한국환경보건학회지, 제46권 제6호(2020)
J Environ Health Sci. 2020; 46(6): 655-666

pISSN: 1738-4087 eISSN: 2233-8616
https://doi.org/10.5668/JEHS.2020.46.6.655

원 저 | Original articles

폐금속광산 지역 주민들의 요 중 비소종별 농도와 관련요인 평가

울 지* · 서정욱** · 김병권* · 임현주** · 장준영*** · 이철우*** · 조성식**** · 손현진* · 홍영습*,**†

*동아대학교 의과대학 예방의학교실, **동아대학교 중금속노출 환경보건센터,
***국립환경과학원 환경건강연구부, ****동아대학교 의과대학 직업환경의학교실

Urinary Arsenic Species Concentrations and Related Factors among Residents Living near Abandoned Metal Mines

Ulziikhishig Surenbaatar*, Jeong-Wook Seo, Byoung-Gwon Kim*, Hyoun-Ju Lim**, Jun-Young Chang***, Chul-Woo Lee***, Seong-Sik Cho****, Hyun-Jin Son*, and Young-Seoub Hong*,**†**

**Department of Preventive Medicine, College of Medicine, Dong-A University*
***Heavy Metal Exposure Environmental Health Center, Dong-A University*
****Department of Environmental Health Research, National Institute of Environmental Research*
*****Department of Occupational and Environmental Medicine, College of Medicine, Dong-A University*

ABSTRACT

Objectives: The purpose of this study was to evaluate urinary arsenic concentrations by arsenic species and to identify related factors among local residents near abandoned metal mines in Korea.

Methods: Among the subjects of the Health Survey of Residents Near Abandoned Metal Mines for 2013-2017, 664 people were enrolled in this study. Urinary arsenic species analysis was performed using ICP/MS.

Result: The geometric means (95% Confidence Interval) by urinary arsenic species were 0.15 (0.13-0.17) μg/L for AsIII, 0.64 (0.55-0.75) μg/L for AsV, and 1.21 (1.05-1.40) μg/L for inorganic arsenic. The geometric means of urinary MMA and DMA were 1.58 (1.35-1.86) μg/L and 77.93 (72.61-83.63) μg/L, respectively, and that of organic arsenic was 83.15 (77.80-88.88) μg/L. The concentration of inorganic arsenic in the group using groundwater as drinking water was 1.36 (1.13-1.64) μg/L, which was statistically significantly higher than the 1.00 (0.80-1.25) μg/L in the other drinking water groups. Regarding rice consumption, the concentration of inorganic arsenic in urine in the group whose consumption was more than half rice produced in the residential area was 1.32 μg/L, which was statistically significantly higher than that of the 1.12 μg/L for the group whose consumption was less than half.

Conclusion: In the analysis of the factors affecting the urinary inorganic arsenic concentration of the residents of the abandoned metal mine area, the use of groundwater as drinking water and consumption of rice produced in the residential area were considered related factors.

Key words: Arsenic exposure, arsenic species, abandoned metal mine, related factors

†**Corresponding author:** Department of Preventive Medicine, College of Medicine, Dong-A University, 32, Daesingongwon-ro, Seo-gu, Busan, Republic of Korea, Tel: +82-51-240-2888, Fax: +82-51-253-5729, Email: yshong@dau.ac.kr
Received: 28 October 2020, Revised: 11 November 2020, Accepted: 12 November 2020

I. 서 론

비소는 환경 및 생태계에서 arseniteIII, arsenateV와 같은 무기비소와 monomethylarsonic acid (MMA), dimethylarsinic acid (DMA), arsenobetaine (AB), arsenocholine (AC), arsenosugar (AS) 등의 유기비소화합물과 같이 다양한 형태로 존재한다.[1] 비소의 독성은 형태에 따라 다르며, 독성의 정도는 3가 무기비소, 5가 무기비소, MMA, DMA, arsenobetaine, arsenocholine 및 arsenosugar 순이다. Arsenobetaine, arsenocholine, arsenosugar 등의 유기비소류는 요 중으로 빨리 배설되어 인체에 거의 무해한 것으로 알려져 있다.[2]

무기비소는 환경 중에 널리 분포하는 주요 환경오염물질이며, 오염원별 유해 환경 오염물질 275가지의 우선순위 가운데 1순위를 위치하고 있다.[3] 또한 인체 발암물질(human carcinogen)로 알려져 있으며 국제암연구소(International Agency for Research on Cancer, IARC)의 발암성 분류에서 Group I에 해당된다.[4]

무기비소의 주요 노출원은 비소에 오염된 물과 오염된 토양에서 재배된 쌀 등 농작물이며 유기비소의 경우 비소함유량이 비교적 높은 어패류와 해조류 등의 식품으로 주로 소화기계를 통해 노출된다. 따라서 위해평가에서는 무기 비소와 유기 비소를 구분할 필요가 있다. 또한 비소 노출원에 따라 노출될 수 있는 비소의 종이 다를 수 있어 인체의 비소에 대한 독성반응이 차이가 날 수 있다.

세계 보건기구(WHO), 미국 환경 보호국(US Environmental Protection Agency) 및 식품 의약품국(FDA)에서는 공통적으로 식수의 총 비소 농도에 대한 국제 기준을 50 μg/L에서 10 μg/L로 강화하고 있다.[5] 이러한 세계적인 추세에 따라 한국도 50 μg/L에서 10 μg/L로 낮췄다.[6]

미국이나 유럽 일부 국가들에서 수년 전부터 요 중 비소종 분리한 분석방법을 이용하여 비소에 대한 노출자료를 생성함으로써 인체에 유해한 무기비소에 대한 노출수준을 평가하고 있다.[7] 세계적으로 환경오염에 의한 비소노출과 건강영향에 대해서는 대만에서의 “Blackfoot disease”, 방글라데시, 멕시코, 중국, 미국 등에서 역학조사를 통해 다양한 문제가 제기된 바 있다.[8-10]

폐금속광산지역은 중금속에 의한 환경오염이 매우 우려되는 지역에 해당한다. 폐금속광산으로부터 유출되는 오염물질에 의한 환경오염은 기본적으로 토양오염이다. 토양이 오염되었을 때 오염물질에 의한 직접적인 건강에 대한 피해보다는 일차적으로 토양생물과 인근 하천 및 지하수 등에 영향을 미치고, 나아가 생태계의 변화를 초래함으로써 궁극적으로 인간에게 간접적인 건강장애를 초래하게 된다. 우리나라의 폐금속광산 인근 지역은 매우 다양한 금속류에 의해 오염되어 있으나, 그 중 특히 비소, 카드뮴 등에 의한 오염도가 다른 토양오염원에 비해 상대적으로 높은 편이다.

폐금속광산지역 주민은 환경보건법에 의해 특별히 관리되어야 하는 취약한 지역 주민일 뿐만 아니라 대부분 민감계층에 해당되므로 지속적으로 감시, 관리 및 교육이 요구된다.

본 연구는 우리나라 폐광산 지역주민을 대상으로 비소종별 노출 수준을 평가하고 관련요인을 파악하고자 하였다.

II. 연구 방법

1. 조사 대상자 선정

폐금속광산지역 주민건강영향조사(2013-2017) 대상자 4,500명에 대해 hydride AAS에 의한 요 중 비소 농도를 확인하였고, 그들 중 요 중 비소 농도가 광산별로 상위 10%에 해당하거나, ATSDR의 일반인 수준인 100 μg/L을 초과하는 664명의 주민을 대상자로 선정하였다.

설문조사는 인구학적 및 사회·경제적 특성, 중금속 취급 직업력 및 광산 관련 직업력, 흡연 및 음주력, 질병력 및 중금속 노출과 관련된 식이습관 등으로 구성된 국립환경과학원의 표준화 설문지를 사용하였다. 설문조사는 사전에 본 연구에 관하여 충분한 교육을 받은 조사원을 통하여 개인 면담 방식으로 진행하였다.

비소 화학종은 Arsenite (AsIII), Arsenate (AsV), Monomethyl arsonic acid (MMA), Dimethylarsinic acid (DMA)로 분리하였다. 본 연구에서 AsIII와 AsV의 합을 무기비소(inorganic arsenic)로, MMA와 DMA의 합을 유기비소(organic arsenic)로, AsIII, AsV, MMA, DMA의 합을 무기비소 관련 유해비소

(inorganic-related arsenic species, 유해비소(hAs))로 각각 조작적 정의하였다.

2. 신체 시료 채취

생체 시료 수집과 중금속 분석에 관련한 모든 절차는 Korea National Institute of Environmental Research (KNIER)의 표준 지침을 준수하였다. 요 시료는 일시뇨로 전용 Urine cup (Polypropylene)을 사용하여 중간뇨를 직접 받도록 설명하여(시료채취요원은 사전교육을 통해 시료 채취량 및 관리방법을 숙지) 10 mL 이상 채취한 뒤, 검사기관으로 이송 전까지 4°C에 보관하였다. 요 중 비소 종 분리 분석을 위해 전용 Conical tube (15 mL, Polypropylene)에 5 mL씩 분주하여 분석 시까지 –70°C인 초저온냉동고에 보관하였다.

3. 신체 시료 분석 방법

3.1. 표준물질 및 시약

표준물질로 Arsenous (III), Arsenic (V)는 Sigma Aldrich (St, Louis, USA)를, Dimethlarsinic acid (DMA), Monomethyl arsonic acid (MMA)는 Chem Service (USA)을 사용하였다. Single stock solution은 1,000 μg/mL로 제조하여 –70°C에 보관하였다. Ammonium carbonate (99.99%), Trizma® base (99.9%)는 Sigma-Aldrich (Sanin Louis, Mo, USA)를 사용하였고, Ammonium sulfate (99.5%)는 Junsei chemical (Tokyo, Japan), HNO_3 (Ultrapur)는 Kanto chemical (Tokyo, Japan)을 사용하였다.

3.2. 검량선 및 정도관리

Arsenous (III), Arsenic (V), Dimethlarsinic acid (DMA), Monomethyl arsonic acid (MMA)의 검량선 농도는 single stock solution을 1% HNO_3로 희석하여 1~50 μg/L로 제조하였다. 실험에 사용된 증류수는 18.2 MΩ 수준으로 정제된 3차 증류수를 사용하였다. 분석방법의 검증을 위해 표준인증물질(Certified Reference Materials, CRM)로 No. 18 (Human urine, Japan)을 사용하여 매 검사마다 측정법의 정확성을 확보하였으며, 외부정도관리 프로그램으로 G-EQUAS (German External Quality Assessment Scheme)에 참여하여 검사의 정확성과 신뢰성을 검증받았다.

Table 1. LC-ICP-MS limit of detection

Year	As(3+) μg/L	DMA μg/L	MMA μg/L	As(5+) μg/L
2013	0.108	0.100	0.100	0.109
2014	0.148	0.253	0.273	0.164
2015	0.293	0.143	0.062	0.144
2016	0.100	0.022	0.078	0.164
2017	0.073	0.182	0.054	0.246

3.3. 비소 종 분리

액체크로마토그래피/유도결합 플라즈마 질량분석기 (HPLC/Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometer; Agilent Technologies 1260 series/Agilent Technologies 7700 series ICP/MS; Agilent Technologies, CA, USA)를 이용하여 정량하였다.

4. 통계분석

통계분석은 SAS (Version 9.4, SAS Institute, Cary, NC)를 이용하였다. 요 중 비소종별 농도가 대수정규분포 형태를 보여 대수변환 후 geometric mean (GM), 95% confidence interval (95% CI)을 사용하였다. 각 생활특성에 따른 요 중 비소종별 농도를 비교하는 데 있어 독립 t-검정 및 분산분석(ANOVA, analysis of variance)을 실시하였다. 모든 검정은 유의수준 5%하에서 실시되었다.

5. 연구윤리

본 연구는 중앙대학교 연구윤리위원회(IRB)로부터 승인을 받았다. Chung-Ang University Institutional Review Board (IRB No. 1041078-201805-HRBR-103-01).

III. 결 과

1. 대상자의 일반적 특성

대상자들의 일반적 특성은 Table 2와 같다. 평균 연령은 68.4±11.2세로 평균 거주기간은 47.4±23.2년으로 61년 이상 거주자가 전체의 31.8%, 41-60년 거주자가 33.2%로 대부분이 40년 이상 거주한 것으로 나타났다. 거주거리를 살펴보면 평균 1.29±1.16 km였으며 1 km 이내 근접 지역에 거주하는 대상자는

Table 2. General characteristics

Characteristics		n (%)
Sex	Male	294(45.7)
	Female	350(54.3)
Age (yr)	Mean±St.D	68.4±11.2
	≤59	144(22.4)
	60-69	176(27.3)
	70-79	227(35.2)
	≥80	97(15.1)
Period of residence (yr)	Mean±St.D	47.4±23.2
	≤20	121(18.9)
	21-40	101(15.8)
	41-60	214(33.2)
	≥61	205(31.8)
Distance from mine (km)	Mean±St.D	1.29±1.16
	≤0.5	138(21.4)
	>0.5~1.0	150(23.3)
	>1.0~1.5	129(20.0)
	>1.5~3.0	90(14.0)
	>3.0	50(7.8)
Mining work experience	Yes	120(18.9)
	No	515(81.1)
Month income (₩10,000)	No response	118(18.4)
	<50	283(44.0)
	50-<200	170(26.4)
	≥200	72(11.2)
Drink water	Ground water	387(60.1)
	Other	254(39.4)
Smoking status	current smoker	75(11.6)
	past smoker	114(17.7)
	never smoked	454(71.0)
Drinking status	currently	250(38.8)
	former	68(10.6)
	never	326(50.9)

전체 44.7%로 조사되었다. 주 식수원으로는 지하수나 간이상수도를 음용하는 대상자가 60.1%를 차지하고 있었다. 흡연 여부에서는 흡연군이 11.6%, 과거흡연이 17.7%, 비흡연이 71.0%를 차지하고 있어 대부분이 흡연을 하지 않는 것으로 나타났다. 그러나 음주의 경우 현재 음주자가 38.8%, 과거음주자가 10.6%, 비음주자가 50.9%로 음주자가 흡연자에 비해 비율이 높은 것으로 관찰되었다.

2. 요 중 비소 농도 분포

폐금속광산 104개소 영향권 지역 주민의 화학종별 요 중 비소 농도 분포 결과는 Table 3과 같다. 조사대상자들에서 요 중 비소의 종별 기하평균(95% 신뢰구간)은 AsIII 0.15(0.13-0.17) μg/L, AsV 0.64 (0.55-0.75) μg/L이었고, 무기비소는 1.21(1.05-1.40) μg/L이었다. 분위수를 살펴보면, AsIII, AsV 모두 중앙값은 LOD 미만으로 나타났다. 그러나 AsV의 95백분위수는 13.87 μg/L로 나타났으며, 무기비소 역시 20.16 μg/L로 높은 농도 수준을 보였다. 요 중 MMA와 DMA 농도는 각각 1.58(1.35-1.86) μg/L, 77.93(72.61-83.63) μg/L이었고, 유기비소 농도는 83.15(77.80-88.88) μg/L로 나타났다. 유기비소는 DMA의 농도 비중이 약 90% 이상이었고 95백분위수는 262.02 μg/L이었다. AsIII, AsV, MMA, DMA 합인 유해비소(hAs) 농도는 89.45(84.09-95.15) μg/L 이었다.

3. 대상자 일반적 특성에 따른 요 중 비소 농도

폐금속광산 104개소 영향권 지역 주민 일반적 특성에 따른 요 중 비소 농도는 Table 4와 같다. 무기비소의 경우 성별로는 남성의 경우 1.55(1.27-1.91) μg/L로서 여성의 0.98(0.82-1.18) μg/L에 비해 통계적으로 유의하게 높았으며, 연령별로는 50대 이하 1.78(1.32-2.40) μg/L, 60대 1.42(1.09-1.85) μg/L, 70대 1.00(0.78-1.29) μg/L, 80대 이상 0.83(0.59-1.16) μg/L로 연령층이 증가할수록 요 중 무기비소 농도가 감소하는 경향으로 관찰되었다. 거주기간별로는 20년 이하가 0.87(0.63-1.20) μg/L, 21-40년 1.37 (0.96-1.97) μg/L, 41-60년 1.20(0.93-1.55) μg/L, 61년 이상 1.37(1.07-1.77) μg/L로서 대체적으로 거주기간이 길수록 요 중 무기비소 농도가 높아지는 경향을 보였다. 광산으로부터 거리가 0.5 km 이하에서 1.97(1.47-2.64) μg/L, >0.5-1.0 km 1.51(1.14-2.00) μg/L, >1.0-1.5 km 0.84(0.62-1.14) μg/L, >1.5-3.0 km 0.62 (0.43-0.89) μg/L, 3.0 km 초과 0.90(0.55-1.47) μg/L로 광산으로부터 거리가 멀어질수록 요 중 무기비소 농도가 감소하는 뚜렷한 경향을 보였다. 광산근무 경험이 있는 군 2.22(1.61-3.06) μg/L와 경험이 없는 군 1.05(0.89-1.23) μg/L에도 유의한 차이가 있었다. 가정의 주 식수로 지하수를 이용하는 군이 1.36(1.13-1.64) μg/L로서 그 외의 식수를 이용하는 군 1.00(0.80-

Table 3. Distribution of urinary arsenic species concentration in participants (unit: μg/L)

Urine Arsenic		Mean±std	GM (95% CI)	Median (range)	Selected percentiles			
					P75	P90	P95	P99
Inorganic As	As(3+)	1.99±7.95	0.15(0.13-0.17)	0.05(<LOD-104.96)	0.15	4.27	9.37	42.29
	As(5+)	3.3±6.10	0.64(0.55-0.75)	0.64(<LOD-76.05)	4.35	9.91	13.87	24.86
	Subtotal	5.28±1.53	1.21(1.05-1.40)	1.38(<LOD-132.29)	6.01	12.87	20.16	62.19
Organic As	DMA	108.01±98.14	77.93(72.61-83.63)	95.63(<LOD-783.50)	144.57	194.7	248.12	476.22
	MMA	5.73±3.20	1.58(1.35-1.86)	3.07(<LOD-206.34)	6.8	11.59	17.25	62.19
	Subtotal	113.74±101.17	83.15(77.80-88.88)	98.83(1.58-989.84)	149.37	206.41	262.02	531.33
Sum As		119.02±104.15	89.45(84.09-95.15)	100.34(2.64-1063.35)	151.68	208.84	273.82	578.83

LOD: limit of detection; Substitute value of LOD/2 for all of them; Sum As: As(3+)+As(5+)+MMA+DMA

1.25) μg/L에 비해 통계적으로 유의하게 높았다. 그러나 월 가구수입, 흡연유무 및 음주상태 등에 따른 요 중 무기비소 농도의 뚜렷한 차이는 관찰되지 않았다.

유기비소의 경우, 여성에서 89.80(82.01-98.34) μg/L로 남성 75.88(68.84-83.64) μg/L에 비해 통계적으로 유의하게 높았으며, 연령은 50대 이하 60.28(51.49-70.57) μg/L, 60대 84.94(76.15-94.75) μg/L, 70대 90.66(80.68-101.87) μg/L, 80대 이상 99.22(84.30-116.78) μg/L로 연령층이 증가할수록 요 중 유기비소 농도가 유의하게 증가하였다. 거주기간별로는 20년 이하가 70.80(59.83-83.77) μg/L, 21-40년 75.11(63.08-89.43) μg/L, 41-60년 93.95(83.87-105.24) μg/L으로 거주기간에 따라 요 중 유기비소 농도가 증가하는 양상이었다. 61년 이상에서 84.85(75.97-94.76) μg/L로 다시 감소하였으며 통계적으로 유의한 차이가 있었다. 광산으로부터 거리는 0.5 km 이하에서 69.53(59.06-81.86) μg/L, 3.0 km 초과 71.67(56.96-90.19) μg/L으로 거리와의 상관성은 크지 않은 것으로 나타났다. 그 외의 특성에서 MMA 농도는 유의한 차이가 없었으나, DMA의 경우 광산 무경험군, 월 가구수입이 낮은 군, 비흡연군, 비음주군 중에서 오히려 높은 수준이었다.

거주 지역 내 생산식품 섭취 비율에 따른 화학종별 요 중 비소 농도의 비교는 Table 5와 같다. 무기비소의 경우 거주 지역 내 생산되는 쌀을 절반 이상 섭취하는 경우 1.32(1.03-1.64) μg/L로서 절반 미만을 섭취하는 군 1.12(0.93-1.35) μg/L에 비해 통계적으로 유의하게 높았으나 쌀 이외 식품군 섭취 비율에 따른 요 중 무기비소의 뚜렷한 차이는 관찰되지 않았다(p>0.05).

거주 지역 내 생산되는 쌀을 절반 이상 섭취하는 군에서의 요 중 유기비소 농도는 100.39(92.14-109.39) μg/L로서, 절반 미만을 섭취하는 경우 70.93(64.52-78.03) μg/L에 비해 통계적으로 유의하게 높았다. 또한 쌀 이외 곡류(절반 이상 99.28 μg/L, 절반 이하 77.28 μg/L), 두류(절반 이상 98.16 μg/L, 절반 이하 74.30 μg/L), 채소(절반 이상 87.59 μg/L, 절반 이하 78.13 μg/L) 섭취 비율에 따라 유의한 차이가 나타났다.

IV. 고 찰

본 연구 대상자들의 유해비소(hAs)의 기하평균 값은 89.45(84.09-95.15) μg/L이었다. 프랑스 국민건강영양조사(ENNS, 2006-2007)의 유해비소(hAs) 기하평균 3.75(3.61-3.90) μg/L[11], 미국 국민건강영양조사(NHANES, 2015-2016)의 유해비소 기하평균 4.41(4.17-4.67) μg/L[12], 캐나다 국민건강영양조사(Health Canada, 2016-2017)의 유해비소 기하평균 4.30(3.50-5.40) μg/L[13], 독일 아동 환경 조사(German Environmental Survey 2003-06 (GerES IV))의 유해비소 기하평균 4.40(4.24-4.56) μg/L에[14] 비하여 본 연구 대상자의 유해비소 농도가 매우 높은 수준이었다. 이러한 차이의 요인은 프랑스, 미국, 캐나다, 독일의 1인당 해산물 소비량이 각각 24.29, 12.33, 15.17, 11.22 kg/capita/yr인 반면 한국인은 35.62 kg/capita/yr로 해산물 섭취량이 다소 높고, 해조류를 섭취하는 음식문화와도 관련이 높은 것으로 판단된다.[15]

국내 연구 중 Chung 등(2016)은 폐금속광산 지역 주민 119명에 대한 역학 조사를 실시하였으며 요 중 유해비소(hAs)의 기하평균값은 138.69(112.72-149.23)

Table 4. Urinary arsenic species concentration according to general characteristics of participants (μg/L)

Characteristics	n(%)	Adjusted GM (95% CI)						
		As(3+)	As(5+)	Subtotal	DMA	MMA	Subtotal	Sum As
Sex								
Male	294(45.7)	0.16(0.13-0.20)	0.80(0.63-1.01)	1.55(1.27-1.91)	70.85(63.79-77.95)	2.05(1.64-2.56)	75.88(68.84-83.64)	82.77(75.18-90.48)
Female	350(54.3)	0.13(0.11-0.16)	0.53(0.44-0.65)	0.98(0.82-1.18)	84.42(76.29-92.29)	1.28(1.01-1.62)	89.80(82.01-98.34)	95.47(87.71-103.66)
p-value		0.183	0.01	0.002	0.015	0.003	0.013	0.035
Age (yr)								
≤59	144(22.4)	0.17(0.12-0.24)	0.91(0.65-1.30)	1.78(1.32-2.40)	1.17(0.82-1.68)	56.69(48.28-66.56)	60.28(51.49-70.57)	66.38(56.89-76.29)
60-69	176(27.3)	0.17(0.13-0.22)	0.72(0.54-0.96)	1.42(1.09-1.85)	1.63(1.20-2.21)	79.81(71.33-89.31)	84.94(76.15-94.75)	91.78(82.91-101.33)
70-79	227(35.2)	0.13(0.10-0.17)	0.57(0.43-0.75)	1.00(0.78-1.29)	1.66(1.27-2.16)	84.43(74.11-96.20)	90.66(80.68-101.87)	97.36(87.95-107.71)
≥80	97(15.1)	0.11(0.08-0.16)	0.41(0.29-0.59)	0.83(0.59-1.16)	1.99(1.32-3.00)	93.40(78.82-110.67)	99.22(84.30-116.78)	102.98(88.03-120.34)
p-value		0.211	0.018	0.003	0.263	<.001	<.001	0.006
Period of residence (yr)								
≤20	121(18.9)	0.13(0.10-0.18)	0.46(0.33-0.66)	0.87(0.63-1.20)	0.92(0.62-1.37)	66.98(56.33-79.63)	70.80(59.83-83.77)	75.97(65.09-87.81)
21-40	101(15.8)	0.13(0.09-0.19)	0.81(0.55-1.20)	1.37(0.96-1.97)	1.11(0.72-1.73)	70.60(58.98-84.50)	75.11(63.08-89.43)	82.02(69.84-97.60)
41-60	214(33.2)	0.16(0.12-0.21)	0.58(0.44-0.77)	1.20(0.93-1.55)	1.94(1.48-2.56)	87.33(76.83-99.26)	93.95(83.87-105.24)	100.37(90.75-111.30)
≥61	205(31.8)	0.15(0.11-0.19)	0.74(0.56-0.97)	1.37(1.07-1.77)	2.08(1.60-2.69)	79.61(71.02-89.24)	84.85(75.97-94.76)	91.43(82.12-100.89)
p-value		0.719	0.119	0.156	<.001	0.047	0.018	0.112
Distance from mine (km)								
≤0.5	138(21.4)	0.17(0.12-0.24)	1.06(0.76-1.48)	1.97(1.47-2.64)	1.99(1.41-2.81)	64.76(54.91-76.38)	69.53(59.06-81.86)	76.54(65.89-88.87)
>0.5~1.0	150(23.3)	0.13(0.10-0.18)	0.83(0.60-1.14)	1.51(1.14-2.00)	1.61(1.18-2.19)	69.04(59.64-79.92)	73.74(64.13-84.79)	80.17(70.79-90.69)
>1.0~1.5	129(20.0)	0.12(0.09-0.16)	0.47(0.34-0.66)	0.84(0.62-1.14)	1.24(0.85-1.80)	80.91(67.34-97.21)	87.43(74.86-102.10)	93.18(80.45-107.72)
>1.5~3.0	90(14.0)	0.11(0.08-0.16)	0.32(0.22-0.48)	0.62(0.43-0.89)	1.10(0.68-1.79)	101.02(89.22-114.39)	105.63(93.41-119.43)	108.86(95.95-121.83)
>3.0	50(7.8)	0.13(0.08-0.21)	0.42(0.23-0.74)	0.90(0.55-1.47)	1.42(0.79-2.54)	67.72(53.49-85.75)	71.67(56.96-90.19)	75.38(60.21-94.60)
p-value		0.408	<.001	<.001	0.212	0.004	0.002	0.153
Mining work experience								
Yes	120(18.9)	0.16(0.11-0.22)	1.37(0.94-1.96)	2.22(1.61-3.06)	59.50(48.96-70.54)	1.97(1.43-2.72)	63.80(52.82-75.30)	71.82(61.13-83.11)
No	515(81.1)	0.15(0.12-0.17)	0.53(0.45-0.62)	1.05(0.89-1.23)	82.26(76.20-88.78)	1.50(1.23-1.79)	87.71(81.58-94.02)	93.45(87.43-99.88)
p-value		0.992	0.006	0.001	0.014	0.324	0.033	0.064

Table 4. Continued (μg/L)

Characteristics	n(%)	Adjusted GM (95% CI)						
		As(3+)	As(5+)	Subtotal	DMA	MMA	Subtotal	Sum As
Month income (₩10,000)								
<50	283(44.0)	015(0.12-0.18)	0.46(0.37-0.58)	0.92(0.76-1.14)	89.14(81.29-98.03)	1.44(1.14-1.85)	94.03(86.14-103.35)	99.47(91.65-108.54)
50-<200	170(26.4)	0.17(0.13-0.23)	0.64(0.48-0.87)	1.31(0.96-1.75)	81.45(70.27-93.57)	1.68(1.19-2.33)	88.09(77.38-100.14)	95.10(83.84-107.20)
≥200	72(11.2)	0.16(0.11-0.25)	0.48(0.33-0.72)	0.98(069-1.42)	68.07(54.97-83.97)	1.12(0.67-1.81)	71.41(57.63-87.88)	74.89(60.75-91.47)
p-value		0.074	<.001	0.238	0.01	0.193	0.01	0.019
Drink water								
Ground water	387(60.10	0.16(0.13-0.20)	0.68(0.55-0.83)	1.36(1.13-1.64)	1.80(1.46-2.21)	75.16(68.29-82.71)	81.01(74.15-88.51)	87.45?(80.97-95.28)
Other	254(39.4)	0.12(0.10-0.15)	0.58(0.46-0.74)	1.00(0.80-1.25)	1.30(1.00-1.68)	83.02(74.84-92.10)	87.26(78.85-96.56)	92.54(84.33-100.74)
p-value		0.051	0.363	0.037	0.052	0.166	0.285	0.856
Smoking status								
current smoker	75(11.6)	0.13(0.09-0.20)	0.56(0.34-0.91)	1.15(0.74-1.73)	70.88(57.50-85.89)	2.06(1.34-2.99)	75.30(61.38-90.86)	8081(66.79-96.52)
past smoker	114(17.7)	0.16(0.11-0.23)	0.54(0.39-0.77)	1.04(0.76-1.44)	84.69(71.97-97.06)	2.08(1.42-3.01)	90.46(77.35-103.94)	96.09(83.16-109.85)
never smoked	454(71.0)	0.14(0.12-0.17)	0.68(0.57-0.68)	1.26(1.07-1.49)	77.47(71.32-84.71)	1.41(1.16-1.68)	82.71(76.52-89.65)	89.27(83.09-96.29)
p-value		0.965	0.303	0.712	0.581	0.281	0.641	0.67
Drinking status								
currently	250(38.8)	0.15(0.12-0.19)	0.64(0.50-0.82)	1.21(0.97-1.52)	75.5266.79-83.52)	1.38(1.07-1.82)	80.68(72.39-88.77)	86.52(78.14-94.59)
former	68(10.6)	0.17(0.11-0.26)	0.53(0.33-0.86)	1.07(0.68-1.66)	76.25(61.45-94.33)	1.73(1.03-2.84)	81.71(66.22-101.04)	87.28(71.22-107.31)
never	326(50.9)	0.14(0.11-0.17)	0.65(0.52-0.81)	1.21(0.97-1.48)	80.93(73.28-89.32)	1.76(1.39-2.21)	86.22(78.20-94.89)	92.88(84.81-101.56)
p-value		0.339	0.677	0.49	0.354	0.046	0.326	0.296

Adjusted GM: least square means (geometric mean) by sex, age, period of residence, mining work experience, month income, smoking status, drinking status, drink water; Sum As: As(3+)+As(5+)+MMA+DMA;

Table 5. Urinary arsenic species concentration according to intake of locally grown food (μg/L)

Urine Arsenic		Adjusted GM (95% CI)											
		Rice			Grains other than rice			Beans			Vegetables		
		Half or more	Less than half	p	Half or more	Less than half	p	Half or more	Less than half	p	Half or more	Less than half	p
Inorganic As	As(3+)	0.16 (0.13-0.21)	0.13 (0.11-0.16)	0.04	0.15 (0.11-0.21)	0.14 (0.12-0.17)	0.729	0.14 (0.11-0.17)	0.15 (0.12-0.18)	0.468	0.14 (0.11-0.17)	0.15 (0.12-0.18)	0.946
	As(5+)	0.66 (0.52-0.84)	0.63 (0.50-0.77)	0.113	0.64 (0.46-0.91)	0.66 (0.56-0.80)	0.798	0.67 (0.52-0.87)	0.64 (0.51-0.77)	0.973	0.66 (0.53-0.82)	0.64 (0.52-0.81)	0.375
	Subtotal	1.32 (1.03-1.64)	1.12 (0.93-1.35)	0.028	1.12 (0.81-1.54)	1.26 (1.07-1.50)	0.904	0.17 (0.92-1.49)	1.23 (1.02-1.48)	0.583	1.19 (0.96-0.82)	1.23 (0.99-1.51)	0.679
Organic As	DMA	94.37 (86.14-103.20)	66.31 (59.48-73.48)	0.001	93.89 (83.98-104.71)	72.20 (66.53-78.17)	0.123	92.58 (84.09-102.03)	69.34 (62.43-76.46)	0.019	81.7 (73.27-89.91)	73.54 (66.42-80.99)	0.527
	MMA	2.23 (1.79-2.78)	1.18 (0.95-1.48)	0.047	1.69 (1.92-2.31)	1.53 (1.29-1.86)	0.56	1.86 (1.42-2.34)	1.41 (1.31-1.73)	0.346	1.73 (1.37-2.14)	1.41 (1.12-1.79)	0.725
	Subtotal	100.39 (92.14-109.39)	70.93 (64.52-78.03)	0.001	99.28 (89.23-110.11)	77.28 (71.69-83.230	0.168	98.16 (89.64-107.84)	74.30 (67.53-81.33)	0.024	87.59 (80.23-95.58)	78.13 (70.90-85.89)	0.528
Sum As		107.48 (99.39-116.29)	76.62 (70.23-83.58)	0.001	105.58 (95.63-116.45)	83.55 (77.90-89.49)	0.178	104.69 (96.31-114.18)	80.46 (73.59-87.31)	0.025	94.07 (86.74-101.92)	84.31 (76.97-92.33)	0.517

Adjusted GM: least square means(geometric mean) by locally grown food; Sum As: As(3+)+As(5+)+MMA+DMA;

μg/L로 본 연구의 유해비소(hAs) 기하평균값 89.45 (84.09-95.15) μg/L에 비하여 높은 수준이었다. 그러나 비소 화학종별로 비교해 보면 무기비소에 대한 본 연구의 기하평균이 0.79 μg/L로 나타난 한편, Chung 등(2016)의 무기비소 기하평균 0.67 μg/L과 비슷한 수준이었다.[16] 무기비소에 대한 인간의 노출은 주로 식습관과 식수를 통해 발생하며 저농도의 비소오염 식수는 비소노출의 중요한 원인이 될 수 있다. Chang 등(2019)의 비소로 오염된 일부 폐광산지역 주민 14명을 대상으로 요 중 비소종을 분리 분석한 연구에서 유해비소(hAs)와 무기비소 기하평균이 상수도 공급 시행 전 각각 167.06, 23.13 μg/L 이었으며, 상수도 공급 시행 후 32.78, 1.70 μg/L로 대폭 감소한 것으로 보고하였다. 또한 거주 지역 내에서 생산된 쌀을 섭취하는 군의 요 중 유해비소(hAs) 농도가 높았다.[17] Cho 등(2013)의 연구에 따르면 토양과 먹는 물 지하수에서 비소가 검출된 폐금속광산 지역 주민의 요 중 비소가 대조군 지역보다 높았으며 이러한 차이는 먹는 물 지하수의 비소 농도에 따라 더욱 뚜렷하게 나타났다. 구체적으로 토양 비소오염도와 요 중 비소 높은 농도 OR=1.62, 수질오염도와 요 중 비소 높은 농도 OR=3.79으로 보고하였다.[18] Hong 등(2017)의 비소오염 지역 역학 연구에서 1차 조사 때 노출군 요 중 무기비소 기하평균이 2.31(1.62-3.31) μg/L로 대조군 0.94(0.61-1.44) μg/L보다 유의하게 높았으며 비소용 식수 필터를 설치한 3개월 후 2차 조사 때 노출군의 무기비소가 0.034 μg/L로 크게 감소했다.[19]

국내 연구들을 요약해 보면 한국의 환경오염 취약 지역 인구 집단의 요 중 무기비소의 높은 농도는 토양과 먹는 물 지하수의 비소오염에 의한 영향으로 볼 수 있었으며 본 연구에서도 마찬가지로 지하수를 마시는 군의 무기비소가 1.36(1.13-1.64) μg/L로 그 외의 식수를 마시는 군 1.00(0.80-1.25) μg/L에 비하여 유의하게 높은 결과를 보였다($p<0.05$). 또한 거주 지역 내에서 생산된 쌀을 절반 이상 섭취하는 군의 요 중 무기비소는 1.32 μg/L로서 거주 지역 내에서 생산된 쌀을 절반 미만으로 섭취하는 군 1.12 μg/L에 비해 통계적으로 유의하게 높았다.

국외 일부 연구들에서도 비슷한 결과를 찾아볼 수 있었다. Zorimar(2012)은 미국 미시간 지역의 저농도 비소를 식수용으로 소비하는 주민들의 식수용 비소 농도와 요 중 유해비소(hAs) 농도($rs=0.41$, $p<0.0001$) 사이에 양의 상관관계를 확인하였으며 식수용 비소 농도가 1 μg/L를 초과하는 개인의 하루 음용수 섭취량이 증가할수록 요 중 유해비소(hAs) 농도가 증가하는 것으로 보고하였다.[20] 폴란드 남서부에서 광산 및 구리 제련소 인근 지역에 거주하는 주민들에게서 요 중 비소 농도가 가장 높은 수준인 성인 남성군의 무기비소 산술평균 3.1 μg/L, MMA와 DMA 산술평균이 각각 1.0, 33.7 μg/L로 확인되었는데 공기, 먼지 및 수질이 무기비소의 노출 원인으로 보고되었다.[21] 이에 비하면 본 연구 대상자의 무기비소 산술평균이 5.28 μg/L로 높은 수준이었고 MMA은 5배, DMA은 3배나 높았다. Zhang(2014)의 수돗물의 유해비소가 세계 보건기구에서 권장하는 농도 10 μg/L 이하인 물을 소비하는 중국 남성을 대상으로 한 코호트 연구에서 참가자의 무기비소 및 유해비소(hAs)의 중앙값은 각각 6.38 및 40.03 μg/g Cr이었으며 무기비소의 오염 원인을 쌀과 기타 비소 함유 식품의 소비로 설명하였다. 또한 Zhang(2014)은 비소 노출이 대사 장애를 유발할 수 있다고 가정하여 비소 노출과 밀접한 관련이 있는 5 개의 비뇨 대사 산물을 확인했으며, 이 연구에서 비소와 확인된 바이오 마커 수준 사이의 특정 용량-반응 경향이 관찰된 것으로 보고하였다.[22] Sun(2007)은 중국 내몽골의 비소오염 지역에서 음용수의 무기비소 농도가 160 μg/L 초과인 군, 90 μg/L 초과인 군, 20 μg/L 이하인 대조군의 요 중 무기비소 기하평균이 각각 101.85 μg/L Cr, 39.4μg/L Cr, 0.4 μg/L Cr인 것을 확인하였다. 요 중 비소 대사 산물의 비율 순서는 노출군에 대한 DMA 백분율>iA 백분율>MMA 백분율, 대조군에 대한 DMA 백분율>MMA 백분율>iAs 백분율이었으며 이러한 차이는 식수용 비소 노출 때문일 수 있다고 보았다.[23] 멕시코의 연구에서도 비소로 오염된 식수용을 소비하는 노출군의 요 중 비소 대사 산물의 비율 순서는 DMA 백분율>iA 백분율>MMA 백분율로 유사한 결과가 보고된 바가 있었다.[24]

식수로 인한 비소 노출은 방글라데시에서 가장 심하며 1,606명의 임산부를 대상으로 실시한 코호트 연구에서 요 중 무기비소 중앙값이 2.5 μg/L, MMA 중앙값 1.3 μg/L, DMA 중앙값 22.5 μg/L로 각각 나타났으며 임신 중에 비소메틸화나 유해비소 농도가

증가한다는 것이 밝혀졌다.[25] 일반적으로 비소 중독은 먹는 물 비소 농도가 100 μg/L 이상의 농도 수준에 노출될 때 발생한다고 알려져 있으나 최근 저농도에서도 비소중독의 사례도 알려지고 있다. 방글라데시 여성 29명을 대상으로 비소에 만성적으로 노출된 개인에게 독성 및 발암 효과를 줄 수 있는 잠재적인 경로에 대한 연구결과, 비소의 증가가 여러 암 관련 유전자 및 경로와 높은 상관관계가 있는 것으로 나타났다.[26] 그 외에도 고농도 비소노출 시 피부암, 폐암 및 방광암과 상당한 연관성이 있다고 보고되고 있다.[27-30] 대만의 일부 연구들에서 음용수의 비소 수치와 암으로 인한 사망률 사이의 용량-반응 관계가 확인되었다.[31] Cheng(2016)은 비소가 함유된 우물물을 섭취한 흑발병 풍토 지역(black foot disease endemic areas, BFDEA)에서 대만의 다른 지역보다 피부암이 4-6배 더 많이 발생했다는 것을 보고하였다.[32]

최근 보고에 따르면 낮은 농도의 비소에 노출되면 고혈압, 당뇨, 비만, 고 중성 지방, 대사 증후군, 빈혈 및 뼈 손상도 발생할 수 있다고 한다.[33-36] 또한 미국에서 성인 1,619명으로 구성된 연구에서 요 중 arsenous acid이 우울증과 유의한 연관성(OR=1.76)이 있는 것으로 확인되었다.[37] Farzan(2017)은 미국 성인 남성과 여성을 대상으로 한 단면 연구에서 비소 노출이 산화 스트레스의 소변 지표(15-F 2t-IsoP) 농도의 증가와 연관성이 있다고 보고하였다.[38]

본 연구 대상자들의 평균 연령은 68.4세, 평균 거주기간은 47.4년이었다. 이는 광산지역의 폐광 이후 제거되지 않았거나 격리되지 않은 오염 물질에 장기간 노출된 가능성이 높은 것으로 보인다. 따라서 거주기간이 길어질수록, 또는 광산으로부터 거리가 가까워질수록 요 중 무기비소 농도가 높아지는 경향, 지하수를 식수로 섭취하는 군의 무기비소가 높은 점 등은 폐금속광산지역이 비소노출의 취약지역임을 알 수 있다.

V. 결 론

폐금속광산지역 주민들의 비소종별 노출 수준을 평가하고 관련요인을 파악하고자 요 중 비소 화학종 분리분석을 하였다. 폐금속광산지역 주민들의 요 중 무기비소 농도에 영향을 미치는 요인으로 지하수를 식수로 사용하는 것과 거주 지역 내에서 생산된 쌀을 섭취하는 것이 관련요인으로 판단되었다. 이에 따라 폐금속광산지역 주민의 비소노출에 대한 지속적인 건강영향 관리체계의 구축이 필요하다.

감사의 글

본 연구는 환경부 지정 환경보건센터 및 국립환경과학원의 지원을 받아 수행되었으며 이에 감사드립니다(NIER-2018-01-02-058).

References

1. Mandal BK, Suzuki KT. Arsenic round the world: a review. *Talanta*. 2002; 58: 201-235.
2. Seo JW, Choi JW, Oh YJ, Hong YS. “Biological Monitoring of Arsenic Concentrations According to Exposure to Arsenic-contaminated Ground Water” *J Environ Health Sci*. 2020; 46(5): 513-524.
3. Agency for Toxic Substabces and Disease Registry (ATSDR). Toxicological Profile for Arsenic. 2007. Availabe online: https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=22&tid=3 [accessed on Aug 15 2020].
4. International Agency for Research on Cancer (IARC). Monographa on the Identification of Carcinogenic Hazard to Humans. Availabe online: https://monographs.iarc.who.int/human_cancer_known_causes_and_prevention_organ_site/ [accessed on Aug 25 2020].
5. US Environmental Protection Agency. Drinking Water Standards and Health Advisories tables. Availabe online: https://www.epa.gov/sdwa/2018-drinking-water-standards-and-advisory-tables [accessed on Aug 17 2020].
6. Korea Ministry of Environment Standard of Drinking Water. Availabe online: https://www.me.go.kr/home/web/policy_data/read.do;jsessionid=Vsffm2wnIlOrybDL1y5pxU1anACSAeOsZZIa6uHWv1wc-qX5dguGJmv2XBYFjRPsm.meweb2vhost_servlet_engine1?pagerOffset=40&maxPageItems=10&maxIndexPages=10&searchKey=&searchValue=&menuId=10264&orgCd=&condition.code=A5&condition.deleteYn=N&seq=6602 [accessed on Aug 1 2020].
7. Bae HS, Ryu DY, Choi BS, Park JD. Urinary Arsenic Concentrations and their Associated Factors in Korean Adults. Toxicol Res 2013, 29, 137-142.
8. Lamm SH, Robbins SA, Zhou C, Lu J, Chen R, Feinleib M. Bladder/lung cancer mortality in Blackfoot-disease (BFD)-endemic area villages with low

(<150 μg/L) well water arsenic levels an exploration of the dose-response Poisson analysis. Regul Toxicol Pharmacol. 2013; 65: 147-156.
9. Sanchez TR, Slavkovich V, LoIacono N, Geen A, Ellis T, Chillrud, S, et al. Urinary metals and metal mixtures in Bangladesh: Exploring environmental sources in the Health Effects of Arsenic Longitudinal Study (HEALS). *Environ Int.* 2018; 121: 852-860.
10. García-Rico L, Meza-Figueroa D, Jay Gandolfi A, Del Rivero, CI, Martínez-Cinco MA, Meza-Montenegro MM. Health Risk Assessment and Urinary Excretion of Children Exposed to Arsenic through Drinking Water and Soils in Sonora, Mexico. *Biol Trace Elem Res.* 2019; 187: 9-21.
11. Saoudi A, Zeghnoun A, Bidondo ML, Garnier R, Cirimele V, Persoons R, Frery N. Urinary arsenic levels in the French adult population: the French National Nutrition and Health Study, 2006-2007. *Sci Total Environ.* 2012; 433: 206-215.
12. CDC (Centers for Disease Control and Prevention). Fourth National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals Updated Tables, Jan 2019, volume one.
13. Report on Human Biomonitoring of Environmental Chemicals in Canada Results of the Canadian Health Measures Survey Cycle 5 (2016-2017).
14. Schulz C, Angerer J, Ewers U, Heudorf U, Wilhelm M. Human Biomonitoring Commission of the German Federal Environment, A. Revised and new reference values for environmental pollutants in urine or blood of children in Germany derived from the German environmental survey on children 2003-2006 (GerES IV). *Int J Hyg Environ Health.* 2009; 212: 637-647.
15. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Availabe online: http://www.fao.org/faostat/en/#data/FBS [accessed on Jule 29 2020].
16. Chung JY, Kim BG, Lee BK, Moon JD, Sakong J, Jeon MJ, et al. Urinary arsenic species concentration in residents living near abandoned metal mines in South Korea. *Ann Occup Environ Med*. 2016; 28: 67.
17. Chang JY, Ahn SC, Lee JS, Kim JY, Jung AR, Park J, et al. Exposure assessment for the abandoned metal mine area contaminated by arsenic. *Environ Geochem Health*. 2019; 41: 2443-2458.
18. Cho Y, Seo S, Choi SH, Lee S, Kim K, Kim HJ, Choi JW. Association of arsenic levels in soil and water with urinary arsenic concentration of residents in the vicinity of closed metal mines. *Int J Hyg Environ Health*. 2013; 216: 255-262.
19. Hong YS, Ye BJ, Kim YM, Kim BG, Kang GH, Seo JW, et al. Investigation of Health Effects According to the Exposure of Low Concentration Arsenic Contaminated Ground Water. *Int J Environ Res Public Health*. 2017; 14: 1461.
20. Rivera-Nunez Z, Meliker JR, Meeker JD, Slotnick MJ, Nriagu JO. Urinary arsenic species, toenail arsenic, and arsenic intake estimates in a Michigan population with low levels of arsenic in drinking water. *J Expo Sci Environ Epidemiol*. 2012; 22: 182-190.
21. Kozlowska L, Janasik B, Nowicka K, Wasowicz W. A urinary metabolomics study of a Polish subpopulation environmentally exposed to arsenic. *J Trace Elem Med Biol*. 2019; 54: 44-54.
22. Zhang J, Shen H, Xu W, Xia Y, Barr DB, Mu X, et al. Urinary metabolomics revealed arsenic internal dose-related metabolic alterations: a proof-of-concept study in a Chinese male cohort. *Environ Sci Technol*. 2014; 48: 12265-12274.
23. Sun G, Xu Y, Li X, Jin Y, Li B, Sun X. Urinary arsenic metabolites in children and adults exposed to arsenic in drinking water in Inner Mongolia, China. *Environ Health Perspect*. 2007; 115: 648-652.
24. Del Razo LM, Garcia-Vargas GG, Vargas H, Albores A, Gonsebatt ME, Montero R, et al. Altered profile of urinary arsenic metabolites in adults with chronic arsenicism. A pilot study. *Arch Toxicol*. 1997; 71: 211-217.
25. Gao S, Lin PI, Mostofa G, Quamruzzaman Q, Rahman M, Rahman ML, et al. Determinants of arsenic methylation efficiency and urinary arsenic level in pregnant women in Bangladesh. *Environ Health*. 2019; 18: 94.
26. Chen QY, Shen S, Sun H, Wu F, Kluz T, Kibriya MG, et al. PBMC gene expression profiles of female Bangladeshi adults chronically exposed to arsenic-contaminated drinking water. *Environ Pollut.* 2020; 259: 113672.
27. Gamboa-Loira B, Cebrián ME, Franco-Marina F, López-Carrillo L. Arsenic metabolism and cancer risk: A meta-analysis. *Environ Res*. 2017; 156: 551-558.
28. Kurokawa M, Ogata K, Idemori M, Tsumori S, Miyaguni H, Inoue S, Hotta N. Investigation of skin manifestations of arsenicism due to intake of arsenic-contaminated groundwater in residents of Samta, Jessore, Bangladesh. *Arch Dermatol*. 2001; 137: 102-103.

29. Marshall G, Ferreccio C, Yuan Y, Bates MN, Steinmaus C, Selvin S, Liaw J, Smith AH. Fifty-year study of lung and bladder cancer mortality in Chile related to arsenic in drinking water. *J Natl Cancer Inst*. 2007; 99: 920-928.
30. Smith AH, Marshall G, Roh T, Ferreccio C, Liaw J, Steinmaus C. Lung, Bladder, and Kidney Cancer Mortality 40 Years After Arsenic Exposure Reduction. *J Natl Cancer Inst*. 2018; 110: 241-249.
31. Chung CJ, Huang YL, Huang YK, Wu MM, Chen SY, Hsueh YM, Chen CJ. Urinary arsenic profiles and the risks of cancer mortality: a population-based 20-year follow-up study in arseniasis-endemic areas in Taiwan. *Environ Res*. 2013; 122: 25-30.
32. Cheng PS, Weng SF, Chiang CH, Lai FJ. Relationship between arsenic-containing drinking water and skin cancers in the arseniasis endemic areas in Taiwan. *J Dermatol*. 2016; 43: 181-186.
33. Wang X, Mukherjee B, Park SK. Associations of cumulative exposure to heavy metal mixtures with obesity and its comorbidities among U.S. adults in NHANES 2003-2014. *Environ Int*. 2018; 121: 683-694.
34. Ashley-Martin J, Dodds L, Arbuckle TE, Bouchard MF, Shapiro GD, Fisher M, et al. Association between maternal urinary speciated arsenic concentrations and gestational diabetes in a cohort of Canadian women. *Environ Int*. 2018; 121: 714-720.
35. Mendez MA, González-Horta C, Sánchez-Ramírez B, Ballinas-Casarrubias L, Cerón RH, Morales DV, et al. Chronic Exposure to Arsenic and Markers of Cardiometabolic Risk: A Cross-Sectional Study in Chihuahua, Mexico. *Environ Health Perspect*. 2016; 124: 104-111.
36. Spratlen MJ, Grau-Perez M, Best LG, Yracheta J, Lazo M, Vaidya D, et al. The Association of Arsenic Exposure and Arsenic Metabolism With the Metabolic Syndrome and Its Individual Components: Prospective Evidence From the Strong Heart Family Study. *Am J Epidemiol*. 2018; 187: 1598-1612.
37. Rahman HH, Yusuf KK, Niemann D, Dipon SR. Urinary speciated arsenic and depression among US adults. *Environ Sci Pollut Res Int*. 2020; 27: 23048-23053.
38. Farzan SF, Howe CG, Zens MS, Palys T, Channon JY, Li Z, et al. Urine Arsenic and Arsenic Metabolites in U.S. Adults and Biomarkers of Inflammation, Oxidative Stress, and Endothelial Dysfunction: A Cross-Sectional Study. *Environ Health Perspect*. 2017; 125: 127002.

<저자정보>

울지(대학원생), 서정욱(연구원), 김병권(교수),
임현주(연구원), 장준영(연구관), 이철우(연구관),
조성식(교수), 손현진(교수), 홍영습(교수)