

옥외 근로자들의 카드뮴과 납 노출 영향요인

문찬석*

부산가톨릭대학교 산업보건학과

High Influential Factor of Cadmium and Lead Exposure in Outdoor Workers

Chan-Seok Moon*

Department of Industrial Health, Catholic University of Pusan

ABSTRACT

Objectives: The study was evaluated exposure variation and daily absorption level of cadmium, lead concentration of ambient air of monthly data from 1999 to 2017 for main exposure factor in outdoor workers.

Methods: Based on the monthly data from 'The annual report of air quality in Korea from 1999 to 2018' in 'Air Korea' website in the Korean Ministry of Environment. The monthly data of PM_{2.5}, PM₁₀, cadmium, lead concentration of ambient air were recalculated to average, minimum, and maximum. And these data were combined to Asian-dust exposure data from 'The annual report of Asian-dust · smog in 2017' of National Institute of Meteorological Sciences in Korea.

Results: Geometric mean(minimum-maximum) concentration in ambient air of monthly data were 0.0017 (ND-0.2015) mg/m³ in cadmium and 0.0467(ND-0.8554) mg/m³ in Pb from 1999 to 2017. Both of Cd and Pb concentration in ambient air showed the highest concentration in January and the lowest in August among annual variation from 1999 to 2017. PM₁₀ and PM_{2.5} level showed the highest in March(PM₁₀) and February (PM_{2.5}) the lowest in August both of PM₁₀ and PM_{2.5}.

Discussion: Based on exposure data and prior reports, daily Cd absorption was estimated to 0.013(ND-1.511) mg/day from respiration and 1.89 mg/day from daily food(25.2 mg/day of daily Cd intake). In case of Pb, daily absorption was estimated to 0.350(ND-6.416) mg/day from respiration and 1.38-1.71 mg/day from daily food intake.

Conclusion: Cd and Pb with Asian-dust have high influential factor to increase the Cd and Pb exposure at Winter and Spring season in outdoor workers.

Key words: Asian dust, Cadmium, Exposure, Lead, Outdoor workers


I. 서 론

대기 중의 카드뮴과 납의 노출은 과거 1980년대의 경우 대기오염원으로서 고정배출원(화력발전소, 소각로 등) 이동배출원(차량 등)을 통하여 발생되었으며, 화석 연료(연탄)의 연소에 의해 발생되며 가정생활에 사용되는 연료에서 발생하는 대기오염이 고정배출원 보다도 더 높은 비율을 차지하였고, 2000년대 이후에 가정에서 화석연료나 석유(등유)의 사용이 점진적으로 줄어들고 고정 배출원에서의 발생량이 비교적 높게 나타났다.

이들 지역 노출원과 함께 최근에는 황사현상도 중금속의 대기오염원으로 관심을 받고 있다(Moon & Ikeda, 1996; Ryou et al., 2018).

황사는 몽골의 고비사막, 중국 내몽골 고원, 황화 중류의 황토 지역 등 아시아 대륙의 중심부에 위치한 사막과 황토 지대의 작은 모래나 황토가 저기압의 통과시에 발생하는 바람이나 난류의 영향으로 우리나라에 이송되는 모래 먼지현상이다. 이 모래먼지는 주로 3~5월에 많이 발생하고, 강한 서풍을 타고 한국을 거쳐 일본이나 태평양을 건너 북아메리카까지 날아간다. 편서

*Corresponding author: Chan-Seok Moon, Tel: 051-510-0633, E-mail: csmoon@cup.ac.kr
Dept. of Industrial Health, Catholic University of Pusan, 57 Oryundae-ro, Gumjeong-gu, Busan 46252, Korea
Received: March 5, 2020, Revised: March 29, 2020, Accepted: April 15, 2020

 Chan-Seok Moon <https://orcid.org/0000-0002-1310-8403>

This is an Open-Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

풍을 타고 중국동부의 산업지역을 통과하는 경우는 이 지역에서 발생된 오염물질과 혼합되어 우리나라에 도달하게 된다. 우리나라에서 황사는 주로 봄철에 집중되는 경향을 보여 왔으나 최근에는 가을, 겨울철에도 빈번히 발생하고 있다. 황사 일수도 지속적으로 증가하는 추세이며, 특히 중부 지방을 중심으로 강한 황사가 자주 나타난다. 최근 중국의 산업화가 가속되어 황해와 인접한 지역에 개발이 촉진되고 있으며 다량의 오염물질이 우리나라와 근접한 지역에서 발생하여 황사와 함께 우리나라로 이동하고 있는 실정이다(Hashizume et al., 2010; Lim et al., 2013). 황사 현상은 우리나라의 서해안 연안 지역에 높게 나타나고 있고, 알루미늄, 납, 카드뮴, 수은, 크롬, 아연 등이 포함되는 것으로 보고하고 있으며, 농도도 높아 황사로 인한 유해 중금속의 대기 중 노출은 옥외 근로자들의 건강에 유해요인이 되고 있다(Chung et al., 2001; MoE, 2002).

카드뮴과 납은 과거부터 현재에 이르기까지 우리나라 뿐만 아니라 국제적으로도 호흡기를 통한 노출 및 경구 섭취에 의한 노출로 문제가 되어 온 유해중금속이다(Moon et al., 2016). 대기 중 카드뮴과 납은 호흡을 통해 폐를 거쳐 간과 신장에 축적된다. 카드뮴은 발암성을 가지고 있으며, 호흡기 질환, 고혈압, 신경계 및 간과 신장의 세뇨관 기능에도 유해 영향을 주는 것으로 알려져 있다. 납은 조혈계를 비롯한 신경계, 신장 및 간장, 심혈관계, 생식기계 등에 독성을 나타낸다. 체내로 흡수된 카드뮴과 납의 중금속은 체외 배설이 잘 되지 않

며, 생체 반감기도 길어 체내에 축적이 용이하다(Ikeda et al., 1995; Moon et al., 1995).

옥외 근로자는 작업을 하는 대부분의 시간을 야외에서 하게 된다. 그러므로 황사 현상이 지속되는 동안 황사 및 미세먼지에 계속적으로 노출된 상태로 근무하게 되어 황사가 발생하는 날에는 실내근로자에 비해 대기 중 카드뮴과 납의 부차적인 노출이 발생할 수 있다. 그러므로 옥외근로자의 카드뮴과 납의 노출요인으로서 황사발생기간 중의 노출 정도를 확인하는 것은 옥외근로자들의 작업환경 연구의 측면에서 중요하다(Lee, 2009; Kim et al., 2017).

본 연구에서는 우리나라에서 발생하는 황사노출의 발생 시기에 따른 카드뮴과 납의 노출 농도를 월별로 조사하여 옥외 근로자들의 카드뮴과 납의 노출 요인으로서 황사의 노출 특성을 파악하고자 한다.

II. 연구내용 및 방법

1. 연구 내용

우리나라에서 옥외에서 작업을 위해 많은 시간을 소비하는 작업자들(경찰관, 농림어업 작업자, 건설 작업자, 자동차 운전자, 환경미화원, 배달원 등)은 2015년 기준 인구센서스 분석결과 전체 근로자 23,590,570명이다. 이중 야외작업현장에서 근무 하는 근로자는 10.1%인 2,379,367명, 여기에 근무 장소가 운송 수단인 근로자를 포함하면 14.1%인 3,319,217명으로 추정

Table 1. Number of subjected monthly data for PM10 from 1998 to 2017

(Unit: n)

	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.	AM* ± ASD**	Total
1998	56	56	58	58	57	67	66	69	70	69	69	71	63.8 ± 6.2	766
1999	77	101	100	104	103	104	110	107	103	108	111	110	103.2 ± 9.0	1238
2000	119	121	130	131	133	134	135	134	138	141	146	142	133.7 ± 7.9	1604
2001	135	136	134	136	140	140	134	144	152	150	150	141	141.0 ± 6.6	1692
2002	147	149	161	164	163	168	160	161	171	171	171	174	163.3 ± 8.6	1960
2003	212	216	215	223	226	229	224	229	233	236	241	234	226.5 ± 9.0	2718
2004	242	245	241	246	243	243	242	244	249	253	251	256	246.3 ± 4.9	2955
2005	255	255	269	267	268	265	266	264	263	269	269	280	265.8 ± 6.6	3190
2006	287	283	288	286	287	282	280	279	279	283	289	288	284.3 ± 3.7	3411
2007	296	284	303	304	306	303	301	302	300	300	309	306	301.2 ± 6.4	3614
2008	262	263	266	277	278	277	275	278	278	279	282	281	274.7 ± 6.9	3296
2009	276	275	279	282	276	268	269	271	280	278	282	287	276.9 ± 5.6	3323
2010	287	289	289	289	288	278	282	282	285	288	287	290	286.2 ± 3.7	3434

Table 1. Continuation

(Unit: n)

	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.	AM* ± ASD**	Total
2011	288	294	297	297	296	293	297	296	297	305	300	301	296.8 ± 4.2	3561
2012	303	305	306	308	308	309	306	302	307	304	305	305	305.7 ± 2.1	3668
2013	311	313	311	310	311	311	311	309	311	313	311	313	311.3 ± 1.2	3735
2014	308	314	314	312	312	310	308	310	316	308	291	266	305.8 ± 14.0	3669
2015	313	314	313	313	317	308	242	240	212	231	262	307	281.0 ± 40.1	3372
2016	318	320	317	318	318	316	309	310	303	309	311	313	313.5 ± 5.1	3762
2017	318	319	321	320	320	318	307	304	312	320	326	317	316.8 ± 6.2	3802
Total	4810	4852	4912	4945	4950	4923	4824	4835	4859	4915	4963	4982	4897.5 ± 58.9	58770

***: Abbreviations for arithmetic mean and arithmetic standard deviation are expressed as AM and ASD, respectively.

Table 2. Number of subjected monthly data for PM2.5 from 2015 to 2017

(Unit: n)

	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.	AM* ± ASD**	Total
2015	111	110	111	116	118	118	106	111	109	115	122	129	114.7 ± 6.4	1376
2016	141	144	151	156	167	166	171	170	181	183	181	190	166.8 ± 15.9	2001
2017	200	208	224	227	226	228	219	220	229	237	250	255	226.9 ± 15.5	2723
Total	452	462	486	499	511	512	496	501	519	535	553	574	508.3 ± 34.7	6100

***: Abbreviations for arithmetic mean and arithmetic standard deviation are expressed as AM and ASD, respectively.

Table 3. Number of subjected monthly data for Cd from 1999 to 2017

(Unit: n)

	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.	AM* ± ASD**	Total
1999	45	45	45	45	45	45	45	45	45	45	45	45	45.0 ± 0.0	540
2000	45	44	44	45	45	45	45	42	45	45	45	45	44.6 ± 0.9	535
2001	45	45	45	45	45	45	44	36	48	49	48	48	45.3 ± 3.4	543
2002	48	48	47	48	47	47	46	43	47	47	47	47	46.8 ± 1.3	562
2003	50	49	45	48	48	48	48	48	48	47	48	48	47.9 ± 1.2	575
2004	48	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	47	48.8 ± 0.6	585
2005	50	50	50	51	52	52	52	52	52	52	51	52	51.3 ± 0.9	616
2006	53	53	53	53	53	52	52	47	46	53	51	53	51.6 ± 2.5	619
2007	52	53	43	49	48	51	52	45	50	51	51	48	49.4 ± 3.0	593
2008	52	53	54	52	48	54	51	53	50	50	53	54	52.0 ± 1.9	624
2009	53	54	58	56	58	56	58	56	57	53	57	57	56.1 ± 1.8	673
2010	56	59	59	55	55	58	59	56	57	57	57	56	57.0 ± 1.5	684
2011	39	45	46	47	50	51	51	47	48	45	46	45	46.7 ± 3.3	560
2012	51	49	48	48	50	47	46	45	48	41	47	38	46.5 ± 3.7	558
2013	31	35	36	37	36	36	33	44	35	36	40	35	36.2 ± 3.3	434
2014	39	39	41	49	44	50	41	45	44	40	44	44	43.3 ± 3.6	520
2015	44	34	35	38	42	40	41	45	44	46	40	44	41.1 ± 3.9	493
2016	46	47	46	44	46	46	46	48	43	39	45	50	45.5 ± 2.7	546
2017	51	50	48	49	49	49	51	41	48	40	41	44	46.8 ± 4.1	561
Total	898	901	892	908	910	921	910	887	904	885	905	900	901.8 ± 10.3	10821

***: Abbreviations for arithmetic mean and arithmetic standard deviation are expressed as AM and ASD, respectively.

Table 4. Number of subjected monthly data for Pb from 1999 to 2017

(Unit: n)

	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.	AM* ± ASD**	Total
1999	45	45	45	45	45	45	45	45	45	45	45	45	45.0 ± 0.0	540
2000	45	44	44	45	45	45	45	42	45	45	45	45	44.6 ± 0.9	535
2001	45	45	45	45	45	45	44	36	48	49	48	48	45.3 ± 3.4	543
2002	48	48	47	48	47	47	46	43	47	47	47	47	46.8 ± 1.3	562
2003	50	49	45	48	48	48	47	48	48	47	48	48	47.8 ± 1.2	574
2004	48	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	47	48.8 ± 0.6	585
2005	50	50	50	51	52	52	52	52	52	52	51	52	51.3 ± 0.9	616
2006	53	53	53	53	53	53	53	53	53	53	53	53	53.0 ± 0.0	636
2007	52	53	53	51	52	53	53	51	50	52	52	53	52.1 ± 1.0	625
2008	54	54	54	54	53	54	54	53	52	53	55	56	53.8 ± 1.0	646
2009	56	56	58	58	58	58	58	58	58	57	58	57	57.5 ± 0.8	690
2010	58	59	59	58	57	59	59	59	58	57	57	57	58.1 ± 0.9	697
2011	49	51	51	51	51	51	51	49	50	50	49	50	50.3 ± 0.9	603
2012	51	51	51	51	51	51	51	50	51	51	51	51	50.9 ± 0.3	611
2013	31	36	38	38	38	38	38	46	47	52	50	51	41.9 ± 6.9	503
2014	52	52	52	52	51	50	51	52	52	52	52	51	51.6 ± 0.7	619
2015	52	52	51	48	48	51	48	50	51	51	51	52	50.4 ± 1.6	605
2016	55	54	54	54	53	54	54	55	55	54	55	55	54.3 ± 0.7	652
2017	55	53	55	53	52	54	55	53	53	53	54	54	53.7 ± 1.0	644
Total	949	954	954	952	948	957	953	944	964	969	970	972	957.2 ± 9.3	11486

***: Abbreviations for arithmetic mean and arithmetic standard deviation are expressed as AM and ASD, respectively.

하고 있다(KOSHA, 2019). 대기 중 카드뮴과 납의 노출에 주요 영향 요인으로서 대기 중 카드뮴과 납의 농도 및 PM₁₀과 PM_{2.5}의 월별 농도수준을 1998년에서 2017년까지의 20년간 대기환경연보에 나타난 월별 지역별 데이터를 이용하여 비교하였다.

2. 연구 방법

황사 노출에 대한 지표로서 PM₁₀의 경우는 1998년에서 2017년까지의 20년간 대기환경연보의 지역별 데이터를 대상으로 하였으며, PM_{2.5}의 경우 2015년에서 2017년까지의 대기 중 데이터가 유효하기 때문에 3년간의 데이터가 사용되었다(Table 1, Table 2). 대기 중 Cd, Pb의 농도는 1999년에서 2017년까지 19년간의 대기환경연보 내의 측정소 별 중금속 오염도 변화추이 데이터를 사용하여 기초데이터를 구축하였다(Table 3, Table 4). 이 기초데이터의 연도별 지역별 데이터를 이용하여 이 네가지 항목의 월별 데이터의 산술평균, 최소치 및 최대치를 산출하였다. 기초데이터의 구축 및 도표

의 작성은 MS-Excel(MS Office Professional Plus 2016, California, USA)을 이용하였다. 평균치의 비교에는 IBM SPSS Statistics(Ver. 25, IBM, USA)의 t-test를 사용하고 유의수준은 $p < 0.05$ 를 사용하였다.

III. 결 과

1. 월별 PM₁₀, PM_{2.5}의 변화

상기의 1998년에서 2017년까지 20년간의 연도별 데이터를 대상으로 하여 PM₁₀과 PM_{2.5}의 각 연도의 월별 기하평균, 기하표준편차, 최소치, 최대치를 계산하여 Figure 1과 Figure 2에 나타내고 월중 증감 변화를 관찰하였다. PM₁₀의 기하평균치에서 볼 때, 3월에 69.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 가장 높은 농도를 보였으며, 월별 점진적인 감소를 나타내어 8월에 36.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 월중 최저치를 나타내었다. 3월 최고치는 8월 최저치와 비교하여 약 1.77배 높아, 기하평균치에 큰 차이를 나타내었다 ($p < 0.05$). 그리고 8월에 최저치를 나타낸 PM₁₀ 농도는

점진적으로 상승하여 전술한 바와 같이 3월에 이르러 다시 최고치를 나타내었다. PM₁₀의 20년간 월별 최고치의 경우에도 3월에 195 µg/m³로 월별 가장 높은 최고치를 나타내었고, 최저치는 8월에 104.0 µg/m³으로 월별 가장 낮은 값을 나타내어 월별 기하평균치와 유사한 경향을 나타내었다.

PM_{2.5}의 경우 2017년의 1년간 데이터가 사용 가능하였다. 기하평균치는 3월에 36.2 µg/m³로 가장 높은 농도를 보였으며, 8월에 13.3 µg/m³로 월중 최저치를 나타내었다. 3월 최고치는 8월 최저치와 비교하여 약 2.72배 높아 큰 차이를 나타내었다. 3월 최고치는 8월 최저치와 비교하여 약 1.77배 높아, 기하평균치에 큰 차이를 나타내었다($p < 0.05$). 월별 PM_{2.5} 농도의 경우 최고치는 PM₁₀과 마찬가지로 3월에 가장 높은 기하평균치의 농도를 나타내었으며, 8월에 가장 낮은 기하평균 농도를 나타내었다. 최고치는 3월에 62 µg/m³로 월별 가장 높은 최고치를 나타내었고, 최저치는 8월에 22.0 µg/m³으로 월별 가장 낮은 값을 나타내었다.

2. 월별 Cd, Pb농도의 변화

대기 중 카드뮴의 각 연도의 월별 기하평균, 기하표준편차, 최소치, 최대치를 계산하여 Figure 3과 Figure 4에 나타내고 월중 증감 변화를 관찰하였다. Cd은 1월에 0.00216 µg/m³으로서 연중 가장 높은 기하평균치를 나타내었으며, 최저치는 8월에 0.00107 µg/m³로 가장 낮은 농도의 기하평균치를 나타내었다. 1월 기하평균치는 8월 기하평균치와 비교하였을 때 44.7배 높은 농도 나타내어 연중 대기 중 기하평균치의 큰 폭의 차이를 나타내었다($p < 0.05$). 대기 중 카드뮴 기하 평균치의 월별 변화에서 볼 때, 1월에 가장 높은 농도를 나타내다가 점진적으로 농도가 낮아지는 경향을 나타내어 8월에 가장 낮은 농도를 나타내다가 다시 9월부터 증가하여 1월에 최고 농도를 나타내는 현상을 보였다. 월별 기하평균치의 최고치에서는, 6월에 0.06720 µg/m³으로서 월별 농도데이터 중 가장 높은 농도를 나타내었고, 3월과 4월에 0.06380 µg/m³, 0.06320 µg/m³, 및 9월에 0.06100 µg/m³으로서 월별 최고치의 경우는 변동

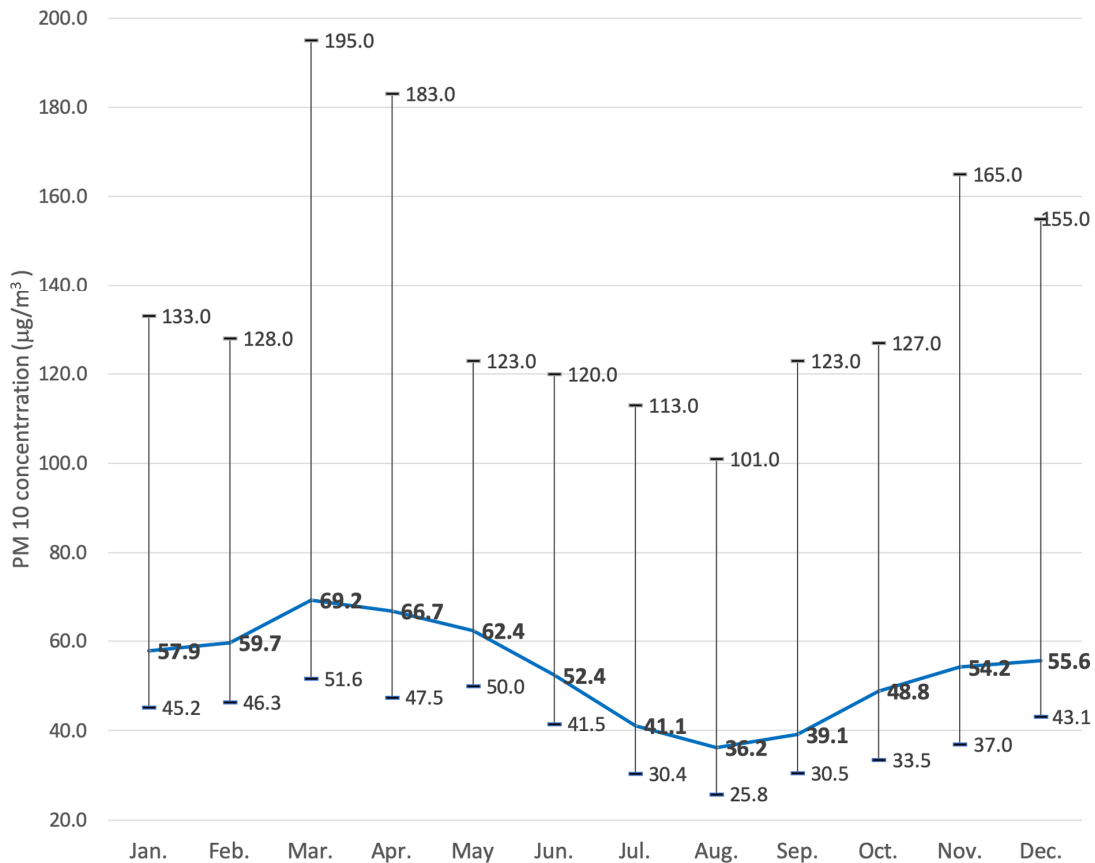


Figure 1. Monthly GM, Min. and Max. of PM₁₀ concentration in Ambient air from 1998 to 2017

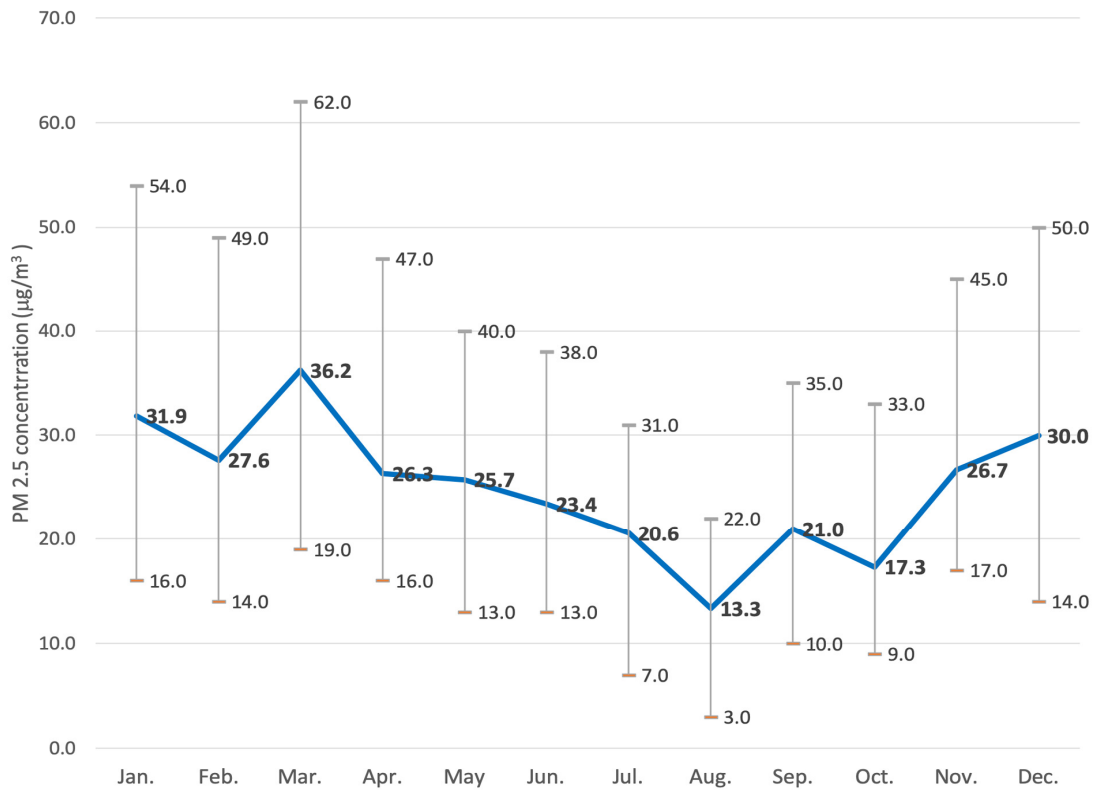


Figure 2. Monthly GM, Min. and Max. of PM_{2.5} concentration in Ambient air in 2017

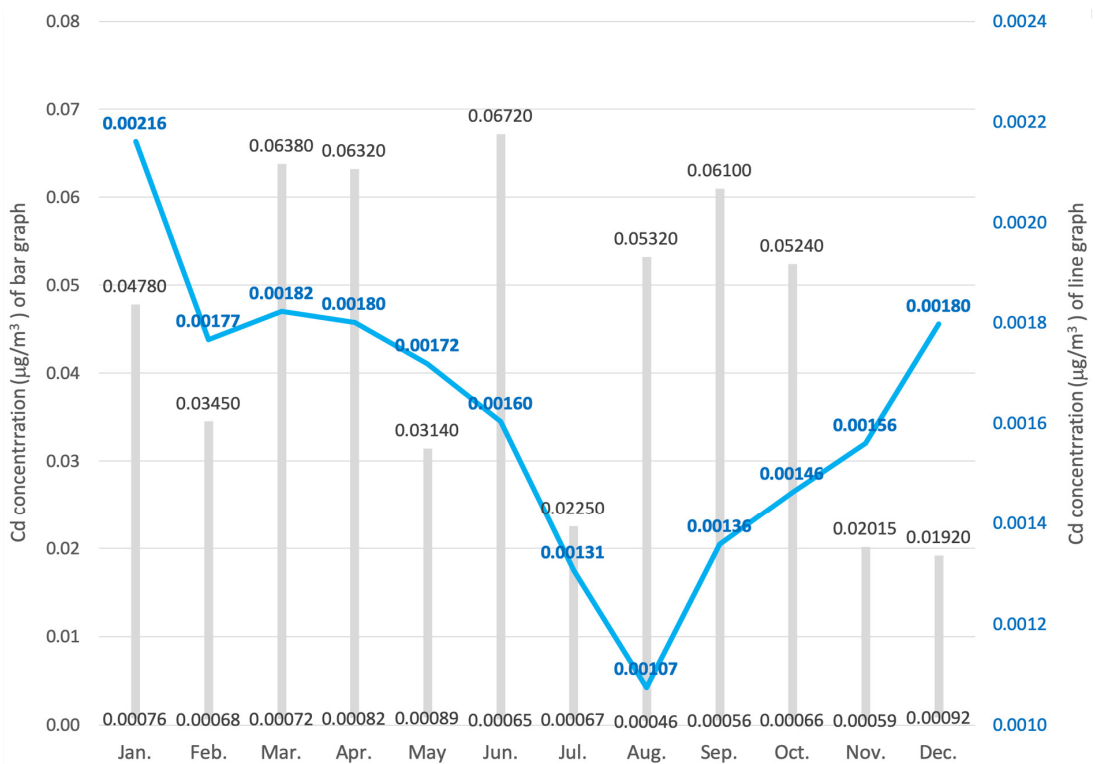


Figure 3. Monthly GM, Min. and Max. of Cd concentration in Ambient air from 1998 to 2017

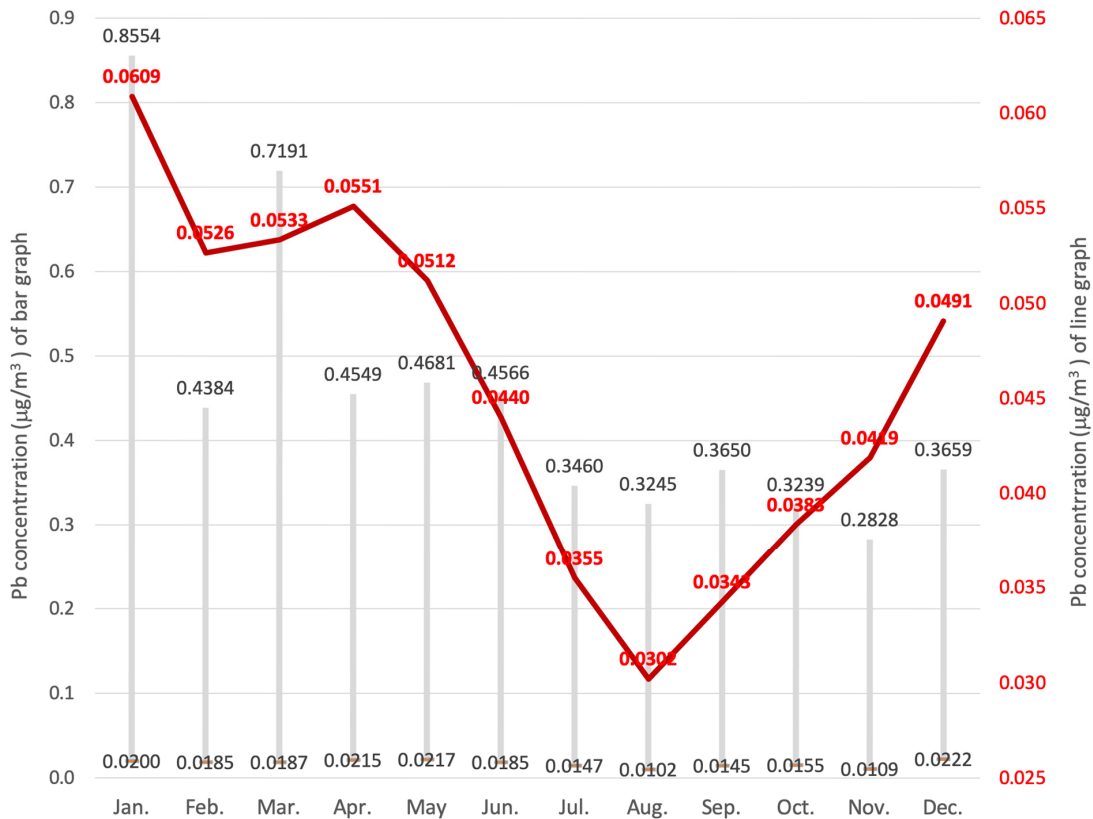


Figure 4. Monthly GM, Min. and Max. of Pb concentration in Ambient air from 1998 to 2017

이 심하였고 계절별 증감 변화는 관찰되지 않았다 (Figure 3).

대기 중 납의 연도의 월별 기하평균, 기하표준편차, 최소치, 최대치를 계산하여 Figure 4에 나타내고 월중 증감 변화를 관찰하였다. Pb는 1월에 0.0609 µg/m³ 으로서 연중 가장 높은 기하평균치를 나타내었고, 최저치는 8월에 0.0302 µg/m³로 가장 낮은 농도의 기하평균치를 나타내어 Cd에서와 동일한 경향을 나타내었다. 1월 기하평균치는 8월 기하평균치와 비교하였을 때 2 배 높은 농도를 나타내어 연중 대기 중 기하평균치의 차이를 나타내었다($p < 0.05$). 기하평균치의 변화에서 볼 때, 1월에 가장 높은 농도를 나타내다가 2월(0.0526 µg/m³)에 농도가 낮아지다가 3월(0.0533 µg/m³)과 4월(0.0551 µg/m³)에 증가현상을 보인 후 점진적으로 농도가 낮아지는 경향을 나타내어 8월(0.0302 µg/m³)에 가장 낮은 농도를 나타내다가 다시 9월부터 점차적으로 증가하여 1월에 최고 농도를 나타내어 월별 최고치와 최저치는 각각 1월과 8월에 나타나 Cd에서와 일부 유사한 주기적 현상을 보였다. 월별 최고치는 1월에

0.8554 µg/m³를 나타내 월별 기하평균치와 동일하게 높은 값을 나타내었으나, 최저치는 11월 0.2828 µg/m³로 나타났으며, 기하평균치의 최저치를 보인 8월의 경우는 0.3245 µg/m³로 나타나 11월과 10월(0.3239 µg/m³)에 이어 3번째 낮은 값을 나타내었다.

IV. 고 찰

옥외 근로자(건축인부, 노점상, 주차원, 옥외 아르바이트생 등)의 경우는 황사 현상이 지속되는 11월에서 다음해 5월까지의 기간 동안 황사에 노출된 상태로 근무하게 된다(Figure 5). 본 연구에서 나타난 우리나라의 황사기간은 11월부터 다음해 5월까지로서, 이 기간 동안에는 PM₁₀, PM_{2.5} 뿐만 아니라 Cd와 Pb의 경우에서도 비황사기간인 6월-10월 보다 높은 농도를 나타내었다. 대기 중 황사농도는 중국과 인접한 서해안 연안 지역이 높게 나타나며 황사에는 주로 알루미늄, 납, 카드뮴, 수은, 크롬, 아연 등이 포함되어 있는 것으로 보고하여 황사연구가 본격적으로 시작되던 2000년대 초반

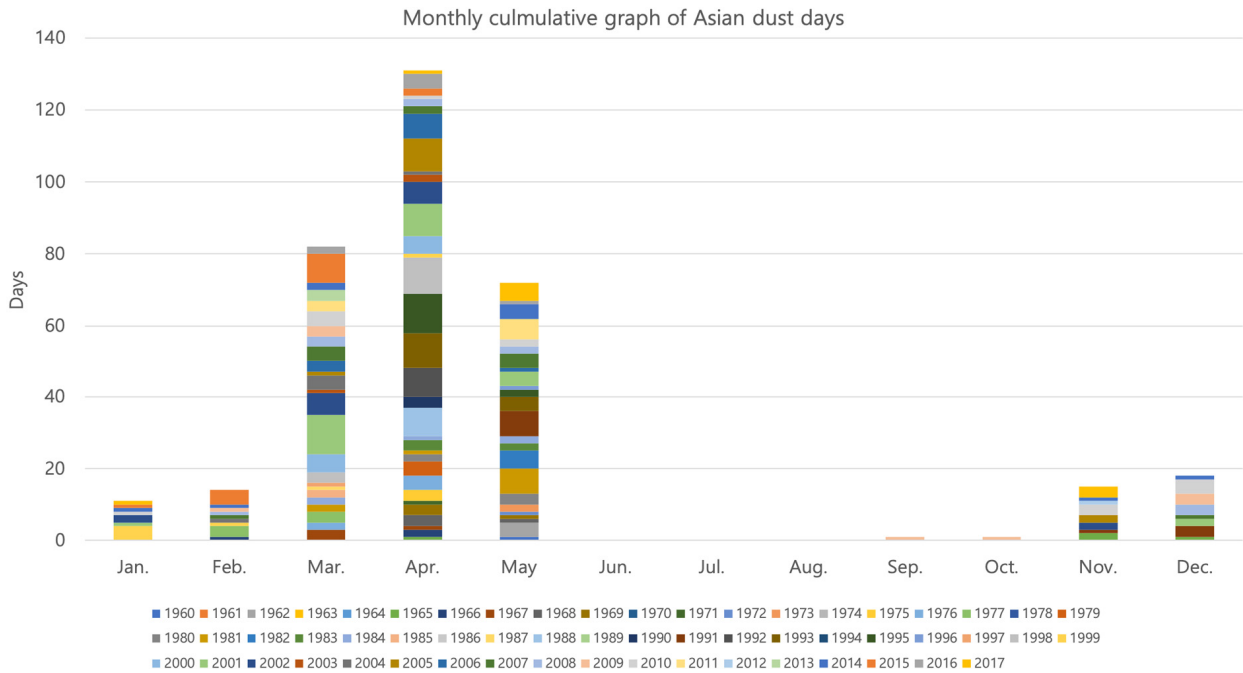


Figure 5. Monthly cumulative days of Asian dust in Korea

에는 대기 중의 카드뮴과 납의 노출이 황사 요인에 의해서도 나타나는 것으로 보고하였다(MoE, 2002). 그러나 그 이후의 보고에서는 황사 발원지인 중국의 급속한 산업화로 인해 사막지대는 석영(규소)이 많고 황토지대는 장석(알루미늄)이 주성분이고 철성분도 많이 함유되어 있는데, 특히 납, 카드뮴 등 유해 중금속이 포함되는 경우가 있다. 이는 중국의 공업화 과정에서 나타난 환경오염에 근거하고 있다고 보고된 경우도 있고 (Hashizume et al., 2010; Lim et al., 2013) 일부의 보고에서는 현지의 교통이나 산업배출 등 국내의 지역적 원인에 의한 것으로 보고된 경우도 있다(Lee et al., 2006; Ko et al., 2016). 이들 두가지 요인은 모두 영향인자로 판단되며 황사의 경우는 영향력이 높은 인자이다(Sternberg & Edwards, 2017; Onishi, 2017; Ryou et al., 2018).

황사 발생 시에 미세먼지 농도도 현저히 증가한다 (Ko & Yang, 2018). 수백 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 의 고농도를 나타내기도 한다. 지난해의 경우, 황사 발생 시 서울의 미세먼지 평균농도는 141 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 연평균 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 에 비해 3배 이상 높았다. 황사 발생횟수도 중요하지만 평균농도 및 최고농도 그리고 지속시간도 인체 건강이나 환경에 미치는 영향에서 중요하게 고려되어야 한다. PM₁₀ 및 PM_{2.5}내의 원소 성분에 경우, 고산지역 PM₁₀의 원소성

분을 분석하였고, 이 중 강수 시료를 제외한 황사, 연무, 비현상일의 경우에서, 원소성분들은 Si > Na > Fe > Al > Ca > K > Mg > Zn > Pb > Ni > Mn > Ti > Cr > Cu > Mo > Co > V > Ba > Sr > Cd 순으로 높은 농도를 나타내고 있음을 보고하였다(Kim et al., 2014). 일반적으로 원소 성분들 중에서는 Si, Al, K, Na, Ca, Fe 와 미량의 Ba, Sr, Rb, Li 등이 대표적인 지각물질로 주로 조대입자에 분포하는 경향을 보이는 것으로 보고하였다. 이들 원소 이외의 원소는 인위적 기원으로 발생되며 발생기원에 따라 다양한 입경분포를 나타낸다. 또한 Al, Fe, Cu, Cr 등은 주로 조대입자 영역에 분포하고 있으나, 본 연구 대상인 Cd과 Pb 그리고 이외에도 V, Ni, Mn은 주로 미세입자 영역에 분포하는 것으로 보고하고 있다(Kim et al., 2004; Lee et al., 2012) 다만, Pb의 경우는 늦가을과 겨울에 높은 값을 나타내었는데 폐기물을 포함한 생체소각 및 화석연료 연소를 그 원인으로 판단하였으며(Byun et al., 2018), 고 등의 연구에서도 대기 중 Pb는 인위기원 성분으로서 판단하였다 (Ko et al., 2013).

황사를 통한 중금속 유입의 1차 경로는 호흡기로 기관지를 통해 들어온 중금속은 폐를 거쳐 간과 신장에 침투하게 된다. 평상시의 공기에 비해 카드뮴은 최고 14배, 납은 12배 가량 높은 것으로 알려져 황사로 인한

인체의 건강을 위협하는 요인이 되고 있다(MoE, 2002; Ko et al., 2016). 이러한 중금속의 축적은 각 신체 기관에서 발암의 위험성을 가지고 있으며 신경계에도 유해한 영향을 나타낼 수 있다. 납은 인체 노출량에 따라 조혈계를 비롯한 신경계, 신장 및 간장, 심혈관계, 생식기계 등에 독성을 나타낸다. 카드뮴은 호흡기를 통하거나 소화기를 통해 흡수되는데 체내에 들어온 카드뮴은 혈액을 통하여 장기로 운반되어 신장에 축적되며 신장 세뇨관 기능에 영향을 주는 것으로 알려져 있다. 그 외에도 호흡기 질환, 고혈압과 연관이 있으며 또한 뼈, 간에 손상을 주는 것으로 보고하고 있다(Lindber & Vesterberg, 1989). 카드뮴과 납은 생활습관, 지리적 조건, 노출기간 등의 여부에 따라 민감한 영향을 받기 때문에 황사로 인한 노출의 영향을 평가하는 것이 중요하다(Moon et al., 2014). 황사 기간 동안 옥외 근무에 종사한 작업자의 혈중 납 농도는 실내 근무자나 일반인보다 높았다. 일반적으로 중금속의 혈중 농도는 거주지역과 황사의 노출강도, 흡연여부, 연령 등의 요인에 따라 달라지게 된다(Ikeda et al., 2000; Lee, 2009; Lee et al., 2012).

황사는 안질환과 호흡기 질환을 유발하며 환경을 교란하는 인자로 작용한다(Chung et al., 2001). 황사가 발생할 경우 호흡기 노출을 통하여 감기, 기침, 콧물, 목의 통증, 마른기침, 가래, 발열과 같은 호흡계 증상이 나타날 수 있다. 이런 증상의 발현은 천식증세나 알레르기 또는 천식약 복용, 가슴의 통증, 호흡곤란의 경험이 있었거나 또는 눈의 통증, 충혈 등과 같은 눈 자극 반응의 병력이 있는 사람들에게서 높게 나타난다. 다양한 호흡기 질환의 직접적 원인이 되는 이외에도 신체 면역기능 저하에도 관여하고 있다(Hong et al., 2010; Watanabe et al., 2014; Kyung et al., 2015; Yang et al., 2015). 이외에도 황사에 의한 심혈관 및 뇌 혈관질환에도 영향을 미치는 것으로 보고되고 있다(Kojima et al., 2017). 미세먼지에 의한 심혈관 질환의 발생은 비록 산화스트레스 및 염증반응의 증가와 밀접한 관련을 가지고 있지만 자율신경계의 장애와 혈액의 응고능력에도 관련성을 나타낸다. 미세먼지를 흡입할 때 폐 혹은 혈관에서 유리되는 사이토카인이 응고인자와 간에서 항응고 효소의 생성에 영향을 미쳤을 것으로 보고 있다. 특히 크기가 작을수록 폐포를 직접 통과해서 혈액을 통해 전신적인 순환을 할 수 있기 때문에 심혈관계 질환의 발생과 직접적인 관련을 가진다. 미세먼지에 노출되

면 폐 탐식 세포나 상피세포가 관여하여 급성 염증을 일으키고 케모카인이나 사이토카인 등이 분비되어 선천 면역에 관여한다. 코, 인후두 또는 폐 섬모 운동 등에서 제거되지 않고 폐포에 부착된 미세먼지는 호산구나 호중구, 탐식세포 등이 작동되고 기도 염증과 염증 매개인자를 증가시켜 폐 질환을 악화시킨다. 미세 먼지는 항산화 물질의 감소를 초래하고 체내에 활성산소를 증가시켜 산화스트레스에 의한 염증을 유발하고 기도 내 염증성 손상과 알레르겐 감작을 유발하여 천식에 영향을 미친다. 기도상피세포에 미세먼지가 노출된 후의 단백질 분석을 해보면 미세 먼지 노출로 산화스트레스가 증가하여 방어기전, 세포활성화, 세포 구조와 연관된 단백질 증가. 특히 탐식세포(migration-inhibitory factor) 인자가 상피세포에서 발현이 증가하고 기관지 폐포 세척액, 폐 조직에서 단백질이 증가하여 폐 염증을 증가시킨다(Higashisaka et al., 2014; Kim et al., 2015).

우리나라에서는 1995년에 PM₁₀을 환경기준으로 제정하여 일평균 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 연평균 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 관리하고 있고, 2001년부터 총부유먼지(Total Suspended Particulate, TSP)를 대기환경기준 항목에서 제외하였다. 그리고 2011년에는 ‘환경정책기본법 시행령(제2조)’을 개정하여 초미세먼지(PM_{2.5})의 환경기준을 신설하였고, 2015년부터 본격적으로 시행하였다. 초미세먼지(PM_{2.5})의 경우 환경기준을 일평균 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 연평균 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 정하고 있는데, 이는 세계보건기구(World Health Organization, WHO)의 일평균 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 연평균 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 권고기준보다는 약간 완화된 기준이며 유럽연합의 연평균 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 제한치다. 그리고 WHO에서는 PM₁₀ 질량농도 권고기준을 연평균 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 일평균 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 설정하고 있고, 유럽연합에서는 각각 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 하고 있다. 미국은 1997년에 PM_{2.5} 기준을 추가하였으며, 현재 PM₁₀은 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이고, PM_{2.5}는 연평균 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 일평균 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 관리하고 있다. 미국은 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 의 일평균 설정은 우리나라보다 크게 완화된 것처럼 보이나, 최근 3년 간 24시간 평균농도가 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 를 1회 이상 초과하면 미달성으로 보고 있어 우리나라 보다 더 노출을 강하게 제한하고 있다고 보아야 한다(EPA, 2013; Park et al., 2016; WHO, 2018; MoE, 2020).

우리나라 대기 중 중금속의 대기환경 기준으로 Pb가 연간평균치 0.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이며, WHO 와 유럽연합에서도 모두 연간평균치 0.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 관리하고 있다. 미국의

경우는 3개월 평균 $0.15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 관리하고 있다. WHO의 미세먼지 가이드라인에는 권장기준 값 외에도 $\text{PM}_{2.5}$ 에 대해 3개의 중간 목표(Interim Target, IT)가 정의되어 있다. 이것들은 지속적이고 연속적인 저감 조치를 통해 달성이 가능한 노출수준으로 보고 있다. IT-1은 $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 의 연간 평균 $\text{PM}_{2.5}$ 농도 수준은 장기적인 건강 영향에 대한 연구에서 보고된 가장 높은 평균 농도에 해당하며, 측정을 통하여 건강 영향에 얼마나 기여했는지를 관찰할 수 있는 고농도의 과거 농도를 반영할 수도 있다. 이 농도 수준은 선진국에서 미세먼지에 의한 심각한 사망률과 관련이 있는 것으로 나타났다. IT-2는 $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 설정되었으며 장기 노출 및 사망률에 대한 연구에 기초하고 있다. 이 값은 그러한 연구에서 관찰된 효과의 평균 농도보다 높으며 $\text{PM}_{2.5}$ 에 대한 장기간 및 일일 노출로 인한 심각한 건강 영향과 관련이 있을 수 있다. 이 IT-2 값을 달성하면 IT-1 값에 비해 장기 노출의 건강 위험을 약 6% (95% CI, 2-11%) 낮출 수 있는 것으로 평가된다. IT-3는 $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이며 장기 노출과 관련된 영향의 가능성에 높은 비중을 두고 있다. 이 값은 장기간 노출에 대한 연구에서 보고된 평균 농도에 가깝고 IT-2 값과 비교하여 사망 위험을 6% 더 감소시킬 수 있다. 우리나라의 경우 작업환경에 있어 Cd의 노출기준은 8시간 가중평균치(TLV-TWA)로서 허용기준은 $0.01 \text{mg}/\text{m}^3$ ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$)이며, 호흡성 의 분진의 허용기준은 $0.002 \text{mg}/\text{m}^3$ ($2 \mu\text{g}/\text{m}^3$)으로 설정하고 있다. Pb의 경우는 노출기준이 $0.05 \text{mg}/\text{m}^3$ ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$)이며 일반 대기환경 기준은 $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 설정되어 있다. 그러나 황사기간으로 판단되는 11월에서 5월까지의 기간 중에는 Pb의 최고치는 1월 $0.8554 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 및 3월 $0.7191 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로서 기준을 초과하고 있고 2월 $0.4384 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 4월 $0.4549 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 5월 $0.4681 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로서 일반 대기환경 기준은 $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 을 근접하고 있는 수준이므로 Cd와 Pb의 작업장 노출기준의 경우는 백그라운드 노출 수준이 Pb의 경우 대기기준을 근접하고 있으므로 이에 대한 새로운 노출 평가가 필요한 실정이다.

V. 결 론

우리나라에서 1998년에서 2017년에 출간된 대기환경 보고서의 다년간의 월별 데이터를 근간으로 하여 월별 PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, Cd, Pb 및 황사일수의 기하평균치를

나타내었다. 옥외 근로자들의 Cd와 Pb의 노출에는 계절에 따른 PM_{10} 과 $\text{PM}_{2.5}$ 의 노출수준이 영향을 나타내었으며, 이 PM_{10} 과 $\text{PM}_{2.5}$ 의 노출은 월별 황사의 발생일수와 관련을 가지고 있다고 판단되었다. 그러므로 황사가 높게 나타나는 3월, 4월, 5월의 봄철의 경우에는 옥외에서 근로하는 작업자들의 경우 호흡기 및 심혈관질환의 관리에 각별한 유의가 필요하다.

References

- Byun JY, Cho SH, Kim HW, Han YJ. Long-term Characteristics of $\text{PM}_{2.5}$ and Its Metallic Components in Chuncheon, Korea. *J Korean Soc Atmos Environ*. 2018;34(3):406-417
- Chung YS, Kim HS, Natsagdorj L, Jugder D, Chen SJ. On Yellow Sand Occurred during 1997~2000. *Asia-Pacific J Atmos Sci* 2001;37(4):305-316
- EPA. Part 243 Air Quality Standards. 2013. Available from: URL:https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-12/documents/il_part_243.pdf
- Hashizume M, Ueda K, Nishiwaki Y, Michikawa T and Onozuka D. Health Effects of Asian Dust Events: A Review of the Literature. *Jpn J Hyg* 2010;65:413-421
- Higashisaka K, Fujimura M, Taira M, Yoshida T, Tsunoda S et al. Asian Dust Particles Induce Macrophage Inflammatory Responses via Mitogen-Activated Protein Kinase Activation and Reactive Oxygen Species Production. *J Immunol Res* 2014;2014: 856154
- Hong YC, Pan XC, Kim SY, Park K, Park EJ et al. Asian Dust Storm and pulmonary function of school children in Seoul. *Sci Total Environ* 2010;408:754-759
- Ikeda M, Moon CS, Zhang ZW, Iguchi H, Watanabe T et al. Urinary $\alpha 1$ -Microglobulin, $\beta 2$ -microglobulin, and RBP levels in general population in Japan with reference to cadmium in urine, blood and 24-hour food duplicates. *Environ Res* 1995;70:35-46
- Ikeda M, Zhang ZW, Shimbo S, Watanabe T, Nakatsuka H et al. Urban population exposure to lead and cadmium in east and south-east Asia. *Sci Total Environ* 2000;249(1-3):373-84
- Kim IS, Jang JY, Kim TH, Park J, Shim J, et al. Guidelines for the prevention and management of cardiovascular disease associated with fine dust/Asian dust exposure. *J Korean Med Assoc* 2015;58(11):1044-1059
- Kim K, Ra K, Shim J, Noh J, Yang W et al. Characteristics of Metals in Marine Aerosol of Shocheongcho Ocean Research Station in 2017. *The Korean Soc Marine Environ & Energy*. 2018;5:188-188

- Kim KH, Kang CH, Lee JH, Choi KC, and Youn YH. The influence of the Asian Dust on the Springtime Distribution of Airborne Lead. *J KOSAE* 2004;20(6): 833-838
- Kim KJ, Lee SH, Hyeon DR, Ko HJ, Kim H et al. Composition comparison of PM₁₀ and PM_{2.5} fine particulate matter for Asian dust and haze events of 2010-2011 at Gosan site in Jeju Island. *Anal Sci & Tech* 2014;27(1):1-10
- Kim SW, Lee GH, Phee YG, Yang WH, Ha W et al. Exposure of Outdoor Workers to Particulate Matter in Construction Sites. *Journal of Korean Society of Occupational and Environmental Hygiene*, 2017: 27(1):46-58
- Ko HJ, Song JM, Cha JW, Kim J, Ryoo SB et al. Chemical Composition Characteristics of Atmospheric Aerosols in Relation to Haze, Asian Dust and Mixed Haze-Asian Dust Episodes at Gosan Site in 2013. *J Korean Soc Atmos Environ* 2016;32(3):289-304
- Ko JC and Yang JH. The Investigation of the Particle Size Distribution and the Content of Metal Components in Particulate Matter(PM) from Industrial Complex. *J Korean Soc Environ Tech* 2018;19(3):263-273
- Kojima S, Michikawa T, Ueda K, Sakamoto T, Matsui K et al. Asian dust exposure triggers acute myocardial infarction. *European Heart Journal* 2017;38:3202-3208
- KOSHA. A Study on the Comprehensive Plan of Health Protection for Outdoor Workers in the wake of Climate Change. KOSHA 2019
- Kyung SY, Kim YS, Kim WJ, Park MS, Song JW et al. Guideline for the prevention and management of particulate matter/Asian dust particle-induced adverse health effect on the patients with pulmonary diseases *J Korean Med Assoc* 2015;58(11):1060-1069
- Lee BK, Lee HK, Jun HY. Analysis of regional and temporal characteristics of PM₁₀ during an Asian dust episode in Korea. *Chemosphere* 2006;63:1106-1115
- Lee JW, Lee CK, Moon CS, Choi IJ et al. Korea National Survey for Environmental Pollutants in the Human Body 2008: Heavy metals in the blood or urine of the Korean population. *Int J Hyg Environ Health* 2012;215:449-457
- Lee MH. Heavy Metal Levels in the Outdoor Workers Exposed in Yellow Sand. *Korean J Clin Lab Sci* 2009;41(3):105-110
- Lee PK, Youm SJ and Bae BG. Geochemical Characteristics and Pollution Level of Heavy Metals of Asian Dust in Daejeon Area, 2007 (spring season). *Econ Environ Geol* 2012;45(3):217-235
- Lim DI, Jung SW, Choi MS, Kang SM, Jung HS et al. Historical record of metal accumulation and lead source in the southeastern coastal region of Korea. *Marine Pollution Bulletin* 2013;74:441-445
- Ministry of Environment(MoE). Announcement of Analysis Results of Heavy Metal in Asian Dust in March and April, 2002. p.2
- Ministry of Environment(MoE). Air quality standard of Korea. 2020. Available from: URL: <http://www.me.go.kr/mamo/web/index.do?menuId=586>
- Moon CS, and Ikeda M. Pollutant levels in ambient air and blood in Korea. *Environ Health Prev Med* 1996; 1:33-38
- Moon CS, Lee CK, Hong YS, Ikeda M. Higher cadmium burden in coastal areas than in inland areas in Korea: implications for seafood intake. *Asia Pac J Clin Nutr* 2014;23(2):219-224
- Moon CS, Yang HR, Nakatsuka H, Ikeda M. Time trend of cadmium intake in Korea. *Environ Health Prev Med* 2016;21(3):118-28
- Moon CS, Zhang Z-W, Shimbo S, Watanabe T, Moon D-H et al. Dietary Intake of Cadmium and Lead among General Population in Korea. *Environ Res* 1995;71: 46-54
- Onishi K. Health Impact Assessment of Asian Dust/ Cross-border Air Pollutant and Necessary Preventive Measure. *Jpn J Hyg* 2017;72:43-48
- Park MB, Lee TJ, Lee ES, Kim DS. A Comparative Study on the Ambient Air Quality Standard Strength among Korea, the U.S.A. and the EU. *J Korean Soc Atmos Environ* 2016;32(6):559-574
- Ryou H, Heo J, Kim SY. Source apportionment of PM₁₀ and PM_{2.5} air pollution, and possible impacts of study characteristics in South Korea. *Environmental Pollution* 2018;240:963-972
- Sternberg T and Edwards M. Desert Dust and Health: A Central Asian Review and Steppe Case Study. *Int J Environ Res Public Health* 2017;14:1342
- Watanabe M, Kurai J, Shimizu E. Definition of Asian dust particles. *Environ Res* 2014;134:188-189
- WHO. Ambient (outdoor) air pollution. 2018. [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
- Yang HJ, Kim SH, Jang AS, Kim SH, Song WJ et al. Guideline for the prevention and management of particulate matter/yellow dust-induced adverse health effects on the patients with bronchial asthma. *J Korean Med Assoc* 2015;58(11):1034-1043

<저자정보>

문찬석(교수)