

폐금속광산지역 토양오염정도와 혈 중 납 노출 수준의 상관성

서정욱¹ , 박정덕² , 엄상용³ , 권희원⁴ , 옥민수⁵ , 이지호^{6*} 

¹울산대학교병원 공공보건의료사업팀, ²중앙대학교 의과대학 예방의학과, ³충북대학교 의과대학 예방의학과, ⁴국립안동대학교 환경공학과, ⁵울산대학교 의과대학 예방의학과, ⁶울산대학교 의과대학 직업환경의학과

Association between Soil Contamination and Blood Lead Exposure Level in Areas around Abandoned Metal Mines

Jeong-Wook Seo¹, Jung-Duck Park², Sang-Yong Eom³, Hee-Won Kwon⁴, Minsu Ock⁵, and Jiho Lee^{6*}

¹Public Health Medicine Team, Ulsan University Hospital, ²Department of Preventive Medicine, College of Medicine, Chung-Ang University, ³Department of Preventive Medicine, College of Medicine, Chungbuk National University, ⁴Department of Environmental Engineering, Andong National University, ⁵Department of Preventive Medicine, College of Medicine, Ulsan University, ⁶Department of Occupational & Environmental Medicine, College of Medicine, Ulsan University

ABSTRACT

Background: Abandoned metal mines are classified as vulnerable areas with the highest level of soil contamination among risk regions. People living near abandoned metal mines are at increased risk of exposure to toxic metals.

Objectives: This study aimed to evaluate the correlation between soil contamination levels in areas around abandoned metal mine and the blood lead levels of local residents. Moreover, we assess the possibility of using soil contamination levels as a predictive indicator for human exposure level.

Methods: Data from the Survey of Residents around Abandoned Metal Mines (2013~2017, n=4,421) and Investigation of Soil Pollution in Abandoned Metal Mines (2000~2011) were used. A random coefficient model was conducted for estimation of the lower level (micro data) of the local resident unit and the upper level (macro data) of the abandoned metal mine unit. Through a fitted model, the variation of blood lead levels among abandoned metal mines was confirmed and the effect of the operationally defined soil contamination level was estimated.

Results: Among the total variation in blood lead levels, the variation between abandoned mines was 18.6%, and the variation determined by the upper-level factors such as soil contamination and water contamination was 8.1%, which was statistically significant respectively. There was also a statistically significant difference in the least square mean of blood lead concentration according to the level of soil contamination ($p=0.047$, low: 2.32 $\mu\text{g}/\text{dL}$, middle: 2.38 $\mu\text{g}/\text{dL}$, high: 2.59 $\mu\text{g}/\text{dL}$).

Conclusions: The blood lead concentration of residents living near abandoned metal mines was significantly correlated with the level of soil contamination. Therefore, in biomonitoring for vulnerable areas, operationally defined soil contamination can be used as a predictor for human exposure level to hazardous substances and discrimination of high-risk abandoned metal mines.

Key words: Abandoned metal mine, lead, predictor, soil contamination

Received May 24, 2022

Revised August 16, 2022

Accepted August 16, 2022

Highlights:

- Residents near abandoned metal mines are at increased risk of toxic metal exposure.
- About 20% of total variance of blood lead levels in the residents (n=4,421) was explained with the mine exposure.
- Hierarchical linear models was useful to describe effects from between-regions as well as within-region of the blood lead levels.
- Suggestively, blood lead could be useful for screening abandoned mines.

*Corresponding author:

Department of Occupational & Environmental Medicine, Ulsan University Hospital, 32 Daehakbyeongwon-ro, Dong-gu, Ulsan 44033, Republic of Korea
Tel: +82-52-250-7288
Fax: +82-52-250-7744
E-mail: leejh@uuh.ulsan.kr

I. 서론

폐금속광산지역은 토양오염우려지역 중에서 오염도가 심각한 취약지역으로 분류된다.¹⁾ 폐광산으로부터 유출된 중금속 등의 유해물질은 토양을 오염시키고, 토양 내 생물과 인근 하천 및 지하수 등에 영향을 주게 된다. 그리고 인체 내 만성 노출로 인한 건강장애를 야기할 수 있다. 2006년 국내 환경보건종합계획은 오염물질 및 매체관리 중심에서 수용체(receptor) 중심 환경정책으로의 패러다임 변화가 있었고, 환경유해물질의 노출 및 위해성평가, 취약집단 관리가 주요한 정책 중 하나로 대두되었다.²⁾ 이에 환경보건법에서 취약지역 주민에 대한 바이오모니터링(biomonitoring) 사업을 통해서 환경유해요인이 수용체에 미치는 영향과 피해를 조사하여 국민의 건강을 증진시켜야 함을 명시하고 있다.³⁾ 국립환경과학원(National Institute of Environmental Research)은 '폐금속광산 지역주민 건강영향조사(Health Effects Survey of Abandoned Metal Mines, 이하 AMS)'를 통해, 오염원을 중심으로 환경 중 유해물질 노출 수준, 노출 경로, 영향권 지역 주민 노출 수준 파악과 함께 건강영향과의 상관성 확인을 목적으로 사업을 수행하였다.⁴⁾

AMS는 단일 유해물질이 아닌, 저농도 만성적 복합 노출에 의한 건강영향 즉, 환경성질환을 모니터링하는 성격을 가진다. 유해물질의 기준노출량(reference dose) 및 인체노출량(personal exposure), 위험지수(hazard quotient) 등의 정량화된 지표 산출에 의한 위해성평가를 대신하여, AMS는 노출시나리오(exposure scenario) 관점의 잠재적인 노출이 발생할 수 있는 구체적인 상황과 활동에 대한 사실, 가정, 추정을 조합하고 현재 인체 노출수준에 따른 건강상태를 파악함으로써 폐광산 지역에 대한 위해수준을 추론한다. 유해물질의 잠재적 노출 발생 추정을 위한 환경영향평가는 기존 수행된 폐금속광산 토양오염실태조사(Investigation of Soil Pollution in Abandoned Metal Mine, 이하 SPM) 등을 이용한 정성적 평가(qualitative risk assessment)로 제시된다.⁵⁾ 하지만 정성적으로 평가된 환경오염은 인체노출 수준 및 건강영향평가와의 상관성 결과가 명시되지 않으며, 고찰 역시 제한적인 수준에 머물고 있다. 그리고 환경 중 유해물질 노출을 가정하여, 지역 주민 단위의 관측값 특성 요인(factor)으로서 지역 생산된 쌀의 섭취, 지하수 섭취에 의한 인체 노출을 평가하는 것에 한계를 보인다.

납(lead), 카드뮴(cadmium), 비소(arsenic) 등 유해금속의 인체 노출 경로는 직업 노출 외 일반적으로 식품 및 식수 등의 경구 섭취가 주요한 요인이다.⁶⁾ AMS에서 경구 섭취 요인은 유해물질 노출의 2차 매체에 해당하지만 오염원으로부터의 토양오염이 전제되어야 설명이 가능하다. 따라서 폐광산 지역 단위 요인인 토양오염정도의 차이를 반영하는 것이 타당하다.

본 연구는 유해물질 환경오염에 따른 인체 노출 수준에 대한 정량적 평가(quantitative risk assessment)를 위해 토양오염정도

(soil contamination levels)를 조작적으로 정의(operational definition)하였다. 그리고 대표적 유해금속인 혈중 납 농도와와의 상관성을 확인하여 인체 노출 수준의 예측 요인(predictor)으로써 토양오염지표의 활용가능성을 고찰하고, 그 근거(evidence)를 제공하고자 한다.

II. 재료 및 방법

1. 자료

환경부(Ministry of Environment)에서는 1996년부터 폐금속광산의 토양 및 수계 오염도에 대한 개황조사 및 정밀조사 결과를 보고하였다. 2005, 2006년 건강영향이 우려되는 358개 폐금속광산에 대해 예비조사를 추진하였고 해당 조사에서 환경 및 건강영향평가 결과에 따라 중합 위험도를 계량화하였다. 이 중 상위 10%에 해당하는 38개 지역에 대해 1단계(2008~2011), 상위 10~40%에 해당하는 104개 광산에 대해 2단계(2013~2017) AMS를 실시하였다. 본 연구는 국립환경과학원으로부터 제공된 2단계 AMS의 자료를 이용하였다(n=4,421). 표준화된 도구와 지침에 따라 전국 5개 권역에 대해 총 5개년 동안 수행되었고, 거주 지역 및 대상자 특성에 대한 설문 조사와 함께 납, 카드뮴, 비소의 유해금속에 대한 분석이 진행되었다. 한편, AMS의 환경영향평가는 환경부, 국립환경과학원, 한국환경공단(Korea Environment Corporation), 한국광해관리공단(Korea Mine Reclamation Corporation) 등에서 수행되었던, SPM으로 대표되는 기존 연구 자료(2001~2011)를 활용하였다. 광산 이력 및 환경오염 기초조사, 지역 환경 기초조사, 지역 환경 중 중금속 오염현황의 3개 분야에 대한 구조화된 점검 항목을 통해 질적 평가가 실시되었다.

AMS가 인체노출의 건강영향평가 중심의 바이오모니터링이며, SPM은 오염원으로부터의 환경영향평가 중심의 조사로 구분될 수 있다. 환경부는 상기한 바와 같이 1996년부터 2010년까지 936개소의 폐금속광산에 대해 토양오염 실태조사를 실시했으며, 2010년 추가된 1,153개소의 폐금속광산에 대해서 단계별로 토양오염조사 등을 추진 중이다. SPM은 기초환경조사에서 토양 및 수질에 대한 pH 외 11개 유해물질(납, 카드뮴, 비소, 수은, 구리, 망간, 아연, 알루미늄, 크롬, 니켈, 시안) 오염도를 평가하여 정밀조사 필요 광산을 선정한다. 선정된 대상 광산은 1차 개황조사와 2차 정밀조사를 실시한다. 본 연구에서 환경오염에 따른 인체 노출 수준에 대한 정량적 평가를 위해 SPM 자료를 이용하여 AMS에 대한 토양오염정도를 조작적 정의하였다.

2. 토양오염정도 정의

본 연구의 폐광산별 토양오염정도는 n개 토양시료에 대한 11개 항목 유해물질 검사 결과, 각 시료별 1개 항목 이상의 우려

Table 1. Blood lead concentration by characteristics of subjects

Factor	Level	n (%)	Blood lead (µg/dL)	
			Curde GM (95% CI)	Adjusted GM (95% CI)
Total		4,421	2.27 (2.24~2.30)	2.45 (2.39~2.51)
Sex	Male	1,736 (39.3)	2.70 (2.65~2.76)	2.70 (2.63~2.77) ^a
	Female	2,685 (60.7)	2.03 (2.00~2.06)	2.22 (2.15~2.29) ^b
	p-value		<0.001	<0.001
Age (yr)	≤59	936 (21.2)	2.39 (2.32~2.45) ^a	2.51 (2.42~2.60) ^a
	60~69	1,166 (26.4)	2.40 (2.35~2.47) ^a	2.54 (2.46~2.62) ^{ab}
	70~79	1,634 (37.0)	2.19 (2.14~2.23) ^b	2.40 (2.33~2.46) ^{bc}
	≥80	685 (15.5)	2.11 (2.04~2.18) ^b	2.36 (2.27~2.45) ^c
	p-value		<0.001	<0.001
Period of residence (yr)	≤40	1,623 (36.7)	2.30 (2.25~2.35) ^a	2.45 (2.37~2.52)
	41~60	1,547 (35.0)	2.19 (2.14~2.24) ^b	2.46 (2.38~2.53)
	≥61	1,251 (28.3)	2.35 (2.29~2.40) ^a	2.44 (2.37~2.52)
	p-value		<0.001	0.955
Drinking water	Groundwater	2,355 (53.3)	2.34 (2.30~2.38) ^a	2.52 (2.45~2.58) ^a
	The others	2,066 (46.7)	2.20 (2.16~2.24) ^b	2.38 (2.32~2.45) ^b
	p-value		<0.001	<0.001
Intake of locally grown rice	Yes	2,206 (49.9)	2.24 (2.20~2.28) ^a	2.40 (2.34~2.46) ^a
	No	2,215 (50.1)	2.31 (2.27~2.35) ^b	2.50 (2.44~2.57) ^b
	p-value		0.021	0.001
Distance from mine (km)	<1.0	1,857 (42.0)	2.28 (2.24~2.33)	2.51 (2.44~2.58) ^a
	1.0~<3.0	1,611 (36.4)	2.27 (2.23~2.32)	2.43 (2.36~2.50) ^b
	≥3.0	953 (21.6)	2.25 (2.19~2.32)	2.40 (2.33~2.48) ^b
	p-value		0.796	0.01
Mining work experience	Yes	569 (12.9)	2.59 (2.50~2.68) ^a	2.53 (2.44~2.63) ^a
	No	3,852 (87.1)	2.23 (2.20~2.26) ^b	2.37 (2.32~2.42) ^b
	p-value		<0.001	<0.001
Smoking status	Currently	555 (12.6)	2.82 (2.72~2.93) ^a	2.58 (2.48~2.69) ^a
	Former	718 (16.2)	2.65 (2.57~2.74) ^b	2.44 (2.36~2.53) ^b
	Never	3,148 (71.2)	2.11 (2.08~2.14) ^c	2.33 (2.27~2.39) ^b
	p-value		<0.001	<0.001
Drinking status	Currently	1,699 (38.4)	2.56 (2.51~2.61) ^a	2.63 (2.56~2.70) ^a
	Former	457 (10.3)	2.34 (2.25~2.44) ^b	2.36 (2.27~2.46) ^b
	Never	2,265 (51.2)	2.06 (2.03~2.10) ^c	2.36 (2.30~2.43) ^b
	p-value		<0.001	<0.001
Soil contamination level (tertile)	Low	1,118 (25.3)	2.16 (2.11~2.21) ^b	2.37 (2.29~2.45) ^a
	Middle	1,818 (41.1)	2.22 (2.17~2.26) ^b	2.39 (2.32~2.45) ^a
	High	1,485 (33.6)	2.43 (2.38~2.49) ^a	2.60 (2.53~2.67) ^b
	p-value		<0.001	<0.001
Water contamination	Yes	1,156 (26.1)	2.42 (2.36~2.48) ^a	2.51 (2.44~2.59) ^a
	No	3,265 (73.9)	2.22 (2.19~2.25) ^b	2.39 (2.33~2.45) ^b
	p-value		<0.001	<0.001

GM: geometric mean, CI: confidence interval, adjusted: sex, age, period of residence, drinking water, intake of locally grown rice, distance from mine, mining work experience, smoking status, drinking status adjusted least squares mean estimate by linear model.

^{abc}Bonferroni post hoc grouping, estimates with the same letter are not significantly different.

기준(warning standard) 초과 여부를 진단하여, 총 m개 시료가 우려기준을 초과했을 경우 토양오염우려초과율을 $m/n \times 100$ (%)로 정의한다. 여기서 채취된 토양시료의 표본크기를 상대적 오염 위험도로 가정하여 가중치를 적용하였다. 즉, 오염 위험도가 높은 폐광산일수록 많은 시료가 채취됨을 가정하였다. 이때 가중치(weight)는 시료의 표본크기를 기준으로 $n \leq 10$: $n/10$, $11 \leq n \leq 20$: 1.0, $21 \leq n \leq 30$: 1.1, $n \geq 31$: 1.2를 적용하였다. 최종적으로 토양오염정도는 ‘토양오염우려초과율×가중치’로 조작적 정의하였고, 이는 0~120의 척도 범위를 가진다. 한편, 수질 오염에 대해서는 우려기준 초과여부를 평가하였다. n개 수질시료에 대한 12개 항목 유해물질 검사 결과, 1개 항목 이상의 먹는물 또는 하천수 기준치의 초과 여부를 진단하였다. 수질시료의 표본크기가 토양시료에 비해 상대적으로 매우 적은 것에 기인한다. 수질오염도 분석의 결과가 없는 경우 기준치 이내로 처리하였다. 광산별 환경시료의 표본크기와 오염정도 및 여부는 Supplementary Table 1에 제시하였다.

3. 통계 분석

본 연구 자료는 하위 계층(lower level, level 1, micro data)으로 지역 주민 단위의 관측값 특성인 성, 연령, 거주기간, 주로 먹는 물, 지역 생산 쌀 섭취 여부, 광산으로부터 거리, 광산 근무 경험, 흡연 및 음주 상태로, 그리고 상위 계층(upper level, level 2, macro data)으로 폐광산 지역 단위의 토양오염정도 및 수질오염여부로 구분된다. 이때, 하위 계층은 AMS에서 활용되는 유해물질 영향 요인으로 구성하였다. 폐광산 지역 단위의 상위 계층의 차이를 반영하기 위해서 각 계층의 절편(intercept)을 임의효과(random effect)로 하는 임의계수모형(random coefficient model)에 적합(fitting)하였다(Supplementary Table 2). 이를 통해 토양오염정도를 주요 독립변수로 해당 지역주민 혈중 납 농도의 영향 요인을 확인하였다. 특히, 모형 내 분산 비율의 통계적 유의성을 통해 혈중 납의 예측 요인으로써 토양오염정도를 평가하였다.

혈중 납은 치우친 분포로(skewness>0) 나타나, 중심위치 및 구간 추정량으로 기하평균과 95% 신뢰구간을 제시하였다. 또

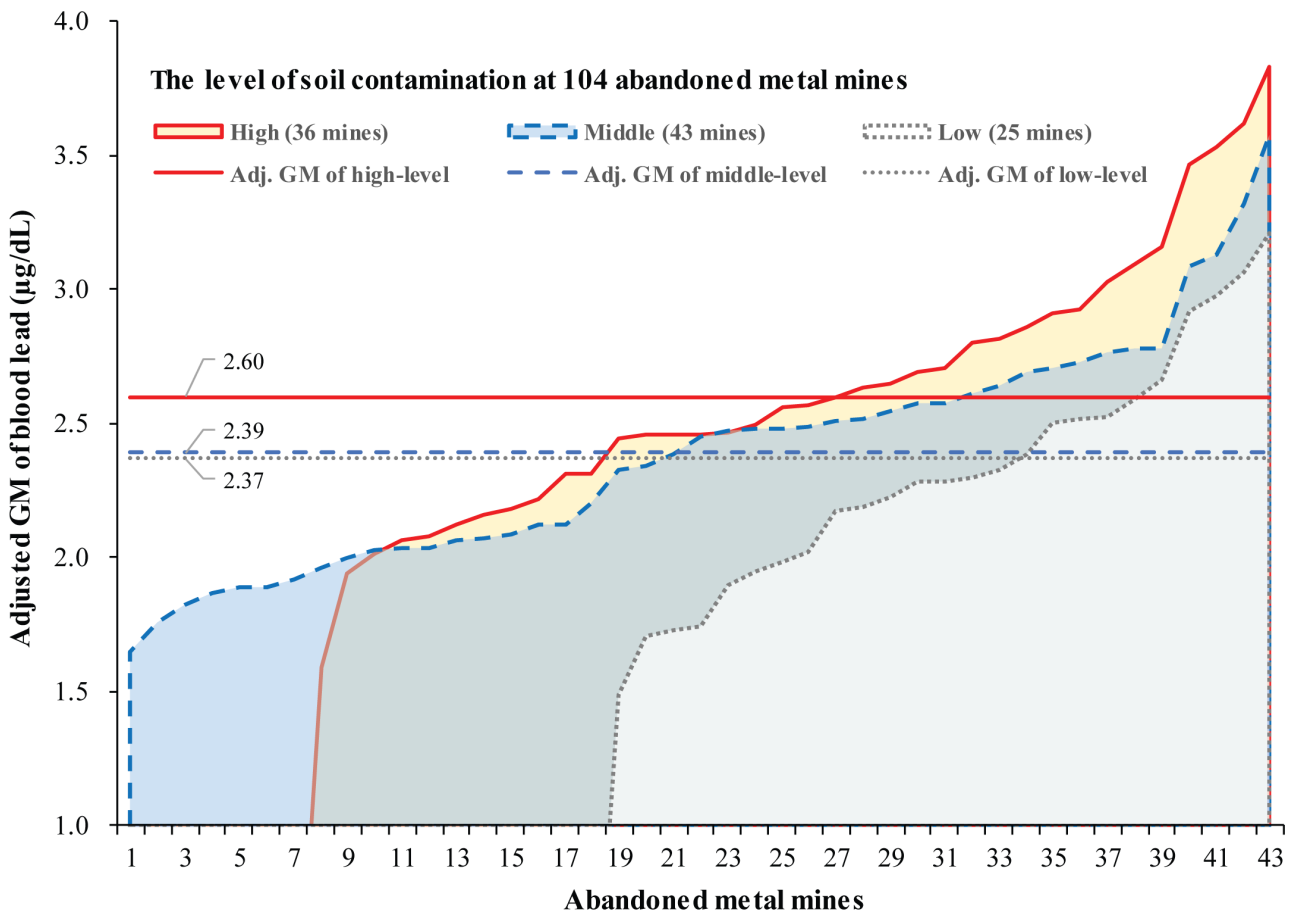


Fig. 1. Blood lead concentration by abandoned metal mines according to soil contamination level
 GM: geometric mean, adj.: adjusted, adjusted: sex, age, period of residence, drinking water, intake of locally grown rice, distance from mine, mining work experience, smoking stasus, drinking status adjusted least squares mean estimate by linear model.

한 모형 적합 시 대수변환(logarithmic transformation)하여 정규성(normality)을 확보하였다. 폐광산 간 비교 및 폐광산 내 특성에 따른 농도 수준을 비교하기 위해 각 요인의 최소제곱평균(least square mean)을 추론하였다. 사후검정(post hoc)을 위해 Bonferroni correction을 적용하였다.

모든 추정량과 검정은 SAS (Version 9.4, SAS Institute, Cary, NC)를 이용하였고, 검정은 유의수준 5% 하에서 실시되었다.

4. 연구윤리 규정 - 폐금속광산 지역주민 건강영향조사

연구의 목적과 절차에 대한 충분한 설명을 제공하였고 모든 참여 대상자로부터 데이터 수집 동의(설문지 및 혈액 샘플에 대한)를 확보하였다. 수집된 정보와 생체시료 분석 결과는 누락 없이 제공하였다. 본 연구는 중앙대학교 연구윤리심의위원회(IRB No. 1041078-201805-HRBR-103-01)로부터 승인을 받았다.

III. 결 과

1. 대상자 특성에 따른 혈중 납 농도

대상자 특성에 따른 혈중 납 농도를 제시한 결과는 Table 1과 같다.

혈중 납의 농도는 보정된 기하평균(95% 신뢰구간)으로 선형 모형에 적합한 최소제곱평균을 이용하였다. 해당 추정치는 폐광산 지역 단위의 상위 계층의 차이를 반영하지 못하는 한계를 가진다. 폐광산과 관련된 요인으로 지하수 음용, 폐광산과 거주지와 거리, 광산 근무 경험에 따라 농도가 통계적으로 유의한 차이가 있었다. 토양오염정도를 삼분위수 tertile에 따라 범주화하였을 때, 저·중등수준에 비해 고수준에서의 주민 혈중 납농도가 통계적으로 유의하게 증가하였다($p < 0.001$, 저수준: 2.37 (2.29~2.45) $\mu\text{g/dL}$, 중등수준: 2.39 (2.32~2.45) $\mu\text{g/dL}$, 고수준: 2.60 (2.53~2.67) $\mu\text{g/dL}$). 또한, 수질오염의 경우 오염지역에서의 주민 혈중 납 농도가 통계적으로 유의하게 증가하였다($p < 0.001$, 오염: 2.51 (2.44~2.59) $\mu\text{g/dL}$, 정상: 2.39 (2.33~2.45) $\mu\text{g/dL}$).

2. 폐금속광산별 혈중 납 농도

104개 폐광산별 혈중 납 농도는 Fig. 1에 제시하였다.

토양오염정도의 삼분위수에 따라 저수준 25개, 중등수준 43개, 고수준 37개 폐광산으로 범주화하였고, 혈중 납 농도는 보정된 기하평균으로 비교하였다. 3개 범주에 따라 토양오염정도가 높을수록 폐광산별 혈중 납 농도 추정치 역시 상대적으로 높은 경향성이 나타났다. 이는 폐광산 지역 단위의 상위 계층의 차이로 야기되는 변동이 존재함을 의미한다.

3. 임의효과를 고려한 토양오염정도와 혈 중 납 농도의 상관성

대수변환 혈중 납 농도($\log(\text{Pb}) \mu\text{g/dL}$)를 추정하는데 있어, 폐광산 지역 단위 상위 계층의 차이를 반영하기 위한 임의계수 모형의 적합 결과는 Table 2에 제시하였다.

폐광산 간 차이의 정도를 파악하기 위해 비제약모형(unconditional model)의 결과는 모형 1에 해당한다. 해당 모형에서 집단 내 상관계수(intra-class correlation)는 0.186 ($=0.0067/[0.0291+0.0067]$)으로 추정된다. 폐광산 지역 내 관측값 간 차이(within-region effect: among subjects in a specific region)에 의한 분산 비율이 81.4%, 집단 간 즉, 폐광산 지역 간 차이(between-region effect: among regions)에 의해 발생하는 분산 비율이 18.6%이며 통계적으로 유의한 것으로 확인되었다. 따라서 혈중 납 노출 수준을 평가하는데 상위 계층인 폐광산 간 변동을 고려한 임의계수모형이 선호된다.

모형 1을 기준으로 관측값 단위의 하위 계층 독립변수(independent variable)를 고정효과(fixed effect)로, 수질오염여부를 임의효과로 포함한 결과는 모형 2에 해당한다. 모형 2의 분산감소비율통계(proportion reduction in variance statistics)는 14.4% ($=[0.0291-0.0249]/0.0291 \times 100$)이며 통계적으로 유의한 감소 수준을 보였다. 수질오염여부를 폐광산에 대한 임의계수로 투입한 결과, 대수변환 혈중 납에 대해 평균적으로 $\log(0.0245) \mu\text{g/dL}$ 의 변화가 있으며, 폐광산별로 기울기(slope)는 0.0009의 분산을 가지는 것으로 나타났다. 폐광산별 지역 주민 대수변환 혈중 납 기울기의 95% 오차한계(margin of error)는 0.0599 ($=1.96 \times \sqrt{0.0009}$)로 추정되므로, 기울기는 $\log(0.0245 \pm 0.0599)$ 의 범위를 가지게 됨을 의미한다. 다만 기울기에 대한 분산 추정치의 통계적 유의성을 확보할 충분한 근거는 없었다.

기울기에 대한 분산 성분(variance component)의 크기가 상대적으로 작고, 폐광산별 기울기가 다르지 않다는 귀무가설(null hypothesis)을 기각할 수 없으므로, 폐광산별 기울기는 동일하다(parallel lines)는 가정에 기반하여 보다 간단한 모형 3이 제안될 수 있다. 모형 적합도를 평가할 때, 모형 1에 비해 모형 2와 모형 3이 우수하다 할 수 있으며, 모형 2와 모형 3의 유사결정계수(pseudo R-square)는 동일하게 30.4% ($=[1-0.0249/0.0358] \times 100$) 수준이었다. 모형 3에 의한 보정된 기하평균(95% 신뢰구간)은 2.43 (2.32~2.55) $\mu\text{g/dL}$ 이며, 토양오염정도의 저·중등수준에 비해 고수준에서 주민의 혈중 납농도가 통계적으로 유의하게 증가하는 것으로 나타났다($p=0.0472$, 저수준: 2.32 (2.14~2.52) $\mu\text{g/dL}$, 중등수준: 2.38 (2.23~2.53) $\mu\text{g/dL}$, 고수준: 2.59 (2.43~2.77) $\mu\text{g/dL}$).

Table 2. Random coefficient models to logarithmic transformed blood lead

Factor	Level	Model 1	Model 2	Model 3	
		Coeff. (S.E)	Coeff. (S.E)	Coeff. (S.E)	Adj. GM (95% CI) (exp transformed)
Fixed effect					
Intercept		0.3548 (0.0084)***	0.2563 (0.0193)***	0.2572 (0.0195)***	2.43 (2.32~2.55)
Sex	Male		0.0806 (0.0071)***	0.0806 (0.0071)***	2.67 (2.54~2.80) ^a
	Female		0 (ref. lv.)	0 (ref. lv.)	2.21 (2.10~2.33) ^b
Age (yr)	≤59		0.0068 (0.0097)	0.0068 (0.0097)	2.43 (2.31~2.57) ^{ab}
	60~69		0.0213 (0.0084)*	0.0213 (0.0084)*	2.52 (2.39~2.65) ^a
	70~79		-0.0040 (0.0077)	-0.0040 (0.0077)	2.37 (2.26~2.49) ^b
	≥80		0 (ref. lv.)	0 (ref. lv.)	2.40 (2.27~2.53) ^{ab}
Period of residence (yr)	≥61		0.0053 (0.0075)	0.0053 (0.0075)	2.46 (2.34~2.59)
	41~60		-0.0056 (0.0062)	-0.0056 (0.0062)	2.40 (2.28~2.52)
	≤40		0 (ref. lv.)	0 (ref. lv.)	2.43 (2.31~2.56)
Drinking water	Groundwater		0.0144 (0.0059)*	0.0144 (0.0059)*	2.47 (2.35~2.59) ^a
	The others		0 (ref. lv.)	0 (ref. lv.)	2.39 (2.27~2.51) ^b
Intake of locally grown rice	Yes		-0.0033 (0.0058)	-0.0033 (0.0058)	2.42 (2.30~2.54)
	No		0 (ref. lv.)	0 (ref. lv.)	2.44 (2.32~2.56)
Distance from mine (km)	<1.0		0.0015 (0.0084)	0.0013 (0.0084)	2.44 (2.32~2.57)
	1.0~<3.0		-0.0042 (0.0083)	-0.0042 (0.0083)	2.41 (2.29~2.53)
	≥3.0		0 (ref. lv.)	0 (ref. lv.)	2.43 (2.31~2.57)
Mining work experience	Yes		0.0172 (0.0085)*	0.0171 (0.0085)***	2.48 (2.34~2.62) ^a
	No		0 (ref. lv.)	0 (ref. lv.)	2.38 (2.27~2.49) ^b
Smoking status	Currently		0.0529 (0.0088)***	0.0528 (0.0088)***	2.59 (2.45~2.74) ^a
	Former		0.0215 (0.0085)*	0.0215 (0.0085)*	2.41 (2.29~2.54) ^b
	Never		0 (ref. lv.)	0 (ref. lv.)	2.29 (2.19~2.41) ^c
Drinking status	Currently		0.0445 (0.0058)***	0.0445 (0.0058)***	2.61 (2.49~2.74) ^a
	Former		-0.0042 (0.0089)	-0.0042 (0.0089)	2.33 (2.20~2.47) ^b
	Never		0 (ref. lv.)	0 (ref. lv.)	2.36 (2.24~2.47) ^b
Soil contamination level	High		0.0478 (0.0212)*	0.0468 (0.0214)*	2.59 (2.43~2.77) ^a
	Middle		0.0097 (0.0202)	0.0085 (0.0204)	2.38 (2.23~2.53) ^{ab}
	Low		0 (ref. lv.)	0 (ref. lv.)	2.32 (2.14~2.52) ^b
Water contamination	Yes		0.0245 (0.0189)	0.0248 (0.0183)	2.50 (2.31~2.70)
	No		0 (ref. lv.)	0 (ref. lv.)	2.36 (2.26~2.47)
Random effect		Cov. Est. (S.E)	Cov. Est. (S.E)	Cov. Est. (S.E)	
Level 1					
	Intercept	0.0291 (0.0006)***	0.0249 (0.0005)***	0.0249 (0.0005)***	
Level 2					
	Intercept	0.0067 (0.0010)***	0.0055 (0.0010)***	0.0057 (0.0009)***	
	Water contamination		0.0009 (0.0022)		
Fit Statistics					
	-2RLL	-2841.3	-3402.4	-3402.2	
	AIC	-2837.3	-3396.4	-3398.2	
	BIC	-2832.0	-3388.5	-3392.9	
	Pseudo R-square		0.151	0.144	

Coeff.: coefficient, S.E: standard error, GM: geometric mean, CI: confidence interval, exp: exponential, Cov.: covariance, Est.: estimate, adjusted: sex, age, period of residence, drinking water, intake of locally grown rice, distance from mine, mining work experience, smoking status, drinking status, soil contamination level, water contamination adjusted least squares mean estimate by linear model, Level 1: within-region effect (among subjects in a specific region), Level 2: between-region effect (among regions), -2RLL: restricted log-likelihood, AIC: Akaike Information Criterion, BIC: Bayesian information criterion, all models assume banded main diagonal covariance structure.

* $p < 0.05$, *** $p < 0.001$, ^{abc}Bonferroni post hoc grouping, estimates with the same letter are not significantly different.

IV. 고 찰

본 연구는 2단계 AMS 자료 및 해당 광산의 SPM 자료를 이용해 주민의 혈중 납 농도에 대한 노출 수준 예측 요인으로써 토양오염정도의 유의성을 추론하였고 구체적인 상관성을 확인하였다. 이때 토양오염정도는 폐광산 지역 단위 요인으로써 개인 단위 요인과 위계적(hierarchical) 구조를 가진다.

AMS는 국내 산업단지, 화력발전소, 난개발 지역과 함께 환경오염 취약지역에 대한 대표적인 건강영향 모니터링 중 하나이다. 취약지역에서의 위해성은 오염원으로부터 환경유해물질이 매체를 통해 인체에 노출되어 건강영향이 발생하는 단계로 요약될 수 있다.⁷⁾ 이러한 단계에서 각종 매체에 존재하는 환경유해물질의 정성 및 정량적 분석 자료를 근거로 인체 등 수용체 내부로 들어오는 노출 수준을 추정하는 평가 과정을 수행한다. 하지만 AMS를 포함한 취약지역 모니터링은 환경유해물질의 인체 노출 수준을 중심으로 하여 매체 중의 평가가 미흡하거나 또는 그 반대의 경우가 존재한다.

환경오염과 건강영향을 연구한 결과를 보면, 매체의 농도와 인체 노출 중 한 개 영역이 2차 자료 또는 문헌 탐색에 의해 평가되는 경향을 보인다.^{4,8,9)} 2단계 AMS 자료를 이용한 선행 연구 및 각 취약지역 모니터링 연구 결과에서도 동일한 양상이 발견된다.¹⁰⁻¹⁶⁾ 이러한 일련의 연구 결과는 인체 노출 평가 과정 중 매체 노출 수준으로 인한 영향 정도를 추정하는데 한계를 보이며, 매체 노출 수준에 따른 인체 노출 수준을 예측하는데 어려움이 발생한다.

본 연구는 토양오염정도를 폐광산 지역 단위 요인으로써 각 폐광산별 개인 단위 요인을 집단화(nesting)하였고 비제약모형에 의해 폐광산 간 차이로부터 발생하는 변동을 18.6%로 추정하였다. 이 중 폐광산 지역 단위 요인인 토양오염정도 및 수질 오염여부에 의해 결정되는 변동은 8.1%로 나타났다. 2개 요인은 폐광산 간 차이를 직접적으로 설명하는 효과를 가지나, 여전히 통계적으로 유의한 잔여 분산 성분이 존재하므로 폐광산 간 효과 차이를 설명할 수 있는 추가적인 요인이 고려되어야 한다. 본 연구에서 최종적으로 제안된 임의절편모형(random intercept model)에서 독립변수에 대한 폐광산 간 기울기는 모두 동일하다. 이때 대수변환 혈중 납에 대한 절편의 95% 오차한계는 $0.3093 (=1.96 \times \sqrt{0.0249})$ 로 추정되므로, $\log(0.2572 \pm 0.3093)$ 의 범위를 가지게 된다.

국외 다수의 선행 연구에서 환경유해물질의 매체 노출 수준 및 인체 노출 수준을 추정하는데 임의계수모형을 활용하였다. 매체 노출 수준에서, 광산 인근 강의 유해금속 농도의 공간 및 시계열 경향을 평가하기 위해 위계적베이시안모형(hierarchical bayesian model)을 이용하여 다층(multilevel)의 효과를 통합한 연구,¹⁷⁾ 유사하게 산업, 광업 활동에 따른 강 또는 하천의 유해금속 농도를 평가하는데 임의계수모형을 적용한 연구 등이 다

수 존재한다.¹⁸⁻²⁰⁾ 인체 노출 수준과 관련해, 생체시료 중 납 등의 유해금속 농도를 추정하고 유병률 등의 건강영향과의 상관성을 평가한 연구에서도 임의계수모형이 주요하게 활용되고 있다.²¹⁻²³⁾

본 연구의 계층 구조를 통제된 임의계수모형에 의한 보정된 혈중 납의 농도 수준은 2.43 $\mu\text{g}/\text{dL}$ 였으며, 개인 단위 요인만을 보정한 경우는 2.45 $\mu\text{g}/\text{dL}$, 보정하지 않은 경우는 2.27 $\mu\text{g}/\text{dL}$ 로 나타났다. 단순선형모형과 임의계수모형의 각 보정된 추정치는 유사한 수준이었다. 각 폐광산별 표본크기가 약 40~60 정도로 일정하였고, 교호작용(interaction) 효과를 제외한 비교적 단순한 모형으로 추정하였기 때문에 추측된다. 만약, 지역 생산 쌀, 지하수 섭취 등과 토양오염정도와 2요인 교호작용을 고려한 모형의 농도는 2.40 $\mu\text{g}/\text{dL}$ 이며, 폐광산 간 기울기 차이를 가정한 모형은 2.37 $\mu\text{g}/\text{dL}$ 로 추정된다. 이러한 추정치는 일반 인구집단과 다소의 차이를 보인다. AMS와 일반인구 집단을 비교한 선행 연구에서, 표본크기에 차이가 있으나 인구학적 특성을 보정한 AMS의 혈 중 납의 농도를 2.39 $\mu\text{g}/\text{dL}$ 로 제시하였다.¹⁵⁾ 그리고 일반인구집단과의 대푯값으로써 국민건강영양조사(Korea National Health and Nutrition Examination Survey) 2.24 $\mu\text{g}/\text{dL}$, 국민환경보건기초조사(Korean National Environmental Health) 1.92 $\mu\text{g}/\text{dL}$ 와 비교하였을 때 상대적으로 높은 수준이었고 통계적으로 유의한 차이가 있었다. 이러한 노출 수준 차이를 고려할 때 폐광산 지역의 건강영향은 추가적인 연구가 필요하다.

제안된 최종 모형에서 토양오염정도의 삼분위수에 따라 혈중 납은 각각 2.32 $\mu\text{g}/\text{dL}$, 2.38 $\mu\text{g}/\text{dL}$, 2.59 $\mu\text{g}/\text{dL}$ 의 유의하게 증가하는 경향을 보였다. 과거 다수의 연구에서도 유해금속에 의해 오염된 토양과 혈중 납의 상관성에 대해 유사한 평가결과를 제시한 바 있었다.²⁴⁻²⁸⁾ 또한 일부 연구는 아동의 혈중 납 농도와 토양오염도의 상관성이 유의하게 나타난 결과를 제시하였다.²⁹⁻³²⁾ 추가적으로, 토양오염정도를 층화한 지역 생산 쌀, 지하수 섭취에 따른 혈중 납의 농도를 Supplementary Table 3에 제시하였다. 토양오염정도에 의해 층화된 소집단별 지역 생산 쌀 섭취에 따른 혈중 납 농도는 통계적으로 유의하지 않았다. 따라서 토양오염정도가 상대적으로 설명력 높은 요인으로 제시될 수 있다.

본 연구 결과는 향후 AMS의 조사 대상 폐광산 선정의 근거 도구로 토양오염수준, 수질오염 여부가 활용될 수 있음을 시사한다. 기존 환경영향평가는 정성적 항목으로만 수행되었으며 혈중 납 등의 유해금속 노출의 예측 요인으로써 활용하는데 제한적이었다. 반면, AMS는 예비조사 및 문헌 탐색을 통해 환경 및 건강영향평가를 실시하고 종합 위험도에 따라 조사 우선순위를 부여하며, 제안된 토양오염정도는 유해금속 노출 수준을 예측하는데 통계적으로 유의하였다.

본 연구는 환경보건 취약지역인 104개 폐광산을 대상으로

위계적 구조를 적용한 자료 및 모형에 의해 토양오염도와 혈중 납의 노출 수준의 상관성을 확인하였다. 기존의 연구에서는 개인 단위 요인만을 이용하거나, 위계적 계층의 요인을 구분하지 않음으로써 발생할 수 있는 일계층적(single-level) 모형의 교차단계 추론의 한계(cross-level inference), 공간적 종속성 및 이질성(spatial dependency and heterogeneity) 문제를 보완하고자 하였다.³³⁾ 그 결과 폐광산 간 차이로부터 발생하는 변동의 효과를 통계적으로 유의한 것으로 제시하였다. 하지만 제한점이 존재하는데, 근본적으로 본 연구에서 활용된 SPM의 조사 시점이 AMS와 상이한데 있다. 동일 시점의 토양 및 수질오염수준을 반영하는데 한계가 있었고, 특정 시점의 오염수준을 대푯값으로 적용함으로써 오차를 포함하게 된다. 추론 과정에서는, 토양오염도에 의해 설명되는 효과는 일부분이며, 설명되지 못한 변동 효과에 대한 추가적인 폐광산 지역 단위 요인이 요구된다. 또한 선행 연구 결과를 조합하여 조작적으로 정의된 토양오염도도는 활용되는 연구에 따라 신뢰성(reliability)과 타당성(validity)의 결과가 달라질 수 있다. 그리고 연구결과에서 제안된 해당 지표는 매체 중 유해금속 농도 및 시료의 크기에 따라 결정되므로 일관성(consistency) 및 재현성(reproducibility)이 상이할 수 있다는 점 역시 지적될 수 있다. 이러한 한계점에도 불구하고 본 연구는 2개 대규모 표본크기의 자료를 이용하여 보다 안정된 모형을 이용해 매체와 인체 노출 수준 간의 상관성을 추정하였고, 폐광산 간 차이로부터 발생하는 변동의 효과를 확인함으로써, 실제 수행 중인 조사 연구에 활용 가능한 변수를 제안한 것에 의미가 있다고 판단된다.

V. 결 론

환경보건 취약지역인 폐광산은 정의된 토양오염도에 따라 지역 주민의 혈중 납 농도가 증가하는 것으로 나타났다. 이러한 결과로부터 토양오염도도는 혈중 납 노출의 예측요인으로써, 그리고 조사 우선 대상 폐광산을 선정하는 평가 도구으로써 제안될 수 있다고 판단된다.

감사의 글

본 연구는 울산대학교 의과대학 직업환경의학교실의 지원으로 수행되었습니다.

Conflict of Interest

No potential conflict of interest relevant to this article was reported.

Supplementary Materials

Supplementary materials can be found via <https://doi.org/10.5668/JEHS.2022.48.4.227>

References

1. Ministry of Environment. Environmental Statistics Yearbook 23-1 (2010). Gwacheon: Ministry of Environment; 2010.
2. Ministry of Environment. The 10-year Comprehensive Environmental Health Plan (2006~2015). Gwacheon: Ministry of Environment; 2006.
3. Ministry of Government Legislation. Environmental Health Act. Available: <https://www.law.go.kr/%EB%B2%95%EB%A0%B9/%ED%99%98%EA%B2%BD%EB%B3%B4%EA%B1%B4%EB%B2%95> [accessed 19 April 2022].
4. National Institute of Environmental Research. Environmental and Health Effects Survey of Residents around 2nd Phase Abandoned Metal Mines (V). Incheon: National Institute of Environmental Research; 2017.
5. Ministry of Environment. Investigation of Soil Pollution in Abandoned Metal Mine. Gwacheon: Ministry of Environment; 2010.
6. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Compendium of Food Additive Specifications, 73rd Meeting 2010. Rome: FAO/WHO; 2010.
7. Jeon JM, Kang BW, Lee HS, Lee CM. Health risk assessment of heavy metals in PM_{2.5} in industrial areas. *J Environ Health Sci.* 2010; 36(4): 294-305.
8. Lee JH, Kang HS, Kim BB. Health effects of the offensive odor in residents living near the petrochemical industries complex area and the thermoelectric power plant. *Korean J Environ Health.* 2007; 33(2): 83-91.
9. Korea National Institute of Environmental Research. Environmental Health Assessment on the General Industrial Complex (VIII). Incheon: National Institute of Environmental Research; 2018.
10. 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(6): 2443-2458.
11. Hong YS, Lee BK, Park JD, Sakong J, Choi JW, Moon JD, et al. Blood cadmium concentration of residents living near abandoned metal mines in Korea. *J Korean Med Sci.* 2014; 29(5): 633-639.
12. Moon JY, Eom SY, Seo JW, Lee JE, Choi BS, Kim H, et al. Effects of exposure to lead and cadmium on health of inhabitants of abandoned metal mine area in Korea. *Arch Environ Contam Toxicol.* 2021; 80(2): 490-498.
13. Park DU, Kim DS, Yu SD, Lee KM, Ryu SH, Kim SG, et al. Blood levels of cadmium and lead in residents near abandoned metal mine areas in Korea. *Environ Monit Assess.* 2014; 186(8): 5209-5220.
14. Park JD, Park CB, Choi BS, Kang EY, Hong YP, Chang IW, et al. A study on urinary cadmium concentration and renal indices of inhabitant in an abandoned mine area. *Korean J Prev Med.* 1998; 31(3): 424-439.

15. Seo JW, Hong YS. Comparative evaluation of heavy metal concentrations in residents of abandoned metal mines. *Int J Environ Res Public Health*. 2020; 17(17): 6280.
16. Seo JW, Kim BG, Hong YS. Health impact assessment for cadmium exposure: comparison of residents around abandoned mines with the general population. *J Environ Health Sci*. 2020; 46(3): 297-311.
17. Pizarro J, Vergara PM, Rodríguez JA, Valenzuela AM. Heavy metals in northern Chilean rivers: spatial variation and temporal trends. *J Hazard Mater*. 2010; 181(1-3): 747-754.
18. Berglund AM, Nyholm NE. Slow improvements of metal exposure, health- and breeding conditions of pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) after decreased industrial heavy metal emissions. *Sci Total Environ*. 2011; 409(20): 4326-4334.
19. Jiménez-Ambríz G, Petit C, Bourrié I, Dubois S, Olivieri I, Ronce O. Life history variation in the heavy metal tolerant plant *Thlaspi caerulescens* growing in a network of contaminated and noncontaminated sites in southern France: role of gene flow, selection and phenotypic plasticity. *New Phytol*. 2007; 173(1): 199-215.
20. Lupi L, Bertrand L, Monferrán MV, Amé MV, del Pilar Diaz M. Multilevel and structural equation modeling approach to identify spatiotemporal patterns and source characterization of metals and metalloids in surface water and sediment of the Ctlamochita River in Pampa region, Argentina. *J Hydrol*. 2019; 572: 403-413.
21. Berk M, Williams LJ, Andreazza AC, Pasco JA, Dodd S, Jacka FN, et al. Pop, heavy metal and the blues: secondary analysis of persistent organic pollutants (POP), heavy metals and depressive symptoms in the NHANES National Epidemiological Survey. *BMJ Open*. 2014; 4(7): e005142.
22. Dickerson AS, Rahbar MH, Han I, Bakian AV, Bilder DA, Harrington RA, et al. Autism spectrum disorder prevalence and proximity to industrial facilities releasing arsenic, lead or mercury. *Sci Total Environ*. 2015; 536: 245-251.
23. Orešič M, McGlinchey A, Wheelock CE, Hyötyläinen T. Metabolic signatures of the exposome-quantifying the impact of exposure to environmental chemicals on human health. *Metabolites*. 2020; 10(11): 454.
24. Jin A, Teschke K, Copes R. The relationship of lead in soil to lead in blood and implications for standard setting. *Sci Total Environ*. 1997; 208(1-2): 23-40.
25. Mielke HW, Gonzales CR, Powell ET, Mielke PW. Environmental and health disparities in residential communities of New Orleans: the need for soil lead intervention to advance primary prevention. *Environ Int*. 2013; 51: 73-81.
26. Mielke HW, Reagan PL. Soil is an important pathway of human lead exposure. *Environ Health Perspect*. 1998; 106(Suppl 1): 217-229.
27. Shi J, Du P, Luo H, Chen J, Zhang Y, Wu M, et al. Characteristics and risk assessment of soil polluted by lead around various metal mines in China. *Int J Environ Res Public Health*. 2021; 18(9): 4598.
28. Steele MJ, Beck BD, Murphy BL, Strauss HS. Assessing the contribution from lead in mining wastes to blood lead. *Regul Toxicol Pharmacol*. 1990; 11(2): 158-190.
29. Laidlaw MA, Filippelli GM. Resuspension of urban soils as a persistent source of lead poisoning in children: a review and new directions. *Appl Geochem*. 2008; 23(8): 2021-2039.
30. Mielke HW, Gonzales CR, Powell E, Jartun M, Mielke PW Jr. Non-linear association between soil lead and blood lead of children in metropolitan New Orleans, Louisiana: 2000-2005. *Sci Total Environ*. 2007; 388(1-3): 43-53.
31. Mielke HW, Gonzales CR, Powell ET, Laidlaw MAS, Berry KJ, Mielke PW Jr, et al. The concurrent decline of soil lead and children's blood lead in New Orleans. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 2019; 116(44): 22058-22064.
32. Toyomaki H, Yabe J, Nakayama SMM, Yohannes YB, Muzandu K, Mufune T, et al. Lead concentrations and isotope ratios in blood, breastmilk and feces: contribution of both lactation and soil/dust exposure to infants in a lead mining area, Kabwe, Zambia. *Environ Pollut*. 2021; 286: 117456.
33. LeSage JP. *The Theory and Practice of Spatial Econometrics*. Toledo: University of Toledo; 1999.

〈저자정보〉

서정욱(연구원), 박정덕(교수), 엄상용(교수), 권희원(연구원), 옥민수(교수), 이지호(교수)