic 2,3,7,8 substituted PCDD/DFs in agricultural residue .....	81
Fig. 4-6. Concentration of toxic 2,3,7,8 substituted PCDD/DFs in	

construction wood .....	85
Fig. 4-7. Relative contribution of profile pattern to PCDD/DFs in each sample .....	86
Fig. 4-8. Profile of PAHs (up) and ring-group PAHs (down) in domestic waste .....	89
Fig. 4-9. Profile of PAHs (up) and ring-group PAHs (down) in agricultural residue .....	92
Fig. 4-10. Profile of PAHs (up) and ring-group PAHs (down) in construction wood .....	95
Fig. 4-11. Composition rate of PAHs in construction wood, domestic waste and agricultural residue .....	96



*A Study for Estimation of Emissions and  
Profile Characteristics of Dioxins, dioxin-like  
PCBs and PAHs by Open burning*

*Dong-Ho Moon*

*Interdisciplinary program of Earth Environmental Engineering,*

*The Graduate School*

*Pukyong National University*

***Abstract***

Emission of PCDD/DFs, dioxin-like PCBs(DLPCBs) and PAHs result from unintended combustion processes, most typically waste combustion. Uncontrolled combustion, such as open-burning of domestic, agricultural, and construction/demolition waste may produce emission of this compounds. However, few assessment of PCDD/DFs emissions are available from these non-point sources and guideline about emission and activity factors provided by UNEP is not accurately accorded to specific condition of each local case.

In this study, an enquete was done about waste treatment method with 716 farmhouses and 112 construction sites to get fundamental data for open-burning system and evaluating activities. And the results of enquete showed that 2,270 tons of domestic waste, 1,649,528 tons of agricultural residue, and 656 tons of construction wood was open-burnt.

After enquete, a flux chamber for simulating an open-burning was set by the size of 3.5m×2.5m×2.2m, and flue gas from flux chamber was estimated for researching characters of gas and contained dioxin-like compounds and PAHs. Also the emission factor and the emission amount of flue gas and incineration residue was presented.

Flue gas was real-timely estimated to brought a result that average CO concentration was 403 ~ 1,605 ppm, CO<sub>2</sub> was 0.9 ~ 2.9%, and NO<sub>x</sub> was 3.6 ~ 24.5 ppm. The ratio of O<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub>(%) was 3.6 ~ 4.8(%) for domestic waste, 7.3 ~ 12.4(%) and 2.2 ~ 3.4(%) for agricultural residue and construction wood, therefore the ratio of O<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub>(%) from construction wood burning was variable.

The concentration of PCDD/DFs in flue gas was 0.07 ~ 0.126 WHO-TEQ/Nm<sup>3</sup> in case of domestic waste, 0.077 ~ 0.178 WHO-TEQ/Nm<sup>3</sup> in agricultural residue and 0.224 ~ 0.274 WHO-TEQ/Nm<sup>3</sup> in construction wood. And emission factor was 7.3, 8.9, 10.9 μg WHO-TEQ/ton for each case, which was much lower than noticed factor in UNEP.

Emission amount was estimated by multiplying emission factor by activity, the total amount emitted from open-burning into air was 0.017 g WHO-TEQ/yr for domestic waste, 14.86 g WHO-TEQ/yr for agricultural residue and 0.008 g WHO-TEQ/yr for construction wood.

In this category of open burning, amount of agricultural residue burning occupied almost 99.8%, so open-burning of domestic waste and construction wood was not a major source.

Analysis of homologue profile shows that PCDFs contribute more

than PCDDs to total concentration, and the most contributory isomer to total dioxin amount was 2,3,4,7,8-PeCDF. DLPCBs were scarcely generated.

PAHs were estimated to  $137.8 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$  for domestic waste,  $288.7 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$  for agricultural residue and  $145.8 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$  for construction wood. And emission factor was 7.5, 10.9 and 20.8 mg/kg respectively, which shows a lower tendency prepared to previous studies.

Preparing the emission amount from open burning to that from other industries, emission amount from open burning accounts for 1.4% of total amount, and emission from industries excluding waste incineration facilities accounts for 8.9%, which takes the 3rd place after ferrous industry and non-ferrous metal industry.

This is the first study in Korea about UPOPs including dioxins produced in open burning, and further researches are needed to control emissions of dioxins and dioxin-like compounds systematically considering these results.

# I. 서 론

## 1. 연구배경

과학기술의 발전과 산업화가 가속화 됨에 따라 다양한 화학물질이 제조, 사용되고 있으며 그 중 인간 및 주변 환경에 각종 악영향을 미치는 오염물질에 대한 관심이 증가하고 있다. 이러한 오염물질 중 잔류성유기오염물질(Persistent Organic Pollutants, POPs)은 독성(Toxic), 생물농축성(Bioaccumulate), 잔류성(Persistent) 및 장거리이동성(long-range transfer)의 특성으로 인간을 비롯한 생태계에 생식작용, 면역기능 저하, 암을 유발하는 중요한 환경오염물질로 국제적인 문제가 되고 있다.

2001년 5월 “Stockholm Convention for Persistent Organic Pollutants (이하 스톡홀름 협약)”이 채택된 이후로 UNEP를 중심으로 POPs의 국제적인 공동관리 체계를 마련하기 위한 노력이 진행되고 있으며, 우리나라에서도 이에 대한 다양한 연구가 진행중에 있다.

POPs 중 aldrin, chlordane, dichlorodiphenyl trichloroethane(DDT), endrin, dieldrin, heptachlor, mirex, toxaphene과 같은 농약류를 제외한 polychlorinated dibenzodioxin(PCDD), polychlorinated dibenzofurans(PCDF), polychlorinated biphenyl (PCBs), hexachlorobenzene (HCB), polycyclic aromatic hydrocarbon (PAHs)은 다양한 산업공정에서 비의도적으로 배출되는 POPs 물질로 산업활동의 부산물로서 배출되는데, 주요 배출원으로는 폐기물 소각시설, 각종 금속산업, 발전 및 난방, 화학산업, 제지펄프산업 등으로 구분할 수 있다. 이들은 대형 점오염원으로 분류되어 오래전부터 배출원별 발생원에 대한 생성 매커니즘이나 배출계수 및 배출량 등 많은 연구들이 수행되었다.(Czuczwa and Hites, 1984 ; Fiedler, 1996 ; Ok et al 1993)

이와 반면에 소규모 연소시설, 화재, 자동차, 노천소각 등과 같은 비점 오염원에 대해서는 배출원 파악 등 구체적인 연구는 거의 이루어지지 않았으나, 미국 EPA에서 노천소각에 의한 비관리 연소공정에서 배출되는 POPs 물질을 규명하고자 모의 실험장치 (Burn Hut)를 설치하여 본격적인 연구를 실시되고 있으며 다수의 연구자료 들이 보고되기 시작했다. (Brian K. Gullet et al., 2001 ; Paul M Lemieux et al., 1997).

또한, Wever 등(2004)은 정원쓰레기를 바렐(barrel)에 넣어 태우는 방법, 노천소각, 임시 소각로에서의 소각 등 각각의 경우 다이옥신의 확산 정도와 농도를 측정하여 노천소각이 환경에 미치는 영향을 조사하였다.

노천소각의 연구들은 연소 배출가스를 직접측정하거나 모의실험장치를 이용한 연구 뿐 아니라 연소 후 소각잔재 분석을 통한 노천소각의 평가도 실시하고 있는데, Gullet 등(2003)은 농사가 끝난 밭을 태웠을 때 다이옥신 농도를 측정하였으며, Wobst 등(1999)은 아파트 화재 이후 표면의 오염정도를, Kim 등(2003)은 산불 후 토양의 오염정도를, Gabos 등(2001)은 산불 후 저질시료에 대한 평가를, Martinez 등(2000)은 산불 후 식생, 토양에 대한 평가를 실시하였다.

이러한 연구 결과들에 대하여 Lemieux 등(2004)은 다양한 노천소각에서 배출되는 대기오염물질에 대한 포괄적인 연구에서 비관리연소공정에서 배출되는 다이옥신이 상당량임을 주목하고 이에 대한 특징, 배출계수 산정 방법의 예시 및 다양한 측정방법 등을 제시하였다. 특히 배출계수 결정이나 측정방법이 기존의 방법으로 직접적용이 곤란한 경우 배출율 (Emission ratio)을 이용하여 간접적으로 다이옥신 배출량을 평가할 수 있음을 제시하고 있다.

다이옥신의 주 발생원으로 알려진 소각시설, 철강 소결로 등의 규제가 강화되고 산업체에서도 자발적 협약 등을 통하여 POPs 물질 저감을 위

한 다양한 노력들을 기울이고 있다. 하지만 노천소각은 현재 불법소각으로 법으로 금지되어 있지만 다양한 형태로 소각처리 되고 있으며 외국의 경우도 노천소각에 의한 다이옥신 배출량을 미국의 경우 595g/년(1995), EU의 경우 연간 다이옥신 배출량에서 노천소각이 차지하는 비율이 16.4%(EC DG ENV, 1997)로 보고하고 있다.

반면 우리나라의 경우 점 오염원으로 분류되고 있는 중·대형 산업시설의 배출시설에 대해서는 많은 조사 연구가 진행되고 있으나 소형 연소시설이나 비점오염원인 노천소각 등에 대한 연구는 전무한 실정이다.

따라서 본 연구는 노천소각의 모의연소시설을 제작하여 노천소각에서 배출되는 배출가스 및 잔재물 중의 PCDD/DFs, dioxin-like PCBs(이하 DLPCBs라 함) 및 PAHs의 농도 수준과 관련 화합물의 profile 특성을 파악하고, 배출가스 및 연소잔재물 중의 PCDD/DFs, DLPCBs 및 PAHs의 배출계수, 배출량 산정을 통하여 국내 배출현황을 파악하여 국내배출 목록 작성에 활용될 수 있도록 하기 위함이다.

## 2. 연구목적

잔류성유기오염물질은 과학기술의 발전에 따라 새롭게 제조되거나 다양한 인간활동에서 부산물로 발생되며, 최근 그 독성이 밝혀짐에 따라서 규제 및 관리의 필요성이 제기되고 있다.

이에 UNEP에서는 POPs의 위해성을 인식하고 국제적인 공동관리체계를 마련하기 위하여 노력을 진행해 왔으며, 이러한 노력의 결과로서 스톡홀름협약이 2001년 5월에 채택되었으며 우리나라는 외교적 서명을 함으로써 협약 가입의사를 분명히 한 바 있어 향후 협약이 정하는 바에 따라 배출량 조사 및 감축계획을 포함한 국가이행계획을 수립하여 집행해야 한다.

따라서 기초적인 자료로 이용되는 POPs 배출목록의 경우에는 2001년부터 지속적으로 조사·연구 사업을 진행하고 있으나 소규모 연소시설, 화재, 노천소각, 자동차 등과 같은 비점오염원에 대해서는 연구가 이루어지지 않아서 배출원 파악조차도 이루어지지 않고 있다. 특히 노천소각과 같은 비관리연소의 경우에는 점오염원에서 이용하는 배출원 조사기법을 적용하기 어려우며, 외국의 선행연구에 따르면 과학적이면서 통계적인 추정법이 유용한 것으로 알려지고 있다.

이러한 배경 하에 본 연구는 노천소각에 대한 배출가스 농도 수준 및 관련 화합물의 profile 특성을 평가하고 배출계수 및 배출량 산정을 통하여 PCDD/DFs, DLPCBs 및 PAHs에 대한 노천소각에 의한 배출현황을 파악하여 향후, POPs 물질 배출목록 작성의 기초 자료로 활용될 수 있도록 하기 위함이다.

## II. 다이옥신의 이론적 배경

### I. 주요 발생원의 다이옥신류 배출저감의 국제적 동향

일반적으로 다이옥신의 주요 배출원 중 도시쓰레기 소각시설이 가장 큰 발생원으로 알려져 왔었지만, 오스트레일리아의 경우는 비철(非鐵)플랜트가 차지하는 비율이 가장 많은 것으로 최근 보고되고 있다

외국의 경우를 살펴보면 미국의 경우 1995년 배출량은 도시폐기물 소각(1,100 g I-TEQ/year, B)과 매립장 화재(1,000 g I-TEQ/year, D), 가정쓰레기 노천소각(595 g I-TEQ/year, C)이 큰 배출기여도를 보이는 것으로 보고되고 있으며, 그중 매립장 화재의 경우는 매우 불확실한 자료를 활용하여 예비 산정한 배출량이다. 이 자료는 1995년 및 1987년 모두 신뢰도 등급 B와 C가 대부분이며, 대기로의 배출량 중에서는 신뢰도 등급 'A'가 전무한 상태이다.

한편, 미국환경보호청(EPA)은 MACT(Maximum Achievable Control Technology)에 의하여 달성 가능한 수준을 설정하고 다이옥신류 전체 총량기준으로서 제시하고 있다. 또한 미국은 대기정화법(CAA ; Clean Air Act)에서 다이옥신을 포함한 유해대기물질을 지정하여 정부령에 해당하는 CFR(Code of Federal Regulations)중의 NESHAP(National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants)라고 하는 배출기준을 배출원 별로 정하고 있다.

독일은 1991년의 추정에서 1차 발생원의 주요 배출원은 도시쓰레기 소각(5.4~432 g-TEQ/year)과 비철플랜트(38~380 g-TEQ/year)인 것으로 산정되었다.

이에 대하여 1994년을 대상으로 최근 작성된 UNECE(UN-Economic Commission for Europe)의 스톡홀름협정의 POPs 조약 데이터베이스 구

축을 위하여 연방환경청이 작성한 결과에 의하면, 도시쓰레기 소각은 30g-TEQ/year로 감소한 것으로 보고되고 있다. 한편, 야금프로세스 중의 비철플래트도 91.6 g-TEQ/year로 감소했지만, 제철플래트가 181 g-TEQ/year로 가장 많은 배출량을 차지하고 있는 것으로 파악되고 있으며 연간 총 배출량은 334 g-TEQ/year로 산정되고 있다(EU Dioxin Inventory Final Report., 1997).

일본의 경우는 주로 폐기물 소각시설 등의 배출량을 우선적으로 삭감하는 계획으로 초점을 맞추어 진행한 것으로 파악되고 있다. 2003년에 조사된 배출량은 연간 372-400 g-TEQ 였으며, 이는 1997년 배출량(연간 7,680~8,135 g-TEQ)의 거의 95%가 저감된 것으로 보고되고 있다. 게다가, 2010년 배출량은 연간 315-343 g-TEQ 정도로 2003년의 약 15%가 저감될 것으로 예측하고 있으며, 이는 실측을 통한 삭감전략의 달성을 도모하고 있는 것으로 파악되고 있다. (일본 National Implementation Plan, 2006).

특히, 독일 및 네델란드 등 유럽연합국가들의 경우는 다이옥신류(PCDD/DFs) 및 PCBs를 가장 유해한 물질로서 인정하고 있고 배출의 최소화를 의무화하고 있다. 또한 배출을 줄이기 위하여 BAT(Best Available Technology) 또는 BACT(Best Available Control Technology)의 관점에서 기준을 설정하고 배출을 최소화한다는 기본 방침을 수립하고 있다.

## 2. 주요발생원의 다이옥신 생성과 배출

### 2.1 폐기물 소각

폐기물 소각에 의하여 배출되는 다이옥신의 주요경로를 다음과 같이 3가지로 취급되고 있다. i)쓰레기(유기물)에 원천적으로 연료의 일부로서 함유된 다이옥신, ii)소각로 내의 연소과정에서 전구물질에 의한 다이옥신류의 생성, iii)연소 후의 배관 및 대기오염제어 시스템의 저온 영역에서 다이옥신의 생성경로 등으로 간주되고 있다.

쓰레기 중에 원천적으로 함유된 다이옥신은 거의 무시할 수 있는 수준이지만, 소각 과정에서 전구물질에 의한 생성, 즉 여러 가지 벤젠환상의 탄화수소류가 전구물질(Precursors)의 생성반응 매개체로서 역할을 하며, 염소원의 존재는 다이옥신을 비롯한 관련화합물의 반응을 초래한다. 이들의 반응은 연소시에 고온의 라디칼 반응을 거쳐 저온의 비산 분진의 표면에서 다이옥신의 생성을 가져오는 것으로 설명되고 있다. 이에 관여하는 중요한 전구체로서는 염소화벤젠류(Chlorobenzenes), 클로로페놀류(Chlorophenols), 염소화비페닐(Chlorinated biphenyls)이라고 지적되고 있다(Hanai et al., 1986, Ballschmitter et al., 1988; Dickson and Karasek, 1987; Ok et al., 1993).

또한, 전구물질의 관여를 비산분진 표면의 탄소입자에 의하여 염소와 산소의 상존상태에서 촉매의 역할을 하는 구리(II)의 촉매역할에 의하여 다이옥신을 포함한 유기염소화합물의 형성을 지적하고 있다(Vogg and Stieglitz, 1986; Stieglitz and Vogg1987).

또한, 배가스의 냉각과 집진의 과정의 저온영역에서의 다이옥신의 생성(Downstream Formation)을 생각할 수 있으며 비산분진의 표면에서 무기염소와 방향족 화합물의 반응으로 다이옥신의 생성이 설명되고 있

다. 일반적으로 이러한 반응경로 중의 생성온도 영역은 392°F ~ 932°F (200°C ~ 500°C)이며 최대의 재합성 온도영역으로서 572°F(300°C)로서 지적되고 있다. 이와 같이 소각의 과정에서 전구체를 비롯한 다이옥신과 관련한 화합물의 관여에 의하여 다이옥신의 생성을 de novo synthesis로서 간주하고 있으며 유기염소화합물 1차적인 원인물질로서 간주하고 있다(Hanai et al., 1986, Stieglitz et al.,1987; Hanai et al, 1987; Ok et al, 1992).

또한 Ok et al,(1998)은 보일러에서의 다이옥신류 생성과 재합성을 보고하고 있으며, 배출억제를 위한 공정제어 기술로서 2T, 2A 이론이 제시되어 있다.

## 2.2 철 및 비철금속

철강산업에서 다이옥신 발생원은 전로강(轉爐鋼)의 경우, 철광석 소결 공정 중 철광석, 코크스, 석탄, 밀-스케일, 재사용 분진에 함유된 염소, 유기물 등이 금속철, 철·동의 염화물과 촉매로 작용하여, 고온·산화환원 분위기의 로에서 다이옥신이 생성되며, 전기로강의 경우, 철스크랩에 피복 또는 혼입된 염화비닐, 도료·수지 등의 염소 및 유기물로 인하여 전기로 용해공정에서 다이옥신이 발생할 수 있는 것으로 보고되고 있다.(Buekens A., E., et al, 2001)

철 및 비철금속류의 재생·회수시설 및 전선의 재생처리 공정이 다이옥신류의 주요 발생원 중의 하나로 알려지고 있으며(Miles et al, 1987) 철강제조의 경우에는 용해공정에서 리사이클 원료 중 포함되어 있는 PVC와 같은 플라스틱이 혼합되어 다이옥신류가 발생하는 원인으로 간주하고 있다.

스웨덴의 경우는 10톤 규모의 전기로에서 다이옥신류가 0.1~

1.5ng-TEQ/Nm<sup>3</sup>가 검출된 것으로 보고되고 있다. 그리고 철강의 2차 정련 공정에서 스크랩 철 조각(scrap ferrous)을 용해하는 बै치(Batch) 타입의 용해로에서는 110ng-TEQ/Nm<sup>3</sup>의 다이옥신류가 검출되고 있으며 다이옥신류 중 PCDFs의 점유율이 높은 것으로 보고하고 있다(Tysklind et al, 1989).

비철금속 공정의 경우에는 알루미늄, 구리, 니켈, 마그네슘의 공정이 포함되며 이들의 공장폐수에서도 다이옥신류가 검출되는 것으로 보고하고 있다(Oehme et al, 1989). 철광과 마찬가지로 비철금속의 경우에도 스크랩 조각의 재생에서 플라스틱, 페인트 및 용재류의 혼재와 처리 공정에서 염화나트륨 및 염화칼륨을 사용함으로써 고온의 열처리공정에서 다이옥신류의 생성가능성을 지적하고 있으며, 알루미늄의 재생공정에서 발생하는 배가스 중에서 2,3,7,8-TCDF를 43ng/Nm<sup>3</sup>를 검출한 것으로 보고하고 있다(Aittola et al, 1992).

### 2.3 종이 · 펄프 산업

종이 및 펄프산업의 제조공정 중에는 표백 공정이 있으며 많은 량의 염소를 소비하는 것으로 알려져 있다. 이 표백공정에는 배기가스를 비롯하여 폐수, 오니 등의 발생과정을 가지며 이것이 배출되는 과정에서 다이옥신류가 환경 중으로 방출 되게 된다. 예를 들면 독일의 경우는 이들 과정에서 연간 30g이상의 다이옥신류가 방출되는 것으로 추정되었으며 스웨덴의 경우도 유사한 것으로 보고되고 있다. 때문에 염소를 사용하지 않고 오존으로 전환을 추진한 것으로 보고되고 있다(NATO/CCMS, 1988., Swanson등, 1988).

펄프와 관련하여 다이옥신류의 발생은 원료가 되는 목재는 섬유소 및 리그닌 등이 함유되어 있으며 리그닌은 페닐프로판의 유도체 축합물로서

분자량이 크고 폐놀기를 가지고 있다. 이것이 염소표백의 공정에서 클로로페놀 및 다이옥신류 관련화합물을 포함한 여러 가지 할로겐 화합물이 생성되는 것으로 보고되고 있다.

펄프 및 종이의 제조공정을 거친 제품 중 커피필터 및 우유 팩등에서 미량의 다이옥신류의 검출이 보고되고 있다(Cramer등, 1990). 한편, 펄프의 제조과정에서 발생하는 슬러지 및 흑액은 소각처리됨으로서 배가스 중 다이옥신류 발생의 원인으로 작용하게 된다(Miles, 1987).

#### 2.4 비관리형 노천소각과 다이옥신

비관리연소인 노천소각은 산불, 농업잔재물의 연소, 주택, 공장 등 건물의 화재, 생활폐기물의 불법소각, 차량화재, 건설용 목재의 연소 등을 포괄하여 지칭하는 것으로, 자연적 또는 인위적으로 발생하는 일련의 연소 및 소각공정을 포함한다. 비관리 연소공정에 대한 측정방법의 객관화 및 배출량 산정에 있어서 몇가지 문제점이 야기되는데 이를 정리하면 첫째 대기중으로의 확산이 연돌에서 배출되는 것이 아니라 지표부근에서 주로 발생하며, 둘째 시간이 경과함에 따라서, 즉, 수년이 경과하여도 쉽게 주변으로 확산되지 않아 장기간 또는 국지적인 영향을 일으키고, 셋째 경우에 따라 광범위한 지역에 걸쳐 비점오염원이 될 수 있으며, 넷째 대기오염방지설비(APCDs, Air pollutants control devices)의 채용이 불가능한 경우가 대부분이며 다섯째 법률적이나 강제적으로 비관리연소 활동을 제지하거나 감소시키는 방법을 적용시키기 곤란하고, 마지막으로 비관리연소 공정은 상당히 복잡한 복합화합물을 연료로 하는 경우가 대부분으로 단일성분의 연료에서 배출량을 평가하는 방법을 적용시키기가 곤란하다는 점이다.

따라서, 본 범주의 각 세목별 측정방법을 별도로 지정하는 것은 곤란

한 것으로 판단되며, 유사한 측정방법이 적용될 수 있는 세목을 취합하여, 이에 대한 포괄적인 방법을 제시하는 것이 바람직할 것으로 판단된다.

비관리 연소공정의 세부범주별로 측정농도 및 배출계수에 대한 연구는 비교적 활발히 이루어지고 있는데, 이는 다이옥신 배출원중 점오염원에 해당하는 폐기물소각시설, 대형 금속산업시설, 발전 및 난방시설 이외에 비산업배출원(Non-industrial sources)이 주된 다이옥신 배출원일 가능성에 주목한 시점에서부터 이루어지고 있다.

Lemieux 등(2004)은 다양한 비관리 연소공정에 대해 적용 가능한 몇 가지 측정방법을 정리하였는데, 주변대기의 채취를 통한 측정방법(Ambient sampling), 실제 연소되고 있는 연기 기둥의 직접채취방법(Plume sampling - Nomad sampler), 실험실에서의 모사실험(Laboratory simulation), 풍동을 이용한 실험(Wind-tunnel testing), 주변 잔재물로부터의 간접측정(Wipe and ash sampling), 동일하거나 유사한 공정결과의 외삽(Extrapolation from similar source) 등이 그것이다.

또한, 정원 및 가정폐기물의 소각에 의한 다이옥신 배출량을 평가한 Wever 등(2004)의 연구에서 적용한 측정방법을 살펴보면, 강하분진포집기(Bergerhoff deposition gauge)를 이용하여 소각실험의 배출지점에 대해 동서남북 네 지점에서 일정거리 떨어진 곳에서 대기로부터 강하량을 측정하고, 그보다 훨씬 멀리 떨어진 곳에서 배경농도를 측정함으로써, 주변대기와 직접 배출되는 plume에 의한 영향을 산정하였다. 다이옥신의 측정은 GPS-1 sampler(Graseby Anderson)를 이용하여 흡인경로상에 유리섬유여지와 PUF를 장착하여 일정한 유량(10m<sup>3</sup>/h)으로 진행하였다. plume의 희석율을 판단하는 참고물질로써 NDIR 분석기로 CO<sub>2</sub>의 농도를 측정지점과 동일하게 측정함으로써, 배경농도와 실측농도간의 차이를

회석율로 표현하여 측정하는 방법을 제시하였다. 농도의 측정은 일반적인 방법으로도 가능하지만 배출계수를 평가하기 위해서는, 측정농도와 측정유량의 곱으로 표현하여야 하며, 이 때, CO<sub>2</sub> 농도를 기준으로 환산함으로써 다이옥신의 실측농도를 배출계수로 사용가능하며, CO<sub>2</sub> 발생량을 폐기물중 탄소함량으로 보정함으로써 궁극적인 목표 단위인 ng-TEQ/kg-소각 폐기물로 표현하는 것도 가능하다고 설명하고 있다.

Lemieux 등(1997)에서 언급한 선행연구결과를 정리하면, 가정 폐기물의 노천소각과 관련된 선행연구로써 다음의 Minnesota study와 Illinois study라고 명명된 두가지 경우를 예를 들어 설명하고 있다.

Western Lake Superior Sanitary District of Minnesota에서 수행된 Minnesota study에 따르면 다이옥신 배출량은 제어가 양호한 소각시설에 비해 약 20배 가량 높은 것으로 평가하였으며, 다른 오염물질에 대한 연구는 수행되지 않았다.

또한, Two Rivers Regional Council of Public Officials and Patrick Engineering, Incorporate of Illinois에서 수행된 Illinois study에서는 노천소각되는 폐기물의 양과 형태에 대한 조사를 시작으로 연구를 수행하였고, 연소실험 후 남은 잔재물에 대한 평가도 실시하였다. 연소실험을 위한 준비로써, 준비된 폐기물을 적당히 포장하고 무게를 잰 후, 겉보기 밀도를 측정하여 기본적인 특성을 우선적으로 파악하였다. 폐기물은 약 8시간 이상동안 55-gal 드럼에서 소각. 이중 2시간씩 시료채취하여 3시료를 작성하였고, 측정대상으로는 PM, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, HCl, VOCs, PCDD/DFs, 중금속 등을 선정하였다. 다이옥신은 제어가 양호한 폐기물 소각시설에 비해 약 17배 가량 높은 양이 배출되는 것으로 조사되었다. 연소 후, 잔재물의 평가로부터 소각잔재물 발생율은 질량비로 약 34~53%, 부피 감소율은 약 70~80%인 것으로 평가하고 있다.

이상의 연구결과를 바탕으로 실시한 US EPA의 기술보고서(1997)에서는 다양한 노천소각과 관련하여 가정 폐기물의 용기내 소각이 일반화되어 있음에 주목하고, 이로부터 배출되는 다이옥신의 배출량을 평가하기 위해 모의실험을 실시하였다. 이 때 사용한 모의실험용 장비(Burn hut - EPA's open burning test facility)에 대해 개략적으로 살펴보면, 모의소각 실험장치는 외부에서 유량체크가 가능하여 공급공기 유량을 일정하게 조정할 수 있고, 연소부 하부에 구멍을 뚫어 통기시키고, 상부에 덕트 및 연돌을 두어 오염물질의 측정이 가능하게 하였다.

또한, 각 주요부위에 온도계를 설치하여 연소상태를 점검할 수 있으며 소각장치 하부에 저울을 설치하여 실시간 질량변화를 관찰할 수 있는 구조로 되어 있다. 실험개시를 위한 초기 점화는 다이옥신 배출이 거의 없는 프로판 토치를 이용하여 점화하고 실측은 그 이후부터 실시함으로써 배출농도, 가스배출량, 소각되는 물질의 양으로부터 배출계수를 산정할 수 있는 시스템이다. 이 경우, 배출계수는 「(시료농도×유입유량×가동시간)/시료의 무게」로부터 산출하고 있다.

Wobst 등(1999)은 화재에 의한 연소면적(m<sup>2</sup>)당 다이옥신 배출량을 평가하였으나, 이 연구에서는 대기로의 배출량을 직접 산정한 것이 아니라, 연소후 잔재물의 농도를 연소면적에 곱하여 산정함으로써 직접적으로 적용하기에는 무리가 있는 방법으로 판단된다.

하지만, 표면 오염도란 개념에서 접근하여, 소각잔재물의 농도와 연소가스의 농도와의 비교가 가능할 경우에는 노천소각이나 다른 비관리 연소공정의 자료와의 상관성 검토를 통해 배출계수 산정이 가능한 방법으로 평가할 수 있다.

또한, 배출량이 많을 것으로 평가되고 있는 산불에 대해서는 국내에서도 김은정 등(2004)이 고성, 강릉, 동해, 포항에서 산불 이후 1개월, 5개

월, 9개월 후 토양시료를 채취하여 농도와 검출패턴을 조사한 결과 산불이 일어난 토양과 그렇지 않은 토양과는 검출패턴이 다른 것으로 평가하였으며, Gabos 등(2001)은 캐나다 북부 Alberta에서 산불 이후 저질 시료의 특성을 조사하였는데 발열에 의해 형성되는 PAHs는 산불에 의해 많이 생성되었으나 화석연료에 의해 주로 생성되는 PAHs는 별로 검출되지 않아 산불의 영향을 받지 않는 것으로 평가하였다.

또한 Martinez 등(2000)도 산불에 대한 연구 사례가 있으나, 이 또한, 직접적인 산불에 의해 발생한 연소가스의 측정에 의한 것이 아니라 토양에 미치는 영향을 평가한 것으로 배출계수로 적용하는 데에는 무리가 있다.

이상과 같이 국내외적으로 비점오염원에 대한 배출평가는 미국 EPA의 모의실험실에서 실험을 포함하여 일부 연구되고 있으며 또한, 잔재물 분석을 통한 간접적인 평가도 보고되고 있지만, 이에 대한 연구는 현 단계에서는 미미한 수준에 있다.

## 2.5 기타 발생원

유연 가솔린을 사용하고 있는 자동차 배가스에서 20~220 pg/km의 다이옥신류가 검출되고 있다(Marklund et al, 1987). 그리고 최근 일본의 자동차 공업협회는 디젤차에서 연료 사용량으로 환산한 농도로서 평균 19.94 pg-TEQ/l, 가솔린 차량에서는 평균 5.72 pg-TEQ/l의 다이옥신류 배출을 보고하고 있다(1999). 국내의 경우 자동차로부터의 다이옥신류 생성배출에 대한 연구가 보고되어 있으며, 연료 및 주행속도 등의 조건의 변화에 대해 발생량은 다른 것으로 보고되고 있다.(김동환, 2005 ; Kim and OK, 2006)

이외에도 활성탄의 고온가열 재생처리(Miles et al., 1987, Lykins et

al.,1988) 및 가정용 난로 등에서도 다이옥신류의 검출이 확인되고 있다 (Bacher,1992).

또한, 수립의 화재 등의 과정에서 다이옥신류의 방출이 확인되고 있으며(Wenning et al, 1992), Tashiro등(1990)은 실질적인 수립의 화재 연소 과정에서 다이옥신류가 15~400 pg/m<sup>3</sup>을 검출한 것으로 보고하고 있다.

이외에도 일상생활의 과정 중 담배의 연소과정에서 다이옥신류가 검출되고 있으며 그 대표적인 연구결과 로서 알려지고 있는 Bump등(1980)이 검출한 다이옥신류의 농도는 33~76 pg/g으로 보고하고 있으며 이것을 담배 한 개피당으로 환산하면 0.3~0.6 pg-TEQ/개피의 수준이 되는 것으로 평가되고 있다.

그리고, 난연재의 제조를 비롯한 다양한 재료의 연소과정에서도 다이옥신류의 방출이 보고되고 있어 폐기물 소각뿐만이 아니라 열공정을 가지는 다양한 프로세스에서 다이옥신류의 발생이 확인되고 있다(Czuczwa and Hites, 1984 ; Fiedler, 1996 ; Ok et al., 1993)

### 3. 다이옥신류의 물리화학적 특성

#### 3.1 다이옥신

다이옥신은 벤젠환 사이에 2개의 산소가 연결되어 있는 화합물로서 화학적으로 dibenzo-*p*-dioxins 이라고 알려져 있는 화합물이다. 다이옥신은 벤젠고리의 1~4 및 6~9에 부가하여 치환되는 염소 및 기타 할로젠 원자, 유기 라디칼, 또는 수소원자가 치환될 수 있지만, 이들의 위치에 염소원자가 치환된 염소화 다이옥신, 즉 polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins 으로서 부가된 염소수 및 염소원자가 결합된 위치에 따라 75종의 염소화 다이옥신의 이성체가 존재하고 있다. 한편, 이와 유사한 구조를 가진 화합물로서 염소화 디벤조퓨란, 즉 polychlorinated dibenzofurans 이 있으며 다이옥신과 마찬가지로 2개의 벤젠환 사이에 하나의 산소원자가 결합된 화합물로서 염소위치와 수에 따라 135종의 염소화 디벤조퓨란의 이성체가 존재하고 있다.

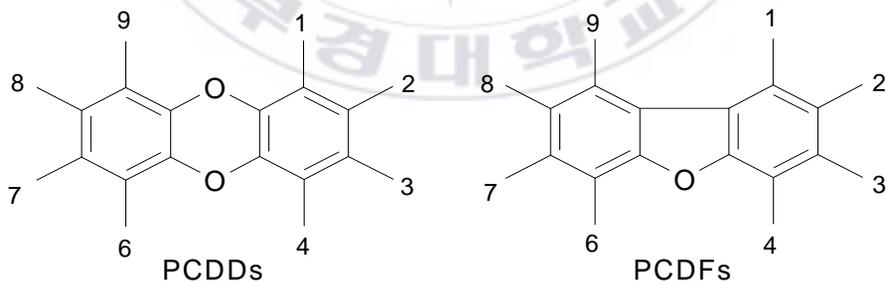


Fig. 2-1. Molecular structure of PCDDs and PCDFs.

그림. 2-1의 구조식에서 앞부분의 산소 2개가 치환된 다이옥신류를 총체적으로 폴리염화다이옥신(polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins)이라고 일

컬어지며 산소 1개가 치환된 디벤조퓨란류를 폴리염화디벤조퓨 (polychlorinated dibenzofurans)란 이라고 말한다.

일반적으로 이들 화합물을 일괄적으로 다이옥신류라고 지칭하고 있으며 이들 210종류의 다이옥신류 중에서 독성이 가장 강한 다이옥신으로서 2,3,7,8-TCDD가 있으며 이것이 독성등가(Toxic Equivalent Factors; TEQ)환산의 기준이 되고 있다.

이들 물질은 일반적인 유기화합물질과는 다르며 수평 및 수직축의 양 방향에 대하여 대칭적인 구조를 가지고 있다. 이들 화합물은 실온에서 무색의 고체이며, 반응성이 높은 관능기가 없기 때문에 화학적으로 대단히 안정한 특징을 가지고 있다. 지방성분에 용해성이 높고, 물에는 용해성이 거의 없어 일반적으로 환경 중에서는 토양이나 입자상 성분에서 가스상 보다 많이 발견되는 것으로 보고되고 있다(U.S. EPA. Health Assessment Document for Polychlorinated Dibenzo-*p*-dioxins, 1984). 이러한 다이옥신의 물리·화학적 특성을 Table 2-1.과 2-2.에 나타내었다(Rappe, 1978; Mackay et al., 1992).

Table 2-1. Constitution of PCDD/PCDFs isomer groups(Rappe, 1978)

No. of Cl	PCDDs				PCDFs			
	Homologue	Molecular Formula	Molecular weight	No. of Isomer	Homologue	Molecular Formula	Molecular weight	No. of Isomer
1	MCDD	C <sub>12</sub> H <sub>7</sub> ClO <sub>2</sub>	218	2	MCDF	C <sub>12</sub> H <sub>7</sub> ClO	202	4
2	DCDD	C <sub>12</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	252	10	DCDF	C <sub>12</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>2</sub> O	236	16
3	TrCDD	C <sub>12</sub> H <sub>5</sub> Cl <sub>3</sub> O <sub>2</sub>	286	14	TrCDF	C <sub>12</sub> H <sub>5</sub> Cl <sub>3</sub> O	270	28
4	TeCDD	C <sub>12</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>4</sub> O <sub>2</sub>	320	22	TeCDF	C <sub>12</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>4</sub> O	304	38
5	PeCDD	C <sub>12</sub> H <sub>3</sub> Cl <sub>5</sub> O <sub>2</sub>	354	14	PeCDF	C <sub>12</sub> H <sub>3</sub> Cl <sub>5</sub> O	338	28
6	HxCDD	C <sub>12</sub> H <sub>2</sub> Cl <sub>6</sub> O <sub>2</sub>	388	10	HxCDF	C <sub>12</sub> H <sub>2</sub> Cl <sub>6</sub> O	372	16
7	HpCDD	C <sub>12</sub> HCl <sub>7</sub> O <sub>2</sub>	422	2	HpCDF	C <sub>12</sub> HCl <sub>7</sub> O	406	4
8	OCDD	C <sub>12</sub> ClO <sub>2</sub>	456	1	OCDF	C <sub>12</sub> Cl <sub>8</sub> O	440	1
MCDD ~ OCDD				75	MCDF ~ OCDF			135

Table 2-2. Summary of physical and chemical properties of PCDD/DFs isomer groups (Mackay et al., 1992a)

	MW <sup>a</sup>	MP <sup>b</sup>	BP <sup>c</sup>	VP <sup>d</sup>	WS <sup>e</sup>	Log K <sub>ow</sub> <sup>f</sup>
Mono-CDDs	218.0135	106	315.5	0.075	417	4.75
Di-CDDs	251.9745	164	358	0.00924	14.9	5.60
Tri-CDDs	285.9355	129	375	0.00107	8.41	6.35
Tetra-CDDs	321.8936	305	446.5	1.18×10 <sup>-4</sup>	0.0193	6.80
Penta-CDDs	355.8546	195	464.7	4.23×10 <sup>-6</sup>	0.118	7.40
Hexa-CDDs	389.8156	273	487.7	1.45×10 <sup>-6</sup>	0.0442	7.80
Hepta-CDDs	423.7767	265	507.2	1.77×10 <sup>-7</sup>	0.0024	8.00
Octa-CDD	459.7348	322	510	9.35×10 <sup>-7</sup>	0.00074	8.20
Mono-CDFs	202.0185	NR <sup>g</sup>	NR	NR	NR	NR
Di-CDFs	235.9796	184	375	1.46×10 <sup>-2</sup>	14.5	5.44
Tri-CDFs	269.9406	NR	NR	NR	NR	NR
Tetra-CDFs	305.8987	227	438.3	1.99×10 <sup>-4</sup>	0.419	6.1
Penta-CDFs	339.8597	196	464.7	1.72×10 <sup>-5</sup>	0.236	6.5
Hexa-CDFs	373.8207	226	487.7	3.61×10 <sup>-6</sup>	0.00825	7.0
Hepta-CDFs	407.7818	221	507.2	5.74×10 <sup>-7</sup>	0.00135	7.4
Octa-CDF	443.7398	258	537	1.01×10 <sup>-7</sup>	0.00116	8.0

<sup>a</sup>MW=Molecular weight, <sup>b</sup>MP=Melting point (°C), <sup>c</sup>BP=Boiling point (°C),

<sup>d</sup>VP=Vapor pressure (Pa, at 25°C), <sup>e</sup>WS=Water solubility (mg/m<sup>3</sup>),

<sup>f</sup>Log K<sub>ow</sub>=Octanol/water partition coefficient, <sup>g</sup>NR=Not reported.

### 3.2 Polychlorinated biphenyl

폴리염화비페닐 (PCBs)은 Fig. 2-2.와 같이 두 개의 벤젠환에 염소가 치환되어있는 구조를 가지고 있으며, 염소원자 치환 위치와 개수에 따라 총 209종의 이성체를 가진다. 이들 중 두 개의 벤젠환이 동일 평면에 위치하여 ortho 위치에 염소를 포함하지 않은 PCBs (Non-ortho PCBs)와 ortho 위치에 하나의 염소가 치환된 PCBs (Mono-ortho PCBs) 12종의 화합물이 다이옥신류와 유사한 독성영향과 위해성을 가지고 있는 것으로 보고되고 있다 (WHO, 1997).

일반적인 염소화된 biphenyl의 화학적 구조는 Fig.2.2.와 같다.

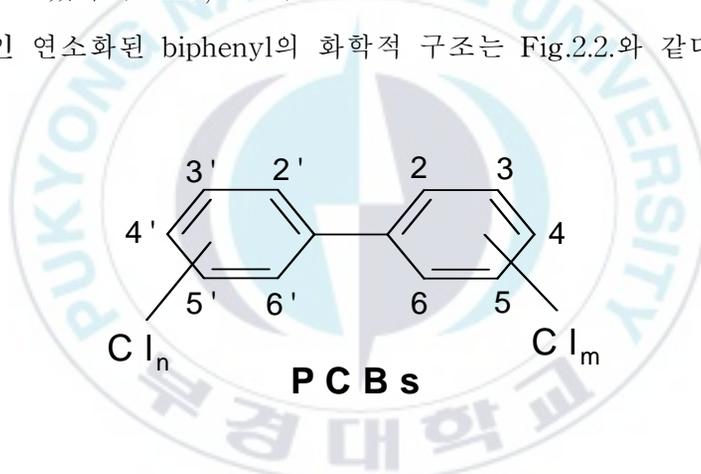


Fig. 2-2. Molecular structure of PCBs and numbering system.

Fig.2-2.의 PCB numbering system에서 2,2'6,6'의 위치를 ortho 위치라고 하며, 3,3'5,5' 위치를 meta, 4,4' 위치를 para 위치라 한다. 벤젠 rings은 이들을 연결하는 결속 주위를 회전할 수 있는데 두 개의 극단적인 배열(두 개의 벤젠 ring이 같은 평면상에 존재)을 planar라 하고 벤젠 ring이 90°의 각도를 이룰때 non-planar라고 한다. 평판의 정도는 ortho 위치에 치환된 수에 의해 결정되며, ortho 위치에 있는 수소원자에 염소

원자가 대치될 때 평판의 구조가 깨어지게 된다. Non-ortho 치환된 PCBs의 벤젠링, 그리고 mono-ortho로 치환된 PCBs들은 평판형 배열이라고 가정하면 평판형 또는 동일평면상의 congener라고 간주한다. 다른 벤젠링의 congener들은 평판형 또는 동일 평판형을 가지고 있지 않으며 비평판형 congener로 간주된다.

Table 2-3. Summary of physical and chemical properties of PCBs isomer groups (Mackay et al., 1992a)

	MW <sup>a</sup>	MP <sup>b</sup>	BP <sup>c</sup>	VP <sup>d</sup>	WS <sup>e</sup>	Log K <sub>ow</sub> <sup>f</sup>
Mono-CBs	188.0393	25-78	285	0.9-2.5	1.21-5.5	4.3-4.6
Di-CBs	222.0003	25-149	312	0.008-0.6	0.06-2.0	4.9-5.3
Tri-CBs	255.9613	44-87	337	0.003-0.22	0.15-0.4	5.5-5.9
Tetra-CBs	291.9194	47-180	360	0.002	0.0043-0.01	5.6-6.5
Penta-CBs	325.8804	77-124	381	0.0023-0.0051	0.004-0.02	6.2-6.5
Hexa-CBs	359.8415	85-160	400	0.0007-0.012	0.0004-0.0007	6.7-7.3
Hepta-CBs	393.8025	122-149	417	0.00025	4.5×10 <sup>-5</sup> -0	6.7-7.0
Octa-CBs	429.7606	159-162	432	0.0006	0.0002-0.0003	7.1
Nona-CBs	463.7216	183-206	445	NR <sup>g</sup>	1.8×10 <sup>-4</sup> -0.0012	7.2-8.2
Deca-CBs	497.1826	306	NR <sup>g</sup>	0.00003	1×10 <sup>-7</sup> -0	8.3

<sup>a</sup>MW=Molecular weight, <sup>b</sup>MP=Melting point (°C), <sup>c</sup>BP=Boiling point (°C),

<sup>d</sup>VP=Vapor pressure (Pa, at 25°C), <sup>e</sup>WS=Water solubility (g/m<sup>3</sup>),

<sup>f</sup>Log K<sub>ow</sub>=Octanol/water partition coefficient, <sup>g</sup>NR=Not reported.

몇몇 특별한 PCBs 이성체, 즉 mono-ortho와 non-ortho로 치환된 평관형 PCBs는 환경 독성학적인 관점에서 PCDD/DFs와 유사한 구조를 가지는 환경오염물질이다.

PCBs 이성체의 물리, 화학적 특성을 Table 2-3에 나타내었다. PCBs는 Mono-CBs에서 188, Deca-CBs에서 497의 분자량을 가지고, 옥탄올/물 분배계수는 4.3~8.3의 범위로 낮은 수용해도, 낮은 증기압 등의 특성을 가지며 염소 수 증가와 함께 수용성과 증기압이 저하하여 환경 중이나 생체 내에서 분해되기 어렵고 장기간 환경 중에 잔류한다.

이러한 PCBs의 물리·화학적 안정성의 특성을 이용하여 1930년대 이후로 변압기와 축전기의 절연유, 접착제, 윤활제, 페인트 등에 널리 사용되어왔다 (Cains et al., 1994). 특히, 난분해성과 물리·화학적 안정성의 특성을 가지는 PCBs는 환경 중에서도 높은 잔류성과 생체 농축성을 가지는 것으로 보고하고 있다 (Tanabe et al., 1987; Patterson et al., 1989; Takayama et al., 1991).

대기, 물, 토양 퇴적물에 잔류하는 다이옥신류 (PCDDs, PCDFs, dioxin-like PCBs)의 반감기를 살펴보면 각 화합물에서 대기에서 해양 퇴적물로 이동할수록 이들 물질의 잔류 반감기가 길어지고 있으며 PCDDs보다 PCDFs가 긴 반감기를 가지며, dioxin-like PCBs가 이들보다 반감기가 더욱 길어지는 특성을 가진 것을 알 수 있다.(Mackay et al., 1992a).

### 3.3 Polycyclic aromatic hydrocarbons

Hydrocarbon은 순수하게 탄소와 수소로 구성된 물질이지만, polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs)은 질소, 황, 산소 등 다른 원소를 포함한 PAH 환상구조의 물질들을 포괄적으로 포함하고 있다.

PAHs는 수소와 산소원자가 두 개 또는 그 이상 벤젠링과 선형, 다각형 또는 군집형태의 배열에 의한 분자형태를 구성하고 있다. PAHs의 대표적인 형태는 alkylated naphthalenes, phenanthrene과 benzo(a)pyrene과 같이 융합된 환상화합물과 biphenyls와 같이 연결된 화합물의 형태를 가지고 있다.

또한, 연결된 벤젠환수가 증가됨에 따라 환경오염에 대한 가중성이 높아진다고 보고되어 있다(Wijayarathne et al., 1984). 환경 중에서의 PAHs의 전이와 분배는 다른 UPOPs 물질과 같이 수용해성, 증기압, 헨리상수, 옥탄올 분배계수, 유기탄소분배계수와 같은 물리, 화학적 특성에 크게 좌우된다. 헨리상수는 화학물의 잠재 휘발지표로 사용되며 대기과 수계에서의 화학적 농도 평형의 비를 표현하는 분배계수로 사용되고 있다.

유기탄소분배계수는 토양과 침전물 내의 유기탄소에 의한 잠재결합에 대한 지표로, 옥탄올 분배계수는 수질 생태계에서의 생물농축에 상관성이 있는 유기화합물이 수계에서 지방질로의 이동추정에 사용되고 있다.

실온에서 PAHs는 고체상태이며, 이런 부류의 화합물은 비점과 융점이 높으나 증기압이 낮고 분자량 증가에 따라 극히 낮은 수용해도를 나타내는 일반적인 성질을 가지고 있다. PAHs는 방향족 고리가 2-4개인 경우 기체 또는 고체에 흡착된 형태로 분포하지만 5개 이상이 되면 주로 고체에 흡착된 상태로 존재한다. 배출된 대기중의 PAHs는 오존에 의해 변화되며 이산화질소와 같은 화합물이 존재할 경우 nitro-PAHs 등이 생성된

다.

Table 2-4.에 PAHs standards(EPA Method 610)의 물리, 화학적 특성을 나타내었다.

PAHs는 DNA 변형물과 발암과 같은 독성영향이 발견된 후 생태독성학적으로 매우 중요시 되었다. 유기물에 있어서의 발암성과 돌연변이성에 대한 잠재력으로 인하여 PAHs는 큰 과학적 관심을 유발하였으며 모든 PAHs가 잠재적 발암성과 돌연변이성을 가진 것은 아니지만 이들 중 일부는 신진대사 활동 후에 발암성과 돌연변이성을 유발한다(Yan, 1985 ; Mix, 1986 ; Lehr and Jerina, 1977 ; White, 1986).

환경중으로 직접적으로 배출되는 대부분의 PAHs는 자연상태와 인위적인 상태로 대기중으로 배출되며 대부분 인간활동에 따른 배출이 지배적이다. 대기중 PAHs는 대부분 입자상 물질과 결합되어 있지만 가스상 형태로도 존재한다(Yang et al., 1991).

발생원으로부터 배출된 PAHs의 환경오염의 관심이 증대되고 있으며, 환경배출의 발생원 중의 하나로서 국내의 하수처리장에서 배출량 산정이 보고되고 있다.(Kim and OK, 뉴올리언즈 EST 학회, 한국환경과학회)

또한, 대기, 토양, 저질 등 환경중에서의 잔류 및 거동에 대한 연구의 결과 입자 및 가스상의 분배의 존재특성을 보이고 있는 것으로 밝혀지고 있으며, 토양을 비롯한 저질에서의 잔류수준은 높은 것으로 알려져 있다. 특히, 대기 중 PM 10의 농도와 PAHs의 상관성이 높고, 발암성이 높은 화합물의 잔류농도가 높은 것으로 밝혀져 환경에서의 잔류거동의 중요성이 높은 것으로 지적되고 있다.(Kim and Ok, 2002)

주거지에서의 목재연소 및 연소시설의 불완전 연소는 배출가스가 처리되지 않고 배출되는 PAHs의 가장 큰 발생원 중의 하나이다(Ramdahl et al., 1982 ; Freemam and Cattell, 1990 ; NRC, 1983 ; Tan et al., 1992).

실내에서 담배연기, 난방시 미환기, 등유의 난방열 사용, 요리 및 난방에 사용되는 가스 등이 중요한 PAHs의 배출원으로 추정하고 있으며 (Chuang et al., 1991 ; Hoffman, 1993 ; Mumford et al., 1991) 압축 포장된 쓰레기를 연소할 경우 및 아파트 화재 후 표면에서도 PAHs가 배출된다(Nammari et al., 2004 ; Wobst et al., 1998).

Tang(2005)은 PAHs의 농도와 TOC가 강한 양의 상관관계를 가진다고 보고하고 있으며, Jones(1989)은 TOC와 PAHs 농도 사이에 약한 양의 상관관계를 가진다고 보고하고 있다(Zhang et al., 2005). Simpson(1996)은 PAHs의 농도가 2000 µg/kg 이상의 높은 농도일 경우에만 PAHs와 TOC와의 상관성이 크다고 보고하고 있다. T. Launhardt(2000)은 연료별(spruce wood, hay, wheat straw, Triticale)에 TOC와 PAHs의 상관관계가 매우 낮다고 보고하고 있으며, I. Mantis(2005)의 슬러지에 관한 연구결과에서도 PAHs와 TOC의 상관성이 높지는 않았다. Nguyen(2002)는 sawdust briquettes, 나무, 등유와 같은 연료들의 연소에서 발생하는 PAHs가 대부분 가스상으로 발생한다고 보고하고 있다.

Table 2-4. Physical and chemical properties of PAHs ( Wey et al., 1998; EPA method No. 610)

<i>Compound</i>	<i>Abbreviation</i>	<i>Chemical Formula</i>	<i>Molecular Weight</i>	<i>Melting Point (°C)</i>	<i>Boiling Point (°C)</i>	<i>Vapor Pressure (mmHg, 25°C)</i>	<i>Structure</i>
Naphthalene	NAP	C <sub>10</sub> H <sub>8</sub>	128.16	80	218	7.1×10 <sup>-2</sup>	
Acenaphthylene	ACY	C <sub>12</sub> H <sub>8</sub>	152.20	93	275	6.7×10 <sup>-3</sup>	
Acenaphthene	ACE	C <sub>12</sub> H <sub>10</sub>	154.21	96	279	2.2×10 <sup>-3</sup>	
Fluorene	FLU	C <sub>13</sub> H <sub>10</sub>	166.22	117	295	6.0×10 <sup>-4</sup>	
Phenanthrene	PHE	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	178.22	100	340	1.2×10 <sup>-4</sup>	
Anthracene	ANT	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	178.22	218	342	6.0×10 <sup>-6</sup>	
Fluoranthene	FTH	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	202.26	110	393	9.2×10 <sup>-6</sup>	
Pyrene	PYR	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	202.26	156	404	4.5×10 <sup>-6</sup>	
Benzo(a)anthracene	BaA	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	228.29	159	435	2.1×10 <sup>-7</sup>	
Chrysene	CHR	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	228.29	256	448	6.4×10 <sup>-9</sup>	
Benzo(b)fluoranthene	BbF	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	252.32	168	393	N.R.	
Benzo(k)fluoranthene	BkF	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	252.32	217	480	9.6×10 <sup>-11</sup>	
Benzo(a)pyrene	BaP	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	252.32	177	496	5.6×10 <sup>-9</sup>	
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	IcdP	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>	276.34	162	534	N.R.	
Dibenzo(a,h)anthracene	DahA	C <sub>22</sub> H <sub>14</sub>	278.35	262	535	N.R.	
Benzo(g,h,i)perylene	BghiP	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>	276.34	273	542	1.01×10 <sup>-10</sup>	

N.R. : Not reported.

### Ⅲ. 연구방법 및 내용

#### 1. 설문조사

##### 1.1 모의 노천소각 실험 시나리오

비점오염원은 일반적으로 소형연소시설, 이동오염원(자동차), 산불, 담배, 노천소각(비관리연소) 등으로 분류되고 있다. 본 연구에서는 이들 분류 카테고리 중 노천소각 부분에 대한 연구를 실시하였다. 노천소각은 농촌에서의 가정 생활폐기물 노천소각, 농업잔재물 연소, 건설용목재 연소, 건물 및 차량 화재 등으로 분류할 수 있으며, 건물 및 차량의 화재는 현실적으로 시료채취의 한계점으로 본 연구에서는 제외하였다.

노천소각으로 배출되는 PCDD/DFs, DLPCBs 및 PAHs의 배출량 산정을 위하여 이들 개개의 실측자료 확보가 필요하다. 이에 대하여 우선적으로 고려되어야 하는 요소는 가정 생활폐기물 소각에 의한 배출량을 평가함에 있어 우선 농가에서 발생하는 가정 생활폐기물의 발생량에 대한 통계적 자료가 필요하고 그 중 실제로 소각되는 노천소각의 비율이 얼마인가가 평가되어야 할 필요가 있다.

한편, 노천소각에서 배출되는 다이옥신의 평가를 간접적인 평가를 통해 실시하고자 할 경우는 무엇보다 모의실험을 위한 시료의 대표성 및 객관성이 중요하므로 이를 고려한 자료의 수집이 우선 고려되어야 할 것이다.

본 연구의 노천소각을 위한 접근 시나리오의 종합적인 계통도를 Fig. 3-1. 에 나타내었다.

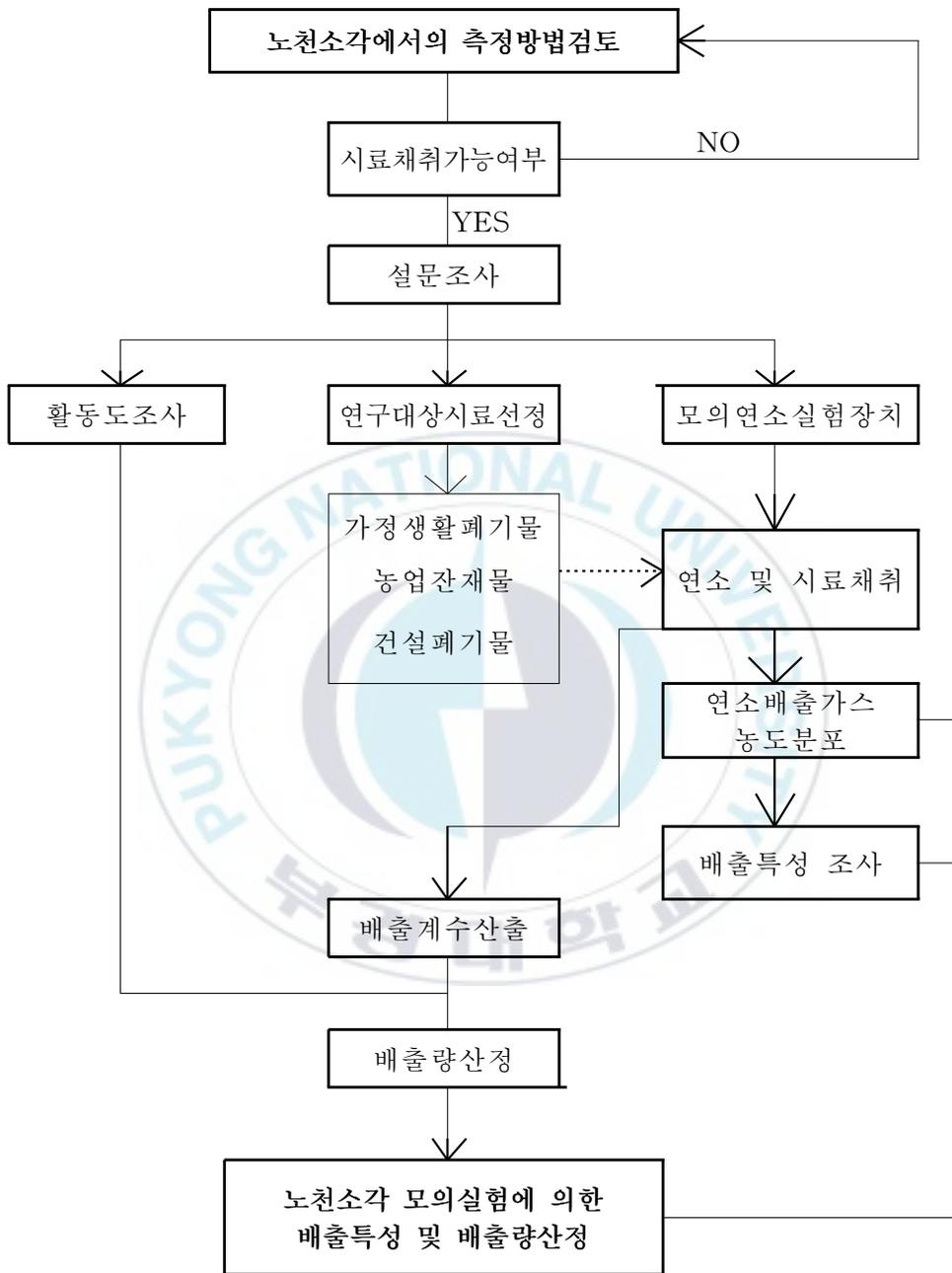


Fig. 3-1. Diagram for approach scenario of synthesis methodology of open burning.

## 1.2 설문조사 내용 및 방법

### 1. 2. 1 조사의 기본설계

본 연구조사 시행은 Fig.3-1.에 나타낸 바와 같은 시나리오에 근거하여 대표적인 시료채취가 가능하도록 하며, 신뢰도 향상을 위하여 국내에서 발생하는 가정 생활폐기물, 농업잔재물, 건설폐기물의 처리방법, 발생량, 소각량 등을 설문조사를 통하여 조사하였다.

조사는 가정 생활폐기물의 경우 도시와 농촌에서의 발생량 및 성분은 약간의 차이는 있을 수 있으나, 노천소각은 도시지역에서는 거의 발생하지 않는 반면 농촌에서는 쉽게 노천소각을 시행할 수 있는 점을 고려하여, 본 연구에서는 도시지역을 제외한 전국 농, 임가 716명 및 112개 건설현장을 대상으로 하였으며, 지역별, 규모별, 성별, 연령별, 가구원 구성수를 감안하여 추출하였다.

설문조사를 실시함에 있어 조사 전 먼저 조사 면접원의 교육을 실시하고 연습면접을 통한 실습을 행한 후 조사하였으며, 조사의 신뢰성 확보를 위하여 완성된 질문지 중 20% 이상을 무작위 추출하여 검증조사를 실시함으로써 오차를 줄이도록 하였다.

조사의 표본설계 현황은 Table 3-1.에 나타내었으며, 조사방법 및 기간을 Table 3-2.에 나타내었다. 또한, 설문 진행을 위한 실사설계를 Table 3-2.에 나타내었으며 이와 같은 과정을 통하여 얻어진 설문조사의 조사결과는 95% 신뢰수준에서 표본오차  $\pm 3.7\% \sim \pm 9.7\%$ 로 나타났다.

Table 3-1. Sample design

	농/임가 조사	건설현장 조사
모 집 단	전국의 농/임가	전국의 건설현장
표 본 크 기	716명	112개 현장
표본추출방법	다단계 층화집락추출법	층화후 체계적 추출법
표 본 오 차	±3.7% (95% 신뢰수준)	±9.7% (95% 신뢰수준)
조 사 지 역	전국 (제주 제외)	

Table 3-2. Period and method of research

	내 용	
	농/임가 조사	건설현장 조사
조사방법	전국의 농/임가	전국의 건설현장
자료수집도구	구조화된 질문지(Structured Questionnaire)	
조사기간	2005년 8월 29일~9월 6일	2005년 9월 5일~9월 27일

Table 3-3. Fieldwork Design

<p>실사 지도원 교육</p>	<p>조사 전에 면접원 교육을 실시했으며, 면접원 교육에 앞서 실사지도원(Supervisor)에 대한 교육을 실시했다.</p>
<p>↓</p>	
<p>면접원 선정</p>	<p>본 연구소 소속 면접원 중 적격자를 선발했다(고정면접원 주로 활용).</p>
<p>↓</p>	
<p>면접원 교육</p>	<p>조사방법과 조사내용에 대하여 1시간의 오리엔테이션과 2부의 연습면접을 실시하여 조사방법과 질문지 내용에 익숙하게 하고 문제점을 미리 발견, 지적함으로써 비표본오차(Non-sampling Error)를 최소화하여 실사과정이 표준화(Standardization) 될 수 있도록 했다. 또한 면접중 발생할 수 있는 모든 우발상황에 대한 대처법을 포괄적으로 교육했다.</p>
<p>↓</p>	
<p>면접원 통제</p>	<p>담당연구원 및 실사책임자(Supervisor)가 매시간 회수된 질문지에 대해서 면접원 앞에서 검토하여 그 즉시 면접원 교육을 행하는 통제시스템(Quality Control System)으로 실사를 통제, 관리함으로써 면접원에 의한 오차를 줄이도록 했다.</p>
<p>↓</p>	
<p>검 증 조 사</p>	<p>조사의 신뢰성을 확보하기 위해 완성된 질문지중 20% 이상을 무작위 추출, 본 연구소 검증원이 전화 검증하여 응답의 허위기재, 조작이 발견될 경우 해당 면접원이 조사한 질문지 전부를 무효로 하고 예비표본에서 재조사를 실시했다.</p>

### 1. 2. 2 주요 조사내용

조사대상 분야별 주요내용은 Table 3-4.와 같다.

Table 3-4. Content of the research

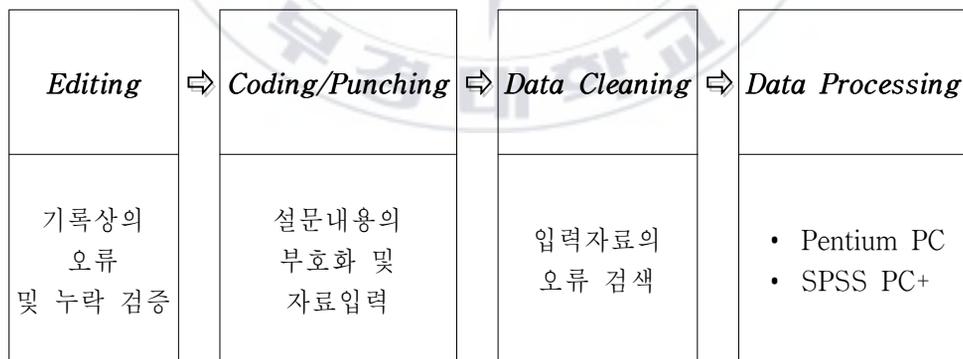
분 야	조 사 항 목
농가/임가 대상 설문	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 쓰레기 분리수거 현황</li> <li>• 가정 쓰레기 배출량</li> <li>• 가정 쓰레기 처리방법</li> <li>• 가정 쓰레기 소각 경험</li> <li>• 가정 쓰레기 소각 빈도</li> <li>• 가정 쓰레기 소각 장소</li> <li>• 소각하는 가정 쓰레기 종류</li> <li>• 가정 쓰레기 중 소각량 비중</li> <li>• 가정 쓰레기 소각 후 처리방법</li> <li>• 농업/임업 경작면적</li> <li>• 주요 농/임산물 종류 및 생산량</li> <li>• 주요 농/임산물 잔재량</li> <li>• 주요 농/임산물 잔재량 처리방법</li> <li>• 농/임산물 잔재량 중 소각비중</li> <li>• 응답자 특성 : 성, 연령, 지역, 농/임가 구분, 총 가구원 수</li> </ul>
건설 현장 대상 질문	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 건설현장 건축면적</li> <li>• 공사폐자재 종류</li> <li>• 공사폐자재 처리방법</li> <li>• 공사폐자재 종류 및 규모</li> <li>• 폐목재 소각비중</li> <li>• 소각하는 폐목재 종류</li> <li>• 폐목재 소각방법</li> <li>• 응답자 특성 : 성, 연령, 지역, 공사규모, 공사분류</li> </ul>

### 1. 2. 3 자료처리

주요조사 내용은 공사폐자재 처리현황은 건설현장 건축면적, 건설폐기물 종류, 처리방법, 태우는 폐목재 분량, 소각장소, 소각이유 등이며 생활 및 농사폐기물 처리현황을 파악하고자 쓰레기 분리여부, 배출량, 처리방법, 소각여부, 소각주기, 소각장소, 가정쓰레기 종류, 소각비율, 소각후 처리방법, 경작면적/생산량/잔재량. 잔재물 처리방법, 잔재물 소각경험, 잔재물 소각비율 등을 조사 하였다. 특히, 생활/농사 폐기물 처리현황은 응답자의 특성을 감안하여 직접 현장에서 1:1 면접을 통한 설문을 실시하였다.

수집된 자료(Raw Data)는 Editing, Coding, Punching 과정을 거쳐 IBM 호환 Pentium PC를 사용하여 SPSS(Statistical Package for the Social Sciences) 프로그램으로 전산처리하였다. 자료처리 프로세스와 조사방법 및 조사기간은 Table 3-5.와 같다.

Table 3-5. Treatment of data processing



## 1. 2. 4 설문조사 결과 및 고찰

### 1) 가정 생활폐기물

전국 시·도별 농, 임가를 대상으로 모수추정을 통한 716개 농, 임가를 대상으로 하였다.

Table 3-6. Status of peasant by regional

	농가	임가	계	비율
서울특별시	1,793	1,793	3,586	0.28
부산광역시	7,429	705	8,134	0.64
대구광역시	11,705	368	12,073	0.95
인천광역시	14,295	250	14,545	1.15
광주광역시	9,750	116	9,866	0.78
대전광역시	5,894	139	6,033	0.48
울산광역시	11,172	342	11,514	0.91
경기도	142,391	4,163	146,554	11.54
강원도	75,154	5,366	80,520	6.34
충청북도	83,890	3,664	87,554	6.89
충청남도	160,784	8,547	169,331	13.33
전라북도	117,762	5,769	123,531	9.73
전라남도	199,053	8,538	207,591	16.35
경상북도	212,705	13,846	226,551	17.84
경상남도	150,261	12,212	162,473	12.79
계	1,204,038	65,818	1,269,856	100.00

출처) 농가는 2004년 통계청, 임가는 1999년 산림청 자료

$$\text{모수추정식 : } y_w = \frac{\sum_i \sum_j \sum_k \sum_l y_{ijkl} w_{ijkl}}{\sum_i \sum_j \sum_k \sum_l w_{ijkl}}$$

$$w_{ijkl} = \frac{N_{ijkl}}{n_{ijkl}} \quad : i \text{ 시도 } j \text{ 시군 } k \text{ 읍면동 } l \text{ 표본지점의 가중치}$$

$$y_{ijkl} = \sum_{m=1}^7 y_{ijkl} \quad : i \text{ 시도 } j \text{ 시군 } k \text{ 읍면동 } l \text{ 표본지점에서 조사된 자료의 합계}$$

Table 3-7. Result of assumption mother number

	서울/경기	경상	충청	전라	합계
농 가	136	109	143	157	545
임 가	15	12	16	16	59
겸 업	25	20	43	24	112
합 계	176	141	202	197	716

조사 결과 가정 생활폐기물을 분리해서 버리는 경우가 85.2%이며 분리하지 않는 경우가 14.8%로 나타났다. 분리하지 않는 이유는 분리해서 버릴 이유가 없거나 분리해서 버릴 쓰레기 통이 없어서이며, 소각경험에 대한 조사결과 총 95.4%가 소각경험이 있는 결과를 나타내었다.

그 중 한달에 2번 소각하는 것이 많았고 소각 종류로는 종이류, 비닐류, 나무류 순으로 조사되었다. 소각 경험이 있는 응답자 중 평균 35.8%가 가정 생활폐기물을 소각 처리하는 것으로 조사되었으며 소각 후 잔사 처리방법은 거의 모든 응답자가 땅에 묻는 것으로 조사 되었다.

가정 생활폐기물의 발생량을 조사한 결과 가구당 평균 발생량은 생활폐기물 4.6kg, 신문 1.1kg, 종이 4.9kg, 화장지 4.0kg, 기타 2.4kg로 나타났으며 Table 3-8.에 조사결과를 나타내었다.

그중 노천소각을 실시하는 가정 생활폐기물을 조사한 결과 종이류 1,915kg(84.4%), 비닐류 220kg(9.7%), 나무류 73kg(3.2%), 음식물류 32kg(1.4%), 플라스틱류 23kg(1.0%), 고무, 피혁류 4kg(0.2%), 기타 4kg(0.2%)인 것으로 조사되었으며 Table 3-9.에 조사결과를 나타내었다.

따라서 이를 기초로 종이류 16.9kg(84.4%), 비닐류 1.9kg(9.7%), 나무류 0.6kg(3.2%), 음식물류 0.3kg(1.4%), 플라스틱류 0.2kg(1.0%), 고무, 피혁류 0.05kg(0.2%), 기타 0.05kg(0.2%) 등 총 20kg를 연구대상 시료로 정하였다.

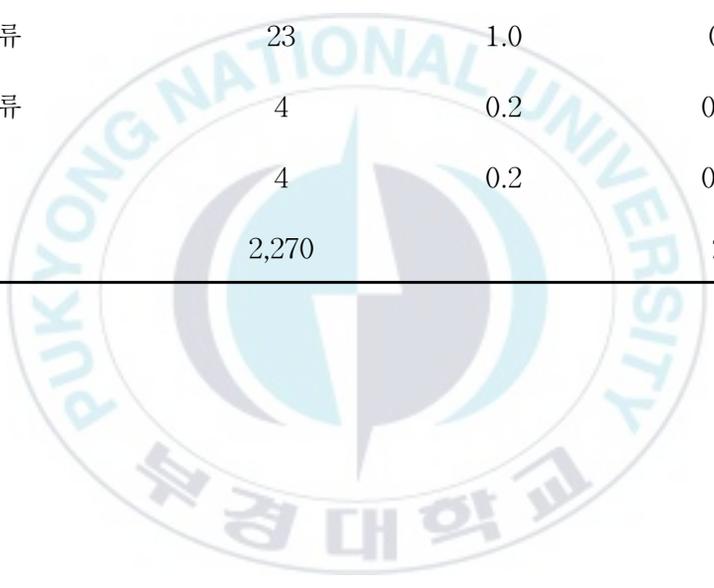
Table 3-8. Amount of domestic waste

	가구수	가구당 평균 발생량(kg)	총 발생량 (톤)
생활폐기물	1,204,105	4.6 <sup>†</sup>	5,549
신문	71,945	1.1 <sup>†</sup>	78
종이	80,160	4.9	397
화장지	69,508	4.0	275
기타	17,813	2.4	42
계			6,311

† : 생활쓰레기 가구당 평균 생활쓰레기 및 신문 발생량: 15.4L, 5.4부이며 1L 및 신문 1부의 무게는 각각 0.3kg/L, 0.2kg/부으로 환산하여 사용

Table 3-9. Open burning of characteristics of domestic waste

	총소각량 (톤)	비율 (%)	연구대상시료 (kg)
종이류	1,915	84.4	16.9
비닐류	220	9.7	1.9
나무류	73	3.2	0.6
음식물	32	1.4	0.3
플라스틱류	23	1.0	0.2
고무피혁류	4	0.2	0.05
기타	4	0.2	0.05
계	2,270		20



## 2) 농업잔재물

전국 농, 임업 가정을 대상으로 농업 잔재물의 처리방법을 조사한 결과 퇴비로 사용하는 비율이 가장 높았고, 태우거나, 가축여물 또는 땀감으로 사용되었다.

2004년 1년간 농업잔재물의 소각경험을 조사한 결과 전체 59.0%가 경험이 있는 것으로 조사되었으며 이중 35.1%는 주로 소각의 방법으로 처리하는 것으로 나타났다.

주요 농업잔재물은 Table 3-10에서 보듯이 쌀, 보리, 콩, 깨, 고추, 옥수수 등이며 연간 약 4,699,510톤이 발생하는 것으로 나타났다.

그중 소각하는 농업잔재물은 연간 쌀 1,159,513톤, 보리 89,058톤, 콩 45,816톤, 깨 17,257톤, 고추 100,088톤, 옥수수 15,894톤, 기타 221,902톤 등 총 1,649,528톤이 소각처리 되는 것으로 조사되었으며 Table 3-11.에 조사결과를 나타내었다.

이상의 조사 결과를 기준으로 벧단 14.1kg(70.3%), 보리 1.1kg(5.4%), 콩대 0.5kg(2.8%), 깻대 0.2kg(1%), 고춧대 1.2kg(6.1%), 옥수수대 0.2kg(1.0%), 기타 2.7kg(13.4%) 등 총 20kg를 연구대상 시료로 정하였다.

Table 3-10. Amount of agricultural residue

	가구수	가구당 평균 발생량(kg)	총발생량 (톤)	총소각량 (톤)
쌀	969,530	3,407.3	3,303,456	1,159,513
보리	64,804	3,915.3	253,726	89,058
콩	806,266	161.9	130,531	45,816
깨	681,443	72.1	49,164	17,257
고추	840,114	339.4	285,150	100,088
옥수수	243,327	186.1	45,282	15,894
기타	480,748	1,315.0	632,199	221,902
계			4,699,510	1,649,528

Table 3-11. Open burning of characteristics of agricultural residue

	총소각량 (톤)	비율 (%)	연구대상시료 (kg)
쌀	1,159,513	70.3	14.1
보리	89,058	5.4	1.1
콩	45,816	2.8	0.5
깨	17,257	1.0	0.2
고추	100,088	6.1	1.2
옥수수	15,894	1.0	0.2
기타	221,902	13.4	2.7
계	1,649,528	100	20

### 3) 건설폐기물

전국의 건설현장을 대상으로 모수추정을 통한 112개 건설현장을 대상으로 하였다.

Table 3-12. Status of peasant by regional

	공사금액 20억 미만	공사금액 20-800억	공사금액 800억 이상	계
서울특별시	369	672	196	1,237
부산광역시	161	168	82	411
대구광역시	23	19	9	51
인천광역시	70	147	45	262
광주광역시	24	54	4	82
대전광역시	41	16	10	67
울산광역시	49	179	17	245
경기도	329	665	182	1,176
강원도	23	49	4	76
충청북도	35	20	10	65
충청남도	57	48	30	135
전라북도	28	63	12	103
전라남도	35	87	12	134
경상북도	45	28	13	86
경상남도	152	166	58	376
계	1,441	2,381	684	4,506

출처) 2004년 건설교통부

$$\text{모수추정식 : } y_w = \frac{\sum_i \sum_j w_{ij} y_{ij}}{\sum_i \sum_j w_{ij}}$$

$y_{ij}$  : I 지역의 j 규모 층에서 조사된 자료의 합계

$w_{ij}$  : I 지역의 j 규모 층의 가중치

Table 3-13. Result of assumption mother number

	서울/경기	경상	충청	전라	합계
공사금액 120억 미만	23	16	8	11	58
공사금액 120억 이상	25	7	11	11	54
합 계	48	23	19	22	112

건설용 목재(폐자재) 처리현황을 조사하기 위하여 전국 건설현장 112개를 대상으로 전화로 설문조사 하였다.

조사결과 건설현장에서 발생하는 공사폐자재는 목재류 20.2%, 합성수지 10.8%, 종이류 0.4%, 기타 68.7%로 확인되었다.

건설현장에서 발생하는 폐기물의 처리방식은 거의 모든 응답자가 위탁 처리하는 것으로 응답하였으며 폐기물 중 목재류가 있다는 응답자 중 목재 폐기물량을 물어본 결과 연간 약 596,270톤이 발생하는 것으로 조사되었으며 그중 소각비율은 0.11%로 연간 총 소각량은 656톤으로 조사되었으며 Table 3-14.에 나타내었다.

소각되는 폐목재는 나왕 55%, 각목 15%, 기타 30%로 조사되어 본 연

구대상 시료는 나왕 11kg(55%), 각목 3kg(15%), 기타 6kg(30%)로 정하였다.

Table 3-14. Amount of construction waste

	공사현장 (m <sup>2</sup> )	평균발생량 (톤/m <sup>2</sup> )	총발생량 (톤)	소각비율 (%)	총소각량 (톤)
목재류	2,376	250.9	596,270	0.11	656
종이류	985	10.3	10,126	-	-
합성수지	1,694	73.2	123,919	-	-
기타	4,108	1,228.1	5,045,276	-	-

#### 4) 고찰

설문조사 결과 가정 생활폐기물의 노천소각 비율은 종이류와 비닐류가 94% 이상을 차지하였으며, 농업잔재물은 벼단, 고춧대, 콩대, 깻대, 옥수수대 순이며, 건설폐기물은 나왕, 각목 순으로 노천소각 되는 것으로 나타났다.

설문조사 결과에 따른 노천소각 비율 조사를 통하여 객관적이고 대표성 있는 연소대상 시료와 배출량 산정의 기초 자료인 활동도 자료를 얻을 수 있었다. 따라서 이를 통하여 Fig. 3-1.에서 제시한 시나리오에 따라 모의 연소실험 및 노천소각에 의한 배출계수 및 배출량 산정을 실시하였다.

## 2. 실험방법 및 분석

### 2.1 모의 연소실험 장치

앞 장에서 이미 언급된 바와 같이 비점오염원의 시료채취 방법은 여러 가지로 분류되며 점 오염원의 고정 배출원과는 달리 시료채취의 정확성을 기하기가 어려운 것은 사실이다. 현재 알려진 시료채취의 방법 중 가장 좋은 방법은 모의 실험실을 설치하는 방법인데, 실험실에서의 소규모 시설이 아닌 실제 연소대상 물질의 일정량을 소각하여 발생하는 가스를 포집할 수 있는 규모의 모의 실험실 설치가 필요하다.

미국 EPA에서는 모의 실험실을 건설하여 실행한 연구결과를 1997년 이미 발표하였으나 다른 국가에서는 부분적으로 연구가 시행되고 있는 실정이다.

미국 EPA에서 설치한 모의실험장치는 2.7 x 3.4 m의 모의 실험실 내부에 온도센서를 부착하고 공기유입량을 조절할 수 있는 팬을 설치하여 공기량을 조절하는 장치로 구성되어 있다(US EPA, 1997).

본 연구는 노천소각시 PCDD/DFs 및 DLPCBs의 배출농도, 배출량, 배출특성 등을 평가하기 위해 국립 부경대학교에 모의 연소실험 장치를 설치하였다.

모의 연소실험 장치는 크게 세 부분으로 구성되어 있는데 연소실험실, 배가스 처리시설, 시료채취부로 구분할 수 있으며, 연소 실험실은 가로 3.5 m, 세로 2.5 m, 높이 1.9~2.2 m의 경사지붕 구조로 설계하였다.

실험실 내부의 연소조건 유지를 위하여 바닥면의 좌우에 공기 유입구를 설치하였으며 공기의 흐름을 원활하게 하였으며 공기교환율을 분당 2.4로 유지하기 위하여 팬의 용량을 45 ~ 46m<sup>3</sup>/min로 하고 팬의 앞 부분에 댐퍼를 설치하여 공기량을 조절하였다.

내장재는 0.3t SUS 재질에 세라믹을 접합하여 청결과 불활성 조건을 유지하였으며. 또한 실험실 상부에는 기류를 조절하기 위한 구조물을 설치하였고, 중앙에 폐기물 소각을 위해 180 L 철제 용기(하부에 통기구 설치)를 장착하였다.

배가스 처리시설은 사이클론을 설치하였으며, 덕트는 17cm 원형 덕트를 사용하였으며, 본 연구의 시료채취 장비는 Low Volume Air Sampler를 사용하였다.

다음의 Fig. 3-2.에는 본 연구에서 사용된 노천소각 모의연소실험실의 구조를 도식화하여 나타내었다.



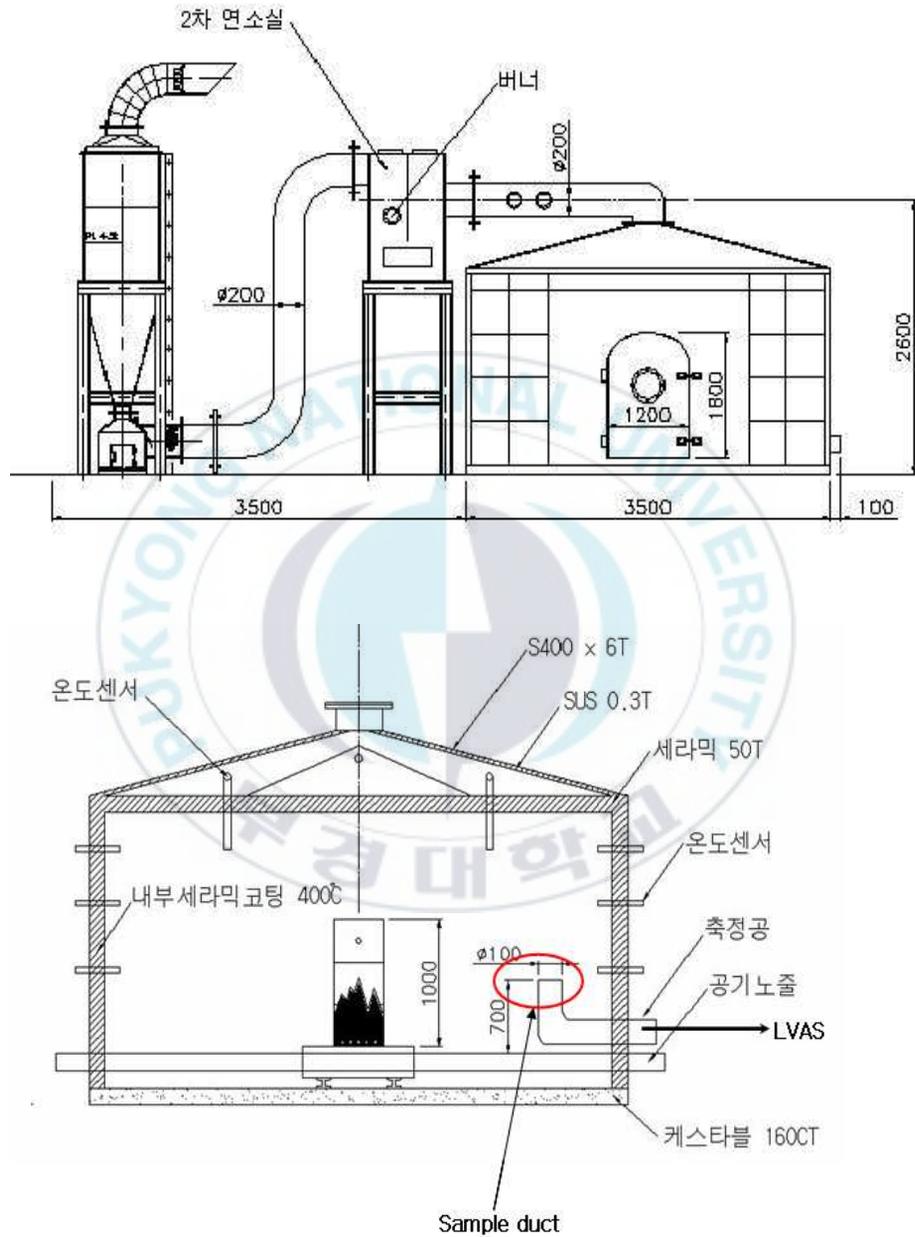


Fig. 3-2. Diagram of Open-burning simulation facility.

## 2.2 노천소각 실험용 시료

제 3장 1. 설문조사를 통하여 노천소각 모의연소에 사용할 시료에 대한 설문조사를 하였다. 이와 같이 선정된 시료와 그 비율을 계산하여 총 시료량을 20kg으로 설정하였으며 Table 3-15.에서 Table 3-17.에 자세한 시료정보를 수록하였다.

Table 3-15. Composition of domestic waste

	시료비율	시료량
종이류	84.4%	16.9kg
비닐류	9.7%	1.9kg
나무류	3.2%	0.6kg
음식물	1.4%	0.3kg
플라스틱, 기타	1.4%	0.3kg
계	100%	20kg

Table 3-16. Composition of agricultural residue

	시료비율	시료량
볏단	70.3%	14.1kg
보릿대	5.4%	1.1kg
콩대	2.8%	0.5kg
갯대	1.0%	0.2kg
고춧대	6.1%	1.2kg
옥수수대	1.0%	0.2kg
기타	13.4%	2.7kg
계	100%	20kg

Table 3-17. Composition of construction wood

	시료비율	시료량
나왕	55%	11kg
각목	15%	3kg
기타	30%	6kg
계	100%	20kg



### 2.2.1 시료채취의 이론적 근거

배출가스의 정량한계는  $0.02 \text{ ng/Nm}^3$  at 2,3,7,8-TCDD(내분비계장애물질 측정분석 방법, 국립환경과학원, 2002)로 이를 만족하기 위하여 최소  $0.3\text{m}^3$ 의 시료가 필요하다. 따라서 본 연구의 시료채취량은 여유율을 감안하여  $3.5 \sim 3.6 \text{ m}^3$ 로 결정하였다.

또한, UNEP Toolkit에서 노천소각의 배출계수를 각각 건설폐기물  $60 \text{ ng-TEQ/kg}$ , 가정폐기물  $300 \text{ ng-TEQ/kg}$ , 농업잔재물  $30 \text{ ng-TEQ/kg}$ 로 제시하고 있다. 이는 폐기물  $\text{kg}$  당 배출되는 다이옥신의 배출량을 의미하는데 여유율을 감안하여 배출계수 값을  $1 \text{ ng-TEQ/kg}$ 으로 가정하여 계산하면

- 시료채취 량 :  $3.5\text{m}^3$
- 모의 실험실 인입공기량 : 약  $1,000\text{m}^3$
- 연소에 의해 채취한 다이옥신 량 :  $3.5/1,000$
- 다이옥신 배출량 :  $0.0035 \text{ ng-TEQ/kg}$  이므로

목표정량하한치  $0.02 \text{ ng}$ 을 위하여  $5.7\text{kg}$ 의 시료가 요구된다. 실제 모의연소에서는 시료채취량  $3.5 \sim 3.6 \text{ m}^3$ 를 하였으며 모의연소는 시료량 총  $20\text{kg}$ 을 사용하였는데, 이는 여유율을 충분히 감안하여 결정된 것이며, 미국 EPA의 모의연소 실험의 경우 시료량을  $6.4 \sim 13.6 \text{ kg}$ 을 사용하여 모의실험을 실시한 바 있다(US EPA, 1997).

### 2.3 시료채취 방법

연구에 사용된 대표적인 시료를 성상에 따라 조성별로 분류하여 질량비에 따라 시료를 만든 후 연소를 실시하였다. 소각대상 시료를 적정비율로 혼합한 것의 무게를 약 20 kg 내외로 계량하고, 철제 용기에 넣은 다음 연소실 내부에 위치시켜 프로판 토치를 이용하여 착화시켰다. 수분 내에 발화가 이루어진 다음에 입자상/가스상 다이옥신류 시료채취를 위하여 Low Volume Air Sampler(LVAS)를 이용하여 40 L/min의 흡인 유량으로 약 1.5 시간동안 채취하였다.

LVAS는 US EPA의 대기 시료채취방법인 TO-9에 적합하게 설계한 것으로, 시료포집부는 상부에 Glass Fiber Filter(GFF), 하부에 Poly Ulethane Foam(PUF)이 직렬로 연결되어 각각 입자상과 가스상의 물질을 흡착할 수 있도록 하였다. 이 때, 연소에 의한 시료포집부의 온도상승을 억제하기 위해 PUF의 외부를 냉각코일(구리 재질)로 냉각하였다.

실제 실험에 앞서 공시험을 실시하여 배경농도를 측정하였으며, 프로판 토치를 이용하여 연소대상 물질을 점화하고 프로판 토치를 제거한 후 적어도 2분 이내에 모든 시료채취 장비를 가동하였다.

또한, 다이옥신류 시료채취와 더불어 연소실 내부 온도, CO, O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub> 등 연소가스 분석을 동시에 실시하였으며 정확한 분석값을 얻기 위하여 분석전 연소가스 분석기는 zero, span, mid-point로 보정(calibration)을 실시하여 사용하였다.

연소가 완전히 종결되지 않고 연기가 계속 발생하는 상황에 대비하여 사전 모의 테스트를 실시하여 공기공급량을 조절하여 충분한 연소가 이루어지는 상황에서 시료채취를 실시하였다.

소각이 종료된 후에도 연소가스중의 PCDD/DFs 및 DLPCBs 채취를 위해 O<sub>2</sub> 농도가 약 21%가 될 때까지 시료채취를 지속하였고 시료채취

종료후에 즉시 GFF 및 PUF를 꺼내어 알루미늄 호일로 싸 다음 실험실로 이송하였다.



## 2.4. 전처리 및 기기분석

### 2.4.1 추출과 정제

#### 1) 추출

본 연구에서 채취된 시료 GFF, PUF의 추출은 대기오염공정시험법(환경부, 2002) 및 내분비계장애물질측정분석방법(국립환경연구원, 2002)에 따라 실시하였다.

채취된 GFF는 톨루엔과 아세톤을 9:1 비율로 200ml 넣고 환류추출 하였으며 PUF는 속실렛 추출장치를 이용하여 아세톤 300ml로 16시간 이상 추출하였다.

PCDD/DFs, DLPCBs 및 PAHs는 추출 후 각 대상물질의 검출이 가능하도록 시료를 적절히 분배하여 사용하였으며 전체적인 추출 프로세스는 Fig. 3-3.과 같다.



Fig.3-3. Diagram for extraction of samples.

## 2) PCDD/DFs, DLPCBs의 정제

배출가스 및 대기 시료를 추출한 PCDD/DFs 분석 시료는 정제를 위해 분취한 keeping solvent로써 *n*-노난 (Pesticide residue analysis, Fluka) 500  $\mu$ L를 첨가한 후 질소로 농축하고 추출용매를 제거 후 *n*-헥산으로 용매 전환하였다. 용매 전환된 시료에 내부표준물질 15종 (EPA-1613LCS, Wellington Laboratories, Canada)을 1000 pg을 주입하여 *n*-헥산으로 용량을 10 mL 하였다. 다이옥신 방해물질 정제를 위하여 Figure 3의 다층 실리카겔 칼럼 크로마토그래피 (Multi-layer silica gel column chromatography: 70-230 mesh, 중성, Merck)를 사용하였다. 충전된 칼럼은 *n*-헥산으로 예비세정을 한 후, 용매 전환된 시료를 일정한 용출 속도를 유지하면서 *n*-헥산 3 mL씩 두 번 시험관을 세정하여 정제 칼럼에 주입 후 적정량의 *n*-헥산으로 용출하여 정제를 실시하고 회전증발농축기로 10 mL까지 농축하였다. 농축된 시료를 Figure 3에 나타난 활성 알루미나 칼럼 크로마토그래피 (Activated alumina column chromatography: 70-230mesh, 활성도 I, Merck)를 통과시켜 정제하였다. 최종 알루미나 시료를 통과한 시료 중 첫 번째 분획에선 3% CH<sub>2</sub>Cl<sub>2</sub>/*n*-헥산 70 mL로 용출시키고 두 번째 분획에선 50% CH<sub>2</sub>Cl<sub>2</sub>/*n*-헥산 80 mL로 용출하였다. 이 중 두 번째 분획에서 용출된 용출액을 받아 회전증발 농축기로 농축한 후 질소가스를 사용하여 퍼지하였으며 최종 50  $\mu$ L로 표선을 한 후 분석용 시료로 하였다.

DLPCBs의 경우, 내부표준물질 2종 (EC-4977, Wellington Laboratories, Canada)을 1 ng 주입한 후, PCDD/DFs 정제와 같은 방법으로 다층 실리카겔 칼럼 크로마토그래피를 사용하였으며 이 용출액을 최종 농축하여 분석용 시료로 하였다 (Miyata et al., 1994; Ok et al., 1999).

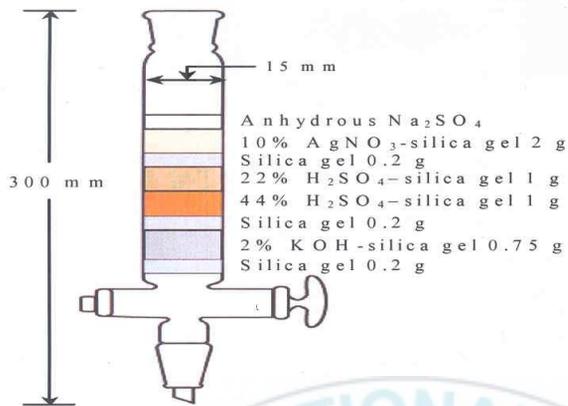


Fig. 3-4. Multi-layer silica gel column chromatography for PCDD/DFs and DLPCBs analysis.

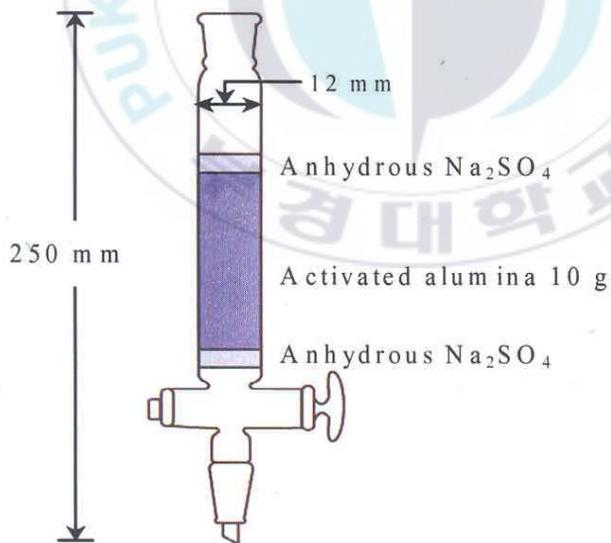


Fig. 3-5. Activated alumina column chromatography for PCDD/DFs and DLPCBs analysis.

### 3) PAHs의 정제

PAHs 분석을 위해 분취한 1ml의 시료를 activated silicagel(70-230 mesh, Neutral, Merck) colum(250mm length and 15mm inner diameter)을 이용하여 정제하였다. 중성 silicagel은 600℃의 전기로 내에서 2시간 동안 활성화하여 진공 데시케이트에 보관 후 column에 충전하여 정제하였으며 정제전에 labeled standard(ES4087, CIL, USA)를 5ng 주입하였다.

충진 순서는 toluene으로 세정, 건조된 탈지면, anhydrous Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 1cm, 600℃에서 2시간 활성화한 silicagel 5g anhydrous Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 1cm의 순으로 충전하였다.

시료의 용출은 1st fraction으로 n-hexane 6ml를 매초 1방울 정도의 유속으로 용출하고 2nd fraction은 10% CH<sub>2</sub>Cl<sub>2</sub>/n-hexane 50ml/min의 용출속도로 50ml를 용출한다.

두 번째 분획을 받아 회전증발농축기로 농축한 후 질소가스로 퍼지하여 최종 농축량 50 $\mu$ l를 분석용 시료로 하였다.(Ok et al., 2005)

## 2.4.2 기기분석

### 1) PCDD/DFs, DLPCBs의 기기분석

PCDD/DFs와 DLPCBs를 분석하기 위하여 HP-6890 고분해능 가스 크로마토그래프(High resolution gas chromatography, HRGC)와 JMS 700D 고분해능 질량분석계(High resolution mass spectroscopy, HRMS)를 사용하여 분석하였다. PCDD/DFs의 각 동족체의 2개의 이온을 이용한 선택적 이온검출법(Selected ion monitoring, SIM)에 의해 정성하였으며, 크로마토그램의 피크 면적으로부터 첨가된 내부표준물질과 실제 시료 중 PCDD/DFs와의 상대반응계수(Relative response factor, RRF)를 구하여 정량하였다.

분석에 사용한 캐피러리칼럼은 SP-2331 (60 m length, 0.25 mm inner diameter, 0.2  $\mu\text{m}$  thickness, Supelco, USA)과 DB-5MS (30 m length, 0.25 mm inner diameter, 0.25  $\mu\text{m}$  thickness, J&W Scientific, USA)을 사용하여 염소 치환 수가 각각 4-6개인 화합물과 7-8개인 화합물을 분석하였다.

PCDD/DFs와 DLPCBs의 분석에 사용된 내표준물질을 Table 3-18.과 Table 3-19.에 나타내었고, 기기분석조건은 Table 3-20. 와 3-21.에 나타내었다.

Table 3-18. Mass Labeled compounds of internal standards solution (EDF-8999)

<i>PCDDs</i>	<i>PCDFs</i>
2,3,7,8-TeCDD ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)	2,3,7,8-TeCDF ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)
1,2,3,7,8-PeCDD ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)	1,2,3,7,8-PeCDF ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)
1,2,3,4,7,8-HxCDD ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)	2,3,4,7,8-PeCDF ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)
1,2,3,6,7,8-HxCDD ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)	1,2,3,4,7,8-HxCDF ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)	1,2,3,6,7,8-HxCDF ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)
OCDD ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)	1,2,3,7,8,9-HxCDF ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)
	2,3,4,6,7,8-HxCDF ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)
	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)
	1,2,3,4,7,8,9-HpCDF ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)

Table 3-19. Labeled compound stock solution (EC-4977)

<i>DLPCBs</i>	<i>IUPAC No.</i>
3,3',4,4'-TeCB ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)	77
3,4,4',5-TeCB ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)	81
2,3,3',4,4'-PeCB ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)	105
2,3,4,4',5-PeCB ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)	114
2,3',4,4',5-PeCB ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)	118
2',3,4,4',5-PeCB ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)	123
3,3',4,4',5-PeCB ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)	126
2,3,3',4,4',5-HxCB ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)	156
2,3,3',4,4',5'-HxCB ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)	157
2,3',4,4',5,5'-HxCB ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)	167
3,3',4,4',5,5'-HxCB ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)	169
2,3,3',4,4',5,5'-HpCB ( <sup>13</sup> C <sub>12</sub> ,99%)	189

Table 3-20. Instrumental conditions of HRGC/HRMS for PCDD/DFs

<i>Items</i>	<i>4-6 PCDD/DFs</i>	<i>7-8 PCDD/DFs</i>
GC/MS	HP6890 GC/JMS700D MS	HP6890 GC/JMS700D MS
Column	SP-2331 (60 m×0.25 mm×0.2 μm)	DB-5MS (30 m×0.25 mm×0.25 μm)
Oven	100°C (1 min)→20°C/min→200°C →2°C/min→250°C (29 min)	150°C (1 min)→10°C/min→250°C →5°C/min→300°C (4 min)
Carrier gas	Helium 1.2 mL/min	Helium 1.2 mL/min
Injection mode	Splitless	Splitless
Ionization mode	EI+	EI+
Ionization energy	38 eV	38 eV
Injector temp.	250°C	280°C
Ion Source temp.	250°C	280°C
Resolution	≥10,000	≥10,000

Table 3-21. Instrumental conditions of HRGC/HRMS for DLPCBs

<i>Items</i>	<i>DLPCBs</i>
GC/MS	HP 6890 GC/JMS700 MS
Column	HT-8 (50 m×0.22 mm×0.25 μm)
Oven	90°C (1 min)→20°C/min→170°C (4 min) →3.5°C/min→290°C (5 min)→5°C/min→320°C (0.71 min)
Carrier gas	Helium 1 mL/min
Injection mode	Splitless
Ionization mode	EI+
Ionization energy	40eV
Injector temp.	290°C
Ion Source temp.	270°C
Resolution	≥10,000

## 2) PAHs의 기기분석

PAHs 분석은 HP-5MS(60m, 0.32mm inner diameter, 0.25 $\mu$ m film thickness, supelco) column을 사용하였으며 운반기체는 헬륨을 1ml/min으로 주입하였다. 기기분석조건은 Table 3-22.에 나타내었다.

Table 3-22. Instrument condition of PAHs by GC/MS

Item	Condition
GC/MS	GC 2010/QP2010
Column	HP-5MS(60m x 0.32mm x 0.25 $\mu$ m)
GC oven program	100 $^{\circ}$ C (1min) $\rightarrow$ 8 $^{\circ}$ C/min $\rightarrow$ 250 $^{\circ}$ C (1min) $\rightarrow$ 10 $^{\circ}$ C/min $\rightarrow$ 300 $^{\circ}$ C (3min) $\rightarrow$ 10 $^{\circ}$ C/min $\rightarrow$ 310 $^{\circ}$ C (5.25min)
Carrier gas	Helium 1ml/min
Injection mode	splitless
Ionization mode	EI <sup>+</sup>
Injection temp.	270 $^{\circ}$ C
Ion source temp.	200 $^{\circ}$ C

## IV. 연구결과 및 고찰

### 1. 노천소각 다이옥신 공시험과 연소가스의 배출특성

#### 1.1 다이옥신 공시험 결과

본 실험에 앞서 공시험(Blank Test)을 실시하였다. 공시험은 3종류의 연소대상 시료 중 농업잔재물을 선택하여 실시하였다.

벼단 등 농업잔재물 11kg을 플레이트 위에 얹고 소각하지 않은 상태로 30분 간 모의실험실 내부에서 시료채취 후 분석을 하였다. 분석결과 PCDD/DFs 농도는 0.641 pg WHO-TEQ/Nm<sup>3</sup>, DLPCBs 농도는 0.009 pg WHO-TEQ/Nm<sup>3</sup>로 본 실험의 평균 농도와 비교 시 약 1/200 수준으로 공시험이 본 연구에 미치는 영향은 없는 것으로 확인되었다.

공시험 결과는 Table 4-1.에 나타내었다.

Table 4-1. Concentrations of PCDD/DFs and DLPCBs in Blank Test

Toxic compounds	concentration (pg WHO-TEQ/Nm <sup>3</sup> )
2378-TCDD	0.0000
12378-PeCDD	0.0000
123478-HxCDD	0.0000
123678-HxCDD	0.0000
123789-HxCDD	0.0000
1234678-HpCDD	0.0000
OCDD	0.2200
2378-TCDF	0.0000
12378-PeCDF	0.0000
23478-PeCDF	0.0000
123478-HxCDF	0.0000
123678-HxCDF	0.0000
123789-HxCDF	0.0000
234678-HxCDF	0.0000
1234678-HpCDF	0.1680
1234789-HpCDF	0.1620
OCDF	0.0050
33'44'-TCB(77)	0.0007
344'5-TCB(81)	0.0000
233'44'-PeCB(105)	0.0013
2344'5-PeCB(114)	0.0000
23'44'5-PeCB(118)	0.0048
2'344'5-PeCB(123)	0.0000
33'44'5-PeCB(126)	0.0000
233'44'5-HxCB(156)	0.0022
233'44'5'-HxCB(157)	0.0000
23'44'55'-HxCB(167)	0.0000
33'44'55'-HxCB(169)	0.0000
233'44'55'-HpCB(189)	0.0000
Total WHO-TEQ	0.6500

## 1.2 연소가스 배출특성

본 연구는 모의연소의 적정연소 조건을 설정하는 목적이 아니라 노천 소각과 동일한 조건으로 모의연소를 실시하였을 때 연소가스의 변화를 살펴보고 이들 연소가스와의 특성을 살펴보고자 하였다.

가정 생활폐기물, 농업잔재물, 건설폐기물 각각 20kg을 모의 연소실험실에서 연소하였으며 연소실의 주 역할은 산화반응이라는 연소이론에 기초를 두어 연소에 의해 발생하는 배가스가 최대한 산화분위기가 유지될 수 있도록 운영하였으며, 연소 시 발생하는 연소가스의 CO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub> 농도 및 연소실 내부의 O<sub>2</sub> 온도를 실시간으로 분석하였다.

가정 생활폐기물의 연소 후 소각잔재물의 무게 및 잔재물 강열감량은 1차 4.7kg, 58.1%, 2차 4.7kg, 41.5%, 3차 3.0kg, 54.6%(평균 4.1kg, 51.4%)으로 나타났으며, 농업잔재물의 연소 후 무게 및 잔재물 강열감량은 1차 2.8kg, 9.6%, 2차 2.6kg, 14.2%, 3차 2.0kg, 11.4%(평균 2.5kg, 11.7%)로 나타났다. 건설폐기물 연소 후 소각잔재물의 무게 및 잔재물 강열감량은 각각 1차 0.7kg, 83.8%, 2차 0.6kg, 83.2%, 3차 0.6kg, 86.6%(평균 0.6kg, 84.5%)인 결과를 나타냈다.

가정 생활폐기물의 경우 Fig. 4-1.에서 알 수 있듯이 연소실험실 내의 O<sub>2</sub>의 농도변화가 적은 것으로 나타났는데 이는 공기와의 접촉이 활발하여 자연연소가 잘 진행되었음을 나타낸다.

NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub> 농도를 살펴보면 초기 SO<sub>x</sub> 농도가 44ppm까지 상승하였는데 이는 점화시 불완전 연소에 기인한 것으로 판단되며 연소가 가장 활발하게 일어날 수 있는 소요시간은 연소 후 5~8분으로 확인되었다.

또한 연소 후 10분이 경과하면서 연소실 내 온도가 상승과 더불어 CO의 농도가 증가되었는데 이는 후속 연소가 일어나면서 강열감량의 극대화를 가져오는 것으로 판단된다.

연소가 진행되는 동안 CO<sub>2</sub>와 O<sub>2</sub>, CO의 변화폭이 크지 않은 것은 노천 소각의 모의연소 재현이 양호하게 진행된 결과로 판단된다.

농업잔재물은 Fig. 4-2.에서 알 수 있듯이 연소 초기에 급격한 연소로 인하여 O<sub>2</sub>의 농도가 7.4%까지 낮아지고 CO<sub>2</sub> 10.2%, CO 5.6%로 높은 농도를 나타내었으며 연소 후 3분이 경과되면서 O<sub>2</sub>의 농도가 상승되고 활발한 연소가 진행된 결과를 나타내었다.

연소초기 NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub> 농도는 각각 99ppm, 32ppm으로 높게 나타났으며 연소 후 3분이 경과하면서 CO 농도가 감소하며 NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub> 농도도 같이 감소하여 활발한 연소가 이루어진 8분이 경과하면서 일정한 농도를 유지하고 있는 것으로 나타났다.

가정 생활폐기물과는 달리 후속연소의 현상은 일어나지 않음을 알 수 있었으며, 또한 초기의 농도변화가 큰 폭으로 일어난 것은 시료의 특성에서 기인한 것으로 판단된다.

건설폐기물의 연소가스 분석결과는 Fig. 4-3.과 같다. 건설폐기물의 경우는 점화 후 초기에는 배출가스 농도의 변화폭이 큼을 알 수 있다. 특히 연소 후 5~6분에는 일시적으로 O<sub>2</sub>의 농도가 상승하면서 상대적으로 CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>의 농도가 감소하였으며 연소 후 8분이 경과하면서 O<sub>2</sub>의 농도가 일정하게 유지되고 CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>의 농도도 낮아지는 결과를 나타내었다.

또한 건설폐기물은 가정 생활폐기물이나 농업잔재물과는 달리 일정 시간 경과 후 후속연소의 현상을 보이지 않고 연소 초기부터 지속적으로 표면연소와 내부연소가 진행되고 있음을 나타내며 연소실 내부 온도는 174.5℃에서 419.5℃로 가장 높은 것으로 나타났다.

이러한 현상은 건설폐기물 시료의 특성을 잘 반영하는 결과로 보이며 전체적으로 연소실 온도의 상승과 더불어 CO 농도의 저하 및 O<sub>2</sub> 농

도의 증가 현상은 노천소각의 형태를 잘 반영하는 결과로 모의연소실험 재현이 양호하게 진행되는 결과로 판단된다.



### Domestic Waste

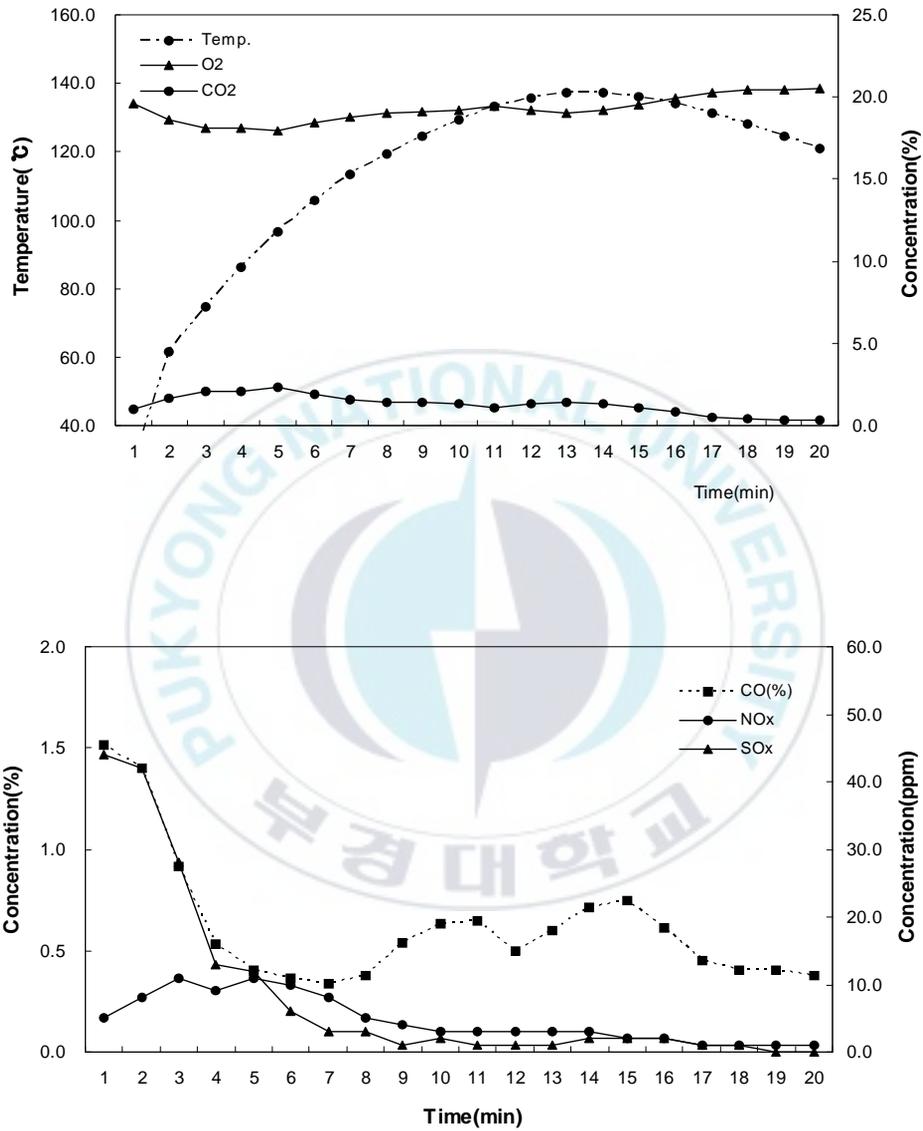


Fig. 4-1. Continuously measured O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, temperature(up) and NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, CO(down) for domestic waste.

### Agricultural Residue

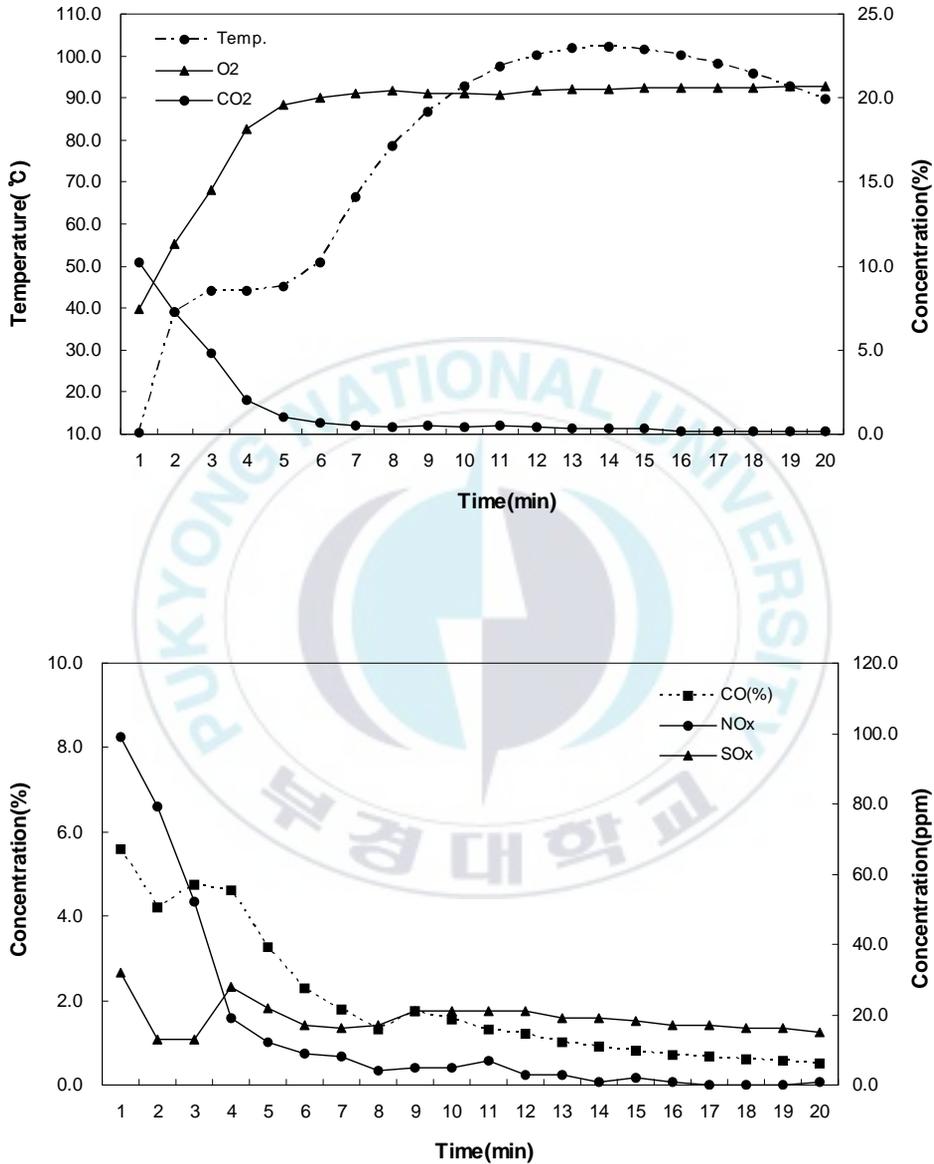


Fig. 4-2. Continuously measured O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, temperature(up) and NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, CO(down) for agricultural residue.

### Construction Wood

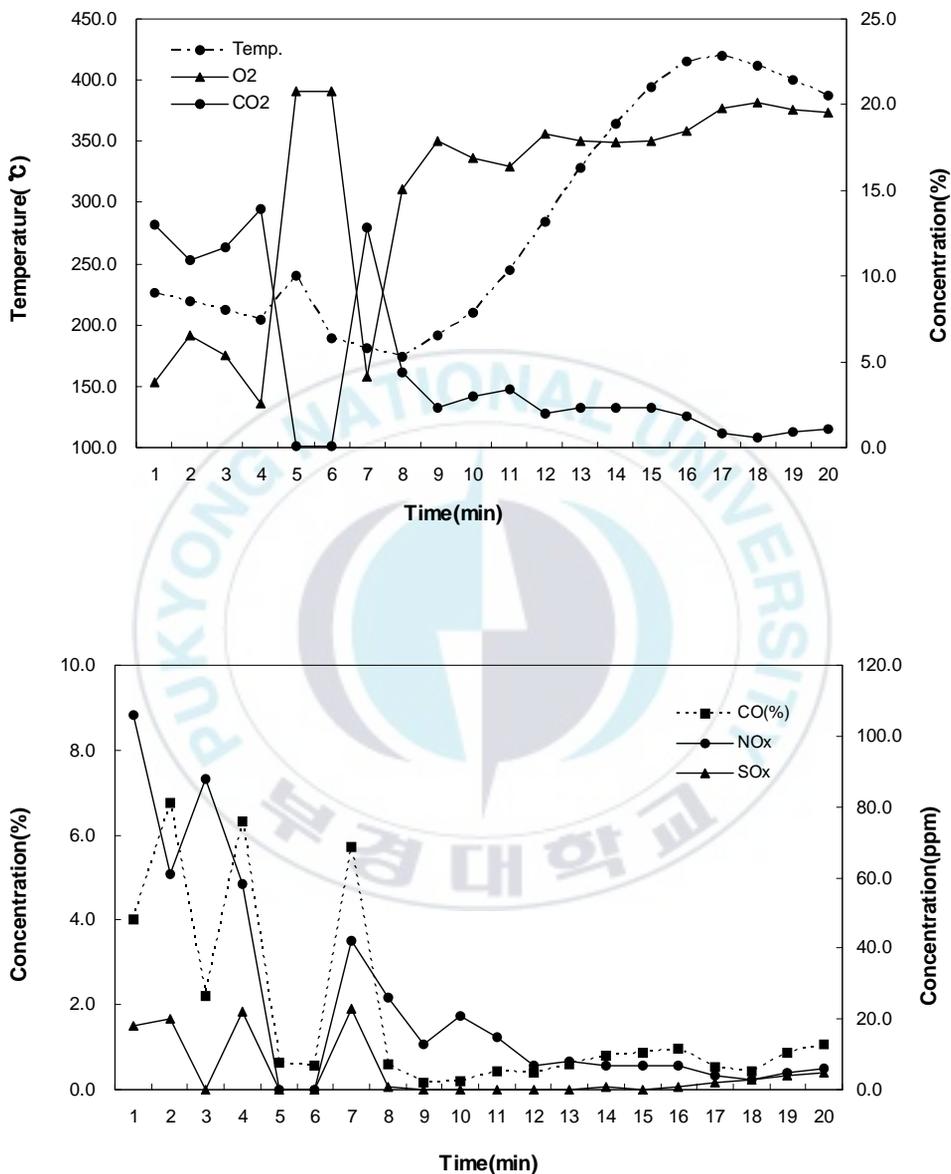


Fig. 4-3. Continuously measured O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, temperature(up) and NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, CO(down) for construction wood.

연소 후 질량 및 연소시간은 Table 4-2.에 연소가스의 농도 및 배출원 단위를 Table 4-3.에 나타내었다. 가정 생활폐기물의 경우 CO 409 ~ 579ppm, NO<sub>x</sub> 3.6 ~ 9.3ppm, SO<sub>x</sub> 3.0 ~ 3.6ppm CO<sub>2</sub> 0.9 ~ 1.4%이며 농업잔재물은 CO 1,134 ~ 1,605ppm, NO<sub>x</sub> 16.1 ~ 18.9ppm, SO<sub>x</sub> 4.7 ~ 8.5ppm CO<sub>2</sub> 1.3 ~ 1.6%, 건설잔재물은 CO 403 ~ 986ppm, NO<sub>x</sub> 12.7 ~ 24.5ppm, SO<sub>x</sub> 1.2 ~ 8.6ppm CO<sub>2</sub> 1.9 ~ 2.9%를 나타내었다.

농업잔재물이나 생체(biomass) 시료의 노천소각에 주요 지표인자로 O<sub>2</sub> 농도와 CO/CO<sub>2</sub>(%)의 비율이 주로 사용된다(Andreae and Merlet, 2001 ; Zarate et al., 2000).

CO/CO<sub>2</sub>(%)의 비율을 살펴보면 가정 생활폐기물 3.6 ~ 4.8(%), 농업잔재물 7.3 ~ 12.4(%), 건설폐기물 2.2 ~ 3.4로 농업잔재물의 변화폭이 넓은 것으로 확인되었으며, 가정 생활폐기물의 경우가 CO/CO<sub>2</sub>(%)의 비율이 비교적 높으며 변화폭은 크지 않은 결과를 나타내었다. Hay et al.(2005)의 연구에 따르면 CO/CO<sub>2</sub>(%)의 비율이 밀(wheat straw)은 0.1 ~ 3.2%, 벃단(rice)은 0.1 ~ 10%로 시료에 따라 CO/CO<sub>2</sub>(%)의 비율 변화폭이 높은 것으로 발표하였는데 이는 본 연구와 일치함을 알 수 있었다.

소각 후 최종 잔재물의 량을 조사한 결과 가정 생활폐기물의 잔재물이 가장 많은 것으로 나타났으며 연소의 소요시간 또한 가장 많이 요하는 것으로 나타났다.

이는 설문조사 결과에서와 같이 가정 생활폐기물에 플라스틱이나 음식물류 등 일부 연소가 상대적으로 어려운 물질들이 포함되었다는 것을 시사하는 것으로 판단된다.

배출가스 배출계수는 CO의 경우 가정 생활폐기물 45.0 ~ 51.6g/kg(평균 49.0), 농업잔재물 111.8 ~ 139.8g/kg(평균 126.5), 건설폐기물 18.1 ~

55.5g/kg(평균 40.4)로 농업잔재물이 가정 생활폐기물이나 건설폐기물에 비하여 약 3배 정도 높은 결과를 나타내었다.

CO<sub>2</sub>의 경우는 가정 생활폐기물 1,483.1 ~ 2,206.5g/kg(평균 1,899.3), 농업잔재물 1,614.7 ~ 2,410.7g/kg(평균 1,969.3), 건설폐기물 1,307.6 ~ 2,784.9g/kg(평균 2,091.0)으로 3종류 모두 비슷한 수준인 것으로 확인되었다.

G. Kamalak Kannan et al.(2005)의 연구에 의하면 나뭇잎 1,064g/kg, 나뭇잎과 가지 1,423g/kg로 본 연구와 비교적 일치하는 경향을 보이나, Brocard et al.(1996)은 장작 25g/kg, 연료용 장작 9.9g/kg, 농업잔재물 8.7g/kg(Hao and Ward, 1993)로 본 연구에 비하여 적은 값을 나타내었다. 이는 모의 연소실에서 수행한 본 실험과는 연소조건 등의 차이로 인한 것으로 판단된다.

NO<sub>x</sub>의 경우는 가정 생활폐기물 0.7 ~ 1.4g/kg(평균 1.1), 농업잔재물 2.4 ~ 3.1g/kg(평균 2.7), 건설폐기물 0.9 ~ 3.0g/kg(평균 1.9)로 농업잔재물이 가장 높았으며, 3종류 모두 비교적 큰 변화폭은 없는 것으로 나타났다.

G. Kamalak Kannan et al.,(2005)의 연구에 의하면 나뭇잎 3.0g/kg, 나뭇가지 4.6g/kg, 목초 2.2g/kg, 나뭇잎과 나뭇가지를 1:1로 혼합한 것 2.8g/kg로 이는 본 연구 결과와 비슷한 수준인 것으로 확인되었다.

Table 4-2. Mass of waste burned during testing

conditions	Initial weight (kg)	Final weight (kg)	Combustion weight (kg)	Combustion rate (%)	combustion time (min)
Blank Test	11	11	11	-	30
Domestic Waste	20	4.7	15.3	76.5	90
	20	4.7	15.3	76.5	100
	20	3.0	17.0	85.0	100
Agricultural Residue	20	2.8	17.2	86.0	86
	20	2.6	17.4	87.0	84
	20	2.0	18.0	90.0	73
Construction Wood	20	0.7	19.3	96.5	77
	20	0.6	19.4	97.0	82
	20	0.6	19.4	97.0	92

Table 4-3. Summary of gaseous emission data

	weight (kg)	concentration(ppm)				emission factor (g/kg)			
		CO	CO <sub>2</sub> (%)	NO <sub>x</sub>	SO <sub>x</sub>	CO	CO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	SO <sub>x</sub>
Domestic Waste	20	578.5	1.4	9.3	3.6	51.6	2008.3	1.4	0.7
	20	409.1	0.9	3.6	3.1	45.0	1483.1	0.7	0.8
	20	463.7	1.3	6.9	3.0	50.5	2206.5	1.2	0.7
Agricultural Residue	20	1605.3	1.3	18.7	8.4	127.8	1614.7	2.4	1.5
	20	1476.0	1.3	16.1	8.5	139.8	1882.4	2.5	1.8
	20	1134.3	1.6	18.9	4.7	111.8	2410.7	3.1	1.1
Construction Wood	20	402.7	1.9	12.7	8.6	18.1	1307.6	0.9	0.9
	20	986.0	2.9	24.5	2.5	47.6	2180.5	1.9	0.3
	20	635.4	2.0	21.0	1.2	55.5	2784.9	3.0	0.2

### 1.3 PCDD/DFs, DLPCBs 및 PAHs의 농도수준 및 profile 특성

#### 1.3.1 PCDD/DFs 및 DLPCBs

##### 1) 가정 생활폐기물

대기로 배출되는 PCDD/DFs와 DLPCB의 WHO-TEQ 농도는 1차 0.1264 ng WHO-TEQ/Nm<sup>3</sup>, 2차 0.0703, ng WHO-TEQ/Nm<sup>3</sup> 3차 0.0889 ng WHO-TEQ/Nm<sup>3</sup> (평균 0.0952 ng WHO-TEQ/Nm<sup>3</sup>)를 나타내었다. 배출가스의 PCDD/DFs 및 DLPCBs의 congener 별 농도는 Table 4-4.에 나타내었으며 잔재물의 congener 별 농도를 정리하여 Table 4-5.에 나타내었다.

표에서 알 수 있듯이 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF, OCDF, 1,2,3,4,7,8-HxCDD, 1,2,3,6,7,8-HxCDD, 1,2,3,7,8,9-HxCDD, 1,2,3,4,6,7,8 -HpCDD, OCDD는 모든 시료에서 검출되지 않았으며 1,2,3,7,8,9-HxCDF의 경우는 3회 분석 중 2회는 검출되지 않고 1회는 검출되었다.

2,3,4,7,8-PeCDF의 congener가 가장 높은 농도 수준이며 2,3,7,8-TCDF, 2,3,7,8-TCDD, 1,2,3,7,8-PeCDD 등 congener가 비교적 높은 농도임을 알 수 있으며 잔재물도 이와 비슷한 유형으로 나타났다.

DLPCBs의 경우는 1, 2, 3차 모두 33'44'5-PeCB(126)가 검출되었으며, 33'44'55'-HxCB(169) congener가 1차 검출된 것을 제외하면 다른 congener들은 모두 검출되지 않았다.

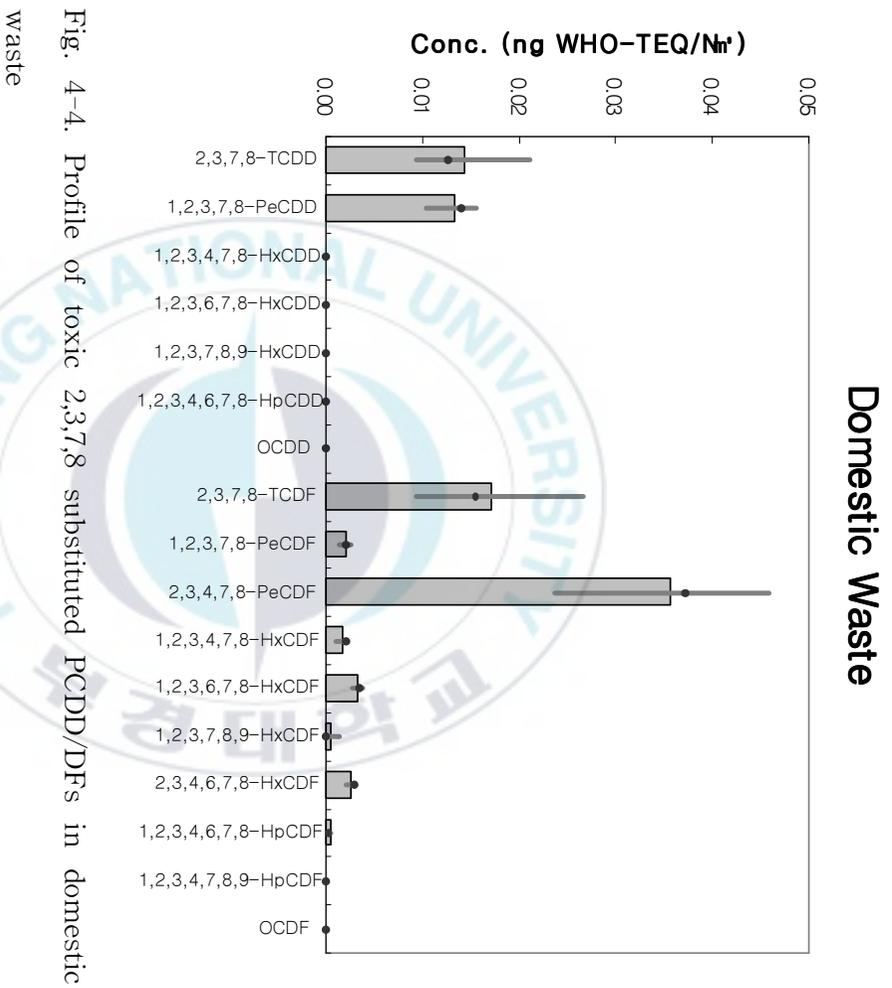
WHO-TEQ의 총 농도중 PCDFs가 차지하는 비율은 1차 70.7%, 2차 62.8%, 3차 73.5%(평균 69.6%)이며 homologue pattern은 1, 2, 3차 실험에서 모두 유사한 것으로 나타났다. 이것은 화석연료의 열적 생성 pattern과 유사성을 가지며 배출가스의 congener 별 농도 추이는 Fig. 4-4.와 같다.

Table 4-4. Concentration of PCDD/DFs and DLPCBs (ng/Nm<sup>3</sup>) in domestic waste(gas)

Toxic compounds	Domestic Waste(1st)	Domestic Waste(2nd)	Domestic Waste(3rd)	Ave.
2378-TCDD	0.0211	0.0094	0.0127	0.0144
12378-PeCDD	0.0140	0.0155	0.0103	0.0133
123478-HxCDD	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
123678-HxCDD	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
123789-HxCDD	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
1234678-HpCDD	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
OCDD	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
2378-TCDF	0.0266	0.0094	0.0155	0.0172
12378-PeCDF	0.0026	0.0014	0.0021	0.0020
23478-PeCDF	0.0459	0.0237	0.0372	0.0356
123478-HxCDF	0.0022	0.0010	0.0021	0.0018
123678-HxCDF	0.0038	0.0027	0.0035	0.0033
123789-HxCDF	0.0000	0.0014	0.0000	0.0005
234678-HxCDF	0.0030	0.0020	0.0029	0.0026
1234678-HpCDF	0.0005	0.0004	0.0004	0.0004
1234789-HpCDF	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
OCDF	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
33'44'-TCB(77)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
344'5-TCB(81)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
233'44'-PeCB(105)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
2344'5-PeCB(114)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
23'44'5-PeCB(118)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
2'344'5-PeCB(123)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
33'44'5-PeCB(126)	0.0065	0.0033	0.0021	0.0040
233'44'5-HxCB(156)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
233'44'5'-HxCB(157)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
23'44'55'-HxCB(167)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
33'44'55'-HxCB(169)	0.0001	0.0000	0.0000	0.0000
233'44'55'-HpCB(189)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Total WHO-TEQ	0.1264	0.0703	0.0889	0.0952

Table 4-5. Concentration of PCDD/DFs and DLPCBs (pg/g, drybase) in domestic waste(residue)

Toxic compounds	Domestic Waste(1st)	Domestic Waste(2nd)	Domestic Waste(3rd)	Ave.
2378-TCDD	0.8850	0.4450	1.8470	1.0590
12378-PeCDD	0.7540	0.2230	1.0030	0.6600
123478-HxCDD	0.0337	0.0237	0.0992	0.0522
123678-HxCDD	0.0643	0.0335	0.0883	0.0620
123789-HxCDD	0.0883	0.0775	0.1837	0.1165
1234678-HpCDD	0.0202	0.0508	0.0934	0.0548
OCDD	0.0037	0.0070	0.0088	0.0065
2378-TCDF	0.0669	0.0557	0.0992	0.0739
12378-PeCDF	0.0499	0.0376	0.0519	0.0465
23478-PeCDF	2.9650	2.4435	4.5130	3.3072
123478-HxCDF	0.2012	0.1994	0.5926	0.3311
123678-HxCDF	0.3009	0.1092	0.4025	0.2709
123789-HxCDF	0.0229	0.0334	0.1224	0.0596
234678-HxCDF	0.1290	0.2091	0.3227	0.2203
1234678-HpCDF	0.2011	0.1866	0.3784	0.2554
1234789-HpCDF	0.0398	0.0109	0.0489	0.0332
OCDF	0.0038	0.0033	0.0088	0.0053
33'44'-TCB(77)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
344'5-TCB(81)	0.0005	0.0000	0.0034	0.0013
233'44'-PeCB(105)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
2344'5-PeCB(114)	0.0070	0.0020	0.0000	0.0030
23'44'5-PeCB(118)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
2'344'5-PeCB(123)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
33'44'5-PeCB(126)	0.2800	0.1980	0.4429	0.3070
233'44'5-HxCB(156)	0.0050	0.0007	0.0094	0.0050
233'44'5'-HxCB(157)	0.0020	0.0000	0.0021	0.0014
23'44'55'-HxCB(167)	0.0001	0.0000	0.0001	0.0001
33'44'55'-HxCB(169)	0.0700	0.0080	0.0740	0.0507
233'44'55'-HpCB(189)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Total WHO-TEQ	6.1942	4.3579	10.3957	6.9826



## 2) 농업잔재물

PCDD/DFs와 DLPCBs의 대기 배출가스 중 WHO-TEQ 농도는 1차 0.0771 ng WHO-TEQ/Nm<sup>3</sup>, 2차 0.1069 ng WHO-TEQ/Nm<sup>3</sup>, 3차 0.1776ng WHO-TEQ/Nm<sup>3</sup>(평균 0.1205ng WHO-TEQ/Nm<sup>3</sup>)를 나타내었다. PCDD/DFs 및 DLPCBs의 congener 별 농도를 정리하여 Table 4-6.에, 잔재물의 congener 별 농도는 Table 4-7.에 나타내었다.

가정 생활폐기물에서와 동일하게 2,3,4,7,8-PeCDF의 congener가 가장 높은 농도 수준이며 2,3,7,8-TCDF, 2,3,7,8-TCDD, 1,2,3,7,8-PeCDD 등 congener가 비교적 높은 농도임을 알 수 있다.

DLPCBs의 경우는 1, 2, 3차 모두 3종류의 congener가 검출되었는데 가정 생활폐기물이나 건설용 목재와는 달리 33'44'5-PeCB(126)는 검출되지 않고 233'44'4'-PeCB(105), 23'44'5-PeCB(118), 233'44'5-HxCB(156)가 검출되는 특성을 나타내었다.

WHO-TEQ의 총 농도중 PCDFs가 차지하는 비율은 1차 63.6%, 2차 80.4%, 3차 67.6%(평균 70.5%)이며 homologue pattern은 1, 2, 3차 실험에서 모두 유사한 것으로 나타났으며 가정 생활폐기물과 같이 이러한 pattern은 화석연료의 열적 생성 pattern과 유사성을 가지는 것으로 확인되었다.

잔재물의 평균농도는 25.994 pg WHO-TEQ/g(drybase)로 3종류의 폐기물 시료 중 농도가 가장 높은 것으로 확인되었다.

배출가스의 congener 별 profile을 Fig. 4-5.에 나타내었다.

Table 4-6. Concentration of PCDD/DFs and DLPCBs (ng/Nm<sup>3</sup>) in agricultural residue(gas)

Toxic compounds	Agricultural Resi.(1st)	Agricultural Resi.2nd	Agricultural Resi.3rd	Ave
2378-TCDD	0.0120	0.0135	0.0182	0.0146
12378-PeCDD	0.0152	0.0000	0.0354	0.0169
123478-HxCDD	0.0000	0.0000	0.0010	0.0003
123678-HxCDD	0.0000	0.0000	0.0013	0.0004
123789-HxCDD	0.0000	0.0000	0.0012	0.0004
1234678-HpCDD	0.0003	0.0004	0.0004	0.0003
OCDD	0.0000	0.0069	0.0000	0.0023
2378-TCDF	0.0067	0.0114	0.0165	0.0115
12378-PeCDF	0.0037	0.0071	0.0085	0.0065
23478-PeCDF	0.0240	0.0437	0.0696	0.0458
123478-HxCDF	0.0037	0.0061	0.0083	0.0060
123678-HxCDF	0.0035	0.0066	0.0092	0.0064
123789-HxCDF	0.0000	0.0025	0.0047	0.0024
234678-HxCDF	0.0000	0.0000	0.0020	0.0007
1234678-HpCDF	0.0004	0.0006	0.0007	0.0006
1234789-HpCDF	0.0002	0.0003	0.0002	0.0002
OCDF	0.0059	0.0071	0.0000	0.0043
33'44'-TCB(77)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
344'5-TCB(81)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
233'44'-PeCB(105)	0.0002	0.0002	0.0001	0.0002
2344'5-PeCB(114)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
23'44'5-PeCB(118)	0.0010	0.0005	0.0004	0.0006
2'344'5-PeCB(123)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
33'44'5-PeCB(126)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
233'44'5-HxCB(156)	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
233'44'5'-HxCB(157)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
23'44'55'-HxCB(167)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
33'44'55'-HxCB(169)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
233'44'55'-HpCB(189)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Total WHO-TEQ	0.0771	0.1069	0.1776	0.1205

Table 4-7. Concentration of PCDD/DFs and DLPCBs (pg/g, drybase) in agricultural residue(residue)

Toxic compounds	Agricultural	Agricultural	Agricultural	Ave
	Resi.(1st)	Resi.2nd	Resi.3rd	
2378-TCDD	3.8470	4.9950	6.4930	5.1117
12378-PeCDD	2.2260	2.8480	9.4830	4.8523
123478-HxCDD	0.1113	0.1203	0.4827	0.2381
123678-HxCDD	0.2048	0.1394	0.3049	0.2164
123789-HxCDD	0.0884	0.0129	0.4284	0.1766
1234678-HpCDD	0.2088	0.1105	0.0903	0.1365
OCDD	0.0075	0.0080	0.0099	0.0085
2378-TCDF	0.2994	0.3525	0.8307	0.4942
12378-PeCDF	0.1942	0.2647	0.6473	0.3687
23478-PeCDF	6.9230	0.6970	14.1875	8.9358
123478-HxCDF	0.8537	0.9039	1.7385	1.1654
123678-HxCDF	0.5339	0.5001	0.9594	0.6645
123789-HxCDF	0.3572	0.2994	0.4395	0.3654
234678-HxCDF	0.4908	0.3027	0.5403	0.4446
1234678-HpCDF	0.2000	0.1930	0.2795	0.2233
1234789-HpCDF	0.0594	0.0237	0.0694	0.0508
OCDF	0.0099	0.0076	0.0149	0.0108
33'44'-TCB(77)	0.0000	0.0000	0.0083	0.0028
344'5-TCB(81)	0.0064	0.0000	0.0134	0.0066
233'44'-PeCB(105)	0.0048	0.0005	0.0049	0.0034
2344'5-PeCB(114)	0.0007	0.0000	0.0000	0.0002
23'44'5-PeCB(118)	0.0000	0.0003	0.0007	0.0003
2'344'5-PeCB(123)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
33'44'5-PeCB(126)	0.8860	0.7730	4.4497	2.0362
233'44'5-HxCB(156)	0.0790	0.0060	0.0819	0.0556
233'44'5'-HxCB(157)	0.0039	0.0004	0.0185	0.0076
23'44'55'-HxCB(167)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
33'44'55'-HxCB(169)	0.1275	0.1194	1.0053	0.4174
233'44'55'-HpCB(189)	0.0000	0.0006	0.0000	0.0002
Total WHO-TEQ	17.7236	17.6762	42.5820	25.9940

## Agricultural Residue

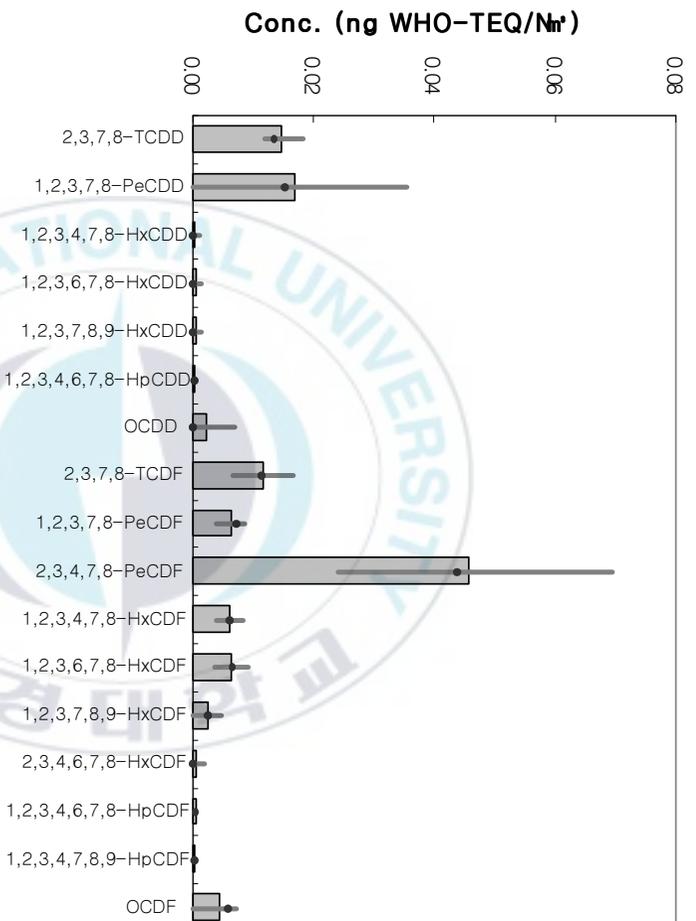


Fig. 4-5. Profile of toxic 2,3,7,8 substituted PCDD/DFs in agricultural residue.

### 3) 건설폐기물

PCDD/DFs와 DLPCBs의 배출가스 중 WHO-TEQ 농도는 1차 0.2240 ng WHO-TEQ/Nm<sup>3</sup>, 2차 0.2248 ng WHO-TEQ/Nm<sup>3</sup>, 3차 0.2740 ng WHO-TEQ/Nm<sup>3</sup>(평균 0.2409 ng WHO-TEQ/Nm<sup>3</sup>)를 나타내었다. PCDD/DFs 및 DLPCBs의 congener별 농도를 정리하여 Table 4-8.에 잔재물의 congener별 농도는 Table 4-9.에 나타내었다.

표에서 알 수 있듯이 1,2,3,7,8,9-HxCDD, OCDD, 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF, OCDF는 모든 시료에서 검출되지 않았으며 1,2,3,4,7,8-HxCDD, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD의 경우는 3회 분석 중 2회는 검출되지 않고 1회는 검출된 것으로 확인되었다.

가정 생활폐기물이나 농업잔재물 분석결과에서 나타난 것과 동일하게 2,3,4,7,8-PeCDF congener가 가장 높은 농도 수준이며 주로 배출되는 congener는 2,3,7,8-TCDF, 2,3,7,8-TCDD, 1,2,3,7,8-PeCDD 인 것으로 확인되었다.

DLPCBs의 경우 가정 생활폐기물이나 농업잔재물과는 달리 12개 이성체 중 9개 이성체에서 검출되었으며 344'5-TCB(81), 33'44'55'-HxCB(169), 233'44'55'-HpCB(189)는 검출되지 않았다.

그 중 33'44'5-PeCB(126)가 가장 높은 농도 수준을 보였으며 233'44'-PeCB(105), 23'44'5-PeCB(118), 233'44'5-HxCB(156)가 주로 배출되는 congener인 것으로 확인되었다.

WHO-TEQ의 총 농도중 PCDFs가 차지하는 비율은 1회 72.4%, 2회 70.6%, 3회 65.8%(평균 69.1%)이며 congener pattern 또한 가정 생활폐기물이나 농업잔재물과 유사한 형태의 pattern을 가지는 것으로 조사되었다. Fig. 4-6.에 배출가스의 congener 별 profile을 나타내었다.

Table 4-8. Concentration of PCDD/DFs and DLPCBs (ng/Nm<sup>3</sup>) in construction wood(gas)

Toxic compounds	Construction Wood(1st)	Construction Wood(2nd)	Construction Wood(3rd)	Ave
2378-TCDD	0.0277	0.0328	0.0503	0.0369
12378-PeCDD	0.0208	0.0256	0.0390	0.0285
123478-HxCDD	0.0000	0.0005	0.0000	0.0002
123678-HxCDD	0.0000	0.0010	0.0008	0.0006
123789-HxCDD	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
1234678-HpCDD	0.0000	0.0002	0.0000	0.0001
OCDD	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
2378-TCDF	0.0424	0.0519	0.0515	0.0486
12378-PeCDF	0.0063	0.0057	0.0060	0.0060
23478-PeCDF	0.0646	0.0745	0.0994	0.0795
123478-HxCDF	0.0031	0.0025	0.0037	0.0031
123678-HxCDF	0.0074	0.0052	0.0075	0.0067
123789-HxCDF	0.0000	0.0010	0.0006	0.0005
234678-HxCDF	0.0029	0.0032	0.0044	0.0035
1234678-HpCDF	0.0005	0.0004	0.0004	0.0004
1234789-HpCDF	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
OCDF	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
33'44'-TCB(77)	0.0001	0.0001	0.0000	0.0001
344'5-TCB(81)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
233'44'-PeCB(105)	0.0061	0.0015	0.0003	0.0026
2344'5-PeCB(114)	0.0015	0.0003	0.0001	0.0006
23'44'5-PeCB(118)	0.0148	0.0032	0.0006	0.0062
2'344'5-PeCB(123)	0.0002	0.0000	0.0000	0.0001
33'44'5-PeCB(126)	0.0152	0.0117	0.0088	0.0119
233'44'5-HxCB(156)	0.0085	0.0028	0.0005	0.0040
233'44'5'-HxCB(157)	0.0018	0.0006	0.0001	0.0008
23'44'55'-HxCB(167)	0.0001	0.0000	0.0000	0.0000
33'44'55'-HxCB(169)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
233'44'55'-HpCB(189)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Total WHO-TEQ	0.2240	0.2248	0.2740	0.2409

Table 4-9. Concentration of PCDD/DFs and DLPCBs (pg/g, drybase) in construction wood(residue)

Toxic compounds	Construction Wood(1st)	Construction Wood(2nd)	Construction Wood(3rd)	Ave.
2378-TCDD	0.7420	0.2980	0.1730	0.4043
12378-PeCDD	0.3500	0.5480	0.4620	0.4533
123478-HxCDD	0.0563	0.0736	0.0389	0.0563
123678-HxCDD	0.0450	0.0554	0.0449	0.0484
123789-HxCDD	0.0250	0.0398	0.0392	0.0347
1234678-HpCDD	0.0295	0.0391	0.0301	0.0329
OCDD	0.0022	0.0031	0.0028	0.0027
2378-TCDF	0.0750	0.0880	0.0840	0.0823
12378-PeCDF	0.0420	0.0460	0.0361	0.0414
23478-PeCDF	1.9905	0.0400	1.0465	1.3590
123478-HxCDF	0.0980	0.0750	0.1023	0.0918
123678-HxCDF	0.2883	0.3940	0.1992	0.2938
123789-HxCDF	0.0410	0.0220	0.0339	0.0323
234678-HxCDF	0.1500	0.2850	0.0981	0.1777
1234678-HpCDF	0.0775	0.0988	0.0703	0.0822
1234789-HpCDF	0.0198	0.0211	0.0209	0.0206
OCDF	0.0036	0.0059	0.0049	0.0048
33'44'-TCB(77)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
344'5-TCB(81)	0.0002	0.0002	0.0000	0.0001
233'44'-PeCB(105)	0.0003	0.0000	0.0000	0.0001
2344'5-PeCB(114)	0.0030	0.0000	0.0040	0.0023
23'44'5-PeCB(118)	0.0001	0.0000	0.0002	0.0001
2'344'5-PeCB(123)	0.0010	0.0000	0.0000	0.0003
33'44'5-PeCB(126)	0.1520	0.1180	0.1180	0.1293
233'44'5-HxCB(156)	0.0020	0.0040	0.0050	0.0037
233'44'5'-HxCB(157)	0.0030	0.0000	0.0030	0.0020
23'44'55'-HxCB(167)	0.0010	0.0000	0.0000	0.0003
33'44'55'-HxCB(169)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
233'44'55'-HpCB(189)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Total WHO-TEQ	4.1983	3.2549	2.6172	3.3568

## Construction Wood

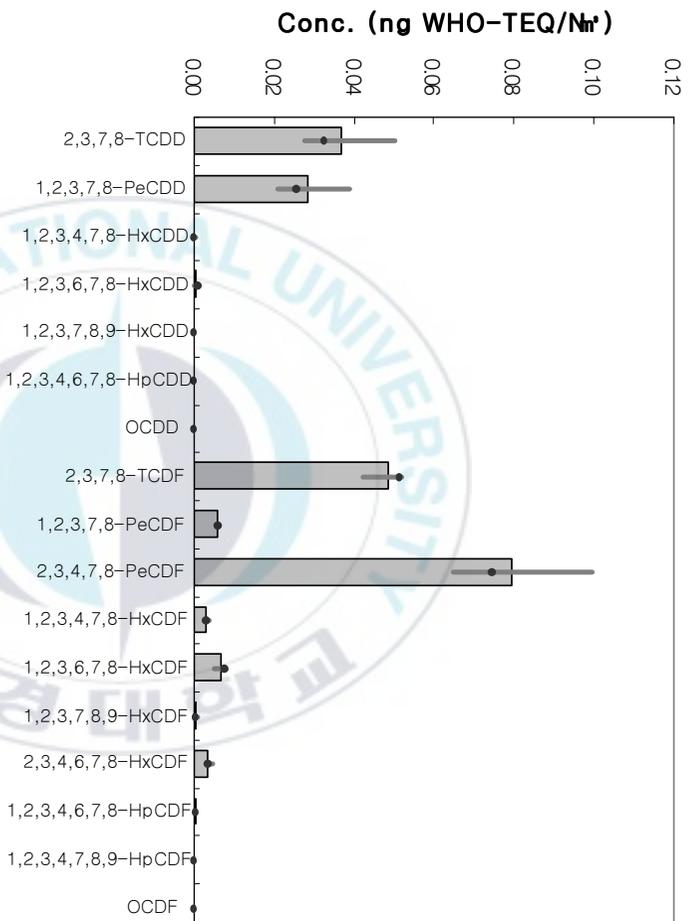


Fig. 4-6. Concentration of toxic 2,3,7,8 substituted PCDD/DFs in construction wood.

#### 4) 이성체 구성비의 비교

총 농도에 대한 이성체별 구성비를 Fig. 4-7에 나타내었다. 그림에서 알 수 있듯이 PCDDs와 PCDFs의 분포비율은 2,3,4,7,8-PeCDD, 2,3,7,8-TCDF, 2,3,7,8-TCDD, 1,2,3,7,8-PeCDD의 순으로 전체 농도중 차지하는 비율이 높은 것으로 나타났고 나머지 congener의 합은 10% 정도의 수준을 갖는 것으로 나타났다.

또한 PCDFs가 차지하는 비율이 전체의 약 70%로 본 조사 시료 모두 비슷한 congener 분포를 가지는 것으로 조사되었는데 이러한 경향은 선행 연구된 Nammari et al. (2004), Gullett et al. (2003)에서의 결과와 유사한 것으로 확인되었다.

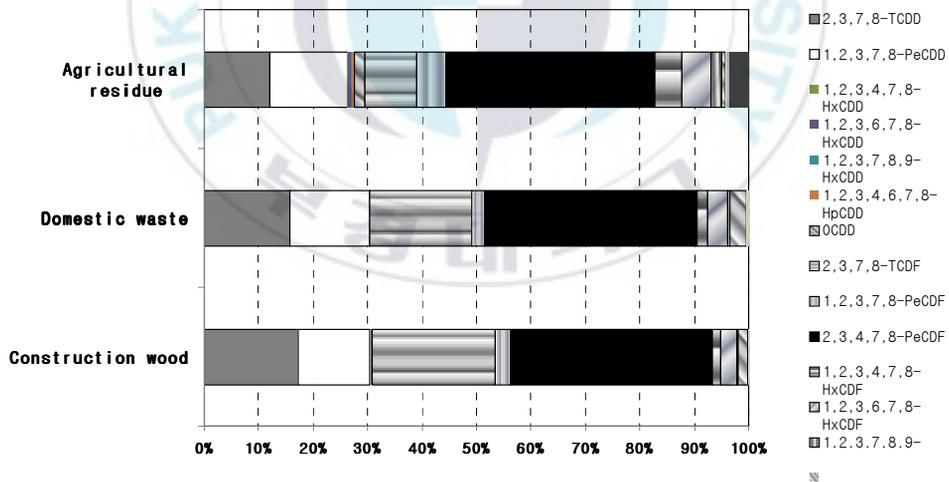


Fig. 4-7. Relative contribution of profile pattern to PCDD/DFs in each sample.

### 1.3.2 PAHs

#### 1) 가정 생활폐기물

US EPA에서 제시된 16종의 PAHs에 대하여 가정 생활폐기물  
에 대한 분석결과 1차 209.298  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ , 2차 151.342  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ , 3차 52.786  
 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$  (평균 137.809  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ )으로 나타났다.

IARC(1989)에서 발암성과 관련하여 Class 2A (probable human  
carcinogen)의 물질과 BaA, BaP, DbA 및 Class 2B (possible human  
carcinogen) 물질인 BbF, BkF, InP에 대하여 발암성 PAHs (carcinogenic  
PAH)로 분류하였을 때, 발암성 PAHs 농도는 1차 17.209  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ , 2차  
8.657  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ , 3차 6.065  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$  (평균 10.580  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ )로 각각 나타났다.

가정 생활폐기물의 16종 PAHs 농도 및 발암성 PAHs의 농도를 Table  
4-10.에 나타내었다.

가정 생활폐기물 연소시 발생하는 PAHs 농도를 살펴보면 NaP, PhA,  
AcPy의 농도가 높은 것으로 나타났고 ring별 PAHs 화합물은 3  
ring-PAHs, 2 ring-PAHs가 각각 39.8%, 30.7%로 높은 발생비율을 나타  
내었다.

발암성 PAHs의 경우 전체 PAHs 대비 5.7 ~ 11.5% (평균 7.7%)이며,  
그중 DbA 농도가 평균 0.509  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ 로 가장 낮은 것으로 조사되었다.

Fig.4-8.에 PAHs 농도와 Ring 별 PAHs 농도를 각각 비교하여 나타내  
었다.

Table 4-10. Concentration of PAHs( $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ) in domestic waste

PAHs	Domestic Waste(1st)	Domestic Waste(2nd)	Domestic Waste(3rd)	Ave.
Nap	69.037	48.950	9.001	42.329
AcPy	28.055	28.686	12.351	23.031
Acp	1.169	1.627	0.900	1.232
Flu	6.803	5.468	2.717	4.996
PhA	34.663	21.257	8.849	21.590
AnT	5.185	4.963	1.891	4.013
FluA	16.583	11.833	3.179	10.532
Pyr	13.848	11.782	3.319	9.650
BaA	3.675	2.266	1.115	2.352
Chr	13.943	6.522	3.371	7.945
BbF	3.367	1.294	1.068	1.909
BkF	3.732	1.942	1.476	2.383
BaP	2.550	1.670	1.274	1.831
DbA	0.982	0.304	0.240	0.509
InP	2.724	1.182	0.883	1.596
BghiP	2.984	1.597	1.152	1.911
2-ring PAHs	69.037	48.950	9.001	42.329
3-ring PAHs	75.874	62.001	26.709	54.861
4-ring PAHs	48.049	32.403	10.984	30.478
5-ring PAHs	10.630	5.209	4.058	6.632
6-ring PAHs	5.708	2.779	2.035	3.507
$\Sigma$ PAHcarc	17.029	8.657	6.056	10.580
$\Sigma$ PAHs	209.298	151.342	52.786	137.809

## Domestic Waste

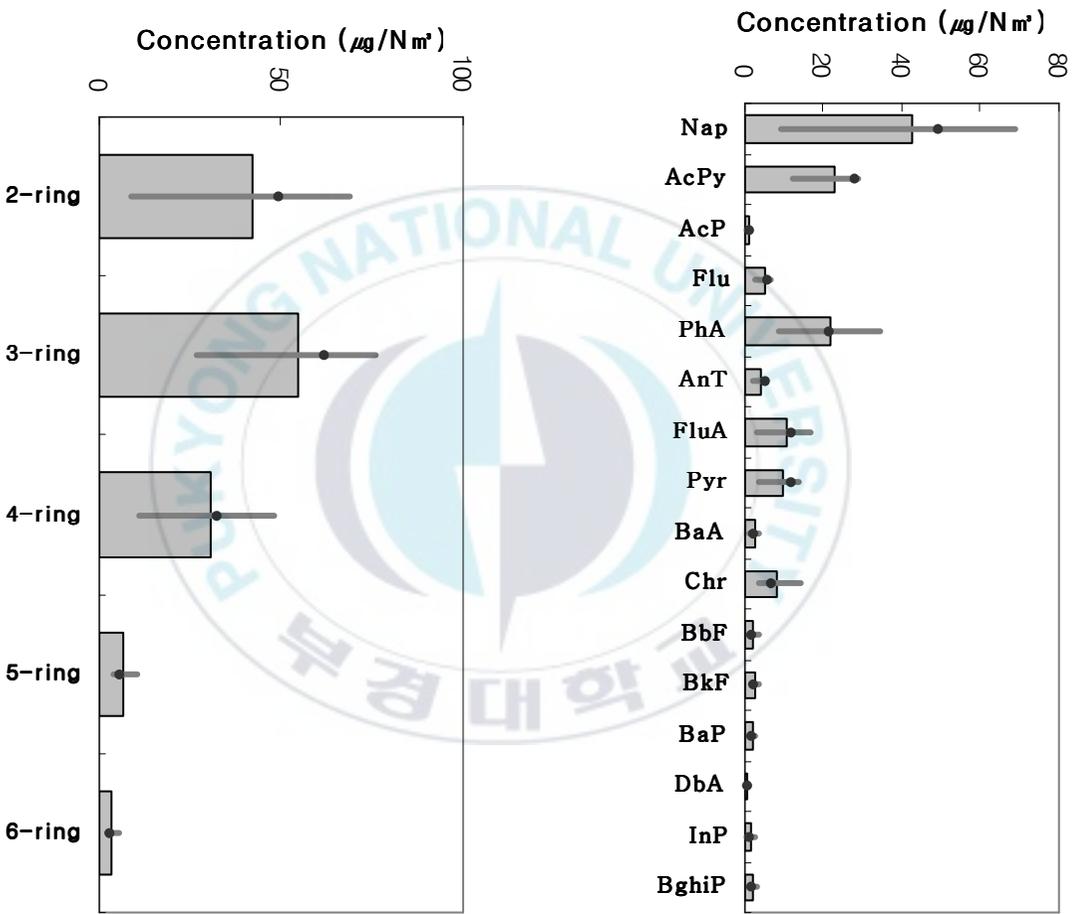


Fig. 4-8. Profile of PAHs (up) and ring-group PAHs (down) in domestic waste.

## 2) 농업잔재물

농업잔재물의 분석결과 1차 323.333  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ , 2차 278.254  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ , 3차 264.507  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$  (평균 288.698  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ )으로 나타났으며 발암성 PAHs 농도는 1차 20.821  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ , 2차 18.341  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ , 3차 17.099  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$  (평균 18.754  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ )로 각각 나타났다.

농업잔재물의 16종 PAHs 농도 및 발암성 PAHs의 농도를 Table 4-11.에 나타내었다.

농업잔재물 연소시 발생되는 총 PAHs 농도는 가정 생활폐기물에서 발생하는 PAHs와 비교하여 약 2배 높은 것으로 나타났으며 발암성 PAH 역시 약 1.8배로 높게 나타나는 경향을 보였다.

항목별로 살펴보면 가정 생활폐기물과 같이 NaP, PhA, AcPy의 농도가 높은 것으로 나타났고 ring별 PAHs 화합물은 3 ring-PAHs, 2 ring-PAHs가 각각 47.30%, 28.5%로 가정 생활폐기물과 비교하면 3 ring의 비율이 높은 반면 2 ring의 비율이 낮아졌음을 알 수 있다.

발암성 PAHs의 경우 전체 PAHs 대비 6.4 ~ 6.6% (평균 6.5%)로 3차례 모두 비슷한 비율인 것으로 나타났으며, 그중 DbA 농도가 평균 0.868  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ 로 가장 낮아 가정 생활폐기물과 동일한 경향임을 나타내었다.

Fig.4-9.에 PAHs 농도와 Ring 별 PAHs 농도를 각각 비교하여 나타내었다.

Table 4-11. Concentration of PAHs( $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ) in agricultural residue

PAHs	Agricultural Resi.(1st)	Agricultural Resi.2nd	Agricultural Resi.3rd	Ave
Nap	87.234	81.332	78.196	82.254
AcPy	62.682	38.426	36.625	45.911
Acp	9.450	9.609	9.169	9.409
Flu	26.677	26.009	24.869	25.852
PhA	45.871	41.785	39.741	42.466
AnT	14.127	12.694	12.011	12.944
FluA	17.623	14.290	13.521	15.145
Pyr	15.646	12.640	11.973	13.420
BaA	6.368	6.107	5.635	6.036
Chr	20.886	21.691	19.946	20.841
BbF	2.961	2.900	2.677	2.846
BkF	3.851	3.161	3.019	3.344
BaP	3.853	3.487	3.254	3.351
DbA	1.113	0.763	0.729	0.868
InP	2.675	1.923	1.786	2.128
BghiP	2.315	1.435	1.357	1.702
2-ring PAHs	87.234	81.332	78.196	82.254
3-ring PAHs	158.807	128.523	122.415	136.852
4-ring PAHs	60.523	54.729	51.075	55.442
5-ring PAHs	11.779	10.311	9.678	10.589
6-ring PAHs	4.990	3.358	3.143	3.830
$\Sigma$ PAHcarc	20.821	18.341	17.099	18.754
$\Sigma$ PAHs	323.333	278.254	264.507	288.698

## Agricultural Residue

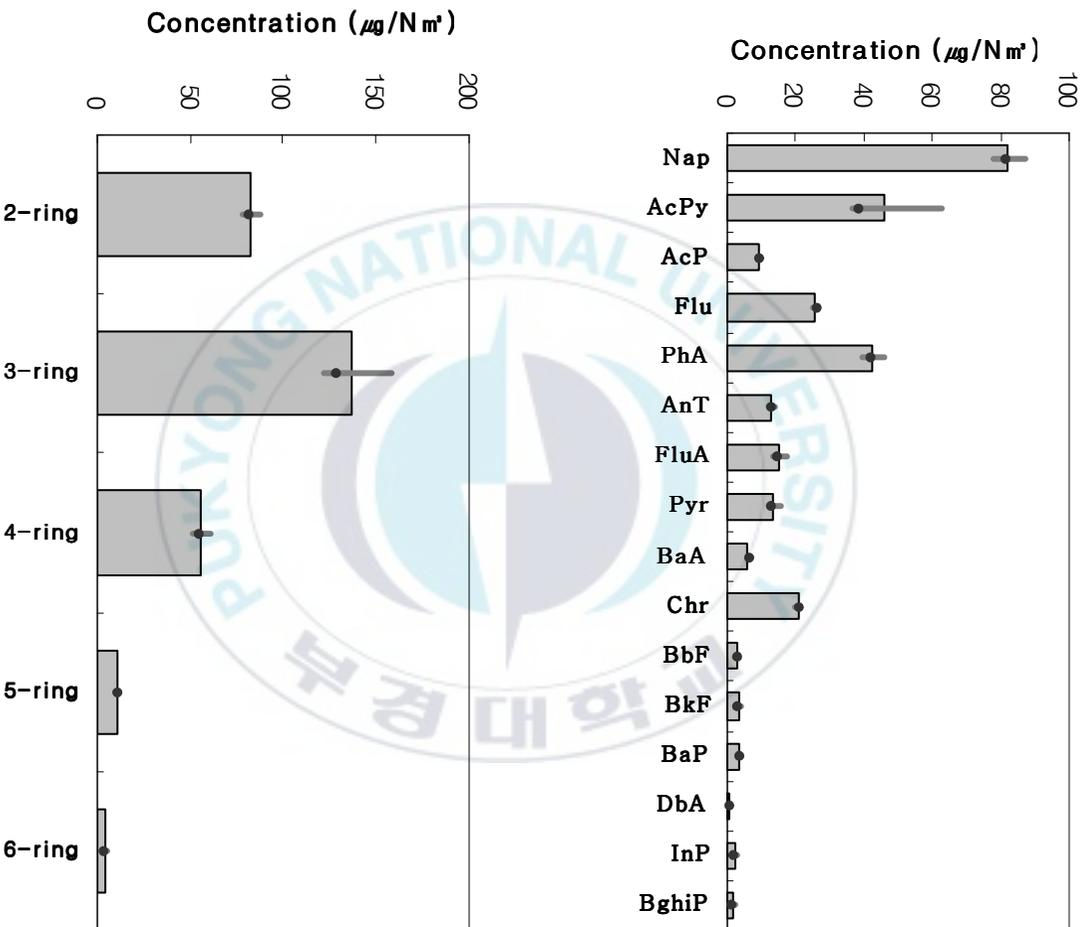


Fig. 4-9. Profile of PAHs (up) and ring-group PAHs (down) in agricultural residue.

### 3) 건설폐기물

건설폐기물의 분석결과 1차 203.445  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ , 2차 35.053  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ , 3차 198.773  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$  (평균 145.757  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ )으로 나타났으며 발암성 PAHs 농도는 1차 12.349  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ , 2차 2.111  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ , 3차 7.485  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$  (평균 7.315  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ )로 각각 나타났다.

농업잔재물의 16종 PAHs 농도 및 발암성 PAHs의 농도를 Table 4-12.에 나타내었다.

농업잔재물 발생되는 PAHs 농도는 1차 연소시 FluA, Pyr, PhA의 순이며, 2차 연소시 PhA, AcPy, NaP의 순으로, 3차 연소시는 NaP, PhA, AcPy의 순으로 나타나 일정한 경향을 나타내지 않았다. 농도 또한 2차 연소시는 1, 3차에 비하여 약 17% 수준으로 낮게 나타났다. 하지만 발암성 PAHs는 전체 평균 4.9%에 비해 2차 연소시 6.0%로 크게 변하지 않음을 알 수 있었다.

Ring별 평균 PAHs 화합물은 3 ring-PAHs, 2 ring-PAHs가 각각 42.3%, 31.6%로 가정 생활폐기물과 비슷한 경향을 보였다.

발암성 PAHs 중 DbA 농도가 평균 0.333  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ 로 가장 낮아 가정 생활폐기물, 농업잔재물과 동일한 경향임을 나타내었다.

Fig.4-10.에 PAHs 농도와 Ring 별 PAHs 농도를 각각 비교하여 나타내었다.

Table 4-12. Concentration of PAHs( $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ) in construction wood

PAHs	Construction Wood(1st)	Construction Wood(2nd)	Construction Wood(3rd)	Ave.
Nap	8.172	3.903	126.137	46.070
AcPy	17.908	6.373	12.019	12.100
Acp	2.072	0.539	0.481	1.031
Flu	12.218	2.659	3.316	6.064
PhA	18.313	9.558	21.255	37.375
AnT	11.581	1.952	1.544	5.026
FluA	25.731	3.040	10.180	12.984
Pyr	20.822	2.865	8.919	10.869
BaA	2.173	0.503	1.538	1.405
Chr	8.362	1.601	5.513	5.159
BbF	2.172	0.360	1.516	1.349
BkF	2.642	0.453	2.078	1.724
BaP	2.429	0.359	0.713	1.167
DbA	0.537	0.124	0.337	0.333
InP	2.396	0.311	1.303	1.337
BghiP	2.916	0.452	1.924	1.764
2-ring PAHs	8.172	3.903	126.137	46.070
3-ring PAHs	125.093	21.082	38.615	61.597
4-ring PAHs	57.090	8.008	26.149	30.416
5-ring PAHs	7.779	1.297	4.645	4.574
6-ring PAHs	5.312	0.763	3.227	3.101
$\Sigma$ PAHcarc	12.349	2.111	7.485	7.315
$\Sigma$ PAHs	203.445	35.053	198.773	145.757

## Construction Wood

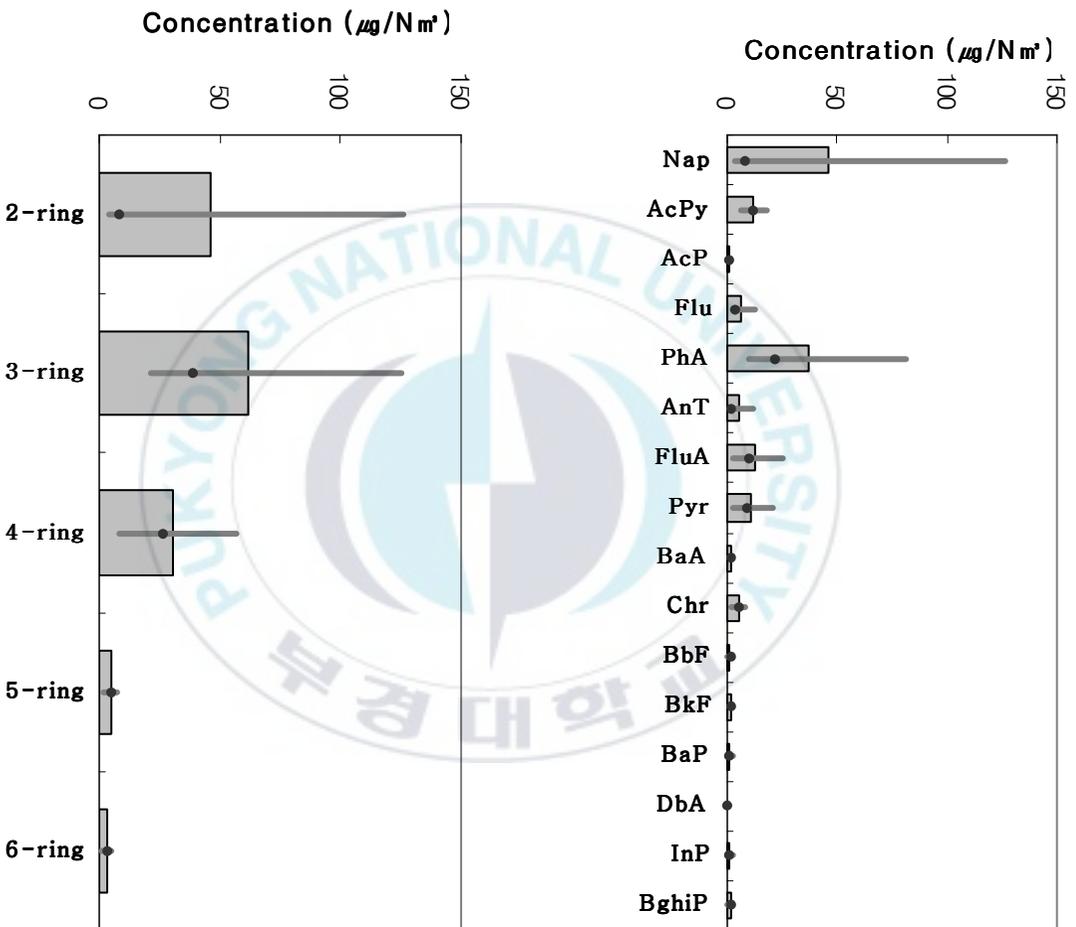


Fig. 4-10. Profile of PAHs (up) and ring-group PAHs (down) in construction wood

#### 4) 이성체 구성비의 비교

총 농도에 대한 PAHs의 구성비를 Fig. 4-14.에 나타내었다. 그림에서 알 수 있듯이 NaP, PhA, AcPy가 차지하는 비율이 60% 이상으로 나타났으며 건설폐기물의 경우 가정 생활폐기물이나 농업잔재물과 비교하여 AcPy가 상대적으로 적고 FluA가 높은 것으로 나타나 시료에 따른 특성이 구분되는 것을 확인하였다.

Kakareka et al.(2003)은 농업잔재물을 노천소각시 NaP 40%, PhA 22.1%, Flu 11.9%의 구성비를 나타내었으며, Zou et al. (2003)은 목재연소시 가스상 물질과 입자상 물질을 분리하여 조사한 결과 가스상에서는 NaP가 입자상에서는 BaP의 농도가 가장 높은 것으로 보고하고 있다.

이러한 결과는 연소대상 시료가 정확히 일치하지 않아 전체 PAHs에서 차지하는 구성비가 항목별로 차이가 날 수 있지만 NaP, PhA, AcPy 등이 우세하게 나타나는 것은 비슷한 경향을 보이는 것으로 확인되었다.

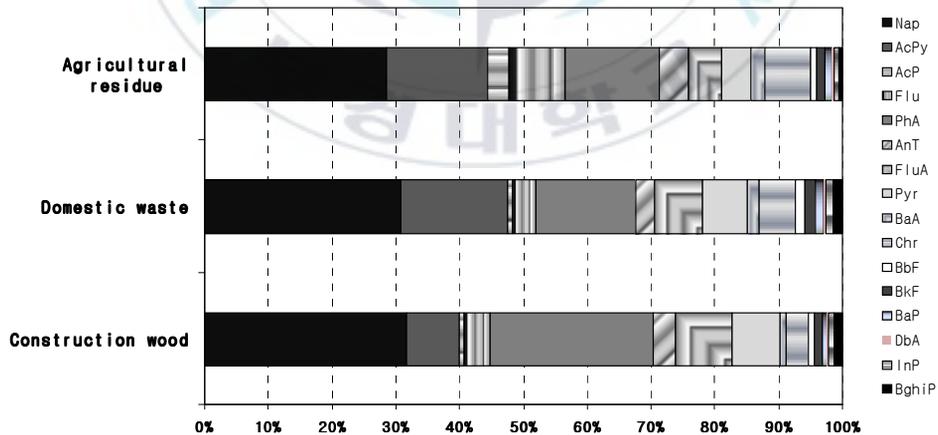


Fig. 4-11. Composition rate of PAHs in construction wood, domestic waste and agricultural residue.

## 1.4 배출농도 수준의 비교평가

### 1.4.1 PCDD/DFs 및 DLPCBs

연소대상 시료를 각 3차에 걸쳐 모의연소를 실시하였는데, 그 중 한차례는 연소실 내부와 연소실 외부로 배출되는 덕트에서 각각 동시에 시료를 채취하여 분석하였다.

모의 실험실 내부에서 시료채취는 미국 EPA에서 실시하는 방법과 TO-9A에 정의된 방법으로 실시하였으며, 덕트에서의 시료채취는 대기오염공정시험방법(환경부 2002)과 내분비계장애물질측정분석방법(국립환경연구원, 2002)에 따라 실시하였다.

각 시료별 배출가스 및 다이옥신 농도를 Table 4-13.에 나타내었다. 표에서 보는 바와 같이 덕트에서 실시한 분석결과가 실험실 내부에서 보다 1.3 ~ 9.3 배 높은 것으로 조사 되었다.

농업잔재물의 경우는 비슷한 결과를 나타내었는데, 건설폐기물의 경우는 덕트로 배출되는 농도가 훨씬 높았는데 이는 배출가스의 온도, CO, O<sub>2</sub> 농도 등 여러 요인이 복합적으로 작용한 것으로 사료되며 향후 상세한 연구가 필요할 것으로 판단된다.

Table 4-13. Concentration of PCDD/DFs( $\text{ng}/\text{Nm}^3$ ) in duct and inside

	Domestic Waste	Agricultural Residue	Construction Wood
Inside (WHO-TEQ)	0.0669	0.1062	0.2045
Duct (WHO-TEQ)	0.2240	0.1378	1.8468

모의연소실 배출가스 농도는 미국 EPA Burn Hut에서 실시한 결과들이 보고되고 있다. US EPA Technical Report(1997)에 의하면 가정에서 발생하는 생활폐기물을 재활용 가능한 품목과 재활용 불가능한 품목으로 나누어 다양한 항목에 대한 조사를 실시하였다.

또한 외국의 주요 농산물인 밀을 연소시 발생하는 다이옥신에 대한 연구가 많이 이루어 졌는데 Gullett B. et al., (2003)에 의하면 밀을 연소시 0.321 ~ 0.657 ng I-TEQ/Nm<sup>3</sup>, 벧단(rice) 연소시 0.607 ng I-TEQ/Nm<sup>3</sup>로 본 연구결과인 0.076 ~ 0.177 ng WHO-TEQ/Nm<sup>3</sup>와 비슷한 경향을 나타내었음을 알 수 있었다.

가정 생활폐기물의 경우는 Nammari R. et al.,(2004)은 12.53 ~ 14.09 ng I-TEQ/Nm<sup>3</sup>로 본 연구결과인 0.07 ~ 0.12 ng WHO-TEQ/Nm<sup>3</sup>보다 약 100배 정도 높은 것으로 조사되었다.

한편 Wevers et al., (2004)는 나무와 나뭇가지 등을 연소시 배출되는 다이옥신 농도를 측정 한 결과 0.402 ~ 1.146 ng I-TEQ/Nm<sup>3</sup>, 나뭇가지와 가정 생활폐기물을 혼합하여 연소한 결과 0.682 ng WHO-TEQ/Nm<sup>3</sup>로 발표하였다. 이는 본 연구에서 조사한 건설폐기물인 목재류 연소시와 비교시 약 2 ~ 5배 정도 높은 것으로 나타났다.

노천소각에 대한 모의실험의 조건은 다양하며, 각국에서 연소하는 연소물질의 종류가 국내와는 차이가 많아 직접적인 비교는 어렵지만 농업잔재물이나 건설폐기물인 목재 연소의 배출농도는 외국의 선행조사 결과와 비슷한 경향을 보이는 것으로 나타났다.

노천소각에서 배출되는 다이옥신 배출량은 제어가 양호한 소각시설에 비하여 17 ~ 20배 정도 높게 배출되는 것으로 보고된 바 있다 (Lemieux et al., 1997).

본 조사에서도 국내 대형 생활폐기물 소각시설의 배출허용기준인 0.1

ng I-TEQ/Nm<sup>3</sup>보다 높은 것으로 조사되어 비교적 일치하는 경향을 보였다. 다른 연구자들이 연구한 노천소각의 다이옥신 배출농도를 Table 4-14.에 나타내었다.

Table 4-14. Comparisons of Dioxin concentration from open burning.

Study and Year	Concentration (ng I-TEQ/Nm <sup>3</sup> )	burning Type
This study	0.070 ~ 0.126 <sup>†</sup>	Domestic Waste
This study	0.076 ~ 0.177 <sup>†</sup>	Agricultural Residue
This study	0.224 ~ 0.274 <sup>†</sup>	Construction Wood
Wevers et al. (2004)	1.146 0.591 0.402 0.682	74% wood + 26% leaves " 96.5% wood + 3.5% leaves household waste + wood
Nammari R. et al. (2004)	12.53 14.09 13.86	municipal waste
Gullett B. et al. (2003)	0.400 0.631 0.364 0.657 0.321 0.362 0.607	winter wheat   spring wheat   rice

† : ng WHO-TEQ/Nm<sup>3</sup>

### 1.4.2 PAHs

각각의 모의연소 대상 시료는 다이옥신류의 분석과 함께 PAHs에 대한 분석을 병행하였으며 PAHs의 분석결과는 Table 4-15에 나타내었으며, Fig. 4-11.에는 대상 시료별 PAHs의 농도를 비교하였다.

표에서 보는 바와 같이 대상시료에서 대기중으로 배출되는 PAHs의 농도분포는 농업잔재물의 평균 배출농도가 288.698  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ 으로 가장 높게 나타났으며, 생활폐기물과 건설목재는 각각 137.809  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ 와 145.757  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ 으로 유사한 농도수준을 보이는 것으로 나타났다. Kakarekas 등(2003)의 선행 연구결과와 비교하면 농업잔재물에 있어서의 PAHs의 평균배출농도보다 낮은 수준의 농도를 보이는 것으로 확인되었다.

각 profile별 배출 형태를 살펴보면 모든 시료에서 NaP이 가장 높은 농도수준을 나타내는 것으로 나타났으며, 다음으로 PhA의 농도가 우세하게 나타났다. 노천소각에서 발생하는 PAHs의 농도를 주도하는 NaP의 경우 대상시료별로 발생 pattern을 살펴보면 생활폐기물의 경우 3 시료 중 2 시료, 건설목재의 경우 3 시료 중 1시료만 우세한 발생 pattern을 보였지만, 농업잔재의 있어서는 3시료 모두에서 가장 높은 농도 수준을 보였다. 이는 농업잔재물에 부착되어 있거나, 생장기에 식물내에 축적되어 있던 농약류에 의한 영향이 높은 것으로 판단된다.

환상별 분류에 있어서도 2,3,4 ring 화합물이 지배적으로 높은 농도수준을 보이는 것으로 나타났다. 이러한 배출 특성은 노천소각시 고온의 연소온도에 의하여 벤젠환의 연결고리가 끊어짐에 따라 고분자량의 PAHs보다는 분자량이 낮고, 물리적 구조가 간단한 저분자 PAHs의 발생이 많은 것으로 판단된다.

각각의 대상시료에 있어서도 각각 하나의 시료를 분석하였으며, 분석

결과 농업잔재물과 생활폐기물에서 높은 농도의 PAHs가 검출되었다. 특히하게 건설목재의 경우 BbF 단일종만 발현되는 것으로 조사되었으며, 잔재물의 경우 발생비율에 있어서 저분자량의 PAHs가 가스상의 농도보다 훨씬 높은 농도비율로 존재하고 있는 특성을 보였다.

특히, 생활폐기물과 농업잔재물의 경우 NaP의 발생비율이 62.8과 59.0%로 전체 PAHs 농도를 주도하는 것으로 나타났다. 이러한 profile pattern으로 유추한 결과 농업잔재물의 경우 식물의 내부 및 외부에 축적되어 있던 농약류에 의한 기여가 예상되며, 생활폐기물의 경우 음식물 및 비닐류에서 발생하는 벤젠환이 고온에 의하여 다환의 구조가 깨어지면서 고분자량의 물질들이 저분자량으로 분해되어진 것으로 사료된다.

Table 4-15. Comparisons of PAHs concentration from open burning.

Study and Year	Concentration ( $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ )	burning Type
This study	52.786 ~ 209.298	Domestic Waste
	264.507 ~ 323.333	Agricultural Residue
	35.053 ~ 203.445	Construction Wood
Kakarekas et al. (2003)	151.7 (n=777)	agricultural debris
	409.1 (n=840)	
	1,090.4 (n=842)	

## 2. 배출계수의 산출

### 2.1 배출계수

일반적으로 다이옥신을 포함한 오염물질의 배출평가에 이용되는 방법은 대기과 수계에 들어가는 물질의 총량에 초점을 맞추는 “The Load Orientated Approach” 방법과 배출원에서 대기과 수계로 배출되는 것에 초점을 맞추는 “The Source Orientated Approach” 방법으로 크게 분류할 수 있다.(Department for Environment UK, 2005)

스톡홀름협약에서는 다이옥신에 대한 배출량 결정을 “Source Orientated Approach” 방법을 적용하도록 규정하고 있으며 배출목록에 포함되어야 할 배출원은 “협약부속서 C”에 제시하고 있다.

배출량 계산을 위한 “Source orientated approaches”는 여러 형태의 데이터에 근거를 둘 수 있다. 일반적으로 유해물질의 환경에 대한 배출량 계산을 위한 여러 방법들은 Top-down approach(이하 TDA라 함) 혹은 Bottom-up approach(이하 BUA라 함) 중 하나의 방법을 사용하며, 다이옥신 배출량 산정방법도 역시 BUA와 TDA로 대별할 수 있다.

BUA는 개별 시설의 배출량을 산출한 후 이를 합하여 국가 총 배출량을 산출하는 방법이며 주로 대형 배출업체에 적용되는 방법이다.

TDA 방법은 배출시설이 많고 밀집되어 있어 전 시설의 배출량을 조사하는 것이 불가능한 경우 배출계수와 활동도를 이용하여 배출량을 산출하는 방법으로, 적용하기 쉬운 장점이 있는 반면 각 배출원의 경향만을 파악할 수 있다는 단점이 있다.

반면 BUA 방법은 각 시설에 대한 정확한 배출량을 파악할 수 있으나 시간적, 경제적으로 많은 제약사항이 있어, 실제로는 두 접근방법을 결합하여 대형 배출원은 BUA, 소형이나 배출시설이 밀집된 경우 TDA를 결

합하여 주로 사용되고 있다.

배출계수에 의한 방법은 대표적인 배출시설을 표본으로 선택하여 배출량을 직접측정하고, 통계적으로 산출된 대표 값을 이용하여 배출량을 산정하는 방법으로 다이옥신 배출농도와 밀접한 관계가 있는 것은 처리대상 폐기물의 종류, 방지시설의 종류 및 운전조건 등이 있다.

이러한 사실을 기초로 비점오염원의 배출량을 추정하는 가장 용이한 방법으로는 처리대상 폐기물종류별로 분류하여 평균적인 배출계수를 구하여 배출량을 추정하는 방법이다.

본 연구에서는 노천소각 모의연소를 통하여 배출되는 배출가스 중 17종의 PCDD/DFs와 Coplanar-PCBs를 WHO-TEQ의 농도를 적용하여 계수를 구하고, PAHs와 HCB에 대해서도 농도를 구한 뒤 배출가스량과 단위 시간당 활동도를 이용하여 배출계수를 구하였다.

또한 연소 후 잔재물은 토양으로 배출되므로 잔재물 중 17종의 PCDD/DFs와 Coplanar-PCBs를 WHO-TEQ의 농도를 적용하여 배출계수를 구하였다.

이와 같이 적용결과 가정 생활폐기물의 배출가스 중 배출계수는 PCDD/DFs가  $7.325 \mu\text{g WHO-TEQ/ton}$ , DLPCBs  $0.324 \mu\text{g WHO-TEQ/ton}$ , PAHs  $7.515 \text{ mg/kg}$ 이고, 가정 생활폐기물 소각잔재물의 배출계수는 PCDD/DFs가  $6.614 \mu\text{g WHO-TEQ/ton}$ , DLPCBs  $0.369 \mu\text{g WHO-TEQ/ton}$ , PAHs  $10.945 \mu\text{g/kg}$ 으로 도출되었다. 농업잔재물의 배출가스 중 배출계수는 PCDD/DFs가  $8.940 \mu\text{g WHO-TEQ/ton}$ , DLPCBs  $0.065 \mu\text{g WHO-TEQ/ton}$ , PAHs  $10.945 \text{ mg/kg}$ 이고, 농업잔재물의 소각후 배출되는 잔재물의 배출계수는 PCDD/DFs가  $23.464 \mu\text{g WHO-TEQ/ton}$ , DLPCBs  $2.530 \mu\text{g WHO-TEQ/ton}$ , PAHs  $20.844 \mu\text{g/kg}$ 으로 나타났다.

건설폐기물의 배출가스 중 배출계수는 PCDD/DFs가  $10.876 \mu\text{g}$

WHO-TEQ/ton, DLPCBs 1.082  $\mu\text{g}$  WHO-TEQ /ton, PAHs 20.844 mg /kg이고, 건설폐기물을 소각후 배출되는 잔재물의 배출계수는 PCDD/DFs가 3.219  $\mu\text{g}$  WHO-TEQ/ton, DLPCBs 0.138  $\mu\text{g}$  WHO-TEQ /ton, PAHs 7.515  $\mu\text{g}/\text{kg}$ 으로 나타났다.

모든 UPOPs 물질에 대하여 상대적으로 건설폐기물의 배출계수가 가장 높았으며, 이는 건설폐기물의 배출농도가 높은 것으로 인하여 배출계수에 대한 기여도가 높은 것으로 판단된다.

Table 4-16.에 각 물질별 배출계수를, Table 4-17.과 Table 4-18.에 배출가스 및 잔재의 congener별 배출계수를 표시하였다.

Table 4-16. Emission factor for open burning( $\mu\text{g}$ -WHO TEQ/ton)

		PCDD/DFs	DLPCBs	PAHs (mg/kg)
Domestic waste	gas	7.325	0.324	7.515
	residue	6.614	0.369	10.945 <sup>†</sup>
Agricultural Residue	gas	8.940	0.065	10.945
	residue	23.464	2.530	20.844 <sup>†</sup>
Construction Wood	gas	10.875	1.082	20.844
	residue	3.219	0.138	7.515 <sup>†</sup>

<sup>†</sup> :  $\mu\text{g}/\text{kg}$

Table 4-17. Emission factor for open burning in different gas

Toxic compounds	emission factor( $\mu\text{g-TEQ/ton}$ )		
	Domestic waste	Agricultural Residue	Construction Wood
2378-TCDD	1.1460	1.0732	1.9252
12378-PeCDD	1.0864	1.2531	1.4867
123478-HxCDD	0.0000	0.0260	0.0064
123678-HxCDD	0.0000	0.0341	0.0315
123789-HxCDD	0.0000	0.0329	0.0000
1234678-HpCDD	0.0000	0.0250	0.0026
OCDD	0.0000	0.1739	0.0000
2378-TCDF	1.3581	0.8630	2.3750
12378-PeCDF	0.1638	0.4829	0.2885
23478-PeCDF	2.8664	3.4413	4.0471
123478-HxCDF	0.1426	0.4500	0.1555
123678-HxCDF	0.2712	0.4825	0.3302
123789-HxCDF	0.0410	0.1861	0.0269
234678-HxCDF	0.2142	0.0521	0.1784
1234678-HpCDF	0.0352	0.0413	0.0204
1234789-HpCDF	0.0000	0.0178	0.0000
OCDF	0.0000	0.3053	0.0000
33'44'-TCB(77)	0.0018	0.0012	0.0032
344'5-TCB(81)	0.0001	0.0004	0.0001
233'44'-PeCB(105)	0.0011	0.0122	0.0988
2344'5-PeCB(114)	0.0007	0.0000	0.0236
23'44'5-PeCB(118)	0.0023	0.0418	0.2318
2'344'5-PeCB(123)	0.0001	0.0000	0.0037
33'44'5-PeCB(126)	0.3143	0.0000	0.5361
233'44'5-HxCB(156)	0.0012	0.0078	0.1502
233'44'5'-HxCB(157)	0.0001	0.0015	0.0315
23'44'55'-HxCB(167)	0.0000	0.0000	0.0010
33'44'55'-HxCB(169)	0.0025	0.0000	0.0010
233'44'55'-HpCB(189)	0.0000	0.0000	0.0006
WHO-TEQ	7.6492	9.0054	11.9561

Table 4-18. Emission factor for open burning in different burned residue

Toxic compounds	emission factor( $\mu\text{g}/\text{ton}$ )		
	Domestic waste	Agricultural Residue	Construction Wood
2378-TCDD	1.0590	5.1117	0.4043
12378-PeCDD	0.6600	4.8523	0.4533
123478-HxCDD	0.0522	0.2381	0.0563
123678-HxCDD	0.0620	0.2164	0.0484
123789-HxCDD	0.1165	0.1766	0.0347
1234678-HpCDD	0.0548	0.1365	0.0329
OCDD	0.0065	0.0085	0.0027
2378-TCDF	0.0739	0.4942	0.0823
12378-PeCDF	0.0465	0.3687	0.0414
23478-PeCDF	3.3072	8.9358	1.3590
123478-HxCDF	0.3311	1.1654	0.0918
123678-HxCDF	0.2709	0.6645	0.2938
123789-HxCDF	0.0596	0.3654	0.0323
234678-HxCDF	0.2203	0.4446	0.1777
1234678-HpCDF	0.2554	0.2233	0.0822
1234789-HpCDF	0.0332	0.0508	0.0206
OCDF	0.0053	0.0108	0.0048
33'44'-TCB(77)	0.0000	0.0028	0.0000
344'5-TCB(81)	0.0013	0.0066	0.0001
233'44'-PeCB(105)	0.0000	0.0034	0.0001
2344'5-PeCB(114)	0.0030	0.0002	0.0023
23'44'5-PeCB(118)	0.0000	0.0003	0.0001
2'344'5-PeCB(123)	0.0000	0.0000	0.0003
33'44'5-PeCB(126)	0.3070	2.0362	0.1293
233'44'5-HxCB(156)	0.0050	0.0556	0.0037
233'44'5'-HxCB(157)	0.0014	0.0076	0.0020
23'44'55'-HxCB(167)	0.0001	0.0000	0.0003
33'44'55'-HxCB(169)	0.0507	0.4174	0.0000
233'44'55'-HpCB(189)	0.0000	0.0002	0.0000
WHO-TEQ	6.9826	25.9940	3.3568

## 2.2 활동도

비관리연소공정에서의 활동도를 산출하기 위하여 설문조사를 실시하였다. 주요조사 분야는 가정 생활폐기물, 농업잔재물의 처리현황 및 건설폐기물의 처리현황으로, 가정 생활폐기물의 경우는 배출량, 처리방법, 소각 여부, 소각주기, 소각장소, 소각비율, 소각 후 처리방법 등을, 농업잔재물의 경우는 경작면적, 생산량, 잔재물량, 잔재물 처리방법, 잔재물 소각경험, 잔재물 소각비율 등을, 건설폐기물의 경우는 건설현장 건축면적, 폐기물 종류, 폐기물 처리방법, 태우는 폐목재 분량, 태우는 폐목재 종류, 폐기물 소각장소, 태우는 폐목재 종류 등을 조사하여 활동도 자료로 활용하였다.

조사 결과에 의하면 가정 생활폐기물은 연간 2,270톤, 농업잔재물은 연간 1,649,528톤, 건설폐기물은 연간 656톤이 발생하는 것으로 나타났으며 Table 4-19.에 나타내었다.

Table 4-19. Result of activity

	domestic waste	agricultural residue	construction wood
Activity (ton/yr.)	1,204,105	4.6	5,549

## 2.3 배출계수 산출에 대한 고찰

### 2.3.1 PCDD/DFs 및 DLPCBs 배출계수에 대한 고찰

노천소각 모의연소를 통하여 배출되는 배출가스 및 연소잔재물의 배출계수를 도출하기 위하여 연구를 하고 있지만 시료채취의 한계성으로 연구에 어려움이 있는 실정이다. UNEP TOOL KIT에서는 비관리연소공정을 생체(Biomass)소각과 폐기물소각 및 사고화재의 두 가지 그룹으로 분류하고 있다. Table 4-20. 에는 UNEP TOOL KIT에서 제공하고 있는 비관리연소공정의 분류와 배출계수를 나타내었다.

Table 4-20. Emission factor for open burning(UNEP, 2005)

	Classification	Emission Factors ( $\mu\text{g TEQ/t}$ )
Biomass Burning	1. Forest fires	5
	2. Grassland and moor fires	5
	3. Agricultural residue burning(in the field), not impacted	0.5
	4. Agricultural residue burning(in the field), impacted, poor conditions	30
Waste Burning and Accidental Fires	1. Landfill fires	1,000
	2. Accidental fires in houses, factories	400
	3. Uncontrolled domestic waste burning	300
	4. Accidental fires in vehicles	94
	5. Open burning of wood (construction/demolition)	60

가정에서 배출되는 생활폐기물을 노천소각 시 폐기물에 함유되어 있는 다이옥신 전구물질이나 불완전연소에 의하여 다이옥신류가 배출되는데 UNEP TOOL KIT에서는 대기로의 배출계수를  $300 \mu\text{g-TEQ/ton}$ , 잔재물로의 배출계수를  $600 \mu\text{g-TEQ/ton}$ 으로 제시하고 있다. US EPA에서는 실험결과에 의해  $72.8 \text{ ng I-TEQ/kg}$ 의 배출계수를 제시하고 있으나, 실험값의 폭이 커서 불확실성이 매우 크다고 보고하고 있다.

농산물 수확후 잔재물을 연소하는 과정에서도 다이옥신류가 배출된다. UNEP TOOL KIT에서는 산불에 대하여 제안된 배출계수를 농업잔재물 연소에도 동일하게 적용하고 있는데, 대기로의 배출계수가  $5 \mu\text{g-TEQ/ton}$  이며, 토양으로의 배출계수가  $4 \mu\text{g-TEQ/ton}$  이다.

가정폐기물 노천소각과 유사하게 건설현장에서 발생하는 목재의 연소 과정에서도 다이옥신이 배출된다. 건설용 목재 연소 배출계수로는 UNEP TOOL KIT에서 대기로의 배출계수를  $60 \mu\text{g-TEQ/ton}$ , 잔재물로의 배출계수를  $10 \mu\text{g-TEQ/ton}$  으로 제시하고 있다.

UNEP 이외에 배출계수를 살펴보면, 밀짚에 의한 대기 배출계수로  $0.337 \sim 0.602 \mu\text{g-TEQ/ton}$ , 볏짚은  $0.537 \mu\text{g-TEQ/ton}$ (Gullet et al.,2002) 이 제안되었고, 일본의 벼에 대한 배출계수를 살펴보면 잎이  $4.6 \mu\text{g-TEQ/ton}$ , 볏짚 및 줄기가  $20.2 \mu\text{g-TEQ/ton}$ , 벼껍질이  $67.4 \mu\text{g-TEQ/ton}$  등으로 나타났다(Ikeguchi et al., 1991).

유럽 각국에서도 여러 종류에 대한 연구가 이루어 졌는데 오스트리아에서는 나무를 연소시  $2.335 \sim 4.710 \mu\text{g-TEQ/ton}$ , 벨기에에서는 농업잔재물 연소시  $130 \mu\text{g-TEQ/ton}$ , 독일에서는 불법폐기물 소각시  $75.5 \mu\text{g-TEQ/ton}$ , 영국은 나무, 볏짚 등을 연소시  $1.41 \sim 29.15 \mu\text{g-TEQ/ton}$  등으로 나타났다.

미국에서는 떡갈나무(oak) 연소시  $184.5 \sim 568 \mu\text{g-TEQ/ton}$ , 소나무

(pine) 연소시 1,514  $\mu\text{g-TEQ/ton}$ , 통나무(log) 연소시 2,826  $\mu\text{g-TEQ/ton}$ 이며, 재활용 폐기물은 462 ~ 493  $\mu\text{g-TEQ/ton}$ , 재활용되지 않는 폐기물은 363 ~ 523  $\mu\text{g-TEQ/ton}$ 으로 나타났다.

다양한 종류의 시료를 연소하여 노천소각에 대한 조사를 실시한 결과 배출계수는 시료의 종류에 따라 다양하게 나타났는데 Table 4-21.에 다른 연구자에 의해 연구된 배출계수와 본 연구에서 수행한 배출계수를 비교하여 나타내었다.



Table 4-21. Comparison of Emission factor of Dioxins from open burning

Study and year	Emission factor ( $\mu\text{g}/\text{ton}$ )	Burning type
This study	7.325	Domestic Waste
	8.940	Agricultural Residue
	10.875	Construction Wood
Gullet B. et al. (2003)	0.15 ~ 6.7	Forest
	0.337 ~ 0.602	Wheat straw
	0.537	Rice straw
Fingas MF. et al. (1996)	0.428	Liquid fuel
Lemieux PM. et al. (2003)	0.768	Household waste
	$1.34 \times 10^{-6}$ (PCB)	
Ryan JV et al. (1993)	4,450	Automatic shredder residue
Ikeguchi et al. (1992)	4.6	leaves
	20.2	Bundles of straw
	67.4	Rice husk

Table 4-21. Comparison of Emission factor of Dioxins from open burning(continue)

Country	Emission factor ( $\mu\text{g}/\text{ton}$ )	Burning type
Austrai (1994)	0.0024 0.0047	Wood
Belgium (1995)	130	Agricultural waste
Germany (1991)	75.5	Incineration of domestic or municipal waste(illegal)
UK (1194)	5.39 22.36 1.41 13.08 29.15	Clean wood Treated wood Wood clean Wood treated Straw
USA	493 46.2 52.3 36.3 184.5 ~ 568 1,514 2,826	Avid recycler  Non recycler  oak pine log

### 2.3.2 PAHs 배출계수에 대한 고찰

PAHs는 시료중에 포함되어 있는 유기물질의 량이 주 발생원인으로 알려져 있으며 (Schleussinger et. al., 1996) 또한 시료중에 함유된 수분의 양에 따라서도 농도가 변하는 것으로 보고되어 지는데 수분농도 10 ~ 20% 일 때 Acenaphthene, Naphthacene의 농도가 가장 낮으며 수분농도 15% 일 때 Fluorene, Phenanthrene, pyrene, Acenaphthene, 등의 화합물이 배출농도가 가장 낮은 것으로 보고되고 있다(Korenaza et. al., 2001).

선행 조사에 의하면 사업장 폐기물인 Scrap tire, Automobile shredder residue에서는 1,558 ~ 4,363 mg/kg으로 높게 조사 되었으나, 볏짚, 나무, 밀대 등을 연소시는 5.9 ~ 141 mg/kg으로 나타내었다.

Zou Y. et. al.,(2003)의 자료에 의하면 4가지 물질을 빠른 연소와 느린 연소로 구분하여 조사한 결과 빠른 연소보다 느린 연소에서 PAHs 농도가 더 높은 것으로 조사되었으며 배출계수를 살펴보면 6.0 ~ 15 mg/Kg의 수준으로 본 연구와 매우 일치하는 경향을 나타내었다.

Table 4-22.에 다른 연구자에 의해 연구된 배출계수와 본 연구에서 수행한 배출계수를 비교하여 나타내었다.

Table 4-22. Comparison of Emission factor of PAHs from open burning

Study and year	Emission factor (mg/kg)	Burning type
This study	7.515	Domestiv Waste
	10.945	Agricultural Residue
	20.844	Construction Wood
Jenkins BM. et al. (1996)	141.69	Barley saw
	53.34	Corn stover
	18.89	Rice straw
	218.26	Wheat straw
	20.05	Douglas fir slash
	25.24	Ponderosa pine slash
	11.82	Almond pranings
	21.74	Walnut prunings
Lutes CC. et al. (1998)	39.33	Tennessee debris slash
	31.29	Florida debris
Pyne SJ. et al. (1982)	26.87	Red oak
	15.60	Sugar maple
	16.48	sycamore
Lemieux PM. et al. (1997)	36.48	Household waste
	4363.6	Scrap tires
Ryan JV. et al. (1993)	1558.8	Automobile shredder residue

Table 4-22. Comparison of Emission factor of PAHs from open burning(continue)

Study and year	Emission factor (mg/kg)	Burning type
Oberacker DA. et al. (1992)	405.0	Empty thimet bags
	301.0	thimet bags
	49.0	Empty atrazine bags
	130.0	atrazine bags
Zou Y. et al.	11.51±3.95	Pine(fast burning)
	15.40±5.49	Pine(slow burning)
	5.97±2.44	Red gum(fast burning)
	10.74±2.62	Red gum(slow burning)
	7.86±0.97	Sugar(fast burning)
	7.78±2.92	Sugar(slow burning)
	8.11±2.36	Yellow box(fast burning)
	10.88±4.85	Yellow box(slow burning)

### 3. 배출량 산정

#### 3.1 배출량 산정의 평가 방법

다이옥신과 같이 배출원을 파악할 수 있는 경우에는 배출원 중심의 평가방법(Source oriented method)을 이용하여 배출량을 평가하게 된다.

배출원 중심 평가방법으로는 직접측정법, 물질수지법(mass balance method), 배출계수법(emission factor method) 등이 있는데, 물질수지법은 대상 물질의 유입과 유출을 명확하게 파악할 수 있는 경우에 이용 가능한 방법으로 생산 공정 또는 소비과정에서 배출되는 오염물질 배출량 산정에 유용하다. 이 방법은 원료물질의 총 투입량과 생산량의 차이 또는 생산제품의 판매량 및 소비량의 차이 등을 이용하여 배출량을 평가한다. 현재 물질수지법은 유기 및 무기화학 제품 생산과정에서 누출되는 배출량 평가에 주로 이용되고 있다. 우리나라의 경우에는 TRI를 작성하는 과정에서 일부 배출원에 대하여 물질수지법이 적용되고 있으며, 연료 연소 부분의 황산화물 배출량 산정에서도 황 함량에 기초한 물질수지법을 이용하고 있다.

배출계수법은 물질의 유출입 수지를 파악하기 어려운 경우에 적용하는데, 특히 연소과정이나 생산 공정 등에서 부산물로 배출되는 오염물질의 배출량을 평가하기 위하여 이용된다. 배출계수는 단위 투입량 당 또는 단위 산출량 당 배출량으로 표현되는데, 배출원의 종류에 따라서 다양한 형태를 가지게 된다. 액체연료는 kg/kl, 고체연료는 kg/ton, 기체연료는 kg/천m<sup>3</sup> 등의 형태를 가지며, 담배는 kg/개피, 화장장은 kg/인 등의 단위를 가진다.

배출계수는 현장실측을 통하여 얻어지는데, 실측 조건에 따라서 변화가 심하기 때문에 대표성 있는 자료를 확보하는 것이 중요하다. 특히

POPs 물질들은 미량으로 배출되기 때문에 배출계수의 개발 시 많은 노력이 필요하다. 배출계수법을 적용하는 경우에 가장 큰 어려움은 배출계수의 참값을 알 수 없다는 것이다. 물질수지법에서는 투입량과 생산량을 명확하게 알 수 있지만 부산물로 배출되는 오염물질의 경우 조건에 따라서 넓은 범위의 배출량을 보여주기 때문에 참값을 평가하기 어려우며 따라서 통계적인 분석기법이 요구된다. 신뢰성 있는 배출계수를 확보하기 위해서는 사전에 배출원에 대한 조사가 필요하며, 또한 전수조사가 불가능한 경우에는 대표성 있는 표본이 선정될 수 있도록 실험설계에 많은 주의를 기울여야 한다.

물질수지 또는 배출계수법 이외에도 실측농도에 기초한 방법 등도 이용할 수 있다.

물질수지법 또는 배출계수법을 이용하여 배출목록을 작성하기 위한 방법으로는 BUA와 TDA가 있다.

BUA는 대형배출시설의 배출목록 작성에 이용되는 방법으로 배출시설 각각에 대하여 배출량을 평가하고 이를 모두 종합하여 국가배출량을 추정하는 방법이다. 발전소, 대형공장, 대형 업무용 빌딩 등이 BUA를 적용하는 시설들이다. 배출량 평가는 물질수지법을 이용할 수도 있고, 배출계수법을 이용할 수도 있는데, 원료 또는 제품의 경우에는 물질수지법을 우선 이용하고 자료가 부족한 경우에는 배출계수법을 이용하게 된다. 연소과정 등에서 발생하는 부산물의 경우에는 거의 모든 경우에 배출계수법을 이용하게 된다.

TDA는 총배출량을 산출하고 이를 적절하게 분할하여 배출목록을 작성하는 방법이다. TDA는 그 수가 많아서 전수조사가 불가능한 경우에 주로 이용하는데, 가정난방, 소규모 상업시설, 자동차 등과 같은 배출원이 대표적인 것들이다. 이러한 배출원에 대해서는 평균 배출 경향을 파

악하는 것이 중요하며, 이러한 평균경향을 기초로 배출계수를 개발하여 배출량을 평가하게 된다. TDA에서 가장 중요한 것은 평균 배출경향을 어느 정도 신뢰성 있게 도출할 수 있느냐 하는 것이다. 이를 위해서는 대상 배출원에 대한 광범위한 조사가 요구되며, 또한 동질성을 유지할 수 있는 배출원 구분이 필요하다.



### 3.2 배출원 조사 체계

지금까지 부산물 POPs에 대한 주요 배출원 및 배출량 평가기법에 대하여 살펴보았다. 배출원을 어느 단계까지 분류할 것인지, 어떤 배출량 평가기법을 사용할 것인지 등은 국가 배출원 조사 체계를 구성하는 주요 요소이며, 이러한 요소의 신뢰성이 국가 배출량의 신뢰성을 좌우하게 된다.

미국 및 유럽연합 국가들은 각국의 현실을 고려하여 적절한 배출원 조사체계를 구축하고 있는데, 일반적으로 발전소, 산업시설 및 업무용 빌딩과 같은 대형 배출시설에 대해서는 BUA를 적용하고 자동차, 소형 상업시설, 가정난방 등에 대해서는 TDA를 이용하는 혼합 배출원 조사체계를 가지고 있다.

배출원 조사를 주관하는 기관은 정부기관일수도 있고 민간기업인 경우도 있는데, 통상적으로는 BUA 대상 배출원의 일부를 민간부문에 위임하는 형태를 가지고 있으며, 전반적으로 정부가 주체가 되어서 배출목록을 작성하고 있다. 특히 다이옥신의 경우에는 배출계수 조사, 관련 자료 구축 등에 상당한 규모의 비용, 인력이 필요하기 때문에 정부의 역할이 중요하다 할 수 있다.

이러한 관점에서 본 연구 조사는 배출원에서 직접 현장조사를 실시한 자료를 근거로 대표적인 시료로 추출 작업하여 노천소각 대상 폐기물을 결정하였으므로 조사체계에 신뢰성을 확보하고자 하였다.

### 3.3 배출량 산정

#### 3.3.1 배출량 산정 방법

본 연구는 노천소각으로 인하여 환경중으로 배출되는 배출량을 구하는데 목적이 있다. 먼저 대기로 배출되는 배출량을 각각 폐기물별로 다이옥신류와 PAHs 배출량을 구하고, 폐기물 처리과정을 거치지 않고 토양으로 직접 배출되는 연소 잔재물의 다이옥신류 배출량을 구하고자 한다.

대기로 배출되는 배출량 산정은 배출계수와 활동도를 이용하여 구하는데 가정 생활폐기물 다이옥신 배출량은 폐기물 소각량에 따른 배출계수를 적용하여 산정하며,

$$E = EF \times A$$

$$A = B \times C$$

E : 배출량( $\mu\text{g-TEQ}$ )

EF : 배출계수( $\mu\text{g-TEQ/ton of waste}$ )

A : 활동도(ton)

B : 가정생활폐기물 발생량(ton)

C : 가정생활폐기물 노천소각 비율(%)

농업 잔재물 연소로 인한 다이옥신 배출량 산정 방법은 농업잔재물 소각량 당 배출계수를 적용하여 산정하며,

$$E = EF \times A$$

$$A = B \times C$$

E : 배출량( $\mu\text{g-TEQ}$ )

EF : 배출계수( $\mu\text{g-TEQ/ton of waste}$ )

A : 활동도(ton)

- B : 농업잔재물 발생량(ton)
- C : 농업잔재물 노천소각비율(%)

건설폐기물 연소로 인한 다이옥신 배출량은 건설용 목재 소각량에 배출계수를 적용하여 산정한다

$$E = EF \times A$$

$$A = B \times C$$

- E : 배출량( $\mu\text{g-TEQ}$ )
- EF : 배출계수( $\mu\text{g-TEQ/ton of waste}$ )
- A : 활동도(ton)
- B : 건축허가 면적( $\text{km}^2$ )
- C : 건축면적당 목재 소각량( $\text{ton/km}^2$ )

토양으로 배출되는 배출량 산정은 배출계수와 활동도 및 소각후 잔재물량을 환산하여 구하는데 가정 생활폐기물 다이옥신 배출량은 폐기물 소각량에 따른 배출계수를 적용하여 산정하며,

$$E = EF \times A$$

$$A = B \times C$$

- E : 배출량 ( $\mu\text{g-TEQ}$ )
- EF : 배출계수 ( $\mu\text{g-TEQ/ton of waste}$ )
- A : 활동도 (ton)
- B : 가정생활폐기물 노천소각 량
- C : 소각후 잔재물 량

농업 잔재물 연소로 인한 다이옥신 배출량 산정 방법은 농업잔재물 소

각량 당 배출계수를 적용하여 산정하며,

$$E = EF \times A$$

$$A = B \times C$$

E : 배출량 ( $\mu\text{g-TEQ}$ )

EF : 배출계수 ( $\mu\text{g-TEQ/ton of waste}$ )

A : 활동도 (ton)

B : 농업잔재물 노천소각 량

C : 소각후 잔재물 량

건설용 목재 연소로 인한 다이옥신 배출량은 건설용 목재 소각량에 배출계수를 적용하여 산정한다

$$E = EF \times A$$

$$A = B \times C$$

E : 배출량 ( $\mu\text{g-TEQ}$ )

EF : 배출계수 ( $\mu\text{g-TEQ/ton of waste}$ )

A : 활동도 (ton)

B : 건설폐기물 노천소각 량

C : 소각후 잔재물 량

### 3.3.2 배출량 산정 결과

위와 같이 적용하여 계산한 결과 Table 4-25.에 대기 및 토양으로 배출되는 배출량을 나타내었으며 각각 isomer 별 배출량은 Table 4-23.에서 Table 4-27.에 나타내었다.

노천소각의 경우 가스 및 잔재물이 모두 환경 중으로 배출되므로 환경 중 총 배출량은 농업잔재물, 가정 생활폐기물, 건설폐기물 순으로 농업잔재물의 배출량이 가정생활폐기물의 약 880배, 건설폐기물의 약 2,100배 가량 많은 것으로 추산 되었다.

이는 농업잔재물의 경우 발생량 및 노천소각 량이 많은 것이 원인으로 사료된다.

Table 4-23. UPOPs emissions into air(g/yr)

	PCDD/DFs		DLPCBs		PAHs	
	air	land	air	land	air	land
Domestic waste	16.6†	3.103†	0.7†	0.173†	24.8	107.8
Agricultural residue	14.7	4.8	0.11	0.515	34,382.8	127,785.9
Construction wood	7.1†	0.067†	0.7†	0.003†	4.9	16.6

† : mg/yr

Table 4-24. PCDD/DFs emissions into air(g/yr)

Toxic compounds	Emission amount(g/yr)		
	Domestic waste	Agricultural Residue	Construction Wood
2378-TCDD	0.0026	1.7703	0.0013
12378-PeCDD	0.0025	2.0670	0.0010
123478-HxCDD	0.0000	0.0429	0.0000
123678-HxCDD	0.0000	0.0562	0.0000
123789-HxCDD	0.0000	0.0542	0.0000
1234678-HpCDD	0.0000	0.0412	0.0000
OCDD	0.0000	0.2869	0.0000
2378-TCDF	0.0031	1.4235	0.0016
12378-PeCDF	0.0004	0.7966	0.0002
23478-PeCDF	0.0065	5.6766	0.0027
123478-HxCDF	0.0003	0.7423	0.0001
123678-HxCDF	0.0006	0.7959	0.0002
123789-HxCDF	0.0001	0.3070	0.0000
234678-HxCDF	0.0005	0.0859	0.0001
1234678-HpCDF	0.0001	0.0682	0.0000
1234789-HpCDF	0.0000	0.0293	0.0000
OCDF	0.0000	0.5036	0.0000
33'44'-TCB(77)	0.0000	0.0020	0.0000
344'5-TCB(81)	0.0000	0.0007	0.0000
233'44'-PeCB(105)	0.0000	0.0201	0.0001
2344'5-PeCB(114)	0.0000	0.0000	0.0000
23'44'5-PeCB(118)	0.0000	0.0689	0.0002
2'344'5-PeCB(123)	0.0000	0.0000	0.0000
33'44'5-PeCB(126)	0.0007	0.0000	0.0004
233'44'5-HxCB(156)	0.0000	0.0128	0.0001
233'44'5'-HxCB(157)	0.0000	0.0026	0.0000
23'44'55'-HxCB(167)	0.0000	0.0001	0.0000
33'44'55'-HxCB(169)	0.0000	0.0000	0.0000
233'44'55'-HpCB(189)	0.0000	0.0000	0.0000
WHO-TEQ	0.0174	14.8547	0.0078

Table 4-25. PAHs emissions into air(g/yr)

PAHs	Emission amount(g/yr)		
	Domestic waste	Agricultural Residue	Construction Wood
Nap	7.576	9833.457	2.024
AcPy	4.237	5383.723	0.378
Acp	0.231	1128.761	0.028
Flu	0.910	3095.998	0.169
PhA	3.868	5070.146	1.044
AnT	0.735	1544.299	0.131
FluA	1.892	1798.697	0.383
Pyr	1.750	1593.581	0.324
BaA	0.423	721.704	0.045
Chr	1.409	2499.852	0.163
BbF	0.338	340.563	0.043
BkF	0.428	397.431	0.056
BaP	0.333	421.287	0.033
DbA	0.089	102.376	0.010
InP	0.284	251.210	0.041
BghiP	0.343	199.696	0.056
$\Sigma$ PAHs	24.846	34382.780	4.929

Table 4-26. PCDD/DFs emissions into land(mg/yr)

Toxic compounds	Emission amount(mg/yr)		
	Domestic waste	Agricultural Residue	Construction Wood
2378-TCDD	0.497	1039.933	0.008
12378-PeCDD	0.310	987.161	0.009
123478-HxCDD	0.024	48.439	0.001
123678-HxCDD	0.029	44.025	0.001
123789-HxCDD	0.055	35.928	0.001
1234678-HpCDD	0.026	27.770	0.001
OCDD	0.003	1.729	0.000
2378-TCDF	0.035	100.541	0.002
12378-PeCDF	0.022	75.009	0.001
23478-PeCDF	1.552	1817.915	0.028
123478-HxCDF	0.155	237.091	0.002
123678-HxCDF	0.127	135.187	0.006
123789-HxCDF	0.028	74.338	0.001
234678-HxCDF	0.103	90.450	0.004
1234678-HpCDF	0.120	45.429	0.002
1234789-HpCDF	0.016	10.335	0.000
OCDF	0.002	2.197	0.000
33'44'-TCB(77)	0.000	0.570	0.000
344'5-TCB(81)	0.001	1.343	0.000
233'44'-PeCB(105)	0.000	0.692	0.000
2344'5-PeCB(114)	0.001	0.041	0.000
23'44'5-PeCB(118)	0.000	0.061	0.000
2'344'5-PeCB(123)	0.000	0.000	0.000
33'44'5-PeCB(126)	0.144	414.248	0.003
233'44'5-HxCB(156)	0.002	11.311	0.000
233'44'5'-HxCB(157)	0.001	1.546	0.000
23'44'55'-HxCB(167)	0.000	0.000	0.000
33'44'55'-HxCB(169)	0.024	84.917	0.000
233'44'55'-HpCB(189)	0.000	0.041	0.000
WHO-TEQ	3.276	5288.266	0.070

Table 4-27. PAHs emissions into land(g/yr)

PAHs	Emission amount(g/yr)		
	Domestic waste	Agricultural Residue	Construction Wood
Nap	0.0	80237.4	9.8
AcPy	0.0	545.2	0.5
Acp	0.0	0.0	0.0
Flu	0.0	4239.7	0.0
PhA	0.0	21214.9	3.2
AnT	0.0	4223.5	0.7
FluA	0.0	3906.1	0.6
Pyr	0.0	2400.6	0.7
BaA	0.0	1790.3	0.1
Chr	0.0	9228.1	0.8
BbF	107.8	0.0	0.1
BkF	0.0	0.0	0.2
BaP	0.0	0.0	0.1
DbA	0.0	0.0	0.0
InP	0.0	0.0	0.0
BghiP	0.0	0.0	0.0
$\Sigma$ PAHs	107.8	127,785.9	16.6

### 3.4 배출량 산정에 대한 고찰

US EPA ORD(Office of Research and Development)는 1992년 다이옥신의 폭로량과 인체위해성에 대한 재평가를 실시하여 1994년 Review Draft 보고서를 발간하였는데, 이 보고서에서는 1987년 및 1993년을 기준으로 배출량 추정 결과를 제시하고 있다. 1987년을 기준연도로 고려하는 이유는 이 시기에 다이옥신 분석에 필수적인 고분해능 질량분석기가 개발되었기 때문이다.

US EPA는 1998년에 1987년과 1995년을 기준연도로 설정하고 국가 배출목록 작성을 위한 토대를 수립하였는데, 일부 시설에서 확보된 실측 결과를 모든 시설에 통계적으로 외삽하는 Top Down 방법을 적용하였다(US EPA, 1998). 기존에 발표된 배출량을 새롭게 재평가하여 I-TEQ 및 WHO-TEQ 단위로 2000년 9월에 보고하였다(US EPA, 2001). 이 보고서에서는 대기, 수계, 토양으로의 다이옥신 배출량을 산정하여 공개하고 있으며, 또한 최종 결과물을 데이터베이스로 구축하여 관련자의 이용을 쉽게 하고 있다.

가정폐기물 노천소각에 대한 활동도 자료 획득은 매우 어려우며, 설문 조사에 의존하고 있다. 일례로 US EPA는 일리노이주의 5개 카운티에 대한 노천소각 비율을 근거로 활동도를 추정하였으며, 배출량 산정 방식은 다음과 같다(US EPA, 2000).

1. 미국에서 시골지역인구의 40%가 가정에서 노천소각을 함
2. 평균적으로 미국 시민은 일일 3.72 파운드의 고품폐기물(정원쓰레기 제외)을 배출(또는 616kg/person-yr)
3. 평균적으로 노천소각을 하는 가정에서 배출쓰레기의 63%를 소각함

(616kg/person-yr의 63%는 388kg/person-yr)

4. 1994년 52.7백만 인구가 비도시지역에서 거주함. 1990년에는 50.7백만 이 비도시지역에서 거주함
5. 배출량 산정식

$$E_{TEQ} = EF_{TEQ} \times P \times F \times W$$

$E_{TEQ}$  = Annual  $TEQ_{DF}$  emissions(g/yr)

$EF_{TEQ}$  =  $TEQ_{DF}$  emission factor(g  $TEQ_{DF}$ /kg of waste)

P = Nonmetropolitan population of U.S. in reference year

F = Fraction of nonmetropolitan population assumption burn household waste(0.4)

W = Mass of household waste burned per year on a per capita basis(388 kg/person-yr)

### 3.4.1 외국과의 배출량 비교 평가

국내의 노천소각으로 인해 대기 중으로 배출되는 다이옥신류는 14.88 g WHO-TEQ/yr로 산정되었다. 다른 국가들의 노천소각으로 인한 대기 배출량을 살펴보면 미국이 91.6 g I-TEQ/yr로 가장 많은 배출량을 보인다.

배출량 산정에 있어 미국은 목재소각을 주거용과 산업용으로 구분하여 제시하고 있는데 주거용은 62.5 g I-TEQ/yr, 산업용에서 29.1 g I-TEQ/yr이 배출되는 것으로 제시하고 있으며, 독일은 가정생활폐기물, 오스트리아, 덴마크, 프랑스, 영국 등에서도 목재연소에 의한 배출량을 제시하고 있다.

본 연구결과에서 제시된 국내의 노천소각으로 인한 배출량은 외국과 비교할 때 기준년도의 차이는 있지만 오스트리아, 네덜란드, 벨기에, 덴마크, 프랑스, 독일 등 유럽 대부분의 국가보다 많은 것으로 조사되었으며, 스웨덴, 영국과는 비슷한 수준으로 평가되었다.

반면 미국, 스위스, 캐나다에 비하면 상대적으로 낮은 것으로 조사되었는데 특히 미국의 경우 base year가 보통 1995년의 활동도를 기준으로 배출량을 산정하였고 또한 외국 자료는 DLPCBs 농도가 누락된 International - TEQ를 적용하였기 때문에 정확한 비교에는 다소 차이가 있는 것으로 나타났다.

Table 4-28.에 외국에서 제시하는 노천소각에서 배출되는 PCDD/DFs의 배출량과 본 연구에서 조사한 배출량을 비교하여 나타내었다.

Table 4-28. Comparisons of PCDD/DFs emissions to air from open burning source.

Country	source	Base year	emission per year (g I-TEQ/yr)
Korea (this study)		2005	14.88 (g WHO-TEQ/yr)
Austria	wood (보일러 연료 plant)	1994	3.93 <sup>*</sup>
	wood (기타장비 연료 plant)	1994	3.64 <sup>*</sup>
Belgium	Agricultural	1995	5.0 <sup>*</sup>
Denmark	wood stove	1997	4 <sup>**</sup>
	straw	1997	0.07 ~ 6.6 <sup>**</sup>
	wood	1997	0.25 <sup>**</sup>
FRANCE	wood	1997	4 <sup>**</sup>
Germany	domestic furnace	1998	10 <sup>**</sup>
Sweden	wood burning stove	1993	2.1 ~ 9.8 <sup>**</sup>
Switzerland	household	2000	29.8 <sup>**</sup>
Netherland	combustion of wood	2000	9 <sup>**</sup>
UK	wood combustion	1997	1.9 <sup>**</sup>
	straw combustion	1997	10 <sup>**</sup>
Canada	wood combustion	1999	35.7 <sup>**</sup>
USA	wood combustion (residential)	1995	62.5 <sup>**</sup>
	wood combustion (industrial)	1995	29.1 <sup>**</sup>
Australia	wood combustion (residential)	1998	15 ~ 98 <sup>**</sup>

\* North Rhine-Westphalia State Environment Agency, 1997

\*\* UNEP, 1999

### 3.4.2 기타 국내 배출원과의 비교 평가

다이옥신의 주 배출원은 쓰레기 소각시설과 철강공정의 소결로 등으로 알려져 있으며 유럽지역의 배출순위를 살펴보면 가정용 또는 도시생활폐기물(Incineration of domestic or municipal wastes)의 배출비중이 전체의 25.1%로 제일 컸으며, 소결공정(sinter plants:17.6%), 가정난방연소(residential combustion - woods ; boilers, stoves, fireplaces :16.4%), 병원성폐기물소각(incineration of hospital wastes :14.2%) 순으로 배출량을 보였는데, 이 배출원들이 73.3%의 기여도를 차지하는 것으로 보고되었다.

노천소각을 제외한 타 배출원에서의 배출량은 I-TEQ 값으로 계산되었고, 노천소각은 WHO-TEQ를 적용한 값을 사용하였다. 다이옥신 주 배출원인 폐기물 소각시설과 철강산업에 대한 환경부 자료를 이용하여 노천소각에서 발생하는 배출량과 비교하면 국내 총 다이옥신 배출량 1,023.2 g I-TEQ/yr이며 이 중 소각시설이 차지하는 비중이 83.7%, 철강산업이 8.4%로 이 두 산업에서 차지하는 비율이 전체의 92.1%로 가장 큰 배출원임을 알 수 있다.

Table 4-29.에 다이옥신 배출원별 배출량을 본 연구 결과와 비교하여 나타내었다. 표에서 보듯이 노천소각에서 다이옥신의 배출량은 14.8 g TEQ/yr로서 전체 배출량의 1.4%이며 소각시설을 제외한 산업시설 배출량의 8.9%로 철강, 비철금속에 이어 3번째로 많은 배출량임을 알 수 있다.

또한 다른 산업분야에서 PAHs 배출량에 대한 조사가 이루어지지 않아 배출량 비교를 할 수 없고 산불, 화재 등으로 인한 배출량 조사가 이루어지지 않았지만 외국의 경우와 같이 우리나라도 노천소각에 의한 다이옥신 배출량은 매우 높을 것으로 판단되며 이로 인한 생태계 및 인간

에 미치는 영향도 매우 높을 것으로 판단되므로 이에 대한 연구가 시급한 것으로 사료된다.

Table 4-29. Comparison of emission amount of open burning and other dioxins emission source(base year : 2001, 환경부)

Emission source	emission per year (g I-TEQ/yr)
Open burning (in This Study)	14.9 (g WHO-TEQ/yr)*
Municipal waste incineration	204.7
Industrial waste incineration	361.6
Hazardous waste incineration	290.3
Iron and steel industry	85.5
Non-ferrous industry	54.6
Cement kiln and lime	3.27
Glass	0.09
Ceramic and asphalt	0.20
Production and use of Chemicals	1.06
Pulp and paper	0.003
Power/energy generation	9.98
Crematory	11.92

\* Base year : 2005

## V. 요약 및 결론

본 연구는 농촌 가정 생활폐기물, 농업잔재물, 건설폐기물을 대상으로 노천소각의 모의 연소실험을 실시하였으며 이때 발생하는 배출가스 및 연소잔재물의 PCDD/DFs, DLPCBs 및 PAHs의 생성배출에 대한 구성특성을 파악하고 배출량을 정량적으로 산정하였다.

우선, 모의연소 방법의 설정과 활동도를 파악하기 위하여 전국 716개 농가 및 112개 건설현장에 대한 설문조사를 실시하여 연구결과의 객관성과 신뢰도를 확보하였으며, 또한 노천소각의 연소실험을 실시하기 위하여 국내 최초 대규모(3.5m x 2.5m x 2.2m)의 모의연소 장치를 제작하여 노천소각 모의연소를 위한 시료채취 방법을 정립하고 이때 발생하는 배출가스의 특성과 노천소각으로 인하여 발생하는 배출가스 및 연소잔재의 배출계수와 배출량을 제시하였다.

본 연구를 통하여 도출된 연구의 결과를 요약하면 다음과 같다.

1. 모의연소실험 대상 폐기물을 선정하고 활동도 산정을 위한 기초자료 확보를 위한 설문조사 결과 가정 생활폐기물은 2,270 톤/년, 농업잔재물은 1,649,528 톤/년, 건설폐기물은 656 톤/년이 노천소각되는 것으로 나타났다.
2. 모의연소를 위한 연소장치를 설치하고 공시험을 실시한 결과 PCDD/DFs 농도가 0.65 pg WHO-TEQ/Nm<sup>3</sup>로 모의연소에 의한 평균 농도의 1/200로 공시험에 대한 영향은 무시할 수 있는 수준인 것으로 확인되었다.

3. 모의연소를 통한 폐기물의 무게 감량은 가정 생활폐기물 15.9 kg, 농업 잔재물 17.5 kg, 건설폐기물 19.4 kg이며 연소재의 강열감량은 각각 51.4%, 11.7%, 84.5%로 나타났다.

4. 배출가스 실시간 분석결과 CO 평균 403 ~ 1,605 ppm, CO<sub>2</sub> 평균 0.9 ~ 2.9%, NO<sub>x</sub> 평균 3.6 ~ 24.5 ppm이며, O<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub>(%)의 비율은 가정 생활 폐기물 3.6 ~ 4.5(%), 농업잔재물 7.3 ~ 12.4(%), 건설폐기물 2.2 ~ 3.4(%)로 농업잔재물의 O<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub>(%) 비율 변화폭이 높은 것으로 나타났다.

5. 배출가스의 PCDD/DFs 농도는 가정 생활폐기물 0.07 ~ 0.126, 농업잔재물 0.077 ~ 0.178, 건설폐기물 0.224 ~ 0.274 ng I-TEQ/Nm<sup>3</sup>이며 동족 체 profile을 분석하면 PCDFs가 PCDDs보다 다이옥신 농도에 큰 영향을 주었으며 각 시료별로 다이옥신 농도에 가장 크게 기여하는 이성체는 2,3,4,7,8-PeCDF로 나타났으며, DLPCBs는 거의 미미한 수준으로 발생되는 것으로 나타났다.

6. 배출가스 PAHs 분석결과 가정 생활폐기물 평균 137.8 μg/Nm<sup>3</sup>, 농업잔재물 평균 288.7 μg/Nm<sup>3</sup>, 건설잔재물 평균 145.8 μg/Nm<sup>3</sup>이며, 배출계수는 각 7.5 mg/kg, 10.9 mg/kg, 20.8 mg/kg로 선행 연구와 비교시 낮은 수준인 것으로 확인되었다.

7. PCDD/DFs의 배출계수는 가정 생활폐기물 7.3 μg-TEQ/ton, 농업잔재물 8.9 μg-TEQ/ton, 건설잔재물 10.9 μg-TEQ/ton로 UNEP에서 제시하는 각 300 μg-TEQ/ton, 30 μg-TEQ/ton, 60 μg-TEQ/ton 보다 낮은 것으로 나타났다.

8. 배출량 조사 결과 노천소각으로 인한 대기중 배출량은 PCDD/DFs 및 DLPCBs의 경우 가정 생활폐기물 0.017 g WHO-TEQ/yr, 농업잔재물 14.86 g WHO-TEQ/yr, 건설잔재물 0.008 g WHO-TEQ/yr이며, PAHs는 가정 생활폐기물 24.846 g WHO-TEQ/yr, 농업잔재물 34,382.780 g WHO-TEQ/yr, 건설잔재물 4.929 g WHO-TEQ/yr 농업잔재물이 차지하는 비중이 약 99.8% 이상으로, 가정 생활폐기물이나 건설폐기물 노천소각으로 인한 영향은 거의 없는 것으로 나타났다.

9. 노천소각으로 인한 배출량과 국내 타 산업에서 배출되는 배출량을 비교 평가하면 노천소각으로 인한 배출량이 국내 전체 다이옥신 배출량의 1.4%를 차지하며, 다이옥신 주 배출시설인 소각시설을 제외한 산업시설에서 차지하는 비율은 8.9%로 철강산업, 비철금속산업에 이어 배출량이 많은 것으로 나타났다.

노천소각에서 발생하는 다이옥신 등 UPOPs 물질의 연구가 국내에서는 시도된 바 없으나, 본 연구결과 배출량을 고려하면 체계적인 관리가 필요하며 향후, 이에 대한 더 많은 상세 연구의 필요성이 요구되었다.

## REFERENCE

- 국립환경과학원, 2002. 다이옥신 일일 허용 섭취량 및 매체별 환경기준설정.
- 국립환경과학원, 2002. 내분비계장애물질 측정분석 방법
- 김동환, 김상조, 김영교, 옥삼복, 옥곤, 2001. 대구시 토양 중 다이옥신 및 다환방향족탄화수소의 분포특성, 환경분석학회지, 4(1), 23-28
- 김동환, 박사학위 논문. 비의도적 잔류성 유기오염물질(UPOPs : PCDDs /DFs, PCBs PAHs HCB)의 자동차 배출특성 및 대기오염영향
- 김동환, 옥곤, 2005. 서울시 토양 중 다환방향족 탄화수소의 농도특성에 관한 연구, 환경분석학회지, 14(1), 71-80
- 김상조, 정용현, 옥곤, 2000. 창원시 토양 중 다환방향족탄화수소화합물 (PAHs)의 농도수준 및 분포특성, 환경분석학회지, 3(3), 71-175
- 환경부, 2001. 스톡홀름 협약의 채택과 우리나라 대응방안.
- 환경부, 2002a. 대기오염공정시험방법.
- 환경부, 2004a. 내분비장애물질 한·일 공동심포지움 보고서.
- 환경부, 2002. 다이옥신 배출량 산정기법 개발.
- 환경부, 2003. 2002년 다이옥신 실측사업.
- 환경부, 2004. 2003년 다이옥신 실측사업.
- 환경부, 2004. 비점오염원 배출량 산정기법 개발
- 환경관리공단, 도시쓰레기 소각시설의 방지시설별 다이옥신 처리효율조사연구, 1998.
- 환경관리공단, 소각시설 다이옥신 적정관리, 2000.
- 玉坤, 博士學位論文, 1992, 都市ごみ焼却施設におけるダイオキシン類の生成に防止に関する研究
- 日本環境廳, 2000. ダイオキシン類の 排出量の目録.
- 橋本 俊次, 勝 眞理子, 關 比宮伸, 常藤 透朗, 伊藤 裕康, 森田 昌敏,

- 1999: 土壌, 大気, ハト脂肪組織を用いた環境におけるダイオキシン類に関する研究, 環境化学, 9(1), 53-69.
- 花井義道, 加藤龍夫, 井手敬善, ごに焼却施設における鹽素化合物の生成過程に関する調査研究
- 宮田秀明, 1999. ダイオキシソ汚染.
- A. B. Ross, J. M. Jones, S. Chaiklangmuang, M. Pourkashanian, A. Williams, K. Kubica, J. T. Andersson, M. Kerst, P. Danihelka and K. D. Bartle, 2002. Measurement and prediction of the emission of pollutants from the combustion of coal and biomass in a fixed bed furnace. *Fuel*, Volume 81, Pages 571-582.
- A. Buekens, L. Stieglitz, K.Hell, H. Huang, P. Segers. 2001. Dioxins from thermal and metallurgical process : recent studies for theiron and steel industry. *Chemosphere*. Vol.42 729-735.
- A. Buekens, E. Cornelis, H. Huang, T. Dewettinck. 2000. Fingerprints of dioxins from thermal industrial process. *Chemosphere*. Vol.40 1021-1024.
- Afghan, B.K., A.S.Y. Chau., 1989. Analysis of trace organics in the aquatic environment. Boca Raton, FL: CRC Press, Inc., 33-68.
- Aittola J. P., Paasivirta J. and Vattulainen A. 1993 Measurements of organochloro compounds at a metal reclamation plant, *Chemosphere*, Volume 27, Issues 1-3, July-August , 65-72.
- Alcock, R.E., S.P. McGrath, K.C.Jones, 1995. The influence of multiple sewage sludge amendments on the PCB content of an

- agricultural soil over time. *Environ. Toxicol. Chem.*, 14, 553-560.
- Baek, S.O., R.A. Field, M.E. Goldstone, et al., 1991. A review of atmosphere polycyclic aromatic hydrocarbons: Sources fate and behavior. *Water air soil pollut.*, 60, 279-300.
- Bailey, R., 2001. Global hexachlorobenzene emissions. *Chemosphere*, 43, 167-182.
- Beyer, W.N., 1996. Accumulation of chlorinated benzenes in earthworms. *bull. Environ. Contam. Toxicol*, 57, 729-736.
- Boers, J.P., E.W.B De Leer, L. Gramberg, et al., 1994. Levels of coplanar PCB in flue gases of high temperature processes and their occurrence in environmental samples. *Fresenius J. Anal. Chem.*, 348, 163-166.
- Bremle, G., P. Larsson, 1998. PCB in the air during land filling of a contaminated lake sediment. *Atmos Environ.*, 32, 1011-1019.
- Bremmer, H.J., L.M. Troost, G. Kuipers, J. DeKoning, A. Sein, 1994. A. Emissions of Dioxin in the Netherlands; Report No. 770501018; National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM) and Netherlands Organization for Applied Scientific Research (TNO).
- Budavari. S., 1996. 4714-Hexachlorobenzene- The merck index: An encyclopedia of chemicals, drugs and biologicals. 12th ed. Whitehouse Station, NJ: Merck and Co. Inc., 800.
- Bumb, R.R., W.B. Crimmett, S.S. Cutie, et al., 1980. Trace chemistries

of fire: A source of chlorinated dioxins. *Science*, 210, 385-390.

Buser, H.R., 1976. Preparation of qualitative standard mixtures of polychlorinated dioxins and dibenzofurans by ultraviolet and gamma-irradiation of the octachloro compounds. *J.Chromagr.*, 129, 303-307.

Buser, H.R., 1987. Brominated and brominated/chlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans: Potential environmental contaminants. *Chemosphere*, 16, 713-732.

Chiu, C., R. Halman, M. Lanoy, 1987. Refined analytical procedures to detect and measure PCDD/PCDF, PAH, PCB, CB, and CP in environmental samples. *Chemosphere*, 16, 1619-1624.

Cleverly D., Schaum J., Winters D., Schweer G., and O'Rourke K., 1998, *Organohalogen Compounds*, 36, 1-6.

Colombo, J.C., E. Pelletier, C. Brochu, M. Khalil and J.A. Catoggio, 1989. Determination of hydrocarbon sources using n-alkane and polynuclear aromatic hydrocarbon distribution index. Case study: Rio de La Plata Estuary, Argentina. *Environ. Sci. Technol.*, 23, 888-894.

Compilation of Dioxin Exposure and Health Data - Summary Report UK Department of the Environment Transport and the Regions, 1999.

Czuczwa J. M. and Hites R. A., 1986, Airborne dioxins and dibenzofurans ; Sources and fates, *Environ. Sci. Technol.*, 20,

95-200.

Czuczwa J. M. and Hites R. A., 1984, Environmental fate of combustion-generated polychlorinated dioxins and furans, Environ. Sci. Technol., 18, 444-450.

David R. Anderson, Raymond Fisher 2002. Sources of dioxins in the United Kingdom : the steel industry and other sources. Chemosphere vol.46, 371-381.

Durfee, R.L., 1976. Production and usage of PCB's in the United States. In: Proceedings of the National Conference on Polychlorinated Biphenyls, Chicago, 1975. EPA-560/6-75-004. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, 103-107.

Eisenreich, S.J., J.E. Baker, T. Franz, et al., 1992. Atmospheric deposition of hydrophobic organic contaminants to the Laurentian Great Lakes. In: Schnoor JL, ed. Fate of pesticides and chemicals in the environment. New York, NY: John Wiley & Sons, Inc., 51-78.

Eitzer B. D., R. A. Hites, Int. J., 1986a, Environ. Anal. Chem., 27, 215.

Eitzer B. D., R. A. Hites, 1989b, Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in the ambient atmosphere of Bloomington, Indiana. Environ. Sci. Technol. 23, 1389-1395.

Environment Canada, 1993. Priority Substances List Assessment Report Hexachlorobenzene. ISBN 0-662-20291-0.

EPA. 1986. Exposure assessment for hexachlorobenzene. Washington,

- DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pesticides and Toxic Substances. EPA-560/5-86-019.
- EPA, 1988a. A cancer risk-specific dose estimate of 2,3,7,8-TCDD. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Office of Health Effects Assessment. EPA report no., 600/6-88/007Aa.
- EPA, 1999. Great Lakes Binational Toxics Strategy Draft Report for hexachlorobenzene(HCB) Sources and Regulations.
- EPA, 2000. Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin(TCDD) and Related Compounds. EPA report no., 600/P-00/001Bb.
- EPA. 1997. Evaluation of Emission from the Open Burning Of Household Waste in Barrels. EPA-600/R-97-134a. U.S. Environmental Protection Agency, Control Technologies Center. Research Triangle Park, North Carolina.
- EPA. 1996a. Characterization of Municipal Solid Waste in the United State: 1995 Update. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response. EPA 530-R-96-001; PB96-152 160.
- EPA. 1996b. Evaluation of Emission from the Open Burning Of Land-Clearing Debris. EPA-600/R-96-128. U.S. Environmental Protection Agency, Control Technologies Center. Research Triangle Park, North Carolina.
- EPA. 1995a. Compilation of Air Pollution Emission Factors, Volume I: Stationary Point and Area Sources, Fifth Edition,

- AP-42(GPO 055-000-00500-1). U.S. Environmental Protection Agency. Research Triangle Park, North Carolina.
- EPA. 1994 AIRS Database. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards. Research Triangle Park, NC.
- EPA. 1992. Prescribed Burning Background Document and Technical Information Document for Prescribed Burning Best Available Control Measures. EPA-150/2-92-003. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards. Research Triangle Park, NC.
- EPA. 1991. Procedures for Preparation of Emissions Inventories for Carbon Monoxide and precursor of Ozone. Volume 1: General Guidance for Stationary Sources. EPA-450/4-91-016.(NTIS PB92-112168). U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, North Carolina.
- Fattore, E., E. Benfenati, et al., 1997. Patterns and sources of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in sediments from the Venice Lagoon, Italy. *Environ. Sci. Technol.*, 31, 1777-1784.
- Fiedler H., Swerev M., Nordsieck H., Dörr G., Hutzinger O. 1993. *Organohal Compounds*. 11, 221-228.
- Fiedler H., Swerev M., Nordsieck H., Dörr G., Hutzinger O. 1997a. Long-term ambient air measurements of PCDD/PCDF in

- southern Germany (1993–1996). *Organohal Comp.* 33, 93–98.
- Fletcher, C.I. and W.A. McKay, 1993. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins PCDDs and dibenzofurans PCDFs in the aquatic environment a literature review. *Chemosphere*, 26, 1041–1069.
- Fran, L. and L. White, 1995. Automated precolumn concentration and high performance liquid chromatograph analysis of polynuclear aromatic hydrocarbons in water using a single pump and a single valve. *J.Chromato, A*, 692, 11–20.
- Freeman, D.J., C.R. Cattell, 1990. Woodburning as a source of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ Sci. Technol.*, 24, 1581–1585.
- Fiedler. H., 1996 Sources of PCDD/PCDF and impact on the environment. *Chemosphere*, 32, 55–64.
- Gabos Stephan, Michael G. Ikonomou, Donald Schopflocher Brian R. Fowler, Jay White, Ellie Prepas, Dennis Prince, Weiping Chen, 2001, *Chemosphere*, 43, 709–719
- Gerstle, R. W. and D.A.Kemnitz. 1967. Atmospheric Emissions from Open Burning. *Journal of the Air Pollution Control Association*. 17(5):324–327.
- Gizzi, F., R. Reginato, E. Benfenati, et al., 1982. PCDDs and PCDFs in emissions from an urban incinerator: I. Average peaks and values. *Chemosphere*, 11, 577–583.
- Govers, H. A. and H.B.Krop, 1998. Partition constants of chlorinated dibenzofurans and dibenzo-p-dioxins—*Chemosphere*, 37,2139–2152.
- Guerin, M.R., 1978. Energy sources of polycyclic aromatic hydrocarbons.

- In: Gelbom HV, Ts'o POP, eds. Polycyclic hydrocarbons and cancer-Vol. 1. New York, NY:Academic Press, 3-55.
- Gullet, B.K., A. Tollati and C. W. Lee, 2000. Formation of Chlorinated Dioxins and Furans in a Hazardous-Waste-Firing Industrial Boiler. *Environ. Sci. Technol.*, 34, 2069-2074.
- Gullett Brian K., Paul M. Lemieux, Christopher C. Lutes, 2001, Emissions of PCDD/F from uncontrolled, domestic waste burning *Chemosphere*, 43, 721-725
- Gullett Brian K., Abderrahmane Touati, 2003, PCDD/F emissions from wheat and field residue, *Atmospheric Environment*, 37, 4893-4899 *Chemosphere*, 38, 1685-1691
- Gunkel, G., P.G. Mast, C. Nolte, 1995. Pollution of aquatic ecosystems by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) *Limnology* 25, 321-331.
- H.B. Zhang, Y.M. Luo, M.H. Wong, Q.G. Zhao and G.L. Zhang et al., 2006. Distributions and Concentrations of PAHs in Hong Kong Soils. *Environmental Pollution*, Volume 141, Pages 107-114.
- Howard, P.H., R.S. Boething, W.F. Jarvis, et al. 1991. Handbook of environmental degradation rates. Chelsea, MI:Lewis Publishers. 452-453.
- Hutzinger. O., M.J. Blumich, M.V.D. Berg and K. Olie, 1985. Sources and fate of PCDDs and PCDFs: An overview-*Chemosphere*, 14, 58-611.
- Hutzinger. O. and H. Fiedler, 1989. Sources and emissions of PCDD /PCDF. *Chemosphere*, 18, 23-42.
- Hutzinger, O., Blumich, M.J., Olie, K., 1985 Sources and fate of PCDDs and PCDFs : an overview. *Chemosphere* 14, 581-600.

- IARC., 1979. International Agency for Research on Cancer (IARC) monograph on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans: some halogenated hydrocarbons-Vol. 20. international Agency for Research on Cancer, World Health Organization, Lyon, France, 155-178.
- I. Mantis, D. Voutsas and C. Samara et al., 2005. Assessment of the environmental hazard from municipal and industrial wastewater treatment sludge by employing chemical and biological methods. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Volume 62, Issue 3, Pages 397-407.
- IPCC. 1994. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, 3 volumes: Vol. 1, Reporting Instructions; Vol. 2, Workbook; Vol. 3, Reference Manual. Intergovernmental Panel on Climate Change, Organization for Economic Co-Operation and Development. Paris, France.
- J. H. Yi, J. C. You, Analysis of PCDD/Fs in solid residue produced in the pyrolysis of mixed waste plastics by an additional clean-up method with dimethyl sulfoxide.
- Kemmochi, Y. and K. Tsutsumi, 2000. Rapid PCDD/PCDF screening method for fly ash with ion trap GC/MS. *Chemosphere*, 43, 433-477.
- Kemmochi, Y., K. Tsutsumi, A. Arikawa and H. Nakazawa, 2002. Micropore-free surface-activated carbons for the analysis of polychlorinated biphenyls in environmental samples. *Chromatographia*, 55, 155-161.

- Kim, D.H., S.J. Iim, Y.K. Kim, S.Y. Kim, S.B. Ok and G. Ok, 2001a. Distribution characteristics of PCDD/DFs and polycyclic aromatic hydrocarbons in soil at Daegu city. *J. Korea Society for Environ. Anal.*, 4, 23-28.
- Kim, D.H., G. Ok, Y.K. Kim, S.J. Iim, J.H. Kim, S.H. Gong, 2001b. Survey on contamination characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil in Seoul, Korea. *Organohalogen compounds*, 51, 150-153.
- Kim, D.H., J.S. Hwang, M. Lee and G. Ok, 2003a. Estimation of polycyclic aromatic hydrocarbons emission from sewage sludge of sewerage treatment plants in Korea. *J. Environ. Sciences*, 12, 1167-1171.
- Kim, D.H., Y.K. Kim, S.J. Kim, G. Ok, 2003b. Estimation of PCDDs, PCDFs and PAHs emission from crematories in Korea. *Organohalogen compounds*, 63, 9-12.
- Kim, D.H., J.H. Kim, Y.K. Kim, S.Y. Kim and G. Ok, 2002. Concentration change and gas-particle partitioning characteristics of PCDD/DFs in atmosphere. *J. Korea Society for Environ. Anal.*, 131-134.
- Kim Eun-Jung, Jeong-Eun Oh, Yoon-Seok Chang, 2003, Effects of forest fire on the level and Distribution of PCDD/Fs and PAHs in Soil, *The Science of the Total Environment*, 311, 177-189
- Klimm. C., A.M. Hofmaier, K.-W. Schramm and A. Kettrup, 1999. Using TEF concept for assessing toxic potency of polycyclic

- aromatic hydrocarbons in industrial samples. *Organo-Comp.*, 40, 3942.
- Kwok, E.S.C., R. Atkinson, 1995. Estimation of hydroxyl radical reaction rate constants for gas-phase organic compounds using a structure-reactivity relationship: An update. *Atmos. Environ.*, 29, 1685-1695.
- Lasson, P., 1985. Contaminated sediments of lakes and oceans act as sources of chlorinated hydrocarbons for release to water and atmosphere. *Nature*, 317, 347-349.
- Lasson, P., L. Okla, 1989. Atmospheric transport of chlorinated hydrocarbons to Sweden in 1985 compared to 1973. *Atmos. Environ.*, 23, 1699-1711.
- Lemieux Paul M. , Christopher C. Lutes, Dawn A. Santoianni. 2004, Emissions of organic air toxics from open burning : a comprehensive review, *Progress in Energy and Combustion Science*. 30, 1-32
- Lewis, R.G., B.E. Manin, D.L. Sgontz, et al., 1985. Measurements of fugitive atmospheric emissions of polychlorinated biphenyls from hazardous waste landfills. *Environ. Sci. Technol.*, 19, 986-991.
- Lide, D.R., 1998. *CRC Handbook of Chemistry and Physics*. 79th edition, Boca Raton, FL: CRC Press, 3-49.
- Lily Tang, Xiang-Yu Tang, Yong-Guan Zhu, Ming-Hui Zheng and Qi-Long Miao., 2005 Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils in Beijing, China. *Environment International*, Volume 31, Pages 822-828.
- Lin, J.M., S.S. Que Hee, 1987. Change in chromatogram patterns after

- volatilization of some Aroclors, and the associated quantization problems. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.*, 48, 599-607.
- Lohmann R., K.C. Jones, 1998. Dioxins and furans in air and deposition: a review of level, behaviour and processes. *Sci. Total Environ.*, 219, 53-81.
- Lohmann R., T. Harner, G. O. Thomas, K. C. Jones, 2000a. A Comparative study of the gas-particle partitioning of PCDD/Fs, PCBs, and PAHs. *Environ. Sci. Technol.*, 34, 4943-4951.
- Lohmann R., R. G. M. Lee, N. J. L. Green, K. C. Jones, 2000b, Gas-particle partitioning of PCDD/Fs in daily air samples. *Atmos Environ.*, 34, 2529-2537.
- M. Arienzo, J. Chiarenzelli, R. Scudato, J. Pagano, L. Falanga, B. Connor 2001. Iron-mediated relation of polychlorinated biphenyls in electrochemical peroxidation process. (ECP) *Chemosphere*, Vol.44 1339-1346.
- Mackay, D., 1989. Modeling the long-term behavior of an organic contaminant in a large lake: Application to PCBs in Lake Ontario. *J Great Lakes Res.*, 15, 283-297.
- Mackay, D., Shiu, W. Y., MA, K. C., 1992, Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic Chemicals, Lewis Publishing, Michigan, 429~560.
- Maclay, D., W.Y. Shiu and K-C. Ma, 1992a. Chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. In illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for

organic chemicals Vol-II. Polynuclear aromatic hydrocarbons, polychlorinated dioxins and dibenzofurans. Lewis Publisher, Boca Raton, Florida, USA.

Mackay, D., W.Y. Shiu and K.C. Ma, 1992b. Polychlorinated biphenyls (PCBs). In illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals Vol.I. Monoaromatic hydrocarbons, chlorobenzenes and PCBs. Lewis Publisher, Boca Raton, Florida, USA.

Martinez M., J. Diaz-Ferrero, R. Marti, F. Broto-Puig, L. Comellas, M.C. Rodriguez-Larena, 2000, Analysis of dioxin-like compounds in vegetation and soil samples burned in Catalan forest fires. Comparison with the corresponding unburned material, Chemosphere, 41, 1927-1935

McLachlan, M.S., M. Hinkel M, M. Reissinger, et al., 1994. A study of the influence of sewage sludge fertilization on the concentrations of PCDD/F and PCB in soil and air-Environ. Pollut., 85, 337-343.

Mille, G., J.Y. Chen and H.J.M. Dou, 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Mediterranean coastal sediments. Inter. J Environ. Anal. Chem., 11-295-304.

Miyata, H., O. Aozasa, Y. Mase, S. Ohta, S. Khono and S. Asada, 1994. Estimated annual emission of PCDDs, PCDFs and non-ortho chlorine substituted coplanar PCBs from flue gas from urban waste incinerators in Japan. Chemosphere, 29, 2097-2105.

- Moon, D. H., Hwang, T. W., Park, K. J., Jong, E. K., Jang, T. H., Oh, J. B., Yoon, S. J., Joo, C. H., Kim, Y. J., 2006, Estimation of emission factor for PCDD/DFs and co-PCBs emitted from uncontrolled incineration of waste wood (construction/demolition) and domestic waste. 26th International Symposium on Halogenated Persistent Organic Pollutants
- Morris, S., J.N. Lester, 1994. Behaviour and fate of polychlorinated biphenyls in a pilot wastewater. *Water Res.*, 28, 1553-1561.
- Morselli, L., D. Brocco, A. Pirni, 1985. The presence of polychlorodibenzo-*p*-dioxins (PCDDs), polychlorodibenzofurans (PCDFs), and polychlorobiphenyls (PCBs) in fly ashes from various municipal incinerators under different technological and working conditions. *Ann. Chim.*, 75, 59-64.
- Morselli, L., S. Zappoli, A. Libeni, et al., 1989. Evaluation and comparison of organic and inorganic compounds between emission and emission samples from municipal solid waste incinerator. *Chemosphere*, 18, 2263-2273.
- Murphy, T.J., L.J. Formanski, B. Brownawell, et al., 1985. Polychlorinated biphenyl emissions to the atmosphere in the Great Lakes region. Municipal landfills and incinerators. *Environ. Sci. Technol.*, 19, 924-446.
- Murphy, T.J., M.D. Mullin, J.A. Meyer, 1987. Equilibration of polychlorinated biphenyls and toxaphene with air and water. *Environ. Sci. Technol.*, 21, 155-162.
- M. Tysklind, G. Soderstrom and C. RappeL-E. HagerstedtE. Burstrom

1989. PCDD and PCDF emissions from scrap metal melting processes at a steel mill, *Chemosphere*, Volume 19, Issues 1-6, , 705-710.
- Nakahata and Mulholland, 2000 D.T. Nakahata and J.A. Mulholland, Effect of dichlorophenol substitution pattern on furan and dioxin formation, *Proc. Combust. Inst.* 28 (2000), Pages 2701 - 2707.
- Nakao, T., O. Aozasa, S. Ohta and H. Miyata, 2002. Assessment of human exposure to PCDDs, PCDFs and DLPCBs using hair as a human pollution indicator sample I: Development of analytical method for human hair and evaluation for exposure assessment. *Chemosphere*, 48, 885-496.
- Nammari Diauddin R., William Hogland, Marcia Marques, Sven Nimmermark, Viatcheslav Moutavtchi, 2004, Emissions from a controlled fire in municipal solid waste bales, *Waste Management*, 24, 9-18
- National Solid Waste Management Association. 1985. Basic Data: Solid Waste Amounts, Composition and Management Systems. Technical Bulletin No. 85-6.
- Nielsen P. G. and Lokke H., 1987, *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 14, 147.
- Oehme, M., S. Mano, A, Mikalsen, 1987. Formation and presence of polyhalogenated and polycyclic compounds in the emissions of small and large scale municipal waste incinerators. *Chemosphere*, 16, 143-153.
- Oehme, Jon Knutzen, M. 1989. Polychlorinated dibenzofuran (PCDF)

and dibenzo-*p*-dioxin (PCDD) levels in organisms and sediments from the frierfjord, southern Norway, *Chemosphere*, Volume 19, Issue 12, 1897-1909.

- Ohsaki, Y., T. Matsueda, 1994. Levels, features and a source of non-ortho coplanar polychlorinated biphenyl in soil. *Chemosphere*, 28, 47-56.
- O'Keefe, P.W., J. Miller, R. Smith, S. Conner, W. Clayton and R. Storm, 1997. Separation of extracts from biological tissues into polycyclic aromatic hydrocarbon, polychlorinated biphenyl and polychlorinated dibenzo-*p*-dioxin/polychlorinated dibenzofuran fractions prior to analysis. *J. Chromato. A.*, 771, 169-179.
- Ok, G., Y. Hannai, T. Kotou, 1993. Decomposition of chlorinated dioxins, odourous compounds and NO<sub>x</sub>' from MSW incineration plant by oxidizing catalyst. *Chemosphere*, 26, 2167-2172.
- Ok, Gon, J.H. Park, D.H. Kim, Characteristics and estimation of emission of dioxins(PCDDs/DFs, DLPCBs) from sewage disposal facilities in Korea. The First international conference on Environmental Science and Technology, paper abstracts, 58.
- Ok, G., S.H. Ji, S.J. Kim, Y.K. Kim, J.H. Park, Y.S. Kim and Y.H. Han, 2002. Monitoring of air pollution by polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins. and polychlorinated dibenzofurans of pine needles in Korea. *Chemosphere*, 46, 1351-1357.

- Ok G., Moon H.B., Ji S.H. and Han Y.H., 1999, Concentration levels and behavior characteristics of PCDD/DFs in Atmosphere, *Organohalogen Compounds*, 43, 209-212.
- Ok G., Kim Y.K., Kim S.J., Ji S.H., Moon H.B., Kim Y.S., Lee D.I. and Han Y.H., 2000, The evidence of deposition for polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans from atmosphere, *Organohalogen Compounds*, 45, 328-331.
- Peterson, J. and D. Ward, 1993. An Inventory of Particulate Matter and Air Toxic Emissions from Prescribed Fires in the United States for 1989. Final Report, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Fire and Environmental Research Applications Seattle, WA.
- Pfeiffer F., M. Struschka, G. Baumbach, H. Hagenmaier, K.R.G. Hein, 2000, *Chemosphere*, 40, 225-232
- Pham, T.T., S. Proux, 1997. PCBs and PAHs in the Montreal urban community (Quebec, Canada) wastewater treatment plant and in the effluent plume in the St. Lawrence River. *Water Res.*, 31, 1887-1896.
- Philip, J.M, P. Haglund and R.C.Y. Ong, 2003. A review of environmental toxicant analysis by using multidimensional gas chromatography and comprehensive GC. *Clinica Chimica Acta.*, 328, 1-19.
- Podoll, R.T., H.M. Jaber, T. Mill, 1986. Tetrachlorodibenzodioxin: Rates of volatilization and photolysis in the environment. *Environ*

- Sci Technol., 20, 490-492.
- Poland, A., J.C. Knutson, 1982. 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin and related halogenated aromatic hydrocarbons: Examination of the mechanism of toxicity. *Ann Rev Pharmacol Toxicol.*, 22, 517-554.
- Queiroz, M.L.S., C. Bincoletto, R.C.R. Perlingeiro, et al., 1997. Defective neutrophil function in workers occupationally exposed to hexachlorobenzene. *Human Exp. Toxicol.*, 16, 322-326.
- Queiroz, M.L.S., C. Bincoletto, R.C.R. Perlingeiro, et al., 1998. Immunoglobulin levels in workers exposed to hexachlorobenzene. *Human Exp. Toxicol.*, 17, 172-175.
- Rappe C., 1984, Analysis of polychlorinated dioxins and furans, *Environ. Sci. Technol.*, 18, 78A-90A.
- Rappe C., Tysklind M., Fångmark I., Marklund S., Lindskog A. and Thaning L., 1993, Atmospheric transport and transformation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans, *Environ. Sci. Technol.*, 27, 2190-2197.
- Richter, J., K. Landa, J. Reajcek, 1994. Immune response in persons occupationally exposed to hexachlorobenzene. *Pracovni Lekarstvi*, 46, 151-154.
- Rohbock, J.M., 1980. Method for measurement of polycyclic aromatic hydrocarbons in particulate matter in ambient air. *Talanta*, 27, 673-675.
- Rozemeijer, M.J.C., N. Green, B. Jimenez, M.A. Adrichem, K. Olie and P.D. Voogt, 1996. Integrating gel permeation chromatography

- clean-up in the analysis of metabolites of polychlorinated biphenyls, dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans extracted from a microsomal assay: A comparison of different mobile phases. *J.Chromato-A.*, 755, 57-66.
- Sakai, S., M. Hiraoka, N. Takeda, et al., 1993. Coplanar PCBs and PCDDs/PCDFs in municipal waste incineration. *Chemosphere*, 27, 233-240.
- Santodonato, J., 1981. Polycyclic organic matter. *J. Environ. Pathol. Toxicol.* 5, 1-364.
- S. C. Kim, S. H. Choe, J. H. Lee, S. R. Hwang, C. H. Joo, D. H. Moon, J. C. You, E. K. Jung, C. J. Lee, K. S. Choi, 2005, Emission Characteristics of PCDDs/DFs from Ferrous Metal Foundries, *J. Korea Society for Environ. Anal.*, 8, 125-131.
- S. C. Kim, S. H. Choe, J. H. Lee, S. R. Hwang, C. H. Joo, D. H. Moon, J. C. You, E. K. Jung, C. J. Lee, K. S. Choi, 2005, Emission Characteristics of PCDDs/DFs from Nonferrous Metal Foundries, *J. Korea Society for Environ. Anal.*, 8, 119-124.
- Shane, B.S., C.B. Henry, J-H. Hotchkiss, et al., 1990. Organic toxicants and mutagens in ashes from eighteen municipal refuse incinerators. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 19, 665-673.
- Shear, N.M., C.W. Schmidt, S.L. Huntley, et al., 1996. Evaluation of the factors relating combined sewer overflows with sediment contamination of the lower Passaic River. *Mar. Pollut. Bull.*, 32, 288-404.
- S. Kapila, B. Larsen, A DMSO-based cleanup procedure for determination of PCBs in waste oil, *Chemosphere*, Vol. 23, pp

1077-1084, 1991.

Smith, L.M., D.L. Stalling and J.L. Johnson, 1984. Determination of part-per-trillion levels of polychlorinated dibenzofurans and dioxins in environmental samples. *Anal. Chem.*, 56, 1830-1842.

Swackhamer, D.L., D.E. Armstrong, 1986. Estimation of the atmospheric and nonatmospheric contributions and losses of polychlorinated biphenyls for Lake Michigan on the basis of sediment records of remote lakes-*Environ. Sci. Technol.*, 20, 879-883.

Takasuga, T., F-Baba, T.Kobayashi, M.Sato, M.Kurata, M.Kokado, 1999. Investigations regarding separate sampling of PCDD/F in gas and solid phase of incineration flue gas by filtration techniques. *Organohalogen Compd.*, 40, 275.

Tan, Y.L., J.F. Quanci, R.D. BOIys, et al., 1992. Polycyclic aromatic hydrocarbons in smoke particles from wood and duff burning-*Atmos-Environ.*, 26, 1177-1181.

Tianshu Wang, David R. Anderson, Dennis Thompson, Malcolm Clench, Ray Fisher 2003. Studies into the formation of dioxins in the sintering process used in the iron and steel industry, *Chemosphere* vol. 51, 585-594.

Thoma, H., 1988. PCDD/F-concentrations in chimney soot from house heating systems. *Chemosphere*, 17, 1364-1379.

Tiernan, T.O., M.L. Taylor, J.H. Garret, et al., 1983. Chlorodibenzodioxins, chlorodibenzofurans and related compounds in the effluents from combustion processes-*Chemosphere*, 12, 595-606.

T. Launhardt et al., 2000. Investigation on organic pollutants from a

- domestic heating system using various solid biofuels. *Chemosphere*, Volume 40, Pages 1149-1157.
- UNEP, 1999. Dioxin and Furan inventories: National and Regional Emissions of PCDD/PCDF, UNEP Chemicals, Geneva-Switzerland.
- UNEP, 2001. Resolutions adopted by the conference of plenipotentiaries on the stockholm convention on persistent organic pollutants.
- UNEP, 2003. Standardized Toolkit for Identification and Quantification of Dioxin and Furan Releases, UNEP Chemicals, Geneva, Switzerland.
- US. EPA Method 1613, Tetra-Through Octa-Chlorinated Dioxins and Furans by Isotope Dilution HRGC/HRMS, 1996.
- US. National Academy of Sciences, 1983. PAH-Evaluation of Sources and Effects.
- USDA. 1994. Forest Statistics of the United States, 1992 Metric Units, General Technical Report, NC-168. Forest Science. U.S. Department of Agriculture, North Central Forest Experiment Station, St. Paul Minnesota.
- Van den Berg, M., Olie, K., Hutzinger, O., 1985. Polychlorinated dibenzofurans (PCDFs), environmental occurrence and physical, chemical and biological properties. *Toxicol. Environ. Health.* 9, 171-217.
- Wakimoto, T., Kannan, N., Ono, M., Tatsukawa, R., Masuda, Y., 1988. Isomer-specific determination of polychlorinated dibenzofurans in Japanese and American polychlorinated biphenyls. *Chemosphere* 17, 743-750.

- Wallace, J.C., I. Basu, R.A. Hites, 1996. Sampling and analysis artifacts caused by elevated indoor air polychlorinated biphenyl concentrations. *Environ. Sci. Technol.*, 30, 2730-2734.
- Wania, F., D. Mackay, 1995. A global distribution model for persistent organic chemicals. *Sci. Total Environ.*, 160, 211-232.
- Ward, D.E., C.C. Hardy, D.V. Sandberg, and T.E. Reinhardt. 1989. Mitigation of Prescribed Fire Atmospheric Pollution Through Increased Utilization of Hardwoods, Piled Residues, and Long-Needled Conifers. Final Report, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Fire and Air Resource Management project.
- Wevers M. De Fre, M. Desmedt. 2004, Effect of backyard burning on dioxin deposition and air concentrations, *Chemosphere*, 54, 1351-1356
- Wey, M.Y., C.Y. Chao, J.C. Chen and L.J. Yu, 1998, The relationship between the quantity of heavy metal and PAHs in fly ash, air & waste manage. *Assoc.*, 48, 750-756.
- White, K.L., 1986. An overview of immunotoxicology and carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ. Carcino. Rev.*, 2, 163-202.
- Willett, K.L., P.R. Gardinali, J.L. Sericano, T.L. Wade, S.H. Safe, 1997. Characterization of the H4IIE rat hepatoma cell bioassay for evaluation of environmental samples containing polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 32, 442-448.
- WHO, 1998. WHO toxic equivalent factors (TEFs) for dioxin-like

- compounds for humans and wildlife. *Environ Health Perspect*, 106, 775-792.
- Wijayarame, R.D and J.C. Means, 1984. Sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons by natural estuarine colloids. *Mar. Environ. Res.*, 11, 72-79.
- Wild, S.R., D.J. Mitchell, Yelland, C.M., et al., 1992. Wasted municipal solid waste incinerator fly ash as a source of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) to the environment. *Waste Manag.Res.*, 10, 99-111.
- Wobst M., H. Wichmann, M. Bahadir, 1999, Surface Contamination with PASH, PAH and PCDD/F after fire Accidents in Private Residence.
- Yan, L.S., 1985. Study of the carcinogenic mechanism for polycyclic aromatic hydrocarbons: Extent bay region theory and its quantitative model. *Carcinogenesis*, 6, 1-6.
- Zhang H.B, Y. M. Luo, M. H. Wong, Q. G. Zhao and G. L. Zhang 2005; Distribution and concentration of PAHs in Hong Kong soils. *Environ. Pollut.* Pages 1-8
- Zepp, R.G. and D.M. Cline, 1977. Rates of direct photolysis in aquatic environment. *Environ. Sci. Technol.*, 11, 359-369.

*APPENDIX*

A. 설문조사 결과

B. 모의 실험장치 도면



## 【APPENDIX A】 : 설문조사 결과

### 1. 공사폐자재 처리현황

#### 1. 건설현장 건축면적

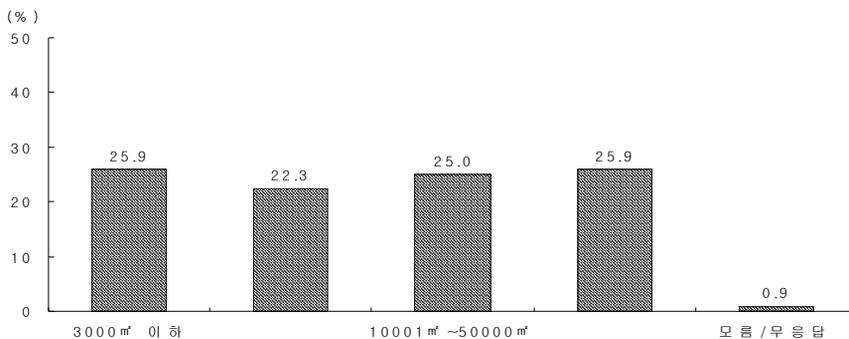
문) 귀하의 건설현장 건축면적은 얼마나 됩니까?

결 과	%
3000m <sup>2</sup> 이하	25.9
3001~10000m <sup>2</sup>	22.3
10001~50000m <sup>2</sup>	25.0
50001m <sup>2</sup> 이상	25.9
모름/무응답	0.9
계(N=112)	100.0

#### 【 전 체 분 석 】

- ▣ 건설현장 건축면적을 물어본 결과, ‘3000m<sup>2</sup> 이하’와 ‘5000m<sup>2</sup> 이상’이 25.9%로 높게 나타나 건축규모 간 편차가 큰 것으로 나타났다.

〈 그림 1. 건설현장 건축면적 〉



## 2. 폐기물 종류

문) 귀하의 건설현장에서 발생하는 폐기물의 종류에는 주로 어떤 것이 있습니까?

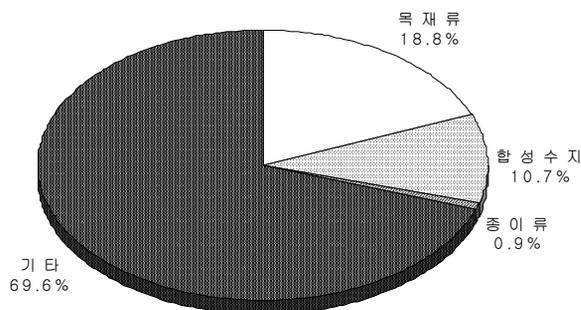
비중이 큰 것 한 가지만 응답해 주십시오.

결 과	%
목 재 류	18.8
합 성 수 지	10.7
종 이 류	0.9
기 타	69.6
계(N=112)	100.0

### 【 전 체 분 석 】

- ▣ 건설현장에서 발생하는 폐기물의 종류를 물어본 결과, ‘목재류’, ‘합성수지’, ‘종이류’ 중에서는 ‘목재류’가 18.8%로 가장 높게 나타났으며, ‘기타’로는 콘크리트, 벽돌, 시멘트 등이 응답되었다.

〈 그림 2. 폐기물 종류 〉



### 3. 폐기물 처리방법

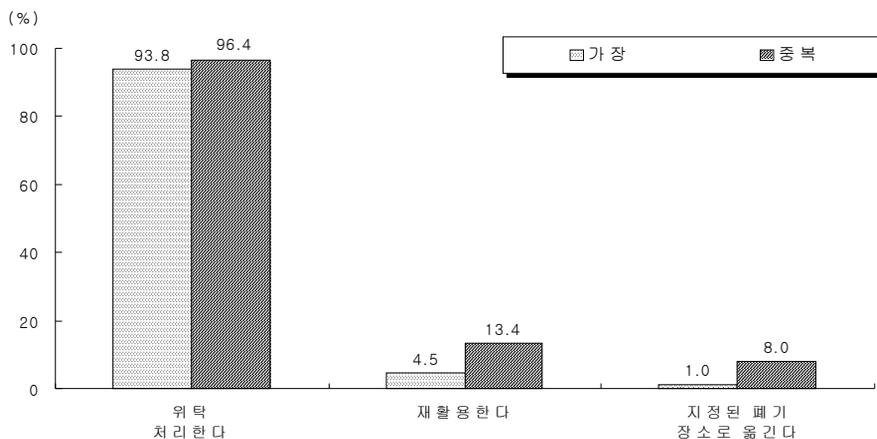
문) 귀하의 건설현장에서 발생하는 폐기물은 주로 어떤 방식으로 처리하십니까?  
 두가지만 순서대로 말씀해 주십시오.

결 과	가장 %	중복 %
위탁처리한다	93.8	96.4
재활용 한다	4.5	13.4
지정된 폐기장소로 옮긴다	1.8	8.0
계 답)	100.0 ( 중 복 응	

#### 【 전 체 분 석 】

- ▣ 건설현장에서 발생하는 폐기물을 처리하는 방식에 대하여 물어본 결과, 가장 많이 하는 처리방식에 대한 응답(93.8%)과 중복응답의 경우(96.4%) 거의 모두가 '위탁 처리'하는 것으로 나타났다.

< 그림 3. 폐기물 처리방법 >



#### 4. 폐기물 분량

##### 1) 목재류

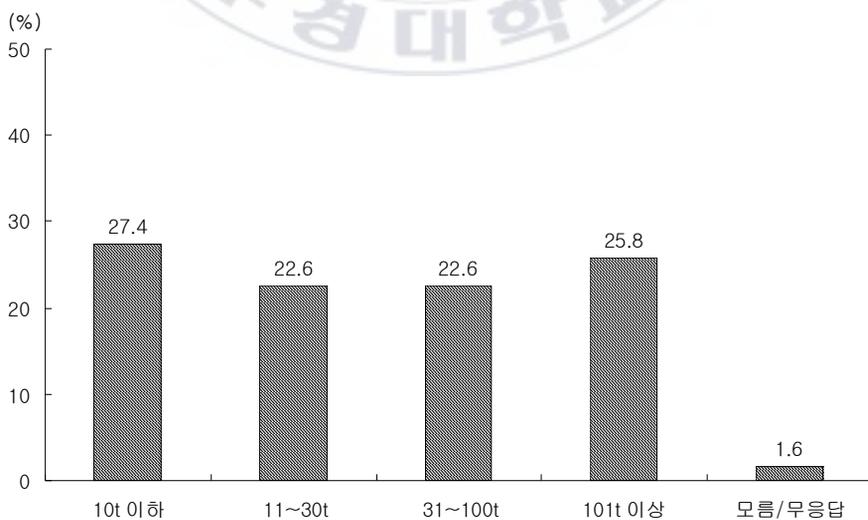
문) 귀하의 건설현장에서 나오는 폐기물의 양은 각각 얼마나 됩니까?

결 과	%
10t 이하	27.4
11~30t	22.6
31~100t	22.6
101t이상	25.8
모름/무응답	1.6
계(N=62)	100.0

#### 【 전 체 분 석 】

- ▣ 건설현장에서 나오는 폐기물 중 목재류의 양에 대해 물어본 결과, 총 62명의 응답자 중 27.4%가 '10t 이하'라고 응답하였다.

< 그림 4-1. 폐기물 분량 - 목재류 >



## 2) 종이류

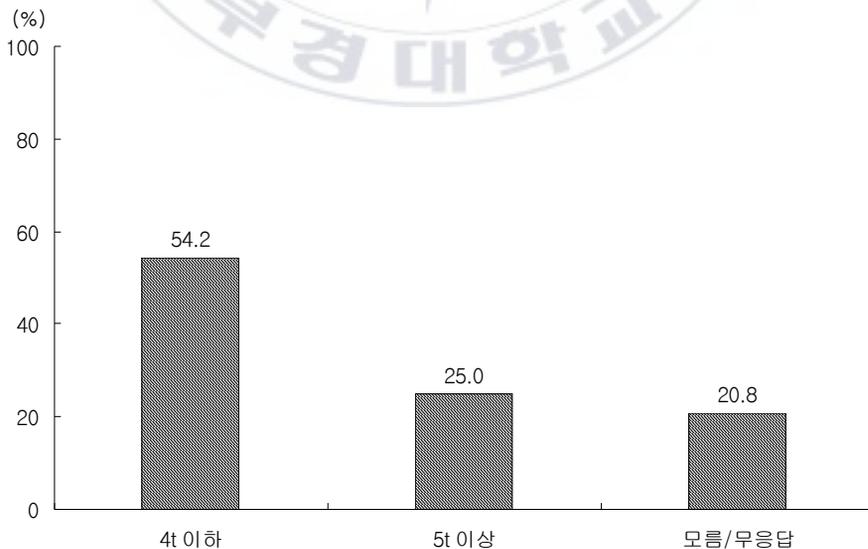
문) 귀하의 건설현장에서 나오는 폐기물의 양은 얼마나 됩니까?

결 과	%
4t이하	54.2
5t이상	25.0
모름/무응답	20.8
계(N=24)	100.0

### 【 전 체 분 석 】

- 건설현장에서 나오는 폐기물 중 종이류의 양을 물어본 결과, 총 24명의 응답자 중 과반수 이상(54.2%)이 '4t 이하'인 것으로 나타났다.

< 그림 4-2. 폐기물 분량 - 종이류 >



### 3) 합성수지

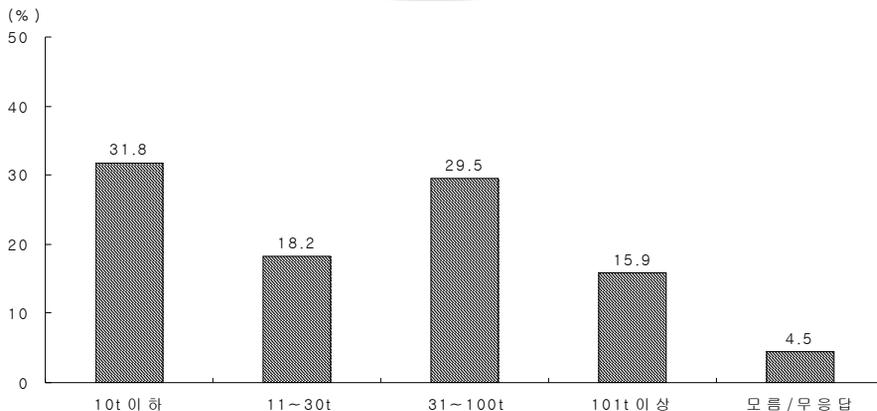
문) 귀하의 건설현장에서 나오는 폐기물의 양은 각각 얼마나 됩니까?

결 과	%
10t 이하	31.8
11~30t	18.2
31~100t	29.5
101t 이상	15.9
모름/무응답	4.5
계(N=44)	100.0

#### 【 전 체 분 석 】

- ▣ 건설현장에서 나오는 폐기물 중 합성수지의 양을 물어본 결과, 총 44명의 응답자 중 '10t 이하'로 응답한 비율이 31.8%로 가장 높게 나타났다.

< 그림 4-3. 폐기물 분량 - 합성수지 >



#### 4) 기타

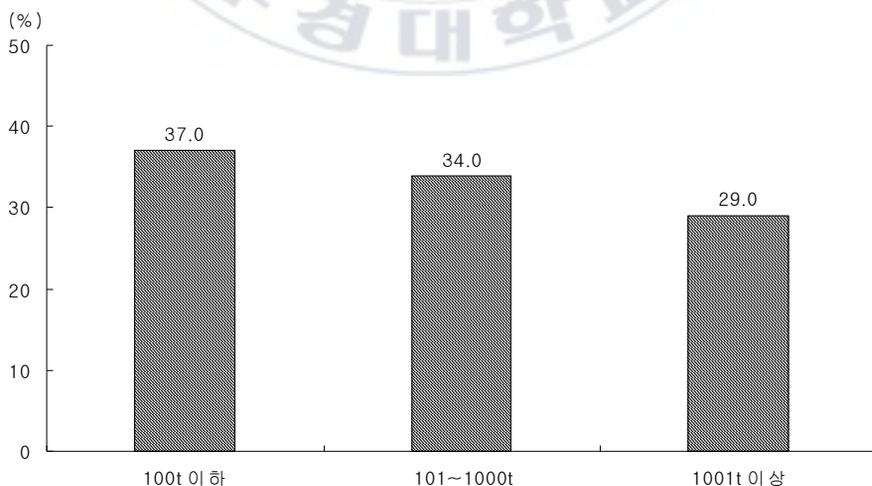
문) 귀하의 건설현장에서 나오는 폐기물의 양은 각각 얼마나 됩니까?

결 과	%
100t 이하	37.0
101~1000t	34.0
1001t 이상	29.0
계(N=100)	100.0

#### 【 전 체 분 석 】

- 그 외 건설현장에서 나오는 폐기물 중 콘크리트, 벽돌, 시멘트 등의 기타 폐기물의 양은 ‘100t 이하’(37.0%)에서 ‘1001t 이상’(29.0)%까지 편차가 큰 것으로 나타났다.

< 그림 4-4. 폐기물 분량 - 기타 >



## 5. 태우는 폐목재

### 1) 태우는 폐목재 분량

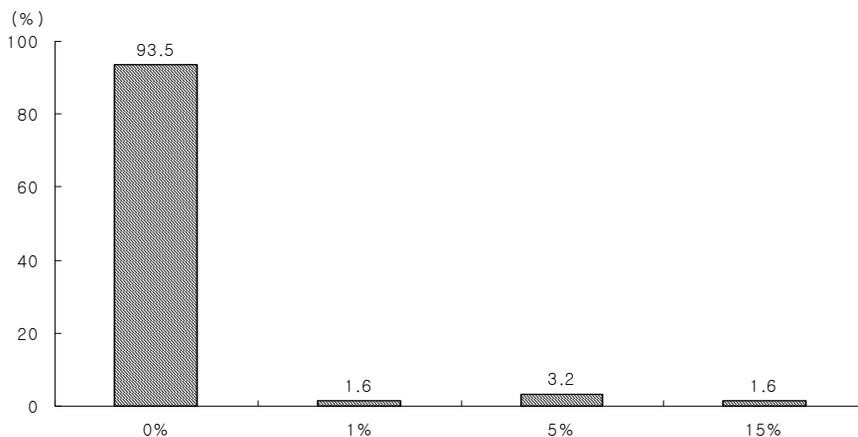
문) 그렇다면 폐목재 중 태우는 양은 몇 %정도 됩니까?

결 과	%
0%	93.5
1%	1.6
5%	3.2
15%	1.6
계(N=62)	100.0\

#### 【 전 체 분 석 】

- 건설현장에서 나오는 폐기물 중 목재류가 있는 응답자들(N=62)에게 폐목재를 태우는 양에 대하여 물어본 결과, 거의 모든 공사장(93.5%)에서 폐목재를 태우지 않는 것으로 나타났다.

< 그림 5-1. 태우는 폐목재 분량 >



## 2) 태우는 폐목재 종류, 소각 이유 및 소각 장소

### 【 전 체 분 석 】

- 건설현장에서 태우는 목재의 종류를 물어본 결과, 응답자 4명 중 ‘하목’, ‘나왕’, ‘각목’, ‘모름/무응답’이 각각 1명이었으며, 목재를 태우는 가장 큰 이유에 대하여 4명 모두 ‘난방 및 추위방지를 위해서’라고 응답하였다. 또한 목재류를 태우는 소각 장소에 대하여 물어본 결과, 3명이 드럼통, 1명이 페인트통이라고 응답하였다.

## 3) 간이소각로 유무

문) 귀하의 건설현장에는 간이 소각로가 있습니까?		
결 과		%
있다		1.8
없다		98.2
계(N=112)		100.0

### 【 전 체 분 석 】

- 응답자 모두에게 건설현장에 간이 소각로가 있는지 물어본 결과, 거의 모든 응답자(98.2%)가 소각로가 ‘없다’고 응답하였다.

## 2. 농사/ 생활폐기물 처리현황

### 1. 쓰레기 분리여부

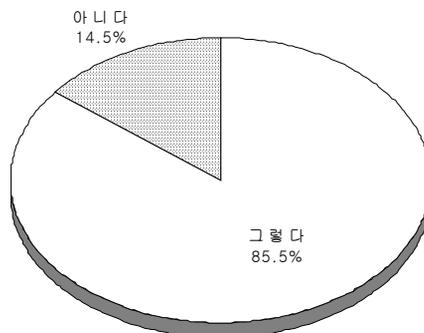
문) 귀 댁에서 쓰레기를 분리하여 버리고 계십니까?

결 과	%
그렇다	85.5
아니다	14.5
-----	
(N=716)	100.0

#### 【 전 체 분 석 】

- ▣ 농가와 임가, 겸업가구에 대해 가정용 쓰레기를 분리하여 버리는지 여부를 물어본 결과, '그렇다'라는 응답이 85.5%로 나타나 대부분의 가정에서 쓰레기 분리를 하고 있었다.

〈 그림 6. 쓰레기 분리여부 〉



## 1-1. 쓰레기 분리하지 않는 이유

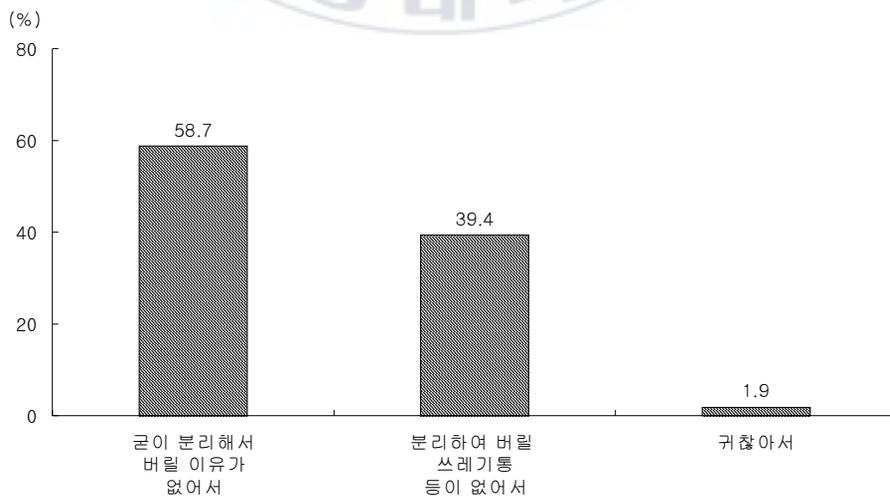
문) 그렇다면, 분리하여 버리지 않으시는 가장 큰 이유는 무엇입니까?

결 과	%
-----	-----
굳이 분리해서 버릴 이유가 없어서	58.7
분리하여 버릴 쓰레기통 등이 없어서	39.4
귀찮아서	1.9
-----	-----
(N=104)	100.0

### 【 전 체 분 석 】

- ▣ 가정용 쓰레기를 분리하여 버리지 않는다는 응답자(N=104명)에게 그 이유를 물어본 결과, ‘굳이 분리해서 버릴 이유가 없어서’(58.7%), ‘분리하여 버릴 쓰레기통 등이 없어서’(39.4%) 등이 응답되었다.

〈 그림 6-1. 쓰레기 분리하지 않는 이유 〉



## 2. 일주일간 가정쓰레기 배출량

문) 귀 닥의 일주일간 평균 쓰레기 배출량은 어느 정도 입니까?

결 과	평 균	합 계
생활쓰레기 (N=716)	15.9 ℓ	11403.0 ℓ
신 문 (N=42)	5.3 부	221.0 부
종 이 (N=41)	5.0 kg	206.0 kg
화 장 지 (N=43)	4.0 kg	170.0 kg
기 타 (N=10)	2.4 kg	24.0 kg

(중복응답)

### 【 전 체 분 석 】

- 일주일 동안 평균 쓰레기 배출량을 물어본 결과, 일반적으로 쓰레기 봉지에 버리는 생활쓰레기는 평균 15.9 ℓ으로 나타났다. 그 외 소수 의견으로 신문(N=42)은 평균 5.3부, 종이(N=41)는 5.0kg, 화장지(N=43)는 4.0kg 등으로 응답되었다.

### 3. 가정쓰레기 처리방법 - 중복응답

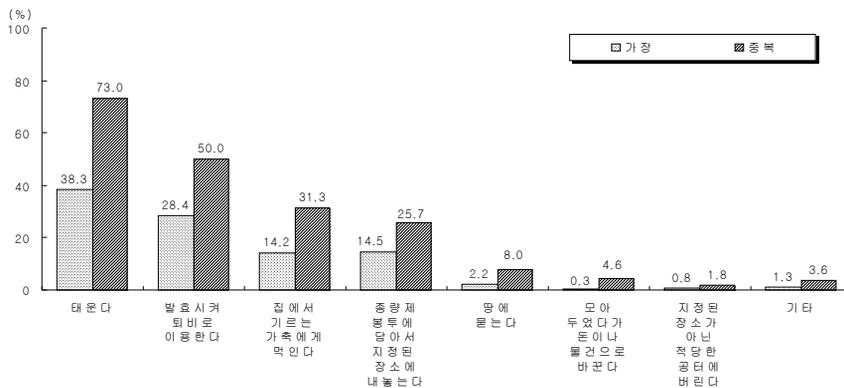
문) 귀 댁에서는 배출된 쓰레기를 어떤 식으로 처리하고 계십니까? 다음 중에서 비중이 큰 것 순서대로 두 가지만 응답해 주십시오.

결 과	가장 %	중복 %
태 운 다	38.3	73.0
발효시켜 퇴비로 이용한다	28.4	50.0
집에서 기르는 가축에게 먹인다	14.2	31.3
종량제 봉투에 담아서 지정된 장소에 내놓는다	14.5	25.7
땅에 묻는다	2.2	8.0
모아 두었다가 돈이나 물건으로 바꾼다	0.3	4.6
지정된 장소가 아닌 적당한 공터에 버린다	0.8	1.8
기 타	1.3	3.6
계	(중복응답) 100.0	

#### 【 전 체 분 석 】

- 배출된 쓰레기 처리방법으로는 중복응답 기준으로 '태운다'(73.0%)는 응답이 가장 높았으며, 그 다음으로 '발효시켜 퇴비로 이용한다'(50.0%), '집에서 기르는 가축에게 먹인다'(31.3%), '종량제 봉투에 담아서 지정된 장소에 내놓는다'(25.7%) 등의 순으로 나타났다.

〈 그림 7. 가정쓰레기 처리방법 - 중복응답 〉



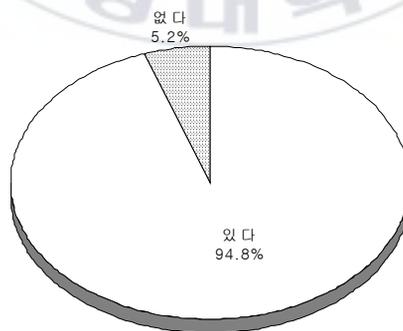
#### 4. 쓰레기 소각여부

문) 귀 댁에서는 2004년 1년간 배출된 쓰레기를 태운 적이 있습니까?		
결 과		%
-----		-----
있 다		94.8
없 다		5.2
-----		
계(N=716)		100.0

#### 【 전 체 분 석 】

- 2004년 1년간 쓰레기를 태운적이 있는지 여부를 물어본 결과, '있다'라는 응답이 94.8%로 거의 모든 가정에서 쓰레기를 태운 경험이 있는 것으로 나타났다.

< 그림 8. 쓰레기 소각여부 >



## 5. 쓰레기 소각주기

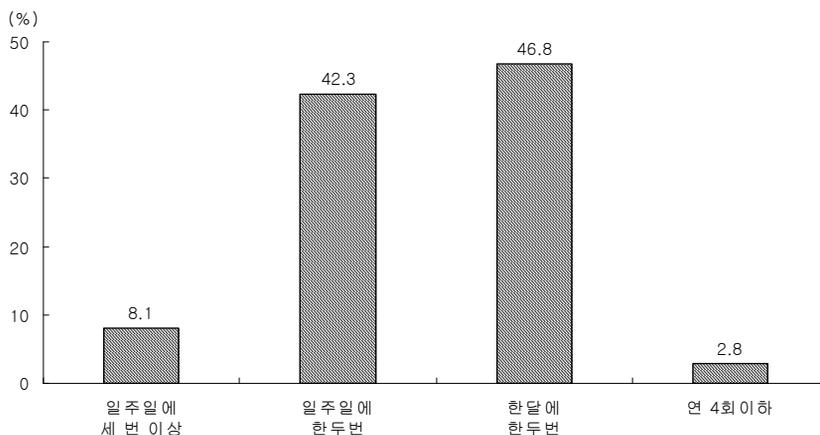
문) 귀 댁에서는 쓰레기를 얼마나 자주 태우십니까?

결 과	%
일주일에 세 번 이상	8.1
일주일에 한두번	42.3
한달에 한두번	46.8
연 4회이하	2.8
계(N=679)	100.0

### 【 전 체 분 석 】

- ▣ 쓰레기를 태운 적이 있다고 말한 응답자(N=679)에게 소각주기를 물어본 결과, ‘한달에 한두번’이 46.8%, ‘일주일에 한두번’이 42.3%로 나타났다..

< 그림 9. 쓰레기 소각주기 >



## 6. 쓰레기 소각장소

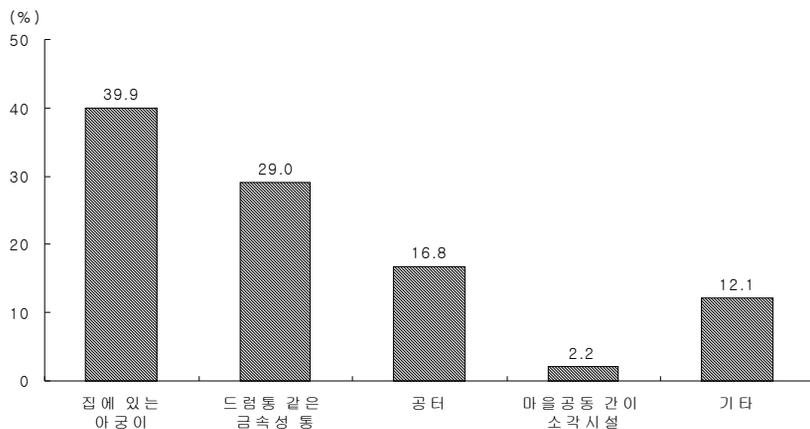
문) 귀 댁에서는 주로 어디서 쓰레기를 태우십니까?

결 과	%
집에 있는 아궁이	39.9
드럼통 같은 금속성 통	29.0
공 터	16.8
마을공동 간이 소각시설	2.2
기 타	12.1
계(N=679)	100.0

### 【 전 체 분 석 】

- ▣ 쓰레기를 태우는 응답자(N=679)에게 쓰레기 소각장소를 물어본 결과, ‘집에 있는 아궁이’가 39.9%로 가장 높게 나타났으며, 그 다음으로 ‘드럼통 같은 금속성 통’(29.0%), ‘공터’(16.8%) 등으로 응답되었다.

〈 그림 10. 쓰레기 소각장소 〉



## 7. 소각쓰레기 종류 - 중복응답

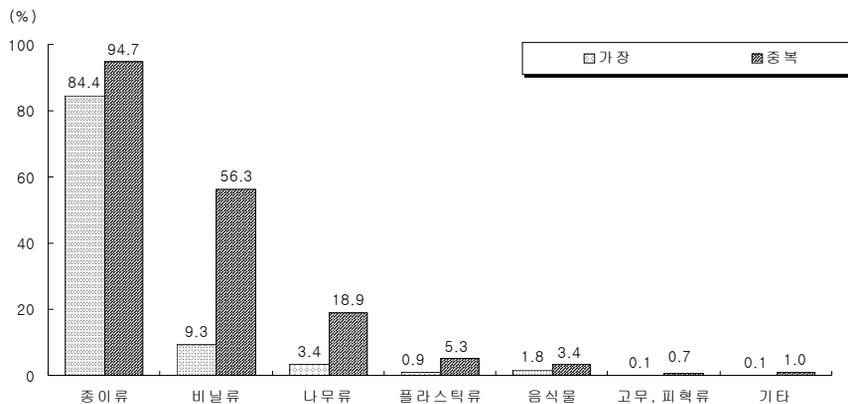
문) 귀 대학에서 태우는 쓰레기는 주로 어떤 종류입니까? 순서대로 두 가지만 응답해 주십시오.

결 과	가장 %	중복 %
종 이 류	84.4	94.7
비 닐 류	9.3	56.3
나 무 류	3.4	18.9
플라스틱류	0.9	5.3
음 식 물	1.8	3.4
고무, 피혁류	0.1	0.7
기 타	0.1	1.0
계	100.0	(중복응답)

### 【 전 체 분 석 】

- 태우는 쓰레기 종류를 중복응답으로 물어본 결과, '종이류'(94.7%)가 가장 높게 나타났으며 그 다음으로 '비닐류'(56.3%), '나무류'(18.9%) 등의 순으로 응답되었다.

< 그림 11. 소각쓰레기 종류 - 중복응답 >



## 8. 가정쓰레기 소각비율

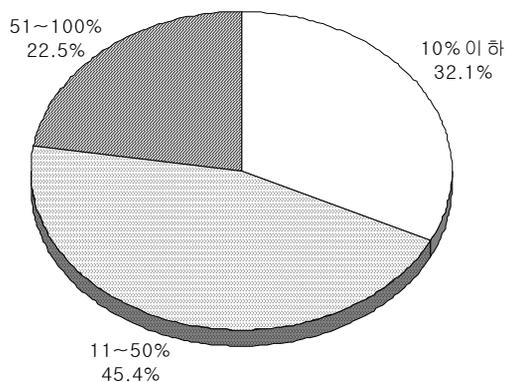
문) 귀 닻에서 태우는 쓰레기는 가정용 쓰레기 중 몇 %정도 됩니까?

결 과	%
10%이하	32.1
11~50%	45.4
51~100%	22.5
계(N=679)	100.0

### 【 전 체 분 석 】

- ▣ 가정용 쓰레기 중 태우는 쓰레기 비율은 '11~50%'가 45.4%로 가장 높았으며 '10%이하'는 32.1%, '51~100%'는 22.5%로 나타나, 전체 쓰레기 중 평균 35.2%을 태우는 것으로 나타났다.

< 그림 12. 가정쓰레기 소각비율 >



## 9. 소각후 처리방법

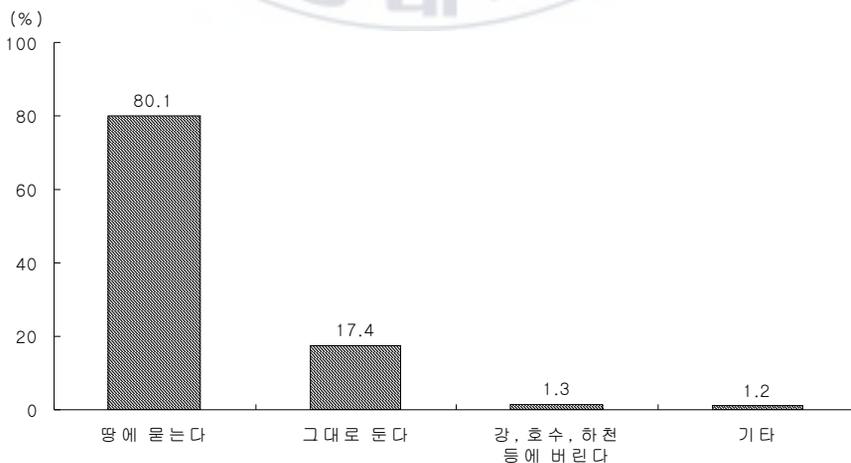
문) 쓰레기를 태우고 난 후, 남은 재는 어떻게 처리하십니까?

결 과	%
-----	-----
땅에 묻는다	80.1
그대로 둔다	17.4
강, 호수, 하천 등에 버린다	1.3
기 타	1.2
-----	-----
계(N=679)	100.0

### 【 전 체 분 석 】

- 쓰레기를 태우고 난 후, 남은 재의 처리방법에 대해 응답자(N=679)의 대다수가 '땅에 묻는다'(80.1%)라고 응답하였으며 그 외 의견으로 '그대로 둔다'(17.4%), '강,호수, 하천 등에 버린다'(1.3) 등이 소수 응답되었다.

< 그림 13. 소각후 처리방법 >



## 10. 경작면적

문) 귀 닥의 경작면적은 얼마나 되십니까? 논, 밭, 산림지 등 각각에 대해 응답해 주십시오.

결 과	평 균
논 (N=575)	2987.3 평
밭 (N=637)	1576.8 평
산림지 (N=205)	7742.7 평

(중복응답)

### 【 전 체 분 석 】

- ▣ 농가, 임가, 겸업가구에게 경작면적을 물어본 결과, 논(N=575)은 평균 2987.3평, 밭(N=637)은 1576.8평, 산림지(N=205)는 7742.7평으로 나타났다.

## 11. 생산량

문) 귀하께서 재배하는 주요 농/임산물의 종류 및 생산량은 얼마나 되십니까?

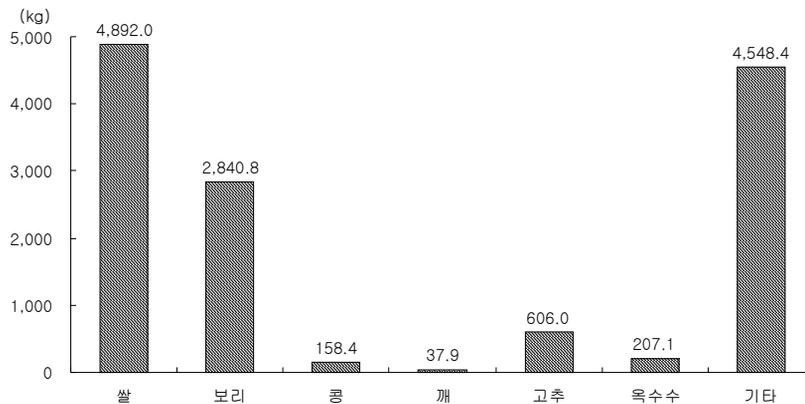
결 과	평 균
쌀 (N=569)	4892.0 kg
보리 (N=34)	2840.8 kg
콩 (N=465)	158.4 kg
깨 (N=403)	37.9 kg
고추 (N=493)	606.0 kg
옥수수 (N=152)	207.1 kg
기타 (N=386)	4548.4 kg

(중복응답)

### 【 전 체 분 석 】

- ▣ 재배하는 주요 농/임산물의 생산량은 쌀(N=569)이 평균 4892.0 kg, 보리(N=34)는 2840.8 kg, 콩(N=465)은 158.4 kg, 깨(N=403)는 37.9 kg, 고추(N=493)는 606.0 kg, 옥수수(N=152)는 207.1 kg, 기타(N=386)는 4548.4 kg으로 응답되었다.

< 그림 14. 생산량 >



## 12. 잔재량

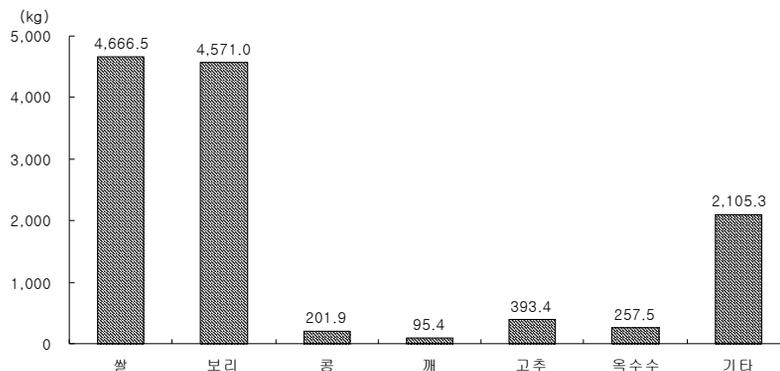
문) 귀하께서 재배하는 주요 농/임산물의 잔재량은 얼마나 되십니까?

결 과	평균 kg	합계 kg
쌀 (N=566)	4666.5	1931927.0
보리 (N=38)	4571.0	146272.0
콩 (N=466)	201.9	76508.0
깨 (N=399)	95.4	30895.0
고추 (N=493)	393.4	153416.0
옥수수 (N=153)	257.5	26527.0
기타 (N=284)	2105.3	597919.0

### 【 전 체 분 석 】

- ▣ 주요 농/임산물의 잔재량으로 쌀(N=566)은 평균 4,666.5 kg, 합계 1,931,927.0 kg, 보리(N=38)는 평균 4571.0 kg, 합계 146,272.0 kg, 콩 (N=466)은 평균 201.9 kg, 합계 76,508.0 kg, 깨(N=399)는 평균 95.4 kg, 합계 30,895.0 kg, 고추(N=493)는 평균 393.4 kg, 합계 153,416.0 kg, 옥수수(N=153)는 평균 257.5 kg, 합계 26,527.0 kg 등으로 응답되었다.

〈 그림 15-1. 잔재량 - 평균 〉



### 13. 잔재량 처리방법 - 중복응답

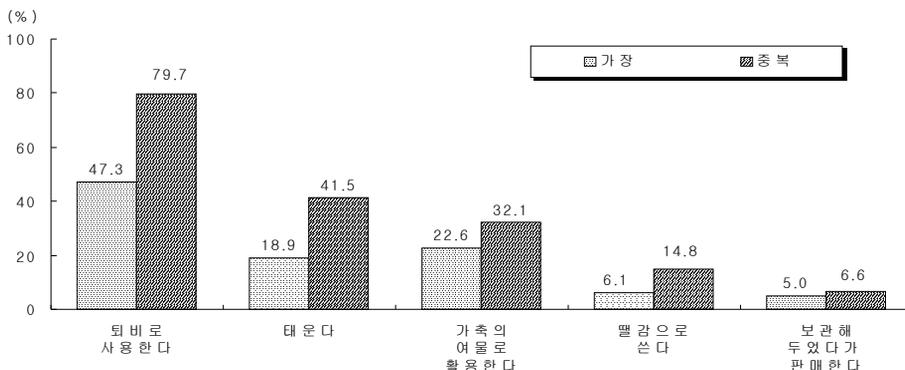
문) 귀하께서 농/임산물 수확 후, 잔재물은 어떻게 처리하십니까? 순서대로 두 가지만 응답해 주십시오.

결 과	가장 (N=105) %	중복 (N=101) %
퇴비로 사용한다	47.3	79.7
태 운 다	18.9	41.5
가축의 여물로 활용한다	22.6	32.1
땀감으로 쓴다	6.1	14.8
보관해 두었다가 판매한다	5.0	6.6
계(N=716)	100.0	100.0

#### 【 전 체 분 석 】

- ▣ 농/임가 잔재량의 처리방법에 대해 중복응답으로 물어본 결과, '퇴비로 사용한다'(79.7%)가 가장 높게 나타났으며 그 다음으로 '태운다'(41.5%), '가축의 여물로 활용한다'(32.1%) 등이 응답되었다.

< 그림 16. 잔재량 처리방법 - 중복응답 >



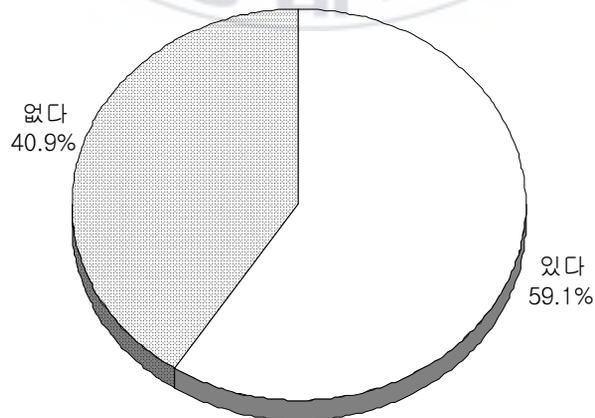
## 14. 잔재물 소각경험

문) 귀 덕에서는 2004년 1년간 농/임산물 잔재물을 태운 적이 있습니까?		
결 과		%
있 다		59.1
없 다		40.9
계(N=716)		100.0

### 【 전 체 분 석 】

- 2004년 1년간 농/임산물 잔재물을 태운 적이 있는지를 물어본 결과, 다수가 태운적이 '있다'(59.1%)라고 응답하였다.

< 그림 17. 잔재물 소각경험 >



### 14-1. 잔재량 소각비율

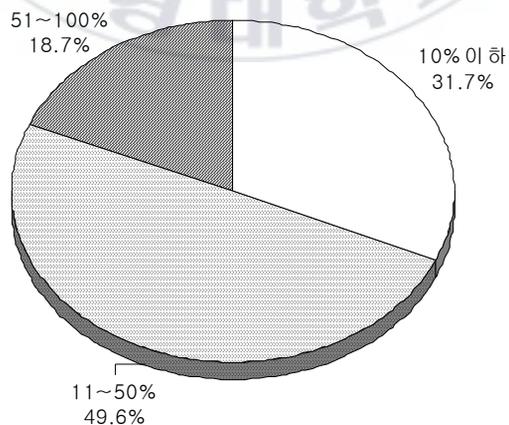
문) 귀 닻에서 전체 농업 잔재물 중 어느 정도를 태우십니까?

결 과	%
10%이하	31.7
11~50%	49.6
51~100%	18.7
계(N=423)	100.0

#### 【 전 체 분 석 】

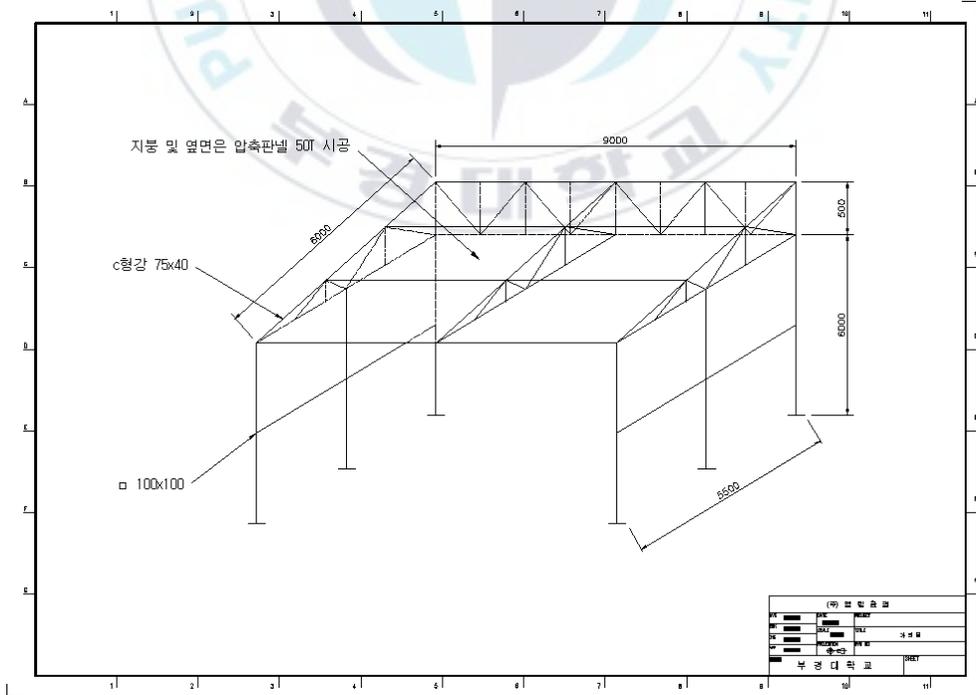
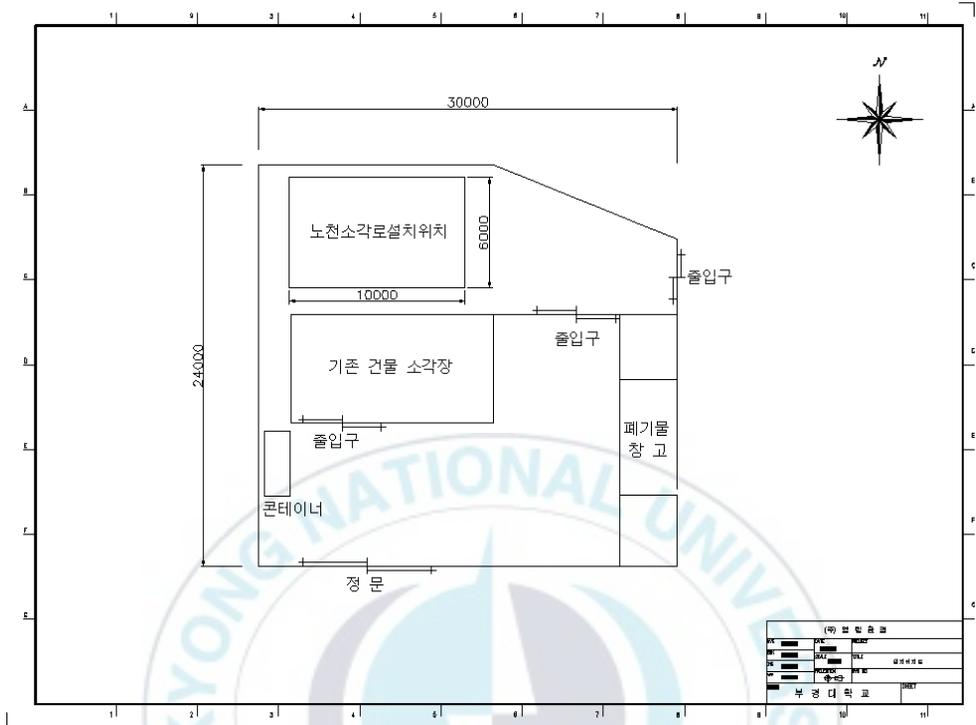
- ▣ 농/임업 잔재물을 태운 경험이 있는 응답자(N=423)에게 농업잔재물 중 소각비율을 물어본 결과, '11~50%'가 과반수로 가장 높게 응답되었으며, 평균은 35.0%로 나타났다.

< 그림 18. 잔재량 소각비율 >









## 감사의 글

학문의 길로 이끌어 주시고 박사과정 내내 따뜻한 격려와 더불어 미흡한 점이 많았던 논문을 마무리할 수 있도록 세심하게 지도하여 주신 옥곤 교수님께 깊은 감사의 마음을 전합니다. 오랜 시간 지속적인 관심과 애정으로 자상하게 논문심사를 해주신 김영섭 교수님, 정용현 교수님, 많은 격려와 지도를 주신 김승도 교수님, 엄석원 박사님께도 큰 감사의 말씀을 드립니다.

대학시절부터 마음으로 늘 존경하였던 한영호 교수님과 사모님께 감사의 말씀을 드립니다. 지금도 조언을 아끼시지 않는 이동인 교수님께도 감사를 드립니다.

이렇게 결실을 맺게 도와주신 손주석 이사장님, 최민화 감사님, 차승환 전무이사님, 유성찬 관리이사님, 전용호 사업이사님, 유만식 본부장님, 김인섭 단장님과 처장님들께도 다시 한번 감사드리며, 박사과정 동안 진심으로 성원하여 주셨던 주창한 센터장님 이하 만상, 상원, 태혁, 창인, 제범, 태웅, 성민, 소영, 대웅, 수정, 정은, 금정, 호진, 광환, 탁수, 병호, 진표, 철의, 우기 등 분석 1팀 및 을규, 승진 등 직원 여러분께도 감사드립니다.

논문 탈고와 논문의 질을 향상하도록 많은 도움을 준 김동환 박사, 실험을 도와준 다이옥신 연구센터 김철수, 정봉길, 이석형, 황

성민, 박노진, 정유진, 김동욱에게 특별히 감사의 뜻을 전합니다.

늘 한결같고 편안함을 주는 내 친구 전병구, 황수일, 조용화, 박용식, 최태규, 김현성, 박충구, 박종규, 이미 고인이 된 우정현께 감사드리며, 오치복, 강용홍, 박명수 형께도 감사드립니다.

살아생전 끝없는 사랑을 주신 아버님, 고령에도 불구하고 언제나 막내 걱정이신 어머님과 형님, 형수님, 누님, 매형께 고마움을 전합니다.

저에 대해 늘 걱정해 주신 고마운 장모님과 고인이 되신 장인어른께 고개 숙여 감사드리며 큰 처남 내외, 작은 처남, 처형 내외, 처제 내외 모두에게 가족으로서의 깊은 감사를 드립니다.

무엇보다 처음부터 끝까지 묵묵히 큰 힘이 되어 주었던 사랑하는 아내 박진경에게 마음으로부터 진심으로 감사의 말을 전하며, 대견하게 잘 자라준 아들, 경태 정말 고맙고 계속 노력하자.