

서산지역에서 연료연소에 의해 배출된 benzo(a)pyrene의 배출량 산정

김 옥* · 송영호** · 이진현***†

*공주대학교 일반대학원 환경과학과, **충청남도 환경정책과, ***공주대학교 환경교육과

The Estimation of Benzo(a)pyrene Emission from Fuel Combustion in the Seosan Area

Ok Kim*, Youngho Song**, and Jinheon Lee***†

*Environmental Science at Graduate School of Kongju National University

**Environmental Policy Division Chungnam Provincial Government

***Department of Environmental Education, College of Education Kongju National University

ABSTRACT

Objectives: This study estimated the emission quantity of benzo(a)pyrene(BaP) produced by fuel combustion in the Seosan area, and analyzed the uncertainty regarding the emissions.

Methods: It was based on data from a national agency and from public institutions. Emissions were estimated by using national-level guidelines. The total estimated emissions were analyzed by performing Monte Carlo analysis.

Results: The full emission quantity of BaP which was discharged by fuel combustion in the Seosan area stood at 1,194.79 g/yr. The point source emissions came to 184.16 g/yr (95% CI; 158.40-209.39). The line source emissions reached 315.33 g/yr (95% CI; 284.99-344.03). The area source emissions accounted for 695.31 g/yr (95% CI; 605.10-793.88). Chemical and compound manufacturing was the highest with 639.13 g/yr (95% CI; 542.95-728.24) in terms of emissions and oil refinery emissions were high with 153.10 g/yr (95% CI; 129.19~177.46). It was found in the Seosan area that the major source of BaP is the manufacturing of chemicals and chemical products.

Conclusion: The emission quantity of BaP which was discharged by the fuel combustion in Seosan area reached 1,194.79 g/yr. Research needs to be continued for the definite estimation of emission of BaP henceforth.

Keywords: emission factor method, estimated of emissions, Monte Carlo analysis

I. 서 론

Benzo(a)pyrene(BaP)은 19세기 후반 석유와 석탄 정제공장에서 근무하는 근로자의 피부암 발병률이 높게 나타나면서 부터 관심이 집중되었다. 인체 유해도가 높고 발암성 및 돌연변이성을 지니고 있으

며,¹⁾ 다환방향족탄화수소(PAHs)의 지시종이다. 국제 암연구소(IARC)는 인체발암물질 Group1로 분류하였고, 미국 환경보호청(US EPA)은 B2로 분류하였다. 이처럼 독성이 강하고, 생체에 축적되며 장거리로 이동되는 특성을 가진 잔류성유기오염물질(POPs)²⁾에 대하여, 유럽은 장거리 이동 월경성 대기오염에

†Corresponding author: Department of Environmental Education, College of Education Kongju National, Tel: +82-41-850-8814, Fax: +82-41-850-8810, E-mail: ejhl@kongju.ac.kr

Received: 23 September 2016, Revised: 03 February 2017, Accepted: 03 February 2017

관한 협약(CLRAP)을 체결하였고, 경제협력개발기구(OECD)는 오염물질 배출과 이동 등록(PRTR)을 실천하도록 하였으며, 유엔환경계획(UNEP)은 스톡홀름협약을 체결하는 등의 국제적 규제를 도모하여 왔다.

국내에서는 1990년대에 POPs 물질의 인체 위해에 대한 문제가 제기되었다. 그동안 정부는 사전에 방주의 원칙에 따라 잠정적으로 국민의 인체 건강 보호 및 관리기준치를 설정하고 지속적인 연구를 통해 과학적 사실을 밝히려 노력하였다.³⁾ 그러나 현재의 과학 수준은 POPs와 인체 사이의 인과관계를 역학적, 과학적으로 엄밀하고, 명확하게 증명한 상태가 아니므로 실효성 있는 관리를 기대하기 어려운 실정이다.⁴⁾ 이러한 과정에서 BaP는 국내 내분비계 장애물질에 선정되어 환경부가 위해성 평가 및 모니터링을 하고 있지만, 잔류성오염물질 관리법에서는 제외되어 있고, 안전규제의 사각지대에 놓여 있다.⁴⁾

PAHs는 연료의 불완전 연소, 화석연료 및 목재의 열분해, 석유 제품에서 방출에 의해 발생하며,⁵⁾ 국내에서는 주로 에너지연소, 열 공정 수반 제품 생산, 폐기물 소각 등에서 불완전 연소로 인하여 배출되는 것으로 나타났다.⁶⁾ 배출원은 가정, 자동차, 산업체, 농업과 자연적으로 분류되며,⁵⁾ 대부분 대기로 배출된다.

대기오염물질이 인체에 미치는 유해한 영향을 평가하는 과정에서 신뢰성이 확보된 합리적인 배출량 조사는 매우 중요하다. 미국은 1987년부터 Toxic Release Inventory(TRI) 제도를 시행하여 왔으며, 유럽은 유럽환경국(EEA)을 통하여 대기배출 목록집(CORINAIR)을 작성하여 왔다. 국내는 환경부에서 1999년도에 석유정제·화학 2개 업종의 사업장에 대하여 80종 화학물질을 대상으로 처음 배출량 조사를 시작하였다. 2013년 기준으로 39개 업종의 사업장에서 415종 화학물질을 조사하고 있으나, BaP는 포함되어 있지 않다.

대부분의 배출량 조사는 배출원 중심 평가방법을 이용하며, 접근방법으로는 Bottom Up 방식과 Top Down 방식을 결합하여 이용하고 있다. 또한 배출원에 대하여 배출량을 산정하는 방법에는 직접측정법, 물질수지법, 배출계수법과 공학적 계산법 등이 이용되고 있다. 이 중 배출계수법은 다양한 배출원에서 배출량 추정을 용이하게 한다. 배출계수법은

통계적으로 산출된 대표 값, 즉 배출계수를 이용하여 배출량을 산정하는 방법이며, 산정된 배출량은 단지 적정 품질의 이용 가능한 모든 데이터의 평균 값으로 볼 수 있다.⁷⁾ 배출계수는 오염 물질의 배출과 관련된 활동에서 배출되는 오염물질의 양을 정의한 것으로 배출량을 정확히 산정하기 위해서는 표준화된 배출계수가 필수적이다.

그동안 국내의 배출계수 개발은 부분적으로 추진되었고, 산발적으로 진행되었으므로, 배출원의 특성이 반영된 다양한 배출계수의 확보는 이루어지지 못하였다. 배출계수를 이용한 배출량 조사는 하고 있으나, 대부분 배출계수는 CO, NOx, SOx, TSP, VOC, NH₃ 등에 편중되어 있다. 따라서 BaP는 국외의 배출계수를 그대로 인용하여 산정하고 있다. 국외의 배출계수는 각국의 실정에 적합하게 작성된 것이기 때문에 국내 실정과는 상당히 큰 차이를 나타낼 수 있다.⁸⁾ 기후변화에 관한 정부 간 패널(IPCC)에서도 국가 고유 배출계수를 우선으로 적용하여 배출량을 산정하도록 권고하였다.⁸⁾

BaP의 배출량을 산정하는 연구들은 PAHs 연구에 포함되어 진행되는 경우가 많았다. 국외에서는 Zhang과 Tao(2009)⁹⁾가 2004년도 전 세계 PAHs 배출량을 산정하였고, Lammel 등(2013)¹⁰⁾과 Han 등(2015)¹¹⁾, Gariazzo 등(2015)¹²⁾은 각각 열대 및 아열대 아프리카 지역과 천진과 중국 북부 지역, 배출원에서 근접한 지역의 PAHs 배출량과 농도에 대한 연구를 진행하였다. 국내에서는 조규탁 등(2000)¹³⁾이 1995년도 연료연소와 산업공정 및 기타 부분에서 PAHs의 배출량을 산정하였으며, 환경과학원^{14),15)}이 2003년도 서울지역과, 2009년도 아산화와 삼산화, 대산 석유 화학단지를 포함하는 구간에서 BaP 배출량을 산정하였다.

국내의 선행 연구들은 의미 있는 결과들이 제시되었지만, 국외의 배출계수를 사용하였고, 배출량 산정을 위한 국내의 기초 통계 자료 확보가 불가능한 경우가 많았기 때문에 배출량 산정은 불가피하게 불확실성을 내포할 수밖에 없었다.¹³⁾ 그럼에도 불구하고 현재까지 국내의 BaP 배출계수는 부재하며, ‘국가 대기오염물질 배출량 산정방법 편람(III)’에서¹⁶⁾ 점오염원과 면오염원은 유럽 EEA의 CORINAR, 미국 EPA의 AP-42, 네덜란드 국영연구 개발원(TNO) 등의 배출계수를 검토하여 적용하도록 하고 있고,

선오염원(도로이동오염원)은 EEA의 CORINAR, EPA의 AP-42를 혼용하여 적용하도록 하고 있다.

따라서 신뢰성이 확보된 BaP의 배출량을 산정하기 위하여, 국가와 공공기관의 자료와, 환경부가 제시하고 있는 방법을 이용하여 BaP의 배출량을 산정하고, 배출량 산정시 불확실성을 저감하여, 신뢰성을 확보하는 방안을 모색할 필요가 있다.

본 연구는 배출계수법을 이용하여 서산지역에서 연료연소에 의해 배출된 BaP의 배출량을 산정하였고, 오염원별, 연료종류별, 산업분류별 배출량에 대한 불확실성과 오염원 종류별 배출원에 대한 불확실성을 분석하였다.

II. 연구 설계 및 방법

1. 연구 설계

연구 대상 지역에서 연료연소에 의해 배출된 BaP의 배출량을 산정하기 위하여, ‘국가 대기 오염물질 배출량 산정방법 편람(Ⅲ)’¹⁶⁾과 ‘환경 오염물질의 통합진단평가 연구(Ⅲ)’¹⁵⁾를 참고하였다. 대상 지역의 배출원들을 오염원별, 연료종류별, 산업분류별로 분류하여 배출량을 산정하였다. 불확실성 분석을 하기 위하여 몬테카를로 시뮬레이션을 수행하였다.

2. 연구 대상 지역

서산지역은 국내 제 3위 석유화학 및 기초소재 공업지역으로써, 면적이 740.82 km²이며, 충청남도 면적의 11%를 차지하고 있다. 인구는 170,920명이고, 자동차 등록대수(이륜차 미포함)는 73,231대이다. 대죽자원비축 국가산업단지와 서산 오토밸리, 대죽, 대산, 서산 테크노밸리, 서산 인더스밸리 등의 일반산업단지들이 위치하고 있다.

3. 자료 수집

본 연구는 2013년 자료를 토대로 하였다. 점오염원과 면오염원은 환경과학원의 ‘1~3층 서산시 사업장 정보, 연료 사용량, 소각량’ 자료와, 한국석유공사의 ‘국내 소비 시군구별, 제품별, 산업별 소비’ 자료, 산업통상자원부와 에너지경제연구원의 ‘지역에너지 통계 연보’ 자료를 이용하였고, 선오염원은 서산시청의 ‘자동차, 이륜차, 건설기계 등록 현황’ 자료와, 교통안전공단의 ‘자동차 주행거리 실태분석 연

구’ 자료, 환경과학원의 ‘대기 오염물질 배출량 시군구별, 소분류별, 연료별 배출량’ 자료를 이용하였다.

4. 배출원 분류

배출원들은 오염원별, 연료종류별, 산업분류별로 분류하였다. 오염원별은 점오염원과 선오염원, 면오염원으로 분류하였고, 점오염원은 석유정제시설과 민간발전시설, 농업·축산·수산업 시설, 기타 비금속 광물 제품제조업으로 분류하였다. 선오염원은 자동차와 이륜차로 분류하였고, 자동차는 휘발유 LDV와 경유 LDV, 경유 HDV로 분류하였으며, 이륜차는 2-Stk(Cb)와 4-Stk(Cb)로 분류하였다. 면오염원은 상업 및 공공기관 시설과 주거용 시설, 화합물질 및 화학제품 제조업과 1차 금속산업, 재생용 가공원료 생산업으로 분류하였다.

연료종류별은 천연가스, 휘발유, 등유(석유), 경유, 중유, 공정가스, 무연탄으로 분류하였고, 산업분류별은 에너지산업, 비산업, 제조업과 도로이동오염원으로 분류하였다.

5. 산정식

산정식에 필요한 점오염원과 면오염원의 배출계수는 source test data, material balance studies 등을 통해 계속 보완되어지고 있는 EPA Ap-42의 Fifth Edition¹⁷⁾의 배출계수를 적용하였고, 선오염원(도로이동오염원)은 EPA AP-42의 배출계수보다 상세한 EEA의 CORINAR¹⁸⁾의 배출계수를 적용하였으며, 다음 Table 1과 같다. 선오염원(도로이동오염원)을 제

Table 1. Emission factors of BaP by fuel types

Sector	Type	Unit	Emission factor
Point source & Area sources	Bunker-C	g/kL	1.440 × 10 ⁻⁴
	Diesel	g/kL	1.440 × 10 ⁻⁴
	Kerosene	g/kL	1.440 × 10 ⁻⁴
	Process Gas	g/1000 m ³	4.630 × 10 ⁻⁴
	Natural Gas	g/ton	5.440 × 10 ⁻⁴
	Anthracite	g/ton	2.404 × 10 ⁻³
Line source	Gasoline LDV	g/km	3.20 × 10 ⁻⁷
	Diesel LDV	g/km	6.30 × 10 ⁻⁷
	Diesel HDV	g/km	9.00 × 10 ⁻⁷
	2-Stk(Cb)	g/km	1.22 × 10 ⁻⁶
	4-Stk(Cb)	g/km	6.60 × 10 ⁻⁸

의한 점오염원, 면오염원, 연료종류별, 산업분류별의 배출량 산정식¹⁶⁾은 다음과 같다.

$$E = \text{Fuel} \times \text{EF} \times (1 - \text{CF})$$

E : 시설에서의 오염물질 배출량(g/yr)

Fuel : 연료의 사용량

EF : 연료에 대한 오염물질 배출계수

CF : 시설에 적용되는 방지시설의 방지효율

또한 선오염원(도로이동오염원)에서의 산정식¹⁶⁾은 다음과 같다.

$$\begin{aligned} & \text{배출량(차종, 도로)} \\ & = \text{배출계수(차종, 도로)} \times \text{주행거리(차종, 도로)} \end{aligned}$$

6. 배출량 산정과 불확실성 분석

배출량 산정은 Microsoft Office Excel 2007을 사용하여 수행하였고, Crystall Ball 4.0을 사용하여 몬테카를로 시뮬레이션을 통해 불확실성 분석을 수행하였다.

III. 연구결과

1. BaP의 배출량 분석

서산지역에서 연료연소에 의해 배출된 BaP의 전체 배출량은 1,194.79 g/yr이었고, 오염원별, 연료종류별, 산업분류별로 구분된 배출원에서 연료연소에 의해 배출된 배출량과 불확실성을 분석한 결과는 Table 2와 Fig. 1과 같다. 점오염원 배출원에서 배출량은 184.16 g/yr(95% CI; 158.40~209.39)이었고, 선오염원 배출원에서 배출량은 315.33 g/yr(95% CI; 284.99~344.03)이었으며, 면오염원 배출원에서 배출량은 695.31 g/yr(95% CI; 605.10~793.88)이었다. 먼오염원 배출원의 배출량은 전체 배출량에서 58.1%를 차지하였다. 천연가스를 연료로 사용하는 연소에서 배출량은 563.80 g/yr(95% CI; 468.09~650.31)이었고, 공정가스를 연료로 사용하는 연소에서 배출량은 232.47 g/yr(95% CI; 196.30~270.11)이었으며, 이 두 연료의 연소에서 배출량은 전체 배출량에서 각각 47.2%와 19.5%를 차지하였다. 산업시설인 제조

Table 2. Total emissions of BaP estimated by using emission factor method and Monte-Carlo simulation in Seosan Area (unit: g/yr)

Sector	Calculated emissions	Monte Carlo simulated				
		5 th	25 th	50 th	75 th	95 th
Emission sources**						
Point Source	184.16(15.4%)	158.40	172.72	184.40	195.11	209.39
Line Source	315.33(26.3%)	284.99	302.36	315.13	327.46	344.03
Area Sources	695.31(58.1%)	605.10	656.05	695.71	736.57	793.88
Fuel type**						
Natural Gas	563.80(47.2%)	468.09	528.86	561.78	601.21	650.31
Gasoline	107.14(8.9%)	89.40	99.21	106.62	114.01	123.56
Kerosene	2.60(0.2%)	2.19	2.42	2.60	2.78	3.01
Diesel	219.97(18.4%)	195.60	209.52	219.56	230.16	243.52
Bunker-C	16.65(1.4%)	14.02	15.47	16.56	17.80	19.37
Process Gas	232.47(19.5%)	196.30	218.00	233.05	247.60	270.11
Anthracite	52.17(4.4%)	43.91	48.97	52.15	55.41	60.78
Industrial Classification**						
Energy industry	184.04(15.4%)	156.17	171.66	183.15	193.52	209.85
Nonindustry	55.71(4.6%)	46.79	51.87	55.77	59.29	64.34
Manufacturing	639.72(53.6%)	551.91	603.06	639.79	677.24	729.27
Mobile Emission	315.33(26.4%)	284.99	302.36	315.13	327.46	344.03
Total	1194.79(100%)	-	-	-	-	-

** : p<0.001.

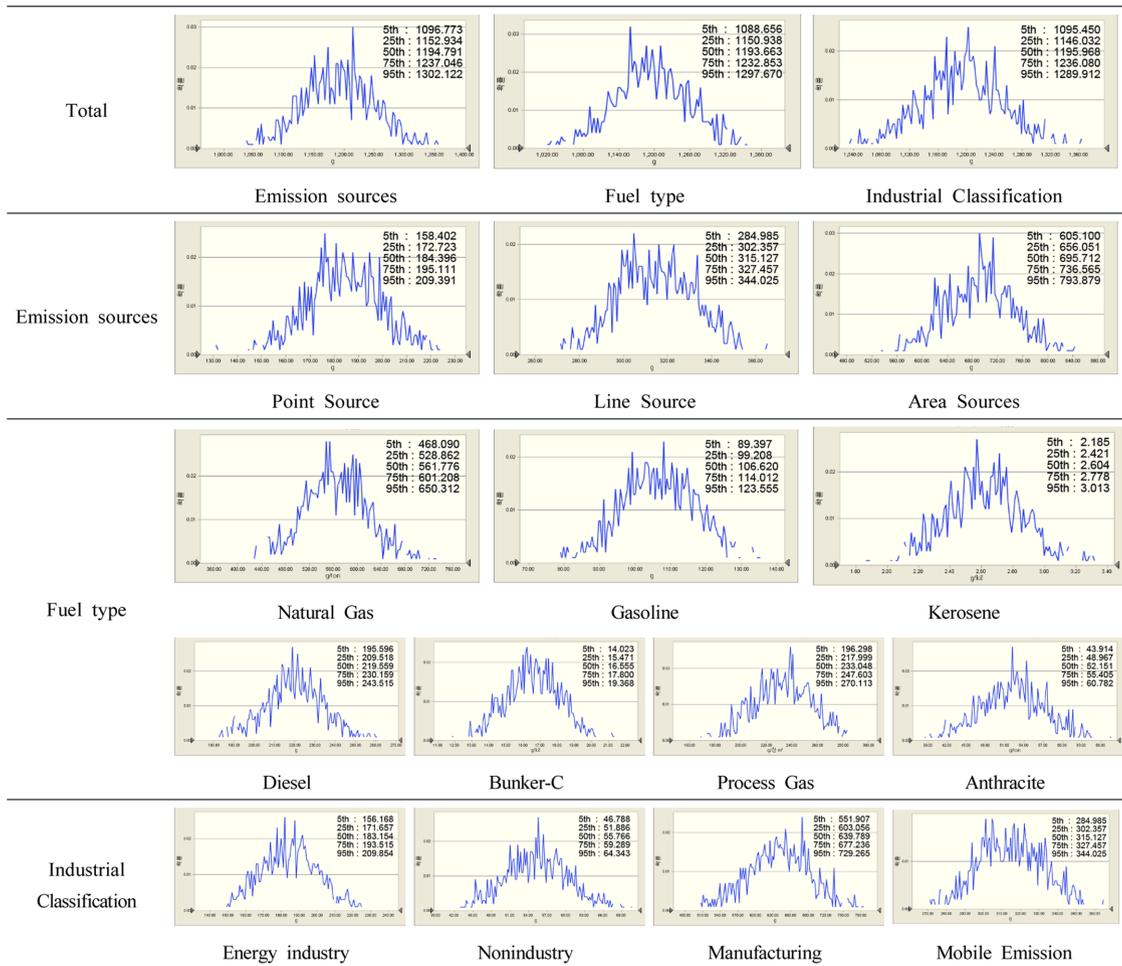


Fig. 1. Histogram of Monte-Carlo simulation.

업에서 배출량은 639.72 g/yr(95% CI; 551.91~729.27)이었고, 전체 배출량에서 53.6%를 차지하였다.

2. 오염원 종류별 배출원의 BaP 배출량 분석

점오염원과 선오염원, 면오염원의 배출원에서 연료연소에 의해 배출된 BaP의 배출량과 불확실성을 분석한 결과는 Table 3, Table 4, Table 5와 같다. 점오염원 배출원 중에서 석유정제시설에서 배출량은 153.10 g/yr(95% CI; 129.19~177.46)이었고, 점오염원 전체 배출량에서 83.1%를 차지하였다. 선오염원 배출원인 휘발유 LDV의 연소에서 배출량은 107.12 g/yr(95% CI; 89.42~124.10)이었고, 경유

LDV의 연소에서 배출량은 112.89 g/yr(95% CI; 93.45~131.49)이었으며, 경유 HDV의 연소에서 배출량은 95.29 g/yr(95% CI; 79.58~110.56)이었다. 또한 자동차 한 대당 연료 연소에서의 배출량은 휘발유 LDV가 0.002 g/yr이었고, 경유 LDV는 0.008 g/yr이었으며, 경유 HDV는 0.012 g/yr이었다. 면오염원 배출원 중에서 화합물질 및 화학제품 제조업의 연료연소에서 배출량은 639.13 g/yr(95% CI; 542.95~728.24)이었고, 주거시설 연료연소에서 배출량은 54.81 g/yr(95% CI; 46.00~63.47)이었으며, 이 두 부분의 배출량은 면오염원 전체 배출량에서 91.9%와 7.9%를 차지하였다.

Table 3. Total emissions of BaP estimated by using emission factor method and Monte-Carlo simulation in Point Source (unit: g/yr)

Sector	Calculated emissions	Monte Carlo simulated				
		5 th	25 th	50 th	75 th	95 th
Oil refinery	153.10(83.1%)	129.19	143.72	153.49	163.48	177.46
Private power generation facilities	30.94(16.8%)	26.90	29.29	30.81	32.45	34.66
Agriculture, Livestock, Fisheries Facilities	0.02(0.0%)	0.01	0.02	0.02	0.02	0.02
Other non-metallic mineral products	0.10(0.1%)	0.08	0.09	0.10	0.11	0.12
Total	184.16(100%)	-	-	-	-	-

Table 4. Total emissions of BaP estimated by using emission factor method and Monte-Carlo simulation in Line Source (unit: g/yr)

Sector	Calculated emissions	Monte Carlo simulated				
		5 th	25 th	50 th	75 th	95 th
Gasoline LDV [†]	107.12(0.002 [*])	89.42	99.62	106.76	114.03	124.10
Diesel LDV [†]	112.89(0.008 [*])	93.45	104.34	112.90	120.56	131.49
Diesel HDV [‡]	95.29(0.012 [*])	79.58	89.12	95.75	102.13	110.56
2-Stk(Cb) [§]	0.02	0.01	0.01	0.02	0.02	0.02
4-Stk(Cb)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Total	315.33	-	-	-	-	-

*: Calculated emissions / one car

†: light duty vehicle, ‡: heavy duty vehicle, §: 2-strokes carburetor, ||: 4-strokes carburetor

Table 5. Total emissions of BaP estimated by using emission factor method and Monte-Carlo simulation in Area Sources (unit: g/yr)

Sector	Calculated emissions	Monte Carlo simulated				
		5 th	25 th	50 th	75 th	95 th
Commercial Facilities	0.11(0.0%)	0.09	0.10	0.11	0.11	0.12
Public facilities authority	0.78(0.0%)	0.65	0.73	0.78	0.83	0.90
Residential facilities	54.81(7.9%)	46.00	51.14	54.85	58.51	63.47
Chemical & compound manufacturing	639.13(91.9%)	542.95	596.64	635.87	673.13	728.24
The primary metals industry	0.49(0.0%)	0.41	0.45	0.49	0.52	0.57
Play for processing raw material producers	0.00(0.0%)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Total	695.31(100%)	-	-	-	-	-

IV. 고 찰

본 연구의 대상지역인 서산지역에서 연료연소에서 의해 배출된 BaP의 배출량은 1,194.79 g/yr이었다. 오염원 종류별 배출원의 배출량에서 보면, 면오염원의 화합물질 및 화학제품 제조업의 배출량이 639.13 g/yr로 가장 높게 나타났다(Table 5). 그 다음으로는 점오염원 배출원의 석유정제시설에서 배출량이

153.10 g/yr로 높게 나타났다(Table 3). 따라서 서산 지역은 국내 화학물질 배출량 조사에서¹⁹⁾ 분석한 상위 5개 업종 중 하나인 화합물질 및 화학제품 제조업에서 BaP가 가장 높게 배출되는 것을 알 수 있었다. 이것은 서산지역이 대규모 산업단지와 석유화학 및 기초소재 공업지역이므로 BaP 배출원의 특성이 반영된 것이라 예상할 수 있다. 열대 및 아열대 아프리카 지역의 바이오매스 연소가 대기 중 PAHs

의 배출량을 증가시키는 요인이었고,¹⁰⁾ 서울지역이 인구가 밀집하고 자동차의 등록대수가 많아서 가정, 자동차의 연료 연소에서 배출량이 높게 나타난 결과와 같다.¹⁴⁾ 물론 BaP의 배출량 산정은 자동차 등록대수가 아닌 주행거리를 사용하지만, 등록대수가 많은 지역일수록 자동차의 주행거리는 어느 정도 비례하게 상승한다고 생각한다. 실제로 2013년도 교통안전공단 자동차 주행거리 실태분석 연구에서 보면, 등록대수가 많은 지역일수록 자동차의 주행거리가 높게 나타나 있다. 그러나 공업이 발달한 선진국인 독일, 영국, 프랑스, 캐나다의 각 국가별 BaP 배출량에서 화합물질 및 화학제품 제조업은 낮은 비율로 나타나 있다.²⁰⁾ 이것은 장거리 이동 월경성 대기오염에 관한 협약(CLRAP)의 강력한 규제와 자율적인 감축 노력의 결과라고 생각한다. 특히 이 협약의 제7차 의정서는 PAHs의 배출량에 대한 강력한 규정과 최적 방지 기술을 적용하도록 규제하였고, 이러한 지속적인 국가 간의 협력은 화합물질 및 화학제품 제조업뿐만 아니라 다른 제조업 부문과 도로이동오염원 부문 등에도 낮은 수준으로²⁰⁾ 나타나게 하는데 영향을 주고 있다고 생각한다.

환경부¹⁵⁾에서는 2009년 본 연구와 동일한 지역인 대산석유화학단지 석유정제시설에서 BaP 배출량을 산정하였는데, 19,950.00 g/yr로 나타나서, 본 연구의 153.10 g/yr보다 130배나 높은 수준이었다. 동일한 지역의 배출원임에도 불구하고 이러한 큰 차이를 나타내는 것은 배출량 산정 방식이 다르기 때문이라 생각한다. 본 연구는 보일러에서 연소된 연료의 사용량을 이용하여 배출량을 산정하였고, 환경부(2009)는 원유 사용량과 보일러 연료인 중유(B-C 0.5%)의 사용량을 이용하여 산정하였다. 따라서 신뢰성 있는 BaP의 배출량을 산정하기 위해서는 표준화된 산정방식이 필요하다고 생각한다.

본 연구의 선오염원(도로이동오염원)에서 BaP의 배출량은 315.33 g/yr이었고, 이것은 김 정(2011)²¹⁾이 산정한 충청남도 자동차의 배출량 100,000.00 g/yr 보다 317배나 낮은 수준으로 그 차이는 매우 크다고 할 수 있다. 이것은 배출계수의 적용이 다르기 때문이라 생각한다. 본 연구는 유럽환경국(EEA)의 CORINAIR 배출계수를 이용하여 배출량을 산정하였고, 김 정은 영국 TRL(TransportResearch Laboratory)의 배출계수를 이용하여 배출량을 산정하였기 때문

에, 이처럼 배출량의 큰 차이가 존재 할 수 있다고 생각한다. 배출계수는 배출량과 밀접한 관계를 가지고 있으며, 국외의 배출계수는 각국의 실정에 적합하게 작성되었으므로⁶⁾ 국내 BaP 배출원의 특성이 반영된 심도 깊은 배출계수의 개발이 선행되어야 한다고 생각한다.

본 연구의 자동차에서 BaP 배출량은 경유 LDV(경유를 사용하는 승용차, 총 중량 3.5톤 미만의 트럭과 8인승 이하 승합차)에서 연소시 112.89 g/yr로 가장 높게 나타났다. 경유 HDV(경유를 사용하는 총 중량 3.5톤 이상의 트럭과 운전사를 제외한 8인승 초과 승합차)의 연소시 배출량 95.29 g/yr을 고려한다면 서산지역은 휘발유보다는 경유를 사용하는 자동차에서 BaP가 더 높은 수준으로 나타난 것을 알 수 있었다(Table 4). 이것은 경유를 연료로 사용하는 자동차에서 유해 대기오염 배출이 더 많은 영향을 나타낸 전라북도, 전라남도, 경상북도와 같은 결과이다.²¹⁾

또한 자동차 한 대당 배출량은 경유 HDV에서 연소시 0.012 g/yr로 가장 높았고, 그 다음은 경유 LDV와 휘발유 LDV 순이었다(Table 4). 자동차 전체 배출량에서는 경유 LDV에서 연소시 BaP 배출량이 가장 높게 나타났는데, 자동차 한 대당 배출량은 경유 HDV에서 연소시 가장 높게 나타났다. 이러한 결과는 본 연구의 경유 HDV의 배출계수가 경유 LDV와 휘발유 LDV 배출계수 보다 각각 1.4배, 2.8배 정도 높기 때문이다(Table 1). 한편 연소에 사용되는 연료의 종류에서 보면 서산지역은 천연가스(47.2%)와 공정가스(19.5%)가 다른 연료들 보다 BaP의 배출량이 높게 나타났다. 이것은 서산지역에 석유화학단지와 국가산업단지 및 일반산업단지 등이 위치하고 있으므로 이들 사업장에서 사용량이 많으며, 천연가스와 공정가스의 배출계수가 각각 5.440×10^{-4} g/ton, 4.630×10^{-4} g/1000 m³로 다른 연료에 비하여 높기 때문이라고 생각한다. 배출량 산정식에 의하면, 배출계수가 높고 사용량이 많으면 당연히 BaP의 배출량은 높아질 수밖에 없다. 이러한 결과는 점오염원 연소와 자동차 연소 부문에서는 사용연료인 유류의 배출계수가 유사하여 두 연소 부문에서 물질별 배출비가 유사하게 산정되었지만, 면오염원 연소에서는 유류에 비해 배출계수가 100배 정도 큰 무연탄의 사용 때문에 물질별 배출비의 큰 차이를

보인 연구와 유사하다.¹⁵⁾

주거시설에서 연료연소 배출량이 7.9%를 차지하였는데, 1990년 이후 목재와 연탄, 석유(등유)의 연료 사용이 급격히 감소하고, 전체적으로 LNG의 사용이 증가하였기 때문에 낮게 나타난 것이라 생각한다. 이것은 1991년도부터 2000년도까지 서울지역의 주거시설에서 BaP의 배출량이 지속적으로 감소한 연구와¹⁴⁾ 같은 맥락이라 생각한다.

그동안 BaP의 국내 선행연구는 국가 수준의 지침이 전무하고, 기초 통계자료 입수가 불가능하여 일부 배출원에 대해서만 배출량을 산정할 수밖에 없었으며,²²⁾ 국외의 자료에 전적으로 의존할 수밖에 없었다.¹³⁾ 그러나 본 연구는 환경부 연구^{15,16)}에서 제시한 배출량 산정 방법을 기본 골격으로 하고, 국가 기관 및 공공기관의 2013년 자료를 토대로 하여 배출량을 산정하였으므로, 국가 수준에서 그 한계점이 보완되었다고 할 수 있다. 그러나 4,5종 사업장에 대한 자료가 부재하여 서산지역의 사업장 중에서 1,2,3종 사업장에 대해서만 배출량을 산정할 수밖에 없었으므로, 실제 BaP 배출량은 훨씬 더 높을 것이라 생각한다. 또한 BaP가 장거리로 이동되는 POPs 물질이므로 외부지역에서의 유입이 있을 것이라 예상된다. 특히 난방 기간 중 더 높은 PAHs가 배출되어 전체 배출에 기여하는 중요한 요인으로 확인된^{11,12)} 연구 결과를 보면, 편서풍의 영향으로 중국에서 겨울철에 더 많이 BaP가 유입되어 계절에 의한 배출량의 차이도 발생할 수 있다고 생각한다. 그리고 국내 배출계수의 부재로 인하여 국외 배출계수를 사용할 수 밖에 없었으므로 불확실성이 내재되었다. 불확실성은 다양한 요인으로부터 발생하기 때문에 근본적으로 제거하기는 어렵다.²³⁾ 그러나 신뢰성 있는 배출량 산정을 위한 노력은 지속적으로 진행되어야 한다고 생각한다. 따라서 국내 배출계수 개발과 배출량 산정방식의 표준화는 물론 필요한 자료와 값들에 대한 개발도 병행하여 불확실성을 저감하는 장치를 마련해 나가야 할 것이다.

V. 결 론

본 연구에서 산정한 서산지역에서 연료연소에 의해 배출된 BaP의 배출량은 1,194.79 g/yr이었고, 점오염원과 선오염원, 먼오염원 배출원의 연료연소에

서 배출량은 각각 184.16 g/yr(95% CI; 158.40~209.39), 315.33 g/yr(95% CI; 284.99~344.03), 695.31 g/yr(95% CI; 605.10~793.88)이었다. 점오염원의 석유정제시설에서의 연료연소에 의한 배출량은 153.10 g/yr(95% CI; 129.19~177.46)이었고, 먼오염원의 화합물질 및 화학제품 제조업은 639.13 g/yr(95% CI; 542.95~728.24)이었다. 서산지역은 대규모 산업단지와 석유화학 및 기초소재 공업지역으로써 화합물질 및 화학제품 제조업에서 가장 높게 나타났다으며, 그 다음은 석유정제시설에서 BaP가 많이 배출되는 것을 알 수 있었다. 그러나 불확실성이 내재되어 있으므로, 앞으로 국내 BaP의 신뢰성 있는 배출량 산정을 위하여 배출계수를 개발하고, 표준화된 산정 방식과 필요한 자료와 값들에 대한 연구가 지속적으로 이루어져야 한다고 생각한다.

References

1. Baan RA, Steenwinkel MJ, van den Berg PT, Roggeband R, van Delft JH. Molecular dosimetry of DNA damage induced by polycyclic aromatic hydrocarbons; relevance for exposure monitoring and risk assessment. *Human and Experimental Toxicology* 1994; 13(12): 880-887.
2. Mackay D, Multimedia Environmental Model, 2nd ed. Florida: CRCPrILlc; 2007; p.34-38.
3. Shin DC. The Importance of endocrine disrupting chemicals Management. *Korea Environmental Preservation Association* 2003; 11/12: 2-4.
4. Jung HG, Ma JG. A study on the status of endocrine disability management and legislation. *Inha Law Research Institute* 2016; 19(2): 95-123.
5. Ravindra K, Sokhi R, Grieken RV. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons; Source attribution, emission factors and regulation. *Atmos. Environ.* 2008; 42: 2895-2921.
6. Ministry of Environment. Preliminary Development of National Source and Emission Inventories for Persistent Organic Pollutants (HCB, PCBs, and PAHs). 2013.
7. Emissions Factors & AP 42, Compilation of Air Pollutant Emission Factors. Available: <http://www3.epa.gov/ttn/chieff/ap42/index.html> [accessed 28 May 2016].
8. IPCC. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. 2001.
9. Zhang Y, Tao S. Global atmospheric emission

- inventory of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for 2004. *Atmospheric Environment* 2009; 43: 812-819.
10. Lammel G, Heil A, Stemmler I, Dvorská A, Klánová J. On the Contribution of Biomass Burning to POPs(PAHs and PCDDs) in Air in Africa. *Environmental Science & Technology* 2013; 47(20): 11616-11624.
 11. Han B, Bai Z, Liu Y, You Y, Xu J, Zhou J, et al. Characterizations, relationship, and potential sources of outdoor and indoor particulate matter bound polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) in a community of Tianjin, Northern China. *Indoor Air* 2015; 25(3): 320-328.
 12. Gariazzo C, Lamberti M, Hänninen O, Silibello C, Pelliccioni A, Porta D, et al. Assessment of population exposure to polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) using integrated models and evaluation of uncertainties. *Atmospheric Environment* 2015; 101: 235-245.
 13. Cho KT, Lee DS, Shin YS. Estimation of Domestic Emission of Polyaromatic Hydrocarbons for Global Regulation of Persistent Organic Pollutants. *Korean Society of Environmental Engineers* 2000; 22(10): 1921-1932.
 14. National Institute of Environmental Research. A study on environmental fate of Endocrine Disrupting Chemicals(II). 2003.
 15. National Institute of Environmental Research. A Study for Diagnostic Method of Multi-media Fate of Pollutants(III). 2009.
 16. National Institute of Environmental Research. National Air Pollutant Emission Calculation Method Manual (III). 2013.
 17. Technology Transfer Network Clearinghouse for Inventories & Emissions Factors. Available: <https://cfpub.epa.gov/webfire/index.cfm?action=fire.downloadInBulk> [accessed 1 May. 2016].
 18. EMEP-EEA air pollutant emission inventory guidebook - 2013.pdf Available: <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013> [accessed 1 May. 2016].
 19. Pollutant Release and Transfer Registers. <http://ncis.nier.go.kr/triopen/> [accessed 25 July. 2016].
 20. EMEP Submissions 2016. Available: http://www.ceip.at/ms/ceip_home1/ceip_home/status_reporting/2016_submissions/ [accessed 10 July. 2016].
 21. Kim J. Development of Calculation System for Hazardous Air Pollutants Emission from Vehicles. [Hwaseong]: University of Suwon; 2011
 22. Kim JH, Input-Output Analysis of the Impact of the International Agreement on Regulation of POPs on Industrial Sector in Korea. *Korea Environmental Policy and Administration Society* 2002; 10(1): 33-64.
 23. Jo AR, Kim TS, Seo JK, Yoon HJ, Kim PJ, Choi KH. Uncertainty Analysis and Application to Risk Assessment. *Environmental Health Sciences* 2015; 41(6): 425-437.